

7. 詳細調査Ⅲ（放射性物質の挙動を予測するための調査）

7.1. 森林内における落葉の放射性セシウム濃度の変動分析

（1）目的

東京電力福島第一原子力発電所事故から11年が経過し、森林内の放射性セシウム動態は土壌からの吸収量と地表への還元量が釣り合った状態になりつつある。樹冠から林床への放射性セシウムの移動は主にリターフォール（落葉・落枝など）・林内雨・樹幹流の3つのプロセスである。そこで、冷温帯の主要な森林における放射性セシウム循環量の把握に必要なリターフォール中の落葉の放射性セシウム動態を把握するため、福島県川内村において、主要造林樹種であるスギの林分にリタートラップを2019年度に設置し、そこに含まれる落葉の放射性セシウム濃度を測定した。2020年度以降、川内村内のアカマツ林とコナラ林（2020年度）、ヒノキ林（2022年度新たに設置）にそれぞれリタートラップを設置し、スギ林同様に落葉による地表への放射性セシウム移動量を把握した。今年度も調査を継続し、これまでの本調査（2019年度から2021年度）の結果を合わせて考察を行った。

（2）調査地と調査方法

1) スギ林

2022年5月中旬に三ツ石及び金山試験地に受面積0.5 m²のリタートラップ（写真7.1.-1）を5個ずつ設定した。回収は毎月行い、内容物をスギ針葉、スギ以外の葉、スギ枝、スギ以外の枝、その他、の5つに区分し乾燥重量を記録した。リタートラップは冬季の積雪による破損を防ぐため、昨年度の最終回収（2021年12月）後にトラップを地面に伏せ置く措置をした。測定開始までの期間（2021年12月から2022年5月までの5ヶ月間）のリター量は、



写真 7.1.-1 落葉・落枝回収に使用したリタートラップ（三ツ石ヒノキ林試験地）

地面に置いたトラップ内にある試料を回収した。回収した試料には土壌の付着などが見られたことから、重量のみを記録し、放射性セシウム濃度の分析対象とはしなかった。今年度の回収は9月までの計4回となっている。

放射性セシウム濃度は、月ごとの分析とはせず、回収した4回の試料をまとめて1つの試料として前処理を行って分析に供した。昨年度同様にスギ針葉とスギ以外の葉の2つの区分については、トラップごとに集約して分析を行ったが、それ以外の3つの区分については、トラップごとの落下量のばらつきが大きいことから分析に供する量の確保が困難であったため、試験地ごとの集約とした。これらの試料を絶乾後に粉碎してU-8容器に充てんし、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を用いて、放射性セシウム(Cs-134及びCs-137)濃度を測定した。各年度の測定値は、各年9月1日を基準日として整理した。Cs-134濃度が不検出の場合、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1)、物理学的半減期を用い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、各年9月1日時点のCs-137濃度からCs-134濃度を推定した。

2) アカマツ林とコナラ林

2022年5月中旬に館山試験地のアカマツ林(以下、アカマツ林とする)と三ツ石試験地のコナラが優占する落葉広葉樹林(以下、コナラ林とする)にそれぞれスギ林で使用しているものと同型のリタートラップを5個ずつ設定した。回収は毎月行い、アカマツ林では、内容物をアカマツ針葉、アカマツ以外の葉、枝(アカマツとそれ以外の樹種を一括)、その他、の4つに区分した。コナラ林では、コナラを含む広葉樹の落葉を一括して「広葉樹葉」とした他は、「枝」と「その他」に区分し、乾燥重量を記録した。リタートラップは冬季の積雪による破損を防ぐため、昨年度の最終回収(2021年12月)後にトラップを地面に伏せ置く措置をした。測定開始までの期間(2021年12月から2022年5月までの5ヶ月間)のリター量は、地面に置いたトラップ内にある試料を回収し、重量のみを記録した。回収は9月までの計4回となっている。放射性セシウム濃度は、スギ林同様に月ごとの分析とはせず、回収した4回の試料をまとめて1つの試料として前処理を行って分析に供した。アカマツ林では、アカマツ針葉とアカマツ以外の葉(アカマツ林内に混交する広葉樹由来の葉)の2つの区分については、トラップごとに集約して分析を行ったが、それ以外の2つの区分(「枝」と「その他」)については、トラップごとの落下量のばらつきが大きいことから分析に供する量の確保が困難であったため、試験地ごとの集約とした。これら試料を絶乾後に粉碎してU-8容器に充てんし、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を用いて、放射性セシウム(Cs-134及びCs-137)濃度を測定した。アカマツ林とコナラ林の測定結果の基準日及びCs-134濃度が不検出の場合の算出方法は、スギ林と同様である。

3) ヒノキ林

2022年5月中旬に三ツ石試験地のヒノキ人工林（以下、ヒノキ林とする）に上述の4林分で使用しているものと同型のリタートラップを5個ずつ設定した。回収は毎月行い、内容物をヒノキ針葉、枝（ヒノキとそれ以外の樹種を一括）、その他、の3つに区分した。なお、ヒノキ林では、林内に広葉樹の混交がほとんど見られず、ヒノキ以外の落葉は確認されなかった。回収は9月までの計4回となっている。放射性セシウム濃度は、他の林分同様に月ごとの分析とはせず、回収した4回の試料をまとめて1つの試料として前処理を行って分析に供した。ヒノキ針葉では、トラップごとに集約して分析を行ったが、それ以外の2つの区分（「枝」と「その他」）については、トラップごとの落下量のばらつきが大きいことから分析に供する量の確保が困難であったため、試験地ごとの集約とした。これら試料を絶乾後に粉碎してU-8容器に充てんし、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を用いて、放射性セシウム（Cs-134及びCs-137）濃度を測定した。ヒノキ林の測定結果の基準日及びCs-134濃度が不検出の場合の算出方法は、スギ林と同様である。

（3）結果及び考察

1) スギ林

a) リターフォール量の変動

2019年5月から2022年5月までの3年間の平均年リターフォール量は、三ツ石試験地で716.7 g/m²、金山試験地で657.0 g/m²であった。三ツ石試験地では1年目から3年目にかけて減少する傾向にあったが、金山試験地では増加する傾向を示した。区分ごとの落下量を見ると、両試験地ともにスギ針葉の落下量が最も大きかった。スギ針葉にスギ以外の葉を加えた落下量は、リターフォール量の60～72%を占めている。三ツ石試験地では「その他」の落下量、金山試験地ではスギの枝の落下量の変動がそれぞれ大きく、そのことがリターフォール量の年々変動に影響を及ぼしていると考えられる。

測定4年目となる、2022年5月から9月までの4ヶ月間のリターフォール量は、三ツ石試験地で63.4 g/m²、金山試験地で71.8 g/m²であった。両試験地ともにスギ針葉やスギ以外の葉で構成される落葉が多く割合を占めており、過去2年の測定結果と同様の傾向を示していた。金山試験地では、スギの枝の落下量が三ツ石試験地に比べて相対的に大きくなっており、そのことがリターフォール量の増加に繋がっている。枝の落下は、季節性が明瞭な落葉とは異なり、枯死後も樹上に留まることから年々変動が大きいことが知られている。1年目から2年目までの測定では、金山試験地ではスギの枝の落下量が三ツ石試験地に比べて低く推移していたが、3年目以降は落下量が増加している。このような年々変動は、過去の施業履歴（植栽密度、間伐、枝打ちなど）が影響を及ぼしている可能性がある。

表 7.1.-1 三ツ石試験地と金山試験地のスギ林リターフォール量と放射性セシウム落下量

a) リターフォール量 (g/m²)

試験地	区分	2019年		2020年		2021年		2022年	
三ツ石	スギ針葉	300.5	(151.5)	291.8	(119.6)	278.0	(158.1)	11.3	(16.6)
	スギ以外の葉	189.2	(56.4)	180.2	(70.4)	167.9	(56.5)	23.9	(10.3)
	スギの枝	80.8		67.2		64.6		6.1	
	スギ以外の枝	57.8		44.5		77.9		3.6	
	その他	145.9		107.4		96.4		18.5	
	合計	774.2		691.1		684.8		63.4	
金山	スギ針葉	215.0	(60.3)	290.0	(78.5)	320.7	(98.1)	26.4	(48.9)
	スギ以外の葉	131.2	(61.4)	153.1	(74.9)	162.7	(61.8)	12.6	(6.0)
	スギの枝	22.0		38.9		116.5		13.9	
	スギ以外の枝	85.6		45.8		44.0		3.7	
	その他	127.8		91.1		126.7		15.0	
	合計	581.5		618.9		770.5		71.6	

b) 放射性セシウム濃度(Bq/kg)

試験地	区分	2019年		2020年		2021年		2022年	
三ツ石	スギ針葉	935	(776)	2,430	(1,860)	326	(257)	1,455	(987)
	スギ以外の葉	2,598	(1,448)	2,495	(2,476)	1,885	(1,158)	3,843	(1,529)
	スギの枝	2,429		2,010		1,028		24,417	
	スギ以外の枝	5,906		5,584		2,271		5,663	
	その他	20,750		22,262		16,453		12,643	
金山	スギ針葉	1,375	(1,274)	7,734	(5,135)	278	(205)	1,019	(658)
	スギ以外の葉	2,192	(812)	5,060	(1,782)	2,671	(1,516)	2,361	(1,037)
	スギの枝	2,942		1,377		233		2,373	
	スギ以外の枝	3,208		10,703		5,353		5,698	
	その他	14,350		20,794		18,485		17,609	

c) 放射性セシウム落下量(Bq/m²)

試験地	区分	2019年		2020年		2021年		2022年	
三ツ石	スギ針葉	212.1	(150.5)	604.0	(347.4)	68.9	(46.9)	11.9	(10.8)
	スギ以外の葉	446.1	(169.3)	841.8	(973.9)	300.6	(186.7)	83.1	(30.1)
	スギの枝	196.2		135.1		66.3		742.6	
	スギ以外の枝	341.4		248.5		176.9		102.8	
	その他	3,028.3		2,390.5		1,586.2		234.0	
	合計	4,224.0		4,219.9		2,199.0		1,174.3	
金山	スギ針葉	283.4	(232.5)	1,279.0	(979.9)	92.8	(70.8)	16.9	(27.2)
	スギ以外の葉	274.9	(126.3)	704.0	(288.0)	407.6	(218.0)	27.3	(12.3)
	スギの枝	64.7		53.6		27.2		164.7	
	スギ以外の枝	274.5		490.6		235.3		105.0	
	その他	1,834.0		1,894.4		2,341.3		264.5	
	合計	2,731.5		4,421.6		3,104.2		578.4	

カッコ内の数値は標準偏差を表す。

2019年：2019年5月14日～2020年5月20日

2020年：2020年5月20日～2021年5月20日

2021年：2021年5月20日～2022年5月20日

2022年：2022年5月20日～2022年9月16日

b) 放射性セシウム濃度の変動

リターフォールの放射性セシウム濃度は分類した区分ごとに大きく異なっていた。1年目の測定では、スギの針葉の放射性セシウム濃度は、両試験地ともにリターフォールの区分の中で最も低かったが（表 7.1.-1）、3年目でも同様の傾向が見られた。すなわち、両試験地ともにスギ針葉の放射性セシウム濃度が1年目に比べて2年目に増加し、3年目に減少し、4年目に再び増加するという隔年での変化が見られた。

両試験地のスギの枝では、1年目から3年目にかけて放射性セシウム濃度が徐々に減少していたが、4年目では増加に転じており、特に三ツ石試験地では極めて高い濃度を示した。上述したように、落枝は枯れ枝が直ぐに落下せず、樹上に残ることがあり、落葉のような明瞭な季節性を示さない。今回見られた放射性セシウム濃度の年々変動について、4年目の値が特異的なのか、今後の継続観測によって考察を進める必要がある。

c) 放射性セシウム落下量の変動

リターフォールを介しての放射性セシウム落下量の合計は、1年目は金山試験地に比べて三ツ石試験地で高い傾向にあったが、2年目ではほぼ同等の値になり、3年目では逆転していた（表 7.1.-1）。金山試験地では三ツ石試験地に比べて年々変動が大きかったが、これは2年目のスギ針葉での放射性セシウム濃度の増加によって生じたものである。

4年目では三ツ石試験地での放射性セシウム落下量は、金山試験地での落下量よりも2倍近い値を示していたが、これはスギの枝の落下量が占める割合が大きかったためである。リターフォールの区分ごとの放射性セシウム落下量は変動が大きいものの、樹皮や球果などが含まれる「その他」の区分で相対的に高い落下量を示す傾向は4年の測定を通して変わらなかった。

リターフォール量の中でも重量割合の大きい落葉に着目すると、1年目では両試験地ともに、スギの針葉による放射性セシウム落下量（三ツ石試験地が 212 Bq/m^2 、金山試験地が 283 Bq/m^2 ）は、リターフォール量に占める重量割合が高いにもかかわらず、他の区分に比べて濃度が低かったため、放射性セシウム落下量全体の5~10%程度と少なかった（表 7.1.-1）。スギ針葉中の放射性セシウム濃度が増加していた2年目では、放射性セシウム落下量全体の14~29%にまで増加していた。3年目は5ヶ月間の値なので単純に過去2年の割合と比較はできないが、スギの針葉による放射性セシウム落下量（三ツ石試験地が 20.8 Bq/m^2 、金山試験地が 11.1 Bq/m^2 ）は、リターフォールによる放射性セシウム落下量全体の3%未満であった（表 7.1.-1）。

2019年時点の森林全体の放射性セシウム蓄積量に対する落葉の放射性セシウム落下量の割合を求めると、三ツ石試験地では0.100%（スギ針葉のみでは0.032%）、金山試験地では0.721%（スギ針葉のみでは0.103%）となり、金山試験地の方が三ツ石試験地よりも7倍程度大きかった。同様に2020年時点の森林全体の放射性セシウム蓄積量を比較すると、三ツ石試験地では0.150%（スギ針葉のみでは0.068%）、金山試験地では0.642%（スギ針葉のみ

では0.414%)となり、両試験地の差は4.3倍であった。3年目となる2021年では、三ツ石試験地では0.045% (スギ針葉のみでは0.008%)、金山試験地では0.199% (スギ針葉のみでは0.037%)となり、両試験地の差は2年目同様に4.4倍程度であった。過去3年の結果から、森林全体の放射性セシウム蓄積量の少ない金山試験地の方が、落葉を介しての循環量が大きい傾向にあった。

2) アカマツ林とコナラ林

a) リターフォール量の変動

前年にはほぼ同等のリターフォール量を示した両林分であるが、2021年5月から2022年5月までの年リターフォール量は、アカマツ林で856.1 g/m²、コナラ林で592.3g/m²となった。測定3年目となる、2022年5月から9月までの5ヶ月間のリターフォール量は、アカマツ林で77.1g/m²、コナラ林で85.1 g/m²であり、ほぼ同じ量であった。

b) 放射性セシウム濃度の変動

放射性セシウム濃度は分類した区分ごとに大きく異なっており、アカマツ林では、1年目にはスギ林同様に樹皮や球果などが含まれる「その他」の区分で最も高い値を示していたが、2年目ではアカマツ以外の葉（広葉樹の落葉）が最も高い濃度を示していた（表7.1.-2）。3年目ではアカマツ以外の葉と「その他」の区分でほぼ同等の濃度を示した。一方でコナラ林では、「その他」の区分の濃度が一貫して高い濃度を示していた。

アカマツ林では、アカマツ針葉とアカマツ以外の葉の放射性セシウム濃度に大きな差が見られ、測定年が違ってもこの傾向は一貫していた。「アカマツ以外の葉」は、植栽樹種以外の葉であり、林分内に混交する広葉樹の落葉でほとんど占められている。スギ林でも測定年による順位の変動がみられるものの、基本的にスギ針葉よりもスギ以外の葉（広葉樹の葉）の放射性セシウム濃度が高い傾向にある（表7.1.-1）。このことから、針葉樹の葉の放射性セシウム濃度は広葉樹に比べて相対的に低いと考えられる。この傾向は全測定期間を通じて変化は見られなかった。

コナラ林の「広葉樹葉」は、当然ながらコナラを主体とする広葉樹の落葉であるが、同じ広葉樹の落葉からなる「アカマツ以外の葉」や「スギ以外の葉」と比べて放射性セシウム濃度が低い傾向にある（表7.1.-1）。この原因については定かではないが、林分の放射性セシウム蓄積量や土壌特性の違いなど検討する必要がある。

c) 放射性セシウム落下量の変動

リターフォールを介した放射性セシウム落下量は、1年目はコナラ林に比べてアカマツ林が高かったが（表7.1.-2）、2年目でも同じ傾向にあった。3年目（2022年）の測定結果においても、コナラ林に比べてアカマツ林の放射性セシウム落下量が多かったが、11月以降の落葉・落枝が加わることによって、過去2年の傾向同様に両林分の落下量の差は広がるもの

と思われる。

2021年時点のコナラ林全体の放射性セシウム蓄積量（530,000 Bq/m²）に対する落葉の放射性セシウム落下量の割合を求めると、0.141%となり、前年（2020年時点）の0.247%からは減少していた。なお、アカマツ林では2021年に林分全体の放射性セシウム蓄積量は計測していないため、同内容の計算は実施しなかった。

3) ヒノキ林

a) リターフォール量と放射性セシウム濃度

2022年5月から9月までの4ヶ月間のリターフォール量は、17.2 g/m²であった。

放射性セシウム濃度は分類した区分ごとに大きく異なっており、枝の区分で最も高い値を示していた。枝の濃度は、30,000 Bq/kgを超えており、今年度分析した試料の中で最も高い値を示していた（表 7.1.-3）。三ツ石試験地でもスギの枝で24,000 Bq/kgを超える値が記録されており、枝では極めて高い放射性セシウム濃度を示していた。原発事故発生からすでに11年が経過しているが、このように著しく高い枝の放射性セシウム濃度は、事故発生当初の直接沈着の影響が残っていた可能性も考えられる。

b) 放射性セシウム落下量の変動

リターフォールを介した放射性セシウム落下量は、131.5 Bq/m²であり、同時期のスギ林に比べて極めて低い値を示した。三ツ石試験地と比べて放射性セシウム濃度には大きな違いは見られなかったが、リターフォール量の違いが両林分の差に反映されていた。今後、10月以降の落葉・落枝が加わることによって、ヒノキ林の放射性セシウム落下量と他の林分との相違が明らかになる予定である。

4) まとめ

2020年度のアカマツ林とコナラ林に加え、2021年度のヒノキ林での測定が加わったことよって、川内村周辺で見られる森林タイプを網羅することができ、リターフォール区分間の相対的な放射性セシウム濃度の違いや森林全体の放射性セシウム蓄積量に対する循環量の違いを比較する試験地を整備することができた。各試験地の落葉の放射性セシウム落下量が森林全体の放射性セシウム蓄積量に占める割合を比較すると、金山試験地が最も高い値を示し、コナラ林、三ツ石試験地の順に減少していた。この傾向は昨年と同じものであるが、各試験地では、土壌や落葉層での放射性セシウム蓄積量に違いが見られており、このことが樹体への吸収を通して落葉中の放射性セシウム濃度と還元量の違いに反映されている可能性がある。

今回、三ツ石試験地のスギの枝の放射性セシウム濃度の増加は、過去3年では見られない変化であった。ヒノキ林の枝でも極めて高い放射性セシウム濃度が認められているが、このような枝の放射性セシウム濃度の変動は森林タイプに関わらず発生するものなのか継続観

測で明らかにする必要がある。

参考文献

1. Buessler K, Aoyama M, Fukasawa M (2011) Impacts of the Fukushima Nuclear Power Plants on marine radioactivity. *Environmental Science & Technology*45 : 9931-9935

表 7.1-2 アカマツ林とコナラ林のリターフォール量と放射性セシウムの落下量

a) リターフォール量 (g/m²)

試験地	区分	2020年		2021年		2022年	
アカマツ林	アカマツ針葉	234.3	(35.6)	301.4	(67.2)	19.2	(4.2)
	アカマツ以外の葉	206.6	(44.9)	180.4	(37.4)	21.3	(8.8)
	アカマツ枝	79.0		238.5		18.1	
	その他	100.0		135.9		18.6	
	合計	619.9		856.1		77.1	
コナラ林	広葉樹葉	432.1	(56.1)	416.9	(68.2)	67.1	(20.0)
	広葉樹枝	104.3		112.9		2.7	
	その他	70.1		62.5		15.3	
	合計	606.6		592.3		85.1	

b) 放射性セシウム濃度(Bq/kg)

試験地	区分	2020年		2021年		2022年	
アカマツ林	アカマツ針葉	880	(160)	836	(259)	674	(128)
	アカマツ以外の葉	7,546	(4,944)	5,145	(1,952)	3,125	(1,531)
	アカマツ枝	6,954		2,214		2,172	
	その他	8,898		4,987		3,123	
コナラ林	広葉樹葉	2,892	(532)	1,791	(459)	2,137	(507)
	広葉樹枝	1,538		1,443		1,830	
	その他	5,581		4,424		4,386	

c) 放射性セシウム落下量(Bq/m²)

試験地	区分	2020年		2021年		2022年	
アカマツ林	アカマツ針葉	208.3	(60.2)	249.2	(87.8)	4.7	(6.9)
	アカマツ以外の葉	1,497.4	(930.8)	915.8	(380.0)	65.4	(46.8)
	アカマツ枝	549.4		528.0		196.3	
	その他	889.5		677.6		290.8	
	合計	3,144.6		2,370.7		557.2	
コナラ林	広葉樹葉	1,247.0	(285.9)	749.7	(256.7)	117.5	(78.9)
	広葉樹枝	160.5		162.9		5.0	
	その他	391.5		276.5		334.9	
	合計	1,799.0		1,189.1		457.3	

カッコ内の数値は標準偏差を表す。

2020年：2020年5月20日～2021年5月20日

2021年：2021年5月20日～2022年5月20日

2022年：2022年5月20日～2022年9月16日

表 7.1.-3 ヒノキ林のリターフォール量と放射性セシウムの落下量

a) リターフォール量 (g/m²)

試験地	区分	2022年	
ヒノキ林	ヒノキ針葉	7.3	(1.7)
	ヒノキ枝	0.4	
	その他	9.5	
	合計	17.2	

b) 放射性セシウム濃度(Bq/kg)

試験地	区分	2022年	
ヒノキ林	ヒノキ針葉	2,242	(855)
	ヒノキ枝	32,599	
	その他	10,785	

c) 放射性セシウム落下量(Bq/m²)

試験地	区分	2022年	
ヒノキ林	ヒノキ針葉	16.6	(7.0)
	ヒノキ枝	12.9	
	その他	102.0	
	合計	131.5	

カッコ内の数値は標準偏差を表す。

2022年：2022年5月20日～2022年9月16日

7.2. 外樹皮・内樹皮別の放射性セシウム濃度調査

(1) 目的

樹皮は生きた細胞を含まないコルク質の外樹皮と生きた細胞を含む内樹皮(師部)に分けられ、外樹皮と内樹皮では放射性セシウムの汚染経路や今後の汚染度の推移が異なると考えられる。外樹皮中の放射性セシウムは、大部分が東京電力福島第一原子力発電所事故直後に大気から直接沈着したものであると考えられ、その後は雨による洗脱や最外樹皮の脱落等によって減少していると予想される。一方で内樹皮中の放射性セシウムは、根からの長期的な吸収や他の部位からの転流などに起因すると考えられ、その推移を予想することは難しい。原発事故による直接汚染を受けた外樹皮は樹木の部位の中で最も放射性セシウム濃度が高い傾向にあること(Ohashi et al., 2014; 参考文献 1)、また内樹皮は幹材の放射性セシウム濃度と密接な関係があり、特に辺材の放射性セシウム濃度と同様の経年変化を示すこと(Ohashi et al., 2022; 参考文献 2)から、どちらも樹木の放射性セシウム汚染の現状把握と予測を行う上で非常に重要な部位である。そこで本調査では、外樹皮及び内樹皮における放射性セシウム(Cs-137)濃度を測定し、それぞれの長期的な変化傾向を明らかにすることを目的とした。なお、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こと、また Cs-137 と合算すると放射性セシウムの動態が理解しづらくなることから、本調査では対象外とした。

(2) 調査方法

三ツ石スギ(2012~2022 年度)、金山スギ(2016~2022 年度)、大玉スギ(2012~2016、2018、2020、2022 年度)、館山アカマツ(2017~2020、2022 年度)及び館山クリ(2018~2020、2022 年度)を調査対象とした。2012~2015 年度は 2 個体、2016 年度は 3 個体、2017~2022 年度は 6 個体(大玉スギ及び館山アカマツは 3 個体)から試料を採取した。2012~2016 年度はカッターナイフとノミを用いて幹の胸高部の約 10 cm×10 cm×2 方向から外樹皮と内樹皮を切り出した。2017~2022 年度は詳細調査 I の成長錐コアの採取様式に合わせ、約 3 cm×3 cm×4 方向から外樹皮と内樹皮を採取した。試料はハサミで 5 mm×5 mm 程度に細断して U-8 容器に詰め、75°C で 24 時間以上乾燥させて重量を測定した後、ゲルマニウム半導体検出器を用いて Cs-137 濃度を求めた。

(3) 結果及び考察

外樹皮の Cs-137 濃度は、多くの調査林分で物理的減衰による減少率よりも大きく減少した(図 7.2.-1)。2012 年度にモニタリングを開始した三ツ石スギ及び大玉スギでは、2022 年度の外樹皮の Cs-137 濃度は 2012 年度の 2 割程度にまで減少した。ただし三ツ石、金山及び大玉のスギでは、2022 年度の外樹皮の Cs-137 濃度は前回の結果から減少しておらず、下げ止まりの兆候が見られた。

内樹皮の Cs-137 濃度は、いずれの調査林分でも概ね物理的減衰による減少率と同程度に減少した(図 7.2.-1)。ただし金山スギ及び館山アカマツにおいて、内樹皮と外樹皮の Cs-137 濃度が同程度となっているのは注目すべき点である。金山スギについては、内樹皮の Cs-137 濃度と同様の経年変化をすると考えられる辺材の Cs-137 濃度が 2011～2017 年度頃にかけて増加傾向であったこと(詳細調査I)から、外樹皮の Cs-137 濃度が減少しただけでなく、内樹皮の Cs-137 濃度が本モニタリング開始前の 2011～2015 年度の間増加したことによって、内樹皮と外樹皮の Cs-137 濃度が同程度になったのではないかと推察される。館山アカマツについては、2016 年度以前のデータがないため、内樹皮の Cs-137 濃度の増加があったのか、外樹皮の Cs-137 濃度の著しい減少があったのかは不明である。

以上のように、外樹皮の Cs-137 濃度はスギ 3 林分で下げ止まりの兆候を示し、内樹皮の Cs-137 濃度は概ね物理的減衰の減少率で推移していることから、本調査林分では樹皮中の Cs-137 分布が大きく変化していた初期状態から、ほとんど変化しない準定常状態に移行したと考えられる。ただし、金山スギ及び館山アカマツでは外樹皮の Cs-137 濃度が内樹皮よりも低くなっている個体がいくつか見られたため、他の調査林分でも外樹皮の Cs-137 濃度が今後さらに低下する可能性もある。外樹皮全体が事故後に形成された外樹皮で完全に置き換わった後は、外樹皮の Cs-137 濃度は内樹皮や辺材の Cs-137 濃度を反映したものになると考えられるが、外樹皮・内樹皮・辺材の Cs-137 濃度が最終的にどのような関係になるのかはまだわかっていない。樹皮の Cs-137 濃度の変化を予測する上でも、また樹皮の Cs-137 濃度から幹材の Cs-137 濃度を推定する上でも、引き続き外樹皮・内樹皮別に Cs-137 濃度をモニタリングしていく必要がある。

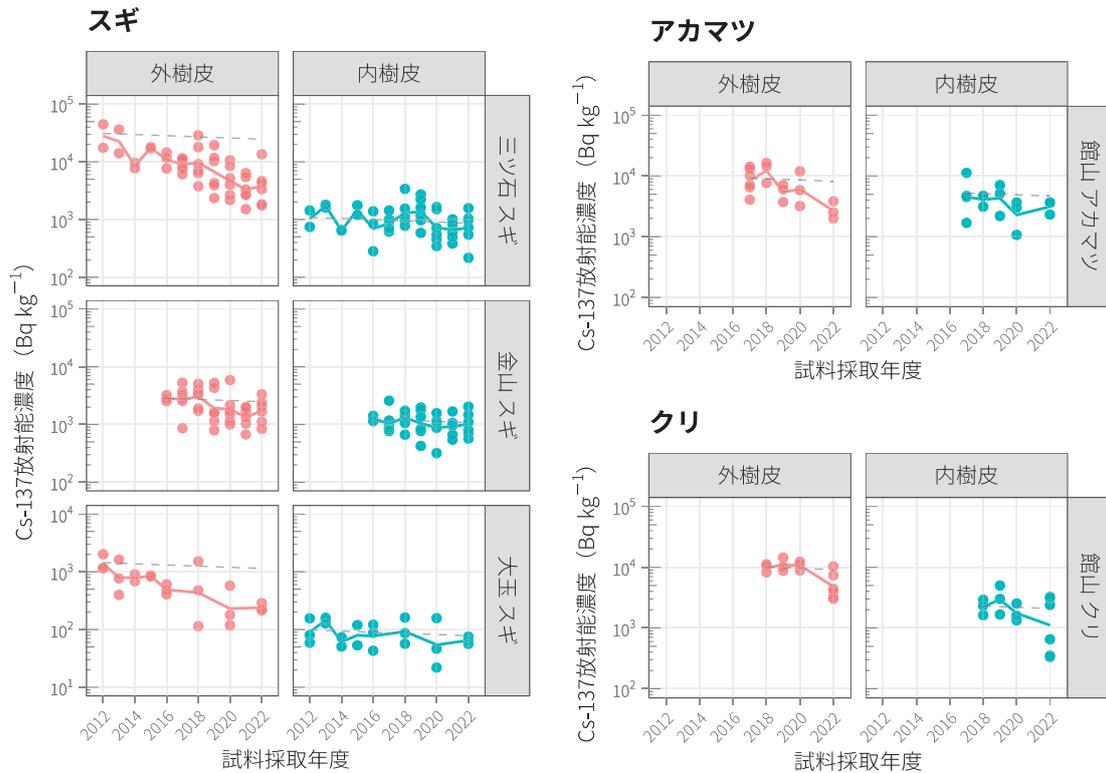


図 7.2-1 外樹皮及び内樹皮における Cs-137 濃度の経年変化

実線は平均値、破線は初回モニタリング年の平均値から物理的減衰によって減少した場合の変化を示す。Cs-137 濃度は各採取年度の 9 月 1 日を基準日として減衰補正した。

参考文献

1. Ohashi S, Okada N, Tanaka A, Nakai W, Takano S. Radial and vertical distributions of radiocesium in tree stems of *Pinus densiflora* and *Quercus serrata* 1.5 y after the Fukushima nuclear disaster. *Journal of Environmental Radioactivity* 134 : 54–60
2. Ohashi S, Kuroda K, Abe H, Komatsu M, Sugiyama M, Suzuki Y, Fujiwara T, Takano T. Decadal trends in ¹³⁷Cs concentrations in the bark and wood of trees contaminated by the Fukushima nuclear accident. *Scientific Reports* 12 : 11243

7.3. 植栽樹木による放射性セシウムの移行及び吸収評価とそのメカニズム解析

(1) 目的

福島第一原発事故により汚染された林地に新たに直接汚染されていないヒノキ苗を植栽し、現地での放射性セシウムの経根吸収の有無とカリウム施肥による経根吸収の抑制効果を検討することを目的として2014年度から試験が行われてきた。これまでに、カリウム施肥開始2年目から施肥によるヒノキ苗の放射性セシウム吸収の低減効果が認められ、以降の調査でも施肥の効果が継続して認められた。当初はカリウム施肥を毎年春（植栽初年の2014年度は夏）に行ってきたが、実際の放射性セシウム吸収抑制対策として、林地に施肥を毎年継続することは現実的ではない。そこで、カリウム施肥中止後の放射性セシウム吸収抑制効果の持続性を検証するため、2017年度から施肥プロットの半分においてカリウム施肥を中止し、さらに、2021年度からはすべてのプロットのカリウム施肥を中止した。今年度は葉の放射性セシウムの濃度変化などに着目した調査を行い、効果の経年変化を明らかにすることを目的とした。

(2) 試験地と方法

福島県川内村マリ山の村有林を試験地とした。2014年6～7月に福島県産のヒノキ3年生実生苗を2,700本/haの密度で植栽した。試験地内に50 m×50 mのプロットを8つ設置し、そのうち4プロットをカリウム施肥区、残りの4プロットを無施肥区とした。カリウム施肥は60%の塩化カリウム肥料を1回につきカリウム酸化物(K_2O)として100 kg/ha (Kとして83 kg/ha)となるように2014年8月、2015年4月、2016年4月、2017年4月、2018年4月、2019年5月、2020年4月の計7回施肥した。カリウム施肥による放射性セシウム吸収低減効果の持続期間を明らかにするために、2017年から施肥区4プロットのうち2プロットで、2021年からは残りの2プロットでカリウム施肥を中止した。すなわち、施肥7回区（最終施肥2020年）2プロット、施肥3回区（最終施肥2016年）2プロット、無施肥区4プロットとなった（表7.3-1）。2014年から毎年秋に、各プロットから5本の個体とその近傍のリター及び深さ20 cmまでの土壌を採取した。土壌は5 cmごとの4層（または0-5 cm、5-10 cm、10-20 cmの3層）に分けて、乾燥・粉碎後放射性セシウム(Cs-137)の定量を行った。2019年度は10月の台風被害により調査地への車両の到達が困難となったため、試料運搬が容易な針葉のみに限定して採取を行った。2020年度は樹体の成長に伴い、根の掘り取りによる個体全体の試料採取が困難となったため、各プロットの2019年度と同じ5個体から針葉を採取した。5個体のうち1個体については根元から切り倒し、幹のサンプルも得た。翌2021年度は各プロット2020年度と同じ4個体及び新たに選んだ1個体から針葉を採取した。

2022年度は各プロット2021年度と同じ5個体から針葉を採取した。放射性セシウムは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を用いてCs-137濃度を定量し

た。また、カリウム施肥及び施肥中止が土壌のカリウム状態におよぼす影響を明らかにするため 2014～2018 年度、2020 年度、2021 年度に採取された土壌の交換性カリウム含有量を測定した。

(3) 結果及び考察

施肥 7 回区、施肥 3 回区、無施肥区の 3 つの処理区ごとに、非生育期間（各年の生育終了期から翌年の生育開始期まで）に採取した針葉の平均放射性セシウム（Cs-137）濃度を示した（図 7.3.-1）。いずれの処理区においても、全体的な年変化傾向としては、2014 年度から 2017 年度に採取した針葉の Cs-137 濃度は上昇傾向にあった。2019 年度以降は同じ個体から針葉を採取しているが、年によって値は上下しており、明確な変化傾向は認められなかった。針葉の Cs-137 濃度は平衡状態に達しつつあると考えられる。

処理区ごとの針葉の Cs-137 濃度変化を見ると、施肥 7 回区ではカリウム施肥中止後 2 年経過しているが、2022 年度の平均濃度は増加しておらず、無施肥区の約 8 分の 1 と低い水準にとどまった。施肥 3 回区では、針葉 Cs-137 濃度は 2017 年度には 2016 年の 4.5 倍に増加したが、その後は大きく増加しておらず、カリウム施肥中止後 6 年経過した 2022 年度の平均濃度は無施肥区の 3 分の 1 であった。施肥 3 回区、7 回区ともに、カリウム施肥中止後も Cs-137 吸収抑制効果の持続が確認された。

試験地内の土壌の Cs-137 汚染程度（Cs-137 蓄積量）は採取年や採取地点によるばらつきが大きかった（図 7.3.-2）。そこで、土壌 Cs-137 汚染程度のばらつきによる影響を標準化するため、針葉の Cs-137 濃度での比較に加え、Cs-137 の吸収しやすさの指標である面移行係数（ T_{ag} ）を算出し検討を行った（図 7.3.-3）。その結果、針葉の Cs-137 濃度と面移行係数はほぼ同様の傾向を示しており、無施肥区に比べると施肥区では土壌から針葉への Cs-137 の移行が抑制される点も共通して認められた。このことから、土壌の Cs-137 汚染程度の違いは、カリウム施肥による Cs-137 吸収抑制効果にほとんど影響していないといえる。

土壌（0-5 cm）の平均交換性カリウム含有量についてみると、施肥 7 回区では、2021 年度は 2020 年度の約半分に低下した（図 7.3.-4）。その結果、2021 年度は交換性カリウム含有量に有意な施肥処理間差はみられなかった。土壌（0-5 cm）の交換性カリウム含有量は、カリウム施肥中止 1 年後には、ほぼ施肥前の濃度になった。

2021 年度からカリウム施肥を中止した施肥 7 回区では、翌年には土壌の交換性カリウム含有量は低下したが、顕著な針葉の Cs-137 濃度の上昇はみとめられなかった（図 7.3.-1、図 7.3.-3）。施肥 3 回区では、2017 年以降のカリウム施肥の中止により、針葉の Cs-137 濃度は高まったが、施肥中止後 6 年経過した 2022 年になってもなお無施肥区より低かった。2021 年度の土壌の交換性カリウム含有量は、施肥区と無施肥区で同レベルであったにも関わらず、針葉の Cs-137 濃度は無施肥区よりも施肥区で低かった。このことから、施肥区の土壌では施肥したカリウムが下層に移動し、5 cm 以深で交換性カリウム含有量が高い可能性がある。また、樹木は、利用しやすいと考えられてきた交換性カリウムだけでなく、土壌の粘

土鉍物中に存在する非交換性カリウムも利用している可能性もある。カリウム施肥によるセシウム吸収抑制効果をより正確に評価するためには5 cm以深土壌にも着目すると共に、今後は非交換性カリウムについても検討を加える必要がある。

表 7.3.-1 カリウム施肥の時系列

		合計カリウム施肥量 (kg/ha)	
		施肥3回区	施肥7回区
2014年8月	第1回カリウム施肥 (K1~4)	83	83
2015年4月	第2回カリウム施肥 (K1~4)	166	166
2016年4月	第3回カリウム施肥 (K1~4) 施肥3回区最終施肥	249	249
2017年4月	第4回カリウム施肥 (K2,4)	249	332
2018年4月	第5回カリウム施肥 (K2,4)	249	415
2019年4月	第6回カリウム施肥 (K2,4)	249	498
2020年4月	第7回カリウム施肥 (K2,4) 施肥7回区最終施肥	249	581
2021年4月	施肥7回区最終施肥から1年経過	249	581
2022年4月	施肥7回区最終施肥から2年経過	249	581

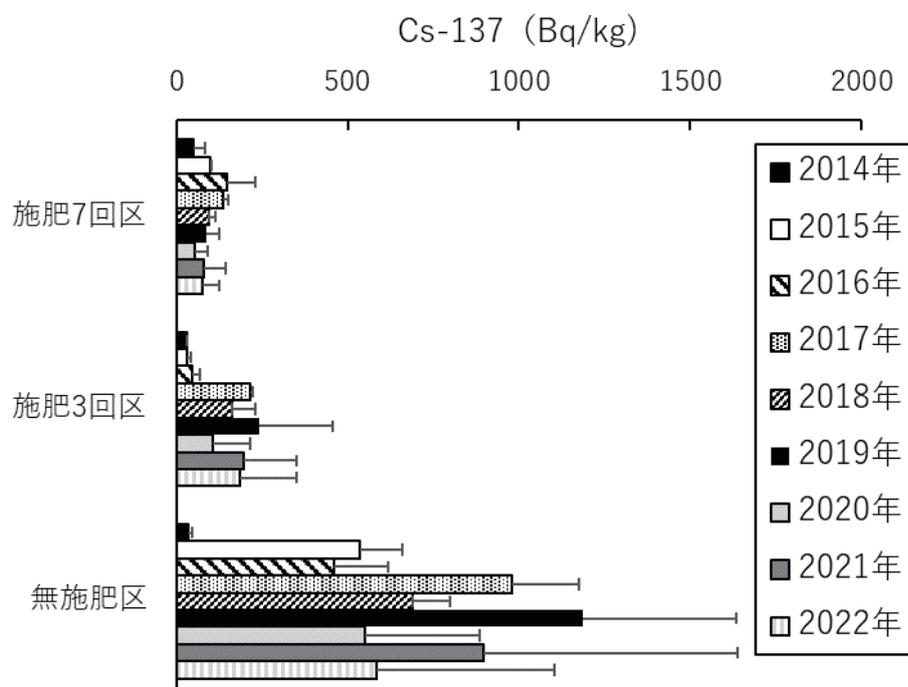


図 7.3.-1 植栽後のヒノキ針葉の平均 Cs-137 濃度

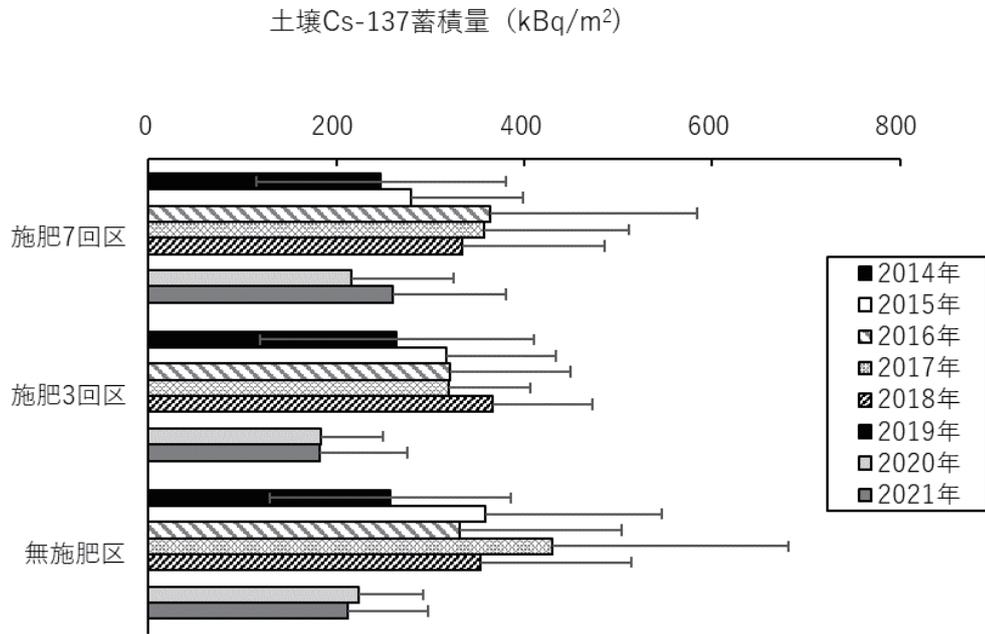


図 7.3.-2 ヒノキ新規植栽試験地の土壤 Cs-137 蓄積量

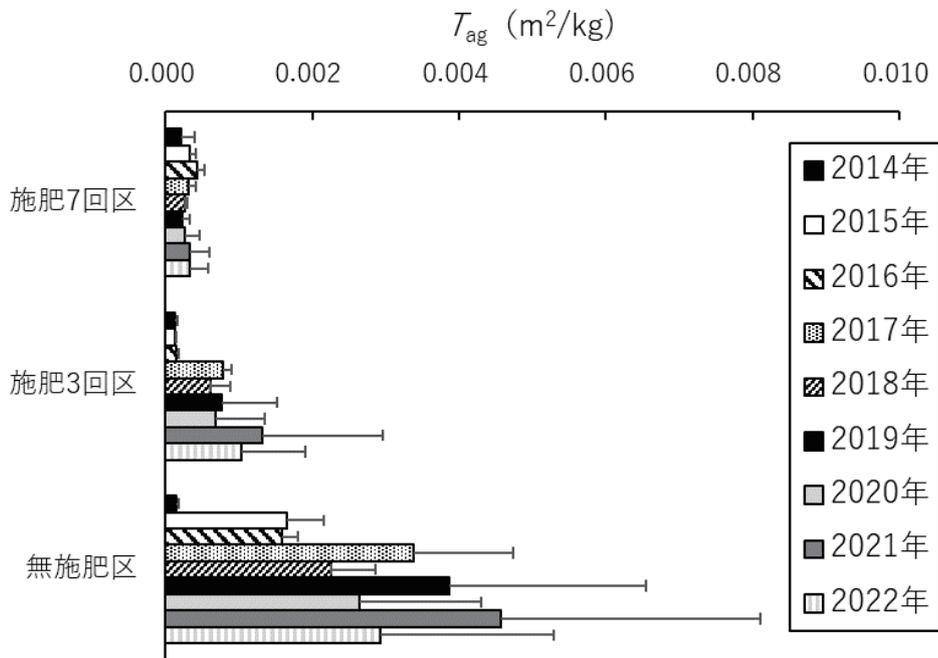


図 7.3.-3 ヒノキ針葉の平均面移行係数(T_{ag})

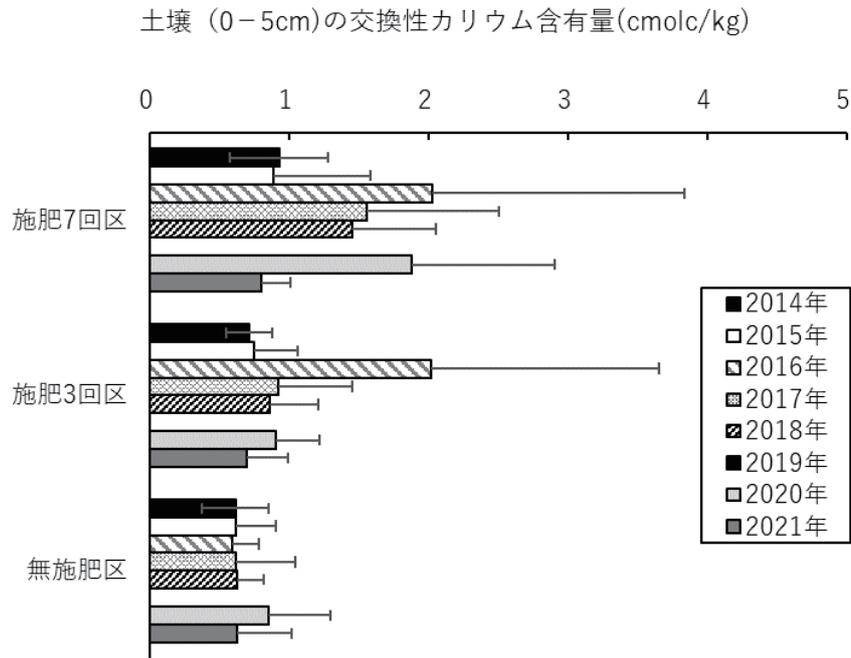


図 7.3.4 土壤 (0-5cm) の平均交換性カリウム含有量
 ※2019 年は台風の影響で土壤採取なし

7.4. 森林内の林内雨及び樹幹流の放射性セシウム濃度の調査

(1) 目的

東京電力福島第一原子力発電所事故後の森林内の放射性セシウム循環のうち、樹冠から林床への放射性セシウムの移動は主にリターフォール（落葉・落枝など）・林内雨・樹幹流の3つのプロセスである。これらの循環量を把握するため、詳細調査III（放射性物質の挙動を予測するための調査）では、福島県川内村の三ツ石コナラ林及び三ツ石スギ林内でのリターフォールによる樹冠から林床への放射性セシウムの年間移動量が観測されている（林野庁, 2022；参考文献1）。しかし、林内雨・樹幹流については、これまで三ツ石コナラ林で1年間を通じた観測が実施されておらず、落葉広葉樹林内での樹冠から林床への放射性セシウムの年間の総移動量が把握できていなかった。そこで、水文プロセスを介した放射性セシウムの年間移動量を明らかにすることを目的に、昨年度から観測を開始した三ツ石コナラ林内での林内雨及び樹幹流の観測を1年間継続して行った。また今年度は、樹冠から林床への放射性セシウムの年間移動量に樹種間の違いがあるかを評価することを目的に、三ツ石スギ林においても、三ツ石コナラ林での観測と並行して、林内雨及び樹幹流の観測を行った。

(2) 調査地と調査方法

福島県川内村の三ツ石コナラ林内での林内雨及び樹幹流の観測は15 m×15 mの調査プロット内で行った。プロット内の構成樹種はコナラ・クリ・ミズナラ等で、成木の胸高直径の平均は10.8 cm、立木密度は3000本/haである（2021年4月現在）。三ツ石スギ林内での林内雨及び樹幹流の観測は10 m×10 mの調査プロット内で行った。スギ成木の胸高直径の平均は19.2 cm、スギの立木密度は1500本/haである（2021年3月現在）。ここで、上述の調査プロットは、詳細調査Iの調査プロット及び詳細調査IIIのリタートラップの設置場所と同じ林分内に位置している。

林内雨及び樹幹流の採取は、各調査プロット内に受面積0.035 m²（口径210 mm）の林内雨サンプラー（写真7.4.-1）を計5個、樹幹流サンプラー（写真7.4.-2）を計3個設置して行った。水試料の回収は約1箇月に1回の頻度で行った（表7.4.-1）。

林内雨試料は5個のサンプラーに溜まった林内雨量に応じて配分・混合し、合計で2 Lになるように調整した。樹幹流試料についても3個のサンプラーに溜まった樹幹流量に応じて配分・混合し、合計で0.7 Lになるように調整した。調整した水試料は、30 mもしくは10 mのナイロンネットフィルターと5.0 m及び0.45 mのメンブレンフィルターで吸引ろ過した。ろ過した林内雨及び樹幹流試料はそれぞれ2 L及び0.7 Lマリネリ容器に充填し、ゲルマニウム半導体検出器を用いたガンマ線スペクトロメトリ法により、放射性セシウム（Cs-134及びCs-137）濃度を測定した。放射性セシウム濃度は2022年9月1日を基準として減衰補正した。Cs-134が不検出の場合は詳細調査I（森林内放射性物質分布調査）と同様、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 2)、物理学的半減期を用い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、2022 年 9 月 1 日時点の Cs-137 濃度から Cs-134 濃度を推定した。

林分内の林内雨による放射性セシウム移動量 (Bq/m^2) は、単位面積あたりの林内雨量 (kg/m^2 ; 林内雨サンプラーに溜まった林内雨量 (kg) をサンプラーの受面積 (0.035 m^2) で除したもの) に、上記測定で得られた林内雨の放射性セシウム濃度 (Bq/kg) を乗じることで求めた。また、林分内の樹幹流による放射性セシウム移動量 (Bq/m^2) は以下の計算により求めた。1) まず、樹幹流サンプラーに溜まった樹幹流量 (kg) を、各樹幹流サンプラーを設置している成木の胸高断面積 (m^2) で除することにより、単木あたりの樹幹流量 (kg/m^2) を求めた。2) 次に、三ツ石コナラ林については、調査プロット内のコナラとコナラ以外の落葉広葉樹の間に樹種間差がないと仮定し、プロット面積 (225 m^2) に占める全成木の胸高断面積の割合 (0.32%) を上記で算出した単木あたりの樹幹流量に乗じることで、林分スケールでの樹幹流量 (kg/m^2) を求めた。三ツ石スギ林については、プロット面積 (100 m^2) に占めるスギ成木の胸高断面積の割合 (0.51%) を単木あたりの樹幹流量に乗じることで、林分スケールでの樹幹流量を求めた。3) そして、上記計算で得られた林分スケールでの樹幹流量 (kg/m^2) に、測定で得られた樹幹流の放射性セシウム濃度 (Bq/kg) を乗じることで、林分内の樹幹流による放射性セシウム移動量 (Bq/m^2) を求めた。



写真 7.4.-1 林内雨サンプラー



写真 7.4.-2 樹幹流サンプラー

表 7.4.-1 2021 年 9 月から 2022 年 9 月までの調査日程

調査日	調査日	調査日
2021 年 9 月 1～2 日	2022 年 2 月 3 日*	2022 年 7 月 14 日
2021 年 10 月 5 日	2022 年 2 月 28 日*	2022 年 8 月 18～19 日
2021 年 11 月 9～10 日	2022 年 4 月 4 日*	2022 年 9 月 6～7 日
2021 年 12 月 6～7 日	2022 年 5 月 9 日	
2022 年 1 月 4 日*	2022 年 6 月 9～10 日	

* 他の予算で調査を実施

(3) 結果及び考察

三ツ石コナラ林の林内雨の放射性セシウム濃度を調べた結果、6月から11月までに採取した林内雨の放射性セシウム濃度は、12月から5月までに採取した林内雨と比較して、5倍程度濃度が高いことが分かった(図7.4.-1)。また、同調査地の樹幹流の放射性セシウム濃度についても、2月末と4月に採取されたものを除き、初夏から秋にかけて樹幹流の放射性セシウム濃度が相対的に高い傾向が確認された。このような季節変動を示す要因として、本調査プロットのある福島県川内村では、コナラの展葉開始時期が5月初旬頃、落葉がほぼ終わる時期が11月頃であり、6月から11月までに採取した林内雨及び樹幹流は葉からの放射性セシウムの溶出の寄与があるのに対し、12月から5月までに採取されたものは、その寄与がほとんどなかったことを反映していると考えられる。また、2月末と4月に採取された樹幹流の放射性セシウム濃度が相対的に高い要因の1つとしては、植物体に接触している時間の長い雪による放射性セシウムの溶出が影響した可能性などが考えられる。

三ツ石スギ林の林内雨の放射性セシウム濃度については、三ツ石コナラ林で見られたような明瞭な季節変動は確認できなかったが(図7.4.-1)、6月から11月までに採取した林内雨の放射性セシウム濃度は、12月から5月までに採取した林内雨と比較して、2倍程度濃度が高いことが分かった。同調査地の樹幹流の放射性セシウム濃度については、三ツ石コナラ林の樹幹流の放射性セシウム濃度とよく似た季節変動を示し、両者は有意な正の相関関係があることが分かった($r=0.89$, $p<0.001$, $N=11$)。このように常緑針葉樹であるスギの樹幹流においても、落葉広葉樹であるコナラと同様の放射性セシウム濃度の季節変動を示す要因として、スギの葉の放射性セシウム濃度が、当年葉の形成開始時期である5~6月頃に高く、その後、指数関数的に濃度が低下するといったコナラの葉と同様の季節変動を持つことが影響した可能性がある(Kenzo et al., 2020; 参考文献3)。また、6月から11月までに採取した三ツ石コナラ林及びスギ林の林内雨の放射性セシウム濃度の平均値を比較した結果、コナラ林の方がスギ林よりも約5倍濃度が高いことも分かった。

次に、三ツ石コナラ林及び三ツ石スギ林内の林内雨及び樹幹流を介した放射性セシウムの移動量の経時変化を調べた(図7.4.-2)。その結果、林内雨及び樹幹流による樹冠から林床への放射性セシウムの移動は、三ツ石コナラ林とスギ林ともに11月頃から3月頃にかけて少なく、4月頃から10月頃にかけて多い明瞭な季節変動を持っていることが分かった。

三ツ石コナラ林及びスギ林で観測が共に行われた2021年9月1~2日から2022年9月6~7日までの約1年間の林内雨及び樹幹量による樹冠から林床への放射性セシウム移動量を求め、比較を行った(表7.4.-2)。その結果、三ツ石コナラ林では、林内雨による放射性セシウム移動量が樹幹流よりも約1.5倍多く、三ツ石スギ林では、林内雨による放射性セシウム移動量が樹幹流よりも約1.8倍多いことが分かった。また、2021年度(昨年度)の詳細調査Iから得られた三ツ石コナラ林の林分全体の放射性セシウム蓄積量(林野庁, 2022; 参考文献1)に対する物理学的半減期を考慮した林内雨及び樹幹流による放射性セシウム移動量は、それぞれ年間で0.093%と0.062%であることが分かった。2022年度(今年度)の詳細調査I

から得られた三ツ石スギ林の林分全体の放射性セシウム蓄積量に対する林内雨及び樹幹流による放射性セシウム移動量はそれぞれ年間で0.016%と0.0089%であった。

ここで、2021年度（昨年度）の2020年5月から2021年5月までの1年間の三ツ石コナラ林分内のリターフォールについても、放射性セシウム移動量が1800 Bq/m²であったことが報告されている（林野庁,2022；参考文献1）。林内雨及び樹幹流による放射性セシウムの移動量を2021年9月1日に減衰補正し、リターフォールを含めた樹冠から林床への放射性セシウムの総移動量を求めた結果、年間で2600 Bq/m²が移動しており、その林分全体の放射性セシウム蓄積量に対する割合は0.49%であった。そして、樹冠から林床への放射性セシウムの総移動量に対するリターフォール、林内雨、樹幹流の占める割合はそれぞれ68.7%、18.7%、12.5%であった。同様の解析を三ツ石スギ林でも行った結果、リターフォール（スギ以外の樹種の寄与は除く）を含めた樹冠から林床への放射性セシウムの総移動量は930 Bq/m²であり、その林分全体の放射性セシウム蓄積量に対する割合は0.11%であった。また、樹冠から林床への放射性セシウムの総移動量に対するリターフォール、林内雨、樹幹流の占める割合はそれぞれ79.4%、13.2%、7.35%であった。したがって、三ツ石コナラ林及び三ツ石スギ林では、樹冠から林床への放射性セシウムの総移動量の中で、ともにリターフォールが主体的な役割を果たしていることが分かった。その一方で、三ツ石コナラ林では、三ツ石スギ林と比較して、林内雨及び樹幹流の総移動量に対する寄与が高い傾向も確認された。ただし、今年度の調査結果から求めた水文プロセスを介した放射性セシウムの年間移動量については経年変動の影響を受けている可能性があることから、林内雨及び樹幹流の継続的な観測が必要である。

参考文献

1. 林野庁（2022）令和3年度 森林内の放射性物質の分布調査結果について
https://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jyosen/r3_surveys_on_radioactive_cesium.html
2. Buessler K, Aoyama M, Fukasawa M (2011) Impacts of the Fukushima Nuclear Power Plants on marine radioactivity. *Environmental Science & Technology* 45 : 9931-9935
3. 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

表 7.4.-2 三ツ石コナラ林及び三ツ石スギ林における林内雨と樹幹量による樹冠から林床への放射性セシウムの年間移動量

	林内雨	樹幹流
三ツ石コナラ林の放射性セシウム移動量 (Bq/m ²) *	470	320
三ツ石スギ林の放射性セシウム移動量 (Bq/m ²) **	120	66

* 2021年9月1日から2022年9月7日までの約1年間の移動量 (有効数字2桁)

** 2021年9月2日から2022年9月6日までの約1年間の移動量 (有効数字2桁)

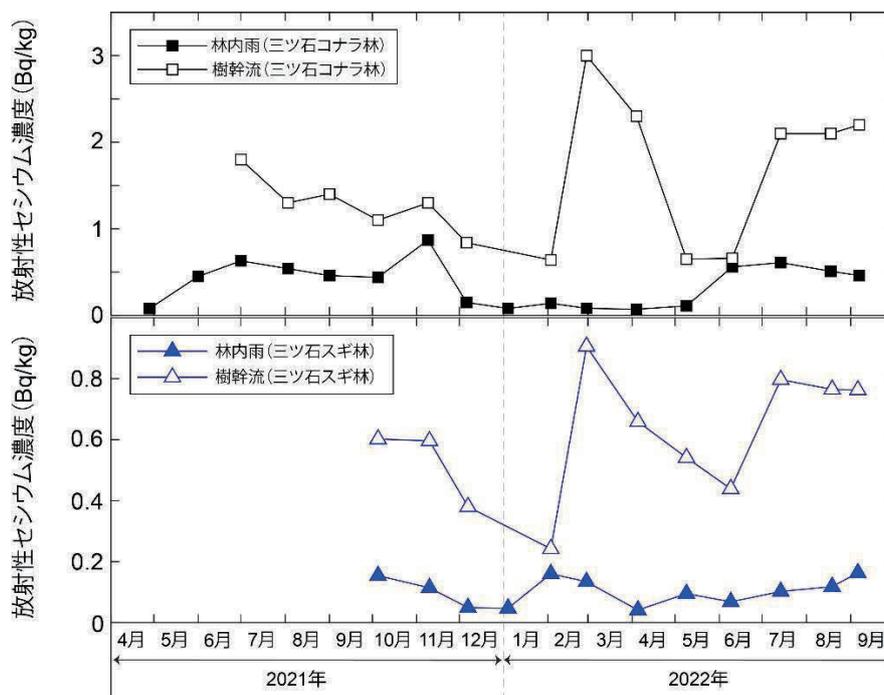


図 7.4.-1 三ツ石コナラ林及び三ツ石スギ林における林内雨と樹幹流の放射性セシウム (Cs-134 及び Cs-137) 濃度 (2022年9月1日を基準として減衰補正)

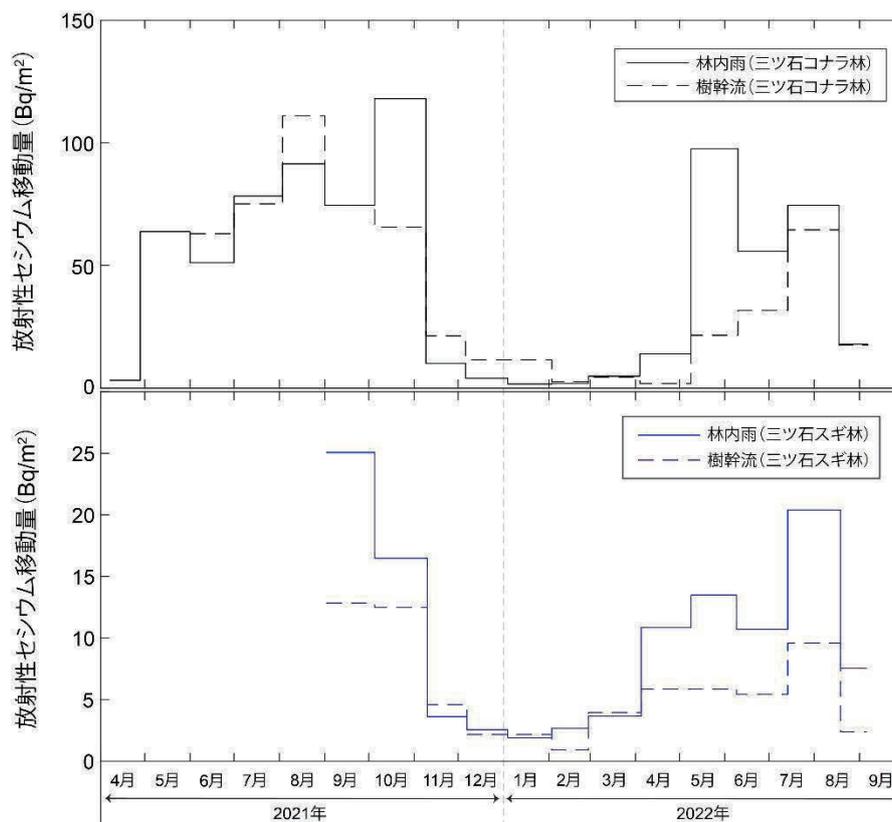


図 7.4.-2 ミツ石コナラ林及びミツ石スギ林における林内雨と樹幹流の放射性セシウム移動量 (2022 年 9 月 1 日を基準として減衰補正)