

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
BLINDERN

Rensing av drikkevann
fra
Trehørningsvassdraget i Bærum.

0 - 31.

Saksbehandler: siviling. Kjell Baalsrud

Rapporten avsluttet 19. mai 1959.

INNHOOLDSFORTEGNELSE

1. INNLEDNING	s. 4
2. RÅVANNET	5
2.1 Nedslagsfeltet	5
2.2 Fysisk-kjemiske egenskaper	5
2.3 Bakteriologiske observasjoner	8
2.4 Hydrografiske observasjoner	8
2.5 Biologiske observasjoner	10
2.6 Virkning på Aurevann ved uttapping nær bunnen	12
2.7 Ulemper ved neddemming av friland	13
3. FORSØKSANLEGGET	14
3.1 Krav til renseprosessene	14
3.2 Utformingen av anlegget	13
4. DRIFTSRESULTATER	13
4.1 Råvannet under forsøksdriften	13
4.2 Filtrering	21
4.21 Definisjoner	21
4.22 Målemetoder	22
4.23 Forsøksapparat	24
4.24 Utførelse av forsøk	25
4.25 Diskusjon av filtreringsresultater	26
4.3 Koagulering og flokkulering	28
4.31 Generelt	28
4.32 Koagulering i laboratorieapparat	29
4.33 Koaguleringsforsøkene i forsøksanlegget	31
4.4 Bleking	33
4.41 Generelt og forsøkteknikk	33
4.42 Bleking med klor og klordioksyd	34
4.43 Bleking med ozon	38
5. KONKLUSJON	42
6. ETTERUNDERSØKELSER	43

BILAGSLISTE

- Bilag 1. Oksygen-temperatur målinger i Aurevann i tiden august/september 1957.
- " 2. Oksygen-temperatur målinger i Trehørningen, Byvann og Småvann i september 1957.
- " 3. Prinsippskisse av forsøksanlegg ved Aurevann.
- " 4. Tegning av sandfilter til forsøksanlegg.
- " 5. - " - mikrosil - " -
- " 6. Sikteanalyse av filtersand.
- " 7. Forsøk med sandfilter den 17-18/4-1958.
- " 8. - " - - " - 28/9-3/10-1958 og 4-5/9-1958.
- " 9. Trykktap i sandfilter ved bruk av to forskjellige kornstørrelser.
- " 10. Forsøk med mikrosiltype 17x40 μ i tiden 17/9-22/9-1958.
- " 11. Forsøk med mikrosiltype 28x28 μ i tiden 17/9-22/9-1958.
- " 12. Variasjoner i mikrosildukenes evne til å fjerne turbiditet.
- " 13. Variasjoner i filtrabilitetsindeks for mikrosilduker.
- " 14. Mikrosildukers effekt ved forskjellige inntaksdyp og vannføringer.
- " 15. Koagulering av "vintervann" og "sommervann".
- " 16. Blekingens avhengighet av temperaturen og pH ved forskjellige kontakttider (klorvannsdosering og natriumhypokloritdosering).
- " 17. Blekingens avhengighet av kontakttiden ved forskjellige klordoseringer (klorvannsdosering).
- " 18. Blekingens avhengighet av klordoseringer for mikrosilt og sandfiltrert vann fra 2 m og 6 m dyp.
- " 19. Prosent restklor som må fjernes hvis restklormengden er 0,5 mg Cl_2 /l for desinfisering.
- " 20. Bleking av råvann med klordioksyd.
- " 21. Blekingens avhengighet av henstandstiden ved ozondosering.
- " 22. Blekingens avhengighet av ozondoseringen.
- " 23. Blekeeffekten for to ozondoseringer ved forskjellige dyp.

TABELLER

side:

Tabell 1.	Tidligere analyser av vann fra Aurevann, utført i tiden 2/3-51 til 4/5-57 av Statens institutt for folkehelse og Norges Veterinærhøgskole.	6
- " -	2. Vannprøver fra Aurevann, Kjemisk-fysiske analyser, 13/5 og 18/9-57.	7
- " -	3. Vannprøver fra Aurevann, Bakteriologiske bestemmelser.	9
- " -	4. Plankton i Aurevann 28/8-1957.	11
- " -	5. Vannprøver fra Aurevann, Kjemisk-fysiske analyser 27. mars 1957.	19
- " -	6. Vannanalyser fra Aurevann, Kjemisk-fysiske analyser 2. september 1958.	20
- " -	7. Blekeprosenten avlest direkte av kurvene i bilag 18 (klordosering).	37
- " -	8. Blekevirkningen ved to forskjellige temperaturer (ozondosering).	39
- " -	9. Blekevirkningens avhengighet av pH (ozondosering).	40
- " -	10. Prosent bleking for mikrosilt og sandfiltrert vann (ozondosering).	

1. INNLEDNING:

Bærum kommune har anmodet oss (NIVA) om å undersøke forskjellige rensemetoder for det nye vannverk ved Aurevann.

I denne rapport er undersøkelsene og resultatene beskrevet.

Det har vært nødvendig med en grundig vurdering, dels basert på spesielle undersøkelser, for å få kjennskap til det råvann som renseanlegget skal behandle.

Kjemiske og bakteriologiske undersøkelser av vannet i Aurevann har vært utført fra 1951 og utover. De undersøkelser som ble utført fra 1950 til april 1957, ble utført av Statens institutt for folkehelse og Norges Veterinærhøgskole. Høsten 1957 utførte NIVA en del supplerende hydrografiske undersøkelser av forholdene i Aurevann, komplettert med kjemiske og bakteriologiske undersøkelser.

Undersøkelsene som ble utført til og med høsten 57, har vært utgangspunktet for å bedømme vannkvaliteten i Aurevann og til å vurdere de hydrografiske forhold som kan ventes etter oppdemningen.

I 1958 har forholdene vært påvirket av anleggsvirksomheten. Aurevann har vært delvis nedtappet og vannstanden har vært av varierende høyde. Undersøkelsene i 1958 har vist de råvannsforhold som eksisterte i den tiden forsøksanlegget for rensing av vannet var i drift, fra mars til okt. 1958. Forsøksanlegget ble bygget for å behandle råvann slik som det ble funnet å være inntil 1957, men under driften var kvaliteten av råvannet noe dårligere. Dette må det tas hensyn til ved vurdering av resultatene.

En vesentlig del av undersøkelsene av råvannets egenskaper og andre hydrografiske forhold i Aurevann ble omtalt i vårt forslag om utførelse av rensforsøkene som ble oversendt Bærum Kommune høsten 1957. Disse opplysninger er imidlertid også tatt med i denne rapport slik at den skal være fullstendig.

Forsøksanlegget ble bygget slik som angitt i vårt forslag og driften har stort sett fulgt de linjer som der ble skissert.

Under byggingen og driften av forsøksanlegget har et intimt samarbeid med Bærum kommunes funksjonærer vært nødvendig. Vi vil gjerne presisere at den store hjelpsomhet og imøtekommenhet som ble vist av kommunens representanter har vært til uvurderlig hjelp for arbeidet.

2. RÅVANNET.

2.1 Nedslagsfeltet.

I Trehørningsvassdraget er det 4 innsjøer som ligger like etter hverandre. Alle 4 innsjøer er regulert ved oppdemming, og den lavestliggende, som skal benyttes som drikkevannsreservoar, vil bli demmet opp ytterligere 12 m. Nedslagsfeltet er dekket av nåleskog som vokser i et tynt jord- og gruslag. Det forekommer også en del mindre myrer. Berggrunnen består av feltsitt-porfyr, syenitt-porfyr og akeritt.

Nedslagsfeltets størrelse er oppgitt til 14 km². Ved full oppdemming er volumet av innsjøene:

Trehørningen	3.7	mill. m ³
Byvann	3,2	"
Småvann	0.3	"
Aurevann, nå	0,4	"
Aurevann, fremtidig	2,4	"

Den midlere teoretiske oppholdstid er anslått til:

Trehørningen	308	dager
Byvann	159	"
Småvann	34	"
Aurevann, nå	13	"
Aurevann, fremtidig	79	"

På grunn av vannets naturlige lagdeling vil imidlertid størsteparten av vannet få en del kortere oppholdstid.

2.2 Fysisk-kjemiske egenskaper.

Undersøkelser av vannkvaliteten har vært foretatt fra mars 1951. Inntil april 1957 var ialt 25 fysisk-kjemiske analyser utført av Statens institutt for folkehelse og Norges Veterinærhøgskole. Resultatene av disse analysene er sammenfattet i tabell 1.

Videre ble det av NIVA tatt vannprøver i mai og september 1957 og resultatene av disse er tatt med i tabell 2.

Vanntypen i Trehørningsvassdraget faller sammen med det en finner i mange mindre innsjøer på Østlandet. Vannet er svært bløtt og fattig på uorganiske salter. Vannet er noe surt og har et tydelig innhold av humuskomponenter. Permanganattallene er slik man kunne vente dem ut fra fargetallene. Vannets alkalinitet er meget liten. Stort sett har verdiene for jern og mangan vært lave. De små mengder ammoniakk som av og til har vært påvist er uten betydning.

Vannkvaliteten i Aurevann varierer stort sett innenfor et snevert område. Når vannets egenskaper forandrer seg, skjer det samtidig for en rekke faktorer slik at vannets karakter er den samme. Da nedslagsfeltet vesentlig er dekket av skog, er

TABELL 1.

Tidligere analyser av vann fra Aurevann, utført i tiden
2/3-51 til 5/4-57
av Statens institutt for folkehelse og Norges Veterinærhøgskole.

Analyse	Middel	Min.	Maks.
pH	6.4	6,0	6,9
Farge, °H	33	20	45
Alkalinitet, ml ^N /10 HCl/1	0,8	0	1,2
Perm., ml ^N /100 KMnO ₄ /1	86	65	111
" mg C/1	6.9	5.2	8,9
Hårdhet, mg CaO/1	5	3	7
Tørrstoff, mg/1	32	25	36
Gløderest, mg/1	17	11	20
Ledn.evne, 20°C, ohm ⁻¹ .cm ⁻¹	2.85	2.04	3,47
Jern, mg Fe/1	0,13	0,04	0,26
Mangan, mg Mn/1	0,05	0	0,25
Ammoniakk, mg NH ₃ /1	0.04	0	0.10

TABELL 2.

Vannprøver fra Aurevann.
Kjemisk-fysiske vannanalyser.

13. mai 1957.

Dyp	Temperatur °C	Ledningsevne %20	Permanganat mg O/1	Farge °H
1	4,6	$2,2 \cdot 10^{-5}$	6,2	20
4	4,4	$2,5 \cdot 10^{-5}$	6,4	20
8	4,3	$2,4 \cdot 10^{-5}$	6,5	22
12	4,1	$2,4 \cdot 10^{-5}$	6,3	20

13. september 1957.

Dyp	pH	Ledningsevne %20	Permanganat mg O/1	Farge °H	Hårdhet mg CaO/1
1	6,0	$2,42 \cdot 10^{-5}$	10,0	35	4,4
2	6,1	$2,42 \cdot 10^{-5}$	10,4	37	4,5
3	6,1	$2,40 \cdot 10^{-5}$	10,4	40	4,6
4	6,3	$2,40 \cdot 10^{-5}$	10,1	37	4,5
5	6,1	$2,45 \cdot 10^{-5}$	10,3	37	4,9
6	6,4	$2,39 \cdot 10^{-5}$	10,4	40	4,6
6,5	6,2	$2,42 \cdot 10^{-5}$	9,8	40	4,6
7	6,1	$2,43 \cdot 10^{-5}$	9,8	40	4,5
7,5	6,1	$2,49 \cdot 10^{-5}$	6,6	25	4,7
8	6,2	$2,55 \cdot 10^{-5}$	6,4	27	4,4
8,5	6,2	$2,53 \cdot 10^{-5}$	6,3	25	4,6
9	5,9	$2,52 \cdot 10^{-5}$	6,3	27	4,6
9,5	6,1	$2,50 \cdot 10^{-5}$	6,3	25	4,5
10	6,1	$2,54 \cdot 10^{-5}$	-	120	4,5
11	6,0	$2,56 \cdot 10^{-5}$	7,1	30	4,5
12	5,7	$2,56 \cdot 10^{-5}$	6,4	30	4,5

det heller ikke grunn til å vente at plutselige regnskyll og flommer skal føre til nevneverdig kvalitetsforverring av vannet.

Kvantitative bestemmelser av turbiditet (suspenderte partikler) har tidligere vært lite brukt i vårt land. Målinger utført av NIVA fra sommeren 1958, altså under relativt ugunstige forhold, viste tilfredsstillende resultater (se nærmere under 4.1).

2.3 Bakteriologiske observasjoner.

I tidsrommet 1951 til mai 1956 er det av Statens institutt for folkehelse og Norges Veterinærhøgskole blitt utført 15 sett bakteriologiske analyser av vannprøver fra Aurevann. I middel ble det funnet 42 koliforme bakterier pr. 100 ml og 30 km pr. ml ved 37° på vannagar.

Fra juli 1957 til februar 1958 har NIVA utført en del bakteriologiske analyser, resultatene er sammenstillet i tabell 3.

Disse prøvene ble tatt etter at de fleste hyttene rundt Aurevann var revet og dette kan være årsaken til at de bakteriologiske forhold har forbedret seg.

Når det nye Aurevannsmagasinet blir tatt i bruk, vil det sikkert jevnt over bare kunne påvises lave koliforme tall og det må ansees sannsynlig at råvannet som regel vil tilfredsstille de bakteriologiske krav til drikkevann. Imidlertid er ikke oppholdstiden i Aurevann så stor at man kan stole på selvrensningseffekten og det må derfor utføres en desinfiserende behandling av vannet før det distribueres til konsumentene.

2.4 Hydrografiske observasjoner.

Observasjoner i Aurevann ble utført av NIVA i tiden august - september 1957. Temperaturkurvene (se bilag 1) viser at sprangsjiktet lå mellom 4 og 7 m om sommeren. Samtidig opptrådte det et oksygenminimum på 35 % metning i sprangsjiktets nedre del. Oksygensvinnet i dette dyp skyldtes bakteriologisk nedbrytning av organisk stoff. Det organiske stoff som ble nedbrutt kunne dels være humusstoffer og andre tilførte stoffer, og dels stoff fra planteplanktonproduksjonen i overflatesjiktet.

I løpet av de 5 ukene observasjonene ble foretatt gjorde høst-avkjølingen av vannmassene seg gjeldende. Etterhvert som overflatesjiktet ble avkjølt trengte strømminger i dette sjiktet lenger og lenger nedover, og de spesielle forhold i sprangsjiktet ble visket bort.

Når temperaturen i en innsjøes overflatesjikt når til samme nivå som i de dypere lag, vil sjiktningen som er forårsaket av temperatur- og dermed tetthetsdifferenser, være opphevet. Vindens påvirkning kan da få hele vannmassen til å sirkulere (høstsirkulasjon, fullsirkulasjon). Om vinteren vil det på nytt etablere seg en sjiktning med kaldt vann like under isen, et sprang-

sjikt som i Aurevann neppe når mere enn til 3 - 5 m dyp og et bunnsjikt med temperatur 3 - 4 °.

Hydrografiske observasjoner er i samme tidsrom også blitt utført i de tre ovenforliggende vann, se bilag 2. Trehørningen og Byvann viste meget gode oksygenforhold. I Småvann var oksygenforholdene i overflatesjiktet meget tilfresstillende, mens de under sprangsjiktet var dårlige, med tildels fullstendig forbruk av oksygeninnholdet. Småvann er i stor utstrekning ikke dypere enn beliggenheten av nedre grense til sprangsjiktet, men det forekommer enkelte dyphøler. De observerte verdier er fra den dypeste av disse. Fordypninger i bunnen har antagelig tjent som avsetningsbassenger for flis og bark fra fløtningstømmer, og med de små vannmengder som de rommer har oksygenreserven vært for liten.

Ut fra situasjonen høsten 1957 må vi karakterisere alle fire innsjøene som oligotrofe (næringsfattige) innsjøer med noe humuspåvirkning, men det gjør seg gjeldende en svak autrofi-erende tendens nedover i vassdraget.

Ved oppdemmingen av Aurevann vil vannmassenes volum øke til det seks-dobbelte og dette vil selvfølgelig få betydning for de hydrografiske forhold.

Målingene i Trehørningen og Byvann som begge er relativt dype, har vist at sprangsjiktet i disse lå på et dyp mellom 5 - 7 m, det er derfor rimelig å anta at Aurevann etter oppdemmingen om sommeren vil ha et sprangsjikt ca. 5 - 7 m under overflaten. Ved oppdemmingen er det med andre ord først og fremst hypolimnion som vil øke i volum. Denne vannmasse vil derfor etter vår- og høstsirkulasjonen inneholde vesentlig større oksygenreserve etter oppdemmingen. Det er derfor å vente at oksygenforholdene da vil bli gunstigere både i sprangsjiktet og i hypolimnion. Etter oppdemmingen vil Aurevann på denne måten trolig få et mere oligotroft preg enn det har idag. Det er da sett bort fra den forbigående forverring av vannkvaliteten som man må vente de første år etter oppdemmingen.

2.5 Biologiske observasjoner.

Tolkningen av de hydrografiske observasjoner er i god overensstemmelse med de biologiske forhold som preget innsjøene i august og september 1957. Noen trekk fra observasjonene i Aurevann kan kommenteres nærmere.

Vegetasjonen i litoralsonen var sparsomt utviklet, i nøye sammenheng med bassengets morfometri og det geologiske underlag. Karakteristiske arter var *Carex lasiocarpa*, *C. rostrata*, *Glyceria fluitans*, *Juncus filiformis* og *Sparganium simplex*. I innsjøens fri vannmasser var den store forekomst av *Holopedium gibberum* iøynefallende. Dette ca. 0,2 cm store krepsdyret som er en karakterform for oligotrofe sjøer, forekom i overflatelagene med inntil ca. 20 individer pr. liter vann. Plantekomponenten av planktonet besto vesentlig av dverg-

TABELL 4.

Plankton i Aurevann 29/8-1957.

0-31 NIVA.

Tallene angir antall organismer pr. l av vannprøven fra de respektive prøvedyp.

Artsliste	1 m	3 m	6 m	7 m
<u>Fytoplankton.</u>				
Ankistrodesmus falkatus(?) (Corda) Ralfs	32 000	62 000	15 000	6 000
Arthrodesmus Incus Hass.	20	20	20	-
Chroococcus turgidus (Kütz.) Näg.	1.520	1 080	1 180	280
Cosmarium Corda sp.	-	20	-	-
Euglena Ehrenberg sp.	-	20	20	-
Mallomonas cf. acaroides Perty	80	140	100	-
Merismopedia tenuissima Lemm.	250 000	381 000	180 000	11 500
Oocystis solitaria Wittrock	40	80	20	80
Sphaerocystis Schroeteri Chodat	60	-	-	60
Staurastrum Meyen sp.	20	40	40	-
Cyster (Chrysophyceae)	120	120	120	-
Diatomeer, centriske	80	20	160	80
"-", pennate	100	40	200	40
Flagellater	-	80	80	1 000
Ubestemte blågrønnalger	-	60	-	120
<u>Zooplankton.</u>				
Holopedium gibberum Zaddach	18	12	-	-
Polyarthra trigla Ehrenberg	80	40	40	-
Ciliater	40	20	-	60
Nauplier	40	60	20	60
Ubestemte rotatorier	-	20	-	-
<u>Diverse.</u>				
Pollen (Pinus, Picea)	60	40	20	-
Detritus	r	c	c	r

planktonformer ($<50/\mu$). Størst forekomst hadde blågrønnalgen *Merismopedia tenuissima*. Høstmaksima av denne algen er vanlig i norske oligotrofe innsjøer. Resultatet av en bearbeiding av en vannprøve fra 29/8 1957 er gjengitt i tabell 4.

2.6. Virkning på Aurevann ved uttapping nær bunnen.

Det er nødvendig også å vurdere den betydning for de hydrografiske forhold som avtappingen av vannet gjennom en luke nær bunnen vil ha. For å vurdere dette har vi forutsatt at

1. Aurevann alltid er fullt til kote 275,
2. all avtapping skjer på kote 260,
3. Sprangsjiktet ligger på 5 m. Overflatesjiktet mellom kote 270 og 275 blir på 0,97 mill. m³, og bunnsjiktet mellom kote 260 og 270 blir på 1,09 mill. m³,
4. vannet i tilløp og tilsig til Aurevann har meget nær samme temperatur som overflatevannet,
5. den gjennomsnittlige avtapping er 20 000 m³ pr.døgn.

Vi kan tenke oss at den hydrografiske situasjon etter en fullsirkulasjonsperiode vil utvikle seg slik: Det etablerer seg et sprangsjikt på ca. 5 m's dyp. Vannmassene over sprangsjiktet (epilimnion) er vindpåvirket og kontakten med overflaten gjør at den får overflatevannets fysiske-kjemiske og biologiske egenskaper. Vannmassen under sprangsjiktet (hypolimnion) har tilnærmet temperatur 4^o, og er bare den korte tid fullsirkulasjonen varer i kontakt med overflaten. På grunn av avtappingen vil sprangsjiktet bli trukket nedover og sannsynligvis på en slik måte at det alltid vil holde seg tilnærmet horisontalt. Ved en gjennomsnittlig avtapping på 20000 m³ pr. dag vil hypolimnion mellom kote 260 og 270 være brukt opp etter 50 dager. Noen fornyelse av hypolimnion gjennom tilløp til vannet kan ikke skje da disse vil fordele seg i epilimnion.

Etter 50 dagers avtapping vil derfor temperaturen forandre seg fra de opprinnelige ca. 4^o. Om vinteren vil temperaturen synke og nærme seg 0^o innen isen går. Om sommeren vil temperaturen begynne å stige ca. 2 måneder etter issmeltingen, men det er vanskelig å si hvor høyt den vil nå innen høstavrøyingen gjør seg gjeldende.

Da vannmassenes temperaturforhold på grunn av bunnuttappingen vil bli annerledes enn i en innsjø ved avtapping i overløp, er det sannsynlig at de to årlige fullsirkulasjonsperioder vil strekke seg over forholdsvis lange tidsrom.

Så lenge Aurevann holdes fullt, vil vannet som tappes ut ha en midlere teoretisk oppholdstid på ca. 100 dager. Hvor lang den virkelige oppholdstid blir, vil bl.a. avhenge av hvorledes vannmassenes stabilitet influeres av den skisserte hydrografiske situasjon. En betydelig selvrensning vil imidlertid finne sted.

Den spesielle hydrografiske situasjon vil få betydning for de biologiske forhold. De dype, varme vannmasser i epilimnion vil

Ad. 1. Rengjøring av neddemningsområdet bør drives så langt at man mest mulig fjerner det som lett kan føres ut i de fri vannmasser. Spesielt gjelder det kvist, lyng og gress. Samling og brenning av løsmaterialet har allerede pågått lenge. Jord og røtter kan man imidlertid la ligge. Etter en tid vil bølgeerosjonen i reguleringssonen rive løs røtter som da kan samles og fjernes eller brennes.

Fra myren i nordøstområdet vil ekstraksjon av humusstoffer kunne foregå. For å redusere denne innflytelse har vi foreslått a at vannstanden i Aurevann alltid holdes så høy at myren er under vann (ikke tapping under kote 268) og b at det ved myrens utløp bygges en lav demning som reduserer den horisontale utveksling mellom det presump- tivt dårlige vann like over myren og vannet i innsjøen forøvrig. Såfremt punkt a overholdes behøver ikke dem- ningen være tett.

Ad. 2. Selv om øket algeproduksjon sannsynligvis kommer til å gjøre seg gjeldende den første tiden etter neddemningen, ventes det ikke at den får nevneverdig betydning for vann- kvaliteten. Det anbefales at det føres en viss kontroll med alge- og oksygenforholdene første neddemningsår. Vi har tidligere anbefalt at asken etter kvistbrenningen bringes ut av nedslagsfeltet, men dette har vist seg vanskelig gjennomførbart i praksis.

3. FORSØKSANLEGGET.

3.1. Krav til renseprosessene.

I sin alminnelighet er vannet i Aurevann utmerket egnet som drikkevann. Blandt de estetiske egenskaper er det bare fargen som ikke er helt tilfredsstillende, og blandt de tekniske egenskaper må vannets sure reaksjon nevnes, idet det er mulig at en viss korrosjonstendens kan komme til å gjøre seg gjeldende. Videre må man sikre seg mot partikler som kan sedimentere i rørene eller skape andre vanskeligheter. Endelig er de hygieniske forhold slik at en mild desinfisering er ønskelig.

Tidligere har det vært antatt at vannets jern- og manganinnhold undertiden kunne bli noe høyt, det er imidlertid rimelig å be- trakte de få høye verdier som er målt som lite representative for råvannet.

Forsøksanleggets oppgave ble derfor i det vesentlige å under- søke

1. reduksjon av turbiditeten,
2. reduksjon av fargen.

kunne gi mulighet for en stor algeproduksjon pr. overflateenhet. Samtidig vil strømminger føre til en tilsvarende effektiv utluftning av vannet.

Det er ikke mulig for oss å forutsi hvilke oksygenforhold som kan komme til å utvikle seg om vinteren og om sommeren, men vi antar at det ikke vil oppstå så lave oksygenkonsentrasjoner i avtappingsvannet at dette vil ha noen betydning for renseprosessen og drikkevannets kvalitet.

Hvis vannstanden ikke kan holdes konstant på kote 275, som antatt under punkt 1, vil dette få betydning for de hydrografiske forhold. Imidlertid vil temperaturforholdene i avtappingsvannet bli omtrent som skissert ovenfor såfremt magasinet er fullt under fullsirkulasjon vår og høst.

For denne vurdering har vi forutsatt (punkt 4.) at tilløpsvannet til Aurevann har samme temperatur som overflatevannet og derfor blander seg med dette. Det kan imidlertid tenkes at man kan foreta den videre regulering i vassdraget slik at vann fra bunnsjiktene blir ført nedover fra innsjø til innsjø. Disse forhold kan det bli aktuelt å undersøke nærmere når man får konstatert hvorledes det nye Aurevannsmagasinet virker.

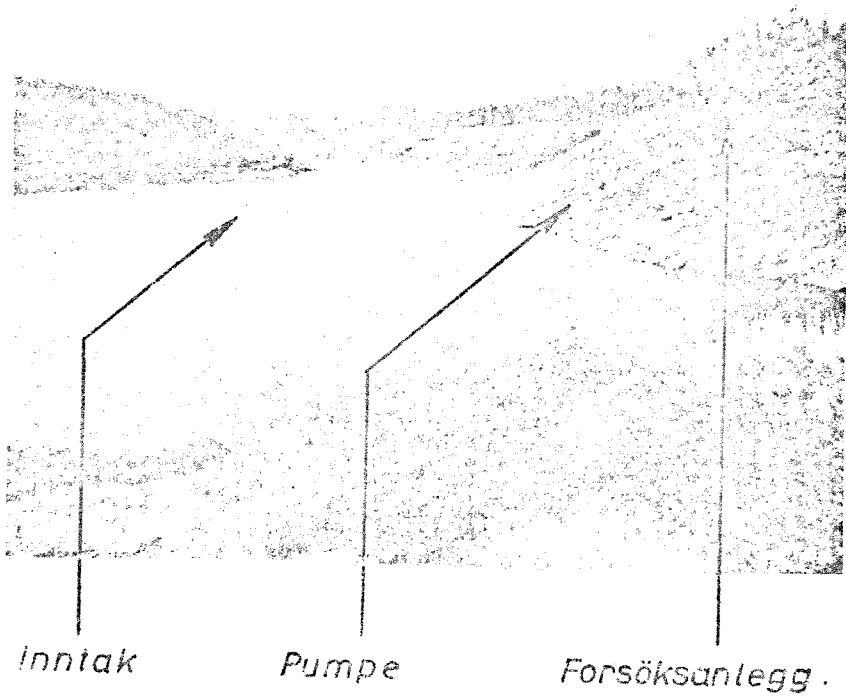
2.7 Ulemper ved neddemning av friland.

Ved oppdemning av Aurevann heves vannstanden med 12 m. Derved er det et areal rundt det nåværende magasin på 141 da som blir satt under vann. Det vesentlige av dette areal har fjell i dagen og er bare delvis dekket av vegetasjon med lav, mose, gress og lyng. I den nordlige del av området er det to myrer. Den ene, som ligger langs tilløpsbekken fra Småvann, er ganske liten. Dette er, etter undersøkelser i marken, ikke en myr i vanlig forstand, men består av et grunnt mose- og gresstorvlag som dekker grov grus og rullestener. Topplaget er for det meste godt bundet sammen av trerøtter. Det annet myrområde er vesentlig større og strekker seg i nordøstlig retning fra vannets nordende. Under befaring sammen med direktør Løddesøl, Det Norske Myrselskap, ble det tatt spredte borprøver. Det ble konstatert at myren var sterkt omdannet. Fra 0.5 til 4 m dybde øket omdannelsesgraden fra H7 til H10 etter von Post's 10-delte skala. Det er ikke sannsynlig at denne myr ved oppdemning vil flyte opp, derimot er den rik på humusstoffer som kan bli avgitt til vannmassene.

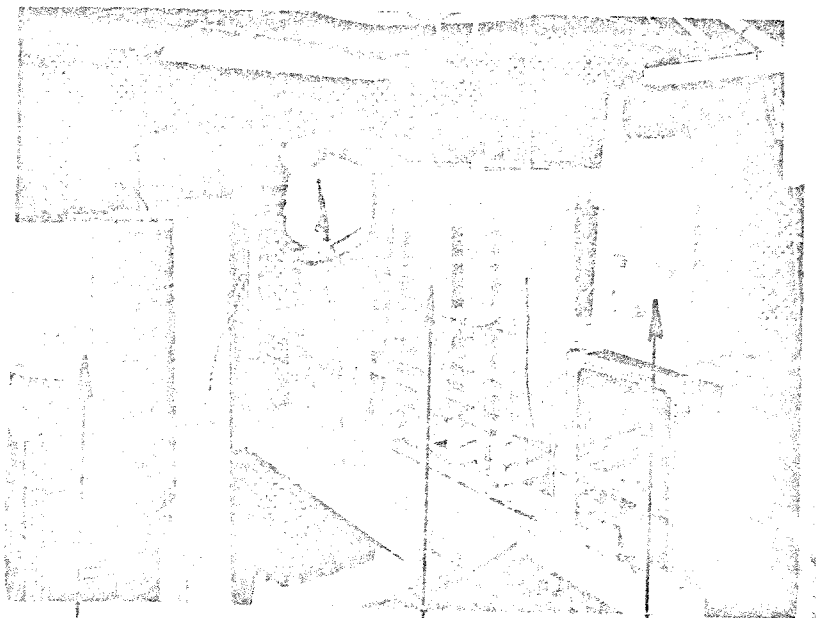
Ved neddemning av arealene rundt Aurevann kan det oppstå uheldige forandringer av vannkvaliteten av to årsaker:

1. Vannet tilføres små partikler (kvist, barnåler, detritus) og humusstoffer. Disse stoffer vil direkte føre til en nedsettelse av vannkvaliteten.
2. Vannet tilføres næringsstoffer som kan føre til forbigående økning av plante og dyreproduksjonen. Ulempene kan dels oppstå på grunn av sterk algevekst og dels på grunn av en sekundær oksygentøring i dyplagene.

Stort sett må en si at situasjonen er gunstig og at det er liten grunn til å vente vanskeligheter av avgjørende betydning.

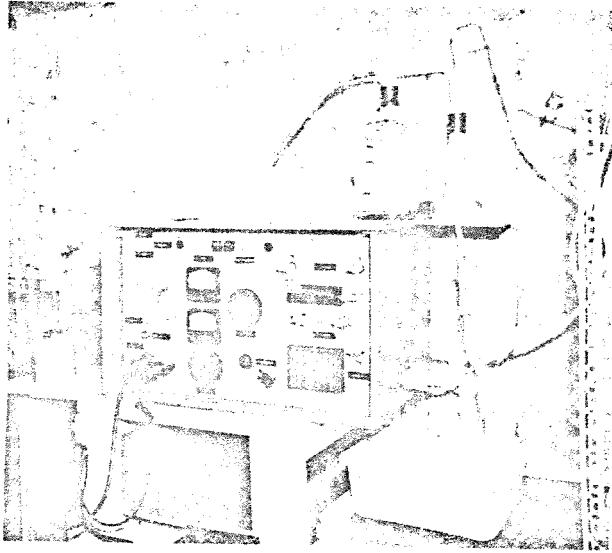


AUREVANN UNDER UTBYGGINGSPERIODEN



Sandfilter Sed. tank. Mikrosil

DEL AV FORSØKSANLEGG VED AUREVANN



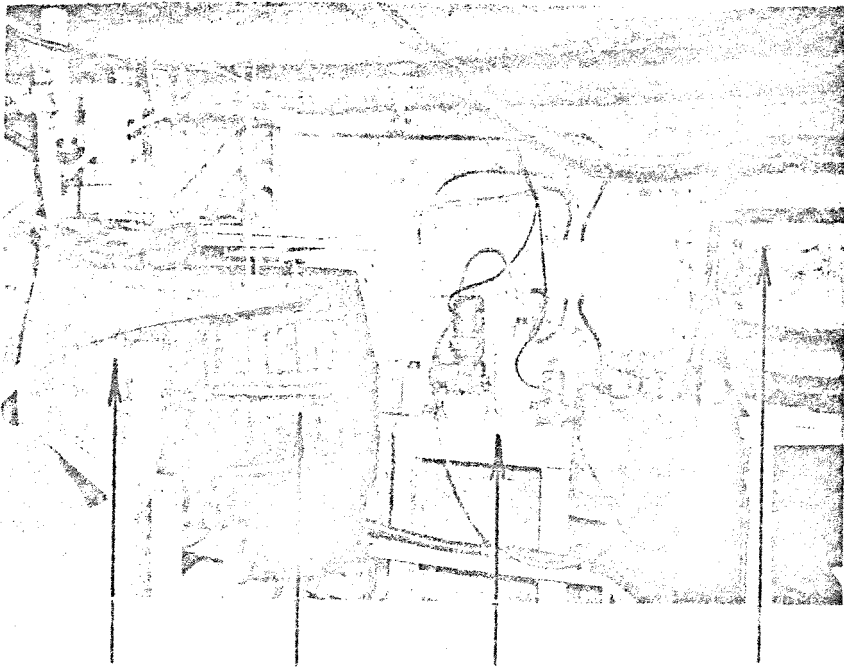
FORSÖKSAPPARAT FOR TILSETTING AV OZON.



Flokkuleringsforsök

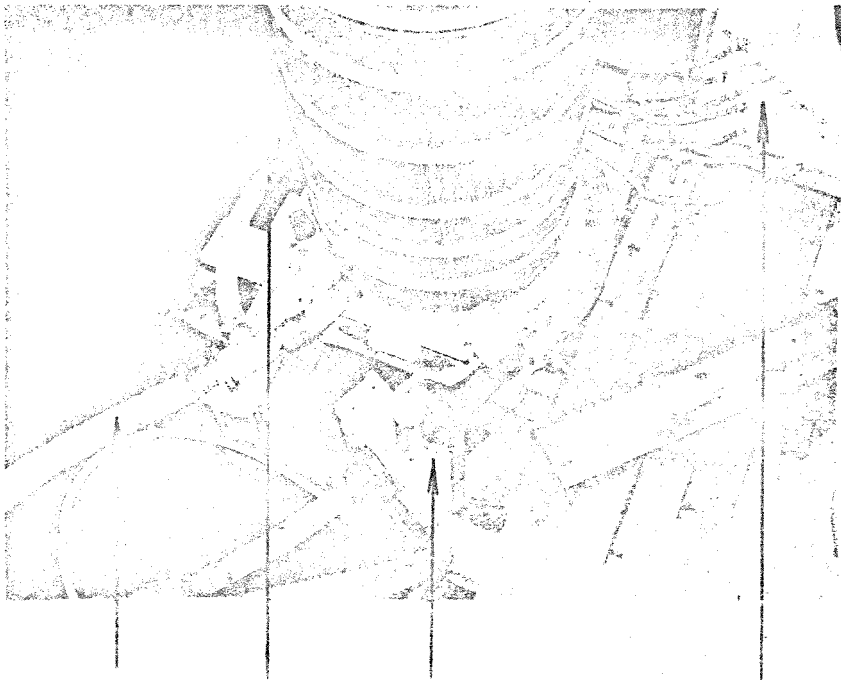
Turbiditetsmåling

LABORATORIUM I FORSÖKSANLEGG.



Blandekar Koagulering Dosering Kjemikaller

FORSØKSANLEGG FOR KOAGULERING.



Skyllevann Renvann Flotørventil Manometer

NEDRE DEL AV SANDFILTER.

3.2 Utformingen av anlegget.

Forsøksanlegget ble montert i en hytte, "Sangerheimen" ved Aurevann. Vanninntaket ble festet til en bøye over Aurevanns dypeste punkt slik at vann etter ønske kunne hentes fra forskjellige dyp. Vannet ble gjennom en plastslange pumpet opp til en nivåbeholder med overløp anbrakt på loftet i hytten. Fra denne ble vannet ved gravitasjon ledet gjennom de forskjellige enheter.

Reduksjon av turbiditeten ble undersøkt ved filtrering gjennom et hurtig sandfilter og gjennom en stillestående mikrosil.

Reduksjon av fargen ble undersøkt ved koagulering med aluminiumsulfat, kalk og aktivert silica, med ozon, klor og klordioksyd.

En skjematisk oppstilling av forsøksanlegget er vist i bilag 3. Enhetene for de enkelte operasjoner var dimensjonert for en midlere vannføring på 20 l/min. Disse enhetene var anbrakt slik at de forskjellige prosesser kunne kjøres i serie, men ved de mere inngående studier ble hver prosess undersøkt for seg. I de enkelte avsnitt nedenfor vil enkelte detaljer ved enhetene bli nærmere kommentert.

4. DRIFTSRESULTATER.

4.1 Råvannet under forsøksdriften.

Driften av forsøksanlegget ble utført i tiden mars til oktober 1958. I denne perioden foregikk det samtidig bygningsmessige arbeider for vannverket som fikk virkninger på forholdene i selve Aurevann. I vinterperioden, mars/april var innsjøen en del nedtappet og oppholdstiden for vannet var vesentlig redusert. I løpet av sommeren ble innsjøen tappet til kote 255,5 og hevet igjen midt i august til kote 260. I driftsperioden august/september hadde derfor vannet kort lagringstid og store deler av bunnen hadde ligget fremme i dagen slik at sedimentene hadde tørket.

I tabell 5 og 6 er vist analyser av vannprøver tatt i mars og september.

Det er spesielt vannets farge og permanganat-verdier som har øket i forhold til det råvannet som tidligere har vært analysert. Da nettop fargen er bestemmende for renseprosessen, må resultatene av forsøksdriften tolkes ut fra dette. Turbiditetsmålinger ble ikke utført før sommeren 1958. For 36 turbiditetsmålinger var middeltallet 1,8 mg SiO₂/l, mens 6 målinger viste verdier fra 3,0 - 8,0 mg SiO₂/l.

Bortsett fra to ozonforsøk ble vann under forsøksdriften tatt fra 0 - 6 m dyp. I disse dyp var oksygenforholdene gode, på

0 - 31. NIVA-59.

TABELL 5.

Vannprøver fra Aurevann
Kjemisk-fysiske vannanalyser.

27. mars 1958.

Dyp	Temp.	pH	Ledningsevne κ_{20}	Perm. mg O/1	Farge $^{\circ}\text{H}$	Fe mg Fe/1	Mn mg Mn/1	Oksygen mg/1	%-metn.
1	0,2	6,4	$3,38 \cdot 10^{-5}$	7,0	41	0,39		11,40	81,0
2	1,0	6,5	$2,78 \cdot 10^{-5}$	7,1	40	0,17	0,03	11,65	84,8
3	1,8	6,4	$3,19 \cdot 10^{-5}$	7,0	40	0,12	-	11,40	84,6
4	3,2	6,1	$2,73 \cdot 10^{-5}$	6,8	36	0,08	-	9,30	71,6
5	3,6	5,9	$2,93 \cdot 10^{-5}$	6,1	31	0,12	-	6,80	53,0
6	3,8	5,9	$3,04 \cdot 10^{-5}$	6,2	31	0,12	-	6,20	48,5
7	3,8	5,9	$3,11 \cdot 10^{-5}$	6,1	31	0,12	0,01	5,70	44,6
8	3,8	5,9	$3,07 \cdot 10^{-5}$	5,7	31	0,12	0,02	5,10	40,0
9	3,8							8,90	69,7
10	3,8							8,40	65,8

319

større dyp var oksygenreserven brukt opp om høsten som det fremgår av tabell 6. Dette viser at vannmassene i Aurevann er blitt uheldig påvirket av de varierende forhold.

4.2 Filtrering.

4.21 Definisjoner.

Filtrering innen vannrensningsteknikken kan defineres som en prosess hvorved visse stoffer som enten er i suspensjon eller oppløst skilles fra vannet. For praktiske formål kan vi skille prosessen i to hovedgrupper: -

A. Planfiltrering, hvor vannet føres gjennom et porøst membran (nettverk av tråder eller fiber, papir). Filtrering gjennom mikrosil (microstrainer) en typisk planfiltrering.

Sildukens filtreringsevne består i at partikler som finnes i vannet blir holdt tilbake rent mekanisk fordi partikkeldiameteren er større enn dukens maskeåpninger.

De nyeste silduker som finnes på markedet har lysåpning i maskene ned til 20 - 30 μ (1000 μ = 1 mm) slik at en rekke organismer og andre partikler som bidrar til vannets turbiditet blir fjernet

B. Dybdefiltrering, hvor vannet føres gjennom et porøst sjikt av kornet materiale såsom sand.

En fullstendig forståelse av renseprosessen i et sandfilter er man ennå ikke kommet frem til, da denne er avhengig av mange forskjellige faktorer. Medvirkende årsaker til at svevende partikler eller løste stoffer fjernes, kan være følgende: -

- a. Filtrermassens og de avsatte faste stoffers evne til mekanisk å holde partikler tilbake.
- b. Avlagring av partikler i strømningsfrie poreåpninger i filtermassen.
- c. Adsorpsjon på overflaten av sandkornene.
- d. Biokjemisk nedbrytning av organiske stoffer.
- e. Kjemiske prosesser.
- f. Andre prosesser som foreløpig er ukjente.

For hver av disse prosessene kan det settes opp en filterteori som kan være tilnærmet riktig når denne prosessen er den fremherskende. I et hurtig sandfilter med en oppholdstid på 10 - 20 min og med et typisk oligotroft råvann kan punktene a, b og c forutsettes å angi de fremherskende prosessene i rensningen.

Ved at mange partikler mekanisk blir holdt tilbake av sandkornene på toppen av filteret, vil det dannes en filterhud. Denne filter huden vil tilta i tykkelse etterhvert som partiklene avsettes og vil i seg selv ha en ganske stor filtreringsevne. Fra å være et dybdefilter vil således sandfilteret utvikle seg til å virke som et planfilter. En slik utvikling hos sandfilteret kan forekomme med sterkt turbid vann og når kornstørrelsen er relativt liten.

Trykktapet vil i dette tilfelle stige jevnt under størstedelen av driftsperioden men tilta raskt mot slutten. Når hovedmengden av de partikulære stoffer avsettes øverst i filteret, vil avløpsvannet fra filteret være tilfredsstillende i hele driftsperioden, og det blir den samlede filtermotstand som bestemmer når filteret skal vaskes.

I de tilfellene da man har større kornstørrelse og partiklene er av den art at de trenger ned i filtermassen, har man den typiske romfiltreringen. De prosessene som gjør seg gjeldende under denne form for filtrering, vil i første rekke være de som er nevnt under punkt b og c.

Avlagringen av partikler i strømningsfrie poreåpninger i filtermassen er først og fremst avhengige av strømningsforholdene i filteret. Det er imidlertid ennå ikke fastslått hvorvidt man har laminær eller turbulent strømming ved de filterhastigheter som vanligvis benyttes, og derfor heller ikke fastslått hvorledes avlagringer skjer.

Adsorpsjon på overflaten av sandkornene skyldes elektrostatiske krefter som virker mellom sandkornene og partiklene i vannet. Dette betyr at adsorpsjonen er betinget av partiklenes elektriske ladning. For spesielle typer vann, og særlig i de tilfellene hvor vannet på forhånd har gjennomgått en kjemisk felning, kan partiklene være av en slik art at adsorpsjonen er den avgjørende faktor under filtreringen. Kjennskapet til de forskjellige partiklers elektrostatiske egenskaper og den derav følgende adsorpsjonsprosessen i filteret er imidlertid lite undersøkt, og det er vanskelig å sette opp en tilfredsstillende filterteori på grunnlag av adsorpsjonsprosessen. I motsetning til forholdene ved overflatefiltrering vil trykktapet i filteret øke proporsjonalt med tiden når man har en typisk romfiltrering. Ved romfiltrering vil de partikulære stoffer etterhvert trenge dypere og dypere ned i filteret og til sist gjøre seg gjeldende i avløpsvannet fra filteret. I dette tilfelle må derfor turbiditeten i avløpsvannet bestemme når filteret skal vaskes.

I tillegg til den typiske overflate- og romfiltreringen vil prosessen kunne innta alle mellomliggende former. På grunn av mulighetene for å skaffe kornstørrelse og filterdimensjoner etter behov, vil dybdefiltrering være mer egnet enn planfiltrering når oppgaven er å fjerne partikler mindre enn ca. 25μ .

Det vil fremgå av det foregående, at ved rensing av vann i sandfilter har man ennå ikke funnet frem til lover som gir en teknisk og økonomisk riktig dimensjonering av anlegget. Dette på tross av at man på forhånd kan fastslå forurensningenes art og kvalitet. Ved større anlegg kan man imidlertid oppnå tilnærmede dimensjoneringsdata ved å kjøre et forsøksfilter i halvteknisk målestokk over en ett-årsperiode. Man kan ved slike forsøk i første rekke fastslå den riktige kornstørrelse samt den derav følgende filterdybde.

4.22 Målemetoder.

For å skaffe seg mål for filtreringsprosessers effektivitet og

forløp har man idag to praktiske målemetoder. Filterets effektivitet kan mest eksakt måles ved vannets fysisk-kjemiske egenskaper før og etter filtreringen. Da hurtig-filteret i første rekke fjerner de suspenderte partikler i vannet, vil et mål for disse partiklernes konsentrasjon i rå- og renvann være den riktigste angivelse for effektiviteten. Vannets turbiditet er et mål for denne konsentrasjon. Filterprosessens forløp kan best bestemmes ved en analyse av trykkforholdene i filteret. Mengde og lokalisering av avsetningene i filteret vil bestemme trykkforandringene.

A. Turbiditet er bestemt ved et Elko II-Zeiss nephelometer. I dette instrument måles fotoelektrisk mengden av det lys som partiklene i en vannprøve reflekterer (Tydalls effekt) idet en lysstråle sendes inn mot vannprøven. Forholdet mellom innsendt og reflektert lys er for Elko II-Zeiss et mål for turbiditeten i absolutte turbiditetsenheter, men for våre undersøkelser er disse enheter overført i de mer internasjonalt kjente silica-enheter, som angir antall mg SiO_2 /l av en silica-suspensjon (Fullers jord) som gir en viss turbiditet.

B. Trykkforholdene måles i praksis i form av trykktap over filtermediet. Dette trykktap kan angis grafisk som funksjon av tid eller filtrert volum, og vil da fremstille en eksponenti-alkurve.

Ved måling av trykktapet i et sandfilter kan trykket måles i forskjellige dyp og man oppnår således et mål for hvor avlagringen finner sted inne i filtermassen.

Benytter vi oss av ovennevnte eksponentielle forhold mellom trykktap og volum, vil det for hvert filtreringsforsøk kunne beregnes en parameter som vil være et mål for den spesielle råvannskvalitet som behandles, samt filtermediets egenskaper. Denne parameteren benevnes filtrabilitetsindeks og gir mulighet for å sammenlikne forsøk med flere variable. Benevnes trykktapet over filtermediet med h og vannvolumet som er filtrert med v , kan forholdet mellom de to størrelser uttrykkes ved

$$\frac{dh}{dv} = n \cdot h$$

og $h = m \cdot e^{n \cdot v}$ hvor m og n er konstanter.

Omskriver vi formelen til $\ln h = nv + \ln m$ og fremstiller forholdet mellom h og v grafisk vil vi få en rett linje.

n er linjens helningsvinkel og følgelig konstant mens m er trykktapet over filtermediet når $v = 0$, d.v.s. trykktapet før man har fått avlagringer. Da n angir vannkvalitet og filtermediets karakter, brukes dette stigningstallet som filtrabilitetsindeks (I). Angir vi nullmotstanden m ved h_0 kan vi skrive den generelle formelen

$$I = \frac{1}{v} \cdot \ln \left(\frac{h}{h_0} \right)$$

Denne fremstillingsmåten er velegnet for en enkelt filtrering,

mens man ved dybdefiltrering meget sjelden kan passe trykktapvolumforholdet direkte inn i eksponentialformelen. Dette skyldes at man ved dybdefiltrering har en nedre del av filtermassen som er ubenyttet som filtreringsmedium. Det er derfor nødvendig å beregne trykktapet i denne delen av filteret og trekke den fundne verdien fra det observerte trykktapet for at eksponentialformelen skal kunne anvendes.

Vi kan imidlertid danne oss et bilde av et forsøk med dybdefiltrering ved grafisk å fremstille trykktapene på forskjellige dyp i filtermassen på horisontalskalaer lagt inn på de respektive dypene. Dette er gjort under bearbeidelse av våre observasjoner.

4.23 Forsøksapparat.

Både sandfilter og mikrosil ble beregnet for en vannføring på $1,2 \text{ m}^3/\text{time}$.

A. Sandfilter: Et vertikalsnitt gjennom forsøksfilteret er vist i bilag 4.

For dimensjoneringen av filteret ble en anløpshastighet på 5 m/h brukt som grunnlag. Filteret hadde en indre diameter på $0,55 \text{ m}$. Forsøk ble utført med to typer filtersand, en finkornet og en grovkornet. Ved bruk av finkornet filtermasse ble sandhøyden holdt på $0,79 \text{ m}$ mens den for bruk av grovkornet ble øket til $1,04 \text{ m}$.

For å kunne ta ut vannprøver i filteret ble det anbrakt dyser på forskjellige dyp i filtermassen. Dysene ble dessuten brukt for å avlese trykkvariasjonene gjennom filteret. For dette formålet ble trykket overført til et manometer hvor trykkkurven på hvert tidspunkt kunne avleses direkte.

Vannføringen gjennom filteret ble holdt konstant ved hjelp av flottørstyrt avløp. Vaskingen av filteret ble utført ved hjelp av 1 m^3 oppsamlet renavann. Skyllevannshastigheten var 8 ganger filtreringshastigheten, altså 40 m/time . Det nødvendige trykket på skyllevannet ble besørget av en egen pumpe.

B. Mikrosiler: Skisse av anordning til mikrosilforsøk er vist i bilag 5.

Anordning av en roterende sil etter de prinsipper som brukes i teknisk målestokk, bød på spesielle vanskeligheter bl. a. p.g.a. at dimensjonene ble for små. Silduker ($0,4 \times 0,4 \text{ m}$) ble spent fast i en horisontal stilling i en beholder. Råvann ble ført inn i bunnen av beholderen og passerte gjennom silduken i en vertikal oppadstigende retning. Renvannet ble ført ut gjennom overløp på toppen av beholderen.

Trykktapet over silduken kunne registreres ved hjelp av to røruttak på oversiden og undersiden av silduken. For å unngå for stor mekanisk påkjenning på silduken ble denne festet mellom støtteduker av messing.

For å få vasket sildukene tilfredsstillende etter hvert eksperiment måtte man spenne dem fra silerammene. Vaskingen ble så

utført ved å kryste duken gjentatte ganger i destillert vann. Etter tørkingen ble så dukene igjen fastspent og montert på silrammene.

4.24 Utførelse av forsøk.

Sandfiltrering: For sandfiltreringsforsøkene ble det brukt to typer filtersand.

Sikteanalyse av de to sandtypene er vist i bilag 6.

Den finkornete sanden ble prøvet først, og sandhøyden i filteret var 0,79 m. Imidlertid viste det seg at finfraksjonen av sander ble utvasket med vannet slik at turbiditeten tiltok. Særlig var det vanskelig å tappe vannprøve fra sandfilterets dyser uten at prøvene inneholdt så meget finkornig sand at turbiditeten ble mangedoblet i forhold til råvannets turbiditet. I et laboratorieforsøk kunne vi påvise finfordelt sand som turbiditet etterat sanden hadde vært utsatt for timevis og kontinuerlig spyling med springvann. Sanden inneholdt betydelige mengder skjøre og sprø mineraler som biotitt og muskovitt, og det er mulig at disse mineralene gikk istykker under spylingen ved gnidning mot hardere sandkorn. På denne måten ble det simpelt hen produsert turbiditet under vaskingen. Det er klart at en slik sandtype overhodet ikke kan benyttes for filterforsøk kombinert med følsomme turbiditetsmålinger som måler turbiditeter av størrelsesorden under det som kan sees med det blotte øye. Sanden ble allikevel brukt til flere forsøk hvor trykktapskurven utgjør det eneste observasjonsmaterialet.

Resultatet av et av disse forsøkene er vist i bilag 7.

Den finkornete sanden ble så skiftet ut med sand av en grovere sandtype. Sandhøyden ble samtidig øket til 1,04 m.

Den grovere sandtype ga etter kort tids utspyling med springvann i laboratoriet et vaskevann som ikke inneholdt mer turbiditet enn springvannet. Likevel viste det seg svært vanskelig å få utvasket all turbiditet av sanden i forsøksfilteret, men etter gjentagne utspylinger med sandfiltrert vann var det mulig å påvise at vannet i sandfilteret (uttappet gjennom dysene) virkelig hadde samme mengde turbiditet som det vann vi vasket med. Det måtte da tas spesielle hensyn for å unngå støvdannelse og begroing i vaskevannskarene.

Samme mengde turbiditet i dysevann og vaskevann for to på hverandre følgende utvaskninger har vi satt som krav for at et sandfilterforsøk med grovsanden i det hele tatt skulle kunne startes opp. Kontrollen på dette ble foretatt ved å måle turbiditeten av dysevannet under siste halvpart av en vaskeprosess (tils. 6 min varighet).

Med denne sanden ble det kjørt to fullstendige forsøk med kontinuerlig måling av turbiditet og trykktap. Resultatet av disse forsøkene er vist i bilag 8.

Sammenlikning av trykktapsmålingene i de tre forsøkene er vist i bilag 9.

Filtrering med mikrosil: Forsøkene med mikrosil ble utført med to duktyper. Begge typer var vevede nylonduker med respektiv maskeåpning $17 \times 40 \mu$ og $28 \times 28 \mu$. Disse typene var tenkt prøvet parallelt med en vevet stålduk, men denne duken var det på det daværende tidspunkt ikke mulig å skaffe.

Det ble satt opp et forsøksprogram med 18 forsøk hvor hver av sildukene ble prøvet for vann tatt på tre forskjellige inntaksdyp og for tre forskjellige anløpshastigheter.

Under disse forsøkene ble det kontinuerlig tatt målinger av turbiditeten i rå- og renvann samt trykktapet over silduken notert med 3 minutters intervaller.

De forskjellige dyp og anløpshastigheter samt det bearbejdede resultatet av turbiditet- og trykktapsmålinger er angitt i bilag 10 og 11.

4.25 Diskusjon av filtreringsresultater.

Sandfilterforsøket med finkornet sand viser et nulltrykktap på 34 cm, mens det i forsøkene med grovere sand beløper seg til 19 cm. Samtidig ser vi av bilag 7 og 8 at gradienten på kurven for nullmotstand er meget nær lineær for den grove sanden, mens den er krummet til et dyp av ca. 40 cm for den finkornete sanden. Dette resultatet er i overensstemmelse med sikteanalysen som vist i bilag 6.

For begge sandtypene viser trykk-kurvene en typisk avsetning av partikler på filteroverflaten. Denne avlagringen viser seg å ha trengt lenger ned i filtermediet for finkornet enn for grov sand. Dette beviser at en større mengde fine partikler har passert gjennom filteret ved bruk av grov sand.

Forskjell i helningsvinkel på kurvene etter 0 og t timers filtrering viser at en liten del av forurensningene i råvannet er blitt avsatt inne i filteret.

Ved å anta at trykktapene som avleses etter et visst antall timers filtrering er et mål for mengde avlagrede partikler, ser vi at den finkornete sanden i løpet av 30 timer har fjernet omlag den samme mengde forurensninger som den grove sanden i løpet av 130 timer.

Siden begge sandtypene viser en fremherskende overflatefiltrering, vil kornstørrelsen på filteroverflaten være avgjørende for hvilke partikler som holdes tilbake. Det synes imidlertid som om man ved bruk av den finkornete sanden har en avlagring ned til en dybde av 20 - 30 cm hvilket skyldes den store mengde finkorn som vises på sikteanalysen. Ved forsøkene med grov sand var den midlere turbiditet i råvannet 11 % høyere enn ved bruk av fin sand.

Den midlere reduksjonen i turbiditet ligger på ca. 11 %. Dette er et lavt tall og ville utvilsomt ha ligget høyere ved bruk av mer finkornet sand.

Som vi ser av de utførte sandfilterforsøkene, er belastningen på filteret såvidt liten at man må kunne regne med en relativt lang driftsperiode mellom hver skylling. Det er imidlertid ugjørlig ut fra våre kortvarige sandfilterforsøk å forutsi hvilke skyllevannsmengder man må regne med i et eventuelt sandfilteranlegg.

Forsøkene viser imidlertid at man ved bruk av finkornet sand vil oppnå mer enn 11% rensing med hensyn til turbiditet hvilket er middeltallet for våre forsøk med sand av effektiv kornstørrelse 0,72 mm.

Ved å gå for langt ned i kornstørrelse vil man imidlertid få den typiske overflatefiltrering, og som følge av det en kort driftsperiode mellom hver skylling.

Sammendraget av alle mikrosilforsøkene er vist i bilag 10 og 11. Ifølge de utregnede verdiene for reduksjon av turbiditet ser vi at disse varierer sterkt fra et forsøk til et annet. I bilag 12 er effektiviteten av sildukene sammenliknet for de forskjellige observasjonsdagene, og vi ser at der er en tydelig overensstemmelse mellom de to duktypene. På grunn av denne parallelliteten og det store antall analyser som ligger bak hvert punkt på kurvene, må vi kunne være temmelig sikre på disse variasjonene. Kurvene viser at de beste resultatene ble oppnådd den 17/9-58. Den dårligere effektiviteten de følgende dagene var antagelig forårsaket av en kvalitetsforandring av råvannet.

Variasjonene i råvannsturbiditeten som er angitt i samme bilag, viser imidlertid en stigning på de dagene da sildukene var minst effektive. Dette fenomenet kan hverken skyldes en forandring av de biologiske forholdene i vannet eller variasjoner i nedbør, men må tilskrives nedtappingen av Aurevann som var foretatt på denne tiden. Turbiditeten i råvannet er under disse forholdene større enn under normale forhold, og med den sterkt reduserte middeldybde i Aurevann vil turbiditeten kunne variere sterkt ved forskjellige vindstyrker og vindretninger ved at partikler bringes opp fra bunnen. Ifølge opplysninger fra Meteorologisk Institutt har vi før den 17/9 hatt en periode med stabilt, rolig vær, med en vindretning loddrett på Aurevanns lengderetning, mens man etter den perioden har hatt en dreining av vindretningen inn i vannets lengderetning.

En del av de partiklene som på denne måten er brakt opp fra bunnen er av kolloidal størrelsesorden og vil derfor passere sildukene samtidig som de registreres som turbiditet.

I bilag 13 ser vi hvorledes filtrabilitetsindeksen forandrer seg på de samme tidspunktene. Det synes som om avlagringen på sildukene er sterkest når råvannsturbiditet er størst og sildukens renseeffekt er minst. Dette må igjen henge sammen med de små partikkelstørrelsene som vil avlagres på duken en kort stund, men etterhvert presses igjennom som følge av det stigende overtrykket.

Tallene for trykktap over silduken ved gjennomslag varierer sterkt,

men viser en stigende tendens idet mengden med finkornete partikler i råvannet tiltar.

I bilag 14 er mikrosildukens effekt ved forskjellige inntaksdyp og vannføringer fremstilt grafisk. Det er vanskelig ut fra disse kurvene å finne en korrelasjon mellom de ulike faktorene, men det synes som om renseeffekten har vært best ved en inntaksdypde på 2 m. Dette kan igjen henge sammen med at 2 m-målingene ble gjennomført først og at vi derved unngikk en eventuell senere økning i finfordelte partikler i råvannet som omtalt ovenfor.

Noen markant forskjell i renseeffekt ved de forskjellige vannføringer er det vanskelig å spore.

Som resultat av forsøkene med mikrosiler synes det som om sildukens midlere renseeffekt med hensyn på turbiditet er mindre enn den samme for sandfiltrering med grov sand. (6,9 % og 5,2 % reduksjon for henholdsvis $17 \times 40 \mu$ og $28 \times 28 \mu$). Renseeffekten må antas å stige noe ved drift under normale vannstandsforhold i Aurevann, og vil kunne være betydelig under perioder med utpreget vekst av større organismer. Sildukene viser gjennomslag for meget små overtrykk, men da dette er avhengig av partikkelstørrelsen, vil man under normal drift kunne tillate større overtrykk.

En av grunnene til de små gjennomslagstrykkene vil muligens være nylondukens elastisitet. Ved bruk av stålduker vil disse på grunn av sin større stivhet kunne motstå langt større trykk før man får gjennomslag.

4.3 Koagulering og flokkulering.

4.31 Generelt.

Koagulering og flokkulering brukes ofte som betegnelser på vannrensingsprosesser som foregår ved at kolloide eller finsuspenserte partikler og forurensninger utfelles med kjemiske midler (kjemisk rensing, kjemisk felling, fullrensing). Betegnelsene er imidlertid hverken entydig definert eller brukt i litteraturen. Vanligvis foregår koagulering- flokkuleringsprosessen i to trinn. I første trinn (koaguleringen) skjer to ting: Kjemikaliene (koagulantene) blandes i vannet under sterk omrøring eller en form for hurtig blanding, samtidig som det dannes små utfelte fnokker som holder seg svevende i vannet. For å oppnå partikler som er større, storkere, tyngre og sedimenterbare må fnokkene bringes til å agglomerere. Dette skjer i prosessens annet trinn (flokkuleringen) idet omrøringen eller bevegelsene i vannet da gjøres langsom. På tross av at man i virkeligheten har med to prosesser å gjøre, vil det, når det er nødvendig i det følgende, for korthets skyld bare bli brukt koagulering som betegnelse for begge prosesser.

Det fins mange forskjellige typer kommersielt koagulerings- og flokkuleringsutstyr på markedet. Oppholdstider og hydrauliske forhold i slikt utstyr varierer innen visse grenser i forhold til vannkvaliteter o.l. Stort sett kan man imidlertid regne

med at koaguleringen bør foregå fra 1 - 5 min med omrørings-
hastigheter opptil 1,5 m/s. Flokkuleringstiden kan variere sterkt
med forholdene, men vanligvis er den av 20 - 30 min varighet.
Så lave flokkuleringstider som 10 min og så høye som 1 - 3 1/2
time har imidlertid også vært benyttet. Flokkuleringen foregår
 gjerne med hastigheter i området 0,3 - 1.0 m/s (i ekstreme til-
feller kan hastigheten være opptil 1,5 m/s).

For våre koaguleringsforsøk har vi definert den prosentvise
fargereduksjon slik:

$$\% \text{-fargereduksjon} = \left(\frac{a-b}{a} \right) \cdot 100$$

Her er a råvannets farge i mg Pt/1 Hazens skala, mens b er den
koagulerte vannprøvens farge etter koagulering og filtrering
gjennom filterpapir (blåttbåndfilter). En helt tilsvarende
reduksjon er brukt for prosentvis reduksjon av permanganat-tallet.

Koaguleringsforsøkene tok sikte på å få klarlagt følgende forhold
ved koaguleringsprosessen:

- Pkt. 1. Hvilke koagulanter som skal doseres under forskjellige
temperaturforhold og i hvilken mengde.
- " 2. I hvilken rekkefølge bør koagulantene doseres.
- " 3. Reduksjonen av fargetallet ved koaguleringen.
- " 4. Reduksjonen i permanganat-tallet ved koaguleringen.
- " 5. Fnokkenes dannelsesetid (tiden for de første synbare fnokke
- " 6. Fnokkenes størrelse, sedimenterbarhet og styrke.

For pkt. 1, 3 og 4 vil koaguleringsforsøkene gi sikre målbare
verdier. Inngående undersøkelser av punktene 2, 5 og 6, som ofte
på en komplisert måte griper inn i hverandre, krever spesielt
utstyr og er ofte lite anvendbare for praktiske formål. Visuell
bedømmelse av fnokkenes dannelsesetid, størrelse, sedimenterbarhet,
styrke m.v. er ofte usikker og kan bare gi en pekepinn om
forholdene.

4.32 Koagulering i laboratorieapparat (koagulator).

Koagulatoren var utformet slik at det samtidig kunne utføres
3 forsøk med 1 l vann i begerglass. Vanligvis regner man at
koaguleringsforsøk bør utføres på volum av minst 1 l størrelse
for å få reproducerbare verdier. Koagulatoren er et hjelpe-
instrument, som bare kan benyttes for å fastslå tilnærmedesvis
hvilke forhold koaguleringen bør foregå under i prøveanlegget.
På samme måte som prøveanlegget gir derfor koagulatoren bare
relativverdier.

En standard fremgangsmåte for kjøring av forsøkene i koagulatoren
ble utarbeidet på grunnlag av en rekke eksperimenter og erfaringer.
Omrøringshastigheter med respektive tider er oppført i følgende
skjema.

	Hastigheter		Tid
	omdr./min	m/s	i minutter
Koagulering	200	0,6	3 - 4
Flokkulering	20	0,06	60

I alt ble det i laboratorieapparatet utført litt over 50 forsøk. Hvert forsøk besto av 8 koaguleringsprøver slik at det ialt ble utført forskjellige bestemmelser på over 400 koagulerede vannprøver.

Av forsøkene som ble utført med laboratorie-flokkulatoren med hensyn til fargereduksjonen, reduksjonene i KMnO_4 -tall, fnokkenes størrelse og dannelsesetid kan sammenfattes følgende punkter, når alum og kalk er koagulanter:

Punkt 1.

a) Det må doseres både alum og kalk. Alumdosering alene vil gi omtrent samme reduksjon som alum-kalk dosering, men tilsetning av kalk øker fnokkstørrelsen samtidig som fnokkene dannes tidligere enn ved alumdosering. Det er rimelig å anta at kalktilsetningens gunstige innvirkning, foruten den rene pH-regulerende virkning, også skyldes kim-dannelse av utfelte $\text{Al}(\text{OH})_3$ -partikler.

b) Alumdoseringen bør om vinteren være minst 25 mg/l. Om sommeren ser det ut til at 20 mg/l vil være tilstrekkelig. Koaguleringsvanskene øker når vannets temperatur synker. Kalk-doseringen bør være av størrelsesorden 2-3 mg $\text{CaO}/1$ slik at pH under selve prosessen er 5,2 - 5,4. Denne pH-verdi ser ut til å være den riktige for største fnokktype kombinert med maksimal reduksjon i farge og permanganat-tall.

I bilag 15 ser vi hvordan fargen på vannet reduseres når det tilsettes stigende mengder koagulanter. "Vintervannet" er koagulert med blandede koagulanter. "Sommervannet" er koagulert ved at 3 mg $\text{CaO}/1$ er tilsatt først, deretter er det dosert stigende mengde alum. I begge forsøkene er fargen målt etter at fnokkene er frafiltrert med blåttbåndfilter. Vi ser av kurvene at pH-området for maksimal fargereduksjon i begge forsøk er pH 5,2 - 5,4. Ved pH 6,0 (10 mg alum/l) for "sommervannet" er fargen større enn råvannsfargen fordi fnokkene var så små at de gikk igjennom filterpapiret.

Punkt 2.

Det var vanskelig å fastslå hvilken rekkefølge av koagulantene som ga best resultat. I alle tilfeller ser det ut til at doseringsrekkefølgen av koagulantene alum og kalkbare har betydning for fnokkstørrelsen. Resultatene tyder på at dosering av koagulantene hver for seg er å foretrekke fremfor dosering av blandede koagulanter.

Punkt 3.

Reduksjon av fargetallet i en papirfiltrert prøve var 85 - 90 % når råvannsfargen lå i området 35 - 45 Pt/l. Antagelig vil man i et teknisk anlegg kunne vente at fargereduksjonen ligger ennå høyere.

Punkt 4.

Reduksjonen i permanganat-tallet for et vellykket koaguleringsforsøk var ca 40 - 45 % når råvannets permanganat-tall var 5 - 10 mg $\text{O}/1$. Dette betyr at det etter koaguleringen blir igjen en viss rest av oksyderbare, lite synlige, organiske substanser som ikke lar seg fjerne ved koagulering.

Punkt 5.

Dannelsestiden for fnokkene lå i området 15 - 25 min, men det var nødvendig med 60 min koagulering for å oppnå maksimal fnokk størrelse.

I tillegg til laboratorieforsøkene med alum og kalk ble det også utført en del forsøk med alum og alum-aktivert silica (hjelpeskoagulanter) av typene Aurosil 31 og Aurosil 50. Etter aktiveringen ble det benyttet en modningstid på to timer, men produsenten av Aurosil hevder at modningstiden kan sløyfes helt. Konklusjonen av koaguleringsforsøkene med aktivert silica kan summeres slik:

1. Alum doseres først.
2. 15 - 20 mg alum og 2 - 3 mg silica/l ga for "sommervann" samme fargereduksjon (85 - 90 % fargereduksjon) som 15 - 20 mg alum og 3 - 5 mg CaO/l, og koaguleringen foregikk i surere miljø. Fnokkene var imidlertid betydelig større og virket solidere ved bruk av Aurosil enn ved alum-kalk alene.
3. Aurosil 31 og Aurosil 50 synes å virke på samme måte.
4. pH-området for gunstigste koagulering og flokkulering ble utvidet ved bruk av Aurosil, og fnokkene ble dannet tidligere enn ved alum-kalk alene.

Resultatene fra laboratorieforsøkene med alum-kalk og alum-aktivert silica ga et godt utgangspunkt for kjøring av koaguleringsforsøkene i forsøksanlegget. Laboratorieforsøkene gjorde det også klart at koaguleringen av vann fra Aurevann i hovedsaken er et problem med hensyn til å oppnå gunstigste fnokktype (fnokkenes størrelse, deres dannelsestid, sedimenterbarhet og styrke).

4.33 Koaguleringsforsøkene i forsøksanlegget.

Koaguleringskaret (blanderen) var en 100 l tønne med indre diameter 40 cm. Sentralt og vertikalt i tønningen sto et trebladert rørverk. Hvert blad var 6 cm bredt og 30 cm langt. Rørverket roterte med en fast omdreiningshastighet på 103 omdr/min, som gir en periferihastighet på 1,52 m/s. Vanligvis regnes at periferihastigheter opptil 1,50 m/s er tilstrekkelig for koaguleringsprosessen. Oppholdstiden i koaguleringskaret var normalt 5 minutter (vannføring 20 l/min).

Flokkuleringskaret var en 600 l tønne med indre diameter 80 cm. Også her var rørverket sentralt og vertikalt stillet, og utstyrt med tre blad. Hvert blad var 10 cm bredt og 60 cm langt. Hastigheten på rørverket kunne varieres. Normalt var oppholdstiden i dette karet beregnet til 30 minutter (vannføring 20 l/min).

Koaguleringsforsøkene i forsøksanlegget ble utført i måneden mars ("vintervann") og juni ("sommervann"). For vintervannets vedkommende ble både fargetallet og permanganat-tallet bestemt før og etter koaguleringen. Prøvene ble i disse tilfeller først filtrert gjennom filterpapir. Da hovedproblemet ved koaguleringen etter laboratorieforsøkene ikke var fargereduksjonen, men fnokktypen, ble det for sommervannets vedkommende bare gjort visuelle undersøkelser av fnokkene ved de forskjellige forsøkene. Koaguleringsforsøk med alum-silica ble ikke utført i forsøksanlegget.

Vi skal i det følgende som tidligere bare foreta en punktvis oppsummering av resultatene fra driften av koaguleringsforsøkene (tilsammen 37 forsøk) i forsøksanlegget. I de tilfeller der resultatene fra forsøksanlegget er helt i overensstemmelse med resultatene fra laboratorieforsøkene henvises direkte til disse.

- Punkt 1 a og b. Som for laboratorieforsøkene s. 30. 1)
- " 2. Fnokkene synes å være størst når kalktilsetningen foregikk etter alumdoseringen.
 - " 3. Som for laboratorieforsøkene s. 30.
 - " 5. Dannelses tiden for fnokkene lå høyere (ca. 20 - 30 min) enn for laboratorieforsøkene.
 - " 6. Hastigheter på 0.30 m/s. (lavere hastigheter kunne ikke prøves) ga større fnokktyper enn høyere hastigheter, men reduksjonen av farge og permanganat-tall synes innen visse grenser å være den samme for forskjellige hastigheter. F.eks. ga koaguleringsforsøk med hastigheter på 0.32 m/s og 0.62 m/s praktisk tatt samme reduksjon i farge og permanganat-tall (henholdsvis ca. 80 % og ca. 45 %). Hastigheter på 0,32 m/s ga imidlertid tydelig større fnokktype enn hastigheter på 0.62 m/s. På samme måte var reduksjonen av farge og permanganat-tall innenvide grenser lite avhengig av oppholdstiden i flokkuleringskaret. Vannføringer på 10 l/min med nominell oppholdstid på 60 minutter i flokkuleringskaret ga imidlertid betydelig større fnokker enn vannføringer på 20 l/min med bare 30 minutters oppholdstid.

I sedimenteringstanken foregikk en tydelig agglomering av fnokkene. Farge- og permanganat-tallet på vannet etter sedimenteringstanken var for alum-kalk forsøk med 30 min. oppholdstid av samme verdi som fargen og permanganat-tallet på papirfiltrerte vannprøver tatt i selve flokkuleringskaret. Vi har med andre ord en meget god fnokktype som sedimenterer fullstendig i sedimenteringstanken, og finfordelte fnokker passerer overholdet ikke tanken. Dette betyr igjen at sandfilteret kan være lenge i drift innen trykktapet blir så stort at spyling er nødvendig.

Idet store og hele bekrefter altså resultatene fra driften av forsøksanlegget de resultater som ble oppnådd ved laboratorieforsøkene, men det var lettere å oppnå store fnokker i laboratorieskala enn i forsøksanlegget. Resultatene fra forsøksanlegget viste igjen at koagulering av vann fra Aurevann i hovedsaken er et problem for å oppnå dannelse av en god fnokktype. I et eventuelt teknisk anlegg kan man derfor antagelig under alle omstendigheter regne med å få vann av høy kvalitet med hensyn til farge- og permanganat-tall. En gunstig fnokktype er imidlertid også nødvendig for en økonomisk koaguleringsprosess, særlig med hensyn på drift av anleggets sandfiltre.

1) P.gr.a. at koaguleringen foregår i surt miljø (pH 5,2 - 5,4) må det i et eventuelt teknisk anlegg tilsettes kalk etter koaguleringen for å heve vannets pH.

4.4 Bleking.

4.41 Generelt og forsøks-teknikk.

For å bleke den gulbrune fargen som forårsakes av humusstoffene i vannet ble det utført forsøk med klor, klordioksyd og ozon. I humussyremolekylene er visse bindingstyper ansvarlige for fargen. Når blekemidler reagerer og forandrer disse bindingstypene, såkalte kromofore eller fargebærende bindingstyper, vil fargen avta. Selve humusmolekylet vil imidlertid ikke nedbrytes i nevneverdig grad, slik at permanganat-tallet blir omtrent det samme før og etter blekingen. Visse typer kromofore bindinger kan tenkes å være uangripelige for de vanlige tekniske blekemidler. I slike tilfeller gjenstår en viss restfarge etter at blekeprosessen er fullført.

Blekingen er uttrykt i prosent på samme måte som farge-reduksjonen under kapitlet om koagulering. Vi får altså denne definisjon på bleking:

$$\% \text{-bleking} = \left(\frac{a-b}{a} \right) 100$$

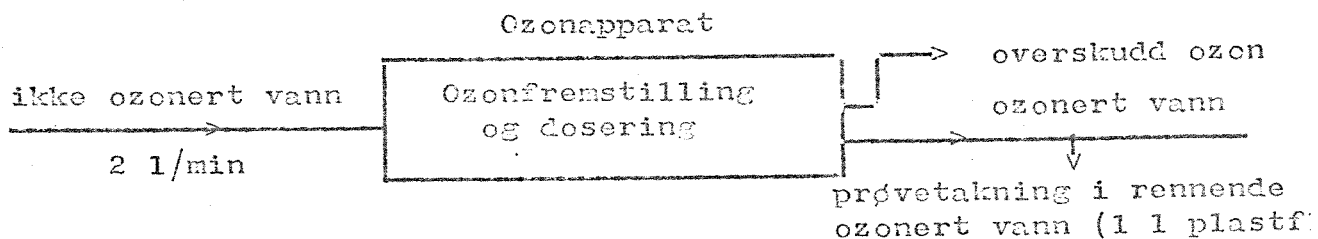
hvor a = fargen før blekingen og b = fargen etter blekingen.

Svakklorering av vann kan føre til at det oppstår smak-stoffer i vannet. Sterk-klorering fører sjelden til dannelse av smakstoffer, og smakprøver av klorert vann har ikke vært utført i forbindelse med blekingsforsøkene med klor og klordioksyd.

Forsøkene med de tre blekemidler ble bare utført i laboratorie-skala. Blekeforsøkene med klor og klordioksyd ble utført på én-liters vannprøver i mørkfargete glassflasker, som fikk stå ubelyst og under konstant temperatur i kontakttiden. I vannprøvene ble temperaturen målt i løpet av kontakttiden, og det ble dessuten uttatt små mengder prøve for bestemmelse av farge, pH og restklor. Volumet av prøvene avtok derfor i løpet av hver forsøksperiode slik at sluttvolumet var ca. 900 ml. Det ble antatt at denne volumendring ikke hadde noen avgjørende innflytelse på resultatene.

Samtlige ozonforsøk er utført med det sveitsiske ozon-apparatet ("Ozontestgerät") fra Firma Kerag. I dette apparatet er oppholdstiden for det ozonerte vann meget kort; av størrelsesorden 1/2 til 2 min. Lengere kontakttid enn 1/2 til 2 min kan ikke benyttes for forsøk med Kerag-apparatet uten spesielle installasjoner. Vannføringen gjennom apparatet var i alle forsøk 2 l/min.

Selve forsøks-teknikken ved ozondoseringen med Kerag-testapparatet kan best illustreres ved følgende skisse:



Og ozoneringen av vannet foregikk derfor bare i det øyeblikk prøven av det ozonerte vann skulle tas. Ozonapparatet var ikke konstruert for kontinuerlig drift. For å få utført 4 - 5 forskjellige doseringer på et forsøksvann trengte man 50 - 60 l, og alle doseringene kunne da utføres i løpet av 20 - 30 min.

Ozon spaltes meget raskt i vann som inneholder organiske stoffer eller suspenderte partikler. Vanligvis må man derfor regne med at allerede etter 10-15 min er ozonet utreagert i vannet.

Bestemmelse av den doserte ozonmengde var relativt komplisert og beheftet med flere feilkilder. Fra fabrikken er det for selve ozonapparatet oppgitt hvor meget ozon som produseres pr. time under oppgitt spenning og strømstyrke. Denne produserte ozonmengde ble kontrollert ved gass-analyse av luftmengden som passerte gjennom ozon-apparatet. Likeså måtte det foretas gass-analyse av ozonoverskuddet. Differansen mellom den produserte ozonmengde og ozonoverskuddet var da den doserte ozonmengde, direkte opptatt i vannet. Gjentagne gass-analyser viste at absorpsjonsprosenten for ozon i vann fra Aurevann lå i området 55 - 65 %, slik at man for praktiske formål kan regne med 60 % absorpsjon av ozon i vannet.

Blekeforsøkene med ozon ble utført ved at ozonerte vannprøver fikk henstand i en liters plastflasker. På forhånd var det utprøvet at henstand i plastflaske ga samme blekevirkning som henstand på mørke glassflasker. Forskjellige bestemmelser ble så utført på det ozonerte vannet på samme måte som for klor og klordioksyd.

4.42 Bleking med klor og klordioksyd.

Samtlige blekingsforsøk ble, unntatt noen få innledende forsøk, utført i oktober 1950.

For forsøkene med klor og klordioksyd ble det ansett som ønskelig å få klarlagt følgende punkter:

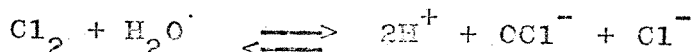
- Punkt 1. Blekevirkningens avhengighet av vannets temperatur.
- " 2. Blekevirkningens avhengighet av den pH-verdi som blekevirkningsprosessen foregår under.
3. Bestemmelse av nødvendig kontakttid for forskjellige klor-doseringer.
4. Blekevirkningen på sandfiltrert og mikrosilt vann fra forskjellige dyp ved inntakspunktet for forsøksanlegget.
5. Rest-klormengden ved forskjellige henstandstider (kontakttider).
6. Hvorvidt klor hadde bedre blekevirkning enn klordioksyd.

Punkt 1 og 2.

I bilag 16 er vist blekevirkningens avhengighet av temperaturen for forskjellige kontakttider ved dosering av klor som natriumhypoklorit og som klorvann (klorgass). Natriumhypokloritdosering medfører at klor virker i alkalisk miljø ifølge reaksjonen:



På den annen side vil klorvannsdoseringen forårsake at blekingen foregår i surt miljø i følge denne reaksjonen:



Hovedinntrykket i kurvene i bilag 16 for både den sure og alkaliske blekeprosess er at blekingen er bedre ved høye enn ved lave temperaturer, selv om temperatureffekten må sies å være liten. Man kan derfor regne med at "sommervann" blekes litt bedre enn "vintervann". Videre fremgår det av kurvene at for lave temperaturer (mindre enn 5 °C) vil det, iallfall for korte oppholdstider, opptre uregelmessigheter som muligens kan skyldes eksperimentelle vanskeligheter i dette temperaturområdet. For lengere oppholdstider og høye temperaturer (større enn 7 timer i alkalisk miljø, større enn 4 timer i surt miljø) synes det som om blekingen tiltar med tilnærmet samme hastighet i både surt og alkalisk miljø.

I surt miljø ligger %bleking litt høyere enn i basisk miljø for alle temperaturer og oppholdstider. I et eventuelt teknisk anlegg vil trolig doseringen foregå ved Cl₂-gass, og man drar da uten videre fordel av denne effekt.

Punkt 3.

I bilag 17 er vist resultatet av et forsøk som ble utført med klor-gassdoseringer (surt miljø) på råvann med utgangsfarge 51 mg Pt/1. Ialt ble det brukt 7 klordoseringer (2,0, 4,0, 6,0, 8,0, 10,0, 12,0, og 15,0 mg Cl₂/1), men for oversiktens skyld er bare doseringene 2,0, 6,0, 10,0 og 15,0 mg Cl₂/1 inntegnet på figuren. Det er tydelig at blekevirkningen er tidsavhengig og at blekingen først stabiliserer seg etter 10 - 20 timer. Kontakttiden bør være 4 eller helst 7 timer før blekeeffekten nærmer seg tilstrekkelig til stabiliseringsverdien. Ved doseringer på 10 - 15 mg Cl₂/1 oppnås etter denne tid 60 - 70 % bleking.

Punkt 4.

Det ble ialt utført 6 forsøk med alkalisk klordosering (natriumhypoklorit) på sandfiltrert og mikrosilt vann (mikrosiler 17 x 40 μ og 28 x 28 μ) etter følgende forsøkskjema:

Filtreringsmetode Bybde	Sandfiltrering	Mikrosiling	
		17x40μ	28x28μ
2 m	Nr. 1 A	Nr. 2A	Nr. 3A
6 m	Nr. 4 A	Nr. 5A	Nr. 6A

På hver av de 6 forsøkene ble det foretatt 7 doseringstrinn av klor i området ca. 2 - 42 mg Cl₂ /1. Blekeeffekten ble målt 5 ganger i løpet av 24 timers kontakttid (etter 10 min, 1 time, 3 timer, 7 timer, 10 timer og 24 timer). For alle 6 forsøk lå strøksvannets farge i området 49 - 51 mg Pt/1 og som et middel har vi derfor satt råvannets farge til 50 mg Pt/1.

Resultatene for de 6 forsøkene er fremstilt i bilag 18. Her har vi inntegnet prosent bleking for forskjellige klordoseringer ved kontakttid 4 og 7 timer. (for forsøk 1a er kontakttid 5 - 8 timer). Kurvene forløper litt uregelmessig, og det er mulig dette skyldes de eksperimentelle feil som man må regne med for forsøk av denne type. Hovedtendensen i kurvene viser imidlertid at blekingen nærmer seg området omkring 60 % når kontakttiden f.eks. er 4 timer og klordoseringen ligger i området 10,0 - 20,0 mg Cl₂/l. Dette er nærmere belyst i tabell 7 som er fremkommet ved å avlese prosent bleking for 5 klordoseringer på kurven for 4 timers kontakttid. Vi ser av tabellen at den største avvikelse fra middeltallet for alle 6 forsøk ligger i området 3 % - 6 %. Man kan derfor sannsynligvis regne med at blekeprosenten for samme klordosering og kontakttid vil være den samme for mikrosilt og sandfiltrert vann fra forskjellige dyp i Aurevann.

Punkt 5.

Restklormengden etter økende kontakttid er innført med små tall på kurvene i bilag 17. (punkt 3). I bilag 19 er vist antall prosent klor som må fjernes ved de-klorering for stigende klordoser. Det er da tatt hensyn til at 0,5 mg Cl₂/l av den opprinnelig doserte klormengde skal være tilbake i vannet for videre desinfisering. Begge kurvene har utpregete knekkpunkter som tilsvarer vannets "break-point" under disse betingelser (10,0 mg Cl₂/l). Men knekkpunktet for 7 timers kontakttid er mindre fremtredende enn det for 4 timers kontakttid. Det fremgår av begge kurvene at klordosering til "break-point" betyr at 40 - 45 % av den doserte klormengde må fjernes. På den annen side må henimot 55 - 65 % klor fjernes hvis det doseres klor utenom vannets "break-point". Økes f.eks. klordosen ut over "break-point" må altså en relativt større del av klorene fjernes. I teknisk skala kan overskytende klormengder mest økonomisk fjernes med svoveldioksyd etter følgende bruttoreaksjonsskjema:

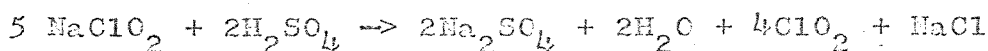


Herav beregnes at 1,0 mg Cl₂/l tilstedeværende i vannet som restklor krever 1,1 mg SO₂/l for fullstendig reduksjon av klor til klorid. Dosering av SO₂ for deklorering vil medføre dannelse av svovelsyre og saltsyre og det er derfor nødvendig med pH-justering før vannet sendes til forbrukeren.

Punkt 6.

I tillegg til forsøkene med klorbleking ble det utført forsøk med klordioksydbleking.

I teknisk skala fremstilles klordioksyd ved å la natriumhypoklorit reagere med klor. Men for våre laboratorieforsøk ble klordioksyd fremstilt av natriumklorit ved omsetting med svovelsyre etter dette reaksjonsskjemaet:



De innledende forsøk viste at man må vente at klordioksyd bleker

TABELL 7.

Blekeprosenten avløst direkte av kurvene i bilag 18.

Dosering mg Cl ₂ /l	Forsøksnr.	1A	2A	3A	4A	5A	6A	Middel	Største avvikelse fra middel.
6,0		52	45	44	55	50	47	49	6 %
8,0		54	48	48	49	54	52	51	3 %
10,0		56	49	51	59	56	56	55	6 %
15,0		58	52	55	62	57	57	57	5 %
20,0		60	53	57	64	-	-	59	6 %

humusstoffene i Aurevann i mindre grad enn rent klor. Av bilag 20 ser man at blekevirkningen nærmer seg 60 - 70 % for kontakttider av størrelsesorden 5 - 8 timer, men da er dosen av størrelsesorden 25 - 45 mg ClO_2 /l. Etersom ClO_2 er dyrere enn klor kan man derfor uten videre konkludere at klor er å foretrekke som eventuelt blekemiddel fremfor klordioksyd.

4.43 Bleking med ozon.

For forsøkene med ozon ble det ansett som ønskelig å få klarlagt følgende punkter:

- Punkt 1. Blekevirkningens avhengighet av henstandstiden.
- " 2. Blekevirkningens avhengighet av ozondoseringen.
- " 3. Blekevirkningens avhengighet av vannets temperatur.
- " 4. Blekevirkningens avhengighet av den pH-verdi som blekeprosessen foregår under.
- " 5. Blekevirkningen på sandfiltrert og mikrosilt vann.
- " 6. Blekevirkningen på vann fra forskjellige dyp ved inntaket for forsøksanlegget.
- " 7. Rest-ozonmengde i vannet etter ozoneringen.

Forsøkene med ozon ble utført i tidsrommet april/mai og oktober 1958. Ialt ble det utført ca. 35 ozonforsøk med 5 ozondoseringer for hvert forsøk. Summen av antall vannprøver for hele forsøksmønsteret blir når råvannsprøvene medregnes over 200 stk. I det følgende tas for oversikten's skyld bare med noen få karakteristiske eksempler fra forsøkene for å vise blekevirkningen som skissert i punkt 1 - 6..

Punkt 1.

I bilag 21 har vi inntegnet variasjonene av vannets farge (uttrykt i mg Pt/l direkte og i prosent bleking) ved økende henstandstid. Blekingen er øyeblikkelig og den holder seg praktisk talt konstant i de nærmeste 24 timer etter ozondoseringen. Målinger av fargen ved henstand etter ozonering har vært målt for mange forsøk, og i alle tilfeller har vi fått samme resultat. Det kan derfor ansees som sikkert at vannets farge ikke kommer tilbake når den først har vært bleket med ozon.

Punkt 2.

Av bilag 22 ser vi at økende ozondose gir stigende blekevirkning. Særlig for lavere ozondoser (2-3 mg O_3 /l) synes økningen av blekingen å stige raskt med ozondosen. Hvis man for vannet i Aurevann setter den gjennomsnittlige farge til 33 mg Pt/l, så vil f.eks. 2,6 mg O_3 /l resultere i en bleking på 60 % slik at det blekede vannets farge er 13 mg Pt/l.

Punkt 3.

På grunn av den relativt store vannmengde som skulle til for å utføre et ozonforsøk var det forbundet med for store eksperimentelle vanskeligheter å ozonere vann ved flere forskjellige temperaturer. Blekevirkningens avhengighet av vannets temperatur er derfor simpelthen undersøkt ved å ozonere "0°"-vann og "4°"-vann (avkjølt vann eller "0°"-vann ligger om vinteren på toppen, mens oppvarmet vann eller "4°"-vann ligger dyper).

Prinsipielt kan det innvendes at disse to temperaturer representerer to forskjellige vannkvaliteter. Med den kjemiskap vi har til kvaliteten av vannet fra forskjellige dyp i Aurevann kan man regne med at de to vanntypene for praktiske formål er omtrent av samme kvalitet m.h.t. humustype og -innhold. De ozonerte vannprøvene ble tatt fra 1 og 4 m dyp.

I nedenstående tabell har vi satt opp prosent bleking for 5 ozon-doseringer for begge vanntemperaturer. Vi ser av tabellen at prosent bleking for de to temperaturene stort sett er av samme størrelsesorden, selv om tallene for "4^o"-vann synes å ligge litt høyere enn tallene for "0^o"-vannet. Temperaturforskjellene mellom de to vannprøvene var under ozoneringsperioden ca. 3^oC, og man kan derfor regne med at temperaturs innflytelse på blekeprosessen, iallfall for lave temperaturer, er liten. De fleste kjemiske reaksjoner går imidlertid glattere og hurtigere ved høye enn ved lave temperaturer. Det er derfor vel mulig at varmt sommervann blekes lettere enn kaldt vintervann.

TABELL 8.

Blekevirkningen ved to forskjellige temperaturer.

Dosering mg O ₃ /l	Vanntype	"0 ^o "-vann 1)	"4 ^o "-vann 2)
ca. 1/2		35 %	52 %
" 1		59 %	59 %
" 2		67 %	74 %
" 3		71 %	75 %
" 3 1/2		75 %	77 %

1) råvannsfarge 39 mg Pt/l

2) råvannsfarge 34 mg Pt/l

Punkt 4

Blekevirkningens avhengighet av vannets pH har vi undersøkt for 3 pH-trinn, nemlig pH 6,2, 7,3 og 9,3. De to siste pH-verdier på vannet har vi fått ved å tilsette kalsiumhydroksyd. Resultatene for prosent bleking er fremstilt i tabellen nedenfor:

TABELL 9.

Blekevirkningens avhengighet av pH.

pH				
		6,2	7,3	9,3
Doserings mg O ₃ /l				
ca.	1/2	54	15	2
"	1	62	33	20
"	2	68	44	20
"	3	70	46	29
"	3 1/2	73	46	36

Allerede en pH-økning fra 6,2 til 7,3 medfører en betydelig senkning av blekeeffekten for samme ozondoseing. Sannsynligvis er dette resultat forbundet med at ozon er mer ustabil i basisk enn i surt vann. Forsøket viser at en eventuell pH-regulering av vannet fra Aurevann må foregå etter ozoneringen.

Punkt 5.

Det kan muligens tenkes at suspenderte stoffer spalter ozon katalytisk i vann før det får anledning til å bleke humusstoffene i vannet. I så fall vil det prinsipielt sett være en fordel å ozonere sandfiltrert vann som gir vann med mindre turbiditet enn mikrosilt vann. I Aurevann dreier det seg om små mengder tilstedeværende turbiditet, og det er bl.a. derfor klart at en nærmere undersøkelse av forholdet mellom turbiditet og blekeeffekt ville by på atskillige eksperimentelle vanskeligheter.

I tabellen nedenfor har vi imidlertid oppført gjennomsnittsverdier av prosent bleking for vann som er mikrosilt og sandfiltrert. Det ser ut til at blekingen er ubetydelig bedre for vann som er sandfiltrert, men tallene viser så små avvikelser fra hverandre at dette ikke kan avgjøres med sikkerhet.

TABELL 10.

Prosent bleking for mikrosilt og sandfiltrert vann.

Mikrosiler				
		17x40 μ	23x28 μ	Sandfilter
Doserings mg O ₃ /l				
ca.	1/2	42	40	43
"	1	49	46	50
"	2	49	47	54
"	3	56	55	58
"	3 1/2	62	62	63

Punkt 6.

I bilag 23 har vi fremstilt kurvene for ozonblekingen av vann fra forskjellige dyp ved inntaket for forsøksanlegget. Samtidig er inntegnet temperaturene og råvannsfargene av vannet ved de samme dypene. Det er tydelig ut fra kurvene at for begge ozon-doseringer ligger blekeprosenten høyest mellom 6 og 9 m dyp. Blekevirkningen ved disse dyp kan ha en viss sammenheng med vannets temperatur ved de samme dyp (se punkt 3). Ved større dyp (10 m) kan oksygeninnholdet i vannet være lavt og en del tilført ozon kan tenkes å bli forbrukt på en slik måte at vannet kun tilføres oksygen uten at humusstoffene blekes nevneverdig. Blékingen er imidlertid så liten at man kan regne med at vannet her inneholder råhumus fra bunnelagene. Slik råhumus er sannsynligvis vanskeligere å bleke enn vanlig humus som allerede er delvis nedbrutt ved forskjellige prosesser i vannet.

Punkt 7.

Som bekjent spaltes ozon meget lett i vann, særlig hvis dette inneholder organiske stoffer. Ved de ozonforsøkene som har vært utført har det i de fleste tilfeller vært tilstede en viss restfarge i vannet etter ozoneringen. Restfarge og tilstedeværende blekede humusstoffer kan forklare at vi bare i spredte tilfelle har kunnet påvise opptil 0,05 mg O_3/l som restozon i vannet etter 10 min henstand.

5. KONKLUSJON

- A. Vannet bør desinfiseres. Da vannets bakteriologiske egenskaper stort sett er tilfredsstillende, utføres desinfisering vesentlig av sikkerhetsmessige grunner. Svakklorering som gir påviselig klorrest i ledningsnettene burde derfor være tilstrekkelig. Alle tre forelåtte måter å redusere vannets farge på vil automatisk gi tilfredsstillende vann. Etterbehandling av vannet med klor eller annet desinfeksjonsmiddel blir derfor nærmest et prinsippsspørsmål som må avgjøres av helsemyndighetene.
- B. Vannet har liten turbiditet, men det bør filtreres. Hurtige sandfilter eller mikrosil med maskeåpning ca. 20 μ gir tilfredsstillende resultater. Hurtige sandfilter gir den beste effekt, men forskjellen er så liten at teknisk-økonomiske momenter bør være utslagsgivende.
- C. Vannets farge som stort sett svinger mellom 30 - 35 $^{\circ}$ H, bør reduseres til under det halve. Koagulering av vannet er gjennomførbart og fører til utmerket resultat. Det må beregnes en forholdsvis lang innkjøringstid. Bleking av vannet med klor eller ozon gir tilfredsstillende fargereduksjon. Ozonets virkning er momentan (mindre enn 10 min), mens klor trenger en reaksjonstid på 4 - 7 timer. Nøkkeltall for vurdering av de tre prosesser er sammenstillet nedenfor.

	Koagulering	Ozonering	Klorering
Farge på renavn når råvann har 33 $^{\circ}$ H	5 $^{\circ}$ H	13 $^{\circ}$ H	13 $^{\circ}$ H
Oppholdstid i min	150	10	420
Kjemikalieforbruk/m ³	25 g alum 12 g kalk 3 g silica	3,25 g ozon	10 g klor 5 g SO ₂ 16 g kalk
Driftsomkostninger/m ³ (kjemikalier, energi)	1,97 øre	0,28 øre	1,34 øre

(basert på kr. 560/tonn alum i pulver, kr. 310/tonn hydratkalk i pulver, kr. 600/tonn silica flytende, 80% utnyttelse av ozon 3,4 øre/KWh, kr. 780/tonn klor flytende, kr. 1120/tonn SO₂ flytende)

Vi savner dessverre mulighet for å kunne angi omkostningsoverslag for utstyr, montering og bygningsmessige arbeider. Alt tatt i betraktning ser det ut som om ozonbehandling er mest fordelaktig.

- D. Vannet vil antagelig vise seg å være noe korrosivt overfor jern- og kobberledninger. Det finnes i handelen flere tilsatzmidler som skal motvirke angrepene, men vi kan ikke på faglig grunnlag gi noe råd på dette felt. En heving av pH til om-

rådet 8,0 - 8,5 vil sannsynligvis redusere korrosiviteten - spesielt overfor kobber i varmt-vannssystemer. Slik justering skjer enklest ved tilsetning av kalk. Det vil ikke innvirke på vannets egenskaper forøvrig.

6. ETTERUNDERSØKELSER.

I forbindelse med vannverkets fullførelse vil vi foreslå at Bærum kommune overveier muligheten for å gjennomføre følgende etterundersøkelser:

1. Det første år etter oppdemming av Aurevann til full høyde (kote 275) bør en limnologisk undersøkelse utføres. Det bør legges vekt på å observere de hydrografiske forhold. Videre bør undersøkes vannets innhold av næringssalter (fosfor og nitrogen), og planteplanktonproduksjonen.
2. Ved den videre regulering av de tre øverste innsjøene bør det undersøkes om det kan utføres slik at fortrinnsvis bunnsjiktene blir ledet nedover til Aurevann.
3. Vannets humusfarge henger sammen med dets kalkfattighet. Tilsetning av kalk for å motvirke vannets sure karakter kan eventuelt utføres i selve magasinet og derved muligens bidra til utfelling av en del humuskolloider. Slike forsøk bør helst utføres etter at Aurevannsmagasinet har stabilisert seg på sitt nye nivå.
4. Vannets korrosjonstendens overfor jern- og kobberør er lite kjent. Når vann fra det nye vannverket sendes ut på ledningsnettene bør man velge eller anlegge egnede observasjonssteder som på en enkel måte tillater årviss kontroll. NIVA har planer om å ta opp korrosjonsproblemer for vannforsyninger på bred basis og vil i den forbindelse muligens komme tilbake med konkrete forslag om spesielle undersøkelser.

Vannprøver fra Aurevann
Bakteriologiske bestemmelser.

TABELL 3.

0-31 NIVA

Dato	1957: 23/7		29/7		6/9		12/9		20/9		15/10		20/11		1958: 29/1		20/2	
	Koliforme pr. 100 ml	Koliforme pr. 100 ml	Koliforme pr. 100 ml	Kimball pr. ml	Koliforme pr. 100 ml	Kimball pr. ml	Koliforme pr. 100 ml	Kimball pr. ml	Koliforme pr. 100 ml	Kimball pr. ml	Koliforme pr. 100 ml	Kimball pr. ml	Koliforme pr. 100 ml	Kimball pr. ml	Koliforme pr. 100 ml	Kimball pr. ml	Koliforme pr. 100 ml	Kimball pr. ml
1	5	2	5	69	12	647	2	140	<1	129	<1	216	4	33	0	23		
2									<1	71	<1	285			0	23		
3	7						4	187			<1	214	3	29	0	36		
4									<1	102	<1	233			0	33		
4,5					16	456												
5		2	38	474	10	582						3	248	<1	20	0	12	
5,5					20	650												
6	1				20	780			<1	75	3	237						
6,5			<1	37	39	270	4	214										
7					1	9	5	300			1	215	<1	26	0	26		
7,5					36	187	2	113										
8					1	10	<1	22	<1	104	2	161			0	21		
8,5							<1	32										
9			<1	19			<1	36			2	161	1	13	0	18		
10	<1	2			<1	13			<1	137	<1	127						
11													<1	-	0	158		
12									<1	105								

9
02

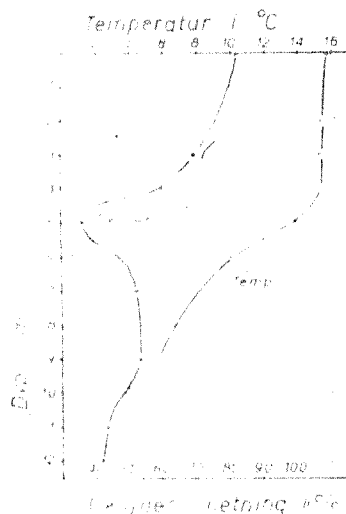
0 - 31. NIVA-59.

TABELL 6.

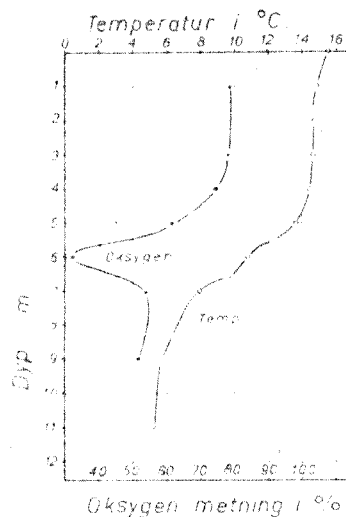
Vannprøver fra Aurevann
Kjemisk-fysiske vannanalyser.

2. september 1958.

Dyp	Temp.	pH	Lodningsevne "20	Perm. mg O/1	Hårdhet mg CaO/1	Farge °H	Fe mg Fe/1	Mn mg Mn/1	NH ₃	NO ₃	Alkalinitet ml N/10 HCl/1	Oksygen mg/1	%-metn
1	16,4	6,7	2,60·10 ⁻⁵	7,2	6,0	31	0,09	0	0,14		0,81	8,17	91,5
2	15,7	6,8	2,63·10 ⁻⁵	6,6	6,0	32	0,08	0		0,035	0,69	8,63	89,8
3	14,2	6,5	2,48·10 ⁻⁵	7,8	5,5	41	0,09	0	0,12		0,81	8,53	86,8
4	13,4	6,5	2,35·10 ⁻⁵	8,0	5,7	43	0,09	0			0,46	8,50	84,0
5	13,1	6,3	2,71·10 ⁻⁵	10,2	6,0	48	0,13	0	0,16	0,158	0,35	8,50	83,5
6	12,7	6,2	2,68·10 ⁻⁵	10,6	5,9	52	0,09	0			0,23	8,38	81,6
7	11,3	6,1	2,75·10 ⁻⁵	9,2	5,9	50	0,14	0,06	0,31		0,35	6,22	59,2
7,5	10,9	6,1	2,81·10 ⁻⁵	7,8	5,4	48	0,15	0,12	0,18		0,35	3,33	31,1
8	9,8	6,0	2,96·10 ⁻⁵	7,6	5,4	49	0,31	0,29	0,17	0,264	0,46	1,92	17,4
8,5	8,8	6,0	2,97·10 ⁻⁵	7,4	5,7	63	0,44	0,35			0,46	0,81	7,1
9	8,5	6,1	3,05·10 ⁻⁵	7,3	6,7	123	1,06	0,53	0,14		0,58	0,15	1,3
9,5	8,0	6,0	3,03·10 ⁻⁵	6,8	6,7	107	0,65	0,45		0,238	0,46	0,15	1,3
10	7,8	6,1	3,21·10 ⁻⁵	7,8	6,7	157	1,60	0,55	<0,1		0,81	0	0
10,5	7,7	6,1	3,05·10 ⁻⁵	8,5	6,6	107	2,00	0,72	<0,1	0,136	0,81	0	0

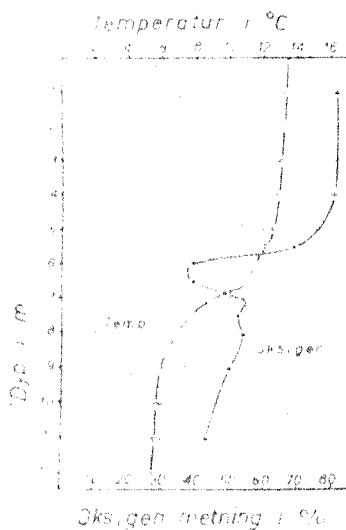


Temperatur i °C
Målinger utført
den 23aug-1957

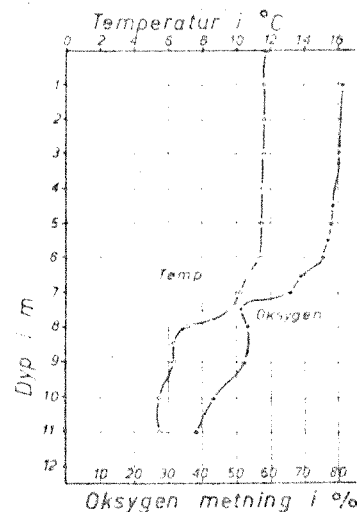


Temperatur i °C
Målinger utført
den 29aug-1957

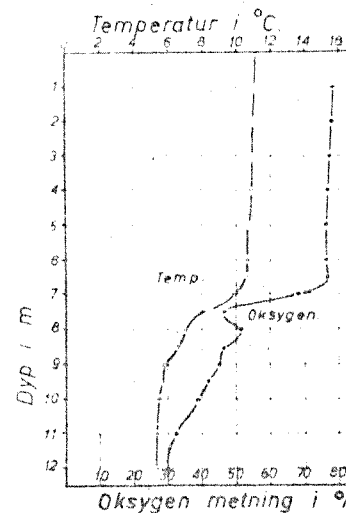
OKSYGEN-TEMPERATUR-
MÅLINGER I AUREVANN
I TIDEN AUGUST -
SEPTEMBER 1957.



Temperatur i °C
Målinger utført
den 6 Sept-1957



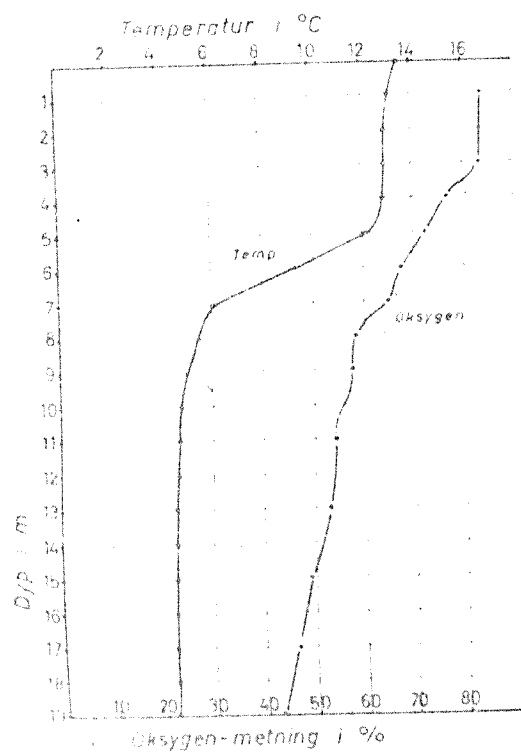
Temperatur i °C
Målinger utført
den 12 Sept-1957



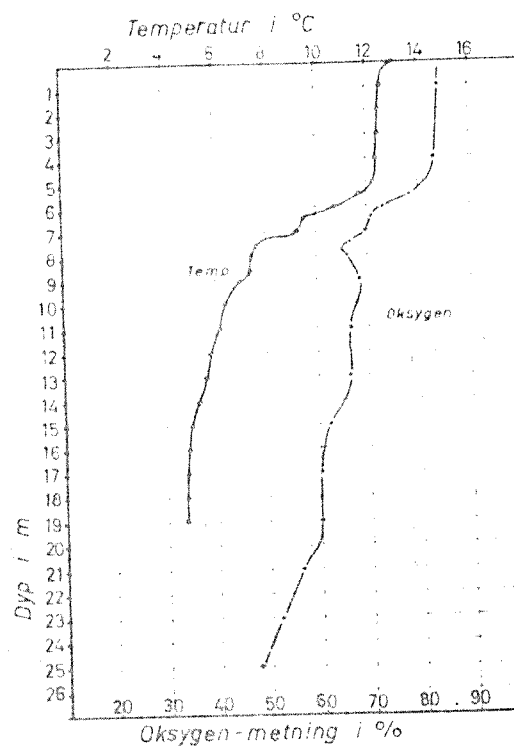
Temperatur i °C
Målinger utført
den 18 Sept-1957

B.R.25-5-59

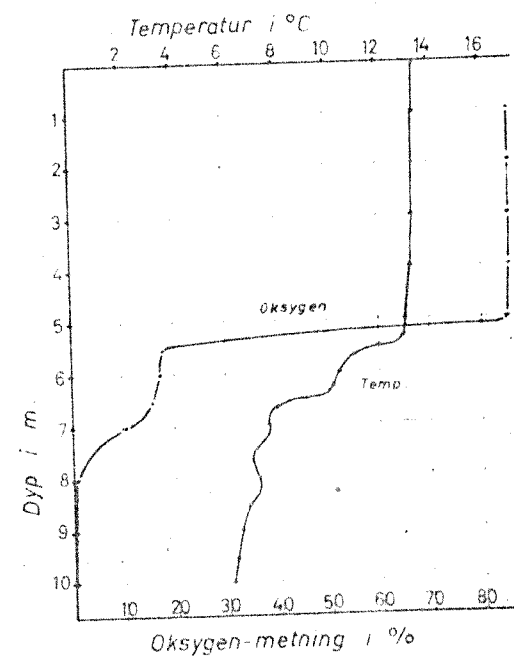
Oksygen - Temperatur - målinger i Trehörningen, Byvann og Småvann i September 1957.



Trehörningen 4-9-57.



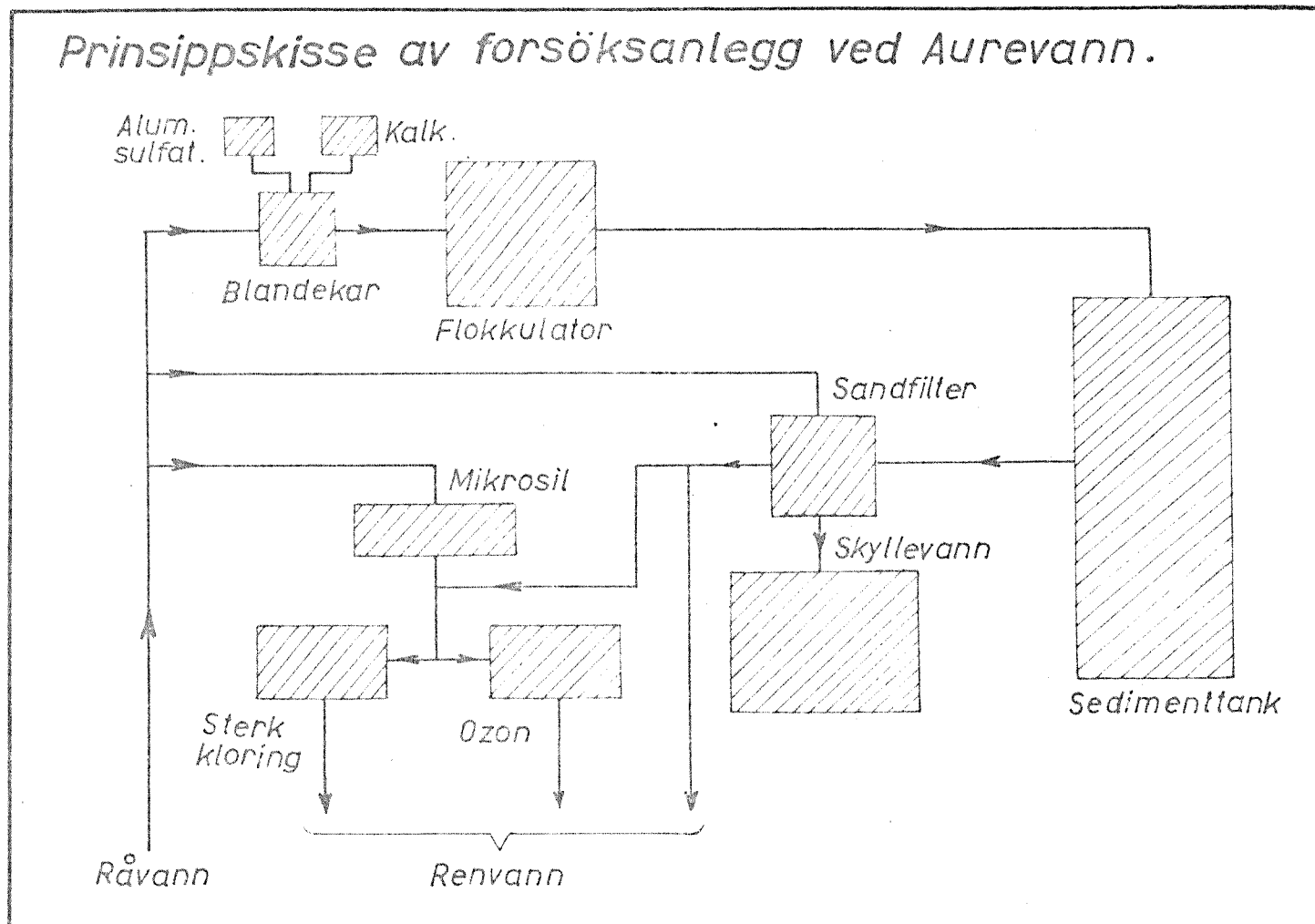
Byvann 6-9-59.



Småvann 5-9-57.

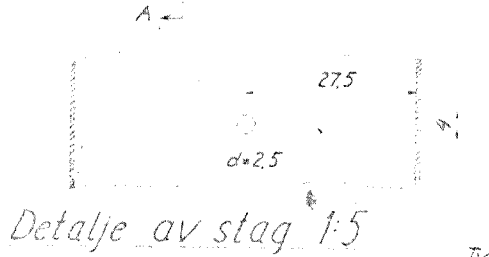
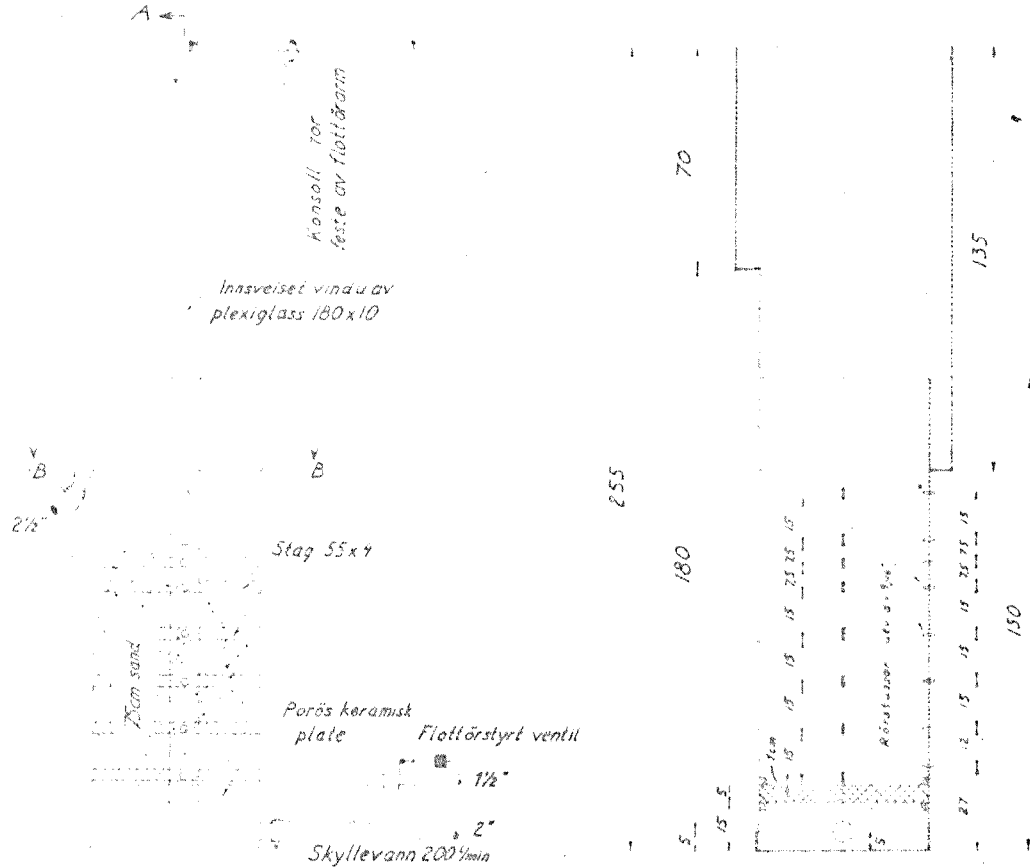
B.R. 20-5-59

Prinsippskisse av forsøksanlegg ved Aurevann.

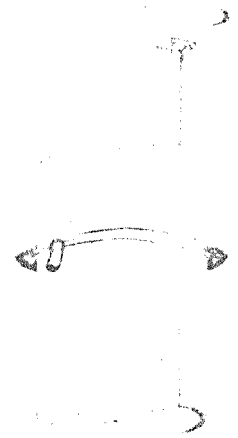
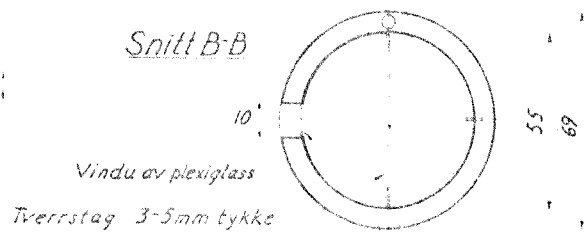


B.R.2-6-59.

Snitt A-A



Snitt B-B



Skisse av vindu.



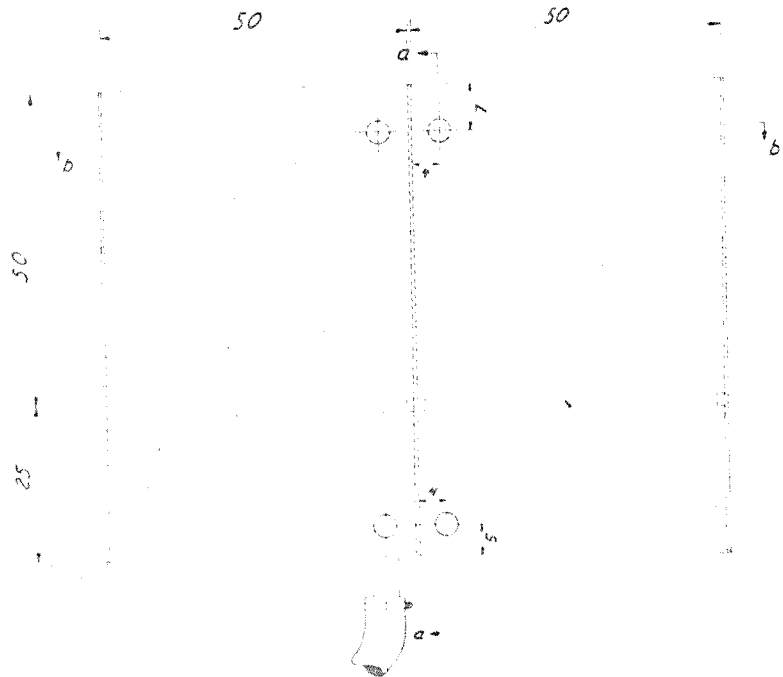
Feste av porøs plate.

Porøskeramisk plate
Kittmasse

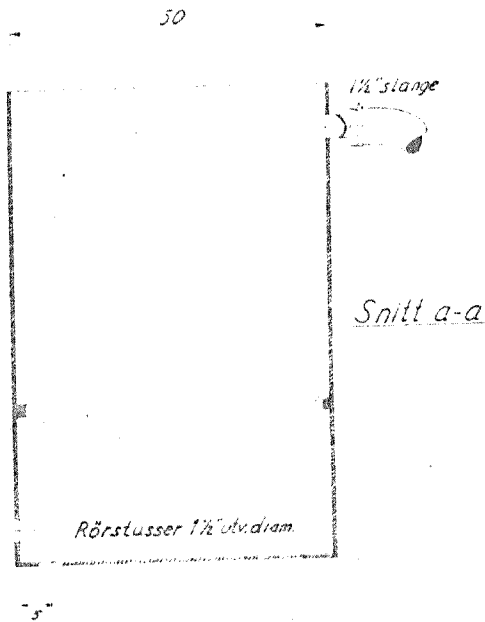
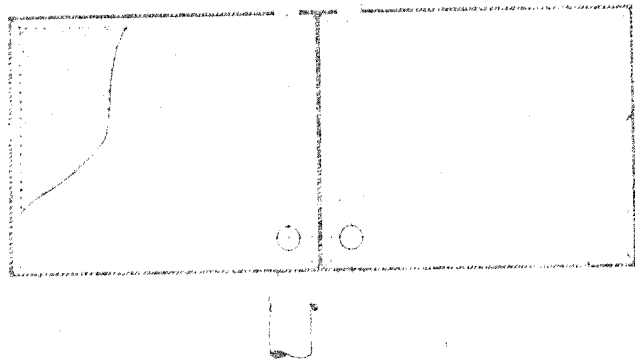
Platen må forankres for en nedadrettet kraft på 400kg og oppover for 250kg

Alle måle i mm.

Sandfilter av plast til forsøksanlegg	M ^o 1:10	Blindern 3/2-5A Lønnel 22.6
Utvalg for vannrensing N-T-N-F		Bilag 4 0-31 N ^o 3107



Snitt b-b

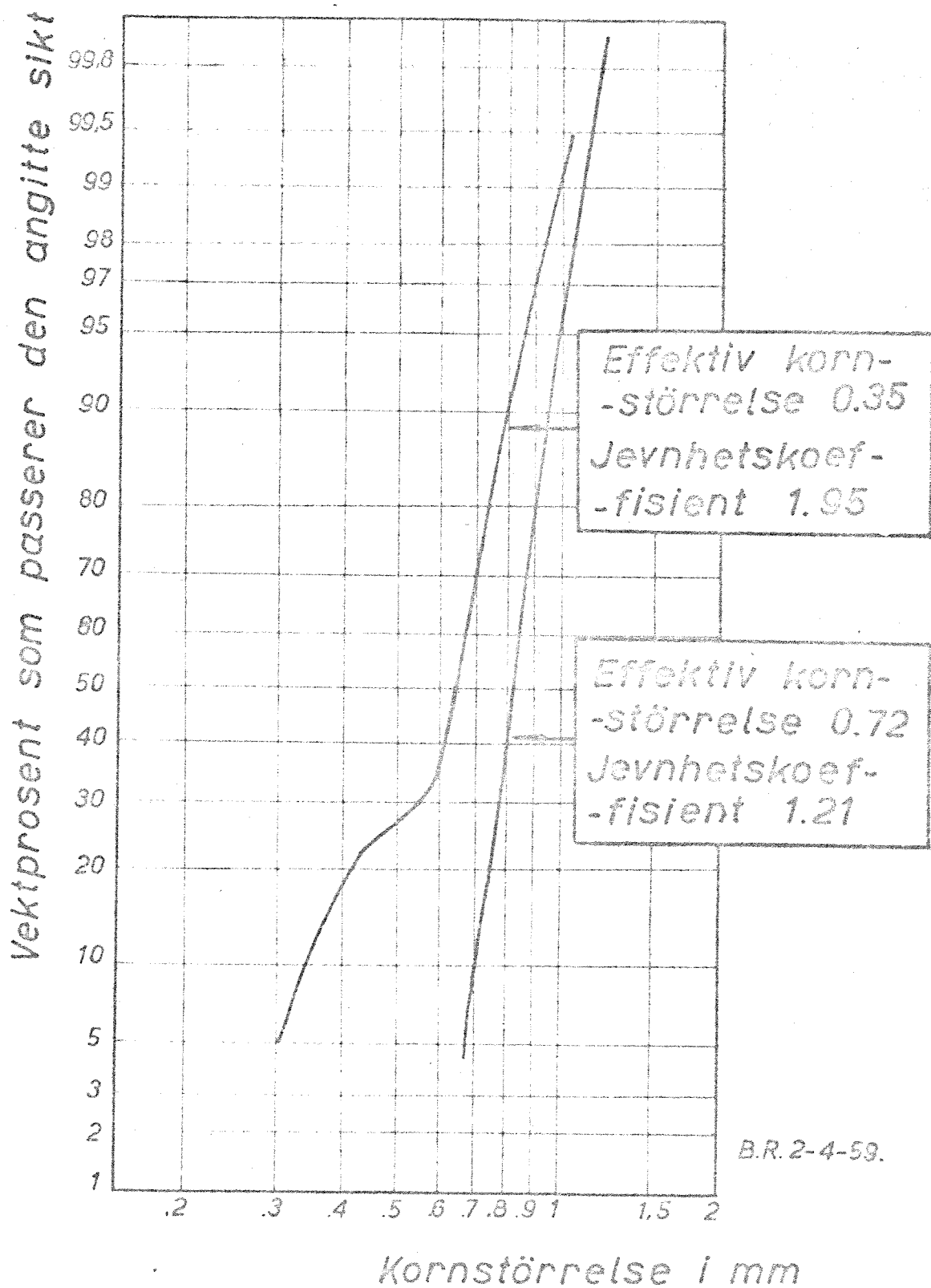


Opplegg for silrammer. Vanntett feste av silene, samt en fastspenning av rammene som muliggjør lett vint utskifting, kreves.

Alle måli cm.

<i>Micro-Strainer i plast for forsøksanlegg</i>	<i>M-1:5</i>	<i>Blindern 1/2-57 Lennart Röst</i>
<i>Utvalg for vannrensing N-T-N-F</i>		<i>Bilag 5 0-31 Nr 3708</i>

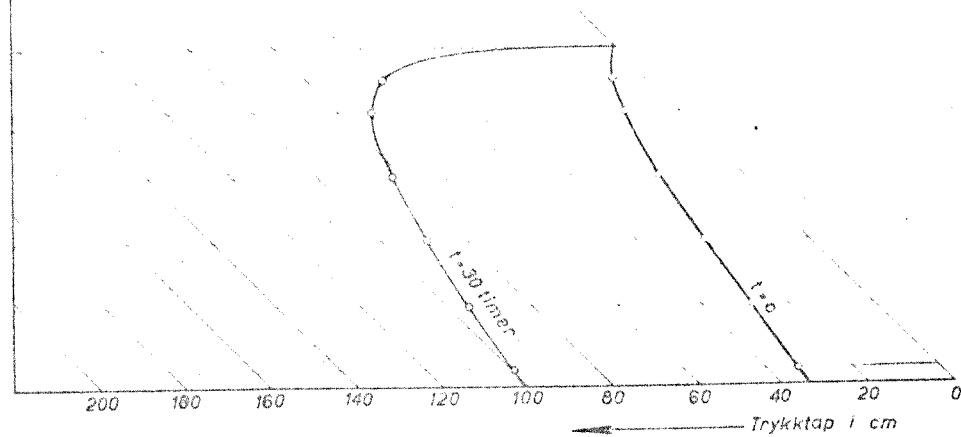
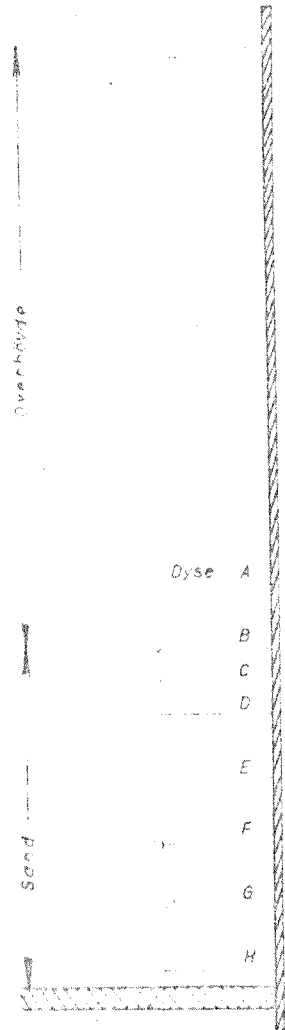
Sikteanalyse av filtersand



0-31.

Bilag: 7

Forsök med sandfilter den 17-18/4-1958.
Inntaksdybde = 2m Filterhastighet = 5m/time
Effektiv kornstörrelse = 0,37mm.
Midlere turbiditet i råvann over 30 timer
= $16,0 \times 10^4$ abs. enheter.



B.R 14-4-59.

Forsök med sandfilter i tiden 28/9-3/10-1958.

Inntaksdybde = 6m. Filterhastighet = 5M/time

Effektiv kornstørrelse = 0.72 mm

Midlere turbiditet i råvann over 124 timer = $18,9 \cdot 10^4$ abs. enh.

Midlere reduksjon i turbiditet = 11,45%

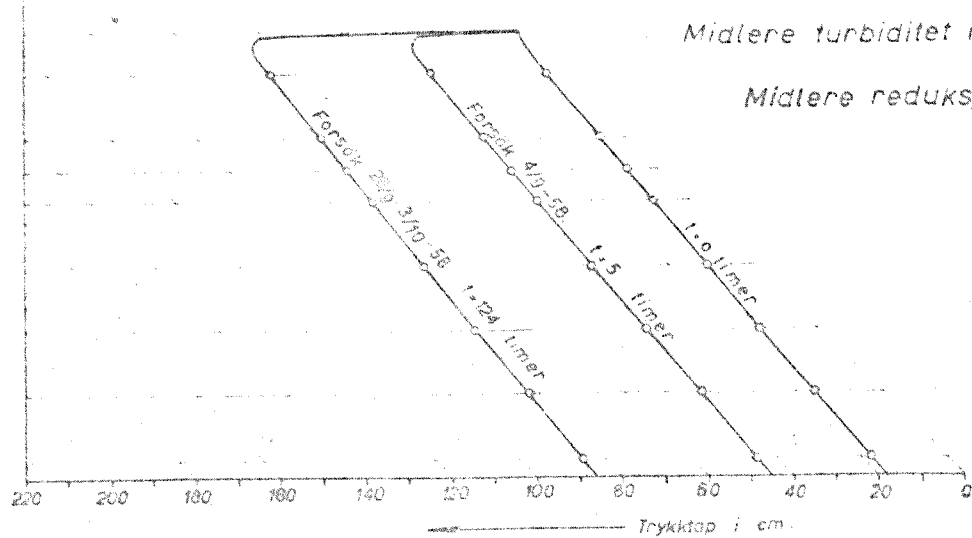
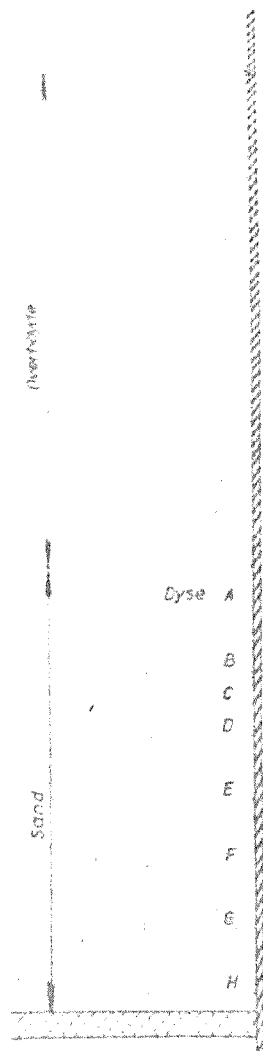
Forsök med sandfilter den 4-5/9-1958

Inntaksdybde 2m. Filterhastighet 5M/time

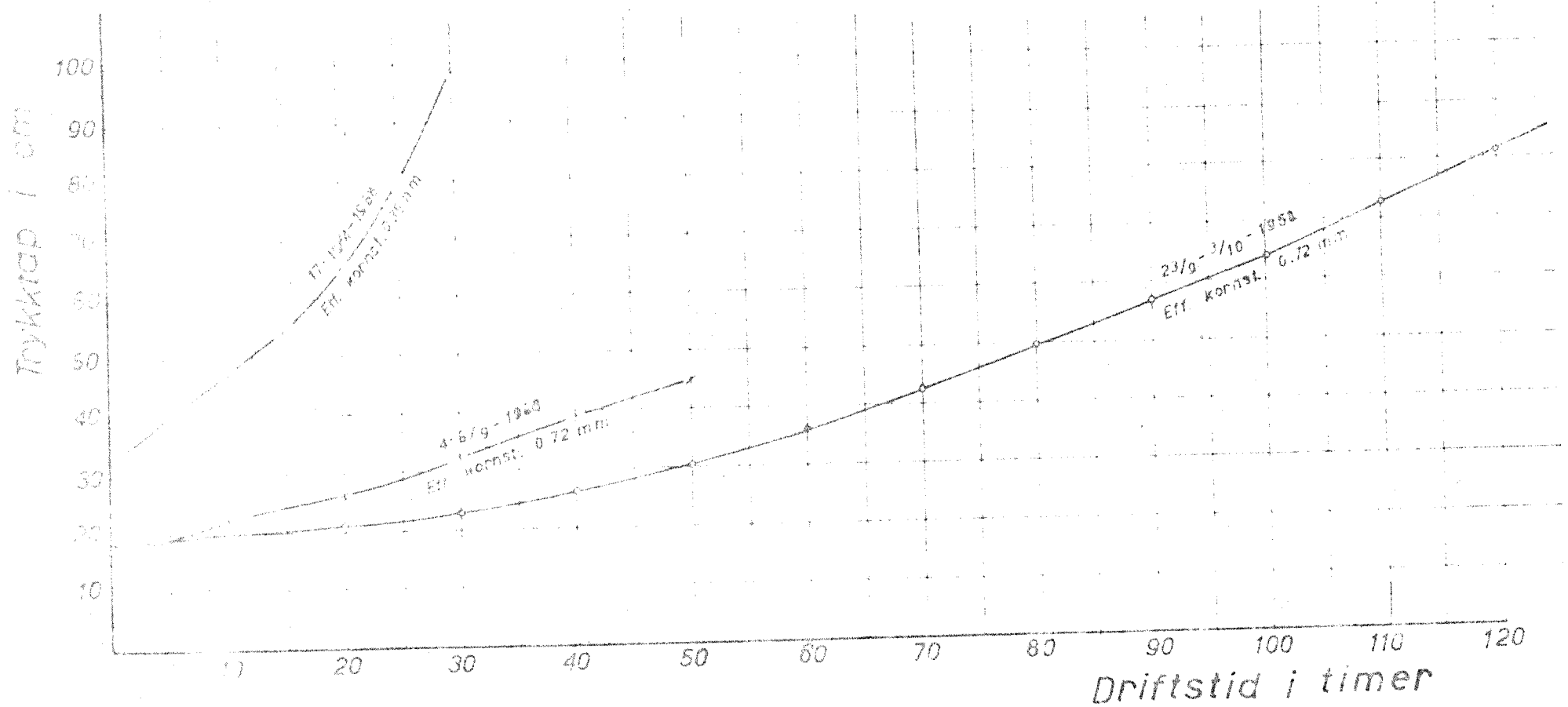
Effektiv kornstørrelse 0,72mm

Midlere turbiditet i råvann over 50 t. = $19,0 \cdot 10^4$ abs. enh

Midlere reduksjon i turbiditet = 10,8%



Trykktap i sandfilter ved bruk av to forskjellige kornstørrelser



BR 3-4-59

0-31.

Bilag. 10

Vanninntakets dybde i m.	2			4			6		
Vannføring i l/min.	10	15	20	10	15	20	10	15	20
Anløpshastighet i m/time	3.75	5.63	7.50	3.75	5.63	7.50	3.75	5.63	7.50
Observasjonsdato	17/9	17/9	20/9	18/9	19/9	20/9	22/9	20/9	22/9
Turbiditet i mg SiO ₂ /m ³ råvann	1620	1750	2180	1930	1530	1900	1480	2020	1700
Mengde turbiditet mg SiO ₂ /m ³ fjernet fra råvann	214	234	82	25	85	42	105	175	118
% reduksjon i turbiditet	13.2	13.3	3.7	1.3	5.5	2.2	7.1	8.5	7.0
Filtrabilitetsindeks	8.65	8.10	8.65	10.40	7.50	10.10	6.65	27.70	21.40
Trykktap ved gjennomslag $\frac{m}{m}$	2	—	10	2	6.5	—	3	4.5	7.4

Forsøk med
mikrosiltype 17•40μ
i tiden 17/9-22/9-1958

D. R. 23-4-1959

0-31.

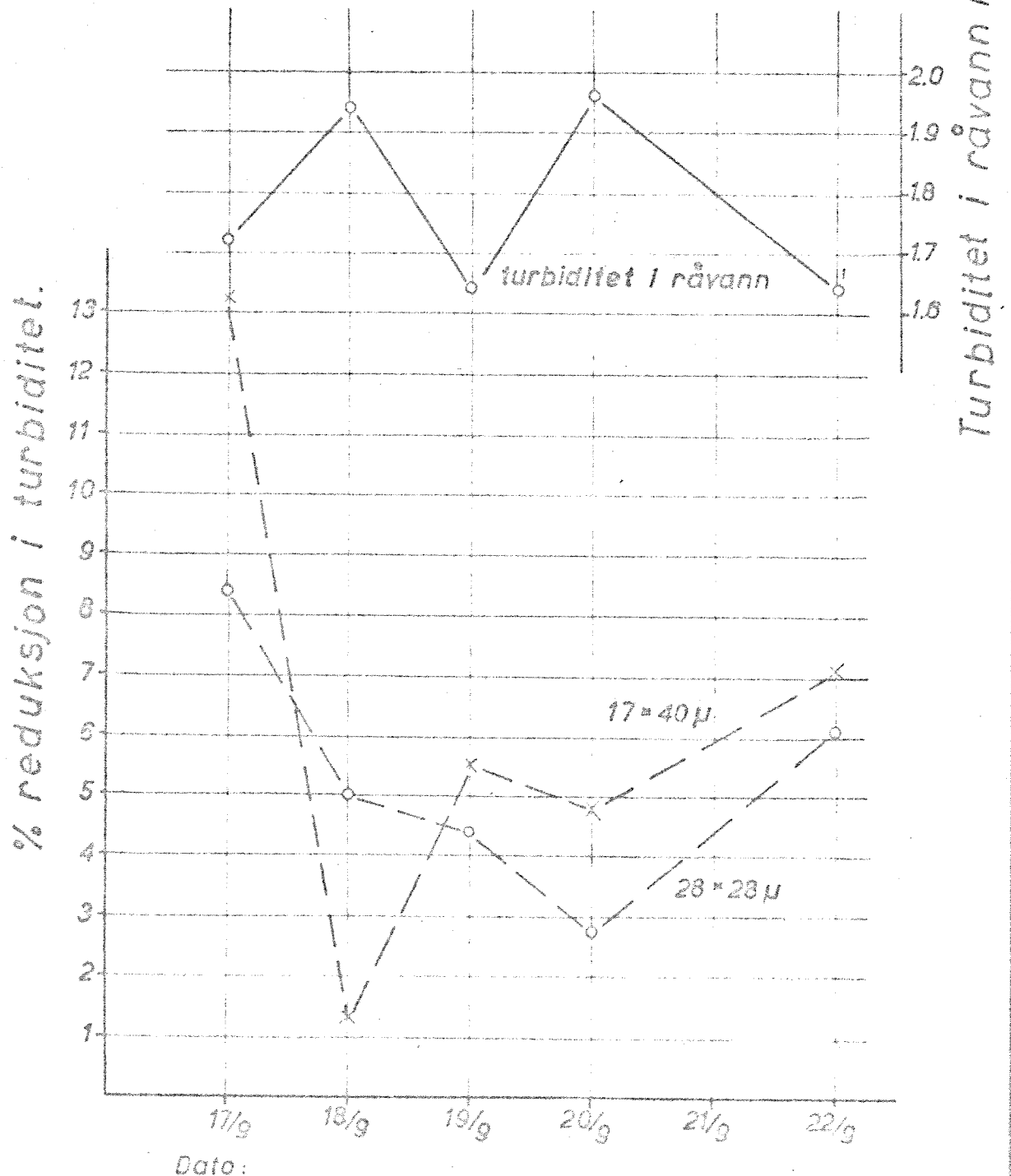
Bilag II.

Vanninntakets dybde i m	2			4			6		
Vannføring i l/min.	10	15	20	10	15	20	10	15	20
Anløpshastighet i min/time	3.75	5.63	7.50	3.75	5.63	7.50	3.75	5.63	7.50
Observasjonsdato	17/9	17/9	20/9	18/9	20/9	19/9	22/9	20/9	22/9
Turbiditet i mg SiO ₂ /m ³ råvann.	1630	1900	1780	1950	1930	1750	1570	1920	1830
Mengde turbiditet mg SiO ₂ /m ³ fjærnet fra råvann	167	123	52	98	52	77	93	50	113
% reduksjon i turbiditet	10.2	6.5	2.9	5.0	2.7	4.4	6.0	2.6	6.2
Filtrabilitetsindeks	6.72	8.50	15.50	6.70	7.40	9.60	14.70	15.60	14.70
Trykktap ved gjennomslag $\frac{m}{m}$	2	—	12	2	2	—	—	5.2	5.5

Forsök med
mikrosilttype 28*28 μ
i tiden 17/9-22/9 58.

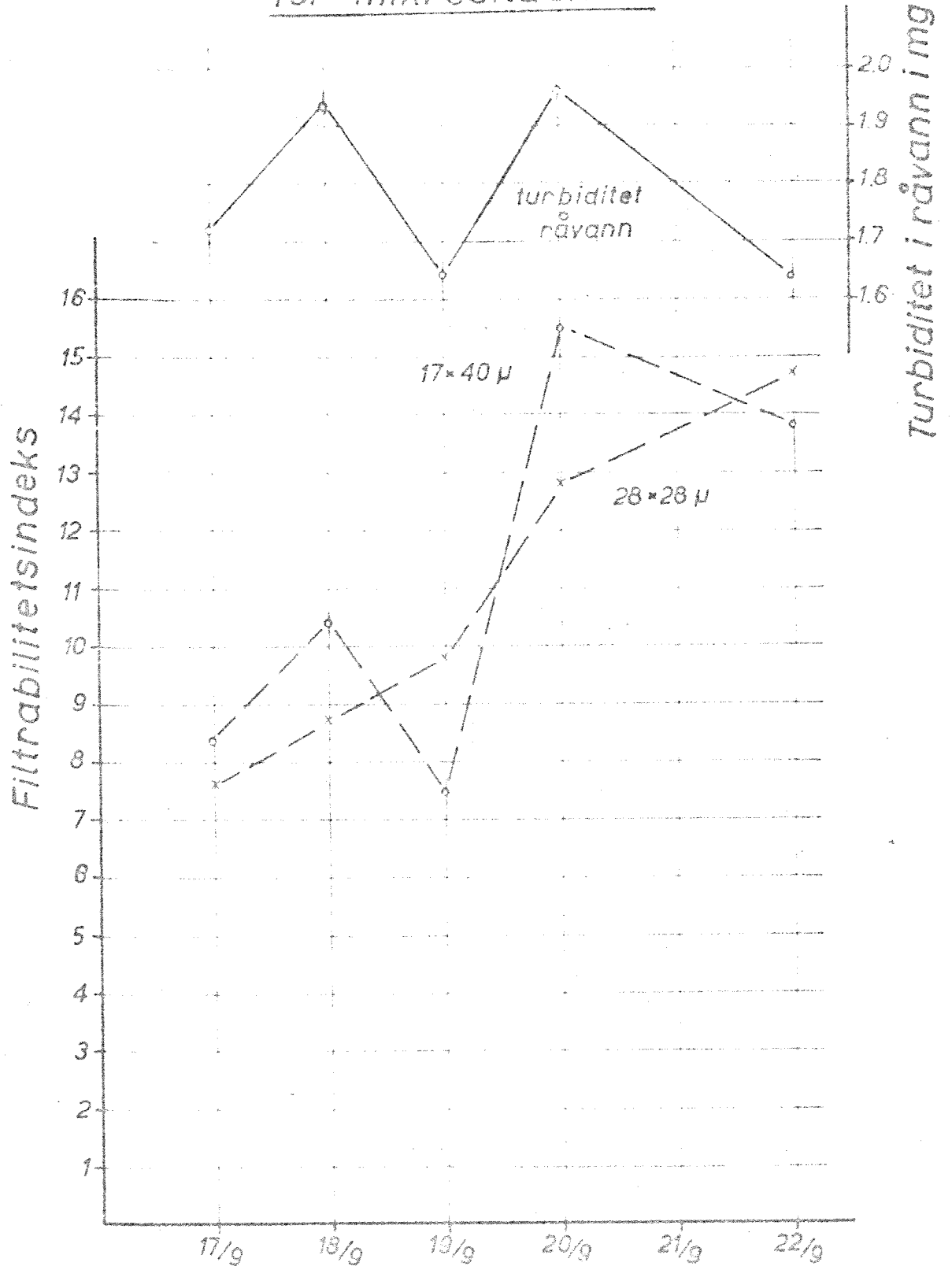
BR 45-59

Variasjoner i mikrosildukenes
evne til å fjerne turbiditet.



B.R. 6-4-59.

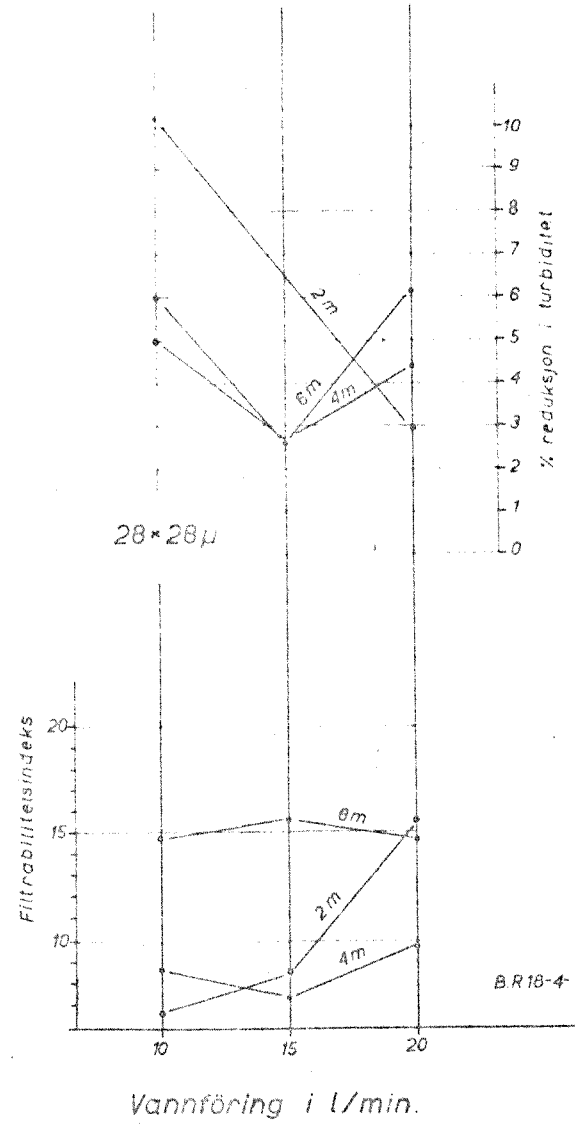
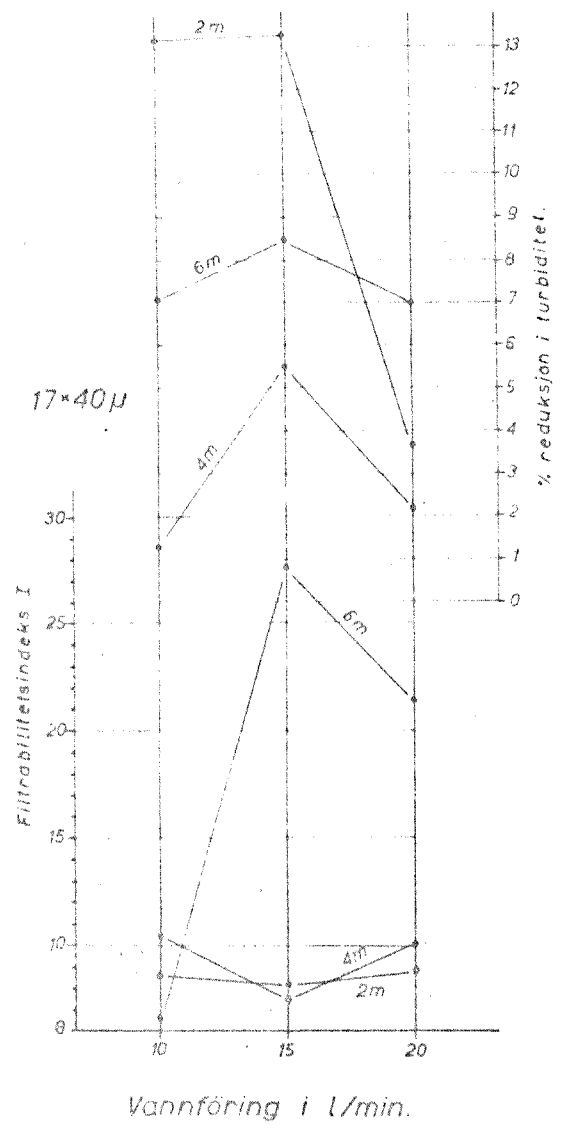
Variasjoner i filtrabilitetsindeks for mikrosilduker.



Dato:

B.R.7-4-59.

Mikrosildukers effekt
ved forskjellige inntaksdyp
og vannføringer.

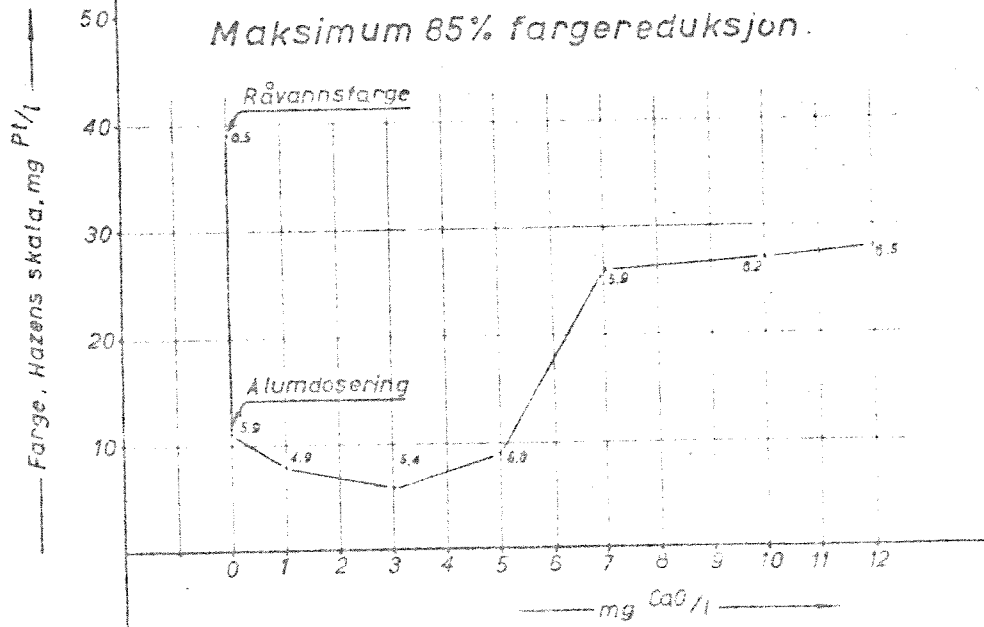


B.R 18-4-59.

Koagulering av „vintervann“

Temperatur 4°C. dosert 25 mg alum/l.

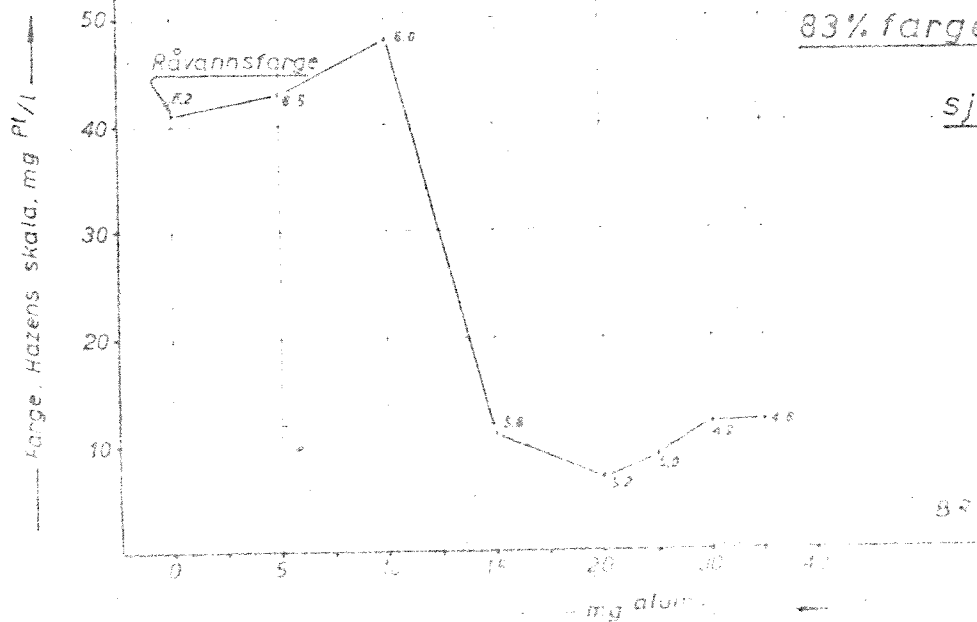
Maksimum 85% fargereduksjon.



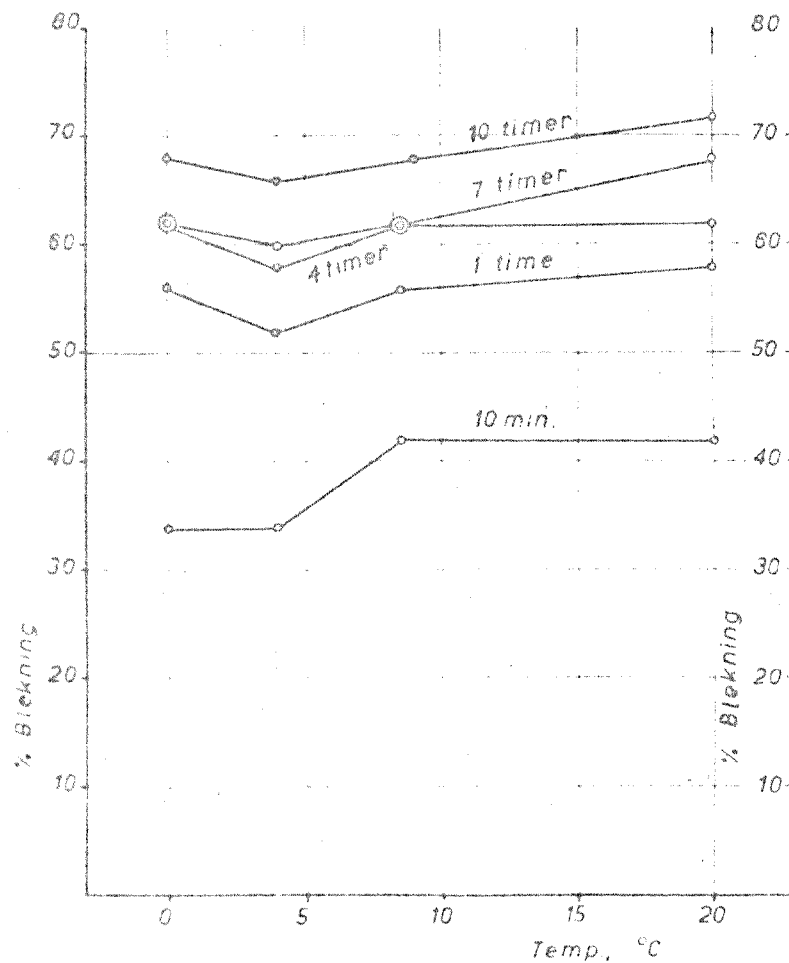
Koagulering av „sommervann“

Temperatur 15°C . dosert 3 mg CaO/l. Maksimum

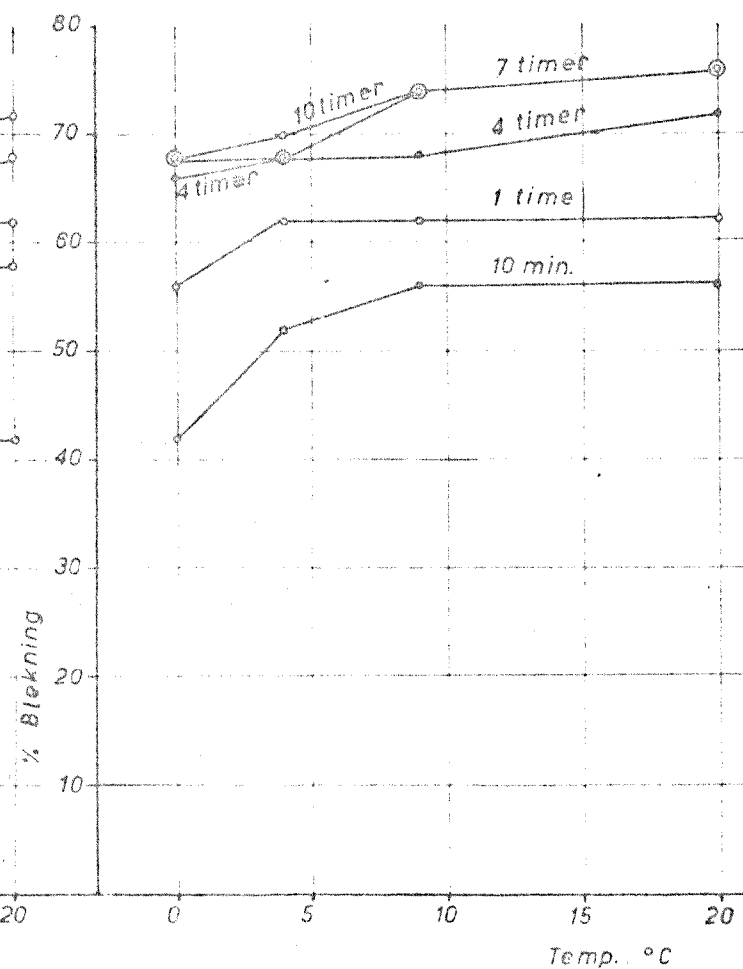
83% fargereduksjon.



Dosering 10,2 mg Cl_2 /l som
 Natriumhypoklorit pH Ca. 8,5



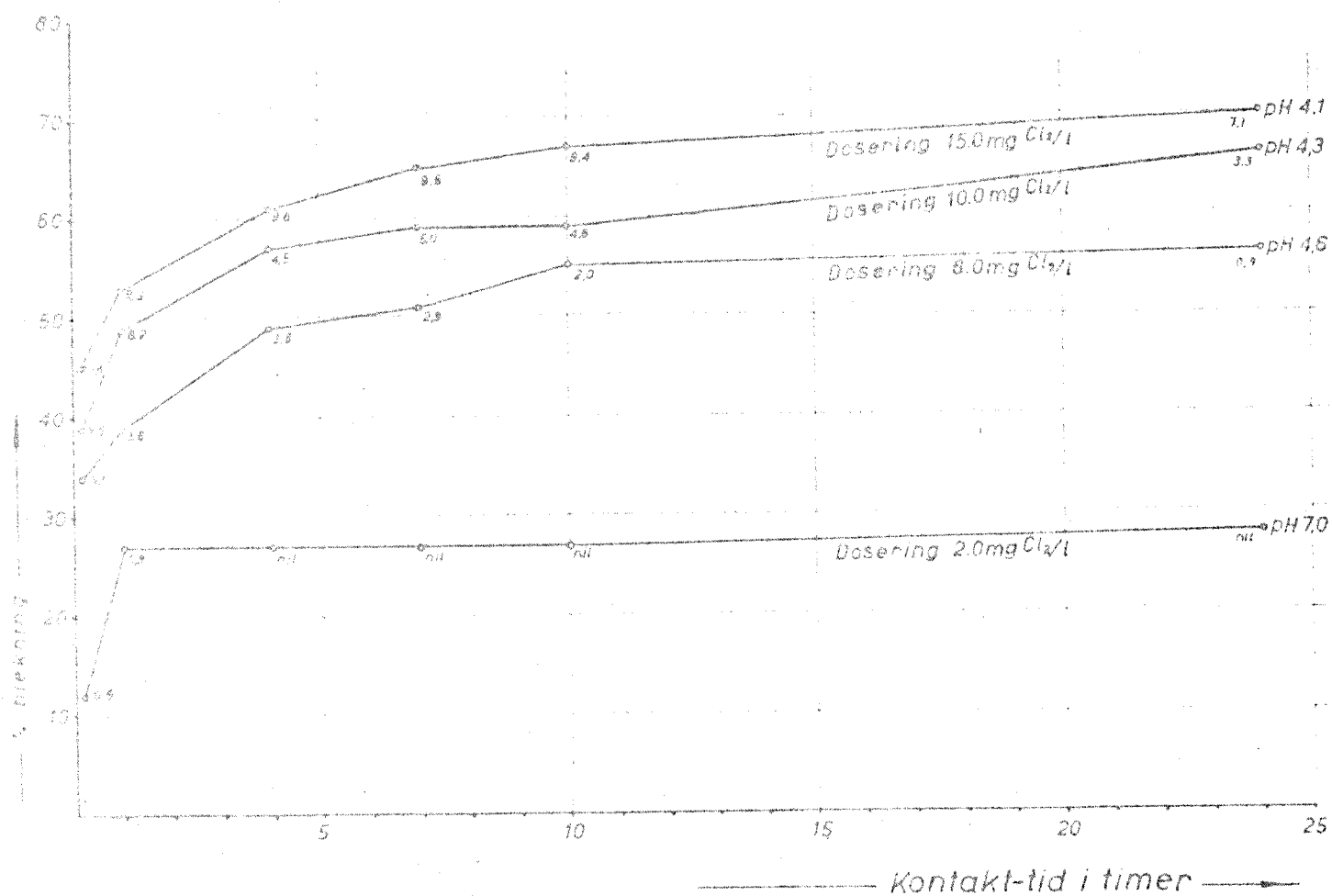
Dosering 10,2 mg Cl_2 /l som klor-vann
 pH Ca. 4,0



Blekingens avhengighet
 av temperaturen ved
 forskjellige kontakt-tider.

Råvannsfarge:
 50 mg Pt/l Hazens skala.

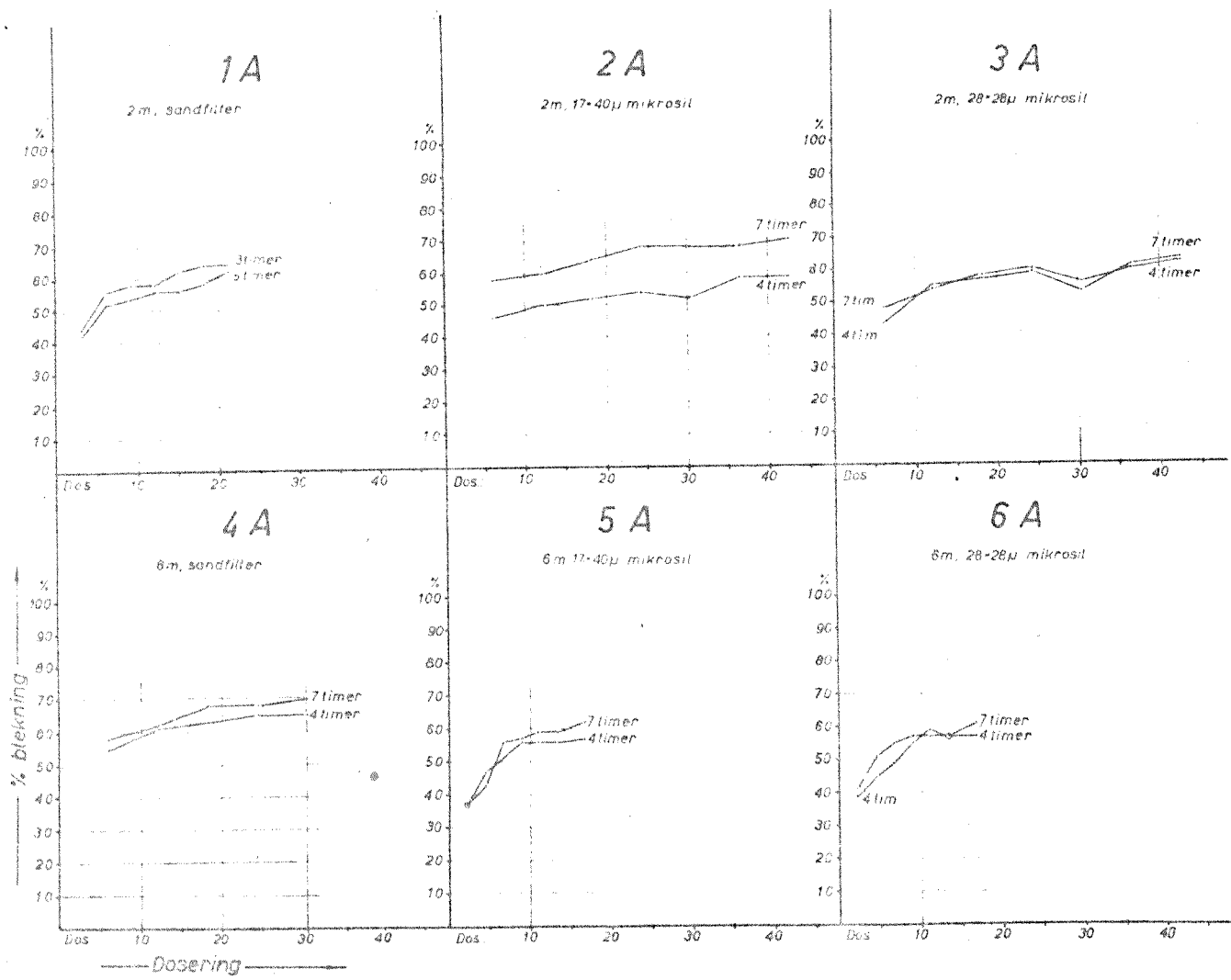
BR. 22-4-59.



Blekingens avhengighet
av kontakt-tiden ved
forskjellige klordoseringer
(klor-vann-dosering).

Restklormengden i mg/l er
angitt med små tall på kurvene.
Råvannstørge 50 mg Ft/l.

B. R. 29-4-59.

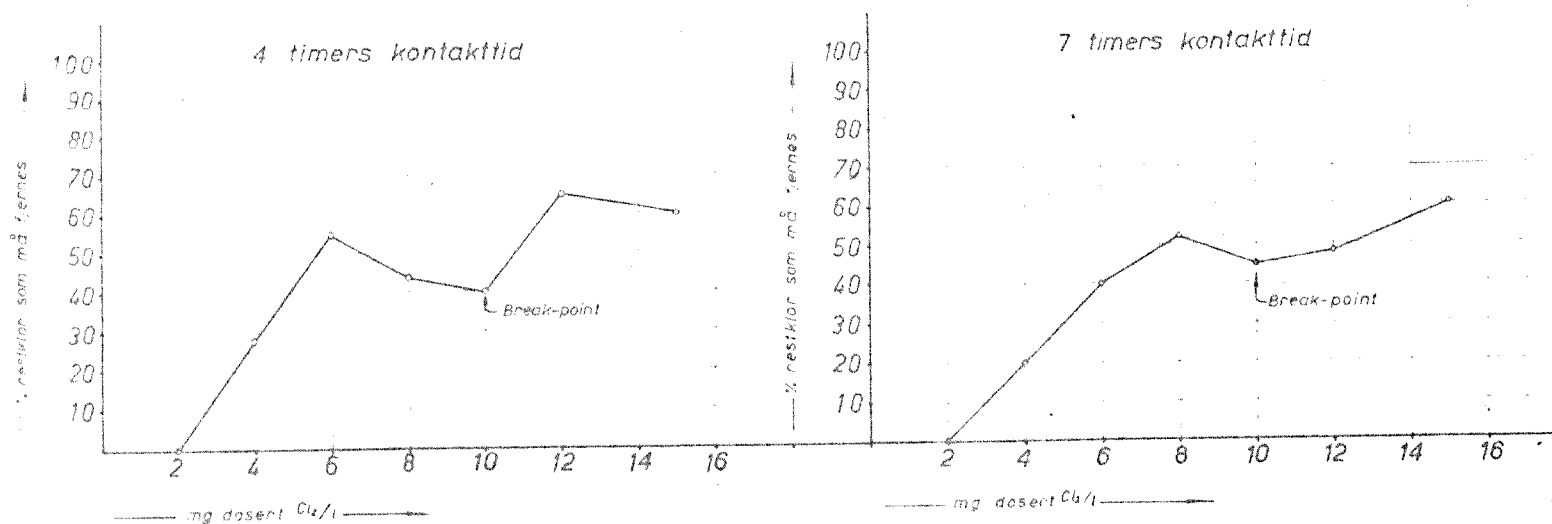


Blekningens avhengighet av klordoseringer for mikrosilt og sandfiltrert vann fra 2m og 6m dyp.

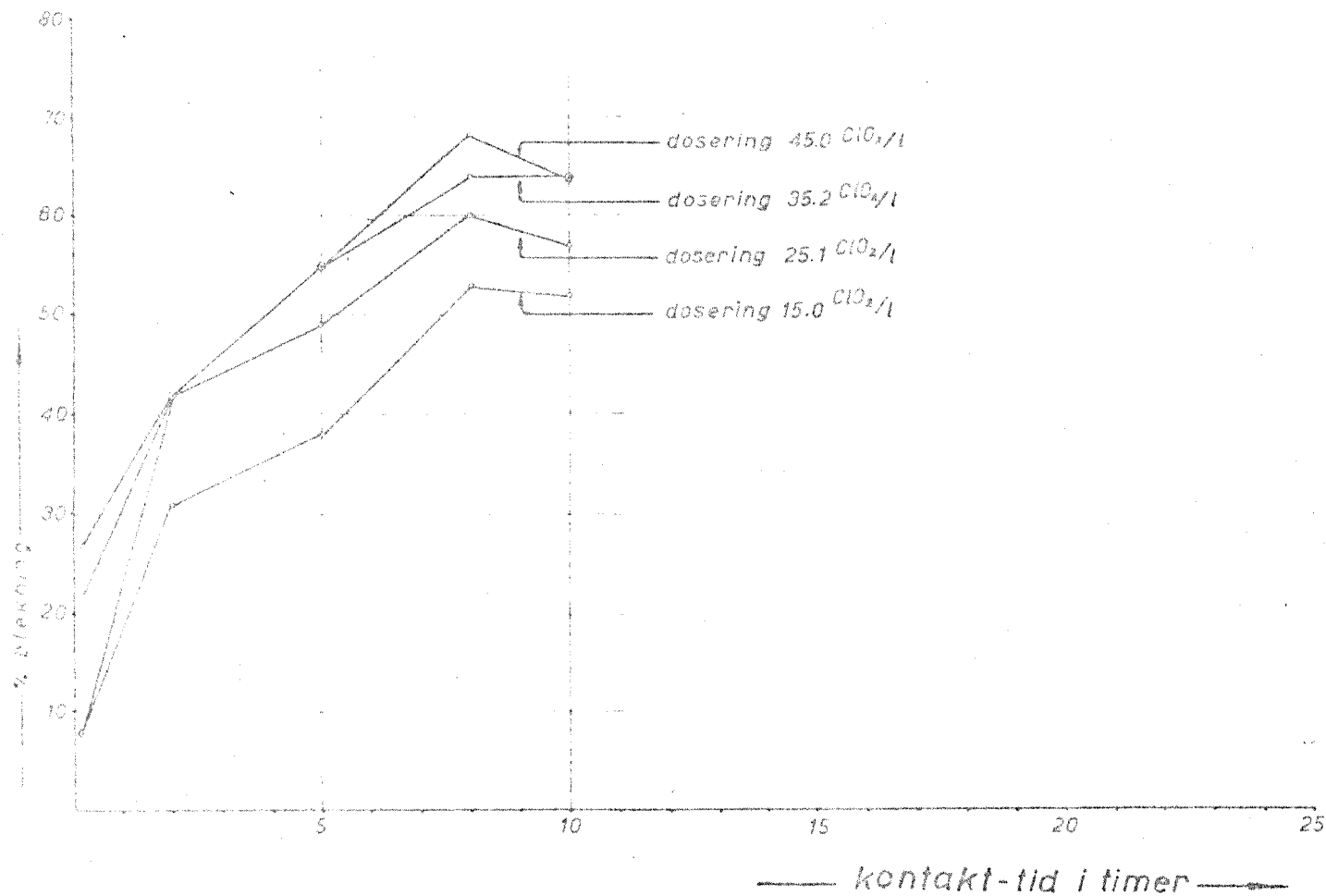
Blekningen uttrykt i prosent og klordoseringen i mg Cl₂/l. Råvannsfarge 50mg Pt/l.

B.R. 9-5-59.

Prosent restklor som må fjernes hvis
restklormengden er 0.5mg Cl₂/l for desinfisering.



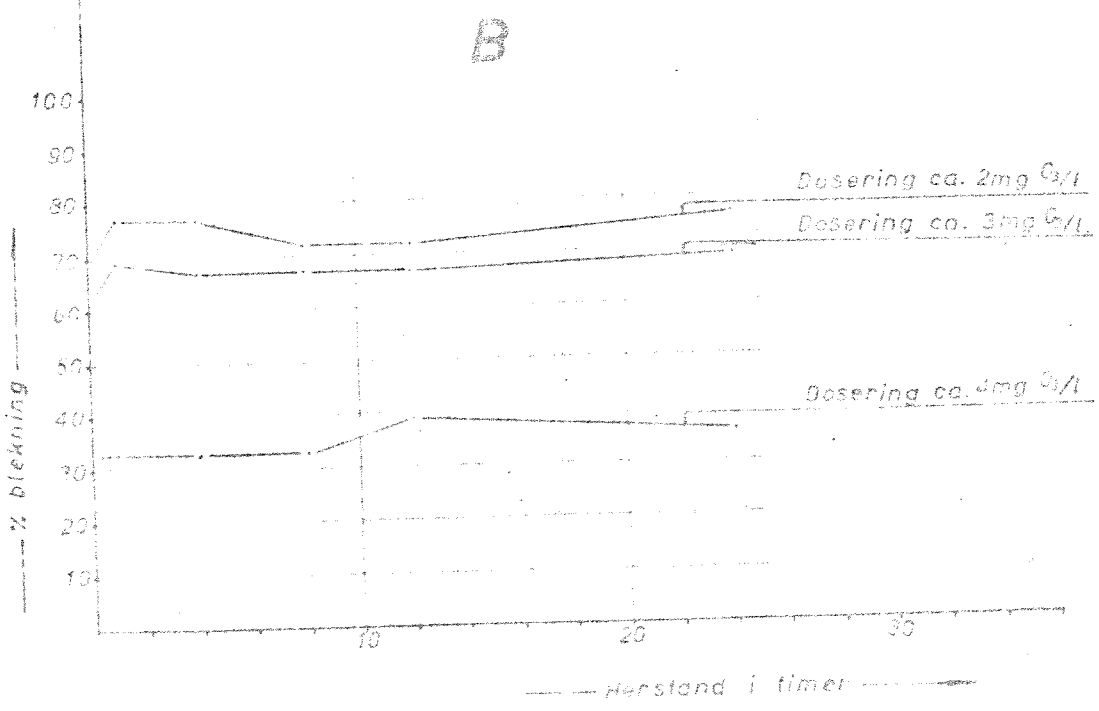
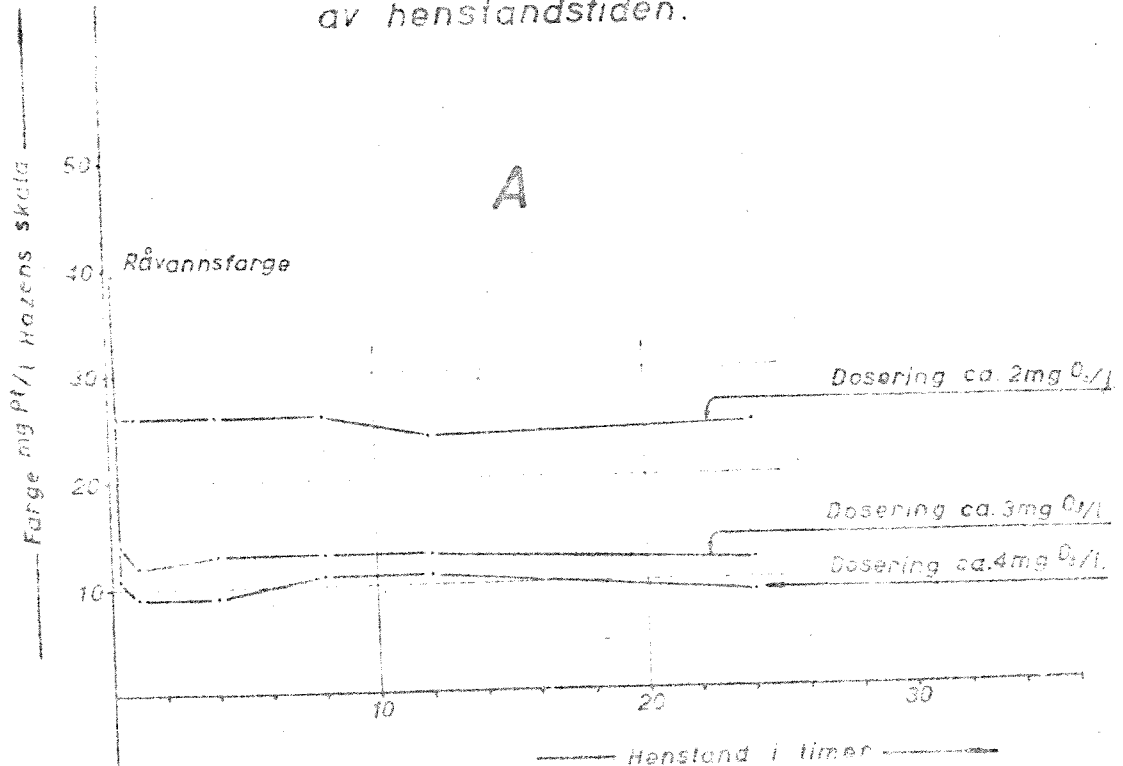
B.R.13-5-59.



Blekning av råvann
med klordioksyd
temperatur 12 °C.
Råvannsfarge 45mg Pt/l.

B.R. 12-5-59.

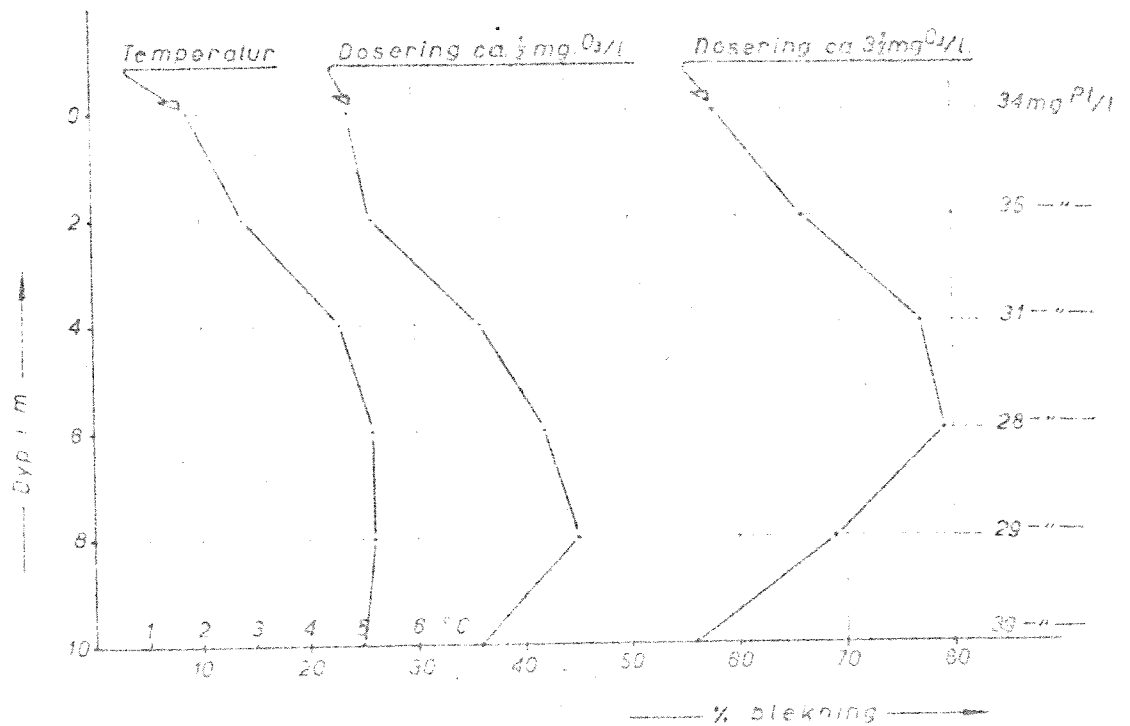
Blekningens avhengighet av henstandstiden.



E. A., 20-5-55.

Bleke-effekten for to
ozon-doseringer ved forskjellige dyp.

Råvannfargene er angitt med små tall.



B R. 21-5-59.