

 SINTEF SINTEF Vann og miljø Postadresse: 7465 Trondheim Besøksadresse: Klæbuveien 153 Telefon: 73 59 24 18 Telefaks: 73 59 23 76 Foretaksregisteret: NO 948 007 029 MVA		NOTAT					
		Karakterisering av avløpsvann for primærrensing, delprosjekt 3 i PRIMÆRRENS Revidert utgave av 2004-09-02		BEHANDLING	UTTALELSE	ORIENTERING	ETTER AVTALE
				GÅR TIL Programkomiteen for PRIMÆRRENS v/Hallvard Ødegaard			
ARKIVKODE	GRADERING						
ELEKTRONISK ARKIVKODE							
040902RevidertNotatKarakterisering.doc							
PROSJEKTNR.	DATO	SAKSBEARBEIDER/FORFATTER	ANTALL SIDER				
221007	2004-09-02	Herman Helness og Gøril Thorvaldsen	14				

1 Innledning

Dette notatet beskriver resultatene i delprosjekt 3, Karakterisering av avløpsvann for primærrensing, i programmet PRIMÆRRENS.

I oppdragsbeskrivelsen for prosjektet, som ble utarbeidet av oppdragsgiver, er hensikten med prosjektet beskrevet som å utvikle karakteriseringsmetoder for avløpsvann som kan benyttes i andre delprosjekt i programmet og av anleggseiere, rådgivende ingeniører og andre ved planlegging av anlegg. Det var også et mål at metoden som utvikles skulle kunne benyttet til å vurdere hvilken prosess som egnet seg for rensing av et gitt avløpsvann med tanke på å oppnå primærrensekravet (20 % renseeffekt for BOF_5 og 50 % renseeffekt for suspendert stoff). Karakteriseringsmetoden skulle dessuten være tilpasset prøvetakingsmetoden som skulle utvikles i delprosjekt 2 i programmet.

Dersom en slik metode skal bli benyttet vil det være en fordel om den kan gjennomføres med standardisert utstyr, den bør ikke kreve avanserte instrumenter og den bør ha lave kostnader. En fullgod karakterisering av avløpsvann for å nå målene beskrevet i oppdragsbeskrivelsen vil trolig medføre et mer omfattende prøvetakings og analyse/måleprogram enn det som er forenlig med disse ønskene.

I dette prosjektet har vi derfor tatt utgangspunkt i at karakteriseringen må være trinnvis, der man først karakteriserer avløpsvannet grovt for å avklare hovedspørsmål med hensyn til hva som vil kreves for å nå primærrensekravet og deretter, eventuelt, går videre med en mer detaljert karakterisering av avløpsvannet. Under arbeidet med utviklingen av en metode for grov karakterisering har vi ønsket å benytte standardisert utstyr og finne en prosedyre som gir tilfredsstillende svar med et begrenset prøve- og analyseomfang, slik at kostnadene ved metoden

begrenses. En eventuell videre karakterisering vil trolig kreve bruk av mer avansert utstyr og/eller et mer omfattende prøve- og analyseprogram.

Før forsøkene med karakterisering ble et forslag til metode laget basert på en vurdering av:

- hvilke svar man bør få på grovt og detaljert karakteriseringsnivå
- hvilket standardutstyr som finnes hos aktuelle leverandører av laboratorieutstyr

Siden primærrensekravet omfatter både BOF_5 og SS vil det være viktig å bestemme fordelingen mellom løst BOF_5 og total BOF_5 . Selve analysen av BOF_5 er beskrevet i norske standard og er ikke vurdert spesielt i dette prosjektet. Imidlertid så er hvilket filter som bør benyttes til bestemmelse av totalt suspendert stoff og derved også skille mellom løst og partikulær BOF_5 vurdert i prosjektet.

For bestemmelse av partikkelstørrelsesfordelingen (PSF) i avløpsvannet vil en prosedyre basert på filtrering gjennom filtre med ulik lysåpning være forholdsvis enkel å gjennomføre for ulike brukerne. En slik prosedyre bør gi en tilstrekkelig god bestemmelse av PSF i avløpsvannet til at den kan benyttes som grunnlag for valg av rensemethode. Renseeffekten for et gitt utstyr, for eksempel en gitt type sil, vil imidlertid avhenge av flere faktorer enn sildukens lysåpning. Det har ikke vært et mål at metoden for PSF bestemmelse skal fange opp dette, dokumentasjon av hvilken fraksjon partikkelstørrelser som fjernes med en gitt metode er etter vår vurdering en sak for leverandøren av utstyr.

Prosedyren for måling av PSF ble basert på standard filteroppsats og filtre som kan kjøpes hos forhandlere av laboratorieutstyr. For å dekke større lysåpninger ble også kommersielt tilgjengelige nylonnett med ulik lysåpninger benyttet. En nærmere oversikt over utstyr, filtre og nylonnett vill bli gitt nedenfor.

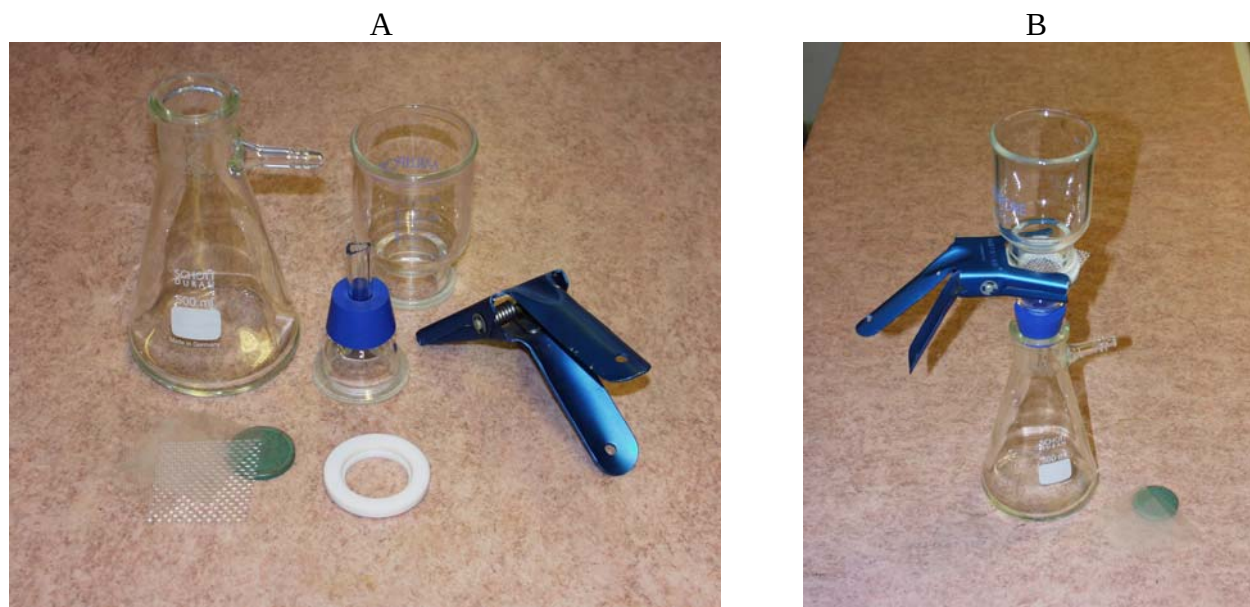
2 Forsøk og utstyr

Det ble gjennomført filtreringsforsøk for å sammenligne $0.45\ \mu\text{m}$ membranfilter, GF/C-filter og GF/A-filter til bruk for bestemmelse av suspendert stoff (SS). Det ble også gjennomført filtreringsforsøk for å vurdere ulike filtertyper (membran, papir og nylonnett), vurdere hvilke områder/intervaller for lysåpning som kunne brukes og vurdere antall parallelle målinger som var nødvendig for måling av PSF. Resultatene ble sammenlignet med måling av PSF i et instrument (Coulter LS230) som baserer målingen på spredning av lys fra en laser.

Etter innledende forsøk med avløpsvann ved vårt laboratorium ble prosedyren bestemt og testet på avløpsvann fra Høvringen RA og Ladehammeren RA i Trondheim.

Filtreringsforsøkene ble gjennomført med en standard filtreringsoppsats som vist i Figur 1. Under filtrering med nylonnett som hadde $11\ \mu\text{m}$ eller større lysåpning, ble silen i filteroppsatsen tatt ut. Filtreringer med membran eller papirfiltre ble gjennomført med silen på plass i filteroppsatsen. PSF målt ved filtrering ble basert på analyse av SS i råvannet og i filtratet. Alle filtreringer ble utført slik at filtreringstiden var mindre enn ett minutt, for å unngå kakedannelse på filteret. I forsøkene med flere parallelle målinger ble hele prosedyren med filtrering og måling av SS i filtratet repetert i hver parallell.

Det ble benyttet en rekke ulike filtre under forsøkene. De ulike filtertypene, oppgitt lysåpning og leverandør eller produsent er vist i Tabell 1 nedenfor. For nylonnett med lysåpning 11 μm og større ble det ikke benyttet vakuum under filtreringen. For nylonnett filtre med mindre lysåpning enn 11 μm og alle papir- og membranfiltre ble det benyttet vannstrålepumpe under filtreringen.



Figur 1. Filteroppsats benyttet under forsøkene. Figur 1A viser de enkelte delene og eksempler på nylonnett som ble benyttet. Figur 1B viser oppmontert filteroppsats med nylonnett. Merk at silen i filteroppsatsen (rund grønn sil) ikke ble benyttet sammen med nylonnett.

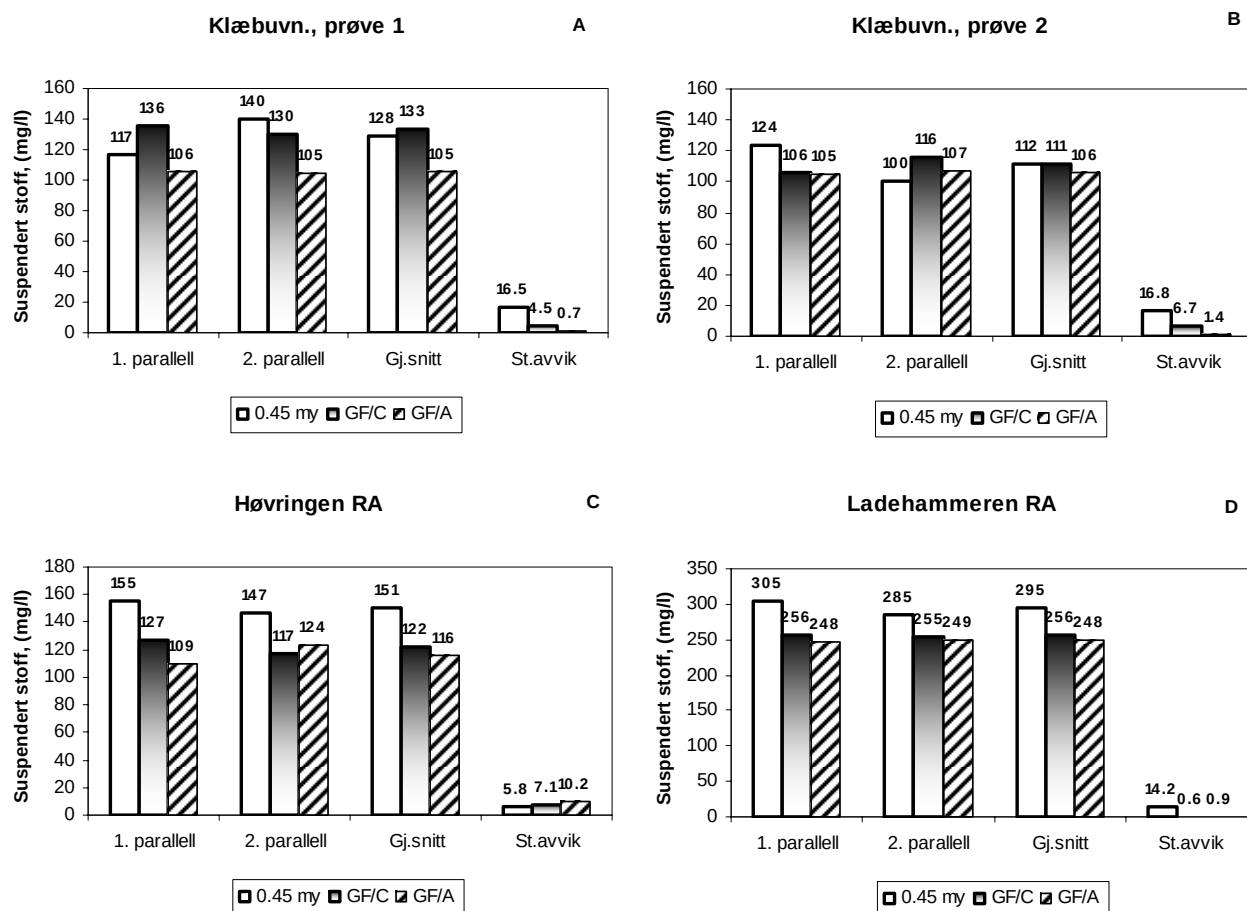
Tabell 1. Filtre som ble benyttet i forsøkene

Filtertype	Lysåpning	Materiale	Produktnavn	Leverandør eller produsent
Membranfilter	0.45 µm	Cellulose acetat/nitrat	HAWP 047 00	Millipore
Presisjonsvevet monofilament netting	1 µm	Nylon	SEFARNITEX 03-1/1	Liberg & Co
Glassfiberfilter	ca. 1.2 µm	Glassfiber	GF/C, 55 mm	Whatman
Glassfiberfilter	ca. 1.6 µm	Glassfiber	GF/A, 55 mm	Whatman
Membranfilter	3 µm	Cellulose acetat/nitrat	SSWP 047 00	Millipore
Papirfilter	ca. 3 µm	Papir	Filter No. 50	Whatman
Membranfilter	8 µm	Cellulose acetat/nitrat	SCWP 047 00	Millipore
Papirfilter	ca. 8 µm	Papir	Filter No. 40	Whatman
Papirfilter	ca. 11 µm	Papir	Filter No. 1	Whatman
Laboratorienylonnettfilter	11 µm	Nylon	NY11 047 00	Millipore
Presisjonsvevet monofilament netting	11 µm	Nylon	SEFARNITEX 03-11/6	Liberg & Co
Laboratorienylonnettfilter	20 µm	Nylon	NY20 047 00	Millipore
Papirfilter	ca. 25 µm	Papir	Filter No. 4	Whatman
Laboratorienylonnettfilter	41 µm	Nylon	NY41 047 00	Millipore
Presisjonsvevet monofilament netting	41 µm	Nylon	SEFARNITEX 03-41/31	Liberg & Co
Presisjonsvevet monofilament netting	80 µm	Nylon	SEFARNITEX 03-80/37	Liberg & Co
Presisjonsvevet monofilament netting	120 µm	Nylon	SEFARNITEX 03-120/49	Liberg & Co
Laboratorienylonnettfilter	160 µm	Nylon	NY6H 047 00	Millipore
Presisjonsvevet monofilament netting	160 µm	Nylon	SEFARNITEX 03-160/53	Liberg & Co
Laboratorienylonnettfilter	180 µm	Nylon	NY8H 047 00	Millipore
Presisjonsvevet monofilament netting	180 µm	Nylon	SEFARNITEX 03-180/47	Liberg & Co
Presisjonsvevet monofilament netting	300 µm	Nylon	SEFARNITEX 03-300/51	Liberg & Co
Presisjonsvevet monofilament netting	500 µm	Nylon	SEFARNITEX 06-500/47	Liberg & Co
Presisjonsvevet monofilament netting	1000 µm	Nylon	SEFARNITEX 06-1000/57	Liberg & Co
Presisjonsvevet monofilament netting	2000 µm	Nylon	SEFARNITEX 06-2000/53	Liberg & Co

3 Resultater

3.1 Sammenligning av 0.45 µm membran-, GF/C- og GF/A-filter

Figurene 2A, B, C og D viser resultatene fra sammenligning av 0.45 µm membran-, GF/C- og GF/A-filter. Figur 2A og B er med avløpsvann fra vår forsøkshall i Klæbu, i Trondheim. Dette avløpsvannet blir pumpet fra nærliggende boligblokker og samles i en lagertank. I denne tanken sedimenterer en del av de større partiklene. Figur 2C og D er med avløpsvann fra henholdsvis Høvringen og Ladehammeren renseanlegg i Trondheim. Prøvene er stikkprøver tatt ut før rist og sandfang. Figurene viser resultatene fra 2 paralleller, gjennomsnitt av disse og standardavviket. Tallverdiene er angitt over søylene i figurene.



Figur 2. Sammenligning av 0.45 µm membran-, GF/C- og GF/A-filter. Figur 2A og B er med avløpsvann fra vår forsøkshall i Klæbu, i Trondheim og Figur 2C og D er med avløpsvann fra henholdsvis Høvringen og Ladehammeren renseanlegg i Trondheim. Figurene viser resultatene fra 2 paralleller, gjennomsnitt av disse og standardavviket. Tallverdiene er angitt over søylene i figurene.

Filtreringene ble gjennomført med to paralleller og et volum som tillot en filtreringstid på mindre enn 1. minutt. Resultatene viser at 0.45 µm membranfilter ga større standardavvik enn GF/C og

GF/A i de fleste tilfellene. Dette skyldes trolig at prøvevolumene som lot seg filtrere innenfor 1. minutt var minst for denne filtertypen med 12-25 ml, mens GF/C lå på 50-100 ml og GF/A lå på 80-100 ml prøvevolum.

Basert på gjennomsnittsverdiene lå resultatene for konsentrasjonen av suspendert stoff målt med GF/A lavest i alle prøvene. Sammenligningen mellom 0.45 µm membranfilter og GF/C-filter viste varierende resultater. I vannprøvene fra Klæbuvn. var det liten forskjell mellom de to filtertypene, mens 0.45 µm membranfilter ga 30-40 mg SS/l (15-25%) høyere verdier i prøvene fra Høvringen og Ladehammeren renseanlegg.

Vår vurdering er at GF/C filtre bør brukes til SS-analysene i karakteriseringsprosedyren som vil bli beskrevet nedenfor, fordi dette filteret gjør det mulig å operere med prøvevolum som gir akseptabel nøyaktighet i en grov karakterisering med 2 paralleller. Filtertypen er også mye brukt ved norske laboratorier. Feilen/usikkerheten i PSF målt ved filtrering vil bli nærmere diskutert i avsnittet om partikkelstørrelsesfordelinger.

Hvorvidt 0.45 µm membranfilter eller GF/C filter skal benyttes for å kontrollere primærrensekravet er et annet spørsmål. Våre analyser av avløpsvann fra 3 ulike prøvesteder viser at det kan være klar forskjell på resultatene med de to filtertypene. Dersom man for eksempel ser på resultatene fra Høvringen så ville en utløpskonsentrasjon på 61 mg SS/l målt med GF/C filter gi en renseeffekt på 50 % $[(122-61)/122 = 0.5]$ og oppfylle SS kravet. Dersom man antar samme økning i målt konsentrasjon for råvann $[151-122 = 29 \text{ mg SS/l}]$ og primærrenset vann ved bruk av 0.45 µm membranfilter vil man få en renseeffekt på 40 % $[(151-(61+29))/151 = 0.4]$ dersom kontrollanalysen var basert på 0.45 µm membranfilter. For vannprøven fra Ladehammeren ville reduksjonen i renseeffekt bli mindre pga. høyere råvannskonsentrasjon og for vannprøven fra Klæbuvn. ville det ikke være noen forskjell.

Vannkvaliteten både med hensyn til konsentrasjon av SS og partikkelstørrelsesfordelingen var ulik i vannprøvene fra de tre prøvestedene, og man vil trolig se tilsvarende forskjeller dersom man gjennomførte analyser fra ulike renseanlegg i Norge. Vi mener derfor at SS-analysene for å kontrollere primærrensekravet må baseres på det filteret som angis i den norske avløpsforskriften. Vi deler Aquateam sin vurdering (Storhaug 2004) av problemene forbundet med bruk av 0.45 µm membranfilter. De små prøvevolumene (12-25 ml) som lot seg filtrere med denne filtertypen, vil gi større usikkerhet enn et GF/C-filter. Vi mener imidlertid at man enten må bruke 0.45 µm membranfilter/eventuelt sentrifugering iht. avløpsforskriften, eller angi i avløpsforskriften at SS-analysen skal baseres på GF/C-filter. Dersom en slik avklaring ikke er mulig før forsøkene i de andre delprosjektene starter, vil vi anbefale at man i disse prosjektene benytter GF/C filtre, men i tillegg tar et tilstrekkelig antall ekstra analyser med 0.45 µm membranfilter til at man kan vurdere forskjellen og får et bedre grunnlag for valg av filter.

3.2 Partikkelstørrelsesfordelinger

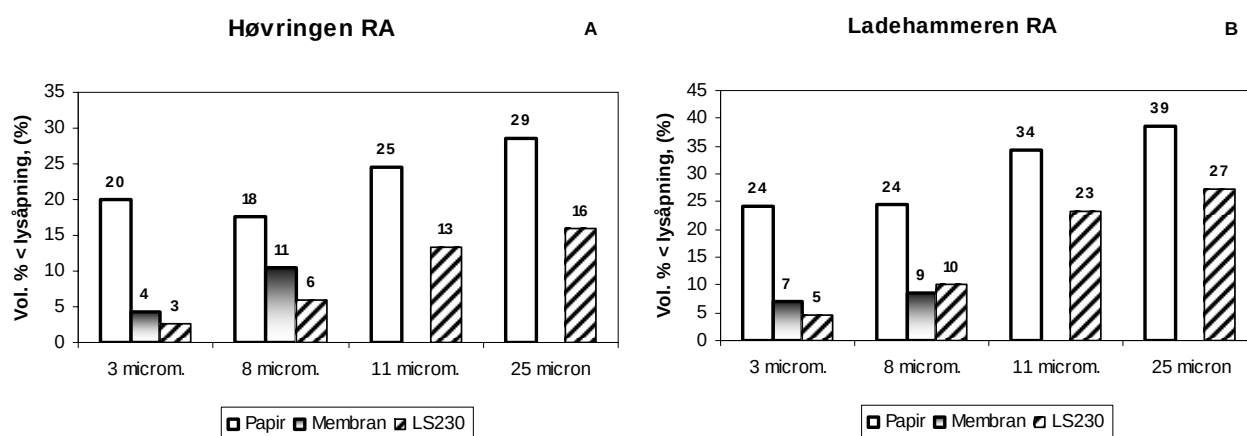
Innledningsvis ble det kjørt forsøk for måling av PSD der man benyttet flere ulike filtertyper med ca. samme lysåpning der dette var mulig. Nedenfor presenteres først resultater som sammenligner filtertyper og deretter presenteres PSD resultater.

Laboratorienylonnettfiltere og nylonnett levert på rull med lysåpninger i intervallet 11-180 µm ble sammenlignet ved parallelle filtreringer. Resultatene viste at laboratoriefiltrene og nylonnett på rull ga samme resultat for lysåpninger i intervallet 11-180 µm. Laboratoriefiltre med større

lysåpning enn 180 μm var ikke tilgjengelig. Et nylonnett med lysåpning på 1 μm ble også testet. Med dette nylonnettet var det nødvendig å benytte vannstrålepumpe, noe som trolig var årsaken til at resultatene viste betydelig høyere SS verdier i filtratet enn for GF/A-filtret. Vår vurdering er at nylonnett med lysåpninger som ikke krever vannstrålepumpe kan benyttes. Dersom vakuum er nødvendig må andre filtertyper benyttes.

For karakterisering av finere fraksjoner ble også membranfilter og papirfilter vurdert. Lysåpningen for membranfiltrene var oppgitt fra produsenten, mens det for papirfiltrene bare var oppgitt en omtrentlig verdi for lysåpning. En sammenligning av resultatene fra membranfilter og papirfilter med partikkelstørrelsesteller (LS230) som gir volum % mindre enn lysåpningen, er vist i Figur 3A og B for vannprøvene fra henholdsvis Høvringen og Ladehammeren RA.

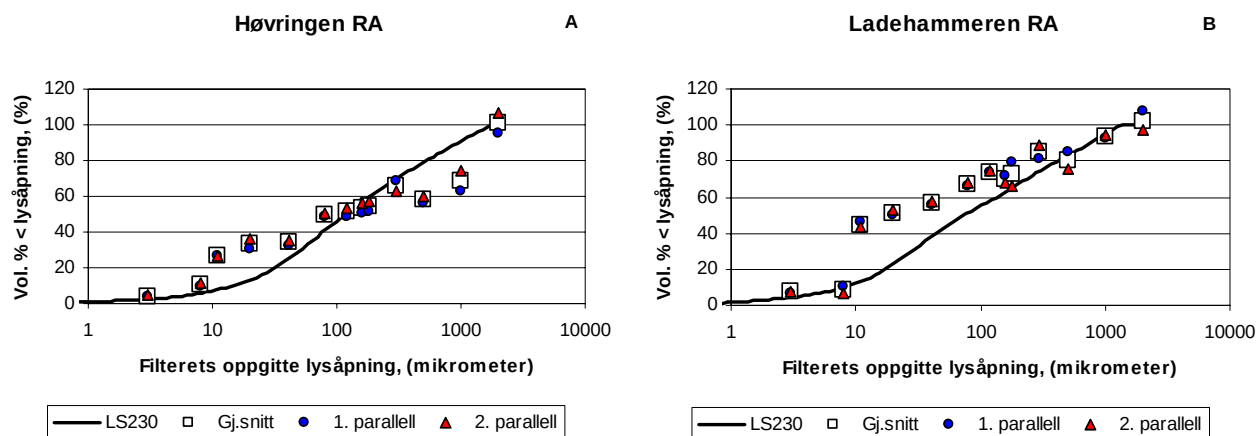
Resultatene viste at det er til dels betydelig forskjell avhengig av filtertype/målemetode. Resultatene for LS230 vil bli omtalt nærmere nedenfor. Basert på resultatene for papirfilter og membranfilter ble det konkludert med at membranfilter burde benyttes for fraksjoner mindre enn 10 μm fordi resultatene var i best samsvar med PSD målt med LS230.



Figur 3. Sammenligning av resultatene fra membranfilter og papirfilter med partikkelstørrelsesteller (LS230) som gir volum % mindre enn lysåpningen. Figur 3A og B viser resultater fra henholdsvis Høvringen og Ladehammeren RA.

Figur 4A og B viser partikkelstørrelsesfordelingene i prøvene fra henholdsvis Høvringen og Ladehammeren renseanlegg målt med membranfilter (3 og 8 μm) og nylonnett (11-2000 μm). SS i råvannet og filtratet ble bestemt ved filtrering med GF/C filter. Figurene viser enkeltresultatene fra 2 parallelle filtreringer og gjennomsnittet av disse. Figurene viser også PSF målt med LS230. Tilsvarende målinger ble også utført på vannprøvene fra Klæbu, men disse prøvene inneholdt lite "store" partikler slik at PSF-resultatene basert på filtrering og LS230 viste at 90-100% av partiklene var mindre enn 100 μm . Dette vil ikke være representativt for de fleste avløpsvann og disse resultatene er derfor ikke vist i en figur.

Resultatene viser at filtrering og måling med LS230 gir til dels avvikende resultater for partikkelstørrelser større enn 10 μm og spesielt i området 10-100 μm . For partikkelstørrelser mindre enn 10 μm ga, som tidligere nevnt, membranfilter godt samsvar med LS230. For partikkelstørrelser større enn 100 μm , ga nylonnett resultater som i hovedsak lå innenfor 10 % av LS230 kurven med maksimale avvik på 20 %.



Figur 4. Partikkelstørrelsesfordelingene målt med membranfiltre (3 og 8 μm) og nylonnett (11–2000 μm). Figur 4A og B viser partikkelstørrelsesfordelingene i prøvene fra henholdsvis Høvringen og Ladehammeren renseanlegg fra 2 parallelle filtreringer og gjennomsnittet av disse. Figurene viser også PSD målt med LS230.

PSD måling med LS230 er basert på spredning av lys fra en laser. Rådataene behandles i instrumentet ved hjelp av en optisk modell som er basert på kuleformede partikler, og krever kjennskap til refraksjonsindeksen til partiklene og løsningsmidlet (i dette tilfellet vann) for nøyaktige målinger (Mie modellen). Refraksjonsindeksen til partikler i avløpsvann er generelt ikke kjent og i slike tilfelle benyttes en forenklet optisk modell (Fraunhofer modellen). Sammenlignet med den mer nøyaktige Mie modellen gir Fraunhofer modellen tilsvarende resultater for partikler større enn 100 μm , mens resultatene for partikkelstørrelser mindre enn 100 μm vil avvike, spesielt om det er mye partikler i fraksjonen mindre enn 10 μm (Coulter 1994).

Under forutsetning av at PSF målingen er utført på en representativ prøve av avløpsvann, vil usikkerheten i resultatene være knyttet til målemetoden. På grunn av antagelsen om kuleformede partikler i den optiske modellen skal man være varsom med å definere LS230-kurven som korrekt partikkelstørrelsesfordeling. LS230 gir dessuten resultatene som volum %, mens filtreringsresultatene er masse %, slik at en direkte sammenligning av disse er basert på at tettheten er lik for alle partikler. Filtreringsresultatene vil være beheftet med usikkerhet som skyldes feil under uttak av delprøver for filtrering, selve filtreringen og analyse av SS i råvannsprøven og filtratet. Filtreringsresultatene vil også være påvirket av partiklenes form. For eksempel vil trolig en viss andel av stavformede partikler treffe overflaten av et nylonnett slik at de passerer gjennom nylonnettet dersom utstrekningen av partikkelen i to dimensjoner er mindre enn lysåpningen til nylonnettet. Dette forutsetter at filtreringen gjennomføres slik at man unngår kakefiltrering og reduksjon av filterdukens effektive lysåpning under filtreringen. En PSF basert på filtrering vil også kunne registrere ulik tetthet i forskjellige partikkelstørrelser. Dersom tettheten i en størrelsesfraksjon er høyere enn gjennomsnittlig for partiklene i prøven vil PSF kurven basert på masse % ligge over PSF kurven basert på volum % for denne fraksjonen.

Sammenligner man resultatene fra Høvringen og Ladehammeren, ser man at det er et sprang i PSF målt ved filtrering ved overgang fra membranfilter til nylonnett spesielt i resultatene fra Ladehammeren. Dette skyldes mest sannsynlig overgangen fra en filtertype til en annen. Åpningene i de benyttede nylonnettene er veldefinerte firkanter, mens åpningene i de benyttede membranfiltrene er irregulære med en struktur som varierer med dybden (selv om filtrene er tynne, 100 – 150 μm , er dybden betydelig i forhold til en partikkelstørrelse på 3 – 8 μm). Man kan

tenke seg forklaringsmodeller basert på denne strukturforskjellen og formen på partiklene, men en diskusjon av dette vil kreve en mer detaljert analyse av partiklene.

Samlet viser resultatene at membranfiltrering og LS230 ga godt samsvar for partikkelstørrelser opp til 10 μm og at filtrering med nylonnett overestimerte andelen partikler mindre enn lysåpningen i området 10 – 100 μm sammenlignet med LS230. Over 100 μm viste filtrering med nylonnett og LS230 akseptabelt samsvar for en grov karakterisering. Som diskutert ovenfor, er det ulike faktorer som påvirker resultatene for de to metodene og resultatene for LS230 blir mer usikre for partikkelstørrelser mindre enn 100 μm . Vi har derfor ikke lagt avgjørende vekt på avvikene mellom de to metodene i området 10 – 100 μm . Filtrering har den fordel at det gir et direkte mål på massen av partikler som kan passere et filter med en gitt lysåpning. Filtreringsbaserte kurver som vist i Figur 4 bør derfor gi nyttig informasjon spesielt for vurdering av siling som rensemetode for å nå primærrensekravet.

4 Forslag til prosedyre for karakterisering

4.1 Vannprøver

Det forutsettes at vannprøvene tas slik at man får en representativ prøve av avløpsvannet. Vi viser til resultatene fra delprosjekt 2 for beskrivelse av prøvetaking ved primærrensing (Storhaug 2004).

Karakteriseringen bør gjennomføres på flere vannprøver for å dekke variasjoner i avløpsvannets sammensetning. Korttidsvariasjoner innenfor 24 timer vil i stor grad dekkes av døgnblandprøver, men man bør hente inn disse over en lengre tidsperiode for å fange opp variasjoner som skyldes ulike værforhold og årstider. Dersom avløpsnettet tilføres avløpsvann fra industri, kan dette føre til variasjoner mellom hverdager og helgedager og på spesielle ukedager avhengig av type industri og produksjonsform.

Antall prøver som er nødvendig for å ha et tilstrekkelig godt dimensjoneringsgrunnlag er en vurderingssak. Et utgangspunkt kan være det antall kontrollprøver som kreves for dokumentasjon av at rensekrav oppfylles. Det primære vil imidlertid være at man har prøver fra de ulike situasjonene (værforhold etc.) som fører til variasjon i avløpsvannets sammensetning.

4.2 Utstyr

Prosedyren for grov karakterisering er basert på filtrering gjennom nylonnett og en standard filteroppsats for laboratoriebruk. Utstyret som blir spesifisert nedenfor er det vi benyttet i våre forsøk og vi anbefaler at tilsvarende filteroppsats benyttes. Det er viktig at minste diameter på filtertrakten ikke er mindre enn den vi benyttet (36 mm). En større diameter på filtertrakten eller et annet volum på filterkolben har ikke avgjørende betydning.

Med hensyn til valg av nylonnett så anbefaler vi at man i Primærrensprosjektene benytter de samme nylonnettene som vi spesifiserer nedenfor. Det viktige er imidlertid at man bruker nylonnett med eksakt lysåpning og stabil struktur. Nedenfor har vi spesifisert nett med lysåpning fra 11-2000 μm som, med unntak av nettet på 20 μm , er det vi benyttet i våre forsøk. Vi anbefaler

at karakteriseringsforsøkene i Primærrens prosjektet benytter alle disse slik at man vinner erfaring med metoden.

Utstyr for grov karakterisering:

- o Filteroppsats (se Figur 1) m/delbar filtertrakt (300 ml), klemme og filterkolbe (500 ml). Minste innvendige diameter på filtertrakten: 36 mm.
- o Nylonnett for fraksjonering:
 - 11 µm, type SEFARNITEX 03-11/6
 - 20 µm, type SEFARNITEX 03-20/14
 - 41 µm, type SEFARNITEX 03-41/31
 - 80 µm, type SEFARNITEX 03-80/37
 - 120 µm, type SEFARNITEX 03-120/49
 - 180 µm, type SEFARNITEX 03-180/47
 - 300 µm, type SEFARNITEX 03-300/51
 - 500 µm, type SEFARNITEX 06-500/47
 - 1000 µm, type SEFARNITEX 06-1000/57
 - 2000 µm, type SEFARNITEX 06-2000/53

Nylonnettene leveres på rull eller som "A4-ark". Kvadratiske filtre (~6 x 6 cm) må klippes ut fra disse.

Nylonnettene SINTEF benyttet i forsøkene ble kjøpt fra:

LIBERG & CO A/S
Postboks 138
1309 Rud

- o GF/C filtre for måling av SS i råvann og filtrat
- o Øvrig utstyr for måling av suspendert stoff i henhold til norsk standard (NS-EN 872 Utgave 1, 1996).

4.3 Prosedyre for grov karakterisering

1. En representativ vannprøve hentes inn og behandles som beskrevet i notat om prøvetaking ved primærrenseanlegg (Storhaug 2004), heretter kalt prøvetakingsnotatet.
2. En delprøve analyseres for BOF_5 og filtrert BOF_5 etter filtrering med GF/C filter. Analysen av BOF_5 utføres som beskrevet i prøvetakingsnotatet.
3. En delprøve analyseres for SS med GF/C filter og prosedyre i henhold til norsk standard (NS-EN 872). Resultatet av denne kalles $\text{SS}_{\text{råvann}}$.

4. 10 delprøver filtreres gjennom de 10 nylonnettene (en delprøve pr. nylonnett).
 - o Volumet som filtreres gjennom nylonnettet skal minst være 100 ml og ikke over 250 ml. Filtreringen skal gjennomføres innenfor 1. minutt uten bruk av vakuum. Filtratet samles i et prøveglass dersom man ikke analyserer for SS med en gang. Filterkolben rengjøres og skylles med destillert vann før neste filtrering.
 - o Dersom det ikke lar seg gjøre å filtrere 100 ml gjennom et nylonnett i løpet av 1. minutt uten bruk av vakuum droppes dette nettet og eventuelt nett med mindre lysåpning fra prosedyren.
 - o Filtratet fra hver filtrering analyseres for SS med GF/C filter og prosedyre i henhold til norsk standard (NS-EN 872). Resultatet av disse kalles $SS_{\text{filtrat-i}}$, der indeks i angir lysåpningen på nylonnettet (eks. $SS_{\text{filtrat-120}}$ for filtratet fra filtreringen med 120 μm nylonnett).
5. Repeter punkt 3 og 4 i prosedyren for å få 2 paralleller
6. Beregn masse % av partikler som passerer nylonnettene med de forskjellige lysåpningene som vist nedenfor, og lag figur av PSF.

$$\text{Masse \%} < \text{lys\aa pning i} = 100 \times SS_{\text{filtrat-i}} / SS_{\text{r\aa vann}}$$

(Ligning 1)

Eksempel på beregningen i punkt 6:

Tabellen nedenfor viser resultatene fra de 2 parallellene med vann fra Ladehammeren RA. For parallell nr 1 ble SS i råvannet målt til 256 mg/l. SS i filtratet fra filtreringen med de ulike filtrene er vist i 2. kolonne fra venstre i tabellen, og beregningen av masse prosenten mindre enn lysåpningen for de forskjellige filtrene ($\text{Masse \%} < \text{lys\aa pning i}$) er vist i neste kolonne. Resultatene for parallell nr 2 er vist på samme måte, og kolonne til høyre i tabellen viser beregningen av gjennomsnittet fra de 2 parallellene.

Filter, (μm)	Parallell nr 1, $SS_{\text{r\aa vann}} = 256 \text{ mg/l}$		Parallell nr 2, $SS_{\text{r\aa vann}} = 255 \text{ mg/l}$		Gjennomsnitt masse \% < lys\aa pning i
	$SS_{\text{filtrat-i}},$ (mg/l)	Masse \% < lys\aa pning i	$SS_{\text{filtrat-i}},$ (mg/l)	Masse \% < lys\aa pning i	
11	122	$100 \times 122 / 256 = 48 \%$	112	$100 \times 112 / 255 = 44 \%$	$48 + 44 / 2 = 46 \%$
20	130	$100 \times 130 / 256 = 51 \%$	137	$100 \times 137 / 255 = 54 \%$	$51 + 54 / 2 = 53 \%$
41	147	$100 \times 147 / 256 = 57 \%$	149	$100 \times 149 / 255 = 58 \%$	$57 + 58 / 2 = 58 \%$
80	174	$100 \times 174 / 256 = 68 \%$	178	$100 \times 178 / 255 = 70 \%$	$68 + 70 / 2 = 69 \%$
120	192	$100 \times 192 / 256 = 75 \%$	194	$100 \times 194 / 255 = 76 \%$	$75 + 76 / 2 = 76 \%$
180	208	$100 \times 208 / 256 = 81 \%$	172	$100 \times 172 / 255 = 67 \%$	$81 + 67 / 2 = 74 \%$
300	212	$100 \times 212 / 256 = 83 \%$	231	$100 \times 231 / 255 = 91 \%$	$83 + 91 / 2 = 87 \%$
500	222	$100 \times 222 / 256 = 87 \%$	196	$100 \times 196 / 255 = 77 \%$	$87 + 77 / 2 = 82 \%$
1000	241	$100 \times 241 / 256 = 94 \%$	247	$100 \times 247 / 255 = 97 \%$	$94 + 97 / 2 = 96 \%$
2000	281	$100 \times 281 / 256 = 110 \%$	253	$100 \times 253 / 255 = 99 \%$	$110 + 99 / 2 = 105 \%$

Resultatene fra BOF, filtrert BOF, SS og PSF kan brukes til vurdering av om en metode egner seg for behandling av avløpsvannet der man skal nå primærrensekravet. Forholdet mellom filtrert BOF og BOF vil alene gi en indikasjon, og koblet med resultatene for PSF vil man kunne vurdere om tilstrekkelig partikkelseparasjon kan oppnås med en gitt metode til at primærrensekravet kan nås.

Ser man for eksempel på Høvringen og Ladehammeren renseanlegg, så viser tidligere BOF og filtrert BOF analyser at forholdet mellom filtrert og total BOF for avløpsvannet på Høvringen (BOF_7) og Ladehammeren (BOF_5) er henholdsvis 0.4 g FBOF/g BOF og 0.5 g FBOF/g BOF (Ødegaard 2004). For å kunne klare prosentkravet for BOF_5 (20 %) med 50 % SS-fjerning må forholdet mellom FBOF og BOF være mindre enn 0.6, noe gjennomsnittsverdier for begge renseanleggene viser. På Ladehammeren er det imidlertid målt FBOF/BOF opp til 0.8 i enkelte døgnblandprøver, noe som illustrerer betydningen av å kjenne variasjonene i avløpsvannet. Ser man på filtreringsresultatene for Høvringen viste PSF at 50 % av massen til partiklene ligger i partikler mindre enn 80 μm (logaritmisk skala på x-aksen), mens tilsvarende tall for Ladehammeren var 20 μm . Som nevnt innledningsvis, må det være opp til den enkelte utstyrsleverandør/anleggseier å vurdere/dokumentere hvilket forløp en PSF kurve må ha for at primærrensekravet for SS skal kunne oppfylles med valgt utstyr/løsning. Vår vurdering er imidlertid at med et tilsvarende avløpsvann som ved Ladehammeren vil for eksempel siling ikke være en egnet metode for å oppfylle primærrensekravet selv med en utforming/drift som gir kakefiltrering. Med et avløpsvann med tilsvarende kvalitet som på Høvringen er forutsetningene bedre, men også her vil man måtte ha en utforming/drift av en sil som gir kakefiltrering.

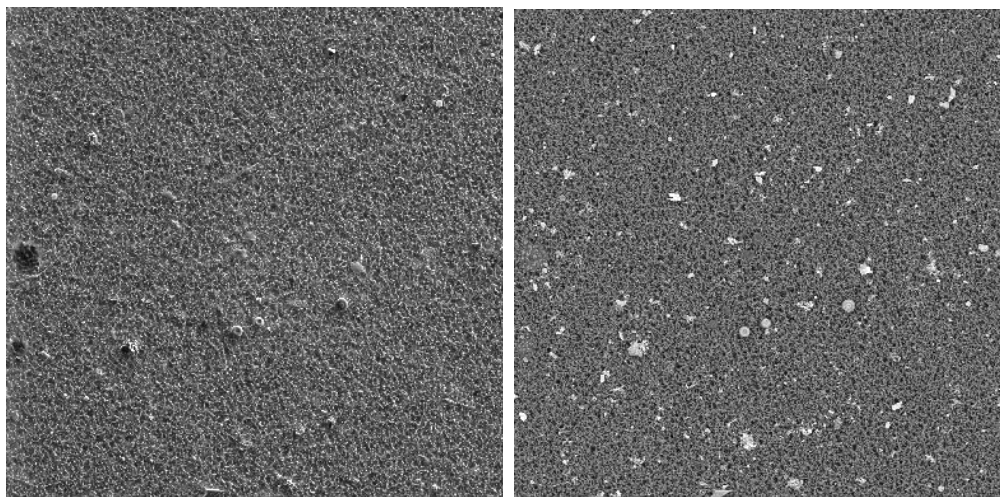
4.4 Mer detaljert karakterisering

Ulike metoder for måling av partikkelstørrelser er basert på ulike forutsetninger og utnytter forskjellige egenskaper ved en partikkel for å angi partikkelstørrelse f. eks lysspredningskarakteristikk for en laser basert måling og tverrsnitt ved filtrering. Denne målte egenskapen konverteres deretter til en "partikkelstørrelse" ved at man i de fleste tilfeller antar kuleformede partikler. Med partikler som har irregulær form kan man derfor ikke forvente eksakt samme resultat med de forskjellige metodene. Ved en mer dataliert karakterisering bør man derfor gå videre med flere metoder for å få et bedre bilde av partiklene i avløpsvannet enn det man får ved å benytte bare en metode.

Måling av partikkelstørrelsesfordelinger basert på lysspredning med Coulter LS230, eller et tilsvarende instrument, vil gi mer informasjon enn den grove karakteriseringen selv om man benytter den forenklete optiske modellen. Målingen har den fordelen at den er lite tidkrevende sammenlignet med filtrering og måling på flere vannprøver tatt ut på forskjellig tid vil dessuten gi et bilde på variasjon i partikkelstørrelsesfordelingen. Som diskutert tidligere, er denne type måling av PSF mindre nøyaktig for partikkelstørrelse under 100 μm . Selv om det i hovedsak er større partikler man fjerner ved primærrensingsmetoder kan partikler mindre enn 100 μm være avgjørende for om man klarer kravet. Kombinerer man med måling av PSD basert på lysspredning med en utvidet filtreringsprosedyre som også inkluderer filtre mindre enn 10 μm , får man et grunnlag for å vurdere påliteligheten av PSF målt ved lysspredning.

En annen mulighet er å benytte filtrering kombinert med mikroskopi slik at man får et bilde av partiklene. Her kan man få noe informasjon om de større partiklene med et lysmikroskop. Dersom man benytter mer avanserte metoder som elektronmikroskop, kan man få bilder som viser form av

partiklene og også sammensetning av partiklene. Figur 5 viser et eksempel på elektronmikroskopiering av partikler på et filter utført i et annet prosjekt. I dette tilfellet var vannprøven fra et drikkevannsanlegg og partikkelstørrelse og konsentrasjon er derfor av en annen størrelsesorden enn man vil ha i avløpsvann. Figuren er derfor bare ment som en illustrasjon av metoden.



Figur 5. Elektronmikroskopiering av partikler fra drikkevann på et filter.

Mer detaljert karakterisering av partiklene i avløpsvann vil være kostnadskrevenende i forhold til den grove karakteriseringsprosedyren og vil dessuten kreve god kompetanse. Slike målinger vil derfor være mest hensiktsmessig å utføres som et supplement til den grove karakteriseringen på et utvalg av vannprøvene.

5 Konklusjoner

GF/C filtre kan brukes til SS-analyser ved en grov karakterisering med tanke på å vurdere muligheten for å nå primærrensekravet. Bruk av GF/C filtre til analyser for å kontrollere overholdelse av primærrensekravet kan gi klare avvik i forhold til bruk av 0.45 µm membranfilter. Det bør derfor avklares om kravet til bruk av 0.45 µm membranfilter kan fravikes.

En prosedyre basert på filtrering av avløpsvann gjennom forskjellige nylonnett med veldefinert lysåpning i området 11-2000 µm foreslås benyttet for grov karakterisering av partikkelstørrelsesfordelingen i avløpsvann.

Ved behov for mer detaljert karakterisering kan den grove karakteriseringen suppleres med ulike instrumentbaserte metoder på et utvalg av vannprøver.

6 Referanser

Coulter (1994): Manual for Coulter LS230

Storhaug, R. (2004): Prøvetaking ved primærrenseanlegg, Notat til programkomiteen for primærrenseprosjektet av 2004-07-02.

Ødegaard, H. (2004): Personlig kommunikasjon