

春季の有明海筑後川の高濁度汽水域における粒状有機物の動態

鈴木啓太^{1†}, 杉本 亮², 笠井亮秀², 小路 淳³, 中山耕至⁴, 田中 克⁴

Dynamics of particulate organic matter in the estuarine turbidity maximum of the Chikugo River, Ariake Sea, in spring

Keita W. SUZUKI^{1†}, Ryo SUGIMOTO², Akihide KASAI², Jun SHOJI³, Kouji NAKAYAMA⁴ and Masaru TANAKA⁴

To elucidate the spatial and temporal dynamics of sources of particulate organic matter (POM) in the estuarine turbidity maximum, surveys (12 cruises) were conducted along the Chikugo River in the innermost Ariake Sea, Japan, from 24 February to 24 April 2005. To elucidate the influence of semi-lunar periodicity, surveys were conducted around the high slack tide in the daytime and were divided into three categories according to the tidal range; spring (>400 cm), medium (200–400 cm), and neap tides (<200 cm). At spring tides, the vertical mixing was strong and the turbidity maximum (>100 NTU) was formed at lower salinity (<5), synchronized approximately with both the maximum of particulate organic carbon and pheophytin concentrations (>5 mg l⁻¹ and >10 μg l⁻¹, respectively). In contrast, the turbidity was low and higher chlorophyll *a* concentrations indicated active production of phytoplankton at neap tides. The POM in the surface water at spring tides had stable carbon isotope ratios ($\delta^{13}\text{C}$, mean \pm standard deviation: $-25.3 \pm 0.9\text{‰}$) and C/N atomic ratios (C/N, 11.6 ± 2.0) significantly higher than those at neap tides ($\delta^{13}\text{C}$: $-26.0 \pm 1.0\text{‰}$, C/N: 7.9 ± 1.4). The results indicate that the POM maximum accompanied by the estuarine turbidity maximum consists of resuspended detritus of both phytoplankton and terrestrial C₃ plants.

Key words: Ariake Sea, estuarine turbidity maximum, particulate organic matter, semi-lunar periodicity, stable isotopes

はじめに

有明海は九州西岸に位置する面積約1700 km², 平均水深約

2007年3月5日受付, 2007年5月28日受理

¹ 京都大学大学院農学研究科 応用生物科学専攻海洋生物増殖学分野

Laboratory of Marine Stock-enhancement Biology, Division of Applied Biosciences, Graduate School of Agriculture, Kyoto University, Kitashirakawa, Sakyo-ku, Kyoto 606-8502, Japan

² 京都大学大学院農学研究科 応用生物科学専攻海洋生物環境学分野

Laboratory of Fisheries and Environmental Oceanography, Graduate School of Agriculture, Kyoto University, Kitashirakawa, Sakyo-ku, Kyoto 606-8502, Japan

³ 広島大学生物圏科学研究科 瀬戸内圏フィールド科学教育研究センター竹原水産実験所

Takehara Fisheries Research Station, Center for Education and Research of Field Science, Hiroshima University, Minato-machi 5-8-1, Takehara, Hiroshima 725-0024, Japan

⁴ 京都大学フィールド科学教育研究センター 里域生態系部門河口域生態学分野

Laboratory of Estuarine Ecology, Field Science Education and Research Center, Kyoto University, Kitashirakawa, Sakyo-ku, Kyoto 606-8502, Japan

† keita@kais.kyoto-u.ac.jp

20 mの内湾である(日本海洋学会, 1985)。湾奥部では冬季は主にノリ養殖, 夏季は主にアサリ漁が行われ, これまで極めて高い漁業生産が維持されるとともに, 有明海特産種(日本では有明海だけに生息する生物)が数多く生息し, 日本の他の海域とは異なる特有の自然環境が保たれてきた(佐藤・田北, 2000)。しかし近年は, 大規模赤潮の発生やノリの色落ち被害を始めとする環境異変が顕在化しつつある(堤ほか, 2003)。

有明海奥部の環境は日本最大の潮汐(最大潮差約6 m)によって形成される広大な干潟域と高濁度の汽水域によって特徴づけられる。有明海奥部に注ぐ河川の河口域では微細な鉱物粒子が有機物と結びつき, 潮汐や波浪による攪拌に応じて沈降と浮上を繰り返す(代田・田中, 1981; 田中ほか, 1982)。このように形成された粒状物質は栄養塩を吸着して赤潮を防除し, 二枚貝や動物プランクトンの食物となる等, 有明海奥部の生態系において重要な役割を果たしていると推察されている(代田, 1980, 1981)。また, 有明海奥部の植物プランクトンは, 鉛直混合が弱まり濁度が低下する小潮期に増殖することが示唆されている(田中ほか, 2004)。これらの研究は, 有明海奥部の高濁度汽水域

における粒状物質の起源や機能を考える上で貴重な手掛りとなる。一般に、内湾に流入する河川の河口は、鉱物粒子と栄養塩の供給口にあたる。一方、有明海奥部に注ぐ河川の河口域は、動物プランクトンがとりわけ高密度に分布し、特産魚をはじめとする多くの魚類の重要な成育場であると考えられている（日比野ほか, 1999; Islam *et al.*, 2006）。したがって、有明海奥部の生態系に対する理解を深める上で、流入河川の河口域における粒状物質の起源や機能をさらに究明することが重要である。

炭素安定同位体比 ($\delta^{13}\text{C}$) は生態系内の有機物を追跡する指標として極めて有効である。これは生産者の $\delta^{13}\text{C}$ が環境（例えば、陸上と水中、淡水と海水）によって異なり（Fry and Sherr, 1984）、消費者の $\delta^{13}\text{C}$ がその消費者が依存する生産者の $\delta^{13}\text{C}$ を反映するという経験則にもとづいている（DeNiro and Epstein, 1978）。また、光合成色素の濃度や炭素と窒素の比（C/N比）などの指標と $\delta^{13}\text{C}$ を組み合わせることで、有機物の起源や機能に関してより詳細な情報を得ることができる。例えば、北海に注ぐ Scheldt 川では、粒状有機物の起源は水域によって異なるばかりでなく、季節によっても変化することが示された（Middelburg and Nieuwenhuize, 1998; Hellings *et al.*, 1999; De-Brabandere *et al.*, 2002）。地中海に注ぐ Rhone 川では、河口沖の底生生態系において、河川由来の粒状有機物が多毛類を介して一部の魚類にまで利用されていることが示された（Darnaude *et al.*, 2004a, b）。国内では、東京湾（Ogawa and Ogura, 1997; Sato *et al.*, 2006）、伊勢湾（杉本ほか, 2004; Sugimoto *et al.*, 2006）、大阪湾および瀬戸内海（Mishima *et al.*, 1999; 高井, 2005）などの代表的な内湾において、粒状有機物の起源の空間的および時間的な変動機構が推定されている。有明海奥部の粒状有機物については、 $\delta^{13}\text{C}$ にもとづき、水域による起源の違いが推察されている（岡村ほか, 2005; 速水ほか, 2006; 山本ほか, 2006）。しかし、日本最大の潮汐による潮差変動が、粒状有機物の動態に大きな影響を及ぼすと考えられるにもかかわらず、このような時間的な変動を調べた研究はない。

本研究では有明海奥部の高濁度汽水域における粒状有機物の動態を明らかにすることを目的とし、有明海奥部に注ぐ九州最大の河川である筑後川の河口域において様々な潮差のもとで春季に12回の観測を行った。春季の筑後川河口域では、冬季に比べて動物プランクトンと仔稚魚の密度が顕著に増加し（鈴木ほか, 未発表）、高い生物生産が実現されている。なお、本研究と同時期に行われた、スズキ *Lateolabrax japonicus* 仔稚魚の分布と物理的・生物的環境との関係の調査において、汽水性カイアシ類 *Sinocalanus sinensis* が高濁度汽水域に高密度に分布することが確認されている（小路ほか, 2006）。そこで本研究では、光合成色素濃度とC/N比および $\delta^{13}\text{C}$ を指標として用い、高い生物生産の基盤と考えられる粒状有機物の起源について、特に

潮差変動との関係を考察した。

材料と方法

観測

2005年2月24日から4月24日の間に筑後川河口域に設けた10定点 (Fig. 1) において12回の観測を行った。河川内では河口をR1とし、その約23 km上流に位置し、感潮域の上限となる筑後大堰の直下をR7として7定点を設けた。河口外では滞筋に沿って河口から約3 km沖をE1とし、大潮干潮時に干潟汀線付近となる河口から約10 km沖をE3として3定点を設けた。

2月24日と2月28日の2回は、各定点において Environmental Monitoring System (6920 Sonde and 650 MDS Display/Logger, YSI社製) を用いて、水温、塩分および濁度を水底から表面まで1 mまたは2 mおきに測定した。3月7日から4月24日の間に3~5日の間隔で行われた10回の観測では、水温、塩分および濁度の測定とともに、水中に懸濁された粒状物質の分析を行うためにバケツで表面水を汲

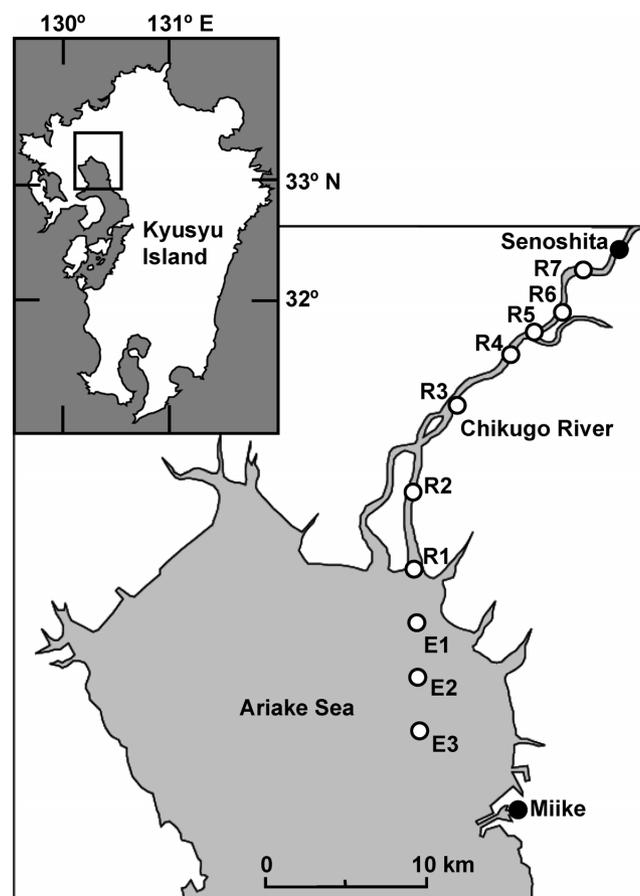


Figure 1. Observation points (open circles) along the Chikugo River estuary of the Ariake Sea in Kyusyu Island, Japan. Closed circles indicate observatories for tidal levels at Miike and for river discharge at Senoshita.

み取り, 密閉容器に入れて持ち帰った. 全ての観測は, 日中の満潮の約3時間前に最も上流のR7から開始し, 満潮の約3時間後までに最も下流のE3で終了した. なお4月19日と24日は計器の故障のため, 濁度は欠測となった.

分析

試水は目合い100 μm のナイロンスクリーンを用いて動物プランクトンや植物の破片などを除いた後, ガラス繊維濾紙 (GF/F, Whatman社製) を用いて濾過した. なお, ナイロンスクリーンによって除去される粒状物質の量は, 事実上無視できるほど少なかった. ガラス繊維濾紙上に残った粒状物質 (直径0.7~100 μm) は濾紙とともに凍結保存した. 粒状物質のクロロフィル a 量およびフェオフィチン量は, 90%のアセトン水溶液で抽出し蛍光光度法により測定した (日本海洋学会, 1979). ただし, 4月13日 (中潮期) の下流側6定点 (R3~E3) におけるクロロフィル a 濃度とフェオフィチン濃度は欠測した. 粒状物質の有機炭素量, 全窒素量および炭素安定同位体比を測定するため, 別の濾紙上に残った粒状物質を60 $^{\circ}\text{C}$ の恒温乾燥機を用いて24時間乾燥後, HCl蒸気に24時間暴露して CaCO_3 を除去した. さらに, 固体NaOHとともに密閉容器に72時間入れてHClを中和し, 再び60 $^{\circ}\text{C}$ の恒温乾燥機を用いて24時間乾燥した. 以上の処理を経た粒状物質は濾紙とともにスズ箔に包み, 元素分析計 (EA 1108, Fisons Instrument社製) と質量分析計 (Delta S, Finnigan Mat社製) を組み合わせた自動分析システムを導入して有機炭素量, 全窒素量および炭素安定同位体比を測定した. 有機炭素量と全窒素量の測定結果にもとづき, 粒状物質のC/N比 (モル比) を計算した. 試料の炭素安定同位体比は定法にならない, 標準物質の炭素安定同位体比との差を千分率 (‰) により表した.

$$\delta^{13}\text{C} = [(R_{\text{sample}}/R_{\text{standard}}) - 1] \times 1000$$

ここで R_{sample} と R_{standard} はそれぞれ試料と標準物質における炭素安定同位体比 ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) を表し, 標準物質はPee Dee Belemnite (PDB) である. 測定精度を知るため, 試料3個につき1個の割合で測定したDL-アラニンの $\delta^{13}\text{C}$ の標準偏差は0.2‰以下であった.

成層状態の強さの指標として, 観測日ごとに各定点の成層指数 (S-index) を以下の定義により計算した.

$$\text{S-index} = |S_{\text{bottom}} - S_{\text{surface}}| / D$$

ここで S_{bottom} と S_{surface} はそれぞれ水底と表面の塩分を, D は水深 (m) を表す.

有明海奥部の潮差は, 潮位表 (気象庁, 2004) に公表されている三池検潮所 (河口から約16 km沖, Fig. 1) における予報潮位を用い, 日ごとに日中の満潮とその直前の干潮との潮差を計算した. 筑後川の流量は, 国土交通省九州地方整備局筑後川河川事務所のホームページ

(<http://www.qsr.mlit.go.jp/chikugo/>) に公表されている瀬の下観測所 (河口から25.9 km上流, Fig. 1) における日平均流量の速報値を用いた.

結果

潮差変動と環境

潮差は半月周期の変動を繰り返し, 観測期間中の最大値は516 cm (3月11日), 最小値は31 cm (3月19日) であった (Fig. 2a). 本研究では, この潮差にもとづき, 大潮期 (>400 cm), 中潮期 (200~400 cm), 小潮期 (<200 cm) に分けて解析を行った. 河川流量は3月上旬まで低い水準で推移したが (2月24日~3月16日, 平均 \pm 標準偏差: $72.8 \pm 17.9 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), 3月下旬には増加し (3月17日~31日, $117.1 \pm 27.3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), その後再び低い水準で推移した (4月1日~24日, $70.2 \pm 13.4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, Fig. 2a).

満潮時刻の前後に測定された表面の水温, 塩分および濁度のイソプレスを Fig. 2 に示す. 水温は観測時刻および天候の影響も受けたと考えられるが, 次のような季節変化が見られた. 3月上旬までは10 $^{\circ}\text{C}$ を下回り, 上流側で低く,

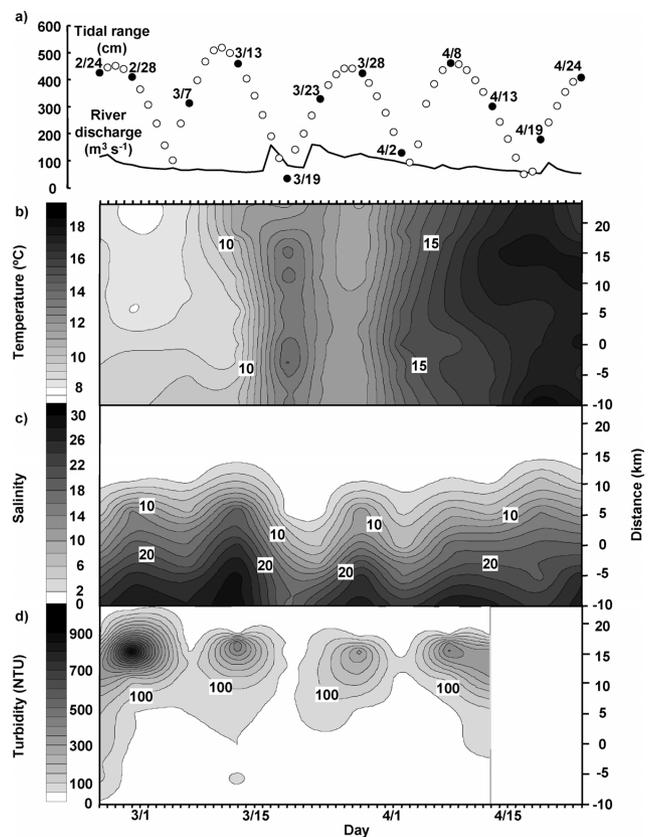


Figure 2. Changes in tidal range and river discharge (a), and isopleths of temperature (b), salinity (c), and turbidity (d) in the surface water along the Chikugo River estuary from 24 February to 24 April 2005. Closed circles in Fig. 2a indicate observation days.

下流側で高い傾向であったが (Fig. 2b), 次第に定点間の水温差は不明瞭となり, 平均水温は4月上旬に15°C, 4月下旬に18°Cまで上昇した. 塩分は最上流の定点R7において最も低く (<0.1), 最下流の定点E3において最も高かった (範囲17.3~29.4). また塩分は, 河口より上流側10kmおよび沖側10kmの範囲において, 大潮期に上昇し, 小潮期に低下するという半月周期の変動を示した (Fig. 2c). ただし, 出水時に当たる3月19~23日には, 全ての定点において塩分が顕著に低下した. 濁度については, 大潮満潮時に河口から約10~20km上流に位置する, 塩分5未満の水域において, 100NTU以上の高濁度域が形成され, 塩分と同様に明瞭な半月周期の変動が確認された (5.0~916.1NTU, Fig. 2d).

満潮時刻の前後に採水された表面水中の粒状物質のクロロフィルa濃度, フェオフィチン濃度および $\delta^{13}\text{C}$ のイソプレスを Fig. 3に示す. クロロフィルa濃度 (範囲0.7~50.5 $\mu\text{g l}^{-1}$) は小潮期から中潮期に高い傾向が見られ, 特に3月下旬および4月下旬に高かった (Fig. 3b). フェオフィチン

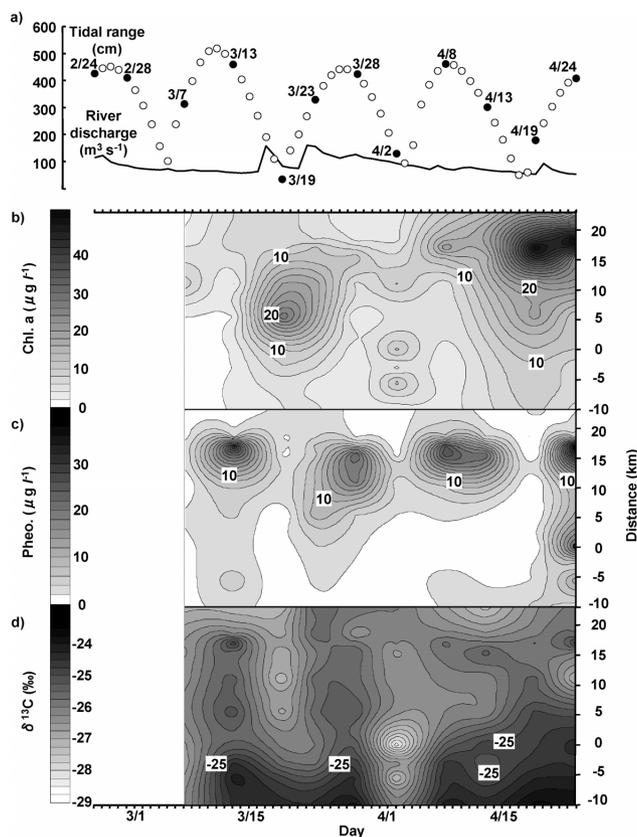


Figure 3. Changes in tidal range and river discharge (a), and isopleths of chlorophyll a concentrations (b), pheophytin concentrations (c), and stable carbon isotope ratios (d) in the surface water along the Chikugo River estuary from 7 March to 24 April 2005. Closed circles in Fig. 3a indicate observation days.

ン濃度 ($0\sim 37.4\ \mu\text{g l}^{-1}$) は濁度と同位相の半月周期の変動を示し, クロロフィルa濃度とは逆位相の関係にあった (Fig. 3c). $10\ \mu\text{g l}^{-1}$ 以上の高いフェオフィチン濃度が見られたのは, 大潮満潮時に河口から約10~20km上流に位置する塩分5未満の水域であり, 空間的にも高濁度域と極めてよく一致していた. 濁度とクロロフィルa濃度の相関は弱かったが ($r^2=0.09$, $N=74$), 濁度とフェオフィチン濃度の間には極めて強い正の相関があった ($r^2=0.93$, $N=74$). また, 粒状有機炭素 (POC) 濃度も濁度と強い正の相関を示し ($r^2=0.90$, $N=80$), $5\ \text{mg l}^{-1}$ 以上の高いPOC濃度の水域は, 前述の高濁度域および高フェオフィチン濃度域とよく一致した. なおPOC濃度のイソプレスは図示しなかったが, 濁度およびフェオフィチン濃度の場合と極めて類似していた. $\delta^{13}\text{C}$ は $-28.5\sim -23.7\text{‰}$ の範囲で変動し, 上流側で低く, 下流側で高いという傾向を示し (Fig. 3d), 塩分との間には正の相関が認められた ($r^2=0.43$, $N=100$). また $\delta^{13}\text{C}$ には, 大潮期に河口より沖側において比較的高く ($> -25\text{‰}$), 小潮期にクロロフィルa濃度の極大付近において比較的低い ($< -27\text{‰}$) という傾向も見られた.

表面の塩分, 濁度, クロロフィルa濃度およびフェオフィチン濃度と成層指数との関係を Fig. 4に示す. 成層指数が2以上になるのは, 小潮期および中潮期の表面塩分20未満の水域に限られていた (Fig. 4a). 濁度は成層指数がほ

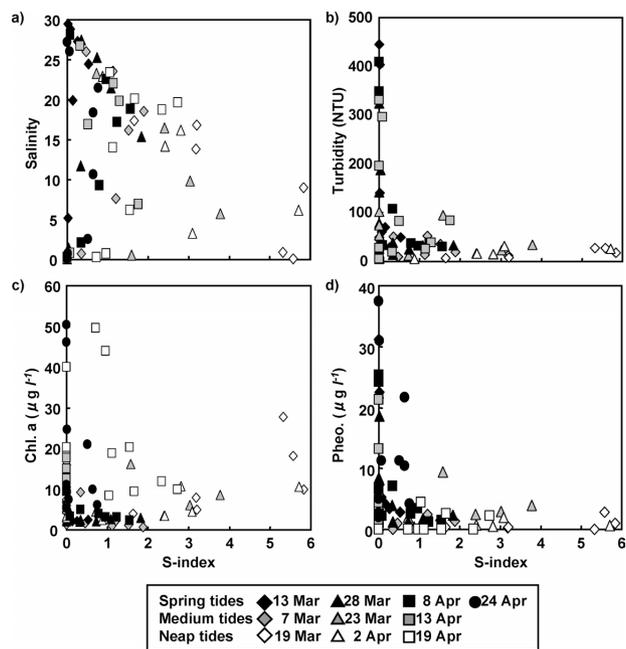


Figure 4. Relationships between the stratification index (S-index) and salinity (a), turbidity (b), chlorophyll a concentrations (c), and pheophytin concentrations (d) observed in the surface water along the Chikugo River estuary from 7 March to 24 April 2005. Closed, shaded, and open symbols indicate observations at spring (tidal range >400 cm), medium (200~400 cm), and neap tides (<200 cm), respectively.

ぼ0の鉛直混合が激しい場合にだけ100 NTU以上にまで達したが、成層指数が2以上の鉛直混合が弱い場合には40 NTU未満であった (Fig. 4b), $5 \mu\text{g l}^{-1}$ 以上のクロロフィルa濃度は4月8日までは主に成層指数2以上において見られたが、その後は成層指数2未満においても見られるようになった (Fig. 4c). フェオフィチン濃度は成層指数が0.7未満の場合には $10 \mu\text{g l}^{-1}$ 以上にまで達したが、成層指数が2以上では $4 \mu\text{g l}^{-1}$ 未満であった (Fig. 4d).

粒状有機物の性質

POC濃度を基準とし、クロロフィルa濃度、フェオフィチン濃度、粒状有機炭素と粒状窒素のモル比 (C/N比) および粒状有機物の $\delta^{13}\text{C}$ との関係を調べた。3月7日から4月24日の間に行われた10回の観測結果を、大潮期 (4回)、中潮期 (3回) および小潮期 (3回) に分けて Fig. 5に示す。またクロロフィルa濃度、フェオフィチン濃度および両者の和のそれぞれとPOC濃度との相関の決定係数を Table 1

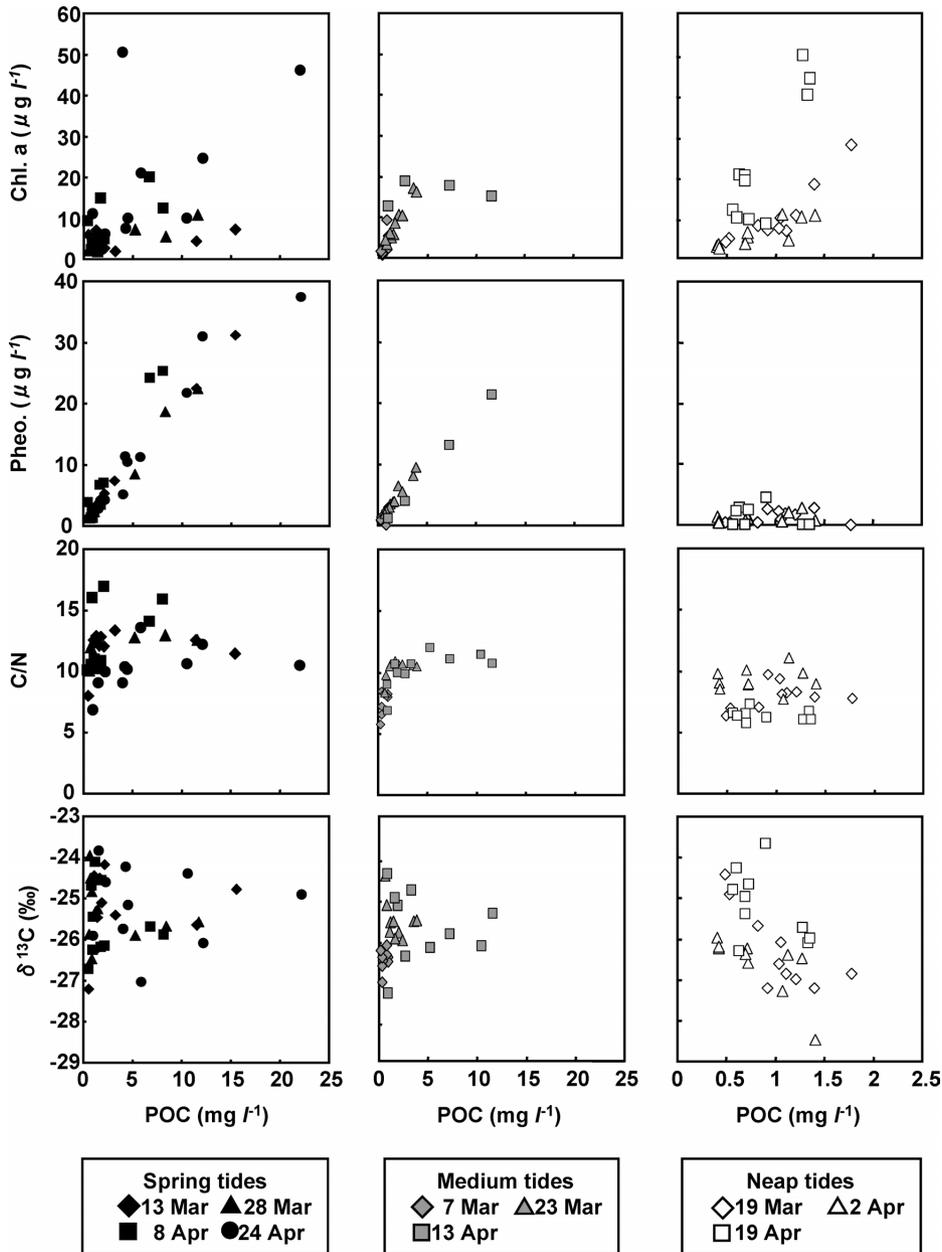


Figure 5. Relationships between particulate organic carbon (POC) concentrations and chlorophyll a concentrations, pheophytin concentrations, C/N atomic ratios, and stable carbon isotope ratios of particulate organic matter observed in the surface water along the Chikugo River estuary from 7 March to 24 April 2005. Observations are divided into three categories according to the tidal range; spring (>400 cm), medium (200–400 cm), and neap tides (<200 cm). Note that horizontal scales for neap tides are different from those for spring and medium tides.

Table 1. Coefficients of determination (R^2) between particulate organic carbon (POC, mg l^{-1}) and photosynthetic pigment ($\mu\text{g l}^{-1}$) in the surface water observed under a variety of tidal ranges in the Chikugo River estuary from 7 March to 24 April 2005. The values lower than 0.5 are indicated in parentheses. N and Total mean the number of samples analyzed and the sum of chlorophyll *a* (Chl. *a*) and pheophytin (Pheo.), respectively.

Day	Tidal range (m)	N	POC-Chl. <i>a</i>	POC-Pheo.	POC-Total
7 March	311	10	(0.49)	(0.34)	0.78
13	457	10	(0.23)	0.99	0.97
19	31	10	0.81	(0.44)	0.87
23	327	10	0.95	0.96	0.97
28	422	10	0.88	0.98	0.99
2 April	127	10	0.72	(0.18)	0.77
8	459	10	(0.47)	0.97	0.83
13	300	4	(0.02)	0.99	0.91
19	176	10	0.77	(0.11)	0.80
24	406	10	(0.32)	0.93	0.74

に示す。

クロロフィル *a* 濃度と POC 濃度の相関は、小潮期（3月19日、4月2日、19日）および3月下旬（3月23日、28日）に高かった ($r^2 > 0.7$; Fig. 5, Table 1). 一方、フェオフィチン濃度と POC 濃度の相関は、大潮期（3月13日、28日、4月8日、24日）と中潮期（3月23日、4月13日）には極めて高かったが ($r^2 > 0.9$), 小潮期には低かった (Fig. 5, Table 1). 全ての観測日において、クロロフィル *a* 濃度とフェオフィチン濃度の和は POC 濃度と高い相関 ($r^2 > 0.7$) を示した (Table 1).

C/N比は大潮期に高く（平均±標準偏差: 11.6 ± 2.0 ）、中潮期 (9.3 ± 1.7) 小潮期 (7.9 ± 1.4) の順に有意に低くなった (Scheffe検定, $P < 0.05$, Fig. 5). ただし比較的高い C/N比 (> 10) は、大潮期には POC 濃度にかかわらず見られたが、中潮期には POC 濃度が 2 mg l^{-1} 以上の場合に限られ、POC 濃度が 2 mg l^{-1} 未満であった小潮期には見られなかった。大潮期の $\delta^{13}\text{C}$ ($-25.3 \pm 0.9\%$) は中潮期 ($-25.9 \pm 0.7\%$) と小潮期 ($-26.0 \pm 1.0\%$) に比べて有意に高かった (Scheffe検定, $P < 0.05$, Fig. 5). また、POC 濃度が低い場合に $\delta^{13}\text{C}$ のばらつきは大きい傾向にあった。

考 察

粒状有機物の起源

本研究では筑後川の感潮域上限から有明海奥部までの水域において、2ヶ月間にわたり様々な潮差のもとで観測を行った。全ての観測を日中の満潮時刻の前後に行うことにより、それぞれの観測結果を直接比較し、潮差変動の影響を検討することを可能にした。有明海奥部では潮位や波浪の影響により、底層の濁度が1日の内でも大きく変化することが知られている (瀬口ほか, 1989, 1991). しかし、本研究において、大潮満潮時に河口から10~20 km 上流で観測された高濁度域に関しては、潮差変動にともなう巻き

上げと混合の強度変化の影響が他に比べてはるかに大きいと判断した。一方、観測期間中の筑後川の流量は、3月下旬に増加したことを除き、過去10年間の平均 (小路ほか, 2006) と同じ水準で推移した。また、観測された水温も同じ水域において近年に行われた観測の結果 (鈴木ほか, 未発表) とほぼ一致していた。これらのことから、観測結果は春季の筑後川河口域の環境を代表するものであると言える。

河川感潮域では、微細な粒子の凝集が進むと同時に、潮汐振動とエスチュアリー循環流によって粒子が集積される結果、低塩分域に濁度極大が形成される (奥田, 1996). 本研究においては、濁度と粒状有機物 (POC) 濃度の間には強い正の相関が見られたことから、筑後川河口域の高濁度域には鉱物粒子とともに有機物も集積されていたことが確認された。一方、高濁度域とフェオフィチンの高濃度域は極めてよく一致していた (Figs. 2, 3). したがって高濁度域に集積された粒状有機物は主に植物のデトライタスであったと推察される。ただし内湾・河口域における植物のデトライタスは、河口域の植物プランクトンばかりでなく、海域の植物プランクトンや陸上の植物に由来する可能性がある。また有明海奥部では、広大な干潟域において増殖する底生微細藻類の影響も考えられる。そこで、粒状有機物の起源について空間的および時間的な変動機構を究明するため、以下の議論では炭素と窒素のモル比 (C/N比) および炭素安定同位体比 ($\delta^{13}\text{C}$) を指標として導入した。

一般に、C/N比と $\delta^{13}\text{C}$ を組み合わせることにより、植物デトライタスの起源を推定することができる (Meyers, 1994). 本研究において観測された粒状有機物の C/N比と $\delta^{13}\text{C}$ を、起源になり得る植物の C/N比と $\delta^{13}\text{C}$ の範囲とともに Fig. 6に示す。植物プランクトンの C/N比は7を基準とし (Redfield *et al.*, 1963), 陸上植物の C/N比はこれより顕著に高い (> 20 , Meyers, 1994). ただし分解が進行すると、

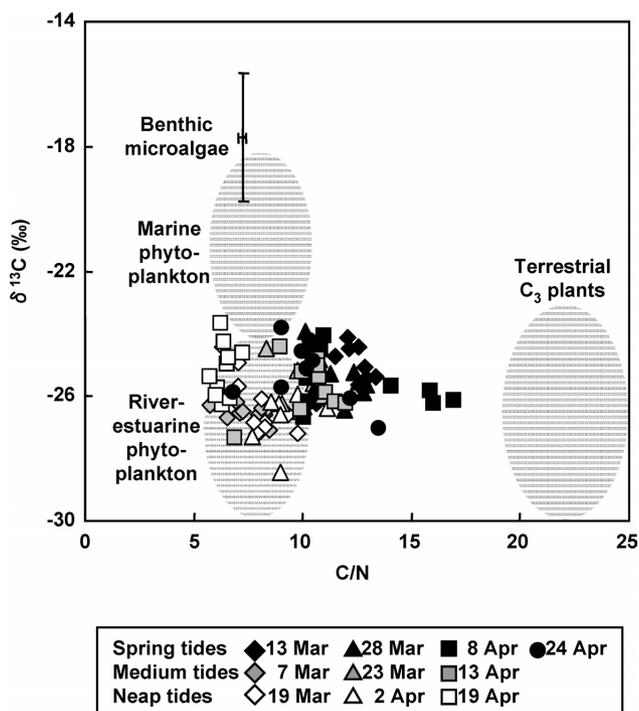


Figure 6. Relationships between C/N atomic ratios and stable carbon isotope ratios of particulate organic matter observed in the surface water along the Chikugo River estuary from 7 March to 24 April 2005. Closed, shaded, and open symbols indicate observations at spring (tidal range >400 cm), medium (200–400 cm), and neap tides (<200 cm), respectively. The ranges for marine phytoplankton, river-estuarine phytoplankton, and terrestrial C₃ plants are derived from previous studies ($\delta^{13}\text{C}$: Fry and Sherr, 1984, C/N: Redfield *et al.*, 1963; Meyers, 1994; Fujii *et al.*, 2002). The mean and standard deviation are presented for benthic microalgae sampled in the Chikugo River estuary from April to July 2005 (Suzuki *et al.* unpublished).

植物プランクトンのC/N比は10程度まで上昇することがある (Fujii *et al.*, 2002). 一方, 海域の植物プランクトンの $\delta^{13}\text{C}$ (-24~-18‰) は, 河川と河口域の植物プランクトンおよび陸上C₃光合成植物 (以下, 陸上植物) の $\delta^{13}\text{C}$ (-30~-23‰) より高い (Fry and Sherr, 1984). 底生微細藻類については, 筑後川河口域の干潟表層から得られた4試料の平均と標準偏差が, C/N比は 7.2 ± 0.2 , $\delta^{13}\text{C}$ は $-17.7 \pm 2.1\%$ であった (鈴木ほか, 未発表). この $\delta^{13}\text{C}$ はFry and Sherr (1984) に示された底生微細藻類の $\delta^{13}\text{C}$ の範囲 (-20~-10‰) に含まれている.

本研究において観測された粒状有機物の $\delta^{13}\text{C}$ の多くは-24‰を上回らなかった. このことは, 粒状有機物の主な起源が河川と河口域の植物プランクトンまたは陸上植物であり, 海域の植物プランクトンや底生微細藻類の影響は小さかったことを意味している (Fig. 6). 粒状有機物のC/N

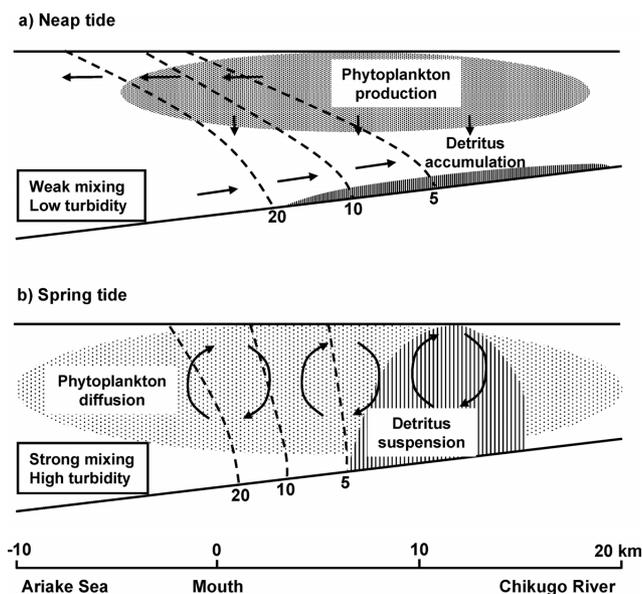


Figure 7. Schematic illustrations of the dynamics of particulate organic matter along the Chikugo River estuary in the inner Ariake Sea at neap (a) and spring tides (b). At neap tides which possess weak-mixing and low-turbidity conditions, phytoplankton production and detritus accumulation are facilitated in the surface and bottom, respectively. In contrast, phytoplankton is diffused from the surface and detritus is suspended from the bottom at spring tides which possess strong-mixing and high-turbidity conditions. Dashed lines and arrows indicate salinity contour lines and transportation of particulate organic matter, respectively. Detritus is derived from both phytoplankton and terrestrial C₃ plants.

比は小潮期に低く (<10), 大潮期に高かった (>10) ことから, 小潮期には河川と河口域の植物プランクトンの割合が高いが, 大潮期には陸上植物の割合が増えたと考えられる (Fig. 6). 岡村ほか (2005) は, 表層堆積物の $\delta^{13}\text{C}$ が-23.1‰, C/N比が11以上であることにもとづき, 筑後川河口付近には海域の植物プランクトンと陸上植物を起源とする有機物が堆積していると推察した. 一方, 山本ほか (2006) は, 筑後川河口付近の表層堆積物中には陸上植物を起源とする有機物が卓越すると報告している. 筑後川河口域では, 鉛直混合が激しい大潮期に, 植物プランクトンと陸上植物のデトリタスを含む表層堆積物が水中に懸濁され, 水中の植物プランクトンとともに低塩分域に集積されると考えられる (Fig. 4).

以上により, 大潮期に形成される高濁度域の粒状有機物は, 主に植物プランクトン (河川と河口域を含む) と陸上植物を起源すると推察された. ただし, それぞれの寄与率を推定するために必要なC/N比あるいは $\delta^{13}\text{C}$ の代表値を決定することは困難である. 一般に, 陸上植物のC/N比は植物の種類や組織によって大きく異なる (例えば, Meyers,

1994). また、河川と河口域の植物プランクトンの $\delta^{13}\text{C}$ は空間的および時間的に変動しやすい (例えば, Sato *et al.* 2006). したがって寄与率を正確に推定するには、さらに別の指標を導入する必要があるが、有効な指標を選択することは難しい。むしろ、高濁度域における粒状有機物の起源の変動機構を理解するには、まず、表層堆積物中の粒状有機物の起源を調べることが有効であると考えられる。その上で、表層堆積物の懸濁に関して、潮差変動 (大潮と小潮) のみならず潮位変動 (満潮と干潮) の影響を明らかにすることが重要である。

植物プランクトンの増殖

河口域における植物プランクトンの増殖は、潮差および河川流量の変動と深く関連していることが知られている (例えば, Cloern, 1991). 田中ほか (2004) は、冬季の有明海奥部における濁度とクロロフィル蛍光の連続観測にもとづき、植物プランクトンの増殖は濁度の低下する小潮期に促進され、濁度の上昇する大潮期に抑制されることを示した。本研究では、表層堆積物の巻き上げと混合が弱まると考えられる小潮期には、フェオフィチン濃度は低いクロロフィル *a* 濃度は高かった (Figs. 3, 4). また、POC濃度とクロロフィル *a* 濃度に強い正の相関が見られた (Fig. 5, Table 1). これらのことは、小潮期の表層水中の粒状有機物が主に増殖中の植物プランクトンであったことを示している。一方、筑後川の流量が増加した3月下旬には $20 \mu\text{g l}^{-1}$ 以上、また水温が 18°C まで上昇した4月下旬には $40 \mu\text{g l}^{-1}$ 以上の高いクロロフィル *a* 濃度が観測された (Figs. 2, 3). 3月下旬には、小潮期ばかりでなく中潮期と大潮期にも POC濃度とクロロフィル *a* 濃度の間に高い正の相関が見られた (Fig. 5, Table 1). このことは、中潮期にも植物プランクトンの増殖が継続し、この植物プランクトンが大潮期には高濁度域に集積されたためと考えられる。また出水にともなう成層の強化や栄養塩濃度の上昇により、植物プランクトンの増殖が促進された可能性がある。4月下旬には成層状態の弱い水域においても高いクロロフィル *a* 濃度が見られた (Fig. 4c). 水温上昇により河口域全体で植物プランクトンの増殖が促進されていた可能性が考えられる。したがって春季の筑後川河口域における植物プランクトンの増殖は、潮差変動の影響を強く受けるとともに、河川流量や水温の影響も受けていると推察される。

本研究の結果から推察された有明海奥部の高濁度汽水域における粒状有機物の動態を Fig. 7 に示す。なお、デトライタスの鉛直分布は、本研究と同時期に観測され、既に小路ほか (2006) に発表された濁度の鉛直分布をもとに推定した。小潮期には表層堆積物の巻き上げと混合が弱まり、濁度が低下するため、表層付近において植物プランクトンが増殖する。植物プランクトンの死骸は潮汐振動とエスチュアリー循環流により (奥田, 1996)、陸上植物のデトライタスとともに低塩分域に集積され、堆積する。一方、

大潮期には植物プランクトンと陸上植物のデトライタスを含む表層堆積物の巻き上げと混合が強まり、低塩分域に高濁度域が形成される。また大潮期には、小潮期に増殖した植物プランクトンが、鉛直混合の強化により表層付近から拡散されるとともに、濁度の上昇により増殖が抑制される。個々の現象の多くは、これまでの研究により推察されていたことである (代田・田中, 1981; 田中ほか, 1982; 田中ほか, 2004). しかし本研究では、感潮域上限から有明海奥部までの水域において高頻度の観測を行い、一連の粒状有機物の動態を潮差変動と明確に関連付けた。また、高濁度域の粒状有機物は河川と河口域の植物プランクトンまたは陸上植物を起源とし、海域の植物プランクトンや底生微細藻類の影響は小さいという新たな知見を得た。

有明海奥部では、高濁度域の粒状有機物が豊かな生態系を支える重要な役割を担っていると考えられている (代田, 1980, 1981). 本研究において観測された POC濃度は、植物プランクトンが増殖する小潮期には、東京湾 (Ogawa and Ogura, 1997; Sato *et al.*, 2006) および伊勢湾 (杉本ほか, 2004; Sugimoto *et al.*, 2006) のそれぞれに流入する河川の河口域における POC濃度と同じ水準 (5mg l^{-1} 未満) であった。しかし、大潮期に形成された高濁度域では、POC濃度はそれらの数倍以上に達した。Islam *et al.* (2005) も筑後川の高濁度域において 20mg l^{-1} を超える POC濃度を観測している。これは、植物プランクトンと陸上植物のデトライタスを含む表層堆積物が懸濁されることにより、高濁度域が形成されるためであると考えられる。高濁度域の発達には、河口域において河床勾配が小さく、潮汐が大きい必要がある (Uncles *et al.*, 2002). この条件を備える河口域は、日本では有明海奥部に流入する河川の河口域に限られる。本研究の観測期間中、高濁度域の周辺には汽水性カイアシ類 *Sinocalanus sinensis* が高密度に分布していた (小路ほか, 2006). この *S. sinensis* は、筑後川河口域を成育場とする仔稚魚にとって重要な食物となっていることが知られている (日比野ほか, 1999; Islam *et al.*, 2006). 有明海奥部の生態系においては *S. sinensis* などの低次消費者が、大量に存在する粒状有機物を利用することにより高い生物生産を実現している可能性がある。高い漁業生産が維持されると同時に、多くの特産種が生息してきた有明海奥部の生態系に対する理解を深めるには、今後も粒状有機物の起源とともにその機能を究明してゆく必要がある。

謝辞

福岡県柳川市の古賀貞義氏、久留米市の塚本辰己氏および福岡県水産海洋技術センター有明海研究所職員の皆様には、観測全般にわたり様々なご支援を頂いた。京都大学生態学研究センターの陀安一郎博士をはじめとする皆様には、安定同位体比の分析に関して設備の提供ならびに貴重な助言を頂いた。京都大学大学院農学研究科海洋環境微生物

物学分野の今井一郎博士をはじめとする皆様には、光合成色素の測定機器を提供して頂いた。同研究科海洋生物増殖学分野の和田敏裕博士、兼松陽太氏、一色寛之氏、中間史朗氏、飯野浩太郎氏および鈴木章太郎氏には、観測実施にあたりご協力を頂いた。各氏に深く感謝する。

引用文献

- Cloern, J. E. (1991) Tidal stirring and phytoplankton bloom dynamics in an estuary. *J. Mar. Res.*, **49**, 203–221.
- Darnaude, A. M., C. Salen-Picard, N. V. C. Polunin and M. L. Harmelin-Vivien (2004) Trophodynamic linkage between river runoff and coastal fishery yield elucidated by stable isotope data in the Gulf of Lions (NW Mediterranean). *Oecologia*, **138**, 325–332.
- Darnaude, A. M., C. Salen-Picard and M. L. Harmelin-Vivien (2004) Depth variation in terrestrial particulate organic matter exploitation by marine coastal benthic communities off the Rhone River delta (NW Mediterranean). *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **275**, 47–57.
- De Brabandere, L., F. Dehairs, S. Van Damme, N. Brion, P. Meire and N. Daro (2002) $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ dynamics of suspended organic matter in freshwater and brackish waters of the Scheldt estuary. *J. Sea Res.*, **48**, 1–15.
- DeNiro, M. J. and S. Epstein (1978) Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **42**, 495–506.
- Fry, B. and E. B. Sherr (1984) $\delta^{13}\text{C}$ measurements as indicators of carbon flow in marine and freshwater ecosystems. *Contrib. Mar. Sci.*, **27**, 13–47.
- Fujii, M., S. Murashige, Y. Ohnishi, A. Yuzawa, H. Miyasaka, Y. Suzuki and H. Komiyama (2002) Decomposition of phytoplankton in seawater. Part I: kinetic analysis of the effect of organic matter concentration. *J. Oceanogr.*, **58**, 433–438.
- 速水祐一・山本浩一・大串浩一郎・濱田孝治・平川隆一・宮坂仁・大森浩二 (2006) 夏季の有明海奥部における懸濁物輸送とその水質への影響. *海工論文集*, **53**, 956–960.
- Hellings, L., F. Dehairs, M. Tackx, E. Keppens and W. Baeyens (1999) Origin and fate of organic carbon in the freshwater part of the Scheldt Estuary as traced by stable carbon isotope composition. *Biogeochemistry*, **47**, 167–186.
- 日比野学・上田拓史・田中 克 (1999) 筑後川河口域におけるカイアシ類群集とスズキ仔稚魚の摂餌. *日本誌*, **65**, 1062–1068.
- Islam, M. S., H. Ueda and M. Tanaka (2005) Spatial distribution and trophic ecology of dominant copepods associated with turbidity maximum along the salinity gradient in a highly embayed estuarine system in Ariake Sea, Japan. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **316**, 101–115.
- Islam, M. S., M. Hibino and M. Tanaka (2006) Distribution and diets of larval and juvenile fishes: Influence of salinity gradient and turbidity maximum in a temperate estuary in upper Ariake Bay, Japan. *Est. Coast. Shelf Sci.*, **68**, 62–74.
- 気象庁 (2004) 潮汐表. 気象庁, 東京.
- Meyers, P. A. (1994) Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. *Chem. Geol.*, **114**, 289–302.
- Middelburg, J. J. and J. Nieuwenhuize (1998) Carbon and nitrogen stable isotopes in suspended matter and sediments from the Schelde Estuary. *Mar. Chem.*, **60**, 217–225.
- Mishima, Y., A. Hoshika and T. Tanimoto (1999) Deposition rates of terrestrial and marine organic carbon in the Osaka Bay, Seto Island Sea, Japan, determined using carbon and nitrogen stable isotope ratios in the sediment. *J. Oceanogr.*, **55**, 1–11.
- 日本海洋学会 (1979) 植物色素の定量法. *海洋環境調査法*, 日本海洋学会編, 恒星社厚生閣, 東京, 373–381.
- 日本海洋学会 (1985) 有明海. *日本全国沿岸海洋誌*. 日本海洋学会編, 東海大学出版会, 東京, 815–878.
- Ogawa, N. and N. Ogura (1997) Dynamics of particulate organic matter in the Tamagawa estuary and inner Tokyo Bay. *Est. Coast. Shelf Sci.*, **44**, 263–273.
- 岡村和磨・田中勝久・木元克則・清本容子 (2005) 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*, **15**, 191–200.
- 奥田節夫 (1996) 感潮河川における堆積環境. *河川感潮域—その自然と変貌—*. 西條八東・奥田節夫編, 名古屋大学出版会, 名古屋, 85–105.
- Redfield, A. C., B. H. Ketchum and F. A. Richards (1963) The influence of organisms on the composition of sea-water. In: *The sea: ideas and observations on progress in the study of the seas*, volume 2, ed. M. N. Hill, John Wiley & Sons, New York, 26–77.
- 佐藤正典・田北 徹 (2000) 有明海の生物相と環境. *有明海の生きものたち：干潟・河口域の生物多様性*. 佐藤正典編, 海游社, 東京, 10–35.
- Sato, T., T. Miyajima, H. Ogawa, Y. Umezawa and I. Koike (2006) Temporal variability of stable carbon and nitrogen isotopic composition of size-fractionated particulate organic matter in the hypertrophic Sumida River Estuary of Tokyo Bay, Japan. *Est. Coast. Shelf Sci.*, **68**, 245–258.
- 瀬口昌洋・渡辺 潔・加藤 治 (1989) 有明海奥部浅海域における底層の流れと濁りについて. *海工論文集*, **36**, 819–823.
- 瀬口昌洋・渡辺 潔・加藤 治・朴 鐘和 (1991) 浅海域における海底付近の流れ特性. *農土論文集*, **152**, 101–109.
- 代田昭彦 (1980) 有明海の栄養塩類とニゴリ特性. *月刊海洋科学*, **12**, 127–137.
- 代田昭彦 (1981) 懸濁粘土粒子のfloc化と低次生物生産への役割. *水産海洋研究会報*, **39**, 68–75.
- 代田昭彦・田中勝久 (1981) 有明海における懸濁物質の研究—I. 筑後川懸濁粘土粒子の河口域への輸送. *西水研研報*, **56**, 27–38.
- 小路 淳・鈴木啓太・田中 克 (2006) 2005年春期の筑後川河口域高濁度水塊における物理・生物環境に対する潮汐および河川流量の影響—スズキ成育場としての評価. *水産海洋研究*, **70**, 31–38.
- 杉本 亮・笠井亮秀・山尾 理・藤原建紀・木村琢磨 (2004) 伊勢湾における河川流量の変動に伴う懸濁態有機物の変化. *水産海洋研究*, **68**, 142–150.
- Sugimoto, R., A. Kasai, S. Yamao, T. Fujiwara and T. Kimura (2006) Short-term variation in behavior of allochthonous particulate organic matter accompanying changes of river discharge in Ise Bay, Japan. *Est. Coast. Shelf Sci.*, **66**, 267–279.
- 高井則之 (2005) 瀬戸内海の生態系解析における有機物質フローの指標としての炭素・窒素安定同位体比. *日本生態学会誌*, **55**, 269–285.
- 田中勝久・浜田七郎・代田昭彦 (1982) 有明海における懸濁物質の研究—II. 筑後川河口域における植物プランクトンとデトライタスの分布と挙動. *西水研研報*, **57**, 19–29.
- 田中勝久・児玉真史・熊谷 香・藤本尚伸 (2004) 有明海筑後川河口域における冬季のクロロフィル蛍光と濁度変動. *海の研究*, **13**, 163–172.
- 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 (2003) 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*, **12**, 291–305.
- Uncles, R. J., J. A. Stephens and R. E. Smith (2002) The dependence of estuarine turbidity on tidal intrusion length, tidal range and residence time. *Cont. Shelf Res.*, **22**, 1835–1856.
- 山本浩一・速水祐一・笠置尚史・宮坂 仁・大串浩一郎・吉野健児・平川隆一 (2006) 有明海奥部における表層底質の分布特性と底質環境の形成要因. *海工論文集*, **53**, 961–965.