流域SS動態モデルとモニタリングデータに基づく 都市流域から手賀沼への放射性Cs供給量の評価

RADIOACTIVE CESIUM SUPPLY FROM WATERSHED TO LAKE TEGANUMA USING A SS MODEL IN WATERSHED AND MONITORING DATA

橋田創¹・二瓶泰雄²・上原浩³・湯浅岳史³・佐藤祐一⁴

Hajime HASHIDA, Yasuo NIHEI, Hiroshi UEHARA, Takashi YUASA
and Yuichi SATO

¹学生員 学 (工) 東京理科大学大学院 理工学研究科土木工学専攻修士課程
(〒278-8510 千葉県野田市山崎2641)

²正会員 博 (工) 東京理科大学准教授 理工学部土木工学科 (同上)

³正会員 修 (工) パシフィックコンサルタンツ㈱
(〒163-6018 東京都新宿区西新宿6-8-1)

⁴正会員 博 (工) 滋賀県琵琶湖科学センター 主任研究員 総合解析部門
(〒520-0022 滋賀県大津市柳が崎5-34)

Although watershed of Lake Teganuma have had a lot of radioactive hot spots since 2011, it is unclear when radioactive contamination in urban area, river and lake will be purified. This study attempts to evaluate radioactive cesium supply from the watershed to Lake Teganuma by using a distributed model for SS in watershed and monitoring data for radioactive cesium in watershed, river and lake. The present model is developed based on “SIPHER model” which is a distributed model for water and material cycles. The results indicate that 1) the present model can reproduce accurately temporal variations of river discharge and SS flux, and 2) the supply of radioactive cesium evaluated with the product of the simulated SS and measured cesium were good agreement with the observed data, showing the fundamental validity of the present approach.

Key Words: *sediment transport, radioactive cesium, distributed model, Lake Teganuma*

1. 序論

東京電力・福島第一原発から大量の放射性物質が放出されて既に3年以上経過しているが(2014年9月現在), 原発周辺の地域では, 未だに避難指示区域の設定が解除されていない所も多い¹⁾. また, 原発から離れた地域の放射能汚染のホットスポットでも, 市民生活への影響が残り, 放射能汚染の問題は長期化している. この問題に対処するには, 放射能汚染が, どの程度継続するかを適切に評価・将来予測する必要がある, そのための継続的なモニタリングやモデリング技術の開発が必要となる.

放射性物質の中で注目される放射性Cs (¹³⁴Cs と ¹³⁷Cs) は1価の陽イオンを持つため, 化学的に土粒子と結合しやすく, 一度結合すると分離しにくい²⁾. このため, 陸上に沈着した後の放射性セシウムの動態は, 流域における土砂動態と類似すると考えられ, 土粒子と結合した放射性Csは降雨と共に流域→河川→湖沼→海へと移動する^{3), 4)}. 流域における放射性物質の動態に関する調査研究は, 森林域や農地を中心に行われてきた^{5)~8)}. その一方で, 市民生活と直結する都市域における放射性物質動態

に関する研究事例は多くなく, 今後の課題とされており, 関連するシンポジウムも開催されている⁹⁾.

一方, 著者らは, ホットスポットを抱える手賀沼流域において, 都市流域から河川, 湖沼にわたる放射性Csの動態や魚類への放射性Cs移行状況の現地調査を2012年4月から継続的に行っている(二瓶ら¹⁰⁾, 橋田ら¹¹⁾, 以下, 前報と呼ぶ). その結果, 都市流域では, 屋根面や路面, 側溝において高濃度の放射性Cs濃度を記録し, Cs濃度の時間的推移が屋根面と路面で異なることが示された. また, 沼や河川(大堀川)下流域の底泥中のCs濃度は時間的には明確に減少せず, 流域から高いCs濃度を持つ土粒子が河川や湖沼に流入し続けていることが示された. 底泥汚染と連動し魚類の放射能汚染も継続している¹²⁾. このように放射性Cs動態のモニタリングはできているが, 動態の詳細や将来的な放射能汚染状況の予測・評価には至らず, 流域の放射性物質動態モデルの開発が急務の課題となっている.

著者らの一部は, 様々な適用事例を有する流域水・物質循環モデル(SIPHERモデル¹³⁾)をベースとして放射性物質動態モデルやそれと関連するSS(Suspended Solids)動

図-1 研究対象サイトと観測地点

表-1 手賀沼と流入河川の諸元

	手賀沼	大堀川	大津川	染井入落
平均水深[m]	0.86			
容積[m ³]	5600			
全長[km]		12.9	7.9	1.2
流域面積[km ²]	144	31.0	35.9	8.90
土地利用 [%]	森林	11	13	28
	水田	14	1	12
	畑地	16	11	22
	市街地	57	75	23

態モデルを開発するとともに、琵琶湖流域への適用を行っている。しかしながら、SSや放射性物質については実測値との検証が十分行われておらず、モデルパラメータのチューニングやモデル式の検討は今後の課題である。本論文では、流域SS動態モデル及び放射性Csのモニタリングデータを用いて、流域から手賀沼への放射性Cs供給量を推定する。ここでは、手賀沼流域を対象として、流域SS動態モデルにより流域から河川、湖沼へのSS輸送を解析し、観測値との比較から本モデルの妥当性を検証する。また、前報から継続して行われている放射性Cs観測を合わせて、流域から河川を経由して湖沼に供給される放射性Cs量を評価するとともに、手賀沼内でのCs蓄積量と比較・検討を行う。

2. 研究方法

(1) 研究対象サイト

図-1 は、研究対象サイトである千葉県手賀沼とその流入河川（大堀川、大津川、染井入落）及びそれらの流域を示す。手賀沼や流入河川の諸元を表-1 に示す。手賀沼流域は都市化が進行し、市街地率は全体で 57%、大堀川流域では 75% に達する。手賀沼は 1974 年～2001 年まで水質汚濁度ワースト 1 を記録し、その要因の一つに流域からの過剰な汚濁負荷が挙げられる¹⁰⁾。このように、手賀沼は、流域環境変化の影響を受けやすい立地条件である。

図-2 本モデルの基本的枠組み

放射能沈着マップを見ると¹⁵⁾、手賀沼流域は放射能汚染のホットスポットを含んでおり、特に北西部に位置する大堀川流域ではその傾向が顕著である。

(2) 現地観測の概要

放射性 Cs 動態に関するモニタリング調査としては、前報から引き続き、大堀川流域と手賀沼内を対象として、都市流域の堆積土砂と河川・湖沼の底泥の放射性 Cs 計測を行った。都市流域では、図-1 に示すように、路面と屋根面、側溝、庭の 4 種類の被覆条件を対象として、2012 年春から約 2 年間にわたり計 5 回の調査が行われた。堆積土砂をなるべく多く（体積で 1 L 以上）採取し、乾燥炉にて 100℃で 24 時間乾燥させた後、NaI(Tl)シンチレーション搭載の高濃度用ベクレルモニター（AT1320A, ATOMITEX 社製）を用いて¹³⁴Cs と¹³⁷Cs を計測した。

河川・湖沼の底泥採取は、図-1 に示すように、大堀川の上流～下流の 4 地点、湖沼全体にわたる 7 地点において行われた。底泥に含まれる放射性 Cs の鉛直分布や総量を把握するために、直径 4cm のアクリルパイプを用いてコアサンプルを採取した。パイプ長は河川：30cm、湖沼：1m であり、人力で突き刺さる深さまでのサンプルを取得した。分析方法は前述と同様である。本調査は、2012 年 6 月から 2014 年 7 月に掛けて 6 回行われたが、一回目における河川の一部と湖沼では調査結果に不備が見られたので解析対象外とした。なお、本調査の結果は前報に記載されたものを含んでいる。

(3) 流域 SS 動態モデルの概要

流域 SS 動態モデルとしては、水・物質循環モデル（SIPHER モデル）をベースとした。本モデルは、図-2 に示すように、蒸発散、地下水、地表流、河道流、点源負荷を統合した分布型モデルであり、河川網や土地利用、

標高、地質、気象等のデータをインプットデータとして利用する。以下では、地表流モデルと河道流モデルにおいて組み込まれたSS輸送方程式に関して記述する。

1) 地表流モデル

一般に流域を格子分割する際には、各格子に一つの代表的な土地利用データを与えるが、格子サイズが100mオーダー以上となるとそれでは土地利用状況を正確に反映できない。そこで、本モデルでは、多様な土地利用データが失われないように、1格子内毎に土地利用割合を与える。ここで対象とする地目としては、水田、山林、畑、宅地、道路、公園等、水面の7種類とする（後述の土地利用番号 $j=1\sim7$ とする）。また、本モデルでは、SS挙動と窒素NやリンPの懸濁態・溶存態成分とリンクしてモデル化しているため、ここではSS濃度を難分解性有機態 SS_R 、易分解性有機態 SS_L 、無機態 SS_I の3つに分けて扱う。

地表流でのSS輸送を考慮するに当たり、地表流中のSS濃度 C^l と地表面上の単位面積当たりの堆積物量 S^l の収支を考える。まずSSの収支式は、混在する土地利用状況を考慮し、格子内の水量 V 、格子の平面面積 A_G とするボックスを見立てて、次のように与えられる。

$$\frac{\partial(C^l \cdot V)}{\partial t} = (L'_u - L'_d) + L_{ps} + A_G \left(\sum_{j=1}^{j_{\max}} \lambda_j \cdot L_{np,j} \right) - k_{ss} \cdot C^l \cdot V \quad (1)$$

ここで、 L'_u と L'_d は上・下流側の流入・流出SS flux (g/hr)、 L_{ps} はSSの点源負荷、 $L_{np,j}$ は土地利用 j における面源負荷 (g/(m² hr))、 λ_j は土地利用 j の面積率、 k_{ss} はSSの分解速度係数（易分解性有機態 SS_L のみ考慮、1/hr）である。また、面源負荷 $L_{np,j}$ に関しては、水田とその他（山林、畑、市街地（宅地、道路、公園等））で分けて与える。後者に関しては、地表面の土壌流出として雨滴衝撃 G_{rf} と表面流出 G_{ro} による発生を分けて取り扱うHartley¹⁰⁾を参考にして、土地利用毎の土壌流出量を面源負荷 $L_{np,j}$ として算定している。

$$G_{rf,j} = R(11.9 + 8.7 \log_{10} R)(1 - \alpha_{1,j}) \cdot \alpha_{2,j} \cdot D_{m,j} \quad (2a)$$

$$G_{ro,j} = \rho_w g \left(\frac{60}{60 + 3140 \alpha_{1,j}^{1.65}} \right) \frac{q_L}{2} i_0 \cdot D_{m,j} \quad (2b)$$

$$L_{np,j} = (G_{rf,j} + G_{ro,j}) \cdot \frac{S^l_j}{S^l_{\max,j}} \quad (2c)$$

ここで、 $G_{rf,j}$ と $G_{ro,j}$ は雨滴衝撃と表面流出による土壌流出量 (g/(m² hr))、 R ：時間降水量 (mm/hr)、 ρ_w は水の密度、 q_L ：単位幅流量 (m²/hr)、 i_0 ：傾斜、 α_1, α_2 は地表被覆パラメータ、 $D_{m,j}$ は土壌侵食係数 (g/I)、 S^l_j と $S^l_{\max,j}$ は地表面上の土砂堆積量とその最大値 (kg/m²)である。地表面上の土砂堆積量 S^l_j は、無降雨時におけ

表-2 モデル係数（河道流モデル(a)、地表流モデル(b)）

(a)	難分解性有機態 SS_R	易分解性有機態 SS_L	無機態 SS_I
k_u [-]	$3 \cdot 10^{-5}$	$3 \cdot 10^{-5}$	$3 \cdot 10^{-5}$
β [-]	2	2	2
k_{ss} [1/day]	0	0.4	0
k_p [1/day]	0	0.4	0

(b)		水田	山林	畑	宅地	道路	公園等
α_1		0.200	0.800	0.700	0.100		
α_2		0.400	0.300	0.400	0.900	1.000	0.900
土壌侵食係数 $D_{m,j}$	SS_R	0.008	0.002	0.008	0.150	0.300	0.150
	SS_L	0.015	0.003	0.015	0.038		
	SS_I	0.060	0.015	0.060	0.150		
ΔS^l_j	SS_R	0			$5 \cdot 10^{-7}$	$6 \cdot 10^{-7}$	$5 \cdot 10^{-7}$
	SS_L	0			$5 \cdot 10^{-7}$	$6 \cdot 10^{-7}$	$5 \cdot 10^{-7}$
	SS_I	0			$1 \cdot 10^{-6}$		
$S^l_{\max,j}$	SS_R	$1 \cdot 10^{-3}$			$3 \cdot 10^{-4}$		
	SS_L	$1 \cdot 10^{-3}$			$3 \cdot 10^{-4}$		
	SS_I	$1 \cdot 10^{-2}$			$5 \cdot 10^{-4}$	$6 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-4}$
$S^l_{\min,j}$	SS_R	$1 \cdot 10^{-4}$			$3 \cdot 10^{-7}$	$4 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-7}$
	SS_L	$1 \cdot 10^{-4}$			$3 \cdot 10^{-7}$	$4 \cdot 10^{-7}$	$3 \cdot 10^{-7}$
	SS_I	$1 \cdot 10^{-3}$			$6 \cdot 10^{-7}$	$8 \cdot 10^{-7}$	$6 \cdot 10^{-7}$

る土砂堆積速度 ΔS^l_j (kg/(m² hr))と上記の $L_{np,j}$ の流出を考慮して、以下の収支式より算出される。

$$\frac{dS^l_j}{dt} = \Delta S^l_j - L_{np,j} \quad (3)$$

この計算を進めるに当たり、 S^l_j が負となることや、市街地での一般的な知見¹⁷⁾と異なり S^l_j が上限無く増加し続けることを避けるため、ここでは、上限値 $S^l_{\max,j}$ と下限値 $S^l_{\min,j}$ を設ける。なお、ここで用いられているパラメータ α_1, α_2 、 $D_{m,j}$ 、 $S^l_{\max,j}$ 、 $S^l_{\min,j}$ は表-2に示すものを採用している。また、式(1)ではSS全体の収支式を設けているが、実際には、三種類のSSごとに収支式を解いており、用いられるパラメータも同表のように異なるものが設定されている。

水田からの面源負荷は、式(2)の土壌流出負荷に加え、灌漑用水負荷、欠口からの流出負荷、代掻き期の流出負荷を考慮している。基本的な考え方は佐藤¹³⁾と同じであるので、ここでは省略する。

2) 河道流モデル

河道流モデルにおけるSS輸送の扱いに関しては、地表流と同様に、河道流中のSS濃度 C^r と単位面積当たりの土砂堆積量 S^r (kg/m²)の収支を考える。SS濃度に関しては、一次元移流方程式を基礎とし、河道外部からの流入負荷 L_r 、再浮上、沈降、分解を考慮した次式を用いる。

図-3 時間雨量（観測値）と本流域 SS モデルによる流量・累積流量・SS フラックス・累積 SS フラックスの時間変化（大堀川・呼塚橋）

$$\frac{\partial C^r}{\partial t} + u \frac{\partial C^r}{\partial x} = L_r + \frac{k_u \cdot S^r u^\beta}{h} - \frac{w_0 \cdot C^r}{h} - k_{SS} \cdot C^r \quad (4)$$

ここで、 u は流速（m/s）、 k_u 、 β は再浮上に関するパラメータ、 w_0 は沈降速度（m/s）、 h は水深（m）である。上記の右辺第2、3項は、底面での再浮上、沈降フラックスを水深で除している。また、この沈降速度 w_0 は、ストークスの式より与える。

$$w_0 = \frac{g(\rho_s - \rho_w) \cdot d^2}{18\mu} \quad (5)$$

ρ_s と d は SS 粒子の密度と粒径、 μ は水の粘性係数である。また、単位面積当たりの土砂堆積量 S^r の収支式は、

$$\frac{dS^r}{dt} = w_0 \cdot C^r - k_u \cdot S^r \cdot u^\beta - k_p \cdot S^r \quad (6)$$

ここで、 k_p は自浄化係数（易分解性有機態 SS_L のみ考慮、1/hr）である。これらのパラメータを表-2に示す。

3) 計算条件

図-4 SS フラックス観測値用の $L-Q$ 式¹⁸⁾

本論文では、手賀沼流域全体を100m四方の正方メッシュで分割して計算を行った。今回は、流域内の土砂動態を解析対象とした。計算実施期間は2011/1/1～2012/12/31とする。また、予備計算として一ヶ月間を確保している。

3. 結果と考察

(1) 流域SS動態モデルの検証

本研究で用いる流域SS動態モデルの基本的な有効性を検証するために、観測データが存在する大堀川・呼塚橋（河口から1.5km上流）における流量、累積流量、SSフラックス、累積SSフラックスの計算値の時間変化を図-3に示す。ここでは、時間雨量の観測値（千葉県手賀沼）の結果も示す。また、流量・累積流量・SSフラックスは観測値と一つの計算値のみ示すが、累積SSフラックスに関しては、観測値とモデルパラメータ（ $S_{\max,j}^l$ 、 $S_{\min,j}^l$ ）を変化させた計算値を示す。パラメータの組合せとしては、表-2における $S_{\max,j}^l$ 、 $S_{\min,j}^l$ を基準にして、 $S_{\min,j}^l$ のみ1, 2, 4, 8倍、また、 $S_{\max,j}^l$ のみ4倍にした計5ケースを選定した。また、SSフラックスの観測値としては、当該地点で過去に行われた土砂輸送量調査結果¹⁸⁾ から得られる $L-Q$ 式を用いている（図-4）。なお、ここでは、原発事故が発生し、関東で放射能汚染が顕著になった2011/3/20から2012/12/31までの時間変化を図示している。

まず、流量に関しては、平常時は概ね一致するが、降雨時にはやや過大評価していることが分かる。累積流量に関しても、これらの結果が反映されており、計算値が観測値をやや上回っており、最終的には流量の累積値の計算結果は観測結果の1.16倍となった。この値は、流量の観測誤差を鑑みると十分な計算精度といえる。

次に、SSフラックスに着目すると、観測値と計算値は概ね類似した変化傾向となっている。また、累積SSフラックスに関しても、パラメータフィッティングを経て得られた表-2のパラメータセットの結果は、観測値と概ね類似している。これより、本流域SSモデルの基本的な有効性が検証された。その上、表-2は本計算対象に適合し

図-5 流域全体の累積流量・SSフラックスの時間変化

たパラメータ群といえる。また、二つのパラメータのうち、 $S_{\min,j}^l$ を大きくすると、SS輸送量は大きくなる。これは、地表面における堆積物の下限値が大きくなると、運ばれる堆積物自体が多くなるためである。また、 $S_{\max,j}^l$ を大きくすると、SS輸送量は減少している。これは、本モデル上の式 (2c) に示されるように、地表面上の土壌流出量 $L_{nps,j}$ が小さくなるためである。

図-5は、手賀沼流域全体における累積流量・SSフラックスの計算値の時間変化を示している。ここでは、流域全体を大堀川、大津川、染井入落、その他の直接流入域の4つに分けて表示している。このように、流量の大きい大堀川や大津川からのSSフラックスの寄与が大きいと共に、直接流入域からの寄与も見られる。また、本対象期間終了時における全体の累積SSフラックスに対する大堀川、大津川、染井入落、直接流入域の寄与はそれぞれ20.9%、29.5%、2.3%、47.4%であった。

(2) 流域・河川における放射性Cs濃度の推移

モニタリング結果に基づく、都市流域の堆積土砂や河川底泥中の放射性Cs濃度の推移を図-6に示す。ここでは、大堀川流域における路面と屋根面、河川（呼塚橋、河口から1.5km）の結果を図示している¹¹⁾。これより、全てのデータに関して放射性セシウムは減少していることが分かる。特に、路面での減少量が顕著となっている。Cs濃度の減少量 ΔC_s は放射性崩壊分 $\Delta C_{s,r}$ 及びその他の効果（ここでは新規堆積土砂との混合による減少分） $\Delta C_{s,m}$ の和と見なされる¹¹⁾、 $\Delta C_{s,r}$ は次式より与えられる。

$$\Delta C_{s,r} = C_{s0} \left\{ 1 - \exp \left(- \frac{0.693}{T_r} t \right) \right\} \quad (7)$$

図-6 流域（路面、屋根面）・河川の放射性Csの経年変化

図-7 流域から供給される放射性Cs濃度の推定値(a)およびCs供給量の観測値と推定値(b)の時間変化

ここで、 T_r は放射性崩壊による物理的半減期である。観測値を補間・補外して長期連続的なCsデータを得るために、観測値にこれらの近似式を当てはめたところ、Csの減少状況が時期により異なった。そこで、うまくフィッティングすべく、図中の矢印のように期間を分けて近似式を作成した結果が図-6に表示されている。なお、減少量の小さかった屋根面では減少量 ΔC_s を2分割せずにそのまま式(7)を近似式として当てはめている。これらの結果より、路面の放射性Csの減少率は時間と共に低くなっており、放射能汚染が長期化の様相を呈している。

(3) 流域からの放射性Cs供給量の推定

得られた近似式に基づいて、流域から河川に流れ込むSS中に含まれる放射性Cs濃度の推定を行う。ここでは、河川水中のSSが流域堆積物のみを起源とすることを想定し¹⁰⁾、手賀沼流域の半分以上が市街地であることを考慮して、①路面のみ、②屋根面のみ、③流域平均（路面：屋根面＝8：2の割合で混合）¹⁹⁾に加えて、河川底泥からの影響を加味した④流域・河川平均（路面：屋根面：河川底泥＝4：1：5の割合で混合）の計4ケースを想定する。得られた推定結果は図-7(a)に示すとおりである。

これら4つの放射性Csの推定値が時々刻々のSS中の放射性Cs含有量と仮定し、それを流域SS動態モデルで算出した流域全体から手賀沼へのSS流入量（図-5）に掛けて得られた放射性Cs供給量を図-7(b)に示す。また、手賀沼での放射性Csのストック量を求め、それを観測値としている¹⁰⁾。これより、4つの推定値のうち、流域平均の結果が観測値と一致していることが分かる。そのため、今後の放射能汚染の推移を見るには、流域平均の放射性Cs濃度を用いる必要があることが分かる。ただし、湖面沈着の影響等は考慮しておらず、観測値の数も十分でなく、本解析期間も2012年末までと短いため、今後は、対象期間を延ばすと共に、より多くの観測値との比較が必要となる。

5. 結論

本研究における結論は以下の通りである。

- 1) 水・物質循環モデル（SIPHERモデル）をベースとした流域SS動態モデルを構築し、手賀沼流域に適用した。大堀川における河川流量やSS輸送量の観測値と本計算結果が概ね一致したことから、本モデルの基本的な有効性が検証された。
- 2) 放射能汚染に関するモニタリング結果より、都市流域の路面や屋根面ともに放射性Csは減少しているものの、路面の放射性Csの減少率は時間と共に低くなっており、放射能汚染の長期化が懸念される。
- 3) 流域からの放射性Csの供給量を求めた結果、流域平均の放射性Cs濃度を使用した推定値と観測値は概ね一致し、本研究で用いた手法による放射性Cs供給量評価に関する一定の妥当性が示された。

謝辞：本論文では、千葉県河川環境課から降雨量データ、同水質保全課から排出汚濁負荷量をご提供頂いた。ここに記して謝意を表します。

参考文献

- 1) 首相官邸 HP : <http://www.kantei.go.jp/saigai/anzen.html>（閲覧日：

2014年9月24日）。

- 2) J. C. Ritchie and J. R. Mchenry: Application of radioactive fallout Cesium-137 for measuring soil erosion and sediment accumulation rates and patterns: a review, *J. Environ. Qual.*, Vol.19, pp.215-233, 1990.
- 3) 田中万也, 坂口綾, 岩谷北斗, 高橋嘉夫: 福島第一原子力発電所事故由来の放射性セシウムの環境中での移行挙動とミクロスケールでの不均質性, 放射化学, Vol.27, pp.12-19, 2013.
- 4) チェルノブイリ・フォーラム専門家グループ（日本学術会議訳）: チェルノブイリ原発事故による環境への影響とその修復：20年の経験, pp.81-107, 2006.
- 5) 高橋正通: 福島県の森林の放射性セシウム汚染の実態と長期モニタリング, 学術の動向, Vol.18, No.6, pp.6-68-6-71, 2013.
- 6) 吉田聡: 森林生態系での放射性物質動態—過去の研究事例から予測される状況と課題—, 森林科学, Vol.65, pp.31-33, 2012.
- 7) 中尾淳: セシウムの土壌吸着と固定, 学術の動向, Vol.17, No.10, pp.10-40-10-45, 2012.
- 8) 塩沢昌, 田野井慶太郎, 根本圭介, 吉田修一朗, 西田和弘, 橋本健, 桜井健太, 中西友子, 二瓶直登, 小野勇治: 福島県の水田土壌における放射性セシウムの深度別濃度と移流速度, *RADIOISOTOPES*, Vol.60, pp.27-32, 2011.
- 9) 尾崎則篤: 市街地における放射性物質の流出—文献調査結果とそこから得られた知見—, 第17回日本水環境学会シンポジウム, 107p., 2014.
- 10) 二瓶泰雄, 大内田崇享, 笹川一磨, 橋田創, 武川一樹: 都市流域—河川—湖沼における放射性セシウム134, 137の動態—手賀沼流域を例に—, 土木学会論文集B1(水工学), Vol.69, No.4, pp.1-1693-1-1698, 2013.
- 11) 橋田創, 二瓶泰雄, 大内田崇享, 笹川一磨, 小松有由美: 手賀沼流域圏における放射性セシウムの推移と魚類への影響, 土木学会論文集B1(水工学), Vol.70, No.4, pp.1-1411-1-1416, 2014.
- 12) 千葉県 HP : <http://www.pref.chiba.lg.jp/kouhou/saigai/h23touhoku-houshasen.html>（閲覧日：2014年9月17日）。
- 13) 佐藤祐一, 小松英司, 永禮英明, 上原浩, 湯浅岳史, 大久保卓也, 岡本高弘, 金再奎: 陸域—湖内流動—湖内生態系を結合した琵琶湖流域水循環モデルの構築とその検証, 水環境学会誌, Vol.34, No.9, pp.125-141, 2011.
- 14) 山田安彦, 白鳥孝治, 立本英機: 印旛沼・手賀沼—水環境への提言—, 古今書院, pp.1-167, 1993.
- 15) 文部科学省 HP : <http://ramap.jaea.go.jp/map/map.html#>（閲覧日：2014年9月17日）。
- 16) D. M. Hartley: simplified process model for water and sediment yield from single storms, *Transactions of the ASCE*, Vol.30, No.3, pp.710-723, 1987.
- 17) 二瓶泰雄, 砂田岳彦, 水野智之: 模擬降雨流出水採取法に基づく路面塵埃環境の時間的・空間的変動特性の把握, 水環境学会誌, Vol.29, No.5, pp.261-268, 2006.
- 18) 田中健太郎, 二瓶泰雄: SSモニタリングネットワークに基づく東京湾への浮遊土砂供給特性の把握, 水工学論文集, Vol.55, pp.S-1327-S-1332, 2011.
- 19) 二瓶泰雄, 吉田拓司, 砂田岳彦: 屋根面堆積負荷の非定常挙動に関する連続観測, 水環境学会誌, Vol.29, No.11, pp.755-760, 2006.

(2014. 9. 30 受付)