

## 7.5. 落葉広葉樹林内の林内雨及び樹幹流の放射性セシウム濃度調査

### (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内、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、2020年度（昨年度）の詳細調査Ⅲ（放射性物質の挙動を予測するための調査）から、福島県川内村の三ツ石コナラ林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移動量が観測されている（林野庁, 2021; 参考文献 1）。しかし、林内雨・樹幹流が併せて観測されておらず、樹冠から林床への放射性セシウムの総移動量が把握できていなかった。そこで、今年度から三ツ石コナラ林内に新たに林内雨及び樹幹流サンプラーを設置し、落葉広葉樹林内での林内雨・樹幹流を観測することで、樹冠から林床への水文プロセスを介した放射性セシウム移動量を明らかにすることを目的とした。

### (2) 調査地と調査方法

福島県川内村の三ツ石コナラ林内に15 m×15 mの林内雨及び樹幹流の調査プロットを新たに設定した。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月からプロット内に受面積0.035 m<sup>2</sup>（口径210 mm）の林内雨サンプラー（写真7.5.-1）を計5個、同年6～7月からプロット内に樹幹流サンプラー（写真7.5.-2）を計3個設置した。水試料の回収は約1か月に1回の頻度で行った。調査日程及び調査内容をまとめたものが表7.5.-1である。

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 µmのナイロンネットフィルターと5.0 µm及び0.45 µm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2021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、2021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<sup>2</sup>）は、単位面積あたりの林内雨量（kg/m<sup>2</sup>; 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<sup>2</sup>）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<sup>2</sup>）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コナラの胸高断面積 (m<sup>2</sup>) で除することにより、単木あたりの樹幹流量 (kg/m<sup>2</sup>) を求めた。2) 次に、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<sup>2</sup>) 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<sup>2</sup>) 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<sup>2</sup>) 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<sup>2</sup>) を求めた。



写真 7.5.-1 林内雨サンプラー



写真 7.5.-2 樹幹流サンプラー

表 7.5.-1 調査日程と調査内容

調査日	調査内容
2021年4月7日*	林内雨サンプラーを5個設置
2021年4月28日*	林内雨試料を採取
2021年6月1日	林内雨試料を採取、樹幹流サンプラーを2個設置
2021年7月1日	林内雨・樹幹流試料を採取、樹幹流サンプラーを1個設置
2021年8月3日	林内雨・樹幹流試料を採取
2021年9月1日	林内雨・樹幹流試料を採取
2021年10月5日	林内雨・樹幹流試料を採取

\* 本事業の契約期間外であることから、他の予算で調査を実施

### (3) 結果及び考察

三ツ石コナラ林における林内雨の放射性セシウム濃度を調べた結果、2021年4月28日に採取した試料を除き、林内雨の放射性セシウム濃度は0.46~0.65 Bq/kgの範囲で安定していることが分かった(図 7.5.-1)。また、観測データ数がまだ少ないものの、2021年6月1日から10月5日までに採取された樹幹流は、同期間に採取された林内雨よりも2~3倍程度、

放射性セシウム濃度が高い傾向にあることが確認された。ここで、2021年4月7日から28日までの期間に採取された林内雨の放射性セシウム濃度が相対的に低かった要因として、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月初旬頃であり、同観測期間中に葉がついておらず、葉からの放射性セシウムの溶出がほとんどなかったことが影響したと考えられる。

次に、本調査で林内雨及び樹幹流の観測が共に行われた2021年6月1日から2021年10月5日までの約4箇月間の林内雨・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て比較した(表7.5.-2)。林内雨と樹幹流による放射性セシウム移動量はともに約300 Bq/m<sup>2</sup>であり、ほぼ同程度であった。また、2021年度(今年度)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が530 kBq/m<sup>2</sup>であったことから、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約4か月間で0.058~0.063%であることが分かった。

ここで、2020年度(昨年度)の5月から9月までの4か月間の同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約300 Bq/m<sup>2</sup>であったことが報告されている(林野庁, 2021; 参考文献1)。したがって、初夏から落葉前までの期間については、樹冠から林床への放射性セシウムの移動量が林内雨・樹幹流・リターフォールでほぼ同じであることが示唆された。しかし、10月以降が福島県川内村のコナラの落葉のピークであり、同時期のリターフォールによる放射性セシウム移動量が増加するのに対し、林内雨及び樹幹流では葉からの放射性セシウムの溶出が少なくなるため、放射性セシウム移動量が減少することが想定される。つまり、本調査では樹冠から林床への放射性セシウムの移動量が林内雨・樹幹流・リターフォールでほぼ同じであったが、この関係が年間を通じて一定ではないと考えられる。このことから、年間を通じた落葉広葉樹林内の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(2021) 令和2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/210316.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

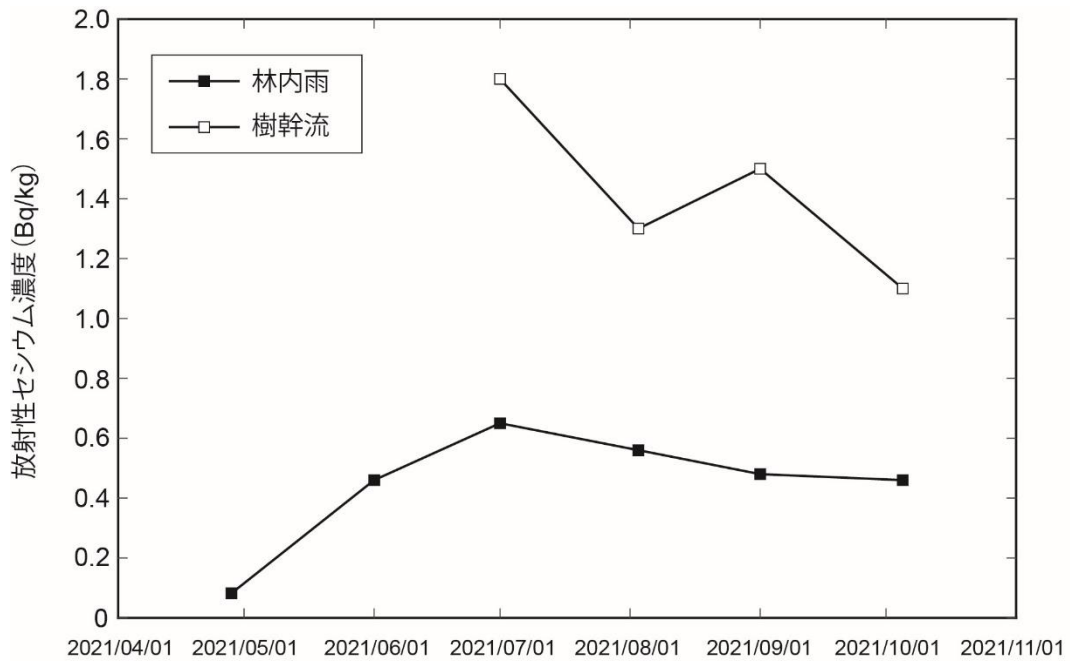


図 7.5.-1 三ツ石コナラ林における林内雨と樹幹流の放射性セシウム (Cs-134 及び Cs-137) 濃度

放射性セシウム濃度は 2021 年 9 月 1 日を基準として減衰補正している。

表 7.5.-2 三ツ石コナラ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移動量\*

	林内雨	樹幹流
放射性セシウム移動量 (Bq/m <sup>2</sup> )	310	330

\* 2021 年 6 月 1 日から 2021 年 10 月 5 日までの約 4 か月間の移動量 (有効数字 2 桁)

## 7.6. 森林生態系における特用林産物に係る調査－野生きのこの放射性セシウム吸収メカニズムの解明－

### (1) 目的

野生きのこは山菜などとともに放射性セシウムの濃度が高い傾向を持つ。野生きのこの放射性セシウム濃度は種ごとの特性や環境条件が影響すると考えられている。また、広域で出荷制限が続いていることから、濃度の時間変化の傾向について把握する必要がある。そこで、種や採取地点ごとのきのこの放射性セシウム濃度を推定するために、汚染状況の異なる複数の調査地で様々な種について放射性セシウム濃度を測定し、きのこの生活タイプや分類群（ここでは属を対象とする）レベルでの比較や年変化について解析を行った。また、放射性セシウムの動態を知るために原発事故以前から自然に存在し、似た挙動を示すと考えられる安定同位体セシウムや同族のルビジウムについて分析を行った。

### (2) 方法

#### 1) 野生きのこの放射性セシウム調査

調査は2021年7月から10月にかけて行った。調査地の位置を図7.6.-1に示した。調査地は昨年に引き続き、福島県飯舘村のあいの沢キャンプ場（以下、飯舘）、福島県郡山市の福島県林業研究センター構内（郡山）、茨城県北茨城市の小川試験地（小川）、茨城県つくば市の森林総合研究所構内（つくば）の4箇所とした（図7.6.-1、表7.6.-1）。森林総合研究所構内以外の調査地では、子実体を採取する際、地上高1mでNaIシンチレーション式サーベイメータを用いて空間線量率を測定した。採取した試料はオープンで乾燥後、カッターミルで粉砕し、100 mLまたは50 mL容量のポリ容器に充填したのち、ゲルマニウム半導体検出器を用いて放射性セシウム（Cs-137）濃度（Bq/kg）を測定した。濃度は調査年の9月1日に減衰補正した。

#### 2) 野生きのこの安定同位体セシウム濃度

2021年度の調査でCs-137濃度を測定した子実体40検体（飯舘と小川のサンプル各20検体）についてICP-MS（Agilent製7700seriesICP-MS）を用いて、安定同位体セシウム（Cs-133）と、セシウムと同族のルビジウムの重量濃度（ $\mu\text{g}/\text{kg}$ ）を測定した。

#### 3) 野生きのこの移行係数

郡山の調査地では、きのこの移行係数の調査を行った。土壌から発生した野生きのこについては、きのことともに、近傍の落葉層及び表層土壌（0-5 cm層）を採取した。落葉層は一边25 cmの正方形の枠内の堆積有機物をすべて、また表層土壌層は直径11 cm、深さ5 cmの採土円筒を用いて採取した。サンプルはそれぞれ試料重とCs-137濃度を測定し、単位面積あたりのCs-137蓄積量（ $\text{Bq}/\text{m}^2$ ）に換算した。採取した野生きのこのCs-137放射能濃度

と対応する落葉層・土壌の Cs-137 蓄積量からそれぞれ乾燥きのこに対する面移行係数 ( $\text{m}^2/\text{kg}$ ) を求めた。樹木から発生している木材腐朽菌の場合はきのこをセットで採取し、材は乾燥後樹皮を取り除き、カッターミル等で粉碎し、乾燥重量当たりの Cs-137 濃度を測定した。きのこ材の濃度から移行係数 (単位無し) を求めた。

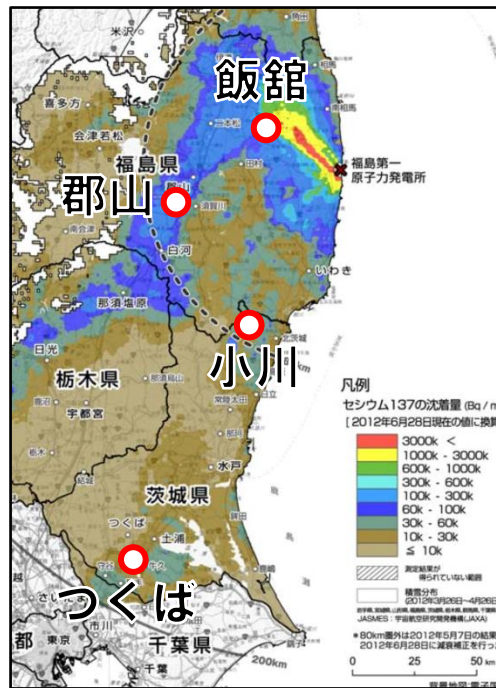


図 7.6-1 調査地の位置

地図は第 5 次航空機モニタリング及び福島第一原子力発電所から 80 km 圏外の航空機モニタリングの測定結果で示された Cs-137 の沈着地図 (2012 年 6 月 28 日時点) を使用

表 7.6-1 調査地の Cs-137 沈着量 (航空機モニタリング (第 5 次及び 80 km 圏外の測定結果より)) 及び子実体近傍地上高 1m の空間線量率平均値 ( $\mu\text{Sv}/\text{h}$ )

調査地	Cs-137 沈着量 ( $\text{kBq}/\text{m}^2$ )	空間線量率( $\mu\text{Sv}/\text{h}$ )									
		2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	
飯舘	810～880	2.76	2.96	1.83	1.53	0.80	0.65	0.56	0.52	0.47	
郡山	120～140	0.65	0.48	0.39	0.49	0.40	0.36	0.35	0.26	0.26	
小川	38～42	0.18	0.18	0.13	0.13	0.07	0.06	0.06	0.05	0.05	
つくば	26～28	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	

### (3) 結果

#### 1) 野生きのこの放射性セシウム調査

表 7.6-1 に子実体採取時に計測した地上高 1m の空間線量率の平均値を示した。飯舘では空間線量率の減少が認められたが、郡山及び小川では平均値の変化は小さかった。図 7.6-2 に調査地ごとの子実体の測定結果を箱ひげ図にて示した。縦軸の濃度値は対数スケールで表示している。調査地ごとに子実体の Cs-137 濃度を見ると、これまでと同様に検体によって最大値と最小値（ひげの両端）は 1000 倍程度異なっており、50%のサンプル（ふたつの四分位点の間）の濃度は 10~30 倍程度の範囲にあった。飯舘では 2016 年度の結果を除き、中央値が徐々に減少している傾向が認められた一方、郡山や小川では、その年に採取された分類群の偏りの影響によって大きくばらつくこともあり、明確な増減傾向は認められなかった。2020 年度の調査で中央値が高かったつくばでは、2021 年度でも高い値を示した。

図 7.6-3 に各調査地、調査年の Cs-137 濃度について、生活タイプ（菌根・木材腐朽・落葉分解）ごとに分けて示した。これまでの調査結果に引き続き、2021 年度の調査でも、菌根菌のほうが他の 2 タイプよりも Cs-137 濃度の中央値が高く、また濃度のばらつきも大きい傾向が認められた。特に飯舘では菌根菌の濃度のばらつきが大きい傾向（1000 倍程度）が続いていた。野生きのこの Cs-137 濃度の変動要因を確認するため、Cs-137 濃度の常用対数値を応答変数とし、生活タイプと調査地、採取年を説明変数とした重回帰分析を行ったところ（表 7.6-2）、菌根菌は木材腐朽菌や落葉分解菌と比べて有意（ $p<0.05$ ）に Cs-137 濃度が高いことが示された。また調査地による効果の比較では、郡山よりも小川の濃度が高くなる効果（表 7.6-2 では飯舘を基準とした場合の影響なので、負の数値が小さいほど濃度が高いことを示す）が認められた。さらに、採取年の係数は-0.02 と有意に負であることが示された。ただし、年変化傾向は調査地や生活タイプによって異なるようにも見えた。そこで、採取年と調査地、採集年と生活タイプをそれぞれ交互作用項とした重回帰分析を行った。

（表 7.6-3）飯舘の菌根菌のきのこのデータを基準とした場合の採取年の効果は-0.05 と表 7.6-2 の解析よりも負の効果が強くなった。交互作用項の効果はすべて有意であった。木材腐朽菌、落葉分解菌ともに採取年の交互作用はどちらも-0.05 と負であった。

一方、調査地と採取年の交互作用はいずれも正であった。これらの結果は木材腐朽菌や落葉分解菌は菌根菌よりも時間経過による濃度低下傾向が強いこと、また飯舘と比べて他の調査地では時間経過による濃度低下傾向が弱いことを示唆している。

すなわち、木材腐朽菌や落葉分解菌は多くの調査地でも Cs-137 濃度が低下傾向を示したが、菌根菌は飯舘で低下傾向を示したのに対し、小川やつくばでは 2013~2015 年度に上昇し、また 2019 年度以降も中央値の増加が認められている。

9 年間のサンプリングで比較的多く（21 検体以上）採取できた 20 属の測定結果を図 7.6-4 に示した。属レベルでの濃度を比較した場合、属ごとの Cs-137 濃度の高低の傾向が昨年に引き続き認められた。Cs-137 濃度の対数値について、属、調査地、採取年を説明変数とした重回帰分析を行った結果（表 7.6-4）、フウセンタケ属、イッポンシメジ属、ヌメリイグチ



属、キシメジ属はテングタケ属より Cs-137 濃度が有意 ( $p<0.05$ ) に高く、イグチ属とキツネタケ属、ベニタケ属、ニガイグチ属、ハラタケ属、ナラタケ属、ホウロクタケ属、モリノカレバタケ属、ツヤウチワタケ属、スギタケ属、ヒラタケ属、シロアミタケ属は有意に低かった。菌根菌のみ、または検体の多くが菌根菌の属 (イッポンシメジ属) では属ごとの濃度にばらつきが大きく、腐生菌 (主に木材腐朽菌) はおおむね低い傾向があった。採取年については、調査地との交互作用を考慮したところ、全ての検体で行った解析結果と同様、有意に負であった (-0.07) が、飯舘以外の調査地と採取年の交互作用は正であった (0.05-0.08)。

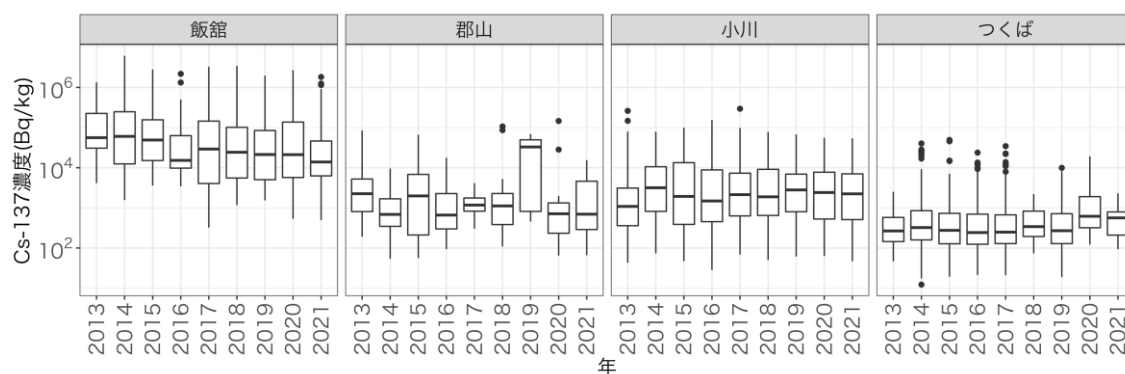


図 7.6-2 調査地ごとの子実体 Cs-137 濃度の年変化

濃度は各年の 9 月 1 日に減衰補正済み。縦軸の濃度は対数表示。ひげの長さは四分位範囲の 1.5 倍を上下限とし、ひげの上限より大きい値や下限より小さい値を外れ値として点で表した。



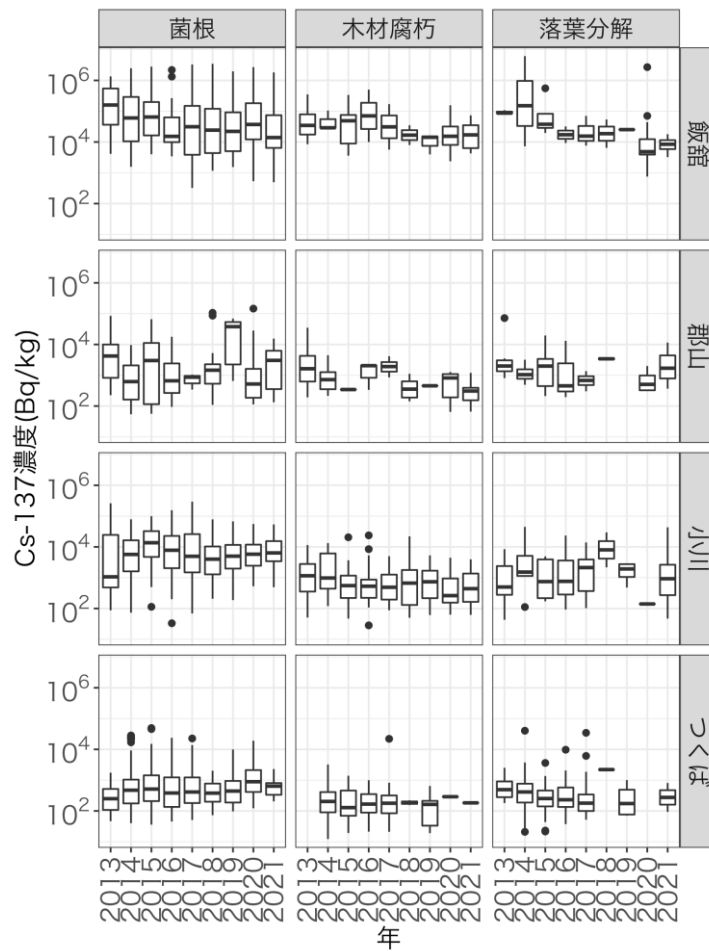


図 7.6.-3. 調査地及び生活タイプごとの子実体 Cs-137 濃度の年変化

濃度は各年の9月1日に減衰補正済み。縦軸の濃度は対数表示。グラフは調査地（縦）と生活タイプ（横）で分けて並べた。ひげの長さは四分位範囲の1.5倍を上下限とし、ひげの上限より大きい値や下限より小さい値を外れ値として点で表した。

表 7.6-2 2013～2021 年度に採取された野生きのこの Cs-137 濃度の常用対数値について、生活タイプ、調査地、採取年を変数とした重回帰分析の結果

項目	推定値	標準誤差	t. value
切片（菌根、飯舘）*	4.81	0.06	84.31
木材腐朽*	-0.59	0.04	-15.08
落葉分解*	-0.34	0.05	-6.65
郡山*	-1.34	0.06	-21.55
小川*	-1.11	0.05	-24.27
つくば*	-1.93	0.05	-41.77
採取年*	-0.02	0.01	-3.39

採取年については 2011 年度を 0 となるようにした。\*をつけた項目は有意に正または負の効果を持つことを示す ( $p < 0.05$ )。

表 7.6-3 表 7.6-2 のデータについて交互作用項（生活タイプ×採取年、調査地×採取年）を考慮した重回帰分析の結果

項目	推定値	標準誤差	t. value
切片（菌根、飯舘）*	4.99	0.09	55.83
木材腐朽*	-0.34	0.09	-3.80
落葉分解	-0.06	0.12	-0.52
郡山*	-1.65	0.14	-11.49
小川*	-1.55	0.11	-14.00
つくば*	-2.34	0.12	-20.12
採取年*	-0.05	0.01	-3.93
交互作用項			
採取年×木材腐朽*	-0.05	0.02	-3.03
採取年×落葉分解*	-0.05	0.02	-2.33
採取年×郡山*	0.05	0.02	2.19
採取年×小川*	0.07	0.02	4.36
採取年×つくば*	0.07	0.02	3.65

採取年については 2011 年度を 0 となるようにした。\*をつけた項目は有意に正または負の効果を持つことを示す ( $p < 0.05$ )。

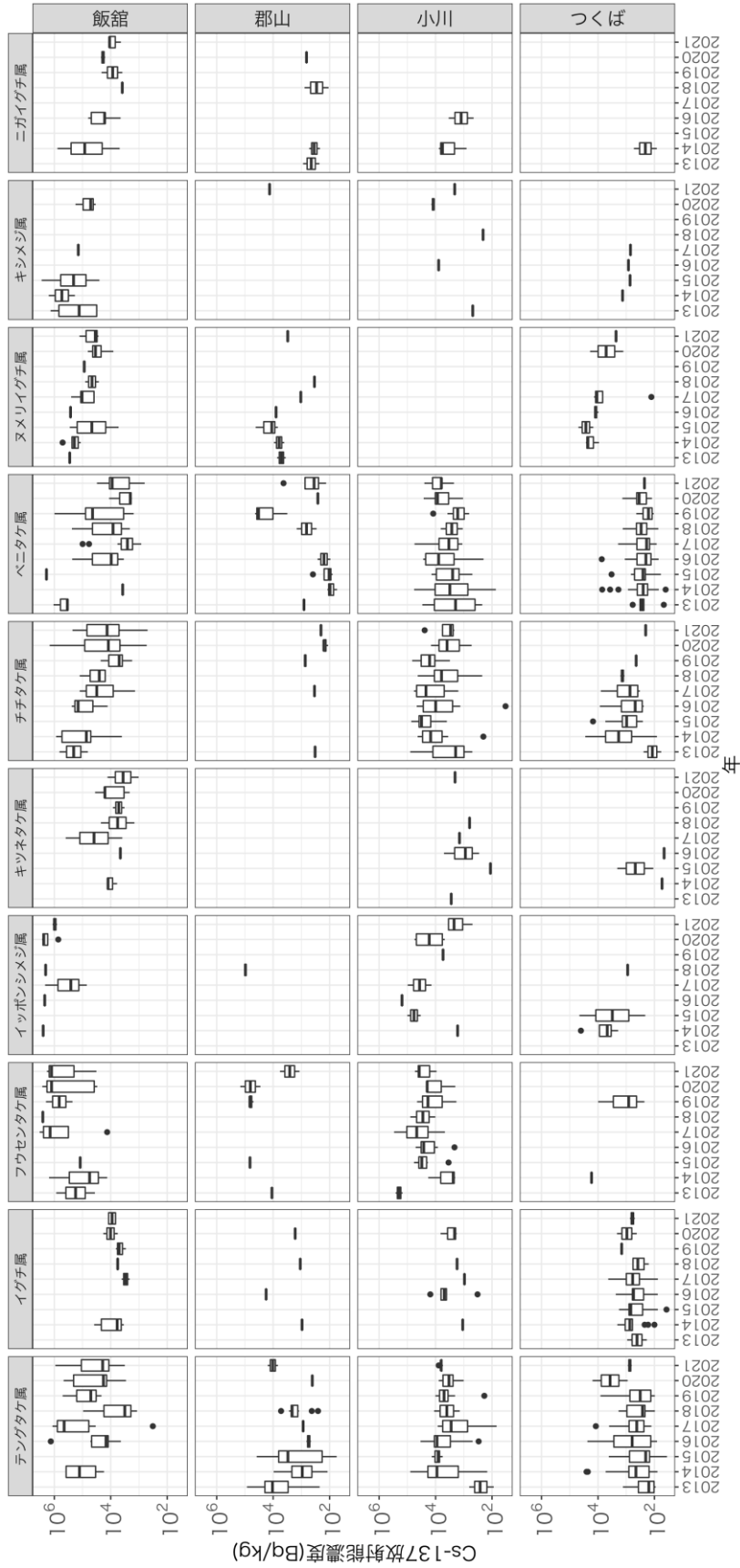


図 7.6.4 検体数の多い (21 検体以上) 20 属の調査地ごとの Cs-137 濃度の測定結果

濃度は各年の 9 月 1 日に減衰補正済み。縦軸の濃度は対数表示。グラフは調査地 (縦) と属 (横) で分けて並べた。ひげの長さは四分位範囲の 1.5 倍を上下限とし、ひげの上限より大きい値や下限より小さい値を外れ値として点で表した。

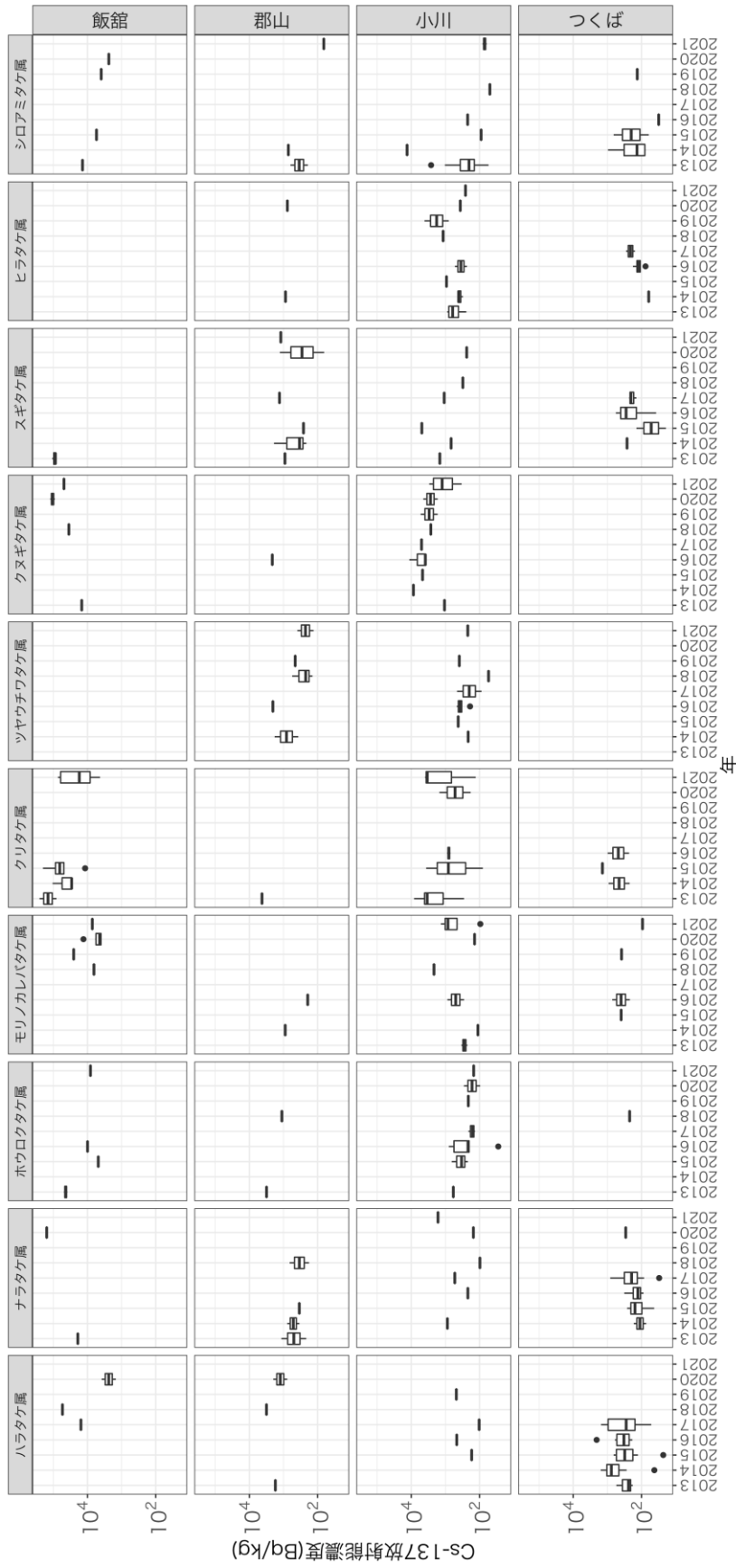


図 7.6-4 検体数の多い (21 検体以上) 20 属の調査地ごとの Cs-137 濃度の測定結果 (続き)

表 7.6-4 検体数の多い 20 属の Cs-137 濃度の常用対数値について属、調査地、採取年を変数とした重回帰分析を行った結果。調査地×採取年の交互作用項を加えた。

項目	推定値	標準誤差	t. value
切片 (飯館, テングタケ属)*	4.98	0.11	45.49
郡山*	-1.65	0.16	-10.19
小川*	-1.33	0.13	-10.37
つくば*	-2.23	0.13	-16.67
採取年*	-0.07	0.01	-4.96
イグチ属*	-0.21	0.08	-2.51
フウセンタケ属*	0.90	0.09	10.25
イッポンシメジ属*	1.01	0.12	8.67
キツネタケ属*	-0.56	0.13	-4.41
チチタケ属	0.13	0.07	1.83
ベニタケ属*	-0.29	0.06	-4.83
ヌメリイグチ属*	0.49	0.09	5.36
キシメジ属*	0.38	0.13	2.83
ニガイグチ属*	-0.39	0.12	-3.22
ハラタケ属*	-0.34	0.11	-3.11
ナラタケ属*	-0.63	0.12	-5.41
ホウロクタケ属*	-0.90	0.14	-6.48
モリノカレバタケ属*	-0.66	0.13	-5.13
クリタケ属	-0.17	0.11	-1.54
ツヤウチワタケ属*	-0.89	0.15	-6.00
クヌギタケ属	0.01	0.14	0.10
スギタケ属*	-0.50	0.13	-3.90
ヒラタケ属*	-0.74	0.14	-5.31
シロアマタケ属*	-0.98	0.12	-8.15
採取年×郡山*	0.05	0.02	2.19
採取年×小川*	0.05	0.02	2.71
採取年×つくば*	0.08	0.02	3.81

採取年については 2011 年度を 0 となるようにした。\*で付した項目は有意に正または負の効果を持つことを示す (p<0.05)。

## 2) 野生きのこの安定同位体セシウム濃度

飯舘と小川で採取した子実体について安定同位体の Cs-133 とルビジウムの重量濃度を測定した結果を図 7.6.-5 に示した。調査地ごとに両対数値は正の相関関係を示した（飯舘： $y = 110x^{0.49}$ ,  $R^2 = 0.56$ 、小川： $y = 120x^{0.54}$ ,  $R^2 = 0.68$ ）。2021 年度に採取した検体を結果を赤丸で示したが、これまでと傾向が異なることはなかった。すなわち、Cs-133 とルビジウムの重量濃度の関係について生活タイプのタイプごとに見ると、落葉分解菌と菌根菌の散布図上の分布域は重なり、関係は似ていた一方、木材腐朽菌の関係を見ると回帰直線の傾きや切片は大きく異なっていた。木材腐朽菌の Cs-133 やルビジウムの重量濃度は、菌根菌の重量濃度より低い場合が多く、中でも特に硬質菌の濃度が低い傾向があった。

同じサンプルについて Cs-133 重量濃度と Cs-137 濃度を比較した結果を図 7.6. -6 に示した。ルビジウムと安定同位体セシウムを比較した場合と同じく、調査地ごとに両対数値は正の相関を示した（飯舘： $y = 29000x^{0.81}$ ,  $R^2 = 0.48$ 、小川： $y = 1400x^{0.82}$ ,  $R^2 = 0.68$ ）。どちらの調査地でも 2013～2014 年度に採取された検体の Cs-137 濃度が他の採取年の Cs-137 濃度と Cs-133 重量濃度の関係よりも高い傾向があった。一方 2021 年度の検体の Cs-137 濃度と Cs-133 重量濃度の関係は 2015～2020 年度の結果と違いは無かった。Cs-133 重量濃度と Cs-137 濃度の関係を生活タイプごとにみると、菌根菌の場合採取年によって大きな変化はなかった一方、木材腐朽菌の場合 2013 年度、2014 年度の Cs-137 濃度が回帰直線よりも高い傾向があり、2019～2021 年度の Cs-137 濃度が回帰直線よりも低い傾向があった（図 7.6.-7）。飯舘と小川のデータを合わせて、Cs-137 濃度の対数値について、Cs-133 重量濃度の対数値、採取地、採取年の 3 つの効果を説明変数とした重回帰分析をおこなったところ、採取年の傾きは -0.06 と有意 ( $p < 0.05$ ) に負になった。また Cs-133 重量濃度の傾きは 0.65 であったが、採取年（事故後の経過年数）との交互作用項は 0.05 で時間経過によって傾きは増加していく傾向を示していた。Cs-137 濃度の推定値と実測値の  $R^2$  値は 0.79 となった（表 7.6.-5）。

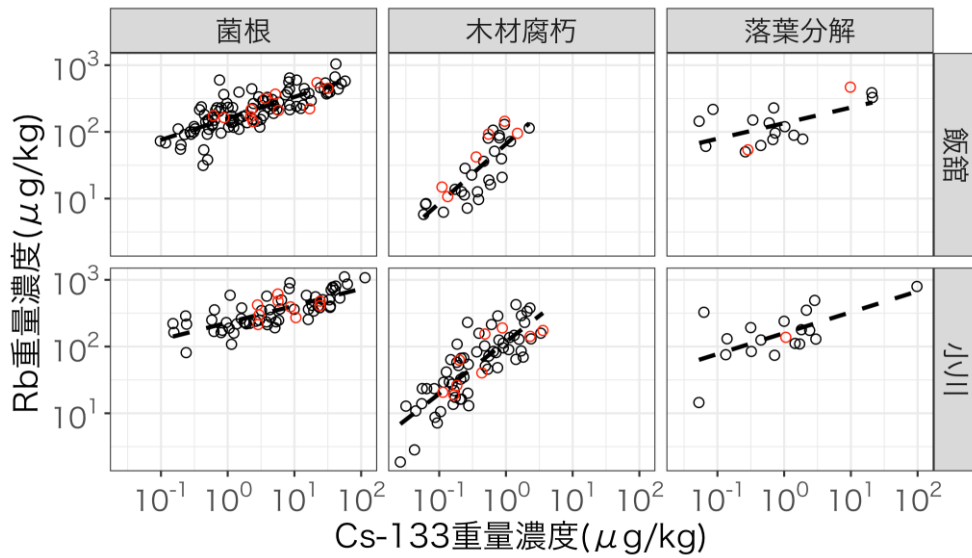


図 7.6-5 生活タイプ（横）及び調査地（縦）ごとの子実体の安定同位体 Cs-133（横軸）とルビジウム Rb（縦軸）の重量濃度の関係

飯館（左）及び小川（右）で採取したサンプル。2021年に採取したサンプルの測定結果を赤丸で示し、それ以外は黒丸で示した。値は両軸ともに対数軸で表示した。点線は回帰直線を表す。

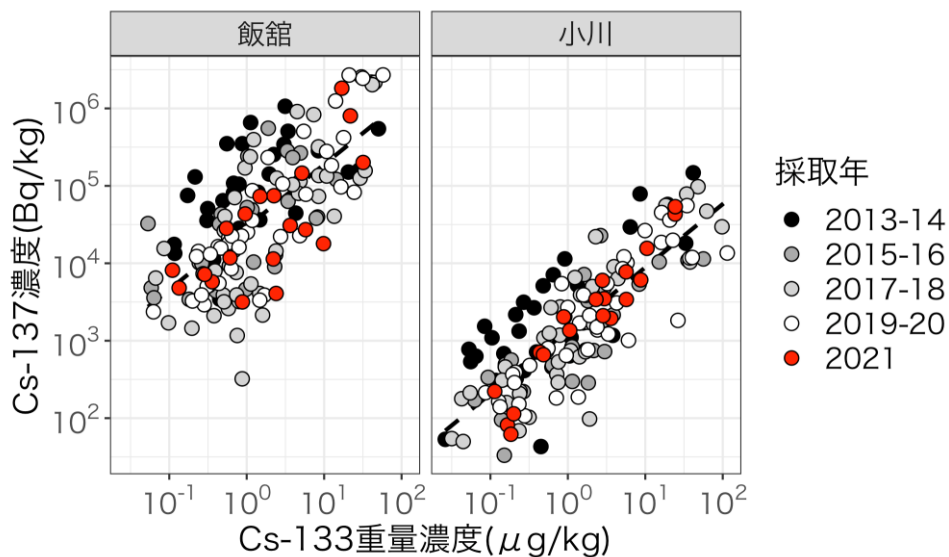


図 7.6-6 調査地ごとの子実体の安定同位体 Cs-133 重量濃度（横軸）と Cs-137 濃度（縦軸）の関係

採取年によって色は異なる。図 7.6-5 と同じサンプルを用いた。両軸ともに対数軸で表示。点線は回帰直線を表す。



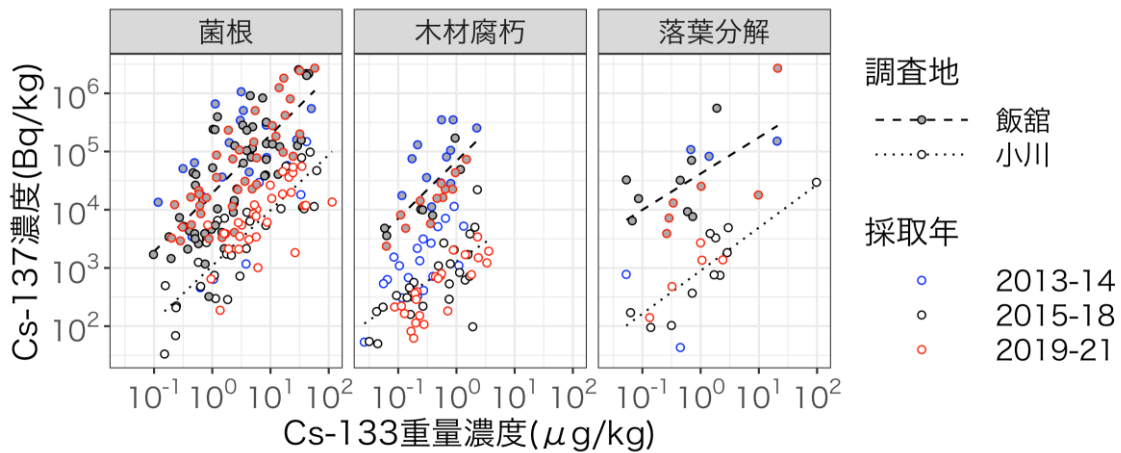


図 7.6-7 生活タイプごとの子実体の安定同位体 Cs-133（横軸）の重量濃度と Cs-137（縦軸）の濃度の関係

調査地・採取年によって色は異なる。分析は図 7.6-5 と同じサンプルを用いた。両軸ともに対数軸で表示。

表 7.6-5 安定同位体分析を行った野生きのこ試料の Cs-137 濃度の常用対数値について Cs-133 重量濃度の常用対数値、調査地、採取年、生活タイプを変数とした重回帰分析を行った結果。Cs-133 重量濃度の常用対数値×採取年の交互作用を考慮した。

項目	推定値	標準誤差	t. value
切片（飯館，菌根菌）*	4.77	0.09	55.11
Cs-133 常用対数値*	0.65	0.10	6.37
小川*	-1.41	0.06	-23.33
採取年*	-0.06	0.01	-5.57
木材腐朽*	0.27	0.08	3.40
落葉分解	0.11	0.10	1.12
Cs-133 常用対数値×採取年*	0.05	0.02	3.09

採取年については 2011 年度を 0 となるようにした。\*で付した項目は有意に正または負の効果を持つことを示す ( $p < 0.05$ )。

### 3) 野生きのこの移行係数

郡山の試験地では土壌から発生したきのことともに、落葉層と表層の鉍質土壌(0-5 cm 層)

を採取し、きのこの Cs-137 濃度（乾重）と落葉層及び表層鉱質土壌の Cs-137 蓄積量の比（面移行係数）を求めた。結果を表 7.6.-6 に示した。土壌の Cs-137 蓄積量は平均で 65±40 kBq/m<sup>2</sup>（最大値：147 kBq/m<sup>2</sup>，最小値：10 kBq/m<sup>2</sup>）となり、過去の調査結果（2020: 133±49 kBq/m<sup>2</sup>，2019: 131±65 kBq/m<sup>2</sup>，2018: 131±94，2017: 174±143 kBq/m<sup>2</sup>，2016: 143±115 kBq/m<sup>2</sup>）と比べると 2016～2017 年度頃の約半分に低下した。面移行係数は検体によって最大 200 倍程度異なっていた。最も高かったのは落葉分解菌のキツネノカラカサタケ属（0.715 m<sup>2</sup>/kg）であった。また、最小はベニタケ属のきのこで 0.003 m<sup>2</sup>/kg であった。2019～2020 年度も高い値が観察されたフウセンタケ属のきのこ 2 検体は 0.011 m<sup>2</sup>/kg、0.127 m<sup>2</sup>/kg と中程度であった。面移行係数の値の範囲ごとの頻度を見ると、2021 年度は 0.1 m<sup>2</sup>/kg 以上、0.01～0.1 m<sup>2</sup>/kg、0.01 m<sup>2</sup>/kg 以下がそれぞれ 4 検体（27%）、7 検体（47%）、4 検体（27%）と 0.01～0.1 m<sup>2</sup>/kg の検体が最も高頻度で得られ、全検体の幾何平均は 0.033 m<sup>2</sup>/kg と前年の 0.008 m<sup>2</sup>/kg より増加した。

木材腐朽菌については 4 種 5 検体が得られた。発生した材の Cs-137 濃度を測定し、移行係数（単位なし）を求めたところ、最大 10.8、最小 0.4 と検体によって 10 倍以上の差が認められた（表 7.6.-7）。

表 7.6.-6 郡山で採取された野生きのこの面移行係数

タイプ/属名	種	子実体 Cs-137 濃度 [Bq/kg dw]	Cs-137 蓄積量 [Bq/m <sup>2</sup> ]		面移行 係数 [m <sup>2</sup> /kg]* <sup>1</sup>
			落葉層	表層土壌 0-5 cm 層	
菌根菌					
テングタケ属	ドクツルタケ 1	15500	396	88600	0.174
	ドクツルタケ 2	6790	300	77500	0.087
フウセンタケ属	フウセンタケ属 1	1170	363	107000	0.011
	フウセンタケ属 2	5730	343	44800	0.127
チチタケ属	クロチチダマシ	202	79	22200	0.009
ベニタケ属	カワリハツ	133	455	26600	0.005
	クロハツモドキ	304	33	35700	0.009
	ベニタケ属 1	414	124	147000	0.003
	ベニタケ属 2	4290	566	112000	0.038
ヌメリイグチ属	ヌメリイグチ	3040	819	54300	0.055
キシメジ属	キシメジ属	13400	543	82400	0.161
落葉分解菌					
ヒメツチグリ属	ヒメツチグリ属	366	671	9960	0.034
キツネノカラカサ タケ属	キツネノカラカサ タケ属	11500	771	15300	0.715
スギタケ属	スギタケ属	1200	166	69600	0.017
ナヨタケ属	ナヨタケ属	1690	965	73600	0.023

\*<sup>1</sup> 面移行係数は子実体 Cs-137 濃度 / (落葉層+土壌 0-5 cm 層の Cs-137 蓄積量) で求めた。

表 7.6-7 郡山で採取された木材腐朽性の野生きのこの移行係数

属名	種	子実体	材	移行係数
		Cs-137 濃度 [Bq/kg dw]	Cs-137 濃度 [Bq/kg dw]	
ツヤウチワタケ属	ツヤウチワタケ 1	393	105	3.7
	ツヤウチワタケ 2	132	370	0.4
キコブタケ属	ネンドタケ	386	37.7	10.2
シロアミタケ属	カワラタケ	66	36.9	1.8
シハイタケ属	ハカワラタケ	245	22.6	10.8

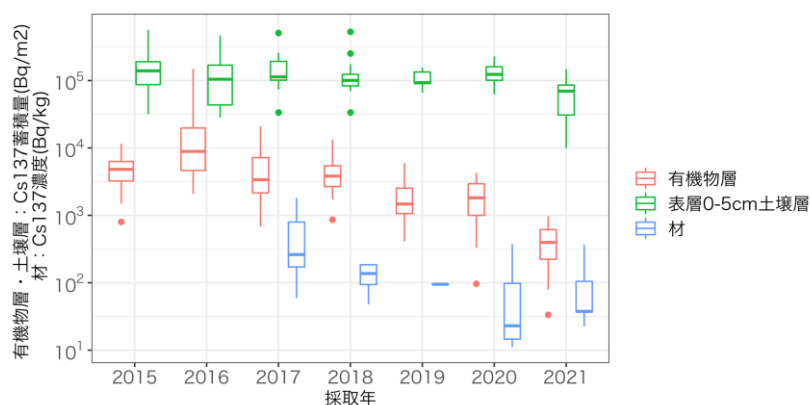


図 7.6-8 郡山で採取した有機物層と表層 0-5cm 土壌の Cs-137 蓄積量及び材の Cs-137 濃度の年変化

濃度は各年の 9 月 1 日に減衰補正済み。縦軸の濃度は対数表示。ひげの長さは四分位範囲の 1.5 倍を上下限とし、ひげの上限より大きい値や下限より小さい値を外れ値として点で表した。

2015 年度以降の調査で、きのことともに採取した有機物層、表層土壌の Cs-137 蓄積量と材の Cs-137 濃度を年ごとに箱ひげ図 (図 7.6-8) に示した。2021 年はこれまで大きな変化がなかった表層土壌と減少傾向がつづいていた有機物層の Cs-137 蓄積量が減少した。一方、材の Cs-137 濃度の変化は認められなかった。

#### (4) 考察

これまで、2013 年度から 2020 年度まで行われた調査と同じ調査地、調査方法で 2021 年度も調査を行い、得られたデータを加えた解析を行った。これまでと同様に、同じ調査地で得られた野生きのこであっても 100~1000 倍程度 Cs-137 濃度が異なる場合もあること (図

7.6.-2)、菌根菌の Cs-137 濃度が木材腐朽菌や落葉分解菌よりも高い傾向があること (図 7.6.-3、表 7.6.-2)、菌根菌や木材腐朽菌の中でも属によって濃度の違いがあること (図 7.6.-4、表 7.6.-4) が確認された。属や生活タイプによる Cs-137 濃度の違いは、種類によってセシウムを吸収する基質や土壌の深さの違いが影響している可能性がある。

新たに行った採取年と調査地や生活タイプの交互作用を考慮した解析では、菌根菌よりも木材腐朽菌や落葉分解菌で時間経過により濃度がより減少する傾向を示していた (表 7.6.-3)。木材腐朽菌の濃度低下傾向は Cs-133 重量濃度と Cs-137 濃度を比較した場合に、同じ Cs-133 重量濃度の検体でも年経過によって Cs-137 濃度が減少するという結果が確認された (図 7.6.-7)。このような生活タイプによる Cs-137 濃度の年変化傾向の違いは、野生きのこや山菜の Cs-137 濃度を解析した研究において菌根性の野生きのこの約半数は増加傾向を示したのに対し、腐生性の種は概ね減少傾向を示していたことと一致する (Komatsu et al., 2021 ; 参考文献 1)。郡山の調査で、材や有機物層の Cs-137 濃度が年経過とともに低下する一方で、2021 年を除き表層の鉱質土壌の Cs-137 濃度は変化が小さく (図 7.6.-8)、菌根性と腐生性の間で Cs-137 濃度の年変化傾向が異なるのも基質の違いが影響している可能性がある。

また、交互作用を考慮した解析では、調査地によっても年変化の傾向は異なり、飯舘と比較すると他の 3 地点の方がきのこの Cs-137 濃度の減少が緩やかであることを示していた。調査地点によって濃度変化傾向が異なるのは、調査地によって降下した放射性セシウムの動態が異なることが一つの理由として考えられる。調査地ごとに土壌や枯死木中の Cs-137 の分布などを調べる必要がある。

これまで菌根菌のきのこが木材分解菌や落葉分解菌よりも Cs-137 濃度が高い傾向があると示してきた。しかし、2021 年の郡山では落葉分解菌のキツネノカラカサタケ属のきのこが最も面移行係数が高かった (表 7.6.-6)。腐生菌の中でも、チャナメツムタケの濃度が高いことが報告されているほか、今回のサンプルでも検体数が少ないため解析結果には示していないが、落葉分解菌のアカヤマタケ属のきのこの濃度が高い傾向が認められている。同じ生活タイプ内でも種や属によって濃度にばらつきがあり、生活タイプのみで濃度傾向を評価することは難しい。

きのこの放射性セシウム濃度は安定同位体の Cs-133 重量濃度と正の相関を示すことから (図 7.6.-6、表 7.6.-5)、放射性か否かに関係なく環境中のセシウムを吸収する能力が強く影響していると考えられる。また、Cs-133 重量濃度と採取年の交互作用項は正の相関を見せた。この結果は時間経過によって Cs-133 と Cs-137 の関係も変化している可能性を示している。事故以前より存在した Cs-133 や Rb は定常状態にあり、両者の重量濃度の関係は生活タイプごとに見ると、ばらつきが小さかった (図 7.6.-5)。一方、事故によって新たに付加された Cs-137 は時間経過によって変化すると考えられる。Cs-133 の常用対数値の係数が 0.65 であり、Cs-133 の常用対数値と採取年の交互作用項が 0.05 (0.045) であったことを単純に考えると 2021 年の傾きは 1.1 となり、1 に近い値であることを意味する。本来放射性セシ

ウムと似た挙動を示すと考えられる安定同位体セシウムの比が 1 に近づいていることから、森林内のきのこの放射性セシウムの挙動も他の樹木や土壌と同様に、より変化の小さい平衡状態に近づきつつあることを意味する。これまで属レベルでの濃度傾向の違いを示してきたが、属内での濃度傾向についても検証するとともに、安定同位体分析の結果を手がかりに、濃度傾向を生じるメカニズムについての研究が必要である。

#### 参考文献

1. Komatsu M, Hashimoto S, Matsuura T (2021) Effects of species and geo-information on the <sup>137</sup>Cs concentrations in edible wild mushrooms and plants collected by residents after the Fukushima nuclear accident. *Scientific Reports* 11: 22470.