

環境水理部会研究集会 2011 in 鳥取
(発表原稿集)

2011年7月9日

環境水理部会研究集会 2011 in 鳥取

(発表会プログラム)

8:30-8:35	開会あいさつ	
8:35-9:10	徳岡 隆夫	基調講演 「汽水湖の自然史と NPO が目指す汽水湖（中海） 自然再生」
9:10-9:24	櫻井 寿之	貯水池からの土砂供給について
9:24-9:38	海野 仁	微細粒子土砂の粒度分布に関する比較実験
9:38-9:52	田代 喬	集水域特性からみた土砂流出に関する一考察
9:52-10:02	武川 一樹	多摩川水系のウォッシュロード供給源に関する多角的 検討
10:02-10:16	休憩	
10:16-10:30	藤野 毅	アジア(タイ)の大型ダムによる河川下流への環境影響 ・水生昆虫のゲノム解析
10:30-10:44	大槻 順朗	生存試験結果を用いた河口域リュウキュウアユ仔稚魚 生息場評価
10:44-10:58	山室 真澄	堤防撤去と開削が本庄水域の物理環境と底生動物に与 えた影響
10:58-11:12	井上 徹教	底面酸素輸送に対する非定常過程の重要性
11:12-11:26	松梨 史郎	河川生態系予測モデルの構築
11:26-11:40	赤松 良久	沖縄本島における陸域負荷の変遷とその影響
11:40-11:54	新谷 哲也	環境流体計算と3次元可視化手法について
11:54-12:04	矢島 啓	ダム貯水池の水温予測における長波放射量の推定
12:04-12:50	昼食	
12:50-13:04	八才 アイミン	太湖流域の人間活動が水環境に与える影響評価
13:04-13:18	三浦 陽介	都市低平地河川・水域のヘドロ堆積汽水域での水環境 の課題
13:18-13:32	森井 裕	中海・宍道湖の水質汚濁機構に関する考察

13:32-13:46	土屋 十囿	河畔林や瀬・淵構造の生物生産の特性
13:46-14:00	崔貞圭	浦山ダムにおけるバイパス運用が植物プランクトンの 生長に及ぼす影響
14:00-14:14	井伊 博行	同位体比を含む水質から豪州、ビクトリア州における ワラビー川のデルタ地下水の海水、灌漑水、上流か らの涵養水の混合比推定
14:14-14:28	休憩	
14:28-14:38	安岡 拓也	市街地流域の水収支に及ぼす雨水浸透マスの設置効果
14:38-14:52	田井 明	2010年10月奄美大島豪雨災害について
14:52-15:02	御厨 純	複断面河道における流量観測精度向上のためのH-ADCP 活用法の検討
15:02-15:16	谷口 正伸	大和川における画像解析を用いた窒素の形態変化につ いての解析
15:16-15:30	今村 正裕	水生生物の抗酸化力測定
15:30-15:40	井芹 寧	河川付着藻類更新における、フラッシュ放流・クレン ジング効果の簡易評価装置の検討～付着藻類調査方 法の課題～
15:40-15:45	まとめ・閉会あいさつ	
15:45-16:00	予備	

貯水池からの土砂供給について

(独) 土木研究所 ○櫻井寿之・箱石憲昭

1. はじめに

堆砂対策はダム貯水池における古くからの課題である。また、近年では、ダム下流河川の河床環境の変化や海岸侵食などの問題から流砂の連続性を回復させることが求められている。これまでも、掘削（貯砂ダム）、浚渫、排砂設備、土砂バイパス、下流への置土等の対策が実施されてきており、一定の効果を発揮してきている。しかしながら、多くの貯水池に適用するためには、コスト的な課題や適用条件、土砂供給の量やタイミングなどの課題があると考えられる。

そこで、各方面で新しい土砂供給手法（排砂手法）の開発^{1), 2), 3)}が進められているが、これらの手法は現在のところ、実際の貯水池での実用化には至っていない。これには技術開発が成熟されていないことも一因ではあるが、貯水池上下流の関係者の土砂供給に関するコンセンサスの形成が難しいことも原因と考えられる。

そこで、本稿では、上述のような新しい土砂供給手法の利用も念頭に置いて、貯水池からの土砂供給のあり方について案を示す。大胆な仮定を用いているところもあり、ご意見、ご批判をいただけるとありがたい。

2. 貯水池の堆砂と土砂供給の現状

日本のダム貯水池では、通常 100 年間に貯まると推定される堆砂容量が確保されている。貯水容量 100 万 m³ 以上のダム貯水池における年間平均堆砂量は、データが少し古いですが、約 2,000 万 m³ (1996 年時点) であり、一ダム当たりの平均は約 3 万 m³ である。しかし、例えば集水域に崩壊地の多い宇奈月ダムでは 140 万 m³/年の流入土砂量があり、地域や個々のダムの堆砂量のばらつきは大きい。堆砂の質については、数十の貯水池でボーリング調査が実施されており、その結果、礫・砂・シルト・粘土の構成比率が得られている。平均的にはシルト・粘土の割合が 50%強であるが、その比率も貯水池毎にばらつきを有する。

現在、実施されている堆砂対策は、その目的から、流入土砂量の軽減と排出に分けられる。前者には治山・砂防事業、貯水池周辺法面の安定化、土砂バイパス等が挙げられ、後者には掘削・浚渫、土砂フラッシング、土砂スルーシング、濁水放流等が挙げられる。最も一般的な対策は掘削・浚渫であり、平均年間 390 万 m³ (1988 年～1997 年) が採取されており、約 60%は有効利用（コンクリート骨材・盛土材）されている。

貯水池下流への土砂供給については、排砂設備を利用した土砂フラッシングが 2 例（出し平ダム、宇奈月ダム）、

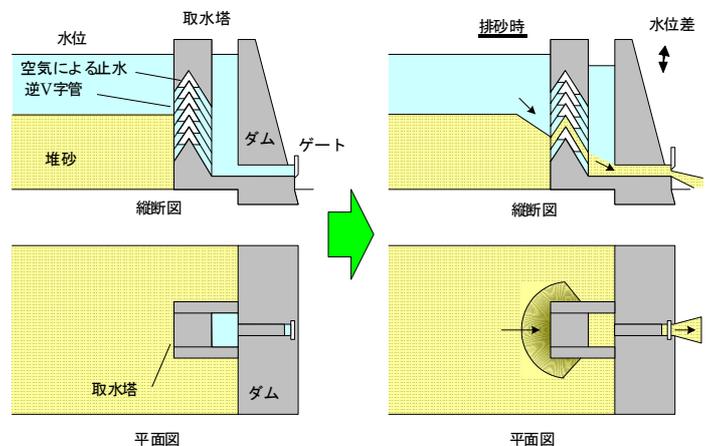


図-1 エアーバルブ排砂設備のイメージ

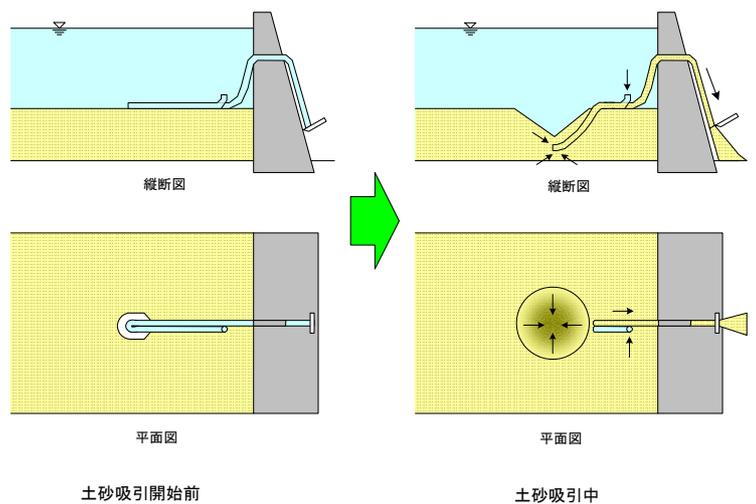


図-2 潜行吸引式排砂管のイメージ

土砂バイパスが 2 例（旭ダム、美和ダム、その他松川ダム、小洪ダムで建設中）ある。また、掘削・浚渫した土砂を貯水池下流河川に設置し（置土と称する）、出水やフラッシュ放流で流送させる試みの実施例が 30 弱ある。しかし、置土による土砂供給量は平均年堆砂量と比較すると 1～10%程度と少ない事例が多い。

3. 新しい土砂供給手法の開発状況

現状で、最も広く用いられている土砂供給手法は置土であるが、土砂を設置する適地が無い、土砂の運搬コストが必要、下流の関係者との調整が困難等の課題がある。

そこで、新しい手法の開発が各方面で進められている。コストを小さくするために、ダム上下流の水位差のエネルギーを用いて土砂を吸引する手法が多く、吸引管を堆砂中に固定する手法や、浚渫に類似した方法で吸引管を

移動させる手法等がある。筆者らも「エアバルブ排砂設備⁴⁾ (図-1 参照)」、「潜行吸引式排砂管⁵⁾ (図-2 参照)」の二つの手法の開発を試みている。

4. 土砂供給方法の案

上述の手法が実用化された場合には、下流の河川環境への影響を小さくするために、自然状態でも土砂輸送量が多くなる出水時に土砂供給することが必要と考えられる。そこで、その具体的な運用方法についての案を示す。なお、本稿では粘土・シルトといった微細粒子土砂について考察しておらず、今後の課題と認識している。

図-3 にダムがない場合のダム地点における砂礫の土砂流出のイメージを示す。ここで、洪水調節が必要となるような大規模出水時を想定している。実際には、流砂量と流量の相関は流域の状況で変化したり、洪水の立ち上がりと低減期で異なったりする場合もあるが、概ね流入ハイドロと相関があるものと仮定した。土砂供給施設を有しないダム(多目的ダムを想定)がある場合には、砂礫はほぼ 100%貯水池に捕捉される(図-4)。また、ダム地点の流量ハイドロが洪水調節によって変化する。図-4 では例として「定率-定量」の洪水調節操作をイメージしているが、ハイドロの変化は洪水調節方法によって異なる。また、実際のピーク流量の減少の度合いについては、ダムによるばらつきが大きい⁶⁾。

ここで、土砂供給のひとつの目安として、ダムがない場合の流量と流砂量の関係をダムがある場合の放流量にあてはめて、ダムからの土砂供給量を決定する方法を提案する(図-5)。この方法によって、ダム直下流では、ダムがない状態の流量と流砂量の関係が保たれ、下流の河床環境が、ダムがない場合に近づくと考えられる。

堆砂問題を解決し貯水池を持続的に利用するためには土砂の流入量と放流量を長期的にバランスさせる必要がある。1回の出水でみた場合には、図-3 の下図と図-5 の流砂量の積算量が等しければバランスがとれることになるが、一般的に流砂量は流量のべき乗(係数は 1 以上)に比例するため、図-5 の積算量の方が小さくなり、その差は、洪水調節量が大きくなるほど増加する。長期的な土砂の収支としては、流況の平滑化の度合いが大きいダムほど、流入土砂量が放流土砂量を上回る出水の頻度が多くなり、排出されずに貯水池に捕捉される土砂が増加する。

また、下流河川の流下能力等の治水上の問題や、漁業等の社会的な状況、生態系や環境上の制約などから、土砂の供給量が制限される場合も考えられる。

上述のような理由から生じる貯水池への堆積土砂については、貯水池の計画堆砂容量内での存置、有効利用、土捨て場等への処理が別途必要になる。

下流河川の様々な条件が許容されれば、大規模出水時の堆砂量を中小出水時に流入量以上の土砂を放流することで減少させることが可能と考えられる。これには将来

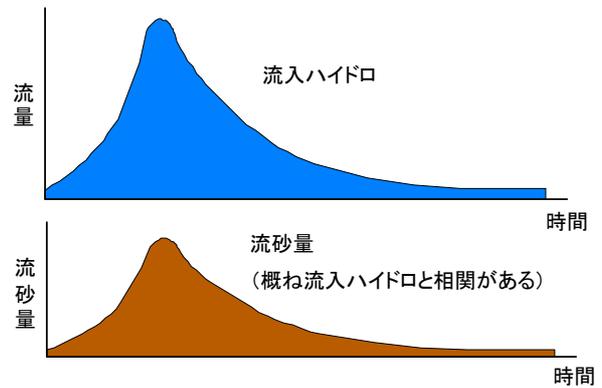


図-3 ダムがない場合のダム地点の砂礫の出水時土砂流出

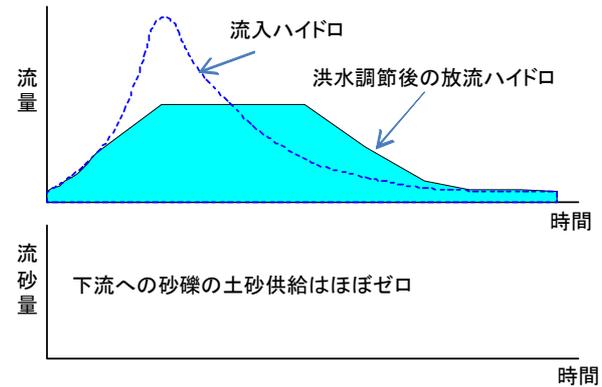


図-2 ダムがある場合のダム地点の砂礫の出水時土砂流出



図-3 ダムからの土砂供給の目安のイメージ

予測に基づく影響評価が必要であり、予測手法の精度向上や合理的な評価方法の確立が重要になると考えられる。

参考文献

- 1) 橋下徹：ダムや堰などの貯水池に堆積した土砂を排出する Hydro 技術, 大ダム, No. 183, pp. 85-88, 2003.
- 2) 岡野真久, 俣野文孝, 関本恒治, 片山祐之：マルチホールサクシオン排砂管の水理特性に関する実験的研究, 水工学論文集, 第 48 巻, pp. 1393-1398, 2004.
- 3) 兵頭武志, 佐藤敏次, 佐々木昭, Tri Rohadi Dip. HE：ウォノギリダム貯水池堆砂における水位差を利用した排砂システムの実験的研究, 大ダム, No. 203, pp. 48-50, 2008.
- 4) 櫻井寿之, 泉谷隆志, 箱石憲昭：エアバルブ排砂設備の排砂特性, ダム技術, No. 263, pp. 64-76, 2008.
- 5) 櫻井寿之, 箱石憲昭：貯水池排砂のための潜行式吸引排砂管の開発, 河川技術論文集, Vol. 15, pp. 441-446, 2009.
- 6) 国土技術政策総合研究所資料, 第 521 号, p. 3-3~3-8, 2009.

微細粒子土砂の粒度分布に関する比較実験

独立行政法人土木研究所 海野 仁・箱石憲昭

1. 概要

従来、貯水池の濁水シミュレーションにおける土粒子の沈降速度については、採水した濁水をレーザー回折・散乱法により粒度分布を分析し、これによって得られた粒径からストークス式を用いて算出する手法が用いられてきた。しかしながら、レーザー回折・散乱法（以下、「レーザー回折法」と略す。）による粒度分布は、沈降実験をもとにした粒度分布と異なる場合があり、適切な粒度分布の調査方法、条件設定方法の確立が求められている。

本報告は、濁水シミュレーションの重要な条件設定の一つである土粒子の沈降速度分布の設定に必要な土粒子の粒度分布の設定手法を提案することを目的とする。具体的には、洪水時に現地から採取した濁水を試料に沈降実験を行い、測定した沈降速度からストークス式を用いて粒度分布を算定する。これを粒度分布の最確値と捉え、簡便な手法であるレーザー回折法ならびに透過式遠心沈降法（以下「遠心沈降法」という。）を用いて測定した粒度分布との比較検討を行い、濁水シミュレーションの与条件の一つである土粒子の粒度分布の設定手法を提案する。

2. 実験方法

検討に先立ち、利根川水系山口川（茨城県桜川市真壁町）において洪水時に河川水を採水した。採水は、洪水のピーク時から減水時にかけて4回おこなった。各試料の採水時刻および濁度・SSの測定結果を、表-1に示す。これらの試料を用い、①沈降筒法、②遠心沈降法、③レーザー回折法による粒度分布の比較検討をおこなった（表-2）。

濁水中に含まれる濁質粒子の土コロイドは、粒子に作用する外場の影響を受けて運動する。この運動により粒子が衝突を起こし、粒子間に強い引力が作用していれば凝集し、フロックを形成するといわれている。フロックが形成されたまま測定を行うと粒度分布が粗粒化傾向に見積もられ、沈降速度が過大に評価されることも考えられることから、②遠心沈降法、③レーザー回折法を用いた一部のケースのケースに分散処理を導入した。表-3に濁水土粒子の分散方法を示す。

表-1 試料の採水日時・濁度・SS

試料No.	採水日	採水時刻	分析時 濁度 [NTU]	分析時 SS [mg/L]
1	2010/09/16	10:55	787	944
2	2010/09/16	11:25	432	466
3	2010/09/16	12:35	143	189
4	2010/09/16	13:50	59	93

表-2 粒度分布の分析手法

測定方法	沈降筒法	遠心沈降法	レーザー回折法
測定計測器	沈降筒 φ200mm×L2m (約63%) φ390mm×L2m (約24%)	SKC-2000	SALD-3000S
測定条件	室温一定(20℃)	測定範囲: 0.3μm~50μm	測定範囲: 0.05μm~3000μm
測定項目	沈降筒水位、SS、蒸発残留物、水温	粒度分布	粒度分布
測定手順	初期水深を2.0mとし、底面から0.5mの位置に採水用コックを設置し、測定回数毎に1リットルの採水を行う。	採水した試料100mlを測定装置に投入し、測定を行う。	試料濃度に応じた量(50~100ml程度)を測定装置に投入し測定を行う。
測定回数	13回 (充水直後、5分後、15分後、1時間後、3時間後、6時間後、12時間後、24時間後、3日後、7日後、14日後、21日後、42日後)	1回	1回
粒度分布算出方法	粒子の沈降速度を沈降筒水位と採水経過時間より算出する。沈降速度からストークス式により粒径を換算し、濁水の濃度変化から通過率を算出する。	遠心力により強制的に粒子を沈降させ、沈降時間と遠心力付加時間毎に光の通過量を計測し、濃度変化を測定する。濃度の変化より通過率を算出し、その後、沈降速度を用いてストークス式より粒径を換算する。	土粒子にレーザー光を照射し、土粒子からの回折光の光強度を計測する。計測した光強度にMie散乱理論を適用し、粒子径区分毎の粒子量を求める。
汎用性	測定方法の詳細が統一されていない。	測定計器自体が少ない。	一般的によく用いられる。

表-3 濁水土粒子の分散

測定方法	分散方法	
	分散なし	分散あり
遠心沈降法	分散材:無添加 分散方法:手攪拌	分散材:無添加 分散方法:超音波振動10分間(60w)
レーザー回折法	分散材:無添加 分散方法:手攪拌	分散材:無添加 分散方法:超音波振動10分間(60w)

3. 実験結果

採取した4検体の試料について、沈降筒法を用いて求めた粒度分布を図-1に示す。試料は洪水のピーク時から減水時にかけて採取したものであり、時間の経過に伴いSSも減少する傾向が見られた。さらに、SSの低下に伴い粒度分布も徐々に細粒化する傾向が見られた。

試料1および試料2を対象に、沈降筒法・遠心沈降法（分散なし/分散10分）・レーザー回折法（分散なし/分散10分）の5手法により求めた粒度分布を図-2～図-3に示す。ここで、遠心沈降法（分散なし/分散10分）による測定範囲の上限は50 μ mであることから、これを上回る粒径範囲については、45 μ mのふるいを通さない試料と通した試料とのSSの差分を求めて、粒度分布を補間した。5手法による分析結果は、類似した分布を示すものの、粒径30 μ m以下の粒径範囲に着目すると、例えば試料1では沈降筒法および遠心沈降法（分散なし）が中間的な分布を示す一方、試料2では沈降筒法およびレーザー回折法（分散10分）が中間的な分布を示し、両試料ともレーザー回折法（分散なし）は沈降筒法に比べ粗粒化する結果となった。

ここで、微細粒子である粒径10 μ m以下の粒径範囲に着目し、分析結果を比較する（表-4）。試料1を例にとると、粒径10 μ m以下の占める割合は、沈降筒法では16%であるのに対し、遠心沈降法（分散なし）では13%、レーザー回折法（分散なし）では7%となり、最も普及した手法であるレーザー回折法では微細粒子の占める割合を過小評価する結果となった。

表-4には試料2～試料4の結果についても併記したが、細粒分の割合が増大するに従い、3手法による分析結果の差が広がる結果となった。原因としては、土粒子の形状が球形ではなく不均一であること、沈降速度が土粒子の濃度によっても変化することなどが考えられる。

4. まとめ

沈降筒法は、濁質の沈降現象を把握するには最も適した方法と考えられる。濁水現象の長期化が想定される貯水池については、多くの労力は要するものの、沈降筒法により沈降速度分布を求めることが望まれる。しかしながら、十分な量の試料が確保できない場合には、遠心沈降法（分散なし）あるいはレーザー回折法（分散10分）によって粒度分布を求め、沈降速度分布を設定することも代替法として考えられる。

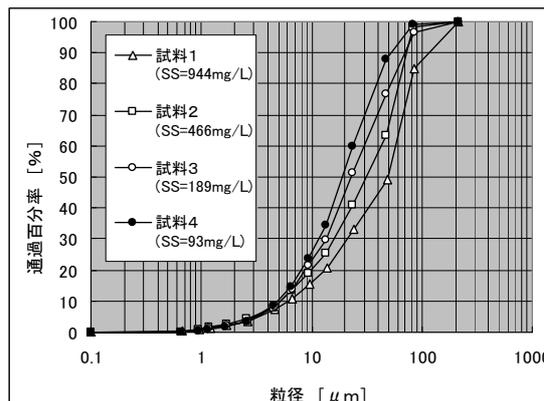


図-1 沈降筒法による粒度分布

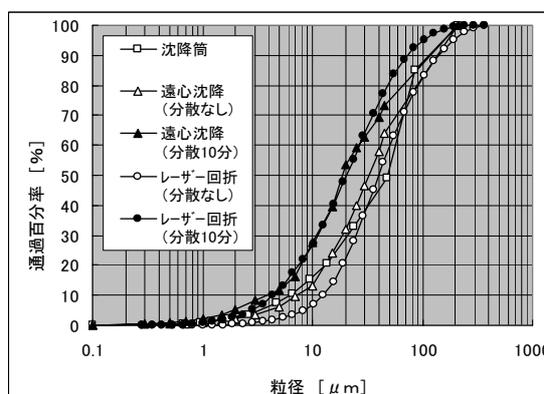


図-2 分析手法と粒度分布（試料1）

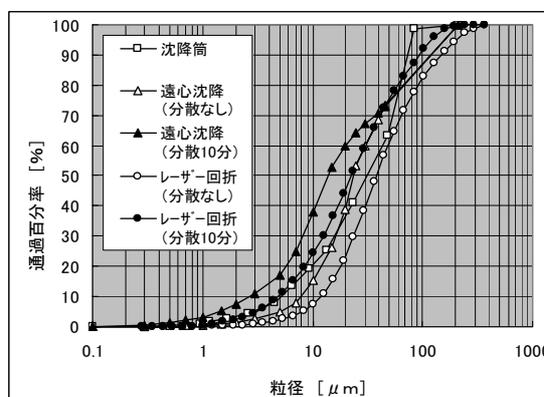


図-3 分析手法と粒度分布（試料2）

表-4 粒径10 μ m以下の粒子の占める割合

試料No.	分析手法		
	沈降筒法	遠心沈降法 (分散なし)	レーザー回折法 (分散なし)
1	16%	13%	7%
2	20%	15%	7%
3	23%	14%	6%
4	26%	12%	6%

集水域特性からみた土砂流出に関する一考察

田代 喬¹⁾, 大橋慶介²⁾¹⁾名古屋大学大学院環境学研究科都市環境学専攻, ²⁾岐阜大学工学部社会基盤工学科

はじめに

集水域から流出される土砂は、下流域の地形形成を促進、制御するが、ダムなどが建設された河道においては貯水池に捕捉され、その機能や下流域の生態系に多大な影響を及ぼす。土砂流出は、集水域における地形、地質、地被条件、水文・気象条件、河道の水理特性、さらには人為的諸作用など支配要因が非常に多く、素因・誘因などそれら相互の関係も複雑であるため、これまでにさまざまな手法により土砂流出に関する現象解明が試みられてきた。

本研究は、田代ら(2010)による小河川流域(集水域)を単元とする地形特性、表層地質、土地被覆の特性分析と、大橋・藤田(2009)の「土砂流出ポテンシャルパワー」を組み合わせることによって、土砂流出特性の考察を試みたものである。また本研究は、平成21~22年度に企画された、河川環境管理財団名古屋事務所共同研究「流域土砂生産特性に着目した河床生物生息環境の形成機構の解明(代表:戸田祐嗣,名古屋大学)」の一貫として位置づけられる。

材料と方法

対象地は、愛知県豊田市ほかを流れる一級河川である矢作川流域(幹線流路延長117km,流域面積1,830km²)である。土砂流出の素因としての集水域の地形特性、表層地質、土地被覆(2000年当時)に着目し、本川に注ぐ一次支川流域を対象として、それぞれ公開・市販の数値地図情報をもとに Arc View 9.2 (ESRI ジャパン)により、田代ら(2010)の手法に準じて解析した。この際、矢作川本川の4地点(10, 21, 32, 41km地点)、隣接する豊川本川の2地点(13, 27km地点)、庄内川本川の4地点(17, 30, 42, 58km地点)とも対比した。

また、矢作川本川に注ぐ各一次支川流域においては、上記数値地図と近年の平均降水量分布を用いて、次式により土砂流出ポテンシャルパワー P を算定した(大橋・藤田, 2009)。

$$P = \rho g \int_A R h dA \quad (1)$$

ここで、 R は年平均降水量、 h は標高、 ρ は水の密度である。この土砂流出ポテンシャルパワー P は、水系係数 K を介し、集水域からの土砂流出量 Q_s を次式により推定できる(大橋・藤田, 2009)。

$$Q_s = KP^{0.4} \quad (2)$$

大橋(未発表)によれば、現地観測から推定された矢作川支川流域における土砂生産量(中村・内田, 2003)とも良好に関係付けられることから、算出された P を各集水域の面積で基準化したうえで、集水域特性との関連性について考察した。

結果と考察

矢作川の一次支川と本川4地点、豊川2地点、庄内川4地点を対象として、集水域の地形特性、表層地質、土地被覆を変数とする主成分分析を実施したところ、第2主成分までの累積寄与率は65.3%であった。図-1には、第1主成分(PC1)と第2主成分(PC2)の主成分得点による散布図を示す。表-1には、主成分分析に使用した各変数の平均値と標準偏差、ならびに、各使用変数の第1,第2主成分に対する因子負荷量(相関係数)を示す。

表-1中の因子負荷量から、第1主成分には堆積岩類やその他(堆積物など)の構成比率、市街地、下水処理域、水田、荒地などの占有率が正の方向に寄与し、地形の傾斜平均、山地占有率、深成岩の構成比率が負の方向に寄与した。同様に第2主成分には、傾斜の標準偏差、火山岩、深成岩の構成比率が正の方向に寄与した。このことを踏まえて図-1中の主成分得点の分布状況を見るに、矢作川流域は主に深成岩によって構成される急峻な山地を有しており、隣接する豊川流域とは火山岩や変成岩の構成比率、傾斜の局所の変異性によって区別され、庄内川流域とは、地形の急峻度、市街地や水田など人間活動による利用状況によって区別されることが確認された。

図-2には、矢作川の一次支川および本川の集水域における土砂流出ポテンシャルパワー P と第1,第2主成分との関係を示す。ここでは、各集水域面積 A で除すことにより、単位面積当たりに標準化した数値 P/A を採用した。図より、集水域特性に関する第1主成分が小さく、第2主成分が大きくなるほど、土砂流出ポテンシャルパワーは大きくなる傾向が確認された。すなわち、主に深成岩で構成される急峻な山地、かつ、変成岩、堆積岩が適度に混入し、傾斜には局所的な変異を有する地形であることが、潜在的に豊富な土砂流出を担保しているものと推察された。また結果的に、このような土地は市街地、水田などへは利用されてこなかったものと類推された。ダム貯水池の堆砂状況とその集水

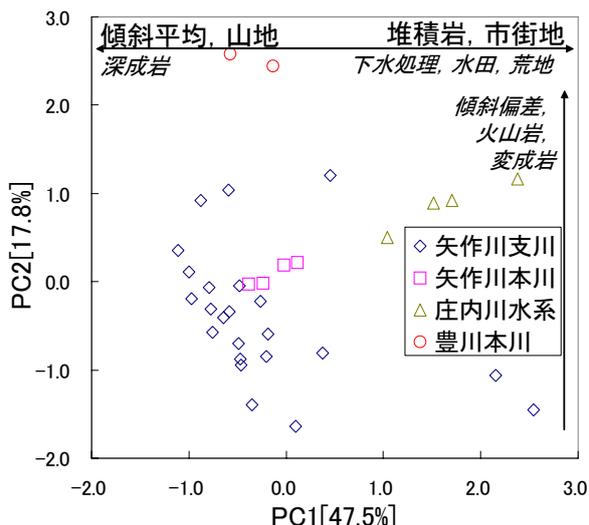


図-1 集水域の地形, 地質, 地殻を主成分分析

表-1 主成分分析の使用変数と各主成分に対する因子負荷量

		平均値と標準偏差		因子負荷量	
		Ave.	SD	PC1	PC2
地形特性	傾斜平均	27.2	7.5	-0.87	0.42
傾斜: [%]	傾斜標準偏差	16.5	3.5	-0.60	0.71
密度: [km ⁻²]	水流密度	0.5	0.1	0.36	0.16
表層地質	深成岩類	68.4	29.5	-0.70	-0.62
面積率 [%]	火山岩類	2.6	4.6	0.06	0.75
	堆積岩類	13.7	19.0	0.89	0.12
	変成岩類	9.4	14.0	-0.22	0.69
	付加コンプレック	1.7	4.0	0.57	0.54
	その他	4.0	4.7	0.94	0.10
土地被覆	下水処理域	2.2	4.4	0.71	0.37
面積率 [%]	水田	6.4	3.3	0.67	-0.19
	畑	5.8	4.0	0.56	-0.48
	市街地	3.6	4.7	0.90	0.25
	荒地	1.8	1.1	0.70	0.09
	山地	78.6	12.8	-0.97	0.14
	その他	2.6	3.2	0.83	-0.22
	水域	1.1	0.9	0.30	0.20
寄与率 [%]				47.49	17.83

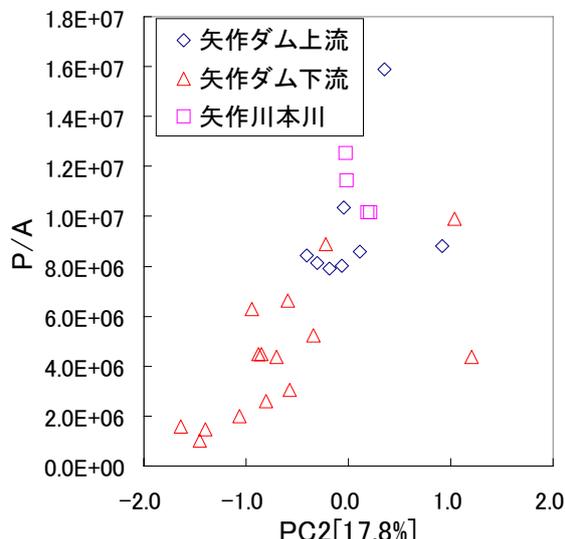
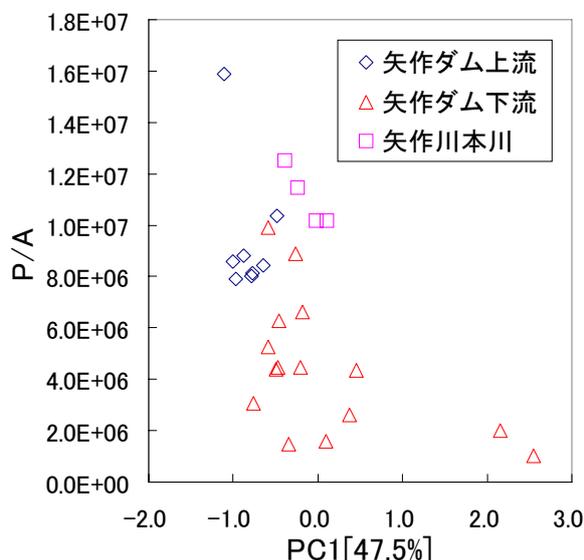


図-2 集水域特性の第1主成分(左), 第2主成分(右)と土砂流出ポテンシャルパワーの関係

域特性について分析した田代ら(2010)は, 土砂流出特性, 集水域特性ともに表層地質によって類型化される可能性を示唆したが, ここでの分析では, 表層地質も重要な素因であるものの, 集水域地形の傾斜状況がより支配的であるとの結果を得た。伊勢湾流域圏を対象とした田代らがマクロな土砂流出特性を表した一方, 本研究は実現象により近い傾向を把握できたものと思われた。

おわりに

本研究では矢作川流域を対象として, 集水域特性の整理に基づいて土砂流出ポテンシャルを考察した。データの実測が困難な土砂流出について, 大橋・藤田のモデルを援用することにより分析したところ, 深成岩を主体としながら堆積岩・変成岩の混入し, 急峻ながら複雑な地形を呈する集水域において土砂流出が大きくなる可能性を示唆する結果を得た。今後は土砂流出プロセスなど実現象との関連性についても考察を進めていきたい。

参考文献

大橋, 藤田 (2009): 土砂流出ポテンシャルパワーに基づく流域地質構造と土砂流出量の考察, 水工論 53: 667-672.
 田代, 栃木, 高岡, 辻本 (2010): 集水域特性からみたダム上流域における土砂生産の評価, 河技論 16: 71-76.
 中村, 内田 (2003): 矢作川上・中流域における礫の移動, 愛工大研報 38: 127-134.

多摩川水系のウォッシュロード供給源に関する多角的検討

武川 一樹・二瓶泰雄・田中 健太郎（東京理科大学）

1. はじめに

富栄養化問題が長年解決しない東京湾では、水質総量規制の遂行や干潟環境の創出・再生等の陸域・海域対策プログラムを包括的に推進していく必要がある。そのためには、流域から河川、沿岸にわたる水・土砂・栄養塩・有機物・ゴミ動態に関わるモニタリングネットワークを構築し、現状の水・物質循環を把握するとともに、流域の土地利用改変や土木事業等による環境インパクトに対する水域環境のレスポンスを評価する必要がある。著者らは、行政による環境モニタリングの不十分な土砂や水質環境に着目して、東京湾主要流入河川において濁度連続観測や出水時水質調査を中心とした陸域環境負荷モニタリングネットワークを構築しつつあり、既に4年以上のデータを蓄積している地点もある（田中・二瓶¹⁾）。このうち土砂動態に関しては、陸域から東京湾への流入負荷計測に重点を置いていたため（重田ら²⁾）、流域内の土砂動態マップ作成には取り組めておらず、流域のどの場所からどの程度土砂が発生・流出しているかは不明である。本研究では、埋立・栈橋方式の東京国際空港D滑走路が完成した多摩川の流域に着目し、栄養塩のキャリア（運搬物質）となり得るウォッシュロード供給源を推定することを試みる。そのため、本川・支川での濁度連続調査や蛍光X線による底質分析を行い、流域内の土砂動態マップを作成する。

2. 研究方法

(1) 流域概要：多摩川は、**図1**に示すように、上流部に小河内ダムがあり、途中、秋川や浅川、野川等が流入して東京湾に注ぐ全長138km、流域面積1240km²の一级河川である。土地利用特性としては上流部には山林が、中・下流域には市街地がそれぞれ卓越する。

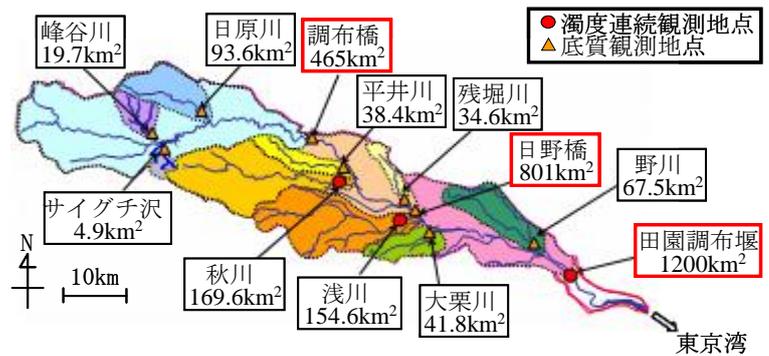


図1 多摩川流域図及び観測地点

(2) 濁度連続観測：本川の順流部末端・田園調布堰（河口より+13km）、支川の浅川・高幡橋（多摩川合流地点から+2km）、秋川・東秋留橋（同+3km）の3地点にて光学式濁度計（Compact-CLWまたはInfinity-Turbi, JFEアドバンテック(株)製）を設置し、濁度連続観測を行った（**図1**）。観測期間は、多摩川では2006/7/31より現在、浅川では2010/9/3~11/4、秋川では同年8/16~12/8である。濁度からSSへの換算係数は多摩川での採水結果

(SS[mg/L]= 1.79*濁度[FTU])を用いる。これらのデータより、浮遊土砂輸送量 L と流量 Q の関係式(L - Q 式)や、それぞれを流域面積で除した L' - Q 式を作成し、流域内の観測データの無い河川の土砂輸送量を求める。なお、 L' - Q 式を算出するには、田中・二瓶¹⁾を参考にして、ある流量範囲で移動平均した結果を用い、かつ、低流量と高流量では L' - Q 式の傾きが変化していたので、これを分ける閾値（多摩川：50m³/s、浅川：13m³/s、秋川：10m³/s）を境に各河川で2つの L' - Q 式を算出する。

(3) 底質分析：濁度観測とは別の観点でウォッシュロードの起源を推定するために、多地点における河川底質（細砂や礫）を採取し、蛍光X線分析を行って底質中に含まれる元素の割合を求める。観測地点は、**図1**に示すように本川3地点、支川9地点である。この分析には、全自動蛍光X線分析装置（Magix PRO, フィリップス社製）を用いる。分析結果に対してクラスター分析を行い、河床材料の構成元素の類似性を見出し、濁度観測結果と合わせてウォッシュロードの起源を探る。

3. 結果と考察

(1) 比土砂輸送量 L' と比流量 Q 'の関係：本川と支川における土砂輸送特性を比較するため、比土砂輸送量 L' と比流量 Q 'の相関関係を**図2**に示す。ここでは、観測データの特徴を抽出するために、生データに対して移動平均操作を施し、移動平均データへの近似式($L'=aQ^b$, a, b : 係数)を示すと共に、得られた係数を表

1に示す。また、典型的な都市河川の一つである神田川の結果も表示する（田中・二瓶¹⁾）。これより、多摩川と秋川、浅川の L' - Q' 関係は概ね類似していると共に、同一比流量の L' は神田川の結果よりも大きく、山地域を抱える多摩川と秋川、浅川の土砂輸送量が卓越していることが分かる。また、4つの河川共に L' - Q' 関係の傾きは低流量時と高流量時で異なっており、多摩川や神田川では、高流量時の係数 b が低流量時を上回る一般的な結果であるが、秋川や浅川は逆の傾向となり、興味深い結果である。これは、低流量時には、洪水初期のSS輸送量増加（ファーストフラッシュ現象）が反映されているためである。

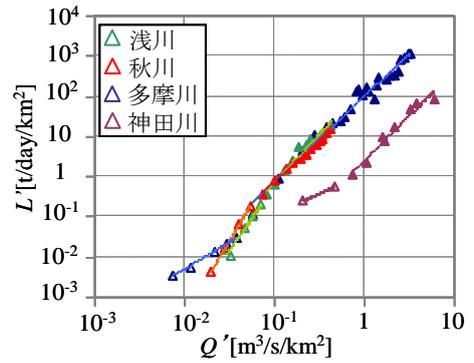


図2 比土砂輸送量 L' と比流量 Q' の相関図
(白抜き：低流量時，黒塗り：高流量時)

(2) 土砂動態マップの作成：これらの L' - Q' 関係を用いて、流域全体からの浮遊土砂輸送量を推定して得られた土砂動態マップを図3に示す。ここでは2006～2009年を対象に、本川下流部（田園調布堰）と秋川、浅川では表1の係数 a , b を用い、流量データがある大栗川では土地利用特性に近い神田川の係数を与えて L' - Q' 式より土砂輸送量を求める。流量データが無い残りの河川では土地利用近い河川の土砂輸送量に流域面積比を掛けた結果を与える。なお、本川・上流部（調布橋）では小河内ダムでの土砂トラップを考慮し、ダム流域以外の残留域（203km²）からのみ土砂輸送があるとする。これより、本川下流部の浮遊土砂輸送量（=18.3万 t/year）を基準にすると、本川上流部では18%，支川の山林河川（秋川、浅川、平井川）では28%，都市河川（上記以外の支川）では21%となる。残りの32%は河道内からの供給量であり、本川下流部への土砂輸送量の起源としては、本川上流部よりも山林河川や本川河道部が大きく寄与する。

表1 L' - Q' 式の係数

河川	低流量時		高流量時	
	a	b	a	b
多摩川	2.72	1.36	103.90	2.11
浅川	1175.00	3.26	186.33	2.39
秋川	10259.00	3.71	84.05	2.04
神田川	1.28	1.03	2.59	2.25

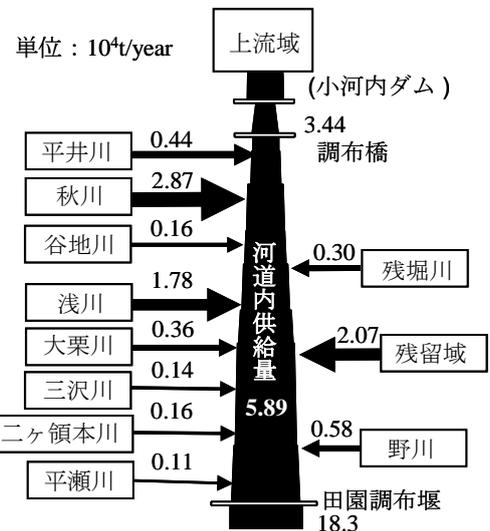


図3 流域土砂動態マップ（2006～2009年）

(3) 底質起源推定：底質中の細砂における蛍光 X 線結果をクラスター分析したものを図4に示す。これより、本川下流部（田園調布堰）に堆積する細砂は、本川中流部（日野橋）や山林河川（秋川、浅川、平井川）と類似しており、本川上流部や大栗川等の都市河川とは類似性が低い。また、本川上・中・下流部における細砂と礫の全構成元素割合の差のRMS値を求めた結果（表2），RMS値は下流に行くほど小さいため細砂と礫の成分が下流ほど似ている。上記より、本川下流部のウォッシュロードの主な供給源は山林河川流域や本川河道内が挙げられ、後者には出水時に礫同士が衝突し微細土砂が生産されている事が示唆された。

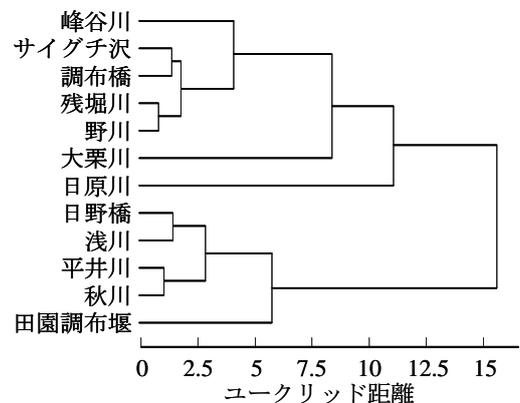


図4 細砂の蛍光 X 線分析結果

参考文献

- 1) 田中健太郎，二瓶泰雄：水工学論文集，Vol.55，pp.1327-1332，2011.
- 2) 重田京助ら：水工学論文集，Vol.52，pp.913-918，2008.

表2 細砂と礫の元素成分のRMS値

河川名	RMS値
調布橋	2.94
日野橋	1.81
田園調布堰	0.38

アジア(タイ)の大型ダムによる河川下流への環境影響・水生昆虫のゲノム解析

*藤野 毅 (埼玉大・環境)、Penjai Sompongchaiyakul (Dep. Mar. Sci., Chulalongkorn Univ.)、Supatra Davison (Dep. Aquat. Sci., Prince of Songkla Univ.)、西垣功一 (埼玉大・機能材料)

1. ラジャプラファダムと下流の河川環境

タイ南部のスラタニ地方に位置するラジャプラファダム(Rajjaprapha dam)は、貯水容量が $5,640 \times 10^6 \text{ m}^3$ であり、国内でも有数の大型多目的ダムである。南アジアは水資源確保のために、極めて大きなダムが建設されているが、河川の下流環境を調べることはほとんどない。そこで、近年になり、ダム湖と下流河川の水質調査が行われた (Fig. 1)。

ダムからの放流は、常時、表層から 30m 下層の位置で行われている。水質のプロファイルを見ると、雨季・乾季ともに水深 15m 付近で成層ができており、表層では 7-10 mg/L の十分な酸素濃度であるのに対し、深層は 0-2 mg/L の時嫌気状態である。そのため、放流時の河川の溶存酸素濃度は大きな支流に合流するまで 2 mg/L 以下が続き、合流した後も河口までの 50km は 5 mg/L 程度に留まっている。他の水質項目として、窒素の構成としては、アンモニアが多くを占めており、それが河口まで続いている (Fig. 2)。

このような背景のもとで、2007 年から 2008 年にかけて、ダムの上下流の底生生物のモニタリングを行った。まず、この地域の水温は一年中を通して水温が 25°C 程度でほぼ一定であり、平均 pH は 7.8 である。上流においては、生物指標として EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, 及び Trichoptera) とも豊富であり、Coleoptera, Diptera, Hemiptera, 及び Odonata は一年中確認された。雨季の 9 月が種数・個体数ともにピークであった。ところが、ダム下流では、ごく一部の Ephemeroptera と Diptera (e.g. Baetidae, and Chironomidae) が確認できたのみであり、高いアンモニアと低い溶存酸素が生物相を貧弱なものにしている (Table 1)。

タイでは、河口部における海産物の管理のため、近年、それまでは水量の確保のみに着目していたが、ようやくその他の河川環境を調査するようになり、酸素供給も検討するようになった。

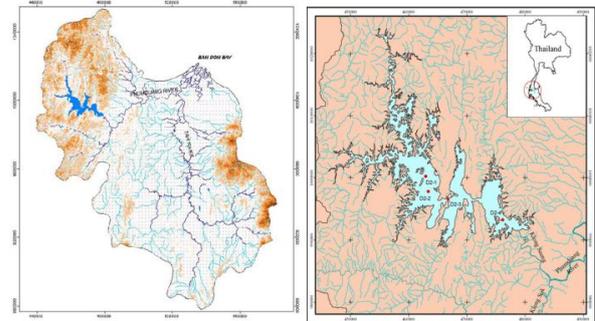


Figure 1. Sampling stations in Rajjaprapha dam reservoir.

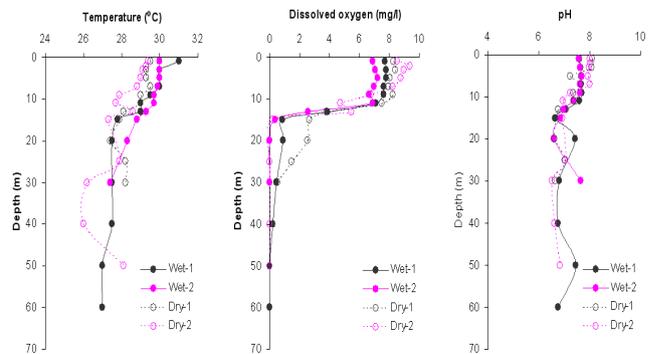


Figure 2. Temperature, dissolved oxygen and pH profiles in Rajjaprapha dam reservoir.

2. わが国と東南アジアのトビケラの近縁性の解析 (Genome Profile 法の適用例の紹介)

ヒゲナガカワトビケラ属は旧北亜区の南東などに広く分布しているが、その行動範囲は極めて狭く、地理的隔離による遺伝的多様性の高さが指摘されている。他方、近年では、サハリンやベトナム、台湾などで新種が発見されたり、命名されていない種が多数ある。これらは成虫の形態的な相違 (表現型) を元に区別されるが、遺伝的 (遺伝子型) にはどの程度の近縁性があり、それが形態的な相違とどの程度の対応があるかを調べた例は極めて少ない。

近年では、mtDNA による種系統の解析が主流になっているが、「遺伝子の水平移行」によって、すべて「正統な」遺伝子とは言えない場合があることも指摘されている。そこで、本研究ではゲノムプロファイリング法 (GP 法と称する (Nishigaki *et al.*, 1991)

Table 1 ダム上流の底生動物相

PHYLUM	Class/Order	Family	Taxa	FIG	Sep-08	Oct-08	Nov-08	Dec-08	Jan-09	Feb-09	Mar-09	Apr-09	May-09
Arthropoda	Coleoptera	Dytiscidae	Dryopis sp.	CoSk	-	1	-	1	-	-	-	-	-
		Dytiscidae	Hydrophilus sp.	P	3	-	-	-	-	-	-	-	-
		Dytiscidae	Laccophilus sp.	P	1	-	-	-	-	-	-	-	-
		Bittoridae	Ondoborus sp.	CoSk	25	12	5	3	2	1	2	8	14
		Gerridae	Gyretes sp.	P	1	-	-	-	-	1	-	-	-
		Hydrophilidae	Hydrophilus sp.	Co	-	-	1	-	-	-	-	-	-
		Hydrophilidae	Hydrophilus sp.1	CoSk	1	3	-	-	-	-	-	-	-
		Hydrophilidae	Hydrophilus sp.2	CoSk	-	-	-	3	-	-	-	-	-
		Noteridae	Noterus sp.	P	2	-	-	-	-	-	-	-	-
		Psylliidae	Dicranopselaphus sp.	Sc	1	1	-	3	-	-	-	-	1
			Eubrianus sp.	Sc	5	2	2	1	-	-	-	-	1
		Psyllioides sp.	Sc	21	17	10	1	-	-	-	3	-	
		Scribiidae	Ehlersi sp.	Co	-	7	-	4	-	-	-	-	3
	Diptera	Atherididae	Atheridopsis sp.	P	-	2	-	1	-	-	-	-	-
		Cenopoegonidae	Unidentified sp.	P	2	3	-	1	-	2	-	-	-
			Unidentified Pupae sp.	P	10	3	-	-	-	-	-	-	-
		Chaoboridae	Chaoborus sp.	Co	-	-	-	-	-	1	-	-	-
		Chironomidae	Unidentified sp.	Co	54	35	6	7	2	11	11	27	15
			Unidentified Pupae sp.	Co	10	3	-	-	-	2	2	4	1
		Dolichopodidae	Dolichopoda sp.	Co	1	-	-	-	-	-	-	-	-
		Dolichopodidae	Rhaphium sp.	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		Ephydriidae	Hemodroma sp.	P	1	2	-	-	-	-	-	-	-
		Notiphila sp.	P	1	-	-	-	-	-	-	-	-	
		Unidentified Pupae sp.	P	-	-	1	-	-	-	-	-	-	
Muscidae	Lamphora sp.	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-		
Phoridae	Megastela sp.	P	1	1	-	-	-	-	-	-	-		
Psychodidae	Unidentified sp.	P	-	-	2	-	-	-	-	-	-		
Simuliidae	Unidentified sp.	F	-	-	-	-	-	-	-	-	2		
Synphidae	Unidentified Pupae sp.	Co	2	-	-	-	-	-	-	-	-		
Thaumaleidae	Thaumalea sp.	P	1	-	-	-	-	-	-	-	-		
Epididae	Unidentified sp.	SNP	6	20	5	12	-	-	-	-	-		
Ephemeroptera	Baetidae	Unidentified sp.	CoSk	66	38	14	3	6	5	15	18	71	
	Caenidae	Caenis sp.1	CoSk	16	15	10	1	-	-	1	2	6	
		Caenis sp.2	CoSk	-	1	-	1	-	-	1	2	3	
	Ephemerellidae	Serratella sp.	CoSk	1	2	1	-	-	-	-	-	2	
	Ephemeridae	Ephemerella sp.	Co	3	5	3	-	-	-	-	-	-	
	Heptageniidae	Epeorus sp.	CoSk	-	-	-	1	-	-	1	-	-	
		Nais sp.	CoSk	41	32	28	19	1	11	16	2	32	
		Stenonema sp.	CoSk	-	-	-	1	-	-	-	-	-	
	Leptophlebiidae	Chonostepus sp.	CoSk	10	2	-	-	-	-	-	-	4	
		Chonostepus sp.	CoSk	-	-	-	-	-	-	-	-	3	
		Paraleptophlebia sp.	CoSk	-	7	-	2	-	-	-	-	-	
Hemiptera	Coreidae	Mircocoelus sp.	P	35	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Geridae	Metrocoris sp.1	P	5	-	1	-	5	3	2	1	3	
		Metrocoris sp.2	P	-	-	-	2	1	-	-	-	-	
	Nepidae	Unidentified sp.	P	-	-	-	-	-	-	-	1	-	
	Planorbidae	Aparatus sp.	P	2	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Velidae	Tropobates sp.	P	18	3	-	3	-	2	-	1	-	
	Odonata	Clibotryptidae	Unidentified sp.	P	6	2	-	-	-	-	-	-	2
Chlorocyphidae		Rhinocyphus sp.	P	-	-	1	-	-	-	-	-	1	
Coenagrionidae		Unidentified sp.	P	10	-	-	-	-	2	-	-	2	
Gomphidae		Neuroscorpaenidae sp.	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
		Neuroscorpaenidae sp.	P	3	4	1	2	-	-	2	-	-	
Gomphidae		Heliogomphus sp.	P	-	7	2	-	-	-	-	-	-	
		Phyllogomphus sp.	P	-	2	2	-	-	-	-	-	-	
		Orientalomphalus sp.	P	-	-	-	-	-	-	1	-	-	
		Sinobolus sp.	P	1	1	1	-	-	-	-	-	-	
		Sinogomphus sp.	P	1	1	-	-	-	-	1	-	-	
Libellulidae		Unidentified sp.	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Protonotariidae		Unidentified sp.	P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Plecoptera		Nemouridae	Amphinemura sp.	CoSk	-	1	-	1	-	-	-	-	-
		Pteridae	Tetropina sp.	P	10	11	15	3	-	-	-	-	1
Trichoptera		Baetocentriidae	Miraesema sp.	CoSk	-	-	1	-	-	-	-	-	-
		Calamoceratidae	Anisocentropus sp.	Sh	10	15	-	-	-	-	-	-	-
	Limoniidae	Ecnemus sp.	P	-	2	-	-	-	-	-	-	-	
	Hydropsychidae	Arenopsis sp.	F	4	-	-	-	-	-	-	-	3	
		Hydropsyche sp.	F	-	9	11	-	-	-	-	-	-	
	Hydropsychidae	Tetralobus sp.	Sc	1	-	-	-	-	-	-	-	1	
	Leptoceridae	Oreocera sp.	Sh	1	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Odonotocidae	Palatrea sp.	Sc	21	-	2	-	-	-	-	-	-	
	Psychomyiidae	Neuracantha sp.	Co	-	2	4	2	-	-	-	-	-	
		Psychomyia sp.	Co	21	-	-	-	-	-	-	-	1	
	Stenopodidae	Stenopoda sp.	F	-	1	-	-	-	-	-	-	-	
		Unidentified sp.	Sc	1	2	-	-	-	-	-	-	2	
	Lepidoptera	Tortricidae	Unidentified sp.	P	-	-	-	-	-	7	-	-	1
		Blattaria	Unidentified sp.	P	1	-	-	-	-	-	-	-	-
		Acrida	Unidentified sp.	P	2	-	-	-	-	-	-	-	-
Arsenidae		Unidentified sp.	P	-	-	-	-	-	-	-	2	3	
Total Abundance (Indiv/m ²)				439	275	129	78	17	48	58	73	175	
Evenness (Taxa richness)					55	40	26	25	8	14	15	16	24

を採用し、細胞に含まれる DNA 全体を“広義のゲノム”として捉え、その 1 断面 (プロフィール) を見ることで、国内外で採取した複数のヒゲナガカワトビケラ属の同種および異種間の近縁性を解析する。

解析に使用した標本は全て幼虫であり、国内では、*S. marmorata* (採取地：北海道、埼玉、大分)、*S. schmidti* (沖縄) であり、国外では、*S. siamensis* (タイ南部)、台湾・ミャンマー中東部 (イラワジ川支流)・中国東北部 (ハルビン) の判別不明種であり、他にも調査中である。DNA の抽出のための試料は、頭部 0.1~0.5mg を用い、アルカリ抽出法により行う。抽出した DNA の増幅に用いたプライマーとその塩基

配列は pfM19 (5' -CAGGGCGCTAC-3') であり、特定の領域に特異的に結合するプライマーを利用せず、ゲノム DNA の種々の領域から断片を複製する。複製した試料を温度勾配ゲル電気泳動装置 (TGGE) にかけて、複数のバンドパターンを観察する。ここで、内部参照試料として、fd ファージの *geneVIII* を含ませることで、温度変調による各 DNA バンドの特異点 (二本鎖の融解開始点) を決定する。明瞭な DNA バンド 8 本から 10 本の特異点 (名称：spiddos) のパターン類似度を計算 (0 から 1 までの値) し、これをさらに距離の概念にあてはめる。ここで得られる距離を「ゲノム距離 (Genome distance)」と定義する。従来の単一遺伝子に関しての情報を元にする「遺伝的距離 (Genomic distance)」と性質は同様であるものの、厳密なゲノム距離として全ゲノム配列同士のハミング距離を当てるといって大きく異なる。

8 地点、6 種間のゲノム距離を計算し、ワード法によって系統図を描かせてみた。当初の予想として、タイ産の種は水温が一年中高く、世代交代数が多くなることより、他と明確に区別されることが考えられたが、それ以外の種も同様に分散している。なお、本解析はすべて同科の種であるが、その発祥地はタイ・ミャンマー・ラオスの国境線付近 (ゴールデントライアングル) と言われており、ミャンマー中北部の種が中心に位置することは興味深い。

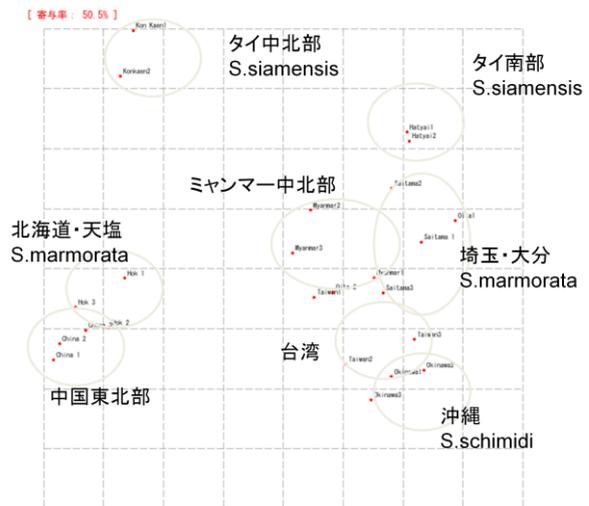


Fig. 3 ゲノムプロフィール法により導かれたヒゲナガカワトビケラ科の近縁性解析結果図

生存試験結果を用いた河口域リュウキュウアユ仔稚魚生息場評価

大槻順朗・東京理大(工)・助教, 島谷幸宏・九大院(工)

1. はじめに

環境水理学の発展と貢献により, 様々な物理・化学的量が把握可能になってきた一方, 次のステップとしてこれらをどのように生物多様性の維持, 保全に結びつけるかがひとつの課題となっていると思われる. このひとつのアプローチとして, 水温や塩分濃度などの物理量(の組み合わせ)が生物にとってどの程度好適であるかを定量化するツールや適切なプロセスを開発することが挙げられる. 本研究はその試みの一つとして, 絶滅危惧種リュウキュウアユを材料に, 生存試験結果を統計モデリングし現地物理環境観測結果とカップリングし, 仔稚魚のハビタットとなる河口域の比較を河川間で行った事例を紹介する.

2. 手法

2.1 現地観測一環

役勝川及び河内川河口域において観測を行った. 役勝川は河口域にマングローブ林を伴う干潟域が広がり, リュウキュウアユ生息個体数も多い. もうひとつの河内川は河口干潟が開発により埋め立てられている. 近年リュウキュウアユの個体数が低調であり, 地域個体群の絶滅が危惧されている. 観測は図-1 に示す各 6 地点, 2010 年 1 月の大潮時・小潮時の水面下 10cm における水温・塩分濃度を観測した. 観測間隔は 1 分間とした.

2.2 生存率のモデリング

岸野ら¹⁾による水温 (15, 19, 21 °C) ・塩分濃度 (0, 15, 30psu) 下におけるリュウキュウアユ孵化仔魚生存試験の結果を一般化線形モデル (GLM) によりモデリングした. link 関数にはロジット関数を用い, 説明変数は水温, 塩分濃度, 経過時間とした. 水温・塩分濃度による生存率の実験値の挙動を考慮し, 水温, 塩分濃度については 2 次式形で, 経過時間は対数形で検討した.

2.3 推定 24 時間生存率 (SPI) の算定

日射・潮汐により水温・塩分濃度が 1 日及び半日周期で変化することを考慮し, 推定 24 時間後生存率 (SPI: Survival Possibility Index) を評価指標に用いた. SPI は 1 分毎の水温・塩分濃度観測値に対して 24 時間後生存率の瞬間値を作成したモデル式を用いて求め, 24 時間分の値を平均し算出した. 干出時は生存率の低下はないものとした. これに環境変化による影響の応答を把握するため, 水温の実測値から +1°C, 及び -1°C シフトした水温値から SPI を算出した.

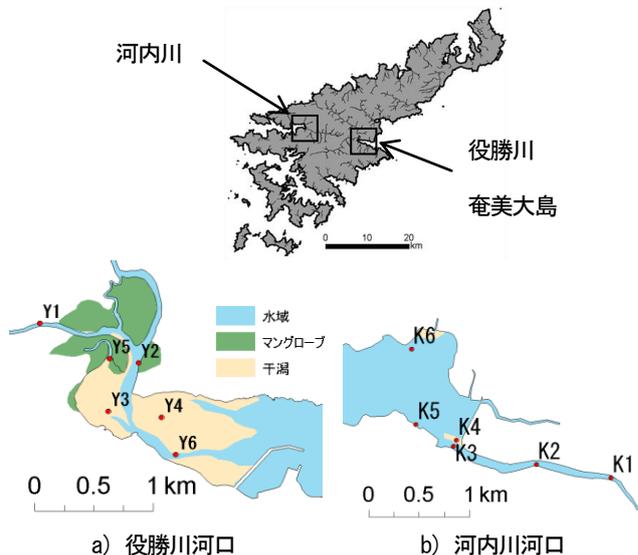


図-1 調査地及び調査地点

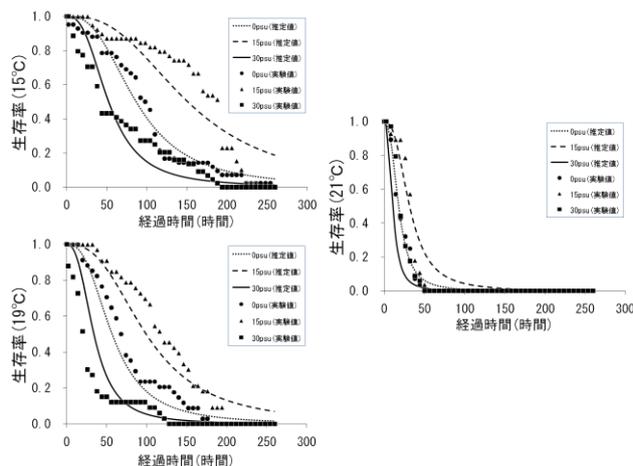


図-2 推定値と実験値の比較

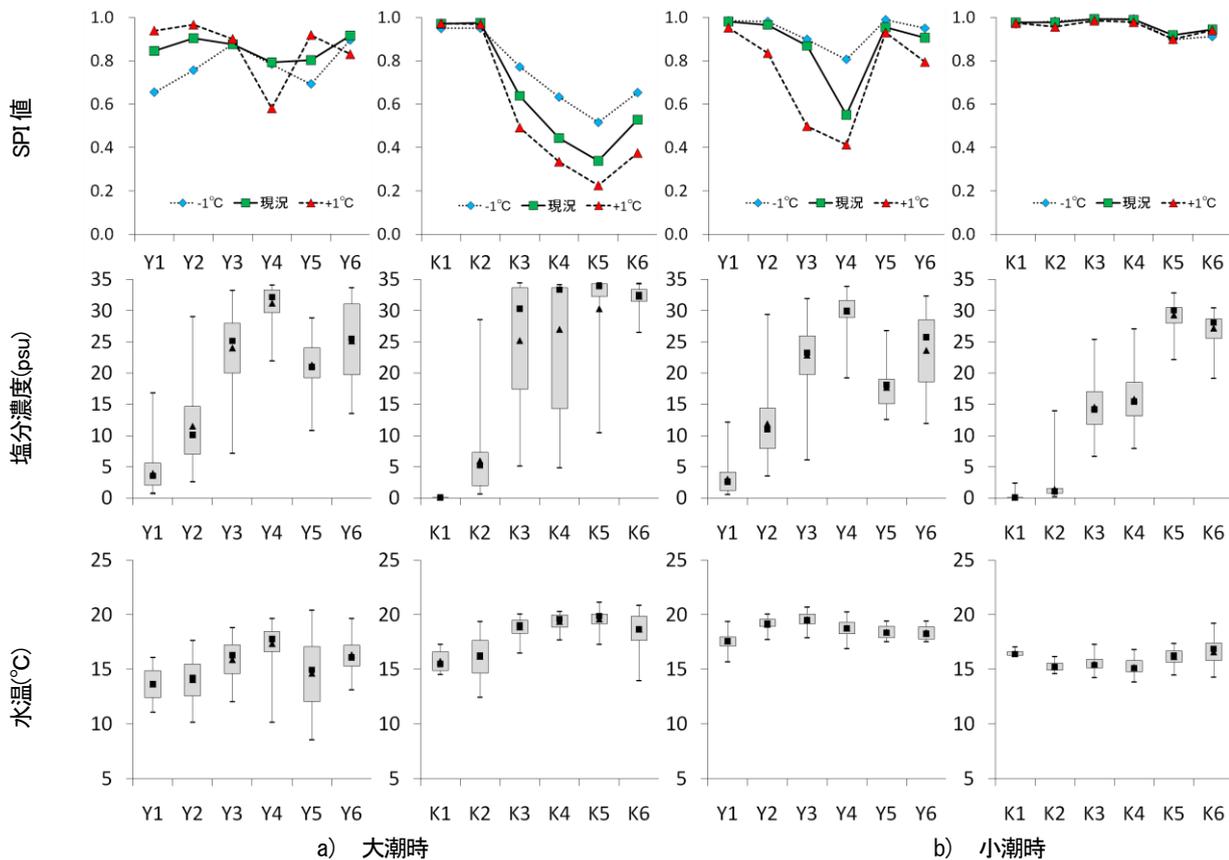
3. 結果

導出された生存率推定式は以下の通りである. 図-2 に示す通り実験結果に対する再現性は良好であるといえる.

$$SR = 1 - \frac{1}{1 + \exp(-z)}$$

$$z = 43.39 + 0.2096T^2 - 6.846T + 0.009665C^2 - 0.2448C + 2.715 \log(1+t)$$

ここに, SR : 生存率, z : 線形予測子, T : 水温(°C), C : 塩分濃度(psu), t : 経過時間(hour)



※岸野・四宮(2005)による主な仔稚魚生息域は、Y2~Y5及びK3, K4, K6

図-3 SPI算出結果及び水温・塩分濃度観測結果

図-3に各地点の水温・塩分濃度の観測値、SPI値算出結果を示す。小潮時においては役勝川、河内川ともに多くの地点でSPI値は80%以上を示した。一方、大潮時には両河口域で様相が異なり、役勝川では概ねすべての地点で80%以上の値を示したのに対し、河内川では湾への開口部から急激に値が低減し、実際に仔稚魚の生息が確認されるK3, K4地点においても40%程度と極めて低い値となった。+1°Cの水温上昇によるSPI値の応答を見ると、役勝川では小潮時にややSPI値の低下が見られたものの顕著な変化は示されなかったが、河内川においては10%以上の低下が示された。その一方で、水温の1°Cの低下により、これらの地点でSPI値が大幅に上昇することが示された。

4. 考察

SPI値を現場に適用することにより、リュウキュウアユ仔稚魚の生理的側面から評価したハビタットの定量的評価が可能となった。大潮時の河内川は開口部を境に良好度が急激に低下し、良好な生息環境となりうる領域が極めて限定されていた。干潟域の埋め立てによる直線化・狭隘化により河口部周辺に河川水が滞留せず、安定した汽水域が形成されていないことが要因と推察される。

今回は仮想的な水温に対するSPI値の応答から、-1°C程度の水温改善はリュウキュウアユ仔稚魚の生育条件を大幅に改善することが明らかとなった。このようにツールを開発したことによって、河川間の良好度の定量的比較とともに事業の生物への効果を定量的に示すことが可能となった。

一方、K3, K4などでは高水温高塩分でSPI値が低いにも関わらず比較的多くの仔稚魚が生息し、その上流のK2では

SPI値の高い低水温低塩分領域では生息数は少ない²⁾といったSPI値の高低と生息分布が対応しない結果となっている。このように生理的好適度と実際の生息分布が一致しないのは、仔稚魚のハビタット選択が必ずしも水温・塩分濃度による生理的条件に依らないことを示唆している。実際には餌資源である動物プランクトン(カイアシ類)密度がK2では低く³⁾、分布制限要因は餌資源量によって生息分布が強く規定されていると考えられ、餌資源が十分である領域内の水温・塩分濃度が高いことが河内川河口域の問題点であると言える。

このようにSPI値が必ずしもリュウキュウアユの在/不在を説明しないことについてはツールとして未完成・不十分であるとの見方もできる。しかし、改変された環境においては、ある種の存在が確認されたとしても、その環境がその種にとって必ずしも良好とは限らず、半強制的にその場を利用しなければならない場合があるので、在/不在に立脚した評価は環境の良否の判断を誤る可能性がある。それに対して本手法は、限定的ではあるが生物の生命維持に関わる量を評価しており、生息分布が歪んだ場においても適応が可能であると言える。

引用文献

- 1)岸野底・四宮明彦・寿浩義：リュウキュウアユ仔魚の水温・塩分耐性に関する生存実験，魚類学雑誌，vol.55，pp.1-8,2008
- 2)岸野底・四宮明彦：奄美大島住用湾および焼内湾周辺におけるリュウキュウアユ仔稚魚の回帰遡上，魚類学雑誌，vol.52，pp.115-124，2005
- 3)大槻順朗，冬季亜熱帯河口域の環境機能に着目したリュウキュウアユ保全に関する研究，九州大学博士論文，2011

堤防撤去と開削が本庄水域の物理環境と底生動物に与えた影響

山室真澄

東京大学大学院新領域創成科学研究科・NPO 法人 自然と人間環境研究機構

1. はじめに

自然再生推進法が平成 15 年に施行され、水域においても再生事業が盛んに行われるようになった。対象水域が高度経済成長期に計画・施工された大規模公共工事によって環境が悪化したとされる場合、その工事以前の状態に戻すことが自然再生にとって不可欠と主張されることが多い。これは一般市民にとってわかりやすい論理だが、当該工事から数十年経る間に、工事以外の要素(例えば富栄養化や人と水域との関係)も変わってしまったことの影響が考慮されていない。むしろ人工的に改変された状況の方が、地域にとって豊かな自然環境をもたらしている可能性もある。非科学的な思い込みにより、自然環境がさらに破壊されてはならない。

本報告では堤防設置前の環境に戻ると期待された中海本庄水域(図1)における堤防撤去と開削によって現実の環境はどうなったのかを、水理構造と底生動物を対象に検討した。

2. 環境改変の経緯と本庄水域の特性

中海は境水道を介して日本海と連なる平均水深 5.4 m、表面積約 71 km²(本庄水域を除く)の潟湖である。水深 4m 付近に安定した塩分成層が存在し、上層水の塩分は海水の約 1/3、下層水の塩分は海水に近い。下層水は通常 5 月から 10 月まで貧酸素化する。本庄水域は表面積約 17 km²で、1963 年に開始された国営中海土地改良事業の干拓予定地として、1981 年に森山堤防、北部承水路、大海崎堤防、西部承水路堤防からなる干拓堤防で中海から切り離された(図1)。

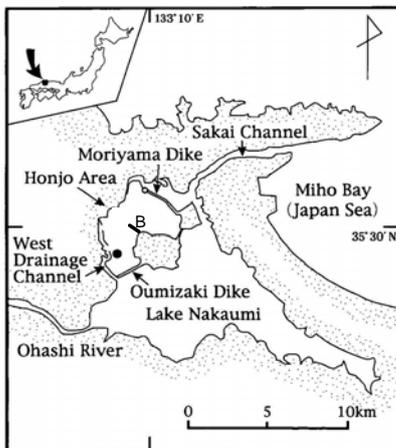


図1. 本庄水域とその周辺

本庄水域と中海は工区西側にある幅約 100 m の西部承水路を 2km 入った堤防開削部でつながっていたが、この水路の一部が水深 2m 前後と浅かったために、本庄水域には中海の上層水しか入らなかった。このため、本庄水域の水塊は比較的均一で塩分成層が生じにくく(Kamiya et al. 2011)、中海本体と比べると下層の貧酸素水塊は強風によって容易に消滅していた(図2)。成層が弱かったため、中海本湖では水深 2~3m 以深には生息しないホトギスガイが本庄水域では水深 5m 近くまで生息し(Yamamuro et al., 2000)、動物プランクトン生息密度も年間を通して中海湖心部より高かった(Uye et al., 2000)。これらの結果から、下層水の流入を引きおこす堤防撤去と開削は塩分成層の強化を招き、本庄水域の貧酸素化をもたらすと指摘されていた(例えば石飛ほか, 2003)。一方、堤防の開削により本庄水域の溶存酸素濃度は増加するとの意見は、「昔の地形に戻せば昔の中海がよみがえる」とする市民感情に合致し、結果として西部承水路堤防は 2007 年 7 月から撤去が始まり、2008 年にかけて水深 3.4m までが撤去された。森山堤防は 2009 年 5 月に水深 5.5m まで開削された。

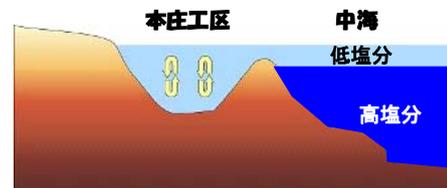


図2. 本庄水域と中海の塩分に関する概念図

3. 方法

本庄水域東側の入江地先に測線を設け、水深 1~5m まで 1m 毎に試料採取を行った(図1、B 地点)。試料はスミスマッキンタイヤー採泥器 1 回(面積 0.11m²)とし、2006 年 4 月から 2009 年 8 月まで原則として隔月に行った。採取した試料は 2mm メッシュの篩いで分画し、篩いに残った動物を同定し、湿重量と個体数計測した。水理構造の変化は島根県保健環境科学研究所の観測結果(図1、●地点)から解析した。

4. 結果と考察

西部承水路堤防撤去により、2008 年以降、中海の高塩分水が本庄水域に流入し、底層の塩分上昇が見られるようになった(図3上図)。さらに森山堤防が開削された 2009 年 5 月以降は、境水道側から常時高塩分水が流

入することで下層の塩分が上昇し、中海本湖と同様に、水深 4m 付近に明瞭な塩分層が形成されるようになった。これにより暖候期には、溶存酸素濃度が 1mg/l 未満の貧酸素水塊が数ヶ月にわたって存在するようになった(図3下図)。

本庄水域における底生動物の変化を優占する二枚貝で見ると、水深 1m では 2008 年まではホトギスガイが年間を通じて優占していたのに対し、2008 年以降は 4 月・6 月にアサリが優占するようになった(図4上図)。これは海水の影響が強くなったことで、アサリの浮遊幼生が本庄水域に残存しやすい環境になった為と考えられる。しかし8月には開削以前同様にホトギスガイが優占しており、春期に定着したアサリは夏季には安定して生息できない状況であった。ホトギスガイは表在性であるため、内在性のアサリは不利である。アサリが優占するには、ホトギスガイが甲殻類や肉食巻貝に常時捕食されるような、好氣的な環境が保たれることが必要である。

一方、水深 5m の状況を見ると、図3下図にみられた貧酸素化により、開削後はホトギスガイにとっても生息が困難な状況になっていた(図4下図)。これらの結果は、開削が本庄水域の環境を「昔のように」良い方向に変えていないことを示している。

5. 引用文献

石飛ほか, 2003. 閉鎖性沿岸域の生態系と物質循環

【7】異なる塩分濃度を有する富栄養化した隣接汽水湖における魚類相の比較. 海洋と生物, 148, 398-404.

Kamiya, H. et al., 2011. Phosphorus release and

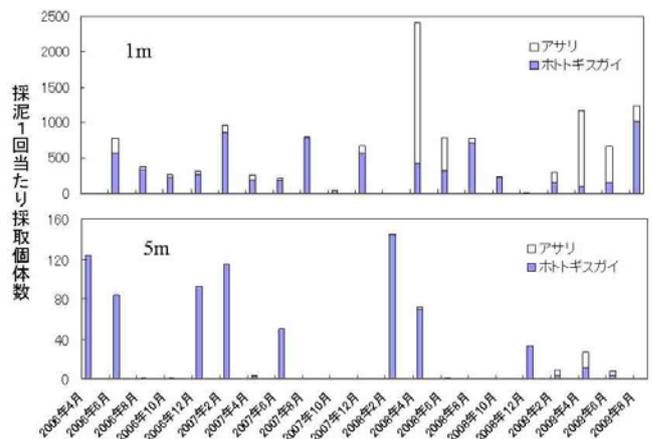


図4. 本庄工区(図1、B 測線)における水深1m(上図)と5m(下図)におけるアサリとホトギスガイの個体数変化

sedimentation in three contiguous shallow brackish lakes, as estimated from changes in phosphorus stock and loading from catchment. Landscape Ecological Engineering, 7, 53-64.

Uye, S. et al., 2000. Geographical and seasonal variations in mesozooplankton abundance and biomass in relation to environmental parameters in Lake Shinji--Ohashi River--Lake Nakaumi brackish-water system, Japan. Journal of Marine Systems, 26, 193-207

Yamamuro, M. et al., 2000. Seasonal change in a filter-feeding bivalve *Musculista senhousia* population of a eutrophic estuarine lagoon. Journal of Marine Systems, 26, 117-126

(付記)本研究は島根県保健環境科学研究所、島根県環境保健公社と共同で行った。

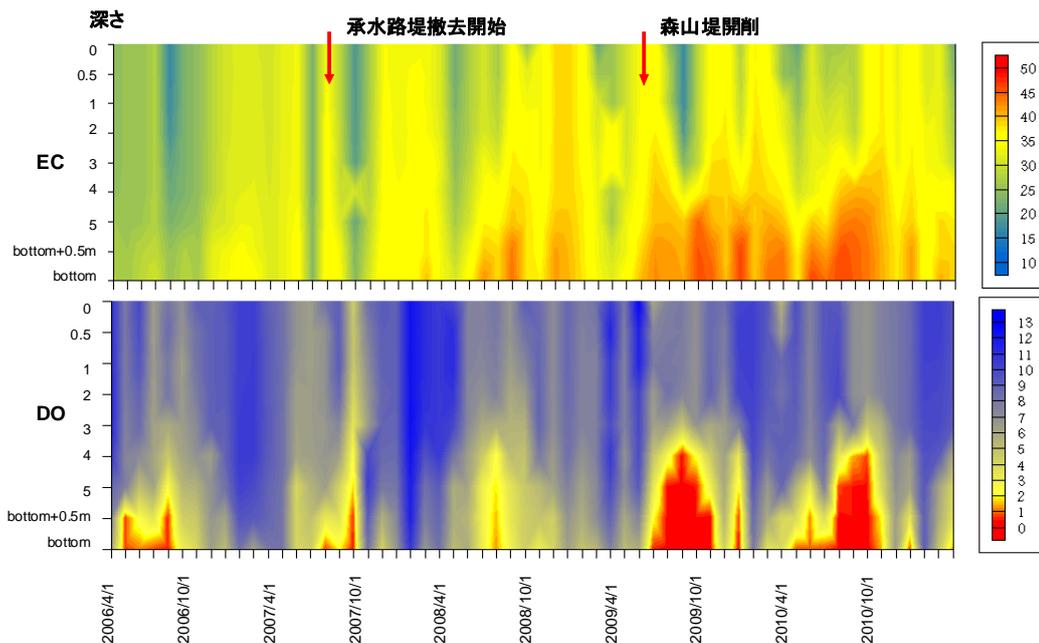


図4. 本庄工区(図1●地点)における電気伝導度(EC)と溶存酸素濃度(DO)の経時変化

底面酸素輸送に対する非定常過程の重要性

○ 井上徹教

(独) 港湾空港技術研究所 沿岸環境研究領域
横須賀市長瀬 3-1-1, E-mail: inoue-t@ipc.pari.go.jp

1. はじめに

これまで固液界面における輸送速度に対する粗度の影響については、特に化学工学の分野における熱・物質輸送に関する問題に対して検討されてきた。その結果から、界面が粗面である場合の熱・物質輸送速度は、一般に滑面の場合に比べて2~4倍大きいと報告されている。富栄養化した沿岸や湖においては、堆積物粒子は非常に細粒が多く、堆積物は通常非透水性として取り扱われる。従って、個々の堆積物粒子が粗度要素となることはないが、底生生物の活動や波の作用によりマウンドやノジュールが形成され、しばしば水理学的に粗面となるため、上記の物質輸送速度の増大が起こる可能性がある。

本研究では、水・堆積物界面における DO 拡散輸送速度に対する粗度および vortex shedding の影響について検討する。ここでは、水中での拡散現象を表現するモデルと、堆積物中の生化学的反応および拡散現象を表現するモデルとを結合することにより、界面における DO 濃度及び DO 輸送速度を算定する手法を用いた。

2. モデル構築

水中から堆積物中へ拡散現象は、大きく2つの箇所(水・堆積物界面直上に形成される拡散境界層と、水・堆積物界面直下の生化学的反応により DO 消費がおこる DO 浸透層)に分けて考えることができる。ここでは Inoue and Nakamura (2011)⁽¹⁾に従い、以下の3つの過程に分けてモデル化を行う。

- (a) 水中の拡散境界層中の拡散輸送に関するモデル化、
- (b) 堆積物中の酸化層中での拡散輸送および生化学的酸素消費過程に関するモデル化、
- (c) 水・堆積物界面における濃度と拡散輸送速度の連続性を用いた、上記2モデルの結合。

Dipprey and Sabersky (1963)⁽²⁾が提唱した cavity vortex theory に従うと、粗度要素間における semi-stagnant film 内の水塊が1回更新する際の DO 輸送速度 J は次式で表現される。

$$-J = \left(\frac{D_{zm}}{s} \right)^{\frac{1}{2}} \{ C_o(z_+ = z_{0+}) - C_o(z_+ = 0) \} \quad (1)$$

ここで、 D_{zm} は鉛直方向の分子拡散係数、 s は semi-stagnant film 内の水塊の更新周期、 z は鉛直方向の位置(水・堆積物界面を0、上向きを正とする)、 $C_o(z)$ は DO 濃度、 z_0 は semi-stagnant film 厚さ、添字 "+" は摩擦速度 u_* と動粘性係数 ν による無次元量を表す。無次元化された DO 輸送速度 J はスタントン数 St と呼ばれ、式(2)のように導出される。

$$St = \left(C_f / 2 \right)^{\frac{1}{2}} \left\{ (Re_* \cdot Sc)^{\frac{1}{2}} / c_1 + A(z_+ = \infty) \right\}^{-1} \quad (2)$$

$$Re_* = u_* k_s / \nu \quad (3)$$

$$A(z_+ = \infty) \equiv \int_{z_{0+}}^{\infty} (Sc^{-1} + D_{z+})^{-1} dz_+ \quad (4)$$

ここで、 C_f は底面抵抗係数、 Sc はシュミット数、 c_1 は semi-stagnant film 内の水塊の更新周期に関連する定数、 k_s は相当砂粒粗度、 D_{z+} は乱流拡散係数を表す。

Black (1968)⁽³⁾は壁面近傍での乱流場において有用なスケール則を導入し、理論的な解析および多数の実験結果から vortex shedding (渦放出) の平均周波数 ω について定式化している。

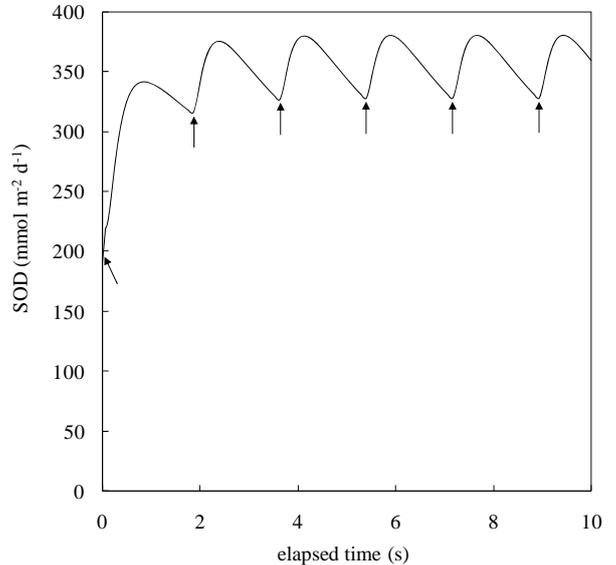


図-1 vortex shedding 発生に伴う DO 輸送速度の変動

$$\omega v / u_*^2 = 2\pi v / su_*^2 = 0.056 \quad (5)$$

また、堆積物モデルとの結合により、水・堆積物界面における DO 濃度も次式のように得られる。

$$C_o(z=0) = D_s R / St^2 \bar{u}^2 + C_o(z=\infty) - \sqrt{\left(D_s R / St^2 \bar{u}^2 + C_o(z=\infty) \right)^2 - C_o(z=\infty)^2} \quad (6)$$

ここで、 D_s は堆積物中での見かけの拡散係数、 R は単位体積当たりの堆積物による DO 消費速度、 u はバルク領域における水平方向の平均流速を表す。以上より、式(1)および(2)から水・堆積物界面における DO 輸送速度およびスタントン数が計算できる。詳細については、Inoue and Nakamura (2011)⁽¹⁾を参照されたい。

3. vortex shedding 直後の非定常過程

Inoue et al. (2000)⁽⁴⁾は、直上水中の DO 濃度の急変直後における DO 輸送速度の非定常的な変動について検討している。ここではこの概念を、vortex shedding により断続的に水塊の更新が起こる粗度要素間に適用し、DO 輸送速度に与える影響について議論する。

vortex shedding 発生に伴う DO 輸送速度の非定常計算の結果の一例を図-1に示す。この変動については、1) vortex shedding 発生前には、界面における DO 濃度勾配は比較的緩やかで、拡散輸送速度も比較的小さい値をとる、2) vortex shedding 発生直後は、semi-stagnant film 上部の水塊が更新され、DO 濃度の勾配は一時的に急になり、DO 拡散輸送速度もまた一時的に大きな値となる、3) その後、拡散境界層の発達に伴い、DO 濃度勾配は次第に緩やかになり、DO 拡散輸送は定常状態でのそれに近づいていく(図-2参照)と解釈される。このような非定常過程を考慮しない場合の定常計算結果と比較したところ、定常計算の結果は非定常計算の結果を時間平均した値よりも約41%過小評価していることが分かった。この結果により、粗度要素間のキャビティー内における水塊の交換率を定量的に評価し、その水塊交換により直上水の DO

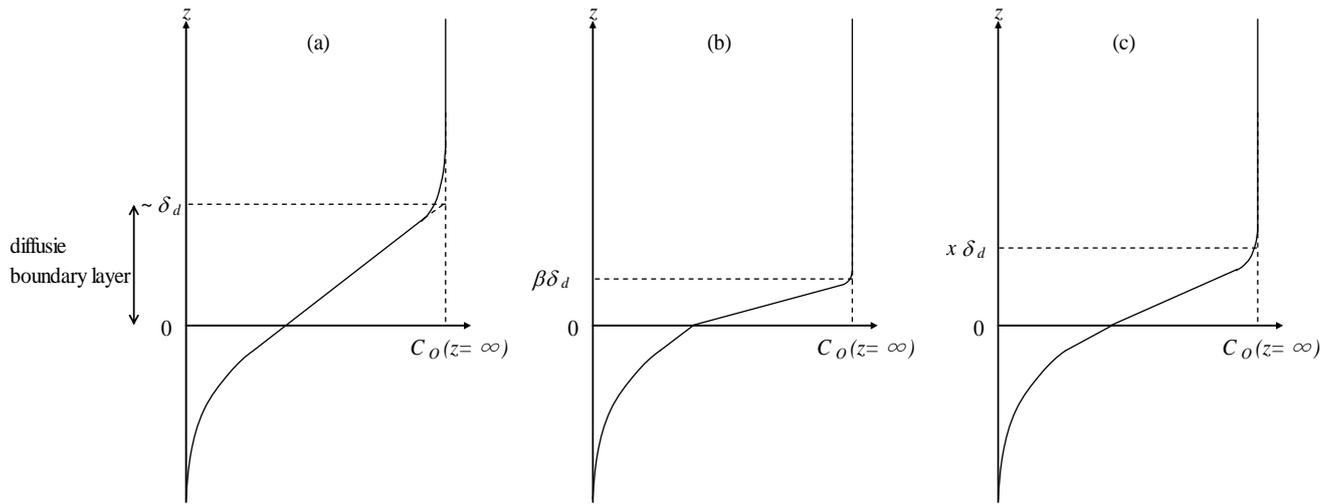


図-2 vortex shedding 発生前後における、水・堆積物界面近傍での DO 濃度の鉛直分布の非定常的な変動についての概念図

濃度が急変し水・堆積物界面における拡散輸送が非定常的に変化することを考慮することによって、計算結果が著しく修正されることがわかった。

4. 非定常効果によるスタントン数の増幅係数

上述の非定常過程を考慮した数値計算は非常に煩雑で、水・堆積物界面における酸素輸送速度を定量化する上で実用的であるとは言い難い。そこで本節では、上記の非定常過程を考慮することによるスタントン数の増幅効果を簡単に定量化・定式化することを試みる。

図-3に摩擦速度と上記の非定常過程を考慮することによるスタントン数の増幅係数Fとの関係を示す。ただし、ここでは中村ら(1995)⁹⁾が行った水・堆積物界面での物質移動速度に及ぼす底面粗度の影響に関する実験条件を元に計算された値のみを示しており、ここでの議論はその実験条件の範囲内 ($0.2 \text{ cm s}^{-1} < u_* < 3.6 \text{ cm s}^{-1}$) でのみ適用されるものであることに注意されたい。図-3から、摩擦速度の増加に伴い、上述の条件の範囲内においては、スタントン数の増幅係数Fは単調に減少していることがわかる。この増幅係数Fの変動は、摩擦速度の二次関数で表現される簡単な回帰式で再現可能である。

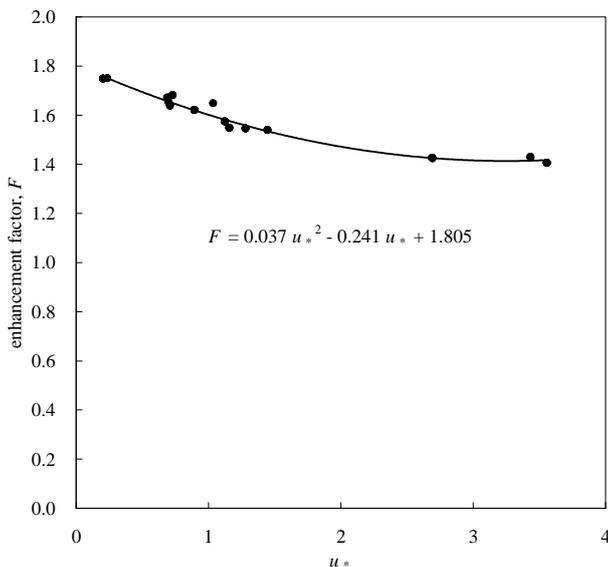


図-3 摩擦速度と非定常過程を考慮することによるスタントン数の増幅係数Fとの関係

$$F = 0.037u_*^2 - 0.241u_* + 1.805$$

$$(0.2 \text{ cm s}^{-1} < u_* < 3.6 \text{ cm s}^{-1}) \tag{7}$$

一方、スタントン数の増幅係数Fと相当砂粒粗度や他のパラメーターとの間には明瞭な関係は見られなかった。

上述の非定常過程を考慮した数値計算は非常に煩雑で、実用的ではないが、底面摩擦の情報を基に、式(7)を用いることによって非定常過程を考慮せずに求めたスタントン数を合理的に修正することが可能となる。

5. 結論

本稿では、水理学的に粗面であると判断される水・堆積物界面における DO の拡散フラックスについて理論モデルを構築した。粗度要素間における水塊の交換 (vortex shedding)、およびそれに伴う拡散境界層内の DO 濃度の急変による DO 拡散輸送の非定常的な変動は、DO 輸送速度に対して重要な現象であることが示された。今後は実験結果等との比較により、本モデルの検証を行う予定である。

参考文献

- (1) Inoue, T. and Y. Nakamura (2011). "Effects of hydrodynamic conditions on DO Transfer at a rough sediment surface." Journal of Environmental Engineering 137(1): 28-37.
- (2) Dipprey, D. F. and R. H. Sabersky (1963). "Heat and momentum transfer in smooth and rough tubes at various prandtl numbers." International Journal of Heat and Mass Transfer 6(5): 329-352.
- (3) Black, T. J. (1968). An analytical study of the measured wall pressure field under supersonic turbulent boundary layers. NASA Contractor Report. Washington, D.C., National Aeronautics and Space Administration. CR-888.
- (4) Inoue, T., Y. Nakamura and Y. Adachi (2000). "Non-steady variations of SOD and phosphate release rate due to changes in the quality of the overlying water." Water Science and Technology 42(3-4): 265-272.
- (5) 中村由行, 柳町武志, 井上徹教 (1995). "水・底泥界面での物質移動速度に及ぼす底面粗度の影響." 海岸工学論文集 42: 1046-1050.

河川生態系予測モデルの構築

電力中央研究所 松梨史郎 今村正裕

1. はじめに

貯水池の下流域における付着藻類や底生動物、魚類等の河川生態系は、河川の流速・水深・水温等の物理的な要因や、水質・底質等の化学的な要因の変化に伴って、その生息環境や生息量、種類数等の変動に影響を及ぼされる可能性がある。このため、ダムからの放流量等の変化が、下流河川の生態系に与える影響を予測・評価しておく必要が生じつつある。しかし、これらをその実測調査結果だけで予測・評価するのは困難である場合が多い。

本研究では、流量の変化等に伴う下流河川の物理・化学的環境の変化が、河川生物に与える影響を検討するための河川生態系モデルを構築した。

2. 河川生態系モデル

モデルは、川島・鈴木¹⁾の河川生態系モデルや、著者ら²⁾の海域の浅場における生態系モデルを参考にして、魚類の餌環境として重要な付着藻類と底生動物を中心に、それらに影響を及ぼす環境影響因子として、浮遊物質、溶存態有機物、無機態窒素・リンを対象とした。

付着藻類のモデルでは、光合成、呼吸、枯死、底生動物による摂取、剥離を考慮した。底生動物のモデルでは、造網型と匍匐型を対象とし、造網型は水中の浮遊物質を、匍匐型は付着藻類を捕食するものとした。図-1にモデルの概念図を示す。

3. 数値解析

シミュレーションの対象とした実測値は、川島・鈴木¹⁾が実施した野川中流部での1981年4月の20日間で取得された実測調査結果データである。同実測調査では、付着藻類についてはレンガを設置し、それに付着した藻類量を測定している。

モデルは、計算領域として流れ方向に12kmの1次元モデルである。メッシュ間隔は200mとした。流量は0.46 m³/s、平均水深は0.15m、平均流速は0.4m/sである。上流側からの水質の流入濃度を与え、8km下流側の実測値を再現することとした。

図-2～6に計算結果を示す。付着藻類量についてのみ、川島・鈴木の実測結果がある。同図により、ある日数に達するまで増大し、その後は減少している時間変化がほぼ再現されており、モデルの妥当性を裏付けることができた。

また他の項目については、以下のような結果となった。匍匐型底生動物は、上流では増加しなかったが、下流では付着藻類の減少とともに増加した。造網型底生動物は、減少し続けた。SSは、一度減少するが、その後付着藻類の消長と共に急増し、その後減少している。DOCは、急増し、その後は若干増加するがほとんど変化していない。無機態窒素・リンは、付着藻類の消長と共に減少し、その後増加している。

1) 川島博之、鈴木基之：化学工学論文集、第10巻、第4号、pp.475-481、1984。

2) 今村正裕、本多正樹、松梨史郎、川崎保夫：土木学会論文集G、Vol.62、No.2、pp.229-245、2006。

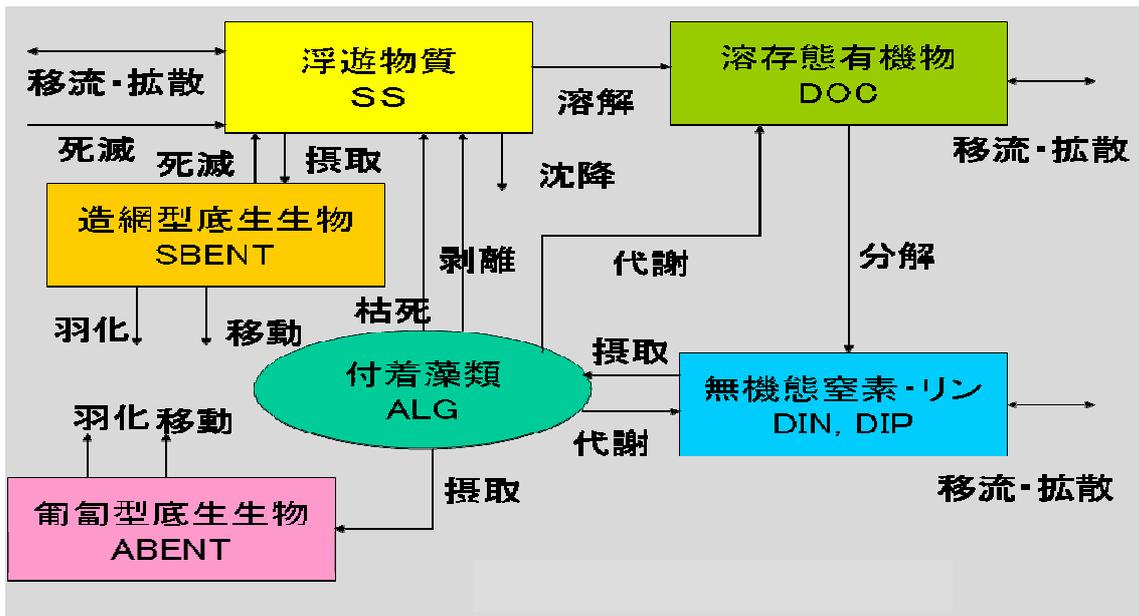


図-1 河川生態系モデルの概念図

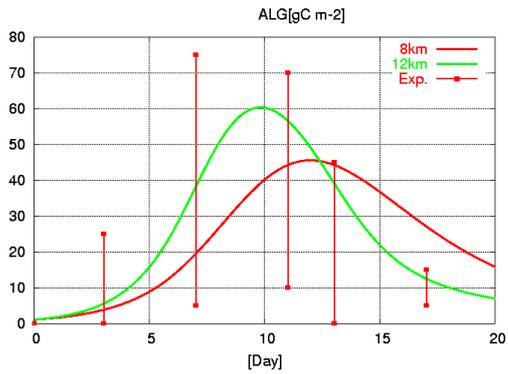


図-2 付着藻類の計算結果

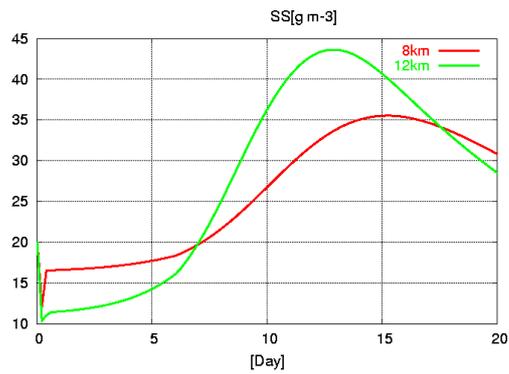


図-3 SSの計算結果

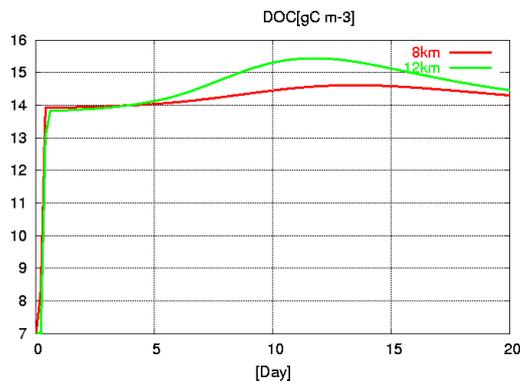


図-4 DOCの計算結果

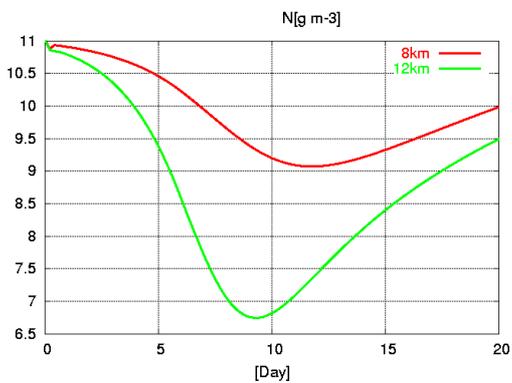


図-5 無機態窒素の計算結果

沖縄本島における陸域負荷の変遷とその影響

山口大学大学院 赤松 良久

1. 目的

沖縄本島では本土復帰以降、陸域の土地利用が大きく変化してきた(図-1)。そこで、本研究では沖縄本島を対象として、陸域からの窒素負荷および土砂流出の変遷を明らかにする。また、土砂流出に関しては、100年後の予測降雨量を用いて将来の土砂流出量の増加についても検討する。さらに、それらの結果を用いて、陸域からの栄養塩・土砂の負荷が沿岸域のサンゴの生息環境に与えた影響についても検討する。

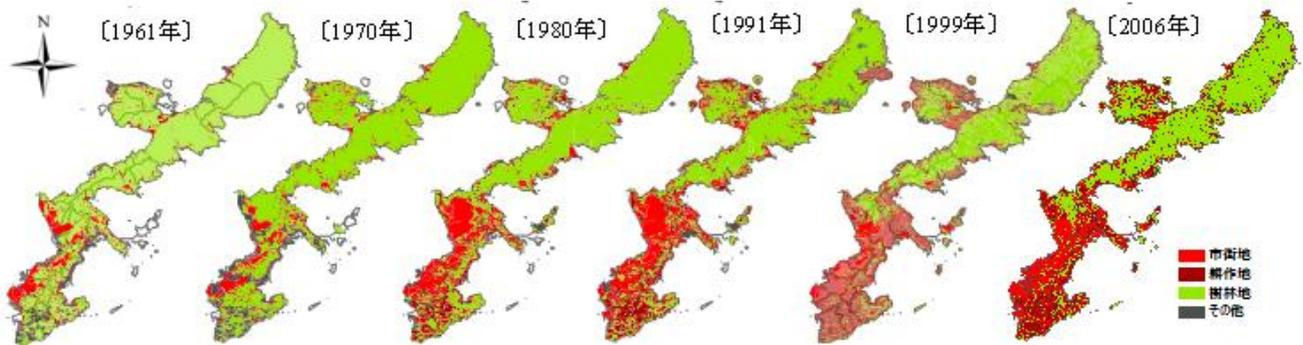


図-1 1961年から2006年にかけての沖縄本島の土地利用の変化

2. 研究方法

沖縄本島の28流域を対象として土砂流出解析および窒素汚濁負荷解析を行った。土砂流出解析は土壌侵食・土砂流出モデル WEPP (Water Erosion Prediction Project) と GIS (Geographic Information System: 地理情報システム) を組み合わせた土砂流出解析モデルである GeoWEPP を用いた。また、窒素汚濁負荷量は原単位法を用いた GIS 解析によって算出した。解析は1961年および2006年の土地利用データを用いて行った。さらに、土砂流出に関しては、100年後の予測年間降雨量を用いた解析も行った。

3. 沖縄本島における陸域負荷解析

図-2に2006年の土地利用を用いた年間総土砂流出量(t/year)の空間分布を示す。中部域では流域面積の小さい河川が多く、平地が広がっているため、北部や南部に比べて土砂流出量は小さい。北部地域は山地が多く、斜面からの土砂流出が顕著であると考えられる。

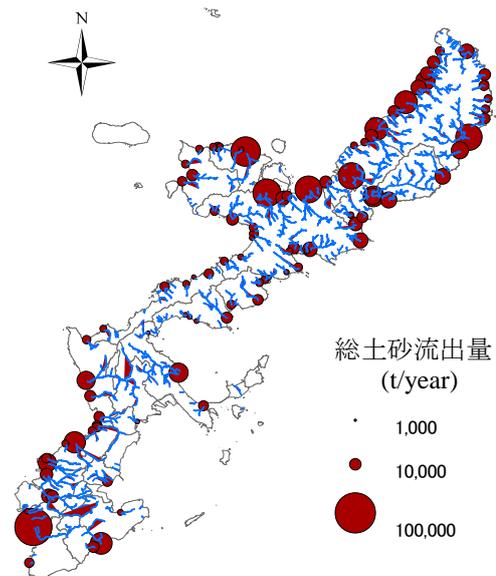


図-2 沖縄本島における年間総土砂流出量の空間分

図-3に1961年および2006年の土地利用を用いた河口域での年間総窒素負荷量(t/year)を示す。ここでは、総窒素負荷量は各流域内の単位面積当たりの窒素負荷量を積算して求めた。1961年から2006年にかけて総窒素負荷量は増加傾向にあり、南部や中部では急激に増加している流域も見られる。これらは流域内の人口が増え、市街地化したことによるものと考えられる。一方で、南部の地域では総窒素負荷量が減少している箇所がみられるが、これは流域内で下水道整備が進んだことによるものである。

4. 陸域負荷の変化とその影響

沖縄本島における陸域からの栄養塩および土砂負荷の変化が沿岸域のサンゴの生息環境に与えた影響について検討する。過去のサンゴ礁現況調査からまとめられた1972年から2004年にかけてのサンゴ被度の変化を図-4に示す。1972年にはサンゴ被度が50%以上の地点が多くみられるが、1999年にはほとんどすべての地点で被度が0%になっている。その後、2004年には多少の回復が見られるもののすべての地点で被度が10%以下である。1999年にサンゴ被度が激減しているのは1998年の夏に世界規模で起こったサンゴの白化によるものである。しかし、1972年から1992年にかけてサンゴ被度が徐々に減少しているのは陸域からの負荷の増大の影響で

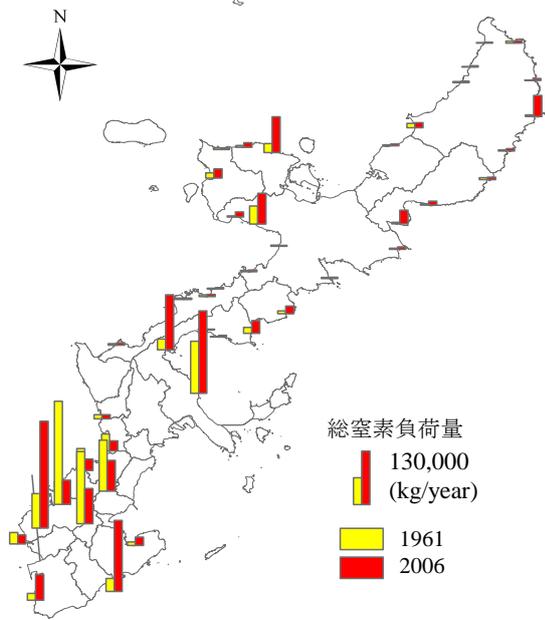


図-3 沖縄本島における年間総窒素負荷量の空間分布

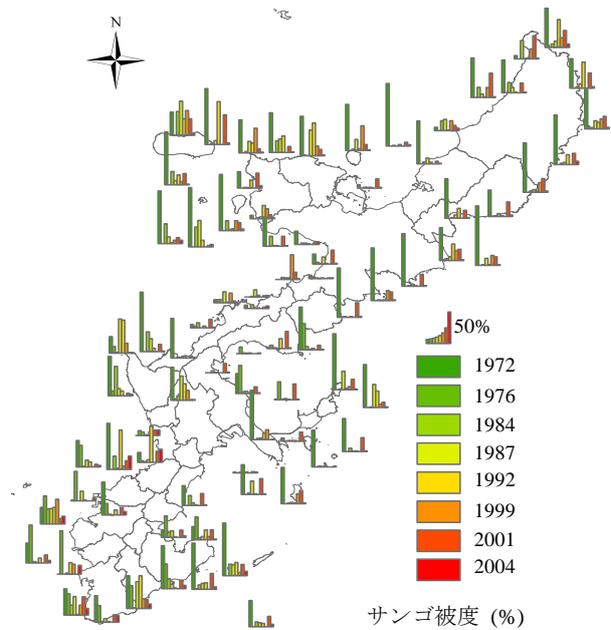


図-4 沖縄本島におけるサンゴ被度の変化

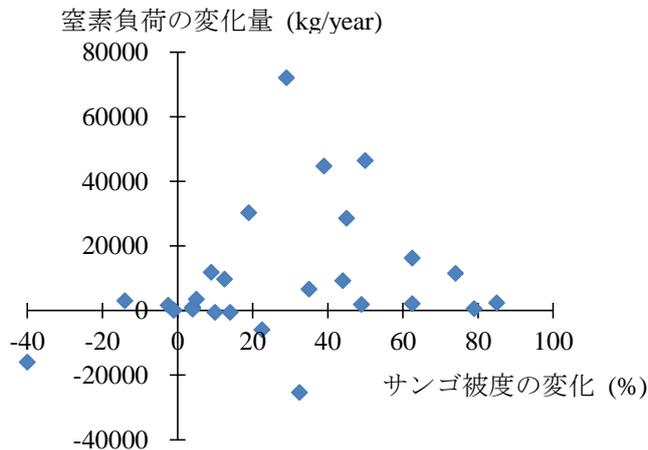


図-5 サンゴ被度の変化と窒素負荷変化量の関係

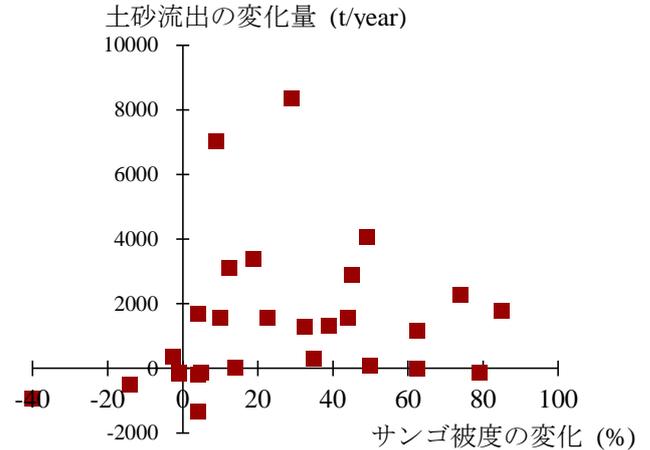


図-6 サンゴ被度の変化と土砂流出変化量の関係

あると考えられる。

そこで、1972年から1992年にかけてのサンゴ被度の変化と1961年から2006年にかけての窒素負荷および土砂流出の変化量の関係を図-5、6に示す。窒素負荷量および土砂流出量はサンゴ被度の調査点にもっとも近く、強い影響を与えると考えられる流域のデータを用いた。また、ここでは、サンゴの減少量が正、負荷の増大量が正である。サンゴ被度の変化と窒素負荷・土砂流出の変化量に明確な関係は見られないものの、窒素負荷の変化が大きいところ（2000kg/year以上）ではサンゴの被度が20%以上減少していることがわかる。サンゴ被度の減少は沿岸の開発などによる直接的なサンゴ礁の破壊も影響していると考えられるため、今後はそれらの地点を排除して検討を行う必要がある。

5. 結論

沖縄本島における陸域負荷の変遷を明らかにするために、原単位法を用いたGIS解析によって過去・現在の窒素負荷量を算出するとともに、土砂流出解析モデル（GeoWEPP）を用いて、過去・現在・将来の沖縄本島における土砂流出量を算出した。さらに、これらの陸域負荷の変遷と沿岸域のサンゴの被度の変化を比較したところ、明確な関係は見られなかった。今後は沿岸の開発などによる直接的なサンゴ礁の破壊も検討していくことが必要であることが示唆された。

環境流体計算と3次元可視化手法について

首都大学東京 都市基盤環境コース 新谷哲也

1. はじめに

閉鎖性湾や湖内の流動・水質を解析するために様々な3次元数値モデルが開発され、有用なツールとして幅広く研究・実務に利用されている。これら3次元モデルを用いることによって、観測等では取得が困難な時空間的に解像度の高い情報を容易に得ることができる。しかしながら、一方で大量に吐き出されるデータの処理、特に可視化が問題となることが多い。通常、3次元データは統計的に処理された形（鉛直方向に平均化等）や2次元断面（スライス）で表現されることが多いが、局所的に生じる水質変化や汚濁物質の追跡等、3次元的な可視化表現が必要とされるケースも少なくない。著者が近年文献やインターネットで（主に市販ソフトウェアを使わない）3次元の流体可視化手法について調べた際に、簡潔に情報がまとまっている文献が意外と少なかった。そこで本稿では、その際に得られた動向とともに、現在、有力と思われる可視化ライブラリーVTK(Visualization Tool Kit)^①を環境流体モデルへ組み込んだ一例を紹介する。

2. 3次元CGの基本

3次元CG(Computer Graphics)とは、コンピューター内の3次元仮想空間に可視化する物体、光源、及び視点を配置し、その視点から見える映像を2次元の画面に投影する技術である^②。結果として作成された画像は2次元画像であるが、3次元的にデータを保持しているため、任意に視点を変更させても（例えば物体の裏側を見るなど）再描画することができる。3次元CG作成プロセスは一般的に以下のような手順となる。まず、モデリングと呼ばれるプロセスで物体の形状を決定し、色や質感を設定する。次に視点・光源の設定で3次元空間での物体の見え方を設定する。そして、最終的にレンダリングと呼ばれる処理で2次元投影面に描画する。一般的に3次元CGといえば、フォトリアリスティック（写実性を追求する）レンダリングであるが、医療関連や流体の可視化等（Scientific Visualization）では、物理的解釈が優先されるために写実性はあまり追求されない。また、静止画のレンダリングでは描画速度はあまり追求されないが、計算と描画を同時に行うリアルタイムレンダリングと呼ばれる手法では、描画速度向上（フレームレート維持）のために様々な工夫がなされている。

3. 3次元可視化手法の現状

数値計算で得られる3次元データの可視化手法は大きく分けて二通りある。一つは、既存の可視化ソフトウェアを用いる方法であり、もう一方は、（公開されている）可視化ライブラリーを利用して独自のプログラムを作成する方法である。前者としては、Paraview(<http://www.paraview.org/>)、OpenDX(<http://www.opendx.org/>)、Vis5D(<http://vis5d.sourceforge.net/>)のようなフリーウェアも存在するが、Matlab、AVS/Express、IRIS/Explorer、Tecplotなど非常に高価なものが少なくない。また、Povray (<http://www.povray.org/>)などフリーのレイトレーシングソフトウェアも3次元データの可視化（ボリュームレンダリング、等値面等）に用いることもできる。本稿ではこのようなパッケージソフトウェアを用いるのではなく、後者の可視化ライブラリーを用いた可視化プログラムの構築、もしくはモデルに可視化機能を加える手法に着目する。まず、3次元可視化ライブラリーとしてOpenGLとDirectXがその代表格として挙げられる（他にもVRMLなどがある）。OpenGLは、SGIによって科学計算における可視化を目的に開発されたライブラリーであり、DirectXはMicrosoftによって開発され、映像にとどまらずマルチメディアソフトウェアの開発を目的としている（Windows用のみ）。これらのライブラリー(API: Application Programming Interface)を直接プログラムから呼び出して可視化することは手間がかかるため、現在では、それらの拡張APIとして、VTK(<http://www.vtk.org/>)やJava3D(<http://java3d.java.net/>)等が開発されている。これらのAPIでは下位にどのような描画ライブラリーが使われているか気にする必要はない。Java3Dは、クロスプラットフォームであることに加え、JavaアプレットとしてWebブラウザ上で実行できるなどの利点がある。一方、VTKもC++で記述されているクロスプラットフォームライブラリーであるが、C++やJavaに加え、Tel、Python、(Ruby)などのスクリプト言語に対応している等の特徴を有する。また、VTKは科学計算可視化用の機能（等値面、

等高線，ベクトル図，スライス図，ボリュームレンダリング等) が非常に充実しているため，流体を3次元的に可視化するには，現時点では一番適していると思われる（この分野は日進月歩であるため，常に最新の情報をチェックする必要がある）．以下では，VTKを環境流体モデルに組み込む例について説明する．

3. モデルへの組み込み例

多くの環境流体を扱うモデル（例えば POM, ROMS, ELCOM, FVCOM）では，可視化処理をモデル本体とは別に扱っているが，数値計算の結果をリアルタイムに表示・操作することは，現象の理解を助けるとともに，モデル初心者への敷居を下げることに，また，モデル開発中の修正・確認作業において有用となると思われる．本稿では，コアとなる流体モデルとして，オブジェクト指向環境流体モデル Fantom3D[®]を用いた例を示す．Fantom3DはROMSなどと同様にCUI（Character User Interface）ベースのモデルである．このモデルの計算ループ内にVTKによる描画処理を加え，流れや物質の輸送状況のリアルタイム表示を試みた．

ここでは，紙面の関係上ライブラリーのインストールや言語上での使用方法は省略して，VTKを用いた流体可視化の要点を説明する（図-1）．描画プロセスは大きくデータ処理セグメントと描画処理セグメントに分けることができる．まずデータ処理において，計算で使っている3次元格子情報を元にグリッドオブジェクト（vtkStructuredGrid等）を作成する．続いて，グリッドの各格子点で時々刻々得られるスカラー（温度，塩分など）やベクトル（速度成分）値を配列形式でグリッドオブジェクトへ代入してSource（基礎データ）とする．次に，このSourceをFilterに渡してSourceのデータ構造を加工する．このFilter操作には地形のマスク(threshold)や等値面(contour)への変換等が含まれる．このSourceが持つ情報を使用して描く物体ごとにMapperを作成し，描画前の物体の物理形状等を決定する（コンターの範囲，カラーマップ等はMapperで決定する）．次に描画処理セグメントへと移行する．MapperのデータはActorへと渡され，Actorで物体の透明度や色の変更，表示・非表示の設定などを行う．最終的にRendererへActor群，カメラ（視点），光源を登録して2次元平面に投影し，RenderWindowに渡して画面表示する．さらにInteractorを追加することで，マウスを用いて画面上のオブジェクトの平行移動，回転，拡大縮小等の操作が可能となる．その他，文字列や凡例もRendererに登録することで画面上に自由に配置できる．

上記の3D描写を毎計算ステップ行うと計算時間を大幅に増加させてしまう可能性があるため，一定の計算ステップ間隔で更新し，必要なときにはすぐに最新の状態にアップデート可能にするなどの工夫が必要となる．最後に，VTKを組み込んだモデルのスナップショットを図-2に示す．この図では，描画内容を動的に変更するためのインターフェイス(GUI)としてQt (<http://qt.nokia.com>)を利用した．

参考文献

(1)Schroeder et al.: The Visualization Toolkit: An Object-Oriented Approach to 3-D Graphics, 4th edition, Kitware, 2006. (2)荒屋真二: 明解3次元コンピュータグラフィックス, 共立出版, 2003. (3)新谷哲也・中山恵介: 環境流体解析を目的としたオブジェクト指向流体モデルの開発と検証, 水工学論文集, 2009.

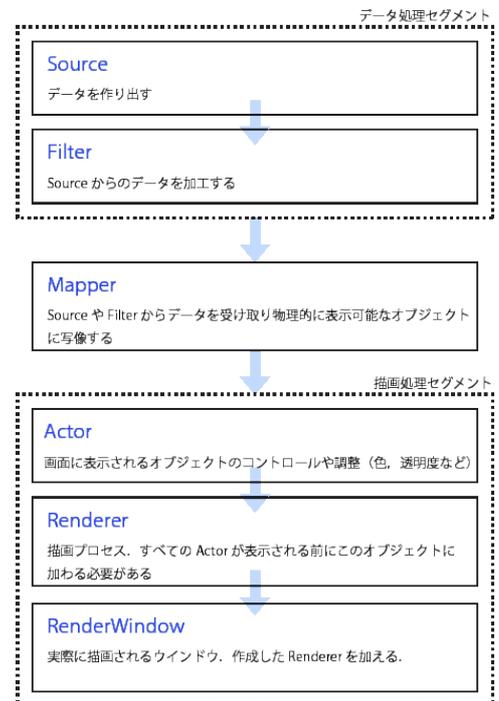


図-1 VTK 描画の流れ

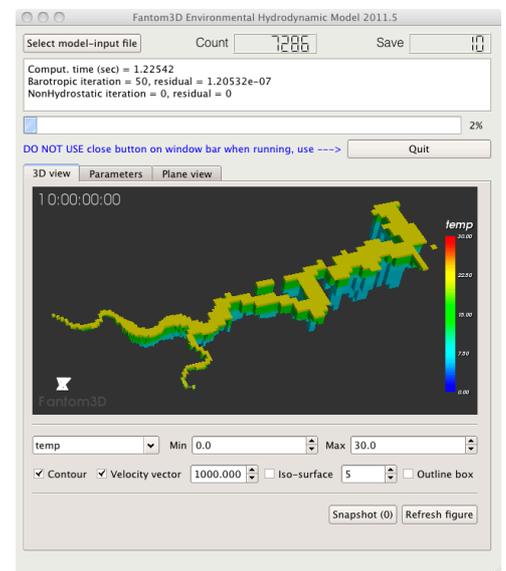


図-2 VTK 導入後のスナップショット

ダム貯水池の水温予測における長波放射量の推定

鳥取大学大学院工学研究科 矢島啓・崔貞圭

鳥取大学工学部土木工学科 細川達也・松原靖知・山田康弘

1. はじめに 現在、鳥取市で建設中の殿ダムにおいて、選択取水設備の操作支援システムを構築している。システムに含まれる 3 次元水理水質予測計算モデルの精度向上のために、雨量以外の気象要素は貯水池水面上での計測を行っており、長波・短波ともにそれぞれ上向・下向の計 4 成分を計測している。システムの構築において予測精度の検証も行っているが、その中で我々がこれまで用いてきた長波の推定式の精度に疑問が生じた。そこで、文献調査により長波放射に関する推定式を調査し、殿ダムにおける毎時の観測データ(2011年4月26日～5月29日)を用いて、各推定式の精度に関する検討を行った。ただし、評価は正味長波放射量を対象とし、下向き長波放射を正とした。

2. 長波放射の推定精度の検討(1) 検討に用いた長波の推定式¹⁾を以下に示す。ただし、以後の検討において、長波放射のアルベドは 0.03 とし、水面から上向きの長波放射は $-\varepsilon_w\sigma T_w^4$ とした。

$$\varepsilon_{cl1} = 0.643(e_a/T_a)^{-7} \quad (1)$$

$$\varepsilon_{cl2} = 9.365 \times 10^{-6} T_a^{-2} \quad (2)$$

$$\varepsilon_{cl3} = 1 - 0.261 \exp\{-7.77 \times 10^{-4} (273 - T_a)^2\} \quad (3)$$

$$\varepsilon_{cl4} = 0.70 + 5.95 \times 10^{-7} e_a \exp(1500/T_a) \quad (4)$$

$$\varepsilon_{cl5} = 0.714(e_a/T_a)^{0.687} \quad (5)$$

$$\varepsilon_{cl6} = 0.625(e_a/T_a)^{0.131} \quad (6)$$

$$L_{d1} = L_d^* (1 + 0.26c) \quad (7)$$

$$L_{d2} = L_d^* (1 + 0.22c^{2.75}) \quad (8)$$

$$L_{d3} = L_d^* (1 + 0.0496c^{2.45}) \quad (9)$$

$$L_{d4} = L_d^* (1 - c^4) + 0.952c^4 \sigma T_a^4 \quad (10)$$

$$L_{d5} = L_d^* (1 - c) + c \sigma T_a^4 \quad (11)$$

$$L_d^* = \varepsilon_{cl} \sigma T_a^4 \quad (12)$$

ここで、 L_{dx} : 各式における長波放射[W/m²], L_d^* : 快晴時の長波放射[W/m²], T_a : 気温[K], ε_{clx} : 射出率, σ : Stefan-Boltzmann 定数, C : 雲量, e_a : 水蒸気圧[hpa]である。

式(7)-(11)の L_d^* における ε_{cl} に式(1)~(6)を適用し(5×6=30 ケース), 推定値と観測値の比較から精度に関する統計値を求めた。表-1 は、観測値と推定値の相関係数を示している。図-1 では各組合せの中で式

(7)-(11)の中で最も相関係数の大きかったものを赤字で示している。式(7)-(9)については、射出率を式(1)から求めたものが、また、式(10)-(11)に関しては射出率を式(5)より算出したものがそれぞれ高い相関を示した。このことから同じ長波放射の推定式を用いても射質率の違いにより精度が変化することが分かった。また、最も相関係数の高かったものは、式(8)と式(1)を用いた場合の $R^2=0.6347$ であった。

3. 長波放射の推定精度の検討(2) 検討に用いた長波の推定式を以下に示す。

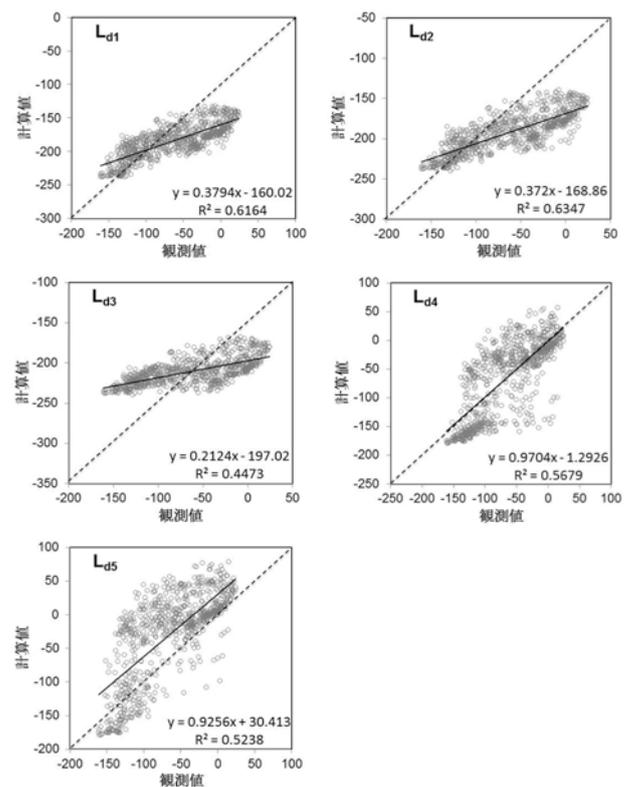


図-1 観測値と参考文献¹⁾による推定値の比較

表-1 参考文献¹⁾による推定値の決定係数(R²)

	Ld1	Ld2	Ld3	Ld4	Ld5
ε_{cl1}	0.616	0.635	0.447	0.556	0.523
ε_{cl2}	0.012	0.012	0.012	0.521	0.503
ε_{cl3}	0.077	0.452	0.234	0.496	0.480
ε_{cl4}	0.485	0.511	0.270	0.556	0.520
ε_{cl5}	0.573	0.597	0.400	0.568	0.530
ε_{cl6}	0.606	0.625	0.431	0.555	0.523

(1) 参考文献²⁾による推定式

$$L_d = \varepsilon_a \sigma T_a^4 \quad (13)$$

$$\varepsilon_a = 0.672(e_a/T_a)^{1/7} \cdot (1 + 0.17C^2) \quad (14)$$

$$e_{T_a}^{sat} = 2.17 \times 10^{10} \exp[-4,157/(T_a - 33.1)] \quad (15)$$

$$e_a = Rh \cdot e_{T_a}^{sat} \quad (16)$$

ここに、 ε_a :大気の放射率、 $e_{T_a}^{sat}$:温度、 T_a :における飽和水蒸気圧[hpa]

(2) 参考文献³⁾における推定式

$$L_d = \varepsilon_a \cdot \sigma \cdot T_a^4 \quad (17)$$

$$\varepsilon_a = 1.09 \cdot (1 + 0.17 \cdot C^2) \cdot 1.24 \cdot (e_a/T)^{1/7} \quad (18)$$

(3) 参考文献⁴⁾における推定式

$$L_d = \sigma T_a^4 [1 - (1 - L_d^*/\sigma T_a^4) C_0] \quad (19)$$

$$L_d^* = (0.74 + 0.19x + 0.07x^2) \sigma T_a^4 \quad (20)$$

$$x = \log_{10}(0.14 e_a) \quad (21)$$

$$e_a = 6.1078 \times 10^2 (7.5 T_a / T_a) \quad (22)$$

$$C_0 = 0.21 h^{-1.69} \quad (23)$$

ここに、 C_0 :雲量係数($0 \leq C_0 \leq 1$)、 h :相対湿度、 ε_w :水面からの射出率、 T_w :水面の温度[K]

(4) DYRESM⁵⁾における推定式

$$L_d = (1 + 0.17C^2) \varepsilon_a (T_a) \sigma T_a^4 \quad (24)$$

上にあげた参考文献^{2)~4)}と DYRESM⁵⁾で使用していた推定式から求めた推定値と観測値を比較した。図-2に示すように、全体的に推定値は実測値より大きくなった。表-2に示すように文献²⁾と文献³⁾の R^2 値は表-1に示す値より大きいことから最も相関性のある推定式であると考えられた。しかし AME 値, RMSE 値は DYRESM の精度が良いと判断された。

次に、雲量の大小による影響を検討するため、DYRESM と文献²⁾の推定式を選択した。雲量は $C \leq 0+$ (快晴)、 $C=10$ (全天雲) の2つの場合に分けて検討した(表-3)。その結果、両式とも $C \leq 0+$ においては相関係数が大きくなり、逆に $C=10$ の時では小さくなった。しかし AME 値, RMSE 値は文献²⁾, DYRESM 共に $C \leq 0+$ の方が $C=10$ よりも大きくなった。

4. まとめ 検討した推定式の中で文献²⁾で挙げられた式が最も相関性の高い推定式であった。しかし、実測とはなお $40-60 \text{ w/m}^2$ の誤差があった。また雲量に関する検討を行った結果、雲量が小さいときには相関は高くなるものの、誤差が大きくなる傾向があることが明らかとなった。

今後は、さらに文献調査を行い対象とする推定式を

増やし、より詳細な検討を行う予定である。また、長波の推定誤差が、貯水池の水温予測に与える影響についても評価していきたいと考えている。

5. 参考文献

- 1) Kruk, N.S. et al., Downward longwave radiation estimates for clear and all-sky conditions in the Sertãozinho region of São Paulo, Brazil, Theor. Appl. Climatol. Vol. 99, pp. 115-123, 2010.
- 2) Gutierrez, L.D. et al., A Hydrodynamic Model of Lake Michigan for Coastal Water Quality Management, 33rd IAHR Congress., pp. 5228-5235. 2009.
- 3) Livingstone, D.M. et al, Annual heat balance and equilibrium temperature of Lake Aegeri, Switzerland, Aquatic Sciences, Vol. 51, pp. 351-369, 1989.
- 4) 中津川誠ら: 融雪期に豪雨が相俟って生起する出水の予測について, 河川技術に関する論文集, Vol. 7, 2001.
- 5) Antenucci, J. et al., DYRESM Science manual, 2006.

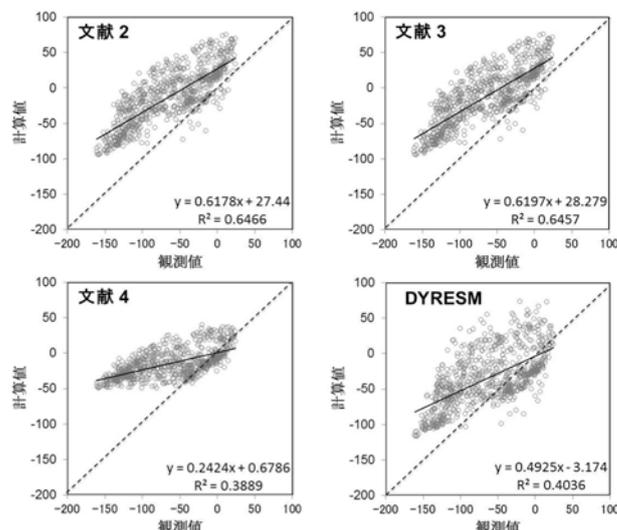


図-2 観測値と参考文献^{2)~5)}による推定値の比較

表-2 参考文献による計算結果の決定係数 (R^2)

	文献 ²⁾	文献 ³⁾	文献 ⁴⁾	DYRESM
R^2	0.647	0.646	0.389	0.404
AME(w/m^2)	52.5	53.1	50.8	40.7
RMSE(w/m^2)	59.7	60.3	63.6	48.9

表-3 雲量の違いによる決定係数 (R^2)

R^2	()はサンプル数	文献 ²⁾	DYRESM
		$(C \leq 0+)$ (80)	0.780
	$(C=10)$ (208)	0.391	0.078
AME	$(C \leq 0+)$ (80)	60.0	48.2
(w/m^2)	$(C=10)$ (208)	34.3	25.3
RMSE	$(C \leq 0+)$ (80)	60.6	51.3
(w/m^2)	$(C=10)$ (208)	40.2	32.0

太湖流域の人間活動が水環境に与える影響評価

Assessment of Human Activity Effects on Water Environment in the Lake Taihu Basin

○郝愛民*・井芹寧**・岡貴稔*・黒川俊輔*・張振家***・久場隆広*
A.M. HAO*, Y. ISERI**, T. OKA*, S. KUROKAWA*, Z.J. ZHANG*** and T. KUBA*

1. はじめに

中国の太湖流域には優越な地理位置、自然環境および歴史文化などがあるため、経済発展に有利な条件が備わっており、中国国内でも工業化、都市化の水準が最も高い地区の一つである。太湖流域面積は 36895 km² で、太湖面積は 2338 km²、周囲長は 436 km、平均水深は 1.95 m、平均貯水量は 47.2 億 m³ である。太湖は吞吐性湖沼(注 1)であり、年平均吞吐量は 52 億 m³ で、平均交換係数は 1.18 である。太湖流域には約 5000 万人が住んでいる。その流域圏の水資源、生態系などの宝庫として、広域的多面的な価値を有しており、国家の重点名勝地にも指定されている。しかし、近年、太湖流域は急激な経済発展に伴う水環境の汚染が進行し、毎年夏季にアオコが大量に発生するなどの富栄養化問題が深刻化している。太湖の富栄養化は当流域の社会、経済などの持続可能な発展に大きな支障を与えている。

本研究は、太湖水環境の変遷状況を述べるとともに現地調査の結果に基づき、水環境の改善および生物多様性の保全方を提案することを目的とする。

2. 現地調査の概要

現地調査は 2011 年 5 月 31 日～6 月 5 日に太湖東南部の東太湖、北部の梅梁湾および南西沿岸部を中心とし、ハイドロラボ多項目水質計を用いて水質計測の調査を行った。調査地点を図 1. に示した。

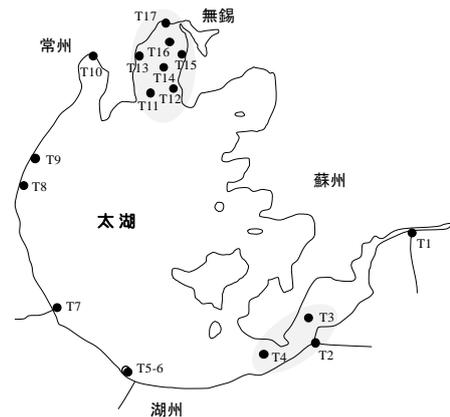


図 1.太湖における調査地点

3. 太湖流域の水環境変遷分析

3.1. 太湖水質の変遷分析

20 世紀 80 年代初は太湖の水質が良好で、中栄養 - 中富栄養状態であり、飲用水源地の水質標準となっていた。その中、中栄養状態の面積は 83% で、中富栄養状態の面積は 16.9% であった。しかし、近 20 年間は太湖の水質悪化が進行し太湖の全体が富栄養化状態となった。2008 年の調査結果による太湖の湖区水質階級を図 2. に示した。

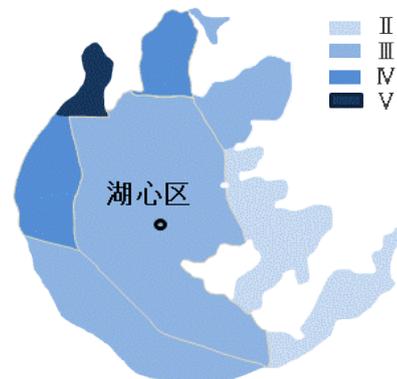


図 2.太湖湖区水質階級判定図(2008 年)

*九州大学大学院工学研究院；**西日本技術開発(株)環境部；***上海交通大学環境科学与工程学院
注 1) 吞吐性湖沼：周囲の河川から湖沼に水が流入する時期と、湖沼から河川へ流出する時期がある湖沼である。
注 2) GB3838-2002 による TP 指標：Ⅲ階級 0.05mg/L, V階級 0.2mg/L; TN 指標：Ⅲ階級 1.0mg/L, V階級 2.0mg/L.

3.2. 環太湖流域から流入太湖の汚染負荷量

2006年～2008年の環太湖地区水質平均濃度と河川流域の水質変化傾向から見ると、常州地区からの流入水の水質が最も悪く、次に無錫，湖州，蘇州の順で水質が相対的に良好となる。また湖州と蘇州の流入水水質の変化が大きいことが特徴である。太湖における各地区流入水水質の2006～2008年の平均値を表1.にまとめた。

地区	COD _{Mn}	TP	TN	地区	COD _{Mn}	TP	TN
常州	8.05	0.270	5.68	蘇州	4.30	0.114	2.57
無錫	6.93	0.196	5.75	湖州	4.51	0.136	3.05

4. 太湖の水質計測結果

水質計測結果を図3.(a)-(d)に示した。

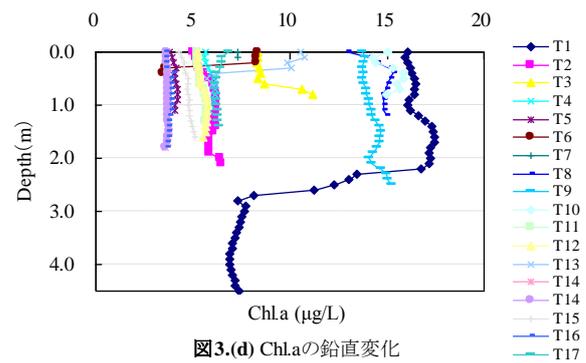
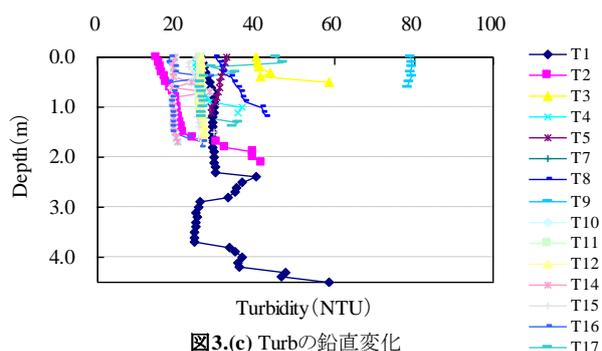
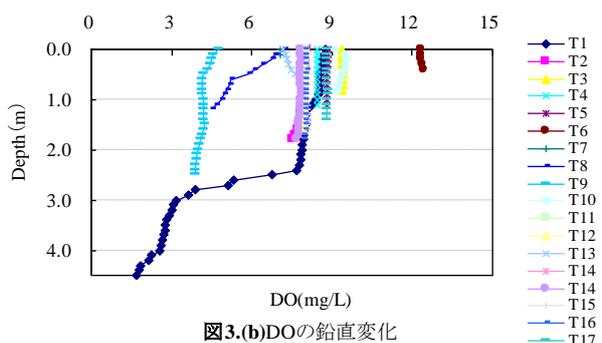
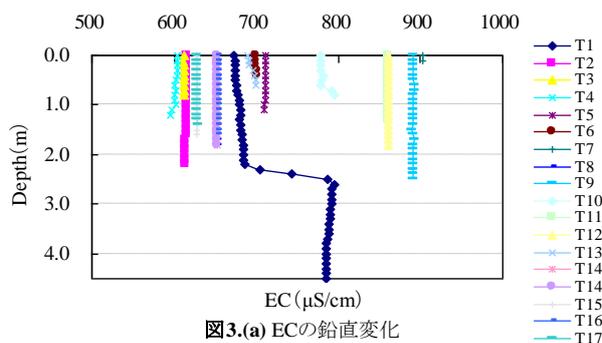


図3.(a)-(d) 太湖における水質計測結果

5. まとめ

太湖において水環境問題の発生は、当該流域の経済発展および工業，農業の産業化調整との関係が非常に大きい。20世紀80年代から90年代初にかけて、太湖周辺の工業化・都市化が始まり、N・P栄養塩の流入量が増加し、太湖は中栄養状態となり、90年代に入ると、高度な経済発展や養殖業の増加で、流入負荷量が急激に増加、水生植物自体の浄化能力を上回り、太湖は富栄養化状態となった。重金属、農薬汚染の影響も加わり、過剰の栄養塩を利用し浮遊性の藻類が大量的に発生する現状に至っている。

太湖の水質分布は、流入域の影響で大きな差異があることが今回の調査で分かった。また、最も水質が悪化しているのは太湖への流入河川であることも示された。また大きな流入河川において深掘れの水質悪化現象がアオコの栄養塩供給源として影響を及ぼしている可能性も考えられる。太湖では現在まで、負荷源削減、湖内の浚渫や植生帯の造成など富栄養化防止対策が行われてきたが、夏季には、未だアオコの発生がくり返されており、さらなる抜本的対策が求められている。今後、水質悪化機構及びアオコ発生への影響に関して十分な調査解析が必要である。

謝辞

本研究の一部は三菱商事および九州大学東アジア環境研究機構の助成によって行われたものである。感謝の意を記します。

都市低平地河川・水域のヘドロ堆積汽水域での水環境の課題

(株) 建設技術研究所 ○三浦 陽介、堀田 哲夫、根岸 均、端戸 尚毅

1. はじめに

市街地を流れる都市河川では、1960～1970年代を中心とし、未処理下水の流入によるヘドロの堆積等著しく有機汚濁が進行したが、近年では下水道整備やヘドロ浚渫等の対策によって水質汚濁は概ね解消されてきた。しかしながら、合流式下水道からの雨天時汚水未処理下水の流入等により依然としてヘドロの堆積が見られる都市域の停滞性汽水域では、特に夏季の出水後を中心に、次のような水環境悪化現象が見られ、地域環境に悪影響を及ぼしている。

(1) 硫化水素ガスの放出による悪臭発生

底泥中において生成される嫌気性悪臭ガス（硫化水素ガス）が干潮時の圧力低下または、上げ潮、下げ潮時の流動による拡散により、大気中へ放出され、悪臭を放つ。¹⁾

(2) 硫黄コロイドによる白濁化（青潮）

(1)での水中の硫化水素が表層で酸化され、硫黄コロイドを形成する。硫黄コロイドは光を乱反射するため、水面が白濁化する。²⁾ (写真 1)



写真 1 水面の白濁化

(3) 嫌気性ガスの発生・浮上に伴うスカムの発生

底泥中において生成される嫌気性ガスが干潮時の圧力低下時等に浮泥を付着し、上昇し、スカムが発生する。(写真 2)



写真 2 スカム発生

(4) 貧酸素水塊の湧昇拡散に伴う魚類の斃死

底層の貧酸素水塊が上げ潮時や下げ潮時に湧昇・拡散することにより、表層でも貧酸素化する。そのため酸欠により、魚類の斃死が発生する。



写真 3 魚類斃死

(写真 3)

2. 現地観測結果

東京都区部を流れる N 川は都市感潮河川で、水源は持たず、上流から下水高度処理水が放流されている。また、流域の土地利用はほぼ市街地化され、全域合流式下水道で整備されている。N 川では経年的に悪臭・白濁化・スカムが発生しており、これらの発生メカニズムを把握するため、出水後を中心に水質調査を実施した。(表 1) 対象とした降雨は平成 21 年 8 月 30 日～31 日に観測された総降雨量 81mm、時間最大 10mm/hr であり、水質調査は 9 月 1、3、5、8 日に実施した。また、ここではマウンド上流に位置して停滞性が強く、悪臭発生が経年的に起こっている S 橋における結果を記載する。なお、本地点での底質濃度は COD6.0mg/g・dry、IL2.5%である。

表 1 現地調査概要

調査名	調査概要
水質調査	降雨後 1、3、5、8 日後に水面から河床まで 50cm 間隔で、1 日に 4 回、水温、pH、DO、ORP、EC、塩分を現地測定し、干潮時に 2 層で COD、硫化物を測定した。
DO 連続調査	河床面上 1.5m で、水温、DO を時系列で把握。満潮時最大水深約 3.6m

2. 1 DO 連続調査結果

出水により底層の DO は一時的に回復しているが、出水の翌日には流入した有機物の分解及び底泥での DO 消費により、貧酸素状態になっている。昼間の干潮時には表層における光合成等により、一時的に DO が回復している傾向が見て取れる。(図 1)

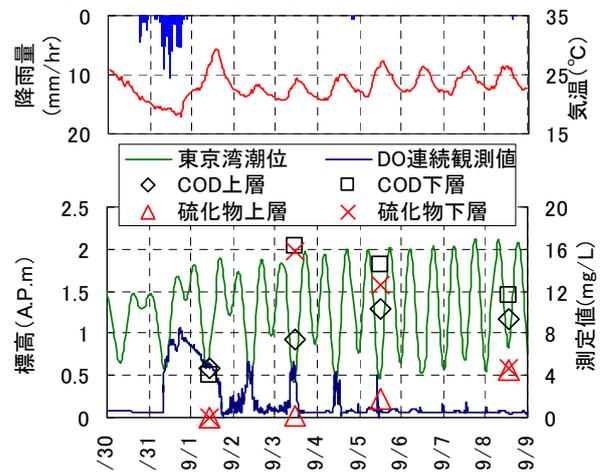


図 1 DO 連続観測値と COD・硫化物測定値

2. 2 水質調査結果

写真 4に示す S 橋たもとの河川表面の様子より、日数の経過に伴い、濁りが強くなり、5日には白濁化が観測された。調査結果を図 2に示す。DOは時間経過とともに消費され、pHは低くなり、干潮時にはORPも表層においても-200~0の範囲にあることがわかる。また、図 1より硫化物は1日には未検出であったが、3日には底層で大幅に増え、5日には表層においても増加している。このことから、有機物の供給により、底層で硫化物が多量に生成され、潮汐等の影響により、表層に湧昇、拡散して、酸化され、硫黄コロイドが形成され、白濁化が生じたものと考えられる。

2. 3 カメラ画像解析結果

スカム・悪臭が発生している S 川では、スカム発生状況をカメラで観測している。観測結果より、干潮時の圧力低下時にスカム発生が観られた。(図 3) S 川は塩分、硫酸イオン濃度が低いいため、硫化水素の発生が少なく、メタン・CO₂ ガスの発生が支配的で、これによる浮泥の浮上現象が発生していると考えられる。

3. まとめ及び今後の方針

本観測では N 川における出水から白濁化までの現象を捉えることができた。出水後の底層での有機物の好気性分解による酸素消費、pHの低下、有機物分解による嫌気化と硫酸イオンの還元反応の進行(ORPの低下)による硫化物の生成、そして湧昇・拡散に伴う酸化による、硫黄コロイドの形成が示唆された。また、pH、ORPの関係から水中においても硫化水素が存在していると考えられ、底泥からの硫化水素ガスの発生と大気中への放出、水中の硫化水素のガス化・気散による悪臭の発生が生起している。

今後は硫化水素・メタン・CO₂ ガスの生成、白濁化及びガスの放出とスカム発生機構等を定量的に解明し、感潮河川での流動や拡散現象、浮泥堆積機構が解析可能なモデルを構築し、効果的・効率的な対策を検討する必要があると考える。(図 4)

参考文献

- 1) 堀田哲夫ら：停滞性沿岸域での悪臭ガス発生に関する調査，海岸工学論文集，第 49 巻，2002
- 2) 三浦心ら：都市河川汽水域における青潮の発生機構に関する調査と解析，水工学論文集，第 53 巻，2009



写真 4 出水後の S 橋における経日変化

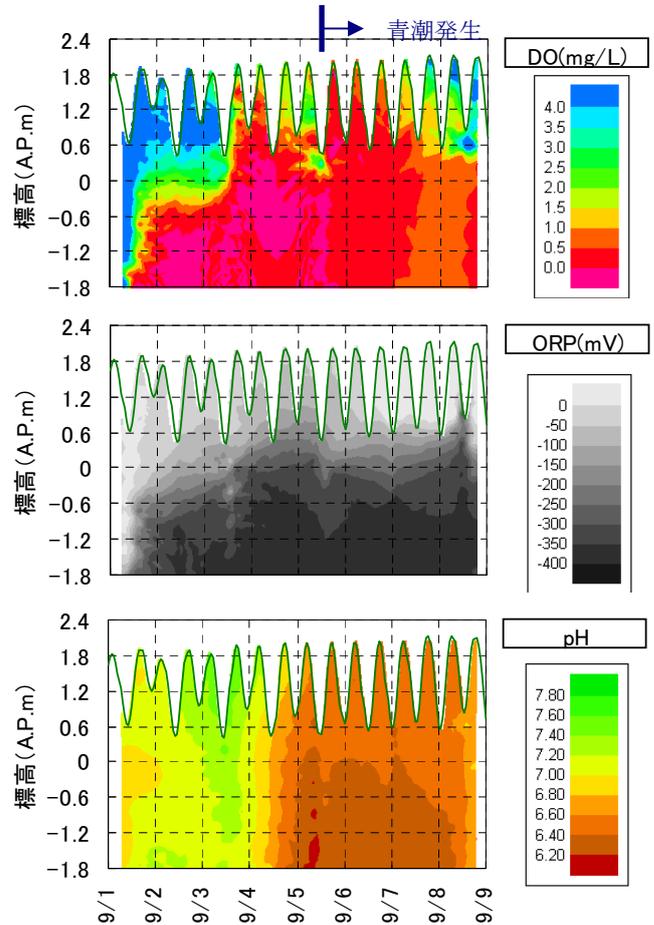


図 2 S 橋における水質コンター図 (DO・ORP・pH)

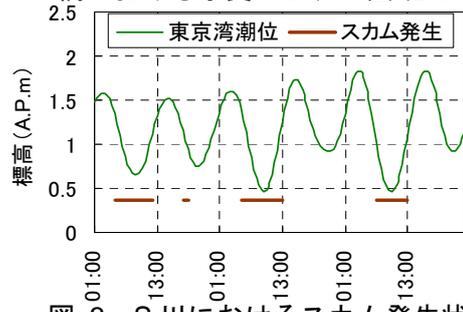


図 3 S 川におけるスカム発生状況

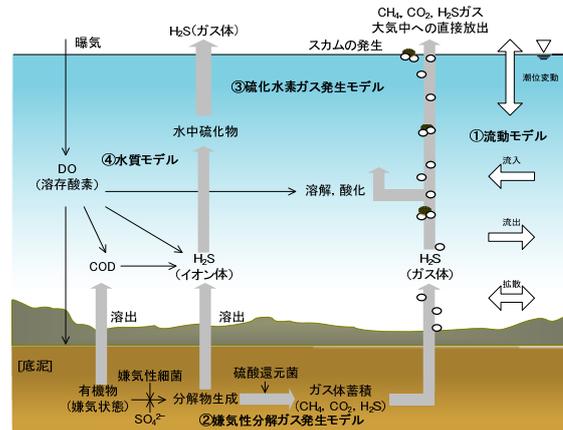


図 4 水質予測モデル

中海・宍道湖の水質汚濁機構に関する考察

森井 裕*、伊藤 健**、水谷 一馬**

*株式会社建設技術研究所、**国土交通省中国地方整備局出雲河川事務所

1. はじめに

中海・宍道湖では、下水道整備や浚渫、浅場造成などの水質保全対策が実施されているが、環境基準を満足しないなど水質が悪化した状態が継続している。本報告は、中海・宍道湖の水質汚濁機構を解明し、今後の湖沼水質保全対策を効果的に実施するための基礎資料として、水質に関連する諸現象を整理し、考察したものである。

2. 水質の現状

(1) 水質の経年変化

宍道湖湖心や中海湖心(図-1)などにおいて実施されている定期水質調査結果に基づき整理したCOD75%値、T-N年平均値及びT-P年平均値の5ヶ年毎の平均値を図-2に示す。

CODは宍道湖湖心以外の各地点において、近年、横ばいもしくは低下傾向にあるのに対し、宍道湖湖心では上昇傾向が継続しており、最近5ヶ年では中海湖心より高くなっている。T-N及びT-Pは米子湾中央において低下傾向が明瞭であり、その他の地点は横ばいもしくは低下傾向を示している。

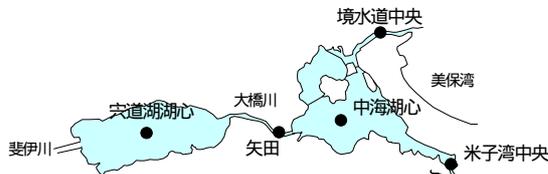


図-1 水質調査位置

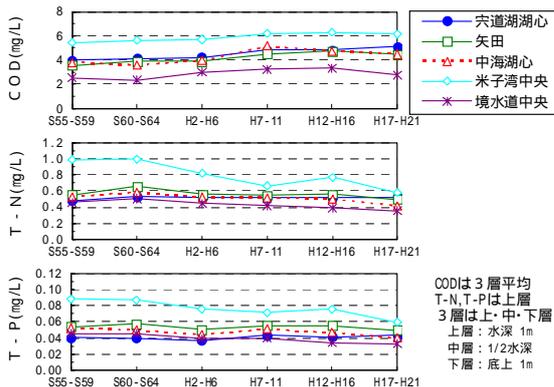


図-2 5ヶ年毎の平均水質(COD, T-P)の推移

(3) 水質の季節変化

a) COD

宍道湖湖心、中海湖心及び米子湾中央ともに春先に高くなる傾向を示す。宍道湖湖心は、2~5月において最近5ヶ年(H17-H21)が高くなる傾向を示す。一方、中海湖心は1~4月において最近5ヶ年が低くなる傾向を示す。(図-3)

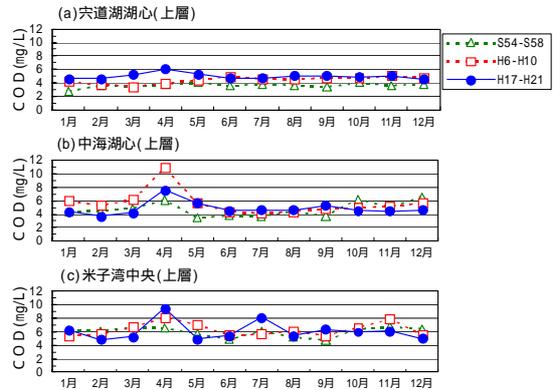


図-3 5ヶ年毎の月平均水質(COD・上層)

b) T-N

宍道湖湖心及び中海湖心とも、5~6月に低下する傾向がある。宍道湖湖心は最近5ヶ年で1~3月に高くなる傾向が強くなっている。(図-4)

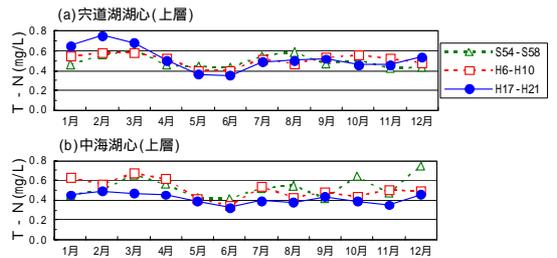


図-4 5ヶ年毎の月平均水質(T-N・上層)

c) T-P

宍道湖湖心及び中海湖心とも、夏季に上昇する傾向があり、中海湖心でその傾向が明瞭である。両地点ともS50年代と比較して夏季の上昇期間が短くなる傾向がある。(図-5)

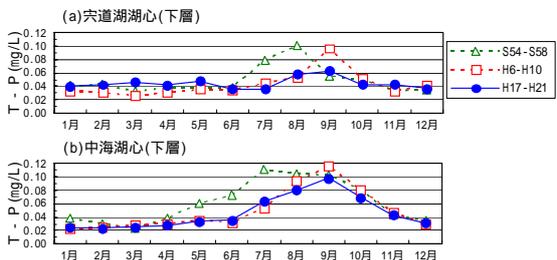


図-5 5ヶ年毎の月平均水質(T-P・下層)

3. 水質に係る諸現象の整理

(1) 流動・水質の外力

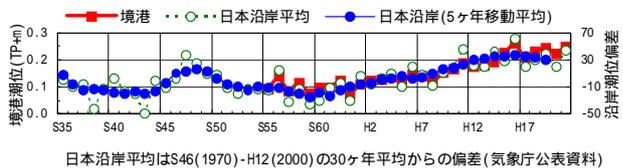
a) 流量

中海・宍道湖の流域面積は、宍道湖 1320km²、中海(大橋川含む)750km²である。中海・宍道湖への淡水流入量は、斐伊川本川(大津: CA=920km²)

の流量観測結果から比流量換算で推定すると、宍道湖が $62\text{m}^3/\text{s}$ 、中海が $35\text{m}^3/\text{s}$ となる。また、月平均流量は 7 月 ($67\text{m}^3/\text{s}$) や 3 月 ($54\text{m}^3/\text{s}$) が多く、10 ~ 12 月 ($30\text{m}^3/\text{s}$ 前後) が少ない。

b) 潮位

中海と接続する日本海の平均潮位¹⁾は近年 20 ヶ年 (S60 ~ H15 頃) において約 15cm 上昇している。(図-6)



日本沿岸平均はS46(1970) - H12(2000)の30ヶ年平均からの偏差(気象庁公表資料)

図-6 境港と日本沿岸¹⁾の潮位の長期変化

c) 気温

松江気象観測所の年平均気温²⁾は、S16 から H22 の 70 年間で約 1℃ 上昇している。ただし、近年 15 ヶ年程度は約 15℃ で推移している。

月平均気温²⁾は、S20 ~ S24 と最近年の H17 ~ H21 を比較すると、2 ~ 4 月及び 10 月において約 2℃ 上昇しており、他の月と比較して変化が大きい。

(2) 湖内流動

a) 水位

美保関(日本海)、中海湖心、宍道湖の日平均水位は、出水時に宍道湖水位が一時的に高くなるが、平水時はほぼ同調して変動している。潮位の干満による時間単位の水位変動は、日本海から中海は若干時間遅れが生じるものの概ね減衰することなく伝播するが、宍道湖では水位振幅が減衰し、周期の短い波形は伝播しない。(図-7)

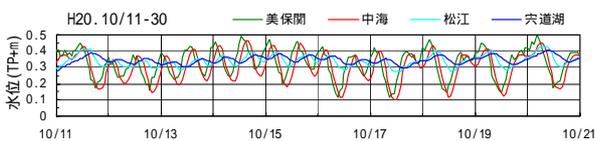


図-7 時間単位の水位変動

b) 塩分

宍道湖湖心及び中海湖心の 5 ヶ年毎の平均塩分は、徐々に高くなる傾向がある。(図-8)

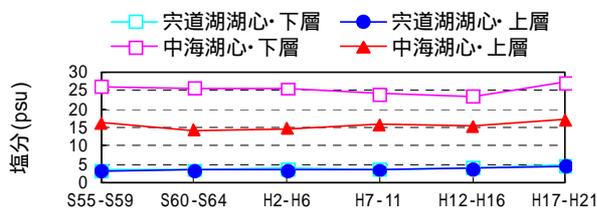
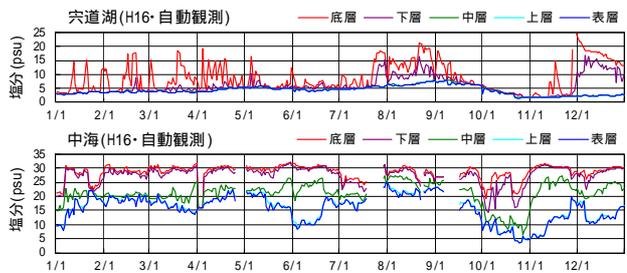


図-8 塩分(定期水質調査)の経年変化

c) 塩分成層

宍道湖の塩分成層は、高塩分水の流入に伴い底層に形成され、風により移動・消滅する。中海では、ほぼ年間を通じて塩分成層が形成されている。(図-9)



宍道湖：表層(水深0.5m), 上層(水深1.0m), 中層(水深3.0m), 下層(底上0.6m), 底層(底上0.3m)
中海：表層(水深0.5m), 上層(水深1.0m), 中層(水深3.5m), 下層(底上1.0m), 底層(底上0.5m)

図-9 塩分(自動水質観測装置)の日変動

d) 水温

宍道湖の月平均水温は、上下層の差がほとんどなく、気温とも同調している。一方、中海の水温は、上層は宍道湖と同様に気温と同調して変化するが上下層で水温差を生じ、下層水温は 1 月程度の位相差を持った季節変動を示す。

d) 水交換量(回転率)

時間単位の水位変動と淡水流入量を用いて大橋川からの遡上・流出量を算定すると、宍道湖への淡水流入量と大橋川遡上量は概ね同程度となる。また、中海の平均流入量の 72% が境水道からの遡上量となる。(表-1)

表 1 宍道湖の年間収支 (H17) (m^3/s)

項目	淡水流入	大橋川		総流入
		遡上	流出	
宍道湖	51.6	58.1	110.3	109.7

表 2 中海の年間収支 (H17) (m^3/s)

項目	淡水流入 +大橋川流出	境水道		総流入
		遡上	流出	
中海	129.6	331.4	305.4	461.0

4. 水質汚濁要因

(1) 宍道湖

冬季 ~ 春先において水質の悪化傾向が確認され、その要因として以下のようなことが考えられる。

- ・ 塩分成層形成の長期化による溶出負荷の増加
- ・ 水温上昇による内部生産の活発化
- ・ 大橋川からの流入負荷の増加

(2) 中海

米子湾では下水高度処理化や底泥浚渫により T-N, T-P は低下しているが COD は横ばいであり、その要因として以下のようなことが考えられる。

- ・ 栄養塩類は低下しているものの、内部生産を抑制できるレベルには達していない。
- ・ 水温上昇による内部生産の活発化
- ・ 浚渫跡地への負荷の再堆積による溶出負荷増加

1) 気象庁：気象統計情報，日本沿岸の海面水位の長期変化傾向

2) 気象庁：気象統計情報，過去の気象データ検索

河畔林や瀬・淵構造の生物生産の特性

前橋工科大学 フェロー会員 土屋十圀
 渋川市役所建設課 佐藤徳晃

1. 研究目的

河川の生物生産量の研究は付着藻類の生産力で評価されることが多い。藻類は栄養塩と光条件に大きく支配される。本報告では過去に行った研究のうち瀬・淵構造のもつ光環境の違いと河畔林がもつ光環境の生物生産量への影響について紹介する。

2. 研究対象

研究対象の薄根川は群馬県川場村西部に位置し、河川延長 8.6km、流域面積 149.3km² の 1 級河川である。両河川は武尊山を水源とし、桜川は全長 11km、流域面積 17.3km² で薄根川の支川である。調査箇所は、桜川の谷地橋を基点とし、河畔林のない日向の上流側を St.1、河畔林の下流側を St.2 とした (図-1)。

3. 調査方法

河畔林での調査は 2010 年 8 月 13 日～8 月 31 日を夏季調査、11 月 20 日～12 月 3 日までを冬季調査として行い、付着藻類と日射量、底生動物の採取を行った。また、薄根川の瀬・淵調査は 2003 年 4 月、8 月の 2 回実施した。付着藻類、底生動物の調査は両河川すべて同様の方法である。

(1)付着藻類

付着藻類の生産量の日変化を調べ、St.1・St.2 の流水中に籠を設置し、レンガに付着した藻類を採取した。1 週間の連続的な付着藻類の生産量を求めた¹⁾。レンガ 1 つからは 3 検体の採取が可能であり、付着藻類は 5cm×5cm のコドラートを用いて採取し、1 検体を 2 つにわけ、強熱減量及び chl-a を求めた。

(2)日射量

調査期間中の日射量、DIGITAL LUX METER を用いてレンガ上の日射量を測定した。

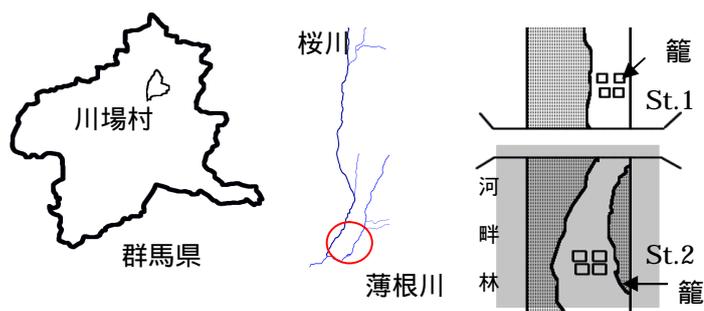


図-1 河川の調査箇所

(3)底生動物

St.1・St.2 の早瀬及び平瀬において、30×30cm のコドラート・サーベネット(網目 0.5 mm)を用いて採取を行った。検体数は平瀬・早瀬共に 2 検ずつ採取を行い、平均値を求めた。

表-1 各種測定結果

	夏季		冬季	
	St.1	St.2	St.1	St.2
SS(mg/l)	0.904	5.477	0.493	0.838
PH	8.02	7.93	8.28	8.34
日射量(LUX)	111350	1047	74856	54878
NH4-N(mg/l)	0.147		0.203	
NO2-N(mg/l)	0.002		0.002	
NO3-N(mg/l)	0.005		0.528	
PO4-P(mg/l)	0.000		0.011	
SO4-S(mg/l)	1.434		1.429	

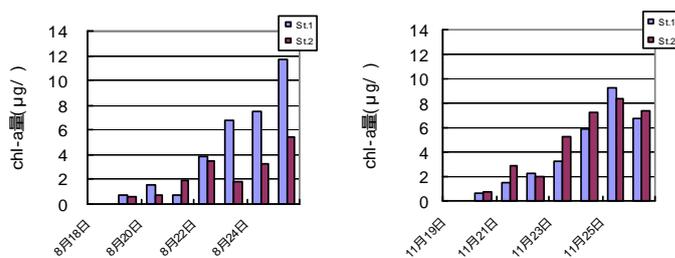


図 2 河畔林の有無による付着藻類量の変化

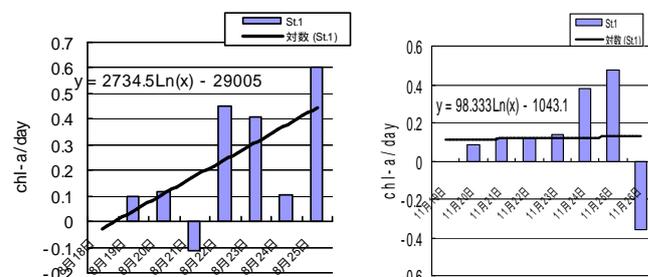


図 3 付着藻類増殖速度

4. 付着藻類調査

夏季及び冬季に行った付着藻類の chl-a 量 (図-2) 及び、各測定結果 (表-1) を示す。増殖速度は chl-a を用い、前日と採取日の chl-a 量を差引き、調査日数で除した (図-3)。夏季においては 1 週間後の増殖速度が St.1 において St.2 の 2 倍近い値であり、夏季における付着藻類量が日向において高いことが分かる。しかし、冬季においては、河畔林においても十分な増殖が伺える。これは、冬季に河畔林の落葉による日射量の増加および、濁度・SS が低下したことにより、光環境の改善がなされ

たことが第1の要因である。さらに、リターが分解され、硝酸態窒素となる。この硝酸態窒素が河川へ流入することにより付着藻類の増殖に影響していると推察される。増殖速度においては、増減もあるが、夏季では段階的に増加していくのに対し、冬季では一定であることが分かる。

次に、瀬・淵構造の藻類調査は強熱減量によって評価を行った。瀬淵の縦断プロファイルを図-4に、付着藻類の強熱減量(IL)の結果を表-2に示す。この結果より、淵より平瀬、平瀬より早瀬に変化するに従い強熱減量の増加が見られる。川の底で光を受ける植物は光の強弱の変化に刺激され光合成の活性を高めることが知られている。これをフラッシュ効果として明らかに示すことができた。

5. 底生動物調査

底生動物は、生活型と摂食型で分類²⁾し、検討を行った(図-5)。また、シン普森指数、個体数、湿重量、出現種数を求め表に記す(表3)。湿重量及び個体数においては、夏季と比べ冬季で半減していることが分かる。しかし、出現種数及びシン普森指数では冬季で高い傾向であり、多様性が高いといえる。造網型の底生動物が増加すると極相となり、シン普森係数が低下することが知られている。造網型の底生動物は濾過食者であり、冬季では夏季と比べSS量が減少していることから、流下有機物を餌とする造網型の底生動物が減少している。すなわち、シン普森指数の増加につながったと推察できる。さらに、St.1・St.2において、夏季では平瀬、冬季では早瀬での湿重量が大きくなっている事がわかる。これは、上記の通りSS減少の影響で造網型が減少したことが第1の要因であり、冬季において付着藻類を餌とする掃き取り食者及び摘み取り食者の増加、St.2において破碎食者が増加したことが第2の要因と考えられる。さらに、冬季においては落葉によって、ダム型のリターパックという棲み場が作られ、これによってカワゲラ種などリターに潜って生活する底生動物が増え、出現種数が増加したことも、多様性を引き上げる要因となっていると考えられる。

6. 結論

河畔林の存在は、夏季においては付着藻類の増加の抑制及び、底生動物の活性の抑制を行っており、生物生産量に大きな影響を与えている。冬季では、分解されたリターによる硝酸態窒素が付着藻類に与える影響は大きく、また、リターによって碎食者やカ

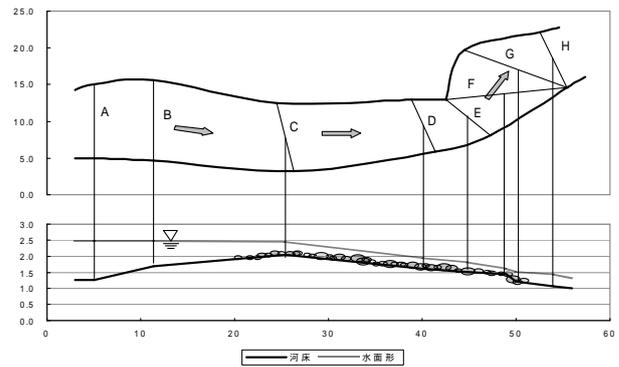


図4 調査区間の平面図および断面図

表2 付着藻類分析結果

調査地点	淵	平瀬	早瀬
TS:蒸発残留物(%)	39.47	8.69	6.38
含水率(%)	60.53	91.31	93.62
IR:強熱残留物(%)	91.55	51.14	46.90
IL:強熱減量(%)	8.45	48.86	53.10

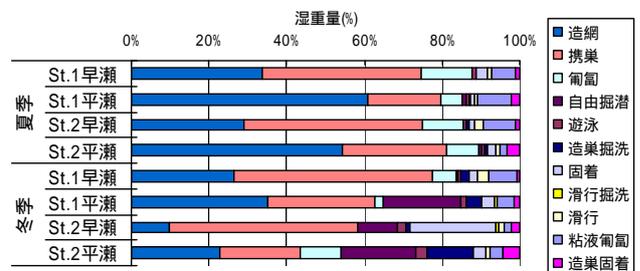


図-5 底生動物における生活型割合

表-3 底生動物各種データ

			シン普森指数		個体数	湿重量(g)	出現種数
			夏季	冬季			
夏季	St.1	平瀬	0.728	0.804	884	6.924	42
		早瀬	0.739	0.904	492	1.812	35
	St.2	平瀬	0.887	0.814	228	0.547	38
		早瀬	0.929	0.761	325	1.558	39
冬季	St.1	平瀬	0.929	0.761	251	0.343	34
		早瀬	0.761	0.929	365	1.274	44
	St.2	平瀬	0.929	0.761	251	0.343	34
		早瀬	0.761	0.929	365	1.274	44

ワゲラ属が増加している。つまり、冬季において、河畔林が河川生態系の生産量の増加と調整、多様性を支える等の効果を与えていることが分かる。また、沖野の示唆した瀬と淵の生産量の違いをフラッシュ効果として量的に示すことができた。

参考文献

- 1)三崎貴弘：利根川上流域における水質汚濁や流況変動がアユ魚獲数に及ぼす影響に関する研究前橋工科大学学位論文、2010
- 2)竹門康弘：底生動物の生活型と摂食機能郡による河川生態系評価、日本生態学会誌、2005
- 3)沖野外輝夫：河川の生態学、共立出版(株)p.36-39,2003

浦山ダムにおけるバイパス運用が植物プランクトンの生長に及ぼす影響

鳥取大学大学院工学研究科 崔 貞圭

鳥取大学大学院工学研究科 矢島 啓

1. はじめに 貯水池では水質保全のために選択取水施設、曝気装置、フェンスなどの水質改善施設を設置・運用している。本研究の浦山ダムはダムの下流河川で水道水の利用があるため、下流河川の水質向上のためにダム管理が必要である。その中で平常時に清水を下流へ直接放流ができるバイパストンネルが設置されて下流河川の水質向上に寄与している。この方式は下流河川の水質を向上させることができるが、貯水池内に与える水理-水質の影響は考慮されていない。貯水池の水質が悪化すれば放流水質の悪化することから、貯水池内の水質管理も重要である。そこで本研究では、浦山ダムにおけるバイパスの運用が貯水池内に及ぼす影響、特に植物プランクトンの生長に及ぼす影響の検討を行った。

2. ダムの概要と再現シミュレーション 図-1に示すように浦山ダムは埼玉県秩父市の荒川水系の上流部に位置し、総貯水容量は $58 \times 10^6 \text{m}^3$ の多目的ダムである。このダムは洪水時に流域から多量の濁水が流入するから平常時に清水を下流で直接放流できる直径 1m、長さ 6km のバイパスを設置し、2007年11月16日から運用している。また、西オーストラリア大学CWR(Centre for Water Research)で開発された3次元湖沼水理-水質モデル ELCOM-CAEDYM を使ってモデルを構築した。入力データの植物プランクトンは藍藻類、珪藻類、緑藻類、隠鞭毛藻類の4グループに分類し計算を行った。近年、データが整備されている2009年を対象とした再現計算の結果を図-2と図-3に示す。貯水池内の基準点における水温、Chl.a、TNとTPの計算濃度を実測濃度と比較を行った。水温の計算結果は1年間の水温の鉛直変化と成層構造をよく反映し、Chl.aの場合は季節の変化に伴う4グループの藻類の遷移現象をよく再現していてTNとTPも実測濃度と一致している。

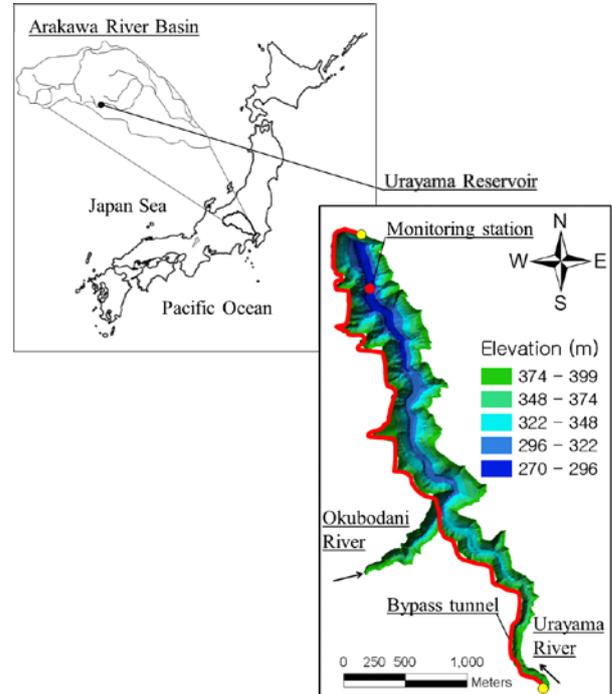


図-1 浦山ダム位置と貯水池の形状

表-1 シナリオに使うバイパス流入量の統計値
unit:m³/s

	Scen-0	Scen-1	Scen-2
運用条件	実際運用	運用なし	最大設定
最低流量	0.012	0.000	0.012
最大流量	0.723	0.000	1.120
平均流量	0.428	0.000	0.860

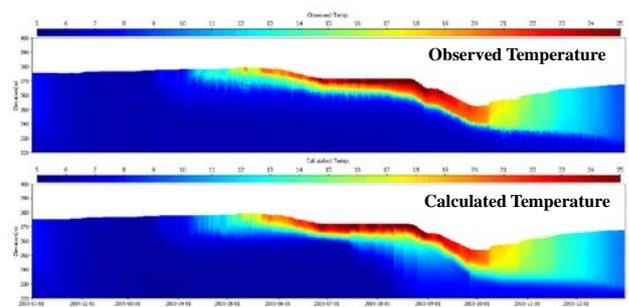


図-2 実測水温と計算水温の比較

3. シナリオの設定と適用結果 バイパス運用の影響を評価するため、次の3つのシナリオを設定した。2009年の実際の運用シナリオ(Sce-0)、バイパス運用がないシナリオ(Sce-1)、バイパスを最大に用いるシナリオ(Sce-2)の3つである(表-1)。

シナリオ運用に伴う水質の違いを図-4に示した。貯水池内のChl.a, TNとTPの濃度は流入する汚濁負荷量と関係がある。そのため、3つのシナリオ中でSce-1の流入量が最も大きいから、 $W(\text{負荷量})=Q(\text{流入量})\times C(\text{流入濃度})$ によってSce-1で流入負荷量が一番多く、貯水池内の濃度も高くなった。また、藻類の種類で藍藻類は自ら浮力の調節ができるため他の藻類より栄養塩類の利用が有利である。そこで、モデルにおける沈降速度はストークスの方程式で設定し、他の藻類は一定値で設定した。このような特性と浮力調節能力によって藍藻類が優占する時の濃度の変化が他の藻類の濃度よりシナリオに伴う濃度の変化が大きいことが明らかとなった。また、他の藻類が優占する時はバイパスの運用の初期にあたるため、3つのシナリオにおける流入負荷量の差が小さくてシナリオに伴う濃度の変化も小さかった。

4. おわりに 浦山ダムを対象に下流河川の水質改善のために運用されている清水バイパス施設の運用に伴う貯水池内の水質に及ぼす影響を評価するため、3次元湖沼水理-水質連動モデルのELCOM-CAEDYMを用いたシナリオ検討を行った。以下、本研究で明らかとなったことをまとめる。

- 1) ELCOM-CAEDYMモデルを使って2009年、浦山ダムの水質変化を再現することができた。
- 2) バイパスの運用検討として、2009年の実際の運用を含む3つのシナリオを設定した。貯水池内の基準点でのChl.a, TNとTPは貯水池へ流入する汚濁負荷量が最も大きくなるのはバイパスの運用がないシナリオで一番高い濃度となった。
- 3) 藻類の中でシナリオに伴う濃度の変化が最も大きいのは藍藻類であり、浮力調節能力が植物プランクトンの濃度に大きな影響を与えていることが明らかとなった。

謝辞：本研究はJST, CRESTによるものである。また、浦山ダムに関するデータは、荒川ダム総合管理所より提供いただいた。ここに記して謝意を表する。

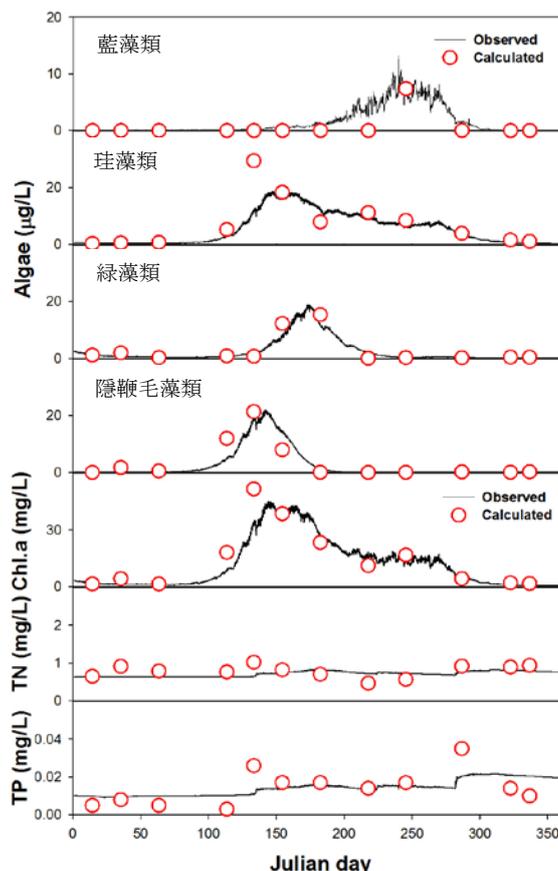


図-3 実測濃度と計算濃度の比較

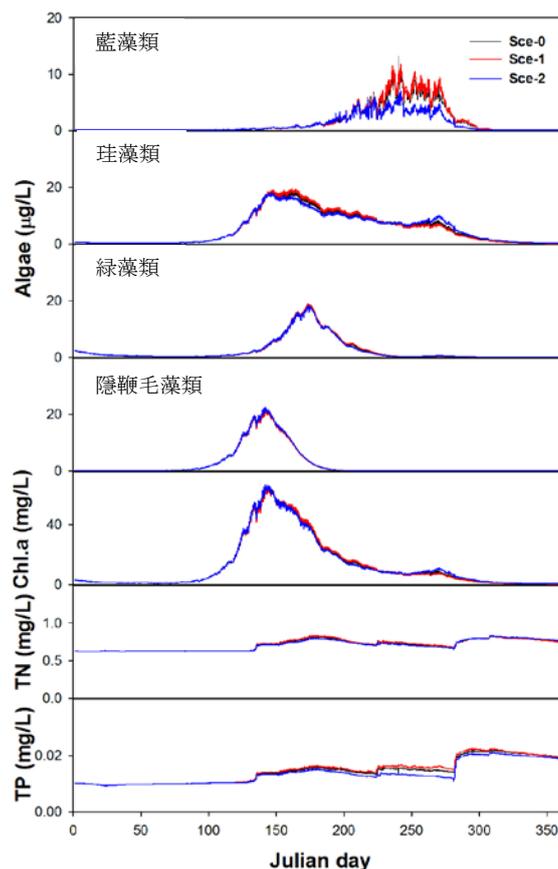


図-4 シナリオに伴う水質の変化

同位体比を含む水質から豪州、ビクトリア州におけるワラビー川のデルタ地下水の海水、灌漑水、上流からの涵養水の混合比推定

Hiroyuki II^{1*}・Masanobu TANIGUCHI¹・Ataru SATOU¹・Graeme.ALLINSON²・Matt KITCHING²

¹Faculty of Systems Engineering, Wakayama University, Japan

²Department of Primary Industry, Victoria, Asustralia

* E-mail: hiro@center.wakayama-u.ac.jp

1. はじめに

豪州、ビクトリア州は、メルボルン東部の山脈部は年降水量が 1000mm を超えるが、メルボルン西部は 1000mm 以下で、2010 年度は例年と異なり降水量が多かったが、ここ十年にわたり降水量が少なく長期的な水不足が続いていた。したがって、メルボルンの西に隣接する都市野菜栽培活動が盛んなワラビー地域では、水不足を改善するために、メルボルンから供給される下水を処理して、灌漑水として利用されている。下水処理水は、塩濃度や硝酸イオン濃度が高く、過度の利用には地下水汚染が危惧される。しかし、近年、降水量が少ないために、下水処理水灌漑の割合が高く、その影響を調べる必要がでてきた。そこで、本研究では、灌漑地域での地下水の水質特徴を調べることと、地下水の下水処理水の割合を推定し、健全な下水処理水利用について考察する。

2. 結果

図-1 に 2010 年 1 月のワラビーデルタのボーリング孔の地下水の塩素イオン濃度を示す。海岸から 10km の距離までがデルタ地下水で、10km 以上にもボーリング孔が存在する。図-2 はワラビー川と周辺の河川水を海岸からの距離ごとに塩素イオン濃度示したもので、両図から海岸に以上に高い塩素イオン濃度が存在するが、これは、海水の浸入と考えられる。特に河口付近は堰がなく、海水は図から 5km ほど浸入していることが分かる。排水や水路水が下水処理水で、塩素イオン濃度は低い。地下水も海水が浸入しているものと考えられ、上流ほど低い。デルタ地下水では、塩素イオン濃度の低い地下水も存在し、灌漑水や降水の影響と考えられる。したがって、地下水の塩素イオン濃度には幅があり、上流からの涵養水、降水、灌漑水、海水と様々な水の混合が考えられ、その割合も地下水ごとに異なるものと考えられる。図-3、図-4 に硝酸イオン濃度を示す。河川水や海水の硝酸イオン濃度は低く、下水処理水の硝酸イオン濃度は、170mg/l に達する。さらに、デルタ地下水の硝酸イオン濃度は、400mg/l に達し、肥料による窒素汚染も考えられる。デルタのワラビー川の硝酸イオン濃度は高くなるが、灌漑水の混入が考えられる。図-5 に、酸素同位体比を示す。ワラビー川の上流部では-4 から-6‰と低いのが、流下するにつれて大きくなっており、水素同位体比との関係から蒸発による増加と考えられる。灌漑水の同位体比は-2 から-4‰である。また、海水は 0‰である。

3. 考察

ワラビーデルタの地下水の起源および混合比を推定するために、上流からの涵養水、海水、灌漑水の 3 つ水の混合によって形成されたとする。降水は上流のからの涵養水と同様に溶存成分が低い水であるので、涵養水とみなす。推定方法は、高塩素イオン濃度が特徴の海水の混合比を塩素イオン濃度から推定し、次に、硝酸イオン濃度で特徴づけられる灌漑水の混合比を硝酸イオン濃度から推定した。ただし、肥料による硝酸イオン汚染もあるので、酸素同位体比からも灌漑水の混合比を求め、硝酸イオン濃度、酸素同位体比から結果が一致したものを採用した。その結果を、図-6 に示す。この図から、デルタ付近以外では灌漑水、海水の割合が低い。デルタ地域では、海水、灌漑水の割合が高い地下水が存在する。ただし、上流からの涵養水の割合が高い地下水も存在する。したがって、デルタ地下水はかなり地下水の起源は複雑である。

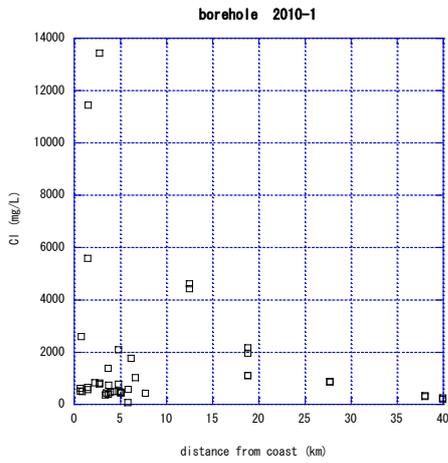


図-1 地下水の塩素イオン濃度

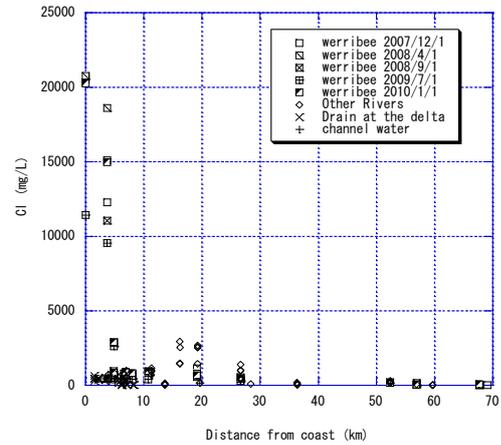


図-2 河川水、灌漑水の塩素イオン濃度

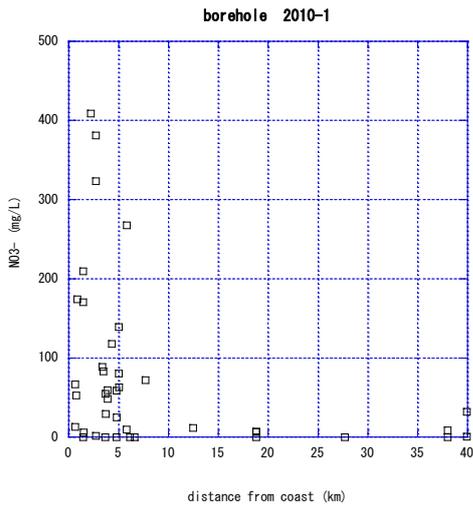


図-3 地下水の硝酸イオン濃度

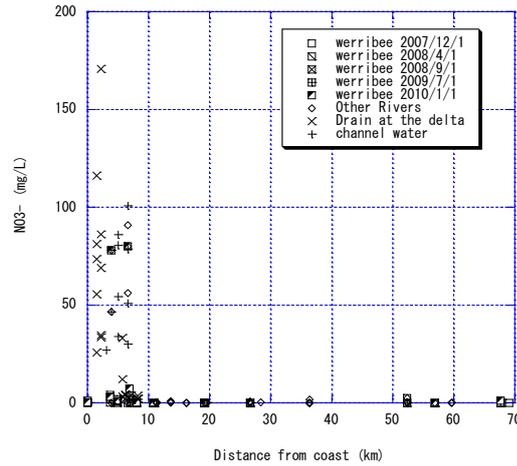


図-4 河川水、灌漑水の硝酸イオン濃度

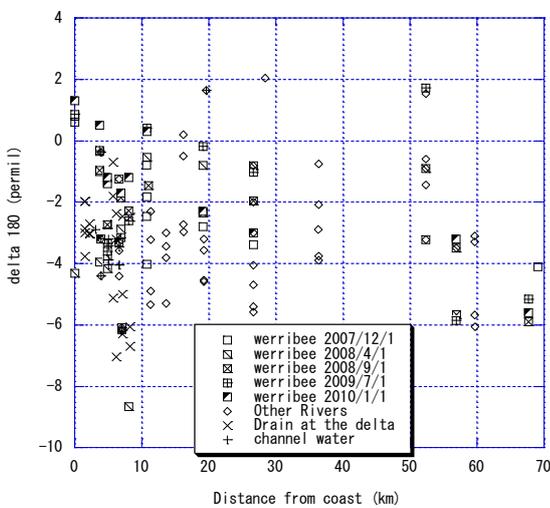


図-5 河川水の酸素同位体比

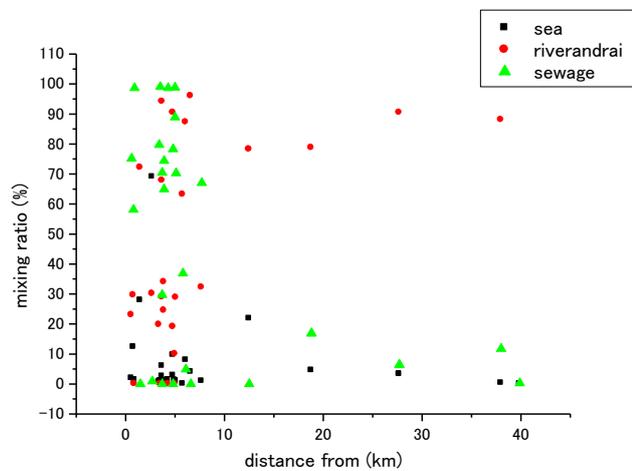


図-6 地下水の海水、灌漑水、上流からの涵養水の混合割合

市街地流域の水収支に及ぼす雨水浸透マスの設置効果

安岡拓也・二瓶泰雄（東京理科大学大学） 吉田満（千葉県）
東海林太郎・上原浩・湯浅岳史（パシフィックコンサルタンツ株式会社）

1. 序論

流域の市街化に起因する水循環の不健全化が各地で発生し、表流水環境の変化（都市型洪水の頻発や平常時河川流量減少）や地下水環境の劣化（涵養量減少や湧水枯渇）が問題視されている。健全な水循環を取り戻すための対策の一つとして、屋根雨水を地下に浸透させる「雨水浸透マス」の設置が市民・NPO・行政等により実施されている。浸透マス設置による効果は報告されているものの、実降雨時の浸透マスにおける流入・浸透量の直接計測例が無く、雨水浸透マス一基や浸透対策流域全体の水収支は未解明であり、水循環健全化に必要なマス設置基数の決定方法に曖昧さが残る。著者ら¹⁾は、浸透マス内に小型水位計を設置し浸透マスの水収支計測を行っていたが、マスへの流入量には雨量に一定の流出率を掛けて与えており、その精度には大きな課題が残っていた。本研究では、豪雨時でも計測可能な箱型量水計を独自に作製してマスへの流入量計測を行い雨水マス一基の水収支を把握するとともに、そこでの知見に基づいて浸透マスが多数設置されている都市小流域の水収支特性を求める。研究対象サイトは、「印旛沼流域水循環健全化計画」²⁾において多数の雨水浸透マスを設置している千葉県佐倉市・加賀清水湧水池涵養域とし、マス設置による地下浸透量や湧水量に及ぼす効果を調べる。

2. 研究方法

(1) 箱型量水計の作製：屋根からの雨水排水の浸透マスへの流入量の時系列変化を計測するために、箱型量水計（28.6×28.6×61.3cm）を作製した（**図1**）。量水計の底面中央及び側面（底面から19cmの高さ）に小孔（底面直径4.5mm、側面直径10mm）を一つずつ設け、量水計内における時々刻々の水位 H （基準面：量水計底面）を計測することで浸透マスへの流入量 Q を算出する。この流入量 Q はトリチェリーの定理でも算出可能であるが、別途キャリブレーションを行って得られた $H-Q$ 式（ $Q=aH^2+bH+c$ ）を用いる。この量水計の性能としては、後述する観測サイトの屋根面積（=14.62m²）では時間雨量に換算すると最大で45mmまで計測可能であり、本測器は市販製品よりも豪雨時への適用範囲が広い。

(2) 水収支解析の概要：浸透マス一基及び流域全体の水収支調査は、市街化により湧水枯渇が度々生じた千葉県佐倉市「加賀清水湧水池」の流域（涵養域面積20.1ha）にて行われた（**図2**）。この流域には雨水浸透対策として、コンクリート型マスを97基（H8-16年）、プラスチック型マスを245基（H17～）設置された。まず、浸透マス一基の水収支を調べるため、同図中☆印の浸透マス設置地点にて、雨量及び浸透マス内への流入量（箱型量水計使用）及び、浸透マス内水位変化の同時計測を2010/8/7～12/2に行い、屋根面の雨水流出率を算出した。著者らによるマス内水位データ（47基、同図中△印）を組み合わせ、浸透マス一基の水収支（流入量=地下浸透量+越流量）を求めた。

一方、流域全体の水収支を解析するために、雨量、流末地点の表面流出量、湧水量の実測値と蒸発散量に対する庄司・濱谷³⁾による算定値を用いる。これらの残差（=雨量-表面流出-蒸発散量）を地表面全体からの浸透量とし、実測値が揃っている2007～2009年について解析する。

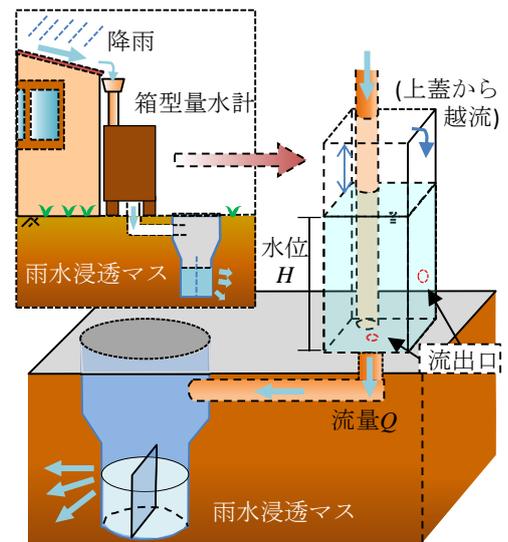


図1 箱型量水計の概要

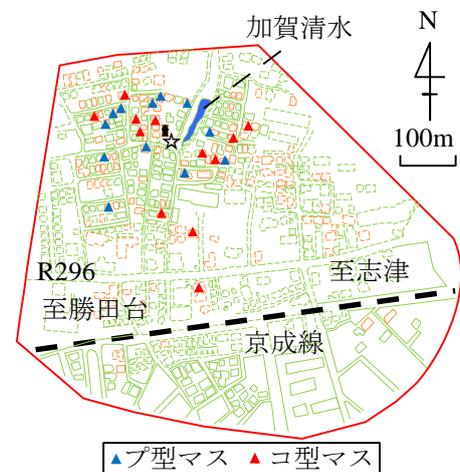


図2 観測サイト

3. 結果および考察

(1) **屋根面の流出率**：屋根排水の基本的特徴を見るために、総雨量 2.0, 28.5mm の 2 つの降雨イベント時 (2010/10/21, 9/30) における雨量及びマスへの流入量の累積値の時間変化を **図 3** に示す。これより、両イベント共に降雨初期には雨量より遅れて流入量は増加し始め、初期損失の影響が見られる。そのため、降雨終了時には総雨量に対する流入量の比 (=流出率) は降雨量と共に大きい。より定量的に比較するために、計 13 の降雨イベント時における総雨量 R と流出率 α の相関関係を **図 4** に示す。これより、総雨量の増加に伴って流出率も増加し、図中の近似式が得られた ($R^2=0.635$)。これは、屋根面等の不浸透面では降雨中の遮断蒸発 (=初期損失+降雨中蒸発) が顕著となり、総雨量が小さいほどその影響は顕著になるためである (仲吉ら⁴⁾)。

(2) **マスー基の水収支**：雨水浸透マスー基の水収支特性を見るために、プラスチック型マス (プ型) 及びコンクリート型マス (コ型) における流入量に対する浸透量と越流量の割合を **図 5 (a)** に示す。ここでは、マス内水位データより雨量強度とマスの越流・浸透状況の関係を求め、それより流域全体のマスの水収支の平均像を求めた結果であり、2009 年のデータを対象とする。これより、プラスチック型マスでは、越流 15%、浸透 85% となり、浸透能が極めて高い。これは、一度濁度質分をろ過した雨水を浸透させるからである。一方、コンクリート型マスでは越流 66%、浸透 34% であり、プラスチック型マスよりも浸透能が低い。これは、コンクリート型マスでは、流入水がそのままマス底面・側壁から浸透するため、構造的な要因によりマス内の堆積土砂量が相対的に大きく、ポーラスコンクリートが根詰まりしているためである。

(3) **流域全体における水収支**：2009 年の流域全体における水収支解析結果を **図 5 (b)** に示す。これより、1668mm の雨量に対して、蒸発散量は 414mm (雨量に対して 25%)、表面流出量は 508mm (同 30%)、地下浸透量 746mm (同 45%) となり、地下浸透量が最も卓越する。また、池への湧水量は 113mm であり、浸透量の 15% に相当し、残りの浸透量は深部に浸透するか涵養域内に貯留される。

浸透マス設置が湧水量変化に及ぼす影響を見るために、湧水量と浸透マス経由の浸透量の経年変化を **図 6** に示す。ここでは、マスに流入した雨水が全て浸透した場合やマス設置基数を合わせて示す。これより、湧水量はマスからの浸透量増加と共に、2006 年から増加している。また、湧水量の目標値 (28.8m³/day) をクリアした日数は、2006 年より 137, 221, 223, 302 日となり年々増加している。このような湧水復活にはプラスチック型マスの設置が大きく寄与しており、マス設置による雨水浸透効果が定量的に明らかとなった。

参考文献：

- 1)市原ら (2009)：水工学論文集, vol.53, pp.1093-1098 2)千葉県 (2010) 3)庄司美和, 濱谷稔夫 (1997)：東農大農学集報, vol.42, pp.184-200 4)仲吉ら (2007)：水工学論文集, vol.51, pp.247-252

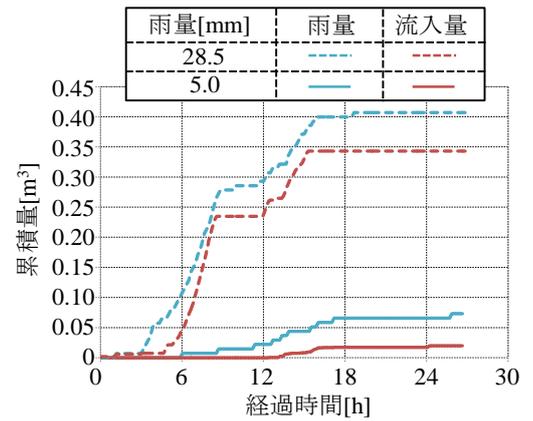


図 3 雨量と浸透マスへの流入量の累積値に関する時間変化

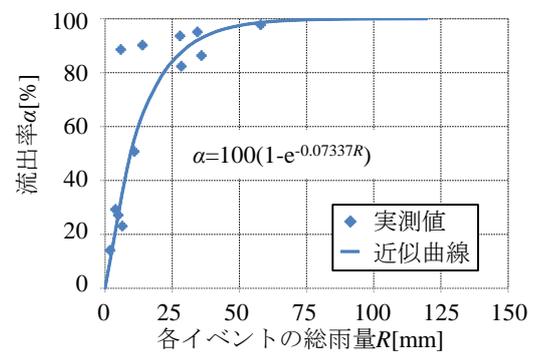
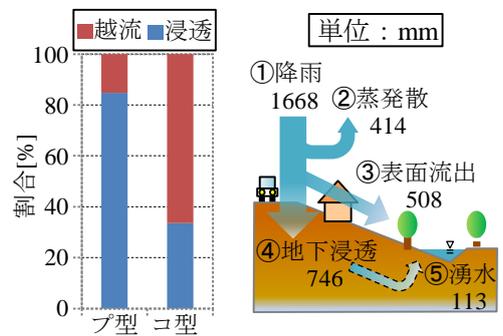


図 4 総雨量 R と屋根雨水流出率 α の関係



(a)雨マス 1 基 (b)流域全体
図 5 水収支解析結果 (2009)

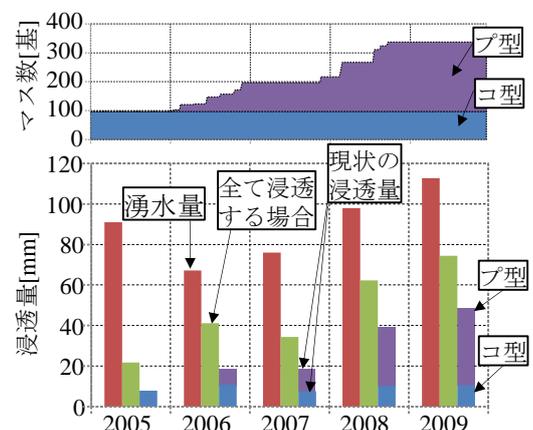


図 6 浸透マス経由の浸透量の寄与率

2010年10月奄美大島豪雨災害について

九州大学大学院工学研究院 田井 明

1 はじめに

2010年10月20日に鹿児島県奄美地方で発生した集中豪雨は130mmを越える一時間降雨量が2時間継続するなど記録的なものとなった。その結果、奄美大島全域において河川氾濫、土砂崩れ、土石流が多発し、死者3名を出す大災害となった。死者3名の内、1名は土砂崩れによるもの、残り2名は洪水によるものである。死者はいずれも高齢者で特に洪水で死亡した2名はグループホームの入所者であった。このように本豪雨災害は、近年気候変動によって増加が懸念されている異常降雨ならびに高齢者など災害弱者が多く居住する地域という、将来の我が国で発生頻度が増加すると予想される災害の特徴を有していると考えられる。よって、今回の奄美豪雨災害の特徴を詳細に調べることは、災害適応策を講じる上で極めて重要である。

そこで、本研究では、ほぼ全域が浸水し死者2名を出すなど甚大な被害が生じた住用川流域の奄美市住用町西仲間地区・石原地区を対象に現地調査ならびに住民への聞き取り調査を実施し、本豪雨災害の特徴と災害発生前後の住民行動について考察を行った。

2 住用川流域の地理

住用川は全長16km、流域面積47km²の2級河川である。Fig. 1に住用川河口域の地図を示す。地図中央の住用川に沿って南北に伸びる平地部分が本章で調査対象とした地域である。また、図中、東西に伸びる平地は2級河川の役勝川流域であり、役勝川は住用川とマングローブ域で合流して住用湾に注ぐ。両河川ともにリュウキュウアユが生息する河川としても知られている。

西仲間地区は国道58号線がその中心部を通り、その周辺に奄美市住用総合支所や郵便局、診療所などの公共施設が集まっている。住用川左岸堤防と国道58号線の間は主として果樹園として利用されているが、診療所や交番、また今回、犠牲者が発生したグループホームや住宅など比較的新しい建物が建設されている。また、この地区には、住用川の支川のひとつである冷川（全長約1.5km、流域面積2.1km²）が流れている。一方、石原地区は西仲間地区の南部に位置し、住用川左岸の果樹園と山地の間に集落がある。

3 調査方法

調査は一回目2010年12月23~24日、二回目2011年1月21日~24日、三回目3月26~27日の計3回実施した。調査内容は、住民への聞き取り調査と地盤高さの測量である。

聞き取り調査では、各家を回り、調査用紙をもとに聞き取りを実施した。聞き取り内容は当日の浸水の状況や詳細な避難行動などである。聞き取り調査で得られたサンプル数は西仲間地区、石原地区の人口の約4分の1にあたる54件となった。また、2010年12月23日と2011年3月26日には公民館（西仲間公民館）において、住民との意見交換会を開催した。

聞き取り調査と平行して西仲間地区、石原地区ならびに住用川と冷川の河道内の地盤高の測量も実施し、聞き取り調査と併せて当日の浸水過程の解明を試みた。

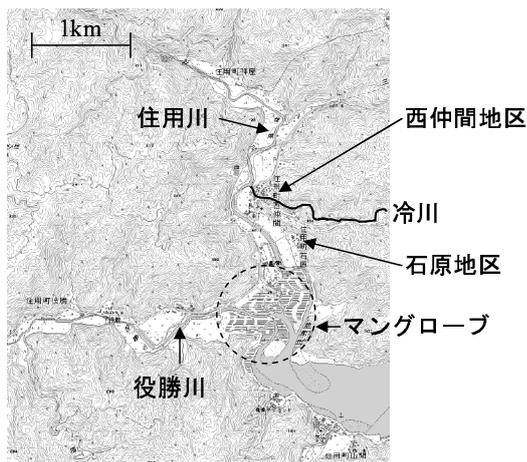


Fig.1: 調査対象地区周辺の様子

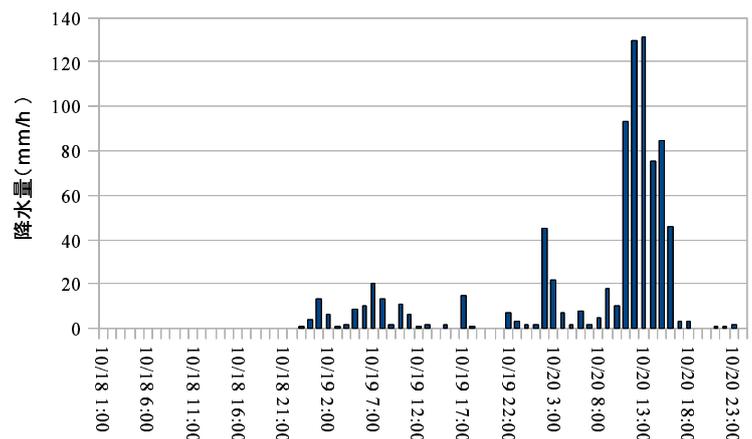


Fig.2: 住用町（西仲間地区）における降雨の状況



Fig.3: 住民が撮影した洪水時の様子（郵便局）



Fig.4: 住民が撮影した洪水時の様子（道路の状況）

4 住民の行動について

多くの住民が今回の豪雨について、このような大災害になるとは思わなかったと証言した。その理由としては、(1) 台風は遠く（台湾付近）に位置していたことから警報自体が気にならない人が多かったこと、(2) 人々が活動を始める6時～8時ごろは降雨が少なかったこと、などが考えられる。「雨をなめていた。過去の経験から自宅周辺が浸かるとは思いもしなかった」など、過去の経験が避難行動に悪影響を与えている場合もあった。避難のきっかけとしては「大雨洪水警報は気にならなかった」という人が多く、「さんの呼びかけが良かった」という証言から分かるように呼びかけがきっかけとなっている場合が多かった。

冷川右岸の西仲間地区や石原地区では、住民同士の声掛けにより迅速に公民館に避難した人が多く、人的被害は生じていない。この地域では、全国平均に比べて20代～30代の人口が少なく、70代以上の通常、災害弱者と考えられる人口が多いにもかかわらず、人的被害が少なかったのは、前述したような適切な避難誘導が行えたことが、要因のひとつと考えられる。一方、急激に水位の上昇が生じた郵便局ならびにグループホーム周辺地域では逃げ遅れたケースが多くあった。死者2名もそのような状況で生じている。この付近の住民は Fig. 3 のように屋根の上、自動販売機の上などに避難している。郵便局では「1990年台風19号の時に脱出するために窓の格子を切っていたのでそこから出ることができた」、農協では「水圧でドアが破られなんとか避難した」という証言や、電柱につかまっていてカヌーに救助されたケースなどがあつた。以上のように、紙一重で助かった事例が多くあつたとも言え、そのような避難行動を可能にした要因として、今回の豪雨災害が昼間であつたことにより、行動が容易になったことと年少者である児童・生徒などは安全な学校に登校しており、救助・避難活動が軽減されたことが挙げられる。

5 災害発生後の要望・意見と教訓

本豪雨災害でも多くのボランティアが復旧に参加しており、聞き取り調査においても「ボランティアが来てくれて有り難かった」など感謝の声が多く聞かれた。一方、「復旧作業に住民の意見が追いつかない、物が勝手に捨てられてしまう」など、相手がボランティアであるがゆえに意見を主張しにくく、悲しい思いをされた人もいた。環境保全に関しては防災対策を優先すべきで否定的な意見を述べる人もいた。また、住民同士でロープによって救助を行ったケースや「助けを求めている人が見えているのに助けられなかった。救助用のロープがあればよかった」「ロープとか浮き袋を用意しておくことが必要」という証言からロープなどのようなちょっとした備えの重要性が示唆されている。

6 まとめ

2010年10月奄美大島住用川流域では未曾有の異常豪雨が発生した（2時間261mm）。しかし、人的被害は豪雨の規模、災害弱者の多さから考えると、むしろ少なかったとも考えられ本研究ではその要因を調査した。住民への聞き取り調査から紙一重で助かった事例が多く、その要因として(1) 地域コミュニティ力の高さ（自助、共助）(2) 災害が昼間であつたこと、が挙げられる。最後に九州大学では本豪雨災害に関して土砂災害、河川災害、環境災害の3つの観点から調査を行っており、本稿ではその中の河川災害の調査で得られた結果の一部を紹介した。全ての調査結果は「平成22年10月鹿児島県奄美大島地区豪雨災害調査報告書」としてまとめられており、興味のある方はそちらも参照されたい。

複断面河道における流量観測精度向上のための H-ADCP 活用法の検討

御厨 純・二瓶 泰雄・鈴木 大樹 (東京理科大学)・岩本 演崇 (日本工営)

1. 序論

2009 年の政権交代に伴うハツ場ダム建設是非をめぐる議論を始めとして「ダムによらない治水」の検証が全国各地の河川で行われている。そこでは最重要項目である「基本高水」の検証が必要となる所もあり、河川における流量観測技術の精度検証・高度化や新計測技術の導入などの機運が高まりつつある。ドップラー技術に基づく水平設置型超音波ドップラー流速分布計 H-ADCP は、わずか一台である高さの流速横断分布を計測でき、自動連続計測に最適な機器の一つである。また、H-ADCP では「線」流速データしか計測できないため、流量算出に必要な「面」流速データを推定するための数値解析技術（力学的内外挿法、DIEX 法）が構築されている¹⁾。この H-ADCP 計測と数値解析を融合した次世代型流量モニタリングシステム（以下、本システム）は様々な河川の流量計測に適用され、基本的な有効性が検証されている。我が国の一般的な河道断面形である複断面河道の流量モニタリングに本システムを適用して行くことは必須であり、その基礎的検討も既に行っているが²⁾、検討事例に限られているため H-ADCP の設置位置や台数、基本設定をどのように適切に実施すべきかは未着手の課題である。本研究では、本システムに基づく複断面河道流量観測の高度化を目指して、H-ADCP 活用法を検討する。ここでは、複断面河道を有する江戸川・野田橋を対象として、本システムによる流量モニタリング実施結果や出水時の ADCP 観測データを活用して、H-ADCP の設定（層厚等）や台数、周波数等が流速・流量推定精度に及ぼす影響を検討する。

2. 研究方法

(1) 本システムの概要：本システムは、①H-ADCP による「線」流速計測と、②DIEX 法に基づく「面」流速・流量算出、の 2 つのサブシステムからなる。②では、ある横断面を対象にし、3次元 NS 方程式を簡略化した代わりに運動方程式を満たしつつデータ同化を行うために、付加項 F_a を導入した基礎式を用いる¹⁾。付加項 F_a の内外挿操作には、三次スプライン補間ではなく低水路及び高水敷で一様とする²⁾。また、DIEX 法中のパラメータは岩本・二瓶²⁾と同じである。

(2) 実河川での流量計測：本研究室では、2006 年 6 月より、江戸川・野田 (+39km) にて本システムによる流量連続観測を実施し、低水路には H-ADCP600kHz (Teledyne RDI 製、計測範囲：最大 140m) を設置している。2009 年 8 月から高水敷にも H-ADCP600kHz を設置し、さらに 2010 年 7 月には、より遠距離計測が可能な H-ADCP300kHz (計測範囲：最大 400m) に変えた。また、H-ADCP の層厚はそれぞれ 3.0m とした。不幸にも、2010 年度は高水敷が冠水する洪水は一度も生じなかった。そのため本論文では低水路に設定された H-ADCP データのみを用いた流量推定結果と別途行われた ADCP による検証用データを比較する（観測期間：5/27, 9/24, 10/31, 11/2 の出水時）。

(3) 模擬 H-ADCP データによる検討：上記 (2) の実河川のデータのみでは検討事例不足となるので、**図 1** に示す ADCP 流速データ (江戸川・野田橋, 2007 年 9 月 7 日 21:07, 水位 9.99[Y.P.m]) から、仮想的に H-ADCP を低水路や高水敷に設置して得られる「模擬 H-ADCP データ」を作成し、それから DIEX 法により面流速や流量を推定する。H-ADCP 設置高さは実河川での設置状況より **図 2** のように決めた。ここでは H-ADCP の設置位置・周波数、濁度減衰考慮の有無、層厚を変化させて計算を行う。まず、設置位置・周波数としては、低水路のみに 600kHz を設置する場合 (Case1)、低水路と高水敷に 600kHz を設置する場合 (Case2)、低水路に 600kHz、高水敷に 300kHz を設置する場合 (Case3) の 3 ケースを与える。また、出水時には超音波の濁度減衰により H-ADCP の計測範囲縮小が問題となる。その影響を見るために、濁度減衰を考慮しない場合には計測範囲を 600kHz では低水路 31m、高水敷 79m、300kHz で 145m であるが、濁度減衰を考慮する場合には、対象データの濁度が 935FTU だったので、著者らに基づいて、600kHz では 25m、300kHz では 55m とする。さらに、層厚は 0.5m と 3.0m の 2 種類を想定し、「模擬 H-ADCP

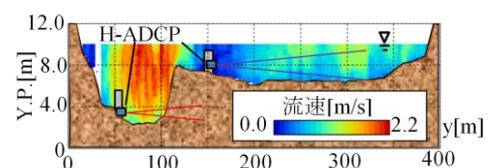


図 1 模擬 H-ADCP データ作製に用いられた ADCP データ (江戸川野田橋)

データ」について計 12 ケースの計算を行い、ADCP による流速・流量と比較する。

3. 結果と考察

(1) 実河川データに基づく本手法の精度検証：江戸川野田橋において得られた実河川データに基づく本手法による流量推定結果と ADCP による観測結果の相関図を **図 2** に示す。ここでは、2010 年度のみを表示する。これより、本手法の推定値は、概ね観測値の±5%以内に収まり、誤差の RMS 値は 3.2%となっている。これより、本手法の流量推定精度が、観測開始 4 年経過しても極めて良好であり、本手法の汎用性が示唆された。また、低水路に設置した H-ADCP の層厚を 3.0m としても、計測精度上問題ないことが確認された。

(2) H-ADCP の設置条件の流量推定精度への影響：模擬 H-ADCP データによる数値計算結果を用いて、H-ADCP の設置条件が流量推定精度に及ぼす影響を検討する。**図 3** は、水深平均流速の計算結果と模擬データ作製に用いられた ADCP による観測値の横断分布を示す (y: 左岸からの横断距離)。ここでは、濁度減衰効果の考慮の有無と H-ADCP 周波数条件 (Case1~3) を変化させた場合の計算結果を示しており、H-ADCP の層厚は 3.0m のみとする。図中には、H-ADCP の計測範囲に相当する同化範囲も図示する。これより、低水路内 (50 ≤ y ≤ 119m) では、濁度減衰の考慮の有無に関わらず、観測値と計算値は一致しており、実河川データに関する **図 2** と同じ傾向である。一方、高水敷においては、Case1 では流速を過大評価、Case2 では過小評価しており、Case3 でも過小評価傾向であるものの、相対的に観測値に近い。また、濁度減衰を考慮しない方が、Case2 や Case3 では観測値に近い。

各ケースの流量推定精度を検討するために、**図 3** と同じケースにおける低水路・高水敷・全体における流量推定結果の相対誤差を **図 4** に示す。これより、濁度減衰を考慮しない場合では、Case1 のみ、全体の誤差が 10%以上となるものの、高水敷に H-ADCP を設置する Case2 や 3 では 5%以下となる。一方、濁度減衰がある場合では、定性的には同じ傾向となるが、Case2 でも誤差 10%を超えてしまう。しかしながら、高水敷に H-ADCP 300kHz を設置する Case3 では、全体の誤差が 7%となり、明確な精度向上をもたらしている。以上より、実際に生じる超音波の濁度減衰影響を考慮しても、遠距離計測タイプの H-ADCP 300kHz を用いることで、本手法に基づく複断面河道の流量推定精度は良好に維持できることが明らかとなった。

参考文献：

- 1) 二瓶泰雄, 木水啓：H-ADCP 観測と河川流計算を融合した新しい河川流量モニタリングシステムの構築, 土木学会論文集 B, Vol.63, No.4, pp.295-310, 2007.
- 2) 岩本演崇, 二瓶泰雄：H-ADCP 計測と河川流シミュレーションに基づく複断面河道の洪水流量モニタリング, 水工学論文集, Vol.53, pp.1009-1014, 2009.

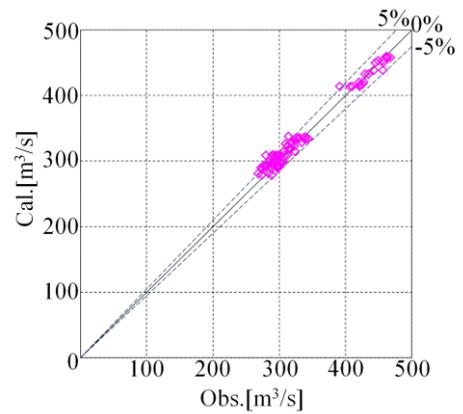
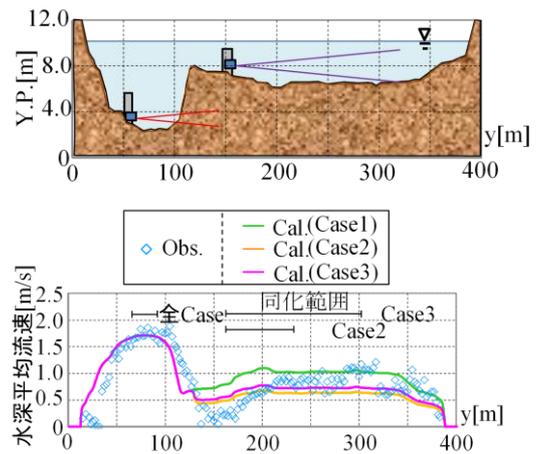
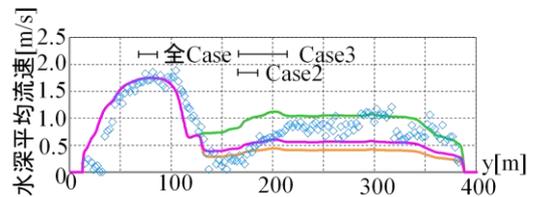


図 2 流量観測値と推定値 (実河川データ)

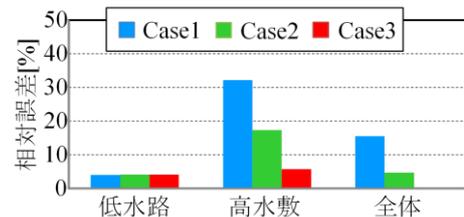


(a) 濁度減衰を考慮しない場合

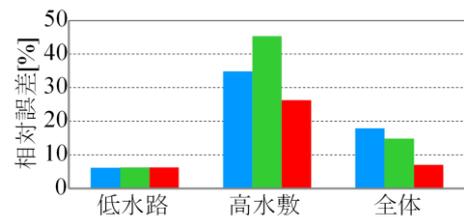


(b) 濁度減衰を考慮する場合

図 3 水深平均流速の横断分布の計算結果 (模擬 H-ADCP データ, 層厚 3.0m)



(a) 濁度減衰を考慮しない場合



(b) 濁度減衰を考慮する場合

図 4 各ケースにおける流量推定誤差 (模擬 H-ADCP データ, 層厚 3.0m)

大和川における画像解析を用いた窒素の形態変化についての解析

和歌山大学 システム工学部
谷口 正伸

はじめに

付着藻類量と河床面積は画像解析により定量化され、窒素の河川中での浄化効果が検証した。これまで大和川では有機物由来の窒素による河川水質の悪化が問題となっており、これまで定性的な解析がなされている。

この画像解析ソフトは 2009 年から開発した。大和川流域の面積は 1070km² であり、全体を調査するのは簡単ではない。そのため、植物や砂の河床、深さ、付着藻類の分布を把握するのは難しい。この研究では窒素の変化量と生物量との関係を推察する。

大和川の上流部には奈良市、生駒市、橿原市など都市が存在し、都市排水が上流部で河川に流入する。このため、2003 年度の全国 1 級河川の BOD75% 値においてワースト 1 位を記録しており、大和川では水質悪化の問題の解決が急務である。2006 年度の下水处理普及率は大和川全域では 76% であり、下水道はここ 10 年で普及率が大きく上昇してきた。また、流域では 1985 年から 2005 年までクリーニングキャンペーンを実施し、現在 C プロジェクト計画が進行している。研究対象地において、河川水および地下水の起源が環境同位体および大和河川流域の支流である石川流域で化学組成が分析された。また、水質特性が、大和川において 1999 年から 2005 年までフィールド調査データを使用して調査された。このような 1000km² の大流域で全体を把握するためにはコラード法だけでは流域全域を把握することが難しい。そこで色情報により同じ河床の同じ深さの部分ではほぼ同じ色情報であることから、衛星画像を用いた付着藻類や砂の河床部分の分布図の作成を試みた。

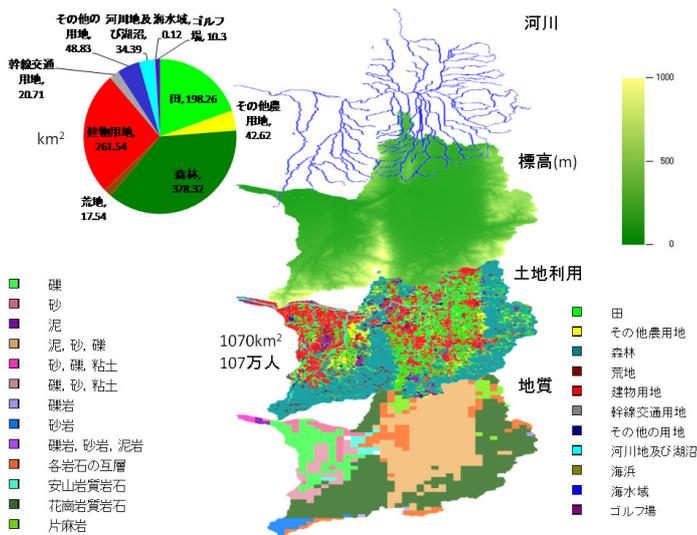


図 1 大和川流域の概要

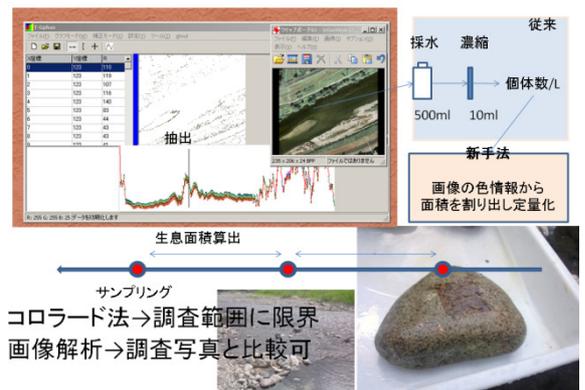


図 2 解析ソフトの概要

結果及び考察

「藤井」水質観測所は奈良県内で大和川本流の最下流部にあり、奈良盆地内の水が集まり、大和川の奈良県側の水質を考察できる。図3は総窒素濃度の経年変化を示す。浄化施設の影響で水質の変化があるかどうかを確認するために、図中に浄化施設の設置年度および奈良県の下水道普及率を示した。下水道普及率は1983年の16%から2005年の68%までほぼ一定の割合で増加している。河川浄化施設は1994年から設置し始められ、1999年以降に多くの場所で設置されている。1年間での水質の変化を見ると、TN濃度は明確に2月前後をピークに、冬に濃度が高く、夏に低くなる規則的な変化が見られる。

そこで、窒素の割合を見るため、月別の窒素の変化割合について考察を行う。図4は1983年から1990年、図5は2000年から2005年を平均した藤井における窒素態濃度の月別の変化を示す。ここで、有機態窒素濃度はほとんど測定されていないため、総窒素からアンモニア、亜硝酸、硝酸態窒素濃度を減じて計算している。1983年から1990年、2000年から2005年ともに窒素濃度全体での変化は冬に高く、夏に低い傾向を示す。窒素の形態を比較すると1990年以前はアンモニア態窒素濃度が高く、硝酸態窒素濃度は低いが、2000年以降は硝酸態窒素濃度が増加している。一方、有機態窒素濃度は1990年以前、2000年以降ともに年間を通じて変化せず、ほぼ一定の値を示している。また、2000年以降の有機態窒素濃度は1990年以前の約半分程度になっている。

これらの結果から、流入した有機物に含まれる窒素形態が1990年以前と2000年以降では大きく違う傾向が見られた。付着藻類は水深30cm未満で生息していることが多く、基準となる色情報のRGB値の±20%の範囲の色を抽出し計算した。付着藻類の生息域は流路の9%程度であった。総窒素濃度は8kmで7.5mg/lから3mg/lに減少していた。そのため、その割合は0.4/kmであり、30cm未満の場所で起こっていると推察された。

- 1) 谷口正伸・井伊博行・平田健正：大和川における生物分解による窒素形態の変化について，水工学論文集，第54巻，2010。
- 2) 水質水文データベース：<http://www1.river.go.jp/>，2011。
- 3) 国土数値情報：<http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/>，2011。
- 4) 大和川工事事務所：<http://www.yamato.moc.go.jp/>，2011。

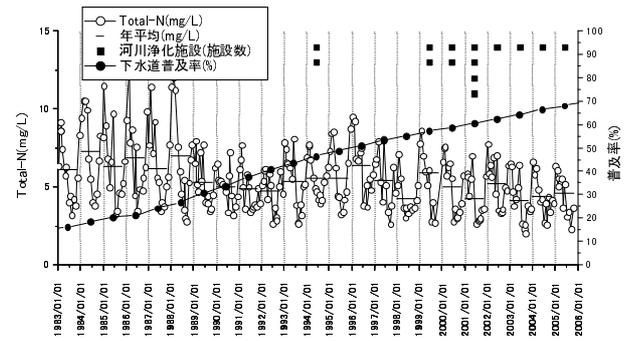


図3 T-N濃度と浄化施設の設置状況の変化

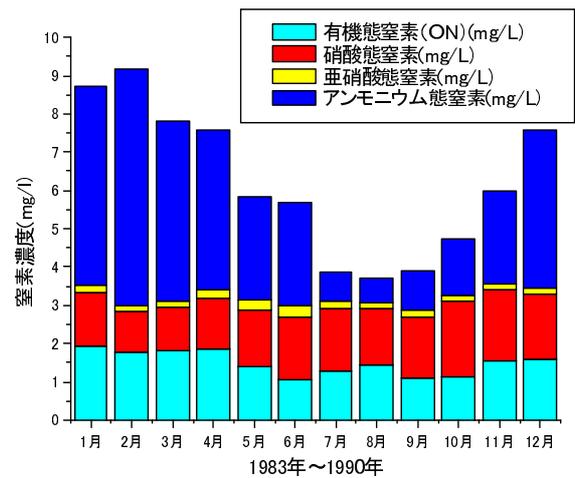


図4 藤井における窒素態濃度の月別の変化

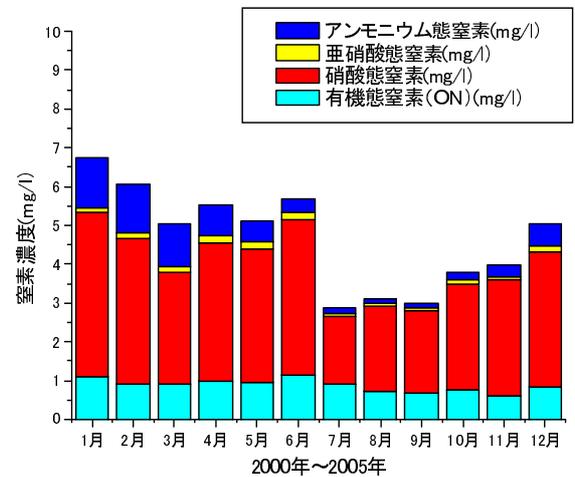


図5 藤井における窒素態濃度の月別の変化

水生生物の抗酸化力測定

(財) 電力中央研究所 環境科学研究所 正会員 ○今村 正裕
(財) 電力中央研究所 環境科学研究所 非会員 中野 大助
(財) 電力中央研究所 環境科学研究所 正会員 山本 亮介
(財) 電力中央研究所 環境科学研究所 正会員 松梨 史郎

1. はじめに

近年、ダム下流河川の環境保全のため、維持流量の増放流試験やダム堆積土砂の還元試験等が実施される事例が増加している。これらでは、水深や流速、河床の粒度分布のような河川環境の物理的因子に加え、濁質・栄養塩・溶存酸素量のような化学的因子も変動する可能性がある。化学的因子の変動は、魚類の餌となる付着藻類や底生生物に対して特に大きい影響を与えるものと予想される。現在、河川環境の変化が付着藻類や底生生物に与える影響は、種の多様性指数や現存量の変化によって評価することが多いが、これらだけでは十分な評価を行うことができない場合が多い。一方、生物生体内では環境変化によってストレス状態にさらされると活性酸素種が増加し、それを抑制する抗酸化物質の増減がある。その抗酸化力 (TOSC 値: Total oxyradical scavenging capacity) を測定し生物のストレス状態を評価する方法がある^{1,2)}。

本研究では実際の河川環境中における水生生物を対象にその抗酸化力の試験を行い、環境条件の異なる地点を選定し、地点間に TOSC 値の差があるかどうかを把握し、本手法の有用性を検討する。

2. 調査地点および方法

調査地点は、長野県上田市中部を流れる千曲川で、佐久市から犀川合流地点までの区間に設けた (図-1)。調査は 2009 年 12 月に、人為負荷の影響がないと考えられる C 地点、その直下流で下水処理場排水の流入がある D 地点、さらには上田市市街を流れる E・F 地点、最後に犀川との合流地点前後 A・B 地点の計 6 地点で実施した。生物採取と同時に、河川の水温・pH・電気伝導度を測定、河川水質についても実験室に持ち帰り、主要イオンについて分析した。

TOSC 値の分析には採取した水生生物のうち、すべ

ての地点において出現が確認されたヒゲナガカワトビケラを対象とし、生体内中のタンパク質が持つ抗酸化力を測定した。各個体の頭部・尾部・腸管を取り除いた胴体部分を対象に、0.02M-Triss+0.005M HCl 溶液によってホモジナイズし遠心分離によりタンパクを抽出した。抗酸化力の試験は、10ml バイアル瓶に基質とラジカル物質を添加、そこに抽出したサンプルを入れることで、ラジカル物質による基質の酸化をどの程度抑えることができるかをガスクロマトグラフ (FID-GC) にてエチレンガスをモニターする方法である。TOSC 値の算出は、サンプルを添加したものと添加していないコントロールとで、エチレンガス発生の積分値を比較し、抗酸化力がありエチレンガス発生が抑えられた場合に最大 100 として表現される。なお、本試験の前には、総タンパク質量を測定 (Lowry 法) し、各サンプル瓶当たりのタンパク質量を 50 μ g となるように添加するサンプル量を調整した。

3. 結果

調査地点の水質結果を表-1 に示す。上流から下流にかけ、河川水質は汚濁レベルにはなかった。水温の変化や電気伝導度の変化は見られるものの、主要イオン濃度からも下水処理場の下流だからといって硝酸やリン酸イオン濃度が高い状態になく、処理能力が高いと考えられる。また、E・F 地点付近は温泉地区であり、硫酸イオン濃度が他地点と比較し高い。

一方、水生生物の生息状況は、場所によって若干変化していた。その中でも造網型であるヒゲナガカワトビケラは、全地点にて確認することができた。各地点から、4~8 個体を TOSC 試験に用いた。用いた個体間には体長にバラツキがみられたが、その体長とタンパク質量には有意な相関がみられ (図-2)、成長阻害 (大きいのにタンパク量が小) による試験へ

キーワード ヒゲナガカワトビケラ, 抗酸化力試験 (TOSC), 河川環境, 底生生物

連絡先 〒270-1194 千葉県我孫子市我孫子 1646

(財) 電力中央研究所 TEL04-7182-1181

の影響はないと考えられる。

TOSCの結果を図-3に示す。バラツキが大きな地点もみられたが、全体の傾向として最上流のC地点や市街地のE・F地点では高い値が見られた。一方、D地点やA地点では低いTOSC値となった。加えてD地点とC地点との間に統計的な有意差 ($p < 0.05$) があることが確認できた。しかしながら、CとD地点の環境条件違いを、本水質項目の結果のみから判断するのは難しい。今回のように自然環境中の生物個体において、地点間における有意差が見られたことで、水生昆虫の生息環境におけるなんらかの違いが個体生体内の情報から把握できると考えられる。

河川の環境状態は同一水系であっても上流から下流までさまざま影響をうけ変化している。TOSC値の測定では、その中でも何が河川生物へ影響与える要因になっているかを判断するより、複合的な環境影響を評価していることになる。また、TOSC値は生物個体の成長過程で増加したり、急性影響の出るような汚染濃度では低下したりする傾向が報告^{1, 2)}されている。このようなTOSC値の変化や、環境要因個々に対するTOSC値の変化については、今後も調査・室内実験により明らかにする必要がある。

4. まとめ

自然河川に生息している水生生物（ヒゲナガカワトビケラ）を対象に、生体内中のタンパク質の抗酸化力の試験を行った。その結果、個体間にバラツキがあるものの、各地点間には若干の有意差が見られる地点もあり、河川生物が受ける環境ストレスをこの方法で評価できる可能性がわかった。

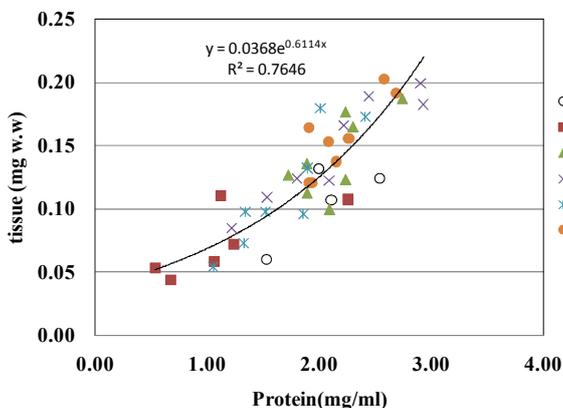


図-2 胴体湿重量とタンパク質量

参考文献

- 1) Winston, G.W. *et. al*: Comparative Biochemistry and Physiology, Part C 139, pp.281-288, 2004.
- 2) Regoli, F. *et. al*: Aquatic Toxicology, 68, pp.167-178, 2004.

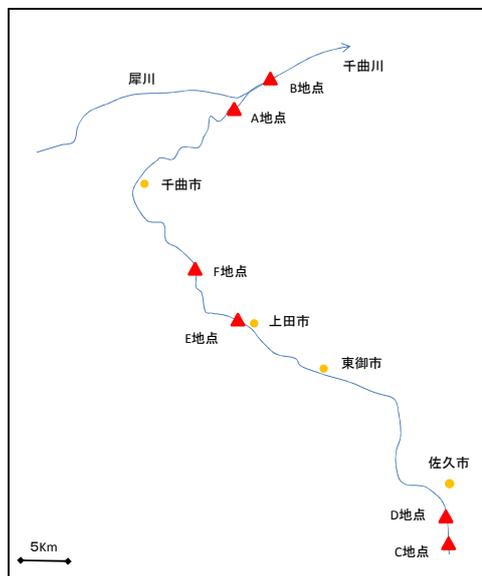
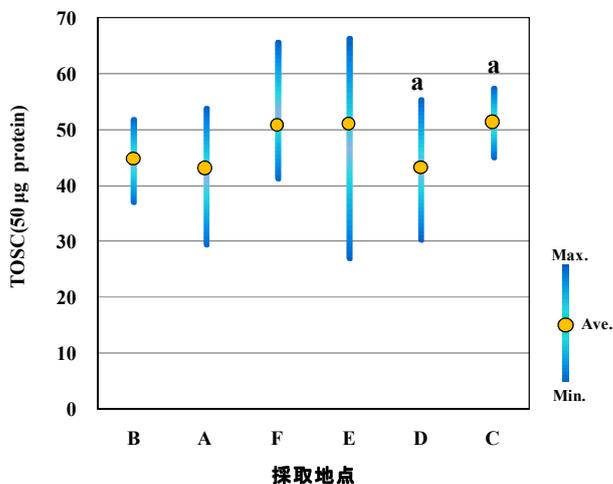


図-1 調査地点概要図

表-1 調査地点河川水質

2009/12/09-10	地点B	地点A	地点F	地点E	地点D	地点C
水温(°C)	6.9	5.9	9.2	7.7	5.5	4.4
電気伝導度(μS)	165	193	152	154	93	89
pH	7.6	8.3	8.2	8.2	7.1	7.7
ALK(meq/l)	0.56	0.99	7.53	4.17	3.90	1.35
Na ⁺	4.48	3.81	12.13	12.09	5.58	5.30
K ⁺	0.51	0.64	2.32	2.20	1.40	1.41
Mg ²⁺	1.40	1.24	5.09	5.08	2.89	3.15
Ca ²⁺	9.25	18.68	14.57	14.43	9.57	9.18
NH ₄ ⁺	0.01	0.04	0.11	0.01	0.01	0.02
Cl ⁻	2.25	2.20	10.42	10.26	3.84	3.26
NO ₃ ⁻	0.20	0.33	0.69	0.68	0.78	0.91
NO ₂ ⁻	-	-	0.01	0.01	-	0.01
SO ₄ ²⁻	5.48	4.71	19.20	19.24	9.72	10.74

cation: anion: (mg/l)



(A・B: n=4, C,D,E,F: n=8, , a: $p < 0.05$)

図-3 ヒゲナガカワトビケラ胴体中タンパクのTOSC値

河川付着藻類更新における、フラッシュ放流・クレンジング効果の簡易評価装置の検討 ～ 付着藻類調査方法の課題 ～

井芹 寧(西日本技術開発)・齋藤正徳(国土交通省河川局)
藤田和夫・矢野真一郎(九州大学 工学部)

1. はじめに

現在、各地でダム減水区間の河川環境改善を目的に、維持流量増量、フラッシュ放流などの流量改善処置、置砂などの土砂動態改善処置が行われている。

これらの処置による効果のうち、付着藻類の剥離更新作用は、生態的に健全な付着藻類相を保つために重要な役割を担っている。したがって、藻類剥離効果を事前に評価することは、効率的な環境改善処置を行う上で重要な課題となっている。従来は、流速を制御できる施設に、河床石礫を移動設置し検証する方法、実河川もしくは隣接した大規模な河川模擬実験施設で試験的に流量を増加させる方法などが試みられてきた。前者は、実験時の付着膜が現場の試料と性状が変化する問題があり、後者は施設建設の問題や、関係機関・主体の調整が必要であるなど、実現が限られる。

本報は、ダム減水区間の藻類の剥離性に着目した調査分析を実施し、その結果に基づいて製作した、藻類剥離効果の評価に利用できる付着藻類採取装置について報告するものである。

2. 減水区間における付着強度別の付着藻類の特性

筑後川上流の大山川において、流量増量処置時(2006年10月)に、九大水理研方式の水中付着膜採取装置(図-1)を用い付着強度別に採取した付着藻類について、窒素、炭素安定同位体比による解析を行った。

付着藻類の試料採取にあたっては、河川の流心部とワンド部の石礫について、装置内に外側からゴム袋を介し指先で水流を発生させ剥がれたものを Loosely Attached Periphyton (L-Periphyton)、さらに残留物をナイロンブラシでこすり取ったものを Tightly Attached Periphyton (T-Periphyton)として分別採取した。それらの試料について炭素・窒素安定同位体比の解析を行った(図-2)。あわせて、流下プランクトン及び同水域に生息する魚類(アユ等)の安定同位体比についても解析を行った。

その結果、藻類の安定同位体比については、L-PeriphytonはT-Periphytonと比較して河川を流下する浮遊性の藻類側にシフトし、浮遊性藻類の混入による影響が示されていること、ワンドの Periphytonは流心の Periphytonと比較して炭素同位体比が低く、光合成活性が低下していることが示された。また、窒素安定同位体比から、アユは流心の流水性の付着藻類を主に採餌している可能性が大きいことが示された。

以上より、水中付着膜採取装置を用い、水流により

付着藻類をL-PeriphytonとT-Periphytonに区分することで、それらの特性について有用な解析が可能であることがわかった。

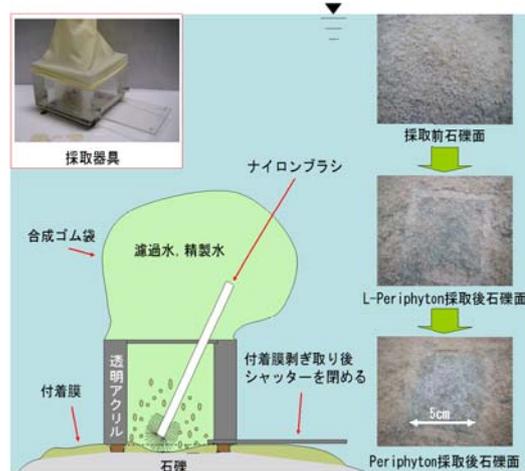


図-1 水中生物膜採取装置の概略図¹⁾

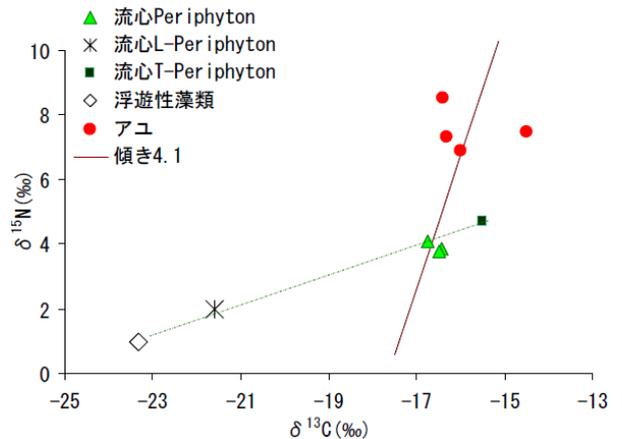


図-2 河川流心部の付着藻類等のNC安定同位体比²⁾

3. ダム貯水池起源の浮遊性藻類の影響

大山川では、流量増量処置後にダム貯水池起源の藻類が石礫付着膜中において増加する現象が確認されている²⁾。流量増量処置後に付着藻類として現存量の増加が確認された浮遊性の藻類について表-1に取りまとめた。

これらの藻類のうち、流水性の特質も合わせ持つものは生存する可能性があるが、浮遊性の藻類は枯死し有機汚濁物、また、栄養塩供給源として、付着藻類の増殖や河川水質に影響を及ぼす。さらに、底生生物や藻食、雑食性魚類に採餌され、河川生態系にも変化をもたらすことが予想される。なお、これらの藻類の多くはL-Periphytonとして採取される。

表-1 付着藻類として流量増量後に増加した浮遊性藻類

出現種	流心	ワンド
Anabaena sp.	◎	○
Merismopedia punctatum	◎	○
Microcystis aeruginosa		○
Oscillatoria sp.	◎	
Aulacoseria granulata	○	◎
Aulacoseria granulata var. angustissima	○	○
Aulacoseria ita lica	◎	◎
Aulacoseria japonica	○	◎
Asterionella formosa		◎
Fragilaria crotonensis	◎	◎
Melosira varians	○	○
Staurastrum sp.		◎
Scenedesmus sp..		◎
Synedra ulna	○	◎
Eudorina sp.		◎
Peridinium bipes		○

注) ○:細胞数が10倍以上増加, ◎:100倍以上増加

4. ダム減水区間における付着藻類調査の課題

ダム減水区間などの安定流量条件下での付着藻類生育環境においては、アーマー化による小石礫の消失、L-Periphyton の増加、付着生物膜中の枯死体の割合の増加、大型糸状藻類の増加などの変化がもたらされる。付着藻類更新効果を評価するにあたっては、ダム減水区間特性を踏まえ調査を実施することが重要である。その際の課題を表-2 に取りまとめた。

表中の①、②の課題に対しては、水中採取装置の適用、③の課題に対しては、それぞれの現存スケールにあわせた濃縮率、検鏡倍率等の複数の検鏡方法の適用、④、⑤、⑥、⑦、⑧の課題に対しては、超音波による均一化处理、生細胞が透過確認可能な蛍光顕微鏡の適用、⑨の課題に対しては、原生動物用の固定試薬の適用、水中採取装置によるかく乱が少ない採取方法、未固定試料の検鏡等が解決策として考えられる。

表-2 ダム減水区間における付着藻類調査の課題

項	目	内 容
試料採取	① 巨石・岩盤等の付着藻類の採取不可	巨石、岩盤の付着藻類は比較的安定的に繁茂しており指標性が高い。しかし、巨石・岩盤は人力では運搬が困難であり、試料採取が不可能。
	② 石礫移動時の水流によるL-Periphyton逸脱	試料採取のため、石礫を河床から取り上げる時に振動、水流の乱れにより、評価に重要な剥離しやすい藻類が逸脱する。
検鏡作業	③ 微細藻と大型藻の出現頻度の差による検鏡定量精度の低下	微細藻類の検鏡範囲はmm2レベルであるため、cmレベルの間隔で繁茂する大型糸状藻類の場合、正確な定量できないことがある。
	④ 試料の均一化が困難	付着藻類は採取試料から一部を分取して検鏡する。そのためには、試料の均一化が重要である。付着藻類は強固な群体を形成する種類が多く、試料の均一化が難しい。
	⑤ 大型固形物、大型藻による遮蔽の影響	付着藻類の試料にはデトリタス等の大形固形物が多く含まれる。大型固形物等の背後の藻類は検鏡出来ない。
	⑥ 大型藻、叢生藻間での付着藻類の見逃し	大型藻類に付着した藻類、叢生藻体間に付着した藻類は判別が難しい。
	⑦ 珪藻における死細胞の混入	付着藻類試料の中には枯死した珪藻の殻が多く含まれる。一般的な酸前処理試料では枯死細胞も定量され誤差となる。
	⑧ 珪藻や藍藻の同定の困難さ	同定に微細構造判別が必要な珪藻類、情報の少ない藍藻類は高等設備、技術を要する。
	⑨ 動物類の重要性	付着膜にはフムシ、原生動物等が生息する。FPOMの多いダム減水区間では現存量が多い。ブラシ採取では細胞破壊が生じ、ホルマリン固定では、細胞の萎縮などにより検鏡時に見逃す可能性が高い。

5. 付着藻類更新効果の評価装置の検討

異なる水流条件下における剥離付着藻類を分別採取する目的で、従来の水中付着膜採取装置に電動モータの軸に羽を取付け、羽の回転により装置内に一定の水流を発生することが可能なシステムを追加装備した(図-3)。本装置は、事前に容器内に砂などを投入することで、流砂のクレンジング効果による剥離試料の採取も可能である。

今後は本装置を用い、図-4 に示す事項について調査・検証を行い、ダム減水区間の河川環境改善にとって、効率的な流量増加方法、置砂併用方法等の検討を行う計画である。

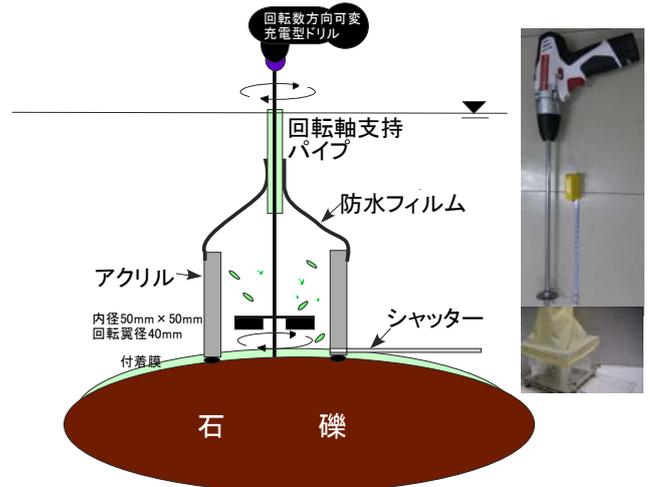


図-3 水中付着藻類剥離分別採取装置の概略図

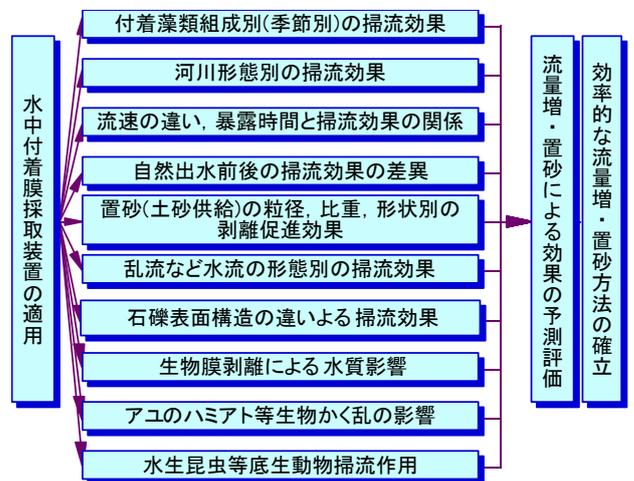


図-4 効率的流量増・置砂方法の検討

参考文献

1) 井芹寧・齋藤正徳・矢野真一郎・河口洋一・田辺智子: 付着藻類起源のクロロフィル a に関する簡易測定法の開発, 日本陸水学会第 75 回大会要旨集, 2006.
 2) 齋藤正徳・矢野真一郎・黨秀治郎・河口洋一・井芹寧・宮坂仁: 筑後川上流(大山川)におけるダム湖由来の浮遊性藻類がアユの採餌環境に与える影響, 河川技術論文集, 第 13 巻, 2007.