

NORVAR

58
1995

Prosjektrapport

NORVAR's faggruppe for vannforsyning

Karbonatisering på alkaliske filter



DRIFTSASSISTANSEN

FOR VANNFORSYNINGEN I MØRE OG ROMSDAL

Norsk VA-verkforening

NORVAR-rapport

Norsk VA-verkforening

Postadresse: Vangsveien 143, 2300 Hamar

Besøksadresse: Vangsveien 143, Hamar

Telefon: 62 52 86 50

Rapportnummer:
58/1995

Dato:
21.06.95

Antall sider (inkl. bilag)
81

Tilgjengelighet:
Åpen: X
Begrenset:

Rapportens tittel:

KARBONATISERING PÅ ALKALISKE FILTER

Forfatter(e):

Kåre Kalleberg og Fredrik B. Ording, Asplan Viak Sør AS

Ekstrakt:

Det er stor interesse for karbonatisering av drikkevann utfra hensyn til korrosjon i ledningsnett og vannkvaliteten levert hos konsumentene.

Korrosivt overflatevann vil tære på ledningsnett og armatur dersom det ikke behandles. Korrosjon koster samfunnet millioner av kroner hvert år.

Driftsassistansen i Møre og Romsdal gjennomførte en undersøkelse av anlegg med karbonatisering på alkaliske filtre. Rapporten gir en oversikt over prosessløsninger, kostnader og driftserfaringer og gir anbefalinger om dimensjonering, utforming og drift av behandlingsanlegg.

Emneord, norske:
Karbonatisering
Drikkevann
Vannverk

Emneord, engelske:
Carbonization
Drinking Water Quality
Water Works

Andre utgaver:

ISBN 82-414-0074-8

FORORD

Det er stor interesse for karbonatisering av drikkevann utfra hensyn til korrosjon i ledningsnett og husinstallasjoner og av hensyn til økonomi og vannkvalitet. Mange vannverk har allerede bygget behandlingstrinn for karbonatisering og ytterligere nye planlegges.

Det er viktig for drift av eksisterende anlegg og for planlegging av nye at erfaringer fra anlegg gjøres kjent. Ofte er det liten erfaringsformidling mellom anleggseiere med mindre de hører til i samme geografiske region. For NORVAR er det viktig å formidle erfaringer og på den måten bidra til økt kunnskap omkring, i dette tilfelle, karbonatisering og behandlingsmetoder.

De fleste vannverkene i Møre og Romsdal benytter overflatevann som drikkevannskilder. Overflatevannet er korrosivt og vil tære på ledningsnett og armatur dersom det ikke blir behandlet. Dette koster samfunnet millioner av kroner hvert år i tillegg til at abonnenten får dårlig vann i kranen.

Et effektivt tiltak er å karbonatisere vannet. Driftsassistansen ønsket å samordne innsatsen innenfor dette feltet, og satte derfor i juni 1991 i gang et fellesprosjekt som har innholdt følgende aktiviteter:

- * *Utarbeidelse av statusrapport over hva som skjer under temaet korrosjonskontroll i Norge og Norden.*
- * *Studieturer til eksisterende anlegg*
- * *Sammenstilling av erfaringer fra drift av eksisterende anlegg*
- * *Kurs og fagmøter*
- * *Humusfjerning og karbonatisering i kombinert sand- og marmorfilter. Pilotforsøk ved Sentralvannverket i Molde kommune*
- * *Utarbeidelse av forprosjekter for behandlingsanlegg i Møre og Romsdal*

Prosjektet er avsluttet med utarbeidelsen av denne sluttrapporten. Rapporten gir en oversikt over prosessløsninger, kostnader og driftserfaringer og gir anbefalinger om dimensjonering, utforming og drift av behandlingsanlegg.

Prosjektet har vært styrt av en styringsgruppe med representanter fra 11 kommuner i fylket. I tillegg har Gunnar Skagen, Mandal kommune deltatt i styringsgruppen.

Aktiviteten har vært koordinert med erfaringer fra driften av Mandal vannverk. Mandal kommune satte i juni 1991 i drift landets første større behandlingsanlegg basert på åpne marmorfilter og tilsetning av CO₂.

Prosjektet er finansiert av Møre og Romsdal fylkeskommune (statstilskudd) og deltakende kommuner i Driftsassistansen i Møre og Romsdal.

Fellesprosjektet har vært svært vellykket og utløst en omfattende aktivitet i kommunene. I Møre og Romsdal er det i drift 5 behandlingsanlegg der karbonatisering på alkaliske filtre inngår i behandlingsprosessen, 5 anlegg er under bygging, og ytterligere 3 anlegg vil bli bygget i løpet av 1995/96.

Kåre Kalleberg (prosjektleder) og Fredrik B. Ording i Asplan Viak Sør AS har utarbeidet rapporten for Driftsassistansen i Møre og Romsdal. Vi takker Driftsassistansen og Asplan Viak Sør AS for at vi får distribuere rapporten som NORVAR-rapport.

Hamar 21. juni 1995

Asle Aasen

INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD.....	3
1.2 Prosjektide - formål	9
1.3 Deltakere i prosjektet.....	10
1.4 Kurs, møter.....	11
1.5 Rapportering.....	11
2 BEHOV FOR KORROSJONSKONTROLL	12
2.1 Hva er korrosjon?	12
2.1.1 Prosesser.....	12
2.1.2 Måling av korrosjon.....	12
2.2 Følgene av korrosjon på ledningsnett	13
2.2.1 Praktiske og økonomiske ulemper.....	13
2.2.2 Helsemessige ulemper	13
2.3 Vannkvalitet og normer	14
2.3.1 Ord og uttrykk	14
2.3.2 Vannkvalitetens betydning	15
3 VANNBEHANDLING FOR KORROSJONSKONTROLL.....	18
3.1 Hensikten med korrosjonskontroll	18
3.2. Tilsats av ett kjemikalium uten CO ₂ -gass	18
3.3 Tilsats av CO ₂ i tillegg til et basisk kjemikalium	19
3.3.1 CO ₂ + lut.....	19
3.3.3 CO ₂ + kalk.....	20
3.3.3 CO ₂ + alkalisk filter.....	21
3.3.4 CO ₂ + mikronisert marmor	22
3.4 Hvorfor bruk av alkaliske filter?	23
4 PROSESSLØSNINGER - MED ALKALISKE FILTER	25
4.1 Prosess i filteret.....	25
4.2 Fullstrøms- og delstrømsanlegg.....	26
4.3 Filtertype.....	27
4.3.1 Kort om filtrering	27

4.3.2 Sammenligning mellom oppstrøms og nedstrøms filter.....	27
4.3.3. Valg av filtertype	28
4.4. Spyling av filter	28
4.5 Fargefjerning i alkalisk filter.....	29
4.6 Filtermasser.....	29
4.7 Vannkvalitet etter filtrere	30
4.7.1 pH, alkalitet og kalsium.....	30
4.7.2 Aluminium	31
4.7.3 Farge, turbiditet.....	31
4.8 Dimensjonering	31
4.8.1 Definisjoner av dimensjoneringsparametre	31
4.8.2 Oppholdstid.....	33
4.8.3 Overflatebelastning.....	33
4.8.4 Filterdybde	33
4.8.5 Tilbakespyling	33
4.8.6 Kornstørrelse i filtermediet.....	35
4.8.7 Kjemikaliedosering.....	35
5 KARBONATISERING SAMMEN MED ANNEN VANNBEHANDLING.....	36
5.1 Korrosjonskontroll i kombinasjon med humusfjerning.....	36
5.2 Ionebytting	36
5.3 Koagulering og sandfilter.....	37
5.3.1 CO ₂ + kalk.....	37
5.3.2 Mikronisert marmor.....	38
5.3.3 Marmorfilter + koagulering	38
5.4 Membranfiltrering	40
6. PROSESSVALG	41
6.1 Ledningsmaterialets betydning.....	41
6.2 Råvannets kvalitet.....	41
6.2.1 Fargetall.....	41
6.2.2 Aciditet ("fritt CO ₂ ").....	41
6.2.3 Partikler og suspendert stoff	42
6.2.4 Aluminium	42
6.3 Prosessvalg - nye anlegg	43
6.4 Ombygging av eksisterende anlegg	44
6.4.1 Marmor i silkamrene	44
6.4.2 Marmor i sandfiltre	44

6.4.3 Mikronisert marmor	44
6.5 Åpne anlegg - anlegg under trykk	45
7 KOSTNADER OG NYTTE	46
7.1 Generelt.....	46
7.2 Byggekostnader	46
7.3 Driftskostnader	47
7.4 Nytte av karbonatisering med alkaliske filtre	48
7.4.1 Generelt.....	48
7.4.2 Kostnader for spyling av ledningsnett.....	49
7.4.3 Levetid av ledningsnett	49
7.4.4 Bedring av vannkvalitet.....	50
8 DRIFTSERFARINGER FRA MANDAL VANNVERK.....	52
8.1 Bakgrunn	52
8.2 Anleggsutforming	52
8.3 Vannkvalitet.....	54
8.4 Driftserfaringer - periode 1 (juni 1991-juni 1993).....	55
8.5 Driftserfaringer periode 2 (juni 1993 - september 1994)	55
8.6 Filterdrift	55
8.7 Kostnader for kjemikalier. Behov for tilsyn	57
8.8 Konklusjon.....	57
9 EKSEMPLER PÅ VANNVERK MED ALKALISKE FILTER.....	58
9.1 Bud - Ternes - Hustad vannverk, Fræna kommune	58
9.1.1 Bakgrunn	58
9.1.2 Vannkvalitet - behandlingsprosess	58
9.1.3 Dimensjonering.....	59
9.1.4 Anleggsutforming	60
9.1.5 Kostnader	61
9.2 Anlegg under trykk - Volda vannverk	61
9.2.1 Bakgrunn	61
9.2.2 Behandlingsprosess - vannkvalitet	62
9.2.3 Dimensjonering	63
9.2.4 Anleggsutforming	63
9.2.5 Driftserfaringer - økonomi	64

9.2.6 Avsluttende kommentar	65
9.3 Ombygd anlegg - Ørsta vannverk.....	65
9.3.1 Bakgrunn	65
9.3.2 Prosess - vannkvalitet.....	65
9.3.3 Dimensjonering	66
9.3.4 Anleggsutforming	67
9.3.5 Driftserfaringer og kostnader	69
9.3.6 Avsluttende kommentarer	70
9.4 Indre Tingvoll vannverk - humusfjerning og karbonatisering.....	70
9.4.1 Bakgrunn	70
9.4.2 Behandlingsprosess	70
9.4.3 Dimensjonering	71
9.4.4 Inntrimming av prosess - vannkvalitet	72
9.4.5 Anleggsutforming.....	72
9.4.6 Driftserfaringer	74
9.4.7 Kostnader	74
10. VEILEDNING I UTFORMING OG DRIFT	76
10.1 Prosessvalg - dimensjonering	76
10.2 Marmorbehandling	76
10.3 Filterspyling	77
10.4 CO ₂ -anlegg	77
10.5 Vannkvalitetskontroll	77
10.6 Bemanning - driftskontroll.....	78
10.7 Renhold - utseende	78
11. KORT OM ANDRE VANNVERK MED ALKALISKE FILTER.....	79
11.1 Anlegg i Møre og Romsdal	79
11.2 Anlegg ellers i Norge	80

1 BAKGRUNN - FORMÅL

1.1 Innledning

Det systematiske arbeidet med effektivisering og opprusting av vannforsyningen i Møre og Romsdal startet i 1987/88. Prosjektet "Økonomisk betydning av vannlekkasjer" ga støtet til en kraftig oppryddingsfase på vannforsyningen, som har fortsatt i Driftsassistansen som startet i 1990. Fram mot 1991 fikk kommunene i fylket revidert sine hovedplaner for vannforsyning, og det var i 1991 klart at mange kommuner sto foran en utbygging av nye vannbehandlingsanlegg.

Folkehelsa kom i 1987 med nye normer for godt drikkevann. Det ble da i tillegg til pH satt opp normer for kalsiuminnhold og alkalitet for å sikre et mindre korrosivt vann. Endringen av normene utløste en fokusering på korrosjonskontroll i Norge. Noen mindre anlegg med bruk av alkaliske filter ble bygget rundt 1990, og karbonatisering med kalk/ CO_2 ble satt igang på noen større vannverk.

Et nytt konsept for vannbehandling der hurtigsandfilteret ble kombinert med karbonatisering ble introdusert av Asplan Viak Sør i 1991 ved byggingen av Mandal vannverk. Denne anleggstypen syntes svært interessant for mange av kommunene i Møre og Romsdal.

1.2 Prosjektide - formål

På denne basis framkom prosjektideen om et fellesprosjekt med deltakelse fra Mandal kommune og de kommunene i Møre og Romsdal som sto foran utbygging av behandlingsanlegg. Koblingen med Mandal var vesentlig for å få driftserfaringer fra det første store behandlingsanlegget i Norge. Hovedformålet med prosjektet var å høyne kunnskapsnivået i kommunene og få fram gode anlegg for vannbehandling. Ut fra dette ble det satt opp et arbeidsopplegg med følgende hovedpunkter :

- Utarbeide en statusrapport med oversikt over metoder for karbonatisering og behandlingsanlegg i drift i Norden.
- Arrangere en studietur/befaring til vannverk som karbonatiserer vannet (Spenne vannverk og Liflavatn vannverk i Karmøy kommune, Mandal vannverk), samt andre relevante vannverk. (Blakstad vannverk i Froland kommune, Vestfold Interkommunale vannverk og Kongsberg vannverk) (Egen rapport - aug. 91).
- Humusfjerning og karbonatisering i kombinert sand- og marmorfilter. Pilotforsøk ved Sentralvannverket i Molde kommune.
- Utarbeide forprosjekter for behandlingsanlegg i kommuner i Møre og Romsdal.
- Arrangere kurs i korrosjonskontroll og temadager/befaringer på behandlingsanlegg for å høyne kunnskapsnivået.
- Utarbeide rapport med oversikt over prosessløsninger, driftserfaringer og kostnader for bygging og drift av behandlingsanlegg samt anbefalinger om anleggstyper.

1.3 Deltakere i prosjektet

I prosjektet har det vært en styringsgruppe med representanter fra følgende kommuner:

- Harald Vaaje, Molde kommune
- Håkon Hovland, Kristiansand kommune
- Arne Dag Gjærde, Fræna kommune
- Sverre Nordal, Rauma kommune
- Even Hovde, Ørsta kommune
- Asbjørn Aasebø, Volda kommune
- Gunnar Skagen, Mandal kommune
- Jon Ivar Gjestad, Møre og Romsdal Fylkeskommune

I løpet av prosjektperioden kom følgende kommuner til som deltakere i prosjektet:

- Tingvoll kommune
- Sunndal kommune
- Ålesund kommune
- Stranda kommune

Prosjektet har vært finansiert med kr 250.000 fra Møre og Romsdal fylkeskommune (statstilskudd) til dekking av kostnader i forbindelse med samordning av delprosjekter, møter og rapportering.

De deltakende kommuner har finansiert utarbeidelse av forprosjekter med ca. kr 600.000 og dekket kostnadene med studieturen.

Mandal kommune har finansiert driftsoppfølgingen av Mandal vannverk i en periode på 3 år (juni 91 - juni 94). Driftsoppfølgingen har kostet ca. kr 200.000.

Pilotforsøket ved Sentralvannverket i Molde kommune har kostet ca. kr 360.000. Det er gitt kr 157.000 i statstilskudd til forsøket. Molde kommune har dekket øvrige kostnader, og har i tillegg bidratt med ca. 500 arbeidstimer.

1.4 Kurs, møter

Det er avholdt møter og kurs i prosjektperioden:

- 27.-29.8.91: Studietur i Sør Norge m/møte i styringsgruppen. Ca. 20 deltakere.
- 29.11.91: Temadag/møte i Molde. Ca. 20 deltakere.
- 23.04.92: Kurs i Surnadal. 53 deltakere.
- 2.10.92: Fagmøte i Molde med gjennomgåelse av status og erfaringer. 15 deltakere.
- 21.04.93: Temadag/befaring på anlegg i Ørsta og Volda, ca. 30 deltakere.

1.5 Rapportering

Driftsassistansen har gitt ut følgende rapporter som inngår i fellesprosjektet :

- Karbonatisering av drikkevann. Statusoversikt pr. juli 1991.
- Karbonatisering med alkaliske filter og CO₂. Rapport fra studietur 27.-29. august 1991.
- Kurs i korrosjonskontroll på vannledningsnettet 23. april 1992. Kurskompendium.
- Humusfjerning og karbonatisering i kombinert sand- og marmorfilter (Moldeprosessen). Rapport fra pilotforsøk i Molde 1991-1993. Rapport 4/93.
- Karbonatisering på alkaliske filter. Sluttrapport fra fellesprosjektet. Rapport 3/94.

2 BEHOV FOR KORROSJONSKONTROLL

2.1 Hva er korrosjon?

2.1.1 Prosesser

Korrosjon er en betegnelse på den nedbrytningprosess et materiale utsettes for fra omgivelsene. Denne rapporten omhandler kun innvendig korrosjon på vannledninger og hvordan vannet fører til tæring i rørene.

Korrosjon skjer både på metaller og sementbaserte materialer, men i liten grad på plast. Korrosjonen er avhengig av det miljøet materialet befinner seg i. I dette tilfellet vil det si kvaliteten på vannet.

Ved korrosjon på metall skjer det en reaksjon mellom metall, vann og oksygen. Resultatet er at metallioner løses opp i vannet, eller de felles ut som metallhydroksyd (rust, irr).

Ved korrosjon på sementbaserte rør eller på innvendig sementforing i støpejernsrør vaskes hydratkalk ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) ut fra materialet. Det fører til at betongen blir porøs og etterhvert går helt i oppløsning. Betongen mister derved sin mekaniske styrke.

I tillegg finnes andre former for tæring og korrosjon, så som *fysisk* korrosjon (erosjon) og *mikrobiell* korrosjon der bakterier indirekte tærer på materialet, og *fysisk* korrosjon (erosjon). Disse formene for korrosjon vil ikke bli omtalt i denne rapporten.

2.1.2 Måling av korrosjon

Det er vanskelig å måle eller angi graden av korrosjon. Det finnes imidlertid visse måle- og undersøkelsesmetoder som kan gi indikasjoner om tilstanden i ledningene. Slike metoder kan være:

- Måling av mengden korrosjonsprodukter i vannet ute på nettet. Typiske parametre vil være turbiditet og jern i jernledninger eller kobber, sink, bly og kadmium i husinstallasjoner. I sementbaserte rør vil stigende pH og økende kalsiuminnhold utover i ledningsnettet vise at det foregår korrosjon.
- Undersøkelser av rørprøver fra nettet med måling av gropkorrosjon, undersøkelse av belegg osv.
- Måling av vannets korroderende egenskaper ved hjelp av forskjellige elektroder og ved måling av pH, hardhet, kloridinnhold osv.
- Bruk av vekttafskupper, dvs. prøver av aktuelle rørmaterialer som plasseres i vannstrømmen. Etter en tid kan vekttafet og andre forhold vedrørende korrosjonen undersøkes.

- Når det gjelder asbestsementrør, er det utviklet spesielle metoder for undersøkelse av tæringen på disse. Dette kan være fargeprøve på snittflate, slagprøve eller laboratoriemålinger. Konkret tilstandsvurdering kan gjøres ved å sende rørprøver til undersøkelse hos spesialfirma.

Ved det enkelte vannverk, og spesielt ved små vannverk, er det sjelden aktuelt å gjøre omfattende målinger. Registrering av klager på "brunt vann", rørbrudd, behov for spyling, måling av pH i endeleddninger, måling av jerninnhold og kobberinnhold vil imidlertid kunne gi en god indikasjon på tilstanden.

2.2 Følgene av korrosjon på ledningsnett

Ulempene ved korrosjon i vannledninger kan sorteres i to grupper:

- Praktiske og økonomiske ulemper
- Helsemessige ulemper

2.2.1 Praktiske og økonomiske ulemper

De praktiske og økonomiske konsekvensene av korrosjon er:

- Reduksjon av ledningenes mekaniske styrke og levetid
- Ledningsbrudd med påfølgende reparasjonskostnader
- Økt ruhet i ledninger av støpejern og galvanisert stål, og dermed redusert hydraulisk kapasitet
- Behov for spyling av ledningsnett for å fjerne korrosjonsproduktene
- Misfarging av klesvask og sanitærutstyr hos abonnentene

Innvendig korrosjon er en av årsakene til det høye lekkasjetapet vi har her i landet, selv om andre forhold også har stor betydning. Innvendig korrosjon vil medføre kostnader til reparasjon av brudd, kostnader for lekkasjevannet, samt bidra til indirekte kostnader pga. redusert levetid på ledningsnett.

Den viktigste og mest åpenbare utgiften innvendig korrosjon medfører, er imidlertid ofte kostnaden for spyling og rengjøring av ledningsnett. Innvendig korrosjon er her en hovedårsak til problemet. Dette gjelder da særlig på de steder der en har en stor andel støpejernsrør uten innvendig sementforing.

Kostnadene på grunn av innvendig korrosjon er nærmere belyst i kapittel 7.4.

2.2.2 Helsemessige ulemper

De helsemessige problemene forårsaket av innvendig korrosjon kommer i hovedsak av eventuelle skadelige stoffer som løses ut fra rørmaterialet gjennom korrosjonen.

Tungmetaller kan tilføres vannet ved korrosjon på rør og armatur innomhus. Kobber, sink og bly er de mest aktuelle metallene. Sink i seg selv er ikke giftig, men sink av dårlig kvalitet kan være forurenset med små mengder kadmium.

Konsentrasjonene av kadmium og bly når sjelden betenkelige nivåer i Norge. Når det gjelder kobber, er det ikke kjent at kobberinnholdet i drikkevann kan ha helseskadelig virkning på voksne mennesker. Småbarn kan muligens få diare av høge kobberkonsentrasjoner, men det er fokusert forholdsvis lite på dette problemet, fordi det sjelden er tale om høye kobberkonsentrasjoner så lenge man unngår vann som har stått spesielt lenge i rørene (henstandsvann).

Jern fra ledninger av stål og støpejern har ingen kjente negative helsemessige virkninger, men gir vesentlige bruksmessige ulemper ved høy farge og turbiditet.

De siste årene har det vært en del oppmerksomhet omkring asbestfibre fra asbestsementrør (eternitt). Asbestfibre inntatt gjennom luftveiene er helsefarlige og kan fremkalle lungekreft. Når asbest inntas gjennom munnen via mat eller drikkevann, har asbestfibrene ikke samme virkning. Helsemyndighetene har vurdert dette forholdet nøye og konkludert med at eternitrør ikke representerer noen helsemessig fare. Det er imidlertid ikke tillatt å bruke eternitt på nye ledninger bl.a. på grunn av faren for å få innhalert asbestfibre ved håndtering av rør i leggefase og ved reparasjoner. Hovedtyngden av asbestfibrene i eternitrør er kortere enn 2 µm, mens de mest kreftframkallende fibre er over 10 µm.

Konklusjonen er således at de helsemessige virkningene av korrosjon jevnt over er små. Det er derfor praktiske, økonomiske og bruksmessige årsaker til at korrosjonen bør holdes på så lavt nivå som mulig.

2.3 Vannkvalitet og normer

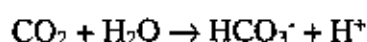
2.3.1 Ord og uttrykk

Vi skal her se på noen av de betegnelser som brukes.

Alkalitet er her brukt om vannets innhold av bikarbonat (HCO_3^-) og eventuelt karbonationer (CO_3^{2-}). Som mål bruker vi mekv/l (milliekvivalenter pr. liter). Alkalitet kan også måles som milligram bikarbonat pr. liter, hvor 1 mekv/l = 60 mg HCO_3^- /l.

Vi skal se litt nærmere på sammenhengen mellom kullsyre (CO_2), bikarbonat og karbonat i en forenklet framstilling.

Det er mulig å løse ganske store mengder kullsyre i vann. Ved pH under 6 vil CO_2 stort sett finnes som "aggressiv" kullsyre. Ved høyere pH vil CO_2 reagere med vann til bikarbonat etter formelen:



Mellom pH 7,0 og 9,5 foreligger så godt som all kullsyre som bikarbonat. Ved høyere pH enn 9,5 vil reaksjonen gå videre til karbonat:



Karbonatets og bikarbonatets evne til å reagere med H^+ -ioner virker nøytraliserende på syrer. Alkalitet måles derfor ved at man titrerer med syre ned til en bestemt pH, vanligvis 4,5. Mengde syre som må til uttrykt som mmol/l gir da et indirekte uttrykk for innholdet av karbonat og bikarbonat. Populært kan vi si at høy alkalitet gir stor motstand mot pH-endringer (stor bufferkapasitet). Motsatt medfører lav alkalitet at vannets pH er lite stabil ved at en liten tilførsel av syre (H^+ -ioner) kan medføre dramatiske fall i pH-verdien.

Sagt på en annen måte uttrykker alkaliteten vannets evne til å nøytralisere syre.

Også andre forbindelser bidrar til alkaliteten, men i norsk vann er bikarbonat og evt. karbonat viktigst.

Alkalisering er de prosesser som gjør vannet mer alkalisk, dvs. øker innholdet av bikarbonat. Alkalisering brukes av mange om pH-heving med lut eller soda, men dette er ikke i tråd med dagens definisjon.

Karbonatisering er de vannbehandlingsprosesser som både hever vannets hardhet og alkalitet ved tilføring av kalsium og bikarbonat.

pH er et mål på vannets surhet, dvs. konsentrasjonen av H^+ -ioner. En høy konsentrasjon av H^+ -ioner gir lav pH-verdi og surt vann.

Hardhet forbindes til daglig med om såpen skummer godt eller dårlig i vannet. Det som bestemmer hardheten er først og fremst vannets innhold av kalsium (Ca) og magnesium (Mg). Det finnes mange måleenheter for hardhet. Tyske hardhets grader (dH) er mye brukt. 1 dH tilsvarer hardheten i vann med 7,2 mg Ca/l. Hvis vannet inneholder magnesium eller enkelte andre metaller i tillegg til kalsium, vil hardheten bli høyere. Vi vil her oppgi innholdet av kalsium og evt. magnesium i mg/l i stedet for dH eller andre enheter.

2.3.2 Vannkvalitetens betydning

Norsk drikkevann har ofte følgende egenskaper:

- Det er surt (lav pH)
- Det inneholder lite bikarbonat (lav alkalitet)
- Det er bløtt (lite kalsium og magnesium)

Alle disse forhold bidrar til å gjøre vannet korrosivt.

Tabell 2.1 viser hvordan de ulike parametrene har betydning for korrosjon på ulike rørmaterialer.

Tabell 2.1. Parametrenes betydning for korrosjon på ulike rørmaterialer

Rørmateriale	pH	Alkalitet	Kalsium
Plast	ingen	ingen	ingen
Kobber	stor	liten	liten
Støpejern	stor	stor	mindre
Galv. stål	stor	stor	mindre
Sementbasert rør	stor	stor	stor

Lav pH påskynder kraftig utløsningen av metallioner, og øker utvaskingen av kalk fra betong. Lav pH vil dessuten hindre at det dannes et beskyttende karbonatbelegg på innsiden av røret. Lav pH er vesentlig for korrosjon på kobber og messing. Korrosjon på kobber er lavest ved pH rundt 8,0-8,5.

Lav alkalitet er uheldig på flere måter. Mangelen på bikarbonat gjør vannet ustabilt, slik at det skal lite til før pH endres. I noen tilfeller kan vann med lav alkalitet og pH 8-8,5 ut fra vannverket bli ganske mye surere gjennom ledningene fram til abonnentene. Det er derfor bedre å levere et vann med pH 7,5 og tilstrekkelig alkalitet enn et vann med pH 8,0 og minimal alkalitet.

Bikarbonat bidrar også til at det dannes et beskyttende belegg både på jern og betong, og det ser ut til at det generelt senker korrosjonshastigheten.

Kalsium bidrar til å danne et beskyttende belegg i jernrør, og det reduserer utvaskingen av kalk fra betong- og asbestsementrør. For rør og armatur av kobber og messing har innholdet av kalsium ingen betydning.

Andre parametre som kan ha betydning for korrosjon er bla. innhold av klorid (Cl^-) og sulfat (SO_4^{2-}) og eventuell mangel på oksygen.

2.3.3 Normer og krav

Tabell 2.2 viser Folkehelsas normer for "god vannkvalitet", samt driftsnormer ved behandling med kalk og karbondioksyd :

Parameter	Norm	Driftsnorm
pH	7,5 - 8,5	8,0-8,5
Alkalitet mekv/l	0,6 - 1,0	ca. 1,8
Kalsium mg/l	15 - 25	20-25

Vanlig norsk råvann har pH-verdi 5,0-7,0, lav alkalitet ($< 0,1$ mekv/l) og lavt innhold av kalsium (< 2 mg/l).

Disse verdiene ble ansett som ideelle da normene ble satt. Verdiene trenger imidlertid en praktisk tilpasning på følgende punkter:

- Ledningsnettets behov for kalsium
- Nyten av vannbehandlingen i forhold til kostnadene

I forbindelse med EØS-avtalen vil EU's krav til vannkvalitet bli gjort gjeldende i Norge. EU har i rådsdirektiv 80/778/EUF fastsatt krav til drikkevannets kvalitet i medlemslandene. Direktivet opererer med begrepene "veiledende verdi" og "største tillatte konsentrasjon". Her fastsettes det at pH bør være mellom 6,5 og 8,5 (veiledende verdi) og ikke være aggressivt. Største tillatte konsentrasjon for kalsium er satt til 100 mg/l. For avherdet vann kreves det dessuten en alkalitet på minst 0,5 mekv/l og et kalsiuminnhold på minst 60 mg/l. Disse kravene må også Norge forholde seg til igjennom EØS-avtalen.

EU-kravene er liberale sammenliknet med dagens norske normer. Unntaket er kravet om 60 mg Ca/l i avherdet vann. Dette kravet er det helt uaktuelt å oppfylle i Norge, og det ville forøvrig bare gjelde et par større grunnvannsanlegg.

EUs krav til drikkevann innebærer således ingen særskilte krav til kalsium og alkalitet.

3 VANNBEHANDLING FOR KORROSJONSKONTROLL

3.1 Hensikten med korrosjonskontroll

Vannbehandling for å redusere innvendig korrosjon på ledningsnettene har to hensikter:

- Gi et vann som i minst mulig grad angriper rørmaterialene
- Gi et vann som fremmer dannelsen av et beskyttende belegg på rørveggen

Som forklart i Kapittel 2 setter rørmaterialene forskjellige krav til vannkvalitet. For nett som består av flere materialer, kan vannkvaliteten ikke optimaliseres med hensyn til alle materialer samtidig. Folkehelsas normer må ansees som et godt kompromiss der korrosjonen holdes på lavt nivå for alle typer materialer.

Når metall plasseres i et lite aggressivt miljø, vil det ofte oppstå en viss korrosjon til å begynne med. Korrosjonsproduktene vil normalt danne et beskyttende belegg som hindrer videre korrosjon. I gamle vannrør av kobber og jern finnes ofte et slikt sort belegg. Det kalles gjerne "karbonatbelegget". Når belegget først er dannet, kan røret i lang tid tåle atskillig dårligere vannkvalitet enn et nytt rør.

De kjemiske prosessene ved beleggdannelsen er ikke fullt ut kjent. For jernrør ble det lenge fokusert på at utfelling av kalsiumkarbonat (CaCO_3) ville gi en god korrosjonsbeskyttelse. Rundt 1980 ble det klart at sideritt (FeCO_3), som dannes ved reaksjon mellom utløst jern og vannets bikarbonat, er en av de viktigste forbindelsene i det beskyttende belegget. Det tilstrebes derfor ikke at det skal felles ut ren CaCO_3 i rørene, men at forholdene skal ligge best mulig til rette for dannelse av sideritt og tilsvarende forbindelser.

Utfelling av CaCO_3 ville også være gunstig som korrosjonsbeskyttelse, men det ville gi betydelige bruksmessige problemer under norske forhold. For å unngå store kalkutfellinger i varmtvannsberedere, dampkjeler o.l. er det ønskelig at kaldtvannet er svakt undermettet med CaCO_3 . På kontinentet kreves det ofte at vannet skal være overmettet, men da aksepterer man behovet for avherding av vann på fabrikker, andre typer varmtvannsberedere og andre krav til vaskemidler.

3.2 Tilsats av ett kjemikalium uten CO_2 -gass

Vannbehandling for å redusere vannets korrosivitet kan ha svært forskjellige ambisjonsnivåer, og den kan bestå av tilføring av ett, to eller tre kjemikalier. Nedenfor er metodene delt opp etter om det tilsettes CO_2 -gass eller ikke.

Lut

Fram til 1990 har man stort sett nøyd seg med å heve pH til 8,0-8,5. Vanligvis brukes lut (NaOH) til dette. Lut gir da en økning i pH, men ingen økning av alkalitet eller kalsiuminnhold.

Soda

Soda (natriumkarbonat, Na_2CO_3) er en del brukt i mindre vannverk av praktiske årsaker. Soda gir en liten økning i alkalitet i tillegg til pH-justeringen. En må ha godt dimensjonert og tilpasset utstyr (god omrøring, varmt vann) til oppløsning av soda.

Natron

Natron (natriumbikarbonat, NaHCO_3) er lite brukt i Norge. Selv om natron er "beslektet" med soda, gir det en liten pH-økning i forhold til tilsatt mengde. Dermed kan det doseres store mengder natron slik at alkaliteten kommer opp mot 0,6 uten at pH overstiger 8,5. Det går da med store mengder av kjemikaliet, men resultatet blir godt.

Kalk

Dosering av kalk i form av hydratkalk ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) eller brent kalk (CaO) brukes på en del større vannverk. Dette gir en økning i kalsiuminnholdet i tillegg til pH-økningen. Kalk gir ønsket pH og et visst tilskudd av kalsium, men ingen alkalitetsøkning. Utstyr for oppløsning av kalk og produksjon av kalkvann er relativt komplisert og følgelig kostbart i investering og drift.

Alkalisk filter

Filtrering gjennom alkaliske masser (så som f.eks. marmor) er mye brukt i Sverige, og i de siste årene også i Norge. Dette gir både økning av pH, alkalitet og kalsiuminnhold, men alkaliteten og kalsiuminnholdet kommer ikke så høyt som ønskelig uten tilsats av CO_2 .

Lufting

Et spesielt tiltak mot korrosjon er lufting av grunnvann for å fjerne aggressiv kullsyre. Når kullsyren drives av stiger også pH i vannet.

Bortsett fra natron gir ingen av metodene ovenfor nok alkalitet til å oppfylle normene, medmindre vannet ikke har en betydelig alkalitet fra før.

3.3 Tilsats av CO_2 i tillegg til et basisk kjemikalium

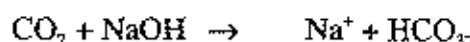
Den mest praktiske og økonomiske metoden for å oppnå tilstrekkelig alkalitet er å tilsette kullsyre (CO_2). Dette må alltid etterfølges av en pH-heving for å omgjøre den aggressive kullsyren til bikarbonat. PH-hevingen kan også komme før CO_2 -tilsatsen. Dosering av kullsyre er enkelt med lave investeringer, men selve kullsyren er forholdsvis dyr.

Det finnes i hovedtrekk 4 metoder for karbonatisering der CO_2 inngår:

- CO_2 + lut
- CO_2 + kalk (brent eller lesket)
- CO_2 + alkalisk filter
- CO_2 + mikronisert marmor

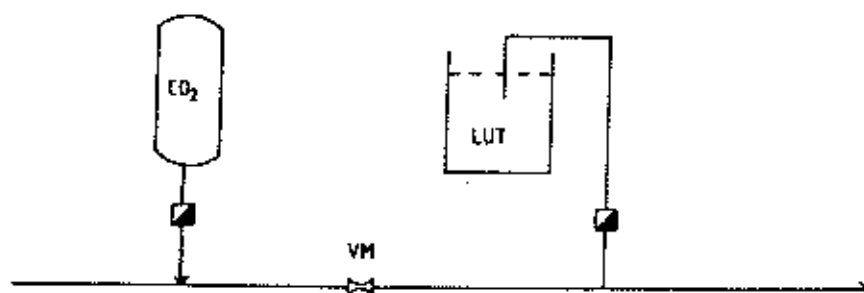
3.3.1 CO_2 + lut

Følgende reaksjon skjer når CO_2 -gass og lut tilsettes vannet :



Metoden gir ønsket alkalitet og pH-verdi ved tilstrekkelig dose CO_2 og lut, men ingen økning i kalsiuminnholdet. Fordelen med metoden er lave investeringer og enkel drift.

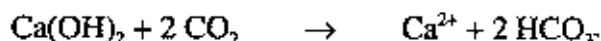
Det negative med prosessen er høye kjemikaliekostnader og manglende tilførsel av kalsium. Metoden kan være første trinn i en karbonatiseringsprosess som kan settes i gang med et minimum av investeringer.



Figur 3.1. Prosess med lut og CO_2

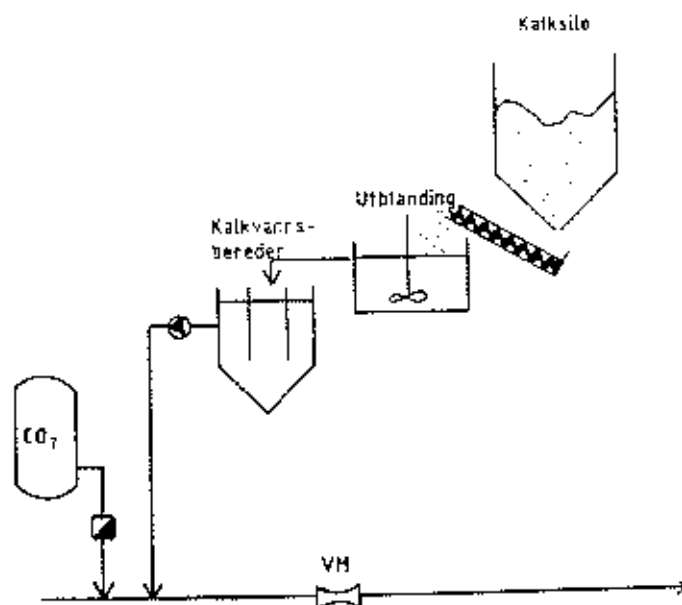
3.3.3 CO_2 + kalk

En del vannverk har tidligere brukt kalk (CaO eller Ca(OH)_2) til pH-justering. Noen har nå tatt i bruk CO_2 i tillegg for å heve alkaliteten. Kalk og CO_2 reagerer slik:



Metoden med kalk/ CO_2 er mye brukt i Sverige og Finland. I Norge er den i bruk eller under utprøving ved 8 - 10 store vannverk. Metoden hever både pH, alkalitet og kalsiuminnhold til ønskede verdier.

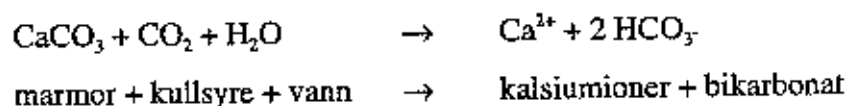
Ulempene med metoden er store investeringer i kalkanlegg og relativt store kostnader til drift og kjemikalier. Prinsippløsningen er vist i Fig. 3.2.



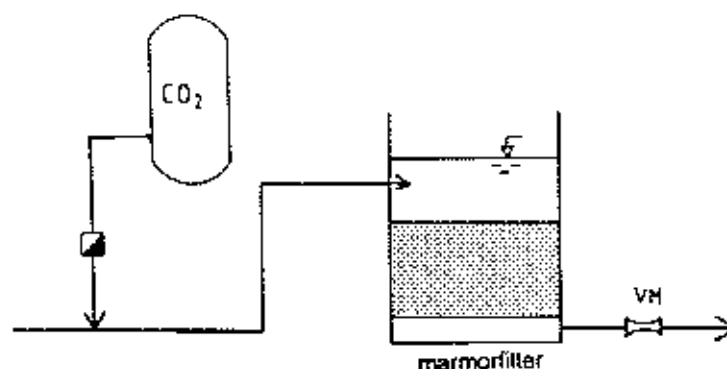
Figur 3.2. Prosess med kalk/CO₂

3.3.3 CO₂ + alkalisk filter

I denne metoden tilsettes kalsium til vannet ved at vannet filtreres gjennom et granulert kalsiumholdig materiale. I Norge brukes gjerne knust marmor som er nesten ren kalsiumkarbonat, CaCO₃. Marmor eller annen kalkstein og CO₂ reagerer slik:



Foruten kalsium avgir marmoren også karbonat (CO₃²⁻), som omdannes til bikarbonat. Dette reduserer forbruket av CO₂ tilsvarende. En annen filtermasse er akdolit som er halvbrent dolomittmarmor. Formlene ovenfor viser at det går med bare halvparten så mye CO₂ ved bruk av marmor som ved bruk av kalk. Fig. 3.3 viser prosessen i prinsipp.



Figur 3.3. Prosess med alkalisk filter og CO_2

Ved bruk av marmorfilter kan det bli vanskelig å få så høy pH som ønskelig. Ved behandling av hele vannstrømmen og lang kontaktid oppnås $\text{pH} > 7,5$, men ved kort kontaktid blir pH for lav slik at pH må etterjusteres med lut. Enkelte andre alkaliske filtermasser som akdolit er mer reaktive og gir vannet en høyere pH.

Fordeler med alkaliske filter er:

- Enkel i drift
- Kan samtidig fungere som hurtigsandfilter med god partikkelfjerning
- Lave kjemikaliekostnader
- Kan fjerne aluminium og redusere mangan

Ulemper:

- Krever et visst bygningsareal
- Kan gi noe lav pH ved for liten kontaktid
- Tilbakespyling av filter

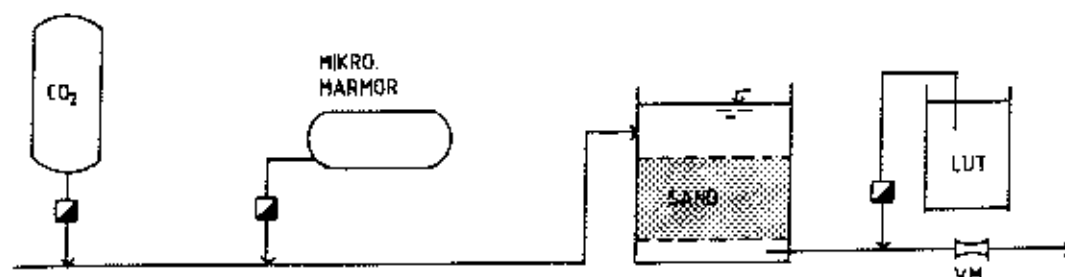
3.3.4 CO_2 + mikronisert marmor

Denne metoden benytter marmor i form av mikronisert marmor (marmorslurry) og CO_2 . Marmorslurrien er finmalt marmor med ørsmå partikler, og leveres som en tykk melk med hele 75% tørrstoffinnhold. Prosessen er vist i prinsipp i Fig. 3.4.

Forsøk i pilotanlegg (NHL/SINTEF, juli 93) viser at metoden gir altfor høy turbiditet til at den kan anbefales alene selv med etterbehandling i sandfilter.

Kombinert med felling med aluminiumsulfat og direktefiltrering kan den derimot gi et svært godt resultat. Metoden er imidlertid ikke å anbefale uten filtrering pga. for høy turbiditet på rentvannet.

Mikronisert marmor er enklere å dosere enn kalk og krever mindre investeringer.



Figur 3.4. Prosess med mikronisert marmor og CO_2 . Fellingstrinnet er ikke vist

3.4 Hvorfor bruk av alkaliske filter?

Tabell 3.1 viser de ulike prosessløsningene og påvirkningen på korrosjonsparametrene. Det fremgår at metoden med kalk/ CO_2 og alkalisk filter/ CO_2 tilfredsstiller alle parametrene fullt ut. Mikronisert marmor tilfredsstiller forsåvidt parametrene, men gir for stor turbiditetsøkning. Metoden vurderes derfor ikke videre i rapporten.

Tabell 3.1: Virkningen av forskjellige former for korrosjonskontroll på korrosjonsparametrene

Metode	pH	Alkalitet	Kalsium
lut	☺☺☺☺	-	-
soda	☺☺☺☺	☺	-
kalk	☺☺☺☺	--	☺
alkalisk filter	☺☺☺☺	☺	☺
CO_2 + lut	☺☺☺☺	☺☺☺☺	-
CO_2 + kalk	☺☺☺☺	☺☺☺☺	☺☺☺☺
CO_2 + alkalisk filter	☺☺☺☺	☺☺☺☺	☺☺☺☺
CO_2 + alkalisk filter + lut	☺☺☺☺	☺☺☺☺	☺☺☺☺
CO_2 + mikronisert marmor	☺☺☺☺	☺☺☺☺	☺☺☺☺
CO_2 + mikronisert marmor + lut	☺☺☺☺	☺☺☺☺	☺☺☺☺

☺☺☺☺ = god

☺☺☺☺ = brukbar

☺☺☺☺ = litt virkning, men ikke nok til å oppfylle normen

- = ingen virkning

Samtidig som alkalisk filter er en god prosess for karbonatiseringen, foreligger muligheten for å bruke det alkaliske filteret til partikkelfjerning som erstatning for sil eller hurtigsandfilter.

Asplan Viak Sør introduserte dette konseptet ved behandlingsanlegget for Mandal vannverk, som ble satt i drift i 1991. Karbonatiseringen og filtreringen foregår her i samme behandlingstrinn og er følgelig "to fluer i en smekk".

De behandlingsanleggene som er prosjektert og bygget senere etter samme konsept, viser følgende driftserfaringer:

- Vannkvaliteten tilfredsstiller Folkehelsas norm for god vannkvalitet for pH, alkalitet og kalsium uten tilsats av lut.
- Kostnaden for bygging og drift (årskostnader) er lavere enn for alle andre tilsvarende løsninger for anleggsstørrelse opp til minst 500 l/s.
- Drifts- og betjeningskostnadene er svært lave.
- Det oppnås en god filtrering av vannet og sil/filter forøvrig kan utgå.
- Prosessløsningen kan bygges ut og kombineres med fargefjerning.

Den videre del av rapporten skal gjennomgå og utdype disse forholdene knyttet til det alkaliske filteret.

4 PROSESSLØSNINGER - MED ALKALISKE FILTER

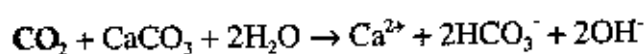
4.1 Prosess i filteret

CO₂ tilsettes råvannet før det går inn på filteret. CO₂-tilsatsen gir en pH-senkning til 4,0-4,5, avhengig av dosert mengde og av råvannets pH og alkalitet. Denne surgjøringen fører til at filtermaterialet, marmoren, går lettere i oppløsning. Minst like viktig er det at tilsatt CO₂ i neste omgang skal omdannes til bikarbonater (HCO₃⁻), som hever vannets alkalitet.

I filteret finner således to hovedreaksjoner sted:

- pH stiger, slik at tilsatt CO₂ omdannes til bikarbonat (HCO₃⁻)
- Filtermassen går i oppløsning, slik at vannet tilføres kalsium og karbonat. Karbonationene (CO₃²⁻) omdannes videre til bikarbonat i det normale pH-området, 7,0 - 8,5.

Den kjemiske reaksjonsformelen nedenfor er en forenklet framstilling som viser hovedtrekkene i prosessen:



De to OH⁻ ionene indikerer at man får en pH-heving i løpet av prosessen.

Økningen i pH, kalsium og alkalitet avhenger særlig av to forhold:

- Tilsatt mengde CO₂
- Oppholdstiden i filtermassen

En økning i CO₂-doseringen vil føre til at mer marmor går i oppløsning, slik at kalsium og alkalitet blir høyere. Samtidig vil imidlertid pH bli lavere.

En økning i oppholdstiden vil derimot gi økning i både pH, kalsium og alkalitet.

Forandringen i pH, alkalitet og kalsium skjer raskest til å begynne med i filteret og avtar etter som vannet nærmer seg likevekt.

En annen syre enn CO₂, f.eks. saltsyre, kunne tenkes brukt for å øke oppløsningen av marmor. Saltsyre vil imidlertid ikke gi noe bidrag til alkaliteten, og egner seg derfor ikke når målet er en alkalitet på minst 0,6 mekv/l.

Ved en råvannskvalitet med pH på 5,0 - 6,0, lav alkalitet og lavt kalsiuminnhold bør CO₂-dosen være 12 - 20 mg/l. En slik tilsats fører til alkalitet mellom 0,6 og 1,0 mekv/l forutsatt tilstrekkelig oppholdstid i filtrene. Ved høyere CO₂-doser vil pH bevege seg ned mot 7,5 slik at pH må justeres opp med lut eller soda.

Hovedregelen er at liten CO₂-tilsats gir høy pH på rentvannet, mens stor CO₂-tilsats gir lav pH.

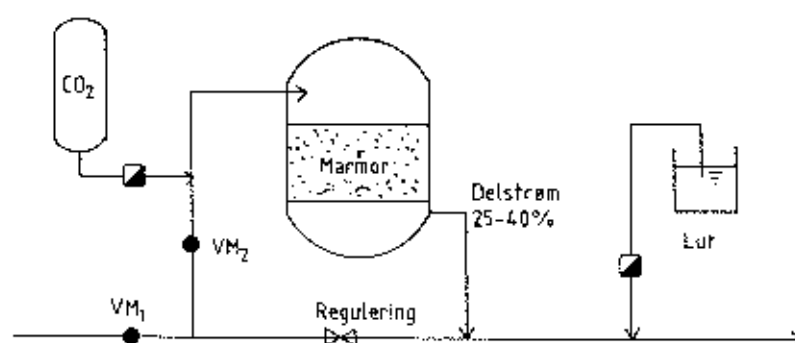
Når marmor går i oppløsning, vil det være igjen restprodukter fordi marmoren ikke er 100% ren. Restproduktene består vanligvis av magnesium og noe gråberg som også løses ut i vann og må spyles ut av filterne.

4.2 Fullstrøms- og delstrømsanlegg

Et anlegg med alkaliske filter kan utformes som et delstrøms- eller fullstrømsanlegg.

Hensikten med å behandle en delstrøm av vannet er å redusere filtervolumet og dermed byggekostnadene. Dette er kun aktuelt ved anlegg som står under trykk, der det er særlig ønskelig å ha så små filter som mulig av hensyn til filterkostnadene. Figur 4.1 viser prosessløsningen.

I et delstrømsanlegg tilsettes samme mengde CO_2 som i et fullstrømsanlegg, men all CO_2 tilsettes den delstrømmen som behandles, se Fig. 4.1. Hvis 25% av vannmengden behandles, tilsettes det da ca. 60 mg CO_2/l til denne, tilsvarende den normale dosen på 15 mg/l for hele vannstrømmen. CO_2 -doseringen skjer etter signal fra hovedvannmåler (VM_1).



Figur 4.1. Prosessløsning med delstrømsanlegg

pH i vannet fra et anlegg med delstrømsbehandling vil bli lavere enn ved et fullstrømsanlegg når CO_2 -dosen er den samme. pH vil derfor måtte justeres med lut etter filterne for å komme over 7,5.

Ved delstrømsanlegg er det en forutsetning at partikkelfjerningen skjer på annen måte (sil, filter).

Delstrømsanlegg er mest aktuelt der vannet ikke trenger filtrering, og der anlegget må bygges under trykk. Sammenligning med et fullstrømsanlegg vil i de aller fleste tilfellene føre til at en delstrømsbehandling kommer dårlig ut og er uøkonomisk. Det vil derfor sannsynligvis bli bygget få anlegg av denne typen framover. Pr. dato finnes bare noen små anlegg i drift i Norge.

4.3 Filterttype

4.3.1 Kort om filtrering

Filtrering er en vanlig separasjonsprosess der partikler i vannet avsettes i filteret. Tilbakeholdingen av partikler kan skje ved:

- Mekanisk tilbakeholdelse av partikler større enn åpningen mellom filterkornene
- Adsorpsjon til filtermediet
- Kjemiske reaksjoner gjennom filteret eller med filtermediet

I et alkalisk filter vil den mekaniske tilbakeholdingen av partikler og reaksjonen mellom filtermaterialet og vannet være viktigst.

Det finnes en rekke filtertyper med ett eller flere filtermaterialer, samt med strømningsretning oppover (oppstrøms filter) eller nedover (nedstrøms filter).

Enhvert filter som har vært i drift en tid må spyles rent for avsatt materiale. Den normale måten å rense filtere på er ved tilbakespyling med vann eller kombinasjoner av vann og luft.

For marmorfiltre, der hovedfunksjonen er å karbonatisere vannet, har strømningsretningen ikke så stor betydning. Nedenfor er en del forhold som er av betydning for alkaliske filter gjennomgått.

4.3.2 Sammenligning mellom oppstrøms og nedstrøms filter

I filtre med samme volum og korngradering vil rentvannskvaliteten med hensyn til pH, alkalitet og kalsium være svært lite avhengig av strømningsretningen. Graderingen av filtermaterialet i forhold til strømningsretningen vil derimot bli forskjellig. Etter en tilbakespyling vil de fineste kornene ligge øverst i filteret, se Fig. 4.2. I et nedstrøms filter vil råvannet derfor komme i kontakt med de minste kornene først, slik at de minste kornene går raskest i oppløsning. I et oppstrøms filter kommer råvannet derimot først i kontakt med de største kornene fordi disse alltid vil ligge nær bunnen.

I et nedstrøms filter vil således finstoffet i filtermaterialet ligge på toppen av filteret der en kan ha visuell kontroll med dette, og eventuelt gå inn og manuelt fjerne noe av filtermaterialet hvis nødvendig. En kan også ha visuell kontroll med hva som holdes tilbake av partikulært stoff. Ved tilbakespyling løftes avsatt materiale og finstoff ut i spylerenner uten å måtte passere gjennom hele filtermediet.

I et oppstrøms filter kan det være en fare for at tæringen konsentreres til de største kornene slik at filtermaterialet etter lang tids drift blir ensgradert og til slutt må byttes ut. For å hindre dette, er det sannsynligvis gunstig å ikke spyle filtere oftere enn nødvendig av hensyn til trykktapet.

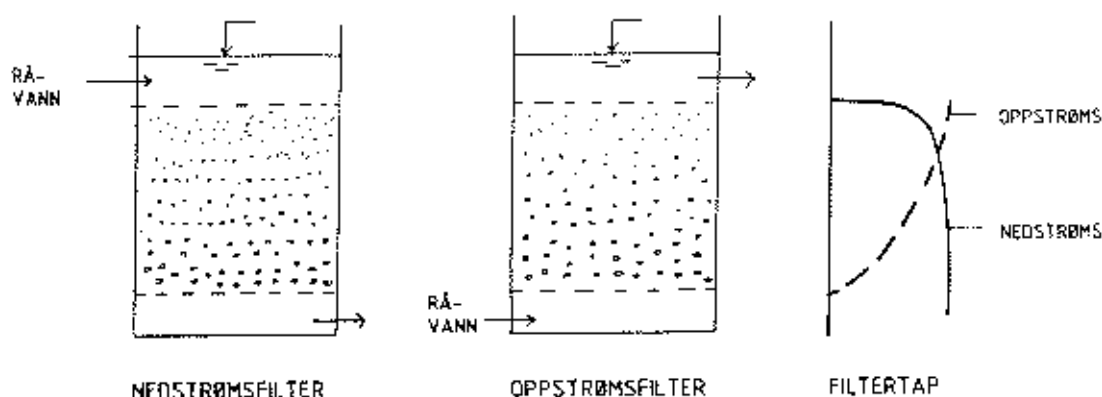


Fig. 4.2. Nedstrøms- og oppstrøms filter

I et oppstrømsfilter er de groveste kornene nederst i filteret, og partiklene vil derfor bli holdt tilbake i en større del av filteret (dybdefiltrering). Motstanden i filteret bygges dermed jevnt opp, jfr. Fig. 4.2.

I et nedstrøms filter vil avsetningen av partikler skje i toppsjiktet, og økningen i filtermotstanden vil således hovedsaklig skje i det øverste laget av filteret. I et alkalisk filter vil det materialet som vannet tærer mest på være øverst i filteret. Når kornstørrelsen blir liten nok, går filtermaterialet ut med spylevannet.

Nedstrøms filtrering er dominerende ved hurtigsandfilter og større filter. Dersom det er mye partikulært stoff som avsettes, og dette begrenser filtreringstidens lengde, bygges nedstrøms filter gjerne som flermedia-filter for å forbedre evnen til å akkumulere materiale. Et grovere medium med lavere egenvekt legges da over et tyngre og mer fingradert media (to media filter).

4.3.3. Valg av filtertype

Valg av filtreringsretning og filtertype (åpent/lukket anlegg) kan ofte være et praktisk spørsmål. Som hovedregel vil et nedstrøms, åpent anlegg være å foretrekke fordi en har visuell kontroll med den delen av filteret der "prosessen" foregår.

Avdrift av CO_2 -gass fra et åpent anlegg har vært framholdt som et problem. Erfaringene bl.a. fra anlegget i Mandal viser at det ikke tapes CO_2 i anlegget av noen praktisk betydning når dosen ligger på 15 - 20 mg/l.

Dersom råvannet har høyt fargetall, og det senere kan bli aktuelt med fargefjerning, bør et nedstrøms filter velges. Det vil da være mulig å bygge filteret om til et flermediafilter der kjemisk felling inngår i tillegg til karbonatisering, jfr. kap. 5.33.

4.4. Spyling av filter

Alle filter må spyles/rens for avsatt partikulært materiale. Tilbakespyling må skje i retning oppover, uansett filtreringsretning. Grunnen er at filtermaterialet bør fluidisere (komme i bevegelse, "koke") under tilbakespyling.

Ettersom det meste av partiklene i råvannet avsettes der råvannet går inn i filtermassen, er det også naturlig at spyling foregår i motsatt retning av filtreringen, slik at partikler "går ut samme veg som de kom inn". Dette oppnås bare i nedstrøms filtre. I oppstrøms filtre må eventuelt avsatt materiale passere hele filtermassen for å bli spylt ut øverst. Dette krever lenger tilbakespylingstid.

Andre varianter av spylesystem finnes uten at disse skal beskrives nøyere her. Det vesentlige er å ha et spylesystem som medfører at hele filtermassen fluidiseres, og at marmorkornene blir rengjort i overflaten.

Spylevannet fra et marmorfilteranlegg inneholder ikke annet enn partikler fra råvannet (smådyr, alger, organisk materiale) samt restfraksjon av marmor. Spylevannet kan derfor som regel ledes ut i nærmeste bekk/vassdrag forutsatt at den hydrauliske belastningen er under kontroll. Miljøvernmyndighetene har normalt ingen betenkeligheter med et slikt spylevannsutslipp.

4.5 Fargefjerning i alkalisk filter

Det har vært hevdet fra leverandører av prefabrikerte anlegg at et marmorfilter fjerner humus og dermed farge. Det har ikke vært mulig å få fram dokumentasjon på dette.

Det organiske stoffet i spylevannet er nok i virkeligheten større partikler og ikke humus. Det har også vært argumentert med at marmorkornene under oppløsning har en positiv overflateladning, og derfor vil trekke til seg humusmolekylene, som er negativt ladet.

Erfaring fra pilotforsøk og anlegg i drift viser imidlertid at et alkalisk filter ikke vil fjerne humus eller redusere fargetallet. Forsøk som ble gjort i Molde i 1992 viste tvert imot at fargen økte noe når vannet passerte et marmorfilter. Dette skyldes at humus får mørkere farge ved høyere pH. En heving av pH fra 5,8 til 9,5 ga en økning i fargetall fra 30 til 35-40 mg Pt/l. En pH heving til 7,8 ga imidlertid en mindre økning i fargetallet.

I tilfeller der fargen i stor grad skyldes jern (jernhydroksyd), er det mulig at et alkalisk filter vil redusere fargen betydelig. Hvis fargen skulle skyldes små partikler, og ikke humus, vil også filtrering fjerne en del farge. I normalt overflatevann er det imidlertid humus som forårsaker det meste av fargen, og da fjerner ikke marmorfilteret fargen alene.

4.6 Filtermasser

Den vanligste filtermassen i alkaliske filtre er marmor. Marmor er nesten ren kalsiumkarbonat, CaCO_3 , som leveres ferdig til bruk fra brudd på Nordmøre. Kalkstein er samme kjemiske forbindelse med en litt annen struktur, og kan leveres bl.a. fra Verdal. Det finnes også mer bearbejdede filtermasser. Av disse er akdolit ($\text{MgO} \cdot \text{CaCO}_3$) mest kjent. Akdolit er en halvbrent dolomittmarmor som importeres fra Tyskland. Den tilfører vannet magnesium i tillegg til kalsium.

Skjellsand kan være en aktuell filtermasse, men foreløpig er det gjort minimalt av forsøk med skjellsand. I Møre og Romsdal, og forøvrig langs kysten av Norge, vil marmor fra Nordmøre være mest aktuelt fordi dette er nærmest ren kalsiumkarbonat, og prisene er lavere enn for andre materialer. Transport med båt langs kysten er også billig.

4.7 Vannkvalitet etter filterne

4.7.1 pH, alkalitet og kalsium

Rentvannskvaliteten etter filterne vil være avhengig av:

- Kvaliteten på råvannet (pH, alkalitet, kalsiuminnhold)
- CO₂ - dosen
- Oppholdstid i marmoren
- Kornfraksjon på filtermaterialet

Tilsats av CO₂ til vannet fungerer i hovedtrekk slik at høyere dose gir:

- Mer kalsium i rentvannet
- Høyere alkalitet i rentvannet
- Lavere pH i rentvannet

Ønsket kalsiuminnhold og alkalitet reguleres ved hjelp av CO₂-dosen, men pH vil bli lav hvis man krever høye verdier på de førstnevnte parametrene. Kalsiuminnholdet og alkaliteten kan ikke reguleres hver for seg på denne måten, men sammenhengen mellom dem gjør at de beveger seg nokså parallelt innenfor det ønskede området.

Det er vanlig i de anleggene som er satt i drift, at CO₂-dosen justeres slik at kalsium og alkalitet blir liggende på minimumsverdiene (15 mg/l og 0,6 mekv.). Da ender pH gjerne mellom 7,5 og 8,0. CO₂-forbruket vil da normalt være 10-15 mg/l.

Dersom alkaliteten skal være 0,8 -1,0 mekv/l og kalsiuminnholdet 20 mg/l eller mer, vil CO₂ -dosen være ca. 20 mg/l og pH ligge lavere enn 7,5. For mange vannverks bør man i så fall vurdere å etterjustere pH med lut av hensyn til kobberkorrosjonen i husinstallasjoner.

Dersom CO₂-doseringen i et anlegg utgår og kontakttiden med marmoren er lang, vil pH i rentvannet bli godt over 9,0. Samtidig vil kalsiuminnholdet synke til rundt 5 mg/l.

Den andre viktige parameteren er oppholdstiden. Økt oppholdstid i marmoren fører til både høyere pH, alkalitet og kalsiuminnhold i rentvannet.

Talleksempelen over gjelder anlegg med "normal" oppholdstid, dvs. oppholdstid på 20-30 minutter, regnet som tid i forhold til brutto filterbassengvolum (dvs. tomt basseng). Ved små anlegg der det ikke skal tilsettes CO₂, kan 5-10 minutters oppholdstid være passende. pH vil da gjerne ligge mellom 8 og 8,5, men kalsiuminnholdet og alkaliteten vil ikke øke mye.

Ved delstrømsanlegg sender man kun en del av vannet gjennom marmorfilteret. Den spesifikke CO₂-dosen på vannet inn til filteret er vesentlig høyere i et delstrømsanlegg enn i et fullstrømsanlegg. Det vannet som passerer marmoren vil derfor ha svært høy alkalitet og høyt kalsiuminnhold, men lav pH. Dette vannet blandes med den øvrige vannstrømmen, og dermed vil innholdet av alkalitet og kalsium fortynnes til "normale" nivåer, eller noe under. Men pH-verdien vil være for lav, og derfor må det etterjusteres med lut eller soda.

4.7.2 Aluminium

Det har vist seg at marmorfiltre kan redusere vannets innhold av aluminium. Dette gjelder både naturlig aluminium fra råvannet og aluminiumsrester fra et eventuelt koaguleringsstrinn. Reduksjonen kan variere over tid, avhengig av tilbakespyling og etterfylling av marmor.

Innholdet av aluminium kan gå ned fra 0,2 - 0,3 mg/l til godt under 0,1, men det finnes også eksempler på at ingen reduksjon oppnås. Pilotforsøk vil avklare denne effekten.

4.7.3 Farge, turbiditet

Fargetallet kan både øke og minke i marmorfilteret. Dersom fargen skyldes humus alene, vil den øke med økende pH. Hvis jern og partikler bidrar til fargen (farge målt i ufiltrert prøve), kan man få en liten fargereduksjon i marmorfilteret. Det er imidlertid snakk om små forandringer, så marmorfilteret alene kan aldri løse et fargeproblem.

Filterets evne til å fjerne partikler (målt som turbiditet) og bakterier er avhengig av filterets utforming.

I Mandal ble filteret bygget i tillegg til de eksisterende plansilene. Filteret holder tilbake mesteparten av det organiske partikulære stoffet i vannet. Dette førte til at klorforbruket ble redusert fra 1,5 mg/l til 0,7 mg/l.

Dersom filteret dimensjoneres med lav overflatebelastning (under 10 m/h) og med filtermaterialer med liten kornstørrelse ($d_{50} < 1,0$ mm), vil filteret komme på lik linje med et sandfilter angående reduksjon av kimtall og bakterier. Filter som hygienisk barriere er under diskusjon hos helsemyndighetene.

Både av hensyn til filteregenskapene og karbonatiseringen, er det ønskelig å velge filtermateriale med så liten kornfraksjon som praktisk mulig.

4.8 Dimensjonering

4.8.1 Definisjoner av dimensjoneringsparametre

Ved dimensjonering av alkaliske filter er de viktigste parametrene:

- Overflatebelastning (V_f)
- Filterdybde (h_f)
- Kornfraksjon

Overflatebelastningen er definert som:

$$V_f = Q/A \quad (1)$$

der

Q = vannføringen gjennom filteret (m^3/h)

A = filteroverflaten (bassengoverflaten) (m^2)

Overflatebelastningen får da dimensjonen m^3/m^2h eller m/h .

Overflatebelastningen er et uttrykk for den hastigheten vannet ville hatt gjennom filterbassenget dersom filtermassen ble fjernet. Denne betegnes ofte som "filterhastighet". Da filtermaterialet utgjør en stor del av filtervolumet, vil imidlertid den reelle hastigheten vannet har i hulrommene i filtermaterialet være vesentlig større. Ved en hulromsandel (porøsitet) på f.eks. 33% vil den reelle midlere strømningshastigheten være 3 ganger så stor.

Overflatebelastningen er en vesentlig parameter for å beskrive filtreringsegenskapene til filteret.

Oppholdstiden er også en sentral parameter. Ved filtrering menes oppholdstiden beregnet utfra hele filtervolumet. Oppholdstiden er da gitt av:

$$T = V/Q \quad (2)$$

der

T = oppholdstiden (h)

Q = vannføringen gjennom filteret (m^3/h)

V = volumet av filtermediet (m^3)

Da $V = A \cdot h_f$, der h_f er dybden på filtermaterialet, kan en ved å kombinere likn. (1) og likn. (2) uttrykke oppholdstiden ved:

$$T = h_f/V_f \quad (3)$$

Oppholdstiden beregnet på denne måten er imidlertid ikke den reelle oppholdstiden i filteret da mesteparten av filtervolumet opptas av filtermaterialet.

Karbonatiseringen er avhengig av kontakttiden mellom marmor og vann. Her kommer oppholdstiden i filteret, dvs. filterdybden og størrelsen på filterkornene inn.

For å oppnå et høyt innhold av kalsium og alkalitet og tilfredsstillende pH, er det ønskelig med størst mulig kontaktflate og kontakttid mellom vann og marmor. Et filter med korndiameter 1,0-1,5 mm ($d_{50}=1,25\text{mm}$) vil ha 1,6 ganger så stor kontaktflate som et filter med korndiameter 1-3 mm ($d_{50}=2\text{ mm}$). Følgelig må et filter med korndiameter 1-3 mm være 1,6 ganger så dypt som et filter med korndiameter 1-1,5 mm.

Nedenfor skal de forskjellige dimensjoneringsparametrene diskuteres nærmere. Det forutsettes at vannet i utgangspunktet inneholder svært lite kalsium og alkalitet, og at man skal oppnå følgende verdier for korrosjonsparametrene :

pH	:	7,5 - 8,0
Kalsium:		15 mg Ca/l
Alkalitet:		0,6 mekv/l

4.8.2 Oppholdstid

Oppholdstiden (T) og kornfraksjonen gir den spesifikke kontakttiden mellom vann og marmor. Når en ønsker rentvann som spesifisert ovenfor, bør oppholdstiden settes til ca. 30 minutter ved midlere produksjon. Da har en gode marginer med en korndiameter i marmoren på 1-3 mm.

Med mindre kornfraksjon kan oppholdstiden reduseres.

4.8.3 Overflatebelastning

Utfra likning (3) kan overflatebelastningen (filterhastigheten) uttrykkes som:

$$V_f = h_f/T \quad (4)$$

der

h_f = filterdybden (m)

T = oppholdstiden i forhold til totalt filtervolum (h)

For å få gode filtreringsegenskaper bør ikke overflatebelastningen overskride 12 m/h. Da en ikke ønsker for dype filtre, vil dette iflg. likn. (4) begrense overflatebelastningen om oppholdstiden skal være tilstrekkelig. I praksis vil overflatebelastninger på 5-8 m/h være passende ved midlere vannføring. I store anlegg kan imidlertid noe større overflatebelastninger vurderes for å redusere filterarealet.

Så lave dimensjonerende overflatebelastninger som 5-8 m/h ved midlere vannføring, innebærer en overdimensjonering av filtrene for å få anlegg som har betydelig filterkapasitet og er robuste for evt. variasjoner i vannmengden.

4.8.4 Filterdybde

Stor filterdybde ønskes for å få lang kontaktid mellom vann og marmor og lange tidsrom mellom hver påfylling av marmor. Dersom det tillates at filterhøyden reduseres med 0,5 m, er det nødvendig å etterfylle med marmor ca. 2 ganger pr. år.

I praksis vil en filterdybde på rundt 3 m være passende. Ved en oppholdstid på 30 minutter gir dette en filterhastighet på 6 m/h. Det kan tillates at dybden reduseres mellom hver etterfylling av marmor. Oppholdstiden vil da bli noe redusert om filterhastigheten opprettholdes.

4.8.5 Tilbakespyling

Filtrene må spyles med tilstrekkelig spylehastighet og rimelig god fordeling av vannet i bunnen. Når disse forutsetningene er oppfylt, er spyling en enkel operasjon. Spylehastigheten er definert ved:

$$V_s = Q_s / A \quad (5)$$

der

V_s	=	spylehastigheten (m/h)
Q_s	=	spylevannføringen (m ³ /h)
A	=	filteroverflaten (m ²)

Fig. 4.3 viser forhold mellom kornstørrelse og spylevannshastighet for å få fluidisering av filtermediet med 10 % ekspansjon.

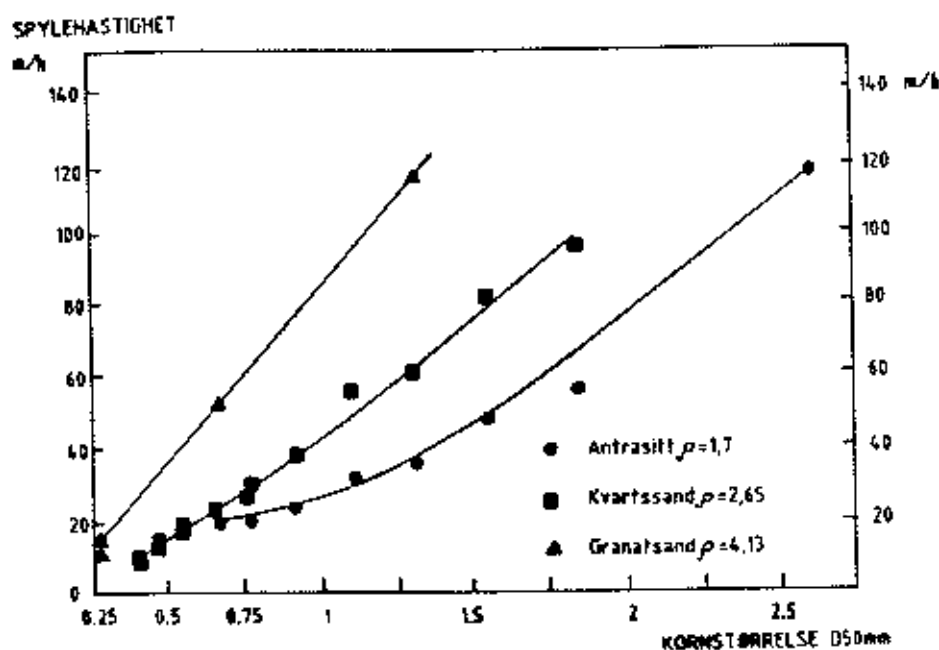


Fig. 4.3 Minste fluidiseringshastighet i m/h for å få 10 % ekspansjon ved 25 °C (USEPA Technology Transfer)

Dimensjonering av spylevannssystemet må gjøres slik at en har god fluidisering av filtermaterialet og ligge 10-15 % over kurven i Fig. 4.3.

Frekvensen mellom hver spyling er avhengig av:

- Mengden partikulært stoff i vannet
- Krav til forhold knyttet til utslippet
- Andre forhold

Det anbefales å spyle filtrere med frekvens 1-3 dager og spyletid ca. 5 min. for nedstrøms filter. Ved lenger intervall mellom hver spyling, må spyletiden økes. Spyletiden fastsettes ut fra erfaring på anlegget.

4.8.6 Kornstørrelse i filtermediet

Marmoren i filteret er det vesentlige elementet i behandlingsprosessen. Kornfraksjonen må bestemmes med omhu ut fra ønskemålene med prosessen. I flere anlegg er det til nå brukt marmorfraksjon 1-3 mm uten nøyere vurdering.

For anlegget i Mandal valgte kommunen marmor med kornfraksjon 2,5-4,0 mm.

Det er ønskelig med så liten korndiameter som mulig på filtermassen for :

- Å få størst mulig kontaktflate mellom marmor og vann (jfr. kap. 4.8.1)
- Å oppnå best mulig filtrering og hygienisk barriere i filteret

Ettersom filtermediet går i løsning, vil filtermassen sorteres, og de fineste kornene ligge øverst i et nedstrøms filter.

Er utgangspunktet en grov marmorfraksjon, f.eks. 1-3 mm, må spylehastigheten være ca. 80 m/h for å fluidisere filteret. Ved så stor hastighet vil det være vanskelig å holde marmorpartikler med korndiameter <0,5 mm tilbake i filteret. Derved motarbeides ønskemålene ovenfor.

Disse forhold tatt i betraktning tilsier at en marmorfraksjon på 0,7-1,4 mm med d_{50} på <1,0 mm bør være ideelt. Mengden finstoff i filteret kan da reguleres med spylevannshastigheten.

Filtermaterialet bør legges på et støttelag av marmor av grovere fraksjon. Spredesystem/dyser i bunnen av filteret bygges opp som for et ordinært sandfilter.

4.8.7 Kjemikaliedosering

CO₂-forbruket vil ligge mellom 10 og 15 mg/l når pH ikke skal etterjusteres med lut eller soda. Når pH etterjusteres, kan man dosere opptil 20 mg/l, dersom ønskemålet er en alkalitet på ca 1,0 mekv/l.

5 KARBONATISERING SAMMEN MED ANNEN VANNBEHANDLING

5.1 Korrosjonskontroll i kombinasjon med humusfjerning

Ved siden av korrosivt vann er humus et gjennomgående problem ved norske vannkilder. Svært mange vannverk har derfor behov for både korrosjonskontroll og fargefjerning. Behovet for fargefjerning kan være til stede hele året, men er ofte konsentrert til enkelte perioder av året.

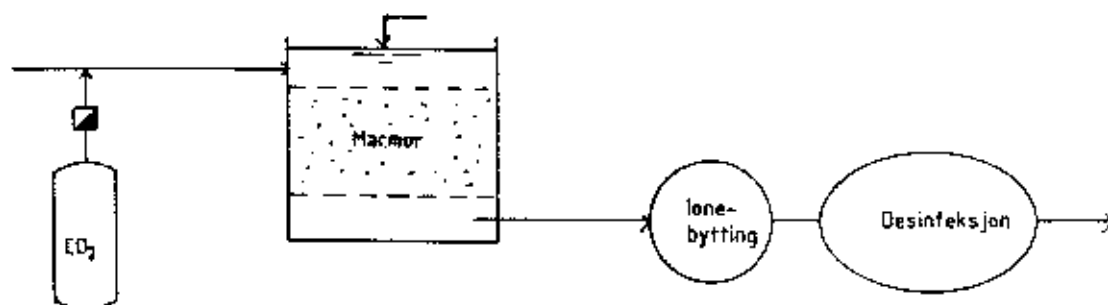
Prosessene som brukes for korrosjonskontroll fjerner ikke humus. Dette gjelder også marmorfiltere som nevnt tidligere. Fargefjerning skjer hovedsakelig med en av følgende tre metoder:

- Ionebytting
- Koagulering og sandfilter
- Membranfiltrering

En fjerde metode er ozon (O_3) og aktivt kull, men denne metoden synes å være lite aktuell i Norge.

5.2 Ionebytting

Ionebytting kan ikke integreres i karbonatiseringen, men det finnes mulige samskjøringsgevinster. Figur 5.1 viser en aktuell prosessløsning.



Figur 5.1 Prosess med ionebytting og karbonatisering

Hvis kalsium og CO_2 tilsettes før ionebytteren, vil ionebytterens kapasitet for humusfjerning øke med inntil 30%. Dette er vist i forsøk ved Meråker vannverk. Men det viste seg også at ionebytteren fjerner en del av det tilførte bikarbonatet. Dette skyldes sannsynligvis at bikarbonationene (HCO_3^-) har negativ ladning, akkurat som humusmolekylene, og at de derfor blir behandlet "likt" av ionebyttermassen. Det er derfor usikkert å satse på en slik prosess.

5.3.2 Mikronisert marmor

På samme måte som kalk kan mikronisert marmor tilsettes før (eller etter) koagulanten. Dette er vist i figur 5.3. Marmoren trenger en del tid for oppløsning. Ved NRV (Nedre Romerike Vannverk) er det gjort omfattende forsøk med mikronisert marmor i kombinasjon med aluminiumsulfat. Dette anlegget har både flokkuleringstanker og "Super-pulsator", som gir marmoren god tid til oppløsning før filterene. Råvannet har der en viss naturlig hardhet (ca. 5 mg Ca/l) og alkalitet, så man oppnådde minstekravene for disse parametrene uten tilsetning av CO_2 . For å komme opp i 20 mg Ca/l og en alkalitet på 1,0 mekv/l, måtte det tilsettes CO_2 .

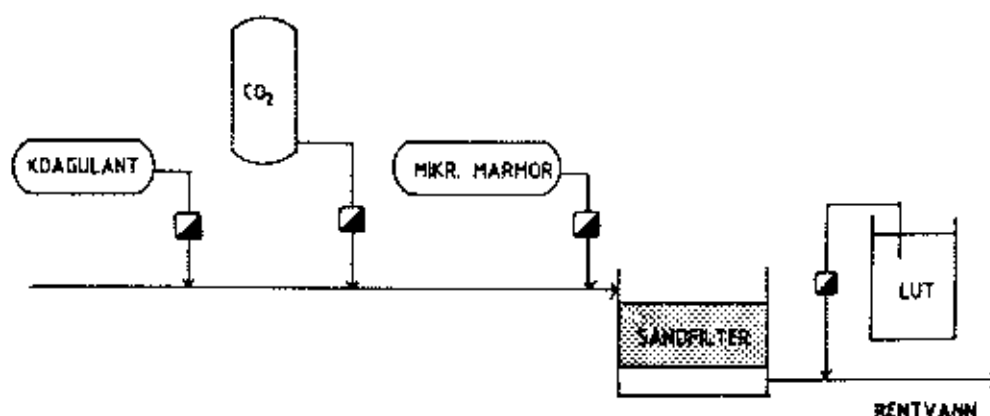


Fig 5.3 Koaguleringsanlegg med mikronisert marmor

Ved Aukra Vannverk er det gjort forsøk med samme prosess. Resultatene er stort sett gode, med lav restaluminium (0,01 - 0,02 mg/l). Det gjøres også forsøk ved flere andre vannverk med samme prosess. Et stort anlegg basert på denne prosessen bygges ut i Bergen (Svartavatn).

5.3.3 Marmorfilter + koagulering

Et marmorfilter med CO_2 -tilsats kan plasseres før eller etter et vanlig direktefiltreringsanlegg (sandfilter), se Fig. 5.4. Særlig som forbehandling kunne det være interessant, da det ville gjøre koaguleringsprosessen bedre og mer stabil. Denne løsningen innebærer bygging av 2 separate rensetrinn med tilhørende høye kostnader.

For å redusere byggevolum, og ikke minst kostnadene til rørarbeider, kan også humusfjerning skje i selve marmorfilteret, som vist i Figur 5.4. Denne prosessløsningen med kombinert karbonatisering og fargefjerning er svært interessant for mange vannverk som periodisk har et fargeproblem. Ved en slik kombinasjon dukker det opp enkelte vesentlige problemstillinger:

- Hvordan vil CO_2 -tilsats, som nødvendigvis må skje før filteret, passe sammen med koaguleringen?
- Hvor godt egnet er marmoren til å filtrere ut humusfnokker fra vannet?

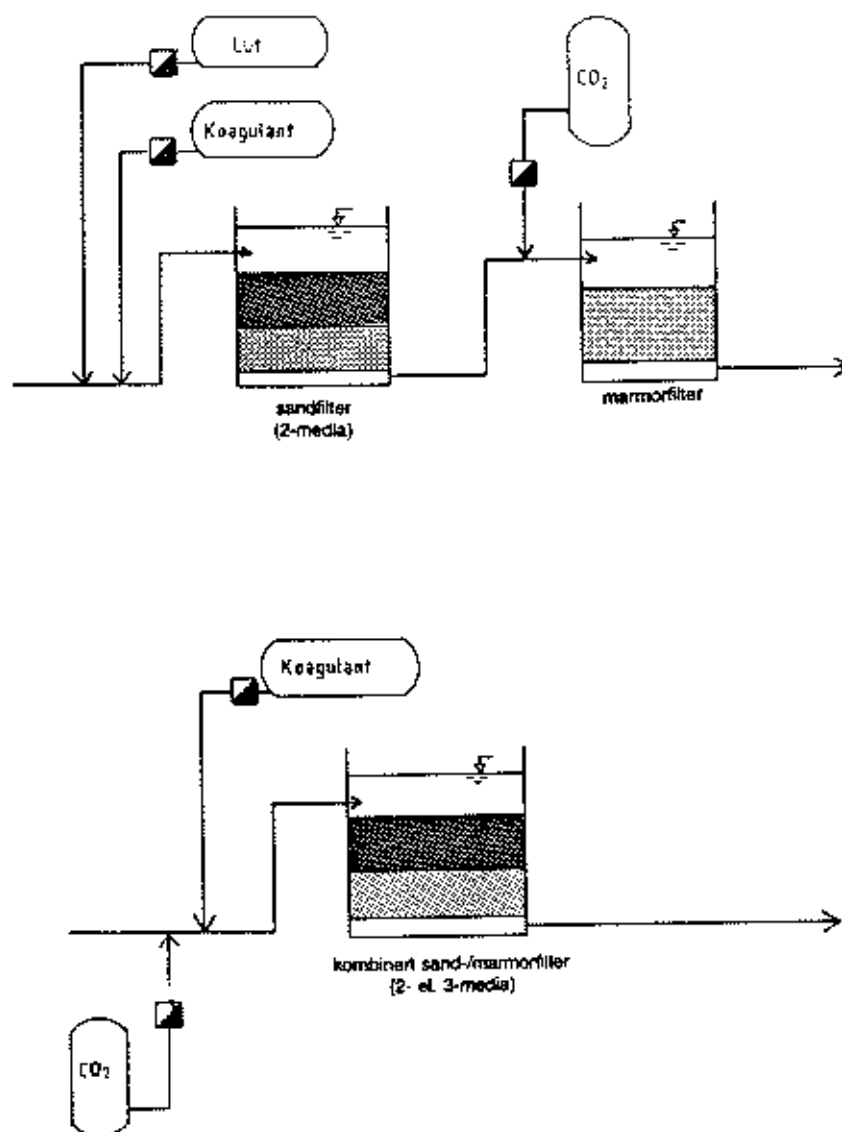


Fig 5.4 Øverst: vanlig koaguleringsanlegg etterfulgt av CO_2 / marmorfilter
nederst: koagulering i kombinert sand- og marmorfilter

Normalt skjer koaguleringen ved bruk av aluminiumsulfat med optimal fellings-pH på 6-7. En felling i pH-området 5-6 er derimot lite gunstig. Under pH 5 er det også mulig å få til koagulering, men dette har ikke vært utnyttet i Norge.

Det viste seg ved forsøk bl.a. i Molde og Porsgrunn at med riktige doser CO_2 og aluminiumsulfat eller PAX fikk man en meget god koagulering. I Molde ble imidlertid aluminiumkonsentrasjonen i rentvannet for høy (0,15 mg/l), så jernklorid ble forsøkt i stedet. Dette gav godt resultat og lav jernkonsentrasjon i rentvannet. I Porsgrunn gav både PAX og jernklorid godt resultat.

Marmorens begrensning som filtermateriale har sammenheng med det finstoffet som dannes når marmoren går i oppløsning. Et nedstrøms filter (som spyles oppstrøms) vil få et dekke av finstoff på toppen. Dette gir en effektiv filtrering, men noe dybdefilter blir det ikke.

Resultatet er et svært høyt trykktap. Hvis det derimot legges antrasitt med egenvekt 1,7 og grovere fraksjon over marmoren, fungerer filteret som et vanlig sandfilter med større dybdefiltrering. På grunn av forskjellen i egenvekt og korngradering vil marmoren bli liggende nederst i filteret også etter tilbakespyling.

Denne prosesskombinasjonen skiller seg fra marmorfilteranlegg uten humusfjerning ved bl.a.:

- Fjerner farge i tillegg til å karbonatisere vannet
- Må ha lavere filterhastighet (større filterareal)
- Spylevannet inneholder mye jern eller aluminium og kan ikke slippes ut i hvilken som helst resipient

Pilotforsøkene i Molde er omtalt i vedlegg 1.

Det første anlegget av denne typen i Norge ble bygget og satt i drift i Tingvoll i februar 1994. Anlegget er omtalt i kap. 9.4. Tilsvarende anlegg er i august 1994 satt i drift i Måløy, og flere anlegg er under bygging.

5.4 Membranfiltrering

Membranfiltrering kan ikke integreres med metoder for karbonatisering av vannet. Prosessene er så grunnleggende forskjellige at det er ingen "samkjøringsgevinst" å hente. Det er tryggest å plassere karboniseringsanlegget, uansett metode, etter membranfilteranlegget. Det er mulig at kalsium kan avleires på membranene, og at membranene kan fjerne kalsium og alkalitet, dersom vannet karboniseres før membranfilteranlegget. Dette er forøvrig forhold man har liten erfaring med.

6. PROSESSVALG

6.1 Ledningsmaterialets betydning

Hensikten med karbonatisering er å hindre tæring på ledningsnett. Følgelig har ledningsmaterialet mye å si for valg av prosess.

Med et ledningsnett som består bare av plastmaterialer, som ved mange små vannverk, er det ikke behov for å heve vannets kalsiuminnhold. Folkehelsa angir at en kan se bort fra normen for kalsium og til dels alkalitet i slike tilfeller. En må da tilstrebe en pH på 8,0-8,5 av hensyn til å få minst mulig korrosjon på stikkledninger og innvendige rør av kobber. pH-justeringen kan oppnås ved å dosere lut, soda, natron eller kalk. Soda og natron er vanligst og mest aktuelle.

En annen løsning er å bruke et marmorfilter uten CO₂-tilsats. Marmorfilteret vil fungere som filter samtidig som pH vil øke til over 8,0 bare ved kort oppholdstid i filteret. Denne metoden er svært aktuell for vannverk med bare plast i ledningsnett. Filterstyringen må da tilpasses kravet om pH 8,0-8,5.

Vannverk som har støpejerns- og eternitrør må imidlertid også legge vekt på kalsium og alkalitet i tillegg til pH.

6.2 Råvannets kvalitet

6.2.1 Fargetall

Etter dagens norske godkjenningssystem og normer er det opp til det enkelte vannverk og til de godkjennende myndigheter å avgjøre om det skal fjernes farge fra vannet. Mens EUs maksimalkrav er et fargetall på 20 mg Pt/l, angir Folkehelsas normer at fargetall 15-25 mg Pt/l får betegnelsen mindre god.

Normalt skal en ha fargefjerning ved fargetall over 15 mg Pt/l. Større vannverk bør kanskje også vurdere fargefjerning ved lavere fargetall.

En rekke aktuelle kombinasjoner av humusfjerning og karbonatisering er beskrevet i kapittel 5. Alkaliske filter kan kombineres med både koagulering (felling), ionebytting og membranfiltrering.

Humusfjerning og karbonatisering er to prosesser som kan bygges hver for seg eller integreres i et prosesstrinn. Det siste er spesielt interessant for overflatevannkilder med periodisk høyt fargetall som typisk opptrer om høsten med stor nedbør og avrenning.

6.2.2 Aciditet ("fritt CO₂")

Råvann fra enkelte kilder, særlig grunnvann, kan ved lav pH inneholde store mengder karbonat, eller "fritt CO₂". Dette vannet er aggressivt og bør absolutt behandles. Høyt innhold av CO₂ representerer i dette tilfellet også en fordel, siden vannet inneholder CO₂ som ellers måtte ha blitt tilsatt og kostet vannverkene betydelige beløp.

I hovedsak er det tre aktuelle behandlingsmetoder:

- Avluftning av CO₂

Dette er en enkel og billig metode, og en får høy pH etter lufting. Hvis råvannet inneholder mye CO₂, kan en også få en tilfredsstillende alkalitet, men oftest vil lufting være "å sløse med" karbonat som kunne gitt høy alkalitet på rentvannet.

- pH- heving med lut eller soda

Metoden utnytter CO₂-overskuddet som omdannes til alkalitet (HCO₃) når pH stiger :



- Alkalisk filter

Hvis CO₂-innholdet er svært høyt, kan det være nødvendig å lufte ut noe av CO₂-innholdet før vannet ledes inn i filteret, ellers kan en ende opp med altfor høyt kalsiuminnhold og lav pH. For eksempel inneholder råvannet fra prøvepumping i Rauma mellom 15 og 30 mg CO₂/l. Dette er planlagt utnyttet i et marmorfilter slik at kunstig CO₂-tilsats faller bort.

6.2.3 Partikler og suspendert stoff

For en overflatekilde er siling eller filtrering en del av minimumsbehandlingen som kreves for godkjenning. Partikkelfjerningen blir spesielt viktig dersom råvannets innhold av suspendert materiale er høyt (bekkeinntak, elv eller grunn kilde).

Hovedkonseptet som ble introdusert med byggingen av Mandal vannverk i 1991 innebærer at det alkaliske filteret skal være som et hurtigsandfilter og besørge partikkelfjerningen i tillegg til å være et karboniseringsstrinn.

For delstrømsanlegg, der bare en andel av vannet går gjennom det alkaliske filteret, vil en måtte ha et eget silingstrinn i tillegg til filteret.

Ved bygging av et marmorfilter etter eksisterende silanlegg bør en også vurdere fullstrømsbehandling for å forbedre partikkelfjerningen. Dette er bl.a. gjort i Mandal, der de gamle plansilene er beholdt. Marmorfilteret fjerner her en betydelig del partikulært stoff som passerer silene.

6.2.4 Aluminium

Innholdet av aluminium i råvannet er høyt i mange vannkilder på Sør- og Vestlandet. Dagens norske normer setter ikke krav til aluminiumkonsentrasjon dersom ikke aluminium brukes som koagulant. EUs maksimalkrav til aluminium er 0,2 mg/l.

I alkaliske filter med marmor som filtermateriale vil det skje en utfelling av aluminium slik at filteret fjerner aluminium. For vannverk med høyt aluminiuminnhold er bruk av alkaliske filter en aktuell behandlingsprosess (eks. Grue kommune).

I Mandal er råvannets innhold av aluminium 0,2 mg/l, mens rentvannets innhold er 0,05 mg/l.

6.3 Prosessvalg - nye anlegg

I tabell 6.1 har vi angitt aktuelle prosessløsninger med bakgrunn i råvannskvalitet, ledningsmaterialer og anleggsstørrelse.

Tabell 6.1 Anbefaling om prosessløsning ut fra ulike råvannstyper, ledningsmaterialer og anleggsstørrelse

Kilde/vannkvalitet/anleggsstørrelse	Ledningsnett av plast	Ledningsnett av støpejern, eternitt og plast
Overflatekilde m/fargetall < 15 mg Pt/l og ellers god råvannskvalitet	• Marmorfilter + desinfeksjon • Siling + soda/lut + desinfeksjon	• Marmorfilter + CO₂ + desinfeksjon
Overflatekilde m/gj.snittlig fargetall < 15 mg Pt/l Fargetall 15-50 mg Pt/l i perioder Q _{dim} > 10 l/s mg Pt/l	• Sandfilter + koagulering i perioder + lut/soda + desinfeksjon	• Koagulering og kombinert sand- og marmorfilter + CO₂ + desinfeksjon
Som ovenfor med Q _{dim} < 10 l/s	• Sil + membranfilter + lut/soda • Sil + membranfilter + marmorfilter	• Koagulering og kombinert sand- og marmorfilter + CO₂ + desinfeksjon • Sil + membranfilter + CO₂ + marmorfilter
Overflatekilde med fargetall > 20 mg Pt/l Q _{dim} > 15 l/s	• Koagulering og sandfilter + lut/soda + desinfeksjon • Sil + ionebytting + lut + desinfeksjon	• Koagulering og kombinert sand- og marmorfilter + CO₂ + desinfeksjon • Koagulering og sandfilter + mikronisert marmor + CO₂ + lut/soda + desinfeksjon
Overflatekilde m/fargetall > 20 mg Pt/l Q _{dim} < 10 l/s	• Sil + membranfilter + lut/soda/marmorfilter • Koagulering og sandfilter + lut/soda + desinfeksjon • Sil + ionebytting + lut/soda + desinfeksjon	• Koagulering og kombinert sand- og marmorfilter + CO₂ + desinfeksjon • Sil + membranfilter + marmorfilter + CO₂ + desinfeksjon
Grunnvann m/innhold av fri CO ₂ < 10 mg/l	• Lufting • Lut/soda	• Marmorfilter + CO₂
Grunnvann m/innhold av fri CO ₂ = 10-20 mg/l	• Lut/soda • Lut/soda + lufting • Marmorfilter + lufting	• Marmorfilter • Marmorfilter + lufting
Grunnvann m/fri CO ₂ > 30 mg/l	• Lut/soda + lufting	• Marmorfilter + lufting • Marmorfilter + lufting + lut/soda

I tillegg til det rent rensetekniske må det tas hensyn til bygge- og driftskostnader, betjeningsbehov, følsomhet i prosessen, robusthet etc. Dessverre velger mange byggherrer å gjøre et prosessvalg uten å få vurdert flere alternativer grundig.

For større anlegg ($Q_{dim} > 20$ l/s) anbefales det å utføre pilotforsøk tidlig i prosjekteringsfasen, og i alle tilfeller der et koaguleringsstrinn inngår.

6.4 Ombygging av eksisterende anlegg

Mange vannverk har et silanlegg eller et koaguleringsanlegg med sandfilter, men ingen tilsats av kalsium eller bikarbonat (alkalitet). pH blir gjerne justert med lut eller små mengder soda.

En oppgradering av disse behandlingsanleggene kan ha svært varierende omfang. Hvis det ikke er behov for kalsiumtilsats (ledningsnett av plast), kan mye oppnås med enkle midler. Tilsats av natron (NaHCO_3) eller CO_2 + lut kan gi nøyaktig den pH og alkalitet man ønsker. Investeringsene er moderate, men kjemikaliekostnadene kan være betydelige.

Tilsats av kalsium krever større investeringer og ombygginger. Nedenfor er det gitt noen eksempler.

6.4.1 Marmor i silkamrene

Det er aktuelt å bygge silkamrene om til filterbassenger, men dessverre er kamrene ofte for små til at dette lar seg gjøre. Ombyggingen (montering av filterbunn m.m.) kan dessuten bli ganske omfattende.

6.4.2 Marmor i sandfiltre

Enkelte anlegg har sandfiltre for partikkelfjerning, men ingen koagulering. Sanden bør da byttes ut med marmor. Samtidig kan det være aktuelt med en ny epoxybehandling i filterbassengene.

Hvis det eksisterende anlegget også har humusfjerning (koagulering og sandfilter), er en ombygging vanskeligere. Hvis filtrene er lavt belastet, kan en ombygging til kombinert sand- og marmorfilter være aktuelt (jfr. Fig. 5.4).

6.4.3 Mikronisert marmor

Mikronisert marmor har vært prøvet i eksisterende koaguleringsanlegg flere steder, og er tatt i bruk som varig løsning på flere større vannverk. Både ved Nedre Romerike Vannverk og Aukra vannverk ble vannkvaliteten bedre da mikronisert marmor ble tatt i bruk som pH-regulering i koaguleringsprosessen.

Det må installeres tank og doseringsanlegg for mikronisert marmor og eventuelt CO_2 . Det er mulig at denne løsningen bare kan brukes i anlegg med flokkuleringstanker c.l., jfr. avsnitt 3.3.4.

Bruk av mikronisert marmor er en svært aktuell løsning der man har behov for en forbedring av koaguleringen i tillegg til karbonatisering.

I anlegg uten et koaguleringsstrinn kan ikke mikronisert marmor brukes, fordi turbiditetsøkningen på rentvannet blir uakseptabel.

6.5 Åpne anlegg - anlegg under trykk

I mange tilfeller vil det være naturlig å plassere behandlingsanlegget ved vannkilden, slik at prosessenheter som siler, filter, o.l. bygges med fritt vannspeil. I områder med bratt terreng er det derimot naturlig å bygge anlegg under trykk, slik at en unngår pumping av vannet. Prosessløsningene vil i prinsipp være like i begge alternativene.

Anlegg med fritt vannspeil har følgende fordeler :

- Visuell kontroll med prosessen
- I nedstrøms filter kan en ha god kontroll med det øverste laget i filteret og enkelt fjerne avsatt materiale eller partikler som bygger seg sammen (kladder)
- Effektiviteten av filterspylingen kan kontrolleres visuelt
- Enkel påfylling av filtermateriale
- Muliggjør en enkel lufteprosess

For behandlingsanlegg dimensjonert for 10-50 l/s kan det være fordelaktig med anlegg under trykk i stedet for å ta ned trykket og pumpe etterpå. Filtrene vil da fortrinnsvis bygges som rustfrie ståltanker med diameter 1,5-2,5 m og 3-5 m høyde.

For større anlegg (> 100 l/s) vil det være økonomisk gunstigst å bygge åpne anlegg selv om det er nødvendig med pumping etter filtrene.

For mindre anlegg (<10 l/s) er det liten kostnadsforskjell om et anlegg bygges med fritt vannspeil eller under trykk. Vi anbefaler imidlertid anlegg med fritt vannspeil hvis dette er mulig.

7 KOSTNADER OG NYTTE

7.1 Generelt

Karbonatiseringskostnadene består av kapitalkostnader og driftskostnader. Kapitalkostnadene består av :

- Avskrivning på bygning og anleggsarbeider
- Avskrivning på maskinelt utstyr

Driftskostnadene vil består av:

- Kjemikaliekostnader
- Lønn driftspersonale
- Kostnader til vedlikehold av maskinelt utstyr og bygg
- Strømkostnader
- Andre kostnader

Vanligvis brukes en kalkylerente på 7 % p.a. og avskrivningstider på 40 år for bygninger og 15 år for maskinelt utstyr.

7.2 Byggekostnader

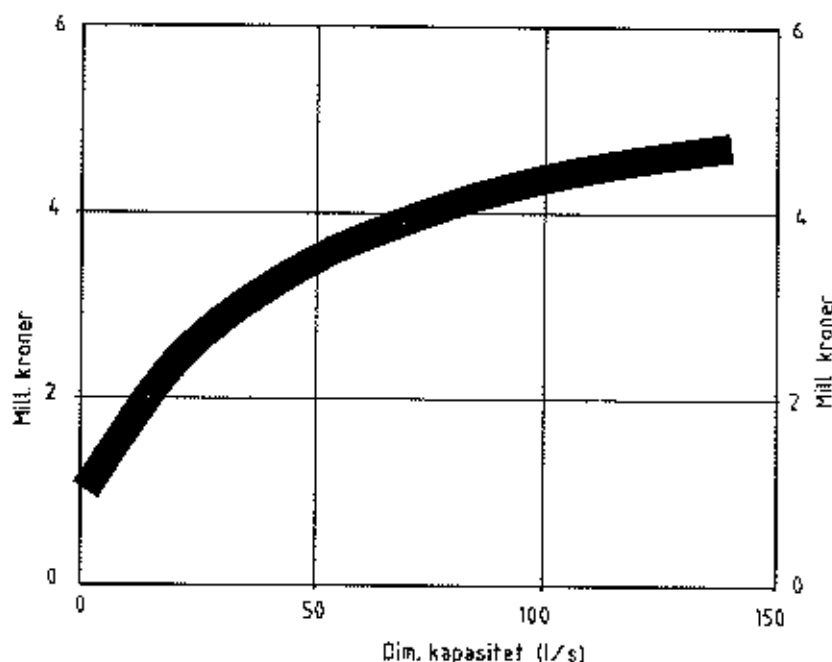
Et behandlingsanlegg vil være en integrert del av et vannforsyningssystem, og kostnadene for behandlingsanlegget vil være avhengig av:

- Plassering i forhold til kilde og ledningsnett
- Adkomstforhold og tilgang på strøm og telefon
- Tomteforhold
- Mulighet til kombinerings med pumpestasjoner etc.
- Avløpsforhold for sanitær- og spylevann
- Prisnivå i det lokale byggemarkedet
- Teknisk standard

Kostnadene vil i stor grad være avhengig av at det foretas en grundig planlegging for å finne fram til beste systemløsning, og slik at anleggene blir så enkle og driftssikre som mulig. Enkle og driftssikre anlegg er ofte også de billigste.

I Figur 7.1 har vi utarbeidet en generell kostnadskurve for alkaliske filteranlegg med fritt vannspeil, CO₂-tilsats og UV-bestråling som desinfeksjonsmetode. Kostnadene inkluderer prosjektering, administrasjon og byggeledelse samt investeringsavgift. Følgende kostnader er ikke inkludert:

- Adkomstvei
- Strømfremføring
- Utvendige ledningsanlegg



Kostnadskurven, som er basert på behandlingsanlegg som er bygget i perioden 1992-94, er kun orienterende og må bare benyttes i overslagsberegninger.

Figur 7.1 Byggekostnader for behandlingsanlegg basert på alkaliske filter med fritt vannspeil, CO₂-tilsats og UV-bestråling. Kostnadene er inkl. byggeledelse/-prosjektering og avgifter, men ekskl. adkomstvei, strømfremføring og utvendig ledningsanlegg. Kostnadsnivå 1993

7.3 Driftskostnader

Driftskostnadene utgjør en vesentlig andel av totalkostnadene (årskostnadene) for et behandlingsanlegg. Prosessløsninger som er robuste, har lite tilsynsbehov og lave strøm- og kjemikaliekostnader er å foretrekke. Alkaliske filtre er typisk for en slik prosess.

Tabell 7.1 viser erfarte driftskostnader for anlegg med åpne marmorfilter og tilsats av CO₂ UV-bestråling og normal råvannsvannkvalitet, dvs. lav pH, lav alkalitet og lavt kalsiuminnhold. Rentvannet oppfyller Folkehelsas krav til god vannkvalitet for korrosjonsparametrene (pH 7,5-8,5, alkalitet 0,6-0,8 mekv/l og ca. 20 mg kalsium/l)

Tabell 7.1 Årlige driftskostnader for typiske anlegg med åpne marmorfilter, tilsats av CO₂ og UV-bestråling

Element	Qdim = 50 l/s Årsprod.= 1,0 mill m ³	Qdim = 150l/s Årsprod.=2,5 mill. m ³
1. Marmorforbruk ¹⁾	23.000 kr	56.500 kr
2. Leie av CO ₂ -tank ²⁾	50.000 "	60.000 "
3. CO ₂ -forbruk	27.000 "	67.500 "
4. Energikostnad	40.000 "	55.000 "
5. Skifte av UV-lamper	10.000 "	25.000 "
6. Tilsyn ³⁾	55.000 "	73.000 "
7. Vedlikehold bygg (1 %)	20.000 "	30.000 "
8. Vedlikehold maskin (3 %)	45.000 "	60.000 "
Sum driftskostnad	270.000 kr	427.000 kr
Driftskostnad pr. m ³	27 øre/m ³	17,0 øre/m ³
Kjemikaliekostnad pr. m ³ (1+3)	5 øre/m ³	5 øre/m ³

- 1) 45 g marmor pr. m³. 500 kr. pr. tonn marmor
- 2) 15 g CO₂ pr. m³. 1800 kr. pr. tonn CO₂
- 3) Besøk på anlegget 1 gang pr. uke. Besøksfrekvensen er basert på at anleggene er fullautomatisert og har overføring av alarmer via driftskontrollanlegg til vaktpersonell

7.4 Nytte av karbonatisering med alkaliske filtre

7.4.1 Generelt

Korrosjon på vannledningsnett og husintallasjoner koster samfunnet store beløp. Korrosjonskostnadene varierer mye fra vannverk til vannverk, og anslagene vil også variere alt etter hvem som gjør beregningene og hvilke forhold det legges vekt på. Det gjøres imidlertid sjelden analyser av hvilke besparelser det enkelte vannverk vil få ved korrosjonskontroll.

Nytten av et karbonatiseringsanlegg med alkaliske filtre vil bestå av:

- a) Besparelser i driftskostnadene til spyling og rengjøring av ledningsnettet
- b) Forlengelse av levetiden til ledningsnettet
- c) Bedring av vannkvaliteten til abonnentene med færre klager og større betalingsvillighet

Vi skal nedenfor forsøke å belyse disse forholdene.

7.4.2 Kostnader for spyling av ledningsnett

Gevinsten av alkaliske filter på drift av ledningsnett er relativt enkel å beregne og registrere. Alkaliske filtre bygget som fullstrømsanlegg vil i tillegg til redusert korrosjon og tæring forbedre partikkelfjerningen. Resultatet av begge disse forholdene er mindre slam og partikler ute i ledningsnettet og mindre behov for spyling. Gevinsten på driftssiden vil bestå av:

- Mindre kostnader til spyling av ledningsnettet
- Færre klager på brunt vann
- Mindre klorforbruk

Vannverk med surt overflatevann og ledningsnett av støpejern og asbestsement, og som kun har siling og desinfeksjon som vannbehandling, spyler som regel ledningsnettet 1-2 ganger pr. år. Innimellom spyles endeledningene etter at vannverket har mottatt klager på brunt vann. Enkelte vannverk har kontinuerlig uttapping av vann på endeledningene for å holde abonnentene med "rent" vann.

Kostnadene for årlig spyling av ledningsnettet under slike forutsetninger er beregnet ut fra oppgaver gitt av driftsavdelingene i Mandal, Egersund og Grimstad. Spylekostnadene er beregnet til 1,25-2,0 kr/m, dvs. ca. 150.000 kr/år for et ledningsnett på ca. 100 km.

Erfaringene fra Mandal og Egersund tilsier at behovet for spyling av ledningsnettet reduseres fra 2 ganger pr. år til 1 gang hvert 2.-3. år, dvs. til ca. 20 % av opprinnelig behov. Besparelsene på årsbasis utgjør således 1000 - 1600 kr pr. km ledning.

I tillegg til denne besparelsen kommer gevinst ved å behandle færre klager etc.

For Mandal utgjør kostnadene til kjemikalier, når det er tatt hensyn til redusert klorforbruk, 5,1 øre/m³. Med en årsproduksjon på 1,35 mill. m³ utgjør da økningen i kjemikaliekostnader inklusiv leie av CO₂-tank 120.000 kr/år.

Reduksjonen i spylekostnader er også kalkulert til ca. 120.000 kr/år.

Som hovedregel kan en ut fra foreliggende erfaringsmateriale si at gevinsten på grunn av redusert spyling av ledningsnettet alene betaler driftskostnadene til forbruk av CO₂ og marmor og leie av CO₂-tank.

7.4.3 Levetid av ledningsnett

Ved å karbonatisere vannet øker man levetiden for ledningsnettet. Nyten ved å øke levetiden er vanskelig å beregne eksakt. Levetiden må defineres som den tid det tar fram til ledningsnettet må fornyes på grunn av at :

- Den innvendige tæringen på rørveggen er så stor at den mekaniske styrken er redusert
- Kapasiteten er redusert (gjengroing)
- Bruddhyppigheten er for stor

Fig. 7.2 illustrerer dette forholdet.

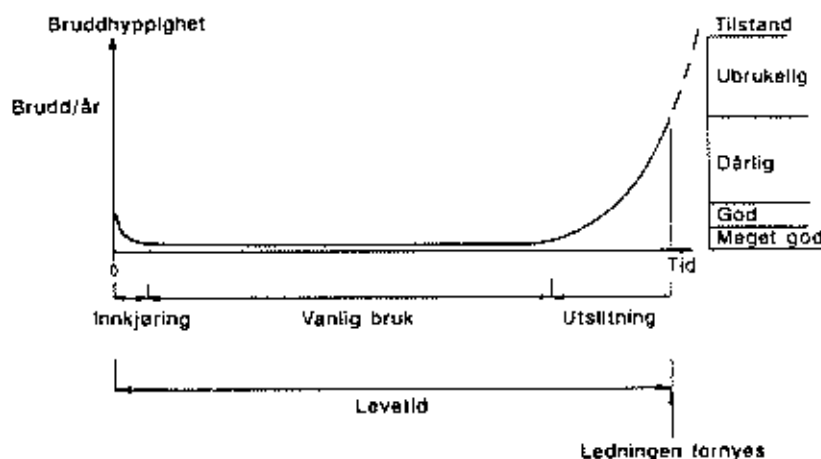


Fig. 7.2 *Typisk utvikling av bruddhyppigheten for en vannledning med tiden. Her er tilstanden for vannledningen gradert i meget god, god, dårlig, meget dårlig og ubrukelig.*
(Mosevoll, VAR 94)

Ved å karbonatisere vannet vil tiden for vanlig bruk av ledningen i Fig. 7.2 øke, og økningen i antall lekkasjer/vanntap på grunn av tæring flyttes ut i fremtiden.

Gevinsten ved levetidsforlengelse lar seg enkeltst beregne for eternittledninger. Innvendig tæring vil her redusere godstykkelsen proporsjonalt med tiden.

De direkte korrosjonskostnadene i form av redusert levetid er i Norge beregnet til 500 mill. kr/år eller bortimot 400 kr/abonment pr. år (Ødegård, VAR 94).

Ved å ta i bruk alkaliske filter for korrosjonskontroll er det grunnlag for å anta at kostnadene kan reduseres med 50 % eller ca. 200 kr/abonment.

Slike beregninger må imidlertid gjøres for hvert enkelt ledningsnett.

Et nytt vannbehandlingsanlegg med alkaliske filter for et vannverk med 5.000 abonnenter ($Q_{\text{dim}} = 150 \text{ l/s}$) vil koste 600.000 kr/år i kapitalkostnader og ca. 400.000 kr/år i driftskostnader, totalt 1,0 mill. kr eller 200 kr/abonment.

Ut fra slike betraktninger kan en derfor konkludere med at økt levetid på ledningsnettet i sin helhet vil kunne betale kostnadene for hele vannbehandlingen. Når vi så vet at karbonatiseringstrinnet utgjør en liten del av vannbehandlingsanlegget, vil det være meget lønnsomt å karbonatisere vannet.

7.4.4 Bedring av vannkvalitet

I tillegg til kvantifiserbar økonomisk nytte av karbonatisering, er nytten i form av bedre vannkvalitet til abonnentene betydelig. Urent/brunt vann hos abonnentene fører til:

- Misfarging av klesvask og andre bruksmessige ulemper
- Kort levetid på husholdningsmaskiner/varmtvannsberedere

- Redusert betalingsvillighet og klager på for høye avgifter i forhold til vannkvaliteten
- Egne rensetrinn hos industribedriftene

Alle disse forholdene påvirkes og forbedres dersom man karbonatiserer vannet. En kvantifisering av nytten i kroner er derimot meget vanskelig. Nyttens når det gjelder forbedring av vannkvalitet kan enkelt anskueliggjøres ved å referere uttalelser fra driftspersonale ved to vannverk som karbonatiserer vannet :

Driftssjef Gunnar Skagen, Mandal kommune :

“Tidligere spylte vi nettet 2 ganger om året og hadde en rekke klager fra sinte abonnenter som motvillig betalte vannavgiften. Nå får vi ingen klager. Alle har rent vann, og folk synes vannet vårt er billig og godt.”

Avd.ing. Magne Torgersen, Egersund kommune :

“Vi spylte ledningsnettet vår og høst og hadde urent vann hos abonnentene likevel. Ny tidsregning for vannverket er fra 1.11.93, da anlegget kom i drift. Hele byen fikk rent vann kort tid etterpå. Vi har ingen klager lenger”.

8 DRIFTSERFARINGER FRA MANDAL VANNVERK

8.1 Bakgrunn

Mandal kommune besluttet i 1990 å karbonatisere vannet. Det ble innhentet entrepriser på delstrømsanlegg, men evalueringen av disse viste at det ville være billigere å bygge åpne filter.

I utviklingen av prosessløsningen introduserte Asplan Viak idéen om å bygge karbonatiserings anlegget opp som et hurtigsandfilter og erstatte sand med marmor. Hensikten med dette var å slå to prosesser, karbonatisering og filtrering, sammen i ett rensetrinn. Behandlingsanlegget, som er det første større marmorfilteranlegget bygget ut fra dette prinsippet her i landet, ble satt i drift i juni 1991.

Karbonatiseringsanlegget er bygget som et tilbygg til eksisterende behandlingsanlegg hvor vannet blir silt, pH-justert (lut) og klorert. Det ble bygget tre filter i plasstøpt betong, hvert med areal 11,3 m². Forøvrig ble andre deler av anlegget renoveret.

8.2 Anleggsutforming

Figur 8.1 viser en prinsippskisse av oppbyggingen av anlegget.

Råvannet tas inn på 20 meters dyp i Skadbergvann og passerer først siler med maskevidde 1,0 mm. CO₂ tilsettes deretter før vannet går via en statisk mikser inn på toppen av 3 filter som kommuniserer hydraulisk. Filterbassengene er 4 m dype, mens filterhøyden (marmormassen) er ca. 3 m. På rentvannssiden kommuniserer filtrene også hydraulisk.

Spyling skjer med råvann. Pumpene på rentvannssiden er satt inn for å øke leveringskapasiteten på anlegget.

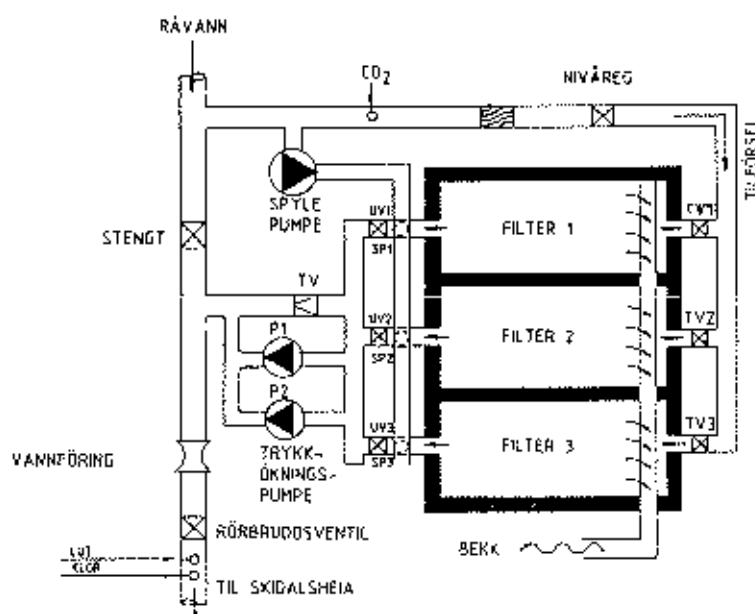


Fig. 8.1 Prinsipppløssning for Skadbergvann behandlingsanlegg, Mandal vannverk

Figur 8.2 viser bunnplan i anlegget. På grunn av filterets store dybde ble det bygget et meget enkelt system for fordeling av spylevann. Rundt sprederørene ligger marmor med kornfraksjon 4-8 mm. I filterene ble det anbefalt å benytte marmormasse med kornfraksjon 1-3 mm og d_{50} på ca. 1,5 mm. Filterbassengene ble imidlertid fylt opp med marmor med kornfraksjon 2,5 - 4 mm.

Anlegget er fullt automatisert og styres av en PLS, som er en integrert del av et driftskontrollanlegg.

Anlegget er utstyrt med en 3 m³ tank med flytende CO₂. Via en elektrisk fordampner overføres flytende CO₂ til gass og ledes inn i anlegget. Doseringen foregår automatisk ved en mengdekontroller som styres av vannmengden.

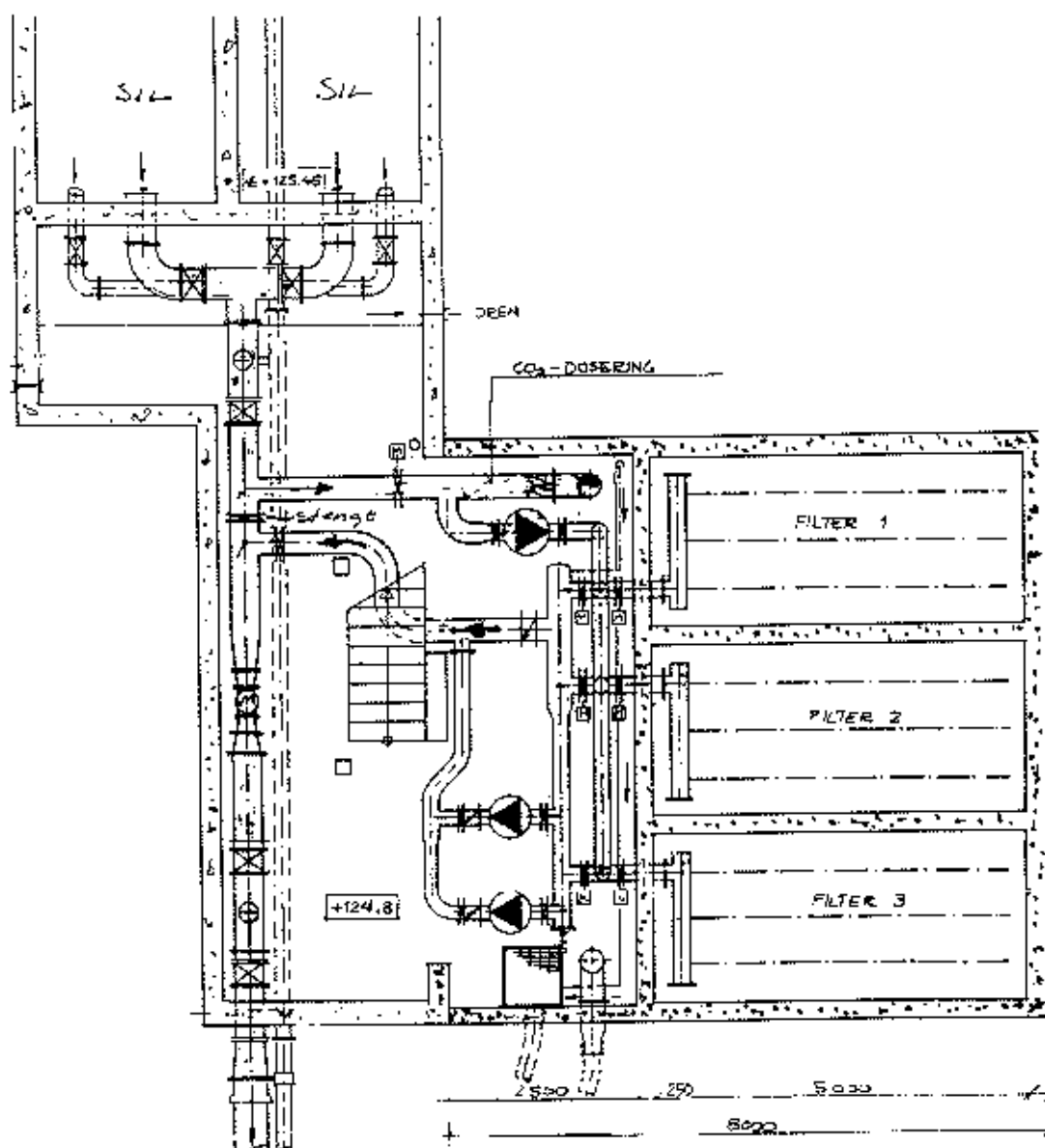


Fig. 8.2 Mandal vannverk. Bunnplan av ombygget behandlingsanlegg

8.3 Vannkvalitet

Kommunen hadde i en årrekke store problemer med korrosjon og slam i ledningsnett. I en periode på 70-tallet ble det brukt hydratkalk for pH-justering. En gikk deretter over til soda på grunn av driftsproblemer med kalkanlegget, og på 80-tallet ble et lutanlegg installert. Luttilsatsen førte til store problemer med brunt vann i nettet, og anlegget ble derfor tatt ut av drift.

For å kontrollere effekten av karboniseringsanlegget ble det utarbeidet et program for måling av vannkvaliteten (4 stasjoner). Det ble tatt målinger før anlegget ble satt i drift i juni 1991 og etterpå. Målingene ble foretatt hver 2. uke, slik at det foreligger betydelig dokumentasjon av vannkvaliteten.

Driften av vannverket har vært delt opp slik:

Periode 1 (juni 1991 - juni 1993):

Råvann tilsettes CO_2 før marmorfiltrene. Desinfeksjon med klor.
pH på rentvann = 7,6-7,7.

Periode 2 (juni 1993 - september 1994):

Råvann tilsettes CO_2 før filtrene. Desinfeksjon med klor.
Lut tilsettes for pH-heving til 8,3.

Tabell 8.1 viser råvannskvalitet i ledningsnett for anlegget ble satt i drift og vannkvalitet i nettet fra periode 1 uten tilsats av lut.

Tabell 8.1 Mandal vannverk. Vannkvalitet i ledningsnett for og etter at behandlingsanlegget ble satt i drift

Parameter		Råvann	Før juni 1991	(1991-1993)	Folkehelsas norm
pH		5	5,2	7,7-7,8	7,5-8,5
Alkalitet	mekv/l	0,02	0,03	0,65	0,6-1,0
Kalsium	mg/l	1,5	1,5	16	15-25
Turbiditet	NTU	1,1	1,8-2,8	0,5-1,0	< 0,5
Jern	mg/l	< 0,05	0,4	0,1	< 0,1
Aluminium	mg/l	0,2	0,2	0,05	-
Mangan	mg/l	0,05	0,05	0,035	< 0,05
Magnesium	mg/l	0,8	0,8	0,8	< 10
Natrium	mg/l	5-8	5-8	5-8	< 20
Kalium	mg/l	0,19	0,19	0,19	-
Klorid	mg/l	14	14	14	< 100

Ved behandlingen oppnås minimumsverdiene for alkalitet og kalsium etter Folkehelsas norm og pH blir > 7,6.

Innholdet av aluminium ble rett etter oppstart redusert til 0,01 mg/l. Siden steg konsentrasjonen i rentvannet til ca. 0,05 mg/l.

8.4 Driftserfaringer - periode 1 (juni 1991-juni 1993)

Kommunen oppsummerte erfaringene etter ett års drift slik:

- Filtrene ga momentan forandring av vannkvaliteten etter at behandlingsanlegget var satt i drift.
- Det "brune vannet" forsvant fra ledningsnettets til alle vannverkets abonnenter.
- Vannet som leveres til forbrukeren er klart og uten farge og grums.
- Klager fra abonnentene er redusert fra et utall tidligere til omtrent ingen.
- Vannet som leveres har alkalitet, kalsiuminnhold og pH som ligger innenfor det området Folkehelsen har satt som krav til godt drikkevann.
- Innholdet av alkalitet og kalsium har vært stabilt. Vannets aggressivitet er fjernet.
- Overbelastning av filtrene under ekstrem hagevanning har ikke ført til endring i innholdet av alkalitet og kalsium. Anlegget har stor innebygget robusthet.
- Innholdet av mangan, kobber og aluminium er redusert etter at råvannet har passert marmorfiltrene.
- Fargetall og turbiditet er i noen prøver fortsatt høyere enn ønsket, dvs. korrosjonen er ikke helt borte.
- Marmorfilteret gir den beste form for partikkelfjerning fra råvannet i tillegg til karbonatiseringen.
- Fjerning av biomasse fra råvannet gjør at klorgassdoseringen er redusert fra 1,2 til 0,7 mg Cl_2/l .

Som vist i Tabell 8.1 ligger vannkvaliteten i ledningsnettets innenfor Folkehelsas norm for god kvalitet for alle aktuelle parametre.

8.5 Driftserfaringer periode 2 (juni 1993 - september 1994)

Som konsekvens av at det er gunstigst av hensyn til korrosjon at pH ligger på over 8,2, har kommunen i en driftsperiode på ca. 1 år dosert lut etter filtrene og hevet pH på rentvannet til 8,2-8,3.

Vannkvaliteten i ledningsnettets ble målt hver 14. dag som i periode 1.

Konklusjonen fra driftsperiode 2 er at pH-økningen til 8,2-8,3 ikke gir noen målbar effekt på vannkvaliteten i nettet. Det er imidlertid ikke gjort analyser på kranvann fra stikkledninger av kobber. Ingen reaksjoner hos abonnentene tilsier at pH-økningen har særlig effekt.

Kommunen har derfor besluttet å ikke tilsette lut for derved spare ca. 1,5-2 øre/ m^3 , som lutedoseringen koster.

8.6 Filterdrift

Filtrene spyles en gang i døgnet, kl. 03.00 om natten. Spyletiden pr. filter er 5 min. Spylevannet ledes ut i bekken nedenfor anlegget.

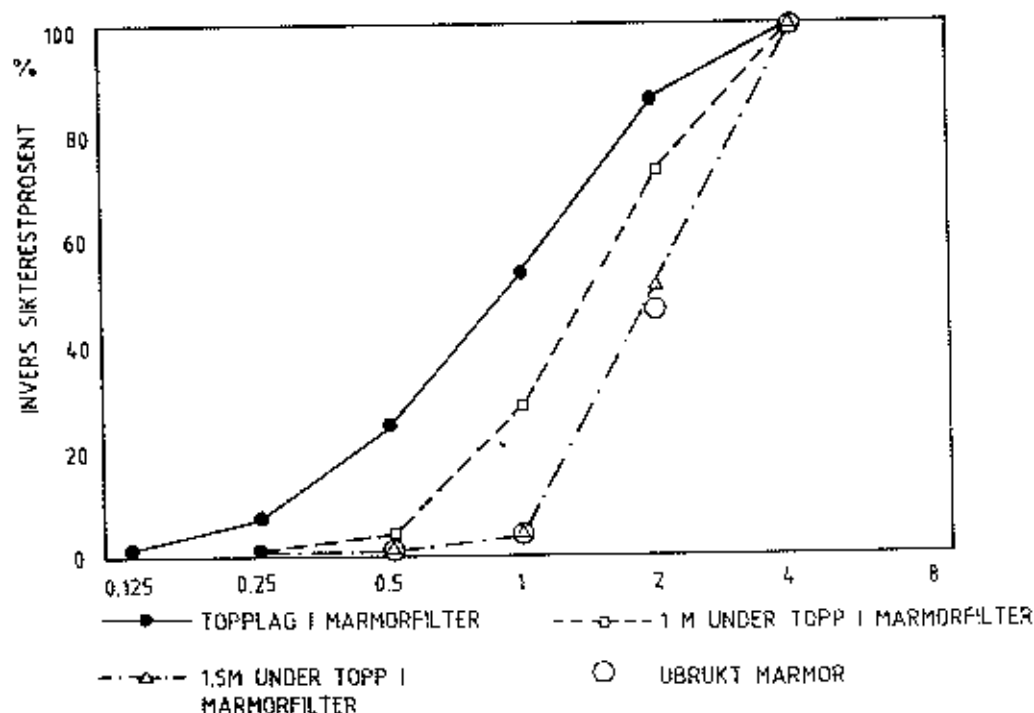
Spylehastigheten er 55-56 m/h. Spylevannet letter litt på massene slik at en kan stikke en stav til bunns i filteret, men spylingen gir så godt som ingen synlig ekspansjon eller bevegelse i marmoren. Spylehastigheten er for liten i forhold til den grove massen på 2,5-4 mm kommunen valgte å legge inn i filtrene. Den er ikke stor nok til å spyle ut et lag med partikler som legger seg på toppen av filteret. Filterbunnen består av 3 perforerte rør som ikke gir jevn fordeling av spylevannet. Større partikler som avsettes på toppen av filteret, må derfor fjernes manuelt 2-3 ganger i året.

Selv med disse forholdene, som kan forbedres, fungerer anlegget etter kommunens oppfatning meget godt.

Det aggressive råvannet som er tilsatt CO_2 , tærer på marmorkornene i den øverste delen. Selv om for grov marmormasse ble brukt, oppnås god filtereffekt på grunn av det fine materiale som dannes i øverste del av filtermassen.

Figur 8.3 viser siktekurver for marmormasse tatt i filteret etter 16 måneders drift. Marmormassen er tatt ut fra topplaget, samt fra 1,0 og 1,5 meters dyp.

Figuren viser at topplaget har en kornfordeling med $d_{50} < 1,0$ mm og finstoff som gir en god filtrering. $D_{50} = 0,8-1,2$ mm er vanlig for et konvensjonelt hurtigsandfilter.



Figur 8.3 Siktekurver for marmormasse i filtrene i Mandal vannverk etter 16 måneders drift

8.7 Kostnader for kjemikalier. Behov for tilsyn

Kommunen trekker følgende konklusjoner:

- Forbruk av marmor og kullsyregass er mindre enn beregnet.
- Den manuelle driften av marmorfiltrene har gitt mindre oppfølging/ettersyn enn antatt på planstadiet.
- Partikulært stoff som ikke spyles ut og må fjernes manuelt koster lite. Den lille avsetningen på filteroverflaten fjernes før det etterfylles marmormasse.
- Etterfylling av marmormasse skjer direkte på filtrene fra storsekk på 1 tonn. Det etterfylles marmor 2 ganger pr. år. Etterfyllingen tar ca. 1 dag.
- Klordoseringen er halvert i forhold til før anlegget ble satt i drift.

Den reelle økningen i kjemikaliekostnadene er:

• Marmor	40 g/m ³ =	3,2 øre/m ³
• CO ₂ gass	15 g/m ³ =	2,8 øre/m ³
• Klorreduksjon	0,6 g/m ³ =	<u>- 0,9 øre/m³</u>
Sum kjemikalier		<u>5,1 øre/m³</u>

Anlegget besøkes en gang pr. uke, foruten at det overvåkes via driftskontrollanlegget.

Vannbehandlingsprosessen fungerer vel så godt som forutsatt.

8.8 Konklusjon

Mandal kommunes erfaringer med anlegget er gode. Enkelte ting kunne vært løst annerledes, men anlegget ble bygget meget enkelt, og kommunen hadde en stram økonomisk ramme.

Resultatet i form av forbedret vannkvalitet på ledningsnettet er svært gode. Korrosjons- og slamproblemene i nettet er kraftig redusert.

9 EKSEMPLER PÅ VANNVERK MED ALKALISKE FILTER

9.1 Bud - Tornes - Hustad vannverk, Fræna kommune

9.1.1 Bakgrunn

Vannverket, som er kommunalt, hadde fram til nytt behandlingsanlegg ble satt i drift i august 1994 inntak i elv fra Herskarvatnet uten noen form for behandling av vannet. Elva ga i tørrvårsperioder for lite vann, og hadde også i perioden innhold av tarmbakterier.

Kommunen besluttet derfor å ta i bruk Herskarvatnet som ny vannkilde og bygge nytt behandlingsanlegg. Vannverket har mye eternittedninger og det ble besluttet å karbonatisere vannet for å øke levetiden på ledningsnettets.

9.1.2 Vannkvalitet - behandlingsprosess

Vannkvaliteten i kilden er typisk for overflatevann i fylket og er vist i Tabell 9.1

Tabell 9.1 Vannkvalitet Herskarvatnet

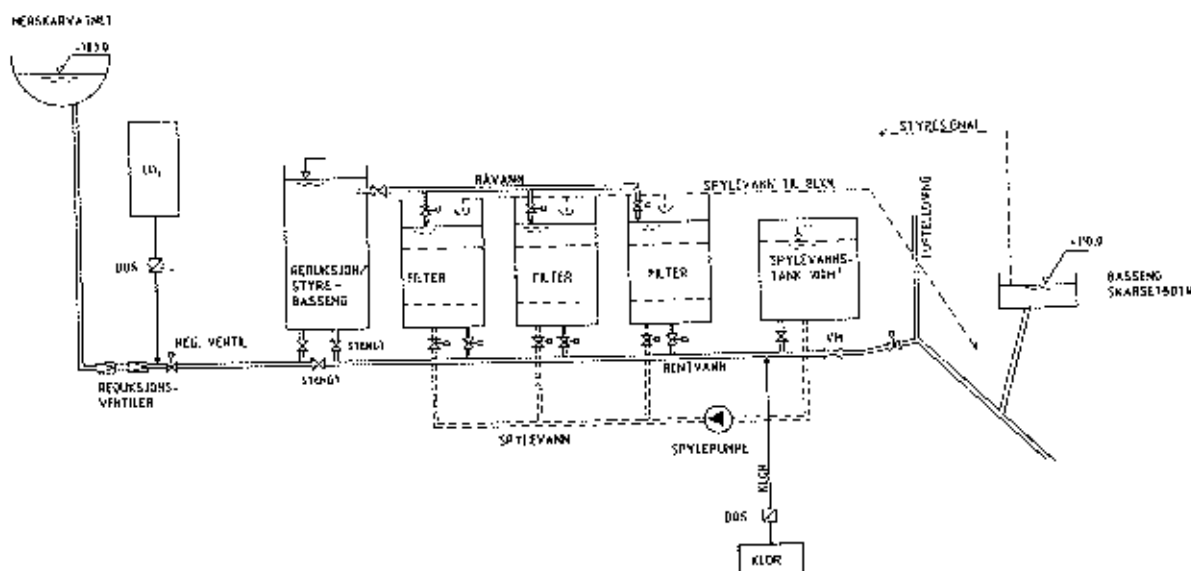
Parameter		Råvann	Folkehelsas norm
pH		6,5	7,5-8,5
Alkalitet	mekv/l	0,04	0,6-1,0
Kalsium	mg/l	0,6	15-25
Fargetall	mgPt/l	15-20	< 15
Turbiditet	NTU	0,25-0,45	< 0,5

I planfasen ble det besluttet å bygge behandlingsanlegget med nedstrøms åpne filter.

I starten av byggefasen, og særlig etter at vannkilden ble nedtappet, ble det reist krav om fargefjerning selv om målingene ikke direkte gir grunnlag for dette. Utformingen av filtrene ble derfor før bygging endret slik at filtrene er tilrettelagt for senere kombinert humusfjerning og karbonatisering.

Figur 9.1 viser flytskjema for behandlingsprosessen.

Natriumhypokloritt brukes til desinfeksjon. Vannet blir pH-justert ved tilsetning av lut.



Figur 9.1 Bud - Hustad - Ternes vannverk. Flytskjema vannbehandlingsprosess
(Tegn. : Asplan Viak Sør)

9.1.3 Dimensjonering

Regulert vannføring i kilden er 45 l/s i tørreste år. Anlegget er dimensjonert for 80 l/s for å kunne produsere maks. døgnforbruk.

Spylevannsmengden i marmorfiltrene er så stor at det var uøkonomisk å dimensjonere opp inntaksledningen fremfor å bygge et spylebasseng i anlegget.

Behandlingsanlegget er dimensjonert slik:

Maks. vannføring	80 l/s
Årsproduksjon	1,3 mill. m ³
Maks. filterhastighet	10 m/t
Filterareal	30 m ²
Antall filter	3 stk.
Spylehastighet	80 m/t
Spylevannsmengde	222 l/s
Spyletid pr. filter	5 min.
Spylevann pr. spyling	70 m ³
Spylevannsproduksjon	70 m ³ /døgn
Spylefrekvens	Hvert 3. døgn
CO ₂ -forbruk	15 mg/CO ₂ /l, dvs. 19,5 tonn/år
Marmorforbruk	20 mg Ca/l, dvs. 60 tonn marmor/år (1 gram marmor gir 0,40 g kalsium)

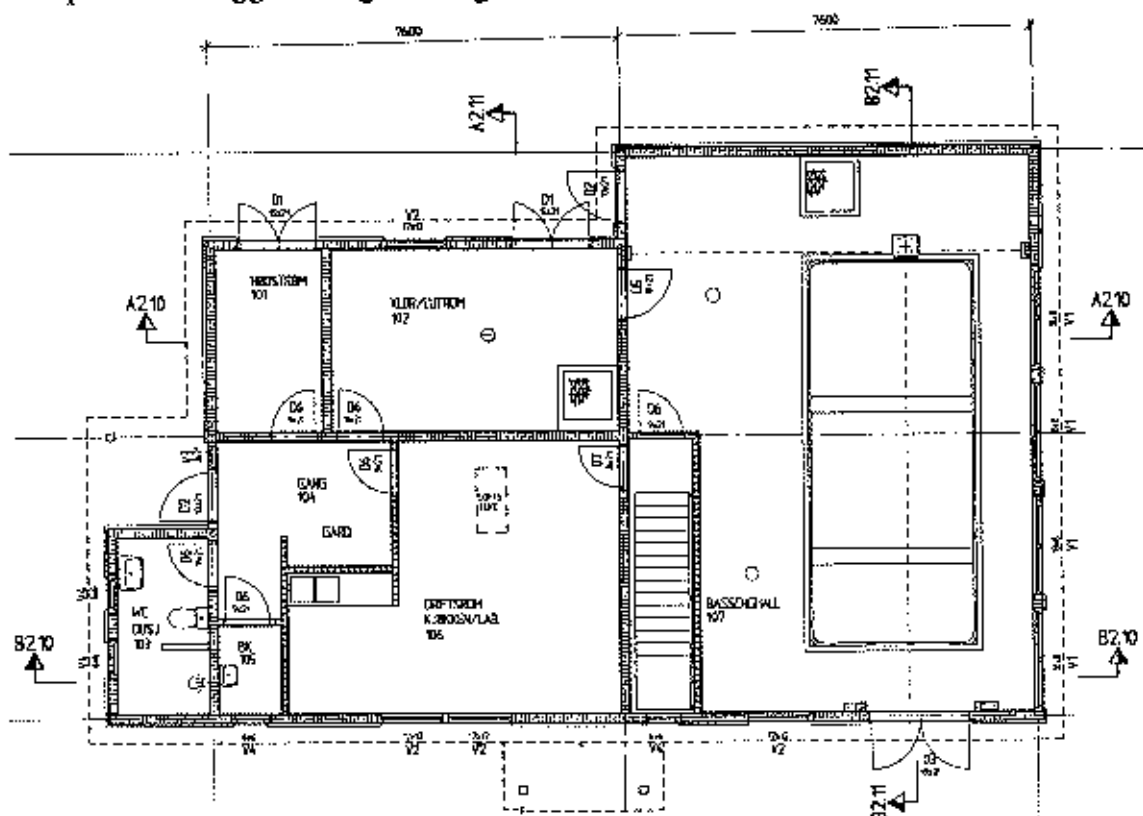
9.1.4 Anleggsutforming

Behandlingsdelen består av filterbassenger, rørarrangement, pumper for tilbakespyling av filter m.m.

Marmor tas fra bil i storsekk og settes utenfor behandlingsanlegget på støpt betongunderlag. Marmorpåfylling skjer ved at storsekkene trekkes via talje/løpekatt til aktuelt basseng for etterfylling.

Kjemikalier, doseringsutstyr for karbondioksid, klor og lut er plassert i eget rom. Dette rommet holdes oppvarmet til ca. 18-20 grader. Rommet er plassert nær automatikktavle og med dør ut til friluft. Nødstrømsaggregat er plassert i eget rom.

Hovedplan for anlegget fremgår av Figur 9.2.

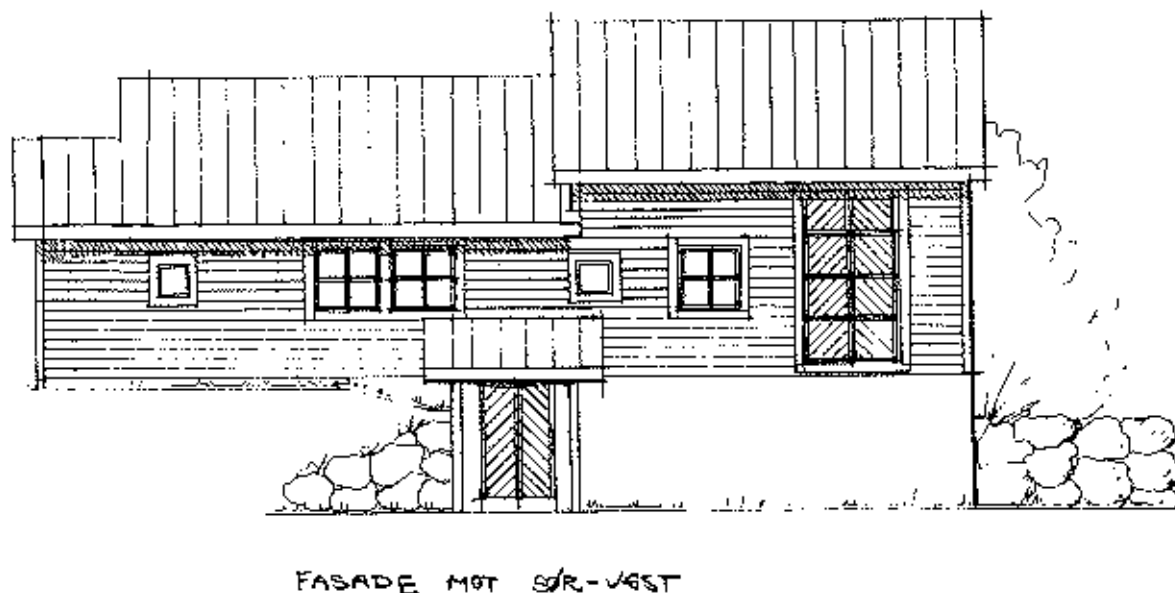


Figur 9.2 Bud - Hustad - Tornes vannverk. Hovedplan behandlingsanlegg (Tegn.: Asplan Viak Sør)

Filtrene er utstyrt med et spredesystem med slissede rør tilrettelagt for spyling med vann og luft eller begge deler i kombinasjon.

Luftspyling er aktuelt dersom anlegget skal ombygges til humusfjerning.

Bygget er utført i impregnerte materialer, og det er gitt form av en "turisthytte" tilpasset området det ligger i. Fasadeutformingen fremgår av Figur 9.3.



Figur 9.3 Bud - Hustad - Ternes vannverk. Fasade behandlingsanlegg
(Tegn.: Asplan Viak Sør)

9.1.5 Kostnader

Behandlingsanlegget er bygget i perioden august 1993-juni 1994 i en periode med lave byggekostnader.

Totale byggekostnader med adkomst, utvendige arbeider, bygg, maskin, elektro, automatikk, prosjekt-/byggeledelse og investeringsavgift er på ca. 4,0 mill. kr.

Anlegget er fullautomatisert. Kjemikaliekostnadene er kalkulert til ca. 5 øre/m³ for klor, CO₂-gass og marmor.

Marmor leveres i storsekk fra steinbrudd som ligger i kommunen.

9.2 Anlegg under trykk - Volda vannverk

9.2.1 Bakgrunn

Volda kommune har Dinglavatnet som kilde. Utbyggingen av det nye vannverket med utskifting av inntaksledning, nytt høydebasseng og behandlingsanlegg startet i 1986.

I 1990 ble høydebassenget og den bygningsmessige delen av behandlingsanlegget påbegynt med bakgrunn i et forprosjekt basert på trykksiler, UV-bestråling og pH-justering med lut. Asplan Viak Sør utarbeidet i april 1991 et revidert forprosjekt basert på delstrøms marmorfilter under trykk.

Etter at erfaringene fra Mandal vannverk forelå, anbefalte Asplan Viak Sør å bygge anlegget som et fullstrømsanlegg med åpne filter og uten siler. Kommunen valgte imidlertid å sette bort prosjektering og bygging av anlegget som en totalentreprise, og Envirotech fikk kontrakten i 1992. Anlegget ble satt i drift 1. juni 1993.

9.2.2 Behandlingsprosess - vannkvalitet

Figur 9.4 viser flytskjema for behandlingsprosessen

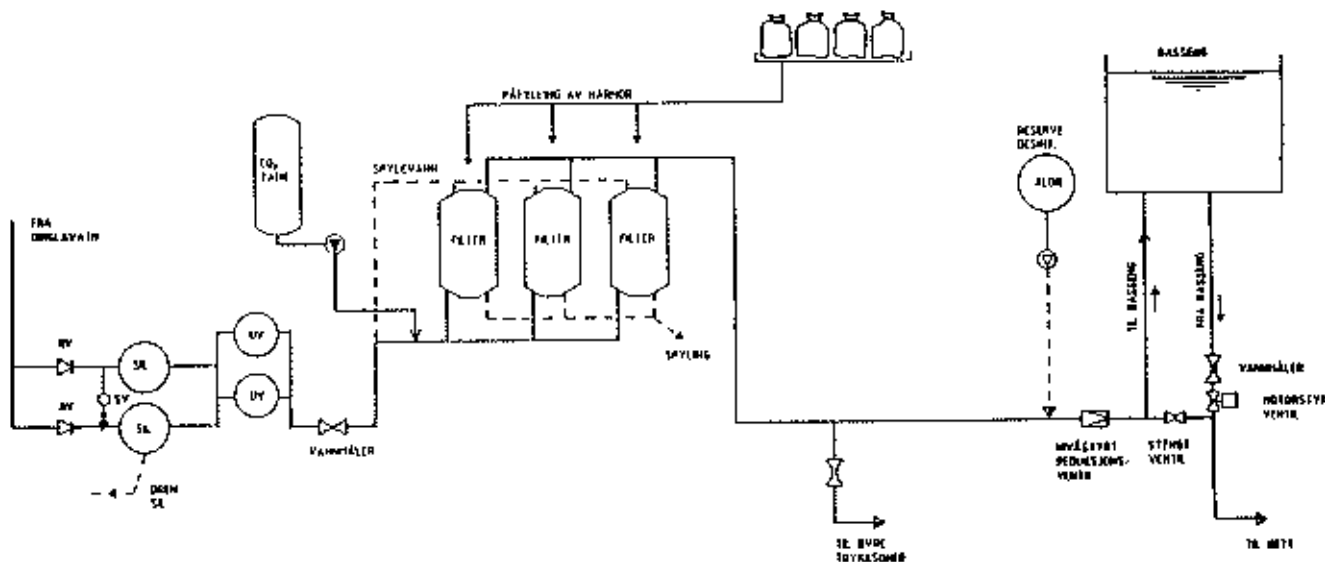


Fig. 9.4 Volda vannverk. Flytskjema for vannbehandlingsprosess

Etter reduksjonsventiler går vannet via trykksiler med manuell rengjøring, gjennom 2 UV-aggregater og deretter inn på 3 trykkfiltertanker. Anlegget er bygget for å kjøre både med fullstrøm og delstrøm.

Det er ingen etterjustering av pH.

Tabell 9.2 viser kvalitet på råvann og rentvann.

Tabell 9.2 Volda vannverk. Vannkvalitet råvann og rentvann

Parameter	Råvann	Rentvann	Kranvann
pH	5,6-6,2	7,0-7,6	7,1-7,7
Alkalitet mekv/l	<0,1	0,8	
Kalsium mg/l	< 1	14-15	
Fargetall mg Pt/l	ca. 11	ca. 10	
Turbiditet NTU	0,2	0,2	0,15-0,45

Det foreligger relativt få målinger av kvaliteten på nettvann før og etter anlegget ble satt i drift. pH er imidlertid for lav ute i nettet. Dette kan skyldes for stor filterhastighet og kort oppholdstid i filtrene som har begrenset volum.

Ledningsnettet består av 23 km eternittør, 3 km støpejernsrør, 12 km duktilte støpejernsrør og 12 km plastrør.

Spyling av nettet ble foretatt før igangkjøring av behandlingsanlegget.

9.2.3 Dimensjonering

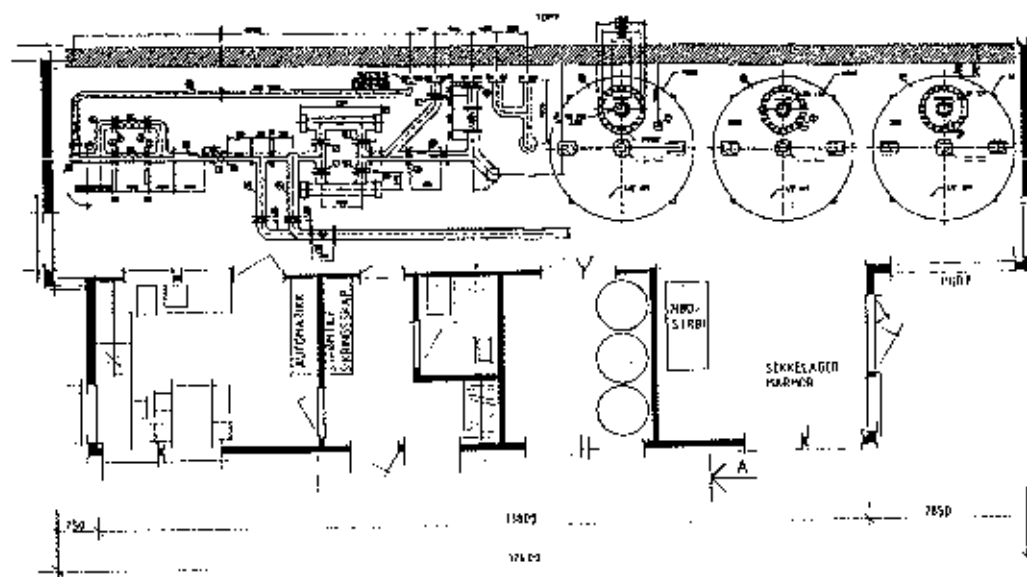
Behandlingsanlegget er dimensjonert slik :

Dimensjonerende kapasitet, Q_{dim}	48 l/s
Midlere vannforbruk 1993, Q_{midl}	41,2 l/s
Tank diameter	2,3 m
Tank høyde	4,05 m
Filterareal	12 m ²
Filterhastighet v/Q_{dim}	14,4 m/t
Filterhastighet v/Q_{midl}	12,4 m/t
Spylehastighet	35 m/t
Filterspyling	hver 48. time

Filtrering skjer oppstrøms i tankene. Spyling skjer både nedstrøms og oppstrøms med maks. hastighet på 35 m/t etter et prinsipp som er patentert.

9.2.4 Anleggsutforming

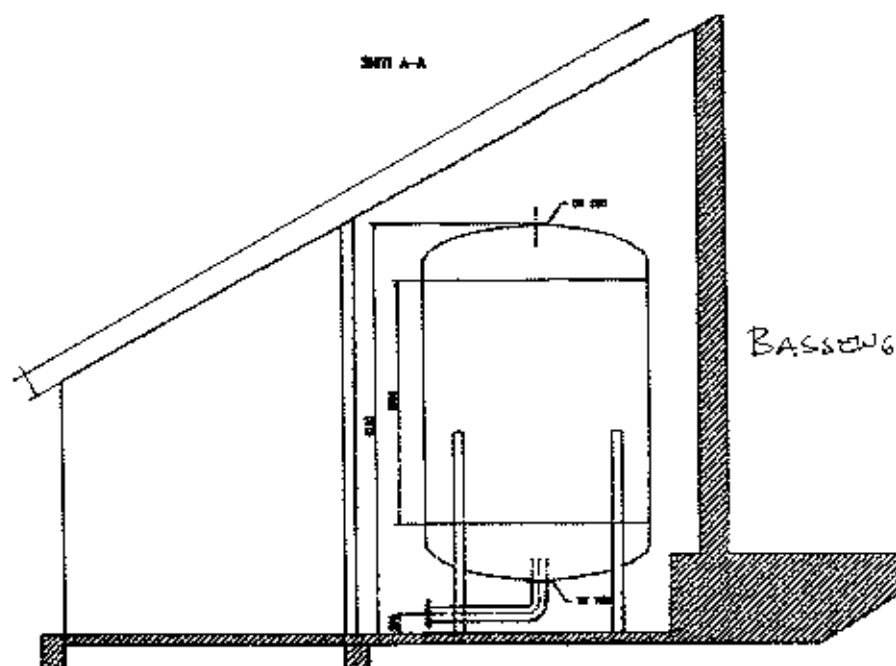
Anleggets utforming fremgår av Figur 9.5 og 9.6



Figur 9.5 Volda vannverk. Hovedplan behandlingsanlegg.

De tre filtertankene fyller en stor del av filterhallen. Tanker og rørapplegg er utført i rustfritt stål.

Marmoren leveres i bulk og blåses inn i filtrene via innføringsrør med kuleventil og hurtigkopling. For å unngå støvplager, surres det fiberduk rundt innføringsrøret. Vannverket har svært gode erfaringer med denne innlastingsmetoden.



Figur 9.6 Volda vannverk. Snitt av filterhall m/filtertanker

9.2.5 Driftserfaringer - økonomi

Kommunens erfaring er at stabiliteten i vannbehandlingen er god. Ved igangkjøring fikk en en del klager på lite såpeskumming. En brusfabrikk fikk kalkutfelling i vaskemaskinene, men dette problemet ble løst på en enkel måte ved tilsats av CO_2 til vaskevannet.

Det var en del problemer med tilbakespylingen i starten, og spylehastigheten ble økt fra 22 til 35 m/t. Denne hastigheten er for lav til å fluidisere marmormassen kornfraksjon (1-3 mm), og råvann brukes til spylevann. Det er usikkert om spylehastigheten er stor nok til å unngå akkumulering av materialer i filtrene.

Anleggets kostnad er vanskelig å beregne eksakt fordi det er bygget sammen med et høydebasseng på 1800 m³.

Sannsynlig kostnad eksklusive basseng og adkomstvei er i størrelsesorden 3,0-3,5 mill. kr.

Kommunen er godt fornøyd med anlegget.

9.2.6 Avsluttende kommentar

Anlegget ble bygget i en tidlig fase av utviklingen av den alkaliske filterteknikken.

I ettertid kan en si at anlegget med fordel kunne vært bygget med plassbygde, åpne filter og med annen plassering i forhold til bassenget. Silene foran filtrene er unødvendige dersom UV-aggregatene plasseres etter filtrene. Dette er imidlertid etterpåklokskap som følge av den tekniske utvikling av anlegg av denne typen.

9.3 Ombygd anlegg - Ørsta vannverk

9.3.1 Bakgrunn

Ørsta kommune startet utbyggingen av vannverket på slutten av 1980-tallet, da det ble bygget ny inntaksledning i vannkilden, Vasskoppen, og nytt høydebasseng. Et behandlingsanlegg, som stort sett bestod av reduksjonsventiler og UV-aggregater, stod ferdig i 1989.

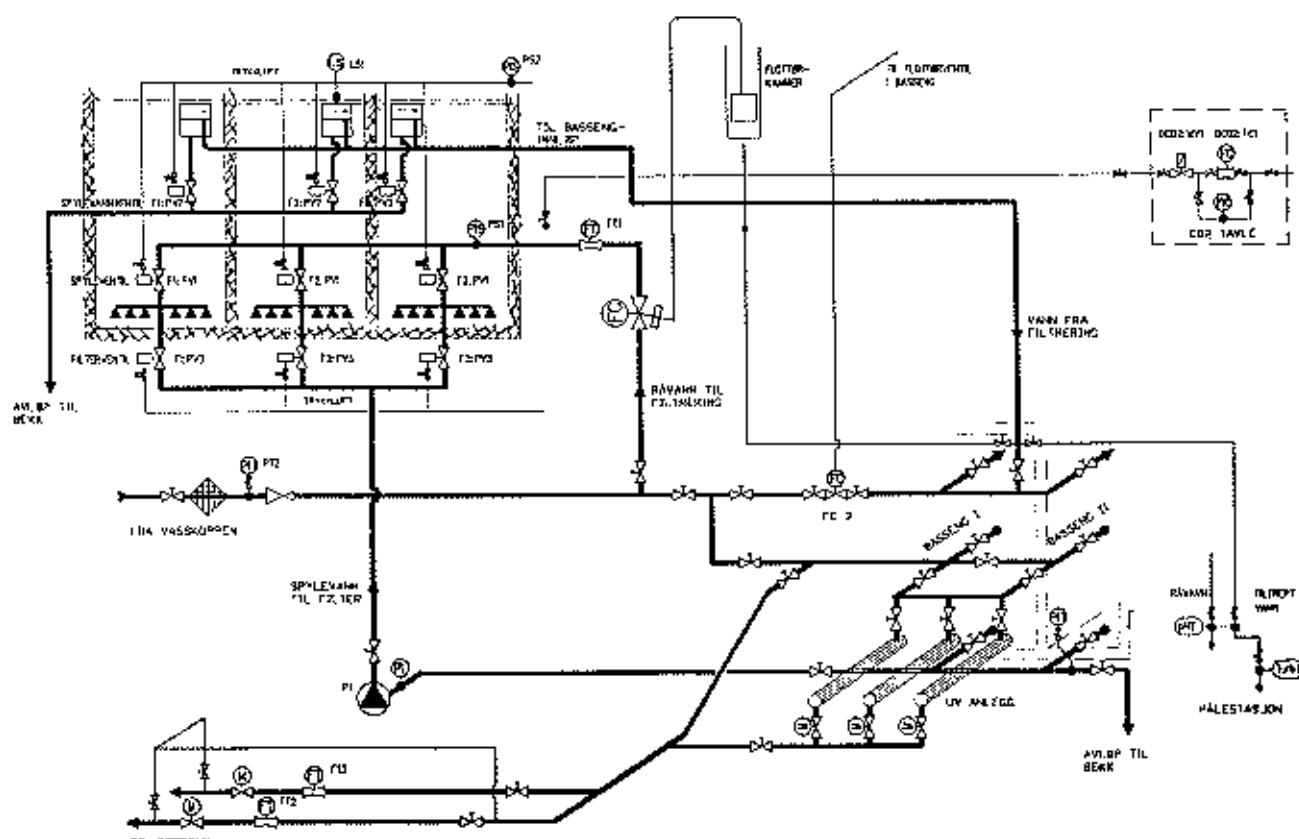
Det ble høsten 1991 utarbeidet et forprosjekt som anbefalte at anlegget ble bygget om til å omfatte alkaliske filter. Anlegget ble prosjektert tidlig i 1992 av Asplan Viak Sør ut fra de erfaringene som allerede forelå i fellesprosjektet og etter befaring til Mandal vannverk.

Anlegget ble bygget høsten 1992-våren 1993, og ble satt i drift 1. april 1993.

9.3.2 Prosess - vannkvalitet

Vannkvaliteten i Vasskoppen er meget god med lite partikulært stoff og lavt fargetall. Av hensyn til eksisterende bygg og basseng ble det valgt å bygge oppstrøms åpne filtre med vannspeilet i filtrene i nivå med høyeste vannstand i bassenget. Spylevann tas fra bassenget.

Figur 9.7 viser flytskjema for behandlingsprosessen.



Figur 9.7 Ørsta vannverk. Flytskjema for vannbehandlingsprosess
(Tegn.: Asplan Viak Sør)

Råvann tilsettes CO_2 og ledes inn i et spredesystem i bunnen av filtrene. Vannet går deretter til bassenget. UV-aggregatene står på utgående ledning til forsyningsområdene.

Tabell 9.3 viser kvalitet på råvann og rentvann.

Tabell 9.3 Ørsta vannverk. Vannkvalitet råvann og rentvann (juni 93-sept. 94)

Parameter		Råvann	Rentvann fra anlegg	Kranvann
pH		6,2	7,8-8,2	7,9-8,2
Alkalitet	mekv/l	< 0,1	0,86-1,14	-
Kalsium	mg/l	< 1	18-20	-
Fargetall	mgPt/l	2	2	~2
Turbiditet	NTU	0,15	0,3	0,1-0,4

9.3.3 Dimensjonering

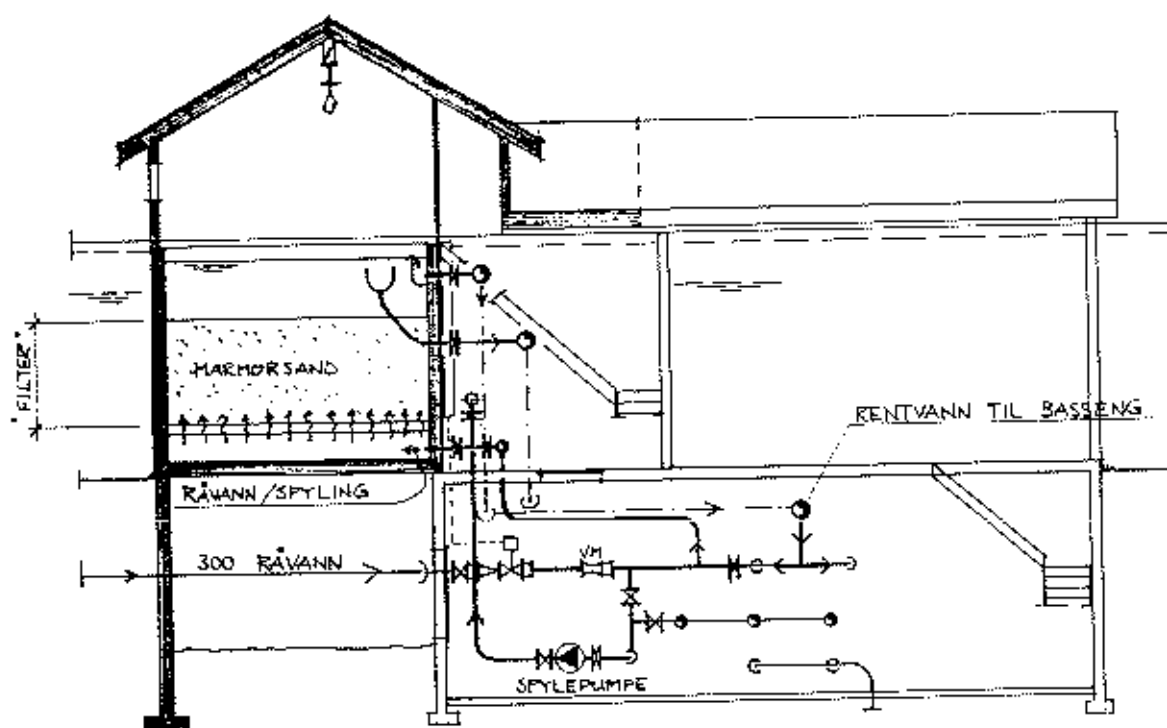
Behandlingsanlegget er dimensjonert slik :

Dimensjonerende vannføring, Q_{dim}	90 l/s
Midlere vannføring, Q_{midl}	50 l/s
Filterareal ($3 \times 11 \text{ m}^2$)	33 m^2
Filterhastighet v/Q_{dim}	9,8 m/t
Filterhastighet v/Q_{midl}	5,5 m/t
Spylevannshastighet	80 m/t
Marmorfraksjon (1-3 mm)	$d_{50} = 1,8 \text{ mm}$
Spylevannsmengde	245 l/s
Spyletid	5 min.
Spylefrekvens	hvert 3. døgn

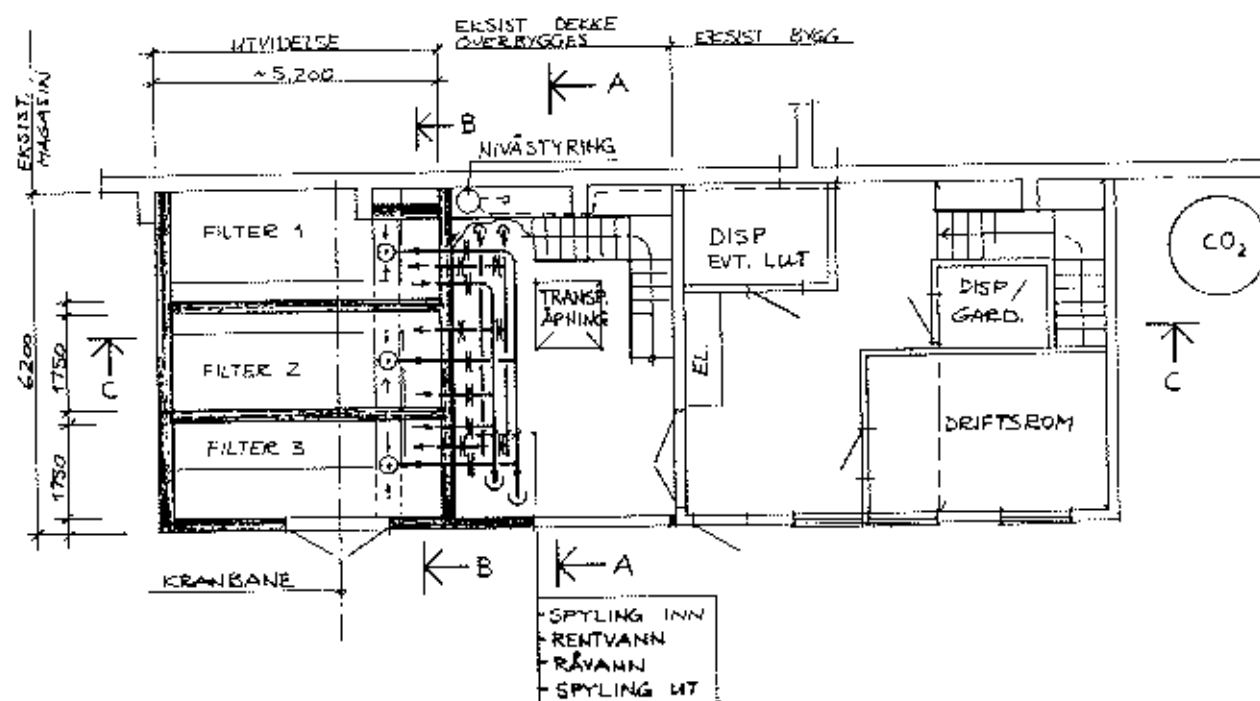
Ledningsnettet har en total lengde på 71 km med følgende fordeling av materielltyper :
 5 % eternitt, 15 % duktilt støpejern, 12 % grått støpejern og 68 % plast.

9.3.4 Anleggsutforming

Figur 9.8 og 9.9 viser anleggets utforming og plassering i forhold til bassenget.

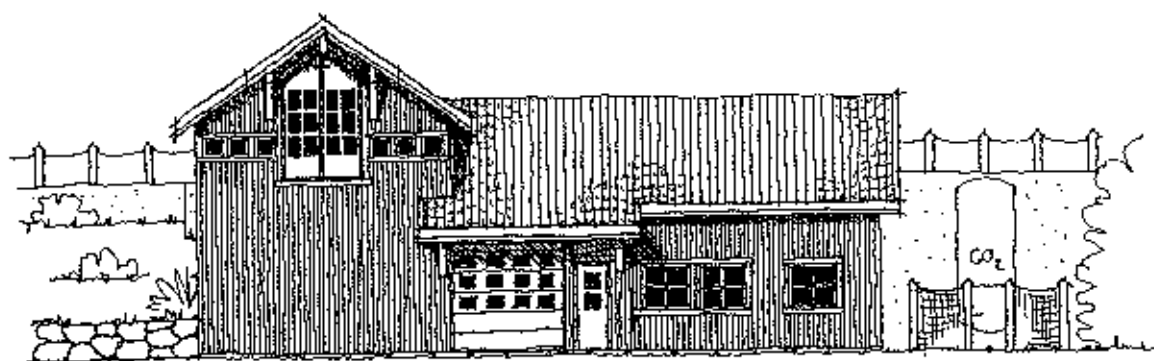


Figur 9.8 Ørsta vannverk. Snitt av nytt filteranlegg
 (Tegn.: Asplan Viak Sør)

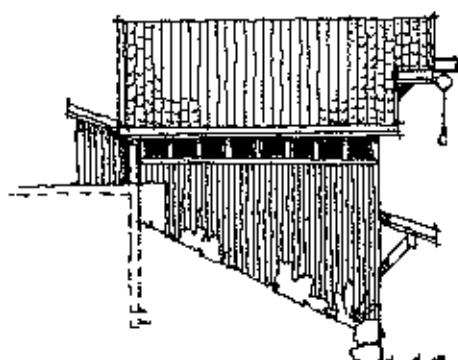


Figur 9.9 Ørsta vannverk. Hovedplan av hele vannbehandlingsanlegget
(Tegn.: Asplan Viak Sør)

Hele anlegget gjennomgikk en omfattende ombygging. Fasadene ble gitt en form som vist på Figur 9.10.



FASADE NØT SYD



FASADE NØT VEST

Figur 9.10 Ørsta vannverk. Fasadeutforming av vannbehandlingsanlegget
(Tegn.: Asplan Viak Sør)

9.3.5 Driftserfaringer og kostnader

Anlegget har store filter med lav overflatebelastning. Dette gir en ideell pH, ca. 8,0, ut på nettet.

Det doseres ca. 15 mg CO₂/l.

Kommunens driftserfaringer :

- God stabilitet i vannbehandlingen etter innkjøringsproblemer (CO₂-lekkasje).
- Noen klager på for hardt vann (dårlig såpeskumming).
- Driftsvennlig anlegg med lite driftstilsyn. Besøk på anlegget 1 time/uke.
- Marmor som ble levert i bulk og blåst inn i filtrene førte til støvplager. Storsekk brukes nå for påfylling av marmor 3 ganger pr. år.
- Driftsproblemene på nettet har gått ned.
- Ledningsnettet ble tidligere spylt 1-2 ganger pr. år. Nettet er ikke spylt etter at behandlingsanlegget ble satt i drift i april 1993.

Kostnadene for ombygging av anlegget var på ca. 2,5 mill. kr inkl. avgift.

Driftskostnadene for anlegget :

Vedlikehold bygg og maskin	50.000 kr
Lys, strøm	20.000 kr
Marmorforbruk (60 tonn)	30.000 kr
CO ₂ -forbruk (25 tonn)	40.000 kr
CO ₂ -tangleie	60.000 kr
Driftsoperatør, 25 % stilling	50.000 kr
Sum årlige driftskostnader	<u>250.000 kr</u>

9.3.6 Avsluttende kommentarer

Anlegget er riktig dimensjonert, slik at en får god vannkvalitet og lave driftskostnader.

Oppstrømsfiltrene fungerer godt med full fluidisering av marmormassen.

Anleggets utforming er ikke rasjonell. Dette skyldes at anlegget er ombygget og tilpasset eksisterende bygg. Den byggingsmessige delen av behandlingsanlegget bør ikke bygges før prosessløsning er valgt.

9.4 Indre Tingvoll vannverk - humusfjerning og karbonatisering

9.4.1 Bakgrunn

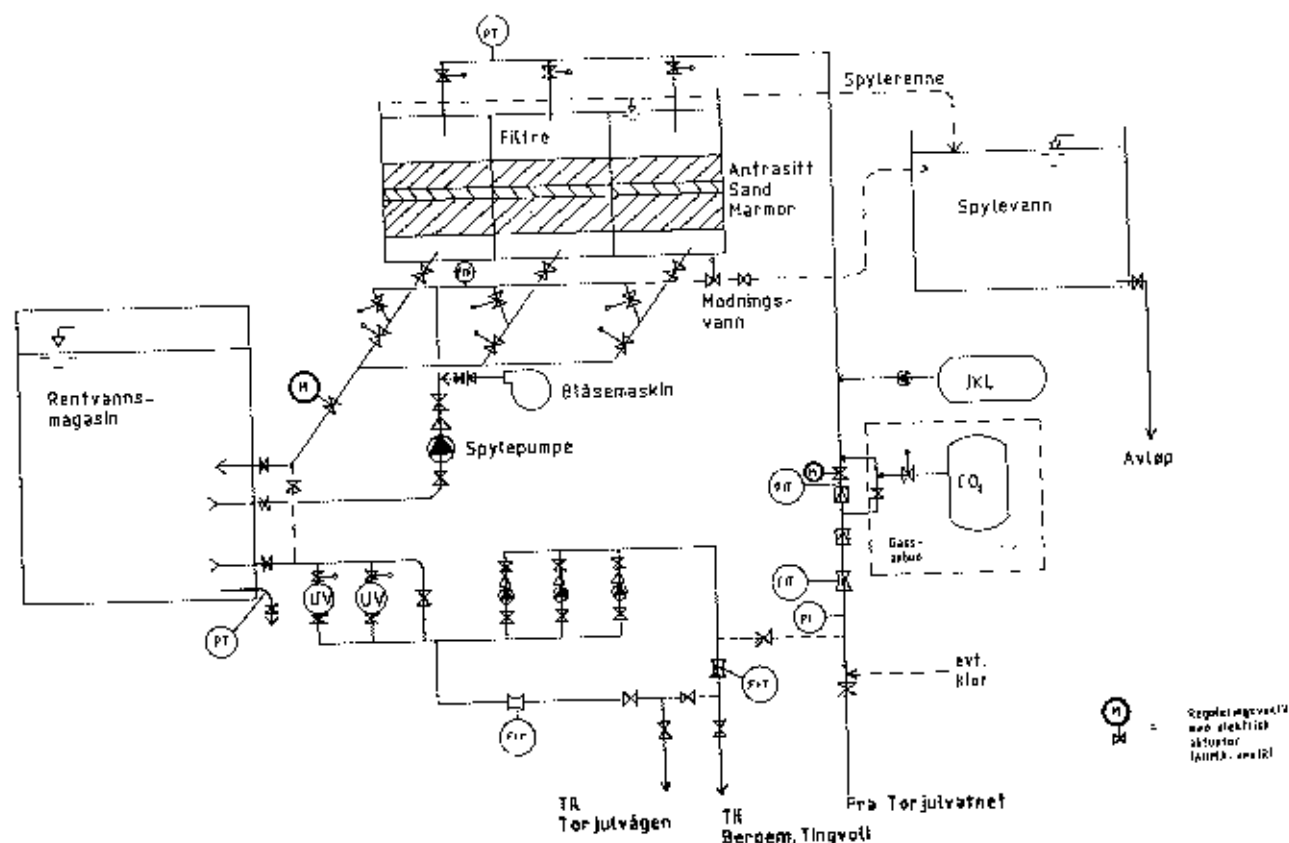
Tingvoll kommune fikk utarbeidet hovedplan i 1990, og besluttet i 1993 å bygge ut behandlingsanlegg med humusfjerning og karbonatisering. Pilotforsøkene med humusfjerning og karbonatisering i kombinert sand- og marmorfilter (Moldeprosessen) ved Sentralvannverket i Molde kommune var på dette tidspunkt avsluttet. Tingvoll kommune valgte å bygge ut behandlingsanlegget etter dette konseptet fordi råvannskvaliteten var omtrent den samme som i Molde.

Det ble ikke kjørt pilotforsøk som grunnlag for prosjekteringen av behandlingsanlegget.

Behandlingsanlegget, som ble satt i drift i februar 1994, er det første anlegget i landet som er bygget etter Molde-prosessen.

9.4.2 Behandlingsprosess

Flytskjema for behandlingsprosessen er vist i Figur 9.11.



Figur 9.11 Indre Tingvoll vannverk. Flytskjema for vannbehandlingsprosess (Tegn.: Asplan Viak Sør)

Etter trykkreduksjon tilsettes råvannet CO_2 og koagulant før det går inn på 3 stk. nedstrøms flermediafilter med marmor som nederste lag.

Fra filtrene går vannet til et rentvannsmagasin som samtidig er hovedbasseng for Torjulvågen.

Desinfeksjon skjer ved UV-bestråling, og hovedvannstrømmen pumpes mot Tingvoll med turtallsregulerte pumper.

9.4.3 Dimensjonering

Vannverket er dimensjonert slik:

Dimensjonerende vannføring, Q_{dim}	25 l/s
Midlere vannføring	~16 l/s
Filterareal (3 x 6 m ²)	18 m ²
Filterhøyde	4,5 m
Filterhastighet v/Q_{dim}	5 m/t
Spylevannshastighet	80 m/t

Spylingen skjer med vann og luft i en egen syklus.

9.4.4 Inntrimming av prosess - vannkvalitet

Pilotforsøk ble ikke kjørt før bygging av anlegget. PAX benyttes på anlegget, mens pilotforsøk i Molde anbefalte jernklorid.

Rentvannet har for høyt innhold av restaluminium, 0,4-0,5 mg/l, og det ble derfor besluttet å kjøre pilotforsøk for å undersøke prosessen nærmere på en effektiv måte. I dette arbeidet fremkom at det var levert feil kornfraksjon (2-5,5mm) på marmoren i anlegget.

Pilotforsøkene dokumenterer at prosessen vil fungere bra med bruk av jernklorid (JKL) og marmor med kornfraksjon 1-3mm. Med modningstid på 30 min. på hvert filter vil innholdet av restjern ligge under 0,07 mg/l.

Marmormassen ble skiftet i anlegget i september 1994. JkL vil bli benyttet fra januar 1995.

Tabell 9.4

Parameter		Råvann	Rentvann fra anlegget	Folkehelsas norm
pH		5,2-5,6	8,0-8,1	7,5-8,5
Alkalitet	mekv/l	< 0,1	0,6	0,6-1,0
Kalsium	mg/l	< 2	16-17	15-25
Fargetall	mgPt/l	15-40	0-5	< 5 ¹⁾
Turbiditet	NTU	0,2-0,5	< 0,05	< 0,5
Jern	mg/l	< 0,15	0,07 ²⁾	0,1

1) Folkehelsas krav for fellingsanlegg

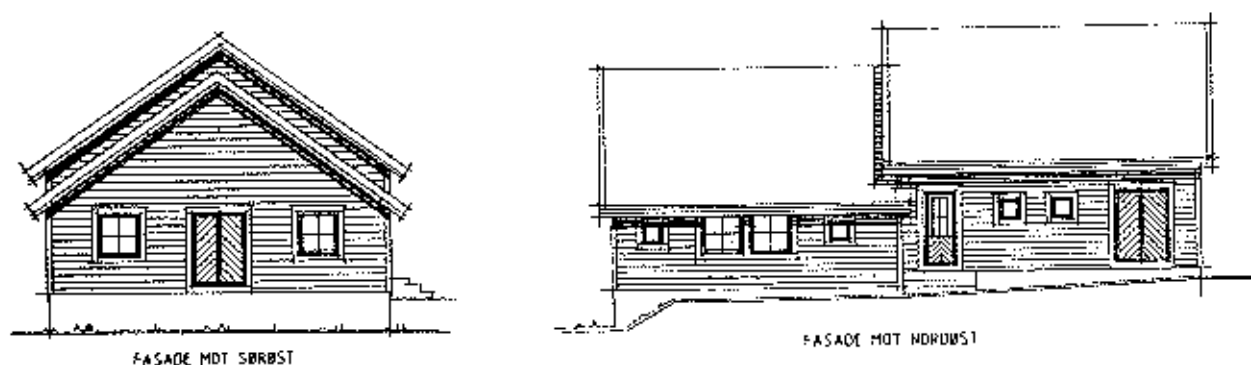
2) Verdi fra pilotforsøk gjort våren 1994

Det doseres bare 8 mg CO₂/l. Dette skyldes at koagulanten surgjør vannet og reduserer behovet for tilsetning av CO₂ for utløsning av kalsium.

Det er således ideell pH ut fra anlegget og behov for pH-justering faller bort.

9.4.5 Anleggsutforming

Anleggets utforming er vist i Fig. 9.12.



*Figur 9.13 Indre Tingvoll vannverk. Fasadetegning av behandlingsanlegg
(Tegn.: Asplan Viak Sør)*

9.4.6 Driftserfaringer

Kommunen har hatt noen driftsproblemer i igangkjørings- og inntrimmingsfasen. Dette skyldes feil i driftskontrollanlegget, feil leveranse av marmor samt problemer med styring av tilførsel til et høydebasseng flere km unna.

Disse forholdene er rettet opp, og kommunens erfaringer kan nå oppsummeres slik:

- Anlegget gir vann som tilfredsstiller Folkehelsas normer for godt vann for alle parametre med unntak av restaluminium. IKL vil bli benyttet fra januar 95.
- God driftsstabilitet
- Lite driftstilsyn etter at feil på styringsautomatikken ble funnet
- Driftsvennlig anlegg med besøk 2 ganger pr. uke (2 t pr. besøk). Marmorfylling 2-3 ganger pr. år.
- Kontinuerlig prøvetaking og analyse av pH og turbiditet. Analyse av farge og restmetall skjer på anlegget.
- Fargefjerningen er meget god, og reaksjonene hos abonnentene er svært positiv.

9.4.7 Kostnader

Byggekostnadene var i tråd med kalkylene, og totale kostnader ekskl. adkomstvei og ledninger til/fra anlegget er 3,85 mill. kr inkl. avgift.

Driftskostnadene på årsbasis kan ut fra 6 måneders drift settes opp slik:

Vedlikehold bygg/maskin	30.000 kr
Leie av flaskebatteri for CO ₂	20.000 kr
CO ₂ 8 g/m ³	10.000 kr
Marmor 40 g/m ³	10.000 kr
UV-lamper	8.000 kr
Koagulant (JKL)	24.000 kr
Strøm til lys, varme og pumping	70.000 kr
Driftsoperatør	<u>70.000 kr</u>
Sum	<u>242.000 kr</u>

10. VEILEDNING I UTFORMING OG DRIFT

Kapitlet gir en kortfattet innføring i utforming og drift av karbonatiseringsanlegg basert på alkaliske filter.

10.1 Prosessvalg - dimensjonering

Grunnleggende for et godt vannbehandlingsanlegg er at det blir gjort et seriøst arbeid ved valg av prosess, systemløsning og dimensjonering. Det må derfor utarbeides grundige forprosjekter med:

- Analyse/dokumentasjon av råvannskvalitet
- Oversikt over ledningsnett og materialer
- Sammenligning av ulike prosesser
- Vurdering av anleggsutforming og plassering
- Hydrauliske forhold

Det beste utgangspunktet for å oppnå en optimal utforming har en når det skal bygges et nytt anlegg.

For overflatevannkilder kombinert med ledningsnett av støpejern og eternitt, er alkaliske filter med eller uten fargefjerning en svært konkurransedyktig prosess for vannføringer over 10 l/s. Ingen prosessløsning kan oppvise lavere driftskostnader siden marmor er et billig råmateriale som finnes i Møre og Romsdal.

Filtrene bør dimensjoneres slik for å unngå pH-justering m/lut :

Alkaliske filter uten felling

Overflatebelastning ved Q_{max}	22 m/t
Overflatebelastning ved Q_{midl}	~6-8 m/t
Marmorfraksjon	d_{50} ~1,2 mm
Spylefrekvens	24-48 t

Alkaliske filter kombinert med humusfjerning (Molde-prosessen)

Overflatebelastning ved Q_{max}	9 m/t
Overflatebelastning ved Q_{midl}	< 6 m/t
Marmorfraksjon	1-3 mm
Spyling både med luft og vann	

10.2 Marmorbehandling

Marmor kan leveres i storsekk eller i bulk på tankbil og blåses inn i filterne.

Bruk av storsekk innebærer muligheter for sjøveis transport. Storsekkpakninger koster ca. 100 kr/tonn. Løsningen har stor fleksibilitet og er enkel.

Transport i bulk er aktuelt for større anlegg. Innblanding i filter uten tilsats av vann gir et stort støvproblem. Med vanntilsats til innblandingen reduseres støvplagen.

For sekkhåndteringen monteres en løpekattbjelke m/elektrotalje med klarering på 3 m mellom løpekatt og filterkant.

Storsekk er billigst og mest fleksibelt for de fleste anlegg. Bulktransport kan være aktuelt, særlig ved første gangs fylling av anlegget.

10.3 Filterspyling

Filterspylingen er viktig for å unngå driftsproblem i anleggene. Spylehastigheten må være stor nok til å fluidisere massen, og kornfraksjon og spylevannshastighet må avpasses til hverandre for å få en optimal løsning.

Det er en stor fordel om det spyles med både luft og vann. Spylearrangementet i bunnen av filtrene bør alltid utformes for spyling med luft i tillegg.

Spylevannet fra et alkalisk filter uten felling kan ledes ut i nærmeste vassdrag. Miljøvernmyndighetene har ikke hatt innvendinger mot dette, men bør likevel kontaktes og orienteres.

Ved bruk av koagulant er spylevannshåndteringen en viktig del av prosessløsningen og mer komplisert. Spylevannet kan i dette tilfelle ledes til sjøen, inn på kloakknett eller gjenvinnes i anlegget, men kan ikke slippes ut i bekk eller vassdrag. Utslippsmyndighetene må kontaktes.

10.4 CO₂-anlegg

Dosering av CO₂ for å oppnå høyere alkalitet i vannet er forholdsvis enkelt. Det finnes et par prinsipp-løsninger fra de aktuelle leverandørene. Vi vurderer tilførsel av CO₂-gass via ejetor på en delstrøm av hovedvannstrømmen som den gunstigste løsningen. Dette sikrer en god oppløsning av gassen i vannet. Løsningsprosessen krever noe tid.

For anlegg < 20-30 l/s vil det måtte vurderes om det skal leies CO₂-tank eller om CO₂ skal leveres på flaskebatterier.

CO₂-prisen ved anbud ligger i dag mellom 1,50 - 2,00 kr/kg eks. mva.

10.5 Vannkvalitetskontroll

For å drive vannverket godt, er det nødvendig å utarbeide og følge et systematisk prøvetakingsprogram for råvann, rentvann og nettvann. Erfaring viser at det må mer systematikk inn i prøvetakingen. Antall parametre bør reduseres, og det må måles hyppigere på viktige driftsparametre.

I forbindelse med EØS-avtalen, og nye krav og forskrifter til vannkvalitet, vil det bli fokusert på vannverkenes dokumentasjon av vannkvalitet.

Driftsassistansen bør utarbeide en mal for prøvetakingsprogram for vannverk i tråd med nye forskrifter.

10.6 Bemanning - driftskontroll

Personalkostnadene utgjør en stor del av driftskostnadene. Det er derfor viktig at driftskontrollanlegg/automatikk blir tatt opp og avklart ved bygging av anlegg.

Den ideelle løsning er å anskaffe et driftskontrollanlegg for det totale VA-anlegget samtidig som automatikken (PLS) i behandlingsanlegget er en del av dette.

For marmorfiltrering opp til 200 l/s vil det være nok med besøk på anlegget 1 gang pr. uke, forutsatt at prosessen overvåkes og alarmer sendes ut via driftskontrollanlegg til vakt.

For anlegg med humusfjerning (< 200 l/s), bør det være besøk på anlegget 2 ganger pr. uke.

10.7 Renhold - utseende

Et vannverk produseres et viktig næringsmiddel. Dette bør være utgangspunktet for å utforme og drive et behandlingsanlegg.

Vi anbefaler at det legges vekt på å utforme behandlingsanlegg landskapsmessig og arkitektonisk på en god måte, og sette av nødvendig tid til dette. Det koster ofte det samme å bygge et pent bygg som et stygt.

Innvendig må det legges kvalitet i utforming og materialbruk for å sikre godt og enkelt renhold og god orden. Sanitærforhold for driftspersonale må ordnes.

Driftsansvarlig bør legge opp rutiner for grundig renhold av anlegget minst 2 ganger pr. år i tillegg til det jevnlige renholdet.

11. KORT OM ANDRE VANNVERK MED ALKALISKE FILTER

11.1 Anlegg i Møre og Romsdal

Følgende anlegg er omtalt i denne rapporten:

• Ørsta vannverk	90 l/s
• Volda vannverk	48 l/s
• Bud - Hustad - Tornes v.v, Fræna	80 l/s
• Indre Tingvoll vannverk	25 l/s

Øvrige anlegg som er under planlegging/bygging :

Kristiansund vannverk

Eksisterende anlegg med siler, lut og klorgass skal ombygges til marmorfilter/ CO_2 + klor. Anleggsstart var august 1994 og idriftssettelse er i juli 1995. Kapasitet 300 l/s.

Fannefjord vannverk, Molde

Eksisterende anlegg for Molde øst er under ombygging til alkaliske filter + UV. Byggestart var i september 1994 - ferdigstillelse i mars 1994. Kapasitet 30 l/s.

Brattvåg vannverk, Haram

Anlegg med alkaliske filter/ CO_2 og UV-bestråling er under bygging. Ferdigstillelse er i juli 1994. Kapasitet 45 l/s.

Hareid vannverk, Hareid

Bygging av anlegg etter Molde-prosessen med humusfjerning og karbonatisering med oppstart august 1995. Ferdigstillelse juli 1995. Kapasitet 50 l/s.

Nordlandet vannverk, Aure

Anlegg for forsyning av bla. metanolfabrikken på Tjeldbergodden med humusfjerning og alkaliske filter er under bygging. Ferdig 1995. Kapasitet 55 l/s.

Aukra vannverk

Bruk av mikronisert marmor i kombinasjon med kjemisk felling er satt i drift på eksisterende sandfilter.

Stemmedalen vannverk, Herøy

Anlegg med ribbede marmorfilter med grov marmor 4-8 mm satt i drift i 1993. Kapasitet er ca. 15 l/s.

Molde vannverk (sentralvannverket)

Pilotforsøk er utført med kombinert humus og karbonatisering i 1991-1992 (Molde-prosessen). Bygging av anlegg 1996-97. Kapasitet 350 l/s.

Stranda vannverk

Forprosjekt på ombygging av eksisterende anlegg til alkaliske filter er under arbeid. Kapasitet ~40 l/s.

Ulstein vannverk

Forprosjekt på anlegg med humusfjerning og karbonatisering på alkaliske filter utarbeidet 1993.

Andalsnes vannverk, Rauma

Anlegg med alkaliske filter for behandling av grunnvann er planlagt. Utbygging forventes i 1996. Kapasitet 55 l/s.

11.2 Anlegg ellers i Norge

Måløy vannverk, Vågsøy

Kombinert anlegg for humusfjerning og karbonatisering etter samme prinsipp som Tingvoll (sand-/marmorfilter). Satt i drift august 1994. Dimensjonert for maksimal timeproduksjon på 80 l/s.

Egersund vannverk

Norges største marmor/ CO_2 -anlegg med 5 nedstrøms marmorfiltre à 11 m². Dimensjonert for maksimal timeproduksjon på 200 l/s. Satt i drift høsten 1993.

Tvedestrand vannverk

Anlegg med 4 nedstrøms marmorfilter à 6 m². Dimensjonert for maksimal produksjon 70 l/s. I drift siden 1. juni 1993 med gode resultater.

Rjukan vannverk

I drift siden 1993. CO_2 /marmoranlegg med 4 filtre à 12 m². Maksimal kapasitet 720 m³/h ved en filterbelastning på 15 m/h.

Åmodt vannverk, Vinje

Utvidelse av eksisterende grunnvannsanlegg med marmorfilter. Grunnvannet inneholder nok CO_2 fra naturens side. I drift januar 1994.

Maramyr-prosjektet, Karmøy kommune

Et forsøksprosjekt med alkaliske filter og CO_2 ble utført på en del av ledningsnettet som får vann fra Aureidvann. Maramyrområdet består av 47 hus. Anlegget består av 2 filter i serie. Marmorhøyden er tilsammen 2,9 meter. Kornstørrelse 1-3 mm.

Spanne vannverk, Karmøy

Anlegget er installert i en pumpestasjon der råvann leveres fra Haugesund. Dimensjonerende vannmengde ca. 50 l/s. Anlegget er bygget opp med lukkede ståltanker under trykk der 20-30 % av vannet (delstrøm) passerer marmorfilter.

Litlavatn vannverk, Karmøy

Anlegget er dimensjonert for 10 l/s og er bygget opp med seriekoblede filtre i stål under trykk. Hele vannstrømmen passerer marmorfilter etter tilsetning av CO_2 . I drift høsten 1992.

Grue vannverk

Vannverket forsyner ca. 3000 personer. Anlegget er et direktefiltreringsanlegg for fargefjerning med natron (NaHCO_3) og aluminiumsulfat. Filtrering i 4 stk. oppstrømsfilter med åpne sirkulære tanker med diameter 2 m og høyde 3,5 m. Deretter går vannet til et basseng før det går inn på et nedstrøms åpent marmorfilter.

CO₂ tilsettes like oppstrøms marmorfilteret. Til slutt heves pH ytterligere med lut. Marmorfiltrene er i de tidligere sandfilterbassengene og ble tatt i bruk ved utvidelsen i 1986. Aluminiumsrest etter direktefiltrene reduseres i marmorfiltrene fra ca. 0,3 til ca. 0,1 mg/l. Anlegget er dimensjonert for ca. 25 l/s.

Kongsberg vannverk

Kommunen forsynes fra grunnvannsbrønner på Bevertangen. I 1991 er det foretatt ombygging av grunnvannsanlegget til et kombinert kunstig infiltrasjons- og karbonatiseringsanlegg. Midlere vannforbruk er ca. 7.000 m³/d. Vann tas opp av grunnen fra brønner og tilsettes CO₂ før det infiltreres i åpne infiltrasjonsbassenger som er belagt med knust marmor. Behandlet vann tas ut av de nye grunnvannsbrønner ved siden av infiltrasjonsbassengene.

Birkeland vannverk, Sauda

Nytt vannverk med 3 stk. marmorfilter à 8 m³ er under bygging. Kapasitet 88 l/s. I drift februar 1995.

Røysjø vannverk,, Drammen

Anlegg med alkaliske filter/CO₂ ble satt i drift 9. august 1994. Kapasitet 150 l/s.

Storvatne vannverk, Sortland

Anlegg med 3 stk. marmorfilter er under bygging. I drift mars 1995. Kapasitet 100 l/s.

Rosholt vannverk, Grimstad

Ombygging av eksisterende anlegg med alkaliske filter pågår. Kapasitet 320 l/s. I drift mars 1995.

I tillegg til dette skjer det sannsynligvis mye mer av utbygging av alkaliske filter som ikke vi er orientert om. Konklusjonen er at Møre og Romsdal fylke ligger lengst fremme i denne utviklingen av samtlige fylker i Norge.

NORVAR-rapporter

- Rapport nr. 1: Aktuelle metoder for myk start/stopp av store motorer.
Rapport nr. 2: Betongnedbrytning i kloakkbassenger.
Rapport nr. 3: Register over industribedrifter tilknyttet offentlig avløpsnett. Forprosjekt for PC-basert registrerings- og rapporteringssystem.
Rapport nr. 4: Bruk av PC i avløpsanlegg. Eksempel på system for registrering og bearbeidelse av driftsdata.
Rapport nr. 5: Arbeidsmiljø i kloakkanlegg. Arbeid utført ved HIAS 1982-87.
Rapport nr. 6: Organisasjons- og bemanningsplan for VAR-anlegg. Eksempel fra VAR-selskapet HIAS.
Rapport nr. 7: Datasentral og EDB på avløpsrenseanlegg. Forprosjekt.
Rapport nr. 8: EDB i VA-sektoren. Samordnet innsats.
Rapport nr. 9: NORVAR's årsberetning 1988.
Rapport nr. 10: NORVAR's årsberetning 1989.
Rapport nr. 11: Forfellings innflydelse på veksten i et biofilmanlegg. Forsøk i laboratorieskala ved VEAS.
Rapport nr. 12: NORVAR's årsberetning 1990.
Rapport nr. 13: Prosess-styresystemer for VAR-anlegg. Forslag til kravspesifikasjon ut fra VAR-bransjens behov.
Rapport nr. 13A: Prosess-styresystemer for VAR-anlegg. Funksjonsblokker for avløpsanlegg.
Rapport nr. 14: Drift av anlegg i VAR-sektoren. Behov for kompetanse og opplæring. Anbefaling fra anleggseierne.
Rapport nr. 15: Driftsovervåking av aktivert-karbonfilter.
Rapport nr. 16: EDB i VAR-teknikken. FDV – kravspesifikasjoner.
Rapport nr. 17: EDB i VAR-teknikken. Driftskontrollanlegg for VA-transportssystemer. Innsamling og bearbeiding av data.
Rapport nr. 18: EDB i VAR-teknikken. Sensorer og måleutstyr. Forprosjekt.
Rapport nr. 19: EDB i VAR-teknikken. Økonomistyring i VAR-sektoren.
Rapport nr. 20: Slambehandling og -disponering ved store kloakkrenseanlegg. Hovedrapport.
Rapport nr. 20A: Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Aerob og anaerob behandling.
Rapport nr. 20B: Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Kalking. Kompostering.
Rapport nr. 20C: Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Slamavvanning.
Rapport nr. 20D: Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Termisk behandling av kloakkslam.
Rapport nr. 21: NORVAR's årsberetning 1991.
Rapport nr. 22: EDB i VAR-teknikken. Fase 1 – kravspesifikasjoner m.m. Statusbeskrivelse og forslag til videre arbeid.
Rapport nr. 23A: Internkontroll for VA-anlegg. Mal for internkontrollhåndbok for VA-anlegg.
Rapport nr. 23B: Internkontroll for VA-anlegg. Internkontrollhåndbok for avløpsanlegg. Eksempel fra Fredrikstad og Omegn Avløpsanlegg.
Rapport nr. 23C: Internkontroll for VA-anlegg. Internkontrollhåndbok for vannverk. Eksempel fra Vansjø vannverk.
Rapport nr. 23D: Internkontroll for VA-anlegg. Aktivitetsstyrende håndbok for VA-anlegg.
Rapport nr. 23E: Internkontroll for VA-anlegg. Helse, miljø og sikkerhet ved vannbehandlingsanlegg.
Rapport nr. 23F: Internkontroll for VA-anlegg. Helse, miljø og sikkerhet ved avløpsrenseanlegg.
Rapport nr. 24: NRV-prosjekt. Korrosjonskontroll ved vannbehandling med mikronisert marmor.
Rapport nr. 25: NORVAR's Slamgruppe. Mal for prosessoppfølging av anlegg for stabilisering og hygienisering av slam.
Rapport nr. 26: NORVAR's Slamgruppe. Instalering av gassmotor for strømproduksjon ved avløpsrenseanlegg.
Rapport nr. 27: NORVAR's Slamgruppe. Mottak og behandling av avvannet råslam ved renseanlegg som hygieniserer og stabiliserer slam i væskeform.
Rapport nr. 28: NORVAR's Slamgruppe. Slam på grøntarealer. Erfaringer fra et demonstrasjonsprosjekt.
Rapport nr. 29: Rapport fra SFT-prosjekt. Regnvannsoverløp.
Rapport nr. 30: Utvikling og uttesting av datasystem for informasjonsflyt i VA-sektoren. Erfaringer fra et pilotprosjekt.
Rapport nr. 31: PRO-VA, Bruerklubb for prosess-styresystemer, drift- og fjernkontroll for VA-anlegg. Oversikt pr. 1993. Leverandører – produkter – konsulenter. Referanseanlegg. litteratur, terminologi.
Rapport nr. 32: Bruk av statistiske metoder (kjemometri) til å finne sammenhenger i analyseresultater for avløpsvann.
Rapport nr. 33: Rapport fra SFT-prosjekt. Evaluering av enkle rensemetoder. Slamavskillere.
Rapport nr. 34: Rapport fra SFT-prosjekt. Evaluering av enkle rensemetoder. Siler/finnister.
Rapport nr. 35: Kravspesifikasjon og kontrollprogram for VA-kjemikalier.
Rapport nr. 36: NORVAR's faggruppe for vannforsyning. Filter som hygienisk barriere.
Rapport nr. 37: NORVAR's faggruppe for vannforsyning. EU/EØS. konsekvenser for Norges vannforsyning.
Rapport nr. 38: NORVAR-prosjekter 1992/93.
Rapport nr. 39: Implementering av EDB-basert vedlikeholdssystem. Erfaringer fra et referanseprosjekt knyttet til pilot-prosjekt ved Bekkelaget Renseanlegg. Sjekk-/momentliste for bruk ved implementering av EDB-basert vedlikehold.
Rapport nr. 40: Driftsassistanter for avløp. Utredning om rolle og funksjon fremover.
Rapport nr. 41: PRO-VA, Bruerklubb for prosess-styresystemer, drift- og fjernkontroll for VA-anlegg. METRI-TEL. Kommunikasjonsmedium for VA-installasjoner. Erfaringer fra prøveprosjekt i Sandefjord kommune.
Rapport nr. 42: Industriavlop til kommunalt nett. Evaluering av utførte industrikartleggingsprosjekter.
Rapport nr. 43: NORVAR's faggruppe for vannforsyning. Korrosjonskontroll ved Hamar vannverk. Resultat fra fullskalaforøk.
Rapport nr. 44: Slam på grøntarealer. Erfaringer fra et demonstrasjonsprosjekt. Vekstsesongen 1994.
Rapport nr. 45: Forsøk med forfelling og felling i 2 trinn med polyaluminiumklorid høsten 1993. Kartlegging av slam- og slamvannsstrømmer med og uten forfelling 1993-94.
Rapport nr. 46: Renovering av avløpsledning. Retningslinjer for dokumentasjon og kvalitetskontroll.
Rapport nr. 47: Oslo kommune, Vann- og avløpsverket. Strategidokument for industrikontrollen.
Rapport nr. 48: NORVAR og miljøteknologi. Forprosjekt.

NORVAR-rapporter forts.:

Rapport nr. 49:	Grunnundersøkelser for infiltrasjon – små avløpsanlegg. Forundersøkelse, områdebefaring og detaljundersøkelse ved planlegging av separate avløpsrørseanlegg.
Rapport nr. 50:	Rørinspeksjon i avløpsledninger. Rapporteringshåndbok. Standarddefinisjoner.
Rapport nr. 51:	Slambehandling
Rapport nr. 52:	Bruk av slam i jordbruket
Rapport nr. 53:	Bruk av slam på grøntarealer
Rapport nr. 54:	Rørinspeksjon av avløpsledninger. Veileder.
Rapport nr. 55:	Vannbehandling og innvendig korrosjonskontroll i vannledninger
Rapport nr. 56:	Vannforsyning til næringsmiddelindustrien. Krav til vannkvalitet. Vannverkens erstatningsansvar ved svikt i vannleveransen.
Rapport nr. 57:	Trykkreduksjon. Håndbok og veileder.
Rapport nr. 58:	Karbonatisering på alkaliske filler.