

Karakterisering av partikler og bruk av polymerer som hjelpekoagulanter og flokkulanter til behandling av avløpsvann

Av Herman Helness

Herman Helnes er Dr.ing og ansatt ved SINTEF Byggforsk, Vann og miljø

Innlegg på fagtreff i Norsk vannforening 6. oktober 2008

Sammendrag

Karakterisering av avløpsvann har ofte vært basert på middelverdier og angivelse av typisk innhold av ulike komponenter. Med dagens rensekrav som er basert på oppfyllelse av krav i et antall enkeltverdier er det fordelaktig med mer vidtgående karakterisering av avløpsvannet. Det er kjent at effektiv fjerning av partikler fra avløpsvann i mange tilfeller kan gi et vesentlig bidrag til oppfylling av rensekrav. Slik behandling krever bruk av kjemikalier for å bedre rensegraden. Her presenteres karakterisering av partikler basert på resultater fra PRIMÆRRENS-programmet og erfaringer med bruk av kjemikalier til rensing av avløpsvann fra prosjekter utført i Trondheim og Bergen.

Innledning

Avløpsvannets kvalitet og mengde bør være grunnlaget for valg av renseprosess og dimensjonering av denne. I mange tilfelle kan effektiv fjerning av partikler gi et vesentlig bidrag til oppfylling av rensekrav. Karakterisering av partikler i avløpsvannet er av betydning for valg av prosessløsning og utformingen av denne.

Figur 1 viser data fra en karakterisering av sammensetningen av partikler større enn $0,1 \mu\text{m}$. Slike data gir verdifull informasjon med hensyn til hva man over tid kan forvente å oppnå ved fjerning av partikler og viser typisk variasjonsområde for de fleste variablene. En slik oversikt gir imidlertid ikke informasjon om fordelingen av verdiene eller nærmere informasjon om fordelingen av partiklenes størrelse.

- Suspendert stoff : 100 % som partikler
- Organisk stoff : 65 - 85 % som partikler
- Fosfor : 20 - 40 % som partikler
- Nitrogen : 10 - 20 % som partikler
- Tungmetaller : 20 - 80 % assosiert til partikler
- Bakterier : De fleste er $> 0,1 \mu\text{m}$
- Virus : 60 - 95 % adsorbent til partikler
- Org. mikroforurensninger : 60 - 85 % assosiert til partikler

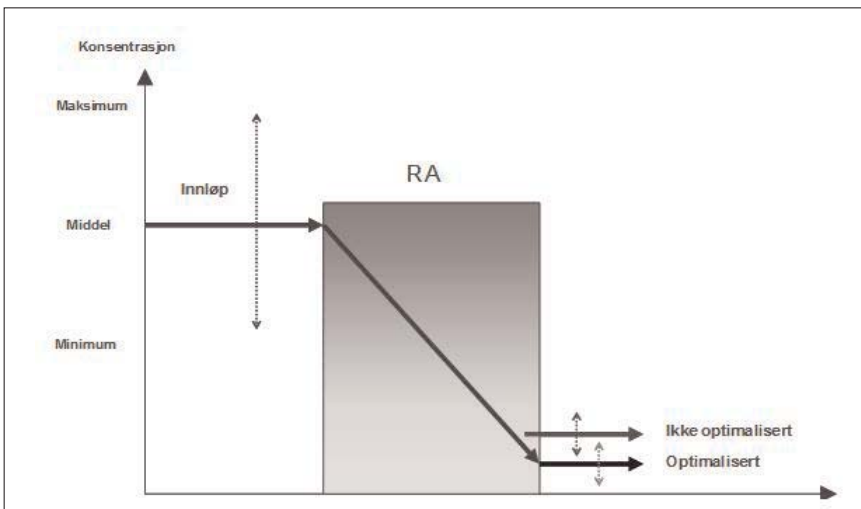
Figur 1. Sammensetning av suspendert stoff i avløpsvann (Levine et. al., 1985)

Med dagens krav til rensing som er basert på oppfyllelse av krav i et antall enkeltprøver blir kunnskap om hvordan avløpsvannets kvalitet varierer og hvordan denne variasjonen henger sammen med variasjonen i mengde avløpsvann viktigere enn i tilfeller der man hadde rensekraft basert på middelverdier over året. Man bør derfor karakterisere avløpsvannet med hensyn til mengde, konsentrasjoner, andelen løst og partikulært materiale for utvalgte forbindelser. Bestemmelse av partikkelstørrelsesfordeling vil også være nyttig ved vurdering av separasjons-trinn i rensesprosessen.

God kjennskap til variasjonene i avløpsvannets sammensetning og

mengde er ikke bare viktig ved valg av prosessløsning og dimensjonering av denne, men er også avgjørende for optimalisering av drift.

Som illustrert i Figur 2 vil variasjoner i avløpsvannet ved innløpet til rensanlegget kunne forplante seg gjennom anlegget og gjøre det vanskelig å skille effekten av forbedringstiltak fra variasjon forårsaket av naturlig variasjon i råvannets kvalitet og/eller mengde. Ved optimalisering av drift bør derfor arbeidet pågå over tilstrekkelig lang tid, slik at variasjoner på ulik tidsskala (time, døgn, årstid) kan fanges opp og inkluderes i analysen.

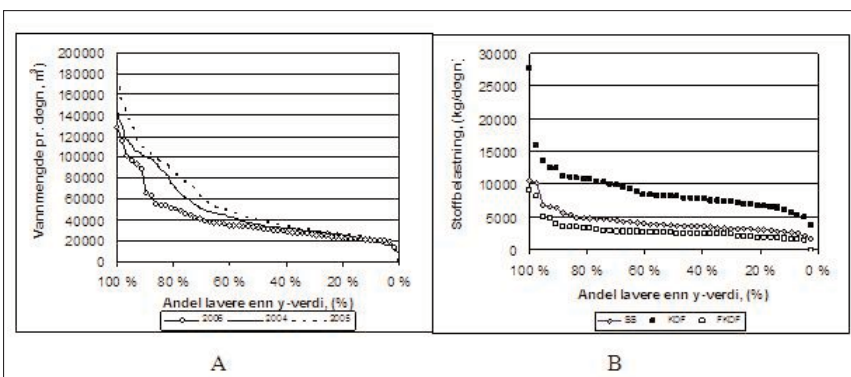


Figur 2. Variasjon ved innløpet til renseanlegget kan forplante seg gjennom anlegget og vanskeliggjøre vurderingen av optimaliseringstiltak.

Sammenheng mellom avløpsvannets mengde og kvalitet

Varighetskurver for vannmengder og stoffbelastning som vist i figur 3. Figur 3A og 3B, gir god informasjon om fordelingen av vannmengder og tilførslen av utvalgte stoffparametere, i dette tilfellet suspendert stoff (SS), kjemisk oksygenforbruk analysert i

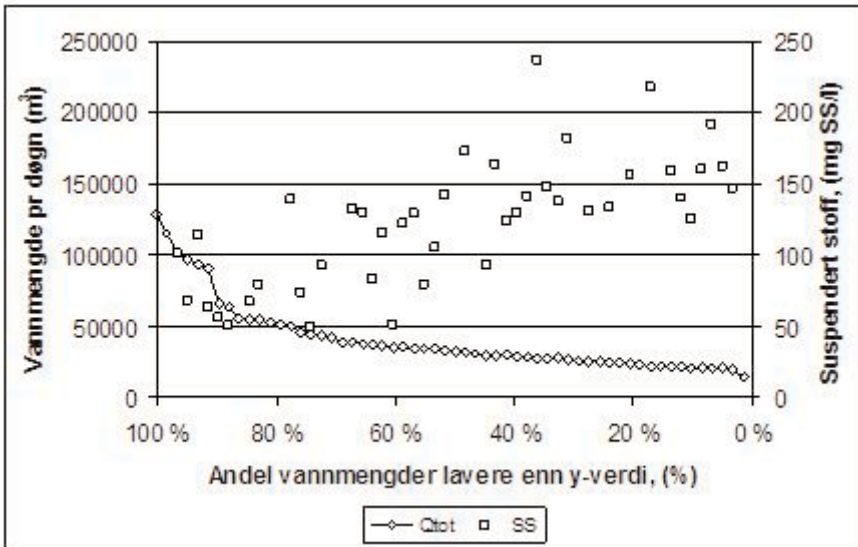
ufiltrert prøve (KOF) og kjemisk oksygenforbruk analysert i filtrert prøve (FKOF). Dataene er hentet fra undersøkelser utført i Bergen i forbindelse med oppgradering av renseanlegg (Helness, 2006) og gjengitt med tillatelse fra Bergen kommune (Hjelle, 2008).



Figur 3. Varighetskurver for vannføring (A) og stoffbelastning for utvalgte parametere (B).

For vannmengder er slike kurver det man trenger for valg i forbindelse med utforming og dimensjonering. For stoffbelastning må man imidlertid ta hensyn til at en høy stoffbelastning kan fremkomme både i tilfelle av en høy vannføring med lav konsentrasjon

og en lav vannføring med høy konsentrasjon. En modifisert varighetskurve som viser fordelingen av vannføringer og tilhørende konsentrasjoner av valgte stoffparametere, figur 4, vil i mange sammenhenger være mer nyttig.



Figur 4. Varighetskurve for vannføring med tilhørende konsentrasjoner av suspendert stoff. Data fra målinger i Bergen.

Fra Figur 4 ser man tydelig den generelle trenden med lavere konsentrasjoner av SS med økende vannføringer, men man får også et godt bilde av variasjonsområdet for SS for en gitt vannføring. Slike framstillinger kan også lages for andre stoffparametere og er nyttige ved dimensjonering av anlegg som skal oppfylle et antall enkeltprøver fordelt over året.

Innsamling av slike data krever systematikk og et prøveprogram, men

er godt egent for gjennomføring med personell fra renseanleggene og lokale laboratorier.

Karakterisering av partikler

Ved all karakterisering er det viktig at man har et klart bilde av hva man ønsker å oppnå. Ønsket karakterisering vil avhenge av aktuelle rensekrav og rensemetoder, og desuten av tilgjengelig metodikk. Dette gjelder ikke minst ved karakterisering av partikler der det ved krav om

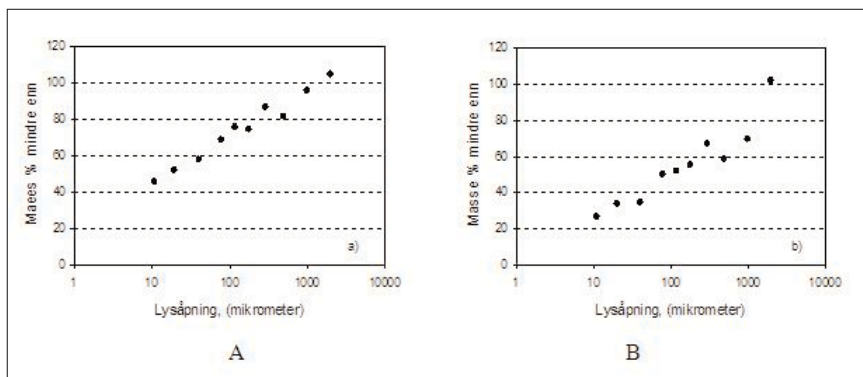
primærrensing kan være tilstrekkelig med en bestemmelse av størrelsesfordeling i tillegg til SS konsentrasjon. Ved sekundær- eller tertiærrensing der kravene går på organisk stoff og næringsstoffer, vil karakterisering av partiklene i avløpsvannet være viktig for å vurdere hva som kan oppnås med partikkelseparasjon og andelen biologisk rensing i prosessløsningen. Partikkelkarakterisering vil i tilfelle med nitrogen fjerning også inngå som en del av vurderingen av karbonkilden i avløpsvannet, da biologisk nitrogenfjerning krever en karbonkilde og man ønsker å utnytte det organiske stoffet i avløpsvannet mest mulig effektivt til dette.

I Norge er krav om primærrensing det aktuelle kravet for en lang rekke anlegg, og som nevnt kan en karakterisering av partikkelstørrelse være tilstrekkelig i tillegg til bestemmelse av konsentrasjon for de aktuelle stoffparametere (SS og BOF₅). Slik karakterisering gjøres ved måling av mengden partikler (antall partikler eller massen til partiklene) i ulike størrelsesintervaller og fremstilling av en kurve for partikkelstørrelsesfordelingen (PSF) basert på antallet eller massen. Ved vurderinger i forbindelse med primærrensekraav kan for eksempel en PSF basert på masse gi en god indikasjon på oppnålig renseseffekt ved sedimentering, mens man i andre sammenhenger som for eksempel ved vurdering av beleggdannelse på membraner kan være mer interessert i antall partikler i gitte størrelsesintervall.

Til bestemmelse av PSF kan man benytte flere metoder og for avløpsvann er seriefiltrering eller instrumentell bestemmelse basert på laser diffraksjon mest vanlig. En seriefiltrering vil gi en massebasert PSF, mens man fra en instrumentell måling vil kunne få fremstilt PSF kurver basert på både antall og volum. En volumbasert PSF er analog med en massebasert PSF dersom tettheten til partiklene er lik for ulike størrelser. Ved instrumentell måling av PSF benyttes det også ofte en modell for konvertering av rådata til PSF som er basert på en rekke antagelser, for eksempel at partiklene som måles er kuleformet.

Man skjønner fra dette at den PSF man måler i noen grad avhenger av metodikken man benytter. Dette gjelder ikke bare instrumentelle målinger, men også for en seriefiltrering i laboratoriet der man må ta hensyn til hvor ensartet og godt definert lysåpningen i filterene er og effekten av at det avsettes stoff på filteret som kan endre lysåpningen under filtreringen.

Generelt kan det sies at instrumentell bestemmelse av PSF har den fordelen at metodikken er relativt lite arbeidskrevende og gir mulighet til rask analyse. Ulempen ligger i at slikt utstyr er kostbart og ikke tilgjengelig på anlegg. Bestemmelse av PSF ved seriefiltrering har den fordelen at man kan benytte en enkel metodikk basert på standard utstyr. Det kreves imidlertid mer arbeidsinnsats og sammenligning av data fra ulike steder (anlegg) betinger lik utførelse mht. valg av filter og



Figur 5. PSF bestemt ved filtrering for avløpsvann ved Ladehammeren RA (A) og Høvringen RA (B).

prosedyre. For begge typer analyser gjelder at man må ha god forståelse av forutsetningene for målingen og hvilke faktorer som påvirker resultatet.

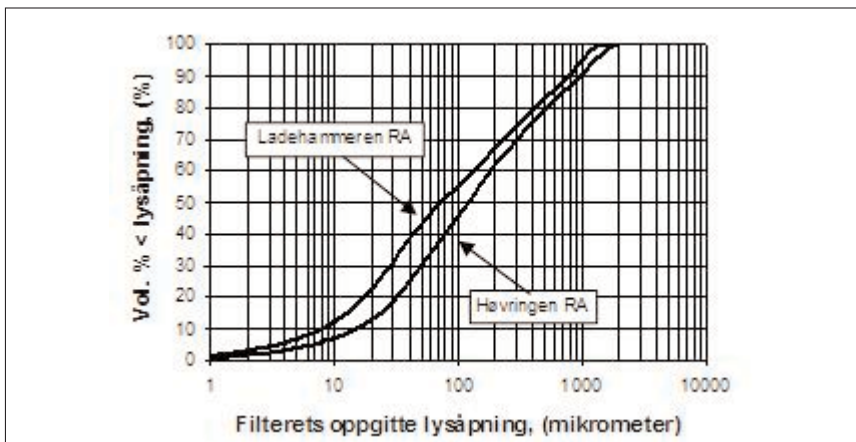
I PRIMÆRRENS-programmet (Ødegaard, 2005) ble det utviklet en enkel prosedyre for bestemmelse av PSF basert på seriefiltrering (Helness, 2004). Metoden benytter standard laboratorieutstyr og er basert på filtrering av 10 parallelle prøver av avløpsvann gjennom nylonnett med definerte lysåpninger fra 11 μm til 2 mm. SS analyseres i filtratet fra hvert nylonnett og i ufiltrert avløpsvann. En detaljert prosedyre er publisert tidligere og kan finnes på SFTs websider. Målingene gjennomføres i 2 paralleller pr nylonnett og gir data for fremstilling av en PSF basert på masse som vist i Figur 5A og 5B for 2 renseanlegg i Trondheim. Data gjengitt med tillatelse fra Trondheim kommune (Ellingsson, 2008).

Til sammenlikning viser Figur 6 PSF for avløpsvann ved de samme

renseanleggene målt med et instrument basert på laser diffraksjon. Som man ser inkluderer dataene i Figur 6 også partikkelstørrelser mindre enn 11 μm . Man ser også at mens 50 % percentilen målt med filtrering lå på henholdsvis 20 og 90 μm for Ladehammeren RA og Høvringen RA, var 50 % percentilen bestemt ved instrumentell måling henholdsvis 70 og noe over 100 μm . Dette illustrerer at absoluttverdiene man måler avhenger av metodikken, og at man derfor bør være varsom men sammenlikning av PSF-kurver målt med ulike metoder.

Partikkelseparasjon ved bruk av kjemikalier

Bruk av kjemikalier til koagulering og flokkulering vil kunne gi vesentlig bedre fjerning av partikler enn mekanisk rensing. Dette krever imidlertid en optimalisert prosess dersom man skal holde kjemikalieforbruket lavt og begrense slamproduksjonen mest mulig. Ved



Figur 6. PSF i avløpsvann fra Ladehammeren RA og Høyvingen RA bestemt ved instrumentell analyse basert på laser diffraksjon.

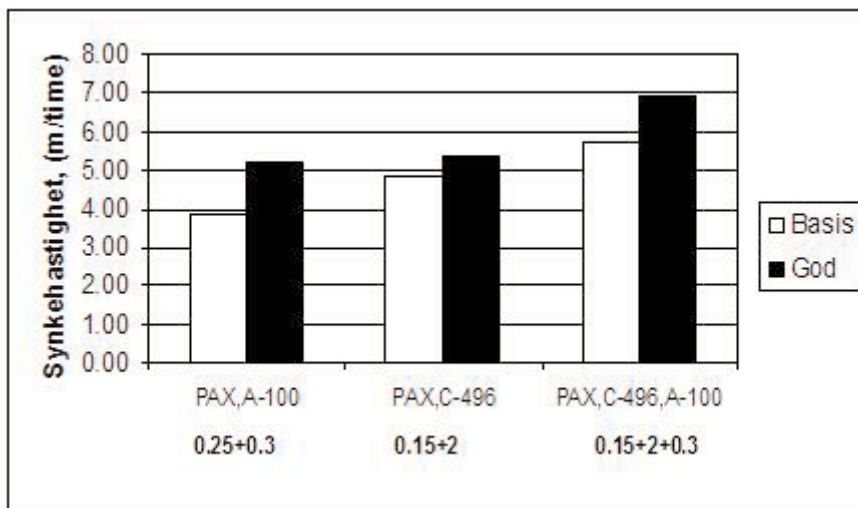
optimalisering av en prosess med bruk av kjemikalier kan man skille mellom tre enhetsprosesser: Innblanding av kjemikalier, flokkulering og partikkelseparasjon.

Hensikten med innblandingen er å fordele kjemikaliene over tverrsnittet av vannstrømmen så hurtig og jevnt som mulig. Her er både turbulensen og strømningsbildet av betydning. Type kjemikalie har også betydning for optimal innblanding. Spesielt ved bruk av metallsalt som koagulant, ønsker man en hurtig innblanding for å minimalisere ekstra slamproduksjon pga. hydroksidutfelling. En effektiv innblanding kan også redusere nødvendig dose for å nå utløpskrav.

I flokkuleringen er målet å bygge separerbare fnokker. Her vil valg av partikkelseparasjonsprosess spille inn da det kan være ulike krav til en optimal fnokk for eksempel ved sedimentering og flotasjon, men generelt vil både kjemikalievalg/

-kombinasjon og utformingen av flokkuleringstrinnet være viktig. Turbulensen/G-verdien bør avta gjennom flokkuleringstrinnet. Oppholdstiden er avhengig av hydraulikken, tradisjonelle flokkuleringsbasseng med totalomblandede kamre krever lengre oppholdstid enn rørflokkulatorer med stempelstrømning.

Figur 7 illustrerer effekten av kjemikaliekombinasjon og hydraulisk utforming av flokkuleringstrinnet. Figuren viser synkehastigheten til slamfnokker i forsøk med kommunalt avløpsvann behandlet med PAX i kombinasjon med anionisk polymer som flokkulant, redusert PAX-dose i kombinasjon med en kationisk polymer som hjelpekoagulant og PAX i kombinasjon med både hjelpekoagulant og flokkulant. Alle kjemikaliekombinasjonene ble kjørt med to ulike flokkuleringstrinn, der god flokkulering angir en optimalisert rørflokkulator.



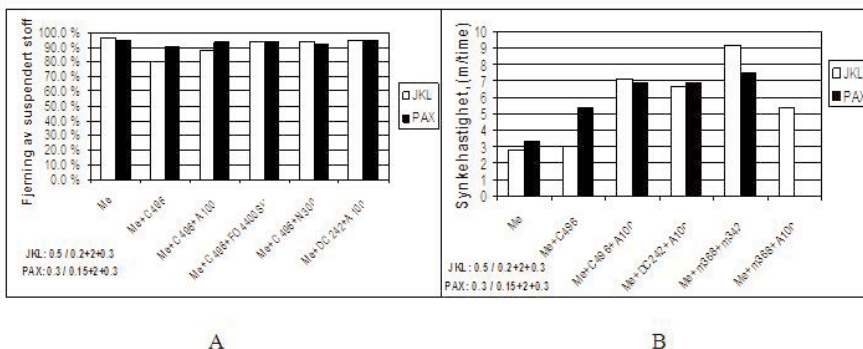
Figur 7. Effekten av kjemikaliekombinasjon og hydraulisk utforming av flokkuleringstrinnet på synkehastighet til slamfnokker. Forsøk med kommunalt avløpsvann. Dosering angitt som mmol All + mg Poll.

Partikkelseparasjonstrinnet i avløpsrensing med kjemikalier er ofte basert på sedimentering eller flotasjon. Ved sedimentering ønsker man store, kompakte fnokker med høy synkehastighet, mens man ved flotasjon ønsker fnokker som lett adsorberes til luftboblene og dras med opp til overflaten av flotasjonsbassenget.

Rett valg av kjemikalier og kjemikaliekombinasjon er viktig og avhenger både av type separasjonstrinn og av rensekraft. Erfaringer fra forsøk i Trondheim (Sjøvold og Helness, 1999; Polipenko og Ødegaard, 2002; Melin et. al., 2002) og Bergen (Helness, 2007) viser at man kan oppnå svært god partikkelseparasjon ved lave doser metallsalt i kombinasjon med polymerer både ved sedimentering og

flotasjon. Bruk av polymer alene forbedrer også renseeffekten i forhold til ingen kjemikaliebruk, men gir typisk lavere renseeffekt og krever høyere polymerdose enn ved kombinasjon av metallsalt og polymer.

Figur 8 viser resultater fra forsøk med kommunalt avløpsvann og sedimentering som partikkelseparasjon. Forsøkene ble gjennomført i forbindelse med utredning av sedimentering med høy overflatebelastning som alternativ ved Høvringen RA i Trondheim, og er gjengitt med tillatelse fra Trondheim



Figur 8. Renseeffekt for suspendert stoff ved sedimentering i JAR test (A) og synkehastighet for slamfnokker (B) i forsøk med avløpsvann og ulike kjemikaliekombinasjoner. Dosering angitt som mmol Mell + mg Poll/l.

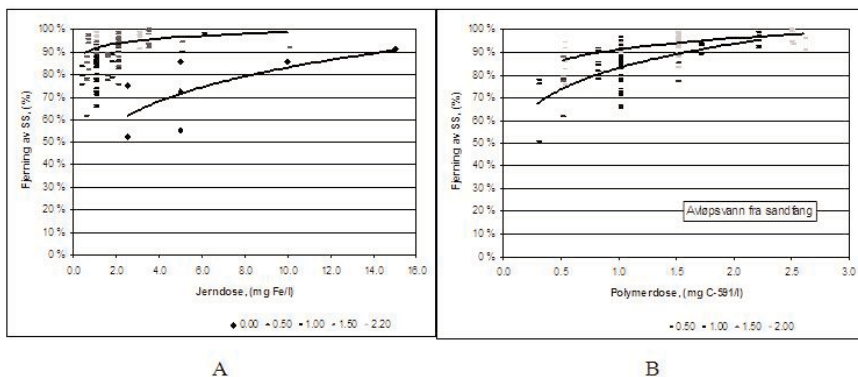
kommune (Ellingsson, 2008). Flere ulike kjemikaliekombinasjoner ga god renseseffekt i JAR tester, Figur 8A, slik at disse alene ikke ga tilstrekkelig grunnlag for valg av kjemikalie. Effekten av kjemikaliekombinasjon kom tydeligere fram når synkehastighet ble benyttet som måleparameter, figur 8B. Her ser man at kjemikaliekombinasjon har stor betydning for oppbyggingen av kompakte fnokker med høy synkehastighet.

Konklusjonen fra disse forsøkene med sedimentering som partikkelseparasjon var at man kunne oppnå god renseseffekt ved bruk av metallsalt alene, metallsalt kombinert med flokkulant og metallsalt kombinert med hjelpekoagulant og flokkulant, men at god renseseffekt og samtidig høy synkehastighet betinget metallsalt kombinert med hjelpekoagulant og flokkulant. Forsøkene viste også at slamproduksjonen kunne reduseres med ca. 30 % ved bruk av lav dose metallsalt i kombinasjon med polymer

i forhold til bare bruk av en høyere dose metallsalt.

Ved flotasjon som separasjonsmetode kreves det ikke høy synkehastighet på slamfnokkene, men at de skal flottet lett. For å oppnå god flotasjon må prosessen oppfylle en rekke krav, men siden slammet ikke skal synke er størrelsen på slamfnokkene trolig mindre viktig enn ved sedimentering. Erfaringer fra forsøk i Trondheim og Bergen viser at god partikkelfjerning kan oppnås ved kombinasjon av lave doser metallsalt i kombinasjon med en kationisk polymer uten bruk av en flokkulant i tillegg. Resultater fra forsøk i Berge med JKL og en kationisk poly-DADMAC er vist i Figur 9.

Nødvendig dosering vil variere mellom ulike anlegg avhengig av avløpsvannets kvalitet, men resultatene i Figur 9A demonstrerer at god partikkelseparasjon kan oppnås ved redusert dosering av metallsalt i kombinasjon med kationisk polymer. I Figur 9B trendlinjene trukket for



Figur 9. Renseeffekt for suspendert stoff ved flotasjon i JAR test i forsøk med JKL og kationisk hjelpekoagulant på kommunalt avløpsvann, vist som funksjon av jerdose (A) og polymer dose (B).

jerndoser på 0,5 mg Fe/l og 2 mg Fe/l. Resultatene viser at man må ha høyere polymerdose ved lavere jerdose, men at samme resultat kan oppnås ved ulike doseringskombinasjoner. I en vurdering av optimal dosering må derfor også pris på kjemikaliene tas inn i vurderingen.

Også i forsøk med flotasjon som partikkelseparasjon, er det vist at slamproduksjonen ved bruk av metallsalt og polymer kan begrenses til mengden partikler fjernet, dvs. at ekstra slamproduksjon som følge av hydroksidutfelling kan gjøres svært liten.

Oppsummering

- Avløpsvannets kvalitet er avgjørende for valg prosessløsning og drift av renseanlegg. Avløpsvannet bør karakteriseres mht. kvalitetsparametere og mengder
- Karakterisering av partikkel-

størrelsesfordeling kan gjøres med standard utstyr og med instrumentelle metoder. Absoluttverdier er avhengig av metodikk, man må derfor vurdere hva man ønsker svar på.

- Effektiv fjerning av partikler kan oppnås i ulike anleggstyper. Med flotasjon eller sedimentering som separasjonsmetode og krav om høy renseseffekt, kreves det normal bruk av kjemikalier til koagulering og flokkulering.
- Effektiv innblanding av kjemikalier og optimalisert flokkulering gir positiv effekt på nødvendig dose og renseseffekt
- Lav dose metallsalt sammen med kationisk polymer som hjelpekoagulant og eventuelt en anionisk polymer som flokkulant vil i praksis være nødvendig ved krav om høy renseseffekt – bare polymer kan benyttes i noen

tilfelle, men krever typisk høy polymerdosering.

- o Doseringsmengder er avhengig av det aktuelle avløpsvannet og kan være viktigere enn kjemikalietype.
- o Høy renseeffekt i JAR forsøk er ikke en garanti for høy synkehastighet.
- Lite ekstra slamproduksjon pga. hydroksidutfelling ved optimalisert dosering
- Forsøk anbefales for å optimalisere kjemikaliebruk.

Referanser

Ellingsson, A. (2008): Andreas Ellingsson, Trondheim kommune, personlig kommunikasjon.

Helness, H. (2004): Karakterisering av avløpsvann for primærrensing, delprosjekt 3 i PRIMÆRRENS. Notat til programkomiteen for primærrensprosjektet, revidert utgave av 2004-09-02.

Helness, H. (2007): Oppgradering av renseanlegg i Bergen – Resultater fra forundersøkelser ved Holen, Kvernevik og Flesland RA, SINTEF rapport nr SBF IN F07304.

Hjelle, H. (2008): Hogne Hjelle, Bergen kommune, personlig kommunikasjon.

Levine, A.D., Tchobanoglous, G. and Asano, T. (1985): Characterization of the size distribution of contaminants in wastewater; Treatment and reuse implications. J WPCF, 57(2), 805.

Melin, E., Helness, H. and Ødegaard, H. (2002): Dissolved air flotation of bioreactor effluent using low dosages of polymer and iron. In Chemical Water and Wastewater Treatment VII (eds. H.H. Hahn, E. Hoffmann and H. Ødegaard), pp. 261-271, IWA Publishing, London.

Pilipenko, P. and Ødegaard, H. (2002): Removal of suspended solids and sludge production in coagulation of municipal wastewater with cationic polyelectrolytes. In Proc. of the International Congress and Trade Fair Water: Ecology and Technology, ECWATECH, June 4-7, Moscow.

Sjøvold, F. og Helness, H. (1999): Optimalisering av kjemikaliebruk ved Høvringen renseanlegg – Forsøk i laboratorieskala, SINTEF rapport nr STF22 F99306.

Ødegaard, H. (2005): SFT: Primærrensing – Rapport om valg av rensemetode, TA-2088/2005, ISBN 82-7655-253-6