

干潟の脱窒速度の測定について

黒田 伸郎

Measurement of denitrification rate in tidal flat

KURODA Nobuo

Abstract

Denitrification rates were determined by the acetylene inhibition method for 3 tidal flats in Ise and Mikawa Bays. Denitrification rates measured by the mud slurry incubation were greater than those by the intact core method for all the samples. It was suggested that variations of value obtained by the slurry method were dependent on the nitrate concentration in the dilution water. By the intact core incubation, denitrification rates were low as 0-5.82 mgN/m²/day in the coarse sandy tidal flats, and the fine sandy tidal flat showed little denitrification activity. The activity in the muddy tidal flat were widely ranged from 0.69 to 10.02 mgN/m²/day by the intact core method.

It was considered that nitrate supply to the denitrification active layer by exchange of the interstitial water with tidal cycle is essential for the sandy tidal flats. On the other hand, in the muddy tidal flat, the severe control of nutrients supplied from terrestrial region through influent river was supposed.

キーワード；脱窒速度，干潟，底泥，間隙水，アセチレン阻害法

はじめに

内湾沿岸域に広がる干潟は、海水中の有機懸濁物質を除去、分解したり、無機栄養塩の沖合への流出量を削減するいわゆる浄化機能を有する重要な環境として見直されている。¹⁻⁴⁾ 浄化機能の中でも無機態窒素を窒素ガスとして系外に放出する脱窒作用は、直接的自浄作用として重要視されているが、干潟域でその速度を測定した例は少ない。^{3,5-7)} またその測定結果には海域、測定方法、測定時期等により相当のばらつきがあるため、干潟域における窒素の全収支に占める脱窒の重要度については、報告によりその評価が異なる。そこで、伊勢・三河湾の性状の異なる干潟域において、近年脱窒速度の測定法として広く用いられているアセチレン阻害法によって底泥の脱窒速度を測定し、窒素の収支に占める脱窒の重要度の評価を試みた。

材料と方法

調査海域

三河湾北岸の一色干潟、伊勢湾東岸の小鈴谷干潟、伊勢湾北岸の藤前干潟を調査海域とした。それぞれの海域の底泥の代表的な粒度組成をTable 1に示した。

一色干潟は細砂に粗砂が混じったやや粗い砂干潟であり、小鈴谷干潟はほとんどが細砂で占められる清浄な砂干潟である。また、藤前干潟は細砂にシルトが混じった泥質の干潟である。それぞれの調査地点はいずれも大潮最干潮時に底泥が露出する地点とし、一色干潟では沖合部の地点1, 2, 3, 4と岸よりの地点5, 小鈴谷干潟では沖合部の地点1, 2, 3, 4と岸よりの地点5, 藤前干潟では沖合部の地点1と岸よりの地点2を設定した(Fig. 1)。

Table 1. Grain size distribution (%) of sediment in study area.

	gravel	sand		silt-clay
		coarse	fine	
Isshiki	0.5	22.7	74.7	2.1
Kosugaya	0	3.8	96.0	0.2
Fujimae	0	1.6	68.4	30.0

* 愛知県水産試験場 (Aichi Fisheries Research Institute, Miya, Gamagori, Aichi 443, Japan)

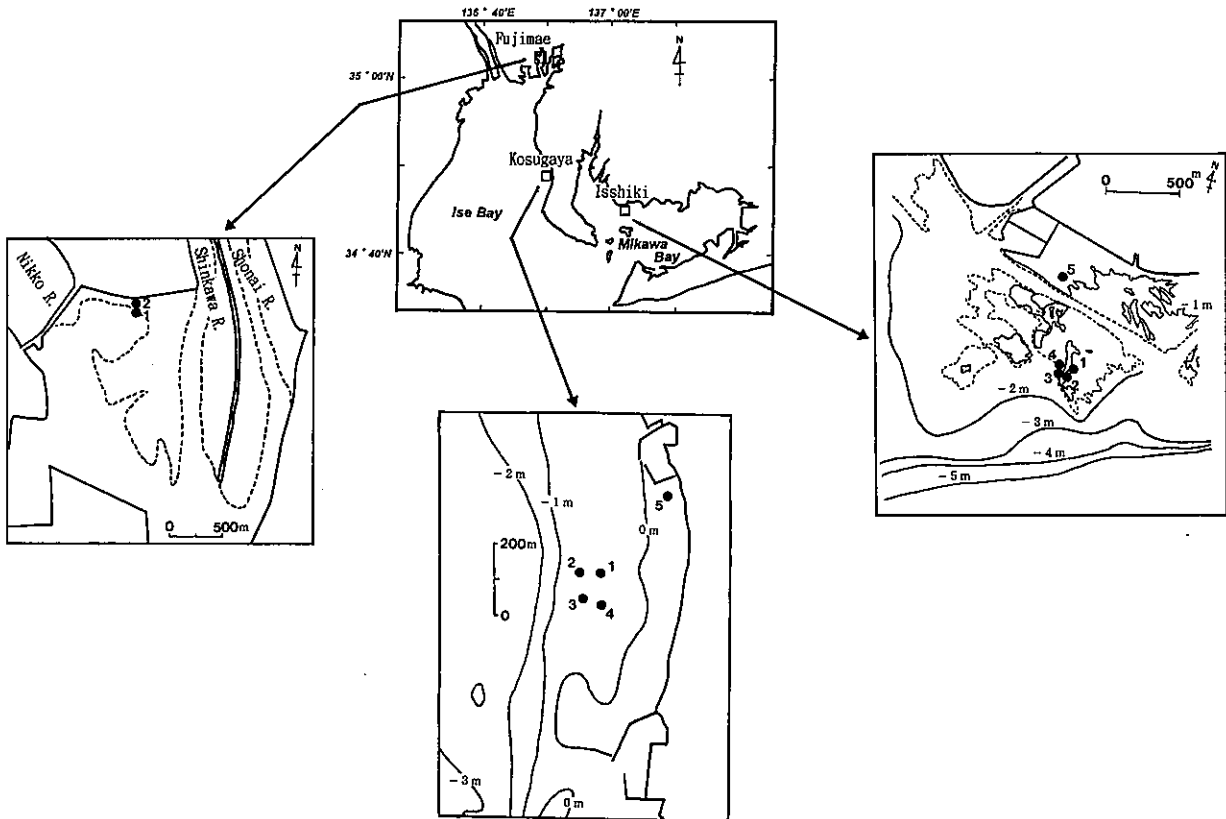


Fig.1 Study area.

試料の採取と調査項目

大潮干潮時の水深10~50cmの時に現場において上層水温、上層塩分の測定を行うとともに、上層水、間隙水を採取し、実験室に持ち帰ってからワットマンGF/Cガラスフィルターで濾過した後、無機3態窒素を常法によって測定した。間隙水は素焼きエアーストーン（長さ20cm、1.5cm角）の口にテフロンチューブを接続した簡易採取器を底泥に刺し、シリンジで減圧吸引して採取した。従って間隙水の栄養塩測定結果は、底泥表層から約20cm層までの平均的濃度を示すと考えられる。

底泥試料はアクリル製パイプ（内径4.2cm×40cm）を底泥に突き刺して約20cm層まで採取し、上に現場海水を満した後、パイプの上下をゴム栓で密閉して実験室に持ち帰り、アセチレン阻害法⁹⁾を適用した次の方法で脱窒速度を測定した。

脱窒速度の測定

(1) コア法

底泥の柱状試料に、アセチレン飽和海水を間隙水の体積の10%になるように添加し、現場水温で1~4時間静置培養した。アセチレン飽和海水の調整には現場で採取

した上層海水をそのまま用いたが、一色干潟の1996年10月の調査では三谷地先で採取した海水にNO₃-Nを100μg/lになるように添加したものも用いた。培養は1地点・1培養時間につき2本のコアで行うことを原則としたが、1本または3本の培養を行ったものもある。測定値はこれらのコアの分析結果の平均値とした。培養前後の試料について、底泥と上層海水をよく混合した後海水をサイホンで8ml容ガラスバイアル瓶に採取し、1/20容のホルマリンで固定し、後にN₂Oの分析に供した。チューブ内全体のN₂Oの培養時間あたりの増加量から、底泥の単位面積・単位時間あたりの脱窒速度を算出した。この方法では採取したままの底泥試料にアセチレン飽和海水を注入するため、採取・培養兼用のパイプを作製した。底泥採取用アクリル製パイプの下部に小孔を開け、現場で採泥するときはこの小孔をビニールテープとガムテープでふさいでおき、実験室に持ち帰ってからこの小孔にシリコンセパタムを詰め、シリンジでアセチレン飽和海水を注入した。

(2) スラリー法

底泥の柱状試料をパイプから押し出し、2cm毎の層

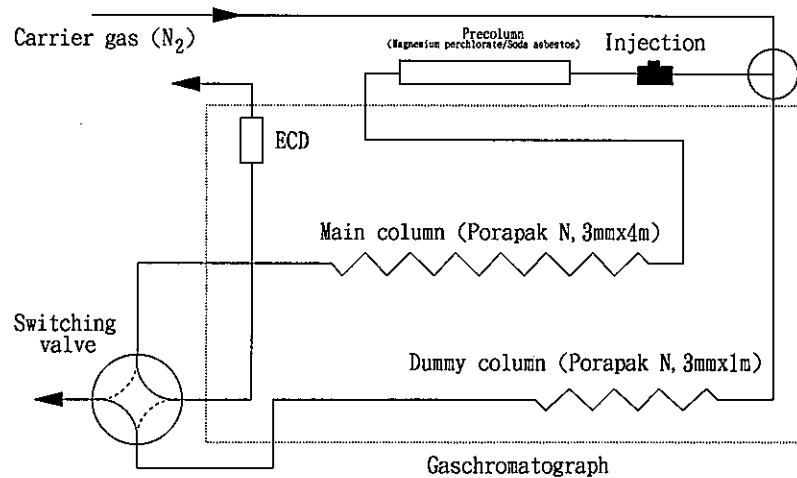


Fig.2 Flow diagram of gas chromatography for nitrous oxide analysis.

で切り分けた。採取した層は、目視によって確認した酸化還元境界線を含む層とその下1～3層とした。これらの層別試料それぞれを同量の海水で希釈してヘリウムガスで通気しながら攪拌した。このスラリー試料を、あらかじめ2mlのアセチレン飽和海水を入れた25ml容バイアル瓶に移しブチルゴム栓で密封し、1～4時間現場水温で培養した。培養は1層・1培養時間について2連行うことを原則とし、測定値はこれらのバイアル瓶の分析結果の平均値とした。培養後1/20容のホルマリンで固定して、後に N_2O の分析に供した。培養時間中のスラリー試料中の N_2O の増加量から、層別に単位面積あたりの脱窒速度を算出し、これらの総和を現場の脱窒速度とした。希釈海水は、現場で採取した上層海水をそのまま用いたが、一色干潟の1996年10月の調査では三谷地先で採取した海水に NO_3-N を $100\mu g/l$ になるように添加したのもも用いた。

(3) N_2O 濃度の測定

N_2O の分析はECD付きガスクロマトグラフ（島津GC 8-A）により行った。分析試料にはECD検出器を汚染するアセチレンが多量に含まれているため、 N_2O が検出器を通過した後、アセチレンが検出器に導入されないように次のような装置の改良を行った。メインカラムと検出器の間に4方バルブを取り付け、メインカラムで分離したガスのうち N_2O が検出器を通過した後バルブを切り替えてアセチレンを排出できるようにするとともに、メインカラムを4mとしバイパスにも1mのダミーカラムを接続して2種のガスの分離性とバルブ切り替えごとのベースラインの安定を確保した（Fig. 2）。

ガスクロマトグラフの分析条件をTable 2に示した。

Table 2. Analysis condition of gas chromatograph.

Pre-column :	Soda asbestos, 5cm Magnesium perchlorate, 5cm
Main column :	Porapak N in stainless steel column 3mm × 4m
Dummy column :	Porapak N in stainless steel column 3mm × 2m
Carrier gas :	N_2 , 25ml/min
Column temperature :	75°C
Detector temperature :	320°C

10mlガラスシリンジにシリコンチューブを接続しその先端をシリコンセプタムで密閉した簡易のヘッドスペースボトルに、海水試料をシリンジで定量注入した後、ヘリウムガスを定量注入した。これをよく混合して数分後、気相の1～2mlをガスタイトシリンジで採取してガスクロマトグラフに導入した。測定した気相の N_2O 濃度から、Weiss and Price⁹⁾の N_2O 溶解度定数を用いて、試料中の N_2O 量を算出した。

結 果

上層水及び間隙水の栄養塩濃度

1995年1月から1996年10月までの現場調査における、上層海水と間隙水の無機態窒素濃度をTable 3に示した。まず、間隙水中の栄養塩濃度をみると、 NH_4-N 濃度は藤前干潟で最も高く、一色干潟、小鈴谷干潟ではその1/2以下であった。 NO_3-N 濃度も、藤前干潟が最も高く、一色干潟で1/4、小鈴谷干潟では1/7程度の値を示した。 NO_2-N は藤前干潟が特異的に高い値を示した。上

Table 3. Concentration of dissolved inorganic nitrogen in upper and interstitial water ($\mu\text{g/L}$).

Sampling time	Station	NH ₄ -N		NO ₂ -N		NO ₃ -N	
		Upper water	Interstitial water	Upper water	Interstitial water	Upper water	Interstitial water
Isshiki							
Jan. 1995	3	730	2290	50	38	560	94
May. 1995	1	180	1233	17	21	168	173
	2	198	975	19	8	98	177
	3	198	886	18	11	91	183
	4	204	983	19	12	173	116
Oct. 1996	1	35	578	16	16	19	19
	3	40	369	11	16	15	28
	5	97	737	23	18	237	168
Average		210	1006	23	18	170	120
Kosugaya							
May. 1996	1	95	1103	4	7	20	60
	2	76	610	3	9	25	70
	3	72	699	3	48	20	79
	4	98	1322	4	56	30	118
Jun. 1996	5	84	780	1	2	7	28
Average		85	903	3	24	20	71
Fujimae							
Mar. 1995	2	1390	2990	110	280	310	410
May. 1995	1	428	1922	27	154	45	576
	2	537	—	15	—	43	—
Average		785	2456	51	217	133	493

層海水では、NH₄-N濃度はやはり藤前干潟で最も高く、一色干潟、小鈴谷干潟の順に低くなった。NO₃-N濃度は小鈴谷干潟では著しく低く、藤前干潟と一色干潟は同程度であった。藤前干潟は都市部を流下してくる大きな河川（新川、庄内川、日光川）にはさまれているため有

機態窒素の供給が大きく、¹⁰⁾これが底泥に蓄積し分解するため間隙水中のNH₄-N濃度が高くなると考えられる。また、この海域では間隙水中にNO₂-Nが蓄積していること、間隙水中のNO₃-N濃度は他の海域より高くかつ上層海水よりも高いことから、底泥中で活発な硝

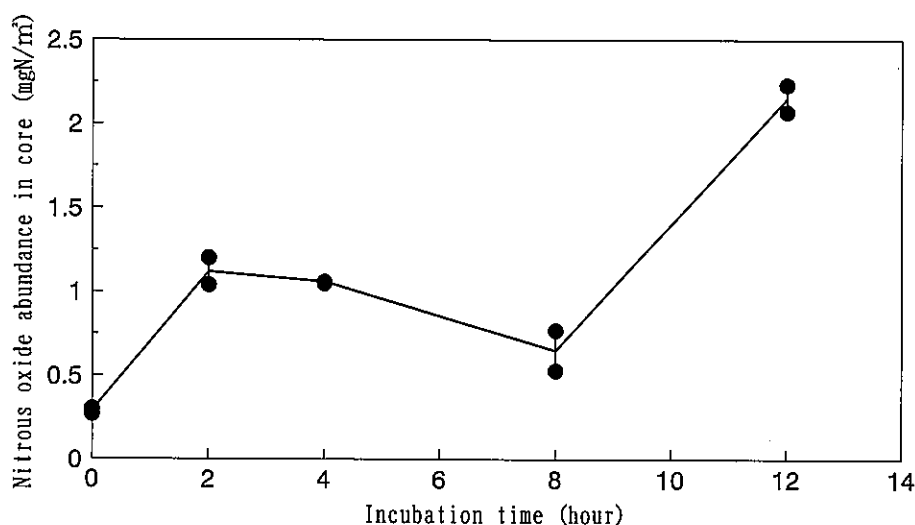


Fig.3 Changes in nitrous oxide concentration in intact core during incubation at Fujimae tidal flat in March, 1995.

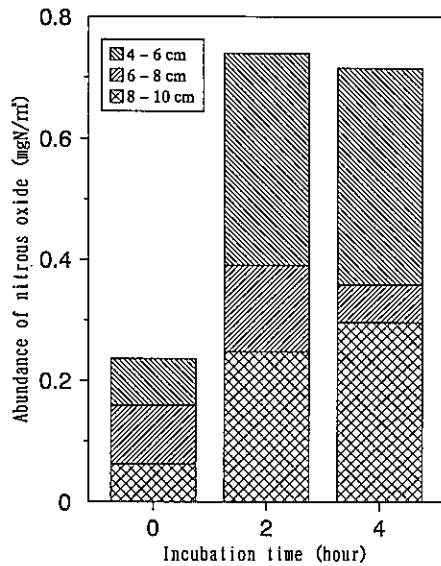


Fig.4 Changes in nitrous oxide concentration in mud slurry during incubation at Isshiki tidal flat in May, 1995.

化作用が進行しており、脱窒の基質である $\text{NO}_3\text{-N}$ が常時底泥中で生成していると考えられる。一方、一色干潟では、上層海水の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度が間隙水より高く、海水

から底泥へ $\text{NO}_3\text{-N}$ が供給されていると考えられる例が1例みられた他は、間隙水と上層海水の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は同程度であった。また、間隙水中の $\text{NH}_4\text{-N}/\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度比は藤前干潟が約5であるのに対し約8であった。これらのことから一色干潟では、底泥における硝化活性は藤前干潟ほど大きくなく、 $\text{NO}_3\text{-N}$ は潮汐によって間隙水が上層海水や周辺の間隙水と直接的に交換することによって供給されると考えられる。小鈴谷干潟では、間隙水中の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度が常に上層海水より高いことから、底泥中で常に硝化が進行していると考えられるが、その活性はひくいものであり、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の供給が制限された海域であると考えられる。

脱窒速度

コア法、スラリー法とも培養時間が短いほど N_2O の蓄積速度は大きく、時間の経過とともに蓄積がみられなくなる傾向があった。また、4時間以上の培養では、一度蓄積した N_2O が消失する場合もあった。Figs.3, 4にそれぞれコア法、スラリー法における培養時間と N_2O 生成量の関係の例を示した。これらのことから、干潟底泥においてアセチレン阻害法による脱窒速度を測定するとき、できるだけ短い時間で行うべきであると考えられた。そこで本研究では、各底泥試料の脱窒速度は原則と

Table 4. Denitrification rate in three tidal flats in Ise and Mikawa Bays determined by the acetylene inhibition method.

Sampling time	Station	Incubation time (h)	Denitrification rate (mgN/m ³ /day)		Slurry / Core ratio
			Core	Slurry	
Isshiki					
Jan. 1995	3	4	0.87		
May. 1995	1	2	0.62		
	2	2	0.75		
	3	2	0.65	6.02 (4-10)**	9.3
	4	2	N.D.	3.07 (4-10)	
Oct. 1996	1*	1	0.95	16.60 (0-2)	17.5
	3*	1	1.40	8.37 (0-4)	6.0
	3	1	1.26	3.15 (0-4)	2.5
	5*	1	5.82	24.84 (5-11)	4.3
Kosugaya					
May. 1996	1	2	0.07		
	2	2	0.19		
	3	2	0.11		
	4	2	N.D.		
Jun. 1996	5	2	0.35	2.54 (0-6)	7.3
Fujimae					
Mar. 1995	2	2	10.02		
	2	4		19.94 (0-6)	2.0
May. 1995	1	2	0.69	1.10 (0-4)	1.6
	2	2	2.05	1.98 (0-4)	1.0

* Nitrate was supplemented in the incubation medium.

** Figures in parentheses indicate denitrification active layer of sediment shown in depth (cm) from surface.

して2時間培養結果から求めることとした。ただし、4時間培養しか行っていないもの、1時間培養を行ったものについてはそれらの培養時間から求めた。Table 4に一色、小鈴谷、藤前干潟の脱窒速度の測定結果をまとめた。表には合わせてスラリー法測定値/コア法測定値の比を示した。

一色干潟では、地点5を除いて測定時期にかかわらずコア法における脱窒速度は1 mgN/m²/day前後の低い値を示し、変動も小さかった(0~1.40 mgN/m²/day)。岸よりの地点5では、測定値中最も高い5.82 mgN/m²/dayを示した。スラリー法は地点・時期による測定値のばらつきが大きく、測定値の範囲は3.07~24.84 mgN/m²/dayであったが、いずれもコア法より高い値を示し、コア法に対する比は2.5~17.5であった。

小鈴谷干潟では、コア法による脱窒活性は0~0.35 mgN/m²/dayと一色干潟よりさらに低かった。スラリー法は、岸よりの地点5のみで行い、2.54 mgN/m²/dayの脱窒速度が得られたが、コア法同様一色干潟の測定値に比べ、低い値であった。

藤前干潟では、岸よりの地点2において1995年3月の測定で、コア法における最も高い測定値である10.02 mgN/m²/dayが得られた。しかし、5月には一色干潟と同程度の2.05 mgN/m²/dayとなり、時期による変動が大きいと考えられた。沖の地点1は1回だけの測定であったが、0.69 mgN/m²/dayと低い活性を示した。スラリー法では1995年3月にはコア法の2倍の19.94 mgN/m²/dayを示したのに対して、5月にはコア法と同程度の1.10~1.98 mgN/m²/dayを示した。

考 察

脱窒速度はコア法においてはほとんどの場合、培養時間が短いほど高い値となった。このことは、脱窒の基質であるNO₃-Nが培養のかなり早い時期に消費され、脱窒活性の制限になり得ることを示唆している。しかし、

Table 5. Changes in concentration of inorganic nitrogen in interstitial water during incubation (μg/L).

	NH ₄ -N	NO ₃ -N	NO ₂ -N	DIN
0 time (field)	2990	94	38	3122
0 time (core)	2670	117	200	2987
4hr +C2H2	3310	91	100	3501
In upper water				
0 time	730	560	50	1340
4hr +C2H2	890	569	24	1483

コア法において、チューブ内の実際の間隙水の栄養塩の変動をみたところ(一色干潟1995年1月)、Table 5に示したように、NO₃-N濃度は4時間後に26 μg/L減少しただけで、91 μg/Lが残存しており、脱窒の制限になるほどの濃度の減少はみられなかった。この時コア法で測定された脱窒活性は0.87 mgN/m²/dayにすぎなかった。このように間隙水に平均的には十分なNO₃-Nが残存しているのに、コアの培養では脱窒活性が短時間で失われてしまうのは、脱窒活性の場が底泥のごく薄い層に限られており、NO₃-Nの拡散による脱窒の場への供給が、その場での消失を補いきれないためかも知れない。また、本研究では測定していないが、脱窒の一方の基質である有機態炭素がNO₃-Nより早く消費されてしまう可能性も考えられる。いずれにしても、このような脱窒活性に対する制限要因を排除するためには、培養時間をできるだけ短くして測定することが必要であろう。

コア法においてもスラリー法においても培養時間を長くすると一度蓄積したN₂Oが消失する場合があった(Figs.3, 4)。今までのところアセチレン阻害が働いている条件下でN₂Oが代謝される生物学的過程は知られていないが、北海の大陸棚底泥の脱窒速度をアセチレン阻害法で測定した例で、同様の現象が報告されている。¹¹⁾ この報告においても測定は1時間で行うべきであると結論づけており、底泥の脱窒速度をアセチレン阻害法を用いて測定する場合はコア法、スラリー法にかかわらず短時間の培養を用いるべきであると考えられる。

Table 6. Changes in inorganic nitrogen of interstitial water (0-20cm) accompanied tidal cycle at Isshiki tidal flat (μg/L).

Station	Nutrient	Tide		
		Low	High	Low
1	NH ₄ -N	1982	522	800
	NO ₂ -N	5	8	0
	NO ₃ -N	70	138	96
	Total	2057	668	896
2	NH ₄ -N	1009	1396	1297
	NO ₂ -N	0	5	0
	NO ₃ -N	60	199	169
	Total	1069	2400	1466
3	NH ₄ -N	3700	2488	4981
	NO ₂ -N	0	0	0
	NO ₃ -N	8	115	56
	Total	3708	2603	5037
4	NH ₄ -N	1515	1376	2270
	NO ₂ -N	0	2	11
	NO ₃ -N	50	118	126
	Total	1565	1496	2407

一色干潟のような粗い砂質干潟では潮汐周期によって間隙水が大きく移動することが考えられる。そこで1994年10月に実際に潮汐周期に合わせて間隙水の栄養塩濃度の変動を測定した。Table 6に示したように各態窒素濃度とも干満による変動が大きかった。特に $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は満潮時に高くなる傾向がみられ、現場での潮汐周期による間隙水の移動が脱窒の場への $\text{NO}_3\text{-N}$ の供給機構として無視できないことが示唆される。コア法ではこのような供給機構が断たれているため、特に干潟底泥の脱窒活性を測定するときには、過小評価になる可能性が大きいと考えられる。したがって一色干潟のように、砂質で間隙水の潮汐による移動が大きいと考えられる干潟では、潮汐による間隙水の移動によって実際に $\text{NO}_3\text{-N}$ が脱窒の場へ供給される速度を把握する必要がある。

また、藤前干潟のように泥質の干潟では、砂質干潟ほど間隙水の潮汐による移動は大きくないと考えられる。藤前干潟ではスラリー法で層別に測定した結果をみると、活性がみられた層は表層付近に限られていた。一方栄養塩の測定結果によれば底泥での硝化活性も高いと考えられ、底泥表層付近で、有機態窒素から $\text{NH}_4\text{-N}$ への分解、 $\text{NH}_4\text{-N}$ から $\text{NO}_3\text{-N}$ への硝化、 $\text{NO}_3\text{-N}$ から N_2 への脱窒が同時に行われる効率的な場が形成されている可能性が示唆された。さらにこの有機態窒素の供給は干潟をはさむ大きな都市河川によっているので、底泥の脱窒活性は、河川水の負荷の変動に大きく影響されると考えられる。ただし、この海域で行なわれた24時間観測の結果によると（寺井久慈，私信），上層水の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は干潮時に増加し満潮時に減少する周期的変動を示し、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 自体が陸域（河川）から供給されることが示された。間隙水中の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度も同様に変動し、間隙水中の $\text{NO}_3\text{-N}$ の主たる供給源は上層水であると考えられた。いずれの供給機構にしても、この海域では、都市河川の影響を強く受けて間隙水中の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度が大きく変動し、これが底泥の脱窒速度を律速していると考えられる。

小鈴谷干潟では、脱窒速度が他の海域より著しく小さかった。間隙水中の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度が他の海域より低いことから、 $\text{NO}_3\text{-N}$ が脱窒を制限しているとも考えられる。しかし、上層水と間隙水の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の比較から、底泥中では硝化がわずかながら進行していると考えられるので、これに連携した脱窒がみられないのは、底泥中に $\text{NO}_3\text{-N}$ に見合うだけの有機態炭素が存在していないためであるかも知れない。この海域は伊勢湾の湾口に近く、一般に海水中の栄養塩濃度は周年比較的低いと考えられる。また、底泥は清浄な砂質で酸化層が厚く、有機

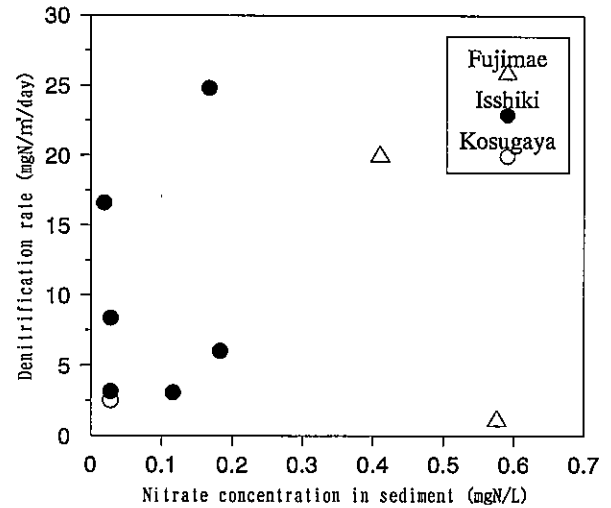


Fig.5 Relationship between concentration of nitrate in interstitial water and denitrification rate measured by the slurry method.

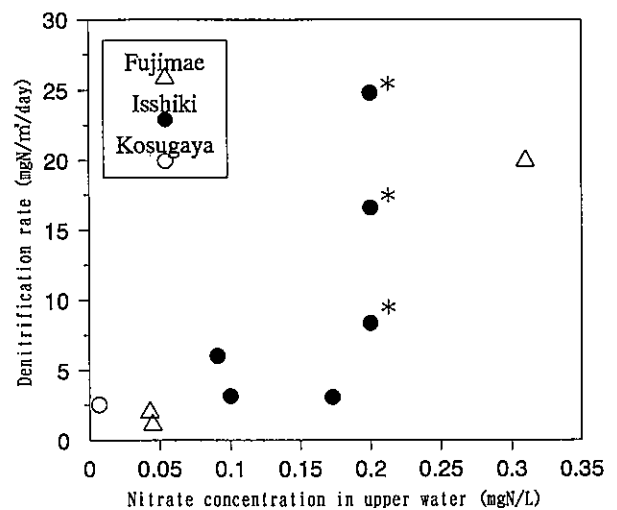


Fig.6 Relationship between concentration of nitrate in dilution water and denitrification rate measured by the slurry method.

態炭素の蓄積も小さいと考えられる。したがって、小鈴谷干潟ではおそらく脱窒活性も周年比較的小さいであろう。

スラリー法による測定結果については、全般にコア法より高い値を与えた。スラリー法は底泥を海水と混合して培養するため、脱窒の場と基質の接触面積が大きくなること、培養瓶を嫌気に保つため脱窒に好適な環境とな

ること等から、コア法より高い測定値を与えると言われており、本研究においても同様の結果となった。しかし、コア法との測定値の比はばらつきが大きく一定の傾向はみられなかった。スラリー法における脱窒活性はその方法から、希釈に用いる海水の栄養塩濃度に影響されると考えられる。そこで、現場間隙水の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度、希釈海水の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度とスラリー法による脱窒活性との相関をみた (Figs.5, 6)。予想されるように、脱窒活性は間隙水の栄養塩濃度との相関は全くみられない ($r^2 < 0.1$) のに対し、希釈海水の栄養塩濃度が高いほど高い測定値を与える傾向がみられた ($r^2 = 0.58$)。ただし一色干潟の1996年10月の測定例にみられるように、同じ $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の海水で希釈したスラリーでも測定地点によって活性は異なる (Fig. 6の*を付した点)。このことは、スラリー法によって測定される脱窒活性が、単に希釈海水の栄養塩濃度によって決定づけられるのではなく、測定地点がもつ固有の微生物活性や、底泥の物理的特性などを反映したものであることを示している。

まとめ

伊勢・三河湾の3つの干潟においてアセチレン阻害法を用いて脱窒活性を測定した。測定方法としては、柱状採取した底泥をパイプに詰めたまま培養するコア法が安定した測定値を与えたが、基質である $\text{NO}_3\text{-N}$ や有機態炭素の供給の制限を除くために、できるだけ短時間で測定する必要があると考えられた。脱窒活性は、小鈴谷干潟ではほとんど活性がみられなかったのに対し、一色干潟は周年にわたって $1\text{mgN}/\text{m}^2/\text{day}$ 前後の低い活性を示した。藤前干潟は $10\text{mgN}/\text{m}^2/\text{day}$ と最も高い脱窒活性を示す一方で測定値の大きな変動がみられた。これらの脱窒活性の律速の相違は海域の泥質とそれに伴う栄養塩の供給形態の相違に関係していると考えられた。すなわち、粒度の大きい砂質干潟である一色干潟では潮汐による間隙水の交換が大きく、間隙水の栄養塩環境が底泥の脱窒速度を律速するのに対し、粒度が小さく間隙水の交換が悪い泥質干潟である藤前干潟では、上層水からの栄養塩の供給が底泥の脱窒速度を律速する。従って河川水の影響を恒常的に受ける藤前干潟では、陸域からの栄養塩の負荷によって底泥の脱窒速度は大きく変動するのに対し、潮汐によって間隙水に比較的安定した栄養塩の供給がみられる一色干潟では、脱窒速度も安定していた。また、上層水の栄養塩濃度が常に低く、間隙水に対

する供給がみられず、有機態炭素の蓄積も小さい小鈴谷干潟では脱窒活性はほとんどみられなかったと考えられる。

謝 辞

本研究を行うにあたって、名古屋大学大気水圏科学研究所の寺井久慈助教授に、脱窒活性の測定法についての指導をいただき、藤前干潟での現場観測の便宜を図っていただいた。さらに本稿をまとめるにあたり貴重な助言をいただいた。工業技術院資源環境技術総合研究所の佐山幹雄博士、愛知県農業総合試験場の糟谷真宏技師には、ガスクロマトグラフの改良について指導をいただき、また測定法に関わる貴重な助言をいただいた。また、愛知県水産試験場鈴木輝明博士には終始励ましと助言をいただいた。ここに合わせて謝意を表す。

文 献

- 1) 佐々木克之 (1989) 干潟域の物質循環. 沿岸海洋研究ノート, 26, 172-190.
- 2) 木村賢史ら (1991) 人工海浜の浄化能力について (2). 東京都環境科学研究所年報, 141-150.
- 3) 中田喜三郎・畑恭子 (1994) 沿岸干潟における浄化機能の評価. 水環境学会誌, 17, 158-166.
- 4) 青山裕晃ら (1996) 干潟域の水質浄化機能. 月刊海洋, 28, 178-188.
- 5) Seitzinger, S. P. (1988) Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance. *Limnol. Oceanogr.*, 33, 702-724.
- 6) 熊田弘・佐藤善徳 (1988) 干潟表面における脱窒素量の把握, 脱窒素による干潟の浄化機能の評価に関する研究 (昭和62年度環境保全総合調査研究促進調整費 研究成果報告書), 4-9.
- 7) 伊藤和男ら (1991) 干潟底泥における脱窒量の測定法の比較. 水質汚濁研究, 14, 867-875.
- 8) Yoshinari, T. and Knowles, R. (1976) Acetylene inhibition of nitrous oxide reduction by denitrifying bacteria. *Biochem. Biophys. Res. Commun.*, 69, 705-710.
- 9) Weiss, R. F. and Price, B. A. (1980) Nitrous oxide solubility in water and sea water. *Mar. Chem.*, 8, 347-159.
- 10) 愛知県環境部水質保全課 (1996) 平成7年度公共用水域及び地下水の水質調査結果, 256.
- 11) Lohse, L., Kloosterhuis, H.T., van Raaphorst, W. and Helder, W. (1996) Denitrification rates as measured by the isotope pairing method and by the acetylene inhibition technique in continental shelf sediments of the North Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 132, 169-179.