

Denitrifikasjon i vannsøylen i Bunnefjorden

Av Svein Kristiansen og Morten Thorne Schaanning

Svein Kristiansen er dr. philos. og professor ved Universitetet i Tromsø
Morten Schaanning er cand. real og forsker på NIVA

Sammendrag

Denitrifikasjon i vannsøylen i Bunnefjorden ble målt ved hjelp av ^{15}N høsten 1998. De høyeste denitrifikasjonshastighetene ble observert i oksygenfattig vann omkring 70 m dyp. Vannmassene der var karakterisert av oksygenkonsentrasjoner mindre enn $21 \text{ mmol O}_2 \text{ m}^{-3}$ og skarpe gradienter i konsentrasjonene av nitrat og nitritt. Integrert over vannsøylen var denitrifikasjonen ca $13 \text{ mmol N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ eller ca 10x høyere enn typiske hastigheter for marine sedimenter. Det ble konkludert at fjorden fjerner betydelig mer algetilgjengelig nitrogen i anoksiske enn i oksiske perioder. Norske fjorder med permanent anoksisk dypvann vil i såfall kunne ha betydelig kapasitet til nitrogenrensing av avløpsvann tilført fjorden under det oksisk-anoksiske grensesjiktet.

Summary

Denitrification in the water column in the Bunnefjord. Water column denitrification in the Bunnefjord, Inner Oslofjord, was measured using a ^{15}N -technique. The highest denitrification rates were found in oxygen-poor water around 70 m depth. The water

mass was characterised by concentrations of oxygen less than $21 \text{ mmol O}_2 \text{ m}^{-3}$ and sharp gradients in the concentrations of nitrate and nitrite. Integrated denitrification rates for the water column was $13 \text{ mmol N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ or approximately 10x higher than rates frequently found in estuarine sediments. It was concluded that the fjord removes more algae-available nitrogen from the biogeochemical cycle during anoxic than during oxic periods. Oxidic-anoxic boundaries in the water column appear to have a large denitrification potential for waste water discharged below such boundaries.

Innledning

Denitrifikasjon i marine resipienter fjerner algetilgjengelig nitrogen (N) fra det biogeokjemiske kretsløpet ved mikrobiell reduksjon av nitrat (NO_3) til N-gass (mest N_2 , men også noe N_2O). Prosessen har derfor et potensiale til å motvirke eutrofiering som følge av økte tilførsler av N til kystvannet og til åpent hav. Kvantifisering av denitrifikasjonen i norske farvann og kunnskap om hvilke faktorer som påvirker og kontrollerer prosessen er

derfor av stor viktighet i forvaltningen av fjord- og kystmiljøet. Høye denitrifikasjonshastigheter er velkjent nær oksisk-anoksiske grenseflater i sedimentets topplag og i oksygenfattige vannmasser i flere hav- og kystområder (f.eks. deler av Stillehavet, Svartehavet og Østersjøen [1]). Dersom grenseflaten forflyttes fra sedimentet og ut i vannmassene, noe som ikke er uvanlig i fjorder og poller adskilt fra sjøen utenfor med grunne terskler, er det rimelig å anta at området med høye denitrifikasjonshastigheter vil forflyttes tilsvarende. Et interessant spørsmål er hvorvidt dette kan påvirke den arealspesifikke denitrifikasjonshastigheten, eller med andre ord, fjordens egenevne til å fjerne algetilgiengelig N.

Hva vet vi om denitrifikasjon i norske fjorder?

Det er ikke tidligere blitt utført direkte

målinger av denitrifikasjon verken i sedimenter eller vannprøver fra norske fjorder bortsett fra noen få målinger i fjordsedimenter på Svalbard. Allerede i 50-årene ble det imidlertid påvist forhøyete forhold mellom de atmosfæriske gassene nitrogen og argon i prøver fra anoksiske vannmasser i Drammensfjorden og Cariaco-dypet utenfor USAs østkyst, noe som ble tolket som en klar indikasjon på en betydelig denitrifikasjon i disse områdene [2]. Flere overslagsberegninger viser at prosessen i betydelig grad påvirker omsetningen av nitrogen i fjordene våre. Prosessen er derfor inkludert i NIVAs eutrofimodell for Oslofjorden [3]. I Tabell 1 er det vist flukser (denitrifikasjon) i norske fjorder, flukser som er basert på NO_3 -målinger. Målte denitrifikasjonshastigheter fra noen andre relevante lokaliteter er vist for sammenligning.

Tabell 1. Utvalgte nitrogenflukser ($\text{mmol N m}^2 \text{ d}^{-1}$) i dypvann og sedimenter fra Oslofjorden og andre lokaliteter. Alle fluksene antas å være drevet av denitrifikasjon.

Lokalitet	Betingelser	Metode	N-fluks
Ytre Oslofjord [10]	Oksisk dypvann	NO_3 -tap	0,5-1,3
Fjorder på Vestlandet [11]	Oksisk dypvann	NO_3 -tap	0,3-0,8
Oslofjorden eksp. arb. [12]	Org. anrikt sediment	NO_3 -opptak	0,2-0,9
Norsk sokkel [13]	Oksisk dypvann	Prim. prod. ⁱ	0,9
Svalbard [14]	Sediment	^{15}N -måling	0,2-0,6
Fjord, Danmark [15]	Sediment	^{15}N -måling	2,1-5,2
Finskebukta [16]	Sediment	^{15}N -måling	0,15-0,65
Estuarium, Portugal [17]	Sediment	^{15}N -måling	0,4-1,3
Østersjøen [7,18]	O_2 -fattig dypvann	Acetylen teknikk	0,2-3
Østersjøen, en verdi [7,18]	O_2 -fattig dypvann	Acetylen-teknikk	90

ⁱBeregnet fra primærproduksjonsmålinger

Feltarbeid og analyser

Feltarbeidet ble utført høsten 1998 med forskningsfartøyet "Trygve Braarud". Prøvene ble innsamlet på en fast overvåkingsstasjon i Bunnefjorden (EP1 i Indre Oslofjord) der grensen mellom oksisk og anoksisk vann hadde ligget noenlunde stabilt ved 70-80 m dyp i en lengre periode forut for våre tokt.

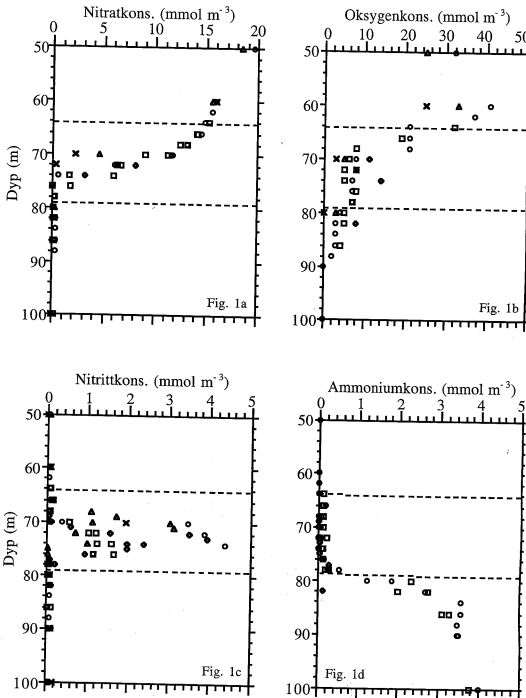
Det eksisterer flere metoder for å måle denitrifikasjon. Her ble det brukt merking med den stabile isotopen ^{15}N . Umiddelbart etter tapping fra vannhenterne ble prøvene tilsatt $^{15}\text{NO}_3$ (99% ^{15}N), forseglet og inkubert mørkt ved 7°C i 1-20 døgn. Under inkuberingen ble det dannet både enkeltmerket ($^{14}\text{N}^{15}\text{N}$) og dobbeltmerket ($^{15}\text{N}^{15}\text{N}$) N_2 -gass som senere ble målt i et massespektrometer. Denitrifikasjonshastig-

heten (*in situ*) ble beregnet etter korreksjon for gassmengden produsert fra tilsatt $^{15}\text{NO}_3$. Metodene er utførlig beskrevet i annen litteratur [4,5]. Dr. Lars Peter Nielsen og medarbeidere ved Universitetet i Aarhus takkes for velvillig bistand og utlån av massespektrometer.

Resultater og diskusjon

Hydrografi og næringsalter

Vertikalfordelingen av oksygen og næringsalter (Figur 1) viste at summen av nitrogennæringsaltene ($\text{NO}_3 + \text{NO}_2 + \text{NH}_4$) avtok i dypvannet. Konsentrasjonene av silikat og fosfat økte derimot med økende dyp [5]. Både konsentrasjonene av N-næringsaltene og forholdene mellom de forskjellige næringsaltene viste dermed et klart nitrogenunderskudd i dypvannet.



Figur 1. Observasjoner av a) NO_3 , b) O_2 , c) NO_2 og d) NH_4 på en fast stasjon (EP1) i Bunnefjorden høsten 1998. Sirkler=21. september, firkanter=25. september, diamanter=29. september, triangler=20. oktober og kryss=15. desember. Stiplete linjer angir tetthetsgradienten mellom 64 og 79 m dyp (se tekst).

De skarpe gradientene i næringssalt- og oksygenkonsentrasjonene vist i Figur 1 var nært sammenfallende med en tetthetsgradient mellom 64 og 79 m dyp som vedvarte uten vesentlige endringer gjennom hele forsøksperioden [5]. Den vertikale utbredelsen av tetthetsgradienten er vist med stiplede linjer i figuren. Konsentrasjonen av O_2 avtok således fra ≥ 20 mmol O_2 m^{-3} over 64 m dyp til typisk 4-8 mmol O_2 m^{-3} mellom 70 og 79 m dyp. Under 79 m var konsentrasjonen enda noe lavere, typisk 2-4 mmol O_2 m^{-3} . Lukt av hydrogensulfid (H_2S) indikerte sameksistens av O_2 og H_2S i de fleste av prøvene innsamlet mellom 80 og 90 m dyp, og H_2S ble påvist analytisk (Winkler-metoden) i dypvannet under 86 m. Nitratkonsentrasjonen (Figur 1a) avtok fra ≥ 15 mmol m^{-3} over 64 m dyp til under deteksjonsgrensen (0,2 mmol m^{-3}) i alle prøvene som ble innsamlet dypere enn 76 m. Nitratgradienten strakte seg således 4-6 m dypere ned enn O_2 -gradienten, selv om små mengder O_2 ble påvist helt ned til 88 m dyp. Sammenfallende med den bratteste delen av NO_3 -gradienten mellom 68 og 76 m dyp ble det observert tynne sjikt (typisk 5-6 m) med uvanlig høye NO_2 -konsentrasjoner (Figur 1c). Den høyeste målte NO_2 -konsentrasjonen var 4,4 mmol m^{-3} i 74 m dyp. Ammoniumkonsentrasjonen økte umiddelbart under den dype tetthetsgradienten fra $< 0,6$ mmol m^{-3} over 79 m til > 3 mmol m^{-3} under 82 m (Figur 1d). Ammoniumgradienten var således forskjøvet ca 4 m nedover i forhold til det dypet der konsentrasjonene av NO_3 og NO_2 avtok til under de respektive deteksjons-

grensene. Dette resulterte i et vedvarende minimum ($< 0,8$ mmol m^{-3}) av N-næringssaltene ($NO_3+NO_2+NH_4$) mellom 76 og 80 m dyp.

Denitrifikasjon

De gjennomsnittlige konsentrasjoner av ^{15}N -merket gass og de tilhørende konsentrasjonene av O_2 og N-næringssalter er vist i Tabell 2. Resultatene er fra prøver som ble inkubert i 10 døgn. I prøvene fra 4 m dyp ble det ikke dannet målbare mengder ^{15}N -merket gass, åpenbart p.g.a. den høye O_2 -konsentrasjonen nær overflaten. Prøvene fra 66 m og dypere var fra O_2 -fattig vann (< 21 mmol O_2 m^{-3}) og ^{15}N -merket gass ble produsert i alle rørene. Prøvene fra 82 m og dypere inneholdt H_2S , og tilsatt nitrat ble denitrifisert med en hastighet som økte med økende dyp (=økende konsentrasjon av H_2S). Anaerob denitrifikasjon med H_2S som elektron donor er påvist i bakteriematter [6], og forbruk av små mengder ammonium ved samme prosess har blitt påvist i anoksiske vannprøver fra Østersjøen [7]. Det kan derfor ikke utelukkes at ammonium er kilden til ^{14}N i den enkeltmerkete gassen observert i de sulfidholdige prøvene. I prøvene fra 76 og 78 m dyp ble bare en liten del (ca. 10 %) av tilsatt ^{15}N -merket nitrat (3,7 mmol $^{15}NO_3$ m^{-3}) denitrifisert, mens denitrifikasjonen var nesten fullstendig i prøvene samlet inn over og under dette dypet. Prøver inkubert i 20 dager viste ingen ytterligere produksjon etter dag 10. Hvorvidt den lave aktiviteten skyldes substratmangel eller andre begrensende faktorer har vi ikke holdepunkter for å konkludere noe om.

Dyp	O ₂	H ₂ S	NO ₃	NO ₂	NH ₄	¹⁴ N ¹⁵ N	¹⁵ N ¹⁵ N	Denitrifikasjon
m	-----mmol m ⁻³ -----							mmol N m ⁻³ d ⁻¹
4	228	-	4,1	0,4	088	n.d.	n.d.	n.d.
62	37	-	15,7	<0,1	<0,1	-	-	-
64	20	-	14,9	<0,1	<0,1	-	-	-
66	21	-	14,6	<0,1	0,2	2,25	0,36	1,33
68	20	-	13,1	<0,1	<0,1	-	-	-
70	8,0	-	11,8	0,4	<0,1	2,92	0,55	1,52
72	7,6	-	6,1	3,9	<0,1	1,94	0,54	0,61
74	6,7	-	0,5	4,4	<0,1	1,42	0,80	0,39
76	6,7	-	<0,2	1,1	0,1	0,28	0,35	0,01
78	6,7	-	<0,2	0,1	0,5	0,09	0,46	<0,01
80	4,4	-	<0,2	<0,1	1,2	-	-	-
82	3,1	lukt	<0,2	<0,1	2,7	0,22	1,30	<0,01
84	2,7	lukt	<0,2	<0,1	3,5	-	-	-
86	2,7	lukt	<0,2	<0,1	3,6	0,34	2,17	<0,01
88	2,3	lukt	<0,2	<0,1	3,5	-	-	-
90	-	14	-	<0,1	3,5	-	-	-
100	-	24	<0,2	<0,1	4,0	0,41	3,17	<0,01

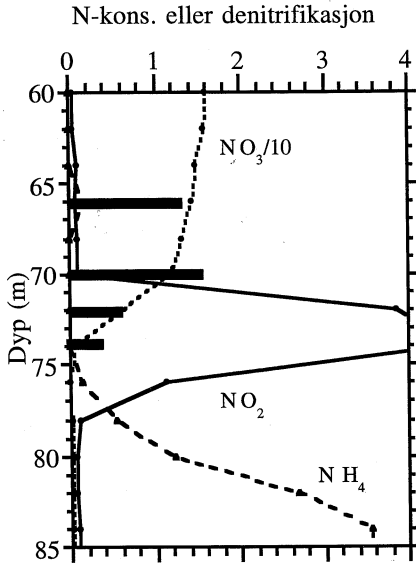
Tabell 2. Hydrokjemiske observasjoner og produksjon av enkel- og dobbeltmerket N₂-gass i prøver inkubert med ¹⁵NO₃ og beregnet *in situ* denitrifikasjonshastighet i Bunnefjorden i september 1998. "n.d." = ikke detekterbart. "-" = ikke analysert.

Beregnet *in situ* denitrifikasjonshastighet var meget lav i de sulfidholdige prøvene (under deteksjonsgrensen). I Østersjøen er det funnet indikasjoner på at H₂S kan være en viktig drivkraft for denitrifikasjon i vannsøylen, men til forskjell fra Bunnefjorden ble det der påvist sameksistens mellom O₂ og H₂S gjennom hele det denitrifiserende laget [7]. Eksperimentene fra Bunnefjorden viste klart at tilstedeværelsen av H₂S stimulerer denitrifikasjon av tilsatt NO₃. Imidlertid var det i vannsøylen en klar

separasjon mellom de nitrat- og sulfidholdige vannmassene og ingen målbare mengder H₂S i det denitrifiserende laget. I Bunnefjorden ser det derfor ikke ut til at H₂S spiller noen rolle som drivkraft (elektron donor) for denitrifikasjonen i vannsøylen. Metodeulikheter og prøvetakingsintervallene gjør det vanskelig å sammenligne målingene fra Østersjøen og Bunnefjorden direkte. De høyeste denitrifikasjonshastighetene i Bunnefjorden er imidlertid 5-10x høyere enn målingene i Østersjøen som ble utført i 80-årene.

Denitrifikasjonshastigheten var høyest (1,2-1,5 mmol N m⁻³ d⁻¹) i prøvene fra 66 og 70 m dyp. De høyeste hastighetene ble dermed målt i NO₃-gradienten like over NO₂-toppen (Figur 2). Målinger utført på seinere tokt bekreftet denne sammenhengten mel-

lom høye denitrifikasjonshastigheter og vertikalfordelingene av NO₃ og NO₂. Videre nedover i vannsøylen avtok denitrifikasjonshastigheten med avtagende konsentrasjoner av NO₃ og NO₂ til ikke målbare verdier (<0,01 mmol N m⁻³ d⁻¹) under 76 m dyp.



Figur 2. Denitrifikasjonshastigheter i Bunneffjorden 25. september (stolper, mmol N m⁻³ d⁻¹) og tilhørende konsentrasjoner av NO₂, NO₃ og NH₄ (mmol m⁻³). Nitratkonsentrasjonen må multipliseres med en faktor 10.

Det ble ikke tatt prøver for måling av denitrifikasjon mellom 4 og 66 m dyp. Derfor er det usikkert hvor høyt opp i vannmassene denitrifikasjonen var aktiv, men både høyere O₂-innhold (>21 mmol O₂ m⁻³) og svake NO₃-gradienter indikerer lav aktivitet i vannmassene over 64 m dyp. Integrering av de observerte hastighetene over dybdeintervallet 63-78 m gir 13 mmol N m⁻² d⁻¹.

Vertikal diffusjon av NO₃ og NH₄

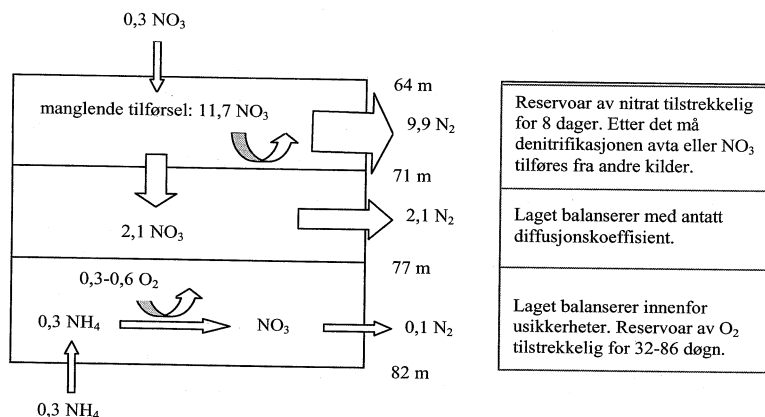
I løpet av høsten 1998 ble det observert avtagende konsentrasjoner

av NO₃ i tetthetsgradienten og en forskyvning oppover på ca 5 m av både NO₃-gradienten og NO₂-toppen (Figurene 1a&c). I perioden 21. september - 20. oktober avtok mengden av NO₃ integrert over tetthetsgradienten (63-78 m) fra 122 til 69 mmol m⁻². Dette tilsvarer 1,8 mmol m⁻² d⁻¹ som bare utgjør en sjudel av den integrerte denitrifikasjonshastigheten. For å opprettholde de høye denitrifikasjonshastighetene over tid må det skje en betydelig tilførsel av NO₃ til tetthetsgradienten. Både vertikal diffusjon av NO₃ og NH₄ fra de omgivende vannmassene og nedbrytning av organisk

materiale i laget kan ha bidratt til slik tilførsel. Nitrat kan denitrifiseres direkte mens NH_4 først må oksideres til NO_2 og/eller NO_3 .

Figur 3 viser en enkel trelags-modell for denitrifikasjonslaget i Bunnefjorden 25. september der konsentrasjonen av NO_3 i vannet over (64 m dyp) og NH_4 i vannet under (82 m dyp) antas konstant. Diffusjonsflukser ("eddy diffusion") kan estimeres fra de respektive konsentrasjonsgradientene og diffusjonskoeffisienten for dypvannet, som i Bunnefjorden er anslått til å være i størrelsesorden $0,1 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ [8]. Konsentrasjonsgradientene var svært små ved grensen mellom midtre og nedre lag og diffusjonsfluksene av NO_3 , NO_2 og NH_4 mellom disse to lagene ble derfor ubetydelige. Det midtre laget (71-77 m) ble tilført $1,8\text{-}2,4 \text{ mmol NO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ avhengig av hvordan konsentrasjonsgradienten anslås. Diffusjonsfluksen av NO_3 var

således rimelig godt balansert av observert denitrifikasjon på $2,1 \text{ mmol N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ i dette laget. I det nedre laget (77-82 m) var denitrifikasjonen liten og usikkerhetene var trolig større enn differensen mellom den oppadrettede diffusjonsfluksen på $0,3 \text{ mmol NH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ og observert denitrifikasjon på $0,1 \text{ mmol N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Nitrifikasjon etter de støkiometriske ligningene $\text{NH}_4^+ + 1,5\text{O}_2 = \text{NO}_2^- + \text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+$ eller $\text{NH}_4^+ + 2\text{O}_2 = \text{NO}_3^- + \text{H}_2\text{O} + 2\text{H}^+$ krever et forbruk på $1,5\text{-}2 \text{ mol O}_2$ for 1 mol NH_4^+ omdannet til NO_2^- hhv NO_3^- . Tabell 1 viser at det mellom 78 og 82 m dyp faktisk ble observert konsentrasjonsendringer på $1,6 \text{ mmol O}_2$ for hvert mmol NH_4 . Det var ingen diffusjonsfluks av O_2 til dette laget, men reservoaret av O_2 var tilstrekkelig til å opprettholde nitrifikasjon av den beregnede NH_4 -fluksen i 32 døgn. Etter hvert vil det også kunne diffundere noe O_2 ned fra det midtre laget.



Figur 3. Forenklet 3-lags-modell for nitrogen i denitrifikasjonslaget i Bunnefjorden 25. september. Diffusjonsflukser (vertikale piler) mellom boksene ble beregnet på grunnlag av antatt konstant diffusjonskoeffisient på $0,1 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$. Horisontale piler viser observert denitrifikasjon integrert for hvert enkelt lag. Buete piler indikerer avtagende reservoarer av NO_3 og O_2 i de respektive lagene. Flukser angitt i $\text{mmol N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ eller $\text{mmol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

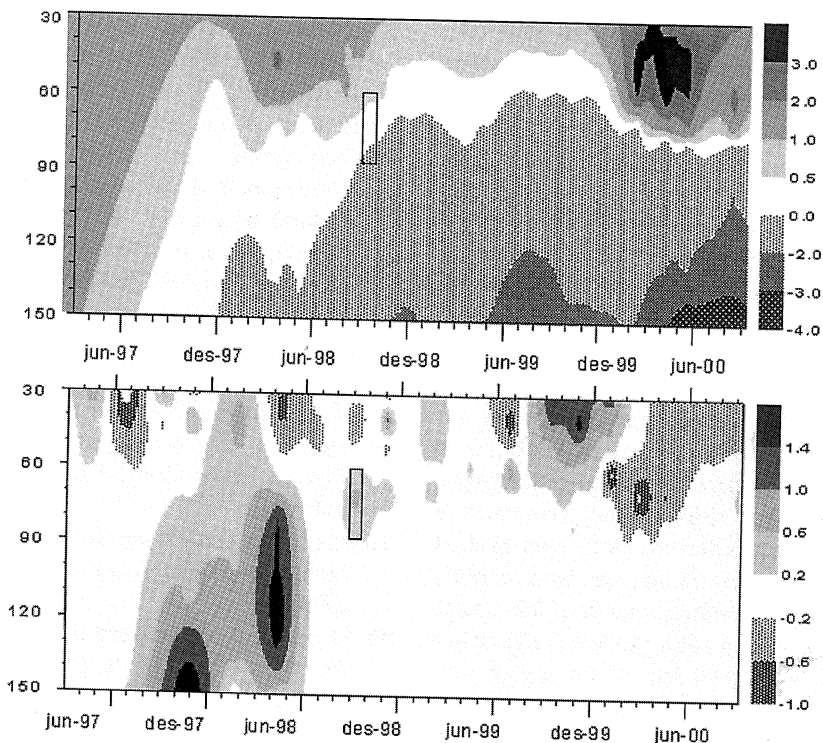
Modellen fungerte således for de to nederste lagene ved at moderate til små denitrifikasjonshastigheter kunne opprettholdes over rimelig lang tid uten andre tilførsler av NO_3 enn diffusjon fra vannet over og diffusjon og nitrifikasjon av ammonium fra vannet under. Dette bekrefter også at diffusjonskoeffisienten på $0,1 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ er et rimelig anslag for denne del av vannsøylen.

Denitrifikasjonshastighetene var høyest i det øverste laget (64-71m). Forutsatt samme diffusjonskoeffisient var diffusjonen av NO_3 ut av laget i underkant større enn tilførselen i overkant. Stabilitetsvariasjonene [5] indikerer at koeffisienten er større i overkant enn i underkant av laget, men selv en tredobling av diffusjonskoeffisienten gjør lite utslag på massebalansen for laget som viste en mangel på $11,7 \text{ mmol NO}_3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. De høye denitrifikasjonshastighetene vil derfor ikke kunne opprettholdes uten betydelig annen tilførsel av NO_3 til laget. Horisontal diffusjon er i utgangspunktet antatt ubetydelig fordi de horisontale konsentrasjonsgradientene vanligvis er små. Teoretisk kan noe frigjøres ved biologisk nedbrytning, men nedbrytning med NO_3 kan ikke gi noen netto produksjon av nitrogennæringsstoffer og vanlig nedbrytning med O_2 som elektronakseptor begrenses av tilgangen på O_2 . Det markerte fallet fra 20 til $8 \text{ mmol O}_2 \text{ m}^{-3}$ i nedre del av laget indikerer et lite

forbruk av O_2 , men dette skyldes trolig oksidasjon av andre reduserte forbindelser (f.eks. Mn^{2+} -ioner) som diffunderer oppover fra dypvannet.

Observasjonene av raskt avtagende konsentrasjoner i 70 m dyp, den vertikale forflytningen av NO_2 -toppen og den vertikale forflytningen av NO_3 -gradienten samt fraværet av sannsynlige NO_3 -kilder viser at vannlaget var i ferd med å tømmes for NO_3 . De høye denitrifikasjonshastighetene synes således betinget av vertikal migrasjon av denitrifikasjonssonen oppover og forbruk av NO_3 i vannmasser lenger opp i vannkolonnen. Langtidsserier fra overvåkningsstasjonen i Bunnefjorden viser at nitrogeninnholdet ($\text{NO}_3 + \text{NO}_2 + \text{NH}_4$) i vannmassen avtar raskest i perioder der vannmassen er i ferd med å bli anoksisk ved at den oksisk-anoksiske grensen forflyttes relativt hurtig oppover i vannsøylen [3]. Figur 4 illustrerer utviklingen av O_2 -fritt vann samtidig med at det skjedde et betydelig NO_3 -tap under 60 m dyp i perioden høsten 1997 til våren 1998.

Bidraget til denitrifikasjon fra den oppadrettete fluksen av ammonium (koplet nitrifikasjon-denitrifikasjon) synes å ha vært beskjedent høsten 1998. Dersom ammoniumkonsentrasjonen skulle øke i dypvannet, f.eks. i løpet av en lengre stagnasjonsperiode, vil bidraget fra koplet nitrifikasjon-denitrifikasjon kunne øke.



Figur 4. O_2 og NO_3 i Bunnefjorden i årene 1997-2000. Øvre delfigur viser konsentrasjonene av O_2 eller H_2S i oksygenekvivalenter ($ml O_2 l^{-1}$). Nedre delfigur viser forandringen i NO_3 -konsentrasjonen, positive verdier viser avtagende konsentrasjon og vice versa ($m mol NO_3 m^{-2} dag^{-1}$). Den sorte vertikale rammen midt i hver delfigur indikerer prøvedyp og prøvetakingstidspunkt.

Betydning i forhold til nitrogenrensing

Den integrerte denitrifikasjonshastigheten på $13 mmol N m^{-2} d^{-1}$ for Bunnefjorden er betydelig høyere enn det som er vanlig å observere i sedimenter under en oksisk vannsøyle (Tabell 1). Dette er ikke urimelig fordi denitrifikasjonen i sedimentene er begrenset til noen få mm tykke lag, mens denitrifikasjon i vannsøylen kan omfatte flere meter tykke vannlag. Verdiene fra Østersjøen (Tabell 1) viser klart at tykkelsen på det denitri-

fiserende laget er viktig. Med et areal i 70 m dyp på $18,4 mill m^2$ vil hastighetene observert i Bunnefjorden årlig kunne fjerne 1200 tonn nitrogen. Legges det til rimelige hastigheter (Tabell 1) for sedimentarealene under de oksiske vannmassene vil vi totalt for Oslofjorden innenfor Drøbak kunne få en årlig denitrifikasjon på 1400-1900 tonn nitrogen. Dette er betydelig mer enn antatt i Oslofjordmodellen [3] som opererer med en denitrifikasjon på 369-530 tonn N år⁻¹. Misforholdet bekrefter at hastig-

hetene som ble målt høsten 1998 ikke vil kunne opprettholdes over tid uten en betydelig tilførsel av nitrat (jfr. Figur.3).

I perioden 1993-1997 ble renseanlegget på Bekkelaget tilført i gjennomsnitt 965 tonn N år⁻¹ [9]. Etter innføring av nitrogenrensing med en antatt rensegrad på 70% vil anlegget fjerne 675 tonn N år⁻¹. Det er nærliggende å tenke seg at en istedenfor å innføre et biologisk renseskrinn ved renseanlegget kunne innlagre avløpsvannet i dypvannet under det oksisk-anoksiske grensesjiktet. I et slikt scenario vil nitrogennærings-saltene i avløpsvannet representere den tilførselen av nitrat som skal til for å opprettholde de høye denitrifikasjonshastighetene som ble observert høsten 1998. Anoksiske dypvann i Bunnefjorden kan derfor ses på som en ressurs med potensiell kapasitet til å fjerne all nitrogen i avløpsvannet som tilføres renseanlegg i Indre Oslofjord. Effektiv innlagring av avløpsvann under det oksisk-anoksiske grensesjiktet vil derfor kunne representere en alternativ metode for fjerning av nitrogen i spesielt egnede områder etter avveininger mot andre miljømål som f.eks. bedring av oksygenforholdene i dypvannet.

Litteratur

1. Seitzinger, S.P. *Limnol. Oceanogr.* **33**, 702-724 (1988).
2. Richards, F.A. & Benson, B.B. *Deep-Sea Res.* **7**, 254-264 (1961).
3. Bjerkgeng, B. Rapportene 3112/94 & 3113/94 (NIVA, Oslo, 1994).
4. Kristiansen, S. & Schaanning, M.T. Rapport 4000/99. (NIVA, Oslo, 1999).
5. Kristiansen, S. & Schaanning, M.T. *Hydrobiologia* **469**, 77-86 (2002).
6. Sweerts, J.-P.R.A., De Beer, D. et al. *Nature* **344**, 762-763 (1990).
7. Brettar, I. & Rheinheimer, G. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **77**, 157-169 (1991).
8. Gade, H.G. *Helgoländer wiss. Meeresunters.* **17**, 462-475 (1968).
9. Bjerkgeng, B. & Magnusson, J. Rapport 3996/1999 (NIVA, Oslo, 1999).
10. Aure, J. & Danielssen, D. Rapport 725/98. (SFT/Havforskningsinst., 1998).
11. Stigebrandt, A. & Aure, J. *Sarsia* **74**, 303-307 (1988).
12. Schaanning. (Upublisert).
13. Seitzinger, S.P. & Giblin, A.E. *Biogeochemistry* **35**, 235-260 (1996).
14. Glud, R.N., Holby, O. et al. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **173**, 237-251 (1998).
15. Risgaard-Petersen, N., Rysgaard, S. et al. *Limnol. Oceanogr.* **39**, 573-579 (1994).
16. Tuominen, L., Heinänen, A. et al. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **172**, 13-24 (1998).
17. Cabrita, M.T. & Brotas, V. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **202**, 51-65 (2000).
18. Rønner, U. & Sörensson, F. *Appl. Environ. Microbiol.* **50**, 801-806 (1985).