

降水量の少ない地域における水質汚濁の著しい河川から 沿岸海域への有機物の供給*

山田 佳裕**・三戸 勇吾†,††・堤 裕昭‡

Supply of Organic Matter from a Polluted River to the Coastal Zone in a Region with Small Precipitation

Yoshihiro Yamada, Yugo Mito and Hiroaki Tsutsumi

香川県の河川では、河口堰でせき止められた水域に多量の植物プランクトンが存在している。このような河川が多く存在する瀬戸内海では、河川から沿岸海域へ多くの有機物が供給されていると考えられる。 $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ を用いた解析から、河口堰下流の干潟堆積物中の有機物の起源は、河川由来有機物が14~57%、干潟で生産された有機物が4~62%、海域由来有機物が1~67%であった。河川から供給される植物プランクトンを主体とする多くの有機物が干潟に堆積していることがわかった。干潟の底生生物は干潟で生産された有機物を摂食しており、河川由来の有機物は利用されていないことがわかった。河川から多くの有機物が供給されるが、干潟で有効的に活用されていないと考えられる。また、香川県沿岸では河川・干潟起源有機物が干潟直下流の海域へ直接的に供給されている可能性が示された。

In Kagawa Prefecture, the suspended organic matter concentration (phytoplankton origin) was high in waters dammed by the river mouth weir. The supply and circulation of organic matter from the river to the coastal area of the Seto inland sea were studied using $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$. The contribution rates of river-derived organic matter, and that produced in tidal flats and from the sea were 14-57%, 4-62% and 1-67% in order. Organic matter produced in the tidal flats was used by benthos in the tidal flats, however, river-derived organic matter was not used. It was shown that organic matter carried from the polluted river was a major fraction of the organic matter in the tidal flats; however, it was not sufficiently utilized by the tidal flats. It was also considered that river- and tidal flats-derived organic matter directly entered the coastal sea downstream, around Kagawa Prefecture.

キーワード：香川県, 有機物, 河川, 干潟, 食物連鎖

1. はじめに

降水量の少ない地域では、陸域における水利用が効率的に行われ、結果として河川の水質汚濁を促進することがある。瀬戸内海沿岸では、年間降水量が少なく、水田等の水需要のため、効率的な水利用がなされている。河川の流域には多くのため池、河川内には堰が設けられ、水が貯水されている。このように、水が長時間滞留する環境では、本来日本の河川では増殖しにくい植物プラン

クトンが多くなる(村上ほか, 1998¹⁾)。

日本にみられるように、流程の短い河川では、陸上高等植物を主体とした有機物が沿岸海域に供給されており、これが、沿岸域の堆積物中の有機物の源となっている(Wada *et al.*, 1990²⁾; 小川ほか, 1994³⁾; Ogawa *et al.*, 1997⁴⁾; Mishima *et al.*, 1999⁵⁾)。河川水中の窒素やリンの形態も溶存物が占める割合が高く、海域へ供給された後で一次生産に用いられる(才野, 1985⁶⁾; 湯浅, 1994⁷⁾)。一方で、瀬戸内海沿岸の香川県の河川では有機物による水質汚濁が深刻である(Yamada *et al.*, 2010⁸⁾)。香川県において最大流域面積をもつ新川・春日川の河口堰によって形成された止水域の河川水中では多い時で200~600 $\mu\text{g L}^{-1}$ 、年平均でも100~200 $\mu\text{g L}^{-1}$ のクロロフィル *a* が観測されている(Yamada *et al.*, 2010⁸⁾)。これは、日本の河川の堰上流で観測される値の数倍であり、河口における多量の植物プランクトンの

* 2010年8月7日受領, 2011年5月11日受理

** 香川大学農学部

† 香川大学大学院農学研究科

†† 現所属: 復建調査設計株式会社

‡ 熊本県立大学環境共生学部

連絡先: 山田佳裕, 香川大学農学部

〒761-0795 香川県木田郡三木町池戸2393

E-mail: yamaday@ag.kagawa-u.ac.jp

存在を示している。河川における水質汚濁だけでなく、河川やその流域で生産された植物プランクトンが多量に供給されることによって沿岸海域の物質循環や食物連鎖にも大きな影響を及ぼすと考えられる。流域における水環境、特に干潟やその沖合における生態系を保全するためには、河口堰から海域への有機物輸送のメカニズムを明らかにする必要があるといえる。

そこで、香川県の新川・春日川河口域を対象に、有機物生産の高い河川から沿岸域にかけての有機物の輸送及び循環過程を明らかにするための研究を行った。

2. 方 法

2.1 調査対象域および調査の概要

調査対象は四国北東部の讃岐平野中央部に位置する春日川河口干潟及び沿岸域で、春日川は流域面積63 km²、幹川流路延長15.1 kmの河川である（香川県土木部河川課, 1993⁹⁾）。四国の瀬戸内海沿岸では（石鎚山系を源流とする加茂川を除く）、山地の標高が500~1,000 mで、降水量が少ないため、水資源が乏しい。讃岐平野においても、年間平均降水量は全国平均の2/3程度の1,124 mmと少ないことに加え（気象庁 a, 2006¹⁰⁾）、河川の流程が短く、河川水は短時間で海へと至る。そのため、流域や河道にはため池や堰が多く設けられている。春日川においても河道を横断する規模の堰が5つ以上設けられており、上流~中流の河川水は堰で取水される。その一部はため池等を経由して、再び河川に戻され、中下流の堰に貯えられる。水を繰り返し利用する環境のもと、平野部の富栄養化したため池で生産された植物プランクトンは河川に運ばれ、下流の堰に蓄積していると考えられている（Yamada *et al.*, 2010⁸⁾、山田・三戸, 2011¹¹⁾）。先にも述べたように、春日川河口堰によって形成された止水域でも植物プランクトンは多く、年平均の100 µg L⁻¹のクロロフィル *a* は過富栄養湖の基準を超える（Nakashima *et al.*, 2007¹²⁾、Yamada *et al.*, 2010⁸⁾）。年間平均の全窒素・全リンに占める有機態の窒素・リンの割合も50%を超えており（山田・三戸, 2011¹¹⁾）、海域へは藻類に由来する有機物が多く負荷されていると考えられる。

この春日川の河口下流に位置する干潟域は（Fig. 1）、1日2回、干潮時に干出し、干出時には干潟域の西側に幅5 mほどの濠ができる。

調査は2002年12月に春日川河口干潟域における有機物の輸送過程を空間的に明らかにするために、干潟の上流から下流にかけて堆積物の採取を行った（空間調査）。また、堆積物中の有機物量、 $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ の季節的な変化を捉えるために、2003年3月から2004年2月まで毎月1

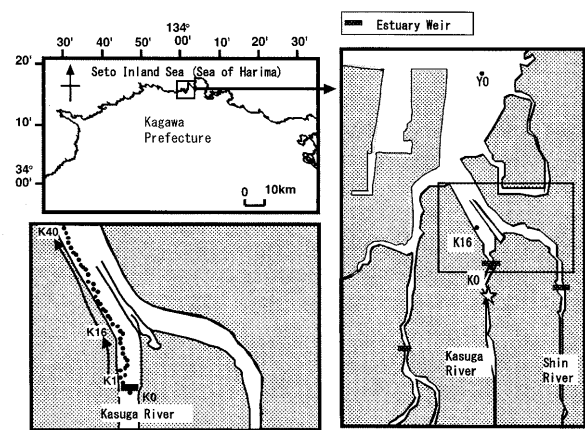


Fig. 1 Map of the sampling locations in Kasuga river estuary. Black symbols indicate sampling points and star indicates observation point of the water level of Kasuga river.

回、春日川河口干潟域から沿岸域にかけて観測点を設け、堆積物や懸濁物の採取を行った（定点調査）。さらに、定点調査時には、輸送されてくる有機物の底生生物への餌資源としての有用性を明らかにするため底生生物の採取を行った。

2.2 空間調査

春日川河口干潟域上流から下流にかけて濠内に30 m間隔で Stn. K 1 ~ Stn. K40 の観測点を設け、表層堆積物の採取を行った（Fig. 1）。また、河口堰で形成された止水域（Stn. K 0）においても堆積物を採取した。さらに、各観測点における標高についてオートレベルを用いて測定した。

堆積物は直径5 cmの筒で各地点3本採取し、表層から0~1 cm程度を試料とした。同地点の3試料を等量混合した後、250 µm以下の画分について、1 N HClに一昼夜浸して、無機炭酸を除去した後、蒸留水で洗浄し、60℃で乾燥させた。これらについて、粒状有機態炭素（POC）含有量、粒状有機態窒素（PON）含有量、炭素安定同位体比（ $\delta^{13}\text{C}$ ）、窒素安定同位体比（ $\delta^{15}\text{N}$ ）を分析した。堆積物中の POC、PON については、元素分析計（Thermo Quest, NC2500）を用いて分析を行った。 $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ は元素分析計に連結した質量分析計（Thermo Quest, DELTA plus）によって行い、次式により δ 値‰（‰：千分率偏差）を求めた。

$$\delta^{13}\text{C} \cdot \delta^{15}\text{N} (\text{‰}) = (R_{\text{SA}}/R_{\text{ST}} - 1) \times 1000$$

R_{SA} ：試料中の安定同位体比（ $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$, $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ）

R_{ST} ：標準物質の安定同位体比（ $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$, $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ）

なお、 δ 値‰の算出には、炭素の場合は PDB を、窒素の場合は大気中窒素ガスをそれぞれ標準物質として使用した。分析の繰り返し精度は $\delta^{13}\text{C} = \pm 0.2\text{‰}$ 以下、

$\delta^{15}\text{N}=0.2\%$ 以下であった。

また、各観測点における海水の年平均冠水率をオートレベルで計測した標高と最寄りの検潮所である高松港の2001年12月から2002年12月の1年間の日毎の潮位（気象庁b, 2006¹³⁾）を用いて算出した。計算は満潮潮位と干潮潮位を用い、この間を潮位が直線的に変動するとし、潮位が各観測点の標高を上回る時間を冠水時間とした。その後、一日24時間当たりの冠水率を日毎に算出した。この計算を各観測点において1年間分を行い、それらを平均することで、各観測点における海水の年平均冠水率を算出した。なお、“くぼみ”となっている観測点付近（Stn. 4～Stn. 7）では、干潮時でも海水が溜っていることが予想されるため、海水の年平均冠水率の計算からは除外した。

2.3 定点調査

定期調査は2003年3月から2004年2月まで毎月1回、春日川河口堰によって形成された止水域の観測点であるStn. K0、春日川河口干潟域の中ほどにある観測点Stn. K16、潮下帯の観測点であるStn. Y0（水深10～12 m）において行った（Fig. 1）。

Stn. K0では、表層水を採水バケツで採取し、塩分、水温、溶存酸素量を多項目水質計（YSI, model 6,600）で測定した。Stn. Y0においては、水中ポンプで2 m おきに採水を行い、塩分、水温、溶存酸素量を多項目水質計を用いて測定し、表層（0 m）、中層（6 m）、底層（10～12 m）の3層の水を試料として持ち帰った。採取した水試料はGF/F フィルター（Whatman）でろ過を行い、懸濁物試料を得た。フィルター上の懸濁物は0.1 N HCl 及び蒸留水で洗浄後、乾燥させ、懸濁物中のPOC、PONを元素分析計を用いて測定した。また、 $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ を堆積物試料と同様の方法を用いて分析した。

また、Stn. K16では、直径5 cm の筒で表層堆積物（0～1 cm）を採取した。さらに、10 cm×10 cm×10 cm 枠型を用いて堆積物を採取し、1 mm メッシュのシーバーでふるった後、シーバー上に残った大型底生生物を採取した。この際、大型藻類が捕集された場合には大型藻類についても採取した。大型底生生物については、現存量（湿重量）を測定した。また、緑色に着色した礫を持ち帰り、緑色部位を金ブラシで剥ぎ取り付着物試料とした。堆積物試料、付着物試料については、空間調査の堆積物試料と同様に処理をし、 $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ を測定した。生物試料については、3個体について筋組織を取り出し、乾燥、粉末状にした後、クロロホルム：メタノール（1：2）溶液で脱脂を行い $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ を分析した。堆積物試料についてはPOC、PONも分析した。

3. 結 果

3.1 空間調査

春日川の止水域の観測点Stn. K0から河口干潟下流の観測点Stn. K40までの標高と海水の平均冠水率をFig. 2に示した。Stn. K0における標高は+20 cm、Stn. K1では-10 cmであった。また、河口堰から150 m 下流のStn. K5からStn. K6には深さ80 cm 程度の“くぼみ”があった。Stn. K8からStn. K17までの標高は-20 cm から-10 cm 程度と比較的なだらかな勾配となっていた。Stn. K17より下流は標高は急に下っており、最も下流の観測点Stn. K40では-105 cm であった。また、海水の年平均冠水率は、河口干潟最上流の観測点Stn. K1では約60%、中程の観測点Stn. K17では約70%、最下流の観測点Stn. K40ではほぼ100%であった。

春日川止水域の観測点Stn. K0から河口干潟最下流の観測点Stn. K40における堆積物中のPOC、PON含有量および $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ の空間分布をFig. 3に示した。堆積物中のPOC含有量は 4.6 mg g^{-1} から 38.9 mg g^{-1} であり、Stn. K1で最高値となっていた。また、Stn. K3からStn. K25までは、 4.6 mg g^{-1} から 26.1 mg g^{-1} 以下であり、地点間の差が大きかった。一方で、Stn. K30より下流では、 9.5 mg g^{-1} から 34.7 mg g^{-1} であり、上流側の地点と比べ、POC含有量は高く、また、地点間の差も小さかった。堆積物中のPON含有量は 0.6 mg g^{-1} から 4.7 mg g^{-1} であり、その分布はPOCと良く一致していた。 $\delta^{13}\text{C}$ については、Stn. K10からStn. K25の間では、-20.9%から-19.4%であった。これに対して、Stn. K30からStn. K40では、-22.3%から-19.4%であり、上流側の地点より低くなる傾向があった。また、“くぼみ”の観測点（Stn. K5）でも $\delta^{13}\text{C}$ は低く、-22.5%であった。

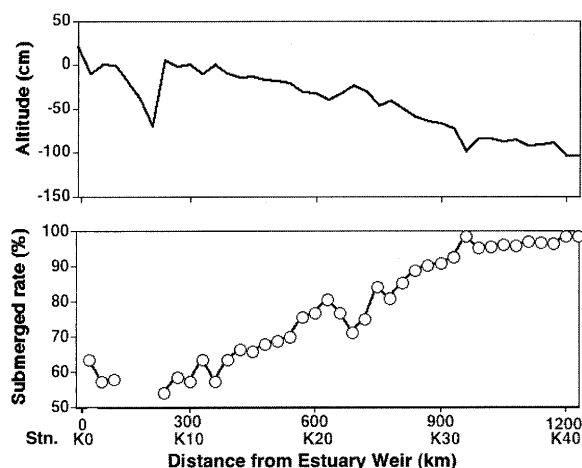


Fig. 2 Altitude and submerged rate of Kasuga river tidal flats.

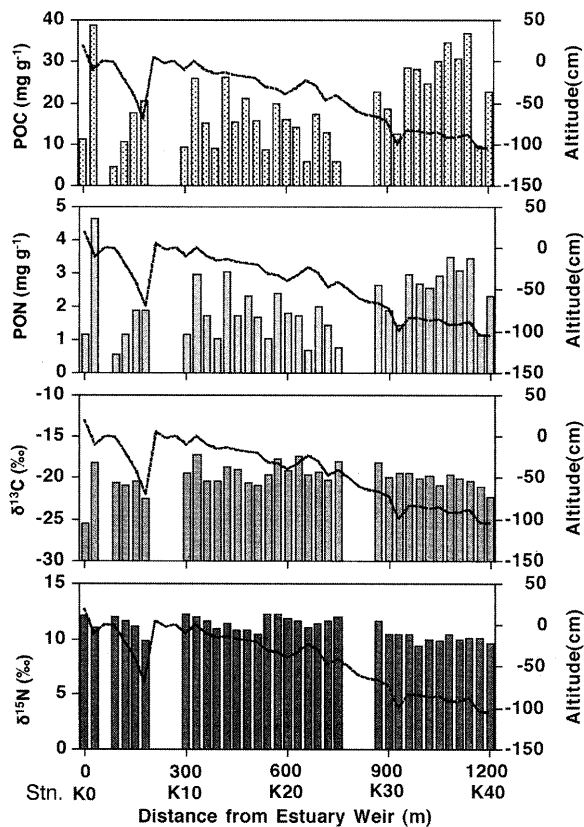


Fig. 3 Spatial variations of TOC, TON, $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ of surface sediments in Kasuga river tidal flats. Broken line indicates altitude.

$\delta^{15}\text{N}$ については“くぼみ”の観測点 (Stn. K 5) を除いて, Stn. K 0 から Stn. K 25 では 11% から 12% 程度と高かった. Stn. K 30 より下流および“くぼみ” (Stn. K 5) では, $\delta^{15}\text{N}$ は 9.5% から 10.5% 程度と低かった.

3.2 定点調査

Stn. K16 における堆積物中の POC, PON 含有量は同様の变化を示した. POC は約 4 mg g^{-1} から約 17 mg g^{-1} で, 8 月に特に低くなっていた (Fig. 4). PON 含有量も POC 同様に 8 月が低かった. また, 堆積物中の $\delta^{13}\text{C}$ は $-20.5 \pm 0.7\%$ ($n=7$), $\delta^{15}\text{N}$ は $10.2 \pm 0.6\%$ ($n=7$) で, 大きな年変動はなかった. 付着物試料の $\delta^{13}\text{C}$ は $-12.5 \pm 1.9\%$ ($n=11$), $\delta^{15}\text{N}$ は $12.6 \pm 1.0\%$ ($n=11$) で, 年変動は小さかった (Fig. 5). Stn. K16 の大型底生動物の年間現存量は, ウミナガが約 70% と最も優先しており, ヒゲブトゴカイが約 4%, ミズヒキゴカイが約 20% であった. ウミナガ (*Batillariidae* sp.) の $\delta^{13}\text{C}$ は $-10.3 \pm 1.6\%$ ($n=12$), $\delta^{15}\text{N}$ は $17.2 \pm 0.3\%$ ($n=12$) であった (Fig. 5). ヒゲブトゴカイ (*Nereis* sp.) の $\delta^{13}\text{C}$ は $-11.6 \pm 1.8\%$ ($n=5$), $\delta^{15}\text{N}$ は $17.0 \pm 0.9\%$ ($n=5$) であった. ミズヒキゴカイ (*Cirriiformia* sp.) については, $\delta^{13}\text{C}$ が $-14.8 \pm 2.5\%$ ($n=6$), $\delta^{15}\text{N}$ が $15.5 \pm 0.7\%$ (n

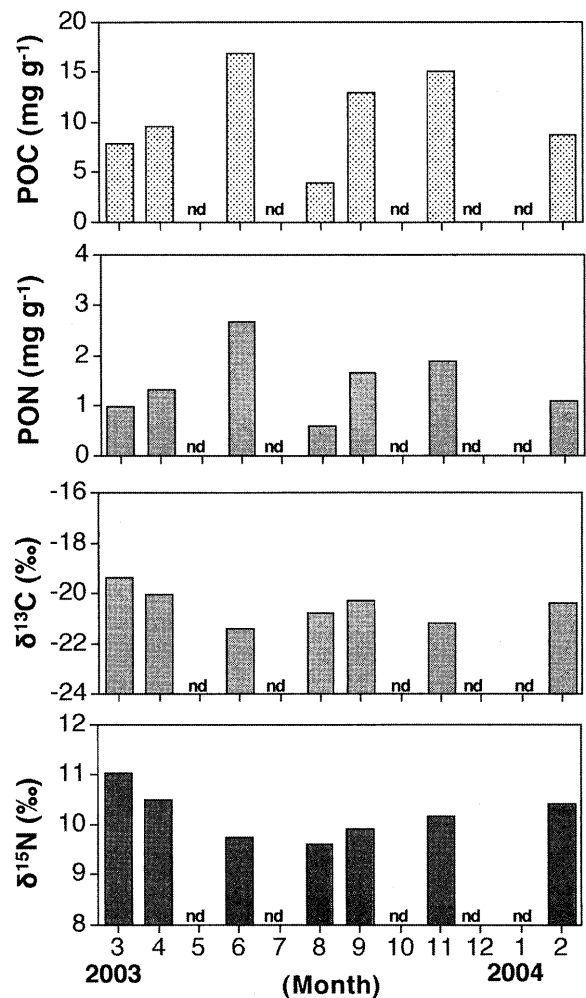


Fig. 4 Seasonal variations of TOC, TON, $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ of surface sediments in Kasuga river tidal flats (Stn. K16). nd=no data.

= 6) であった.

春日川止水域の観測点 Stn. K 0 における懸濁有機物 (POM) の $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ の季節的变化を見てみると, $\delta^{13}\text{C}$ については -29.5% から -24.0% の値を示し, 6 月から 10 月にかけて -27% 以下と低かった (Fig. 6). また, $\delta^{15}\text{N}$ については 8.3% から 13.0% であり, 6 月に最も高かった.

春日川河口域潮下帯における観測点 Stn. Y 0 では, 水柱中の表層, 中層, 下層の POM の $\delta^{13}\text{C}$ の季節的変動は概ね一致しており, $\delta^{13}\text{C}$ は 8 月から 10 月は -20% から -17% 程度であり, その他の月では -23% から -21% 程度の値であった (Fig. 6). $\delta^{15}\text{N}$ についても, 表層, 中層, 下層では月ごとの変動は概ね一致しており, およそ $8 \sim 10\%$ の値を示した. なお, Stn. Y 0 では, 観測期間中を通して水深は 10 m から 12 m 程度, 表層から下層の塩分は年間を通じて 30 psu 以上と淡水の流入はほとんど見られなかった. また表層と下層の塩分差は最大でも 1 psu

降水量の少ない地域における水質汚濁の著しい河川から沿岸海域への有機物の供給

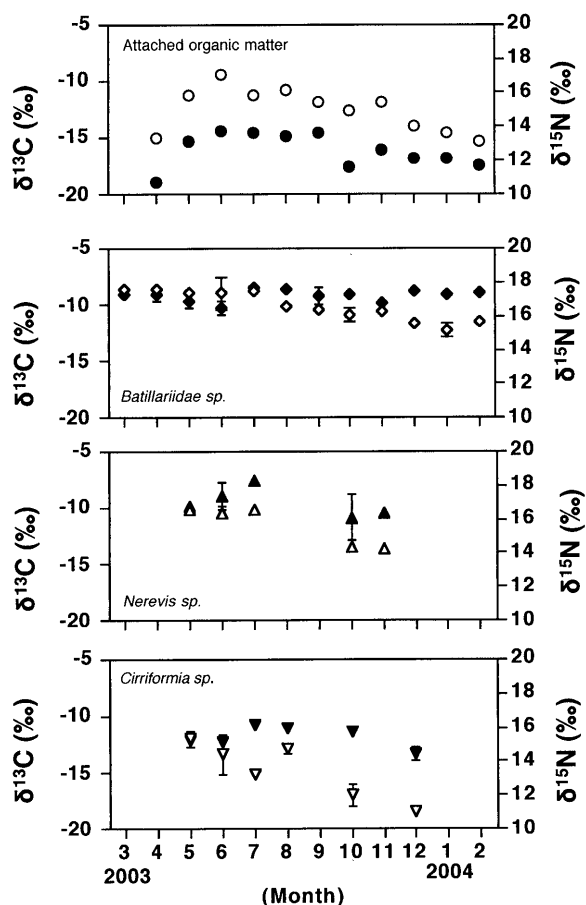


Fig. 5 Seasonal variations of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ of attached organic matter and micro benthos in Kasuga river tidal flats (Stn. K 16). Open symbol means $\delta^{13}\text{C}$ and black symbol means $\delta^{15}\text{N}$. Bar shows the standard deviation.

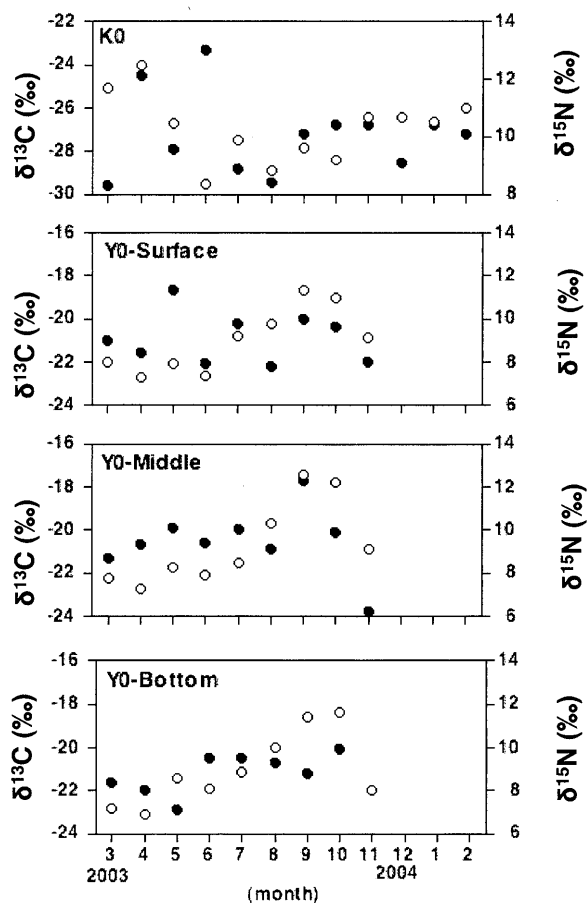


Fig. 6 Seasonal variations of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ of particulate organic matter on the surface of water dammed by the estuary weir (Stn. K 0) and water column of coastal sea area (Stn. Y 0). Open symbol means $\delta^{13}\text{C}$ and black symbol means $\delta^{15}\text{N}$.

以下であった。

4. 考 察

4.1 春日川河口干潟域への有機物の供給

河口干潟域における有機物の起源には大きく、1) 河川から供給される有機物、2) 海域から供給される有機物、3) 内部生産性の有機物の3ソースが挙げられる。特に生産性の高い干潟域では、内部生産性の有機物の寄与が重要になることが指摘されている (Sherr, 1982¹⁴⁾; Kuramoto and Minagawa, 2001¹⁵⁾).

河口・沿岸域の有機物の起源を推定するために、安定同位体比は重要なツールとなる。通常、生産性の高い沿岸海域では有機物の $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ は、陸起源 (高等植物) と海起源 (海洋植物プランクトン) の2ソースの混合直線に干潟の藻類を加えた領域内に位置すると考えられる (Wada *et al.*, 1987¹⁶⁾). しかし、春日川河口干潟の堆積物はこれから大きく外れており、河口堰堆積物、干潟の

付着物と瀬戸内海堆積物で囲まれた領域に位置する (Fig. 7). このことは、春日川河口干潟域における有機物は、干潟で生産された有機物 (付着物) や瀬戸内海で生産された植物プランクトンに加え、春日川から供給される陸起源 (高等植物) 以外の有機物を起源としていることを示している。特に $\delta^{15}\text{N}$ 値は、人為的な窒素負荷が少なければ、陸域は海域に比べて低くなることが知られているが (Wada *et al.*, 1987¹⁶⁾, Yamada *et al.*, 1996¹⁷⁾), 春日川の値は瀬戸内海より明らかに高い。これは、農業・生活廃水の流入に加えて、ため池等の富栄養化した水域で脱窒により $\delta^{15}\text{N}$ が高くなった溶存態窒素を利用した藻類に原因があると思われる。また、Stn. K 0 における POM の C/N 比は5.9~7.8と一般的な植物プランクトンが示す値であることから、春日川止水域では植物プランクトンの割合が高い有機物が存在し、それが沿岸海域へ供給される有機物の主体となっていると考えられる。

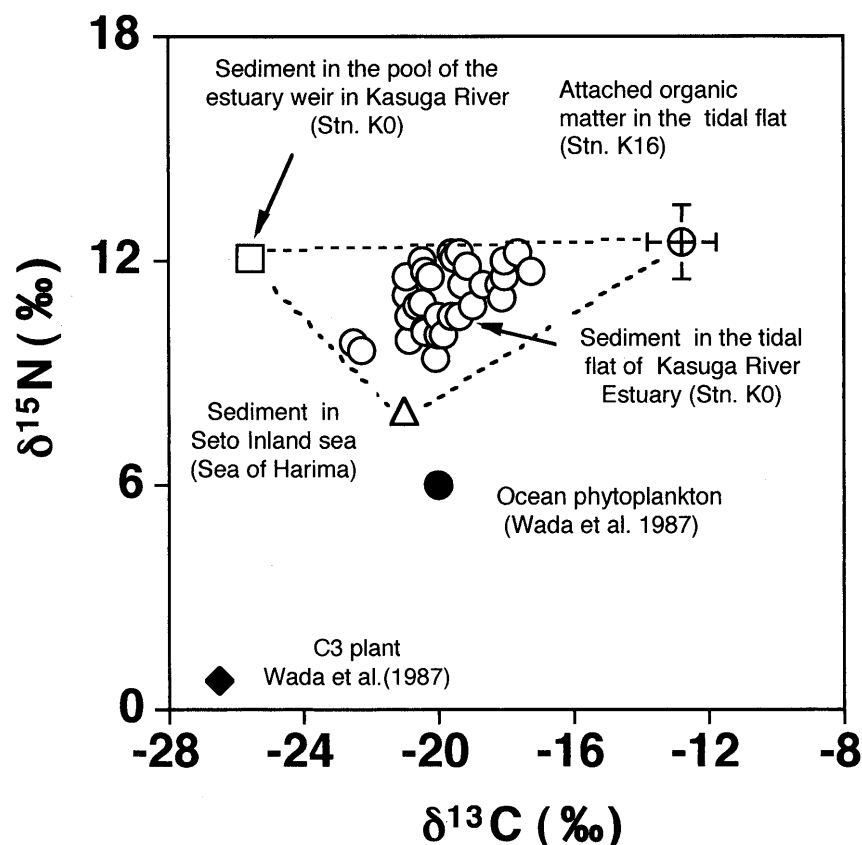


Fig. 7 The $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ of the tidal flat sediments and their derivation (river, tidal flats and coastal sea area).

次に、実際に $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ の値を用いて、春日川河口干潟域における堆積有機物の各起源の寄与率の算出を試みた。安定同位体比を用いて起源の推定をする場合、起源物質の同位体比（エンドメンバー）の設定が問題となる（Sato *et al.*, 2006¹⁸⁾）。これは、エンドメンバーの値が季節的に変化する、または、起源物質が輸送・蓄積される間にその値が変化する可能性があるからで、実際には厳密なエンドメンバーを設定することは難しい場合が多い。本研究において対象とした春日川河口干潟に堆積する有機物の起源としては、主として①春日川由来 ②瀬戸内海由来 ③干潟内部で生産由来の3つが考えられ、それぞれのエンドメンバーの値を決める必要がある。①に関しては、河川から輸送され干潟に沈降する粒子画分が直接の起源であるが、その試料を得ることは技術的に難しい。潜在的には河川水中のPOMが考えられるが、春日川止水域 Stn. K0 のPOMの $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ の値が季節的に大きく変動することから（Fig. 6, $\delta^{13}\text{C} = -29.5\text{‰} \sim -24.0\text{‰}$, $\delta^{15}\text{N} = 8.3\text{‰} \sim 13.0\text{‰}$, $n=12$ ）、長期的な積算情報をもつと考えられる表層堆積物の値（Stn. K0, $\delta^{13}\text{C} = -25.8\text{‰}$, $\delta^{15}\text{N} = 12.5\text{‰}$ ）をエンドメンバーとして用いるのがより妥当であると判断した。②について

も、同様な理由から、播磨灘中央海域において得られた堆積物の値（山田、未発表, $34^{\circ}24'55''\text{N}$, $134^{\circ}31'27''\text{E}$, 水深約40 m: $\delta^{13}\text{C} = -21.0\text{‰}$, $\delta^{15}\text{N} = 8.0\text{‰}$, 異なる3試料の混合物に対する分析値）を用いた。播磨灘堆積物の $\delta^{15}\text{N}$ は、Wada *et al.* (1987)¹⁸⁾ に示された人間や陸域からの影響が少ない海域での海洋性植物プランクトンの $\delta^{15}\text{N}$ 値（ $\delta^{15}\text{N} = 6\text{‰}$ ）よりも高い。水域の $\delta^{15}\text{N}$ は人間活動が増すにつれ高くなることが知られている（Kohzu *et al.*, 2009¹⁹⁾）。瀬戸内海におけるPOMの値は高井（2005）²⁰⁾ によってまとめられており、播磨灘に比べて、人口が多い淡路島～大阪の海域で $\delta^{15}\text{N}$ が8.4‰から10.6‰, $\delta^{13}\text{C}$ が -21‰ 程度である。さらに、広島湾における $\delta^{13}\text{C}$ の分布は $-20.9 \sim -20.1\text{‰}$, $\delta^{15}\text{N}$ は7～9‰と示されている。瀬戸内海沖合海域におけるPOMの $\delta^{13}\text{C}$ が海洋性植物プランクトンの値（ -20‰ , Wada *et al.*, 1987¹⁶⁾）に近いことは、POMのほとんどが瀬戸内海で生産された植物プランクトンであることを示している。高い $\delta^{15}\text{N}$ については陸域から供給された $\delta^{15}\text{N}$ が高い窒素を植物プランクトンが利用しているためと考えられる。これらのことから、播磨灘の堆積物の $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ は、瀬戸内海で生産された植物プランクトンの値を反映

しており、これらをエンドメンバーに用いることは妥当であると考えられる。③の干潟内部で生産された有機物としては、Stn. K16で得られた干潟の付着物の年平均値 ($\delta^{13}\text{C} = -12.5 \pm 1.9\%$, $\delta^{15}\text{N}$ は $12.6 \pm 1.0\%$, $n=11$) を用いた。

寄与率は次の式を用いて算出した。

$$\delta_s = f_c \delta_c + f_r \delta_r + f_t \delta_t \quad (1)$$

$$\rho_s = f_c \rho_c + f_r \rho_r + f_t \rho_t \quad (2)$$

$$f_t = 1 - f_c - f_r \quad (3)$$

ここで、 f_c : 瀬戸内海由来有機物の寄与率、 f_r : 春日川由来有機物の寄与率、 f_t : 干潟由来の有機物、 δ_c : 瀬戸内海由来有機物の $\delta^{13}\text{C}$ 値、 δ_r : 春日川由来有機物の $\delta^{13}\text{C}$ 値、 δ_t : 干潟由来有機物の $\delta^{13}\text{C}$ 値、 δ_s : 堆積物中の有機物の $\delta^{13}\text{C}$ 値、 ρ_c : 瀬戸内海由来有機物の $\delta^{15}\text{N}$ 値、 ρ_r : 春日川由来有機物の $\delta^{15}\text{N}$ 値、 ρ_t : 干潟由来有機物の $\delta^{15}\text{N}$ 値、 ρ_s : 堆積物中の有機物の $\delta^{15}\text{N}$ 値をそれぞれ示す。また、それぞれの起源の有機物量の指標として得られた寄与率に堆積物中の POC 含有量を乗ずることで、それぞれの起源の POC 含有量を算出した。

春日川由来の有機物の寄与率は14%から57%であり、Stn. K1からStn. K25の間では40%を超える観測点も多くあった (Fig. 8)。一方で、Stn. K25より下流の観測点では40%以下となった。干潟由来の有機物の寄与率は4%から62%であり、Stn. K1からStn. K25の間では数観測点で50%を超える値が見られた。Stn. K30より下流の観測点では40%以下となった。瀬戸内海由来の有機物の寄与率は1%から67%であり、Stn. K1からStn. K25の間ではほとんどの観測点で40%以下で、10%を下回る

観測点も数点あった。これに対して、Stn. K30より下流の観測点および“くぼみ”の観測点 (Stn. K5) では40%から60%程度と高かった。

また、それぞれの起源の POC 含有量について見てみると、春日川由来の POC 含有量は 2.1 mg g^{-1} から 9.1 mg g^{-1} であり、Stn. K1からStn. K40の間に比較的均一に分布していた (Fig. 8)。このことから、春日川河口堰から供給される有機物は1,200 m 程下流 (Stn. K1からStn. K40までの距離は1,200 m) までは、比較的均一に輸送され、堆積物中に沈降・堆積していると考えられる。河口堰からStn. K30より下流の観測点では年間の90%以上が海水で冠水しており、河口堰付近の観測点 (海水の冠水率70%程度) とはその水文的環境が大きく異なっている。それにも関わらず、春日川由来の POC 含有量がStn. K30より下流の観測点と河口堰から離れていない観測点の間で大きく変わらないのは、干潮時における河川水の流入によって、下流の観測点にも春日川由来の有機物が輸送されているためだと考えられる。このことから、河川から供給される有機物は河口干潟域の広範囲に渡って沈降・堆積し、河口干潟域の有機物量を増加させる大きな要因となっていると言える。瀬戸内海由来の POC 含有量は 0.1 mg g^{-1} から 18.8 mg g^{-1} であり、Stn. K1からStn. K25の間の観測点ではほぼ 10 mg g^{-1} 以下であるのに対して、Stn. K30より下流ではほとんどの観測点で 10 mg g^{-1} 以上であった。瀬戸内海由来の POC 含有量は、冠水率が90%以上の観測点で 15 mg g^{-1} 以上の高い値が多く見られた (Fig. 2)。冠水率が90%以上の観測点における POC 含有量の平均値は $12.2 \pm 5.5 \text{ mg g}^{-1}$ ($n=12$)、冠水率が90%より小さい観測点では

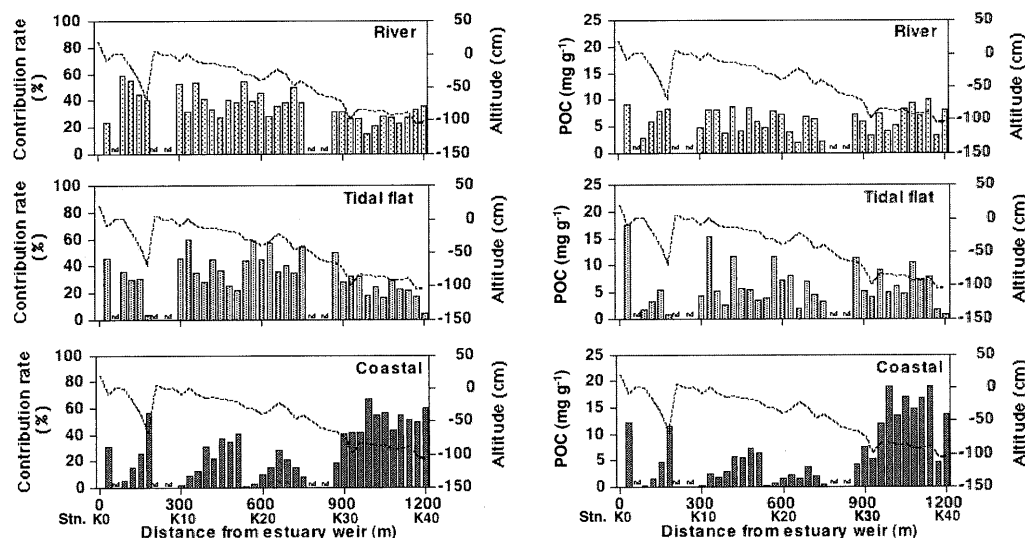


Fig. 8 Spatial variations of the TOC contribution rate and quantity of each derivation in the Kasuga river tidal flats sediment. nd=no data. Broken line indicates altitude.

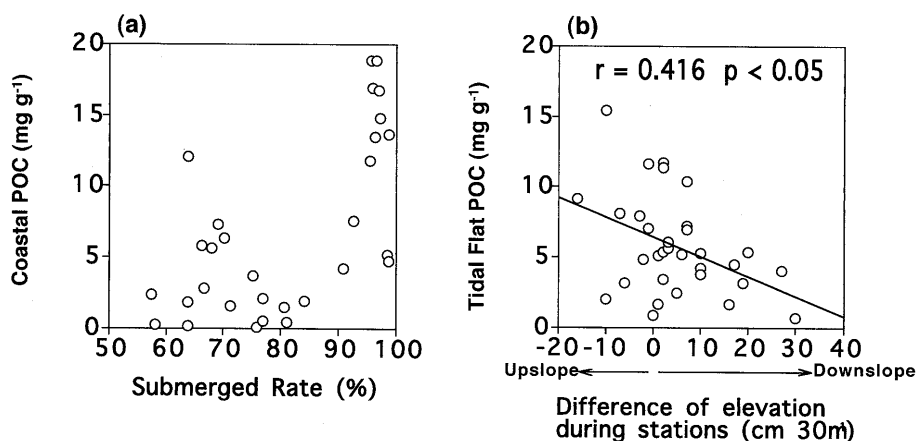


Fig. 9 Relationship of the submerged rate and the coastal derivation TOC contents (a), and the relationship of the difference in elevation between continuous stations and the tidal flat-derived TOC contents (b) in the Kasuga river tidal flats.

$3.1 \pm 3.0 \text{ mg g}^{-1}$ ($n=20$) であり、両者の間には有意な差が見られた ($p < 0.01$, t 検定). このことから、標高が低く、海水が長く冠水する観測点では、より多く瀬戸内海由来の有機物が沈降、堆積することが示唆される (Fig. 9a). 一方で、干潟由来の POC 含有量は 0.8 mg g^{-1} から 18.4 mg g^{-1} であり、Stn. K1 から Stn. K40 までの間の数観測点で、 10 mg g^{-1} を超える高い値が見られた (Fig. 8). そこで、干潟由来の POC 含有量と連続した観測地点間の標高差との関係を見ると、負の相関関係があり、地形勾配が緩やかである観測点で干潟由来の POC 含有量は高くなる傾向にあった (Fig. 9b). 地形勾配が緩やかな観測点では、特に干潮時における水の流れが相対的に遅く、水流による攪乱が少なくなるため、付着物群集が形成されやすい水文環境下にあると考えられる.

4.2 春日川河口干潟域における食物連鎖

生物の $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ は、食物連鎖の栄養段階が 1 つ上がる毎に $\delta^{13}\text{C}$ で約 1‰, $\delta^{15}\text{N}$ で約 3‰ の増加を示すことが経験的に知られている (Deniro and Epstein, 1978²¹; Minagawa and Wada, 1984²²). このことを利用すれば、干潟域のように複数の有機物の供給源を持つ生態系内における生物による有機物の消費を含めた有機物の循環を解析することが可能である. また、春日川河口干潟域における主要な底生生物の $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ の季節的変動は、餌資源と考えられる有機物間の差よりも十分に小さい (Fig. 5). そこで、各底生生物と餌資源と考えられる有機物の年間平均値もしくは堆積物有機物の値を用いて各底生生物の主要な餌資源の解析を行った.

Fig. 10 は、Stn. K16 における付着物、大型底生動物の $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ の年平均値および春日川止水域 (Stn. K0), 瀬戸内海播磨灘の堆積物の $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ (山田, 未発表)

について示したものである. ウミナナの $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ の年平均値は、 $\delta^{13}\text{C}$ で $-10.3 \pm 1.6\text{‰}$, $\delta^{15}\text{N}$ で $17.2 \pm 0.3\text{‰}$ ($n=12$) であった. 付着物の $\delta^{13}\text{C}$ の年平均値が $-12.5 \pm 1.9\text{‰}$, $\delta^{15}\text{N}$ が $12.6 \pm 1.0\text{‰}$ であることから、ウミナナは付着物を主な餌資源としていと考えられる. 同様に、ヒゲブトゴカイの年平均値は $\delta^{13}\text{C}$ で $-11.6 \pm 1.8\text{‰}$, $\delta^{15}\text{N}$ で $17.0 \pm 0.9\text{‰}$ ($n=5$), ミズヒキゴカイの $\delta^{13}\text{C}$ は $-14.8 \pm 2.5\text{‰}$, $\delta^{15}\text{N}$ は $15.5 \pm 0.7\text{‰}$ ($n=6$) であることから、付着物を主要な餌資源としていと考えられる. 以上のことから、春日川河口干潟域における大型底生動物は、干潟の付着物を主要な餌資源として利用していると言え、河口堰から供給される有機物は大型底生動物にはほとんど利用されないと解釈される. この理由については、底生生物の捕食時の選択性や消化管での分解特性によるものか、または付着物由来の有機物の代謝回転が他の起源有機物よりも活発なためなのかは明らかではない. しかしながら、現存有機物の数十%を占める春日川由来の有機物が食物連鎖に組み込まれないことは、干潟の堆積物中の有機物量を増加させ、干潟域における有機物汚濁を促進させる要因になりうると考えられる.

4.3 河川・干潟から沖合海域への物質の供給について

干潟は沿岸海域の海水中への物質の供給源の 1 つである (Magni *et al.*, 2002²³). 前述したように、瀬戸内海における POM の $\delta^{15}\text{N}$ 値は、人間活動の影響が少ないと考えられる海域の値に比べて高いことが報告されている (Wada *et al.*, 1987¹⁶, 高井, 2005²⁰). 本研究においても塩分 30 psu 以上の沿岸域の観測点である Stn. Y0 の $\delta^{15}\text{N}$ は高く (Fig. 6), 沖合においても $\delta^{15}\text{N}$ の高い物質の寄与があることを示している.

Fig. 11 に Stn. Y0 の表層 (干潟沖合) における POM の $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ 値の範囲を、干潟域の堆積物の起源解析

降水量の少ない地域における水質汚濁の著しい河川から沿岸海域への有機物の供給

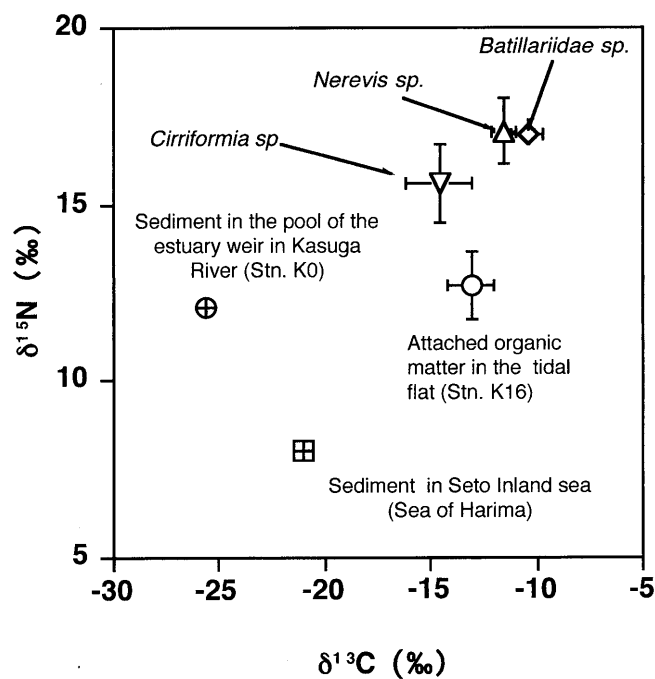


Fig.10 Relationship of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ by the attached organic matter, micro benthos, river sediment and coastal sea area sediment in Kasuga river estuary. The attached organic matter and micro benthos values show the annual average. Bar shows the standard deviation.

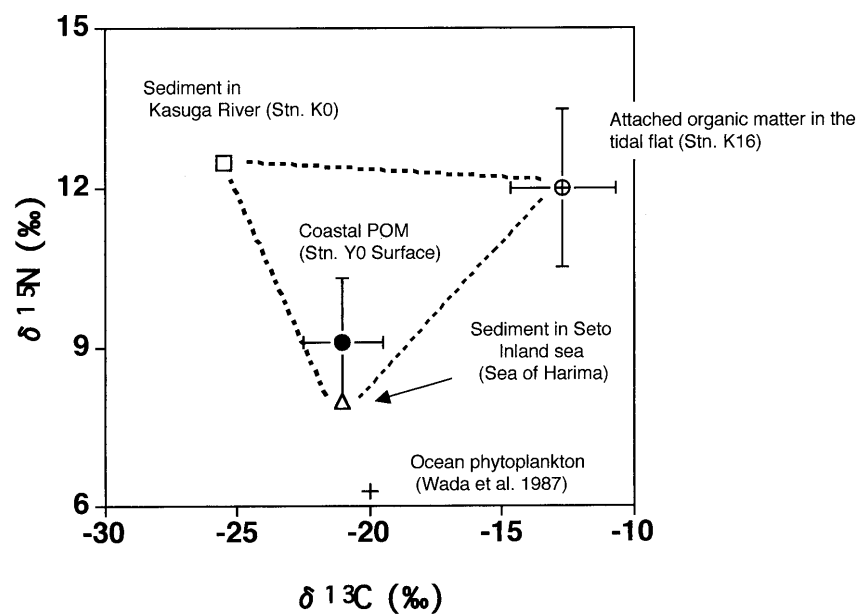


Fig.11 Relationship of $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ by the attached matter in the tidal flats, Kasuga river sediment (Stn. K0), Seto inland sea sediment, and coastal POM in Kasuga river estuary (Stn. Y0). The values and bar show the annual average and standard deviation, respectively, for attached matter and coastal POM.

(Fig. 7)と同様に、春日川由来 (Stn. K0における堆積物)と瀬戸内海由来 (播磨灘の堆積物)、および干潟内部生産由来 (Stn. K16の付着物)の $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ 値とともに示した。加えて、図中にはWada *et al.* (1987)¹⁶⁾に示された外洋域の植物プランクトンの $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ についても示した。Stn. Y0の表層水のPOMの $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ は、播磨灘堆積物の値に近いが、その範囲は、3つの起源を結んだ領域内に位置する。前述したように、実際には固定したエンドメンバーを設定することは難しく、精度の高い見積りは出来ないが、4.1で示した同様な方法により、Stn. Y0におけるPOMの起源を大まかに推定した。なお、Stn. Y0の有機物には春日川の東に位置する新川も影響するが、両河川は灌漑用水の効率的な利用のため、中～下流においてお互いに水を導水しており、POMの変動パターンも同じである (山田・三戸, 2011¹¹⁾)、それゆえ、有機物の質は同じであると考えて、河川起源有機物の値をStn. K0の値で代表した。その結果、Stn. Y0の表層水のPOMのおよそ75%が瀬戸内海由来であり、16%が春日川、9%が干潟由来であると計算された。Stn. Y0の有機物の多くは海域で生産された植物プランクトンであるが、河川、干潟からの有機物も沖合海域の直接的な有機物源になっていることがわかった。

窒素に関して考察を加えると、Stn. Y0のPOMの $\delta^{15}\text{N}$ が高いのは、河川・干潟からの有機物の直接的な流入に加え、香川県周辺海域の植物プランクトンが外洋域よりも高い $\delta^{15}\text{N}$ をもつ河川由来のDIN (溶存無機態窒素)を利用してためだと考えられる。Stn. Y0よりさらに沖合いの播磨灘においても同様のことがいえる。そこで、DINと植物プランクトン体の $\delta^{15}\text{N}$ 値が同じで、播磨灘の堆積有機物が全て現場海域で生産された有機物に由来するものと仮定し、そこで利用されているDINの供給源の比率を大雑把に見積もってみた。Fig. 11より、河川から約12%、外洋から約6%の $\delta^{15}\text{N}$ 値の窒素が供給されるとすると、播磨灘を例とした香川県周辺海域の植物プランクトン (8%)の窒素源の平均約70%が外洋由来で、約3%が河川由来と計算された。実際には海域へ供給される様々な形態の窒素が植物プランクトン体に同化されるまでには、多くのプロセスを経てそれに伴い同位体比も変化することが予想されるため、厳密な見積りとは言えないが、沖合海域においても河川からの窒素供給の影響は無視できないものと考えられる。

5. ま と め

春日川河口干潟域では、有機物の起源として、干潟で生産された付着物由来の有機物、瀬戸内海から供給され

る植物プランクトン由来の有機物に加えて、春日川で生産された植物プランクトン由来の有機物が重要であることがわかった。有機物の蓄積や生産の多い河川の沿岸域では、河川由来の有機物の寄与が大きいことが示された。干潟由来の有機物については地形勾配が緩やかな観測点で多くなる傾向があった。瀬戸内海由来の有機物については標高が低く、海水の冠水時間の長い観測点で多かった。

干潟域における大型底生生物は、干潟由来の有機物を主要な餌資源としており、春日川由来の有機物は餌資源ではないことがわかった。このことは、干潟域に沈降・堆積した春日川由来の有機物は、食物連鎖によって消費されず、干潟の有機物汚濁を進行させる要因になりうることを示している。

さらに、干潟下流の海域ではPOMの多くは海域で生産された有機物であるが、河川・干潟から供給された有機物も直接的に寄与していることがわかった。また、窒素に関しては沖合海域の約30%が河川由来である可能性が示された。

流域における降水量が少なく、効果的な水利用を行う地域においては、植物プランクトンに富んだ河川から供給される有機物が、河口・沿岸域の有機物源になり得る。本来、無機物として河川から供給され、海域の有機物生産に使われる窒素やリン等が有機物として供給されることは、沿岸域の一次生産や食物連鎖に大きな影響を与えるであろう。特に、近年の瀬戸内海における一次生産の変化を考える上で重要になると思われる。流域の降水量といった水文環境が河口・沿岸域の物質循環過程に与える影響は大きく、沿岸域環境の重要な要因として捉える必要がある。

謝 辞

本報をまとめるにあたり、編集委員及び査読者の方々に有益なコメントを頂きましたことを、深く感謝致します。

引 用 文 献

- 1) 村上哲生・黒田伸郎・田中豊穂 (1998): 長柄川下流域の浮遊藻類発生に及ぼす河口堰の影響. 陸水学雑誌, **59**, 251-262.
- 2) Wada, E., Y. Kabaya, K. Tsuru and R. Ishiwatari (1990): ^{13}C and ^{15}N abundance of sedimentary organic matter in estuary areas of Tokyo bay, Japan. Mass Spectroscopy, **38**, 307-318.
- 3) 小川浩史・青木延浩・近畿晴・小倉紀雄 (1994): 夏季の東京湾における懸濁態および堆積有機物の炭素安定同位体比. 地球化学, **28**, 21-36.
- 4) Ogawa, N. and N. Ogura (1997): Dynamics of particulate organic matter in the Tamagawa estuary and inner Tokyo Bay. Estuarine, Coastal and Shelf Science, **44**, 263-273.

降水量の少ない地域における水質汚濁の著しい河川から沿岸海域への有機物の供給

- 5) Mishima, Y., A. Hoshika and T. Tanimoto (1999) : Deposition rate of terrestrial and marine organic carbon in the Osaka Bay, Seto Inland Sea, Japan, determined using carbon and nitrogen stable isotope ratios in the sediment. *Journal of Oceanography*, **55**, 1-11.
- 6) 才野敏郎 (1985) : 河口・沿岸海域における栄養塩類の動態. 沿岸海洋研究ノート, **14**, 10-18.
- 7) 湯浅一郎 (1994) : 内海における循環流・フロントと栄養塩類の挙動に関する研究. 中国工業技術試験所研究報告一, 第12巻.
- 8) Yamada, Y., Y. Mito and S. Nakashima (2010) : Organic pollution in dammed river water in a low-precipitation region of Japan. *Limnology*, **11**, 267-272.
- 9) 香川県土木部河川課 (1993) : 香川の河川. 162pp.
- 10) 気象庁 a (2006) : 気象観測 (電子閲覧室). 気象庁. (オンラインデータベース), 入手先 <<http://www.data.kishou.go.jp/etrn/index.html>>.
- 11) 山田佳裕・三戸勇吾 (2011) : 効率的な灌漑が行なわれている流域における河口堰貯水域の窒素・リン濃度とその変動. 日本陸水学雑誌, **72**, 57-64.
- 12) Nakashima, S., Y. Yamada and K. Tada (2007) : The characterization of the water quality of dam lake on Shikoku Island, Japan. *Limnology*, **8**, 1-22.
- 13) 気象庁 b (2006) : 潮汐観測資料. 海洋のデータバンク. 気象庁. (オンラインデータベース), 入手先 <<http://www.data.kishou.go.jp/kaiyou/db/index.html>>.
- 14) Sherr, E. B. (1982) : Carbon isotope composition of organic seston and sediments in a Georgia salt marsh estuary. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **46**, 1227-1232.
- 15) Kuramoto, T. and M. Minagawa (2001) : Stable carbon and nitrogen isotopic characterization of organic matter in a mangrove ecosystem on the Southwestern coast of Thailand. *Journal of Oceanography*, **57**, 421-431.
- 16) Wada, E., M. Minagawa, H. Mizutani, T. Tsuji, R. Imaizumi and K. Karasawa (1987) : Biogeochemical studies on the transport of organic matter along the Otsuchi river watershed, Japan. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **25**, 321-336.
- 17) Yamada, Y., T. Ueda and E. Wada (1996) : Distribution of carbon and nitrogen isotope ratios in the Yodo river watershed. *The Japanese Journal of Limnology*, **57**, 467-477.
- 18) 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. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **68**, 245-258.
- 19) Kohzu, A., I. Tayasu, C. Yoshimizu, A. Maruyama, Y. Kohmatsu, F. Hyodo, Y. Onoda, A. Igeta, K. Matsui, T. Nakano, E. Wada, T. Nagata and Y. Takemon (2009) : Nitrogen - stable isotopic signatures of basal food items, primary consumers and omnivores in rivers with different levels of human impact. *Ecological Research*, **24**, 127-136.
- 20) 高井則之 (2005) : 瀬戸内海も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.
- 21) Deniro, M. J. and S. Epstein (1978) : Influence of diet on the distribution of carbon isotope in animal. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **42**, 495-506.
- 22) Minagawa, M. and E. Wada (1984) : Stepwise enrichment of ^{15}N along food chains : Further evidence and relation between $\delta^{15}\text{N}$ and animal age. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **48**, 1135-1140.
- 23) Magni, P., S. Montani and K. Tada (2002) : Semidiurnal dynamics of salinity, nutrients and suspended particulate matter in an estuary in the Seto inland sea, Japan, during a spring tide cycle. *Journal of Oceanography*, **58**, 389-402.