短 報 [Note]

霞ヶ浦流入河川堆積物における粒径と放射性セシウム濃度の関係

田林雄^{1), 2), 4)}・山室真澄^{3), 4)}

Relationship between particle size and the radioactive cesium concentration in sediments
from rivers flowing into Lake Kasumigaura

Yu TABAYASHI^{1), 2), 4)}, Masumi YAMAMURO^{3), 4)}

Abstract

A large amount of radiocesium (^{134}Cs and ^{137}Cs) was released to the atmosphere from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant disaster on March 11, 2011. Significant amounts of ^{134}Cs and ^{137}Cs were deposited in the drainage basin of Lake Kasumigaura. As might be expected, the concentrations of ^{134}Cs and ^{137}Cs varied across the lake basin. We sampled bed sediments from several rivers within the lake basin, and compared the $^{134+137}\text{Cs}$ concentrations of the silt and clay, sand and gravel sediment fractions. At any given sampling point, the concentrations of $^{134+137}\text{Cs}$ in silt and clay were always greater than those in sand and gravel, which agrees with previous studies that show increased ^{137}Cs concentrations with increased specific surface area of sediment. However, the ^{134}Cs and ^{137}Cs concentrations of sand were not always greater than gravel, suggesting that the concentration is not always dependent on the specific surface area. The $^{134+137}\text{Cs}$ concentrations in silt and clay were mostly 1.4 to 4.0 times greater than the concentrations in sand. Overall, the $^{134+137}\text{Cs}$ concentrations of sediments were correlated with the amounts of $^{134+137}\text{Cs}$ deposited in the upstream areas.

Keywords: ^{134}Cs , ^{137}Cs , particle size distribution, amount of deposition, river-bed sediment, inflow rivers of Lake Kasumigaura

(2013 年 2 月 4 日受付；2013 年 5 月 28 日 受理)

摘 要

霞ヶ浦流域では、福島第一原子力発電所の事故によって一部の地域に高濃度の放射性セシウム (^{134}Cs

-
- 1) 現所属 筑波大学アイソトープ環境動態研究センター 〒305-8577 茨城県つくば市天王台 1-1-1 Current Affiliation: Center for Research in Isotopes and Environmental Dynamics, University of Tsukuba, 1-1-1 Tennodai, Tsukuba, 305-8577 Japan
2) 茨城大学地球変動適応科学研究機関 (ICAS) 〒310-8512 茨城県水戸市文京 2-1-1 Institute for Global Change Adaptation Science, Ibaraki University, 2-1-1 Bunkyo, Mito, 310-8512 Japan
3) 東京大学大学院新領域創成科学研究科 〒277-8563 千葉県柏市柏の葉 5-1-5 Graduate School of Frontier Sciences, The University of Tokyo, 5-1-5 Kashiwanoha, Kashiwa, 277-8563 Japan
4) 独立行政法人産業技術総合研究所地質情報研究部門 〒305-8567 茨城県つくば市東 1-1-1 中央第 7 Geological Survey of Japan, AIST Tsukuba Central 7, 1-1-1 Higashi, Tsukuba 305-8567 Japan
連絡対応者：山室真澄 電話：04-7136-4770 Fax：04-7136-4756 メールアドレス：yamamuro@k.u-tokyo.ac.jp

および ^{137}Cs が沈着した。本研究では $^{134+137}\text{Cs}$ の沈着量が異なる河川で河床堆積物を採取し、シルト・粘土、砂、礫に分画して、 $^{134+137}\text{Cs}$ 濃度を比較した。同地点での $^{134+137}\text{Cs}$ をシルト・粘土、砂、礫で比較すると、シルト・粘土の分画が全地点において最も高い値を示し、 ^{137}Cs 濃度は比表面積が大きいほど高くなるという既報の見解と一致した。しかし砂と礫の分画で比較した場合、砂よりも礫の方が高かった地点もあり、比表面積だけで堆積物中の $^{134+137}\text{Cs}$ 濃度を説明できない例もあった。シルト・粘土の分画での濃度は、砂の分画での濃度より1.4～4.0倍高かった。全粒径でみた河床堆積物の $^{134+137}\text{Cs}$ は、サンプリング地点よりも上流の平均沈着量と正の相関が確認された。このことから河床堆積物中の $^{134+137}\text{Cs}$ 濃度は、流域の $^{134+137}\text{Cs}$ の沈着量と対応していると推定された。

キーワード： ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 、粒度分布、沈着量、河床土、霞ヶ浦流入河川

はじめに

2011年3月11日に発生した地震と津波によって、福島第一原子力発電所では3月12日、14日、15日に水素爆発が起こり（以下、原発事故と略す）、放射性セシウムが広範囲に拡散した。文部科学省では原発事故起源の放射性セシウムの地表での沈着量を観測し、その結果を公表している（文部科学省、2011）。これは事故後、放

射線量計を搭載した航空機で福島県を中心に周辺地域を飛行して分析した結果を地図上に記載したもので、茨城県については2011年8月2日現在の値に換算したものが公表されている。この結果から霞ヶ浦では西岸流域を中心に放射性セシウム濃度が比較的高濃度の、ホットスポット的な地点が確認できる（Fig. 1, 半減期から調査を行った2012年8月9日の値に補正）。

原発事故で多く放出された放射性セシウム（ $^{134+137}\text{Cs}$ ）

Fig. 1. Amount of radioactive Cs in the drainage area of Lake Kasumigaura and the location of the sampling sites used in this study. Information about the amount of radioactive Cs was determined by reading values from tracing map provided by the Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology (2011) and concentrations were adjusted for the sampling date (August 9th 2012).

図1 霞ヶ浦流域における放射性セシウム沈着量と本研究での調査地点。放射性セシウム沈着量は文部科学省(2011)の地図データをトレースし値を読み取った後、サンプリングを行った2012年8月9日の値に補正して作成した。

として半減期が約 2 年の ^{134}Cs と約 30 年の ^{137}Cs がある。セシウムはアルカリ金属であり、同じアルカリ金属のカリウムと同様に体内に取り込まれ、人体に内部被曝をもたらす危険がある。霞ヶ浦は水道水源であり、また近年は鯉ヘルペスによって養殖業が衰退したものの、ワカサギやシラウオ、エビ類などの漁獲によって原発事故直前の 2010 年度は漁獲量が 1894 t と琵琶湖の漁獲量の 1683 t を上回るほど漁業が盛んであった（総務省統計局, 2012）。流域から河川を通じて流入する放射性セシウム濃度や、それが長期的に湖内でどのように再分布するのかは、飲用水や水産対象種の安全対策を立てる上でも重要な情報となる。

河川および湖沼に流入する土砂は、流動条件に応じた粒径に淘汰されながら運搬され、粒径に対応した場に堆積する。例えば河川では、河床の水平距離で数メートルしか離れていなくても瀬と淵では流動条件が異なり、淵の方が瀬よりも細かい粒子が堆積する。植生の有無によっても流動条件は異なってくる。一方、 ^{137}Cs は粒度が細かい粒子ほど重量当たり濃度が高くなることが実験および現場堆積物での分布を調べた結果から確認されている（He and Walling, 1996）。この為、文部科学省が行った放射線量等分布マップに関する検討においては、He and Walling（1996）が耕作地の土壌について報告した「 ^{137}Cs の濃度は比表面積の 0.65 乗で増加する（ $r^2=0.85$ ）」との関係を用いて、河川堆積物中の ^{137}Cs 濃度の補正を行っている（池内, 2012）。He and Walling（1996）は洪水直後の河床堆積物を採取し、1 回の洪水によって供給された河川堆積物における粒径と ^{137}Cs 濃度の関係も検討している。その結果では ^{137}Cs 濃度は比表面積の 0.65 乗ではなく、0.71 乗で増加していた。また決定係数は $r^2=0.79$ と土壌などの結果より若干小さく、その原因として洪水時には放射能濃度が異なる様々な物質が流入するためと説明している。さらに He and Walling（1996）は、洪水の度に異なる物質が供給されることから、粒径と放射能濃度との関係は 1 回の洪水で供給された堆積物ごとに検討すべきであるとしている。

日本における堆積物中放射能濃度の実態調査では、堆積物を粒径で分けて、採取した堆積物を乾燥後、粉碎・混合して分析するのが一般的である（及川, 2012）。この為、例えば原発事故起源のプルトニウムが太平洋の海洋堆積物で検出されるかを検討した研究では、粒度分布は公表されていない（Zheng et al., 2012）。また環境省による原発事故後の河川堆積物の放射性物質モニタリング調査でも粒度分析は行っているものの、放射能濃度につ

いては採泥器で得られた表層泥（表層～10 cm 程度）を湿潤状態のまま分析にかけており（環境省, 2013a）、放射性セシウム濃度を粒径ごとに求めてはいない。

そこで本研究では、原発事故後約 1 年半が経過した霞ヶ浦流入河川の堆積物を採取して、 ^{134}Cs および ^{137}Cs を粒径（シルト・粘土、砂、礫）に分けて測定し、原発事故後、累積的に流域からの影響を受けている河川堆積物において、粒径によって $^{134+137}\text{Cs}$ がどのように異なるか、また流域間で粒径ごとの放射能濃度に違いがあるか、あった場合その差は沈着量とどのような関係にあるのかを検討した。

調査地域と方法

$^{134+137}\text{Cs}$ の地表での沈着量が高かった霞ヶ浦西岸流域を中心に、8 河川（1. 清明川, 2. 大須賀津承水路, 3. 花室川, 4. 桜川, 5. 恋瀬川, 6 及び 9. 一ノ瀬川, 7. 菱木川, 8. 園部川, Fig. 1, Table 1）の計 9 地点で調査を行った。サンプリングは 2012 年 8 月 9・10 日に行った。河床堆積物中の砂の割合が大きい地点が複数予定されており（Fig. 2）、エクマンバージサンプラー等のサンプラーは可動部が砂で詰まってサンプルの採取が困難であるため、河川中央部のいずれも冠水している 3 カ所でスコップを用いてサンプリングを行った。3 ヶ所で行ったサンプリングは合わせて 1 サンプルとした。採取に際してはエクマンバージサンプラーの採取面積に合わせ、15 cm 四方について深さ 5 cm までを目安に採取した。サンプリング時の川の流速は極めて小さく、また採取時に細粒物質が流れ出ないよう細心の注意を払った。

採取した堆積物はオーブンで 100 °C に保って 24 時間

Table 1. Latitude and longitude of sampling points and sampling dates.

表 1. サンプリング地点の位置と採取日.

No.	Station	Latitude	Longitude	Sampling date
1	Seimei	36° 0' 39.7"	140° 15' 53.0"	August 9, 2012
2	Oosugatsu	36° 1' 27.4"	140° 18' 29.5"	August 9, 2012
3	Hanamuro	36° 3' 18.5"	140° 11' 2.6"	August 9, 2012
4	Sakura	36° 4' 42.9"	140° 11' 24.2"	August 9, 2012
5	Koise	36° 9' 47.9"	140° 17' 0.9"	August 10, 2012
6	Ichinose2	36° 4' 26.2"	140° 20' 46.1"	August 10, 2012
7	Hishiki	36° 6' 31.8"	140° 21' 6.5"	August 10, 2012
8	Sonobe	36° 10' 9.5"	140° 21' 6.7"	August 10, 2012
9	Ichinose1	36° 4' 27.3"	140° 20' 44.7"	August 10, 2012

Fig. 2. Particle size distribution of the river bed sediments. Sampling points are shown in Fig. 1.

図2 河川堆積物の粒度分布。サンプリング地点は Fig. 1 参照。

乾燥させた後、標準篩を用いて粒度毎に分けた。篩の目合は2 mmと1/16 mmで、2 mmの篩によって礫を分別し、さらに1/16 mmの目合で篩うことで砂とシルト・粘土を分別した。植物の根や葉の破片など、肉眼で識別できる非鉱物質はピンセットを用いて除去した後、各分画の重量を秤量した。

粒度ごとに分けた堆積物は乳鉢を用いてホモジナイズした後、ねじ口容器（U8規格）に充填し、高純度ゲルマニウム半導体検出器測定装置（キャンベラ社、GC4020-7500SL）で放射性セシウム濃度を測定した。検出器は厚さ10 cmの鉛によって遮蔽されており、外部の放射線は十分に低減されている。また礫については、ホモジナイズに先立って粉碎した。分析時間は統計検定を行い、目的成分（ ^{134}Cs および ^{137}Cs ）のピークがノイズに比べて統計的に有意に検出されるまで分析機械内部に試料を設置した。いずれのサンプルも検出時間1000秒で分析し、それでも有意差が出なければ適宜分析時間を増やし、放射線量の少ないサンプルでは最大30000秒で分析を行った。 ^{134}Cs と ^{137}Cs 濃度の分析値は、サンプリングを行った日の値に補正した。堆積物全体での放射能濃度は、上記で測定した粒度分布と各粒径ごとの放射能濃度を乗じて計算した。

また、 $^{134+137}\text{Cs}$ の地表での沈着量と河床堆積物の

$^{134+137}\text{Cs}$ との関係を検討するために、文部科学省（2011）の沈着量地図をもとに ^{134}Cs と ^{137}Cs の半減期からサンプリングを行った2012年8月9日の地表面の放射能濃度を求めた（Fig. 1）。次にサンプリングを行った地点よりも上流の集水域での沈着量がサンプリングを行った地点の $^{134+137}\text{Cs}$ に寄与していると仮定し、サンプリング地点よりも上流の集水域に異なる沈着量の範囲が複数ある場合は（例えばFig.1の地点3が位置する河川）、ひとつの沈着量範囲にある河川の流路長を全流路長で除した値を沈着量範囲の平均に乗じることで、サンプリング地点よりも上流の集水域の平均的な $^{134+137}\text{Cs}$ 濃度を求めた。以後この値を「上流平均沈着量」と呼ぶ。例えば、あるサンプリング地点の上流区間がどの異なる沈着量区間からなる場合に、上流平均沈着量（ $^{134+137}\text{Cs}$ ）は以下で与えられる。

$$^{134+137}\text{Cs} = \frac{^{134+137}\text{Csa} \cdot \text{la} + ^{134+137}\text{Csb} \cdot \text{lb} \dots \dots 1)}{\text{la} + \text{lb}}$$

ここで、laはaの区間の流路長、lbはbの区間の流路長、 $^{134+137}\text{Csa}$ はaの区間の沈着量、 $^{134+137}\text{Csb}$ はbの区間の沈着量とする。沈着量の読み取りはFig. 1において、8500 Bq m⁻²以下の範囲については4300 Bq m⁻²、8500～25500 Bq m⁻²については17000 Bq m⁻²、25500～51100

Bq m⁻² については 38300 Bq m⁻², 51100 ~ 85100 Bq m⁻² については 68100 Bq m⁻² とした。また、各区間の流路長は地形図上にディバイダーをあてて算出した。

結果と考察

堆積物の粒度分布の結果では調査地点 9 番以外は砂が卓越していたが (Fig. 2), 礫が 3 割以上を占める地点もあるなど、粒度分布は地点毎に大きく異なっていた。

また ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs, ¹³⁴⁺¹³⁷Cs も、地点毎に大きく異なっていた (Table 2)。堆積物全体の ¹³⁴⁺¹³⁷Cs では、清明川 (地点 1) が 1615 Bq kg⁻¹ と最も高く、園部川 (地点 8) が 41.1 Bq kg⁻¹ と最も低かった。これに対してシルト・粘土の分画では、大須賀津川 (地点 2) において ¹³⁴Cs で 1691 Bq kg⁻¹, ¹³⁷Cs で 2773 Bq kg⁻¹, 清明川 (地点 1) において ¹³⁴Cs で 1614 Bq kg⁻¹, ¹³⁷Cs で 2533 Bq kg⁻¹ と高く、両河川とも地表での沈着量が比較的高い地域を流域とする河川であった (Fig. 1)。

同地点での濃度をシルト・粘土, 砂, 礫と比較すると、シルト・粘土の分画が全地点において最も高い放射性セシウム濃度を示し, ¹³⁷Cs 濃度は比表面積が大きいほど高くなるという既報の見解と一致した。しかし砂と礫の分画で比較した場合、砂の方が高かったのが 5 地点, 礫の方が高かったのが 2 地点と、比表面積だけでは説明できない例もあった。シルト・粘土の分画での濃度は、恋瀬川 (地点 5) を除いて、砂の分画での濃度より 1.4 ~ 4.0 倍高かった。恋瀬川だけでシルト・粘土の分画が砂の分

画での濃度より 10 倍以上高かった理由は、特定できなかった。

全粒径でみた河床堆積物の ¹³⁴⁺¹³⁷Cs 濃度と、「上流平均沈着量」で求めた ¹³⁴⁺¹³⁷Cs 濃度との間には、有意な正の相関 ($p < 0.01$) が認められた (Fig. 3)。一方で、河床堆積物の ¹³⁴⁺¹³⁷Cs 濃度とサンプリング地点の沈着量 (Fig.1 から読み取った値) との間には明確な関係は認められなかった (Fig. 4)。このことから、原発事故から約 1 年 5 ヶ月経過した時点で、¹³⁴⁺¹³⁷Cs は初期に沈着した場所から下流に移動し、その結果として今回主にサンプリングを行った霞ヶ浦流入河川の河口部でその流域を代表する ¹³⁴⁺¹³⁷Cs 濃度が得られたと考えられた。

環境省は霞ヶ浦流入河川の堆積物中 ¹³⁷Cs について、2011 年 9 月 ~ 2012 年 9 月にかけて行った 4 回の調査結果を公表している (環境省, 2013b)。その結果では、新川では 3 回の観測において含泥率 (堆積物乾重量 / 堆積物湿重量) が 20 ~ 40%, ¹³⁷Cs 濃度が 2500~4000 Bq kg⁻¹ だったが、1 度だけ含泥率 80% を示し、その時の ¹³⁷Cs 濃度は 500 Bq kg⁻¹ だった。これに対して清明川では 3 回の観測において含泥率が 80%, ¹³⁷Cs 濃度が 1000 ~ 2000 Bq kg⁻¹ だったが、1 度だけ含泥率 30% を示し、その時の ¹³⁷Cs 濃度は 3000 Bq kg⁻¹ だった。一般にシルト・粘土含有率が高くなるほど堆積物の含水率が高くなることから、含泥率が高いほど含水率が低い、即ちシルト・粘土含有率が低いことになる。環境省 (2013b) の結果は含泥率が高い、即ちシルト・粘土含有率が低いと ¹³⁷Cs 濃度も低くなっており、本研究で得られた「シルト・

Table 2. ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs and ¹³⁴⁺¹³⁷Cs concentration for each particle size range. “All” represents all grain sizes and “Silt & Clay / Sand” represents the ratio of ¹³⁴⁺¹³⁷Cs for these two size groups. The amount of deposited radioactive Cs was determined from the data in Fig. 1. Silt, clay and sand were separated using a 1/16 mm mesh sieve and sand and gravel were separated using a 2 mm mesh sieve.

表 2. 粒度別 ¹³⁴Cs 濃度と ¹³⁷Cs 濃度, および ¹³⁴⁺¹³⁷Cs 濃度。表中の All は全粒径の値を示す。また、Silt & Clay / Sand は ¹³⁴⁺¹³⁷Cs 濃度の「粘土・シルト」と「砂」の比を表す。放射性セシウム降下量は Fig. 1 から読み取った値。Silt & Clay (粘土・シルト) と Sand (砂) は目合 1/16 mm の篩で篩い分け、Sand (砂) と Grabel (礫) は 2 mm の篩によって篩い分けを行った。

No.	Station	¹³⁴ Cs (Bq kg ⁻¹ dw)				¹³⁷ Cs (Bq kg ⁻¹ dw)				¹³⁴⁺¹³⁷ Cs (Bq kg ⁻¹ dw)		Upstream averaged deposited ¹³⁴⁺¹³⁷ Cs (Bq m ⁻²)
		Silt & Clay	Sand	Grabel	All	Silt & Clay	Sand	Grabel	All	All	Silt & Clay / Sand	
1	Seimei	1614 ± 84	565 ± 25	618 ± 30	573 ± 26	2533 ± 101	1029 ± 34	1166 ± 35	1043 ± 34	1615 ± 60	2.6	65971
2	Oosugatsu	1691 ± 57	576 ± 17	177 ± 7	546 ± 17	2773 ± 73	986 ± 23	357 ± 8	939 ± 22	1485 ± 39	2.9	38300
3	Hanamuro	1002 ± 46	250 ± 12	50.9 ± 7.3	188 ± 11	1704 ± 56	426 ± 15	112 ± 9	329 ± 13	516 ± 24	4.0	30453
4	Sakura	216 ± 15	59.1 ± 9.9	—	120 ± 12	364 ± 20	88.3 ± 11.9	—	196 ± 15	316 ± 27	3.9	10195
5	Koise	535 ± 17	59.4 ± 5.5	78.9 ± 18.8	68.9 ± 5.8	945 ± 23	84.8 ± 6.9	149 ± 21	102 ± 7	171 ± 13	10.3	21495
6	Ichinose2	694 ± 19	230 ± 11	196 ± 23	241 ± 12	1109 ± 23	429 ± 16	418 ± 27	446 ± 16	687 ± 28	2.7	35933
7	Hishiki	915 ± 50	520 ± 20	233 ± 23	553 ± 23	1576 ± 68	858 ± 26	400 ± 25	920 ± 30	1473 ± 54	1.8	36662
8	Sonobe	51.6 ± 6.9	14.4 ± 2.1	8.6 ± 1.7	15.1 ± 2.3	92.4 ± 9.2	28.1 ± 2.8	7.4 ± 1.3	26 ± 2.8	41.1 ± 5.1	3.4	21518
9	Ichinose1	628 ± 39	439 ± 16	—	550 ± 29	1198 ± 54	828 ± 23	—	1045 ± 41	1595 ± 71	1.4	36880

Fig. 3. Relationship between the “average amount of radioactive $^{134+137}\text{Cs}$ deposited upstream” and the $^{134+137}\text{Cs}$ concentration in the river bed sediments for all particle sizes. The amount of deposited radioactive Cs was calculated from Fig. 1 using formula 1, given in the methods.

図3. 「上流平均沈着量」と河床堆積物（全粒径）の $^{134+137}\text{Cs}$ 濃度との関係。「上流平均沈着量」を計算するにあたりデータとしてFig.1の沈着量地図を用い、目的の1)に示した数式で計算した。

Fig. 4. Relationship between the amount of deposited radioactive $^{134+137}\text{Cs}$ at the sampling station and the $^{134+137}\text{Cs}$ concentration in the river bed sediments using all fraction of particle sizes. The amount of deposited radioactive Cs was calculated from Fig. 1.

図4. サンプル地点沈着量と河床堆積物（全粒径）の $^{134+137}\text{Cs}$ 濃度との関係。
サンプル地点の沈着量はFig.1から読み取った。

粘土の方が砂よりも重量当たりの放射性セシウム濃度が高くなる」という結果と一致している。

結 論

本研究の結果から、原発事故から1年半の間に河床堆積物に蓄積した $^{134+137}\text{Cs}$ は、採取地点から上流域に沈着した $^{134+137}\text{Cs}$ の平均と正の相関を示すことが分かった。同一地点における ^{134}Cs および ^{137}Cs はシルト・粘土の分画で最も高くなったものの、シルト・粘土の分画は砂の分画の1.4～4.0倍と、濃度に関係があった。さらに砂と礫との比較では砂よりも礫の方が高い濃度を示した場合があり、 ^{134}Cs および ^{137}Cs は比表面積が大きいほど高くなるとは限らなかった。このことから、河川堆積物中の ^{134}Cs や ^{137}Cs 濃度の補正を粒径で行うことが常に妥当であるかどうかは検討の余地がある。また ^{137}Cs の濃度が比表面積の0.65乗で増加するとのHe and Walling (1996)が見出した関係が当該河川堆積物に適用できるか確認する必要がある。

環境省(2013b)の結果に見られたように、河川堆積物中 ^{137}Cs の経時変化のモニタリング結果では、粒度分布によって同一地点の ^{137}Cs が大きく変化していた。河川中での物質移動は粒度ごとに大きく異なり、今後、洪水等によって河床堆積物の構成比が変化することが予測されることから、粒度ごとに ^{137}Cs を観測することが、同一地点での経時変化のモニタリングにおいて望ましいと考えられる。

謝 辞

茨城大学理学部の横沢正芳先生、茨城大学学術企画部社会連携課の小澤清志氏には分析機器の使用方法について教えていただいた。また、堆積物の採取と篩い分け作業では、東京大学大学院新領域創成科学研究科陸水学研究室の学生諸氏に協力いただいた。また、茨城大学地球環境変動適応科学研究機関長の三村信男先生には分析の機会を与えていただいた。ここに記して感謝いたします。本研究は(財)河川環境管理財団の河川整備基金助成事業の一部として実施した。

引用文献

He, Q. and Walling, D. E. (1996): Interpreting particle size effects in the adsorption of ^{137}Cs and unsupported ^{210}Pb

by mineral soils and sediments. *Journal of Environmental Radioactivity*, 30: 117-137.

池内嘉宏(2012):河川中(河川水、河底土、及び浮遊砂)及び井戸水における放射性物質の放射能濃度の変化傾向の確認。放射線量等分布マップ関連研究に関する報告書(第2編), 2-79～2-114. http://radioactivity.mext.go.jp/ja/contents/6000/5522/25/5600_201203131000_report2-1.pdf, 2013年1月24日現在

環境省(2013a):平成23年度公共用水域放射性物質モニタリング調査結果(まとめ)調査概要. http://www.env.go.jp/jishin/monitoring/results_r-pw-h23/1-1.pdf, 2013年1月24日現在

環境省(2013b):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 茨城県. http://www.env.go.jp/jishin/monitoring/results_r-pw.html#ibaraki, 2013年1月24日現在

文部科学省(2011):文部科学省及び茨城県による航空機モニタリングの測定結果の修正について. http://radioactivity.mext.go.jp/ja/contents/5000/4933/24/1940_0831.pdf, 2013年1月24日現在

及川真司(2012):海洋環境試料の放射能分析. *海洋と生物*, 34: 206-216.

総務省統計局(2012):平成22年漁業・養殖業生産統計. <http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/List.do?lid=000001087405>, 2013年1月24日現在

Zheng, J., Aono, T., Uchida, S., Zhnag, J. and Honda, M. C. (2012): Distribution of Pu isotopes in marine sediments in the Pacific 30km off Fukushima after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. *Geochemical Journal*, 46: 361-369.