

海底堆積物からの栄養塩再生産過程に及ぼす底質・溶存酸素条件

神山 孝史・玉井 恭一・辻野 睦

Effects of sediment conditions and dissolved oxygen concentration of bottom seawater on nutrient regeneration processes from marine sediments

Takashi Kamiyama, Kyoichi Tamai and Mutsumi Tsujino

The effects of high and low concentrations of dissolved oxygen (DO) on nutrient fluxes from muddy and sandy sediments in Harima Nada were examined in terms of the change of nutrient concentrations in the supernatant seawater on the incubated sediments. The release of $\text{PO}_4\text{-P}$ and $\text{NH}_4\text{-N}$ under low DO conditions increased along the incubation periods while the increase of $\text{NO}_3\text{-N}$ was observed under high DO conditions. The fluxes of DIN (Dissolved inorganic nitrogen = $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N}$), $\text{PO}_4\text{-P}$ and $\text{SiO}_2\text{-Si}$ from muddy sediment were 1.8, -0.5, 130 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}\text{d}^{-1}$ under high DO conditions, respectively and 8.3, 3.5, 153 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}\text{day}^{-1}$ under low DO conditions, respectively. On the other hand, the fluxes of DIN, $\text{PO}_4\text{-P}$ and $\text{SiO}_2\text{-Si}$ from sandy sediments (11.6, 3.1 and 160 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}\text{day}^{-1}$ under high DO conditions, respectively and 36.0, 11.4 and 211 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}\text{day}^{-1}$ under low DO conditions, respectively) were higher than those from muddy sediments. This may be caused by higher activity of macrobenthos under aerobic conditions in sandy sediments where the benthic populations are more abundant than those in muddy sediments. Macrobenthos might play an important role on the nutrient regeneration from sandy sediment.

Key words: nutrient regeneration, benthic flux, dissolved oxygen, Harima Nada,

富栄養化が進行した内湾域では、赤潮発生が社会問題になっており、その形成機構を考慮する上で栄養塩類の動態を明らかにすることは重要である。内湾域に供給される栄養塩類の中で、海底から水塊に供給される窒素とリンの量は基礎生産要求量の11-40%になると報告されており (Aller and Benninger 1981, Fisher *et al.* 1982, Bulleid 1984, Boynton and Kemp 1985, Hopkinson 1987), 赤潮の発生等を含めた沿岸生態系の動態を考える上で、河川からの流入と共に海底から溶出する栄養塩類も重要な因子になっている (Kremer and Nixon 1978)。

海水流動の停滞する閉鎖海域では、夏季成層期に海底から溶出した栄養塩類が底層水中に蓄積し、気象等の変化にともなう一時的な水塊混

合によって有光層に供給されると、植物プランクトン組成の変化や出現密度の増加を引き起こす。実際に、夏季成層期での水塊の鉛直混合が赤潮形成の主要因と考えられたケースが報告されている (柳 1982, 松山ほか 1995)。一方、海水混合の盛んな海域では、海底から溶出する栄養塩類は底層水に蓄積することなく水塊内に拡散する。このような海域では、通常潮流が速いため海底は砂質となり、その表層には水中への溶出源となる有機物が少ない。また、溶出した栄養塩類は底層に蓄積することなく水平または鉛直的に直ちに拡散するため、水塊における濃度の上昇として現れにくい。これらのことから、砂質海底における栄養塩類の溶出量は比較的軽視されてきた (例えば、塩沢ほか 1984)。

播磨灘は瀬戸内海東部に位置する閉鎖海域で、灘の中・南部で海水交換が悪く、底層の貧酸素化が起こることがあるが（塩沢ほか1984）、東方の鳴門海峡と明石海峡あるいは西方の備讃瀬戸周辺のような潮流の影響を強く受ける海域も広く存在する。このように停滞域と混合域の両面をもつ本海域では、過去に *Chattonella* 属の種や *Gymnodinium mikimotoi* による大規模赤潮が頻発しており（水産庁瀬戸内海漁業調整事務所1996）、これらの赤潮形成には、底泥から供給された栄養塩類が深く関与すると推察されている（柳1982, 1984）。

本研究では、播磨灘における栄養塩類再生産の実態を把握するための基礎的知見を得るため、海底堆積物からの栄養塩類溶出に及ぼす底層水の酸素濃度および他の底質環境要因の影響について検討した。

材料と方法

調査点における海水環境と底質環境

調査及び実験試料採取は1991年7月20日に播磨灘の2定点において南西海区水産研究所調査船しらふじ丸を用いて行った（Fig. 1）。Stn. 12は水深約35mの泥質海底、Stn. 25は水深約26mの砂質海底の調査点である。両調査点における水塊の鉛直構造を把握するため、各層の水

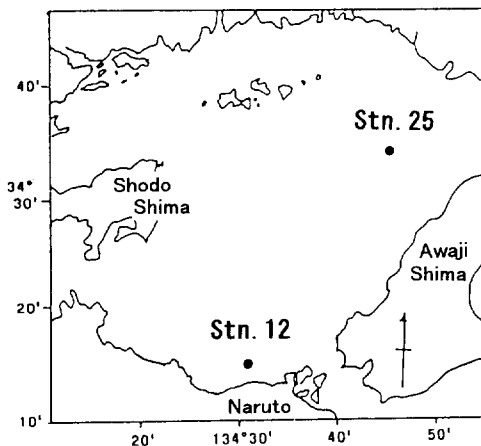


Fig. 1. The sampling locations in Harima Nada, the Seto Inland Sea of Japan.

温、塩分をTS水質モニター（鶴見精器）、溶存酸素濃度（DO）をDOメーター（YSI社製）で測定した。また、各層のクロロフィルa量をアセトン抽出による蛍光法（Holm-Hansen *et al.* 1965, Yentsh and Menzel 1963）および栄養塩類濃度を Strick and Parsons（1968）の方法に準じて TrAAcs 800（BranLube社）を用いて測定した。また、コア採泥器（内径3.5cm）によって採取した0-2cm層の堆積物試料の粒度組成、有機炭素量（TOC）、全窒素量（TN）、強熱減量（IL）、水分含有率、硫化物量を定法（日本水産資源保護協会1980）によって測定することにより、両調査点の底質環境状態を把握した。ただし、TOCとTNについては、堆積物試料を塩酸処理した後（Sorensen 1984）、CHNコーダー（柳本MT-3）を用いて測定した。別に同じ内径のコアで採取した0-5cm層の堆積物試料からメイオベントス生息密度、スミスマッキンタイヤー採泥器（採泥面積0.1m²）によって得られた堆積物試料からマクロベントスの生息密度、種類数および生物量を測定した。ここではメイオベントスを1mm目合のフルイを通過し、かつ63μm目合のフルイに残る動物群と定義し、マクロベントスを1mm目合のフルイに残る1個体当たり湿重0.5g以下の動物群と定義した。

海底堆積物からの栄養塩類溶出実験

Stn. 12ではコア採泥器（径7.3cm）で得られた海底泥と直上水をそのまま溶出実験試料としたが、Stn. 25では砂質底のためコアによる採泥が不可能であったので、SM採泥器で採取した堆積物にコアを差込み、バンドン採水器によって採取した底層水を静かに流し込んだものを溶出実験用試料とした。両点とも直上水を好気状態にした実験系（AIR区）と貧酸素状態にした実験系（N₂区）を採泥当日中にそれぞれ3本ずつ設定した（Fig. 2）。各コアにはガラス管を取り付けたゴム栓で蓋をし、直上水にAIR区のコアには空気、N₂区のコアには窒素ガスをそれぞれ1分間当たり数mlの流量で流入させた。暗状態にした恒温槽（23±1°C）にこれらのコアを静置し、直上水のDOを安定さ

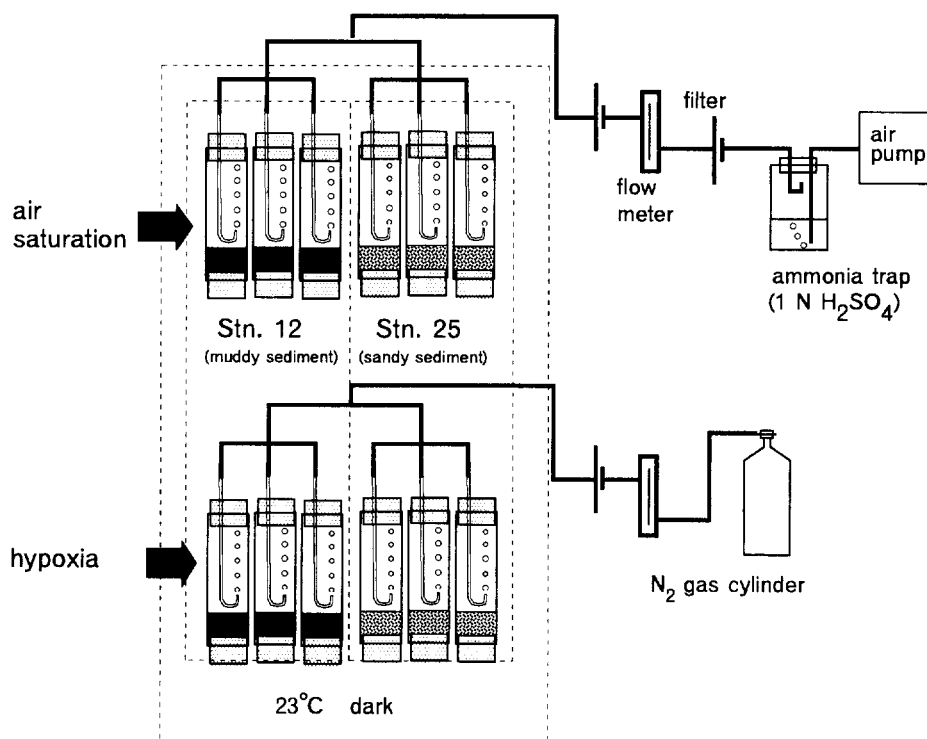


Fig. 2. Schematic diagram of core incubation experiments to measure nutrient fluxes from marine sediments under different dissolved oxygen conditions.

せた後、実験を開始した。実験設定直後および実験開始時および0.5, 1, 2, 3, 4, 5日目に直上水を採取し、濾過（ミリポア HV フィルター：孔径 $0.45 \mu\text{m}$ ）後、濾液を栄養塩類分析用試料として凍結保存した。栄養塩類として $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$ および $\text{SiO}_2\text{-Si}$ を上述の方法によって測定し、その変化で海底からの栄養塩類の溶出の実態を推察した。したがって、ここでの栄養塩類の溶出とは海底堆積物からの物理化学的な要因に由来するもの（海底表層からの拡散など）の他に、海底表層とその直上水中での生物的な要因（生物による無機化など）に由来するものも含むこととなる。

結 果

現場調査

調査点の各層の水温と塩分は、Stn. 12 でそれぞれ $19.1\sim 24.8^\circ\text{C}$, $31.05\sim 31.71$ PSU の範囲、

Stn. 25 でそれぞれ $21.4\sim 25.5^\circ\text{C}$, $30.60\sim 31.38$ PSU の範囲にあり、いずれの点でも 0-10 m 層に水温躍層がみられた (Fig. 3)。また、DO は両点とも全層で 5 ppm 以上あり、底層水の貧酸素化状況は観測されなかった。溶存無機態窒素 ($\text{DIN} = \text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N}$), $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{SiO}_2\text{-Si}$ は両点とも水温躍層以深で高くなったが、表層の栄養塩類濃度は非常に低く、特に Stn. 12 ではこの傾向が顕著であった (Fig. 4)。クロロフィル a 分布では中層に極大が認められ、植物プランクトンが栄養塩類の枯渇状態にある表層を避けて分布していると推察された。

両調査点の海底堆積物の物理、化学、生物的な環境特性を Table 1 に示した。Stn. 12 は泥分率、水分含量、有機物成分が高い泥質底、Stn. 25 はこれらの成分が低い砂質底の性状を示した。また、マクロベントスの生物量が泥質底よりも砂質底で 3 倍近く高いことが特徴的であった。

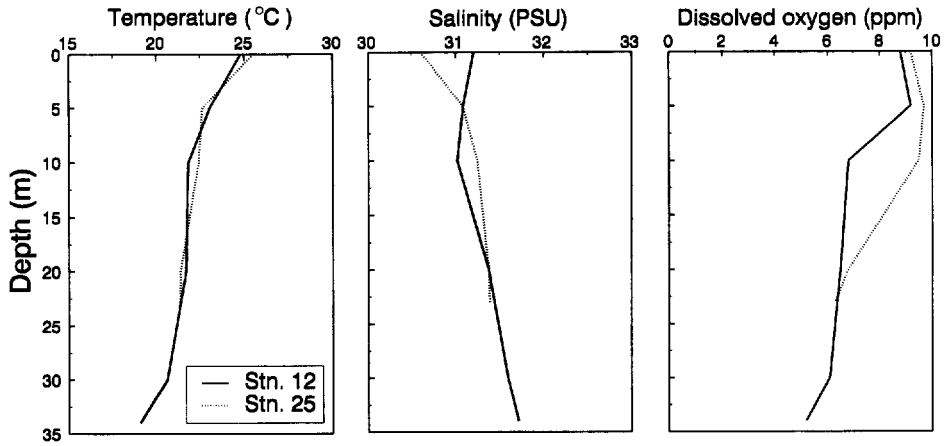


Fig. 3. Vertical profiles of temperature, salinity and dissolved oxygen (DO) in the water column at the sampling stations.

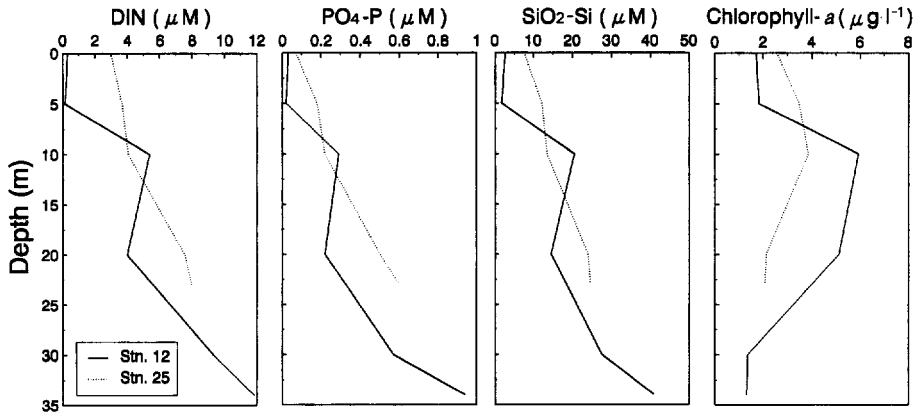


Fig. 4. Vertical profiles of nutrient and chlorophyll-*a* concentrations in the water column at the sampling stations.

Table 1. Characteristics of sediments at two stations in Harima Nada

	Stn. 12 (Muddy bottom)	Stn. 25 (Sandy bottom)
Total organic carbon ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	20.37	2.45
Total nitrogen ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	2.12	0.325
Carbon : Nitrogen	9.6	7.58
Water content (%)	74.4	25.8
Total sulfide ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	0.06	0
Ignition loss (%)	11.92	4.76
Mud content (%) ^{*1}	96.33	7.85
Macrobenthos		
Biomass ($\text{g} \cdot 0.1 \text{ m}^{-2}$)	2.44	6.73
Species number ($\text{No.} \cdot 0.1 \text{ m}^{-2}$)	9.5	47
Meiobenthos		
Density ($\text{ind} \cdot 10 \text{ cm}^{-2}$)	1390	710

^{*1} Finer than $63 \mu \text{ m}$ in diameter

溶出実験

各コア内での DO は、実験設定時に Stn. 12 で 5.4~6.2 ppm, Stn. 25 で 6.0~7.7 ppm であったが、実験中はともに AIR 区で 7.0~8.2 ppm, N₂ 区で 0.2~1.1 ppm の範囲にあった。

DIN の中で NO₂-N は実験開始後両区とも減少したが、DO の差による変化の違いは明瞭ではなかった。しかし、NO₃-N と NH₄-N では好気状態と貧酸素状態で異なる変化が現れた (Fig. 5)。NO₃-N は AIR 区では両試料とも実験開始後から直線的に増加したが、N₂ 区では逆に両試料とも実験開始後から 3 日目まで減少し、その後、低い値のまま推移した。一方、NH₄-N は AIR 区で終始低い値で推移していたのに対し、N₂ 区では 2 日目まで直線的に増加し、その後、傾きが若干緩やかになる傾向を示した。ただし、Stn. 25 の 1 本のコアについては同地点の他の 2 本に比べ大型生物の死後分解の影響が著しく強く表れたように推察されたため、その値を除去している。また、PO₄-P も NH₄-N と同様に貧酸素状態でよく溶出する傾向にあった。SiO₂-Si は N₂ 区で若干高い値で推移する傾向を示したが、ともに 1~2 日目まで直線的に増加し、その後傾きが緩やかになった。各栄養塩類の濃度変化からそれぞれの積算溶出量を導くと、ほぼ栄養塩類濃度の変化と同じような傾向を示した (Fig. 6)。どの項目の積算溶出量も概して 2 日目まで直線的に増加した。

Stn. 12, Stn. 25 の各項目の溶出速度を 0~2 日目までの積算溶出量の推移から求めた。その結果、N₂ 区における DIN, PO₄-P および SiO₂-Si の平均溶出速度は Stn. 12 でそれぞれ 8.3, 3.5, 153 mg · m⁻²day⁻¹ となり、Stn. 25 でそれぞれ 36.0, 11.4, 211 mg · m⁻²day⁻¹ となった (Table 2)。AIR 区における上記 3 項目の平均溶出速度は Stn. 12 でそれぞれ 1.8, -0.5, 130 mg · m⁻²day⁻¹ となり、Stn. 25 でそれぞれ 11.6, 3.1, 160 mg · m⁻²day⁻¹ となった。

考 察

本溶出実験での堆積物直上水中の、NO₃-N と NH₄-N の濃度変化は、堆積物表面での物理的拡

散による溶出とともに、好気状態での NH₄-N から NO₃-N への酸化反応、貧酸素状態での NO₃-N から NH₄-N への硝酸還元が起きていることを表している。Balzer (1984) はチャンパー型の現場溶出測定装置で海底からの栄養塩類溶出量を長期間測定し、好気条件から嫌気条件へ変化する際にチャンパー内部の NO₃-N の減少と NH₄-N の急激な増加が起こることを報告した。また、城ほか (1984) は、大阪湾において好気条件で底層水の酸化反応が進行するが、AOU (Apparent Oxygen Utilization = 飽和 DO 値 - 実測 DO 値) が約 4 ppm 以上の強い貧酸素状態の時、底層水の NH₄-N の酸化反応は起きないと述べている。

海底からのリンの溶出は、底泥表層のリンの吸着と遊離、物理的拡散、生物による代謝等に起因すると考えられる。特に貧酸素環境でのリンの溶出は、底泥表面に豊富に存在するリン酸第 2 鉄が還元状態になると H₂S と反応して可溶性のリン酸第 1 鉄に還元され、遊離したリン酸イオンが水中に放出されることによって起こると考えられている (Sugawara *et al.* 1957)。有機汚染の進行した内湾で、現場底層水の AOU が高くなると PO₄-P 濃度が増加する現象 (城 1984, 川名ほか 1986) は、このプロセスによって海底からのリンの溶出が促進されることを裏付けている。本実験では貧酸素条件でいずれの試料でも実験中にリンの溶出量の増加が確認され、海底表層で吸着されたリンの遊離が起きたと考えられる。ただし、有機物量が少ない砂質堆積物で PO₄-P の溶出量が増加した現象は、上記プロセスにおける増加というよりは貧酸素条件で死亡した生物の分解に伴う PO₄-P の増加が大きかったためといえる。また、好気条件における砂質堆積物からの PO₄-P の溶出量が大きく増加した原因は、後述するように生物の代謝活動に由来するものと推察される。

本実験で得られた溶出速度は人為的に酸素濃度を調整した時の値であり、そのまま現場海域での実態とすることはできないが、播磨灘 (リンとして 8.1~45.5 mg · m⁻²day⁻¹; 塩沢ほか 1984)、大阪湾 (窒素として 10~60 mg · m⁻²day⁻¹, リンとして 2~57 mg · m⁻²day⁻¹; 城 1986)、広島湾 (窒素として 3.7~53.7 mg · m⁻²day⁻¹, リンとし

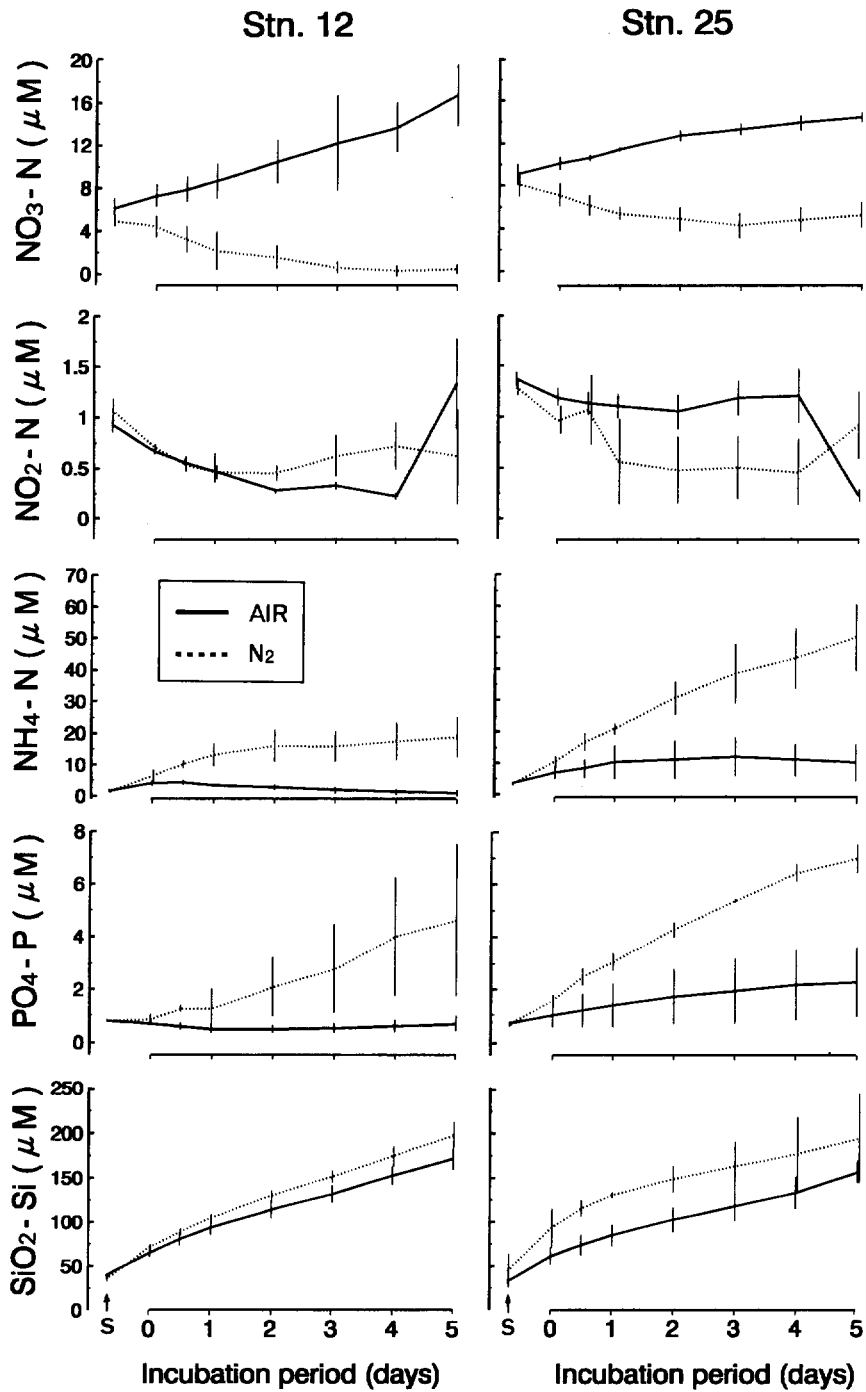


Fig. 5. Change of nutrient concentrations in supernatant seawater on sediments in the core incubation experiments. Continuous lines and dotted lines denote nutrient concentrations under air saturated conditions and under hypoxic conditions, respectively. S represents the concentration when the experiment was set. Vertical lines indicate standard deviation of the mean ($n = 3$).

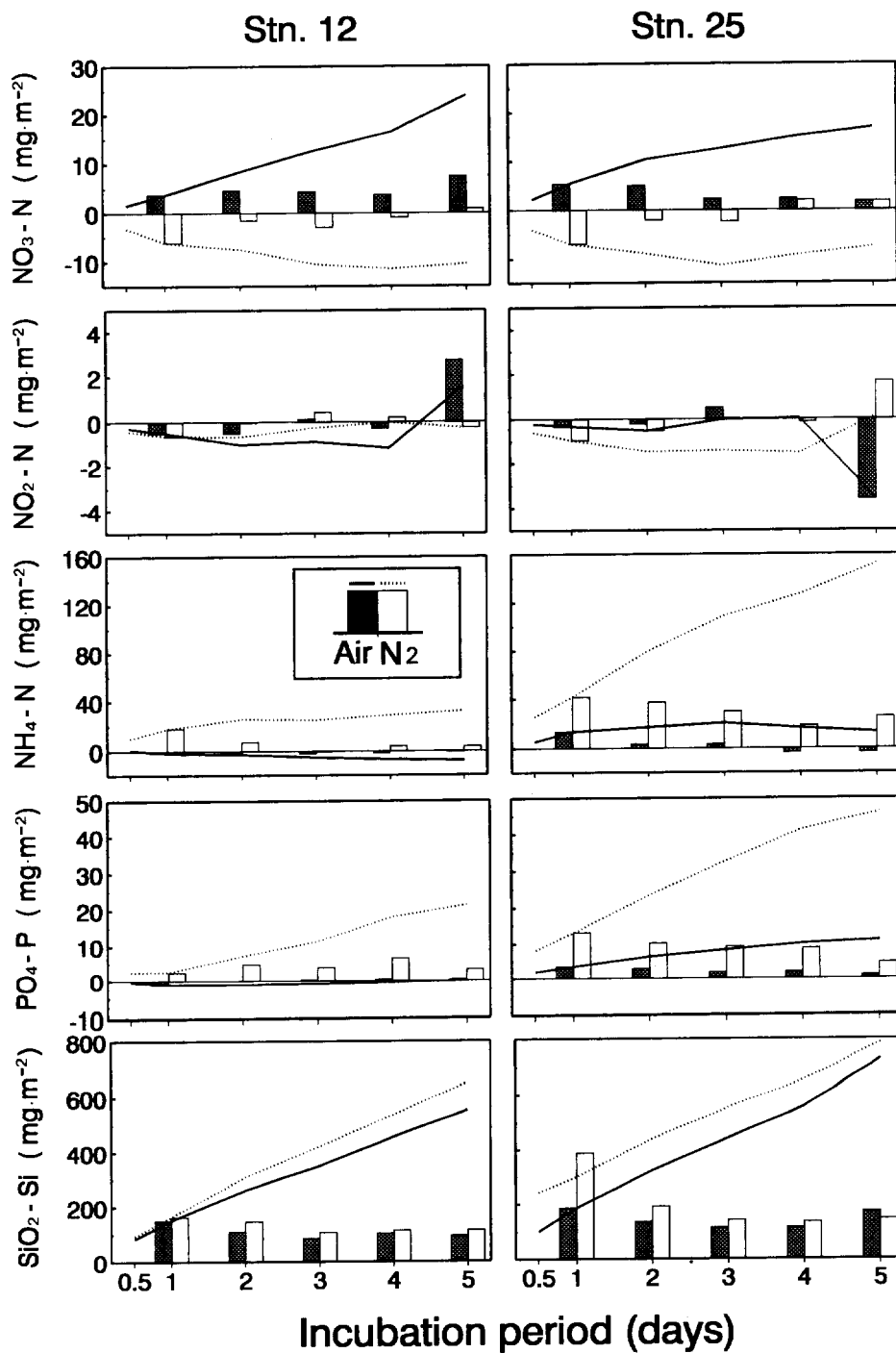


Fig. 6. Change of increasing nutrient amounts in the core incubation experiments. The column bars indicate the increase of nutrient in each day and the lines indicate cumulative nutrient amounts released from the sediments. Continuous lines and dotted lines denote nutrient concentrations under air saturated conditions and under hypoxic conditions, respectively.

Table 2. Benthic nutrient fluxes measured in the present experiment

	Stn. 12 (Muddy bottom)		Stn. 25 (Sandy bottom)	
	High oxygen Low oxygen		High oxygen Low oxygen	
	Mean \pm SD ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$)			
DIN	1.8 \pm 1.1	8.3 \pm 4.9	11.6 \pm 9.9	36.0 \pm 9.8
PO ₄ -P	-0.5 \pm 0.2	3.5 \pm 3.3	3.1 \pm 2.7	11.4 \pm 0.1
SiO ₂ -Si	130 \pm 16	153 \pm 10	160 \pm 19	211 \pm 138

て -0.9 – $17.2 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$; Seiki *et al.* 1989) の実測値と比較すると、今回の窒素、リンの溶出速度（それぞれ、貧酸素条件で 8.3 – 36 , 3.5 – $11.4 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$, 好気条件で 1.8 – 11.6 , -0.5 – $3.1 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) は若干低めであるが現実的な値である。瀬戸内海におけるケイ素の溶出速度の実測値はほとんどないが、本実験での測定値（貧酸素条件で 153 – $211 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$, 好気条件で、 130 – $160 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$) は夏季のナラガンセット湾での実測値 (176 – $232 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$; Elderfield *et al.* 1981) やボトマック川河口域での実測値 (56 – $532 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$; Callender and Hammond 1982) の範囲内に含まれる。今回の SiO₂-Si の溶出速度は貧酸素状態の方が若干高いが、それぞれ 3 つの測定値の幅や 5 日間の総溶出量から判断して、明瞭な差とはいえない。底泥からの珪酸の溶出は底層水の酸素濃度には影響されないといわれ (Yamada and D'Elia 1984), 今回の両実験区の SiO₂-Si の溶出実態と一致している。

砂質底で実測した窒素とリンの溶出速度が泥質底の値に比べて低くなることは Fisher *et al.* (1984) や Sundback *et al.* (1991) が報告している。しかし、今回の結果はこれとは逆に砂質堆積物で高い溶出速度が認められた。砂質底である Stn. 25 の底質には窒素やリンの溶出の基盤となる有機物成分が少ないという特徴があるが、マクロベントスの生物量が豊富であった (Table 1)。海底から溶出する栄養塩類は、底生生物の存在でかなり大きく変動すると思われる。特に人工的に作られた貧酸素状態では、底生生物の死後分解によって生成した NH₄-N やリンが栄養塩類動態を大きく左右したと考えられ、現実的な値として評価するには注意が必要である。一方、好気状態では、生きた底生生物が海底から

の栄養塩類溶出に及ぼす影響が大きいと考えられる。Lyons *et al.* (1982) および Callender and Hammond (1982) は海底泥の間隙水栄養塩の鉛直プロファイルから底層水への溶出速度をもとめた結果が現場での実測値よりも低くなるという現象を報告し、底生生物が栄養塩類溶出に大きな影響を及ぼしていると解釈した。また、Yamada and Kayama (1987) はシズク貝が海底からの窒素の溶出過程に及ぼす影響について検討し、その代謝活動と生物攪拌 (bioturbation) による影響が大きいことを示した。今回の好気状態における砂質底からの高い栄養塩類溶出速度は、底生生物の代謝および活動によるものと解釈され、底生生物が豊富に存在する砂質底における栄養塩類の溶出の重要性を示唆している。

本実験では貧酸素と好気状態での泥質および砂質海底堆積物からの栄養塩類の溶出の実態を調べ、砂質底でさえも泥底域以上の溶出が起きていることを確認した。我が国沿岸の海底からの栄養塩類溶出を見積った知見の多くは泥底域での測定値によるもので、溶出基盤となる有機物の少ない砂質域での栄養塩類溶出量はこれまで軽視されてきた。今回の好気状態における砂質域での栄養塩類の溶出が実際に現場海域で起きているとすると、播磨灘全域での栄養塩類溶出の推定には砂質域でのデータも考慮する必要がある。また、これまでの我が国内湾域に関する研究では窒素とリンの溶出が重視され、ケイ素の溶出の実測例がほとんどない。海底からのケイ素の溶出は、高水温で促進され酸素濃度に影響を受けないことから (Yamada and D'Elia 1984), 夏季には広範囲の海域で常時起きていると考えられる。ケイ素は珪藻類の重要な栄養源であり、河川からの供給が減少する時期には、

海底から溶出するケイ素が珪藻類の動態に大きな影響を及ぼすと考えられる。

謝 辞

本研究をまとめるにあたり貴重なご意見を頂いた赤潮環境部長 前田昌調博士, 同部漁場保全研究室長 有馬郷司氏に深く感謝の意を表します。また, 現場調査の際に多大なご協力を頂いたしらふじ丸乗組員の方々に厚くお礼申し上げます。本研究は, 環境庁国立機関公害防止等試験研究費による「有害赤潮の生態学的制御による被害防除技術の開発に関する研究」の一部として行われた。

文 献

Aller, R. C. and L. K. Benninger, 1981: Spatial and temporal patterns of dissolved ammonium manganese, and silica fluxes from bottom sediments of Long Island Sound, U. S. A. *J. Mar. Sci.*, **39**, 295-314.

Balzer, W., 1984: Organic matter degradation and biogenic element cycling in a nearshore sediment (Kiel Bight). *Limnol. Oceanogr.*, **29**, 1231-1246.

Boynton, W. R. and W. M. Kemp, 1985: Nutrient regeneration and oxygen consumption by sediments along an estuarine salinity gradient. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **23**, 45-55.

Bulleid, N. C., 1984: Deoxygenation and remineralization above the sediment-water interface; an *in situ* experimental study. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **19**, 15-25.

Callender, E. and D. E. Hammond, 1982: Nutrient exchange across the sediment-water interface in the Potomac River estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **15**, 395-413.

Elderfield, H., N. Luedtke, R. J. McCaffrey and M. Bender, 1981: Benthic flux studies in Narragansett Bay. *Am. J. Sci.*, **281**, 768-787.

Fisher, T. R., P. R. Carlson and R. T. Barber, 1982: Sediment nutrient regeneration in three North Carolina estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **14**, 101-116.

Holm-Hansen, O., C. J. Lorenzen, R. W. Holmes and J. D. H. Strickland, 1965: Fluorometric determination of chlorophyll. *J. Cons. perm. int. Explor. Mer.*, **30**, 3-15.

Hopkinson, C. S., 1987: Nutrient regeneration in shallow-water sediments of the estuarine plume region of the nearshore Georgia Bight, USA. *Mar. Biol.*, **94**, 127-

142.

城 久, 1986: 大阪湾における富栄養化の構造と富栄養化が漁業生産におよぼす影響について. 大水試研報, **7**, 1-174.

城 久・矢持 進・安部恒之・河合 章, 1984: 大阪湾の貧酸素底層水における無機栄養塩濃度について. 日本誌, **50**, 1693-1700.

川名吉一郎・星加 章・谷本照己, 1986: 堆積物境界面をめぐる諸問題—瀬戸内海—. *La Mer*, **24**, 81-88.

Kremer, J. N. and S. W. Nixon, 1978: A coastal marine ecosystem simulation and analysis. Springer-Verlag, Berlin [中田喜三郎 監訳, 1987: 沿岸生態系の解析. 生物研究社, 東京, 227 pp.

松山幸彦・永井清仁・水口忠久・藤原正嗣・石村美佐・山口峰生・内田卓志・本城凡夫, 1995: 1992年に英虞湾において発生した *Heterocapsa* sp. 赤潮発生期の環境特性とアコヤガイ斃死の特徴について. 日本誌, **61**, 35-41.

Lyons, W. B., T. C. Loder and S. M. Murray, 1982: Nutrient pore water chemistry, Great Bay, New Hampshire: benthic fluxes. *Estuar.*, **5**, 230-233.

日本水産資源保護協会, 1980: 新編 水質汚濁調査指針. 恒星社厚生閣, 東京, 430 pp.

Seiki, T., H. Izawa and E. Date, 1989: Benthic nutrient remineralization and oxygen consumption in the coastal area of Hiroshima Bay. *Wat. Res.*, **23**, 219-228.

塩沢孝之・川名吉一郎・山岡到保・星加 章・谷本照己・滝村 修, 1984: 瀬戸内海における海水中の汚染物質の分布と底質からの溶出. 中国工業技術試験所報告, **21**, 13-43.

Sorensen, J., 1984: Carbon and nitrogen determinations of carbonate-containing solids. *Limnol. Oceanogr.*, **29**, 657-663.

Strickland, J. D. H. and T. R. Parsons, 1968: A practical handbook of seawater analysis. *Bull. Fish. Res. Bd. Canada*, **167**, 81-86.

Sugawara, K., T. Koyama and E. Kayama, 1957: Recovery of precipitated phosphate from lake muds related to sulfate reduction. *J. Earth Sci., Nagoya Univ.*, **5**, 60-67.

水産庁瀬戸内海漁業調整事務所, 1996: 平成7年瀬戸内海の赤潮, 54 pp.

Sundback, K., V. Enoksson, W. Graneli and K. Pettersson, 1991: Influence of sublittoral microphytobenthos on the oxygen and nutrient flux between sediment and water: a laboratory continuous-flow study. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **74**, 263-279.

Yamada, S. S. and C. F. D'Elia, 1984: Silicic acid regeneration from estuarine sediment cores. *Mar. Ecol.*

- Prog. Ser.*, **18**, 113–118.
- Yamada, H. and M. Kayama, 1987: Liberation of Nitrogenous compounds from bottom sediments and effect of bioturbation by small bivalve, *Theora lata* (Hinds). *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **24**, 539–555.
- 柳 哲雄, 1982: 播磨灘の赤潮発生機構に関する一考察. 海洋環境特性と赤潮発生に関する基礎研究. 環境科学研究報告書 B148-R14-8, 121–126.
- 柳 哲雄, 1984: 播磨灘赤潮発生年の海況の特徴. 海洋科学, **16**, 56–59.
- Yentsch, C. S., and D. W. Menzel, 1963: A method for the determination of phytoplankton chlorophyll and phaeophytin by fluorescence. *Deep-Sea Res.*, **10**, 221–231.

1997年1月13日受理 (Accepted on January 13, 1997)

南西海区水産研究所業績 A 第63号 (Contribution No. A63 from the Nansei National Fisheries Research Institute)

神山孝史・辻野 睦: 南西海区水産研究所赤潮環境部 〒739-04 広島県佐伯郡大野町丸石 2-17-5 (T. Kamiyama and M. Tsujino: Nansei National Fisheries Research Institute, 2-17-5 Maruishi, Ohno, Saeki, Hiroshima 739-04, Japan)

玉井恭一: 農林水産省水産庁 〒100 東京都千代田区霞ヶ関 1-2-1 (K. Tamai: Fisheries Agency of Japan, 1-2-1 Kasumigaseki, Chiyoda, Tokyo 100, Japan)