

## 7.7. 萌芽更新した落葉広葉樹の放射性セシウム濃度調査

### (1) 目的

福島県は、コナラを主要樹種とした全国有数のしいたけ等原木供給地域であった（福島県，2013；参考文献1）が、2011年3月に発生した東京電力福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質のフォールアウトにより広範囲に汚染され、事故から10年が経過した現在においても、しいたけ等原木の主要産地であった阿武隈山系におけるしいたけ等原木用の各種広葉樹材部の放射性セシウム濃度は、指標値 50 Bq/kg（林野庁，2011；参考文献2）を超過している。

フォールアウトの影響を直接受けた立木については、樹皮表面等の外部汚染の影響が大きい（Coppin et al., 2019；参考文献3）ため、汚染された原木林を伐採し萌芽更新を図ることで直接汚染の影響を少なくする対策が考えられるが、切り株に残存もしくは根茎から吸収される放射性セシウムの影響は不明な点が多い。萌芽更新したコナラの当年枝は、1年生から6年生までで放射性セシウム濃度に個体間の差が大きいと報告（福島県農林水産部森林計画課，2019；参考文献4）され、このばらつき要因や6年生以降の継続期間について検討する必要がある。また、コナラ以外のしいたけ等原木用樹種について、クヌギの萌芽枝の放射性セシウム濃度がコナラよりも低いと報告（福島県，2021；参考文献5）されており、樹種間の違いについても調査する必要がある。

そこで、本調査では事故直後に萌芽更新し10年を経過した阿武隈山系の落葉広葉樹林において、コナラ等のしいたけ等原木として利用可能な樹種及び大きさの樹木の樹皮部と材部の放射性セシウム濃度並びに土壌の化学性等を測定することにより、しいたけ等原木用広葉樹の取扱を検討する参考資料とすることを目的とする。

### (2) 方法

調査地は、福島第一原子力発電所から西方約 25 km (N37° 26′ 45″、E140° 46′ 44″) に位置する福島県田村市都路古道地内の面積 2.09ha の落葉広葉樹林に設定した(図 7.7.-1)。林相は、コナラ、クヌギ、ナラガシワ、クリ、ヤマザクラ等が混交する 11 年生単層林で、緩やかな西向き斜面となっている。第 1 次航空機モニタリングにおける蓄積量は 1,000～3,000 kBq/m<sup>2</sup>、地表面から 1m 高さの空間線量率は 3.8～9.5 μSv/hr、2021 年 4 月 14 日時点での林分内 6 地点における蓄積量は 17～48 kBq/m<sup>2</sup>、空間線量率は 0.17～0.25 μSv/hr であった。本林分では、2011 年 2 月中旬に皆伐作業が完了し、2011 年 3 月の事故時点では萌芽枝が発生していなかった。事故後は、本数調整伐等は行われず、試料採取直前の 2021 年 3 月に本数調整伐が行われた。

樹皮と材の試料採取は、2021 年 11 月にしいたけ等原木として利用可能な樹種で、調査林分内で優先度が高いコナラ、クヌギ、ナラガシワを 7 株ずつ選定して行った(図 7.7.-2)。樹皮は、各切り株から発生した複数の萌芽木の内、胸高直径が最も大きい 1 本の樹高 0.5m 部

分において、7×7cm 角の樹皮をノミで採取し、材は、樹皮の採取箇所において、径 12mm の木工ドリルにより深さ 5cm×3 回穿孔して得られる木屑を採取した。土壌試料は、2021 年 4 月に調査林分の 6 カ所で 25 cm×25 cm の方形内の落葉層、及び深さ 0～5 cm の鉍質土壌層を採取した。鉍質土壌層の採取は、内径 11cm×高さ 5cm の採土円筒（大起理化製 DIK-1815-11）を用いた。

採取した樹皮及び材は、ワンダークラッシャー（大阪ケミカル社製 WC-3）を用いて 3 mm 以下程度に粉碎し、105°C で 24 時間乾燥後、乾燥重量を測定し 100ml の U8 容器に充填し、ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリ法により放射性セシウム濃度（Cs-137、Cs-134 濃度合算）を測定した。また、堆積有機物層は剪定鋏で細断し、鉍質土壌層は、風乾後に 2 mm のふるいにより礫と根を除去して試料とし、20 mL のバイアル容器に充填した後、NaI シンチレーション測定器（PerkinElmer 社 2480WIZAD2 ガンマーカウンター）で放射性セシウム濃度を測定した。測定時間は、樹皮と材については計測誤差 10% 以下の条件で Cs-137 が検出されるまで 1,809～13,339 秒間測定し、堆積有機物層及び鉍質土壌層は 3,600 秒間とした。なお、Cs-134 濃度が検出されない場合は、本実態把握調査事業で推奨される理論式（林野庁，2020；参考文献 6）により Cs-137 濃度から算定し、全ての放射性セシウム濃度は 2021 年 9 月 1 日に減衰補正した。

また、土壌の交換性カリウムがコナラ萌芽枝への放射性セシウムの移行に重要な関与をする（Kanasashi et al., 2020；参考文献 7）とされることから、採取した鉍質土壌層について交換性カリウム濃度を測定した。測定は、「日本土壌肥料学会監修 土壌環境分析法」（土壌環境分析法編集委員会，1997；参考文献 8）に準じ、簡易法・バッチ法-a（土壌環境分析法 7. A. a）により風乾土壌 2.0 g を 50 mL 容遠沈管に秤量し、1 N 酢酸アンモニウム溶液 25 mL を添加、1 時間振盪後に 3,000 rpm で 3 分間遠心分離した上澄みを No.131 ろ紙（ADVANTEC 製）を用いてろ過し、ろ液 1.0 mL を干渉抑制用酢酸セシウム（Cs として 50 mg/L）0.2 mL 及び蒸留水 8.8 mL と混合して原子吸光法（島津製作所製 SPCA-6210）で K<sub>2</sub>O 濃度を定量後、含水率補正して絶乾土壌当たり K<sub>2</sub>O（mg/100g 乾土）を算定した。

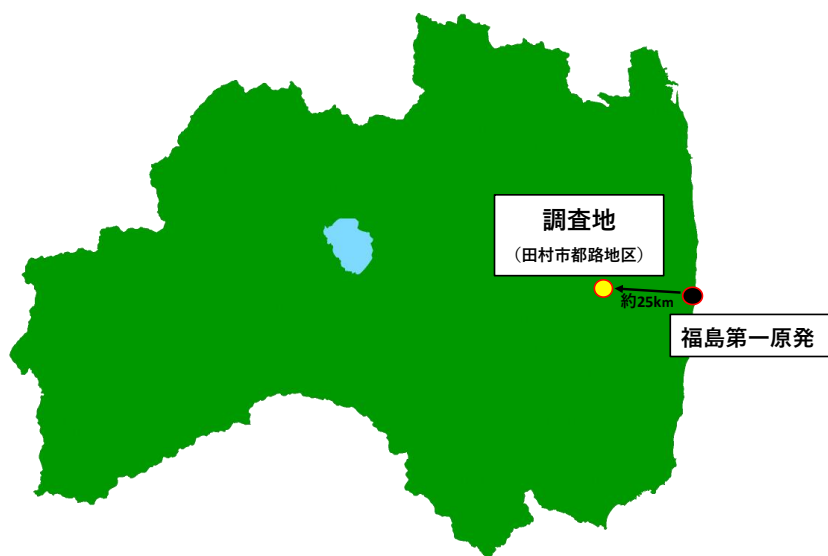


図 7.7.-1 調査地の位置

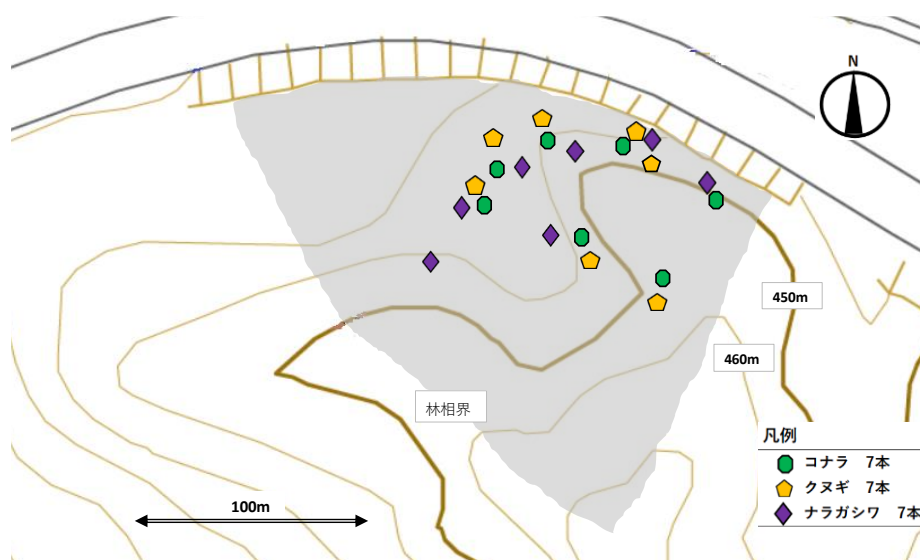


図 7.7.-2 調査地の概況、調査木の位置

### (3) 結果と考察

採取した各立木の放射性セシウム濃度測定結果は、表 7.7.-1 のとおりである。コナラ樹皮は 363.2 (99.3~718.9) Bq/kg (平均値 (測定値最小~最大) : 以下同じ)、コナラ材は 251.7 (70.4~620.5) Bq/kg、クヌギ樹皮は 258.2 (109.6~622.0) Bq/kg、クヌギ材は 232.3 (119.9

～409.9) Bq/kg、ナラガシワ樹皮は 426.8 (171.1～896.4) Bq/kg、ナラガシワ材は 365.9 (164.8～806.2) Bq/kg であり、各樹種の樹皮、材ともに、個体間の濃度の幅が大きかった。

コナラ、クヌギ、ナラガシワの樹皮及び材の放射性セシウム濃度は、3 樹種間で統計的に有意な違いは認められなかった (Tukey の多重比較検定) (図 7.7.-3、-4)。この結果は、福島県川内村で 2013～2020 年における萌芽枝当年枝において、コナラよりもクヌギの放射性セシウム濃度が低かったとの報告 (福島県, 2021 ; 参考文献 5) と異なり、原因として測定部位、林齢、土壌条件の違い等が考えられるが、詳細は不明である。今後、測定数を増やして検討する必要がある。

樹皮と材の放射性セシウム濃度の関係は、コナラが  $R^2=0.78$ 、クヌギが  $R^2=0.88$ 、ナラガシワが  $R^2=0.94$  と、3 樹種ともに高い相関関係が認められた (図 7.7.-5)。また、樹皮と材の濃度には、3 樹種ともに統計的に有意な違いは認められなかった (U-検定)。フォールアウトの影響を直接受けたコナラ立木では、事故後 5 年経過した時点においても地上部の Cs-137 蓄積量の 74～80%が樹皮に蓄積されていたと報告 (Coppin et al., 2019 ; 参考文献 3) されたが、直接汚染がなく、経根吸収や切り株に蓄積された放射性セシウムの影響が大きいと考えられる本調査木では、樹体内における放射性セシウムの分布が異なっていることや、個体ごとの樹皮と材の放射性セシウム濃度が比較的近い値を示したのに比べて、個体間の放射性セシウム濃度のばらつきが大きかったことが影響していると考えられた。今後は、個体ごとの放射性セシウム濃度のばらつきの要因を精査していく必要がある。

調査地における堆積有機物層と鉍質土壌層の放射性セシウム濃度、及び鉍質土壌層の交換性カリウム濃度は表 7.7.-2 のとおりであった。今回の調査で明らかとなった個体間の放射性セシウムのばらつきの要因について解析するためには、今回の土壌の採取計画は不十分であることから、今後は、測点及び調査項目を追加し継続的に調査していく必要がある。

表 7.7.-1 調査木の樹皮と材の放射性セシウム濃度 (Bq/kg)

No	コナラ		クヌギ		ナラガシワ	
	樹皮	材	樹皮	材	樹皮	材
1	719	621	239	262	629	630
2	169	192	147	152	171	177
3	330	266	340	288	216	187
4	99	70	110	120	181	165
5	237	101	129	127	329	185
6	467	278	622	410	896	806
7	521	234	220	267	566	412
平均値	363	252	258	232	427	366

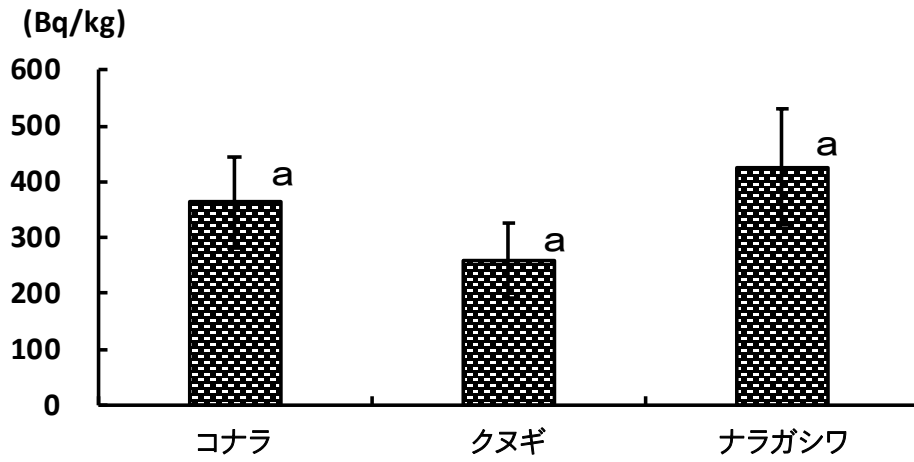


図 7.7.-3 樹種ごとの樹皮の放射性セシウム濃度

※誤差範囲は標準誤差。同じアルファベット同士には統計的に有意な違いがない

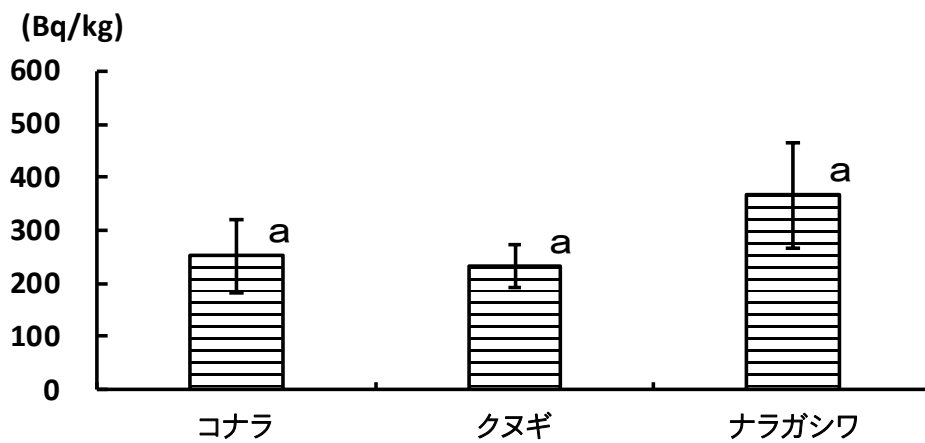


図 7.7.-4 樹種ごとの材の放射性セシウム濃度

※誤差範囲は標準誤差。同じアルファベット同士には統計的に有意な違いがない。

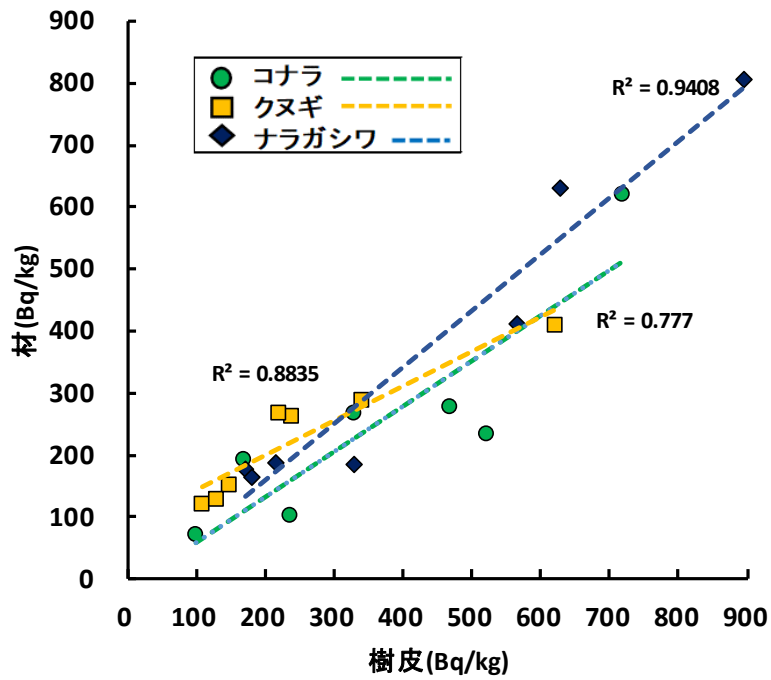


図 7.7-5 樹皮と材の放射性セシウム濃度の関係

表 7.7-2 堆積有機物層、鉍質土壤層の放射性セシウム濃度、鉍質土壤層の交換性カリウム濃度

項目	平均値 (最小～最大)	n
堆積有機物層放射性Cs濃度 (Bq/kg)	<b>1654.20</b> (292.5～2914.3)	6
鉍質土壤層放射性Cs濃度 (Bq/kg)	<b>5271.30</b> (4517.8～6891.9)	6
鉍質土壤層交換性K濃度 (K <sub>2</sub> Omg/100g)	<b>7.23</b> (5.9～11.5)	6

#### 参考文献

1. 福島県（2013）平成 23 年度福島県森林・林業統計書: I 3-6
2. 林野庁（2011）きのこ原木および菌床用培地の当面の指標値の設定について(平成 23 年 10 月 6 日)
3. Coppin,F,Hurtevent,P,Loffredo,N,Simonucci,C,Julien,A,Conze,M,Nanba,K,Onda,Y and Thiry, Y（2019）Radiocaesium partitioning in Japanese cedar forests following the “early” phase of Fukushima fallout redistribution, Scientific Reports, DOI:10.1038/srep37618
4. 福島県農林水産部森林計画課（2019）福島県森林における放射性物質対策実証事業結果：47-61
5. 福島県（2021）放射性物質対策関連の委託事業報告書：122-142
6. 林野庁（2020）令和元年度森林内における放射性物質実態把握調査事業報告書：134
7. Kanasashi T, Miura S, Hirai K, Nagakura J, Ito H (2020) Relationship between the activity concentration of  $^{137}\text{Cs}$  in the growing shoots of *Quercus serrata* and soil  $^{137}\text{Cs}$ , exchangeable cations, and pH in Fukushima, Japan. Journal of Environmental Radioactivity 220-221:106276
8. 土壤環境分析法編集委員会（1997）日本土壤肥料学会監修 土壤環境分析法. 博友社

## 7.8. 森林土壌における交換態放射性セシウム濃度調査

### (1) 目的

樹冠から森林土壌へと移行した放射性セシウムは、その大部分が鉍質土層などの粘土鉍物に固定されている。一方で一部の放射性セシウムは、有機物の表面負電荷などに静電的に吸着した、比較的動きやすい形態（交換態）で存在しており、根を通して樹木に再吸収されやすいと考えられている。そこで樹木の放射性セシウム汚染や森林内の循環の将来予測の基礎資料とするために、これまでの調査事業で採取された試料を用いて、森林土壌中の交換態放射性セシウムの濃度などの事故後からの変化の様子を調べた。

### (2) 調査方法

過去の事業（2011～2020 年度）で採取された、三ツ石スギの土壌試料のうち特に放射性セシウムが濃集している落葉層及び鉍質土層の表層 0-5 cm を調査対象にした。交換態放射性セシウムの抽出・測定方法は、Manaka et al. (2019)に従った（参考文献 1）。風乾した土壌試料と、1 mol/kg・pH 7.0 に調整した酢酸アンモニウム溶液を、落葉層の場合は 1:20、鉍質土層の場合は 1:10 の重量比でプラスチック容器に封入した。この容器を振とう器で 2 時間水平振とうし、中の懸濁液を遠心分離した。その後、上澄みを孔径 0.45 $\mu$ m のフィルターを用いて吸引ろ過し、交換態放射性セシウム抽出液を得た。そして、この抽出液の放射性セシウム濃度を、ゲルマニウム半導体検出器を用いて測定した。

なお本調査では、放射性セシウムのうち、Cs-137 のみを分析対象とする。またセシウムの形態の経年変化のみに注目するため、全ての年の試料について、放射壊変の基準日を 2011 年 3 月 11 日（事故発生日）に統一する。また 2011～2017 年度の一部の試料のデータについては他の予算で分析を実施し、Manaka et al. (2019) にて既に報告されている。

### (3) 結果及び考察

落葉層では、交換態 Cs-137 の濃度が時間と共に減少する傾向が認められた（図 7.8.-1）。本事業で新たに分析した 2018 年度以降の試料については、2017 年度以前と比較すると濃度変化は小さくなっていた。一方、鉍質土層では、2011 年度から 2012 年度にかけて大きく増加するものの、その後は 2020 年度に至るまで大きな変動は見られなかった。鉍質土層の交換態 Cs-137 濃度は、落葉層と比べると相対的にプロット間のばらつきが大きかった。今後は各プロットの地形情報などの、交換態 Cs-137 の濃度に影響する因子を含めた解析も検討する必要がある。

全 Cs-137 に対する交換態 Cs-137 の割合に関しては、落葉層・鉍質土層共に減少傾向が認められた（図 7.8.-2）。屋内での模擬実験などからは、土壌中の Cs-137 は、時間の経過と共に粘土鉍物と接触する機会が増えることで、交換態などの動きやすい形態から動きにくい形態へと徐々に変化していくと考えられている（Rigol et al., 1999；参考文献 2、Takeda et al.,



2013；参考文献 3)。落葉層においても、土壤動物などによる土壤攪乱や風成塵の寄与などで、微量の粘土鉱物が混入していると考えられる。本調査の結果はこれらと整合的であり、樹木が根から吸収できる Cs-137 の量や割合が今後徐々に小さくなっていくと予想される。その一方で、交換態 Cs-137 の割合の経年変化については、近年では 1 年あたりの減少率が相対的に小さくなっており、Cs-137 形態の変化が平衡状態に近づいている可能性がある。以上のことから、土壤中の全 Cs-137 だけではなく交換態 Cs-137 についても、引き続き経年変化を注視していくとともに、樹木中の Cs-137 濃度の経年変化や樹体・樹種間差などにも留意して、森林内の Cs-137 循環を総合的に解析・考察していく必要がある。

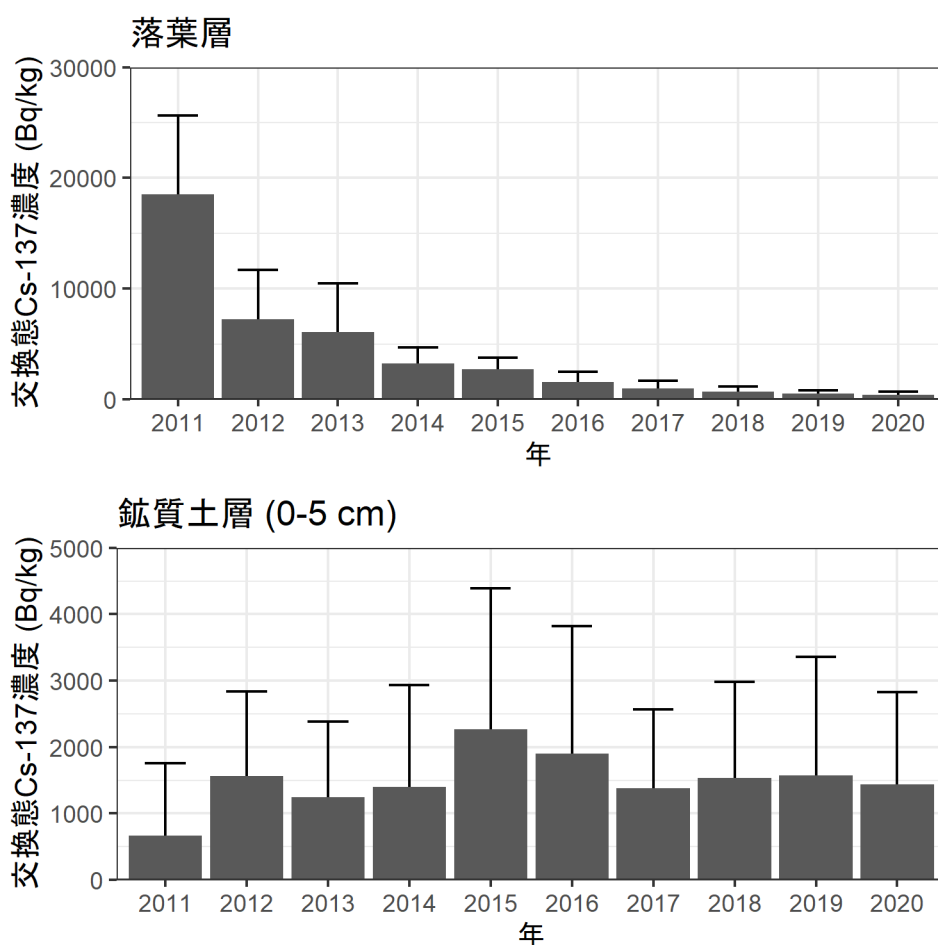


図 7.8-1 三ツ石スギにおける、落葉層及び鉍質土層（表層 0-5 cm）の交換態 Cs-137 濃度の経年変化

棒グラフ及びエラーバーは、各プロットの平均値及び標準偏差を表す。全ての年の試料について、Cs-137 濃度は 2011 年 3 月 11 日を基準日として減衰補正した。

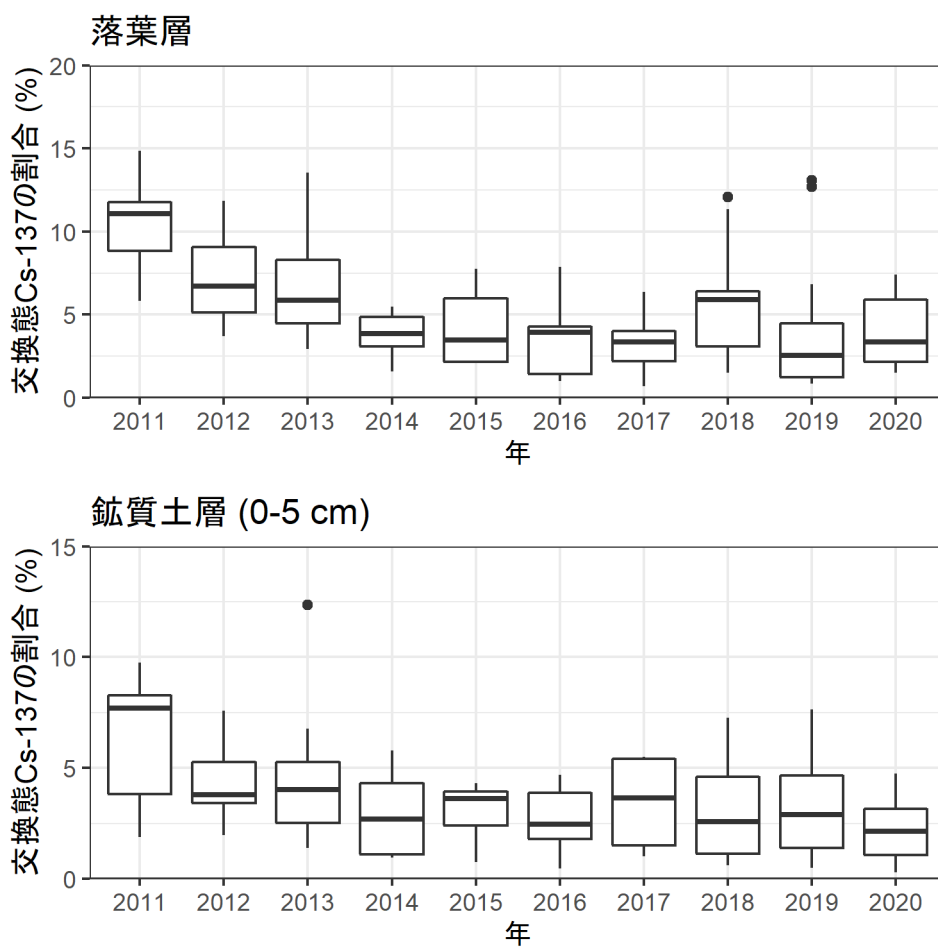


図 7.8-2 三ツ石スギにおける、落葉層及び鉢質土層（表層 0-5 cm）の全 Cs-137 に対する交換態 Cs-137 の割合の経年変化

箱ひげ図のひげの長さは、四分位範囲の 1.5 倍を上限・下限として、それらを超える値を外れ値として点で表した。

#### 参考文献

1. Manaka, T., Imamura, N., Kaneko, S., Miura, S., Furusawa, H., Kanasashi, T., 2019. Six-year trends in exchangeable radiocesium in Fukushima forest soils. *J. Environ. Radioact.* 203, 84–92.
2. Rigol, A., Roig, M., Vidal, M., Rauret, G., 1999. Sequential Extractions for the Study of Radiocesium and Radiostrontium Dynamics in Mineral and Organic Soils from Western Europe and Chernobyl Areas. *Environ. Sci. Technol.* 33, 887–895. <https://doi.org/10.1021/es980720u>
3. Takeda, A., Tsukada, H., Nakao, A., Takaku, Y., Hisamatsu, S., 2013. Time-dependent changes of phytoavailability of Cs added to allophanic Andosols in laboratory cultivations and extraction tests. *J. Environ. Radioact.* 122, 29–36.

## 7.9. 水生生物の放射性セシウム動態把握

### (1) 目的

2011年3月の東京電力福島第一原子力発電所事故により、各種の放射性物質が飛散した。放射性セシウムは落葉層及び土壌表層に集積して長期間蓄積されることが指摘されている。それらが溪流中に流れ込むことによって、溪流の生物に影響を及ぼし、ひいてはヤマメやイワナなども放射性セシウムに汚染されるため、人間の食生活にも影響が及ぶ。本調査では、溪流中の主要な要素である藻類・リター・シルト・水生昆虫について、現時点での放射能汚染の実態を把握することを目的とした。

### (2) 調査方法

2021年6月、10月、福島県川内村内の3地点（上川内：37.38N 140.73E、下川内1：37.28N 140.81E、下川内2：37.27N 140.81E）の溪流において、藻類・リター・シルト・水生昆虫の採集を行った。藻類は、石の表面についている目に見える余分な有機物類を取り除き、表面を簡単に溪流水で洗った後、石に固着している藻類を採集し、凍結乾燥の後、放射性セシウム濃度を測定した。リターは、瀬にある岩等に引っかかっているリターを溪流水で洗浄して持ち帰り、室内にて乾燥の後、放射性セシウム濃度を測定した。シルトについては、瀬に存在する砂礫の砂を持ち帰り、室内にて乾燥の後ふるいにかけて（<2mm）、放射性セシウム濃度を測定した。水生昆虫は室内にて乾燥した後測定に供試した。ゲルマニウム半導体検出器を用い、Cs-137濃度の測定を行った。測定は、最大24時間の範囲で、計数誤差10%以下になるまで行った。なお、Cs-137濃度は採取日を基準に補正した値を用いた。

### (3) 結果及び考察

上川内・下川内1・下川内2における各試料のCs-137の測定結果の平均値を表7.9-1に示す（乾燥重量当たりの値）。

表 7.9-1 シルト・リター・藻類・フタスジモンカゲロウ・マダラカゲロウにおける Cs-137 濃度の平均値

	Cs-137 (Bq/kg)		
	上川内	下川内 1	下川内 2
シルト	58	222	342
リター	274	538	868
藻類	125	248	215
フタスジモンカゲロウ	274	316	335
マダラカゲロウ	53	16	54

今回の結果を、2020年度以前に採集した試料のCs-137濃度の平均と比較すると、空間線量率の比較的高い下川内1及び下川内2においては概ね減少となっているものの、下げ止まりの傾向がみられる。上川内においては、比較的Cs-137濃度が高いフタスジモンカゲロウ以外、ほぼ下げ止まっている。下川内1及び下川内2におけるCs-137濃度の平均の推移を今回の結果と比較すると、おおむね減少となっており、下げ止まりの傾向がみられる。水生昆虫は主に陸域からもたらされる落葉と渓流域で生育する藻類を起源にした餌を利用している。水生昆虫はイワナやヤマメなど渓流魚の餌となっていることから、水生生物の放射性セシウム濃度が下げ止まっているということは、渓流魚の濃度も下げ止まっていくと考えられる。水産庁が行っているモニタリング「水産物の放射性物質調査」の阿武隈川水系における結果の推移からも、渓流魚の濃度が下げ止まっている現状を把握することができる。

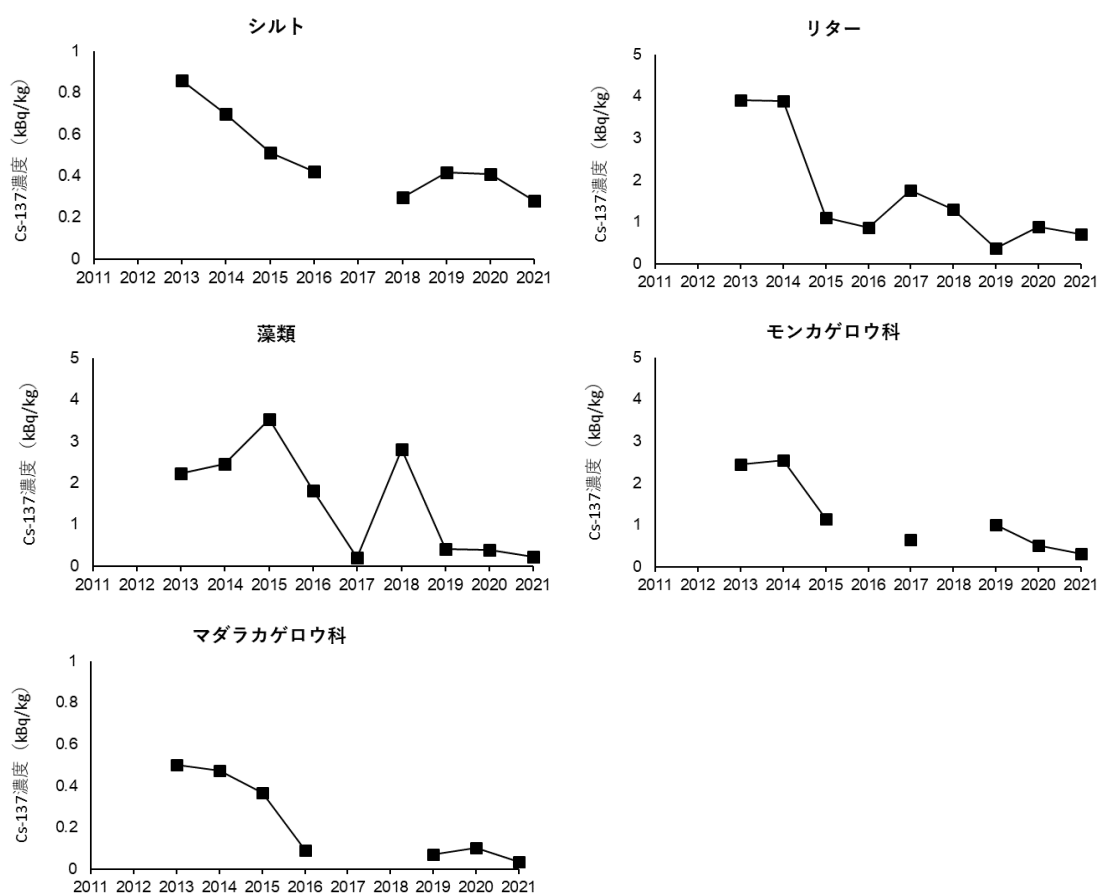


図 7.9-1 (参考資料、科研費によるデータ含む) 下川内1及び下川内2における2013年度から2021年度にかけてのシルト・リター・藻類・水生昆虫2科のCs-137濃度の平均推移

## 7.10. 野生山菜の放射性セシウムの実態把握

### (1) 目的

野生山菜中の放射性セシウム濃度はばらつきが大きく、生育地の放射性セシウム量だけでは説明ができず、経年変化も一様ではない。実態の的確な把握が重要であることから、放射性セシウム (Cs-137) 濃度の経年変化を 2012～2016 年度に福島県内で調べられた個体(群) (清野・赤間, 2018 ; 参考文献 1) の中から、生態的特徴等を考慮し、調査の継続に適した 9 種、20 個体を選び、原則的に同一個体 (群) から試料を採取して、種ごとの Cs-137 濃度の最新の変化を明らかにした (図 7.10.-1)。なお、物理学的半減期 2 年の Cs-134 は、長期的には放射能汚染への寄与が小さいため、本調査では対象外とした。

### (2) 調査方法

福島県川内村三ツ石、金山及び福島県大玉村で調査の対象となっているコシアブラ 5、タラノキ 2、フキ 3、ヨモギ 2、ゼンマイ 3、イタドリ 1、ヤマドリゼンマイ 2、ウド 1、ワラビ 1 個体のうち、個体 (群) 保護のため半数 (コシアブラ 3、タラノキ 2、フキ 1、ヨモギ 1、ゼンマイ 1、イタドリ 1、ヤマドリゼンマイ 1) から 2021 年 8～9 月に展開した当年茎葉を採取した。また、残りの半数については来年度以降の試料採取のために個体 (群) の現況を確認した。原則的に同一個体 (群) から試料を採取しているが、枯死などによって個体の確認ができない場合には近傍に生育している個体を新たな調査の対象とした (2019 年度から金山のウド、2020 年度から大玉のタラノキ、2021 年度から三ツ石のタラノキ)。検体は熱風乾燥器で 75°C、48 時間以上で乾燥させ、重量を測った後、U-8 容器 (容量 100mL) や 0.7 L マリネリ容器に入れ、ゲルマニウム半導体検出器で Cs-137 濃度を求めた。検体が 2012～2016 年度は新芽であったので、他の経費による研究課題において取得したデータで別に作成した展開茎葉/新芽 Cs-137 濃度比 (表 7.10.-1) を用い、8 月採取の検体濃度から 2021 年度の新芽濃度を推定して比較した。Cs-137 濃度は 2021 年 9 月 1 日を基準日に減衰補正した。

### (3) 結果及び考察

野生山菜の新芽の Cs-137 濃度は、多くの種、個体で 2016 年度までの経年的低下傾向が 2016～2021 年度の間も続いていることが分かった。樹種ごとに見るとコシアブラは他の樹種に比べて濃度が高く、急激な低下が見られていない。タラノキは、三ツ石の個体が大玉の個体と同程度か下回るようになった。一方、2020 年度に濃度が大きく上昇したイタドリでは 2019 年度のレベルに低下した (図 7.10.-2)。大玉ではコシアブラ、タラノキ、フキを調査しているが、他の地域に比べて低下が緩やかで、コシアブラ、タラノキでは個体によっては他地域よりも濃度が高くなっている。

以上のように、野生山菜の放射性セシウム濃度は一部の種では地域によって変化の傾向が異なっているようであり、観察の継続が必要である。

表 7.10.-1 野生山菜 9 種の展開茎葉/新芽 Cs-137 濃度比

種名	展開茎葉/新芽 <sup>137</sup> Cs濃度比		
	Mean	SD	n
コシアブラ	0.65	0.23	16
タラノキ	0.56	0.24	7
フキ	2.25	1.25	14
ヨモギ	1.62	0.92	4
ゼンマイ	0.58	0.24	7
イタドリ	0.37	0.24	6
ヤマドリゼンマイ	0.44	0.21	4
ウド	0.37	0.18	2
ワラビ	0.65	0.05	2

2012～2019 年度採取検体で作成。個体（群）ごとに求めた比を種ごとに集計。

#### 参考文献

1. 清野嘉之・赤間亮夫（2018）野生山菜の放射性セシウム濃度：福島第一原発事故後の経年的トレンド. 関東森林研究 69-1:109–110



図 7.10.-1 試料個体（群）の様子 左：コシアブラ個体、右：ヤマドリゼンマイ個体群

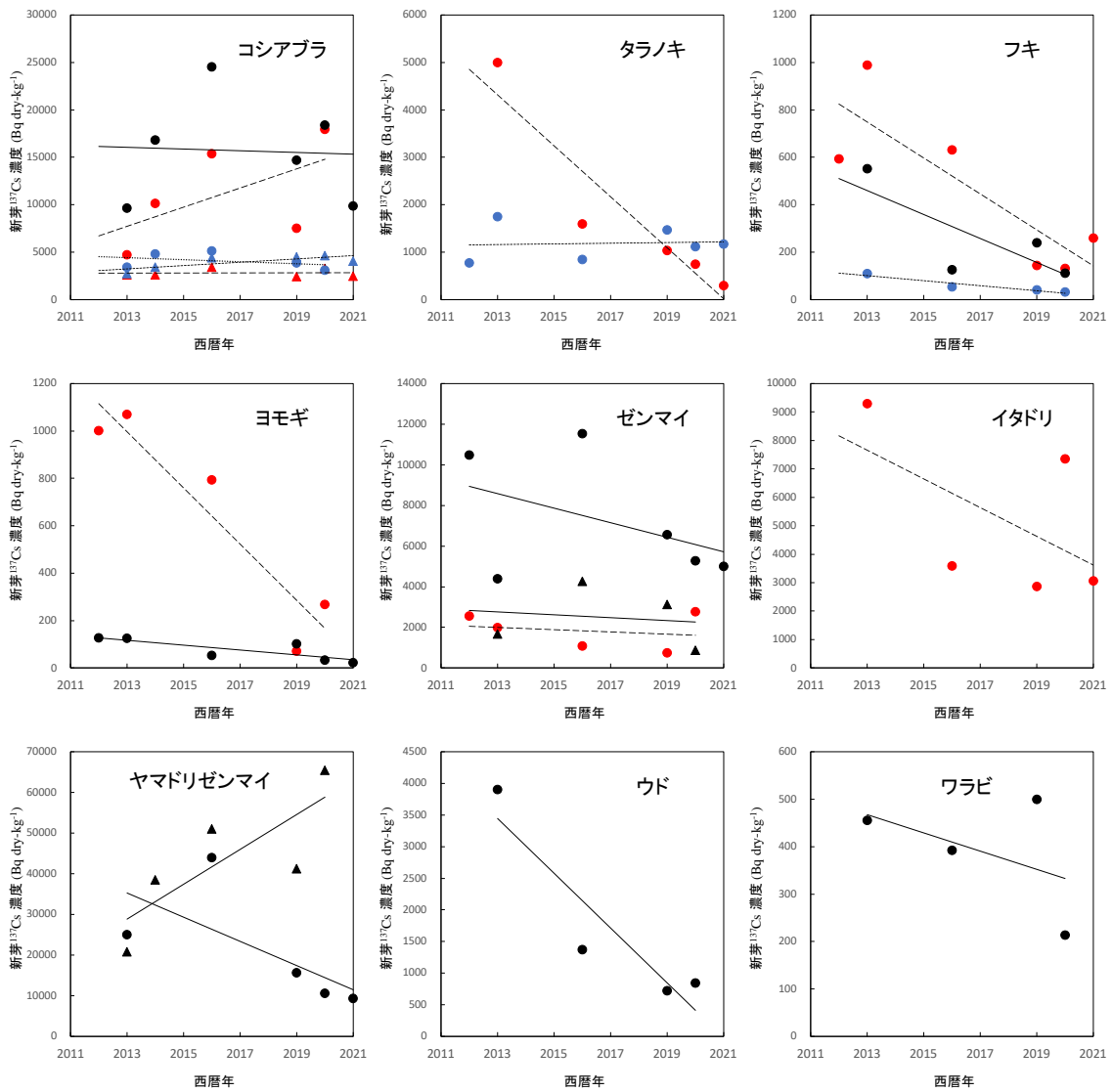


図 7.10-2 野生山菜 9 種の新芽 Cs-137 濃度の経年変化

シンボルは観察個体（群）の違いを示す。赤（太点線）：三ツ石、黒（実線）：金山、青（細点線）：大玉。2012～2016 年度は春に採取した観測結果、2019～2021 年度は 8～9 月に採取した観測データを元に展開茎葉/新芽 Cs-137 濃度比で推定した結果を用いている。直線は観察期間を通じた濃度変化の近似線。