

干拓地に造られた調整池からの排水が 高梁川河口域の底質環境に与える影響

高木秀蔵^{1†}, 岩本俊樹¹, 難波洋平², 小林志保³, 藤原建紀⁴

Effects of the detention pond on sediment condition in estuary zone on Takahashi River

Shuzo TAKAGI^{1†}, Toshiki IWAMOTO¹, Youhei NANBA², Shiho KOBAYASHI³ and Tateki FUJIWARA⁴

備讃瀬戸に流入する高梁川の河口域における底質環境の現状と調整池（遊水池）からの排水の影響を明らかにするため、河口域の底質と炭素・窒素安定同位体比（ $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ ）の分布を調べた。河口域の底質は、上部に近い場所ほど良好で、下流に進むに従って急速に悪化した。調整池の表層水中のDIN濃度は $144.6 \pm 34.3 \mu\text{M}$ 、底泥中のCODは $58.1 \pm 9.1 \text{ mg} \cdot \text{dg}^{-1}$ となり、河口域の平均値（DIN濃度： $13.7 \pm 5.3 \mu\text{M}$, COD; $12.2 \pm 9.9 \text{ mg} \cdot \text{dg}^{-1}$ ）と比べて高い値を示した。河川、海域、調整池の $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ はそれぞれ、 $-26.6\text{‰} \cdot 11.1\text{‰}$, $-23.2\text{‰} \cdot 6.7\text{‰}$, $-26.7\text{‰} \cdot 2.3\text{‰}$ となり、底質が悪化していた河口域の3測点は調整池の同位体比に近い値を示した。調整池からの排出泥によって河口域の底質が悪化している可能性が示唆された。

In order to clarify the influence of the discharge from the detention pond on the estuary zone in Takahashi river, flowing to the Straits of Bisan, we researched the sediment conditions and analyzed the distributions of carbon and nitrogen stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$). In the upper reach of the estuary zone, sediment conditions were good, on the other hand, the lower each became worse rapidly. The concentrations of DIN in the surface water and COD value in the sediment of the detention pond were $144.6 \pm 34.6 \mu\text{M}$ and $58.1 \pm 9.1 \text{ mg} \cdot \text{dg}^{-1}$, individually. These scores were higher than the mean value of the estuary zone ($13.7 \pm 5.3 \mu\text{M}$ and $12.2 \pm 9.9 \text{ mg} \cdot \text{dg}^{-1}$). The value of the $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ on river zone, sea zone and detention pond zone were $-26.6\text{‰} \cdot 11.1\text{‰}$, $-23.2\text{‰} \cdot 6.7\text{‰}$ and $-26.7\text{‰} \cdot 2.3\text{‰}$, individually. The stable isotope values in the three stations around the detention pond showed similar results to the detention pond. These results suggested that sediment conditions in the estuary zone were aggravated by the mud discharge from the detention pond.

Key words: Takahashi river, estuary, detention pond, stable isotope, bottom condition, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}$

はじめに

河川水と海水が混合する河口域は、河川から供給される窒素、リンの恩恵を受けて高い生物生産性を有する。その中でも、潮位変動の影響を強くうける潮汐卓越型の河口で

は、様々な生物の生息場所となる干潟が形成されることから、沿岸海域の漁業生産と生物多様性の両方の観点から重要な場所である（鈴木、2006；門谷、2010）。ところが、都市部における河口域では、人間活動の利便性の向上や産業

2015年4月16日受付, 2015年10月5日受理

¹ 岡山県農林水産総合センター 水産研究所

Okayama Prefectural Technology Center for Agriculture, Forestry and Fisheries, Research Institute for Fisheries Science, Setouchi, Okayama 701–4303, Japan

² 岡山県漁業協同組合連合会

Okayama Federation of Fisheries Cooperative Associations, Minami, Okayama, Okayama 702–8024, Japan

³ 京都大学フィールド科学教育研究センター

Field Science Education and Research Center, Kyoto University, Kyoto 620–0861, Japan

⁴ (株)いであ

IDEA Consultants, Inc., Suminoe, Osaka 559–8519, Japan

† shiyuuzou_takagi@pref.okayama.lg.jp

活動の振興を目的として、様々な人為的な改変が行われ、生物に対して様々な影響を与えている。護岸改修、河床掘削、河口堰については、多くの研究例があるものの(村上, 2002; 玉井, 2002; 宇野木, 2002), 干拓や埋め立てによって造成される調整池(遊水池)からの排水が河口域に与える影響についての知見は少ない。

干拓は農地の開拓, 工業用地, 住宅用地の確保を目的に行われ, もともと海であった場所を囲んで締め切った後に, その中に残った海水を排出して造成される。その結果, 干拓地の標高は満潮時水位よりも低くなり, 干拓地内に流入する淡水は排水されずに滞留する。多くの干拓地では, 効率的な排水を目的として, 海との境界部分に可動式の水門を有した調整池(遊水池)を作り, 水位差が生じる干潮時に水門を開けて排水する。また一部ではポンプを用いて排水する。このような調整池は, 塩害の防止にも役立つことから, 八郎潟(小林ほか, 2000), 諫早湾(手塚ほか, 2012), 英虞湾(国分ほか, 2008)に加え, 東京湾(福岡ほか, 2007)でも見られ, 瀬戸内海では, 児島湖が調整池としての役割を果たしている(由比濱, 1997; Guangzhe et al., 2013)。

河川水を一定期間滞留させるために, 調整池の内部ではプランクトンの発生や有機泥の堆積が生じるとともに, 水質や底質の富栄養化が進み, その排水が調整池外部の水質, 底質環境を悪化させる可能性が指摘されている(佐々木, 2005; 佐々木, 2012)。ところが, 河口域では川と海の相互の影響が見られる上に, 干満に伴う地形や潮流の変化が生じるため, 調整池の影響をはっきりさせることは難しい。そのため, 諫早湾では締切り堤防の開門調査や干拓事業のあり方をめぐる争点の一つとなっており, 社会的にも解明が求められている(九州農政局諫早湾干拓事業の排水門の開門調査に係る環境影響調査について http://www.maff.go.jp/kyusyuu/seibibu/isahaya/assess/assess_01.html 2015年4月1日)。

岡山県の西部に位置する高梁川は, 総河川延長111 km, 流域面積2,670 km²で岡山県最大の一級河川であり, 人口密集地である倉敷市, 水島工業地域を経て備讃瀬戸に流入する。その河口域は, 大潮時において潮位差が3 m以上となることから(海上保安庁, 2007), 干潮時には県下最大の干潟が広がり, ハマガリ *Meretrix lusoria* やシラウオ *Salanx chinensis* の好漁場であった(千田, 1973; 山野井ほか, 2008)。近年, それらの数は著しく減少し, 原因解明が求められているが, 河口域の底質環境に関する知見がないために, 不明な点が多い。

加えて, 河口域の東側には, 1961年に造られた調整池が存在し, 倉敷市沿岸部の干拓地を經由する淡水が汐入川を通じて流入する。調整池の面積は約0.17 km²で, 河口域との境界部に可動式の水門と排水ポンプを有し, 干潮時に水門を開放し, 出水時にポンプを使って排水する。そのた

め, 調整池からの排水が河口域の水質, 底質に与える悪影響が懸念されている。なお, 河口域の西部には干拓地と玉島港が存在するが, その周辺に流入した淡水は里見川を通じて海域に流入することから, 本調査で対象とした高梁川の河口域への直接的な影響は小さいと考えられた。

そこで本研究では, 高梁川の河口域において, 底質環境の現状を把握するとともに炭素・窒素安定同位体比の分布を調べた。その結果, 調整池から排出される有機泥が河口域に堆積することによって底質が悪化していることが示唆されたので, 以下に報告する。

材料と方法

広域調査

2006年9月6, 7日の満潮時に, 高梁川の潮止堰堤から下流に設定した63測点において(Fig. 1b), SM型採泥器(離合社製)を用いて底泥を採取した。採取した試料は, 現場で徒手によってよくかき混ぜ, 均一な状態とした後に, 一部を研究所に持ち帰り, 強熱減量(IL), 全硫化物量(AVS), 泥分率の分析に供した。ILとAVSは底質調査指針(日本環境分析協会, 1993)に従い, 泥分率は篩を用いて, 0.063 mm以下の割合について求めた。

水質調査

2006年10月19日(秋季), 2007年3月2日(冬季), 5月23日(春季), 8月27日(夏季)の満潮時頃にFig. 1bの測点1-13, Fig. 1aのD1, W1, W2の表面と底層(底上50 cm)において採水を行った。なお, D1は調整池内部, W1とW2は堰堤の上流に位置する測点である。採取した試水は研究所に持ち帰ったのちにGF/Cフィルター(Whatman社製)でろ過し, ろ液は栄養塩分析装置TRACCS 800(BL-Tech社製)により, NO₃-N, NO₂-N, NH₄-N, PO₄-P, SiO₄-Siの分析に供した。また, Fig. 1bの13測点は広域調査の結果を考慮して河口域の上流部, 中流部, 下流部を網羅するように設定した。

底質調査

水質調査と合わせて4回実施し, 測点1-13ではSM型採泥器(離合社製)を用いて, D1, W1, W2ではエックマンバージ型採泥器(離合社製)を用いて底泥を採取した。採取した泥は, 現場で徒手によってよくかき混ぜ, 均一な状態とした後に, pH/ORP計PH-6600(カスタム社製)を用いてpHとORPの測定を行った。一部については, 研究所に持ち帰り, 化学的酸素要求量(COD), IL, AVS, 泥分率の分析に供した。

調査を実施した16測点を四季に分け($n=64$), 分析した6項目について, 標準化を行った上で主成分分析を行い, 第一, 第二主成分の寄与率と主成分得点を求めた。なお, その際の計算には, 統計処理ソフトエクセル統計2012 ver. 1.14(SSRI社製)を用いた。

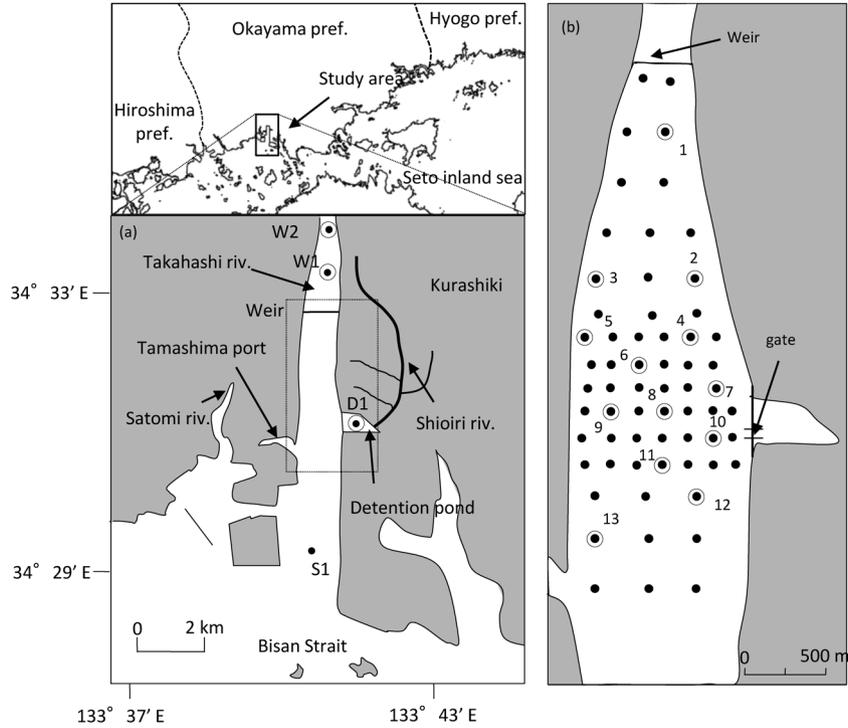


Figure 1. Study area and sampling stations. Black circles in Fig. 1b indicate the stations of wide area investigations. Numerals and W1, W2, D1, S1 indicate the detailed research stations.

安定同位体比調査

冬季調査時のD1, W1, 測点1-13, およびS1の合計16測点において, 上記の底質分析用のサンプルの採取後, それとは別にエックマンバージ型採泥器(離合社製)を用いて採泥面を崩さない様にして底泥を採取した. 現場において, 表層1-2 cm(表層1 cm)と表層5-6 cm(表層5 cm)の底泥を採取し, 研究所に持ち帰って冷凍保存した. 解凍後, ピンセットで鉍物状の粒子を取り除き希塩酸で処理した. 純水で洗浄後, 100°Cで一晩乾燥させてから錫製のカップに適量を封入した. 元素分析計EA1108(Fisons Instrument社製)と質量分析計Delta S(Finnigan Mat社製)を組み合わせた自動分析システムを用いて全有機炭素濃度(TOC), 全窒素濃度(TN), 炭素安定同位体比($\delta^{13}\text{C}$)と窒素安定同位体比($\delta^{15}\text{N}$)の分析を行った. $\delta^{13}\text{C}$ および $\delta^{15}\text{N} = \left\{ \left(\frac{R_{\text{sample}}}{R_{\text{standard}}} \right) - 1 \right\} \times 1000$ (‰), $R = {}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}$ or ${}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}$, として標準試料からの相対千分比率で表した. なお, 窒素の標準物質は大気中の窒素であり, 炭素の標準物質はPDBである.

本調査で対象とした高梁川の河口域のように2つ以上の有機物の供給源があり, その供給源の同位体比が異なっていた場合, それぞれの同位体比の値をエンドメンバーとして, それらの影響を評価することが可能である(Fry, 2002). そこで, 測点ごとの表層1 cmと5 cmの $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ の平均値を測点の代表値として, 以下の式を用いて河口域における調整池の寄与率を計算した.

$$\delta^{13}\text{C}_{\text{MIX}} = f_X \cdot \delta^{13}\text{C}_X' + f_Y \cdot \delta^{13}\text{C}_Y' + f_Z \cdot \delta^{13}\text{C}_Z'$$

$$\delta^{15}\text{N}_{\text{MIX}} = f_X \cdot \delta^{15}\text{N}_X' + f_Y \cdot \delta^{15}\text{N}_Y' + f_Z \cdot \delta^{15}\text{N}_Z'$$

$$f_X + f_Y + f_Z = 1$$

ここで, f_X : 海起源有機物の寄与率, f_Y : 河川起源有機物の寄与率, f_Z : 調整池起源有機物の寄与率, $\delta^{13}\text{C}_X'$: 海起源有機物の $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{13}\text{C}_Y'$: 河川起源の有機物の $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{13}\text{C}_Z'$: 調整池起源の有機物の $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}_X'$: 海起源の有機物の $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{15}\text{N}_Y'$: 河川起源の有機物の $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{15}\text{N}_Z'$: 調整池起源の有機物の $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{13}\text{C}_{\text{MIX}}$: 河口域の堆積物中の有機物の $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}_{\text{MIX}}$: 河口域の堆積物中の有機物の $\delta^{15}\text{N}$ を示している. なお, 海起源はS1, 河川起源はW1, 調整池起源はD1の結果を用いた.

結果

高梁川の河口域における底質分布

2006年9月6, 7日におけるIL, AVS, 泥分率の分布をFig. 2に示した.

河口域全体におけるILは $3.9 \pm 2.6\%$ (平均値 \pm 標準偏差)となった(Fig. 2a). 調整池の排水部周辺とその南西に位置する測点で10%を超える高い値を示したが, 河口域の上流部ほど低くなり, 排水部より上流に位置する場所ではほぼすべての測点で4%以下となった. AVSは 0.25 ± 0.36

$\text{mgS}\cdot\text{dg}^{-1}$ となった (Fig. 2b). 調整池の排水部周辺とその南西に位置する測点で $1.0\text{ mgS}\cdot\text{dg}^{-1}$ を超える高い値を示したが, 河口域の上流部ほど低くなり, 排水部より上流に位置する場所ではほぼすべての測点において $0.2\text{ mgS}\cdot\text{dg}^{-1}$ 以下となった. 泥分率は $29.1\pm 22.9\%$ となった (Fig. 2c). 調整池の排水部周辺とその南西に位置する測点で 75% を超える高い値を示したが, 河口域の上流部ほどその値は低くなり, 排水部より上流に位置する場所では, ほぼすべての測点において 50% 以下であった.

水質調査

W1, W2, 測点1-13, D1の表面と底層における $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{SiO}_4\text{-Si}$, DIN濃度の四季平均値を Fig. 3 に示した. なお, DINは, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の合計値で示した.

$\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は, W1, W2の表層では 1.4 ± 0.9 および $1.2\pm 0.8\ \mu\text{M}$, 底層では 3.5 ± 2.4 および $1.3\pm 1.0\ \mu\text{M}$ となり, 測点1-13の表層の平均値は $0.7\text{--}4.2\ \mu\text{M}$, 底層の平均値は $1.2\text{--}5.8\ \mu\text{M}$ となった (Fig. 3a). D1の表層では $40.9\pm 27.0\ \mu\text{M}$, 底層では $35.0\pm 25.1\ \mu\text{M}$ となった.

$\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は, W1, W2の表層では 0.27 ± 0.08 および $0.20\pm 0.09\ \mu\text{M}$, 底層では 0.43 ± 0.16 および $0.24\pm 0.09\ \mu\text{M}$ となり, 測点1-13の表層では $0.48\text{--}2.11\ \mu\text{M}$, 底層では $0.58\text{--}1.34\ \mu\text{M}$ となった (Fig. 3b). D1の表層では $6.30\pm 3.01\ \mu\text{M}$,

底層では $6.31\pm 2.57\ \mu\text{M}$ となった.

$\text{SiO}_4\text{-Si}$ 濃度は, W1, W2の表層では 149.7 ± 66.6 および $143.4\pm 51.6\ \mu\text{M}$, 底層では 158.5 ± 46.7 および $154.6\pm 44.8\ \mu\text{M}$ となり, 測点1-13の表層では $30.5\text{--}86.3\ \mu\text{M}$, 底層では $13.8\text{--}39.9\ \mu\text{M}$ となった (Fig. 3c). D1の表層では $158.2\pm 32.2\ \mu\text{M}$, 底層では $180.1\pm 25.5\ \mu\text{M}$ となった.

DIN濃度は, W1, W2の表層では 41.5 ± 22.3 および $38.4\pm 19.3\ \mu\text{M}$, 底層では 45.0 ± 17.2 および $38.2\pm 30.2\ \mu\text{M}$ となり, 測点1-13の表層では $10.3\text{--}28.4\ \mu\text{M}$, 底層では $6.6\text{--}12.1\ \mu\text{M}$ となった (Fig. 3d). D1の表層では $144.6\pm 34.3\ \mu\text{M}$, 底層では $137.4\pm 42.5\ \mu\text{M}$ となった.

いずれの調査項目においても, W1とW2の間, 測点1-13の間での明確な差が見られなかったことから, 表層と底層のそれぞれについて四季を含めた堰堤の上流部 (W1およびW2; $n=8$), 河口域 (測点1-13; $n=52$), D1 ($n=4$) の3群に分けて, Fisherの多重比較検定を行ったところ, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$, DINは, 他の2群と比較してD1において表層, 底層ともに高い値を示した ($p<0.01$). $\text{SiO}_4\text{-Si}$ では, 表層, 底層ともに河口域と比較して堰堤の上流部とD1において高い値を示した ($p<0.01$).

底質調査

W1, W2, 測点1-13, D1におけるORPの平均値は, W1,

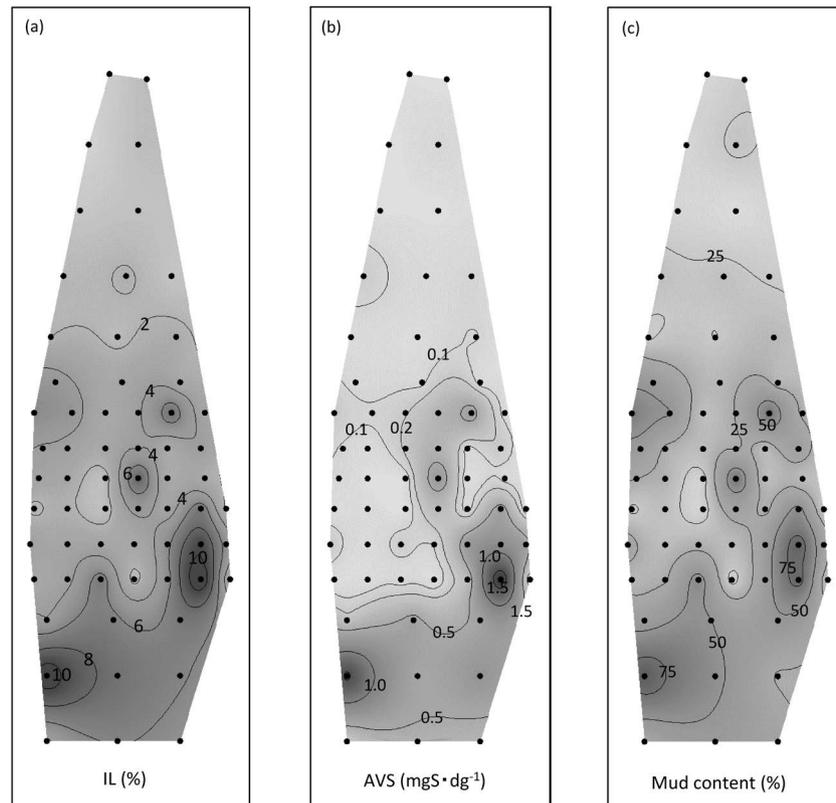


Figure 2. Distributions of sediment conditions in wide area investigations. (a) IL, (b) AVS, and (c) Mud content. Darker areas indicate the higher value, individually.

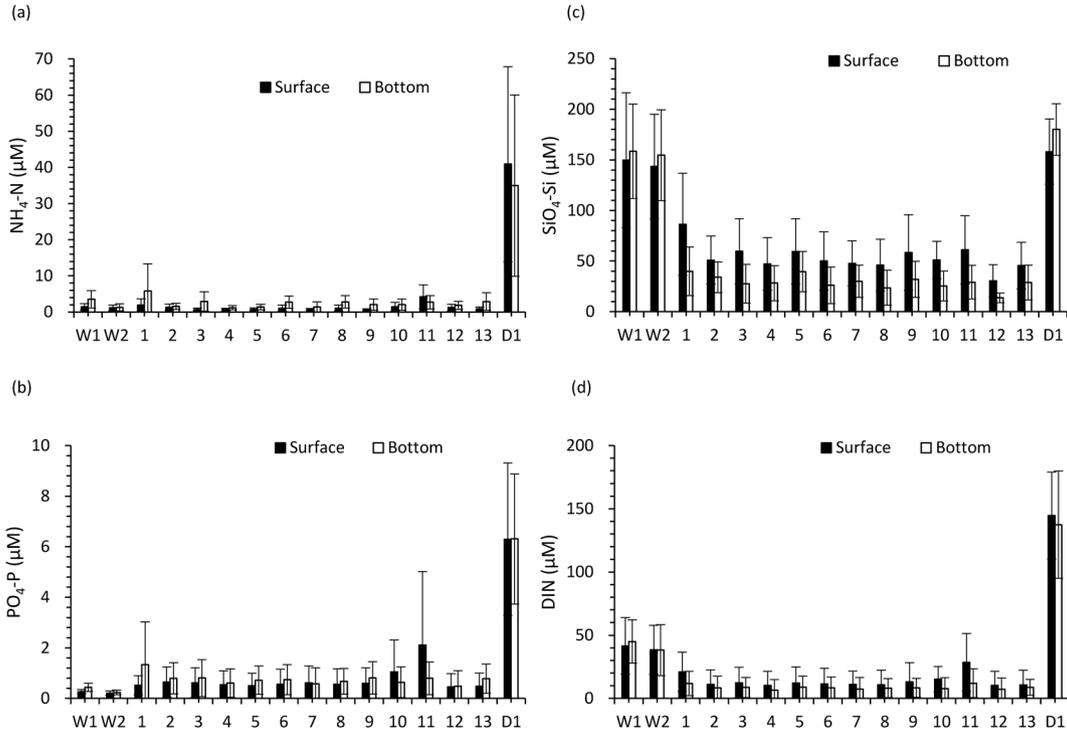


Figure 3. Annual means of water qualities in detailed research. (a) $\text{NH}_4\text{-N}$, (b) $\text{PO}_4\text{-P}$, (c) $\text{SiO}_4\text{-Si}$, and (d) DIN. Bars indicate the standard deviations.

W2ではそれぞれ 51.6 ± 100.0 mV, 70.0 ± 79.0 mVとなり、測点1-13では -182.6 – -10.8 mVとなった (Fig. 4a). D1では -193.3 ± 49.6 mVとなった。

pHは、W1, W2ではそれぞれ 6.5 ± 0.2 , 6.7 ± 0.2 となり、測点1-13は 6.5 – 7.1 となった (Fig. 4b). D1では 7.2 ± 0.3 となった。

ILは、W1, W2ではそれぞれ $1.0 \pm 0.0\%$, $0.7 \pm 0.1\%$ となり、測点1-13は 2.3 – 10.6% となった (Fig. 4c). D1では $15.4 \pm 0.6\%$ となった。

AVSは、W1, W2ではそれぞれ 0.0 ± 0.0 $\text{mgS} \cdot \text{dg}^{-1}$, 0.0 ± 0.0 $\text{mgS} \cdot \text{dg}^{-1}$ となり、測点1-13では 0.0 – 1.4 $\text{mgS} \cdot \text{dg}^{-1}$ となった (Fig. 4d). D1では 1.9 ± 0.4 $\text{mgS} \cdot \text{dg}^{-1}$ となった。測点4, 6, 10, 11, 12, 13およびD1では富栄養化の指標値となる 0.2 $\text{mgS} \cdot \text{dg}^{-1}$ (日本水産資源保護協会, 2012)を上回り、底質は悪化していた。

CODは、W1, W2ではそれぞれ 2.0 ± 0.6 $\text{mg} \cdot \text{dg}^{-1}$, 0.8 ± 0.1 $\text{mg} \cdot \text{dg}^{-1}$ となり、測点1-13は 2.7 – 31.0 $\text{mg} \cdot \text{dg}^{-1}$ となった (Fig. 4e). D1では 58.7 ± 9.1 $\text{mg} \cdot \text{dg}^{-1}$ となった。測点10, 11, 13およびD1では、富栄養化の指標値である 20 $\text{mg} \cdot \text{dg}^{-1}$ (日本水産資源保護協会, 2012)を上回り、底質は悪化していた。

泥分率は、W1, W2ではそれぞれ $2.8 \pm 0.6\%$, $2.5 \pm 2.4\%$ となり、測点1-13は 13.7 – 91.0% となった (Fig. 4f). D1では $93.7 \pm 0.8\%$ となった。

これら上記の6項目について主成分分析を行ったところ、第一主成分の寄与率は71.6%、第二主成分の寄与率は14.3%となり、この両者により85.9%が説明できた。第一主成分には主に、IL, AVS, COD, 泥分率が正のベクトルを示し、第二主成分はpHが正の、ORPが負のベクトルを示した。

上記の結果を基に、第一主成分得点と第二主成分得点をプロットしたところ、いずれの季節においても、D1は右上に配置され、測点10, 11, 13は原点とD1の間に位置した (Fig. 5)。W1とW2は、いずれの季節も原点より左側に位置し、測点10, 11, 13以外の河口域の測点は、原点周辺の場所に配置された。

安定同位体比の分析結果

冬季調査時のD1, W1, 測点1-13およびS1で採取した表層1 cmと5 cmの底泥中の $\delta^{13}\text{C}$ とTOCの関係をみると、D1の表層1 cmの $\delta^{13}\text{C}$ とTOCは -27.1% と 60.5 $\text{mg} \cdot \text{dg}^{-1}$ 、表層5 cmでは -26.5% と 47.7 $\text{mg} \cdot \text{dg}^{-1}$ となった (Fig. 6a)。W1の表層1 cmの $\delta^{13}\text{C}$ とTOCは -26.8% と 4.4 $\text{mg} \cdot \text{dg}^{-1}$ 、表層5 cmでは -26.4% と 1.1 $\text{mg} \cdot \text{dg}^{-1}$ となった。S1の表層1 cmの $\delta^{13}\text{C}$ とTOCは -23.1% と 10.1 $\text{mg} \cdot \text{dg}^{-1}$ となり、表層5 cmでは -23.2% と 11.4 $\text{mg} \cdot \text{dg}^{-1}$ となった。測点1-13の表層1 cmと5 cmでは $\delta^{13}\text{C}$ は -26.5 – -23.5% となり、TOCは 2.1 – 33.1 $\text{mg} \cdot \text{dg}^{-1}$ となった。このうち測点10, 11, 13では $\delta^{13}\text{C}$ は -26.0 – -26.5% となり、TOCは 21.8 – 33.1 $\text{mg} \cdot \text{dg}^{-1}$ と

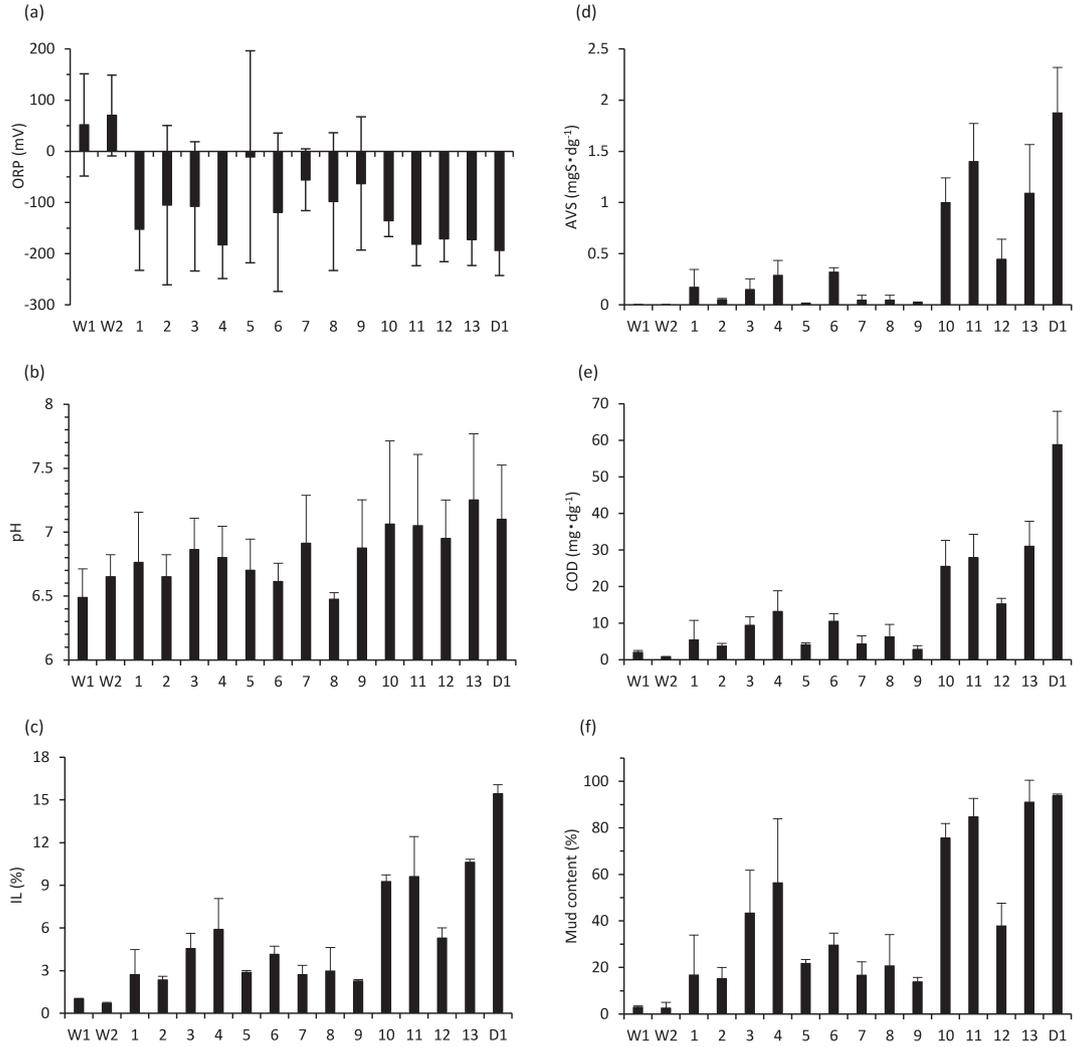


Figure 4. Annual means of sediment conditions in detailed research. (a) ORP, (b) PH, (c) IL, (d) AVS, (e) COD, and (f) Mud content. Bars indicate the standard deviations.

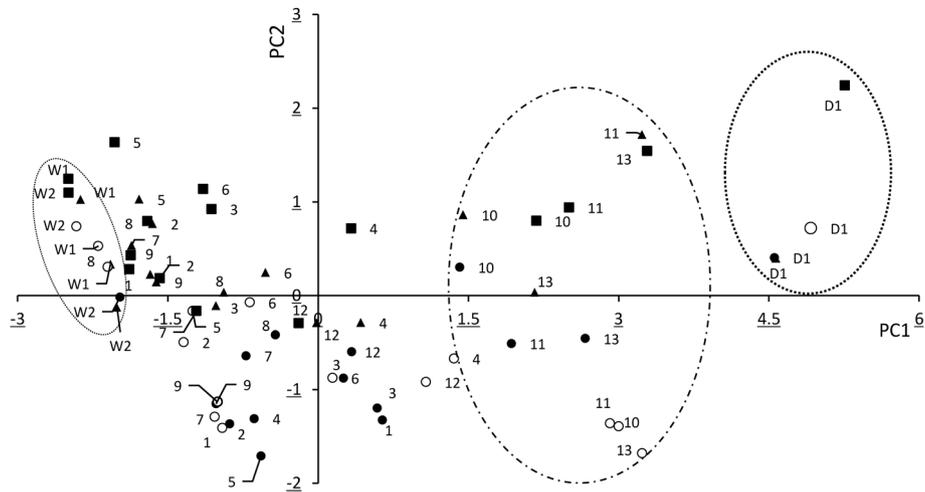


Figure 5. Variance of PCA analysis based on the six sediment parameters. Spring: ▲, Summer: ●, Autumn: ○, Winter: ■. Numerals indicate the sampling stations in the estuary. D1; station in the detention pond, W1 and W2; stations at the upstream side of the weir.

なった。これらの3測点は、河口域のその他の測点を比べると $\delta^{13}\text{C}$ の値は低く、TOCの値は高かった。

同様に、表層1 cmと5 cmの底泥中の $\delta^{15}\text{N}$ とTNの関係をみると、D1の表層1 cmの $\delta^{15}\text{N}$ とTNは2.3‰と6.0 $\text{mg}\cdot\text{dg}^{-1}$ 、

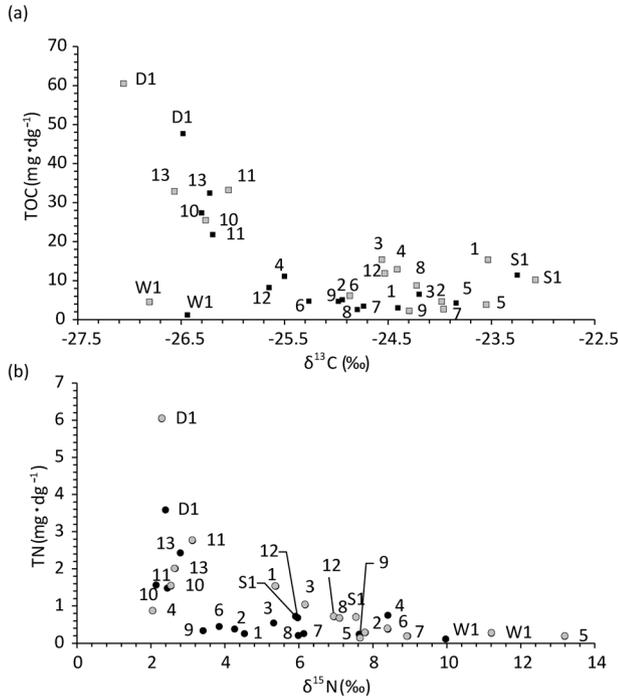


Figure 6. Relationships between (a) $\delta^{13}\text{C}$ and TOC, (b) $\delta^{15}\text{N}$ and TN in the sediment. Samples were collected in winter research. Grey markers: Results in 1–2 cm on surface, black markers: results in 5–6 cm on surface.

表層5 cmでは2.4‰と3.6 $\text{mg}\cdot\text{dg}^{-1}$ となった (Fig. 6b)。W1の表層1 cmの $\delta^{15}\text{N}$ とTNは11.2‰と0.3 $\text{mg}\cdot\text{dg}^{-1}$ 、表層5 cmでは10.0‰と0.1 $\text{mg}\cdot\text{dg}^{-1}$ となった。S1の表層1 cmの $\delta^{15}\text{N}$ とTNは7.5‰と0.7 $\text{mg}\cdot\text{dg}^{-1}$ 、表層5 cmでは5.9‰と0.7 $\text{mg}\cdot\text{dg}^{-1}$ となった。測点1–13の表層1 cmと5 cmでは $\delta^{15}\text{N}$ は2.0–13.2‰となり、TNは0.2–2.8 $\text{mg}\cdot\text{dg}^{-1}$ となった。このうち測点10, 11, 13では $\delta^{15}\text{N}$ は2.1–3.1‰となり、TNは1.5–2.8 $\text{mg}\cdot\text{dg}^{-1}$ の間の値を示した。これらの3測点は、その他の河口域の測点を比べると $\delta^{15}\text{N}$ は低く、TNの値は高かった。

Fig. 6の結果を基に、表層1 cmと5 cmの測点別の $\delta^{13}\text{C}$ と $\delta^{15}\text{N}$ の値をプロットしたところ、W1の表層1 cmと5 cmは $\delta^{13}\text{C}$ が低く、 $\delta^{15}\text{N}$ が高い値を示した (Fig. 7)。S1では両層ともに $\delta^{13}\text{C}$ が高く、 $\delta^{15}\text{N}$ が中程度の値を示した。D1では両層ともに $\delta^{13}\text{C}$ が低く、 $\delta^{15}\text{N}$ も低い値を示した。また、河口域の測点1–13は、ほぼW1, S1, D1を結ぶ3角形の間にプロットされた。

測点間の $\delta^{13}\text{C}$ の差の2乗と測点間の $\delta^{15}\text{N}$ の差の2乗の合計値を求め、その値の平方根を測点間の同位体比の距離とした。これは、測点間の $\delta^{13}\text{C}$ と $\delta^{15}\text{N}$ それぞれの差をもとに測点間の近似性を示したものである。その結果、表層1 cmにおけるW1とS1, S1とD1, D1とW1の距離は、それぞれ5.2, 6.6, 8.9となり、表層5 cmではそれぞれ5.2, 4.8, 7.6となった。

また、同一測点において表層1 cmと5 cmの間の $\delta^{13}\text{C}$ の差の2乗と $\delta^{15}\text{N}$ の差の2乗の合計値の平方根をもとに採泥層間の同位体比の距離を計算したところ、W1, S1, D1の順にそれぞれ1.3, 1.6, 0.6となり、測点1–13の平均値は 1.8 ± 1.6 となった。今回、エンドメンバーとして選んだ、W1とS1とD1の測点間の距離と採泥層間の同位体比の距離を比

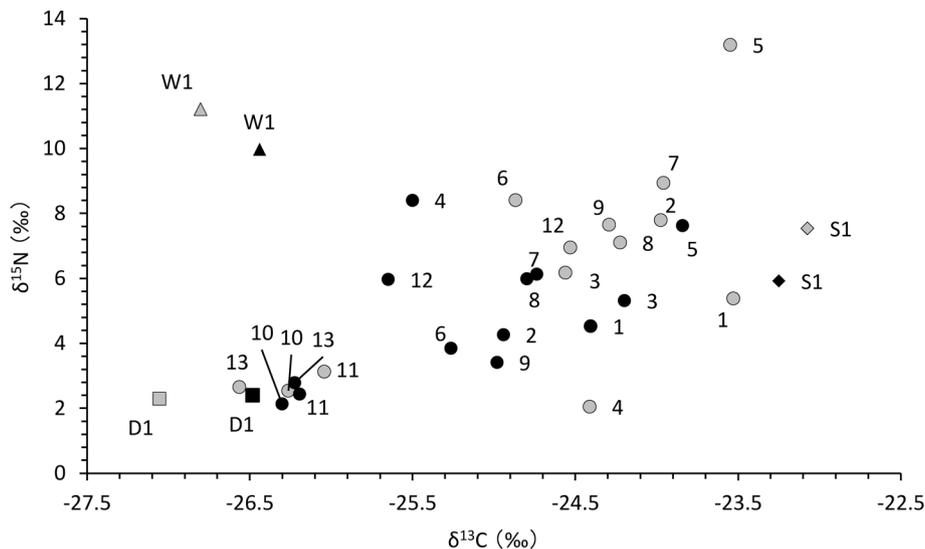


Figure 7. Relationship between $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ in each stations. Samples were collected in winter research. Grey markers: results in 1–2 cm on surface, black markers: results in 5–6 cm on surface.

較すると、採泥層間の距離は小さかった。

W1, S1, D1の $\delta^{13}\text{C}$ と $\delta^{15}\text{N}$ を基に、測点1-13における調整池の寄与率をみたところ、調整池より上流の場所では40%以下であった (Fig. 8). 一方、調整池の排水部付近およびその下流に位置する測点10, 11, 13では80%以上の値を示し、調整池からの排水の影響を強く受けていた。なお、測点4の表層1 cmと5 cmの平均値は、W1, S1, D1を結んだ三角形の外に位置し、調整池の影響が負を示したことから、便宜上、寄与率を0とした。

考察

広域調査における河口域全体の底質は、河口域の上流部でIL, AVS, 泥分率が低く、下流部ほど高い値を示した (Fig. 2). 川と海の上に堰堤が存在すると重たい粒子は堰を越流することなく、浮泥と無機態成分のみが河口域に流入する。これらの成分は、塩水くさびが生じる場所で、物理・化学的な反応が生じた結果、海底に沈降、堆積する (山本ほか, 2013). 本調査では、塩分躍層の位置と高濁度水塊

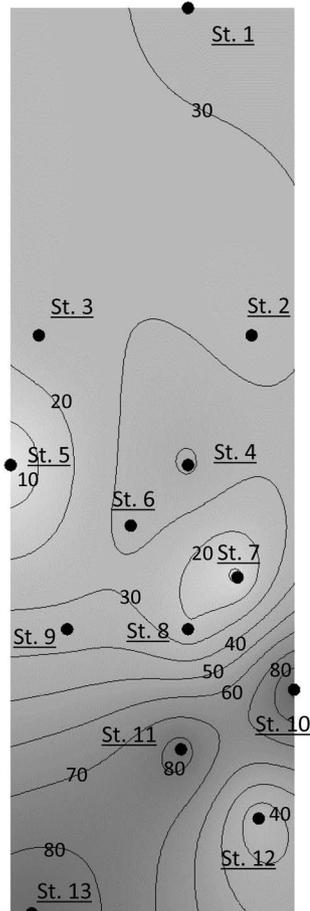


Figure 8. Contribution rate of detention pond. Calculated by the $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$. Darker areas indicate the higher contribution rate.

の形成場所は示していない。そのためにはっきりしたことは言えないが、河口域の上流から下流に進むに従って、海底への沈降作用が進んだ結果、上流部と比べて下流部の底質が悪化したと考えられた。また、調整池の排水部とその下流部付近において急激に底質が悪化しており、調整池の影響が考えられたので、以降は、その影響の解明を中心に考察を行う。

詳細調査による水質では、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度およびDIN濃度は堰堤の上流部、河口域と比べて調整池において高い値を示したが、 $\text{SiO}_4\text{-Si}$ は、調整池と堰堤の上流部の間に明確な濃度差は見られなかった (Fig. 3). 人為活動の影響を受けた場合、水中の窒素とリンの濃度は上昇するが、ケイ素は森林土壌や鉱物の風化などを通じて供給される割合が高く、人為活動の影響を受けにくいことが知られている (井上・赤木, 2006; 児玉ほか, 2006). すなわち、人間活動に起因する負荷の影響を受けて、調整池の窒素、リン濃度が上昇した可能性がある。

底質では、調整池およびその下流に位置する測点10, 11, 13においてCOD, AVSがともに望ましいとされる値を上回っており (Fig. 4), これらの場所は生物にとって良好な環境ではなかった。また、主成分得点をもとに季節別、測点別にプロットした場合でも、調整池はいずれの季節においても有機汚濁が進み、一般的に悪いとされる場所に配置され (Fig. 5), 測点10, 11, 13は調整池に類似する底質環境を有していた。一方、堰堤の上流の測点W1, W2はいずれの季節においても良好とされる底質の特徴を有する場所にプロットされた。これらのことから、堰堤の上流部の底質は良好であるものの、調整池の環境は悪く、河口域はその両者の中間の環境を有していることがわかった。また、河口域の中でも特に測点10, 11, 13は調整池の影響を受けて底質が悪化している可能性が示唆された。

本調査における $\delta^{13}\text{C}$ についてみると、淡水域にあたる堰堤の上流部と調整池ではともに -27% 前後の値を示し、最も海に近い測点のS1ではその他の測点と比較して -20% に近い値を示した (Fig. 6a). 淡水域の $\delta^{13}\text{C}$ は -27% に、海域の $\delta^{13}\text{C}$ は -20% に近い値を示す事が知られており (和田ほか, 1984; Mishima et al., 1999), 本調査においてもそれらの結果と同様の傾向を示した。一方、測点10, 11, 13の $\delta^{13}\text{C}$ は河口域の下流部に位置するにもかかわらず、 -27% に近い値を示し、調整池から流入してくる淡水の影響がみられた。

$\delta^{15}\text{N}$ についてみると、堰堤の上流部と比べて調整池の $\delta^{15}\text{N}$ は低い値を示した (Fig. 6b). 一般に、人為的な影響に伴う窒素負荷が生じる場所では $\delta^{15}\text{N}$ が上昇するといわれているが、著しく富栄養化し、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度が高い湖沼では、水生植物や植物プランクトン、付着藻類による取り込みに伴う同位体分別によって $\delta^{15}\text{N}$ の値が低下することが知られている (Jones et al., 2004; Lehmann et al., 2004).

今回、調整池の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度は他の場所と比べて著しく高くなっており (Fig. 3a)、生物による窒素の取り込みが生じた結果、堆積物中の $\delta^{15}\text{N}$ の値が低くなった可能性がある。

堰堤の上流部 (W1)、海域 (S1)、調整池 (D1) の $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ がそれぞれ特徴的な値を有し、これら3測点の同位体比の距離は、同一測点における層別の同位体比の距離よりも明らかに大きかった (Fig. 7)。これらのことから、表層1 cmと5 cmの同位体比の差は小さかったと考え、両層の $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ の平均値を用いて、調整池の寄与率を計算した。その結果、調整池の排水部より上流の場所の寄与率は低く、調整池の影響は小さかった (Fig. 8)。一方、底質が悪く、調整池と類似した性状を有していた測点10, 11, 13については、寄与率は80%以上となっていた。すなわち、調整池から排出される泥が堆積することによって、これら3測点の底質が悪化していることがより強く示唆された。

高梁川の調整池では、水位が低下する干潮時を中心に排水が行われ、排水部から西向きに調整池由来の低塩分水が広がり、干潮時には川から海へ南向きの流れが卓越することが分かっている (岩田, 2007)。すなわち、干潮時の間欠的な排水によって、調整池由来の泥は同心円状に堆積せず、南西方向に堆積したと考えられた。また、安定同位体比は、植物プランクトンの取り込み、脱窒、分解など様々な生物の作用を受けて、同位体比は変化する (富永・高井, 2008)。今回、底質の季節変化がほとんど見られなかったことから、同位体比に関してもその変動が小さいものと推測した。しかしながら、本報における分析結果は、あくまでも生物の影響が小さいと考えられる冬季の同位体比の結果であり、それ以外の時期においては、その値が大きく異なっている可能性も考えられる。今後は、同位体比の季節変動についても調べ、その有無を基に評価手法を検討する必要がある。

調整池が河口域の底生生物に与えた影響について検討するため、高梁川河口域周辺にあたる浅口・小田地区のハマグリ生産量の推移をみたところ、1950年代には25.0–100.4 tで推移し、1964年には最高値である400.0 tを示した (中国四国農政局, 1950–2012)。1965年以降急激に減少し、その後はほとんど漁獲されなくなった。調整池周辺の埋め立ては1965年頃に終了し (岡山県, 1971)、ハマグリ漁業権の一部も同時に消滅している。漁場そのものの減少による影響も考えられるが、調整池の造成とハマグリ減少の減少時期はほぼ一致しており、調整池の影響を否定するものではなかった。

これまで、調整池からの排水が沿岸海域の底質環境に与える影響については不明な点が多かったが、底質調査と合わせて安定同位体の分析を行うことにより、調整池からの排水によって河口域の底質環境が悪化している事が示唆された。今後は調整池の環境改善を含めて、総合的に河口域

の環境改善を図る必要がある。

謝辞

本研究を行うにあたり、ご助言をいただいた岡山大学大久保賢治教授、岡山理科大学北岡豪一特任講師、調査に協力していただいた関係漁協および海洋建設(株)の方々へ厚く御礼申し上げます。

引用文献

- 中国四国農政局 (1950–2012) 岡山農林水産統計年報. 中国四国農政局, 岡山.
- 福岡捷二・昆 敏之・岡村誠司 (2007) 鶴見川多目的遊水地の洪水調整効果の評価—河道の水面形の時間変化を考慮した非定常二次元解析法の適用—. 土木学会論文集B, **63**, 238–248.
- Fry, B. (2002) Conservative mixing of stable isotopes across estuarine salinity gradients: A conceptual framework for monitoring watershed influences on down-stream fisheries production. *Estuaries*, **25**, 264–271.
- Guangzhe, J., S. Onodera, A. Amano, M. Saito, Y. Shimizu and T. Satou (2013) Effects of dam construction on sediment phosphorus variation in a semi-enclosed bay of the Seto Inland Sea, Japan. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **135**, 191–200.
- 井上直也・赤木 右 (2006) 多摩川におけるケイ素収支にあたるダムおよび下水処理場の影響. *地球化学*, **40**, 137–145.
- 岩田裕平 (2007) 高梁川における河口干潟の潮流場と底質変遷要因に関する研究. 修士論文, 岡山大学, 岡山.
- Jones, R. I., L. King, M. M. Dent, S.C. Maberly and C. E. Gibson (2004) Nitrogen stable isotope ratios in surface sediments, epilithon and macrophytes from upland lakes with differing nutrient status. *Freshwater Biology*, **49**, 382–391.
- 海上保安庁 (2007) 平成19年潮汐表. 海上保安庁, 151 pp.
- 小林智仁・藤田龍之・知野泰明 (2000) 八郎潟干拓事業の成立過程の変遷について. *土木史研究*, **20**, 193–196.
- 児玉真史・田中勝久・澤田和希・都築 基・山本有司・柳澤豊重 (2006) 矢作川下流における $\text{DSi} : \text{DIN}$ 比の変動要因. *水環境学会誌*, **29**, 93–99.
- 国分秀樹・奥村宏征・松田 治 (2008) 英虞湾における干潟の歴史の変遷とその底質、底生生物への影響. *水環境学会誌*, **31**, 305–311.
- Lehmann, M. F., S. M. Bernasconi, A. Barbieri, M. Simona and J. A. McKenzie (2004) Interannual variation of the isotopic composition of sedimenting organic carbon and nitrogen in Lake Lugano: a long-term sediment trap study. *Limnol. Oceanogr.*, **49**, 839–849.
- Mishima, Y., A. Hoshika and T. Tanimoto (1999) Deposition rates of terrestrial and marine organic carbon in the Osaka Bay, Seto Inland Sea, determined using carbon and nitrogen stable isotope ratios in the sediment. *J. Oceanogr.*, **55**, 1–11.
- 門谷 茂 (2010) 干潟域の一次生産者—その生態と機能—干潟域の生物生産—低次から高次へ—. *日本水産学会誌*, **70**, 796–797.
- 村上哲生 (2002) 長良川河口堰建設後の浮遊藻類発生とその環境影響. *応用生態工学*, **5**, 41–51.
- 日本環境測定分析協会 (1993) 改訂版 底質調査方法とその解説. 環境庁編 日本環境測定分析協会, 東京.
- 日本水産資源保護協会 (2012) 水産用水基準 (2012年版). 日本水産資源保護協会, 東京.
- 岡山県 (1971) 水島のあゆみ. 岡山県編, 岡山.
- 佐々木克之 (2005) 有明海の生態系再生をめざして. *日本海洋学会編 恒星社厚生閣*, 東京, 49–104.
- 佐々木克之 (2012) 開門による水底質への影響予測. *沿岸海洋研究*,

- 49, 175–180.
- 千田哲資 (1973) 岡山県高梁川におけるシラウオの産卵場. 魚類学雑誌, **20**, 25–28.
- 鈴木輝明 (2006) 干潟域の物質循環と水質浄化機能. 地球環境, **11**, 161–171.
- 富永 修・高井則之 (2008) 安定同位体スコープで覗く海洋生物の生態. 恒星社厚生閣, 東京, 9–29.
- 玉井信行 (2002) 長良川河口堰モニタリング調査を評価する. 応用生態工学, **5**, 1–3.
- 手塚公裕・片野俊也・濱田孝治・加 瑞・日野剛徳・速水祐一・伊藤祐二・大串浩一郎 (2012) 諫早湾および隣接する調整池における底質の栄養塩分布. 海の研究, **21**, 69–81.
- 宇野木早苗 (2002) 河川事業が沿岸環境へ与える影響を物理面から考える. 海の研究, **11**, 637–650.
- 和田英太郎・水谷 広・柄沢享子・蒲谷裕子・南川雅男・米本昌平・辻 堯 (1984) 大槌湾推計における有機物の挙動—炭素・窒素同位体比からの評価—. 地球化学, **18**, 89–98.
- 山本浩一・西村翔太・関根雅彦・今井 剛・樋口隆哉・神野有生・濱田孝治・横山勝英 (2013) 感潮域底泥と海海底泥の沈降速度分布の塩分依存性に関する研究. 土木学会論文集, **69**, 916–921.
- 山野井英夫・杉野博之・清水泰子・草加耕司・岩本俊樹・高木秀蔵・難波洋平 (2008) 平成18および19年度の高梁川河口蓄養場におけるハマグリ成長と生残. 岡山県水産試験場報告, **23**, 114–117.
- 由比濱省吾 (1997) 児島湖淡水化40年の流れ. 水資源・環境研究, **10**, 24–33.