

第2 調査研究成果

テーマ「河川・湖沼等の放射性物質の除去技術に関する研究」

河川・湖沼等における放射性物質対策の整理及び実地検証

1. 背景・目的

東京電力（株）福島第一原子力発電所事故（以下「事故」という。）により、大量の放射性物質が大気中に放出され、周辺地域が広範囲に汚染された。環境汚染への重要な対策の一つとして、外部被ばくリスクを低減するための除染が行われた。除染は、住宅、公共施設、道路等の生活空間を中心に実施されたほか、河川や湖沼等の水環境では、河川敷の公園も除染された¹⁾。その他にも、河川や湖沼のモニタリング、水道水の検査、ため池の放射性物質対策、環境動態研究等、県民の安全確保や不安軽減のために、国、地方公共団体、研究機関等において、水環境における様々な放射性物質対策が講じられ、2019年3月時点においても継続されている。

福島県環境創造センターでは、この間、国内外の知見を踏まえた本県に適用可能な放射性物質対策の整理を行いながら、河川敷における外部被ばく低減を目的とした除染の実証試験による有効性評価とその効果の持続性把握、県内の河川公園の汚染状況調査を踏まえた効果的な除染手法の検討等を実施してきた。今回、これらの概要をまとめた。

2. 実施内容及び方法

2. 1. 河川・湖沼等に適用可能性のある放射性物質対策の整理

事故後の河川・湖沼等の利用に関する課題と、これらに適用可能と考えられる放射性物質対策を整理した。

2. 2. 河川敷における除染実証試験による有効性評価とその効果持続性の把握

2. 2. 1. 内容

河川は陸域における放射性セシウムの主要な輸送経路であり、事故によって環境中に沈着した放射性セシウムが河川を介して輸送されること等により、河川敷には放射性セシウムを含む土砂が厚く堆積している可能性がある。農地や森林、宅地等で実施されている土壌除染は表層数 cm に放射性セシウムが蓄積していることを前提としており、その方法が河川敷にも適用できるかは不明である。そこで河川敷における有効な除染方法として、放射性セシウムの分布傾向を踏まえた堆積物除去を実施し、さらに除染効果の持続性を除染3年後まで調査した。

2. 2. 2. 方法

試験は東京電力（株）福島第一原子力発電所の北西 55km に位置する阿武隈川の 3 次支流、上小国川の最下流部で実施した（図 1 (a)、1 (b)）。放射性セシウム（セシウム 134、セシウム 137）の沈着量は 300~600kBq/m² である。流域の大部分は森林で覆われており、河川沿いに農地と宅地が分布している（図 1 (b)）。除染区間は総延長 170m で、兩岸の堤防の幅は平均 15m、平水時の河道幅は 2~6m である（図 1 (c)、1 (d)）。河川左岸は小学校とその通学路、右岸は樹園地、高水敷は小学校の授業等に利用されていた。小学校と通学路は試験前に除染されている。

試験は図 2 の工程で進められた。試験区間の地表 1m の空間線量率を、除染前（2014 年 8 月）から除染後 3 年にかけて、NaI シンチレーション式サーベイメータを用いて測定した。また高水敷と河床の堆積物を除染前から除染後 3 年まで採取した。なお、除染後 2 年までは高水敷の除草を行ったが、除染後 3 年からは高水敷の除草を行わず、植生が繁茂し、土砂が堆積しやすい条件下で測定を続けた。堆積物の礫を除いた試料の放射性セシウム濃度を測定した。また試料の全重量に占める泥画分（シルトと粘土）の割合を算出した。

除染前後の年間の追加外部被ばく線量を次の方法で算出した。利用時間は左岸での通学に年 35 時間（1 日 10 分、年 210 日）、高水敷での授業等に年 24 時間（1 日 2 時間、年 12 日）と仮定した。これに本試験地の空間線量率の平均値から事故前の空間線量率（0.04μSv/h²）を差し引いた値を乗じた。

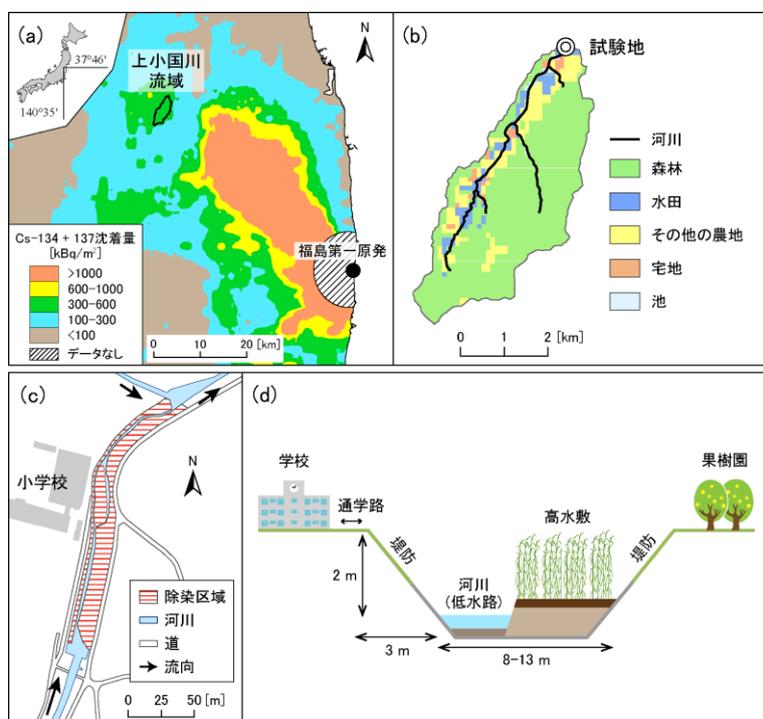


図 1 調査地概要

注：放射性セシウムの沈着量は第 3 次航空機モニタリング（2011 年 7 月 2 日換算）の結果³⁾から作成。
高水敷は、常時水が流れている河川（低水路）より一段高い敷地を指す。

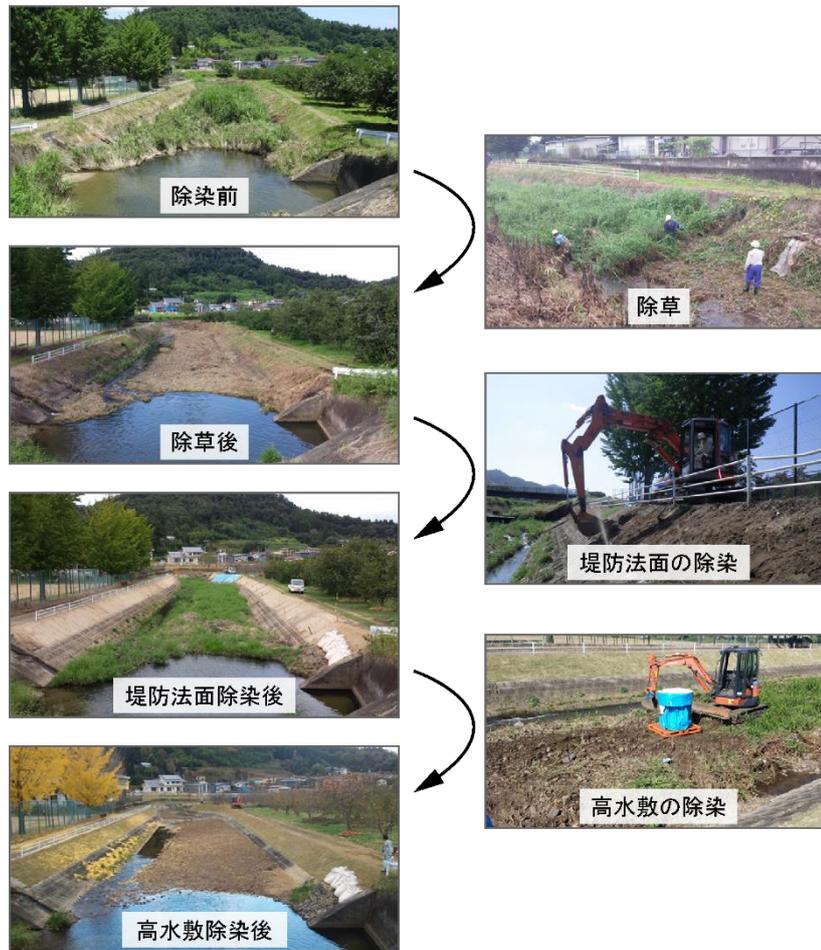


図2 試験のフロー

2. 3. 河川公園の汚染状況の調査と効果的な放射性物質対策の検討

2. 3. 1. 内容

2. 2. 1. のとおり、河川敷には土砂堆積に伴って放射性セシウムが蓄積する可能性がある。特に福島県東部の浜通り地方は上流域の汚染が著しく、下流の河川敷は周囲よりも汚染されている可能性が高い。そこで浜通り地方の河川公園を対象に汚染状況を調査し、対策を検討した。

2. 3. 2. 方法

調査は福島県浜通りの新田川の下流2地点で行った(図3)。公園Aは新田川の本流沿いに、公園Bは新田川の1次支流である水無川沿いに位置する。公園Bの5km上流にはダムが設置されている。流域の放射性セシウム(セシウム134、セシウム137)の沈着量は、上流部では $1,000\text{kBq/m}^2$ を越えるが、最下流部では 100kBq/m^2 未満となる。公園Aの沈着量は 490kBq/m^2 、公園Bが 210kBq/m^2 である⁴⁾。面積は公園Aが2.7ha、公園Bが1.6haである。

2015年8月に可搬型ガンマ線計測装置（ガンマプロッターH、日本放射線エンジニアリング株式会社）を用いて調査地の地表1mの空間線量率を測定し、得られたデータをJAEA（国立研究開発法人日本原子力研究開発機構）によって開発された除染活動支援システムを用いて平面空間マップを作成した。

測定の直後、2015年9月6日～11日に、公園の半分近くが冠水する大規模な出水が生じたため（公園Aの南東6kmのアメダス原町気象観測所によると、期間中の総降水量は385.5mm⁵⁾）、2015年9月28日に再度空間線量率を測定した。併せてレクリエーション、散歩、整備などの公園の利用目的ごとの外部被ばく線量について積算線量計（DOSE e nano、富士電機株式会社）を用いて測定した。利用時間は両公園とも年36時間と仮定した（公園A：レクリエーションに年12時間（1日2時間、年6日）、散歩に年12時間（1日1時間、年12日）、花壇などの公園の整備に年12時間（1日1時間、年12日）、公園B：レクリエーションまたは遊具の利用に年24時間（1日2時間、年12日）、散歩に年12時間（1日1時間、年12日）。また2015年12月に土壌コアを採取し、公園内の放射性セシウムの分布を調査した。

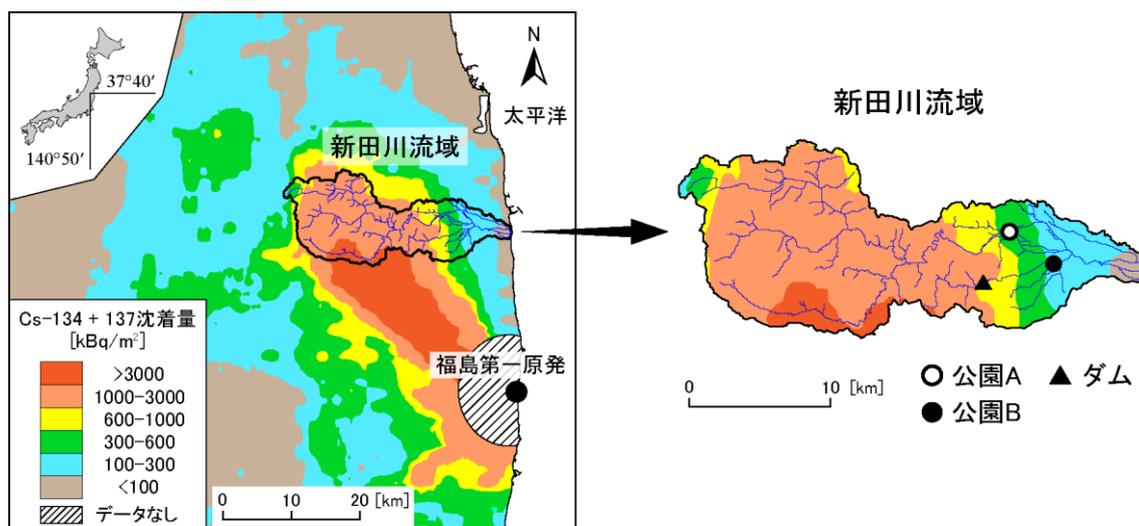


図3 調査地位置図

注：放射性セシウムの沈着量は第3次航空機モニタリング（2011年7月2日換算）の結果³⁾から作成

3. 結果と考察

3. 1. 河川・湖沼等に適用可能性のある放射性物質対策の整理

河川・湖沼等の利用に関する課題と対策は、関係省のガイドライン^{1),6)}やチェルノブイリ原発事故の経験に関する報告書⁷⁾にて極めて良く整理されている。その主な内容を表1に簡潔に整理した。

表1 河川・湖沼等における利用目的ごとの課題と対策

課題	関連する媒体	対策
飲用による内部被ばく	河川・湖沼	水源の切り替え
灌漑水からの農作物への移行と農作業時の外部被ばく	河川・湖沼	汚濁防止膜を用いた土砂流入の軽減 ダムによる堆砂機能の活用
	ため池 作物	汚濁防止膜を用いた流出抑制、底質除染 吸収抑制のためのカリウム施肥
水産物摂取による内部被ばく	河川・湖沼	出荷規制 カリウムの投入（閉鎖性湖沼に限る）
水辺利用による外部被ばく（公園、道路、居住など）	河川・湖沼	利用の制限、露出土壤の除染 河床の堆砂除去により、河畔への土砂堆積を軽減 堤防設置による氾濫の制御
	ため池（水抜時）	利用の制限、露出土壤の除染・覆土
全課題に共通		発生源の除染や土砂流出防止 利用への不安に対するリスクコミュニケーション

3. 2. 河川敷における除染実証試験による有効性評価とその効果持続性の把握

除染前の高水敷堆積物の放射性セシウム濃度の深度分布を図4に示す。事故から3年半が経過していたためセシウム134は数kBq/kgであったが、セシウム137は地点1と2では深さ10cm以深までは10kBq/kgを超えていた。これらの高濃度層は泥画分の割合が39～56%と高かった（図4）。放射性セシウムは粘土やシルトに強く吸着する性質を持つため⁸⁾、泥を多く含む層では、放射性セシウムが下方に浸透するとは考えにくい。したがって、これらの厚い高濃度層は土砂堆積によって形成されたと考えられる。一方、地点3～5は比較的低濃度であった。この鉛直方向・平面方向に不均質な放射性セシウムの分布を踏まえ、高水敷の削り取り深度を15～35cmとした。高水敷では同様の深度分布が報告されていることから^{9)・10)}、除染においては事前に深度分布を把握しておくことが重要と考えられる。

除染前後の空間線量率の分布を図5に示す。除染前における地表1mの平均値は0.66μSv/h（標準偏差0.22μSv/h）だったが、除染完了時には0.34μSv/h（標準偏差0.11μSv/h）と約半減でき、本試験方法の有効性が確認された。

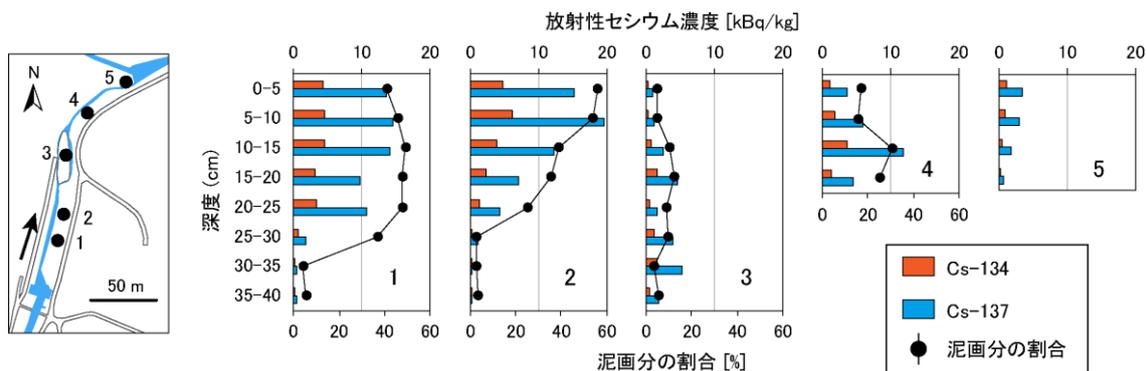


図4 除染前の高水敷堆積物の放射性セシウム濃度

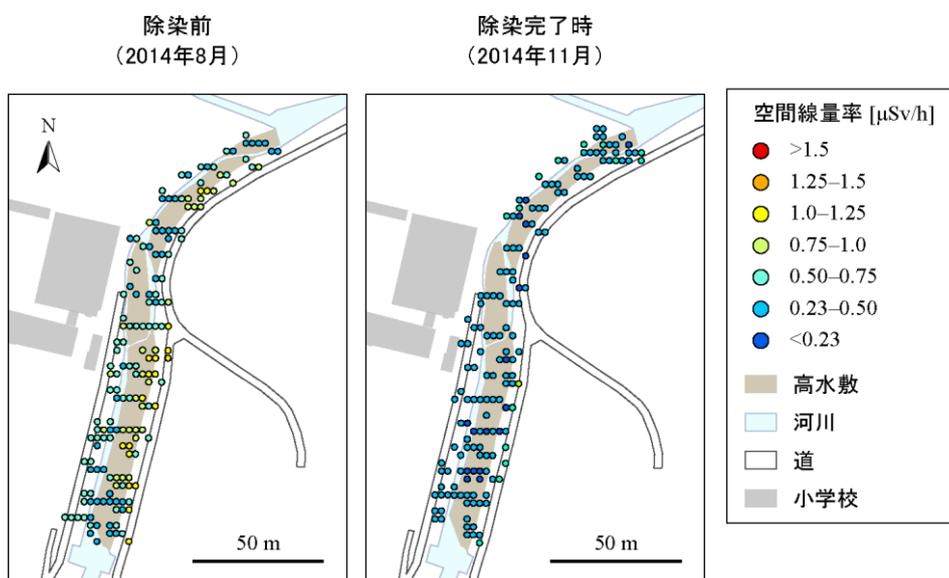


図5 除染前後の地表1mの空間線量率

試験地の北方9kmのアメダス梁川気象観測所によれば⁵⁾、除染後3年間で、日降水量50mm以上の降雨が6回発生しており、高水敷は幾度か冠水していると考えられる。この間、河川敷は上流からの土砂の堆積や浸食が発生した。除染2年後までの植生未繁茂下における堆積物は、セシウム137は3kBq/kg未満の砂質であった。除染2年後から3年後までの植生繁茂下における堆積物も概ね同様であったが、一部の地点では3kBq/kg以上の比較的粘土質のものも見られ、河川敷の植生の繁茂が影響した可能性も示唆された。しかしながら、河川敷の空間線量率は除染後、緩やかに減少を続けており(図7)、現在のところ除染効果は維持されている。引き続き、植生繁茂下における効果の持続性について検証が必要である。

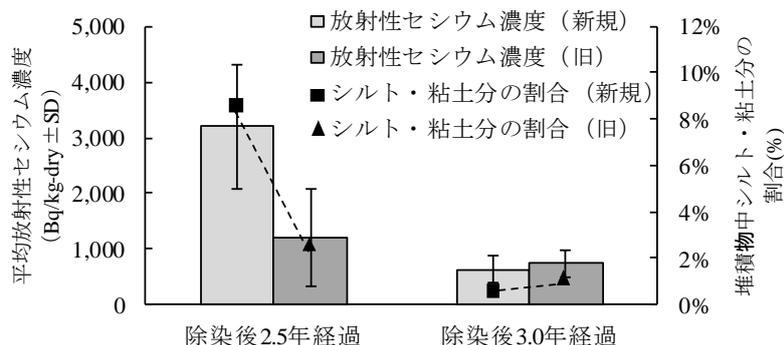


図6 除染後2.5年及び3.0年経過後の堆積物中の放射性セシウム濃度とシルト・粘土分の割合

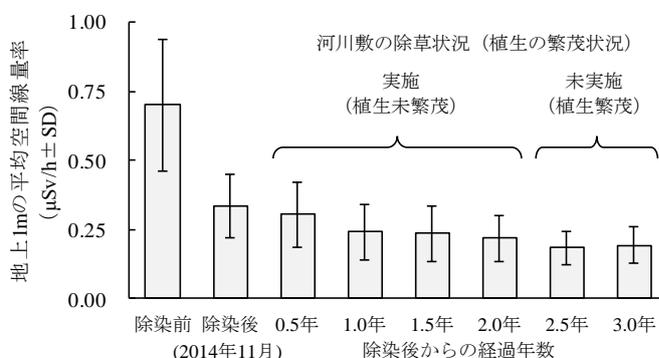


図7 除染後の地上1m高さの空間線量率の推移
※値は平均値、エラーバーは標準偏差を示す

通学と高水敷の利用に伴う年間の追加外部被ばく線量は、除染前が年間0.029mSv、除染後が年間0.016mSvと見積もられた。試験地の行政区域では、2013年7月から2014年6月にかけてガラスバッチを用いて年間追加外部被ばく線量が測定されており、その値は年間1.23mSvと報告されている¹¹⁾。したがって、試験地から受ける外部被ばく線量が、生活全体の外部被ばくに占める割合は数%のみ（除染前：2.3%、除染後：1.3%）と推計された。一方で、後段の章で示すように、依然として水環境の安全性に対して不安を感じている福島県民もいる。表1のように、除染はハード面の対策の1つであり、より良い対策を考案するためには、リスクコミュニケーションのようなソフト面の有効性についても検証が必要と考えられる。

3. 3. 河川公園の汚染状況の調査と効果的な放射性物質対策の検討

2015年8月と9月(出水前後)における公園Aの地表1mの空間線量率を図8に示す。出水前は、1.0µSv/h以上の相対的な高線量地点は、河川沿いと北東部に分布していた。しかし、出水後は、これらの高線量地点の多くは1.0µSv/h未満に低下した。一方、公園Bでは、出水前後に目立った変化は確認されなかった(図9)。

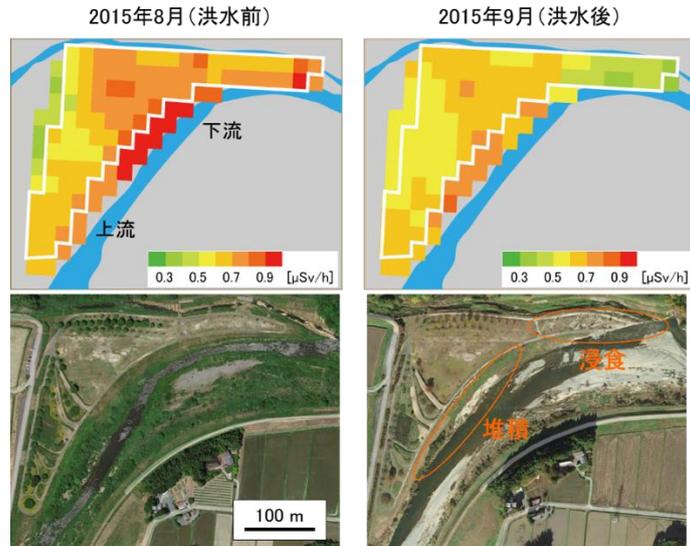


図8 公園Aの地表1mの空間線量率（白線内が公園）

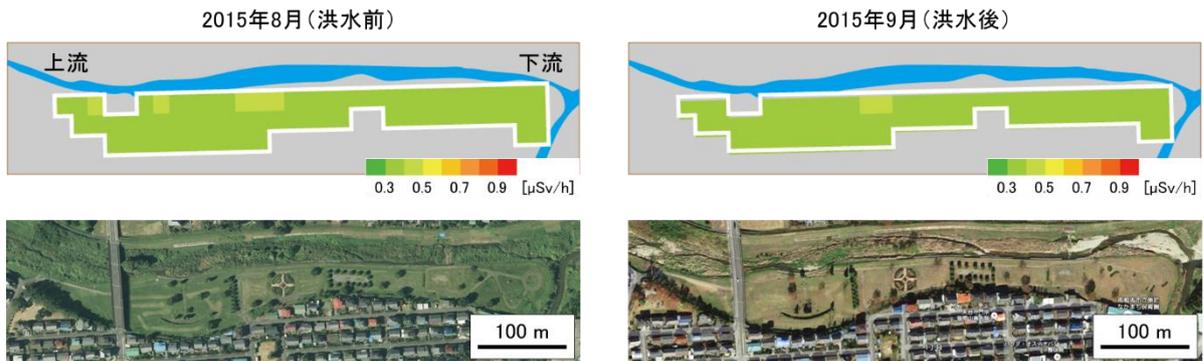


図9 公園Bの地表1mの空間線量率（白線内が公園）

公園Aの土壌中のセシウム137蓄積量と濃度を図10に示す。採取深度までのセシウム137の総蓄積量は、芝地や花壇では $200\sim 400\text{kBq/m}^2$ であったが、河畔では最大 $2,400\text{kBq/m}^2$ と10倍近い蓄積が確認された。出水前の河畔における空間線量率の高さは、この分布を反映していたと言える。セシウム137の深度分布は、芝地では表層数cmのみ高濃度であり、花壇は耕作による均質化のため深度15cmまで低濃度の層が均一に分布していた。一方、河川敷では、低濃度の層が深度約25~30cmまで分布し、深度約40~50cmにピークが確認された。地点3の土壌断面を観察したところ、深度30cm付近で明確に色調と堆積物の粒度が異なっていたことから、河川敷の一部の表層30cmは2015年9月の出水堆積物である可能性が高い。この低濃度層の形成と河川湾曲部にあたる北東部の浸食（図8）により、空間線量率は出水後に低下したと推察される。新田川流域では、この大規模な出水に伴って、上流では著しい浸食、下流では低濃度の土砂堆積が生じ、流域各地の河川敷で自然の除染作用が働いたと報告されている¹²⁾。公園A

の調査結果はこれと整合的である。一方、公園 B の採取深度までのセシウム 137 の総蓄積量は、冠水地・未冠水地の両地点とも 130~220kBq/m² の範囲にあり、ほぼ表層に留まっていることが確認された (図 11)。したがって、これまでほとんど土砂堆積は起きておらず、空間線量率も変化していないと考えられる。このような両地点間での土砂堆積やセシウム 137 の蓄積傾向に関する違いは、以下のような理由により生じたと推察される。①公園 B の河畔は芝地だが、公園 A は河畔に高さ 1m 程度の植生が繁茂しており土砂が捕捉されやすい、②公園 B は上流のダムに土砂が捕捉され、土砂供給量が少ない、③>1,000kBq/m² の高汚染地域はダムの上流に分布するため (図 3)、公園 B には放射性セシウム濃度の高い土砂が供給されにくい。

公園 A と B の利用に伴う年間の追加外部被ばく線量は、それぞれ年間 0.018mSv と年間 0.009mSv と見積もられた。公園が位置する行政地区でガラスバッチを用いて計測された、生活全体で受ける年間追加被ばく線量は年間 0.44mSv であり (計測時期: 2015 年 7~9 月、計測値を 1 年間に換算)¹³⁾、公園利用に伴う被ばくはその 2~4% に相当する。したがって、これらの公園について除染による被ばく軽減の効果は限定的である。前述の上小国川の結果も踏まえると、一般に河川公園の利用時間は限定的であり、また自然に除染される場合もあることから、河川公園においてハード面の対策を行う重要性は必ずしも高くないと考えられる。ただし、土砂が堆積しやすく、上流域が高汚染の場合には、通常の出水においては河川敷に放射性セシウムが蓄積し、空間線量率を上昇させる可能性が示唆されることから、モニタリングの継続と汚染の将来予測が不安の軽減には有効かもしれない。

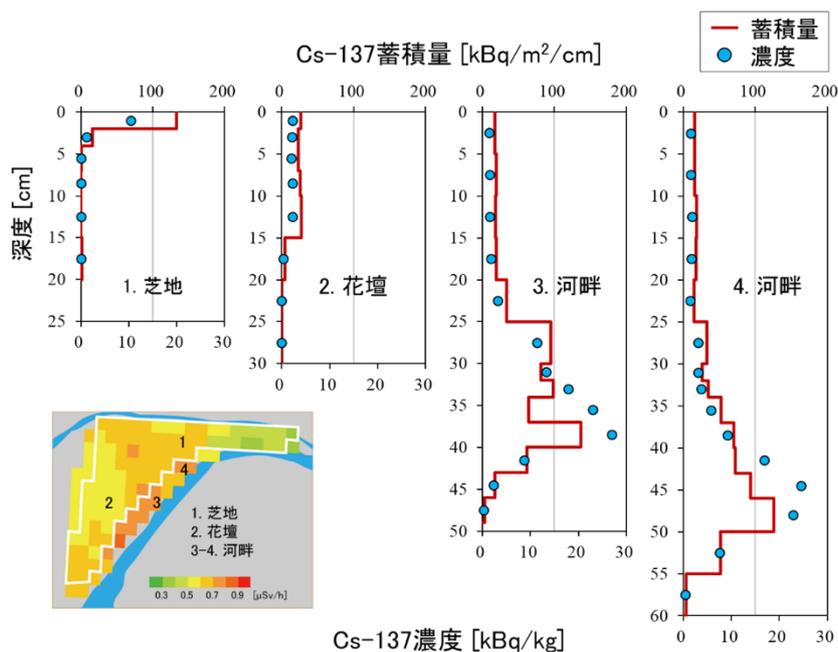


図 10 公園 A の土壌中の放射性セシウムの深度分布 (2015 年 9 月の出水後)

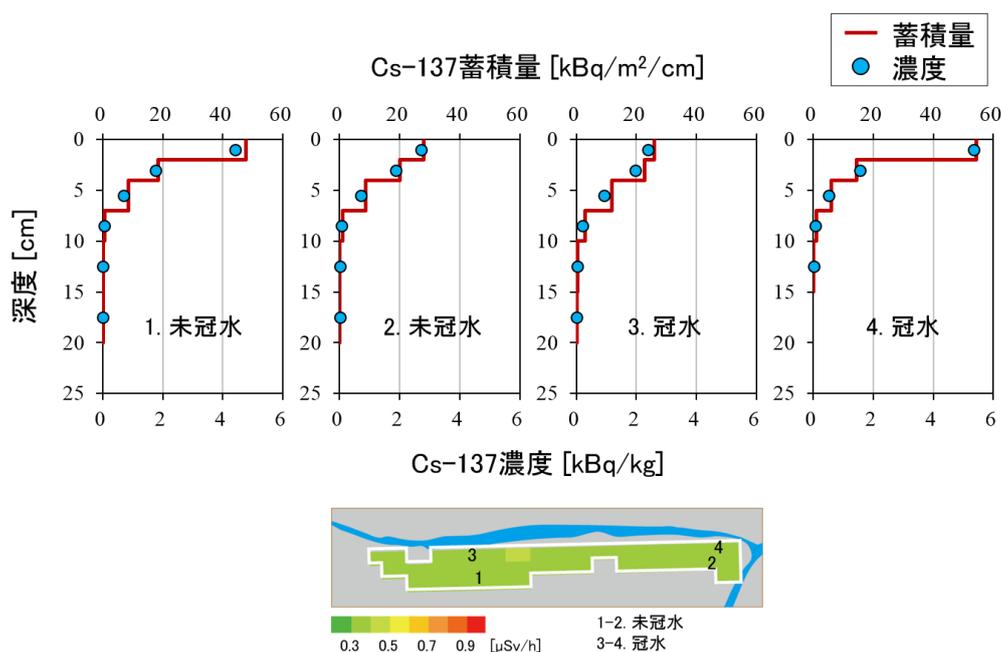


図 11 公園 B の土壌中の放射性セシウムの深度分布 (2015 年 9 月の出水後)

4. まとめ

今回、河川・湖沼等の放射性セシウムの対策について、既往知見から福島県に適用可能なものを整理した (表 1)。さらに、河川敷において放射性セシウムの空間分布を踏まえた除染手法の有効性を確認した。河川敷の下流では放射性セシウムが集積する可能性があるものの、大規模出水では自然の除染作用が働くこと、河畔における外部被ばくは限定的であることも明らかにした。しかし、汚染が深刻な地域 (避難指示区域を含む浜通り地方) では、水環境に対して根強い不安がある。その不安への対処のためには、不安の要因解明と解消に向けた議論が必要である。2019 年 3 月現在も河川敷及び河川公園の調査を定期的に行なっており、除染後の効果持続性の把握を行いつつ、放射性物質対策の中長期的な有効性を引き続き評価・検証することとしている。

なお、これまでの研究成果の一部は、Nishikiori and Suzuki.¹⁴⁾及び福島県と IAEA との間の協力プロジェクト最終報告書¹⁵⁾において、すでに公表済みであるほか、福島県の関係各課に情報提供され、河川公園の除染手法は施策の参考とされている。

謝辞

本研究を行うにあたり、飯本武志氏 (国立大学法人東京大学)、石田順一郎氏 (元国立研究開発法人日本原子力研究開発機構)、井上正氏 (一般社団法人電力中央研究所)、長林久夫氏 (学校法人日本大学)、難波謙二氏 (国立大学法人福島大学)、林誠二氏 (国立研究開発法人国立環境研究所)、藤田玲子氏 (国立研究開発法人科学技術振興機構)、田中知氏 (国立大学法人東京大学)、吉田聡氏 (国立研究開発法人量子科学技術研究開

発機構放射線医学総合研究所)、飯島和毅氏 (JAEA)、Gerhard Proehl 氏 (IAEA)、Aleksei Konoplev 氏 (国立大学法人福島大学)、Yasuo Onishi 氏 (IAEA)、Oleg Voitsekhovich 氏 (IAEA)。北村哲浩氏 (国立研究開発法人日本原子力研究開発機構) にはデータ解析のご協力をいただいた。以上の方々に深く感謝を申し上げます。

参考文献

- 1) 環境省 (2014) 除染関係ガイドライン.<http://josen.env.go.jp/material/>. (令和2年3月5日最終閲覧) .
- 2) 湊進 (2006) 日本における地表 γ 線の線量率分布. 地学雑誌, 115, 87-95.
- 3) 文部科学省 (2011) 第3次航空機モニタリングの放射性セシウムの沈着量の測定結果 (2011年7月2日換算). <https://emdb.jaea.go.jp/emdb/portals/b1020201/>. (令和2年3月5日最終閲覧) .
- 4) 原子力規制委員会 (2017) 放射線等分布マップ拡大サイト.
<http://ramap.jmc.or.jp/map/>. (令和2年3月5日最終閲覧) .
- 5) 気象庁ホームページ. <https://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php> (令和2年3月5日最終閲覧) .
- 6) 農林水産省 (2015) ため池の放射性物質対策技術マニュアル.
- 7) IAEA (2006) Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: Twenty years of experience report of the Chernobyl forum expert group 'environment'. Vienna.
- 8) Nakao, A., Funakawa, S., Tsukada, H., Kosaki, T. (2012) The fate of caesium-137 in a soil environment controlled by immobilization on clay minerals. SANSUI Environ. An Environmental Journal for the Global Community, 6, 17-29.
- 9) Tanaka, K., Kondo, H., Sakaguchi, A., Takahashi, Y. (2015) Cumulative history recorded in the depth distribution of radiocesium in sediments deposited on a sandbar. Journal of Environmental Radioactivity, 150, 213-219.
- 10) Konoplev A., Golosov V., Wakiyama Y., Takase T., Yoschenko V., Yoshihara T., Parenjuk O., Cresswell A., Ivanov M., Carradine M., Nanba K., Onda Y. (in press) Natural attenuation of Fukushima-derived radiocesium in soils due to its vertical and lateral migration. Journal of Environmental Radioactivity. doi:10.1016/j.jenvrad.2017.06.019.
- 11) 伊達市 (2015) だて復興・再生ニュース (第22号). <https://www.city.fukushima-date.lg.jp/uploaded/attachment/16650.pdf>. (令和2年3月5日最終閲覧) .
- 12) Konoplev, A., Golosov, V., Laptev, G., Nanba, K., Onda, Y., Takase, T., Wakiyama Y., Yoshimura, K. (2016) Behavior of accidentally released

- radiocesium in soil-water environment: Looking at Fukushima from a Chernobyl perspective. *Journal of environmental radioactivity*, 151, 568-578.1)
- Nishikiori, T., Suzuki, S. (2017) Radiocesium decontamination of a riverside in Fukushima, Japan. *Journal of Environmental Radioactivity*, 177, 58-64.
- 13) 南相馬市 (2016) 平成 27 年度第 2 回個人積算線量測定 (平成 27 年 7 月～平成 27 年 9 月) 結果. <https://www.city.minamisoma.lg.jp/portal/service/lifeevent/6/4/1/2/6142.html> (令和 2 年 3 月 5 日最終閲覧) .
- 14) Nishikiori, T., Suzuki, S. (2017) Radiocesium decontamination of a riverside in Fukushima, Japan. *Journal of Environmental Radioactivity*, 177, 58-64.
- 15) 東京電力(株)福島第一原子力発電所事故後の放射線モニタリングと除染の分野における福島県と IAEA との間の協力プロジェクト最終報告書 (2013 年～2017 年) <https://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/304907.pdf>. (令和 2 年 3 月 5 日最終閲覧) .