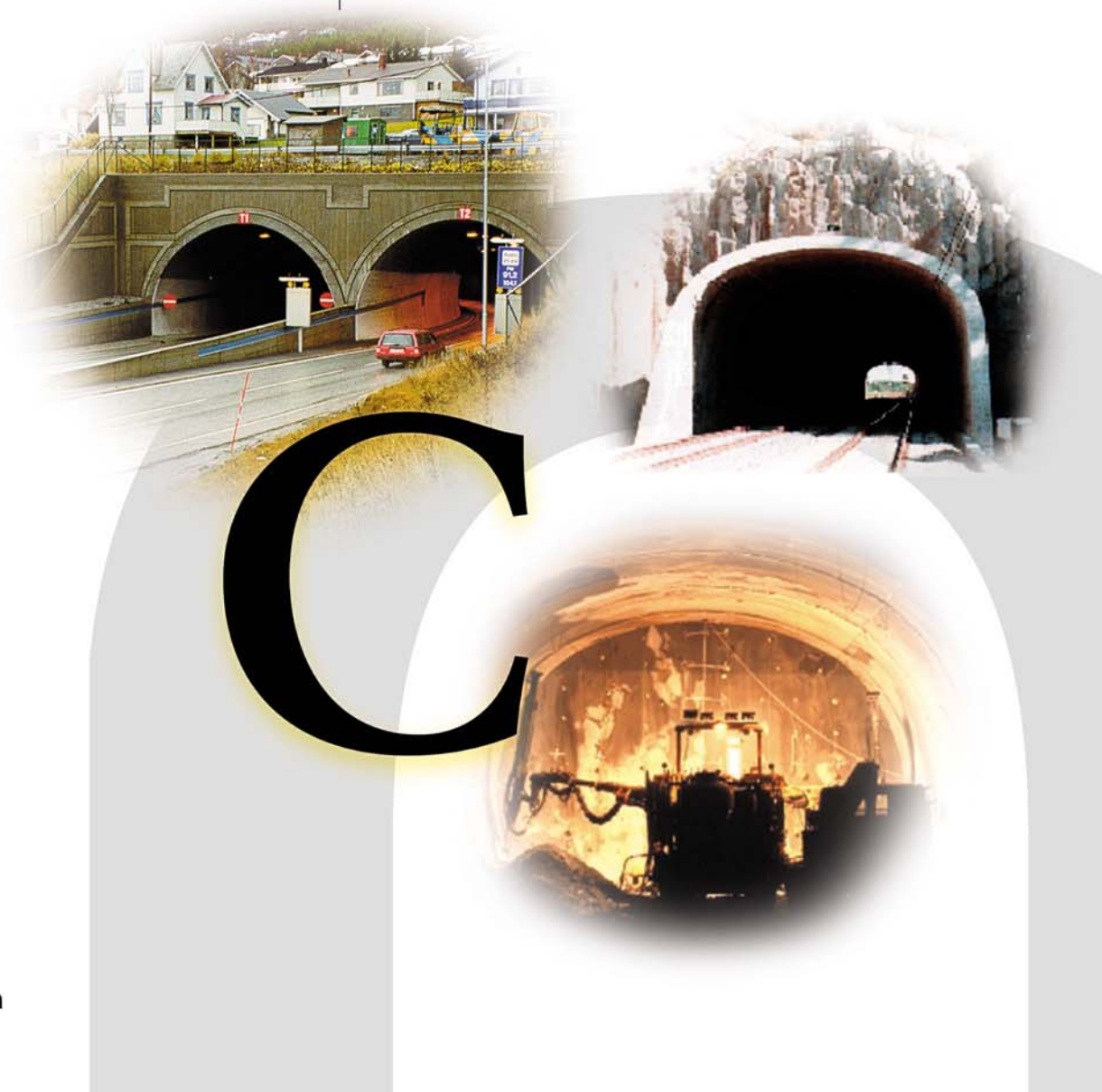


# MILJØ- OG SAMFUNNSTJENLIGE TUNNELER

Rapport nr: **22**

## Naturlige tetteprosesser



Intern rapport nr. 2306



**Statens vegvesen**

# aquateam RAPPORT

Postboks 6875 Rodeløkka  
0504 Oslo  
Telefon: 22 35 81 00  
Telefaks: 22 35 81 10

Rapportnummer: 02-053  
Tilgjengelighet: Åpen

Rapportens tittel	Dato
Miljø- og samfunnstjenelige tunneler - naturlige tetteprosesser	06.01.03
	Antall sider og bilag
	42 sider
Forfatter(e) sign.	Ansv. sign.
Lars J. Hem	Eilen A. Vik
Liv Bruås	
Eilen A. Vik	Prosjektnummer
	O-00158
Oppdragsgiver	Oppdr.givers ref.
Statens Vegvesen Vegdirektoratet	Alf Kveen

Det har vært observert at lekkasjemengden i noen norske tunneler har gått ned over tid, uten at det har vært iverksatt tiltak som skulle tilsi en reduksjon. På denne bakgrunn ble det iverksatt feltundersøkelser for om mulig å påvise naturlige tettemekanismer, og laboratorietester for å kunne forstå de mekanismene som bidrar til en slik effekt. Hensikten var å fremskaffe kunnskap som kan benyttes til å iverksette konkrete tiltak for å fremme slik naturlig tetting. Feltundersøkelsene indikerte at utfelling av jern kunne være en viktig årsak til naturlig tetting i flere av de undersøkte tunnelene. I laboratorieforsøk ble det påvist at tilførsel av noe oksygen til et vann med mye toverdig jern medfører oksidasjon av toverdig til treverdig jern og utfelling i et sandfilter eller lignende. Trykktapsoppbyggingen gikk vesentlig raskere med oksygen tilstede enn uten oksygen. Trykktapsoppbyggingen var også svært avhengig av kornstørrelsen på sanden i filteret/kolonnen. Noen effekt av vannets salinitet på trykktapsoppbyggingen ble ikke påvist. Feltnålinger har vist at både den totale mengden jern og andelen av jern som er oppløst er høyest i tunneler der en påviser store lekkasjer. I tunneler der en har observert relativt liten grad av innlekkasje har mengden jern på redusert form vært liten, og ofte har jerninnholdet i vannet vært generelt lavt. Jern, og i mindre grad kalsium, barium og mangan, finnes på partikulær form i vann som lekker inn i tunnelene. Med unntak av ett prøvepunkt kan ikke jernutfelling forklares uten at en forutsetter at jernet er treverdig. Utfelling av kalsium som ble observert i ett tilfelle, trolig som kalsiumkarbonat, må ses i sammenheng med pH-økning som sekundæreffekt av injeksjon av sement. Det anbefales en videreføring der en utnytter resultatene fra undersøkelsen og der en aktivt forsøker å oksidere og felle ut jern før det kommer inn i tunnelen for derved å fremme en hurtigere tetting mhp. innlekking.

## Stikkord - norsk

## Stikkord - engelsk

- Tunnel	- Tunnel
- Lekkasje	- Leakage
- Jern utfelling	- Iron precipitation
- Oksidasjon	- Oxidation
- Filter	- Filter

## Innholdsfortegnelse

Innholdsfortegnelse .....	3
Sammendrag .....	4
1. Bakgrunn .....	5
2. Metodikk .....	7
2.1. Bestemmelse av kjemisk sammensetning av lekkasjevann i tunneler .....	7
2.2. Jar-tester med utfelling av jern under ulike betingelser .....	7
2.2.1. Mål .....	7
2.2.2. Utstyr .....	8
2.2.3. Utførelse .....	8
2.3. Langtids lab-forsøk med utfellinger og trykktapsøkninger i sand og marmorgrus ...	10
2.3.1. Mål .....	10
2.3.2. Utstyr .....	10
2.3.3. Utførelse .....	10
2.3.4. Forsøksmatrise .....	12
2.3.5. Avvik fra reelle forhold .....	13
2.3.6. Prøvetaking, analyse og målinger .....	13
3. Resultater .....	14
3.1. Kjemisk sammensetning av lekkasjevann i tunneler .....	14
3.2. Resultater fra laboratorietester med utfelling av jern under ulike betingelser .....	19
3.3. Resultater fra filtreringsforsøk .....	25
3.3.1. Strømning i sandfiltrene .....	25
3.3.2. Fysisk-kjemiske vannkvalitetsparametre .....	25
3.3.3. Trykktapsendringer .....	31
3.3.4. Utfellinger i kolonnene .....	34
4. Diskusjon av forhold som vil påvirke naturlig tetting .....	38
4.1. Effekten av salinitet .....	38
4.2. Effekten av red-oks-forholdene .....	38
4.3. Effekten av andre kjemiske parametre .....	39
5. Konklusjon og anbefalinger for videre arbeid .....	41
6. Referanser .....	42

## Sammen drag

Reduksjon i innlekkasje over tid er påvist i norske tunneler, og fordi det i disse tunnelene ikke er iverksatt tiltak for lekkasjereduksjon kan dette ikke forklares med annet enn naturlige tetteprosesser. I dette prosjektet har fokus vært på betydningen av oksidasjonsprosesser og utfellinger for naturlig tetting, men også andre prosesser som f.eks. leirsvelling og mauring (filteroppbygging og gjentetting) alene eller i kombinasjon med kjemisk utfelling kan være av stor betydning.

I dette prosjektet ble det iverksatt feltundersøkelser for om mulig å påvise naturlige tettemekanismer, og laboratorietester for å kunne forstå de mekanismene som bidrar til en slik effekt. Hensikten var å fremskaffe kunnskap som kan benyttes til å iverksette konkrete tiltak for å fremme slik naturlig tetting.

Både den totale mengden jern og andelen av jern som er oppløst, dvs. toverdig (på redusert form), er høyest i tunneler der en påviser store lekkasjer. I tunneler der en har observert relativt liten grad av innlekkasje har mengden jern på redusert form vært liten, og ofte har jerninnholdet i vannet vært generelt lavt. Jern, og i mindre grad kalsium, barium og mangan, finnes på partikulær form i vann som lekker inn i tunnelene. Med unntak av for ett prøvepunkt i undersøkelsen kan ikke jernutfelling forklares uten at en forutsetter at jernet er treverdig. Utfelling av kalsium som ble observert, trolig som kalsiumkarbonat, må ses i sammenheng med pH-økning som sekundæreffekt av injeksjon av sement.

I laboratorieforsøk ble det påvist at tilførsel av oksygen til et vann med mye toverdig jern medfører oksidasjon av toverdig til treverdig jern og utfelling i et sandfilter eller lignende. Trykktapsoppbyggingen gikk vesentlig raskere med oksygen tilstede enn uten oksygen. Trykktapsoppbyggingen var også svært avhengig av kornstørrelsen på sanden i filteret/kolonnen. Noen effekt av vannets salinitet på trykktapsoppbyggingen ble ikke påvist. Det ble påvist både utfelling av manganforbindelser og tilstedeværelse av manganoksidende bakterier i en aerob kolonne, men effekten av mangan oksidasjon og -utfelling var relativt liten sammenlignet med effekten av tilsvarende reaksjoner for jern. Dersom grunnvannet inneholder mye mangan kan betydningen av manganutfelling øke.

Det er også påvist at samvirket mellom jernutfelling og tilstedeværelse av mineralske partikler påvirker både utfelling av jern og partikkelstørrelsesfordelingen. Den sistnevnte avhenger i stor grad av størrelsen på de mineralske partiklene som er i vannet før en eventuell jernhydroksidutfelling.

I dette prosjektet er det studert hvilke sammenhenger som finnes mellom kjemiske reaksjoner, og da primært oksidasjon og utfelling, mens hvilke muligheter en har til å anvende kunnskapen for å redusere innlekkasje ikke er berørt. Dette er utvilsomt noe som bør gjennomføres som en fortsettelse av dette prosjektet. Det anbefales derfor å studere disse fenomenene nærmere med tanke på i praksis å utnytte disse naturlige tettemekanismene. Blant annet bør effekten av å injisere luft som oksygenkilde på steder med relativt stor innlekkasje studeres nærmere i et begrenset utvalg tunneler. Forståelsen av lokal vannkjemi og samspillet med den lokale geologien må selvsagt tillegges stor vekt. Målsetningen bør være å høste erfaring med i hvilken grad en som et tiltak kan akselerere oksidasjon og utfelling av jernhydroksid og eventuelt manganoksid for å redusere innlekkasje.

Uttak av prøver i fjell der det er påvist naturlig tetting er ønskelig om dette er praktisk mulig. Hensikten med prøveuttaket vil være å verifisere resultatene fra dette prosjektet, samt å studere hvor langt innover i fjellet oksidasjon og utfellinger har funnet sted.

## 1. Bakgrunn

Det har vært observert at lekkasjemengden i noen tunneler har gått ned over tid. I Hitratunnelen ble for eksempel innlekkasjen målt til 500 l/min i 1994, mens den i 2001 var redusert til 190 l/min uten at det var gjennomført noen tiltak for en slik reduksjon i lekkasjemengdene (Mehlum, 2001). Lignende resultater mener man at man har observert andre steder. Observasjonene er gjort på bakgrunn av praktiske driftsforhold, og mens vannmålinger som verifiserer den reduserte lekkasjemengden ofte mangler.

Kontakten mellom vann, jord, sand/grus/silt/leire og fjell gjør at en rekke ulike tettemekanismer kan finne sted naturlig. Følgende tre forhold kan bidra til at slike tettemekanismer kan forekomme:

- Kjemiske utfellinger/avleiringer
- Mikrobiologiske/biologiske forhold
- Fysiske og kjemiske forhold
- Leirsvelling

Leirsvelling kan skje ved at leire tar opp vann. Ulike leirtyper har ulik evne til vannopptak (svelling). Montmorillonitt har de beste svelleegenskapene og absorberer inntil 50 ganger egen vekt, mens illitt absorberer inntil 10 ganger egen vekt og kaolinitt inntil 5 ganger egen vekt. Ionebytting er en viktig mekanisme i forbindelse med slik svelling, som for eksempel når et divalent kation som kalsium erstattes med et monovalent kation som natrium. Vannopptaket, og dermed svellingen, er trykkavhengig, og trykkavlastning vil kunne gi svelling. Svelling kan også skje ved oksidasjon av alunskifer, ved at reduserte svovelforbindelser oksideres til sulfat, og evt. erstattes med hydroksider.

Mauring skjer ved at partikler i vannet som lekker ut mot tunnelen avsettes i fine porer, og man får en filtereffekt i sprekker, som bidrar til at først grovt materiale, og dernest finstoff, tilbakeholdes. Dette er observert som redusert hydraulisk kapasitet i grunnvannsbrønner. Delvis svellet leire og kjemiske utfellinger som skyldes endringer i trykk, temperatur eller redoks-forhold, evt. kombinert med flokkulering, kan bidra til at denne prosessen blir svært effektiv. Potensialet for mauring avhenger av type sprekkesoner, geologi, tilstedeværelse av partikler av ulike størrelser, og vanntrykk og lekkasjer som bidrar til en effektiv transport. Naturlig flokkulering som følge av kjemiske prosesser kan gi større partikler, og dermed øke potensialet for mauring.

Kjemisk utfelling:

- Kalsiumkarbonat, kalsiumsulfat, bariumsulfat, strontiumsulfat, jern(II)hydroksid og mangan(II)oksid kan felle ut dersom vannet er overmettet. Under ekstreme pH-forhold kan også jern- og mangankarbonater felle ut.
- Jern(III)hydroksider/oksider og mangan(IV)oksid kan felle ut som følge av oksidasjon i tunnelveggen. For mangan(IV)oksid går dette meget langsomt ved pH>9,5, men oksidasjonen kan akselereres ved mikrobiologisk induert oksidasjon. Dette forutsetter inntrengning av oksygen inn i sprekker i tunnelen, med påfølgende utfelling i sprekkeene.
- Naturlig koagulering og flokkulering kan oppstå som følge av f.eks. oksidasjon av jern(II) til jern(III).

Mikrobiologiske forhold:

Mikrobiologisk vekst som årsak til tetting kan kontrolleres ved mikrobiologisk karakterisering av lekkasjevann og evt. tilgjengelige utfellinger:

- Manganoksiderende bakterier produserer et enzym som katalyserer manganoksidasjon, noe som medfører utfelling av mangan(IV)oksid, som er svært seigt og tett belegg.
- Jernoksiderende bakterier kan bidra til oksidasjon av metallisk jern til jern(II) og jern(III).
- Tilgang på biologisk nedbrytbart NOM kan gi heterotrof vekst, som vil gi et slam som kan bidra til tetting. Kombinert med mye sulfat vil en da trolig få sulfatreduserende bakterier, noe som vil kunne gi sulfid i vann og luft.

En rekke forhold vil påvirke i hvilken grad det vil forekomme naturlig tetting, deriblant:

- Redoksforhold/innhold av oksygen
- Innhold av biologisk nedbrytbart organisk materiale
- Innhold av nødvendige næringsstoffer til biologisk vekst (nitrogen, fosfor)
- Innhold av jern, mangan, kalsium og barium.
- pH
- Innhold av sulfat og karbonat
- Kornstørrelse på mineralske partikler i sprekker
- Mengde og partikkelstørrelsesfordeling av mineralske partikler i vannet
- Sprekestørrelse
- Temperatur
- Vannhastighet og skjærkrefter
- Variasjoner i vannhastighet

## 2. Metodikk

### 2.1. Bestemmelse av kjemisk sammensetning av lekkasjevann i tunneler

Målsetningen med å gjennomføre måling av vannkvalitet og sammensetning av utfellinger i 5 ulike norske tunneler var:

- Fastslå den kjemiske sammensetningen av vann som lekker inn
- Fastslå hvilke kjemiske forbindelser som finnes i de partiklene som er i dette vannet
- Om mulig å fastslå den kjemiske sammensetningen av utfellinger i og når sprekker der vannet lekker inn

Det ble foretatt befaringer i Hitratunnelen og Frøyatunnelen i Sør-Trøndelag, Oslofjordtunnelen, T-baneringen i Oslo og Skatestraumen i Sogn og Fjordane. De tre førstnevnte var i normal drift, mens de to sistnevnte var under bygging. I tunnelene ble det, i den grad det var mulig, tatt prøver av vann som lekket inn. Prøvene ble tatt der lekkasjen var synlig eller som takdrypp. Det ble, om mulig, tatt prøver både der lekkasjevannet hadde lav salinitet og der det var sjøvann. I Skatestraumen ble det tatt to prøver av avleiringer på tunnelveggene under synlige lekkasjer, og der fargen på avleiringene tilsa at disse var dominert av hhv. jern/mangan og kalsiumforbindelser.

Det ble tatt to prøver i hvert punkt, hvorav den ene ble filtrert umiddelbart med 0,45 µm membranfilter. pH, ledningsevne og temperatur ble målt umiddelbart, mens vannprøvene i ettertid ble analysert mht. jern, mangan, kalsium, barium, sulfat og alkalitet ved et eksternt akkreditert laboratorium (AnalyCen). De tre sistnevnte ble kun målt på sjøvann. Det ble antatt at alkaliteten utelukkende skyldtes karbonat og bikarbonat. På utvalgte prøver ble oksygen, redokspotensialet og løst organisk karbon målt i tillegg, de to førstnevnte umiddelbart etter prøvetaking og den sistnevnte i ettertid ved eksternt laboratorium. Partikler på filteret etter filtrering av vannprøver ble analysert mht. partikkelstørrelsesfordeling med Malvern Mastersizers partikkelteller. Der det ble tatt prøver av utfellinger ble disse analysert mhp. relevante kjemiske stoffer på eksternt laboratorium. Der utfellingene var synlige ga i tillegg fargen på disse viktig informasjon (hvitt tyder på kalsiumkarbonat eller gips, brunt på jern(III)oksid og hydroksid og svart på manganoksid).

Muligheten for kjemiske utfellinger ble vurdert ved bruk av kjemiske likevektsbetraktninger. Dataprogrammet MINEQL (Schecher and McAvoy, 1994) ble benyttet i denne sammenhengen.

### 2.2. Jar-tester med utfelling av jern under ulike betingelser

#### 2.2.1. Mål

Disse laboratorieforsøkene ble gjennomført på bakgrunn av resultatene fra prøvetaking i tunneler og analyse av vannprøvene, der én konklusjon var at jernutfellinger **kan** være en viktig faktor i den naturlige reduksjonen i innlekkasje i tunneler som er observert. Målsetningen med disse laboratorieforsøkene var å bestemme effekter av utfelling av jernhydroksid som er relevante for vurdering av reduksjon av innlekkasje i tunneler.

- Partikkelstørrelsen i utfelt jernhydroksid med og uten mineralsk partikulært materiale tilstede
- I hvilken grad en får utfelling med tilsetning av Fe(III) og Fe(II) i sjøvann, ferskvann med nøytral pH og ferskvann med høy pH (10)

### 2.2.2. Utstyr

Standard jar-test apparat, som vist i figur 1.  
 Dr Lange LASA 50 med kyvetter for Fe(II) og Fe(III).  
 Filteroppsats, 0,45 µm filter  
 Malvern Mastersizer partikkelteller  
 Ultralyd bad



**Figur 1: Jar-test apparat**

### 2.2.3. Utførelse

Det ble brukt to ulike vanntyper i forsøkene; syntetisk grunnvann og sjøvann. Partikkelstørrelsesfordeling i tilsatt sediment og i anvendt sjøvann ble målt.

Syntetisk grunnvann ble laget til ved å tilsette følgende til destillert vann:

- 70 mg/l CaCl<sub>2</sub>
- 400 µg/l MnSO<sub>4</sub>
- 120 mg/l NaHCO<sub>3</sub>
- HCl til pH 7, eller NaOH til pH 10

Etter tilsetning av jernsulfat ga dette et vann med sammensetning som vist i tabell 1.

**Tabell 1: Sammensetning av syntetisk grunnvann**

Parameter	Konsentrasjon i mg/l
Natrium (Na <sup>+</sup> )	>33
Kalsium (Ca <sup>2+</sup> )	25
Jern (Fe <sup>2+</sup> eller Fe <sup>3+</sup> )	10
Mangan (Mn <sup>2+</sup> )	0,146
Klorid (Cl <sup>-</sup> )	>45
Sulfat (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	17-26
Bikarbonat (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	87



Vann fra Solbergstrand (NIVAs forsøksstasjon) ble benyttet i forsøkene med sjøvann. Typisk sammensetning av sjøvann er gitt i tabell 2.

**Tabell 2: Typisk sammensetning av sjøvann**

Parameter	Konsentrasjon i g/l
Natrium (Na <sup>+</sup> )	10,8
Magnesium (Mg <sup>2+</sup> )	1,30
Kalsium (Ca <sup>2+</sup> )	0,41
Kalium (K <sup>+</sup> )	0,39
Barium (Ba <sup>2+</sup> )	0,000022
Klorid (Cl <sup>-</sup> )	19,4
Sulfat (SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> )	2,7
Bikarbonat (HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	0,143
Bromid (Br <sup>-</sup> )	0,067
Bor (B)	0,0044

Jar-test-forsøkene med utfelling ved bruk av jernsulfat som fellingskjemikalie ble utført på følgende måte:

Vann (1 l) ble pH justert til aktuell test-pH. Jernsulfat ble tilsatt (10 mg Fe/l) umiddelbart etter at jar-testen ble startet. pH ble registrert. Etter hurtig omrøring (400 rpm) i 30 s, flokkulering (30 rpm) i 20 min og sedimentering i 60 min ble prøver av klarvannfasen og sedimentfasen skilt fra hverandre. Det ble tatt jernanalyser av klarvannfasen (på både filtrert og ufiltrert prøve) og av slamfasen. Partikkelanalyser ble foretatt på klarvannfasen etter oppkonsentrering av partiklene på 0,45 µm membranfilter og resuspending i filtratet vha. ultralydbad. For partikkeltelling i slamfasen ble fasen fortennet i destillert vann. Det ble også målt tørrstoffinnhold i klarvannfasen og slamfasen.

Det ble gjennomført en serie tester uten tilsetning av leirpartikler (kaolin), og en serie tester med slik tilsetning. Til hver av de sistnevnte prøvene ble 100 mg/l TS tilsatt som standard silt/leire (kaolin). Deretter ble eventuell lut tilsatt. Etter tilsetning av lut ble jernsulfat (10 mg Fe/l) tilsatt. pH-verdien skulle ikke bli endret pga. den totale kjemikalietilsetningen (lut+jernsulfat), innenfor et avvik på ±0,3.

**Tabell 3. Oversikt over forsøksoppsettet for Jar-testene. Testene ble foretatt både med og uten tilsats av leirpartikler (kaolin).**

	Type vann	Tilsatt jern
1	Sjøvann	Nei
2	Sjøvann	FeSO <sub>4</sub> <sup>*</sup>
3	Sjøvann	Fe <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> <sup>**</sup>
4	Syntetisk grunnvann pH 7	Nei
5	Syntetisk grunnvann pH 7	FeSO <sub>4</sub> <sup>*</sup>
6	Syntetisk grunnvann pH 7	Fe <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> <sup>**</sup>
7	Syntetisk grunnvann pH 10	Nei
8	Syntetisk grunnvann pH 10	FeSO <sub>4</sub> <sup>*</sup>
9	Syntetisk grunnvann pH 10	Fe <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> <sup>**</sup>

\*) Toverdig jern

\*\*) Treverdige jern

## 2.3. Langtids lab-forsøk med utfellinger og trykktapsøkninger i sand og marmorgrus

### 2.3.1. Mål

Målet med forsøkene var å simulere de forholdene som oppstår når vann transporteres gjennom løsmasser eller sprekker i fjell i en tunnel. Dette ble gjort ved å studere utfelling og fysisk separasjon av utfellinger i en sandkolonne. Under forsøkene ble det fokusert på å avklare kritiske faktorer av betydning for separasjonen og eventuelt gjentetting av sprekker og porer.

### 2.3.2. Utstyr

Det ble bygget opp 5 små filtre av 50 mm PVC rør. Filtrene var 30 cm høye, noe som ga et volum av filterhuset uten sand (Empty bed hydraulic retention time, EBHRT) på ca. 0,6 liter. I tillegg kommer vannvolumer i innløps- og utløpsrør på ca. 0,3 l.

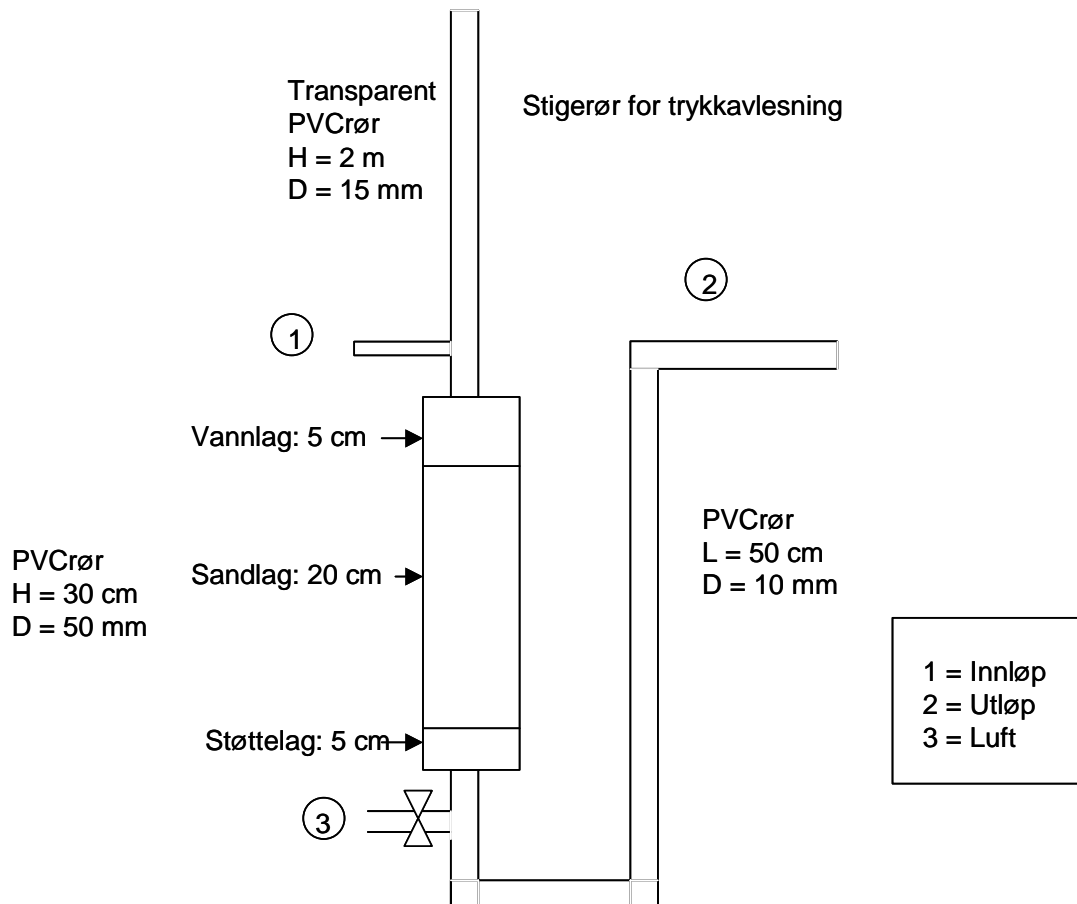
### 2.3.3. Utførelse

Filteret var bygd opp med en bunnrist av PVC med en glassfibernetting med lysåpning på ca. 1,8 mm, to støttelag på til sammen 5 cm med sand med korngradering hhv. 3-5 mm og 1-3 mm, et sandlag på ca 20 cm og minst et vannvolum over sanden på 5 cm (for eventuell ekspansjon av sanden pga. utfellinger), se figur 2. Sandlagenes korngradering var ulik i de ulike filtrene. I to kolonner ble en relativt fin sand (0,125-0,25 mm) benyttet, mens i tre kolonner ble en relativt grov sand (0,25-0,5 mm) benyttet. Utløpsrøret ble hevet til et nivå som sikret at filteret var vannfylt/mettet med vann under hele testen.

Før start ble vannvolumet i filteret etter at dette er fylt med sand målt. Først ble volumet i utløpsrøret målt, dernest i støttelaget, dernest i sandlaget, og tilslutt i laget over sanden. Dette ble utført ved å fylle filteret med vann, og etter én time tappe vann ned til toppen av det aktuelle laget.

Testene ble gjennomført med en satsvis dosering av vann. Minst én gang pr. uke ble 350 ml vann tilsatt i punkt 1 (se figur 2). Vannet ble tilført med sprøyte i løpet av få sekunder. Vannet steg da i røret over filteret. Den første vannmengden ut av utløpsrøret, tilsvarende volumet av vann i utløpsrøret og i støttelaget, ble kastet. Deretter ble det tatt en prøve tilsvarende vannvolumet i sanden. Prøvepunktet er merket 2 i figur 2.

Figur 2 og 3 viser forsøksoppsettet.



**Figur 2. Skisse over forsøksoppsett.**



**Figur 3. Bildet viser en oversikt over kolonne 1 – 4. Bildet er tatt etter første tilsats av vann med jern.**

Forsøkene for hvert filter ble avsluttet når trykktapet i én av kolonnene ble så høyt at det var vanskelig å få vannet gjennom kolonnen i løpet av en periode på 8 timer.

### 2.3.4. Forsøksmatrise

Forsøkene ble gjennomført med to ulike vannkvaliteter:

- Syntetisk sjøvann, dvs. destillert vann tilsatt 33,3 g/l sjøvannsalt
- Syntetisk grunnvann, dvs. destillert vann tilsatt:
  - 70 mg/l  $\text{CaCl}_2$
  - 2 mg/l  $\text{MnSO}_4$
  - 120 mg/l  $\text{NaHCO}_3$
  - 10 mg  $\text{Fe}^{2+}$  som  $\text{FeSO}_4$
  - HCl til pH 7

Forsøkene ble gjennomført under enten kun anoksiske forhold i den enkelte kolonnen eller kun aerobe forhold. Vannet ble gjort anoksiske ved tilsats av kobolt i form av  $\text{CoCl}_2 \times 6\text{H}_2\text{O}$  (noen korn) og 2 g/l  $\text{Na}_2\text{SO}_3$ . I tillegg ble det boblet nitrogengass gjennom vannet i de anoksiske kolonnene og gjennom vann som ble tilført disse. I hht. beregninger med MINEQL (Schecher and McAvoy, 1994) vil det kun felles ut marginale mengder magnetitt så lenge vannet holdes anoksiske.

Filtreringsforsøkene ble gjennomført med filtersand med to ulike kornstørrelser: Grov (0,250 - 0,500 mm) og fin (0,125 - 0,250 mm).

Vannet som ble tilført den grovste filtersanden ble tilsatt 100 mg/l kaolin (leire).

I en innledende fase ble det også gjennomført forsøk med finkornig knust marmor i kolonnene. Dette ble gjort for å simulere effekten av kalkholdig berggrunn. Dette ga imidlertid veldig raskt svært høye trykktap, noe som gjorde det vanskelig å studere en evt. trykktapsøkning pga. utfelling, og disse forsøkene ble derfor oppgitt.

Dette innebar 4 parallelle kolonner. Forsøkene ble gjennomført som  $2^{3-1}$ , dvs. 4 paralleller, noe som innebærer at en ser bort fra samspill mellom de ulike variablene, med unntak av samspill mellom vanntype og type filtermateriale. (Det er da kun én frihetsgrad for tilfeldige feil). I tillegg var det en referanse/blank med sand som kun ble tilsatt destillert vann (kolonne 0). Tabell 4 viser forsøksmatrisen.

**Tabell 4. Forsøksmatrise for utfelling i filtermateriale.**

Kolonne nr.	1	2	3	4	0-blank
Vanntype	Fersk	Sjø	Fersk	Sjø	Destillert vann
Oksygenfjerning	Uten	Med	Med	Uten	Uten
Tilsatt kaolin	Nei	Nei	Ja	Ja	Nei
Kornstørrelse	Fin	Fin	Grov	Grov	Grov

For å kontrollere om vannet var anaerobt eller aerobt ble resazurin tilsatt som indikator i de første ukene. Indikatoren gir en blå farge ved aerobe forhold og en rosa farge ved anaerobe forhold.

Forsøkene gikk over knapt 6 måneder, noe som normalt er tilstrekkelig for etablering av eventuell mikrobiologisk aktivitet i filteret. Imidlertid var ikke vannet tilsatt fosfor, slik at en av den grunn ikke kan forvente noen vekst av mikroorganismer i kolonnene. Vannet var heller ikke tilsatt organisk karbon, noe som gjør at ren heterotrof mikrobiologisk vekst er utelukket.

### 2.3.5. Avvik fra reelle forhold

En rekke forhold kan ha innvirkning på resultatene:

- Det vil være en liten og intermitterende vanntransport, i stedet for en større og kontinuerlig transport som en høyst sannsynlig vil ha inn i en tunnel. Dette antas å kunne akselerere tetting i forsøkene sammenlignet med i en tunnel, fordi utvaskingen av finstoff antas å bli redusert av mindre vanntransport .
- Trykket vil være atmosfærisk, mens det i fjellet som omgir tunnelen kan være vesentlig høyere trykk. Trykk har imidlertid liten betydning for utfelling av jernhydroksid, kalsiumkarbonat mm.
- Trykkgradientene er små, noe som innebærer at skjærkreftene som motvirker partikkelseparasjon/mauring blir små. Det antas at trykkgradientene i fjellet lokalt kan variere, og at det vil være soner med betydelig høyere trykkgradienter enn i disse laboratorieforsøkene.

### 2.3.6. Prøvetaking, analyse og målinger

Måle- og analyseprogrammet ble foretatt minst ukentlig. Trykk/overhøyde ( $\Delta h$ ) etter tilsetning av vann ble registrert. Dette ble gjort ved å måle  $\Delta h$  ved minst 4 ulike tidspunkt.

Følgende vannanalyser ble utført:

- En stikkprøve av innløpsvannet og av utløpsvannet ble analysert mht. pH, ledningsevne, oksygeninnhold, red-oks-potensialet, Ca, Mg,  $Fe^{2+}$  og  $Fe^{3+}$ .
- Hver fjerde uke ble partikkelstørrelsesfordelingen ut av kolonnene registrert. Kimtall i vannet ut av kolonnene ble målt hver 8. uke.

Da forsøkene ble avsluttet ble det tatt prøver i toppen av og midt i kolonnen. Disse ble analysert mhp. tørrstoff, gløderest, jern og mangan. I tillegg ble partikkelstørrelsesfordelingen målt. Dette ble gjort for å kunne vurdere hvor i kolonnen en fikk utfellinger, og partikkelstørrelsen til utfellingene.

### 3. Resultater

#### 3.1. Kjemisk sammensetning av lekkasjevann i tunneler

Resultatene fra analyser av vannprøver tatt i en rekke nye og eldre tunneler er vist i tabell 5. Prøvene ble filtrert på stedet, og både ufiltrerte og filtrerte prøver ble analysert mhp. vannkvalitetsparametere som kan påvirke utfellinger i tunneler. Resultatene er vist i tabell 3. I tillegg til de parametrene som er vist i tabell 5 ble temperatur målt, og for et fåtall prøver ble oksygen, redokspotensialet og løst organisk karbon målt. Der det var mulig ble det tatt prøve direkte der vannet kom inn i tunnelen, dvs. tak- eller veggdrypp eller fra større lekkasjer. Dette var ikke mulig i Frøyatunnelen, for prøve 2 i Hitratunnelen og for prøve 3 fra Oslofjordtunnelen, og vannet i disse prøvepunktene var eksponert for oksygen før prøvetakingen.

**Tabell 5: Resultater fra prøvetaking og analyse av vann som lekket inn i tunneler. Prøvene ble tatt i perioden februar-juni 2001.**

Tunnel og prøvetakingsdato	Saltvann(S) /ferskvann (F)	Filtrert/ ufiltrert	Målt vannkvalitet								
			Fe (µg/l)	Ca (mg/l)	Ba (µg/l)	Mn (µg/l)	SO <sub>4</sub> (mg/l)	Alkalitet (mekv/l)	pH	Lednings- evne (mS/cm)	Salinitet (o/oo)
T-baneringen 19.02.01	F	UF	750	17,2		41	38	1,46	7,0	0,37	
		F	120	17,5		27	37		7,0		
Frøya-tunnelen 1 22.03.01	S	UF	330	590	23		1840	2,6	7,3	45	28
Frøya-tunnelen 2 22.03.02	S	UF	14	440	43		1520	2,4	7,8	35	21
Hitra-tunnelen 1 22.03.03	F	UF	18	1,91		<5	14,3	5,4	9,0	1,2	0,3
		F	12	3,9		<5	23	5,1	9,0		
Hitra-tunnelen 2 22.03.03	S	UF	3000	530	35		1940	2,1	7,8	54	34
Skate-straumen 1 09.05.01	S	UF	52	880	80	440	2400	2,1	8,1	48	39
		F	<10	520	21	460	2400		8,1		
Skate-straumen 2 09.05.01	F	UF	62	57		67	8,3	0,63	9,1	0,15	
		F	21	9,8	13	<5			9,1		
Oslofjord-tunnelen 1 25.06.01	S	UF	680	420	19	920	2600	2,5	7,6	49	31
		F	760	420	20	830			7,6		
Oslofjord-tunnelen 2 25.06.01	S	UF	530	1350	19	1610	2300	1,5	7,4	44	28
		F	260	1290	19	1530			7,4		
Oslofjord-tunnelen 3 25.06.01	S	UF	12700	370	20	330	2500	2,1	7,7	48	31
		F	8900	440	22	330			7,7		

1) UF og F står for henholdsvis ufiltrert og filtrert prøve.

Det var betydelige variasjoner i den kjemiske sammensetningen i de ulike vannprøvene. Der vannet som lekket inn i hovedsak hadde en salinitet tilsvarende det en har i sjøvann var

innholdet av sulfat, kalsium og mangan samt pH og alkalitet i samme størrelsesorden. Innholdet av jern varierte derimot i svært stor grad også i disse prøvene.

Der det i hovedsak var ferskvann som lekket inn varierte den kjemiske sammensetningen i betydelig grad på nær sagt alle relevante vannkvalitetsparametrene.

I Hitratunnelen, med ferskvann som lekket inn, ble det målt et høyere innhold av kalsium og sulfat i filtrert enn i ufiltrert prøve. Dette kan tyde på en forbyttning av prøvene, men innholdet av jern tyder ikke på en forbyttning. Uansett kan det ikke dokumenteres noen slik forbyttning.

For noen av prøvene var det en signifikant forskjell mellom innholdet filtrert og ufiltrert prøve av jern, mangan, kalsium eller barium. En rimelig antagelse er at stoffer som passerer et filter på 0,45 µm foreligger oppløst eller kolloidalt, mens stoffer som fjernes i filteret er på partikulær form. I tabell 6 er det angitt hvilke stoffer som ut fra dette resonnementet forventes å foreligge i partikulær form på ulike prøvepunkter i de ulike tunnelene.

**Tabell 6: Partikulært materiale utfelt på filtrene ved filtrering (0,45 µm) av prøver tatt av vann som lekker inn i tunneler**

Tunnel	Saltvann (S)/ ferskvann (F)	Stoffer som foreligger i partikulær form ut fra forskjellene mellom filtrert og ufiltrert prøve	
		Relativt store mengder (>0,25 mg/l)	Relativt små mengder (<0,06 mg/l)
T-bane-ringen	F	Jern	Mangan
Hitratunnelen 1	F		Jern
Skatestraumen 1	S	Kalsium	Jern, barium
Skatestraumen 2	F		Kalsium, jern, mangan
Oslofjordtunnelen 1	S		
Oslofjordtunnelen 2	S	Jern	
Oslofjordtunnelen 3	S	Jern	

Dersom jern og mangan foreligger i partikulær form, og sulfid ikke er tilstede, vil jern normalt foreligge som treverdige og mangan som firverdige ioner. Dette innebærer at begge metallene foreligger i sin mest oksiderte form. Dersom oksygen er tilstede vil toverdige jern raskt oksideres til treverdige. Toverdige mangan vil oksideres til fireverdige, men dette er en langsom prosess ved pH < 9,5. Ved høyere pH går oksidasjonen raskt, men dette er ikke særlig relevant for dette prosjektet på bakgrunn av de målte pH-verdiene. Med bakgrunn i analyseresultatene angitt i tabell 4 er det gjennomført kjemiske likevektsberegninger med beregningsprogrammet MINEQL (Schecher and McAvoy, 1994) for å fastslå hvilke kjemiske forbindelser en kan forvente utfelt i vannet. For vann med høy salinitet (sjøvann) ble aktivitetskoeffisientene korrigeret i henhold til Stumm and Morgan (1981) for de ionene som er angitt der, og for øvrige ioner ble korrigeringsene foretatt basert på en antagelse om at enverdige og toverdige an- og kationer vil ha noenlunde like aktivitetskoeffisienter. Resultatene av disse beregningene er vist i tabell 7.

**Tabell 7. Kjemiske forbindelser som vil felle ut i vannprøver tatt fra lekkasjer i noen norske tunneler**

Tunnel og prøvetidspunkt	Saltvann (S)/ ferskvann (F)	Filtrert/ ufiltrert <sup>1</sup>	Utfellingsprodukter	
			Uten oksygen tilstede	Med oksygen tilstede
T-baneringen 19.02.01	F	UF	Ingen	Hematitt(Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ), Manganitt(MnO <sub>2</sub> )
		F	Ingen	Hematitt(Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ), Manganitt(MnO <sub>2</sub> )
Frøyatunnelen 1 22.03.01	F	UF	Baritt	Baritt (BaSO <sub>4</sub> ), Hematitt(Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ) <sup>2)</sup>
Frøyatunnelen 2 22.03.01	S	UF	Baritt	Baritt (BaSO <sub>4</sub> ), Hematitt(Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ) <sup>2)</sup>
Hitratunnelen 1 22.03.01	F	UF	Ingen <sup>1)</sup>	Hematitt(Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ) <sup>1)</sup>
		F	Ingen <sup>1)</sup>	Hematitt(Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ) <sup>1)</sup>
Hitratunnelen 2 22.03.01	S	UF	Baritt	Baritt (BaSO <sub>4</sub> ), Hematitt(Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ) <sup>2)</sup>
Skatestraumen 1 09.05.01	S	UF	Baritt	Baritt (BaSO <sub>4</sub> ), Hematitt(Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ), Manganitt(MnO <sub>2</sub> )
	S	F	Baritt	Baritt (BaSO <sub>4</sub> ), Hematitt(Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ), Manganitt(MnO <sub>2</sub> )
Skatestraumen 2 09.05.01	F	UF	Fe(OH) <sub>2</sub> <sup>3)</sup>	Hematitt(Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ), Manganitt(MnO <sub>2</sub> ) <sup>3)</sup>
		F	Ingen	Hematitt(Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ), Manganitt(MnO <sub>2</sub> )
Oslofjordtunnelen 1 25.06.01	S	UF	Baritt	Baritt (BaSO <sub>4</sub> ), Hematitt(Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ), Manganitt(MnO <sub>2</sub> )
		F	Baritt	Baritt (BaSO <sub>4</sub> ), Hematitt(Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ), Manganitt(MnO <sub>2</sub> )
Oslofjordtunnelen 2 25.06.01	S	UF	Baritt	Baritt (BaSO <sub>4</sub> ), Hematitt(Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ), Manganitt(MnO <sub>2</sub> )
		F	Baritt	Baritt (BaSO <sub>4</sub> ), Hematitt(Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ), Manganitt(MnO <sub>2</sub> )
Oslofjordtunnelen 3 25.06.01	S	UF	Baritt	Baritt (BaSO <sub>4</sub> ), Hematitt(Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ), Manganitt(MnO <sub>2</sub> )
		F	Baritt	Baritt (BaSO <sub>4</sub> ), Hematitt(Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ), Manganitt(MnO <sub>2</sub> )

- 1) Barium ikke målt  
 2) Mangan ikke målt  
 3) CaCO<sub>3</sub> på grensen til løselighet



I alle vannprøvene med høy salinitet, dvs. tilsvarende sjøvann, var det potensiale for utfelling av baritt. Imidlertid viste målingene at innholdet av barium etter filtrering var ca 20 µg Ba/l i alle vannprøvene med høy salinitet, og at en kun fjernet partikulært barium dersom ufiltrerte prøver inneholdt mer enn 20 µg Ba/l. Det sistnevnte kan skyldes at aktivitetskoeffisienten for barium er lavere enn antatt, kompleksbinding av barium eller kolloidalt eller akvatisk bariumsulfat.

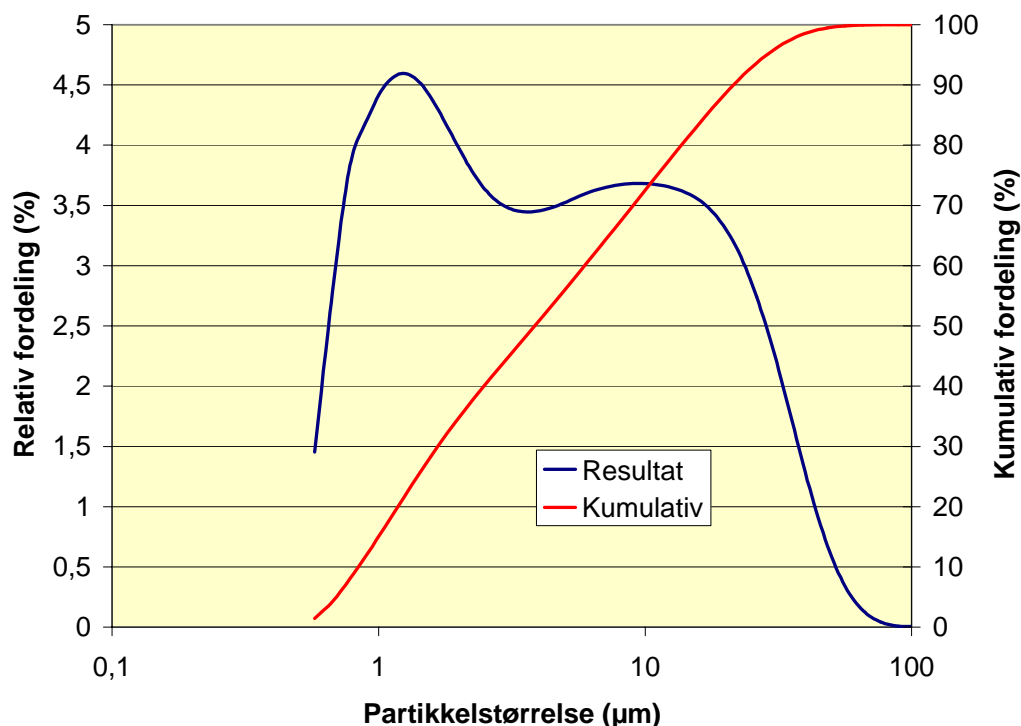
Det forelå kalsium i partikler i noen av vannprøvene, selv om det ikke var potensiale for utfelling av kalsitt eller gips, og kalsium i partikler skyldes derfor trolig at partikler fra injisert sement har vært tilstede i vannprøven.

Kun i én prøve (Skatestraumen 2) var det potensiale for utfelling av jern under reduserende forhold. I alle prøvene, også etter filtrering, var det potensiale for utfelling av jern og mangan under oksiderende forhold. Jern og mangan vil bli felt ut og omdannet til hematitt og manganitt under oksiderende forhold, og partikulært bundet jern og mangan er derfor en sterk indikasjon på at vannet har vært eksponert for oksygen. I vannprøven fra Skatestraumen 2 kunne utfelt jern forklares også ved reduserende forhold, men i og med at også mangan forelå partikulært bundet er det sannsynlig at vannprøven var oksidert. Resultatene viser at i alle vannprøvene angitt i tabell 5, med unntak av fra Oslofjordtunnelen 1, var trolig jern delvis oksidert, og mangan var helt eller delvis på oksidert form i prøvene med lav salinitet. At mangan lettere ble oksidert i noen av prøvene med lav salinitet enn i prøvene med høy salinitet kan forklares ut fra noen av ferskvannprøvenes høye pH, som skyldes at dette vannet har relativt lav alkalitet og at pH-stigningen ved kontakt med injisert sement blir relativt høy. Kjemisk oksidasjon fra toverdige til fireverdige mangan går raskt ved  $\text{pH} > 9,5$  og tregere jo lavere pH er. Tilstedeværelsen av jern og mangan på oksidert form viser tilførsel av oksygen til vannet, enten fra innblanding av oksygenrikt overflatevann og sjøvann i anoksisk grunnvann eller fra tunnelen i form av diffusjon av oksygen. (Det må dessuten tas et forbehold om at noe oksidasjon kan ha skjedd i løpet av selve prøvetakingen, spesielt der vannet dryppet fra taket og ble godt luftet før det var mulig å få tatt nok vannprøve for analysene.) Forskjellene mellom prøvene Oslofjordtunnelen 1 og 2 kan ikke forklares med innblanding av oksygenrikt sjøvann, siden dette burde gi samme resultat for de to prøvene, men diffusjon av oksygen fra tunnelen kan forklare forskjellen. Prøven Oslofjordtunnelen 1 ble tatt ved utløpet av et rør, der det var en betydelig innlekking og der den høye vannhastigheten trolig har forhindret diffusjon av oksygen motstrøms.

I prøver/avleiringer fra tunnelveggen i Skatestraumen var det i den ene prøven 1,8 % jern og 0,3 % mangan, og i den andre prøven 0,02 % kalsium. Dette viste at utfelling av jern- og manganforbindelser har betydning for avleiringene der vannet lekker inn i tunnelen, og trolig også noe innover i sprekke. Betydningen av utfelling av gips og eventuelt kalsitt for avleiringer/avsetninger var ikke like tydelig. Dette er i overensstemmelse med resultatene fra analyser av vannprøver og påfølgende vurderinger (se over).

I prøven fra T-baneringen ble innholdet av løst organisk karbon målt til 5,5 mg DOC/l. Dette er sammenlignbart med overflatevann med et visst innhold av naturlig organisk materiale (NOM), og er tilstrekkelig til å fremme mikrobiologisk vekst. Erfaringer fra overflatevann viser imidlertid at det kun er en liten del av NOM som er tilgjengelig for mikrobiologisk vekst, og denne veksten vil derfor være begrenset i omfang (Hem and Charnock, 1999, Hem and Efraimsen, 2001). Et innhold av løst organisk karbon på 5,5 mg DOC/l er imidlertid mer enn nok til mikroorganismer som oksiderer jern og mangan etablerer seg i sprekker i fjellet forutsatt at det er aerobe forhold.

Partikkelstørrelsesfordelingen for partiklene avsatt på filteret ved filtreringen ble målt. Et typisk eksempel på en partikkelstørrelsesfordeling er vist i figur 4.



**Figur 4. Partikkelstørrelsesfordeling for partikler avsatt på filteret ved filtrering av innlekket vann med høy salinitet i Skatestraumen**

Resultatene fra partikkelmålingene er bearbeidet ved å beregne  $d_{10}$ ,  $d_{50}$  og  $d_{90}$ , der  $d_{10}$  er den partikkeldiameteren 10 % av volumet av partiklene er mindre enn. Store partikler har større potensiale enn små partikler til å tette sprekker i fjell eller poreåpninger i løsmasser. Resultatene er angitt i tabell 6.

**Tabell 8. Partikkelstørrelsesfordelingen i partikulært materiale vann fra ulike tunneler, angitt som  $d_{10}$ ,  $d_{50}$  og  $d_{90}$  (partikkeldiameterne som henholdsvis 10, 50 og 90 % av partikkelvolumet er mindre enn)**

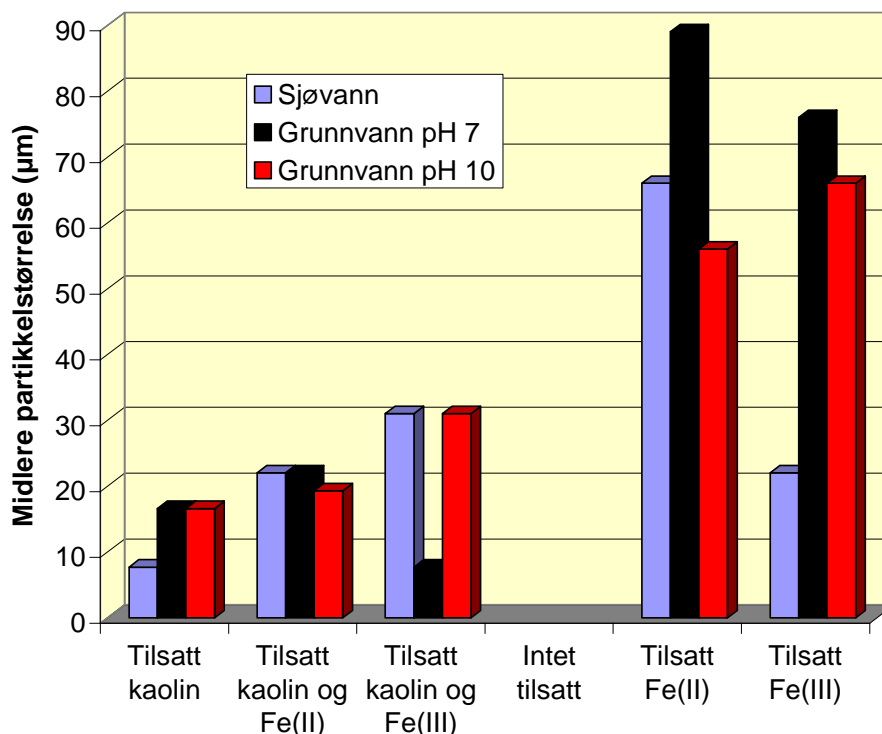
Tunnel	$d_{10}$ (µm)	$d_{50}$ (µm)	$d_{90}$ (µm)
T-baneringen	0,8	2,8	66
Hitratunnelen, lav salinitet	1,6	9,2	22
Skatestraumen, lav salinitet	0,9	6,6	26
Skatestraumen, høy salinitet	0,9	4,2	22
Oslofjordtunnelen 1	0,9	1,9	4,0
Oslofjordtunnelen 2	0,8	2,0	6,3
Oslofjordtunnelen 3	0,7	1,2	2,6

Innholdet av store partikler i vannprøven fra T-baneringen var høyere enn i de øvrige tunnelene. Dette skyldes trolig at prøven i T-baneringen ble tatt i et sonderboringshull, med mulighet for at partikler fra selve boringen ble inkludert i prøven. Forøvrig var partiklene svært små i vannprøvene tatt i Oslofjordtunnelen der også innlekkasjen noen steder var relativt stor.

### 3.2. Resultater fra laboratorietester med utfelling av jern under ulike betingelser

Laboratorietestene ble utført som jar-tester, der sammensetningen av vannet varierte slik at det enten var sjøvann, et syntetisk grunnvann med pH 7 eller syntetisk grunnvann med pH 10. Til halvparten av prøvene ble det tilsatt kaolin (leire). Til én prøve med hver vannkvalitet, og da til prøver både med og uten kaolin, ble det tilsatt enten jern(II)sulfat, jern(III)sulfat eller ingenting.

Resultater fra partikkelmålinger er vist i figur 5 som midlere partikkelstørrelse i vannfasen.



**Figur 5. Midlere partikkelstørrelse for partikler i vannfasen etter jar-testene.**

Effekten av å tilsette treverdig jern var dannelse av partikler. Der toverdig jern ble tilsatt foregikk en viss oksidasjon av toverdig jern til treverdig. Dette kan skyldes at den kraftige omrøringen som foregikk de første 30 sekundene av jar-testen tilførte store mengder oksygen. De største partiklene ble dannet ved bruk av grunnvann med pH 7 (med gunstige betingelser for utfelling av jern(III)hydroksid).

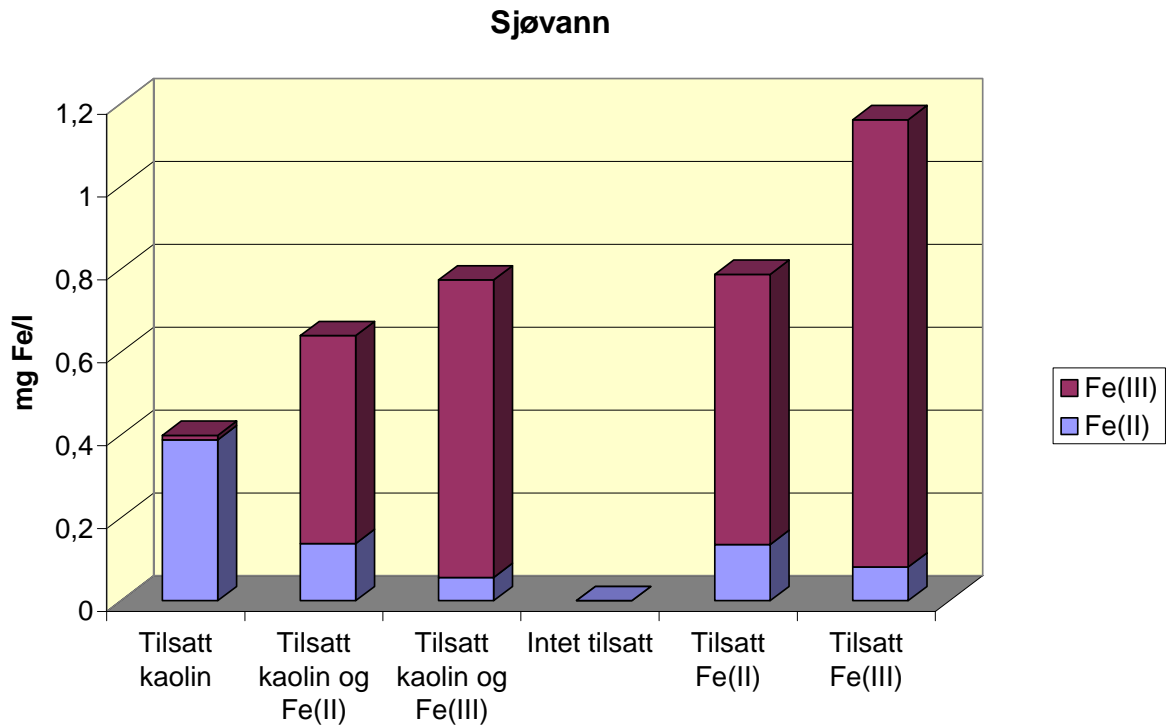
Effekten av å tilsette kaolin var at partiklene etter tilsats av jern forble mindre enn uten en kaolintilsetning. Dette viser at jern i noen grad ble bundet til kaolin. Kaolinpartiklene fungerte trolig som kim til dannelse av fnokker. Ved tilsats av 100 mg/l kaolin var det tilgjengelig mange flere partikler som jern måtte nøytralisere før fnokkene (partiklene) kunne begynne å vokse. Uten tilsats av kaolin ble det dannet relativt få men store partikler sammenlignet med der kaolin ble tilsatt.

Innholdet av jern og suspendert stoff i jar-testene ble målt i både klarvannsfasen og i slammet. Resultatene er gitt i tabell 9, figur 7 – 9 for klarvannsfasen og figur 10 – 12 for slamfasen. Resultatene fra jar-test med tilsetning av toverdig eller treverdig jern til sjøvann og grunnvann er vist i tabell 9.

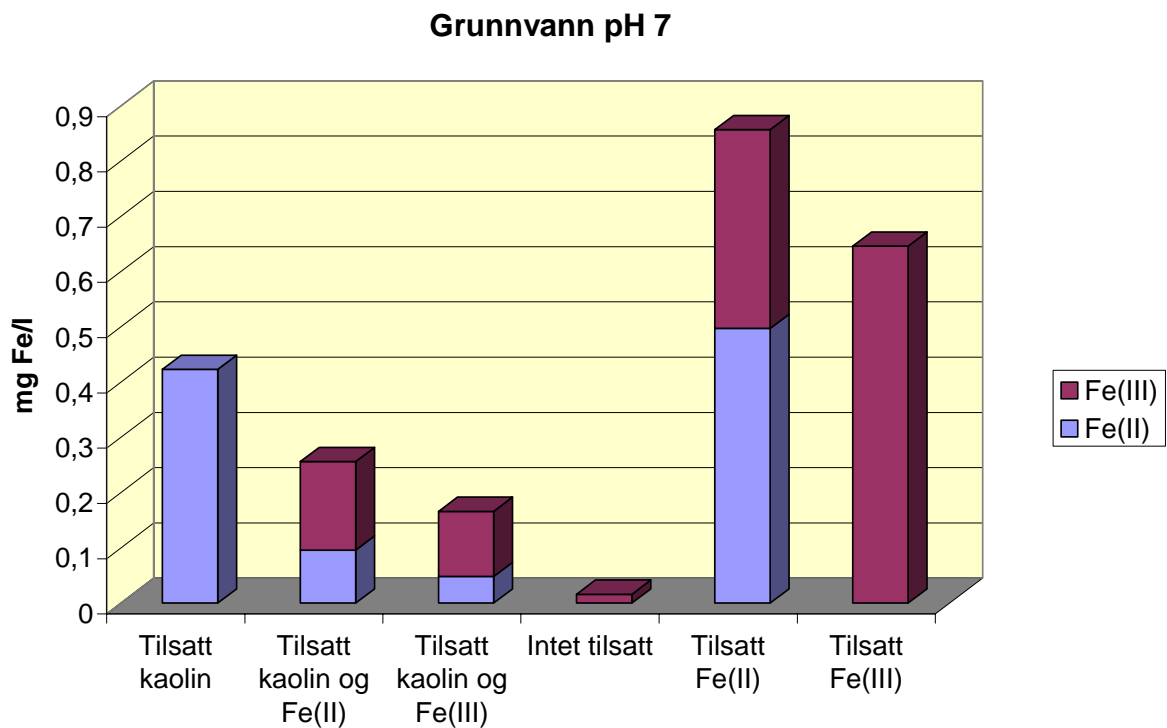
**Tabell 9. Analyseresultater av innholdet av jern og tørrstoff i klarvann og slam etter gjennomføring av jar-tester.**

Tilsetning av:		Type vann	pH	Klarvann					Slam		
Kaolin	Jern			Ufiltrert		Filtrert		SS (mg/l)	Fe(II) (mg/l)	Fe(III) (mg/l)	SS (mg/l)
				Fe(II) (µg/l)	Fe(III) (µg/l)	Fe(II) (µg/l)	Fe(III) (µg/l)				
Nei	Nei	Sjø	8,4	-	-	8	-	6,9	-	-	-
Nei	Fe(II)	Sjø	7,9	136	650	145	250	13,8	12,7	83	310
Nei	Fe(III)	Sjø	7,8	81	1080	98	510	27	1,63	58	163
Nei	Nei	Fersk	6,9	-	16	41	76	0,2	-	-	-
Nei	Fe(II)	Fersk	6,8	500	360	155	119	7,5	9,3	13,5	220
Nei	Fe(III)	Fersk	6,6	-	650	3	7	3,6	7,8	250	540
Nei	Nei	Fersk	9,9	29	102	-	5	0,6	-	-	-
Nei	Fe(II)	Fersk	9,8	11	184	-	-	2,2	3,7	18,8	150
Nei	Fe(III)	Fersk	9,7	15	610	-	4	1,8	9,9	289	980
Ja	Nei	Sjø	7,8	390	11	2	20	66	1,84		670
Ja	Fe(II)	Sjø	7,9	138	502	109	500	18,4	80	200	6900
Ja	Fe(III)	Sjø	6,7	56	720		14	15,6	38	210	3700
Ja	Nei	Fersk	6,9	420	-	-	-	36	6,0	-	1380
Ja	Fe(II)	Fersk	6,8	96	160	25	13	4,8	45	54	1860
Ja	Fe(III)	Fersk	6,9	48	118	16	32	2,6	61	106	6400
Ja	Nei	Fersk	9,8	340	39	29	3	36	6,6	-	5100
Ja	Fe(II)	Fersk	9,8	14	580	60	-	8,8	27	29	2100
Ja	Fe(III)	Fersk	9,7	65	630	26	21	3,6	41	107	1920

Figur 7 viser jerninnholdet i klarvannfasen i sjøvannsprøvene. I likhet med det resultatene fra undersøkelser i ulike tunneler og i de teoretiske likevektsberegningene indikerte (kapittel 3.2), viste også disse resultatene at toverdig jern i stor grad ble oksidert til treverdig jern. Dette ble målt i filtrert prøve, dvs. at eventuelle partikler som var i vannfasen var <0,45 µm i diameter. Tilsatt kaolin bidro til at jern i større grad felte ut slik at jerninnholdet i klarvannfasen var lavere der kaolin ble tilsatt enn der kaolin ikke ble tilsatt. Innholdet av toverdig jern påvirkes i liten grad av tilsetning av kaolin.

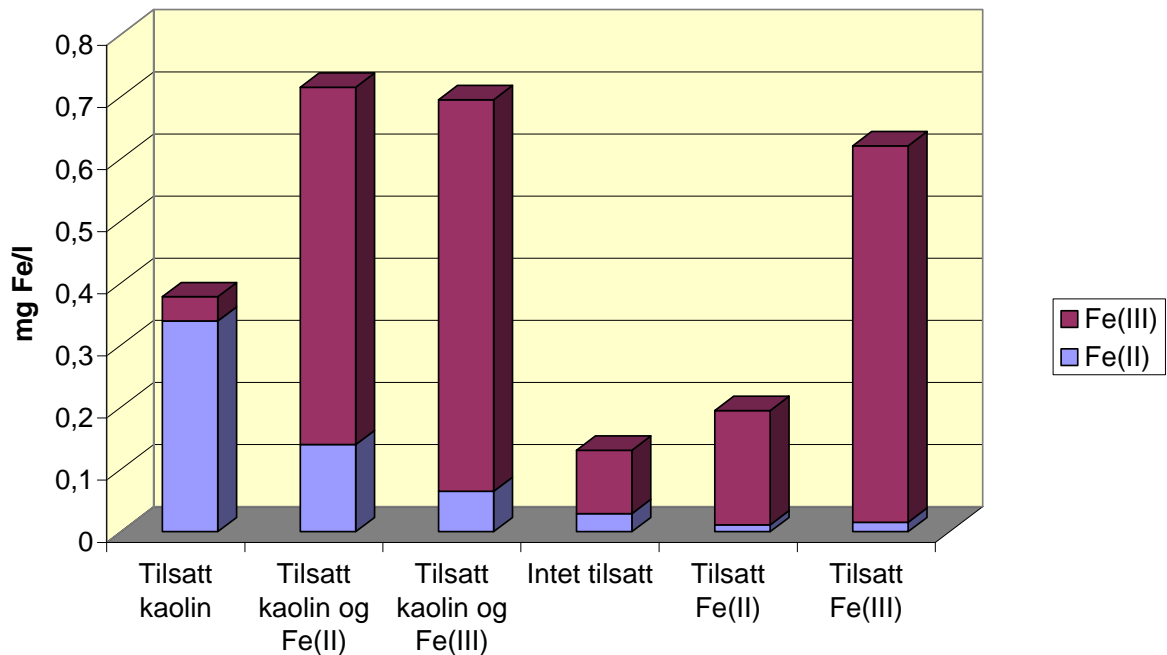


Figur 7. Jern i klarvannsfasen etter jar-test med sjøvann.



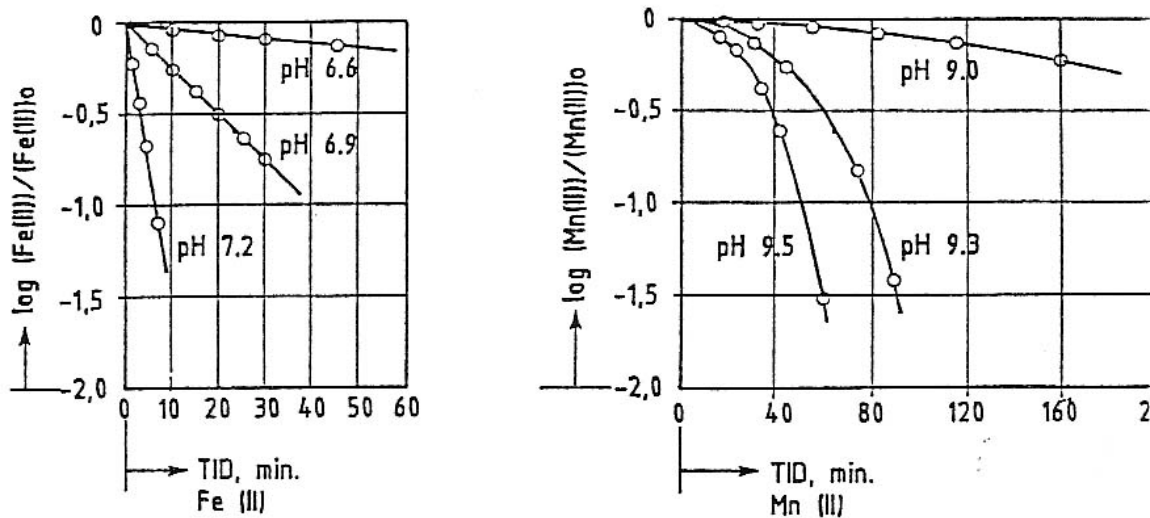
Figur 8. Jern i klarvannsfasen etter jar-test med syntetisk grunnvann med pH 7.

### Grunnvann pH 10



Figur 9. Jern i klarvannfasen etter jar-test med syntetisk grunnvann med pH 10.

Figur 8 og 9 viser innholdet av jern i klarvannfasen til grunnvann ved pH 7 og 10. Resultatene viser at toverdig jern lettere ble oksidert til treverdig ved høyere pH. Dette er i overensstemmelse med teori. I figur 10 er oksidasjonshastigheten for jern (II) og mangan (II) til jern (III) og mangan (IV) vist som funksjon av tid og pH.



Figur 10. Oksidasjonshastighet for jern og mangan ved økende pH. Oksidasjonen går høyere jo høyere pH er.

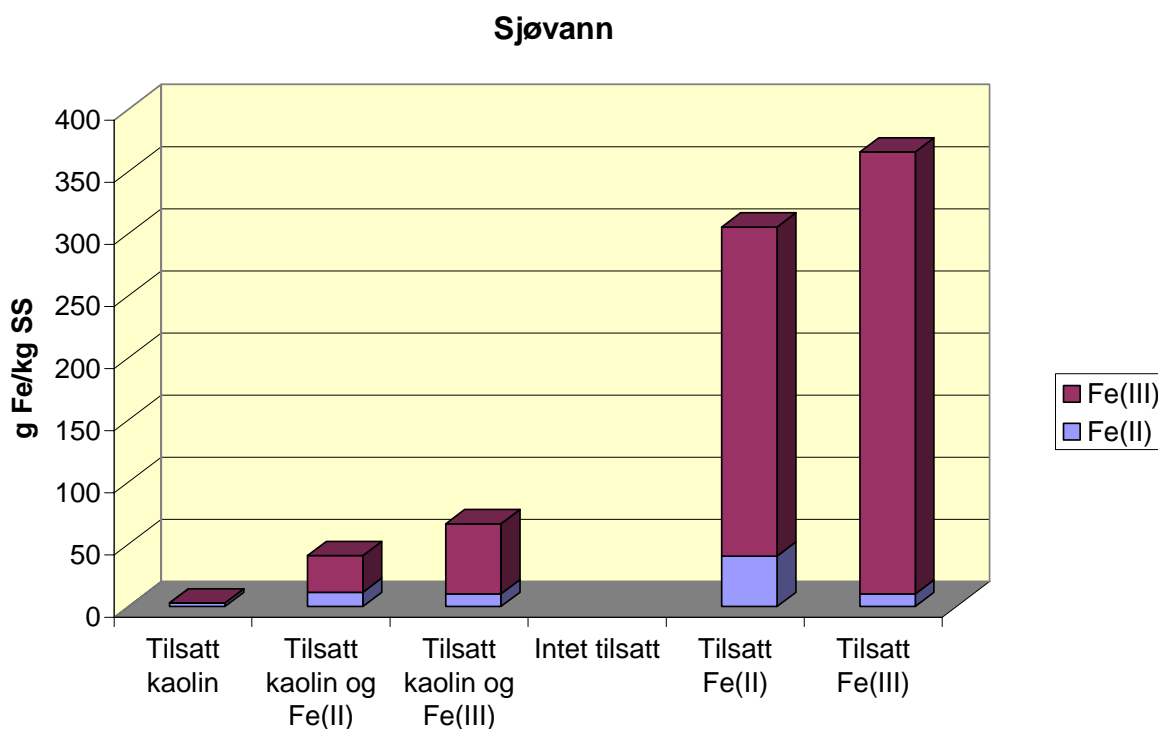
Ved tilsats av kaolin var det totale jerninnholdet lavere i klarvannfasen ved pH 7 enn ved pH 10. Dette tyder på at pH 7 var mest gunstig for utfellinger der det var partikler tilstede som jern kunne felle ut på. Den motsatte trenden ble observert der det i utgangspunktet ikke var

partikler til stede i form av kaolin. Som før nevnt vil toverdige jern oksideres raskere ved høy pH enn ved lav pH, og dette kan forklare at uten partikler i vannet før tilsetting av jern var jerninnholdet i klarvannsfasen lavest ved pH 10. Oksidasjonshastighetens pH-avhengighet innebærer at der en har injisert sement, med påfølgende økning i grunnvannets (lekkasjevannets) pH vil oksidasjonen av jern gå fortere enn der en ikke har injisert, forutsatt tilgang på tilstrekkelige mengder med oksygen.

Toverdig jern i kaolin var vanskeligere å oksidere enn løst toverdige jern, og jernet forelå i hovedsak på redusert form etter jar-testen. Jern fra kaolin bidro derfor ikke som koagulant eller flokkulant i jar-testen.

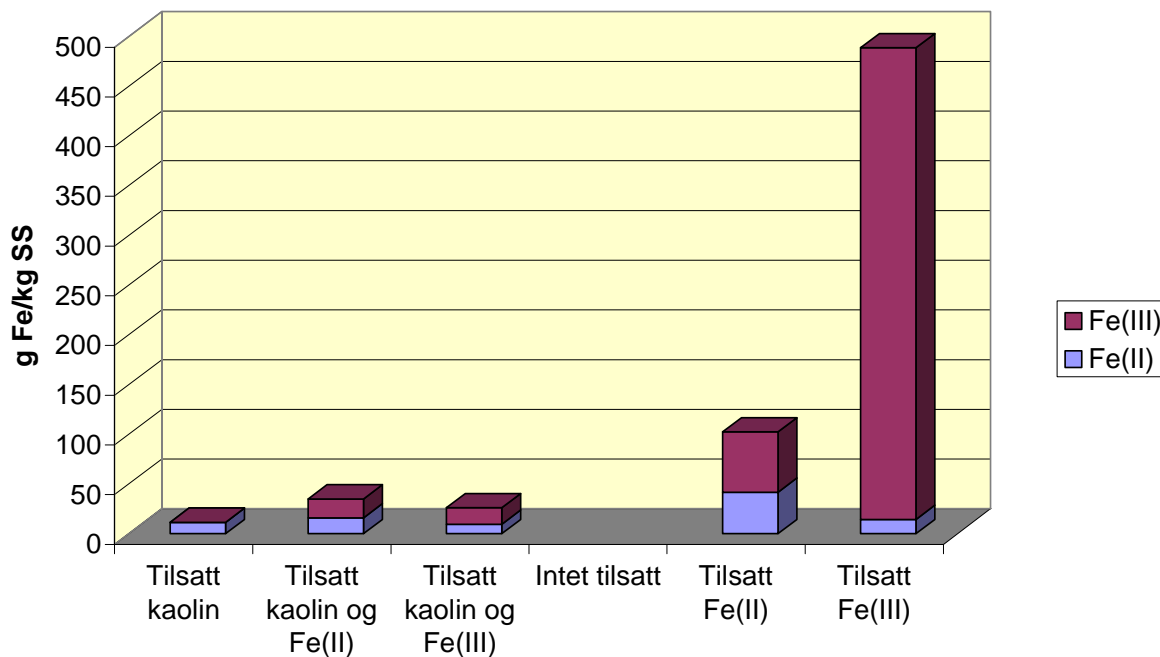
Jern i slamfasen (figur 10 – 12) viser at hovedmengden av utfelt jern var i form av treverdige jern. Grunnen til at jerninnholdet i kaolinprøvene var så lave var at det her er tilsatt "store" mengder med annet tørrstoff i form av kaolin med lavt jerninnhold. Den relative innholdet av jern ble derfor tilsvarende lavere.

Pga. et (lavt) innhold av toverdige jern i kranvannet var det noe toverdige jern også der det bare ble tilsatt treverdige jern.



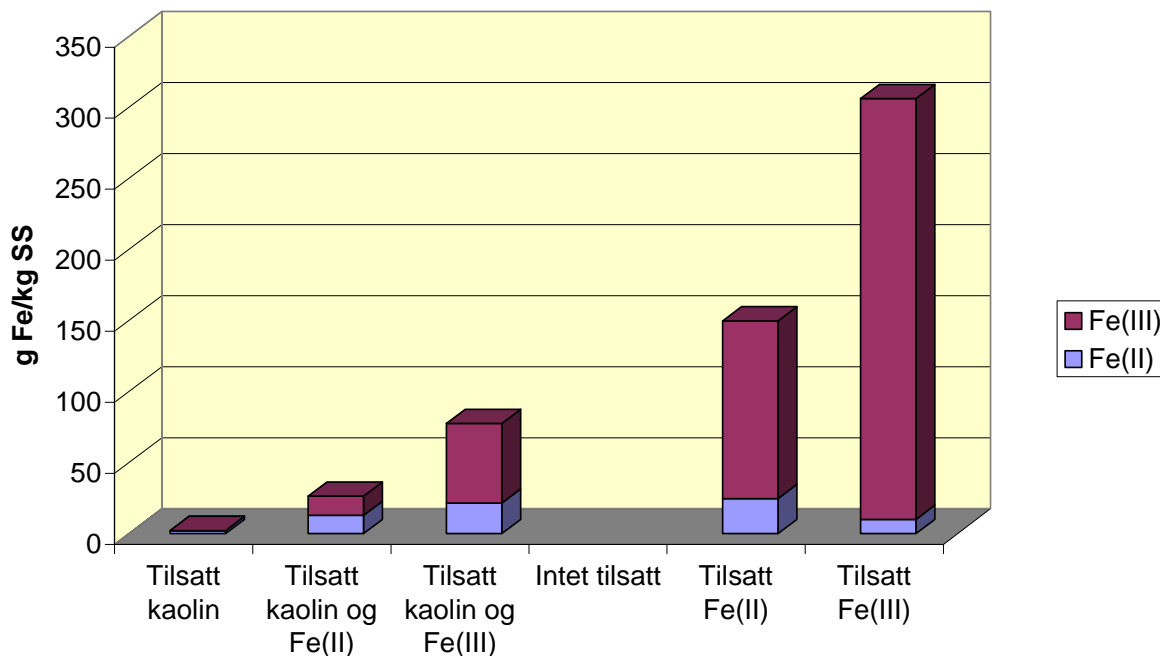
**Figur 10. Jern i slamfasen etter jar-test med sjøvann.**

### Grunnvann pH 7



Figur 11. Jern i slamfasen etter jar-test med syntetisk grunnvann med pH 7.

### Grunnvann pH 10



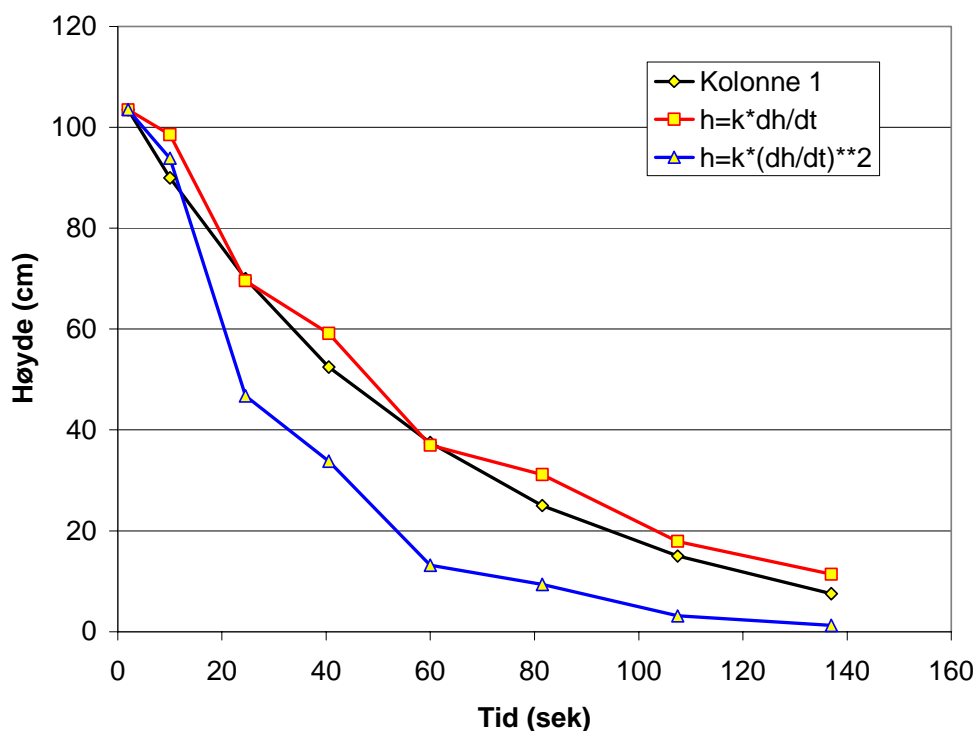
Figur 12. Jern i slamfasen etter jar-test med syntetisk grunnvann med pH 10.



### 3.3. Resultater fra kolonneforsøk

#### 3.3.1. Strømningsforhold i sandkolonnene

Et viktig moment i den senere vurderingen av trykktapsutviklingen var om strømmingen i kolonnene var turbulent eller laminær. Dersom strømmingen er turbulent er trykktapet en 1. ordens funksjon av vannhastighet og vannmengde, mens ved laminære forhold er trykktapet en 1. ordens funksjon av vannhastighet og vannmengde. I figur 13 er den målte trykktapsutviklingen i sandfilteret i kolonne 1 ved starten av forsøkene vist. Kolonnen inneholdt relativt finkornig sand, men var forøvrig representativ for alle kolonnene. Destillert vann ble tilsatt i én batch i denne målingen. I samme figur er det vist trykktapsutviklinger forutsatt henholdsvis laminær strøm (1. ordens trykktapsutvikling) og turbulent strøm (2. ordens trykktapsutvikling). Litt hakkete kurver skyldes nøyaktigheten i trykktapsavlesningen.

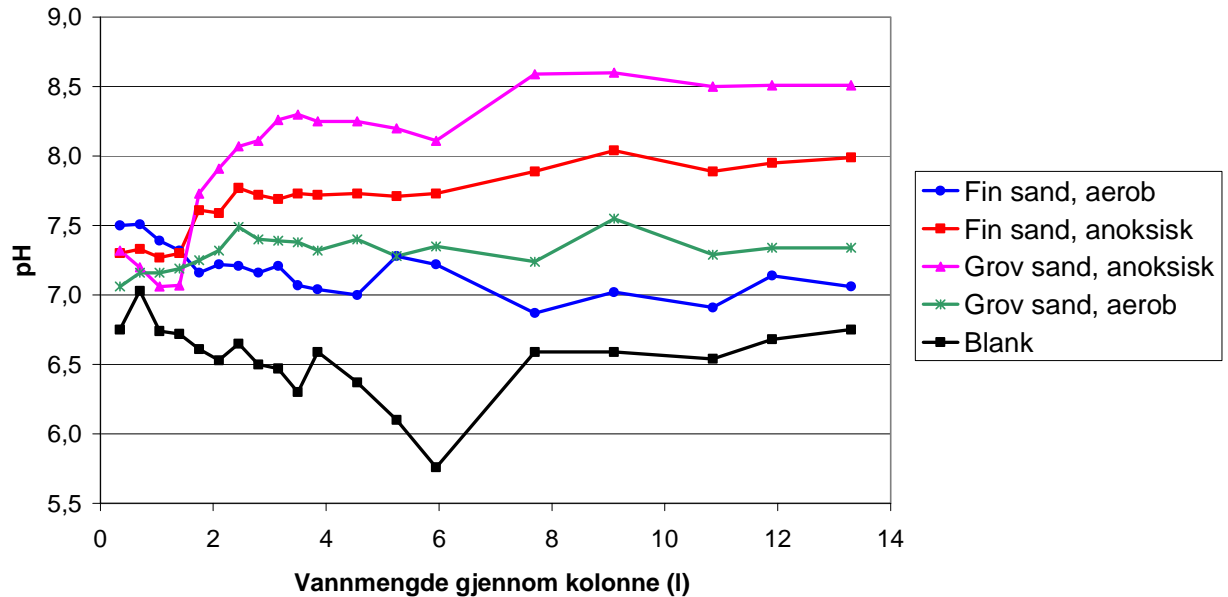


**Figur 13: Målt trykktapsutvikling i filter sammenlignet med 1. ordens og 2. ordens trykktapsutvikling**

Resultatene som er presentert i figur 13 viser at trykktapsutviklingen stemmer godt overens med en 1. ordens utvikling, noe som tilsier at det er laminær strøm i filteret. I sandfiltere er det normalt turbulent strømning eller en overgang mellom turbulent og laminær strømning (Eikebrokk, 2002), men da er det gjerne både grovere filtersand og høyere strømningshastigheter enn det som var tilfelle i disse forsøkene. Reynoldstallet var  $\leq 0,6$  mot i størrelsesorden 10.000 i filtre benyttet i vannrensing, og dette forklarer hvorfor strømmingen i forsøkene var laminær.

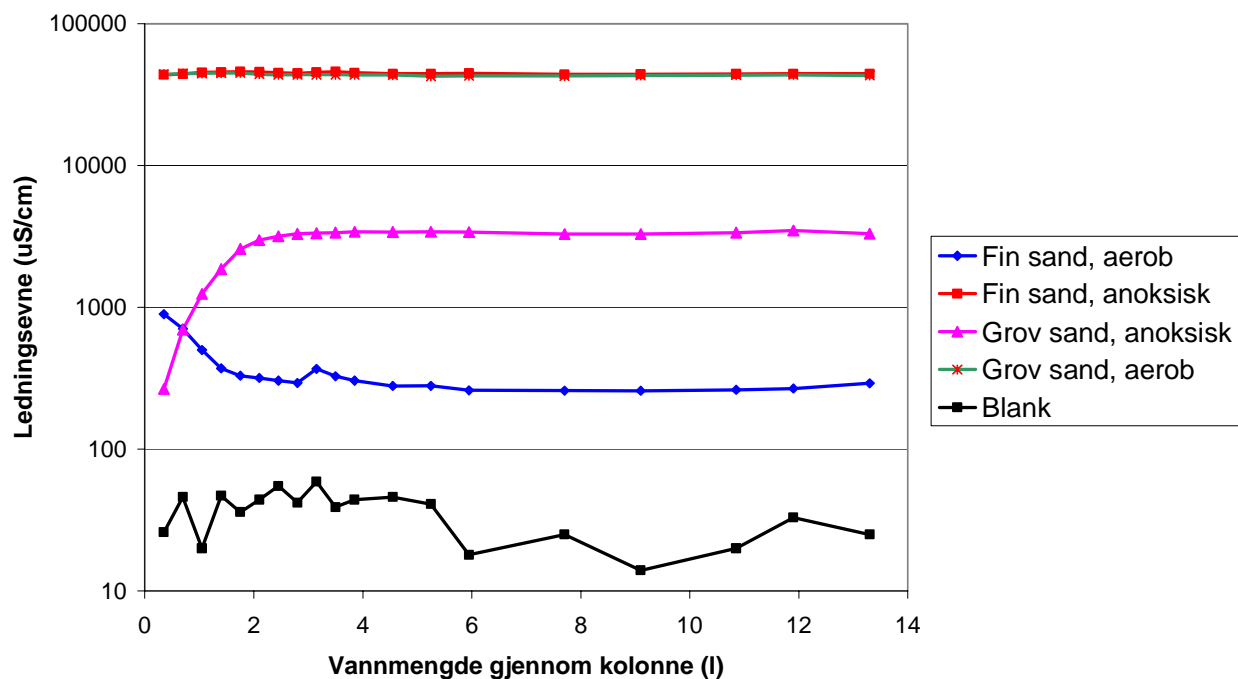
#### 3.3.2. Fysisk-kjemiske vannkvalitetsparametre

Forsøkene ble satt i gang den 31.05.02. Figur 14 og 15 viser henholdsvis pH og ledningsevne i avtappet vann.



**Figur 14: pH i avtappet vann fra kolonnene**

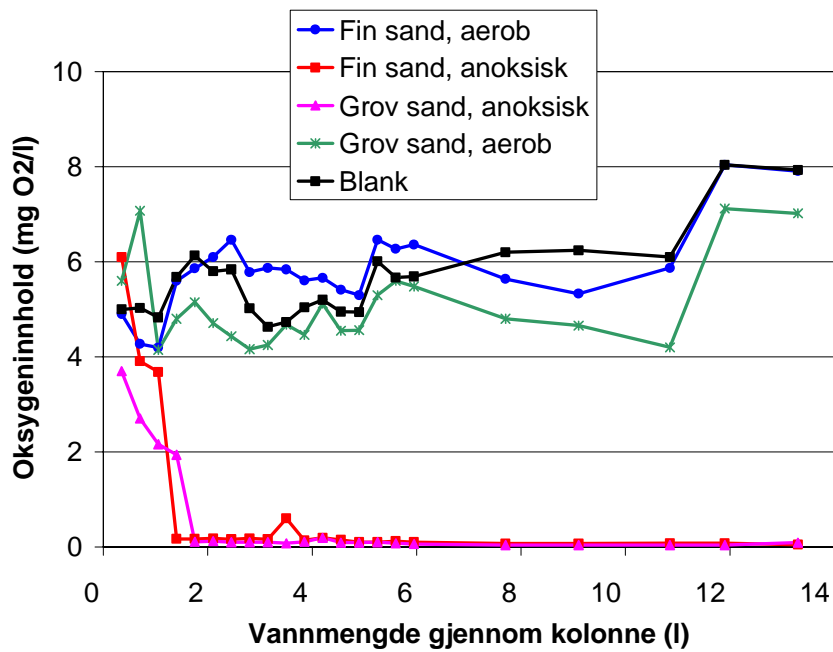
pH i de anoksiske kolonnene var noe høyere enn i de aerobe, noe som skyldtes at natrium bisulfitt gir et alkalitetsbidrag. pH i referansekolonnen (blank) var som i kranvann, og pga. vannets lave bufferevne skulle det lite til før pH i denne kolonnen varierte. Figur 14 viser at ca. 2 l vann måtte gå gjennom kolonnen før pH ble stabilisert, noe som skyldtes at vannet som kolonnene var fylt med måtte erstattes.



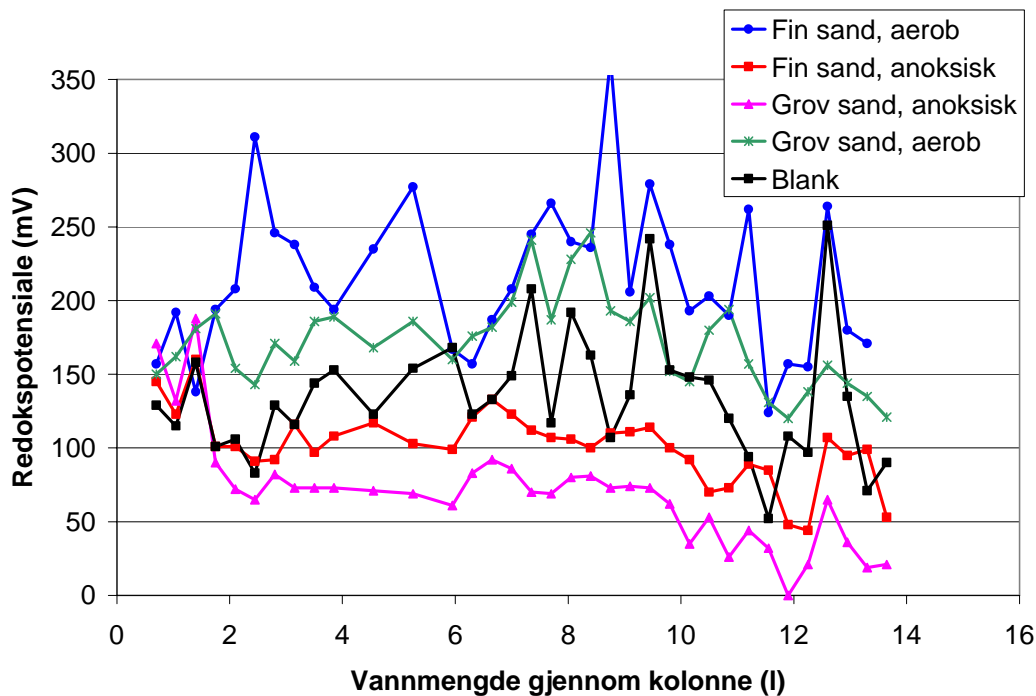
**Figur 15. Ledningsevne i vann ut avkolonnene som funksjon av vannmengden gjennom kolonnene**

Figur 15 viser at ledningsevnen til de ulike vannkvalitetene holder seg noenlunde stabile etter at den første  $\text{m}^3/\text{m}^2$  vann hadde gått i gjennom kolonnene. I de anoksiske kolonnene ble vannet tilsatt store mengder natrium bisulfitt. For ferskvann tilsatt sulfitt, dvs. den anoksiske kolonnen som ble tilført et syntetisk grunnvann, var det en viss økning i begynnelsen av forsøket. I kolonnene med sjøvann, der vannet i utgangspunktet hadde høy ledningsevne, betydde ikke sulfittedoseringen ingenting for ledningsevnen.

Oksygeninnholdet og redokspotensialet i vann ut av kolonnene er vist i henholdsvis figur 16 og 17.



Figur 16. Oksygeninnhold i vann ut av kolonnene som funksjon av vannmengden gjennom kolonnene



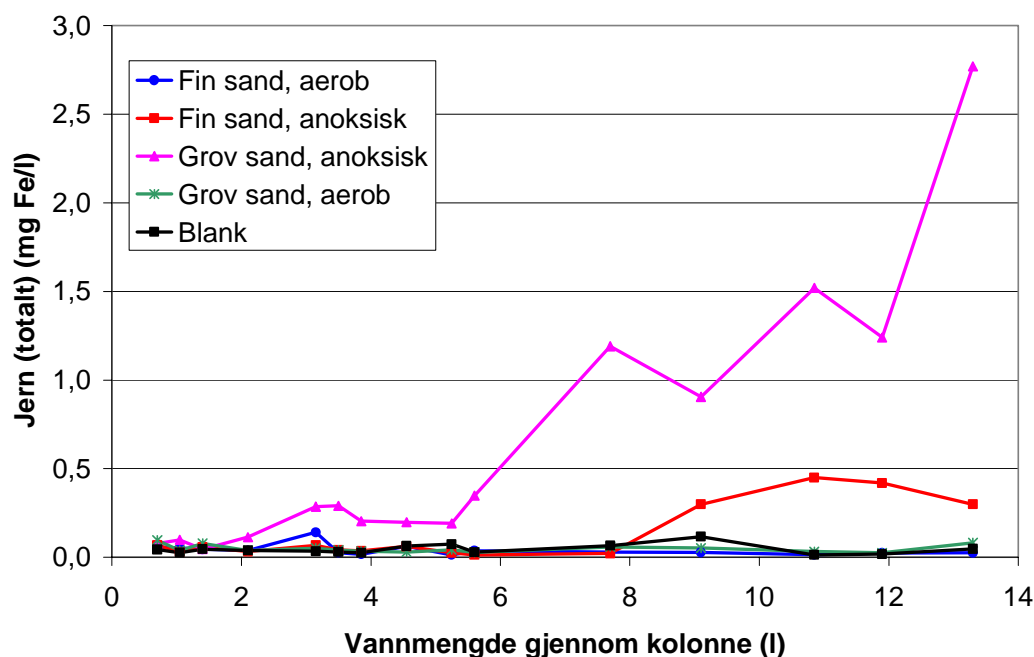
Figur 17. Redokspotensialet i vann ut av kolonnene som funksjon av vannmengden gjennom kolonnene

Først etter at knapt 2 l vann hadde gått gjennom de anoksiske kolonnene ble det oppnådd anoksiske forhold i disse. Årsaken til dette var at det var noe aerobt vann i kolonnene som

måtte byttes ut med anoksiske vann. Redokspotensialet (figur 17) ble da på under 100 mV og oksygeninnholdet (figur 12) på <0,2 mg O<sub>2</sub>/l. Prøvene som ikke ble tilsatt natrium bisulfitt for oksygenfjerning fikk et redokspotensiale på >120 og et oksygeninnhold på >4 mg O<sub>2</sub>/l.

Kalsiuminnholdet i vann ut av kolonnene var 15-25 mg Ca/l, med unntak i fra referansekolonnen der det var < 5 mg Ca/l.

Figur 18 viser innholdet av totalt jern i vannet som ble tappet ut fra kolonnene. Innholdet av treverdige jern var stort sett mindre enn 0,1 mg Fe/l, noe som viser at det i hovedsak var toverdige jern i vannet fra de anoksiske kolonnene.



**Figur 18: Innholdet av totalt jern i vann ut av kolonnene som funksjon av vannmengden gjennom kolonnene**

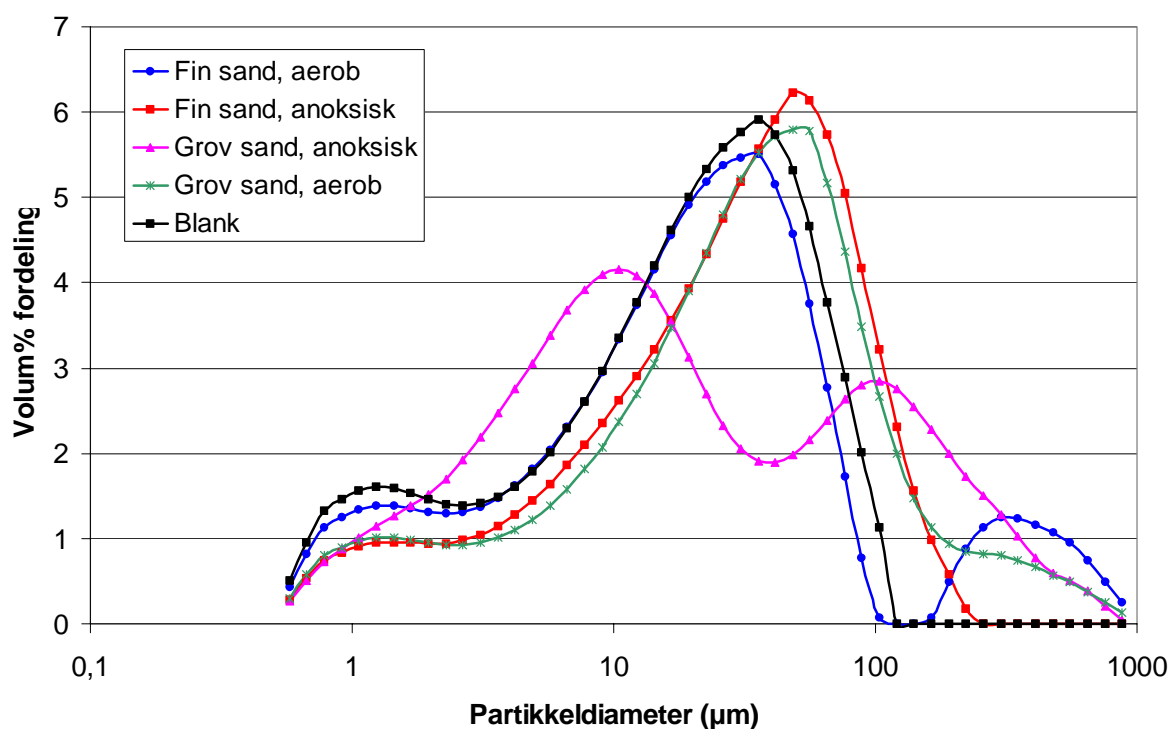
Alle vannkvalitetene ble tilsatt 10 mg Fe /l i form av FeSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O. Det vil si at vi skulle ha registrert en jernkonsentrasjon (Fe<sup>2+</sup> og Fe<sup>3+</sup>) på 10 mg/l i vannet som tappes ut dersom alt jern hadde passert kolonnematerialet i uforandret tilstand. Figur 19 viser at ved starten av forsøkene var det ytterst lite av tilsatt jern kom ut med vannet som hadde gått gjennom filteret. Dette tyder på at toverdige jern var blitt oksidert til treverdige og felt ut i filteret. For å unngå dette måtte også filtersanden vært preparert under strengt anoksiske forhold, noe som kunne påvirket resultatene på en slik måte at hypotesen om betydningen av jern for tetting kunne blitt bekreftet pga. selve prepareringen og ikke pga. forhold som er relevante for vanngjennomgang i fjell og innlekkasje i tunneler. Med grovkornig sand (0,25-0,5 mm) i kolonnen var det en gradvis økning i mengden jern i avtappet vann, og etter at 13 l vann var gått gjennom kolonnen var jerninnholdet økt til 3 mg Fe/l. Løseligheten for toverdige jern ved pH 8 i ferskvann er ca. 3,5 mg Fe/l. Løseligheten for treverdige jern ved pH 8 er tilnærmet null. Med finkornig sand i kolonnen måtte ca. 8 l vann gå i gjennom kolonnen, før jerninnholdet i vann ut av kolonnene steg. Årsaken til at det var mindre jern ut av kolonnen med finkornig sand enn med grovkornig sand kan delvis tilskrives at pH var høyere med finkornig sand og at finkornig sand er mer effektiv mhp. å separere ut fine partikler enn grovkornig sand.

Løseligheten av toverdlig jern ved pH 8,5-8,6 er i sjøvann ca. 1 mg Fe/l og i ferskvann ca. 0,25 mg Fe/l.

Turbiditeten og partikkelstørrelsesfordelingen i vann ut av kolonnene ble målt ved slutten av forsøkene. Turbiditeten er vist i tabell 8 og partikkelstørrelsesfordelingen i figur 19.

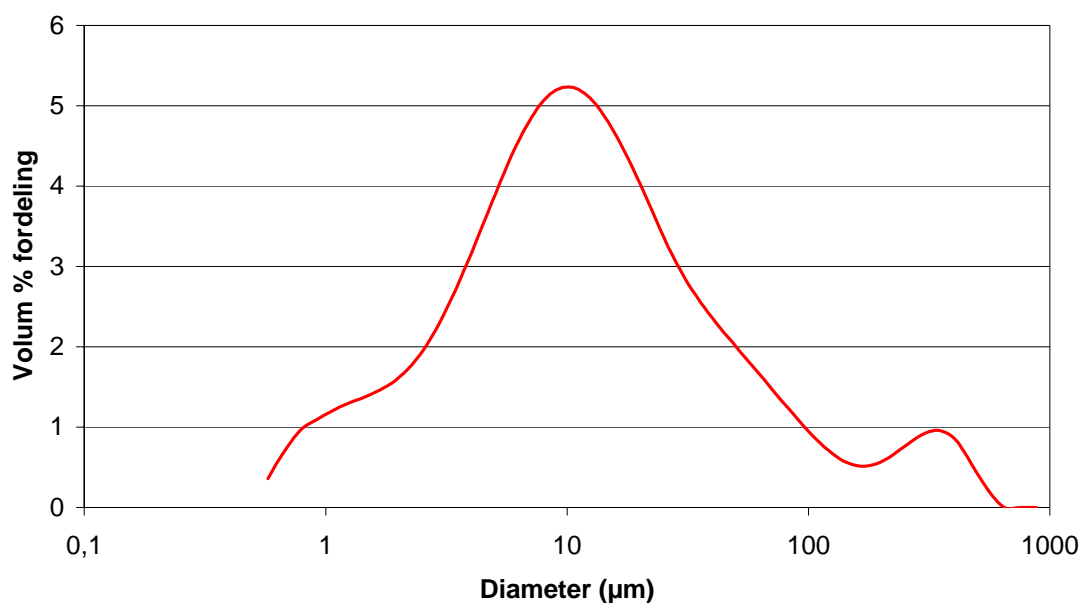
**Tabell 8: Turbiditet i vann ut av kolonnene ved slutten av forsøkene**

Kolonne	Turbiditet	
	Prøve 1	Prøve 2
Fin sand, aerob	0,41	
Fin sand, anoksisk	1,42	
Grov sand, anoksisk	19,2	14,2
Grov sand, aerob	0,41	
Blank	1,08	



**Figur 19: Partikkelstørrelsesfordelingen i vann ut av kolonnene**

Figur 19 viser den relative fordelingen på partiklene, og i kolonnen med grov sand og anoksiske forhold var partikkelinnholdet betydelig høyere enn i de andre kolonnene. I de fire andre kolonnene var partikkelstørrelsesfordelingen tilnærmet lik, og partiklene har trolig opphav i sanden/støv i kolonnene. I kolonnen med grov sand og anoksiske forhold besto trolig partiklene i tillegg av kaolin og jernhydroksidfnokker som ikke ble filtrert bort i sanden. Toppen med partikkelstørrelse ca. 10 µm skyldtes trolig i stor grad kaolin, i og med at i syntetisk ferskt grunnvann tilsatt kaolin var partikler med nettopp denne diameteren dominerende, noe som fremgår av figur 20.



**Figur 20: Partikkelstørrelsesfordelingen i syntetisk ferskt grunnvann tilsatt kaolin**

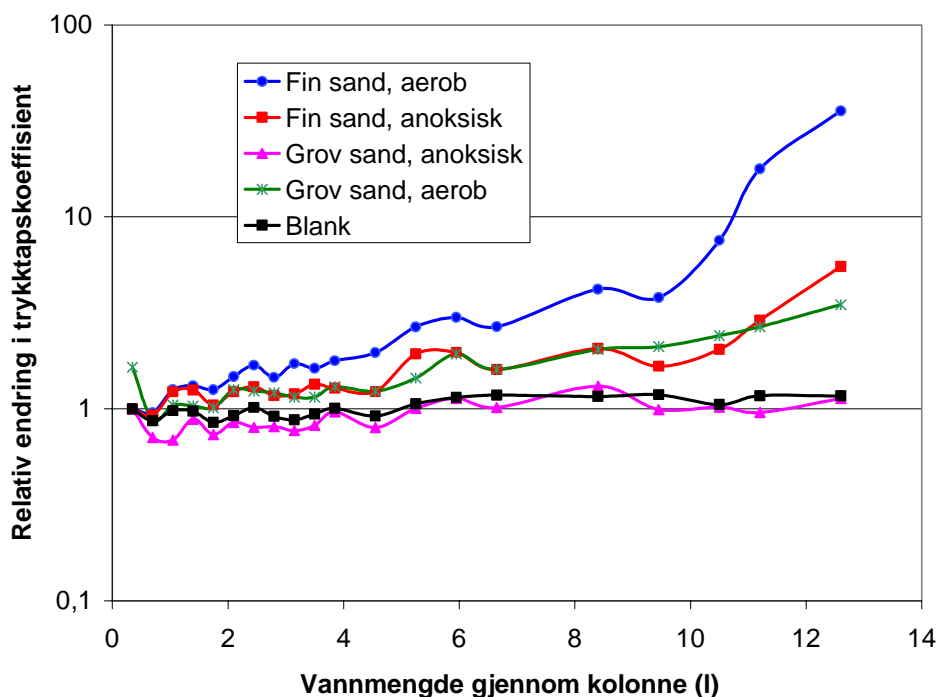
Innholdet av partikulært bundet jern, definert som jern knyttet til partikler  $> 0,45 \mu\text{m}$ , var  $0,85 \text{ mg Fe/l}$ , og dette jernet forelå i hovedsak som toverdig jern. Innholdet av jern forklarer imidlertid ikke den høye turbiditeten, noe som ytterligere bekrefter at kaolin har bidratt til partikkelinnholdet og turbiditeten ut av kolonnen med grov sand og anoksiske forhold. Kaolin vil inneholde noe jern, som vist i kapittel 3.2 der jerninnholdet i vannet etter tilsatt av  $100 \text{ mg kaolin/l}$  var i størrelsesorden  $0,4 \text{ mg Fe/l}$ , men det partikulære jerninnholdet i vann ut av kolonnene kan trolig ikke i sin helhet tilskrives bidraget fra kaolin.

Tabell 8 og figur 19 illustrerer at med anoksiske forhold i kolonnene vil partikler i mindre grad bli holdt tilbake i sanden enn ved aerobe forhold. Dette skyldtes at under aerobe forhold fungerte treverdig jern som en koagulant som bidro til å fjerne negativt ladete og eventuelt også uladete partikler. Under anoksiske forhold forelå jern som toverdig, og partikler av kaolin og jern(II)hydroksid ble holdt tilbake ved filtrering som eneste mekanisme, dvs. uten vesentlig grad av koagulering og flokkulering.

### 3.3.3. Trykktapsendringer

Figur 21 viser den relative trykktapsendringen over tid for kolonnematerialene. Den relative trykktapsendringen er definert som:

$$\text{Relativt trykktap} = \frac{\Delta P_{\text{kolonne etter vannmengde } x}}{\Delta P_{\text{kolonne ved start}}}, \text{ der } \Delta P \text{ er trykktap}$$



**Figur 21. Relativ trykktapsendring**

Når relativt trykktap = 1 skjer det ingen akkumulering av partikler i kolonnen, og dermed ingen fjerning av partikler fra vannet. Som forventet viser figur 21 at relativ endring i trykktap er størst i kolonnene med fin sand der fjerningen av partikler fra vannet er størst.

Trykktapsøkningen er som forventet større i en aerob kolonne enn i en anoksisk kolonne uansett om filtersanden var finkornig eller grovkornig. Det ble observert en viss variasjon i trykktapet i kolonnene. Dette må tilskrives gjennomføring av målingene.

I den anoksiske kolonnen med finkornig sand økte trykktapet omtrent like mye som i kolonnen med grovkornig sand og aerobe forhold. Dette kan skyldes utfellingen av noe toverdige jern(II)hydroksid i det anoksiske filteret, men noe lekkasje av oksygen inn i kolonnen med påfølgende jernoksidasjon kan heller ikke utelukkes.

Det var en viss reduksjon i vannstrømmingen i referansekolonnen, noe som trolig skyldtes at sanden i kolonnen ble pakket tettere over tid som følge av vannstrømmen.

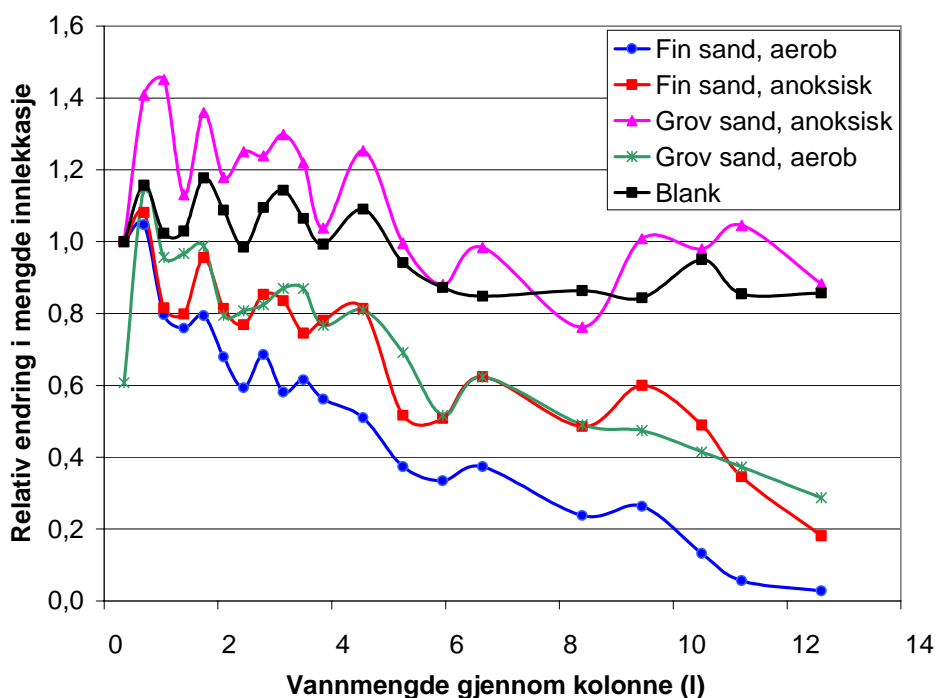
Figur 22 viser den relative endringen i innlekkasje som vil være en konsekvens av trykktapsendringen. Den relative endringen i innlekkasje er beregnet som:

$$\text{Relativt innlekkasje} = \frac{Q_{\text{kolonne etter at vannmengde } x \text{ har passert og ved trykktap } y}}{Q_{\text{kolonne ved start og trykktap } y}}, \text{ der } Q \text{ er innlekkasjen}$$

Innlekkasjen  $Q = dh/dt * A$ , der  $A$  er tverrsnittet av kolonnen og  $dh/dt$  er synkehastigheten i kolonnen beregnet ut i fra formelen for laminær strømning:



$h = k \cdot dh/dt$ , der  $k$  var en konstant beregnet for én batch vanngjennomgang og for én kolonne.  $k$  ble beregnet for alle de batchvise vanntilførsene i alle kolonnene ut fra sammenhengen mellom trykktap og vannmengde gjennom kolonnen.



**Figur 22. Relativ innlekkasje som følge av trykktapsendring som funksjon av vannmengden gjennom kolonnene**

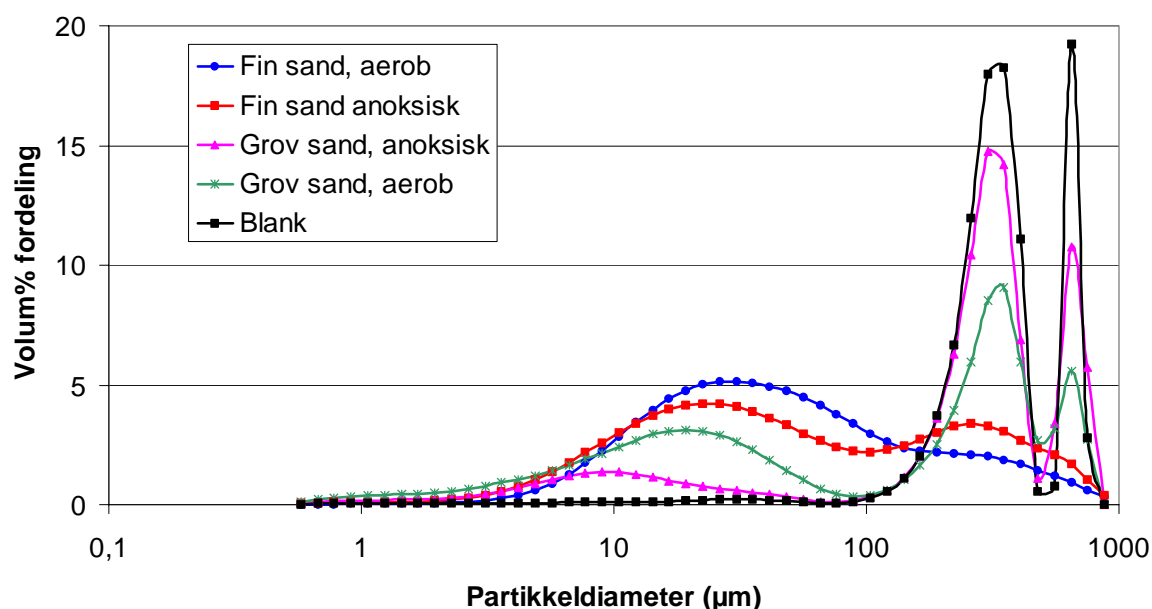
Figur 22 viser at med finkornig sand og aerobe forhold ble vannstrømningen i kolonnen redusert med 97 % i løpet av tiden forsøkene varte. Med finkornig sand og anoksiske forhold, og med grovkornig sand og aerobe forhold, var reduksjonen 70-80 %, mens med grovkornig sand og anoksiske forhold og i referansekolonnen med finkornig sand var reduksjonen ca. 10 %. Trykktapsøkningen og reduksjonen i vannstrømning var betydelig større i aerobe reaktorer enn i anoksiske reaktorer. Trykktapsøkningen i de anoksiske reaktorene skyldtes delvis utfelling av jern(II)hydroksid, en utfelling som var større enn det en kan forvente ved pH-verdier tilsvarende det en hadde i de aerobe kolonnene. Resultatene viser at i utfelling av jern(III)hydroksid gir større trykktap enn utfelling av jern (II)hydroksid, noe som tyder på at partiklene er større og dermed lettere lar seg separere i sanden i kolonnene.

Kornstørrelsen til sanden i kolonnen er av stor betydning for reduksjonen i vannstrømning gjennom kolonnen. Dette vil være tilfellet både om partiklene avsettes i et sjikt øverst i kolonnen som et filter over sanden, eller om partiklene avsettes i sanden og øker den hydrauliske motstanden i denne. Imidlertid viser erfaring fra sandfiltrering av vann at i et slikt filter separeres partikler som er mindre enn både diameteren på sandkornene og poreåpningene, noe som illustrerer at filtrering ikke må forveksles med sileffekter. I et nedstrøms filter vil noen partikler sedimentere på sanden både øverst i filteret og nedover i sanden, noen partikler vil adsorberes på overflaten av sandkornene med påfølgende brobygging mot andre sandkorn med adsorberte partikler, mens noen partikler fjernes ved ren sileffekt. Det er anslått at partikler med diameter over ca. 20 % av diameteren til sanden fjernes ved sileffekt, noe som innebærer at partikler med diameter over ca. 25  $\mu\text{m}$  fjernes ved sileffekt i den finkornige sanden og partikler med diameter over ca. 50  $\mu\text{m}$  fjernes ved sileffekt i den grovkornige sanden. Vesentlig mindre partikler, og trolig partikler med diameter ned til ca. 10  $\mu\text{m}$ , kan separeres fra vannet ved adsorpsjon og brobygging nedover i filteret.

Etter hvert som det etableres et lag med fraseparerte partikler øverst i kolonnen vil stadig mindre partikler bli fanget opp. Likeledes vil fraseparerte partikler nedover i filteret bidra til mindre porer mellom sandkornene, og stadig mindre partikler vil bli separert fra vannet.

### 3.3.4. Utfellinger i kolonnene

Det ble tatt ut prøver av sanden midt i og øverst i kolonnen. Siden vannstrømningen var nedstrøms ville partiklene prøven øverst i kolonnen være representative for partikler som ble separert ut på overflaten av sandsengen ligge øverst, mens partiklene i prøven tatt midt i kolonnen ville være representative for partikler som ble separert ut inne i sanden. Partikkelstørrelsesfordelingen i sand og utfellinger i kolonnene ble målt. Resultatene fra partikkelmålingene på prøven tatt øverst i kolonnene er vist i figur 23.



**Figur 23. Partikkelstørrelsesfordelingen i toppen av kolonnene, der mengden utfellinger var størst**

De ulike toppene i figur 23 viser ved hvilke kornstørrelser det var maksimale mengder med partikler. I alle kolonnene som var tilført jern var det utfellingsprodukter i toppen av kolonnene, som i stor grad samsvarte med midlere kornstørrelse i utfellingsproduktene. Tabell 9 viser hvilke ved hvilke kornstørrelser disse toppene ble registrert. Der det ikke ble tilsatt verken jern eller kaolin ble det ikke registrert utfellinger eller annet avskilt materiale av betydning, noe som heller ikke var forventet.

**Tabell 9: Midlere kornstørrelse i utfellingsprodukter**

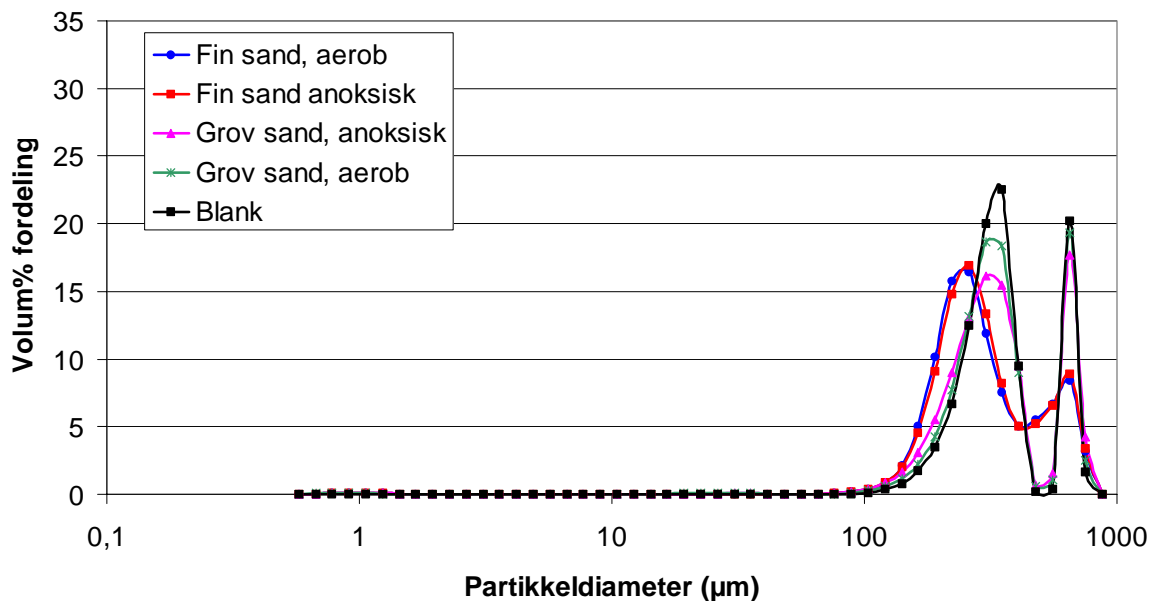
Kolonne	Kornstørrelse ( $\mu\text{m}$ )
Fin sand, aerob	33
Fin sand, anoksisk	23
Grov sand, anoksisk	9
Grov sand, aerob	19

Kolonnene med grov sand var foruten jern også tilført kaolin, som hadde midlere kornstørrelse på ca. 10  $\mu\text{m}$ . I kapittel 3.2 ble det vist at dersom en tilsatte kaolin ble de utfelte partiklene ved utfelling av jernhydroksid mindre enn om kaolin ikke ble tilsatt. Dette forklarer det ellers lite logiske resultatet at utfellingsproduktene i kolonnen med den mest grovkornige sanden hadde minst partikkelstørrelse. Resultatene i tabell 9 viser at i de aerobe kolonnene var de utfelte fnokkene/partiklene større enn i de anoksiske kolonnene. Dette skyldes dels forskjellene i utfellingsproduktene, og i hvilken grad disse dannet fnokker. Det må imidlertid understrekes at det var en betydelig spredning i partikkelstørrelsen i utfellingene i alle kolonnene. Dette skyldtes bl.a., som tidligere nevnt, at noe treverdige jern var utfelt i alle kolonnene.

Størrelsen på partiklene i kolonnen med den mest grovkornige sanden og anoksiske forhold var < 50  $\mu\text{m}$ , noe som ut fra diskusjonen på slutten av kapittel 3.3.3 skulle tilsi at partiklene ble avsatt nedover i filteret og ikke øverst. Når partiklene i denne kolonnen likevel ble avsatt øverst i kolonnen kan dette skyldes at strømningshastigheten var lav og at sedimentering av fnokkene på toppen av sandsengen var en vesentlig separasjonsmekanisme.

I tillegg til utfellingsproduktene var det én topp på 250-350  $\mu\text{m}$  som skyldtes filtersand, og én topp rundt 650  $\mu\text{m}$  som kan ha hatt sin årsak i luftbobler. Mengden sand i prøvene som ble tatt ut varierte, noe som må tilskrives en relativt vanskelig prøvetaking.

Resultatene fra partikkelmålingene på prøven tatt midt i kolonnene er vist i figur 24.



**Figur 24: Partikkelstørrelsesfordelingen midt i kolonnene**

Midt i kolonnene besto det partikulære materialet nær utelukkende av opprinnelig filtersand, med topper på i underkant av 250 µm i kolonnene med mest finkornig sand og ca. 350 µm i kolonnene med relativt mest grovkornig sand. Det ble i tillegg registrert en topp med noe grovere materiale, noe som kan skyldes luftbobler. Det var marginalt med utfelt materiale.

Hvilke jernforbindelser som feller ut i filteret vil avhenge av pH og redoksf forholdene. I det etterfølgende omtales utfellingsproduktene ved de aktuelle pH-forholdene og forutsatt den kjemiske sammensetningen som var i vannet som ble tilført kolonnene. Beregningene er utført med programmet MINEQL (Stecher and McAvoy, 1994). Ved relativt høye redokspotensialer, noe som vil opptre ved aerobe forhold, vil jern(III)hydroksid felle ut og etter hvert omdannes til goetitt ( $\text{FeOOH}$ ) og hematitt ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ). Utfellingsproduktene vil ha rødbrun farge. Ved relativt lavt redokspotensiale, dvs.  $< 0$  mV ved strengt anoksiske forhold, og  $\text{pH} > \text{ca. } 7,8$ , vil jern(II)hydroksid felle ut og etter hvert omdannes til wustitt ( $\text{Fe}(\text{OH})_2$ ). Utfellingsproduktene vil ha grønn farge. Ved relativt lavt redokspotensiale og  $\text{pH} < \text{ca. } 7,8$ , vil det ikke utfelles jernforbindelser. Dersom redokspotensialet synker så lavt at sulfat reduseres til sulfid felles jern(II)sulfid ut med et brunsvart farge. Dersom redokspotensialet er slik at både toverdig og treverdig jern finnes i vannet vil etter hvert magnetitt ( $\text{Fe}_3\text{O}_4$ ) dannes med svart eller rødsvart farge.

Ved aerobe forhold og ved tilstedeværelse av manganoksiderende bakterier vil det dannes mangan(IV)oksid, som vil gi svart farge.

Fargen på utfellingsproduktene i de aerobe kolonnene var brun, mens fargen på utfellingsproduktene i de anoksiske kolonnene var brun i starten av forsøkene og etter hvert gikk over til brunsvart. Det var aldri noen lukt som skulle tilsi tilstedeværelsen av sulfid.

**Tabell 10: Resultater fra analyser av sand i kolonnene**

Kolonne	Prøvepunkt	Kimtall (1/ml)	Tørrstoff (%)	Glødetap (% av TS)	Jern (mg /kg TS)	Mangan (mg /kg TS)
Fin sand, aerob	Øverst	$>1,5 \cdot 10^6$	81	0,1	2000	17
	Midten	$1,8 \cdot 10^5$	79	0,6	220	4,9
Fin sand, anoksisk	Øverst	$1,7 \cdot 10^4$	79	0,4	1300	2,3
	Midten	$1,0 \cdot 10^4$	82	0,2	130	2,1
Grov sand, anoksisk	Øverst	$1,2 \cdot 10^6$	75	0,1	570	4,1
	Midten	$4,8 \cdot 10^4$	89	0,3	87	1,1
Grov sand, aerob	Øverst	$>1,5 \cdot 10^6$	75	0,4	800	2,1
	Midten	$5,7 \cdot 10^5$	86	0,4	110	0,9
Blank	Øverst	$1,9 \cdot 10^5$	76	0,1	110	0,9
	Midten	$2,2 \cdot 10^5$	82	0,6	95	1,2

Resultatene i tabell 10 viser at jern, og i mindre grad mangan, ble akkumulert øverst i kolonnene der disse metallene ble tilsatt. Innholdet av jern var høyere i fin sand enn i grov sand, og høyere under aerobe enn under anoksiske forhold, og disse sammenhengene var som forventet. En sammenligning med blank verdiene viser at lite jern og tilnærmet ingen mangan ble avsatt nedover i filteret, men at jern og mangan målt midt i filteret skyldtes selve filtersanden.

Kimtallet i kolonnene var høyt, og da spesielt i det øverste laget. Mikroskopiering av sand og slam fra filteret viste at det kun var spor av jern- og manganoksidende bakterier i kolonnen med aerobe forhold og finsand, og at slike bakterier ikke ble påvist i de andre tre kolonnene. Tilstedeværelsen av jern- og manganoksidende bakterier i den finkornig sand og aerobe kolonnen (høyt redokspotensiale) der det ble målt et noe forhøyet manganinnhold i sand og slam er logisk, og viser at mikrobiologisk manganoksidasjon kunne skje under aerobe forhold. Både den lave mangankonsentrasjonen og den svært begrensede mengden manganoksidende bakterier i sand og slam viser imidlertid at slik oksidasjon ikke har hatt noe vesentlig omfang, og dermed heller ikke gitt noe vesentlig bidrag til trykktapsøkningen i kolonnen.

## 4. Diskusjon av forhold som vil påvirke naturlig tetting

### 4.1. Effekten av salinitet

Sjøvann og ferskvann (inkludert normalt grunnvann) har normalt svært forskjellig salinitet. Saliniteten påvirker (reduserer) aktivitetskoeffisientene til anioner og kationer. Dette har som konsekvens at i sjøvann vil innholdet av forbindelser som ofte felles ut i ferskvann kunne holde seg i løsning.. Et eksempel er kalsiumkarbonat som vil kunne holde seg i løsning ved høyere konsentrasjoner i sjøvann enn i ferskvann. Dette vil isolert sett kunne medføre at mengden utfellinger kan være lavere i sjøvann enn i ferskvann dersom pH og innholdet av kalsium og andre kationer som kan felle ut karbonat er de samme. pH i sjøvann er 8-8,5, mens pH i ferskvann kan variere betydelig. Ferskt overflatevann har normalt  $pH < 7$ , mens grunnvannets pH vil avhenge av kjemiske forhold i berggrunn og løsmasser og kan variere betydelig. Et spesielt forhold gjelder der grunnvannet kommer i kontakt med injisert sement, og en kan få  $pH > 9$ .

I sjøvann vil imidlertid innholdet av anioner som sulfat, klorid og ofte bikarbonat, og kationer som barium og kalsium, være betydelig høyere enn i ferskvann. Dette øker sannsynligheten for at en får utfellinger av f.eks. baritt og gips. Målinger som er utført i vann som lekker inn i undersjøiske tunneler viser da også at vannet inneholder kalsium, sulfat og tildels barium i mengder som overstiger løseligheten til gips (og eventuelt baritt ( $BaSO_4$ )).

Effekten av saliniteten på utfelling av jernhydroksider omtales i kapittel 4.3.

### 4.2. Effekten av red-oks-forholdene

Jern finnes i mineralene i fjell og løsmasser. Når det bygges en tunnel skapes sprekker der vannet lekker inn. En kan anta at grunnvannet de fleste steder er anoksisk og at jern finnes oppløst som toverdige. Når vannet når områder der oksygen kommer inn i sprekken eller en har forhold som gjør at vann trenger inn i fjellet (og tunnelen) kan det skje en oksidasjon av toverdige jern til treverdige. Det antas at inntrengning av oksygenrikt vann vil kunne skje ved store lekkasjer, eventuelt kombinert med liten overdekning.

Treverdige jern er en vanlig brukt koagulant i behandling av drikkevann og ulike typer avløpsvann. Jern foreligger da som jernklorid og/eller jernsulfat. Optimal pH for koagulering med treverdige jern er ca. 8,5 dersom en ønsker høy utfelling av jernhydroksid, noe som er ønskelig dersom en ønsker "sweep-floc" koagulering. Med denne koaguleringsmekanismen vil ulike partikler i vannet bli omsvøpt av relativt voluminøse jernhydroksidmolekyler og –fnokker. Adsorpsjon av negativt ladede partikler, som f.eks. leirpartikler, til jernhydroksid, er en annen koaguleringsmekanisme som er relevant i forbindelse med naturlig tetting av tunneler. En pH på 7,5-8,5 vil være gunstig for en optimalisering av også denne koaguleringsmekanismen. Utfelling av andre uladete forbindelser som f.eks. jernfosfat vil ha andre optimale pH-områder, men dette er ikke relevant mhp. naturlig tetting av tunneler.

En åpenbar forutsetning for utfelling av jern(III)hydroksid er tilstedeværelsen av en betydelig mengde oppløst toverdige jern som oksideres og feller ut der tettingen skjer. Det er imidlertid vanlig at grunnvann stort sett er oksygenfritt, og inneholder betydelige mengder oppløst jern. De problemene jernutfelling ofte skaper i grunnvannsbrønner for vannforsyning er en bekreftelse på tilstedeværelsen av toverdige jern som oksideres til treverdige ved tilgang på oksygen.

Forutsetningen for utfelling av jern(III)hydroksid nær tunnelveggen er tilstedeværelsen av oksygen. Dersom det forutsettes at grunnvannet er oksygenfritt må oksygenet komme fra tunnelen. Oksygen kan diffundere gjennom vann, også motstrøms vann som lekker inn i tunneler. Molekylær diffusjon styres av partialtrykket for oksygen og oksygeninnholdet i vannet i henhold til Henrys lov. Diffusjonshastigheten vil imidlertid være begrenset, og diffusjon av oksygen inn i grunnvannet vil derfor ikke skje motstrøms vann som lekker inn med stor hastighet. Grensen for når en vil kunne få molekylær diffusjon av oksygen motstrøms innlekkende vann er ved strømningshastigheter i størrelsesorden 0,01-0,1 m/d, mens ved "turbulent diffusjon" som er et samlebegrep for transportmekanismer pga. relative bevegelser mellom vannmolekyler og pga. hydrauliske skjærkrefter vil en få oksygentransport motstrøms innlekkende vann ved vannhastigheter av en helt annen og høyere størrelsesorden. På bakgrunn av dette er det sannsynlig at transporten av oksygen ikke alene skyldes molekylær diffusjon.

Det er påvist partikulært jern i innlekket vann i alle de tunnelene som er undersøkt, og i utfellinger på tunnelvegger. Den rødbrune rustfargen forekommer også i større eller mindre grad på tunnelveggene i alle tunnelene. Toverdig jern forekommer vanligvis i innlekket vann, men der det er lite innlekkasje er innholdet lavt pga. oksidasjon til treverdige jern før vannet kommer inn i tunnelen. At treverdige jern feller ut der vannet kommer inn i tunnelene er åpenbart, og det er likeledes svært sannsynlig at jern visse steder feller ut inne i sprekkene .

Toverdig mangan kan oksideres til fireverdige mangan og felles ut som manganoksid. Ved pH < ca. 9,5 er imidlertid oksidasjonen langsom såfremt det ikke er manganoksiderende bakterier tilstede. Manganoksid er påvist i utfellinger i tunneler, og noe mikrobiologisk manganoksidasjon ble påvist under aerobe forhold i laboratorieforsøk, men det er ingen resultater fra undersøkelsene som tilsier at manganoksidasjon har vært en betydelig mekanisme i naturlig tetting.

Jern(II)sulfid har svært lav løselighet i vann, og ved tilstedeværelse av både toverdige jern og sulfid vil utfelling av jernsulfid kunne bidra til naturlig tetting. Normalt vil jernsulfid forekomme som svært små partikler sammenlignet med jernhydroksid. Ved tilstedeværelse av sulfid vil en imidlertid også kunne få hydrogensulfid, som er en giftig og korrosiv gass. På denne bakgrunn er det totalt sett gunstig at det ikke er noen indikasjoner på tilstedeværelse av sulfid i noen av tunnelene som er omtalt i kapittel 3.1, men i områder en har erfaringer med sulfidholdig grunnvann vil en også kunne få sulfid inn i tunneler.

### 4.3. Effekten av andre kjemiske parametre

Bariumsulfat har liten løselighet i vann. Det er imidlertid ingen kjemiske forhold som tilsier at vannet skal være overmettet mhp. bariumsulfat unntatt i sjøvann. Utfelling av bariumsulfat vil derfor bare kunne forekomme i undersjøiske tunneler. Løseligheten av bariumsulfat påvirkes ikke av vannets pH, og såfremt ikke redokspotensialet blir så lavt at sulfat reduseres til sulfid påvirkes løseligheten heller ikke av redokspotensialet.

Sjøvann har en pH på ca. 8 og en høyere alkalitet (2-3 mekv/l) enn det som er vanlig i ferskt grunnvann i Norge. Sjøvann inneholder ca. 400 mg Ca/l, hvilket også er betydelig høyere enn i ferskt grunnvann. Dette innebærer at utløsning av kalsiumhydroksid vil være lavere i sjøvann enn i ferskt grunnvann, og at effekten av utløsningen på pH vil være betydelig lavere i sjøvann. Dette er bekreftet gjennom de målingene som er gjennomført i norske tunneler, der de høye pH-verdiene (>9) kun ble målt der ferskt grunnvann lekket inn i tunnelen. Én konsekvens av dette er at der sjøvann lekker inn vil pH nær alltid være optimal for koagulering med treverdige jern.

Vannets innhold av hydroksider og karbonat er pH-avhengig. Dette medfører at utfelling av jern- og kalsiumkarbonat og jern- og manganoksider og -hydroksider vil avhenge av vannets pH. Ved injiseringsarbeid med sementprodukter tilføres vannet både kalsium- og hydroksidioner. Injisering av sementprodukter vil derfor kunne gi økt utfelling av karbonater, hydroksider og oksider. Kalsium, trolig i form av kalsiumkarbonat, ble påvist i små mengder i partikulært materiale i innlekket vann og i utfellinger på tunnelveggen i flere tunneler. pH-endringene vil avhenge av vannets bufferevne, og dess høyere bufferevne en har dess mindre blir pH-økningen som følge av de tilførte hydroksidionene. Bufferevnen er stor i sjøvann og moderat til lav i grunnvann. Bufferevnen i ferskvann (overflatevann) er generelt svært lav i Norge.

Svelling av leire pga. ionebytting eller oksidasjon er omtalt i kapittel 1. Disse prosessene er ikke studert i dette prosjektet, men kan selvsagt ha hatt en betydning for naturlig tetting. Innlekkasjen var imidlertid, basert på visuelle observasjoner, relativt liten i områder med leire.

#### **4.4. Andre forhold som vil påvirke naturlig tetting**

Mauring er ikke studert spesielt i dette prosjektet. Oppbygging av og gradvis gjentetting av kolonner/filtre med sand som er omtalt på slutten av kapittel 3.3.3 er imidlertid nettopp de samme mekanismene som bidrar til mauring. Dette innebærer at kornstørrelsen til sanden i fjellsprekker, typen partikler som er i vannet som strømmer gjennom sprekken og mengden og størrelsen på disse partiklene vil være avgjørende for i hvilken grad mauring vil forekomme, hvor i sprekken og sanden partikler vil avsettes, og hvilke mekanismer som styrer avsetningen av partiklene i sanden. Eksempelvis vil jern(III)hydroksid separeres fra vannet ved sileffekter og avsettes øverst/innerst i sprekker fylt med en sand med kornstørrelse  $< 0,5$  mm.



## 5. Konklusjon og anbefalinger for videre arbeid

Gradvis reduksjon av innlekkasje er påvist i norske tunneler. I tunneler der det ikke er iverksatt tiltak for lekkasjereduksjon betegnes dette som naturlige tetteprosesser. Etter en innledende undersøkelse av ulike tunneler ble det påvist store mengder av utfelt jern i områder der det er påvist naturlig tetting. I dette prosjektet ble derfor fokus satt på betydningen av oksidasjonsprosesser og utfellinger for naturlig tetting. Det må presiseres at andre prosesser som mauring (filteroppbygging og gjentetting) alene eller i kombinasjon med kjemisk utfelling også kan være av stor betydning.

Mengden jern, og andelen av jern som er oppløst, dvs. toverdig (på redusert form), var høyest der en påviste store lekkasjer. I tunneler der en observerte relativt liten grad av innlekkasje var mengden jern på redusert form (toverdig jern) liten, og ofte var jerninnholdet i vannet lavt. Jern, og i mindre grad kalsium, barium og mangan, ble påvist i partikulær form i vann som lakk inn i tunnelene. Med unntak av ett prøvepunkt kunne ikke jernutfelling forklares uten at en forutsatte at jernet var treverdig. Der utfelling av kalsium ble påvist, trolig som kalsiumkarbonat, kunne dette ses i sammenheng med pH-økning som sekundæreffekt av injeksjon av sement.

I laboratorieforsøk er det påvist at tilførsel av oksygen til et vann med mye toverdig jern medfører oksidasjon av toverdig til treverdig jern og påfølgende utfelling i løsmasser (illustrert med et sandfilter). Trykktapsoppbyggingen gikk vesentlig raskere med oksygen tilstede enn uten oksygen. Trykktapsoppbyggingen var også svært avhengig av kornstørrelsen på sanden i filteret/kolonnen. Noen effekt av vannets salinitet på trykktapsoppbyggingen ble ikke påvist. Det ble påvist både utfelling av manganforbindelser og tilstedeværelse av manganoksidende bakterier i en aerob kolonne, men effekten av manganoksidasjon og -utfelling var relativt liten sammenlignet med effekten av tilsvarende reaksjoner for jern. Dersom grunnvannet inneholder mye mangan kan imidlertid betydningen av manganutfelling øke.

Det er også påvist at samvirket mellom jernutfelling og tilstedeværelse av mineralske partikler påvirker både utfelling av jern og partikkelstørrelsesfordelingen. Dette avhenger i stor grad av størrelsen på de mineralske partiklene som er i vannet før en eventuell jernhydroksidutfelling.

I dette prosjektet er det studert hvilke sammenhenger som finnes mellom kjemiske reaksjoner, og da primært oksidasjon og utfelling. Arbeidet med å undersøke hvilke muligheter en har til å anvende kunnskapen for å redusere innlekkasje ikke er berørt. Dette er utvilsomt noe som bør gjennomføres som en fortsettelse av dette prosjektet. Det anbefales derfor å undersøke mulighetene for å injisere luft som oksygenkilde på steder med relativt stor innlekkasje. Dette bør undersøkes i et avgrenset utvalg av tunneler. Målsetningen bør være å høste erfaring med i hvilken grad en som et planlagt tiltak kan akselerere oksidasjon og utfelling av jernhydroksid og eventuelt manganoksid for å redusere innlekkasje.

Uttak av prøver i fjell der det er påvist naturlig tetting er ønskelig om dette er praktisk mulig. Hensikten med prøveuttaket vil være å verifisere resultatene fra dette prosjektet, samt å studere hvor langt innover i fjellet oksidasjon og utfellinger har funnet sted.

## 6. Referanser

- Hem, L. J. and Charnock, C. (1999): "Biofilm formation potential in Norwegian waterworks – the influence of raw water quality and treatment technology. Proceedings, 1999 AWWA Annual Conference and Exposition, Chicago June 20-24.
- Hem, L. J. and Efraimsen, H. (2001): "AOC in MW fractions of NOM". Water Research, :35:4:1106-1110.
- Eikebrokk, B. (2002): Personlig meddelelse. SINTEF.
- Mehlum, A. (2001): Personlig meddelelse. Statens Vegvesen.
- Schecher, W. D. and McAvoy, D. C. (1994): MINEQL<sup>+</sup>: A chemical equilibrium program for personal computers. The Procter & Gamble Company, Cincinnati, USA.
- Stumm, W. och Morgan, J.J. (1981). "Aquatic Chemistry – Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters", 2<sup>nd</sup> Ed. New York, John Wiley & Sons Inc.