

Anaerob rensing av avløpsvann

Av Bjørn Rusten

Bjørn Rusten er Dr.ing. fra NTH og ansatt som forsker i Vannrensegruppa SINTEF/NTH.

INNLEDNING

Det har lenge vært kjent at anaerobe prosesser kan brukes for rensing av avløpsvann. Tidligere var det imidlertid bare anaerob stabilisering av slam som hadde noen særlig utbredelse. Anaerobe anlegg for rensing av avløpsvann ble sett på som lite anvendbare fordi bakterieslammets lave veksthastighet krevde lange oppholdstider i reaktorer med bakteriene i suspensjon.

Utvikling av nye reaktortyper har imidlertid ført til bygging av mange fullskala anaerobe rensianlegg de siste årene. Forskningsaktiviteten på området er stor. Interessen for anaerobe rensianlegg kan illustreres ved at det nylig har blitt avholdt to internasjonale konferanser om emnet (1, 2).

Sammenlignet med aerobe prosesser krever anaerobe anlegg lite energi, og de produserer metangass som kan benyttes til drift av anlegget. Dessuten er produksjonen av overskuddslam meget lav og dette reduserer kostnadene og problemene for bundet med slanhåndtering.

ANAEROB NEDBRYTNING

Anaerob nedbrytning av organisk stoff kan, meget forenklet, betraktes som en tretrinns prosess:

1. *Hydrolyse* av suspendert organisk stoff og løst organisk stoff med høy molekylvekt.

2. *Syreproduksjon*. Små organiske molekyler brytes ned til kortkjedede flyktige fettsyrer, hovedsakelig eddiksyre.

3. *Metanproduksjon*, hovedsakelig fra eddiksyre, men også fra hydrogen og karbondioksyd.

Vi har to hovedgrupper av anaerobe mikroorganismer, *syreproduserende* bakterier og *metanproduserende* bakterier.

Hydrolyse av organisk stoff er en relativt langsom prosess, som utføres av extracellulære enzymer produsert av de syreproduserende bakteriene.

Syreproduksjonen foregår raskt. En kraftig økning i belastningen av lett nedbrytbart organisk stoff kan derfor føre til akkumulering av organiske syrer og eventuelt inhibering av de metanproduserende bakteriene.

Metanproduksjonen foregår langsomt og er vanligvis det hastighetsbegrensende trinnet i en anaerob prosess.

Sammenlignet med aerobe prosesser har de anaerobe bakteriene meget lav veksthastighet og slamproduksjon. Maksimal nedbrytningshastighet er likevel ganske høy. For en blandkultur av syreproduserende og metanproduserende bakterier har Henze og Harremoes (3) angitt følgende verdier ved 35° C:

Maksimalt spesifikk veksthast.
Maksimalt slamutbytte
Maksimal nedbrytningshast.

$$\begin{aligned}\mu_{\max} &= 0,30 \text{ d}^{-1} \\ Y_{\max} &= 0,18 \text{ kg VSS/kg COD} \\ r_x &= 1,7 \text{ kg COD/kg VSS} \cdot \text{d}\end{aligned}$$

I praksis vil slamutbyttet være lavere enn det maksimale. Stort sett kan vi si at anaerobe prosesser produserer ca. 10% av den slammengden vi ville ha fått i en aerob prosess. På grunn av den lave slamproduksjonen er behovet for næringsstoffer, som nitrogen og fosfor, også tilsvarende lavt. Dette er en fordel ved rensing av næringsfattige industriavløp.

Maksimal teoretisk metanproduksjon er 0,37 m³ STP/kg COD nedbrutt (3). På grunn av den lave slamproduksjonen blir vanligvis mer enn 90% av nedbrutt COD omdannet til metan.

Anaerobe prosesser drives normalt ved ca. 35° C. Samtidig med utviklingen av nye reaktortyper har man imidlertid eksperimentert med drift av anaerobe rensenanlegg ved både høyere og lavere temperaturer.

AVLØPSVANN EGNET FOR ANAEROB BEHANDLING

Mange forskjellige typer av organiske, industrielle avløp har blitt behandlet i anaerobe rensenanlegg. Tendensen de siste årene har vært å anvende anaerob rensing for stadig tynnere avløpsvann. Til og med kommunal kloakk har blitt forsøkt renses med anaerobe prosesser. Det er imidlertid en generell oppfatning at avløpsvannet bør ha en konsentrasjon på mer enn 1000—2000 g COD/m³ for at en anaerob rensesprosess skal være økonomisk fordelaktig (3).

Som eksempel på vann typer renses i anaerobe rensenanlegg kan nevnes avløp fra næringsmiddelindustri, treforedlingsindustri, petrokjemisk industri, farmasøvtisk industri, slamvann fra varmebehandlet slam og sigevann fra avfallsfyllinger.

Nyere forskning tyder på at nærmest alle former for organiske, industrielle avløp kan renses anaerobt. Årsaken til at enkelte vann typer tidligere ble ansett som uegnet for anaerob nedbrytning antas å være mangel på mikronæringsstoffene jern, kobolt og nikkel (4).

REAKTORTYPER

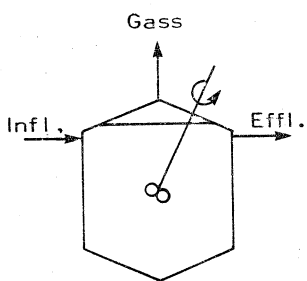
Prinsippkisser av forskjellige hovedtyper av anaerobe rensenanlegg er vist i Figur 1.

Den tradisjonelle råtnetanken (Figur 1a) har i mange år vært brukt til stabilisering av slam. I denne tanken er slamalderen lik den hydrauliske oppholdstiden. På grunn av de anaerobe bakterienes lave vekstshastighet vil en slik reaktor kreve en hydraulisk oppholdstid på 10-15 døgn ved 35° C.

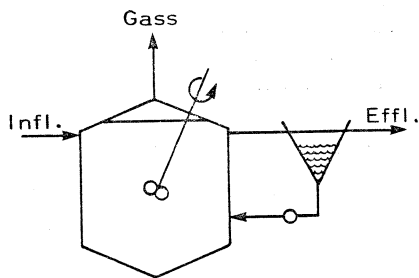
For å kunne bygge et mer kompakt anlegg ble den anaerobe aktivslamprosessen utviklet (Figur 1b). I denne prosessen resirkuleres det biologiske slamm fra et sedimenteringsbasseng og tilbake til råtnetanken. Dermed kan man oppnå en høyere slamalder ved en lavere hydraulisk oppholdstid. Denne prosessen egner seg best for avløpsvann med konsentrasjoner over 2000 g BOD₅/m³ og bør drives ved temperatur over 30° C (5).

For å oppnå en stabil og økonomisk prosess ønsker man et høyest mulig forhold mellom slamalder og hydraulisk oppholdstid. Dette kan man få til med anaerobe biofilmprosesser, hvor de anaerobe mikroorganisme vokser på en fast overflate.

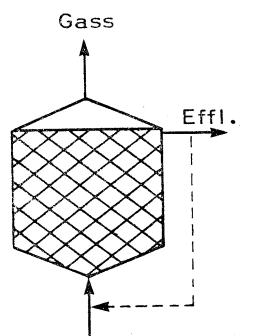
Et oppstrøms, anaerobt biofilter er vist i Figur 1c. Filteret inneholder et inert materiale, for eksempel stein eller plast, som bakteriene vokser på. Bakteriene vokser



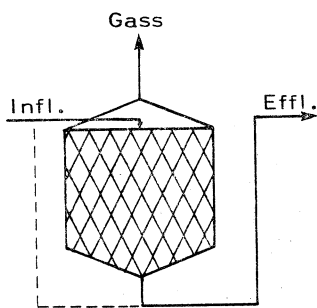
a) Råtnetank



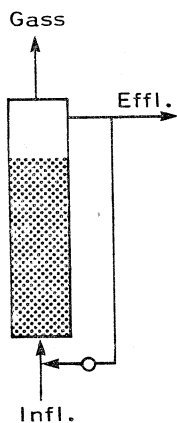
b) Anaerob aktivslam-anlegg.



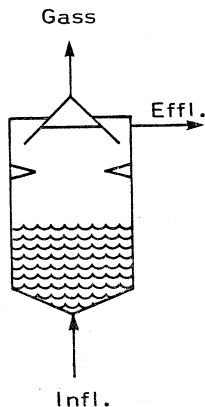
c) Oppstrøms filter.



d) Nedstrøms filter.



e) Fluidized/Expanded bed reaktor.



f) Slamteppe-reaktor.

Figur 1. Hovedtyper av anaerobe renseanlegg.

imidlertid også i hulrommene i filtermediet. Forsøk har vist at mer enn halvparten av den totale biomassen i oppstrøms filtre består av bakterier som holdes i suspensjon i hulrommene i filtermediet (6). Oppstrøms, anaerobe filtre er derfor en kombinasjon av en biofilmreaktor og en slurry-reaktor.

Det nedstrøms, anaerobe biofilteret (Figur 1d) ble utviklet av van den Berg og Lentz (7) for å unngå at inerte partikler i avløpsvannet ble akkumulert i filteret. I nedstrøms filtre vokser alle bakteriene i biofilmen, og inert materiale vaskes ut av reaktoren sammen med avskallet biofilm (4).

De anaerobe biofiltrene drives vanligvis uten resirkulering av effluenten. Resirkulering kan imidlertid være aktuelt for pH-kontroll eller for fortykning av avløpsvann som inneholder giftstoffer. I lab- og pilotskala har anaerobe filtre blitt drevet med hydrauliske oppholdstider ned mot 3 timer og organiske volumbelastninger på opptil $27 \text{ kg COD/m}^3 \cdot \text{d}$ (5).

Figur 1 e viser prinsippet for et anaerobt «fluidized bed» eller «expanded bed» system. Reaktorene er delvis fylt med sandpartikler, som ekspanderer på grunn av den oppadrettede vannstrømmen. Sandpartiklene virker som vokseflater for mikroorganismene og blir dekket av en tynn biofilm. Forskjellen mellom «fluidized bed» og «expanded bed» er noe uklar, men en «fluidized bed» reaktor har høyere vannhastighet og større ekspansjon av filtermediet enn en «expanded bed» reaktor.

Resirkulering av effluenten er nødvendig for å fluidisere sandpartiklene. Ved å bruke et lettere fyllmateriale, som for eksempel antrasitt eller PVC-partikler, kan man oppnå fluidisering ved et lavere resirkuleringsforhold.

I «fluidized/expanded bed» reaktorer har man en meget stor biofilmoverflate pr. volumenheter. Derfor kan man i slike reaktorer oppnå biomassekonsentrasjoner på $10\text{--}40 \text{ kg FSS/m}^3$ og en meget høy slamalder. Belastninger fra $0,65$ til $60 \text{ kg COD/m}^3 \text{ d}$ har blitt benyttet for forsøk i lab- og pilotskala (5).

Slamteppe-reaktoren (Figur 1f) er en reaktor uten fyllmateriale. Den baseres på at under riktige fysiske og kjemiske forhold kan anaerobt slam flokkuleres og formes til granuler med utmerkede sedimenteringsegenskaper (8). Dannelsen av slike granuler avhenger blant annet av tilgangen på næringsstoffer, organisk volumbelastning og konsentrasjonen av kalsium.

I slamteppe-reaktoren pumpes avløpsvannet oppstrøms, først gjennom en sone av relativt konsentrert, granulert slam og deretter en sone av slamfnokker med lavere konsentrasjon. Biomassekonsentrasjonen varierer fra $50\text{--}100 \text{ kg FSS/m}^3$ i bunnen av reaktoren, til $5\text{--}40 \text{ kg FSS/m}^3$ i den øvre delen. Hydraulisk oppholdstid i den anaerobe slamteppe-reaktoren varierer fra 4 til 24 timer, og under lab- og pilotskala forsøk har man brukt organiske volumbelastninger helt opp i $40 \text{ kg COD/m}^3 \text{ d}$ (5).

I de fleste anaerobe renseanlegg foregår hydrolyse, syreproduksjon og metanproduksjon i samme reaktor. I det siste har man imidlertid begynt å se en del på to-trinns prosesser, hvor man bruker en reaktor til hydrolyse og syreproduksjon, og en annen reaktor til metanproduksjon. Dermed kan man optimalisere hver reaktor, og for eksempel drive dem ved forskjellige pH-verdier. Om det er mest økonomisk å bruke en en-trinns eller en to-trinns prosess avhenger av type avløpsvann (2).

OPPSTARTING AV ANAEROBE RENSEANLEGG

Oppstartning av anaerobe renseanlegg har alltid vært et problem fordi det tar så lang tid. Et anaerobt renseanlegg bør helst startes med store mengder podeslam fra et anlegg som behandler et lignende avløp.

Det tar ofte 1—2 mnd for å få den anaerobe prosessen igang. På grunn av metanbakterienes lave veksthastighet og slamutbytte, vil det gå 4—8 mnd før man har tilnærmet stasjonære forhold i biomassen. Optimal temperatur for anaerobe bakterier er ca. 35°C. Ved lavere temperatur er veksthastigheten så lav at det nærmest er umulig å få prosessen igang. Prosesser dimensjonert for drift ved lav temperatur bør derfor først startes ved ca. 35°C (3, 9).

Anaerobe bakterier fester seg dårligere til overflater enn aerobe bakterier. Ved bruk av anaerobe biofilmprosesser er det derfor viktig å velge et filtermedium som har vist seg velegnet som vokseflate for anaerobe bakterier (9).

Oppstrøms, anaerobe filtre antas å ha kortest oppstartingstid av de anaerobe biofilmreaktorene. Dette skyldes blant annet at et oppstrøms filter kan ha en god del biomasse innestengt i hulrommene i filtermediet. Det er derfor ikke så avhengig av å ha et skikkelig fastgrodd biofilm.

«Fluidized/expanded bed» og slamteppe-reaktorer er de anleggene som er vanskeligst å starte (3).

Felles for alle de anaerobe biofilmprosessene er imidlertid det faktum at de er relativt enkle å starte opp igjen etter en lengre driftsstopp. Dette benytter man seg av i sesongbetont industri, hvor de anaerobe renseanleggene er i drift bare en liten del av året (2, 3).

FULLSKALA ANAEROBE RENSE-

For stadig flere typer industrielle, organiske avløp er nå de anaerobe prosessene i ferd med å utkonkurrere aerobe rensemetoder. Produksjon av metangass har vært et av argumentene for bruk av anaerobe prosesser. Enda viktigere er imidlertid de lave slambehandlingskostnadene og det lave energiforbruket forbundet med drift av anaerobe renseanlegg (4). Noen fullskala anaerobe renseanlegg vil bli kommentert nærmere i de neste avsnittene.

Anaerobe aktivslam-anlegg

To firmaer har patentert anaerobe reaktorer basert på råtnetanker med slamretur.

AC-Biotechnics i Sverige kaller sin prosess for ANAMET. I 1983 hadde de levert 27 anlegg (4). To av disse rensere avløp fra papirindustrien. Resten behandler næringsmiddelavløp, med hovedvekt på avløp fra sukkerindustrien. Renseanlegget til Norsk Potetindustri på Gjøvik er av denne typen, og det er det eneste fullskala anaerobe renseanlegget i Norge. Dette anlegget ble kjørt i gang i januar 1983, og ca. 3 mnd. senere hadde man 95% fjerning av COD, med en råvannskonsentrasjon på 4100 g COD/m³ (10).

Biomechanics har patentert en prosess kalt BIOENERGY. I 1983 hadde de levert 3 anlegg i Europa (4).

I Australia ble det tatt i bruk et anlegg for rensing av meieriavløp i 1974. Dette anlegget har en organisk belastning på 8,4 kg COD/m³ · d. Renseeffekten er på 75%, med en råvannskonsentrasjon på 42 000 g COD/m³. Et annet fullskala anlegg i Australia rensere avløp fra potetindustrien. Råvannet har en konsentrasjon på 78 000 g COD/m³, og anlegget går med en renseseffekt på 70% ved en organisk belastning på 11,3 kg COD/m³ · d.

Metangassen fra disse to anleggene brukes til oppvarming av dampkjelene i bedriftene. Dimensjonerende vannføringer er 240 m³/d for meieri-anlegget og 175 m³/d for potet-anlegget (2).

Biofiltre

I Italia har man et anaerobt biofilter som renser avløpet fra en sukkrefabrikk. Anlegget er i drift 150 dager i året, og har vært meget enkelt å starte etter å ha stått stille siden forrige sesong. Anlegget gir mer enn 55% renseeffekt ved en organisk belastning på ca. 20 kg COD/m³ · d og en innløpskonsentrasjon på 20 000 g COD/m³ (2).

Et nedstrøms, anaerobt filter renser avløpet fra et brenneri i San Juan, Puerto Rico. Anlegget opererer med 75% renseeffekt ved en organisk belastning på 8,9 kg COD/m³ · d. Vannføringen er 1325 m³/d, med en råvannskonsentrasjon på 95 000 g COD/m³ (5).

I Canada har det nylig blitt tatt i bruk et oppstrøms, anaerobt filter for rensing av avløp fra grønnsaksindustrien. Renseeffekten er 70% ved dimensjonerende organisk belastning på 11,6 kg COD/m³ · d og en vannføring på ca. 300 m³/d (11).

Tre CELROBIC filtre er bygd i USA. Disse er oppstrøms filtre med resirkulering av effluenten. De har plastmedium med vilkårlig pakking. Alle tre filtrene renser avløp fra kjemisk prosessindustri, og de opererer med renseeffekter fra 65% til 90% ved organiske belastninger fra 7,9 til 15,7 kg COD/m³ · d. Det minste av disse anleggene er dimensjonert for en vannføring på 1150 m³/d (2).

«Fluidized bed» reaktorer

«Fluidized bed» reaktorer har gitt meget lovende resultater ved forsøk i lab- og

pilotskala (2,5). Ved bygging av fullskala anlegg er det meget viktig å lage et innløpsarrangement som sikrer jevn fluidisering over hele reaktoren.

Et «fluidized bed» anlegg i Alabama, USA, renser avløp fra næringsmiddelindustrien. Renseeffekten er 77% ved en organisk belastning på 9,6 kg COD/m · d, og en vannføring på 380 m³/d. Innløpskonsentrasjonen er på 6900 g COD/m³. Filtermediet består av sandpartikler med en diameter på 0,6 mm (5).

Gist Brocades i Nederland kjørte langvarige pilot-forsøk for de valgte metode for rensing av sitt eget avløpsvann. De endte opp med et to-trinns «fluidized bed» anlegg, hvor syreproduksjon og metanproduksjonen foregår i hver sin reaktor. Anlegget er dimensjonert for en nedbrytningshastighet på 25 kg COD/m³ · d, beregnet over totalt volum. Det behandler en vannmengde på 200 m³/h. Gist Brocades er en av verdens største produsenter av gjær og penicillin (2).

Slamteppe-reaktorer

Den anaerobe, oppstrøms slamteppe-reaktoren bl utviklet i Nederland på slutten av 1970-tallet. De fleste sukkrefabrikene i Nederland bruker slike anlegg for rensing av sitt avløpsvann. Disse anleggene er i drift 2—3 mnd. pr. år, og ny oppstarting av reaktorene går meget raskt.

I (5) er det oppgitt data for 9 fullskala anlegg i Europa og USA. Alle disse behandler næringsmiddelavløp, og laveste og høyeste renseeffekt er henholdsvis 80% og 94%. Dimensjonerende organisk belastning varierer fra 6,0 til 16 kg COD/m³ · d, med råvannskonsentrasjoner fra 2260 g COD/m³ til 22000 g COD/m³. Dimensjonerende vannføringer for det minste og det største anlegget er henholdsvis 910 m³/d og 23 000 m³/d.

En slamteppe-reaktor for rensing av meieriaavløp ble tatt i bruk i Canada sommeren 1983. Denne reaktoren ble startet opp med 100 m³ podeslam fra en slamteppe-reaktor i Nederland. Det kanadiske rensenanlegget er dimensjonert for en organisk belastning på 8,3 kg COD/m³ · d, og behandler et avløpsvann med en gjennomsnittlig konsentrasjon på 4 000 g COD/m³. Gjennomsnittlig vannføring er på 33 m³/h (2).

KONKLUSJON

Utviklingen av anaerobe prosesser for rensing av organiske avløp har gått meget raskt de siste årene. Erfaringer fra flere fullskala rensenanlegg har vist at de anaerobe prosessene er meget stabile. Anaerobe anlegg har også vist seg velegnet for behandling av avløp fra sesongbetont industri.

Maksimalne nedbrytningshastigheter, i de fullskala rensenanleggene som er kommentert i denne artikkelen, er ca. 10 kg COD/m³ · d for anaerobe biofiltre, ca. 15 kg COD/m³ d for slamteppe-reaktorer og

ca. 25 kg COD/m³ d for «fluidized bed» reaktorer. Ved bruk av aerobe prosesser vil man få problemer med å tilføre nok oksygen til å oppnå like store nedbrytningshastigheter. Forsøk med rensing av næringsmiddelavløp fra Tunga i Trondheim viste at maksimalt oppnåelig nedbrytningshastighet var 4 kg COD/m³ d ved bruk av en høybelastet, aerob aktivslamprosess (12). Høybelastede, aerobe prosesser produserer dessuten mye overskuddsslam.

I praksis vil derfor valg av en anaerob prosess kunne tilby: høyere nedbrytningshastighet og mindre reaktorvolum, lavere energiforbruk til drift av anlegget, lavere slamproduksjon og slambehandlingskostnader.

Det har tidligere vært en vanlig oppfatning at en industribedrift måtte ha et stort utslipp for at anaerob rensing skulle være lønnsomt. Tre av fullskala anleggene kommentert i denne artikkelen behandler imidlertid vannmengder på mindre enn 300 m³/d. Det burde derfor være aktuelt for flere norske bedrifter å benytte seg av anaerobe prosesser for rensing av sitt konsentrerte, organiske avløp.

LITTERATUR

1. Proceedings of IAWPR Specialized Seminar on «Anaerobic Treatment of Wastewater in Fixed-Film Reactors», June 16—18, 1982, Copenhagen, Denmark.
2. Proceedings of European Symposium on «Anaerobic Waste Treatment», November 23—25, 1983, Noordwijkerhout, Netherlands.
3. Henze, M. and Harremoës, P., «Review Paper: Anaerobic Treatment of Wastewater in Fixed Film Reactors». Proceedings of IAWPR Specialized Seminar, June 16—18, 1982, Copenhagen, Denmark, pp. 1—90.
4. Speece, R. E., «Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewater Treatment». Environ. Sci. Technol., Vol. 17, No. 9, pp. 416 A-427 A, 1983.
5. Switzenbaum, M. S., «Anaerobic Fixed Film Wastewater Treatment». Enzyme Microb. Technol., Vol. 5, pp. 242—250, July 1983.
6. Young, J. C. and Dahab, M. F., «Effect of Media Design on the Performance of Fixed-Bed Anaerobic Reactors». Proceedings of IAWPR Specialized Seminar, June 16—18, 1982, Copenhagen, Denmark, pp. 321—335.

7. Van den Berg, L. and Lentz, C. P., «Comparison between up-and downflow anaerobic fixed film reactors of varying surface-to-volume ratios for the treatment of bean blanching waste». Proceedings of the 34th Industrial Waste Conference, Purdue Univ., May 8—10, 1979, pp. 319—325.
8. Lettinga, G. et al., «Use of the Upflow Sludge Blanket (USB) Reactor Concept for Biological Waste Water Treatment, Especially for Anaerobic Treatment». Biotechn. and Bioeng., Vol. 22, pp. 699—734, 1980.
9. Salkinoja-Salonen, M. S. et al., «Starting-up of an Anaerobic Fixed-Film Reactor». Wat. Sci. Techn., Vol. 15, Copenhagen, pp. 305—308, 1983.
10. Frostell, B., «Personlig meddelelse, november 1983».
11. Love, S. and Roe, S. F., «Anaerobic Digestion of Vegetable Processing Waste», Proceedings 2nd Intern. Conf. on Fixed-Film Biological Processes, Arlington, Virginia, July 10—12, 1984.
12. Rusten, B. and Thorvaldsen, G., «Treatment of Food Industry Effluents — Activated Sludge Versus Aerated Submerged Biological Filters». Environ. Techn. Letters, Vol. 4, pp. 441—450, 1983.