

福島第一原子力発電所事故後の東北・関東の湖沼・水源地における放射性セシウムインベントリーの分布と動態

荒居博之^{1,2}・福島武彦¹・恩田裕一³

¹ 筑波大学大学院生命環境科学研究科、² 日本学術振興会特別研究員、³ 筑波大学アイソトープ環境動態研究センター

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は、波高10mを超える大津波の発生と東北地方への直撃により、東京電力(株)福島第一原子力発電所(以下、福島第一原発という)における放射能漏れ事故へと発展した。環境中に放出された放射性物質のうち、セシウム137(Cs-137)は半減期が30.1年と長いため、その汚染状況の把握はとりわけ急務である。地表面に沈着した放射性セシウムの多くは降雨等により土壌と一緒に動くと考えられることから、湖沼等の水滞留時間の長い水域は、河川によって運搬された放射性セシウムのシンクとなりうる。したがって、それらの水域における放射性セシウムの分布特性及び動態を把握することは、放射性セシウムの管理・除染の観点から重要である。

陸地表面における放射性セシウムの事故後の沈着状況については、東日本における広域航空機放射線モニタリング(以下、航空機モニタリング)によって調査されてきた。この手法は、広範囲にわたって迅速にガンマ線を測定することにより、空間線量率や沈着量分布を面として把握できる利点をもつ[1]。第6次航空機モニタリングの報告書[2]では、放射性セシウムの物理的減衰以上に空間線量率が減少していることを指摘しており、数値モデルによる東日本の放射性セシウムの沈着量分の推定も行われている[3, 4]。一方、湖沼・水源地における放射性セシウムの堆積状況については、福島第一原発周辺の7県を対象に、グラブ採泥器を用いた底質の採取・分析が実施されてきた。しかし、この調査で直接得られる情報は底質表層の放射能濃度であり、面としての情報(単位面積当たりの総放射能、インベントリー)は得られていない。放射能濃度は生物への影響等を評価する上で重要だが、事故直後の大気降下フラックスやその後の流域からの流入フラックス等との比較、または放射性セシウムの収支計算をするためには、インベントリーを推定する必要がある。流域における放射性セシウム沈着量と湖沼等におけるインベントリーの関係については、いくつかの湖沼を対象としたチェルノブイリの研究例等はあるものの[5]、広範囲にわたってこれらの関係を明らかにした研究はない。

本研究では、湖沼・水源地を対象とした環境省公共用水域放射性物質モニタリング結果に対し、仮定をおくことで放射性セシウムのインベントリーを推定し、底質コアによる真のインベントリーとの比較・検証を行った。また、インベントリーの分布及び2011～2012年度の変化傾向を解析するとともに、航空機モニタリングによる地表面の放射性セシウム沈着量との関係を明らかにした。

2. 材料と方法

2.1 環境省公共用水域放射性物質モニタリング調査の概要

調査は宮城、山形、福島、茨城、群馬、栃木、千葉の7県の湖沼・ダム湖・ため池を対象に実施された。調査期間は2011年9月～2012年3月及び2012年6月～2013年3月である(以下、それぞれの調査を2011年度調査、2012年度調査とする)。2011年度の調査地点をFig. 1に示す。2011年度の調査地点数は117、総検体数は251であり、2012年度ではそれぞれ153、626であった。底質の採取はスミス・マッキンタイヤ型採泥器またはエクマンバージ型採泥器によって行われた(Fig. 2)。調査地点の船上もしくは湖岸から、15 cm × 15

cm 四方または 20 cm × 20 cm 四方の表層底質 (表層 ~10 cm 程度)が、1 回の調査において概ね 3 回以上採取された。この際、採泥深等が測定された。試料は十分に混合して持ち帰り、実験室にて含水比 (JIS A1203)、土粒子密度 (JIS A1202)、粒度組成 (JIS A1204)及び放射性セシウム (Cs-134、-137)の放射能濃度に関しては、湿潤状態のままゲルマニウム (Ge)半導体検出器で測定され、含水比を用いて乾泥当りに換算された値を次節のインベントリー計算に使用した。

2.2 環境省データを用いた底質中の放射性セシウムインベントリーの算出

環境省公共用水域調査の結果から底質中の放射性セシウムインベントリーを推定するために、福島第一原発由来の放射性セシウムが存在する全深度の底質を採取していることを仮定した。すなわち、採泥深が福島第一原発由来の放射性セシウムの堆積深度より大きいこと、また、含水比の高い底質表層を対象の放射性セシウムが存在している場合、これを逃さず採取していることが必要条件となる。以上の仮定を適用し、放射性セシウムのインベントリー I (kBq m²)を以下の式で求めた。

$$I = 10 C \cdot Da \cdot d \quad (1)$$

ここで C は底質の放射性セシウムの放射能濃度 (kBq kg⁻¹)、 Da は見かけ密度 (g cm⁻³)、 d は採泥深 (cm)である。見かけ密度は次式から求めた。

$$Da = \left(\frac{1}{Dp} + \frac{W}{100} \right)^{-1} \quad (2)$$

ここで Dp は土粒子密度 (g cm⁻³)、 W は含水比 (%)である。推定したインベントリーは、2011 年 3 月 15 日時点で減衰補正し、解析に使用した。

2.3 底質コアの採取と分析

福島県の小野川湖及び曾原湖、栃木県の湯ノ湖、茨城県の霞ヶ浦 (掛馬沖)において、離合社製 HR 型不攪乱コア採泥器で長さ 15~30 cm 程度の底質コアを採取した (Table1, Fig. 3)。また、霞ヶ浦の湖心では、ダイバーが長さ 1 m のアクリル管を湖底に押し当て、80 cm 程度のコアを採取した。いずれの底質コアも現地でも 2 cm 間隔にカットし、ポリエチレン製

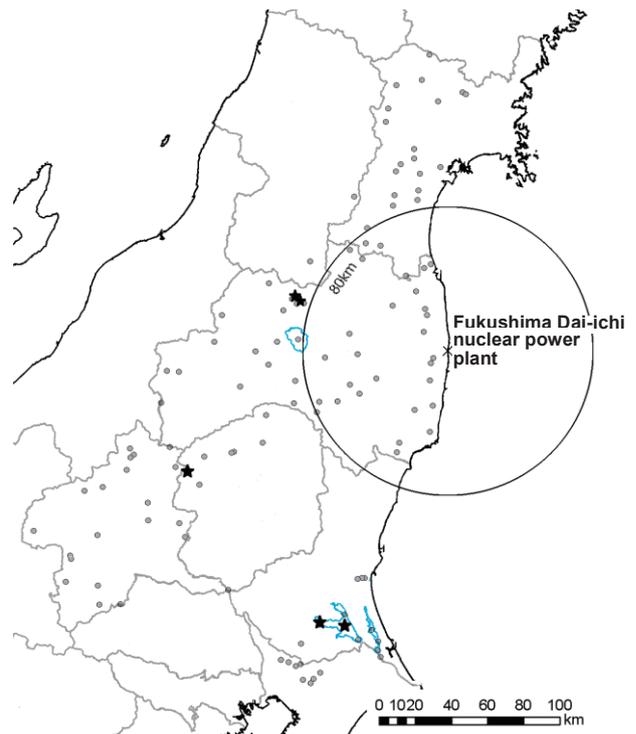


Fig. 1 Studied sites where the bottom sediments were collected by Ministry of the Environment (MOE) during September 2011 – March 2012. Stars indicate our sampling points where the cores were also collected.

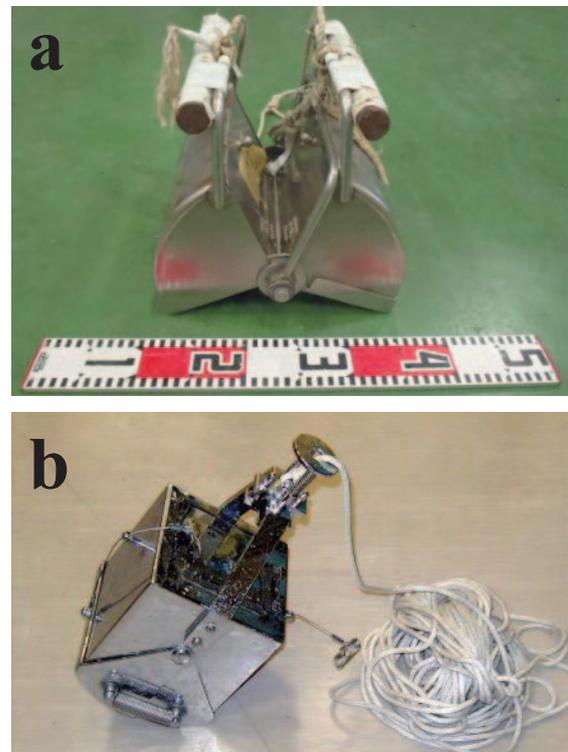


Fig. 2 Bottom grab samplers used in the monitoring by MOE (a, Smith-Mcintyre type bottom grab sampler; b, Ekman-Birge type bottom grab sampler).

Table 1 Characteristics of the lakes where the sediment cores were collected.

Site	Date	Sampling method ^a	Length of core (cm)	Lake area (km ²)	Mean depth (m)	Maximum depth (m)	Watershed area (km ²)
L. Yuno	2011/7/12	HR	14	0.32	8	14.5	18.2
L. Onogawa	2011/9/9	HR	36	1.4	7.9	22	142
L. Sohara	2011/9/9	HR	18	0.35	5.1	12	2.9
L. Kasumigaura				171.5	3.8	7	1426
Takeuma-oki	2011/9/7	HR	21				
Koshin	2012/7/26	diver	72				

^a HR and diver indicate the HR type core sampler (ϕ 11 cm and 50 cm long) and scuba diver using acrylic tubes (ϕ 10 cm and 100 cm long), respectively

容器に入れて実験室に持ち帰った。試料は冷暗所に保存し、一部は物性分析用の湿試料として含水比(試料の水分量を 105°C24 時間乾燥重量で除して)、土粒子密度(比重瓶を用いて)の分析に供した。残りの試料は凍結乾燥後、乳鉢ですり潰してから U-8 容器に封入し、Ge 半導体検出器 (Eurisy Mesures, EGC25-195-R) で最大 12 時間、放射性セシウム (Cs-134 及び Cs-137) の放射能濃度を測定した。放射能濃度と含水比、土粒子密度、採泥深から放射性セシウムのインベントリーを算出し、2011 年 3 月 15 日時点に減衰補正して解析に使用した。

2.4 文部科学省航空機モニタリング調査の概要

文部科学省実施の第 4 次 (2011 年 10~11 月) 及び第 6 次航空機モニタリング (2012 年 10~11 月) の結果を使用した[6]。これらは福島第一原発から 80 km 圏内を対象としている。

80 km 圏外については、環境省調査と同じ 7 県を対象に、都道府県別航空機モニタリング (2011 年 6~9 月) 及び 2012 年度 2 回目の 80 km 圏外航空機モニタリング (2012 年 10~12 月) のデータを使用した[6]。本モニタリングは、ヘリコプターの機内ないし機外に取り付けられた大型 NaI 検出器によりガンマ線のエネルギースペクトルを得るものである。レーザー高度計等により測定されたヘリコプターの飛行高度は対地高度で 150~300 m 程度であり、搭載された検出器は、対地高度とほぼ同一半径の直下の地表面の円内から放出されるガンマ線を測定しているとされる[7]。ヘリコプターは楕形に飛行し、測線間隔は発電所から 80 km 圏内で 1.8 km 程度 (部分的には 300 m 幅等の細かい側線間隔で飛行)、80 km 圏外で 3 km 程度であった。放射性セシウムの有意なエネルギースペクトルが検出された地域においては、測定された空間線量率の値から天然核種による寄与分を除いた上で、日本分析センターが実施した可搬型 Ge 半導体検出器による in-situ 測定の結果と空間線量率の相関関係を利用し、放射性セシウムの沈着量が算出された。検出下限値は 10 kBq m⁻² であった。ただし、Cs-137 沈着量が検出下限値以下で、かつ Cs-134 と Cs-137 の沈着量の合計値が判明していた場合、全データの回帰分析によって得られた平均的な Cs-134/Cs-137 放射能比 (モニタリング終了日時点の値として、2011 年度都道府県別モニタリングでは 0.71、第 6 次及び 80 km 圏外モニタリングでは 0.60) を用いて Cs-137 沈着量を推定した。

本研究では環境省公共用水域調査と比較するために、調査地点の緯度経度情報を利用し、両地点間の距離が最も小さくなるように航空機モニタリングの観測点を抽出した。結果、2011、2012 両年度において、抽出した観測点と環境省調査地点の間の距離は約 4 km 以下であり、90% の地点において 0.5 km 以下であった。解析には、2011 年 3 月 15 日時点に減衰補正した放射性セシウム沈着量を使用した。

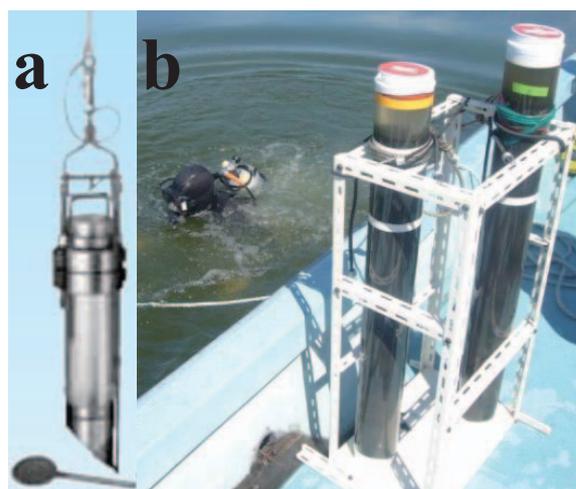


Fig. 3 Core samplers used in this study (a, HR type core sampler; b, scuba diver using acrylic tubes).

3. 結果と考察

3.1 コア採泥器によるインベントリーとの比較

底質コアの分析により得られた小野川湖、曾原湖、湯ノ湖、霞ヶ浦掛馬沖及び同湖心における Cs-137 インベントリーは、それぞれ 94、63、7.5、27、27 kBq m⁻²であった。一方、環境省によるグラブ採泥器を用いたモニタリング結果から推定した Cs-137 インベントリーは、それぞれ 1.7~49、8.7~85、0.86~11、5.8~46、3.1~14 kBq m⁻²であり、どの地点も期間中およそ 1 桁変動した。ただし、これらの変動の多くには傾向がみられず、不規則な変化を示した。また、グラブ採泥器のインベントリーが底質コアのそれに占める割合 (以下、インベントリー比という)について、両採取日が最も近い組み合わせでは 3~22%の範囲にあった。以上から、グラブ採泥器のインベントリーには過小な推定値が含まれていると考えられる。すなわち、2.2 節の仮定に反し、福島第一原発由来の放射性セシウムが存在する深度の底質を採れていない可能性が示された。

環境省のグラブ採泥器による Cs-134/Cs-137 放射能比ないし採泥深とインベントリー比の関係を Fig. 4 に示す。これらの間には概ね正の関係がみられ、Cs-134/Cs-137 放射能比が 0.9 未満のとき、また、採泥深が 5 cm 以下のとき、インベントリー比は 0.5 以下であった。Cs-134/Cs-137 放射能比については減衰補正済みであり、福島第一原発由来の放射性セシウムの場合、この比は 1 前後となるはずである[8]。したがって、この比が明らかに小さいサンプルについては、測定時に誤差があったか、福島第一原発とは別由来の放射性セシウム (主に 1950~1960 年代の大気核実験由来のものと考えられ、比はほぼ 0) の寄与率が相対的に大きかったと推察できる。福島第一原発由来の放射性セシウムの寄与率が小さくなる原因としては、採泥時、底質表面に圧力が働くことにより、含水比の高い表層を採り逃していることも考えられる。この可能性は、グラブ採泥器による一部の放射性セシウムの放射能濃度が、底質コア表層の濃度に比して 1 桁低いことから推察できる。一方、採泥深とインベントリーの関係から、福島第一原発由来の放射性セシウムは多くの場合、5 cm より深くまで存在していることが示唆された。以上の結果から、Cs-134/Cs-137 放射能比 0.9 以上かつ採泥深 6 cm 以上のときのインベントリーを選別したところ、1 点を除き、インベントリー比は 0.5 以上であった (Fig. 5)。以降の解析では主に桁レベルの議論となることから、この条件で 2.2 節の仮定は概ね満たされるとし、推定したインベントリー全てに条件を適用して使用可能なデータを選別した。最終的に、2011、2012 年度調査双方で選別後にデータが存在する 37 地点を、次節以降の解析で使用した (Table 2)。

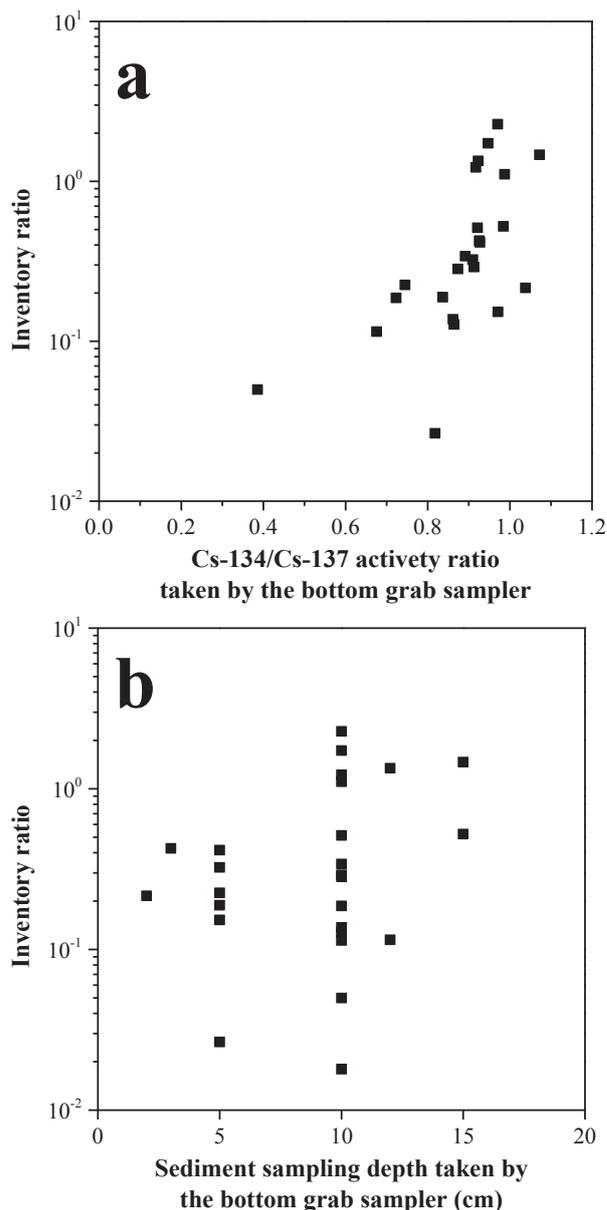


Fig. 4 Relationships between the parameters taken by the bottom grab sampler (a, Cs-134/Cs-137 activity ratio; b, sediment sampling depth) and the inventory ratio (Cs-137 inventory taken by the bottom grab sampler divided by that taken by the core sampler). Radioactive decay was corrected to March 15th, 2011.

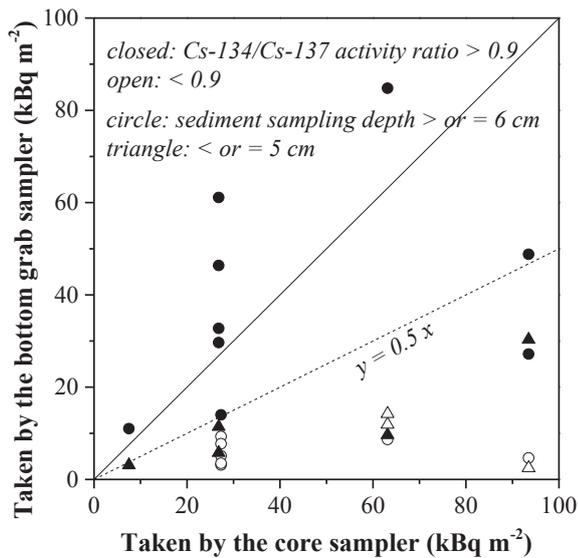


Fig. 5 Relationships between the inventory of Cs-137 taken by the core sampler and that taken by the bottom grab sampler by MOE. Radioactive decay was corrected to March 15th, 2011.

Table 2 Characteristics of the 9 natural lakes, 27 dammed reservoirs, and 1 pond monitored by MOE. Cs-137 inventories were sorted according to Cs-134/Cs-137 activity ratio and sediment sampling depth (see text).

Site	Type ^a	Pref. ^b	Latitude	Longitude	Distance (km) ^c	Lake area (km ²)	Mean water depth (m)	Basin area (km ²)	Cs-137 inventory (corrected, kBq m ⁻²)			
									Sep.2011-Mar.2012		Jun.2012-Mar.2013	
									N	Ave.	N	Ave.
Hanayama	D	M	38.780	140.869	151.9	2.4	15.3	126.9	1	14	3	78
Izunuma	L	M	38.719	141.131	144.7	2.9	0.9	62.2	1	6	1	13
Naruko	D	M	38.755	140.705	151.2	2.1	23.8	210.0	1	10	2	23
Urushizawa	D	M	38.571	140.638	132.6	0.83	21.7	58.9	1	16	1	5
Minamikawa	D	M	38.434	140.821	114.3	0.90	11.1	22.5	1	32	1	35
Amanuma	P	M	38.226	140.851	91.0	0.0047	-	-	1	233	1	154
Okura	D	M	38.322	140.706	104.3	1.6	17.5	88.5	1	11	1	69
Kamafusa	D	M	38.202	140.694	91.8	3.9	11.6	195.3	1	3	2	26
Shichikashuku	D	M	37.964	140.503	76.4	4.1	26.6	236.6	1	53	4	81
Matsugabo	D	F	37.798	140.771	47.9	0.72	13.5	25.6	3	232	2	1366
Mano	D	F	37.729	140.814	39.4	1.8	20.7	80.8	1	178	2	699
Sakashita	D	F	37.381	140.944	9.1	0.21	13.5	12.5	4	855	4	874
Kido	D	F	37.269	140.913	20.0	0.75	24.6	224.8	1	78	1	160
Komachi	D	F	37.280	140.585	42.7	0.10	7.7	4.0	1	33	2	268
Kodama	D	F	37.124	140.827	37.9	0.48	29.0	67.8	2	31	3	110
Takashiba	D	F	36.957	140.732	58.2	0.58	21.8	410.0	2	63	1	25
Shitoki	D	F	36.910	140.717	63.5	0.48	25.2	95.6	3	57	3	55
Miharu	D	F	37.406	140.478	49.1	2.9	14.8	226.4	1	1	3	282
Hokkawa	D	F	37.155	140.073	90.1	0.37	14.9	15.2	3	64	3	184
Nanko	L	F	37.109	140.218	80.2	0.16	1.5	2.0	3	94	2	81
Nicchu	D	F	37.758	139.911	105.9	0.79	31.1	40.6	1	30	3	105
Akimoto	L	F	37.656	140.140	83.0	3.9	9.9	112.0	2	30	1	28
Higashiyama	D	F	37.460	139.965	94.6	0.58	21.7	40.5	1	15	1	105
Okawa	D	F	37.341	139.912	99.6	1.9	30.3	825.6	3	28	1	28
Tajima	D	F	37.234	139.740	116.4	0.050	10.5	4.8	1	6	1	36
Okutadami	D	F	37.148	139.246	161.2	11.5	51.2	595.1	1	22	1	8
Hinuma (Oyazawa)	L	I	36.273	140.476	137.1	9.4	2.6	436.0	1	11	1	25
Kasumigaura (Tamatsumi-oki)	L	I	36.092	140.399	158.5	171	3.8	1610.0	1	15	3	15
Ushikunuma (Koshin)	L	I	35.945	140.132	183.0	6.5	1.0	148.4	2	35	2	33
Shiobara	D	T	36.953	139.883	114.6	0.41	21.4	119.5	1	41	3	42
Ikari	D	T	36.904	139.706	131.1	3.1	17.7	271.2	2	140	4	185
Kawaji	D	T	36.905	139.689	132.4	2.2	37.7	144.2	1	24	3	37
Sakamoto	D	G	36.354	138.706	238.8	0.070	11.1	13.7	2	42	3	104
Oshio	D	G	36.222	138.877	234.0	0.15	20.3	0.5	1	19	3	20
Teganuma (Nedoshita)	L	C	35.862	140.009	196.2	6.5	0.9	163.1	1	187	4	232
Inbanuma (Kita-inbanuma chuoh)	L	C	35.800	140.252	193.5	11.6	1.7	514.6	1	14	3	16
Inbanuma (Josuido-shusui-guchi-shita)	L	C	35.748	140.194	200.9	11.6	1.7	514.6	1	27	3	27

^a L, natural lake; D, dammed reservoir; P, pond. ^b M, Miyagi; F, Fukushima; I, Ibaraki; T, Tochigi; G, Gunma; C, Chiba. ^c Distance from Fukushima Dai-ichi NPP.

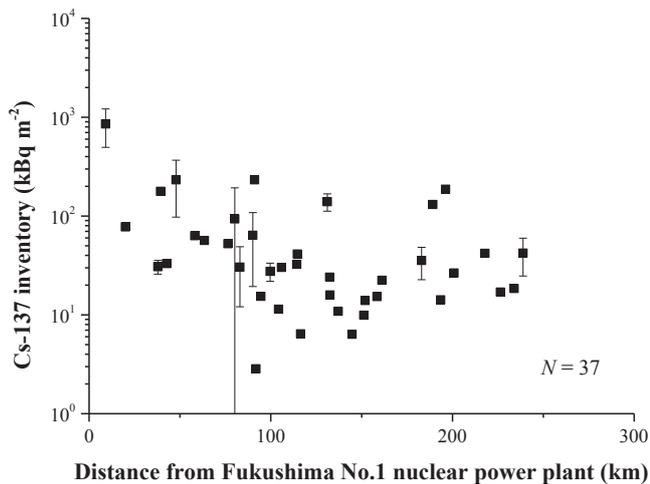


Fig. 6 A comparison of the distance from Fukushima Dai-ichi nuclear power plant with the sediment Cs-137 inventory in the lakes, dammed reservoirs, and ponds taken by the bottom grab sampler. Bars indicate standard deviation in the case of sampling more than once during September 2011 – March 2012, respectively. Radioactive decay was corrected to March 15th, 2011.

3.2 湖沼・水源地における放射性セシウムインベントリーの分布

選別された Cs-137 インベントリーと福島第一原発からの距離の関係を調べたところ、100 km 圏内において、原発から離れるほどインベントリーは減少する傾向にあった (**Fig. 6**)。一方、100 km 圏外では傾向がみられず、概ね 10~100 kBq m⁻² の範囲にあった。

航空機モニタリングによる地表面の Cs-137 沈着量と湖沼・水源地における Cs-137 インベントリーの関係を **Fig. 7** に示す。2011 年度調査における Cs-137 インベントリーは、航空機モニタリングによる沈着量と比較的良好に一致している (**Fig. 7a**)。このことから、2011 年度では初期フォールアウト後の動態がさほど大きくなく、流域と湖沼・水源地でインベントリーに大きな差異がなかったと推察される。また、本研究で推定されたインベントリーの分布に一定の妥当性が示されたといえよう。一方、2012 年度になると、湖沼・水源地の Cs-137 インベントリーが航空機モニタリングによる沈着量を上回るようになり、その度合いは地点ごとにばらついている (**Fig. 7b**)。フォールアウトから 1 年以上が経過し、流域沈着量の減少ないし湖沼・水源地インベントリーの増加の影響が表れたと推測される。またそのばらつきから、動態が流域単位で大きく異なっていたことがわかる。

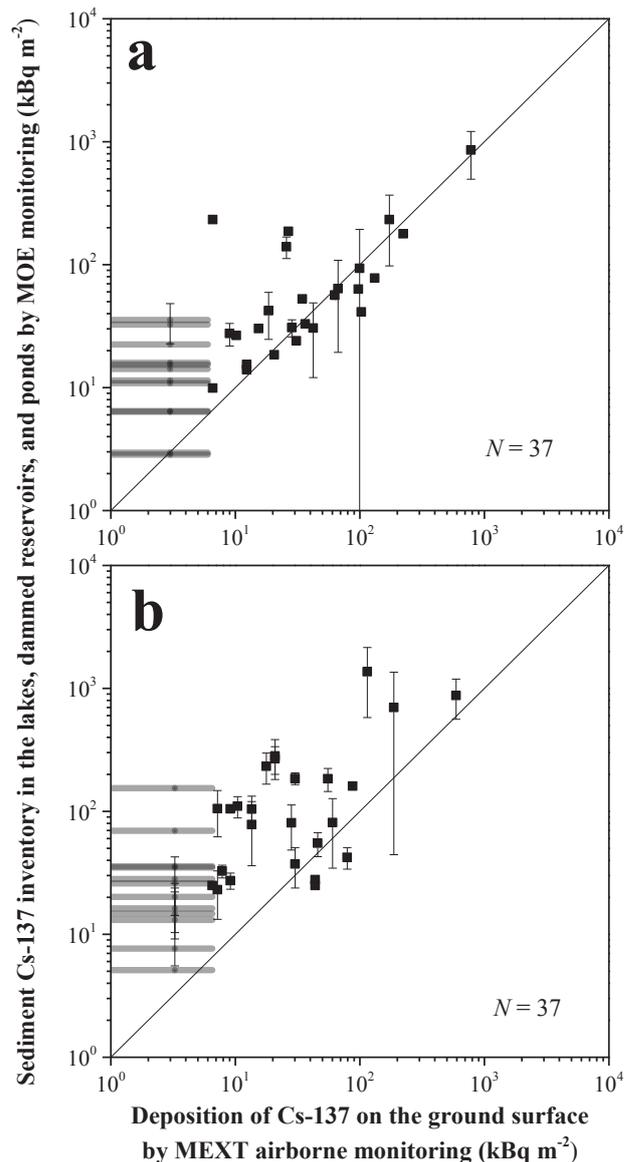


Fig. 7 Comparisons of the deposition of Cs-137 on the ground surface taken by the airborne monitoring by Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology (MEXT) with the sediment Cs-137 inventory in the lakes, dammed reservoirs, and ponds by MOE (**a**, MEXT monitoring during June – November 2011 and MOE monitoring during September 2011 – March 2012; **b**, MEXT monitoring during October – December 2012 and MOE monitoring during June 2012 – March 2013). X-bars indicate the range below a limit of detection. Y-bars indicate standard deviation. Radioactive decay was corrected to March 15th, 2011.

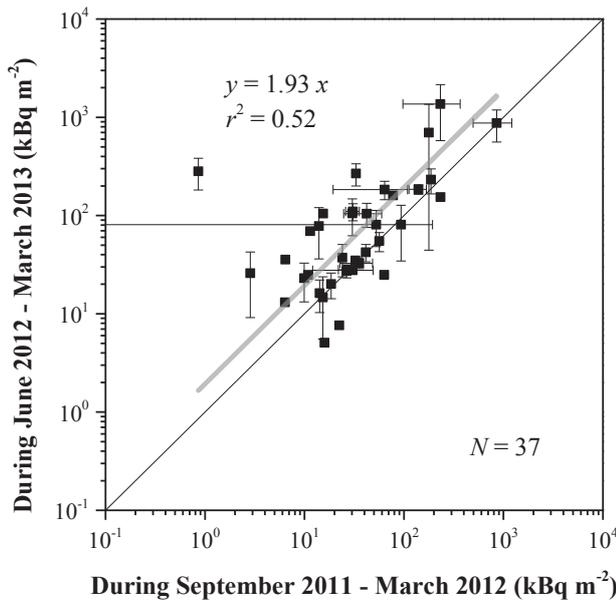


Fig. 8 A comparison of the sediment Cs-137 inventory in the lakes, dammed reservoirs, and ponds taken by the bottom grab sampler by MOE during September 2011 – March 2012 with that during June 2012 – March 2013. Plots and bars indicate average and standard deviation during each period, respectively. Radioactive decay was corrected to March 15th, 2011.

3.3 変化傾向

湖沼・水源地における Cs-137 のインベントリについて、2011、2012 年度の平均値を比較した結果、有意な増加傾向が検出された ($p < 0.05$)。また、回帰分析に基づく平均的な増加率は 93%であった ($r^2 = 0.52$, **Fig. 8**)。このことから、流域からの流入負荷の影響が示唆される。ばらつきの大さの一因としては、湖面積、流域面積、水の滞留時間等、湖沼及び流域ごとに特徴的なパラメータが放射性セシウムの動態に影響していることが考えられる。一方、航空機モニタリングによる Cs-137 沈着量について、2011 年 (第 4 次モニタリング及び都道府県別)と 2012 年 (第 6 次モニタリング及び 80 km 圏外)の間で比較したところ、有意な減少傾向が検出された ($p < 0.01$)。また、回帰分析に基づく平均的な減少率は 20%であった ($r^2 = 1.00$, **Fig. 9**)。

Cs-137 インベントリを湖沼・水源地全体に適用し、また、航空機モニタリングによる Cs-137 沈着量を流域全体に適用することで、2011~2012 年度にかけての湖沼・水源地におけるインベントリ及び地表面沈着量の総変化量を概算した (**Fig. 10a**)。この計算はある地点の観測値によって湖沼ないし流域全体を代表させており、大きな誤差を含んでいると考えられるが、流域で減少かつ湖沼・水源地で増加した 17 地点については、いずれも増加量が減少量を下回っており、インベントリの増加要因が流域由来であることと整合性がみられた (**Fig. 10b**)。

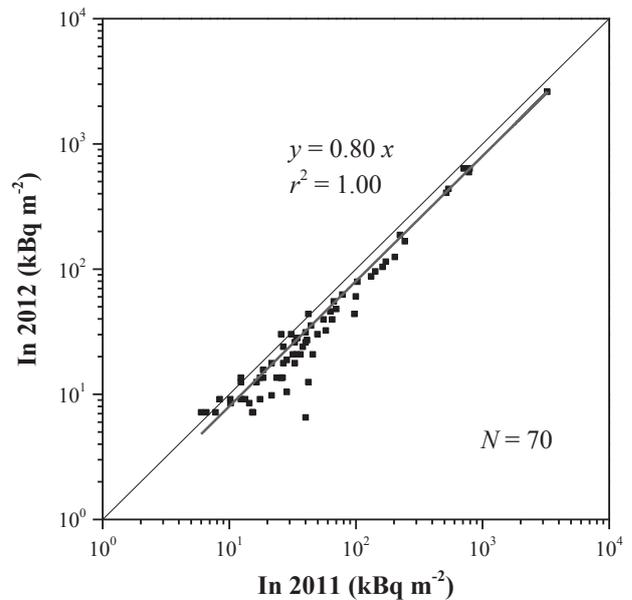


Fig. 9 A comparison of the deposition of Cs-137 on the ground surface by MEXT airborne monitoring in 2011 with in 2012. Radioactive decay was corrected.

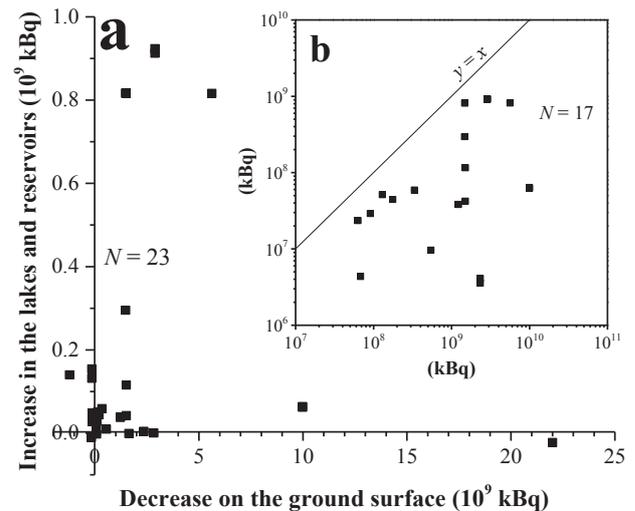


Fig. 10 A comparison of the decrease in the deposition of Cs-137 on the ground surface by MEXT airborne monitoring with the increase in the Cs-137 inventory in the lakes and dammed reservoirs by MOE (**a**, linear scale; **b**, log scale). Radioactive decay was corrected.

4. おわりに

環境省モニタリング結果をもとに湖沼底質中の放射性セシウムインベントリーを推定し、底質コアとの比較、湖沼インベントリーと流域沈着量並びにその時間変化量との比較を行った。この結果、Cs-134/137 放射能比及び採泥深を用いた選別手法、湖沼インベントリーの増加、流域沈着量との良好な関係等の知見を得た。

今回用いたデータはグラブ採泥器による底質表層の放射能濃度であり、インベントリー推定に大きな誤差を含むことは本文中に述べた通りである。また、堆積後の動態等を解明するためにも、今後はコア採泥器を用いたより詳細な調査が必要だと考えられる。さらに、より正確に湖沼の放射性セシウム収支を推定するために、多地点調査により水域内の分布を得る必要がある。本研究では広域モニタリング結果から面としての分布及び変化傾向を解析し、湖沼が放射性セシウムのシンクとなっていることを示したが、これらは桁レベルの議論に過ぎない。福島起源の放射性セシウムは今後、海洋や湖の底土、底生生物に移行していくと考えられ、これらの水域における詳細な解析は今後ますます重要になるとと思われる。

謝辞

解析にあたって、環境省水・大気環境局水環境課から資料を提供していただいた。記して感謝いたします。

参考文献

- [1] 鳥居建男ほか、日本原子力学会誌、**54** (3)、12–17 (2012).
- [2] 文部科学省、「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結果について」(2013).
- [3] Yasunari TJ et al., Proc. Natl. Acad. Sci. USA, **108** (49), 19530–19534 (2011).
- [4] Morino Y et al., Environ. Sci. Technol., **47** (5), 2314–2322 (2013).
- [5] Ilus E and Saxen, J. Environ. Radioactivity, **82**, 199–221 (2005).
- [6] 放射性物質の分布状況等調査データベース <http://radb.jaea.go.jp/mapdb/> (2013 年 4 月 26 日にアクセス).
- [7] 眞田幸尚ほか、放射線、**38** (3)、137–140 (2012).
- [8] 東京電力「福島第一原子力発電所事故における放射性物質の大気中への放出量の推定について」(2012).

Distribution and dynamics of radioactive cesium inventory in lakes and reservoirs around the Tohoku and Kanto Region after the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident

Hiroyuki Arai^{1,2} · Takehiko Fukushima¹ · Yuichi Onda³

¹ Graduate School of Life and Environmental Sciences, University of Tsukuba · ² Research Fellow of the Japan Society for the Promotion of Science · ³ Center for Research in Isotopes and Environmental Dynamics, University of Tsukuba

Cs-137 inventories in lakes, dammed reservoirs, and ponds around the Tohoku and Kanto Region were calculated using the sediment Cs-137 activity concentrations monitored by MOE during September 2011 – March 2012 and June 2012 – March 2013, after the Fukushima nuclear accident. The sediments were collected by the bottom grab sampler; therefore, the inventories were estimated by assuming that Cs-137 adsorbed on the surface of sediments could be approximately collected. The calculated inventories were partly underestimated by comparing with the reliable inventories taken by the core sampler, however, above 0.5 times of the core inventories by screening with Cs-134/Cs-137 activity ratio > 0.9 and sediment sampling depth > 6 cm. Distribution of the Cs-137 inventories at sorted 37 sites was related to the distance from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant, and provide good agreement with the deposition of Cs-137 on the ground surface taken by the airborne monitoring by MEXT in 2011. Increasing trend of the inventories was detected from 2011 to 2012, suggesting the loads from watershed through inflowing rivers.