土木学会 水工学委員会 環境水理部会 研究集会 in 鹿児島

研究発表会 要旨集

環境水理部会研究集会2017 in 鹿児島 研究発表会プログラム

開始 10:20 発表 14 発表:9分|質疑:5分

No.	時間		発表者	所属	題目	キーワード				
挨拶	10:20 - 10:27	7	宮本 仁志	 芝浦工業大学 工学部 環境水理部会部会長						
セッシ	/ョン1:沿岸 ^坂	或・	湖沼・ダムの水環	境 司会:宮本 仁志 (芝浦工業大学 工学部)						
1	10:27 - 10:41	14	木村 延明	九州大学大学院 工学研究院	密度変化による成層度評価のための指標の特性と可用性 について	ポテンシャルエネルギー stability				
2	10:41 - 10:55	14	新谷 哲也	 首都大学東京 都市基盤環境コース 	Centroidal Voronoi Tessellation に基づく数値流動シミュレーターの設計	非構造格子 並列化 湖沼・ 沿岸域				
3	10:55 - 11:09	14	Hao Aimin	温州大学 生命環境科学研究院	アオコ導流フェンスの発展性について ~各種アオコ対策 を有効化する連系型新技術~	Microcystis 吹送流 ダム湖				
4	11:09 - 11:23	14	矢島 啓	 島根大学 エスチュアリー研究センター 	宍道湖ヤマトシジミの生体的行動を考慮した移動評価	ヤマトシジミ 粘液糸 底面 せん断応力				
5	11:23 - 11:37	14	矢野 真一郎	九州大学大学院 工学研究院	自己組織化マップを用いた海水中水銀のIn-situ Methylation機構の解明に向けた解析	メチル水銀 現地観測				
6	11:37 - 11:51	14	細川 真也	 港湾空港技術研究所 海洋環境情報研究グループ	生物多様性の評価手法の開発	生物多様性 種数(種密度) 底生生物				
7	11:51 - 12:05	14	鶴田 泰士	(株)建設技術研究所 東京本社 河川部	貯水池濁質の大規模現地凝集実験	ダム 濁水対策 凝集剤				
8	12:05 - 12:19	14	石川 忠晴	 東京工業大学名誉教授 	双台河口湿地(中国)の灌漑葦原における土壌塩分の季 節変化	紙生産原料 現地観測 数値 モデル				
休憩	12:19 - 13:00	41								
特別講演: 司会:齋田 倫範 (鹿児島大学 学術研究院理工学域工学系)										
	13:00 - 13:45	45	久米 元	鹿児島大学水産学部 准教授	魚類の成育場としての河口・沿岸域の重要性 :離島のアユを中心に					
セッシ	/ョン2:水質・	水	循環 司会:大槻	順朗 (土木研究所 自然共生研究センター)						
9	13:45 - 13:59	14	小川 智也	法政大学大学院 理工学研究科	小水路における窒素・リンの定量化	再生水 リン 底泥				
10	13:59 - 14:13	14	入江 政安	大阪大学大学院 工学研究科	水中型分光光度計を用いた栄養塩連続観測と溶出速度直 接測定の試み	大阪湾 御前浜				
11	14:13 - 14:27	14	古里 栄一	场玉大学大学院 理工学研究科	沖縄島嶼地域における貯留水品質管理に関する考察 - 久 米島における特性の異なった3水域の比較 -	気泡循環 農業被害 カビ臭				
12	14:27 - 14:41	14	守谷 将史	(株)建設技術研究所 大阪本社 水システム部	河川底質中の糞便性大腸菌群数の変動特性	巻き上げ 親水				
13	14:41 - 14:55	14	篠崎 由依	 筑波大学大学院 システム情報工学研究科 	河川生態系の質や脆弱性に応じて環境流量を設定する	水資源管理 グローバルモデル 純一次生産				
14	14:55 - 15:09	14	北村 友叡	 香川大学大学院 工学研究科 	都市流域内人口密度を用いた都市における水ストレス度 の算定手法の開発 - イスラエルにおける事例解析 -	水資源 地球温暖化 河川流 域				
休憩	15:09 - 15:14	5								
セッシ	/ョン3:モニタ	タリ	ング・環境評価	司会:大石 哲也 (土木研究所 自然共生研究センター						
15	15:14 - 15:28	14	乾 隆帝	山口大学大学院 創成科学研究科	中国地方における環境DNA分析を用いたアユの降下状況 モニタリング	河川 環境保全 魚類				
16	15:28 - 15:42	14	大石 哲也	 土木研究所 自然共生研究センター 	洪水に伴う礫州内への種子供給と土砂移動特性との関係 について	種子供給 植生 浮遊砂				
17	15:42 - 15:56	14	伊豫岡 宏樹	福岡大学 工学部	樋井川における河川改修がシロウオの産卵に与えた影響	シロウオ 感潮域 河床材料				
18	15:56 - 16:10	14	赤松 良久	 山口大学大学院 創成科学研究科 	UAVを活用した河川環境モニタリングの最前線	UAV ドローン 地形測量				
19	16:10 - 16:24	14	河野 誉仁	 山口大学大学院 創成科学研究科 	河川水温予測モデルの開発と佐波川への適用	熱収支 水温変動特性				
20	16:24 - 16:38	14	田代 喬	 名古屋大学 減災連携研究センター 	流込み式水力発電の水利用,発電効率と生態系影響の関 係	取水比流量 発電効率 生態 系代謝				
休憩	16:38 - 16:43	5								
セッシ	·ョン 4 : 土砂・	河:	道管理 司会:矢	島 啓 (島根大学 エスチュアリー研究センター)						
21	16:43 - 16:57	14	吉川 泰弘	北見工業大学 地域未来デザイン工学科	寒冷地河川におけるアンカーアイス形成剥離と藻類剥離 に関する現地観測	結氷河川 アンカーアイス 物質輸送				
22	16:57 - 17:11	14	櫻井 寿之	 土木研究所 水工研究グループ 	高速流中の礫流下量を定量的に把握する試み	土砂バイパストンネル 流砂 量 プレート型センサ				
23	17:11 - 17:25	14	重枝 未玲	 九州工業大学大学院 工学研究院 	水面形を与条件とした流量と粗度係数の推定と実河川へ の適用	•				
24	17:25 - 17:39	14	八木 健太郎	 名古屋大学大学院 工学研究科 	東海豪雨時の新川周辺を対象とした氾濫流の流体力推定 と家屋被害状況	氾濫解析 iRIC 再現性				
25	17:39 - 17:53	14	竹林 洋史	京都大学防災研究所	流砂量と流砂によるクレンジング効果との関係	せん断力 非平衡流砂 浸食 速度				
挨拶	17:53 - 18:00	7	矢島 啓	島根大学 エスチュアリー研究センター 環境水理部会副部会長						

密度変化による成層度評価のための指標の特性と可用性について

九州大学大学院 工学研究院 木村 延明

1. はじめに

水塊において、密度変化によって生成される成層 状態は(以下,成層度とする),力学的にその水環境に 影響を与える. その物理的メカニズムを理解するため には、成層度を定量的に評価することが重要である. 湖沼・沿岸海域(河口含む)の鉛直方向の成層度を定 量的に評価するために、複数の直接・間接的に表現する 指標が提案されてきた. 簡易的に鉛直方向の 2 点間の 密度差分を評価する方法 (Knauss 1997) や単位面積を もつ水柱全体のポテンシャルエネルギーを算定する方 法がある.後者について、例えば、以下の2つの成層 度を評価する指標が挙げられる. 有明海の貧酸素水塊 の経年変化を明らかにするために定義された指標 (柳・ 下村 2004) である. これは鉛直方向の密度変化の分布 形を考慮した指標である. また, 淡水流入量が顕著な 河口域の成層度を表現する指標として, 鉛直方向の密 度変化と水深を重み付けした一次元ポテンシャルエネ ルギー (Simpson et al. 1978) が利用されてきた. この一 次元ポテンシャルエネルギーは、内部波の振動特性を 研究するために湖沼にも導入され (Antenucci et al. 2000), その後, Rueda et al. (2003) によって成層度の定 量化のために転用された.

歴史的に湖沼の成層度を定量化する場合には,多くの研究では水温の鉛直分布の変化(ΔT)で評価してきた.例えば,表層混合領域(eplimnion)は,鉛直方向の単位変化を Δz とすれば $\Delta T/\Delta z$ \leq 1.5 [°C/m]で評価される(e.g., Pernica 2014). しかし,湖沼の全水塊における成層度は,密度変化の安定性を評価する Schmidt stability(e.g., Idso 1973)が利用されてきた(Kimura et al. 2017)、本稿では,上記に挙げた成層度を評価する 3 つの指標について,海域,河口域,及び湖沼の季節的な密度変化を伴う成層度について,それぞれの特性と可用性を明らかにするものである.

2. 方法

柳・下村 (2004) が定義した水柱のポテンシャルエネルギーは,全水深の平均密度 $(\frac{1}{\rho}[kg/m^3])$ と水深 z[m] の密度 $(\rho(z)[kg/m^3])$ との差分を鉛直方向に積分し,重力加速度 $g[m/s^2]$ を掛けたものであり,次式で与えられる:

$$PE = g \int_{-H}^{\eta} \left| \rho(z) - \overline{\rho} \right| dz \tag{1}$$

一方, Simpson et al. (1978) 等が提案した水柱のポテンシャルエネルギーアノーマリーは,以下のように定義される.

$$PEA = \frac{g}{\eta + H} \int_{-H}^{\eta} \left(\rho(z) - \overline{\rho} \right) z dz$$
 (2)

ここで H= 底面の深さ [m], η = 水位 [m]である。密度の鉛直分布の形状を直接表現した式(1)との比較では、深さによる鉛直方向の重み付けと全水深で規格化した部分が異なる。次に、湖沼などの閉鎖系水塊においては、鉛直混合の度合いを水平面積と水塊の体積中心からのズレを重み付けした Schmidt stability が用いられる。Idso (1973) により水塊の重心位置からのズレで修正し直した式は、以下のように与えられる。

$$S_{t} = \frac{g}{A_{0}} \int_{0}^{z_{m}} (z - z_{E}) A(z) [\overline{\rho} - \rho(z)] dz$$
(3)

ここで A_0 = 湖表面 [\mathbf{m}^2], A(z) = 水深zでの面積 [\mathbf{m}^2], z_m =最大水深(湖表面~湖底面)[\mathbf{m}]; z_E = 鉛直方向の平均密度となる水深[\mathbf{m}](重心深さ)である.

データセットは, 典型的な海域・河口域・湖沼の時空間の密度変化を示す過去の研究成果を利用した.

3. 結果と検討

沿岸海域の典型的な密度の鉛直分布を用い,各成層度について水深 z に対する成分の比較を図示した(図1). 但し,海水密度は σ_r (= ρ -1000) [kg/m³] で与え,各指標は水柱における単位体積当たりのポテンシャルエネルギーで統一した. PE と S_t は平均密度となる z_E を起点に増加する.特に S_r は水柱重心からの水深と密度の差分の積によって 2 次曲線的に増加する.表層と底面付近では差分層が半減する為に成分量が減少した.

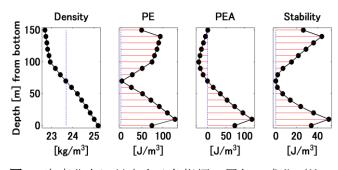


図 1 密度分布に対応する各指標の層毎の成分(注: Stability = S_t/z_m , 出典データ Knauss 1997).

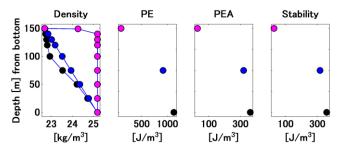


図2 密度の鉛直分布形による指標値の変化

各指標は,表層と底面の間で同じ差分密度であって も分布形が異なる場合には、その違いを定量的に評価 することができる(図2).図3は海域と河口域の典型 的な密度変化の観測値を利用し、密度分布の季節変化 とそれらの変化に対応する各指標値の比較図である. 強い成層度が出現する河口域では、各指標と密度差と の強い相関が確認できる. 沿岸域では PE の相関は多少 バラツキが多くなるものの R^2 は高い値を示した. PEA と Stは同じ値を示す. この理由は, 2 つの指標は単位面 積をもつ水柱の場合には数学的に同じものとなる. 例 えばポテンシャルエネルギーの起点が異なっても,全 水深で積分した場合には同じ値になるからである. 次 に、閉鎖系水域且つ、主に水温で密度分布が決定され る湖沼について各指標の比較を行った(図4).但し、 閉鎖系水域の特性を生かし水深毎の面積で重み付けを 行い、湖表面で規格化した指標を用いた. 浅い湖で密 度差が小さい成層度の場合には, 各指標共に密度差と の強い相関を示した. しかし、より大きな密度差が観 測された深い湖では,全指標ともに密度差と強い相関

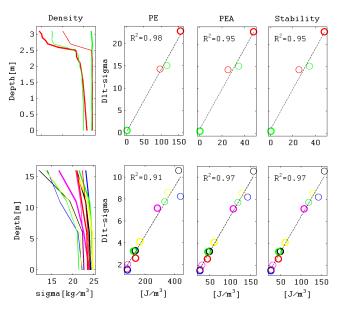


図3 密度差と各成層度の季節変化(上段:河口域 4シーズン観測値,下段:沿岸域 月毎観測値,点線=回帰線,R²=決定係数).

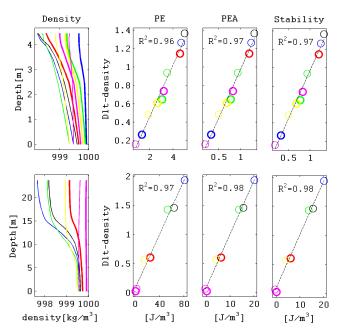


図 4 湖沼の密度差と各指標の季節変化(上段:浅い湖 冬季除く月毎観測値,下段:深い湖 月毎観測値).

を持ち、値はそれぞれの回帰線に乗る。図 3 と同様に PEA と S_t は同じ値を示す。これは、全体積の積分では、 ポテンシャルエネルギーは一致するからである。

4. <u>まとめ</u>

沿岸・河口・陸水域の密度分布の変化に伴う成層度を示す指標の特性と可用性を調査した。水深方向の重み付けを持つ PEA と S_t は、同じ指標で且つ可用性が高いことを明確にした。 S_t とほぼ同様の傾向を示した PEも簡便な数式の観点から、指標としての利用を推奨できる。湖沼の成層/混合状態の指標である Lake Numberが提案された背景に、深い湖に対する S_t の可用性の制限があった。その制現を量的に明確にする必要がある。

参考文献

Antenucci JP, Imberger J, and Saggio A (2000) Seasonal evolution of the basin-scale internal wave field in a large stratified lake. Limnol. Oceanogr., 45(7), 1621–1638.

Idso SB, 1973. On the concept of lake stability. Limnol. Oceanogr. 18:681–683.

Kimura N, Liu W-C, Tsai J-W, Chiu C-Y, Kratz TK. and Tai A (2017) Contribution of extreme meteorological forcing to vertical mixing in a small, shallow subtropical lake. J. Limnol. 76(1): 116–128

Knauss JA (1997) Introduction to physical oceanography 2nd Ed., Prentice-Hall.

Pernica PM (2014) Implications of Periodic Weak Thermal Stratification in the Epilimnion of Lake Opeongo. Ph.D. dissertation, Univ. of Toronto, Toronto, Canada.

Rueda FJ, Schladow SG, Monismith SG and Stacey MT (2003) Dynamics of Large Polymictic Lake. I: Field Observations. Journal of Hydraulic Engineering, 129(2): 82–91.

Simpson JH, Allen CM, and Morris NCG (1978) Fronts on the continental shelf. Journal of Geophysical Research 83 (C9): 4607–4614.

柳・下村 (2004) 有明海における成層度の経年変動. 海の研究 (Oceanography in Japan),13(6):575-581.

Centroidal Voronoi Tessellation に基づく 数値流動シミュレーターの設計

首都大学東京 都市基盤環境コース 新谷哲也

土木工学や地球物理学で対象とする扁平な水域における流動解析では,水平方向の空間格子を高精度かつ合理的に作成することが重要な課題となっている.特に格子の直交性と格子サイズの滑らかな変化 (quasi-uniform) を維持しつつ局所的に高解像度化が実現できる格子を手間をかけずに作成できることが望まれている.このような要求は矩形など単純形状の水域ではあまり問題とならないが,入り江等の複雑な地形を有する水域では構造・非構造に関わらず格子の調整に時間を要することが多い.

本研究で着目する Voronoi 図 (Voronoi diagram) は,古くから Thiessen 多角形, Dirichlet 分割とも呼ばれ,流体力学(主に気象分野),水文学,計画学,画像処理等の分野で広く利用されてきた(例えば,杉原 2009). Voronoi 図は非構造格子モデルでよく用いられる Delaunay 三角形格子と相補的 (dual) な関係にあり、お互いの境界線 (edge) が直交する性質を有している (図 1).この Voronoi 図作成手法の中に,近年 Ringler et al. (2013) によって海洋モデリング (MPAS-Ocean) で利用されている重心ボロノイ分割 (Centroidal Voronoi Tessellation:CVT) がある. CVT で作成された格子は上で述べた直交性と格子サイズが滑らかに変化する特徴を持ち,その作成手法も基本的には直感的でわかりやすいというメリットがある. しかしながら,著者の知る限り,湖沼・沿岸域(環境水理)の研究に用いられた例はほとんど見受けられない.そこで本論文では,この格子の特徴・作成手法の概略を説明するとともに,CVT に基づく数値流動シミュレーター(現在開発中)の一部を紹介する.

以下に,通常の CVT と局所高解像度化を実現する重み付き CVT による格子の作成手順を簡単に説明する.任意に配置された点(Voronoi point, generator)を元に空間を Voronoi 分割する計算ライブラリーは様々提供されているが,本研究では Python の科学計算用ライブラリー Scipy の spatial.Voronoi ライブラリーを用いた(今回は平面 2 次元に限定). まず,領域内に目的の格子数に対応する数のランダムな点を generator として Voronoi 図を作成する(図 2). 生成された各 Voronoi 領域(region)内の Voronoi 点は,一般的に Voronoi 領域の幾何重心とは一致していない.そこで次のステップでは,各 Voronoi 領域の幾何重心を求め,得られた幾何重心群を generator として再度 Voronoi 図を作成する.再作成された各 Voronoi 領域の形が再作成前と変化した場合,当然その幾何重心位置も変化してしまう.引き続き,この同様な操作(幾何重心群を求め generator とし,Voronoi 図を再作成する)を Voronoi 領域の幾何重心と generator がある一定の誤差範囲内で一致するまで繰り返すと CVT による格子が完成する.この一連の操作で作成された Voronoi 図は格子サイズがほぼ均等な一様格子となる(図 3). 次に,所定の位置近傍の解像度を増加させるために,重心を求める際に重み(質量分布,目的位置からの距離の関数等)を考慮して上述の

操作を繰り返す.重みが大きいところに重心が集中するため,局所的な高解像度化が実現できる.図 4 では円周部に重みを大きくして計算している.生成された格子はサイズの変化が滑らかで,Voronoi 点同士を結ぶ線とVoronoi 辺 (edge,速度の定義位置) が直交するだけではなく,Voronoi 辺がその中点に位置するなど計算上都合が良い特徴を持つ.数値的に重みを考慮した重心位置を求める際には,Voronoi 領域を多数の小さな三角形に分割して精度よく(重み関数の近似度を上げて)積分する必要がある.精度が不十分であると,上記の繰り返しが収束しない場合がある.また,今回の円形領域の CVT では,境界外側に鏡像となる点を配置して格子を作成している.

現在開発中のシミュレーターでは, Ringler et al. が用

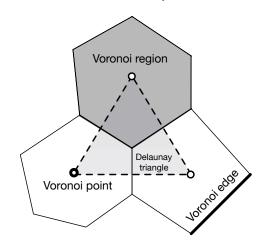
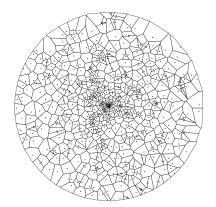


図 1: Voronoi 図

いた TRiSK スキームのように Vector invariant form の運動方程式を解くのではなく、静水圧近似された一般的な運動方程式をコロケート有限体積法で離散化して解を求めている.水平格子上の変数配置は Voronoi 点に水位,スカラー,Cell 平均速度を,Voronoi 辺に速度を定義する直交 C-Grid 格子とした(鉛直方向は z-coordinate). 本シミュレーターはスクリプト言語 Python のモジュールとして作成されており,C++(g++ with SWIG, OpenMPI, VTK, CMake and Boost)で記述されている.近い将来に大規模な計算(全球計算等)を想定しているため,ノード間は MPI(非同期送受信),ノード内は OpenMP によるハイブリッド並列化を行なっている.Python での MPI の扱いには MPI4Py を利用している.また,分散メモリ型並列計算における非構造格子グリッドの格子分配には PyMetis を利用し(図 5),計算の実行及び並列化効率の評価には,自作した Raspberry-Pi cluster (RasPi3B × 5台) を用いた.

最後に,CVT で生成した格子に基づく数値流動シミュレーターで得られた結果の一例を示す.計算対象は,Csanady(1968)によって解析解が導かれている大規模円形湖の風応答とした.水面は風応力とコリオリカの影響を受けながら特徴的な変動を示す.図 6 には湖内のある一点における水位変動の解析解と数値解を示している.既往の研究(例えば,新谷 2017)と比べて格子数は 600 セルと非常に少ないが,計算された振幅と位相が解析解と良好に一致していることがわかる.本シミュレーターの詳細や実水域への適用は別の機会に紹介したい.



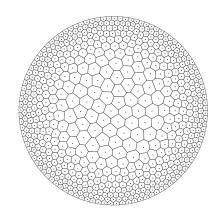


図 2: 乱数で生成した初期の Voronoi 図

図 3: 重みなし CVT による Voronoi 図

図 4: 重み付き CVT による Voronoi 図





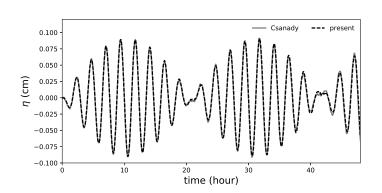


図 6: Csanady(1968) の解析解と数値解の比較(水面変動)

参考文献:杉原厚吉:なわばりの数理モデル,共立出版,2009. Ringler, T., Petersen, M., Jacobsen, D., Maltrud, M., Jones, P., A multi-resolution approach to global ocean modeling. Ocean Modelling, http://dx.doi.org/10.1016/j.ocemod.2013.04.010, 2013., Csanady, G. T.: Motions in a model Great Lake due to a suddenly imposed wind, J. Geophys. Res., Vol.73, pp.6435-6447, 1968. 新谷:柔軟な局所高解像度化を実現する非構造デカルト格子シミュレーターの構築,水工学論文集,2017.

アオコ導流フェンスの発展性について ~各種アオコ対策を有効化する連系型新技術~

Hao Aimin(温州大 生命環境科院) 井芹 寧(WJEC)・藤井忠幸(IMS)・力竹正広(ハウショウ) 原口智和(佐賀大 農)・朝位孝二(山口大 エ)

1. はじめに

アオコ(本報ではMicrocystis 属アオコとする)の直接 的防除法として、非常に多くの対策が試みられている が、多くの場合、広域にアオコが分布すること、分布 域が移動することなどから、現実的には局所的対策に とどまっている.本報では、自然のアオコの移動性を 逆手に利用し、特定の水域にアオコを封じ込める新技 術であるアオコ導流フェンスの効果検証結果を報告 する.また、導流アオコ層の鉛直微細構造に特徴的な 水質・生物分布が認められたので、併せて報告する.

2. アオコの移動性と増殖優位性

アオコは細胞内の偽空胞の浮力調整により日周期の鉛直移動を行う. 昼間表層に集積したアオコは,吹送流を利用することで水平移動能力も獲得する. 光合成に適した表層,栄養獲得に適した底層,河川流入部水域に移動し,移動性を有しない競合プランクトンと比較して,優位に増殖することが可能となる(表-1).

アオコ導流フェンスは、このアオコ移動性を利用し、 水面で集積移動するアオコを一方向に導流する.

表-1 アオコの移動性による増殖優位性

Character	Photo synthesis	Obtain nutrients	Obtain CO ₂	Early developmet	Inhibirion of predation pressure
Vertical migration	•	•	•	•	•
Horzontal migration		•		•	

3. 導流を受ける(水面集積)アオコの微細層構造

佐賀県の農業用貯水池において 2016 年 8 月の日中 $(11:00\sim12:00)$ に、本フェンスで導流する水面集積アオコ性状の把握のため、水質現地測定(水温, D0, ORP) と試料を採取しプランクトン層分布の分析を行った、測定は、センサー部が小型の SATOTECH WA-2017SDJを用いた。プランクトン試料は開口 ϕ 1mm程度の管を用いて、鉛直層を乱さないように吸引量を調節し、0.5mL×3回試料採取を行い混合サンプルとした。

なお、本フェンスの適用に当たっては、アオコの移動(アオコ路)・鉛直分布状況を事前に把握することが必要である.基本的にはクロロフィル濃度で分布状況を確認することが効率的であるが、正確にはプランクトン分布について採水・検鏡を行うことが望ましい.水面にアオコが集積する場合、その集積層圧は数ミリから数cmレベルのこともあり、従来の採水法では正確なアオコ現存量を把握することは難しい(図-1).今回は微細構造の調査のため吸引法を選択したが、簡易的には方形容器で水塊を削り取るように採水する方法が、均一性から適当と考えられる.従来の水質調査法でも、アオコ発生水域についは、0.5m等の水深規定を見直し、採水法を改正することが望ましい.

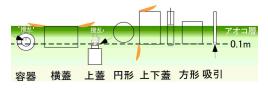


図-1 表層水の各種採水法(水面~0.1m採水を想定)

計測,分析結果を表-2 に示す.水温については水面 $(0.2 \, \mathrm{cm}) \sim 5.0 \, \mathrm{cm}$ の間で $5.6 \, \mathrm{C}$ の水温差が認められ, $1 \, \mathrm{cm}$ 間隔で $1 \, \mathrm{C}$ 程度変化する水温躍層が認められた. $5.0 \, \mathrm{cm}$ 以深は,水温変化が $0.1 \, \mathrm{C}/\mathrm{cm}$ 未満となった. $1 \, \mathrm{C}/\mathrm{cm}$ 以深は,水温変化が $1.0 \, \mathrm{C}/\mathrm{cm}$ 未満となった. $1 \, \mathrm{C}/\mathrm{cm}$ と較 的安定するのに対し, $1.0 \, \mathrm{cm}$ においては測定中 $1.0 \, \mathrm{C}/\mathrm{cm}$ の限 は $1.0 \, \mathrm{C}/\mathrm{cm}$ の間で大きく変動した. $1.0 \, \mathrm{C}/\mathrm{cm}$ の間でイナス値を示し, $1.0 \, \mathrm{C}/\mathrm{cm}$ の間マイナス値を示し, $1.0 \, \mathrm{C}/\mathrm{cm}/\mathrm{cm}$ が $1.0 \, \mathrm{C}/\mathrm{cm}$

表-2 アオコ層微細分布構造

Depth	W.T.	DO	ORP	Microcystis	ワムシ類	繊毛虫類
(cm)	(°C)	(mg/L)	(m V)	(cells/mL)	(inds/mL)	(inds/mL)
0.2	37.3	-	-149	7.69.E+08	未検出	未検出
0.5	-	-	-	2.12.E+08	未検出	未検出
1.0	35.9	6.0-18.2	-172	3.01.E+08	未検出	未検出
2.0	34.8	10.5	-11	6.09.E+06	11	未検出
3.0	33.1	-	7	3.75.E+06	391	717
4.0	32.3	-	9	1.20.E+06	33	未検出
5.0	31.7	11.0	24	-	-	-
6.0	31.5	-	49	_	-	-
7.0	31.4	-	63	_	-	-
8.0	31.3	-	106	_	-	-
9.0	31.3	-	112	_	-	-
10.0	31.3	11.4	154	5.07.E+05	未検出	未検出
20.0	30.3	11.2	176	1.68.E+05	未検出	未検出
50.0	29.4	10.5	149	5.48.E+04	未検出	未検出
10.0 20.0	31.3 30.3	11.2	154 176	1.68.E+05	未検出	未検出



写真-1 アオコ試料(上部の数字は採取水深 cm を示す.)

水面近くのアオコは色素が抜け分解傾向のアオコ細胞が多く混在しており、分解時の酸素消費作用等の蓄積効果により、ORPが還元側の値になったものと考えられる。測定時は活発な光合成により DO が上昇しているが、夜間は減少している可能性が高い、枯死の要因としては強光阻害、高温化、栄養塩枯渇等が考えられる。下層のアオコは上部のアオコ層が保護膜となるためか、枯死アオコは減少し 2cm 以深では ORP は酸化条件に変化した。今回の調査で新たに明確になった

事象は、水面アオコ層の直下層に高密度の動物プランクトン層が観察されたことである. 出現した動物プランクトンは主に Lecane sp.であり、ヒルガタワムシ及び多数の繊毛虫類も認められた(写真-2). 出現した後生・原生動物は細菌類や有機物片を餌とすることが知られており、上層のアオコ枯死分解で生じた細菌類や有機物片を捕食するため蝟集しているしている可能性が考えられる. 水面部の生物群が形成する微細構造のイメージを図-3 にとりまとめた. 動物プランクトンの高密度化は湖沼表層環境としては珍しく、活性汚泥の微生物相に近い状態である.



写真-2 高密度アオコ下層の動物プランクトン

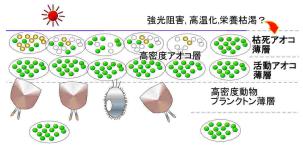


図-3 アオコ集積層の鉛直微細構造

4. 魚消化管通過筒状アオコの存在

アオコ発生時には 通常のアオコ群体に 加え,筒状のアオコが 観察された(写真-3). アオコ水で育成した フナ類の排泄物から 同様な形状のアオコ が生じることが観察 されたことから,筒状 アオコは藻食魚の排

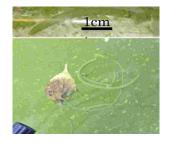


写真-3 筒状アオコ

泄物がその外膜が破れることなく、内部のアオコが増 殖した結果生じたものと予想される. また, 筒状アオ コはより水面に浮上する傾向が認められる. これは, アオコ細胞の内部の偽空胞の浮力に加え, 光合成によ るガスが筒の中に残存することが一因と推察される. これにより、水面の風や、極浅層の吹送流により移動 性が高く, 湖岸などに集積しやすくなっているものと 考えられる. 湖岸部の採水調査で, 通常アオコ群体と 筒状アオコ群体による現存量比はほぼ 1:3 であった. また, 両アオコ群体を含んだ湖水を採取し, 増殖に適 した条件で培養を行ったところ, 筒状アオコの方がよ り長期に生存する傾向が認められた. 腸管内を他の消 化物と同時に通過することで, 高濃度栄養塩等に触れ ることが影響している可能性が考えられる.これらの 結果より、アオコの異常発生において筒状アオコは重 要な役割を果たしているものと予想される.

ハクレンやコクレンのように捕食したアオコをす

りつぶして食する藻食魚については確認が必要であるが、アオコを丸呑み未消化で排出し、筒状のアオコ 形成に寄与する藻食魚の影響は、アオコの異常増殖に おいて無視できない要因と考えられる。

5. アオコ導流フェンスの効果

アオコ導流フェンスは水面近くに吹送流圧で一方向に開く弁を備えた流動制御フェンスである. アオコが定常的に移動するアオコ路をあらかじめ把握し, 特定の水域 (アオコ制御ゾーン) にアオコを導流する目的で設置位置・形状を設定する. 前述のアオコ調査実施後に行った効果確認結果を写真-4 に示す. 検証に使用したアオコ導流フェンスは長さ $40 \, \mathrm{m}$, 深さ $2 \, \mathrm{m}$ で, 水面下に $25 \, \mathrm{cm} \times 1 \, \mathrm{m} \times 4 \, \mathrm{r}$ 所, 水面部に約 $15 \, \mathrm{cm} \times 15 \, \mathrm{cm} \times 1 \, \mathrm{r}$ 所の弁機能を有するアオコ導流口を備えている. 最深部 $5 \, \mathrm{m}$ 程度のダムサイト端にアオコ制御ゾーンを設定し,検証を行った. 吹送流により移動するアオコが制御ゾーンに導流され,風向きが変わってもゾーンにとどまる効果が確認できた.

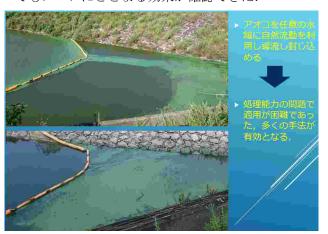


写真-4 アオコ導流フェンスによる導流結果

6. アオコ導流フェンスの効果と発展性

アオコ導流フェンス適用によるアオコ障害抑制効果と期待される発展性を下記に整理する.

- ・アオコを特定の小区画水域(アオコ制御ゾーン)に導くことで、小水域対応の各種アオコ対策の有効性が高まる.
- ・ダムの取水放流口設置水域にアオコを導流すること で、アオコを系外に排出し、異常増殖を抑制する.
- ・眺望点・公園など親水水域外へアオコを導流することにより、アオコの集積による景観・臭気障害などを 軽減する.
- ・水深が深く、栄養塩の供給の少ない水域にアオコを導流し、増殖を抑制するとともに、種場形成域を低温暗 黒深部に誘導し、翌年の種場からの発生量を抑制する.
- ・アオコ導流口に設置した微小水力発電やフェンス上 の太陽光発電等を利用し、制御水域の水質浄化を実施. また、蓄電して、吹送流未形成時にアオコ吸引装置を 稼働させることで、アオコ導流の効率化をはかる.
- ・アオコ導流フェンスでは、アオコに加え、アオコ・有機物の浄化に寄与すると予想される動物プランクトンも導流される。これらの動物プランクトンを曝気等で活性化させることで、水質浄化効果の促進を図ることが可能と考えられる(本現象が今回の貯水池固有のものか、一般的な現象か確認することが重要である)。

宍道湖ヤマトシジミの生体的行動を考慮した移動評価

島根大学エスチュアリー研究センター 矢島 啓 鳥取大学大学院工学研究科 諸原亮平,愛知県大治町 山田 雅貴

1. **はじめに** 島根県の宍道湖の名産として有名なシジミの良好な生息環境を整備するためにも、現在未解明であるシジミの移動条件の解明が必要である。これまで、私たちはシジミの移動を砂粒子の理論により評価してきたが、本研究では、シジミの生体的行動である粘液分泌がその移動に与える影響を水路実験により評価した。

2. 水路実験によるシジミの移動評価の方法 水路実験の概略図を図-1 に示す. 水路底に宍道湖で採取した底質を接着した厚さ 0.01m の木板を 2.7m の範囲に設置した. また, 3 軸電磁流速計 ACM3-RS を水路底から 3cm の位置で観測を行えるように設置した. シジミは腹が流下方向に向くように統一して設置した. 粘液分泌時の実験については, 複数のシジミをバットに入れ振動を与え, 粘液の放出が確認できた個体を実験に用いた. 実験は一定流量のもと, 下流の堰高を操作することで流速を変化させ, シジミの移動を目視とカメラで確認した.

移動評価は砂粒子の理論を用いて桑原¹⁾ と同様の評価法で行った。また、シジミの平均殻長が 5, 10, 15mm 程度となるように、3.2~7.5mm、7.5~12.5mm、12.5~19mm の 3 つのグループに分類しデータを整理した。

<u>3. 結果及び考察</u> 実験に先立ちヤマトシジミの密度測定を行った。その結果、シジミの密度は殻長の増加に伴い増加する傾向であった(比重yと殻長x(cm)の回帰式:y=0.0061x+1.5323)。このような傾向となった要因として、シジミの成長に伴い殻の厚さが増し、シジミ貝殻内の空隙が減少するためであると考えられる.

水路実験により得られたシジミの移動開始時の底面せん断応力を τ ,砂粒子を想定したシジミの掃流限界値を τ_0 として、それらの比 τ/τ_0 を移動評価の基準として扱う。得られた実験結果を**図-2**に示す。移動時に、粘液を分泌していない個体は底面を掃流移動していたが、粘液を分泌した個体は、流下方向に引きずられる移動形態になることが確認できた。これは、粘液を水流への抵抗版として用い、水流を利用して移動したためであると考えられる。

とは無かった. 粘液を放出することで容易に移動でき

るようになることが示された.

4. まとめ 実験より、粘液分泌により水流を捉えて移動することから、移動形態が変化することが判明した.また、粘液を分泌することで理論式の 20~30%の力で移動する結果が得られた.

謝辞 本研究は、国土交通省河川砂防技術研究開発地域課題分野(河川生態)(研究代表:東京大学山室真澄)および島根県宍道湖保全再生協議会より研究助成を受けて行われた。ここに記して謝意を表します。

参考文献 1) 桑原久美:低湿の安定性からみた好適あ さり生息場環境,生田和正ら,辻本哲郎(編)「アサ リと流域圏環境-伊勢湾・三河湾での事例を中心とし て」,恒星社厚生閣,pp.61-70,2009.

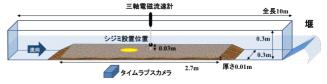


図-1 実験水路 b の概要

実験で得られたででした設長の関係

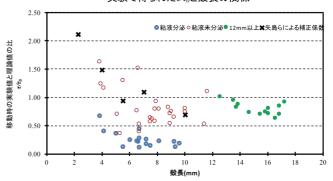


図-2 実験結果による τ/τ_0 と殻長の関係

自己組織化マップを用いた海水中水銀の *In-situ* Methylation 機構の解明に向けた解析

九州大学大学院 矢野真一郎・谷中敬亮・松本賢・Edistri Nur Fathya 長崎大学大学院 多田彰秀 環境省国立水俣病総合研究センター 松山明人

1. はじめに

水俣病の公式確認から60年以上経った現在も世界中で水銀汚染が深刻な状況である.水俣病の原因物質は有機水銀の中のメチル水銀であるが、自然環境中に放出された無機水銀がどのような機構でメチル化するかは現在も不明な点が多い.本研究グループは、過去に重大な水銀汚染があり、現在も非汚染海域よりも水銀濃度が高いことから、水俣湾を研究対象として2006年から水銀濃度の現地モニタリングや数値モデリングにより、水銀リスク管理に貢献できるような研究を試みている.

これまでの研究で、河川水の流入による水温・塩分・DOの変化がメチル化に影響を及ぼすことが示唆されている[Matsuyama et al.(2010)]が、観測年によっては影響が確認できない場合もあった。また、これまでの観測データに関して重回帰分析などの線形的な解析を行ってきたが有意な結果は得られていない。そこで、本研究はこれまでの観測データを多次元かつ複雑なデータのパターン認識に有効な自己組織化マップ (Self-Organizing Map: SOM)を利用して、環境条件のグループ化を行い、その分類により海水中の溶存態水銀の現場でのメチル化、すなわち in-situmethylation の予測を行う手法の開発を試みた。また、予測結果からメチル化の要因について考察する。

2. 内容

2.1 観測概要

本研究の基礎データは 2006 年から概ね月に 1 度, 大潮の下げ潮最強時の前後 60 分間で, 図-1 に示す水 俣湾内の観測地点 Sta.1(裸瀬), Sta.2(湾央), Sta.3(恋 路島)の 3 地点で海水を採取した. サンプルから海水 中の懸濁態総水銀, 懸濁態メチル水銀, 溶存態総水 銀(diss-THg), 溶存態メチル水銀(diss-MeHg)の測定を 行った. 採水は海面から 0m, 6m, 10m, 海底から 1m, 0.1m(2010 年より開始)の計 5 層で行った.また,

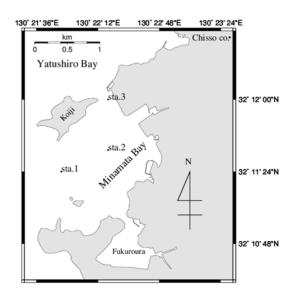


図-1 現地観測の測点

多項目水質計を用いて塩分、水温、DO、クロロフィル a 等の鉛直分布の測定も併せて行っている. 本研究では、観測によって得られたデータのうち、diss-MeHg、diss-THg、水温、塩分、DO、クロロフィル a のデータを用いる.

2.2 自己組織化マップの概要

過去の研究より、溶存態水銀のメチル化傾向を示す diss-MeHg/diss-THg と環境要因の間に線形的な関係性が見られなかったため、本研究では自己組織化マップ(SOM)を用いて解析を行う. SOM は教師なしニューラルネットワークの一種である. 本研究では次式で表される基本型 SOM を用いている.

$$m_i(t+1) = m_i(t) + h_{ci}(t)[x(t) - m_i(t)]$$
 (1)

この式は、神経細胞iが時刻tで処理している情報処理能力を m_i とすると、外部から入ってきた入力信号x(t)を神経細胞が学習して、より入力信号に近い処理能力 $m_i(t+1)$ を次の時刻に持つことを示す。このときx(t)がn次元の入力ベクトルであれば、 m_i も同じn次元の要素を持ち、参照ベクトルと呼ばれる。なお、 h_{ci} は学習率係数を含めた近傍関数であり、t は離散型

時間座標である. 基本型 SOM は 2 層の階層型のネッ トワークを構成する. 1層目はn次元の入力層x(t)で ある. 2 層目は競合層であり、競合層(以下、ユニッ トと呼ぶ)のベクトルは参照ベクトル m_iで表される. m_i は入力層の次元に合わせて n 次元の要素をもつ. 本研究では、ユニット数を10×10の100個と設定し、 マッピングを行った. 結果の一例を図-2に示す. 図 中の扇型は参照ベクトル中の各要素の大きさを示し ている. 基本 SOM では、n 次元の入力ベクトルによ り特徴付けられたユニットに分類される. 入力ベク トルは参照ベクトルと比較され、ユークリッド距離 が最小となる参照ベクトルを持つユニットが持つ特 性値(学習の結果,各ユニットに分配されたデータ の平均値) が予測値となる. 本研究では, 2006 年か ら2012年のデータを用いてメチル化傾向と環境要因 の関係を学習させ、2013年の環境要因の観測結果か ら diss-MeHg の予測を試みた.

2.3 入力ベクトルの選定

diss-MeHg/diss-THg の予測の際に、入力ベクトルの選定は非常に重要であり、予測精度を大きく左右する。本研究では、入力ベクトルの選定について、3つの条件で検討した。パターン①では観測された環境要因を全て用い、パターン②では Matsuyama et al. (2010)が示した水温、塩分、DOの三要素を、パターン③ではステップワイズ法により決定した水深、塩分、DO、クロロフィル a の四要素を入力ベクトルとして試みた。また比較のため、線形解析となる重回帰分析より得られたモデル式を用いた予測も同様に行った。

3. 結果と考察

それぞれの予測結果を水深ごとに分類し、相対誤差のRMSEを計算することで、予測精度を検討した. 得られた結果を表-1に示す. SOMによる①と②の比較から、全体を見るとわずかであるが精度が上昇した.このことから、Matsuyama et al.が示唆した3要素はメチル化に影響を及ぼすことは確認できたが、その影響は小さいと考えられる.一方、③の結果では精度が大きく上昇した.これより、クロロフィルa及び水深がメチル化に影響を与えていることが分かる.

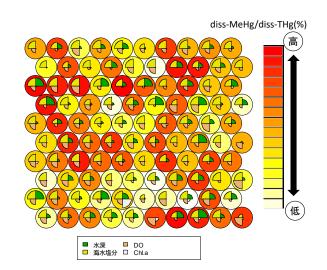


図-2 SOM の学習結果の一例 表-1 予測結果の相対誤差の RMSE

		SOM		線形モデル			
	パターン①	パターン②	パターン③	パターン①	パターン②	パターン③	
0m	81.37	107.40	73.01	69.23	59.63	67.51	
6m	113.08	89.34	85.57	160.48	155.13	159.21	
10m	136.51	78.26	48.87	65.16	62.05	63.31	
B+1	33.96	49.87	33.51	46.21	48.17	45.60	
B+0.1	60.26	106.10	64.13	84.82	83.69	84.99	
全体	92.55	88.75	63.68	93.94	90.33	92.97	

また、線形モデルとの比較を行うと、①と②では 大きな違いはなかったが、③においては SOM が良好 な結果となった.これより、SOM を用いた非線形的 な検討は、線形的な解析では捉えられなかった水銀 のメチル化に及ぼす影響を捉えられると考えられる.

4. まとめ

非線形性をもつ複雑な情報をパターン分類する SOM を用いた結果,海水中の溶存態水銀のメチル化は水温・塩分・DO 以外にもクロロフィル a と水深に 紐付く環境要因を含めたことで,線形的な手法より良好な予測ができることが分かった.一方,予測精度はまだ十分ではないので,ここで解析に用いた要素以外のデータが必要であることも示唆される.今後は,2014年以降に観測されたデータを追加して学習させることや,本観測で行った栄養塩類,TOC などの要素も加えることで,精度の向上を試みたい.

[謝辞] 本研究は, 科研費基盤研究(B) (24360200) により実施された.

[参考文献] 1) Matsuyama et al. (2010): Water, Air and Soil Pollution, 218, 399-412.

生物多様性の評価手法の開発

国立研究開発法人海上・港湾・航空技術研究所 港湾空港技術研究所 細川真也

1. はじめに

生態系サービスを維持するため、「生物多様性」を保全することは重要となるが(生物多様性国家戦略)、「生物多様性」の実務での応用は手探りである。著者は、生物多様性の指標として種数に着目し、その評価における問題点の整理と評価技術の開発を試みている。本稿では、この内容について報告する。

2. 種数の評価における問題点の整理

2. 1 種数の調査労力への強い依存性

種数の評価は、通常、2つ以上の場所の相対比較によって行われるが、単純な平均は種の構成を反映しないため、累積値の比較によって行われることが多い.しかし、種数の累積値はサンプリングの回数(調査労力)に強く依存することから(図-1aとb)、その相対比較を行う場合に誤った評価を行ってしまう危険性がある(図-1c).

2. 2 保全する場を見出すための相補性の評価技術の不足

「生物多様性」を実務で活用するための科学的な目標の一つとして、「評価対象の空間の中での種数の最大化」が考えられる。この目標のためには、その空間の中に含まれる各場所の群集間における相補性(図-2)が重要な考え方となる。すなわち、場所間で共通する種数、各場所の固有の種数を求めることが重要となる。しかし、調査労力に強く依存する累積種数に基づき、これら種数を評価する方法は提案されていない。

3. 解析手法

任意の調査労力の下における場所間の共通種数および各場所の固有種数の期待値を求める手法を開発した。その手法は、複数のデータから任意の数のデータをランダムに抽出してこれら種数を求め、この試行を複数回実行したものを平均するものである。この手法により、手元にあるデータから、調査労力の影響を考慮したデータのサイズ(任意の数のデータ)の下での相補性を統計的に評価することが可能となる。底生生物等を生物多様性の評価対象とする場合、面積当りの種数(種密度)が扱われることが多い。著者は、港湾における底生生物を対象とすることが多いことから、種密度を対象とし、この技術を用いて相補性の評価を行った。結果については、当日発表する。

4. 理論への展開

現在,場所間の共通種数および各場所の固有種数について,調査労力の関数とした理論を展開中である.今後,相補性の評価技術を確立し,実務での活用方法を探る予定である.

キーワード: 生物多様性,種数(種密度),底生生物

参考文献: 細川真也 (2016) 群集の補完性の解析手法の開発と既存の底生生物データへの適用, 港湾空港技術研究所資料, No.1330 URL http://www.pari.go.jp/cgi-bin/search-ja/detail.cgi?id=20170417154841

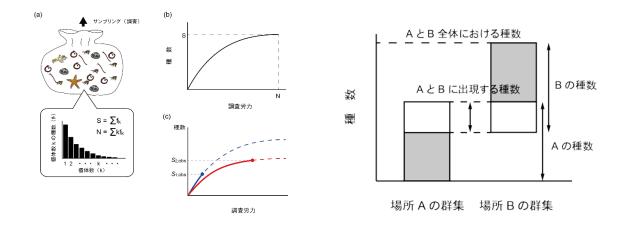
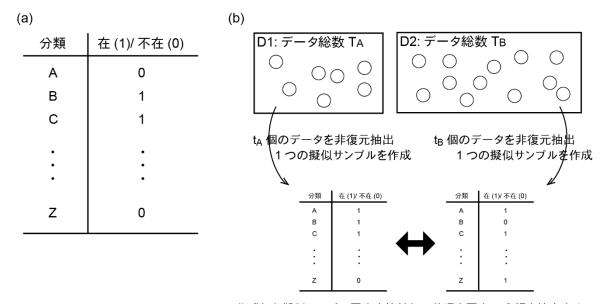


図-1 累積種数の調査労力依存性

図-2 群集の相補性



作成した擬似サンプル同士を比較し、共通と固有の分類を抽出する.

図-3 任意の調査労力の下における場所間の共通種数および各場所の固有種数

貯水池濁質の大規模現地凝集実験

(株)建設技術研究所 ○鶴田 泰士

1. はじめに

濁水化はダム貯水池等で起きる主要な水質問題の 1つであるが、その対策の1つとして火山灰土等天 然素材の凝集剤を活用した濁質の沈降促進が考えら れる。こうした凝集剤の効果や活用方法については、 室内実験の成果が報告されているほか、濁水現場で の実証効果も目にする。

ダム貯水池濁水化の恒久対策として位置づけるには、凝集沈降による清澄化に要する時間や、必要な 凝集剤の量等を考慮した実現性を評価する必要があ る。この場合、凝集沈降の効果については、室内実 験等の成果をそのまま当てはめてよいかどうかは課 題である。例えば、超音波攪拌装置を用いることで 凝集効率が高まることを報告している事例もあるが、 現地スケールで同様の装置を適用できる保証もない。

そこで本報では、貯水池の濁水長期化に凝集沈降 を適用する可能性を検討することを目的として、現 地スケールで濁質の凝集実験をすることにより、手 法の現実性や効果を検討したので紹介する。

2. 想定する対策

ダム貯水池の濁水対策としては、濁水フェンスや 選択取水を用いて流動制御するものがよく知られている。ここでは、ダム貯水池全体が濁水化し、これらの対策によってダム放流水を清澄化できない場合を想定している。凝集剤を用いた濁水対策のイメージは図-1に示す通りであり、隔離水塊で濁った濁水を凝集沈降により清澄化し、清澄水を放流する。

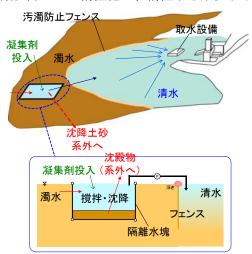


図-1 凝集剤を用いた濁水対策 (イメージ)

3. 室内における基礎的実験

現地実験を実施する前段階として、室内実験により異なる凝集剤の効果を比較した。濁水は後述する現地実験サイトとしたダム貯水池から採取した濁質で作成した。凝集剤にはアロフェン、TRP-Aiの2種

類の天然素材(火山灰土)のものを用いた。直径 20cm、高さ1mのアクリル製沈降筒にSS100mg/Lの原水を満たし、凝集剤 200mg/Lを添加して金属羽により攪拌した後、沈降筒内の濁度変化を計測した。図-2(1)は初期濁度を1とした場合の濁度変化である。相対的に TRP-Ai の方が高い凝集効果が得られたため、以降用いる凝集剤に選定した。次に TRP-Ai について原水と凝集剤の攪拌力を増し(攪拌羽のサイズ、枚数の増加)て実験したところ、より高い凝集効果を得ることができ、原水と凝集剤の混合が重要であることが示唆された。

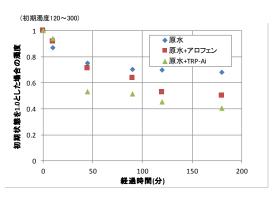


図-2(1) 凝集剤による凝集沈降効果の比較

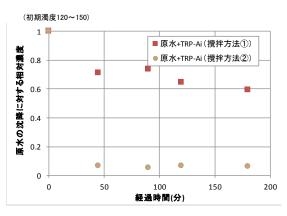


図-2(2) 攪拌方法による凝集沈降効果の比較

4. 現地スケールでの凝集実験

(1) 実験方法

現地実験では、図-1 に示した想定する対策により近い施設で実験することとし、水平寸法 $4m \times 4m$ 、深さ 5m ($80m^3$) の隔離水塊を、濁水フェンスと同じ素材で作成した。施設のイメージを図-3 に、1 回の実験の手順を表-1 に示す。

攪拌器として、直径 2mm の散気孔を 15cm 間隔で穿った塩ビパイプ製を T 字に組み立て、空気量 $1.0m^3$ /分のコンプレッサーから空気を送り込む曝気装置を作成した。注水や排水には流量 $1.0m^3$ /分、 $1.3m^3$ /分のポンプを各 2 台ずつ使用した。

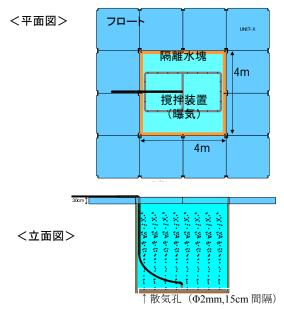


図-3 隔離水塊 (イメージ)

表-1 実験手順

	我 1							
	手順	時間	備考					
1	清水注入	40 分	エンジンポンプ利用					
2	濁水作成							
3	曝気循環による	10 分	曝気の吐出方法を					
	全域混合		変更。					
4	凝集剤添加	30 分	添加方法は手動か					
			らエンジンポンプで					
			の自動添加に変更					
5	曝気循環による	10 分	手順3と同様					
	全域混合							
6	沈降実験	4~20 時間	濁質濃度変化を測					
			定					
7	濁水排出	40 分	水中ポンプ利用					

a) 濁水の作成・隔離水塊内の攪拌

濁水作成用の濁質は、実験サイトとしたダム貯水 池の堤体付近の湖底堆積泥を採泥した。隔離水塊内 で一様な濁水試料を作るためには強力な攪拌が必要 である。当初は図-2に示すような散気孔を通した曝 気では攪拌力が弱く一様な濃度にならなかった。試 行錯誤の結果、管先端部の蓋を取り外し、管から直 接曝気することにより、強い攪拌力を得ることができ、概ね一様な濃度の濁水を作ることができた。

b) 凝集剤の添加・濁水との混合

凝集剤の添加は、当初は人力で散布する想定でいたが、労力がかかる上に攪拌効果が不確かなため、 図-4 に示すように隔離水塊内の水をポンプで吸引し、負圧で吸入して添加し、同時に濁水と凝集剤の 攪拌も期待する方式とした。

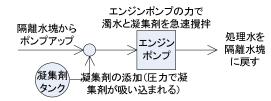


図-4 凝集剤の添加・濁水との攪拌方法

c) 濁水および沈降物の排出

当初は隔離水塊の底部を引き上げ、ポンプで排出することを想定していた。しかし、実際には80m³の水塊を人力で引き上げるのは困難であった。

しかし、実際には隔離水塊内の水をポンプ排水するに伴い、周囲からの水圧で底部が上昇するため、 比較的楽に作業できることが分かった。

(2) 実験ケース

最適な凝集剤の添加倍率は原水の濃度により変わることが想定される。原水の濃度による必要な凝集剤の添加量を把握することを目的とし、実験ケースは原水濁度と添加する凝集剤濃度を複数変え、表-2に示す9ケースを設定した。

表-2 実験ケース

ケース	原水濁度	凝集剤濃度	凝集剤/原水濁質濃度比
1		25mg/L	1.0
2	25度	50mg/L	2.0
3		75mg/L	3.0
4		50mg/L	1.0
5	50度	100mg/L	2.0
6		150mg/L	3.0
7		75mg/L	1.0
8	75度	150mg/L	2.0
9		225mg/L	3.0

(3) 実験結果

実験の結果、以下のような知見が得られた。

- ・清澄化 (濁度 10 に到達) に要する時間は、原水の濁水濃度と等倍の凝集剤を添加した場合 10~20 時間を要した。
- ・凝集剤添加量を原水濁度の2倍以上にすると、 図-5 に示すように目標濃度まで低減する時間が 2~4時間に短縮された。

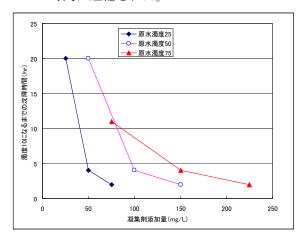


図-5 清澄化に要する時間

数時間で清澄化させるためには、少なくとも原水の2倍の濃度の凝集剤が必要と考えられる。ダム放流水を継続的に清澄化するためには、相当量の凝集剤が必要になることが想定されるが、その詳細な検討結果については、研究集会当日に紹介することとしたい。

双台河口湿地(中国)の灌漑葦原における土壌塩分の季節変化

東京工業大学 石川忠晴、林倩、赤穂良輔 大連理工大学 楊鳳林、張樹深

1. はじめに

渤海湾に注ぐ遼河の河口デルタにある双台河口湿地(128,000ha)は豊かな自然生態系を持ち国家自然保護区に指定される一方,80,000ha に及ぶ葦原(世界最大)では地場の製紙産業の原料が採取されている。葦から作られるパルプは非木材パルプの中でも繊維質に富み、また再生も速いので、環境に優しい製紙資源といえる。このような湿地の利用と管理は、自然環境保全と地域経済発展を両立するモデルであると考えられる。ただし河口湿地では地下水に含まれる塩分が葦の成長を阻害するため、品質向上のために灌漑が必要となる。しかし現在の灌漑方法は多分に経験的であることから、筆者らは大連理工大学と共同して、現地観測と数値モデルシミュレーションにより、土壌塩分低下に必要な灌漑水量について考察した。



図-1 遼河河口の位置

2. 研究サイト

双台河口湿地は 12 月から 4 月まで凍結している。降水量は 7 月,8 月に集中するが,葦の成長期は 5 月下旬から 7 月下旬であるため、前半の水量が不足気味となる。そこで 4 月の予備灌漑で表層土壌を融解した後、5 月からの本灌漑により土壌塩分を低下させる。それ以降は、水田等の他の水需要を優先し、葦原の状態は降雨と蒸発散による自然任せとする。8 月中旬に排水門を開き水位を低下させるが、8 月~10 月にはまだ降雨があるため地表は湿潤・乾燥を繰り返すので、葦の刈り取りは地表面が凍結する 12 月に行われる。

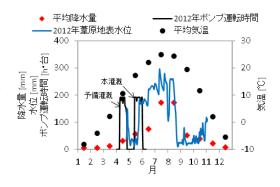


図-2 双台河口湿地の年間状態変化

3. 現地観測

- (1) 葦原の1区画の隅に塩分計と水位計を設置し湛水の状態変化を記録した。(2) 8月の排水後に灌漑区域と非灌漑区域において葦の成長度を計量するとともに表層土壌を採取して塩分状態を分析し、両者の相関を調べた。(3) 湿潤・乾燥が繰り返される9月にSentek 社製TriSCANにより土壌水分鉛直分布の変化を計測した。(4) 地盤が凍結する前に土壌カラムを採取し、粒度分布と葦の根茎の鉛直分布を分析した。
- (2), (3), (4)の主要な結果を以下に示す。 葦は土壌が高塩分になるほど成長しなくなるが、特に 5~6‰で 急激に低下する(図-3)。地表面の乾湿による土壌水分量変化は、主に表層 30cm で生じる(図-4)。土壌か ら水分等を吸収する毛細根は土壌の表層 20cm に集中している(図-5)

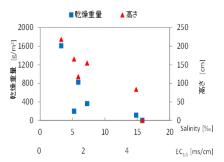


図-3 葦の成長への土壌塩分の影響

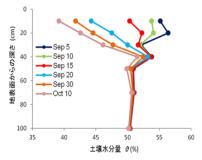


図-4 土壌水分変化の鉛直分布

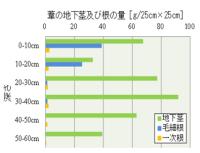


図-5 葦の毛細根の鉛直分布

4. 塩分モデルの構築と検証

前頁の観測結果に基づき、土壌塩分変化について図-6に示 す3層モデルを考えた。表層土壌 $(0 < Z < Z_i)$ の塩分は鉛直 一様(S₀)と仮定し、その値は灌漑によって変化するとした。 水分が移動しない深層 ($Z>Z_2$) の塩分は一定 (S_i) とし、中 間層 $(Z_1 > Z > Z_2)$ では線形に変化すると仮定した。地表面で の塩分の移動には表層水と土壌表層の塩分差 (S_w-S_0) に比 例する拡散成分と、葦の根茎の吸収により生じる移流成分(q: 地表面から地中への浸透量に等しい) を考慮した。土壌及び 表層水の水分と塩分の収支は以下の式で記述される。

$$\sigma_{w} = h \cdot S_{w} \qquad (1) \qquad d\sigma_{w} / dt = F_{s} - S_{w} Q_{out} - S_{w} q \qquad (2)$$

$$d\sigma_{w} / dt = F_{s} - G(S_{w} S_{w}) \qquad (5)$$

$$(4) F_s = \alpha (S_0 - S_w) (5)$$

$$d\sigma_s / dt = -F_s - q(S_0 - S_w) \qquad (4) \qquad F_s = \alpha(S_0 - S_w) \qquad (5)$$

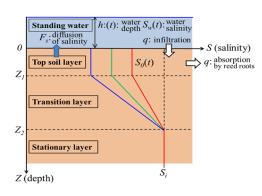


図-6 土壌塩分変化のモデル

$$\sigma_s = n[S_i Z_2 - 1/2(S_i - S_0)(Z_1 + Z_2)]$$
 (3)

$$dh/dt = (1-r)P - (E+q) - Q_{out}$$
 (6)

ここに h と $\sigma_{\!\scriptscriptstyle W}$ は表層水の水深と総塩分量、 $Q_{\scriptscriptstyle Out}$ は葦原単位面積当たりの排水速度、 $\sigma_{\!\scriptscriptstyle S}$ は変動領域(0 < Z < Z₂) の総塩分量、n は土壌空隙率、F₅は地表面塩分拡散の速度、α は速度の次元を持つ経験定数、P は降雨 強度、Eは蒸発速度、rは葦の葉による降雨遮断率である。

図-7 に α = 1.2 mm/day、q = 0.6 mm/day とした場合の表層水 塩分の計算結果(緑)と観測結果(青)を比較する。降雨(青 棒)があると希釈により塩分は低下し、晴天日が続くと蒸発 により濃縮される。計算値と観測値は概ね一致している。図 中の赤線は初期の表層土壌塩分 S_0 を 6‰と仮定した場合の S_0 の減少傾向を示している。6月初旬に成長無害濃度である5% 以下となっていることがわかる。

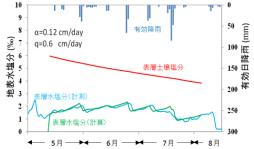


図-7 表層水塩分の観測地との比較

5. 必要灌漑水量の検討

観測地近傍の盤錦市における12年間の降雨記録から、6月と 7月の生起確率 1/10 (少雨)、1/2 (平年)、9/10 (多雨) の 2 か 月降雨量を求め、現地観測を行った年の日降雨量を伸縮させ、 前章のモデル検証と同じ方法により灌漑の効果を見積もった。

図-8 は初期水位を基準とした水位変動の計算結果である。平 年降雨の場合は初期水位がほぼ維持され、少雨の年でも水位低 下量は 10cm 以内である。つまり水量的観点からすると、少雨 の年でも 10 cm の灌漑初期水深で十分であると言える。

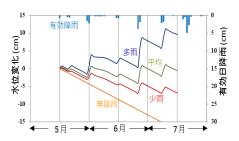
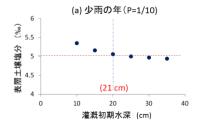
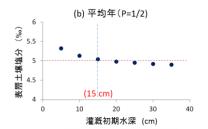


図-8 降雨条件による葦原の水位変化

一方、土壌塩分低下という観点からすると、降雨量が増加する7月以前が問題となるので、灌漑初 期水深と7月1日時点での表層土壌塩分の関係を調べた(図-9)。初期水深が大きいほど土壌からの 塩分溶脱が促進されるが、その程度は少雨、平年、多雨で大きく変わる。この計算結果から、少雨の 年(生起確率 1/10)でも 21 cm の灌漑初期水深があれば 7 月 1 日時点の塩分は 5‰になると考えられた。





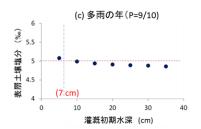


図-9 7月1日時点で表層土壌塩分が5%以下となるために必要な灌漑初期水深

水路内におけるリン保留率の推定

及び底質内微生物リン保留量の測定

法政大学理工学研究科システム理工学専攻 小川智也 法政大学理工学研究科システム理工学専攻 田倉充英 法政大学理工学部創生科学科教授 山田啓一

1. はじめに

栄養塩類の自然環境内での循環が重視されている. 我が国では、水生植物や金属などによる吸収、沈殿などの研究例は多い. また、大腸菌など土壌微生物によるリンの取り込みも活性汚泥の強化策として検討が進んでいる. なお、河川や湖沼などの水域でのリン保留・蓄積の解明は不十分である. 一方、米国などでは湿地のリン保留の多くが土壌微生物によるとされている¹). 低流速の安定した水域においてリン保留が期待される. 本研究ではリンを含む再生水が定常的に放流されている玉川上水でのリンの収支と底質微生物中のリン保留量を測定した.

2. 対象地域と水質測定

図-1に対象地域を示す. T1において自動採水器を設置し,24時間連続採水を季節ごとに行った. 放流水質は多摩川上流水再生センター(WR)により流量,水質を毎時観測している. T0 から T1 区間は距離6.4km,水深0.5m,水路幅4mである. WR-T0はコンクリート、T0-T1は素掘りである. なお、観測は2015年4、5、8、10、12月の5回実施した.



図-1 対象地域

水路内での流速は概ね一定なので、これを考慮して WR と T1 の TP を示すと図-2 のようである. 両者の波形が類似していることからリンの輸送はほぼ移流によると推定できる.



図-2 TP の時間変化

同図によると、WRでの水質の時間変化は顕著である、WRでの流量は300(L/s)でほぼ一定であるため、この区間での流量流速は時間変化,季節変化は見ら

れなかった. 観測日の日平均 TP の季節変化は図-3 のようである. 冬季に放流水質が低下している.

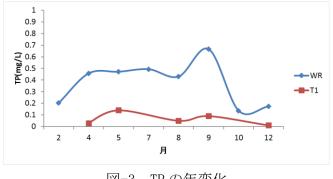


図-3 TP の年変化

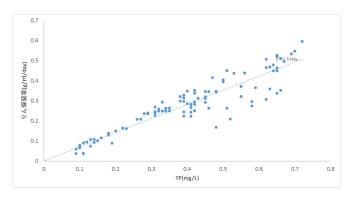
3. リン保留率と濃度依存性

図-2 に示すようにこの区間での TP は一日の時 間変化が顕著であり、図一3に示すように年間を通 じてこの現象が確認される. リンの輸送は移流項の みと仮定して、この区間の濃度低下は底質内のリン 保留と考え、以下の物質収支式を用いるとリン保留 率を求めることができる.

$$\triangle P = (C_uQ_u - C_dQ_d - C_lQ_l)/A$$

∠P;リン保有率(g/m²/d),C;濃度(mg/L),

Q;流量(L/s), A;流下面積(m²), C1=(Cu+Cd)/2 なお、TO における TP は WR のそれとおおむね一致 したので、TP変化はTO-T1で生じたと判断される. リン保留率と TP(WR)を図-4 に示す.



リン保留率と濃度依存性 図-4

Walker ら²)は湿地においてリン保留率の濃度依 存性を指摘している. TPが 0.1~0.7(mg/L)の間では リン保留率は比例している. なお、約 0.1(mg/L)以下 では明確な依存性がみられない.

4. 底質内微生物リン保留量

対象区域内において水路中央部の底質(深度 10 cm)採取し、一日自然乾燥させた後、ペルオキソ二硫 酸カリウムを加え熱分解を行い、遠心分離機で分離 液を試料として採取した3). 測定結果は図-4 である.

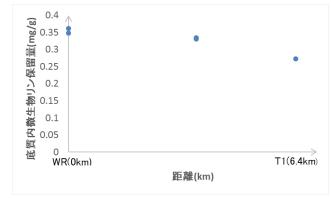


図-5 底質内微生物リン保留量

底質内微生物リン保留量は流下方向に低下して いる. 水路の TP は流下方向に減少するので、その反 映と思われる.同図から底質内微生物リン保留量は 約 0.3mg/g である.なお、T0-T1 の深さ 0.5m 以内の 全域にわたって均一であるとすると、総底質内微生 物リン保留量は 1.0×10⁴kg である. 次に、図-2 と図 -3 から年保留量を求めると 2.8×10°kg/年である. 再生水のこの区間での通水は30年以上続いている. ほぼ同様な TP および保留率があったとすると推定 された総リン保留量は過小であると判断される. そ の理由の一つは底質内微生物リン保留量に検討の 余地がある.二つは空間分布を配慮する必要がある.

5. おわりに

未利用のまま放置されている農業用水路を利用 して、適切な水理、水質条件のもとで大腸菌類によ り底質にリンが保留される.これらは有力なリン資 源として再利用可能である.

参考文献

- 1) Newbold et at.(1983):Phosphorus dynamics In a woodland stream ecosystem: a study of nutrient spiraling.
- 2) Walker, W. W., Jr.(1995):Design basis for Everglades stormwater treatment areas.
- 3) 橘 淳治(2011):水生植物を用いた浄化実験と 土壌中の窒素とリン - 土壌の有機窒素と有機 リンの化学分析 -

水中型分光光度計を用いた栄養塩連続観測と溶出速度直接測定の試み

大阪大学大学院工学研究科地球総合工学専攻 入江政安・林政宏

1. はじめに

おきとなる.

水域での植物プランクトンの異常発生などの問題に水質監視は重要であ るが, 内部生産に必要な窒素・リンを連続観測するためには, 多大な傭船費 や大がかりな設備投資が必要となることが多く,実施は現実的には難しいこ とが多い. 今回, 実験室同等の無機態窒素, リンの分析を水中で直接実施可 能な水中型分光光度計 (Green Eyes 社製 Ecolab II) を導入し,実際の海域 で設置し、観測を試みたので、沖合の観測塔での実測、および砂浜前面での アンモニア態窒素,リン酸態リンの溶出量直接測定の結果について報告する.



EcoLAB II の外観

2. 神戸港波浪観測塔での栄養塩連続観測 (海岸工学講演会に投稿中)

実験室において、学内のため池で採水した水、海水などを用いて添加法により、Ecolab II とオートア ナライザー (ビーエルテック製) による比較検証を行 い,一定程度の精度が得られることを確認した.その 後,2016年7月19日から28日の期間に,兵庫県神 戸港内にある神戸港波浪観測塔に Ecolab II を設置し て計測を行った. 設置位置はT.P.-2.24mに固定であり、 潮汐により水深が変化する. 調査項目はアンモニア態 窒素 (NH₄-N), 亜硝酸および硝酸態窒素 (NO₂+ NO ₃-N), リン酸態リン (PO₄-P) の 3 種類であり, これ ら3項目が順に分析され,測定間隔はそれぞれ2時間

図-2 に期間中に観測された NH₄-N および PO₄-P の 時系列変化を示す。合わせて同地点で別途、国土交 通省近畿地方整備局により,多項目水質計を用いて 自動観測されている水温、塩分の鉛直分布の時系列 変化を図-3に示す. 図-3に示す計測においては水表 面を基準としている. 図-2 において、 NH₄-N および PO₄-Pの濃度が昼間に低く, 夜間に高い傾向が示され ている.これは、潮汐により、違う水深の濃度を計 測しているように一見見えるが、図-3の水表面基準 の観測値でもよく似た周期変動が認められることか ら, 少なくとも水平移流もしくは水質の日周変動の 影響を受けていることが分かる. 概して、表層にお ける水温が低く, 塩分が高い時に栄養塩濃度が高く なる傾向が認められることから,水平移流に伴う, 違う性質の水塊の通過による影響とも見ること ができる. ただし、観測されている流速との明瞭 な相関は認められなかった.

NO2+NO3-N とクロロフィルa, 光量子との相 関(\mathbf{Z} -4) を見ると、クロロフィルが $10\mu mgL^{-1}$ 程度になるとき、あるいは、光量子が 50µmol を 越えるとき, NO_2+NO_3-N 濃度は著しく低くなり,

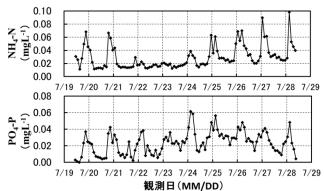
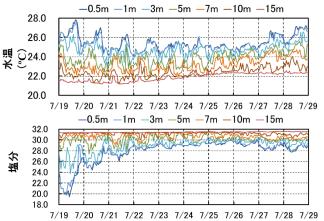


図-2 EcoLAB II により観測された NH₄-N および PO₄-P の時系列変化



多項目水質計により観測された水温・塩分 の鉛直分布の時系列変化

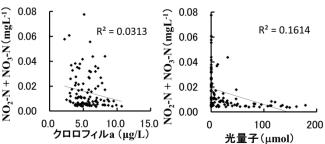


図-4 NO₂+ NO₃-N 濃度と光量子, クロロフィルとの相関

内部生産にほとんど利用されてしまっていることを示している. また, このとき DO は過飽和となっていることもその証拠となる.

3. 大阪湾湾奥部砂浜での溶出速度直接測定

続いて、栄養塩直接観測の活用事例として、砂浜前面での栄養塩溶出量の直接測定を試みた. 図-5 に観測時の設置概要を示す. 観測は2016年11月6日に、兵庫県芦屋市にある香櫨園浜(隣接する西宮市甲子園浜と合わせて全長700m)において実施した. 水中には、内寸310mm×455mmの面積となる長方形黒色チャンバーを底面上のチャンバー高さが165mmとなるよう設置した. サンプリングによる人工的な溶出を防ぐため、チャンバー

上部に収縮可能なバッグを設けた. ただし, DO はコントロールできていない. このチャンバー内の底質直上水をサンプリングし, そのまま現地で分析した. 合わせて, 近傍で, 内径 11cm, 長さ 50cm のアクリル管を用いてコアサンプリングを実施し, 20~25cm の不攪乱柱状泥を実験室に持ち帰り, 実験室において溶出試験を実施した. コア直上水は, 実験室において, 付近海水をろ過したものに置換した.

図-6にチャンバー内のNH₄-N およびPO₄-P の時系列変化を示す. NH₄-N 濃度は観測期間中,一定速度で上昇し,適切に溶出量を測定していることが分かる. 一方で,PO₄-P は 14 時頃を境に,濃度の上昇速度が変化していることが分かる. これらの結果から溶出速度を算定した結果,NH₄-N の溶出速度は98mg m⁻² day⁻¹, PO₄-P の溶出速度は,期間を通して評価した場合,9.9 mg m⁻² day⁻¹ となった. これを 14時前後の 2 つの期間に分けると,前半の溶出速度は2.8 mg m⁻² day⁻¹, 後半の溶出速度は23.3 mg m⁻² day⁻¹ となり大きく異なっていることが分かる. 一方で,実験室での溶出試験(図-7)では,実験開始時と48時間後との比較によると,NH₄-N の溶出速度は115~162mg m⁻² day⁻¹, PO₄-P の溶出速度は,期間を通して評価した場合,14.5-24.4 mg m⁻² day⁻¹ となっ

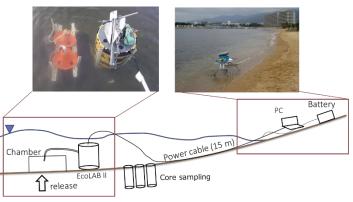


図-5 栄養塩溶出量直接測定における機器設置概要図

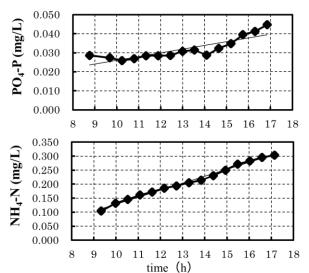


図-6 現地チャンバー内の NH₄-N および PO₄-P の時

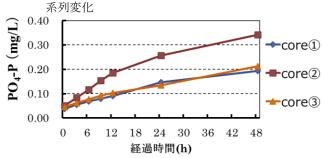


図-7 実験室で溶出試験におけるコア直上水中の PO₄-P 時系列変化

た. 現地での溶出速度の直接測定結果は、 $NH_4-N\cdot PO_4-P$ ともに、実験室で分析するより低くなった.

4. さいごに

今回,実施した2種類の現地直接観測により,新たに導入した水中型分光光度計はより詳細な,短時間の栄養塩変動を把握することが可能であることを示した.一方で,調査地点付近の物質循環構造を把握するためにはより長期の調査の実施が必要であると言え,今後も観測を継続したい.

謝辞 本研究は JSPS 科研費 JP25709042 により実施した. 記して深甚の謝意を表する.

沖縄島嶼地域における貯留水品質管理に関する考察 - 久米島における特性の異なった複数水域の比較-

埼玉大学 理工学研究科 正会員 ○古里 栄一環境システム株式会社 鮎川 和泰 琉球大学 国際沖縄研究所(法文学部) 廣瀬 孝 岐阜大学 流域圏科学研究センター 正会員 原田 守啓

1.はじめに

ダム貯留水の品質に相当する貯水池水質の保全は水資源開発施設のストックマネジメントにおいて重要な要素である.本発表では、沖縄地方の固有性、現地調査の適性に加え、長期的な気候変動への適応策の観点から発表者らのチームが実施している沖縄県島嶼地方における現地調査結果について報告する.

沖縄地方は島嶼域であるため河川規模が小さく,貯 水池の必要性が大きい. 貯留水品質の観点からは, 河川規模と貯水容量の関係から,相対的に滞留時間 が長くなる傾向があるのが特徴である. 更に, 低緯度 地方であることから水温が年間を通じて高いために, 水温成層形成時の水質変化速度が速い傾向がある. 同時に高水温は飽和 DO 濃度が低くなるため下層嫌 気化が生じやすい、さらに、赤土に含まれる豊富な鉄 成分も酸素消費のしやすさに繋がる. この様な社会的 および自然科学的地域固有性に加え,今後の地球規 模の気候変動の可能性を考慮すると、現在の亜熱帯 域の水域で生じている諸現象は、温帯域の貯留水品 質管理についても重要な情報を提供をできるポテンシ ャルを有する. 本発表で対象とする久米島には, 琉球 王朝時代から利用されているため池が多く存在する. 現在でも複数の多目的ダムおよびかんがい貯水池事 業が実施されており、 貯留水の高度な品質管理が求 められている. そのため, 溶出鉄によるかんがい利用 障害、放線菌によるカビ臭問題、富栄養化に伴う有害 藍藻類の大量発生など複数の管理上の要求から様々 な貯水池内対策施設がいくつかの貯水池に実施設導 されている. これらの水域における対策効果を評価す ることは、上述した様々な課題に対して重要な情報を 提供すると考えられる.本発表は、こうした観点から現 在実施している沖縄県久米島における複数水域の貯 留水品質管理の高度に関して実施している研究結果 を報告するものである.

2.対象貯水池および貯留水品質管理施設の概要

表-1 に,本研究で対象とする沖縄県久米島の複数 水域の諸元と気泡対策施設の概要を示す.カンジン ダムは地下ダムであるにも関わらず貯水池を有すると いう,極めて珍しい特性を有する.本ダムでは,湛水 直後に富栄養化現象としての藍藻類(Microcystis)によ るアオコが冬季であるにも発生した.このことから,発 表者の基本設計により気泡循環施設(4基)と間欠式揚 水筒(1基)から構成される複合効果を期待した貯留水 水質改善施設が導入された.その後は例年,5月上

表-1 対象水域および気泡循環対策等の概要*1

項目	カンジン	儀間	山城池	単位
	ダム	ダム		
諸元等				
湛水面積	0.18	0.09	0.022	km ²
常時満水位	25.7	57.6	77.76	EL.m
最大水深 ^{*2}	12.7	13	7.5	m
湖水容量*3	151	57.5	14.2	万m³
対策施設				
基数	5	4	—	基
空気量*4	160 (810)	60 (240)	—	NL/min
コンフ゜レッサー	3.7(2基)	2.2(1基)	—	kW
吐出水深	約13m	約10m	—	m
施設規模 (k 値) ^{*5}	約282	約340	<u>—</u>	

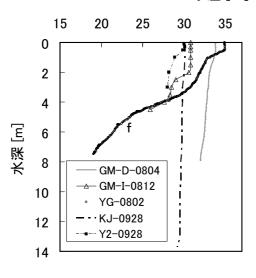
- *1,旧儀間池の改修後(儀間川総合開発事業), 儀間池に対して湛水面積は約2.5倍,水深は約2倍となった. ヤナガーイチ2号池は,有効貯水容量4.2万m3,最大水深約3.5mである.
- *2,最大水深は、常時満水位と貯水池形状データにおける最深部標高から算定した
- *3, 有効貯水容量
- *4, ()内は, 全基の総空気量 (NL/min.)
- *5, $k=\sum \sqrt{Qb/A}$, Qb:吐出空気量(NL/min.), A:湛水面積(km^2), カンジンダム貯水池においては,間欠式揚水筒を除いた 4 基で算定した.

旬から10月下旬までの半年間,全機が稼動している.ただし,稼動時間は,平成23年度までは午後9時から午後1時までの1日あたり16時間,平成24年度以降は午前9時から午後0時までの1日あたり3時間である.本要旨では平成22年度の1日16時間稼動条件でのデータを用いた.ヤンガーイチ2号池はカンジン貯水池の上流に位置し,ともに具志川地域のかんがい用水供給のために建設された.

儀間ダムは儀間川に存在した既設儀間池を改修し多目的ダムとして建設された. 平成 19 年度より儀間川総合開発事業として工事が開始され, 平成 26 年 2 月より試験湛水が開始され, 平成 28 年春季より管理に以降した. 本ダムでは, 既設儀間池の頃から発生していたカビ臭現象を抑制するために, 発表者の基本・実施設計におり気泡循環施設による全層循環対策が実施されている. 年間を通じた稼動により, 底泥中の放線菌に由来するジオスミン濃度が低い状態で保たれていることが確認されている.

山城池は久米島仲里土地改良区が管理を沖縄県南部農林土木事務所より委託されており、平成 18 年度に県営ため池整備事業として堤体と洪水吐の整備が実施された。本池においては、水温成層形成時に発

キーワード 水温成層, 嫌気化, 気泡循環対策, k 値 連絡先 〒338-8570 さいたま市桜区下大久保 255 埼玉大学大学院理工学研究科 TEL048-858-3561 E-mail:furusato@mail.saitama-u.ac.jp



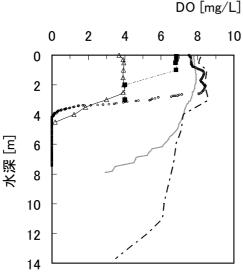


図-1 対象水域の水温(上)・D0(下)鉛直分布の比較(凡例記号は、対象水域の略称と調査月日を示している. 記号の意味とそれぞれの調査年次は以下の通り、GM-D: 儀間ダム 2016 年、GM-I: 儀間池2005 年、YG: 山城池2016 年、KJ: カンジン貯水池2010 年、Y2: ヤンガーイチ2号池、図中で線のみは気泡循環対策導入水域、マーカーありは無対策を示し、破線は具志川地区水域を示す.

生する下層嫌気化と底泥からの溶出防止を目的として,平成28年12月により,埼玉大学と久米島町との間で共同研究が実施されている. なお平成29年5月中旬から8月までの予定で,気泡循環対策による全層循環実験が行われる予定である.

3.方法

本研究で対象とした5水域で、それぞれ異なった調査方法で得られたデータを解析した。カンジン貯水池およびヤンガーイチ2号池は、沖縄県南部農林土木事務所による現地調査結果を用いた。儀間池、儀間ダム貯水池および山城池は、埼玉大学や琉球大学等からなる、久米島PJ研究コンソーシアムにより実施された現地調査結果(HydroLab社製DS-5)を用いた。なお、各水域の調査年月日は図の脚注を参照されたい。

4.結果

図-1に、各水域における現在の夏季の貯水池水理水質状況として、鉛直分布を示す.循環対策施設の導入されていない、山城池、儀間池およびヤンガーイチ2号池においては、水深数mの範囲で水温成層が形成されていることに加え、これより深部では急激にDO濃度が低下する傾向が顕著である.これは、別途研究で報告した、久米島地方においては夏季の水面からの混合外力による影響の到達水深が3m弱であることに由来すると考えられる.これらの、水域スケール全くの異なる3水域においてDO躍層の水深が同一であることは、日間成層にかかる混合外力は、フェッチに依存しない性質のものである可能性を示唆しており、スコールや朝方の冷却が主たる要素として考えられる

これに対して気泡循環施設による全層循環の実施 されているカンジン貯水池および儀間ダム貯水池に おいては、水深方向の均一な水温鉛直分布および深 部までDOが嫌気化せずに分布している傾向が確認 できる. これらの貯水池では、現在わが国で適用され ている, 藍藻類の異常増殖抑制のために必要とされる 施設規模(k値)を満たす施設が導入される. これらの データより、上述した地域性により成層化および下層 の嫌気化が生じやすい亜熱帯地域においても, 温帯 域における施設規模の考え方が適用できる可能性を 示唆する. とりわけ、カンジン貯水池と儀間ダム貯水池 においては、k値理論に基づき小規模な吐出空気量 の気泡循環施設が導入されているにも関わらずこうし た効果が得られたことは、小規模水域におけるk値理 論を用いた施設設計についても亜熱帯域も含めた日 本全国への可能性があることを示唆している.

5.課題

水資源開発施設における貯留水品質管理においては、従前の個別細分化された学術分野の分断知見ではなく、自然界で生じている事象を総合的に理解する必要がある。今後は、分子生物学的な手法による気泡循環に対する現地微生物群集の応答性の解析に加え、純水理的な観点から、気泡循環の強度に応じた気泡噴流外縁における周囲水の連行にかかる乱流測定等を行い、個別水域の特性に応じた、持続可能な貯留水品質管理を行うための学術基礎を構築する予定である。これらに基づき、再現性の高い工学的技術として、戦略的貯留水品質管理技術の確立を図る予定である。

謝辞

本研究の一部は,琉球大学国際沖縄研究所 共同利用・共同研究事業,河川財団河川基金助成事業,高橋産業経済研究財団研究助成,水資源機構総合技術センター受託研究により行われた。また,この研究の一部は,久米島町大田治雄町長と第1著者の研究協定に基づいて行われた。研究実施にあたっては,沖縄県の南部土木事務所,南部農林土木事務所,久米島町の水道課および仲里,具志川両土地改良区のご協力を得た。ここに記して謝意を示す。

河川底質中の糞便性大腸菌群数の変動特性

1. はじめに

大和川では、昭和 45 年に本川 8 地点の平均水質 (B OD75%値)が 31.6mg/L となる等、高度成長期に劣悪な 水質を呈していたが、国土交通省、奈良県、大阪府、 流域の関連市町村が連携した水質改善の取り組みに より、平成 20 年には本川 8 地点全てにおいて BOD が 環境基準を達成するまでに改善している。しかし、糞 便性大腸菌群数は、水浴場の判定基準で不可判定とな る 1,000 個/100mL を超過する状況であり、目標像の ひとつとして設定している「遊べる大和川」に向けて は、更なる水質改善が必要である。また、大和川では 底質の撹乱により水中の糞便性大腸菌群数の値が大 きく上昇する状況がみられており、水辺の遊び場とし ての安全性を確保するためには、底質の状況も考慮す る必要がある。

本研究では、底質および水中の糞便性大腸菌群数の 現地調査を行い、底質と水質の関係を分析するととも に、「遊べる大和川」の実現に向けて、底質の巻き上 げによる影響も考慮した望ましい水質、底質レベルに ついて検討した。

2. 水浴場の水質の判定基準

糞便性大腸菌群数の望ましい水質レベルとしては、 表 1 に示す水浴場の水質の判定基準で設定されてい る。この基準は、糞便性大腸菌群数とサルモネラ菌等 の病原性微生物の相関により設定されたもので、糞便 性大腸菌群数が 100 個/100mL 以下では、病原性微生 物が含まれる可能性は低く、1000個/100mL以上では 含まれる可能性が高い。1)

3. 調查方法

(1) 調査地点

調査地点は大和川本川の8地点(上吐田橋、太子橋、 御幸大橋、藤井、国豊橋、河内橋、浅香新取水口、遠 里小野橋)および支川の2地点(額田部高橋(佐保川)、 石川橋(石川))である。調査は平成28年8月に4回 実施した。

採水は各地点の定期水質調査実施箇所で行った。た

だし、藤井地点においては通常の採水に加え、底質を 故意に巻き上げた状態での採水を2箇所で実施した。 採泥および流速測定を行う箇所は、水遊び時の巻き

上げの影響を検討することを想定し、採水箇所周辺の 水深 20cm 程度の箇所から、底質が泥質または砂質の 箇所を選定した。

(2) 調査項目・分析方法

調査項目は、水質(SS、糞便性大腸菌群数)、底質(糞 便性大腸菌群数)、採泥箇所の水深・流速とし、表 2 に示す方法で分析した。底質については図 1に示す 前処理を行った上で M-FC 寒天培地法で分析した。

表 2 調査項目·分析方法

項目		分析方法等	備考
水質	SS	懸濁物質ろ過	
		- 質量測定法	
	糞便性大	M-FC 寒天培地法	
	腸菌群数		
底質	糞便性大	前処理+	図1の前処理を
	腸菌群数	M-FC 寒天培地法	実施
その他	水深・流速	現地測定	



図 1 底質試料の分析方法

(3) 採泥方法

底質の採取は図 2 に示すように、採土器を使用し て表層約 5cm 程度の底質を乱さないように採取した。 また、採泥は 100cm 角程度の範囲内で 3 箇所実施し、 採取した底泥を混合したものを分析試料とした。

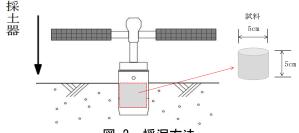


図 2 採泥方法

表 1 水浴場の水質の判定基準(参考)

	Z · dad zwady mez i vy							
	区分	糞便性大腸菌群数	油膜の有無	COD	透明度			
適	水質AA	不検出(検出限界2個/100mL)	油膜が認められない	2 mg/L以下(湖沼は3 mg/L以下)	全透(水深1m以上)			
旭	水質A	100個/100mL以下	油膜が認められない	2mg/L以下(湖沼は3mg/L以下)	全透(水深1m以上)			
可	水質B	400個/100mL以下	常時は油膜が認められない	5 mg/L以下	水深1m未満~50cm以上			
	水質C	1,000個/100mL以下	常時は油膜が認められない	8 mg/L以下	水深1m未満~50cm以上			
不	適	1,000個/100mL を超えるもの	常時油膜が認められる	8 mg/L超	50cm未満*			

〔備考〕 1. 判定は、同一水浴場に関して得た測定値の平均による。 2. 「不検出」とは、平均値が検出限界未満のことをいう。 3. 「改善対策を要するもの」については以下のとおり とする。(1) 「水質 B」又は「水質 C」と判定されたもののうち、ふん便性大腸菌群数が、 $400 \mod / 100 \mod / 200 \mod$ (*の部分)に関しては、砂の巻き上げによる原因は評価の対象外とすることができる。

4. 結果および考察

(1) 底質の巻き上げによる水質への影響

藤井地点において実施した、底質を故意に巻き上げて採水した場合の調査結果を表 3 に示す。底質中の糞便性大腸菌群数が多いほど、巻き上げ量も多くなる傾向がみられ、図 3 に示す底質と巻き上げ量の関係をみると、底質中の糞便性大腸菌群数が概ね 100 個/gを超えると、水中への巻き上げ量が 1,000 個/100mL(水浴場の判定基準「可(水質 C)」)を超過する。サンプル数が少ないためデータの追加が必要ではあるが、底質は 100 個/g 程度以下とすることが、「遊べる大和川」を目指す上でのひとつの目安となると考えられる。

表 3 底質巻き上げ時の調査結果

	水深	流速	糞便性大腸菌群数			
	小木	ル歴	底質	水質(個/100mL)		
	(cm)	(m/s)	(個/g)	A:巻上げなし	B:巻上げあり	B-A巻上げ量
藤井地点①	13	0.022	460	1.200	4,800	(3,600)
藤井地点②	15	0.181	270	1,200	4,100	(2,900)

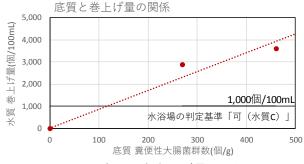


図 3 底質と巻き上げ量の関係

(2) 水質と底質の関係

底質中の糞便性大腸菌群数と水中の糞便性大腸菌 群数との関係を図 4 に示す。

水中の糞便性大腸菌群数の上昇に伴い、底質中の糞 便性大腸菌群数も上昇することが確認された。水中からの沈降・堆積が底質中の糞便性大腸菌群数を左右していると考えられる。

「(1) 底質の巻き上げによる水質への影響」をふまえて、底質の望ましいレベルを 100 個/g 以下とすると、水中の糞便性大腸菌群数が概ね 500 個/100mL 以下でこれを満足する。このため、底質の巻き上げも考慮した望ましい水質レベルとしては、500 個/100mL 程度とすることが望ましい。

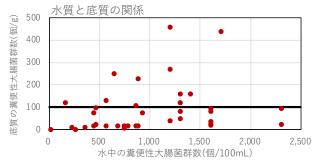


図 4 水質と底質の関係

(3) 流速と底質の関係

流速と底質中の糞便性大腸菌群数の関係を図 5 に 示す。

流速が遅いほど底質中の糞便性大腸菌群数が大きくなる傾向がみられ、このデータからも水中からの沈降・堆積が底質を左右していることが読み取れる。

大和川では、流速が遅いと、底質の望ましいレベル100個/gを超過する箇所が多くなるが、水中の糞便性大腸菌群数が500個/100mLまでは、流速が遅くても底質中の糞便性大腸菌が100個/gに概ねおさまる。また、水中の糞便性大腸菌群数が1,000個/100mLまでは流速が0.10m/s程度あれば、3,000個/100mLまでは流速が0.20~0.30m/s程度あれば、底質中の糞便性大腸菌が100個/gに概ねおさまる。

以上より、底質の巻き上げも考慮した望ましい水質 レベルとしては、500個/100mL程度とすることが望ま しいが、対象箇所の流速によっては、目標とする水質 レベルを引き上げることも可能であると考えられる。

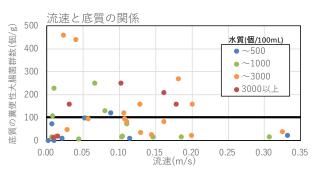


図 5 流速と底質の関係

5. まとめ

今回の研究では、分析に用いたサンプル数が少なく、十分な精度となっていないが、底質の巻き上げによる 糞便性大腸菌群数への影響を分析することで、水辺の 遊び場としての安全性を確保するために必要な底質 レベルを把握することができた。また、水質や流速等 が異なる多地点において底質中の糞便性大腸菌群数 を調査することで、望ましい底質レベルとするために 必要な水質レベルを設定することができた。今後の課題としては、データの蓄積に加えて、底質中の糞便性 大腸菌群数を精度良く把握するための採泥・分析方法 の見直し等が挙げられる。

謝辞

本研究は、大和川水環境管理調査業務(国土交通省近畿地方整備局大和川河川事務所)²⁾の一部をとりまとめたものである。ここに記して謝意を示す。

参考文献

- 1) 今後の河川水質管理の指標について (案)、平成17年3月、国 土交通省河川局河川環境課
- 2) 大和川水環境管理調査業務 報告書、平成28年3月、国土交通 省近畿地方整備局大和川河川事務所

河川生態系の質や脆弱性に応じて環境流量を設定する

筑波大学大学院 篠崎由依

1. 研究の背景

増加する人間の水需要に応えるため、 莫大な水が 川から取り出されている. 取水により河川本来の流 量を確保できないことに加え、周期的な流量変動が 妨げられている. その結果, 河川とその周辺の生態 系への様々な影響が指摘されている。河川環境の健 全な機能を維持するためには一定の流量を川に残し ておく必要がある. これが環境流量 (Environmental Flow: EF) である. 現在, 環境流量設定に関して 200 余りの手法が提案され、70カ国以上で研究が進めら れている. その多くは河川流量の大小に応じて一部 を EF として割り振る「水文統計法」¹)である. ある 場の生態系にとって必要な流量は、生態系の質や脆 弱性により異なると考えられるが、水文統計法では、 流況変動による河川生態系(生物・物理環境・エネ ルギー輸送)の応答と流量の関連性が不明瞭である. 水資源とは、広義的には水だけでなく、生物資源を 含む健全な河川生態系により扶養されるサービス全 体を含むものである. 従って持続可能な水資源利用 のためには、環境流量は生態系の特質によって区別 すべきであり、それを可能にする手法が必要である.

2. 研究目的

本研究は、水文統計法では表現できない生態系の特質に着目した新たな環境流量設定手法を提案することを目的とする。河川生態系の特質を、①生物、②無機物、③物理地形の3つで表現し、各々を評のモデルを構築する。ここでは、生物を評価するためのモデル「河川バイオマス動的平衡モデル」について述べる。このモデルでは、植物の純一次生産力(NPP)を使用して河川生態系の潜在的な扶養力(質・脆弱性)を評価し、この扶養力を用いてEFを算出する。

植物の一次生産力,河川縦断方向,陸上植生からのバイオマスフラックスを考慮し,ある場所のバイオマス量(ストック)を推定する

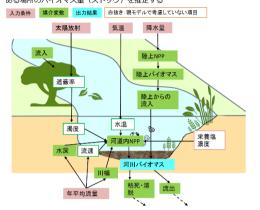


図-1 河川バイオマス動的平衡モデル

3. 河川の一次生産力に着目した評価モデル

純一次生産力 (NPP) は河川生物の扶養基盤であり、 基盤の大きさによりその場の河川生態系の環境改変 に対する許容力を推定することが出来る. ある場所 の河川植物バイオマスについて、NPP、流入流下、外 部からの供給、捕食・無機化による消失過程が平衡 状態にあると仮定し、バイオマス蓄積量を推定する モデルを構築した (図-1).

$$\frac{\partial \mathbf{B}}{\partial t} = Bu + C + NPP - (D + P) - E \tag{1}$$

$$C = \beta B \tag{2}$$

$$D = dB (3)$$

$$P = pB \tag{4}$$

$$E = f(B/\alpha \Delta x V) \tag{5}$$

ここに、 $B_R:$ 河川バイオマス(g)、 $B_u:$ 上流から流入するバイオマス (g)、C: 陸上から流入するバイオマス(g)、E: 流失するバイオマス(g)=剥離量、D: 分解・溶脱バイオマス(g)、P: 上位消費者に取り込まれるバイオマス(g)、V: 単位時間当りの流速(m)、 $\Delta x:$ 流路延長、 α 、 β 、d、p、f: 係数、モデルは全球 0.5 度グリッド河道網モデル上に構築し、NPP は NASA Earth Observatory より公開されている $2001\sim2010$ 年の月別観測値を使用した、なお、計算に際し 1 タイムステップは 1 日とする.

4. 結果

河川バイオマス動的平衡モデルにより, 全球の植 物バイオマスの月ごとの蓄積量を見積もった(図-2). さらに計算バイオマスの大小及び蓄積時間(平衡状 態に要する時間をもって脆弱性の指標とする) から 閾値を設定し、環境流量を推定した(図-3)、環境流 量は全球平均で年平均流量の49%となった.水文統計 法に基づく既往個別研究の提案値と比較した場合 (本研究値), スウェーデンでは15~20% (20%), カ ナダでは25% (20%) である一方, モンスーン地域に 位置するネパールでは最小月流量の 10% (50%)、イ ンドでは20% (70%) の例がある2). 水文統計では区 別できなかった一次生産力の高い場所や, 脆弱性の 高い場所では従来提案よりも 40~50%高い環境流量 が必要であることが示唆された. また, 中国の長江 を例にとると、従来の全球モデルでは流域一律30% に設定されているが³⁾、本研究では30%~70%と、 流域内でも生態系の特質により変化させることがで きる. 既往の手法は生態系の単純な地域は表現でき るが、生態系の質や脆弱性が高い地域では過小であ る可能性がある(図-4). 今後は各地の実測値との照 合によるモデルの妥当性の検証・精度向上に取り組

むと共に、②無機物、③物理地形を評価するモデル を構築する.

5. まとめ

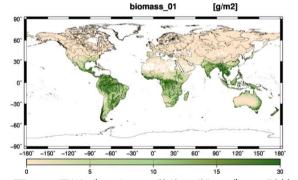
- ・NPP を用いて河川生態系の質・脆弱性の違いから環境流量を設定するモデルを構築した.
- ・水文統計では区別できなかった一次生産力の高い場所や、脆弱性の高い場所では従来提案よりも40~50%高い環境流量が必要であることが示唆された.
- ・同モデルでは河川縦断方向で異なる環境流量基準を適用でき、かつ月ごとの目標設定が可能である.

謝辞

本研究は JSPS 科研費 (特別研究員 課題 No.17J01264)の助成を受けたものです。

参考文献

- 1) Tharme, E. A global perspective on environmental flow assessment, River Research and Applications, Vol.19, pp. 397-441, 2003.
- 2)篠崎由依,白川直樹,「河川生態系の質と脆弱性を考慮した全球環境流量必要量の推定」,『水工学論文集』,60 号,pp I_991-I_996,2016
- 3) Smakhtin, V. et al. A pilot Global Assessment of Environmental Water Requirements and Scarcity, Water International, Vol.29. No.3, pp-307-317, 2004.



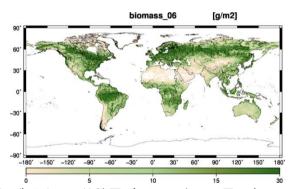


図-2 河川バイオマス動的平衡モデルで計算したバイオマス蓄積量(g/m2 左:1月, 右:6月)

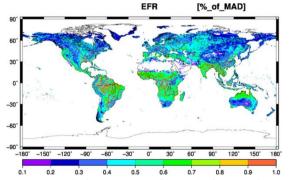


図-3 環境流量必要量(年平均流量に対する%)

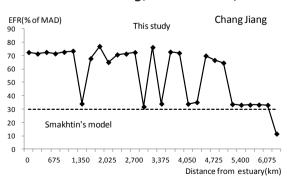


図-4 長江の縦断方向にみた環境流量必要量

都市流域内人口密度を用いた都市における水ストレス度の算定手法の開発 - イスラエルにおける事例解析 -

香川大学大学院工学研究科 北村友叡 香川大学工学部 石塚正秀 香川大学工学部 紀伊雅敦,公財)地球環境産業技術研究機構 林礼美

土木研究所水災害リスクマネジメント国際センター 津田守正, 名城大学理工学部 中村一樹

1. はじめに

現在、世界全体の人口は増加傾向にある。人が生活する上で水は必要不可欠なものであるが、水資源の分布は地域的な偏りが大きく、地球温暖化が進むと、この偏りはより大きくなるといわれている。また、人口が増加するにつれて、利用される水量も増加するが、国レベルでの水ストレス度では、水ストレスの上昇が人口の増減に影響しているとはいえないことが示された。そこで、本研究では、都市に着目し、都市における水ストレス度の算定を目的とする。

2. 研究の手法

(1)都市流域内人口密度の定義

本研究では、都市流域内人口密度 $\rho_{u_{-}}$ を以下のように定義する。

$$\rho_{u_r} = \frac{P_u}{A_r} \tag{1}$$

ここで、Puは河川流域に接続する都市人口、Arは対象とする都市が抱える河川流域(後背流域)の流域面積である。

(2)水ストレス度の算出方法

国毎の全球水ストレス度として、PWA (per capita annual water availability) を用いる。これは、ある国・地域において1人当たり1年間に利用可能な水資源量の多寡によって水不足の程度を表現する指標である(式(2))。

$$PWA = \frac{W}{P} \tag{2}$$

ここで、年間水資源量(水資源賦存量)をW、人口をPとする。PWAが小さいほど、より高い水ストレス度を示すことになる。

3. 都市毎の水ストレス度の算定 (イスラエル)

(1) 都市流域の算出結果

対象とした 4 都市に流入する河川を抽出した結果、エルサレム以外の 3 都市で 4 つの河川を確認できた(図-1)。それぞれ、ハイファを流れる Kishon River、テルアビブを流れる Yarkon River・Ayalon River、ベエルシェバを流れる Nahal Beelsheba(ワジ川)を表していることが分かった。都市流域面積はそれぞれハイファが 925 km²、テルアビブが 1694 km²、ベエルシェバが 1134 km² であった。

都市域に流入する河川を対象とすることで、複数の河川を 統合して表現することや、都市域よりも上流側の流域を算定 できた。

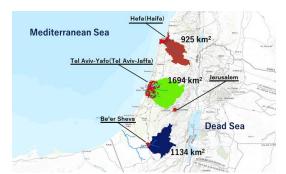


図-1 イスラエルにおける4都市の都市流域図(都市域 は赤色で示されている。)

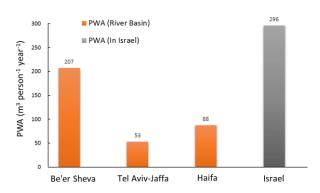


図-2 3都市における PWA 算定結果 (2000年)

式 (1)で示した Ar は、ある都市に流入する河川流域面積であり、単純な流域面積ではない。例えば、ベエルシェバのように、河川中流域に位置する都市では、都市がある位置よりも上流域における流域面積を算定する必要がある。本手法を用いることで、流域の途中に位置する都市においても、そこに流入する河川流域面積を算定することができる。

(2) 都市における水ストレス度

PWA は式(2)より算定されるが、都市が利用できる水資源賦存量 W を流域面積 A_r 、降水量 R および蒸発散量 E を用いて表すと、PWA は次式(3)により計算される。

$$PWA = \frac{W}{P} = \frac{(R - E)A_r}{P_u} \tag{3}$$

つぎに、本研究で定義した都市流域内人口密度 $\rho_{\text{u.r}}$ (式(1)) を用いると、上式はつぎのようになる。

$$PWA = \frac{(R - E)}{\rho_{n,r}} \tag{4}$$

式(4)を用いて、各都市における PWA を算定した結果を図2に示す。比較のために、イスラエル国の PWA も合わせて示す。図より、都市における PWA は国全体で算出した PWA と比較して、小さい値となった。具体的には、ベエルシェバ、テルアビブ、ハイファの PWA は国全体に対して、それぞれ 70、18、30%となった。PWA が小さいほど水ストレス度が大きくなることから、水ストレス度を都市毎に算出することにより、国単位で算出した結果と比べて水使用に対するストレスがより高まることが明らかとなった。

4. まとめ

人口増加の影響を受けて、世界各地で水ストレス度は高まっている。本研究では、都市に着目し、都市における水ストレス度の算定を目的とした。その際、都市において利用できる水はその都市が抱える河川流域からもたらされると考え、「都市流域内人口密度」という新たな指標を定義し、都市の水ストレス度を算定した。

イスラエルを対象とした場合、国単位で水ストレス度を算出した結果と比べて、都市単位では水ストレスが約 1.4~5.6 倍に高まることが明らかとなった。

謝辞:

本研究は JSPS 科研費 (15H02869) の助成を受けた。

中国地方における環境 DNA 分析を用いたアユの降下状況モニタリング

山口大学大学院 創成科学研究科 乾 隆帝

1. はじめに

アユは、河川における漁業対象として最も重要な種の一つであるが、資源量が全国的に減少傾向であるため、資源量の現状把握と減少要因の解明が必須である。本研究では、中国地方の1級水系である高津川と佐波川を対象とし、環境DNA分析を用いることにより、初夏の河川生活期から、秋季の降下・産卵期に着目したアユ資源の動態を明らかにすることを試みた。

2. 方法

(1) 対象河川および調査方法

佐波川は山口県のほぼ中央に位置し、周防灘に注ぐ幹線流路延長56km,流域面積460km²の一級河川であり、国管理区間内には15基もの堰が存在していることが特徴である。高津川は、島根県西部の日本海側に位置し、日本海に注ぐ、幹線流路延長81km,流域面積1090km²の一級河川である。国管理区間には目立った横断構造物がないことが特徴である。調査は、両河川ともに、遡上期にあたる5月および河川生活期にあたる7月にそれぞれ1回、降下期にあたる10月から11月にかけて2週間に1回のサンプリングをおこなった(図-1)。各調査ともに、表層水1Lを採集し、クーラーボックスに入れ、冷却して持ち帰った。

(2) 分析手法

サンプル水は、冷却して持ち帰った後、GF/Fガラスフィルターで濾過し、アルミホイルで包んで-20℃で凍結保存した。フィルターからの抽出は、サリベットチューブおよびDNA抽出キットを用い、抽出したDNAサンプルは、quantitative PCR (qPCR) を用い、PikoReal Real-Time PCR Systemによって定量PCRをおこなった。

(3) 環境DNAフラックスの算出

上下流や河川間で流場規模が異なるため、調査日の各地点の流量に環境DNA濃度を乗じることにより環境DNAフラックスを算出した。各地点の流量は、下流の流量観測所の調査日の日平均流量差分と、流入する支流の集水域面積の割合から算出したため、両河川ともに、流量観測所が上下流に存在する地点について計算をおこな

った.

3. 結果と考察

(1) 佐波川の結果

遡上期にあたる5月の環境DNA濃度は平均で42.6copies/mLであり、下流域のDNA濃度が高く、河口から7km付近でピークを示した。河川生活期にあたる7月の環境DNA濃度は平均で70.9copies/mLとなり、5月と同様に河口から7km付近でピークを示した。環境DNAフラック

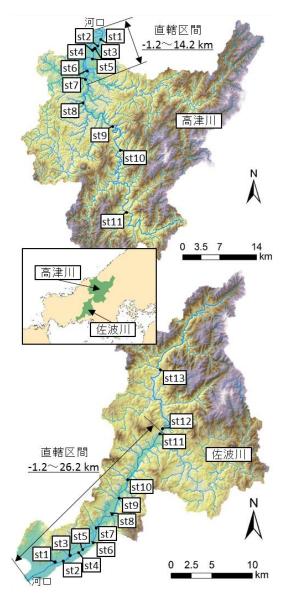


図-1 佐波川および高津川の調査地点

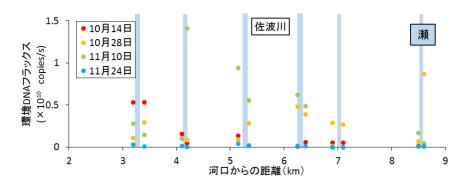


図-2 佐波川における 10 月および 11 月の環境 DNA フラックスと河口からの距離との関係

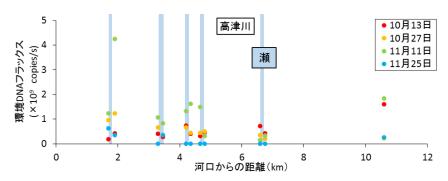


図-3 高津川における 10 月および 11 月の環境 DNA フラックスと河口からの距離との関係

スについても同様の傾向を示した. 佐波川は堰が多い河川であることから,下流域を主な生息域としていると考えられる. 降下時期にあたる10月から11月にかけての環境DNAフラックスと河口からの距離との関係を図-2示す. 11月上旬に平均値がピークを示し,11月下旬には全体的に大きくDNA濃度が低下していた. これらの結果から,10月下旬から11月上旬にかけてアユが降下および産卵し,11月下旬には多くの個体が産卵後斃死したことが推察される.

(2) 高津川の結果

遡上期にあたる5月の環境DNA濃度は平均で2.7copies/mLとなり、河口から10.6km地点でピークを示した.河川生活期にあたる7月の環境DNA濃度は平均で32.7copies/mLとなり、河口から58.6km付近でピークを示している.全体的に5月よりもDNA濃度が高くなっており、5月の分布とは異なることが示された.環境DNAフラックスは環境DNA濃度とは傾向が異なり、河口から6.6km地点でピークとなった.降下時期にあたる10月から11月にかけての環境DNAフラックスと河口からの距離との関係を図-3に示す.佐波川と同様に、11月上旬に平均値がピークを示し、11月下旬には全体的に大きくDNA濃度が低下していた.これらの結果から、10月下旬から11月上旬にかけてアユが降下および産卵し、11月下旬には多くの個

体が産卵後斃死したことが推察される.

4. まとめ

本研究では環境DNA分析を用いることにより、中国地方の1級水系である高津川と佐波川におけるアユ資源の動態を明らかにすることを試みた. その結果、アユの降下時期や、主要産卵場となっている可能性のあるエリアを明らかにすることができた.

謝辞:本研究は国土交通省受託研究「高津川における河 床掘削が河川環境に与える影響の研究」(研究代表者:赤 松良久)の補助を受けている.ここに記して謝意を表す.

5. 参考文献

- 1) 高橋勇夫: 天然アユが育つ川, 築地書館, 東京, 2009.
- Doi H., Inui R., Akamatsu Y., Kanno K., Yamanaka H., Takahara T. and Minamoto T.: Environmental DNA analysis for estimating the abundance and biomass of stream fish, *Freshwater Biology*, Vol.62, pp.30-39, 2017.
- 3) 乾 隆帝,後藤益滋,河野誉仁,赤松良久,掛波優作, 一松晃弘: 江の川における環境 DNA 分析を用いたア ユの定量化と生物量に影響を与える環境要因の検討, 水工学論文集, Vol.73, No.4, I_1105-I_1110, 2017

洪水に伴う礫州内への種子供給と土砂移動特性との関係について

土木研究所 大石 哲也,大槻 順朗 芝浦工業大学 宮本 仁志

1. 目的

河道内砂州の樹林化や固定化,外来種対策など,河道内植生の適正管理はますます重要となっている.河道内へ植物が定着するプロセスは多岐に渡るが,種子の流水散布については,その沈降速度を基に浮遊砂と同様に浮遊分散するものと考えられている.しかし,礫河床では浮遊分散のみならず,礫間に捕捉される効果も考えられる.本研究では,現地調査と水路実験を通じ,礫州上への種子着床に関する検討を行った.

2. 検討の概要

(1) 現地調査

対象地は木曽川・長良川で、河床勾配が 1/300-1/1,000 の区間に調査地点を設置した(図-1). 各調査地点では、1 洪水による影響のみを抽出するため、リングを取り付けた鉄杭を礫州上に打ち込み、洪水後にリングが移動した深さまでの土砂を 50×50cm の範囲で採取した. 採取した試料は、ふるい分け試験による粒径分析用と種子の分析用に二分した. 種子分析用の試料は、水の入ったバケツ(約 18L)に少量投入し、攪拌後に比重の軽い浮遊物を回収し、この中に含まれる種子数と種類を把握した. 土砂量が多い試料については、四分法により分取した.

(2) 水路実験

水路実験は、幅 0.2m, 長さ 7m の小型水路(勾配 1/100) に、上流から 2m の位置から細礫(2-5mm) または粗礫(30-50mm) の河床材を上流から 6m の位置まで敷き並べた.次

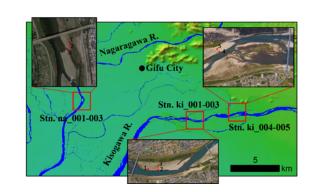


図-1 調査地点 (概略図)

表-1 種の諸元

種子	平均径 (mm)	沈降速度 (cm/s)	密度 (g/cm³)	相当粒径 (mm)	形状
ブロッコリー スプラウト	1.9(±0.04)	5.77(±1.05)	1.03	0.45	丸
エゴマ	2.4(±0.03)	2.9(±0.56)	1.14	0.22	丸
シバ	0.6(±0.02)	2.11(±0.29)	1.63	0.18	扁平

に、流量を 2.2L/sec と一定に保ち、下流端堰の高さを変化させて水深、流速を調整した. 種子を上流から 3.5m の位置から流下させ、下流端で流下した種子をふるいで回収し、これと上流で供給した種子との比より、河床への捕捉率を求めた.

実験には、ブロッコリー (スプラウト)、エゴマ、シバの3種の種子を用いた.種子は3軸の径を計測したのち相乗平均を種子の平均径とした.また、種子の沈降速度と密度は、水に一昼夜浸し十分に含水させたのちに計測した.種子の沈降速度は、Rubeyの実験式から、これに対応する土砂の粒径(相当粒径と呼ぶ)を算出した.実験に用いた種子の諸元を表-1に示す.

3. 検討結果と考察

(1) 現地調査の結果

台風接近前の16日に河床に杭打ちを実施し、水位が低下 した26,27日に土砂を採取した.川島大橋観測所(ki-01-003 付近)での時間水位を図-2に示す.

試料分析の結果,種子数と種類数の間に強い相関がみられた(図-3).また,各試料中の種は,大きさや形が異なっていることが確認できた.土砂の粒度構成については,長良川と木曽川を比較すると(図-4),木曽川では長良川に比べて2~10mmを構成する粒径が少ない傾向にあった.各採取

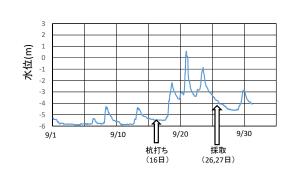


図-2 時間水位データと調査日

量に占める粒径別の含有量と種子数との関係のうち、細砂とシルト以下の細粒成分の含有量と種子数に強い正の相関が見られた(図-5).この結果は、複数回の洪水のあった礫州に対して行った従前の結果 ^{1),2)}とも合致する傾向であった。以上から、礫河床上への種子供給は細粒成分の動態と強い関係性があると考えられる.

(2) 水路実験の結果

水路実験の結果より、表面流速が高流速(約0.6m/s)ほど河 床への種子の捕捉率は減少し、着床・再移動を繰り返しながら 下流へ流送された(図-6). また、沈降速度の異なるエゴマと ブロッコリーの高速流時の捕捉率は、細礫で20%、粗礫で60% と河床材料に関わらず捕捉率に明瞭な差が見られなかった. しかし、同じ沈降速度を持つエゴマとシバでは、捕捉率に差が 見られたうえ、シバは細礫で60%、粗礫で40%と礫間が大き くなるほど種子の捕捉率が小さくなった. 以上から, 礫洲への 種子の着床は、種子の沈降速度のみならず、礫間のサイズや種 子の形状も影響し得ることが確認された. これらの違いが生 じた原因として, 礫の遮蔽効果や種子を離脱させる渦の発生 状況の違いが礫間の大小によって異なること, また, 種子の形 状によってもこれらの影響を受ける程度が異なるためと考え られる. したがって, 礫州上への種子着床には, 浮遊分散のみ ならず、礫床界面の間隙において生起する乱流構造や種子形 状も大きく影響している可能性が高いと考えられる.

4. まとめ

木曽川・長良川を対象に1洪水に生じた土砂堆積を分析し、 洪水によって生じる種子散布プロセスについて検討を行っ た.次に、水路実験により沈降速度や大きさの異なる種子を対 象に、2種類の河床材を用いて、その着床プロセスの違いについて検討を行った.結果として、①礫州上の種子量は、細砂以下の存在量と強い相関がある.②礫河床へ種子着床は、沈降速度だけでなく、河床表面の構造や種子の形状による効果も存在することが明らかとなった.礫州上における種子分散は、平均的には細砂と同様の浮遊分散過程をとるものの、河床材や種子の形状の違いによって、河床への捕捉効果が異なり、種子分布の分散性を高めている可能性が示唆される.

謝辞:本研究は、公益財団法人 河川財団の河川基金助成事業 (助成番号 285211037) によって実施しました. 記して謝意を 表す.

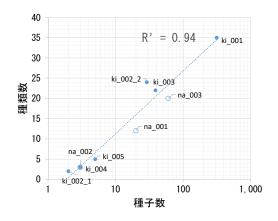


図-3 種子数と種類数との関係

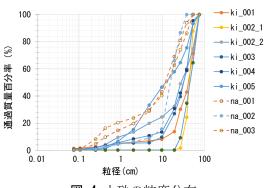


図-4 土砂の粒度分布

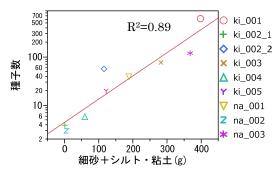


図-5 細粒土砂の含有量と種子数との関係

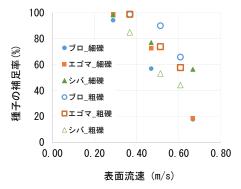


図-6 表面流速と種子の捕捉率との関係

参考文献

- 1) Oishi, T., et al.: Relationship between the soil seed bank and standing vegetation in the bar of a grabel-bed river, vol.28(1), pp.103-116, JHHE, 2010.
- 2) Miyamoto, H., et al.: Field Observation on Seed Arrival into Surface Layers of Sand Bars after Several Floods in Kinugawa River. Geophysical Research Abstracts, Vol. 19, EGU2017-17915, 2017.

樋井川における河川改修がシロウオの産卵に与えた影響

福岡大学 伊豫岡宏樹

1.はじめに

福岡市を流れる樋井川では 2009 年 7 月の中国・九州北部豪雨の被害を受けて,2010 年度から 2014 年度までの五年間で福岡県による床上浸水対策特別緊急事業として大規模な河川改修が行われた。この河川改修では「多自然川づくり」に積極的に取り組み,スライドダウン掘削や潮止堰の撤去,落差工の分散化など,河川の連続性を意識した改修が行われ,工事期間中は魚類の移動を妨げないようにするため流水を確保するといった対策が行われた。1¹本研究では工事期間中および工事後の大規模河川改修による影響について,工事区域に含まれる汽水域を産卵場として利用するシロナに着目し,2011 年度から 2016 年度までの調査結果より検討した。

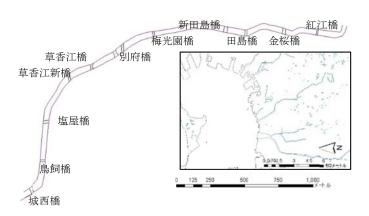


図-1 調査区間

2. 調査方法

シロウオの産卵期である 4 月の大潮時に、産卵状況 および物理環境の調査を行った. 調査区域は、潮止堰 (3.3km)撤去前の 2013 年までは 城西橋(1.75km)から 潮止堰まで、撤去後の 2014 年以降は塩屋橋(2.2km)か ら金桜橋(4.17km)までとした. また、調査期間中に月 に 1 回程度シロウオの産卵場である草香江新橋付近と 田島橋付近の二箇所で採水・水質分析を行った.

(1) 産卵調査

調査区間についておおよそ 50m 毎に区分し、周辺を代表するような環境を $1\sim3$ 地点調査地点とした. $50cm\times50cm$ コドラート枠内の深さ 30cm 程度までの産卵基質として利用されるおおよそ粒径 30mm 以上の礫を取り上げ、シロウオの卵塊数を計測し、記録した. また、コドラート内で卵塊を確認できなかった場合は半径 10m 程度の範囲の同様な環境において卵塊の有無の確認を行った.

(2)物理環境調査

シロウオの産卵条件を規定する環境因子として産卵調査と同地点にて、水深、流速(電磁流速計による測定)および目視による、コドラート内の砂($\sim 2 mm$)、小礫($2 \sim 16 mm$)、中礫($17 \sim 64 mm$)、大礫($65 \sim 256 mm$),巨礫($257 \sim 1024 mm$)の占有面積比の測定、および河床に埋没している礫の有無の確認を行った。また、粘土・シルト質の細粒分の体積が見られた場合

はその厚さ(軟泥厚)の測定を行った. 同時に河床材料を採取して持ち帰り、 $75\mu m$ ふるい通過前後の乾燥質量より粘土・シルト分の含有率を測定したのち、ふるい分け試験(JISA1204)を行った.

(3)水質分析

水質調査では現地で多項目水質計 (Hydrolabo, DS5X) を用いて濁度,塩分を測定した後,河川水を 2L のサンプル瓶に入れて持ち帰り,実験室にて浮遊物質 (SS)および揮発性浮遊物質(VSS)を測定した.

3. 調査結果

(1)卵塊調査

2011年の卵塊調査結果と 2016年の卵塊調査結果を図-2に示す. 2011年の調査では塩屋橋から別府橋にかけて卵塊が確認された. 2012年では草香江橋付近でわずかに確認されたのみで, 2013年・2014年の調査では確認されず, 2015年には別府橋付近で確認されたのみであった. 2016年には河川改修後初めてまとまった量のシロウオの卵塊が見つかり, 別府橋付近で多くの卵塊が確認された.

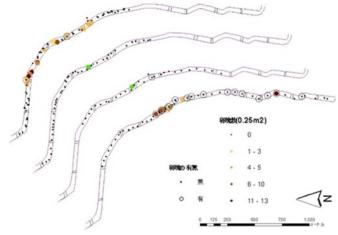


図-2 シロウオの卵塊の分布 (上から 2011 年・2012 年・2015 年・2016 年)

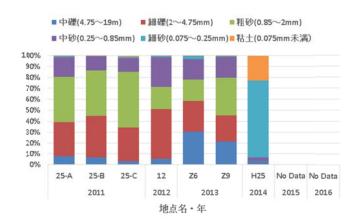


図-3 塩屋橋付近での粒度組成

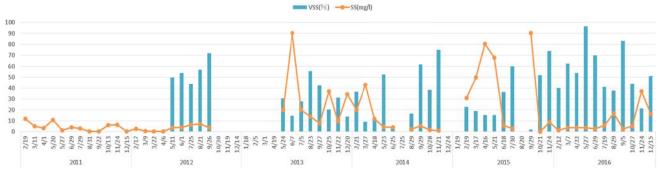


図-4 草香江新橋(2.50km)における SS および VSS の推移

(2)物理環境調査

改修期間中の2014年と改修前の2011年度を比較すると、城西橋から塩屋橋にかけて粘土・シルト分の堆積が著しく(図・3)、塩屋橋から別府橋にかけても河床材料の細粒化の傾向が見られた.2016年度においても2014年ほどではないが、2011年度の調査結果と比較して細粒化していた.

(3)水質分析

草香江新橋(2.50km)での SS および VSS の測定結果を図-5 に示す。2012 年 10 月 30 日から 2012 年 4 月 19 日にかけては採水地点が改修中であったため欠測となっている。採水地点より上流が改修中であった 2013 年度は年間を通し SS の値が高く、VSS の割合が低い傾向にある。同じく 2015 年度の 2 月 19 日から 5 月 21 日にかけても同様の傾向が見られる。田島橋(3.91km)付近での塩分の測定結果を図-5 に示す。潮止堰撤去前の 2012 年以前は純淡水区間であったが、撤去後の 2014 年からは撤去前より若干の塩分の上昇がみられた。

4. 考察

2011年には河川改修の影響はそれほど大きくなく, 2.2 kmから 3.0 kmまでの広い範囲に産卵が見られたが、 2012年以降はほとんど産卵が確認されなかったが, 2016年には 2.9 km付近を中心に産卵が確認された. ま た,河床掘削および潮止堰(3.3km)の撤去による影響で, 感潮域の上限は300mほど拡大していたが(図-6),2016 年の産卵場の上限は 4.2km 付近まで及んでおり、約 900m 増加していた. 卵塊数が最も多かった地点につい ては, 2.2km 付近から 2.9km 付近までやく 600m 上流 側に移動しており、産卵場の局所化の傾向も見られた. 汽水域上流部では河床掘削による発生した濁水が,塩 分による凝集効果により高濁度水塊となりシロウオの 産卵場に細粒土砂の堆積をもたらし直接的に影響を与 えたことが示唆された.シロウオは礫の裏を産室とし て利用するため、河道掘削時に掘り出した礫は掘削後 に河床に戻す、橋脚補強が必要な橋には護床工として 直径 400mm 程度の礫敷き並べるといった対策を行な われ1),特に別府橋ではその効果が顕著にみられたが, 下流部では砂に埋没してしまい産卵場として機能して いないものも多く見られた. 汽水域ではスライドダウ ン工法を用いても、潮位変動の影響のある区間につい ては出水時の河積が増大し, 河床材料の細粒化につな がることや, 掘削による河床の塩分環境の変化を予測 して保全策を講じる必要がある.

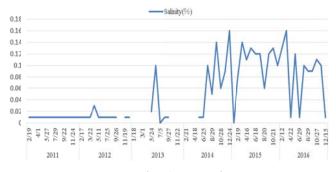
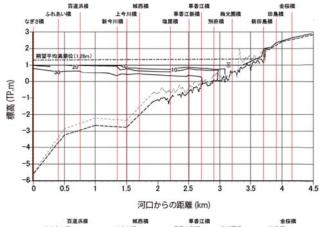


図-5 田島橋付近での塩分



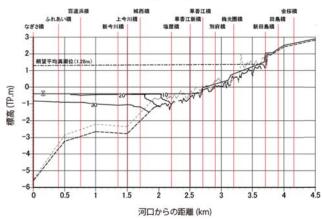


図-6 縦断塩分 (2013年10月4日,上:満潮時,下:干潮時)

参考文献

- 1) 永井智幸,原田守啓,林博徳,高橋邦治:樋井川における河道安定と瀬淵構造の保全創出の取り組み,河川技術論文集,vol.20,2014.
- 2) 松井誠一:シロウオの生態と増殖に関する研究,九州 大學農學部學藝雜誌,第40巻,pp. 135-174,1986.

UAV を活用した河川環境モニタリングの最前線

山口大学大学院 赤松 良久

1. 緒論

近年、ドローンの発展は目覚ましく、様々な分野での 活用法が検討されている.建設分野では、特に地形測量 に広く用いられているが、ドローンの活用法は地形測量 だけでなく、様々な可能性が考えられる.

そこで、本報告では河川環境モニタリングの高度化に向けた、UAVを用いた河道水面下測量技術の開発および河川・湖沼における採水UAVの開発を紹介する.

2. UAV と SfM-MVS を用いた河道水面下測量技術の開発

2.1 現地調査及び解析方法

現地実験は、山口県を流れる一級河川である佐波川の、人丸橋の下流側で行った。サイトの概観として、後述の解析で得たオルソ画像を、図-1(a)に示す。対象サイトの陸上部・冠水部の多地点で、RTK-GPSを用いた測量を行った。陸上の測量地点には、SfM-MVSの結果に世界座標を与えるためのGCPと、陸上に関する精度確認のための検証用測量地点があり、どちらも画像上で特定できるオブジェクト(対空標識、石など)上に設けた。冠水部の測量地点はすべて、冠水部に関す

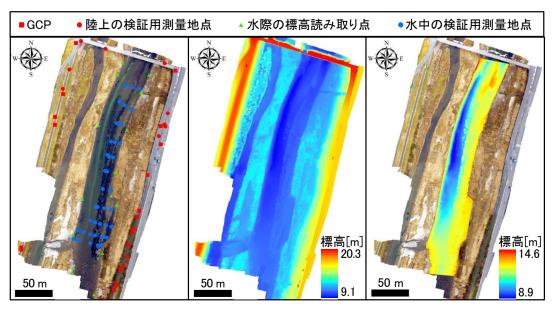
る精度検証用である.

GCP の測量と画像撮影の結果を用いて、補正係数として従来係数 1.34 を用いた場合と最適な補正係数(提案係数)を用いた場合の 2 通りについて検討した.提案係数は1つの撮影ミッションで一定として、冠水部の河床数地点の測量に基づいて経験的に与えることとした. なお、SfM-MVS による標高ラスタ(図-1(b))、オルソ画像(図-1(a))の作成には、商用の写真測量ソフトウェア Agisoft PhotoScan Professional を用いた.

2.2 結果と考察

図-1(b)(c)に、得られた標高ラスタと、主流部に水面屈折補正を行った後の標高(河床高)ラスタを示す.

提案係数の最適化に全検証用測量地点を用いた場合における標高の推定値と実測値の散布図を、補正係数別に例示する(図-2). 従来係数による補正は、標高の過大評価バイアスを改善するものの不十分であり、提案係数によって更なるバイアスの低減が可能であることが読み取れる. 以上より、新しい補正係数は従来の補正係数 1.34 と大きく異なり、これを用いることで、従来係数を用いた場合と比べて大幅な誤差低減が可能



(a) 測量地点等とオルソ画像

(b) 見かけの標高ラスタ

(c) 水面屈折補正後の主流部標高ラスタ

図-1 測量地点等の分布と、作成されたオルソ画像、水面屈折補正前後の標高ラスタ

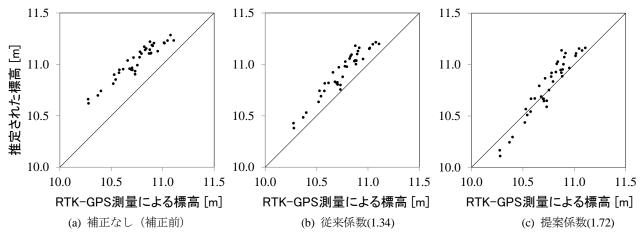


図-2 サイト1の冠水部における標高の推定値と RTK-GPS 測量値の散布図(補正係数別)

であることが示された.

3. 採水 UAV の開発

河川・湖沼の環境モニタリングにおいて、湖沼ではボートを用意する必要があり、また、流れの早い河川内では採水や水質計を用いた計測自体が困難であり、多大な労力と時間が必要であった。これに対して、UAVを用いて採水・水質計測を行うことによって、河川・湖沼の環境モニタリングが半自動化されると考えられる。そこで、河川・湖沼における自動採水UAVを開発し、その実用性を検証する。

採水UAVはUAVと10m程度のワイヤーの先につけられた1Lの採水ボトルを取り付け可能な採水器から構成される(図-3). 採水器はまず水表面で自動的に沈み,採水する必要がある. そこで,採水器の片方に重しを付けることによって重心をずらし,これによって,着水後は自動的にボトルが横転し採水が行われる仕組みとした(図-4). この仕組みは現在特許申請中である. また,使用したUAVはルーチェサーチ社が独自に開発したUAVであり,6枚羽で5kgまでの積載をしても安定して飛行ができることが大きな特徴である

広島県の灰塚ダム貯水池での検証の結果,UAV を用いた採水・水質計測は極めて効率的であり、十分な有用性あることが明らかとなった。また、このUAV を用いた採水システムはダム貯水池だけでなく、湖沼、沿岸、接近が難しい河川上流域などでも広く活用することができる.

4. 結論

UAV と SfM-MVS を用いた写真測量によって、水面下

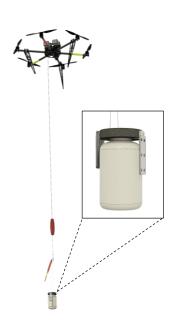


図-3 採水 UAV



図-4 ダム貯水池の表層水を採水する様子

も含めた高精度の河床形状を把握することが可能であることがわかった. また, 採水 UAV によって, 湖沼, 沿岸, 接近が難しい河川上流域などでの水質や生物量 (環境 DNA 技術との組み合わせ)を効率的にモニタリングすることが可能であることが明らかとなった.

河川水温予測モデルの開発と佐波川への適用

山口大学大学院 学生会員 ○河野誉仁 山口大学大学院准教授 正会員 赤松良久 山口大学大学院特命助教 正会員 乾隆帝

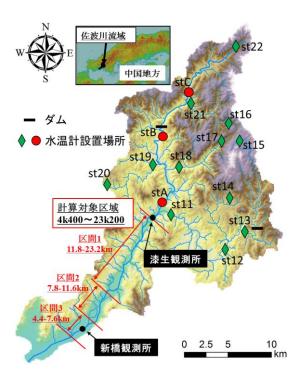


図-1 水温計設置場所と計算対象区間

1. 緒論

近年, 気温上昇の影響等による水温の上昇が河川生態系を変質させることが懸念されている. 河川生物は水温変化に敏感であるため, 環境保護を目的とした河川管理の際には高精度な水温予測を行うことが重要となる. 先行研究における水温予測モデルでは冬季における再現性が低くなるといった課題があった¹⁾.

そこで本研究では、流域スケールの水温広域調査を 実施し、流域スケールの水温変動特性を把握し、河川 の水系について上流域から下流域までの長い区間にお いて長期的に適用可能な高精度の水温予測モデルの開 発することを目的とする.

2. 現地観測概要と流域の水温変動特性

流域における水温変動特性を把握するために水温の 広域調査を実施した.対象河川は山口県の一級河川で

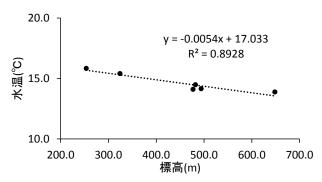


図-2 上流端水温の対象期間内における平均水温と標高の関係

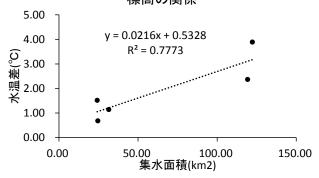


図-3 支流における上流端と下流端の平均水温差と 集水面積の関係

ある佐波川とし、主要な支流と本流に水温計を設置し(図-1)、2016/8/9~2017/1/6において観測を行った. なお、本流の地点に関してはアルファベット、支流及び上流端の地点については 11 から通し番号で名前をつけている.

広域調査の結果から、上流端平均水温と標高、集水面積、傾斜角、土地利用、支流における上流端と下流端の平均水温差と標高差、集水面積、流下距離、土地利用のそれぞれについて単回帰分析を行った。その結果、上流端水温は標高、水温差は集水面積と最も高い相関を示し、それぞれ R²値が 0.8928, 0.7773 となった(図-2、図-3).

3. モデルの概要

キーワード 佐波川, 水温予測モデル, 単回帰分析, 熱収支 連絡先 〒755-8611 山口県宇部市常盤台 2-16-1 山口大学工学部社会建設工学科 TEL0836-85-9301

(a) 河川流動モデル

流れ場の解析には以下の2式を用いた.

$$\frac{\partial A}{\partial t} + \frac{\partial Q}{\partial x} = q_{in} - q_{out} \tag{1}$$

$$\frac{\partial Q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} (\frac{Q^2}{A}) = -gA \frac{\partial z}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} (\frac{g}{2}Ah) - gAI_e \tag{2}$$

ここに、A:流水断面積[\mathbf{m}^2]、Q:流量[\mathbf{m}^3 /s]、z:河床高[\mathbf{m}^2]、g:重力加速度[\mathbf{m}/\mathbf{s}^2]、h:水深[\mathbf{m}]、 I_e :エネルギー勾配、 q_{in} :流れ方向の単位長さ当たり横流入量、 q_{out} :流れ方向の単位長さ当たり取水量である.

(b) 水温予測モデル

水温 $T_W[\mathbb{C}]$ は,式(3)に示す一次元移流分散方程式により求めた.

$$\frac{\partial BhT_{W}}{\partial t} + \frac{\partial BhuT_{W}}{\partial x} = \frac{\partial}{\partial x} (BhD_{x} \frac{\partial T_{W}}{\partial x}) + B \frac{TE}{c_{w} \rho_{w}}$$
(3)

$$D_{x} = (0.01B)^{4/3} \tag{4}$$

$$TE = Rnet - lE - H_T - G + S_h \tag{5}$$

ここに、 T_w :河川水温、B:川幅、 D_x :分散係数、TE: 単位面積当たりの水面及び河床でのエネルギーフラックス、h:水深、 $c_w \rho_w$:水の熱容量、x:流下方向座標、t:時間座標、Rnet:水面での正味放射量、IE:潜熱量、Ht: 顕熱量、G:河床へ伝わる河床伝熱量、 S_h :横流入水からの熱量である。横流入水温は佐波川における水温広域調査の結果を用いて算出した。

4. 佐波川への適用

(a) 計算条件

対象区間は河口から 4k400~23k200 (図-1), 計算期間は 2016/9/5~2016/12/27 とした. 図-4 に漆尾観測所の実測流量・水温,新橋観測所の実測流量及び計算区間内の合計取水量を示す. 上流端には漆尾観測所で観測された流量と水温を与え,下流端は等流水深としている. 佐波川は堰による取水の多い河川であるため堰による取水を考慮した. また,マニングの粗度係数は 0.035 を与えている.

(b) 再現性の検討

図-5 に新橋地点(図-1)における実測水位と計算水位の比較および実測水温と計算水温の比較を示す.実測水位と計算水位が概ね一致していることから,流れ場については高い再現性を持つことが分かる.水温に関しては,横流入水温の影響を考慮した場合(Case1)と考慮しない場合(Case2)の2ケースにおいて計算を

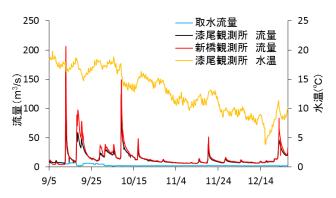


図-4 上流端流量・水温、下流端流量および合計取水量

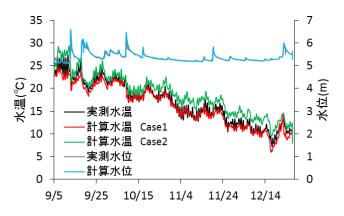


図-5 新橋地点における水位および水温の比較

行った. Case1 の計算水温と実測水温を比較すると, 長期的に計算水温が過小評価となっているものの,概 ね実測値と一致していることが分かる. Case1 と Case2 の計算水温を比較すると,再現性に大きな違いがある ことが分かり,佐波川において横流入水温の考慮が水 温予測モデルの精度を大きく高めることが分かった.

5. 結論

本研究では水温の広域調査により流域スケールの水 温変動特性を明らかにした後,河川の水系について上 流域から下流域までの長い区間において長期的に適用 可能な河川水温予測モデルの開発を行った。その結果、 上流端水温は標高,支流の水温変動は集水面積と最も 関係性が高いことが分かった。また、十分な再現性を 持つ水温予測モデルを開発することができ、佐波川に おける水温変動は横流入水温の影響を強く受けている ことが分かった。

参考文献

1) 河野誉仁,赤松良久,永野博之:ハイブリット河川生態 系モデルの開発,環境水理部会研究集会 2016 in 香川, 2016.

流込み式水力発電の水利用、発電効率と生態系影響の関係

○田代 喬(名古屋大学減災連携研究センター)

1. はじめに

流込み式水力発電は最も一般的な水力発電形態であり、流水をそのまま発電に使用することから貯水や滞留による河川生態系への影響は比較的小さい一方で、多くの場合、急峻な山地渓流に建設された取水堰から平時の流量の大半を一時取水して運用される。そのため、堰下流は恒常的な減水区間となり、特に低水期にはしばしば「瀬切れ」や止水域が生じて生態系を変質させる。本報では、流込み式水力発電が多数導入されている水系を対象とし、発電所・取水施設の諸元と減水区間長などを分析することにより、水利用、発電効率と生態系影響の関係を考察する。

2. 材料と方法

調査地は木曽川水系とそれに隣接する矢作川・庄内川水系とし、水路・流込み式の水力発電を対象とした. 木曽川水系は、経産省資源エネルギー庁が調査した包蔵水力で第一位、既開発分でも信濃川水系に次ぐ第二位の出力量を有する。図1には調査地を含む伊勢湾流域圏における主な水力発電施設の分布を示す.

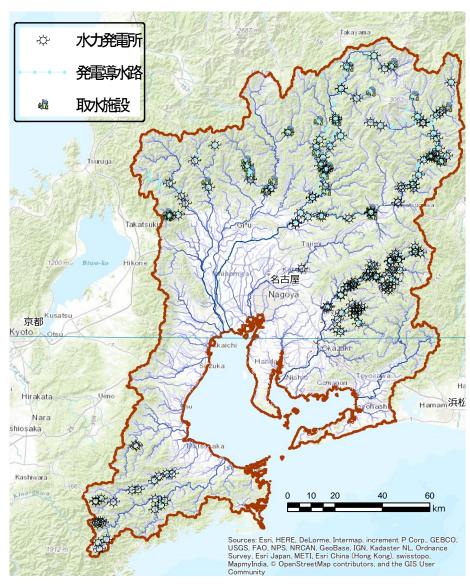


図1 伊勢湾流域圏における主な水力発電施設の位置図

(国交省国土政策局国土情報課による利水現況図を用いて ArcView10.2 (ESRI ジャパン) により作成)

国交省の利水現況図,発電データベースと電力土木技術協会の水力発電データベースを参照し,木曽川・ 矢作川・庄内川水系に位置する水路・流込み式の水力発電施設(木曽川水系 35 ヵ所,矢作川水系 19 カ所, 庄内川水系 1 カ所の合計 55 ヵ所) について,発電開始年,流域面積,(最大)使用水量,有効落差,最大出力,常時出力,ダム堤高,導水路長などの施設諸元のほか,取水施設数,魚道設置数,減水区間とその解消 区間長,発言ガイドラインやシリーズ発電(国交省水管理・国土保全局水政・河川環境課)の該当状況についても抽出し,分析に用いた。ここでシリーズ発電とは、上流発電所の放水口と下流発電所の取水口とが物理的に直結しているものを指す。

3. 結果と考察

発電施設の諸元からダム堤高を除いた 6 変量と減水区間長について、ピアソンの相関係数の検定を行ったところ、表 1 に示す関係が得られた。特に相関係数の高かったのは、流域面積と使用水量 (0.911)、使用水量と減水区間 (0.800)、これに次ぐのが、導水路長と常時/最大出力 (0.738/0.720)、減水区間と最大出力/流域面積 (0.717/0.690)の関係であった。図 2、3 には、水系ごとにプロットした流域面積と使用水量の関係、使用水量と減水区間長の関係を、図 4 には、使用水量を流域面積で除した取水比流量(田代、2017)と最大出力の関係をそれらの線形近似(関数)とともに示す。

流域面積と発電使用水量(取水量)の関係では水系による違いが小さい一方,使用水量や取水比流量によって得られる最大出力や生じる減水区間長については、相対的に木曽川水系で大きく、矢作川水系で小さくななった。これらの関係は水力発電による費用便益を考える一つの材料となり得る可能性が示唆された。

表 1 水力発電施設に関する 7 変量相互間の相関係数 (ただし、太字の数は p < 0.05、太字・下線の数は p < 0.01 で有意であることを示す)

	発電開始年	流域面積 (km²)	使用水量 (m³/s)	有効落差 (m)	最大出力 (kW)	常時出力 (kW)	導水路長 (m)	減水区間 (km)
発電開始年	1	-0.048	0.177	0.526	0.519	0.271	0.240	0.324
流域面積 (km²)		1	<u>0.911</u>	-0.312	0.427	0.170	0.348	<u>0.690</u>
使用水量 (m³/s)			1	-0.166	0.622	0.299	0.417	0.800
有効落差 (m)				1	<u>0.456</u>	0.276	0.284	
最大出力 (kW)					1	0.646	0.720	<u>0.717</u>
常時出力 (kW)						1	0.738	
導水路長 (m)							1	0.468
減水区間 (km)								1

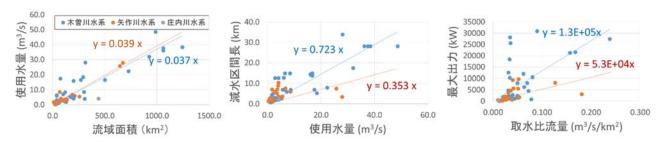


図2 流域面積と使用水量の関係

図3 使用水量と減水区間長の関係

図4 取水比流量と最大出力の関係

参考文献

経済産業省資源エネルギー庁:水系別包蔵水力(上位30水系)/国土交通省:発電データベース(1級河川:平成22年3月31日現在)/国土交通省国土政策局国土情報課:主要水系調査(一級水系)利水現況図GISデータ/国土交通省水管理・国土保全局水政・河川環境課(2013):水力発電水利審査マニュアル(案)第二版/田代(2016):御嶽山麓を流れる木曽川水系王滝川の水環境:自然災害と水資源開発の影響.陸の水74:5-11/電力土木技術協会:水力発電データベース

寒冷地河川におけるアンカーアイス形成剥離と藻類剥離に関する現地観測

北見工業大学 吉川泰弘

1. はじめに

年間の約100日間, 気温が零下となる寒冷地の河川では,河川内に河氷が形成されて結氷する. 河川の底には写真-1 に示すアンカーアイスが形成される. アンカーアイスとは, 気温が零下となる寒冷地の河川の河床に形成される氷で, 学術用語では, Anchorice, 底氷, 錨氷と呼ばれる.

利水面では、剥離したアンカーアイスが取水口に流入し取水障害を引き起こす可能性がある.環境面では、無脊椎動物や魚類の冬期の生息環境を変化させる.また、著者らは、藻類が付着している河川の石にアンカーアイスが付着し、石に付着していた藻類がアンカーアイスに取り込まれ、アンカーアイスが石から剥離し流下すると同時に、藻類も下流へと流下する現象があると仮説を立てて研究 1),2)を進めてきた.

本研究は、アンカーアイスの形成と剥離および環境への影響に関する知見を得るために、アンカーアイス形成剥離の条件およびアンカーアイスによる藻類剥離による物質輸送の解明を目的として、水中カメラを用いて形成と剥離の過程を連続観測し、観測事例が少ない河床温度の測定を実施した。上流のアンカーアイス、下流の氷板下の晶氷、河川水において、クロロフィル a と BOD の縦断的な観測を実施した.

2. 現地観測

2015年12月から2016年2月の期間に、図-1に示す北海道の湧別川の河口から25.7km(遠軽橋)と26.7km(いわみ橋下流、以下KP26.7)において、現地観測を実施した.

KP26.7 周辺において,長径 340mm,短径 190mmの粗石を採取し、この粗石の中心部に円径 40mm,深さ 130mmの穴を空けた。河床の温度の測定は、この穴に温度計(DEFI-T、精度±0.01 $^{\circ}$ C)のセンサー部が粗石の内部となるように設置し、設置後の穴はゴム栓にて密閉した。河床温度測定に用いた粗石を写真-2 に示す。照度計(MDS-Mk II /L,精度±4%FS)は KP26.7 より約 4m 下流に設置した。水温計(MDS-Mk II V/T、精度±0.05 $^{\circ}$ C)は KP26.7 より約 2m 下流に設置した。流速計(COMPACT-EM、精度±1cm/s)は KP26.7 より約 2m 上流に設置した。なお、上記機種は、全て JFE アドバンテック製である。水中カメラ(brinno、TLC200)は、河床材料の自然状態を撮影するために、KP26.7 より約 5m 上流に設置した

水中カメラ画像から、アンカーアイスの形成と剥離の時間を測定した. 測定回数は、形成は計6回、剥離は計7回であった. 上流の KP26.7 においてア

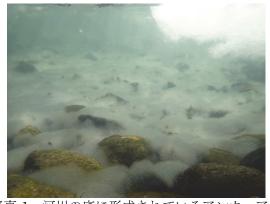


写真-1 河川の底に形成されているアンカーアイス (湧別川, 2014年12月13日, 水中にて撮影)



図-1 現地観測地点



写真-2 河床温度測定に用いた粗石

ンカーアイスおよび河川水の採取を行い,下流の KP25.7 において氷板下の晶氷および河川水の採取 を行った. 採取した水の種組成, BOD, クロロフィル a の分析を行った.

3. アンカーアイス形成剥離の条件

アンカーアイスが形成される3時間前からの河床 温度の変化と、アンカーアイスが剥離される3時間 前からの河床温度の変化を図-2,3に示す。図-2より,アンカーアイスが形成されるまでに河床温度が低下しているのが分かる。平均値で見ると,形成3時間前は0.011 $^{\circ}$ であり形成時は-0.005 $^{\circ}$ であった。図-3より,アンカーアイスが剥離されるまでに河床温度が上昇しているのが分かる。平均値で見ると,形成3時間前は-0.002 $^{\circ}$ であり剥離時は-0.003 $^{\circ}$ であった。

剥離時は、形成時に比べてばらつきが大きい.河 床温度が低いにも関わらず剥離した期間は、相対的 に水温が高く流速が速い条件であった.河床温度が 高いにも関わらず剥離する時間が遅れている期間は、 水中カメラよりアンカーアイス上に粗粒分の土粒子 が堆積していた.剥離する時間が遅れた一つの要因 として、土粒子により全体の重量が増加したため剥 離が遅れたと推察できる.

本観測結果より、形成の条件として河床温度の低下、剥離の条件として河床温度の上昇が推定された。 剥離に関しては、流速や土粒子の影響などを考慮する必要があることが推察された。

4. アンカーアイスによる藻類剥離

いわみ橋下流(KP26.7)と遠軽橋(KP25.7)において、アンカーアイス、氷板下の晶氷、河川水のクロロフィル a と BOD を図-4に示す。上流のアンカーアイスおよび下流の氷板下の晶氷は、河川水に比べてクロロフィル a および BOD が高い。上流のアンカーアイスは、時間の経過とともに、クロロフィル a および BOD は低下している。下流の氷板下の晶氷は、時間経過とともに、クロロフィル a および BOD が上昇し、その後、低下している。一方で、河川水は、上下流でクロロフィル a と BOD の時間的変化は小さい。なお、本観測において、アンカーアイスおよび晶氷に含有する特徴的な優占種として、ミズオ (hydrurus foetidus)が確認されている。

上流の水中カメラ画像から、河床材料に付着した 藻類をみると、アンカーアイス発生後は、発生前に 比べて河床材料の藻類が剥離している。アンカーア イス発生前後の河床材料の状況を写真・3 に示す。本 観測結果から、アンカーアイス形成時に河床材料に 付着している藻類を取り込み、アンカーアイス剥離 時に藻類も同時に剥離して下流へと流れ、下流の氷 板下の晶氷に堆積し藻類を供給する寒冷地河川特有 の物質輸送があることが推察できる。

5. まとめ

本研究により、アンカーアイスの形成と剥離の条件の一つとして河床温度の影響が明らかとなった.また、アンカーアイスによる藻類の輸送という寒冷地河川特有の縦断的な物質輸送に関する知見を得た.

謝辞:本研究で実施した現地観測は、寒地土木研究 所および福田水文センターよりご協力を頂いた.記 して謝意を表します.

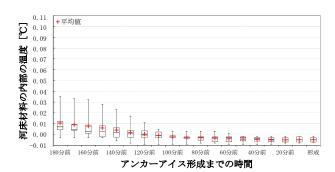


図-2 アンカーアイス形成までの河床温度

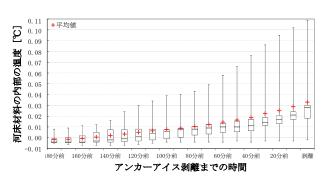


図-3 アンカーアイス剥離までの河床温度

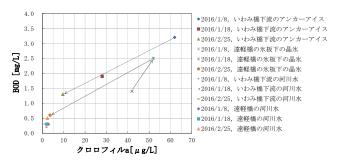


図-4 アンカーアイス, 氷板下の晶氷, 河川水におけるクロロフィル a と BOD





2015年12月22日 09時19分 → 2016年01月07日 14時51分 写真・3 アンカーアイス発生前後の河床材料

参考文献

- 1) 鈴木広卓,橋場雅弘,吉川泰弘,黒田 保孝:アンカーアイスが結氷河川の物質循環に与える影響,河川技術論文集,第21巻,pp.49-54,2015.
- 2) 橋場雅弘,吉川泰弘,伊藤丹,黒田保孝:アンカーアイスの平面分布と含有物質に関する現地観測,土木学会論文集 B1(水工学), Vol. 70, No. 4, pp. I_1279-I_1284, 2014.

高速流中の礫流下量を定量的に把握する試み

(国研)土木研究所 櫻井 寿之、中西 哲、石神 孝之

1.はじめに

ダム貯水池の堆砂の軽減およびダム下流の流砂環境の保全・改善のための手法の一つである土砂バイパストンネルを通過する土砂量を把握することは、施設の操作、施設の摩耗・損傷に関する維持管理と対策、下流河川の河床環境変化の検討・評価などにおいて重要である。

流水中にほぼ一様に浮遊した状態で流下する比較的 細粒の土砂については、採水分析によってその輸送量 をある程度把握可能であるが、掃流砂の把握が難しい。砂防分野等にて、ハイドロフォン(パイプ型、プレート型)による流砂量の計測の研究が進められているが、バイパストンネルによっては、高速流が生じる場合があり(例えば小渋ダムバイパストンネルでは、設計流量での流速が 15m/s 程度) その場合の計測方法は十分確立されていない。

そこで、筆者らは、高速流を再現した水路実験を行って、耐衝撃性の高いプレート型センサを用いた高速流中の礫流下量の計測手法について検討を行っており、現時点での検討状況を報告する。

2. 実験方法と実験結果の概要

実験では、ポンプから給水管を通じて 1.0m³/s の流量を給水し、高さ 0.2m×幅 0.5m の長方形の出口を持つノズルで整流して、高さ 0.5m、幅 0.5m、長さ 10m、勾配 1/50 の鋼製水路に通水した(水路上流端の出口での断面平均流速は 10m/s)。水路の下流端にプレート型センサを水路底面と同一平面として設置した。プレート型センサは、長辺 0.5m×短辺 0.36m×厚さ 15mm の鋼製プレートと裏面に設置された 3 つのセンサから構成される。センサは、音響センサ(ハイドロフォン)と振動センサおよびジオフォン(スイスの土砂バイパストンネルで採用事例があるセンサ)の 3 つである。本研究では、音響センサと振動センサの 2 つのセンサを用いた。

実験では、センサから出力される電圧を 20 µs 毎 (50kHz)に10秒間記録し、記録期間中に、水路に通水を行った状態で上流端付近から実験条件に従って質量を測定した礫材料を水面付近から落下させる方法で投入した。実験方法の詳細は、既報¹⁾を参照いただきたい。実験に用いた礫材料と実験条件を表-1、2に示す。

礫を流下させた際の計測結果(出力電圧)の例として、 Case7 の計測結果の例を図-1 に示す。計測波を確認し

表-1 実験に用いた礫材料の諸元

呼び粒径	ふるい目サイズの上限と下限	平均質量	平均体積	平均密度
(mm)	(mm)	(g)	(cm3)	(g/cm3)
2	2.00~2.80	0.019	0.0070	2.72
5	4.75~5.60	0.261	0.0976	2.67
10	9.52~13.20	2.765	1.0308	2.68
20	19.1~22.4	15.591	5.8690	2.66
50	45~63	251.453	94.6839	2.66
100	90~100	1670.423	625.2399	2.67

表-2 実験条件

ケース	試行回数	呼び粒径	土砂量	土砂量(g)	土砂量(空隙無し)
/ /	(回)	(mm)	(1試行当り)	(試行合計)	(試行合計)(cm3)
Case 1	10	2	約26,000個 (500g)	5,000	1,842
Case2	10	5	約1,900個 (500g)	5,000	1,874
Case3	10	10	約360個(1000g)	10,003	3,728
Case4	10	20	50個	6,955	2,618
Case5	20	50	25個	133,404	50,233
Case6	40	100	10個	670,391	250,928
		2	約26,000個 (500g)	5,000	1,842
		5	約1,900個 (500g)	5,000	1,874
Case 7	10	10	約360個 (1000g)	10,002	3,728
Uase /	10	20	50個	6,894	2,595
		50	10個	25,976	9,781
		100	5個	82,123	30,739

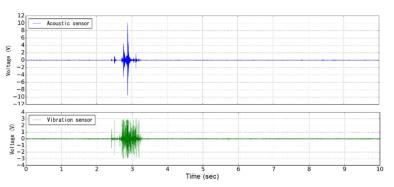


図-1 Case7の計測結果の出力電圧時系列の例

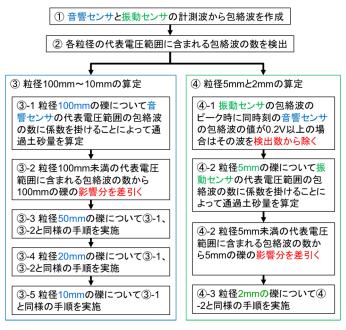


図-2 礫流下量の算定方法の試案

た結果、波の振幅は、概ね粒径との相関がみとめられ、 音響センサの結果にその傾向が顕著にみられた。 振動 センサは、小さい粒径にも反応し感度がよいが、小さい 衝撃でも振幅が計測上限値に達した。

3. 礫流下量の算定方法の試案と算定結果

実験の計測結果の特性を考慮して、図-2 に示す礫流 下量の算定方法を考案した。

図-2 の の手順では、まず出力電圧値を絶対値に変換し、そのデータからある時刻の値がその前後 5000 μ sec の範囲で最大値となるかどうかで波のピークになるかどうかを判定することにより包絡波のデータを作成した。図-2 の の手順では、包絡線データのピーク電圧が 0.2V 以上の波について、一様粒径の実験結果から設定した表-3 に示す代表電圧範囲毎に波数を計測した。なお、5mm と 2mm の小さい粒径については、感度の良い振動センサの波数を用いることとし、10mm 以上の粒径については、音響センサの波数を用いている。

図-2の、の手順において用いる係数とある粒径によって生じるより小さな粒径の代表電圧範囲に検出される波数を差し引くための補正係数については、一様粒径の実験データから設定した表-4、5の値を用いた。

また、振動センサの波数については、粒径 10mm 以上の礫の衝突による包絡波がカウントされていると考えられ、これを補正するために、振動センサの包絡波のピーク時に同時刻の音響センサの包絡線データの値が0.2V 以上の場合はカウントしないこととして図-2中の-1 の手順を加えた。

図-2 に示した 、 および -1 の手順を用いて代表電圧範囲の波数を求めた結果を表-6 に示す。また、これより、図-2 の方法により、プレート型センサによって記録した出力電圧結果から算定した各実験ケースの土砂量を表-8 に示す。表-7 に実験で投入した土砂量を示し、表-9 に実験値と算定値の誤差を実験値の合計土砂量を基準とした割合で示す。

表-9 より、合計の流下礫量とその粒径区分について30%程度の誤差で計測することができた。一様粒径の場合は、礫の総量の誤差は10%以下であり、全て過大評価となっている。粒径別の誤差としては、5mm、20mm、100mmが3.5%以下で小さく、2mm、10mm、50mmが10%~30%程度でやや大きい。混合粒径のCase7では、礫の総量の誤差が30.8%と一様粒径の場合より大きく、過小評価となっている。粒径別にみると、小さい粒径においてその粒径のみの割合で比較するとかなり過小評価されており、振幅と波長の大きな波と小さな波が重複することによる影響が表れていると考えられる。

表-3 各粒径のピーク出力電圧の代表電圧範囲

粒径	2mm	5mm	10mm	20mm	50mm	100mm
礫流下量を代表 するピーク出力 電圧の範囲	振動センサの 0.2~0.8V	振動センサの 0.8V以上	音響センサの 0.2~0.6V	音響センサの 0.6~2V	音響センサの 2~10V	音響センサの 10V以上

表-4 波数から土砂量(空隙無し体積)を求めるための係数

センサ	波形のピーク電 圧値の範囲(V)	粒径2mm	粒径5mm	粒径10mm	粒径20mm	粒径50mm	粒径100mm
	0.2~0.6	-	-	21.8	-	-	_
音響センサ	0.6~2.0	-	1	ı	58.2	1	-
日音センリ	2.0~10.0	-	-	-	-	95.4	-
	10.0~	-	-	ı	-	-	1,695.5
振動センサ	0.2~0.8	3.9	1	ı	-	1	-
加州してリ	0.8~	-	14.7	-	-	-	-

表-5 より小さな粒径の代表電圧範囲の波数を差引く際の補正係数

センサ	検出波のピーク電 圧値の範囲(V)	粒径2mm	粒径5mm	粒径10mm	粒径20mm	粒径50mm	粒径100mm
	0.2~0.6	-	-	1.00	4.07	0.81	1.59
音響センサ	0.6~2.0	-	-	-	1.00	0.94	2.76
日音センリ	2.0~10.0	-	-	-	-	1.00	4.49
	10.0~	-	-	-	-	-	1.00
振動センサ	0.2~0.8	1.00	7.89	-	-	-	-
振動センリ	0.8~	-	1.00	-	-	-	-

表-6 代表電圧範囲の波数

センサ	検出波の ピーク電圧値 の範囲(V)	Case1 (2mm)	Case2 (5mm)	Case3 (10mm)	Case4 (20mm)	Case5 (50mm)	Case6 (100mm)	Case7 (混合粒径)
	0.2~0.6	0	3	192	183	329	236	415
音響	0.6~2.0	0	0	15	45	384	408	185
センサ	2.0~10.0	0	0	0	0	407	664	120
	10.0~	0	0	0	0	9	148	14
振動	0.2~0.8	536	970	93	12	11	84	162
センサ	0.8~	15	123	22	1	1	0	13

表-7 実験で投入した土砂量(空隙無し)(cm³)

粒径	Case 1	Case2	Case3	Case4	Case5	Case6	Case7
(mm)	(2mm)	(5mm)	(10mm)	(20mm)	(50mm)	(100mm)	(混合粒径)
2	1,842						1,842
5		1,874					1,874
10			3,728				3,728
20				2,618			2,595
50					50,233		9,781
100						250,928	30,739
合計	1,842	1,874	3,728	2,618	50,233	250,928	50,558

表-8 プレート型センサの出力電圧から算定した土砂量

(空隙無し)(cm³)

粒径 (mm)	Case 1 (2mm)	Case2 (5mm)	Case3 (10mm)	Case4 (20mm)	Case5 (50mm)	Case6 (100mm)	Case7 (混合粒径)
2	1,621	0	0	16	(/	326	231
5	221	1,809	323	15	15	0	191
10	0	65	2,855	0	0	0	0
20	0	0	873	2,618	773	0	5,378
50	0	0	0	0	34,976	0	5,456
100	0	0	0	0	15,259	250,928	23,736
合計	1,842	1,874	4,051	2,649	51,035	251,254	34,993

表-9 実験値と算定値の誤差(実験値の合計土砂量を基準とする)

粒径	Case 1	Case2	Case3	Case4	Case5		Case6		Case7
(mm)	(2mm)	(5mm)	(10mm)	(20mm)	(50mm)	(100mm)	(准	混合粒径)
2	-12.0%	0.0%	0.0%	0.6%	0.0%		0.1%		-3.2%
5	12.0%	-3.5%	8.7%	0.6%	0.0%		0.0%		-3.3%
10	0.0%	3.5%	-23.4%	0.0%	0.0%		0.0%		-7.4%
20	0.0%	0.0%	23.4%	0.0%	1.5%		0.0%		5.5%
50	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	-30.4%		0.0%		-8.6%
100	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	30.4%		0.0%		-13.8%
合計	0.0%	0.0%	8.7%	1.2%	1.6%		0.1%		-30.8%

4.おわりに: 10m/s 程度の高速流を再現した水路実験により、プレート型センサを用いて礫流下量とその粒度分布を計測する手法を考案した。この計測手法によって実験条件の範囲内で礫流下量を 30%程度以下の誤差で計測可能であることを確認した。今後、流速、混合粒径の粒度分布、礫流下量の濃度等による影響について検討し、現地への適用を推進したい。

参考文献

1) 櫻井寿之・小柴孝太・角哲也・宮脇千晴・石神孝之:プレート型振動センサを用いた高速流中を流下する礫の計測手法に関する研究、 土木学会第71回年次学術概要集第 部門、pp.69-70、2016

水面形を与条件とした流量と粗度係数の推定と実河川への適用

九州工業大学大学院 建設社会工学研究系 重枝未玲

<u>1. はじめに</u>

近年、安全・安心が持続可能な河川管理が求められており、河川の維持管理は本格的な計画型管理へと移行している¹⁾. 安全・安心な河川を維持するためには、洪水時の水位、流量、抵抗特性の時空間変化等を総合的に把握することが重要となる. 本研究は、以上のような背景を踏まえ、実験結果及び実出水を対象に、水面形を与条件とした流量・粗度係数の時空間推定法の予測精度について検討したものである.

2. 水面形を与条件とする流量と粗度係数の推定法

基礎方程式は,式(1)の1次元浅水流方程式であり, 常流を対象としている.本推定法は,水位より算定 した流積の経時変化,初期流量,河床位,一区間の 粗度係数を与条件として、流量Qと粗度係数nを推定する. なお、同推定法は、後述する実験結果に基づき、流量ハイドログラフおよび粗度係数の経時変化を十分な精度で再現できることが確認されている。一方で、実河川での多点水位観測データの整備状況が未だ十分でないため洪水時における流量と粗度係数の経時を予測することは現段階では困難である。ここでは、このことを踏まえ、痕跡水位に基づく流量と粗度係数の推定法について検討した。同推定法では、上述したように、推定対象区間の中で一区間につい図-1

実験装置の概要 表-1 実験条件

て粗度係数を既知量とする必要があるため、次のような手順で粗度係数を推定した. (1)対象区間の河床材料や想定される水理状況により得られる推定粗度係数を, 既知の粗度係数とする. (2)推定粗度係数を各計算格子間に与えた推定を実施し、流量と粗度係数の組み合わせを求める. (3)

区間によっては適切な粗度係数値ではなく、粗度係数の2乗が負となるなど非物理的な現象が生じる場合がある.これらを除いた推定結果から、対象区間の最上流端の粗度係数の平均値を求める.(4)最上流区間の粗度係数を与えた推定を実施し、流量と粗度係数の組み合わせを求める.不定流解析法では、推定法で得られた粗度係数を与えた解析を行い、その再現性を確認する.

3. 実験の概要

実験装置は、図-1 に示す長さ 9m の水路である. 水路床勾配は約 1/1,000 に設定されている. CaseR-E2 についてのみ、水路幅の変化により形状損失が発生する設定とした. 下流端には堰が設置されており、堰高により水位を調節可能である. また、上流端では流量計が設置されており、バルブにより流入流量が調整される. なお、等流実験より、同水路の粗度係数 n=0.012m^{-1/3}s であることが確認されている. 上流から一定流量を供給し定常状態とした後、増減水をバルブ操作により非定常流を発生させた. 表-1 に実験条件を示す. 測定項目は、水位 $H(\mathbf{m})$ 、流量 $Q(\mathbf{m}^3/\mathbf{s})$ である.

4. 実験結果に基づく洪水痕跡に基づく推定法の検証

図-2 は、流量の推定結果とピーク水位時の流量およびピーク流量との比較と粗度係数の推定結果の平均値と等流実験に基づく粗度係数値との比較を行ったものである.これより、(1)いずれの Case もピーク水位時の流量を最大で 10%程度の

図-2 実験結果に基づく検証

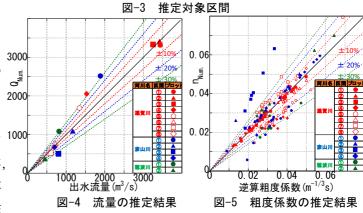
誤差で再現できること、(2)ピーク流量とは最大で 12%程度の差が生じること、(3)等流時の粗度係数を最大 8%程度の誤差で再現可能であること、などが確認できる.

5. 実河川への適用

対象河川は遠賀川,彦山川,穂波川とした. 対象区間は、本方法が常流を対象としている ため、セグメント2より下流とし、同区間を 支川の合流なく流量に大きな変化がないと想 定される区間に分割し、各区間に推定法を適 用した.推定対象区間を図-3に示す.対象区 間は距離標で分割し、各距離標に河道横断面 図に基づく諸量を与えた.水面形については、 2012年7月13~14日の出水時の痕跡水位を与

2012 年 7 月 13~14 日の出水時の痕跡水位を与えた. 図-4 に流量の推定結果と出水時のピーク流量, 図-5 に粗度係数値の推定結果と出水時のプラスを重要を取水位から求めたエネルギー勾配より 2000 算定した粗度係数値との比較を示す. これらより、流量については、(1)いずれの河川について 1000 も最大で30%程度の誤差が生じる区間があるが、その他の区間については±10%程度の精度で再現されていること、粗度係数については、(2)流

	M	河川名	解析の	解析対象区間	河床	代表粒径	セグ	対象
		泃川名	不可	(k/m~k/m)	勾配	d _R (mm)	メント	断面
	Maria Cara Cara Cara Cara Cara Cara Cara		×	0/000~6/600	1/2, 530	0. 407		
	Om 5000m		0	①6/800~10/800	1/2, 550	0.407		
			0	②11/600~15/000				
	② • (2) • (5)		0	316/000~18/600	1/1, 770	1. 111	2-2	
)	(3) (3) (4) (4) (4) (4) (4) (4) (4) (4) (4) (4		×	18/800~21/400				
	EDHI CX	遠賀川	0	<u>4</u> 21/600~23/600	[H21
_	大鳴川 生見 4		0	⑤ 24/800~28/800	1/1, 670	2.016		
-	八木山川		×	29/000~35/200				
,	遠賀川 ⑤ ◆② <u>金辺川</u>		<u> </u>	6 35/400~37/400		l <u>.</u>		
Ĭ			Q	⑦37/800~41/000	1/550	31. 997	2-1	
			0	841/200~43/200				
j	状松桐 中元 キロ		×	0/000~3/400	1/1, 220	1.365		
<u>1</u>	徳波川 ② ② 彦山川		0	①3/600~6/200	., .,		2-2	
	<u> </u>	彦山川	0	②8/000~10/600	4 /400	22. 465		H23
7	(規)		0	<u>312/000~13/400</u>	1/420	25. 213	2-1	
_	A CONTRACT OF THE		0	<u>4</u> 14/600~16/800				
_			×	0/000~1/400	1/870	3, 633	2-2	
1		穂波川	0	①1/600~3/000	., ,,,,			H23
			×	3/200~4/600	1/340	30, 841	2-1	
	○水位観測所(河川局)		\circ	24/600~6/000	., 310			



量を過小に評価されている区間では過大に、過大に評価されている区間は過小に評価されていること、(3)その他の区間については概ね±10%程度の誤差で再現されていること、などが確認できる。本推定法で用いた痕跡水位は河道の湾曲や樹木の影響等を含んだものであり、これらの影響によっては、河道全体で合成される粗度係数が推定粗度係数に比べ全体的に大きくなる。そのため、遠賀川の区間④や⑤、彦山川の区間①や③、穂波川の区間①では流量や粗度係数の推定結果に大きな差が生じたと考えられる。一方で、そのような区間以外では流量および粗度係数を再現できていることから、本推定法ではエネルギー損失を適切に評価できていると考えられる。推定結果の一例として、遠賀川下流の5.0~20.0kmの結果を図-6に示す。図中には水位を境界条件とした不定流解析の結果もあわせて示している。これより、(1)堰周辺では、堰によるエネルギー損失のために、その区間での粗度係数が大きくなるが、その影響は局所的であること、(2)樹木群がある区間、中島や湾曲部、単列の砂州の発生する区間では粗度係数が大きくなること、(3)これらの粗度係数を与

えた不定流解析結果は、痕跡水位を再現している こと、などが確認できる.

6. おわりに

本研究から、本推定法は、(1)痕跡水位から流量、 粗度係数の実験結果のいずれも±10%程度の誤差 で推定できること、(2)樹木や湾曲により推定粗度 係数よりも粗度係数が大きくなる区間を除いては、 痕跡水位に基づき実河川の流量を±10%程度の誤 差で推定できること、(3)洪水痕跡より求められた 粗度係数をある程度推定でき、その値は相対的に 堰周辺や、樹木群が繁茂する区間、単列砂州が発 生する区間、湾曲部の区間などで高くなる傾向を 捉えていること、などが確認された.

参考文献:1)国土交通省:河川砂防技術基準調查編,2012

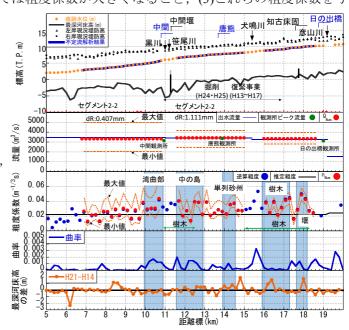


図-6 遠賀川下流の推定結果

○八木健太郎*,田代喬**,戸田祐嗣* *名古屋大学学大学院工学研究科,**名古屋大学減災連携研究センター

1. はじめに

地球温暖化に伴う気候変動により、洪水外力・氾濫被害の増大が懸念されている。洪水氾濫対策の検討に有効な数値解析は、堤内地の地形や道路・建物を精密に表現可能な高解像度空間情報によって精度が向上する。しかし、河川の氾濫には実績データが少ないことから、解析結果の再現性を評価することは難しい。本研究では、最大浸水深と流体力の2つの指標から解析結果の精度の向上を目指し、それぞれの特性や、実績データの少ない状況における氾濫解析のあり方について考察した。

2. 対象領域

本研究では、2000年9月東海豪雨における新川破堤の外水氾濫を対象とした。東海豪雨により、新川流域では、3箇所で破堤し、内水氾濫を含んだ総氾濫面積では約19kmに及ぶ深刻な浸水被害となった(愛知県河川堤防緊急強化検討会)。本研究では新川左岸部の破堤を取り扱う。当該箇所の破堤は、延長約100mに達し、この外水氾濫入による氾濫面積は約5kmmと推定されている(武田ほか、

濫面積は約 5 km と推定されている(武田ほか, 2003). 図-2.1 に新川流域浸水実績図(新川流域総合 治水対策協議会, 2005)を示す. 図中には流域において東海豪雨時の実績最大浸水深がいくつか示されている.

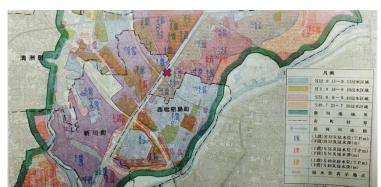


図-2.1 新川流域浸水実績図

表-3.1 解析条件

項目	概要
油源法具	愛知県河川堤防緊急強化検討会による実績
氾濫流量 	データと再現計算から推定
格子サイズ	5m×5m の矩形構造格子
地盤高	基盤地図数値標高モデル(5m)(国土地理院)
建版上 专家	基盤地図情報(国土地理院)の道路ライン,
│ 建物占有率 │ │	建築物ポリゴンデータから作成
粗度	計算領域内一様条件. n = 0.03, 0.1, 0.2, 0.3
州 及	の 4 ケース
初期条件	破堤前の越水開始時点を t = 0 s

3. 方法

本研究では、氾濫解析に iRIC Nays2D Flood(iRIC Project)を用いた.計算条件は表 \cdot 3.1 に示すとおりである.氾濫流量は越水開始時刻を t=0s としてハイドログラフを図 \cdot 3.1 に示す.建物占有率は道路に囲まれた区間を 1 つの街区として,街区に占める建物の面積割合を Arc View \cdot 10.3(ESRI ジャパン)で算出した.

4通りの粗度係数を入力した解析結果において、最大浸水深・流体力をそれぞれ指標とし、精度の高いと思われる粗度の値を選出する.流体力の実績値に関しては、木造家屋の倒壊等限界図(国交省、2015)と実際の家屋被害状況(名大、2015)を照合して推定する.最大浸水深を比較する地点は、新川流域総合治水対策協議会(2005)に実績値が記載された 8 地点、流体力は名大(2015)により家屋が半壊した1地点において比較する.また、倒壊限界図の妥当性を確認するために、土木学会・地盤工学会合同調査団(2016)を参照し関東・東北豪雨時の鬼怒川氾濫において、家屋被害が生じた地点の流体力を合せてプロットした.

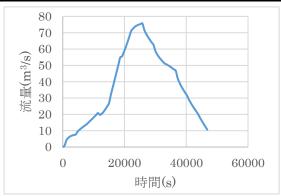


図-3.1 氾濫流量グラフ

4. 結果と考察

図-4.1 にそれぞれの粗度の値における各地点の最大浸水深を縦軸に解析値,横軸に実績値を用いて示す.地点ごとに,実績値と解析値の大小関係にばらつきがあることが分かる.また,破線はそれぞれのケースの線形近似を示し,y(縦軸)とx(横軸)の関係式を併記した.傾きに着目すると,粗度の値が大きくなるごとに最大浸水深の解析値は大きくなり,近似線の傾きは1に近づくことから,粗度係数がn=0.3のとき,最も再現性が高くなった.

図-4.2 には、国交省(2015)に掲載されている家屋被害と流体力の関係に本解析の結果を併記して示す。佐藤等の曲線は、流速の2乗と浸水深の積が1.5 (m³/s²)となる曲線で、これを超えると家屋に被害が生じることを表す(佐藤ほか、1989)。鬼怒川の4点はそれぞれ大きく家屋被害を受けた地点の流体力を示しており、倒壊、滑動などの家屋被害が生じていることが確認された。新川の氾濫解析(4ケース)では、粗度係数が0.03のときのみ、家屋被害の発生領域に位置する様子が確認された。

以上から,最大浸水深を実績値に近づけるための粗度係数は,n=0.3 と推定された一方,家屋の破壊状況を鑑みた関係によると,n=0.03 とする解析の方が実態に即した結果を示した.後者では,家屋被害状況という定性的な関係に依拠しているが,流体力を指標にとることで浸水深・流速を要素として含めることが可能である.過去に生じた水害を扱う場合,痕跡水深などの最大浸水深を基準としてフ

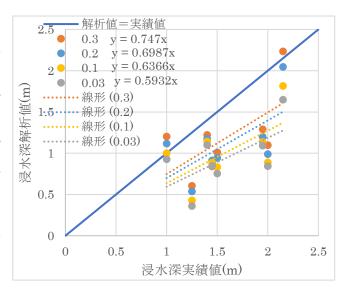


図-4.1 最大浸水深の解析精度

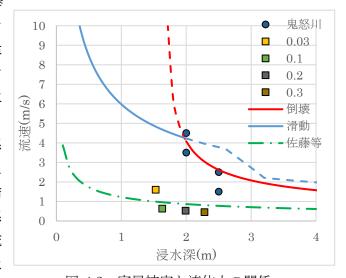


図-4.2 家屋被害と流体力の関係

イッティングした解析結果では、流体力を過小評価する可能性が高いことが分かった. 氾濫流による堤内地の構造物への被害想定などを行う場合には、家屋被害状況からの流体力逆推定も検討に値すると言えよう.

<参考文献>

愛知県河川堤防緊急強化検討会:愛知県河川堤防強化緊急強化検討会報告書.

iRIC Project: Nays2D Flood, http://i-ric.org/ja/software/7/.

国土交通省水管理・国土保全局河川環境課水防企画室・国土技術政策総合研究所河川研究部水害研究室 (2015): 洪水浸水想定区域図作成マニュアル (第4版).

国土交通省国土地理院:基盤地図情報サイト,http://www.gsi.go.jp/kiban/.

佐藤智・今村文彦・首藤伸夫:洪水氾濫の数値計算及び家屋被害について-8610 号台風による吉田川の場合,第 37 回水理講演会論文集,pp.331-336,1989.

新川流域総合治水対策協議会(2005):新川流域浸水実績図.

武田誠・松尾直規・山中威士・山口義一・中村昌允(2003): 東海豪雨における庄内川の洪水解析,水工学論文集,第47巻,pp.901-906.

名古屋大学減災連携研究センターライフライン地盤防災寄附研究部門(2015):平成26年度調査・研究活動報告書.

2015 年関東・東北豪雨災害 土木学会・地盤工学会合同調査団関東グループ (2016): 平成 27 年 9 月関東・東北豪雨による関東 地方災害調査報告書.

流砂量と流砂によるクレンジング効果との関係

京都大学防災研究所 竹林洋史

- 1. はじめに 付着藻類が繁茂している地区の上流域に置土を実施し、置土から供給される土砂によって礫に繁茂した付着藻類を剥離(クレンジング)させる試みが実施されている。 掃流砂によって付着藻類を剥離させるため、掃流砂量の増加に伴い付着藻類の剥離量も増加するように思われることが多い。 しかし、粘着性土による河床を砂礫で浸食する実験を実施した Harsanto らの実験結果 いによると、掃流砂量がゼロの状態から供給する砂礫の量を増加させると、最初は掃流砂量の増加とともに河床の浸食量が増加するが、その後、平衡流砂量に近づくにつれて浸食量が減少する。 つまり、付着藻類を砂礫の供給によって剥離させる効果についても、平衡流砂量に近づくにつれて減少すると考えられる。 本発表では、このような砂礫による河床面の浸食特性について検討する。
- 2. Harsanto · Toan · Takebayashi · Fujita の実験 Harsanto らは、水路幅 15cm、縦断勾配 0.004 の直線矩形水路 に平均粒径 4.62μm のカオリナイトを 5cm の厚さで河床に敷いて粘着性土河床を形成し、その上に上流から 0.00145m³/s の水を定常的に供給した. さらに、平均粒径 0.88mm のほぼ一様な粒径の砂を上流から 6 分間供給し、粘着性土河床を浸食させた. 上流からの供給土砂量は、移動床での平衡流砂量の 0.15 倍~1.5 倍の範囲で変化させて浸食深さの違いを検討した. 図 1 は、各給砂量条件での初期と 6 分後の粘着性土河床面の横断形状を示す. 図に示すように、給砂量が平衡流砂量の 0.35 倍までは、給砂量の増加とともに粘着性土河床の浸食深が増加していることがわかる. しかし、給砂量が平衡流砂量の 0.5 倍以上となると粘着性土河床の浸食深が減少し、平衡掃流砂量では浸食深がほぼゼロとなっていることがわかる. さらに、給砂量を増やしても浸食深が増加することは無かった. なお、平衡流砂量の 1.5 倍を供給した条件では、粘着性土河床上に砂が堆積していた.
- 3. 掃流砂を含む場の流速と掃流砂によるせん断力 粘着性土の浸食率や付着藻類の剥離率は、河床近傍において 粘着性土や付着藻類に対して掃流砂のなす仕事率に依存するものと考えられる.掃流砂のなす仕事率は,掃流砂 を含む場の河床近傍の流速と掃流砂によるせん断力の積によって評価できる。そこで、掃流砂を含む場の河床近 傍の流速と掃流砂によるせん断力を用いて、砂による河床の浸食特性を検討する. 上流からの給砂量が増えて掃 流砂量が増えると、河床に接触する土砂の量が増えるため、河床に作用する掃流砂によるせん断力は増加する. 江頭ら ³⁾によると, 河床に作用する掃流砂によるせん断力は, 降伏応力と土粒子と河床面の非弾性衝突によるエネ ルギー散逸から構成される. 図 2 に平衡・非平衡掃流砂量条件における流速とせん断力の鉛直分布を示す. 図 2 (c) と(d) に示すように、掃流砂量が増加すると降伏応力と土粒子と河床面の非弾性衝突によるエネルギー散 逸が増えることがわかる.一方、図2(a)と(b)に示すように、掃流砂量が増えるにつれて河床近傍の土粒子の 流速は遅くなる. 掃流砂が存在しない場合, 乱流状態であれば対数則の流速分布となる. しかし, 流水の中に土 砂が含まれ掃流砂として輸送されると、河床近傍の土砂濃度が増加してエネルギーが散逸されるため流速が減少 する、さらに、河床に近づくにつれて土砂濃度が増加して降伏応力及び土粒子非弾性衝突によるエネルギー散逸 が増加するため、河床に近づくにつれて流速が緩やかに減少することとなる、その結果、流速の鉛直分布が変曲 点を持つこととなる.これらのことから、掃流砂のなす仕事率、掃流砂を含む場の河床近傍の流速、河床に働く 掃流砂によるせん断力の掃流砂量に対する関係は図 3 のようになる. つまり, 掃流砂量がゼロの状態から供給す る砂礫の量を増加させると,最初は掃流砂量の増加とともに掃流砂のなす仕事率が増加するが,その後,平衡流 砂量に近づくにつれて仕事率が減少し、平衡流砂量でゼロとなることがわかる。つまり、ある場所に置く置土の 量を増加させても流れの条件によっては期待している場所で付着藻類の剥離率は低下する場合があることがわか る.
- **4. 効果的な置土の方法** 上述のことから、掃流砂によって付着藻類を効率的に剥離させようとすると、掃流砂量が平衡流砂量の半分以下程度となるような条件を作り出すことが望ましい。そのような状態を時空間的にも多く

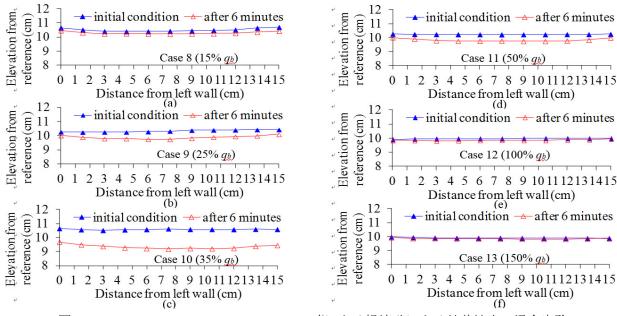


図 1 Harsanto・Toan・Takebayashi・Fujita¹⁾による掃流砂による粘着性土の浸食実験

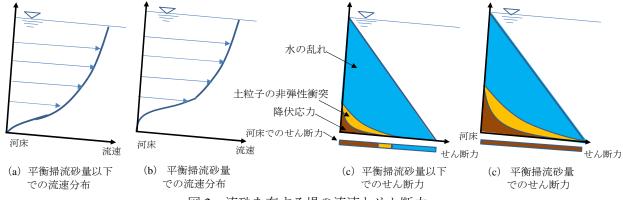


図2 流砂を有する場の流速とせん断力

作り出すには、置土を空間的に分散させることが望ましい. また、一カ所の置土の形状は、薄く広く、縦断的に短く横 断的に長く設置する方が良いと考えられる. 例えば、ある 場所に山盛りに置土をすると、少なくとも置土の直下流域 は上流からの供給土砂の量が多いため、平衡状態で土砂が 輸送されることは容易に想像できる. この場合は、洪水中 に置土によって形成される流砂の波の下流端付近と上流端 付近は、掃流砂量が平衡流砂量よりもかなり小さく効果的 に付着藻類の剥離が可能となるが、流砂の波の中央部分は、 河床が土砂に覆われて平衡流砂量の状態となるため、付着 藻類の剥離効果は期待できない. しかし、空間的に置土を

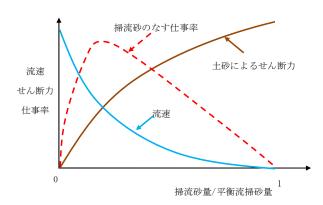


図3 掃流砂量と掃流砂のなす仕事率との関係

分散させると、非常に多くの場所で掃流砂量が平衡掃流砂量よりも小さくなる. 水理条件によっては、単位時間 当たりの剥離量が小さくなっても剥離できる状態が長時間続くため、最終的な剥離量は大きくなると考えられる.

5. おわりに 掃流砂を含む場の流速と掃流砂によるせん断力に着目して、掃流砂量と掃流砂によるクレンジング 効果との関係について考察した。また、掃流砂による河床の浸食特性を考慮した置土の方法を提案した。

参考文献 1) Harsanto・Toan・Takebayashi・Fujita: 土木学会論文集B1(水工学), Vol.68, No.4, pp. p. I_19-I_24, 2012. 2) 江頭・伊藤: 日本流体力学会数値流体力学部門Web会誌, Vol. 12, No. 2, pp. 33-43, 2004.