

Prosessalternativer for nitrogenfjerning

Sammendrag av 2 års forsøksdrift ved Bekkelaget renseanlegg Teknisk/økonomiske forhold

Av Ole Jakob Johansen

Ole Jakob Johansen er avdelingsdirektør i Oslo vann- og avløpsverk

1. INNLEDNING

For å hindre den negative forurensningsutviklingen av Nordsjøen ble det ved ministerkonferansen i London 1987 enighet om å redusere tilførslene av fosfor og nitrogen med ca. 50%. Som et ledd i Norges oppfølging av Nordsjødeklarasjonen er det utarbeidet en nasjonal plan hvor det er lagt opp til å innføre nitrogenfjerning på i alt 30 kommunale renseanlegg innen 1998.

Innen kommunal sektor står renseanleggene Bekkelaget og VEAS meget sentralt i den nasjonale planen på grunn av sine størrelser. Med nitrogenfjerning ved disse to renseanleggene alene vil totalt ca. 44% av målsettingen på 50% nitrogenfjerning fra kommunale utslipp være nådd.

Bekkelaget har fått krav om 70% nitrogenfjerning og 95% fjerning av fosfor og 90% fjerning av oksygenforbrukende stoff innen utgangen av 1996 beregnet som gjennomsnittsverdi over året. Dette gir følgende krav til utløpsvannet.

BOF <10 mg/l

Total nitrogen <7 mgN/l

Total fosfor <0,13 mg P/l

Norge har ingen tradisjon når det gjelder nitrogenfjerning. De fleste byer og tettsteder er tilknyttet renseanlegg med kjemisk felling. Erfaringen med biologisk rensing er også begrenset. Innføring av nitrogenfjerning ved norske renseanlegg utgjør derfor en stor utfordring for det norske VA-miljøet.

2. BESKRIVELSE AV BEKKELAGET RENSEANLEGG

Bekkelaget renseanlegg ble bygget i 1964 som et konvensjonelt biologisk anlegg. Anlegget ble utvidet til dobbelt kapasitet i 1977. Anlegget behandler i dag avløpsvann fra ca. 250.000 personer og ca. 100.000 personekvivalenter (basert på organisk stoff) fra industrien. Avløpsvannet renses i dag kjemisk og biologisk i et høyt belastet aktivslamanlegg for fjerning av organisk stoff og fosfor.

Fra tilløpstunnelen med et lagringsvolum på ca. 35.000 m³ ledes vannet til finrist og sandfang. I sandfanget tilsettes jernklorid før vannet ledes til forfelling. Forfellingen er meget høyt belastet og vannkvaliteten er så lav som 1,2

| Parameter | Vann (inn) | Vann (ut) |
|--------------|------------|-----------|
| BOF (mg/l) | 130,0 | 19,7 |
| COD (mg/l) | 341,0 | 74,4 |
| Tot-P (mg/l) | 3,6 | 0,27 |
| Tot-N (mg/l) | 28,6 | 22,3 |

Tab. 1. Middel av inn- og utgående avløpsvann ved Bekkelaget rensanlegg 1994.

m. Fra forfellingen ledes vannet til det biologiske rensetrinnet som består av et aktiv-slamanlegg. Det biologiske rensetrinnet har i alt 22 parallelle linjer.

Slambehandlingen består av fortykning, utråtning, og avvanning i sentrifuger.

Bekkelaget rensanlegg er utbygd slik at utvidelsesmulighetene eller utbygging av nye prosesser innenfor eksisterende tomt er svært begrensede. Utbygging av rensanlegget for 70% nitrogenfjerning innenfor eksisterende tomtegrenser vil derfor stille store krav til utbyggeren. Hvis konvensjonell nitrogenfjerning med fordenitrifikasjon skal benyttes må derfor nitrogenfjerningsanlegget legges i tilgrensede fjell med kryssing av hovedvei og jernbane.

2.1. Valg av prosessløsninger for nitrogenfjerning

Ved kommunalt avløpsvann har biologisk nitrogenfjerning vist seg å være økonomisk overlegen i forhold til andre metoder. Det er bygd en rekke biologiske anlegg for nitrogenfjerning i utlandet, men disse anlegg opererer ikke på langt nær med så strenge kombinerte krav både til fosfor og nitrogen som de pålegg som er gitt til VEAS og Bekkelaget. Å oppnå 70% nitrogenfjerning og 95% fosforfjerning i et nitrifikasjons/denitrifikasjonsanlegg uten et separat rensetrinn for fosforfjerning vil by på meget store utfordringer.

For å utprøve og videreutvikle eksisterende og nye metoder for fjerning av nitrogen i avløpsvann er det mottatt økonomisk støtte på 20 mill. kr til fire

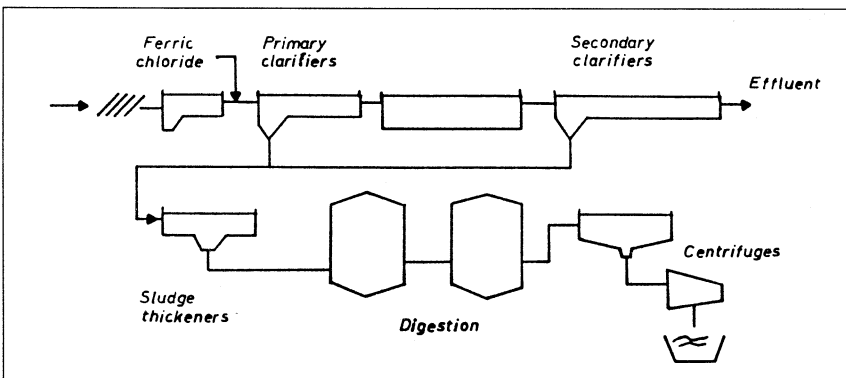


Fig. 1. Prinsippkisse av Bekkelaget rensanlegg.

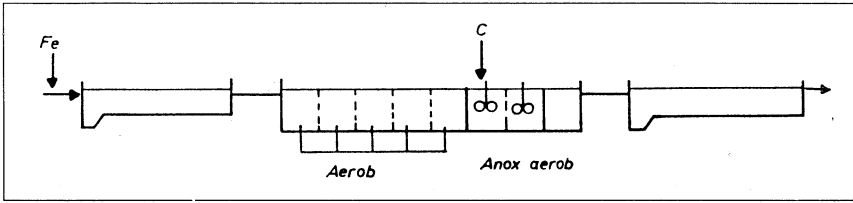


Fig. 2. Flytskjema for KMT-prosessen ved Bekkelaget rensanlegg.

større forsøksanlegg. Tre av forsøkene er avsluttet, mens forsøket med den valgte prosessløsning videreføres.

I ca. to år er det utført forsøk med:

1. Kaldnes biofilmprosess, KMT
2. Rislefilter pluss sandfilter
3. BIOSTYR-filter
4. Aktivslam med fordenitrifikasjon.

De fire forsøksmetodene ble valgt ut fra prosessgjennomganger, resultater og erfaringer oppnådd ved forsøk ved andre anlegg og vurderinger ut fra forholdene på Bekkelaget rensanlegg.

Hovedmålene med forsøkene har vært:

- Undersøke om tilstrekkelig nitrogenfjerning kan oppnås ved ombygginger og utnyttelse av ny teknikk ved eksisterende anlegg eller om anlegget bør legges i fjell.
- Skaffe til veie dimensjoneringskriterier og prosessutforminger ved de undersøkte metodene.
- Skaffe til veie kapital- og driftskostnader for de undersøkte prosessene.
- Bygge opp kunnskaper om prosessene for nitrogenfjerning slik at disse kan anvendes både ved utbygging og drift av det fremtidige anlegg på Bekkelaget, og for andre anlegg i Norge.

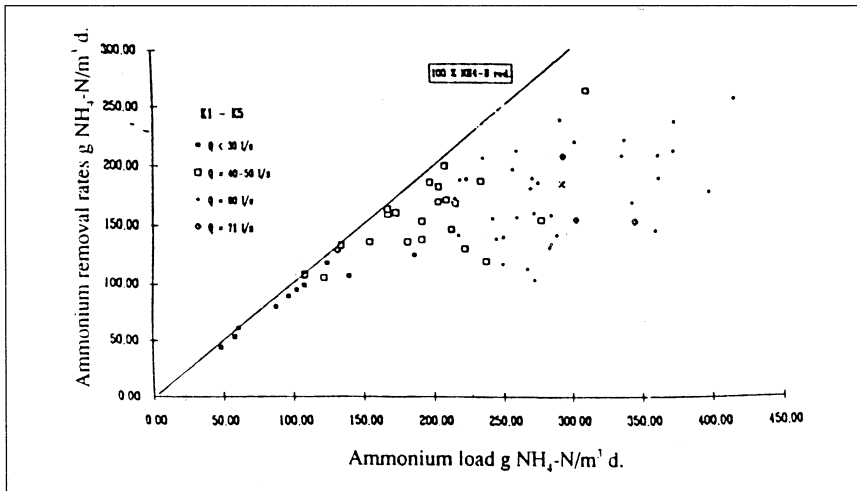


Fig.3. Nitrifikasjonshastighet som funksjon av ammoniumbelastning

2.2. Kaldnes biofilmprosess, KMT

Dette er en biofilmprosess utviklet i Norge. Biofilmen vokser på små rørformede plastbiter (bæremateriale) med tetthet nær opp til vannets. Bæreelementene blir holdt i suspensjon i væskefasen enten ved luftinnblåsing eller mekaniske omrørere. Fyllingsgraden av bærematerialet har en øvre begrensning på ca. 70%, hvilket gir en effektiv spesifikk biofilm overflate på ca. 300 m²/m³.

KMT prosessen egner seg godt for både nitrifikasjon og denitrifikasjon. Prosessen gir stor frihet til å variere størrelsen på aerob og anoksisk sone og til å kunne utnytte eksisterende bassengvolum ved ombygging av renseanlegg. Prosessen kan arrangeres som for- eller etterdenitrifikasjon eller som en kombinasjon av disse.

I 1991 ble en av prosesslinjene ved Bekkelaget renseanlegg bygd om til KMT-prosessen for å oppnå nitrogenfjerning. På grunn av svært begrensede volumer for nitrogenfjerning ble det valgt etterdenitrifikasjon med metanol som karbonkilde. For å redusere belastningen på det biologiske trinnet, ble vannet forfelt. Fig. 2 viser flytskjema for anlegget.

KMT-prosessen besto av 8 reaktorer i serie, hver adskilt med en trevegg. Åpningen mellom hvert kammer var dekket med en silduk for å hindre at bæreelementene skulle følge med vannstrømmen. De første fem reaktorene ble benyttet for fjerning av organisk stoff og nitrifikasjon, de neste to reaktorene for denitrifikasjon. Den siste

reaktoren ble benyttet for etterlufting før sedimentering.

Oppholdstiden i biofilmreaktoren varierte fra 1,4 til 3,4 timer. Fullstendig nitrifikasjon fant sted opp til ammoniumbelastninger på 150 til 200 g NH₄-N/m³.d. Forsøkene viste også at nitrifikasjonshastigheten var tilnærmet proporsjonal med oksygenkonsentrasjonen i vannfasen. F.eks. ble nitrifikasjonshastigheten tilnærmet doblet når oksygenkonsentrasjonen økte fra 5 til 7,5 mg O₂/l. Nitrifikasjonstrinnet ble normalt drevet ved oksygenkonsentrasjoner på ca. 8 mg O₂/l. Nitrifikasjonshastighet som funksjon av ammoniumbelastning er vist i fig. 3.

I et etterdenitrifikasjonssystem kan høy denitrifikasjonshastighet oppnås ved å tilsette tilstrekkelig mengde ekstern karbonkilde. Ved et C/N forhold på 4 ble gjennomsnittlig denitrifikasjonshastighet over de 2 anoksiske reaktorer funnet å være ca. 440 g NO_x/m³.d.

2.3. Nitrifikasjon i rislefilter og denitrifikasjon i kontinuerlig sandfilter

I dette alternativet føres vannet fra det eksisterende aktivslamanlegget til et rislefilter for nitrifikasjon. Fra rislefilteret ledes vannet til et kontinuerlig spylende sandfilter for denitrifikasjon. Sandfilteret skal avskille slam både fra nitrifikasjons- og denitrifikasjonsprosessene. Metanol benyttes som karbonkilde. Jernklorid tilsettes også i filteret for å sikre tilstrekkelig fosforfjerning. På grunn av den kjemisk-biologiske behandlingen av vannet før

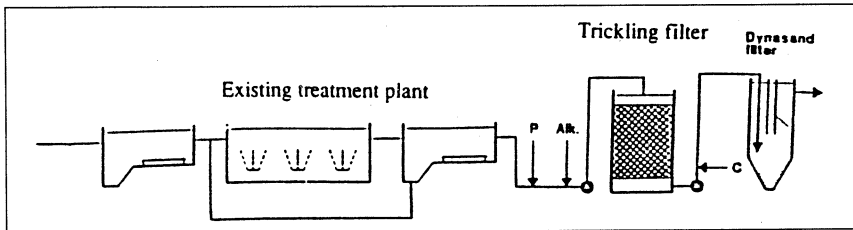


Fig. 4. Utbyggingskonseptet ved bruk av rislefilter og sandfilter.

nitrifikasjonstrinnet måtte det tilsettes både fosfor og soda før vannet blir ledet inn på rislefilteret.

Fig. 4 viser flytskjema av utbyggingsalternativet med nitrifikasjon i rislefilter og denitrifikasjon i sandfilter. Forsøkene ble kjørt i et forsøksanlegg med normalkapasitet ca. 7 m³/h.

Nitrifikasjonshastigheten varierte betydelig under forsøksperioden med et gjennomsnitt på 0,93 g NH₄-N/m².d. Maksimum hastighet ble funnet til 1,78 g NH₄-N/m².d. Prosessen viste seg å være meget temperaturfølsom og vanskelig å kontrollere.

Gjennomsnittlig denitrifikasjonshastighet i sandfilteret ble funnet til 580 g NO_x/m³.d. ved et C/N forhold på 3,5 g COD/gNO₃-N ekvivalent. Metanol ble brukt som ekstern karbonkilde. Det viste seg meget vanskelig å få lavere fosforkonsentrasjoner enn 0,15 P/l og tilfredsstillende denitrifikasjon samtidig. Prosessen var ustabil og det viste seg vanskelig å oppnå renskravene på årlig basis.

2.4. BIOSTYR fastfilmfilter.

Biostyrprosessen benytter et flytende fastfilmfilter hvor mediet består av polystyrenkuler med en korndiameter

på ca. 3 mm. Prosessen kan bygges både som for- og etterdenitrifikasjon eller en kombinasjon av disse. Ved fordenitrifikasjon luftes kun øvre del av filteret slik at anoksiske forhold oppnås i nedre del av filteret. Nitrifisert vann resirkuleres fra toppen av filteret til innløpet. Det ble utført forsøk både med for- og etterdenitrifikasjon. Fig. 5 viser en prinsippskisse av BIOSTYR-filteret.

Forsøkene med etterdenitrifikasjon viste en tilnærmet fullstendig fjerning av nitrogen ved belastninger opp mot 0,8 kg NH₄-N/m³.d. beregnet pr. m³ medium i aerob reaktor og 1,5 kg NO_x-N/m³.d. i anoksiske reaktor. Hydraulisk oppholdstid beregnet ut fra totalt

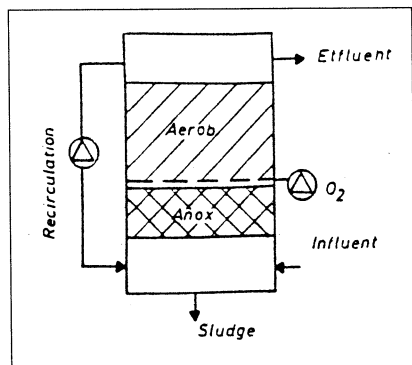


Fig. 5. Prinsippskisse BIOSTYR.

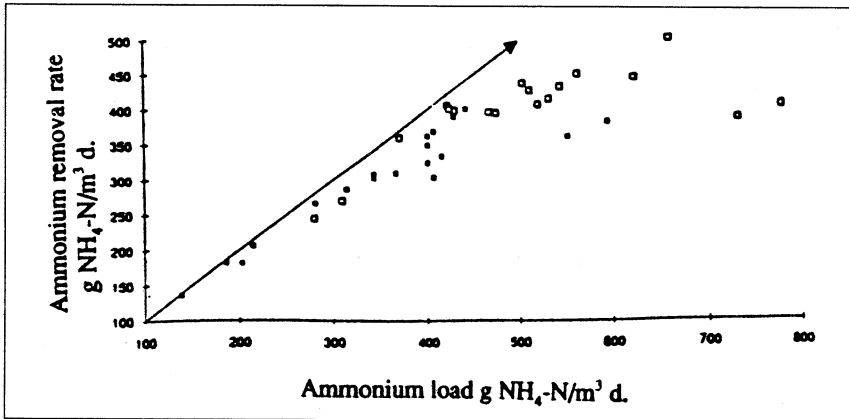


Fig. 6. Nitrifikasjonshastighet som funksjon av ammoniumbelastning, for denitrifikasjon.

reaktorvolum var 2,7 timer. Fig. 6 viser nitrifikasjonshastigheten som funksjon av ammoniumbelastningene.

I forsøkene med fordenitrifikasjon var den gjennomsnittlige nitrifikasjonshastigheten $0,43 \text{ kg NH}_4\text{-N/m}^3\text{.d.}$ og denitrifikasjonshastighet $0,35 \text{ kg NO}_x\text{-N/m}^3\text{.d.}$

IBIOSTYR-alternativet benyttes eksisterende aktivslam for nedbryting av organisk stoff og nitrifikasjon for en

delstrøm av innkommende vann. For resterende vannmengde bygges et BIOSTYR-anlegg for nedbryting av organisk stoff, nitrifikasjon og denitrifikasjon. I tillegg bygges et trinn for etterdenitrifikasjon. For å klare de strenge kravene på fosforfjerning bygges et sandfilter for sluttpolering. Fig. 7 viser flytskjema for utbygging av det omtalte alternativ for Bekkelaget rensesanlegg.

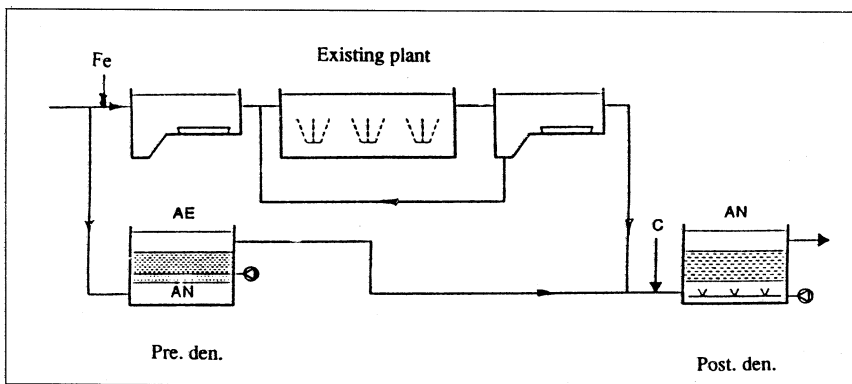


Fig. 7. Utbyggingskonseptet for BIOSTYR-prosessen ved Bekkelaget rensesanlegg.

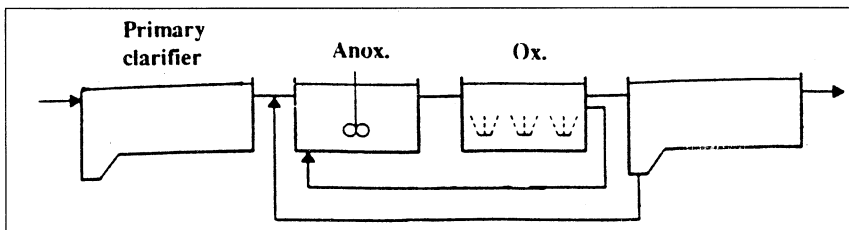


Fig. 8. Forsøksanlegg med aktivslam med fordenitrifikasjon.

2.5. Aktivslam med fordenitrifikasjon

Fordenitrifikasjon i aktivslam er internasjonalt den vanligste prosess for fjerning av nitrogen fra kommunalt avløpsvann. Fordenitrifikasjon i aktivslam er plasskrevende, men ved en sammensetning av avløpsvann, som tilfellet er ved Bekkelaget, vil en blant annet unngå eller begrense behovet for dosering av eksterne tilsetningsmidler som karbon og eventuelt fosfor og alkalitetsregulering. Prosessen er godt dokumentert i utlandet.

Også lavtemperatur drift med god

nitrogenfjerning er beskrevet både fra Canada og Danmark. Dersom plassbehovet kan dekkes på en økonomisk måte har et lavbelastet aktivslamanlegg mange fordeler. Blant de gunstigste driftsmessige forhold kan nevnes: lave energikostnader, lave belastninger gir robuste prosesser og lav slamproduksjon. Lang anoksiske oppholdstid muliggjør også utnyttelse av bidrag fra hydrolyse av tungt nedbrytbart organisk stoff til anvendbar karbonkilde til denitrifikasjon.

Forsøkene med aktivslam og fordenitrifikasjon ble kjørt i et pilot-

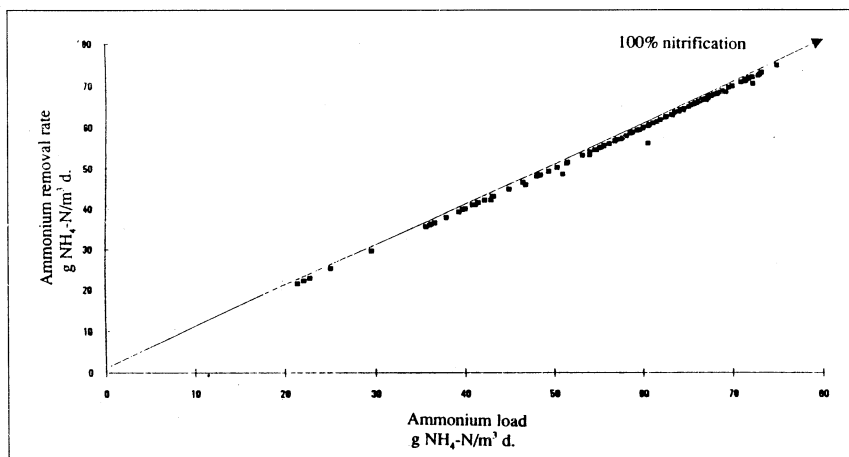


Fig. 9. Nitrifikasjonshastighet som funksjon av ammoniumbelastning.

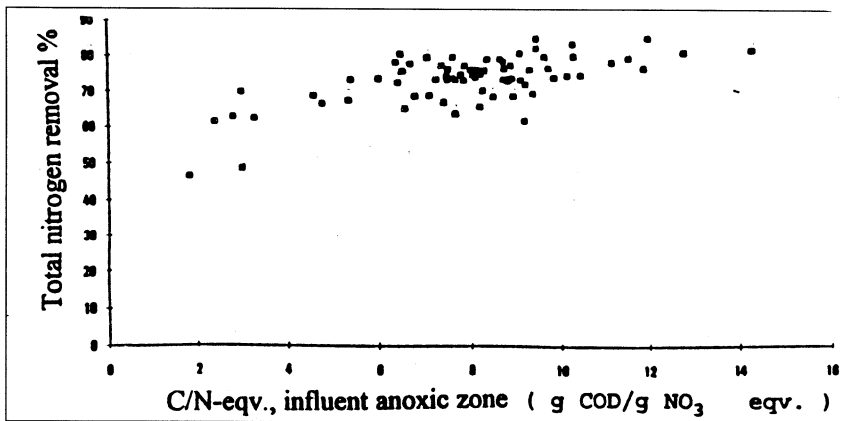


Fig. 10. Totalnitrogenreduksjon som funksjon av C/N-forholdet.

anlegg med kapasitet ca. 1,5 m³/h. Studiene fant sted over en periode på 2 år. Fig. 8 viser flytskjema av pilotanlegget.

Total oppholdstid i bioreaktor var 13 timer. 6,5 i anoksisk sone og 6,5 time i aerob sone. Temperaturen i bioreaktoren varierte mellom 6,3 og 15,9°C. Aerob slamalder var ca. 14 døgn. Optimal fordeling av volumene mellom aerob og anoksisk sone ble ikke studert.

Under hele testperioden viste nitrifikasjonen seg å være nærmest fullstendig. Nitrifikasjonshastigheten varierte mellom 0,3 - 1,1 mg NH₄-N/g FSS.h. Anlegget var for lavt belastet til å finne maksimum nitrifikasjonshastighet. Fig. 9 viser forholdet mellom ammoniumbelastning og ammoniumfjerning.

Denitrifisering var som forventet varierende p.g.a. naturlige sesongvariasjoner i avløpsvannets sammensetning, varierende resirkuleringsforhold, varierende C/N-forhold og inn-

kommende resirkulerte mengder med oksygen til innløpet av anoksisk sone.

Fig. 10 viser forholdet mellom C/N (g COD/g NO₃ ekvivalenter.) og fjerningen av total nitrogen. Figuren viser at nødvendig C/N-forhold for å oppnå 70% total nitrogen var ca. 6 g COD/g NO₃ ekvivalenter.

På årsbasis var fjerning av total nitrogen 75%. Gjennomsnitt totalnitrogenkonsentrasjon i utløpet ble funnet til 6,9 mg N/l. Tilsvarende tall for uorganisk nitrogen var 5,1 mg N/l. Resultatene er vist i fig. 11. Rejektvann fra slamavvanning var ikke med i studiet.

Fosorfjerning på omkring 65% ble også funnet. Denne fjerning skyldes i hovedsak fjerning av partikulært fosfor.

I aktivslamalternativet benyttes sedimenteringsbassenger til forsedimentering og direktefelling ved store vannmengder. Biologisk nitrogenfjerning finner sted inne i fjellanlegget. Fjellanlegget er også utstyrt med filter

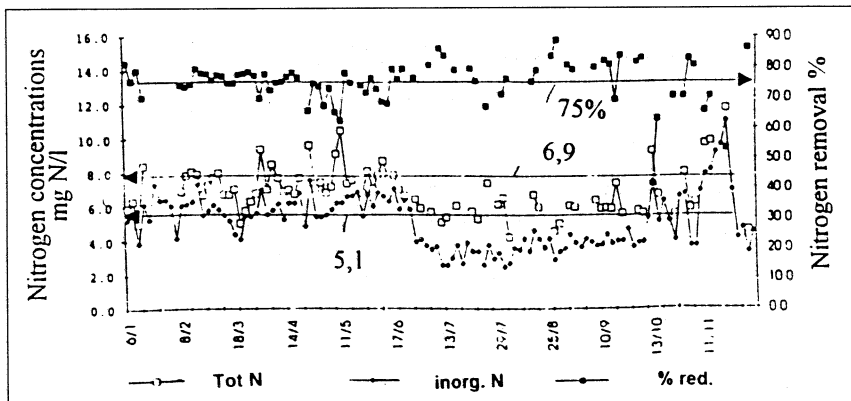


Fig. 11. Totalnitrogenfjerning og utløpskonsentrasjon av totalnitrogen og uorganisk nitrogen.

for polering og fosforfjerning. Fig. 12 viser flytskjema over anlegget.

3. TEKNISK/ØKONOMISK ANALYSE

Vurdering av de ulike alternativene

Ved vurdering av de ulike utbyggingsalternativene er det lagt spesiell vekt på:

- anleggsoppbygging
- arealbehov
- driftsaspekter (drift under byggeperioden)
- prosessstabilitet
- driftserfaringer

- risiko
- kostnader

For de fire undersøkte alternativene er det foretatt prosessutforming og dimensjonering basert på resultatene fra forsøkene, samt opplysninger fra de aktuelle leverandørene. Alle prosesskonseptene er basert på at man opprettholder eksisterende slambehandling.

3.1. Driftskostnader.

Driftskostnadene for de forskjellige biologiske nitrogenfjerningsmetodene vil variere betydelig avhengig av nødvendig driftsettersyn, energibehov, behov

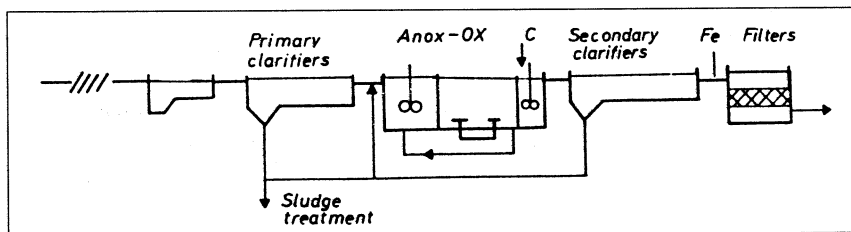


Fig. 12. Flytskjema av aktivslamalternativet.

| | KMT | Rislefilter- Dynasand | BIOSTYR | Aktivslam- sandfilter |
|--------------------------------------|------|--------------------------|---------|--------------------------|
| Lønn | 4,75 | 4,5 | 4,5 | 4,25 |
| Kjemikalier (jernklorid, polymer) | 8,7 | 8,2 | 8,2 | 4,7 |
| Kalk | 1,2 | 1,2 | 0,6 | - |
| Metanol | 7,2 | 7,2 | 3,6 | 1,65 |
| Energi | 6,9 | 5 | 6,5 | 4,8 |
| Slamtransport, slamdeponering | 1,5 | 1,5 | 1,5 | 1,5 |
| Kjemiske analyse | 0,6 | 0,6 | 0,6 | 0,6 |
| Administrasjon | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Vedlikehold | 3,5 | 2,9 | 3,1 | 2,7 |
| Diverse | 3 | 3 | 3 | 3 |
| Sum | 38,3 | 35,1 | 32,6 | 24,2 |

Tabell 2. Drifts- og vedlikeholdkostnader mill.kr.

for ekstern karbonkilde, fellingskjemikalier etc. Ved bruk av fordenitrifikasjonsprosesser vil betydelige større volumer være nødvendig, men behovet for dyr ekstern karbonkilde er svært begrenset. Modifikasjon av fordenitrifikasjonsprosesser med aktivt slam kan også gjøre det mulig med en effektiv biologisk fosforfjerning. Dette vil også redusere behov for fellingskjemikalier betraktelig.

Tabell 2 viser driftskostnadene for de forskjellige alternativ. Tabellen viser at alternativet med aktivt slam har betydelig lavere driftskostnader enn de andre alternativene. Årsaken til dette er de vesentlig lavere kostnader for fellingskjemikalier, samt metanolbehov. Alkalitetsreduksjoner som finner sted i biotrinnet vil minke behovet for fellingskjemikalier. Som fellingskjemikalie er det også muligheter for å bruke jernsulfat som har en betydelig lavere kostnad enn f.eks. jernklorid.

Metanol vil kun bli benyttet til støttedosering under vanskelige driftsforhold.

Energiforbruket med aktivt slam er også vesentlig lavere enn ved de suspenderte biofilmprosessene med etterdenitrifikasjon. Årsaken til dette er at de nødvendige oksygenkonsentrasjoner ved nitrifikasjonsprosessene i aktivslam er ca. halvparten av de oksygenkonsentrasjoner som benyttes ved suspenderte biofilmprosesser. Ved fordenitrifikasjon frigis også oksygenet i nitratet som dermed reduserer det totale oksygenforbruket. Oksygenutnyttelsen fra nitratet tilsvarende omtrent halve oksygenforbruket ved nitrifikasjonsprosessene.

3.2. Anleggskostnader

Det er umulig å gi generelle kostnadstall for investeringskostnader ved de forskjellige undersøkte alternativ. På grunn av lokale forhold vil anleggs-

| | KMT | Rislefilter | BIOSTYR | Aktivslam |
|-----------------------------------|-----|-------------|---------|-----------|
| Investeringskostnader mill.kr. | 112 | 132 | 135 | 195 |
| Byggeareal 1000 m ² | 5,5 | 7,25 | 4,6 | 12,1 |

Tabell 3. Investeringskostnader (1994) mill. kr./ byggeareal m².

| | KMT | Rislefilter | BIOSTYR | Aktivslam |
|-----------------------------------|------|-------------|---------|-----------|
| Investeringskostnader mill.kr. | 112 | 132 | 135 | 195 |
| Kapitalkostnader mill.kr./år | 11,5 | 12,7 | 13,5 | 18 |
| Driftskostnader mill.kr./år | 38,3 | 35,1 | 32,6 | 24,2 |
| Sum årlige kostnader mill.kr. | 49,8 | 47,8 | 46,1 | 42,2 |

Tabell 4. Investeringskostnader og årlige kostnader, mill.kr.

kostnadene variere innenfor vide grenser.

KMT prosessen kan lett tilpasses eksisterende anlegg. BIOSTYR-alternativet trenger derimot en omfattende ombygging av eksisterende anlegg. For både BIOSTYR og rislefilteralternativet trengs en meget komplisert forsterking av fundamentene for å møte kravene til økte belastninger. De beregnede investeringskostnader er derfor ikke representative for de undersøkte prosesser. For nye anlegg som konstrueres fra grunn, vil investeringskostnadene trolig bli ganske forskjellig fra de kostnader som er funnet i dette studiet.

Aktivslam-alternativet ble valgt for utbygging av Bekkelaget renseanlegg for nitrogenfjerning. Totale byggekostnader basert på innhentede anbud viste at de kostnadene som var benyttet i forstudiet var ca. 25% for lave. Investeringskostnadene i tabellen er

justert etter dette. For de andre alternativer er investeringskostnadene i forprosjektet benyttet.

Tabell 4 viser investeringskostnader og årlige kostnader. Ved beregning av årlige kapitalkostnader er det benyttet en rente på 7 %. Det er benyttet avskrivningstider på 15 og 30 år for henholdsvis maskin og bygg.

3.3. Konklusjon

Kostnadsanalysene for de fire undersøkte utbyggingsalternativene for nitrogenfjerning viser betydelige forskjeller. Beregningene viser at aktivslamalternativet har en vesentlig lavere total kostnad til tross for at investeringskostnadene er betydelig høyere enn for de andre alternativer. Dette skyldes i første rekke at aktivslam med fordenitrifikasjon har betydelig lavere kostnader for fellingskjemikalier og metanol.

Det understrekes at det ikke er mulig å gi generelle kostnader for de ulike alternativer. Kostnadene vil kunne variere betydelig avhengig av stedlige forhold.

REFERANSER

1. Johansen, O.J. "Utbygging av Bekkelaget renseanlegg for nitrogenfjerning - utprøving og utvikling av prosesser". NIF-seminar 11.05.-12.05.1992, Storefjell høyfjellshotell.

2. Siljudalen, J.G. "KMT-prosessen", Bekkelaget renseanlegg, nitrogenfjerningsprosjekt. Sluttrapport juli 1993, Oslo vann- og avløpsverk.

3. Hall, E. "Rislefilter/sandfilter", Bekkelaget renseanlegg. Sluttrapport 1993. Oslo vann- og avløpsverk.

4. Nordeidet, B. "BIOSTYR-prosessen", Bekkelaget renseanlegg. Sluttrapport mai 1993, Oslo vann- og avløpsverk.

5. Mørkved, K. "Fordenitrifikasjon i aktivslam". Sluttrapport fase 1. juni 1993, Oslo vann- og avløpsverk, Norsk institutt for vannforskning.

6. Nordeidet, B. "Fordenitrifikasjon i aktivslam". Sluttrapport fase 2, utkast for revisjon april 1994, Oslo vann- og avløpsverk, Norsk institutt for vannforskning.

7. "Bekkelaget renseanlegg. Nitrogenfjerning - Teknisk økonomisk analyse", K.konsult, VAR-prosjekt januar 1993.

8. Bekkelaget renseanlegg, "Förprojekt utbyggnad för Kvävereduktion", K.konsult, VAR-prosjekt juni 1993.