

夏季成層期の播磨灘海底における栄養塩類溶出量

神山 孝史・辻野 睦・玉井 恭一

Estimation of Bottom Fluxes of Several Nutrients in Harima Nada, the Seto Inland Sea of Japan

Takashi Kamiyama, Mutsumi Tsujino and Kyoichi Tamai

Nutrient fluxes from sediments in researched areas of Harima Nada, the Seto Inland Sea of Japan, were determined in terms of the change of nutrient concentrations in supernatant seawater on incubated sediments. Fluxes of DIN (dissolved inorganic nitrogen = $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N}$) and $\text{PO}_4\text{-P}$ were $3.0 \sim 64.8 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ and $-1.2 \sim 10.4 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \text{ day}^{-1}$, respectively. High fluxes of the nutrients were recorded both in the northern part where it is shallow in depth and rich in organic matters in surface sediments and in the northeast part where it is poor in organic matters in surface sediments but abundant in macrobenthos. The flux of $\text{SiO}_2\text{-Si}$ ranged from 137 to 262 $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$, and was high in the northern and central parts where high concentrations of biogenic silica were recorded in sediments. Nutrient load due to regeneration from the sediment in whole Harima Nada based on the fluxes measured in this study was estimated to be 59 $\text{ton} \cdot \text{day}^{-1}$ for nitrogen, 5 $\text{ton} \cdot \text{day}^{-1}$ for phosphorus and 586 $\text{ton} \cdot \text{day}^{-1}$ for silica. In the summer studies the regeneration of nitrogen and phosphorus from sediments corresponded to 82% and 79% of the nutrient inflow from lands, respectively and silicate regeneration from sediments was equivalent to 2.5 times of the inflow from lands, indicating that nutrient regeneration from sediments contributes to large amount of nutrient inputs into seawater in Harima Nada.

Key words: benthic flux, environmental conditions, nutrient load, nutrient regeneration, sediment characteristics, Harima Nada

栄養塩類は海域の基礎生産を支える重要な環境因子であるが、沿岸域への過剰な供給は赤潮発生等の富栄養化現象を引き起こす原因となる。内湾域における栄養塩類の供給過程では、通常、陸水の流入負荷量と海底堆積物からの溶出量が重要である。溶存態リンをはじめとする一部の陸水起源物質の流入負荷量は様々な規制によって近年減少しつつあるが、海底から海水中に回帰する栄養塩類については、人為的にコントロールすることが難しく、その負荷量抑制に関する実質的な行為はほとんどなされていない。

海水流動の停滞する閉鎖海域では長年にわた

り陸上から流入したり、海域内部で生産された有機物が海底に蓄積している。そして、水塊が成層する夏季には、水温上昇に伴う海底表面での有機物の分解や貧酸素条件下での化学的反応が加速され、海水中へ溶出する栄養塩類が増加する。この活発な溶出によって底層に蓄積した高濃度の栄養塩類は、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、植物プランクトンの著しい出現密度の増加や劇的な組成変化を引き起こす。この極端な例が赤潮形成であり、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く、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直ちに水平または鉛直的に拡散するため、水塊における濃度の上昇現象として現れにくい。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これまで比較的軽視されてきた(例えば、塩沢ほか 1984)。しかし、そのような海底では底生生物の生息量が多いため、その活動による栄養塩類の溶出促進を無視できないことも指摘されている(Hopkinson 1987, 神山ほか 1996)。

播磨灘は瀬戸内海東部に位置し、灘の中・南部のような海水交換率が低いため底層の貧酸素化が起こる海域や(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広い海域がある。このように停滞域と混合域の両特徴をもつ本海域では、過去に *Chattonella* 属の種や *Gymnodinium mikimotoi* による大規模赤潮が頻発し(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)。しかし、この灘全域において海底からの栄養塩類溶出の実態を詳細に把握した研究例は少ない(塩沢ほか 1984)。

本研究では夏季成層期の播磨灘全域において詳細な底質環境の調査と海底からの栄養塩類溶出速度の測定実験を行い、底質環境の特徴からタイプ分けした区分海域における栄養塩類溶出速度の特徴を明らかにし、さらに夏季の灘全域における海底での栄養塩類溶出量を推定した。なお、ここで用いた栄養塩類の「溶出」という言葉には、海底堆積物からの物理化学的な要因に由来するもの(海底表層での拡散等)のほかに、海底表層とその直上海水での生物的な作用に由来するもの(生物による有機物の無機化など)も含めた。

材料と方法

調査点における海水環境と底質環境 播磨灘の環境調査および実験試料採取は南西海区水産研究所調査船しらふじ丸を用いて1992年7月14～18日の期間、20定点において行った(Fig.1)。全調査点において、水温と塩分をTS水質モニター(鶴見精器)によって深さ1 m 間隔で測定した後、表層(0 m)海水をバケツで、5 m層、10 m層、以下10 m 間隔で海底上層1 m (B-1 m)までの海水をバンドーン採水器で採取し、また、KK式コア採泥器(木俣ほか 1960)によって0-2 cm層の海底堆積物を採取した。得られた堆積物試料およびろ過(ミリポアマイレクスHVフィルター:孔径0.45 μm)海水試料を凍結保存し、実験室に持ち帰った。濾過海水については、栄養塩類濃度(NO₃-N, NO₂-N, NH₄-N, PO₄-P, SiO₂-Si)をStrickland and Parsons (1968)の方法に準じて自動分析装置(BranLuebbe社TrAAcs 800)で測定した。堆積物試料については、粒度組成、有機炭素含有量(TOC)、全窒素含有量(TN)、強熱減量(IL)、水分含有率および硫化物含有量を定法(日本水産資源保護協会 1980)によって、生物体ケイ素含有量(biogenic silica; B-Si)をDeMaster (1981)の方法によって測定した。ただし、TOCとTNについては、堆積物

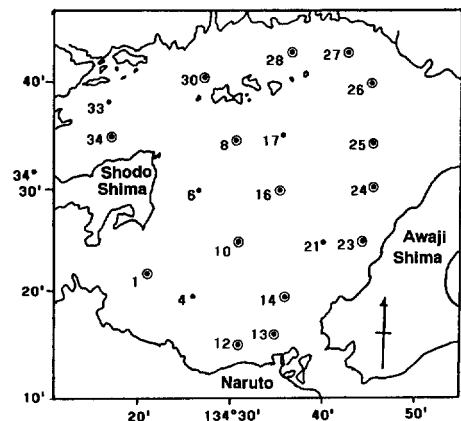


Fig. 1. The sampling locations in Harima Nada, the Seto Inland Sea of Japan. ●: Stations where nutrient fluxes from sediments were determined.

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。

海底堆積物からの栄養塩類溶出速度の測定 栄養塩類溶出実験用のサンプルは、原則として全調査点中の15定点 (Fig. 1) で内径 7.3 cm のコア採泥器 (Yamada and Kayama 1987) を用いて採取した。本研究では、採泥したコアの上部に同じ内径の短いコア (30 cm) を連結し、下部から堆積物と直上海水を静かに押し上げ、短いコアに一定量の堆積物 (約 300 cm³) と直上海水 (630 ml) が入るように調整する方法を用いた (Fig. 2)。この短いコアに移し替える方法には、堆積物量や直上海水の量を調整できることの他に、培養実験の際に限られた空間に多くのコアを一度に処理できること、直上水の量を減少させることによって短時間の培養でも栄養塩類濃度の変化を捉えやすくすること等の利点がある。なお、鳴門海峡に近い Stn. 13 の海底は砂質底であり、コア採泥器による堆積物採取が困難であった。そこで、スミスマッキンタイヤー型採泥器 (採泥面積 0.1 m²) によって得た堆積物に前述の短いコアを差込むことで堆積物を採取し、さらに採水器で採取し

た B-1 m の海水を、このコア内へ静かにサイホンで流し込み実験用コアとした。すべての設定コア上部にコック付きガラス管を装着したゴム栓を差込み、内部を密閉した。各観測点あたり 3 本の実験コアを設定し、暗黒条件下の恒温槽内 (20°C) で培養した。培養開始直後、10時間後および24時間後に、コア内の堆積物の巻き上がりを極力防止しながらテフロン棒で直上水を静かに上下混合した後、20 ml の試水をピペットで採取した。本海水試料の濾液を凍結保存し、後に上述と同様な方法で各種栄養塩類を測定した。堆積物からの栄養塩類溶出速度は、実験期間の栄養塩類濃度変化を直線回帰にあてはめ、その傾きによって算出した。なお、直上水の溶存酸素濃度 (DO) を現場に近い状態に維持するため、実験設定時および直上水を採取した直後にガラス管を通じてコア内部の空間に窒素ガスを満たし、内部への空気の侵入を防止した。直上水の DO はポータブル溶存酸素計 (Nester 社 model 8500) で測定した。

底質環境項目による播磨灘の海域区分と栄養塩類溶出負荷量の推定 各調査点の底質環境項目の結果をもとに、相関係数を基にする主成分分

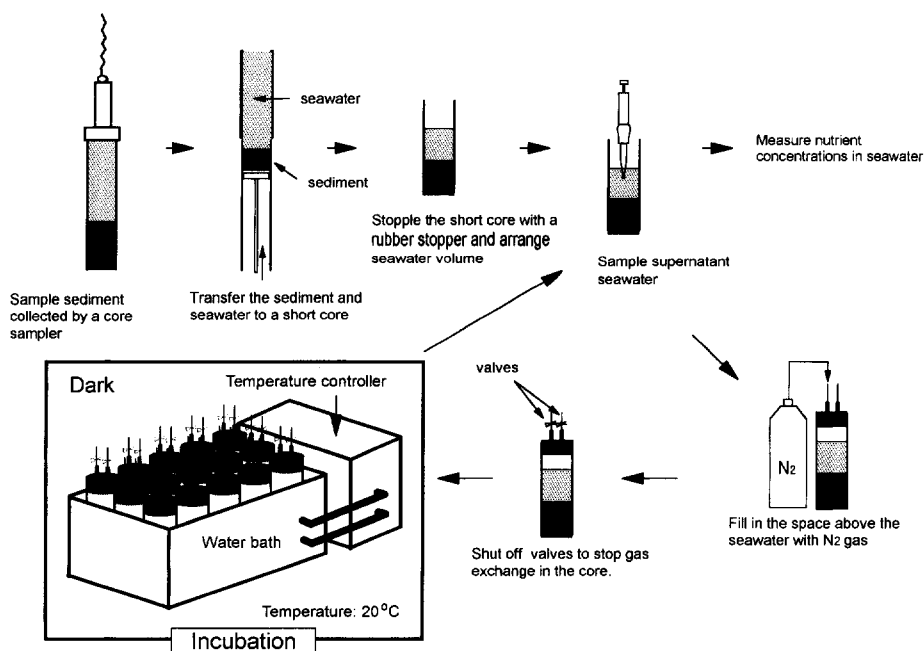


Fig. 2. Schematic diagram of the core incubation experiment to measure nutrient fluxes from marine sediments.

析を行い、その主成分スコアをもとに播磨灘を区分した。区分された播磨灘の面積は次のようにして求めた。本研究では、播磨灘を東西域が $134^{\circ}10'$ と $135^{\circ}00'$ の間、南東域の境界が鳴門海峡と定義し、海図上における全海域を切り取り、その重量を測定した。そして、海図上の単位面積当たりの重量から播磨灘全域の面積を求めた(面積 3085 km^2)。そして、その紙面を各区分海域に分割し、それぞれの重量を求め、全体との重量比から各区分海域の面積を推定した。栄養塩類の溶出実験で得られた結果から、区分海域毎に溶出負荷量の特徴を把握し、さらに灘全域における海底からの栄養塩類溶出負荷量を推定した。

結 果

海水環境および底質環境 全調査点における0 m層水温は $21.9\sim 24.3^{\circ}\text{C}$ 、B-1 m層水温は $18.2\sim 21.1^{\circ}\text{C}$ の範囲であり、0 m層塩分は $23.8\sim 32.8$ psu、B-1 m層塩分は $31.8\sim 32.2$ psuの範囲であった。栄養塩類については、溶存無機態窒素($\text{DIN} = \text{NO}_3 + \text{NO}_2 + \text{NH}_4$)が0 m層で $0.3\sim 5.1\ \mu\text{M}$ 、B-1 m層で $3.9\sim 19.4\ \mu\text{M}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ が0 m層で $0.05\sim 0.43\ \mu\text{M}$ 、B-1 m層で $0.3\sim 1.25\ \mu\text{M}$ であり、 $\text{SiO}_2\text{-Si}$ が0 m層で $2.6\sim 19.5\ \mu\text{M}$ 、B-1 m層で $13.3\sim 52.1\ \mu\text{M}$ の範囲であった(Fig. 3)。B-1 m層の栄養塩類濃度は、いずれの項目も灘中央部からやや小豆島よりの海域に高い傾向が見られた。

全調査点における水深および底質環境項目の分析結果をTable 1に示し、その中のTNおよびB-Siの分布をFig. 4に示した。DINと $\text{SiO}_2\text{-Si}$ の溶出源となるTNとB-Siの分布は灘中央部と北部沿岸で高く、海峡部で低い傾向が認められたが、これは他の有機物指標となるIL、TOCや泥分率(MUD: 粒径 $< 63\ \mu\text{m}$)の分布傾向と類似していた。

栄養塩類溶出速度 各コア内のDOは、実験開始時の $6.1\sim 8.3\ \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ から、10時間後に $4.9\sim 6.8\ \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、24時間後に $3.1\sim 6.3\ \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ へと低下した。また、堆積物中にマクロベントス(オカメブクや甲殻類)が含まれていた場合が

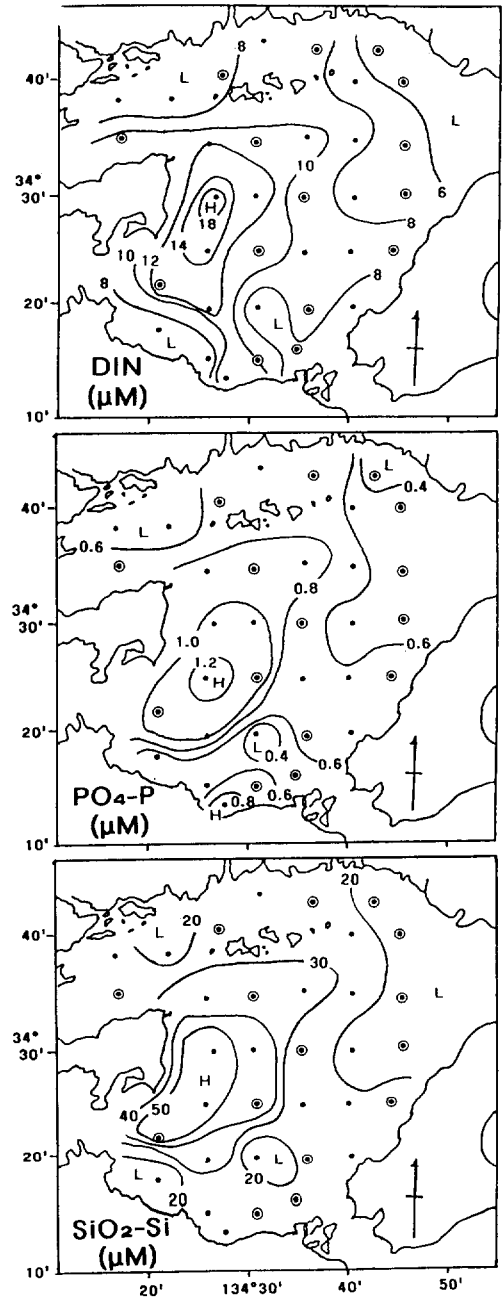


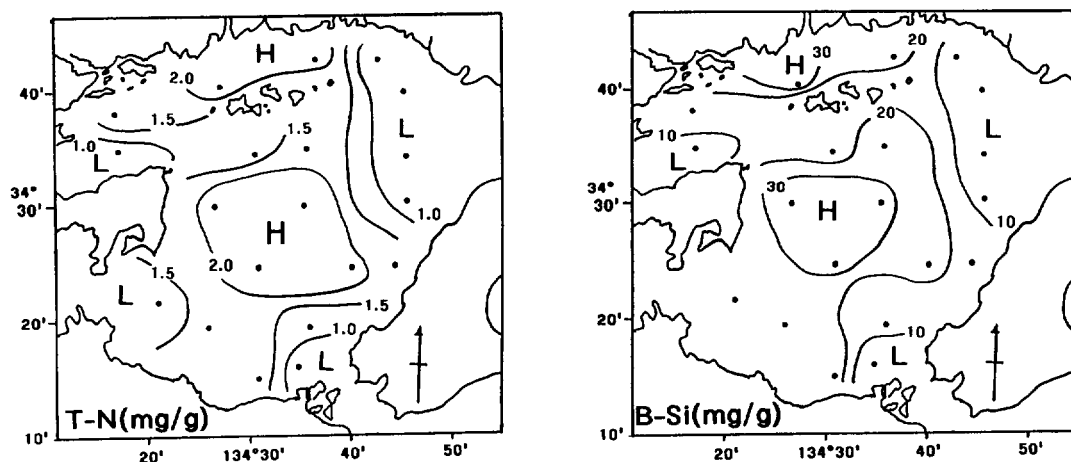
Fig. 3. Distribution of nutrient concentrations at 1 m above the bottom (B-1m layer) in July 1992. H: high-concentration areas; L: low-concentration areas.

あったが、24時間の培養終了時にもそれらはほとんど生存していた。

実験中の直上海水の栄養塩類濃度は一部の点

Table 1. Water depth and environmental characteristics of sediments in Harima Nada

Station	Depth (m)	Ignition loss (IL) (%)	Total organic carbon (TOC) ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	Total nitrogen (TN) ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	Carbon: Nitrogen ratio (C/N) ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	Biogenic silica (B-Si) ($\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$)	Mud content* (MUD) (%)
1	45	9.2	11.48	1.43	8.04	24.5	96.9
4	41	12.0	13.63	1.78	7.66	27.7	96.2
6	40	13.3	17.83	2.40	7.44	38.4	97.5
8	41	8.3	10.01	1.27	7.88	19.0	56.1
10	42	10.3	15.86	2.08	7.63	30.9	97.1
12	37	9.2	13.22	1.65	8.03	24.3	92.8
13	28	4.0	3.71	0.56	6.62	3.8	18.4
14	39	5.8	8.79	1.12	7.82	11.0	63.8
16	36	12.8	18.15	2.29	7.93	31.2	79.9
17	40	10.5	14.65	1.89	7.77	24.5	96.0
21	31	11.6	17.53	2.20	7.95	26.3	97.5
23	34	9.3	12.61	1.66	7.58	17.3	81.9
24	33	5.3	6.03	0.71	8.46	9.2	24.1
25	23	5.3	4.55	0.59	7.78	4.9	18.6
26	24	4.4	3.42	0.47	7.32	5.4	23.3
27	18	3.9	5.21	0.66	7.90	8.2	24.3
28	23	12.9	16.44	1.97	8.33	28.8	93.7
30	20	12.3	17.28	2.16	7.99	33.1	97.3
33	11	10.2	12.99	1.56	8.34	18.6	84.7
34	27	4.4	3.44	0.47	7.40	6.7	18.6

* Finer than $63 \mu\text{m}$ in diameter**Fig. 4.** Distribution of total nitrogen (TN) and biogenic silica (B-Si) in surface sediments in July 1992.
H: high-concentration areas; L: low-concentration areas.

の $\text{PO}_4\text{-P}$ を除き概ね時間と共に増加した。調査点における栄養塩類溶出速度は DIN で $3.0 \sim 64.8 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$, $\text{PO}_4\text{-P}$ で $-1.2 \sim 10.4 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$ の範囲

であり、北部沿岸域 (Stn. 28, 30) ではどの項目も高い傾向にあった。また、海峡部に近い北東

海域 (Stn. 24, 25, 26) においても DIN と $\text{PO}_4\text{-P}$ で高い値が認められた (Fig. 5)。

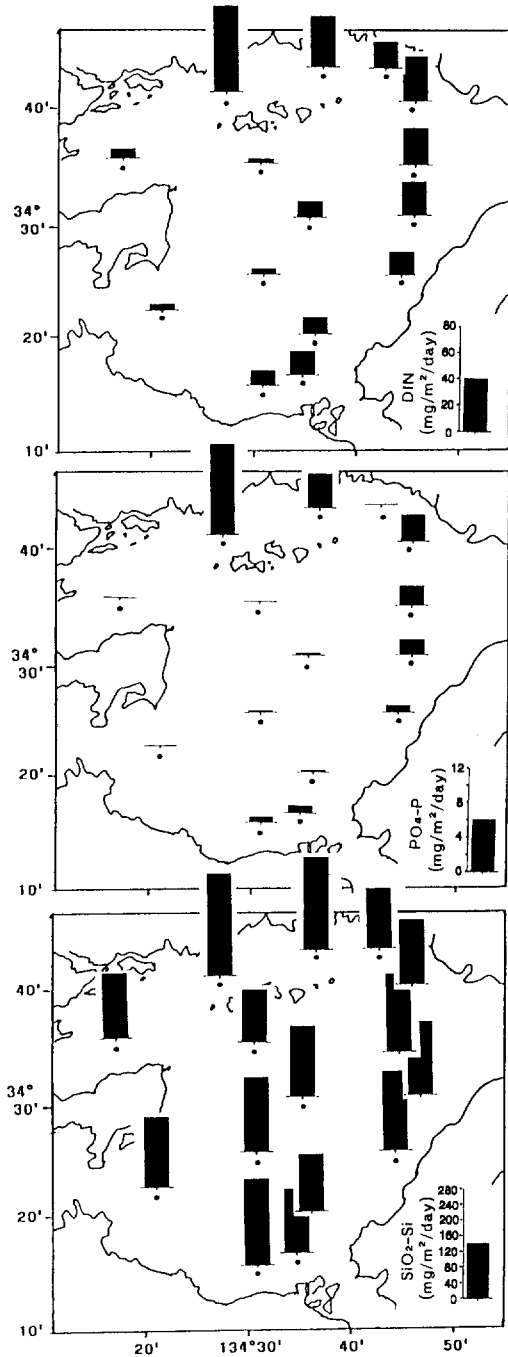


Fig. 5. Nutrient fluxes from sediment in Harima Nada in July 1992. The scales are indicated at right-low position on each plate.

海底堆積物からの栄養塩類溶出による海水環境への影響 底質環境項目 (水深, IL, TOC, TN, C/N, B-Si, MUD) の結果をもとに相関係数から始まる主成分分析を行った結果, 各区項目の情報は有機物量および水深をそれぞれ指標とする第1主成分と第2主成分によって大部分 (88%) 説明されることがわかった (Table 2)。各点におけるこの2つの主成分スコアをXY軸にとって散布図を描き (Fig. 6), その中の近傍の

Table 2. Factor loading, eigenvalue and percentage contribution from principal component analysis on 20 data sets of water depth and environmental factors. Each parameter as in Table 1

Parameter	Factor loading		
	Z ₁	Z ₂	Z ₃
Depth	0.169	0.710	0.666
IL	0.433	-0.056	-0.170
TOC	0.439	-0.048	-0.125
TN	0.438	0.021	-0.162
C/N	0.140	-0.697	0.691
B-si	0.434	0.053	-0.086
MUD	0.426	0.028	0.016
Eigenvalue (λ)	5.048	1.138	0.630
Contribution %	0.720	0.163	0.090
Cumulative %	0.720	0.884	0.974

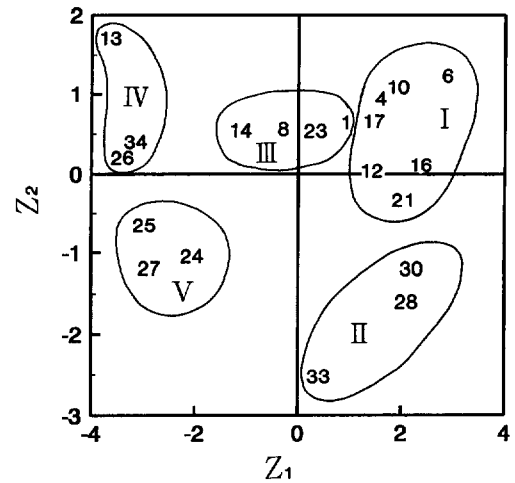


Fig. 6. Relationships of station scores between the first principal component (Z₁) and the second principal component (Z₂). The roman numerals (I ~ V) indicate association area classified from distribution pattern.

点をまとめることによって播磨灘全域を5つの海域に区分した (Fig. 7)。その結果、区分Ⅰは水深がやや深く有機物量が多い灘中央部から南部の沿岸域、区分Ⅱは水深が浅く有機物量が多い北部沿岸域となった。また、区分ⅢはⅠとⅡの中間的な性質を持った両者の間に位置する海域、区分Ⅳは有機物量が少なく水深が深い海峡域、区分Ⅴは水深が浅く有機物量が少ない灘北東部の海峡周辺域となった。さらに、今回の実験結果をもとに各区分海域における平均溶出速度を算出した (Table. 3)。DIN と $PO_4\text{-P}$ の溶出速度は区分Ⅱでもっとも高く、以下Ⅳ、Ⅴの順で低くなり、Ⅰ、Ⅲで最も低い値となった。 $SiO_2\text{-Si}$ の溶出速度も区分Ⅱで最も高くなった。

各区分海域の夏季成層期における DIN, $PO_4\text{-P}$ および $SiO_2\text{-Si}$ の1日あたりの溶出負荷量は、それぞれ $7.7\sim 22.5 \text{ ton} \cdot \text{day}^{-1}$ 、 $-0.1\sim 3.1 \text{ ton} \cdot$

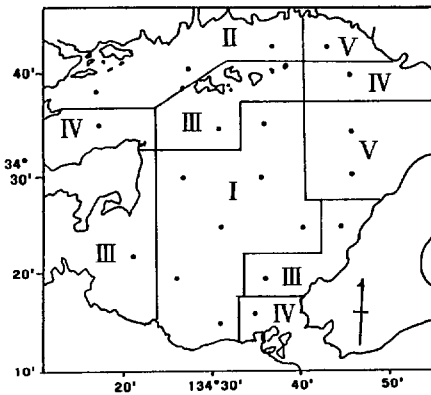


Fig. 7. Association areas in Harima Nada, classified from distribution pattern in Fig. 6.

day^{-1} および $75\sim 168 \text{ ton} \cdot \text{day}^{-1}$ となり、播磨灘全域への溶出負荷量は、1日あたりそれぞれ59トン、5トンおよび586トンと推定された (Table 4)。

考 察

播磨灘における底質環境 播磨灘の底層栄養塩類濃度はいずれも灘中央部から東部海域にかけて高い傾向を示した。これは堆積物中の TN と B-Si の高濃度分布域に概ね一致した。今回、堆積物中のリンの定量分析を行っていないが、門谷ら (1987) は、播磨灘における堆積物中の全リンは灘中央部と北部沿岸域で高くなることを報告しており、今回の TN と B-Si の分布とはほぼ一致していた。灘の中央部で底層栄養塩類や堆積物中の窒素、リン、B-Si 含有量が高い原因としては、この付近では海水が停滞しやすく、水中懸濁物が集積、堆積しやすい環境にあることがあげられる (井内 1982)。今井・伊藤 (1985) や今井 (1990) は、播磨灘における赤潮生物 *Chattonella* 属シストの高密度分布域の一つが灘中央部であることを報告しており、この付近に水中懸濁物が堆積しやすいことを示している。

海底堆積物中の有機物含有量が北部沿岸域で高い値を示す理由として、陸上からの負荷の影響が強いこと、それを利用して増殖する植物プランクトン量が多いこと、水深が浅いために海水中の懸濁物がそのまま堆積しやすいこと等が考えられる。夏季における播磨灘のクロロフィル分布を見ると恒常的に高い値を示す海域が北

Table 3. Environmental characteristics classified by principal components (Z_1 and Z_2) and mean benthic fluxes in each area

Area	Station	Environmental characteristics			Mean benthic fluxes		
		Z_1 (organic mater)	Z_2 (depth)	DIN	$PO_4\text{-P}$ ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{day}^{-1}$)	$SiO_2\text{-Si}$	
I	4, 6, 10, 12, 16, 17, 21	+	D		9.1	0.3	199
II	28, 30, 33	+	S		51.6	7.2	250
III	1, 8, 14, 23	±	D		9.3	-0.1	167
IV	13, 26, 34	-	D		19.6	1.3	167
V	24, 25, 27	-	S		24.3	1.2	182

Indicators in environmental characteristics are defined from scores of the first and second principal components: (+) $Z_1 \geq 1$; (±) $-1 < Z_1 \leq 1$; (-) $Z_1 < -1$; (S) $Z_2 \geq -0.5$; (D) $Z_2 < -0.5$

Table 4. Nutrient load due to benthic flux in summer Harima Nada

	Area (km ²)	Mean depth (m)	DIN	PO ₄ -P (ton · day ⁻¹)	SiO ₂ -Si
I	844	38	7.7	0.3	168
II	435	18	22.5	3.1	109
III	857	40	7.9	-0.1	143
IV	448	26	8.8	0.6	75
V	501	25	12.2	0.6	91
Total	3085		59.1	4.6	586

部沿岸域であり（柳ほか 1997）、海水中の生物に由来する堆積物中のフェオフィチンや核酸塩基類の分布傾向にも同様な特徴が認められている（門谷ほか 1987, 多田ほか 1991）。

栄養塩類溶出速度 本実験で採用した採泥コアを培養し、その直上水の栄養塩類濃度の変化から栄養塩類の溶出量を求める方法には、現場海底と大きく異なる環境で結果を求めてしまう危険性がある（河合 1988）。特に、培養中に大型生物が死亡した場合、その分解過程で発生する NH₄-N 等は溶出速度を過大評価してしまう原因となる。本実験で使用した砂質域の試料には堆積物中やその表面にマクロベントスが存在したケースが多く認められたが、それらは培養中にほとんど死亡しなかった。したがって、ここで得られた値は生物の代謝活動による栄養塩類溶出を含み、生物の死亡分解による栄養塩類溶出速度の過大評価はなかったものと推察される。

本実験で得られた窒素とリンの溶出速度（DIN で 3.0~64.8 mg · m⁻² day⁻¹, リンで -1.2~10.4 mg · m⁻² day⁻¹）は、成層期の播磨灘（リンとして 8.1~45.5 mg · m⁻² day⁻¹; 塩沢ほか 1984）、7~8月の大阪湾（窒素として 23~60 mg · m⁻² day⁻¹, リンとして 5.3~57 mg · m⁻² day⁻¹; 城 1986）、夏季の広島湾（窒素として 10.7~53.7 mg · m⁻² day⁻¹, リンとして 2.9~17.4 mg · m⁻² day⁻¹; Seiki *et al.* 1989）での値とほぼ同様であった。SiO₂-Si の溶出速度（137~262 mg · m⁻² day⁻¹）も夏季のナラガンセット湾での実測値（176~232 mg · m⁻² day⁻¹; Elderfield *et al.* 1981）やポトマック川河口域での実測値（56~532 mg · m⁻² day⁻¹;

Callender and Hammond 1982）と概ね一致する。

播磨灘における各海域間の溶出速度を比較すると、北部海域（Stn. 28, 30）で高くなったことが一つの特徴であり、これは溶出の基盤となる海底堆積物中の TN や B-Si の分布の特徴と一致する。しかし、北東海峡部周辺（Stn. 24, 25, 26）では、この付近の堆積物中の有機物量は少ないにもかかわらず DIN と PO₄-P の高い溶出速度が認められた。神山ほか（1996）は有機物量が少ない砂質海域での栄養塩類溶出速度が泥底域での値よりも高くなる場合があることを報告し、その原因は砂質底に多量に生息するマクロベントスが栄養塩類の溶出を促していることによると解釈した。海底からの栄養塩類溶出に及ぼすマクロベントスの作用には、代謝最終産物の排泄（Yamada and Kayama 1987）および生物攪拌（菊池 1981）があり、いずれも海底表面の物質循環における重要な機能と考えられている（大森 1990）。本研究では実験に使用した海底堆積物中のマクロベントスを定量的に調査しなかったが、播磨灘の北東海峡部周辺はこの動物群が豊富に生息する海域であるという報告がある（水産庁 1980）。したがって、この海域における豊富なマクロベントスによる排泄や生物攪拌等の作用が、高い栄養塩類溶出速度をもたらした原因と推察される。

一方灘中央部では、堆積物中の有機物量が多く溶出基盤となる窒素やリンが豊富に存在するにもかかわらず、DIN と PO₄-P の溶出速度が予想に反して低かった。おそらく、本実験時のコア内の溶存酸素が現場海域に比べて比較的高く、貧酸素状態で促進される NH₄-N や PO₄-P の溶出が抑制されていたものと推察される。実験時のコア内の DO が採泥や実験設定の際に上昇しているとすれば、底層水が貧酸素化しやすい中央部や南部沿岸域の NH₄-N と PO₄-P の溶出速度を過小に見積もった恐れがある。実験時と現場での DO にどの程度の違いが生じたかについては、現場海水の DO を測定していないので不明である。

播磨灘における SiO₂-Si の溶出速度は窒素やリンの場合と比較すると、観測点間の差異が少なかった。また、その溶出速度が 200 mg · m⁻²

day⁻¹以上を示す高い海域と、堆積物中の B-Si が 20 mg · g⁻¹ 以上の高分布域は一致しており、本物質の溶出過程が底層水中の DO 条件などの影響をうけない単純な溶解機構に基づくことが示唆された（鎌谷・中沢 1978, Yamada and D'Elia 1984, 神山ほか 1996）。

本実験は暗条件のもとで実施したが、現実の海底では光の影響を受けているはずである。現場の底泥表面で付着珪藻等が多数存在する場合には、光によって光合成が行われ、海底表面で栄養塩類の吸収が起きる。Sundbäck *et al.* (1991) は透明度の高い浅海域における現場実験の結果から光条件の違いが栄養塩類溶出速度に影響を及ぼすことを指摘している。この Sundbäck *et al.* (1991) の知見は砂質底の比較的浅く透明度のよい海域での実験結果に基づくため本研究を行った現場環境とは異なるとはいえ、今回暗条件下で行った実験で得た溶出速度の数値はやや過大となっている可能性がある。特に、水深が浅く海底に光が届きやすい北部沿岸や東北海峡部周辺での溶出速度に及ぼす微細藻類光合成による影響は無視できるとはいえない。光の影響については今後の課題の一つとしたい。

播磨灘における栄養塩類溶出負荷量の推定と評価 本研究では、夏季における播磨灘全域の海底からの DIN と PO₄-P の溶出負荷量を 1 日あたりそれぞれ 59 トンおよび 5 トンと推定した。浮田・中西 (1992) は播磨灘への窒素、リンの年間平均流入負荷量 (昭和 62 年) をそれぞれ 1 日あたり 72 トン、5.8 トンとしている。両者を単純に比較すると、今回求めた播磨灘における溶出負荷量は陸上からの流入負荷量のそれぞれ 82% と 79% に相当することになる。塩沢ほか (1984) は成層期の播磨灘における海底からの窒素の栄養塩類溶出負荷が陸上からの負荷と同等になると推察している。城 (1986) は、7 月の大阪湾での海底からの窒素とリンの溶出負荷量が、陸上からの流入負荷量のそれぞれ 19% と 99% になることを報告した。また、播磨灘における陸上からのケイ素の年間平均流入負荷量を 1 日あたり 230 トンとすると (環境庁 1993)、今回の SiO₂-Si の海底からの溶出負荷量 (586 ton · day⁻¹) は流入負荷量の実に 2.5 倍に相当する。このように

夏季の播磨灘では、窒素、リン、ケイ素いずれの項目においても海底からの溶出がこれら物質の重要な供給源となっていると考えられる。

灘の各区分海域において各栄養塩類の水柱総量に対する 1 日あたりの溶出量の割合を求めると、DIN、PO₄-P および SiO₂-Si でそれぞれ 0.5~5.8%, 0.0~3.5%, 1.0~2.9% になった。これらの値は短期間に溶出した栄養塩類が水塊全体に及ぼす影響は少ないことを示し、海底から溶出した栄養塩類が直ちに表層の植物プランクトン群集の変動に作用するとは考えにくい。ただし、夏季の長期間にわたる水塊の成層化によって溶出した栄養塩類が底層に蓄積したとき、その後起こる成層の崩壊に起因する栄養塩類の表層への供給は植物プランクトン群集に大きな影響を及ぼし、有害赤潮生物の増殖の引き金になると推察される。

結論と今後の課題 本研究において、播磨灘海底における窒素・リンの溶出量は北部沿岸域と灘北東部の海域で高くなる傾向にあり、前者では植物プランクトンを起源とする海底有機物からの溶出が、後者ではマクロベントスの代謝あるいは生物攪乱による溶出促進が中心となっていると推察された。灘全域の海底での栄養塩類 (窒素とリン) 溶出量は 1 日あたりそれぞれ 59 トン、5 トンと見積もられ、河川からの流入負荷のそれぞれ 82% と 79% に達すると推察された。また、ケイ素 (SiO₂-Si) の海底での溶出は北部沿岸域と灘中央部の海域で高くなり、海底の生物体ケイ素量に影響を受けていると考えられた。灘全域の海底でのケイ素の溶出は 1 日あたり 586 トンと見積もられ、それは河川からの流入負荷の 2.5 倍に相当する。

これまでの研究では、海底からの栄養塩類溶出に関しては泥底域の値が重視され、砂質底の溶出値はほとんど無視されることもあった。また、数少ない観測点における現場あるいは室内実験での溶出速度値を広い海域での実態としてとらえた知見も多い。今回の実験では砂質域を含めた広い海域での数多い調査点において栄養塩類溶出速度を測定した結果、栄養塩類の溶出速度が海域によってかなり異なることが明らかになった。特に、溶出速度の推定には底質や底

生生物の量を考慮する必要性のあることが判明した。ただし、本研究での実験設定には、光条件が現場条件とは十分に合致していなかった点や非常に変化しやすい溶存酸素条件を現場環境に合わせて設定できなかったことで、限界があった。また、コアーを使用した閉鎖環境での実験では海水の流動による栄養塩類溶出の促進過程を無視するため、溶出値を過小に評価する恐れのあることが指摘されている（山本ほか1993）。今後、物理、化学、生物的な要因も考慮した栄養塩類溶出速度の測定法やモデルの開発によって、堆積物からの栄養塩類溶出速度の変動特性をさらに明らかにしていくことが期待される。

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 前田昌調部長、同部漁場保全研究室 有馬郷司室長に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。なお本研究は、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

- 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.
- DeMaster, D. J., 1981: The supply and accumulation of silica in the marine environment. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **45**, 1715-1732.
- Elderfield, H., N. Luedtke, R. J. McCaffrey and M. Bender, 1981: Benthic flux studies in Narragansett Bay. *Am. J. Sci.*, **281**, 768-787.
- 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.
- 今井一郎, 1990: 有害赤潮ラフィド藻 *Chattonella* のシストに関する生理生態学的研究. 南西水研研報, **23**, 63-166.
- 今井一郎・伊藤克彦, 1985: 1984年4月, 播磨灘における海底泥中の *Chattonella* 耐久細胞の分布. 南西水研研報, **19**, 43-52.
- 井内美郎, 1982: 瀬戸内海における表層堆積物分布. 地質学雑誌, **88**, 665-681.
- 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.
- 鎌谷明善・中沢信之, 1978: 生物体シリカの溶解機構に関する研究—珪藻殻の溶解の速度論的考察—. 日本プランクトン学会報, **25**, 1-6.
- 神山孝史・玉井恭一・辻野 陸, 1996: 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. 南西水研研報, **30**, 209-218.
- 河合 章, 1988: 内湾水域における底質の有機汚濁と浄化. 月刊 海洋科学, **20**, 117-123.
- 環境庁, 1993: 2.1 播磨灘, “赤潮対策調査—増殖特性実態調査—”, 平成4年度環境庁委託業務結果報告書, 15-21.
- 菊池泰二, 1981: ベントスの働き—生物攪拌を中心に—. 沿岸海洋研究ノート, **18**, 67-77.
- 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.
- 門谷 茂・多田邦尚・岡市友利, 1987: 播磨灘堆積物中の有機態炭素・窒素, 全リンおよびフェオフィチンの水平分布. *La mer*, **25**, 67-72.
- 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.
- 大森浩二, 1990: 海底境界層における生物過程と物質循環. 沿岸海洋研究ノート, **28**, 96-114.
- 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.
- 水産庁, 1980: 昭和54年度漁場改良復旧基礎調査報告書 (播磨灘), 147 pp.
- 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.
- Sundbäck, 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.
- 多田邦尚・門谷 茂・岡市友利, 1991: 播磨灘堆積物中の核酸塩基類の水平分布. *La mer*, **29**, 57–61.
- 浮田正夫・中西 弘, 1992: 瀬戸内海への栄養塩類の流入負荷解析と対策. “瀬戸内海の持続的開発と保全”, 瀬戸内海研究フォーラム in 広島, 瀬戸内海研究会議, pp 13–15.
- 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.
- 山本民次・原 保・山崎 徹・竹岡英隆, 1993: 底泥からの栄養塩の溶出に関する理論と実験. 1993年度日本海洋学会春季大会講演要旨集, p. 173.
- 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.
- 柳 哲雄・遠藤拓郎・松田 治・西島敏隆・畑 幸彦・門谷 茂・岡市友利, 1997: 5. 赤潮発生の物理・化学環境. 「赤潮の科学 第二版」(岡市友利編), 恒星社厚生閣, 東京, 181–246.

1997年12月15日受理 (Accepted on December 15, 1997)

南西海区水産研究所業績 A 第 68号 (Contribution No. A 68 from the Nansei National Fisheries Research Institute)

神山孝史・辻野 睦: 南西海区水産研究所 〒739-0452 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 739-0452, Japan)

玉井恭一: 農林水産省水産庁 〒100-0013 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 100-0013, Japan)