

7.5. 原発事故後に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きのこ原木供給地域であった（福島県，2013；参考文献1）が、2011年3月に発生した福島第一原発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13年が経過した現在においても、きのこ原木の主要産地であった阿武隈山系における原木用各種広葉樹の幹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）を超過する場合が認められる。

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実施されているが、切り株に残存もしくは根から吸収される放射性セシウムの影響が懸念される。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年生以降のばらつきの継続期間について検討する必要がある。また、コナラ以外のきのこ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の報告例（福島県，2021；参考文献5）があり、樹種の違いについても明らかにする必要がある。

そこで、きのこ原木用広葉樹の取扱いを検討するため、事故直後に萌芽更新し利用適期が近い阿武隈山系の落葉広葉樹林において、コナラ等のきのこ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放射性セシウム濃度を2021年度から測定している。

2021～2023年度調査は、福島第一原発から約25 km離れた同一林分でコナラ、クヌギ、クリ、ナラガシワを計66本測定した。その結果、きのこ原木林の主要樹種であるコナラと比較した場合に、樹皮ではクヌギの放射性セシウム濃度が相対的に低く、材ではクリの放射性セシウム濃度が相対的に低い傾向が確認され、福島第一原発事故後に萌芽更新した落葉広葉樹への放射性セシウムの移行は樹種間で異なり、その違いが見られる部位も樹種ごとに異なる可能性が認められた。また、樹皮と材の放射性セシウム濃度には高い相関が認められた（林野庁，2024；参考文献6）。さらに、地形等の生育場所の要因により落葉広葉樹の放射性セシウム濃度が変化する可能性が示唆された（林野庁，2023；参考文献7）。

2024年度調査では、落葉広葉樹の樹種及び地形等要因による放射性セシウム濃度の違いを引き続き検討するため、2021～2023年度調査林分と同じく原発事故直後に更新された別の林分において、きのこ原木として利用が多いコナラ並びにクヌギを対象とし、調査地の地形別に2021～2023年度調査と同様の方法で樹皮と材を採取し、放射性セシウム濃度の測定を行った。

(2) 方法

調査地は、福島第一原発から西方約 30 km (N37° 45′ 90″、E140° 69′ 63″) に位置する福島県田村市都路町岩井沢地内の面積 3.62 ha の落葉広葉樹林である(図 7.5.-1)。林相は、コナラ、クヌギ、クリ、ヤマザクラ等が混交する 3 齢級単層林で、全体として南向き斜面に位置し、中央の谷及びヒノキ植林地(除地)を取り囲む東、西、北側の尾根が林相界となっている(図 7.5.-2)。第 1 次航空機モニタリング(2011 年 4 月)では放射性セシウム蓄積量は 1,000~3,000 kBq/m²、地上高 1 m の空間線量率は 1.9~3.8 μSv/h であった。また、2024 年 11 月 8 日に林分内 10 地点で測定した地上高 1 m における空間線量率は 0.22~0.29 μSv/h であった。本林分では、上記に挙げた樹種をきのこ原木として利用するため 3~4 齢級での皆伐による萌芽更新が繰り返されており、2011 年 2 月に伐採及びコナラ、クヌギの補植が行われ、2021 年 3 月に本数調整伐が行われた。なお、2011 年 3 月の事故時点では萌芽枝は発生していなかった。

調査は、きのこ原木として利用可能な樹種であるコナラとクヌギの萌芽木 12 本ずつを対象とした。2024 年 11 月に、調査地中央の谷に沿ったエリア(以下、谷沿い)と北側の尾根部(以下、尾根)において、近接するコナラとクヌギの萌芽株の対を 6 対ずつ選定し(図 7.5.-2)、各萌芽株中の萌芽木 1 本より樹皮と材を採取し、併せて周辺土壌を採取した。調査対象木は、各株から発生した複数または単数の萌芽木のうち、胸高直径が最も大きいものを選定し、11 月時点の胸高直径は、コナラ 11.8 (9.4~13.6) cm (平均値(最小~最大):以下同じ)、クヌギ 13.5 (9.6~16.3) cm であった。樹皮の採取は、対象木の樹高 0.5 m 部分において、ノミで 7×7 cm 角を切り取り、材は、樹皮の採取箇所において、径 12 mm の木工ドリルで深さ 5 cm×3 回穿孔して得られる木屑を採取した。土壌は、各調査株周囲の 3 箇所 25 cm×25 cm の方形枠内の落葉層、及び深さ 0-5 cm の鉍質土壌層を採取し混合した。鉍質土壌層の採取は採土円筒(高さ 5cm、内径 11cm)を用いて行った。

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 以下程度に粉砕し、105°C で 24 時間乾燥後、重量を測定し 100 mL の U-8 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、落葉層は剪定鋏で細断して 1,500 mL マリネリ容器に充填し、NaI シンチレーション測定器で放射性セシウム濃度を測定した。さらに、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、ゲルマニウム半導体検出器により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数誤差率 10% 以下の条件で Cs-137 が検出されるまで 1,809~596,884 秒間測定し、落葉層は 3,600 秒間、鉍質土壌層は 6,000 秒間測定した。そして、定量値を基準日 2024 年 9 月 1 日として減衰補正した。なお、Cs-134 が検出されない場合は、2011 年 3 月 15 日時点の Cs-134 濃度と Cs-137 濃度の比を 1:1 とし(Buesseler et al., 2011; 参考文献 8)、各々の物理学的半減期に従った減衰に基づく理論的な推定式から計算された Cs-134 濃度と Cs-137 濃度の比を用いて、2024 年 9 月 1 日時点の Cs-137 濃度から Cs-134 濃度を推定した。加えて、樹皮もしくは材

の放射性セシウム濃度を土壌単位面積当たりの放射性セシウム蓄積量で除し、面移行係数を算出した。



図 7.5.-1 調査地の位置

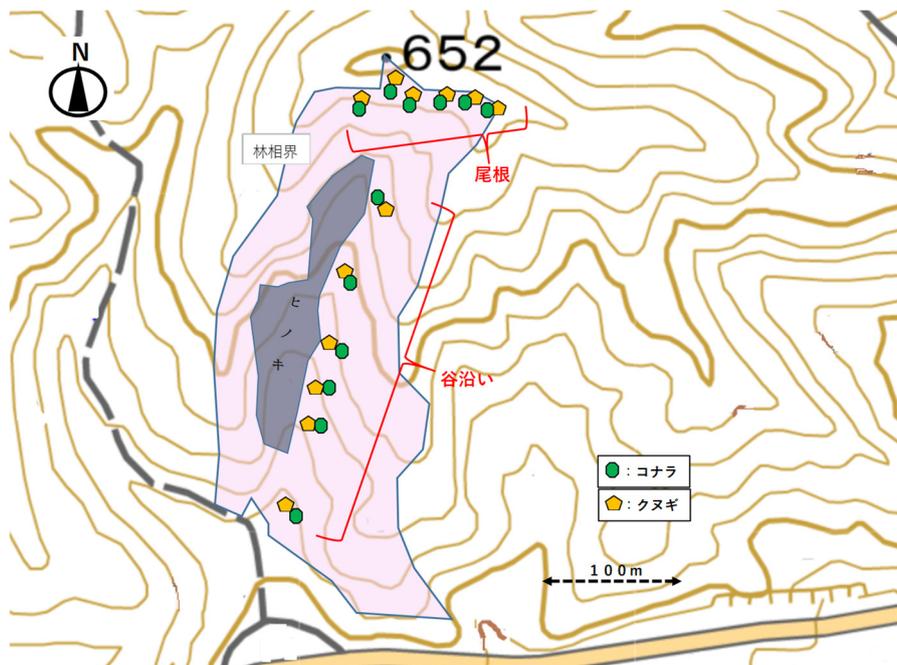


図 7.5.-2 調査地の概況、調査木の位置

(3) 結果と考察

全調査地点における落葉層と鉱質土壌層の放射性セシウム濃度及び放射性セシウム蓄積量は表 7.5.-1 のとおりであった。また、調査地点の地形を谷沿いと尾根に分けた場合の土壌の放射性セシウム蓄積量は図 7.5.-3 のとおりで、相対的に谷沿いが高かった (Mann-Whitney の U 検定 : $p < 0.05$)。

樹皮及び材の放射性セシウム濃度の樹種及び地形別の測定結果は表 7.5.-2 のとおりで、2021～2023 年度調査林分 (林野庁, 2023 ; 参考文献 7) と比較して平均値、最小値と最大値の差は小さかった。また、樹皮及び材の樹種及び地形別の放射性セシウム面移行係数 (放射性セシウムの吸収・移行のしやすさの指標) は図 7.5.-4、-5 のとおりで、コナラ樹皮は、谷沿いで 0.0017 ($0.0007 \sim 0.0024$) m^2/kg 、尾根で 0.0014 ($0.0003 \sim 0.0026$) m^2/kg 、コナラ材は、谷沿いで 0.0009 ($0.0005 \sim 0.0017$) m^2/kg 、尾根で 0.0008 ($0.0001 \sim 0.0018$) m^2/kg 、クヌギ樹皮は、谷沿いで 0.0002 ($0.0000 \sim 0.0006$) m^2/kg 、尾根で 0.0008 ($0.0002 \sim 0.0025$) m^2/kg 、クヌギ材は、谷沿いで 0.0003 ($0.0000 \sim 0.0007$) m^2/kg 、尾根で 0.0009 ($0.0002 \sim 0.0031$) m^2/kg であった。

樹皮及び材の放射性セシウム面移行係数の地形別比較では、樹皮、材ともにコナラは谷沿いが高く、クヌギは尾根が高い結果となったが、統計的な有意差は確認されなかった (Mann-Whitney の U 検定 : $p > 0.05$)。また、樹皮及び材の放射性セシウム面移行係数の樹種別比較では、谷沿いの樹皮及び材は 6 対の調査木全てでコナラがクヌギより高い結果となった。一方、尾根では、樹皮は 6 対中 5 対でコナラがクヌギより面移行係数が高かったものの、材はコナラ・クヌギ間に違いは認められなかった (Wilcoxon の符号付順位検定 : $p > 0.05$)。

樹皮と材の放射性セシウム濃度の関係は図 7.5.-6 のとおりであった。樹種別の線形回帰近似に基づいた解析結果より、コナラ、クヌギともに樹皮と材の放射性セシウム濃度の間に正の相関関係が認められ、コナラ及びクヌギの樹皮と材の放射性セシウム濃度の比率は異なる可能性があると考えられた。クヌギは樹皮と比較した材の放射性セシウム濃度がコナラよりも高い傾向が認められ、この結果は 2021～2023 年度の調査結果と類似した。

萌芽更新したコナラとクヌギを対にして放射性セシウム濃度を測定し、面移行係数を比較した本結果より、谷では、クヌギはコナラより樹皮及び材の放射性セシウム面移行係数が低くなる傾向があることが示唆された。しかし、尾根における樹種の放射性セシウム面移行係数の違いは明瞭ではなかったことから、放射性セシウムの移行に対する地形的要因の影響の大きさは樹種によって異なる可能性があると思われた。今後、樹種別に地形等の環境要因が樹皮や材の放射性セシウムの移行に与える影響をより詳細に検討する必要がある。

表 7.5.-1 土壌の放射性セシウム濃度と放射性セシウム蓄積量

項目	平均値 (最小～最大)	n
落葉層放射性Cs濃度 (Bq/kg)	1250.01 (497.9～2229.4)	24
鉍質土壤層放射性Cs濃度 (Bq/kg)	4814.11 (2137.9～12079.5)	24
放射性Cs蓄積量(落葉層、鉍 質土壤層合計) (kBq/m ²)	64.69 (34.2～120.1)	24

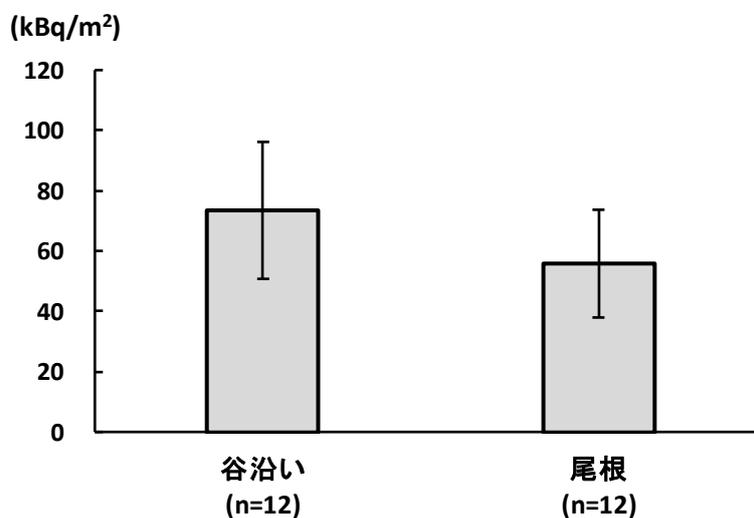


図 7.5.-3 地形別の土壌放射性セシウム蓄積量

※蓄積量は、堆積有機物層と鉍質土壤層の合計
誤差範囲は標準偏差を示す。

表 7.5.-2 樹種別、地形別の萌芽木の放射性セシウム濃度 (Bq/kg)

樹種	地形区分	樹皮・平均値 (最小～最大)	材・平均値 (最小～最大)	n
コナラ		115.73 (67.8～164.4)	66.63 (38.3～124.8)	6
	谷沿い	88.96 (14.1～240.0)	54.60 (7.3～120.3)	
クヌギ		14.40 (2.9～25.0)	14.67 (2.4～33.3)	6
	谷沿い	36.51 (11.7～105.2)	40.28 (7.8～128.7)	

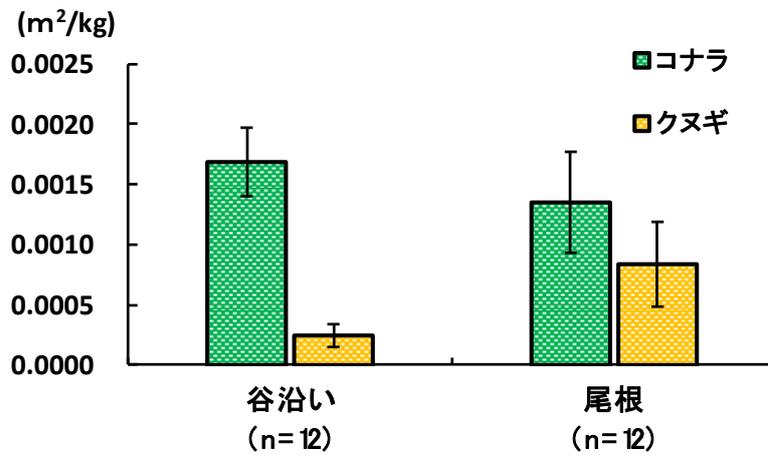


図 7.5.-4 樹種別、地形別の放射性セシウム面移行係数（樹皮）
 ※誤差範囲は標準誤差を示す。

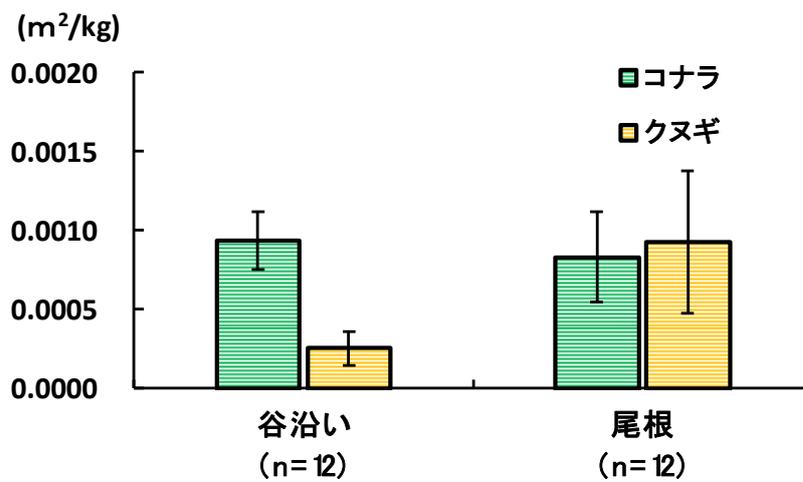


図 7.5.-5 樹種別、地形別の放射性セシウム面移行係数（材）
 ※誤差範囲は標準誤差を示す。

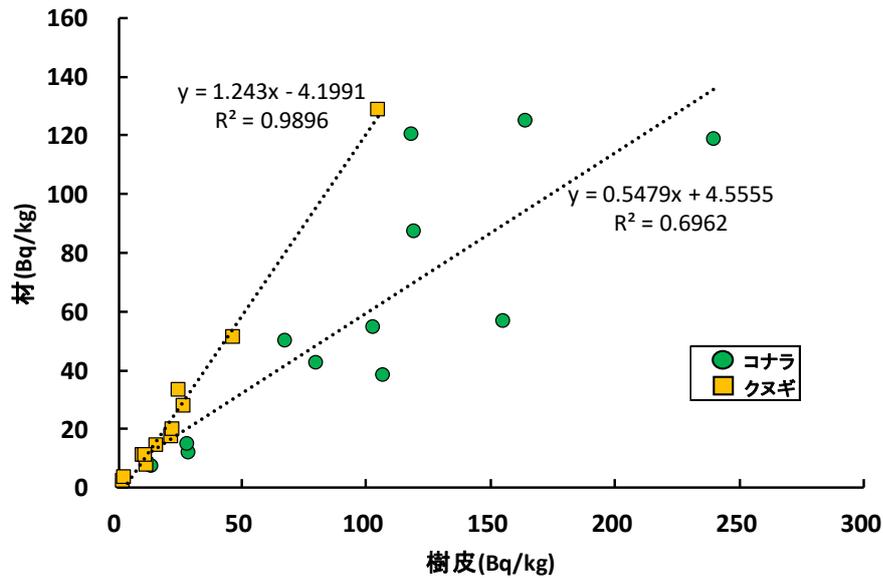


図 7.5.-6 樹皮と材の放射性セシウム濃度の関係

参考文献

1. 福島県（2013）平成 23 年度福島県森林・林業統計書:I3-6
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（2024）令和 5 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：76-82
7. 林野庁（2023）令和 4 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：68-75
8. Buessler K, Aoyama M, Fukasawa M (2011) Impacts of the Fukushima Nuclear Power Plants on marine radioactivity. Environmental Science & Technology45：9931-9935

7.6. 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 (Cs-137) 濃度はばらつきが大きく、生育地の土壌中の Cs-137 蓄積量だけでは説明ができず、経年変化も一様ではない。その実態の的確な把握が重要であることから、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) から当年茎葉を採取して、種ごとの Cs-137 濃度の最新の変化を明らかにした (図 7.6.-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影響が小さいため、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 個体、タラノキ 2 個体、フキ 3 個体、ヨモギ 2 個体、ゼンマイ 3 個体、イタドリ 1 個体、ヤマドリゼンマイ 2 個体、ウド 1 個体、ワラビ 1 個体において、2024 年 8 月時点で展開している当年茎葉を採取した。枯死などによって個体の確認ができなかった三ツ石及び大玉のタラノキ各 1 個体、金山のウド 1 個体については、近傍に生育している個体を新たな調査の対象とした。また、三ツ石のヨモギ及びフキについては、全ての個体が消失していたので、近隣の採取地に変更して調査した (図 7.6.-1)。検体は熱風乾燥器で 70°C、48 時間以上で乾燥させ、重量を測った後、U-9 容器 (容量 50 mL、なお重量の多いサンプルは容量 100 mL の U-8 容器を使用) に入れ、ゲルマニウム半導体検出器で Cs-137 濃度を求めた。2012～2016 年度は検体が新芽であったので、他の経費による研究課題において取得したデータをもとに作成した展開茎葉/新芽 Cs-137 濃度比 (表 7.6.-1) を用い、8 月採取の検体濃度から 2024 年度の新芽濃度を推定して比較した。Cs-137 濃度は 2024 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 2016～2024 年度の間も続いていることが分かった (図 7.6.-2)。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、三ツ石の一部の個体は低下が見られていないが、金山の個体では緩やかな低下が見られる (図 7.6.-3)。また、ヤマドリゼンマイは個体群によって異なった変化の傾向を示し、金山の湿地の個体群 (▲) では非湿地の個体群 (●) より高い濃度を示していたが、2024 年度は湿地の個体群も濃度が低下した (図 7.6.-2)。大玉ではコシアブラ、タラノキ、フキを調べているが、コシアブラ、タラノキでは大きな変化が見られ

なくなっている（図 7.6.-2,3）。2024 年度に採取地を変更した山菜のうち、三ツ石のフキ、大玉のタラノキ、金山のウドは低下傾向を示し、三ツ石のタラノキはわずかに増加した（図 7.6.-2）。一方、三ツ石のヨモギにおける Cs-137 濃度は 2022 年度の値と比較して高かった（図 7.6.-2）。新しい採取地は前の採取地からは 200 m 離れた場所であり、空間線量率を採取地間で比較したところ、旧採取地は 0.61 $\mu\text{Sv/h}$ （地上高 10 cm）であったのに対し、新採取地は 0.84 $\mu\text{Sv/h}$ （同上）であったことから、汚染程度の違いが影響していると推察された。本調査結果より、採取個体群を変更すると Cs-137 濃度が大きく変化することがあることが分かった。

以上のように、野生山菜の Cs-137 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、他の林産物と同様に、同じ調査地内での個体群の変動も大きかった。また、個体群が消失することも時々発生し、個体群を変更せざるを得ない事態も生じている。このことから、野生山菜における Cs-137 濃度の変動傾向を把握するために、調査の継続が必要である。

表 7.6.-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 ¹³⁷ 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

2012～2016 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。



図 7.6.-1 試料個体（群）の様子 左写真：ヨモギ個体群、右写真：フキ個体群。なお、これまでの採取地では消失しており、2024 年度に採取地を変更した。

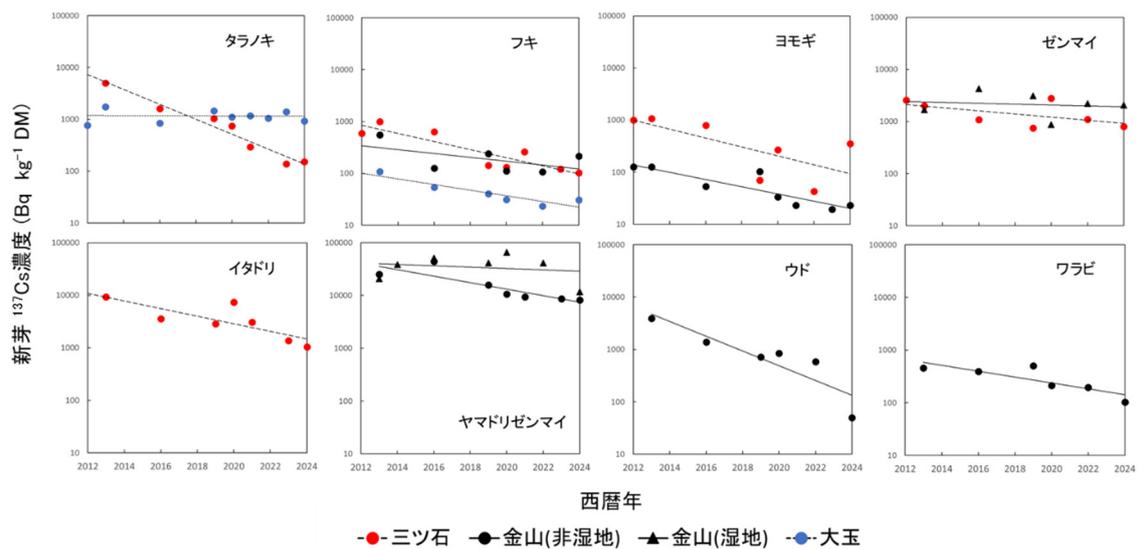


図 7.6-2 野生山菜 8 種の新芽 Cs-137 濃度の経年変化

2012～2016 年度は春に採取した観測結果、2019～2024 年度は 7～9 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表示している。直線は観察期間を通じた濃度変化の指数回帰近似線。

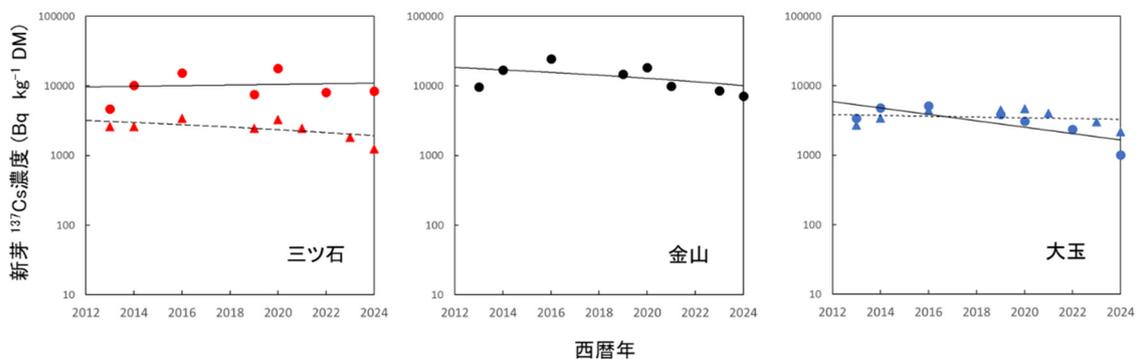


図 7.6-3 ユシアブラの新芽 Cs-137 濃度の経年変化

シンボル (●と▲)・実線と破線は観察個体の違いを示す。2012～2016 年度は春に採取した観測結果、2019～2024 年度は 7～9 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指数回帰近似線。

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.

7.7. コシアブラの放射性セシウムの実態把握

(1) 目的

主要な山菜の 1 つであるコシアブラは、これまでの本事業等による調査から放射性セシウム (Cs-137) を他の山菜より植物体内に蓄積しやすい特徴を持ち、福島第一原発事故から 13 年経過してもあまり濃度が低下していないことが報告されている (清野・赤間, 2018 ; 参考文献 1、林野庁, 2024 ; 参考文献 2)。そのため、福島県内のほとんどの市町村で山菜としてのコシアブラは出荷の制限や自粛が続いている。2022 年度の調査から、コシアブラにおける Cs-137 濃度の季節変動について、春先が最も高く、その後徐々に低下する傾向が各地で見られた。また、コシアブラにおける放射性セシウムの吸収は他の元素の影響を受け、他の元素と相関関係を示すことがある (Sugiura et al., 2016 ; 参考文献 3、田中ほか, 2018 ; 参考文献 4)。そこで、これまで Cs-137 濃度の季節変動を測定してきたコシアブラ葉と生育下の落葉層、土壌に含まれる他の元素について実態を把握し、コシアブラの Cs-137 の吸収メカニズムの解明に資するコシアブラの元素特性を明らかにすることを目的とした。なお、本調査では、原発事故から 10 年以上経過し、物理的減衰により Cs-134 の濃度は Cs-137 の濃度の 20 分の 1 以下に低下していることから、Cs-137 だけを調査対象とした。

(2) 調査方法

調査地は、コシアブラが多数生育している福島県田村市内の船引町石森、船引町上移、常葉町西向、都路町古道の 4 箇所の試験地のうち、特に Cs-137 濃度が明瞭に高い斜面上部の個体を対象にした。

コシアブラの葉は 2022 年 4 月 27 日、6 月 2 日、7 月 22 日、9 月 8 日、11 月 1 日に樹冠部から採取し、ガンマ線スペクトロメトリ法を用いて Cs-137 濃度を測定した (林野庁, 2024 ; 参考文献 2)。また、2022 年 9 月に葉を採取したコシアブラが生育している付近で、25 cm × 25 cm の方形枠を使用して落葉層、採土円筒 (高さ 5 cm、内径 11 cm) を使用して 0-5 cm の表層土壌を採取した。落葉層は乾燥・破砕の処理を行い、容量 100 mL の U-8 容器に充填した。表層土壌は、乾燥後、2 mm のふるいを通過したものを測定試料とし、U-8 容器に充填した。Cs-137 濃度は、ゲルマニウム半導体検出器を用いてガンマ線スペクトロメトリ法により測定した。Cs-137 濃度は、試料採取年である 2022 年 9 月 1 日を基準として、測定日における定量値を減衰補正した。

次に、葉と落葉中の元素の分析を行うために、酸分解システム DigiPREP を用いて湿式灰化を行い、分解液を得た。土壌の分析については、1M 酢酸アンモニウムを用いて抽出を行った。元素分析については、主要多量元素であるカリウム (K)、安定同位体の Cs-133、Cs と同様のアルカリ金属であるルビジウム (Rb) について測定を実施した。分解液と土壌抽出液は、K 濃度を原子吸光度計 (AA-7700F, 島津)、Cs-133 及び Rb 濃度を ICP 質量分析装置 (7700, Agilent Technology Inc.) を用いて分析した。

(3) 結果及び考察

コシアブラ葉の元素 (Cs-137、Cs-133、K、Rb) 濃度は、春の展葉期に最も濃度が高く、その後徐々に低下して、秋の落葉期に最も濃度が低下するという共通の季節変動が確認された (図 7.7.-1)。その一方、元素によって異なる傾向も見られた。主要必須元素である K の葉の濃度には、落葉層や表層土壌の K 濃度の違いによる影響がほとんど認められなかった。特に、展葉直後の 5 月から 6 月は調査地間の濃度差が小さく、成長が旺盛な時期に葉を成長させるために必要な一定濃度の K が葉に集められていることが推察された。一方、必須元素ではない Cs-137 や Cs-133 は、調査地間で葉の濃度に 3~4 倍の違いが生じていた。K と Cs は化学的な性質が似ていることから、植物に吸収される際に競合するが (農研機構 東北農業研究センター・福島県, 2021 ; 参考文献 5)、K 濃度と Cs 濃度の調査地間差は、競合の影響が調査地間で異なることによると考えられた。また、葉の Cs-137 濃度は、表層土壌及び落葉層の Cs-137 濃度の順位と一致していたが、Cs-133 濃度については、葉で最も濃度が高かった常葉町西向は表層土壌では 3 番目、落葉層では最も低い 4 番目の濃度であり順位が異なっていた。コシアブラは浅根性の特徴を持ち、ほとんどの根は土壌の表層 0-10 cm に分布するが、1 m 以上の個体は深さ 10-20 cm に分布する割合が増加する (伊藤ほか, 2019 ; 参考文献 6)。そのため、10 m 以上の大きなコシアブラが生育する常葉町西向の斜面上部では深い層にも分布する Cs-133 を吸収した結果、濃度が増加した可能性がある。Rb の葉の濃度の変動は、K と Cs の中間的な傾向を示していた。

このようにコシアブラ葉の元素濃度には、土壌や落葉層の元素濃度が影響する場合とそれ以外の要因が影響を及ぼす場合があり、季節変動にも留意した解析は元素濃度の実態を把握する上で有用であった。今後は、コシアブラと同じ調査区内に生育する他の樹種についても葉の元素特性を明らかにし比較検討することで、コシアブラの Cs-137 吸収メカニズムの解明を進める必要がある。

表 7.7.-1 コシアブラ生育下の落葉層と表層土壌における Cs-137、Cs-133、各種元素 (K、Rb) 濃度 (2022 年 9 月、n=5)

落葉層	Cs-137 kBq/kg	Cs-133 nmol/kg	K μ mol/kg	Rb μ mol/kg
船引町石森	5.8	2.83	12.9	
船引町上移	11.7	2.81	13.5	
常葉町西向	6.9	2.41	12.0	
都路町古道	21.2	6.24	28.3	
表層土壌	Cs-137 kBq/kg	Cs-133 μ mol/kg	K cmol/kg	Rb μ mol/kg
船引町石森	0.68	0.237	0.707	18.9
船引町上移	1.45	0.152	0.615	7.4
常葉町西向	0.81	0.202	0.484	7.2
都路町古道	2.33	0.290	0.517	15.6

値は平均を示す。なお、落葉層の Rb 濃度は分析していない。

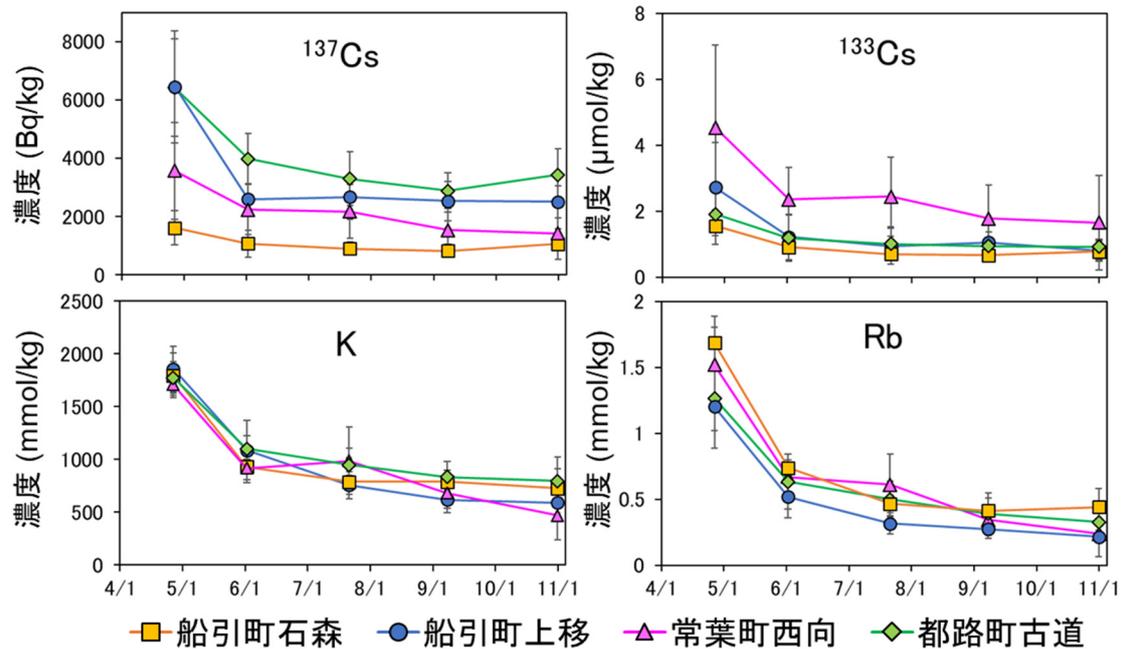


図 7.7.-1 コシアブラ葉の Cs-137、Cs-133、各種元素 (K、Rb) 濃度の季節変化 (2022 年、n=5) 値は平均 ± 標準偏差を示す。

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.
2. 林野庁 (2024) 令和 5 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.
3. Sugiura Y, Kanasashi T, Ogata Y, Ozawa H (2016) Radiocesium accumulation properties of *Chengiopanax sciadophylloides*. Journal of Environmental Radioactivity 151:250-257.
4. 田中憲蔵・齊藤哲・三浦寛・梶本卓也・小林奈通子・田野井慶太郎 (2018) 福島第一原発事故で汚染された様々な樹種の葉内 ^{137}Cs と K 濃度の関係. 関東森林研究 69-1:39-42.
5. 農研機構東北農業研究センター・福島県 (2021) 放射性セシウム濃度を高めないための大豆栽培の手引き.
6. 伊藤聡美・佐々木祥人・新里忠史・渡辺貴善・三田地勝昭 (2019) コシアブラの若木の地上部および地下部における放射性セシウム分析. KEK Proceedings 2019-2: 132-137.

7.8. 樹木周辺土壌における細根の放射性セシウム調査

(1) 目的

樹木への放射性セシウム (Cs-137) の吸収には、葉や樹皮から吸収する表面吸収と土壌から細根を通して吸収する経根吸収が存在する。事故直後には表面吸収の影響も大きかったが、事故から 10 年以上経過した現在では、表面吸収の影響はほぼなくなり、経根吸収により Cs-137 が樹木へ吸収されていると考えられる。そのため、樹木への Cs-137 の吸収メカニズムの解明には、樹木周辺土壌における細根の Cs-137 について明らかにすることが重要である。通常直径 2 mm 以下の根が細根に分類されるが、細根の中でも特に細い直径 0.5 mm 以下の微細根は、養水分の吸収機能を強く発揮すると考えられる。そこで本調査では、スギとコナラの樹木周辺土壌における微細根の Cs-137 濃度を測定し、鉍質土壌や落葉層、幹材の Cs-137 濃度との違いを明らかにすることを目的とした。

(2) 調査方法

福島県川内村の三ツ石スギ林と三ツ石コナラ林において、胸高直径 16.9 cm のスギと胸高直径 17.8 cm のコナラを調査対象とした。落葉層を除去した後、両個体の幹周囲 4 方位における鉍質土壌を長さ 25 cm の採土器（藤原製作所製、HS-25S、内径 50 mm）を用いて、約 15 cm の土壌コアを 2018 年 9 月 7 日に採取した。採取した土壌コアを冷凍したのち、落葉層除去面から 0-5 cm、5-10 cm、10-15 cm に土壌コアを切り分けた。切り分けた土壌コアを風乾し、土壌コアに含まれる直径 0.5 mm 以下の微細根を選り分けた。微細根は、土壌粒子を完全に洗い流した後、U-9 容器に詰め、重量を測定した後、ゲルマニウム半導体検出器を用いて Cs-137 濃度を求めた。Cs-137 濃度は、2024 年 9 月 1 日を基準日として減衰補正した。

(3) 結果及び考察

スギの 0-5 cm、5-10 cm、10-15 cm の微細根の平均重量は、0.10 g、0.11 g、0.08 g であり、コナラの 0-5 cm、5-10 cm、10-15 cm の微細根の平均重量は、0.03 g、0.06 g、0.06 g であった。コナラよりスギの方が微細根の重量は重い傾向が見られた。

スギの 0-5 cm、5-10 cm、10-15 cm の微細根の Cs-137 濃度は、内樹皮、辺材、心材の Cs-137 濃度よりも高かった（図 7.8.-1）。また、コナラの 0-5 cm、5-10 cm、10-15 cm の微細根の Cs-137 濃度は、辺材と心材の Cs-137 濃度よりも高かった（図 7.8.-1）。一方、スギの外樹皮の Cs-137 濃度は、10-15 cm の微細根の濃度よりも高く、コナラの外樹皮の Cs-137 濃度は、0-5 cm、5-10 cm、10-15 cm の微細根の濃度よりも高かった（図 7.8.-1）。これは、福島第一原発事故から 13 年以上経過した現在でも、樹木表面に初期汚染の影響が残っているため、外樹皮の Cs-137 濃度が高くなったと考えられた。

深さ別の微細根と落葉層、鉍質土壌の Cs-137 濃度を比較すると、スギ、コナラ共に、0-5

cmの微細根のCs-137濃度は、落葉層や鉍質土壌0-5cmのCs-137濃度よりも低かった（図7.8.-1）。一方、スギでは10-15cmの深さで、コナラでは5-10cmの深さで、微細根の方が鉍質土壌よりもCs-137濃度が高かった。また、微細根の深さ0-5cm、5-10cmにおけるCs-137濃度は、スギよりコナラの方が高かった（図7.8.-1）。根系内のCs-137動態を理解するためには、微細根だけでなく、直径2mm以下の細根のCs-137濃度も今後把握する必要がある。

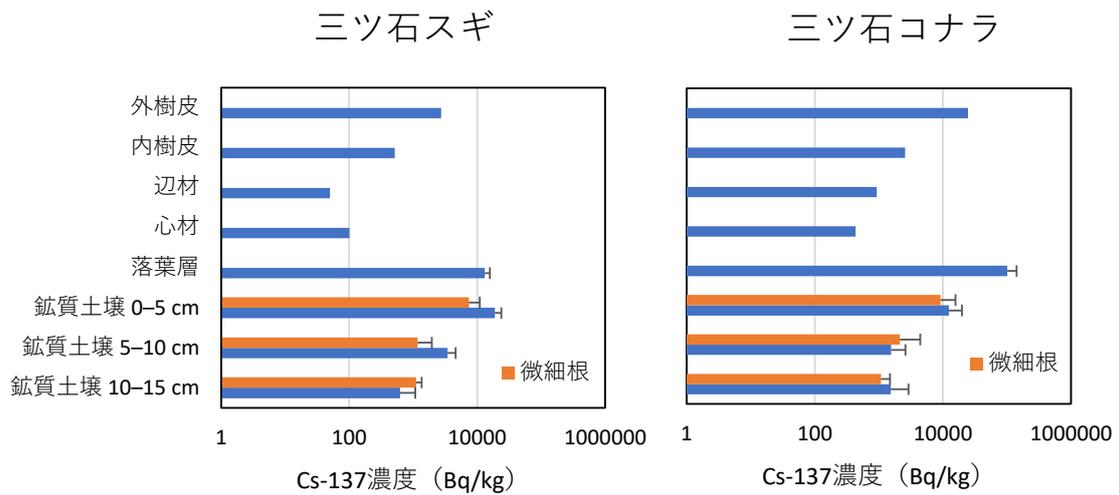


図 7.8.-1 三ツ石スギとコナラの外樹皮、内樹皮、辺材、心材、微細根、落葉層、鉍質土壌のCs-137濃度

横棒は平均値、誤差棒は標準偏差をそれぞれ示す。

Cs-137濃度は2024年9月1日を基準日として減衰補正した。