



Tiltak for å bedre fosforfjerningen på kjemiske renseanlegg



Norsk Vann Rapport

(Tidligere NORVAR-rapporter)

Det utgis 3 typer rapporter:

Rapportserie A:

Dette er de opprinnelige hovedrapportene. Dette kan være:

- Rapportering av prosjekter som er gjennomført innenfor organisasjonens eget prosjektsystem
- Rapportering av spleiselagsprosjekter hvor to eller flere andelseiere i Norsk Vann BA samarbeider for å løse felles utfordringer
- Rapportering av prosjekter som er gjennomført av andelseiere eller andre. Rapporten vil i slike tilfeller kunne være en ren kopi av originalrapporten eller noe bearbeidet

Fortløpende nummer xx-årstall

Rapportserie B:

Dette er en serie for «enklere» rapporter, for eksempel forprosjekter, som vil være grunnlag for videre prosjektvirksomhet mm.

Fortløpende nummer Bxx-årstall

Rapportserie C:

Dette er rapporter delfinansiert av Norsk Vann, men som er utgitt av andre.

Fortløpende nummer Cxx-årstall

Prosjekresultatene fra Norsk Vann Rapport (serie A og B) kan fritt benyttes internt i egen organisasjon. Når prosjekresultatene benyttes i skriftlig materiale, må kilde oppgis. Viderealg/formidling av resultatene utover dette er kun tillatt etter skriftlig avtale med Norsk Vann BA.

Norsk Vann har ikke ansvar for feil eller ufullstendigheter som måtte forekomme i rapporten og kan ikke stilles økonomisk eller på annen måte til ansvar for problemer som måtte oppstå som følge av bruk av rapporten.



Norsk Vann

Norsk Vann BA, Vangsvegen 143, 2317 Hamar
Tlf: 62 55 30 30 E-post: post@norskvann.no
www.norskvann.no

Forsidefoto: Ole Lien

Norsk Vann Rapport

Norsk Vann BA

Adresse: Vangsvegen 143, 2317 Hamar
Telefon: 62 55 30 30
E-post: post@norsk vann.no
Internettadresse: norsk vann.no

Rapportnummer: 166 - 2009
ISBN 978-82-414-0302-6 ISSN 1504-9884 (trykt utgave) ISSN 1890-8802 (elektronisk utg.)
Dato: 19. mars 2009
Antall sider (inkl. bilag): 41
Tilgjengelighet: Åpen: x Begrenset:

Rapportens tittel: Tiltak for å bedre fosforfjerningen på kjemiske renseanlegg	
Forfatter: Ragnar Storhaug, Aquateam AS	
Ekstrakt: Standardkravet til fjerning av fosfor er iht. forurensningsforskriften 90 % renseeffekt som en middelvei på årsbasis. Noen anlegg opplever at de i kortere eller lengre perioder har problemer med å overholde dette kravet. Hovedårsaken til dette er i første rekke lav konsentrasjon av fosfor i innløpsvannet som en følge av tilførsel av overvann og annen nedbørsavhengig tilrenning, men også andre prosessmessige forhold kan føre til at kravet ikke overholdes. I dette prosjektet settes det fokus på ulike forhold (påvirkningsfaktorer) som bidrar til at 90 %-kravet til fjerning av fosfor ikke overholdes. Grovt sett kan påvirkningsfaktorene deles i eksterne og interne påvirkningsfaktorer. Tilførsel av industrielt avløpsvann er en viktig ekstern påvirkningsfaktor. Interne returstrømmer (for eksempel rejektivann) og for dårlig tilpasset styringsopplegg er eksempel på interne påvirkningsfaktorer. I prosjektet er det gitt eksempler på doseringsopplegg for fellingskjemikalier som bygger på informasjon om normal variasjon av avløpsvannets mengde og sammensetning. Som en del av prosjektet er det gjort forsøk med vannmengdeproporsjonal dosering av fellingskjemikalier og overstyring av doseringen etter turbiditeten i sedimenteringsbassenget. Forsøkene indikerer at forbruket av fellingskjemikalier kan reduseres ved bruk av dette styringsprinsippet. En grundig prosessoppfølging er en forutsetning for å kunne oppnå stabile forhold i den kjemiske fellingsprosessen. Prosessoppfølgingen må omfatte både den kjemiske renseprosessen og slamavvanningen, slik at rejektivannet ikke forårsaker driftsproblemer. Intern biologisk rensing av rejektivannet og andre returstrømmer bidrar til å redusere innholdet av oppløst organisk stoff som passerer den kjemiske renseprosessen. I tillegg oppnås jevnere kvalitet på rejektivannet slik at faren for driftsforstyrrelser blir redusert. Det er viktig at driftspersonalet har prosessforståelse og kunnskap om analyse og tolkning av de aktuelle analyseparametrene. Gode kvalifikasjoner hos driftspersonalet er derfor en forutsetning for å få den kjemiske renseprosessen til å fungere tilfredsstillende, noe som for øvrig gjelder alle renseprosesser.	
Emneord, norske: Kjemisk felling Styring av dosering Innblanding av fellingskjemikalier Returstrømmer	Emneord, engelske: Chemical precipitation Dosing control Mixing of coagulants Process side streams

Forord

Hensikten med prosjektet har vært å bidra til deling av gode erfaringer og lærdom knyttet til fosforfjerning på kjemiske renseanlegg. Som en del av prosjektet er det gjennomført spørreundersøkelser der driftsassistanseorganisasjonene i Norge har formidlet kontakt til renseanlegg som har gjennomført optimaliseringstiltak i den kjemiske fellingsprosessen. Leverandørene av fellingskjemikalier har også bidratt i denne undersøkelsen. Kunnskapen dette ga har vært med på å forme det videre arbeidet i prosjektet. Fokuset ble i større grad rettet mot en helhetlig sammenstilling av de påvirkningsfaktorene som er viktige for renseresultat, og i noe mindre grad mot styringssystemer for kjemikaliedosering.

Rapporten er et godt grunnlag for anleggseierene til å gjennomgå sine egne anlegg med tanke på optimalisering av fellingsprosessen. Optimalisering er viktig for å redusere forbruket av fellingskjemikalier, slamproduksjon og overholdelse av rensekraav. Både interne og eksterne faktorer med betydning for renseprosessen er vurdert og omtalt. Kontroll med avløpsvannets sammensetning og de faktorer som påvirker dette er sentralt for å lykkes med optimaliseringen. Rapporten vil kunne benyttes for å skape forståelse hos andre aktører for behovet for stabil sammensetning av avløpsvannet.

Hovedforfatter og faglig ansvarlig for rapporten er Ragnar Storhaug, Aquateam AS. I tillegg til andre medarbeidere ved Aquateam, har prof. Gustaf Olsson vært tilknyttet prosjektet i en tidlig fase. Olsson har bidratt med oversikt over internasjonal status når det gjelder styring av kjemikaliedoseringen ved kjemiske renseanlegg.

Fagutvalget i Norsk Vanns faggruppe for avløpsrensing har vært prosjektets referansegruppe. I tillegg har Ole Lien, Norsk Vann, gitt mange nyttige innspill i arbeidet.

Prosjektet er finansiert gjennom Norsk Vanns prosjektsystem.

Det oppfordres til å gi innspill til Norsk Vann om erfaringer fra bruk av rapporten.

Norsk Vann retter en stor takk til forfatterene, referansegruppa, driftsassistansene, ansatte ved avløpsanleggene som har besvart spørreskjemaene og delt av sine erfaringer, og andre som har bidratt i arbeidet med rapporten.

Hamar, 19. mars 2009

Kjetil Furuberg

Innholdsfortegnelse

Forord.....	2
Sammendrag	4
English summary	6
1. Bakgrunn for prosjektet	7
1.1. Renseresultater ved kjemiske renseanlegg	7
1.2. Hensikten med prosjektet	7
1.3. Mål for optimalisering av prosessen	8
2. Kjemisk felling - avgrensing av problemområdet	9
3. Eksterne påvirkningsfaktorer	11
3.1. Industrielt avløpsvann	11
3.1.1. Regulering av påslipp for å hindre negativ påvirkning av renseprosessen	11
3.1.2. De viktigste virksomhetstypene med avløpsvann som kan forstyrre den kjemiske renseprosessen	12
3.2. Avløpsvann fra avfallsanlegg	13
3.2.1. Generelt	13
3.2.2. Eksempel på to-punktsfelling ved mottak av sigevann på Kambo renseanlegg	13
3.3. Tilførsel av septikslam på avløpsnett	15
3.4. Pumping inn på renseanlegget	15
4. Interne påvirkningsfaktorer	16
4.1. Styrings og doseringsopplegg for kjemikalier	16
4.1.1. Eksempel på styringsopplegg som er i bruk på norske renseanlegg	16
4.1.2. Variasjon av dosert mengde basert på kjennskap til normalvariasjon i avløpsvannets sammensetning	16
4.1.3. Styring av kjemikaliedoseringen på Sandefjord renseanlegg	17
4.1.4. Fullskala forsøk med styring av kjemikaliedoseringen på Søndre Follo renseanlegg	21
4.1.5. DOSCON – eksempel på et avansert styringsopplegg	27
4.2. Valg av fellingskjemikalier	29
4.3. Innblanding av fellingskjemikalier	31
4.4. Returstrømmer	33
4.4.1. Hva er returstrømmer	33
4.4.2. Vurdering av rejektivannskvalitet	33
4.4.3. Utjevning	35
4.4.4. Separat behandling av returstrømmer	36
4.4.5. Separat rensing av rejektivann på Rambekk renseanlegg i Gjøvik kommune	36
4.5. Prosesskontroll og kompetanse	39
4.5.1. Prøvetaking og analyser	39
4.5.2. Kompetanse hos driftspersonellet	40
5. Referanser.....	41

Sammendrag

Kjemisk felling har vist seg å være en svært effektiv rensemetode for kommunalt avløpsvann i Norge. Den primære hensikten med å benytte kjemisk rensing er å redusere innholdet av fosfor. Erfaringer fra en lang rekke kommunale avløpsrenseanlegg viser at det normalt oppnås svært lave fosforkonsentrasjoner ved denne rensemetoden. Som en følge av at det oppnås en meget god partikkelfjerning, oppnås også en betydelig reduksjon av den partikulære fraksjonen av det organiske stoffet i avløpsvannet. Standardkravet til fjerning av fosfor, er i hht. forurensningsforskriften 90 % renseeffekt som en middelverdi på årsbasis. Med denne kravformuleringen vil noen anlegg kunne oppleve at de i kortere eller lengre perioder har problemer med å overholde kravet. Hovedårsaken til dette er i første rekke lave konsentrasjoner av fosfor i innløpsvannet som en følge av tilførsel av overvann og annen nedbørsavhengig tilrenning, men også andre prosessmessige forhold kan føre til at kravet ikke overholdes.

I dette prosjektet settes det fokus på ulike forhold (påvirkningsfaktorer) som bidrar til at 90 % -kravet til fjerning av fosfor ikke overholdes. Grovt sett kan påvirkningsfaktorene deles i to hovedgrupper:

Eksterne påvirkningsfaktorer

- Tilførsel av industrielt avløpsvann
- Tilførsel av avløpsvann fra avfallsanlegg
- Hydrauliske spissbelastninger (pumpestyring)
- Tilførsel av septikslam på nettet
- Overvann og nedbørsavhengig innlekking

Interne påvirkningsfaktorer

- Interne returstrømmer
- Styrings- og doseringsopplegg for fellingskjemikalier
- Type fellingskjemikalier som benyttes
- Tilførsel av septikslam på anlegget
- Prosesskontroll og kompetanse

Type og mengde av fellingskjemikalier som brukes for fosforfjerning, vil påvirke slammengden og kvaliteten på slammet som produseres og dermed også slammets bruksegenskaper. Det kan forventes at man i framtida vil fokusere på et lavt forbruk av fellingskjemikalier for derved å tilrettelegge for et effektivt opptak av fosfor i plantene når slam benyttes på grøntarealer eller i jordbruket. Et lavt forbruk av fellingskjemikalier vil være en viktig optimaliseringsfaktor både mht. økonomi og av ressurshensyn. Forutsetningen er imidlertid at rensekravene overholdes.

Forurensningsforskriftens kapittel 15 A gir anleggseier (kommunen) anledningen til å regulere påslippene av industrielt avløpsvann slik at det ikke opptrer prosessforstyrrelser på renseanlegget. Erfaringsmessig er det avløpsvann fra næringsmiddelindustrien, virksomheter som driver med vask av både tekstiler og maskiner/utstyr og metallbearbeidende industri som skaper størst problemer av de eksterne påvirkningsfaktorene. Høy alkalitet i innløpsvannet kan være et problem for renseanlegg som mottar avløpsvann fra avfallsdeponier. Dette kan motvirkes ved for eksempel bruk av topunktsfelling.

En spørreundersøkelse som er gjennomført i forbindelse med prosjektet, viser at mange ulike prinsipper for styring av kjemikaliedoseringen benyttes i kjemiske renseanlegg. Dette omfatter alt fra konstant dosering til vannmengdeproporsjonal dosering med overstyring av pH eller ledningsevne.

Styring av kjemikaliedoseringen basert på informasjon om normal variasjon i avløpsvannets mengde og sammensetning blir benyttet på mange renseanlegg. Anleggets PLS programmeres da slik at dosert mengde fellingskjemikalier pr. m³ avløpsvann varieres, avhengig av for eksempel ukedag, tidspunkt på dagen og aktuell vannføring. På samme måte kan det benyttes ulike fellingskjemikalier avhengig av

tilrenningen til renseanlegget. I rapporten er det beskrevet to eksempler på disse styringsprinsippene.

Som en del av prosjektet, ble det gjennomført forsøk med vannmengdeproporsjonal dosering av hhv. fellingskjemikalier og polymer, med overstyring etter turbiditeten i sedimenteringsbassenget. Forsøkene ble gjennomført på Søndre Follo renseanlegg. Sammenlignet med anleggets ordinære doseringsopplegg med vannmengdeproporsjonal dosering med overstyring etter ledningsevne ble det oppnådd ca. 20 % lavere forbruk av fellingskjemikalier. Renseeffekten var 3,6 prosentpoeng lavere i perioden da det alternative styringsopplegget ble benyttet, men standardkravet på 90 % fjerning av tot-P ble overholdt.

Erfaringer viser at det er fordelaktig å inkludere fullskala utprøving som en del av anskaffelsesprosessen når man skal bestemme hvilken kjemikalietype som skal benyttes. Optimalt bør forsøkene kjøres i flere parallelle linjer slik at det blir mulig å registrere evt. endringer ved identiske forhold for de ulike kjemikalierne. Parallelle forsøk er sjelden mulig å gjennomføre, men forsøk i full skala i en prosesslinje eller i laboratorieskala, må i alle tilfeller gjennomføres etter samme prosedyrer slik at det blir mulig å sammenligne de alternative kjemikaliekombinasjonene.

Returstrømmer (dekanteringsvann fra fortykkere og rejektivann fra avvanningsmaskiner) er en av de viktigste interne påvirkningsfaktorene for den kjemiske fellingsprosessen. Overvåking av kvaliteten på returstrømmene må inngå som en del av den rutinemessige prosessoppfølgingen. Innholdet av suspendert stoff i rejektivannet er et eksempel på en viktig kontrollparameter for kvaliteten. Regelmessige beregninger av gjenvinningsgraden for slamavvanningsmaskiner bør også inkluderes. Dette gir et mål på hvor mye av slammet som overføres til avvannet slam og hvor mye som resirkuleres til renseprosessen. Ved lav gjenvinningsgrad vil en relativt stor andel av slammet bli resirkulert til renseprosessen. Dette medfører et øket behov for fellingskjemikalier og en derav større slamproduksjon.

Separat biologisk rensing av returstrømmene er et svært effektivt virkemiddel både mht. å redusere den negative påvirkningen av den kjemiske fellingsprosessen, og for å redusere innholdet av oppløst organisk stoff som normalt vil passere det kjemiske rensetrinnet. Metoden er lite benyttet til nå, men det forventes at det vil bli et aktuelt alternativ på en del anlegg etter hvert som kravene om sekundærrensing vil slå inn.

Systematisk prosessovervåking er en forutsetning for å kunne drive et kjemisk rensetrinn optimalt. Det er nå på markedet laboratorieinstrumenter som gjør driftspersonellet i stand til å analysere på sentrale parametere som tot-P, orto-P og KOF som en del av den daglige oppfølgingen av renseprosessen. Dette gir et betydelig bedre grunnlag for styring av prosessen enn data fra utslippskontrollen. Sammenlignende undersøkelser viser en forholdsvis god overensstemmelse mellom analyser som er utført på anleggets driftslaboratorium og analyser som er utført på eksternt laboratorium som en del av utslippskontrollen.

Oppfølging av en kjemisk renseprosess setter krav til prosessforståelse og kunnskap om analyser og tolkning av de aktuelle analyseparametrene hos driftspersonalet. Gode kvalifikasjoner hos driftspersonalet er derfor en forutsetning for å få den kjemiske renseprosessen (dette gjelder for øvrig alle renseprosesser) til å fungere tilfredsstillende. Norsk Vann arrangerer grunnkurs for driftsoperatører på avløpsrenseanlegg. Dette sammen med Norsk Vanns fordypningskurs i kjemisk rensing samt praktisk erfaring, bør gi et godt grunnlag for å drive prosessoppfølging på kjemiske renseanlegg.

English summary

This report is published in Norwegian by Norwegian Water BA (Norsk Vann BA).

Address: Vangsvegen 143, N-2317 Hamar, Norway
Phone: + 47 62 55 30 30
E-mail: post@norskvann.no
Website: www.norwegian-water.no / www.norskvann.no

Report no: 166 - 2009
Report title: Methods for improving chemical phosphorus removal in municipal wastewater treatment plants
Date of issue: 19. March 2009
Number of pages: 41

Keywords: Chemical precipitation
Dosing control
Mixing of coagulants
Process side streams

Author: Ragnar Storhaug, Aquateam AS

ISBN: 978-82-414-0302-6
ISSN 1504-9884 (printed edition)
ISSN 1890-8802 (electronic edition)

Summary:

According to Norwegian legislation, the standard discharge requirement for removal of phosphorus in municipal wastewater treatment plants is 90 % (annual average). Generally, the chemical treatment process performs well in the majority of the treatment plants. However, some plants experience problems in meeting the 90 % removal criterion for shorter or longer periods during the year. The problems are normally due to a very dilute incoming wastewater because of rain or snowmelt. Discharges of industrial wastewater to the municipal wastewater system, internal process side streams and non optimal dosing control systems are other important factors causing process problems. The project looked at different dosing control systems based on normal variations in wastewater flow and composition. As a part of the project, a system for flow proportional dosing control combined with settling tank turbidity compensation was tested. The project focused on operator process control. It is important that the chemical wastewater treatment process as well as the sludge dewatering process is included in the daily process control to obtain process side streams with low concentrations of suspended solids. Separate biological treatment of the process side streams has proven to be efficient to reduce problems in the chemical treatment step.

1. Bakgrunn for prosjektet

1.1. Renseresultater ved kjemiske renseanlegg

Under norske forhold har kjemisk felling vist seg å være en svært effektiv rensemetode for kommunalt avløpsvann. Den primære hensikten med å benytte kjemisk rensing er å redusere innholdet av fosfor. Erfaringer fra en lang rekke kommunale avløpsrenseanlegg viser at det normalt oppnås lave ($< 0,3$ mg P/l) utløpskonsentrasjoner for tot-P, og den oppløste fosforfraksjonen (vanligvis angitt som Orto-P) er normalt betydelig lavere enn $0,1$ mg P/l. Effektiv partikkelfjerning er hovedforutsetningen for å oppnå gode rensresultater ved et kjemisk renseanlegg. I relativt kaldt avløpsvann, hvor det er aerobe forhold i ledningsnettet, er en forholdsvis stor andel av det organiske stoffet bundet opp i partikler (Ødegaard, 1999). Dette er typisk for norske avløpssystem. Konsekvensen av dette er at fjerningen av organisk stoff (BOF_5 og KOF) normalt ligger i området 60 - 80 % ved ren kjemisk felling. Dette er høyere enn hva som kan forventes når avløpsvannet ikke gjennomgår biologisk rensing.

Forurensningsmyndighetenes utslippskrav har tradisjonelt vært fokusert mot konsentrasjonen av fosfor i utløpsvannet. Det har vært stilt krav til gjennomsnittlig utløpskonsentrasjon på årsbasis, i tillegg til en maksimalkonsentrasjon. Spesifikke tall for utslipp av fosfor (kg P/100 pe·d) har også vært vanlig å benytte i utslippstillatelser. Forurensningsforskriften, del 4 som trådte i kraft 1/1 2006, benytter midlere renseseffekt på årsbasis som standardkrav for fjerning av fosfor. Standardkravet er 90 % fjerning av fosfor som en middelverdi på årsbasis. Forurensningsmyndighetene har imidlertid anledning til å skjerpe kravet.

Fokuseringen på prosentvis fjerning gjør at en del anlegg som tidligere overholdt kravet til utløpskonsentrasjoner, vil kunne oppleve at det i kortere eller lengre perioder har problemer med å overholde kravet til 90 % fjerning av fosfor. Hovedårsaken til dette er i første rekke lave konsentrasjoner av fosfor i innløpsvannet som en følge av tilførsel av overvann og annen nedbørsavhengig tilrenning.

1.2. Hensikten med prosjektet

Det er viktig å gjøre modifikasjoner i styringsopplegget for kjemikaliedoseringen for å kompensere for variasjoner som er forårsaket av nedbørsavhengig tilrenning. Eksempel på denne typen tiltak vil bli gitt i rapporten. Hovedtiltaket for å løse problemene med tynt innløpsvann er imidlertid gjennomføring av saneringstiltak på avløpsnettet. Dette er langsiktige tiltak som ofte krever planmessig innsats over mange år. Omtale av ulike typer saneringstiltak som vil få innvirkning på den kjemiske fellingsprosessen ligger utenfor dette prosjektet, men det understrekes at sanering på ledningsnettet for å redusere fremmedvannmengden i mange tilfelle er en forutsetning for å kunne overholde kravet om 90 % fjerning av fosfor.

Det er i løpet av den senere tid gjennomført en rekke forsøk og tiltak for å bedre den kjemiske renseprosessen. De fleste av disse er ikke dokumentert utover anleggets/kommunens grenser. Ideen med dette prosjektet var å dokumentere disse tiltakene slik at det kunne fungere som inspirasjonskilde for løsning av tilsvarende problemer på andre renseanlegg. Hovedframgangsmåten har vært å innhente informasjon via spørreskjemaer om gjennomførte tiltak ved å kontakte driftsassistanseorganisasjoner, forhandlere av fellingskjemikalier og kontakt direkte mot renseanleggene.

Anleggets størrelse vil ha betydning for hvilke optimaliseringstiltak som det er aktuelt å gjennomføre. Eksempelene som er gitt, omfatter derfor enkle tiltak som det er realistisk å kunne gjennomføre på et lite renseanlegg, samt mer omfattende tiltak som i første rekke

er aktuelle på store renseanlegg. Det er lagt vekt på å beskrive hovedprinsippene for tiltakene som er gjennomført.

I utgangspunktet skulle prosjektet rettes mot selve styringssystemene for kjemikaliedoseringen. Etter hvert som det ble rapportert inn tiltak, viste det seg at tiltak som retter seg mot andre påvirkningsfaktorer har vært svært viktige for å kunne oppnå et tilfredsstillende renseresultat ved den kjemiske renseprosessen. Prosjektet omhandler derfor også andre faktorer enn kun styringen av den kjemiske fellingsprosessen.

1.3. Mål for optimalisering av prosessen

Fram til nå har det vært en rådende strategi å oppnå så lave utløpskonsentrasjoner av totalfosfor som mulig. Type og mengde av fellingskjemikalier som brukes for fosforfjerning, vil imidlertid påvirke slammengden og kvaliteten på slammet som produseres og dermed også slammets bruksegenskaper. Det er vist at aluminium- og jernbaserte fellingsmidler vil binde fosforet i slammet så sterkt at det bidrar lite til plantevekst ved bruk av slammet i jordbruket, på grøntarealer og i jordblandinger (Krogstad, 2008). Dette kan endres ved å øke pH i slammet ved tilsetning av kalk som en del av slambehandlingen eller ved å dosere kalk i tilknytning til bruken av slam, f.eks. på jordbruksarealer.

Det er også forsøksresultater (Krogstad, 2008) som tyder på at et høyt innhold av aluminium eller jern i slammet, kan binde fosfor i jorda og dermed bidra til redusert fosforopptak i plantene, men den praktiske effekten av dette er ikke dokumentert. Også her vil bruk av kalk sammen med slammet begrense eventuelle negative effekter av et høyt aluminium- eller jerninnhold. De nye problemstillingene som kommer opp med hensyn til slammets bruksegenskaper, vil derfor få innvirkning på hvordan den kjemiske fellingsprosessen drives, blant annet ved et større fokus på å bruke så lite fellingskjemikalier som mulig. Normalt vil derfor hovedmålene for optimalisering av den kjemiske renseprosessen være:

- Overholde rensekrav
- Redusere forbruket av fellingskjemikalier (både mht. kostnader og ressurs hensyn)
- Redusere slamproduksjonen

2. Kjemisk felling - avgrensning av problemområdet

Den kjemiske renseprosessen kan grovt sett deles inn i 3 delprosesser:

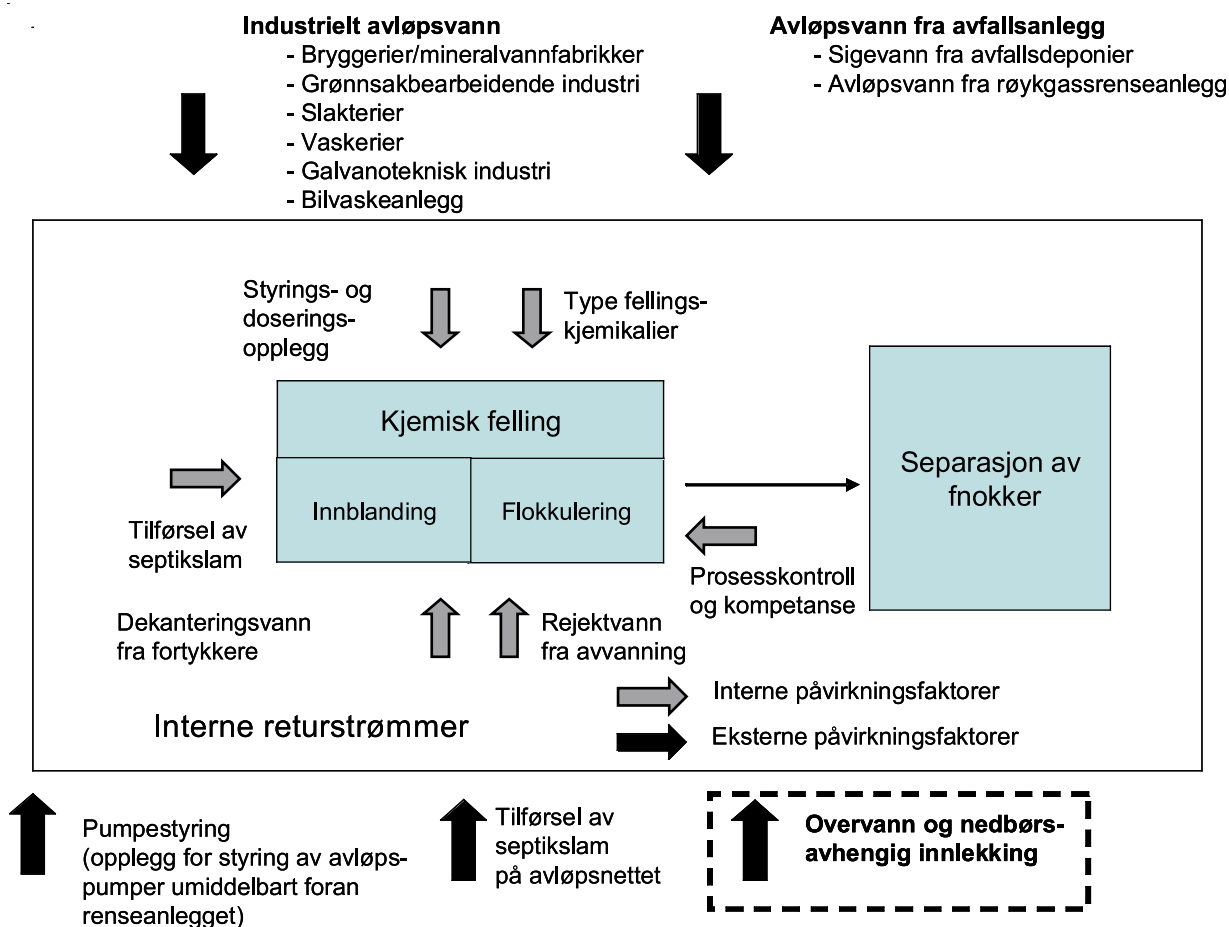
- Innblandingsfase der fellingskjemikaliet blir tilsatt og blandet med avløpsvannet
- Flokkuleringsfase, dvs. en oppbygging av fnokker som det er mulig å skille fra vannfasen
- Avskillingsfase, dvs. en fjerning av fnokkene enten ved sedimentering, flotasjon, filtrering, eller en kombinasjon av disse metodene

Erfaringsmessig er det vanskelig å kompensere for ikke optimal innblanding og flokkulering ved en effektiv avskilling. I denne rapporten vil det derfor i hovedsak bli lagt vekt på å gi eksempler på tiltak og prosedyrer som kan bidra til å redusere problemer i innblandings- og flokkuleringsfasen.

Den kjemiske fellingsprosessen blir grovt sett påvirket av 2 hovedkategorier av påvirkningsfaktorer

- Interne påvirkningsfaktorer
- Eksterne påvirkningsfaktorer

Figur 1 viser skjematisk hvordan den kjemiske fellingsprosessen påvirkes av interne og eksterne faktorer.



Figur 1. Skjematisk framstilling av hvilke interne og eksterne faktorer som påvirker den kjemiske fellingsprosessen

I utgangspunktet er den kjemiske fellingsprosessen utformet for å behandle kommunalt avløpsvann. Dette er en blanding av sanitært avløpsvann, industrielt avløpsvann og/eller overvann. Erfaringsmessig vil alle faktorer som medfører at sammensetningen av avløpsvannet avviker vesentlig fra sanitært avløpsvann, kunne medføre en driftsforstyrrelse av den kjemiske fellingsprosessen.

3. Eksterne påvirkningsfaktorer

3.1. Industrielt avløpsvann

Av 20 renseanlegg som besvarte vårt spørreskjema, oppga 8 anlegg at de var tilknyttet industri som påvirket renseprosessen. Det var imidlertid bare ett av disse anleggene som ikke klarte kravet til 90 % fjerning av fosfor. For ett av renseanleggene var slam fra et stort vannverk årsaken til driftsforstyrrelsen. På 5 av anleggene var ulike typer næringsmiddelindustri årsaken til driftsforstyrrelsene. Den viktigste negative påvirkningen mht. kjemisk felling er varierende pH og alkalitet, som oftest høy pH som resultat av bruk av basiske produkter til vask av prosessutstyr. Prinsippet om å gjøre tiltak ved kilden i stedet for å spesialtilpasse et styringssystem for kjemikaliedoseringen for å kunne kompensere for den eksterne påvirkningen, bør være gjeldende. Det frarådes å akseptere periodevis forstyrrelser fra en virksomhet som en naturlig del av tilrenningsmønsteret til et renseanlegg.

Holdningen til påslipp av industrielt avløpsvann til kommunalt nett varierer fra kommune til kommune, og de lokale forholdene er avgjørende for hvordan påslippsproblematikken håndteres. For å begrense påvirkningen av industrielt avløpsvann har kommunen i hovedsak to hovedmuligheter:

- Påslippskrav med hjemmel i kapittel 15 A i forurensningsforskriften
- Privatrettslige påslippsavtaler

3.1.1. Regulering av påslipp for å hindre negativ påvirkning av renseprosessen

Forurensningsforskriftens kapittel 15 A om påslipp gir kommunen en klar hjemmel til å fastsette påslippskrav til nye og eksisterende virksomheter. Det er spesielt viktig at kapittel 15 A også omfatter eksisterende virksomhet. Hjemmelen som kapittel 15 A gir, kan imidlertid bare benyttes for å:

1. Sikre at avløpsanlegget (vanligvis renseanlegget) kan overholde utslippskrav.
2. Sikre at avløpsanlegget (avløpsnett, pumpestasjoner og renseanlegg) ikke påføres skade. Et typisk eksempel her er korrosjonsskader som kan opptre på betongrør.
3. Sikre at driften av avløpsanlegget med tilhørende slambehandling ikke vanskeliggjøres. Som eksempel kan nevnes utslipp av avløpsvann med høy pH fra næringsmiddelindustri, som påvirker den kjemiske fellingsprosessen på en del renseanlegg.
4. Sikre at avløpsslammet kan disponeres på en forsvarlig og miljømessig akseptabel måte.
5. Sikre at helsen til personalet som arbeider med avløpsnett og på renseanlegget, beskyttes.

Påslippskravene kan omfatte alle forhold som har betydning for kommunens avløpssystem:

1. Krav til temperatur, mengde (for eksempel kg BOF₅/d), volum (for eksempel m³/d), pH og konsentrasjon av gitte parametere. Norsk Vann rapport 149/2006 inneholder eksempel på grenseverdier for innhold av tungmetaller i industrielt avløpsvann ved påslipp til kommunalt nett.
2. Krav til forbehandling av avløpsvannet der det er lite hensiktsmessig å stille krav knyttet til spesifikke parametere. Som eksempel kan nevnes krav om installasjon av sil eller slamavskiller.
3. Krav om etablering av prøvetakingspunkt som gjør det mulig å ta ut representative prøver på en sikker måte.
4. Krav om at det skal etableres en varslingsordning for uforutsette hendelser. Som eksempel kan nevnes utslipp med høy pH som følge av uhell i virksomheten.
5. Krav til prøvetakingsprogram og analyseprogram, rapporteringsrutiner etc.

Ut fra dette har anleggseier mulighet til å sette grenseverdier til spesifikke parametere for å hindre negativ påvirkning av den kjemiske renseprosessen. Samtidig krever denne løsningen både ressurser til saksbehandling av påslippskrav og ikke minst til tilsyn med at kravene overholdes.

Den mest brukte løsningen for å regulere påslipp fra industribedrifter er privatrettslige påslippsavtaler. Denne løsningen har vist seg å fungere godt i mange tilfeller. Avgjørende for at dette skal fungere er at det etableres et godt samarbeidsklima mellom anleggseier og virksomheten. For å få forståelse for kravene som formuleres, er det viktig at anleggseier informerer om konsekvensene av virksomhetens påslipp til kommunalt nett. Dette har vist seg å være et viktig insitament for å iverksette interne tiltak i virksomheter.

Det henvises for øvrig til Norsk Vann rapport 149/2006 for håndtering av påslipp til kommunalt nett.

3.1.2. De viktigste virksomhetstypene med avløpsvann som kan forstyrre den kjemiske renseprosessen

Avløpsvann fra næringsmiddelindustri

Varierende pH og alkalitet (i første rekke høy pH og alkalitet), samt mye lett nedbrytbart organisk stoff kjennetegner denne virksomhetstypen. Typiske virksomheter er:

- Bryggerier og brusfabrikker (vask av returemballasje med syre/base)
- Slakterier og kjøttbearbeidende industri (fett, lett nedbrytbart organisk stoff og varierende pH)
- Grønnsakbearbeidende industri (lett nedbrytbart organisk stoff og varierende pH og alkalitet)

Virksomheter som utfører vask

- Tekstilvask (høy temperatur, pH, alkalitet, inneholder ofte overflateaktive stoffer som vil kunne påvirke flokkuleringsprosessen)
- Bilvask (kan inneholde olje og vaskeaktive stoffer)
- Tankvask (vask av tankbiler, inneholder ofte tensider)

Metallbearbeidende industri

- Overflatebearbeidende virksomheter (utslipp av syrer og baser)

Ved påslipp av avløpsvann fra de nevnte virksomhetstypene bør anleggseier stille krav til påslippet, med den hensikt å hindre negativ påvirkning av den kjemiske fellingsprosessen. I tillegg til varierende alkalitet og pH vil også tilførsel av mye løst organisk stoff være negativt for den kjemiske renseprosessen. Tilførsel av løst organisk stoff vil også bidra til at det blir vanskelig å overholde et framtidig sekundærrensekrav med bare kjemisk rensing.

3.2. Avløpsvann fra avfallsanlegg

3.2.1. Generelt

Denne kategorien av ytre påvirkningsfaktorer for den kjemiske fellingsprosessen består av:

- Sigevann fra avfallsdeponier
- Avløpsvann fra røykgassrenseanlegg ved avfallsforbrenningsanlegg

Det er i første rekke sigevann fra avfallsdeponier som er hovedproblemet. Avløpsvann fra røykgassrenseanlegg har sjelden innvirkning på den kjemiske fellingsprosessen på det kommunale avløpsrenseanlegget, men kan være en vesentlig kilde når det gjelder tilførsel av tungmetaller som ender opp i slammet. Sigevann fra kommunale avfallsdeponier kan inneholde store mengder organisk stoff, jern og nitrogenforbindelser. Sigevann kan også være en betydelig kilde til utslipp av organiske miljøgifter, som f. eks. bromerte flammehemmere. I tillegg forekommer en lang rekke andre forbindelser som det er vanskelig å holde oversikt over. I spesielle tilfeller kan sigevannet inneholde høye konsentrasjoner av tungmetaller. En mulig tilførsel av tungmetaller og organiske miljøgifter til det kommunale avløpssystemet gjør at man hvis praktisk mulig, bør avstå fra å føre sigevann inn på kommunalt avløpsnett. Primært bør denne typen avløpsvann renses lokalt.

Det har imidlertid lenge vært en rådende praksis å føre sigevann inn på det kommunale avløpssystemet. For den kjemiske fellingsprosessen isolert sett, kan dette ha to hovedkonsekvenser:

- Sigevannet har normalt høy alkalitet noe som bidrar til et økt kjemikalieforbruk
- Høyt innhold av løst organisk stoff og nitrogenkomponenter

Resultatet av dette er et høyt forbruk av fellingskjemikalier for å komme ned i ønsket fellings-pH. Dette medfører igjen en høy slamproduksjon. Dessuten vil det være vanskelig å klare sekundærrensekravet med bare kjemisk felling.

3.2.2. Eksempel på to-punktsfelling ved mottak av sigevann på Kambo renseanlegg

Bakgrunn

Kambo renseanlegg er et primærfellingsanlegg som er dimensjonert for 13.000 pe (etter SFTs dimensjoneringskriterier) og er belastet med ca. 17.000 pe. Anlegget mottar avløpsvannet fra kommunene Moss, Vestby og Våler og eies og drives av MOVAR. Anlegget har krav om 90 % fjerning av tot-P på årsbasis.

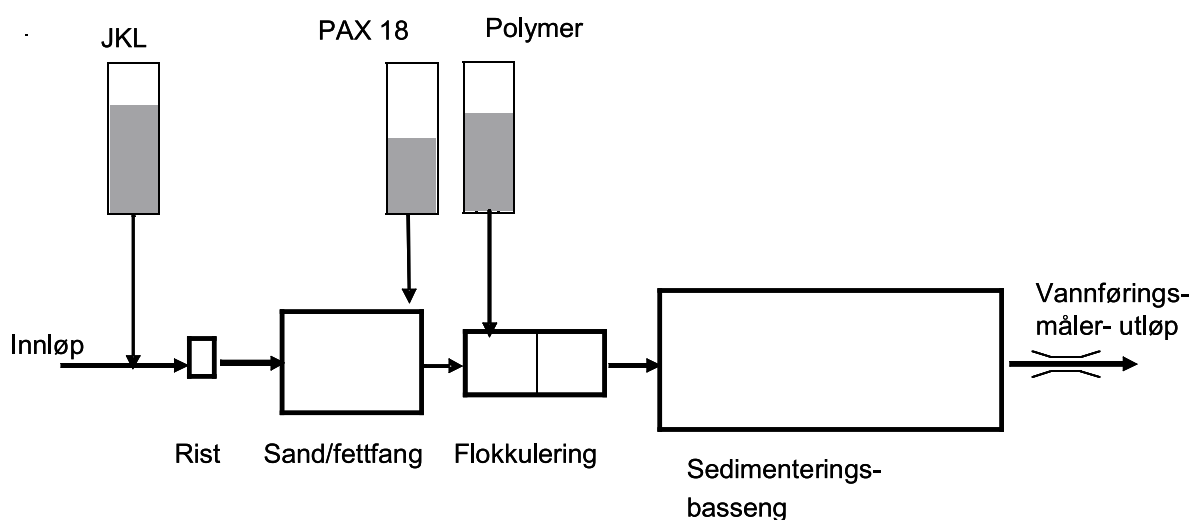
Anlegget mottar sigevann fra et stort avfallsdeponi. Totalt utgjør sigevannsmengden ca. 10 % av innkommende avløpsmengde ved tørrværsavrenning. Dette medfører høy alkalitet i innløpsvannet til renseanlegget (4-8 mekv/l). Anlegget har overholdt kravene til 90 % fjerning av fosfor med god margin, men doseringen av fellingskjemikalier har vært svært høy, med tilhørende høy slamproduksjon. Som fellingskjemikalie ble det tidligere benyttet jernklorid (JKL) sammen med polymer. Doseringen var vannmengde-proporsjonal (Sundby, 2008).

Rejektvann og dekanteringsvann fra fortykkere, samles i utjevningsbasseng og doseres tilbake med en mengde tilsvarende 10 % av innkommende avløpsmengde. Et skjematisk flytskjema for Kambo renseanlegg er vist i figur 2.

Overgang til to-punktsfelling

I 2004 begynte man å vurdere fellingskjemikalier som er mindre pH-sensitive enn JKL. Hovedmålet for dette arbeidet var å oppnå reduserte kostnader til fellingskjemikalier og slambehandling, uten at renseeffekten mht. fosfor ble redusert. Det ble gjort forsøk med bruk av PAX 18 uten at dette medførte en akseptabel kostnadsreduksjon.

Løsningen ble å etablere en to-punktsfelling med jernklorid (JKL) og PAX 18 i tillegg til at det ble benyttet polymer som hjelpeflokkulant. Doseringpunktene er vist i figur 2. I kanalen foran ristene tilsettes ca. 50 g JKL/m³. Doseringen av JKL styres vannmengdeproporsjonalt. Ved uløpet av sandfanget doseres PAX 18 vannmengdeproporsjonalt, mens polymer blir dosert vannmengdeproporsjonalt til første flokkuleringskammer.



Figur 2. Dagens doseringsopplegg for fellingskjemikalier ved Kambo

Tabell 1 viser renseresultater og doseringer beregnet på grunnlag av årsrapporten for anlegget for 2007 (MOVAR, 2008).

Tabell 1. Renseresultater for tot-P og midlere doseringsmengder for 2007

	Tot-P (mg/l)		Midlere renseeffekt Tot-P (%)	Middeldosering av kjemikalier		
	Innløp	Utløp		JKL (g/m ³)	PAX 18 (g/m ³)	Polymer (g/m ³)
Middel	5,4	0,26	95 %	51	156	0,38
Maks	9,5	0,37				
Min	1,6	0,12				

Innsparing i driftskostnader

Ved overgang til to-punktsfelling ble renseeffekten opprettholdt samtidig som det ble oppnådd en besparelse i området 100.000 – 200.000 kr/år

3.3. Tilførsel av septikslam på avløpsnett

Tilførsel av septikslam på avløpsnett vil kunne påvirke den kjemiske fellingsprosessen negativt. Det er i særlig grad øket alkalitet og partikkelinnhold som vil virke forstyrrende på fellingsprosessen. Dette vil resultere i en øket kjemikaliedosering og dermed en høyere slamproduksjon. I tillegg kommer innholdet av løst organisk stoff som kan medføre at renseanlegget ikke overholder eventuelle krav til utslipp av organisk stoff. På renseanlegg som er dimensjonert for mindre enn 5000 pe, bør denne metoden ikke benyttes med mindre det er etablert en utjevningsordning for septikslammet. Utjevning av septikslammet har i seg selv en rekke ulemper i form av lukt, gjentettingsfare etc. Som en tommelfingerregel gjelder at septikmengden ikke bør overstige 5 % av tørrværsavrenningen når slammet leveres.

Hvis tilførsel av septikslam skaper problemer for den kjemiske fellingsprosessen, kan følgende alternativ være aktuelle:

- Flytte tilsetningspunktet lengre oppstrøms renseanlegget. Dette kan ha en rekke uheldige følger i form av slamavsetninger i ledningsnett og pumpestasjoner, luktulempen, samt økte muligheter for utslipp via overløp.
- Bedre kontroll med septikleveransene. Det etableres et kontrollregime slik at man sikrer at det ikke leveres mer septikslam enn renseanlegget kan ta i mot til enhver tid.
- Det etableres et fast septikmottak på renseanlegget, og da fortrinnsvis med levering direkte til slambehandlingsdelen.

3.4. Pumping inn på renseanlegget

Styringssystemet for kjemikaliedoseringen skal kompensere for variasjoner i avløpsvannets mengde og sammensetning. I noen tilfeller er den hydrauliske variasjonen "påtvunget" ved at en eller flere pumpestasjoner dominerer tilførselen til anlegget. Dette kompliserer styringen av kjemikaliedoseringen og det er generelt uheldig for alle renseprosessene på anlegget. Dette gjelder i særlig grad for sedimenterings- og flotasjonsprosessene. For å løse problemet må det legges opp til en styring av den enkelte pumpestasjon, evt. flere pumpestasjoner som pumper inn på samme renseanlegg, på en slik måte at støtbelastningene blir minst mulige.

4. Interne påvirkningsfaktorer

4.1. Styrings og doseringsopplegg for kjemikalier

4.1.1. Eksempel på styringsopplegg som er i bruk på norske renseanlegg

Det ble i dette prosjektet sendt ut i alt 41 spørreskjemaer til renseanlegg. Basert på KOSTRA-rapporteringen i 2006 var det 11 av disse anleggene (28,6 %) som ikke klarte kravet til 90 % fjerning av fosfor. Det var i alt 20 anlegg som besvarte spørreskjemaet. Av disse anleggene var det 5 anlegg som ikke klarte kravet til 90 % fjerning av fosfor. Tabell 2 gir en oversikt over hvilket prinsipp som ble benyttet for styring av kjemikaliedoseringen på anleggene som besvarte spørreskjemaet.

Tabell 2. Ulike typer styringssystem som ble registret ved en spørreskjemaundersøkelse i tilknytning til dette prosjektet

Styringsprinsipp	Antall anlegg	Antall anlegg som ikke overholdt kravet til 90 % fjerning av fosfor
Konstant dosering evt. manuell regulering	2	1
Vannmengdeproporsjonal dosering	8	3
Vannmengdeproporsjonal dosering med pH overstyring	8	1
Vannmengdeproporsjonal dosering i kombinasjon med ledningsevne måling	1	
pH styrer doseringen	1	

Tabellen viser at kravet til fjerning av fosfor overholdes på anlegg med ulike styringsprinsipper for kjemikaliedoseringen, og det kan ikke konkluderes med at styringssystemet i seg selv er årsaken til at kravet til 90 % fjerning ikke overholdes. En medvirkende årsak til dette er at det i et visst monn foregår en overdosering av fellingskjemikalier i forhold til det som strengt tatt er nødvendig.

Det bør være et mål å dosere fellingskjemikalier i samsvar med behovet for å fjerne fosformengden som foreligger i avløpsvannet. Erfaringsmessig er da fjerningen av partikler så god at også det organiske stoffet som er bundet til partikler, blir fjernet. En doseringsmengde utover dette medfører en unødvendig økning i slamproduksjonen og et unødvendig høyt innhold av fellingskjemikalie i slammet. Denne økte slamproduksjonen bidrar for eksempel ikke til en økning i gassproduksjon i råtnetankanlegg i og med at det i hovedsak er metallhydroksider som blir produsert.

4.1.2. Variasjon av dosert mengde basert på kjennskap til normalvariasjon i avløpsvannets sammensetning

For å oppnå et styringssystem som er bedre tilpasset det reelle kjemikaliebehovet enn tradisjonelle systemer med vannmengdeproporsjonal dosering, benytter mange anlegg styringssystem som baseres på bruk av PLS og tabeller med ulike doseringsmengder avhengig av for eksempel ukedag og tidspunkt på døgnet. Dette prinsippet krever god informasjon om avløpsvannets sammensetning og variasjon i løpet av døgnet og uken. Dette er nærmere omtalt i kapitlet om prosesskontroll. Figur 3 viser et eksempel på en tabell der ønsket dosering av jernklorid (JKL) varierer med ukedag og tid på døgnet, i

tillegg til ønsket fellings-pH. Dette systemet benyttes på renseanlegget til Tønsbergfjordens avløpsutvalg (TAU) (Fremstad, 2007). Mange anlegg benytter styringssystemer som er basert på de samme prinsippene.

Settpkt. for doserings-mengde avhengig av vannføring

Oppdater døgnerverdier		DOSERING MANDAG			
		SETPUNKT		FLO03.pH01	
Velg ukedag:	Tidsintervall:	MENGE P1 OG P2			
		0 - 800 l/s	800-1298 l/s	0 - 800 l/s	800-1298 l/s
MANDAG	00:00 - 04:00	230.0	200.0	ml/m ³	6.10 6.00
TIRSDAG	04:00 - 08:00	230.0	200.0	ml/m ³	5.90 5.70
ONSDAG	08:00 - 12:00	230.0	200.0	ml/m ³	5.70 5.80
TORSdag	12:00 - 16:00	240.0	200.0	ml/m ³	5.70 5.70
FREDAG	16:00 - 20:00	240.0	200.0	ml/m ³	5.70 5.70
LØRDAG	20:00 - 24:00	240.0	200.0	ml/m ³	5.70 5.70
SØNDAG					

Det er én tabell for hver ukedag

Døgnet er delt inn i 4-timers perioder

Ønsket fellings-pH avhengig av vannføring og tidspunkt på døgnet

Figur 3. Eksempel på styringssystem med tabell med ønsket doseringsmengde avhengig av vannføring, ukedag og tidspunkt på døgnet (Fremstad, 2007)

Denne styringsstrategien bør kunne utnyttes både på små og store renseanlegg. I etterfølgende eksempel er det vist hvordan en variant av dette styringssystemet er benyttet på Sandefjord renseanlegg.

4.1.3. Styring av kjemikaliedoseringen på Sandefjord renseanlegg

Bakgrunn

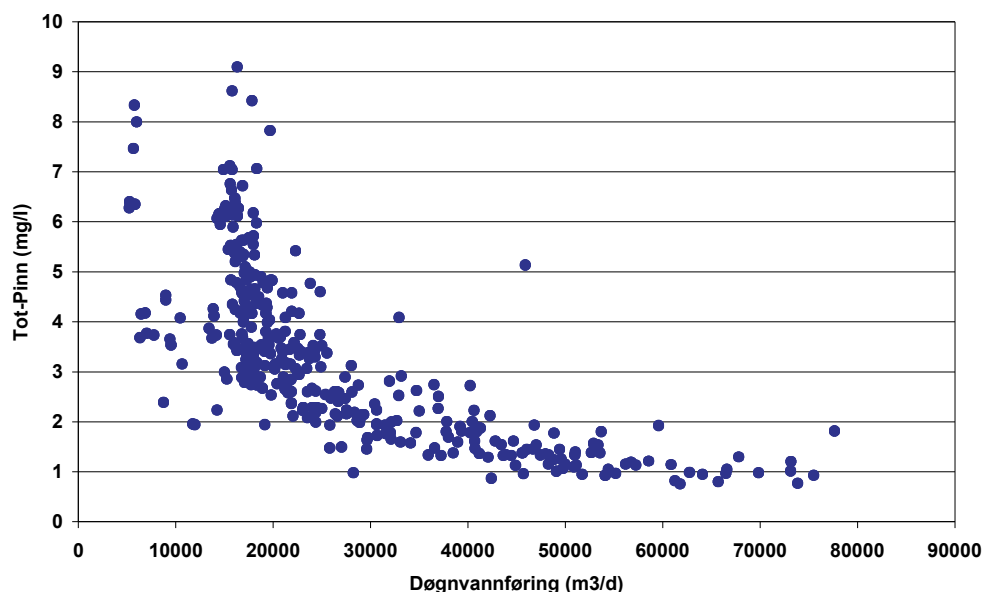
Sandefjord renseanlegg er et primærfellingsanlegg som er dimensjonert for 41.100 pe (etter SFTs dimensjoneringskriterier). Tilknytningen i 2007 var 70400 pe. Anlegget har krav om 90 % fjerning av tot-P på årsbasis.

I Sandefjord ønsker man å føre mest mulig avløpsvann fram til renseanlegget for å oppnå minst mulig overløp inne i det sentrale havnebassenget. Kommunen har et pågående rehabiliteringsprogram på ledningsnettet, men i perioder blir renseanleggets hydrauliske kapasitet overskredet. Det er et hovedmål å lede mest mulig avløpsvann gjennom renseprosessen, men i perioder må en del av tilført vannmengde ledes i omløp etter forsandfang (Jørgensen, 2008).

Hydraulisk overflatebelastning på sedimenteringsbasengene er da $4,2 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{time}$. I 2007 var midlere døgntilrenning $27.121 \text{ m}^3/\text{d}$, mens maksimal døgntilrenning var $77.641 \text{ m}^3/\text{d}$.

Variasjonen i tilrenning varierer fra ca. $6-700 \text{ m}^3/\text{time}$ i tørrværsperioder og til ca. $4.900 \text{ m}^3/\text{time}$ i perioder med maksimal tilrenning til anlegget. Dette innebærer at det er en faktor på 7 – 8 mellom høyeste og laveste timetilrenning.

Konsentrasjonen av total fosfor i innløpsvannet (figur 4) får en tilsvarende variasjon som vannføringen. Figur 4 viser sammenhengen mellom konsentrasjonen av tot.-P i innløpsvannet til anlegget og vannføring.



Figur 4. Sammenhengen mellom konsentrasjonen av tot-P og døgnvannføring

I 2007 var døgnvannføringen større enn ca. $40.000 \text{ m}^3/\text{døgn}$ i ca. 20 % av årets døgn, dvs. ca. 70 dager. Dette innebærer at konsentrasjonen av tot-P i innkommende avløpsvann kan forventes å være lavere eller lik 2 mg/l i disse døgnene.

Dette medfører at anlegget har to hovedutfordringer:

1. Optimal hydraulisk kontroll mht. vannmengden som passerer renseanlegget og vannmengden som går i omløp
2. Optimal styring av kjemikaliedoseringen for å oppnå 90 % fjerning av total fosfor med en svært varierende tilrenning

Opplegg for dosering av fellingskjemikalier

Renseanlegget benytter følgende kjemikalier i den kjemiske fellingsprosessen (se figur 5):

Jernklorid - PIX 113

Doseres etter kanalsilen, og hovedoppgaven til jernkloriddoseringen er å senke alkaliteten i tørrværsperioder. Dette innebærer at doseringen av jernklorid stanses lenge før evt. vannmengder føres i omløp. Doseringen styres vannmengdeproporsjonalt.

Polyaluminiumklorid - Pluspac 1800

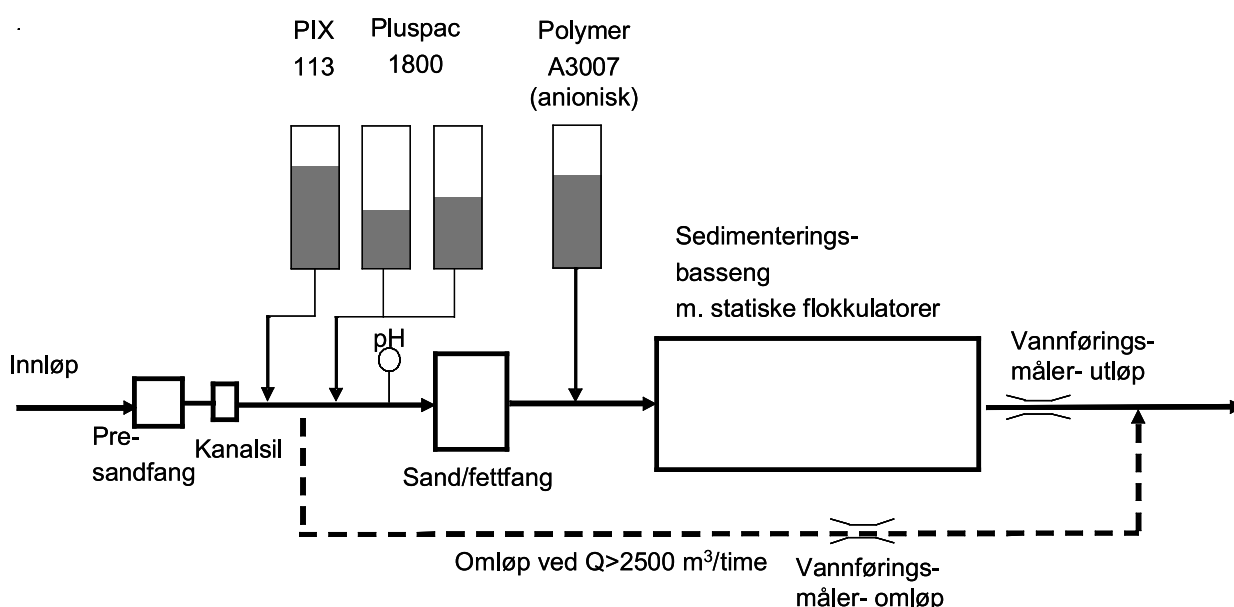
Doseres etter omløpet og styres vannmengdeproporsjonalt etter timeprogram, dvs. at det på grunnlag av erfaringer er laget tabeller med doseringsmengde (ml/m^3) for hver

time i løpet av døgnet. Det benyttes to sett med timeverdier (tørrværsprogram og tynt-vann program). Doseringen har pH-overstyring og pH elektroden er plassert foran sandfanget.

Polymer - A3007 (anionisk)

Doseres etter sandfanget foran sedimenteringsbassenget. Også denne doseringen styres ved hjelp av tabeller med timeverdier for doseringsmengde og det benyttes to programmer (tørrværsprogram og tynt-vann program).

Anlegget har vannføringsmåler (Parshall-renner) på utløpet fra renseanlegget og på omløpet. Figur 5 viser skjematisk flytskjema for vannbehandlingsdelen ved anlegget med doseringsopplegg.



Figur 5. Skjematisk flytskjema med doseringsopplegg for Sandefjord renseanlegg

Figur 6 viser hvordan styringsopplegget og doseringen av kjemikalier varierer med vannføringen.

	Vannføring (m ³ /time)			
	1000	1400	1900	2500
Omløp				
Pluspac 1800	Tørrværsprogram timeverdier		Doseringen låses	Tynt-vann program timeverdier
pH-overstyring	pH < 6,5, red 10% (6,5 – 6,8) pH > 6,8 økn. 20%			
PIX 113	Kl. 8 – 23: konstant dosering, 40 ml/m ³ for å senke alkaliteten		Doseringen låses	
Polymer A3007	Tørrværsprogram timeverdier		Doseringen låses	Tynt-vann program timeverdier

Figur 6. Doseringsopplegg – Sandefjord renseanlegg

Doseringsopplegget styres av anleggets overvåkingsprogram TAC Master 2000 og Mitsubishi PLS.

For vannføring lavere eller lik 1400 m³/time, doseres Pluspac 1800 og polymer vannmengdeproporsjonalt iht. tørrværsprogrammet. Opp til en vannføring lik 1000 m³/time overstyres doseringen av Pluspac 1800 av pH slik at optimalt pH-område 6,5 – 6,8 opprettholdes.

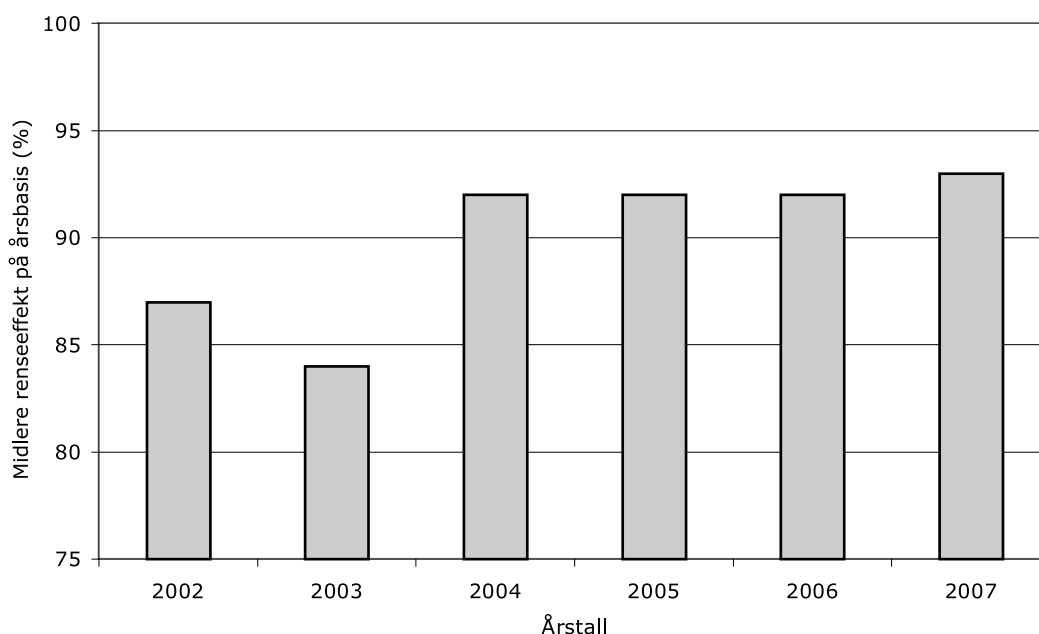
Opp til en vannføring på 1400 m³/time benyttes en konstant doseringsmengde pr. m³ av jernklorid (40 ml/m³).

Ved en vannføring på 1400 m³/time låses doseringen av både Pluspac 1800, PIX 113 og Polymer A3007. Dette innebærer at det vil bli en gradvis nedtrapping av dosering (ml/m³) fram til en vannføring på 1900 m³/time. Da overtar tynt-vann programmet for styring av doseringen av Pluspac og polymer. Timeverdiene for dosering i tynt vann-programmet er fra 50 til 90 % av tilsvarende verdier i tørrværsprogrammet.

Midlere dosering av Pluspac 1800 på årsbasis i 2007 var 53 ml/m³, og midlere polymerdosering var 0,3 g/m³.

Renseresultater

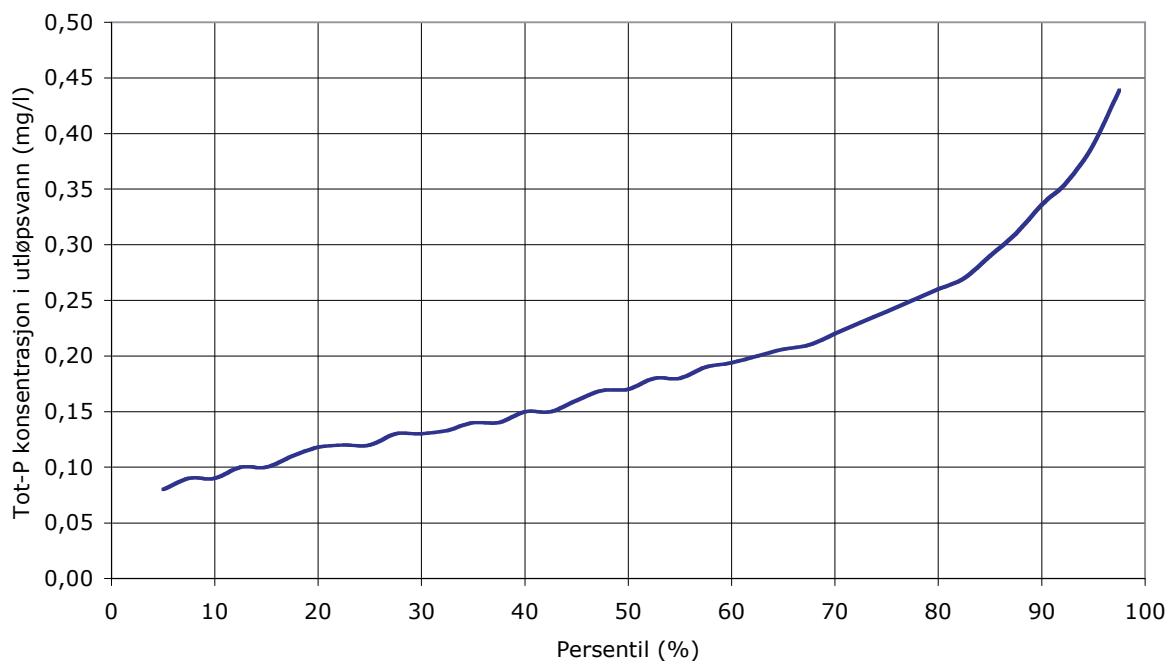
I 2002 ble totalfosfor målt av driftspersonalet i døgnpøver av innløps- og utløpsvann i alle døgn. I de 4 siste månedene av dette året hadde 67 % av døgnpøvene høyere fosforkonsentrasjon enn 0,8 mg/l, og man la ned mye arbeid i optimalisering av prosessen. Det ble bl.a. testet ulike kjemikalietyper, og fra 2004 har renseanlegget overholdt kravet til 90 % renseeffekt for fosfor. Figur 7 viser midlere renseeffekt for tot-P på årsbasis for perioden 2002 til 2007. I beregnet renseeffekt inngår avløpsmengden som er ledet i omløp, samt fosformengden som er tilført med eksternt slam som er levert på renseanlegget.



Figur 7. Midlere renseeffekt for tot-P på årsbasis for perioden 2002 til 2007 for Sandefjord renseanlegg

God prosesskontroll er en forutsetning for å oppnå tilfredsstillende resultater. Daglig analyseres det på tot-P på anleggets driftslaboratorium. I tillegg overvåkes utløpsvannet

med on-line turbidimeter. Figur 8 viser konsentrasjonen av tot-P i utløpsvannet analysert på anleggets driftslaboratorium.



Figur 8. Fordeling av tot-P konsentrasjonen i utløpsprøver i 2007

Figuren viser at halvparten av døgnprøvene i 2007 hadde tot-P konsentrasjon lavere enn 0,17 mg/l. Bare 4 av 365 døgnblandprøver hadde høyere fosforkonsentrasjon enn 0,5 mg/l.

4.1.4. Fullskala forsøk med styring av kjemikaliedoseringen på Søndre Follo renseanlegg

Bakgrunn

Søndre Follo renseanlegg (SFR) er et interkommunalt renseanlegg (primærfelling) som tar imot avløpsvann fra deler av kommunene Ås og Vestby. Renseanlegget er dimensjonert for 25.000 pe og belastet med ca. 17.000 pe. Anlegget har råtnetanker og tar i mot avvannet slam fra 3 omegnskommuner.

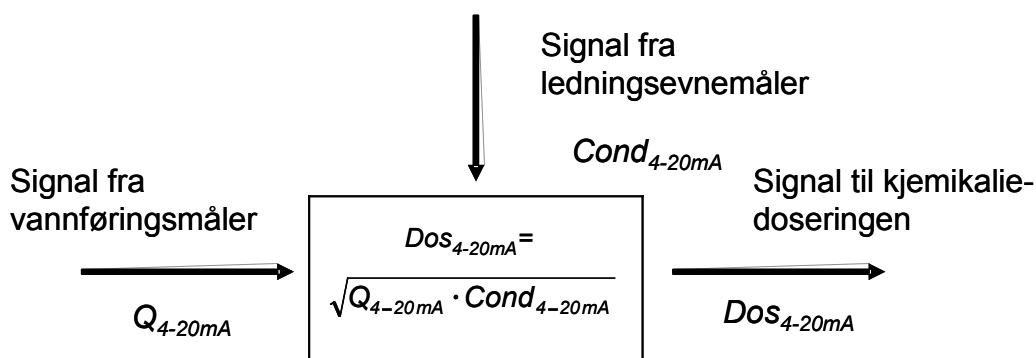
SFR har hatt stabil renseeffekt for fosfor. Midlere renseeffekt på årsbasis i 2006 og 2007 var 95,6 % i begge år. Midlere utløpskonsentrasjon for tot-P (24 ukeblandprøver) i de samme årene var 0,15 mg/l i 2006 og 0,17 mg P/l i 2007. Renseanlegget har derfor prestert betydelig bedre enn standardkravet på 90 % iht. forurensningsforskriften. I perioder med snøsmelting tar anlegget imot mye overvann.

Styringsopplegg for kjemikaliedosering

Eksisterende styringsopplegg

På anlegget benyttes PAX-18 som fellingskjemikalium, sammen med en kationisk polymer som hjelpelokkulant. For å styre kjemikaliedoseringen benytter SFR et opplegg basert på måling av vannføring og ledningsevne. Dette styringsopplegget ble tatt i bruk for mange år siden da man benyttet AVR som fellingskjemikalium. I denne perioden var det et hovedpoeng å få senket kjemikaliedoseringen pr. m³ i perioder med nedbør og sterkt fortynnet vann slik at man ikke kom under optimalt pH-område for den kjemiske fellingen, samt ikke produsere for mye slam. Det ble gjort undersøkelser som viste at

det var en rimelig god sammenheng mellom alkalitet i avløpsvannet og ledningsevne. Ledningsevne ble derfor benyttet som erstatning for alkaliteten. Dette prinsippet benyttes fortsatt på en rekke kjemiske renseanlegg i Norge. Prinsippet er som vist i figur 9.



Figur 9. Hovedprinsipp for styring av kjemikaliesdoseringen etter vannføring og ledningsevne

Styringsopplegget har fungert tilfredsstillende, men det er fortsatt ønskelig å redusere slamproduksjonen mest mulig, samtidig som rensekravene overholdes.

Alternativt styringsopplegg

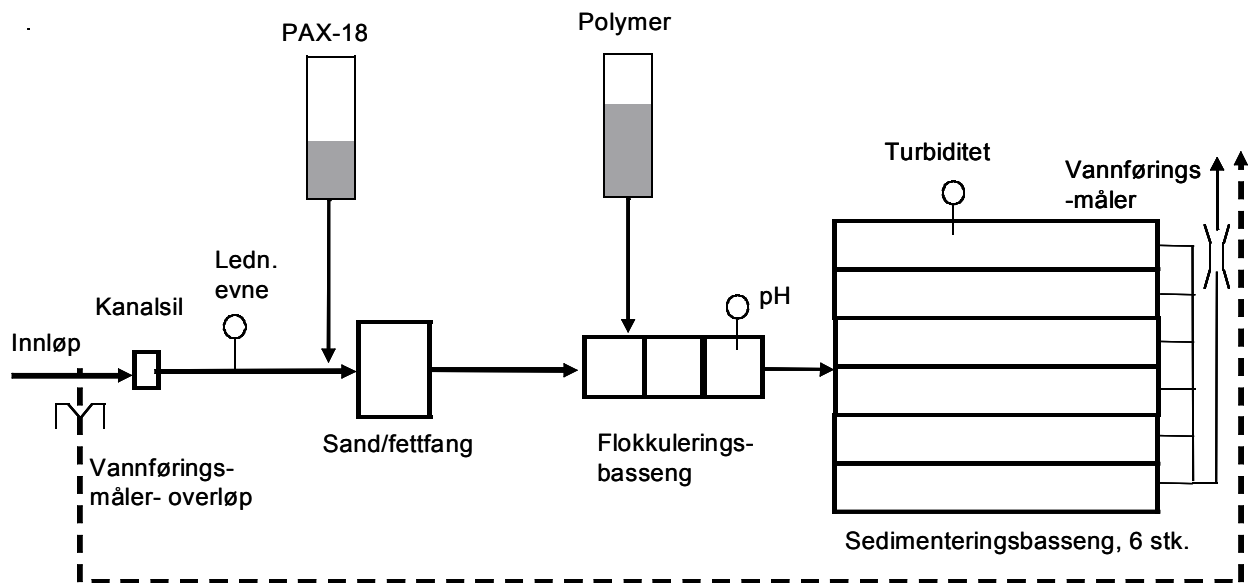
SFR valgte derfor å kjøre forsøk med et styringssystem (Kemira MP-08) som baseres på følgende parametere:

- Vannføring
- pH målt i flokkuleringsbasseng nr. 3
- Turbiditet målt i sedimenteringsbassenget

Utprøvingen ble gjennomført i samarbeid med Kemira Chemicals AS og Aquateam.

Systemet er bygd opp om en enkel PLS-styring med et skjermbasert kontrollpanel. Kjemikaliedoseringen er i utgangspunktet vannmengdeproporsjonal og det legges inn ulike settpunkt avhengig av vannføring. Doseringen overstyres så av pH i flokkuleringsbassenget og turbiditet målt i sedimenteringsbassenget. I PLSen legges det inn øvre og nedre grenseverdier for pH og turbiditet i tillegg til korreksjonsfaktorer (pådrag) når pH og/eller turbiditet kommer utenfor "bør-området". Det kan også legges inn egne "helgeprogrammer".

Normalt er den løste fosforfraksjonen i utløpsvannet fra kjemiske renseanlegg svært lav (typisk 0,01 – 0,05 mgP/l). Total fosfor er derfor i hovedsak bundet til partikler. Hvis det er en sammenheng mellom partikkelinnholdet i utløpsvannet og turbiditet, vil turbiditeten kunne benyttes som uttrykk for tot-P innholdet i utløpsvannet. Det er denne forutsetningen som ligger til grunn for utformingen av styringssystemet. Figur 10 viser skjematisk flytskjema med plassering av doseringspunkter for fellingkjemikalier og plassering av sensorer.



Figur 10. Skjematisk flytskjema for Søndre Follo renseanlegg

PAX 18 doseres i kanalen foran sandfanget, og polymer doseres ved innløpet til første flokkuleringskammer. Både PAX 18 og polymer doseres i utgangspunktet vannmengdeproporsjonalt. Det er gjort forsøk med ulike doseringspunkter for polymer, og man har kommet fram til at punktet som benyttes, er det optimale. Kanalen mellom flokkuleringsbasseng og sedimenteringsbassengene utsetter fnokkene for en stor mekanisk påkjenning, og polymerdoseringen bidrar til at fnokkene blir mer motstandsdyktige ved denne transporten.



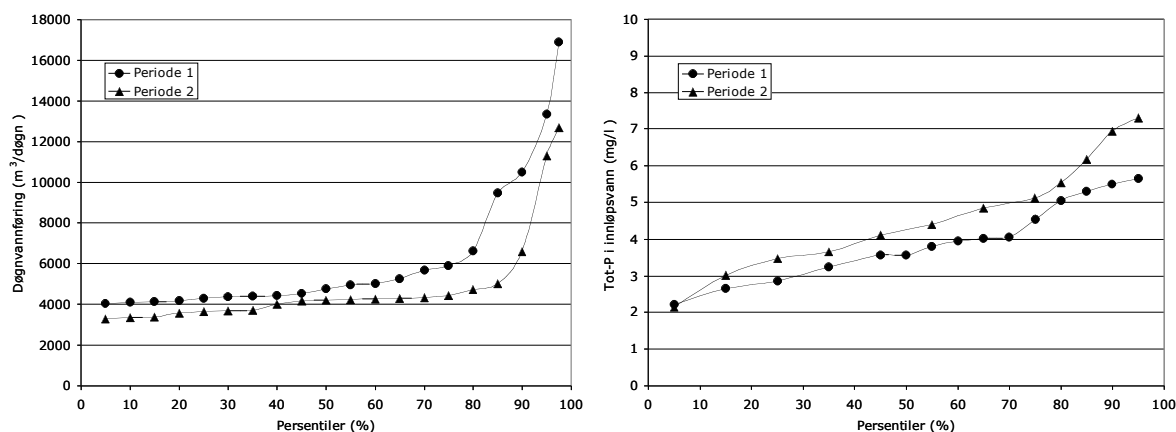
Figur 11. Turbidimeter plassert ved sedimenteringsbassenget

Sommeren 2008 ble det gjennomført en utprøving av styringssystemet Kemira MP-08 og en sammenlikning med det eksisterende styringsopplegget på anlegget. Ideelt sett bør en utprøving og sammenlikning av to styringsopplegg baseres på parallelle forsøk med det samme avløpsvannet. SFR er ikke utformet for gjennomføring av parallelle forsøk, og det ble derfor valgt to perioder da det erfaringsmessig er forholdsvis jevn tilrenning til anlegget.

Utprøvningsperiodene var:

Periode 1: 23/6 – 14/7 , styring av kjemikaliedoseringen med Kemira MP-08

Periode 2: 14/7 – 4/8 , styring av kjemikaliedoseringen etter vannføring og ledningsevne (dvs. styringssystemet som anlegget har benyttet fram til nå)



Figur 12. Sammenligning av vannføring og konsentrasjonen av tot-P i innløpsvannet

Figur. 12 Viser en sammenligning av vannføring og tot-P innhold i innløpsvannet i periode 1 og 2. Vannføringen i periode 1 var noe høyere enn i periode 2. Konsentrasjonen av tot-P i periode 2 var dermed noe høyere enn i periode 1. Ut fra dette vil det være mulig å gjøre en rimelig god sammenligning av de to periodene.

Resultater

Tabell 3 viser beregnet middel- og medianverdi for dosering av PAX 18 og polymer. Doseringen av PAX 18 var 21,8 % lavere med det alternative styringsopplegget (Kemira MP-08). I tillegg var doseringen av polymer 20,5 % lavere i forsøksperiode 1.

Tabell 3. Median og middelerverdier for dosering av hhv. PAX 18 og polymer i de 2 periodene

	Dosering PAX		Dosering polymer	
	Median (g/m ³)	Middel (g/m ³)	Median (g/m ³)	Middel (g/m ³)
MP-08 (Forsøksperiode 1)	199	189	0,29	0,28
Standard styringsopplegg (Forsøksperiode 2)	254	242	0,37	0,35
Redusert dosering (%)		21,8		20,5

I tabell 4 er det gjort en sammenligning av sentrale driftsparametere i de to forsøksperiodene.

Tabell 4. Median- og middelerdi for tot-P_{inn}, tot-P_{ut}, orto-P_{ut} og forholdet mellom orto-P_{ut} og tot-P_{ut} i de 2 forsøksperiodene

	Tot-P _{inn} (mg/l)		Tot-P _{ut} (mg/l)			Orto-P _{ut} (mg/l)		Orto-P _{ut} / tot-P _{ut} (%)
	Median	Middel	Median	Middel	St.avvik	Median	Middel	
MP-08 (Forsøksperiode 1)	3,56	3,78	0,24	0,26	0,12	0,04	0,05	19,0
Standard styringsopplegg (Forsøksperiode 2)	4,26	4,44	0,15	0,15	0,05	0,02	0,02	6,7

I periode 1 var midlere utløpskonsentrasjon for tot-P høyere med alternativt styringsopplegg (Kemira MP-08) enn i periode 2 da vannføring og ledningsevne ble benyttet som styringssystem. Basert på middelkonsentrasjoner for tot-P var rensseffekten i periode 1, 93,1 % og i periode 2, 96,7 %, som ligger på samme nivå som anlegget har oppnådd på årsbasis i både 2006 og 2007.

Standardavviket for tot-P_{ut} i periode 2 er noe lavere enn i periode 1, noe som indikerer at stabiliteten har vært noe bedre i perioden da standard doseringsopplegg ble benyttet. Den løste fosforfraksjonen er lav i begge perioder. I periode 1 utgjør den 19,0 % , mens den i periode 2 var 6,7 %.

Den spesifikke doseringen av aluminium (g Al/g tot-P) var 4,5 i periode 1 og 4,9 i periode 2, dvs. 8,1 % høyere i periode 2 i forhold til periode 1.

Konklusjon

Dosert mengde fellingskjemikalier ble redusert med ca. 21,8 % med bruk av det alternative styringsopplegget. Samtidig ble det oppnådd 3,6 prosentpoeng lavere rensseffekt for tot-P, men fortsatt er det høyere enn standardkravet på 90 %. For å kunne beregne effekten på slamproduksjonen må det benyttes en lengre forsøksperiode.

Erfaringer fra bruk av systemet etter oppfølgingsperioden

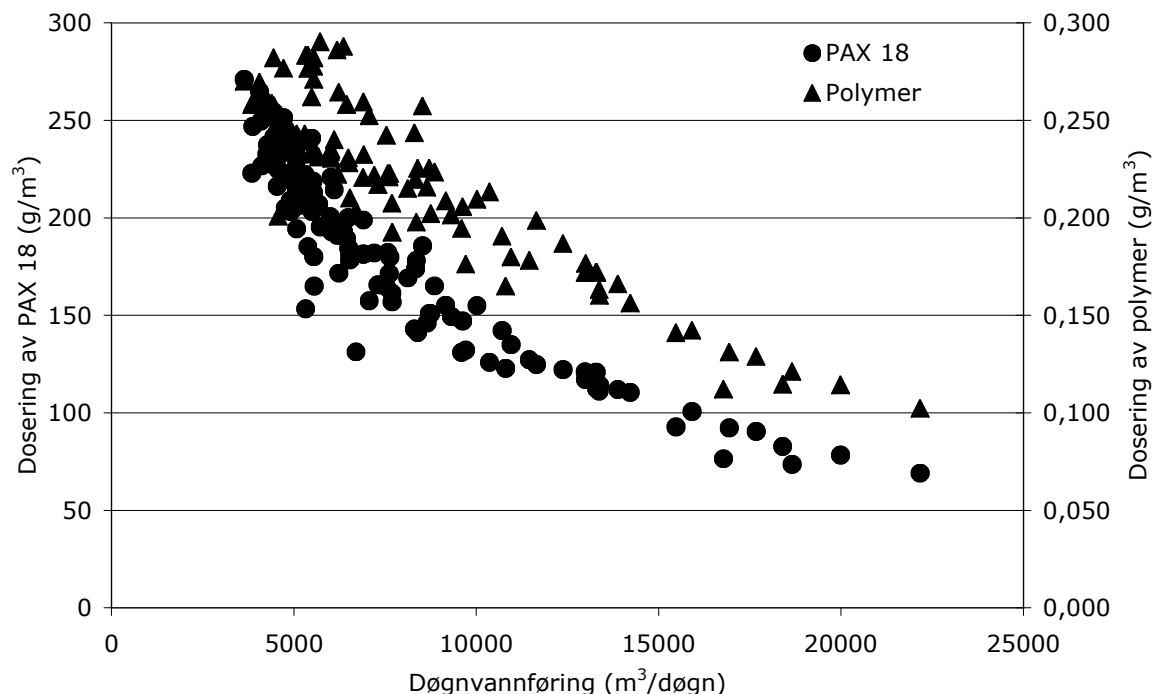
SFR har benyttet MP-08 for styring av kjemikaliadoseringen etter at den siste oppfølgingsperioden ble avsluttet. Tabell 5 viser en oversikt over dosert mengde av hhv. PAX 18 og polymer i denne perioden.

Tabell 5. Median og middelerdier for dosering av hhv. PAX 18 og polymer i perioden august – november 2008

	Dosering PAX 18		Dosering polymer	
	Median (g/m ³)	Middel (g/m ³)	Median (g/m ³)	Middel (g/m ³)
MP-08 Periode august – november 2008	185	180	0,23	0,22

Sammenlignet med forsøksperiode 1 da MP-08 ble testet, har doseringen av PAX 18 vært ca. 5 % lavere i driftsperioden etterpå. Avløpsvannets sammensetning har vært tilnærmet den samme (se tabell 6). En årsak til redusert dosering er en mer optimal innjustering av styringsopplegget.

Figur 13 viser hvordan midlere dosering av PAX 18 og polymer på døgnbasis har variert med døgnvannføringen. Ved vannføringer over ca. 15000 m³/døgn reguleres doseringen av PAX 18 ned til under 100 g/m³. I typiske tørrværsperioder (ca. 5000 m³/døgn) økes doseringen til ca. 200 - 225 g/m³. Doseringen av polymer følger samme trend.



Figur 13. Sammenhengen mellom middelerdi for dosering av hhv. PAX 18 og polymer og døgnvannføring

Tabell 6 viser renseresultatene for perioden august – november 2008. Alle resultater er analysert på SFRs driftslaboratorium som en del av den daglige prosessoppfølgingen. Analysene er utført på et HACH DR80 instrument. I løpet av denne perioden er det tatt 5 ukeblandprøver av innløps- og utløpsvann som en del av anleggets utslippskontroll. Disse prøvene er analysert på akkreditert eksternt laboratorium. Anleggets prosesskontroll dekker ikke alle dager i prøvetakingsperioden for ukeblandprøvene. Midlere innløps- og utløpskonsentrasjon for tot-P i hhv. utslippskontrollen og anleggets prosesskontroll var som følger:

Innløpsvann: tot-P	Anleggets prosesskontroll: 3,77 mg/l Anleggets utslippskontroll: 3,16 mg/l
Utløpsvann: tot-P	Anleggets prosesskontroll: 0,11 mg/l Anleggets utslippskontroll: 0,09 mg/l

Dette viser at systematisk prosesskontroll med analyse av noen av de samme parametere som inngår i utslippskontrollen vil gi fortløpende informasjon om hvordan prosessen fungerer slik at man unngår uheldige "overraskelser" når resultatene fra analysene av utslippskontrollprøvene kommer tilbake 10 – 14 dager etter at prøvene er tatt.

Utløpskonsentrasjonen av tot-P er halvert i forhold til forsøksperioden med MP-08 (forsøksperiode 1), og ligger på samme nivå som i forsøksperiode 2 da vannføring og ledningsevne ble benyttet som utgangspunkt for styring av kjemikaliadoseringen.

Tabell 6. Median- og middelvei for $\text{tot-P}_{\text{inn}}$, tot-P_{ut} , $\text{orto-P}_{\text{ut}}$ og forholdet mellom $\text{orto-P}_{\text{ut}}$ og tot-P_{ut} i driftsperioden august – november 2008

	Tot-P _{inn} (mg/l)		Tot-P _{ut} (mg/l)			Orto-P _{ut} (mg/l)		Orto-P _{ut} / tot-P _{ut} (%)
Antall verdier	45		47			81		
	Median	Middel	Median	Middel	St.avvik	Median	Middel	
MP-08 Periode august – november 2008	3,53	3,60	0,11	0,12	0,05	0,020	0,023	19,5

Med utgangspunkt i analysene fra prosesskontrollen er beregnet renseseffekt for tot-P 95,4 %, men den er 97,0 % hvis resultatene fra utslippskontrollen benyttes som utgangspunkt for beregningen.

En forutsetning for å få et styringssystem av denne typen til å fungere er et regelmessig driftstilsyn. Spesielt viktig her er rengjøring og kontroll av turbidimeter, samt oppfølging av pH-elektrode. Hvis disse arbeidsoppgavene ikke utføres, vil systemet ikke fungere som beskrevet.

Kostnader

Styringssystemet som ble benyttet består av standardenheter. Hvis det forutsettes at renseanlegget har vannføringsmåler og doseringsopplegg for fellingskjemikalier, må følgende enheter anskaffes.

	Kostnad (NOK)
PLS	ca. 35 – 40.000
Online turbidimeter	ca. 30 – 35.000
pH-overstyring	ca. 20 – 25.000

Totalt vil utstyret kunne anskaffes for ca. NOK 100.000. Ofte har renseanlegget et opplegg for pH overstyring av kjemikaliedoseringen, og dette vil kunne benyttes i et nytt styringsopplegg som er beskrevet i det foranstående. I tillegg til anskaffelsen av utstyret vil det påløpe kostnader for montering og igangkjøring. Disse kostnadene vil være avhengig av status for utstyret som allerede er installert på anlegget.

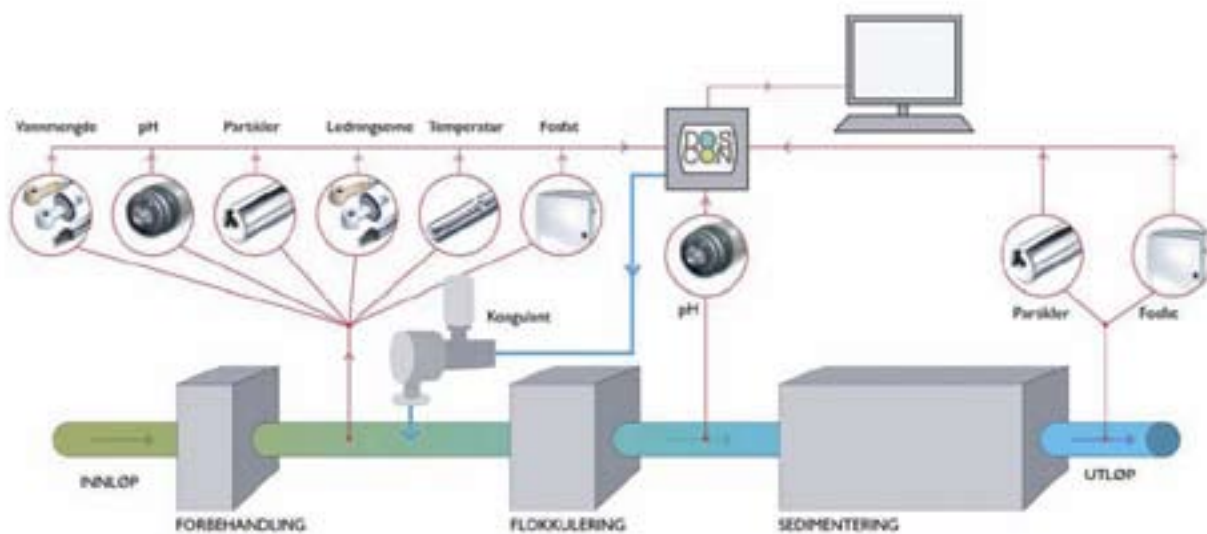
4.1.5. DOSCON – eksempel på et avansert styringsopplegg

Det er gjort forsøk med ulike typer avanserte styringsopplegg for kjemikaliedoseringen, men få/ingen av disse har kommet i vanlig bruk på avløpsrenseanlegg. Ett av disse systemene utvikles og markedsføres av firmaet Doscon (www.doscon.no). I dette systemet måles diverse parametre i innkommende avløpsvann:

- Vannføring
- pH
- Partikkelinnhold
- Konduktivitet (ledningsevne)
- Temperatur
- Innhold av løst fosfor

På grunnlag av disse inngangsparametrene beregnes optimal dose. I tillegg måles pH etter flokkulering, samt partikkelinnhold og fosfatkonsentrasjon i utløpsvannet. Dosering beregnes kun fra innløpskonsentrasjoner, mens utløpsverdier brukes hovedsakelig til kontroll med evt. etterjustering (ikke med umiddelbar virking).

Styringssystemet er testet i fullskala forsøk, og det planlegges å videreutvikle systemet til et kommersielt produkt.



Figur 14. Prinsippskisse av Doscon styringsopplegg for styring av kjemikaliedosering på avløpsrenseanlegg (www.doscon.no)

4.2. Valg av fellingskjemikalier

Valg av et optimalt fellingskjemikalium har stor innvirkning på renseresultatet. Tilbudet av ulike typer fellingskjemikalier og hjelpeflokkulanter er så stort at det bør være mulig å finne en kombinasjon av fellingskjemikalium/hjelpeflokkulant som fungerer optimalt vurdert ut fra renseresultat og slamproduksjon. Det anbefales at en praktisk utprøving og sammenligning av ulike alternative fellingskjemikalier og hjelpeflokkulanter legges til grunn ved valg av kjemikalier. I tillegg til de praktiske renseresultatene vil pris, leveringssikkerhet, kompetanse hos leverandør mv. være elementer som må trekkes inn når fellingskjemikalier skal velges. Det henvises her til Norsk Vann rapport 167/2009 "Veiledning for innhenting og evaluering av tilbud på VA-kjemikalier".

Når det skal gjennomføres en sammenligning av ulike kjemikaliekombinasjoner, vil de fysiske og prosessmessige forutsetningene på renseanleggene være en avgjørende faktor for hvordan sammenligningen kan gjøres. Et hovedprinsipp ved sammenligningen bør være at prosedyrene som benyttes, og avløpsvannet som utprøvingen gjøres på, er så likt som mulig for de ulike alternativene. Det kan skilles mellom følgende hovedtyper av sammenligningsopplegg:

Jar-tester i laboratorieskala

For å gjøre en grovsortering av mange forskjellige kjemikaliealternativ er dette opplegget godt egnet. Det er en forutsetning at det utarbeides faste prosedyrer for hvordan jar-testen skal gjennomføres. Det er nødvendig å ha klare prosedyrer fordi ulike firmaer og ulikt personell ofte er involvert i denne typen utprøving. Prosedyrene bør blant annet inneholde opplysninger om:

- Tidspunkt for uttak av avløpsvann for test
- Type jar-test apparat som skal benyttes
- Testvolum (for eksempel 1000 ml)
- Prosedyre for uttak av avløpsvann til jar-testen fra oppsamlingsbeholderen for å oppnå så lik partikkelkonsentrasjon som mulig
- Driftsparametere for jar-test apparatet, for eksempel:

Innblanding	60 sek.	300 rpm
Flokkulering	15 min.	20 rpm
Sedimentering	20 min.	0 rpm

- Prosedyre for tilsetting av kjemikalier, for eksempel:

Tilsetting av kjemikalier skal skje i innblandingsfasen (hurtigomrøring). Dersom det tilsettes både fellingskjemikalie og hjelpeflokkulant (polymer), skal hjelpeflokkulanten tilsettes i løpet av de 10 siste sekundene av perioden med hurtigomrøring.

- Måling av prosessparametere, for eksempel:

Temperatur og pH måles etter tilsetting av fellingskjemikalier/hjelpeflokkulant. pH meter skal kontrolleres mot bufferløsning.

- Uttak av prøver fra begerglass, for eksempel:

Etter avsluttet sedimentering tas det forsiktig ut en prøve på 400 ml av klarvannsfasen med hevertslange.

- System for merking av prøver

Fullskala utprøvinger, parallelle prosesslinjer

Fullskala utprøvinger i parallelle prosesslinjer er det beste opplegget når alternative fellingskjemikalier skal prøves ut. Det blir da mulighet til å sammenligne en alternativ kjemikaliekombinasjon med det som benyttes på anlegget til vanlig. En hovedforutsetning er at anlegget har parallelle prosesslinjer og parallelle doseringsopplegg for fellingskjemikalier. Den siste forutsetningen er bare unntaksvis til stede. Noen anlegg har imidlertid valgt å bygge ut parallelle doseringsopplegg, noe som har vist seg å gi en meget god fleksibilitet og har vært til stor nytte når kjemikalier skal prøves ut.

Et alternativ til å etablere et komplett opplegg for dosering med tanker og pumper, er å tilrettelegge for styring av et parallelt doseringsopplegg i anleggets PLS slik at det blir enkelt å bygge opp et parallelt midlertidig doseringsopplegg. Det anbefales at kjemiske renseanlegg med parallelle prosesslinjer tilrettelegger i sitt styringssystem, slik at det blir enkelt å bygge opp og sette i drift et midlertidig eller parallelt doseringssystem.

Ved gjennomføringen av en fullskala utprøving må det utarbeides et enhetlig forsøksprogram. Programmet bør inneholde blant annet:

- System for merking av prøver
- Angivelse av forsøksperiodens lengde (forsøksperioden bør generelt strekke seg over 1 til 2 måneder)
- Opplegg for prøvetaking (døgnblandprøver og evt. oppsplittede blandprøver)
- Analyseparametere og frekvens (tot-P, orto-P, SS, turbiditet evt. KOF)
- Driftsparametere som skal registreres (vannføring, doseringsmengder, pH, turbiditet, slamproduksjon)
- Registrering av hvor de ulike doseringspunktene er plassert og når de evt. flyttes
- Registrering av hvor ulike sensorer er plassert og tidspunktet når de evt. flyttes
- Registrering av innstillinger og tidspunkt for endring av styringsparametere i regulatorer
- Registrering av hendelser (for eksempel påslipp som påvirker innløpsvannets sammensetning, evt. uforutsette hendelser på anlegget som påvirker utprøvingen)
- Opplegg for hvordan forsøkene skal rapporteres (hvilke nøkkelparametere skal beregnes)

Fullskala utprøvinger, én prosesslinje

I de fleste tilfeller vil utprøvingen av alternative fellingskjemikalier gjennomføres uten at det er mulig å sammenligne med en parallell linje. Når man gjør en sammenligning med kjemikaliealternativet som til vanlig benyttes, må det velges ut en periode der tilrenning og forholdene for øvrig er mest mulig lik forsøksperioden. Det er ikke mulig å finne perioder som er eksakt like, men med en systematisk prosessoppfølging (se pkt. 4.4 Prosesskontroll og kompetanse) vil det være mulig å hente ut mye nyttig informasjon fra denne type utprøving.

Program for utprøvingen og vurderingen av resultater vil bli som beskrevet for utprøving med parallelle prosesslinjer.

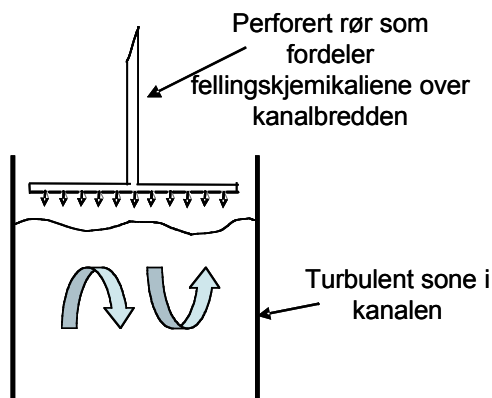
4.3. Innblanding av fellingskjemikalier

Ved dosering av fellingskjemikaliet i vannfasen er det viktig at det så raskt som mulig oppnås god innblanding i hele strømningstverrsnittet i doseringspunktet. For dårlig innblanding innebærer også dårlig utnyttelse av fellingskjemikaliet, noe som bidrar til overdosering og øket slamproduksjon. Innblanding av fellingskjemikalier på avløpsrenseanlegg er en utfordring i og med at fiber og større partikler i ubehandlet avløpsvann erfaringsmessig skaper problemer for roterende innblandingsutstyr. Ved bruk av luftinnblåsning i doseringspunktet blir det ofte dannet mye skum, noe som kan utvikle seg til å bli et driftsproblem.

For store avløpsstrømmer kan det være tilnærmet umulig å oppnå en god innblanding av fellingskjemikaliet ved bruk av ett doseringspunkt. Et alternativ kan da være å injisere fellingskjemikaliet i vannstrømmen i flere doseringspunkter som er plassert som en ring rundt kanalstverrsnittet.

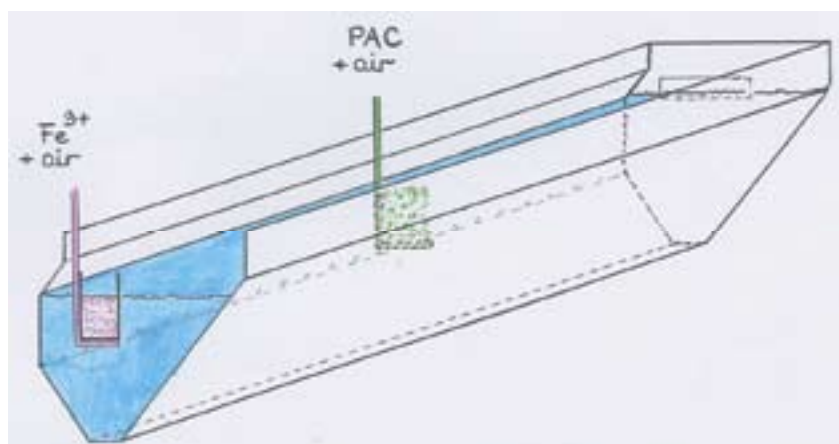
For mindre avløpsstrømmer er det effektivt å dosere fellingskjemikaliet i et punkt med god turbulens (figur 15). Forutsetningen er imidlertid at det er plassert i riktig avstand i forhold til flokkuleringsenheten.

Alle tiltak som bidrar til å fordele fellingskjemikaliet så raskt som mulig i hele strømningstverrsnittet i doseringspunktet, vil bidra positivt til å gjøre den kjemiske fellingsprosessen mer effektiv.



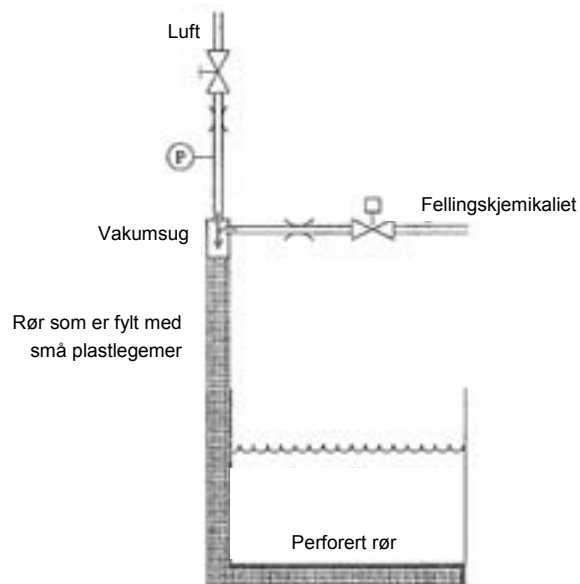
Figur 15. Prinsippskisse av et doseringsopplegg der fellingskjemikaliene fordeles jevnt over kanalbredden

På VEAS-anlegget doseres både JKL og PAC (PAX XL61). Jernklorid doseres i kanalåpningen ut fra sandfanget og PAC doseres ca. midt i sandfanget, se figur 16.



Figur 16. Hovedprinsipp for dosering av JKL og PAC i sandfanget på VEAS-anlegget (Sagberg og Ryrfors, 2006)

I begge doseringspunkter benyttes et ejektorsystem der en luftstrøm suger inn fellingskjemikaliet i et rør. Dette røret er fylt med små plastlegemer som gjør at fellingskjemikaliet blir finfordelt i dråper (tåke). De svært finfordelte dråpene presses så ut i vannstrømmen gjennom åpningene i det perforerte horisontale røret.



Figur 17. Hovedprinsipp for bruk av ejektor for å få finfordelt fellingskjemikaliet i dråper før det blandes inn i avløpsstrømmen (Ryrfors, 2008)

Ved å få finfordelt fellingskjemikaliet oppnås en rask innblanding i hele avløpsstrømmen. Dette bidrar til å senke kjemikalieforbruket og dermed redusere slamproduksjonen.

4.4. Returstrømmer

4.4.1. Hva er returstrømmer

Det som normalt benevnes som returstrømmer på et avløpsrenseanlegg, er primært:

- Dekanteringsvann fra gravitasjonsfortykkere og fortykkermaskiner
- Rejektvann fra avvanningsmaskiner (i de aller fleste tilfeller er dette sentrifuger)

Som vist i figur 1 er returstrømmene en viktig intern påvirkningsfaktor. Hovedårsaken til dette er at innholdet av suspendert stoff i returstrømmen vil kunne forstyrre den kjemiske fellingsprosessen. Av andre faktorer som vil kunne påvirke den kjemiske fellingsprosessen er høy alkalitet, for eksempel ved avvanning av septik og utråtnet slam, samt et høyt innhold av oppløst organisk stoff. Dette vil i første rekke ha betydning for kjemiske renseanlegg i og med at det organiske stoffet vil passere det kjemiske rensetrinnet og bidra til et forhøyet utslipp av oppløst organisk stoff.

4.4.2. Vurdering av rejektivannskvalitet

Innholdet av suspendert stoff i returstrømmene påvirkes i første omgang ved driftsoptimalisering av fortykkere og avvanningsmaskiner. Ved en spørreundersøkelse i tilknytning til dette prosjektet oppga 5 av 20 anlegg at rejektivannet fra avvanningen påvirket den kjemiske fellingsprosessen negativt. Det var imidlertid bare ett av anleggene som tok prøver av rejektivannet og analyserte på suspendert stoff. Driftsforstyrrelser som følge av for dårlig kvalitet på rejektivann er i første rekke et problem på kjemiske renseanlegg, men manglende optimalisering av avvanningsprosessen er ugunstig også på biologiske renseanlegg i og med at det bidrar til å øke belastningen på det biologiske rensetrinnet.

For å følge strategien med å redusere effekten av interne og eksterne påvirkningsfaktorer, er det nødvendig å optimalisere kvaliteten på returstrømmene. Det er tre tiltak som er aktuelle:

- Optimalisere driften av fortykkere og avvanningsmaskiner slik at innholdet av suspendert stoff blir så lavt som mulig
- Utjevne returstrømmer hydraulisk før de føres tilbake til renseprosessen
- Behandle returstrømmer separat for å redusere alkaliteten og innholdet av suspendert stoff

Tabell 7 gir en sammenstilling av parametere som benyttes ved vurdering av kvaliteten på rejektivannet.

Tabell 7. Mal for vurdering av rejektivannskvalitet

Kjennetegn på driftsforstyrrelser	- Siktedypet i sedimenteringsbassenget reduseres når avvanningsmaskinen(e) kjøres - Turbiditeten i utløpsvannet øker - Kjemikaliedoseringen må økes når avvanningsmaskinen(e) kjører - Konsentrasjonen av både orto-P og tot-P øker		
Vurdering av rejektivannskvaliteten mot målparametre for kvalitet	Målparametere	Fortykkermaskiner	Sentrifuger
	SS-innhold i rejektivann	< 1000 mg/l	< 1500 mg/l
	Gjenvinningsgrad	> 96 %	97 – 98 %
	Alkalitet (ikke påvirkbar)	Fortykking av råslam	Avvanning av utråtnet slam
		10-15 mekv/l	45 – 70 mekv/l
Optimaliseringstiltak	- Tilpassing av polymertype og dosering (kg polymer/tonn TS) - Tilsetningspunkt - Tilpasning av maskinvariabler		

Det er viktig å beregne gjenvinningsgraden for avvanningsmaskiner regelmessig. Erfaringsmessig er dette noe som sjelden/aldri gjøres på mange anlegg. Gjenvinningsgraden er kanskje den viktigste driftskontrollparameteren for fortykker-/avvanningsmaskiner. Gjenvinningsgraden er forholdet mellom fortykket/avvannet tørrstoffmengde og tørrstoffmengden som pumpes fram til maskinen. Generelt ønsker man en høyest mulig gjenvinningsgrad for å unngå resirkulering av slam tilbake til innløpet av anlegget.

Gjenvinningsgraden beregnes etter én av følgende formler:

Formel 1:

$$A = \frac{TS_k(SS_{inn} - SS_r)}{SS_{inn}(TS_k - SS_r)} \cdot 100 \%$$

TS_k = tørrstoffinnhold i fortykket slam/slamkake (%)

SS_{inn} = suspendert stoff i inngående slam (%)

SS_r = suspendert stoff i dekanteringsvann/rejektivann (%)

Gjenvinningsgraden kan også beregnes etter en forenklet formel, og normalt er denne tilstrekkelig i driftssammenheng:

Formel 2:

$$A = 100 \cdot \left(1 - \frac{SS_r}{SS_{inn}}\right) \%$$

Eksempel: Beregning av gjenvinningsgrad for avvanningscentrifugen på et kjemisk renseanlegg

Formel 1: $A = \frac{26(3,3 - 0,18)}{3,3(26 - 0,18)} \cdot 100 \% = 95,2 \%$ Formel 2: $A = 100 \cdot \left(1 - \frac{0,18}{3,3}\right) \% = 95,4 \%$

Dato	Fortykket slam (% TS)	Avvannet slam (% TS)	Rejektvann		Gjenvinningsgrad	
			Suspendert stoff		Formel 1 (%)	Formel 2 (%)
			(mg/l)	%		
23.jan	3,3	26	1800	0,18	95,2	94,5
20.feb	3,2	25,2	3700	0,37	89,8	88,4
20.mar	3,4	25,7	2700	0,27	93,0	92,1
17.apr	3,4	26,1	3000	0,30	92,2	91,2
15.mai	3,4	27,2	1500	0,15	96,1	95,6
12.jun	2,5	24,3	2000	0,20	92,8	92,0
07.aug	3,3	26,2	3000	0,30	92,0	90,9
04.sep	3,8	24,1	830	0,08	98,2	97,8
02.okt	3,8	27,2	2800	0,28	93,6	92,6
27.nov	3,5	26,6	3000	0,30	92,5	91,4

Bortsett fra i september er innholdet av suspendert stoff i rektvannet betydelig høyere enn det som bør kunne oppnås ved bruk av en moderne avvanningsmaskin (< 1000 mg/l). Vi ser også at gjenvinningsgraden for sentrifugen er lavere enn det som karakteriseres som et optimalt område. Tabellen viser at formel 2 som bare benytter innhold av suspendert stoff i rektvannet og TS i fortykket slam, gir et tilstrekkelig godt grunnlag til å karakterisere rektvannskvaliteten. I dette tilfellet bør det gjennomføres optimaliseringstiltak for å redusere innholdet av suspendert stoff.

Alkaliteten i innkommende avløpsvann ligger normalt i området 2 – 5 mekv/l. Ved avvanning av fortykket, ikke stabilisert slam ligger alkaliteten i området 10 – 15 mekv/l mens utråtnet slam har alkalitet i området 45 – 70 mekv/l. Returføring av rektvann fra avvanning av utråtnet slam vil derfor gi et vesentlig alkalitetsbidrag, noe som vil kunne forstyrre den kjemiske fellingen. Alkaliteten påvirkes ikke av avvanningsprosessen. For å påvirke alkaliteten må det eventuelt tilsettes syre for å oppnå en faktisk alkalitessenking, evt. behandle rektvannet i et biologisk rensetrinn.

4.4.3. Utjevning

I spørreundersøkelsen som ble gjennomført i tilknytning til dette prosjektet, oppga 7 av 13 kjemiske renseanlegg at rektvann og dekanteringsvann ble utjevnet hydraulisk før det ble ført tilbake til renseprosessen. De øvrige kjemiske anleggene førte returstrømmen direkte tilbake til innløpet på renseanlegget. Av de biologisk-kjemiske renseanleggene var det bare ett av 6 anlegg som benyttet utjevningssbasseng. Det er i første rekke de kjemiske anleggene som vil ha fordeler av et utjevningssbasseng med tanke på å redusere/hindre at den kjemiske fellingprosessen blir negativt påvirket. Til en viss grad er det mulig å utjevne seg bort fra et kvalitetsproblem under forutsetning av at utjevningen skjer over et tilstrekkelig langt tidsrom, helst 24 timer. Kvaliteten på

returstrømmer og tilrenningen til anlegget vil til slutt være avgjørende for hvor effektivt utjevningen vil fungere i forhold til å unngå at den kjemiske renseprosessen blir forstyrret. Dette innebærer at man må legge avgjørende vekt på å drive fortykker- og avvanningsenheter slik at returstrømmens kvalitet blir best mulig. Dette betinger at det etableres et tilfredsstillende driftsoppfølgingsprogram.

Utjevning av returstrømmene er imidlertid gunstig selv om kvaliteten ligger innenfor akseptable kvalitetsgrenser. Ved å utjevne frigjøres kapasitet slik at for eksempel tilknytningen til anlegget kan økes. Utjevning er viktigere jo mindre anleggene er og jo mer eksternt slam (for eksempel septikslam) som tas imot. Ved utjevning bør det legges vekt på:

- Full døgnutjevning ved dimensjonerende kapasitet
- Tilbakeføringen fra utjevningsbassenget må ha variabel kapasitet slik at denne til enhver tid kan tilpasses den faktiske belastningen
- Tilbakeføringen fra utjevningsbassenget må utformes slik at hydrauliske støtbelastninger unngås (pumper som starter og stopper som i en pumpestasjon)
- Utjevningsbassenget bør utstyres med strømsetter som kjøres med jevne mellomrom for å hindre sedimentering

4.4.4. Separat behandling av returstrømmer

Separat behandling av returstrømmene er særlig aktuelt på anlegg med krav om fjerning av organisk stoff og/eller nitrogen. Hvis det ikke er mulig å oppnå tilfredsstillende kvalitet på returstrømmene på kjemiske anlegg, er separat behandling et alternativ (se kap. 4.4.5. - eksempel fra Rambekk renseanlegg). Fram til nå har separat biologisk behandling i aktivslamanlegg (SBR-anlegg) vært dominerende i utlandet. Dette har sannsynligvis sammenheng med at anleggstypen er godt tilpasset intermitterende drift av avvanningsmaskiner samtidig som det er mulig å tilpasse eksisterende ledige bassengvolumer til denne anleggstypen. Det kan ikke gis generelle regler for dimensjonering, men det er vanlig å utforme anleggene slik at det kan gjennomføres 3 driftssykluser pr. dag. I tillegg til aktivslamanlegg av typen SBR, er også biofilmanlegg med flytende medium godt egnet. I de fleste tilfeller er hovedhensikten å omforme løst organisk stoff til partikulært materiale som kan avskilles i det kjemiske rensetrinnet, og evt. nitrifisere slik at alkaliteten i returstrømmene reduseres.

Som grunnlag for dimensjonering av alle typer behandlingsanlegg for returstrømmer kreves informasjon om mengde og sammensetning. På et eksisterende renseanlegg bør det derfor i forkant av dimensjoneringen gjennomføres en kartlegging av returstrømmene og analyseres på følgende parametre:

- Organisk stoff: KOF og BOF₅ (filtrert og ufiltrert)
- Nitrogen: tot-N (filtrert og ufiltrert), NH₄-N
- Fosfor: tot-P, orto-P
- Alkalitet og pH
- Suspendert stoff
- Mengde- og variasjonsmønster

4.4.5. Separat rensing av rejektivann på Rambekk renseanlegg i Gjøvik kommune

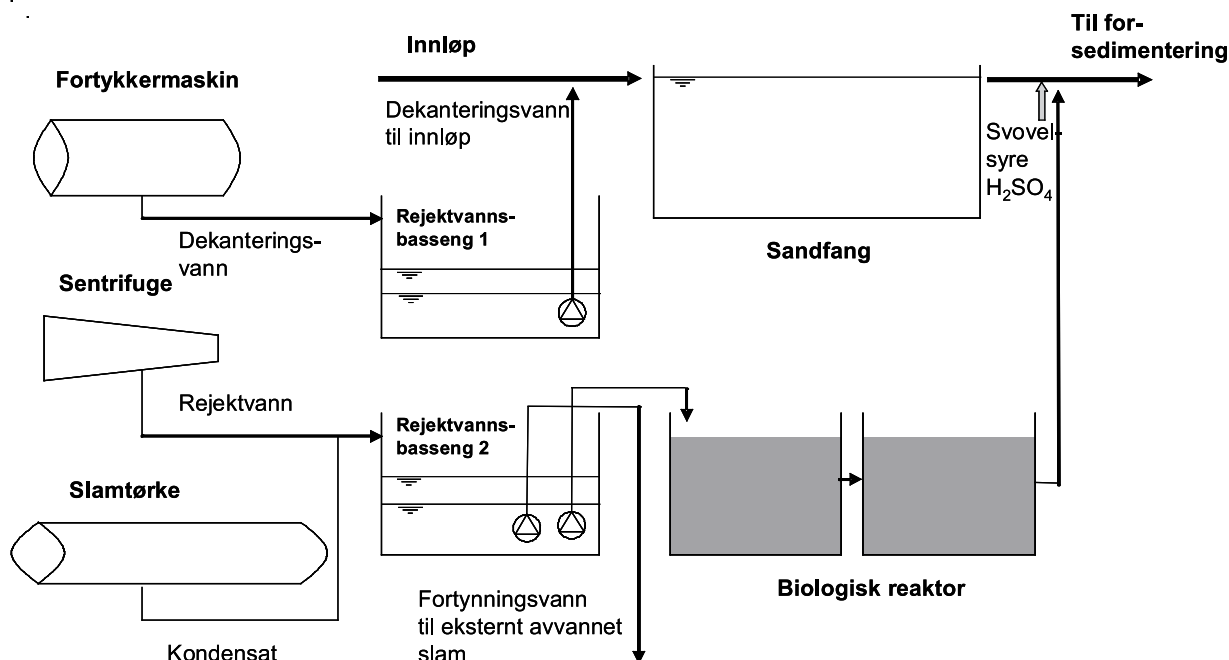
Bakgrunn

Rambekk renseanlegg i Gjøvik er et kjemisk renseanlegg (sekundærfelling). I 1999 ble anlegget utvidet med slambehandlingsanlegg for stabilisering (utråtning) og hygienisering (tørking) av internt slam i tillegg til eksternt slam fra Gjøvik kommune og slam fra 7 omegnskommuner. Etter at slambehandlingsanlegget ble satt i drift, ble det registrert at returstrømmene fra anlegget hadde negativ innvirkning på den kjemiske

fellingen. Dette ga seg utslag i at utløpskonsentrasjonen for tot-P lå svært nær det daværende utslippskravet på 0,25 mg P/l (Hagen, 2008).

Biologisk rensetrinn for behandling av rejektivann

For å redusere den uheldige innvirkningen av returstrømmene er det bygd opp et separat behandlingsanlegg for rejektivann og kondensat fra tørkeanlegget. Figur 18 viser en prinsippskisse av dette anlegget.



Figur 18. Skjematisk framstilling av opplegget for separat behandling av rejektivann fra slamavvanning og kondensat fra slamtørke ved Rambekk renseanlegg

Det blir benyttet 2 adskilte rejektivannsbasseng (rejektivannsbasseng 1 og 2) for slambehandlingsdelen. Rejektivannsbasseng 1 tar hånd om dekanteringsvann fra fortykkermaskinene (trommelfortykkere). Innholdet av SS i denne returstrømmen er ikke spesielt høy og erfaringen viser at denne strømmen ikke representerer noe problem. Denne returstrømmen pumpes derfor ubehandlet tilbake til innløpet av renseanlegget.

Rejektivann fra slamavvannings-sentrifugene og kondensatvann fra slamtørken pumpes til rejektivannsbasseng 2. Denne returstrømmen har høy alkalitet (80 – 100 mekv/l) og et høyt og varierende innhold av organisk stoff (middelverdi på 672 mg/l BOD₅ og et variasjonsområde fra ca. 200 til 1700 mg/l BOD₅).

Fra rejektivannsbasseng 2 pumpes én del av returstrømmen til mottaket for eksternt avvannet slam, der den benyttes som fortynningsvann for å redusere TS-innholdet i slammet fra ca. 20 % til ca. 7 % før innpumping i råtnetanken. Den høye alkaliteten i denne returstrømmen gir et positivt alkalitetsbidrag til råtnetanken. Anvendelsen til fortynningsvann bidrar også til å redusere rejektivannsmengden som videreføres til vannbehandlingsprosessen.

Den delen av returstrømmen som ikke benyttes til fortynningsvann, føres videre til et biologisk rensetrinn som består av to biofilmreaktorer som er fylt med Kaldnes-medium K3 og K1. Anlegget er helautomatisk styrt etter oksygeninnhold i bassengene, og blåsemaskiner sørger for å holde stabilt oksygeninnhold i begge bassenger på ca 2-4 mg O₂/l. Det biologiske rensetrinnet har detektor som registrerer når det dannes skum i de to bassengene. Detektoren starter da dosering av skumdempingsmiddel.

Tekniske data for anlegget:

- Q dim: 137 m³/d
- Volum: 56 x 2 m³
- Fyllingsgrad av plastmedie: 36 % (K3 medie i basseng 1, K1 medie i basseng 2)

Etter ett år med tett oppfølging (garantitesting), viser analyseresultatene en renseeffekt på ca 89-90 %, beregnet ut fra BOF₅ ufiltrert inn og BOF₅ filtrert ut. Ved lav belastning på anlegget oppnås nitrifikasjon, noe som bidrar til å senke alkaliteten i utløpsvannet fra det biologiske rensetrinnet til et nivå i området 30 – 40 mekv/l. Ved normal belastning på rensetrinnet oppnås ikke nitrifikasjon.

Dosering av syre

For å redusere virkningen av den høye alkaliteten i denne returstrømmen, tilsettes svovelsyre (H₂SO₄, 94-97%). Dosering av syre er særlig viktig i tørrværsperioder med liten tilrenning til renseanlegget. Doseringspunktet for syre er i utløpskanalen fra sandfanget, der også utløpsvannet fra det biologiske rensetrinnet tilsettes i avløpsstrømmen. Syredoseringen er styrt av signal fra pumpen i rejektivannsbasseng 2 som pumper rejektivann fram til den biologiske renseenheten. Doseringsmengden av syre er ca. 0,5 l syre/m³ rejektivann. I og med at anlegget har forsedimenteringsbasseng vil dette jevne ut evt. pH-svingninger som følge av syredoseringen.

Effekt på fosforfjerningen

Den separate behandlingen av rejektivannet har en svært positiv innvirkning på det kjemiske rensetrinnet i anlegget. Rambekk renseanlegg har krav om 95 % renseeffekt for tot-P. Midlere renseeffekt ligger i dag på 96,7 %, med en midlere utløpskonsentrasjon av tot-P på 0,08 mg P/l. I tillegg overholder renseanlegget kravene til sekundærrensing i henhold til forurensningsforskriften.

Kostnader

Det er ikke gjort noen detaljert beregning som viser endring i driftskostnader etter at det separate behandlingsanlegget ble satt i drift. Kostnaden for etablering av biologisk rensetrinn og doseringsanlegg for syre, var i 2003 ca. NOK 900.000.

4.5. Prosesskontroll og kompetanse

4.5.1. Prøvetaking og analyser

For kjemiske renseprosesser er det av stor betydning å ha oversikt over variasjonene i avløpsvannets sammensetning. Ofte begrenser prosesskontrollen seg til uttak av stikkprøver for analyse av orto-P, måling av siktedyp i sedimenteringsbassenget, samt måling av pH i flokkuleringsbassenget. Det er nå utstyr på markedet som gjør det mulig bl.a. å måle tot-P og KOF på renseanlegget med en akseptabel usikkerhet i analysene. Dette gjør det mulig å gjennomføre en langt mer omfattende egenkontroll på anlegget. Dermed blir det et klart skille mellom prosesskontroll og utslippskontroll.

Det er en stor fordel å kunne analysere på de samme parametere i egenkontrollen som inngår i utslippskontrollen. For å framskaffe mest mulig informasjon om avløpsvannets sammensetning og variasjon anbefales det å gjennomføre kortvarige kartleggingsperioder der det tas ut vannmengdeproporsjonale blandprøver som dekker deler av døgnet for de ulike ukedagene og tar hensyn til ulike tilrenningssituasjoner. Bruk av kun døgnblandprøver vil lett kunne maskere variasjoner som har betydning for styring og dosering av fellingskjemikalier.

Kartleggingsprogram (eksempel)

- Døgnblandprøver (innløp og utløp) som deler døgnet i 2 eller flere delperioder
- Døgnblandprøver (innløp og utløp) som dekker tørrværsdøgn og døgn med høy tilrenning
- Døgnblandprøver (innløp og utløp) som dekker perioder med spesiell tilrenning for eksempel tilførsel av industrielt avløpsvann
- Alle prøvene analyseres på tot-P, orto-P og eventuelt KOF
- Hvis turbiditet skal benyttes som en styringsparameter bør SS og turbiditet analyseres på stikkprøver av utløpsvannet. Dette vil avdekke om det er en korrelasjon mellom turbiditet og SS
- I løpet av blandprøveperiodene tas det ut stikkprøver som analyseres på alkalitet og pH

I tillegg registreres:

- Vannføring (midlere, maks. og min. timetilrenning i prøvetakingsperioden)
- Doseringsmengder av fellingskjemikalier og evt. hjelpeflokkulant (g/m^3 evt. ml/m^3)

Data som innhentes i denne typen kartleggingsperioder vil være nødvendig input når det skal etableres styringssystemer av typen som er beskrevet i kapittel 4.1.

Daglig prosessovervåking

- Analyse av tot-P og orto-P på døgnblandprøver av utløpsvannet. Det anbefales å analysere på døgnblandprøver alle dager anlegget er bemannet
- On-line overvåking av pH i flokkulering, evt. i andre punkter som har vist seg å være kritisk
- On-line overvåking av turbiditet i utløpsvannet, hvis det er dokumentert at SS og turbiditet har en akseptabel korrelasjon

Alle interne kontrollanalyser bør kvalitetssikres mot standardløsninger med kjent konsentrasjon. I tillegg anbefales det å gjøre parallelle analyser av kontrollprøvene som sendes til laboratoriet. Dette gjelder i første rekke tot-P og KOF. Når det skal analyseres på parallelle prøver, må det legges vesentlig vekt på at det ikke introduseres feil når prøven skal fordeles mellom internt laboratorium og laboratoriet som skal analysere i forbindelse med utslippskontrollen. Prøven bør derfor homogeniseres før fordelingen. Ved

oversendelse av utslippskontrollprøven til laboratoriet må det gjøres oppmerksom på at prøven er homogenisert.

4.5.2. Kompetanse hos driftspersonellet

Oppfølging av en kjemisk renseprosess setter krav til prosessforståelse og kunnskap om analyse og tolkning av de aktuelle analyseparametrene hos driftspersonalet. Gode kvalifikasjoner hos driftspersonalet er derfor en forutsetning for å få den kjemiske renseprosessen til å fungere tilfredsstillende (dette gjelder for øvrig alle renseprosesser). Norsk Vann arrangerer grunnkurs for driftsoperatører på avløpsrenseanlegg. Dette sammen med Norsk Vanns fordypningskurs i kjemisk rensing og praktisk erfaring, bør gi et godt grunnlag for å drive prosessoppfølging på kjemiske renseprosesser.

5. Referanser

Fremstad, D. (2007). Personlig kommunikasjon.

Hagen, G. (2008). Personlig kommunikasjon.

Jørgensen, S. (2008). " Slik håndterer vi hydrauliske belastningstopper på avløpsanleggene i Sandefjord. Styring av pumpestasjoner og enheter i renseanlegget for å gjøre belastningen på resipienten minst mulig", Innlegg på fagtreff i Norsk Vanns avløpsrensegruppe, 30. januar 2008.

Krogstad, T. (2008). "Bruk av avløpsslam og utnyttelse av fosfor i lys av vannrammedirektivet", Innlegg på fagtreff i Norsk Vanns slamgruppe, onsdag 19. og torsdag 20. november 2008.

MOVAR (2008). Årsberetning 2007.

Ryrfors, P. (2008). Personlig kommunikasjon.

Sagberg, P. og Ryrfors, P. (2006). " BAF begins deep down: 10 years of large scale biofilm nutrient removal in Oslo", Innlegg på konferansen Biofilm Systems VI, Amsterdam RAI, The Netherlands 24th to the 27th September 2006.

Sundby, J. (2008). Personlig kommunikasjon.

Ødegaard, H.(1999). "The influence of wastewater characteristics on choice of wastewater treatment method" Proc. Nordic conference on : Nitrogen removal and biological phosphate removal, Oslo, Norway 2.-4.February 1999.

Utgitte Norsk Vann Rapporter

(Tidligere kalt NORVAR-rapporter)

20. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Sluttrapport
- 20a. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Aerob og anaerob behandling
- 20b. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Kalking. Kompostering
- 20c. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Slamavvanning
- 20d. Slambehandling og -disponering ved større kloakkrenseanlegg. Termisk behandling av kloakkslam
21. NORVAR's årsberetning 1991
22. EDB i VAR-teknikken. Fase 1 - kravspesifikasjoner m.m. Status-beskrivelse og forslag til videre arbeid (*Utgått*)
- 23a. Internkontroll for VA-anlegg. Mal for internkontroll-håndbok for VA-anlegg.
- 23b. Internkontroll for VA-anlegg. Internkontrollhåndbok for avløpsanlegg. Eksempel fra Fredrikstad og omegn avløpsanlegg
- 23c. Internkontroll for VA-anlegg. Internkontrollhåndbok for vannverk. Eksempel fra Vansjø vannverk
- 23d. Aktivitetsstyrende håndbok for VA-anlegg. Informasjon, avvik og tiltak, verne- og sikkerhetsarbeid, opplæring
- 23e. Aktivitetsstyrende håndbok for VA-anlegg. HMS ved vannbehandlingsanlegg
- 23f. Aktivitetsstyrende håndbok for VA-anlegg. HMS ved avløpsrenseanlegg
- 23g. Interkontroll for VA-anlegg. Eksempel på driftsinstruks Oltedalen kloakkrenseanlegg
- 23h. Internkontroll for VA-anlegg. Eksempel på driftsinstruks Smøla vannverk
- 23i. Internkontroll for VA-anlegg. Internkontroll for VA-transportsystemet. Eksempel fra Nedre Eiker kommune
24. NRV-prosjekt. Korrosjonskontroll ved vannbehandling med mikronisert marmor
25. Mal for prosessoppfølging av anlegg for stabilisering og hygienisering av slam
26. Installasjon av gassmotor for strømproduksjon ved rensanlegg
27. Mottak og behandling av avvannet råslam ved rensanlegg som hygieniserer og stabiliserer slam i væskeform
28. Slam på grøntarealer. Erfaringer fra et demonstrasjonsprosjekt
29. Regnvannsoverløp
30. Utvikling og uttesting av datasystem for informasjonsflyt i VA-sektoren (*Utgått*)
31. PRO-VA, Brukerklubb for prosess-styresystemer, drift- og fjernkontroll for VA-anlegg. Oversikt pr.1993. Leverandører, produkter, konsulenter (*Utgått*)
32. Bruk av statiske metoder (kjemometri) for å finne sammenhenger i analyseresultater for avløpsvann
33. Evaluering av enkle rensemetoder. Slamavskillere
34. Evaluering av enkle rensemetoder. Siler/finnister
35. Kravspesifikasjon og kontrollprogram for VA-kjemikalier (*Utgått*)
36. Filter som hygienisk barriere
37. EU/EØS, konsekvenser for Norges vannforsyning
38. NORVAR-prosjekter 1992/93 (*Utgått*)
39. Implementering av EDB-basert vedlikeholdssystem. Erfaringer fra referanseprosjekt knyttet til pilot-prosjekt ved Bekkelaget rensanlegg (*Utgått*)
40. Driftsassistanter for avløp. Utredning om rolle og funksjon fremover
41. Metri-tel. Kommunikationsmedium for VA-installasjoner. Erfaringer fra prøveprosjekt i Sandefjord kommune (*Utgått*)
42. Industriavløp til kommunalt nett. Evaluering av utførte industrikartleggingsprosjekt.
43. Korrosjonskontroll ved Hamar vannverk
44. Slam på grøntarealer. Erfaringer fra et demonstrasjonsprosjekt. Vekstsesongen 1994
45. Forsøk med forfelling og felling i 2 trinn med polyaluminiumklorid høsten 1993 Kartlegging av slam- slamvannsstrømmer med og uten forfelling 1993-94
46. Renovering av avløpsledninger. Retningslinjer for dokumentasjon og kvalitetskontroll
47. Strategidokument for industrikontroll
48. NORVAR og miljøteknologi. Forprosjekt
49. Grunnundersøkelser for infiltrasjon - små avløpsanlegg. Forundersøkelse, områdebefaring og detaljundersøkelse ved planlegging og separate avløpsanlegg
50. Rørinspeksjon i avløpsledninger. Rapporteringshåndbok (*Erstattet av 145/05*)
51. Slambehandling
52. Bruk av slam i jordbruket
53. Bruk av slam på grøntarealer
54. Rørinspeksjon av avløpsledninger. Veileder (*Erstattet av 145/05*)
55. Vannbehandling og innvendig korrosjonskontroll i vannledninger
56. Vannforsyning til næringsmiddelindustrien. Krav til kvalitet. Vannverkenes erstatningsansvar ved svikt i vannleveransen
57. Trykkreduksjon. Håndbok og veileder
58. Karbonatisering på alkaliske filter
59. Veileder ved utarbeidelse av prosessgarantier
60. Avløp fra bilvaskeanlegg til kommunalt rensanlegg
61. Veileder i planlegging av fornyelse av vannledningsnett
62. Veileder i planlegging av spyling og pluggkjøring av vannledningsnett
63. Mal for godkjenning av vannverk
64. Driftserfaringer fra anlegg for stabilisering og hygienisering av slam i Norge
65. Forslag til veileder for fettavskillere til kommunalt avløpsnett
66. EØS-regelverket brukt på anskaffelser i VA-sektoren
67. Filter som hygienisk barriere - fase 3
68. Korrosjonskontroll ved Stange vannverk
69. Evaluering av enkle rensemetoder, fase 2. Siler/finnister
70. Evaluering av enkle rensemetoder, fase 2. Store slamavskillere samt underlag for veileder
71. Evaluering av enkle rensemetoder, fase 3. Veileder for valg av rensemetode ved utslipp til gode sjøresipienter
72. Utviklingstrekk og utfordringer innen VA-teknikken. Sammenstilling av resultatet fra arbeidet i NORVARs gruppe for langtidsplanlegging i VA-sektoren
73. Etablering av NORVARs VA-infotorg. Bruk av internett som kommunikasjonsverktøy (*Utgått*)
74. Informasjon fra NORVARs faggruppe for EDB og IT. Spesialrapport - 5. Utgave Beskrivelse av 34 EDB-programmer/Moduler for bruk i VA-teknikken (*Erstattet av 133/03*)
75. NORVARs faggruppe for EDB og IT. IT-strategi i VA-sektoren. (*Erstattet av 133/03*)
76. Dataflyt-klassifisering av avløpsledninger. (*Erstattet av 150/07*)
77. Alternative områder for bruk av slam utenom jordbruket. Forprosjekt
78. Alternative behandlingsmetoder for fettslam fra fettavskillere
79. Informasjonssystem for drikkevann, forprosjekt
80. Sjekkliste/veiledninger for prosjektering og utførelse av VA-hoved og stikkledninger - sanitærinstallasjoner
81. Veileder. Kontrahering av VA-tekniske prosessanlegg i totalentreprise
82. Veileder for prøvetaking av avløpsvann
83. Rørinspeksjon med videokamera. Veiledning/rapportering (*Erstattet av 145/05*)
84. Forfall og fornyelse av ledningsnett
85. Effektiv partikkelseparasjon innen avløpsteknikken
86. Behandling og disponering av vannverksslam. Forprosjekt
87. Kalsiumkarbonatfilter for korrosjonskontroll. Utprøving av forskjellige marmormasser
88. Vannglass som korrosjonsinhibitor. Resultater fra pilotforsøk i Orkdal kommune
89. VA-ledningsanlegg etter revidert plan- og bygningslov
90. Actiflo-prosjektet ved Flesland ra

91. Vurdering av "slamfabrikk" for Østfold
 92. Informasjon om VA-sektoren - forprosjekt
 93. Videreutvikling av NORVAR. Resultatet av strategisk prosess 1997/98
 94. Nettverksamarbeid mellom NORVAR, driftsassistanter og kommuner
 95. Veileder for valg av riktige sensorer og måleutstyr i VA-teknikken
 96. Rist- og silgods - karakterisering, behandlings- og disponeringsløsninger
 97. Slamforbrenning (VA-forsk 1999-11). (Samarbeidsprosjekt med VAV)
 98. Kvalitetssystemer for VA-ledninger. Mal for prosessen for å komme fram til kvalitetssystem som tilfredsstiller kravene i revidert plan- og bygningslov
 99. Veiledning i dokumentasjon av utslipp
 100. Kvalitet, service og pris på kommunale vann- og avløpstjenester
 101. Status og strategi for VA-opplæringen
 102. Oppsummering av resultater og erfaringer fra forsøk og drift av nitrogenfjerning ved norske avløpsrenseanlegg
 103. Returstrømmer i renseanlegg. Karakterisering og håndtering
 104. Nordisk konferanse om nitrogenfjerning og biologisk fosforfjerning 1999
 105. Sjekkliste plan- og byggeprosess for silanlegg
 106. Effektiv bruk av driftsinformasjon på renseanlegg/mal for rapportering
 107. Utslipp fra mindre avløpsanlegg. Teknisk veiledning. Foreløpig utgave
 108. Data for dokumentasjon av VA-sektorens infrastruktur og resultater
 109. Resultatindikatorer som styringsverktøy for VA-ledelsen
 110. Veileder i konkurranseutsetting. Avtaler for drift og vedlikehold av VA-anlegg
 111. Eksempel på driftsinstruks for silanlegg. Cap Clara i Molde kommune
 112. Erfaringer med nye renseløsninger for mindre utslipp
 113. Nødvendig kompetanse for drift av avløpsrenseanlegg. Læreplan for driftsoperatør avløp
 114. Nødvendig kompetanse for drift av vannbehandlingsanlegg. Læreplan for driftsoperatør vann
 115. Pumping av avløpsslam. Pumpetyper, erfaringer og tikk
 116. Scenarier for VA-sektoren år 2010
 117. VA-juss. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel (*Erstattet av 134/03*)
 118. Veiledning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR- teknikk (*Erstattet av 138/04*)
 119. Omstruktureringer i VA-sektoren i Norge En kartlegging og sammenstilling
 120. Strategi for norske vann- og avløpsverk. Rapport fra strategiprosess 2000/2001
 121. Kjøkkenavfallskverner for håndtering av matavfall. Erfaringer og vurderinger
 122. Prosessen ved utarbeidelse av miljømål for vannforekomster. Erfaringer og råd fra noen kommuner
 123. Utslipp fra mindre avløpsanlegg. Veiledning for utarbeidelse av lokale forskrifter
 124. Nødvendig kompetanse for legging av VA-ledninger. Læreplan for ADK 1
 125. Mal for forenklet VA-norm
 126. Organisering og effektivisering av VA-sektoren. En mulighetsstudie
 127. Vassdragsforbund for Mjøsa og tilløpselvene - en samarbeidsmodell
 128. Bruk av resultatindikatorer og benchmarking i effektivitetsmåling av kommunale VA-virksomheter. Erfaringer og anbefalinger fra et prøveprosjekt
 129. Rørispeksjon med videokamera. Veiledning/rapportering hovedledninger
 130. Gjenanskaffelseskostnadene for norske VA-anlegg
 131. Effektivisering av avløpssektoren
 132. Forslag til nytt system for prosjektvirksomheten i NORVAR
 133. IT-strategi for VA-sektoren. Veiledning
 134. VA-JUS. Etablering og drift av vann- og avløpsverk sett fra juridisk synsvinkel
(Oppdateres årlig på www.norskvann.no)
 135. Vannledningsrør i Norge. Historisk utvikling. 26 dimensjonstabeller
 136. Hygienisk barrierer og kritiske punkter i vannforsyningen: Hva har gått galt?
 137. Veiledning i bygging og drift av drikkevannsbasseng
 138. Veiledning for kontrahering av rådgivnings- og prosjekteringstjenester innen VAR-teknikk. Revidert utgave
 139. Erfaringar med klorering og UV-stråling av drikkevann
 140. NORVARs videre arbeid med slam. Strategisk plan for prosjektvirksomhet, informasjon og kommunikasjon. Forprosjekt
 141. Trenger Norge en VA-lov? Drøfting av behovet for en egen sektorlov for vann og avløp
 142. NORVARs benchmarkingsprosjekt 2004 Presentasjon av målesystem og resultater for 2003 ed analyse av datamaterialet
 143. Kartlegging av mulig helserisiko for abonnenter berørt av trykløs vannledning ved arbeid på ledningsnettet
 144. Veiledning i overvannshåndtering (*Erstattet av 162/08*)
 145. Inspeksjonsmanual for avløpssystemer. Del 1 – Ledninger
 146. Bærekraftig vedlikehold. Betrakninger av utvalgte problemstillinger knyttet til langsiktig forvaltning av vannledningsnett
 147. Optimal desinfeksjonspraksis for drikkevann
 148. Veiledning i utarbeidelse av prøvetakingsprogrammer for drikkevann
 149. Tilførsel av industrielt avløpsvann til kommunalt nett. Veiledning
 150. Dataflyt – Klassifisering av avløpsledninger
 151. Veiledning for vedlikeholdssystemer (FDV)
 152. Veiledning for anskaffelse av driftskontrollsystemer i VA-sektoren
 153. Norm for symboler i driftskontrollsystemer for VA-sektoren
 154. Norm for tagkoding i VA-anlegg
 155. Norm for merking og FDV-dokumentasjon i VA-sektoren
 156. Veiledning for oljeutskilleranlegg
 157. Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam. Resultater fra undersøkelsen i 2006/07
 158. Termoplastrør i Norge – før og nå
 159. Håndbok i kildeprosporing i avløpssystemet
 160. Driftserfaringer med membranfiltrering
 161. Helsemessig sikkert vannledningsnett
 162. Veiledning i klimatilpasset overvannshåndtering
 163. Veiledning for innhenting og evaluering av tilbud på analyseoppdrag
 164. Veiledning for UV-desinfeksjon av drikkevann
 165. Innsamlingsverktøy for vedlikeholdsdata
 166. Tiltak for å bedre fosforfjerningen på kjemiske renseanlegg
- Rapportserie B:
- B1: Effektive VA-organisasjoner og tilfredse brukere. Forprosjekt
 - B2: PressurePuls for deteksjon av lekkasje på vannledninger.
 - B3: Kvalitetsheving av nye VA-ledningsanlegg. Kartlegging og tiltaksforslag
 - B4: Vannkvalitet i ledningsnett – Problemoversikt og status. Forprosjekt.
 - B5: Utslipp fra bilvaskehaller
 - B6: Kommunikasjonsstrategi for NORVAR og norske vann og avløpsverk
 - B7: Sandnesmodellen. Eksempel på system for kommunikasjon og virksomhetsstyring
 - B8: Forprosjekt energinettverk i VA-sektoren
 - B9: Utvikling av et system for spørreundersøkelser blant VA-kundene
 - B10: Vannkilden som hygienisk barriere
 - B11: Økonomiske forhold i interkommunalt VA-samarbeid – praksis og kjøreregler
 - B12: Drikkevann i media
- Rapportserie C:
- C1: Sårbarhet i vannforsyningen
 - C2: Stoff for stoff – kilde for kilde. Kvikksølv i avløpsnettet
 - C3: Samarbeid om økt bruk av avløpsslam på grøntarealer
 - C4: Effekter av bruk av matavfallskverner på ledningsnett, renseanlegg og avfallsbehandling
 - C5: Økt sikkerhet og beredskap i vannforsyningen - veiledning

De mest aktuelle rapportene ligger som PDF-filer på www.norskvann.no



- Norsk Vann er en ikke-kommersiell interesseorganisasjon for vann- og avløpssektoren (VA-sektoren). Organisasjonen skal bidra til å oppfylle visjonen om rent vann ved å sikre VA-sektoren funksjonelle rammevilkår og legge til rette for kunnskapsutvikling og kunnskapsdeling.
- Norsk Vann eies av norske kommuner, kommunalt eide VA-selskaper, kommunenes driftsassistanser for VA og noen private andelsvannverk. Norsk Vann representerer ca 340 kommuner med over 90 % av landets innbyggere. Virksomheten finansieres i hovedsak gjennom kontingenter fra medlemmene.
- Norsk Vann styres av eierne gjennom årsmøtet og av et styre sammensatt av representanter fra eierne.

- I Norsk Vanns prosjektsystem gjennomføres hvert år FoU-prosjekter for ca. 6 mill. kroner
- Det er praktiske og aktuelle spørsmål innenfor vann- og avløp som utredes
- Deltakerne foreslår prosjekter, styrer gjennomføringen og får full tilgang til alle resultater

