

— 論 文 —

## 新川・春日川河口干潟（瀬戸内海備讃瀬戸）における 懸濁粒子中のリンの挙動\*

朝日 俊雅<sup>1, 2\*\*</sup>・竹本 沙紀<sup>1</sup>・一見 和彦<sup>3</sup>・山口 一岩<sup>1</sup>・多田 邦尚<sup>1</sup>

### 要 旨

干潟域における懸濁物の挙動を知るために、瀬戸内海東部に位置する新川・春日川河口干潟域において、一潮汐間の連続的な観測を2010年5月から11月の間に計5回実施し、懸濁態リンを有機および無機態に分別定量した。栄養塩濃度は8月の溶存態無機窒素(DIN)を除いて塩分と負の相関関係にあり、河川から流入した栄養塩が海水に希釈されることで、干潟域の栄養塩濃度が決定されていると考えられた。一方、懸濁態有機リン(POP)および懸濁態無機リン(PIP)濃度は、塩分に対し有意な相関関係が認められる場合と、認められない場合があった。POPは概ねクロロフィルa(Chl a)濃度と有意な正の相関関係が認められ、同時に水中POP/Chl a比が植物プランクトンのそれと同程度であったことから、干潟域のPOP濃度には植物プランクトンの増減が河川由来の物質の多寡よりも大きく影響していたと考えられた。しかしながら、Chl a濃度が低い時にはPOP/Chl a比が高く、陸起源粒子あるいはデトリタスのような植物プランクトン以外の粒子の寄与が大きいと考えられた。また、PIPは7月を除いて塩分と負の相関関係にあり、干潟域のPIP濃度は主に河川由来の粒子の影響を受けており、干潟堆積物の再懸濁の影響は量的に小さいことが考えられた。一方、干潟の沖合では河川由来の粒子の影響は見られなかった。

キーワード：河川，干潟，懸濁態リン，河川負荷，再懸濁

\* 2013年4月29日受理；2013年10月12日受理

著作権：日本海洋学会，2014

1 香川大学 農学部

〒761-0795 香川県木田郡三木町池戸 2393

2 愛媛大学 大学院連合農学研究科

〒790-8566 愛媛県松山市樽見 3-5-7

3 香川大学 瀬戸内圏研究センター庵治マリステーション

〒761-0130 香川県高松市庵治町鎌野 4511-15

\*\* 連絡著者：朝日 俊雅

所属：香川大学 農学部

住所：〒761-0795 香川県木田郡三木町池戸 2393

電話：087-891-3148

FAX：087-891-3148

e-mail：silhouette\_of\_asahi@yahoo.co.jp

### 1. はじめに

リンは窒素とともに重要な親生物元素であり、海洋におけるリンの挙動は、生物生産や物質循環に直結している。海洋のリンの供給には、有光層内での分解・再生に加え、陸域からの負荷がある。特に、沿岸・河口域では陸域および河川からのリンの供給が大きい (Froelich *et al.*, 1982; Liu and Yin, 2007)。

河川水中には土壌由来の鉱物粒子が多いため、懸濁態のリンが豊富に存在し、河川から海域へ負荷されるリンの大部分が懸濁態との報告もある (Martin and Mey-

beck, 1979; Conley *et al.*, 1995)。このような陸域由来の粒子には、植物プランクトン細胞のような懸濁態有機リン (POP) だけでなく、懸濁態無機リン (PIP) が含まれている。陸域からの懸濁物負荷を強く受ける沿岸域でのリンの挙動を知るためには、懸濁態リンを有機および無機態に分別して定量することが望ましい (鈴木・小川, 2001; Loassachan *et al.*, 2008)。沿岸・河口域で懸濁態リンを有機・無機態に分別定量した例は台湾の淡水河の河口域 (Fang, 2000), タイ王国バンパコン川河口域 (Loassachan *et al.*, 2008), 中国長江河口域および大陸棚域 (Yu *et al.*, 2012), 米国チェサピーク湾河口域 (Conley *et al.*, 1995), セントルイス湾河口域 (Cai and Guo, 2009; Lin *et al.*, 2012) および東京湾 (Suzumura *et al.*, 2004) などの報告があるが、干潟域においてはマレーシアのマングローブ林 (Tanaka *et al.*, 1998) およびベルギー王国スヘルデ川河口域 (van der Zee *et al.*, 2007) の報告があるものの、極めて少ない。

また、河川から海域に負荷されるオルトリン酸は、粒子への吸脱着作用が大きく、汽水域において窒素やケイ素と異なる挙動を示すことが知られている (Cai *et al.*, 2012)。このような吸脱着作用は特に PIP において著しい。例えば、PIP にはアパタイトのように比較的安定な形のリンも含まれるが (Ruttenberg, 1992), Lebo (1991) はデラウェア川河口域における観測から、PIP の大部分が鉄やアルミニウムを介した懸濁物に吸着する形のリンであり、塩分の変化に伴って粒子からリンが溶出することを報告している。塩分の変化に限らず、汽水域、特に干出・水没をくりかえす干潟域では、物理的・化学的環境が短時間で大きく変化する。従って、環境変化が著しい干潟域におけるリンの挙動を知ることは、干潟域および沿岸域の物質循環を把握するうえで極めて重要である。

干潟域では、潮汐によって干潟の上流域と干潟の沖合域との間で物質交換が行われる。過去にリンの季節変動を検討した結果では、河口干潟では夏季に河川から負荷されたリンが捕捉され、冬季に干潟域から海域へリンが放出されることが報告されているが (一見ら, 2011), 一日あるいは数時間といった短い時間内での、河口干潟域におけるリンの挙動は不明である。そこで、本研究では香川県高松市郊外を流れる新川および春日川の河口干

潟において、一潮汐間の連続的な観測を行い、河口干潟における懸濁態リンの挙動について考察した。

## 2. 試料および方法

### 2.1 調査干潟および観測

新川・春日川河口干潟は香川県高松市郊外に位置し、平均干満差が約 2 m あり、大潮の干潮時に約 50 ha の河口干潟が形成される (Fig. 1)。本干潟に流れ込む新川 (Stn. RBR), 干潟直上 (Stn. b) および干潟沖合 (Stn. Y2 もしくは Stn. YB) において、2010 年 5 月 17 日, 7 月 6 日, 8 月 25 日, 9 月 10 日および 11 月 30 日の正午の満潮時 (7 月および 11 月は午前の満潮時) にトランセクト観測を行った。具体的には、Stn. b の観測後、干潟の沖合 (Stn. Y2 および Stn. YB, 5 月は Stn. Y2 のみ) において観測を行い、これとは別に陸上から干潟上流の河川堰堤下 (Stn. RBR) において観測を行った (7 月の Stn. RBR のみ干潮時の 12:00 にサンプリングを行った)。Stn. b は潮間帯と潮下帯の境界に位置しており、常に冠水している定点である。Stn. YB および Y2 は干潟の沖合に位置しており、それぞれ水深が 15 m および 7 m 程度と、Stn. b と同様に常に冠水している定点である。Stn. RBR は新川堰堤下に設けており、堰堤から流れ落ちる河川水を採取し、これを河川水とした。

また、満潮時トランセクト観測と同じ日に一潮汐間の連続的な観測を行った。なお、いずれの観測も大潮あるいは大潮に近い晴天日を選び、5 月 17 日には 8:00 ~ 18:00 (干潮-満潮-干潮), 7 月 6 日には 6:00 ~ 18:00 (満潮-干潮-満潮), 8 月 25 日には 6:00 ~ 17:00 (干潮-満潮-干潮), 9 月 10 日には 6:00 ~ 18:00 (干潮-満潮-干潮) および 11 月 30 日には 8:00 ~ 17:00 (満潮-干潮-満潮) に観測を行った。観測では一時間毎に多項目水質計 (AAQ1183, アレック電子社, 現 JFE アドバンテック社) を用いて水温・塩分の計測を行った後、手付きバケツを用いて表層水を採取した。

満潮トランセクト観測および一潮汐間の連続観測では、採水後ただちに Whatman GF/F フィルターを用いて 0.02 ~ 0.07 MPa の減圧下でろ過を行った。用いた Whatman GF/F フィルターは、クロロフィル a (Chl a)

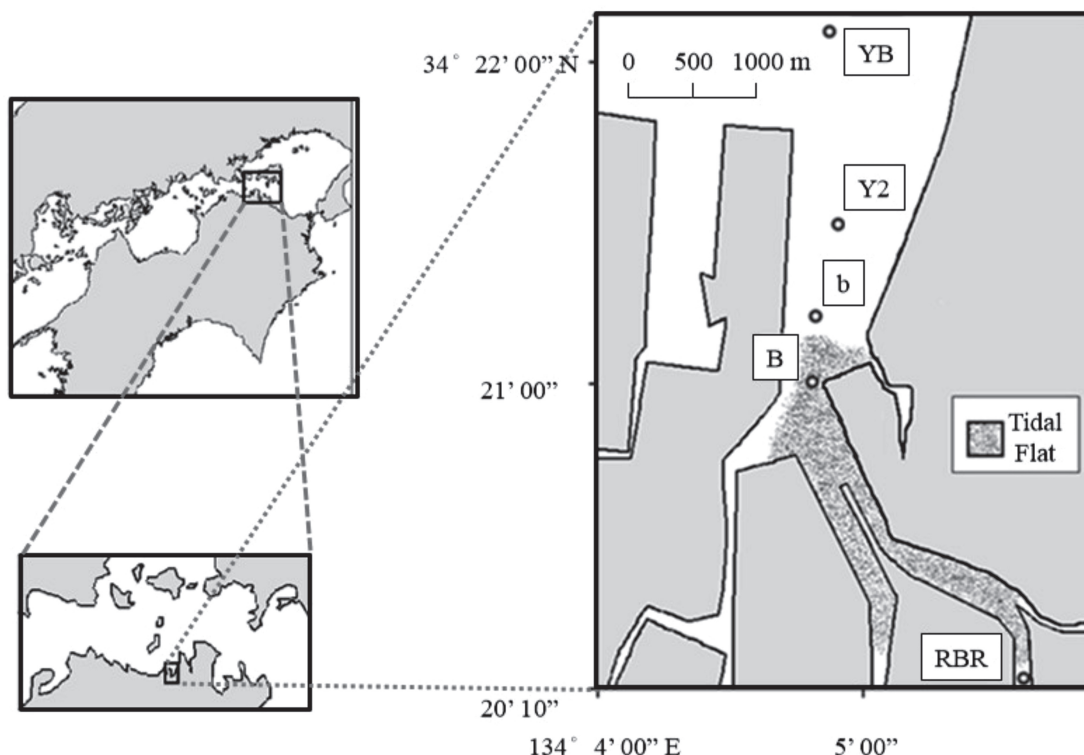


Fig. 1. Study area and sampling stations.

濃度の定量を除くろ過・分析には、予め 470°C で 2 時間強熱処理して有機物除去したものを用いた。ろ過後にフィルターごと凍結乾燥し、後の分析に供した。

また、2008 年に月二回の頻度で大潮に近い日の干潮時に、Stn. B において直径 3 cm のシリンジを用いて表層堆積物 (0 ~ 0.5 cm) を採取し、堆積物に含まれるリンの季節変動を調べた。

## 2.2 栄養塩濃度の測定

連続観測時に試水を 12 ml 容プラスチック製ディスポシリンジ (アズワン社製) および Dismic-25CS フィルター (ADAVANTEC 社、孔径 0.45  $\mu\text{m}$ ) を用いて加圧ろ過し、栄養塩自動分析装置 (TRAACS2000, Bran + Luebbe 社) を用いて溶存態の硝酸塩 + 亜硝酸塩 ( $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N}$ )、アンモニウム塩 ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) およびリン酸塩 ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) 濃度を測定した。本研究では  $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$  を DIN とした。

## 2.3 Chl a 濃度の測定

適当量の試水をろ過した Whatman GF/F フィルターを 10 ml 容ねじ口試験管内で 90% アセトンに浸透させ、5°C の暗所で 24 時間色素を抽出した。抽出液について蛍光光度計 (AU-10, Turner design 社) を用いて Chl a 濃度 ( $\mu\text{g/L}$ ) を測定した (Holm-Hansen *et al.*, 1965)。

## 2.4 懸濁態有機炭素 (POC) および懸濁態有機窒素 (PON) 濃度の測定

試水をろ過した際にろ過器上にて 1 N 塩酸数 ml を用いて無機炭酸塩を除去した後 (Hedges and Stern, 1984), 蒸留水で塩分および塩酸を除去した。得られたフィルターを凍結乾燥した後、元素分析計 CHN コーダー (JM-10, Jサイエンスラボ社) を用いて有機態炭素および窒素を同時測定した。

## 2.5 懸濁態リン (PP), 懸濁態無機リン (PIP) および懸濁態有機リン (POP) の測定

PP の測定は凍結乾燥したフィルターを 550°C で 2 時間強熱して有機態リンを分解し、これを 1 N 塩酸に浸透させてガラスバイアルに密閉し、常温で 12 時間抽出した。PIP の測定は強熱処理を行わず、凍結乾燥後のフィルターを直接 1 N HCl で抽出した。それぞれの抽出液を 1 N 水酸化ナトリウム溶液を用いて pH 7 前後に調整した後、モリブデンブルー法 (Murphy and Riley, 1962) により比色定量した (Aspila *et al.*, 1976; Suzumura *et al.*, 2004)。POP 濃度 ( $\mu\text{g/L}$ ) は PP 濃度 ( $\mu\text{g/L}$ ) と PIP 濃度 ( $\mu\text{g/L}$ ) の差より算出した。

## 2.6 堆積物中の全リン (TP) および無機態リン (IP) の測定

得られた表層堆積物を凍結乾燥し、メノウ乳鉢でよく砕いた試料を混合し、一定量をガラスバイアルに精秤した。次に 10% (W/V)  $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$  (95% エタノール溶媒) を 1 ml 程度加えた後、60~70°C のサンドバス内で一晩静置し、蒸発乾固した。この試料を TP は 550°C で 2 時間強熱した後、IP は強熱処理を行わずにそれぞれ 1 N 塩酸で 12 時間抽出を行った。抽出液の上清液を 1 N 水酸化ナトリウム溶液で中和した後、モリブデンブルー法 (Murphy and Riley, 1962) により TP ( $\mu\text{g/g}$ ) および IP ( $\mu\text{g/g}$ ) の比色定量を行った (Aspila *et al.*, 1976; Krom and Berner, 1981)。

## 3. 結果

### 3.1 満潮時トランセクト観測

河川水中の Chl a 濃度は 21.0~116  $\mu\text{g/L}$  と変動は大きかったものの、干潟直上および干潟沖合の海水と比較して常に高い値であった (Fig. 2a)。河川水中の PP, POP および PIP 濃度はそれぞれ 106~173, 45.6~95.9 および 34.1~101  $\mu\text{g/L}$  であり、Chl a 同様に干潟直上および干潟沖合と比較して高い値であった (Fig. 2d)。また、河川水中では PP 中の PIP の割合 (PIP/PP 比)

は 0.32~0.69 であり、懸濁粒子中に無機態リンも多く存在していた。

次に、満潮時の干潟直上水中の Chl a 濃度は 1.49~7.79  $\mu\text{g/L}$  であり、河川水中の Chl a 濃度の 4.6~15% の値であった (Fig. 2b)。また、干潟直上水中の塩分が 8.5 と低かった 7 月に高い PP 濃度 (49.3  $\mu\text{g/L}$ ) が観測されたが、干潟直上水中の PP, POP および PIP 濃度はそれぞれ 11.1~49.3, 6.90~18.4 および 3.26~30.9  $\mu\text{g/L}$  であり、Chl a 濃度同様に河川水と比較して低い値であった (Fig. 2e)。一方、干潟直上水中の PIP/PP 比は 0.29~0.63 と河川水と同程度であり、PIP/PP 比の観測月ごとの変動傾向も、河川水中の PIP/PP の変動傾向とよく一致していた (各観測月の干潟 PIP/PP 比: 河川水 PIP/PP 比 = 0.90~1.0:1)。

最後に、干潟沖合の Chl a 濃度は 1.00~4.21  $\mu\text{g/L}$  であった (Fig. 2c)。また、干潟沖合の PP, POP および PIP 濃度はそれぞれ 7.06~10.8, 4.16~6.66 および 2.90~4.18  $\mu\text{g/L}$  であり、河川水および干潟直上と比較してその値は低く、観測月ごとの変動も小さかった (Fig. 2f)。さらに、干潟沖合の PIP/PP 比は 0.35~0.46 であり、PP 濃度同様、河川水および干潟直上と比較してその値は小さく、観測月ごとの変動も小さかった。

### 3.2 一潮汐連続観測

計 5 回の一潮汐連続観測の結果から得られた各種環境条件と懸濁成分および溶存成分の相関関係の有無を Table 1 に示した。栄養塩濃度 (DIN および  $\text{PO}_4\text{-P}$ ) は 8 月の DIN を除くと 5 回の観測全てで塩分との間に負の相関関係が認められた。Chl a 濃度は 8 月に塩分および潮位と、11 月に塩分との間に負の相関関係が認められた。POP 濃度は、7 月を除くと、いずれの観測月でも概ね塩分、潮位との間に有意な負の相関関係が、また Chl a 濃度および POC 濃度との間に有意な正の相関関係が認められた。PIP 濃度は、7 月の塩分を除くと 5 回の観測全てで塩分および潮位との間に有意な負の相関関係が認められた。POC 濃度は 5 月および 7 月のように塩分あるいは潮位との間に有意な負の相関関係が認められる場合と、9 月のように Chl a 濃度との間に有意な正の相関関係が認められる場合、そして 8 月および 11 月のように



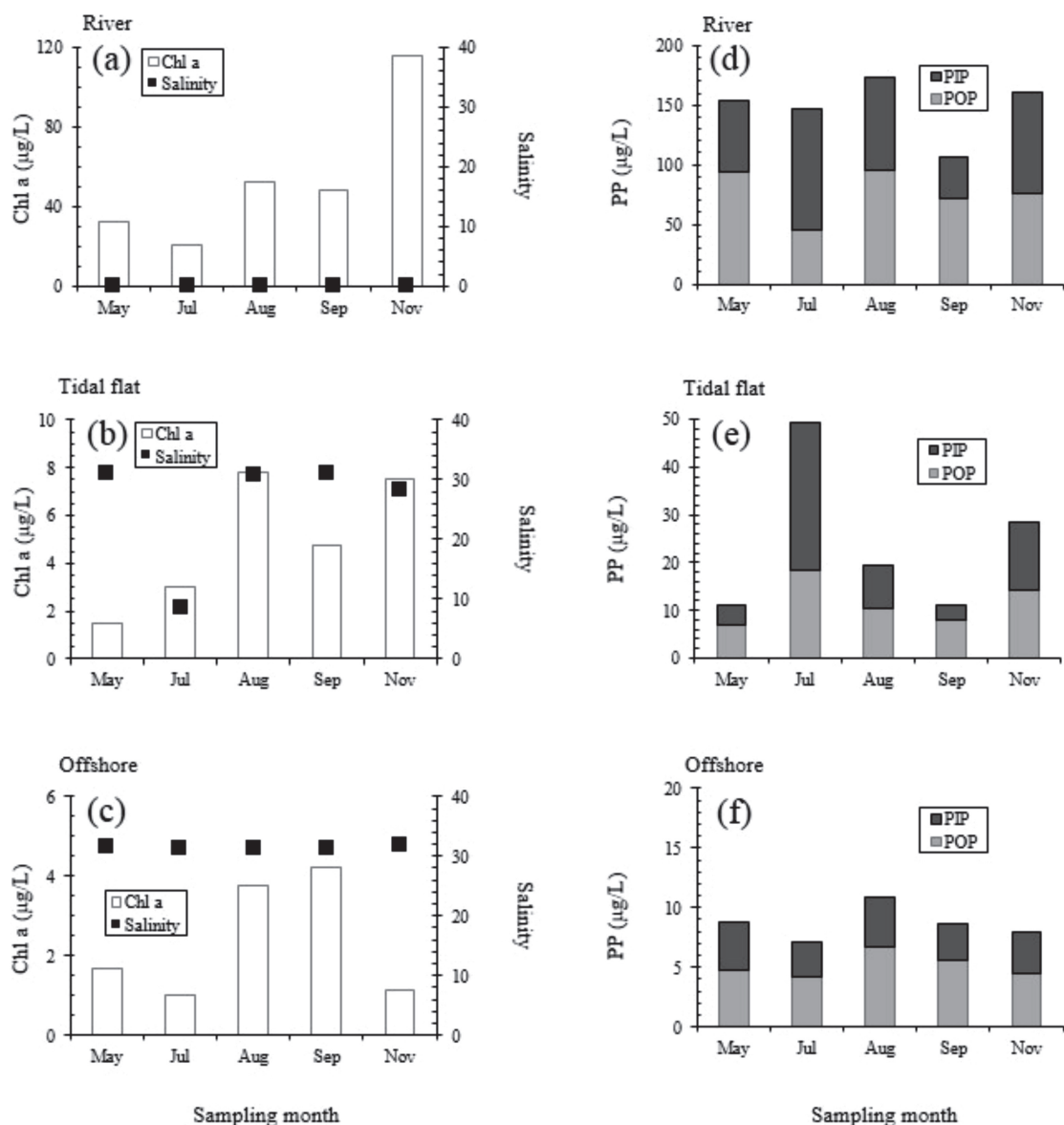


Fig. 2. Monthly changes of Chl a and salinity ((a), (b) and (c)) and POP and PIP ((d), (e) and (f)) at high tide. (a) and (d) show the data of river (Stn. RBR), (b) and (e) show the data of tidal flat (Stn. b) and (c) and (f) show the data of offshore of tidal flat (Stn. Y2 or YB).

塩分および Chl a 濃度との間に相関関係が認められる場合があった。

ここまで、一潮汐連続観測の概要を述べてきた。その結果、各懸濁成分は7月を除き塩分との間に有意な負の相関関係が認められた。また、5月および7月の満潮時の Chl a 濃度が 1.49, 3.00  $\mu\text{g/L}$  と低く (Fig. 2b)、この

5月および7月を除き、懸濁態有機物 (POC, PON および POP) 濃度は Chl a 濃度との間に有意な正の相関関係が認められた。そこで、以下に8月、9月および11月を高い Chl a 濃度時 ( $> 5 \mu\text{g/L}$ ) の干潟、5月および7月を低い Chl a 濃度時 ( $< 3 \mu\text{g/L}$ ) の干潟として一潮汐間の各パラメーターの変化について見てみることにす

Table 1. Correlation coefficients between salinity, tidal level, Chl a, POP, PIP, PP, POC, PON, PO<sub>4</sub>-P and DIN.

		Chl a	POP	PIP	PP	POC	PON	PO <sub>4</sub> -P	DIN
17, May n = 11	Salinity	0.200	-0.893**	-0.935**	-0.939**	-0.787**	-0.901**	-0.831**	-0.895**
	Tidal level	0.155	-0.890**	-0.938**	-0.938**	-0.794**	-0.858**	-0.819**	-0.797**
	Chl a		0.367	0.329	0.369	0.576	0.355	0.084	0.114
	POC		0.796**	0.867**	0.847**		0.918**	0.597	0.677*
	POP			0.837**	0.985**		0.830**	0.885**	0.833**
6, July n = 13	Salinity	0.226	0.000	-0.420	-0.226	-0.422	-0.144	-0.581*	-0.614*
	Tidal level	0.045	-0.274	-0.568*	-0.494	-0.647*	-0.841**	-0.506	-0.400
	Chl a		0.391	0.418	0.342	0.245	0.000	0.155	0.089
	POC		0.359	0.706*	0.629*		0.663*	0.861**	0.738**
	POP			0.379	0.877**		0.152	0.118	0.130
25, August n = 12	Salinity	-0.918**	-0.730**	-0.644*	-0.753**	-0.870**	-0.858**	-0.887**	-0.411
	Tidal level	-0.681*	-0.661**	-0.686*	-0.755*	-0.642*	-0.718**	-0.823**	-0.810**
	Chl a		0.840*	0.492	0.728**	0.950**	0.915**	0.733**	0.217
	POC		0.797**	0.422	0.668*		0.970**	0.641*	0.182
	POP			0.652*	0.906*		0.775**	0.606*	0.293
10, September n = 13	Salinity	-0.324	-0.749**	-0.867**	-0.787**	-0.544	-0.581*	-0.840**	-0.747**
	Tidal level	-0.245	-0.701**	-0.815**	-0.738**	-0.507	-0.504	-0.792**	-0.736**
	Chl a		0.693**	0.567*	0.675*	0.850**	0.872**	0.589*	0.669*
	POC		0.908**	0.784**	0.894**		0.971**	0.804**	0.803**
	POP			0.915**	0.996**		0.927**	0.931**	0.871**
30, November n = 10	Salinity	-0.724*	-0.840**	-0.961**	-0.968**	-0.908**	-0.930**	-0.921**	-0.963**
	Tidal level	-0.164	-0.333	-0.712*	-0.575	-0.502	-0.597	-0.828**	-0.647*
	Chl a		0.838**	0.550	0.730*	0.913**	0.631	0.545	0.631*
	POC		0.874**	0.811**	0.898**		0.822**	0.820**	0.891**
	POP			0.747**	0.924**		0.865**	0.696*	0.762*

\* indicates  $p < 0.05$ , \*\* indicates  $p < 0.01$  (t-test)

る。以下に高い Chl a 濃度時の干潟の例として 8 月を、低い Chl a 時の干潟の例として 7 月の観測を述べる。

### 3.2.1 高い Chl a 濃度時 (8 月) の一潮汐観測結果

Chl a 濃度の高かった 8 月の観測における塩分は午前中の上げ潮時には 27.5 ~ 31.1 と比較的狭い範囲で変動していたが、午後は下げ潮に伴い 20.7 まで減少した (Fig. 3a)。DIN 濃度は 2.4 ~ 18  $\mu\text{M}$  で変動しており、満潮時に低く、干潮時に高い傾向が見られた。また、DIN 中の NH<sub>4</sub>-N の割合 (NH<sub>4</sub>/DIN) は満潮と干潮の間の時刻 (8:00 および 13:00) でそれぞれ極大値 (0.66, 0.89) が見られた (Fig. 3b)。PO<sub>4</sub>-P 濃度は 0.64 ~ 3.7  $\mu\text{M}$  で変動しており、DIN 同様に満潮時に低く、干潮

時に高い傾向があった (Fig. 3c)。Chl a 濃度は 11:00 までは 5  $\mu\text{g/L}$  程度であったが、その後、塩分の低下および栄養塩濃度の増加とともに 16:00 に 22.5  $\mu\text{g/L}$  まで上昇した (Fig. 3d)。POP 濃度は 8.32 ~ 31.2  $\mu\text{g/L}$  で変動しており、塩分と有意な負の相関関係が、また Chl a 濃度と有意な正の相関関係が認められ (Table 1)、午前中に低く、午後に高い傾向があった (Fig. 3e)。PIP 濃度は 6.44 ~ 26.1  $\mu\text{g/L}$  で変動しており、その変動傾向は概ね POP 濃度の変動と類似していたが、7:00 および 14:00 にそれぞれ 26.1, 23.8  $\mu\text{g/L}$  と高い値が見られた (Fig. 3e)。PIP/PP 比は 0.35 ~ 0.64 で変動しており、7:00 および 14:00 にそれぞれ 0.64 および 0.61 と高い値が観測され、12:00 の満潮時に最も低い値 (0.35) が観測された。POC 濃度は 393 ~ 1129  $\mu\text{g/L}$  の範囲で変動し、

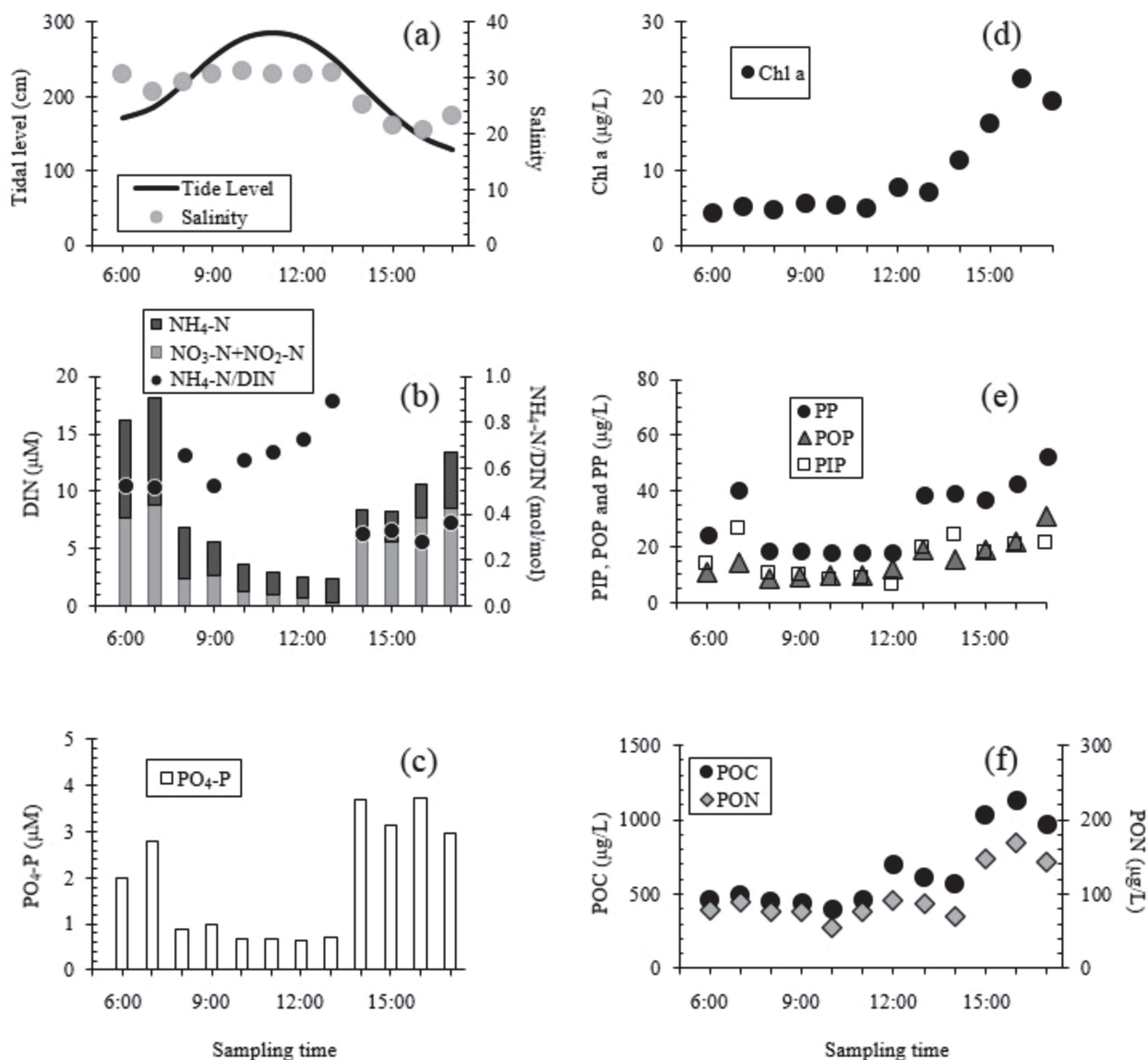


Fig. 3. Temporal changes of tidal level and salinity (a), DIN (b),  $\text{PO}_4\text{-P}$  (c), Chl a (d), POP, PIP and PP (e) and POC and PON (f) at Stn. b during observation between high and low tide in August.

16:00に最大値(1129  $\mu\text{g/L}$ )を示し、Chl a濃度と類似した変動傾向を示した(Fig. 3f)。PON濃度は55.8~169  $\mu\text{g/L}$ の範囲で変動し、16:00に最大値(169  $\mu\text{g/L}$ )を取り、Chl a濃度およびPOC濃度と類似した変動傾向を示した(Fig. 3f)。高いChl a濃度時の9月、11月も各パラメーターの変動は、概ねこの8月とよく似た傾向を示していた。

### 3.2.2 低いChl a濃度時(7月)の一潮汐観測結果

Chl a濃度の低かった7月の観測における塩分は、6:00~9:00において低く、7.7~8.5の範囲で変動していた。干潮時前後の10:00~14:00において塩分は13.3~14.8で変動し、15:00以降は上げ潮に伴い、塩分は24.5まで上昇した(Fig. 4a)。平常時の本干潟の満潮時の塩分は概ね30程度であるが(Fig. 2b)、7月の観測

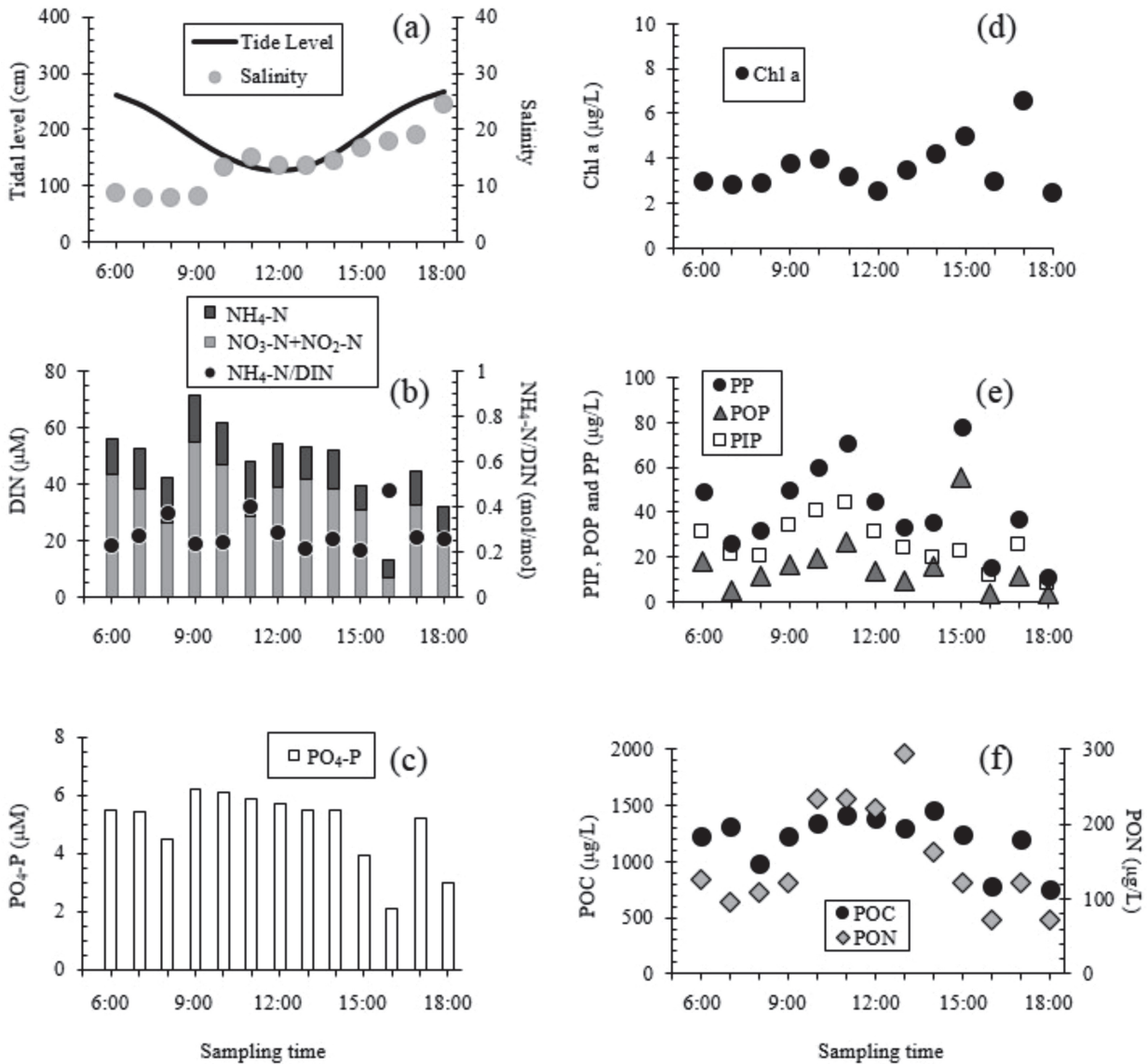


Fig. 4. Temporal changes of tidal level and salinity (a), DIN (b),  $\text{PO}_4\text{-P}$  (c), Chl a (d), PIP, POP and PP (e) and POC and PON (f) at Stn. b during observation between high and low tide in July.

においてこのように低い塩分が観測されたことについては、7月3日から5日にかけて20 mm程度の降雨が観測されており(気象庁, 2010), 新川および春日川の河川流量が増加し、観測日の7月6日の午前中に干潟に多量の河川水が流入していたことが考えられた。DIN濃度は14~72  $\mu\text{M}$ で変動しており、16:00に $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N}$ が7.2  $\mu\text{M}$ 、DINが14  $\mu\text{M}$ と低い値が観測されたが、概ね午前中には高く、午後の満潮時に向かって減

少していく傾向が見られた。また、DINの53~79%を $\text{NO}_3\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N}$ が占めており、7月の $\text{NH}_4\text{-N/DIN}$  (0.21~0.47, 平均0.29)は8月(0.28~0.89, 平均0.54)と比較すると低かった(Fig. 4b)。 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は2.1~6.2  $\mu\text{M}$ の範囲で変動しており、その変動傾向はDINと類似していた(Fig. 4c)。図には示さないが、7月のDINおよび $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は他の観測月と比較して約2~5倍高かった。Chl a濃度は2.48~6.56  $\mu\text{g/L}$ で変動しており、



他の月と比較して低かった (Fig. 4d)。7月の観測では8月の午後に見られたような栄養塩濃度の上昇に伴うChl a濃度の増加 (Fig. 3d) は見られなかった。POP濃度は3.41～55.5  $\mu\text{g/L}$ の範囲で変動しており、15:00に55.5  $\mu\text{g/L}$ と高い値が観測されたが、それ以外の時間では他の観測月と同程度のPOP濃度であり (Figs. 2e, 3e), 概ね干潮時に高く、満潮時に低い傾向があった (Fig. 4e)。PIP濃度は7.83～44.0  $\mu\text{g/L}$ の範囲で変動しており、干潮時に高く、満潮時に低い傾向があった (Fig. 4e)。また、PIP濃度は他の観測月と比較して、2～6倍と高かった。POP濃度は他の観測月と同程度であったため (Fig. 2e), 7月の干潟直上水中のPIP/PP比は0.29～0.79 (平均0.65) と他の月と比較して高かった。POC濃度は751～1195  $\mu\text{g/L}$ の範囲で変動していた。また、PON濃度は71.9～233  $\mu\text{g/L}$ の範囲で変動していた。8月同様に、POCとPON濃度の変動傾向は類似していた (Fig. 4f)。なお、低いChl a濃度時の5月の懸濁態有機物 (POC, PON および POP) 濃度の変動は、この7月同様にそれぞれChl a濃度との間に有意な相関関係が認められなかった。

### 3.3 堆積物表層のリン含量

年間を通して干潟における表層堆積物中のリン量を測定した結果、そのリン含量は有機態リン (OP), 無機態 (IP) とともに3月から6月にかけて低く、8月と12月に極大値をとり、それぞれ144～27.2, 47.8～73.0  $\mu\text{g/g dw}$ であった。また堆積物全リン中の無機態の割合 (IP/TP) は0.71～0.80, 平均0.75であった (Fig. 5)。干潟直上水中のPIP/PP比が0.12～0.79であったことと比較すると、堆積物中のリンは無機態に富んでおり、有機態、無機態の組成比は年間を通してほぼ一定であった。

## 4. 考察

### 4.1 河川、干潟および干潟沖合の懸濁態リンおよび堆積物に含まれるリンの特徴

満潮トランセクト観測の結果、河川水中では高濃度のPP (106～173  $\mu\text{g/L}$ ) が観測されており、干潟直上水

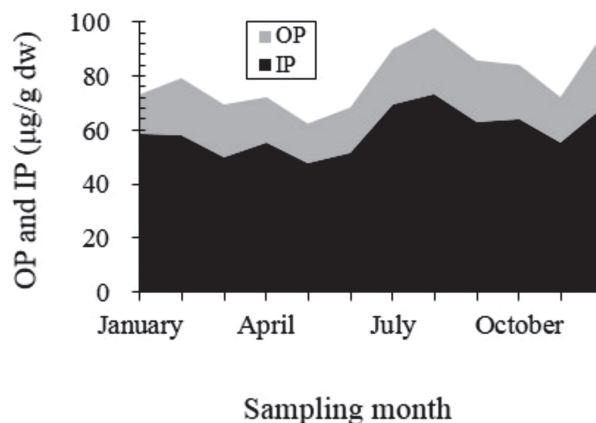


Fig. 5. Monthly changes of Organic Phosphorus (OP) and Inorganic Phosphorus (IP) in surface sediment of tidal flat (Stn. B).

(11.1～49.3  $\mu\text{g/L}$ )あるいは干潟沖合の海水 (7.06～10.8  $\mu\text{g/L}$ )と比較して高かった (Fig. 2)。また、河川水中では非常に高いChl a濃度が観測されており (21.0～116  $\mu\text{g/L}$ ), 干潟や干潟沖合の海水と比較して懸濁態有機物の量が多いことは明らかである。一方、河川水中のPIP/PP比は0.32～0.69と干潟直上水中 (0.29～0.63)と同程度であり、河川水中のPIP濃度はPOP濃度同様に高いと考えられる。

干潟直上水中のPP濃度は、7月を除けば塩分と有意な負の相関関係が認められた (Table 1)。このことは、干潟直上水中のPP濃度の変動には、河川由来粒子の影響が大きいことを意味する。一方、図には示さないが、7月を除く4回の一潮汐観測における干潟直上水の塩分とPP濃度との間に得られた回帰式のy軸切片、すなわち塩分0におけるPP濃度は、各観測月の河川水中のPP濃度の平均76%であり、仮に干潟におけるPPが全て河川水由来懸濁物と仮定しても、河川から負荷されたPPは、干潟に輸送される間に少なくとも24%消失していると見積もられた。一見ら (2011)も本干潟の上流域でPPが消失していることを報告しているが、これは、河川から負荷された懸濁物が流速の変化や凝集によって沈降 (菊池, 1993; 杉本・首藤, 1988), あるいは低塩分域でPIPからリンが遊離 (Lebo, 1991)した可能性が考えられる。

一方、干潟沖合のPPの観測月毎の変動は、干潟直上

と比較すると小さかった (Figs. 2e, f)。また、干潟沖合では、PP, POP および PIP 濃度はそれぞれ 7.06 ~ 10.8, 4.16 ~ 6.60, 2.90 ~ 4.18  $\mu\text{g/L}$  であり、干潟直上の PIP 濃度 (11.1 ~ 49.3  $\mu\text{g/L}$ ) と比較して著しく低かった (Figs. 2e, f)。これは、河口から干潟域を通じて干潟沖合へ粒子が運ばれる間に、PP が希釈、沈降あるいは海水中に一部のリンが溶存態として遊離する過程が存在し (例えば、城, 1987)、沖合では干潟の粒子の影響が小さくなると考えられた。

干潟の堆積物の IP/TP 比は 0.71 ~ 0.80 で干潟直上懸濁物のそれ (PIP/PP = 0.29 ~ 0.63) と比較して高く、ほぼ一定であった (Fig. 5)。これは、有機態リンの分解が、生物活性の高い沿岸域で特に卓越しており (Benitez-Nelson, 2000)、沿岸域の中でも特にベントスや微生物といった生物量の多い干潟において、粒子が沈降する間もしくは堆積物直上で速やかに有機物が分解される可能性が考えられる。従って、干潟堆積物表層においては、干潟水柱の粒子と比較して、オルトリン酸が粒子に吸着したような無機的な PP、すなわち PIP が相対的に多く存在すると考えられた。

#### 4.2 干潟における PIP の挙動

満潮時トランセクト調査における観測月毎の干潟直上

の PIP 濃度の変動 (3.26 ~ 30.9  $\mu\text{g/L}$ ) は、河川の観測月毎の PIP 濃度の増減 (34.1 ~ 101  $\mu\text{g/L}$ ) と同様の変動を示していた (Fig. 6)。すなわち、河川の PIP 濃度が高い観測月には干潟直上の PIP 濃度も高かった。また、一潮汐連続観測における干潟直上の PIP 濃度は、7月の塩分を除いて、塩分および潮位との間に負の相関関係を示した (Table 1)。Lebo (1991) は低塩分 (塩分 < 12) の河口域において、PIP の主形態が鉄およびアルミニウム結合態のリンであり、それらの 48% 程度が塩分の増加に伴い溶出することを報告している。本干潟域では河川水中の PIP 濃度が干潟水中の 3.3 ~ 11 倍と高く (Fig. 6)、河川から供給される PIP の一部が干潟域に供給される過程で溶出したとしても、河川由来 PIP が干潟水中の PIP に与える量的な影響は大きいと考えられた。さらに、干潟直上水中の PIP/PP 比の観測月ごとの変動傾向が、河川水中の PIP/PP 比の変動傾向とよく一致していた (干潟 PIP/PP 比 : 河川水 PIP/PP 比 = 0.904 ~ 1.04 : 1) ことから、干潟直上水中の PIP 濃度の変動は、河川あるいは干潟上流から負荷される河川由来の粒子の影響が大きいと考えられた。

一方、Chl a 濃度が高かった 8 月の潮位に対する PIP/PP 比の変動に着目すると、潮位が干潮 (128 cm) と満潮 (287 cm) の中間にあたる約 200 cm の時 (最も潮流が強い時) に PIP/PP 比が最大 0.64 まで上昇する傾向

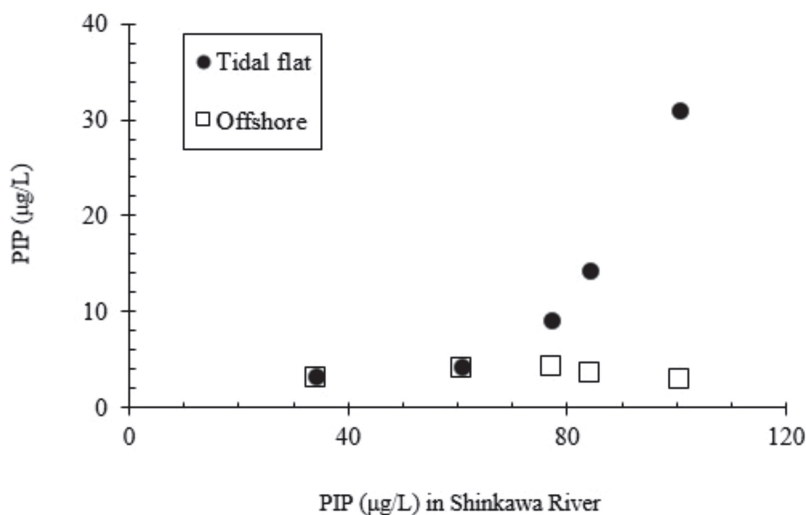


Fig. 6. Relationships between PIP in Shinkawa River (Stn. RBR), in the tidal flat (Stn. b) and in the offshore (Stn. Y2 or YB).

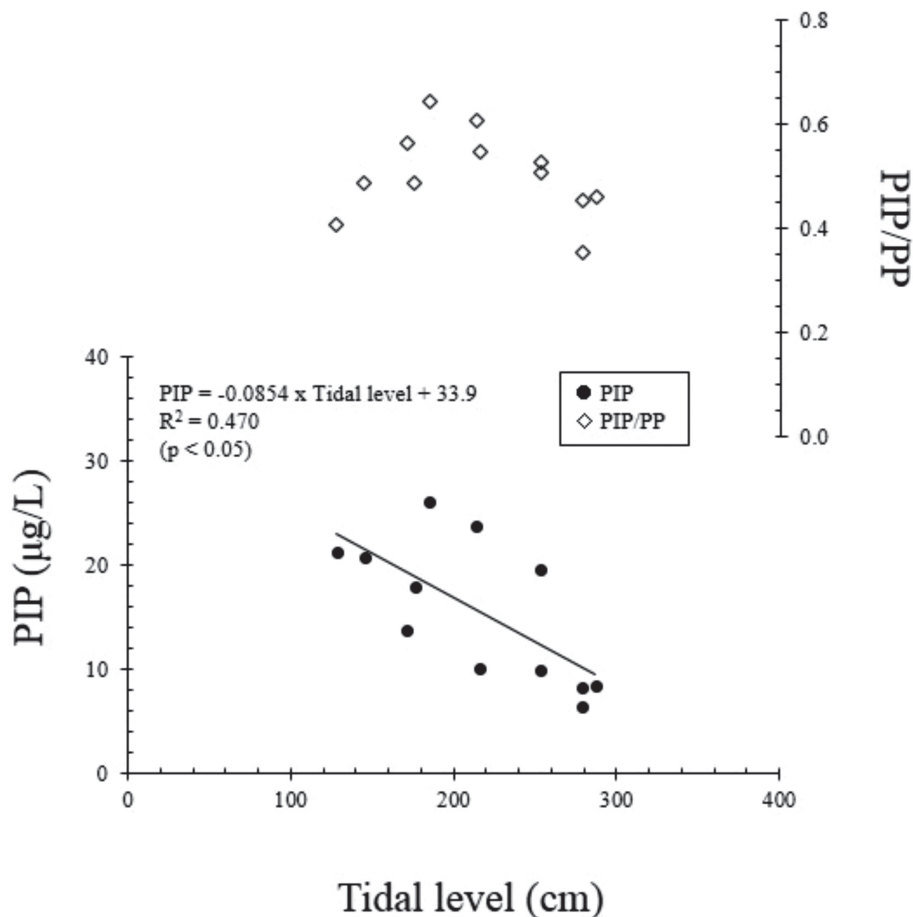


Fig. 7. Temporal changes of PIP and PIP/PP ratio with tidal level at Stn. b in August.

が見られた (Fig. 7)。同観測日の河川水中および沖合の PIP/PP 比はそれぞれ 0.45, 0.39 であり、干潟直上の PIP/PP 比 (0.35 ~ 0.64) と同程度か、むしろ低く、河川由来粒子および沖合由来粒子が干潟直上の PIP/PP 比を上昇させたとは考え難い。従って、8月の干潟直上 PIP/PP 比の上昇は、最も潮汐流が速い時間に、高い IP/TP 比 (0.71 ~ 0.80) を持つ堆積物粒子が再懸濁したと考えられた。また、8月の 8:00 および 13:00 において  $\text{NH}_4/\text{DIN}$  の極大値 (0.66 および 0.89) が観測され (Fig. 3b)、同時刻において、 $\text{NH}_4\text{-N}$  を含む堆積物の巻き上げとともに海水中に  $\text{NH}_4\text{-N}$  が供給された (首藤・吉本, 1999) ことが考えられた。以上のように、干潟では、満潮と干潮の間の、潮位の変動が大きいときに堆積物の再懸濁と思われる効果が認められた。ただし、干潟

直上水中の PIP 濃度の変動が、塩分および潮位と相関関係にあり (Table 1, Fig. 7)、また、観測月毎の河川水中の PIP 濃度と干潟水中の PIP 濃度の増減は同様の傾向が見られており (Fig. 6)、干潟直上の PIP の濃度の変動は、主に河川由来の PIP の影響を示唆するものであった。このように干潟直上の PIP 濃度変動は河川由来の PIP に強く影響されると考えられ、堆積物の再懸濁の影響は量的には小さいと考えられた。

前述のように、干潟域の PIP 濃度変動は主に河川由来粒子の多寡に因ると考えられた。一方、干潟の沖合の PIP 濃度は 2.90 ~ 4.69  $\mu\text{g/L}$  であり、満潮時の干潟直上の PIP 濃度 (3.26 ~ 30.9  $\mu\text{g/L}$ ) あるいは河川水中の PIP 濃度 (34.1 ~ 101  $\mu\text{g/L}$ ) と比較するとその値は低く、変動も小さかった (Figs. 6, 8)。すなわち、河川水

中の PIP 濃度および干潟直上の PIP 濃度が大きく変動しているにもかかわらず、沖合域の PIP 濃度には大きな変動を認められず、ほぼ一定の濃度を示していた。PIP は懸濁態無機物に吸着したリンであり (Lebo, 1991; Ruttenberg, 1992), このようなリンは河口域において、塩分の増加に伴い懸濁態無機物から遊離することが知られている (Lebo, 1991; Suzumura *et al.*, 2004)。しかしながら 7 月以外の観測では干潟直上と沖合の塩分はほぼ同程度であったため (Figs. 2b, c), 干潟域と干潟沖合の間で粒子から遊離するリンはほとんど無かったと考えられる。このため、干潟潮下帯における PIP の消失は、PIP が表層水中から沈降および拡散した可能性が考えられる。いずれにしても、干潟域で見られた河川由来の PIP は干潟 (Stn. b) からわずか 0.76 km 沖 (Stn. Y2) ではその影響がほぼ認められなかった。また、干潟直上の塩分が低かった 7 月では Stn. Y2 で  $59.2 \mu\text{g/L}$  と高い PIP 濃度が観測されたが、その沖合の Stn. YB では  $2.90 \text{ g/L}$  と他の観測時と同程度の PIP が認められた (Fig. 2f)。このように、干潟 (Stn. b) から 2.3 km 沖合の Stn. YB では干潟域で見られたような河川水由来の粒子の影響は認められなかった (Fig. 6)。

以上のように、干潟直上水中の PIP 濃度は、堆積物

の再懸濁の影響も受けているが、主に河川水由来の PIP によって変動していた。また、そのような河川由来の PIP は干潟潮下帯で沈降あるいは拡散したと考えられ、干潟沖合では河川由来の PIP の影響が認められなかった。また、干潟堆積物表層には多量の PIP が存在するものの、干潟直上水中の PIP に対して、堆積物由来無機物の量的な寄与は小さいと考えられた。

### 4.3 干潟における POP の挙動

Chl a 濃度は河川水 > 干潟域直上水 > 沖合海水の順で高かった。従って、高い Chl a 濃度 ( $21.0 \sim 116 \mu\text{g/L}$ ) の河川水が低い Chl a 濃度 ( $1.10 \sim 4.21 \mu\text{g/L}$ ) の沖合海水によって希釈されることで干潟直上水中の Chl a 濃度が決定されているとすれば、干潟直上水中の塩分と Chl a 濃度との間に有意な相関関係が得られるはずである。しかしながら、干潟直上水中の Chl a 濃度は 8 月に塩分および潮位と、11 月に塩分との間に負の相関関係が見られたが、5 月、7 月および 9 月は塩分あるいは潮位のいずれとも有意な相関関係が認められなかった (Table 1)。このように、干潟では Chl a 濃度の高い河川水が Chl a 濃度の低い沖合海水に希釈されるだけでなく、干

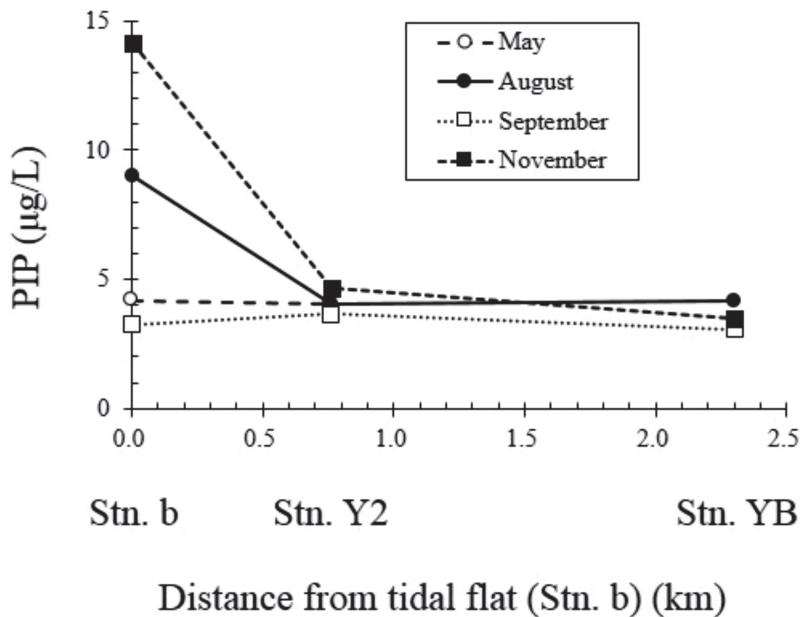


Fig. 8. Horizontal changes of PIP between tidal flat (Stn. b) and offshore (Stn. YB).



潟直上での一次生産や、PPで見られた干潟上流での河川由来粒子の沈降が、干潟直上水中のChl a濃度の変動に影響していたと考えられた。

海洋では一般的にChl a濃度とPOC濃度やPON濃度の間には正の相関関係が認められる。これは水中の懸濁粒子が主に植物プランクトンおよびその分解物に由来するためである(Parsons, 1963)。事実、本干潟の沖合として播磨灘を考えると、多田ら(2004)が報告しているように、Chl a濃度とPOCおよびPON濃度との間には有意な正の相関関係が得られる。しかしながら、干潟直上の水柱に浮遊する懸濁態有機物は、干潟で増殖した藻類、干潟上流の河川由来の懸濁態有機物、干潟沖合から流入した懸濁態有機物、および干潟堆積物から再懸濁した有機物によって構成されていることが予想される。前述のような干潟におけるChl a濃度の変動傾向を考慮すると、POC、PONおよびPOP濃度の変動はPIPと異なり、塩分や潮位以外の要素からも影響を受けていると予想される。

本研究では、Chl a濃度が高かった8月、9月および11月の3回の観測において、Chl a濃度とPOC・PONおよびPOP濃度との間に正の相関関係が認められたことから(Table 1)、干潟直上水中の懸濁態有機物濃度の変動は植物プランクトンの増減が強く反映されていると考えられた。一方、Chl a濃度の低かった5月および7月はChl a濃度とPOP、POCおよびPON濃度との間に有意な相関関係は認められず(Table 1)、両観測月の懸濁態有機物濃度の変動に対して、植物プランクトン以外の有機物(例えばデトリタスや陸起源粒子など)の影響が大きいと考えられた。

各月の干潟直上水中のPOPとChl a濃度の比率(POP/Chl a比)を見てみると、Chl a濃度の高かった8月、9月および11月は $1.8 \pm 0.55$ 、 $2.8 \pm 0.97$ および $2.0 \pm 1.0$  g/gであったのに対し、Chl a濃度の低かった5月および7月は $6.8 \pm 4.3$ および $4.3 \pm 2.9$  g/gと高かった。瀬戸内海のPOC/Chl a比(g/g)を56(多田・森下, 1997)、POC/POP(mol/mol)をレッドフィールド比の106と仮定すると、POP/Chl a比は1.4(g/g)と算出される。8月、9月および11月の干潟直上水中のPOP/Chl a比が概ねこの数値(1.4 g/g)に近かったことから、これら3回の観測では、干潟直上水中の懸濁態有機物は主に植物プラ

ンクトンに由来するものと考えられる。また、8月、9月および11月の3回の観測におけるChl a濃度とPOP濃度の回帰式のy軸切片はそれぞれ観測日の平均POP濃度の42、17、12%であった。特に9月および11月はこの回帰式のy軸切片が小さいことから、干潟直上水中のPOPに対する植物プランクトンの寄与が大きいと考えられた。

一方、Chl a濃度の低かった5月および7月には、干潟直上水中のChl a濃度とPOC、PONおよびPOP濃度との間に有意な相関関係は認められず(Table 1)、POP/Chl a比もそれぞれ $6.8 \pm 4.3$ および $4.3 \pm 2.9$  g/gと高かった。これらの結果より、5月および7月のPOP/Chl a比が高かった背景には、例えば河川を通して負荷される植物プランクトンに由来しない陸域由来の有機物の寄与が大きかったこと等が考えられる。しかしながら、5月および7月の河川水中のPOP/Chl a比はそれぞれ3.4、2.2 g/gであり、河川由来粒子の負荷によって干潟直上のPOP/Chl a比( $6.8 \pm 4.3$ および $4.3 \pm 2.9$  g/g)が高くなったとは考え難い。一方、干潟上流における河川由来粒子の沈降について4.1.で述べたが、鷺見(2008)は広島県太田川において塩分0.35で懸濁態有機物の凝集が起こっていることを報告しており、汽水域に負荷された淡水の植物プランクトンが低塩分域で沈降していた可能性が考えられた。河川由来粒子が干潟に負荷される過程で一様に沈降するのではなく、淡水植物プランクトン粒子が優先的に沈降し、陸起源粒子やデトリタスのような植物プランクトン以外の有機物の割合が高くなると考えれば、5月および7月のように干潟直上に高いPOP/Chl a比の粒子が存在することが考えられる。いずれにしても、このような干潟直上水中の高いPOP/Chl a比は、干潟直上水中のChl a濃度が比較的低かった5月および7月(Fig. 2b)においてのみ認められた。

以上のように、干潟のPOP濃度は、沿岸域同様に、基本的には干潟域の植物プランクトンの現存量によって変動する(8月、9月および11月)。一方で、低Chl a濃度時(5月および7月)はPOP/Chl a比が高かったことから、陸起源粒子やデトリタスなど植物プランクトン以外の有機物の寄与が相対的に大きいことが示唆された。リンを指標として懸濁態有機物の挙動を考察すると、干潟直上水中の懸濁態有機物のソースは、主に植物



プランクトンと考えられた。河川由来の淡水植物プランクトンは干潟の上流で沈降していると思われるが、干潟域の懸濁粒子の POP/Chl a 比が概ね植物プランクトンの値 (1.4 g/g) と同程度であったことは、干潟域の現地性植物プランクトンの懸濁態有機物に対する寄与が大きいことがうかがえる。

#### 4.4 干潟の塩分変化と PO<sub>4</sub>-P および懸濁態リンの変動

リンは粒子に対し強い吸着性があるとともに (Fang, 2004), 低塩分域 (0 ~ 15 psu) における塩分の増加に伴う粒子からの PO<sub>4</sub>-P の遊離 (Lebo, 1991, Fang, 2000; Lin *et al.*, 2012) あるいは堆積物表層の還元化に伴うリンの溶出 (鈴村ら, 2003) が報告されている。しかしながら、本研究において、干潟直上水中の PO<sub>4</sub>-P 濃度は 5 回の観測のいずれにおいても塩分と負の相関関係にあり (Table 1), PO<sub>4</sub>-P は塩分に対して見かけ上、保存的な分布を示した。DIN も 8 月を除けばその濃度は塩分と負の相関関係が認められた (Table 1)。降水の影響があった 7 月を除けば干潟の塩分は概ね 20 ~ 30 であり、本干潟域において、上述のような低塩分での懸濁態-溶存態の物理化学的なリンの変化が見られなかったか、あったとしてもその影響は小さく、栄養塩濃度は窒素、リンともに似たような挙動を示したと考えられる。従って、干潟における栄養塩の変動は、高濃度の河川水と低濃度の沖合海水の混合によって起こり、塩分によってほぼ一義的に濃度が決定していたと考えられる。

一方、PIP および POP 濃度は塩分との間に概ね負の相関関係が見られたが (Table 1), 5 月および 7 月のように、観測月によっては塩分と有意な相関性が得られない場合もあった。これは、前述のように本研究の干潟において懸濁物が河川から供給された粒子のみで構成されているのではなく、干潟植物プランクトンの一次生産等の影響を受け、単純な河川-海水の希釈だけでその濃度が決定されないことを示している。Lin *et al.* (2012) はセントルイス湾河口域におけるリンの形態変化は、生物による栄養塩の利用や生産といった生物的な影響よりも、希釈や拡散、あるいは物理化学的な影響が大きいと推察している。本研究においても、PO<sub>4</sub>-P は植物プランクトンによる取り込みのような生物的な影響は認めら

れず、河川水と海水の混合および希釈を示すような変動が認められたが、懸濁態のリンはそうでは無かった。本干潟は水中だけでなく、底生の微細藻類による一次生産量が高く (門谷, 1999; 屋良ら, 2006), 高濃度の栄養塩に応答した水柱内での高い生物生産があり、特に懸濁有機物の挙動は、塩分の変動だけでは説明できないと考えられた。また、本研究の 5 回の一潮汐観測における干潟の PO<sub>4</sub>-P/PP 比は平均 2.3 (mol/mol) であり、PO<sub>4</sub>-P として存在するリンが懸濁態のリンの 2 倍以上あった。Fang (2004) はリンの主形態が溶存態無機リンである東シナ海において、浮遊懸濁物量および懸濁態鉄濃度が高い海域では粒子 1 g あたりの PIP 含量が高く、同時に海水中の PIP 濃度が高くなる傾向があるが、溶存無機態のリン濃度の変動は粒子あるいは PIP の挙動に対して一定の傾向が見られないことを報告している。従って、PO<sub>4</sub>-P が豊富にある海域では、粒子からのリン (PO<sub>4</sub>-P) の遊離があったとしても、溶存態のリンに対する影響は比較的小さいと考えられる。本干潟においても、PO<sub>4</sub>-P の変動に対して一次生産あるいは懸濁物からの PO<sub>4</sub>-P の遊離のような懸濁態-溶存態の形態変化の影響が相対的に小さく、PO<sub>4</sub>-P が塩分によって一義的に決定される一方で、懸濁態のリンの変動が河川水と沖合海水の混合だけでなく、植物プランクトンの増殖などの影響を受けると考えられる。

## 5. 結論

新川・春日川河口干潟域において観測を行い、懸濁態のリンを有機態と無機態に分別定量した結果、以下のことが明らかとなった。干潟における PIP は主に河川水由来のものと考えられた。この河川水由来の粒子は干潟と沖合の間、約 2 km で沈降し、沖合では PIP に対する河川水由来の粒子の影響が認められず、観測を通して沖合の PIP 濃度はほぼ一定であった。一方、干潟における懸濁態有機物は主に現地性植物プランクトンの影響を示唆するものであったが、増水時 (7 月) など、観測月によっては陸起源粒子やデトライタスのような、植物プランクトン以外の粒子の影響も認められた。このように、干潟域において POP と PIP は必ずしも同じような挙動を示さず、それぞれ異なるソースによって変動して

いることが示唆された。干潟域あるいは沿岸域の粒子の挙動を知るためには、懸濁態リンを無機態と有機態に分画定量することにより、より詳細な知見が得られることが本研究より示された。

## 謝 辞

本研究を実施するにあたり、香川大学瀬戸内圏研究センター庵治マリンステーションの岸本浩二技術職員には多大な尽力をいただいた。厚く御礼申し上げます。

## References

- Aspila, K. I., H. Agemian and A. S. Y. Chau (1976): A Semi-automated Method for the Determination of Inorganic, Organic and Total Phosphate in Sediments. *Analyst*, **101**, 187–197.
- Benitez-Nelson, C. R. (2000): The biological cycling of phosphorus in marine systems. *Earth-Science rev.*, **51**, 109–135.
- Cai, Y. and L. Guo (2009): Abundance and variation of colloidal organic phosphorus in riverine, estuarine, and coastal waters in the northern Gulf of Mexico. *Limnol. Oceanogr.*, **54** (4), 1393–1402.
- Cai, Y., L. Guo, X. Wang, A. K. Mojzic and D. G. Redalje (2012): The source and distribution of dissolved and particulate organic matter in the Bay of St. Louis, northern Gulf of Mexico. *Estua. Coast. Shelf Sci.*, **96**, 96–104.
- Conley, D. J., W. M. Smith, J. C. Cornwell and T. R. Fisher (1995): Transformation of particle-bound phosphorus at the land-sea interface. *Estua., Coast. Shelf Sci.*, **40**, 161–176.
- Fang, T. H. (2000): Partitioning and Behaviour of Different Forms of Phosphorus in the Tanshui Estuary and One of its Tributaries, Northern Taiwan. *Estua. Coast. Shelf Sci.*, **50**, 689–701.
- Fang, T. H. (2004): Phosphorus speciation and budget of the East China Sea. *Cont. Shelf Res.*, **24**, 1285–1299.
- Froelich, P. N., M. L. Bender, N. A. Luedtke, G. R. Heath and T. De Vries (1982): The marine phosphorus cycle. *Am. J. Sci.*, **282**, 474–511.
- Hedges, J. I. and J. H. Stern (1984): Carbon and nitrogen determination of carbonate-containing solids. *Limnol. Oceanogr.*, **29** (3), 657–663.
- Holm-Hansen, O., C. J. Lorenzen, R. W. Holmes and J. D. H. Strickland (1965): Fluorometric determination of chlorophyll. *J. Cons. perm. int. Explor. Mer.*, **30**, 3–15.
- 一見和彦, 濱口佳奈子, 山本昭憲, 多田邦尚, 門谷茂 (2011): 新川・春日川河口干潟域(瀬戸内海備讃瀬戸)におけるリンの収支. 沿岸海洋研究, **48** (2), 167–178.
- 城久 (1987): 大阪湾におけるリンの循環. 沿岸海洋研究ノート, **24** (2), 158–168.
- 菊池泰二 (1993): 干潟生態系の特徴とその環境保全の意義. 日本生態学会誌, **43**, 223–235.
- 気象庁 (2010): 気象統計情報, 過去の気象データ, 香川県高松市, [http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php?prec\\_no=&block\\_no=&year=2010&month=&day=&view=](http://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php?prec_no=&block_no=&year=2010&month=&day=&view=).
- Krom, M. D. and R. A. Berner (1981): The diagenesis of phosphorus in a nearshore marine sediment. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **43**, 1075–1091.
- Lebo, M. E. (1991): Particulate-bound phosphorus along an urbanized coastal plain estuary. *Mar. Chem.*, **34**, 225–246.
- Lin, P., M. Chen and L. Guo (2012): Speciation and transformation of phosphorus and its mixing behavior in the Bay of St. Louis estuary in the northern Gulf of Mexico. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **87**, 283–298.
- Liu, H. and B. Yin (2007): Annual cycle of carbon, nitrogen and phosphorus in the Bohai Sea: A model study. *Cont. Shelf Res.*, **27**, 1399–1407.
- Loassachan, N., S. Meksumpun, K. Ichimi and K. Tada (2008): Elemental composition of suspended particulate matter in Bangpakong River Estuary, Thailand. *La mer*, **46**, 19–27.
- Martin, J. M. and M. Meybeck (1979): Elemental mass-balance of material carried by major world rivers. *Mar. Chem.*, **7**, 173–206.
- 門谷茂 (1999): 沿岸浅海域における物質循環—潮下帯から河口干潟まで—. 水環境学会誌, **22** (7), 13–18.
- Murphy, J. and J. P. Riley (1962): A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta.*, **27**, 31–36.
- Parsons, T. R. (1963): Suspended organic matter in sea water. *Prog. Oceanogr.*, **1**, 203–239.
- Ruttenberg, K. C. (1992): Development of a sequential extraction method for different forms of phosphorus in marine sediments. *Limnol. Oceanogr.*, **37**, 1460–1482.
- 杉本隆成, 首藤伸夫 (1988): 第1章 河口・沿岸域の環境特性, 14 懸濁粒子の輸送と堆積, P. 14–17, 河口沿岸域の生態学とエコテクノロジー (栗原康編著), 東海大学出版, 東京.
- 鷺見栄一 (2008): 懸濁粒子の粒径分布の現地測定 (5) 河口汽水域での懸濁粒子の集積. 海洋と生物, **30** (4), 555–563.
- Suzumura, M., H. Kokubun and N. Arata (2004): Distribution and Characteristics of suspended particulate matter in a heavily eutrophic estuary, Tokyo Bay, Japan. *Mar. Poll. Bull.*, **49**, 496–503.
- 鈴木昌弘, 國分治代, 伊藤学 (2003): 東京湾における堆積物—海水間のリンの挙動. 海の研究, **12**, 501–516.
- 鈴木昌弘, 小川浩史 (2001): 東京湾における夏季表層水中の有機態炭素・窒素・リンの分布. 沿岸海洋研究, **38**, 119–129.
- 首藤俊雄, 吉本宗央 (1999): 有明海湾奥部における底泥からの栄養塩の溶出—I—溶存態窒素—, 佐有水研報, **19**, 9–16.
- 多田邦尚, 森下政和 (1997): 内湾における化学環境と低次栄養段階の生物量の変動. 香川大学農学部学術報告, **49**, 35–47.
- 多田邦尚, 山口一岩, 一見和彦, S. Srithongouthai (2004): 夏季の瀬戸内海・播磨灘の表層水中の粒状物の化学組成. 海と空, **79** (4), 89–95.
- Tanaka, K., K. Sugahara, Y. Ohwaki and P. S. Choo (1998): C, N, P composition of suspended matter in Matang mangrove estuary, Malaysia. *JARQ*, **32**, 153–158.
- van der Zee, C., N. Roevros and L. Chou (2007): Phosphorus speciation, transformation and retention in the Scheldt estuary (Belgium/The Netherlands) from the freshwater tidal limits to the North Sea. *Mar. Chem.*, **106**, 76–91.
- 屋良由美子, 柳哲雄, 門谷茂 (2006): 干潟底生生態系の季節変動に関する数値モデル. 海の研究, **15** (1), 53–65.
- Yu, Y., J. Song, X. Li, H. Yuan and N. Li (2012): Distribution, sources and budgets of particulate phosphorus and nitrogen in the East China Sea. *Cont. Shelf Res.*, **43**, 142–155.

## Behavior of phosphorus in particles in Shinkawa and Kasugagawa estuarine tidal flat, Bisan-seto, Seto Inland Sea, Japan

Toshimasa Asahi<sup>1,2</sup>, Saki Takemoto<sup>1</sup>, Kazuhiko Ichimi<sup>3</sup>,  
Hitomi Yamaguchi<sup>1</sup> and Kuninao Tada<sup>1</sup>

### Abstract

In order to identify the behavior of particles in the tidal flat, one-tidal time-series surveys were carried out five times during May and November, 2010 in Shinkawa-Kasugagawa estuarine tidal flat where is located in the eastern Seto Inland Sea, Japan, and particulate phosphorus was measured dividing organic and inorganic forms. Nutrients were negatively correlated with salinity except dissolved inorganic nitrogen in August. It suggests that nutrient concentrations were regulated by both nutrient discharge from riverine water and the dilution by offshore seawater. However, particulate organic phosphorus (POP) and inorganic phosphorus (PIP) were not always correlated with salinity. POP, on the other hand, often correlated with Chl a, and moreover, POP/Chl a ratios in tidal flat water were similar with those of phytoplankton. These results suggested that standing stock of phytoplankton largely affected the composition of particulate organic matter in the tidal flat. When concentrations of Chl a in the tidal flat water were low, POP/Chl a ratios were high, suggesting that phytoplankton was scarcely contributed but other particles, such as the terrestrial and detrital particles, largely contributed to particles in the tidal flat. PIP had a good correlation with salinity except July, which suggests that riverine particles affected PIP in the tidal flat. Moreover, it was scarcely observed that resuspension of the sediment affected PIP in the tidal flat.

**Key words** : Tidal flat, particulate phosphorus, river discharge, resuspension

(Corresponding author's e-mail address: silhouette\_of\_asahi@yahoo.co.jp)

(Received 29 April 2013; accepted 12 October 2013)

(Copyright by the Oceanographic Society of Japan, 2014)

---

1 Faculty of agriculture, Kagawa University, Miki, Kagawa 761-0795, Japan

2 The united graduate school of agricultural sciences, Ehime University, Tarumi, Matsuyama City, Ehime 790-8566, Japan

3 Seto Inland Sea regional research center, Kagawa University, Aji, Takamatsu City, Kagawa 761-0130, Japan

Corresponding author: Toshimasa Asahi; Faculty of agriculture, Kagawa University

Address: Miki, Kagawa 761-0795, Japan

TEL: +81878913148 FAX: +81878913148

e-mail: silhouette\_of\_asahi@yahoo.co.jp