

夏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—河川流量の変動にともなう変化

鈴木啓太^{1†}, 杉本 亮², 笠井亮秀³, 中山耕至⁴, 田中 克⁴

Dynamics of particulate organic matter in the estuarine turbidity maximum of the Chikugo River estuary, Ariake Sea, in summer: Influence of the fluctuation of freshwater discharge

Keita W. SUZUKI^{1†}, Ryo SUGIMOTO², Akihide KASAI³, Kouji NAKAYAMA⁴ and Masaru TANAKA⁴

To elucidate the influences of semi-lunar tidal periodicity and freshwater discharge on the dynamics of particulate organic matter (POM) in the estuarine turbidity maximum (ETM), environmental observations (13 cruises) were conducted along the macrotidal Chikugo River estuary in the Ariake Sea, Japan, from 8 June to 9 August 2005. The semi-lunar tidal periodicity was generally observed during the period; the ETM (turbidity > 100 NTU) was more developed close to and at salinity 1 during spring tides, corresponding approximately with the maxima of particulate organic carbon (POC) and pheophytin concentrations. However, the fluctuation of freshwater discharge drastically influenced distributions and properties of POM, since a large flood (freshwater discharge > 1700 m³ s⁻¹) occurred in the middle of the observation period. Before the flood (< 100 m³ s⁻¹), high concentrations of POC and pheophytin (> 3 mg l⁻¹ and > 10 μg l⁻¹, respectively) were observed in the ETM, upstream from which chlorophyll *a* concentrations were high (> 50 μg l⁻¹). In contrast, the ETM and chlorophyll *a* maximum were completely flushed downstream by the flood, which resulted in low concentrations of POC, chlorophyll *a*, and pheophytin (< 3 mg l⁻¹, < 3 μg l⁻¹, and < 5 μg l⁻¹, respectively). The ETM almost recovered three weeks after the flood, as the brackish water front gradually moved upstream with increases in turbidity, POC and pheophytin concentrations. The POM in the ETM had relatively constant stable carbon isotope ratios (δ¹³C; ca. -25–-23‰) and higher C/N atomic ratios (> 9), in contrast to the POM in chlorophyll *a* maxima (δ¹³C, ca. -30–-19‰; C/N < 8). The present study showed that the POM maximum incidental to the ETM consisted mainly of composite detritus of phytoplankton that was distributed from the river to the sea, whereas the δ¹³C values of living phytoplankton were variable spatially and temporally.

Key word:

2009年1月10日受付, 2009年4月8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, Oiwake-
cho, Kitashirakawa, Sakyo-ku, Kyoto, Kyoto 606-8502, Japan

² 福井県立大学海洋生物資源臨海研究センター
Research Center for Marine Bioresources, Fukui Prefectural University,
49-8-2 Katsumi, Obama, Fukui 917-0116, Japan

³ 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, Division of
Applied Biosciences, Graduate School of Agriculture, Kyoto University,
Oiwake-cho, Kitashirakawa, Sakyo-ku, Kyoto, Kyoto 606-8502, 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, Oiwake-cho, Kitashirakawa, Sakyo-ku, Kyoto,
Kyoto 606-8502, Japan

† keita@kais.kyoto-u.ac.jp

はじめに

有明海(面積約1700 km²)は九州西岸に位置し, 伊勢湾や大阪湾と同規模の内湾であるが, 日本最大の潮汐(最大潮差約6 m)にともなう広大な干潟と高濁度な汽水域は日本では他に例を見ない(日本海洋学会, 1985). 主に湾奥部に発達するこのような環境を基盤とし, これまで高い漁業生産が実現されるとともに, 多くの特産種(日本では有明海だけに生息する生物)の生息が維持されてきた(佐藤・田北, 2000). しかし近年は, 赤潮の発生やノリの色落ち, 二枚貝の漁獲量減少などの環境異変が顕在化しつつある(日本海洋学会, 2005). したがって, 健全な有明海の再生に向けて, 有明海奥部の生態系に対する理解を深めることは緊急の課題である.

有明海奥部に注ぐ筑後川は九州最大の河川であり, 広い河口干潟と長い感潮域を備える. 河口干潟では冬季にノリ

養殖, 夏季に採貝漁業が行われ, ムツゴロウ *Boleophthalmus pectinirostris* などの特産魚が見られる. 一方, 感潮域は, エツ *Coilia nasus* やアリアケヒメシラウオ *Neosalanx reganius* などの特産魚をはじめとする多くの魚種の育成場として極めて重要であると考えられてきた (松井ほか, 1987; 田北ほか, 1988). 特に, 低塩分汽水域に形成される明瞭な高濁度域にはカイアシ類とアミ類がとりわけ豊富に分布し, 仔稚魚にとって良好な摂餌環境であると考えられている (日比野ほか, 1999; 小路ほか, 2006; Islam et al., 2006; Suzuki et al., 2008a, 2008b). さらに, この高濁度域の形成と移動は, 河床や河口干潟の形状や性質とも密接に関連していることから (横山ほか, 2005, 2006), 筑後川の感潮域および河口干潟に生息する生物に対し, 高濁度域の動態が与える影響は極めて大きいと言える.

筑後川河口域においては, 上流から供給される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ことにより高濁度域が形成される (代田・田中, 1981; 田中ほか, 1982). 高濁度域には大量の粒状有機物が存在するが, その起源や機能についてはほとんど研究されてこなかった. 最近になって, 鈴木ほか (2007) は春季の筑後川河口域において高頻度の観測を行い, 粒状有機物の動態は主に潮差変動によって支配されていることを明らかにした. すなわち, 河川流量が比較的安定している春季は, 小潮期には濁度の低下により植物プランクトンが増殖する一方, 大潮期にはデトリタス (植物プランクトンと陸上植物に由来) を含む表層堆積物が巻き上げられ, 高濁度域が形成される. しかし, 日本の多くの河川と同様に, 筑後川も夏から秋にかけては流量が大きく変動し, 有明海奥部の環境に大きな影響を及ぼすような大規模な出水が毎年のように見られる (日本海洋学会, 1985). したがって, 夏季の筑後川河口域における粒状有機物の動態は, 潮差変動よりも流量変動の影響を強く受けると予測される. 例えば, 夏季の伊勢湾奥部においては, 出水時は陸上植物のデトリタスが流入するが, その後は植物プランクトンがブルームを起し, 速やかに入れ替わるという短期変動が報告されている (杉本ほか, 2004; Sugimoto et al., 2006). また, 大規模な出水により河川由来の粒状物質が湾奥部の広範囲に堆積したことが, 知多湾において観測されている (田中ほか, 2003).

本研究は, 筑後川河口域において, 河川流量の変動にともなう粒状有機物の分布と性質の短期的な変化を明らかにすることを目的とし, 夏季の2カ月間に13回の観測を行った. 夏季の筑後川河口域においては, ムツゴロウやエツ, アリアケヒメシラウオなどの有明海特産魚を含む多くの稚魚が育成する (田北, 1980). したがって, この時期の粒状有機物は, 動物プランクトンを介し魚類生産を支える基礎生産として特に重要であると考えられる. しかし, 一般に, 河口域においては, 植物プランクトンや底生微細藻類,

陸上植物などのさまざまな生産者に由来する粒状有機物が, 空間的および時間的に複雑に混合している場合が多く, 主要な生産者を特定するのは難しい. そこで, 本研究は先行研究 (杉本ほか, 2004; Sugimoto et al., 2006; 鈴木ほか, 2007) にならい, 炭素安定同位体比を光合成色素濃度および炭素と窒素の比と組み合わせて, 粒状有機物の起源となる主要な生産者を推定した.

材料と方法

観測

有明海奥部および筑後川下流域において, 2005年春季の観測に用いた10定点 (小路ほか, 2006; 鈴木ほか, 2007) に加え, 平水時の満潮時刻の前後に高濁度域が観測されることの多い水域に, 新たに3定点 (R2.5, R3.5, R6.5) を設置した (Fig. 1). 具体的には, 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をR7として, 1.5–5.5 km間隔に10定点を設けた. 河口より沖側には, 滞筋に沿って約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.

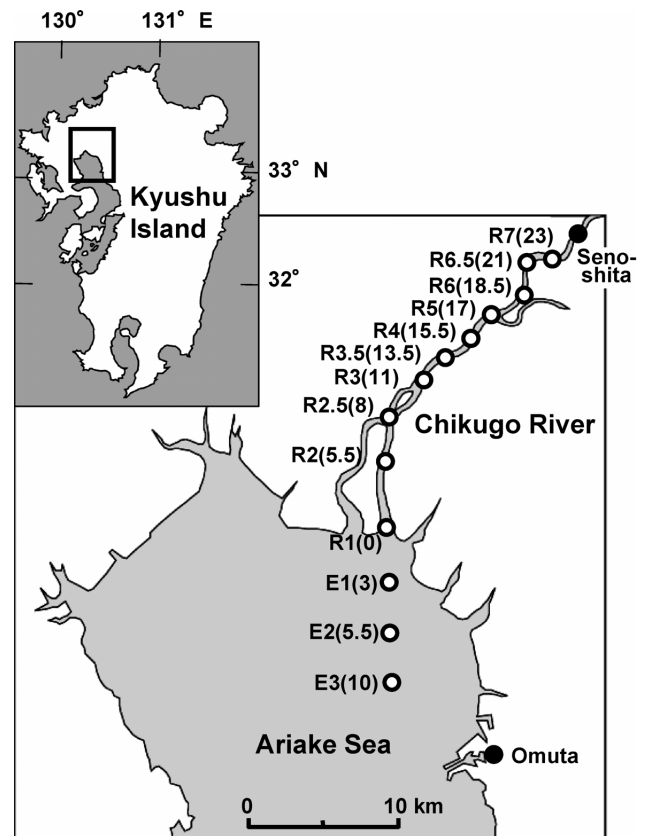


Figure 1. Observation points (open circles) along the Chikugo River estuary of the Ariake Sea, Kyushu Island, Japan. Distances (km) from the mouth of the river are represented in parentheses. Closed circles represent observatories for tidal levels at Omuta and for river discharge at Senoshita.

Table 1. Summary of observations in the Chikugo River estuary in the summer of 2005. The values of discharge are the means of daily discharge between the observation and previous days. The values of tidal range are the differences of predicted water level between low and high tides immediately before the observation.

	Number of station	Discharge (m ³ s ⁻¹)	Tidal range (cm)	Water temperature (°C)	Water sampling
Before the flood					
8 June	5	32.0	290	23.5–24.9	Surface
13 June	6	46.2	197	24.2–25.3	Surface/Bottom
18 June	6	18.7	234	24.8–25.9	Surface/Bottom
24 June	13	15.6	340	26.0–27.9	Surface
29 June	6	35.9	244	27.4–28.4	No
4 July	6	145.3	232	24.0–25.3	No
During the flood					
9 July	7	549.9	294	23.1–23.9	Surface/Bottom
14 July	7	421.9	218	21.0–24.3	Surface/Bottom
After the flood					
19 July	8	151.7	234	24.8–27.9	Surface/Bottom
24 July	13	63.6	399	28.4–31.3	Surface
29 July	8	50.8	228	27.9–29.1	No
3 August	8	71.0	229	26.1–27.2	Surface/Bottom
9 August	8	48.2	340	28.0–29.9	Surface/Bottom

観測は2005年6月8日から8月9日の間に、5–6日に1回の頻度で行った (Table 1)。日中の満潮の約2時間前に最も上流から観測を始め、原則として濁度の極大を確認するまで、順次、下流の定点に移動した。観測を終了した定点は、6月8日–7月4日はR3.5 (河口から約13.5 km上流)、7月9日と14日はR3 (約11 km上流)、7月19日–8月9日はR2.5 (約8 km上流) であった。ただし、6月24日と7月24日には、高濁度域の付近ばかりでなく、感潮域の上限から河口の沖側までの広範囲の環境を把握するため、全13定点において観測を行った。

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。水中に懸濁された粒状物質を分析するため、水底直上の水 (以下、底層水) をバンドン型採水器により、表面水をバケツにより採取し、密閉容器に入れて持ち帰った。ただし、採水を省略した場合もあった (Table 1)。また、7月24日には濁度センサーの故障のため、濁度を欠測した。

2005年5月9日と24日および7月23日には、干潟表面の底生微細藻類を採集するため、日中の干出時にE1付近において干潟堆積物の表層約5 mmを薬匙により採取し、数時間以内に実験室に持ち帰った。Couch (1989) および Yokoyama and Ishihi (2003) にしたがって、以下の手順により底生微細藻類の光走性を利用して堆積物から分離した。厚さ約10 mmに広げた堆積物の上にナイロン膜 (63 μmメッ

シュ) を被せ、その上に強熱 (400°C, 3時間) により有機物を除去した川砂 (粒径125–500 μm) を約10 mmの厚さに広げた後、上方から照明を当てて一晩静置した。翌朝、川砂の表層約5 mmを採取して蒸留水により洗浄し、底生微細藻類を含む懸濁液を得た。

分析

以下の分析手順は、2005年春季の場合 (鈴木ほか, 2007) と全て同じであるため、概略のみを述べる。試水はガラス繊維濾紙 (GF/F, Whatman社製) を用いて濾過し、濾紙に捕捉された粒状物質をそのまま凍結保存した。後日、粒状物質に含まれるクロロフィル a とフェオフィチンを90%アセトン水溶液により抽出し、蛍光光度法により測定した (日本海洋学会, 1979)。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は、元素分析計 (EA1108, Fisons Instrument社製) と質量分析計 (Delta S, Finnigan Mat社製) を組み合わせたコンフロシステムにより、定法にしたがって測定した。測定された有機炭素量と全窒素量のモル比を求め、粒状物質のC/N比とした。なお、測定前にCaCO₃を除去するため、粒状物質をHCl蒸気に暴露し、その後、固体NaOHとともに密閉容器に入れて中和した。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3-5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。

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。過去の流量については、流量年表 (国土交通省河川局, 1998-2005) を調べた。有明海奥部の潮差は、潮位表 (気象庁, 2004) に公表されている大牟田 (三池) 検潮所 (河口から直線距離にて約16 km, 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。また、本研究では、高頻度に観測を行った上流側8定点 (R2.5-R7, 河口から8-23 km上流) の結果を、6月24日と7月24日にのみ観測を行った下流側5定点 (E3-R2) の結果とは区別して、詳しく解析した。

結果

粒状有機物の水平・鉛直分布

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399 cm (7月24日)、最小値は127 cm (7月30日) であった (Fig. 2a)。筑後川の流量は6月末まで $100\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ 未満で推移し、特に6月17-25日は9日間連続で $20\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ を下回るという渇水状況であった (Fig. 2a)。しかし、7月上旬には出水が繰り返し起こり、特に9-14日の出水では日平均流量が $1700\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ を上回った。7月下旬以降では、7月31日と8月1日を除き、流量は $100\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ 未満で推移した。本研究では、このような流量の劇的な変化に注目し、7月9-14日の大規模な出水を基準として、観測日を出水前と出水時および出水後に分けて解析を行った (Table 1)。観測は、多くの場合、午前中に終了したことから、観測時の環境に影響する流量として、観測の前日と当日の流量の平均を求めた。この流量の平均値は出水時に $400\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ を上回り、出水の直前と直後には約 $150\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ であったが、その他の期間は $100\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ 未満であった (Table 1)。水温は、出水前には 24°C から 28°C まで徐々に上昇したが、出水直前の7月4日にはやや低下し、出水時には $21-24^\circ\text{C}$ にまで低下した (Table 1)。その後、水温は速やかに上昇し、7月24日には最高値 31.3°C を記録、その後も 26°C 以上で推移した。

満潮時刻前後の表面水における濁度、粒状物質の有機炭素 (POC) 濃度、クロロフィル *a* 濃度、フェオフィチン濃度および C/N 比のイソプレスを塩分とともに示す (Fig. 2)。塩分は大潮期には小潮期よりも上流まで進入し、潮差変動に応じた半月周期の変動を示したが、出水時には著しく低下した。一方、高濁度域 ($>100\text{ NTU}$) は、出水前には塩分1を中心長さ数 km 以上にわたり明瞭に形成されていたが、出水時には消失し、その後は3週間以上にわたって観

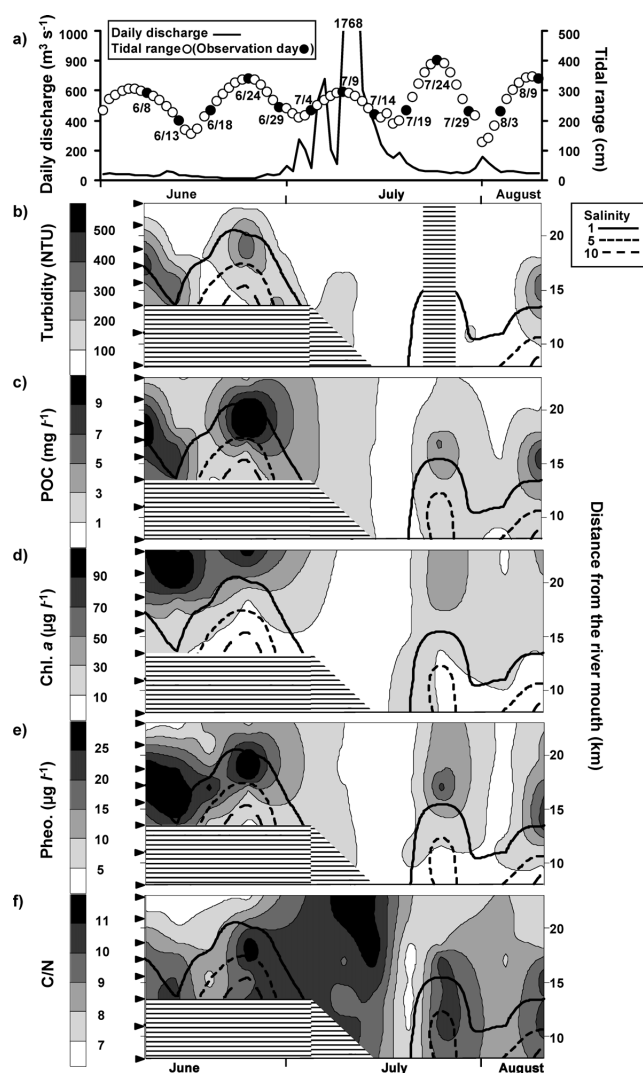


Figure 2. Changes in tidal range and river discharge (a), and isopleths of turbidity (b), particulate organic carbon (c), chlorophyll *a* (d), pheophytin concentrations (e), and C/N atomic ratio (f) in the surface water along the Chikugo River estuary during the period from 8 June to 9 August 2005. Isoleths are overlaid with salinity contour lines. Closed triangles on the vertical axes represent the locations of the observation points. Stripes represent areas where observations were not conducted.

測されなかった (Fig. 2b)。POC濃度は、濁度を欠測した7月24日前後を除き、濁度とよく一致した変動を示した (Fig. 2c)。すなわち、POC濃度が 3 mg l^{-1} 以上の水域は高濁度域とほぼ重なり、出水時とその直後には消失したが、その他の期間は塩分1を中心長さ数 km 以上にわたって出現した。特に、POC濃度 5 mg l^{-1} 以上の水域は、濁度 200 NTU 以上の水域に一致し、大潮期のみ出現する傾向があった。クロロフィル *a* 濃度とフェオフィチン濃度の変動は、時間的にはよく一致したが、空間的には少し異なった

(Figs. 2d, 2e). すなわち、両者とも POC 濃度の極大期に高く、出水時とその直後には著しく低下した。しかし、クロロフィル *a* 濃度の極大が常に高濁度域より上流側の塩分 1 未満の水域に形成されたのに対し、フェオフィチン濃度の極大は塩分 1 を中心とする高濁度域に形成された。なお、出水前のクロロフィル *a* 濃度は $100 \mu\text{g l}^{-1}$ 以上に達していたが、出水後に $50 \mu\text{g l}^{-1}$ を上回ることはなかった。C/N 比はクロロフィル *a* 濃度の極大付近において 8 未満と低く、フェオフィチン濃度の極大すなわち高濁度域において 9 以上と高かった (Fig. 2f)。また、出水時には全域において C/N 比が 9 以上であった。

出水前と出水時および出水後を代表する 6 回の観測結果を詳しく見るため、濁度、粒状物質の POC 濃度、クロロフィル *a* 濃度、フェオフィチン濃度および C/N 比について、流程に沿った水平・鉛直分布を示した (Fig. 3)。出水前の 6 月 13 日 (Fig. 3a) には、河口から 15 km 付近を中心に高濁度域が発達し、特に濁度 200 NTU 以上の水塊において、POC 濃度は 5 mg l^{-1} 以上、フェオフィチン濃度は $35 \mu\text{g l}^{-1}$ 以上、C/N 比は 9 以上であった。この時、クロロフィル *a* 濃度は河口から 20 km 付近の表層において $50 \mu\text{g l}^{-1}$ を上回り、ここでは C/N 比が 8 未満と低かった。出水初期の 7 月 9 日 (Fig. 3b) には表面の濁度がやや低下したものの、依然とし

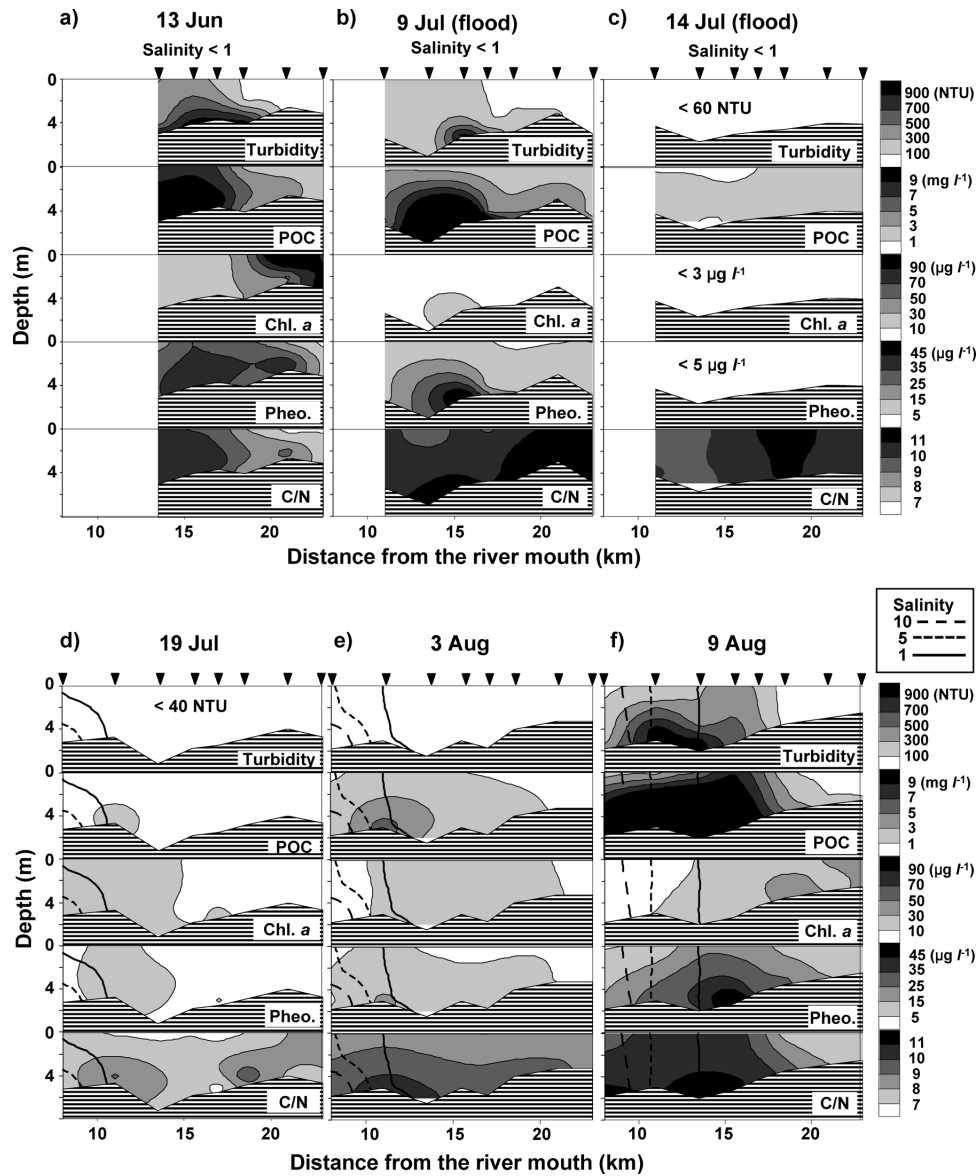


Figure 3. Longitudinal profiles of turbidity, particulate organic carbon (POC), chlorophyll *a* (Chl. *a*), pheophytin concentrations (Pheo.), and C/N atomic ratios observed along the Chikugo River estuary on 13 June (a), 9 July (b), 14 July (c), 19 July (d), 3 August (e), and 9 August (f) in 2005. Profiles are overlaid with salinity contour lines. Closed triangles on the horizontal axes represent the locations of the observation points. Striped areas represent the riverbed.

Table 2. Ranges of particulate organic carbon (POC), chlorophyll *a* (Chl. *a*), pheophytin concentrations (Pheo.), C/N atomic ratios (C/N), and stable carbon isotope ratios ($\delta^{13}\text{C}$) of particulate organic matter collected in the Chikugo River estuary before, during, and after the flood in 2005. Different superscripts indicate significant differences (post hoc test of Kruskal-Wallis test, $p < 0.05$). N is the number of samples analyzed.

	N	POC (mg l^{-1})	Chl. <i>a</i> ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Pheo. ($\mu\text{g l}^{-1}$)	C/N	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)
Before flood	34	1.0–18.5 ^a	3.0–163.9 ^a	0.3–44.8 ^a	6.1–11.6 ^a	–27.4––22.8 ^a
During flood	28	0.8–27.1 ^{ab}	0.4–15.7 ^b	0.8–60.4 ^b	9.3–12.5 ^b	–24.8––22.3 ^a
After flood	53	0.5–29.3 ^b	3.0–48.9 ^a	1.2–61.0 ^b	6.5–11.3 ^a	–30.1––22.1 ^b (N=52)

て高濁度域が形成されていた。しかし、ほぼ全域においてクロロフィル *a* 濃度が $10 \mu\text{g l}^{-1}$ 未満に低下し、C/N比は9以上に上昇した。出水後期の7月14日 (Fig. 3c) には高濁度域が完全に消失すると同時に、全域においてPOC濃度は 3 mg l^{-1} 未満、クロロフィル *a* 濃度は $3 \mu\text{g l}^{-1}$ 未満、フェオフィチン濃度は $5 \mu\text{g l}^{-1}$ 未満にまで低下した。また、この時のC/N比は9以上であった。出水後の数週間は、徐々に鉛直混合が強まるとともに、塩分が上流まで進入してゆく様子が見られた (Figs. 3d–3f)。これと同時に、濁度、POC濃度、クロロフィル *a* 濃度およびフェオフィチン濃度が上昇し、それぞれの極大の位置が上流に移動した。出水から3週間以上が経過した8月9日には、出水前とほぼ同様の高濁度域が形成され、それより上流側ではクロロフィル *a* 濃度が $30 \mu\text{g l}^{-1}$ 以上と高く、C/N比は8未満と低かった。

粒状有機物の性質

表面水と底層水のPOC濃度、クロロフィル *a* 濃度、フェオフィチン濃度、C/N比および $\delta^{13}\text{C}$ の全ての観測結果について、出水前と出水時および出水後の間において比較を行った (Table 2, Fig. 4)。出水の影響はいずれの項目に対しても有意であり (クラスカル・ウォリス検定, $p < 0.05$)、以下の傾向が確認された。出水時はその前後に比べ、POC濃度が低く、クロロフィル *a* 濃度とフェオフィチン濃度も低かったが、C/N比は高かった。一方、 $\delta^{13}\text{C}$ は出水時に比較的高く狭い範囲 (–24.8––22.3‰) にあったが、出水後は低い値に範囲が広がった (–30.1––22.1‰)。

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、C/N比および $\delta^{13}\text{C}$ との関係調べた (Fig. 4)。クロロフィル *a* 濃度とPOC濃度の間に明瞭な関係は見られず (Fig. 4a)、観測日ごとに表面水と底層水を分けた場合も明瞭な関係はなかった。一方、フェオフィチン濃度とPOC濃度の間には正の相関が認められ (Fig. 4b)、13観測日のうち11日において有意であった ($p < 0.05$)。ただし、観測日ごとの相関の強さと潮差あるいは流量との間に明瞭な関係は認められなかった。POC濃度が 5 mg l^{-1} 未満ではC/N比は6–12、 $\delta^{13}\text{C}$ は–30––23‰とばらつきが大きかったが、POC濃度が 5 mg l^{-1} 以上ではC/N比は9–12、 $\delta^{13}\text{C}$ は

–24––22‰に収束した (Figs. 4c, 4d)。

$\delta^{13}\text{C}$ とクロロフィル *a* 濃度およびフェオフィチン濃度との関係を Fig. 5 に示す。 $\delta^{13}\text{C}$ は、クロロフィル *a* 濃度が $5 \mu\text{g l}^{-1}$ 未満では–24‰付近に集中していたが、クロロフィル *a* 濃度の上昇にともなって低下した (Fig. 5a)。出水前と出水後に分けて直線回帰を行った結果、出水前の傾き (–0.013) と出水後の傾き (–0.076) は有意に異なった ($p < 0.05$)。なお、出水時は、クロロフィル *a* 濃度と $\delta^{13}\text{C}$ が狭い範囲に集中していたため、回帰分析を行わなかった。一方、 $\delta^{13}\text{C}$ は、フェオフィチン濃度が $20 \mu\text{g l}^{-1}$ 未満では–30––24‰であったが、フェオフィチン濃度が $20 \mu\text{g l}^{-1}$ 以上では–25‰以上の比較的高い値であった (Fig. 5b)。

6月24日と7月24日には高濁度域の付近ばかりでなく、河口の沖側に至る広範囲にわたって観測を行った。両日ともに大潮期の激しい潮流により強く鉛直混合されていたため、表面の観測結果のみを示す (Fig. 6)。出水前の6月24日に比べ、出水後の7月24日には全ての定点において塩分が低下していた (Fig. 6a)。6月24日には、POC濃度とフェオフィチン濃度の極大より上流側の塩分1未満の水域にクロロフィル *a* 濃度の明瞭な極大が見られた (Figs. 6a–6d)。この時の $\delta^{13}\text{C}$ は、クロロフィル *a* 濃度の極大において–27.4‰と低く、これより下流側では概ね–23‰であった (Fig. 6f)。一方、7月24日には、POC濃度とフェオフィチン濃度の極大より上流側 (塩分 < 1) ばかりでなく、下流側 (塩分 > 19) にもクロロフィル *a* 濃度の極大が見られた (Figs. 6a–6d)。この時の $\delta^{13}\text{C}$ は、上流側のクロロフィル *a* 濃度の極大においては–28.8––26.7‰と低く、下流側のクロロフィル *a* 濃度の極大においては–21.3––18.9‰と高かった (Fig. 6f)。なお、両日ともにクロロフィル *a* 濃度の極大付近ではC/N比が約7であったのに対し、その他の水域ではC/N比が約9以上と高かった (Fig. 6e)。

5月と7月に干潟表面の堆積物から分離した底生微細藻類の $\delta^{13}\text{C}$ は–20.3––15.4‰、C/N比は6.4–8.0であった。

考察

潮差変動と流量変動

粒状有機物の短期的な動態について、春季の筑後川河口域

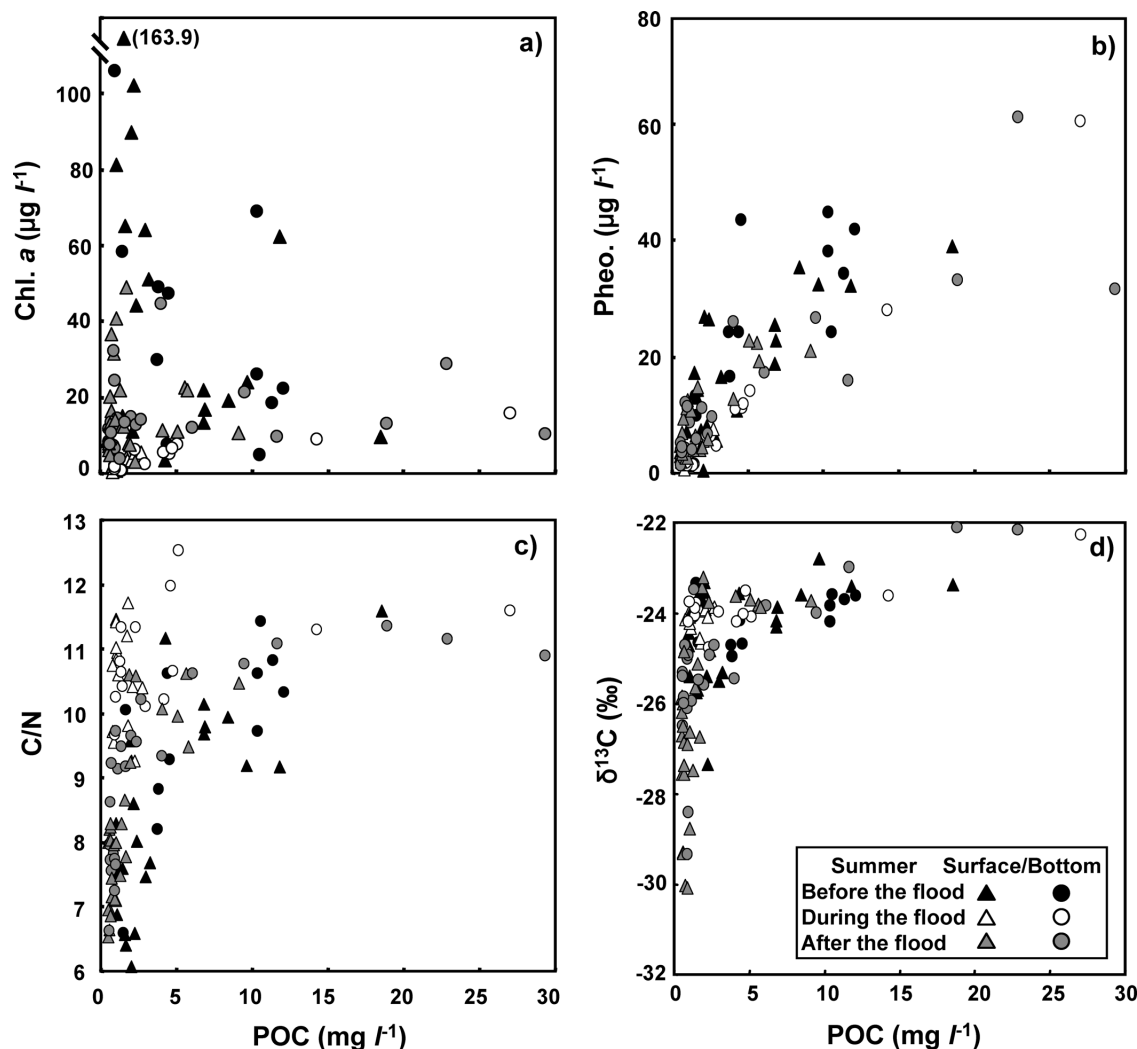


Figure 4. Chlorophyll *a* (a), pheophytin concentrations (b), C/N atomic ratios (c), and stable carbon isotope ratios (d) in relation to particulate organic carbon (POC) concentrations observed in the Chikugo River estuary during the period from 8 June to 9 August 2005. Observations are divided into three periods; before, during, and after the flood. Triangles and circles represent values observed in the surface and bottom water, respectively.

においては潮差変動が支配的な要因であったのに対し（鈴木ほか, 2007）、夏季の伊勢湾奥部においては出水にともなう流量変動が大きな影響を及ぼしていた（杉本ほか, 2004; Sugimoto *et al.*, 2006）。そこで本研究では、春季に行った観測の結果（鈴木ほか, 2007）にもとづき、高濁度域が形成されることの多い水域を中心に、夏季の2カ月間にさまざまな潮差と流量のもとで高頻度の観測を行った。春季の観測と同様に、全ての観測を日中の満潮時刻の前後に行うことにより、本観測の結果を期間内において直接比較し、さらに春季の結果と合わせて、潮差と流量の影響を検討することを可能にした。本項では、詳細な考察に先立ち、夏季の筑後川河口域における潮差変動と流量変動の影響の強さを概観する。

春季に見られた潮差変動の影響は、夏季にも出水前には

はっきり認められた。すなわち、大潮期には塩分がより上流まで進入するとともに、塩分1付近に高濁度域が形成され、ここではPOC濃度とフェオフィチン濃度およびC/N比が比較的高い傾向にあった (Fig. 2)。これは、春季と同様に、激しい潮流により植物のデトリタスを含む表層堆積物が巻き上げられ、鉛直混合されたためと考えられる（鈴木ほか, 2007）。しかし、夏季の小潮期における濁度の低下とクロロフィル*a*濃度の上昇（鈴木ほか, 2007）は、春季ほど明瞭ではなかった (Fig. 2)。その要因としては、次の2点が考えられる。まず、観測期間内の潮差について、夏季（127–399 cm）は春季（31–516 cm）よりも変動が小さかったため、夏季は小潮期の潮差が比較的大きかった。そのため、夏季の小潮期には鉛直混合が春季ほどには緩和されず、光条件の向上により植物プランクトンの増殖が強く

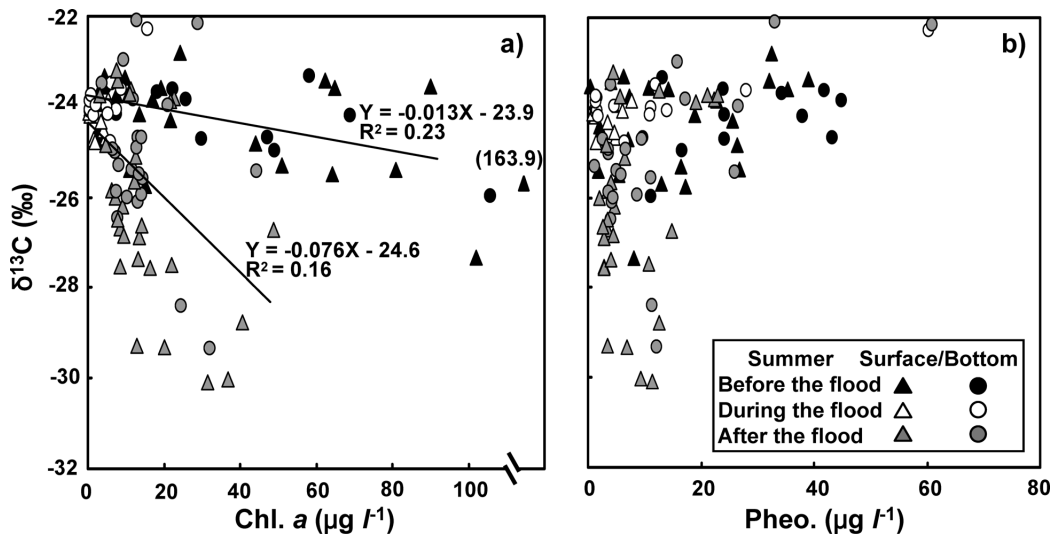


Figure 5. Chlorophyll *a* (a) and pheophytin (b) concentrations in relation to carbon stable isotope ratios ($\delta^{13}\text{C}$) observed in the Chikugo River estuary during the period from 8 June to 9 August 2005. Observations are divided into three periods; before, during, and after the flood. Regression lines with coefficients of determination (R^2) between Chl *a* and $\delta^{13}\text{C}$ are indicated for observations before and after the flood, separately. Triangles and circles represent values observed in the surface and bottom water, respectively.

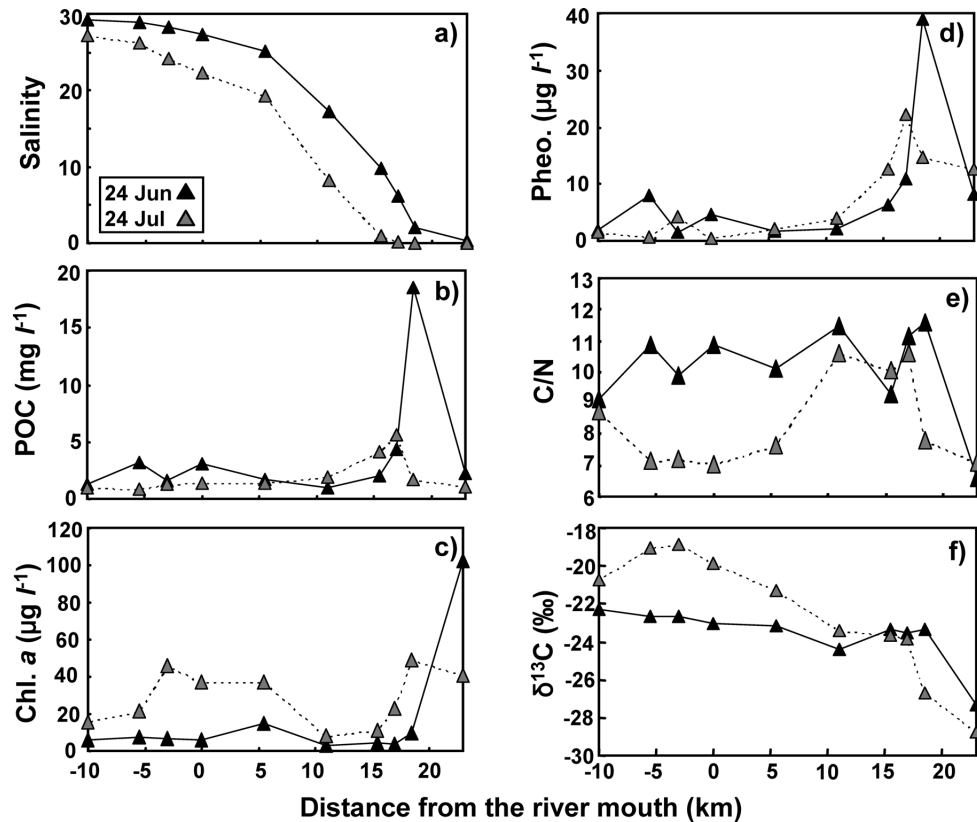


Figure 6. Comparison of salinity (a), particulate organic carbon (b), Chlorophyll *a* (c), pheophytin concentrations (d), C/N atomic ratios (e), and carbon stable isotope ratios (f) in the surface water along the Chikugo River estuary between 24 June (before the flood) and 24 July (after the flood) in 2005.

促進されることはなかった可能性が高い。次に、観測期間内の流量について、夏季 ($12\text{--}1768\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$) は春季 ($51\text{--}159\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$) に比べ顕著に大きく変動した。したがって、夏季の本観測においては、当初の予測どおり、潮差変動の影響を不明瞭にするほど流量変動の影響が強かったと考えられる。

筑後川も、日本の多くの河川と同様に、梅雨や台風にもなう大雨により流量が大きく変動する。夏から秋にかけては、日平均流量が $1000\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$ を上回る大規模な出水が毎年のように見られる。このような大規模な出水時には、筑後大堰の全ての水門が全開にされ、流量が人為的に操作されることはない。過去10年間 (1996–2005年) において、2005年は6月の平均流量 ($33\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$) が最も少ない年であったが、7月の平均流量 ($315\text{ m}^3\text{ s}^{-1}$) は4番目に多い年であった。すなわち、本観測期間の前半は渇水状況にあり、後半は毎年のように見られる大規模な出水からの回復過程であったと言える。また実際に、粒状有機物の分布と性質は、潮差にかかわらず、出水前と出水時および出水後の間において明瞭に異なっていたことから (Figs. 2–5; Table 2), 潮差変動よりも流量変動が支配的な要因であったことが確認された。

粒状有機物の起源

夏季においても、春季と同様に、高濁度域のPOC濃度は常に高く (Figs. 2, 3), 高濁度域には微細な鉍物粒子とともに有機物が集積されていた。一方、POC濃度とフェオフィチン濃度は、潮差と流量の変動にかかわらず極大がよく一致し、両者には明瞭な正の相関があった (Figs. 2–4)。これらのことから、高濁度域に集積されていた粒状有機物は主に植物のデトリタスであったと考えられる。一般に、植物のデトリタスの起源を推定する上で、C/N比と $\delta^{13}\text{C}$ は有効な指標になる (Meyers, 1994)。そこで、夏季に高頻度の観測を行った上流側8定点の粒状有機物の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. 7に示した。さらに、比較のため、春季の上流側5定点 (夏季の上流側8定点に対応) における粒状有機物のC/N比と $\delta^{13}\text{C}$ も示した (鈴木ほか, 2007より抜粋)。春季は流量が比較的安定し、潮差変動の影響が強かったことから、大潮期と中潮期および小潮期に区別した。なお、起源になり得る植物のC/N比と $\delta^{13}\text{C}$ の範囲はそれぞれ、河川と河口域の植物プランクトンは5–10と $-30\text{--}-24\%$ 、海域の植物プランクトンは5–10と $-24\text{--}-18\%$ 、陸上のC₃光合成植物 (以下、陸上植物) は20以上と $-30\text{--}-23\%$ とした (Redfield *et al.*, 1963; Fry and Sherr, 1984; Meyers, 1994; Fujii *et al.*, 2002)。

粒状有機物のC/N比と $\delta^{13}\text{C}$ の大部分は、河川と河口域の植物プランクトンの範囲に含まれ、外れる場合であっても、陸上植物よりは植物プランクトンに近い位置に分布

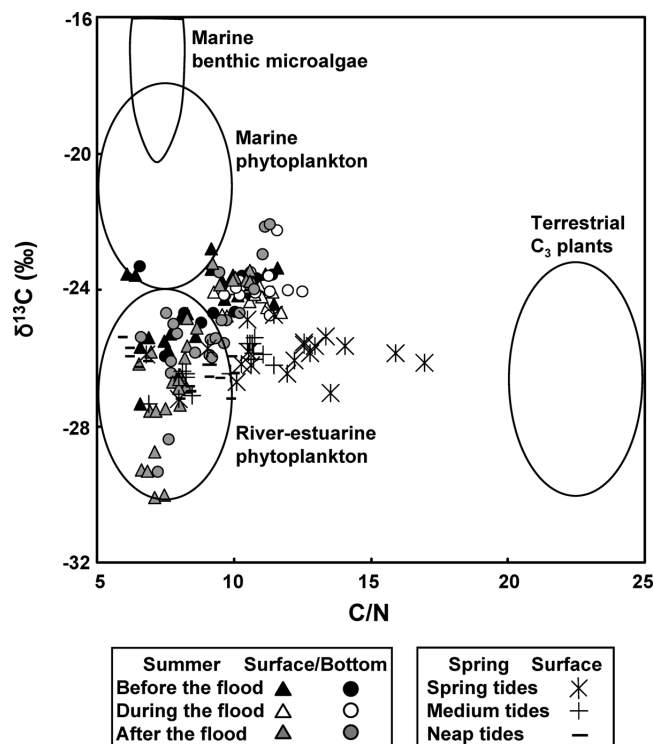


Figure 7. Relationships between C/N atomic ratios and stable carbon isotope ratios ($\delta^{13}\text{C}$) of particulate organic matter observed in the Chikugo River estuary in 2005. Observations in summer are divided into three periods; before, during, and after the flood. Triangles and circles represent values observed in the surface and bottom water, respectively. Observations in spring (Suzuki *et al.*, 2007) are divided into three categories according to the tidal range; spring ($>400\text{ cm}$), medium ($200\text{--}400\text{ cm}$), and neap tides ($<200\text{ cm}$). The ranges for marine phytoplankton, river-estuarine phytoplankton, and terrestrial C₃ plants are derived from references ($\delta^{13}\text{C}$: Fry and Sherr, 1984, C/N: Redfield *et al.*, 1963; Meyers, 1994; Fujii *et al.*, 2002).

した (Fig. 7)。夏季については、河川と河口域の植物プランクトンの範囲に含まれる粒状有機物は出水前と出水後に見られ、出水時には見られなかった。出水時にクロロフィルa濃度が著しく低下したことを考え合わせると (Figs. 2, 3, Table 2), 出水時には植物プランクトンの増殖がほとんどなかったと考えられる。一方、河川と河口域の植物プランクトンの範囲から外れる粒状有機物は、植物プランクトンに極めて近い範囲 (C/N比, 9–12; $\delta^{13}\text{C}$, $-25\text{--}-23\%$) に集中し、出水前と出水後は高濁度域に特異的に認められた (Figs. 2, 3, 7)。したがって、出水前と出水後の高濁度域に集積されていた植物のデトリタスは、陸上植物よりも主に植物プランクトンに由来していたと考えられる。出水時の粒状有機物については、C/N比と $\delta^{13}\text{C}$ によって高濁度域の粒状有機物と区別することはできなかったが、出水に

ともなう物質輸送を考慮すると、海域の植物プランクトンが含まれていた可能性は低い。なお、春季の大潮期には、高いC/N比 (>12) を示し、陸上植物の寄与が比較的大きいと考えられる粒状有機物が見られたが、夏季にはこのような粒状有機物は見られなかった (Fig. 7)。また、春季に比べ、夏季の粒状有機物の $\delta^{13}\text{C}$ はばらつきが大きかった (Fig. 7)。これは、夏季にはさまざまな $\delta^{13}\text{C}$ を示す植物プランクトンが盛んに増殖し (Fig. 6)、そのデトライタスが大量に存在したためと考えられる。

出水にともなう粒状有機物の動態

本観測により推定された、夏季の筑後川河口域（感潮域上限から河口まで）における、出水にともなう粒状有機物の動態の模式図を Fig. 8 に示す。出水前には、潮汐振動にともなう表層堆積物の巻き上げと鉛直混合により、主に河川から海域までの植物プランクトンに由来する大量のデトライタスが懸濁され、塩分1付近に明瞭な高濁度域が形成される。また、高濁度域より上流側の比較的濁度の低い水域においては、植物プランクトンが活発に増殖する。一方、出水時には、デトライタスを含む表層堆積物と植物プランクトンが流失するとともに、上流から新たなデトライタスが流入する。出水後には、鉛直混合が進むとともに、塩分がより上流まで進入し、出水時に流失した表層堆積物が復元される（横山ほか、2005、2006）。塩分1付近には高濁度域が再形成され、これより上流側の比較的濁度の低い水域において植物プランクトンが増殖する。

夏季の渇水状況下には、河川の下流域において河川水の滞留時間が長くなり、植物プランクトンが増殖するという報告がある (Murakami *et al.*, 1992, 1994)。本観測において、出水前に高濁度域より上流側に見られた植物プランクトンの活発な増殖は、春季には見られず (鈴木ほか、2007)、渇水状況下に特有の現象であった可能性がある。また、クロロフィル *a* 濃度が感潮域の上限にあたる筑後大堰の直下ほど高い傾向であったことから (Figs. 2, 3)、堰の上流側において増殖した淡水性植物プランクトンも流入していた可能性が高い。本観測においては、高濁度域のデトライタスのC/N比は、陸上植物のC/N比よりも植物プランクトンのC/N比に近かった。これは、春から夏にかけて筑後川河口域において植物プランクトンの生産が増加し (鈴木ほか、未発表)、夏季には陸上植物よりも植物プランクトンのデトライタスが大量に存在していたためと考えられる。一方、出水時に観測された粒状有機物は、伊勢湾奥部に流入する木曾三川において出水時に観測された粒状有機物 (C/N比、18.3–22.3; $\delta^{13}\text{C}$, -29.5–-25.5‰; 杉本ほか、2004; Sugimoto *et al.*, 2006) に比べ、C/N比が低く、 $\delta^{13}\text{C}$ が高かった (Fig. 7)。これは、筑後川河口域において出水時に流入した粒状有機物が、主に河川の植物プランクトンを起源とするデトライタスであったためと考えられる。また、河川の植

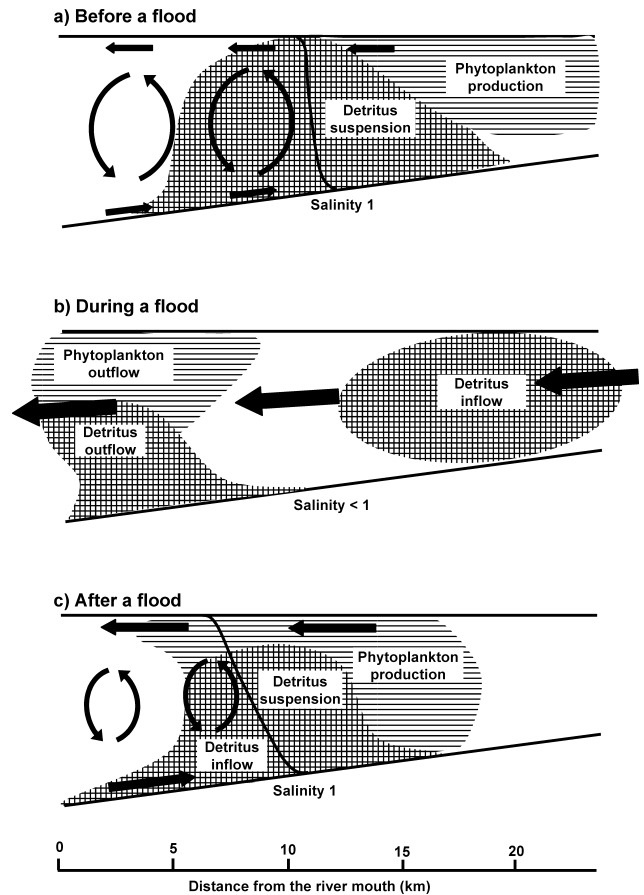


Figure 8. Schematic illustrations of the dynamics of particulate organic matter along the Chikugo River estuary before (a), during (b), and after a flood (c) in summer. Before a flood, a large amount of detritus is suspended by strong vertical-mixing in the estuarine turbidity maximum (ETM), upstream from which phytoplankton production is dominant. During a flood, freshwater discharge flushes existing detritus and phytoplankton out of the river, loading another detritus. After a flood, detritus is transported from the lower estuary and suspended by partial vertical-mixing in the ETM, upstream from which phytoplankton production is dominant again. Detritus is derived mainly from dead phytoplankton.

物プランクトンよりも $\delta^{13}\text{C}$ が高いとされる河川の底生微細藻類 (France, 1995) が出水にともなって剥離し、流入した可能性もある。

筑後川の河口から8–20 km上流の水域では、平水時にはシルトと粘土の卓越する表層堆積物が見られるが、大規模な出水によりこの表層堆積物は完全に流失する (横山ほか、2005、2006)。本観測において、出水初期に見られた高濁度域 (Fig. 3b) は、このようなデトライタスを含む表層堆積物の流失にともなうものであった可能性が高く、出水後期には消失していた (Fig. 3c)。河川内から流失した表層堆積物は、主に河口沖の干潟付近に堆積するとされる (横山ほ

か, 2005). 2005年夏季の出水時には河川内のみの観測であったが, 2006年夏季の出水時には河口の約10km沖までの観測を行い, 河口より沖側(塩分1付近)において高濁度域の存在を確認した(鈴木ほか, 未発表). ただし, このように出水時に形成される高濁度域は, 平水時に河川内に形成される高濁度域とは, 形成機構が異なるため, 河口域の生態系における意義を区別して考える必要がある. 横山ほか(2006)は, 筑後川の河口から10kmおよび14km上流の地点において, 2005年7月上旬の出水により流失した表層堆積物が, 約1カ月後に50–100%まで復元されたことを観測した. 河口沖の堆積物が潮汐振動とエスチュアリー循環流により上流方向に輸送される(奥田, 1996)ためと考えられる. 本観測においては, 出水から3週間以上経過した8月9日には, 出水前とほぼ同様の高濁度域の発達を確認された(Fig. 3f). ただし, 出水からの回復期間の長さは, 出水の規模や頻度によって異なる可能性が高い.

出水後には, 高濁度域の上流側ばかりでなく下流側においても, C/N比が低く, クロロフィル a 濃度が高い水域が見られ(Fig. 6), 両水域において植物プランクトンが増殖していた. 伊勢湾奥部においては, 出水により供給された豊富な栄養塩をもとに, 植物プランクトンのブルームが生じたとされている(杉本ほか, 2004; Sugimoto et al., 2006). 筑後川河口域においても, 出水にともなう栄養塩の供給が, 特に下流側の植物プランクトンの増殖のきっかけになった可能性が高い. 一方, 上流側の植物プランクトンの増殖は出水前にも認められたが, 出水後の $\delta^{13}\text{C}$ は出水前よりも低かった(Figs. 5, 6). 植物プランクトンの $\delta^{13}\text{C}$ は, 同じ水域内であっても種組成や増殖速度によって変化する場合がある(Fry and Wainright, 1991; Takahashi et al., 1991, 1992; Sato et al., 2006). したがって, 出水後は, 濁水状況にあった出水前とは異なる種組成や増殖速度の植物プランクトンが, 高濁度域の上流側において増殖していたと考えられる.

これまで, 河口域や内湾域における潮差や流量の変動による短期的な影響については, 主に栄養塩の動態が研究されてきたため(例えば, 田中, 1995; 田中ほか, 2003; Eyre and Twigg, 1997; Eyre, 1998), 粒状有機物の動態に注目した研究は少なかった(杉本ほか, 2004; Sugimoto et al., 2006). 筑後川の高濁度域においては, 春季の観測(鈴木ほか, 2007)と本観測により, 潮差と流量の変動にともなう粒状有機物の分布と性質の変化が詳細に明らかにされた. 夏季の高濁度域の粒状有機物は, 植物プランクトンのデトライタスを主体とするため, 陸上植物のデトライタスを多く含んでいた春季の粒状有機物に比べ, 動物プランクトンにとって食物としての利用価値が高い可能性がある. 粒状有機物や動物プランクトンなどの生物的環境の変化は, 水温や塩分, 濁度や流速などの物理的環境の変化とともに, 高濁度域を成育場とする仔稚魚の成長や生残に大き

な影響を及ぼすと考えられる. 今後は, 粒状有機物の動態を栄養塩や動物プランクトンの動態と関連付け, 生態系における粒状有機物の機能を究明してゆくことが重要である.

謝辞

福岡県柳川市の古賀貞義氏, 同県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, 観測全般にわたりさまざまなご支援をいただいた. 京大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, 安定同位体比の測定に際して施設の提供ならびに貴重な助言をいただいた. 京都大学大学院農学研究科海洋環境微生物学分野の今井一郎博士をはじめとする皆様には, 光合成色素の測定に際し測定機器を提供していただいた. 同研究科海洋生物増殖学分野の大学院生であった兼松陽太氏, 一色寛之氏および飯野浩太郎氏には, 観測実施にあたりご協力をいただいた. 各氏に深く感謝する.

引用文献

- Couch, C. A. (1989) Carbon and nitrogen stable isotopes of meiobenthos and their food resources. *Est. Coast. Shelf Sci.*, **28**, 433–441.
- Eyre, B. (1998) Transport, retention and transformation of material in Australian estuaries. *Estuaries*, **21**, 540–551.
- Eyre, B. and C. Twigg (1997) Nutrient behaviour during post-flood recovery of the Richmond River estuary northern NSW, Australia. *Est. Coast. Shelf Sci.*, **44**, 311–326.
- France, R. L. (1995) Carbon-13 enrichment in benthic compared to planktonic algae: foodweb implications. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **124**, 307–312.
- 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.
- Fry, B. and S. C. Wainright (1991) Diatom sources of ^{13}C -rich carbon in marine food webs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **76**, 149–157.
- 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.
- 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 (2006) Spatial and seasonal variations in copepod communities related to turbidity maximum along the Chikugo estuarine gradient in the upper Ariake Bay, Japan. *Est. Coast. Shelf Sci.*, **68**, 113–126.
- 気象庁 (2004) 潮位表. 気象庁, 東京.
- 国土交通省河川局 (1998–2005) 流量年表. 国土交通省河川局, 東京.
- 松井誠一・中川 清・富重信一 (1987) エツ *Coilia nasus* Temminck et Schlegel の生態的研究 III—筑後川における仔稚魚の出現生態と食性. *九大農学芸誌*, **41**, 55–62.
- Meyers, P. A. (1994) Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. *Chem. Geol.*, **114**, 289–302.
- Murakami, T., C. Isaji, N. Kuroda, K. Yoshida and H. Haga (1992) Potamoplanktonic diatoms in the Nagara River; flora, population dynamics and influences on water quality. *Jap. J. Limnol.*, **53**, 1–12.
- Murakami, T., C. Isaji, N. Kuroda, K. Yoshida, H. Haga, Y. Watanabe and

- Y. Saijo (1994) Development of potamoplanktonic diatoms in down-reaches of Japanese rivers. *Jap. J. Limnol.*, **55**, 13–21.
- 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.
- 日本海洋学会 (2005) 「有明海の生態系再生をめざして」. 恒星社厚生閣, 東京, 211 pp.
- 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*, Vol. 2, ed. M. N. Hill, John Wiley & Sons, New York, 26–77.
- 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.
- 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, 海游舎, 東京, 10–35.
- 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.
- Suzuki, K. W., A. Kasai, T. Isoda, K. Nakayama and M. Tanaka (2008a) Distinctive stable isotope ratios in important zooplankton species in relation to estuarine salinity gradients: Potential tracer for fish migration. *Est. Coast. Shelf Sci.*, **78**, 541–550.
- Suzuki, K. W., A. Kasai, T. Ohta, K. Nakayama and M. Tanaka (2008b) Migration of Japanese temperate bass *Lateolabrax japonicus* juveniles within the Chikugo River estuary revealed by $\delta^{13}\text{C}$ analysis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **358**, 245–256.
- 鈴木啓太・杉本 亮・笠井亮秀・小路 淳・中山耕至・田中 克 (2007) 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. *水産海洋研究*, **71**, 190–198.
- Takahashi, K., E. Wada and M. Sakamoto (1991) Relationship between carbon isotope discrimination and the specific growth rate of green alga *Chlamydomonas reinhardtii*. *Jap. J. Limnol.*, **52**, 105–112.
- 田北 徹 (1980) 有明海の魚類. *月刊海洋科学*, **12**, 105–115.
- 田北 徹・川口和宏・増谷英雄 (1988) アリアケヒメシラウオの分布と形態. *魚雑*, **34**, 497–503.
- 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トの分布と挙動. *西水研研報*, **57**, 19–29.
- 田中勝久 (1995) 沿岸・河口域のリン循環過程におよぼす土壌物質の影響. *南西水研研報*, **28**, 73–119.
- 田中勝久・豊川雅哉・澤田知希・柳澤豊重・黒田伸郎 (2003) 土壌流出によるリン負荷の沿岸環境への影響. *沿岸海洋研究*, **40**, 131–139.
- Yokoyama, H. and Y. Ishihi (2003) Feeding of the bivalve *Theora lubrica* on benthic microalgae: isotopic evidence. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **255**, 303–309.
- 横山勝英・河野史郎・山本浩一 (2005) 有明海湾奥部の地形・底質分布に関する現地調査. *海工論文集*, **52**, 936–940.
- 横山勝英・山本浩一・一寸木朋也 (2006) 筑後川感潮河道における地形・底質の季節変動に関する研究. *海工論文集*, **53**, 471–475.