

農作物のセシウム量低減と土壌改良-農・畜産業の永続的発展に向けて

Reduction of Radio Cesium Contamination to Agricultural Products and Soil Improvement for Sustainable Agriculture

小松崎将一^{#A)}, 中里亮治^{B)}, 荻部甚一^{C)}

Masakazu Komatsuzaki^{#A)}, Ryoji Nakazato^{B)}, Zin'ichi Karube^{C)}

^{A)} Center for International Field Agriculture Research and Education, Ibaraki University

^{B)} Center for Water Environment Studies, Ibaraki University

^{C)} Department of Biotechnology and Chemistry, Faculty of Engineering, Kindai University

Abstract

The nuclear accident at the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant (FDNPP) occurred as a consequence of the massive earthquake and associated tsunami that struck the Tohoku and northern Kanto regions of Japan on March 11, 2011. The released radioactive nuclides were deposited over a wide area of the Tohoku and Kanto regions. Ibaraki prefecture where located south to Fukushima prefecture, also was covered the radioactive nuclides. After the accident, serious contaminations of radio actives were observed of drinking water, vegetables, and milks and so on. Fortunately, these serious contaminations were quickly reduced because radioactive iodine was main contamination due to short time of half-life period. Radio cesium contamination that shows relatively longer half-life period, was observed several agricultural products after this accident in Ibaraki prefecture, however, there are still serious contamination in the coastal area of Fukushima prefecture. The present paper indicates that the contamination of fresh water fishes did not reduce during recent 6 years. On the other hand, Transfer Factor of soybean was significantly correlated with the depth of the vertical distribution of both radiocesium and exchangeable cesium.

Keyword: Radio cesium, soybean, freshwater fish

1. はじめに

1.1 研究の背景

本研究は、福島原発事故による放射性セシウムの、様々な農作物への影響を詳細に調べ、今後長く続くと予想されるその影響を、土壌改良などにより軽減する方法を探る事を目的とする。そのため、現に農業に取り組んでいる農家の方、農学・環境研究を長年行っている大学の農学部研究者、そして大学及び法人研究機関の原子核物理研究者から成るメンバーが、連携して本研究を推進する。

東京電力福島第一原子力発電所より放出された放射性物質が農作物へ与える影響を評価し、その影響を農業現場で最低限に抑える事が急務となっている。この問題に関連して、農水省は、農地土壌中の放射性セシウムの野菜類と果実類への移行について、平成 23 年 5 月 27 日にプレス発表を行った。ここで利用された、科学的資料は、主には、海外の数編の論文である。科学的資料の数が少ない事は、大きな問題であるが、想定される事故では無かったことから致し方ない面がある。一方、別の問題として、日本と海外の土壌や農作物、環境の違いにより海外のデータが我が国の状況に適用できるか否かがある。そこで、今回の原発事故の影響を受けた福島県、茨城県等の農地で栽培された様々な農作物を採取し、その中の放射性セシウム量を精度よく測定・解析し、実情がどうなっているかを先ずは明らかにする。そ

の結果、様々な農作物についての、放射性セシウムの移行係数の知見が得られる。

ところで、セシウムの移行については酸性度やカリウム濃度が影響をすることはわかっているが、移行係数の測定に加えて土壌分析を同時に実施することで移行係数を左右する他の条件の知見が合わせて得られる。その結果を踏まえ、セシウムを低減化するための土壌の改良を試み、その効果を検証する。また、土壌から植物や餌資源などを介し、畜産や水産物に対する影響を検討する。

本研究の遂行により、農水産物への原発事故の影響を少しでも早く軽減し、福島県における農・畜産業の永続的発展に資するのが最終的な目的である。

1.2 研究の目的

1.2.1 帰還困難区域における溪流魚の放射性セシウムの移行メカニズムと魚体内のセシウム低減化に関する研究

2011 年 3 月の福島第一原子力発電所事故により、環境中へ多量の放射性物質が放出された。事故から約 8 年が経過した 2020 年 3 月時点においても、避難指示区域内およびその近傍の河川に生息するほぼすべての内水面魚種について採捕・出荷の制限・自粛がなされている。避難指示解除後の地域の再活性化と内水面漁業の復興のカギの一つとして、イワナ・ヤマメに代表される森林河川での溪流魚釣り、いわゆる遊漁活動の復活があげられており、地元の漁業組合関係者、地域行政関係者や住民の方々も強く熱

[23-5]

望している。しかしながら、これまで、避難指示地域において遊漁対象となる溪流魚については、生息地環境を含めたそれらの放射性セシウム濃度の現状が十分調べられておらず、魚への放射性セシウムの移行経路や異なる空間線量環境下における魚への放射性セシウム蓄積速度の差異など、溪流生態系内での放射性セシウム移行メカニズムについても未解明であった。さらに、今後の放射性セシウムの推移や収束時期の予測、魚体内の放射性セシウム低減化方法の開発など多くの課題が手つかずのままであった。被災地での遊漁活動や生産活動を復興・復活させるためには上記のことを十分に理解・考慮・把握をしながら、適切な方策を立案することが重要と思われる。

そこで私どもの研究グループでは、2015 年～2020 年度に、避難指示区域内の空間線量率の異なる複数の森林河川を研究フィールドとして以下に述べる①～④についての研究を実施してきた。

①魚を含めた生物群集と生息環境中の放射性セシウム濃度の現状を把握するための、遊漁対象魚種のヤマメとイワナ、大型無脊椎動物および河川環境試料の放射性セシウム濃度のモニタリング。

②異なる空間線量環境下における魚への放射性セシウム蓄積速度の差異の有無を明らかにするための、放射性セシウムを含まない養殖イワナ・ヤマメを異なる空間線量をもつ河川に放流する「標識放流実験」の実施と定期的な再捕獲による放射性セシウムの取り込み速度の推定。

③森林河川生態系における溪流魚への放射性セシウム移行経路を明らかにするために、①で述べた魚類の胃内容物分析による餌資源経由からの推定のほか、河川水に含まれる溶存態の放射性セシウムからの移行の有無を検証するため、溪流魚を飼育ケージに入れて調査河川に設置する無給餌飼育実験(インサイト実験)の実施。これにより、魚への放射性セシウムの移行経路について、餌経由と水経由の二つに分けた量的評価が可能になる。

④活魚測定法を用いた溪流魚の給餌飼育における放射性セシウムの取り込み・排出のモニタリングと魚体内のセシウム低減化法に関する実験

今回の報告書では、①および②に関連する研究結果について報告する。①では 2015 年度から 2020 年度までの 6 年間の調査結果についてデータを整理し、帰還困難区域の森林河川に生息する溪流魚(イワナ・ヤマメ) ^{137}Cs 濃度の推移と今後の収束時期についても考察を加えた。また②では、当初は 2019 年度に行った「個体識別標識放流実験」を 2020 年度も実施する予定であったが、新型コロナウイルスの影響により当該実験ができなかった。そのため、2020 年度は、2021 年度の研究準備として、活魚状態での放射性セシウムのモニタリング方法の一つとして、3 インチの NaI(Tl)シンチレーション検出器を利用した活魚状態での ^{137}Cs 濃度測定システムの開発を進めた。なお、当該検出器システム開発の背景は以下の通りである。

天然魚の放射性セシウム濃度のモニタリングや飼育環境下での放射性セシウムの取り込み・排出に関

する研究の多くは、魚試料を捕獲後に冷蔵・冷凍状態で保存し、測定の際に個体を細かく切り刻み、U8 容器に充填して測定する方法ないしは非破壊状態での方法が用いられている。この場合、当然のことながら一度放射性セシウム濃度を測定した魚試料はそのまま現場に再度放流することや、室内での飼育を継続することは不可能である。これまで私どもが実施してきた天然魚の放射性セシウム濃度のモニタリングや標識放流実験でセシウム濃度の蓄積速度を推定するための研究においても、採捕した個体はすべて冷凍保存をして後日測定をするというスタイルであった。もし仮に、魚の ^{137}Cs 濃度を活魚状態で測定し、その魚を再び現場に放流して、一定の期間後に同一個体の魚が再び捕獲できれば、個体毎の ^{137}Cs 濃度の変動追跡やそれに影響する要因を明らかにすることができる。そこで、現場やその近傍にある調査拠点への運搬が容易である放射能検出を用いた活魚測定システムの確立を目的とし、今回は測定装置として NaI (TI) シンチレーション検出器(以降 NaI 検出器)を用いた活魚測定システムの開発を目指した。

1.2.2 請戸川上流域における福島第一原子力発電所事故に由来する放射性ストロンチウムの分布

2011 年 3 月の福島第一原子力発電所(原発)事故によって放射性セシウム(Cs)などとともに放射性ストロンチウム(Sr)が大気中に放出され、原発から北西地域の地表に放射性 Sr が多く沈着した^[1]。しかし、この地域の河川やそこに生息する生物の放射性 Sr 汚染実態の解明はほとんど行われていない。その原因は主に放射性セシウム(Cs)に比べて放出量が少ないことによる社会関心の低さと放射性 Sr 分析法の難しさにある。そこで、私どもは簡略化・迅速化された新しい放射性 Sr 分析法^{[2][3]}を用い、2015 年から、放射性 Sr 沈着量が多い地域を流れる福島県浪江町の請戸川流域において、土壌、河川水および魚類の放射性 Sr 濃度から原発事故に由来する放射性 Sr の分布状況について明らかにすることを目的とした調査を継続している。2020 年度は空間線量率の異なる地点(A、B、C、D)の小河川を対象にこれまでに採取した魚類の骨の放射性 Sr 分析を進め、魚骨の放射性 Sr 濃縮率について調べた。

1.2.3 実栽培環境土壌におけるセシウム移行挙動の解明

原子力発電所事故現場から 170 km 離れた茨城県南部において、FDNPP 事故から 7 年間にわたり圃場試験を行い、農耕地での長期的な放射性 Cs 動態について報告してきた。これらの既報告と共に本研究では、チェルノブイリ原子力発電所(Chernobyl Nuclear Power Plant 以下、CNPP)事故と FDNPP 事故を比較し、農業生態系での放射性 Cs の影響の差異について検討した。

2. 研究の概要

2.1 帰還困難区域における溪流魚の放射性セシウ

[23-5]

ムの移行メカニズムと魚体内のセシウム低減化に関する研究

2.1.1 避難指示区域内の森林河川に生息する溪流魚の ^{137}Cs 濃度のモニタリング

帰還困難区域内にある山地溪流の空間線量率の異なる3地点（Site B, C, D）において定期的に空間線量率の測定と試料採取を行った。なお、Site B, C, Dはいずれも請戸川の支流である。

河川環境試料として河川近傍の山土（表層約 50 mm）、河床堆積物（川砂）、水底落葉および河川水を採取した。溪流魚のヤマメとイワナはミミズやブドウ虫を餌とした釣りによって採捕し、冷蔵して研究室に持ち帰った。測定の前処理として、魚類試料についてはホールボディーの ^{137}Cs 分析後に可食部のみをU8容器に充填した。河川水は、カートリッジ型フィルタ装置によってろ過・濃縮を行った。処理後の河川環境試料および魚類は、Ge 半導体検出器（CANBERRA 社製）を用いて ^{137}Cs 濃度を測定した。これらの調査は Site B と C では 2015 年 3 月から、Site D では 2016 年 3 月から現在までモニタリングを継続中である。

空間線量率の推移

Figure 1 に Site B、Site C および Site D の合計 3 つの Site における 2016 年から 2020 年までの空間線量率の推移を示した。2020 年 10 月の値は Site D で 2.0 $\mu\text{SV/h}$ と最も高く、Site C と Site B でそれぞれ 1.4 $\mu\text{SV/h}$ と 0.5 $\mu\text{SV/h}$ となり、Site B が最も低かった。これらの空間線量率の値は線量率の測定を開始した 2016 年と 2017 年と比較してこれらの値は明瞭に低下していた。例えば、2017 年 3 月の Site B と C ではそれぞれ 1.6 $\mu\text{SV/h}$ および 3.2 $\mu\text{SV/h}$ であり、2016 年 4 月の Site D では 4.2 $\mu\text{SV/h}$ であった（Figure.1）。

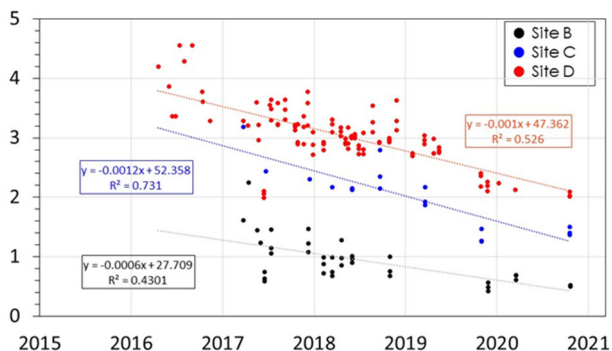


Figure 1. Changes of the air dose rates in Site B, C and D during 2015 – 2020. A vertical axis and a cross axis express air dose rates ($\mu\text{SV/h}$) and investigation years, respectively.

環境試料における ^{137}Cs 濃度の推移

Figure 2 に Site B、Site C および Site D の合計 3 つの Site における 2016 年から 2020 年までの環境試料（山土、川砂、河川水【溶存態】）の ^{137}Cs 濃度の推移を示した。いずれの試料の場合でも、調査日によ

って値のばらつきが大きかったが、少なくとも山土と川砂は減少傾向にあった。また河川水については、値の振れ幅が非常に大きく、特に 3 月に低くなる傾向があった。

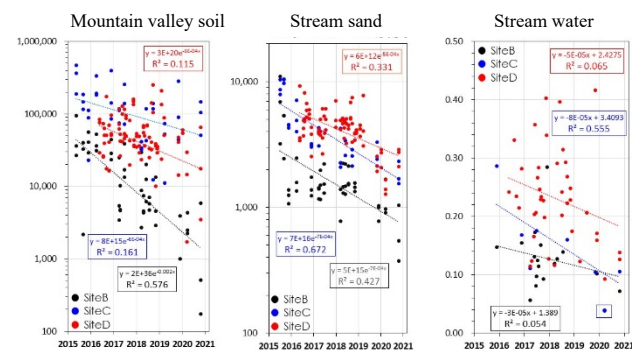


Figure 2. Changes of the concentrations of ^{137}Cs of environmental samples in Site B, C and D during 2015 – 2020. Vertical axes and cross axes express concentrations of ^{137}Cs (Bq/kg) and investigation years, respectively.

天然ヤマメとイワナにおける ^{137}Cs 濃度の推移

Figure 3 と 4 に Site B、Site C および Site D の合計 3 つの Site における 2016 年から 2020 年に採捕した天然ヤマメとイワナの ^{137}Cs 濃度の推移を示した。2020 年度に採捕した天然ヤマメの ^{137}Cs 濃度は、Site D の平均値が 3,223 Bq/kg (n=16)、Site C のそれが 1,741 Bq/kg (n=3)、Site B が 1,239 Bq/kg (n=19) であった。また、天然イワナの ^{137}Cs 濃度は、Site D の平均値が 1,893 Bq/kg (n=11)、Site C のそれが 1,812 Bq/kg (n=11)、Site B が 839 Bq/kg (n=16) であった。このことから、ヤマメとイワナのいずれの場合も、空間線量率の高い採捕区域の溪流で採捕した個体の ^{137}Cs 濃度が高いことが分かった。参考までに、2019 年度に採捕した天然ヤマメの ^{137}Cs 濃度は、Site D の平均値が 3,932 Bq/kg (n=44)、Site C のそれが 2,855 Bq/kg (n=4)、Site B が 1,349 Bq/kg (n=16) であった。また、天然イワナの ^{137}Cs 濃度は、Site D の平均値が 3,315 Bq/kg (n=16)、Site C のそれが 3,042 Bq/kg (n=10)、Site B が 1,698 Bq/kg (n=10) であった。

これらのことから、2020 年度は 2019 年のデータと比較してヤマメ・イワナともに ^{137}Cs 濃度は低くなったが、2020 年の採捕数が少なかったこと、および魚の個体毎の濃度の差が大きく、単純な濃度比較は難しいと思われる。さらに 2015 年からの ^{137}Cs 濃度の推移をみても 2 種ともに明瞭な減少傾向は見られなかった（Figures 3,4）。

[23-5]

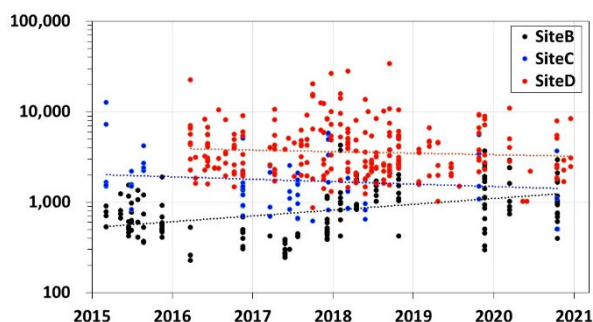


Figure 3. Changes of the concentrations of ^{137}Cs of masu salmon (Yamame) captured in Site B, C and D during 2015 – 2020. A vertical axis and a cross axis express concentrations of ^{137}Cs (Bq/kg) and investigation years, respectively.

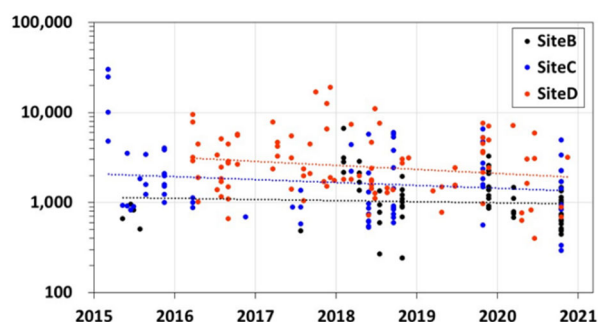


Figure 4. Changes of the concentrations of ^{137}Cs of white spotted char (Iwana) captured in Site B, C and D during 2015 – 2020. A vertical axis and a cross axis express concentrations of ^{137}Cs (Bq/kg) and investigation years, respectively.

2.1.2 NaI(Tl)シンチレーション検出器を利用した活魚状態での ^{137}Cs 濃度測定システムの開発

NaI 検出器および遮蔽体には、FUI Japan 社製の「Integral Radiation detector3+鉛 50 mm 遮蔽セット」を使用した(総重量約 325 kg、結晶サイズ 3×3 インチ、鉛による遮蔽厚 50 mm)。測定の際は、水を入れた 2L マリネリ容器内にスポンジで魚を固定し、エアポンプで曝気しながら行った。 ^{137}Cs 濃度を計算するソフトウェア (BecqueMoni For FUIJapan) では、試料を充填する容器や試料の形状に合わせて ROI 構成上の換算係数を設定する。その校正用線源として、2018 年と 2019 年に帰還困難区域で採捕した複数個体のヤマメを粉碎し、ミンチ状にした試料をポリエチレン袋に充填して魚の形状にした模型を作成した。模型は 18~101 g の 8 つについて ^{137}Cs 濃度測定を行って、魚用の換算係数を求めた。この換算係数を用いて、2019 年と 2020 年に採取され冷凍保存されている魚試料および、2020 年に帰還困難区域で捕獲したヤマメ・イワナの天然魚の活魚試料について、麻酔処理下で個体標識後 ^{137}Cs 濃度測定を行った。なお、校正用線源と冷凍保存された魚試料は 20℃ に保たれ

た室内、活魚試料は冷暖房設備の無いガレージ内で測定した。

その結果校正用線源の測定結果では、18~101 g の間で換算係数に大きな変化は見られなかったため、8 つの平均値を換算係数に設定し、冷凍保存されている魚試料の ^{137}Cs 濃度測定を行った。これらの結果と、ゲルマニウム半導体検出器の測定結果を比較すると、これらの値に非常に強い正の相関がみられた。

魚の ^{137}Cs 総量 (Bq) を体重 (kg) と ^{137}Cs 濃度 (Bq/kg) の積とすると、 ^{137}Cs 総量と cps 値との間に有意な相関がみられ、測定時間は cps 値によって決まることが分かった (RSD が 5% 以下になる測定時間 $y = 1512x^{-1.318}$, $r^2 = 0.991$, y は秒, x は cps 値)。実際の活魚測定においては魚の死亡リスクを低くしより多くの個体の測定を行うために測定時間を短くすることが望ましい。測定時間の目安として、15 分以内で RSD が 5% 以下になる条件は cps 値が 1.48 (=27.16 Bq) となったが、これは空間線量が高い浪江町の溪流に生息する天然のイワナとヤマメの約 85% 以上の個体が該当する。このことから、NaI 検出器を用いた測定システムで、ゲルマニウム半導体検出器に比べ運搬が容易で、安価かつ十分に信頼度の高い ^{137}Cs 濃度測定が可能であることが明らかになった。実際に、活魚測定を行った天然魚 17 尾については、測定作業外で死亡した 3 尾を除き、死亡せずに再放流を行うことに成功した。そのうち 1 個体は 2 か月間の放流後再捕獲され、再度 ^{137}Cs 濃度測定を行った。体重が 0.85 倍に減少したが、 ^{137}Cs 濃度は 1.30 倍、 ^{137}Cs 総量は 1.11 倍に増加していた。上記のことから、この測定法は今後の帰還困難区域での魚の ^{137}Cs 濃度推移のモニタリングに有効に活用することができることが示唆された。一方で測定精度に関して、魚の体重によって測定結果に過大・過小評価される傾向があったこと、また、活魚測定を行うガレージ内の温度条件が一定ではないことについて今後検討する必要がある。

2.2 請戸川上流域における福島第一原子力発電所事故に由来する放射性ストロンチウムの分布

今年度は 2015 年から 2019 年にかけて福島県浪江町を流れる請戸川流域の各地 (A、B、C、D) の小河川で採取した河川水、魚類 (イワナ) 試料について放射性 Sr 分析を行った。また、原発事故の影響の有無を確認する目的で、請戸川流域調査と同様の調査を 2015 および 2016 年に原発から距離のある青森県と北海道 (BG 地点) の小河川にて行っており、その試料も分析対象とした。河川水はキレート樹脂による Sr 濃縮を行い、その後は SrResin (Eichrom) を用いた固相抽出による Sr 分離を行った。魚類 (イワナ) の骨は、魚体から取り出したのちに乾燥および灰化 (450℃、24 時間以上) を行い、その灰化物の酸分解液について DGAResin (Eichrom) によるイットリウム (Y) の分離を行った^[3]。得られた溶離液から水酸化鉄の沈殿により Y-90 を分離し、低バックグラウンド 2π ガスフローカウンタ (LBC-4211B、日立アロ

[23-5]

カメラディカル)を用いてそのベータ線を計測した。同時に、各試料における安定 Sr および Y 濃度を ICP 発光分光分析装置 (Agilent 5110 ICP-OES、Agilent) により求め、最終的に放射性 Sr (^{90}Sr) の濃度を算出した。2015 および 2016 年の魚骨および同時に採取した河川水の放射性 Sr (^{90}Sr) および安定 Sr の濃縮比(骨/河川)は、安定 Sr ではおよそ 1,500 から 5,000、放射性 Sr についてはおよそ 3,000 から 30,000 程度であることが分かった。Fig.5 には安定 Sr と放射性 Sr の濃縮比と河川水中のカルシウム (Ca) 濃度との関係を示した。この結果、河川水中の Ca 濃度によって安定 Sr における濃縮比が異なることが分かった ($p < 0.001$, $r^2 = 0.58$)。Fig. 6 にはこれまで研究成果に今年度の試料の分析結果を追加した各調査地点の魚骨中 ^{90}Sr 濃度の経年変化を示した。D 地点の個体は、これまでの報告結果と変わらず D 地点以外の個体 (A、B、C、BG、2015 および 2016 年採取個体) の値に比べて、常に高い濃度になっていることが改めて明らかとなった。

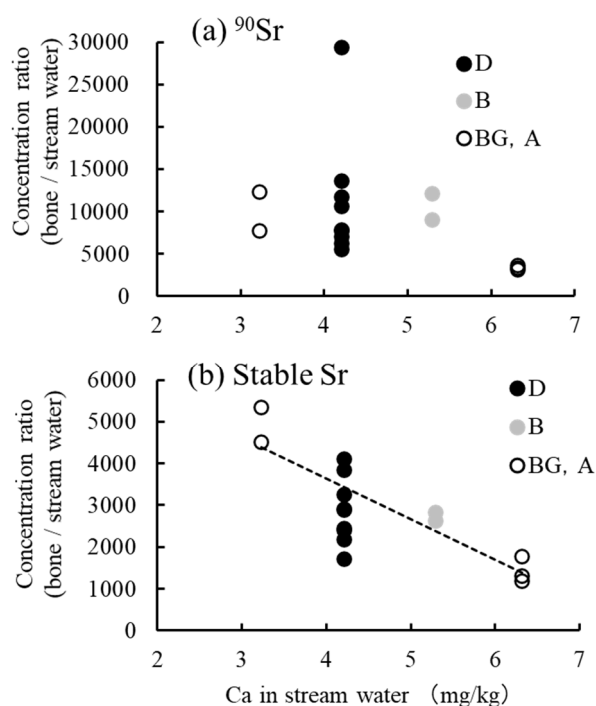


Figure 5. Concentration ratios of (a) ^{90}Sr and (b) stable Sr (fish bone / stream water) and Ca concentration in stream water. (b) Significant regression line is indicated by dotted line: Stable Sr concentration ratio = $6937.58 - 888.72 \times \text{Ca}$ in stream water ($p < 0.001$, $r^2 = 0.58$).

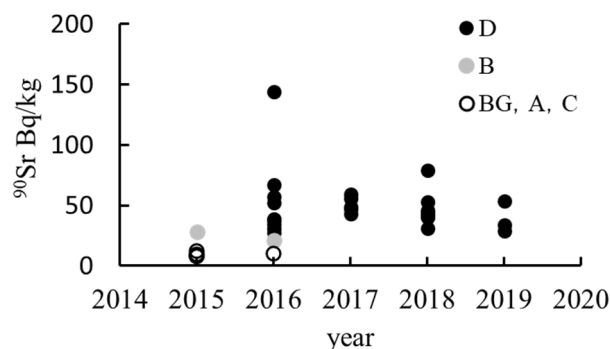


Figure 6. ^{90}Sr activity of fish bone

2.3 実栽培環境土壌におけるセシウム移行挙動の解明

チェルノブイリ原子力発電所 (CNPP) 事故と福島第一原子力発電所 (FDNPP) 事故は、史上唯一のレベル 7 の原子力事故であり、大量の放射性物質が放出され、環境中に堆積した。本論文では農業環境における放射性物質動態の理解を深めるために、CNPP 事故と FDNPP 事故後の農耕地の放射性セシウムの挙動について主として耕うん管理を中心に比較した。CNPP 事故から放出された放射性物質の総量は FDNPP 事故から放出されたものの約 10 倍であり、放射性元素の種類も異なっていた。農地における放射性セシウム含有量を見ると、CNPP 事故は FDNPP 事故に比べて汚染量と範囲が共に大きくなっていった。また、CNPP と FDNPP から放出された放射性セシウム粒子の粒径分布は似ているものの、化学組成は異なっていた。耕うんは、カリ施用などとともに農地における有効な除染・二次汚染防止対策であり、両事故の汚染された地域で高い放射性セシウム含有量の表層土をより深い土層に移動させることで、放射性セシウムの作物への移行を減少させることができる。また、カバークロップは作物中の放射性セシウム量に大きな影響を与えないことから、堆肥が汚染された場合の地力維持技術として注目される。原子力発電所事故に伴う農作物中の放射性物質について、安全性をより確かなものとする科学的根拠を提供できるよう今後も調査を続けていく必要がある。また、農地における除染技術の開発と改善のために、2 つの原子力発電所事故後のデータに基づいて、農業生態系における放射性セシウムの挙動を再現可能な動態モデルを構築する必要がある^[4]。

3. 考察

3.1 帰還困難区域の森林河川に生息する溪流魚体内に含まれる ^{137}Cs の収束時期や今後の推移について

2015 年～2020 年の 6 年間にわたる帰還困難区域の森林河川 (請戸川支流) に生息する溪流魚や環境試料の ^{137}Cs 濃度の各種モニタリングデータの解析から、FDNPP 事故から約 10 年が経過した時点でも

[23-5]

河川およびその周辺環境試料や溪流魚体内に含まれる ^{137}Cs 濃度は収束することではなく非常に高いレベルで平衡状態に達していると考えられ、地域住民の方々にとっては大変厳しいことに、今後数十年はこのレベルの状態が続くものと推測された。

3.2 活魚状態での ^{137}Cs 濃度測定システムを活用した帰還困難区域の森林河川に生息する溪流魚に関する今後の研究について

本研究によって NaI 検出器を用いた活魚状態での ^{137}Cs 濃度測定システムが開発できたので、2021 年度の研究では、帰還困難区域の浪江町内にある調査拠点に本システムを運搬・導入する。具体的には、調査現場で採捕し PIT タグによる個体識別標識処理をした天然ヤマメとイワナについて、当該システムで ^{137}Cs 濃度の活魚測定した後に、再び現場に放流し、一定期間の後に再び捕獲して ^{137}Cs 濃度の活魚測定をする。これらの採捕→測定→再放流→採捕→測定→再放流を繰り返す行うことで、場合によっては一度測定し現場に再放流した個体の ^{137}Cs 濃度を再び測定することも十分に可能と思われる。これによってこれまで不可能であった同一個体の天然魚についての Cs 濃度の変動追跡が可能となるだろう。

3.3 魚骨中の放射性ストロンチウム濃縮特性について

本研究により、魚骨中の安定 Sr 濃縮率については河川水中の Ca 濃度によって変化することが示唆された。陸水環境中の Ca 濃度と魚類における Sr 濃縮比との関係については、本研究と同様の傾向が既に報告されている^[5]。これらの原因の一つとして生体内での Ca と Sr との挙動の類似性が挙げられている。この濃縮比と河川水中の Ca 濃度の関係性は、多地点（Ca 濃度が異なる地点間）における魚骨中の放射性 Sr 濃度の比較を行う上では考慮すべき点であり、本研究における今後の解析、特に図 6 のような解析においても魚骨と同時に河川水中における Ca 濃度や放射性 Sr 濃度の比較も行う必要性を示唆している。放射性 Sr と安定 Sr の濃縮比については、両者の差とともに特に放射性 Sr において D 地点での個体差が顕著であった。その要因の一つとしては原発事故由来の放射性 Sr が考えられ、この点の解明については今後の検討課題である。

3.4 実栽培環境土壌におけるセシウム移行挙動の解明

FDNPP 事故から約 10 年が経過し、除染対策の適用と放射性 Cs の自然崩壊により農作物中の放射性 Cs 含有量は大幅に減少した。しかし、 ^{137}Cs の半減期が長いこと一部の農地ではまだ大量の ^{137}Cs が残留し、 ^{137}Cs が農作物へ移行するリスクが存在している。食品の安全性を確保するために、さまざまな農業管理対策における作物中の ^{137}Cs に対する長期モニタリングは重要である。さらに、作物の ^{137}Cs の吸収と蓄積を減らすために ^{137}Cs に汚染された地域に最適な農業管理対策に対する継続的な研究が必要である。

また、農家による栽培作物の選定に根拠を提供するため、各種作物ごとに ^{137}Cs 吸収と蓄積能力を明確にすることが不可欠である。これらの課題は将来、核汚染事故の経験を後世に伝えるべき重要な課題である。

FDNPP 事故により東北及び関東の広い地域に放射性物質が降下したが、農地では土壌の持つ放射性セシウムの吸着・固定能力が発揮され、農作物への移行量は僅かであり、事故初年目からほとんどの農作物について放射能汚染は問題にならなかった。とくに農地では施肥や堆肥投入など土づくりを通じて土壌の放射性セシウムの吸着能力を高めることで作物への移行を阻止していたことがわかった。今までの研究成果では、土壌の粘土鉱物の含有量、カリウム量などの土壌の粒度や化学的成分などの差異が放射性セシウムの作物移行に影響があることが報告されていたが、耕うんなどの農家が通常行っている農作業が放射性セシウムの作物移行を抑制していたことも明らかになった。これらの研究は、原子力発電所事故に伴う農作物中の放射性物質について、耕うんなどの農作業が、農作物の安全性をより確かなものとする科学的根拠を示すものとなる。

CNPP 事故後、欧米ではいくつかの放射性 Cs 循環モデルと土壌中の放射性 Cs が作物へ移行するモデルが構築された。しかし、日本の農業生態系に適用できる放射性 Cs 挙動モデルはまだ開発されていない。将来の課題として、長期モニタリングデータに基づいて、日本（特に関東地方）の農業生態系に適した放射性 Cs の挙動モデルを構築する必要がある。日本に適する放射性 Cs に関するモデルの確立は農業生態系に放射性 Cs 挙動の予測に求められることだけでなく、新しい有効な除染対策の開発にも繋がる。

参考文献

- [1] https://www.pref.fukushima.lg.jp/sec_file/monitoring/etc/dojou120406.pdf.
- [2] Z. Karube, et. al., "Radiostromium monitoring of bivalves from the Pacific coast of eastern Japan", Environmental Science and Pollution Research 23, 17095–17104, 2016.
- [3] H. Tazoe, et. al., "Determination of strontium-90 from direct separation of yttrium-90 by solid phase extraction using DGA Resin for seawater monitoring", Talanta 152, 219–227, 2016.
- [4] 李 沛然・龔 穎婷・菊地賢司・小松崎将一, 福島第一原発事故とチェルノブイリ原発事故後の農耕地における放射性セシウムの挙動に対する耕うんの影響比較. 環境放射能除染学会誌, 2021 (印刷中).
- [5] 原子力環境整備センター, "環境パラメータシリーズ 3「淡水から生物への放射性物質の移動」", 1992.