

## 7.7. 水生生物の放射性セシウム動態

### (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、溪流の藻類や水生昆虫に影響を及ぼし、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

2023年6月と11月に福島県川内村内の3地点（上川内：37.38° N 140.73°E、下川内1：37.28°N 140.81°E、下川内2：37.27°N 140.81°E）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、送風乾燥の後、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かけ（<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に測定に供試した。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濃度の測定結果の平均値を表7.7.-1に示す（乾燥重量当たりの値）。

表7.7.-1 シルト・リター・藻類・モンカゲロウ科・マダラカゲロウ科における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	82	180	285
リター	322	593	543
藻類	1162	471	1843
モンカゲロウ科	140	291	472
マダラカゲロウ科	119	40	不検出*

\*：検出限界以下（検出下限値：239 Bq/kg）

今回の結果を、2022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、藻類では、年度により大きくばらつく傾向がみられたものの、概ね減少傾向ではあり、下げ止まりの傾向が見られる（図 7.7.-1）。水生昆虫はイワナやヤマメなど溪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たり上昇したりすると、溪流魚の濃度も下げ止まったり上昇したりする可能性があると考えられる。また、大規模な洪水等が生じた場合にはこれまで検出できなかった場所に溜まっていたCs-137が流出する可能性もあるため、長期的なモニタリングが必要である。

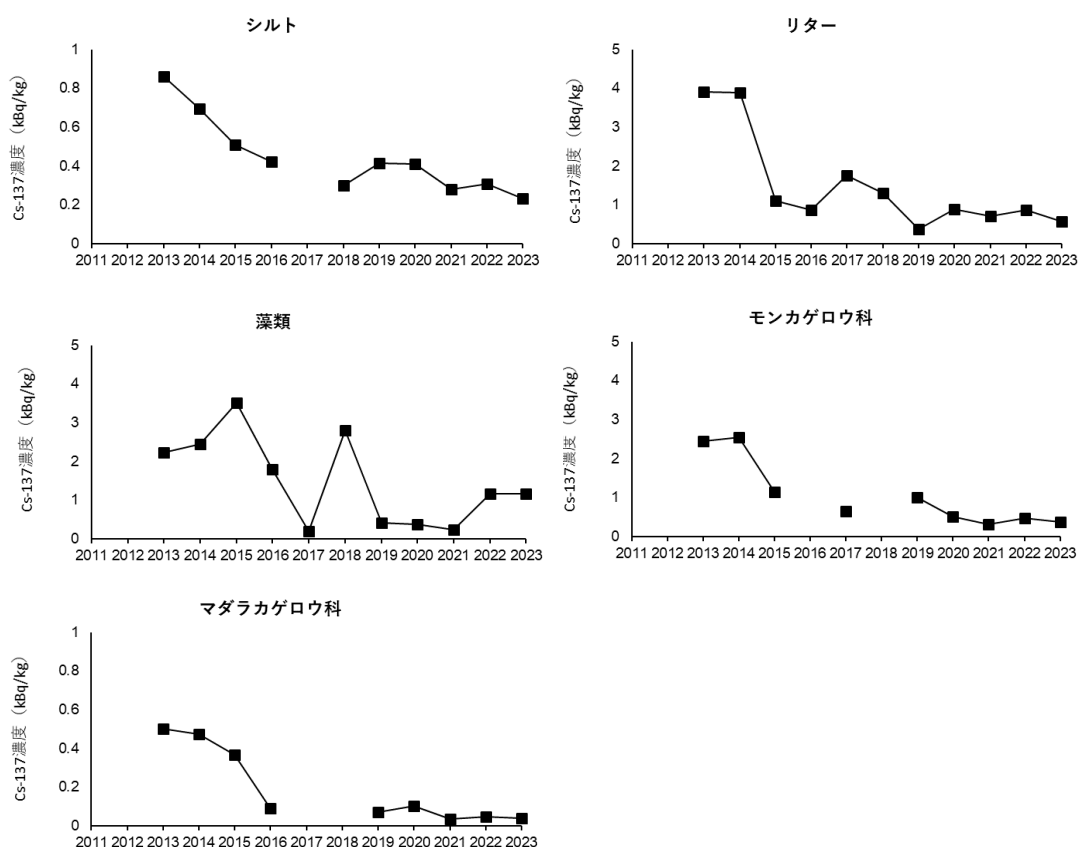


図 7.7.-1 下川内 1 及び下川内 2 における 2013 年度から 2023 年度にかけてのシルト・リター・藻類・水生昆虫 2 科の Cs-137 濃度の平均推移（参考資料、科研費によるデータ含む）

## 7.8. 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、生育地の土壌中の放射性セシウム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、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 7.8.-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 個体のうち、個体 (群) 保護のため半数の個体 (コシアブラ 2、タラノキ 1、フキ 2、ヨモギ 1、ゼンマイ 2、ヤマドリゼンマイ 1) から 2023 年 8 月時点で展開している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、2022 年度から三ツ石のコシアブラ)。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 100 mL) 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 7.8.-1) を用い、7 月採取の検体濃度から 2023 年度の新芽濃度を推定して比較した。Cs-137 濃度は 2023 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 2016～2023 年度の間も続いていることが分かった (図 7.8.-2)。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、三ツ石の個体は低下が見られていないが、金山の個体ではゆるやかな低下が見られる (図 7.8.-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、湿地の個体群 (▲) では乾地 (●) の個体群より高い濃度を示している (図 7.8.-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 7.8.-2, 3)。

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 7.8.-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

2012～2016 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。

#### 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 7.8.-1 試料個体 (群) の様子 左写真：ヤマドリゼンマイ個体、右写真：タラノキ個体群。なお、タラノキは 2021 年に採取した個体は枯死していた (左)。

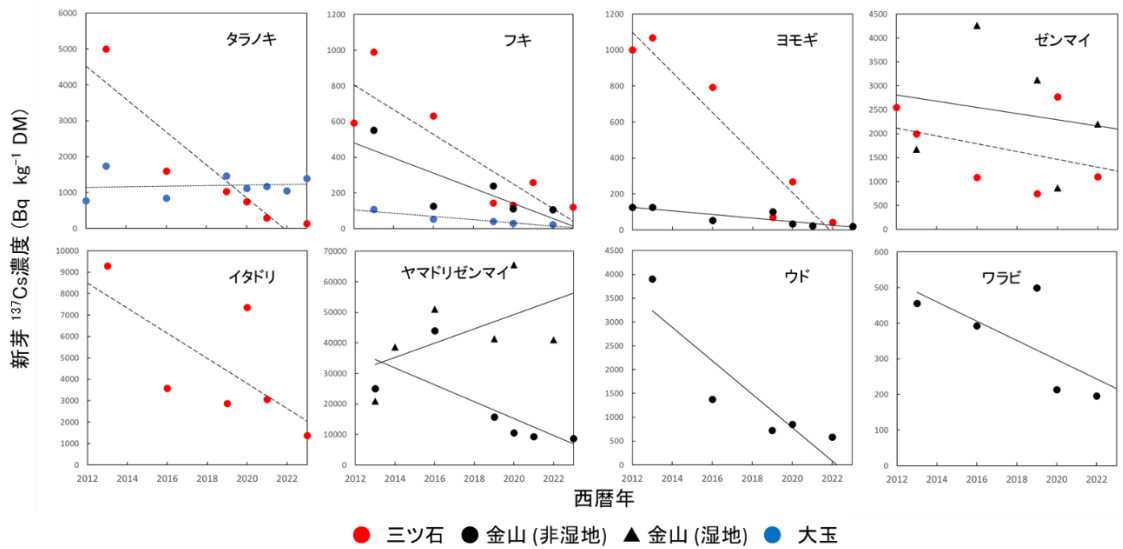


図 7.8.-2 野生山菜 8 種の新芽 Cs-137 濃度の経年変化

破線：三ツ石、実線：金山、点線：大玉。2012～2016 年度は春に採取した観測結果、2019～2023 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線形回帰近似線。

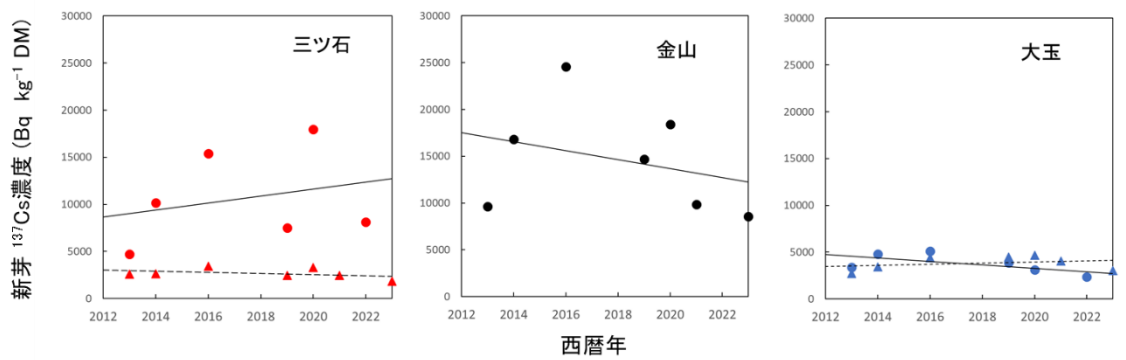


図 7.8.-3 コシアブラの新芽 Cs-137 濃度の経年変化

シンボル (●と▲) 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、2019～2023 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線形回帰近似線。

## 7.9. コシアブラの放射性セシウムの実態把握

### (1) 目的

主要な山菜の一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を植物体内に蓄積する特徴を持ち、原子力発電所事故から12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，2023；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放射性セシウム濃度について、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。そこで、これまで放射性セシウム濃度の季節変動を測定してきたコシアブラの試験地に共通して生育する主要な広葉樹であるコナラについても実態を把握して比較し、コシアブラの放射性セシウム濃度の季節変動の特徴を明らかにすることを目的とした。なお、本報告では、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山林として、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箇所を設定した。2022年度の調査から、コシアブラ葉のCs-137濃度は斜面位置によって異なる傾向があるため（林野庁，2022；参考文献3）、4箇所の試験地では標高の異なる斜面上部・下部のコシアブラを選定してきた。コシアブラと比較するコナラは、コシアブラが分布する場所に近接して生育する樹高が5m以上の個体を4箇所の斜面上部・下部から5個体ずつ選定した（船引町石森の斜面下部では大きなコナラが生育していなかったため、2m以上の個体を選定した）。採取地の標高は、船引町石森では上部が465m、下部が450m、船引町上移と常葉町西向では上部が480m、下部が460m、都路町古道では上部が470m、下部が460mであった。

コナラ葉は2022年5月12日、6月16日、7月27日、9月12日、11月21日に樹冠部から採取した。また、地上高1mの空間線量率を9月の採取時に対象木周辺で測定した。葉は乾燥・破砕の処理を行い、容量50mLのU-9容器に充填した後に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を用いてCs-137濃度を測定した。今年度のCs-137濃度は、2023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。葉のCs-137濃度の測定結果は、斜面間において比較検定を行った。本調査で得られた結果は、2022年に実施したコシアブラ葉におけるCs-137濃度（林野庁，2023；参考文献2）と比較し、同じ月のコシアブラ葉のCs-137濃度をコナラ葉のCs-137濃度で割った比を算出した。

### (3) 結果及び考察

空間線量率は都路町古道で高く、平均 0.32  $\mu\text{Sv/h}$  を示した (表 7.9.-1)。また、常葉町西向では、斜面上部の空間線量率が下部より高かった。なお、空間線量率は各試験地とも 2022 年に測定した値とほぼ同じであった。

コナラ葉の Cs-137 濃度は、いずれの調査地も 5 月 12 日のサンプルの濃度が最も高かった (図 7.9.-1)。同一調査地内でコナラとコシアブラを比較すると、コナラ葉の Cs-137 濃度はコシアブラ葉より低い (図 7.9.-2)、若芽の Cs-137 濃度が高い傾向についてはコシアブラとコナラで類似していた。6 月 16 日以降のコナラ葉のサンプルでは Cs-137 濃度は次第に減少し、落葉寸前の黄葉であった 11 月 21 日の値はいずれの試験地においても最も低くなった (図 7.9.-1)。

また、各試験地におけるコシアブラとコナラの Cs-137 濃度比を比較すると (図 7.9.-3)、斜面上部では 3 付近、下部では 1.5 付近の値を示した試験地が多く、斜面上部のコシアブラでは Cs-137 の葉への移行がコナラより多いと推察された。一方、常葉町西向の Cs-137 濃度比は斜面の上部と下部で同様の傾向を示し、斜面下部でも 3 付近の値を示したことから、斜面下部のコシアブラも Cs-137 の葉への移行が多いと推察された。このように調査地毎にコシアブラ葉の Cs-137 の蓄積の傾向が異なっていた。その原因については、葉の Cs-137 濃度と正の相関を示した落葉層中の Cs-137 濃度が関係するほか (林野庁, 2022 ; 参考文献 3)、葉内の他の元素 (例えばマンガン) も関わっている可能性がある (田中ほか, 2018 ; 参考文献 46)。

そして、コシアブラとコナラの Cs-137 濃度比は、落葉時の 11 月に上昇する傾向を示した (図 7.9.-3)。この傾向については、コシアブラでは黄葉時に大幅な Cs-137 濃度の低下は見られなかったのに対し (図 7.9.-2)、コナラ葉の秋の黄葉時で低くなったことが原因と考えられる (図 7.9.-1)。コナラ葉の Cs-137 濃度が秋の黄葉時で低くなる傾向は、Kenzo et al. (2020)、Sakashita et al. (2021) (参考文献 5, 6) のコナラの萌芽起源木で同様の傾向が報告されている。一方、コシアブラの Cs-137 濃度が落葉時に低下しないのは固有の特徴であると推察される。

葉の Cs-137 の変動パターンに特異な傾向が認められたコシアブラについては、葉内のセシウム以外の他の元素にも対象を広げ、葉の Cs-137 濃度が高くなる要因について、今後詳細に検討する必要がある。



表 7.9-1 コナラ採取地における空間線量率（平均値 ± 標準偏差, 2023 年 9 月）

サンプル 空間線量率			サンプル 空間線量率		
	数	( $\mu\text{Sv/h}$ )		数	( $\mu\text{Sv/h}$ )
船引町石森			常葉町西向		
上部	5	$0.11 \pm 0.01$	上部	5	$0.12 \pm 0.01$
下部	5	$0.11 \pm 0.01$	下部	5	$0.09 \pm 0.00$
船引町上移			都路町古道		
上部	5	$0.17 \pm 0.02$	上部	5	$0.30 \pm 0.05$
下部	5	$0.16 \pm 0.02$	下部	5	$0.34 \pm 0.05$

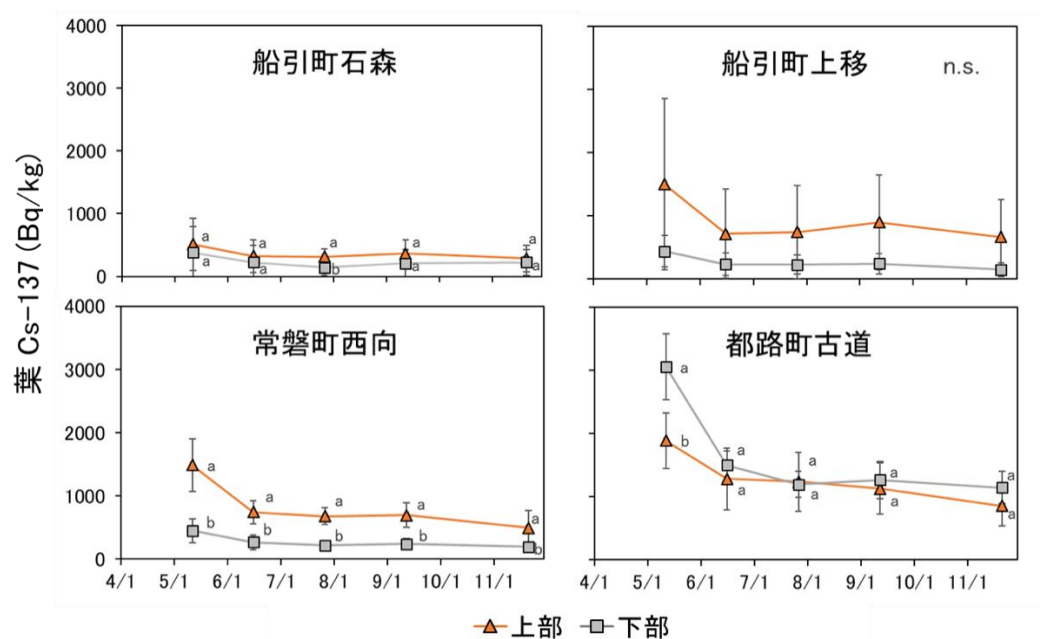


図 7.9-1 コナラ葉の Cs-137 濃度の季節変化 (2023 年)

値は平均 ± 標準偏差を示す。異なるアルファベットの値間には、上部と下部に有意差があることを示している (Tukey test,  $P < 0.05$ )。

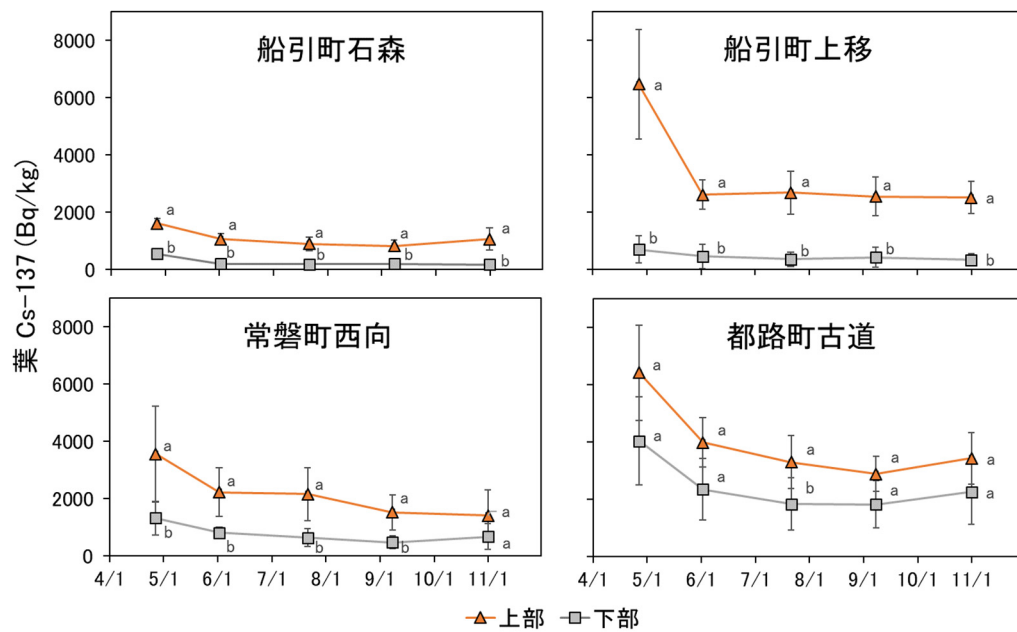


図 7.9-2 コシアブラ葉の Cs-137 濃度の季節変化 (2022 年、林野庁, 2023 を改変)

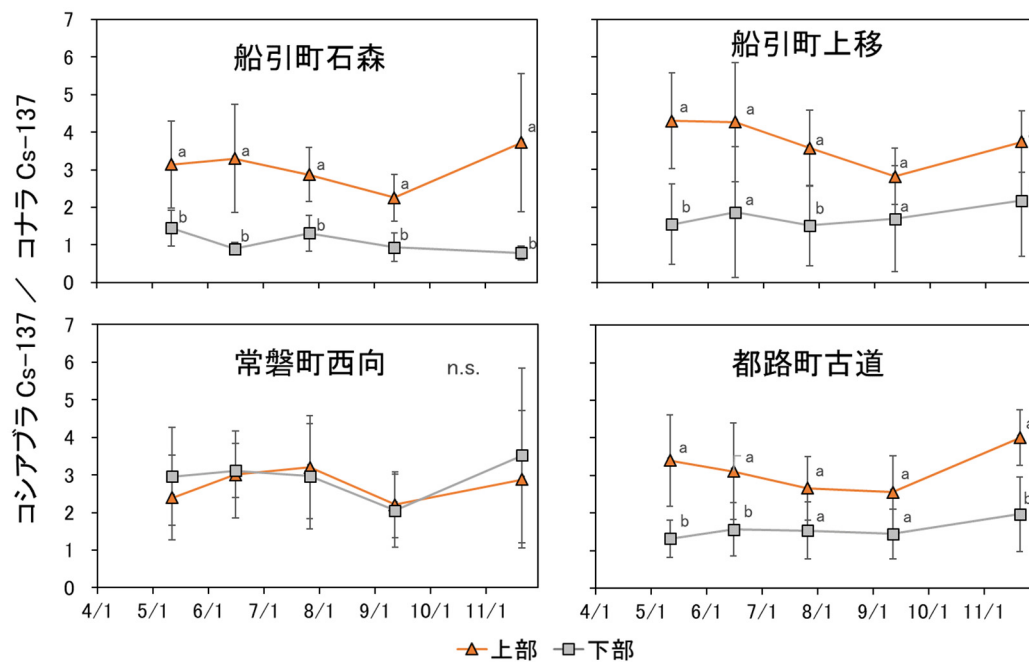


図 7.9-3 Cs-137 濃度の比 (コシアブラ/コナラ) の季節変化

## 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（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.
3. 林野庁（2022）令和3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.
4. 田中憲蔵・齊藤哲・三浦覚・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  $^{137}\text{Cs}$  と K 濃度の関係. 関東森林研究 69-1:39-42.
5. Kenzo T, Saito S, Miura S, Kajimoto T, Kobayashi NI, Tanoi K（2020）Seasonal changes in radiocesium and potassium concentrations in current-year shoots of saplings of three tree species in Fukushima, Japan. *Journal of Environmental Radioactivity* 223-224:106409.
6. Sakashita W, Miura S, Nagakura J, Kanasashi T, Shinomiya Y（2021）Seasonal stability of  $^{137}\text{Cs}$  in coppiced *Quercus serrata* current-year branches: Toward the estimation of trunk  $^{137}\text{Cs}$  activity concentrations without felling. *Ecological Indicators* 133:108361.

## 7.10. 強度地かき処理が菌根菌相や樹体の放射性セシウム取り込みに及ぼす影響調査

### (1) 目的

福島県東部の阿武隈山系は、かつては日本有数のしいたけ等原木（コナラ）生産地であったが、東京電力福島第一原子力発電所事故により放出された放射性物質で原木が基準値を超える汚染を受けたため、しいたけ等原木林として利用できなくなった。一部では山林所有者による自主的な伐採・更新が行われているが、現状での用途は安価なパルプチップがほとんどである。そのため、本来のしいたけ等原木として再び利用することが出来るような、コナラ林の管理育成技術が求められている。

コナラの吸収根は菌根菌と共生して菌根となっており、菌根菌が土壌から養分や水分を吸収してコナラの根に渡している。菌根菌の種類は土壌環境により異なり、地表の攪乱の影響を強く受けるとともに菌の種類により放射性セシウム吸収能も異なる。そのため本調査では、伐採跡地で通常の地拵えを行った場所（対照区）と強度に攪乱した場所（強度地かき処理区）とで菌根の試料を分子同定することで地表の様相に応じた菌根相の違いが見られるかどうか、すなわち菌根菌への地表処理の影響を調査するとともに、両区で6箇月間育成したコナラ苗木の葉の放射性セシウム濃度を分析することにより地表処理が樹木の放射性セシウム吸収に与える影響を調査した。

### (2) 調査方法

調査地は田村市都路地区の標高 700 m 前後のコナラ原木林である。福島県が提供する福島県放射能測定マップによると、調査区直近のモニタリングポスト等が示す 2024 年 1 月の空間線量率の値は 0.05～0.18  $\mu\text{Sv/h}$  であった。調査地の土壌の放射性セシウム濃度は、2022 年に地表の落葉・腐植層を除いたところからの深さがおおむね 3 cm 程度の A 層について測定した結果、約 4.5 kBq/kg であった。調査地一帯は森林組合によりパルプチップ用材として立木の収穫が行われた後、2019 年に地拵え再造林が行われた林分である。なお、地拵えによる枝葉などは持ち出されず林内に帯状に堆積されて、徐々に分解が進みつつある。地拵え後には一部でササの再生が見られたが、下刈りにより抑制されている。

2023 年度の調査では、2020 年に設けた対照区及び強度地かき処理区を使用し、試験木として 2023 年 5 月に市販の樹高約 1 m のコナラ苗木を植栽した。11 月及び 12 月に各区から菌根のサンプルを採取し、12 月に葉のサンプルを採取した。

対照区及び強度地かき処理区ともに、2020 年に設けたプロットを利用した。プロット設置時には、対照区については特別な地表処理をせず、標識のみ設置した。強度地かき処理区については、植栽地点の 1 m 四方について、落葉層と A 層を除去した。その際、A 層に含まれていた周囲の樹木等の根・地下茎は可能な限り除去した。かき取った土壌等は流出しないよう処理区の下側の地拵え堆積物の上に積んだ。2021 年以降に強度地かき処理区内に積もった落葉・腐植や流入土砂は、2023 年の植栽前に除去して同様に地拵え堆積物の上に積

んだ。強度地かき処理区では落葉層の全てと A 層土壌を除去したが、周囲の落葉層を含む非攪乱土壌から 5 cm 以上の凹みになったところはなかった。

2023 年 11 月 15 日及び 12 月 1 日に、各区 10 本の試験木の株元から土中をたどって試験木のものであることが確認できる根に形成されている菌根を採取し、乾燥を防ぐため少量の土壌とともにチャック付きポリ袋に入れて持ち帰った。試験木の株元を大きく離れて採取されたサンプルはなく、強度地かき処理区ではすべてのサンプルが処理区内から得られ、対照区でも同程度の範囲から採集された。垂直方向では、強度地かき処理区では A 層を除去したため菌根は B 層に形成されていたが、対照区で採取した菌根サンプルはより浅い A 層に形成されていた。持ち帰ったサンプルは実体顕微鏡下で簡易にタイプ分けを行いながら取り出し、タイプごとに 2 mL のマイクロチューブに入れて直ちに冷凍した。サンプルからの DNA 抽出はキアゲン DNeasy Plant Mini Kit で行い、rDNA の ITS 領域を増幅して塩基配列を決定した。

12 月 2 日に各区 10 本の試験木から葉のサンプルを手でもいで採取した。65 度で乾燥させた上、剪定鋏を用いて幅 3~5 mm 程度に裁断した。サンプルは U-8 容器に入れてゲルマニウム半導体検出器により Cs-137 濃度を測定した。

### (3) 結果及び考察

ゲルマニウム半導体検出器による測定の結果、図 7.10.-1 に示すとおり、強度地かき区から得られた葉の Cs-137 濃度は、対照区から得られたサンプルと比較して有意に低く (Mann-Whitney U-test,  $p < 0.01$ )、放射性セシウムを多く含む表層土壌の除去効果が確認された。今回、両区に移植した苗木は市販の裸苗のため、吸収根も菌根も除かれており、本調査内で確認されたものは植栽後に再生したものである。この再生した菌根は、周囲の土壌中に存在する菌根菌の孢子または菌糸体から感染定着したものと考えられる。試験設計当初は、周囲のコナラ成木に形成された菌根菌菌糸体から苗木が感染して菌根化し、宿主となる成木が存在する強度地かき処理区外からの放射性セシウムの移行が影響すると想定していた。しかし、今回の比較結果から、対照区の方が明瞭に葉の Cs-137 濃度が高かったことから、強度地かき処理区の苗木は、処理区外まで広がる菌糸体経由での放射性セシウムの移行の影響を受けることはない、もしくはその影響の程度は低いと考えられた。

菌根菌相については、属レベルまで同定できたものを表 7.10.-1 に示す。林床が攪乱されていない対照区では成熟した森林に多いベニタケ科が 4 サンプル、環境を選ばず出現するイボタケ科が 1 サンプル出現した。これに対し、強度地かき処理区では成熟林タイプはオニグチ科の 1 サンプルのみ、環境を選ばないイボタケ科とロウタケ科が 1 サンプルずつ、生態の不明なチャワタケ科の地下生稀産種が 2 サンプル出現した。菌根サンプルから示された菌根菌相は両区間で明らかに異なっており、対照区では典型的な成熟した森林内の菌根菌相であり、大規模な菌糸体を形成し大型子実体を形成する菌が優占したが、強度地かき処理区では攪乱の影響が見られ、地上にきのこのような大型子実体を形成しない菌が多

かった。対照区で検出された 5 種のうち 3 種はチチタケ属で、本属は子実体に高濃度の放射性物質を蓄積する移行係数が高い種を含むことが示されている (Duff and Ramsey, 2008 ; 参考文献 1)。このことから、対照区では苗木の根による直接吸収だけでなく、菌根菌も苗木への放射性物質の輸送の役割を担っていたのかも知れない。

これらのことから、強度地かき処理はコナラ苗木の放射性セシウムの取り込みを抑制し、処理区においては菌根菌による広範囲からの放射性セシウムの輸送の影響は相対的に小さいことが示された。

#### 参考文献

1. Duff M C, Ramsey M L. (2008) Accumulation of radiocesium by mushrooms in the environment: a literature review. *Journal of Environmental Radioactivity*. 99: 912-932 9.

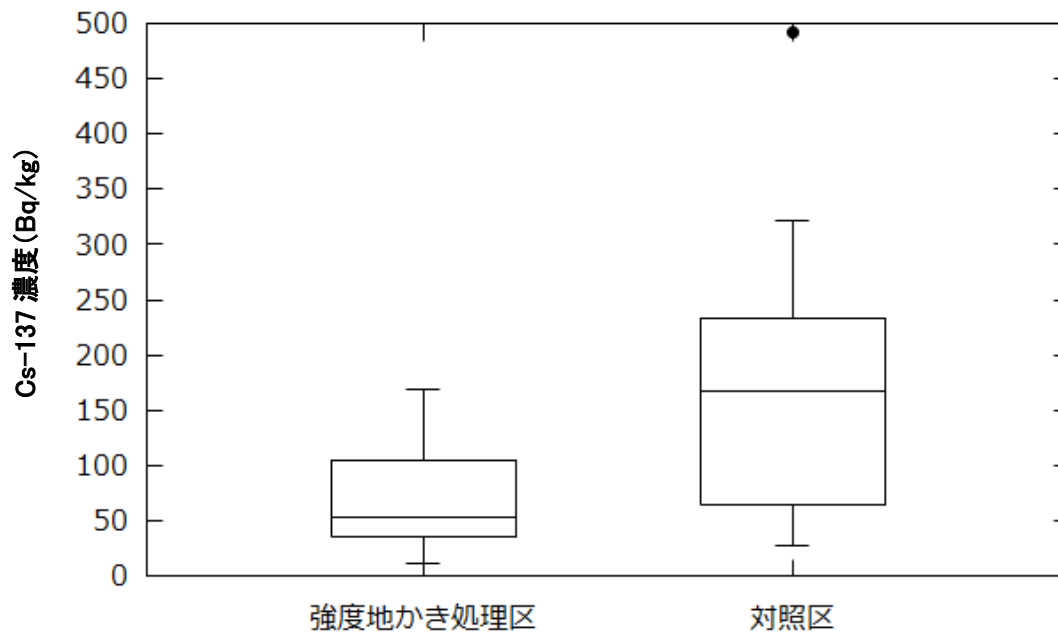


図 7.10-1 強度地かき区と対照区のコナラ実生苗の葉の Cs-137 濃度の箱ひげ図  
第三四分位数 (上側 25%点) に四分位範囲の 1.5 倍を加えた値を超えるデータは外れ値として標記した。

表 7.10.-1 強度地かき処理区及び対照区で検出された菌根菌

強度地かき処理区	対照区
イボタケ科ラシャタケ属 <i>Tomentella</i> sp.	イボタケ科ラシャタケ属 <i>Tomentella</i> sp.
ロウタケ科ロウタケ属 <i>Sebacina</i> sp.	ベニタケ科ベニタケ属 <i>Russula</i> sp.
チャワнтаケ科デラストリア属 <i>Delastria</i> sp1	ベニタケ科チチタケ属 <i>Lactarius</i> sp1
チャワнтаケ科デラストリア属 <i>Delastria</i> sp2	ベニタケ科チチタケ属 <i>Lactarius</i> sp2
イグチ科キクバナイグチ属 <i>Boletellus</i> sp.	ベニタケ科チチタケ属 <i>Lactarius</i> sp3