

Bruk av biologiske rensemetoder for fjerning av nitrogen og fosfor fra avløpsvann

Av Bjørn Rusten

Bjørn Rusten er siv.ing. (1978) og dr.ing. (1982) fra NTH. Han er ansatt i Aquateam — Norsk vannteknologisk senter A/S.

SAMMENDRAG

Ingen norske rensanlegg er bygget for biologisk fjerning av fosfor og/eller nitrogen. Biologiske metoder for fjerning av næringsstoffer er imidlertid i bruk ved flere utenlandske anlegg.

Prinsippene for biologisk nitrogenfjerning og biologisk fosforfjerning blir gjennomgått i denne artikkelen. Det blir også gitt eksempler på anleggsutforminger, prosesskombinasjoner og dimensjoneringsverdier.

1. INNLEDNING

For å unngå eutrofiering av våre kystområder kan det være nødvendig å redusere utslippet av næringsstoffer. Nitrogen blir normalt betraktet som begrensende næringsstoff ved utslipp til resipienter med brakkvann eller sjøvann. Ved å fjerne mesteparten av det fosforet som finnes i avløpsvann, kan man imidlertid skape en situasjon hvor fosfor blir begrensende næringsstoff.

Biologiske metoder har lenge vært dominerende for fjerning av nitrogen. Fosforfjerning har tradisjonelt skjedd ved bruk av kjemiske metoder. I de senere år har det imidlertid vært arbeidet mye med biologisk fosforfjerning, og det finnes nå mange rensanlegg som bruker denne metoden.

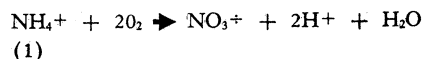
Ingen norske rensanlegg er bygget for biologisk fjerning av næringsstoffer.

2. BIOLOGISK NITROGENFJERNING

For å oppnå biologisk nitrogenfjerning må man kombinere de to prosessene *nitrifisering* og *denitrifisering*. Disse prosessene vil bli nærmere omtalt nedenfor.

2.1 Nitrifisering

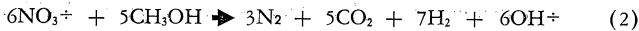
I kommunalt avløpsvann finnes nitrogenet som ammonium (NH_4^+) og organisk bundet nitrogen. I et vanlig biologisk rensanlegg blir det organiske nitrogenet raskt brutt ned til ammonium. Ved nitrifisering blir ammonium omdannet til nitrat (NO_3^-) ved hjelp av de to bakteriegruppene *Nitrosomonas* og *Nitrobacter*. Nitrifiseringsprosessen kan beskrives med følgende ligning:



For hvert g $\text{NH}_4^+\text{-N}$ som oksyderes til NO_3^- forbruker nitrifiseringsprosessen ca. 4,6 g O_2 , samtidig som alkaliteten synker med 0,14 ekv. De nitrifiserende bakteriene trenger ingen organiske næringsstoffer. Veksthastigheten er imidlertid svært lav, slik at nitrifiseringsprosessen trenger en høy slamalder i aktivslamanlegg, og en lav organisk belastning i biofilmanlegg. Nitrifiseringshastigheten og bakterienes veksthastighet påvirkes av mange faktorer, bl.a. pH, oksygeninnhold, temperatur og ammoniumkonsentrasjon.

2.2 Denitrifisering

Ved denitrifisering omdannes nitrat til atmosfærisk nitrogengass (N_2), som forsvinner opp i luften. Denitrifisering kan utføres av mange forskjellige bakterier, som det finnes store mengder av i kom-



Denitrifisering foregår bare ved fravær av oksygen (anoxiske forhold). Prosessen produserer 0,07 ekv. alkalitet pr. g NO_3^- -N som overføres til N_2 .

Denitrifiseringshastigheten bestemmes normalt av konsentrasjonen og den biologiske nedbrytbarheten av det organiske materialet som brukes som karbonkilde. Hastigheten påvirkes også av temperatur og pH.

2.3 Utforming av anlegg for nitrogenfjerning

Figur 1 viser noen av de prosesskombinasjonene som kan brukes for å fjerne nitrogen /1/. I tillegg finnes prosesser basert på satsvis drift av aktivslamanlegg (sequencing batch reactors) og ringkanaler med alternerende drift.

Prosessen kan deles inn i tre hovedkategorier:

— *Prosesser med separate slamsystemer for nitrifisering og denitrifisering.* Figur 1a viser eksempel på en slik prosess, med bruk av ekstern karbonkilde. Omløp av urensset avløpsvann til denitrifiseringstrinnet, for å utnytte avløpsvannets karboninnhold, er vist i figur 1b.

— *Prosesser med kombinert slamsystem.* Figur 1c viser et eksempel hvor aktivslammet returneres fra sedimenteringstanken til anoxiske forhold i denitrifiseringstanken. Deretter strømmes slammet til luftetanken, hvor nitrifiseringen foregår.

munalt avløpsvann. Disse bakteriene trenger organisk materiale som karbon- og energikilde. Ved bruk av metanol som karbonkilde kan prosessen beskrives med følgende ligning:

Samtidig må nitratholdig vann fra luftetanken pumpes tilbake til denitrifiseringstanken. Det organiske materialet i avløpsvannet fungerer som karbonkilde. Figur 1d viser en prosess med simultan nitrifisering/denitrifisering. Dette oppnås ved at oksygeninnholdet i tanken holdes så lavt at det oppstår lokale anoxiske soner. Ringkanaler med alternerende drift og anlegg med satsvis drift er også eksempler på prosesser med kombinert slamsystem.

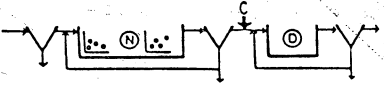
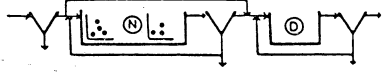
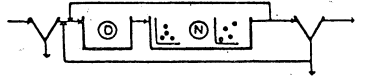
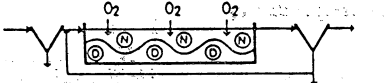
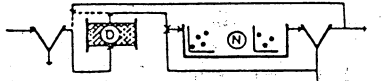
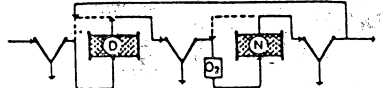
— *Biofilmanlegg.* Biofilmanlegg kan brukes til både nitrifisering og denitrifisering (fig. 1f), eller man kan kombinere et biofilmanlegg med et aktivslamanlegg (fig. 1e). Det finnes få full-skala biofilmanlegg. I pilot-skala har man imidlertid testet anlegg med rislefiltre, dykkede filtre, biorotorer og «fluidized-beds», både med og uten bruk av ekstern karbonkilde.

De første anleggene for nitrogenfjerning ble bygget med separate slamsystemer og bruk av metanol som karbonkilde. Denne prosessen blir imidlertid altfor dyr. Anlegg basert på bruk av ekstern karbonkilde bygges nå bare dersom man kan utnytte et industrielt avfallsprodukt til dette.

2.4 Dimensjonering

2.4.1 Aktivslamanlegg

Nitrifisering i aktivslamanlegg oppnås dersom den aerobe slamalderen er tilstrekkelig høy. Dimensjonerende slamalder (og slambelasting) er vist i tabell 1 /2/.

NITRIFICATION / DENITRIFICATION		reported removal rates
PROCESS COMBINATIONS		
a)	2-sludge system with external C-source 	$\eta_{N_{tot}} = 80-100\%$
b)	2-sludge system with by-pass 	$\eta_{N_{tot}} = 60-70\%$
c)	1-sludge system with recycle 	$R = 2.0$ $\eta_{N_{tot}} = 55-75\%$ $R = 4.0$ $\eta_{N_{tot}} = 70-80\%$
d)	1-sludge system with simultaneous denitrification 	$\eta_{N_{tot}} = 60-80\%$
e)	fixed biofilm system with recycle 	$\eta_{N_{tot}} = 70-80\%$
f)	2-stage fixed biofilm system 	$\eta_{N_{tot}} = 50-80\%$

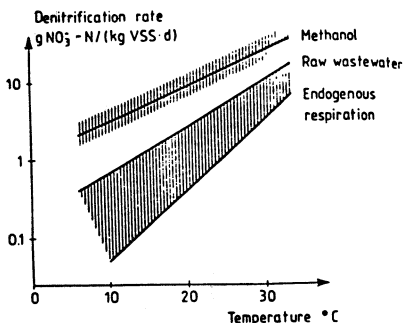
Figur 1. Eksempler på prosesskombinasjoner for biologisk nitrogenfjerning ved bruk av aktivslamanlegg og biofilmanlegg. (N = nitrifikasjon, D = denitrifikasjon).

Tabell 1. Dimensjonerende verdier for nitrifisering i aktivslamanlegg.

Temperatur (°C)	5	10	15	20
Aerob slamalder (d)	20	12	8	4
Slambelastning (kg BOD ₅ /kg FSS · d)	0,06	0,10	0,15	0,20

Ved denitrifisering med bruk av avløpsvannet som karbonkilde, må anlegget utformes og drives slik at det meste av det organiske stoffet er tilgjengelig for de denitrifiserende bakteriene. I praksis bør det urensede avløpsvannet ha et BOD/

TKN — forhold $> 4-6$, for at man skal oppnå en høy grad av nitrogenfjerning. Figur 2 viser hvordan denitrifikasjons-hastigheten avhenger av temperaturen, og hvilken karbonkilde man bruker /2/.



Figur 2.

Denitrifikasjonshastighet i aktivslamanlegg, som funksjon av temperatur og karbonkilde.

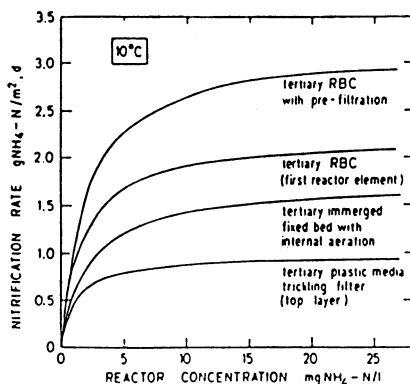
2.4.2 Biofilmanlegg

For å oppnå nitrifisering i et biofilmanlegg må den organiske belastningen være lav. I et biorotoranlegg hadde man full nitrifikasjon dersom belastningen var mindre enn 15 g BOD₅/m²d og konsentrasjonen var mindre enn 10 g BOD₅/m³, ved 15°C /3/.

Figur 3 viser eksempler på nitrifikasjonshastigheter i biofilmreaktorer /1/. Kurvene gjelder for et tilfelle hvor det meste av det organiske materialet er fjernet i et foregående rensetrinn. Nitrifikasjonshastigheten er temperaturavhengig, og litteraturen rapporterer Q₁₀ — verdier fra 1,3 til 2,3 /3/. (Q₁₀ = nitrifikasjonshastighet ved temperatur T + 10°C, dividert med nitrifikasjonshastighet ved temperatur T°C.)

Også i biofilmreaktorer vil denitrifikasjonshastigheten hovedsaklig være avhengig av temperaturen og karbonkildens konsentrasjon og sammensetning.

Denitrifikasjonshastigheten i en anoxisk biorotor, med avløpsvann som karbonkilde, er vist i figur 4 /3/. Forsøk med varierende temperaturer ga en Q₁₀-faktor på 1,7—1,8 i området fra 5 til 25°C.



Figur 3.

Nitrifikasjonshastigheter i forskjellige biofilmreaktorer.

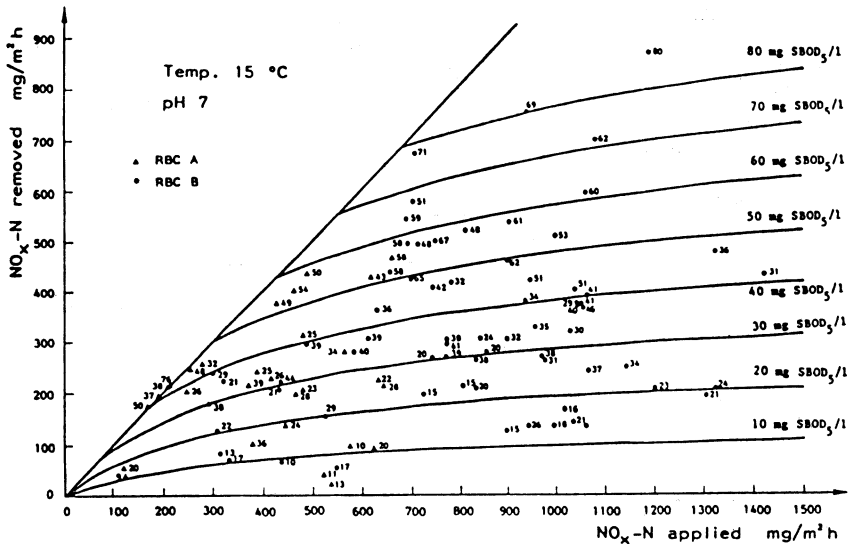
For å oppnå 80% fjerning av totalnitrogen i et anoxisk/aerobt biorotorsystem, uten bruk av ekstern karbonkilde, må innløpsvannet ha et forhold mellom løst BOD₅ og totalnitrogen som er større enn 3,5 /3/.

3. BIOLOGISK FOSFORFJERNING

Bakterier trenger fosfor. I et vanlig aktivslamanlegg vil derfor overskuddslammet inneholde 1—3% P. For vanlig kommunalt avløpsvann vil dette tilsvare en renseseffekt på 15—25%.

Det finnes imidlertid bakterier som kan lagre større mengder fosfor, og det er dette man benytter seg av ved biologisk fosforfjerning. I overskuddslam fra anlegg med biologisk fosforfjerning har man målt opptil 7% P.

Prinsippet for biologisk fosforfjerning er vist i figur 5. Bakteriene utsettes for vekselvis anaerobe og aerobe forhold. Noen bakterier har den egenskapen at de kan absorbere lavmolekylært organisk materiale (f.eks. fettsyrer) under anaerobe



Figur 4. Denitrifikasjons hastighet i biorotor, som funksjon av nitratbelastning og konsentrasjonen av løst BOD₅ i innløpet.

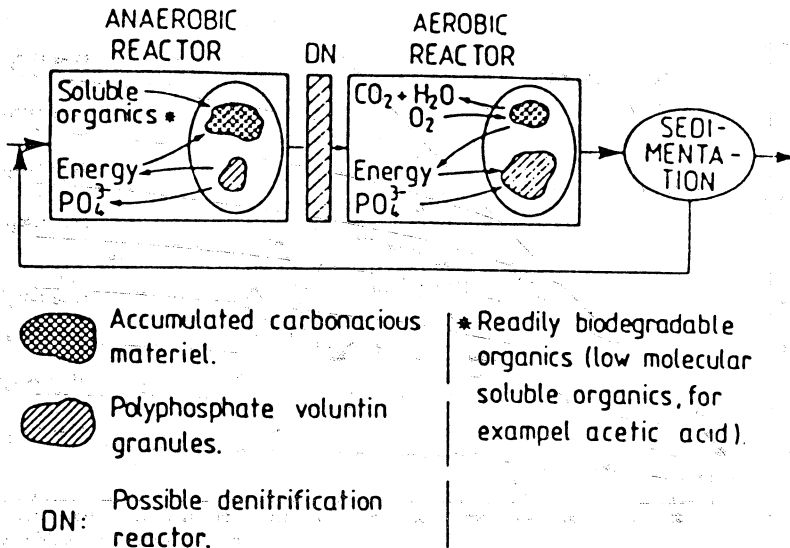
forhold. Den energi de trenger til dette skaffes ved å frigjøre ortofosfat, som har vært bundet som polyfosfat i bakteriens protoplasma. Når bakterien deretter kommer i et aerobt miljø, bryter den ned det absorberte organiske materialet. Dermed produseres det energi, som brukes til vekst og til å ta opp ortofosfat fra vannet og lagre dette som polyfosfat i bakterien. Resultatet blir at disse bakteriene får et høyt fosforinnhold. På grunn av at de kan absorbere lett nedbrytbart organisk materiale under anaerobe forhold, vil de også utkonkurrere bakterier som ikke har denne egenskapen /4/.

I tillegg til den rene biologiske fosforfjerningen, vil de høye fosfatkonsentrasjonene i den anaerobe fasen føre til at de kalk-, jern- og magnesiumionene som finnes i vannet feller ut en del fosfat /4/.

3.1 Utforming av anlegg for biologisk fosforfjerning.

I et anlegg for biologisk fosforfjerning må slammet vekselvis holdes anaerobt og aerobt. Hittil har alle slike anlegg vært basert på aktivslamprinsippet.

For anlegg hvor man bare ønsker å fjerne organisk stoff og fosfor, har man to alternative utforminger. Disse er hovedstrømprosessen (mainstream process) og sidestrømprosessen (sidestream process), som er vist i figur 6 /1/. I hovedstrømprosessen fjernes fosfor direkte med overskuddslammet. I sidestrømprosessen har man en anaerob slamtank for frigjøring av fosfor. Vannfasen fra denne tanken har et meget høyt fosfatinnhold, og dette slamvannet føres til en egen tank hvor fosfatet fjernes ved kalkfelling.



Figur 5. Skjematisert framstilling av opptak og frigjøring av fosfat i et anlegg for biologisk fosforfjerning.

Biologisk fosforfjerning kan også kombineres med biologisk nitrogenfjerning. Figur 7 viser eksempler på aktuelle anleggsutførelser /1/. I alle disse alternativene fjernes fosforet med overskuddslammet, slik at de i prinsippet er hovedstrømprosesser.

3.2 Dimensjonering

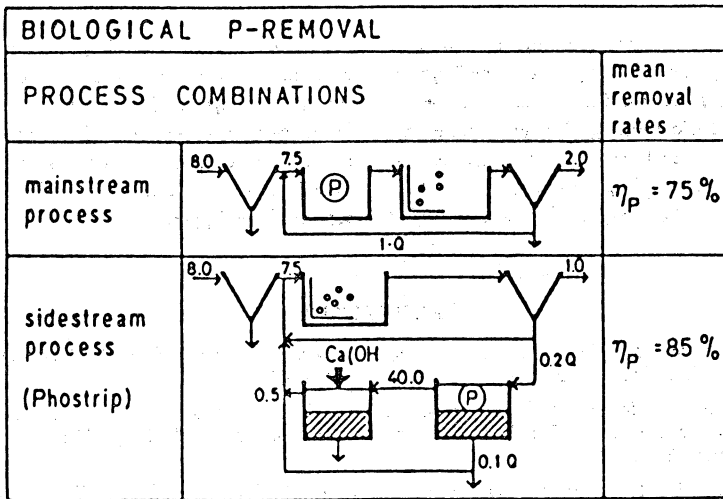
Biologisk fosforfjerning er en relativt ny prosess, og man har ennå ikke kommet fram til gode dimensjoneringskriterier. En del nøkkeltall for anlegg basert på hovedstrømprosessen vil imidlertid bli nevnt.

Det er viktig å skille mellom anlegg med og uten nitrogenfjerning. Nitrat gjør det vanskeligere å oppnå anaerobe forhold, samtidig som denitrifiserende bakterier bruker opp en del av det lettest nedbrytbare organiske materialet.

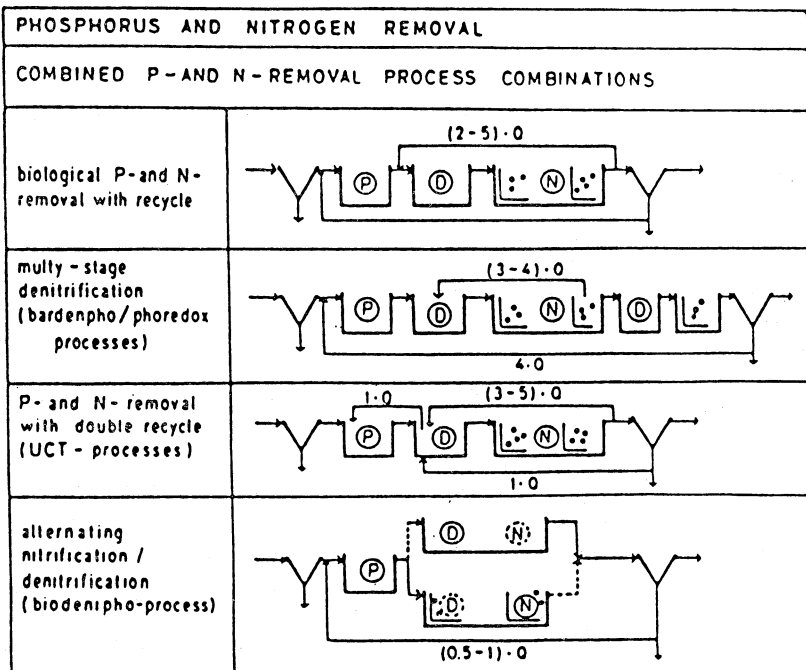
Anlegg med bare biologisk fosforfjerning dimensjoneres normalt for en slamalder på 2—5 døgn (evt. en slambelastning på 0,2—0,7 kg BOD_5 /kg FSS · d) og en hydraulisk oppholdstid på 0,5—4 timer i den anaerobe tanken. I tillegg bør man ha løst BOD_5 /løst P > 10 i innløpsvannet. Temperaturen innflytelse kjenner man lite til /1, 4/.

Anlegg med både biologisk fosforfjerning og nitrogenfjerning dimensjoneres også for en hydraulisk oppholdstid på 0,5—4 timer i den anaerobe tanken. Slamalder og oppholdstider i aerobe og anoxiske soner må være slik at man oppnår henholdsvis nitrifisering og denitrifisering. Innløpsvannet bør ha $COD/TKN > 12$.

I praksis oppnår man utløpskonsentrasjoner på 1—2 g total P/m³ i veddrevne anlegg. Ved kombinert biologisk fosfor-



Figur 6. Biologisk fosforfjerning med hovedstrømprocessen og sidestrømprocessen. (P = anaerob tank med frigjøring av fosfat)



Figur 7. Eksempler på anleggsutforminger med biologisk fosfor- og nitrogenfjerning. (P = frigjøring av fosfat, N = nitrifisering, D = denitrifisering).

fjerning og nitrogenfjerning må innløpsvannet inneholde mye lett nedbrytbart organisk materiale for at man skal oppnå en god fosforfjerning. I noen tilfeller tilsetter man små mengder fellingskjemikalier (simultanfelling) for å komme ned i en utløpskonsentrasjon på 1 g total P/m³

fra slike kombinerte anlegg. Siden slammet fra anlegg for biologisk fosforfjerning inneholder mye fosfor, er total P i utløpet stort sett knyttet til innholdet av suspendert stoff. Derfor er også filtrering av effluenten en vanlig metode for å redusere fosforutslippet.

REFERANSER

1. Boller, M.: Nutrient removal from wastewater. Proceedings from 7. EWPCA-Symposium, Munich, May 19—22, 1987, pp. 253—278.
2. Christensen, M. H. and Harremoes, P.: Nitrification and denitrification in wastewater treatment. In: Water pollution Microbiology, vol. 2, J. Wiley & Sons, New York, 1978.
3. Rusten, B.: Nitrogen removal from wastewater. Dr.ing. avhandling, NTH, 1982.
4. Arvin, E.: Biological removal of phosphorus from wastewater. CRC Critical Review Journal, 15, pp. 25—64, 1985.