

Nitrogenfjerning ved norske renselanlegg — En stor utfordring

Av Ole Jakob Johansen.

Ole Jakob Johansen er avd.dir. i Oslo vann- og avløpsverk.

Hvorfor nitrogenfjerning

I følge Nordsjøavtalen skal tilførslene av næringssalter til Nordsjøen halveres i løpet av 1995. For at Norges del av avtalen skal oppfylles blir det nå stilt krav om nitrogenfjerning ved de største avløpsrenseanleggene med tilførsler til Nordsjøen.

Ved avløpsrensing er det bare nærings-saltene fosfor og nitrogen som har vesentlig betydning for eutrofiering i resipienten. Fjerning av fosfor er en vel etablert og utprøvd teknikk ved norske renselanlegg. Når det gjelder fjerning av nitrogen har vi liten erfaring med det, og ingen norske renselanlegg er bygget eller tilrettelagt for nitrogenfjerning.

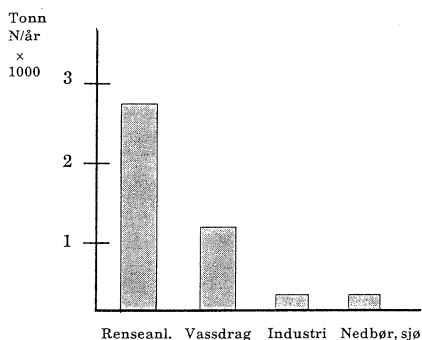
I marine miljø vil ofte tilførsler av nitrogenforbindelser bestemme graden av eutrofiering. Nitrogenforbindelsene i avløpsvannet bidrar med økt oksygenforbruk i resipienten både gjennom primærforbruk og sekundærforbruk. Ved primærforbruk oksideres nitrogenforbindelsene til nitratforbindelser (nitrifikasjon). Nitrifikasjonen krever støkiometrisk 4,57 g O₂ pr. g oksidert ammonium-N. Nitrogenforbindelsene benyttes ved havets produksjon av biomasse (alger). Når denne biomasse dør, forbrukes store mengder oksygen. Det er dette oksygenforbruk som kalles sekundærforbruket. Ved siden av hovedfaktorene som fosfor, nitrogen og lys vil

også stoffer som karbondioksyd, kisel, jern og andre sporelementer ha innvirkning på algeproduksjonen.

Forholdene i indre Oslofjord

Nedslagsfeltet for indre Oslofjord er ca. 1110 km². Dette er et lite areal sammenlignet med befolkningen i nedslagsfeltet. Avrenningen av næringssalter fra jord og skogbruksarealer blir derfor liten sammenlignet med de næringsstoffer som tilføres resipienten fra renset og urenset avløpsvann. Dette er vist i figur 1.

Som det fremgår av figur 1 utgjør tilrenningen av nitrogenforbindelser fra avløpsvannet ca. 65% av den totale nitrogenbelastningen til indre Oslofjord. Hvis nitrogenbelastningen til fjorden



Figur 1. Nitrogentilførsler til indre Oslofjord. (1)

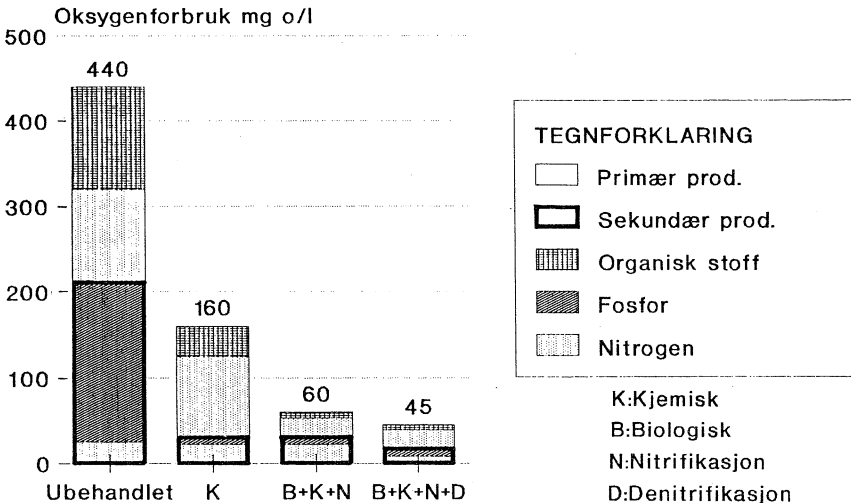
skal reduseres vesentlig må derfor nitrogen fjernes fra avløpsvannet. I andre nedslagsfelt vil situasjonen være en helt annen. I nedbørsfeltet for nedre Glomma (i Østfold) utgjør således avrenningen av nitrogenet fra jordbruksarealer hele 72% av den totale nitrogenbelastning til nedre del av Glomma.

Ved NIVAs vurderinger av den forurensningssituasjonen som vil oppnås ved reduksjon av nitrogentilførslene til indre Oslofjord benyttes eutrofieringsmodeller hvor det er nødvendig å gjøre en rekke skjønnsmessige antagelser. Av de mest usikre er vannutskiftningen mellom de enkelte fjordavsnitt. Normalt er fosfor det begrensende nærings-salt i indre Oslofjord, men det er blitt konstatert at nitrogen til tider kan være

begrensende nærings-salt til fjorden. På grunn av at fosfortilførselen har minket har N/P forholdet i fjorden økt. Økt forurensning har også bidratt til økt forurensning av fjorden. Siden 1950 har således nitrogentilførslene fra atmosfæren økt 4,5 ganger. Som en følge av dette vil nitrogenreduksjon få større betydning enn tidligere. NIVA har beregnet at en halvering av nitrogentilførslene på årsbasis til overflatelagene vil kunne redusere algeveksten i 20% av tiden.

I figur 2 er primær- og sekundærproduksjonen ved utslipp av urensset og rensset avløpsvann fra Bekkelaget beregnet. Det er forutsatt 95% fosforfjerning og 70% nitrogenfjerning i det rensede vannet. Det samlede oksygenforbruk i resipienten vil reduseres fra ca. 440

Oksygenforbruk ved utslipp til Fjorden



Figur 2. Primær og sekundær oksygenforbruk ved utslipp av behandlet og ubehandlet avløpsvann fra Oslo til fjorden.

Tabell 1. *Kostnad — nytte vurderinger av rensetekniske tiltak til indre Oslofjord.*

	<i>Forfelling</i>	<i>Biologisk trinn</i>	<i>Nitrifikasjon</i>	<i>Denitrifikasjon</i>
Antatt investering mill. kr.	80	170	50	45
<i>Kostn./nytte</i> Investering mill. kr. pr. tonn fj. O ₂ pr. døgn	3,2	56	5,5	30
Drift + kapital-kostn. tusen kr. pr. tonn fj. O ₂	1,8	13	2,4	18

mgO/l (urenset) til ca. 45 mgO/l (renset) pr. l tilført avløpsvann. Sammenlignet med dagens situasjon vil oksygenforbruket reduseres fra ca. 160 mg/l til 45 mg/l.

Figur 2 viser også at det er lite å vinne ved å inkludere et denitrifikasjonstrinn slik at nitrogenet fjernes. Ved å utelate dette, men bygge nitrifikasjonstrinn, vil oksygenforbruket øke med bare ca. 15 mg/l.

I tabell 1 er det foretatt noen kostnad/nyttevurderinger av rensetekniske tiltak til indre Oslofjord. Beregningene gjelder for både primær og sekundærproduksjon. Det er tatt utgangspunkt i de midlere belastninger ved Bekkelaget renseanlegg som er 410.000 pe og 205.000 pe for henholdsvis organisk stoff og nitrogenekvivalenter.

Beregningene viser at kjemisk felling er meget kostnadseffektiv. Kjemisk felling fjerner imidlertid bare i begrenset grad nitrogen (ca. 15%). Som forklart

tidligere bidrar dette næringssaltet vesentlig med sitt oksygenforbruk ved nitrifikasjonsprosessene ute i resipienten. For å oppnå en høy reduksjon av avløpsvannets oksygenforbruk må det derfor foretas en langtgående biologisk rensing slik at nitrifikasjonsprosessene kan skje i selve renseanlegget. Tabell 1 viser at installasjon av et nitrifikasjonstrinn er meget kostnadseffektivt. Denne effektiviteten betinger imidlertid at anlegget har et biologisk rensetrinn. Sees både biologisk trinn og nitrifikasjon under ett blir kost/nytteverdien for drift og kapitalkostnader ca. 5000 kr. pr. tonn fjernet oksygen.

Tabell 1 viser også at denitrifikasjon ved renseanleggene rundt indre Oslofjord er meget lite kostnadseffektivt. Når denne lave kostnadseffektivitet sees i sammenheng med det primære og sekundære oksygenforbruk denne prosess fjerner (se fig. 2), burde det ikke være tvil om at investeringene dette til-

svarer burde vært anvendt andre steder (f.eks. saneringstiltak).

«Tynt» avløpsvann et problem

Svenske renseanlegg større enn 10.000 pe med utslipp til Nordsjøen skal innen 1995 ha minst 50% nitrogenreduksjon. For renseanlegg med utslipp til Laholmsbukten vurderes ytterligere tiltak slik at nitrogenfjerningen bli min. 75%.

Ved årsskiftet 1990/91 vil det kun være to norske renseanlegg som har fått krav om nitrogenfjerning. Disse to, VEAS og Bekkelaget har fått krav om min. 70% nitrogenfjerning.

Fjerning av nitrogen ved norske og svenske renseanlegg kommer til å stille spesielt høye krav til utvikling av nye resneteknikker fordi mye overvann blir ført til renseanleggene. Avløpsvannets sammensetning og konsentrasjonsnivåer varierer betydelig fra anlegg til anlegg. Ved siden av forskjell i mengde overvann som føres til anleggene, skyldes variasjonene i konsentrasjonene, ulike påslipp fra industrien. Noen be-

drifter kan ha ekstremt høye konsentrasjoner av organisk stoff og lavere konsentrasjoner av nitrogenforbindelser, mens det motsatte er tilfelle for andre bedrifter. Det er helt innlysende at forholdet mellom organisk stoff og nitrogen er vesentlig for dimensjonering og valg av rensemetode. Videre har sammensetningen av nitrogenforbindelsene stor betydning. Sammensetningen både av organisk stoff og nitrogen influeres også av forholdene i avløpsnettene frem til renseanleggene.

Den kanskje største utfordringen norske renseanlegg står overfor ved utvikling av prosesser for nitrogenfjerning er å beherske de lave temperaturer i avløpsvannet og det «tynne» avløpsvannet norske renseanlegg har. Nitrogenkonsentrasjonen i avløpsvannet fra byer på kontinentet er normalt dobbelt så høye som fra norske byer. Blant årsaken til dette er høyere boligtetthet og bedre kvalitet på avløpsnettene.

Tabell 2 viser sammensetningen av avløpsvannet i de tre største svenske byene sammenlignet med forholdene i

Tabell 2. *Sammensetning av avløpsvann og vannmengder ved norske og svenske avløpsrenseanlegg.*

	1. Ryaverket	2. Henriksdal	2. Loudens	2. Bronnå	2. Käppala	2. Himmelfjärd- verket	3. Sjölanda	3. Klagshamn	4. VEAS	4. Bekkelaget	Drammen	Stavanger	Bergen	Sandefjord
Mill. m ³ /år	106	105	5,4	52	55	36	43	6	125	37				
Bosatte x 1000	540	561	23	256	330	230	230		451	160				
l/pe døgn inkl.ind.	530	512	630	560	460	430	512		759	640	>1000		>1000	
TOC mg C/l									42	69	13	105		
BOF mg O/l	140	120	150	170	200	130	160	130					80	
TOT N mg N/l	<u>21</u>	<u>29</u>	<u>24</u>	<u>35</u>	<u>29</u>	<u>23</u>	<u>25</u>	<u>32</u>	<u>18</u>	<u>24</u>	12	16	14	17
TOT P mg P/l	6,3	6,2	7,5	10,5	8,3	6,4	6,4	5,8	3,1	3,3	1,9	3,5	1,3	2,1

1. Göteborg m/omegn
2. Stockholm m/omegn

3. Malmø m/omegn
4. Oslo m/omegn

noen større norske byer. Som det fremgår av tabellen er den spesifikke tilrenning beregnet pr. bosatt i avløpssonen større ved de norske anleggene. I Oslos sentrumsområde er fellessystemet det dominerende system. Dette er bygd for å ta både overvann og drensvann. Forureningsmessig er dette det beste system for sentrumsområder fordi overflatevannet kan være betydelig forurenset. I Oslo regner en således med en fosforkonsentrasjon i overvann på ca. 0,5 mg P/l. Nedbørsfeltet hvor fellessystemet er benyttet har en utstrekning på 60 km². Regner en for eksempel at nedbøren fordeler seg over 2 mnd. av året, blir tilrenningen fra overflatevannet alene ca. 3 m³/sek. (Ø = 0,3). Midlere tilrenning fra Oslo både til VEAS og Bekkelaget er 5,1 m³/sek.

Tilrenningen av fremmedvann til fellessystemet kan begrenses noe ved å redusere vannlekkasjene fra vannforsyningsnettet. Ved vurdering av avløpsmengden er det imidlertid viktig å være klar over at fellessystemet er bygd for å ta overvann. Separatsystemet er brukt i alle bydeler som er utbygd etter andre verdenskrig. Storparten av systemet er bygd med overvannsledninger nederst i grøfta. Lekkasje i spillvannsnettet vil derfor ved dreneringen dette systemet gir fanges opp av overvannsledningen. Dette er et stort problem fordi overvann kan bli betydelig forurenset før det slipper ut i resipienten.

Av tabell 2 fremgår det f.eks. at VEAS har en spesifikk tilrenning på 759 l/pe døgn mens midlet for de svenske anleggene er 520 l/pe døgn. For Bekkelaget er den spesifikke tilrenning ca. 640 l/pe døgn. Midlere nitrogenkonsentrasjon i innløpet til de svenske anlegg er 27 mg N/l, mens tallene for VEAS og Bekkelaget er 18 og 24 mg N/l. De relativt høye

konsentrasjoner for organisk stoff og nitrogen for Bekkelaget skyldes avløpet fra Idun gjærfabrikk. Dette avløpet alene tilsvarer en organisk belastning på ca. 100.000 pe.

Tabell 2 viser at de andre større norske byer har enda «tynnere» avløpsvann enn Oslo. Konsentrasjonene varierer betydelig fra år til år avhengig av nedbørsforholdene. Andre år kan ha betydelig lavere konsentrasjoner enn gitt i tabell 2. Den store fortynningen fører også til ekstremt lave vanntemperaturer vinterstid. Temperaturer under 5°C er således ikke uvanlig.

Valg av rensemetode

Det er en rekke faktorer som er avgjørende for valg av riktig prosessutforming for nitrogenfjerning. De viktigste er:

- * Avløpsvannets sammensetning
 - BOF/N
 - tot. org.stoff/løst org.stoff
 - konsentrasjonsnivåer
 - temperatur
 - fremmedvann
- * Rensekrav
- * Plassforhold
- * Tilgang på ekstern karbonkilde.

De vanligste metoder som benyttes ved nitrogenfjerning er prosesser hvor nitrifikasjon og denitrifikasjon benyttes. Det finnes mange prosessvarianter for å gjennomføre disse prosesser. Variantene kan inndeles i to hovedgrupper: fordenitrifikasjon og etterdenitrifikasjon. Ved fordenitrifikasjon benyttes avløpsvannet som karbonkilde, mens ved etterdenitrifikasjon benyttes en ekstern karbonkilde eller karbonkilde produsert av slammet. Nitrifikasjonsprosessene skjer langsomt

fordi energikilden skaffes til veie ved oksidasjon av ammonium til nitrat. Nitrifikasjonsbakterienes vekst er også sterkt temperaturømfintlig. En økning av vanntemperaturen på 10°C øker reaksjonshastigheten til ca. det dobbelte. Dette må vies spesiell oppmerksomhet fordi vanntemperaturen ved typisk norsk avløpsvann ofte går ned mot 5°C. Nitrifikasjonsprosessene, som forbruker alkalitet, er også pH avhengig. Optimal pH ligger rundt pH 8.

Forbruket av alkalitet (2 ekv. pr. mol oksidert ammonium) i nitrifikasjonsprosessene er et problem fordi avløpsvannet i Norge normalt har meget lav alkalitet. All alkalitet kan derfor forbrukes i nitrifikasjonsprosessene. Problemet forsterkes ved at en stor del fjernes i forfelling. Ved denitrifikasjonsprosessene frigis ca. halvparten av alkaliteten, men benyttes etterdenitrifikasjon får ingen nytte av denne i nitrifikasjonen. F.eks. ved nitrifikasjonsforsøkene ved Bekkelaget måtte det tilsettes ca. 70 mg CaCO₃/l (1,4 mekv/l) for å holde tilstrekkelig høy alkalitet.

Fordi nitrifikasjonsprosessene er autotrofe reaksjoner hvor energien skaffes tilveie ved oksidasjon av ammonium til nitrit og nitrat, blir slamproduksjonen lav. Ved Bekkelaget hvor inngående avløpsvann har en ammoniumkonsentrasjon på 24 mg N/l viser teoretiske beregninger at full oksidasjon av dette gir en slamproduksjon på 2,2 mg/l. Dette betyr at slamproduksjonen over nitrifikasjonstrinnet kun øker med ca. 2 mg/l. Denne slamproduksjonen kan f.eks. lett avskilles i et filter.

For å oppnå størst mulige nitrifikasjonshastigheter vil det være en fordel å benytte prosesser med fastsittende organismer slik at organisk stoff blir

brutt tilstrekkelig ned før vannet ledes til nitrifikasjonssteget. Hvis f.eks. nitrifikasjonen skal skje i et ett trinns aktivslamanlegg kan nitrifikasjonsbakteriene bare vokse når løst organisk stoff underskriver et BOF innhold på ca. 20 mg O/l. Derfor trengs meget store volumer hvis tilstrekkelig nitrifikasjon skal oppnås i konvensjonelle aktivslamprosesser. Hvor høy grad av nitrifikasjon er påkrevet og hvor tomtearealet er begrensende er det derfor mer og mer vanlig å benytte systemer hvor slammet vokser på et bæremateriale (f.eks. dykkete filtre, rislefiltere, biorotor, luftede sandfiltere og frittsvevende bæremateriale).

I denitrifikasjonsprosessene reduseres nitrat til nitrogengass ved hjelp av hetrotrofe bakterier. Det må være minst mulig oksygen til stede for at prosessen skal fungere. Dessuten trengs en viss mengde lett nedbrytbart organisk stoff til stede som energikilde.

Denitrifikasjonsprosessene er mere robuste enn nitrifikasjonsprosessene. Et stort antall typer bakterier kan denitrifisere under svært varierende miljøer. Således spiller forskjeller i pH og temperatur mindre betydning enn ved nitrifikasjon.

Erfaringer har vist at det i praksis er mulig å nå ca. 60% nitrogenfjerning ved konvensjonell fordenitrifikasjon. En betingelse for dette er at forholdet mellom organisk stoff og nitrogen i avløpsvannet er tilstrekkelig høyt (BOF/N>4). I Sverige hvor kravene er 50% nitrogenfjerning kan en således benytte fordenitrifikasjon såfremt avløpsvannet har høyt nok innhold av organisk stoff. For å sikre dette er de fleste anleggene interessert i relativt høye belastninger fra næringsmiddelindustrien.

For å kunne klare 70% nitrogenfjer-

ning slik som kravene er i Norge bør etterdenitrifikasjon benyttes. Dette vil medføre betydelige kostnader ved kjøp av eller egenproduksjon av karbonkilde til denitrifikasjonstrinnet. Volumbehovet vil imidlertid bli vesentlig mindre fordi den organiske belastningen i biotrinnet kan reduseres ca. 70% ved forfelling. Ved etterdenitrifikasjon vil det derfor være av stor betydning å oppnå en størst mulig fjerning av organisk stoff i forfellingen. De totale oppholdstider i anlegget kan da reduseres under det halve sammenlignet med konvensjonelle anlegg med fordenitrifikasjon og hvor aktivslam benyttes.

Utgifter til kjøp av eksternt karbonkilde vil normalt utgjøre en stor andel av driftsutgiftene. Ved Bekkelaget er dette beregnet til 35% av driftskostnadene som er relatert til nitrogenfjerningen. Karbonkilden som tilsettes benyttes ikke bare for denitrifikasjon men også til cellevekst (slam). Teoretisk er det behov for 2,9 g COD for å redusere 1 g N-NO₃ til N₂. Ved bruk av metanol betyr dette 1,9 g metanol pr. g N-NO₃. Ved Bekkelaget blir en nødvendig dosering ca. 40 mg metanol/l.

Det er vanskelig å gjøre noen sikre beregninger på den økte slamproduksjon som forårsakes av den eksterne karbonkilden. Årsaken til dette er at celleveksten pr. tilført mengde substrat varierer innenfor relativt vide grenser avhengig av hvilke typer mikroorganismer som er aktive og hvilke miljø som

dominerer. Grovt regnet kan det anslås at det produseres ca. 2 g slam pr. g redusert nitrogen. Ved Bekkelaget betyr dette en slamproduksjon i denitrifikasjonstrinnet på ca. 35 g slam/m³ renset vann. Tilleggsslammat som produseres ved denitrifikasjonsprosessene er meget lett nedbrytbart. Det kan derfor forventes at min. 50% blir nedbrutt ved utråning. Totalt vil slamproduksjonen øke med ca. 15%.

Ved de mindre anleggene vil kravene til nitrogenfjerning trolig bli lempeligere enn ved de største anleggene. For mindre anlegg hvor plassbehovet normalt er mindre kritisk enn ved større anlegg bør det derfor velges mindre krav til prosessutrustning og regulering. Disse anleggene bør trolig utbygges for denitrifikasjon slik at det organiske stoffet i avløpsvannet kan benyttes som karbonkilde. I 1982 bli slike forsøk utført ved HIAS med gode resultater (NIVA).

I Sverige drives det også et 40-talls forsøk i fullskala med fordenitrifikasjon med gode resultater. De fleste av disse anleggene er biologisk/kjemiske anlegg hvor mindre utvidelser og moderniseringer er nødvendig for å tilfredsstille kravet på 50% nitrogenfjerning. Disse anleggene krever imidlertid dobbelt så lang oppholdstid sammenlignet med etterdenitrifikasjonsanlegg med fastsittende organismekulturer. Kalkfelling etterfulgt av ammoniakkavdriving kan også bli et godt alternativ ved de mindre anleggene.

Referanser:

- (1) Rosland, D. D. og Stene-Johansen: «Analyse av forurensningstilførsler til indre Oslofjord», NIVA 0-8760. 1989.
- (2) Gunnarsson, L.: «Mikrobiologiska och biokemiska aspekter på kolkällor för denitrifikasjon». Seminar i Helsingør 14.—15.2.1990. Nordiska ministerrådet.