

## 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

代表研究者：横山勝英（首都大学東京，准教授）

研究メンバー：

赤松良久（山口大学，准教授）

井芹 寧（西日本技術開発，環境部部長代理）

今村正裕（電力中央研究所，主任研究員）

工藤健太郎（いであ，主査研究員）

田代 喬（名古屋大学，准教授）

鶴田 舞（国土交通省国土技術政策総合研究所，研究官）

長尾正之（産業技術総合研究所，主任研究員）

二瓶泰雄（東京理科大学，准教授）

藤野 毅（埼玉大学，准教授）

湯浅岳史（パシフィックコンサルタンツ，水環境室長）

横山勝英（首都大学東京，准教授）（代表者）

協力者：

田中 克（国際高等研究所，チーフリサーチフェロー）

鯉淵幸生（東京大学，准教授）

推薦：水工学委員会

## 1. 序論

土木学会水工学委員会環境水理部会では東日本大震災をうけて、「流域圏の物質動態と生物環境に対する震災影響の解明と復興提言」と題した研究を推進した。

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、がれきからの重金属の漏出など陸域の化学物質が水域に輸送される問題や、流域表土に蓄積した放射性物質が降雨時に湖沼・海域に輸送され水底に沈積する問題が発生し、水域の生態系と農業・沿岸漁業に影響をおよぼす可能性がある。

しかし、省庁や自治体は防災街作り、がれき処理、放射能対策、漁業再生などを個別に実施しており、流域圏全体を適正に管理する視点が欠けている。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、大震災で流出した陸域の化学物質や放射性物質に関する流域圏の物質動態やそれらの生物影響を調査・解析し、防災と環境が調和した復興策を提言する。

研究の内容は以下の通りである。

### (1) がれき問題

海底がれきの発生量や分布状況、がれきからの重金属・化学物質の漏出など

### (2) 放射性物質の問題

森林・都市表土に蓄積した放射性物質の雨天時流出、除染効果の評価、河川経由の放射性物質の沿岸域・湖沼への堆積)

### (3) 生態系への影響

各種物質のベントス、魚類などへの影響

これらの内容について、構成メンバーで手分けして現地調査と分析を行った。具体的には、気仙沼、松島湾、東京湾の各流域圏における現地調査と試料分析を行い、またメンバーの所属組織や関連学会における震災影響調査の情報を収集した。さらに、流域圏の物質動態と生物環境への影響に関する分析、課題抽出と分野横断的対策を検討した。

さらに、これらの成果公開するためのシンポジウムを水環境学会等と共催で開催した。タイトルは「流域圏の物質輸送に関する実態評価の現状と課題」であり、新たな理念に基づく震災復興のあり方について議論した。

本報告書では以上の内容についてとりまとめている。

(担当：横山)

## 2. 研究活動報告

### 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

2011年3月11日に宮城県沖130kmの海底を震源としてマグニチュード9.0の東北地方太平洋沖地震が発生し、最大波高が9.3m以上、最大遡上高40.4mの大津波（気象庁，2011）が発生し、その被害は北海道から関東地方まで広範囲に及び、太平洋沿岸部に壊滅的な被害をもたらした。被害状況は死者15,883人、行方不明2681人、負傷者6143人、全壊数128,808戸、半壊数269,871戸（警察庁，2013）、津波による浸水範囲の面積は岩手県が約58km<sup>2</sup>、宮城県が約327km<sup>2</sup>、福島県が約112km<sup>2</sup>となっている（国土地理院，2011a）。1995年に発生した阪神・淡路大震災（死者数5,502人、負傷者37,135、全壊数93,852、半壊数106,882（警察庁，1995））と比較しても、被害は大きい。

宮城県北東端に位置する人口73,489人（H22.10）の気仙沼市の被害状況は、死者数1,184人、行方不明者数239人、家屋全壊8,483戸、半壊・一部破壊7,275戸（宮城県，2013）であり、市街地には巨大な船舶が打ち上げられるなど、津波により街は壊滅的な状況であった。小規模な港でも被害は甚大であった。震災当初、陸上では目に見える形で被害があり、現在では復旧作業も進んでいる。これは被害状況が一目で分かり、復興計画が早急に立てられたからである。しかし、陸上と違い被害状況が不明である海底がれきの撤去については、復旧計画が早期に立てられなかった。

宮城県は全域において0.2～0.8m地盤沈下した（国土地理院，2011b）。そのため、気仙沼市市街地の震災直後は満潮時に冠水するといった状況であった。さらに、海岸付近では防潮林が破壊され、海岸の地形が変化したところもある。岩手県の陸前高田では高田松原と呼ばれる全長1.5km、幅150mの松の防潮林があった。しかし、これらは津波によって一本の松を残しすべて破壊された。震災後に「奇跡の一本松」として復興のシンボルとされていたが、地盤沈下の影響により周辺地下水の塩水化による腐食が進み、伐採されることとなった（読売新聞，2011）。

宮城県石巻市の北上川河口では224haの農地が水没し、農業再開のためには除塩が必要とされている。しかし、地盤沈下によって完全に海の一部となり、排水が難しく復旧にかなり時間がかかるといった被害も出ている（朝日新聞，2011）。これらは津波と地盤沈下の両方の被害によるものである。さらに、浸水した内陸部では水が引き切らず、湿地として残ったところもある。

以上のような被害に対処するためには、震災直後においては陸上・海底のがれき分布状況を早急に把握して撤去・輸送・処理計画を立案すること、中長期的には地形変化や水研環境への影響を考慮した上で新たな土地利用計画を住民と共に議論することが必要と考えられる。

（担当：横山）

## 2.1.2 気仙沼湾での調査事例

### (1) 目的

がれきの挙動・分布特性を推定することを目的として、気仙沼舞根湾において、被害の現地調査を実施し、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) 方法

宮城県気仙沼市唐桑町の舞根湾を対象として、トータルステーション、RTK-GPS、ソナー探査機を用いて地形測量を実施した。また、29地点で津波痕跡より遡上高を計測した。被災前後の現地写真や航空写真から家屋や養殖いかだの倒壊・流出を判別し、三次元流体シミュレーションを用いてがれきの輸送特性について検討した。

### (3) 舞根地区における津波の被害状況

湾口部の津波の遡上高は標高10mであり、陸上の遡上距離は800m、遡上高は標高15mであった。津波の遡上範囲にあった89棟の家屋のうち、83棟が全壊し、6棟が半壊していた。湾内の養殖いかだ51床は全てが流失した。被害の地形的な特徴としては、陸地の狭窄部において樹木の多くが倒れており、湾の東西に存在するひらけた地域には、倒壊家屋などがれきが多く残っていた。

被災者が撮影したビデオ映像（図2.1-1）を分析した結果、津波が引く際に家屋や養殖資材などの軽い物体が流速2.28～3.80m/sで湾外に流出していた。

### (4) 三次元流体シミュレーションによるがれき挙動の検討

陸上・海上の物体は津波の遡上期に破壊されはじめ、引き波で完全に破壊されてがれきとなって輸送されたため、津波の引き波を対象に計算を実施した。舞根湾の湾口は狭まっているため、津波遡上域を貯水池に見立てて水を満たし、湾口の架空堰から放流して引き波を再現した

（表2.1-1）。その結果、ビデオ映像から分析した水面低下速度と表面流速、渦巻きの様子、沖

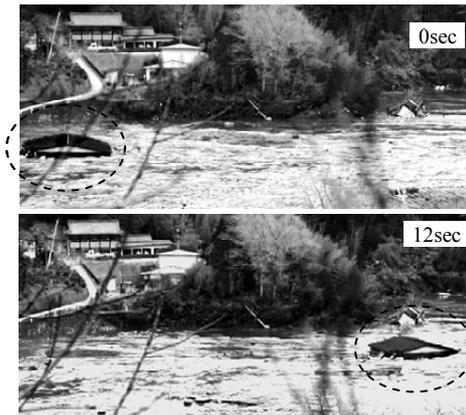


図 2.1-1 家屋が流される様子

表 2.1-1 三次元流体シミュレーション概要 (Fantom 3D)

基礎方程式	Navier-stokes式・連続式
乱流モデル	LESモデル
水中抗力式	モリソン式
計算条件	水面勾配・放流量データ
水平格子数	1760
グリッドサイズ	20m
タイムステップ	0.5sec

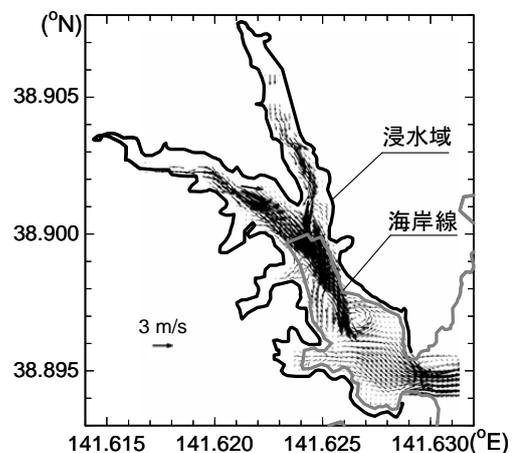


図 2.1-2 表面流速の計算結果

合の水位低下曲線を概ね再現できた(図 2.1-2).

次に, がれき粒子の挙動を追跡した(図 2.1-3). 浮体粒子(木材, いかだ等)は全体の 8 割が湾外に流出した. 海水よりわずかに重い粒子(樹木等)は数百 m 移動して, 湾中央部の 滯筋沿いに多く堆積した. 重い人工物(コンクリート等)は数十 m 海底を転動していた. これらの結果は別途実施した海底がれきのソナー探査結果と整合していた. このように, 津波被害の陸上調査, 海底がれき探査と 3 次元流体シミュレーションを組み合わせることで, がれき撤去のための検討方法を提案することができた.

#### (5) 海岸線の変化特性

宮城県の 7 地域について地盤沈下量(国土地理院 HP)と海岸線後退量の関係を整理した(図 2.1-4). 沈下量は南部の仙台海岸で小さく, 北部リアス式海岸で地盤沈下量が大きい, 海岸線の後退量との間に相関関係は見られなかった. また, 河口域(北上川, 津谷川など)で後退量が著しく大きかった. そのため, 海岸線の後退には地盤沈下だけではなく津波による浸食・堆積の影響も加わったためと推測される.

過去の空中写真から舞根地区の経年変化を調べたところ, 1948 年には幅 150m, 奥行き 250m の干潟が存在し, 面積は約 20,000m<sup>2</sup>であった. 1966 年以降, 干拓が進んで 7,200m<sup>2</sup>が住宅地になった. 2011 年には地盤が 0.7m 沈下し, 津波により海岸線や海底が浸食された.

その結果, 残っていた干潟は干潮位よりも低くなって消滅したが, 陸地が水没して新たに 20,200m<sup>2</sup>の湿地・干潟が形成された(図 2.1-5). 結果として, 今回の地震・津波で発生した水没地の面積は 1947 年の干潟面積とほぼ等しくなり, 水際線が 200m 内陸側に後退して干潟・湿地の環境が復元された.

ここでは現在, 甲殻類, ボラ等の仔稚魚, アサリ等の二枚貝が増えつつある.

(担当: 横山・工藤)

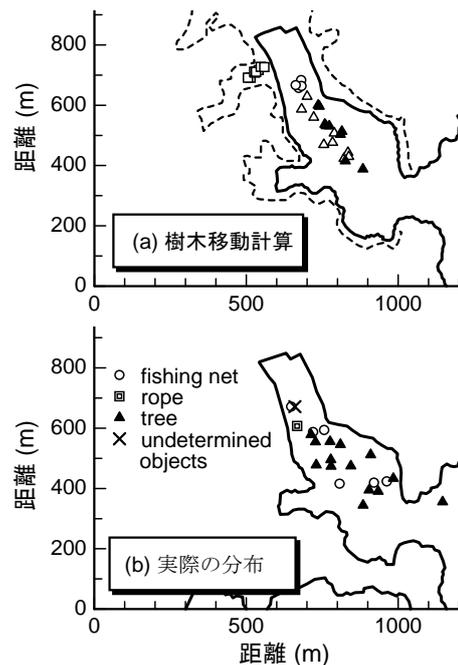


図 2.1-3 がれき輸送計算と実測の比較

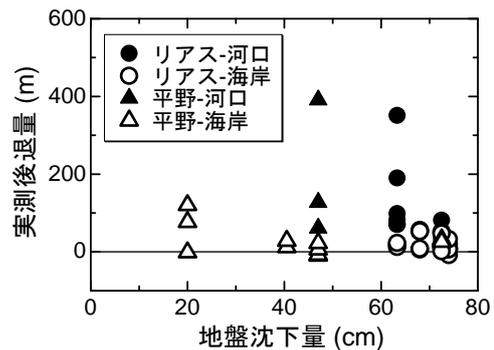


図 2.1-4 宮城県沿岸の地盤沈下量と海岸線後退量の関係

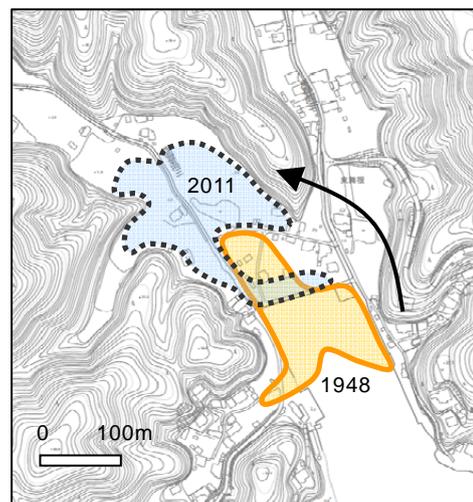


図 2.1-5 舞根地区の湿地・干潟変化

### 2.1.3 仙台湾での調査事例

#### (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、宮城県仙台湾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。中間結果から仙台湾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° から 160° 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°、進行方向に直交する方向に対して 0.5° 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) 1)。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 2.1-6) とした。2012 年 9 月 10 日より調査を開始し, 2013 年 4 月 5 日現在も調査継続中である。

#### (3) 結果

仙台湾近くの海底を点群で表示した海底地形 (図 2.1-7) 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湾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。

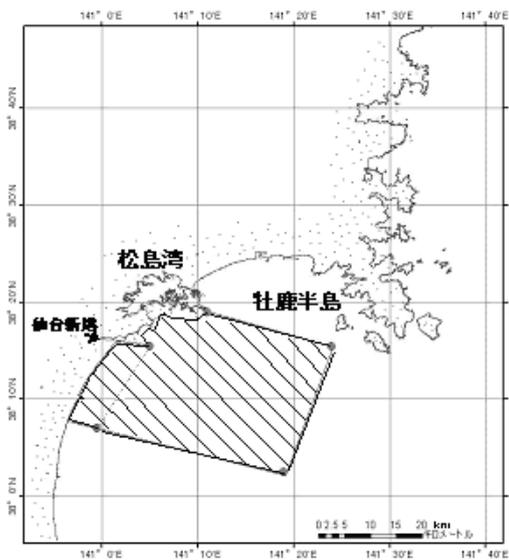


図 2.1-6 調査海域

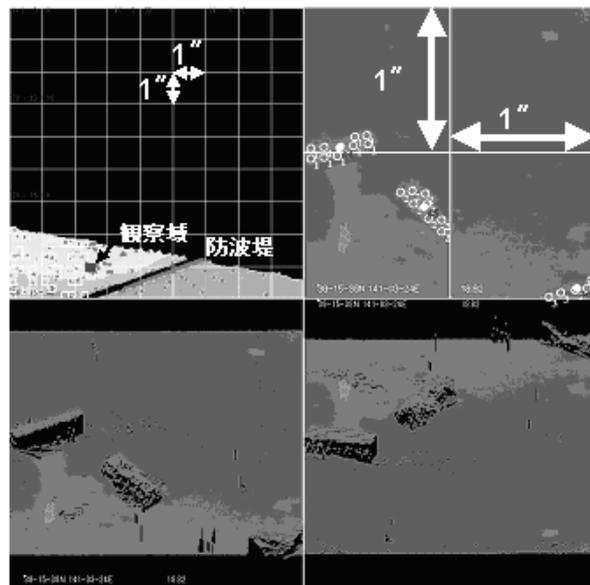


図 2.1-7 仙台港周辺の海底ガレキ

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"．

**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。

(担当：長尾)

#### 参考文献

気象庁 (2011)：東北地方太平洋沖地震に関する観測・解析データ，日本国内の津波観測施設で観測された津波の観測値，

[http://www.seisvol.kishou.go.jp/eq/2011\\_03\\_11\\_tohoku/tsunami\\_jp.pdf](http://www.seisvol.kishou.go.jp/eq/2011_03_11_tohoku/tsunami_jp.pdf)

警察庁 (1995)：平成 7 年警察白書，第一章第三節，阪神淡路大震災と警察活動，

<http://www.npa.go.jp/hakusyo/h07/h070103.html>

警察庁 (2013)：警察庁緊急災害警備本部広報資料，被害状況と警察措置，

<http://www.npa.go.jp/archive/keibi/biki/higaijokyo.pdf>

- 宮城県（2013）：東日本大震災の地震被害等状況及び避難状況について，公表日平成 25 年 4 月 10 日，統計値平成 25 年 3 月 31 日現在  
<http://www.pref.miyagi.jp/site/ej-earthquake/km-higaizyoukyou.html>
- 国土地理院（2011(a)）：津波による浸水範囲の面積（概略値）について（第 5 報），  
<http://www.gsi.go.jp/common/000059939.pdf>
- 国土地理院（2011(b)）：平成 23 年（2011 年）東北地方太平洋沖地震に伴う地盤沈下調査結果について，<http://www.gsi.go.jp/sokuchikijun/sokuchikijun60008.html>
- 読売新聞 2011 年 12 月 4 日記事（2011）：「奇跡の一本松」保護を断念・・・海水で根が腐り，  
<http://www.yomiuri.co.jp/national/news/20111203-OYT1T01004.htm> 0
- 朝日新聞 2011 年 3 月 24 日記事（2011）：田畑の津波浸水，3 県で 2 万ヘクタール，農水省まとめ，<http://www.asahi.com/special/10005/TKY201103230474.html>
- Nagao, M., Kan, H., Nakano, K., Takada, S., Ogasawara, H., Nakamura, T., Ohashi, T. and Suzuki, A.(2011): 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,

## 2.2 放射能

### 2.2.1 総論

#### (1) 環境中に放出された放射性核種の概要

平成 23 年 3 月に発生した東京電力株式会社福島第一原子力発電所事故により、環境中に多量の放射性物質が放出された。放出された放射性物質は、平成 23 年 6 月 6 日の原子力安全・保安院の発表によるとヨウ素 131 で約  $1.6 \times 10^{17}$ Bq、セシウム 137 で約  $1.5 \times 10^{16}$ Bq などとなっている。

また、この事故を受けて、平成 23 年 6 月から 7 月にかけて放射性物質の土壌への沈着量（土壌濃度）の調査が実施されており、この結果に基づき今後 50 年間の積算実効線量を算定した（表 2.2-1）。事故により放出された放射性物質のうち、特にセシウムは地上に沈着した量が多く、また半減期が長いことから積算実効線量としても他の放射性核種に比べて大きいことが分かる。従って、今後の被ばく線量評価や除染対策、環境モニタリングにあたっては、セシウム 134、セシウム 137 の沈着量および環境中の挙動について着目していくことが適切であるといえる。

表 2.2-1 放射性核種ごとに最高値が検出された箇所における 50 年間積算実効線量

核種名	半減期	最大濃度 <sup>※1</sup> (Bq/m <sup>2</sup> )	50 年間の積算実効線量	
			換算係数 (mSv/kBq/m <sup>2</sup> )	計算結果 (mSv)
セシウム 134	2.065 年	$1.4 \times 10^7$	$5.1 \times 10^{-3}$	71
セシウム 137	30.167 年	$1.5 \times 10^7$	$1.3 \times 10^{-1}$	2000
ヨウ素 131	8.02 日	$5.5 \times 10^4$	$2.7 \times 10^{-4}$	0.015
ストロンチウム 89	50.53 日	$2.2 \times 10^4$	$2.8 \times 10^{-5}$	0.00061
ストロンチウム 90	28.79 年	$5.7 \times 10^3$	$2.1 \times 10^{-2}$	0.12
プルトニウム 238	87.7 年	4.0	6.6	0.027
プルトニウム 239+240	$2.411 \times 10^4$ 年	15.0	8.5	0.12
銀 110m	249.95 日	$8.3 \times 10^4$	$3.9 \times 10^{-2}$	3.2
テルル 129m	33.6 日	$2.7 \times 10^6$	$2.2 \times 10^{-4}$	0.6

※1 平成 23 年 6 月 14 日時点に放射能濃度を換算

出典：文部科学省・農林水産省（2012）

#### (2) セシウムの環境中の挙動について

セシウムはアルカリ金属に分類され、その化学的性質は同じアルカリ金属であるルビジウムやカリウムなどと似ており、水中においては 1 価の陽イオン（Cs<sup>+</sup>）となる。また、土壌中の負電荷、特にマイカ系の粘土鉱物（マイカ、イライト、バーミキュライト等）に吸着しやすい性質がある。液相の放射性核種濃度（Bq/mL）に対する固相の核種濃度（Bq/g）の比率（あるいはその逆数、常用対数など）を分配係数といい、セシウム 137 の淡水系における分配係数は  $10^3 \sim 10^4$  (mL/g) のオーダーとされている。ただし、分配係数自体は普遍的な定数ではなく、その環境条件（例えば、他の陽イオ

ンの存在，上述の粘土鉱物の組成など）に依存するパラメータであることに留意する必要がある（松永，2001）。

また，セシウムが粘土鉱物に吸着しやすいことから，セシウムの流域からの流出，河道内の動態および海域への流出のメカニズムを把握する上で，流域の土砂動態を把握することが非常に重要となる．例えば，日本原子力研究開発機構（2013）は阿武隈川水系における浮遊砂によるセシウム輸送量および総輸送量を見積もっており，そのうち浮遊砂によるセシウム輸送量が約9割を占めるという結果が得られている。

他の河川においても，今後同様の調査研究を進めることが必要と考えられるが，河川流量に比べて土砂輸送量が少ない河川，あるいは降雨・出水の少ない時期においては，河川水中のセシウム濃度を精度良く把握することも重要と考えられる．例えば，前述の分配係数を  $10^4$  mL/g 程度とした場合，底質セシウム濃度が 10kBq/kg-dry としても，これと平衡状態になる水中のセシウム濃度は環境省調査における検出下限値の 1Bq/L 程度となる．一方，溶存セシウム濃度がその 1/10 の 0.1Bq/L であるとした場合，河川水によるセシウムの輸送量は，河川の平均流量が  $100\text{m}^3/\text{s}$  であれば，30日間のフラックスとしては  $2.6 \times 10^{10}$  Bq/30day にも達する．さらに，河川を通じて流出した懸濁態セシウムは，シルト・粘土と共に河口・海域で沈降・堆積すると考えられるが，溶存態セシウムによるフラックスを考慮する場合には，河川水-底泥間の移動速度（吸着・再溶出速度）についても調査検討する必要があると考えられる．

以上から，流域圏全体のセシウムの動態，特に土壌・底質から水域へのセシウムの移行を今後より詳細に検討し，またセシウムの移行モデルの構築および精度向上について検討するためには，流域圏全体の土砂動態を把握するとともに，溶存態および分配係数の算定にあたっては，河川水の濃縮などにより分析精度を高精度化し，データを蓄積する必要があると考えられる．

### （3）環境中のセシウム分布のモニタリング結果について

図 2.2-1 に文部科学省の航空機モニタリングにより得られたセシウム 137 の沈着量分布を，図 2.2-2 に公共用水域における放射性物質モニタリングの測定結果の例（セシウム 137）を示す．

文部科学省（2011，2013）の航空機モニタリング結果によれば，福島第一原子力発電所から 80km 圏内においては，約1年間で空間線量率は約40%低減しており，放射性セシウムの物理的減衰に伴う空間線量率の減少量21%を上回る結果となった．セシウム 137 沈着量の変化としても，1年間の物理的低減率は2%程度であり，沈着量はほとんど変化しないと考えられるが，図 2.2-1 においては沈着量が減少している傾向が見られる．このことから，流域の放射性セシウムは，物理的減衰のほかに降雨などによる流出等の影響を受けるものと考えられる．

また，原発事故から2年が経過した現時点（平成25年4月）においては，流域の土壌に沈着した放射性セシウムの大半は粘土鉱物などの土粒子に吸着していると考えられる．公共用水域における放射性物質モニタリングの測定結果においても，河川水・

湖沼表層水から検出下限値（1Bq/L）以上のセシウムが検出されることがあるが、その場所は原発周辺地域の湖沼・水源地など、底質・周辺土壌中のセシウム濃度が高い箇所であることが多い。

図 2.2-2 の底質セシウム 137 濃度について、平成 23 年秋冬期調査結果と平成 24 年冬期調査結果を比較すると、例えば福島県内の阿武隈川においては濃度が低減している傾向が見られ、出水等により堆積状況が変化したものと考えられる。一方、山地部の河川や湖沼・貯水池などにおいては、底質セシウム濃度が上昇している箇所も見られ、流域から河川水・土砂とともに流入したセシウムが蓄積している可能性が考えられる。

周辺土壌中のセシウム濃度については、底質セシウム濃度に比べ高くなる傾向が見られるが、土壌中セシウムについてはその由来（河川外から土壌が流入したものか、出水時に上流から輸送されてきた土砂が堆積したものか、流入水中のセシウムを吸着したか、など）が不明であり、また今後河道内にどの程度流入するかも明確ではないことから、今後も調査検討を行う必要があると考えられる。

（担当：工藤・鶴田）

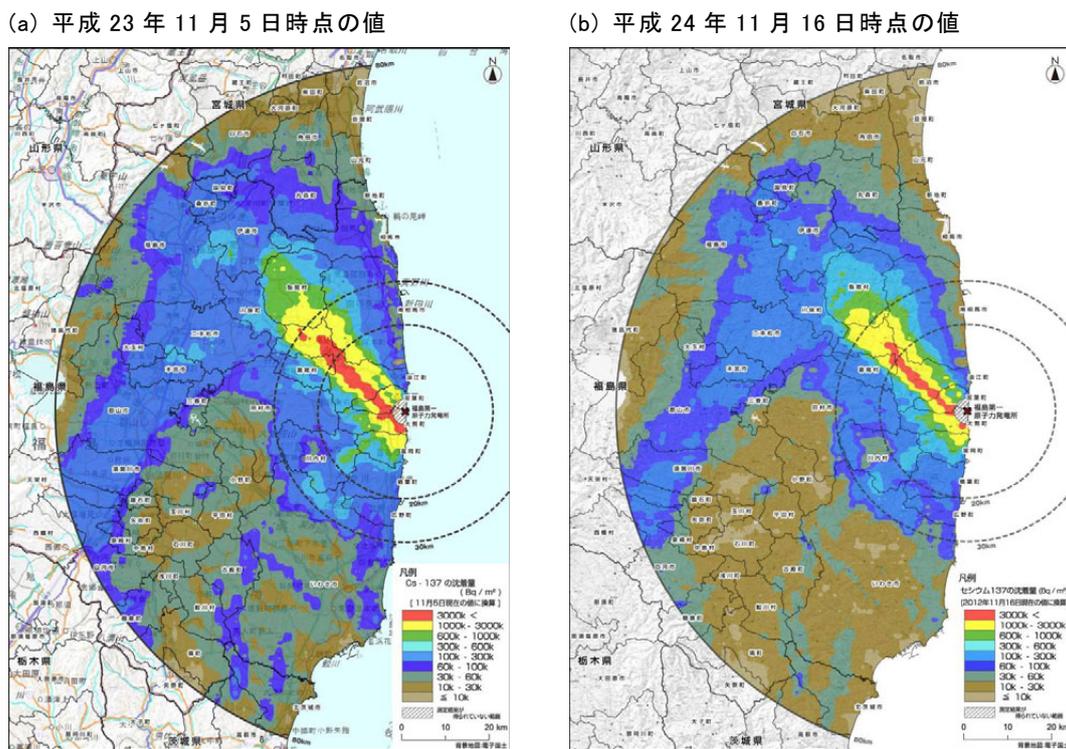
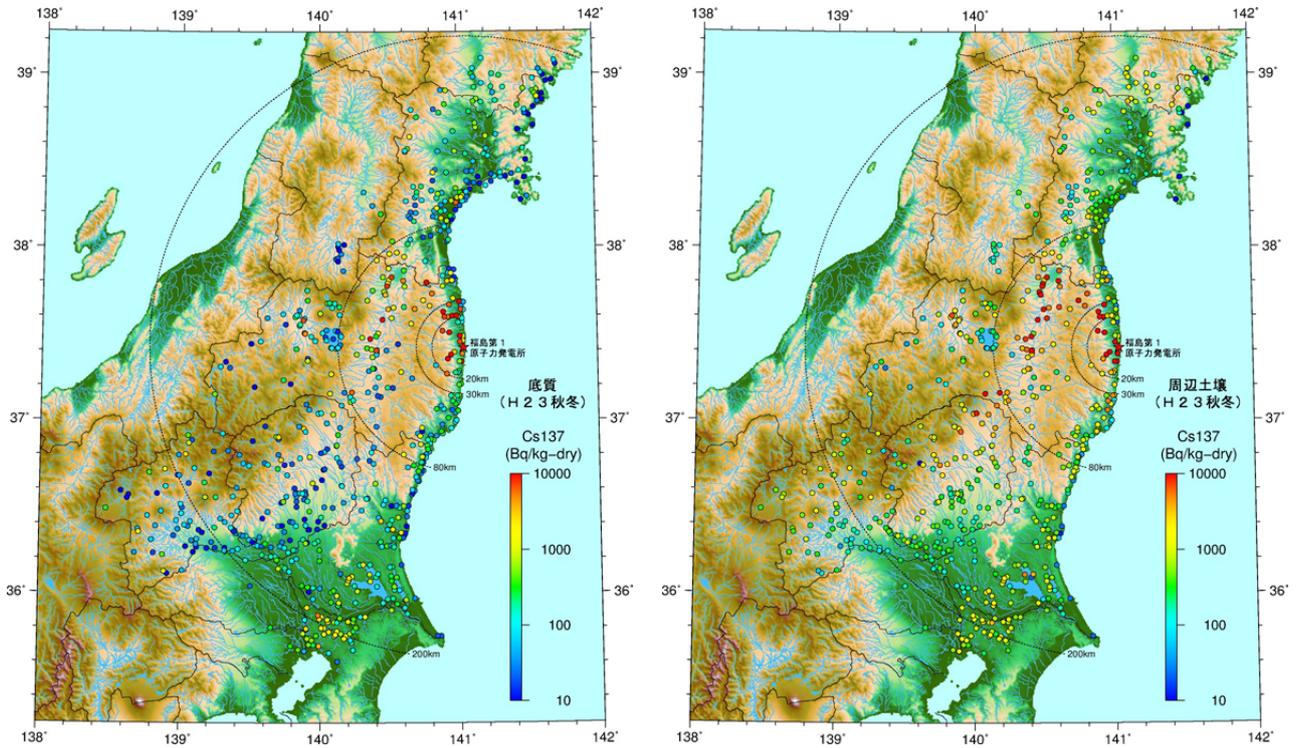


図 2.2-1 航空機モニタリングによるセシウム 137 沈着量分布の変化  
出典）左図：文部科学省（2011），右図：文部科学省（2013）

(a) H23秋冬期調査結果(平成23年8月～12月, ただし一部データは平成24年1月～2月)



(b) H24冬期調査結果(平成24年10月～平成25年1月, ただし一部データは平成24年9月)

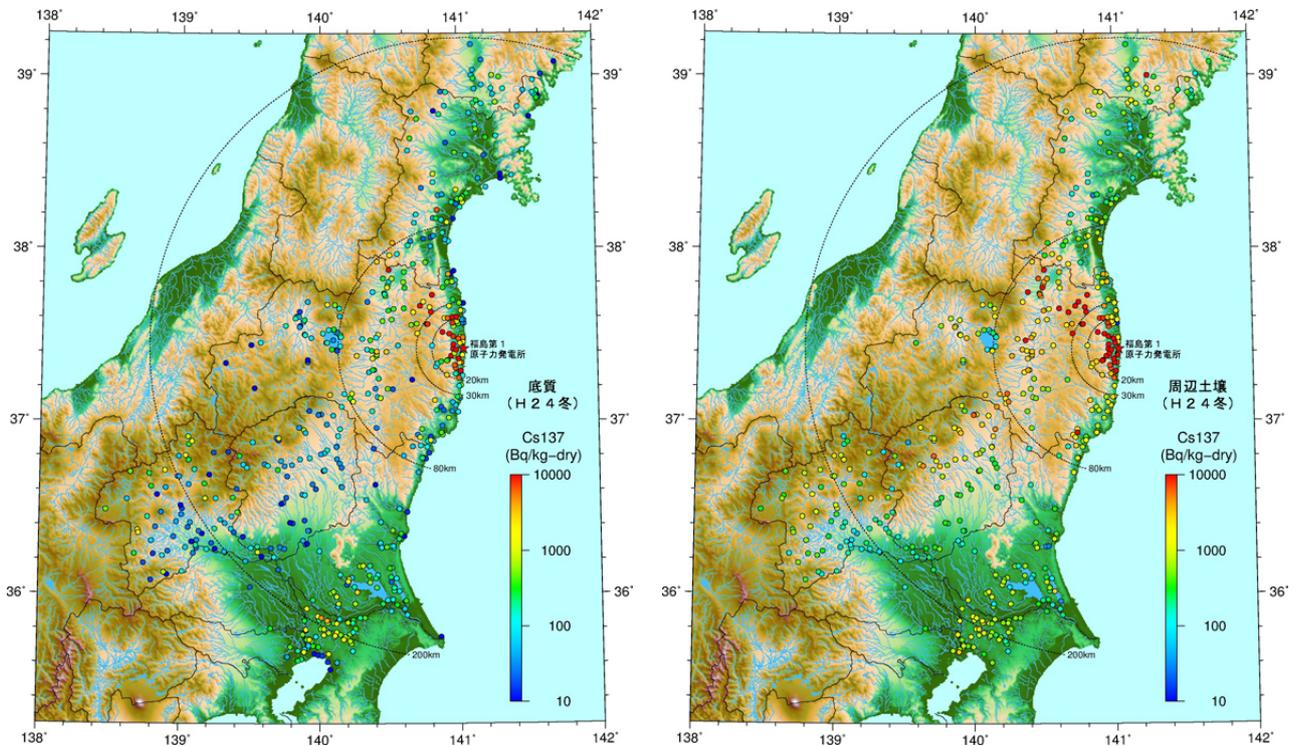


図 2.2-2 公共用水域における放射性物質モニタリングの測定結果(セシウム 137)

出典)「東日本大震災の被災地における放射性物質関連の環境モニタリング調査：公共用水域(環境省)」に掲載されているデータを整理・図化した。なお、河川の周辺土壌については、左右岸のうち濃度の高いほうのデータを描画した。

## 参考文献

- 文部科学省・農林水産省（2012）：東京電力株式会社福島第一原子力発電所の事故に伴い放出された放射性物質の分布状況等に関する調査研究結果
- 松永武（2001）：河川における放射性核種の移行と存在形態に関する研究，日本原子力研究所
- 日本原子力研究開発機構（2013）：福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の第二次分布状況等に関する調査研究成果報告書
- 文部科学省（2011）：文部科学省による第4次航空機モニタリングの測定結果について，平成23年12月16日
- 文部科学省（2013）：①第6次航空機モニタリングの測定結果，及び②福島第一原子力発電所から80km圏外の航空機モニタリングの測定結果について，平成25年3月1日

## 2.2.2 市街地

### (1) 概要

東日本大震災の福島第一原発事故により、大量の放射性物質が大気中に放出・拡散され、放射性物質の多くは関東地方を含む広範囲にわたり地上に乾性・湿性沈着した。原発事故当初は、放射性核種の中でも $^{131}\text{I}$ が注視されたが、現在では半減期の長い $^{134}\text{Cs}$ や $^{137}\text{Cs}$ へと注目物質は移行している。この放射性セシウムは土砂に吸着しやすい性質を有するため、降雨時に土砂と共に河川を流れ、湖沼・海域へ輸送・堆積し、魚類等の生態系への影響も懸念される。特に、湖沼や内湾は陸域の影響が大きいいため、放射能汚染が長期化する恐れがある。こうした中、湖沼・海域における放射性物質のモニタリング調査は実施されているが、陸域を含めた流域全体の放射性物質の動態を把握する研究は皆無である。

本節では、放射能汚染が懸念されているホットスポットを流域に含んでいる手賀沼流域圏を対象とし、都市流域から大堀川、手賀沼にわたり、包括的に放射性セシウムの動態を把握することを試みた。現在、河川水・湖沼水で放射性セシウムは検出されていないため、河川・湖沼底泥の放射性セシウム濃度を対象とし、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する。

### (2) 研究方法

#### ①現地観測：

河川・湖沼での底泥の放射性セシウム汚染状況を調べるために、大堀川4地点、手賀沼7地点にて定期的にコアサンプルを採取した(図2.2-3)。観測は、1回目

(2012/5/30, 6/4), 2回目(7/30), 3回目(10/9), 4回目(2013/1/8, 1/17)

と計4回行われた。コアサンプル採取では直径4cmのアクリルパイプ(長さ:河川30cm, 湖沼1m)を底質中に差し、深さは河川では20-30cm, 湖沼では50cm程度採取した。4回目の湖沼調査では直径10cmのパイプを用いた。コアサンプルの層厚としては、河川では5cm, 湖沼では10cm(4回目のみ5cm)とした。

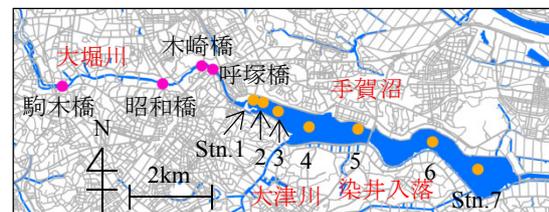


図 2.2-3 観測サイト

#### ②室内分析：

底泥中の放射性物質濃度を計測するために、スライス後のコアサンプルを100°Cで乾燥させ、NaIシンチレーション検出器を搭載した高感度ベクレルモニター(AT1320, ATOMTEX社製)により $^{131}\text{I}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{90}\text{K}$ を計測するが、ここでは $^{134}\text{Cs}$ と $^{137}\text{Cs}$ のみを用いる。この測定器では100ml以上のサンプル容積が必要となるが、分析に要する時間は1サンプルあたり30分程度であるため、ゲルマニウム半導体検出器と比べて短時間で大量のサンプルの分析が可能となる。また、検出限界も一般に30[Bq/kg]程度であり、対象水域が1000[Bq/kg]以上の地点が多いことを考えると十分な精度であ

る。また、ふるい分けとレーザー回折式粒度分析装置（SALD-3100, 株式会社島津製作所製）により粒径分析を行うと共に、採取したコアサンプルの体積と乾燥前後の質量から底泥の乾燥密度を求めた。

③流域圏収支解析：

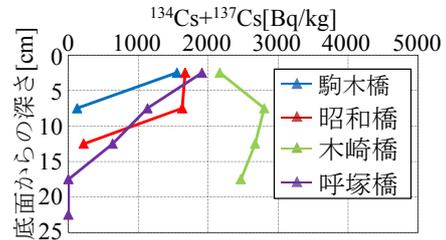
手賀沼流域圏における放射性セシウム収支を求めるために、流域から河川を經由し湖沼への放射性セシウム供給量と湖沼内のセシウム蓄積量を比較する。ここでは図 2.2-3 の大堀川・呼塚橋における本研究室独自の  $H-Q$ 、 $L-Q$  式を用いて SS 輸送量を求める。この時の水位には、呼塚橋における県観測データを用いる。また SS 中のセシウム含有量は都市流域データより与え（笹川, 2013）、原発事故後（2011/3/20）からのセシウム輸送量を推定する。湖沼内の底泥中における放射性セシウムを湖沼全体で積分して、湖沼内のセシウム蓄積量を算出する。この際、湖沼の軸方向（東西方向）と垂直な南北方向については底泥中のセシウム濃度は一様であるものと仮定する。

(3) 結果

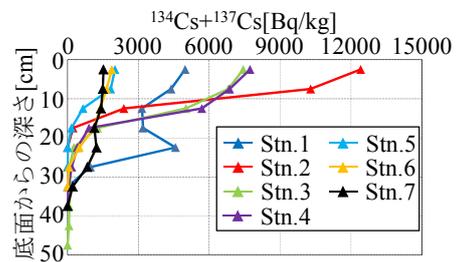
①  $^{134}\text{Cs}$  と  $^{137}\text{Cs}$  の鉛直分布：

大堀川と手賀沼における放射性セシウムの汚染状況を見るために、各地点の  $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$  の鉛直分布を図 2.2-4 に示す(4 回目)。同図 (a) より、大堀川では、木崎橋を除く 3 地点では表層が最も高く、深いほど値は小さい。検出限界高さは、上流部・駒木橋では表層 5-10cm, 中流部・昭和橋と下流部・呼塚橋では表層 15-20cm の位置であり、15cm 以深には放射性セシウムが堆積していない。

また、全体的には上流側よりも中・下流側の方が大きい。一方、沼内では(同図 (b)), 河川と同様に表層が最も高く、深くなるに連れて小さく、検出範囲は最大 30cm 程度



(a) 大堀川



(b) 手賀沼

図 2.2-4 底質の放射性セシウム濃度の鉛直分布 (201/1/8,17)

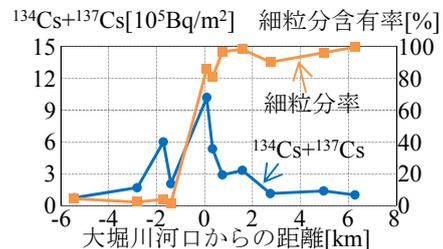


図 2.2-5 放射性セシウム濃度の鉛直積分値と細粒分含有率の縦断変化 (201/1/8, 17)

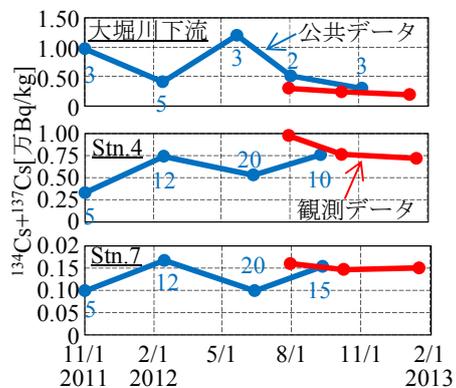


図 2.2-6 河川・湖沼における放射性セシウムの時間変化(数値は採泥深)

である。また、全般的に、沼西側 (Stn.1-4) の放射性セシウム濃度の方が中央部 (Stn.5) や東側 (Stn.6, 7) よりも大きく、沼西側に流入する大堀川や大津川の影響を受けている。

#### ②大堀川から手賀沼への<sup>134</sup>Csと<sup>137</sup>Csの縦断変化：

前節の結果を用いて、大堀川から手賀沼にわたる放射性セシウム (<sup>134</sup>Cs+<sup>137</sup>Cs) の堆積量の縦断分布を図 2.2-5 に示す。ここでは、地点毎に鉛直位置における放射性セシウム濃度 (単位：Bq/kg) に乾燥密度 (単位：kg/m<sup>3</sup>) を乗じ、それを鉛直積分したものを表示している。合わせて、各地点における表層の細粒分含有率 (粒径 75μm 以下の割合) を表示する。

これより、全体的には、大堀川より手賀沼の方が放射性セシウムの鉛直積分値は大きくなっており、流域から流出した放射性セシウムが手賀沼で堆積している。また、沼内の堆積状況としては、大堀川河口 (Stn.1) から約 1.6km (Stn.4) の範囲にて大きく、河口からの距離とともに小さくなる。

これは、河川内では細粒分含有率が低い細砂が主成分であるのに対して、湖沼内では細粒分含有率が高く、沈降速度が小さい粘土・シルトが主成分である。そのため、出水時に細粒土砂に吸着した放射性セシウムは、河口近傍のみですぐに沈降せず、広範囲に拡散・堆積したものと考えられる。

#### ③<sup>134</sup>Csと<sup>137</sup>Csの時間変化：

大堀川 (呼塚橋)、沼西側 (Stn.4)、東側 (Stn.7) における表層底質の放射性セシウム濃度 (<sup>134</sup>Cs+<sup>137</sup>Cs) の時間変化を図 2.2-6 に示す。図中には、本観測値と公共データとともに、各データの計測深さも表示する。これを見ると、河川では減少傾向となっており、流域内の堆積土砂の改善傾向を反映した結果となっている (二瓶ら, 2013)。一方、湖沼では横ばい傾向となっており、今後の傾向を注視する必要がある。

#### ④流域内の放射性セシウムの収支：

手賀沼流域全体における放射性セシウムの収支を検討するために、流域から河川経由の放射性セシウム供給量の累積値の時間変化と沼内のストック量 (3, 4 回目) を求めた。これより、沼内の放射性セシウムストック量は河川からの供給量 (路面) と同程度であり、供給量 (平均) よりもやや下回る。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おり、本推定結果の妥当性が確認された。

(担当：二瓶)

### 2.2.3 シミュレーション

本項では、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る。なお、本項で対象とするのは、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であり、原発等から放出された放射性物質の大気中での挙動は対象としない。

水圏中の放射性物質の挙動シミュレーションは、1985年のチェルノブイリ原発事故をきっかけとして開発されたものが多い。例えば、Zheleznyak ら (1992) は、チェルノブイリ事故後のプリピャチードニエプル川水系を対象として、貯水池を対象としたボックスモデル、河川を対象とした一次元ネットワークモデル、氾濫原を対象とした平面二次元モデル、貯水池や河道を対象とした鉛直二次元モデルにより放射性物質の移動を予測し、対策の検討を行っている。

IAEA は、チェルノブイリ事故による湖沼への影響を予測するため、「VAMP プロジェクト」を立ち上げ、湖沼の中長期的な汚染状況を大まかに予測することが可能な VAMP モデルを構築した (Håkanson et al., 1996)。モデルはヨーロッパ内 7 湖沼を対象としており、観測が十分でない湖沼でも適用が可能なように工夫されている。

Monte ら (2006) は、河川 (水相・底質) における濃度変化を予測するモデルとして the University of Sevilla (Spain), ENEA (Italy), IMMSP (Ukraine) の 3 つを選定し、プリピャチ川 (ウクライナ) の氾濫原を対象として検証を行った結果についてまとめている。ブラインドテストを行った結果から、 $^{90}\text{Sr}$  では洪水による増加傾向を再現することができたが、 $^{137}\text{Cs}$  ではいずれのモデルでも過大評価となったとしている。

Monte ら (2003, 2004, 2005) は、流域 (Catchment)、河川、湖沼のそれぞれにおいて、放射性核種の挙動を予測するモデルを広範にレビューしている。流域では、集水域から流入する放射性物質のフラックスを、流出の早さにより異なる指数関数で表現し、これらを足し合わせることで、経時的な濃度を表現するモデルがレビューされている。河川では、放射性核種の挙動要因として、移流拡散、底泥と水との相互作用、生物の取り込みなどの組み合わせがあり、北イタリアの The River Po を検証対象流域としてモデルの比較評価を行っている。湖沼では、多くのモデルは集水域からの流入負荷量、湖沼内の非生物的要素の挙動、生物的要素の挙動の 3 つのサブモデルがあり、非生物的要素における挙動についてはさらに水相、底泥表層、底泥深層の 3 つに分類し、相互間移行量を計算して濃度等を予測するモデルが多いとされる。

国内では、Ueda ら (2006(a), 2006(b)) が放射性物質の挙動を解析する水理・水質・生態系モデルを Obuchi 湖に適用した事例、Takahashi ら (2007) が水田中の放射性核種の挙動を予測するモデルを構築した事例、植田ら (2008, 2009) が汽水湖集水域における放射性核種の移行モデルを開発した事例などが挙げられる。

2011 年の福島第一原発事故以降、この事故により放出された放射性物質の挙動を評価・解析するモデルの構築が進んでいる。Ueda ら (2013) は、福島第一原発により放

出され集水域に蓄積した放射性物質の河川への流出を評価している。吉本ら（2012）は、簡易な流出解析モデルを用いて、福島第一原発事故による久慈川の水道取水地点の濃度の評価を行っている。溶存態と懸濁態を区別して考慮した流域・河道モデルを構築し、大気モデルで計算した地表面沈着量を入力条件として河川水中の放射性核種（<sup>131</sup>I, <sup>137</sup>Cs）の濃度を予測するモデルとなっている。ヨウ素とセシウムの物性を踏まえて適当なパラメータを設定し、河川水中の予測濃度と水道水中の実測濃度を比較することにより、モデルの妥当性を検証している。

現在、日本国内を中心として、福島第一原発事故の影響および対策評価、および他の原発において過酷事象が生じた場合の影響評価のためのモデル開発が進められており、今後は、これらのモデル開発の状況も注視する必要がある。

（担当：湯浅）

#### 参考文献

- Mark J. Zheleznyak, Raisa I. Demchenko, Sergey L. Khursin, Yuri I. Kuzmenko, Paul V. Tklich, Nickolay Y. Vitiuk (1992): Mathematical modeling of radionuclide dispersion in the Pripyat-Dnieper aquatic system after the Chernobyl accident, *Science of The Total Environment*, 112(1), pp.89-114.
- Lars Håkanson, John E. Brittain, Luigi Monte, Rudie Heling, Ulla Bergström and Vesa Suolonen (1996): Modelling of radiocesium in lakes — the VAMP model, *Journal of Environmental Radioactivity*, 33(3), pp.255-308.
- Luigi Monte, Raul Periañez, Sergey Kivva, Gennady Laptev, Giacomo Angeli, Haydn Barros and Mark Zheleznyak (2006): Assessment of state-of-the-art models for predicting the remobilisation of radionuclides following the flooding of heavily contaminated areas: the case of Pripjat River floodplain, *Journal of Environmental Radioactivity*, 88(3), pp.267-288.
- Luigi Monte, John E Brittain, Lars Håkanson, Rudie Heling, Jim T Smith and Mark Zheleznyak (2003): Review and assessment of models used to predict the fate of radionuclides in lakes, *Journal of Environmental Radioactivity*, 69(3), pp.177-205.
- Luigi Monte, John E. Brittain, Lars Håkanson, Jim T. Smith and Marcel van der Perk (2004): Review and assessment of models for predicting the migration of radionuclides from catchments, *Journal of Environmental Radioactivity*, 75(1), pp.83-103.
- Luigi Monte, Patrick Boyer, John E. Brittain, Lars Håkanson, Samuel Lepicard and Jim T. Smith (2005): Review and assessment of models for predicting the migration of radionuclides through rivers, *Journal of Environmental Radioactivity*, 79(3), pp.273-296.
- S., Ueda, K., Kondo, J., Inaba, H., Kutsukake and K., Nakata (2006(a)): Development and application of an eco-hydrodynamic model for radionuclides in a brackish lake: Case study of Lake Obuchi, Japan, bordered by nuclear fuel cycling facilities, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 268(2), pp.261-273.

- Ueda, S. Kondo, K. Inaba, J. Hosoda, M. Kutsukake H. and Nakata, K. (2006(b)): Analysis of water quality and biomass in brackish Lake Obuchi, Japan, using a coupled physical and biochemical model, INTERNATIONAL ASSOCIATION OF THEORETICAL AND APPLIED LIMNOLOGY(Germany), 29, PART 3, pp.1241-1248.
- Takahashi, T., Uchida, S., Hayashi, H., Matsuoka, S., Tomita, K. and Kurosawa, N. (2007): Development of dynamic compartment model for prediction of behavior of radioiodine in rice paddy field, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 272(3),pp.451-454.
- 植田真司, 長谷川英尚, 沓掛洋志, 中田喜三郎, 久松 俊一 (2008) : 汽水湖集水域における放射性核種移行モデルの開発へのアプローチ, Journal of Advanced Marine Science and Technology Society, 14(1), pp.27-35.
- 植田真司, 近藤邦男, 久松俊一 (2009) : 六ヶ所村大型再処理施設周辺の水圏環境における放射性核種移行モデルの構築, 放射線科学, 52(3), pp.48-52.
- S., Ueda, H., Hasegawa, H., Kakiuchi, N., Akata, Y., Ohtsuka and S., Hisamatsu (2013): Fluvial discharges of radiocaesium from watersheds contaminated by the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Japan, Journal of Environmental Radioactivity, 118, pp.96–104.
- 吉本健太郎, 矢神卓也, 荒木千博, 藤原直樹, 此島健男子, 渡邊暁人, 石川美宏, 古米弘明 (2012) : 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, 水道協会雑誌, 81(4), pp.28-38.

## 2.2.4 除染技術

### (1) 流域圏としての除染対象

フォールアウト(fallout)により広範囲に拡散した放射性 Cs は、当初は水に溶解するが、速やかにイオン交換作用を有する粘土粒子などに取り込まれる。この作用により放射性 Cs は表土や構造物に高濃度で付着堆積することとなる。引き続き、土壤粒子は降雨などより河川や水路へ流れ込み、浮遊土砂として移動し河川の滞留域や流入先の湖沼や河口沿岸部において沈降堆積し、局所的に放射性 Cs が濃縮される場が形成される。終末下水処理場の汚泥で高濃度放射性 Cs が検出されるのは同様な原理である。このことから、除染技術は粘土粒子の分級・回収技術と重なる。

また、農地や森林などでは、放射性 Cs は土壤に吸着されるだけでなく、栄養分の K(カリウム)と同様な特性を有することから、植物の吸収作用により生態系の物質循環に取り込まれる。取り込まれた放射性 Cs は一時的に植物体内に留まり、その多くは枯れ葉となり、周辺地表に落ち葉・リターとして堆積する。この循環作用に加え、一部の菌類など Cs を濃縮する生物が森林には多く存在しており、森林生態系の物質循環の中で長期的に高濃度の放射性 Cs が維持される原因となっている。当然のことながら、これらのリターや微生物は降雨などにより、河川へ流出し、リター・微生物食者に取り込まれ、放射性 Cs は流域圏の水域生態系物質循環に橋渡しされる。このことから、リターなどの有機的汚染物質の除染も流域圏生態系の保全のためには重要な課題となる。

除染対象箇所は、二次的に形成された放射性 Cs 負荷源と、その集積箇所に大きく区分される(図 2.2-7)。また、条件変化により集積箇所がその下流流域の負荷源となることも考慮する必要がある。

除染により回収された汚染物質は、通常、放射線量が低下するまで安定保管されるが、そのため、回収物の減容化技術は除染システムの中で重要な位置付けとなる。

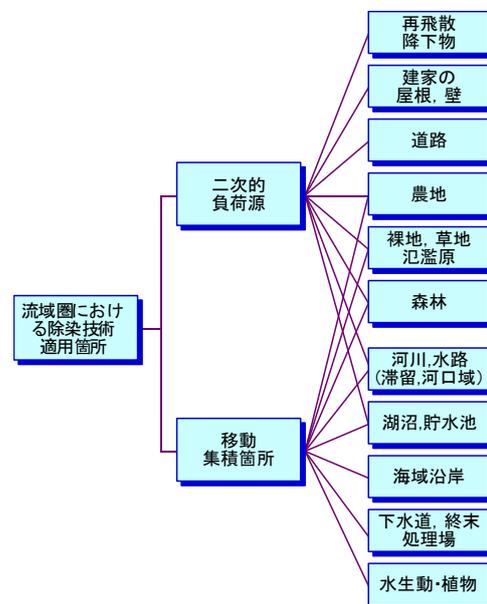


図 2.2-7 流域圏の除染対象箇所

### (2) 除染の実証試験事業

主な除染の実証試験事業として、下記の3事業が行われている。

#### ① 除染技術実証事業(環境省)

環境省では、今後除染作業等に活用し得る技術を発掘し、除染効果、経済性、安全性等を確認するため、実証試験の対象となる除染技術を公募・選定している。平成24年度については実験中。平成23年度除染技術実証事業については評価結果が公表されている。<http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=15864>

## ②平成 23 年度除染技術実証試験事業(内閣府)

今後の除染作業に活用しうる優れた技術を公募により発掘し、除染効果、経済性、安全性等を確認する観点から実証実験を行い、その有効性を評価している。

<http://www.jaea.go.jp/fukushima/decon04/decon04-ke.html>

## ③福島県除染技術実証事業実施試験(福島県)

### (3) 対象別の除線の考え方

これらの事業で検討された除染技術を中心に、流域圏に適用可能な技術について表 2.2-2 に取りまとめた。その概要を下記に示す。

#### ① 土壌などの面的除染

放射性 Cs の二次的負荷源となる箇所では、放射性 Cs を吸着した汚染土壌が主要負荷物質となる。流域圏において土壌面は広範に分布していることから、除染にあたっては、空間線量の面的把握、深さ方向の汚染分布計測を事前に実施し、汚染土(表土)のみを効率的に分離、回収し、作業時間や回収汚泥量の低減を図ることが基本となる。

土壌自体もある程度放射線を遮蔽する作用を有するので、現地管理法として、被覆や天地返しなどがあり、一部の広場や農地などで適用される。土壌浄化法は、土壌を除去する方法と原位置で処理を行う方法に分けられる。

土壌を除去する方法は、汚染土をできるだけ減容化し除去するかがポイントである、これに、対応する手法例として光ファイバーを用いた空間線量の面的計測を事前に実施し、汚染部を特定し、汚染土壌のみを効率的にはぎ取り、作業時間や回収汚泥の低減を図る方法や放射性物質が高濃度で吸着する汚染土の表面を研磨して、回収する方法などがある。

土壌浄化は放射性 Cs を吸着した粘土分を洗浄、分級し回収する方法が主流である。洗浄・分級法は乾式と湿式に分けられ、乾式は混気ポンプを利用し廃液を生じないのが特徴となる。また、細粒分の含水率が多くなると、増容することがあり、減容のために脱水が必要となる。

原位置処理のファイトレメディエーションは、Cs を効率的に吸収する植物を利用するもので、当初、ヒマワリが着目され試験が実施されたが、 $1\text{m}^2$  あたりのセシウムの  $1/2000$  しか吸収できず期待された効果は得られなかった。ヒユ科のヒモゲイトウ、アオゲイトウ、タデ科のオオイヌタデがセシウムの吸収性が高く着目されるが、土壌中に Cs を吸着する土壌コロイドが多いと、浄化効果は期待できない。ファイトレメディエーションは除染対象土壌の特性を把握した上で、有効性を検討し、実施すべき手法である(橋本, 2012)。

水底土については、採泥後篩やサイクロンにより分級し、浮遊粘土分を凝集剤添加、高速沈殿処理、微細気泡浮上分離により汚染泥を回収する方法が試みられている。また、汚染層のみを効率的に浚渫する薄層浚渫法や、原位置処理法の薄層浚渫法などが検討されている。

表 2.2-2 除染技術一覧表

除染対象物	手法分類	手法の概要	除染率 (%)	減容(量)率 (%)	実証試験速度など	適用性評価 ○：内閣府適用性あり	出典
水	捕集	ゼオライトブロック				ブロックの最適化	内閣府 2012
	吸着・凝集	フェロシアン化鉄による吸着、凝集回収、原水の性状によっては凝集剤のみでも除染可能	100			○シアン化物処理	内閣府 2012
土壌	熱処理	回転加熱によるセシウム昇華後塩化物バグフィルター捕集、反応促進剤添加	99.8以上	98~99	1kg/h	コスト低減除去物処理	内閣府 2012
	分級・加熱	篩・比重分離分級後700℃加熱	58.8	12	2t/h	分級による除染高価あり、熱処理効果無し	内閣府 2012
		特殊ポンプと篩機による小型分級システム	97.8	90	16m <sup>3</sup> /h	特殊ポンプ、篩機の除染データ蓄積	内閣府 2012
	分級・研磨・ろ過	混気ジェットホップ、螺旋式分級装置(湿式)、濃縮脱水装置	62~97				環境省 2012
		振動スクリーン(5mm以上)・サイロン分級(0.075mm)、摩砕装置、細粒分は凝集沈殿、膜分離ユニットで水・残渣を分別	89.0~99.0	0.6~91.9	1t/h	高濃度汚染土の減量率低い	内閣府 2012
	分級・研磨・洗浄	篩・比重分離分級、ボールミル研磨、ドラムウォッシャー洗浄	87.8~91.7	48.7~60	2.5kg/h	○80%程度の除染効果	内閣府 2012
		篩分級、摩砕洗浄機、キャビテーション洗浄	74.7~91.5	66.7~75.6	150kg/h	○80%程度の除染効果	内閣府 2012
		高圧ジェット水流研磨、マイクバブル洗浄により汚染土壌を洗浄分級、砂礫・砂分は再生土利用、洗浄水は浮上分離方式で浄化	85.7	65	0.5m <sup>3</sup> /h	○80%程度の除染効果	内閣府 2012
		スクラビング・フローテーション(擦りもみ洗い、汚染粒子の分離)、凝集沈殿	85.7	16	更地8.6m <sup>2</sup> /h 草地5.4m <sup>2</sup> /h		環境省 2012
	表面剥ぎ取り	光ファイバーによる面的線量測定、表土剥ぎ取り線量測定による表土剥ぎ取り量最小化、作業の効率化	69~75				環境省 2012
化学処理	有機酸(シュウ酸)処理による土壌構造破壊、Cs溶離	77~93	95	600kg/h	コスト低減	内閣府 2012	
垂流界水熱爆砕処理	水を高熱、高圧(260℃、4.5MPa)にし、粘土や植物細胞内のセシウムを溶離。→②	80以上				前田建設工業	
底泥	袋詰脱水処理工法	透水性を有する袋に汚染泥土を詰めて脱水減容化、袋ごと運搬、貯蔵保管する。		60			ハイグレードソイル研究センター 環境省 2012
	高速凝集沈殿	回収底泥を凝集沈殿 減容化	100(回収濁水)	75.8			環境省 2012
	遠視分離分級	回収底泥を遠心分離 減容化	98.7	41.5			環境省 2012
	薄層浚渫・覆砂	汚染層のみをターゲットに薄層浚渫及び覆砂					環境省 2012
下水泥	溶出	有機物処理				溶出データの蓄積	内閣府 2012
	掘削剥離	吸塵式サンダー切削、ストリップペイントによる剥離	14~84			○50%程度の除染効果	内閣府 2012
公園・道路・建物	特殊水洗浄	ナノバブル水	6~85		90m <sup>3</sup> /h	水道水と同程度	内閣府 2012
		高濃度オゾン水	18~73		60m <sup>3</sup> /h	高圧水洗浄と同程度、安全対策	内閣府 2012
	高圧洗浄	過酸化水素水(3.5%)洗浄+塩酸(3.5%)洗浄	約50				NTS
		超高圧洗浄、凝集沈殿、UF膜活性炭フィルター回収、水は90%回収利用	約82~97(コンクリート)		62m <sup>3</sup> /h	○様々な舗装面で90%以上除染効果	内閣府 2012
掘削剥離	ウェットプラスト(アルミナ材)、水は90%回収利用	60~70		24m <sup>3</sup> /h	○様々な舗装面で80%以上除染効果	内閣府 2012	
瓦礫	洗浄	水洗浄				研磨による除去物質減少	内閣府 2012
	乾式摩砕分級	凍結、高分子吸収材で固化後、乾式摩砕機及び圧力篩による摩砕・分級処理により浄化瓦礫と汚染粘土分を分別	70.2	64.6			環境省 2012
木質・草系廃棄物	エタノール製造、バイオマスガス化発電	エタノール製造装置とガス化発電システムを活用した除染・汚染廃棄物処理システム	スイートソルガム 1.2	エタノール製造 94ガス53			環境省 2012
	熱分解	除染に伴い生ずる有機物のバイオマスガス化発電による減容化およびエネルギー回収		99.6			環境省 2012
	粉砕洗浄機による除染	木質系廃棄物を摩砕洗浄機ですりもみ洗浄し除染する	樹皮96.4 枝葉95.3 リター92.1	樹皮16.7 枝葉28.2 リター83.5			環境省 2012
	水洗、圧縮成形減容	パークを圧縮成型、減容・安定化し取扱、収納性を向上させる。	50~88 (水洗)	60前後			環境省 2012
植物等焼却灰	飛灰の水洗、Cs溶出、プルシアンブルー吸着回収	焼却灰を水洗し放射性Csを溶解させ、遠心分離濃縮後、プルシアンブルーで吸着遠心分離回収、減容化技術	77	98			環境省 2012
焼却灰	固化剤と外部振動による焼却灰の固化・減容化	焼却灰に固化剤と水を添加し外部振動を加えた流体化・固化作用により、減容・固化し取扱、収納性を向上させた固化ブロックへ加工。	20~50	飛灰20~40 飛灰+主灰 35~45			環境省 2012
森林・木材	固化剥離	木質瓦礫などへのセメント塗布剥離	84			プラン水洗と同程度、コスト低減	内閣府 2012
	洗浄	水洗浄(加温浸漬、攪拌、超音波)・焼却	39~45(攪拌)			○	内閣府 2012
高圧洗浄・水処理		70~96			木材種類データ蓄積	内閣府 2012	
農地	バイオレメディエーション	生珪藻泥岩散布、土着微生物固定	50程度				田崎 2012
	表土の削り取り	農業機械等で約4cmの削り取る	75	廃棄土約40 m <sup>3</sup> /10a	55~70分 /10ha		農林水産 技術会議
	固化材添加後削り取り	マグネシウム固化材(酸化マグネシウム+ポリイオン)を溶液添加、表層2cm程度土壌7~10日で固化	82	廃棄土30m <sup>3</sup> /10a			農林水産 技術会議
	芝・牧草のはぎ取り	農地の牧草や草ごと土を専用の機械で削り取る	97	草土廃棄40 m <sup>3</sup> /10a	作業時間 250分/10a		農林水産 技術会議
	水による土壌攪拌・除去	表層土壌を攪拌(浅代かき)、濁水を排水し、水度土壌を分離し、土壌のみを排土とする	39	廃棄土1.2~ 1.5m <sup>3</sup> /10a			農林水産 技術会議
	反転耕	プラウ耕により30cm以上の反転耕起、汚染土を地中に埋め込む			作業時間30 分/10a	土壌診断 地下水位把握	農林水産 技術会議
	高吸収植物	放射性Csの吸収能力が高い植物を栽培	1/2000			現場普及段階にない	農林水産 技術会議

## ② 道路

当初は、汚染土壌を水で洗い流す手法がとられていたが、コンクリートなどの舗装材に取り込まれ、除染効果が得られないケースが多く見られた、特に、アスファルト、透水性舗装、インターロッキングなどでは水洗浄の効果が低いことが明らかとなった。そこで、超高压水で洗浄する方法、汚染した舗装材を研磨はぎ取る方法などが試みられるようになった。放射性 Cs はアスファルトなどの舗装表面の極近傍(数 mm 程度)に大部分が付着残留していることから、その部分を可能な限り薄く切削することにより、効率的な除染と発生除去物質量の減量化が可能である。最近では、水をなるべく使用しない除染方法が望まれている。

## ③ 宅地・建造物

放射性 Cs は、吸着した土埃などが雨の流れにより運ばれ、蓄積する箇所（雨樋、雨だれ部）に多く残留するため、それらの堆積物を除去し、屋根の付着・残留箇所を洗浄・拭き取ることで除染が行われる。建家壁については高压水で洗浄し、発生した汚染水の懸濁物をろ過、遠心分離、凝集沈殿などで回収し同時に土壤吸着性の放射性 Cs を回収する方法が適用されてきた。洗浄水としてナノバブルや高濃度オゾン水を使用するものもあるが、浄化効果は 7MPa 程度の高压洗浄と大きな違いはないことが明らかとなっている。高压洗浄は除去線率かつ表面ダメージを抑えた最適水圧を選択することが重要となる。多くの手法において、洗浄に利用される水も浄化し再利用し効率化している。作業時は汚染土を含んだ水が排水溝などに流出しないよう、洗浄水ならびに飛沫が土壤上に浸透しないように流出、飛散浸透防止策を講じることが重要である。高压水洗浄後は施工後に周辺土壤の剥ぎ取りを実施する。

宅地・建造物に関しても、水をなるべく使用しない除染方法が望まれている。その方法のひとつとして表面を削り取り吸塵機を併用する方法があるが、吸塵機を使用する場合その排気口にはバグフィルターや HEPA フィルターなどを設置し、粉塵の飛散を防ぎ、フィルター交換時の内部被曝に注意が必要である。建家壁では、高压水洗浄と拭き取りの除染効果に大きな違いがないケースもあり、この場合、作業性の観点からすると、周囲に洗浄水を飛散させない拭き取りによる除染が有効である。

## ④ 農地

農地では、地表～深さ約 5cm に 80%以上の放射性 Cs が吸着残留する傾向が認められる。このような高汚染層を対象に攪拌耕、反転耕、天地返しによる封じ込め、もしくは、表土はぎ取り回収を実施し、除染が行われる。特に、反転耕、天地返しは表土はぎ取りと同等の線量軽減効果が認められている。ただし、農地として再利用するためには、作物に影響を及ぼさない深層までの封じ込めが必要である。また、剥ぎ取り深さは作深（水田 15cm、畑 30cm）間の放射性 Cs 濃度が作付け基準を下回るように決定する必要がある。

除染作業においては、粉塵の飛散の防止や降雨などによる河川への流失等が生じな

いよう留意しなければならない。締め固め処理による減容化、細粒分を回収除去する手法は、作物の育成に影響を及ぼすため、農地には適用が難しい。

農林水産省では農地の除染に関して、表 2.2-3(1)、(2)に示すとおり、汚染レベル別に、技術適用の考え方を取りまとめている。

### ⑤ 森林

生活圏の放射線量低下のため、生活圏に隣接した森林縁部（10m 程度）のリター層（落ち葉・腐葉土）や表土の除去が有効とされ実施されている。平地の場合、腐葉土層を全て除去することを基本となる。特に、常緑樹林では、新しい落ち葉層の下のリター層まで放射性 Cs が多く付着している傾向もあり、下草刈りと新しい落ち葉層の除去に加えて、リター層まで除去することで、除染効果が向上する。樹木の幹に対しては粗皮が剥がれても生育に悪影響のない範囲で、高圧水洗浄を実施する。また、山林などの傾斜地、竹林など樹冠が狭い場所ではバキューム車による吸引搬送が効率的である。人力で行う区間は、作業員の違いによる除去収集程度のバラツキを極力小さくするため、事前に目合わせなどを実施することが重要である。

本施工に先立ち、試験区域を設けて剥ぎ取り深さと除染効果の関係を調査し、必要な剥ぎ取り深さを決定することが重要である。傾斜地などの施工では、流出土砂量が増加しないように配慮し、必要に応じて、土砂流出防止工を実施する。今後は、流域圏に対する負荷源の位置付けとして、早急な面的対策が望まれる。

表 2.2-3(1) 農地土壌除染技術適用の考え方(1)

当面、5,000 Bq/kg以上の農地をそれ未満に下げることが目標とする(水田:6,300ha、畑:2,000haと推計)

注)●は廃棄土壌が出る手法、○は出ない手法。

土壌の放射性セシウム濃度	畑		水田	
5,000 Bq/kg	農作物への移行を可能な限り低減する観点、また、空間線量率を下げる観点から、必要に応じて○反転耕、○移行低減栽培技術を適用。			
5,000 Bq/kg ~ 10,000 Bq/kg	地下水位		土壌診断・地下水位	
	低い場合(数値は検討) ●表土削り取り ○反転耕	高い場合(数値は検討) ●表土削り取り	低地土 ●表土削り取り ●水による土壌攪拌・除去 ○反転耕(耕盤が壊れる)	低地土以外 ●表土削り取り ●水による土壌攪拌・除去(低地土より効果低) ○反転耕(耕盤が壊れる)(地下水位が低い場合のみ適用)
10,000 Bq/kg ~ 25,000 Bq/kg	●表土削り取り		●表土削り取り	
25,000 Bq/kg	●表土削り取り 5cm以上の厚さで削り取り。ただし、高線量下での作業技術の検討が必要。(例えば土ほこりの飛散防止のための固化剤の使用)		●表土削り取り 5cm以上の厚さで削り取り。ただし、高線量下での作業技術の検討が必要。(例えば土ほこりの飛散防止のための固化剤の使用)	

表 2. 2-3(2) 農地土壌除染技術適用の考え方(2)

廃棄土壌等の処理

廃棄土壌	実証試験において仮置きに放射線遮蔽性、可搬性を有するコンクリート製容器を利用したところ、有効であることが判明。 廃棄土壌から放射性セシウムを分離・除去する技術開発を引き続き実施。
植物残渣	廃棄する植物残渣の減容化のため、焼却による放射性セシウムの動態調査を引き続き実施。高濃度の汚染残渣等の仮置きにコンクリート製容器を利用したところ、有効であることが判明。

注1) 実際の除染事業に当たっては、事前に雑草処理を検討する。特に草地などで牧草等のルートマットが生成されている場合には、牧草の剥ぎ取りをまず検討すべきである。

注2) 「市町村による除染実施ガイドライン」(8月26日原子力災害対策本部)においては、廃棄土壌等の仮置きについては遮水した上でまとめて地下に置き、覆土する方法が記述されている。

出典：農林水産省(2012)

⑥ 木材，リターなど

木材，リターなど木本，草系の廃棄物に対しては，主に，水洗浄により除染が行われる。水洗のみでバークでは 30%，丸太では 80%の除染効果を確認されている。飛灰飛散防止，排気フィルターなどの対策を行った小型焼却炉で高減容が可能である。バイオマスとしてのエネルギー回収などの一環で減容が試みる手法が多い。

⑦ 水

水の除染においては，ゼオライトなどの吸着材，フェロシアン化鉄，凝集剤＋ゼオライト，凝集剤＋フィルターなどが適用されている。吸着材を使用しなくとも，凝集，ろ過処理で十分な除染が可能なケースがあるため，効率化のためには，事前試験により吸着材の必要性を見極めることが重要である。

(4) 流域圏の除染技術

既往の除染技術から流域圏，水域に適用可能な手法として取りまとめた。

① 浚渫（東洋建設（株））：「平成 23 年度除染技術実証事業」（環境省）採択

- ・ 台船に機械を積み水上から底泥を回収できる。底泥の回収から浄化までを一体化して行う。
- ・ 薄層浚渫技術（これまでの浚渫厚 30cm に対し，10cm 厚での浚渫が可能に）

② 汚染土の減容化，粒度別の分別（ゼネコン各社）

- ・ 各社とも汚染土のうち高濃度の放射性セシウムを含む粘土粒子（主に 0.075 mm 以下の細粒分）を分級し取り除く方式を提案
- ・ この分級作業については各社いろいろなシステムを提案。原理的にはほぼ同じであるが，ある程度強制的にこすって分離する必要がある。そのため，水を使用することになり濁水処理も必要になっている。

□鹿島建設

- ・ 土壌分級洗浄処理システム：汚染原土をドラムスクラバー（2mm 以上除去）、ハイメッシュセパレータ・サイクロン分級（0.075mm 以上除去）により分級。
- ・ セシウム含有汚染水処理：0.075mm 未満の細粒土を含む汚染水は、凝集剤（ゼオライト）により汚泥を凝集沈殿。さらに汚染水は横型カラム吸着処理装置を通すことで検出限界以下まで除染。

□熊谷組（内閣府 平成 23 年度除染技術実証試験事業）

- ・ 特殊土壌洗浄システム：汚染土壌を振動スクリーン（5mm 以上）およびサイクロン（0.075mm 以上）により分級。細粒分は凝集剤添加により凝集沈殿。膜分離ユニットにより水と残渣を分別。

□佐藤工業・若築建設・筑波大学（内閣府 平成 23 年度除染技術実証試験事業）

- ・ 高圧ジェット水流洗浄装置，マイクロバブル渦崩壊洗浄装置：汚染土壌を洗浄・分級し，砂礫・砂分を再生土として回収。
- ・ 浮上分離濁水処理装置：濃縮放射能汚泥と処理水に分離。処理水は再生利用。

□清水建設（環境省，平成 24 年度除染技術実証事業（実施中））

- ・ スクラビング・フローテーション（擦りもみ洗い，汚染粒子の分離）
- ・ 凝集沈殿

③汚染底泥の減容化（ハイグレードソイル研究コンソーシアム(土研センター等)）

- ・ 袋詰脱水処理工法：ダイオキシン類汚染底質・土壌を封じ込める技術として開発されたもの。透水性を有する袋に高含水の粘性土や河川・湖沼などの軟弱な底質を詰めて脱水し，減容化するとともに，袋ごと運搬・積重ね・貯蔵・保管する工法。
- ・ 川内村のため池で実験。ため池を排水後，レーキで 10cm 程度の表層土を集め，バキューム車の吸引により除去。吸引した底泥を袋に充填し，1 ヶ月程度脱水養生。
- ・ 実験での減容率は約 60%。

④粘土粒子からのセシウムの分離（前田建設工業）

- ・ 亜臨界水熱爆砕処理：水を高熱，高圧（260℃，4.5MPa）の亜臨界状況にし，粘土や植物細胞内に吸着したセシウムをはぎ取る。次に水熱処理時の圧力を一気に減圧し，セシウムを取り出す。
- ・ フェロシアン化鉄による吸着・凝集沈殿処理：水に溶解出したセシウムは，フェロシアン化鉄配合凝集沈殿剤により凝集捕獲。（東京工業大学，平成 23 年度除染技術実証試験事業（内閣府））
- ・ 実規模プラントで実験済み，除去率は 80%以上
- ・ 粘土粒子に吸着したセシウムを高温，高圧の状況の中で分離するものでコストはかなり高いものと想定される。また，濃縮したセシウムの処分についても処分場が不在の中でその処置も不明である。

⑤セシウム汚染水の浄化（研究所，企業等多数）

吸着剤としてゼオライト，プルシアンブルーを用いた研究，技術開発が多く行われている。

（5）今後の課題

今後の課題としては，除去土壌や廃棄物を増やさないための適切な分別と管理体制の構築が必要と考えられる。また，現在検討されている除染法は，何れの手法もコストが高く，その低減，効率化が求められる。実証試験事業，また，実作業の中で，除染の成功例ばかりではなく，予想外となった事例の取りまとめと情報公開，除染手法改善へのフィードバックが重要である。さらに，人材の育成・教育と除染における住民との連携・協力の強化も忘れてはいけない。

（担当：井芹・鶴田）

参考文献

環境省(2012)：除染技術実証事業成果資料，<http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=15864>

田崎和江(2012)：微生物を生かした放射性物質汚染土壌処理技術開発の可能性，東日本大震災後の放射性物質汚染対策，斎藤勝裕監修，NTS

内閣府(2012)：平成23年度除染技術実証試験事業成果資料，

<http://www.jaea.go.jp/fukushima/decon04/decon04-ke.html>

農林水産省(2012)：農林水産技術会議：農地土壌の放射性物質除去技術（除染技術）について，<http://www.s.affrc.go.jp/docs/press/110914.htm>

橋本洋平(2012)：植物を用いた放射性物質汚染の対策技術，東日本大震災後の放射性物質汚染対策，斎藤勝裕監修，NTS，pp.137-144.

穂高徹生，三浦寿彦，大山将，古川靖英，中島誠，佐藤徹朗，張銘，駒井武，勝見武(2010)：放射性セシウムの挙動に関する研究，農技研法，Vol.36，pp.57-113.

## 2.3 生態系への影響

### 2.3.1 残留塩素

#### (1) はじめに

東日本大震災により被災した下水処理場は、13都県の111カ所（福島県内の警戒区域および避難指示解除準備区域内に位置する処理場9カ所を除く）に上り、そのうち48カ所において稼働停止する事態となった（長谷川，2012）。下水の塩素消毒は、被災直後の汚水処理が十分に行われないう段階においても実施するものとされ、消毒剤の使用量は通常時よりも増加することが想定されている（国土交通省国土技術政策総合研究所，2012）。そのため、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ている。

残留塩素の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 mg/L（暖水性種）および0.002 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、我が国でも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 LC50 は、他の魚種よりも小さい0.07 mg/L とする結果が得られている（青井，1998）。

ところで、残留塩素の低減過程については、海外においては比較的多数の解析モデルが開発され、近年では河川に適用可能なレベルに進展されているのに対し（Gowda, 1978; Heinemann et al. 1983; Reckhow et al. 1990; Milne et al. 1993; Gang et al., 2003）、我が国においては上水配水過程に限定した取り組みとなっている（中西，1966；後藤，1982；佐藤，2009）。これら国内外の既往研究に共通するのは、低減過程は運動学的な一次反応式によって表現できるというものである。また、一般に残留塩素は揮発しやすく、攪拌によっても減少するものと認識され、それらの影響は海外でモデル化されてきたのに対し（Reckhow et al. 1990; Milne et al. 1993）、国内ではいち早くその影響を外的要因と関連付けて実験的に記述した事例があるものの（中西，1966）、水道管内においては無視し得るため、進展・活用されなかった。前記のように塩素処理排水による水生生物への影響が注視される中で、流域から排出され、河川に残留する塩素の挙動解明は喫緊の課題とも言えよう。

以上に鑑み、本項では、下水処理されて公共用水域に排出された残留塩素の低減過程を記述することを目的とした。具体の調査地において、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するものである。

## (2) 材料と方法

三重県多気町を流れる櫛田川水系の佐奈川を対象とした。陳ら (2012) は、櫛田川流域において河川水中の残留塩素濃度を調査する中で、佐奈川下流部において比較的高濃度の残留塩素を検出した。本研究ではこの調査結果を参考に、櫛田川合流点から約 2.5km 上流に位置し、左岸に設置された樋門からの排水流入を伴う直線河道区間を調査地として選定した。当該区間は、沿川地域の圃場整備の進行に伴って設置された複数の排水樋門や取水堰を有する築堤河道となっており (国土交通省中部地方整備局, 2005)、水面勾配は約 1/1000 でほぼ等流状態を呈している (図 2.3-1)。採水地点を含む河道横断面において流量観測を行ったところ、St.1 では 90 L/s、St.2, 3 では 130 L/s となった。これらから両者の差分である 40 L/s を排水流入量と見なせることになる。また、各地点間の流心部における 6 割水深流速を計測し、地点間の距離を除すことで流下時間を求めた。

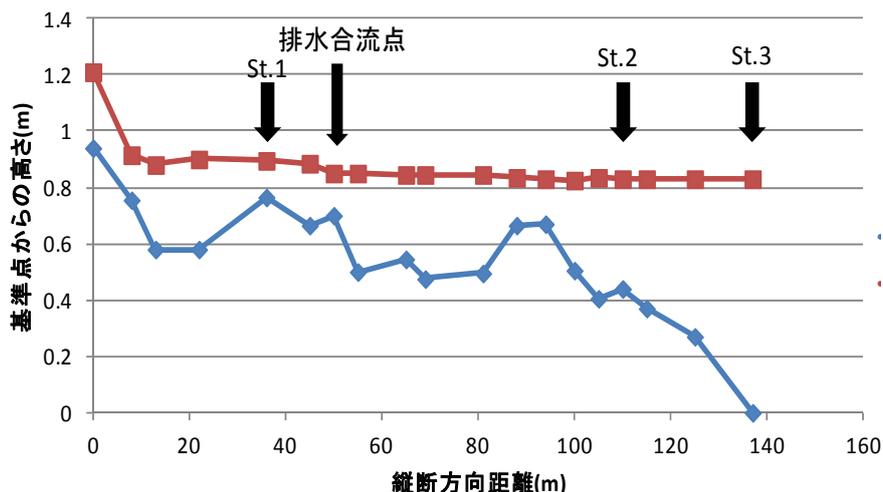


図 2.3-1 対象河道区間における水位・河床高の縦断分布

### ① 試料水の昼夜連続採取と水質分析

試料水は、各地点 (河道内 3 地点, 排水路 1 地点) に設置した自動採水器 (TELEDYNE ISCO 社製, ISCO6712) により、2012 年 12 月 6 日 16 時から同 7 日 14 時まで、2 時間ごとに合計 12 回採水を行った。この際、流下時間を考慮して各地点の採水時間を調整した。採水終了後、全ての試料は密閉容器に収納して冷暗所に保存した状態で実験室に持ち帰り、速やかに残留塩素と全有機態炭素 (TOC: Total Organic Carbon) の濃度を測定した。残留塩素は、デジタル残留塩素計 (Hanna 社製, ポータブル残留塩素計 HI96711C) と DPD 試薬 (N,N-Diethyl-p-phenylenediamine Sulfate) を用いた吸光光度法で測定した。この際、一試料につき 5 回計測し、最大/最小値を除いて得られる平均

値と標準偏差 ( $N=3$ ) を求めた。TOC 濃度は、全有機態炭素計 (島津製作所, TOC-V) を用いて測定した。

河道内の各地点では、自記式の小型メモリークロフィル濁度計 (JFE アドバンテック社製, COMPACT-CLW) を用いて濁度と水温を連続計測した。また、河道内中央で上部に遮蔽物が無い 1 地点において、採水期間と同じタイミングにおいて、小型メモリー光量子計 (JFE アドバンテック社製, COMPACT-LW) を用いて、水面より約 1 m の高さにおける光量子を連続観測した。調査期間中に降雨は無く、濁度はほぼ一様であり、光量子による昼夜の区別も容易である。

## ② 残留塩素流下フラックスの低減過程解析

前述の通り、残留塩素濃度の低減過程については一次反応式を適用できるものとした。また、対象河道区間においては流入排水が存在することから、合流直後のフラックスの算定に際しては完全混合を仮定した。また、先行研究においては、残留塩素の減少要因は、揮発や光の照射、攪拌、非酸化物との接触などがあるとされている (Heinemann et al. 1983; Reckhow et al. 1990; Milne et al. 1993; 中西, 1966; 後藤, 1982; 佐藤, 2009)。本項では、上水道管中の水質による遊離残留塩素の低減過程について得られている次式 (佐藤, 2009) を援用して、水質による影響を検討するものとした

$$k_b = 4.55 \times 10^4 \cdot \frac{[\text{TOC}]}{C_0} \exp\left(\frac{-E_a}{RT}\right) \quad (1)$$

ここで、 $k_b$  : 水質による残留塩素の減少速度係数 ( $t^{-1}$ ),  $[\text{TOC}]$  : TOC 初期濃度 (mg/L),  $C_0$  : 残留塩素初期濃度 (mg/L),  $E_a$  : 活性化エネルギー ( $3.9 \times 10^4 \text{ J/mol}$ ),  $R$  : 気体定数 ( $8.314 \text{ J/K} \cdot \text{mol}$ ),  $T$  : 水温 (K) である。

## (3) 結果と考察

### ① 昼夜連続採水した試料水の水質分析

残留塩素濃度については、全地点のほぼ全時間帯において検出された (図 2.3-2, 平均値と標準偏差で表記)。水生生物への影響を見るに、アユの LC24 値 ( $0.07 \text{ mg/L}$ , 青井, 1998) については、河川水の 36 データ (3 カ所  $\times$  12 時点) のうち 7 データ, EPA の暖水種 ( $0.01 \text{ mg/L}$ , Zeitoun and Reynolds, 1978) でみるとほぼ全データについて、基準値を超過しており、深刻な影響が及んでいるものと推察された。分布特性については、時間的な変動が大きく、一定の傾向を見出すことは困難であったが、地点間に排水流入が無い St. 2 と St. 3 の濃度には相対的な大小関係が見出せ、流下による低減過程の影響が示唆された。

なお、TOC 濃度では排水中の値が顕著に大きいのに対し、3 地点の河川水の濃度はほぼ同様に推移した。また、昼間の濃度の方が相対的に大きくなる傾向が見受けられた。これらから、排水からの物質流入が河川の汚濁負荷になっており、中でも昼間の負荷が大きくなっている可能性が示唆された。ただし、残留塩素濃度については、一

般的な汚濁物質と異なり、流下過程による集積作用よりむしろ揮発等による低減作用が大きいため、より複雑な変動を示す可能性があることに注意を要する。

## ② 残留塩素流下フラックスの低減過程解析

残留塩素の流下フラックスについて、初期濃度に対する相対変化として求めた（図 2.3-3）。図中には最小自乗法により得られる近似式とその決定係数  $R^2$  値も併記した。今回のデータ数は少ないながら、決定係数はいずれも 0.98 を上回っていることから、河川における残留塩素の低減過程は一次反応式により概ね表現できるものと考えられた。昼夜の違いについては、昼間の減少速度係数が  $6.3 \times 10^{-2} \text{min}^{-1}$  に対し、夜間のそれは  $1.1 \times 10^{-2} \text{min}^{-1}$  となり、昼間には夜間の 6 倍程度の減少速度を呈することが確認された。

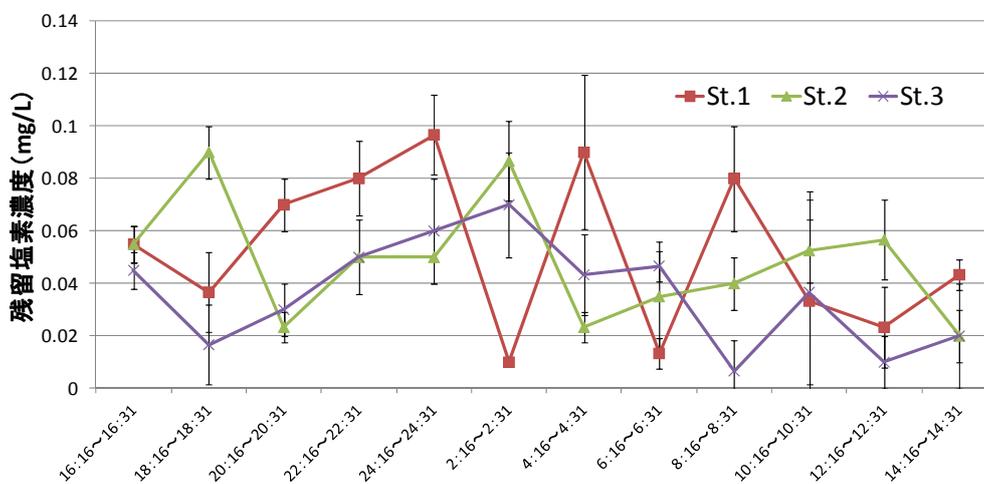


図 2.3-2 計測地点における河川水中の残留塩素濃度の時間変化

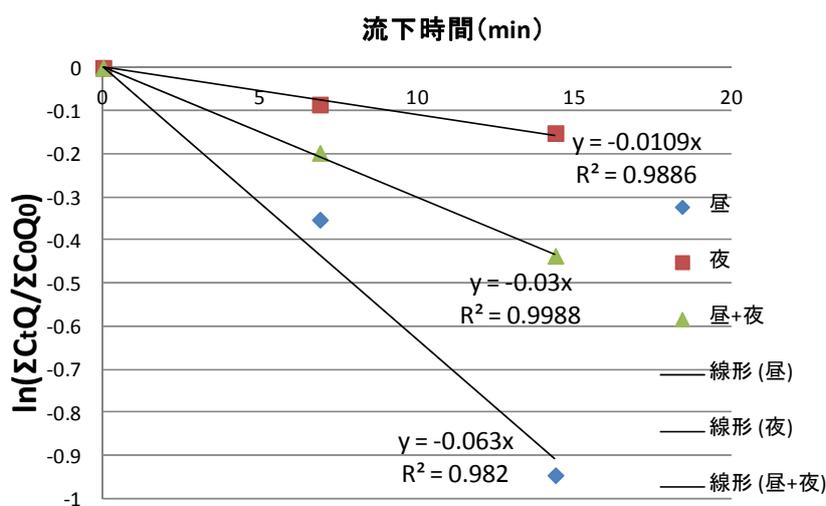


図 2.3-3 残留塩素の流下フラックスの低減過程

水質による残留塩素の低減過程を考察するため、式(1)に観測値を代入して推算したところ、減少速度係数は  $6.1 \times 10^{-4} \sim 4.4 \times 10^{-3} \text{min}^{-1}$  となった。上水の配水過程における残留塩素濃度の主要な減少要因は水質にあったが、本調査における河川水の TOC 濃度、水温の分布から推定される水質要因の残留塩素減少速度は、実河川におけるそれを評価するには至らなかった。このほか、既往研究により得られている減少速度係数は、実河川を対象とした観測で  $3.4 \times 10^{-3} \sim 1.0 \times 10^{-1} \text{min}^{-1}$  (Milne *et al.*, 1993)、浄水場原水を用いた実験では、暗室静置条件で  $3.0 \sim 5.0 \times 10^{-5} \text{min}^{-1}$ 、光攪拌条件でも最大  $2.8 \times 10^{-3} \text{min}^{-1}$  (中西, 1966) となっている。

以上から、河川における残留塩素の低減過程においては、水質による影響以外に、日射や開放面の存在による揮発、水流による攪拌が大きく寄与し、植物や付着藻類の生産活動や接触、河床との接触などの間接的作用が生じた結果として残留塩素が大きく低減したものと考えられる。また、本研究により得られた残留塩素の減少速度係数は、実河川における既往の計測実績 (Milne *et al.*, 1993) と同程度の結果となったことから、その妥当性が示されたものと思われる。

(担当：田代)

## 参考文献

- 相澤治郎, 佐藤義秋, 伊藤歩, 北田久美子, 海田輝之, 大村達夫 (1999): 下水処理水が河川底生生物及び水環境に与える影響, 日本水処理生物学会誌, 第 35 巻, 第 4 号, pp.247-259.
- 青井透 (1998): 淡水魚に対する残留塩素の連続通水による毒性試験, 第 6 回衛生工学シンポジウム論文集, pp.71-76.
- 荒谷祐介, 中島英一郎, 竹歳健治, 南山瑞彦, 田島淳 (2005): 下水処理水中の栄養塩類濃度および残留塩素濃度と放流先に生成する付着藻類相の関係, 下水道協会誌, Vol.42, No.510, pp.111-123.
- 陳淑珮, 田代喬, 林正能, 藤井英紀 (2012): 河川水中の残留塩素濃度からみた櫛田川流域におけるアユ生息適性への影響, 日本環境共生学会第 15 回学術大会論文集, pp.106-112.
- 藤田直二 (1988): 塩素処理排水の水生生物に与える影響, 用水と排水, 第 30 巻, 第 6 号, pp3-11.
- Fukushima, S. and Kanada, S. (1999): Effect Of Chlorine on Periphytic Algae and Macroinvertebrates in a Stream Receiving Treated Sewage as Maintenance Water, *Jpn. J. Limnol.*, Vol.60, pp.569-583.
- Gang, D.C., Clevenger, T.E. and Banerji, S.K. (2003): Modeling Chlorine Decay in Surface Water, *Journal of Environmental Informatics*, Vol.1, No.1, pp.21-27.
- 後藤圭司 (1982): 配水管路網における水質変化(□), 水道協会雑誌, 第 571 号, pp.51-65.
- Gowda, T.P.H. (1978): Prediction of Chlorine Residuals in Streams Receiving Sewage Effluent,

- Water Resources Paper No. 10, Ontario Ministry of the Environment, Water Resources Branch, Toronto.
- 長谷川広樹 (2012) : 東日本大震災における下水道の被害と対応, 下水道年鑑平成 24 年版, 株式会社水道産業新聞社, pp.94-96.
- Heinemann, T.J., Lee, G.F., Jones, R.A. and Newbry, B.W. (1983): Summary of Studies on Modeling Persistence of Domestic Wastewater Chlorine in Colorado Front Range Rivers, In: Water Chlorination-Environmental Impact and Health Effects, Vol. 4, Book 1, Chemistry and Water Treatment, Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI, pp.97-112.
- 国土交通省中部地方整備局 : 櫛田川水系河川整備計画 (大臣管理区間), <http://www.cbr.mlit.go.jp/mie/jigyo/kasen/seikei/index.html>, 2005. 2013 年 4 月 3 日閲覧.
- 国土交通省国土技術政策総合研究所 (2012) : 災害時における下水の排除・処理に関する考え方 (案), <http://www.mlit.go.jp/common/000223836.pdf>, 2013 年 4 月 21 日閲覧.
- 松田成弘, 信澤邦宏 (2005) : 遊離残留塩素が魚類に及ぼす毒性について, 群馬県水産試験場研究報告, 第 11 号, pp.27-29.
- Milne, G.D., Stanley, S.J. And Smith, D.W. (1993): Residual Chlorine Decay in a Broad Shallow River, *Wat. Res.*, Vol.27, No.6, pp.993-1001.
- 中西弘 (1966) : 水道施設の塩素処理に関する研究, 水道協会雑誌, 第 386 号, pp.47-60.
- Reckhow, D.W., Ostendorf, D.W. and Billa, M.E. (1993): Fate and Transport of Combined Residual Chlorine in Small Stream, *Journal of Environmental Engineering*, Vol.116, pp.1125-1142.
- 佐藤親房 (2009) : 全有機炭素を考慮した残留塩素濃度予測モデルに関する研究, 首都大学東京博士論文.
- Zeitoun, I.H. and Reynolds, J.Z. (1978): Power plant chlorination, *Environ. Sci. Technol.*, Vol.12, No.7, pp.780-783.
- ゾーランム, 福嶋悟, 小堀洋美 (2010) : 残留塩素が河川の付着藻類に及ぼす影響, 日本水処理生物学会誌, 第 46 巻, 第 2 号, pp.81-90.

### 2.3.2 水生昆虫

真野川・はやま湖上下流におけるヒゲナガカワトビケラと流下物からの放射線量について

#### (1) はじめに

環境省・平成24年度水生生物放射性物質モニタリング調査結果（春期調査：（採取日）平成24年6月3日～7月11日）によれば，河川・湖沼に生息する魚類と水生昆虫からの放射性セシウム（Cs-134, Cs-137）が前年度冬季と同様，依然として高く検出されている．水生昆虫で顕著なのは大型のヒゲナガカワトビケラやヘビトンボである．ヒゲナガカワトビケラの生活史は，本州では年2化性であることが多く，原発事故発生後は最低でも2世代の経過が考えられる．ここでは，底生生物の現存量の大半をヒゲナガカワトビケラが占める真野川の湖の上下流において，セシウム集積量の違いについて調べた．

#### (2) 調査概要

真野川は飯館村から南相馬市を流れる福島県の2級河川であり，飯館村内にははやま湖（ダム湖）がある．当該地区は避難指示解除準備区域であり，立ち入り可能である．平成24年6月2日と11月21日において，はやま湖を挟んだダム流入地点付近と放流地点から500m程度下流地点において，礫に付着するヒゲナガカワトビケラと流下物を採取した．ヒゲナガカワトビケラは採取直後にエタノールに漬けて保存した．

流下物は粒径1mm以下のサイズに着目し，実験室内においてふるいにかけて500 $\mu\text{m}$ 以上，250 $\mu\text{m}$ 以上，および64 $\mu\text{m}$ 以上の3つに分けた（ここで，64 $\mu\text{m}$ のふるいに残った流下物量は微量であり，実際にはほとんどが124 $\mu\text{m}$ である）．放射性セシウムの測定のために試料を乾燥・粉末にして，計測は東京農工大学・五味高志・境優研究室において，ゲルマニウム半導体検出器による $\gamma$ 線スペクトロメトリ法により行った．

#### (3) 測定結果

表2.3-1に，ヒゲナガカワトビケラおよび流下物からの放射性セシウム（Cs-134, Cs-137）線量を示す．ここで，計測のためのサンプル量が不足しているため，トビケラは11月，流下物は6月のもののみを示す．これより，2地点の比較においては，Cs-134,



図 2.3-4 調査地点(真野川・はやま湖周辺)



図 2.3-5 現地調査写真  
(平成24年11月21日)

Cs-137 とともにダム上流で採取したほうがより高い結果となった。流下物を粒径別に調べると、粒径の細かいものほど高くなる傾向が見られた。ここで、ダム下流における流下物は浮遊性プランクトンの影響が大きい。ヒゲナガカワトビケラは主に流下物を餌としていることから、放射性セシウム量の違いは流下物の質の違いを反映していることが考えられる。

表 2.3-1 ヒゲナガカワトビケラおよび流下物からの放射性セシウム線量測定結果

採集日	場所	種類	Cs-134 Bq/kg	誤差 Bq/kg	Cs-137 Bq/kg	誤差 Bq/kg
121121	ダム上	ヒゲナガカワトビケラ	1584.85	61.74	2403.35	68.61
120602	ダム上	FPOM > 500 $\mu$ m	6047.30	139.43	8599.19	149.67
120602	ダム上	FPOM > 250 $\mu$ m	5316.04	160.58	7821.56	172.30
120602	ダム上	FPOM > 125 $\mu$ m	10003.99	196.40	13839.54	204.92
121121	ダム下	ヒゲナガカワトビケラ	603.76	20.73	865.28	23.10
120602	ダム下	FPOM > 500 $\mu$ m	2076.48	64.74	3067.94	70.73
120602	ダム下	FPOM > 250 $\mu$ m	3357.49	93.69	4837.34	99.70
120602	ダム下	FPOM > 125 $\mu$ m	5562.18	121.61	7642.08	125.75

(4) 今後必要とされる調査

今回の結果は、ダム上下流各1地点、実質1回の測定であるため、今回の結果のみから河川流下物のダムによるトラップの影響が出ているとは言い切れない。なお、河川中の流下物と生物からは事故後も依然として放射性セシウムが検出されることから、今後、継続的なモニタリングが必要であることは明らかであるが、河川管理の点から、モニタリングの着眼点について気が付いたことを記載する。

①生物種の生活史について

トビケラの生活史は水温に大きく影響される。図 2.3-6 に、はやま湖流入地点における過去 10 年間の月別平均水温データ（相双建設提供）を示す。比較的低温であることから、年 1 化生か 2 化生かが大変微妙である。これより複数の地点で顕著な検証が必要である。また、放射性物質の影響として、ヤマトジジミ（蝶）で指摘されたような形態の変化については成虫を捕獲して詳しく比較することが望まれる。

②流下物の粒径別放射線量の違いについて

流下物の粒径によって放射線強度が異なることは他の研究でも指摘されているが、ダムを挟んだ違いなど、河川管理の観点からは、

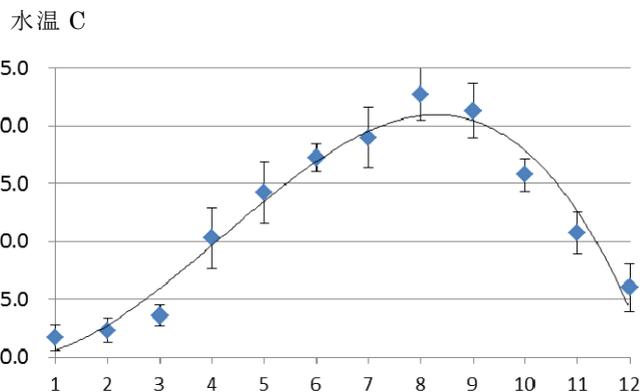


図 2.3-6 はやま湖流入地点における月別水温  
\*データ提供:福島県・相双建設事務所総務部:  
福島県南相馬市原町区錦町1丁目30番地

その由来を安定同位体比等の分析によって明らかにすることが必要である。また、河川流量とともに各粒径の流下密度を見積もることで、流下量を定量的に示す必要がある。表 2.3-2 は河川流量である。

表 2.3-2 2011 年・2012 年の真野川はやま湖流入量(m<sup>3</sup>/s)

	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月
2011	0.9	1.0	1.0	なし	なし	なし	8.8	1.3	2.0	9.1	1.0	1.2
2012	0.8	0.9	2.3	0.8	2.1	1.2	2.3	1.5	1.0	0.9	1.0	0.6

\*データ提供:福島県・相双建設事務所総務部:福島県南相馬市原町区錦町1丁目30番地

### ③河川生物の浸透圧調整による影響について

淡水生物の場合、体内の浸透圧調整による各種イオンの保持によるセシウムの蓄積も指摘されている。水生昆虫の場合、採餌によるセシウムの摂取がもとになっているが、検証のための実験が必要である。海外の既存の例として、水中カリウム濃度との関係が得られているが、現地の生物種に対する独自の検証例があることが望まれる。

(担当：藤野)

### 参考文献

- J.E. Pinder, T.G. Hinton, B.E. Taylor, F.W. Whicker (2011): Cesium accumulation by aquatic organisms at different trophic levels following an experimental release into a small reservoir, *Journal of Environmental Radioactivity* 102, 283-293.
- National Council on Radiation Protection and Measurements (2007): Behavior and Transport in Freshwater Ecosystems, *Cesium-137 in the Environment: Radioecology and Approaches to Assessment and Management* Chap 6, 228-255.
- A. Hiyama, C. Nohara, S. Kinjo, W. Taira, S. Gima, A. Tanahara, & JM. Otaki (2012): The biological impacts of the Fukushima nuclear accident on the pale grass blue butterfly, *Scientific Reports* 2, Article number: 570doi:10.1038/srep00570.
- 藤野 毅, ニンウィリ, 高橋陽一, 浅枝 隆 (2012): ダム直下におけるヒゲナガカワトビケラの生産量と試験湛水の影響, *水工学論文集* 第56巻.
- 環境省水・大気環境局水環境課(2012): 平成23年度水生生物放射性物質モニタリング調査結果(冬期調査)
- 環境省水・大気環境局水環境課(2012): 平成24年度水生生物放射性物質モニタリング調査結果(春期調査)

### 3. 委員会活動報告

#### 3.1 活動記録

- ・ 第一回目 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
- ・ 第二回目 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
- ・ 第三回目 WG : H24.12.14  
流域圏シンポ@川崎
- ・ 第四回目 WG : H25.1.11  
土木学会会議室，報告書作成の分担案作成
- ・ 第五回目 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

##### (1) シンポジウム情報

- ・ 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）  
参加者数 98名
- ・ 参加費  
無料
- ・ 趣旨  
東日本大震災では津波により住宅，工場，漁港が破壊され，原子力発電所からの放射性物質の拡散事故も発生した．本シンポジウムでは「流域圏の物質輸送」という観点から，流域表土に蓄積した放射性物質が河川を通じて湖沼・海域に輸送される問題や，陸域や海底のがれきが生態系や沿岸漁業におよぼす問題を考える．さらに，震災復興と流域圏全体の適正な管理について議論する．

・プログラム

13:00～13:05 開会挨拶 二瓶泰雄（環境水理部会長・東京理科大学）

13:05～13:10 趣旨説明 横山勝英（首都大学東京）

PART 1 震災がれきの動態 司会：田代 喬（名古屋大学）

13:10～13:40 「震災による陸上がれきの発生状況」 乾 徹（京都大学）

13:40～14:10 「湾内のがれき堆積状況」 横山勝英（首都大学東京）

14:10～14:40 「震災起源漂流物の海洋への輸送状況」 日向博文（国土技術政策総合研究所）

14:40～14:55 休憩

PART 2 放射性物質の動態 司会：赤松良久（山口大学）

14:55～15:25 「農地における放射性物質の動態」 江口定夫（農業環境技術研究所）

15:25～15:55 「市街地における放射性物質の動態」 二瓶泰雄（東京理科大学）

15:55～16:25 「沿岸域における放射性物質の動態」 神田穰太（東京海洋大学）

16:25～16:40 休憩

PART 3 生態系への影響 司会：横山勝英（首都大学東京）

16:40～17:10 「水産物への放射性物質の影響」 森田貴己（水産庁）

17:10～17:40 総合討論

17:40～17:45 閉会挨拶 井上隆信（豊橋技術科学大学）

18:15～19:30 懇親会

・主催

土木学会水工学委員会環境水理部会

水環境学会ノンポイント汚染研究委員会

土木学会海岸工学委員会

沿岸環境関連学会連絡協議会

（2）シンポジウム議事録

シンポジウムは「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～」と題して、PART1 震災がれきの動態，PART2 放射性物質の動態，PART3 生態系への影響，総合討論という流れで行った。以下に各パートの内容の詳細を述べる。

### ①PATR1 震災がれきの動態

京都大学の乾氏より「震災による陸上がれきの発生状況」と題して、がれきの発生状況と処理の現状、津波堆積物発生状況、災害廃棄物の処理状況について講演いただいた。土砂として有効利用できる夾雑物含有率の閾値を定量的に評価することや、有機物の腐食・分解によるガス発生、強度の経時変化、沈下挙動を検討することの必要性が指摘された。また、分別土砂を適用する利用用途の要求品質と有効利用可能量を把握することによって、災害廃棄物から分別した土砂の処理方法の選択・適用の最適化を図ることが提案された。

首都大学東京の横山氏より「湾内のがれき堆積状況」と題して、気仙沼でのがれき堆積状況とその環境影響に関する調査結果について講演いただいた。がれき調査の結果、引き波では4m/sを超える強流速が発生しており、浮遊する物体（材木、船、いかだ等）は湾外に流出し、金属・コンクリート・生木は湾の中央部に堆積したことが示された。また、堆積の容積としては枝葉や不明物など雑多な物が多く、樹木や金属塊は少なかったことも報告された。環境影響に関する調査結果として、底泥のZn以外の重金属類含有量は環境基準値を下回る値を示し、Znは気仙沼湾の奥部で当初高めに出たが、2011年11月以降は基準値を満たしていたことが報告された。また、震災後も植物プランクトンは経年的な傾向の中で推移しており、魚も順調に増えていることが報告された。

国土技術政策総合研究所の日向氏より「震災起源漂流物の海洋への輸送状況」と題して講演いただいた。講演では漂流・漂着ゴミの問題点、災起源漂流物の太平洋での輸送状況および北米西岸漂着状況が報告された。また、漂流・漂着ゴミに関する今後の対策も紹介された。

### ②PART2 放射性物質の動態

農業環境技術研究所の江口氏より、「農地における放射性物質の動態」と題して講演いただいた。農地表面及び土壌中における放射性Csの輸送過程と、農作物への移行について、関係の深い要因を整理すると共に、東電原発事故由来の放射性Cs動態の解明のためのモニタリング及びその将来予測のためのモデル化に必要な課題等についての紹介がなされた。農地あるいは農業集水域内における放射性Csの面的な輸送は主として水移動と共に生じ、懸濁態が主体である一方で、作物によって吸収される放射性のCsは溶存態であることが報告された。また、今後、懸濁態と溶存態の放射性Csを区別して予測できる集水域スケールでの放射性Cs動態モデルの開発が必要であることが指摘された。

東京理科大学の二瓶氏より、「市街地における放射性物質の動態」と題して講演いただいた。講演では市街地（都市流域）における放射性セシウムの堆積状況やその推移および流域～河川～湖沼における放射性セシウム動態について紹介がなされた。市街地の屋根面・路面堆積物の放射性Cs濃度は農地と比べて1、2オーダー高く、市街地におけるCs濃度は、屋根面>路面、側溝>庭の順となり、土壌厚さと逆相関と

なることが示された。また、大堀川や手賀沼の底質では、表層の Cs 濃度が高く、未だ高濃度の Cs が堆積し続けている。また、手賀沼の Cs 濃度は福島県以外の湖沼の値と比べて高いことが示された。

東京海洋大学の神田氏より、「沿岸域における放射性物質の動態」と題して講演いただいた。海水に移行した放射性物質の分布や動態と、河川等による陸域からの放射性物質供給の関係や海洋生物群集への移行との関係を含め、現在までに得られている知見が整理され、概説がなされた。

### ③PART3 生態系への影響

水産庁の森田氏より、「水産物への放射性物質の影響」と題して講演いただいた。放射性 Cs の水産物への影響について報告がなされた。水産物内中に入った放射性 Cs は、体外に排出されるため、体内に蓄積し続けることはないことが指摘された。また、Cs は粘土に非常によく吸着するので、底土から高濃度の放射性 Cs が検出されても、必ずしも魚から高濃度の放射性 Cs が検出されるとは限らないことが指摘された。

### ④総合討論

全体を通して、司会の首都大学東京の横山氏より、学術的観点から見た場合、浮遊物（がれき漂流物）について、研究すべきことは何かについて各講演者に問いかけがなされた。それに対して、国土技術政策総合研究所の日向氏より、沿岸においては浮遊物の量を把握する技術必要であることが指摘された。また、農業環境技術研究所の江口氏より、農水省では除染技術に最も注力していることが指摘された。

司会の首都大学東京の横山氏より、汽水域での Cs の動態が非常に複雑で未解明であることが指摘され、どのような点に注力すべきかの問いかけがなされた。国土政策総合研究所の岡田氏より、汽水域に限定したことはないが、放射能の問題が出る前から問題にしかけていたことに対して、放射性物質を通じて研究が進んでいるという捉え方ができるとのご発言をいただいた。

最後に司会の首都大学東京の横山氏は以下のようにシンポジウムを総括した。今回のシンポジウムの成果は、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我々が過去何十年にもわたって調査研究してきたこと（例えば水系の土砂動態など）と同じであり、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クキュレーションなど）ことが明確になった点にある。また、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。

(3) アンケート結果

参加者数 : 98名

有効回答数 : 50名

Q1 今回のシンポジウムは、いかがでしたか?

- ・非常に良かった : 19
- ・良かった : 23
- ・普通 : 7
- ・あまり良くなかった : 0
- ・良くなかった : 0
- ・無回答 : 1

非常に良かった点 :

- ・ 放射性物質の動態について専門的な調査結果, 分析を聞くことができ有意義だった (東京都・農業土木)
- ・ 湖沼や海における放射性物質の動態における調査結果について聞けた点 (千葉県・学生)
- ・ 専門分野外の内容も多く, 勉強になりました (千葉・研究/教育)
- ・ 自分の専門分野以外 (水産物) の知識を聞けたのは良かった (茨城県・学生)
- ・ 業務に係る知見が得られた (千葉県・農業土木)

良かった点 :

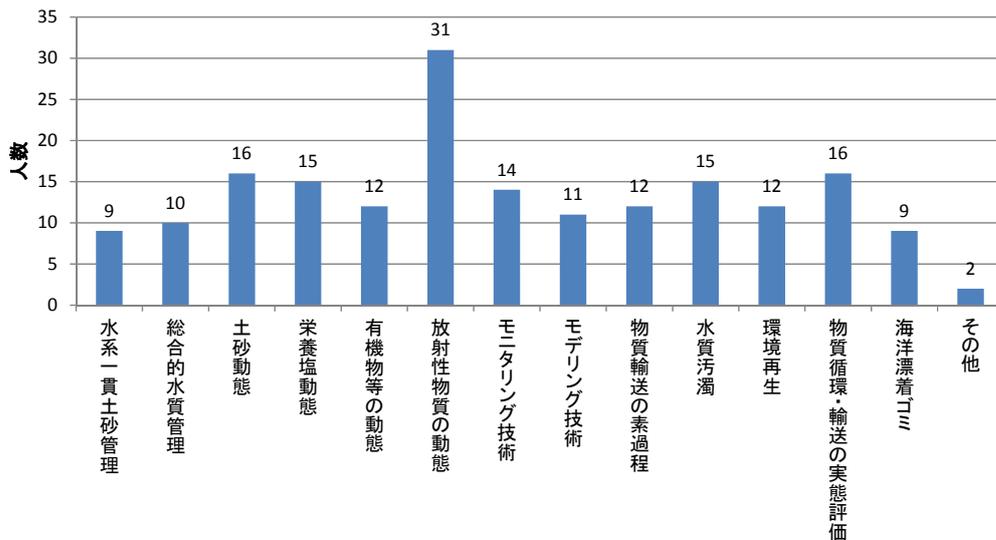
- ・ がれきの現状が良く示されていた (40代・研究/教育)
- ・ 駅前でアクセスが良好だった点 (福岡・行政)
- ・ 農林, 港湾, 海洋, 河川と他分野の状況があり大変参考になりました (神奈川・コンサルタント)
- ・ 農環研, 水産庁の方の発表が非常に興味深かった. (20代・学生)
- ・ 分野が多かったので同じ物質を対象としていても見方が違いおもしろかった (東京都・コンサルタント)
- ・ 新しい情報が得られた
- ・ 現在試行錯誤で進められている研究実態・手法・論理に臨場感が強かった (神奈川・コンサルタント)
- ・ 様々な分野の研究講演があり, 多角的な見解を伺えた (東京都・男性)

良くなかった点 :

- ・ さらに幅広い分野の話を伺いたい
- ・ 筆記し易いように机があると良かったです
- ・ 何を言いたかったのか解らない質問があった
- ・ 多かったが故にまとまりに欠け方向性がぼやけた
- ・ テーブルがあるとメモを取りやすかった

Q2 流域圏の物質輸送について、どのような情報・話題に興味がありますか？(複数選択可)

- ・水系一貫土砂管理 : 9
- ・統合的水質管理 : 10
- ・土砂動態 : 16
- ・栄養塩動態 : 15
- ・有機物等の動態 : 12
- ・放射性物質の動態 : 31
- ・モニタリング技術 : 14
- ・モデリング技術 : 11
- ・物質輸送の素過程 : 12
- ・水質汚濁 : 15
- ・環境再生 : 12
- ・物質循環・輸送の実態評価 : 16
- ・海洋漂着ゴミ : 9
- ・その他 : 2 (海洋, 海底がれき, 地下水)



Q3 今回のシンポジウムに対するご意見・ご感想を自由にご記入下さい。

- ・放射性物質の動態については新しい知見も得られると思われるので継続的なシンポジウム開催を検討頂きたい。
- ・市街地の話の中で屋根の堆積物がセシウムが多いとの話しであったが、雨どいは土砂はたまらないように設計されていると思うので、今回の調査結果によって、全ての屋根が一番大きいとは言えないのではないかと。
- ・農地の話はとても興味深く、良かったが、森林の情報がほしかった、陸域の情報をもっと入れてほしかった。
- ・このようなシンポジウムを開いて頂きありがとうございました。
- ・様々なデータが出ていて興味深かったのですが、土壌の性質等による吸着量の違いなどメカニズムの解明にはまだ至っていないという印象です。

- ・外の学会やシンポジウムで多く見られる「時間オーバー」がほとんど無かったという点で進行が良かったと思う。
- ・様々な分野の研究者たちが「放射性物質の動態」をテーマに意見交換や議論をしていた。その議論はとても興味深かった。
- ・挑戦的で感激
- ・森林からの放射性物質の移動についても取り扱って欲しかった。量的には森林から流出してくるものは多い。
- ・同じテーマで様々な分野の研究者の方の話が聞けて大変勉強になりました。
- ・幅広い分野からの発表があり面白かった。
- ・気になっていたことがまとめて聞けて有意義でした。
- ・かつての DDT などの物質移動などのタッキング。又、トレーサビリティの生態学的な視点からの核物質の流れラビットサイクルとスローサイクルなどの観点からの農地や河川から海への物質の流れなどの考え方やこれからの調査はあるのか興味を持っています。生態学的な視点からの意見・情報交換など、物理・工学・土壌学からの視点とどう共通し相違があるのか・・・知りたいです。
- ・会場がせまい（非常に参考になった）

#### Q4 あなたの性別は？

- ・女性 : 9
- ・男性 : 41

#### Q5 あなたの年齢は？

- ・10代 : 1
- ・20代 : 7
- ・30代 : 10
- ・40代 : 18
- ・50代 : 10
- ・60代 : 4

#### Q6 現在のお住まいはどちらですか？（都道府県名）

- ・埼玉 : 3
- ・東京 : 12
- ・茨城 : 3
- ・福岡 : 1
- ・沖縄 : 1
- ・神奈川 : 13
- ・千葉 : 7
- ・愛知 : 1
- ・滋賀 : 1
- ・無回答 : 8

#### Q7 このシンポジウム開催をなにで知りましたか？

- ・メール : 27
- ・ホームページ : 3
- ・職場 : 6
- ・チラシ・ポスター : 1
- ・知り合いの紹介 : 13
- ・その他 : 0

Q8 あなたの業種（職種）は何ですか？

- ・行政（部門） : 7
- ・研究・教育 : 12
- ・コンサルタント : 13
- ・建設会社 : 8
- ・学生 : 6
- ・一般市民 : 0
- ・その他 : 4

(担当：赤松)

#### 4. まとめと今後の展望

本研究では、東日本大震災の津波によるがれき発生問題、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について、流域圏の物質循環の視点から取り組んだ。津波そのものは周期的に日本の沿岸域を襲っているものの、これらの複合的な問題に対してどのように取り組むべきか、(少なくとも日本には) 技術的知見が乏しかった。

今回、重点研究課題として諸問題に取り組んだが、解明すべき現象の多さ、空間的な広がり、長期的な持続性など、あらゆる面で問題の複雑さが明らかになった。そのため、本研究をスタートアップと位置づけ、各研究者がさらに要素研究を推進してゆくことが必要である。

一方で、これらの問題を解く鍵となるのは「流域圏の物質循環」の視点であることが本研究を通じて一層明確になった。特に放射性物質は大気→森林・農地・都市→河川→貯水池や海域という流れで移動することが分かり、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、環境水理分野が追い求めてきた問題と本質的に変わらないことがはっきりした。したがって、過去の研究を振り返りつつ流域圏の物質循環を解明することが、放射性物質や重金属等の拡散問題を解決することにつながる。

また、環境影響評価に関しては生物・化学分野の研究者と連携を深めて、取り組んでゆく必要がある。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にあたっては、短期的な影響もさることながら、中・長期的な視点からも注視しなければならない。これは、環境中における汚染物質の蓄積性に加え、汚染物質によっては次世代にその影響が表れる可能性があるためである。加えて、汚染物質が環境中から低減されても、低濃度曝露が継続すれば、慢性的な影響も考える必要がある。

これらのことを的確にとらえかつ評価してくためにはどのような方法が必要であろうか。生物個体数や個体群集構造による生死を判断基準とした地道なモニタリング調査に加え、汚染物質や環境変化によって生物自身が受けるストレスを評価することも重要な方法であろう。

EU (欧州連合) では、タンカー座礁事故・北海油田関連さらには鉱山等からの汚染物質の流出といった汚染領域において、国の枠組みを超えた沿岸環境の保全に関する通達があり、環境改善に向けたプロジェクトが進行している (Chesman et al., 2007; Langston et al., 2011; Ivankovic et al., 2005)。調査・評価の基本デザインとしては、対象となる影響因子 (重金属、重油、農薬、環境ホルモン等) に対し、水や堆積物中の汚染物質をモニタリングすると同時に、食物連鎖や生物生息環境を考慮し汚染物質による影響を受けやすい生物個体を選択、その生物動態をモニタリングする。

特徴的なのは、通常の生息調査だけでなく、生物体内のバイオマーカーを用い汚染物質等によるインパクトを評価している点である。例えば、重金属汚染の場合、生物個体に蓄積した重金属量を測定しその含有量から影響を評価するケースが多い。しかし、生物自身もさまざまな物質に対抗できる解毒酵素やタンパク質を持っている。健全な個

体であればそれらに対応できるが、曝露量が多い・曝露時間が長い・さらには健全でない個体では死亡することもある。この影響度（未致死インパクト）をバイオマーカーで評価している。特に、さまざま汚染曝露（今回の震災も含む）があるような場合は、どのような要因がインパクトを与えているか不明な場合が多く、バイオマーカーを用いることで生物が環境から受けているストレスを総合的に評価できる指標といえる（図 4-1）。

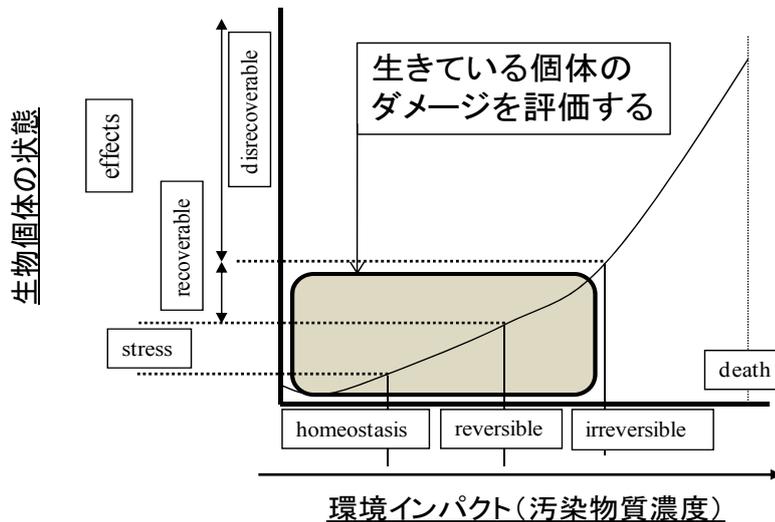


図 4-1 環境インパクトと生物個体状態の関係

環境インパクトが増加することによって、生物個体内でのダメージは増加し、閾値を超えると死滅する。従来の個体生息調査では、死んだことだけで判断し、個体内におけるダメージを評価するものはない。短期的にみると、致死までにはいたらない量であっても中・長期的な影響によってダメージの蓄積も考えられる。このダメージ量を生体内バイオマーカーによって評価する。

生体バイオマーカーによる汚染物質影響評価で、近年頻繁に使用されているのが、抗酸化力の測定である。生体は外部環境からのストレスによって細胞内が酸化的環境（ラジカルな活性酸素の存在）になりやすい。健全な個体であれば、これらの酸化的環境は各種タンパクがもつ抗酸化作用によって除去される。しかし、なんからの影響（ダメージ・ストレス）で抗酸化物質が生成されないか、もしくは減少するような状況になると、細胞はダメージを受け最終的な死滅する。

つまり、生体内のタンパクがどの程度抗酸化力があるか測定することで、生体の受けているダメージ・ストレスを評価している。抗酸化力の測定方法には2通りあり、抗酸化力のあるタンパク酵素（わかっているもの数種類）を直接測定する方法とタンパクのもつ抗酸化能を包括的に測定する方法（抗酸化力試験 TOSC）である(Regoli, 2000; Sies, 1985)（図 4-2）。

抗酸化力の測定以外にも、特定の汚染物質に対応したバイオマーカーも数種類が検討されており、英国ではこれら複数の生体内バイオマーカーの結果から、ECOMAN (Ecosystem management bioindicators) (Galloway et al, 2006)や BAI (Bioeffects Assessment Index) (Broeg and Lehtonen, 2006)といった評価方法によって複合的な環境汚染に対する沿岸生態系へのインパクトを数値化している。さらに、環境改善等への目標値を示す

ことで、よりの確な保全プログラム等に応用している。日本でも、このような生体内バイオマーカーを用いて生きている生物の状態を把握・評価する方法を加え今後の沿岸生物環境をモニタリングしていくことで、汚染環境の改善策や新たな生息場の創造における評価としても活用できるものとする。

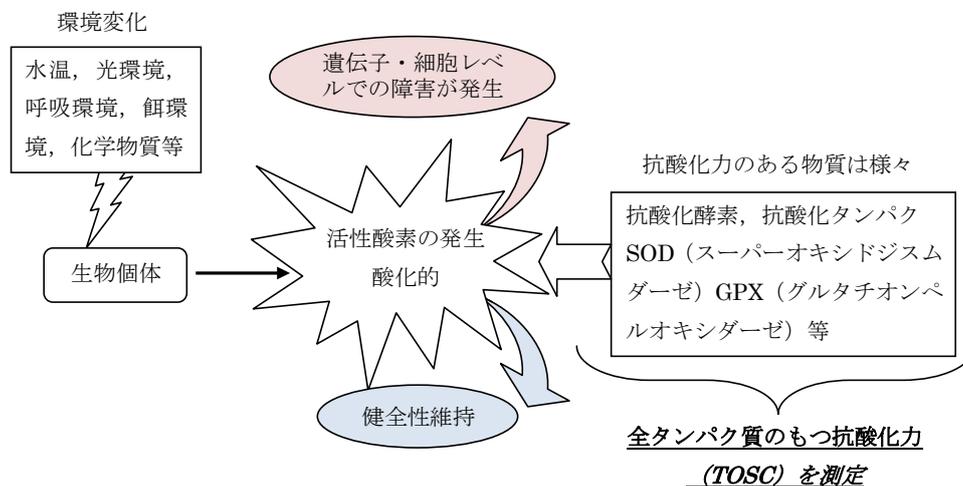


図 4-2 抗酸化力 (Total oxyl radical scavenging capacity) の測定

ストレスによって、発生した活性酸素種は細胞内を酸化的にする。健全な個体であれば、抗酸化酵素や同様の働きをするタンパク質によって、活性酸素は低減される。しかし、ストレスが大きい場合は、それに対応しきれず細胞レベルでの障害がおき死滅にいたる。タンパク質がもつ抗酸化能を測定することで、生物個体が受けているダメージを評価する指標としている。TOSCによる測定法は、個々の抗酸化物質を測定せず、全タンパク質がもつ抗酸化能を測定し複合的なインパクト評価に適している。

(担当：今村，横山)

#### 参考文献

- Chesman, B.S., S. O'Hara, G.R. Burt, and W.J. Langston (2007): Hepatic metallothionein and total oxyl radical scavenging capacity in Atlantic cod *Gadus morhua* caged in open sea contamination gradients, *Aquat. Toxicol.*, 84, pp.310-320.
- Langston, W.J., S. O'Hara, N. D. Pope, M. Davey, E. Shortridge, 今村正裕, 張野宏也, A. Kim, C. H. Vane (2011) : Bioaccumulation surveillance in Milford Haven Waterway, *Environmental Monitoring and Assessment*, DOI 10.1007/s10661-011-1968-z
- Ivankovic, D., J. Pavicic, M. Erk, V. Filipovic-Marijic and B. Raspor (2005): Evaluation of the *Mytilus galloprovincialis* Lam. Digestive gland metallothionein as a biomarker in a long-term field study: Seasonal and spatial variability, *Mar. Pollut. Bull.*, 50, pp.1303-1313.
- Regoli, F. (2000): Total oxyl radical scavenging capacity (TOSC) in polluted and translocated mussels: a predictive biomarker of oxidative stress, *Aquat. Toxicol.*, 50, pp.351-361.
- Sies, H. (1985): Oxidative stress: introductory remarks. In: Sies, H. (Ed.), *Oxidative Stress*, Academic Press, Harcourt Brace Jovanovich Publishers, London, New York, pp.1-8.
- Galloway, T.S., R.J. Brown, M.A. Browne, A. Dissanayake, D. Lowe M.H. Depledge, M.B. Jones (2006): The ECOMAN project: A novel approach to defining sustainable ecosystem function, *Marine Pollution Bulletin*, 53, pp.186-194.

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.