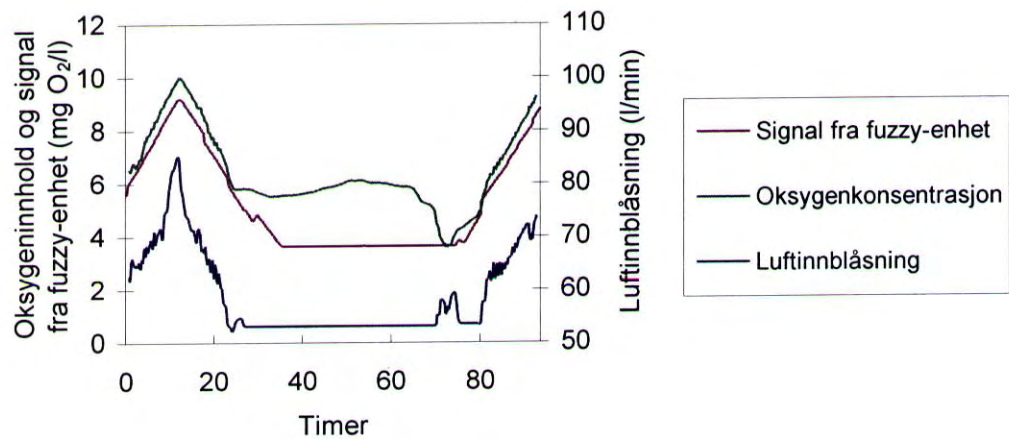


Fuzzy styring av biofilmprosesser i avløpsrenseanlegg

Resultater fra pilotforsøk med
nitrifikasjon i en KMT-reaktor



Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00

Sørlandsavdelingen

Televeien 1
4890 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

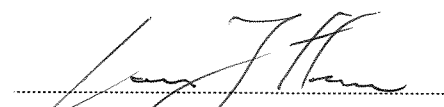
Søndre Tollbugate 3
9000 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

Tittel Fuzzy styring av biofilmprosesser i avløpsrensaneanlegg Resultater fra pilotforsøk med nitrifikasjon i en KMT-reaktor	Løpenr. (for bestilling) LNR 3674-97	Dato 16/5-97.
	Prosjektnr. Undernr. O-96168 E-96471	Sider Pris 42
Forfatter(e) Lars J. Hem, Finnur Olafsson og Bjørnar Nordeidet.	Fagområde Vannforsyning og avløpsteknologi	Distribusjon
	Geografisk område	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Statens Forurensningstilsyn, Norsk institutt for vannforskning, OMRON ELECTRONICS, Kaldnes Miljøteknologi	Oppdragsreferanse
--	-------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Fuzzy kontroll er et alternativ til tradisjonelle styringssystemer. Det er gjennomført et pilotforsøk/demonstrasjonsforsøk av fuzzy styring av luftinnblåsningen i et biofilmanlegg. Det ble benyttet en KMT-reaktor med kombinert nitrifikasjon og nedbrytning av organisk stoff. Styringen ble basert på prinsippet at ved høye belastninger og høye utløpskonsentrasjoner av ammonium er det gunstig å ha en høy oksygenkonsentrasjon, mens ved lave belastninger kan en akseptere lavere oksygenkonsentrasjon. Bruk av fuzzy styring medførte redusert energiforbruk til luftinnblåsning, og reduserte faren for at nitrifikasjonen skal svikte ved høye belastninger.</p>

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Avløpsrensing 2. Biofilm 3. Prosesskontroll 4. Fuzzy kontroll 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Wastewater treatment 2. Biofilm 3. Process control 4. Fuzzy logic
--	--


.....
Prosjektleder

ISBN 82-577-3238-9


.....
Forskningsjef

Fuzzy styring av biofilmprosesser i avløpsrenseanlegg

Resultater fra pilotforsøk med nitrifikasjon i en KMT-
reaktor

Forord

Dette prosjektet har vært et samarbeidsprosjekt mellom NIVA, OMRON electronics og Kaldnes Miljøteknologi. Prosjektet har vært finansiert av Statens Forurensningstilsyns miljøteknologimidler og av de tre samarbeidspartnerene.

Jon Siljudalen og Monica Bjørkmo fra Kaldnes Miljøteknologi sto for den daglige driften av pilotanlegget, Erling Nedkvitne fra OMRON og Finnur Olafson og Morten Willberg fra NIVA har gjennomført den nødvendige programmeringen, Arne Veidel og Johan Ahlfors har ettersatt måleinstrumentene, mens Lars J. Hem, Finnur Olafson og Bjørnar Nordeidet har skrevet rapporten.

Vi vil rette en takk til Tønsbergfjorden Avløpsutvalg for at vi fikk gjennomføre pilotforsøket på deres renseanlegg.

Oslo, 16. mai 1997

Lars J. Hem

Innhold

Sammendrag og konklusjoner	6
1. Bakgrunn	8
2. Mål	10
3. Regulerings-tekniske styrings-systemer	11
3.1 Regulerings-teknikk som et effektivt verktøy for optimal drift av renseanlegg	11
3.2 Regulerings-strukturer	11
3.2.1 Foroverkopling	12
3.2.2 Tilbakekopling	12
3.2.3 Kombinasjon av forover- og tilbakekopling	13
3.3 Regulatoralgoritmer	13
3.3.1 Black box modeller	13
3.3.2 Deterministiske modeller	14
3.3.3 Fuzzy modeller	15
4. Fuzzy kontroll i avløpsrensing	16
4.1 Fuzzy kontroll - en introduksjon	16
4.2 Eksempler på bruk av fuzzy kontroll i andre prosesser	17
4.3 Forventede fordeler med bruk av fuzzy kontroll	18
4.3.1 Generelle fordeler	18
4.3.2 Fordeler ved bruk av fuzzy teknologi	18
4.3.3 Ulemper ved bruk av fuzzy teknologi	19
5. Beskrivelse av biologisk renseprosess	20
5.1 KMT-prosessen	20
5.2 Nitrifikasjon i biofilmer	21
6. Forsøksopplegg	26
6.1 Pilotanlegg	26
6.2 Gjennomføring	27
6.3 Implementering av fuzzy styring på TAU	28
6.3.1 Reguleringsstruktur	28
6.3.2 Definisjon av inn- og utganger	28
6.3.3 Regelverk	31
6.3.4 Implementering av regulatorstruktur	32
7. Resultater og diskusjon	34
7.1 Generelt	34
7.2 Bruk av fuzzy logic styring	34
7.3 En sammenligning av resultater med fuzzy logic styring og jevn luftinnblåsning	38

8. Videreføring	40
9. Referanser	41

Sammendrag og konklusjoner

Reguleringsteknisk styring av biologiske renseanlegg for kommunalt avløpsvann kan gjennomføres på mange ulike måter. De tradisjonelle styringssystemene benytter seg av konvensjonelle styringsmetoder, og lineær avhengighet eller konstant dosering eller innblåsning er vanlig.

Modeller for biologiske renseprosesser er generelt kompliserte, og ved bruk av biofilmprosesser introduseres diffusjon i biofilmer som kompliserer modellene ytterligere. Tradisjonelle styringssystemer er lite egnet for å håndtere modeller for biologisk rensing.

Ved bruk av fuzzy styring (eller kontroll) har en mulighet for å introdusere en mellomløsning mellom logiske systemer og lineære systemer. Fuzzy styring baseres på at det er en gradvis overgang mellom "sant/høy/sterk" og "usant/lav/svak", uten nødvendigvis å benytte noen eksakt matematisk sammenheng. Eksempelvis kan en konsentrasjon av f.eks. ammonium være lav, litt lav, middels, litt høy og høy, og tilsvarende inndelinger kan en lage for endringer av konsentrasjoner og mengder. Basert på ulike konsentrasjoner og mengder samt endringer i disse kan en gi signaler til innsats av kjemikalier, luft etc. uten å måtte bygge opp en avansert matematisk modell. Det er også mulig å gjennomføre tiltak straks en ser f.eks. en økning i innløpskonsentrasjoner samtidig som en tar hensyn til utløpskonsentrasjoner.

Styring basert på fuzzy kontroller demonstrert i et pilotanlegg med en KMT (Kaldnes Miljøteknologi) biofilmreaktor. Pilotanlegget var plassert på Tønsbergfjordens Avløpsutvalgs (TAUs) renseanlegg på Vallø. Belastningen på bioreaktoren var satt så lavt at det skulle være både nedbrytning av organisk stoff og nitrifikasjon i reaktoren. En nitrifiserende biofilmreaktor ble valgt fordi i en slik reaktor vil en styrt variasjon av oksygenkonsentrasjonen ut fra ammoniumbelastning og konsentrasjon kunne bidra vesentlig til å bedre reaktorens effektivitet. Styringen ble basert på prinsippet at ved høye belastninger og høye utløpskonsentrasjoner av ammonium er det gunstig å ha en høy oksygenkonsentrasjon, mens ved lave belastninger kan en akseptere lavere oksygenkonsentrasjoner

Med fuzzy styring ble ønsket oksygenkonsentrasjon angitt ut fra ammoniumkonsentrasjoner i innløps- og utløpsvann, og ut fra hydraulisk belastning. Ammoniumkonsentrasjoner og -belastning, samt endringer i disse, ble inndelt i lav, middels og høy, og ønsket endring i oksygenkonsentrasjonen var avhengig av om f.eks. en økning i innløpskonsentrasjonen av ammonium var liten eller stor. Ved en høy belastning ville ønsket oksygenkonsentrasjon bli satt svært høyt, ca. 10 mg O₂/l, inntil utløpskonsentrasjonen av ammonium begynte å synke. Luftinnblåsningen var kun avhengig av oksygenkonsentrasjonen, ønsket oksygenkonsentrasjon og fastsatte minimums- og maksimumsgrenser.

Fuzzy styring fungerte som forutsatt. Både økning av ammoniumbelastningen og utløpskonsentrasjonen av ammonium medførte en økning i oksygenkonsentrasjonen. Tilsvarende medførte en reduksjon i belastningen at ønsket oksygenkonsentrasjon sank.

I løpet av forsøkene var det både perioder med fast luftinnblåsning og perioder med luftinnblåsning basert på fuzzy styring. Resultatene fra de ulike periodene viser to vesentlige fordeler ved fuzzy styring:

- Når belastningen er lav holdes oksygenkonsentrasjonen i bioreaktoren relativt lavt, og en sparer energikostnader.
- Når belastningen øker økes oksygenkonsentrasjonen i reaktoren, noe som gir større sikkerhet mot å miste nitrifikasjonen. En økning i oksygenkonsentrasjon når det er vesentlige mengder ammonium i utløpsvannet vil bidra til å redusere denne ammoniumkonsentrasjonen.

I pilotanlegget varierte ammoniumbelastningen primært ut fra variasjoner i innløpskonsentrasjonen, mens den hydrauliske belastningen med få unntak bare varierte ved manuell justering. På TAU medførte dette svært store variasjoner i ammoniumbelastningen, der høyeste belastning var over 20 ganger høyere enn laveste belastning. Belastningen kunne bli mer enn doblet på et par timer. Med slike belastningsvariasjoner mer enn halverte en den midlere luftinnblåsningen ved å introdusere fuzzy styring som alternativ til fast luftinnblåsning, forutsatt den samme prosentvise renseeffekten mhp. ammonium.

1. Bakgrunn

Biologisk rensing er en av rensesprosessene for fjerning av organisk stoff, fosfor og nitrogen fra avløpsvann i Norge. Det antas at flere norske anlegg vil installere biologisk rensetrinn i de nærmeste årene blandt annet for å oppfylle krav om rensing av nitrogen. Det er også mulig at det vil bli bygget flere anlegg for biologisk fosforfjerning i tillegg til anlegget i Grimstad. Slike kompliserte biologiske rensenanlegg har et større behov for prosessovervåking enn det et konvensjonelt aktivslamanlegg for reduksjon av organisk stoff eller et kjemisk fellingsanlegg vil ha. Analyseprogrammet (antall parametere, prøvesteder og hyppighet) blir relativt omfattende men er nødvendig for å kunne optimalisere prosessene, og dermed kombinere ønsket om en minimalisering av driftskostnadene med en drift som gjør at utslippskravene overholdes. Følgende krav kan bli stilt til et slikt anlegg:

- mindre forbruk av ekstern karbonkilde
- lavere restkonsentrasjoner av nitrogen/fosfor i rensset vann
- lavere forbruk av andre kjemikalier (f.eks. lut)
- optimal pH i rensetrinnet
- optimal oksygentilførsel
- håndtering av variasjoner i innløpskvalitet
- håndtering av nødsituasjoner
- mindre slamproduksjon
- lavere driftskostnader generelt
- registrering av vannkvalitetsdata

Noen av de ovennevnte krav og ønsker er motstridende, noe som stiller store krav til driften av anlegget. Erfaringer fra eksisterende anlegg viser at det kan oppstå problemer med driftsstabiliteten i slike anlegg. I flere tilfeller benytter man manuell justering av driftsparametrene for å øke driftsstabiliteten.

Styringssystemer i rensenanlegg, i den grad de er automatisert, benytter seg av konvensjonelle styringsmetoder. Så godt som alle reguleringssløyfer er basert på standard PID-regulatorer. Det benyttes også konstant dosering bestemt av pilotforsøk resultater. Manuell overstyring er fortsatt nødvendig i enkelte tilfeller. Disse regulatorene er lineære, og (hvis riktig innstilt) er kun optimale i et lite drifts-område. De er også lite robuste, d.v.s. de takler forandringer i prosessen dårlig. Reguleringsteknikken har utviklet seg enormt siden PID-regulatorene kom på markedet, men felles for de fleste metoder er at de baserer seg på en underliggende matematisk modell av prosessen. Dersom det hadde eksistert en generell fysisk modell for biologisk rensing som beskriver prosessen i alle driftstilstander, kunne en helautomatisk optimal drift av anlegget ha vært mulig. Modeller for rensesprosesser er kompliserte, lite nøyaktige og egner seg ikke for design av regulatorer. Det ligger derfor et stort potensiale for forbedring av styringssystemer i avløpsrensanlegg.

Effektivitet i manuell styring er avhengig av operatørens prosesskunnskap og erfaringer med det aktuelle anlegget. Biologisk rensing er en komplisert prosess som involverer flere parametere og for en operatør er det vanskelig å ta hensyn til flere enn 2-3 parametre om gangen. Dette kan resultere i feil beslutninger som ikke bidrar til forbedret rensegrad eller økt stabilitet. En konvensjonell, multivariabel reguleringsstrategi ville bli meget komplisert, og kreve et høyt kunnskapsnivå for design, implementering og vedlikehold.

Fuzzy kontroll fyller et viktig hull i design av styringsalgoritmer som er oppstått mellom rent matematiske metoder, som f.eks lineære regulatorer, og logiske systemer, som f.eks ekspertsystemer. Mens andre metoder krever nøyaktige matematiske likninger for å modellere virkeligheten, kan fuzzy design takle motsigelser i menneskelig språk og logikk. Dette gir både en intuitiv metode for å beskrive

systemer ved hjelp av menneskelige uttrykk og gir et grunnlag for å oversette kunnskap om systemet til effektiv styring og kontroll.

En av fordelene med fuzzy kontroll er dets enkelhet og fleksibilitet. Fuzzy kontroll kan takle problemer med unøyaktige og ufullstendige data, og det kan modellere ulineære funksjoner av vilkårlig kompleksitet. Bruk av fuzzy logikk passer spesielt godt hvor man har en ufullstendig eller manglende modell av systemet, og hvor systemet kan forandres over tid. Dette er tilfelle i mange biologiske og kjemiske prosesser. Kunnskap om biologiske renseprosesser består både i teoretisk kunnskap om delprosessen samt en helhetsforståelse basert på menneskelige erfaringer. Fuzzy logikk kan utnytte begge kunnskapsformene og dermed være et velegnet prosesskontroll-verktøy for biologiske renseprosesser. Dermed utnyttes kompetanse både fra eksperter og operatører, og reguleringsstrategien presenteres på en lettfattelig måte i form av logiske styringsregler.

En regelbasert måte å løse problemer på samt lingvistiske beskrivelser av systemet gjør at det er relativt enkelt å designe fuzzy kontrollsystemer. Samtidig blir løsningen enkel å forstå på tvers av fagretninger. Dette gjør det også enkelt for operatører å oppdatere og vedlikeholde systemet over tid etterhvert som ny kunnskap tilegnes.

Parallellt med fuzzy styring av biofilmsystemer utprøves Fuzzy kontroll av drikkevannsbehandling i Norge i et prosjekt finansiert av Norges Forskningsråds program Drikkevann mot år 2000, med NIVA som prosjektledelse.

2. Mål

Ved aerobe prosesser generelt, og for nitrifikasjon i biofilmer spesielt, er energikostnadene til luftinnblåsningen en vesentlig del av driftskostnadene. Dette innebærer at tiltak som kan redusere luftinnblåsningen og dermed energiforbruket vil være et bidrag til å redusere driftskostnadene både på de rensanleggene som er bygget og på fremtidige rensanlegg. Fuzzy styring bør kunne bidra til å redusere energikostnadene uten å forringe renseresultatene.

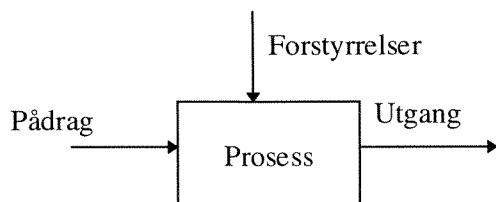
Målsetningene for prosjektet har vært:

- dokumentere funksjonalitet for fuzzy styring av biofilmprosesser i et pilotanlegg
- etablere et grunnlag for videre styring av biologiske rensprosesser
- bidra til samarbeid mellom Omron, Kaldnes Miljøteknologi og NIVA som henholdsvis utstysleverandør, kunde (for styringssystemer) og FoU-institusjon.

3. Reguleringsstekniske styringssystemer

3.1 Reguleringsteknikk som et effektivt verktøy for optimal drift av renseanlegg

Hvis vi ser på et renseanlegg ut fra et systemteknisk synspunkt får vi følgende figur:



Figur 1. Systemteknisk struktur av renseprosessen

Prosessen består av alle delprosessene i renseanlegget; kjemiske, fysiske og biologiske. Variable som forstyrrer prosessen er avløpsvannets sammensetning og mengde. Utgangen er det behandlede vannet (utløpsvannet).

Formålet med prosessen er at kvaliteten på det behandlede vannet skal tilfredstille myndighetenes krav til lavest mulig pris. Dette kan gjøres på prinsipielt to forskjellige måter; design av anlegget og optimal styring. (Prosess-design og styring må i større grad enn før koordineres for å få optimale prosesser, men denne problemstillingen behandles ikke videre her).

For å kunne kontrollere prosessen har man pådrag eller styringshandtak som påvirker prosessen. I renseanlegg er de viktigste pådragene for å styre kvaliteten på det behandlede vannet belastningsforhold, dosering av fellingskjemikalie, pH-justering, luftinnblåsning (ved aerobe biologiske rensetrinn) og karbonkildedosering (ved denitrifikasjon).

I biofilmreaktorer med nitrifikasjon vil belastningsforhold, primært mhp. organisk stoff og ammonium, oksygenforhold, pH og alkalitet være de viktigste variable, og luftinnblåsning og pH-justering være de viktigste pådragene for å styre prosessen.

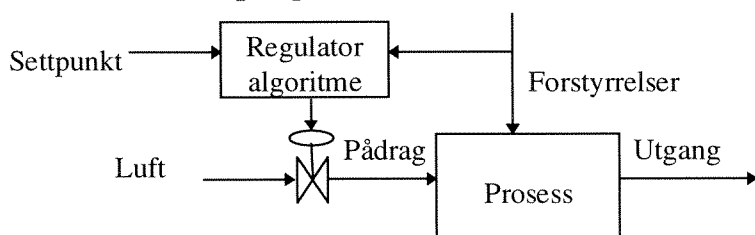
I tillegg karakteriseres de fleste renseanlegg, herunder anlegg med biologiske rensetrinn, av lange tidsforsinkelser som gjør tilbakekoblede systemer vanskelig å implementere.

Konvensjonelle reguleringsmetoder baseres på en prosessmodell, og forutsetter at en slik modell er tilgjengelig og tilstrekkelig enkel til å kunne benyttes for prosessstyring.

3.2 Reguleringsstrukturer

Det finnes flere alternative strukturer man kan benytte seg av når man skal regulere en prosess. Det er vanlig i å dele opp i *foroverkoblede* og *tilbakekoblede* systemer.

3.2.1 Foroverkopling

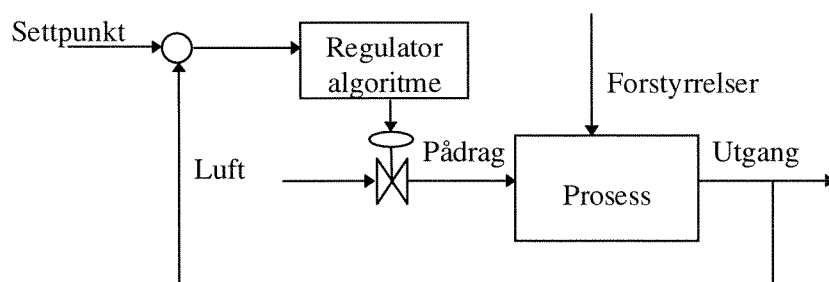


Figur 2: Foroverkopling fra forstyrrelsen

Foroverkopling benytter seg av en beregnet ligning eller algoritme for å forutsi optimal dosering. Algoritmen er basert på analyser av vannkvalitetsdata, f.eks ved statistiske analyser. Foroverkopling benyttes når forstyrrelsene kan måles, samt at innvirkningen av forstyrrelsene på prosessen er kjent slik at en god regulatoralgoritme kan finnes. Forstyrrelser man kan måle på er f.eks. ammonium, temperatur og mengde. Med en helt nøyaktig modell kan alle forstyrrelser kompenseres for og man oppnår perfekt regulering.

Denne metoden har sine fordeler at man får en momentan forandring av luftinnblåsningen, og dermed unngår fluktasjoner i utgangen. Prosessen blir regulert før forstyrrelsene får noen innvirkning på utgangen. Et avvik fra ønsket verdi i utgangen vil ikke føre til endring av luftinnblåsningen, noe som fører til et uønsket, konstant avvik.

3.2.2 Tilbakekopling



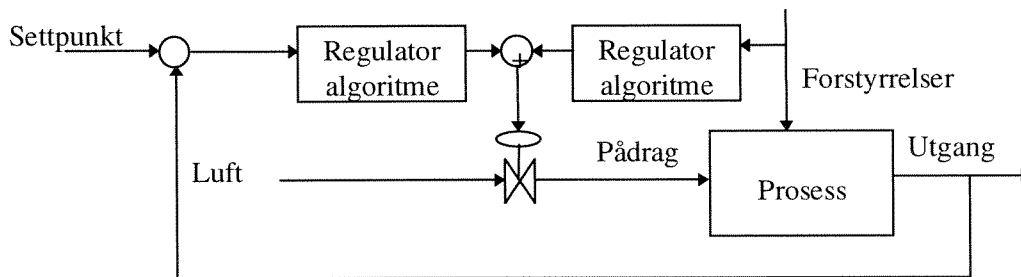
Figur 3: Tilbakekobling fra utgangen

Her blir luftinnblåsningen bestemt ved at kvaliteten på det behandlede vannet blir sammenlignet med ønsket kvalitet. Dersom det er et avvik vil regulatoren kompensere for dette og man oppnår en nøyaktig regulering. Derimot vil ikke forstyrrelser på prosessen bli korrigert før utgangen registrerer et avvik fra ønsket verdi.

Den største vanskeligheten med tilbakeløpde systemer i renseanlegg er tidsforsinkelsene. Tidsforsinkelsen fra pådraget gjøres til resultatet kommer til utgangen er meget lang, og i tillegg variabel avhengig av belastning. Forsinkelsen gjør at lufttilførselen vil bli beregnet på et 'gammelt' innløpsvann.

Vanligvis bestemmes settpunktet til reguleringssløyfer av operatører, en måte å bruke fuzzy logikk på er å la et fuzzy system bestemme disse settpunktene. Et eksempel på dette vil bli behandlet i § 5.2 (Itoh *et al.*, 1990).

3.2.3 Kombinasjon av forover- og tilbakekopling



Figur 4: Kombinert forover- og tilbakekopling

Denne kombinasjonen kombinerer egenskapene med begge strukturer, foroverkoplingen tar seg av forstyrrelsene mens tilbakekoplingen sikrer nøyaktigheten. Men fremdeles er tidsforsinkelsen et problem, samt at strukturen er komplisert, som kan gjøre implementering og vedlikehold vanskelig.

3.3 Regulatoralgoritmer

Alle reguleringsalgoritmer baseres på en modell av prosessen. Denne modellen kan være en fysisk modell, satt sammen av differensialligninger, en black box modell hvor man kun ser på inn-ut sammenhenger, eller en lingvistisk modell basert på ekspertkunnskap om prosessen.

3.3.1 Black box modeller

Dette er en type modeller som kopler observerte utganger til observerte innganger uten å forklare mekanismer internt i prosessen. Man kan skille mellom empiriske og nevrale nett:

- **Empiriske modeller**
Empiriske modeller baseres på forskjellige statistiske metoder for å finne inn-ut sammenhengen.

- **Nevrale nett**

Nevrale nett (NN) er inspirert av biologiske modeller av hjernen. Slike modeller kan modifisere sine utganger i respons til sine innganger, d.v.s. 'lære'. Nettverket blir opplært til å gi riktige utganger ved å presentere det med mange eksempler sammen med de riktige svarene. Ferdig opplært kan det nevrale nettet operere kun på inngangsverdiene, og beregne utgangen.

Fordeler med black-box modeller

- unngår problemer med fysisk modellering
- kjent teknologi (tildels riktig for nevrale nettverk)
- kontinuerlig oppgradering av modellen basert på nye målinger

Ulemper med black-box modeller

- trenger store datamengder
- må kalibreres for hver prosess
- lite fleksibel med hensyn til innføring av nye målinger
- dekker ikke operasjonsområder utenfor innsamlede datasett
- lineære sammenhenger mellom innganger (gjelder ikke for nevrale nettverk)
- ikke garantert at innsamlet data representerer prosessen
- lite transparent, i betydning at det er vanskelig å se fysiske sammenhenger mellom prosess og modell.
- utnytter ikke tilgjengelig prosesskunnskap
- utnytter ikke operatør erfaringer

3.3.2 Deterministiske modeller

Dersom man kan utvikle en matematisk modell som inneholder de viktigste fysiske, kjemiske og biologiske reaksjoner som foregår i en renseprosess kan modellen brukes til å designe modellbaserte regulatorer.

Alle prosesser er, i mer eller mindre grad, ulineære. De fleste modellbaserte metoder baseres på lineære modeller, eller lineariseringer av ulineære modeller. Dette er gyldig for mange prosesser som har svake ulineariteter. Dette er ikke tilfelle for renseanlegg hvor prosessen er preget av ulineære kjemiske og biologiske prosesser.

Fordeler med deterministiske modeller

- får økt kunnskap om prosessen
- kan brukes til simuleringer
- kan brukes til design av anlegg
- kan bruke modell-kunnskap fra andre tilsvarende prosesser

Ulemper med deterministiske modeller

- Svært tidkrevende (modellering, implementering, vedlikehold)

- Stort antall parameter som må kalibreres
- Utnytter ikke ekspertkunnskap i form av erfaringer
- Høy brukerterskel (krever meget høy kompetanse)
- Følsomme for unøyaktigheter i modellering
- Krever mye regnekraft

3.3.3 Fuzzy modeller

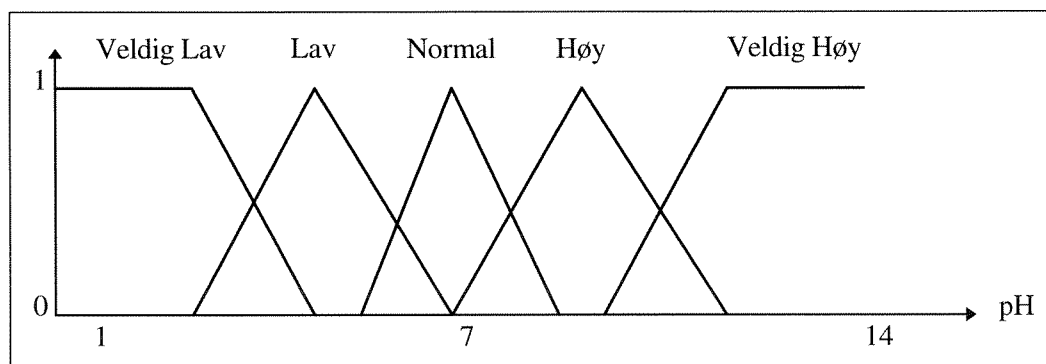
Kunnskap om sammenhenger i forbindelse med nitrifikasjon i biofilmer er vanskelig å modellere med matematiske ligninger. Fuzzy logikk tilbyr et rammeverk for hvordan man kan behandle ekspertkunnskap for å bygge opp regelbaser som kan brukes til å modellere prosessen i form av lingvistiske IF-THEN regler. Dette blir behandlet i neste kapittel.

4. Fuzzy kontroll i avløpsrensing

4.1 Fuzzy kontroll - en introduksjon

Fuzzy kontroll bygger på definisjonen av fuzzy sett og fuzzy logikk som ble introdusert i 1965. Et fuzzy sett har, i motsetning til et klassisk (boolsk) sett, uskarpe grenser, med en glidende overgang mellom medlemskap og ikkemedlemskap. Dette gjenspeiler mer den virkelige verden hvor ting sjelden er sort eller hvit, men heller nyanser av grått imellom.

Fuzzy kontroll fyller et viktig hull i design av styringsalgoritmer som er oppstått mellom rent matematiske metoder, som f.eks lineære regulatorer, og logiske systemer, som f.eks ekspertsystemer. Mens andre metoder krever nøyaktige matematiske likninger for å modellere virkeligheten, kan fuzzy design takle motsigelser i menneskelig språk og logikk. Dette gir både en intuitiv metode for å beskrive systemer ved hjelp av menneskelige uttrykk og gir et grunnlag for å oversette kunnskap om systemet til effektiv styring og kontroll.



Figur 7: Eksempel på inndeling av pH-området i fuzzy sett.

Etter å ha valgt innganger og utganger for det fuzzy systemet, deler man disse inn i fuzzy sett. Et eksempel på dette er vist i Figur 7. Antall fuzzy sett man velger å dele inn i er et design spørsmål som bl.a. har innvirkning på nøyaktigheten. Når dette er gjort utvikles *regelverket*, eller *regelbasen*, som viser forholdet mellom inn og utganger og dermed inkluderer en lingvistisk beskrivelse av prosessen. Dette gjøres i form av kondisjonelle 'if-then' regler. Et eksempel på en regel for dosering av fellingskjemikalie i et avløpsrensianlegg kan være:

- **IF** pH er *høy* og $\text{PO}_4\text{-P}$ er *høy* **THEN** sett dose til *høy*

For en erfaren operatør eller en ekspert på systemet er disse reglene lette å skrive, og man kan lage så mange regler som man vil for å beskrive systemet tilstrekkelig (selv om det vanligvis er nok med et moderat antall regler). Når målingene foreligger vil en eller flere av disse reglene slå til med varierende sannhetsgrad mellom 0 (usant) og 1 (sant). Den endelige beslutning blir en vektning av reglene slik at et entydig, numerisk signal blir sendt til utgangen, f.eks kjemikaliepumpe.

En av fordelene med fuzzy kontroll er dets enkelhet og fleksibilitet. Fuzzy kontroll kan takle problemer med unøyaktige og ufullstendige data, og det kan modellere ulineære funksjoner av vilkårlig kompleksitet.

Bruk av fuzzy kontroll passer godt for prosesser hvor man har:

- ufullstendig eller manglende modell av prosessen, og prosessen forandres over tid.
- prosessen er ulineær
- ekspertkunnskap om prosessen eksisterer

Dette er tilfelle i mange biologiske og kjemiske renseprosesser.

En regelbasert måte å løse problemer på, samt lingvistiske beskrivelser av systemet, gjør at det er relativt enkelt å designe fuzzy systemer. Samtidig blir løsningen enkel å forstå på tvers av fagretninger. Dette gjør det også enkelt å oppdatere og vedlikeholde systemet over tid.

4.2 Eksempler på bruk av fuzzy kontroll i andre prosesser

Det er en rekke artikler som omhandler bruk av fuzzy teknologi i avløpsrenseanlegg, deriblant flere europeiske artikler. Spesielt Tyskland er langt fremme på bruk av fuzzy i forskjellige renseprosesser. Hansen et al. (1994) bruker fuzzy kontroll for lufting i aktiv slam-anlegg. De konkluderer med at fuzzy systemet virker like bra som et konvensjonelt system under normale betingelser, men bedre under ekstreme, uforutsette forhold. Boscolo et al., (1993) har prøvd ut fuzzy kontroll på et anarob reaktor i et pilot-anlegg. De konkluderer med at kontroll basert på fuzzy logikk er mulig. En artikkel av Alex og Jumar, (1994) om fuzzy kontroll i kommunale avløpsrenseanlegg er ikke vurdert. Fra Taiwan finner vi et eksempel på bruk av fuzzy regulator i aktiv slam-anlegg av Tsai et al., (1994). I Japan har vi også en applikasjon i biologiske renseanlegg for styring av ammonium av Aoi et al., (1992). Systemet reagerte raskt i respons til belastningsendringer, og ga god nitrogenfjerning og stabil drift.

Listen over industrielle applikasjoner er lang. Et klassisk eksempel er automatisk styring og kontroll av sementovner som før ble gjort manuelt (Larsen, 1980). Følgende liste av applikasjoner ble funnet i (University of Linz, 1995):

- Automatisk kontroll av sluseporter i vannkraft-verk (Tokyo Electric Pow.)
- Forenklet kontroll av roboter (Hirota, Fuji Electric, Toshiba, Omron)
- Innstilling av kameraposisjon for dekning av sportsarrangementer (Omron)
- Erstatning av en ekspert for evaluering av aksjemarked aktiviteter (Yamaichi, Hitachi)
- Forhindring av uønskede temperatur fluktasjoner i luft-kondisjonerings systemer (Mitsubishi, Sharp)
- Effektiv og stabil kontroll av bil-motorer (Nissan)
- Cruise-kontroll for biler (Nissan, Subaru)
- Forbedret effektivitet og optimal funksjonalitet av industrielle kontroll applikasjoner (Apronix, Omron, Meiden, Sha, Micom, Mitsubishi, Nisshin-Denki, Oku-Electronics)
- Optimal planlegging av buss-tid tabeller (Toshiba, Nippon-System, Keihan-Express)
- Arkiv system for dokumenter (Mitsubishi Elec.)
- Prediksjon av jordskjelv (Inst. of Seismology Bureau of Metrology, Japan)
- Kreftdiagnose system (Kawasaki Medical School)
- Kombinasjon av fuzzy logikk og nevrale nettverk (Matsushita)
- Skriftgjenkjenning på lomme computere. (Sony)
- Gjenkjenning av motiver i bilder med video kameraer (Canon, Minolta)
- Automatisk motor-kontroll for støvsugere med gjenkjenning av gulv-overflate og grad av skittenhet. (Matsushita)
- Motlys kontroll for videokameraer (Sanyo)
- Kompensasjon mot vibrasjoner i videokameraer (Matsushita)

- En-knapps kontroll av vaskemaskiner (Matsushita, Hitachi)
- Automatisk, selvstyrt helikopter (Sugeno)
- Kontroll av hastighet og temperatur av maskiner i stål-verk (Kawasaki Steel, New-Nippon Steel, NKK)
- Kontroll av undergrunnsbaner for å forbedre komfort, stopp nøyaktighet og elektrisk forbruk (Hitachi)
- Forbedret drivstoff-forbruk i biler (NOK, Nippon Denki Tools)
- Forbedret sensitivitet og effektivitet for heis kontroll (Fujitec, Hitachi, Toshiba)
- Forbedret sikkerhet for kjernekraft-reaktorer. (Hitachi, Bernard, Nuclear Fuel div.)

Alle de ovenstående eksempler er fra Japan, men det finnes tilsvarende lister for implementering i Europa, om ikke over et så vidt område. I 1992 var markedet for fuzzy applikasjoner i Japan på ca 2 Mrd US\$. (Cox, 1995)

I avløpsrenseanlegg finnes det minst ett kommersielt tilgjengelig produkt (i Europa) som benytter seg av fuzzy logikk for kjemikaliedosering, Dulcometer Phosphate 50, som i 1994 var installert i 12 avløpsrenseanlegg (Bulgin, 1994).

4.3 Forventede fordeler med bruk av fuzzy kontroll

4.3.1 Generelle fordeler

- konsistent, forbedret kvalitet på behandlet vann
- optimal utnyttelse av ressursbruk (kjemikaliedosering, energi, slamproduksjon, mann-timer)
- driftsstabilitet

4.3.2 Fordeler ved bruk av fuzzy teknologi

- enkelt å forstå for operatører og brukere
- robust kontroll
- fleksibelt (modifisering av regelbase, utvidelse av målinger)
- mindre sensitiv mot feil måleverdier enn konvensjonelle metoder
- enklere å bygge opp enn en annen empirisk modell og mere intuitiv
- operatør- og forsknings-kunnskaper om prosessen kan integreres i systemet
- er ikke avhengig av stor database med prosessresultater
- enklere tilpassning (kalibrering) for anlegg
- velegnet for både store og små renseanlegg
- kan fungere som opplæringsverktøy og beslutningsstøtte verktøy i tillegg til on-line styring.
- kan kombinere flere ulike metoder (black-boks, nevralt nett, matematiske modeller)
- samme regelbase kan benyttes på flere anlegg
- kan innføre ny kunnskap til regelbase etterhvert som kunnskapen øker

4.3.3 Ulemper ved bruk av fuzzy teknologi

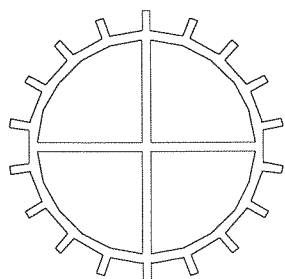
- Systemet blir ikke bedre enn eksperten som formulerer reglene
- Regelbasen kan bli stor og uhåndterlig
- Ingen formalisert design metodikk
- Systemet har ingen læring utover det man selv putter inn i systemet

5. Beskrivelse av biologisk renseprosess

5.1 KMT-prosessen

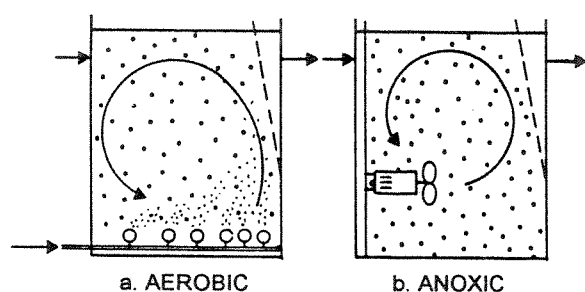
Kaldnes Miljøteknologi har utviklet en biologisk renseprosess i samarbeid med norske forskningsmiljøer (Rusten og Ødegaard 1989, Hem og Ødegaard 1989, Hem og Ødegaard 1991, Hem og Ødegaard 1992). KMT-prosessen er utviklet med hensyn på å få en kompakt og fleksibel biologisk prosess. Dette er en biofilmprosess med et bæremateriale av polyetylen. Bærematerialet med biofilm er bevegelig i vannmassen pga. luftinnblåsning ved aerobe renseprosesser, eller pga. omrøring ved anoksiske renseprosesser. ("moving bed biofilm reactor"). Luftesystemet er basert på grov- eller mediumluftere. Fordi bærematerialet kan bevegges fritt i vannmassene må det holdes tilbake i reaktorene ved hjelp av siler på utløpet av hver reaktor.

Bærematerialet som benyttes i KMT-prosessen er vist i Figur 5.



Figur 5: Bærematerialet som benyttes i KMT-prosessen. Diameter er ca. 10 mm, og lengden ca. 8 mm. Vingenes lengde er ca. 0,5 mm.

KMT-reaktorene fylles opp inntil ca. 70 % med bæremateriale. En ytterligere oppfylling vil føre til at en hindrer bevegelsen til bærematerialet. Ved en 70 % oppfylling fortrenger bærematerialet ca. 12 % av vannvolumet. Reaktoren vil da ha en prinsipiell oppbygging og en bevegelse av bærematerialet som illustrert i Figur 6.



Figur 6: Prinsipiell oppbygging av en KMT-reaktor.

KMT-prosessen er benyttet for en rekke ulike formål:

- Nedbrytning av organisk materiale i kommunalt avløpsvann

- Nitrifikasjon i kommunalt avløpsvann
- Denitrifikasjon i kommunalt avløpsvann
- Rensing av avløpsvann fra treforedlingsindustri
- Rensing av avløpsvann fra næringsmiddelindustri

Med unntak av denitrifikasjon er alle de anvendelsene som er nevnt over basert på aerobe prosesser, noe som forutsetter innblåsning av luft.

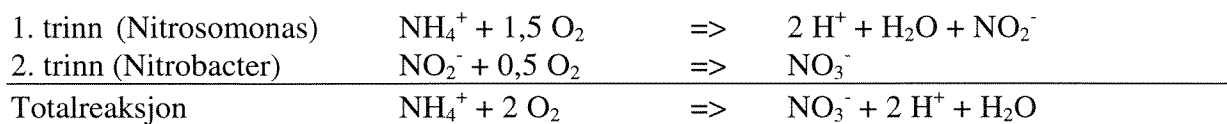
KMT-prosessen er benyttet for nitrogenfjerning ved Lillehammer renseanlegg, og vil bli benyttet for nitrogenfjerning ved de fremtidige renseanleggene på Nordre Follo og Gardemoen. I tillegg opereres noen små renseanlegg basert på KMT-prosessen med nitrifikasjon.

5.2 Nitrifikasjon i biofilmer

Biologisk nitrogenfjerning foregår ved at nitrogenet unnviker fra vannfasen i form av gass. For at denne prosessen skal finne sted må nitrogenet som for det meste er bundet som ammonium i avløpsvannet, bringes over til nitrat form (nitrifikasjon) for deretter å bli redusert til nitrogengass (denitrifikasjon). Nitrogenfjerningsprosessen beskrives derfor ofte forenklet som en to-trinns prosess, selv om begge hovedtrinn i virkeligheten kan foregå i flere deltrinn.

I pilotforsøket var det den første prosessen, nitrifikasjon, som ble studert. Nitrifikasjonen utføres av spesielle autotrofe bakterier som kalles Nitrosomonas og Nitrobacter. Prosessen foregår i to deltrinn: Først oksyderes ammonium (NH_4^+) til nitritt (NO_2^-), deretter oksyderes nitritt til nitrat (NO_3^-).

Dersom vi ser bort fra det nitrogenet som behøves til vekst av nye mikroorganismer kan prosessen beskrives med følgende ligninger:



Nitrifikasjonsprosessen er en strengt aerob prosess hvilket vil si at bakteriene er avhengig av rikelig mengder med oksygen for respirasjon og cellevekst. Prosessen påvirkes imidlertid av en rekke andre faktorer hvorav de viktigste er:

- Temperatur
- pH og alkalitet
- Organisk belastning
- Mengde aktiv biomasse i reaktoren
- Næringssalter, spesielt fosfor
- Sporstoffer
- Inhiberende stoffer

Biofilmer finnes i både naturlige og kunstige akvatiske miljøer. Biofilmdannelse kan være uønsket, som i vannledninger, eller ønsket, som i biologiske renseanlegg. Omtalen av biofilmer vil her ta utgangspunkt i biofilmsystemer for rensing av avløpsvann.

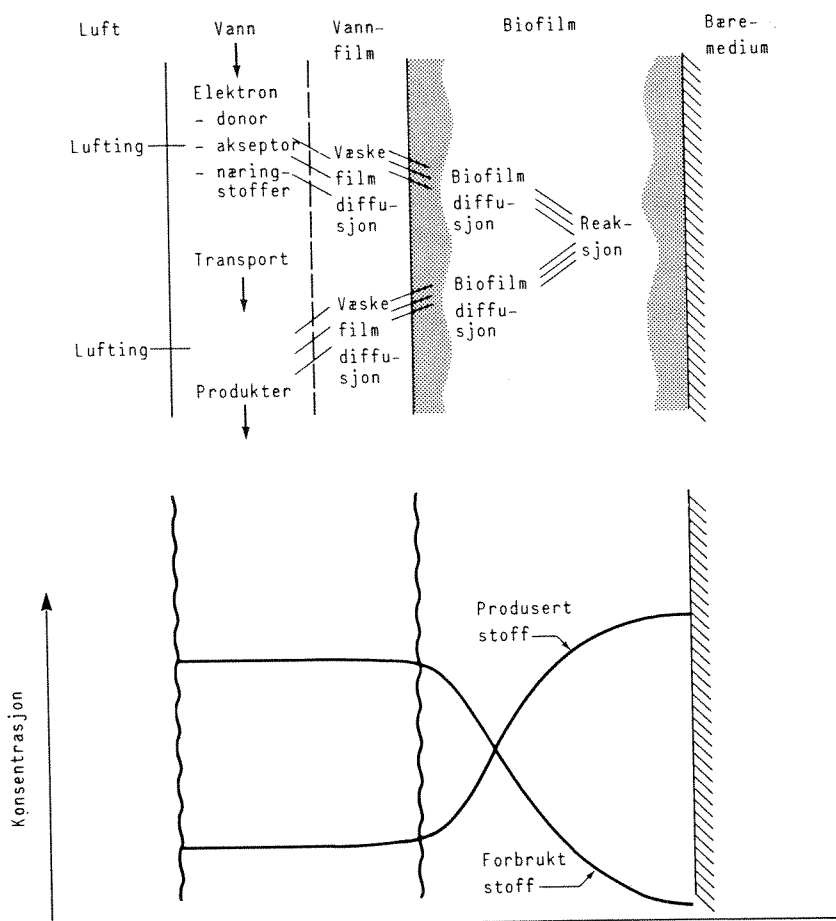
Figur 7 viser en skjematisk fremstilling av en biofilm inkludert vannfasen, væskefilmen og bæremediet. Den mikrobielle omsetning, f.eks. nitrifikasjon, foregår inne i biofilmen mens de substrater som skal delta i omsetningen, f.eks. ammonium og oksygen, foreligger i vannfasen som strømmer over biofilmen.

For at omsetningen skal finne sted må altså substratene først diffundere inn til biofilmen gjennom væskefilmen og deretter diffundere videre inn i biofilmen. Reaksjonsproduktene, f.eks. nitrat, må deretter diffundere ut igjen til vannfasen. Diffusjon spiller derfor en avgjørende rolle for biofilmprosesser.

Tykkelsen på væskefilmen varierer sterkt fra prosess til prosess. Ideelt sett ønsker vi en så tynn væskefilm som mulig, men for enkelte prosessløsninger vil de hydrodynamiske forhold gjøre at væskefilmdiffusjonen får en avgjørende betydning.

Væskehastigheten som oppnås over/ved biofilmoeverflaten har stor betydning for effektiviteten til biofilmen. Dersom hastigheten er for lav vil det danne seg en "tykk" væskefilm over biofilmen som igjen skaper diffusjonsmotstand (laminær diffusjon) for de aktive substrater. Det vil si at det oppstår en synkende konsentrasjonsgradient gjennom væskefilmen. Forsøk tyder på at væskehastighetens innvirkning på det laminære diffusjonslag er betydelig for hastigheter lavere enn ca. 6 cm/s (Horn, 1992). Ved lavere hastigheter vil det laminære diffusjonslag forårsake betydelig reduksjon av substratkonsentrasjoner innover mot biofilmen. F.eks. kan oksygenkonsentrasjonen synke drastisk gjennom det laminære diffusjonslag, hvilket fører til at oksygenkonsentrasjonen ved biofilmens overflate er betydelig lavere enn det en måler i vannfasen.

For å oppnå en mest mulig effektiv nitrifiserende biofilm i et system med høy spesifikk biofilmoeverflate tyder forsøk på at biofilmen som etableres må være tynn ($\ll 1$ mm) slik at diffusjonsbegrensninger innover i biofilmen minimaliseres. Dersom biofilmen blir for tykk vil de indre deler av biofilmen ikke være aktiv for nitrifikasjon fordi en kombinasjon av biologiske omsetninger og diffusjonsmotstand fører til mangel på substrater (f.eks. oksygen) i de dypere deler av biofilmen. Indre deler av biofilmen vil følgelig bli anaerob hvilket igjen kan hemme etablering av en effektiv nitrifiserende biofilm i de ytre deler blant annet ved at anaerobe soner kan spille en avgjørende rolle for den selektering av mikroorganismer som foregår. Uønskede mikroorganismer (organismer som hemmer vekst av nitrifikanter) kan dermed få gode vekstvilkår på bekostning av nitrifikantene.



Figur 7. Skjematisk fremstilling av vannfasen, væskefilmen, biofilmen og bæremediet (Ødegaard, 1992).

Nitrifikasjonen forbruker ca. 4,3 mg oksygen per mg ammonium-nitrogen redusert, og trenger følgelig en konstant tilførsel av oksygen. I den forbindelse er oksygenkonsentrasjonen i vannfasen en sentral parameter som direkte påvirker oppnåelige nitrifikasjonshastigheter. For aktivslam prosesser vil som regel en økning av oksygenkonsentrasjon i vannfasen utover ca. 2-3 mg/l ikke føre til økt nitrifikasjonshastighet. For biofilmprosesser synes imidlertid oksygenkonsentrasjonen å være det begrensede substrat for langt høyere oksygenkonsentrasjoner så lenge ingen andre faktorer er det (f.eks. ammonium, pH eller andre vekstfremmende substrater). Årsaken til dette er diffusjonsmotstanden i biofilmen og/eller i væskefilmen. For biofilmsystemer hvor væskefilmdiffusjon er dominerende tilsier både teori og forsøksresultater at nitrifikasjonshastigheten øker lineært med oksygenkonsentrasjonen i vannfasen forutsatt at ingen andre substrater er begrensende (Harremöes et al. 1981, Hem et al. 1992).

For å oppnå høyest mulig nitrifikasjonshastighet må innløpskonsentrasjonen av organisk stoff (både partikulært og løst) være lavest mulig. Med andre ord vil forsedimentering og/eller kjemisk forfelling som fjerner mye av det partikulære organiske stoff være gunstig for etterfølgende nitrifikasjon. Ytterligere forbedring av forholdene for nitrifikasjonen oppnås ved biologisk forrensing for fjerning av løst organisk stoff. Etterfølgende nitrifikasjon kalles da gjerne for tertiær nitrifikasjon.

Organisk stoff hemmer normalt ikke nitrifikasjonen direkte men på grunn av nitrifikantenes lave veksthastighet i forhold til heterotrofe bakterier samt konkurranse om oksygenet innover i biofilmen, vil nitrifikasjonen bli hemmet eller kunne utebli helt dersom den organiske belastning er for høy. Nitrifikasjonshastigheten i KMT-reaktorer vil være nær null ved organisk belastning over ca. 10 g

COD/m² og d (Rusten 1992). Dette tilsvarer ca. 3,5 kg COD/m³ og d ved 67 % oppfylling av bæremateriale (Hem og Ødegaard 1992).

Dersom innholdet av organisk stoff er betydelig er det svært vanlig å bygge flere biofilmreaktorer i serie (eller benytte stempelstrømsreaktorer) for å øke effektiviteten. Nedbrytning av organisk stoff skjer da i de første reaktorer uten at nitrifikasjon forekommer (høy organisk belastning). Nitrifiseringen starter i den reaktor hvor den organiske belastning er brakt ned til nivå som ikke fullstendig hemmer nitrifikasjonen, og nitrifikasjonskapasiteten øker i de etterfølgende reaktorer. I siste reaktor kan observerte nitrifikasjonshastigheter igjen reduseres i forhold til den forutgående fordi en ofte har ammoniumsbegrensning i siste reaktor (ønsker lave ammoniumskonsentrasjoner i utløp).

Nitrifikasjonsprosessen fungerer optimalt for pH mellom ca. 7 og 8,5 (Sharma and Ahlert 1977). Det er imidlertid viktig å være klar over at det for biofilmsystemer er pH innover i biofilmen som er det sentrale (den pH som bakterien utsettes for). Siden nitrifikasjonen forbruker alkalitet (teoretisk forbruk ca. = 0,14 mekv./mg NH₄-N_{fjernet}) vil alkaliteten til avløpsvannet være av stor betydning. Alkaliteten i avløpsvannet etter nitrifikasjonen benyttes derfor ofte som en indirekte kontroll for å sikre at pH-forholdene innover i biofilmen har vært tilfredsstillende. Nødvendig restalkalitet for å unngå begrensning varierer imidlertid avhengig av avløpsvannets sammensetning og resulterende biofilms mikroorganismesammensetning, tykkelse og struktur/tetthet. Forsøk indikerer at nødvendig restalkalitet for unngå begrensning i biofilmsystemer (lavere nitrifikasjonshastighet enn systemets maksimale potensiale) ligger i området 0,8-2,0 mekv./l (Rusten 1992, Siegrist and Gujer 1987 og Szwerinski et al. 1986).

Nitrifikasjonsprosessen er, som for alle biologiske prosesser, følsom for lave temperaturer. På grunn av nitrifikantenes lave vektshastighet i forhold til f.eks. heterotrofe bakterier blir imidlertid effekten av lave temperaturer enda mer markant ved nitrifikasjon i forhold til ved nedbrytning av organisk stoff. En tommelfingerregel som ofte benyttes er at nitrifikasjonshastigheten tilnærmet fordobles ved en økning fra 10 - 20 °C. Vær imidlertid oppmerksom på temperatureffekten ofte blir maskert i biofilmsystemer fordi prosessen normalt er oksygenbegrenset, at redusert reaksjonshastighet medfører at oksygen trenger dypere inn i biofilmen slik at en større del av biofilmen kan bli nitrifiserende, og at oksygenmetningskonsentrasjonen øker ved redusert temperatur. For en beskjeden og jevn temperatursenkning (f.eks. fra 15 til 10 °C) samtidig med en økende oksygenkonsentrasjon er det derfor ikke gitt at en vil observere noen temperatureffekt. Dersom den "sanne" temperatureffekt skal vurderes må oppnådde nitrifikasjonshastigheter kompenseres for oksygenets innvirkning.

For at mikroorganismene skal kunne vokse trenger de flere ulike næringssalter. I kommunalt avløpsvann uten betydelig industritilknytning er det normalt tilstrekkelige mengder med de ulike næringssalter. Ved bruk av kjemisk forfelling kan imidlertid innholdet av fosfor bli for lavt for nedstrøms biologiske prosesser. Forsøk har antydnet at for tertiær nitrifikasjon bør fosfat-fosfor konsentrasjonen ved innløpet være høyere enn ca. 0,15-0,2 mg PO₄-P/l for å unngå begrensning. Ved de samme forsøk var fosforforbruket svært lavt på grunn av meget lav organisk belastning samt nitrifikantenes lave utbytte (slamproduksjon). For heterotrof omsetning (fjerning av organisk stoff eller denitrifikasjon) vil nødvendig fosfatkonsentrasjon være langt høyere enn det som er antydnet over (Nordeidet et al. 1994).

Nitrifikasjonsprosessen kan inhiberes av en lang rekke stoffer (Sharma and Ahlert 1977). Nitrifikantenes lave veksthastighet kombinert med at det bare er helt spesielle bakterier som kan nitrifisere, gjør at prosessen som helhet er mer sårbar for inhiberende stoffer enn f.eks. aerob nedbrytning av organisk stoff. Graden av hemming og dermed redusert vekst og nitrifikasjonshastighet, er forskjellig fra avløpsvann til avløpsvann. Konsekvensen av dette er at nitrifikasjonshastigheter oppnådd for ulike aktivslam- eller biofilmprosesser for en type avløpsvann, ikke er direkte overførbare til

et annet som tilsynelatende har noenlunde lik sammensetning med hensyn til de "vanlige" parametre som analyseres (f.eks. organisk stoff, pH/alkalitet og temperatur).

6. Forsøksopplegg

6.1 Pilotanlegg

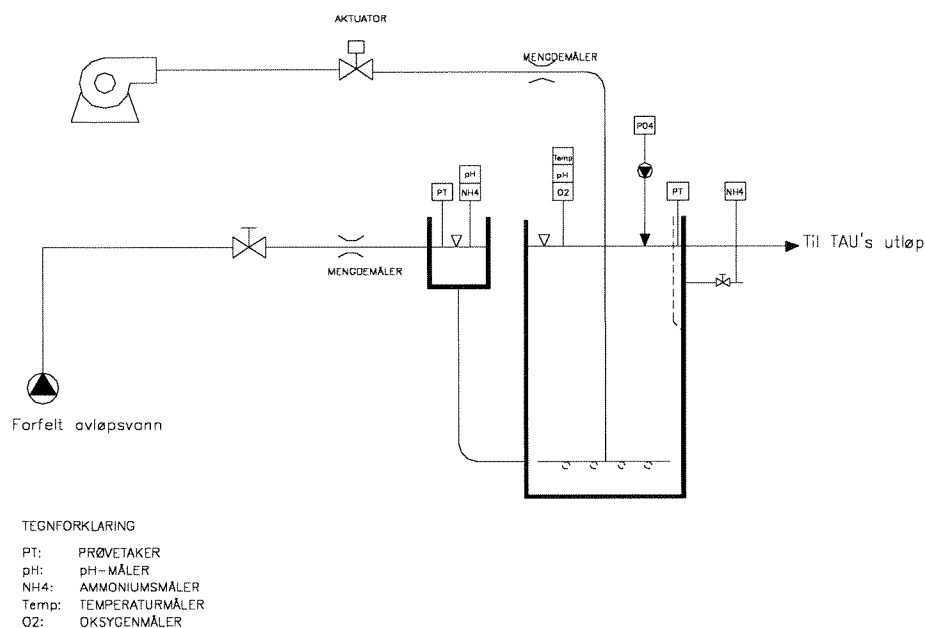
Pilotanlegget besto av en KMT-reaktor på 0,5 m³ hvorav 50 % var fylt med bæremateriale, hvilket er en mindre oppfylling av bæremateriale enn det en vil ha i fullskala anlegg. Dette ble gjort for å sikre at bæremateriale var enkelt å bevege. Fortrengt vannvolum pga. bærematerialet var 0,045 m³. På utløpet var det montert en sil.

Innløpsvannet til pilotanlegget ble tatt fra en av TAU's sedimenteringstanker. Til vannet ble det dosert fosfat for å unngå at dette nærings saltet ble begrensende for den biologiske veksten, og alkalitet for å unngå at alkalitetsforbruket pga. nitrifikasjonen skulle medføre en så lav pH at dette begrenset de biologiske prosessene i reaktoren. (Doseringen var ca. 1,3 mg P/l og 2,9 mekv/l.)

Pilotanlegget var utstyrt med en omfattende instrumentering, dels for styring av luftinnblåsningen og dels for overvåkingen. Ammonium, som ved siden av oksygenkonsentrasjonen er den viktigste parameteren i sammenheng med nitrifikasjon, ble målt i innløpsvannet og i reaktoren. Fordi reaktoren er totalomblandet vil ammoniumkonsentrasjonen være den samme i reaktoren og i utløpsvannet. Oksygen ble målt i reaktoren, og to ulike oksygenmålere ble utprøvd for å finne den måleren som fungerte best. I tillegg ble temperatur og pH i reaktoren målt. Mengdene av luft og vann ble målt kontinuerlig.

Pilotanlegget var utstyrt med en PLS-styring og en Fuzzy regulator for styring av luftinnblåsningen.

Pilotanlegget er vist i Figur 8.



Figur 8. Flytskjema for pilotanlegget.

I tilknytning til pilotanlegget var det mye måleutstyr, noe en kan se på Figur 9.



Figur 9. Pilotanlegget med instrumentering.

6.2 Gjennomføring

Pilotforsøket ble inndelt i tre perioder;

- Innkjøring og akklimering av en nitrifiserende biofilm. Bærematerialet kom fra Lillehammer r.a. og hadde derfor allerede en nitrifiserende biofilm.
- Referanseperiode med konstant luftinnblåsning.
- Forsøksperiode med fuzzy styring. Styringen var dels basert på erfaringene fra referanseperioden, og dels ut fra generell kunnskap om nitrifikasjon i KMT-reaktorer.

Utformingen av regelverket for fuzzy styring ble gjort på bakgrunn av driftserfaringene i referanseperiodene. Regelverket ble også justert etter noen dagers utprøving.

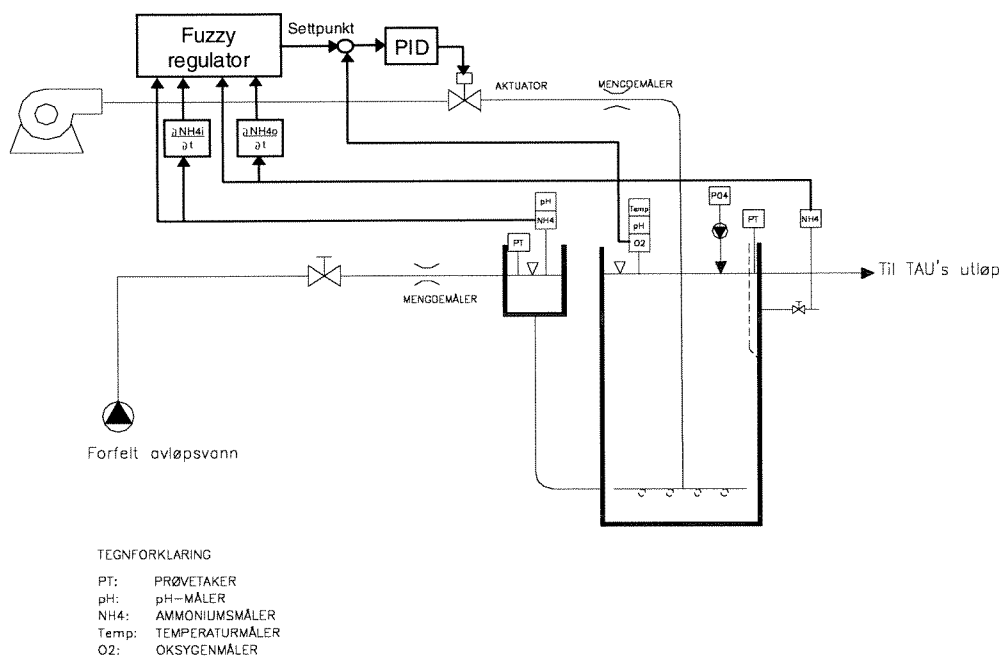
Det var en noenlunde konstant innløpsvannmengde, men pga. periodevis mye fremmedvann varierte konsentrasjonene i innløpsvannet mye.

6.3 Implementering av fuzzy styring på TAU

6.3.1 Reguleringsstruktur

En forover- og tilbakekoblingsstruktur ble valgt, det vil si fuzzy regulatoren baserer seg både på målinger inn (forstyrrelser) og ut (tilstand) i prosessen. For å få en nøyaktig regulering av oksygeninnholdet i reaktoren ble en såkalt *kaskaderegulering* valgt. I en kaskaderegulering har man to reguleringsløyper, en ytre og en indre sløyfe. Den ytre sløyfen er tregere enn den indre og gir settpunktet til den indre sløyfen. I dette tilfelle er fuzzy regulatoren den ytre sløyfen som gir endring i oksygensettpunktet og en PID regulator ble valgt for den indre sløyfen.

PID regulatoren sammenligner settpunktet med faktisk målt verdi og basert på avviket gir et styresignal til luftventilaktuatoren.



Figur 10: Reguleringsstruktur ved fuzzy styring av pilotanlegget.

6.3.2 Definisjon av inn- og utganger

Valg av innganger til fuzzy regulatoren ble valgt med hensyn på hvilke parametere en ekspert/operatør ser på for å styre prosessen. Antall innparametere ble holdt på 4 for å ikke komplisere regulatoren mer enn nødvendig. I en videreføring kan det være aktuelt å vurdere flere/andre parametere.

Utgangen fra fuzzy regulatoren er endring av settpunktet til oksygeninnholdet i reaktoren. Dette er variabelen vi ønsker å styre.

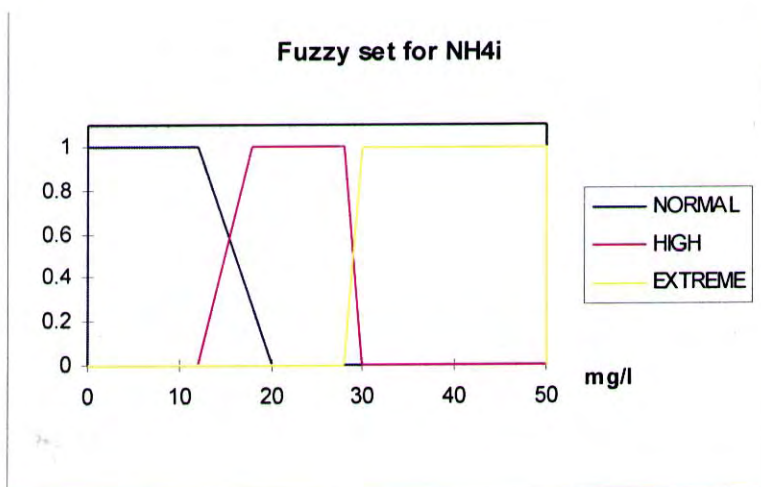
Tabell 1: Innganger til fuzzy regulator.

Navn	Symbol
Ammonium inn på reaktor	NH4i
Endring av ammonium inn på reaktor siste ½ time	D_NH4i
Ammonium ut av reaktor	NH4o
Endring av ammonium ut av reaktor siste ½ time	D_NH4o

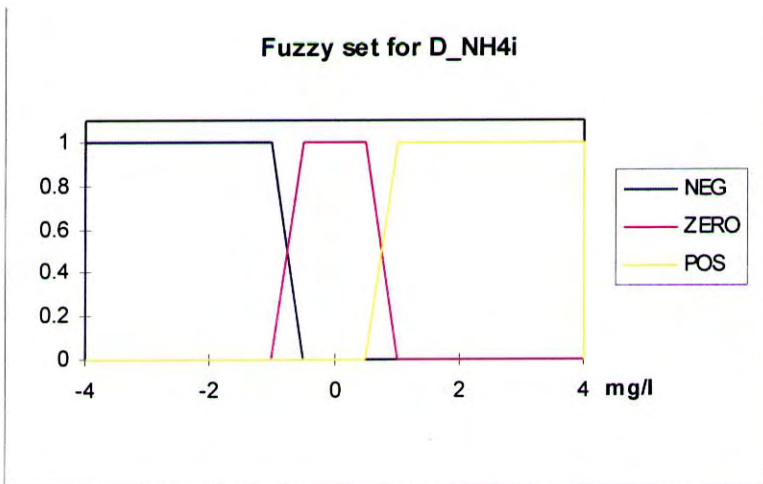
Parameteren ble inndelt i fuzzy sett som vist i Figur 11 til Figur 14. Navnene på de fuzzy settene er forklart i Tabell 2.

Tabell 2: Forklaring til betegnelser på fuzzy sett brukt i Figur 11 til Figur 14.

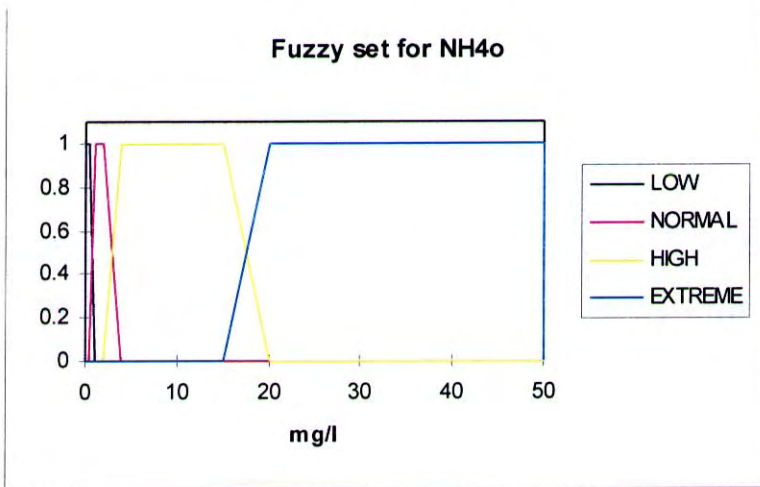
Fuzzy sett	Forklaring
NEG	Negativ endring
MN	Medium negativ endring
LN	Stor negativ endring
ZERO	Ingen endring
POS	Positiv endring
MP	Medium positiv endring
LP	Stor positiv endring
LOW	Lavt nivå
NORMAL	Normalt nivå
HIGH	Høyt nivå
EXTREME	Ekstremt nivå



Figur 11: Fuzzy sett for ammoniumkonsentrasjon i innløpsvannet.



Figur 12: Fuzzy sett for endring i ammoniumkonsentrasjon i innløpsvannet.



Figur 13: Fuzzy sett for ammoniumkonsentrasjon i utløpsvannet.

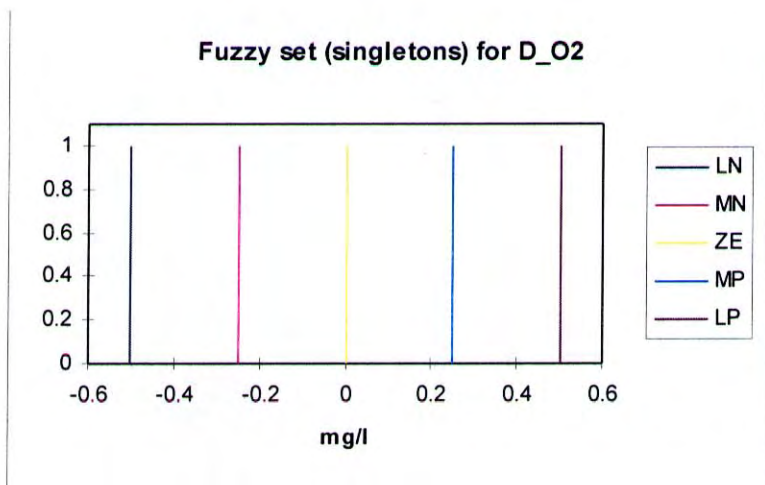


Figur 14: Fuzzy sett for endring i ammoniumkonsentrasjon i utløpsvannet.

Tabell 3: Utganger fra fuzzy regulator.

Navn	Symbol
Endring av oksygen settpunkt	D_O2

Utgangsparameteren ble inndeling i fuzzy sett som vist i Figur 15.



Figur 15: Fuzzy sett for utganger (ønsket oksygenkonsentrasjon).

6.3.3 Regelverk

Regelverket ble basert på elementær kunnskap om prosessen. Separate regelverk ble laget for foroverkoblingen og tilbakekoblingen. Disse ble sett på som uavhengige av hverandre, men i mer avanserte systemer kan man ta hensyn til den opplagte interaksjonen mellom disse i et felles regelverk. Regelverket er presentert i Tabell 4. Tegnet “-“ betyr at variabelen ikke er med i regelen.

Tabell 4: Regelverket.

Regelnummer	NH4i	D_NH4i	NH4o	D_NH4o	D_O2
1	NORMAL	NEG	-	-	ZE
2	NORMAL	ZERO	-	-	ZE
3	NORMAL	POS	-	-	MP
4	HIGH	NEG	-	-	ZE
5	HIGH	ZERO	-	-	ZE
6	HIGH	POS	-	-	LP
7	EXTREME	NEG	-	-	MP
8	EXTREME	ZERO	-	-	MP
9	EXTREME	POS	-	-	LP
10	-	-	LOW	NEG	MN
11	-	-	LOW	ZERO	MN
12	-	-	LOW	POS	MP
13	-	-	NORMAL	NEG	MN
14	-	-	NORMAL	ZERO	MN
15	-	-	NORMAL	POS	MP
16	-	-	HIGH	NEG	MP
17	-	-	HIGH	ZERO	MP
18	-	-	HIGH	POS	LP
19	-	-	EXTREME	NEG	LP
20	-	-	EXTREME	ZERO	LP
21	-	-	EXTREME	POS	LP

Regel 1 til 9 dekker situasjoner i innløpet av reaktoren, mens regel 10 til 21 dekker forskjellige tilstander i reaktoren.

Hvis man ser på f.eks regel 3 dekker den situasjonen der man har et normalt ammoniumsnivå i innløpet (variabelen NH4i har verdi NORMAL) men at den endrer seg positivt (variabelen D_NH4i har verdien POS), d.v.s den øker og det er derfor naturlig å øke oksygenivået i reaktoren litt (variabelen D_O2 får verdien MP). Man kan legge merke til at man aldri senker oksygenivået på basis av innløpet.

Hvis man f.eks ser på regel 15 dekker den situasjonen der tilstanden i reaktoren er normal (variabelen NH4o har verdi NORMAL) men den øker (variabelen D_NH4o har verdi POS), det er derfor naturlig å øke oksygenivået i reaktoren litt (variabelen D_O2 får verdien MP) for å motvirke tendensen.

Man kan legge merke til at hvis ammoniumsnivået i reaktoren er lavt (variabelen NH4_o er LOW) og den ikke endrer seg eller den blir lavere (variabelen D_NH4o er ZERO eller NEG) så kan man senke oksygenivået litt (variabelen D_O2 får verdien MN). Dette sikrer at man i perioder med lav belastning skrur ned oksygenivået mot laveste tillatelige (slik at man ikke mister omrøring) verdi.

6.3.4 Implementering av regulatorstruktur

En PLS (Programmerbar Logisk Styring) produsert av Omron ble brukt i prosjektet. Denne besto av en hovedenhet, 2 analog/digital kort (for innsamling av signaler fra ammoniumsmontorene), 1 digital/analog kort (signal til luftventilakuator) og et fuzzy kort for fuzzy regulatoren.

Programmeringen av fuzzy regulatoren ble gjort i programmet Fuzzy Control Manager (FCM), som genererer kode som lastes direkte inn i Omron's fuzzy kort FZ001.

PID regulatoren er en innebygget funksjon i Omrons's hovedenhet.

Fuzzy regulatoren ble satt til å oppdatere settpunktet hver ½ time, mens PID regulatoren gikk kontinuerlig. Maksimum endring av settpunktet ble satt til 0.5 mg O₂/l. Det ble også satt grenser på minimum og maksimum luftinnblåsing for å sikre at man ikke fikk for stor omrøring og at man var sikret en minimal krevet omrøring.

7. Resultater og diskusjon

7.1 Generelt

Når en vurderer rensresultatene som er oppnådd må en være bevisst at det er mulig å oppnå høyere nitrifikasjonshastigheter pr. volumenet enn det en fikk i forsøkene, noe som skyldes;

- Fyllingsgraden i bioreaktoren var lavere enn det en vil ha i et fullskala anlegg.
- I pilotanlegget var det kun én bioreaktor, mens en i et fullskala-anlegg vil ha flere reaktorer i serie. Den sistnevnte løsningen vil både gi høyere midlere nitrifikasjonshastigheter, og en bedre sikkerhet mot å miste nitrifikasjonen ved høye belastninger.
- I forsøksperioden var det visse driftsproblemer på TAU, noe som bl.a. medførte mere jern i utløpsvannet enn vanlig (utløpsvannet fra TAU var innløpsvannet til pilotanlegget).
- Pilotanlegget hadde noenlunde konstant hydraulisk belastning, mens konsentrasjonene av organisk stoff og ammonium varierte mye. De belastningsvariasjonene en fikk ble dermed høyere enn det som er vanlig i full-skala.

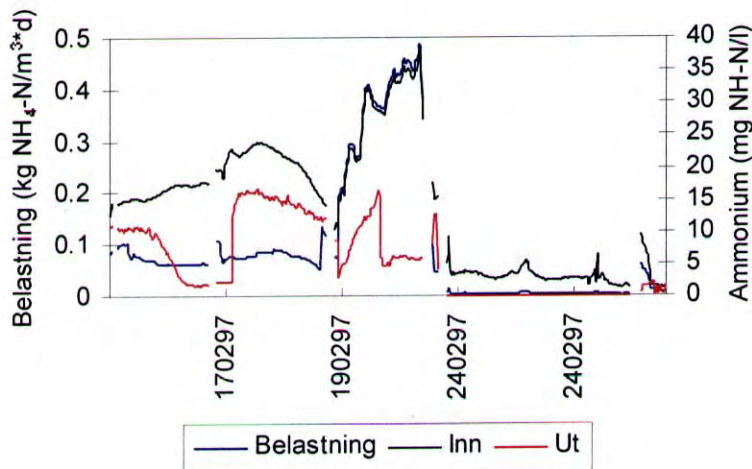
I beskrivelsen og diskusjonen av resultatene er det lagt stor vekt på data fra kontinuerlige ammoniummålere. Det er tatt døgnblandprøver som er analysert på organisk stoff (totalt og filtrert COD), ammonium, nitritt og nitrat, men disse prøvene fanger ikke opp de store døgnvariasjonene en har hatt. Døgnblandprøvene viste imidlertid at ammoniummålerne gir noenlunde korrekte resultater, forutsatt at sensorene var rengjort og at målerene ellers fungerte tilfredsstillende. Forholdet mellom ammonium og organisk stoff målt som filtrert COD varierte mellom 1:5 og 1:10 mg NH₄-N/mg COD.

Fuzzy logic styring krever en rekke ulike mengde- og konsentrasjonsmålere. Ved styring av luftinnblåsningen til en nitrifiserende bioreaktor må luftmengde, vannmengde, oksygenkonsentrasjon og ammoniumkonsentrasjoner (inn og ut) måles kontinuerlig, og de ulike målerene må være stabile og pålitelige. Erfaringene fra TAU viste at det var behov for hyppigere rengjøring av de ammoniummålerene som ble benyttet enn det som var mulig å gjennomføre i disse forsøkene, men dette kan skyldes jerninnholdet i innløpsvannet til pilotanlegget.

7.2 Bruk av fuzzy logic styring

Utformingen av regelverket for fuzzy logic styring vil være en prosess som går over noe tid, og tildels ved prøving og feiling. Det er vesentlig at responsen blir som forutsatt, både mht. kvantitet og tid. De resultatene som er vist under ble oppnådd etter et par runder der regelverket ble justert. Dette betyr ikke at det regelverket som ble benyttet i denne perioden var perfekt i alle henseender, siden både hyppighet på endringer og endringenes størrelse kunne vært justert noe. Regelverket var imidlertid godt nok til å vise hvordan fuzzy logic styring av en KMT bioreaktor med nitrifikasjon vil fungere.

I Figur 16 er variasjonene i ammoniumbelastning og inn- og utløpskonsentrasjoner av ammoniumnitrogen vist for den perioden der regelverket for fuzzy logic styring var tilfredsstillende, og alle målere fungerte som de skulle.

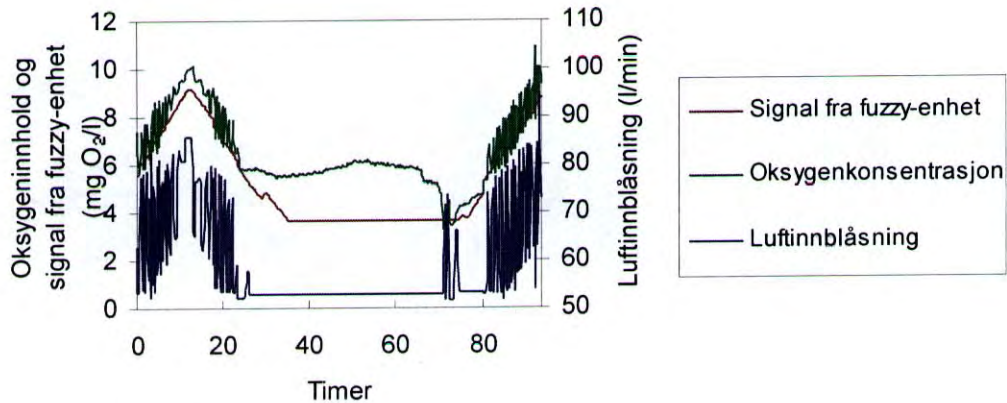


Figur 16: Ammoniumbelastning og ammoniumkonsentrasjoner i innløps- og utløpsvann i en periode med fuzzy logic styring

Figur 16 viser at belastningsvariasjonene var svært store, og at variasjonene skyldtes variasjoner i innløpskonsentrasjonene av ammonium. Utløpskonsentrasjonene av ammonium viste stort sett samsvar med belastningen, men det var noen økninger og reduksjoner i utløpskonsentrasjonen som ikke kan knyttes direkte til ammoniumbelastning eller innløpskonsentrasjon. En mulig årsak til disse økningene og reduksjonene i ammoniumkonsentrasjon ut av bioreaktoren kan være variasjoner i forholdet mellom organisk stoff og ammonium.

Periodene med stabile og lave utløpskonsentrasjoner av ammonium må betraktes med noe skepsis. Kontroller av måleverdiene mot analyser av døgnblandprøver viste at de sistnevnte ga lavere ammoniumkonsentrasjoner når verdiene var lave. Ved lave verdier er heller ikke målerene særlig nøyaktige, når nøyaktigheten oppgis som % av målt verdi.

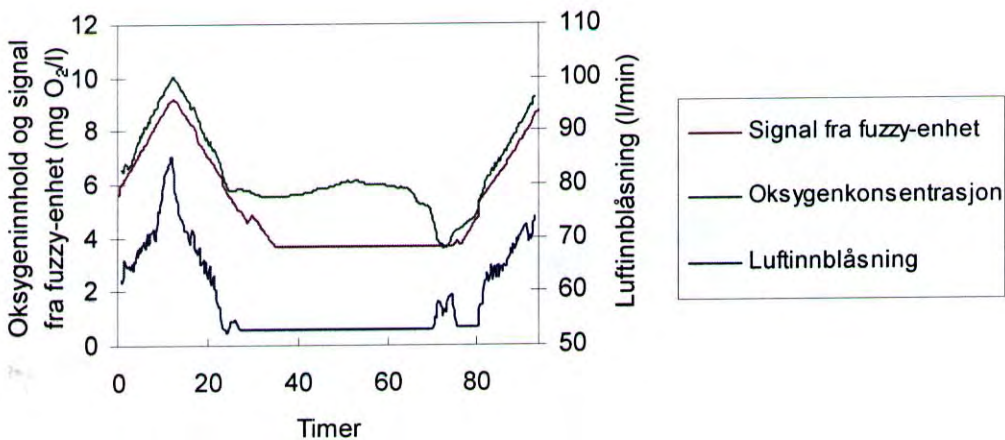
Ønsket oksygenkonsentrasjon angis av fuzzy regulatoren (fuzzy enheten), og bestemmes ut fra regelverket og mengde- og konsentrasjonsmålinger. I Figur 17 er signalet fra fuzzy regulatoren sammenlignet med responsen fra ventilen (aktuatoren), og dermed mengden innblåst luft. I tillegg er oksygenivået vist, som et uttrykk for i hvilken grad ønsket oksygenkonsentrasjon ble oppnådd. Det er kun vist et utsnitt på ca. 4 døgn, der en har valgt å se bort fra lengre perioder med stabilt lav eller stabilt høy belastning.



Figur 17: Ønsket oksygenkonsentrasjon (signal fra fuzzy-enhet), målt oksygenkonsentrasjon, og luftinnblåsning, i en 4 døgns periode.

Endringene i innblåst luftmengde var i største laget, slik at når det var behov for endringer i luftmengden var det store fluktasjoner samtidig. Dette viser at mindre endringer i innblåst luftmengde kunne ha vært en fordel, men da måtte muligens endringene skjedd oftere for å unngå at oksygenkonsentrasjonen kunne bli tidsforskjøvet i forhold til ønsket oksygenkonsentrasjon ved store belastningsendringer. Oksygenkonsentrasjonen i bioreaktoren viste mindre fluktasjoner enn innblåst luftmengde sett i forhold til totalverdi, og fluktasjonene for oksygen var ca. 1 mg O_2/l . Slik regelverket var utformet var fluktasjonene for oksygen omtrent fra ønsket konsentrasjon og oppover.

For å gjøre det enklere å lese og tolke Figur 17 er verdiene for oksygenkonsentrasjon og innblåst luftmengde glattet (ved å midle verdiene fra 20 minutter før til 20 minutter etter avlest verdi). De glattede kurvene er angitt i Figur 18.

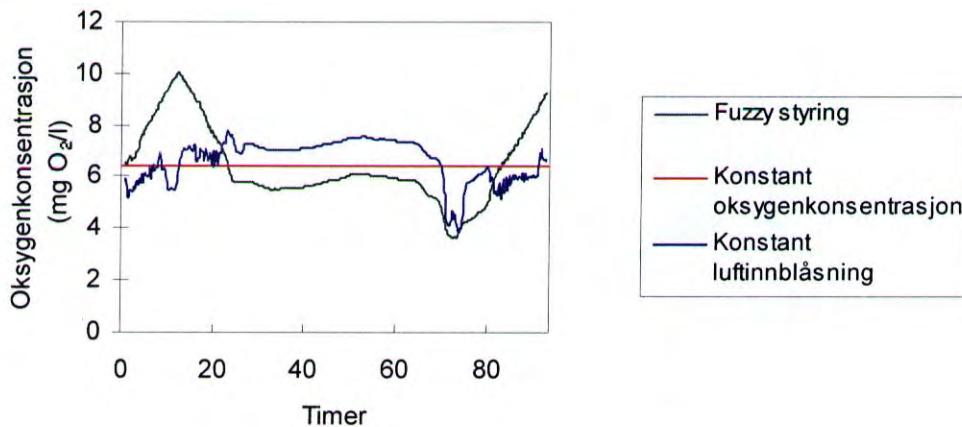


Figur 18: Ønsket oksygenkonsentrasjon (signal fra fuzzy-enhet), målt oksygenkonsentrasjon, og luftinnblåsning, i en 4 døgns periode (glattet kurve)

Oksygenkonsentrasjonen i reaktoren var noe høyere enn ønsket konsentrasjon i perioder med endringer i verdiene for ønsket konsentrasjon. Dette skyldes som før nevnt de fluktasjonene en hadde i innblåst luftmengde og oksygenkonsentrasjon.

Når ammoniumbelastningen økte, økte ønsket oksygenkonsentrasjon, noe som medførte økt luftinnblåsningen. Dette var bevisst, og skyldtes et ønske om å være i forkant av utviklingen ved å øke tykkelsen på den aerobe delen av biofilmen og på denne måten sikre økte nitrifikasjonshastigheter. Når ammoniumbelastningen og oksygenbehovet sank, nådde en etterhvert et nivå i luftinnblåsning som ble ansett som minimum for å opprettholde omblendingen i reaktoren. Dette innebar at luftinnblåsningen var høyere enn det som var påkrevet for å oppnå ønsket oksygenkonsentrasjon, og at oksygenkonsentrasjonen i reaktoren var høyere enn ønsket verdi. Når oksygenkonsentrasjonen sank på ny til under ønsket nivå økte luftinnblåsningen.

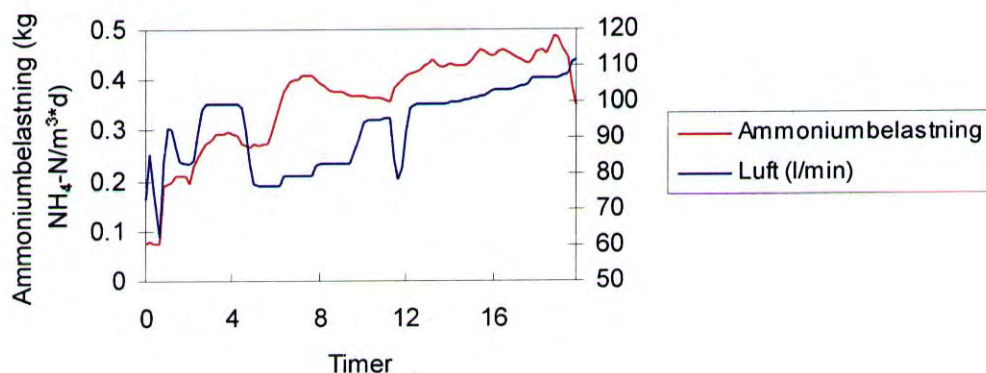
Oksygenkonsentrasjonen i bioreaktoren er sammenlignet med forventet oksygenkonsentrasjon ved en styring basert på konstant oksygennivå og en styring basert på konstant luftinnblåsning. Dette er vist i Figur 19. Ved beregning av forventet oksygenkonsentrasjon ut fra en styring basert på konstant luftinnblåsning er det tatt utgangspunkt i resultatene med fuzzy logic styring, samt verdier for oksygenoverføring og oksygenopptak versus ammoniumoksidasjon fra Hem (1992) og Hem et al.(1994). Den midlere luftinnblåsningen fra forsøkene med fuzzy logic styring er lagt til grunn for beregningene. Fordi både høyden på bioreaktoren og avløpsvannets sammensetning i forsøkene avviker fra det som ligger til grunn for beregning av oksygenopptak og oksygenoverføringskoeffisienter må kurven for forventet oksygenkonsentrasjon med konstant luftinnblåsning kun oppfattes som illustrerende. Den midlere oksygenkonsentrasjonen med fuzzy logic styring er brukt for å illustrere en styring basert på konstant oksygennivå.



Figur 19: Oksygenkonsentrasjon med ulike metoder for styring av blåseluft (konstant oksygenkonsentrasjon og konstant luftinnblåsning er basert på beregnede verdier) (glattet kurve)

Med et konstant oksygennivå i reaktoren vil innblåst luftmengde øke ved økende oksygenbehov. Dersom luftinnblåsningen er konstant vil oksygenkonsentrasjonen synke når oksygenbehovet øker, noe som er ugunstig i biofilmsystemer. Med fuzzy logic styring vil en ved økende oksygenbehov øke luftinnblåsningen så mye at oksygenkonsentrasjonen stiger, og på den måten øke biofilmreaktorens kapasitet sammenlignet med det en ville hatt med et konstant oksygennivå.

En periode med høy belastning er vist i Figur 20.



Figur 20: Luftinnblåsning med økende og høy ammoniumbelastning (glattet kurve)

En kraftig økning i ammoniumbelastningen medførte at fuzzy regulatoren ga en ønsket oksygenkonsentrasjon på nær 10 mg O₂/l, og dermed økte luftinnblåsningen for å opprettholde dette oksygenivået. Den variasjonen som en ser i luftinnblåsningen på Figur 20 er et uttrykk for variasjonen i oksygenforbruket.

7.3 En sammenligning av resultater med fuzzy logic styring og jevn luftinnblåsning

Når renseresultatene med fuzzy logic styring sammenlignes med tilsvarende resultater med jevn luftinnblåsning er det tatt utgangspunkt i tre perioder:

1. En uke med konstant høy luftinnblåsning (167 l/min).
2. En tre-dagers periode med konstant lav luftinnblåsning (51 l/min).
3. En to-ukers periode med fuzzy logic styring, med en midlere luftinnblåsning på 63 l/min. Innblåsningen varierte fra 53 til 200 l/min.

Disse periodene ble valgt ut fra følgende forutsetninger:

- Alle sensorene skulle fungere tilfredsstillende. Det var dessverre ofte svikt i ammoniumsensorene, dels pga. beleggdannelse og dels pga. tilstopping av slanger m.m. Disse problemene kan tildels tilbakeføres til jerninnholdet i innløpsvannet.
- Nitrifikasjonen skulle være stabil. (Umiddelbart etter hendelser eller driftsmåter som medførte at nitrifikasjonen ble borte var det en periode med lav ammoniumreduksjon.)
- Ammoniumkonsentrasjonen i innløpsvannet, og dermed belastningen, måtte ikke være for lav. (For lav belastning medfører nær 100 % ammoniumreduksjon, og luftinnblåsningen er i en slik situasjon ikke styrt av oksygenbehovet men av behovet for luft til omrøring.)

Noen nøkkeltall fra disse tre periodene er gitt i Tabell 5.

Tabell 5: Nøkkeltall fra tre perioder med ulik luftinnblåsning.

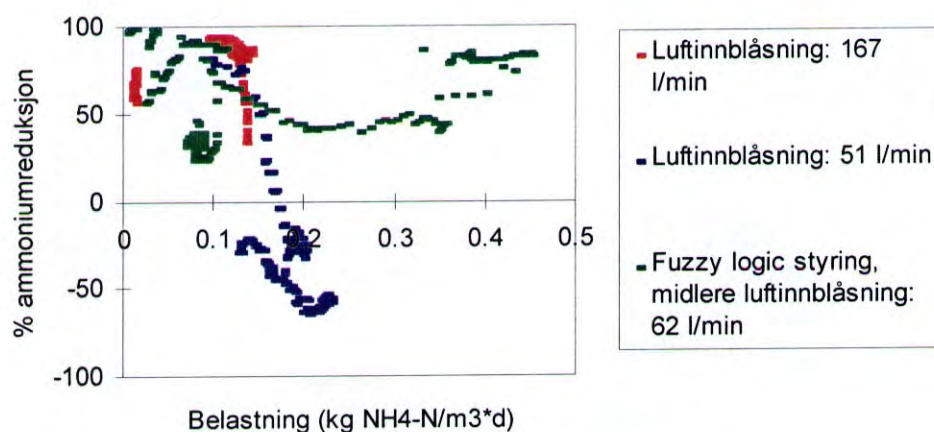
Styring av luftinnblåsning	Konstant høy	Konstant lav	Fuzzy logic styring
Midlere luftinnblåsning (l/min)	167	51	62
Midlere belastning (kg NH ₄ -N/m ³ *d)	0,10	0,18	0,10
Midlere ammoniumreduksjon (%)	80	-27	76

Med fuzzy logic styring ble den midlere ammoniumreduksjonen like høy som med en konstant høy luftinnblåsning, selv om den midlere luftinnblåsningen i perioden med fuzzy logic styring bare var 37 % av luftinnblåsningen ved konstant høy innblåsning. Dette skyldes bl.a. at det i deler av begge periodene ikke var behov for så høy luftinnblåsning som 167 l/min, slik at et slikt resultat ikke kan overføres til et fullskala anlegg der en vil ha mulighet for å variere luftinnblåsningen etter behovet, i hvert fall manuelt.

Med en luftinnblåsning på 51 l/min ble nitrifikasjonen borte ved en belastning opp mot 0,2 kg NH₄-N/m³*d. Dette skyldes at den organiske belastningen også steg, og de nitrifiserende bakteriene ble utkonkurrert av heterotrofe mikroorganismer som bryter ned det organiske stoffet.

Med fuzzy logic styring og en belastningsøkning opp til 0,3 kg NH₄-N/m³*d økte luftinnblåsningen slik at oksygenkonsentrasjonen steg til 10 mg O₂/l, noe som gjorde at ammoniumreduksjonen ble opprettholdt på over 50 %. Når nitrifikasjonen ble opprettholdt med fuzzy styring og ikke med konstant lav luftinnblåsning, skyldes dette at en økende oksygenkonsentrasjon medførte at en større del av biofilmen var aerob.

Figur 21 viser hvordan nitrifikasjonshastigheten varierte som en funksjon av ammoniumbelastningen.



Figur 21: Ammoniumreduksjon som funksjon av belastning. (Det er tatt hensyn til tidsforsinkelsen mellom innløps- og utløpsmåling av ammonium, og til at reaktoren er totalomblandet.)

Figur 21 viser det samme som Tabell 5, dvs. at med fuzzy logic styring oppnådde en svært gode resultater mhp. ammoniumreduksjon når en tok hensyn til mengden innblåst luft, og dermed energiforbruket. Resultatene med fuzzy logic styring ble i tillegg oppnådd med større variasjon i ammoniumbelastningen enn det som var tilfelle i periodene med fast luftinnblåsning.

Det må understrekes at hvert punkt i Figur 21 representerer en 10-minutters periode, og at evt. belastningsendringer derfor ikke vil ha påvirket biofilmen. De raske og store belastningsvariasjonene er utgjør også en feilkilde i den forstand at biofilmen tilpasses den midlere belastningen i løpet av dager og uker. Responsen på en høy belastning i en time avviker fra responsen på en høy belastning i to uker.. Figuren må derfor ikke tolkes dithen at en kan oppnå høye nitrifikasjonshastigheter ved så høye belastninger som 0,5 kg NH₄-N/m³*d, eller at en kan risikere å miste nitrifikasjonen når belastningen går mot null. Ammoniumreduksjonen er avhengig av densiteten av nitrifiserende bakterier i ulike lag av den biofilmen en har fått utviklet, og dette avhenger av belastningen over flere dager, og tildels uker. Negativ ammoniumreduksjon skyldes en nedbrytning av organisk nitrogen til ammonium.

8. Videreføring

Fordelene med fuzzy logic styring i forhold til enkel styring med fast luftinnblåsning er demonstrert i pilotskala, og fordelene i forhold til en styring med fast oksygenkonsentrasjon er sannsynliggjort. Det neste steget i implementering av fuzzy logic styring på biofilmanlegg vil derfor være å ta i bruk dette i et full-skala anlegg. Til nå er KMT-prosessen i bruk på ett anlegg med nitrogenfjerning, Lillehammer renseanlegg, men det bygges ut nitrogenfjerningsanlegg med KMT-prosessen både på Nordre Follo Kloakkverk og på Gardemoens nye avløpsrenseanlegg. Det er dessuten en rekke aerobe KMT-anlegg for fjerning av organisk stoff. Det er dessuten bygget en rekke renseanlegg med andre biofilmprosesser enn KMT-prosessen.

Det største potensialet for fuzzy logic styring av biofilmanlegg, både med KMT-prosessen og andre dykkede biologiske filtre, er der variable driftskostnader knyttet til kjemikaliedosering eller luftinnblåsning utgjør en vesentlig kostnad. Dette tilsier at en bør konsentrere seg om nitrogenfjerningsanlegg, der en både styrer luftinnblåsningen til den aerobe delen av renseanlegget og dosering av karbonkilde (f.eks. metanol) til den anoksiske delen av renseanlegget, og om store bioreaktorer for fjerning av løst organisk stoff. En videreføring av det arbeidet som er gjort på TAU vil begynne med kontakt med et aktuelt renseanlegg. Valg av renseanlegg og utforming av videre strategi vil bli utført av Omron, Kaldnes Miljøteknologi og NIVA i fellesskap.

9. Referanser

- Alex, J. og Jumar, U. (1994): 'Fuzzy control approach to municipal waste water treatment plants.' I 'Proceedings of 2nd European Congress on Intelligent Techniques and Soft Computing', Aachen, Germany. p. 128-132.
- Aoi, T., Okaniwa, Y., Hagiwara, K., Motomura, K., Iwaihara, E., Imai, M., Serizawa, Y. (1992): 'A direct ammonium control system using fuzzy inference in a high-load biological denitrification process treating collected human excreta.' *Wat.Sci.Tech.* Vol. 26, No. 5 & 6, pages 1325-1334.
- Boscolo, A., Mangiavacchi, C., Drius, F., Rongione, F., Pavan, P., Cecchi, F. (1993): 'Fuzzy control of an anaerobic digester for the treatment of the organic fraction of municipal solid waste (MSW).' *Wat.Sci.Tech.* Vol. 27, No. 2, pages 57-68.
- Bulgin, D. (1994): 'Phosphate removal techniques and fuzzy logic'. *W&WT*, february 1994. p.22-24.
- Cox, E. (1995): Intervju med Earl Cox om bruk av fuzzy logikk i U.S.A. Funnet på WWW. URL: <http://darwin1.ucsd.edu:8000/connect/articles/success/logic.html>
- Fuzzy Control Manager (FCM). 1994. Brukerhåndbok Fuzzy Control Manager, versjon 1.4. TransferTech Computer GmbH, Braunschweig, Tyskland.
- Hansen, J., Krauss, M., Buchholz, N. (1994): 'Initial experience with a fuzzy logic control system for optimizing nitrogen removal at a municipal sewage treatment plant.' *Abwassertechnik.* 45, no. 5, 35-38.
- Harremoes P., Sekoulov I. and Bonomi L., 1981. Design og fixed film nitrification and denitrification units based on laboratory and pilot scale results. Euroäische Abwasser Symposium, Abwassertechnische Vereinigung, München.
- Hem L.J., 1991. Nitrification in a moving bed biofilm reactor. Dr.ing.-thesis, Institutt for vassbygging, NTH.
- Hem, L. J. 1992. Nitrogenfjerning på Bekkelaget renseanlegg med KMT bioreaktorer. Forsøk for å avklare driftsparametre. Notat 2. Måling av oksygen overføring. Aquateam 261092.
- Hem, L. J., Rusten, B., and Ødegaard, H. 1992. Nitrification in a moving bed biofilm reactor. *Wat. Res.*, Vol. 28, No. 6, pp. 1425-1433.
- Hem, L. J. og Ødegaard, H. 1992. KMT bioreaktor - utvikling av biofiltermedium: Rapport fra pilotforsøk. SINTEF-NHL-rapport STF60 F92022.
- Hem, L. J. og Ødegaard, H. 1992. KMT bioreaktor - utvikling av biofiltermedium. SINTEF-NHL-rapport STF60 F89111.

- Hem, L. J., Rusten, B., Broch-Due, A., Mattson, E. and Westrum, T. 1994. Treatment of forest industry wastewaters in moving bed biofilm reactors. Proceedings of the 49th Purdue Industrial Waste Conference Proceedings.
- Horn H., 1994. Dynamics of a nitrifying bacteria population in av biofilm controlled by an oxygen microelectrode. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 29, No. 10-11.
- Itoh, O., Tanaka, Y., Inagaki, Y. (1990). "Fuzzy Control System for Pre-Chlorination at Sagamihara Water Purification Plant." *Instrumentation, Control and Automation of Water and Wastewater Treatment and Transport Systems. I* 'Proceedings of the 5th IAWPRC Workshop held in Yokohama and Kyoto, Japan.' Pergamon Press, New York. pp. 259-264.
- Larsen, P.M.(1980): "Industrial application of fuzzy logic control." *Intl.J. Man.Macc.Studies*, **12**, pp. 3-10.
- Nordeidet B., Rusten B. and Ødegaard, H., 1994. Phosphorus requirements for tertiary nitrification in a biofilm. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 29, No. 10-11, pp 77-82.
- Rusten B., 1992. Pilot-forsøk med nitrogenfjerning ved Nordre Follo kloakkverk. Rapport FAN-R 6/92.
- Rusten, B. og Ødegaard, H. 1989. KMT-bioreaktorer. Rapport fra forsøk i laboratorieskala. SINTEF-NHL-rapport STF60 F89024.
- Sharma B. and Ahlert R., 1977. Nitrification and nitrogen removal. *Water Research*, Vol. 11, pp. 897-925, Pergamon Press.
- Siegrist H. and Gujer W., 1987. Demonstration of mass transfer and pH effects on av nitrifying biofilm. *Wat. Res.*, Vol. 21, No. 12, pp. 1481-1487.
- Szwerinski, H., Arvin, E. and Harremoës, P. 1986. pH-decrease in a nitrifying biofilm. *Water Research*, Vol. 20, No. 8, pp. 971-976.
- Tsai, YP., Ouyang, CF., Wu, MY., Chiang, WL. (1994): ' Fuzzy control of a dynamic activated sludge process for the forecast and control of effluent suspended solid concentration.' *Wat.Sci.Tech.* Vol. 28, No. 11 & 12, pages 355-367.
- University of Linz. (1995): Liste over applikasjoner med fuzzy logikk. Funnet på WWW. URL: http://www.flil.uni-linz.ac.at/fuzzy/fuzzy_appl.10.html
- Ødegaard H., 1992. Fjerning av næringsstoffer ved rensing av avløpsvann. Tapir forlag, Trondheim.

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten,
oppgi løpenummer 3674-97

ISBN 82-577-3238-9