

## 科学研究費助成事業 研究成果報告書

平成 27 年 6 月 24 日現在

機関番号：34315

研究種目：若手研究(B)

研究期間：2012～2014

課題番号：24710032

研究課題名(和文) 流域圏における難分解性化学物質の動態予測モデル構築に関する研究

研究課題名(英文) Development of behavior model of the persistent chemicals in watershed

研究代表者

佐藤 圭輔 (Sato, Keisuke)

立命館大学・理工学部・准教授

研究者番号：30456694

交付決定額(研究期間全体)：(直接経費) 3,000,000円

研究成果の概要(和文)：調査に基づく動態推定の結果、多くのCsが流域土壌に留まるが、降雨によって粒子態として流出し、下流に影響を与えている事が分かった。流出したCsは森林域ではダム湖、沢出口付近、農地では調整池に粒子態で存在している。

分画試料のCs分析結果から、森林土壌では比表面積依存性が強い結果となった。また、土壌中の有機炭素濃度はCs吸着量に関する因子となっていた。固液分配係数の実測結果は10の5～7乗オーダーとなり、懸濁物質中のCsは脱着過程にあることが予測された。ダム集水域にてCs動態をモデリングした結果、原発事故後まもなく濃度ピークが表れ、その後濃度が1桁低下するのに5年ほどを要することが推定された。

研究成果の概要(英文)： In this study, we conducted a survey of radioactive Cs contained in soil, sediment, vegetation, and lakes and rivers water in Natsui river basin. This study focus on the runoff behavior, pollution level/scale and accumulation in soils/sediments by radioactive Cs-134 and Cs-137. By using the ratio of half-life on Cs-134 and Cs-137, it was evaluated quantitatively the source impact of nuclear accident. In addition, efforts to modeling to reproduce and forecasting the concentration of Cs, and predicted long-term changes in water contamination levels in the Kodama-dam lake and its inflow river. Results of the study, a relatively high Cs concentration was detected in the lake and pond sediments, that more than 90% that is the Fukushima nuclear power plant origin. It was found that the Cs concentration was estimated to a few Bq/L to about initially in the Lake of Kodama dam, reduction of up to about 0.1 Bq/L is expected in 20 years.

研究分野：環境情報工学，流域動態科学，微量汚染制御工学，水文水資源工学

キーワード：放射性セシウム 流域調査 福島県 河川流出 流域土壌 底質 ダム モデリング

1. 研究開始当初の背景

(1) 2011年3月11日福島原発事故により環境中に放出された放射性セシウム<sup>137</sup>Csは15,000テラベクレル以上とされているが、そのうち22%は我が国の陸地に降下し、福島県内では数万Bq/m<sup>2</sup>を超える局所的な土壤汚染、100Bq/Lを超える水環境汚染も確認されている。

(2) <sup>137</sup>Csは半減期が約30年と長く、土壤吸着性も強いため世代を超えて影響が残存する。また、<sup>137</sup>Csは土壤に長期残留しながらも、降雨流出に伴って懸濁物質とともに下流の河川や淡水域に移行、蓄積することが予想される。従って、流域土壤中のCs存在形態や分布特性、流出した浮遊懸濁物質(SS)中のCs濃度、環境水中におけるCsの吸着・分配特性、および流出に伴うSSの量的・質的特性の把握などが重要であり、それらをふまえた長期的動態予測が必要である。

(3) POPsの代表格とされるダイオキシン類は<sup>137</sup>Cs同様に分解性が低く、強い疎水性のため土壤有機物へ吸着しやすい。ダイオキシン類はMOPではあるが、流域土壤に未だに残留しているため、これらの動態(分配特性、土壤吸着性、あるいは吸着移動特性)の分析結果(研究代表者により研究実績有り)は<sup>137</sup>Cs動態を考える上で有用である。

2. 研究の目的

(1) 環境試料を対象とした<sup>137</sup>Csの前処理・定量分析手法を構築する。原発事故の影響を受けた福島県夏井川流域で土壤、粉塵、落葉、底質などをサンプリングし、それらに含まれる<sup>137</sup>Cs濃度の定量を行う。定量結果をもとに汚染の規模や流出・移行現象、湖沼への蓄積、<sup>137</sup>Cs濃度形成要因の分析を行う。

(2) <sup>137</sup>Csの半減期(11018.3±9.5日)と<sup>134</sup>Csのそれ(753.88±0.15日)の違いに着目し、両者の濃度比に基づいて推定される原発事故の起源影響率(i.e., 2011年の福島原発事故によって発生したCsの寄与率)を評価する。この値をもとに流域動態の予測を行う。

(3) <sup>137</sup>Csの長期動態モデルの構築(適用)に取組み、土壤および水域における汚染レベルの長期的変化を予測する。

(4) 環境水(SS成分)に含まれる<sup>137</sup>Cs濃度の定量を行って、SS中Cs濃度に与える流域土壤の影響について考察する。また、<sup>137</sup>Csの固液分配係数K<sub>d</sub>を試算し、既報値との比較・考察を行う。

3. 研究の方法

(1) 本研究では福島県いわき市の主要水源の一つとなっている夏井川(二級河川)とその流域(約750km<sup>2</sup>)を対象にサンプリング調

査(2012年3月, 7月, 11月, 2013年3月, 11月, 2014年3月, 8月, 12月)を行った。調査地点には人為影響が少ないと判断される場所かつ空間線量率をもとに汚染レベルの異なる地点を選定し、計100検体以上のサンプル(森林土壤、塵埃/底質、広葉樹(葉)、針葉樹(葉)、各0.1-1.0kg程度)および環境水(小玉ダム湖水とホットスポット下流の河川水(湧水))が採取された。

土壤はスコップ、底質はエクマンバージ採泥器、環境水はバケツもしくはバンドン採水器を用いて採取され、土壤については地点ごとに周辺5地点の混合試料(表層5cm程度)とされた。

土壤・底質については凍結乾燥(FD-81, EYELA)後に2mm以上の粗粒子がふるいで除去され、ステンレス製の多段ふるい(2000, 850, 425, 250, 106, 75, 25μm)にて分画された後、<sup>134</sup>Csと<sup>137</sup>Csおよび有機炭素含有率(NC-22F, 住化分析センター)が分析された。環境水は1μmガラス繊維ろ紙(GF-B, ワットマン社)にてろ過後の残渣(SS)と透過水のCs濃縮ディスク(Rad-disk, 3M社)とに分離して定量対象試料とした。<sup>134</sup>Csと<sup>137</sup>Csの定量にはLaBr<sub>3</sub>検出器(TS100B, テクノAP社)とGe検出器(GC3020またはGC4020, キャンベラ社)が用いられた。定量時間は、土壤・底質については1Lのマリネリ容器にて5時間(ただしGeは50mLのU-8容器にて10分~10日間程度)、環境水についてはいずれも1日~2週間とした。

(2) 起源影響の推定には、福島原発の事故前には<sup>134</sup>Csが存在、事故後のサンプルに供給された<sup>134</sup>Csと<sup>137</sup>Csは半減期による崩壊のみを仮定し、経過年月を考慮して汚染当初の起源影響率を算定した。起源影響率 $x$ は、式1に示すように、調査で得られた各試料における<sup>134</sup>Csと<sup>137</sup>Csの濃度比と原発事故からの経過年数を入力することで、容易に計算することが出来る。<sup>134</sup>Csが0であれば起源影響なしとなり、<sup>134</sup>Csと<sup>137</sup>Csが等しければ起源影響100%( $x=1.0$ )になる。この起源影響率について、サンプル別に比較分析を行った。

$$x = \frac{{}^{134}Cs_i + {}^{137}Cs_i}{{}^{134}Cs_a + {}^{137}Cs_a} = \frac{2}{1 + \left(\frac{{}^{137}Cs_p}{{}^{134}Cs_p}\right) \times 2^{t_d \times \left(\frac{1}{T_{137}} - \frac{1}{T_{134}}\right)}} \quad \text{式 1}$$

- <sup>134</sup>Cs<sub>i</sub> : 原発起源の<sup>134</sup>Cs濃度 (Bq/kg)
- <sup>134</sup>Cs<sub>a</sub> : 事故直後の<sup>134</sup>Cs濃度 (Bq/kg)
- <sup>134</sup>Cs<sub>p</sub> : 調査時の<sup>134</sup>Cs濃度 (Bq/kg)
- <sup>137</sup>Cs<sub>i</sub> : 原発起源の<sup>137</sup>Cs濃度 (Bq/kg)
- <sup>137</sup>Cs<sub>a</sub> : 事故直後の<sup>137</sup>Cs濃度 (Bq/kg)
- <sup>137</sup>Cs<sub>p</sub> : 調査時の<sup>137</sup>Cs濃度 (Bq/kg)
- T<sub>134</sub> : <sup>134</sup>Csの物理的半減期 (y)
- T<sub>137</sub> : <sup>137</sup>Csの物理的半減期 (y)
- t<sub>d</sub> : 調査時における原発事故からの経過年数 (y)

(3) AQUASCOPE<sup>®</sup>による Cs の長期的動態を夏井川上流の小玉ダム集水域にて予測した。本モデルは、集水域土壌による Cs の吸着、期間・段階的に設定された水域への流出、水域での滞留、微粒子への吸着、底質への沈降等の現象を考慮した化学物質動態モデル（式 2（非閉鎖的湖））であり、既にチェルノブイリ事故等への適用が試みられている。

$$C_L = \frac{D_L}{d} e^{-(K+\lambda)t} + \frac{D_C}{T_W} e^{-\lambda t} \left[ \frac{\alpha(e^{-k_1 t} - e^{-Kt})}{(K - k_1)} + \frac{\beta(e^{-k_2 t} - e^{-t/T_W})}{(1/T_W - k_2)} + \gamma(e^{-k_3 t} - e^{-t/T_W}) \right]$$

式 2

- $C_L$  : 湖のセシウム濃度 (Bq/m<sup>3</sup>)  
 $D_L$  : 湖表面への核種沈着量 (Bq/m<sup>2</sup>)  
 $d$  : 湖の平均深さ (m)  
 $D_C$  : 集水域への核種沈着量 (Bq/m<sup>2</sup>)  
 $\alpha, \gamma$  : 各期間の移行割合 (1/m)  
 $\lambda$  : 核種の崩壊定数 (1/y)  
 $k_1, k_2, k_3$  : 各期間の流出割合 (1/y)  
 $t$  : 経過時間 (y)  
 $K$  : 核種の移動割合 (1/y)  
 $T_W$  : 水の滞留時間 (y)

(4) 環境水のろ過残渣 (SS 成分) 中の Cs 濃度 ( $C_{ss}$ ) と透過水 (溶存成分) 中のそれ ( $C_{aq}$ ) を利用し、式 3 にて  $K_d$  の値を算定した。なお、それぞれの Cs 濃度は Ge 検出器で定量された値 (もしくは LaBr<sub>3</sub> から Ge への換算値) を用いた。

$$K_d = \frac{C_{ss}}{C_{aq}} \quad \text{式 3}$$

#### 4. 研究成果

##### (1) 分析方法の検討と定量結果の分析

サンプリングにて得られた試料について、湿潤状態と凍結乾燥後のサンプルをそれぞれ LaBr<sub>3</sub> 検出器で測定し、含水状態による定量値への影響や乾燥操作による線源の消失について分析したが、複数の試料に置いて概ね含水率分の差異 (乾燥操作により放射能は減じない) となった。

土壌試料 (土壌、粉塵および底質を含む) を砂土と主に壤質砂土の 2 つに大別し、調査地点ごとに Cs 濃度を測定した結果、砂土では対象とした 26 試料中 1 試料で検出下限値以下となり、主に壤質砂土では対象とした 32 試料の全てにおいて Cs が検出された。砂土の Cs 濃度は、主に壤質砂土のそれと比較すると全体的に半分以下の濃度となったが、底質よりも土壌の方が高く、底質の中では上流と下流の 2 か所やや高い値が検出された。この 2 か所は原発事故当時の放射性物質の飛散ルート (上流では 3 月 15 日午前のルート、下流では 3 月 20 日のルート) に近い場所であったため、放射性物質の直接的な沈着による影響、下流では上流から流出した汚染土砂の堆積の影響などが示唆された。土壌の方が底質よりも高い濃度になった理由としては、

Cs の土壌吸着性と、相対的に Cs 濃度が高い小粒径の粒子が河口・海域まで流失した (水域底質に残留しなかった) ことが考えられる。

道路粉塵 (4 地点) の平均 Cs 濃度は 7,680Bq/kg となり、他の多くの試料に比べて有意に高い値となった。この原因としては、同じ量の放射性物質が飛散してきた場合、存在している吸着媒体 (砂) が少ない道路では、多くの砂が存在する川べりよりも相対的に濃度が高くなること (濃縮されること)、汚染された道路粉塵は降雨流出により側溝や雨水升に一時的に堆積しやすいこと、側溝などから流出したとしてもその多くは河川域に留まらないことが予想された。

局所汚染地として空間線量が高くなっている地点 (<10 μSv/h 程度、出水時のみ水が流出する沢口) では、他の多くの地点よりも数倍以上高い濃度 (890,000Bq/kg) となっていることが分かった。また、同地点における森林土壌、水田土壌の Cs 濃度と河川底質のそれを比較すると、土壌の方が 1 桁 ~ 2 桁以上高い値となった。後背山地の汚染 (数万 Bq/m<sup>2</sup> 以上の Cs 沈着量) とその流出土壌が原因と考えられた。本地点の森林土壌については、2011 年より継続的に調査しており、2015 年現在においても局所的に高い Cs 濃度 (>数万 Bq/kg) は改善していない。

上記のように後背地に汚染を抱えている沢口では本研究の対象地と同様に汚染されている可能性がある。我が国全体の Cs 濃度が下がっている中、当該地点のようにむしろ上昇している所に今後も注意が必要である。

小玉ダム (夏井川上流) にて採取されたダム湖底質 (深さ約 60m) の Cs 濃度は約 16,000 Bq/kg と高い Cs 濃度を示したが、集水域土壌の Cs 濃度はそれよりも 1 オーダーに低い濃度であった。このことから、事故後に表層土壌や葉に沈着した Cs が降雨出水に伴ってダムに流入したこと、および Cs を相対的に多く吸着している細かい土壌粒子が選択的に流出して、ダム湖底質に堆積し続けていることなどが予測された。いずれも流出現象が環境中の Cs の動態に大きく影響していることを裏付ける結果である。

調整池、ため池への Cs 蓄積性について考察する。夏井川水系から取水している東作調整池の底質中 Cs 濃度は 4,400Bq/kg となっており、同じ農水路で下流に位置している袖作ため池の底質中 Cs 濃度 (1,200Bq/kg) よりも高い値となった。夏井川から取水された農業用水中の SS (Cs 汚染粒子を含む) が初沈効果によって上流側 (東作調整池) の底質に蓄積したことが考えられる。一方で、これら用水の受益地である水田土壌の Cs 濃度が低い (210Bq/kg) のは、用水供給時に既にため池の沈砂効果で SS が減っていること、活発

な混合（希釈）と土壌の流出現象によって土壌交換が進んでいることなどが影響しているものと推定された。河川水によって Cs に汚染された SS が流出していることは、ダム湖底質や東作調整池底質の結果からも明らかであり、流れが滞る静水域やその手前での局所的な Cs 濃縮・蓄積について今後注視していく必要がある。

本調査に基づく動態推定の結果をまとめると、多くの Cs が流域土壌に留まるが、沈着後に表層に堆積した Cs が降雨流出（特に原発事故後の早い時期）によって粒子態として下流に移動し、現在も下流に影響を与え続けていることが予測された。流出した Cs の多くは森林域ではダム湖、沢出口付近、農地では調整池、市街地では排水溝などに粒子態で存在している。

分画試料ごとの  $^{137}\text{Cs}$  と粒径との関係を図 1 に示した。図中の回帰直線の傾き=0 は  $^{137}\text{Cs}$  濃度が粒径によらず一定の値をとることを示す。水田土壌の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は粒径による差異が小さかった。粒径の分布域が狭い（均等係数が小さい）ため、 $^{137}\text{Cs}$  濃度の違いが重要にならないが、水と水田土壌粒子との接触時間の大きさが  $^{137}\text{Cs}$  濃度の粒径依存性を軽減した可能性がある。一方、森林土壌の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は表面吸着の影響を受けて、明確な比表面積依存性を示した。

次に、図 2 に森林土壌における粒径ごとの  $^{137}\text{Cs}$  濃度と有機炭素含有率の関係を示した。有機炭素含有率は粒径との間に必ずしも強い相関が見られなかった ( $R^2=0.40$ ) が、 $^{137}\text{Cs}$  濃度との間には強い相関を示した。実環境中においては、ダイオキシン類と同様に有機炭素含有率が  $^{137}\text{Cs}$  の濃度形成に対する影響因子の一つになっていることが示された。

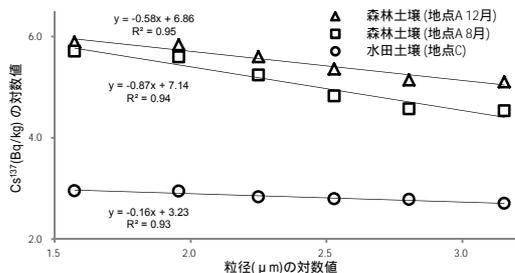


図 1  $^{137}\text{Cs}$  濃度と粒径の関係

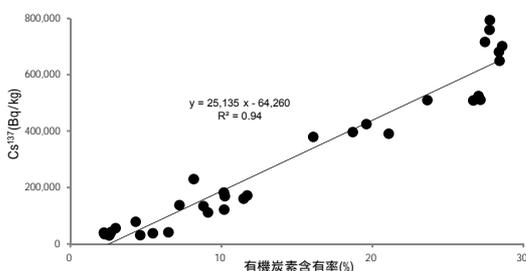


図 2  $^{137}\text{Cs}$  濃度と有機炭素含有率の関係

(2) 起源影響率を算定した結果、サンプル種類毎にやや異なる結果(森林土壌  $88.1 \pm 6.9\%$ 、塵埃/底質  $92.9 \pm 7.3\%$ 、広葉樹  $83.0 \pm 8.2\%$ 、針葉樹  $86.7 \pm 9.1\%$ )となったが、概して 8 割を超えていた。塵埃や底質は森林土壌に比べ起源影響を強く受けていることから、原発由来の Cs 沈着後の速やかな流出とシルト・クレイの高い Cs 保持性が影響した結果と考えられた。上流に位置する森林土壌や落葉は、流出によって少しずつではあるが、一方的に失われることが影響し、相対的に影響率が小さくなったと考えられる。

事故当時の葉が一部残っている針葉樹においては広葉樹に比べ影響率が高いことが明らかとなった(2012 年代)。一方、Cs 濃度が高いほど起源影響が強いことが予想されたが、分析の結果、明確な傾向が得られなかった。

調査地点ごとに起源影響率を平均し、地点座標にその結果を表示した(図 3)。この結果から、上流地点よりも下流地点の影響率がやや高い値を示していることが分かった。上流から Cs を含んだ粒子が流出していることが影響し、下流では原発からの直接的な影響に加えて、上流からの影響が複合的に重なっていることが推測された。この結果からも、水・物質の移動に基づく Cs の移動性が裏付けられる。

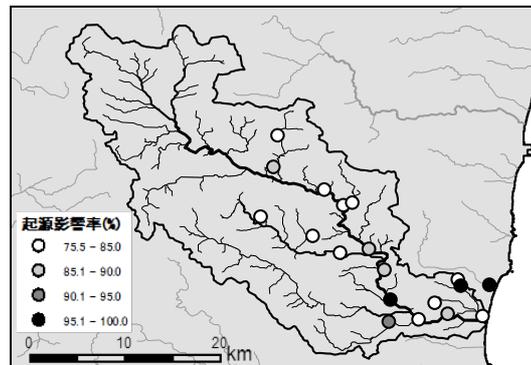


図 3 試料採取地点別の起源影響率

(3) 水中の放射性 Cs について、モデリングにより長期的な変化を予測した。その結果、河川水中においては、AQUASCOPE モデルの River model を使用したが、初期流出による Cs の減少を除けば、ほとんどが生態的半減期に依存することが分かった。また、Open Lake model を使用した湖水中においては、滞留時間や浮遊物質の沈降速度、浮遊物質への吸着割合の影響で、計算初期における Cs 濃度の急激な減少が再現され、それ以降は概ね半減期に従うことが分かった。小玉ダム湖における湖水濃度の長期的変化を予測した結果、当初に数 Bq/L 程度と推定された Cs 濃度が、20 年後には約 0.1 Bq/L まで減少することが見込まれた。しかしながら、湖水の分析結果はさらに 1 オーダー低い濃度になっており、地質関連パラメータなどモデル設定の一部を見直すべきと考えられた。

小玉ダム集水域における水域の放射性 Cs の経年変化を予測した結果(図4), 事故後まもなく濃度のピークが表れ, その後濃度が 1 log 低下するのに 5 年ほどを要することが予測された. 集水域の継続的な実測と流出プロセスモデルによる流出率のさらなる精緻化, ダム湖水, 底質の分析を進め, 長期的な変化予測の検証が必要である.

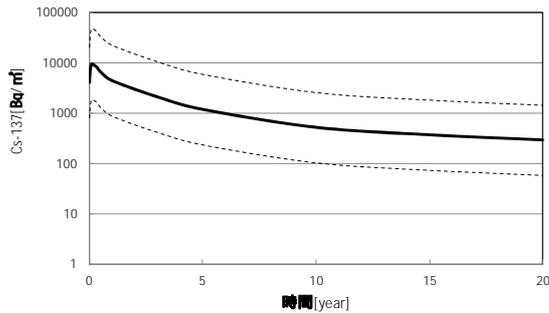


図4 ダム湖水における Cs 濃度の経年変化

(4) SS 中 Cs 濃度を与える流域土壌の影響と固液分配係数の推定

図5にCs濃度の分析結果を<sup>134</sup>Csと<sup>137</sup>Csの濃度比とともに示した. サンプルング時期による差を排除するためCsの物理的半減期を考慮して基準年月を2013年3月に統一し, また, LaBr<sub>3</sub>による測定値(x)は全てGeによる測定値(y)に回帰(<sup>134</sup>Cs:  $y=1.25x$ ,  $R^2=0.84$ ,  $n=9$ , <sup>137</sup>Cs:  $y=1.74x$ ,  $R^2=0.95$ ,  $n=9$ )して示した. この結果から, 特に森林土壌のCs濃度は数百~百万Bq/kg程度まで大きくばらついたが, これはホットスポット周辺2検体(いずれも百万Bq/kg程度)を加えたためであり, その直下流における河川水SSも同様に高いCs濃度となった. また, いずれのSS成分中のCs濃度においても底質のそれらより概ね高い値となり, SS粒径が小さいことによる吸着性への影響が確認された. 一方, Cs濃度と<sup>134</sup>Cs/<sup>137</sup>Cs濃度比との間に明確な関係は見られなかったが, Cs飛散・沈着当時の比1.0から2年経過を想定した値(0.52)よりも明らかに小さい値で分布しており, 事故前からの<sup>137</sup>Csの存在や<sup>134</sup>Csの選択的移行が示唆された.

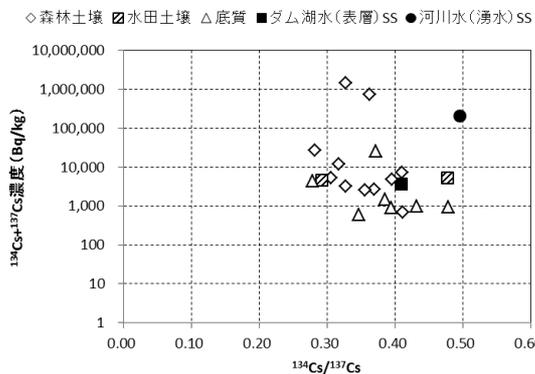


図5 試料項目別Cs濃度と<sup>134</sup>Cs/<sup>137</sup>Cs濃度比

SS中の<sup>137</sup>Cs濃度をろ液の<sup>137</sup>Cs濃度で除した値を固液分配係数  $K_d$  (L/kg-SS) とし, 本実験の分析結果を表1にまとめた. いずれも $10^5$ を超える値(ダイオキシン類に近い値)となり, 夏井川 ( $4.3-5.5 \times 10^5$ , 長尾 2013) や千葉県大堀川(晴天時の中央値:  $4 \times 10^4$ , 村上ら 2014) で実測算定された文献値よりも, 本研究の値が1-3オーダー大きくなった.  $K_d$ は固相と液相の可逆的な移行と平衡状態を仮定しており, 本研究で対象としたホットスポット近くの上流河川のSS中Csは脱着過程(未平衡状態)にあること, SSの粒径が小さく, 有機物濃度も高いため, 環境試料においてはCsの分配は固相(SS成分)に優先することが示唆された.

ダム湖水に関しては, 河川水に比べて流域滞留中における環境水との接触時間が長いものと推測され, 液相への移行がやや進んだ状態である(相対的に $K_d$ が小さい)ことが予想された.

表1 固液分配係数  $K_d$  の算出結果

試料	採取月	SS残渣のCs <sup>137</sup> (kBq/kg-SS)	ろ液のCs <sup>137</sup> (mBq/L)	$K_d$ (L/kg-SS)
地点A 河川水	3月	149.8 (5.0)	2.4 (1.7)	$6.15 \times 10^4$
地点A 河川水	8月	48.5 (1.9)	10.6 (0.4)	$4.57 \times 10^6$
地点B ダム湖水	3月	0.85 (0.83)	4.3 (1.1)	$1.99 \times 10^5$

( )は検出下限値を示す

<参考文献>

1) Smith, J.T. et al: THE "AQUASCOPE" SIMPLIFIED MODEL FOR PREDICTING 89,90Sr, 131I, and 134,137Cs IN SURFACE WATERS AFTER A LARGE-SCALE RADIOACTIVE FALLOUT, Health Physics, 89-6, 2005.

5. 主な発表論文等

[雑誌論文](計2件)

佐藤 圭輔, 菊地 綾華, 棚橋 弘, 夏井川流域における放射性Csの発生源と動態予測に関する研究, 土木学会論文集G(環境), 査読有, 69/7, 2013, III\_175-III\_186

佐藤 浩一, 佐藤 圭輔, Development of nutrients runoff behavior model in river water based on watershed survey, Proceeding of the 4th IWA Asia-Pacific Young Water Professionals Conference, 査読無, 2012, 310-313

[学会発表](計9件)

佐藤 圭輔, 野本 裕真, 環境試料を対象とした放射性セシウムの吸着・溶出特性に関する研究, 第48回日本水環境学会年会, 2014/03/19, 東北大学川内北キャンパス(宮城県・仙台市)

佐藤 圭輔, 棚橋 弘, 菊地 綾華, 福島県夏井川流域における放射性物質の起源と動態の予測に関する研究, 第47回日本水

環境学会年会，2013/03/12，大阪工業大  
学大宮キャンパス（大阪府・大阪市）

Keisuke Sato, Design of the Integrated  
Watershed Model to estimate the  
movement of environmental pollutants,  
The ACP Comprehensive Symposium II,  
2012/11/22, Kuala Lumpur (Malaysia)

〔その他〕

アウトリーチ活動情報

平成 26 年度 ひらめき ときめきサイエンス  
「びわこ流域で水の流れときれいさを調べ  
てみよう！」(2014.8.2)

平成 25 年度 ひらめき ときめきサイエンス  
「びわこの水環境を守るにはどうしたら良  
いの？」(2013.8.3)

ホームページ等

<http://research-db.ritsumeai.ac.jp/Profiles/66/0006521/profile.html>

## 6．研究組織

### (1)研究代表者

佐藤 圭輔 (SATO, Keisuke)  
立命館大学・理工学部・准教授  
研究者番号：3 0 4 5 6 6 9 4

### (2)研究協力者

池上 麻衣子 (IKEGAMI, Maiko)  
京都大学・原子炉実験所・助教  
研究者番号：1 0 6 2 5 5 2 8

Smith J.T.

University of Portsmouth

・ Faculty of Science ・ Professor