

底質の主成分分析による有明海奥部海域の区分

誌名	日本水産學會誌
ISSN	00215392
著者名	横山,寿 石樋,由香
発行元	日本水産學會
巻/号	75巻4号
掲載ページ	p. 674-683
発行年月	2009年7月

農林水産省 農林水産技術会議事務局筑波産学連携支援センター
Tsukuba Business-Academia Cooperation Support Center, Agriculture, Forestry and Fisheries Research Council
Secretariat



底質の主成分分析による有明海奥部海域の区分

横山 寿,* 石樋由香

(2008年12月22日受付, 2009年4月22日受理)

水産総合研究センター養殖研究所

Zoning of the inner part of Ariake Sound based on principal component analysis of sediment factors

HISASHI YOKOYAMA* AND YUKA ISHIHI

National Research Institute of Aquaculture, Fisheries Research Agency, Minami-Ise, Mie 516-0193, Japan

To determine the environmental factors which have led to the decline of bivalve resources in the inner part of Ariake Sound, surface sediments and near-sediment-surface water were obtained from 48 stations in the summer of 2007. Principal component analysis based on 8 sediment factors (median diameter, quartile deviation, total organic carbon, total nitrogen, C:N ratio, $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ and acid-volatile sulfides) showed 4 zones in the study area. A decrease in the particle size of sediments, production of sulfides, significant contribution of coastal phytoplankton to sedimentary organic matter, increase in the amount of sedimentary organic matter and deoxygenation of the bottom water were found in the 2 zones off the western coast in the inner part of the Sound, suggesting that the weakened tidal currents and an increase in phytoplankton-derived organic matter loads are key factors related to the environmental deterioration.

キーワード：安定同位体比, 植物プランクトン, 堆積物, タイラギ, 干潟, 貧酸素, 硫化物, 粒度組成

有明海は平均幅18 km, 湾軸の延長96 km, 面積1700 km²の規模を有する内湾である。¹⁾有明海の潮汐差は著しく, 最奥部では最大約6 mに達する。そのために, 有明海の中央部から奥部の海岸には広大な干潟が発達する。この干潟および浅海域ではタイラギ類 *Atrina* spp. やサルボウガイ *Scapharca kagoshimensis* など漁業対象となる二枚貝の資源が多く, 瀬戸内海に比肩する沿岸漁場の盛んな水域となっている。²⁾しかし, 近年は有用二枚貝資源の減少が著しい。例えば, タイラギ類は1980年代後半までは有明海奥部に広く分布していたが, 1990年代前半には湾軸より西部の水域ではほとんど漁獲されなくなり, 1992年以降は福岡県大牟田沖を中心とする北東部水域に漁場が限られるようになった。³⁾奥部の干潟から潮下帯泥底に分布するサルボウガイは1990年代中ごろまでは年間15,000トンの漁獲があったが, 2000年以降, 10,000トン以下に減少している。⁴⁾佐賀県干潟域でのアゲマキガイ *Simonovacula constricta* の漁は1994年より, 佐賀県浅海部でのクマサルボウ *Scapharca globosa ursus* の漁は1998年より, 行われて

いない。³⁾このような資源減少の要因として, 疾病⁵⁾や被食⁶⁾があげられているが, 最近では環境変化の視点から検討した例が多い。⁷⁾有明海における最近の環境変化の具体例として, 潮汐振幅の減少,^{8,9)}透明度の上昇,¹⁰⁾赤潮の頻発,¹¹⁾奥部西側水域における堆積物の細粒化¹²⁾および貧酸素化¹³⁻¹⁶⁾などが指摘されている。

底質は海水流動, 有機物負荷, 酸化還元状態など水域の環境要素を総合的に反映する指標となる。そこで, 有明海の環境の現状を把握し, タイラギ類など二枚貝の資源減少に及ぼす環境要因を検討するために, 生息環境の悪化が懸念されている有明海の中央部から奥部にかけて底質調査を行った。採取した堆積物の物理化学的8分析項目の主成分分析により水域区分を試み, 各区域における生息環境の現状を明らかにした。

試料および方法

調査水域 島原半島有明と熊本県長洲を結ぶ線より北側の有明海中央部から奥部を調査場所とした (Fig. 1)。本調査水域北部の湾最奥部には一級河川の矢部川, 筑後

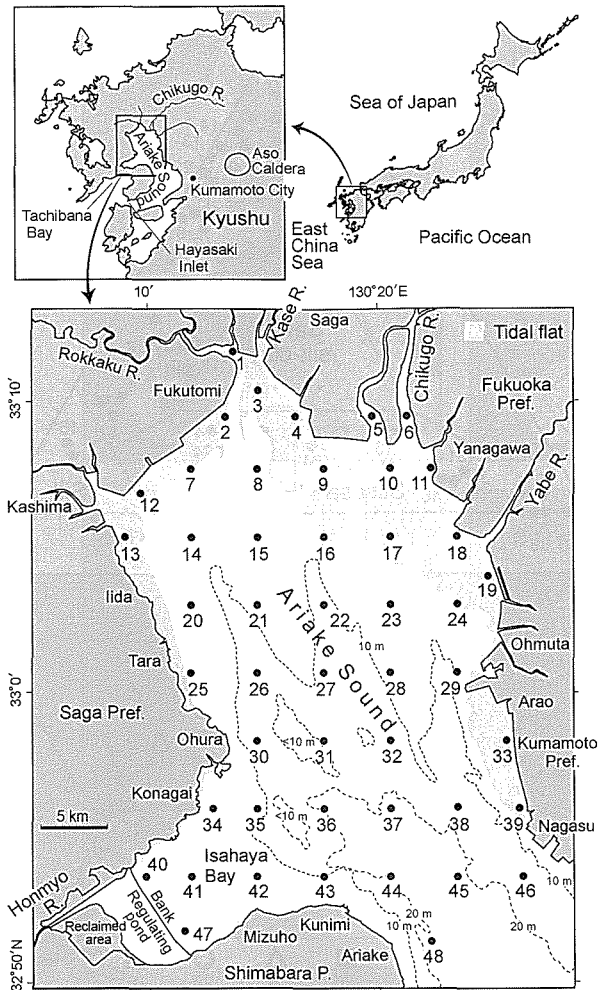


Fig. 1 Map of the study area, showing the sampling stations (1-48) with depth contours.

川、嘉瀬川および六角川が流入する。これら4河川の総流域面積は4,200 km²、総流量は 4.9×10^9 m³ yr⁻¹であり、このうち筑後川がいずれも約70%を占める(水文水質データベース: <http://www1.river.go.jp/>(国土交通省, 2009年4月13日))。これらの河川河口部では6 mに達する潮汐差により134 km²(海上保安庁が2001年2月に発行した海図「島原湾」(W169)より算出)に及ぶ広大な干潟が発達する。この干潟に続く浅海域には海底水道と海底砂州が南北に交互に並ぶ。¹⁾

調査場所の西部の諫早湾では干拓工事が1989年に着工された。1997年4月に諫早湾の約1/3が長さ7 kmの堤防で閉めきられ、942 haの干拓地と2,600 haの調整池が造成された。調整池には本明川の河川水が流入する。池内では植物プランクトンのブルームが頻発しており、¹⁷⁾ 富栄養化し有機物を多量に含んだ池水は干潮時に2箇所の排水門から諫早湾に排水される。¹⁸⁾

調査内容と分析方法 本調査水域内に原則として5

km間隔で計48地点を設け、2007年7月30日から8月5日にかけて満潮時に堆積物とその直上水を採集した。堆積物の採集にはエクマンバージ型採泥器の内部に設置した内径4.3 cmの2本のアクリルパイプ¹⁹⁾を用いた。堆積物の表面から1 cmまでを試料とし、冷蔵して実験室に持ち帰った。直上水については、サイフォンでDO瓶に移し、溶存酸素(DO)を固定後、実験室に持ち帰った。

堆積物については、粒度、全有機態炭素量(TOC)、全窒素量(TN)、炭素安定同位体比($\delta^{13}\text{C}$)、窒素安定同位体比($\delta^{15}\text{N}$)および酸揮発性硫化物態イオウ量(AVS)を分析した。粒度に関しては、粒径63 μm 以上の粒子については篩分け法により、63 μm 未満の粒子についてはピペット法により分析した。粒度分析の前に堆積物試料に分解剤として2.5%過酸化水素水を加えた後、加熱処理を施した。また、63 μm 未満の粒子をアンドレアゼンピペットに入れた後、分散剤として全量で0.2%となるようにピロリン酸ソーダを加え、超音波処理を5分間施した。粒度分析の結果は、sand(63 μm 以上の粒子)、silt(63~3.9 μm)およびclay(3.9 μm 未満)の重量百分率、中央粒径値(Md ϕ)および淘汰度(QD ϕ = $[\phi_{75} - \phi_{25}]/2$)として表した。TOCおよび $\delta^{13}\text{C}$ の分析の前に、堆積物を1.2 N HClに12時間以上浸し、炭酸カルシウムを分解させた。TNおよび $\delta^{15}\text{N}$ については酸処理前の試料を分析に用いた。元素分析計(EA 1110, ThermoQuest)と質量分析計(MAT 252, Finnigan MAT)をFinnigan ConFlo IIで連結したシステムによりTOC, TN, $\delta^{13}\text{C}$ および $\delta^{15}\text{N}$ を、検知管法によりAVSを、ウィンクラー法により堆積物直上水のDOを、それぞれ分析した。

データの解析方法 堆積物中有機物(SOM)に占める有機物源の組成を明らかにするために、SOMと有機物源の $\delta^{13}\text{C}$ と $\delta^{15}\text{N}$ を比較検討した。本調査水域における有機物源となりうる干潟の底生微細藻類、沿岸植物プランクトンおよび陸起源有機物(TOM)の $\delta^{13}\text{C}$ として、2005年11月から翌年10月にかけてそれぞれ大牟田地先の干潟、大牟田沖と太良沖の有明海奥部水域および筑後川から採集された3者の値(それぞれ-17.1%, -22.0%, -26.9%)²⁰⁾を採用した。 $\delta^{13}\text{C}$ に関するSOMと有機物源との関係より植物プランクトンとTOMが主要な有機物源と推定し、 $\delta^{13}\text{C}$ をもとにSOMに占めるTOMと植物プランクトンの割合を求めた。SOM中でTOMが占める割合は次式で表される。

$$\text{TOM}(\%) = 100(-22.0 - \delta^{13}\text{C}_{\text{SOM}})/4.9$$

$\delta^{15}\text{N}$ については、有機物源3者間で値の差が小さかった($\leq 1.6\%$)。さらに、大多数の地点におけるSOMの $\delta^{15}\text{N}$ が有機物源3者それぞれの $\delta^{15}\text{N}$ 平均値より高かったことから、脱窒など生化学的作用を受けてSOMの

$\delta^{15}\text{N}$ が変化し可能性が高いと判断し、海陸起源有機物の割合計算に用いなかった。

底質 8 分析項目 (Md ϕ , QD ϕ , TOC, TN, C:N 比, $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ および AVS) の相関行列に基づく主成分分析を行った。成分 1 と成分 2 の主成分得点をもとに、標準化ユークリッド平方距離を測度とした Ward 法によるクラスター分析を行い、地点をグループ分けした。主成分分析およびクラスター分析には統計ソフト 'KyPlot' (Kyence) を用いた。

結 果

物理化学分析項目の分布 1. 粒度組成 各地点における堆積物の sand, silt および clay の割合を三角座標図に示し、各地点の粒度を Shepard²¹⁾ の粒径区分に従って表記した (Fig. 2)。柳川と島原半島の国見を結ぶ線より東南の堆積物は主として sand, 佐賀県福富から大浦にかけての沿岸部および諫早湾の大部分の地点では silty clay となった。六角川河口から矢部川河口にかけての干潟では sand, silty sand, sandy silt, silt, clayey silt と地点により異なった。

Md ϕ は筑後川河口と国見を結ぶ線を境に東西で大きく変化し、値は東側で低く、西側で高かった (Fig. 3a)。東側水域の大牟田以南では干潟域を除くと Md ϕ が 2 未満であった。Md ϕ は西側水域の大部分の地点で 8 以上を示し、とくに諫早湾から鹿島地先の沿岸部では 9 以上であった。

QD ϕ は奥部の干潟域および東南部の砂底域で 1.5 未満を示し、粒径の淘汰がよかった (Fig. 3b)。一方、諫早湾北部の小長井から佐賀県太良沖にかけての水域と鹿島地先の水場で 2.0 以上を示し、淘汰が悪かった。

2. 有機物量 筑後川河口と島原半島の瑞穂を結ぶ線を境に東西で TOC と TN の値が大きく変化した。東側水域では大多数の地点で TOC は 10 mg g⁻¹ (dry sediment) 未満, TN は 1.5 mg g⁻¹ (dry sediment) 未満, 西側水域ではそれぞれ 15 mg g⁻¹ 以上, 2.0 mg g⁻¹ 以上であった (Fig. 3c, d)。西側水域の中では TOC は六角川河口から鹿島沖の水域および諫早湾の最奥部で 20 mg g⁻¹ 以上, TN は六角川河口から鹿島沖の水域および諫早湾の大部分の地点で 2.5 mg g⁻¹ 以上を示した。

3. C:N 比と炭素・窒素安定同位体比 C:N 比は湾最奥部では 9 以上を示したが、湾口に向かうに従い低下し、国見・長洲間の地点では 5~6 となった (Fig. 3e)。 $\delta^{13}\text{C}$ は湾最奥部では -23‰ 未満であったが、湾南部に向かうに従い上昇し、大浦と大牟田を結ぶ線より南部では諫早湾沿岸を除き -21‰ 以上を示した (Fig. 3f)。 $\delta^{15}\text{N}$ は湾最奥部から大牟田にかけての干潟部では 7‰ 以下であったが、湾南部に向かうに従い上昇し、諫早湾南部から長洲地先にかけて 8‰ 以上を示した (Fig.

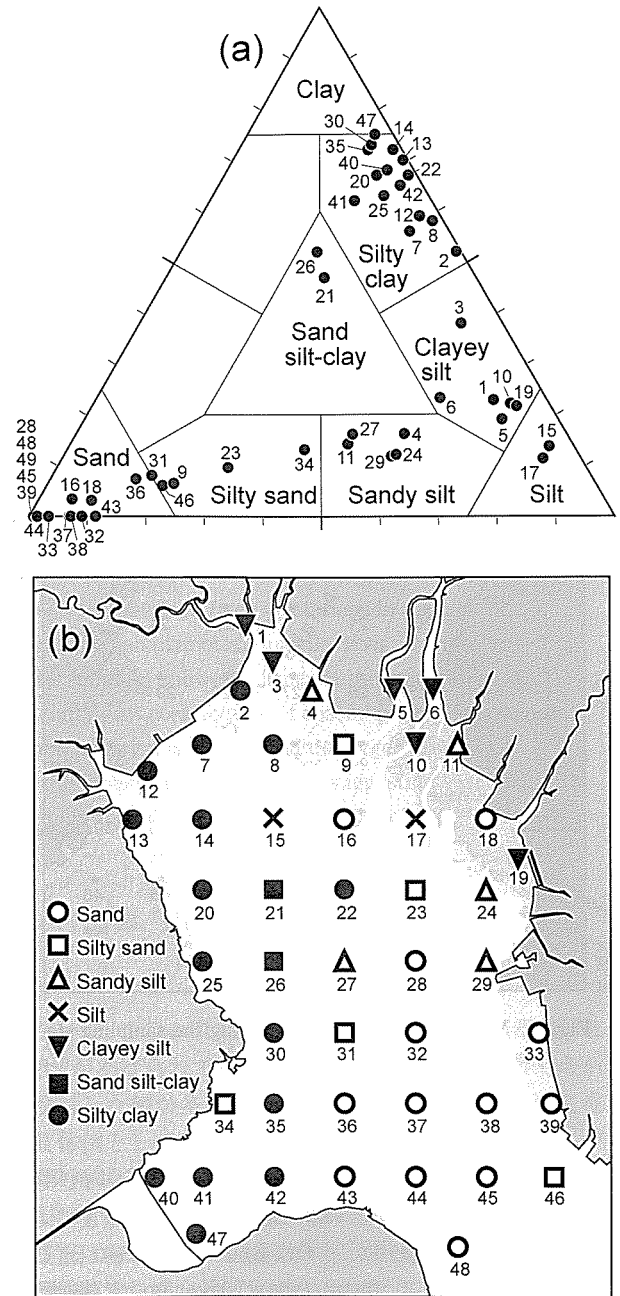


Fig. 2 Grain size of the sediment. (a) Ternary diagram showing percentages of sand, silt and clay at the 48 stations and (b) distribution of the grain size types in the study area.

3g)。ただし、長洲沖から有明海灣口に向かう 4 地点では 8% 未満を示したように、低下傾向がみられた。

4. AVS と堆積物直上水の DO AVS は佐賀県太良沖から鹿島沖にかけての水域および諫早湾で 0.1 mg S g⁻¹ (dry sediment) 以上を示した (Fig. 3h)。DO は太良沖から福富沖の水域で 4 mg L⁻¹ 未満を示し、負酸化していた (Fig. 3i)。

SOM 中の有機物源の組成 大多数の地点における

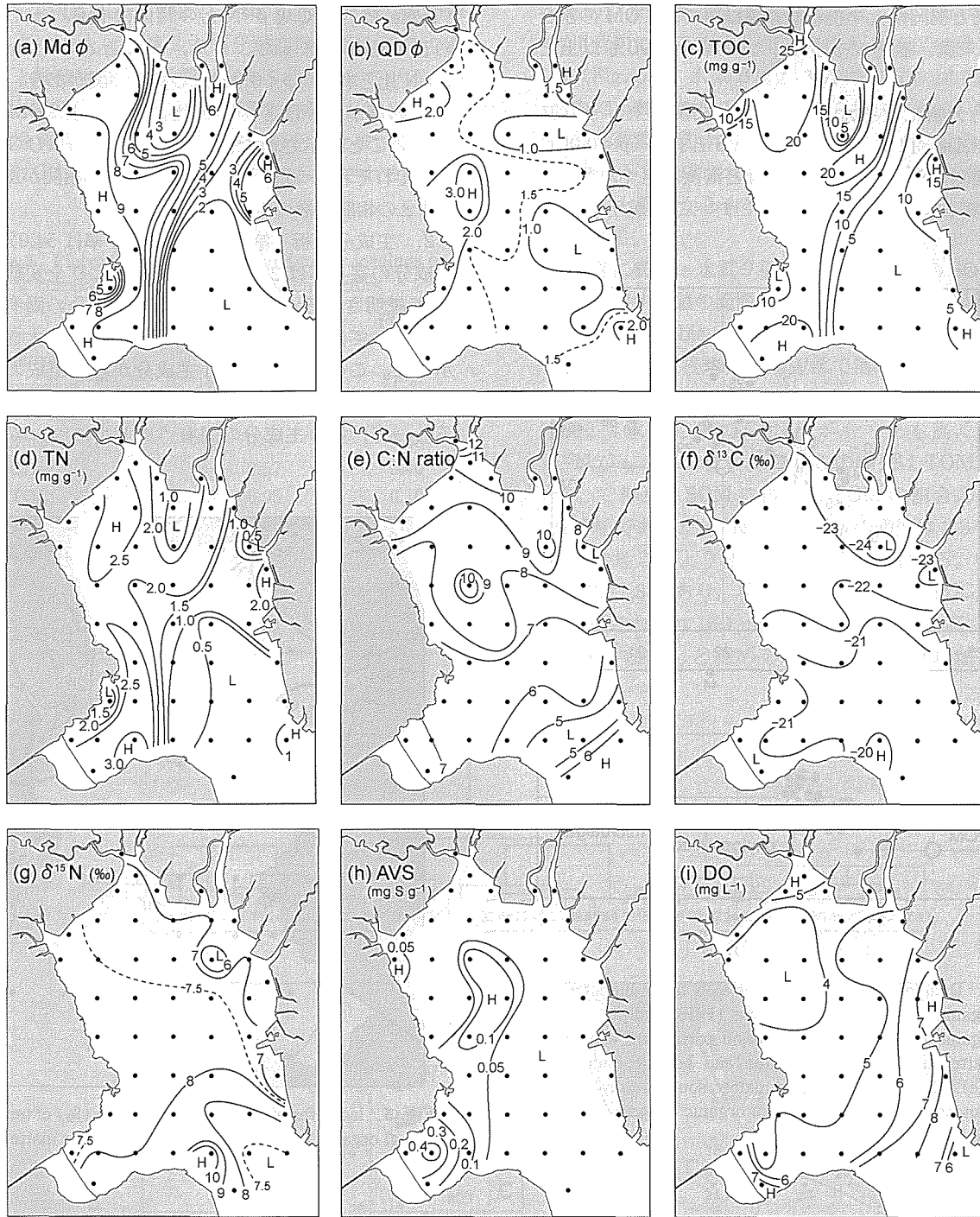


Fig. 3 Isopleths of the 8 sediment factors: median diameter (a), quartile deviation (b), total organic carbon (c), total nitrogen (d), C:N ratio (e), $\delta^{13}\text{C}$ (f), $\delta^{15}\text{N}$ (g) and acid volatile sulfides (h), and also dissolved oxygen of the near-sediment-surface water (i).

SOMの $\delta^{13}\text{C}$ は沿岸植物プランクトンの平均値 \pm SD ($-22.0 \pm 1.6\%$)の範囲内に位置し、底生微細藻類の平均値 (-17.1%)とは3%以上隔たっていた (Fig. 4)。ただし、一部の地点では植物プランクトンと河川POM (-26.9%)の平均値の中間に位置した。このことは、植物プランクトンがSOMの主要な起源となっている

が、一部の地点では河川により運ばれたTOMも有機物源となっていることを示している。そこで、 $\delta^{13}\text{C}$ をもとにSOMに占めるTOMの割合を求めたところ、六角川河口から矢部川河口間の干潟域のほとんどの地点ではTOMの割合は20%以上となり、筑後川河口部前面の干潟では40%以上の地点があった (Fig. 5)。一方、佐

賀県鹿島と福岡県大牟田を結ぶ線以南では TOM の割合は 10% 未満, 植物プランクトンの割合は 90% 以上となった。

主成分分析による水域区分 1. 相関マトリックス $Md\phi$ は $QD\phi$, TOC, TN および AVS と有意 ($p < 0.001$) の正の相関があり, 細粒になるほど淘汰が悪く, 有機物含量が多く, 還元状態になりやすいことが示された

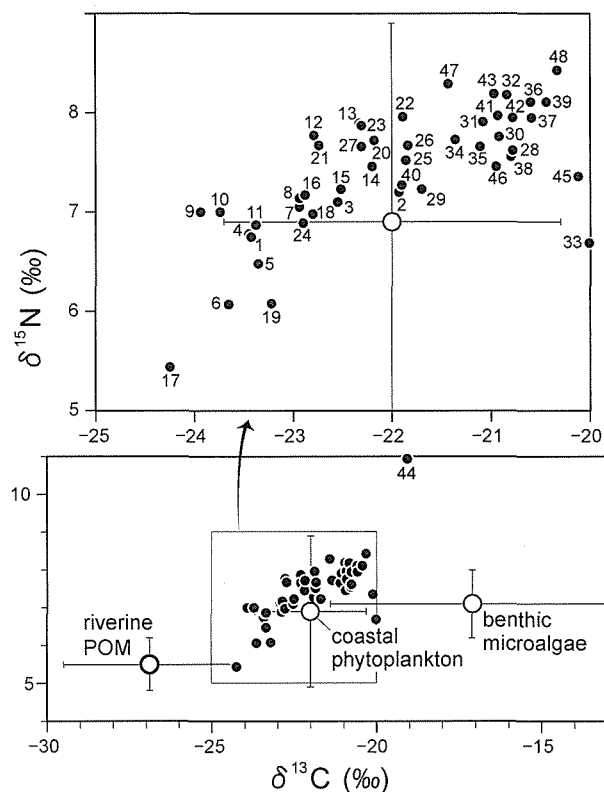


Fig. 4 Dual isotope plot of $\delta^{13}C$ vs $\delta^{15}N$ for sedimentary organic matter at the 48 stations (1-48) and potential organic matter sources (riverine particulate organic matter, coastal phytoplankton and benthic microalgae). Error bars (organic matter sources) are standard deviations. Values of organic matter sources are based on Yokoyama *et al.*²⁰

(Table 1). $\delta^{13}C$ と $\delta^{15}N$ との間には有意 ($p < 0.001$) の正の相関があった。また, $\delta^{13}C$ と $\delta^{15}N$ はいずれも C:N 比と有意 ($p < 0.001$) の負の相関があり, $\delta^{13}C$ と $\delta^{15}N$ の値が低いほど, C:N 比が高いほど TOM の含量が多いことが示された。AVS は TOC および TN と有意 (それぞれ $p < 0.05$, $p < 0.001$) の正の相関があるが, TN との相関係数の値がより高かった。

2. 主成分分析 第 1 主成分の寄与率は 54.0%, 第 2 主成分の寄与率は 24.3% で, 両者により全変動の 78.3% が説明される (Table 2)。第 1 主成分の固有ベクトルについては $Md\phi$, TOC および TN が正の大きな値を示した。このことは, 第 1 主成分が粒度組成および粒度と相関の高い有機物含量を表していることを示している。一方, 第 2 主成分の固有ベクトルについては C:N

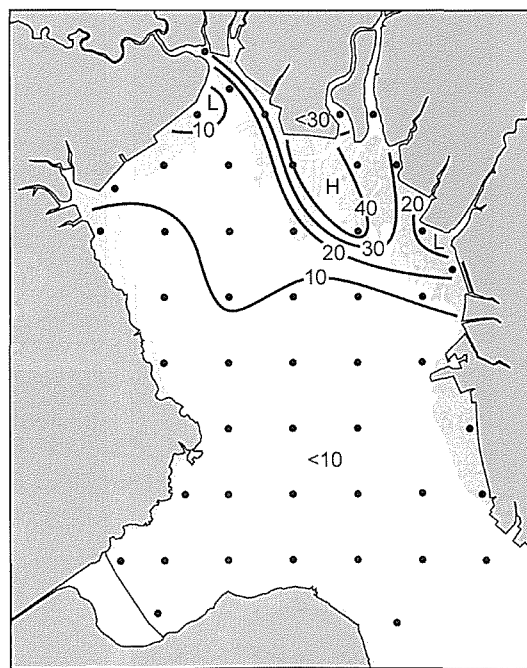


Fig. 5 Isopleths of the contribution ratio (%) of terrestrial organic matter to sedimentary organic matter.

Table 1 Correlation matrix of the sediment factors ($Md\phi$ = median diameter, $QD\phi$ = quartile deviation, TOC = total organic carbon, TN = total nitrogen, AVS = acid-volatile sulfides)

	$Md\phi$	$QD\phi$	TOC	TN	C : N ratio	$\delta^{13}C$	$\delta^{15}N$
$QD\phi$	0.586**						
TOC	0.881**	0.483**					
TN	0.929**	0.501**	0.947**				
C : N ratio	0.467**	0.345*	0.700**	0.476**			
$\delta^{13}C$	-0.366*	-0.160	-0.581**	-0.392*	-0.890**		
$\delta^{15}N$	-0.192	0.037	-0.378*	-0.229	-0.615**	0.733**	
AVS	0.484**	0.288	0.332*	0.469**	-0.007	0.071	0.119

* $p < 0.05$; ** $p < 0.001$

比が負, $\delta^{13}\text{C}$ と $\delta^{15}\text{N}$ および AVS が正の大きな値を示した。このことは, 第2主成分が海陸起源有機物の混合程度と堆積物の還元状態を表すことを示している。

3. 水域区分と各区の特徴 第1主成分と第2主成分の主成分得点に基づくクラスター分析により, 48地点はA, B, CおよびDの4グループに区分された (Fig.

Table 2 Eigenvalues, proportions and factor loadings on the correlation matrix of the sediment factors

	PC1	PC2
Eigenvalue	4.32	1.95
Proportion (%)	54.0	24.3
Factor loading		
Md ϕ	0.88	0.38
QD ϕ	0.57	0.40
TOC	0.95	0.10
TN	0.89	0.33
C:N ratio	0.80	-0.48
$\delta^{13}\text{C}$	-0.71	0.63
$\delta^{15}\text{N}$	-0.51	0.70
AVS	0.36	0.65

6a, b)。水域Aは筑後川河口を中心に六角川河口から矢部川河口に至る主として干潟域の13地点から構成される (Fig. 6c)。水域Bは水域Aの南方の16地点と諫早湾内で小長井地先のStn 34から構成される。水域Cは佐賀県福富地先から大浦地先にかけて湾最奥部西側の10地点から構成される。水域Dは水域Cの南方で, 諫早湾内と湾口から有明海奥部にかけての8地点から構成される。

つぎに底質・水質9項目およびTOMのSOMへの寄与率に関する値の範囲と平均値をもとに各水域の環境を比較する (Table 3)。

水域Aは筑後川河口周辺部で河川水の影響を強く受けており, 第2主成分の得点が負の地点からなる (Fig. 6b)。4水域の中でC:N比がもっとも高く, $\delta^{13}\text{C}$ と $\delta^{15}\text{N}$ がもっとも低い。これらの結果はTOMの堆積を示しており, SOMに占めるTOMの割合の平均値は27.6%であった (Fig. 5)。Md ϕ の範囲は2.3~7.1と大きく, 地点により堆積物の粒径が変化する。QD ϕ の平均値は1.3であり, 粒径の淘汰はよい。TOC, TNの平均値はそれぞれ16.1 mg g⁻¹, 1.7 mg g⁻¹と高いものの, AVSはほとんど認められず, DOの平均値も5.5 mg

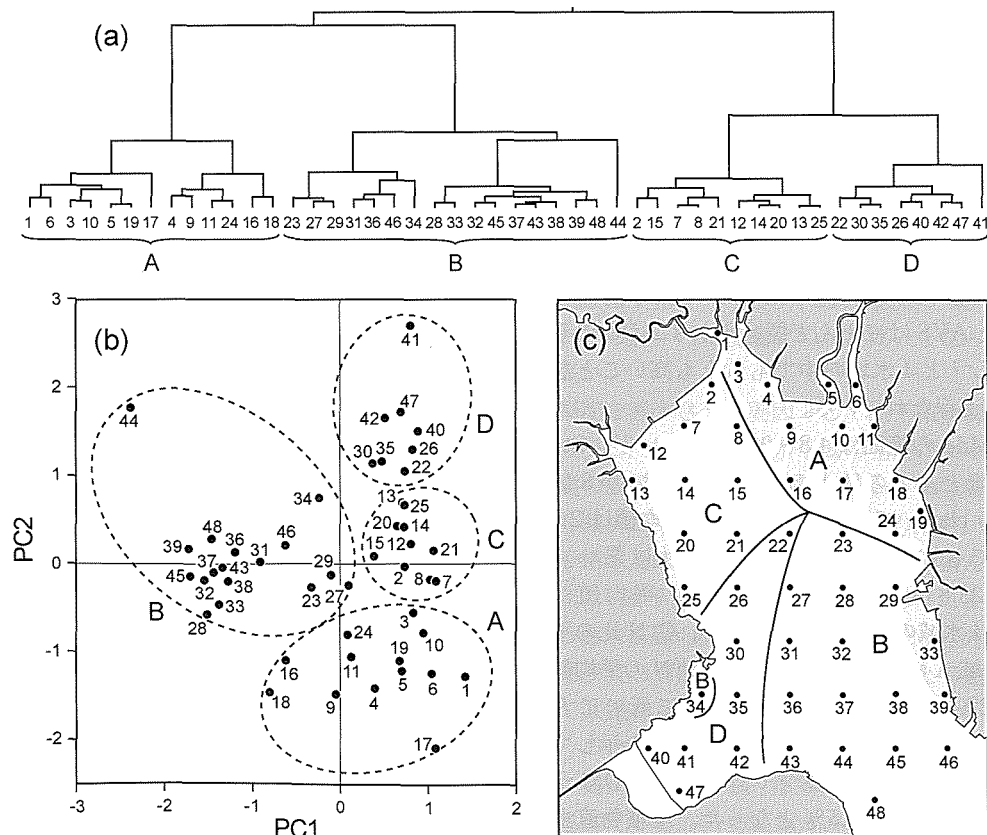


Fig. 6 Principal component analysis (PCA) based on the 8 sediment factors. (a) Dendrogram for cluster analysis based on the PC1 and PC2 scores of the 48 stations. Ward's minimum variance method was used for clustering. (b) PC1 and PC2 scores of the 48 stations. (c) Zoning of Ariake Sound based on the principal component and cluster analyses.

Table 3 Ranges (min to max) and mean (\pm SD) values of the 8 sediment factors, dissolved oxygen of the near-sediment-surface water and the contribution ratio of terrestrial organic matter (TOM) to sedimentary organic matter in the 4 zones (A to D)

Factor		A	B	C	D
Md ϕ	range	2.3 to 7.1	0.4 to 5.3	4.8 to 9.5	8.2 to 9.7
	mean	5.1 \pm 1.7	2.2 \pm 1.5	8.4 \pm 1.4	9.1 \pm 0.5
QD ϕ	range	0.7 to 1.8	0.6 to 2.2	1.2 to 3.2	1.5 to 3.2
	mean	1.3 \pm 0.3	1.3 \pm 0.5	2.0 \pm 0.5	1.9 \pm 0.5
TOC (mg g ⁻¹)	range	3.3 to 29.0	1.4 to 13.8	18.2 to 23.8	17.0 to 22.5
	mean	16.1 \pm 8.2	5.2 \pm 4.2	20.4 \pm 1.8	19.6 \pm 1.7
TN (mg g ⁻¹)	range	0.4 to 2.7	0.2 to 1.8	1.8 to 2.8	2.1 to 3.1
	mean	1.7 \pm 0.8	0.8 \pm 0.5	2.4 \pm 0.3	2.7 \pm 0.3
C : N ratio	range	7.9 to 12.7	4.2 to 8.9	7.7 to 10.7	6.5 to 8.1
	mean	9.5 \pm 1.3	6.2 \pm 1.2	8.6 \pm 0.9	7.3 \pm 0.6
$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	range	-24.3 to -22.6	-22.3 to -19.1	-22.9 to -21.9	-21.9 to -20.8
	mean	-23.4 \pm 0.5	-20.8 \pm 0.8	-22.4 \pm 0.4	-21.4 \pm 0.5
$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	range	5.4 to 7.2	6.7 to 10.9	7.0 to 7.9	7.3 to 8.3
	mean	6.7 \pm 0.5	7.9 \pm 0.9	7.5 \pm 0.3	7.8 \pm 0.3
AVS (mg S g ⁻¹)	range	0 to 0.07	0 to 0.11	0 to 0.16	0.06 to 0.42
	mean	0.02 \pm 0.02	0.01 \pm 0.03	0.04 \pm 0.05	0.18 \pm 0.12
DO (mg L ⁻¹)	range	4.2 to 7.2	4.2 to 8.3	3.3 to 5.3	4.0 to 7.1
	mean	5.5 \pm 1.0	5.8 \pm 1.4	4.1 \pm 0.7	5.0 \pm 1.1
TOM (%)	range	11.2 to 45.9	0 to 6.3	0 to 19.2	0 to 0
	mean	27.6 \pm 9.9	0.7 \pm 2.1	9.5 \pm 7.6	0 \pm 0

L⁻¹と比較的高いことなど、好气的環境が保たれている。

水域BではMd ϕ の範囲0.4~5.3, 平均値2.2と砂質(sandないしsilty sand, Fig. 2)であり, Stn 27を除き第1主成分の得点が負の地点からなる。QD ϕ の平均値は1.3と粒径の淘汰はよい。TOCおよびTNの平均値はそれぞれ, 5.2 mg g⁻¹, 0.8 mg g⁻¹であり, 4水域の中で有機物量がもっとも少ない。TOMの蓄積はほとんど認められない。0.11 mg S g⁻¹を示した諫早湾内のStn 34を除くとAVSはほとんど認められず, DOの平均値が5.8 mg L⁻¹と4水域の中でもっとも高いことなど, 好气的環境が保たれている。

水域CではMd ϕ の範囲は4.8~9.5と大きい, Stn 15を除くと, ほとんどの地点の堆積物はMd ϕ が8以上の泥質(silty clay)であった。QD ϕ の平均値は2.0と4水域の中でもっとも高く, 粒径の淘汰は悪い。TOCは18.2~23.8 mg g⁻¹の範囲にあり, 平均値は20.4 mg g⁻¹と4水域の中でもっとも高い。C:N比の平均値は8.6と水域Aに次ぎ, $\delta^{13}\text{C}$ および $\delta^{15}\text{N}$ の平均値はそれぞれ-22.4‰, 7.5‰と水域Aの次に低いことは, この水域がTOMの影響を受けていることを示している。 $\delta^{13}\text{C}$ の混合モデルに基づく計算ではTOMがSOMに占める割合は平均9.5%となった。堆積物直上水のDOは3.3~5.3 mg L⁻¹の範囲にあり, 平均値は4.1 mg L⁻¹と4水域の中でもっとも低い。ただし, AVSは最大0.16 mg S g⁻¹, 平均0.04 mg S g⁻¹であ

り, 水域Dと比較すると低いレベルにとどまっている。

水域DではMd ϕ の範囲は8.2~9.7, 平均9.1で, ほぼ全域がsilty clayの細粒堆積物からなっている。QD ϕ の平均値は1.9を示し, 粒径の淘汰は悪い。TNは2.1~3.1 mg g⁻¹の範囲, 平均値は2.7 mg g⁻¹であり, 4水域中でもっとも値が高く, TOCの平均値は19.6 mg g⁻¹と水域Dに次ぐ。 $\delta^{13}\text{C}$ に基づく計算ではTOMは認められない。調査時のDOは4.0~7.1 mg L⁻¹の範囲にあり, 諫早湾口から湾外にかけての水域で5.0 mg L⁻¹未満の値がみられたが, 諫早湾内では比較的高かった(Fig. 3i)。ただし, 湾内ではAVSが高く, 最大値0.42 mg S g⁻¹を示した。水域DでのAVS平均値は0.18 mg S g⁻¹であり, 4水域の中でもっとも高かった。

考 察

堆積物からみた有明海の環境の現状 日本水産資源保護協会²²⁾が策定した「水産用水基準(2005年版)」では, 内湾漁場の夏季底層において最低限維持しなくてはならないDOとして4.3 mg L⁻¹が定められている。この濃度を下回ると, 底生生物の生息状況を変化させる恐れや, 底生魚類の漁獲に悪影響を及ぼす恐れがあるとしている。また, このDO基準値に対応するAVS値として東京湾以西の沿岸域では0.2 mg S g⁻¹が相当するとし, この値以下を正常な底質と定義した。有明海最奥部の水域Aではすべての地点でDOおよびAVSともこれ

らの基準値を満たし、水域BでもStn 27においてDO基準値を下回った (4.2 mg L^{-1}) のみで他の地点は基準値を満たした。一方、水域C内でDOが基準値を下回った地点は10地点中7地点と半数を超えた。水域Dでは基準値を下回ったのは8地点中2地点のみであったが、諫早湾内と湾口周辺では底生生物の生存可能な最低濃度とされる 2.9 mg L^{-1} ²²⁾ を下回る貧酸素水が夏季、底層に存在することがしばしば観測されている。^{13,23,24)} 他方、AVSに関しては、水域Cでは基準値を超えた地点はなかったものの、水域Dでは8地点中3地点で基準値を上回った。これらの結果は水域C, Dにおいて生息環境の悪化が広範囲に進行していることを示している。

近藤ら¹²⁾は1997年に有明海全域の92地点で堆積物の調査を行い、1957年に鎌田²⁵⁾により行われた調査結果と比較した。彼らは、1957年当時の奥部北西側水域と諫早湾ではMdφが5から8の範囲にあったが、1997年にはこの水域内でMdφが9以上を示した地点が多くみられたことを根拠に、堆積物の細粒化が進んでいることを指摘した。大隈ら²⁶⁾も、1989年にはMdφ7以上の泥底域が佐賀県地先の西側沿岸に限られていたのが、2000年には有明海奥部の中心部まで拡大していることを報告している。今回の調査でも六角川河口と島原半島瑞穂を結ぶ線より西側の水域CとDではMdφがほぼ8以上であり、とくに、諫早湾から鹿島地先にかけての水域では近藤ら¹²⁾の結果と同様にMdφが9以上の細粒堆積物が分布していることが確認された。

近藤ら¹²⁾による有明海の堆積物調査時(1997年)にはTOCが 15 mg g^{-1} (1.5%)、TNが 1.5 mg g^{-1} を超えた水域は筑後川河口から佐賀県太良を結ぶ線以北に限られていたが、本研究の調査時(2007年)には筑後川河口と島原半島の瑞穂を結ぶ線より西の広い範囲に広がっていた (Fig. 3c, d)。また、1997年当時、TNが 2.5 mg g^{-1} を超えた地点はなかった¹²⁾が、2007年には鹿島沖から福富地先にかけての水域と諫早湾でこの値を上回る地点がみられ、とくに諫早湾内では最大値 3.1 mg g^{-1} が測定された (Fig. 3d)。一方、岡村ら²⁷⁾は2002年から2003年にかけて矢部川河口と国見を結ぶ線以北の水域で堆積物調査を行った。この当時には諫早湾内でのTOCは 20 mg g^{-1} 未満であったが、今回の調査時には諫早湾南部で 20 mg g^{-1} を超える地点がみられた (Fig. 3c)。これら既報値との比較は、1997年から2007年にかけて堆積物が細粒化した有明海奥部の西側水域、とくに鹿島地先から福富地先にかけての水域および諫早湾において有機物の蓄積が進行したことを示している。

有明海奥部西側の水域において微細粒子が堆積するのは、河川によって運びこまれた土粒子や下げ潮より流速の大きい上げ潮によって有明海奥部に運びこまれた微細粒子が左回りの還流に乗って西側に移動し、堆積するこ

とによると考えられている。²⁸⁾ このような水域のSOMには陸起源有機物 (TOM: 主として陸上C₃植物) と海起源有機物 (主として沿岸植物プランクトン) が混在すると推察される。ただし、 $\delta^{13}\text{C}$ に基づいて計算したTOMの割合は有明海奥部西側の水域Cでは9.5%、諫早湾を中心とする水域Dでは0%となり (Table 3)、水域CにおいてTOMの堆積は認められるものの、いずれの水域でも植物プランクトンがSOMの主要な有機物源となっていた。

堤ら^{14,16)}は1990年代後半以降、有明海奥部では大規模な赤潮や貧酸素水の発生頻度が増加していることを指摘し、そのメカニズムを検討した。彼らは、(1)諫早湾口およびその沖合における下げ潮時の表層水流速の減少が植物プランクトンの増殖に好適な低塩分・高栄養濃度の表層水を滞留させ、赤潮を発生させる、(2)植物プランクトンに由来する有機物負荷の増大が流速の減少による塩分成層と水温成層の発達とあいまって夏季に貧酸素水を発生させる、と推察し、潮流の減少が有明海奥部における環境変化の主因であると考えた。速水¹⁵⁾も有明海奥部における経年的な貧酸素化傾向を認め、貧酸素化を引き起こす直接的な要因として成層の強化をあげるとともに、経年的な傾向については有機物負荷の増加が誘因となっている可能性を指摘した。

本調査によりSOMへの植物プランクトンの寄与、SOM量の経年的増加傾向、堆積物直上水の貧酸素化および硫化物の発生を確認し、植物プランクトン由来の有機物負荷が有明海における環境悪化の一因になっていることが示唆された。一方、環境が悪化している有明海奥部西側の水域C, Dでみられる堆積物の細粒化は潮流が弱まっていることを裏付けている。潮流の減少が赤潮や貧酸素化を招く^{14,16)}とすれば、潮流の減少こそが有明海における近年の環境変化のトリガーとなっている可能性が高い。

潮流を減少させる要因として、干拓、海底陥没または埋め戻し、有明海奥部の干潟の発達による地形変化、ノリ網の設置、1985年代後半以降の平均潮位の上昇や風速の減少があげられている。²⁹⁾ この中で、最近、諫早湾の干拓が及ぼす効果についての議論が盛んである。宇野木⁹⁾は、諫早湾の潮受け堤防閉めきりにより有明海における海水振動の固有周期が小さくなり、外海から入射する潮汐波の周期と有明海の固有周期との違いが大きくなって共振作用が弱まり、潮汐が減少した可能性を指摘し、このような内部効果の寄与率として50%を算出した。灘岡・花田⁸⁾も内部効果が40~50%寄与していると述べている。一方、塚本・柳³⁰⁾は、M₂分潮の振幅が減少した主因は有明海外の潮汐振幅の減少にあり、諫早湾の堤防閉めきりによる影響は10~20%にとどまるとした。現時点ではこの論争に決着はついておらず、かつ

潮流の減少要因のすべてについて評価されているわけではない。²⁹⁾ 今後も潮流減少の原因追求に向けた取り組みが必要である。

有明海における二枚貝資源の減少要因 有明海産のタイラギには鱗片状突起列が顕著な有鱗片型とそうでない無鱗片型がある。³¹⁾ 従来, 有明産のタイラギには *Atrina pectinata* という学名が当てられてきたが, 最近では無鱗片型のみを *A. pectinata* とし, 有鱗片型を *Atrina lischkeana* リシケタイラギとして,³²⁾ 両者を種として区別する例が多い。^{20,33-35)} 1980年代後半までは, 佐賀県よりの水域に両種が混在していたものの, 1991年には *A. pectinata* の割合が高くなり, その後, 両種とも激減した。³⁾ 現在では, 漁場は大牟田沖を中心とする水域に限られ, *A. lischkeana* しか見られなくなっている。³⁾ *A. pectinata* 生息域の堆積物には *A. lischkeana* 生息域と比べ泥分が多い³¹⁾ことから, 伊藤³⁾は堆積物の細粒化がタイラギ両種の組成と生息域の変化をもたらしたと推察した。ただし, *A. pectinata* の割合が高かった1991年当時でも $Md\phi$ が4以上の場所ではタイラギ類の生息密度は 0.1 個体 m^{-2} 以下に低下した。³⁶⁾ 今回の調査で有明海奥部西側(水域C, D)の多くの地点で $Md\phi$ が7以上を示したことは, 現在, この水域における堆積物の粒径がタイラギ類の生息に適した範囲を逸脱してしまっていることを意味している。

秋本ら³³⁾は, リシケタイラギを無酸素水に曝しても12時間は死亡せず, 水産用水基準のDO基準値を下回る飽和度20%(約 1.5 $mg\ L^{-1}$)でも3日間は生存することを室内実験により明らかにした。このようにリシケタイラギが強い貧酸素耐性を有することから, 彼らは貧酸素が直接原因となって直ちに大量斃死を起こすとは考えにくいと述べている。一方, 松井ら³⁵⁾は, 有明海ではリシケタイラギの生殖腺が発達する8~11月にグリーゲン含量が減少し, 貧酸素の影響が加わって斃死を引き起こす可能性を指摘した。タイラギ類は酸素飽和度が40%を下回ると, 鰓繊毛の活動性が減少したり,³⁷⁾ 換水運動が間歇型から連続型に変化し, 換水量を増加させる³⁴⁾ことが知られている。水域CとDでは, 今回の調査時には酸素飽和度40%以下にはならなかった(最小値はStn 25における45%)が, 当水域においてこの値を下回った例がたびたび報告されている。^{13,15,16,23,24)} タイラギ資源の減少は, 堆積物の細粒化に加え, 貧酸素化や硫化物の発生がタイラギ類のエネルギー消費量の増大や活力の低下を招き, 引き起こされた可能性が高い。サルボウガイやクマサルボウといった有用二枚貝の資源減少にもタイラギ類と類似した要因が働いていると推定される。なお, 1997年から2003年にかけて水域Dとその周辺で行われたマクロベントス調査によると, 3.0 $mg\ L^{-1}$ 以下となる貧酸素水の発生後, 二枚貝類の種多

様性が低下し, しかもこの傾向が経年的に強まった²⁴⁾こと, ヨコエビ群集については2002年に種多様性が低下した³⁸⁾ことが指摘されている。二枚貝資源だけでなく, マクロベントス群集まで環境悪化の影響が及びつつあることが懸念される。

水域AとBでは, 今回の調査時には環境の悪化はほとんどみられなかった。水域AとBの干潟域にもタイラギ類は生息し, 冬季の大潮干出時に漁獲されている。^{39,40)} 一方, 潮下帯でタイラギ漁場となっている水域は, 現在, 水域B内の大牟田沖を中心とする比較的狭い範囲に限られている。したがって, タイラギ資源を回復させるには成体個体群が維持されているこれらの水域の環境を注意深く監視するとともに, 有明海における環境悪化の原因をつきとめ, 改善策を講じることが必要となろう。

謝 辞

本研究は, 財団法人日本水産資源保護協会が水産庁より受託した「水産基盤整備実証調査(有明海における覆砂事業等技術開発調査)」の支援を受けて実施された。同協会の原 武史前総括参与と田森日出春参事には本研究の機会を与えていただいた。また, 現場調査では榊シャトー海洋調査の吉田 司氏, 小山善明氏, 當舎親典氏をはじめ多くの方々に協力いただいた。ここに厚くお礼を申し上げる。

文 献

- 1) 鎌田泰彦. 第21章有明海I地質. 「日本全国沿岸海洋誌」(日本海洋学会沿岸海洋研究部会編)東海大学出版会, 東京. 1985; 815-830.
- 2) 塚原 博, 妻 公典. 有明海(IV) 有明海の生物環境. 沿岸海洋研究ノート 1981; 18: 136-146.
- 3) 伊藤史郎. 有明海における水産資源の現状と再生. 佐有水研報 2004; 22: 69-80.
- 4) 佐々木克之. 内湾および干潟における物質循環と生物生産 38. 有明海漁業 5. アゲマキとサルボウ. 海洋と生物 2005; 27: 267-274.
- 5) Maeno Y, Yurimoto T, Nasu H, Ito S, Aishima N, Matsuyama T, Kamaishi T, Oseko N, Watanabe Y. Virus-like particles associated with mass mortalities of the pen shell *Atrina pectinata* in Japan. *Dis. Aquat. Org.* 2006; 71: 169-173.
- 6) 川原逸朗, 伊藤史郎, 山口敦子. 有明海のタイラギ資源に及ぼすナルトビエイの影響. 佐有水研報 2004; 22: 29-33.
- 7) Tsutsumi H. Review: Critical events in the Ariake Bay ecosystem: Clam population collapse, red tides, and hypoxic bottom water. *Plankton Benthos Res.* 2006; 1: 3-25.
- 8) 灘岡和夫, 花田 岳. 有明海における潮汐振幅減少要因の解明と諫早堤防締め切りの影響. 海岸工学論文集 2002; 49: 401-405.
- 9) 宇野木早苗. 有明海における潮汐と流れの変化—諫早湾干拓事業の影響を中心にして—. 海と空 2002; 78: 19-

- 30.
- 10) 中田英昭, 野中裕子. 有明海における海況の経年的な変化. 月刊海洋 2003; **35**: 256-260.
- 11) 滝川 清, 秋元和實, 園田吉弘, 増田龍哉. 有明海の海域環境の変動特性と再生方策. 海洋と生物 **2007**; **29**: 525-536.
- 12) 近藤 寛, 東 幹夫, 西ノ首英之. 有明海における海底堆積物の粒度分布とCN組成. 長崎大学教育学部紀要—自然科学— 2003; **68**: 1-14.
- 13) 木元克則, 西内 耕, 岡村和磨. 有明海における溶存酸素分布. 月刊海洋 2003; **35**: 261-265.
- 14) 堤 裕昭, 岡村絵美子, 小川満代, 高橋 徹, 山口一岩, 門谷 茂, 小橋乃子, 安達貴浩, 小松利光. 有明海奥部海域における近年の貧酸素水塊および赤潮発生と海洋構造の関係. 海の研究 2003; **12**: 291-305.
- 15) 速水祐一. 有明海奥部の貧酸素水塊. 海洋と生物 2007; **29**: 577-584.
- 16) 堤 裕昭, 堤 彩, 高松篤志, 木村千寿子, 永田紗矢香, 佃 政則, 小森田智大, 高橋 徹, 門谷 茂. 有明海奥部における夏季の貧酸素水塊発生域の拡大とそのメカニズム. 海の研究 2007; **16**: 183-202.
- 17) 程木義邦, 村上哲生. 諫早湾調整池と河口堰堤水域における植物プランクトン発生パターンの共通性と相違. *Laguna* 2007; **14**: 25-31.
- 18) 佐々木克之, 程木義邦, 村上哲生. 諫早湾調整池からのCOD・全窒素・全リンの排出量および失われた浄化量の推定. 海の研究 2003; **12**: 573-591.
- 19) Yokoyama H, Ueda H. A simple corer set inside an Ekman grab to sample intact sediments with the overlying water. *Benthos Res.* 1997; **52**: 119-122.
- 20) Yokoyama H, Sakami T, Ishihi Y. Food sources of benthic animals on intertidal and subtidal bottoms in inner Ariake Sound, southern Japan, determined by stable isotopes. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 2009; **82**: 243-253.
- 21) Shepard FP. Nomenclature based on sand-silt-clay ratios. *J. Sediment. Petrol.* 1954; **24**: 151-158.
- 22) 日本水産資源保護協会. 水産用水基準 (2005年版). 日本水産資源保護協会, 東京. 2005.
- 23) 松岡数充, 水島康一郎, 広瀬雄太. 有明海・諫早湾における貧酸素水塊の出現状況 (2003-2004年). 月刊海洋 2005; **37**: 827-832.
- 24) 金澤 拓, 佐藤慎一, 東 幹夫, 近藤 寛, 西ノ首英之, 松尾匡敏. 諫早湾潮止め後の有明海における二枚貝群集の変化. 日ベントス誌 2005; **60**: 30-42.
- 25) 鎌田泰彦. 有明海の海底堆積物. 長崎大学教育学部自然科学研究報告 1967; **18**: 71-82.
- 26) 大隈 斉, 江口泰蔵, 川原逸朗, 伊藤史郎. 有明海湾奥部の底質およびマクロベントス. 佐有水研報 2001; **20**: 55-62.
- 27) 岡村和磨, 田中勝久, 木元克則, 清本容子. 有明海奥部と諫早湾における表層堆積物中の有機物の分布と有機炭素安定同位体比. 海の研究 2005; **15**: 191-200.
- 28) 藤本昌宣. 有明海湾奥部底質の粒度分布について. 農土誌 1989; **57**: 105-110.
- 29) 白谷栄作, 桐 博英, 丹治 肇. 潮流の変化はどこまで解明されたのか. 海洋と生物 2007; **29**: 537-543.
- 30) 塚本秀史, 柳 哲雄. 有明海の潮汐・潮流. 海と空 2002; **78**: 31-38.
- 31) 古賀秀昭. 有明海産タイラギに関する研究Ⅵ—貝殻殻表の類別による形態の相違とその分布—. 佐有水試研報 1992; **14**: 9-24.
- 32) 黒住耐二. ハボウキガイ科「日本近海産貝類図鑑」(奥谷喬司編) 東海大学出版会, 東京. 2000. 886-889.
- 33) 秋本恒基, 林 宗徳, 岩淵光伸, 山元憲一. リシケタイラギの致死酸素飽和度. 水産増殖 2004; **52**: 199-200.
- 34) 山元憲一, 半田岳志, 西岡 晃. リシケタイラギの換水に及ぼす低酸素の影響. 水産増殖 2006; **54**: 319-323.
- 35) 松井繁明, 田上 航, 渡邊大輔, 伊藤輝昭, 吉田幹英. 貧酸素条件におけるリシケタイラギの呼吸代謝について. 福岡水海技セ研報 2007; **17**: 61-66.
- 36) 秋本恒基, 相島 昇, 林 宗徳, 渡辺裕介. 有明海におけるタイラギ生息分布と環境との関係. 福岡水海技研報 1994; **2**: 79-83.
- 37) 山元憲一, 田中 実, 田中直樹, 神菌真人, 秋本恒基. マガキ, クマサルポー, タイラギの鰓のはふく速度に及ぼす低酸素と水温の影響. 水産増殖 1993; **41**: 435-438.
- 38) 松尾匡敏, 首藤宏幸, 東 幹夫, 近藤 寛, 玉置昭夫. 諫早湾奥部締め切り後の有明海潮下帯ヨコエビ群集構造の変化. 日ベントス誌 2007; **62**: 17-33.
- 39) 吉田幹英, 伊藤輝昭, 筑紫康博. タイラギの移植試験. 福岡水海技セ研報 2007; **17**: 1-5.
- 40) 那須博史, 生嶋 登, 糸山力生, 鳥羽瀬憲久. 二枚貝資源回復調査Ⅳ (タイラギ関連調査). 平成18年度事業報告書, 熊本県水産研究センター, 上天草. 2007; 249-256.