

Termisk hydrolyse for produksjon av karbonkilde til denitrifikasjon

Av John Barlindhaug

John Barlindhaug er dr.ing. og ansatt i INTERCONSULT AS, Oslo

English summary

Thermal hydrolysate is the liquid fraction (supernatant) of thermally treated wastewater sludge. The objective of the present study was to investigate the quality of thermal hydrolysate as a carbon source for denitrification. Steady state denitrification experiments in moving bed biofilm reactors are carried out. It was demonstrated that 2/3 of the COD in the thermal hydrolysate was utilised as a carbon source in the post denitrification step, with a retention time of 50 minutes. This degree of utilisation is about the same as reported for biological hydrolysate, which generally has been considered to be of better quality as a carbon source than thermal hydrolysate. The yield of soluble COD in the thermal hydrolysis process (180 °C in 30 minutes) was found to be 28%. Typical COD-yields for biological hydrolysis are around 11%.

Sammendrag

Termisk hydrolysat er vannfasen (rejektvannet) i varmebehandlet avløps-slam. Hensikten med arbeidet var å undersøke hydrolysatets kvalitet som

karbonkilde for denitrifikasjon. Kontinuerlige forsøk ble kjørt i et pilotanlegg basert på biofilm bæremedie fra Kaldnes Miljøteknologi (KMT). Det ble vist at 2/3 av det organiske stoffet (COD) i hydrolysatet ble utnyttet til denitrifikasjon ved en oppholdstid på 50 minutter. Denne utnyttelsesgraden er like høy som den rapportert for biologisk hydrolysat, som man generelt har antatt å være av bedre kvalitet som karbonkilde enn termisk hydrolysat. Utbyttet av løst COD i den termiske hydrolysen (180°C i 30 minutter) var ca. 28%. Typisk utbytte for biologisk hydrolyse er rundt 11%.

Innledning

Som en konsekvens av internasjonale avtaler (f.eks. Nordsjøavtalen) og nasjonale/regionale regler (f.eks. EU-direktiv), må en lang rekke renseanlegg rundt om i verden, med utslipp til sårbare resipienter, fjerne næringsstoffer. Vanligvis vil en kombinasjon av biologiske og kjemiske prosesser benyttes. Kjemisk felling er mest benyttet for fosforfjerning da denne prosessen er effektiv og lite påvirket av avløpsvannets sammensetning.

Biologisk fjerning av næringsstoffer (både N og P) er på den annen side svært avhengig av råvannets sammensetning, og spesielt forholdet mellom organisk stoff og næringsstoffer. Ofte vil innholdet av lett nedbrytbart organisk stoff i råvannet være den begrensende faktor for prosessen. Når dette er tilfelle, kan det være fordelaktig både fra en økonomisk og økologisk synsvinkel å benytte en prosess basert på forfelling og etterdenitrifikasjon, eller en kombinasjon av for- og etterdenitrifikasjon (Ødegaard og Karlsson, 1994; Andersson et al., 1992).

I en prosess med etterdenitrifikasjon må man sette til en karbonkilde som f.eks. metanol eller etanol. Den største ulempen med dette er kostnadene til karbonkilde, men man får også en uønsket økning i slamproduksjonen.

Et alternativ til å benytte en ekstern karbonkilde er å utnytte slammet til å produsere en intern karbonkilde. Det organiske stoffet i slammet er i hovedsak partikulært og tungt nedbrytbart. Ved å hydrolysere slammet termisk, biologisk eller kjemisk, kan man imidlertid løseliggjøre en god del av det organiske stoffet i slammet, slik at dette kan utnyttes som karbonkilde.

Den undersøkte prosess

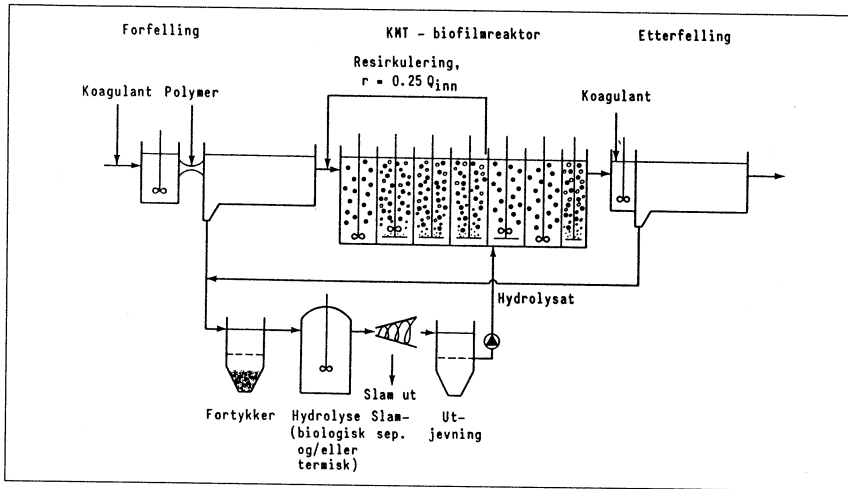
Arbeidets utgangspunkt er den såkalte NTH-prosessen (Ødegaard, 1992). Prosessen er basert på forfelling og biologisk nitrogenfjerning med en kombinasjon av for- og etterdenitrifikasjon (DN) i "moving bed" reaktorer fra Kaldnes Miljøteknologi (KMT). Karbonkilden for etter-DN lages ved å hydrolyse-

re slammet som produseres (figur 1). Ideen er at partikulært organisk materiale som i et tradisjonelt for-DN system må hydrolyseres av bakeriene i renseanlegget, kan bli hydrolysert mer effektivt i en konsentrert sidestrøm og benyttet i etter-DN steget. På denne måten vil både nitrifikasjonssteget og DN-steget bli mer effektivt og kompakt.

Det løste organiske stoffet som ikke vil bli fjernet i forfellingen, inneholder det lettest nedbrytbare organiske stoffet i råvannet. Dette organiske stoffet kan utnyttes positivt ved å ha et lite for-DN steg med en tilsvarende liten resirkulasjon av nitrifisert vann, som fjerner noe nitrat effektivt. Hoveddelen av denitrifikasjonen utføres imidlertid med bruk av hydrolysat i etterdenitrifikasjonen. En tilleggseffekt av for-DN steget, er at den organiske belastningen på nitrifikasjonssteget reduseres ytterligere i forhold til om man bare hadde forfelling.

Lillehammer renseanlegg er bygget etter disse prinsippene med unntak av hydrolysedelen. Forsøk pågår imidlertid med tanke på også å bygge ut et hydrolysesteget ved Lillehammer renseanlegg.

Hensikten med det arbeidet som presenteres her, var å undersøke kvaliteten av termisk hydrolysat som karbonkilde for denitrifikasjon i en kompakt biofilmprosess. Arbeidet er en oppfølging av det skandinaviske EUREKA-prosjektet HYPRO (Henze og Harremoës, 1990), der man undersøkte bruk av hydrolysert slam som karbonkilde for denitrifikasjon.



Figur 1. NTH-prosessen for fjerning av næringsstoffer (Ødegaard, 1992).

Termisk hydrolyse er en velkjent prosess for kondisjonering av slam, og ble brukt en god del på 60- og 70- tallet. Metoden fikk ikke noen stor utbredelse, hovedsakelig på grunn av det høye organiske innholdet i rejevtvannet, som resulterte i en høy internbelastning på renseanlegget. I den foreslåtte prosess (figur 1) utnyttes dette karbonrike rejevtvannet positivt som karbonkilde til denitrifikasjon.

Ved termisk hydrolyse varmes slammet opp til typisk 150-200°C. Det tilhørende trykket ved disse temperaturene er i området 6-25 bar. Utbyttet av organisk stoff defineres som COD_F (prøve filtrert gjennom et $\approx 1 \mu\text{m}$ filter) målt på rejevtvannet, delt på total COD på råslammet før hydrolyse. Utbyttet er nok så lineært stigende fra noe under 20% ved 150°C til rundt 30% ved 200°C (Barlindhaug, 1995). Ved biologisk hydrolyse vil man oppnå et utbytte på rundt 11% (Æsøy og Ødegaard, 1994).

Forsøk med biologisk hydrolysat som karbonkilde, har vist at bare flyktige fettsyrer (VFA) i praksis utnyttes i DN-prosessen. VFA utgjør rundt 2/3 av det organiske stoffet i biologisk hydrolysat (Æsøy og Ødegaard, 1994). Med tanke på at termisk hydrolysat normalt inneholder en langt mindre andel VFA enn biologisk hydrolysat, var et av de viktigste spørsmålene i studien av termisk hydrolysat, om andre organiske fraksjoner enn VFA kan utnyttes i denitrifikasjonen.

Termisk hydrolyse kan ikke bare ses på som en metode for å produsere karbonkilde for denitrifikasjon. Man må også ta med i vurderingen av metoden at man oppnår meget gode avvannings-egenskaper på slammet, slammet hygieniseres (steriliseres), og man vil få en lavere slamproduksjon enn om man benytter en ekstern karbonkilde. Slammet kan sannsynligvis også karakteriseres som stabilt, da det meste av det lett

nedbrytbare organiske stoffet i slammet fjernes med hydrolysatet.

Hydrolyse kan også benyttes ved anlegg som ikke har behov for karbonkilde til nitrogenfjerning, da hydrolysen vil føre til at en større del av slammets organiske innhold kan omsettes til biogass i en anaerob stabiliseringsprosess. Ved HIAS renseanlegg har man bygget et slikt anlegg (levert av Cambi AS), som så langt har vist gode resultater. Ved HIAS har man også en prosess for gjenvinning av fellingskjemikalier, der den termiske hydrolysen er en nødvendig forutsetning. Disse tiltakene har gitt en stor reduksjon i renseanleggets slamproduksjonen.

Pilotanlegget

Pilotanlegget som ble benyttet i forsøkene er basert på NTH-prosessens prinsipper (figur 1). Det biologiske steget har en for-DN reaktor (T1), tre nitrifikasjonsreaktorer (T2-T4), to etter-DN reaktorer (T5 and T6), og til slutt en aerob reaktor med bare halve volumet av de øvrige reaktorene (T7). Funksjonen til den siste reaktoren er å fjerne et eventuelt overskudd av karbonkilde, samt å øke oksygenkonsentrasjonen. Alle reaktorene er såkalte "moving bed" reaktorer fra Kaldnes Miljøteknologi. Anlegget ble kjørt mer eller mindre kontinuerlig med hydrolysat som karbonkilde i over et år.

I den siste nitrifikasjonsreaktoren (T4) holdes oksygenkonsentrasjonen lav (ca. 2 mg/l) for å minimere oksygentilførselen til både for- og etter-DN. Ammoniumkonsentrasjonen i denne reaktoren vil normalt være så lav at nitrifikasjons-

hastigheten ikke begrenses av oksygen.

Oppholdstiden i de to etter-DN reaktorene var totalt ca. 50 minutter, mens oppholdstiden i hele det biologiske steget var ca. 2 timer og 40 minutter. Den hydrauliske belastningen på anlegget var ca. 1 m³/d. I forfellingsteget ble det benyttet PAX 14 som hovedkoagulant, mens en anionisk polymer (Praestol 2540) ble brukt for å bedre flokkuleringen.

Produksjon av hydrolysat

Laboratorieforsøk med hydrolyse av slam viste at hydrolysetemperaturer i området 160-200°C er aktuelt å bruke. Resultatet av hydrolysen vil variere en del med temperaturen, så avløpsvannets og slammets sammensetning, sammens med de rensekraft myndighetene setter, vil være bestemmende for valg av hydrolysetemperatur. Slammets innhold av fett har vist seg ikke å bli påvirket av hydrolysen, slik at det er proteinene og karbohydratene i slammet som omdannes og løseliggjøres. Innholdet av VFA i slammet øker bare i mindre grad ved hydrolyse. Det viktigste for å få en høy andel VFA i hydrolysatet er å kombinere termisk og biologisk hydrolyse. I sin enkleste form kan dette bare være å benytte et slam som er noen dager gammelt til den termiske hydrolysen.

Til pilotforsøkene med hydrolysat som karbonkilde, ble det benyttet en hydrolysetemperatur på 180 °C og en oppholdstid på 30 minutter. Hydrolyseutbyttet av COD_F var da ca. 28%. I gjennomsnitt utgjorde COD_F 94% av hydrolysatets totale COD.

I en forsøksperiode ble magnesiumammonium-fosfat (MAP) felling benyttet for å fjerne ammonium fra hydrolysatet. MAP-fellingen fungerte godt, og fjernet det meste av ammoniumet uten å påvirke hydrolysatets organiske innhold. Et alternativ til MAP-felling, hvis det er ønskelig å fjerne ammonium fra hydrolysatet, er å benytte stripping.

I en annen periode ble termisk og biologisk hydrolyse kombinert ved at det termiske hydrolysat ble fermentert i en KMT-biofilmreaktor i 8 timer ved 37°C før det ble benyttet til denitrifikasjon. Den biologiske hydrolysen økte hydrolysatets innhold av VFA på bekostning karbohydrater og proteiner.

Biologisk hydrolyse ble også kombinert med termisk hydrolyse på den måten at man varierte lagringstiden (1-4 dager v/ ca. 16°C) på slammet før den termiske hydrolysen. En lagringstid på opp mot 4 dager hadde ca. den samme effekten på det produserte hydrolysat som den kontrollerte biologiske hydrolysen beskrevet ovenfor.

Tabell 1 viser det typiske variasjonsområde for det organiske innholdet i termisk hydrolysat produsert ved 180°C, med 30 minutters oppholdstid.

Resultater fra pilotforsøkene

De presenterte resultater er bare noen

av hovedkonklusjonene fra forsøkene. Mer detaljert informasjon finnes i Barlundhaug (1995).

Hydrolysatets utnyttelsesgrad

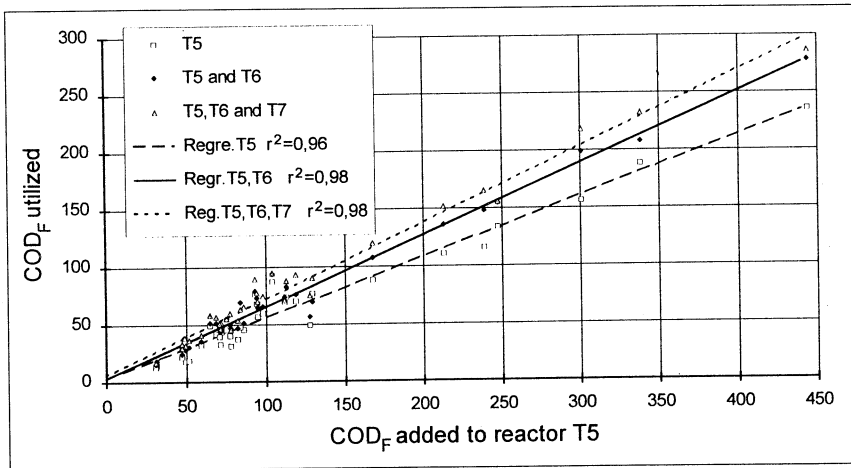
Forsøkene viste at variasjonene i organisk innhold (se tabell 1), ikke hadde noen betydning for hvor mye av det organiske stoffet i hydrolysatet som ble utnyttet i denitrifikasjonen. Man må kunne anta at proteiner og karbohydrater må hydrolyseres videre enzymatisk av bakteriene før de kan diffundere inn i biofilmen, mens VFA kan utnyttes umiddelbart. Når utnyttelsen av hydrolysatet er uavhengig av sammensetningen, må det bety at proteiner og karbohydrater i større grad hydrolyseres i DN-reaktoren hvis man ikke på forhånd har en biologisk hydrolyse.

Figur 2 viser utnyttelsen av det tilsatte hydrolysat for alle tilgjengelige data. Ser man bare på de data der COD_F ikke ble satt til i overskudd, ble 56% omsatt i den første DN-reaktoren, 67% i hele etter-DN steget, mens 74% ble fjernet når også den siste aerobe reaktoren inkluderes. Det meste av omsetningen skjer altså i den første reaktoren.

Så godt som alt VFA ble omsatt, omkring 2/3 av karbohydratene ble omsatt, mens utnyttelsen av proteiner var i størrelsesorden 50-60%. For noen

Tabell 1. Organisk innhold i termisk hydrolysat produsert ved 180°C.

	VFA	Proteiner	Karbohydrater	Ukjent
% av COD _F	20-40%	30-60%	10-25%	+10-20%



Figur 2. COD_F (g/m^3) omsatt i den første DN-reaktoren (T5), i begge DN-reaktorer (T5 and T6) og i alle de tre siste reaktorer (T5, T6 og T7), som funksjon av tilsatt mengde hydrolysat ($g\ COD_F/m^3$) i reaktor T5.

hydrolysat der man hadde svært lite VFA og mye proteiner, var omsetningen av proteiner større, slik at den totale COD_F -utnyttelsen var den samme som for de øvrige hydrolysat.

Det meste av de flyktige fettsyrene (VFA) ble omsatt i den første DN-reaktoren, mens omsetningen av proteiner og karbohydrater var jevnere fordelt mellom de to DN-reaktorene. Dette betyr at andelen VFA i hydrolysatet likevel vil ha betydning om oppholdstiden i etter-DN trinnet er kortere enn de 50 minuttene som ble benyttet i pilotforsøkene. Det kreves altså en viss oppholdstid for å få en god utnyttelse av proteiner og karbohydrater.

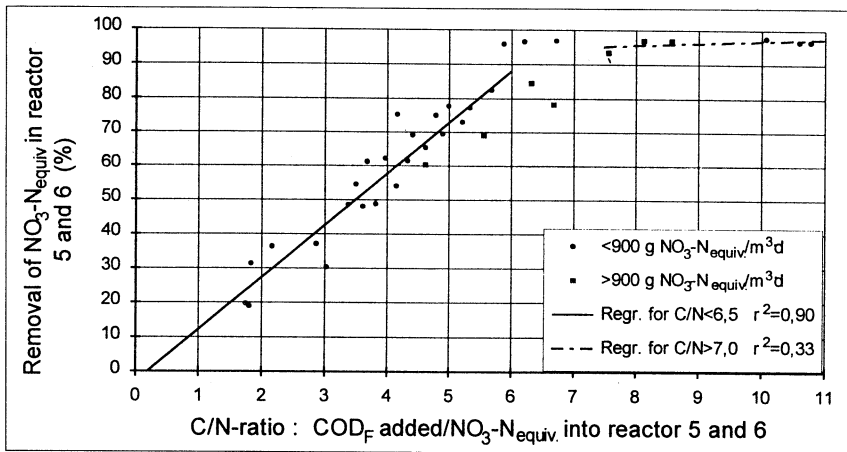
Fjerning av NO_3-N ekvivalenter

Ved undersøkelser av karbonkildeforbruk ved denitrifikasjon, bør denitrifi-

kasjonen defineres som fjerning av elektron- eller NO_3-N -ekvivalenter. Når man bruker et av disse begrepene, vil resultatene ikke forstyrres av systemavhengig oksygentilførsel til DN-reaktoren. I pilotforsøkene benyttet man begrepet NO_3-N ekvivalenter, definert som: $[NO_3-N_{ekviv.}] = [NO_3-N] + 0,6 \cdot [NO_2-N] + 0,35 \cdot [O_2]$.

Figur 3 viser fjerningseffektiviteten for $NO_3-N_{ekviv.}$, som funksjon av C/N-forholdet (C/N -forhold = $g\ COD_{F,tilsatt} / g\ NO_3-N_{ekviv.,innfluent}$). Som det framgår av figuren må man sette til 6,9 g COD_F i form av hydrolysat, for å fjerne 1 g av $NO_3-N_{ekviv.}$. Dette C/N-forholdet sammen med utnyttelsesgraden for hydrolysatet på 67%, viser at produksjonen av biomasse i etter-DN er på ca. $0,38\ g\ COD_{produert\ biomasse} / g\ COD_{F,omsatt}$.

I figur 3 kan det virke som om DN-trinnets kapasitet overskrides ved de



Figur 3. Fjerningseffektiviteten for NO₃-N_{equiv}, som funksjon av C/N-forholdet satt til i etter-DN trinnet.

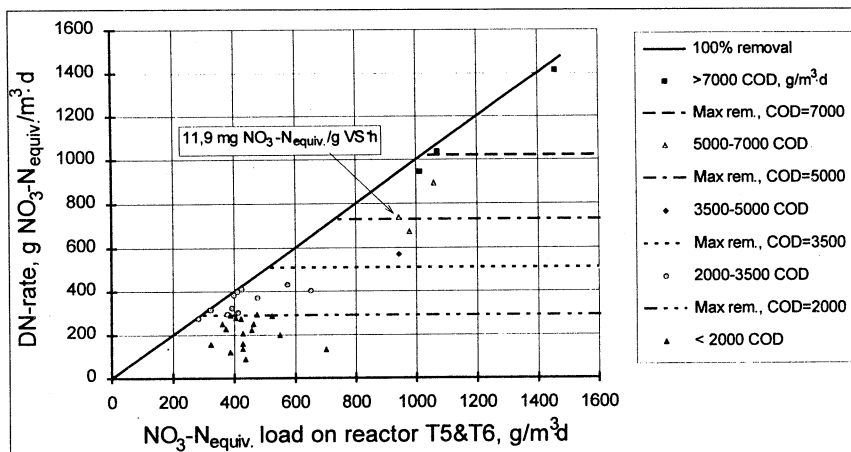
høyeste nitrat belastningene, når man ikke tilsetter hydrolysat i overskudd. Disse dataene er imidlertid fra en periode med sterk økning i belastningen. En alternativ forklaring kan derfor være at biomassen i anlegget enda ikke var kommet til en “steady state” situasjon.

Pilotanlegget har stort sett hele tiden vært kjørt med COD_F og/eller NO₃ begrensning, så man har ikke med sikkerhet kunne fastslå den maksimale DN-hastighet. De høyeste registrerte hastighetene er likevel svært høye, og høyere enn hastigheter rapportert med bruk av metanol, etanol eller acetat som karbonkilde i samme reaktortype (Rusten, 1996).

Figur 4 viser de oppnådde DN-hastighetene i etter-DN steget. Dataene er ikke kompensert for temperatur, da de fleste hastighetene er sterkt begrenset av COD_F eller NO₃. Hastighetsbegrensningen på grunn av COD_F-mangel er indikert med horisontale linjer i figu-

ren. De ulike horisontale linjene viser den maksimale NO₃-N_{equiv}-fjerning for ulike doser hydrolysat. Med noen få unntak (samme datapunkt som de avvikende punkt i figur 3), viser figuren at den forventede fjerningseffektiviteten oppnås.

Den høyeste DN-hastigheten som ble oppnådd for hele etter-DN steget sett under ett, var 1400 g NO₃-N_{equiv}. pr. m³ reaktorvolum og dag (g NO₃-N_{equiv}/m³·d). Denne DN-hastigheten ble oppnådd med en effluent-konsentrasjon på 1,8 mg NO_x-N/l, en vanntemperatur på 20°C, og et C/N-forhold på 8. Det nærmeste man kommer en maksimalhastighet, er å se på den første etter-DN reaktoren alene den samme dagen, da hastigheten her ikke skulle være begrenset av COD_F eller NO₃. DN-hastigheten korrigert til 15°C ($R_{T2} = R_{T1} \cdot 1,059^{(T2-T1)}$) var da 1700 g NO₃-N_{equiv}/m³(d (tilsvarende i overkant av 5,0 g NO₃-N_{equiv}/m²d).



Figur 4. Denitrifikasjonshastigheter for etter-DN steget (T5 and T6). Dataene er gruppert etter mengden hydrolysat tilsatt (g COD_{F,tilsatt}/m³·d). De horisontale linjene indikerer maksimal DN-hastighet for en gitt tilførsel av hydrolysat.

Mengden biomasse i pilotanlegget ble ved en anledning målt (indikert i figur 4). DN-hastigheten for hele etter-DN steget denne dagen, var 11,9 mg NO₃-N_{equiv.}/g FSS · h. I den første reaktoren alene var hastigheten 15,9 mg NO₃-N_{equiv.}/g FSS · h. Vanntemperaturen var 16 °C. I aktivslam-systemer kan man bare oppnå DN-hastigheter i denne størrelsesorden med etanol som karbonkilde, mens man med metanol vanligvis ikke vil ha hastigheter over 5 mg NO₃-N_{equiv.}/g FSS · h ved denne temperaturen (Andersson et al., 1995).

Mengden biomasse i reaktor T5 og T6 var bare 2,91 og 2,24 kg FSS/m³. Dette er verdier som ligger nært normale verdier for aktivslam-anlegg, og viser at det ikke nødvendigvis er mengden biomasse, men heller kvaliteten/spesialiseringen av biomassen som er biofilmteknikkens fortrinn.

Prosessens muligheter og begrensninger

En av bakdelene med bruk av hydrolysat som karbonkilde er at hydrolysatet inneholder nitrogen i form av ammonium og organisk bundet nitrogen. Når man bruker hydrolysat i en etter-DN prosess slik som i figur 1, vil dette nitrogenet redusere den maksimalt oppnåelige nitrogenfjerningsgraden. Nitrogeninnholdet i hydrolysatet kan imidlertid reduseres ved å fjerne ammonium gjennom stripping eller MAP-felling. Hvis hydrolysat benyttes som karbontilskudd i en for-DN prosess, vil hydrolysatets N-innhold kunne fjernes på lik linje med N-innholdet i avløpsvannet.

Ved bruk av hydrolysat vil også effluents innhold av COD øke noe. Dette skyldes den tungt nedbrytbare organiske fraksjonen i hydrolysatet, og vil ikke gi mye utslag på oksygenkonsumet i resipienten.

Renseanleggets totale rensegrad med hensyn på Tot-N vil være en funksjon av nitrogen fjernet med slammet i forfellingen og ettersedimenteringen (partikulært og kolloidalt bundet nitrogen), nitrogen tilsatt med karbonkilden, og nitrogen fjernet ved denitrifikasjon i for- og etter- DN stegene.

På bakgrunn av resultatene fra hydrolyseforsøk og pilotforsøk, er det laget en simuleringsmodell som kan beregne sannsynlig nitrogenfjerningsresultat med NTH-prosessen i en gitt situasjon. Ofte vil det være snakk om at man har et eksisterende kjemisk fellingsanlegg, der man skal utvide med biologisk nitrogenfjerning. Viktige inngangsdata for modellen er da COD og Tot-N i avløpsvannet, før og etter den kjemiske fellingen. Det er også viktig med et godt estimat på hvor mye av den gjenværen-

de COD i det felte avløpsvannet som effektivt lar seg omsette i et for-DN steg.

Simuleringer viser at man med et gunstig sammensatt avløpsvann kan oppnå en rensegrad, med hensyn på Tot-N, på over 70% (>80% med fjerning av ammonium fra hydrolysatet). Hvis man har et mer ugunstig avløpsvann vil man måtte støttetdosere med en ekstern karbonkilde for å oppnå over 70% renseeffekt.

For å eksemplifisere dette er det gjort beregninger for noen av de største kjemiske renseanleggene i Norge (tabell 2). Inngangsdataene til modellen er blant annet basert på analysedata fra Østerhus (1991). Datagrunnlaget for de ulike anleggene er noe tynt, så tabell 2 må først og fremst ses på som en illustrering av prosessens potensiale ved ulike

Tabell 2. Estimert potensiale for nitrogenfjerning ved innføring av NTH-prosessen ved noen norske kjemiske renseanlegg.

Renseanlegg	Råvann		Rensegrad for TOT-N i forfellingen	Total rensegrad for Tot-N i NTH-prosessen med termisk htdrolysat som eneste karbonkilde	
	TOT-N	COD/Tot-N	%	Hydrolystat 180 °C i 30 minutter	Hydrolystat med NH ₄ gjerning ¹⁾
Lillehammer	17,5	8,7	6 %	33 %	37 %
FREVAR	25,3	11,9	7 %	51 %	57 %
Bekkelaget	30,8	11,3	31 %	55 %	69 %
VEAS	22,8	13,9	25 %	64 %	77 %
RA2	25,5	15,4	22 %	71 %	83 %

vanntyper. Av anleggene i tabellen er Lillehammer og VEAS renseanlegg er nå utvidet med biologisk nitrogenfjerning. Begge disse anleggene vurderer bruk av termisk hydrolyse i sine prosesser.

I kolonnen i tabell 2 der det forutsettes at ammonium fjernes fra hydrolysatet, er det antatt at 45% av hydrolysatets N-innhold fjernes. Dette korresponderer med den gjennomsnittlige ammoniumsandelen i hydrolysatene benyttet i pilotforsøkene.

Som man ser av tabellen er, er råvannets sammensetning svært viktig for hvilke N-fjerningsgrader man kan oppnå. C/N-forholdet i råvannet er den viktigste faktoren, men det er også en fordel med mye partikulært nitrogen som kan fjernes i forfellingen. En stor andel av det nitrogenet som tas ut i forfellingen vil imidlertid ende opp i hydrolysatet. Dette betyr at effekten av å fjerne ammonium fra hydrolysatet, øker med økende effektivitet i forfellingen.

En annen viktig parameter er hvor mye lett omsettelig organisk stoff man har i for-DN steget. For alle anleggene i tabell 2, er det antatt at 25% av det organiske stoffet i kjemisk felt avløpsvann kan omsettes effektivt i et for-DN steg. I praksis kan dette variere en god del i begge retninger.

Av tabell 2 ser vi at Lillehammer har et meget ugunstig avløpsvann med tanke på nitrogenfjerning og bruk av hydrolysat. Anlegget vil ikke i seg selv produsere nok slam til å dekke behovet for karbonkilde. Dette er noe av bakrunnen for at man ved Lillehammer renseanlegg i dag utreder å hydrolysere

innsamlet våtorganisk avfall i tillegg til slammet. På denne måten kan man produsere nok karbonkilde i den termiske hydrolysen til å få en tilfredsstillende nitrogenfjerning. I andre enden av skalaen har vi RA2 på Lillestrøm, som ser ut til å kunne oppnå en tilfredsstillende nitrogenfjerning uten å benytte en eksternt karbonkilde eller eksternt slam.

Konklusjon

Det må være ressursmessig riktig å utnytte slammet som karbonkilde til denitrifikasjon, framfor å kjøpe inn eksternt organisk stoff. Biologisk hydrolysat har generelt vært ansett å være av bedre kvalitet enn termisk hydrolysat. Dette er til en viss grad riktig da man har en større andel VFA (direkte utnyttbart for bakteriene i renseprosessen) i biologisk hydrolysat. Med en oppholdstid på 50 minutter i DN-steget, vil imidlertid karbohydrater og proteiner i termisk hydrolysat kunne utnyttes til en slik grad, at den totale utnyttelsesgraden av organisk stoff i biologisk og termisk hydrolysat blir den samme (2/3). Med termisk hydrolyse ved 180°C får man typisk et utbytte av organisk stoff (COD_F) på 28%, mens man med biologisk hydrolyse bare vil få et utbytte på ca. 11%. Denne forskjellen gjør at termisk hydrolyse er et interessant alternativ.

Det er demonstrert at man kan få DN-hastigheter ved bruk av termisk hydrolysat, som er høyere enn ved bruk av diverse eksterne karbonkilder (metanol, etanol m.m.) (Rusten, 1996). Da man ved bruk av termisk hydrolysat vil tilstrebe en høy utnyttelsesgrad av det organiske stoffet, bør man imidlertid ha

en oppholdstid på minst 50 minutter. Dette gjør at den høye DN-hastigheten ikke kan utnyttes fullt ut hvis avløpsvannet er tynt.

Vannets sammensetning er svært viktig for hvor høy rensgrad som kan oppnås i den foreslåtte prosess. Beregninger viser at man med en gunstig sammensetning av avløpsvannet kan oppnå høye renses effekter med hensyn på Tot-N. Med en mindre gunstig sammensetning av vannet må man støttestedere med en ekstern karbonkilde, eller man kan hydrolysere eksternt slam/våtorganisk avfall i tillegg.

Termisk hydrolyse kan ikke bare ses på som en metode for å produsere karbonkilde. Man oppnår i tillegg meget gode avvanningsegenskaper, slammet blir hygienisert, slammet kan sannsynligvis karakteriseres som stabilt, og slamproduksjonen reduseres.

Referanser

- Andersson, B., Aspegren, H., Nyberg, U., Jansen, J. la Cour, Ødegaard, H. (1992)* Evaluation of preprecipitation in a wastewater treatment system for extended nutrient removal. In: Chemical water and wastewater treatment II. Klut, R and Hahn, H. (Eds.). Springer-Verlag, Berlin, 341-356.
- Andersson, B., Nyberg, U. and Aspegren, H. (1995)* Methanol and ethanol as external carbon sources for ordic Seminar on Nitrogen Removal from Municipal Wastewater, Otaniemi, Espoo, Finland, January 23-25, 1995.
- Barlindhaug, J. (1995)* Thermal hydrolysis of sludge and the use of hydrolysate as carbon source for denitrification. Ph.D. Thesis, Dep. of Hydraulic and Environmental Eng., NTH, The University of Trondheim, Norway.
- Henze, M. and Harremoës, P. (1990)* Chemical-Biological Nutrient Removal - The HYPRO Concept. In: Chemical water and wastewater treatment. Hahn, H.H. and Klute, R. (Eds.). Springer-Verlag, Berlin, 499-510.
- Rusten, B. (1996)* Biofilmprosesser for fjerning av nitrogen fra kommunalt avløpsvann. VANN, 31, nr. 1, 45-58.
- Æsøy, A. and Ødegaard, H. (1994)* Nitrogen removal efficiency and capacity in biofilms with biologically hydrolysed sludge as a carbon source. Wat. Sci. Tech., 30, No. 6, 63-71.
- Ødegaard, H. (1992)* Fjerning av næringstoffer ved rensing av avløpsvann. Tapir Forlag, Trondheim.
- Ødegaard, H., and Karlsson, I. (1994)* Chemical wastewater treatment - value for money. In: Chemical water and wastewater treatment III. Klut, R and Hahn, H. (Eds.). Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 191-210.
- Østerhus, S. (1991)* Karakterisering av nitrogenkomponenter i kommunalt avløpsvann. FAN-report, FAN-R 4/91, SFT, Oslo.