

# ダム堆砂処理工法 鉛直二重管吸引工法の開発

電源開発株式会社 茅ヶ崎研究所  
土木技術研究室 前田 修一

## 1. 概要

ダム貯水池に堆積する土砂の効率的な排除方法として、吸引方式排砂工法<sup>1)</sup>の開発研究が国等のダム管理者、研究機関等で進められている。本報告では、鉛直二重管吸引工法の概要とその開発状況について報告する。

## 2. 吸引方式排砂工法の吸引メカニズムと課題

吸引方式排砂工法とは、ダムの水位と放流地点の水頭差を利用して、貯水池内に設置された管路型の設備等により堆砂を吸引し、ダム下流等へ排出する工法であり、貯水池内に固定設置される固定式のものと台船等で移動しながら吸引を行なう移動式のものに大別される。固定式の吸引方式排砂工法として開発が行なわれている工法としては、Hydro-Pipe 工法<sup>2)</sup>、鉛直埋設吸引管排砂工法<sup>3)</sup>、潜行吸引式排砂管<sup>4)</sup>等が挙げられる。

これらの工法における土砂の吸引メカニズムとしては、管路内の通水に伴い、管底又は管側面に設けた吸砂口（丸型開口、連続スリット）で発生する負圧により堆砂を管内へ吸引し、輸送管を通じてダム下流河川へ排出するものである。いずれの工法においても、「吸砂口からの土砂の吸引」と「土層表層または土層内での土砂の崩落による吸砂口付近への土砂の供給」が連続して発生することが、土砂の吸引を成立させる条件である。

## 3. 鉛直二重管吸引工法の概要

鉛直二重管吸引工法では、従来技術と比べ、貯水池への設備設置を比較的に容易とし、土層の崩落を促進させる方法として考案したものである【図-1】。この工法は、管側面に常時開となる開口部を複数有する鋼管（外管）をダム湖底に鉛直に設置し、その鋼管の中に吸砂口となる開口部を有し且つその開口部を開閉させる装置を設けた鋼管（内管）を挿入・固定するものであり、動力源はダム等の水位と放流地点での水頭差を利用する。土砂の吸引の順序としては、吸砂口の開閉装置にて吸砂口を上から下に向かい、

順次開又は閉とし、堆砂表層からすり鉢状に土砂の吸引を発生させるものである。土砂の吸引力の起源は、開口とした水中に露出する外管の上端等より吸水される水が、外管と内管の間を流下する際に生じるエネルギーロスと速度水頭の和である負圧（圧力低下）による【図-2】。

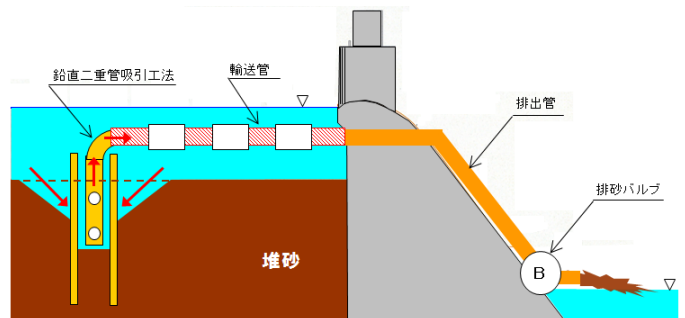


図-1 鉛直二重管吸引工法の設置イメージ

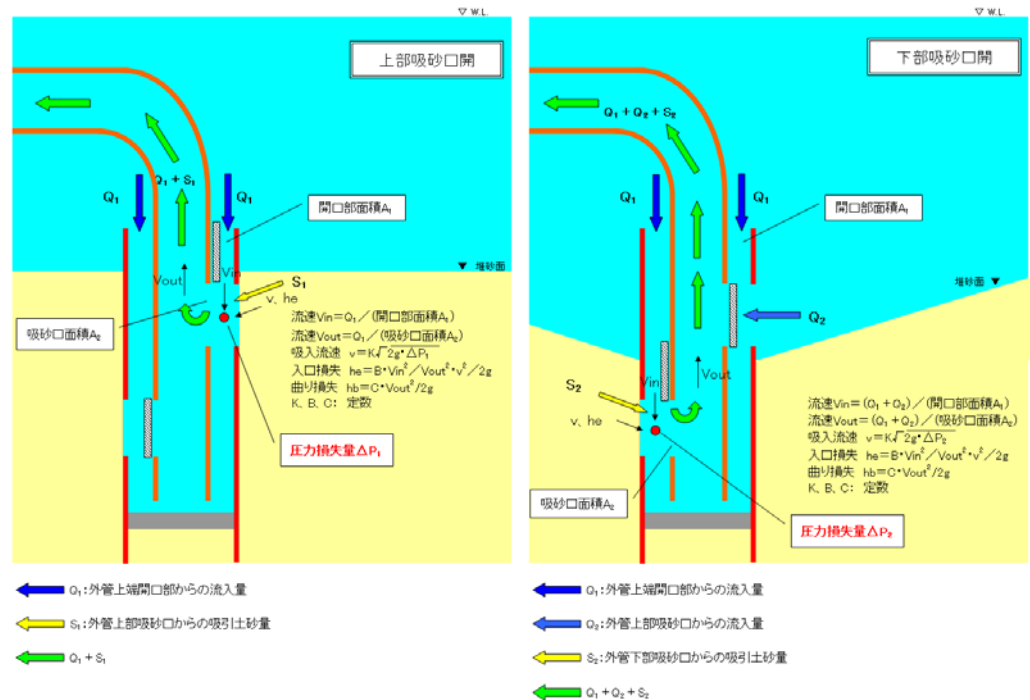


図-2 鉛直二重管吸引工法の水理メカニズム

#### 4. 室内及び小規模堰堤における模型実験

鉛直二重管吸引工法における水理メカニズムや土砂の吸引能力を把握するために、室内及び小規模堰堤において小型模型（外管直径 30～40cm、内管直径 20cm、土層厚 1m 程度、砂質土対象）による実験を実施した【写真-1】。この結果からは、1 時間当たりの土砂の吸引能力は地山土量換算で  $8\sim 16\text{m}^3/\text{時間}$ 、排出される泥水の土砂体積濃度は 2～18%程度であることが確認できた。



写真-1 鉛直二重管吸引工法の模型実験の状況（左：設備設置、中：実験前、右：実験後）

#### 5. 鉛直二重管吸引工法プロトタイプシステムの開発

室内等での模型実験の結果等を踏まえ、実際のダムでのスポット的な堆砂処理への適用を目指し、現在、エアシリンダー方式による吸砂口の開閉装置を有する鉛直二重管吸引工法設備のプロトタイプシステムを開発し、室内での機能確認試験を実施中である【写真-2】。設備の規模は外管直径 60cm、内管直径 30cm、土層厚 2～3m 程度とし、土砂の吸引能力の確認に加え、吸引システムの自動制御や落葉・小枝等によるゴミ詰まり対策等を検証中である。



写真-2 プロトタイプシステム設備と土砂の吸引実験状況

- 1) 浜松河川国道事務所ホームページ：「天竜川ダム再編事業 排砂工法実証実験検討委員会の設置について」
- 2) 橋本徹：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.183,85-89,2003-4
- 3) ダム水源地土砂対策技術研究会：鉛直埋設吸引管排砂工法の実験的検討、第 57 回水工学講演会、2013
- 4) 櫻井寿之、箱石憲昭：潜行吸引式排砂管の現地排砂実験、第57回水工学講演会、2013

# 水俣湾における微量残留水銀の動態に関する数値モデリング

九州大学 矢野真一郎・久野彰大・Herawaty Riogilang・川瀬颯人・田井明  
環境省国立水俣病総合研究センター 松山明人 長崎大学 多田彰秀

## 1. 研究の目的

九州の八代海に面する水俣湾では、1950年代に化学工場からの排水中のメチル水銀が原因で水銀汚染が進行した。湾内において高濃度水銀が蓄積した食用魚や二枚貝を多量に摂取した結果、中枢神経中毒症である「水俣病」が発生しており、近隣住民を中心に甚大な被害をもたらした。1977年から1990年にかけて行われた環境修復事業により水俣湾の環境は復元されているが、現在もなお自然界のバックグラウンド濃度(0.06ppm程度)を超えた10ppm以下の微量な水銀が残留している。微量なメチル水銀の毒性については多くの研究が進められている。その一例として、生物濃縮により水銀を含有した大型魚類を妊婦が多量に摂取した場合、その胎児に軽微な神経障害を引き起こす可能性があることが疫学的な見地から指摘されている。このような微量残留水銀に対する将来のリスク管理に対し、有効な対策を講じるためにも、海域における水銀の輸送構造や動態の解明が求められている。そのためには、(1)自然環境下の海水中でのメチル化(*in-situ* methylation)・脱メチル化機構の解明、(2)対象海域における溶存態水銀と懸濁態水銀のソースの解明、(3)水銀の生化学反応を取り入れた、流動および底質移動の高精度なシミュレータの開発、などが必要とされる。

そこで本研究では、水銀動態モデル開発の第一歩として、矢野ら(2010)が作成した有明海・八代海を結合した3次元流動・底質輸送モデルをベースにして水俣湾周辺海域における底質輸送モデルの開発を試みた。

## 2. 研究の内容

**2.1 数値モデルの概要：**本研究では、汎用沿岸域3D流動モデルであるDelft3Dを適用し、有明海と八代海を結合した数値モデルを開発した。図1に計算領域を示す。本研究では、破線部の開境界でM<sub>2</sub>潮のみを与えている。水平方向には格子間隔約250mの

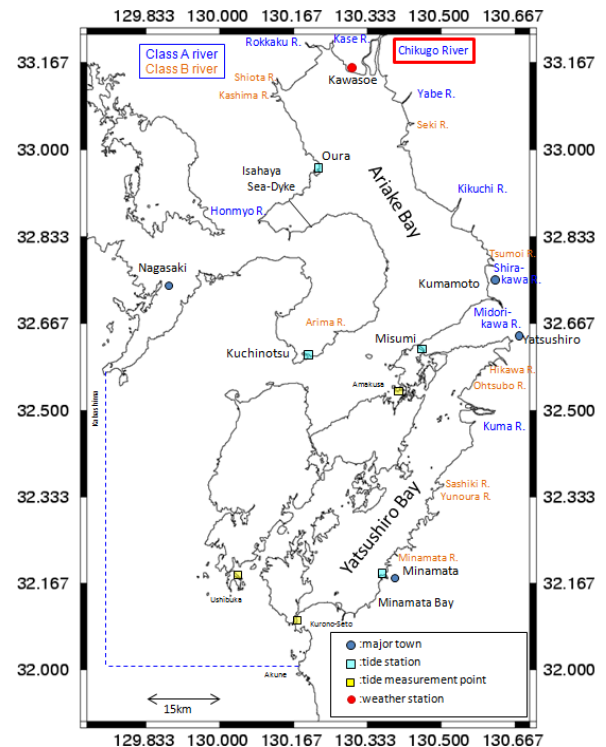


図1 計算領域（1級河川、主要2級河川の位置も含む）

直交直線座標系を、鉛直方向には $\sigma$ 座標系（5層均一）を適用した。水平渦動粘性係数はSGSモデル、鉛直渦動粘性係数は $k-\varepsilon$ 乱流モデルで評価し、潮位変動に伴う干潟の干出・水没も考慮している。底質の侵食・堆積過程についてはPartheniades-Kroneの式で評価した。侵食と堆積に対する限界せん断応力は、それぞれ0.001Paと1.0Paとした。侵食速度パラメータと懸濁物質(SS)の沈降速度は、Nakagawa&Yoshida(2008)による有明海の実測値である $M=3.3 \times 10^{-4} \text{kg/m}^2/\text{s}$ を $w_s=1.8 \text{mm/s}$ 適用した。計算期間は一年間とし、助走計算を10日間行い潮汐が安定した後に侵食・堆積が始まるようにした。初期条件として水俣湾内にのみ輸送対象である底質を厚さ1mで一様に敷き詰め、水俣湾以外の海域では初期に底質がない状態とした。また、外海や河川からの土砂流入量は考慮していない。

**2.2 計算結果：**図2, 3, 4に計算開始からそれぞれ1ヶ月後、6ヶ月後、ならびに1年後の累積底質厚さ

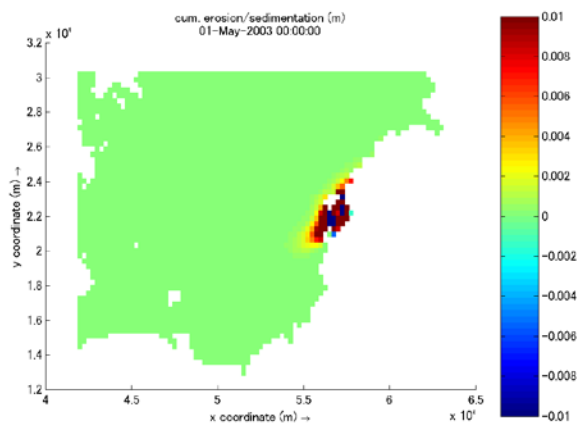


図2 水俣湾起源底質の堆積・侵食厚さの計算結果  
(初期から1ヶ月後、単位：m)

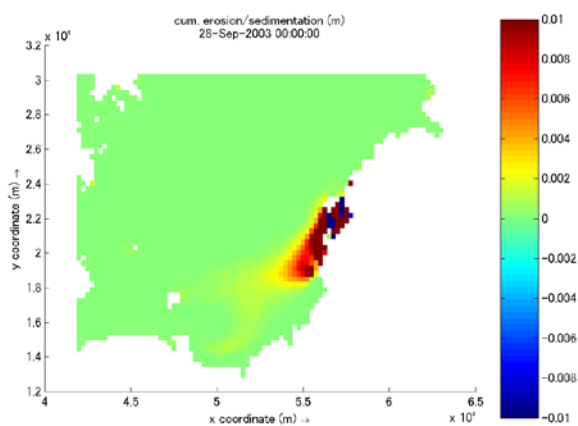


図3 水俣湾起源底質の堆積・侵食厚さの計算結果  
(初期から6ヶ月後、単位：m)

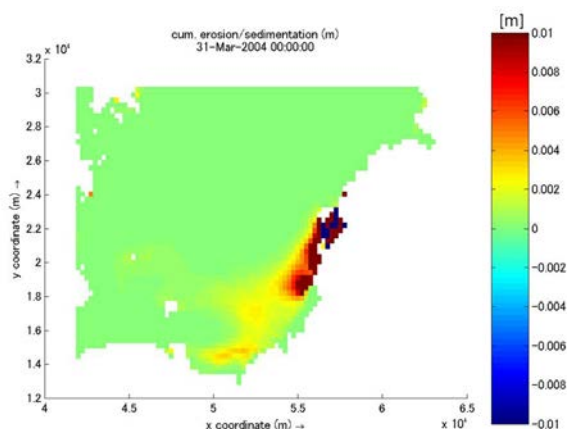


図4 水俣湾起源底質の堆積・侵食厚さの計算結果  
(初期から1年後、単位：m)

の分布を水俣湾周辺海域についてのみ示している。また、図5に Rifaldi *et al.*(1998)により測定された水俣湾から南部八代海に広がった底質中総水銀濃度の分布図を示す。潮流により再懸濁した水俣湾内の底質は、八代海南部海域において南下に伴い2つに分

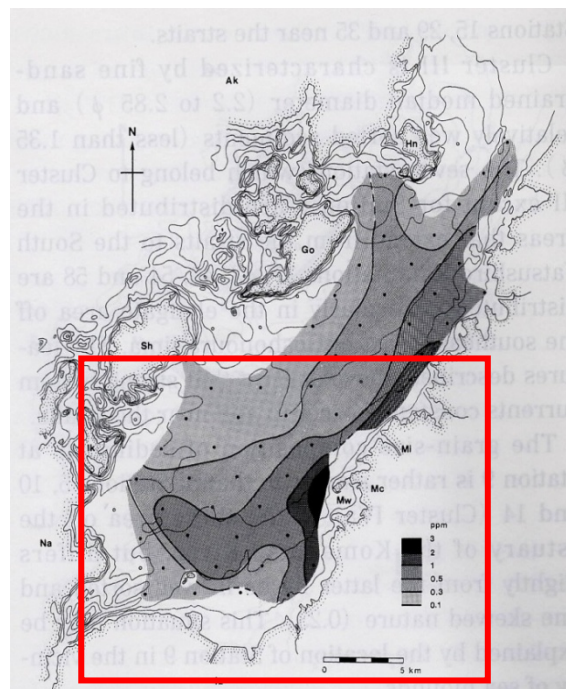


図5 水俣湾から八代海に広がった底質中総水銀の分布  
(Rifaldi *et al.* (1998)より、枠が図2, 3, 4の表示範囲。)

岐して輸送され、堆積していた。これは図5に示された残留水銀分布から推定される水俣湾起源の底質の移動状況を比較的良好に再現している。しかしながら水俣湾より北側へ運ばれた様子は再現されていない。これは、塩淡水密度流を再現していないことに起因するものと推測されるが、今後確認が必要である。加えて、水俣湾内の堆積・侵食傾向と別に底質コアサンプリングにより得られた砂質・泥質土の分布がよく一致していたことから、底質の再懸濁・沈降過程は定性的には再現できていると考えられる。

### 3. 結論

水俣湾における懸濁態水銀輸送の数値モデル開発のために底質輸送モデルを構築した。1年間の計算を行い、水俣湾内の底泥が再懸濁し、南部八代海へ流出し堆積する過程を再現した。今後は、成層を考慮した同期間の長基底質輸送計算を行い、水俣湾から北側へ輸送される様子を含めて再現したい。

〔謝辞〕本研究は、環境省国立水俣病相互研究センターによる平成24年度総合的水銀研究推進事業により実施された。ここに記し謝意を表する。

〔参考文献〕1) 矢野ら(2010) 土木学会論文集 B2, 66(1), 341-345. 2) Nakagawa & Yoshida(2008) *Sediment and Ecohydraulics*, 155-163. 3) Rifaldi *et al.* (1998) *J. Sediment. Soc. Jpn.*, 48, 67-84.

# 乱流場の動力学を考慮した気液界面のガス交換モデル

九州大学総合理工学研究院 杉原裕司

## 1. はじめに

二酸化炭素や酸素の液側濃度境界層は極めて薄い  
ため、非常にミクロな乱流動力学が気液界面のガス  
交換を支配する。実際の気液海洋界面は、砕波によ  
る界面崩壊や気泡生成を伴っており、非常に複雑な  
界面状態を有するが、ガス交換自体がミクロな界面  
輸送現象であるために、乱流力学の部分については  
より単純な界面を有する乱流場に共通する普遍性を  
もつことが期待される。

本発表では、最も単純かつ理想的な気液界面をも  
つ乱流場である開水路乱流場のガス交換機構につい  
て数値シミュレーションの立場から検討した結果に  
ついて紹介する。本研究では、シュミット数 $Sc (= \nu/D)$   
 $= 1$ の条件においてのみ直接数値シミュレーショ  
ン(DNS)を行い、高シュミット数の条件に対しては、  
DNSの結果を流速場の入力値とする移流拡散方程式  
を用いた界面近傍のみを対象とする高シュミット数  
ガス交換の計算を実行する。この方法は非常に簡便  
にも関わらず、乱流場の動力学を反映した高シュミ  
ット数計算を行えるという意味で有力なアプローチ  
であると思われる。

## 2. 計算モデルの概要

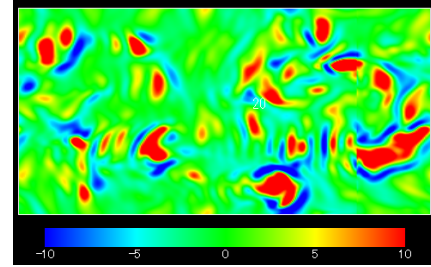
界面を原点として鉛直下向きに  $z$  軸をとる。解析  
対象となる高シュミット数の溶存ガスの濃度境界層  
は表面更新渦のスケールに比べて十分に薄いと考  
えられる。従って、濃度境界層近傍での水平流速の鉛  
直変化は無視できる。その場合、連続の式から鉛直  
方向の流速を以下のように求めることができる。

$$w = \left( \frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} \right) = -\beta(x, y, z)z \quad (1)$$

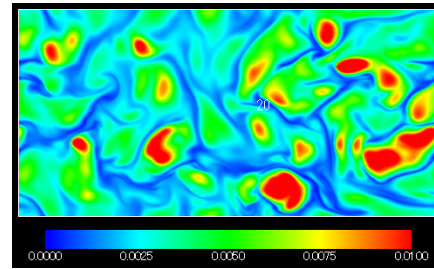
ここで、 $\beta$ は気液界面における水平流速の発散を示  
す。界面での主流方向の平均流速で移動する座標系 $x'$   
における無次元化された移流拡散方程式は次のよう  
になる。

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial x'} + v \frac{\partial c}{\partial y} - \beta z \frac{\partial c}{\partial z} = \frac{1}{Re_\tau Sc} \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} \quad (2)$$

ここで、 $c$ は溶存ガスの無次元濃度、 $Re_\tau$ は底面摩擦  
速度 $u_\tau$ と水深 $H$ で定義されたレイノルズ数である。本  
研究では、 $Re_\tau = 150, 175, 200$ および $Sc = 10, 100, 600$   
の組み合わせの条件を計算対象とする。移流拡散方  
程式の水平流速には同じ $Re_\tau$ のDNSによる界面流速  
を入力値として与える。また、初期条件として無次  
元濃度を界面において1、その他の領域で0とする。  
鉛直方向の境界条件として、界面の無次元濃度 $c_s = 1$ 、



(a) 界面発散



(b) ガスフラックス

図-1 界面発散とガスフラックスの分布

および計算領域下端のバルク領域において鉛直濃度  
勾配を0とする。なお、水平方向には周期境界条件を  
課している。

## 3. 界面発散と溶存ガスフラックスの関係

図-1(a), (b)は、それぞれ $(Re_\tau, Sc) = (150, 600)$ の  
条件下で得られた、同時刻における気液界面の界面  
発散とガスフラックスの計算結果を示す。この図よ  
り、正の界面発散領域とガスフラックスの大きい領  
域は明瞭に対応していることがわかる。これは、正  
の発散領域では、バルク領域の低濃度流体が湧昇し、  
濃度境界層が水平方向に引き伸ばされて、局所的な  
鉛直濃度勾配が増大するためである。

## 4. ガス交換速度のモデル解と計算結果の比較

界面発散が卓越するstagnation近傍の局所的なガ  
ス交換のモデル解を導出する。界面発散で表現され  
た鉛直移流項と鉛直拡散項がつり合った局所平衡状  
態を考えた場合、溶存ガスの移流拡散方程式は次式  
のようになる。

$$-\beta z \frac{dc}{dz} = D \frac{d^2 c}{dz^2} \quad (3)$$

界面発散を近似的に定数とみなし、この方程式を解  
くと界面のガス交換速度の解析解は次のようになる。

$$k_L^+ = \sqrt{\frac{2}{\pi}} Sc^{-1/2} \sqrt{\beta^+} \quad (4)$$

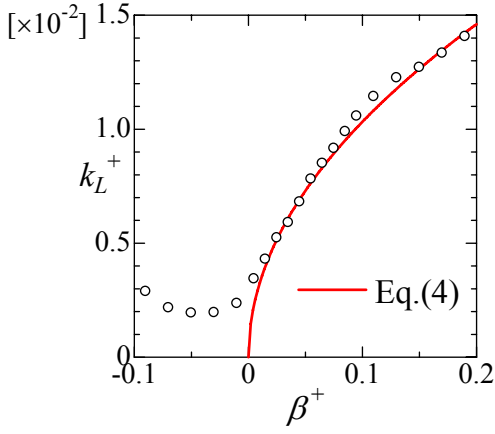


図-2 局所ガス交換速度の計算結果と解析解の比較

ここで、+の添え字は  $u_\tau$  と  $\nu$  によって内部変数表示の無次元化を施された量であることを示す．図-2に移動平均した  $k_L^+$  の計算結果と式(4)の解析解の比較を示す．正の領域において局所的なガス交換速度の計算結果は解析解によく適合しており，局所的な交換速度は局所的な界面発散の平方根に比例する．

#### 5. 界面発散とガス交換速度のスケーリング

界面発散の統計平均量である  $\beta_{rms}$  を規定する乱流長さスケールとしてTaylor micro scale  $\lambda$  を考える．その場合，界面の乱れエネルギー  $k_s$  と  $\lambda$  によって次の関係が成り立つことが期待される (Tsumori & Sugihara (2007)).

$$\beta_{rms} \propto \frac{k^{1/2}}{\lambda} \quad (5)$$

図-3において上式の関係を検証する．ここで，OCTは開水路乱流場の結果を，OGTは振動格子乱流場の結果を示す．これより，界面発散を規定する乱流長さスケールが  $\lambda$  であることがわかる．また，式(5)と  $\varepsilon \propto \nu k_s / \lambda^2$  から  $\lambda$  を消去した場合，界面のエネルギー散逸率  $\varepsilon_s$  を用いて次の関係が成り立つ．

$$\beta_{rms} \propto \sqrt{\frac{\varepsilon_s}{\nu}} \quad (6)$$

紙面の都合上，図は割愛するが，式(6)の関係が十分な精度で成立することを確認した．以上のようにDNSの結果から，界面発散の統計値  $\beta_{rms}$ （すなわちガス交換速度）がマクロではなくミクロなスケールの乱流量に規定されていることが検証された．ただし，開水路乱流場の場合，振動格子乱流場の実験値よりも多少大きな値を持つようである．式(6)を式(4)に代入して，界面における乱れエネルギーを用いて普遍表示を行うと次式のスケーリング則を得る．

$$\frac{k_L Sc^{1/2}}{k_s^{1/2}} \propto Re_t \quad (7)$$

ここで， $Re_t$  は界面の乱れエネルギーとエネルギー散逸率を用いて定義された乱流レイノルズ数 ( $\equiv$

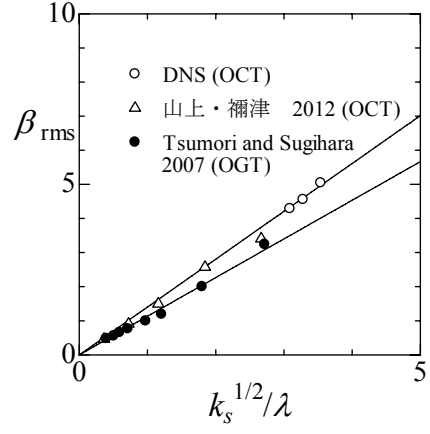


図-3 界面発散とTaylor micro scaleの関係

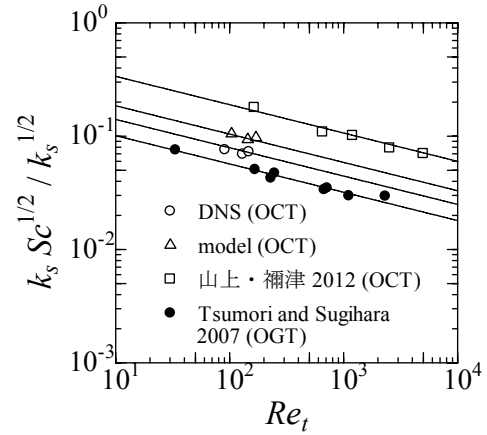


図-4 ガス交換速度と乱流レイノルズ数の関係

$k_s^2 / \varepsilon_s \nu$ )を表している．図-4に式(7)の関係がプロットされている．式(7)では無次元化されたガス交換速度はレイノルズ数の-1/4乗に比例することを示しており，これはいわゆるsmall eddy modelと同様のレイノルズ数依存性を持つことを示している．

#### 6. まとめ

本研究の結果をまとめると以下ようになる．

- (1) 開水路乱流場の動力学を組み込むことができる，簡便な高シュミット数ガス交換の計算モデルを提案した．
- (2) 正の界面発散領域に関する局所ガス交換速度の解析解と本計算モデルの計算結果はよく一致しており，ガス交換速度は界面発散に規定されることを示した．
- (3) 界面発散はガス交換を支配する重要な特性量であるが，その長さスケールはTaylor micro scaleによって規定されることを示した．また，界面発散はエネルギー散逸率を用いて定量化できる．
- (4) ガス交換速度の乱流レイノルズ数依存性について検討した結果，無次元化されたガス交換速度は乱流レイノルズ数の-1/4乗に比例することを見出した．

# 東京湾上の風の空間分布と物質輸送

北見工業大学 中山恵介

首都大学東京 新谷哲也

2001 年 8 月 10 日に東京湾において実施された観測において、水平循環に伴う湾奥における収束現象の発生が確認された。本研究では、その発生要因と機構を解明するため、数値計算モデル FANTOM3D および理論解析を利用した検討を行った。数値計算モデルによる解析結果から、風の空間分布を考慮した渦度、河川流入、水表面に於ける熱交換の効果が検討され、水平循環を伴う収束現象は風の渦度の効果により誘起されていることが分かった。さらに、理論解析によって、風の渦度の効果が以下の 3 つのカテゴリーに分類されることが分かった。それぞれのカテゴリーはロスビー数を利用して定義されることも示された。部会での発表において詳細を紹介する予定である。

Region 1 (positive vorticity): Coriolis and nonlinear upwelling

Region 2 (negative vorticity): Coriolis downwelling

Region 3 (negative vorticity): nonlinear upwelling

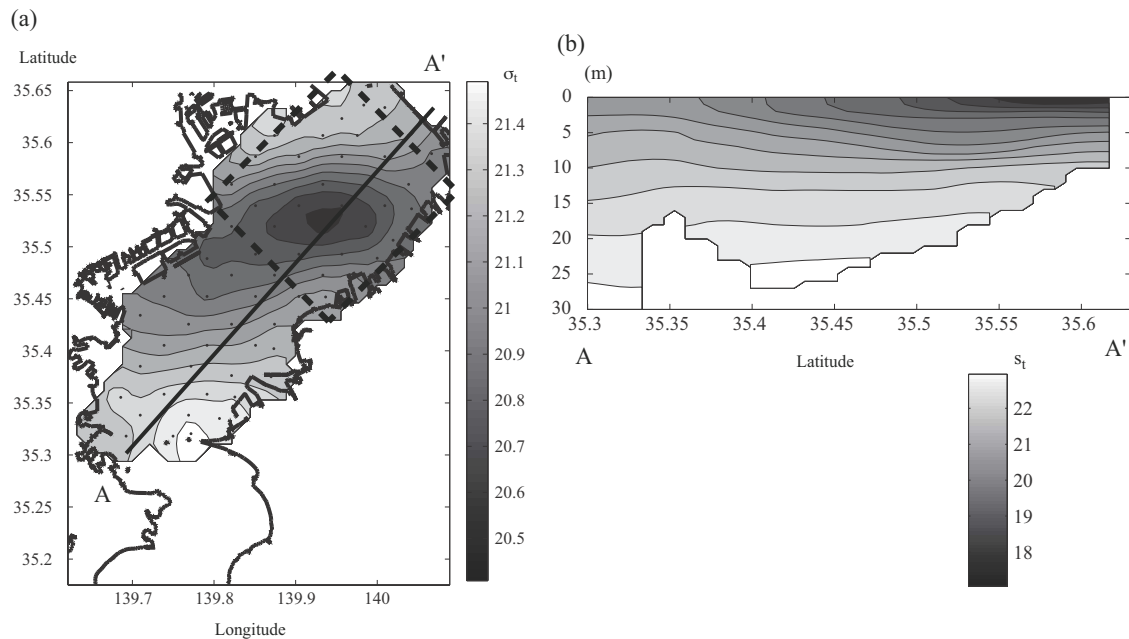


Figure 1 Field experiments results on August 10th in 2001. Salinity and water temperature were observed at 65 stations shown as dots. (a) Horizontal distribution of sigma-t at a depth of 8 m. (b) Vertical distribution of sigma-t along A-A'

平成 24 年度 土木学会重点研究課題（研究助成金）活動報告  
「流域圏における放射性物質・化学物質の動態が生物環境に及ぼす影響」

首都大学東京 横山勝英

## 1. 目的

東日本大震災では津波により住宅、工場、漁港が破壊され、原発からの放射能拡散事故も発生した。今後、流域表土に蓄積した放射性物質が降雨時に河川・湖沼・海域に輸送され水底に沈積する問題が発生し、また、陸域や海底のがれきから重金属等の化学物質が漏出する問題が発生して、水域の生態系と農業・沿岸漁業に悪影響をおよぼす可能性がある。

これらの問題に取り組むためには流域管理の視点が必要であるが、現状は防災街作り、がれき処理、放射能対策、漁業再生などが個別に実施されており、全体として整合を図ることにまで手が回っていない（目前の膨大な個別問題に対応するのが精一杯であり、やむを得ない）。また現在は防災主体で復旧が進められているが、一次産業にとっては環境への配慮も重要である。

本研究では、水工学会委員会環境水理部会を中心とした研究グループを構成し、震災で発生した陸域の放射性物質や化学物質の河川・湖沼・海域への移動実態と、生物への広域・長期的影響を調査解析し、防災と環境が調和した復興策を提言することを目的とした。

## 2. 研究内容

本研究では、「津波による沿岸被害とがれき問題」、「放射性物質の拡散問題」、「各種物質が生態系におよぼす影響」の3テーマについて、流域圏の物質循環の視点から調査研究を進めた。

### 2.1 津波被害とがれき問題

#### 2.1.1 宮城県沿岸の被害状況（横山）

行政から報告されている各種数値を収集して、東日本大震災による、死者、行方不明者、家屋の全壊、半壊、地盤沈下などを整理した。

#### 2.1.2 気仙沼湾での調査事例（横山、工藤）

気仙沼舞根湾において、津波被害の現地調査を実施して水位・流速やがれきの発生状況を把握すると共に、三次元流体シミュレーションを用いて倒壊した家屋や自動車、樹木などの挙動について考察した。また、海岸線の変化特性についても検討した。

#### 2.1.3 仙台湾での調査事例（長尾）

宮城県仙台塩釜港やその周辺沿岸域、仙台湾内において港湾由来のがれきの実態把握のために音協海底探査を実施した。高解像度海底地形データを解析し、仙台新港周辺に多数のコンテナが存在していることを明らかにした。

## 2.2 放射能

### 2.2.1 総論（工藤、鶴田）

行政等による公表資料を収集して、環境中に放出された放射性核種の概要、セシウムの環境中の挙動特性、環境中のセシウム分布のモニタリング結果を整理した。

### 2.2.2 市街地（二瓶）

手賀沼流域圏において、都市流域～河川～湖沼にわたる放射性セシウムの汚染状況や収支を明らかにした。沼内の放射性セシウムストック量は河川からの平均供給量をやや下回ったが、沼外への流出を考慮すると、沼内のストック量と河川からの供給量は概ね一致していた。

### 2.2.3 シミュレーション（湯浅）

放射性物質の水圏中での挙動を解明するためのシミュレーションモデルの開発と、モデルを用いた解析評価に関して、主な既往知見をとりまとめた。地表面に放射性物質が沈着した後の、流域・河川・地下・底泥・湖沼等の水圏における挙動モデルを対象とした。

### 2.2.4 除染技術（井芹、鶴田）

流域圏としての除染対象、除染の実証試験事業、対象別の除染の考え方（土壌、道路、宅地、農地、森林、木材、水）、流域圏の除染技術（企業等の提案技術）について種々の情報を収集、整理した。また、今後の課題として、廃棄物管理の適正化、コスト縮減、効果検証、人材育成の必要性などを挙げた。

## 2.3 生態系への影響

### 2.3.1 残留塩素（田代）

下水処理施設の被災時には、通常時よりも高濃度な残留塩素が公共用水域に排出される可能性があり、それが水生生物、生態系へ及ぼす影響も懸念される。そこで、三重県櫛田川水系の佐奈川において、連続的に残留塩素の観測を行って流下量の縦断的・経時的变化を調べるこ

とにより、河川における残留塩素の動態を考察した。

### 2.3.2 水生昆虫（藤野）

河川・湖沼に生息する魚類と水生昆虫への放射性セシウムの影響を検討するため、福島県真野川においてヒゲナガカワトビケラおよび河川流下物を採取し、放射性セシウム線量を分析した。また、今後のモニタリングの考え方を提案した。

### 2.3.3 環境影響評価（今村）

放射性物質や重金属等による沿岸生態系影響を評価するための考え方と手法について、海外の事例を紹介し、日本での適用について提案した。その方法として、通常の生物モニタリングに加え、生物体内のバイオマーカーを用いて汚染物質等によるインパクトを評価することが有用であるとした。

## 3. 活動記録

### 3.1 ワーキンググループ活動

#### ・第一回 WG：H24.5.22～23

研究集会@水俣、午前中に WG メンバーの集中セッション

#### ・第二回 WG：H24.9.7

土木学会年次講演会@名古屋、活動報告とシンポジウム開催に向けての調整

#### ・第三回 WG：H24.12.14

流域圏シンポ@川崎

#### ・第四回 WG：H25.1.11

土木学会会議室、報告書作成の分担案作成

#### ・第五回 WG：H25.5.31～6.1

研究集会@一ノ関、三陸被災地の見学会

### 3.2 流域圏シンポ開催記録

#### ・タイトル

「流域圏の物質輸送に関する実態評価の現状と課題」  
～陸域から内湾（湖沼）までを俯瞰的に理解する～  
第三回：東日本大震災のがれき・放射性物質の移動実態と生態系への影響

#### ・会場、開催日時

平成 24 年 12 月 14 日（金）13 時～17 時 45 分  
ラゾーナ川崎プラザソル（JR 川崎駅直結）

#### ・講演タイトル、講演者

「震災による陸上のがれきの発生状況」 乾 徹（京大）  
「湾内のがれき堆積状況」 横山勝英（首都大）  
「震災起源漂流物の海洋への輸送状況」 日向博文（国総研）

「農地における放射性物質の動態」 江口定夫（農環研）

「市街地における放射性物質の動態」 二瓶泰雄（理科大）

「沿岸域における放射性物質の動態」 神田穰太（海洋大）

「水産物への放射性物質の影響」 森田貴己（水産庁）

#### ・参加者数とアンケート結果

参加者は 98 名であった。行政、研究教育、コンサルタント、建設会社、学生など幅広い分野から多数の参加を得た。年齢は 30 代～50 代が中心であった。また、アンケート結果は概ね好評であった。

#### ・開催概要

環境水理部会の部会員以外の専門家も招待して公開シンポジウムを開催し、本研究の 3 テーマについて多角的に議論した。その結果、問題の解決には多くの現象の相互連環を時空間的に捉えなければならず、本研究をスタートアップと位置づけて各研究者が要素研究を推進し、生物・化学分野の研究者と連携を深めて長期的に取り組んでゆく必要があると結論づけた。

また今回のシンポジウムを通じて、「流域圏の物質動態」の視点の重要性が明確になった。がれきや放射性セシウムの問題はターゲットとしては新しいものの、それらの輸送過程は環境水理分野の研究者が過去何十年にもわたって調査研究してきたことと同じである。例えば放射性物質は、大気→森林・農地・都市→河川→貯水池や海域という流れで微細土砂と共に移動することから、ウォッシュロードの河川輸送、河口域でのフロック化と沈降、海域への移流・拡散という従来の問題と本質的に変わらない。さらに、今まで分からなかった部分が今回もやはりネックになっている（例えば河口域のフロッキュレーションなど）ことが明確になった。

最後に、放射性物質を物質輸送のトレーサーとして使うことで、これまで分からなかった素過程が解明できる可能性があること、その部分に流域圏問題に関わる専門家は注力することが必要であると総括された。

## 4. おわりに

平成 24 年度の土木学会重点研究課題は、環境水理部会のメンバーならびに外部の協力者により活発に実施され、研究代表者を通じて 47 ページの報告書を土木学会に提出された。

被災地ではようやくがれきの整理が終わった程度であり、復興に向けた取り組みはこれから本格化する。その際に、本研究の考え方が取り入れられれば幸いである。

最後に、大変お忙しい中、ボランティア的にご協力下さった部会メンバーの方々に厚く御礼申し上げます。

# 2011 年東北地方太平洋沖地震と津波後の仙台湾の海底地形と海底ガレキ

長尾 正之

(独) 産業技術総合研究所 地質情報研究部門 海洋環境地質研究グループ

〒305-8567 茨城県つくば市東 1-1-1 中央第 7 (E-mail: nagao-masayuki@aist.go.jp)

## 1. はじめに

2011 年 3 月 11 日に発生した東北地方太平洋沖地震に伴う大津波により、宮城県仙台塩釜港やその周辺沿岸域、仙台湾内には、被災した船舶・コンテナ・ガレキがまだ大量に沈積していると考えられる。しかし、その全容はいまだによくわかっていない。そこで、音響を利用した海底探査装置を使った海底地形調査を仙台湾で実施し、高解像度海底地形データを取得中である。中間結果から仙台新港周辺に多数のコンテナが存在していることが判明したので速報する。

## 2. 方法

音響を利用した海底探査装置として、R2 Sonic 社の Sonic 2024 とその付属システムを使用した。

Sonic 2024 は、周波数を 200 kHz から 400 kHz の範囲で任意に変更できる。また、全周波数に対して 60 kHz のバンド幅を持つ。ソナーヘッドは受波器のフラットアレイと半円筒形の送波器から構成されている。音響ビームの受波角度を示すスワ幅は  $10^{\circ}$  から  $160^{\circ}$  の範囲で任意に変更できる。また、音響ビーム本数は 256 である。周波数 400 kHz の場合、音響ビームの分解能は進行方向に対して  $1^{\circ}$ 、進行方向に直交する方向に対して  $0.5^{\circ}$  である。全周波数に対する地形の鉛直方向分解能は 1.25 cm である。なお、調査に用いた Sonic 2024 は Snippets オプションを備えており、これにより高分解能サイドスキャンイメージを地形データと同時に取得できる。

付属システムは、慣性 GPS ジャイロ(APPLANIX 社製, POS MV Wavemaster), 表面音速度計 (Veleport 社, miniSVS), 鉛直方向音速度計 (AML Oceanographic 社, SVPS), ソナーインタフェースモジュール(SIM), ジャンクションボックス, パソコン, 統合型水路測量ソフトウェア HYPACK2012 (HYPACK 社) から構成される。収集した測深データのノイズ処理, 潮位補正, 音速度補正, キャリブレーションのためのパッチテスト結果の測深データへの適用は, HYPACK2012 で行った。

R2 Sonic 社のワイドバンドマルチビームで海底人工物がどの程度識別可能かを示す一例として, Sonic 2024 の姉妹機である Sonic 2022 (ビーム幅:  $1^{\circ} \times 1^{\circ}$  @ 400 kHz) が捉えた防波堤周囲の被覆ブロックの研究例が挙げられる (Nagao et al., 2011)。この研究例では, 不動テトラ製 X ブロック (3 トン型, 縦横 1.85 m) の形状ならびに配列の様子が, Sonic 2022 により明瞭に捉えられた。

調査海域は、宮城県仙台湾（図-1）とした。2012年9月10日より調査を開始し、2013年5月中に無事に作業を完了した。現在、地形データの解析を実施中である。

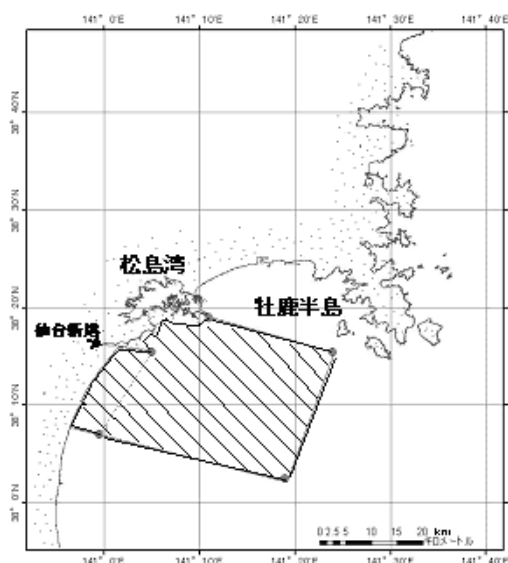


図-1 調査海域

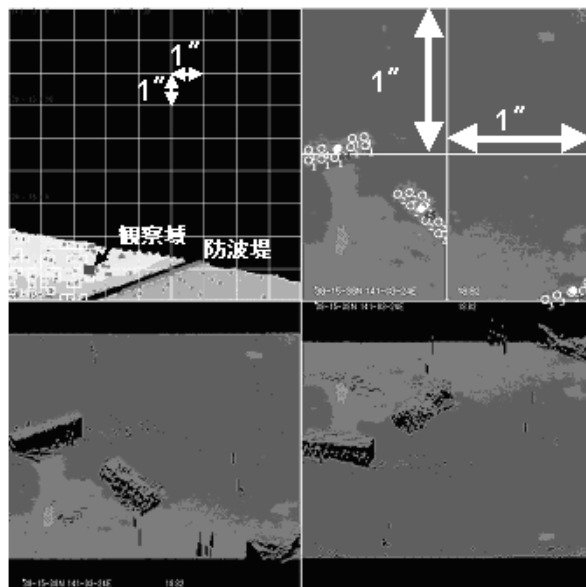


図-2 仙台港周辺の海底ガレキ. 左上：ガレキ分布図の一部，右上：左上の図の観察域の拡大図，左下と右下：右上の図の鳥瞰図。格子サイズは1" .

### 3. 結果

仙台港近くの海底を点群で表示した海底地形（図-2）では、多数のガレキが確認されており、形状から判断により、これらの大半が仙台港から津波引き波で海底に運ばれてしまった大型コンテナであると考えられる。

**謝辞：**宮城県漁連および県内関連漁業協同組合からは本調査へのご理解をいただいた。海上保安庁 第二管区海上保安本部，宮城海上保安部からは海底地形調査の遂行にあたり便宜をはかっていただいた。気象庁 地球環境・海洋部 海洋気象情報室 潮汐班からは、海底地形データの潮位補正のために必要な仙台新港潮位記録をご提供いただいた。長期間の調査を安全に実施中の船長ならびに株式会社ウインディーネットワーク調査員に感謝する。本調査は平成23年度第3次補正予算「巨大地震・津波災害に伴う複合地質リスク評価」のサブワーキング「土壌汚染リスク調査」の一部として実施されたことを付記する。

**参考文献：** Nagao, M., Kan, H., Nakano, K., Takada, S., Ogasawara, H., Nakamura, T., Ohashi, T. and Suzuki, A.: An attempt to find small artificial objects in the shallow sea bottom using broadband multibeam echosounder. Proceedings of International Sessions in Coastal Engineering, JSCE, Vol. 2, pp.51-55, 2011.

# 河川流域における放射性物質の流動・堆積特性に関するデータ分析

国土交通省 国土技術政策総合研究所 環境研究部 河川環境研究室 鶴田 舞

## 1. はじめに

2011 年 3 月の東京電力株式会社福島第一原子力発電所事故により、環境中に放射性物質が放出された。これまで文部科学省、環境省等の所管省庁・機関により、放射性物質の拡散・移流、地上への降下や環境中での移行等についての調査が実施されている。河川流域における放射性物質の挙動は限られたデータにより十分解明されていないが、現時点で把握できることを整理し河川管理者として知見を得ることは有用である。そこで国総研では、河川流域における放射性物質のモニタリング結果や研究結果を収集し、放射能濃度の時系列変化、水中の放射能濃度と水質との関係や、底質中の放射能濃度と底質性状の関係等について分析した。

対象データは、東北地方及び関東地方において、環境省、文部科学省及び各都県が 2011 年 3 月から 2012 年 12 月までに公表した河川・湖沼における放射性物質モニタリング結果とした。

## 2. 放射性セシウムの初期沈着状況

文部科学省による航空機モニタリング結果（2011 年 11 月 5 日時点の換算値）に基づき、水系流域毎に放射性 Cs の沈着状況を集計した結果を図-1 に示す。沈着量が突出して高かったのは福島県内から太平洋に注ぐ二級水系河川で、次いで阿武隈川水系、利根川水系の順であった。

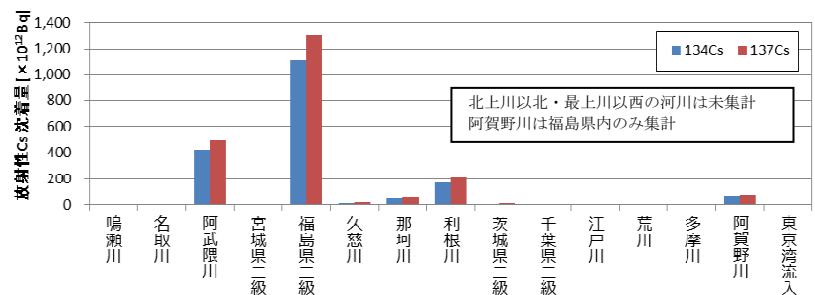


図-1：放射性セシウムの初期沈着状況（水系別）

## 3. 水質モニタリングデータの分析

水質の全測定数 3,684 例のうち、放射性 Cs の検出例は 123 例（検出割合 3.3%）と非常に少なかった（図-2 参照；調査主体により検出限界が異なるため、1 Bq/L 未満の値は不検出として取扱った）。Cs が検出された水系は、河川では阿武隈川水系、福島県二級水系等 4 水系、湖沼では阿武隈川水系、福島県二級水系のみであった。

水中の Cs 濃度と SS 及び濁度との関係を求めたところ、SS については河川・湖沼共に有意な相関は認められなかったが、河川水中の Cs 濃度（懸濁態を含む）と濁度は弱い正の相関が認められた（有意水準 5%）。

阿武隈川水系で 3Bq/L 以上の  $^{137}\text{Cs}$  が検出された 4 地点を抽出し、水質・水位変動との関係を整理した。 $^{137}\text{Cs}$  の検出日と SS 及び濁度の関係を見ると、 $^{137}\text{Cs}$  の検出日に SS と濁度が高値を示しており、水中の濁り分と Cs 濃度に関連がある。ただし、 $^{137}\text{Cs}$  や SS 及び濁度の濃度と水位変動の間には顕著な関係が認められず、1 地点でこれらの検出日と高水位のピークが一致した以外は、大きな水位変動が見られなかった。この結果は Cs を含む濁り成分の発生が水位変動と完全に一致していないことを示している。

降雨時や洪水時を対象とした調査が行われていないため、出水時のデータが極めて少なく、Cs 濃度と出水の関係を考察するのは困難である。しかし、SS や濁度と Cs 濃度の間に一定の関連が認められたことから、降雨や出水などのハイドロイベントが放射性物質の移動に影響している可能性は高いと考えられる。

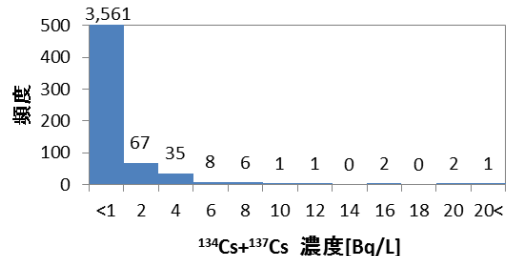


図-2：河川・湖沼水中（表層水）における放射性セシウム測定結果

## 4. 底質モニタリングデータの分析

底質の全測定数 2,855 例のうち、Cs の検出例は  $^{137}\text{Cs}$  で 2,738 例（検出割合 96%）と多くの地点で検出された（調査主体により検出限界が異なるため、10Bq/kg 未満の値は不検出として取扱った）。8,000Bq/kg を超える濃度が継続的に検出された地点は、除染特別地域を含む流域（福島県内二級水系）で、その検出割合は全調査地点の 17%程度であった。文部科学省による航空機モニタリングの放射性セシウム沈着量の分布と比較すると、傾向が一致している。

阿武隈川水系について、ArcGIS の落水線解析を用いてモニタリング地点を下流端とする小集水域を設定し、小集水域毎の放射性セシウム沈着密度と 2012 年 7～9 月期における底質中の  $^{137}\text{Cs}$  濃度との相関を求めた(図-3)。河川では両者に有意な正の相関が認められ(有意水準 0.1%)、河川の底質が流域の汚染レベルを反映していることが示唆された。湖沼については有意な相関が認められなかった。湖沼では、河川と比較して小集水域へのセシウム沈着密度に対する底質中セシウム濃度が顕著に高い値を示している。湖沼が懸濁物を蓄積しやすい傾向を示すものと考えられる。

各河川最下流測定地点の底質  $^{137}\text{Cs}$  濃度の経時的変化を図-4 に示す。流域への Cs 沈着量が多い阿武隈川の濃度が突出しているという結果ではな

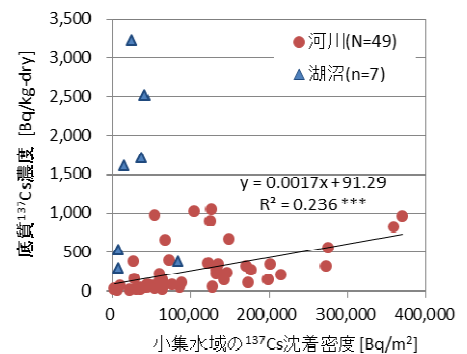


図-3：底質中の  $^{137}\text{Cs}$  濃度と流域沈着量の関係(阿武隈川水系)

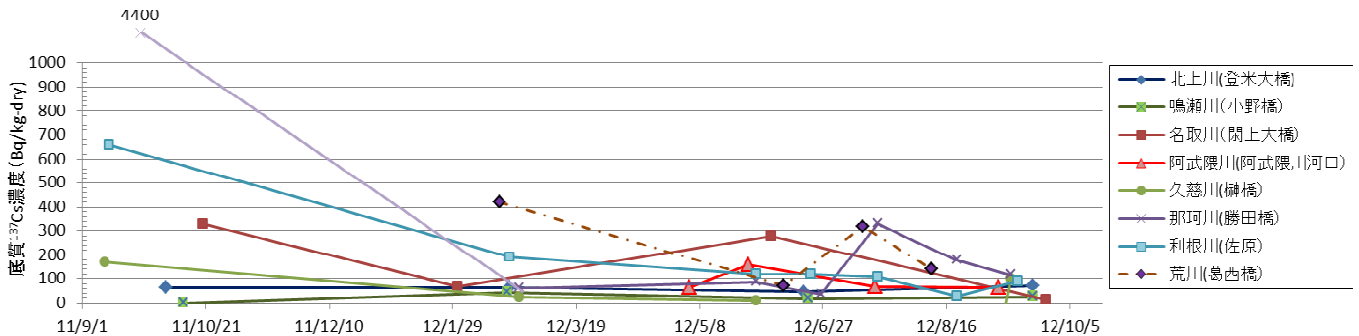


図-4：各河川最下流地点における底質  $^{137}\text{Cs}$  濃度の時系列変化

かった。測定日による変動があり、経時的な傾向は捉えづらい。

阿武隈川水系から底質中の  $^{137}\text{Cs}$  濃度が大きく変動した地点を抽出し、Cs 濃度と水位変動との関係を整理した。2011 年 9 月と 2012 年 5 月に発生した大きな水位変動の後には、多くの地点で  $^{137}\text{Cs}$  濃度が低下している。この時の底質性状を見ると、性状区分がシルト・粘土主体から砂主体に変化している地点があり、大規模な出水による小粒径成分の流出が Cs 濃度を低下させた要因と推測される。

一方、水位変動が小さい時期には  $^{137}\text{Cs}$  濃度の変化が見られない地点が多く、水位変動が極めて小さかった 2011 年 10 月～2012 年 3 月の期間、底質性状と  $^{137}\text{Cs}$  濃度がほとんど変化していなかった。比較的小規模な水位変動が繰り返された 2012 年 2 月～5 月に、底質の性状が砂主体からシルト・粘土主体に変化し、 $^{137}\text{Cs}$  濃度の増加が認められた。このような時期には、小規模の水位変動が断続的に発生しており、降水あるいは融雪出水に伴って周辺地域から流入した放射性物質を含む土粒子が河底に堆積し、底質の放射性セシウム濃度を上昇させた可能性が考えられる。

底質の粒度組成データから最頻粒径区分を抽出し、底質中の  $^{137}\text{Cs}$  濃度との関係を調べたところ、最頻粒径区分の粒径が小さいほど  $^{137}\text{Cs}$  濃度が高くなる傾向が見られた。放射性セシウムは比表面積の大きい細粒土粒子に吸着しやすいといわれており、一致する結果となった。

## 5. まとめ

水中の放射性 Cs は検出例が少なく分析が困難であったものの、SS や濁度と Cs 濃度の間に一定の関連が認められた。降雨時や洪水時を対象とした調査が今後必要と考えられる。

河川底質中の放射性 Cs は、平水時には変動が小さく、出水前後に濃度変化が見られた。また、流域への Cs 沈着密度、粒径が濃度に寄与していることが分かった。今後は降雨時前後の堆積状況・粒度組成の変化に着目したモニタリングが必要と考えられる。なお、底質の粒度組成が濃度変化に寄与することから、測定地点における採泥箇所を選定・採泥厚の均一化等が地点間・時点間の比較のために重要である。

## 謝辞

水系毎の Cs 沈着量、小集水域毎の Cs 沈着密度の算出にあたっては、文部科学省より第 4 次航空機モニタリング測定結果(放射性セシウム沈着量)についてデータの提供を受けた。ここに記して謝意を表する。

# 簡易な流出解析モデルによる河川水中の放射性物質濃度の推定

(株) 建設技術研究所 ○吉本 健太郎、堀田 哲夫

## 1. はじめに

平成 23 年 3 月 11 日、福島第一原子力発電所の事故発生後、周辺環境から我が国で定める大気中の放射性物質の基準値を超える放射線量が検出された。水道水中においても、地域によっては国で定める基準値を上回る濃度の放射性物質が検出された。このような状況から、大気中の放射性物質と降雨に伴う水道水源の放射性物質濃度の挙動を把握することは、水道水源からの取水制御や水道水の摂取制限を判断する上で重要であり、また水処理過程で発生する汚泥の放射性濃度を把握する上でも有用である。また、今回の事故の影響範囲は広範囲であることから、流域全体を容易に計算でき、且つ短時間に計算を行うことができる流出解析モデルを構築することを目的とした。

これらより、本研究では、タンクモデルを基礎として簡易な流出解析モデルによって放射性物質の流動を再現することに焦点をあてた。

## 2. 放射性物質の流出解析モデルの構築

### 2.1 放射性物質の挙動プロセス

大気へ放出された放射性物質は、塵や埃と同様に地表面へ降下し、堆積し続ける。降雨時には、地表面を流下し河川へ流入する成分（地表面流出成分）と降雨の土壌への浸透とともに土壌中へ浸透して地下水として河川へ流入する成分のそれぞれにおいて流出する。また、地表面から河川へ流出する過程及び地表面から土壌中を通過する過程の中で放射性物質は土粒子へ吸着し、地表面や土壌中に残存する。放射性物質のその他の輸送過程としては、土壌中に吸着、残存した放射性物質が水へ再溶解する離脱（脱着）現象、植物の根による吸収、土壌中微生物による摂取などが考えられる。本モデルでは、これらを合わせて土壌中に残存する過程（吸着）として考慮したモデルとする。

### 2.2 放射性物質の流出解析モデルの構築

前述の放射性物質の挙動プロセスを考慮し、放射性物質の流出解析モデルを構築した。解析モデルは、大気からの放射性物質の地表降下量を入力データとして、降雨に伴う流域からの雨水流出、物質流出、さらには河道流下、河道物質移送の過程を表現するモデルとした。

図 1 に放射性物質の流出解析モデルの概要を示す。流出解析モデルは、4 つのサブモデルから構成される。

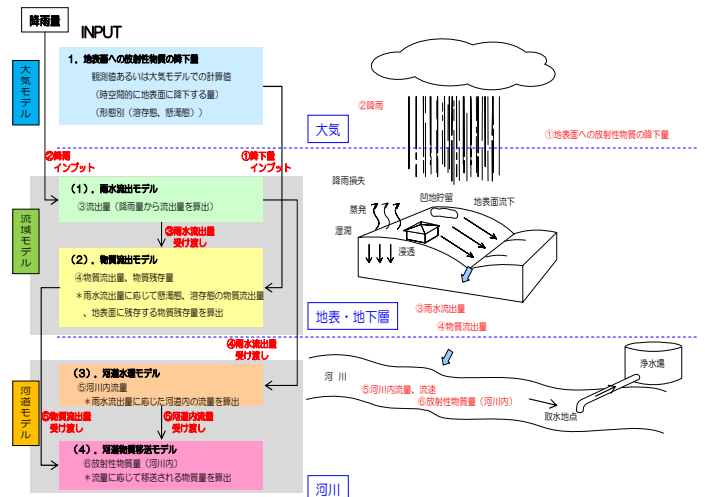


図1 放射性物質の流出解析モデルの構成

## 3. 実流域（久慈川流域）での適用

### 3.1 流域の選定理由と流域概要

対象流域は以下の観点より選定した。

- 1) 水道水中の実測値より放射性物質の影響を受けている流域
- 2) 降雨、流量の観測データがある流域
- 3) ダムの影響がない流域

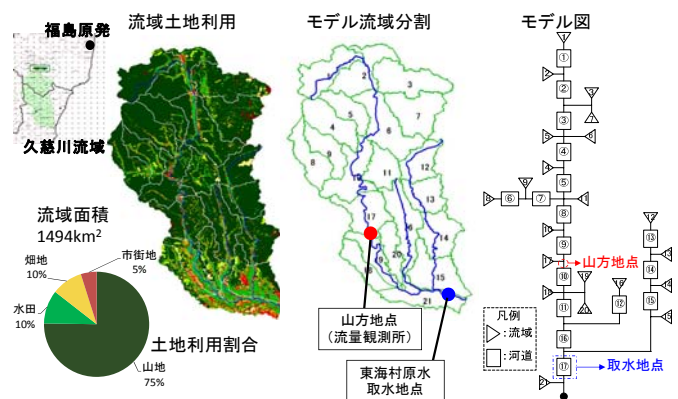


図2 対象流域の概要（久慈川流域）

### 3.2 解析結果：物質流出量（ヨウ素）の結果

図 3 に水道取水地点における放射性ヨウ素の計算流出量結果を、流域平均雨量、降下量、流量とともに示す。ここで、留意すべき点は放射性物質の測定値は水道水中であり、水道原水ではないことである。

本モデルで計算される濃度は水道原水となる河川水中の濃度であり、浄水場での除去率を考慮して、水道水中濃度との整合性を評価することが求められる。解析結果より、以下のことが推察される。

- 溶存態ヨウ素濃度は、降雨に伴い増加する降水量と流域からの流出量に応じて水道原水取水地点で上昇し、降雨後も影響が残り、徐々に低減していたものと推察される。
- 懸濁態ヨウ素は、4月に入ってから観測された強い降雨により流出された可能性がある。
- ヨウ素の半減期は8日と短いことから、地表面や土壌中に蓄積されたヨウ素の放射能は減衰していたことから、4月の降雨では放射性物質としては流出していなかったことが想定される。

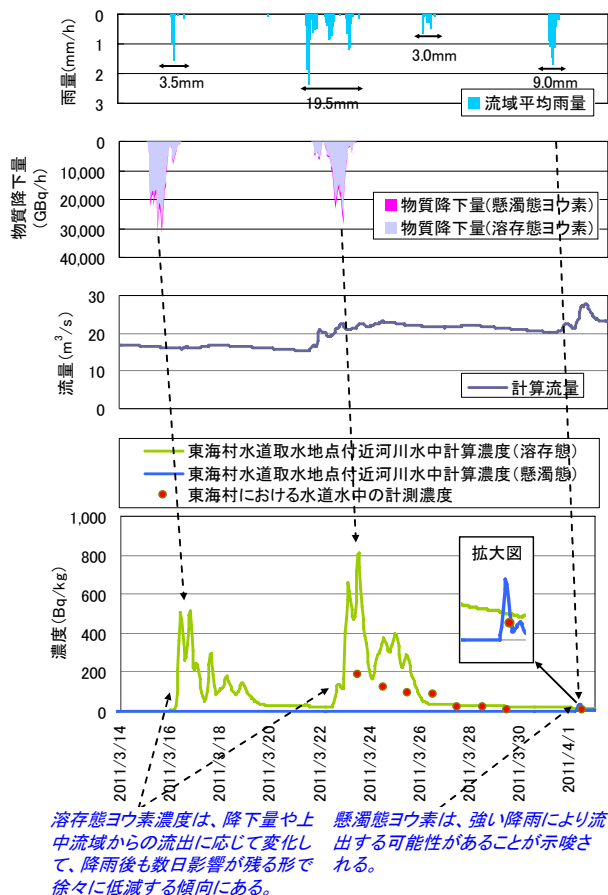


図3 物質流出量モデルの解析結果(ヨウ素)

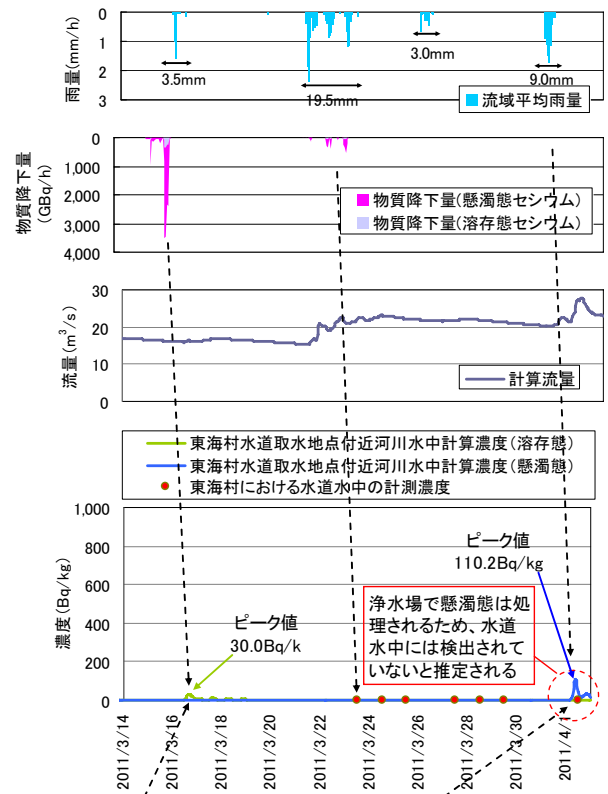
### 3.3 解析結果：物質流出量（セシウム）

水道取水地点における放射性セシウムの計算結果を図4に示す。解析結果より、以下のことが推察される。

- セシウムの降下量は、ヨウ素と比較して少なかったことに加え、土壌吸着傾向が強いため、流出しにくかったものと考えられる。したがって、水道取水地点における濃度も高くなか

ったものと考えられる。

- 懸濁態セシウムは、懸濁態ヨウ素と同様に強い雨で流出していた可能性がある。
- セシウム 137 の半減期は 30 年と長いことから、地表面や土壌中に蓄積された放射性物質が、4月の降雨でわずかながら流出した可能性が示唆される。



セシウムの降下量はヨウ素と比較して少ないことに加え、土壌吸着傾向が強いため、流出しにくいことを示唆している。

図4 物質流出量モデルの解析結果(セシウム)

### 4. 今後の展開

本モデルは、流域個別の特性を再現できるように部分的に詳細にモデルを構築するなどの解析モデルの改良・追加を行うことで、他流域へ適用することが可能である。さらに、現状では、河川底泥への放射性物質の蓄積、動植物への放射性物質の濃縮等について配慮も必要である。今後は、解析精度を向上させるために構築した解析モデルの改良、新たな要素モデルの追加に取り組み、解析モデルの適用範囲を拡大することが望まれる。

### 参考文献

- 1) 厚生労働省：水道水における放射性物質対策検討会 検討会資料 第1～3回，(2011)
- 2) 香村一夫・石渡真己・木方展治・栗原正憲：ため池の底質コアを用いた最終処分場周辺の環境影響履歴の解明，廃棄物資源循環学会論文誌，Vol. 21，No. 3，pp. 134-142，2010

## 東北太平洋沖地震に伴う地盤沈下及び津波の河口部等への影響について

田子洋一，橋本義春，外崎冬樹（株式会社 建設技術研究所 東北支社 河川部）

### 1. はじめに

2011 年 3 月 11 日に発生した東北地方太平洋沖地震による地盤沈下とその後來襲した津波により被災地の河口部においては大規模な地形変動が生じたことにより，いわゆる汽水域の環境が大きく変化した。

発災後 2 年が経過した被災地においては，現在まず人命を守るため，生業を確保するための復旧・復興事業が進行中である。

このような状況の中，河口域では応急復旧に伴う仮堤防の設置に伴い汽水域が復活している箇所や汽水域が海域となってしまう箇所及び河口砂州が河道内に進行し河口部の水環境が震災以前に比べて大きく変化している箇所がある。

本報告では，改めて上述した河口部の地形変化が生じた場所の紹介と国土交通省が管理している名取川河口部を対象に河口砂州の変化実態と環境モニタリング内容を紹介することで話題提供としたい。

### 2. 河口部等において大規模な地形変化が生じた箇所

写真-1 は国土地理院 HP で公開されている岩手県陸前高田市の被災前後の航空写真の比較写真である。（<http://saigai.gsi.go.jp/h23taiheiyo-ok/hikaku/rikuzentakata.pdf>）

被災前気仙川の河口部左岸には「古川沼」という汽水域が存在し，その前面が「高田松原」であった。しかし，地盤沈下と津波により「高田松原」は消失してしまい，「古川沼」は消え去ってしまった。震災直後同様な現象が，福島県松川浦（砂嘴が一部消失し海への開口部が増加）でも生じている。

また，宮城県気仙沼市本吉地区の津谷川河口部左岸には，やはり白砂青松の海岸が存在していたが，地盤沈下により海岸だけでなく背後地の一部も水没している。

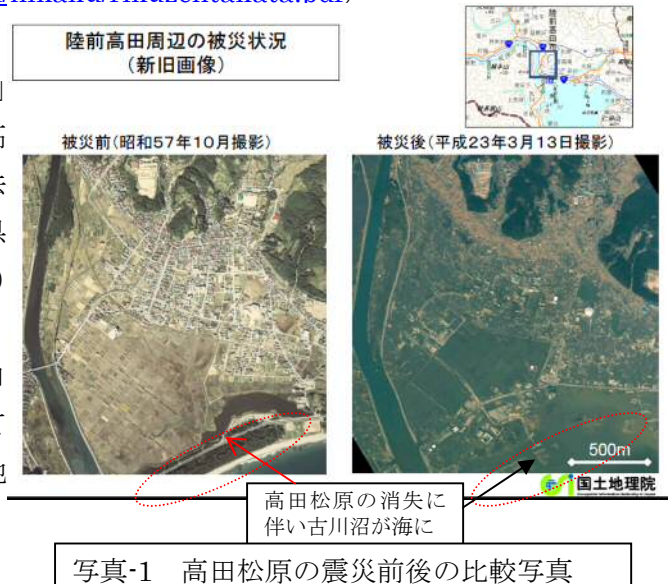


写真-1 高田松原の震災前後の比較写真

一方，石巻港より南の宮城県の沿岸には，北から鳴瀬川，七北田川，名取川，阿武隈川等の比較的流域面積の大きい河川が流入していた。いずれも河口部も砂州が発達しており，このうち七北田川，名取川の河口部には，それぞれ「蒲生干潟（七北田川）」，「井土浦（名取川）」という汽水域が存在していた。

写真-2 に，七北田川（蒲生干潟）の震災前後の比較写真を示す。前面砂州が部分的に消失し海に連結している。名取川（井土浦）も同様の現象が生じている。

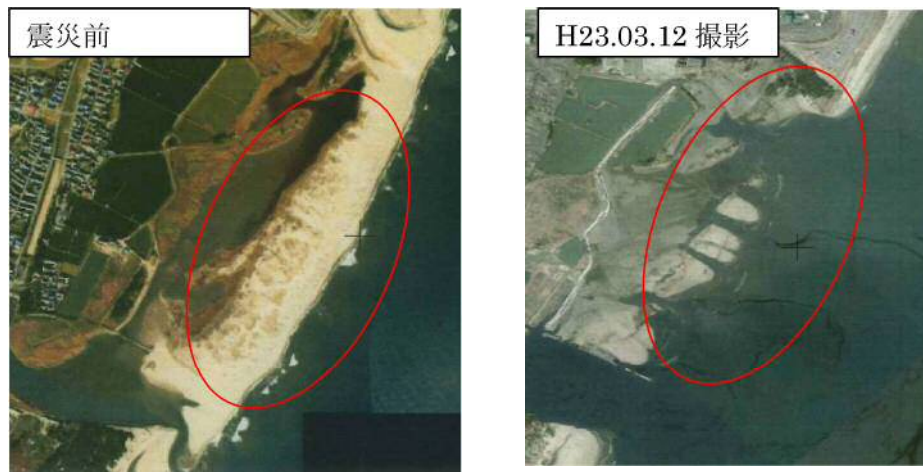


写真-2 七北田川河口部地形変化状況

(国土地理院 HP より：[http://portal.cyberjapan.jp/site/mapuse2/index3\\_tohoku.html](http://portal.cyberjapan.jp/site/mapuse2/index3_tohoku.html))

一方、鳴瀬川、阿武隈川は河口部に発達していた河口砂州が一時消失したが、現在は河口より約 200～300m 上流側に規模が縮小しているが発生している。

### 3. 河口砂州の変化実態と環境モニタリング(名取川の紹介)

名取川河口部の震災後の時系列変化は、阿武隈川とともに国土交通省東北地方整備局仙台河川国道事務所の HP で閲覧可能である。

([http://www.thr.mlit.go.jp/sendai/kasen\\_kaigan/aerialphoto/ab\\_na\\_estuary/index.html](http://www.thr.mlit.go.jp/sendai/kasen_kaigan/aerialphoto/ab_na_estuary/index.html))

同 HP より、震災直後と H25 年 2 月撮影写真を引用して写真-3 に示す。



写真-3 名取川河口部地形変化状況

このような地形変化状況に対して、国土交通省では、河口砂州の変化予測と、井土浦を含む河口部の環境モニタリングを実施するようである。

今後、データが蓄積・解析されることにより大規模な自然災害により地形変化が生じた河口部の汽水域に生じた水環境変化と生態系への影響等に関する貴重な事例になると考えられる。

# 防潮林の保全・再生は今後どのように考えればよいか -防潮林と消波構造物の一体型水理実験-

中央大学理工学研究所 フェロー会員 ○土屋十圓  
長野県塩尻市役所 吉江 悟

## 1. 研究の背景と目的

2011年3月11日に発生した東北地方太平洋沖地震(M9.0)とそれに伴う巨大津波は死者1.6万人、行方不明者3.2千人、負傷者6千人計約2万人の人命被害をもたらした。特に、東北地方太平洋沿岸部での津波の被害は甚大で、防潮堤や防波堤、水門、河川護岸、水産・港湾施設が破壊されており、社会基盤、公共・民間施設など損壊・損害額は16.9兆円に達した。復旧に向けて2年が経過し、地域ごとのランドデザインに基づき復興へと動き始めている。

本研究では防潮林に着目し、今後どのように保全・再生を計り、街づくりの中に位置づけたらよいか考えてみたい。ここでは津波・高潮、浸食、海岸保全にかかわる海岸林をすべて防潮林と呼ぶこととする。海岸林は国・県などが管理しているが、景観・環境保全の機能も有し、日本の白砂青松100選に選ばれている景勝地の多くは歴史的な努力の上に作られてきた。これらは津波の破壊力によって無残な姿となりその土地の景観を一変させている。植林した樹林が成長し、その機能を果たすためには少なくとも50~100年の月日が必要となろう。破壊された防潮林を保全・再生するためには広大な土地と時間を費やすこととなる。従って、今後、考えられるのは防潮林と海岸構造物の組み合わせによる効果的な減災対策である。

防潮林の効果は過去の津波の研究では、首藤<sup>1)</sup>、飯村・田中ら<sup>2)</sup>によって明らかにされている。これら既往の研究により防潮林の幅や樹林密度などの条件が減災効果にどの程度影響を与えているのか整理されている。しかし、防潮林と海岸構造物の組み合わせを意識した研究事例はない。著者らは2011年4月、8月に岩手県、宮城県の被害調査を行い、防潮林と津波高、現況堤防高の調査も行っている<sup>3)</sup>。本研究の目的は、宮城県の荒浜海岸をモデルとして現地調査に基づく、水理実験を行い、防潮林と消波工の組み合わせによる防潮林内・外の流体の挙動を明らかにすることにある。

## 2. 対象海岸と防潮林

本研究で対象とする海岸は、宮城県仙台市若林区荒浜付近である。仙台平野の海岸であるため平坦な地形で、標高は約3mである。樹林帯幅は50m、植生の種類はクロマツであり、多くが剪断破壊で倒伏し、林床から1~2mで破断している。この防潮林の後背地は農地となっており津波で浸水した形跡が見られる。この地点で現地調査を行った結果、植生は平均目通し高さ直径30.4cm、平均樹高10.1m、植生密度700本/haであることがわかった。また、植生帯の厚みを表すパラメータ $d_n$ は105本・cmとなる。

## 3. 水理実験方法および条件

図-1の平面図に示すように幅56cmの水平のコンクリート水路に、フルードの相似則により1/50で作成した防潮林模型を設置した。模型は対象海岸を想定し、直径6mm樹高200mmの木製円柱を幅1000mmになるように千鳥状に配置した。津波は防潮林

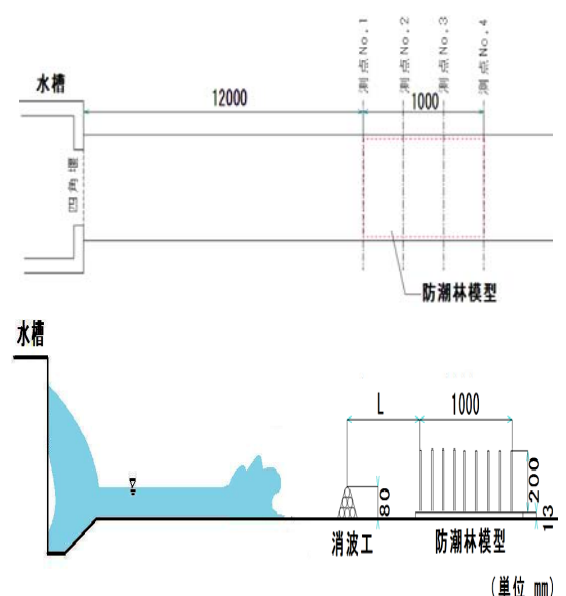


図-1 津波実験水路・平面図(上)・側面図(下)

内部で浸水深が100mm(プロトタイプでは5m)となるように水槽の堰水位を調整し、孤立波の段波を再現した。また、水路の粗度調整は行っておらず、防潮林への入射流速は1.67m/s(プロトタイプで11.85m/s)である。測定は樹林前面から背後まで等間隔に、水圧、水平波圧を4箇所(測点No.1.2.3.4)で計測した。計測器は圧力計(株)SSK社製、ひずみ測定器(株)東京測器研究所を使用した。図-1の側面図に示すように、消波工は樹林前面

から沖側の距離Lを変化させ、プロトタイプで15m, 30m, 50m, 70m, 100mの5ケースを検討した。消波工は透過型, 不透過型の2ケースとした。

#### 4. 実験結果と考察

図-2は測点No.1, No.2の浸水深と鉛直方向の水平波力の関係を示す。水平波力の最大値は測点No.1, No.2では水深5cmの箇所で各々最大値1,995 Pa, 1,696 Paを示している。水平波力は浸水深が2cm以下(No.1, 2)と最大値以降減少する。これは津波の水面近傍では碎波による空気の混入などによるものと考えられる。樹林帯の陸側のNo.3, 4では水深2cm, 1cmの低位置で最大値となり樹林の高位置まで直線的に低減している。従って, No.1, No.2は樹高の4~5割地点に, No.3, 4では樹高の2割以下の地点に, 最大水平波力を受ける。No.1~ No.3では樹林根元で瞬間的に負圧の衝撃水圧を受けていたことがわかった(図-3)。これによって破断・倒伏が生じているものと考えられる。

図-4は消波工と樹林との距離Lと測点No.1の水平波圧の関係プロットした図である。波圧が最大となる浸水深50mmの場所に圧力計を設置し、モデルタイプの数値で示した。透過型では水平波力は50m地点で1195 Pa, 不透過型は30m地点で1050 Paとなり、それぞれ最小値を示した。一方、15mや100mの場合は水平波圧が大きくなった。つまり、樹林と消波工の距離は近すぎても遠すぎても効果を発揮しないことがわかる。L=15mの波圧が大きくなった要因として、消波工を越え、落下した津波が樹林低部に直撃したと考えられる。また、L=100mの場合、消波工を越えた段波が流体の慣性力により再び勢いを強めたと考えられる。透過型より不透過型の方が水平波力は減衰させることがわかった。

#### 5. まとめ

防潮林の前面では水平波力と浸水深の関係は樹高の5, 3割地点に最大値を持つことが分かった。透過型消波工の場合、L=50mの位置に設置した時に水平波圧を最小にできる。不透過消波工の場合、防潮林の前面において減衰効果を持ち、L=30m位置に設置した場合、水平波圧を最小にできる。今後の課題は、防潮林と消波構造物、海浜マウンドを一体にした検討が必要と考えている。

#### 参考文献

- 1) 首藤伸夫(1985):防潮林の津波に対する効果と限界, 海岸工学論文集, pp.465-469.
- 2) 飯村耕介・田中則夫・谷本勝利・田中茂信(2010):樹林密度の異なる植生帯を組み合わせたときの津波軽減効果に関する研究, 土木学会論文集, pp.281-285
- 3) 土屋十圀・吉江悟ら(2012):津波による防潮林被害と水理実験による検討, 東日本大震災特別緊急共同研究報告会, 京都大学防災研究所, pp.17-22

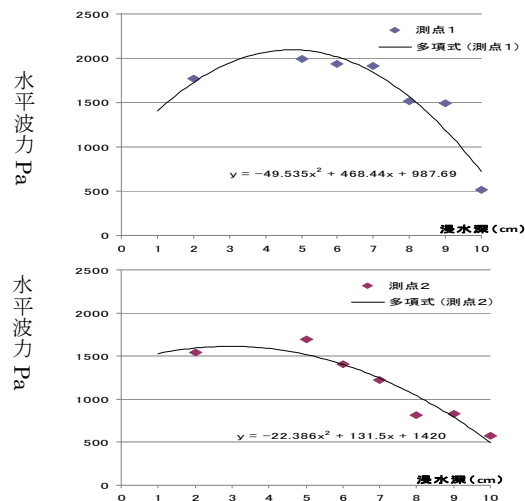


図-2 浸水深と樹林鉛直方向の水平波力

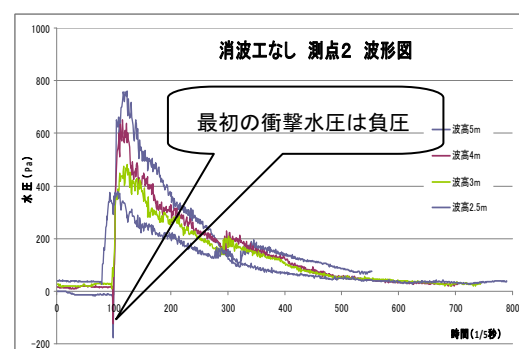


図-3 波高別樹林鉛直方向の水平波力

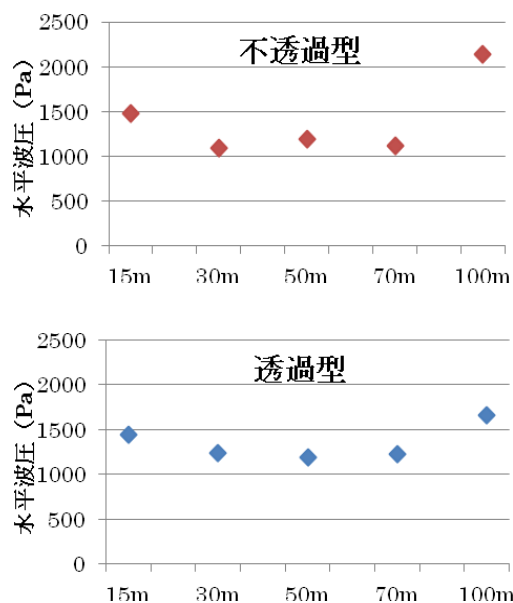


図-4 消波工設置距離Lと水平波力

# 残留塩素の環境水中での挙動に関する研究レビュー

田代 喬\*, 小川隆文\*\*, 辻本哲郎\*

\*名古屋大学大学院, \*\* (独) 鉄道建設・運輸施設整備支援機構

## 1. はじめに

残留塩素は優れた消毒効果を有し、水系伝染病の病原菌駆除にも非常に有効であることから、これまで、上下水処理における消毒過程において多用され、人間社会における公衆衛生環境の向上に大きく寄与してきた。その一方、ごく低濃度であっても放流先水域における水生生物に対して甚大な影響を与える可能性を内包している（例えば、藤田，1988）。下水処理施設の被災時などには、衛生的な安全性を確保するために通常時よりも消毒剤使用量が増加することが想定されており（国土交通省国土技術政策総合研究所，2012）、より高濃度な残留塩素が公共用水域に排出される可能性が指摘されている。しかしながら、環境水中に排出された残留塩素が水域生態系に及ぼす影響については既往研究が少なく、適切な対策も施されていないのが現状である。

本稿は以上に鑑み、残留塩素の環境水中における挙動に着目し、それが水生生物に及ぼす影響と環境水中における低減過程という 2 つの観点から既往研究をレビューすることにより、残留塩素が水域生態系に及ぼす影響に関する理解の現状について分析することを目的とした。

## 2. 残留塩素が水生生物に及ぼす影響

残留塩素は水中に含まれるカルキ臭の原因物質で、水処理過程における塩素消毒により発生する。残留塩素（全残留塩素）を構成するのは、遊離残留塩素と結合残留塩素であり、前者は次亜塩素酸（ $\text{HClO}$ ）と次亜塩素酸イオン（ $\text{ClO}^-$ ）、後者はアンモニア態窒素、アミノ酸類、アミン類などと結合した状態で水中に存在する。水道法施行規則においては給水栓における遊離残留塩素濃度を  $0.1\text{mg/L}$ （結合残留塩素の場合は、 $0.4\text{mg/L}$ ）以上保持するよう義務付けられているほか、前述のように、下水処理過程においても放流水の衛生的な安全性を高める目的で多用されてきた。

残留塩素が水生生物に及ぼす影響については、これまで多数の事例が報告されている。米国では、1976 年に EPA（Environmental Protection Agency）により、水生生物を保護するための排水域の全残留塩素濃度の基準として、淡水域では  $0.01\text{ mg/L}$ （暖水性種）および  $0.002\text{ mg/L}$ （冷水性種）が設定された（Zeiton and Reynolds, 1978; 藤田，1988）。かつては国内の事例は少なかったが、藤田が海外における事例をレビューして塩素処理排水により水生生物が受ける影響の重大性を示して以降、調査研究が進められてきた。淡水魚を対象とした毒性試験（青井，1998；松田・信澤，2005）、下水処理排水を受容する河川における底生動物（相澤ら，1999；Fukushima and Kanada, 1999）や付着藻類（Fukushima and Kanada, 1999; 荒谷ら，2005；ゾーら，2010）への影響調査などが挙げられる。特に、アユ *Plecoglossus altivelis* の 24 時間の曝露試験時における半数致死遊離残留塩素濃度（ $\text{LC}_{50}$ ）は、他の魚種よりも小さく（ $0.07\text{ mg/L}$ ）、影響が大きい（青井，1998）。国内の河川などで検出されている残留塩素濃度を見るに、上記基準値や青井が示したアユの  $\text{LC}_{50}$  値を超過している事例も多々あることから、水生生物に深刻な影響を与えるだけでなく、内水面漁業や親水行動などの変化を通じ、人間社会にも影響を及ぼしている可能性が示唆される。

### 3. 残留塩素の環境水中における低減過程

観賞魚などの飼育に残留塩素を含む水道水を使用する際は、バケツなどに汲み置いて使用することなどからも明らかなように、残留塩素は揮発しやすい。以下に紹介する国内外の既往研究などを通じ、残留塩素の低減過程については、次式に示す運動学的な一次反応式によって記述されることが明らかになっている。

$$\ln \frac{C_t}{C_0} = -kt \quad (1)$$

ここで、 $C_t$ は $t$ 時間経過後の残留塩素濃度(mg/L)、 $C_0$ は初期の残留塩素濃度(mg/L)、 $k$ は残留塩素の減少速度係数( $t^{-1}$ )、 $t$ は経過時間である。つまり、 $C_t/C_0$ の変化量の比を自然対数にすると直線関係が得られ、その傾きが減少速度係数となる。

残留塩素の低減には、揮発や光の照射、攪拌による非酸化物との接触などが影響し（中西，1966; Heinemann et al. 1983; Milne et al. 1993; 佐藤，2009），これらの影響に関する減少速度係数については実験的に記述されてきた（中西，1966; Reckhow et al. 1990; Milne et al. 1993）。これらを活用することにより、欧米では処理水が流入した河川における残留塩素の濃度変化に関するシミュレーションが发展させられてきた一方で（Gowda, 1978; Heinemann et al. 1983; Reckhow et al. 1990; Milne et al. 1993; Gang et al., 2003），日本においては上水配水過程に限定した取り組みに留まっている（後藤，1982; 佐藤，2009）。以上を踏まえ、さらに環境水中の残留塩素低減機構の解明を目指していくためには、これまでに実験室内で記述されてきた各種の低減過程を参考にしながら、日射や温度、水質、地形・流動条件などの外的要因と関連付けて残留塩素の低減過程を理解することが重要と思われる。なお、著者らが実河川における現地観測に基づいて残留塩素の減少速度係数を推定したところ、昼間で $6.3 \times 10^{-2} \text{min}^{-1}$ 、夜間で $1.1 \times 10^{-2} \text{min}^{-1}$ との結果を得ている（田代ら，2013）。これらは、Milne et al. (1993) が整理した既往観測値（ $3.4 \times 10^{-3} \sim 1.0 \times 10^{-1} \text{min}^{-1}$ ）と合致し、昼夜における低減効果の差異を新たに明示するものであった。

### 4. おわりに

本稿では、残留塩素が水生生物に及ぼす影響と残留塩素の環境水中における低減過程についてレビューを行い、処理水中に含まれる残留塩素が水域生態系に及ぼす影響について考察した。その結果、下水処理水を受容する河川においては残留塩素が検出されることが多く、水域生態系は顕在・潜在的に残留塩素の影響を受けているものと推察された。また、環境水中における残留塩素の低減過程については、これまでにあまり問題視されておらず、未着手・未解明な現象が多く残されていることが確認された。

残留塩素が水生生物に及ぼす影響とそれを軽減するための対策に関しては、生息場所適性など他の影響要因や費用対効果と合わせて検討されるべきであるとの指摘がある（藤田，1988; Newbry et al. 1983）。今後、こうした検討の材料となる知見を体系化していくためにも、残留塩素の環境水中の挙動に関連する新たな知見の集積が求められている。

### 参考文献（本稿の性質上、多数に及ぶため主要なものに限って掲載）

青井：衛生工学シンポ論集 6: 71-76, 1998. / 藤田：用水と排水 30(6): 3-11, 1988. / 国総研：<http://www.mlit.go.jp/common/000223836.pdf>. / Milne et al.: Wat. Res. 27(6): 993-1001, 1993. / 中西：水協会雑 386: 47-60, 1966. / Newbry et al.: Water Chlorination-Environmental Impact and Health Effects 4, Chemistry and Water Treatment, Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI: 1423-1436, 1983. / 田代ら：河技論 19, 2013 (印刷中).

## 1. はじめに

アユは、河川環境の保全を考える上で特に重要な魚種であり、その生息環境や産卵環境の整備・保全には、アユの瀬・淵の利用状況や短・長期的な河川内での移動特性、出水等の流量変動に対する応答特性などを把握することが望ましい。アユは、遡上期・成長期・降下産卵期と季節によって異なる生活様式を示すことが知られており、その行動特性の把握には、長期間、連続的に追跡・調査することが求められる。しかし、実河川において、夜間や出水時も含め、長期にわたり連続的に目視で調査することは困難であり、機械的に調査する技術が必要となる。著者は、このような技術の確立を目指し、RFID（無線周波数認識システム）を用いた小型魚検知システムを構築してきた[1]。本稿では、このシステムを用いて新たに実施した、出水のような流量変動に対するアユの行動特性に関する室内実験について報告を行う。

## 2. システムの概略

構築したシステムは、アユにICタグを装着して放し、複数の検知用アンテナを用いて、アユ個々の動きを非接触で長時間、自動的に追跡するものである。図1にあるように、本システムは、ICタグおよびリーダ/ライタユニット（以下RWU、米TI社製）、システム制御・データ収集解析用ソフトウェア（独自開発）搭載PC、水中アンテナ（独自製作）で構成される。RWUは、ICタグを動作させるための信号送信やICタグからのID情報信号受信・復調等の役割を持っている。また、ホストPCは、同時に多数のRWUの制御を行い、複数のアンテナで検知したICタグ情報を収集・記録し、ICタグを装着した小型魚の動きを個別に解析するために用いられる。

## 3. 流量変動に対するアユの応答実験

### 3.1 実験の概要

FRP製回流水槽内に、速い流れから遅い流れへと変化する試験区間を設け、5つの検知用アンテナ（高さ0.65m、幅0.6m）を配した（図2）。そして、ICタグを装着した成長期のアユ（図3）13尾を放した上で、水槽内の流量を10台の水中ポンプを用いて大きく変動させ、アユ個々の行動を追跡・記録した。試験区間内に異なった流速場を作るため、水深を4条件（0.3m、0.4m、0.5m、0.6m）設定し、各条件3回の実験を繰り返し行っている。

### 3.2 実験結果

予備実験として、駆動ポンプ数を除々に増やして緩やかに流量を増加させ、その後、緩やかに流量を減少させ（図4）、この間のアユの行動を追跡したところ、流量変動に反応して行動したアユは一部で、流量の増減に関わらず、アユは元々定位していた場所に定位し続ける傾向

にあった。そこで、本実験では、図5のように、ポンプ1台のみを稼働している状態（T1）から10台同時に可動させ（T2）、その後また1台のみの稼働に戻す（T3）ことにより、急激な流量変化を発生させ、この間のアユの行動を追跡することとした。各時間の試験区間内の流速分布を図6に示す。

本実験では、予備実験と比較して、流量変動に反応し、定位場所を大きく変えるアユの行動が数多く記録された。例えば、図7は、流量増加時（T1→T2）に流れの遅い場所から速い場所へ移動し、流量減少時（T2→T3）に流れの速い場所から遅い場所へ移動したアユの行動記録である。図より、流量が変化する時間に、あきらかに大きく場所を移動している事がわかる。一方、この逆の例として、流量増加時（T1→T2）には流れの速い場所から遅い場所、流量減少時（T2→T3）には流れの遅い場所から速い場所へと移動するアユの行動も記録されている（図8）。また、全てのアユが流量変化時毎に反応し、定位場所を変えるわけではなく、流量増加には反応するが流量減少には無反応なアユ（図9）や、流量変化には全く無反応で実験中は終始流れの速い場所もしくは遅い場所に定位したままのアユ（図10、11）も確認された。このように、アユの流量変動に対する反応行動は個々のアユによって異なっており、供試魚全てに共通した行動を一見して把握する事はできなかった。そこで、行動追跡データ（のべ156尾分）に対し、ヨソクヒール・タブストラ検定（時系列データ等における増加や減少の傾向を検定するためのノンパラメトリック検定の一種）を用いて統計的に解析したところ、以下のような傾向にあることがわかった。

- ・最大流量は予備実験と同量であるが、流量を急激に増加させた場合、元々の流れが0.1m/s以上の場所にいたアユは、忌避反応を示し、流れの遅い場所へと移動する傾向にあった。一方、流れが0.1m/s以下の場所にいたアユは、元々定位していた場所に留まり続ける傾向があった。
- ・流量が急激に減少し、流れが短時間のうちに遅くなる条件下では、アユは定位していた場所の流速によらず、その場に留まり続ける傾向にあった。
- ・以上の傾向は、アユの雌雄の別には関係ない。

流量が緩やかに変動する条件、急激に変動する条件での各実験結果から、アユが流れの変化に忌避行動を示す条件について考察を行った結果、アユが定位している場所の流速の時間変動量、つまり、流れの加速度が行動特性に影響を与えていることが示唆された。本実験においては、流量増加中の流れの加速度が約0.01 m/s<sup>2</sup>以上になると、アユが忌避行動を示す傾向にあった。

**参考文献** [1]無線認識技術を用いたアユの行動特性実験・周囲の明るさ変化に対する反応：山本亮介・本田晴朗、水工学論文集、第56巻、2012。

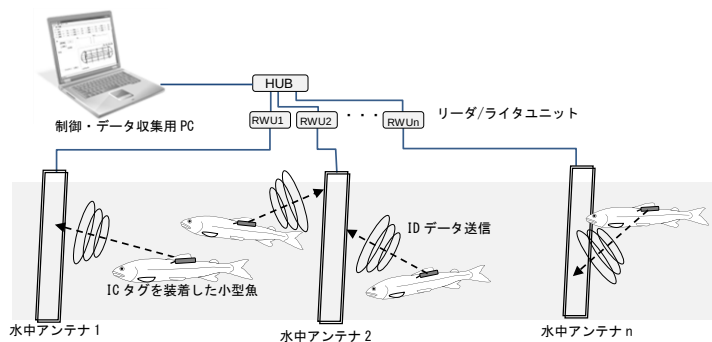


図1 構築したシステムの概略

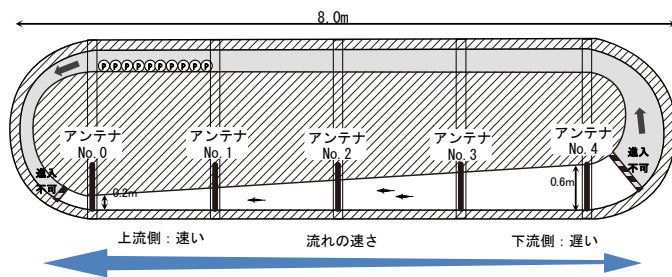


図2 実験回流水槽の概略



図3 IC タグを装着したアユ

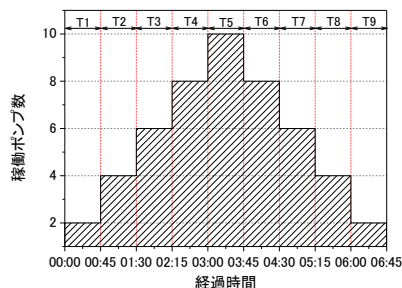


図4 稼働ポンプ数と経過時間（予備実験）

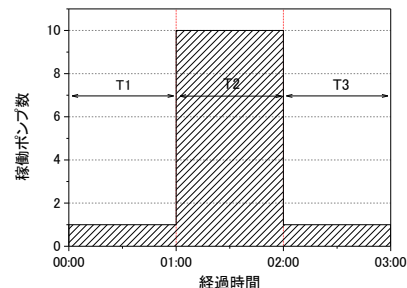


図5 稼働ポンプ数と経過時間

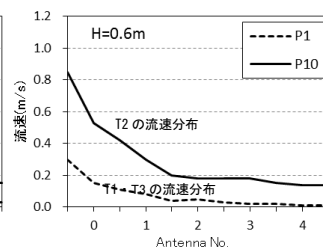
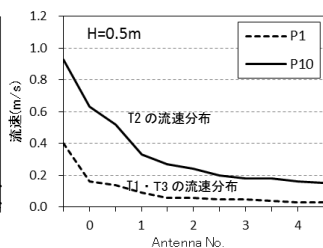
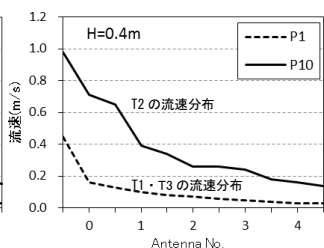
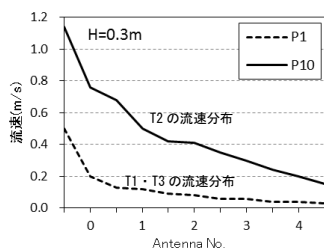


図6 各時間帯の試験区間流速分布（水深 0.3m, 0.4m, 0.5m, 0.6m 時）

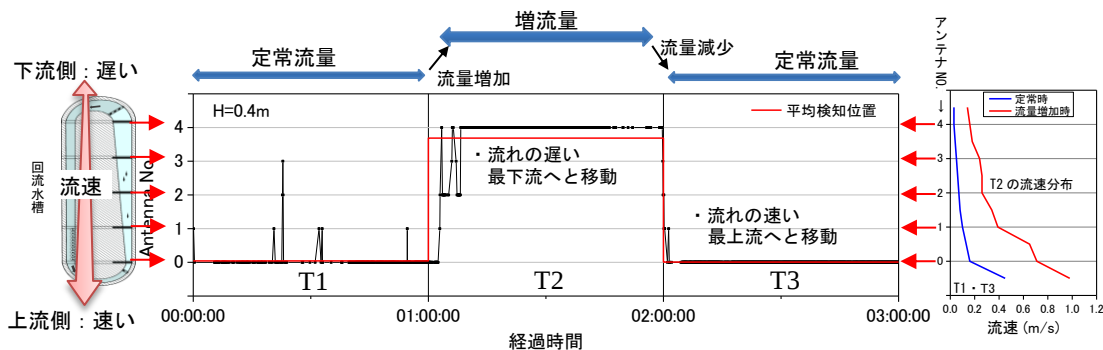


図7 アユの行動追跡記録の例

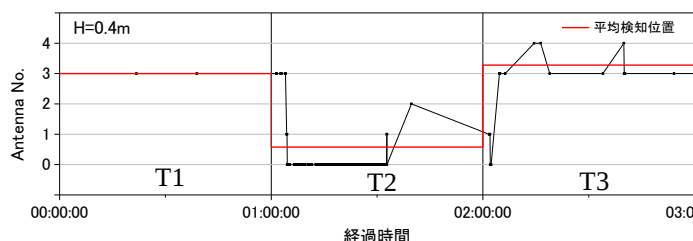


図8 アユの行動追跡記録の例

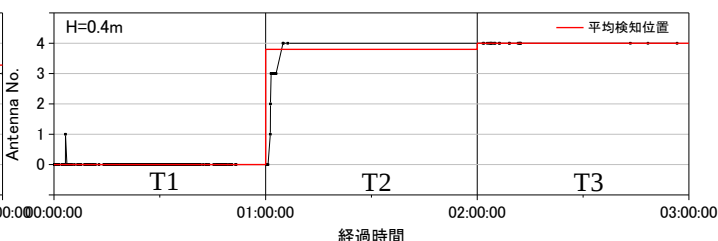


図9 アユの行動追跡記録の例

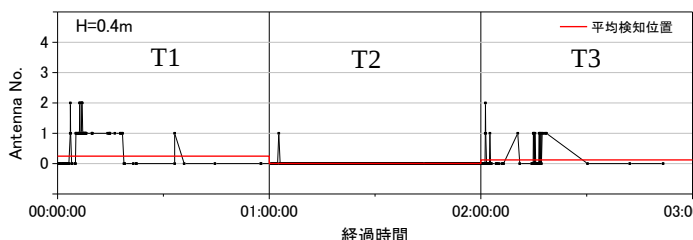


図10 アユの行動追跡記録の例

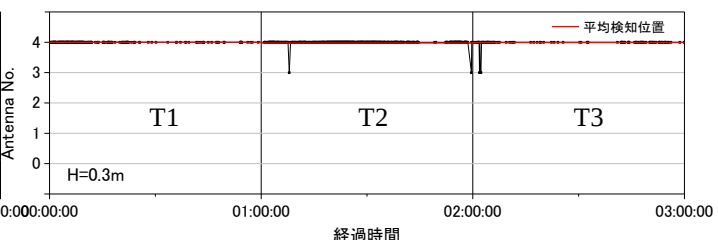


図11 アユの行動追跡記録の例

# 印旛沼における沈水植物群落再生の取り組みと課題

湯浅 岳史<sup>1</sup>、東海林 太郎<sup>1</sup>、龍崎 和寛<sup>2</sup>、虫明 功臣<sup>3</sup>

<sup>1</sup>パシフィックコンサルタンツ株式会社、<sup>2</sup>千葉県県土整備部河川環境課、<sup>3</sup>東京大学名誉教授

## 1. はじめに

千葉県の印旛沼は、2011（H23）年度の水質が全国湖沼でワースト1となるなど、水質改善が急務となっている。千葉県をはじめとする関係機関は、水質改善のための諸対策を講じており、流域の排出汚濁負荷量は一定のレベルまで削減されているが、抜本的な水質改善は得られていない。この一要因として、印旛沼内の水生植物の衰退・消失による自浄機能の低下があげられる<sup>1</sup>。特に沈水植物は、かつて22種が確認されていたが、現在、印旛沼湖内では全く見られない。印旛沼総合開発（昭和40年代）時の築堤により水辺エコトーンが直接改変を受け、現在の湖内植生は湖岸部に狭いヨシ帯が広がるのみである。沈水植物群落を再生することで、水質改善ばかりでなく、生態系の保全・回復にも寄与すると考えられる。

このため千葉県では、2006（H18）年より、湖岸の自然再生やこれに伴う印旛沼内の水生植物、特に沈水植物群落の再生を目指した事業を行っている。本稿では、その取り組みの概要を紹介するとともに、今後の植生帯整備に向けた課題と解決の方向性について記す。

## 2. 植生再生実験による植生再生可能性把握

沈水植物の再生に向けて実際に事業化を進める前に、印旛沼で沈水植物を再生する事が可能なのか等について明らかにするため実験を行った。主な実験結果は以下の通りである。

### (1) 底泥撒きだし実験

印旛沼湖底泥中に含まれる沈水植物埋土種子の発芽を確認するため、底泥撒き出し実験を実施した。印旛沼の底泥をバットへ撒きだし、経過観察を行った結果、底泥には発芽可能な沈水植物の種子が相当量存在していることが確認できた。

### (2) 沈水植物発芽・定着実験

現在の印旛沼の水質で沈水植物の発芽・生育が可能であるかを確認するため、沈水植物発芽・定着実験を行った。タライに基盤土を充填して、埋土種子から再生したオオトリゲモ殖芽を植付け、これを印旛沼の水の中に設置・観察した。この結果、水深50cmのタライでも、印旛沼の水質で沈水植物が生育可能であることを確認した。

## 3. 植生帯の整備と沈水植物群落の再生

### (1) 植生帯整備工法

以上の実験結果を踏まえて、印旛沼内における沈水植物群落の再生を目的として、2007（H19）年度より植生帯の整備を実施している。

印旛沼は貯水池化され、印旛沼総合開発前と比較すると水深は70cm程度増加し、平均水深が1.7mとなっている。水生植物の発芽・生育のためには、湖底部に必要な光が届くことが不可欠であるが、現在の沼内濁度と水深では湖底に必要な光が到達しない。この対処として、「緩傾斜湖岸法」、および「囲い込み水位低下法」の2工法を採用した（図1）。緩傾斜湖岸法は、光が届かない沼底基盤面を盛土により持ち上げ、造成後の基盤面にシードバンクを撒きだし、沈水植物再生を行う工法である。囲い込み水位低下法は、印旛沼内に鋼矢板による隔離水界を設け、排水ポンプにより隔離水界内の水深を浅くする方法である。

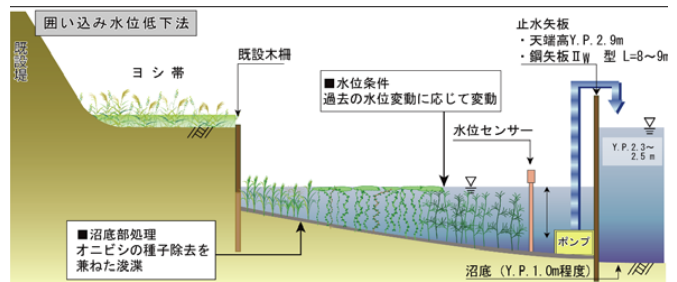
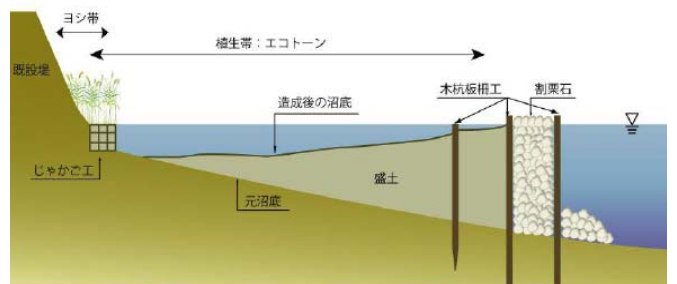


図1 上：緩傾斜湖岸法、下：囲い込み水位低下法



図2 北須賀工区整備状況

## (2) 北須賀工区(緩傾斜湖岸法) (図 2)

北須賀工区は、消波及び土留め工として木柵矢板による囲いを設け、この内側に印旛沼の浚渫土を用いた盛土を行った。木柵矢板の内側に静穏域を創出することで、沈水植物が発芽・生育することを期待した。また、一部箇所においては、シードバンクの撒き出しを実施した。整備直後にコウガイモ発芽を確認したが、群落再生には至らなかった。隔離水界ではない沼続きの場所で、浚渫土からの発芽が確認できたことは大きな成果であると考えている。一方で、群落再生に至らなかった理由として、①一定程度以上の水深の箇所は濁度が高く沈水植物発芽に必要な光量が沼底に届いていない、②水深が浅い箇所は種子が洗い流され、または発芽したとしても根付くことができない、③ ザリガニ等の食害生物の影響がある、などが考えられた。

このうち、食害影響について確認するため、食害防止ネット「有り」「無し」の条件で沈水植物株を設置し経過観察を行った。経過観察開始 1 週間において、ネット有り・無しによる相違が認められたため、ザリガニ等による食害影響は大きいと考えられる。

## (3) 八代 1 工区(囲い込み水位低下法) (図 3)

八代 1 工区では、約 1,500m<sup>2</sup> の水域を鋼矢板で囲い込み、水位を低下させた上で、埋土種子含有層の上に堆積している表層 20cm 程度の浮泥・腐植土層を取り除いた。印旛沼総合開発前の印旛沼の季節的な水位変化を参考に毎月の水位を設定し、雨水・浸透水・印旛沼水等を導入し、かつての印旛沼の水位変動を再現するように水位管理している。

水位低下後、シャジクモ・フラスコモ属の群落、トリゲモ群落を中心に、ほぼ全面を覆うに至った。沈水植物はオオトリゲモ等の 11 種、重要種としてイバラモ等 9 種が確認された (図 4)。

### 4. 沈水植物群落再生に向けた課題と解決の方向性

以上のように、植生帯の整備による沈水植物の再生は、限られた範囲内では成功しているが、大規模な沈水植物群落の再生には至っていない。今後、印旛沼において大規模な沈水植物群落の再生を目指す上の課題は以下の通りである。

1. 食害生物、特にアメリカザリガニ対策
2. 抽水植物への遷移の抑制
3. 印旛沼の水質改善 (特に濁度の低減) による沼底到達光量の増加

1. の食害生物対策としては、食害生物の天敵、例えばアメリカザリガニに対してナマズを活用する方法などが考えられるが、天敵の生息数を維持にも課題が多い。従って、北須賀工区で成功した食害ネットを大規模に設置することにより、ザリガニ食圧に耐えうる一定規模の群落を再生することが必要と考えられる。

2. の遷移抑制は、そもそも自然な状態では、抽水植物と沈水植物は水深により生育域が分かれるが、現在の印旛沼では深い水深では沼底に必要な光量が到達しないため、やむを得ず抽水植物の生育可能水深での再生を実施しているために、生じる課題である。3. の課題が解決するまでの期間は、地域住民と協働した抽水植物の除草などの維持管理により遷移を抑制する必要がある。

3. の水質改善は、現在実施されている流域対策等により印旛沼水質が改善されることで達成されるが、実現まで一定の時間がかかるため、現在は植生帯整備による沼底到達光量増加を図っているところである。

以上の通り課題の解決を図ることにより、大規模な沈水植物群落が再生され、水質改善、生態系の保全・回復が図られることが期待される。

### 謝辞

印旛沼における植生再生は、印旛沼水質改善技術検討会の助言・指導を踏まえて進められている。ここに記し、委員各位への謝意を表します。



図 3 八代 1 工区整備状況

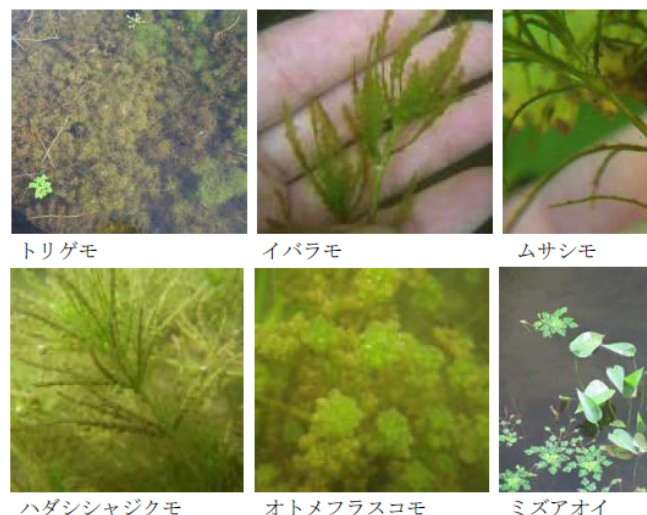


図 4 八代 1 工区で確認された主な貴重種

<sup>i</sup> YUASA, T. *et al* (2008) Integrated Watershed Management for Restoration of Lake Inba-numa and its Watershed, 4th the Asia Pacific Association of Hydrology and Water Resources 2008.

## バイオマーカーによる生態系評価の試み

電力中央研究所 環境科学研究所 今村 正裕

Marine Biological Association of UK W.J. Langston, S.O' Hara, N.D. Pope

## 1. はじめに

環境省が 2011 年 3 月に公開した「海洋生物多様性保全戦略(環境省 2011)」では、「海洋生物多様性への影響要因の解明とその軽減施策の遂行」において海洋環境への汚染負荷、漁業資源管理と魚場環境保全、外来種、気候変動に対する対応について展開が求められている。一方、化審法や水生生物保護法といった法規制においては、水域中の化学物質に対する急性・慢性毒性値およびそれに基づく水質環境基準値が設定されているが、これはあくまでも水生生物保全に関わる水質目標・排水基準の設定が目的である。そのため現状においては環境変化に伴う沿岸生態系への影響そのものを評価する手法は確立していない。欧州では生物生体内における情報(バイオマーカー)を用いた沿岸環境の保全プロジェクトが進んでいる(例えば、Langston ら、2002)。これまでのような水質・底質の評価軸に加え、生体に影響を与えると考えられる汚染物質に反応するようなバイオマーカーを用いてその影響度合いを総合的(多軸)に評価している。その中でも Regoli ら(2000)は生体内タンパクがもつ抗酸化力に注目した。生体は外部環境から常に何らかのストレスを受けることで、活性酸素が増え、生体内が酸化的な環境になると言われている。健全な個体であれば、タンパクがもつ抗酸化作用によってそれらは除去される。しかし、なんらかの原因で、抗酸化物質が生成されないもしくは減少するような状況である場合、生体内の酸化状態が継続し、さまざまな障害が発生し最終的に細胞は死滅する。抗酸化の働きを有するタンパク質には、glutathione (GSH) や superoxide dismutase (SOD), catalase (CAT) が知られており、これらの絶対量から生体のもつ抗酸化力を測定する方法もあるが、上記以外のタンパクが抗酸化的な振る舞いをする場合もあり、生体内中のタンパクがもつ抗酸化の全ポテンシャルを測定する方法(Total oxyradical scavenging capacity : TOSC)が提案された。ここでは沿岸生態系環境影響評価ツールとして、生体内のバイオマ

カーを利用することの有用性について，その評価方法がすでに用いられている英国の調査事例を紹介する．

## 2. 調査地点および方法

調査地点（図-1）は、英国で 2 番目に大きな石油精製所と LNG 生成工場が立地するウェールズ州南西部 Milford Haven である。本地点は、過去にタンカー座礁（Sea Empress'14.7 万 t：1996 年 2 月）によるオイル漏れ（約 7 万 t）が発生。現在は多少回復し沿岸および周辺は国定公園にも指定されている。そのため、DEFRA（英国\_環境・食糧・農村地域省）でも継続的な環境影響調査を実施している。調査では、海藻・二枚貝（巻貝）・ゴカイを採取、加えて海水や堆積物も採取し、化学分析を実施。全てのサンプルは、重金属量・環境ホルモン等の汚染物質含有量を分析。特に二枚貝ではムラサキイガイ (*Mytilus edulis*) の gill（鰓）と digestive gland（肝臓）のタンパク組織を対象に、金属タンパクであるメタロチオネイン（MT）と生体内での酸化ストレスの指標として抗酸化力（TOSC）をバイオマーカーとして分析した。

### 3. 結果

ムラサキイガイの重金属含有量を図-2 (Se のみ掲載) に示す。英国内で調査された貝の重金属含有量のデータベースで比較すると、ヒ素 (As) については湾内観測地点の大部分が上位 25%を超えていた。さらに、セレン (Se) についても港湾地区や湾奥で高い箇所が見られた。これらは、数キロ離れた参照地点 (Tywi 【St.Ishmael】) のそれよりも有意に高かった。くわえて、マンガン (Mn) も全域にわたって高い傾向を見せた。それ以外の重金属については平均



図-1 調査地点概要図

値に近い値を示していた。

一方、ムラサキイガイの gill および digestive gland から抽出したタンパク質の抗酸化力を測定した結果を図-3 (digestive gland のみ記載) に示す。TOSC 値の評価は、その絶対値よりも参照個体・地点（非汚染域）との比較で行う。TOSC 値が参照地点と比べ、低い場合は抗酸化能力のあるタンパクが少ない（減った）ことを意味する。一方、それと同等か高い値であるということは、ストレスはあっても抗酸化能力のあるタンパクの生成があることを意味する。gill 組織の TOSC 値はバラツキも大きいものの湾中央で高くなる傾向にあった。一方、digestive gland の TOSC は、湾口から湾中央（Pembroke ferry や Penner 地点）にかけて小さくなる傾向となり、湾奥では比較対象地点とほぼ同程度に戻っていた。参照地点に対して、有意差をもって高くまたは低くなるということは、なんらかの環境ストレスが働いているものと考えられる。二枚貝は濾過食者であり、gill へは懸濁粒子・溶存物質の影響が、digestive gland には餌環境の影響が反映されるものと考えられる。また、殻長と湿重量から成長率を評価する指標（Condition Index：CI）を算出した結果、河口から上流にかけてCIは低下し、湾奥部よりも湾口部の方で個体成長がよく大きいことがわかる。成長率と TOSC 値の間には有意な関係は得られていないが、成長度合いによっても受けるストレスは異なると考えられ、本結果ではそれを示唆するものとなった。

一方、金属タンパクであるメタロチオネインについては、地点間における有意差は見られなかった、Cu・Cd・Pb などメタロチオネインの生成に関与する重金属も参照地点と同程度であったことから、MT が低かったことはそれを反映したものといえる。

このように、汚染物質の含有量だけでは見られない生態への影響評価が本手法では可能で、有用であることがわかった。一方で、このような方法はスクリーニング的であり、なにが影響要因であるかを抽出することは困難であることも事実である。しかし、本手法によって複雑な自然環境において生息する生物個体への複合的な影響を捉えることは可能と考える。英国では、上記も含めたバイオマーカーを複数用いることで BAI (Bioeffects Assessment Index, Broeg and Lehtonen 2006) 等によって沿岸生態系影響

評価の適用がさまざま地点で進められている。今後、日本においてもこのような方法によって沿岸生物環境を評価することが必要であると考ええる。

Se Mussels

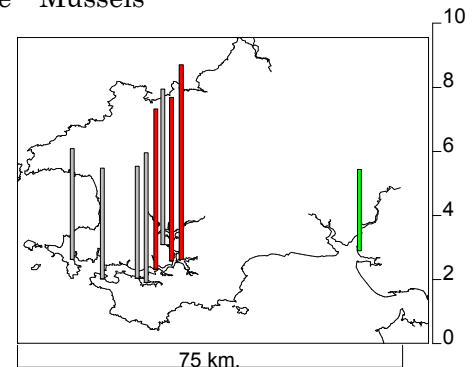


図-2 ムラサキイガイ重金属含有量 (μg/g d.w.)

■ 上位 25%以上 ■ 25-75% ■ 25%以下

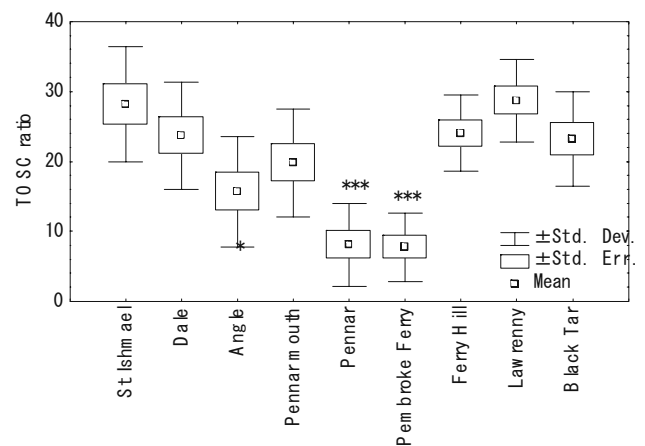


図-3 ムラサキイガイ digestive gland の抗酸化力(n=8)

## 参考文献

- 環境省 (2011) : 海洋生物多様性保全戦略の策定について, 平成 23 年 3 月 29 日 <http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=13640>
- Broeg, K. and K.K. Lehtonen (2006): Indices for the assessment of environmental pollution of the Baltic Sea coasts: Integrated assessment of a multi-biomarker approach, Marine Pollution Bulletin, Vol.53, pp.508-522
- Langston, W.J., B.S. Chesman, G.R. Burt, N.D. Pope and J. McEvoy (2002): Metallothionein in liver of eels *Anguilla* from the Thames Estuary: an indicator of environmental quality? Mar. Environ. Res., 53, pp. 263-293.
- Regoli, F. (2000): Total oxyradical scavenging capacity (TOSC) in polluted and translocated mussels: a predictive biomarker of oxidative stress, Aquat. Toxicol., 50, pp.351-361.

## 汚濁物質排出者と連携した水域生態系改善システム

(中国太湖における富栄養化の特性及び地域活性化型富栄養化防止対策)

西日本技術開発 井芹寧, 九州大学 久場隆広・郝愛民

上海交通大学 張振家・李春杰

## 1. 背景・目的

中国の代表的な湖である太湖においては、急速な経済発展に伴う汚濁負荷の増加により富栄養化が進行し、毎年大規模なアオコの発生がくり返されている。本流域では湖・河川水やそれらがもたらす生態系サービスを生活に直接利用している住民が多く、水環境の悪化は直ちに生活の質や人の健康に影響する。中国政府は水質保全対策として、数兆円(GDPの数%)に上る国家予算を投入し全国の水資源の改善に取り組んでいる。負荷源工場の移転、上水道浄化施設の湖水浄化施設への転換、巨大な浚渫船による汚泥の除去などが実施されており、2,3年で酸化池状アオコ貯留池が巨大地下貯留施設に、人力や簡易的なポンプによる回収船がアオコ分離装置を積載した高度処理船に変わるなど、日本の数十年レベルの技術革新が数年で実施されている。しかしながら、現時点ではアオコの抜本的な解決には至っていない。一方、中国にとって経済発展も国家政策の主軸であり、経済性に優れた対策法、地域活性化につながる対策法の開発が望まれている。本研究は、持続性を有し地域活性化を促進する「生態ダムシステム」を構築し、環境保全型産業を創出することを目的としている。

## 2. 太湖の特徴（アオコ増殖との関連性から）

太湖の特性とアオコ増殖に対する影響要因を表1に示す。太湖は、広大な水面積を有する一方、水深が浅い形状から、吹送流に伴うアオコの移動集積機構、集積先の水域特性がアオコ発生に影響を与えている。特に西部沿岸部の農地からの栄養塩負荷や最終集積箇所としての梅梁湾が重要である。太湖では夏季に湖水の水温が35℃を上回る地点があり、顕著な高水温

表1 太湖の特性とアオコ増殖影響要因

| 項目     | 特徴                                                      | 日本における一般的なアオコへの影響要因                                                         | 太湖の特性による影響要因                                                                                                                       |
|--------|---------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 浅く広い水域 | 湖面積: 2,338 km <sup>2</sup> , 平均水深 1.95 mと非常に広大で浅い水域である。 | 風による流動、鉛直混合が生じやすく、底泥条件の影響を受ける。濁りが継続する水域では、浮上性のあるアオコが優占しやすい。種場形成に好適。         | 一般影響要因に加え、アオコは水域全体で、広範囲に移動しており、全域では発生量が少ない状況でも、一部の水域に集積するとかなりの濃縮されたアオコが形成される。流域特性から、集積箇所の栄養塩供給条件などが大きく異なる。                         |
| 高水温    | 夏季表層水温が30～35℃を上回る高水温条件であり、特にアオコが集積する沿岸の浅水域が高水温である。      | 水温の上昇は一般の藻類の増殖を抑制し、高温耐性のあるアオコの優占を促進する。日本の湖沼では定常的に表層が35℃以上になる状況は限られた水域のみである。 | 35℃以上の水温はアオコの増殖にとって不適。直射日光を受け高水温の沿岸浅水域で、アオコ枯死が観察される一方、隣接するヨシ帯内では水温が数度低く、アオコの枯死も比較的少ない。ヨシ帯が高温、強光阻害による影響が軽減され、アオコが生き残る場となっている可能性がある。 |
| 呑み吐き湖  | 流域に血管網状の広大な河川、水路を有し、降雨・蒸発、水利用条件により、水の流れが湖、河川間で変化。       | 一般的な湖沼では、河川からの流入が主体で、呑吐湖のような状況は少ない。                                         | 湖内より周辺河川、水路の方が水深が深く、成層時に貧酸素水塊の形成が確認される。呑み吐き環境の中で、吹送流等の作用も加わり、アオコが湖内外に水平移動し、その鉛直日移動性から貧酸素水塊の溶出栄養塩を吸収するなど、アオコの優占的増殖を促進する機構が存在する。     |

条件となる。沿岸で富栄養化対策として数十kmにわたるヨシ帯の保全、造成が実施されているが、日本の気候では遮光や栄養塩浄化、生態系改善等の機能でアオコ抑制に有効なヨシ帯であるが、高水温が顕著な一部の太湖沿岸においては、ヨシ帯が水温の上昇や強光増殖阻害を抑制し、逆にアオコの生存ゾーンとなっている。太湖はその周辺河川・水路と標高差が少なく、一体化した水流動構造を有し、天候・水利用条件により河川・水路→太湖、太湖→周辺河川・水路へと水やアオコが流動・移動する(呑み吐き湖)。水深が比較的深く、流動の少ない周辺河川・水路で貧酸素水塊が生じており、栄養塩供給場所としてアオコの発生に影響を与えている可能性が考えられる(図1)。

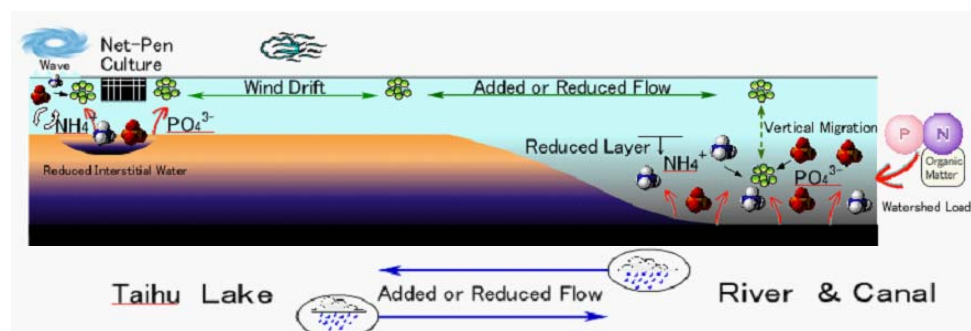


図1 呑み吐き湖としてのアオコ栄養塩供給システム

## 3. 生態ダム構築

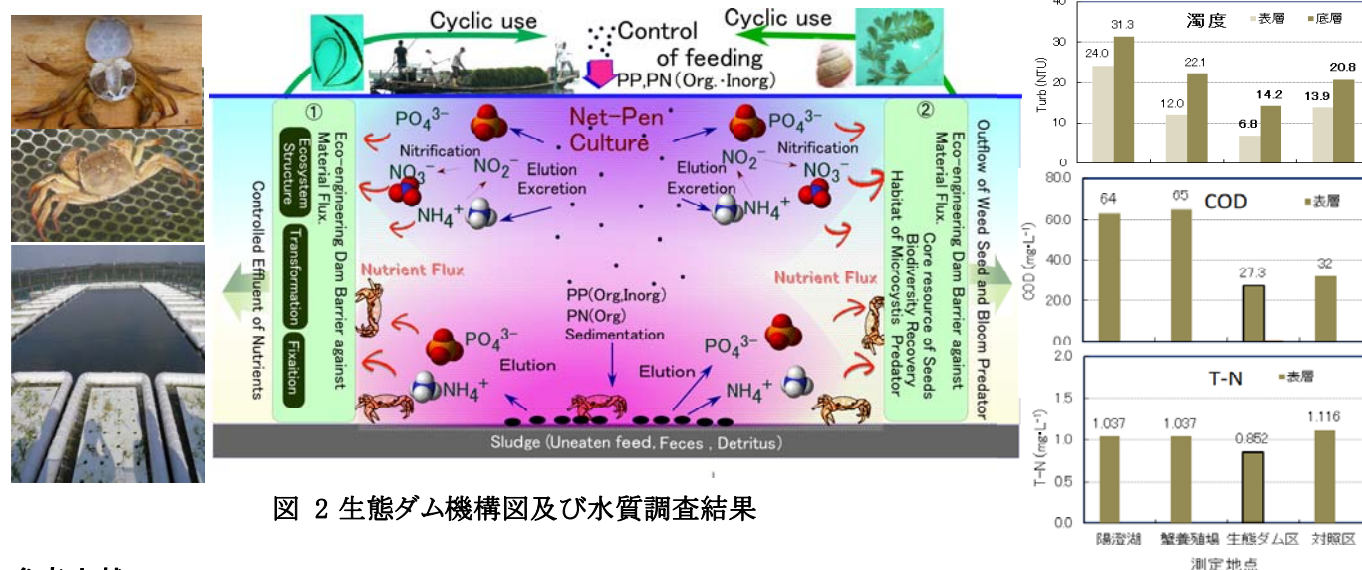
従来の日本型富栄養化防止システムは、水質浄化効果を優先し画一的に設計されており、維持管理の手間・費用の制限から、その機能が維持されないケースが頻出し問題となっている。日中協働の本プロジェクトでは、流域の人為的影響及び生態系サービスの中での物質動態特性を踏まえ、持続性を最優先としたシステムとして「生態ダム

(Ecological Dam Barrier Structure)」構想を立ち上げた。生態ダムとは、河川に設置されるダムが川の水の流れ(Flux)を堰き止め貯留・安定化させることで、上水や農業用水に分流利用したり、発電により電気エネルギーに変換し利用するシステムと同じように、負荷源からの栄養塩や有機汚濁物の Flux を生態ダムで堰き止め、循環利用や地域活性化に活用できる形に変換し利用するとともに、周辺水域への汚濁負荷の影響を軽減することを目的としている。

生態ダム構想における実行ステップの概略を下記に記す。

- ①対象水域における水域環境と人的関わりの特性を踏まえ、生態ダムから得られるフラックスをその地域社会の産業などに活用できる仕組みや、汚濁排出者などが積極的に生態ダムの管理を行う仕組みを創出する。
- ②在来の生物群、生態系または生物産業資源を基本にフラックスの堰き止め、変換方法を検討する。富栄養化が進行した後の生態系の利用のみでは限界があると判断された場合、一時的な環境改善施設の併用を検討する。
- ③生態系ダムの完成(安定)には十数年以上を要することも予想される。当初から、対象水域の本来の水環境や周辺水域の水環境を参考にするなど、最終イメージに到達するまでの生態系遷移を踏まえた上、各段階で必要な管理を実施する。想定外の状況も十分あり得るため、各発現事象に基づき順応的管理を実施する。
- ④人工的な施設に必要なエネルギーは最終的に自然エネルギーを活用し、持続性のあるシステムとして調整する。
- ⑤対象水域の水の流れ、在来水生生物の潜在種場(Seed Population)の分布などを把握し、複数の生態ダムを増設配置する。それらが生態コアダムとして周辺の水環境の改善を促し、また、種場としても機能し、生態コアダム間が有機的に連結しあった巨大な生態ダムとして完成する。生態ダムの生物構造とその物質変換能力の関係及び連結可能な生態ダム間の距離は、各水域で異なっているため、段階的实施のもと水域環境のモニタリングを実施し、その結果を管理にフィードバックしていくことが重要である。
- ⑥各段階で得られた情報は、全てのステークホルダーで共有し、協働で管理を行うことが望ましい。汚濁排出者が管理を行う場合は専門家の助言の元実施する。
- ⑦基本的には可能な限り煩雑な管理を要しないシステムを目指し、最終形としての生態ダムはその水域の自然生態系の中に同化するものである。

2012 年夏季より太湖流域の陽澄湖の上海ガニ養殖場をフィールドとして、生態ダムの現場検証試験を開始した。人工沈水植物帯を主構造物とする生態ダムの設置後、波浪の抑制、付着生物による懸濁物浄化作用により、透明度の向上、有機物・全窒素・全リン濃度の減少、動・植物プランクトンなどの生物多様性の改善効果が確認された。また、生態ダムが安全な養殖ガニの脱皮場所として機能し、養殖の効率化につながっていることも明らかになった。予測計算により、生態ダムの効果で栄養塩が水生植物に変換され、養殖に循環利用することで、系外からの飼料としての栄養塩供給量の削減による富栄養化の抑制効果が認められた(図 2)。養殖の効率化、飼料の多様化による収穫ガニの量・質の向上は、高収入につながり、カニ養殖と一体化した生態ダム効果を養殖業者が認識できることで、施設の能動的維持管理が可能となっている。なお、本研究の一部は三菱商事㈱の助成によるものである。



## 参考文献

- A. Hao, T. Kuba, Y. Iseri, Y. Liu, Z. Zhang and C. Li: Water Environment in Lake Taihu and Effects of copper ion on antioxidant function of *Vallisneria asiatica*, The 4th International Symposium on Aquatic Environment and Biodiversity Conservation on the East Asian Region, 2012.12.11