

誘起流動による密度成層場の環境改善効果に関する研究

環境水域工学分野 田中 宏史

Abstract

密度成層が発達しやすい河川感潮域や閉鎖性水域では、貧酸素水塊の発生が問題となっている。貧酸素化した海域では還元物質が水中の酸素を消費し、貧酸素化をさらに促進する。本研究では、容易に酸素と反応する還元物質である硫化水素に着目し、複雑な流れを有する密度成層場における硫化水素動態を予測する数値計算モデルを構築した。本モデルを大阪府堺市に位置する感潮河川である土居川に適用し、密度差を利用した誘起流動による密度成層場の環境改善効果を検討した。その結果、淡水の放水を行うことで、移流拡散と酸化反応によって土居川の硫化水素は減少していくと予測された。また、河川全域に放出される流量が一定である場合、複数の放水点を設けることで、硫化水素濃度だけでなく、密度成層強度や底層への酸素供給という観点からも、環境改善効果は高いという結果を得た。

1 はじめに

河川感潮域や港湾といった密度成層の発達しやすい水域では、鉛直混合が阻害され、底層への酸素供給が抑制されることから貧酸素水塊が発生しやすい。河川感潮域では、潮止め堰などの構造物の設置により、東京湾・大阪湾の湾奥部では、埋立地や港湾施設の建造により、密度成層が形成されやすくなり、夏季を中心に慢性的な貧酸素状態となっていることが知られている。貧酸素水塊は生態系や水質に悪影響を与えることから、改善すべき課題である。

先の例で挙げたような、河川下流部や湾奥部における貧酸素化発生の共通要因として、流動環境の変化が挙げられる。自然の河口域や閉鎖性の強い湾奥部でも条件次第では底層の貧酸素は発生し得るが、人工構造物が設置されることで従来よりも流動が制限され、温度成層や塩分層が形成されやすくなり、貧酸素化が助長されていると考えられる。

貧酸素化を改善する技術として、既往の研究では重松ら[1]の開発した鉛直循環流誘起堤体（VCF 堤体）や小松ら[2]の越波構造物など、自然エネルギーを利用して酸素を豊富に含んだ表層水を底層に供給する方法が挙げられる。これは底層に酸素を供給するだけでなく、表層と底層の密度差を利用することで鉛直方向の流動を起し、貧酸素化の原因となっている成層を緩和する効果が期待されている。

小松らは実湖沼に隔離水界を設けて表層水の底層への供給実験を行い、CODなどの指標では水質改善は見られたものの、DOの回復はあまり見られなかった。遠藤らは自然エネルギーとして太陽光発電装置を用い、実海域において表層

水供給実験を行ったが酸素環境の改善効果はほとんど見られなかった[3]。これは、貧酸素水塊や底泥に含まれる還元物質が供給した酸素を消費し、酸素の回復を阻害したことが一因であったと考えられる。

そこで、本研究では還元物質のひとつである硫化物イオン（以下硫化物と呼ぶ）に着目した。硫化水素は、硫酸還元菌が嫌氣的条件下で有機物を分解する過程で硫酸塩から生成される。これは、生物に直接有害な物質であり、容易に酸化されるため貧酸素化を促進する[4]。また、硫化物を大量に含んだ水塊は異臭を放ち、運河などの悪臭の原因となっていたことから、硫化物を減少させることは貧酸素化の改善効果の指標となるだけでなく、人や生物にとっての環境改善指標にもなると考えられる。

このような背景から、流動環境、密度成層強度、溶存酸素に加えて硫化物を指標とし、密度差を利用した誘起流動による密度成層場の環境改善手法、およびその改善効果を検討することを本研究の目的とする。本研究では、大阪府堺市に位置する土居川を対象として研究を行った。

2 都市感潮河川における環境調査

2.1 土居川の概要

土居川は大阪府堺市北西部に位置する2級河川で、昔は環濠として利用されていた。現在はその一部が埋め立てられ、水の流入源を持たないため潮汐による流れが支配的であることが特徴である[5]。建部らは土居川の環境構造に関する調査を行い、土居川では潮汐に伴って外海水が河道内を遡上するものの、上流域は流動がほとんどなく、停滞領

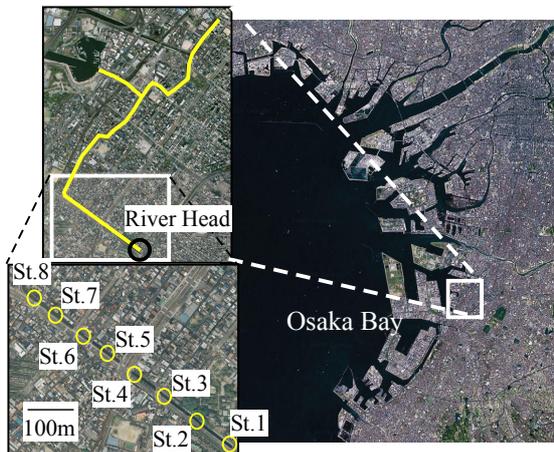


図-1 調査対象地

域となっていることを示している [6]。また、同著者は、土居川の上流端 (図-1, RivreHead) では環境修復を目的として水面に淡水を供給しているが、これが密度成層を助長するものとなっており、結果的に鉛直混合が阻害され、上流域では慢性的な貧酸素化が発生することを明らかにした。

後述する本研究の調査においても、河川上流域では貧酸素化の発生を確認しており、底層水から硫化物も検出された。また、夏季を中心に周辺住民から異臭が発生しているとの苦情があり、迅速な対応が求められている。

2.2 調査方法

本研究における調査の目的は、土居川における水質、特に明らかとなっていない硫化水素の現状を知ることである。調査は 2009 年 7~10 月と 2010 年 4~5 月および 9 月に行った。2010 年 5 月までの調査によって、密度成層が形成され、底層に硫化物が発生している、またはしやすと考えられる領域を図-1 の St.8 から上流に絞った。2010 年 9 月~11 月に同図 St.1 ~ St.8 を堺市の協力のもと、船上から調査した。調査は、多項目水質計 Hydrolab MS-5 (環境システム (株)) を用いて、溶存酸素濃度 (DO 濃度)、塩分、水温、pH、酸化還元電位 (ORP) の鉛直プロファイルを計測した。同時に、各地点における底層水および底泥間隙水を採水して、酢酸亜鉛溶液を用いて硫化物を固定した。サンプルはその日のうちに、清家ら [7] の方法に従い、メチレンブルー吸光光度法を用いて硫化物濃度を測定した。測定法の詳細は、清家らの方法を参照されたい。なお、底層水はリゴー B 型採水器を用いて、底泥はエクマンバージ採泥器を用いてそれぞれ採取し、可能な限り空気に触れないようにしてガラスシリンジに採取した。

2.3 結果と考察

調査結果の一例として、2010 年 9 月 13 日に測定された塩分、DO 濃度の空間分布図を図-2 に示す。淡水供給を行っている上流端が図-1 の St.1 にあたる。図-2(a) 塩分を見る

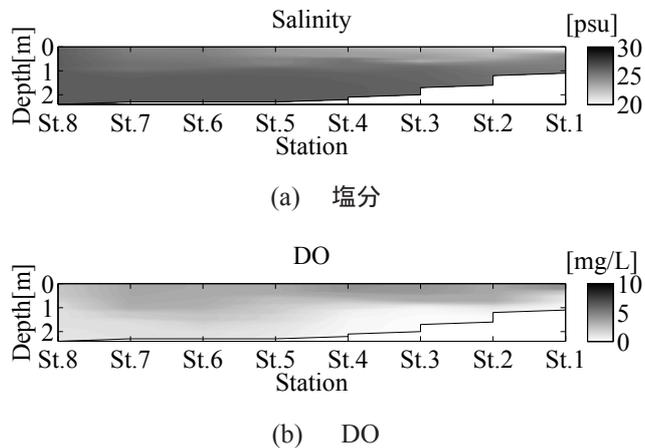


図-2 2010 年 9 月 13 日の塩分および DO 濃度の空間分布

と、St.1 から St.3 付近まで成層化しており、上流端からの淡水供給の影響が見られた。調査領域の中でも、特に St.1 から St.2 までの約 100m の区間で強い塩分成層が形成されていた。同図 (b) に示した DO 濃度を見ると、St.1 から St.4 程度まで、底層で DO 濃度はほぼ 0mg/L となっており、貧酸素化していることがわかった。これは建部らの調査結果と一致し、上流端で淡水を供給していることで塩分成層ができ、その結果として鉛直循環が抑制されて貧酸素化を助長していることが示唆された。

2010 年 9 月~11 月に行った底層水中および底泥表層に含まれる間隙水中の硫化水素の濃度分布を図-3 に示す。2010 年 9 月、11 月の調査では、St.1 において底質が採取できなかったため、欠損となっている。底層水中における硫化物濃度は 0~2.2mg/L であり、硫化物が検出された。2010 年 9 月には硫化物はほとんど発生していなかったが、2010 年 10 月にはその濃度は上昇していた。2010 年 11 月には、底層水中の硫化物濃度が低下しているが、これは気温の低下により、硫酸還元菌の活性が低下したと推測される。2010 年 5 月までの調査では、St.1 の底層水中の硫化物濃度は 2~6mg/L、平均値で約 3mg/L であり、その濃度は低下していた。間隙水中の硫化物濃度を見ると、調査月毎に変動が大きい最大で約 140mg/L、平均で 50.9mg/L と、底層水に対して高い濃度が測定された。

2010 年 9 月に、底層水の硫化物濃度が低下していた原因として、同年 6 月から 8 月にかけて、工事のため St.6 よりも上流の水位が低下していたことで底層にまで酸素が輸送され、底層水中の硫化物濃度が下がったと考えられる。しかし、同年 10 月の結果から、その影響は一時的なものであったと推測される。このため、土居川では常に底層へ酸素が供給され、硫化物の発生を抑制できるような環境を作ることが必要である。

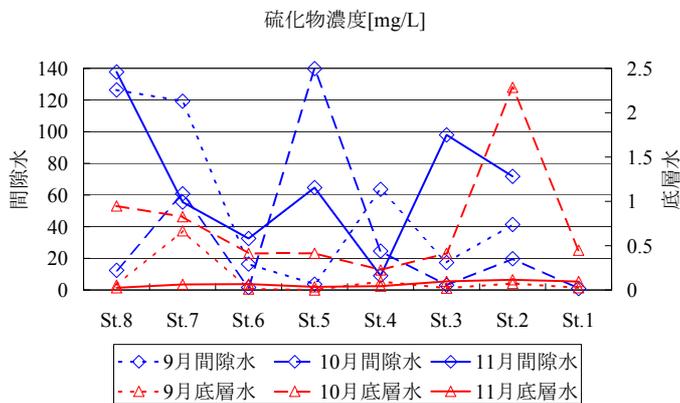


図-3 底層水および間隙水の硫化物濃度

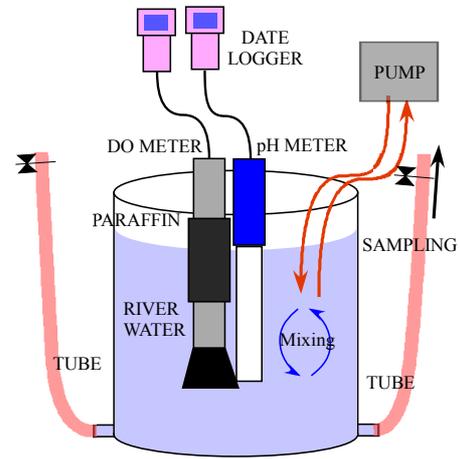


図-4 実験装置

3 数値計算モデルの概要

3.1 硫化物動態モデル

3.1.1 硫化物動態の定式化に関する基礎的実験

硫化物(本節では H_2S と書く)の有無による水中の DO 消費速度の違いを測定するため、図-4 に示した実験装置を用いて、試料水中の H_2S 濃度と DO 濃度を測定した。土居川においてリゴ B 型採水器を用いて採水した試料水をろ過せず水槽内に入れ、蛍光式溶存酸素計 LDO(HACH 社製 HQ40d)、pH 計(TOADKK 社製 HM-30P)設置した後、流動パラフィンで大気との接触を絶った。実験中は水槽内の温度を一定にするために、水槽をサーモスタットによって一定水温に保った水浴に浸した。その後、水槽内の水質を均一にするためにポンプを用いて水槽内の水を循環させながら 1 分毎に DO 濃度と pH を測定し、10 分毎に H_2S 濃度を計測するためにガラスシリンジに試料水を採取した。採取した試料水は、現地調査と同様に清家らの方法に従って実験終了後、直ちに分析を行った。

実験は、まず河川水のみによる DO 消費速度を計測するために試料水を曝気して DO 濃度を上昇させ、DO 濃度と pH の時間変化を 2 時間測定した (Water)。次に、同じ河川水を用い、再び水槽内の水を曝気した後、 H_2S を添加するために硫化ナトリウム九水和物を蒸留水に溶かした水溶液を水槽内に加え、DO 濃度、pH、および H_2S 濃度の時間変化を 2 時間測定した (Water+ H_2S)。実験ケースとして、サーモスタットの設定水温を 20 度 (case1)、26 度 (case2) とした 2 ケースの実験を行った。各ケースにおける、実験中の平均水温は表-1 に示す通りであった。

実験結果のうち、測定した DO 濃度と H_2S 濃度の時間変化を図-5 に示す。グラフの縦軸は DO、および H_2S 濃度を計測開始時の濃度で割った無次元濃度で、横軸は計測時間である。これを見ると、河川水のみときは DO 減少は直線的であり、DO 消費速度はほぼ一定であることがわかっ

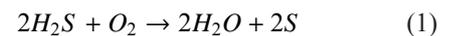
表-1 実験中の平均水温

	Water	Water+ H_2S
case1	20.2	20.7
case2	26.3	26.1
	$\bar{T}[Deg.]$	

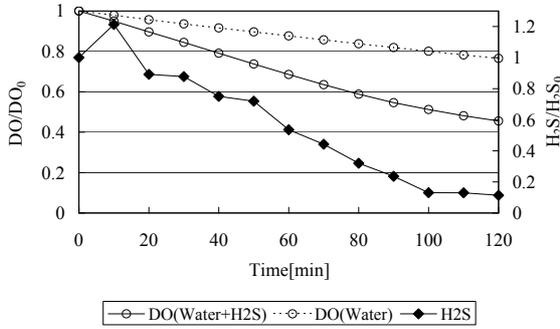
た。硫化ナトリウムを添加すると、DO の減少は直線的であるが、 H_2S/H_2S_0 が低くなる時にその傾きが緩やかになり、その値がおよそ 0.1 ~ 0.3 の間で DO 消費速度が変化することがわかった。 H_2S 濃度は、 H_2S/H_2S_0 がおよそ 0.2 になるまでは直線的に変化した。この結果をもとに、硫化水素動態モデルを構築した。

3.1.2 モデルの概要

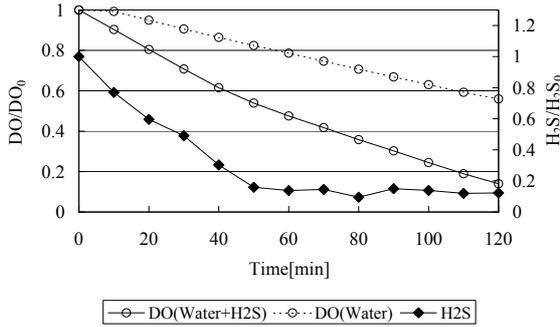
本研究では、前節の実験結果から H_2S の減少と DO 消費を関連付けてモデル化を行った。これは、還元物質である H_2S が DO と反応することで、DO が十分に回復しないということを研究背景としているためである。硫化物は、溶存酸素の存在下では以下の酸化反応を起こす。



式 (2) の反応では、 SO_3^{2-} を経る場合と、 $S_2O_3^{2-}$ を経る場合の 2 通りがあり、その割合から硫化水素の 1.84 倍の DO が消費される [4]。本研究では、 H_2S の減少は酸化によるもののみと仮定し、以下のようにモデル化を行った。



(a) case1($T = 20$)



(b) case2($T = 26$)

図-5 実験結果

$$\frac{\partial CS}{\partial t} = -\alpha_1 K_{H_2S} \quad (3)$$

$$\alpha_1 = 1 + A_1 \times (T - 20) / K_{H_2S}$$

$$\frac{\partial CO}{\partial t} = \beta \frac{\partial CS}{\partial t} - \alpha_2 (1 - \gamma) K_{Water} \quad (4)$$

$$\alpha_2 = 1 + A_2 \times (T - 20) / K_{Water}$$

ここで、 CS は H_2S 濃度 [g/m^3]、 CO は DO 濃度 [g/m^3]、 K_{H_2S} は H_2S 減少速度 [$g/m^3/min$]、 K_{Water} は水による酸素消費速度 [$g/m^3/min$]、 $\alpha_1 \cdot \alpha_2$ は温度補正係数、 β は H_2S と DO の反応比、 γ は H_2S の存在による水の DO 消費抑制係数である。前節の実験から、本研究では硫化物濃度によって H_2S 減少速度と DO 消費速度が変化すると考え、(1) $CS = 0$ 、(2) $0 \leq CS \leq 0.2$ 、(3) $0.2 \leq CS \leq 0.5$ 、(4) $0.5 \leq CS$ に場合分けして、 $\alpha_1, \alpha_2, K_{H_2S}, K_{Water}, \gamma$ の定式化を行った。

3.2 流動モデル

3.2.1 基礎方程式

本研究で流体運動を解く基礎方程式を以下に示す。それぞれ、密度変化を考慮した連続の式(式(5))、Navier-Stokes 運動方程式(式(6))および塩分・水温の移流拡散方程式(式(7)、式(8))である。流体は非圧縮性とし、その密度は塩分と水温にのみ依存する Knudsen の式(式(9))により求める。 ρ は流体密度 [kg/m^3]、 μ は粘性係数 [$Pa \cdot s$]、 \mathbf{u} は速度

ベクトル (u, v) [m/s]、 p は圧力 [Pa]、 S は塩分 [psu]、 T は水温 [$^{\circ}C$]、 F は体積力、 D_s と $\kappa = \lambda / C_p / \rho$ は塩分および温度の拡散係数 [m^2/s] を示している。ここで、 λ は熱伝達率 [$J/s/m/K$]、 C_p は比熱 [$J/kg/K$] である。本モデルにおいては、 $\mu = 1.002 \times 10^{-3}$ 、 F として鉛直方向に重力 $g=9.81[m/s^2]$ 、 $D_s = 1.24 \times 10^{-5}$ 、 $\lambda = 0.58 \times 10^2$ 、 $C_p = 4200$ を与えた。本モデルでは乱流を考慮していないため、拡散係数と熱伝達率を大きめに与えている。

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \nabla \cdot (\rho \mathbf{u}) = 0 \quad (5)$$

$$\frac{\partial \mathbf{u}}{\partial t} + \mathbf{u} \cdot \nabla \mathbf{u} = -\mathbf{F} - \frac{1}{\rho} \nabla p + \frac{\mu}{\rho} \nabla^2 \mathbf{u} + \frac{1}{3} \frac{\mu}{\rho} \nabla (\nabla \cdot \mathbf{u}) \quad (6)$$

$$\frac{\partial S}{\partial t} + \nabla \cdot (S \mathbf{u}) = \nabla \cdot (D_s \nabla S) \quad (7)$$

$$\frac{\partial T}{\partial t} + \nabla \cdot (T \mathbf{u}) = \nabla \cdot (\kappa \nabla T) \quad (8)$$

$$\rho = f(S, T) \quad (9)$$

3.2.2 計算手順

本研究では異なる密度の流体が混在する水域を対象としているため、物理量の分布を精度良く計算することが重要となる。そこで本研究では移流項に矢部ら [8] の開発した CIP (Cubic Interpolated Propagation) 法を用いることとした。CIP 法は移流項における物質質量だけでなく、格子間の物理プロファイルをも同時に移流させるため、本研究のような密度場を対象とした数値計算に適している。計算フローは川崎ら [9] の開発した固気液多相乱流モデル DOLPHIN-3D を参考にし、移流項と非移流項を分離して解く部分段解法を用いて図-6 のように行った。非移流項は SMAC (Simplified Marker and Cell) 法の手順で計算を行い、水面形状は VOF (Volume Of Fluid) 法を用いて計算を行った。

4 誘起流動による環境改善効果

4.1 計算条件

本研究では、誘起流動を発生させるため、領域内に淡水を放水することを想定した。図-7 に計算条件の概要を示す。水平方向の計算領域は、土居川でも特に密度成層が発達しやすい上流端から 100m の領域を対象とした。鉛直方向の計算領域は、土居川の水深を 2m で一定とし、水面変動を考慮して 2.5m とした。計算セルは水平方向に 328 セル、鉛直方向に 27 セルとし、格子幅は水平方向に $\Delta x = 0.1 \sim 0.5m$ の不等間隔格子を、鉛直方向に $\Delta y = 0.1m$ の等間隔格子を採用した。刻み時間 $\Delta t = 0.05sec$ とし、計算時間は 1 時間とした。境界条件として、 $x = 0, y = 2.5$ で壁面条件を、 $x = 100$ で自由流出条件を、水面では自由液面条件を与え

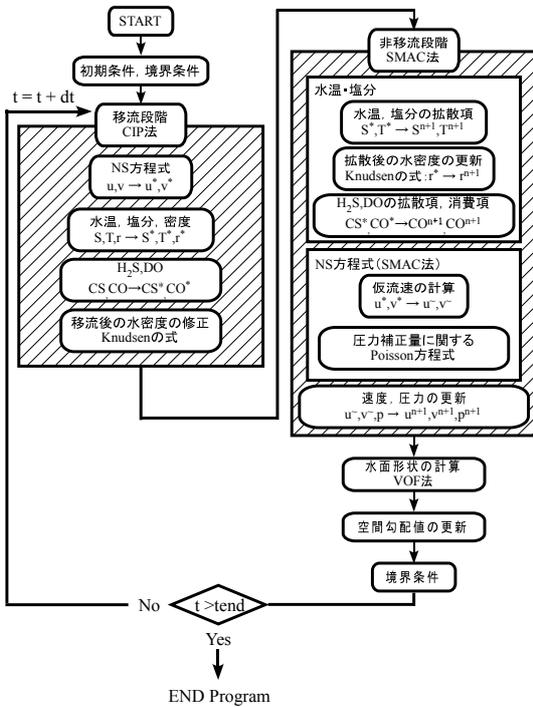


図-6 計算フロー

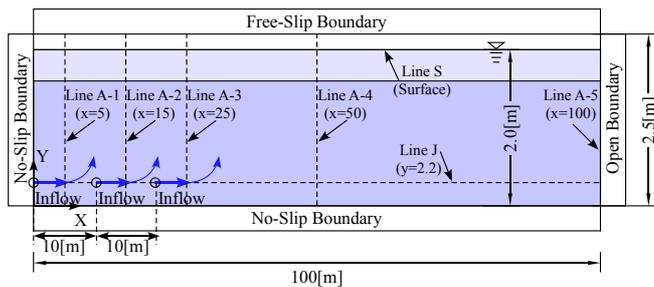


図-7 計算条件

た。なお、液面セルにおいて、DO 濃度は水温 30 度における DO の飽和濃度を塩分補正して与えた。

放水条件として図-7、Inflow に放水境界条件を与えた。放水点は水底から 0.3m の位置に幅 0.2m で設け、放水点を含めて水平方向に幅 0.3m、鉛直方向に高さ 0.6m に壁面境界条件を与えた。放水点 NP を 1～3 点、放水セルにおける水平流速 iu [m/s]、放水流速の総和 su [m/s] を変化させて 5 ケースの計算を行った。各計算ケースにおける放水条件を表-2 に示す。放水点で与える物理量は、 $S = 0, T = 30, CO = 7.5, CS = 0$ とした。

計算領域における初期条件として、土居川で行った調査結果を元に水温、塩分、DO 濃度、硫化物濃度を与えた。

4.2 計算結果

計算結果の一部を図-8～10 に示す。図-8、図-9 に計算開始から 40 分後の、Line A-1、A-2 (図-7 参照) における密度および硫化物濃度の鉛直プロファイルを示す。図-10 には計算開始から 40 分後の成層強度の水平方向分布を示す。

表-2 計算ケース

	case1	case2.1	case2.2	case3.1	case3.2
NP	1	2	2	3	3
iu	0.2	0.2	0.1	0.2	0.067
su	0.2	0.4	0.2	0.6	0.2

ここで、成層強度は水柱のもつポテンシャルエネルギーの均一密度水柱との差で表し、以下の式 (式 (10)) で求められる [10]。

$$P = \frac{1}{H} \int_{-H}^0 (\rho - \bar{\rho}) gy \cdot dy \quad (10)$$

ここで、 y は鉛直方向の座標 [m]、 ρ は座標における密度 [kg/m^3]、 $\bar{\rho}$ は水柱の平均密度 [kg/m^3] である。

図-8 の DO の鉛直プロファイルを見ると、case1 の場合 Line A-1、A-2 両地点で類似したプロファイルを示し、水底付近では DO はほぼ 0 となっている。しかし、case2 の場合 Line A-2 では DO は case1 と同様に底層においてほぼ 0 となっているが、Line A-1 では水底付近にまで DO が供給されている。case3 については Line A-1、A-2 両地点において水底付近においても DO が存在していることがわかる。これは、放水点の間で誘起される流動により DO の移流拡散が起こり、結果として放水点の間となる Line A-1、A-2 では底層において DO が上昇していると考えられる。

図-9 の硫化物濃度の鉛直プロファイルを見ると、同図 (a) Line A-1 の $y=0.4 \sim 1.2\text{m}$ において、case1 に比べて case2、case3 の硫化物濃度は低くなっている。同図 (b) Line A-2 の硫化物濃度の鉛直プロファイルは、case1 と case2 では類似しているが、case3 では $y=0 \sim 1.2\text{m}$ の範囲で異なったプロファイルを示している。これは密度同様、放水点間で誘起された流動によって硫化物が移流拡散され、さらに流動によって供給された酸素との反応によって硫化物が減少したと考えられる。

次に、図-10 の成層強度を見ると、全てのケースで密度強度は初期値よりも増加している。case1 では計算領域内で 150～200 の値を取っており、 x 軸正のほうに向けて徐々に低下する傾向がある。これに対し、case1 よりも流量が多い case2.1、case3.1 を見ると、 x 軸正の方向に進むにつれ、ポテンシャルエネルギーの差が大きくなっている。case1 と流量が同じ case2.2、case3.2 のポテンシャルエネルギーは、 $x=0 \sim 50\text{m}$ の領域において差が見られ、以降では case1 とほぼ同程度の値で推移している。これより、放水流量は下流の成層強度に、放水点の数は放水点付近の成層強度に影響を与えるものと推測できる。

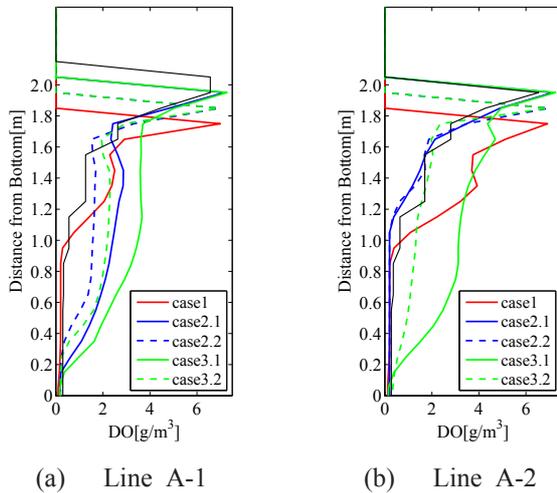


図-8 DOの鉛直プロファイル ($t = 40\text{min}$)

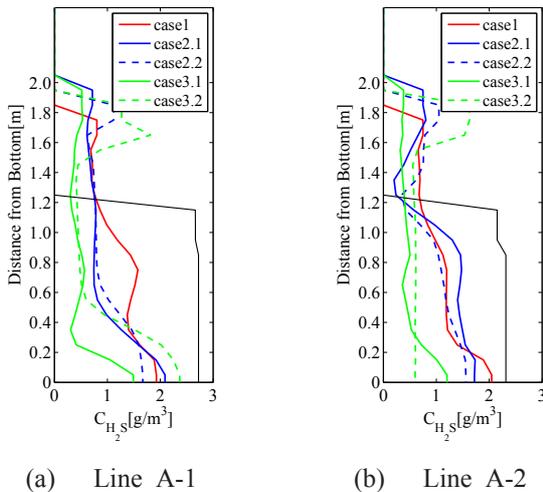


図-9 硫化物の鉛直プロファイル ($t = 40\text{min}$)

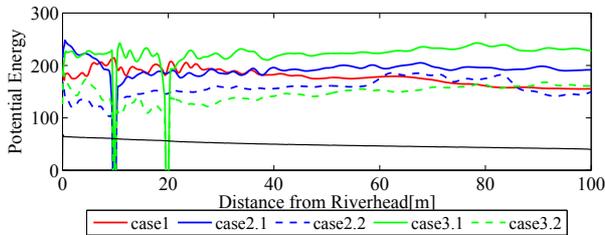


図-10 ポテンシャルエネルギー ($t = 40\text{min}$)

5 おわりに

本研究で得られた結果を要約すると、以下のようになる。

1) 都市感潮河川である土居川において現地調査を行い、密度成層の形成されやすい領域においては、底層において水中に硫化水素が存在することがわかった。また、底層間隙水内にも硫化水素は高濃度で蓄積されていることがわかった。

2) 複雑な流動を有する密度成層場において、高精度に物理量の計算が可能なCIP法を用いた流動モデル、および硫化水素と溶存酸素の反応に着目した硫化水素動態モデルを構築した。

3) 土居川を想定し、2) で構築した数値計算モデルを用い、誘起流動による環境改善効果についての検討を行った。その結果、複数の放水点を設けることで、誘起される流動により放水点間において硫化水素の減少、鉛直方向への酸素供給、密度成層強度の低下といった環境改善効果が得られることがわかった。

謝辞：本研究の遂行にあたっては、堺市建設局土木課河川水路課にご尽力いただいた。ここに謝意を表する。

参考文献

- [1] 重松孝昌・池田憲造・小田一紀・藤田孝(2002): 底質環境の改善を目的とした鉛直循環流誘起堤体の開発, 海岸工学論文集, 第49巻, pp.791-795.
- [2] 小松利光・岡田知也・中村由行・中島信一・長谷部崇・藤田和夫・井芹寧(1999): 閉鎖性水域底層への表層水供給による水質改善効果, 海岸工学論文集, 第46巻, pp.1111-1115.
- [3] 遠藤徹・水田圭亮・臼居諒・田中宏史・重松孝昌(2010): 表層水供給装置による港湾海域底層の環境改善に関する現地実験, 海洋開発論文集, 第26巻, pp.117-122.
- [4] 宗景志浩・家田智之(1992): 浦の内湾における硫化水素の溶出が貧酸素化に及ぼす影響, 海岸工学論文集, 第39巻, pp.981-985.
- [5] 角野昇八(2005): 土居川・内側 - 堺の市街地を囲む歴史水路 -, 環境技術, 5月号.
- [6] 建部祐哉・重松孝昌・坂東良太(2008): 自流のない都市感潮河川の環境構造とその修復に関する研究, 海岸工学論文集, 第55巻, pp.1231-1235.
- [7] 清家泰(2010): 高濃度酸素水生成装置を用いる汽水湖貧酸素水塊の水質改善及び湖底の底質改善, 科学研究費補助金 [基盤研究 (A)] 研究成果報告書, pp.40-48.
- [8] 矢部孝・内海隆行・尾形陽一(2003): CIP法-原子から宇宙までを説くマルチスケール解法-
- [9] 川崎浩司・袴田充哉(2007): 3次元気液多相乱流数値モデルDOLPHIN-3Dの開発と波作用下での漂流物の動的解析, 海岸工学論文集, 第54巻, pp.031-035.
- [10] 多田彰秀・中村康裕・阿部和也・田井明・鈴木誠二・中村武弘(2010): 淡水流入が諫早湾の水質動態に及ぼす影響について, 土木学会論文集 B2 (海岸工学), Vol.66, No.1, pp.366-370.

討議 [貫上佳則]

放水点の高さによって、誘起される流動や計算結果が変わってくると考えられるが、検討は行ったのか。

回答

放水点の高さを変えた場合の検討は行っていない。今回の計算では、最も湧昇流に伴う誘起流動が発生すると思われる、底層からの供給を行った。計算の安定性のため、最も水底に近いセルではないが、可能な限り水底に近い部分からの放水を行った。

討議 [矢持進]

本計算では、湧昇流に連行され、有害物質である硫化物が水表面まで達しているが、これによるデメリットはあるのか。

回答

短期的に見れば、有害な硫化物が水表面に達しているため、生物に対する被害、悪臭の発生等のデメリットが生じると推測される。しかし、長期的に見れば水表面に到達した硫化物は溶存酸素によって酸化され、減少していく。そのため、長い目で見れば土居川にとっては環境改善になると考えている。

討議 [矢持進]

放水する時期・季節は、いつがいいと考えるか。また、その検討は行っているか。

回答

本研究では季節的な検討は行っていない。今回の計算では、特に貧酸素化が発生しやすく、硫化物濃度が高くなる夏季についての検討を行った。本研究では、流動場による効果を主眼にしているため、夏季における効果が高ければ、全ての季節において、硫化物の減少が期待できると考えている。

討議 [貫上佳則]

放水点のポテンシャルエネルギー P が 0 になっているのは正しいのか。

回答

放水点では、放出した流体が湧昇してくるため、密度の鉛直プロファイルはほぼ均一となる。そのため、ポテンシャルエネルギーは 0、もしくはそれに近い値となっていると考えられる。

討議 [西岡真稔]

計算領域、 x 軸正の方向へ進むにつれて、溶存酸素濃度の高い層が厚みを帯びていくが、この供給源はどこか。また、水表面での溶存酸素の境界条件は正しいのか。

回答

溶存酸素濃度の高い層が厚みを帯びるのは、水表面において設定されている溶存酸素の境界条件（境界セルでは濃度 100%）によって溶存酸素が下流域へ移流拡散を伴いながら進むためと考えられる。この境界条件は、表層における溶存酸素の取りこみを再現してものではないため、改良すべき点であると認識している。