

# 親水溜池における放射性物質の分布特性

日本大学 正会員 ○手塚公裕  
日本大学 正会員 古河幸雄

日本大学 正会員 中野和典  
日本大学 正会員 長林久夫

## 1. 背景と目的

2011年3月の福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の放出は、福島県や近県の水環境を汚染し、水産業、農業等の被害や環境保全活動等の障害をもたらした。地域の親水活動や希少水生植物の生息の場となっている福島県白河市の南湖も放射性物質汚染の被害を受けた水域である。近年、南湖では湖面が浮葉植物ヒシに覆われ、植物相の貧弱化や景観悪化が懸念されており、対策としてヒシの駆除等が進められていた。しかし、参加者に及ぼす放射性物質の影響が懸念されて環境保全活動は頓挫した。本研究では、南湖の湖水、底質の放射性物質濃度の分布を調査し、環境保全活動の再開に資する基礎資料を得ることを目的とする。

## 2. 調査方法

2013年11月2日に表層湖水の放射性物質 (Cs-134, Cs-137, I-131), 2013年8月8日, 8月29日に底質の Cs-134, Cs-137, 粒径, 強熱減量, 構成元素の分布を調査した (図-1)。底質はエクマンバージ採泥器を用いて採取した。放射性物質はゲルマニウム半導体検出器 GC-2520 (CANBERRA), 底質粒径はレーザー粒度分析装置 LA-920 (堀場製作所), 底質の構成元素はエネルギー分散型蛍光 X 線分析装置 EDX-900 (島津製作所) を用いて測定した。底質の強熱減量 (有機物量の指標) は、環境省の底質調査方法 (H24) に従い分析した。

## 3. 結果と考察

### 3.1 湖水の放射能濃度分布

湖水の放射能濃度を表-1 に示す。湖水の I-131 は全地点で 0.08Bq/kg 未満, Cs-134 と Cs-137 は全地点で 0.10Bq/kg 以下であった。厚生労働省の定める飲料水の放射性 Cs の基準値は 10Bq/kg であるため、南湖では親水活動等で湖水を誤飲したとしても放射性物質に起因する健康被害は生じないと考えられる。ただし、Cs は土粒子等の懸濁物質に吸着・固定されやすいので、降雨等により湖水が濁った場合は水中の放射性 Cs 濃度が高くなる可能性がある。

### 3.2 底質の Cs-137, Cs-134 濃度の平面分布

底質の Cs-134 濃度の平面分布を図-2, Cs-137 濃度の平面分布を図-3 に示す。Cs-134 濃度は 0.1~3.3kBq/kg, Cs-137 濃度は 0.2~7.2 kBq/kg で分布し、共に北東のよどみ部で最大値を示した。環境省が定める一般廃棄物最終処分場に埋め立て処分できる基準値は放射性 Cs 濃度 (Cs-134+Cs-137) で 0.8kBq/kg である。北東のよどみ部では 1.5kBq/kg と基準を超過したが、他の地点では基準値未満であり、よどみ部以外では水環境保全のために浚渫を実施し、除去した底質を一般廃棄物として処理することが可能である。

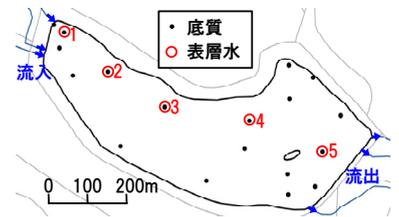


図-1 調査地点

表-1 湖水の放射能濃度

地点	放射能濃度(Bq/kg)		
	I-131	Cs-134	Cs-137
1	<0.08	<0.07	<0.08
2	<0.08	0.08	<0.08
3	<0.08	<0.07	0.08
4	<0.07	0.10	0.10
5	<0.07	<0.07	<0.07

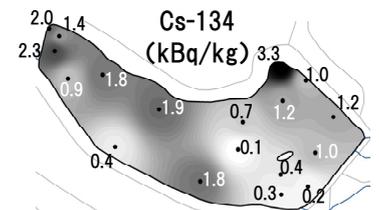


図-2 底質の Cs-134 の分布

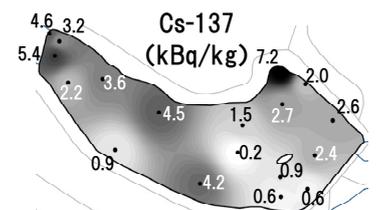


図-3 底質の Cs-137 の分布

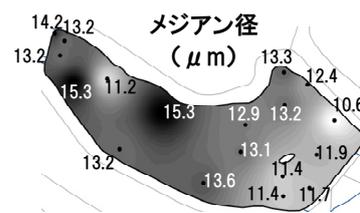


図-4 底質のメジアン径の分布

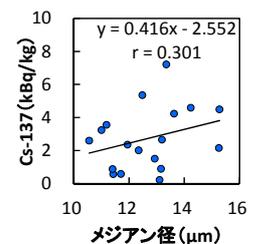


図-5 メジアン径と Cs-137 の相関

キーワード：放射性セシウム, 溜池, 底質, 粒径, 構成元素

連絡先：福島県郡山市田村町徳定字中河原1 日本大学工学部土木工学科 E-mail : m\_tezuka@civil.ce.nihon-u.ac.jp

### 3.3 底質の粒径, 強熱減量, 構成元素と Cs-137 濃度の関係

底質の放射性 Cs 濃度に調査地点による差が生じた要因を解明するため, 放射性 Cs 濃度と粒径, 強熱減量, 構成元素の関係について検討した。なお, Cs-134 と Cs-137 には, 強い相関 ( $r=0.996$ ) があるため, Cs-137 のみを対象とした。

底質のメジアン径の平面分布を図-4, メジアン径と Cs-137 の相関を図-5 に示す。底質のメジアン径は  $10.6\sim 15.3\mu\text{m}$  で分布しており, 河川の流入する西部で高い傾向が見られた。懸濁物質の粒径が大きいほど沈降速度も大きいので, 流入部付近では流入河川水に含まれる懸濁物質で粒径の大きな画分が堆積していたものと考えられる。一方, Cs は粘土鉱物に固定される<sup>1)</sup>ため, メジアン径の小さな地点で Cs-137 が高くなると予想していたが, メジアン径と Cs-137 濃度に相関はなかった。また, 底質の粘土 (粒径  $2\mu\text{m}$  未満) の割合と Cs-137 濃度にも相関は見られていない。

底質の強熱減量の平面分布を図-6, 強熱減量と Cs-137 の相関を図-7 に示す。底質の強熱減量は  $16.0\sim 27.7\%$  で分布しており, 河川の流入する西部で低い傾向が見られた。これは, 河川から流入する無機態懸濁物質の堆積に起因するものと推測される。一方, Cs の挙動は有機物や有機物分解で生成される  $\text{NH}_4^+$  に影響を受ける<sup>1)</sup>が, 南湖では強熱減量と Cs-137 濃度に相関はなかった。

底質の構成元素の平面分布および構成元素と Cs-137 濃度の相関を図-8~17 に示す。南湖底質の構成元素は, Fe が  $33\sim 44\%$ , Si が  $36\sim 43\%$ , Al が  $8\sim 10\%$ , Ca が  $5\sim 8\%$ , K が  $2\sim 5\%$  となっていた。Cs-137 濃度との相関は Al と K でやや強く, 相関係数は Al では  $0.592$ , K では  $0.637$  であった。Al と K を含む粘土鉱物には, 雲母類 (2:1 型層状ケイ酸塩鉱物) がある<sup>2)</sup>。雲母類が風化すると, Cs に対して選択性の高いフレイド・エッジ・サイト (FES) が形成される<sup>1)</sup>。これらのことから, 南湖では, 底質に含まれる雲母類の量や風化の割合が多い地点で放射性 Cs 濃度が高くなっていたものと推測される。

今後は, 粘土鉱物 (雲母類) と放射性 Cs の移送過程について検討を進める。また, 本論では割愛したが, 南湖では水生植物から放射性 Cs が検出されているため, 湖水や底質から水生植物への移行過程の解明も課題である。

**参考文献:** 1) 山口紀子ら: 土壤-植物系における放射性セシウムの挙動とその変動要因, 農業環境技術研究所報告, 31, pp.75-129, 2012. 2) 久馬一剛ら: 新土壌学, pp.22-32, 朝倉出版, 1984.

**謝辞:** 本研究は, 平成 25 年度 ふるさと創生支援センター研究プロジェクト (日本大学工学部) の助成を受け実施しました。ここに記し謝意を表します。

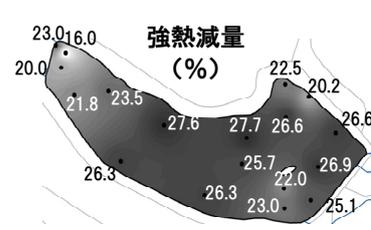


図-6 底質の強熱減量の分布

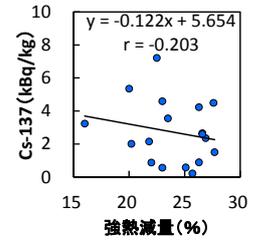


図-7 強熱減量と Cs-137 の相関

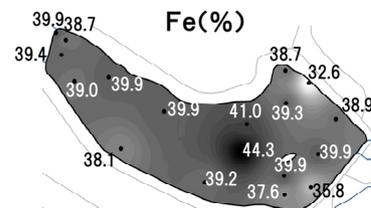


図-8 底質の Fe の分布

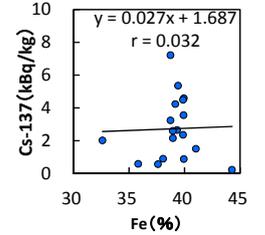


図-9 Fe と Cs-137 の相関

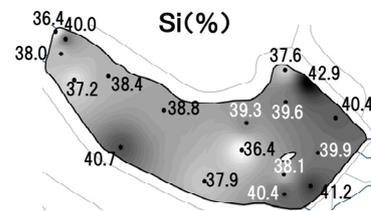


図-10 底質の Si の分布

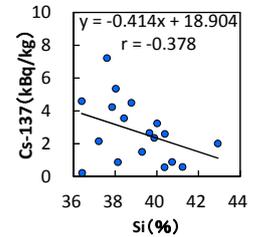


図-11 Si と Cs-137 の相関

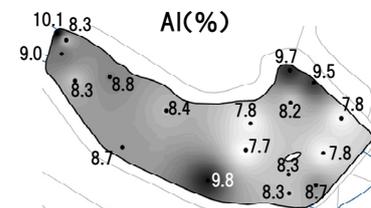


図-12 底質の Al の分布

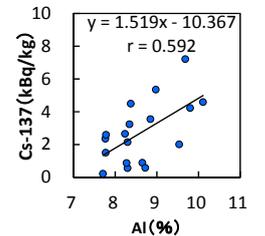


図-13 Al と Cs-137 の相関

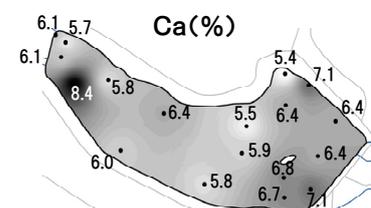


図-14 底質の Ca の分布

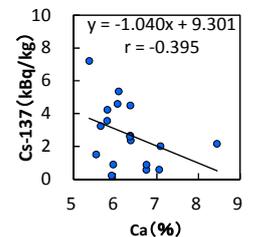


図-15 Ca と Cs-137 の相関

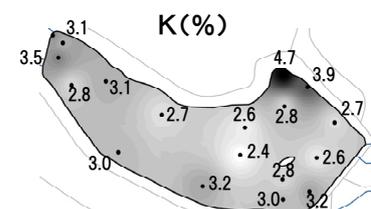


図-16 底質の K の分布

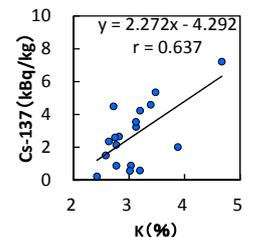


図-17 K と Cs-137 の相関