



E-88415

Vannbehandling  
ved filtrering gjennom  
basisk filtermasse

# NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

<b>Hovedkontor</b> Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (02) 23 52 80 Telefax (02) 39 41 89	<b>Sørlandsavdelingen</b> Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (041) 43 033 Telefax (041) 43 033	<b>Østlandsavdelingen</b> Rute 866 2312 Ottestad Telefon (065) 76 752 Telefax (065) 78 402	<b>Vestlandsavdelingen</b> Breiviken 5 5035 Bergen-Sandviken Telefon (05) 95 17 00 Telefax (05) 25 78 90
--	---	--	--

Prosjektnr.: E-88415
Undernummer:
Løpenummer: 2594
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel:  VANNBEHANDLING VED FILTRERING GJENNOM BASISK FILTERMASSE.	Dato: Mai 1991
	Prosjektnummer: E-88415
Forfatter (e):  Hans Kristiansen	Faggruppe: Vannbehandling
	Geografisk område: Akershus
	Antall sider (inkl. bilag): 20

Oppdragsgiver:  NIVA, Carl-H. Knudsen A/S	Oppdragsg. ref. (evt. NTFN-nr.):
---	----------------------------------

Ekstrakt: Forsøk med vannbehandling ved filtrering gjennom finknust kalkstein er gjennomført ved Bærum vannverk med vann fra Aurevatn som kilde. Forsøkene har vist at metoden er velegnet med tanke på å redusere korrosjon på ledningsnettet. Metoden er enkel og driftssikker og går ut på at aggressivt vann løser ut en del av massen slik at vannets pH-verdi, alkalitet og kalsiuminnhold øker. Økningen styres ved å regulere vannets kontakttid med massen, og mengden tilsatt CO <sub>2</sub> før filtreringen. Mengden oppsamlet stoff i filtermassen fjernes ved tilbakespyling.
---

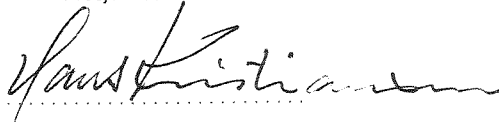
4 emneord, norske:

1. Vannforsyning
2. Vannbehandling
3. Filtrering
4. Korrosjonskontroll

4 emneord, engelske:

1. Water supply
2. Water treatment
3. Filtration
4. Corrosion control

Prosjektleder:



For administrasjonen:



ISBN 82-577-1901-3

## FORORD

Drikkevannet slik det leveres fra de aller fleste vannverk her i landet er aggressivt og tærer på ledningsnettene med lekkasjer og store kostnader til vedlikehold og fornyelse som resultat. Vannet kan gjøres "ikke aggressivt" ved behandling i vannverket. De behandlingsanlegg som for tiden er i bruk, er kostbare både i anlegg og drift og i tillegg plasskrevende. Anleggene er derfor mest egnet for store vannverk. Det er derfor behov for billige og enkle behandlingsanlegg som også kan være egnet for mindre vannverk.

Dette prosjektet er et ledd i arbeidet med å klarlegge mulighetene for å anvende basisk filtermasse som kombinasjon av filtrering og behandling av drikkevannet.

Arbeidet er utført i samarbeid mellom Sivilingeniør Carl-H. Knudsen A/S (CHK) og Norsk institutt for vannforskning (NIVA) med Hydrogas A/S som delfinansiør. Hydrogas har i tillegg levert CO<sub>2</sub>-gass og utstyr for dosering av gassen. Franzefoss Bruk A/S har levert den alkaliske massen.

Bærum kommune har velvilligst stilt plass, vann, strøm og nødvendig tilbehør til disposisjon.

Forsøkene er utført i CHK's forsøksanlegg og personell fra CHK har stått for selve gjennomføringen. Driftsavdelingen ved Aurevann vannverk, Bærum kommune har tatt vannprøvene og analyser er utført ved kommunenes eget laboratorium og ved NIVA's laboratorium. NIVA har hatt et eget forskningsprosjekt om marmorfiltrering som har vært med på finansiering av prosjektet. Kontaktpersoner for gjennomføring av prosjektet har vært:

Carl- H. Knudsen	CHK
Lasse Vråle	CHK
Aud Inger Rasmussen	Hydrogass
Astri Drake	Franzefoss Bruk
Hans Kristian Hoff	Bærum kommune
Driftspersonell ved vannverket	Bærum kommune
Dag Norum	Bærum kommune
Karin Sagn	Bærum kommune
Hans Kristiansen	NIVA

Oslo, mars 1991

Hans Kristiansen

## SAMMENDRAG OG KONKLUSJON

Forsøk er gjennomført for å undersøke endringen av kvaliteten på vann som ledes gjennom basisk filtermasse. Filtermassen besto av finknust kalkstein fylt opp i CHK's forsøksfilter for oppstrømsfiltrering. Forsøksfilteret var plassert ved Bærum vannverks renseanlegg og det ble brukt vann fra vannverkets råvannskilde.

Forsøket ble gjennomført med forskjellige filtreringshastigheter fra 10 til 25 m pr. time og vannet ble tilsatt forskjellige mengder karbondioksid ( $\text{CO}_2$ ) før filtreringen. Ved laveste filtreringshastighet ble vannet tilført kalsium omkring 4 mg/L og pH-verdien steg til 9.0. Ved høyere filtreringshastigheter ble vannet tilført noe mindre kalsium samtidig som pH-stigningen ble mindre.

Når vannet ble tilsatt  $\text{CO}_2$  før filtreringen gikk mer av filtermassen i løsning og vannet ble tilført mer kalsium og fikk høyere alkalitet samtidig som pH-verdien ble lavere. Ved å avpasse tilsetning av  $\text{CO}_2$  og filtreringshastigheten kan man oppnå ønsket kalsiuminnhold, alkalitet og pH-verdi på det filtrerte vannet.

Filtreringen ga en markert reduksjon av vannets turbiditet for filtreringshastigheter opp til 20 m pr. time. Ved høyere hastigheter økte turbiditeten. Vannets fargetall ble ikke redusert ved filtreringen. Innholdet av jern, aluminium og mangan ble noe lavere etter filtreringen, og størst var reduksjonen for mangan. Siden lite av stoffene i vannet ble avsatt i filteret, ble behovet for tilbakespyling tilsvarende mindre.

Resultatene av forsøket har vist at vannbehandling ved filtrering gjennom finknust kalkstein som basisk filtermasse, er en velegnet metode med tanke på å hindre korrosjon på ledningsnettet. Ved de filtreringshastigheter som ble benyttet hadde filteret liten evne til å holde tilbake suspenderte stoffer fra vannet.

I kontakt med filtermassen løser vannet opp marmor inntil likevekt mellom fast marmor og løst kalsium og karbonat/bikarbonat. Vannet er da ikke aggressivt.

Uten tilsetning av  $\text{CO}_2$  før filtreringen, oppnås "ikke aggressivt" og, "ikke korrosivt" vann tross høy pH-verdi. Dette skyldes at vannets alkalitet og kalsiuminnhold blir for lav.

Ikke aggressivt vann med høyere alkalitet og kalsiuminnhold samtidig lavere pH-verdi, oppnås ved å tilsette  $\text{CO}_2$ . Mengden tilsatt  $\text{CO}_2$  må tilpasses filtreringshastigheten for å oppnå ønskede verdier for de nevnte parametere.

Dersom filteranlegget skal benyttes i et vannverk til å behandle en delstrøm av vannet, må det behandlede vannet ha høy alkalitet og kalsiuminnhold. Det kreves da en høyere CO<sub>2</sub>-tilsetning som etter innblanding med resten av vannet vil bli aggressivt og må etternøytraliseres.

INNHOLDSFORTEGNELSE	Side
FORORD .....	1
SAMMENDRAG OG KONKLUSJON.....	2
1. INNLEDNING .....	5
2. GENERELT OM FILTRERING .....	6
2.1. Filterets driftstid (gangtid) .....	7
2.2. Forskjellige typer hurtigsandfiltre .....	8
2.3. Vannbehandling ved filtrering .....	9
3. FORMÅLET MED UNDERSØKELSEN.....	10
4. GJENNOMFØRING AV UNDERSØKELSEN .....	11
4.1. Forsøksanlegget.....	11
4.2. Drift av anlegget.....	12
4.3. Prøvetaking og analyse .....	13
4.4. Diskusjon av analyseresultatene .....	15
4.4.1. Utløsning av kalsium uten CO <sub>2</sub> -tilsetning.....	15
4.4.2. Utløsning av kalsium med CO <sub>2</sub> -tilsetning.....	15
4.4.3. Basisk masse som filtermedium. ....	19
4.4.4. Reduksjon av vannets metallinnhold.....	19
4.4.5. Reduksjon av fargetall og turbiditet. ....	19
4.4.6. Forbruk og tap av filtermasse.....	20

## 1. INNLEDNING

De fleste vannverk i Norge har overflatevann som vannkilde. Berggrunnen består stort sett av meget tungtløselige bergartsmineraler. Nedbøren som faller er sur på grunn av opptak av kullsyre fra atmosfæren og eventuelt langtransportable luftforurensninger. Da fjellgrunnen er nesten uløselig vil overflatevannet være mineralfattig, svakt surt og aggressivt. Betennelsen aggressivt brukes om vann som løser opp kalsiumkarbonat.

Kalsiumkarbonat fins i kalkbergarter. Vann i kontakt med kalkbergarter vil løse opp kalsiumkarbonat og samtidig ta opp karbondioksid ( $\text{CO}_2$ ) fra atmosfæren inntil det har innstilt seg en likevekt mellom oppløst kalsium i form av bikarbonat og bergarten. Videre oppløsning av kalsiumkarbonat vil da stanse.

I Norge fins større forekomster av både marmor og kalkstein, men forekomstene er spredt og av forholdsvis liten utstrekning, og har derfor liten betydning for kvaliteten av drikkevannet på landsbasis. Den vanligste brukte kjemikalium til vannbehandling er hydratkalk. Det gjelder enten til heving av vannets pH-verdi eller sammen med  $\text{CO}_2$  til å bringe vannet i karbonatlikevekt.

Hydratkalk fremstilles ved at kalkstein brennes ved en temperatur på omkring  $1000^\circ\text{C}$ . Under brenningen avgir kalksteinen  $\text{CO}_2$  og går over til brent kalk (kalsiumoksid  $\text{CaO}$ ), som deretter tilsettes vann (leskes) og går over til hydratkalk ( $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ). Kalkstein er ofte forurensset av leire som blir skilt fra under leskeprosessen.

Norske marmorforekomster er så rene at en ekstra renseprosess er unødvendig. Ved å bruke marmoren til vannbehandling uten annen forbehandling enn knusing spares store energimengder og utslipp av  $\text{CO}_2$  til atmosfæren.

## 2. GENERELT OM FILTRERING

Filtrering er en mekanisk renseprosess som fjerner suspenderte partikler fra vannet. Den enkleste form for filtrering er siling som går ut på at partikler større enn filtermediets poreåpning eller sildukens maskeåpning blir holdt tilbake. Man skiller mellom planfiltre og dybdefiltre.

I planfiltre skjer det en siling og hva som holdes tilbake er direkte avhengig av sildukens maskeåpning. I dybdefiltre skjer en siling på overflaten hvor de største partikler holdes tilbake, men i hele filterets dybde er det også andre prosesser som deltar i filtreringen slik at rensegraden for filteret er langt større enn det den teoretiske poreåpning for filteret skulle tilsi. I vannverkssammenheng brukes nesten bare dybdefiltre med kvartsand som filtermedium. Av sandfiltre skilles mellom hurtigsandfiltre og langsomsandfiltre. Langsomsandfiltrene er egentlig biologiske filtre hvor det er biokjemiske prosesser i tillegg til de mekaniske og disse kommer dermed i en særstilling.

Et sandfilters virkning som sil har direkte sammenheng med størrelse av sandkornene. Det er de partikler større enn åpningen mellom sandkornene som blir holdt tilbake. Sandfilterets virkning som sil er et overflatefenomen og utgjør i virkeligheten bare en liten del av reisevirkningen. Den egentlige rensing skjer ved adsorpsjon til sandkornenes overflate og det er utført en rekke arbeider med sikte på å forklare virkemåten.

Sandens evne til å adsorbere stoffer fra vannet er en funksjon av sandkornenes total overflate og vannets kontakttid med sanden. Av dette følger at et sandfilters evne til å holde stoffer tilbake har sammenheng med uttrykket:

$$\frac{h}{Vd}$$

Hvor  $h$  er sandlagets høyde eller tykkelse,  $d$  sandkornenes diameter og  $V$  vannets hastighet gjennom sandlaget. Dersom en bestemt rensegrad av det filtrerte vannet skal opprettholdes under ulike betingelser, må en endring av en størrelse etterfølges av en tilsvarende endring av en annen. En økning av vannhastigheten må f.eks. enten kompenseres ved en økning av sandlagets tykkelse eller bruk av finere sand.

Filterets evne til å holde stoffer tilbake har også sammenheng med egenskapene til de stoffer som skal holdes tilbake. Studie av hvordan vannkvaliteten endres ved passasje gjennom sandlaget har vist at evnen til å holde faste stoffer tilbake følger stort sett en første ordens lov av typen:



$$\frac{dc}{c} = kdh$$

Hvor  $c$  er konsentrasjonen av de stoffer som skal fjernes.  $dc$  er konsentrasjonsendringen over filtersjiktet dh. Tallverdien for  $k$  er karakteristisk for partiklene som skal fjernes og har med forbehandlingen å gjøre, f.eks. bruk av koaguleringsmidler. Jo større  $k$  er desto raskere oppnås den ønskede renhet ved passasje gjennom det filtrerende laget.

Etter at et filter har vært i drift en bestemt tid har det skjedd en opphoping av stoffer i hvert elementærsjikt med tykkelse dh. Oppfanget stoffmengde i sjiktet er størst nærmest innløpet og avtar mot utløpet. Oppfanget stoff i filteret forbedrer filtreringsevnen ved at åpningen mellom sandkornene avtar. Det har to forskjellige virkninger:

- Dersom partiklene som skal fjernes er sterkt bundet til hverandre, vil vannstrømmen ikke kunne splitte den opp til tross for at når porevolumet avtar må vannhastigheten stadig økes for å opprettholde ønsket kapasitet.
- Dersom partiklene er svakt bundet til hverandre, oppstår det en form for selvrensing ved at overskuddet av partikler oppsamlet i ett sjikt av filteret følger strømmen til neste inntil hele filteret tilslutt er mettet og man finner partiklene igjen i det filtrerte vannet.

I begge tilfeller må filtreringen etter en viss tid stanses og filtermasser regenereres ved at oppsamlet stoff fjernes. Forsøk har vist at partiklenes motstand mot å bli revet løs har direkte sammenheng med konstanten  $k$ , som karakteriserer stoffenes evne til å bli holdt tilbake. Ved høy verdi av  $k$  er det det første laget av filtermassen som opptar partiklene og det hindrer en videre gjennomtrekning i dybden og trykket over filteret øker raskt uten at man får gjennomtrekning av partiklene. Ved for lav verdi av  $k$  avsetter partiklene seg innover i filtermassen og det skjer en langsom trykkøkning og filteret er mer ømfintlig overfor gjennomslag.

### 2.1. Filterets driftstid (gangtid)

Stoffer som filteret holder tilbake må fra tid til annen spyles ut. Tiden mellom hver spyling er en viktig faktor for karakterisering av filteret. For en gitt verdi av  $k$ , som karakteriserer partiklene, er denne tiden nesten uavhengig av tykkelsen av det filtrerende lag. Det forutsettes da at tykkelsen på filterlaget er større enn den minimumstykkelse som må til for at vannet skal ha samme kvalitet under hele filtreringssyklusen.

Denne gangtiden er en funksjon av vannhastigheten gjennom filteret og sandens kornstørrelse. Den lar seg regne ut under visse forutsetninger. Som eksempel på resultat av en slik utregning, kan man ta for seg et filter med tykkelse 1 m og sand med diameter 1 mm. Vannhastigheten gjennom filteret er 4 m pr. time og det er 48 timer mellom hver tilbakespyling. Dersom vannhastigheten gjennom samme filter skal økes til 8 m pr. time og samtidig beholde samme vannkvalitet, finner man av uttrykket  $h/Vd$  at kornstørrelsen på sanden må reduseres til 0.5 mm. Beregner man nå gangtiden for filteret med den nye sanden, kan man regne ut at den er redusert til 4.3 timer.

Ved å bruke finere sand i filteret, kan man altså redusere konstruksjonskostnadene, men samtidig vil forbruket av spylevann øke. I dette tilfellet medgår 5.5 ganger så mye vann til spyling. Samtidig må det kontrolleres at filtertykkelsen på 1 m er tilstrekkelig til å sikre tilfredsstillende kvalitet på det filtrerte vannet.

En filtrert vannmengde fra 100 til 200 m<sup>3</sup> pr. m<sup>2</sup> filterflate mellom to tilbakespylinger må anses som tilfredsstillende. Avhengig av kostnader på vannbehandling, investeringer og energi, vil det være optimale verdier for størrelsene  $V$ ,  $d$  og  $h$ . I praksis har det i de fleste tilfeller vist seg å være mer rasjonelt å kompensere en økning av vannhastigheten med en økning av filterlagets tykkelse. Under forutsetning av at alle andre variabler er konstant, er forøvrig sikkerheten for god vannkvalitet større jo tykkere det filtrerende laget er. Bare en betydelig forbedring av faktoren  $k$ , ved tilsetning av koaguleringsmidler, tillater en minskning av filterlagets tykkelse.

## 2.2. Forskjellige typer hurtigsandfiltre

Foregående utredning viser at det finnes et visst spillerom med hensyn til valg av parametre for å oppnå samme vannkvalitet ved filtrering gjennom hurtige sandfiltre. Dette valget er gjerne knyttet til utbytte som må sees i relasjon til gangtiden. Erfaringsmessig har det utviklet seg to typer av filtre:

- den amerikanske typen med fin sand (0.5 mm), men liten filtertykkelse (0.5 m)
- den europeiske typen med grovere sand (1 til 2 mm) og stor filtertykkelse (1 til 1.20 m) med filtreringshastighet mellom 4 og 6 m pr. time.

For de to filtertypene er det også avvikelser i måten de regenereres på. Av økonomiske grunner har det imidlertid for de europeiske filtre, vært en tendens

til å redusere filterlaget helt til 0.70 m. Dermed er sikkerhetsmarginen for filteret blitt redusert og det er vanskeligere å opprettholde turbiditetskravet for rentvannet.

Mengden av de stoffene som blir holdt tilbake fordeler seg gjennom det filtrerende lag etter en logaritmisk lov fra innløp mot utløp. Det er de største partiklene og også den største masse av partikler som først blir avsatt. Mengden avsatt stoff avtar hurtig innover i filterlaget. Teoretisk vil et filter være best egnet der sanden har en avtakende kornstørrelse fra innløpet og innover i sanden og har en sikkerhetszone med den aller fineste sanden der vannet forlater filteret. Ved en slik kornfordeling vil de største partiklene og det meste av stoffet avsette seg i den groveste filtermassen.

Vanligvis filtreres vannet ovenfra og ned gjennom et sandfilter (nedstrøms filtrering). Avsatt stoff i filteret fjernes ved at vannet pumpes nedenfra og opp med så stor hastighet at filterlaget ekspanderer og sandkornene holdes svevende i vannstrømmen. For at massen etter tilbakespylingen skal orientere seg med den groveste massen øverst i filteret, må den grove massen ha lavere egenvekt enn den fine. I tillegg til kvartssand finnes det bare et fåtall masser med så stor forskjell i egenvekt at de etter tilbakespylingen orienterer seg med størst kornstørrelse øverst.

En masse av samme materiale og altså med samme egenvekt men med forskjellig kornstørrelse, f.eks. kvartssand vil etter tilbakespylingen orientere seg med det groveste materiale nederst og en gradvis avtagende kornstørrelse til det aller fineste materiale øverst. Ledes vannet nedenfra og opp (oppstrømsfiltrering) gjennom filtermassen, har man et ideelt filter for fjerning av partikler fra vannet. De største partiklene blir holdt tilbake av den groveste massen og etterhvert som vannet ledes oppover gjennom massen blir finere og finere partikler holdt tilbake. Den fineste massen øverst vil tjene som en siste finfiltrering av vannet før det forlater filteret.

### **2.3. Vannbehandling ved filtrering**

Masse til filtrering av vann er vanligvis av et inert materiale, f.eks. kvartssand og antrasitt. Ved å bruke filtermasse av knust kalkstein eller marmor, vil vannet i tillegg til filtreringen også bli behandlet idet noe av massen går i løsning og vannet får høyere pH-verdi, alkalitet og kalsiuminnhold etterhvert som det passerer. Dette er naturens egen måte å gjøre aggressivt vann mindre aggressivt.

Regnvann er aggressivt og i kontakt med kalkbergarter vil kalsiumkarbonat gå i løsning og vannets pH-verdi øke. Vannet vil da kunne ta opp mer CO<sub>2</sub> fra

atmosfæren, og mer kalsiumkarbonat går i løsning. Denne prosessen fortsetter inntil ikke mer kalsiumkarbonat kan gå i løsning ved den CO<sub>2</sub>-konsentrasjon atmosfæren har i kontakt med vannet. Vannet er da i karbonatlikevekt og er gitt betegnelsen "ikke aggressivt". Kalsiuminnhold og pH-verdi for ikke aggressivt vann er avhengig av temperatur og mengden av andre stoffer vannet har løst opp i kontakt med bergart og jordsmonn.

I drikkevannsforskriftene som gjelder for EF-landen skal vannet være "ikke aggressivt". Siden duktile støpejernsrør som brukes for drikkevann her i landet, er fabrikkert i EF-land, har de en innvendig korrosjonsbeskyttelse som tilfredsstillt kravet til vannkvalitet i produksjonslandet. Dersom vi skal forlange samme varighet for rørene her i landet, må vi stille samme krav til vannkvalitet.

I norske kvalitetsnormer for drikkevann kreves ikke at vannet skal være "ikke aggressivt", men godt drikkevann gis følgende anbefaling:

alkalitet mellom 0.6 og 1.0 mmol/L  
kalsiuminnhold mellom 15 og 25 mg/L Ca  
pH-verdi mellom 7.5 og 8.5

Dette er en tilnærming til "ikke aggressivt" vann.

I kontakt med masse av finknust marmor vil vannets pH-verdi, alkalitet og kalsiuminnhold stige til konstante verdier og ikke mer av massen vil gå i løsning. Vannet er da "ikke aggressivt", men pH-verdien vil være for høy og alkalitet og kalsiuminnhold for lavt for å tilfredsstille de norske anbefalinger. I et filtreringsanlegg er vannet avskåret fra å ta opp CO<sub>2</sub> fra atmosfæren etterhvert som vannets pH-verdi stiger. For å få mer av filtermassen til å gå i løsning må vannet før filtreringen gjøres mer aggressivt ved at det blir tilsatt CO<sub>2</sub>.

### **3. FORMÅLET MED UNDERSØKELSEN**

Hensikten med undersøkelsen var å finne sammenhengen mellom oppholdstiden i massen og mengden utløst kalsium fra massen ved forskjellige tilsetninger av CO<sub>2</sub>.

Vannet ble ledet nedenfra og opp gjennom filtermassen. Det var av interesse å finne den maksimale hastighet vannet kan ledes gjennom filtermassen med, uten at de fineste partikler av massen blir revet med og ført ut med vannstrømmen.

Vannet i Aurevatn er farget på grunn av humusstoffer sammen med hydroksider av jern, og mangan. I tillegg fins også aluminium sammen med humusstoffene.

Disse stoffene foreligger suspendert i kolloidal form i vannmassen. Grunnen til at suspensjonen er stabil er at partikkeloverflaten er omgitt av et elektrisk felt. Feltet har positiv eller negativ ladning avhengig av typen partikler og vannets pH-verdi. I naturlig vann har partikler av organisk materiale (humusstoffer) stort sett negativ overflateladning, mens ladningen på partikler av metallhydroksider er positiv.

Overflateladningen til partikler som består av en blanding av ulike stoffer, vil være avhengig av hvilke stoffer som til enhver tid dominerer i vannet. Overflaten av marmorpartikler i aggressivt vann har negativ overflateladning. Det kan da skje en tiltrekning eventuelt frastøting mellom partikler i vannet og filtermassen som kan influere på turbiditet og farge i det filtrerte vannet. Prosjektet tar sikte på å avklare disse forhold.

Partikler som tiltrekkes av filtermassen kan forårsake at utløsningen av kalsium fra filtermassen avtar med driftstiden. Dette er forhold som ønskes avklart i prosjektet og videre om tiltrukne partikler lar seg spyle ut av filtermassen.

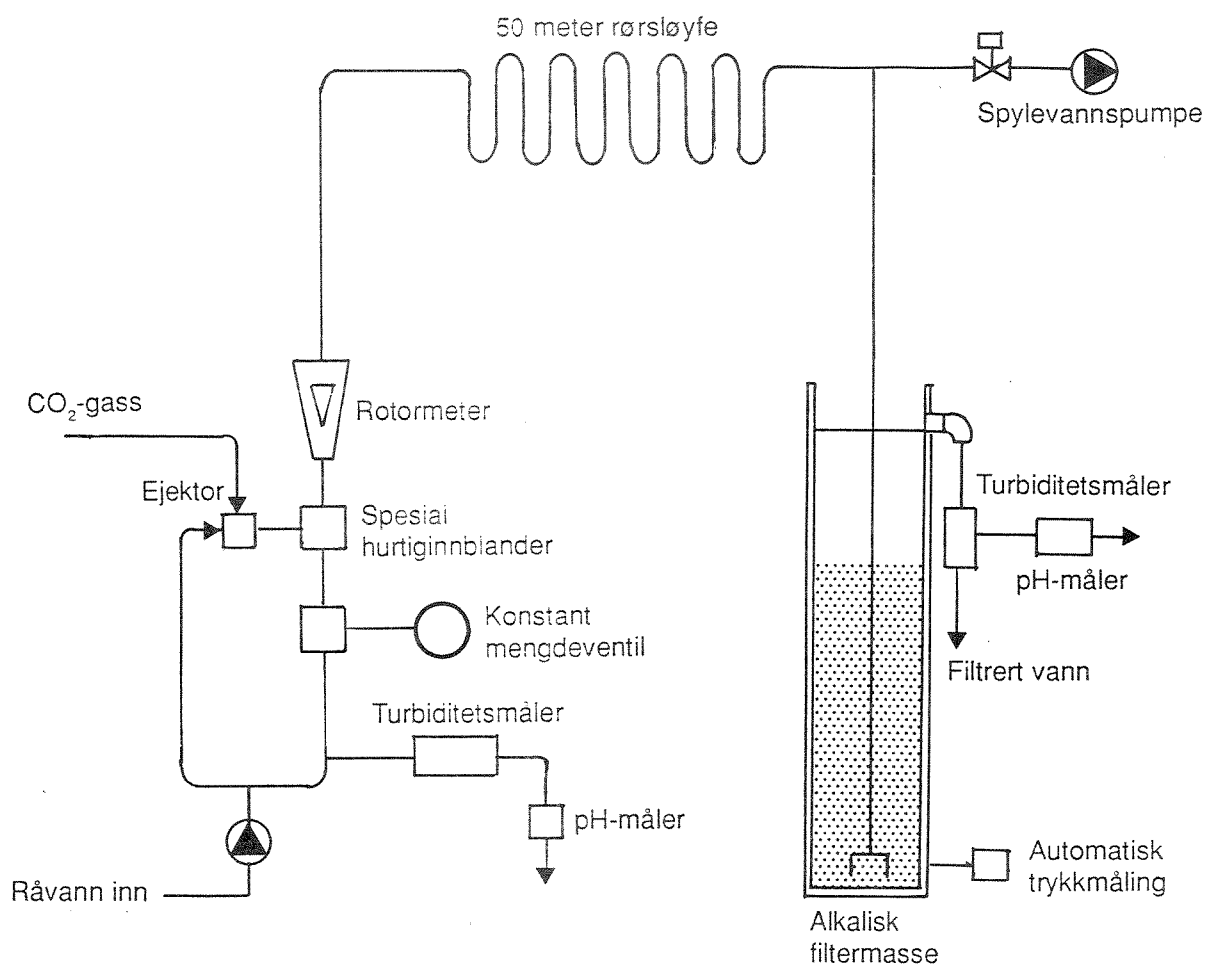
#### **4. GJENNOMFØRING AV UNDERSØKELSEN**

##### **4.1. Forsøksanlegget**

Til forsøkene ble brukt CHK's forsøksanlegg for kontaktfiltrering. Anlegget er bygget for oppstrømsfiltrering. Selve filteret består av en glassfiberarmert plastsyylinder med diameter 0.8 m. Vannet ledes ned gjennom samme rør i så store mengder at hele filtermassen fluidiserer.

Filtermassen som ble levert av Franzefoss Bruk A/S har betegnelsen "knust kalkstein". Den har et  $\text{CaCO}_3$ -innhold på 98 % og en kornstørrelse mellom 0.2 og 3 mm. Massen ble fylt opp i en dybde av 1.80 m.

En skisse av forsøksanlegget er vist på figur 1.



Figur 1. Skjematisk oversikt over forsøksanlegget.

#### 4.2. Drift av anlegget

Forsøket ble gjennomført over to perioder; en i juli - august 1989 og en i desember samme år. I første periode ble anlegget igangsatt 4. juli og stanset 16. august. Under driften ble anlegget jevnlig inspisert av personale fra CHK samtidig som vanngjennomstrømning og CO<sub>2</sub>-tilsetning ble justert.

Filteranlegget har automatiske anordning for tilbakespyling. Denne styres både av en trykkmåler i bunnen av filteret og en turbiditetsmåler ved utløpet av filteret. Det viste seg at hverken trykket eller turbiditeten i utløpsvannet økte så mye at automatikken trådte i funksjon. Tilbakespylingen ble derfor utløst manuelt og to ganger i perioden. Spylingen ble foretatt med en vannhastighet på 80 m pr. time. I denne perioden ble det ikke tatt prøver av spylevann for å bestemme mengde og sammensetning av stoff som ble avsatt i filtermassen under driften.

I andre periode ble forsøket igangsatt 1. desember og avsluttet 19. desember. Også i denne perioden ble anlegget inspisert og vanngjennomstrømning og CO<sub>2</sub>-tilsetning justert av personale fra CHK.

#### 4.3. Prøvetaking og analyse

Vannet som ledes gjennom anlegget ble overvåket ved kontinuerlig registrering av følgende parametre:

pH-verdi i råvann og filtrert vann.  
turbiditet i råvann og filtrert vann.  
trykket i bunnen av filter.

Signalene fra de forskjellige instrumenter ble logget kontinuerlig og kan tas ut på CHK's loggesystem.

I tillegg ble det tatt ut prøver av råvann og filtrert vann for kjemisk analyse av følgende parametre:

1. pH-verdi
2. Konduktivitet
3. Fargetall
4. Turbiditet
5. Alkalitet
6. Kalsium
7. Magnesium
8. Jern
9. Mangan
10. Aluminium

Vannprøvene ble dels tatt av Bærum vannverks driftsoperatører og dels av personale fra CHK. Prøvene tatt i sommerperioden ble analysert av Bærum kommune på Regionlaboratoriet vest, Løxa og prøver tatt i desemberperioden ble analysert av NIVA.

For å sikre stabil drift av anlegget mellom hver prøvetaking, ble det opprinnelig planlagt å ta prøver en uke etter endret vanngjennomstrømning og CO<sub>2</sub>-tilsetning. Det ble imidlertid tatt prøver hyppigere enn dette. Resultatet av analysen er ført opp i tabell 1. I tillegg ble også forbruket av alkalisk masse overvåket.

Tabell 1. Analyseresultater

Dato	Filtrer.- hast. m/time	Tilsatt CO <sub>2</sub> mg/L	pH-verdi		Kondukt. mS/m		Turb. NTU		Fargetall mg/L PT		Alkalitet mmol/L		Kalsium mg/L Ca		Magnesium mg/L Mg		Aluminium mg/L Al		Jern mg/L Fe		Mangan mg/L Mn	
			inn	ut	inn	ut	inn	ut	inn	ut	inn	ut	inn	ut	inn	ut	inn	ut	inn	ut	inn	ut
7/7	10	36,5	6,65	7,65	2,7	15,6	0,4	0,35	28	28	0,06	1,43	3,00	0,40	0,48	0,16	0,13	0,08	0,07	0,05	0,04	
10/7	10	36,5	6,50	7,75	2,6	14,7	0,5	0,30	22	22	0,06	1,36	2,8	0,37	0,45	0,16	0,13	0,08	0,07	0,05	0,04	
12/7	10	36,5	6,45	7,70	2,6	14,5	0,5	0,35	25	25	0,05	1,25	2,8	0,35	0,47	0,16	0,14	0,11	0,11	0,06	0,04	
14/7	10	36,5	6,45	7,60	2,6	14,4	0,4	0,35	25	26	0,05	1,29	2,9	0,35	0,46	0,15	0,13	0,09	0,08	0,03	0,02	
17/7	10	36,5	6,40	7,40	2,7	17,7	0,4	0,40	26	27	0,05	1,58	3,0	0,33	0,49	0,15	0,13	0,10	0,09	0,03	0,03	
19/7	10	85	6,50	6,95	2,7	25,5	0,4	0,35	29	22	0,06	2,43	3,0	0,35	0,57	0,16	0,14	0,10	0,09	0,04	0,03	
21/7	10	0	6,40	9,00	2,6	5,0	0,4	0,40	21	25	0,06	0,31	2,8	0,55	0,37	0,13	0,18	0,11	0,08	0,04	0,02	
21/7	10		6,95	6,95		24,8		0,35			2,09											
21/7	10		7,25	7,25		25,9		6,8			0,06			1,03					0,21		0,05	
24/7	10	0	6,55	8,95	2,7	4,6	0,4	0,35	13	10	0,06	0,27	2,7	0,33	0,35	0,14	0,15	0,11	0,07	0,03	0,02	
26/7	15	0		9,10		4,5		0,35		27		0,26							0,07		0,02	
28/7	15	0		8,90		4,8		0,35		23		0,26							0,09		0,03	
31/7	15	0		8,90		4,3		0,35		20		0,27							0,06		0,03	
2/8	15	0		8,90		4,4		0,45		25		0,26							0,06		0,03	
4/8	15	0		9,20		4,4		0,45		25		0,26							0,07		0,03	
7/8	15	0	6,40	8,70	2,8	4,5	0,55	0,40	19	22	0,06	0,26	3,1						0,07		0,02	
9/8	15	66		7,10		18,9		0,40		22		1,77							0,11		0,03	
11/8	15	66		6,90		18,8		0,35		17		1,77									0,02	
14/8	15	27		7,40		12,0		0,50		20		1,05									0,03	
8/12	20	0		8,14		4,8		0,30		28		0,3									0,04	
11/12	20	20		7,53		11,4		9,0		26		0,99									0,03	
15/12	25	15		7,44		9,3		3,5		26		0,78									0,02	
18/12	25	15		7,30		9,3		3,5		26		0,76									0,02	



#### 4.4. Diskusjon av analyseresultatene

##### 4.4.1. Utløsning av kalsium uten CO<sub>2</sub>-tilsetning.

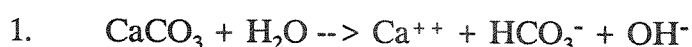
Resultatene av den kjemiske analyse i tabell 1 viser at uten tilsetning av CO<sub>2</sub> er det en klar sammenheng mellom vannets kontakttid med filtermassen, uttrykt som filtreringshastighet, pH-verdi og kalsiuminnhold i det filtrerte vannet. Dette er nærmere anskueliggjort i tabell 2.

Tabell 2. pH-verdi og kalsiuminnhold i filtrert vann ved forskjellige filtreringshastigheter.

Filtreringshastighet i m pr. time	pH-verdi	Kalsium mg/L Ca	
		i utløpsvannet	utløst fra massen
10	9,00	7,7	4,7
15	8,90	7,2	4,2
20	8,14	6,9	3,9

Det fremgår av tabellen at forholdsvis lite av filtermassen går i løsningsgang, når vannet ikke tilsettes CO<sub>2</sub>. Man ser videre at utløsning fra massen er lite påvirket av vannets kontakttid med massen. Mengden utløst kalsium fra massen halveres ikke om filtreringshastigheten fordobles. Årsaken til dette kan være at den massen som ble brukt var så finkornet at konsentrasjonen av oppløst kalsiumkarbonat har vært nær likevekt med fast masse ved alle filtreringshastigheter og da ikke aggressivt.

Reaksjonen mellom vann og masse uttrykkes ved likning:



Vannet angriper filtermassen, med det resultat at kalsium går i løsningsgang og vannets pH-verdien stiger. Reaksjonen stanser når det er inntrådt likevekt. Ved høy pH-verdi skjer det ved forholdsvis lavt kalsiuminnhold og vannet er da ikke aggressivt.

##### 4.4.2. Utløsning av kalsium med CO<sub>2</sub>-tilsetning.

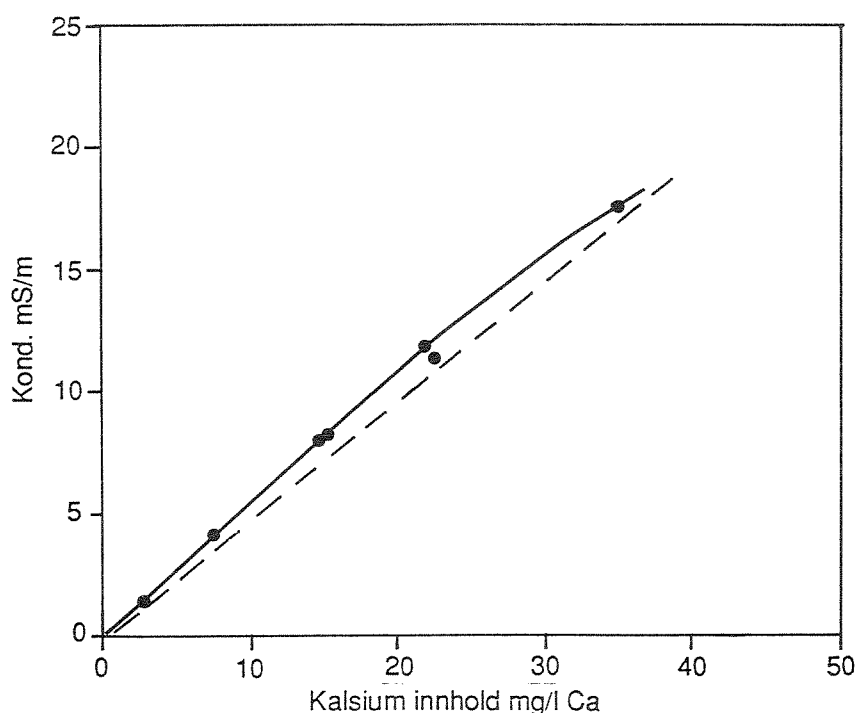
Tilsettes vannet CO<sub>2</sub> blir det surt og aggressiviteten øker. Det gjør at deler av massen går i løsningsgang. Det filtrerte vannets kalsiuminnhold og alkalitet øker, mens

pH-verdien synker. Vannet angriper massen og kalsium går i løsning i form av hydrogenkarbonat etter likningen:



Også denne reaksjonen stanser når det er inntrådt likevekt mellom oppløst kalsium og fast masse. Vannet er da ikke aggressivt, men ved høyere kalsiuminnhold og lavere pH-verdi enn for vann uten tilsatt  $\text{CO}_2$ .

Angrepet på filtermassen tilfører vannet ioner ( $\text{Ca}^{++}$  og  $\text{HCO}_3^-$ ) som influerer på vannets konduktivitet. Av tabell 1 fremgår at det er en direkte proporsjonalitet mellom målt konduktivitet og mengden oppløst kalsium i vannet. På en av prøvene tatt 21/7 er kalsiuminnholdet ikke bestemt, men av målt konduktivitet kan kalsiuminnholdet beregnes til 42 mg/L Ca. Videre kan man si at kalsiuminnholdet i prøve tatt 14/8 er feilanalysert. Riktig innhold må være 24 mg/L Ca, beregnet ut fra målt alkalitet og konduktivitet.



Figur 2. Vannets konduktivitet som funksjon av kalsiuminnholdet i form av hydrogenkarbonat. Heltrukken linje er målte verdier. Stiplet linje er teoretiske verdier.

Sammenhengen mellom målt konduktivitet og analysert kalsiuminnhold er fremstilt grafisk på figur 2. På samme figur den teoretiske sammenheng mellom konduktivitet og innholdet av kalsium i form av hydrogenkarbonat. Som det fremgår er de to linjene nær sammenfallende ved de kalsiumkonsentrasjoner som er valgt. Det skyldes at etter filtreringen er det kalsium og hydrogenkarbonat som dominerer ione-innholdet i vannet.

I kontakt med filtermassen løser vannet opp kalsiumkarbonat ( $\text{CaCO}_3$ ). Av likning 1 side 15 ser man at når vannet ikke tilsette  $\text{CO}_2$ , går det like mye kalsium ( $\text{Ca}^{++}$ ) som hydrogenkarbonat ( $\text{HCO}_3^-$ ) i løsning. Tilsettes så  $\text{CO}_2$  får vannet dobbelt så høyt innhold av  $\text{HCO}_3^-$  som kalsium (likning 2).

Hydrogenkarbonatinnholdet i vann bestemmes som alkalitet og angis i millimol pr. liter (mmol/L)  $1 \text{ mmol} = 61 \text{ mg/L HCO}_3^-$ .

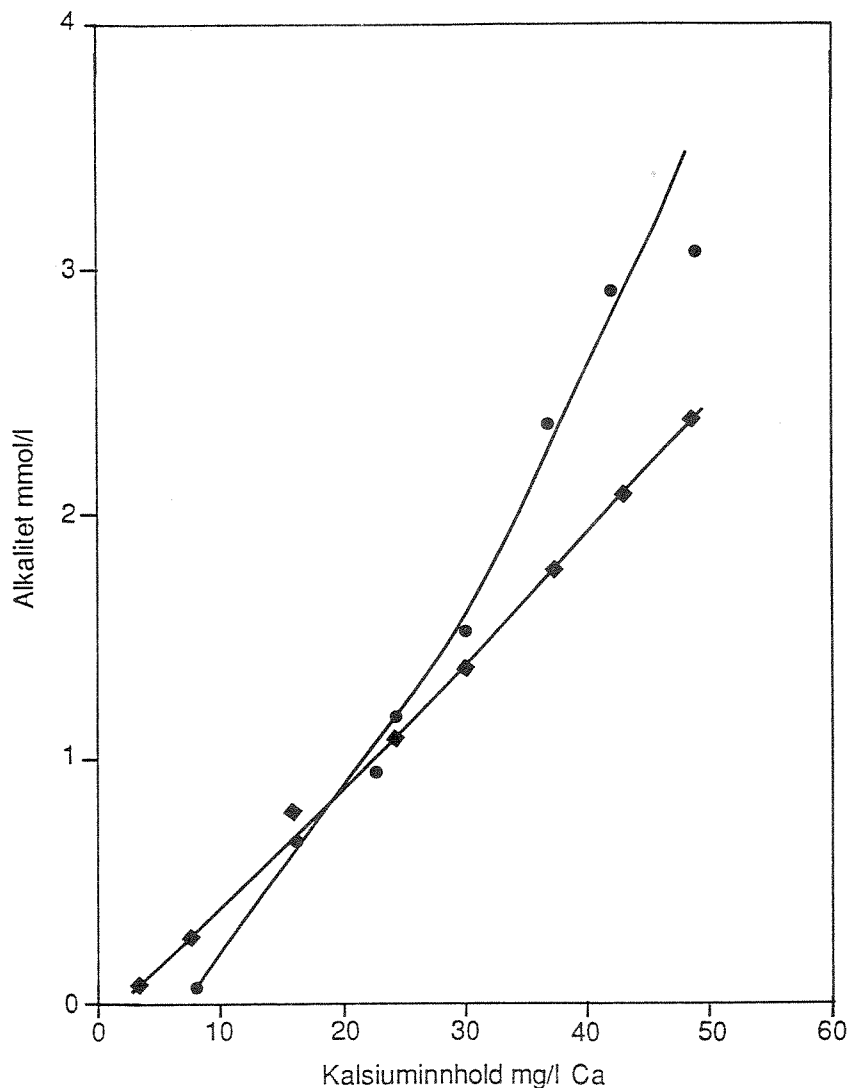
I tabell 3 er ført opp middelveier for målt kalsiuminnhold og alkalitet i filtrert vann ved forskjellige  $\text{CO}_2$ -tilsetninger og filtreringshastigheter. Videre er beregnet bidrag av alkalitet fra utløst filtermasse og tilsatt  $\text{CO}_2$  ved de ulike filtreringshastigheter ført opp.

Tabell 3. Middelveier for målt kalsiuminnhold og alkalitet i filtrert vann ved forskjellige  $\text{CO}_2$ -tilsetninger og filtreringshastigheter. Bidrag av alkalitet fra utløst filtermasse, samt tilsatt  $\text{CO}_2$  og beregnet alkalitet fra tilsatt  $\text{CO}_2$  er ført opp.

Kalsium mg/L Ca	Målt alkalitet mmol/L	Alkalitet, bidrag fra filtermassen mmol/L	Tilsatt $\text{CO}_2$ mg/L	Alkalitet bidrag fra tilsatt $\text{CO}_2$ mmol/L
7,25	0,26	0,1	0	0
15,30	0,78	0,31	15	0,34
15,5	0,76	0,31	15	0,34
22,9	0,99	0,50	20	0,45
24,0	1,05	0,52	27	0,61
30,0	1,39	0,68	36,5	0,83
36,6	1,77	0,84	66	1,50
41,8	2,09	0,97	85	1,93
49,3	2,43	1,16	85	1,93

På figur 3 er kalsiuminnholdet fra tabell 3 fremstilt som funksjon av målt alkalitet og summen alkalitetsbidragene fra filtermasse og tilsatt  $\text{CO}_2$ . Figuren viser en linjær sammenheng mellom kalsiuminnholdet og målt alkalitet. For beregnet alkalitet er sammenhengen nær lineær bare for et lite område av kalsium. Man ser av kurven at kalsiumkarbonat er lite løselig uten tilsatt  $\text{CO}_2$ .

Videre fremgår av tabell 3 og illustrert på figur 3 at vil man ha utløst mer kalsium fra massen, må det tilsettes  $\text{CO}_2$  og jo mer kalsium man vil ha tløst, desto mer  $\text{CO}_2$  må det tilsettes. Dette er viktig å være oppmerksom på dersom man beregner



Figur 3. Alkalitet som funksjon av kalsiuminnhold. ----- målte alkalitetsverdier, ----- beregnet alkalitet av utløst filtermasse + tilsatt  $\text{CO}_2$ .

å behandle en delstrøm av vannet til høyt kalsiuminnhold i et marmoranlegg og deretter blande behandlet vann med resten av vannet. Etter innblanding CO<sub>2</sub>-overskuddet gjøre vannet aggressivt og må nøytraliseres. Dersom nøytraliseringen skjer før innblanding kan man få utfelling av kalsiumkarbonat og et turbid vann.

#### 4.4.3. Basisk masse som filtermedium.

Under tilbakespylingene av filteret kunne det konstateres at betydelige mengder mosatt stoff ble holdt tilbake av filteret. Det ble ikke tatt prøver for analyse av spylevannet for å kunne kvantifisere mengden oppsamlet stoff i filteret. Under spylingen 11/12-1989 ble det imidlertid tatt en prøve for analyse av spylevannet. Resultatet er ført opp i tabell 4.

Tabell 4. Kjemisk sammensetning av slam i spylevann. Mengdene gjelder prosent oksider av tørrstoff.

Glødetap (organisk stoff)		10,60 %
Aluminium	Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	2,60 %
Jern	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	2,96 %
Mangan	MnO <sub>2</sub>	1,0 %
Kalsium,	CaCO <sub>3</sub>	7,04 %

#### 4.4.4. Reduksjon av vannets metallinnhold.

Resultatet av aluminium- jern- og mangananalyser i tabell 1 viser liten forskjell før og etter filteringen. Aluminium reduseres bare med 11%, jern med 12% og mangan med 27%. Årsaken kan være at filterings hastigheten er for høy.

Analysen viser ingen forskjell i magnesiuminnhold før og etter filtreringen. Tidligere analyser av vann som har passert rør av betong, asbestsement og støpejernsrør med sementmørtelforing, har vist en reduksjon av magnesiuminnholdet. Noen reduksjon av magnesiuminnholdet etter passasje gjennom finknust kalkstein ble altså ikke funnet.

#### 4.4.5. Reduksjon av fargetall og turbiditet.

Resultatene av fargetallsmålingen i tabell 1 viser ingen reduksjon etter filtreringen. Turbiditetsmålingene viser derimot en midlere reduksjon på 36%

når man unntar de siste målingene. Den automatiske overvåking av turbiditeten viste også en klart lavere verdi for vannet i utløpet enn innløpet.

Ved høye filtreringshastigheter i den siste del av undersøkelsen steg turbiditeten i utløpsvannet. Dette skyldes at de aller minste partikler av filtermassen har fulgt med vannstrømmen ut av filteret.

#### 4.4.6. Forbruk og tap av filtermasse.

Kalsiuminnholdet i vannet øker ved passasje gjennom filtermassen. Det betyr et forbruk av masse under drift. I juli-august passerte 6120 m<sup>3</sup> vann gjennom filteret. Av kalsiumanalysene ved de forskjellige filtreringshastigheter kan man bergne at omkring 300 kg masse er gått i løsnig. I desember passerte 4560 m<sup>3</sup> vann gjennom filteret. Av tilsvarende beregninger som ovenfor, finner man at omkring 130 kg masse gikk i løsnig.

Siden man har et forbruk av filtermasse under drift, betyr det at størrelsen på hvert enkelt korn i massen avtar med driftstiden. Når utspylingen av filteret skjer med så stor vannhastighet at massen fluidiserer, vil det ved hver spyling være partikler som er blitt så små at de følger vannstrømmen ut av filteret og dermed forårsaker et tap av filtermasse. Under inspeksjonene av anlegget ble også massedybden i filteret målt. Av disse målingene kan tapet av filtermasse for hver spyling beregnes til omkring 40 kg.

Tapet av filtermasse kan begrenses ved å redusere vannhastigheten gjennom filteret under spylingen og avpasse spylingsfrekvensen til et minimum i forhold til de stoffmengder som blir avsatt i filtermassen.