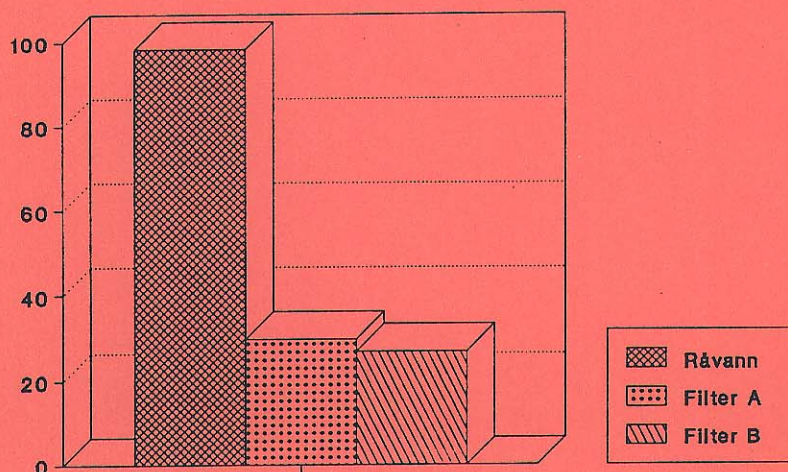




0-90110

Slamdannelse i råvann og rensset vann fra Aurevatn

Bærum vannverk



NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

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

Prosjektnr.:
0-90110

Undernummer:

Løpenummer:
2486

Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Slamdannelse i råvann og rensset vann fra Aurevatn.	Dato: 15.10. 1990
	Prosjektnummer: 0-90110
Forfatter (e): Harry Efraimsen, NIVA Kari S. Ormerod, SIFF	Faggruppe: Analyser
	Geografisk område:
	Antall sider (inkl. bilag): 24

Oppdragsgiver: Bærum kommune.Vann- og kloakkvesenet	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt:

Det er utført et laboratorie-forsøk for å bestemme slamdannelse fra råvann og renvann etter 2 alternative kjemiske renseprosesser. Slamdannelsen ble, i forhold til råvann, redusert med ca. 80 % basert på tørrstoff og med 70-72 % som karbon. Den kjemiske rensingen fjernet effektivt oppløst jern, og reduserte sterkt vekstgrunnet for jern- og mangan-oksiderende bakterier av genus Leptothrix. Det ble funnet liten forskjell mellom de to alternative rensemetoder.

4 emneord, norske:

1. Drikkevann
2. Begroingspotensiale
3. Slamdannelse
4. Laboratieforsøk

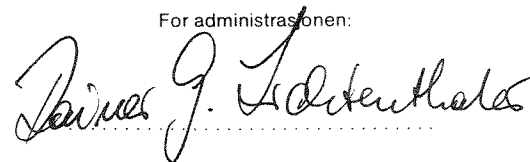
4 emneord, engelske:

1. Drinking water
2. Growth potential
3. Formation of humic mud
4. Laboratory experiment

Prosjektleder:



For administrasjonen:



ISBN 82-577-1796-7

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING NIVA

0-90110

SLAMDANNELSE I RÅVANN OG

RENSET VANN

FRA AUREVATN.

Oslo, 15. oktober 1990

Prosjektleder:
Harry Efraimsen

Medarbeidere:
Kari S.Ormerod, SIFF
Torsten Källqvist, NIVA
Roy Beba "

I N N H O L D S F O R T E G N E L S E

Seksjon	Side
1. INNLEDNING	3
2. TESTBETINGELSER OG METODER	3
2.1 Testvann	4
2.2 Justering av råvannets pH	4
2.3 Temperatur og inkubasjonstid	4
2.4 Inokulum	5
2.5 Biokjemisk oksygenforbruk	5
2.6 Bakterier i vannfasen	5
2.7 Organisk stoff	6
2.7.1 Totalorganisk karbon	6
2.7.2 Oppløst (dissolved) organisk karbon	6
2.7.3 Partikulært organisk karbon	6
2.7.4 Suspendert tørrstoff (STS)	6
2.7.5 Høsting og analyser av begroingen	7
2.7.6 Mikroskopering og mikrofotografering	7
3. RESULTATER	7
3.1 Undersøkelser av testvannet	7
3.1.1 Kvaliteten av de tre vanntypene til testing	7
3.1.2 Forandringer i vannkvalitet i løpet av siste vannskiftperiode	8
3.1.3 POC-transport inn og ut av apparaturen ved vannskift	9
3.1.4 Innhold av levende bakteriekim ved endt testperiode	10
3.1.5 Biokjemisk oksygenforbruk i vannet	11
3.2 Undersøkelser av begroingsslammet	12
3.2.1 Visuell bedømmelse av begroingsslammets mengde og utseende	12
3.2.2 Mengde slam dannet	12
3.2.3 Jern og mangan i begroingsslam	13
3.2.4 Mikroskoperingsanalyser	15
4. DISKUSJON	22

<u>Seksjon</u>	<u>Side</u>
5. KONKLUSJON	24

FIGURFORTEGNELSE

<u>Figurer</u>	<u>Side</u>
Figur 1. Skjematisk tegning av en testenhet.	3
Figur 2. Jern og mangan i eksponert vann etter 7. vannskift.	9
Figur 3. Heterotrofe bakterier (kimtall) ved endt perioder.	10
Figur 4. Mengde slam i begroingsrørene.	12
Figur 5. Begroingsslam pr. m ³ vann, dannet over 28 døgn.	13
Figur 6. Innhold av jern og mangan i begroingsslam.	14
Figur 7. Detaljer- slam fra råvann	17
Figur 8. Detaljer- slam fra filter A-vann	18
Figur 9. Detaljer- slam fra filter B-vann	20
Figur 10. Akkumulert oksygenforbruk under testperioden.	23

FORORD

Bærum vannverk har helt siden midten av 1960-årene, etter at ozonbehandling av råvannet ble tatt i bruk, hatt problemer med slamførende drikkevann i sitt vannforsyningsnett fra Aurevatn vannverk.

I forbindelse med at vann- og kloakkvesenet ved Bærum kommune har arbeidet med en omlegging til en mer omfattende renseprosess utførte NIVA en undersøkelse i perioden desember 1988 til februar 1989 for å karakterisere begroingspotensialet i vann som hadde gjennomgått kjemisk felling og sandfiltrering, sammen med 4 andre vanntyper.

I den etterfølgende tid, frem til sommeren 1990, har det foregått prøvedrift med to alternative filtreringsprinsipper. Det ble så bestemt å gjennomføre en tilsvarende undersøkelse (med justeringer i det analyttiske testopplegget) som i 1988-1989. Denne undersøkelsen ble utført i juli-august 1990. Vannkvaliteten i råvann avvek fra første undersøkelse med bl.a. et betydelig mindre innhold av organisk karbon og lavere fargetall.

Siv. ing. Kari Ormerod, Statens Institutt for Folkehelse (SIFF) har også denne gang vært faglig konsulent, og har hatt hovedansvaret for bedømmingen av begroingens mikrobielle kvalitative og kvantitative sammensetning. Hun har også bidratt aktivt ved utarbeidelse av rapporten.

Vi takker spesielt for det faglige bidraget under diskusjonen av resultatene og konklusjonene i rapporten.

Oslo, oktober 1990

Harry Efraimsen
prosjektleder

SAMMENDRAG

Råvann og to alternativer kjemisk rensset vann kalt "Filter A" og "Filter B", fra Bærum vannverks rensesanlegg ved Aurevatn, er undersøkt med hensyn til begroing og slamdannelse. Undersøkelsen er en oppfølging av en tilsvarende test som ble utført i desember 1988-januar 1989. Det ble benyttet små sirkulasjonseenheter (6,0 L) for etablering av begroing. Vannet ble skiftet ut tilsammen 7 ganger over 4 uker for hver testenheter.

Biologisk aktivitet i vannfasen målt som antall produserte heterotrofe bakterier (kimtall) viste tilnærmet samme nivå for filter A og B under hele testperioden. Bakteriekoncentrasjonen målt som kimtall var imidlertid langt høyere i rensset vann fra filter A og B enn i råvann.

Ved testslutt ble det målt 35-40 ganger høyere nivå enn i råvann. Desinfisering og lav temperatur i vannet i ledningsnett vil begrense formering av bakterier, slik at det derfor ikke forventes høye kimtall i rensset drikkevann.

Oksygenforbruket som er et mål på den mikrobiologiske aktiviteten var lavest pr. tidseenhet i råvann under første del av testperioden. Under siste registreringsperiode var den økt til ca. 40 % høyere enn i filter A og B. Akkumulert oksygenforbruk for hele testperioden var imidlertid høyest i vann fra filter B og lavest for råvann, selv om forskjellene mellom de rensede vanttypene og råvann var liten.

Rensset vann fra filter B viste høyest respirasjonshastighet med oppnådd maksimum allerede under andre periode, for senere å avta noe. Vann fra filter A viste ca. 35 % lavere respirasjonshastighet under de 10 første døgn, for senere å ligge på samme nivå som for filter B.

For rensset vann ble det målt et akkumulert oksygenforbruk på omtrent samme nivå som ved forrige undersøkelse, mens den for råvann var ca. 45 %. Denne forskjellen har sannsynligvis sammenheng med innholdet av organisk karbon og partikulært materiale i råvannet som var betydelig lavere ved denne undersøkelsen.

Kjemisk rensing av råvann reduserte innholdet av jern med over 90 %, mens innholdet av mangan i mindre grad ble redusert under rensprosessen.

Slamdannelsen fra de rensede vanntypene i forhold til råvann var ca. 20 % målt som suspendert tørrstoff, og på ca. 30 % målt som TOC. Andelen uorganisk materiale var høyere i slam fra råvann enn i rensert vann. Slammets innhold av jern var henholdsvis 18.2 % for filter A og 23,8 % for filter B i forhold til råvann. D.v.s. at slam fra filter B inneholdt ca. 30 % mer jern enn i filter A.

Beregninger viser at ca. 70 % av jernet og 45 % av manganet i råvannet anrikes i slammets. For de rensede vanntypene er de beregnede verdiene henholdsvis ca. 50 % og 13 %.

Resultatene viser at det er svært viktig å redusere konsentrasjonen av jern til et meget lavt nivå for å minimalisere slamdannelsen.

Hylsebakterier, genus Leptothrix, var sterkt utbredt i slam fra råvann. Utfelling av humusholdig materiale, kombinert med vekst av trådbakterier og andre bakterier som oksiderer jern og mangan, er sannsynligvis årsaken til den kraftige slamdannelsen som skjer i råvann fra Aurevatn. Resultatene fra denne undersøkelsen samsvarer og bekrefter resultatene som ble funnet ved forrige undersøkelse.

Kjemisk rensert vann, med lavt jerninnhold ($< 5 \mu\text{g/L}$), gir lite eller intet vekstgrunnlag for bakterier av genus Leptothrix. Andre, spesielt mangan-oksiderende bakterier kan få gode vekstbetingelser og gi økt kimtall i vannet. Desinfisering vil sannsynligvis kunne hindre fremvekst av denne type bakterier.

Det ble ikke funnet markerte forskjeller mellom filter A og B ved de valgte parameter, bare nyanser skilte dem. Det vil være driftstekniske forhold og stabilitet under drift som vil være avgjørende for hvilke alternativ som er best egnet til kjemisk rensing av råvann fra Aurevatn.

1. INNLEDNING

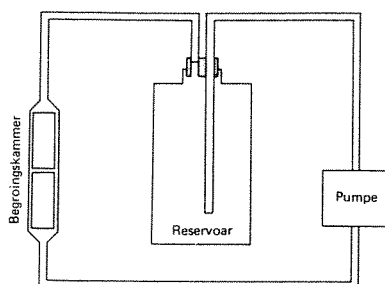
Utviklingen i vannkvaliteten fra Aurevatn som råvannskilde ble kortfattet beskrevet i NIVA-rapport 88201. Denne rapporten beskriver en tilsvarende undersøkelse på råvann og vann fra to alternative kjemiske renseteknikker, filter A og B. Undersøkelsen er lagt opp slik at det til en viss grad er mulig å sammenlikne resultatene med dem fra forrige undersøkelse.

Beslutningen om å foreta forsøk med rensing ved kjemisk flokkulering og sandfiltrering av råvannet har ledet til at man nå står foran en avgjørelse om valg av renseteknisk løsning for fremtiden.

Et viktig spørsmål er om bedre vannkvalitet i form av en betydelig reduksjon i vannets fargetall og en halvering av organisk stoff også vil føre til en tilstrekkelig reduksjon i slamdannelsen ute på ledningsnett. NIVA har i denne undersøkelsen lagt vekt på å fastlegge mengde slamdannelse fra råvann og de to typer rensed vann.

2. TESTBETINGELSER OG METODER

Det ble benyttet samme sirkulasjonssystem som ved forrige undersøkelse. Hver testenhet besto av et begroingsrørkammer av glass med en lengde på 22 cm og indre diameter på 2,8 cm. Rørkamret ble koblet til en 5 liters glassflaske med glassrør og koblinger av PVC. En Eheim akvarie-pumpe ble brukt til å holde en vanngjennomstrømning i systemet på 1000-1200 ml/min. Det totale volum i hver enhet var på 5,97 liter. To glassplater (objektglass) som var slipt ru på den ene siden for å gi bedre "feste" for begroingen, ble satt inn i hvert begroingskammer. Figur 1 viser en skjematisk tegning av en testenhet.



Figur 1. Skjematisk tegning av en testenhet.

2.1 Testvann

Hele vannmengden til gjennomføringen av testen ble tatt ut samlet den 19.06. 1990 i tidsrom kl. 04.39 - 05.22 på 10 l plastkanner. Personalet ved vannverket var ansvarlig for prøvetaking og transport til NIVA. Første (vannskift) periode ble startet samme dag. Vann til etterfølgende vannskift ble frosset og lagret ved $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$. Før hvert vannskift ble vannet smeltet over natten i et vannbad med temperatur på $15\text{-}20\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Følgende vanntyper ble testet:

Ubehandlet råvann, og kjemisk rensed vann (kjemisk behandlet ved aluminiumsflokkulering og sandfiltrering) fra filter A og filter B. Frysing og tining av testvannet kan påvirke innholdet av partikulært materiale. Suspendert tørrstoff (STS) var gjennomgående høyere i vann etter at det hadde vært frosset. Dette kan forklares med at kolloidale partikler aggregerte og lettere lot seg frafiltrere etter en slik behandling. For å unngå at større aggregerte partikler ble ført inn i testenhetene ved vannskift, ble vannet satt til sedimentering i minst 2 timer etter temperering og utlufting. Vannet ble så forsiktig sifonert over i reservoarflaskene.

2.2 Justering av råvannets pH

Vann fra filter A hadde en pH-verdi på 7,2 og filter B 7,6. Det ble ikke foretatt pH-justering for disse to vanntypene. Råvannets pH-verdi var 6,6, som ble vurdert til å være for lavt i forhold til de to renavntypene. Ved start og ved skifte av nytt råvann i enheten ble vannet pH-justert til 7,3-7,4 med 1 M NaOH.

2.3 Temperatur og inkubasjonstid

Inkubasjonstemperaturen har innvirkning på mikroorganismers veksthastighet. Lav temperatur, $5\text{ - }10\text{ }^{\circ}\text{C}$, som er relevant temperatur for ledningsvann, vil gi lengre etableringstid for dannelse av målbare mengder slam, enn nær optimal temperatur for de fleste vannbakterier, $15\text{ - }20\text{ }^{\circ}\text{C}$. Det ble valgt å kjøre testen ved $15\text{ - }17\text{ }^{\circ}\text{C}$.

En inkubasjonstid på totalt 28 døgn er nødvendig for å oppnå en tilstrekkelig differensiering i biomassemengde mellom testenhetene. Denne tiden ble fordelt i 7 perioder, og nytt testvann ble fylt i testenhetene i begynnelsen av hver periode. Periodene varte i henholdsvis 7, 3, 4, 3, 4, 3 og 4 døgn.

2.4 Inokulum

Vi ønsket å sikre at alle 3 vannkvalitetene inneholdt mikroorganismer av samme arter som i råvann og i det normale vannet i ledningsnettets. Det ble laget et blandingsinokulum preparert fra vann tatt fra ledningsnettets (Fornebu, hentet samme dag som forsøket ble startet) og fra råvann. Ca. 10 L vann ble filtrert gjennom spesialvasket 0,8 mikrometer membranfilter (Millipore). Bakterier og partikler som ble samlet på filtret ble resuspendert i 100 mL av filtratet. 25 mL preparert inokulum ble satt til hver enhet ved start. Inokulumets bakterieinnhold (kimtall) ble bestemt til 155000/mL. Dette gir en tilsetning på ca 65 kim/mL i testvannet ved start. Dette inokulum ble tilsatt bare ved starten av første periode. Ved de etterfølgende vannskift ble det ikke tilsatt inokulum.

2.5 Biokjemisk oksygenforbruk

Biokjemisk oksygenforbruk ble målt i vannet i alle testenhetene over 3 perioder. Oppløst oksygen ble bestemt i nytt testvann etter at det hadde sirkulert gjennom testsystemet i 5 minutter. Duplikat-prøver ble tatt på 130 ml BOD-flasker. Tilsvarende duplikat-prøver ble tatt ut fra testvann som var eksponert i 3 døgn for første måleperiode (7-10. dag). For de to andre måleperiodene var eksponeringstiden 4 døgn (17-21. og 24-28. dag). Oksygenforbruket er presentert som middelverdi pr. døgn i tabell 4 og som akkumulert forbruk i figur 10.

Denne parameter ble ikke vektlagt like sterkt som under forrige undersøkelse, men de målinger som ble gjort er utført for også å kunne sammenlikne oksygenforbruket med de resultater som ble oppnådd ved forrige undersøkelse.

Vannets innhold av oppløst oksygen ble bestemt etter NS 4734, titrimetrisk metode.

2.6 Bakterier i vannfasen

Mikrobiell aktivitet i vannfasen ble registrert som kimtall (maksimalantall heterotrofe kim, NS 4791 Tillegg B, MKA-medium) i vannet ved slutten av periodene 1, 5 og 7, etter 7 og 21 døgn, og ved forsøkets slutt. Petriskålene ble inkubert i 14 døgn ved 15 °C før fremvokste bakteriekolonier ble telt.

2.7 Organisk stoff

2.7.1 Totalorganisk karbon

De tre testvannenes innhold av totalorganisk karbon (TOC) ble analysert før de ble frosset. D.v.s. at partikulært materiale ikke ble frafiltrert før analyse. Analysene ble utført på ASTRO 2001 Carbon-Analyzer.

2.7.2 Oppløst (dissolved) organisk karbon

Oppløst organisk karbon (DOC) ble bestemt i eksponert testvann ved forsøkets slutt og i ueksponert vann som hadde vært frosset under hele testperioden. Disse prøvene ble filtrert gjennom 0,45 µm membranfilter (spesialvasket) for å fjerne partikulært materiale. Analysene ble utført på ASTRO 2001 Carbon-Analyzer.

2.7.3 Partikulært organisk karbon

Partikkelbundet organisk karbon (POC) ble bestemt på suspendert materiale (STS) etter filtrering gjennom GF/C-filtre. Ved slutten av hver periode ble det tatt prøver av eksponert vann fra alle tre vanntypene. Ueksponert vann ble analysert for denne parameter før nedfrysing ved teststart og på vann som hadde vært lagret i frosset tilstand til forsøkets slutt. Disse analysene er benyttet ved beregning av total POC-inn og ut av testapparatet under gjennomføringen av testen. Samme teknikk ble benyttet ved bestemmelse av POC i høstet begroing. Fra hvert filter ble det stanset ut fra 2 til 4 sirkulære biter med en diameter på 5 mm. Denne prøve ble så analysert, og ut fra analyseverdi, areal og vannvolum ble totalmengde karbon beregnet.

Analysert ble utført på CARLO ERBA Elemental Analyzer- Mod. 1106.

2.7.4 Suspendert tørrstoff (STS)

STS i testvann og begroingsslam ble bestemt på GF/C filtre som var gjennomvasket i ionebyttet destillert vann og tørket ved 490 °C i 1 time før bruk. Etter filtrering ble filtrene tørket ved 490 °C i 1 time og veid for mengdebestemmelse av STS.

2.7.5 Høsting og analyser av begroingen

Demontering av begroingskamrene ble gjort slik at vannvolumet var intakt for ikke å miste begroingslam. Et objektglass fra hvert kammer ble forsiktig tatt ut og begroingen på halve flaten ble skrapet av til kvalitativ karakterisering ved mikroskopering. Den andre halvpart av begroingen på objektglasset ble holdt neddykket i testvann til den ble undersøkt under mikroskop, samme dag eller den påfølgende. Begroingen ble løsgjort fra veggene ved hjelp av en gummisvaber, og vasket ut og overført til en målesylinder. Etter en skånsom homogenisering ble det tatt ut delprøver for bestemmelse av karbon og tørrstoff, samt jern og mangan. Filtratet (eksponert testvann) fra selve høstingen ble analysert med hensyn til innhold av DOC, jern og mangan.

2.7.6 Mikroskopering og mikrofotografering

Objektglassene med halvparten av begroingen intakt, ble plassert i begerglass og mikroskopert samme dag. En del av det utvaskede slammet ble også tatt ut til mikroskopering og mikroskopert neste dag. De mest typiske og dominerende fnokkstrukturer som var dannet av bakterievekst og avleiring er illustrert med billedmateriale.

3. RESULTATER

3.1 Undersøkelser av testvannet

3.1.1 Kvaliteten av de tre vanntypene til testing

Det ble foretatt noen fysisk-kjemiske analyser på de tre vanntypene før testing, og analyseresultatene er vist i tabell 1.

Vann til testing	Vannkvalitet ved start					
	Farge mg Pt/L	pH	TOC mg/L	DOC mg/L	Fe µg/L	Mn µg/L
Råvann	27	6,6	4,00	3,80	91,3	25,1
Filter A	4	7,2	2,00	1,80	<5	18,3
Filter B	3,5	7,6	2,14	2,18	6,4	21,3

Tabell 1. Fysisk/kjemisk analyseresultater av testvanntypene.

Begge rensealternativene var effektive til å fjerne farge og jern fra råvannet. Innholdet av organisk stoff ble halvert, mens rensingen hadde liten innvirkning på vannets manganinnhold. Analyseresultatene

tyder på at jernholdige humusforbindelser bidrar mest til vannets fargeverdi. Det meste av det organiske stoffet forelå i oppløst form i alle vanntypene. Råvannets fargetall og TOC-innhold var betydelig høyere ved forrige gangs testing.

3.1.2 Forandringer i vannkvalitet i løpet av siste vannskiftperiode

Fysisk-kjemiske analyser på de tre vanntypene ble også utført på testvann for siste periode. DOC er analysert på ueksponert testvann som var lagret i frosset tilstand og smeltet over natten før bruk. Den oppgitte pH-verdien for råvann er etter justering. Jern og mangan ble også analysert i eksponert vann, ved slutt. De kjemiske resultatene er presentert i tabell 2.

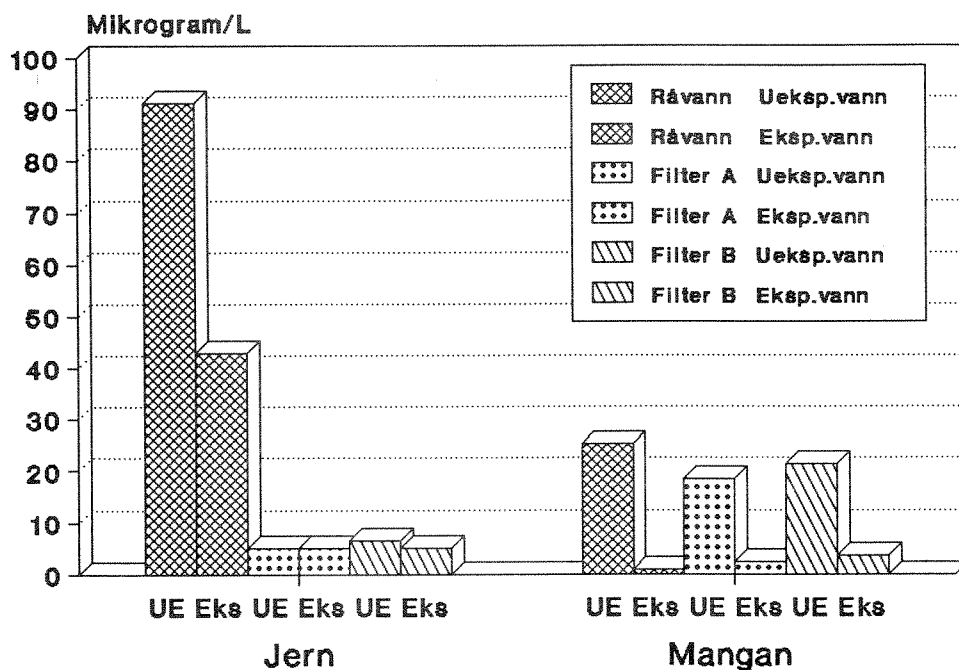
Vanntype	Periode siste	pH	DOC mg/L	Fe µg/L	Mn µg/L
Råvann "	start 13.7.90	7,4	3,66	91,3*	25,1*
	slutt 17.7.90	7,0	3,72	43	1,0
Filter A "	start 13.7.90	7,5	1,79	<5 *	18,3*
	slutt 17.7.90	7,5	1,87	<5	2,3
Filter B "	start 13.7.90	7,8	1,97	6,4*	21,3*
	slutt 17.7.90	7,8	2,00	<5	3,5

* Analysert på ferske prøver (ikke fryste), første startdag.

Tabell 2. Forandringer i vannkvalitet under siste vannskiftperiode.

Råvannets pH-verdi ble regulert til 7,3 - 7,4 før påfylling i test-enheten. pH-verdien ble litt lavere i løpet av perioden, mens den var stabil for de rensede vanntypene. Innholdet av oppløst organisk stoff forandret seg lite under eksponeringen, men alle viste en svak økning. Hvis dette er en virkelig forskjell, må det organiske stoffet være frigitt fra begroingen i apparaturen. Under siste periode var begroingen godt synlig, også for de rensede vanntypene.

Under den siste perioden ble innholdet av jern halvert i råvannet, og ytterligere redusert i det rensede vannet fra filter B, som inneholdt påvisbar mengde i ueksponert vann. Manganinnholdet ble effektivt redusert i alle vanntypene. Dette er illustrert i figur 2.



Figur 2. Jern og mangan i eksponert vann.

3.1.3 POC-transport inn og ut av apparaturen ved vannskift

Transport av POC i de tre vanntypene (6 liter x 7 vannskift) for hele testperioden er vist i tabell 3.

Testvann	Totalt innhold av POC		Sedimentasjon	
	mg inn	mg ut	mg	%
Råvann	6,568	4,400	2,168	33
Filter A	3,675	3,976	-0,3	
Filter B	4,0	4,257	-0,257	

Tabell 3. Testvannenes innhold av partikkelbundet organisk karbon.

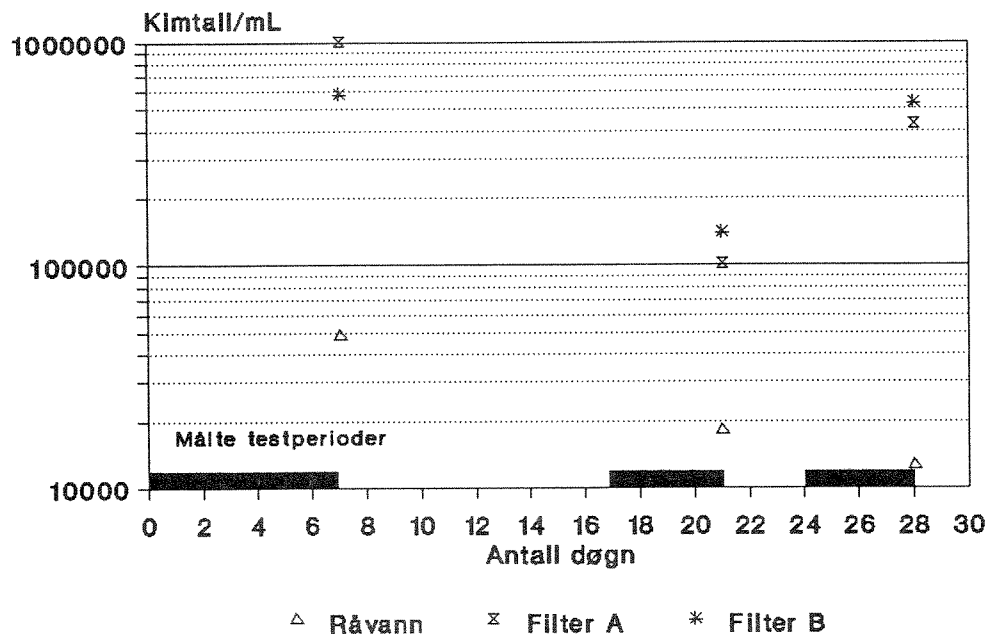
Analysene på partikulært materiale i eksponert testvann etter hver periode viste at det i apparaturen for råvann var en sedimentasjon av POC på 33 %, totalt for hele testperioden.

I apparaturene for rensert vann ble det totalt målt litt høyere verdier i vann ut av enhetene enn inn med ueksp. vann. Forskjellen er imidlertid så liten at det er innenfor normal usikkerhet for analysen.

STS- analysene som ble utført er på grunn av lave verdier og relativ stor variasjon for usikre til å kunne gi en rimelig transportberegning.

3.1.4 Innhold av levende bakteriekim ved endt testperiode

Det funne kimtall etter første, femte og sjuende testperiode er illustrert i figur 3.



Figur 3. Heterotrofe bakterier (kimtall) ved endt perioder.

Verdiene viser at innholdet av frittlevende bakterier i vannet var høyest og lå på samme nivå i de rensede vanntypene, med noe variasjon mellom de enkelte periodene. I råvannet var antall kim høyest i 1. periode, og avtok gradvis ved se senere målinger. Dette er nærmere diskutert i kapittel 4.

Det var imidlertid svært overraskende å finne at det rensede vannet kunne gi opphav til så høyt kimtall som observert. Det må bety at det lave innhold av oppløst organisk karbon som ble målt i disse vanntypene, sannsynligvis er lett nedbrytbart (lavmolekylært).

3.1.5 Biokjemisk oksygenforbruk i vannet

Utviklingen i biokjemisk oksygenforbruk (BOF) ble analysert over 3 perioder i løpet av hele testperioden. Resultatene er presentert i tabell 4.

Vanntype	Oksygenforbruk, mg/L/døgn		
	Periode 2 7-10.døgn	Periode 5 17-21. døgn	Periode 7 24-28. døgn
Råvann	0,053	0,185	0,208
Filter A	0,11	0,175	0,155
Filter B	0,173	0,165	0,141

Tabell 3. BOF mg oksygen/L/døgn i middel for hvert periode.

Oksygenforbruket skyldes at mikroorganismene i testapparatene, både i frittlevende bakterier i testvannet og i belegg på veggene, vokser og formerer seg. De lever av å nedbryte organisk stoff, og til dette benytter de oksygen fra vannet. Oksygenforbruket er dermed et mål på den mikrobiologiske aktiviteten i testapparatene.

Resultatene tyder på at det i apparaturen med vann fra filter B, allerede etter første periode var dannet tilstrekkelig mengde biofilm og mikrobiologisk aktivitet i vannet til at respirasjonshastigheten hadde nådd et maksimum i denne perioden, og så avtok litt i de senere perioder. I apparaturen med vann fra filter A nådde respirasjonshastigheten et maksimum først etter 5. periode, for deretter å avta noe i den siste.

Resultatene kan også tyde på at frittlevende mikroorganismer i vannet har avgjørende betydning for oksygenforbruket, og dette understøttes også ved den utviklingen som ble observert i råvann. I apparaturen med råvann gikk oppbyggingen av aktiv biofilm sakte, og respirasjonshastigheten var fortsatt økende ved forsøkets slutt.

3.2 Undersøkelser av begroingslammet

3.2.1 Visuell bedømmelse av begroingslammets mengde og utseende

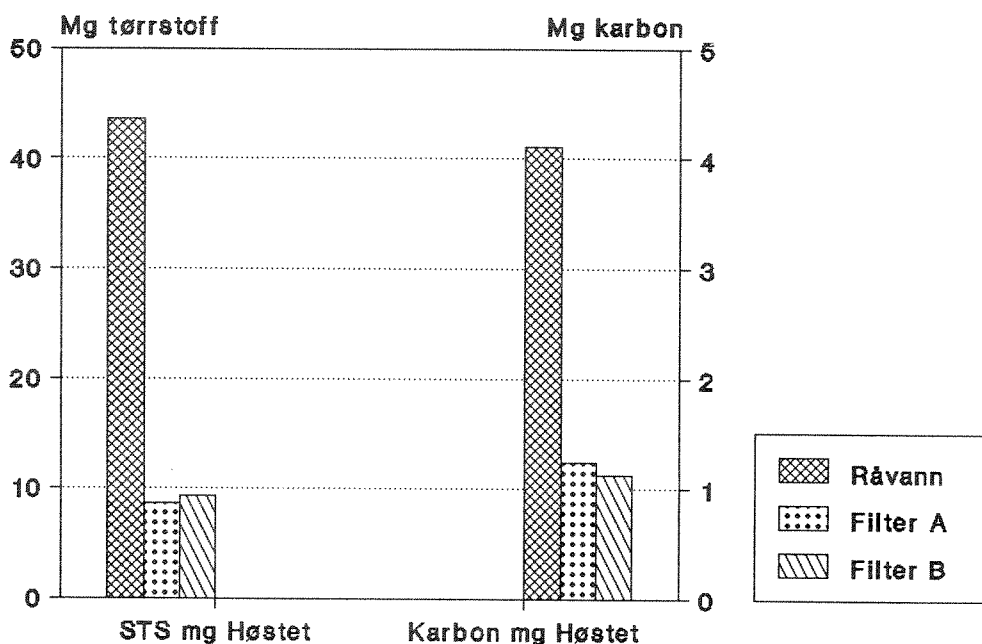
Etter 28 døgn inkubasjon var det kraftig slamdannelse i begroingsrøret for råvann. Objektglassflaten var dekket med et rustbrunt belegg av slam. Begroing var flekkvis festet til hele innsiden av begroingsrøret.

Begroingsrøret for vann fra filter A viste langt mindre slamdannelse sammenliknet med råvann. Det ble observert flekkvis slambelegg på objektglassflaten, og slamlaget var tynt. Svært lite begroing var festet til rørets innside.

Slammengden i begroingsrøret for vann fra filter B, var svært likt A. Det var et tynt relativt jevnt belegg på objektglassflaten. Litt vekst var festet til innsiden av begroingsrøret.

3.2.2 Mengde slam dannet

Mengde høstet begroingslam fra testenehetene er presentert som stolpediagram i figur 4.



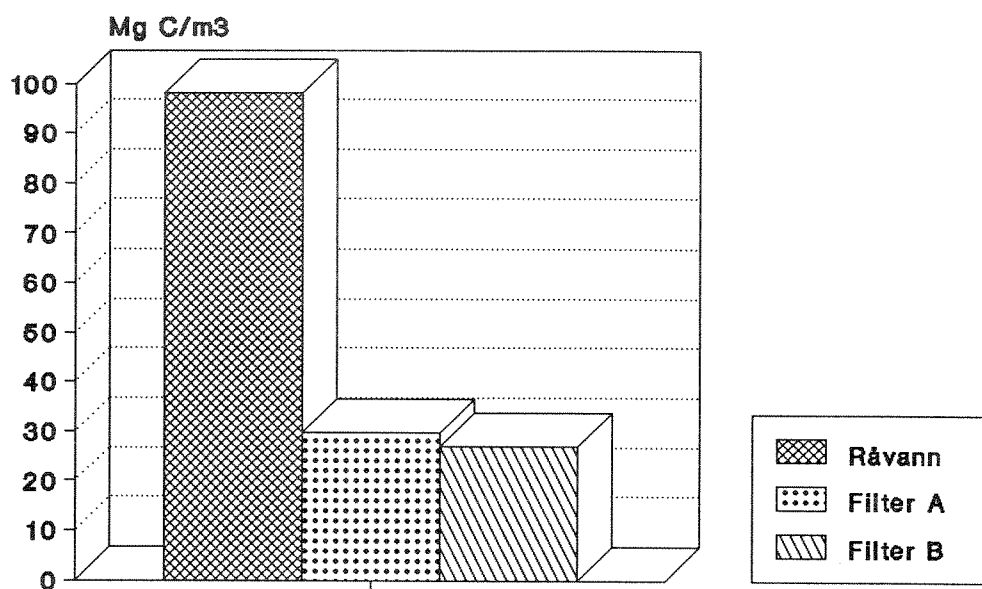
Figur 4. Mengde slam i begroingsrørene.

Mengde begroingsfilm fra de rensede vanntypene i forhold til råvann lå på ca. 20 % målt som suspendert tørrstoff, og på ca. 30 % målt som TOC.

På basis av disse to måleparametrene er det ikke mulig å påvise signifikant forskjell i etablering av begroingslam i vann fra filter A og B.

Begroingsslammet fra råvann inneholdt 9,4 % karbon. Fra filter A var dette innholdet 14,3 % og fra filter B, 12 %. Verdiene indikerer at andelen av uorganisk materiale var merkbar høyere i testapparaturen for råvann enn for de to med rensset vann.

Figur 5 illustrerer den mengde slam som på denne måten ville bli dannet fra 1 m³ vann.

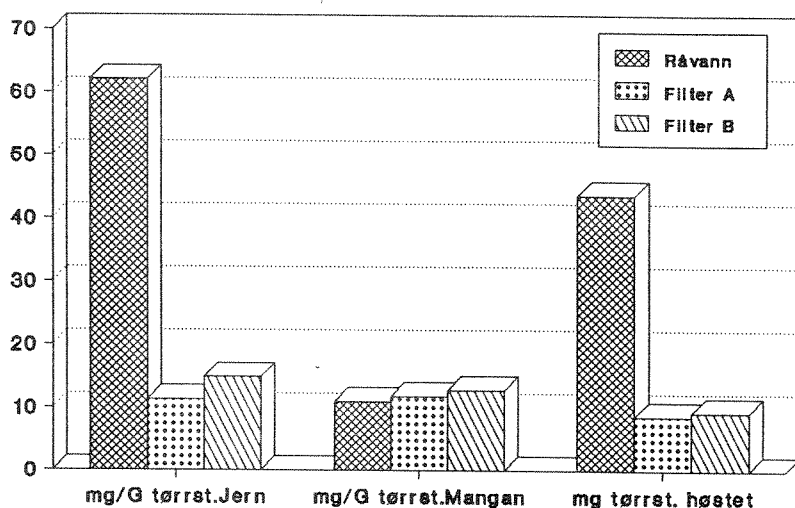


Figur 5. Begroingsslam pr. m³ vann, dannet over 28 døgn.

Fra råvann ville det ha blitt dannet en slammengde som tilsvarer ca 100 mg karbon/ m³, og for vann fra filter A og B ville det bli dannet en mengde som tilsvarer under 30 mg karbon/ m³. Resultatene fra BOD-analysene indikerer imidlertid at oppbyggingen av begroingsbelegg ikke var stagnert enda etter 28 døgn i apparaturen med råvann.

3.2.3 Jern og mangan i begroingsslam

Figur 6 viser innholdet av jern og mangan i begroingsslam pr. mg tørrstoff. Totalt høstet slammengde for enhetene, som mg tørrstoff, er også vist på nytt for å fremheve forskjellen i mengde slam dannet fra de tre vanntypene.



Figur 6. Innhold av jern og mangan i begroingslam.

Innholdet av jern i slam fra råvann, vann fra filter A og filter B var henholdsvis 62, 11,3 og 14,8 mg/g tørrstoff. Forskjellen mellom de rensede vanntypene kan komme av et litt høyere innhold av jern i testvann fra filter B. At disse vanntypene også ga jernholdig slam kan tyde på at selv meget lave konsentrasjoner av jern vil kunne gi grunnlag for anrikning. Disse resultatene indikerer at det er viktig å holde konsentrasjonen av jern på et meget lavt nivå for å begrense dannelsen av brunt slam.

Andelen av mangan i slam-tørrstoffet var ca 10 mg/g tørrstoff for alle 3 vanntypene.

Tabell 5 viser beregnet mengde jern og mangan i det totale testvolum av vann for de tre vanntypene, samt den mengde jern og mangan som ble anrikt i slammet.

Testvann	Totalmengde Fe og Mn i testet vannvolum		Totalt anrikt i slammet		% anrikt i slammet	
	mg Fe	mg Mn	mg Fe	mg Mn	Fe	Mn
Råvann	3,835	1,054	2,694	0,477	70	45
Filter A	<0,210	0,770	0,098	0,102	>47	13
Filter B	0,230	0,895	0,139	0,120	52	13

Tabell 5. Beregnet jern- og manganinnhold i totalvolum av testvann, og anrikning av elementene i slammet.

Slam dannet fra råvann hadde størst evne til å anrike begge elementene, med henholdsvis 70 % og 45 % for jern og mangan, men her var den totale mengde tilgjengelig jern høy i forhold til de andre vanntypene. Mengde tilgjengelig mangan var nær lik for alle vanntypene, men for dette elementet var anrikningen lav, 13 % for de

rensede vanntypene. Når manganinnholdet i slammet likevel var nær lik for alle tre vanntypene, kan dette indikere at det meste av manganet felles ut på slamoverflaten uten aktiv medvirkning av mikroorganismer i slammet. I løpet av testtiden ble det dannet et vesentlig tykkere belegg fra råvann enn fra de andre vanntypene, derfor blir anrikningsprosenten høyere. Anrikningen av jern fra de to rensede vanntypene var over 47 % også for vann fra filter A, der jern ikke ble påvist i vannet med den benyttede analysemetode.

Resultatene viser at det dannes begroingslam selv fra rensert vann, og at også dette meget effektivt tar opp jern fra vannet.

3.2.4 Mikroskoperingsanalyser

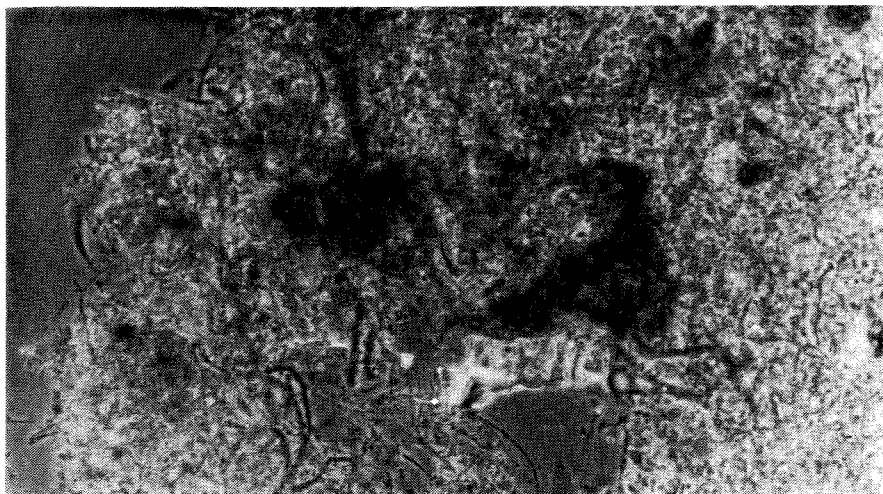
Hovedtrekkene i slamstrukturen.

Objektglassene i gjennomstrømningsrørene var plassert horisontalt, slik at litt sedimentering av partikulært materiale kan ha funnet sted. For råvann ble det beregnet at ca. 30-35 % kan ha sedimentert fra

vannet og resten er begroingslam dannet under inkubasjonen. Representativt slam fra hver testenheter ble undersøkt i mikroskop. Observasjoner ble også gjort ved direkte mikroskopi på det intakte belegget på objektglassene.

Begroingslam fra råvann inneholdt stor utbredelse av Leptothrix-bakterier med tykk, mørke-brun avleiring av oksidert jern og mangan i kapselen.

Leptothrix med kraftig utfelling ble bare funnet i råvann. Kjemisk rensert vann inneholdt ikke bakterier med slik avleiring. Effektiv fjerning av vannets jerninnhold ser ut til å hindre vekst og slamdannelse fra denne bakteriegruppen. Partier i slammet som hadde avsetning av rustbrunt belegg, viste seg å bestå av en grunnstruktur som var dominert av stavbakterier. Denne strukturen ble også funnet i slammet fra råvann.

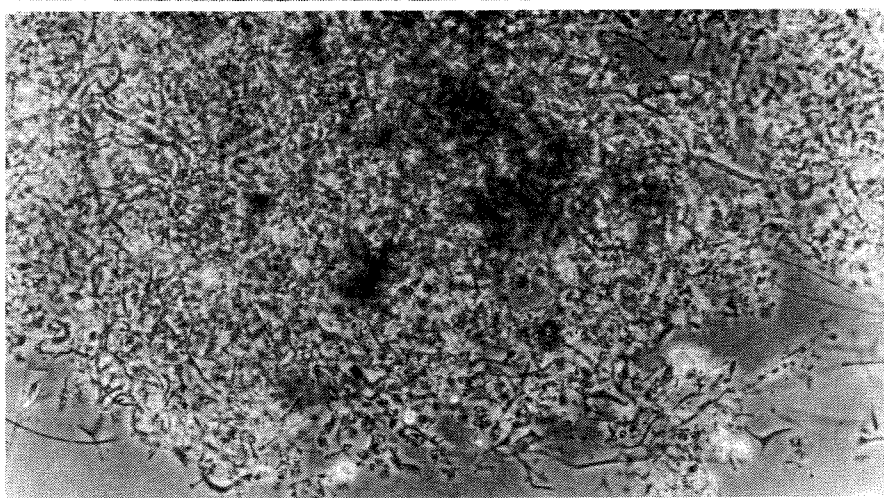


Figur 7.

Råvann

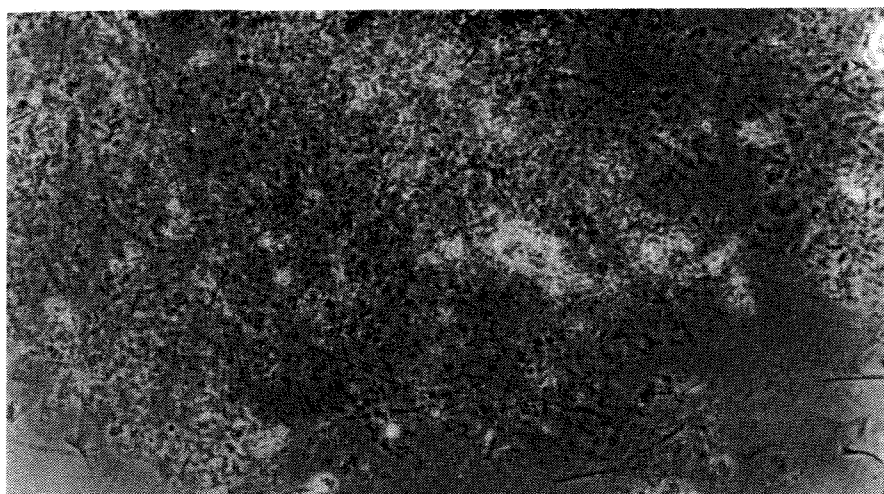
Bilde 1

164 x



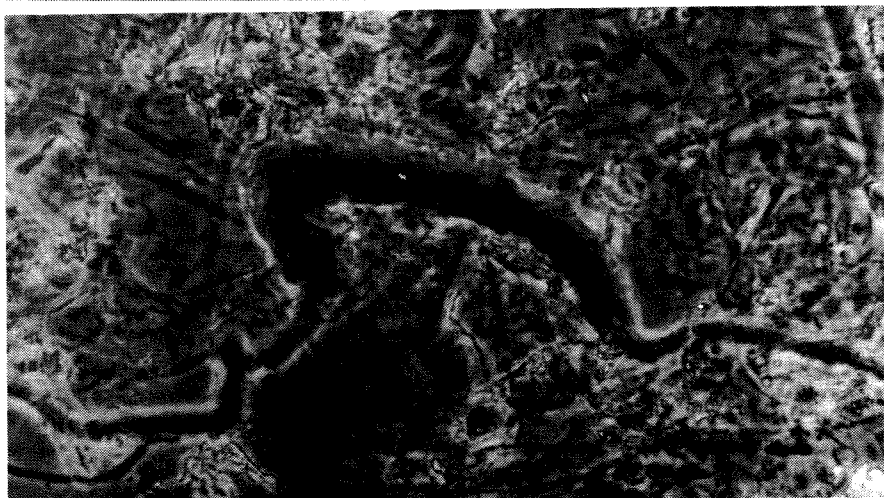
Bilde 2

164 x



Bilde 3

164 x



Bilde 4

420 x

Detaljer-slam fra råvann.

Mikroskopering av begroingslam viste at det domineres av kraftig rustbrun avleiring i fnokkstruktur. I strukturen er det stor utbredelse av trådformede bakterier, genus Leptotrix. Leptotrix opptrer ofte i ansamlinger i partier av slamstrukturen. Rustbrun avleiring var også utbredt i struktur med stavformet bakterievekst. Dette fremtrer tydelig på bilde 3, figur 7, som viser struktur avfarget med oxalsyre-reagens. Et forholdsvis fremtredende trekk var utbredelse av "skyggeaktige bånd", uten avleiring, men av udefinerbar opprinnelse. Det ble observert betydelig utbredelse av flagellat-protozoer i slamstrukturen.

Slammets utseende er vist ved bildene på figur 7.

Bilde 1:

Oversiktsbilde som viser typisk slamstruktur. Leptotrix-tråder med og uten avleiring med utfelt jern og mangan.

Bilde 2:

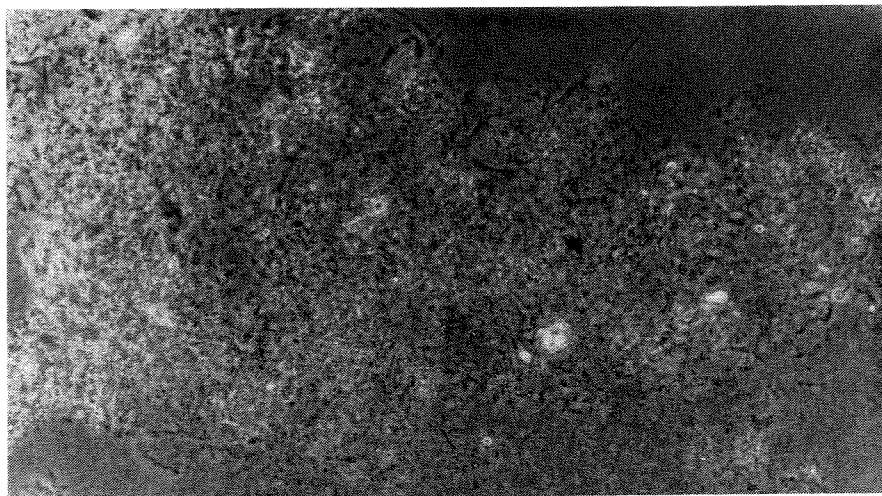
Bildet viser Leptothrix tråder i kompakt struktur. Partier med avleiring vises som mørke flekker. Mye tråd- og stavbakterier som "nettverk" i fnokkstrukturen.

Bilde 3:

Samme bilde som 2, men behandlet med oxalsyre-reagens for å få fjernet utfelt jern og mangan. Grunnstrukturen trer tydeligere frem på bildet.

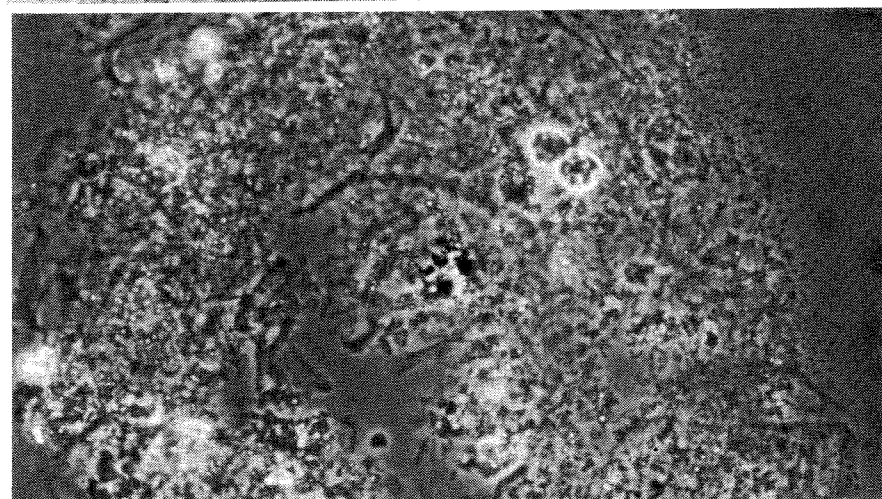
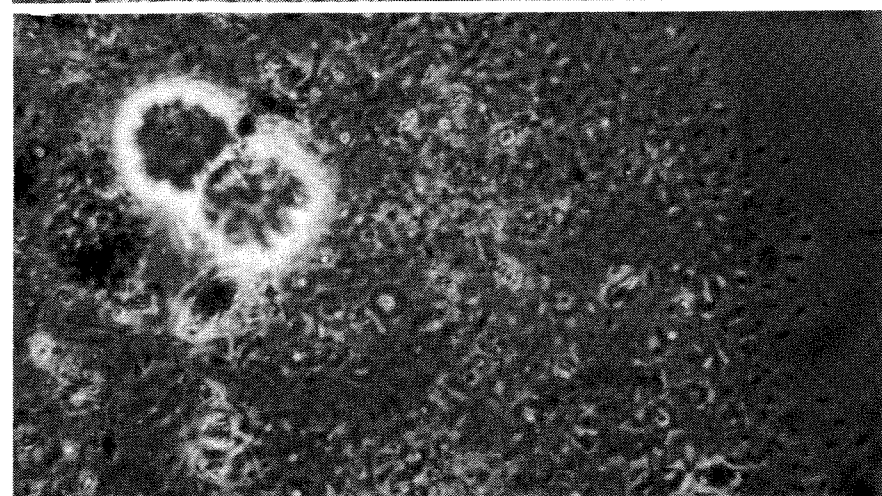
Bilde 4:

Detalj-bilde av en Leptothrix-tråd med typisk tykk kapsel med avleiring av jern og mangan.



Figur 8.

Filter A

Bilde 1
164 xBilde 2
420 xBilde 3
260 xBilde 4
650 x

Detaljer- slam fra Filter A- vann.

Det var lite avleiring av rustbrun belegg i slamstrukturen, og heller ikke utfelling rundt trådbakteriene. Det ble observert partier med rustbrun avleiring i fnokkstrukturen. Disse partiene hadde en grunnstruktur av stavformet bakterievekst. Fjerning av oppløst jern i vannet synes å ha ført til begrenset vekstmulighet for Leptothrix, selv om bilde 2 viser at trådformete bakterier ble funnet i partier av slammet. Det ble funnet relativ stor utbredelse av stavbakterier som vokste i randsonen av fnokkene. Denne veksttype er illustrert på bilde 3 og forstørret ytterligere på bilde 4. Stavbakteriene ser ut til å sitte fast til tråd, selv om det ikke kommer frem på bildet. Denne veksttypen ble observert som ganske typisk i slamstrukturen ved forrige undersøkelse. Relativt mye refraktile sirkulære partikler (mest synlig på bilde 3) ble observert i slamstrukturen.

Hvite "voksaktige" partikler ble observert utbredt i strukturen, som vist på bilde 4. Dette kan muligens være små fnokker av alumimiumhydroksid fra det rensede vannet.

Det var betydelig forekomst av flagellater også i dette slammet.

Slammets utseende er vist ved bildene på figur 8.

Bilde 1:

Bildet viser karakteristisk slamstruktur.

Bilde 2:

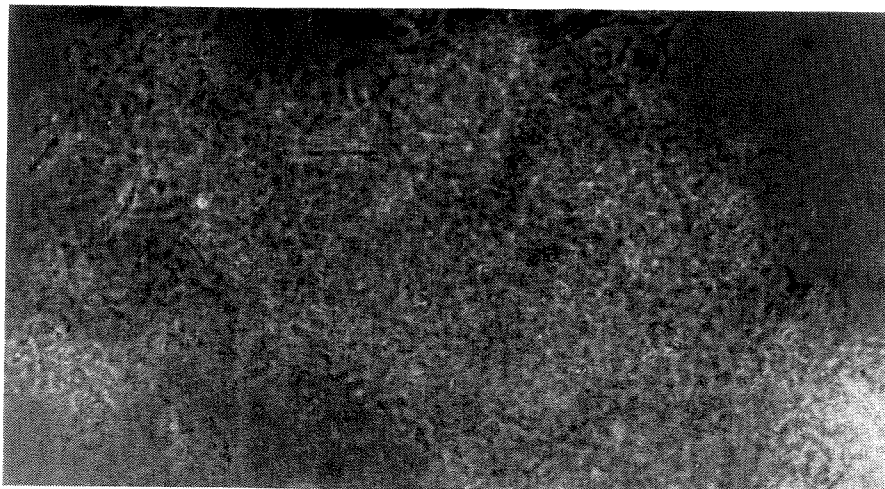
Bildet viser et parti med utfelling av jern og mangan i grunnstrukturen og trådformede bakterier.

Bilde 3:

Fremtredende fnokkstruktur som viser utbredelse av stavbakterier i randsonen. Refraktile partikler i strukturen.

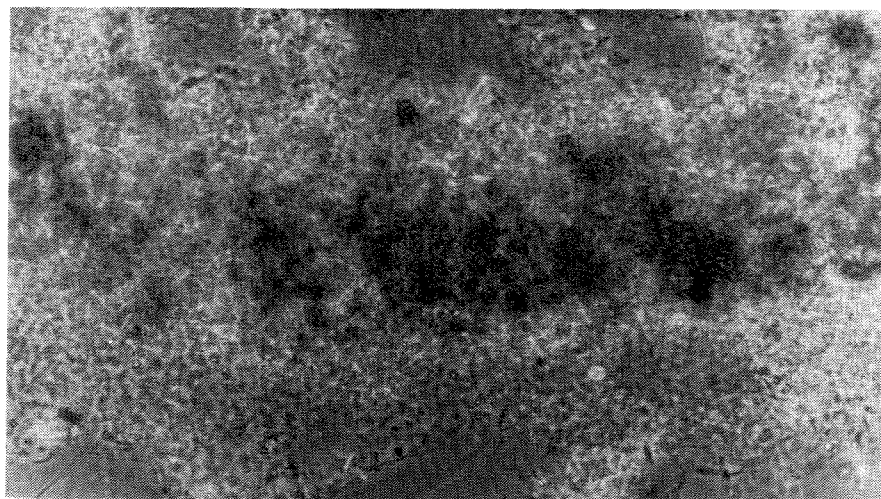
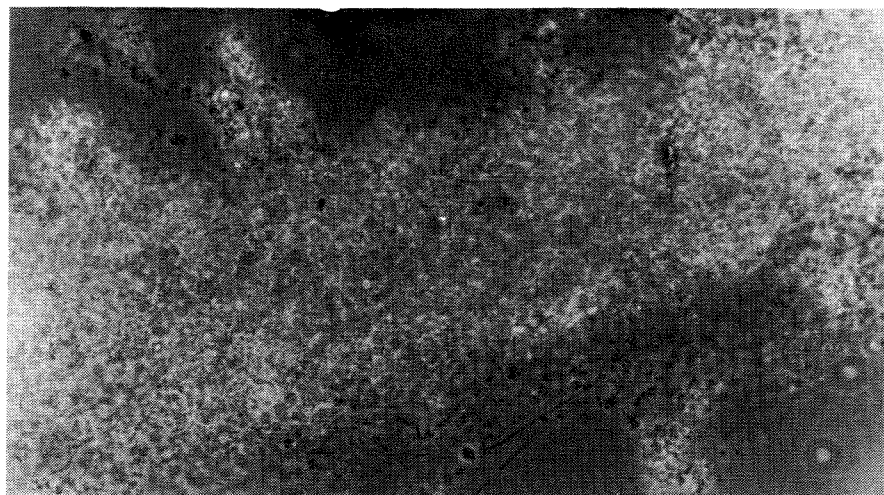
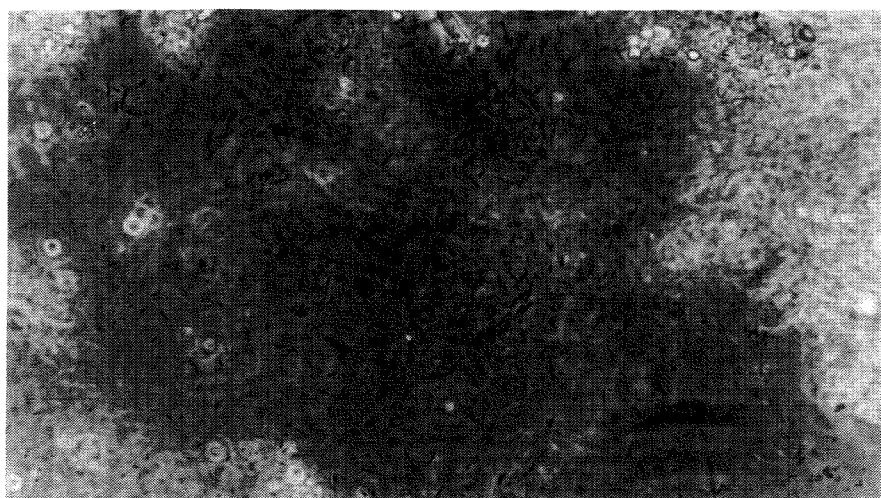
Bilde 4:

Detalj av bilde 3 som fremhever bakterieveksten i randsonen av fnokken. Voksaktig partiker til venstre på bildet.



Figur 9.

Filter B

Bilde 1
220 xBilde 2
220 xBilde 3
220 xBilde 4
420 x

Detaljer- slam fra Filter B-vann.

Slamstrukturen er i hovedtrekk svært lik det som ble observert for slam fra filter A-vann. Det er få partier med rustbrun avleiring. Det ble ikke observert Leptothrix-tråder med utfelling av jern og mangan i disse partiene. Stavbakterier var også utbredt i partier av fnokkstrukturen, men vokste ikke i randsonen i samme grad som for filter A-vann. Stilkebakterier ble observert, men med beskjeden utbredelse. Enkelte båndformede partier med kraftig utbredelse av stavbakter ble også observert, selv om det ikke var typisk for slamstrukturen. Partier med utfelling (bilde 2) viser ved avfarging en kompakt grunnstruktur (bilde 3) av bakterievekst, uten særlig forekomst av trådformede bakterier. Flagellat-protozoer ble observert også i dette slammet.

Slammets utseende er vist ved bildene på figur 9.

Bilde 1:

Bildet viser typisk fnokkstruktur for begroingslammet.

Bilde 2:

Fnokkstruktur med område av utfelt jern og mangan.

Bilde 3:

Samme bilde som ovenfor etter behandling med oxalsyre-reagens. Kompakt grunnstruktur trer tydelig frem etter avfargingen.

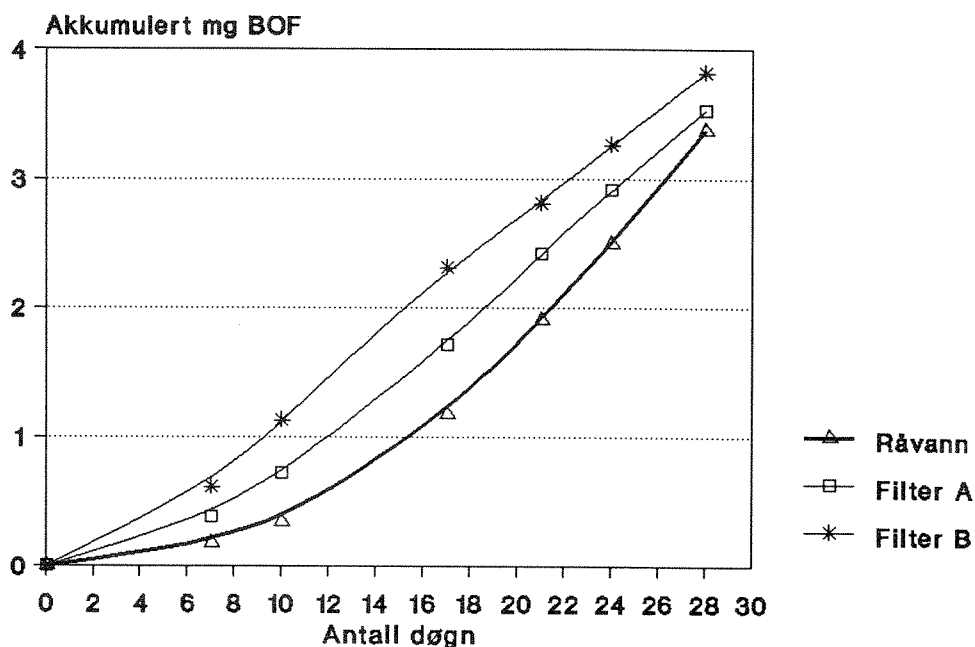
Bilde 4:

Dette detalj-bilde viser område med stavformet bakterievekst.

4. DISKUSJON

Den visuelle bedømmelsen av dannet slammengde viste en betydelig reduksjon i vannet som er rensset, sammenliknet med råvann. Dette bekreftes også av de kvantitative analysene av slammengde, både som tørrstoff og i innhold av totalmengde organisk karbon. Det var imidlertid svært overraskende å finne en så betydelig og rask bakterievekst i det rensede vannet, fra begge rensanleggene. Til tross for det lave innholdet av oppløst organisk karbon i de rensede vanntypene, ble det raskt etablert et høyt bakterieinnhold i vannet etter første testperiode. Kimtallsanalysene viser dette. Noen bakterier festet seg også etterhvert på flatene i kontakt med det strømmende vannet, og bidro også til et høyt oksygenforbruk i vannet, som er vist ved målinger fra andre periode. Her viser vann fra filter B et betydelig høyere oksygenforbruk enn vann fra filter A, mens kimtallet i vann fra filter A var høyest i første periode. Kimtallet i råvann etter første periode og oksygenforbruket under andre periode var mye lavere enn tilsvarende for rensset vann. Dette må bety at det organiske stoffet i råvann ikke er så lett assimilerbart som i rensset vann. Summen av mikrobiologisk oksygenforbruk (bakterier i vannet + i begroingsfilmen) for hver testapparat ble målt i tre perioder (pkt 3.1.5). Etter hvert som begroingsfilmen ble dannet, bidro denne mer og mer til det målte oksygenforbruk.

Denne sansynlige utviklingen av aktiv begroing er illustrert i figur 10, basert på de målte oksygenforbrukverdier.



Figur 10. Beregnet akkumulert oksygenforbruk under testperioden.

Resultatene tyder på at aktiv begroing utviklet seg raskest med vann fra filter B, men den stagnerte også først, og på samme nivå som for vann fra filter B etter 28 døgn.

Utviklingen av aktiv begroingsbelegg gikk vesentlig saktere i råvann, og det var ennå ikke stagnert etter 28 døgn. Ved denne tiden var det akkumulerte oksygenforbruket dessuten litt lavere enn for de rensede vanntypene. Dette stemmer overens med observasjonen i pkt. 3.1.3, at ca 33 % av belegget (målt som POC) var sedimentert/utfelt på veggene og ikke var aktiv biofilm.

Mikroskoperingsanalysene viste en langt større andel av stavbakterier i slammet fra de rensede vanntypene enn fra råvann. De observerte hylsebakterier (*Leptothrix*) og andre trådbakterier i råvannsslammet vil ikke vokse på det anvendte kimtallsmedium, mens stavbakterier i slammet fra de rensede vanntypene kan forventes å vokse hvis de løs-rives og kommer ut i vannet. Kimtallene var også i hele testperioden på 4 uker høyest i det rensede vannet ved delperiodenes slutt.

For råvannet avtok kimtallet i løpet av testtiden, og dette stemmer også med utseendet av slammet ved slutten av undersøkelsen. Ifølge mikroskoperingsresultatene inneholdt det da få slike bakterier som kan vokse på kimtallsmediet, mens slammet fra de rensede vanntypene inneholdt mange slike bakterier.

Med hensyn til anrikning i begroingsbelegget av jern og mangan fra vannet, så var alle beleggene meget aktive i anrikningen av jern. Dette foregikk også i slam fra det rensede vannet, som hadde meget lavt jerninnhold. For disse vanntypene inneholdt slammet ikke typiske jern- og mangan-oksiderende hylsebakterier. Vi kan derfor ikke si med sikkerhet om anrikningen skjer ved utfelling eller ved mikrobiologisk aktivitet. Det samme gjelder for mangan. Eksponert vann (24-28. døgn) fra siste periode ble analysert for innhold av jern og mangan, pkt. 3.1.2. Belegget i råvannsapparaturen hadde i denne perioden fjernet 53 % av jern- og 96 % av mangan-innholdet i råvannet. Det lave innholdet av jern ved start i de rensede vanntypene var da redusert til under deteksjonsnivå. Beleggene hadde i siste periode fjernet 87 % av manganet i vann fra filter A og 84 % i vann fra filter B.

5. KONKLUSJON

Resultatene fra denne undersøkelsen tyder på at den kraftige belegg-dannelsen fra råvann skyldes en kombinasjon av utfelling/sedimentering og begroing. Rensing av vannet fjerner mesteparten av de stoffene som felles ut eller sedimenterer, men det dannes fremdeles begroingsfilm fra vannet. Denne er av en annen natur enn belegget fra råvann, og belegget blir ikke så tykt. Alle 3 vanntypene anriket både jern og mangan fra vannet. Renseprosessen fjerner det meste av jernet, men uvesentlig mengde mangan, fra råvannet.

Det antas at mengde belegg som dannes vil bli vesentlig redusert, men kan ikke forventes å forsvinne helt. Dette belegget vil også med tiden bli brunfarget. Vi kan ikke forutsi om belegget vil skape problemer eller ikke, men perioden mellom hver spyling forventes å øke vesentlig.

I vannverkets ledningsnett er vanntemperaturen sjelden så høy som den var under denne undersøkelsen. Formering av bakterier i vannet mens det oppholder seg i ledningsnettets forventes derfor ikke å føre til høye kimtall, slik som det gjorde i denne undersøkelsen.

Det ble ikke registrert noen tydelig forskjell i slamdannelse fra vann behandlet i filter A og filter B.

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69, Korsvoll
0808 Oslo 8

ISBN 82-577-1796-7