

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING
BLINDERN

O-123

UNDERSØKELSE AV REINSVATN SOM DRIKKEVANNSKILDE
Utført i tidsrommet mai 1959 - februar 1960.

INNHold

1. Innledning	side 1.
2. Reinsvatn	" 2
3. Hydrografiske forhold	" 2
4. Kjemisk sammensetning	" 3
5. Bakteriologiske forhold	" 4
6. Diskusjon	" 6
7. Ozoneringsforsøk	" 9
8. Konklusjon	" 13

5 figurer
12 tabeller.

Saksbehandler: siv.ing. Kjell Baalsrud
Rapporten avsluttet 10 september 1960.

1. INNLEDNING.

Etter konferanser med Byingeniøren i Steinkjer våren 1959 påtok vårt institutt seg å utføre en orienterende undersøkelse av Reinsvatnet med henblikk på å vurdere dets brukbarhet som fremtidig drikkevannskilde. Det ble lagt opp et program for undersøkelsene, som innebar at det praktiske arbeid i marken skulle foregå fra mai 1959 til februar 1960. Arbeidet besto dels i temperaturmålinger som ble foretatt ved Byingeniøren i Steinkjer, dels av bakteriologiske undersøkelser, hvor prøvene ble tatt av kontrollveterinær I.Sjaastad, Steinkjer og analysene utført av byveterinær E.Eieland, Trondheim, og dels av hydrografiske undersøkelser og forsøk med merkebakterier som ble utført av oss. Resultatene, som fremlegges i denne rapport, har fulgt dette oppsatte program. Siv.ing. V.Haffner, Statens institutt for folkehelse har fulgt undersøkelsene, han deltok også ved programmets opplegg.

I tillegg til det oppsatte program er det blitt utført forsøk med ozon for å bedre vannets kvalitet spesielt med henblikk på å redusere fargen. Disse forsøkene ble utført i et feltlaboratorium på stedet i november 1959 med vann fra Reinsvatnet.

Gjennomførelsen av hele det praktiske undersøkelsesprogram har gått glatt takket være utmerket hjelp fra alle som har deltatt i arbeidet.

2. REINSVATN.

De viktigste karakteriserende data for Reinsvatn er følgende:

Overflate	2,9 km ²
Dybde	46 m
Volum	50.5 mill. m ³
Middeldyp	19 m

Morfometrisk er Reinsvatnet preget av at det er bratte strender slik at det er lite med grunne områder. Ved Eidsmo's oppmåling er det blitt foretatt en opplodding av innsjøen og tegnet et kotekart med 1 meters ekvidistanse. På grunnlag av dette kartet har vi tegnet en forenklet kartskisse, se fig. 1, med noen karakteristiske dyp. Innsjøens dypeste punkt ligger i en relativt trang forsenkning, slik at vannvolumet i denne dypeste del av innsjøen er lite i forhold til vannet forøvrig.

Byingeniør Balgaard, Steinkjer, har foreslått vanninntaket anbragt som avmerket på fig. 1. Under befaring i 1946 fant dr.techn. S.Stene denne plassering tilfredsstillende.

Nedslagsfeltet for vassdraget målt til Reinsvatnets utløp har vi funnet å være 1.560 km². Norges vassdrags- og elektrisitetsvesen har faste målestasjoner ved elvene Ognå og Sanddøla (syd og nord for Reinsvatnets nedslagsfelt.) Middeltallet av verdier fra disse målesteder viser et gjennomsnittlig årsavløp på 35,9 l/sek/km². Vannføringen ut av Reinsvatnet skulle etter det i middel svare til 56 m³/sek. Ved denne midlere vannføring vil den teoretiske oppholdstid av vannet i de øverste 10 m være 5,6 dager og i hele innsjøen 10,5 dager. Disse tall viser at Reinsvatnet er karakterisert ved et stort gjennomløp i forhold til volumet.

3. HYDROGRAFISKE FORHOLD.

De hydrografiske forhold i Reinsvatnet er først og fremst karakterisert ved temperaturfordelingen. Temperaturmålinger i forskjellige dyp ble foretatt 5 ganger i løpet av observasjonstiden. På grunnlag av disse tall er det tegnet et isotermkart for de øverste 20 m, Se fig. 3. I tillegg til disse 5 serier er det blitt foretatt

daglige målinger av temperaturen i Reinsvatnets overflate i perioden mai-desember 1959 og i april-mai 1960, se fig. 4. Disse verdier er også tatt til hjelp ved beregning av isotermene. Selv om antall målinger er noe lite for detaljerte utledninger, fremgår hovedtrekkene i de hydrografiske forhold tilstrekkelig tydelig.

Innsjøen er holomiktisk, d.v.s. det foregår regelmessig omveltning av vannet fra bunn til topp hver høst og vår. I periodene i mellom, om vinteren og om sommeren, opptrer det en temperaturbetinget lagdeling av vannet. Det sees av figur 3 at under et dyp på ca. 10 m stiger temperaturen om sommeren ikke over $+10^{\circ}$, og om vinteren synker den ikke under $+1^{\circ}\text{C}$. Ut fra temperaturforholdene vil det være naturlig å basere vannforsyningen på vann som tas under 10 m-dypet. Det er foretatt bestemmelse av oppløst oksygen i vannet og resultatene viser at det til alle tider er nær metning av oksygen i alle dyp av innsjøen. Dette viser at forholdene i innsjøen ikke er påvirket av de biologiske prosesser. Oksygenverdiene finnes i tabell 1 til 4 (s.19-22). 21. februar 1960 ble det påvist bare 53,5 % metning på 41 m dyp. Denne prøve er tatt meget nær bunnen, slik at verdien ikke kan tas som representativ for de frie vannmasser.

De daglige temperaturmålinger viser at fullsirkulasjonsperiodene i Reinsvatnet strekker seg over relativt lange tidsrom slik som man gjerne finner det i innsøer som er preget av stor gjennomstrømning.

4. KJEMISK SAMMENSETNING.

Den kjemiske sammensetning av vannprøver fra Reinsvatnet er vist i tabellene 1 til 4. Det fremgår av resultatene at vannets kjemiske egenskaper stort sett varierer innen trange grenser. Vannets ledningsevne og dermed innhold av uorganiske salter varierer meget lite. For fargeverdiene kan det merkes visse variasjoner som sannsynligvis henger sammen med årstider og avrenningsforhold. Stort sett ligger fargen i området 30 -40 mg Pt/l. Turbiditeten er overveiende i området 0,5 - 1,0 mg SiO_2 /l, hvilket ansees helt tilfredsstillende. Enkelte høyere verdier er observert. Dette skyldes dels prøver tatt i overflaten

hvor forholdene kan variere noe, dels at prøver er tatt noe nær bunnen og påvirket av bunnen under prøvetagningen.

De relativt konstante kjemiske forhold som er observert i Reinsvatnet kan forklares av vassdragets utformning, idet vannet i Reinsvatnet bestemmes av vannet som renner ut fra Snåsavatnet. Denne innsjø er så stor at vannet får en betydelig oppholdstid og variasjoner i tilløpenes kjemiske sammensetning kan jevne seg ut.

Det er tidligere foretatt en del kjemiske undersøkelser av vannprøver fra Reinsvatnet ved Statens institutt for folkehelse. Disse resultater stemmer godt overens med de som er rapportert her. Ved en anledning ble det samtidig tatt prøver ved utløpet av Snåsavatn, utløpet av Fossemvatn og utløpet av Reinsvatn. Denne analyseserie fra 10 febr. 1959 viser at vannet har samme egenskaper alle tre steder.

I følge de kjemiske analyser er vannet fra Reinsvatn i bruksmessig forstand vel egnet som drikkevann, bortsett fra at fargen er noe høy.

5. BAKTERIOLOGISKE FORHOLD.

5.1 Koliforme bakterier og kimtall.

I løpet av 1959 er det tatt en rekke serier med vannprøver som er blitt bakteriologisk undersøkt. Resultatene er vist i tabellene 5 og 6. Særlig interesse for å bedømme vannets hygieniske egenskaper har antallet koliforme bakterier. I følge tabell 5 (s.23) er det jevnt over et visst lite innhold av koliforme bakterier. Disse bakteriene gjør seg gjeldende mer eller mindre i alle dyp ned til 20 m og finnes, som ventet, i noe større tall i elvestrykene ved Fossem og ved Sunnan.

Ved flere anledninger ble det foretatt nærmere undersøkelse for å konstatere om noen av de koliforme bakterier kunne identifiseres som E.coli. Dette ble jevnlig funnet å være tilfelle; f.eks. ble det i prøvene fra 18/11 funnet at 70 % av de koliforme bakterier var E.coli.

Der er med andre ord grunn til å betrakte alle koliforme bakterier som tegn på kloakkforurensninger. Dette er også hva en må vente ut fra forholdene langs vassdraget.

I vannprøvene er videre kimtallet bestemt. Resultatene, fig. 6, viser jevnt over meget lave kimtall som viser at vannet i vanlig bakteriologisk og biologisk forstand må betraktes som meget rent.

De bakteriologiske undersøkelser viser at forholdene ikke gir grunn til noen hygieniske betenkeligheter, bortsett fra at vannet må underkastes en mild desinfeksjon før det sendes til forbrukeren.

5.2 Forsøk med merkebakterier.

De vanlige bakteriologiske analyser av vannprøver viser de forhold som til enhver tid hersker i de forskjellige steder i vannmassene. I tillegg til opplysninger disse analyser har gitt for Reinsvatnet, var det ønskelig å få et visst innblikk i de dynamiske forhold: hvor fort en bakteriologisk forurensning kan spre seg i vassdraget og hvor sterkt den kan gjøre seg gjeldende. Det ble utført ialt 3 forsøk med merkebakterier, som ble tilført vassdraget fra demningen ved Sunnan.

Forsøk I.

Utslipp av $5 \cdot 10^{13}$ levende Serratia indica den 16/10-59 kl. 11⁰⁰. Det var isoterme forhold i Fossemvatn og Reinsvatn og temperaturen var 9,0°. Det innkommende vann fra Snåsavatn var noe kaldere slik at det hadde en tendens til å fordele seg i dypbden. Dette merkes på resultatene av prøver tatt i Fossemvatn rett utenfor tilloppet ca. 5 timer etter utslippet. Senere sørget fullsirkulasjonen for noenlunde jevn fordeling av bakteriene i begge innsjøene. Tabell 7 (s. 24) gjengir resultatene.

Forsøk 2.

Utslipp av 10^{13} levende Serratia indica den 4/12-59 ca. kl. 12⁰⁰. På grunn av storm var det ikke mulig å få tatt prøver fra båt før dagen etter utslippet. Fordelingen var etter ca. 24 timer ganske jevn i begge innsjøene med 16 gjenfunne Serratia indica i 22 prøver á 50 ml.

Forsøk III.

Utslipp av $2 \cdot 10^{14}$ levende Serratia indica den 18/2-60 kl. 11⁰⁰. Denne gang var alle innsjøene islagt, mens elvestrykene var åpne. I stryket mellom Fossemvatn og Reinsvatn ble det målt en temperatur av $0,8^{\circ}$ og i utløpsvannet fra Reinsvatn $0,75^{\circ}$. Dette viser at den vannmasse som kom fra Snåsavatn og gikk gjennom innsjøene nedenfor hadde en temperatur på ca. $0,8^{\circ}$. De første 10 timer etter utslippet ble det tatt hyppige prøver i elvestryket ved Fossem og utløpet av Reinsvatn. Resultatene, se tabell 7 (s. 24) viser at de første merkebakterier nådde disse stedene i løpet av meget kort tid. Fordelingen i de følgende tidsrom fremgår av tabell 9 (s. 26). Det sees av resultatene at det er i de øvre 4 - 8 meter de fleste merkebakteriene blir gjenfunnet. Bare nær utslippsstedet i Fossemvatn var det større konsentrasjoner dypere nede. Det kan tenkes å være forårsaket av hvirveldannelser ved elvemunningen. Antallet merkebakterier sluppet ut svarte til ca. 100 pr 50 ml ved jevn fordeling i de samlede vannmasser i Fossemvatn og Reinsvatn. At vi ikke gjenfinner så store tall kan dels forklares ved at det raskt skjedde videre transport av merkebakteriene ut av Reinsvatn og dels ved at det var en viss dødelighet.

De tre forsøkene med merkebakterier synes å gi tilfredsstillende svar på spørsmålet hvorvidt massiv infeksjon ved det tenkte inntaksstedet kan tenkes å forekomme.

6. DISKUSJON.

Forholdene i Reinsvatnet er preget av at hovedtillopet kommer fra den store innsjøen Snåsavatn. Denne innsjøen er så stor at vannets egenskaper holdes relativt konstante. Det vann som renner ut av Snåsavatn passerer Fossemvatn før det kommer til Reinsvatn. Den morfologiske form på Fossemvatn og Reinsvatn er ganske like og de er omtrent like store. Fossemvatn virker som en utjevne faktor som ytterligere forårsaker at det vann som tilføres Reinsvatnet har konstante egenskaper og også temperaturmessig varierer ganske langsomt. Vannet er bløtt, svakt surt og ellers preget av et visst humusinnhold. Disse humusstoffene tilføres vassdragenen gjennom tilløpsbekkene til Snåsavatn.

Enkelte av disse er tildels sterkt humusførende. Humusinnholdet undergår sannsynligvis en viss reduksjon under oppholdet i Snåsavatn. Innholdet av humus vises først og fremst ved vannets farge og dets permanganattall.

Den store vanngjennomstrømning som preger forholdene i Reinsvatnet, virker både heldig og uheldig. Dels er det gunstig idet bakteriologiske forurensninger lenger oppe i vassdraget blir sterkt for-
tynnet i de store vannmasser. Den store gjennomstrømning bevirker også at vannet ikke uheldig påvirkes av den store aktivitet med tommertransport og tommeropplag som foregår i selve Reinsvatnet. Den store gjennomstrømning er imidlertid også uheldig, for såvidt som vannet ikke får tid til å bli lagret så lenge i innsjøen at det kan undergå vesentlig selvrensning og forbedring, og det bidrar til at temperaturvariasjonene selv på dyp ned til 20 m er relativt store fra sommer til vinter.

De bakteriologiske undersøkelser viser en jevn, men svak forurensning av vassdraget. Forurensningen er idag så liten at den i og for seg ikke medfører større hygieniske bekymringer.

Før vann fra Reinsvatn kan nytes som drikkevann er det:

1. nødvendig å desinfisere vannet,
2. ønskelig å redusere fargen.

Med tiden kan selvfølgelig den kloakkmessige påvirkning av vassdraget bli større, det er derfor viktig å danne seg en bakgrunn for å bedømme hvorledes de hygieniske forhold kan forandre seg i fremtiden.

Den store vannføring i vassdraget medfører allerede en viss hygienisk sikkerhet. De tre store innsjøer som ligger på rad, fører til en ytterligere fortynning og selvrensning av en eventuell kloakktilførsel.

Snåsavatn har en overflate på 117 km^2 , med største dyp 115 m. Anslagsvis er vannvolumet i Snåsavatn ca. 5000 millioner m^3 . En innsjø av denne størrelse vil kunne tåle en viss tilførsel av kloakkvann uten at vannkvaliteten lider nevneverdig. En forurensning som tilføres vassdraget nedenfor Snåsavatn vil selv-

følgelig kunne gjøre seg sterkere gjeldende. Skjer tilførselen til eller ovenfor Fossemvatn vil denne innsjøen virke som en stor utjevner og redusere belastningen på vassdraget nedenfor. Volumet av Fossemvatn er av Byingeniøren i Steinkjer kalkulert til ca. 65 millioner m³. Skjer tilførselen til stryket ved Fossem, eller direkte til Reinsvatn, vil det kunne ha den mest direkte innflytelse på forholdene i Reinsvatn. Den store vannmasse som til enhver tid strømmer gjennom Reinsvatnet vil i regelen passere rett gjennom uten å fortykke seg med hele innsjøen. Det er derfor viktig at inntaket ikke plasseres slik at vann fra Fossemstryket eller overflatelaget kan ta veien direkte til inntaket. Av temperaturforholdene i innsjøen gjennom året kan vi se at den vanlige snarveien for vannet gjennom innsjøen går i de øvrige 10 m. I de forholdsvis lange fullsirkulasjonsperioder vår og høst vil blandingen av vannmassene være så god at det er vanskelig å tenke seg en kortslutning hvorved en massiv forurensning vil kunne nå et dypere liggende vanntak på det planlagte sted.

Forsøk med merkebakterier har bestyrket disse resonnementer. Ved alle tre utslipp har det vist seg at det skjer en rask fordeling av merkebakterier i vannmassene. Fordelingen er overensstemmende med de hydrografiske forhold. Utslippet av merkebakteriene skjedde alle tre ganger ved Sunnan og resultatene viser at Fossemvatnet i betydelig grad tar av for Reinsvatnet. Ved siste utslipp, februar 1960, ble det dosert $2 \cdot 10^{14}$ levende bakterier. Dette svarer til antallet koliforme bakterier som kommer fra ca. 100 000 personer i løpet av en dag ved direkte kloakkutslipp.

Ved økende tilførsel av kloakk til vassdraget ovenfor Reinsvatn må man vente en viss økning av tarmbakterier i vannmassene. Denne økning vil foregå langsomt og jevnt, idet de hydrauliske forhold i vassdraget er slik at det vanskelig kan tenkes å oppstå plutselige tilførsler av kloakkrikt vann til et vanninntak i den dypere del av Reinsvatn.

Det er ønskelig å basere en eventuell vannforsyning på råvann fra Reinsvatnets dypere vannlag. I følge de hydrografiske og bakteriologiske resultater er det ønskelig å bruke vann fra under 10 m dyp. Ellers er det generelt ønskelig i dette tilfelle å ta vannet så dypt som mulig.

Av magasinkurven, fig. 2, fremgår det hvor meget vann som er tilstede i de forskjellige dyp. Antar vi eksempelvis et fremtidig vannforbruk på 10 000 m³ pr døgn, svarer det til 1,8 mill. m³ pr 6 måneder som er den lengste tid en lagdeling kan bestå i Reinsvatn. 1.8 mill. m³ er volumet av et ca. 1 m tykt sjikt på 15 m dyp, eller et 3,5 m tykt sjikt på 25 m dyp. Det er med andre ord rikelige vannmengder i disse dyp til at vannforsyningen i lagdelingsperiodene kan baseres på dem.

7. OZONERINGSFORSØK.

7.1 Generelt.

Hensikten med forsøkene var å undersøke i hvilken grad ozon kan bleke vann fra Reinsvatn. Forsøkene ble utført ved Fossheimstranda ved Reinsvatn i tidsrommet 2 - 7/11, 1959. Her var det i forsøksperioden oppsatt en transportabel arbeidsbrakke hvor forsøkene og de kjemiske analysene ble utført. Vannet ble pumpet gjennom en plastledning fra et punkt ca. 100 m fra stranden og et dyp på ca. 5 m. Vannet ble ført direkte til ozonapparatet som var plasert i arbeidsbrakken.

Fargen på vannet i Reinsvatn skyldes humuskomponenter. I humuskomponentene (humusmolekylene) inngår fargebærende eller kromofore bindingsgrupper som reagerer med ozon og omdannes til fargeløse bindingsgrupper. Humusmolekylet omdannes med andre ord under blekeprosessen, men det nedbrytes ikke fullstendig. Man kan derfor ikke vente at vannets permanganattall reduseres i samme grad som fargetallet. Visse kromofore grupper i humuskomponentene reagerer langsomt eller overhode ikke med ozon. I slike tilfelle inneholder vannet en restfarge etter ozoneringen.

7.2 Råvannet i forsøksperioden.

Tabell 10 (s.29) viser variasjonene av temperatur, farge, pH, turbiditet og permanganattall i forsøksperioden. Verdiene for temperatur, pH, turbiditet og permanganattall varierer så lite at man må anta at variasjonene var uten betydning for forsøkene. Fargen derimot viste såpass store variasjoner at det muligens kan forklare visse mindre uregelmessigheter som forekom i de senere utførte blekingsforsøk.

7.3 Eksperimentelt.

Ozoneringsforsøkene ble utført med et KERAG-Ozon-Testgerät. I dette apparatet varierer oppholdstiden av det ozonerte vann avhengig av vannføringen gjennom apparatet. Apparatet kan ikke benyttes for kontinuerlig ozonering over lengre tidsrom (maks. driftstid 10 - 20 min). Det er ikke konstruert for utførlige teknisk - økonomiske beregninger over selve ozoneringsprosessen, men for å bestemme virkningen av bestemte ozondoser på vannet. Ozondosen bestemmes ved jodometriske gassanalyser som differens mellom den mengde ozon som er produsert og den restmengde ozon som avgis til atmosfæren i avgassen etter prosessen. Bestemmelsene er beheftet med enkelte feilkilder og vi regner med at ozondosen kan bestemmes med 10 - 15 %'s presisjon. Fargen av råvannet og det ozonerte vann ble målt i et EEL-Absorbtiometer. I dette apparat kan fargen bestemmes med en nøyaktighet av ± 1 mg Pt/l. Det ozonerte vann ble fylt på plastflasker og vannet ble undersøkt på fargereduksjon, permanganattall, turbiditet, pH m.v. etter visse tidsintervall.

Under forsøkene ble det tatt prøver av det vann som passerte gjennom ozonapparatet, uten og med ozonproduksjonen i gang. Hvert forsøks blindverdi ble altså bestemt for seg. Ved raske råvannsvariasjoner er det på grunn av tidsforsinkelsen mulighet for uoverensstemmelse mellom forsøkets blindverdi og utgangsverdien ved ozoneringsforsøket. Selv om de forskjellige feilkilder bør tas i betraktning ved bedømmelse av de enkelte tall, skulle de imidlertid influere lite på det bilde som forsøksseriene gir.

I KERAG's Ozon-Testgerät kan ozondoseringen varieres på to forskjellige måter: enten ved å variere ozonproduksjonen og dermed ozonmengden i luften eller ved å variere vannføringen som igjen bestemmer vannets oppholdstid i ozoneringskammeret. Erfaringene synes å vise at begge disse måter å regulere ozondosen på gir overensstemmende resultater.

7.4 Resultater.

Fargereduksjonens konstans. Av hensyn til ozonblekingens praktiske verdi er det viktig å undersøke om blekeprosessen er reversibel, d.v.s. om vannets farge kan vende tilbake etter en viss tid.

I tabell 11 (s. 25) er vist at fargen er konstant fra umiddelbart etter ozoneringen til 23 timer etter at ozoneringen er utført. Lagringsforsøk over lengre tid enn et døgn ansees ikke nødvendig. Blekingen er momentan og blekeprosessen er irreversibel.

Blekeeffekten i forhold til ozondoseringen. Blekeeffekten ved stigende ozondose ble undersøkt i tre forsøksserier. I første serie varierte ozonkonsentrasjonen i luften i området 17 - 19 mg O_3 /1 luft, mens vannføringen gjennom apparatet varierte fra 2 - 20 l/min. I denne forsøksserien ble altså ozonkonsentrasjonen i luften holdt på et praktisk talt konstant nivå, og ozondosen i vannet ble derfor bestemt alene av vannføringen gjennom apparatet. Resultatene av denne forsøksserien er fremstilt i fig. 5, som viser at en råvannsfarge på 38 mg Pt/1 ble redusert til ca. 12 - 15 mg/1 når ozondoseringen lå i området 2,0 - 3,0 mg O_3 /1. Kurvens forløp viser at mindre ozondoseringer hadde relativt større effekt enn større ozondoseringer.

De to neste forsøksseriene ble utført ved vannføringer på henholdsvis 5 l/min og 10 l/min. I hver serie ble ozonproduksjonen variert slik at den alene bestemte ozondosen som ble tilført vannet. For begge disse forsøksseriene varierte råvannets farge ganske sterkt og vi regner med at dette delvis kan forklare at resultatene med hensyn til bleking i disse to forsøksseriene viste mindre reduserbarhet enn i første forsøksserie. Resultatene for tredje forsøksserie er også inntegnet på fig 5. Stort sett var blekevirkningen for 2. og 3. forsøksserie større enn for første forsøksserie. I doseringsområdet 2,5 - 3,0 mg O_3 /1 er overensstemmelsen mellom de tre forsøksseriene god og man ser at her er blekingen av størrelsesorden 65 - 70 %.

Permanganattall, pH og turbiditet ved forskjellige ozondoser. Resultatene fra våre tre forsøksserier med hensyn til permanganattall, pH og turbiditet på ozonert og ikke ozonert vann er fremstilt i tabell 12 (s. 29).

Det fremgår av tabellen at ozoneringen medfører en reduksjon i permanganattallet, og reduksjonen er større jo større ozondosen er. På samme måte som for fargetallet gir imidlertid små ozondoseringer relativt større reduksjon i permanganattallet enn

I området omkring 1,0 mg O_3 /l vil den prosentvise reduksjon i kalium-permanganattall pr. mg O_3 dosert til vannet ligge omkring 10 %, men i doseringsområdet 2,0 - 3,0 mg O_3 /l vil prosenten ligge på ca. 6 - 8 %.

Tabellen viser at ozonert vann hadde lavere pH enn ikke ozonert vann. Dette henger sammen med at ozoneringen førte til dannelsen av enkelte sure grupper i de organiske humuskomponentene. Senkningen i pH var større jo større ozondoseringen var. Når ozondoseringen lå i området 2,0 - 3,0 mg O_3 /l var pH-reduksjonen 0,2 - 0,3 pH-enheter.

Tabell 12 (s.29) viser endelig at ozoneringsforsøkene foregikk med vann som hadde lav turbiditet. Kjemisk sett er det lite trolig at så lave turbiditeter skal influere i særlig grad på ozoneringsprosessen, og vi har ikke funnet noen relasjon mellom turbiditet og ozonering.

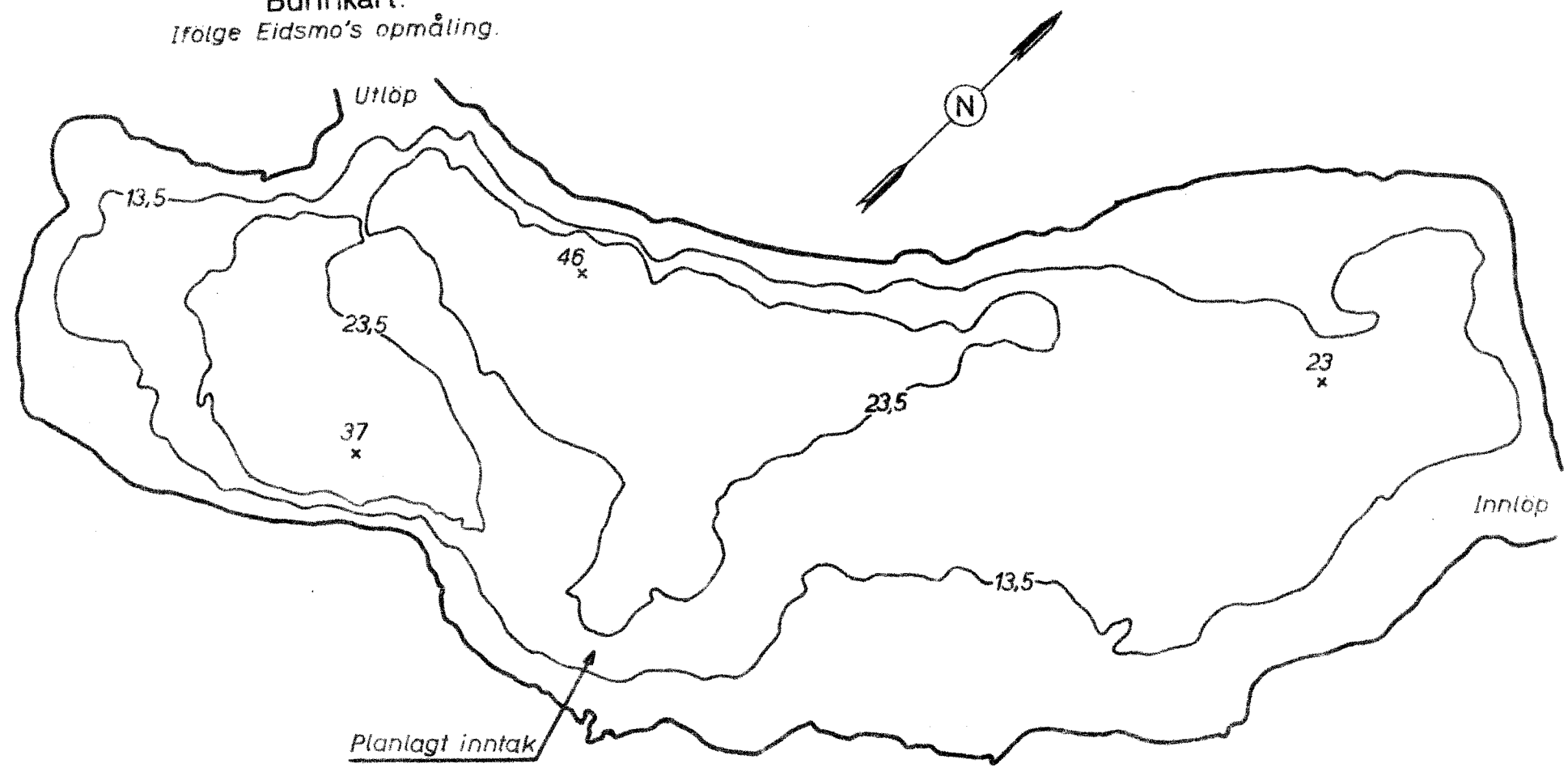
Restozon i vannet etter ozonering. Når ozon tilsettes vann, vil reaksjonen mellom ozonet og vannets komponenter føre til at ozonkonsentrasjonen langsomt synker for tilslutt å forsvinne helt. Mengden av ozon som til enhver tid er tilstede i vannet som fritt ozon kalles restozon. I våre forsøk ble restozon bare påvist i to tilfeller, nemlig når ozondoseringen var 4,2 og 4,5 mg O_3 /l.

Ozon er kraftig desinfeksjonsmiddel som f.eks. virker hurtigere desinfiserende enn fritt klor. Den desinfisering av vann fra Reinsvatn som kan ventes ved doser på 2 - 3 mg ozon/l, antas rikelig tilstrekkelig for å tilfredsstille de hygieniske krav til vannet.

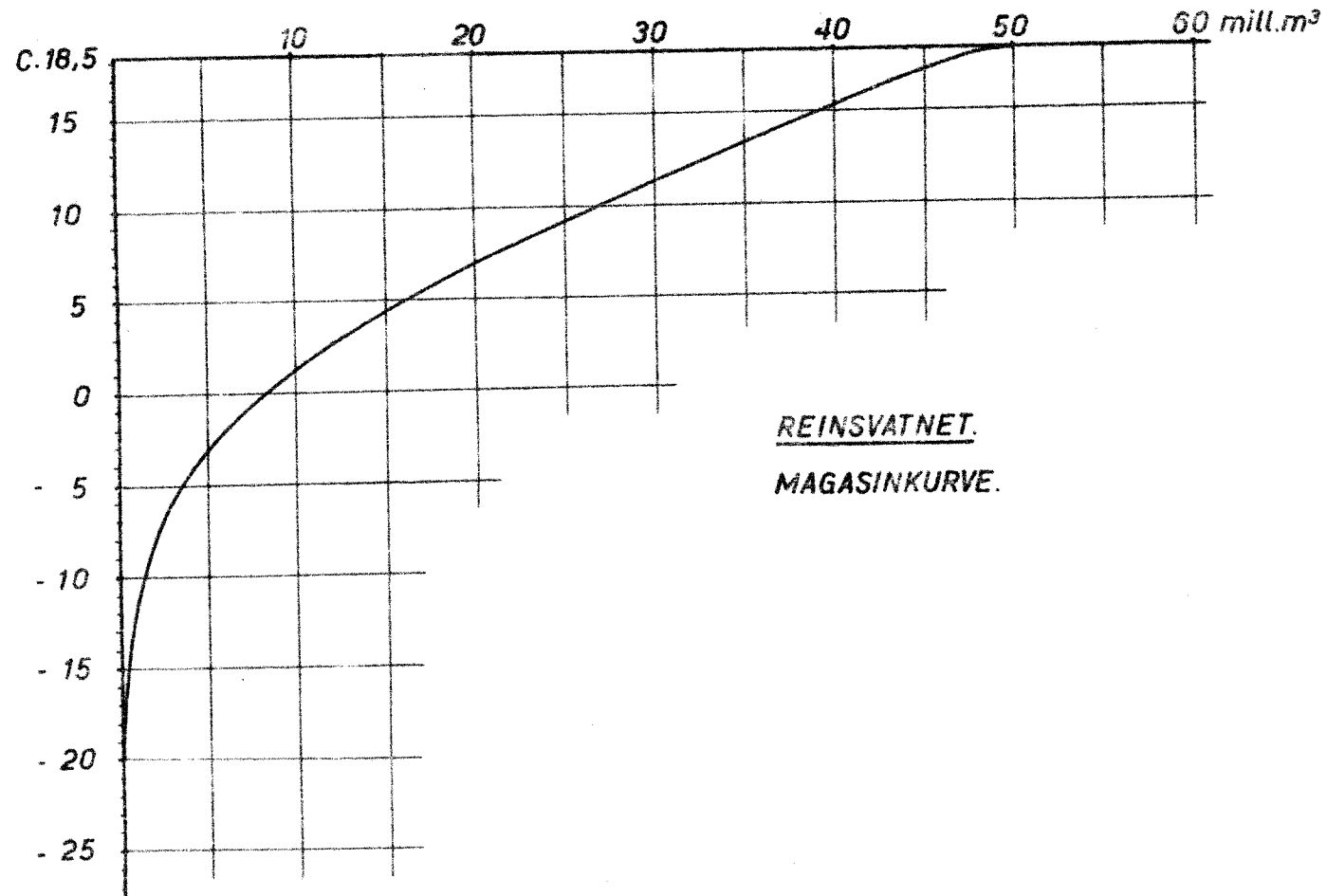
8: KONKLUSJON.

1. De hydrografiske undersøkelser har vist at Reinsvatnet - som norske innsjøer flest - har en temperaturbetinget lagdeling sommer og vinter med full vertikal sirkulasjon av vannmassene vår og høst. Reinsvatnet er preget av en stor gjennomstrømming og har relativt langvarige fullsirkulasjonsperioder.
2. I følge de kjemiske analyser holder vannkvaliteten seg ganske konstant. Vannet er bløtt, svakt surt og ellers preget av et visst humusinnhold. Vannets farge er således noe høy, ellers er det fysisk-kjemisk i bruksmessig forstand helt tilfredsstillende som drikkevann.
3. De hygieniske forhold er vurdert på grunnlag av befaringer, vanlige bakteriologiske undersøkelser og spesielle forsøk med merkebakterier. Det er idag en svak, men regelmessig forurensning med tarmbakterier i vannet. Man må være forberedt på øket tilførsel av forurensninger til vassdraget i fremtiden. På grunn av forhold som henger sammen med vassdragets store vannføring og dynamikken i innsjøene Snåsavatn, Fossemvatn og Reinsvatn, vil det ikke kunne ventes at forurensningene i den dypere del av Reinsvatnet, hvor vanninntaket er tenkt lagt, vil anta betenkelige dimensjoner.
4. Volumet av Reinsvatn i forskjellige dyp er stort i forhold til den planlagte vannforsyning, slik at det er fullt mulig å basere vannforsyningen på vannet i de dypere lag, ved inntak på 15 - 20 m dyp.
5. På grunnlag av foranstående vil vi anbefale Reinsvatn som ny drikkevannskilde. Den behandling av vannet som er ønskelig for det sendes på nettet som drikkevann kan formuleres slik:
 1. vannet må desinfiseres
 2. vannet må passere filter eller sil
 3. vannet bør behandles med henblikk på fargereduksjon.
6. Spesielle forsøk med ozon har vist at doser på 2,5 - 3,0 mg ozon/l vann kan redusere fargen med 65 - 70 %. Da ozon samtidig er et kraftig desinfeksjonsmiddel, vil vi anbefale at de teknisk-økonomiske forhold for å behandle vannet med en ozoneringsprosess undersøkes nærmere.

REINSVATNET.
Bunnkart.
Ifølge Eidsmo's opmåling.



MAGASIN.



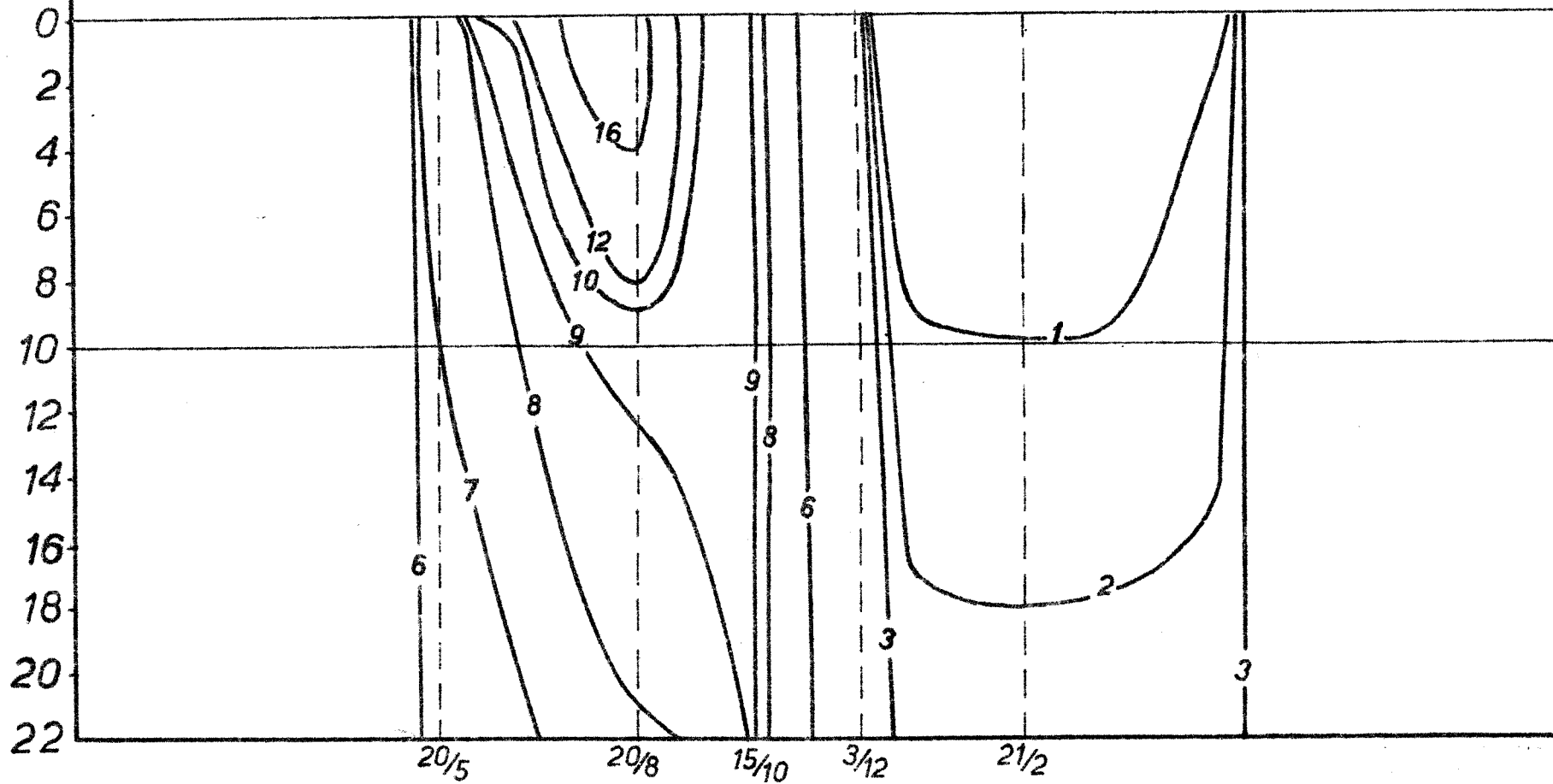
REINSVATNET.
MAGASINKURVE.

0-123.

REINSVATNET.

Isotermer i 1959-60.

dyp i m



0-123.

Reinsvatnet.

Daglige temperaturmålinger i 1959-60.

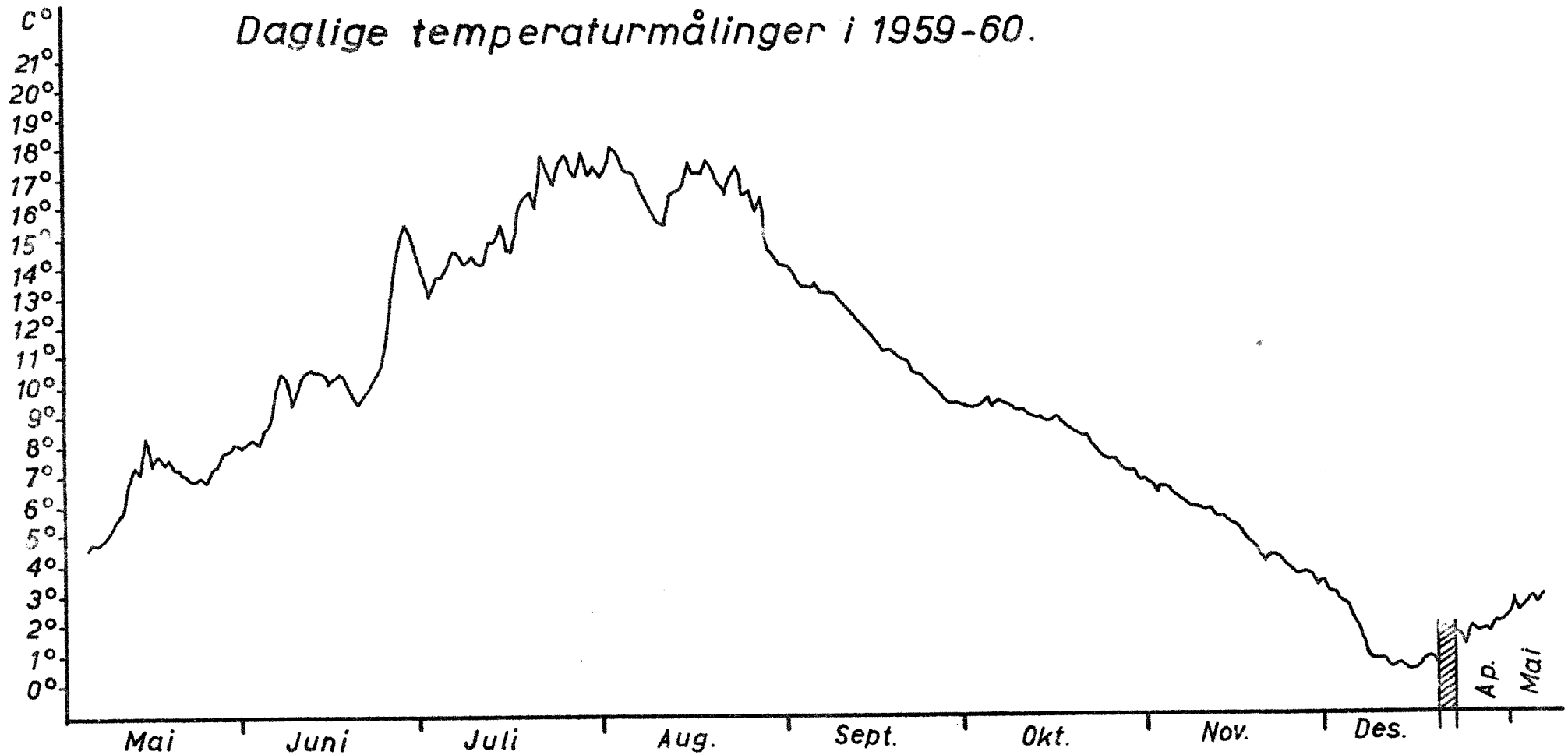
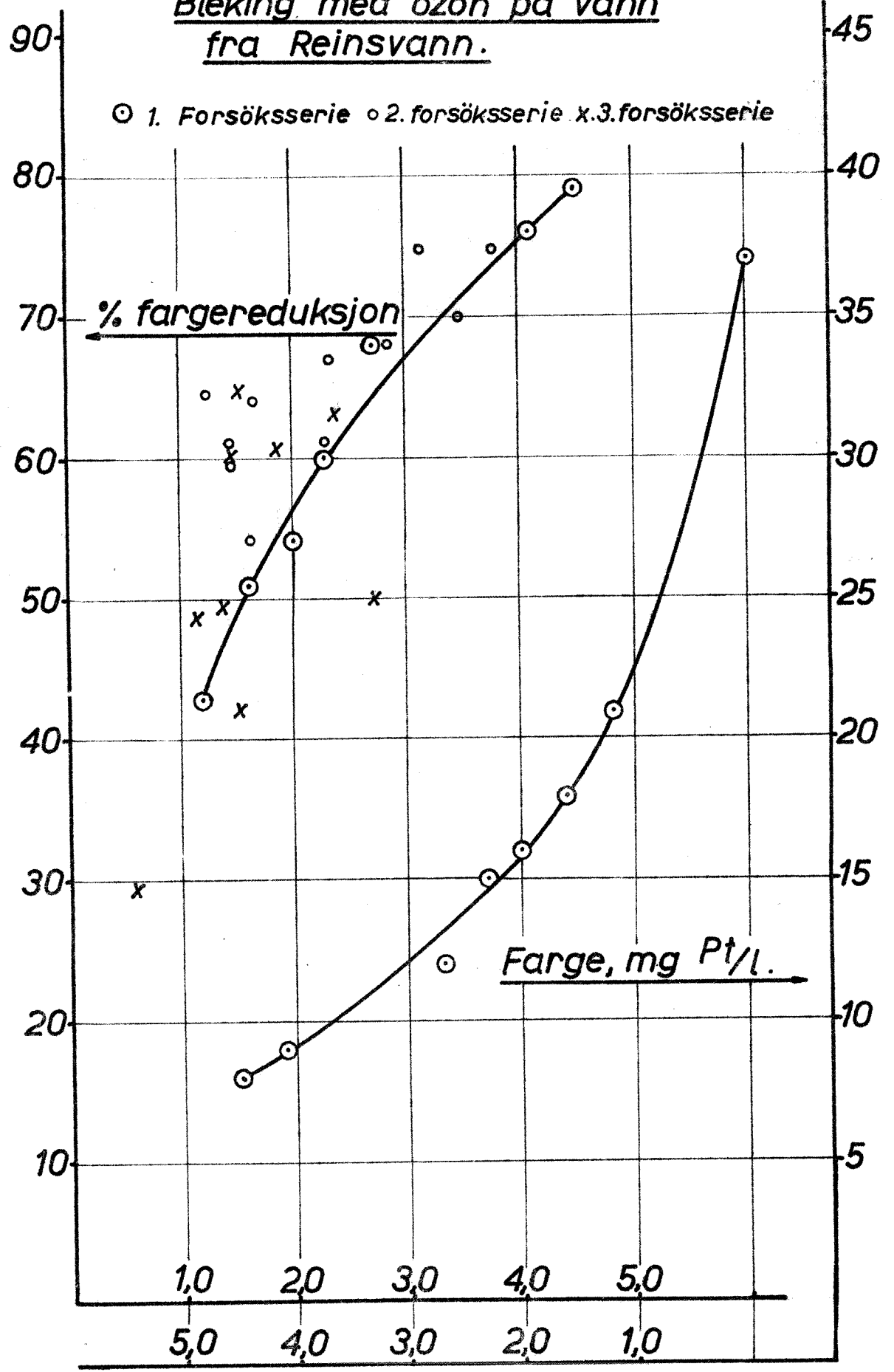


Fig. A
0-123

Bleking med ozon på vann fra Reinsvann.

○ 1. Forsöksserie ○ 2. försöksserie x. 3. försöksserie



← Dosering, mg O₃/l. →

Tabell 1.

Nytt vannverk Steinkjer.

Kjemisk-fysiske vannanalyser.

Reinsvatn, 20/5-1959.

m dyp	Temp. °C	Oksygen mg O/1	Oksygen % metn.	pH	Ledn. evne. 10^{-5} $^{\circ}20$	Farge mg Pt/1	Turbiditet mg SiO ₂ /1	Perm. tall mg O/1 *
1	7,4	12,4	106	7,0	4,17	38	1,0	4,8
4	7,2	12,4	106	7,1	4,19	38	0,9	4,8
8	7,1	12,6	107	7,1	4,01	38	0,8	4,7
12	7,0	12,6	107	7,1	4,12	38	0,8	4,9
16	6,9	12,6	107	7,1	4,19	37	0,8	4,6
20	6,7	12,5	105	7,1	4,19	37	0,7	4,4

Reinsvatn, 20/8-1959.

1	16,3	8,9	93,6	7,2	4,13	26	0,4	4,3
4	16,1	9,3	97,5	7,1	4,06	26	0,5	4,3
8	12,4	8,9	86,0	7,1	4,08	24	0,4	4,3
12	9,1	9,8	87,9	6,9	4,08	26	0,3	4,4
16	8,6	9,5	84,1	6,8	4,13	26	0,3	4,2
20	8,3	9,2	81,0	7,2	4,06	22	0,3	4,1

Fossemvatn, 20/8-1959.

1	16,2	9,4	98,1	7,0	4,04	26	0,5	4,6
4	15,7	9,2	95,0	7,1	3,98	24	0,4	4,3
8	13,2	8,9	87,6	7,1	4,02	24	0,4	4,2
12	10,0	9,9	90,6	6,9	4,02	24	0,3	4,2
16	8,9	10,0	89,0	6,8	4,17	28	0,3	4,7
20	8,6	9,5	84,0	6,8	4,08	24	0,3	4,4

* multipliseres tallene med 12,5 fås permanganat-forbruk som ml n/100 KMnO₄/1.

Tabell 2.

Nytt vannverk Steinkjer.

Kjemisk-fysiske vannanalyser.

Reinsvatn 15/10-1959.

m dyp	Temp. °C	Oksygen mg O/1	Oksygen %-metn.	pH	Ledn. evne $\cdot 10^{-5} \frac{1}{20^{\circ}}$	Farge mg Pt/1	Turbiditet mg SiO ₂ /1	Perm. mg O/1	Alkalinitet N/10 HCl/1	Hårdhet mg CaO/l
1	9,0	10,6	95,0	7,1	4,16	34	0,8	4,6	2,0	7,0
4	9,0	10,6	94,8	7,1	4,23	35	0,7	4,6	2,0	7,6
8	9,1	10,5	94,3	7,1	4,26	36	0,7	4,6	2,1	7,7
12	9,1	10,5	94,3	7,0	4,26	35	0,6	4,5	2,0	7,7
16	9,1	10,5	94,3	7,1	4,28	36	0,7	4,8	2,0	7,8
20	9,1	10,6	94,8	7,1	4,23	35	0,7	4,5	2,1	7,6

Fossemvatn 15/10-1959.

1	9,0	11,0	98,1	7,2	4,21	34	0,7	4,7	2,0	7,6
4	9,0	11,0	98,1	7,1	4,23	35	0,8	4,7	2,0	7,6
8	9,0	11,0	98,3	7,1	4,21	34	0,8	4,7	2,0	7,6
12	9,0	10,9	97,5	7,2	4,23	37	0,7	4,6	2,0	7,8
16	9,0	10,7	96,1	7,1	4,21	36	0,7	4,8	2,0	7,6
20	9,0	10,7	95,8	7,1	4,16	35	0,7	4,7	2,0	7,7

Tabell 3.

Nytt vannverk Steinkjer.
Kjemisk-fysiske vannanalyser.

Fossemvatn, 3/12-59:

m dyp	Temp. °C	Oksygen mg O/1	Oksygen %-metn.	pH	Ledneevne $\cdot 10^{-5}$, 20°	Farge mg Pt/l	Turbiditet mg SiO ₂ /l	Perm.tall mg O/1	Hårdhet mg CaO/l	Alkalinitet ml N/10 HCl/l
1	3,0	12,3	94,4	6,3	4,28	39	1,0	4,7	7,6	2,0
4	3,0	12,0	92,0	6,3	4,28	39	0,8	4,7	7,6	2,0
8	3,0	12,2	93,5	6,2	4,28	37	0,7	4,7	7,6	2,0
12	3,1	12,2	93,7	6,3	4,28	37	0,7	4,9	7,6	2,0
16	3,2	12,2	94,1	6,3	4,25	37	0,8	4,6	7,6	2,0
20	3,3	12,4	95,9	6,3	4,28	42	2,4	4,7	7,5	2,0

Reinsvatn, 3/12-59:

1	3,3	12,0	92,8	6,2	4,28	37	0,7	5,0	7,8	2,0
4	3,3	12,2	94,4	6,4	4,28	35	0,6	4,7	7,8	2,0
8	3,4	12,0	93,0	6,3	4,28	37	0,6	4,6	7,7	2,0
12	3,4	12,0	93,0	6,3	4,41	38	1,1	5,1	7,7	2,1
16	3,5	12,5	97,4	6,2	4,30	36	0,7	4,8	7,6	2,0
20	3,5	11,9	92,5	6,3	4,28	53	7,5	4,8	7,8	2,0

Tabell 4.

Nytt vannverk Steinkjer.

Kjemisk-fysiske vannanalyser.

Reinsvatn, 17/2-60:

m dyp	Temp. °C	Oksygen mg O/l	Oksygen %-metn.	pH	Farge mg E/l	Ledn. evne $\cdot 10^{-5}$, $\mu 20^{\circ}$	Turbiditet mg SiO ₂ /l	Perm. tall mg O/l	Hårdhet mg CaO/l	Alkalinitet ml N/10 HCl/l	Jern mg Fe/l	Mangan mg Mn/l
1				6,2	41	4,30	1,1	4,6	7,9	2,2	0,05	ikke påviselig
2	2,2	12,4	93,0									
4				6,3	40	4,27	1,1	4,6	7,7	2,2		
8				6,3	37	4,27	0,7	4,6	8,1	2,3		
12				6,2	37	4,33	0,7	4,6	8,0	2,2	0,07	ikke påviselig
16				6,2	35	4,25	0,5	4,4	8,2	2,3		
20				6,2	36	4,25	2,1	4,4	8,1	2,3	0,10	ikke påviselig

Reinsvatn, 21/2-60:

30	2,9	10,6	81,2	6,2	35	4,81	0,6	4,8	8,7	2,4		
41	3,5	6,9	53,5	6,1	41	6,94	2,3	4,7	12,6	2,7	0,11	

Fossemvatn, 17/2-60:

1				6,1	59	4,20	2,8	6,4	8,2	2,2	0,14	ikke påviselig
4				6,3	39	4,20	1,2	4,6	7,8	2,2		
8				6,2	36	4,25	0,8	4,4	7,9	2,2		
12				6,2	38	4,25	0,9	4,6	7,6	2,1	0,06	ikke påviselig
16				6,2	38	4,27	0,7	4,5	7,7	2,2		
20				6,2	38	4,27	1,0	4,5	8,0	2,2	0,05	ikke påviselig

Tabell 5.

0-123.

Koliforme bakterier pr. 100 ml
Utført av Byveterinæren i Trondheim, 1959.

	18/6	16/7	5/9	6/10	19/10	6/11	18/11	3/12
Reinsvatnet								
dyp 1 m	0	1	1	3	1	3	7	5
2 m		2	4	3		1	3	5
4 m	0	1	1	2	1	3	5	8
8 m	0	1	3	3	1	1	4	6
12 m	0	0	4	4	1	1	3	2
16 m	0	0	1	1	2	1	4	5
18 - 20 m	0	1	0	2	1	4	3	
Fossebrua	0	0	11	7	2	14	10	13
Sunnan	0	1	5	2	2	3	20	5

Tabell 6.

Kimfall pr. ml
Utført av Byveterinæren i Trondheim, 1959

	18/6	16/7	5/9	6/10	19/10	6/11	18/11	3/12
Reinsvatnet								
dyp 1 m	29	12	5	6	-	8	20	9
2 m		5	13	10		15	20	10
4 m	15	43	4	15	10	7	9	6
8 m	7	59	14	6	8	15	9	6
12 m	9	21	17	15	2	10	30	3
16 m	8	5	9	4	35	10	8	6
18 - 20 m	2	9	2	5	25	15	20	
Fossebrua	14	8	159	10	7	30	24	10
Sunnan	10	5	94	2	35	10	30	6

Tabell 7.

Forsøk med merkebakterier.

Utslipp av $5 \cdot 10^{13}$ Serratia indica fra dam ved Sunnan 16/10-59 kl. 11.00.

Tallene angir gjenfunne Serratia indica pr. 50 ml vannprøve.

m dyp:	Fossumvatn				Veibro Fossen			Reinsvatn									Utløp Reinsvatn		
	Nordre ende	Midten		Søndre ende	16/10	17/10	18/10	Nordre ende			Inntak		Bypeste punkt			16/10	17/10	18/10	
	16/10	17/10	18/10	16/10				17/10	18/10	17/10	18/10	16/10	17/10	18/10	16/10				17/10
0,5					3	0	0,5	-	0	0	0,5	0	1	0	0,5	1	2	1,5	
1	505	1	0	0															
4	>1000	0	2	0				15	1	0	0	0,5	0	0	1				
8	5	2	3	3				8	0	1	1	0	1	0	0				
12	1	1	0,5	3				2	1	0,5	0	0	0	1,5	0,5				
16	135	0	0	5					1	0,5	0	1,5	0	1,5	0,5				
20	265	1	3	0							0,5	0	0	0	0,5				
25		0		1									0	1	1				
30													0	0	0				
														0	0,5				

Tabell 8.

0-123.

Forsøk med merkebakterier.

Utslipp av $2 \cdot 10^{14}$ Serratia indica 18/2-60 kl.11.00
ved dam ved Sunnan.

Tallene angir gjenfunne Serratia indica pr. 50 ml.

kl.	St. 4. Veibro ved Fossam	St. 8. Utløp Reinsvann
11.30	0	
12.00		3
12.30	2	
13.00		1
13.30	3	
14.00		1
14.30	2	
15.00		0
15.30	0	
16.00		4
16.30	3 små	
17.00		0
17.30	2	
18.00		4
18.30	8 svake	
19.00		2
19.30	4	
20.00		2

Tabell 11.

Fargereduksjonens konstans.

Tid etter ozonering	Farge mg Pt/l
10 min.	14
5 timer	15
7 "	15
23 "	14

Forsøk med merkebakterier.

Utslipp av $2 \cdot 10^{14}$ Serratia indica 18/2-60 kl. 11.00 ved dam ved Sunnan.

Tallene angir gjenfunne Serratia indica pr. 50 ml.

m dyp.	Fossemvatn						Reinsvatn								
	Nordre ende	Midten			Søndre ende		Nordre ende	Inntakssted				Dypeste punkt			
	18/2	18/2	21/2	22/2	18/2	19/2	18/2	19/2	20/2	21/2	22/2	19/2	20/2	21/2	
0,65	553	1		49	0	6	0	3	15	6	7	4	2	5	
2	580	2		53	0	12	6	4	1	1	2	2	3	0	
4	150	2		83	0	96	3	1	2	8	-	2	1	4	
8	ca.3000	1		110	1	1	0	0	1	3	3	1	1	3	
12	ca.5000	2		51	0	3	2	0	1	2	1	1	0	0	
16		0		10	1	0		0	0	0	0	0	0	0	
20		0	0	0	0	0		0	0	0	1	0	1	1	
25			7	9								0	2	0	
30			2	2								1	1	0	
23			1	4								1	-	3	

	19/2	20/2	21/2	22/2
Veibro Fossem ^{x)}	5	111	53	37
Utløp Reinsvatn 1		5	17	11

x) Se tabell 8.

Råvannet i forsøksperioden.

Middeltallene er beregnet ut fra 5 - 10 observasjoner pr. dag.

Dato:	Temperatur °C			Farge, mg Pt/l			pH			Turbiditet mg SiO ₂ /l			Perm.tall, mg O/l		
	Min.	Middel	Maks.	Min.	Middel	Maks.	Min.	Middel	Maks.	Min.	Middel	Maks.	Min.	Middel	Maks.
3/11-59	6,9	7,5	8,8	31	36	38	6,9	-	7,0	0,5	-	0,6	4,5	4,7	4,9
4/11-59	7,7	8,0	8,2	26	31	34	6,5	-	6,9	0,5	-	0,6	4,4	4,6	4,6
5/11-59	7,0	7,4	8,0	31	33	35	6,8	-	6,9	0,4	-	0,5	4,5	4,6	4,8
6/11-59	7,0	-	7,1	28	29	30	6,9	-	6,9	0,4	-	0,5	4,6	-	4,7

Perm.-tall, pH og turbiditet ved ozonering.

Dosering mg O ₃ /l		Perm.-tall			pH		Turbiditet	
		ikke ozonert	ozonert	% red.	ikke ozonert	ozonert	ikke ozonert	ozonert
1. serie	1,2	4,7	4,0	15	6,9	6,8	0,5	0,4
	1,6	4,9	4,2	14	7,0	6,8	0,5	0,4
	2,0	4,8	3,9	19	7,0	6,8	0,5	0,5
	2,3	4,8	3,8	19	7,0	6,7	0,6	0,5
	2,7	4,7	3,4	27	7,0	6,7	0,6	0,6
	4,1	4,9	3,5	29	6,9	6,7	0,6	0,4
	4,5	4,6	3,0	35	6,9	6,4	0,6	0,6
2. serie	1,2	4,6	4,1	11	6,8	6,7	0,6	0,6
	1,5	4,6	3,8	17	6,8	6,6	0,5	0,5
	1,6	4,5	3,9	13	6,7	6,5	0,5	0,5
	2,4	4,6	3,6	22	6,8	6,6	0,6	0,5
	2,4	4,5	3,7	18	6,8	6,6	0,5	0,5
	2,9	4,6	3,8	17	6,8	6,5	0,5	0,5
	3,1	4,4	3,6	18	6,7	6,5	0,5	0,5
	3,2	4,6	3,4	26	6,8	6,5	0,5	0,5
	3,5	4,6	3,6	22	6,9	6,6	0,5	0,6
	3,8	4,5	3,3	27	6,8	6,7	0,6	0,4
4,2	4,5	3,6	20	6,8	6,5	0,6	0,5	
3. serie	0,6	4,8	4,0	17	6,9	6,8	0,5	0,4
	0,9	4,6	3,9	14	6,8	6,7	0,4	0,4
	1,2	4,5	4,0	11	6,9	6,7	0,4	0,5
	1,3	4,5	3,9	15	6,9	6,7	0,5	0,4
	1,5	4,6	3,9	15	6,8	6,6	0,4	0,4
	1,5	4,6	3,9	15	6,9	6,8	0,5	0,5
	1,6	4,7	3,8	19	6,9	6,8	0,4	0,4
	1,8	4,6	3,8	17	6,9	6,8	0,5	0,4
	2,8	4,6	3,8	17	6,9	6,8	0,5	0,5