阿武隈川水系における放射性セシウムの数値シミュレーション

石川 百合子^{*,†}
保 高 徹 生^{***}

川 口 智 哉^{**}
東 野 晴 行^{*}

Estimation of Concentration of Radioactive Cesium in Abukuma River Basin Using Numerical Simulation

Yuriko ISHIKAWA^{*,†}, Tomoya KAWAGUCHI^{**},
Tetsuo YASUTAKA^{***} and Haruyuki HIGASHINO^{*}

* The Research Institute of Science for Safety and Sustainability, National Institute of Advanced Industrial Science and Technology, Onogawa 16-1, Tsukuba, Ibaraki 305-8569, Japan

** Nihon Suido Consultants Co., Ltd (NSC), 22-1 Nishi-Shinjuku 6-Chome, Shinjuku-ku, Tokyo 163-1122, Japan

*** Institute for Geo-Resources and Environment, National Institute of Advanced Industrial Science and Technology, 1-1-1 Higashi, Tsukuba, Ibaraki 305-8567, Japan

Abstract

In order to assess the concentrations of radioactive substances in river basins contaminated by such substances released through the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident in March 2011, a watershed model was developed. The model, improved on the basis of the AIST-SHANEL software, can estimate indexes such as the river water concentration and deposition amount of radioactive cesium in river basins after the accident using a submodel for estimating suspended solids and the radioactive cesium load in runoff water. In this study, we carried out some case studies by applying the model to the Abukuma River basin. Two major results were obtained. The model was valid for the estimation of the concentration of radioactive cesium, and the radioactive cesium load in the runoff water was quite low. In particular, for cesium 137, its natural elimination rate is low owing to its long half-life. As a result, the deposition amount of radioactive cesium in river basins would only negligibly decrease. Therefore, we suggest a need for the comprehensive examination of all measures of reducing radioactive cesium including decontamination. The model is useful for evaluating the temporal-spatial concentrations of and the impact of control policies for radioactive substances in river basins associated with nuclear accidents.

Keywords: Watershed model; Radioactive cesium; River water concentration; Dissolved matter; Particle sorbed matter; Deposition amount; Abukuma river basin

1. はじめに

2011年の東日本大震災に伴う福島第一原発事故により放出された放射性物質が広範囲に拡散したことによる影響が懸念されている。原発事故により放出された放射性物質のうち、河川流域全体で問題となるのは、環境中への放出量が多く、広範囲に拡散され、かつ半減期が長い放射性セシウムである。これには半減期が約2.1年のセシウム134と半減期が約30年のセシウム137の2つがある。放射性セシウムは土壌粒子に吸着しやすい性質が知られており¹⁻⁵⁾、原発事故後においても土壌に沈着した放射性セシウムは表層から5 cm以内の深さにその殆どが存在していることが確認されている⁶⁾。大気中で広範囲に拡散した放射性物質は風雨によって流域土壌に

沈着した後、降水による出水に伴って流域から河川等を経由して海域へ流出するものの、その多くは依然として流域に残存している状況にある⁷⁾。

この状況下、流域における放射性物質の実態を把握するため、主に晴天時を対象にした調査として、(独)日本原子力研究開発機構(JAEA)は福島県内の河川50箇所を対象に平成23年6月から12月までに3回の調査⁶⁾を、環境省は福島県、岩手県、宮城県をはじめ関東地方の各都県内における公共用水域を対象に平成23年6月から数ヶ月に1回程度の調査⁸⁾を、それぞれ実施している。一方、放射性セシウムの出水時における観測の必要性が指摘されている。村上⁹⁾は(独)日本原子力研究開発機構(JAEA)⁶⁾の議論に基づき、放射性セシウムの大部分は懸濁物質に由来していること、懸濁物質の大部分は降水

* 独立行政法人産業技術総合研究所安全科学研究部門 〒305-8569 茨城県つくば市小野川16-1

** 株式会社日水コン環境事業部環境・資源部 〒163-1122 東京都新宿区西新宿6-22-1 新宿スクエアタワー

*** 独立行政法人産業技術総合研究所地圏資源環境研究部門 〒305-8567 茨城県つくば市東1-1-1 中央第7

† 連絡先: y-ishikawa@aist.go.jp

に伴う出水にもたらされることを示している。長尾¹⁰⁾と中村ら¹¹⁾は阿武隈川中流において2011年5月から2012年8月まで観測を実施し、河川流量が増加する出水時にセシウム137の河川水濃度が増加すること、全濃度に占める懸濁態濃度の割合が100%程度になることを示している。また、流域における放射性セシウムの蓄積量の実態調査として、文部科学省放射線量等分布マップ拡大サイト¹²⁾が公表されている。このように、放射性セシウムに係る観測を時間的、空間的に詳細に実施する必要性が示されているものの、これを実施することは、作業に要する労力や費用が膨大となることから極めて困難であると思われる。

この問題を解決するには放射性セシウムの河川水濃度を時間的、空間的に推定できる解析モデルを用いた予測が有効であろう。流域土壌に沈着した後、降水による出水に伴って掃流される放射性セシウムは溶存態および懸濁態の状態が存在し、さらに環境媒体中の懸濁物質の割合に応じて溶存態と懸濁態に再分配される。このうち、溶存態の放射性セシウムは植物に吸収されやすく移動性が高いという特性があることから、放射性セシウムの総量のみならず存在形態も把握することが重要である。流域を対象とした放射性物質の動態モデルに関して、佐藤¹³⁾は対象場が放射性物質の暴露を受けたとき、大気、水、土壌等の各相への放射性物質の分配の状態を把握するための集中型モデルが多いこと、このモデルを発展させた移流拡散を基礎とした分布型モデルに関しては性能評価が十分でないことを指摘している。このように、流域における放射性セシウムをはじめ放射性物質の動態を時間的、空間的に密な解像度でかつ性能保証できるモデルは今のところ極めて少ないものと考えられる。

これまで、(独)産業技術総合研究所は産総研-水系暴露解析モデル(AIST-SHANEL)¹⁴⁾を開発し、現在では日本全国109の1級水系を3次メッシュ(約1km格子)によりモデル化し、月単位における対象物質の河川水濃度を推定できるモデルを公開している^{15,16)}。AIST-SHANELは流域の蒸発散量や積雪融雪量等を推定する熱収支解析、主に河川における流量等を推定する流れ解析、水温や懸濁物質の濃度を推定する水質解析、そして対象物質の河川水濃度を推定する物質動態解析の4つのサブモデルから構成される。物質動態解析は移流拡散だけでなく、対象物質の懸濁物質への吸着の他、沈降や再浮上等の物質動態を考慮している。本研究ではAIST-SHANELをプラットフォームとして、時間解像度を日単位としたうえで流域における懸濁物質の流出ポテンシャルと、環境媒体中の懸濁物質の割合に応じた放射性物質の存在形態を考慮すべく、流域における放射性物質を対象にした堆積負荷掃流モデルを追加し、阿武隈川水系を対象にケーススタディーを実施する。以下、放射性セシウムの流域における蓄積量の残存状況や河川水濃度の推定に関する妥当性を検証するとともに、その蓄積量を減少させる要因を分析する。

2. 放射性セシウムの動態解析モデル

2.1 流域における堆積負荷掃流モデル

2.1.1 懸濁物質・水分配係数の導入

本研究では、流域における放射性セシウムの動態を流

域土壌から流出した後の放射性セシウムは環境媒体中の懸濁物質の割合に応じて溶存態、懸濁態に再分配されること、放射性セシウムは流出水において、水と懸濁物質以外には分配されないこと、風による飛散や除染は考慮しないことを仮定して定式化を図った。

いま、流出水における溶存態の物質濃度を C_w ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$)、懸濁態の物質濃度を C_s ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$) とする。ここで、流出水における溶存態分配率 f_w (–) は容積 V_w (m^3) を用いて次式で定義される。ただし、懸濁態成分による流出水容積の増加はないものと仮定する。

$$f_w = \frac{C_w V_w}{C_w V_w + C_s V_w} \dots\dots\dots \text{Eq.1}$$

また、流出水では溶存態成分と懸濁態成分とは分配平衡であるとする、次式を得る。

$$C_s = kd \cdot SS \cdot C_w \dots\dots\dots \text{Eq.2}$$

ここで、 kd : 懸濁物質・水分配係数 ($\text{m}^3 \cdot \text{g}^{-1}$)、 SS : 懸濁物質の濃度 ($\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$) である。

Eq.1 に Eq.2 を代入すると、次式を得る。

$$\begin{aligned} f_w &= \frac{C_w V_w}{C_w V_w + C_s V_w} \\ &= \frac{C_w V_w}{C_w V_w + (kd \cdot SS) C_w V_w} = \frac{1}{1 + kd \cdot SS} \dots\dots \text{Eq.3} \end{aligned}$$

一方、懸濁態分配率 f_s は次式となる。

$$f_s = 1 - f_w = \frac{kd \cdot SS}{1 + kd \cdot SS} \dots\dots\dots \text{Eq.4}$$

Eq.4 から kd が0のとき f_s は0となり、 kd が非常に大きいとき f_s は1に漸近する。

2.1.2 堆積負荷掃流モデル

放射性セシウムの発生源は大気から土壌に降下した沈着量のみであり、沈着量を蓄積量とした初期条件とした堆積負荷掃流型の物質収支式とした。ここでは、放射性セシウムの流出負荷量は土壌における蓄積量と流出量の1乗、すなわち線形に応答すると仮定し、さらに懸濁物質の濃度に応じて流出負荷量も変化するように定式化した。

$$\frac{dS}{dt} = -kf \cdot f_s \cdot S \cdot q - kr \cdot S \dots\dots\dots \text{Eq.5}$$

$$f_s = \frac{kd \cdot SS}{1 + kd \cdot SS} \dots\dots\dots \text{Eq.6}$$

$$kr = -\frac{\ln(0.5)}{T_{hp}} \dots\dots\dots \text{Eq.7}$$

ここに、 S : 蓄積量 ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$)、 kf : 負荷流出係数 (m^{-2})、 f_s : 懸濁態分配率 (–)、 q : 流出量 ($\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$)、 kr : 消失速度 (s^{-1})、 T_{hp} : 半減期 (s) である。

2.2 河道における一次元移流拡散モデル

ここでは、AIST-SHANELの物質収支式¹⁴⁾に基づき、流出水における放射性セシウムの環境動態を考慮して懸濁物質および放射性セシウムの物質収支を定式化した。

2.2.1 懸濁物質の収支式

河川水と河川底泥層との物質移動は、河川に流入した懸濁物質が沈降したものが支配的であると仮定し、河川底泥層の厚さは懸濁物質の挙動から決定できるとした。次式は懸濁物質の収支を示したものである。

$$\begin{aligned} & \frac{\partial}{\partial t}(ArC_{ss}) + \frac{\partial}{\partial x}(ArUrC_{ss}) \\ &= \frac{\partial}{\partial x}\left(ArDr\frac{\partial C_{ss}}{\partial x}\right) - W\frac{Ar}{Hr} + G\frac{Ar}{R} + f_{ss}, \\ & f_{ss} = \frac{\alpha_{ss}(qrb)l^{\beta_{ss}}}{bl}, Dr = 5.93Hru^* \text{ (Elderの縦分散係数)}, \\ & \frac{dF_{ss}}{dt} = W\frac{Ar}{Hr} - G\frac{Ar}{R} \dots\dots\dots \text{Eq.8} \end{aligned}$$

河川底泥厚の値は次式によって決定した。

$$\left(\frac{Hr_{sdw}}{Hr_{sds}}\right) = \left(\frac{wc}{(1-wc)\rho_{sdw}}\right) \frac{F_{ss}}{\left(\frac{Ar}{R}\right)} \dots\dots\dots \text{Eq.9}$$

懸濁物質の沈降および再浮上の定数に関しては、以下のよう設定した。

$$\begin{aligned} \left(\frac{W}{G}\right) &= \begin{pmatrix} 0 \\ G_{ss}\left(\frac{u_c^*}{u_c^*} - 1\right)^{m_{ss}} \end{pmatrix} \text{ when } u^* \geq u_c^*, \\ \left(\frac{W}{G}\right) &= \begin{pmatrix} wC_{ss} \\ 0 \end{pmatrix} \text{ when } u^* \leq u_c^*, \quad u^* = \sqrt{gRIe}, \\ w &= \frac{g(\rho_{sds} - \rho_{sdw})d_{ss}^2}{18\mu} \text{ (Stokes式による沈降速度)} \dots\dots\dots \text{Eq.10} \end{aligned}$$

ここに、 Ar : 流水断面積 (m^2), C_{ss} : 懸濁物質の河川水濃度 ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), Ur : 断面平均流速 ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$), Dr : 縦分散係数 ($\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$), Hr : 平均水深 (m), R : 径深 (m), f_{ss} : 斜面からの横流入負荷量 ($\text{g}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$), F_{ss} : 河川底泥の堆積負荷量 ($\text{g}\cdot\text{m}^{-1}$), u^* : 摩擦速度 ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$), u_c^* : 限界摩擦速度 ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$), g : 重力加速度 ($\text{m}\cdot\text{s}^{-2}$), Ie : 動水勾配 (-), G_{ss} : 河川底泥からの再浮上速度定数 ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$), m_{ss} : 河川底泥からの再浮上定数 (-), w : 懸濁物質の沈降速度 ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$), wc : 河川底泥の含水率 (-), ρ_{sds} : 懸濁物質の密度 ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), ρ_{sdw} : 媒体の密度 ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), d_{ss} : 懸濁物質の代表粒径 (m), μ : 粘性係数 ($\text{g}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$), α_{ss} および β_{ss} : 定数, qr : 横流入量 ($\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$), bl : 河道長 (m) である。

2.2.2 放射性セシウムの収支式

次式は放射性セシウムの収支を示したものである。

$$\begin{aligned} & \frac{\partial}{\partial t}(ArCr_w) + \frac{\partial}{\partial x}(ArUrCr_w) \\ &= \frac{\partial}{\partial x}\left(ArDr\frac{\partial Cr_w}{\partial x}\right) + Wr\frac{Ar}{Hr} + Gr\frac{Ar}{R} \\ &+ D_{sd1} - K_w ArCr_w + fr \dots\dots\dots \text{Eq.11} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} & \left(\frac{d\left(\frac{Ar}{R}Hr_{sdw}Cr_{sdw}\right)}{dt}\right) = -\left(\frac{D_{sd1}}{Gr\frac{Ar}{R} + Wr\frac{Ar}{Hr}}\right) \\ & + \left(\frac{D_{sd2}}{-D_{sd2}}\right) - \left(\frac{K_{sdw}\frac{Ar}{R}Hr_{sdw}Cr_{sdw}}{K_{sds}\frac{Ar}{R}Hr_{sds}Cr_{sds}}\right) \dots\dots\dots \text{Eq.12} \end{aligned}$$

河川水と河川底泥間における拡散移動、沈降および再浮上は次式による。

$$\begin{aligned} \left(\frac{Wr}{Gr}\right) &= \begin{pmatrix} 0 \\ \frac{G}{\rho_{sds}}Cr_{sds} \\ 0 \end{pmatrix} \text{ when } u^* \geq u_c^*, \quad \left(\frac{Wr}{Gr}\right) \\ &= \begin{pmatrix} -WCr_wfs \\ 0 \\ -U_{w,sdw}\frac{Ar}{Hr}\left(Cr_w - \frac{Hr}{R}\frac{Cr_{sdw}}{H_{sdw,w}}\right) \end{pmatrix} \text{ when } u^* < u_c^*, \\ f_s &= \frac{kd\cdot SS}{1+kd\cdot SS}, \quad \frac{1}{U_{w,sdw}} = \frac{1}{u_w} + \frac{H_{w,sdw}}{u_{sdw}}, \\ H_{sdw,w} &= kd\rho_{sdw}, \quad H_{w,sdw} = \frac{1}{kd\rho_{sdw}} \dots\dots\dots \text{Eq.13} \end{aligned}$$

河川底泥液相と固相間の拡散移動は河川底泥固相からの再浮上が生ずるような規模の大きな出水時には生じないものと仮定した。

$$\begin{aligned} D_{sd2} &= \begin{pmatrix} 0 \\ -U_{sdw,sds}\frac{Ar}{R}\left(Cr_{sdw} - \frac{Cr_{sds}}{H_{sds,sdw}}\right) \end{pmatrix} \\ & \text{ when } u^* \begin{pmatrix} \geq u_c^* \\ < u_c^* \end{pmatrix}, \quad \frac{1}{U_{sdw,sds}} = \frac{1}{u_{sdw}} + \frac{H_{sdw,sds}}{u_{sds}}, \\ H_{sds,sdw} &= kd\rho_{sds}, \quad H_{sdw,sds} = \frac{1}{kd\rho_{sds}} \dots\dots\dots \text{Eq.14} \end{aligned}$$

ここに、 Cr : 濃度 ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), fr : 斜面からの横流入負荷量 ($\text{g}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$), ρ_{sds} : 懸濁物質の密度 ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), K : 消失速度定数 (s^{-1}), kd : 懸濁物質・水分分配係数 ($\text{m}^3\cdot\text{g}^{-1}$), U : 移動速度定数 ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$), u : 移動係数 ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$), H : 分配平衡定数 (-), w : 河川水を表す添字, sdw : 河川底泥液相を表す添字, sds : 河川底泥固相を表す添字, f_s : 流出水における懸濁態分配率 (-) である。

3. ケーススタディ

ここでは、阿武隈川水系を対象として、主に河川流量ならびに放射性セシウムの流域における蓄積量および河川水濃度を溶存態と懸濁態毎に推定し、これらを観測値と比較することにより、本モデルの妥当性を検証した。対象物質はセシウム 134 とセシウム 137 とした。気象

図1 阿武隈川水系における観測地点位置図

注) 気象官署 (気象庁¹⁷⁾: 福島, 白河) 流量 (国土交通省¹⁸⁾: Q1~Q27, 放射性セシウムの河川水濃度 (JAEA⁶⁾: J1~J23, 環境省⁸⁾: K1~K5, Yasutaka et al.²²⁾: C1~C15)

表1 解析目的別の対象期間

解析の内容	2008	2009	2010	2011	2012
	12月	1～12月	12月	1～12月	1～12月
熱収支解析	キャリブレーション			検証	
流れ解析	キャリブレーション			検証	
水質解析	-	-	-	検証	
物質動態解析	-	-	-	検証	

表2 Yasutaka et al.²²⁾の観測値に基づく懸濁物質・水分分配係数kdの設定

観測地点	懸濁物質 mg L ⁻¹	D: 溶存濃度 Bq L ⁻¹			P: 懸濁濃度 Bq L ⁻¹			T: 全濃度 Bq L ⁻¹			D/T	懸濁態中濃度 Bq kg ⁻¹			134Cs: kd		137Cs: kd	
		134Cs	137Cs	合計	134Cs	137Cs	合計	134Cs	137Cs	合計		134Cs	137Cs	合計	L kg ⁻¹	L mg ⁻¹	L kg ⁻¹	L mg ⁻¹
C1	6.0	0.024	0.044	0.068	0.075	0.126	0.202	0.099	0.170	0.270	25%	12500	21000	33500	5.2E+05	0.52	4.8E+05	0.48
C2	7.7	0.014	0.026	0.040	0.081	0.126	0.207	0.095	0.152	0.247	16%	10519	16364	26883	7.5E+05	0.75	6.3E+05	0.63
C3	6.1	0.011	0.025	0.036	0.053	0.086	0.139	0.064	0.111	0.175	21%	8689	14098	22787	7.9E+05	0.79	5.6E+05	0.56
C4	6.1	0.013	0.027	0.040	0.031	0.052	0.083	0.044	0.079	0.123	33%	5082	8525	13607	3.9E+05	0.39	3.2E+05	0.32
C5	3.2	0.007	0.010	0.017	0.006	0.008	0.014	0.013	0.018	0.031	55%	1875	2500	4375	2.7E+05	0.27	2.5E+05	0.25
C6	3.4	0.008	0.014	0.022	0.014	0.024	0.038	0.022	0.038	0.060	37%	4118	7059	11176	5.1E+05	0.51	5.0E+05	0.50
C7	0.3	0.005	0.005	0.010	0.002	0.001	0.003	0.007	0.006	0.013	77%	-	-	-	1.3E+06	1.33	6.7E+05	0.67
C8	1.9	0.011	0.019	0.030	0.030	0.051	0.081	0.041	0.070	0.111	27%	15789	26842	42632	1.4E+06	1.44	1.4E+06	1.41
C9	7.7	0.004	0.006	0.010	0.076	0.126	0.202	0.076	0.126	0.202	5%	9870	16364	26234	2.5E+06	2.47	2.7E+06	2.73
C10	4.3	0.011	0.022	0.033	0.092	0.149	0.241	0.103	0.171	0.274	12%	21395	34651	56047	1.9E+06	1.95	1.6E+06	1.58
C11	3.0	0.007	0.013	0.020	0.012	0.021	0.033	0.019	0.034	0.053	38%	4000	7000	11000	5.7E+05	0.57	5.4E+05	0.54
C12	0.5	0.043	0.083	0.128	0.008	0.013	0.019	0.051	0.096	0.147	87%	16000	26000	42000	3.7E+05	0.37	3.1E+05	0.31
C13	5.1	0.011	0.025	0.036	0.042	0.071	0.113	0.053	0.096	0.149	24%	8235	13922	22157	7.5E+05	0.75	5.6E+05	0.56
C14	10.4	0.005	0.009	0.014	0.007	0.011	0.018	0.012	0.020	0.032	44%	673	1058	1731	1.3E+05	0.13	1.2E+05	0.12
C15	2.0	0.009	0.016	0.025	0.005	0.013	0.018	0.014	0.029	0.043	58%	2500	6500	9000	2.8E+05	0.28	4.1E+05	0.41
Median															5.7E+05	0.57	5.4E+05	0.54

図2 流出水における懸濁物質 (SS) 濃度毎の懸濁物質・水分分配係数kdと懸濁態分配率の関係 (図中の点線は本研究における懸濁物質・水分分配係数kdの設定値)

要素、河川流量、懸濁物質および放射性セシウムは図1に示す地点において観測が実施されている。

3.1 解析条件の設定

3次メッシュ (約1 km 格子) を基礎単位として阿武隈川水系をモデル化した結果、全部で5279メッシュとなった。流域の土地利用は山林が約79%, 田や畑等の農地が約18%, 宅地等の市街地が約3%となっており、流域の大部分が山林で占められている。

表1は解析目的別の対象期間を示したものである。放射性セシウムの河川水濃度の数値シミュレーションは、原発事故前の2010年12月1日から2012年12月31日までとし、この期間に解析モデルの全てを検証した。ただし、熱収支解析と流れ解析は、2008年12月1日から2009年12月31日までの期間を対象に予め決定できないモデル定数のキャリブレーションを実施した。気象要素は、若松、仙台、福島、白河、小名浜の5つの気象官署を利用した。熱収支解析では、気象官署の福島、白河における積雪深の推定値が観測値¹⁷⁾に整合するように、バルク係数、蒸発効率、アルベド、人工排熱量をキャリブレーションにより決定した。流れ解析では、阿武隈川水系の観測地点における流量の推定値が観測値¹⁸⁾に整合するように、土地利用別の表面流出係数、A～D層

の土壤空隙率、A層の透水係数とB～D層の水平流出係数および鉛直流出係数をキャリブレーションにより決定した。

3.1.1 懸濁物質・水分分配係数kdの設定

放射性セシウムに関しては、細粒な土壌粒子に吸着されやすいこと¹⁹⁾、pHや有機物濃度などの環境要因によって、溶存態、交換態、懸濁態と存在形態が異なること²⁰⁾、各土地利用や各土壌における吸着性等のパラメータの評価は今後の課題であること²¹⁾が指摘されている。今のところ、放射性セシウムの流出水における懸濁物質・水分分配係数kdについて、環境条件に依存したパラメータの設定を可能にする知見が十分に蓄積されていないことから、ここでは、阿武隈川水系における放射性セシウムの存在形態別濃度の観測値に基づいてkdを設定した。Yasutaka et al.²²⁾が阿武隈川水系内の全15地点 (図1: C1～C15地点) で測定した放射性セシウムの溶存態濃度、懸濁物質濃度およびそれに含まれる懸濁態濃度に基づいて各地点のkdを算出した結果、セシウム134は $1.3 \times 10^5 \sim 2.5 \times 10^6$ (L・kg⁻¹)、セシウム137は $1.2 \times 10^5 \sim 2.7 \times 10^6$ (L・kg⁻¹)の範囲に収まっており、それぞれの中央値である 5×10^5 (L・kg⁻¹)に設定した (表2参照)。図2はEq.4に基づき、懸濁物質濃度毎の流出水の懸濁態分配率を示したものである。懸濁物質濃度が10 (mg・L⁻¹)では懸濁態分配率が約80%、懸濁物質濃度が2 (mg・L⁻¹)では溶存態と懸濁態の分配率が同程度となった。これより、kdだけでなく流出水の懸濁物質濃度に応じて懸濁態分配率が変化することから、流域における懸濁物質の流出ポテンシャルがそのまま放射性セシウムの存在形態を決定する重要な要因であると考えられる。

3.1.2 流域における懸濁物質の流出負荷量の設定

流域土壌から河川への放射性セシウムの流出は、主に懸濁物質の移動に伴うことが報告されていることから¹¹⁾、放射性セシウムの動態を考慮するには懸濁物質の流出ポテンシャルを評価することが重要となる。例えば、山林では降水による出水に伴う流域土壌の表面侵食が放射性物質を移動させる駆動力となり、出水時の懸濁物質と放

放射性セシウム濃度には高い相関があることが示されている^{11,23)}。前述のように阿武隈川流域の土地利用はその大部分が山林であることから、ここでは、土地利用別に懸濁物質の流出ポテンシャルは評価せずに、阿武隈川の伏黒地点（図1：Q7地点）と阿久津地点（図1：Q12地点）における流量と懸濁物質の毎月の観測結果²⁴⁾を利用して、次に示すLQ式により流出負荷量を設定した（図3参照）。

$$L = \alpha Q^\beta, \alpha = 925.626, \beta = 2.325 \dots\dots\dots \text{Eq.15}$$

ここに、 L :比負荷量 ($\text{g} \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$), Q :比流量 ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1} \cdot \text{km}^{-2}$)である。

比流量には河川への横流入量となるA～C層の斜面流出量を設定し、LQ式の係数である α と β の妥当性は河川水の懸濁物質濃度をもって検証した。

3.1.3 放射性セシウムに関する解析条件の設定

(1)流域における蓄積量の設定

本研究では、放射性セシウムの蓄積量の初期条件やその後の蓄積量の実態として、文部科学省放射線量等分布マップ拡大サイト¹²⁾の航空機モニタリング結果の沈着量を利用した。表3に示すように、この結果は沈着量の下限値が調査時点毎に異なっており注意が必要である。放射性セシウムの排出源は大気から地上に降下した

図3 比流量と懸濁物質 (SS) の比負荷量の関係

沈着量のみと仮定し、蓄積量の初期条件に第1次調査の2011年4月29日の沈着量を設定した。ただし、第1次調査と第2次調査の下限値は第3次調査以降のそれと異なるため、ここでは第1次調査の沈着量が300 ($\text{kBq} \cdot \text{m}^{-2}$)のとき、下限値が10 ($\text{kBq} \cdot \text{m}^{-2}$)である調査のうち、調査時点が最も第1次調査に近い第3次調査の値に置き換えた。

(2)物性の設定

前述の通り、放射性セシウムの懸濁物質・水分係数 kd は 5×10^5 ($\text{L} \cdot \text{kg}^{-1}$)、半減期はセシウム134を2.1年、セシウム137を30年に設定した。また、放射性セシウムの堆積負荷掃流モデルにある負荷流出係数 kf (m^{-2})は、Eq.5を時間積分して得られる次式により設定した。

$$kf = \ln \left(\frac{S(t)}{S(0) \cdot \exp(-kr \cdot t)} \right) \frac{1}{fs \cdot q \cdot t} \dots\dots\dots \text{Ep.16}$$

ここに、 t :対象期間の延べ時間 (s), $S(0)$:第1次調査における蓄積量 (沈着量) ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$), $S(t)$:対象期間経過後の蓄積量 ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-2}$)である。

Eq.16における fs を1 (懸濁物質濃度が十分に高い)、降水の流出係数を流域平均で0.2と仮定したうえで、期間内の延べ時間数、流出量、土壌における蓄積量の残存率および消失速度を考慮した結果、出水に伴う負荷量の流出割合を示す負荷流出係数 kf は表4に示す結果を得た。これより、セシウム134およびセシウム137ともに負荷流出係数 kf は 5×10^{-5} (m^{-2})に設定した。土壌における蓄積量の残存率 $S(t)/S(0)$ は、図4に示すように第1次調査の沈着量に対する第5次調査の沈着量の割合を設定した。

表3 文部科学省¹²⁾による沈着量の公表値に関する下限値の一覧

調査時点		沈着量の下限値 $\text{kBq} \cdot \text{m}^{-2}$
第1次	2011年4月29日	300
第2次	2011年5月26日	100
第3次	2011年7月2日	10
第4次	2011年11月5日	10
第5次	2012年6月28日	10

表4 負荷流出係数の設定結果

対象物質	$S(t)/S(0)$ —	消失速度 kr s^{-1}	負荷流出係数 kf m^{-2}
セシウム134	0.498	1.047E-08	4.264E-05
セシウム137	0.676	7.327E-10	4.984E-05

- 1) 期間内の延べ時間 day: 第1次(2011/4/29)～第5次(2012/6/28)の前日まで 426
- 2) 期間内の降水量 mm 1.626E+03
- 3) 期間内の流出量 m^3 1.691E+09
- 4) 期間内の流出量(流路長あたり) m^2 7.315E+03
- 5) 流域面積 km^2 5.279E+03
- 6) 流路長 km: 流路長= $1.35 \times \text{流域面積}^{0.6}$ (文献25)) 2.311E+02
- 7) 流出係数 —

土地利用	面積率 —	流出係数 —
山林	0.79	0.20
田畑	0.18	0.10
市街地	0.03	0.70
流域平均	1.00	0.20

図4 第1次調査地点と第5次調査地点における放射性物質の蓄積量の比較

3.2 本モデルの検証に用いる観測値

本モデルの検証には、2011年から2012年までのJAEA⁶⁾(図1: J1 ~ J23 地点)、環境省⁸⁾(図1: K1 ~ K5 地点)、Yasutaka et al.²²⁾(図1: C1 ~ C15 地点)による観測値を用いた。JAEAは2011年の6/29 ~ 7/1, 8/1 ~ 8/2, 12/21 ~ 12/22の全部で3回の河川水の放射性セシウム濃度の観測値を公開している。環境省は東日本大震災の被災地を中心とした福島県、宮城県、岩手県、山形県、茨城県、栃木県、群馬県、千葉県、埼玉県および東京都で、1年に数回の河川水の放射性物質濃度の調査を実施している。Yasutaka et al.²²⁾は2012年の9/14 ~ 9/15に、阿武隈川水系の本川7箇所と支川8箇所において放射性セシウムの溶存態、懸濁態濃度および懸濁物質の濃度を測定している。なお、環境省の測定結果の殆どは不検出となる $1(\text{Bq}\cdot\text{L}^{-1})$ 未満と記載されているため、検出濃度のみを抽出した。

3.3 モデルの検証

ここでは、本モデルにある熱収支解析、流れ解析、水質解析、物質動態解析の4つのサブモデルの妥当性を検証した。

(1) 熱収支解析モデルの検証

阿武隈川水系では冬季から春季にかけての積雪融雪が特徴であり、この現象を熱収支解析モデルにより再現した。図5は気象官署の福島地方気象台と白河特別地域気象観測所における積雪深の推定値と観測値とを比較したものであり、何れの地点でも両者の傾向は概ね一致しており、本モデルは概ね妥当であると判断した。

図5 積雪深の経時変化に係る推定値と観測値の比較

図6 河川流量の経時変化に係る推定値と観測値の比較

(2)流れ解析モデルの検証

図6は阿武隈川における流量の基準観測地点である伏黒地点(図1:Q7地点)、二本松地点(図1:Q10地点)、阿久津地点(図1:Q12地点)を対象に、流れ解析モデルによる河川流量の推定値と観測値を比較したものである。この結果、両者は流量の大きさだけでなく経時的な変化傾向も一致していることが確認できた。さらに、河川流量の推定精度を定量評価した。評価指標は藤原による研究成果²⁶⁾にある誤差評価関数を用いた。この研究は河川流量を推定する流れ解析のモデル定数を最適化手法により決定するための方法論と適用事例を示したものである。誤差評価関数には高水部の誤差を重視するRMSE(Root Mean Square Error)と低水部の誤差を重視するRR(Root Mean Square of Relative Error)があり、何れの値も小さいほど推定精度は良好とするものである。

$$RMSE = \frac{1}{Q_m} \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (Q_{est} - Q_{obs})^2},$$

$$Q_m = \frac{\sum_{i=1}^n Q_{obs}}{n} \dots \dots \dots \text{Eq.17}$$

$$RR = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{(Q_{est} - Q_{obs})^2}{Q_{obs}^2}} \dots \dots \dots \text{Eq.18}$$

ここに、 Q_{obs} :河川流量の観測値、 Q_{est} :河川流量の推定値、 n :データ数である。

表5は誤差評価関数を用いて河川流量の推定精度を定量評価したものである。この結果、RMSEは約1程度、RRは約0.5以下にあり、藤原による研究成果(RMSEは約0.85以下、RRは約0.4以下)²⁶⁾と比較してほぼ同じ精度であった。これより、河川流量は良好に推定されていることが示された。

(3)水質解析および放射性セシウムの動態解析モデルの検証

図7は放射性セシウムの動態に影響を及ぼす懸濁物質の推定値と平常時における観測値を比較したものである。懸濁物質の河川水濃度が観測されている地点(図1:C1~C15地点で2012年の9/14~9/15に各地点1回の観測)の15データ²²⁾と、2011年度に毎月の懸濁物質の河川水濃度が観測されている阿武隈川の伏黒地点(図1:Q7地点)および阿久津地点(図1:Q12地点)の24データ²⁴⁾の全部で39データに対して、推定値は21データがFactor2、26データがFactor3の範囲内にあった。全デー

表5 河川流量の推定精度

地点名	データ数	RMSE -	RR -
伏黒	Q7	389	1.06
福島	Q8	396	0.96
二本松	Q10	396	1.07
本宮	Q11	396	0.92
阿久津	Q12	395	1.23
須賀川	Q13	396	0.85

注)対象期間は2010/12/1-2012/12/31のうち観測値のある
2010/12/1-2011/12/31まで

タの67%がFactor3の範囲内にあることから懸濁物質の河川水濃度は比較的良好に推定されているものと考えられる。

図8はJAEA⁶⁾、環境省⁸⁾、Yasutaka et al.²²⁾の主に平常時における観測による放射性セシウムの全濃度を対象に推定値と観測値を比較したものである。推定値は観測値より高くなる場合と低くなる場合の両方があり、推定値は過大にも過小にも評価されていないことが示された。セシウム134は全データ63個のうち75%、セシウム137は全データ67個のうち76%の推定値がFactor10、すなわち、推定値は観測値に対して概ね1オーダーの範囲内にあった。なお、この傾向に関して本川と支川で差異は見られなかった。

図9および図10は放射性セシウムの河川水における存在形態を検証するため、それぞれセシウム134とセシウム137毎に溶存態と懸濁態の推定値と観測値を比較したものである。この結果、存在形態別の河川水濃度を観測したYasutaka et al.²²⁾の調査地点(図1:C1~C15地点)において、推定値は概ねFactor10、すなわち、推定値は観測値に対して1オーダーの範囲内にあった。これより、本モデルによる放射性セシウムの河川水濃度の推定はその大きさだけでなく、溶存態や懸濁態別の存在比率についても妥当な精度で推定していることが示された。

図11は阿武隈川における河川流量、河川水の懸濁物質および放射性セシウムの各濃度の推定値の経時変化を示したものである。放射性セシウムの濃度は、懸濁物質の濃度に応じて高くなる傾向が示された。1月前後の積雪期では、懸濁態濃度よりも溶存態濃度の方が高くなるが多かった。これは出水により懸濁物質と放射性物質が流出した後、出水が少ないことにより懸濁物質濃度が低くなり、放射性物質が溶存態に再分配されたものと考えられる。放射性セシウムの全濃度に占める懸濁態の割合に関して、阿武隈川の下流域にあたる伏黒地点(図1:Q7地点)では、セシウム134、セシウム137によらず2011年では約99%、2012年では約95%と推定され、河川水濃度の殆どは懸濁態であることが示された。2011年と2012年の4%の違いは、2011年は原発事故が3月に発生しており1~2月の積雪期を含んでいないものの、2012年は積雪期を含んでいることが考えられる。本モデルは放射性物質を対象場の懸濁物質濃度に応じて逐次、溶存態と懸濁態に再分配して濃度を推定しているため、このような現象を再現することができる。懸濁物質・水分配係数 kd を $5 \times 10^{-5} (\text{L} \cdot \text{kg}^{-1})$ とする条件下では、図2に示すように懸濁物質濃度が $2 (\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$ を下回るとき、観測結果からも確認できるように放射性セシウムの濃度レベルに関して溶存態が懸濁態を上回っており、

図7 河川水における懸濁物質濃度の推定値と観測値の比較

積雪期の状況に相当する。

表6は放射性セシウムの蓄積量を経過日数別に推定した結果を示したものである。本モデルにおける風による飛散や除染を考慮しない条件下、蓄積量は放射性物質の自然崩壊による消失と降水に伴う出水による流域からの流出でのみしか減少しないと考えられる。2011年4月29日の第1次調査から2012年12月31日の間、セシウム134、セシウム137によらず降水に伴う流出による消失は1.6%とごく僅かであることは特筆すべきであり、特に半減期の長いセシウム137は今後も流域に残存することが予想されることから、蓄積量を減少させるのは困難であると考えられる。

文部科学省の第6次航空機モニタリングの測定結果によると、第4次航空機モニタリングと第6次航空機モニタリングの期間に福島第一原子力発電所から80 km圏内における空間線量率が約40%減少している傾向が報告されている²⁷⁾。この期間における放射性セシウムの物理的減衰に伴う空間線量率の減少は約21%であることから、空間線量率の減少傾向は、放射性セシウムの物理的減衰に伴う空間線量率の減少よりも大きいことが確認された。この要因として、放射性セシウムの物理的減衰以外に、降水等の自然環境の影響が挙げられる。例えば、降水による表面流出に伴う河川経路の放射性セシウムの域外への流出、原発事故以降の針葉樹の落葉による見かけ上の森林上層の空間線量の低下、森林・農地等の土壤中への浸透に伴う遮蔽効果による空間線量の低減、除染の効果などが考えられる。本研究の結果からは降水による流出に伴う消失は前述の通り1.6%と推定されており、今後は降水以外による空間線量率の減少要因を解明する必要があると考える。

4. おわりに

2011年3月の福島第一原発事故により放出された放射性物質の河川流域での挙動を解析するには、放射性物質の流域土壌への沈着、降水による出水に伴う流域土壌から河川への放射性物質の移動を時間的、空間的に把握することが必要である。現在までに、河川等の水域において放射性物質の観測が実施されているものの、主に観

図8 河川水における放射性セシウム全濃度の推定値と観測値の比較

図9 河川水における放射性セシウムの存在形態別濃度の推定値と観測値の比較 (セシウム134)

図10 河川水における放射性セシウムの存在形態別濃度の推定値と観測値の比較 (セシウム137)

図11 (1) 河川流量ならびに河川水における懸濁物質濃度と放射性セシウム濃度の経時変化
(阿武隈川下流域：伏黒地点 (Q7 地点), K1 地点)

図11 (2) 河川流量ならびに河川水における懸濁物質濃度と放射性セシウム濃度の経時変化
(阿武隈川中流域：二本松地点 (Q10 地点), C3 (J9) 地点)

図11 (3) 河川流量ならびに河川水における懸濁物質濃度と放射性セシウム濃度の経時変化
(阿武隈川上流域：阿久津地点 (Q12地点), C4 (K4) 地点)

表6 対象水系全域における蓄積量の減少率の推定結果

	期間			減少率－					
	開始	終了	日数	セシウム134			セシウム137		
				消失	流出		消失	流出	
第1次～第4次	2011/04/29	2011/11/04	190	0.164	0.157	0.007	0.019	0.012	0.007
第1次～第5次	2011/04/29	2012/06/27	426	0.328	0.316	0.013	0.039	0.026	0.013
第1次～2012/12/31	2011/04/29	2012/12/31	613	0.435	0.419	0.016	0.054	0.038	0.016

測に要する時間間隔や観測密度の制約から高濃度となる時期や地点を網羅的に把握することができない。本研究では、放射性物質のうち放射性セシウムに着目し、その動態を考慮して流域における蓄積量と河川水濃度の推定を目的にモデル構築を図った。産総研－水系暴露解析モデル（AIST-SHANEL）をプラットフォームとし、流域における懸濁物質の流出ポテンシャルと放射性物質の動態を考慮したモデルを導入し、阿武隈川水系を対象に本モデルによるケーススタディーを実施した。その結果、本モデルは流域における放射性物質の河川水濃度の時間的・空間的変動を妥当に評価できることを示した。出水時における放射性セシウムの河川水濃度のデータが得られなかったため、平常時を対象とした本モデルの妥当性を評価した。出水時における本モデルの妥当性は、観測データが蓄積された段階で実施する予定である。現時点で、懸濁物質に吸着しやすい放射性セシウムが降水による出水に伴って高濃度に至ること、河川水など環境媒体中の懸濁物質の濃度によっては懸濁態と溶存態の存在比率が異なる場合があることを示した。具体的には、放射性セシウムの全濃度に占める懸濁態の割合に関して、阿武隈川では、セシウム134、セシウム137によらず1～2月の積雪期を含まない2011年では約99%、積雪期を含む2012年では約95%と推定され、河川水濃度の殆どは懸濁態であることを示す結果を得た。また、放射性セシウムの流域における蓄積量の残存状況から、降水による出水に伴う流域土壌からの流出は阿武隈川水系全体で僅かであることを示した。2011年4月29日の第1次調査から2012年12月31日の間、セシウム134、セシウム137によらず降水に伴う流出による消失は1.6%とごく僅かであり、特に、半減期の長いセシウム137は自然崩壊が少ないことも相まって流域での蓄積量が自然に減少するには時間が必要であると考えられ、除染をはじめ総合的な対策を検討することの必要性が示唆された。本モデルは放射性セシウムの河川流域での挙動解析や汚染対策の評価を可能にするものと考えられる。

(原稿受付 2013年8月26日)

(原稿受理 2013年12月6日)

参 考 文 献

- 1) 石川奈緒, 内田滋夫, 田上恵子 (2007) 放射性セシウムの水田土壌への収着挙動における粘土鉱物の影響, *RADIOISOTOPES*, **56**, 519-528.
- 2) Nakao, A., Thiry, Y., Funakawa, S. and Kosaki, T. (2008) Characterization of the frayed edge site of micaceous minerals in soil clays influenced by different pedogenetic condition in Japan and northern Thailand, *Soil Science and Plant Nutrition*, **54**, 479-489.
- 3) Takeda, A., Tsukada, H., Takaku, Y., Akata, N. and Hisamatsu, S. (2008) Plant induced changes in concentrations of caesium, strontium and uranium in soil solution with reference to major ions and dissolved organic matter, *Journal of Environmental Radioactivity*, **99**, 900-911.
- 4) 保高徹生, 中村公人, 三浦俊彦, 佐藤利夫, 黒沢亘, 掘田朝丈,

川辺能成, 張 銘 (2012) 複数種の土壌における放射性セシウムの深度分布と存在形態の比較, 第47回地盤工学会研究発表会講演要旨, ROMBUNNO. 987.

- 5) 保高徹生, 川本徹, 駒井武 (2013) 放射性セシウム含有土壌への酸抽出方法の適用性に関する基礎的検討, *RADIOISOTOPES*, **62**, 211-218.
- 6) 日本原子力研究開発機構 (2013) 平成23年度放射能測定調査委託事業「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(第2編)放射線量等分布マップ関連調査研究, http://www.jaea.go.jp/fukushima/kankyoanzen/mapping_report/2nd-japanese/2ndlist.html (平成25年10月時点).
- 7) 環境省環境回復検討会 (2012) 今後の森林除染の在り方に関する当面の整理について, <http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=15731> (平成25年10月時点).
- 8) 環境省 (2013) 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, http://www.env.go.jp/jishin/monitoring/results_r-pw.html (平成25年10月時点).
- 9) 村上道夫 (2013) 大堀川における放射性セシウム調査～河川中放射性セシウム負荷の実態調査方法について～, 第47回日本水環境学会年会「水環境中放射能に関する研究者の会」研究集会, 配布資料.
- 10) 長尾誠也 (2013) 河川における放射性物質の動態, 公益社団法人日本水環境学会平成24年度環境研究総合推進費ZRFb-12T1 放射性物質の挙動と流出「流域に沈着した放射性物質の移動と消長に関する文献調査及び知見整理」成果発表会発表資料, http://www.jswe-nonpoint.com/doc/130318_07nagao.pdf (平成25年10月時点).
- 11) Nakamura, K., Yasutaka, T. and Hatakeyama, M. (2012) Concentration of radiocesium in stream water from a mountainous catchment area during rainfall events, Proceedings of International Symposium on Environmental monitoring and dose estimation of residents after accident of TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Station, http://www.rii.kyoto-u.ac.jp/anzen_kiban/outcome/Proceedings_for_Web/Topics_2-11.pdf (平成25年10月時点).
- 12) 文部科学省 (2013) 放射線量等分布マップ拡大サイト, <http://ramap.jaea.go.jp/map/> (平成25年10月時点).
- 13) 佐藤祐一 (2013) 流域における放射性物質の動態モデル, 公益社団法人日本水環境学会平成24年度環境研究総合推進費ZRFb-12T1 放射性物質の挙動と流出「流域に沈着した放射性物質の移動と消長に関する文献調査及び知見整理」成果発表会発表資料, http://www.jswe-nonpoint.com/doc/130318_08sato.pdf (平成25年10月時点).
- 14) 石川百合子, 東海明宏 (2006) 河川流域における化学物質リスク評価のための産総研-水系暴露解析モデルの開発, 水環境学会誌, **29**, 797-807.
- 15) 産総研技術総合研究所安全科学研究部門 (2013) 産総研-水系暴露解析モデル, <http://www.aist-riss.jp/projects/AIST-SHANEL/> (平成25年10月時点).
- 16) 石川百合子, 川口智哉, 東野晴行 (2012) 産総研-水系暴露解析モデル (AIST-SHANEL) による日本全国の1級水系を対象とした化学物質濃度の推定, 水環境学会誌, **35**, 65-72.
- 17) 気象庁 (2013) 気象統計情報, <http://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php> (平成25年10月時点).
- 18) 国土交通省 (2013) 水文水質データベース, <http://www1.river.go.jp/> (平成25年10月時点).
- 19) 恩田裕一 (2013) 福島原発事故由来の放射性核種の移行調査: データから読み取れる移行の実態と今後, 公益社団法人日本水環境学会平成24年度環境研究総合推進費ZRFb-12T1 放射性物質の挙動と流出「流域に沈着した放射性物質の移動と消長に関する

- る文献調査及び知見整理」成果発表会発表資料, http://www.jswe-nonpoint.com/doc/130318_01onda.pdf (平成25年10月時点).
- 20) 古米弘明 (2013) 研究課題の概要説明, 公益社団法人日本水環境学会平成24年度環境研究総合推進費ZRFb-12T1 放射性物質の挙動と流出「流域に沈着した放射性物質の移動と消長に関する文献調査及び知見整理」成果発表会発表資料, http://www.jswe-nonpoint.com/doc/130318_02gaiyou.pdf (平成25年10月時点).
- 21) 五十嵐敏文 (2013) セシウムの土壌への吸着と移動挙動, 公益社団法人日本水環境学会平成24年度環境研究総合推進費ZRFb-12T1 放射性物質の挙動と流出「流域に沈着した放射性物質の移動と消長に関する文献調査及び知見整理」成果発表会発表資料, http://www.jswe-nonpoint.com/doc/130318_03igarashi.pdf (平成25年10月時点).
- 22) Yasutaka, T., Kawabe, Y., Kurosawa, A. and Komai, T. (2012) Monitoring dissolved radioactive cesium in Abukuma River in Fukushima Prefecture, Proceedings of Environmental monitoring and dose estimation of residents after accident of TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Station, http://www.rrl.kyoto-u.ac.jp/anzen_kiban/outcome/Proceedings_for_Web/Topics_2-17.pdf (平成25年10月時点).
- 23) 駒井幸雄, 山田俊郎, 芳賀弘和, 熊谷博史 (2013) 森林からの放射性物質の流出, 公益社団法人日本水環境学会平成24年度環境研究総合推進費ZRFb-12T1 放射性物質の挙動と流出「流域に沈着した放射性物質の移動と消長に関する文献調査及び知見整理」成果発表会発表資料, http://www.jswe-nonpoint.com/doc/130318_04komai.pdf (平成25年10月時点).
- 24) 福島県, 水質年報 (平成23年度).
- 25) 杉山弘信, 角屋睦 (1988) 貯留関数モデル定数に関する一考察, 農業土木学会論文集, **133**, 11-18.
- 26) 藤原洋一 (2004) 進化型計算法による流出モデル定数の多目的最適化に関する研究, 神戸大学学位論文, 89-102.
- 27) 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, http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/content/7000/6749/24/191_258_0301_18.pdf (平成25年10月時点).

〔論文要旨〕

本研究では2011年3月の福島第一原発事故により放出された放射性セシウムによる河川流域における河川水濃度と流域土壌に蓄積した量(本論文では、蓄積量と表記する)の残存状況の推定を目的とした数値シミュレーションモデルを構築した。産総研-水系暴露解析モデル(AIST-SHANEL)をプラットフォームとし、流域における懸濁物質の流出ポテンシャルと放射性セシウムの動態を考慮したモデルを導入し、阿武隈川水系を対象にケーススタディーを実施した。その結果、本モデルの妥当性を検証し、降水による出水に伴う放射性セシウムの総流出量は僅かであることが示された。特に、セシウム137は自然崩壊が少ないことも相まって流域における蓄積量を減少させるのは困難なことが考えられ、除染をはじめ総合的な対策を検討することの必要性が示唆された。本モデルは放射性セシウムの河川流域での挙動解析や汚染対策の評価を可能にするものと考えられる。

キーワード：分布型モデル；放射性セシウム；河川水濃度；溶存態；懸濁態；蓄積量；阿武隈川