

Erfaringer med fysisk-kjemisk nitrogenfjerning ved Solumstrand renseanlegg i Drammen

Av Lasse Vråle

Lasse Vråle er sivilingeniør og ansatt hos Carl-H. Knudsen AS, Drammen.

Innledning

Sommeren 1991 og vinteren 1992 ble det gjennomført undersøkelser med nitrogenrensing med kombinert kalkfelling og ammoniakkstripping i lukket anlegg ved det nybygde Solumstrand renseanlegg i Drammen. Sommerundersøkelsene ble støttet av Statens Forurensningstilsyn og Drammen kommune.

Sommerundersøkelsen i 1991 (1) hadde til hensikt å utprøve en videreutviklet utgave av strippinganlegget fra 1989 som ble utprøvet ved Muusøya RA i Drammen (2). Undersøkelsen i 1991 gav flere positive og overraskende konklusjoner og det ble reist spørsmål om de gode rensesultatene ville bli opprettholdt ved en kaldere årstid. Derfor ble det også gjennomført en vinterundersøkelse på kaldere avløpsvann i februar til april 1992 (3). Den siste undersøkelsen ble støttet av FANPROGRAMMET.

Hvorfor er fysisk-kjemisk nitrogenfjerning interessant?

Årsaken til at vi i første omgang har konsentrert oss om fysisk-kjemisk nitrogenrensning basert på ammoniakkstripping er følgende:

1. Fysisk-kjemisk nitrogenrensing basert på stripping er en *svært enkel og driftssikker renseprosess* i motsetning til en biologisk nitrogenrensing. Det betyr at det vil være enklere å drive prosessen med en høy gjennomsnittlig renseseffekt over hele året også i den kalde årstiden. Nyten av investeringene vil sannsynligvis være sikrere enn med biologiske metoder.
2. Kombinasjon av kjemisk felling først og deretter nitrogenrensing som er en vedtatt arbeidsplan i det norske VA-miljøet, passer strippingprosessen bra. Det er helt nødvendig å benytte kalkfelling før et strippinganlegg for å utnytte «gratis» pH-heving til å gjøre vannet strippbart for ammoniakk.
3. Vi er i Norge gode på kjemisk felling inklusive kalk og kan oppnå høye renseseffekter på total fosfor f.eks. 90—98% og utslippkonsentrasjoner på 0,10—0,50 mgP/l. Disse prosessene er robuste med høy driftsstabilitet.
4. Kombinert kalkfelling og ammoniumstripping i lukket anlegg gir en kompakt, enkel og effektiv helhetsløsning som er arealgjerrig sammenlignet med mange biologiske

nitrogenfjerningsmetoder. På grunn av kaldt klima må norske renseanlegg ofte overbygges. Siden tomtearealene er mindre og mer kostbare enn blant annet i Danmark, er mindre tomte- og bygningsareal viktige momenter i diskusjonen om valg av løsninger.

5. Våre beregninger har også vist at fysisk-kjemisk nitrogenrensing gir lavere investeringskostnader og sammenlignbare årskostnader i forhold til biologiske nitrogenfjerningsmetoder.
6. Det faktum at fysisk-kjemisk nitrogenfjerningsprosesser kan slås av og på med elektriske brytere uavhengig av biologiske masser og forhold, gjør prosessen spesielt egnet til bruk i Norge med muligheter for særavtaler på energileveranser. Dette vil ytterligere redusere driftsutgiftene.
7. Prosessen kan egne seg spesielt i fosfor-følsomme områder slik som Mjøsoområdet etc.

Hvorfor kombinert kalkfelling og ammoniakkestripping gir en god helhetsløsning

Det blir stadig klarere utfra de utviklingsprosessene som pågår i Drammensområdet at prosesskombinasjonen med kalkfelling og ammoniumstripping gir flere interessante muligheter. De ulike prosessene som inngår passer dessuten godt sammen. Dette oppsummeres på følgende måte:

1. I det første kjemiske rensetrinnet fjernes nesten all fosfor sammen med en stor mengde organisk stoff og partikulært organisk nitrogen. Høy renseseffekt og lavt restutslipp av fosfor er ingen ulempe slik som ved biologisk nitrogenfjerning hvor fosfor i enkelte tilfeller må tilsettes til

den biologiske prosessen igjen fordi for mye er fjernet. Alternativet er å gjøre fosforfjerningen dårligere. Ved fysisk-kjemisk nitrogenfjerning kan fosforfjerningen være maksimal uten frykt for fosforbrist i etterfølgende rensprosesser. Derved kan også den organiske stoffreduksjonen gjøres maksimal ved best mulig utfelling og partikkelfjerning i den kjemiske rensprosessen.

2. Fosforutfellingen med kalk skjer ved $\text{pH} > 11$. Ved denne pH-verdien foreligger ammonium som strippbar ammoniakk uten ytterligere kostnader til pH-høyende kjemikalier i det etter følgende strippinganlegget.
3. Kalkfellingen gir et bakteriefritt utløpsvann, slik at renseanlegg i nærheten av badestrender kan sikre lavt utslipp av termotabile E-coli og god badevannskvalitet.
4. Arbeidsmiljøet i renseanlegget blir meget bra med lite luktulemp, ingen H_2S produksjon og gode arbeidsforhold.
5. Slammet avvanner også meget bra både i nyere tørrslam sentrifuger til 32% TS og i kammerfilterpresser *uten behov for ytterligere kondisjonering*. Tørrstoffprosenten i slamkaken fra pressene kan komme opp i 40% TS.
6. Slammet får også en meget fin kvalitet med et kalkinnhold varierende mellom 13 til 26 % kalsium som Ca av tørrstoffinnholdet. Dette er attraktivt for norsk jordbruk.
7. Slammet vil normalt uten annen slambehandling enn kalkvirkningen fra fellingsprosessen være fritt for termotabile E-coli og Salmonella.
8. Anaerob behandling som stabiliseringsanlegg og hygieniseringsanlegg er neppe interessant ved kalkfelling

slik at man unngår å løse opp nitrogen i slammet igjen.

9. Fullskala-erfaringer fra frilandskompostering på Lindum ved Drammen med kalkfelt slam som blandes 1:1 med sagflis eller bark, viser meget gode resultater med full hygienisering og stabilisering. Omsetning av denne slamtypen er god og sluttprodukt er meget attraktivt.

Kalkfelling kan effektiviseres med dosering av sjøvann og optimale doseringsmetoder for kalken

For renseanlegg i nærheten av sjøen kan kalkmagnesiumprosessen benyttes. Det foreligger lang erfaring og forskning med denne kalksjøvannmetoden i Norge.

Dette er en effektiv metode som:

- Utnytter gratis magnesium fra sjøvann ved dosering av ca. 4—7% av avløpsvannmengden.
- Magnesiumdoseringen fra sjøvannet gjør det mulig å halvere kalkdoseringen.

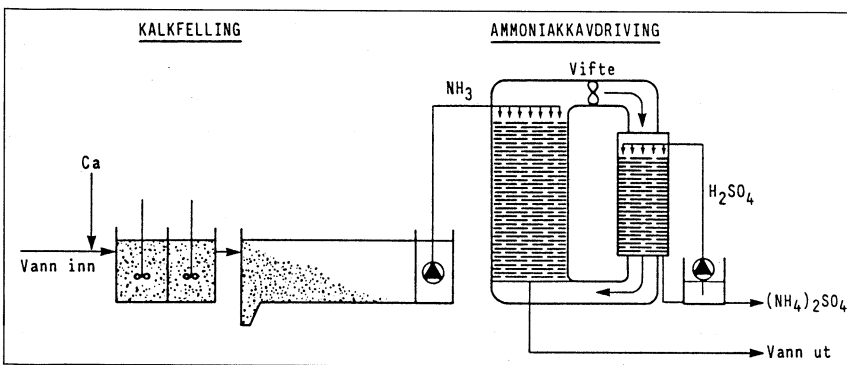
- Kalkdoseringen senkes normalt fra 400 og 500 g kalk pr. m³ til 200 og 300 g kalk pr. m³.
- Samtidig øker renseseffekten for fosfor og utslippskonsentrasjonen senkes fra normalt ca. 0,50 — 0,60 mg P/l til 0,10 — 0,20 mg P/l.

Dette fører ofte til at kalkmagnesiumprosessen kan konkurrere økonomisk med andre kjemiske fosforfjerningsprosesser hvor aluminiumsulfat og jernklorid benyttes som fellingskjemikalie.

De siste års undersøkelser har dessuten vist at kalkdoseringen kan effektiviseres betydelig ved å dosere kalken på riktig og optimal måte. Dette resulterer i lavere kalkdoseringer, mindre slammengder og bedre renseseffekt.

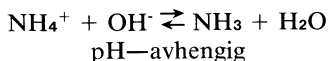
Ammoniakkstrippingens virkemåte

Nitrogenrensing basert på kombinert kalkfelling og ammoniakkavdriving i lukket anlegg er som prinsipp vist i fig. nr. 1.



Figur 1. *Prosessløsning for anlegg basert på kalkfelling og ammoniakkavdriving (4).*

pH-verdien i vannet bør være opp i mot 11 slik at ammonium hovedsaklig foreligger som strippbar ammoniakk:



I utløpsvannet fra et kalkfellingsanlegg hvor pH er mellom 11 og 12 vil nær 100% av ammoniuminnholdet NH_4 foreligge som ammoniakk NH_3 -form. Denne gassen kan fjernes fra vannet ved avdriving med store mengder luft.

Renset kalkfelt vann pumpes opp i toppen av strippetårnet og sildres nedover i et pakningsmedium. Nyrenset luft møter innløpsvannet og ammoniakken overføres fra vannet til luften som anrikes med NH_3 . Luften føres så over i et vasketårn hvor luften syrevaskes med svovelsyre eller lignende. Ammoniakk overføres fra luftfasen til syren som gradvis anrikes med nitrogen i form av ammonium.

Syren resirkuleres og kan tilslutt bli mettet med ammonium. Hvis svovelsyre benyttes, oppnås en relativt ren ammoniumsulfat. Ny vasket luft resirkuleres tilbake til strippetårnet og trekker ny nitrogen ut av vannet.

Det nye ved strippingprosessen ved Drammensundersøkelsene i forhold til nitrogenrensingen med ammoniakkestripping i USA i 70-årene, er at luftmengden som stripper ut nitrogenet går i lukket bane, renses og resirkuleres tilbake til strippetårnet. Derved unngår man å sende ammoniakken til atmosfæren som en forurensning og unngår is og støypoblemer. På denne måten tas det dessuten vare på dette verdifulle nitrogenproduktet, slik at det kan få positiv anvendelse til f.eks. gjødselformål.

Vinterundersøkelsen (3) i Drammen omfatter en rekke opplysninger om

ammoniumsluttproduktet. Lokale gårdbrukere har uttrykt stor interesse for bruk av ammoniumsluttproduktet som sprøytegjødsel på voksende korn.

Norsk Hydro har gitt uttrykk for positiv interesse for sluttproduktet og det er ønske om å arbeide videre med dette.

Det må være et riktigere system med dagens miljøproblemer å igjenvinne nitrogenet i avløpsvannet til ny gjødsel i stedet for å omdanne nitrogenet til nitrogengass N_2 eller muligens noe av det til lystgass å sende det tilbake til atmosfæren.

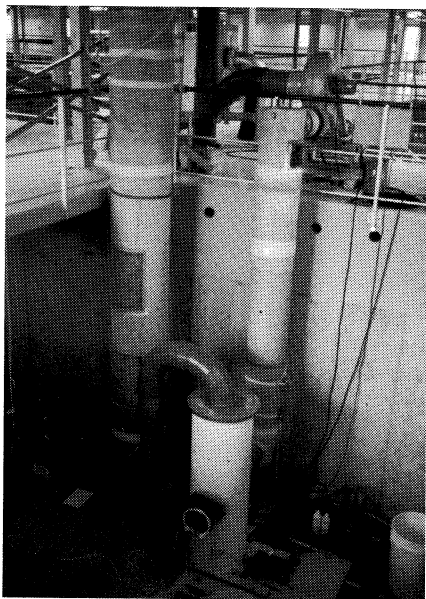
Undersøkelser med ammoniakkevdrivning i forbedret anlegg ved Solumstrand RA sommeren 1991

Solumstrand rensanlegg er et nybygget kalksjøvannsanlegg i Drammen, 4 mil vest for Oslo og Norges største anlegg med kalksjøvannsfelling. Anlegget er dimensjonert for 3000 m^3/h Q_{maks} og skal betjene ca. 60.000 personer. Det er utarbeidet et skisseprosjekt (4) for anlegget med tanke på utvidelse med nitrogenfjerning basert på ammoniumstripping i lukket anlegg (5).

For å skaffe frem dimensjoneringsdata for dette anlegget ble et tidligere forsøksanlegg for stripping forbedret og flyttet til Solumstrand.

Det ble utført en rekke forbedringer ved anlegget i forhold til Muusøyaundersøkelsen (2). De viktigste forbedringene var:

- * Tårnhøyden i strippetårnet øket fra 3,50 til 7,50 m og pakningshøyden fra 2,40 til 4,50 m.
- * Nytt pakningsmateriale fra VIVA Miljø i Drammen ble benyttet.
- * Nye dråpefangere, ny dysetype og bedre plass over dysene i strippetårnet ble installert.



Figur 2. Bilde av det nye ombygde strippinganlegget på Solumstrand RA ferdig til drift i juni 1991.

For videre detaljer henvises til forsøksrapporten (1).

Ved anlegget kunne vannbelastningen inn i tårnet reguleres mellom 0,3 til 2,0 m³/h. Vannet ble pumpet rett fra toppen av utløpsbassenget for kalkfellinggen ved hjelp av en eksenterskruepumpe med hydraulisk variator.

Viftas kapasitet kunne ikke reguleres, men var tilpasset volumer og strømningsarealer i det lukkede strippinganlegget.

Det ble tatt målinger med kontinuerlig registrerende instrumenter av:

1. pH
2. Turbiditet
3. Ammonium
4. Ledningsevne
5. Temperatur

Disse måleinstrumentene ble montert slik at innløpsvannet og utløpsvannet ved strippingtårnet vekselvis ble pumpet til de samme sensorene annen hver time og verdiene ble logget.

Resultater fra sommer- (1) og vinterundersøkelsen (3)

I første del av sommerundersøkelsen (1) ble den hydrauliske belastningen i strippingtårnet variert i kontrollerte trinn mens luftmengden var relativt konstant.

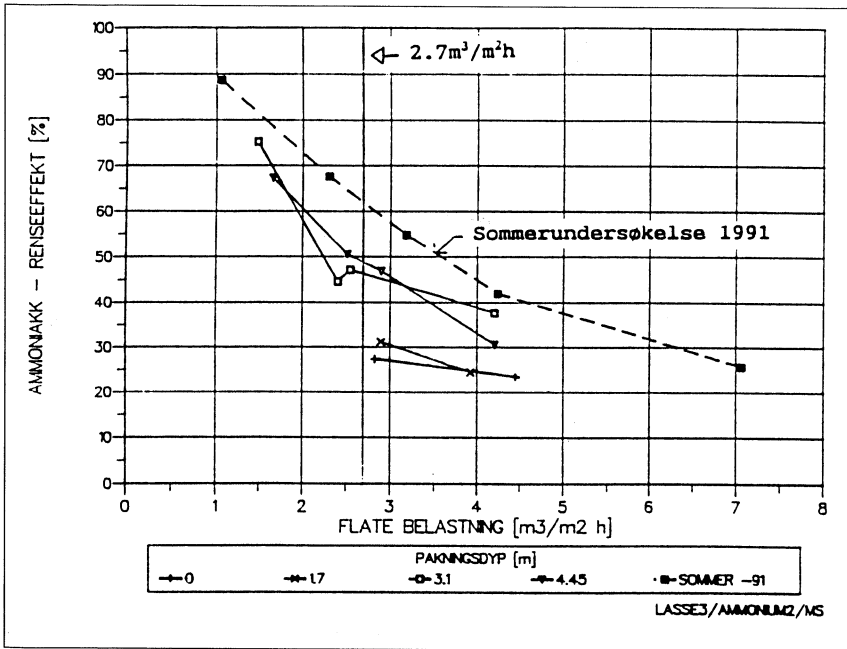
Resultatene både fra sommer- og vinterundersøkelsen er plottet som funksjon av hydraulisk belastning i fig. 3.

I sommerundersøkelsen var luftmengden ca. 1500 m³/h i hele perioden. I vinterundersøkelsen varierte luftmengden mer delvis fordi pakningstype ble variert i trinn fra ingen pakning og på 1/3-deler opp til fullt pakningsdyp. Etterhvert som pakningshøyden fylles opp vil en konstant vifteenergi gi mindre og mindre luft i strippingtårnet.

Figuren viser først og fremst at det kan oppnås meget høye renseeffekter helt opp mot 90 % når den hydrauliske belastningen er relativt lav i strippingtårnet og luftvannforholdet blir relativt høyt.

Ved høyere hydraulisk belastning og derved også lavere vannluftforhold synker renseeffekten. Men selv ved meget høye hydrauliske belastninger oppnås det en betydelig renseeffekt på ca. 30 %.

Dessuten viser resultatene fra vinterundersøkelsen at filterdyp på 4,45 m ikke gav bedre renseeffekt enn filterdyp på 3,10 m med det relativt tette pakningsmateriale som ble benyttet (250 m²/m³) og samme tilførte vifteenergi til luftsirkulasjon.



Figur 3. Sammenheng mellom hydraulisk belastning i strippetårnet og renseseffekt for ammonium.

Figur 3 viser også at renseseffektene fra vinterundersøkelsen gjennomgående er ca. 10 til 15 % lavere for ammoniakk ved dimensjonerende belastning på $2,7 m^3/m^2 h$ med en senkning fra 62 % til 48 %.

En av hovedkonklusjonene er at den lavere temperaturen vinterstid ikke synes å spille noen stor rolle, og har mindre betydning for ammoniakkreduksjonen i lukkede strippinganlegg enn ved biologisk nitrogenfjerning.

Resultatene viser også at ved å senke den hydrauliske flatebelastningen vinterstid kan renseseffekten enten økes eller i det minste opprettholdes. Siden vannmengdene vinterstid ofte er lavere kan dette være fullt mulig.

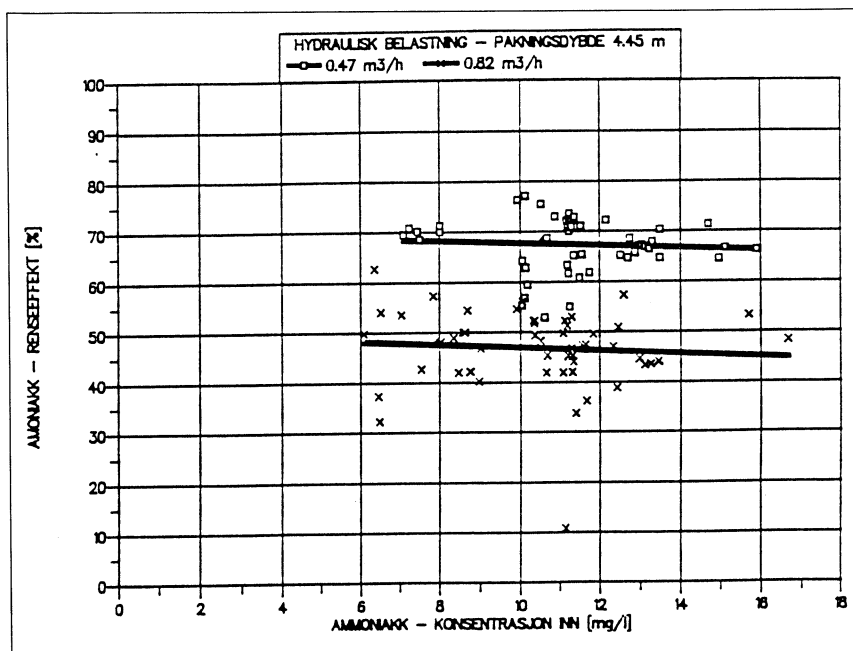
Figur 4 viser det meget interessante at strippingprosessen er lite påvirket av lave konsentrasjoner.

Dette viser at strippingprosessen klarer å opprettholde høye renseseffekter selv om konsentrasjonene blir lave. *Strippingprosessen kan derfor vise seg å være spesielt egnet for norske avløpsvann typer med lave konsentrasjoner og lave temperaturer.*

For nærmere detaljer henvises til forsøksrapportene (1, 3).

Nitrogenrenseseffekter med kombinert kalkfelling og ammoniumstripping på 70% som TOT-N

Arbeidene ved fysisk-kjemisk nitrogenrensing i Drammen har gitt store



Figur 4. Ammoniakkrenseeffekt som funksjon av ammoniakkens inn løpskonsentrasjon målt vinterstid ved Solumstrand RA vinteren 1992 (3).

overraskelser i fagmiljøet særlig med tanke på mulige nitrogenrenseeffekter og nitrogenrensekostnader.

Undersøkelsene i Drammen knyttet til Solumstrand (4) viste blant annet følgende mulige renseseffekter:

Tabell 1. Renseseffekter for Tot-N og ammonium ved et utvidet Solumstrand-anlegg med fysisk/kjemisk nitrogenfjerning.

| Prosesstrinn | Tot-N % fjerning | | Ammonium % fjerning | |
|--------------------------------|---------------------------|-----------------------------|---------------------------|-----------------------------|
| | I forhold til hovedinnløp | I forhold til enhetsprosess | I forhold til hovedinnløp | I forhold til enhetsprosess |
| Kjemisk rensesstrinn m/kalk | 27 | 27 | 5 | 5 |
| Strippinganlegg | 43 | 59 | 59 | 62 |
| Totalt for hele rensenanlegget | 70 | — | 64 | — |

Det oppnås betydelige nitrogenrense-effekter i kalkfellingstrinnet på grunn av at partikulært organisk nitrogen i råkloakken felles ut i slammet. Denne nitrogenmengden kan variere fra sted til sted og kan gi nitrogenrenseeffekter fra 20 % til 40 %. *Ved Solumstrand renseanlegg er denne renseseffekten foreløpig beregnet til 27 % i kalkfellingstrinnet. En dimensjonerende ammoniumstripping på 62 % i strippinganlegget tilsvarer 43 % som tot-N i forhold til inn løpet. Totalt blir der- ved renseseffekten 70 %.*

Alle kjemiske rensetrinn har mulig- heter til å fjerne denne lokale partik- kulære organiske nitrogenmengden. Problemet er at når aluminium og jern benyttes som fellingskjemikalie vil oksygeninnholdet i slammet internt i anlegget gradvis reduseres og slammet vil gå anaerobt i fortykkere etc. Derved øker ammoniuminnholdet i slammet ved at partikulært organisk nitrogen går i løsning som ammonium og ammoni- uminnholdet i slamvann, dekantvann fra fortykkere, rejektivann fra sentrifuge og filtratvann fra kammerfilterpresser øker. Denne tilbakeføringen av oppløst nitrogen vil senke nitrogenreduksjonen i det kjemiske rensetrinnet.

Dette vil ikke skje dersom kalkfelling benyttes fordi slammet vil holde høy pH og høy nitrogenrensing oppretthol- des. Disse momentene er i liten grad trukket inn i nitrogenrensediskusjonen til nå.

Nettopp denne organiske andelen av nitrogen i råkloakken var det som ble brukt mot strippingprosessen i en tidli- gere fase av FAN-prosjektet. Denne organiske delen av nitrogen er med på å senke forholdet mellom ammonium og totalnitrogen og kan selvfølgelig ikke strippes bort. Men når den partikulære organiske nitrogenmengden som nor-

malt er stor automatisk felles ut i kalk- trinnet, er den med på å øke den totale nitrogen renseseffekten. Dessuten blir andelen strippbar nitrogen ennå større etter at vannet er kjemisk renses for ni- trogenholdige partikler på forhånd.

Anaerob utråtning vil senke nitrogen- rensingen i det kjemiske fellingstrin- net ytterligere

Hvis det anlegges anaerob utråtning på kjemisk felt slam vil den naturlige nitrogenrenseeffekten i det kjemiske rensetrinnet reduseres ytterligere.

Dette skjer fordi organisk bundet ni- trogen i partikulær form i slammet vil gå i løsning i et utråtninganlegg. Nitro- geninnholdet i rejektivannet fra sentri- fugene øker kraftig og verdier som ammonium opp mot 1000 mgN/l kan oppstå i de verste tilfellene. Det betyr en stor tilbakeføring av oppløst nitrogen som ammonium til innløpet. Dette er sannsynligvis årsaken til at svenske kjemiske rensesanlegg med utråtning bare har ca. 5 % nitrogenrensing i det kjemiske trinnet.

Denne oppløsningen av nitrogenslam- met i utråtningstanker er også årsaken til at mange finner det lønnsomt å strippe rejektivannet fra slambehandlingen. Denne muligheten ble også undersøkt ved Solumstrand rensesanlegg, men viste seg å være helt uinteressant fordi filtrat- vannet ikke inneholdt noe ammonium/ ammoniakk av betydning. I kalkfel- lingsprosessen oppnås høy nitrogen- renseseffekt (20-40 %) og det er neppe ønskelig å utråtne slammet.

Sluttord

Det er mange andre viktige erfaringer som også er oppnådd fra undersøkel- sen med fysisk-kjemisk nitrogenren-

sing i Drammen. For nærmere studium henvises det til rapportene.

Hovedinntrykket til nå er at kombinert kalkfelling og ammoniumstripping stadig synes å overraske med positive erfaringer. Dette synes stadig å gjøre fysisk-kjemisk nitrogenfjerning basert på kalkfelling og stripping i lukket anlegg som et interessant alternativ til andre mer kompliserte nitrogenfjerningsprosesser i Norge.

Prosessens fortrinn er at den er enkel og driftssikker, krever små arealer og sikrer høy nitrogenrenseeffekt.

Den største usikkerheten i øyeblikket er hvilke tiltak som bør gjøres for å begrense en eventuell utfelling/begroing på pakningsmaterialet.

Det anbefales at man går videre med undersøkelsene, og det bør legges vekt på følgende punkter:

1. Vurdere bruk av filtrering etter sedimenteringstrinnet før strippinganlegget for å øke organisk stoff-fjerning maksimalt og for å begrense en eventuell slaminnpumping i strippetårnet. Det kan forøvrig nevnes her at det nå kjøres meget interessante undersøkelser med kalkfelling og etterfiltrering i et relativt stort anlegg (3000 PE) i Hurum kommune. Renseresultatene og driftserfaringene til nå er oppsiktsvekkende gode.
2. Vurdere faren for utfelling på pakningsmateriale.
3. Videre optimalisering av forskjellige pakningsmaterialer og dråpefangere.
4. Videre arbeid med ammoniumsluttproduktet og absorpsjon med andre syrer bør også utføres for å oppnå et mest mulig spesialtilpasset gjødselprodukt avhengig av avtakerens ønsker.
5. Undersøke hvor mye pH-verdien kan senkes under 11 inn i strippinganlegget uten at dette går ut over den høye renseseffekten.
6. Arbeide videre med å dokumentere de lave kostnadene i prosessen som er påvist i Drammensundersøkelsen i 1991 (5).

Referanser

1. Vråle, L.: «Deloppgave 8. Undersøkelser ved Solumstrand RA». Nitrogenreduksjon med kombinert kalkfelling og ammoniakkstripping i lukket anlegg. CHK-rapport F0164.24/91-299. Datert 1. oktober 1991.
2. Liltvedt, H. & Vråle, L.: «Fjerning av nitrogen fra kommunalt avløpsvann i en intergrert avdrivnings- og absorpsjonsprosess». NIVA-rapport E-88416. Datert februar 1990.
3. Vråle, L.: «Videregående undersøkelser februar, mars og april 1992». Solumstrand RA. Nitrogenreduksjon med kombinert kalkfelling og ammoniumstripping i lukket anlegg. CHK-rapport A1711/92-144 utført for FAN-programmet, revidert 30. juli 1992. Fåes også som FAN-R/92.
4. Ødegaard, H. (1988): «Oversikt over metoder for fjerning av nitrogen i avløpsvann», i boken «Fjerning av nitrogen i avløpsvann». Tapir Forlag, Trondheim.
5. Vråle, L.: «Samlerapport». Solumstrand RA - Nitrogenreduksjon med kombinert kalkfelling og ammoniakkstripping i lukket anlegg. CHK-rapport F0164.24/91-378.