

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

冷温帯の落葉広葉樹林の放射性セシウム循環量の把握に資するため、リターフォール中のコナラ落葉の放射性セシウム動態を把握する。茨城県小川群落保護林において、主要樹種であるコナラの樹下にリタートラップを設置し、落葉について放射性セシウム濃度を測定し、これまでに蓄積した結果と合わせて落葉の放射性セシウムの経年変化を明らかにする。主要造林樹種であるスギ（川内村三ツ石及び金山試験地）についてもリターフォールを採取し、地表への放射性セシウム移動量を把握することで、放射性セシウム循環量の評価の基礎資料とする。



図 7.1.-1 試験地の位置

（2）調査地と調査方法

1) 落葉広葉樹林

福島第一原発の南西約 70 km に位置する小川群落保護林（図 7.1.-1）には、6 ha の長期観測プロットが設定されている。リターフォールを定期的に回収・調査するために林分内に設置されたリタートラップ（受け口 0.5 m²）から、コナラ母樹下の 10 個を供試した。コナラの落葉について、10 月～11 月の落下量がピークとなる時のサンプル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。また、コナラの果実は鳥類や哺乳類の重要な餌資源であり物質循環に関与することから、同様の手順でリターフォール内の落果についても放射性セシウム濃度を測定した。測定した放射性セシウム濃度について、原

発事故が起きた 2011 年からの経年変化を評価した。放射性セシウム濃度は、2011 年度～2016 年度は回収日、2017 年度～2019 年度は各年の 9 月 1 日を基準日として表示した。

2) スギ林

2019 年 5 月中旬に三ツ石及び金山試験地に小川試験地で使用しているものと同型のリタートラップを 6 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計測した。回収は 11 月までの計 6 回となっている。ただし、三ツ石試験地では、9 月末の台風 19 号の影響によって林道の崩壊があったため、10 月分のリター回収が実施できなかったが、11 月にまとめて回収を行った。放射性セシウム濃度は、月ごとの分析とはせず、回収した全 6 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。今年度は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、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マリネリ容器 0.7 L (スギ枝の一部は 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。

(3) 結果及び考察

1) 落葉広葉樹林

小川群落保護林において、コナラのリターフォール全体で、放射性セシウム濃度は 2011 年から概ね低下傾向にあった。落葉については、初年度をピークに大きな減少が見られた後、減少幅が小さくなった (図 7.1.-2)。これは物理的半減期が短い Cs-134 が早期に減少したためと考えられる。一方、落果では 2013 年度にかけて濃度が増加した後に減少に転じた。これについて、2011 年度には、事故に由来する放射性セシウムが展葉した葉の表面に直接付着して、落葉において高濃度で検出された可能性がある。また、樹体内の物質移動に関し、資源の蓄積と果実への投入の時間差があった可能性もある。

落葉に比較して果実の放射性セシウム濃度は、バラツキが大きく、また相対的に高い値を示した。今後について、半減期の長い Cs-137 が残存することから短期的に放射線量の大きな変化はないと予測されるが、検出限界以下の濃度のサンプルが増えてきたことから、変化傾向を精密に確認することが難しくなっている。また、餌資源として利用する動物にとっても、時間当たりの被ばく量は減少していると考えられる。

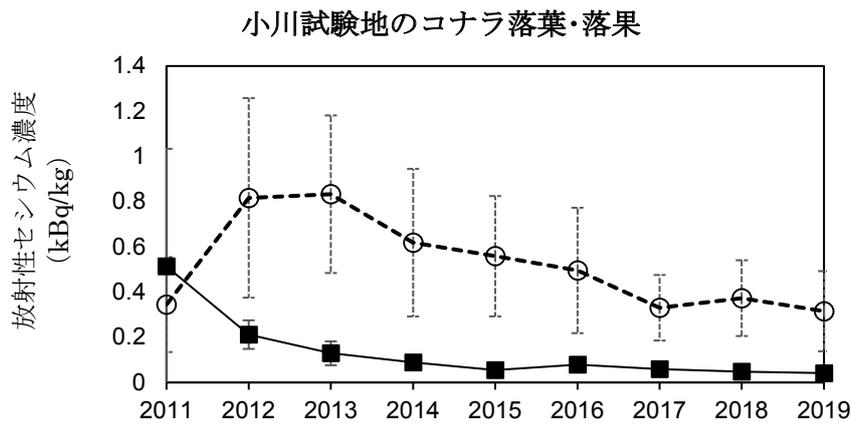


図 7.1.-2 コナラの落葉（実線）と落果（破線）の放射性セシウム濃度の経年変化

誤差棒は標準偏差 (SD)

2) スギ林

2019年5月から11月までの6ヶ月間のリターフォール量は、三ツ石試験地で424.8 g/m²、金山試験地で180.9 g/m²であった。両試験地ともにスギ以外の葉の落下量が最も大きかったが、これは集計結果が11月までのものであり、スギ林に混交する落葉広葉樹やカラマツの落葉のピークが含まれていることに起因している。そのため、スギ針葉の落下量は全体に対する23から28%程度であった。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、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た。スギの針葉の放射性セシウム濃度は、三ツ石でも金山でもリターフォールの面分の中で最も低かった（表7.1.-1）。リターフォール量に占める重量割合が低く、濃度が低かったため、スギの針葉による放射性セシウム落下量（三ツ石が83 Bq/m²、金山が63 Bq/m²）は、リターフォールによる放射性セシウム落下量全体の3~8%程度であり少なかった（表7.1.-1）。

森林全体の放射性セシウム蓄積量（三ツ石が660,000 Bq/m²、金山が275,000 Bq/m²）に対するスギ針葉の放射性セシウム落下量の割合は、森林内の放射性セシウムの循環割合を指標すると考えられる。この循環割合が、三ツ石では0.013%、金山では0.023%であり、金山の方が三ツ石よりも1.8倍程度大きかった。このことが、三ツ石と金山のスギの葉の放射性セシウム濃度の変動傾向に影響を及ぼしている可能性がある。森林全体の放射性セシウム蓄積量は三ツ石スギ林の方が金山スギ林より2.5倍程度多いが、スギの葉の放射性セシウム濃度は、2015年以降逆転して金山の方が三ツ石よりも高く推移している。

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

試験地名	スギ針葉	スギ以外の葉	スギ枝	スギ以外の枝	その他	合計
リターフォール量 (g/m ²)						
三ツ石	118.8 (54.2)	141.2 (56.4)	54.0	32.7	78.1	424.8
金山	42.1 (16.6)	90.4 (42.7)	4.4	3.0	41.0	180.9
放射性セシウム濃度(Bq/kg)						
三ツ石	935 (776)	2598 (1448)	2429	5906	20750	
金山	1375 (1274)	2192 (812)	2942	3208	14350	
放射性セシウム落下量 (Bq/m ²)						
三ツ石	82.6 (49.6)	317.2 (122.4)	170.4	193.2	1620.6	2384.1
金山	62.8 (63.9)	190.4 (90.9)	13.1	9.5	588.3	864.1

回収は 2019 年 5 月から 11 月までの 6 ヶ月間であり、カッコ内の数値は標準偏差を表す。

一般にリターフォール量には年々変動があることが知られており、台風などの攪乱による影響を受けることが知られている。その結果、落葉などによる放射性セシウムの還元量も変化するものと考えられるが、その変動幅は継続観測をしなければ把握することができない。また、種子生産の多寡が落葉量の増減にも影響がある可能性もあり、この観点からも継続観測が重要である。

7.2. 樹木周辺土壌における放射性セシウム分布特性の解析

(1) 目的

森林に沈着した放射性セシウムは樹木から林床に移動して、現在その多くが土壌表層(0-5 cm)に存在している。しかし、これまでの調査結果により樹木周辺土壌においては、樹幹流により放射性セシウムが土壌深部(10 cm-)まで供給されている可能性が報告されており、樹木による土壌深部からの吸収が存在する可能性がある。そこで、樹木周辺土壌における放射性セシウムの鉛直分布状況を詳細に把握するため、樹木の大きさや樹種の異なる樹木周辺土壌を対象として、放射性セシウムの鉛直分布の樹木個体間差を明らかにする。さらに、樹幹流は幹の表面の一部に集中して発生し方位により流量が異なることから、その影響を方位別の土壌試料を調べることによって明らかにする。

(2) 方法

調査区は川内村三ツ石のスギ林とコナラ林の平坦地に設定し、2019年6月12日から13日にかけて行った。樹木周辺のサンプルとして、スギ林ではスギ1(胸高直径:21 cm)、スギ2(胸高直径:28 cm)、スギ3(胸高直径:14 cm)、スギ4(胸高直径:29 cm)、コナラ林ではコナラ1(胸高直径:22 cm)、コナラ2(胸高直径:19 cm)、コナラ3(胸高直径:20 cm)、コナラ4(胸高直径:15 cm)の東西南北4方位の根元直下の土壌を採取した。25 cm×25 cmの方形枠内の落葉層を採取後、土壌採取サンプラー(ハンドサンプラーHS-25S、藤原製作所)を用い、深さ25 cmまでの鉍質土壌を採取した(写真7.2.-1、写真7.2.-2)。落葉層は風乾・粉碎後、U-8容器に充填し、鉍質土壌は0-25 cmの試料を5 cm毎に裁断し、風乾後、U-8容器に充填した。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137(Cs-137)濃度を測定した。さらにCs-137濃度に現存量を乗じて、Cs-137蓄積量を算出した。



写真 7.2.-1 スギ周辺の土壌採取



写真 7.2.-2 コナラ周辺の土壌採取

(3) 結果と考察

スギ林とコナラ林における、樹木周辺4方位におけるCs-137蓄積量と変動係数を、表7.2.-1に示した。平均Cs-137蓄積量と胸高直径との関係には、スギ、コナラ共に明瞭な関係は

見られなかった。また、樹木周辺の東西南北4方位のばらつきに関しても、スギ、コナラ共に胸高直径との関係は見られなかった。このことから、樹木周辺土壤に供給される放射性セシウム量やそのばらつきは、樹木サイズだけでなく、樹冠投影面積や樹木の傾き、樹木の樹皮の状態等、他の要因も関与していると考えられる。実際、Imamura et al. (2017)は、樹木周辺の平均 Cs-137 濃度と樹冠投影面積の関係を明らかにしている。また、Okuda et al. (2017)は、樹皮の滑らかさが樹木周辺の放射性セシウム濃度に影響することを明らかにしている。

表 7.2.-1 4 方位の Cs-137 蓄積量と変動係数

スギ No. (胸高直径)	Cs-137 蓄積量 (kBq/m ²)	変動係数	コナラ No. (胸高直径)	Cs-137 蓄積量 (kBq/m ²)	変動係数
1 (21 cm)	247±42	0.17	1 (22 cm)	278±278	1.00
2 (28 cm)	716±267	0.37	2 (19 cm)	360±64	0.18
3 (14 cm)	97±72	0.74	3 (20 cm)	318±125	0.39
4 (29 cm)	235±120	0.51	4 (15 cm)	310±59	0.19

Cs-137 蓄積量は平均と標準偏差を示す。

スギ林とコナラ林における、樹木周辺4方位における Cs-137 蓄積量を、図 7.2.-1 と図 7.2.-2 にそれぞれ示した。10 cm 以上深い土壤における Cs-137 蓄積量が最も多い方位に着目すると、スギ林については、4 方位の変動係数の大きいスギ 2、スギ 3、スギ 4 において、落葉層における Cs-137 蓄積量が最も多い方位と一致した (スギ 2 : E、スギ 3 : N、スギ 4 : N)。一方、コナラ林においては、4 方位の変動係数の大きいコナラ 1 では、10 cm 以上深い土壤における Cs-137 蓄積量が最も多い方位は、落葉層と深さ 0-5 cm の土壤における合計 Cs-137 蓄積量が最も多い方位と一致した (コナラ 1 : N)。また、コナラ 3 では、10 cm 以上深い土壤における Cs-137 蓄積量が最も多い方位は、落葉層と深さ 0-5 cm の土壤における合計 Cs-137 蓄積量が 2 番目に多い方位と一致した (コナラ 3 : E)。これらから、樹木周辺土壤では、表層土壤の放射性セシウム蓄積量が多い場所では土壤深部まで放射性セシウムが周辺よりも多く供給されている可能性が考えられた。さらに、土壤深部への浸透の指標として表層土壤の放射性セシウム蓄積量を見る際は、スギに比べコナラの落葉層は分解されやすいため、落葉層に加え土壤の深さ 0-5 cm の放射性セシウム蓄積量に注視する必要があることが明らかになった。

本調査により、放射性セシウムが樹木周辺土壤に選択的に供給された場合、表層土壤に放射性セシウムが多く供給されれば土壤深部にまで到達している可能性が高いことが明らかになった。ただし、このような放射性セシウムの分布の偏りが樹木による吸収に対してどのように影響しているかを明らかにするためには、樹木に吸収されやすい交換態や溶存態の放射性セシウムの分布状況についても把握する必要がある。

参考文献

Imamura N, Delphis F, Levia, Toriyama J, Kobayashi M, Nanko K (2017) Stemflow-induced spatial heterogeneity of radiocesium concentrations and stocks in the soil of a broadleaved deciduous forest. *Science of the Total Environment*, 599–600: 1013–1021.

Okuda T, Takada M, Yamada T, Nohara S, Takahara T (2017) Spatial heterogeneity of radiation emission on a secondary mixed forest floor in northeastern Japan after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant explosions. *Journal of Forest Research*, 22: 97–107.

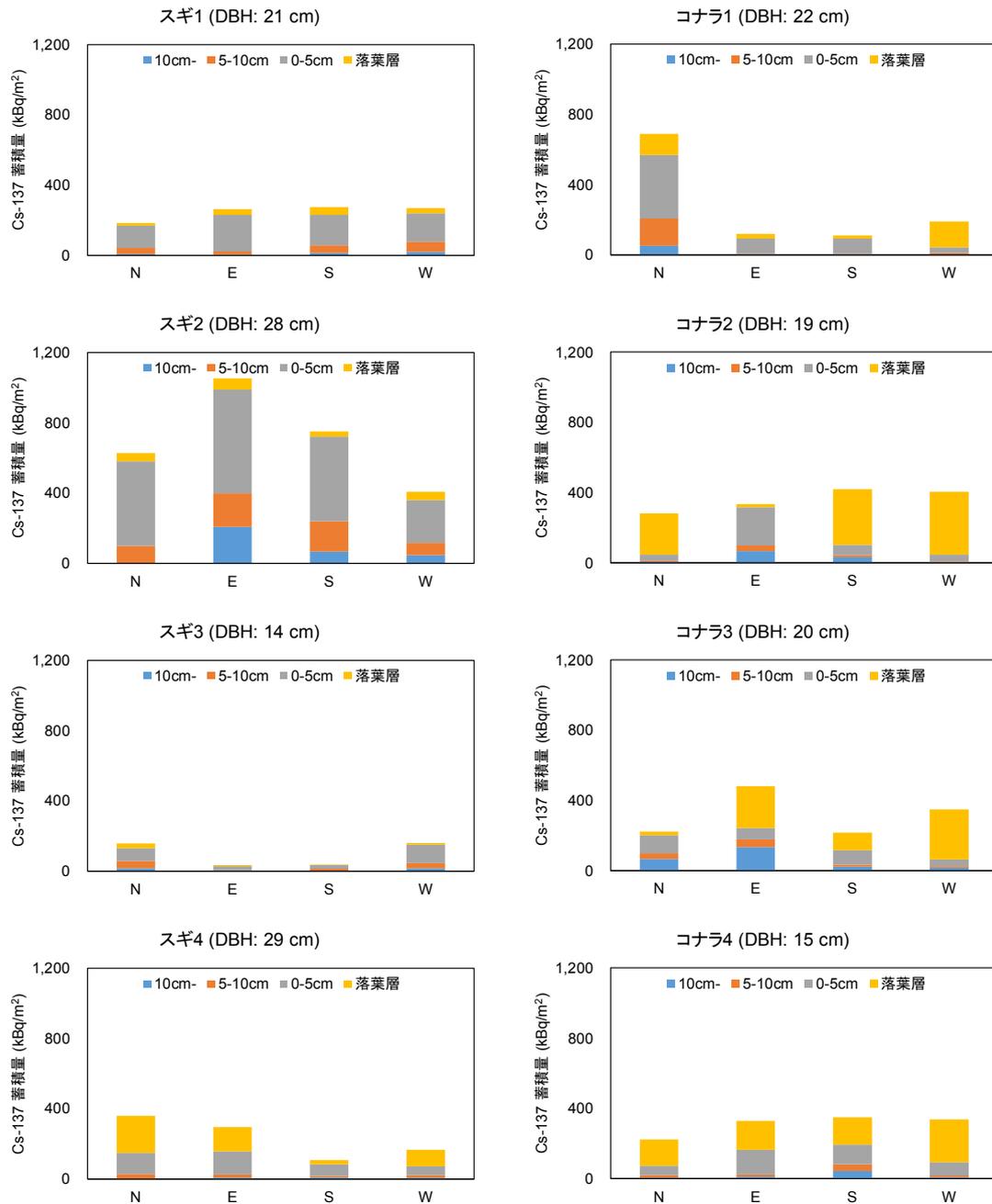


図 7.2.-1 スギ林における、スギ周辺 4 方位 図 7.2.-2 コナラ林における、コナラ周辺 4 方位における Cs-137 蓄積量

7.3. 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、大部分が原発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、汚染度の推移について予想することが難しい。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。

(2) 調査方法

三ツ石スギ(2012~2019年度)、三ツ石ヒノキ(2012~2019年度)、三ツ石コナラ(2016~2019年度)、金山スギ(2016~2019年度)、館山アカマツ(2017~2019年度)、大玉アカマツ(2012~2016、2019年度)及び大玉コナラ(2015~2017、2019年度)を調査対象とした。2012~2015年度は2個体(詳細調査Iの大・中)、2016年度は3個体(詳細調査Iと同じ個体)、2017~2019年度は6個体(ただし館山アカマツ、大玉アカマツ及び大玉コナラは3個体)(詳細調査Iと同じ個体)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。2017~2019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、全ての調査林分で減少傾向にあり、金山スギ及び館山アカマツ以外では物理的減衰で想定されるよりも大きく減少した(図7.3.-1)。外樹皮のCs-137濃度の平均値は、2019年度は2012年度の2~3割程度にまで低下した。ただし三ツ石ヒノキでは、2016年度頃から外樹皮のCs-137濃度は下げ止まりになりつつあると考えられる。外樹皮のCs-137濃度に減少傾向が見られなかった金山スギ及び館山アカマツは、調査開始が2016年度以降であるため、調査開始時点で既に外樹皮のCs-137濃度が下げ止まっていた可能性がある。

内樹皮のCs-137濃度の平均値は、三ツ石ヒノキ以外では概ね物理的減衰と同程度に減少した。ただし金山スギの内樹皮のCs-137濃度は三ツ石スギと同程度に高いことから、調査開始以前の2011~2015年度の間増加していた可能性がある。三ツ石ヒノキでは内樹皮のCs-

^{137}Cs 濃度に増加傾向が見られ、2019年度は2012年度の約3倍になったが、2017年度以降は頭打ちになりつつあると考えられる。

以上のように、一部の調査林分では2016年度頃より外樹皮のCs-137濃度の下げ止まりや内樹皮のCs-137濃度の上げ止まりの傾向がみられ始めた。しかし、依然としてCs-137濃度が大きく変化している林分や調査年数不足で傾向がつかみきれていない林分が多いため、今後も調査を継続する必要がある。

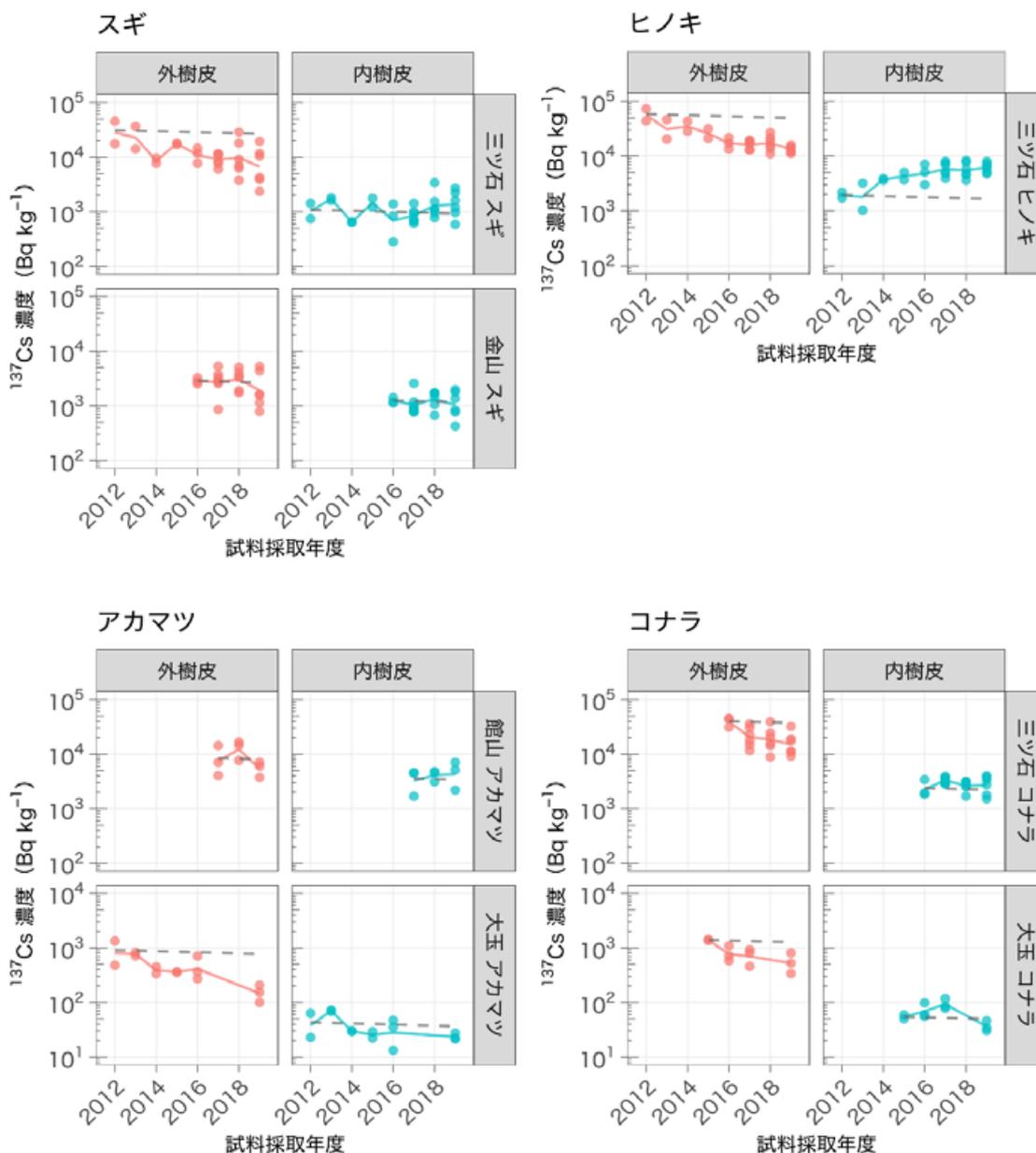


図 7.3-1 外樹皮及び内樹皮における Cs-137 濃度の経年変化

実線は平均値、破線は初回モニタリング年の平均値からの物理的減衰を示す。

Cs-137の放射能は各採取年度の9月1日を基準日として減衰補正した。

7.4. 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

福島原発事故により、実際に汚染された林地に新たにヒノキ苗を植栽し、現地での放射性物質の経根吸収の有無とカリウム施肥によるその移行吸収の抑制効果を検討することを目的とした。これまでに、試験開始の1年後からカリウム施肥による苗木の放射性セシウム吸収の低減効果が認められ、2年後の調査でも施肥の効果が継続して認められたことが報告されている。カリウム施肥は毎年試験開始時（2014年度は夏、2015年度以降は春）に行ってきたが、実際の放射能対策として、林地肥培を毎年継続することは現実的ではない。そこで、施肥効果の持続性への影響を検証するため、2017年度に一部の施肥プロットにおいて春のカリウム施肥を中止し、施肥効果の持続性や成長による濃度上昇などに着目した調査を継続している。

(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月に県内産のヒノキ3年生実生苗を約3000本/haの密度で植栽した。試験地内に50m×50m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(K₂O)として100kg/ha(Kとして83kg/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月の計6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年度から施肥区4プロットのうち、半分の2プロットではカリウム施肥を中止した。すなわち、施肥区(継続区)2プロット、施肥中断区2プロット、無施肥区4プロットとなった。毎年生育終了後の10月下旬から翌年の生育開始前の4月の間に、各プロットから5本の苗木とその近傍のリター及び深さ20cmまでの土壌を採取した。苗木は針葉、幹及び枝、根の3部位(2017年度からは針葉、幹、枝、根の4部位)に分けて、また土壌は5cmごとの4層(または0-5cm、5-10cm、10-20cmの3層)に分けて、乾燥後放射性物質の定量を行った。なお、2019年10月の台風被害のため調査地への到達が非常に困難となったため、試料運搬が容易な針葉のみに限定して採取を行った。放射性物質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放射性セシウム(Cs-137)を定量した。また、カリウム施肥による移行吸収を規定する要因を明らかにするため2015年度から2019年度に採取された苗の針葉のカリウム、安定同位体セシウム(Cs-133)及び同族のルビジウムの濃度を誘導結合プラズマ質量分析法(Agilent製7700seriesICP-MS)を用いて測定した。

(3) 結果及び考察

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)に採取した苗木針葉の放射性セシウム(Cs-137)濃度を図7.4.-1に示した。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。2018年度はすべてのプロットで平均値が減少していたが、2019年度には施肥区以外のプロットで再び平均値は上昇した。2017年度に特に各プロットで針葉のCs-137濃度が上昇していたことから、成長とともに樹木のセシウム吸収能力が高まった可能性を指摘した。2018年度の調査では増加傾向は認められなかったものの、2019年度の調査で再び施肥区以外の針葉の濃度上昇が認められたことから、現段階で、針葉の濃度が平衡状態に達したと判断するのは難しい。したがって引き続き針葉の濃度変化を追跡する必要がある。

処理区ごとの針葉のCs-137濃度変化を見ると、施肥区以外では上昇傾向が認められ、2019年度の施肥区の平均濃度は無施肥区に比べると約10分の1であり、これまでと同様にカリウム施肥による吸収抑制効果の持続が確認された。一方、2017年度以降施肥を行わなかった施肥中断区では、2017年度以降の針葉Cs-137濃度が上昇傾向にあり、平均濃度では施肥区よりも高くなったことから、施肥中断により吸収抑制効果が弱まっていると考えられる。濃度での比較に加え、各採取地点の土壤汚染程度のばらつきによる影響を標準化するため、指標である面移行係数(T_{ag})を求め検討を行った(図7.4.-2)。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、施肥中断による面移行係数の上昇も共通して認められた。

針葉のCs-137濃度や面移行係数にみられた施肥による吸収抑制、施肥中断による吸収増加は、針葉の安定同位体セシウム(Cs-133)濃度(図7.4.-3)、ルビジウム(Rb)濃度(図7.4.-4)についても認められた。施肥区では無施肥区よりも針葉のカリウム(K)濃度が高い傾向がみられ(図7.4.-5)、カリウムの吸収が高まるとセシウム(Cs-137、Cs-133)及びRbの移行吸収を抑制すると考えられる。2017年度から、施肥中断区で施肥を中止したことから、セシウムの吸収抑制効果が弱まり、針葉のCs-137濃度が増大すると予想した。実際には2018年度の針葉のCs-137濃度は2017年度よりやや減少した値であったが、2019年度は濃度が上昇し、施肥区よりも平均濃度が高くなっていた(図7.4.-1)。一方で、施肥中断区の濃度が無施肥区の濃度よりも低かった理由としては、(1)施肥中断区では、中断前の針葉の濃度が低く、希釈効果によって濃度上昇が抑えられたこと、(2)施肥中断後も、過去の継続的なカリウム施肥による放射性セシウムの経根吸収抑制効果がある程度維持されたこと、の2つが考えられる。昨年度の段階では、2018年度にはCs-137濃度の上昇が起こらなかったことから、(2)に示したように過去の施肥によって放射性セシウムの吸収抑制効果が維持された可能性が高いと考えた。しかし、2019年度には無施肥区に比べると濃度は低いものの、濃度上昇に転ずる傾向にあったことから、過去の施肥による吸収抑制効果は弱まってきていることが考えられる。ただし、施肥中断後のCs-137濃度の変化は一定しておらず、これまでの3年間の結果から施肥中断の影響を評価することは難しい。したがって、さらに継続して施肥中断の影響を調査する必要がある。

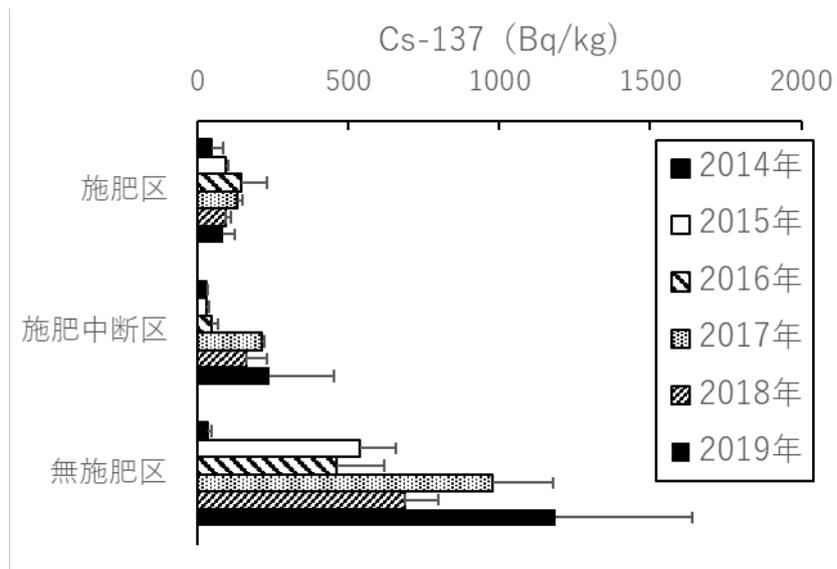


図 7.4-1 植栽後のヒノキ苗針葉の平均 Cs-137 濃度

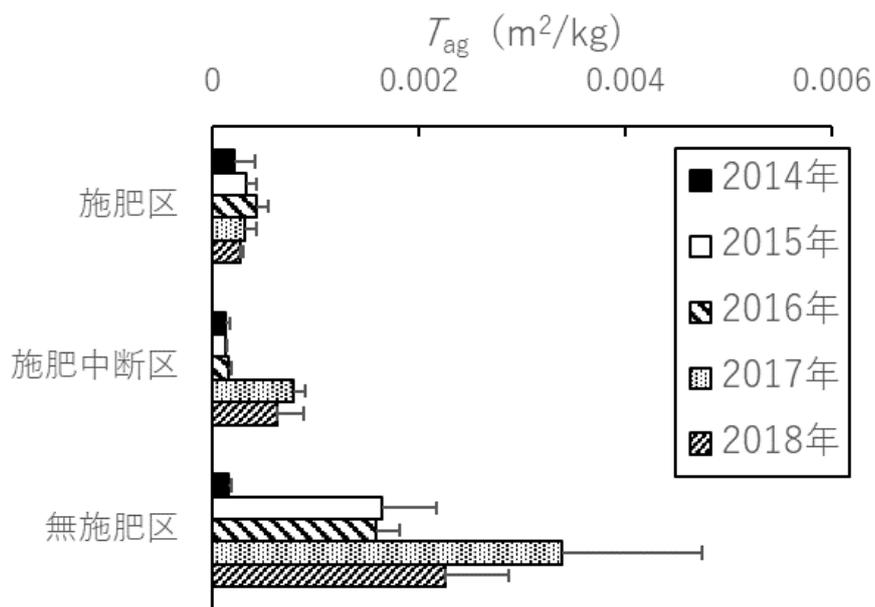


図 7.4-2 ヒノキ苗針葉の面移行係数(T_{ag})

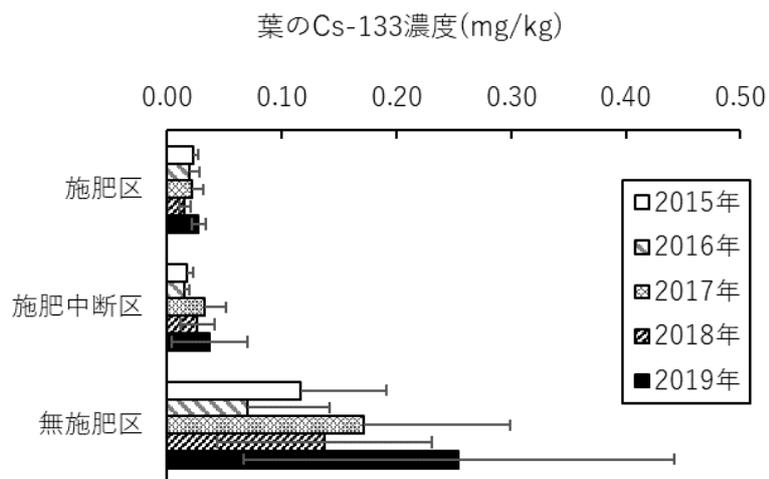


図 7.4.-3 ヒノキ苗針葉の平均 Cs-133 濃度

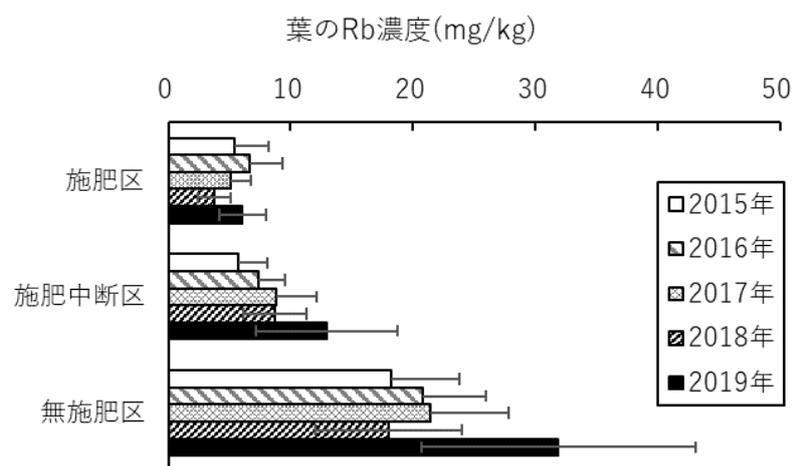


図 7.4.-4 ヒノキ苗針葉の平均ルビジウム濃度

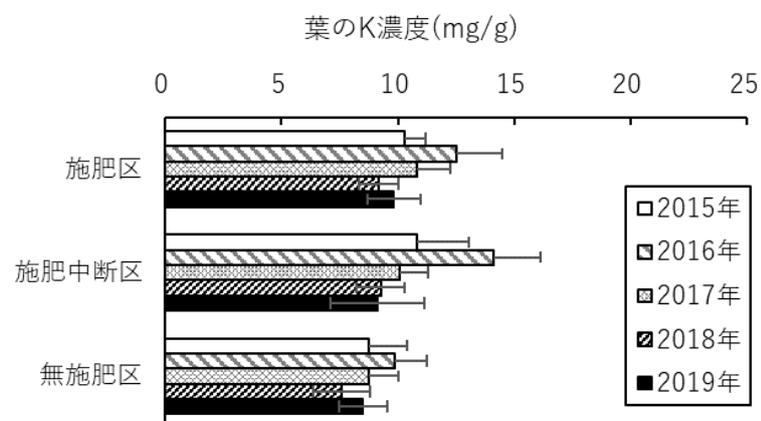


図 7.4.-5 ヒノキ苗針葉の平均カリウム濃度

7.5. 小型哺乳類（ノネズミ類及び食虫類）の放射性セシウム

（1）目的

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は、陸地では多くの面積を占める森林で落葉層や土壌表層に蓄積された。森林生態系における放射性物質の動態や野生動物への影響把握のために継続的モニタリングが求められる。地表や土壌中を生活空間とする小型哺乳類のノネズミ類や食虫類にとっては、放射性物質による外部被曝だけでなく、落葉層や土壌との直接の接触や採食を通じて体内に取り込まれた放射性物質による内部被曝も起きる。小型哺乳類のノネズミ類の食性は雑食性で、多様な植物質や動物質を餌とし、食虫類の食性は動物質を主に餌としている。一方、これらの小型哺乳類は、上位捕食者の被食動物という生態的地位にある。これらの小型哺乳類は、わが国の森林に生息する普通種で、特にノネズミ類の捕獲は比較的容易なため、継続的調査や他地域との比較検討に都合が良い。野生動物における継続的なモニタリング対象として重要な生物と言える。

ノネズミ類のアカネズミとヒメネズミおよび食虫類のヒミズは、放射性セシウムの体内蓄積濃度が高いことがこれまでの調査から明らかになった。これらの小動物を中心に、放射性セシウムの移行・蓄積や個体変異などのメカニズムを明らかにするために継続的な調査研究が必要である。

本年度は、各調査地で小型哺乳類の捕獲を行い、捕獲個体の放射性セシウム濃度分析を行い経年変化について比較検討した。また、生息環境におけるアカネズミの体内濃度への影響を明らかにするために、生息地の落葉層と土壌層の放射性セシウム濃度からアカネズミへの移行係数を算出し比較した。

（2）調査地と方法

調査地は1) 原子力発電所から 29 km の福島県飯舘村の国有林（高線量地、飯舘調査地とよぶ。空間線量率 4.5 $\mu\text{Sv/h}$ 、2014 年 9 月下旬測定）、2) 原子力発電所から 27 km の福島県川内村の国有林（中線量地、川内調査地とよぶ。空間線量率は平均 3.6 $\mu\text{Sv/h}$ 、2011 年 10 月下旬測定）、及び 3) 原子力発電所から 70 km の茨城県北茨城市の国有林（低線量地、小川調査地とよぶ。空間線量率 0.2 $\mu\text{Sv/h}$ 、12 月上旬測定）の 3 箇所である。これらの調査地で、2019 年度にこれまでと同様に 10～12 月にシャーマントラップ約 80～120 個を 3～4 晩設置して捕獲を行った。餌は燕麦を使用した。捕獲個体は炭酸ガスで殺処分後に、体重など外部計測を行い、齢段階に分けた。捕獲個体は毛皮、内臓及び骨格筋（骨格を含む）に分け、放射性セシウム測定の前処理を行うまでは冷凍保管した。前処理として原則的に灰化後に硫酸ナトリウムを混合し、U-8 容器に試料を入れた。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 Cs-134 及び Cs-137 濃度を測定した。なお、捕獲個体の放射性セシウム濃度表示は生重量当たりで表示し、減衰補正の基準日は各年の 9 月 1 日とした。アカネズミの生息環境の把握のために、落葉層と土壌層における放射性セシウム

ム濃度測定を高線量地（飯舘調査地）と低線量地（小川調査地）で実施し、中線量地（川内調査地）では本調査事業の詳細調査Ⅰの値（林野庁、2019）を使用した。濃度測定に使用した落葉層と土壌層の採取は高線量地（飯舘調査地）では12地点、低線量地（小川調査地）では10地点で採取し、小型哺乳類捕獲調査時に実施した。落葉層は方形区（25 cm×25 cm）を用いて枠内のすべての堆積有機物を採取し、土壌層は落葉層の採取地点で採土円筒（Daiki、高さ5 cm、内径11 cm）を用いて表層0-5 cmの土壌を採取した。これらの試料は乾燥・粉碎の処理を行った後、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Cs-134及びCs-137濃度を測定した。

（3）結果と考察

1）小型哺乳類の捕獲した種類と数

ノネズミ類では、アカネズミは2019年10～11月に小川調査地で32頭、川内調査地で28頭、及び飯舘調査地で38頭が捕獲され、ほかにヒメネズミやヤチネズミなども捕獲された（表7.5.-1）。捕獲後に外部計測と解剖などを実施し、放射性セシウム濃度の測定を行った。

本年度は事故後9年目であるが、高線量地においても、またそれより濃度の低い2地域においても、小型哺乳類の捕獲が継続的にできていることから個体群は存続維持されており、また捕獲個体の計測解剖からも繁殖も継続的に行われていると考えている。

表 7.5.-1 年度ごとに捕獲した小型哺乳類の種類と数

場所	種	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
小川	アカネズミ	42	35	23	30	36	41	45	42	32
	ヒメネズミ	8	31	19	19	19	3	8	18	20
	ヤチネズミ	0	0	1	1	1	2	1	1	1
	アズマモグラ	0	0	0	0	0	-	-	-	-
	ヒミズ	0	1	3	5	5	0	4	0	2
	ジネズミ	0	0	0	0	1	0	0	0	0
	計	50	67	46	55	62	46	58	61	55
川内	アカネズミ	26	10	30	10	35	29	46	32	28
	ヒメネズミ	8	19	12	10	22	35	12	12	6
	ヤチネズミ	0	2	2	0	1	23	3	31	4
	アズマモグラ	0	2	3	1	0	-	-	-	-
	ヒミズ	0	4	4	4	17	13	2	5	3
	ジネズミ	0	0	0	0	1	1	0	1	2
	クマネズミ	0	0	0	0	0	1	0	0	0
計	34	37	51	25	76	102	63	81	43	
飯舘	アカネズミ	-	19	30	26	44	65	49	41	38
	ヒメネズミ	-	19	11	17	12	14	11	2	6
	ヤチネズミ	-	0	2	14	0	6	0	0	2
	アズマモグラ	-	0	3	0	0	-	-	-	-
	ヒミズ	-	1	0	19	22	4	2	0	2
	ジネズミ	-	0	0	1	1	0	0	0	0
	計	-	39	46	77	79	89	62	43	48
森林総研 - 未実施	アズマモグラ	0	1	-	-	-	-	-	-	-

2) アカネズミ体内における放射性セシウム濃度の経年変化

アカネズミの筋肉中（骨格も含む）の放射性セシウム濃度（Cs-134 と Cs-137 の濃度の合計）の2019年度の濃度を検討した（図 7.5.-1）。高線量地（飯舘調査地）の平均濃度は 6.8 kBq/kg（ ± 2.4 kBq/kg、標準誤差）を示し、2018年度に続いて減少した。当調査地で調査を開始した2012年度の値と比較すると、67%減少した。一方、中線量地（川内調査地）の平均濃度は 4.0 kBq/kg（ ± 0.7 kBq/kg）を示し、2018年度の平均値よりも若干増加したが、事故直後の2011年度の値と比較すると、33%減少した。低線量地（小川調査地）の平均濃度は 0.5 kBq/kg（ ± 0.1 kBq/kg）を示し、2011年度と比較すると 69%減少した。事故後8年を経過し、アカネズミにおける放射性セシウム濃度は大きく見ると低下傾向を示したが、特に高線量地ではいまだに高い値を維持していることが明らかになった。このような生息環境で高濃度の体内蓄積状況においても、アカネズミは個体群を維持し、繁殖を継続していることが明らかになった。

放射性セシウムの体内濃度は、年次別にみると変動が大きく、特に高線量地は標準誤差も大きくばらつきが大きい。3調査地の値の大小は、高線量地>中線量地>低線量地であることから、アカネズミ体内の放射性セシウム濃度は生息地の汚染状況に大きく影響されているといえるが、変動の大きさについて考察するためには、生息環境や餌など、アカネズミに関わる生態系が与える影響について明らかにする必要がある。

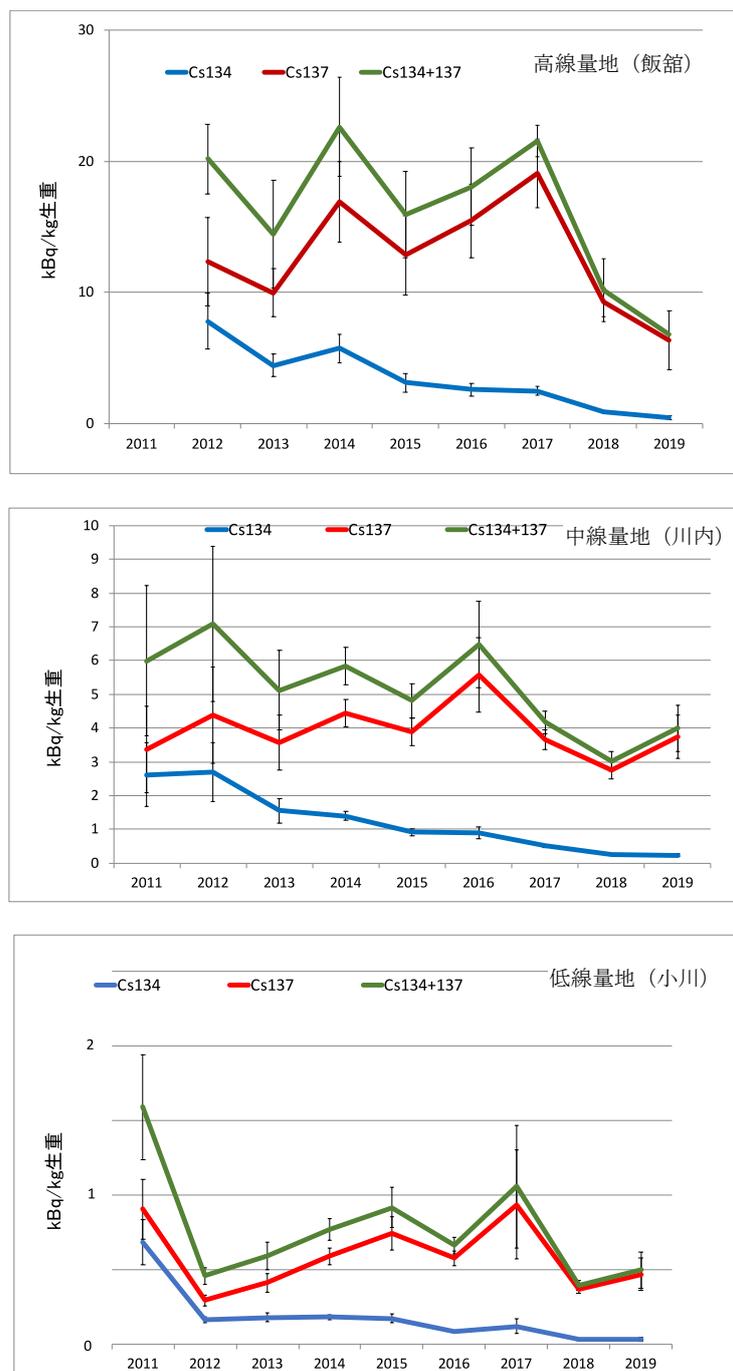


図 7.5-1 高線量地、中線量地及び低線量地におけるアカネズミ成獣の筋肉（骨格含む）中の放射性セシウム平均濃度と標準誤差の事故後の推移

3) アカネズミ生息地における放射セシウム濃度の年次変動

アカネズミの体内の放射性セシウム濃度に影響を与える生息地の落葉層や土壌の放射性セシウム濃度 (Cs-134 と Cs-137 の合計) の年次変化を検討した (図 7.5.-2)。高線量地では、測定を開始した 2013 年度から 2016 年度にかけて落葉層と土壌層 (0-5 cm 深、以下同様) の値が大きく低下し、落葉層では 2013 年度の 380 kBq/kg 乾重から 2016 年度の 87 kBq/kg 乾重まで 1/4 程度に減少し、2018、2019 年度は 75 kBq/kg 乾重であった。土壌層では 2013 年度の 72 kBq/kg 乾重から 2016 年度の 38 kBq/kg 乾重にほぼ半減し、2017~2019 年度は同様の値 (38 kBq/kg 乾重) であった。中線量地では、落葉層と土壌層の値は 2012 年度に最大値を示し、その後低下し、落葉層で 380~70 kBq/kg 乾重、土壌層 (0-5 cm 深) では 28~12 kBq/kg 乾重の範囲で推移し、2016~2019 年度はほぼ同様の値であった。低線量地では、2011 年度に最高値を示し、それ以降低下したが、2014 年度以降は大きな変化は見られなかった。落葉層で 21~7 kBq/kg 乾重、土壌層で 3~2 kBq/kg 乾重の範囲で推移し、2018~2019 年度には同様の値で推移した。

2011~2019 年度の落葉層と土壌層における放射性セシウム濃度の平均値を 3 調査地間で比較すると、低線量地を 1 とすると、落葉層では中線量地は 17 倍、高線量地は 16 倍となり、土壌層では中線量地は 9 倍、高線量地は 22 倍に相当した。

アカネズミの生活空間は土壌層や落葉層で、土壌層にトンネルを掘り生活する。落葉層の放射性セシウム濃度は大きく低下してきており、体内の放射性セシウム濃度の年次変化とは一致しない。濃度変化だけを見れば、アカネズミ体内の放射性セシウム汚染は、落葉層よりも土壌の影響を強く受けるように見える。詳細な検討のため、次節では落葉層と土壌それぞれの放射性セシウム濃度と体内放射性セシウム濃度との比によって求める移行係数の違いを見てみる。

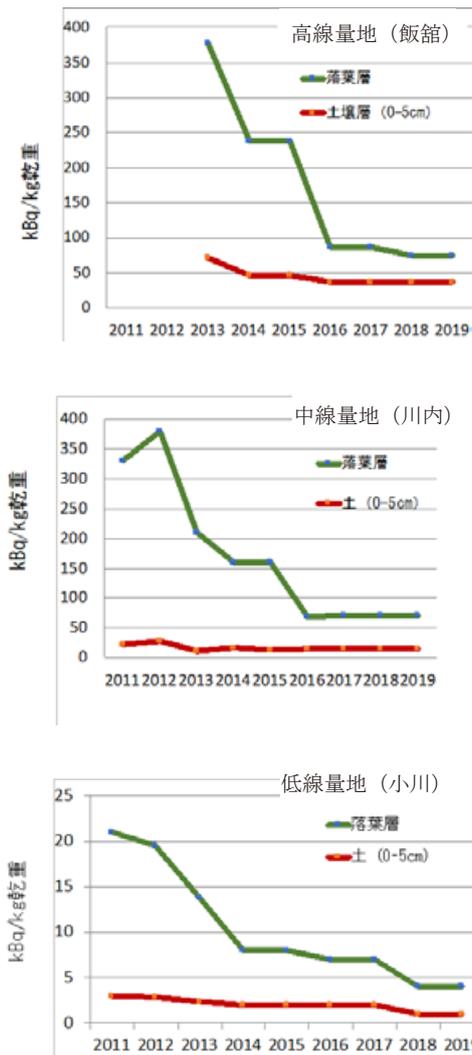


図 7.5-2 高線量地、中線量地及び低線量地における落葉層と土壌層（0-5 cm 深）における放射性セシウム濃度（Cs-134 と Cs-137 の合計）の事故後の推移

4) アカネズミにおける放射性セシウムの生息地から体内への移行係数

アカネズミ成獣体内の放射性セシウム濃度の状況と生息環境の放射性セシウム濃度との関係を検討するために、体内放射性セシウム濃度を生息地の落葉層及び土壌層（0-5 cm 深）の放射性セシウム濃度で除した値を移行係数として、その年次変化を示した（図 7.5-3）。年次間のばらつきが大きいため、調査地域間の落葉層及び土壌の影響を分析しやすくする目的で、各年次の値を平均して以下に示す。各調査地における落葉層からアカネズミ体内への移行係数（平均値±標準誤差）の 9 年間の平均値は、高線量値で 0.13 ± 0.03 、中線量地で 0.04 ± 0.01 および低線量値で 0.09 ± 0.01 の値を示した。土壌層（0-5 cm 深）からの移行係数（平均値±標準誤差）は、高線量値で 0.36 ± 0.06 、中線量地で 0.31 ± 0.03 および低線量値で $0.39 \pm$

0.05 の値を示した。落葉層からの移行係数は調査地間で違っていたが、土壌からの移行係数は 3 調査地とも同程度の値になった。落葉や土壌は直接の餌ではなく、放射性セシウムが落葉層から土壌層に移行した後に植物に吸収され、その植物などを餌とすることを介してアカネズミ体内の放射性セシウム濃度に関与していたと考えられる。さらにいずれの移行係数も 2016 年、2017 年ころに高くなっていたことは、林床に集積していた放射性セシウムがこの頃に植物体に吸収されやすかったことを示唆している可能性がある。

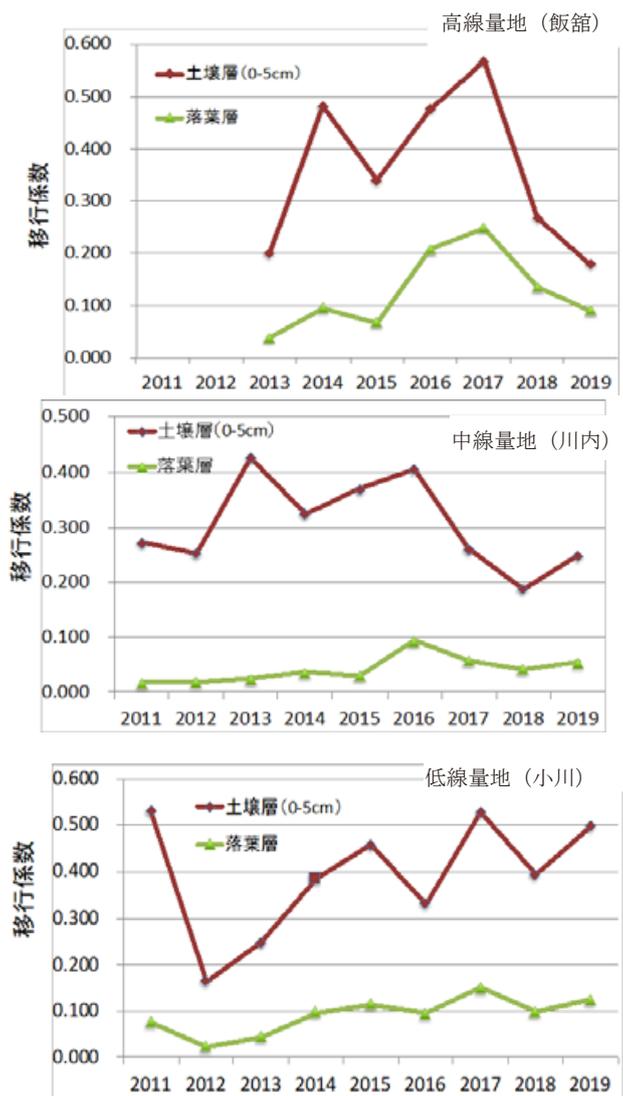


図 7.5-3 アカネズミにおける放射性セシウムの生息地（土壌層と落葉層）から体内への移行係数

引用文献

林野庁（2019）平成 30 年度森林内の放射性物質の分布状況調査結果について。

https://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jyosen/attach/pdf/H30_jittaihaaku-3.pdf