

7.6. 森林生態系における特用林産物に係る調査

7.6.1. 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。そこで、種や採取地点ごとのきのこの放射性物質濃度を推定するために、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2019年7月から11月にかけて行った。調査地の位置を図7.6.1-1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7.6.1-1, 表7.6.1-1）。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ー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、カッターミルで粉碎し、100mlまたは50ml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137（Cs-137）濃度（Bq/kg）を測定した。濃度値は調査年の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

2019年度の調査で放射性セシウム濃度を測定した子実体40検体（飯舘と小川のサンプル）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濃度を測定した。

3) 野生きのこの移行係数

調査地のうち、郡山の調査地では、野生きのことともに、近傍の落葉層および表層土壌（0-5cm層）を採取した。落葉層は一辺25cm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11cm、深さ5cm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放射性セシウム濃度を測定し、単位面積あたりの蓄積量（Bq/m²）に換算した。採取した野生きのこの放射性セシウム濃度と対応する落葉層・土壌の放射性セシウム蓄積量からそれぞれ面移行係数（m²/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

と材をセットで採取し、材は乾燥後カッターミル等で粉碎し、乾燥重量当たりの放射性セシウム濃度を測定した。きのここと材の濃度から移行係数（単位無し）を求めた。

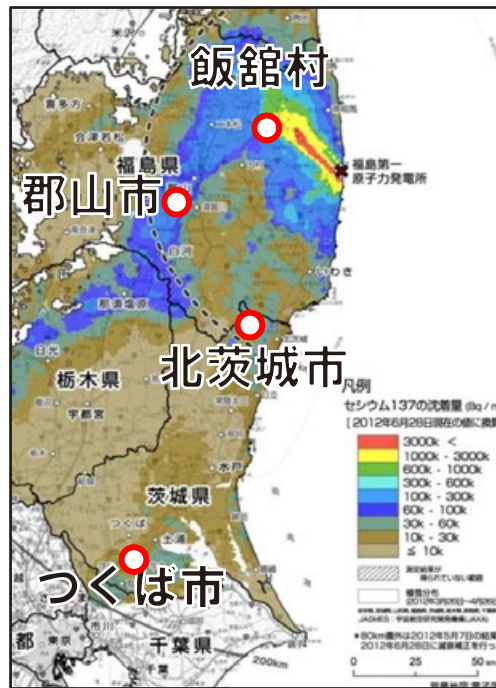


図 7.6.1.-1 調査地の位置

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.-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（ $\mu\text{Sv/h}$ ）

調査地	Cs-137 沈着量(kBq/m^2)	空間線量率($\mu\text{Sv}/\text{h}$)						
		2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
飯舘	810～880	2.76	2.96	1.83	1.53	0.80	0.65	0.56
郡山	120～140	0.65	0.48	0.39	0.49	0.40	0.36	0.35
小川	38～42	0.18	0.18	0.13	0.13	0.07	0.06	0.06
つくば	26～28	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.-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。各調査地で空間線量率の減少傾向が認められたが、年々変化量は小さくなり、郡山と小川では 2019 年度の空間線量率の平均値は前年の値と比較してほとんど変化しなかった。図 7.6.1.-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。調査地ごとに子実体の放射性セシウム濃度を見ると、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。7 年間の調査による変化を見ると、飯舘では中央値が徐々に減少している傾向が継続して認められた。郡山では 2019 年度に高濃度の菌根菌の検体が多く得られたため、中央値が大きく上昇し、四分位点の幅は大きくなっていった。他の 2 調査地では濃度変化の傾向は明確には認められなかった。調査地ごとの濃度を比較すると、最も沈着量の多い飯舘で子実体の濃度が高く、郡山と小川は同程度の中間的な濃度を示し、沈着量の少ないつくばで子実体の濃度は低かった。

図 7.6.1.-3 に各調査地、調査年の放射性セシウム濃度について、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、2019 年度の調査でも、菌根菌の放射性セシウム濃度のほうが他の 2 タイプよりも高い傾向が認められた。また、菌根菌は箱ひげが上下に大きく伸びている採取地・年が多く認められ、検体ごとの濃度のばらつきが他のタイプよりも大きいことが示された。2018 年度に採取された落葉分解菌の Cs-137 濃度は例年より高い傾向があったが、2019 年度の調査では、再び低下し、2017 年度以前の濃度と同程度であった。放射性セシウム濃度の傾向を確認するため、放射性セシウム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 7.6.1.-2)、菌根菌は木材腐朽菌や落葉分解菌と比べて有意($p < 0.05$)に放射性セシウム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 7.6.1.-2 では飯舘を基準とした場合の影響なので、負の数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-0.03 と有意に負であることが示された($p = 0.005$)。

7 年間のサンプリングで比較的多く(21 検体以上)取れた 15 属の測定結果を図 7.6.1.-4 に示した。属レベルでの濃度を比較した場合、属ごとの放射性セシウム濃度の高低の傾向が昨年に引き続き認められた。放射性セシウム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 7.6.1.-3)、フウセンタケ属、チチタケ属、ヌメリイグチ属、イッポンシメジ属はテングタケ属より放射性セシウム濃度が有意($p < 0.05$)に高く、ベニタケ属とシロアマタケ属、スギタケ属、ナラタケ属、ヒラ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、先ほどの全ての検体で行った解析結果とは異なり、効果は有意で無かった($p = 0.23$)。ただし、

調査地や属ごとにみると、飯舘で採取したチチタケ属やヌメリイグチ属は濃度の減少傾向がある一方、フウセンタケ属は上昇傾向が認められた。また、小川のベニタケ属では年変化とともに一旦上昇した後、減少するなど、属や調査地によって異なる年変化傾向が認められた。

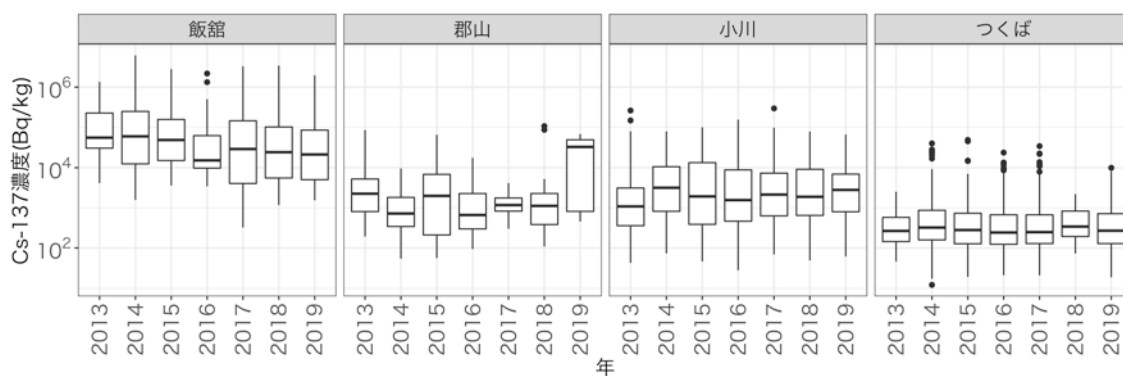


図 7.6.1-2. 調査地ごとの子実体 Cs-137 濃度の年変化

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。

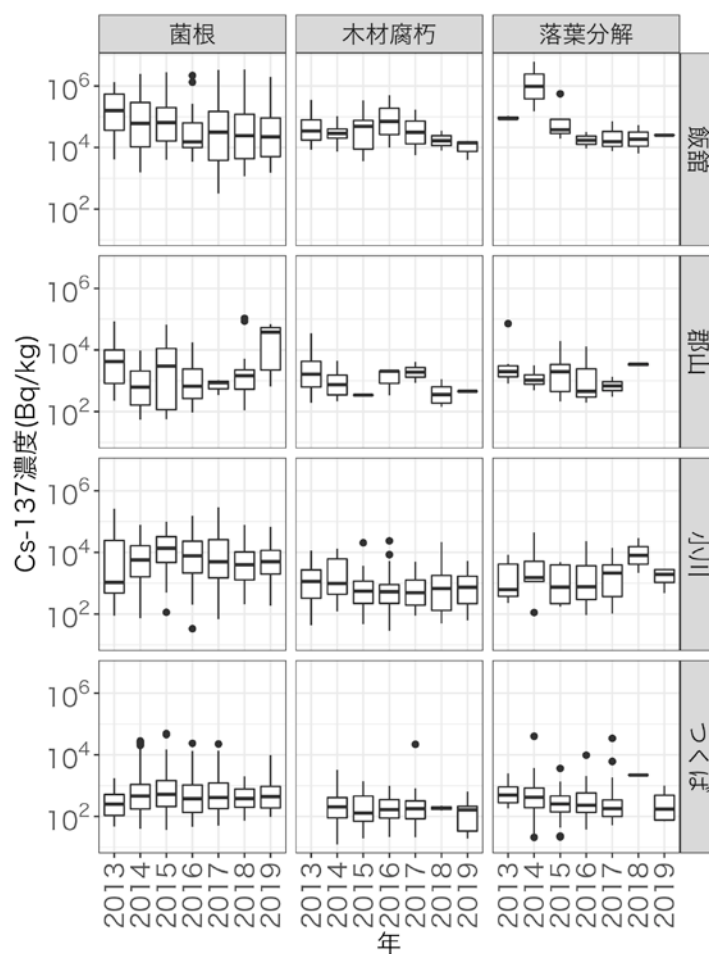


図 7.6.1-3. 調査地および生活タイプごとの子実体 Cs-137 濃度の年変化

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 7.6.1.-2 2013～2019 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

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)。

項目	推定値	標準誤差	t. value	P
切片（菌根、飯舘）*	4.85	0.07	73.02	<2.00×10 ⁻¹⁶
木材腐朽*	-0.56	0.04	-13.06	<2.00×10 ⁻¹⁶
落葉分解*	-0.26	0.06	-4.77	2.02×10 ⁻⁶
郡山*	-1.36	0.07	-18.99	<2.00×10 ⁻¹⁶
小川*	-1.16	0.05	-21.78	<2.00×10 ⁻¹⁶
つくば*	-1.98	0.05	-38.70	<2.00×10 ⁻¹⁶
採取年*	-0.03	0.01	-2.80	0.005

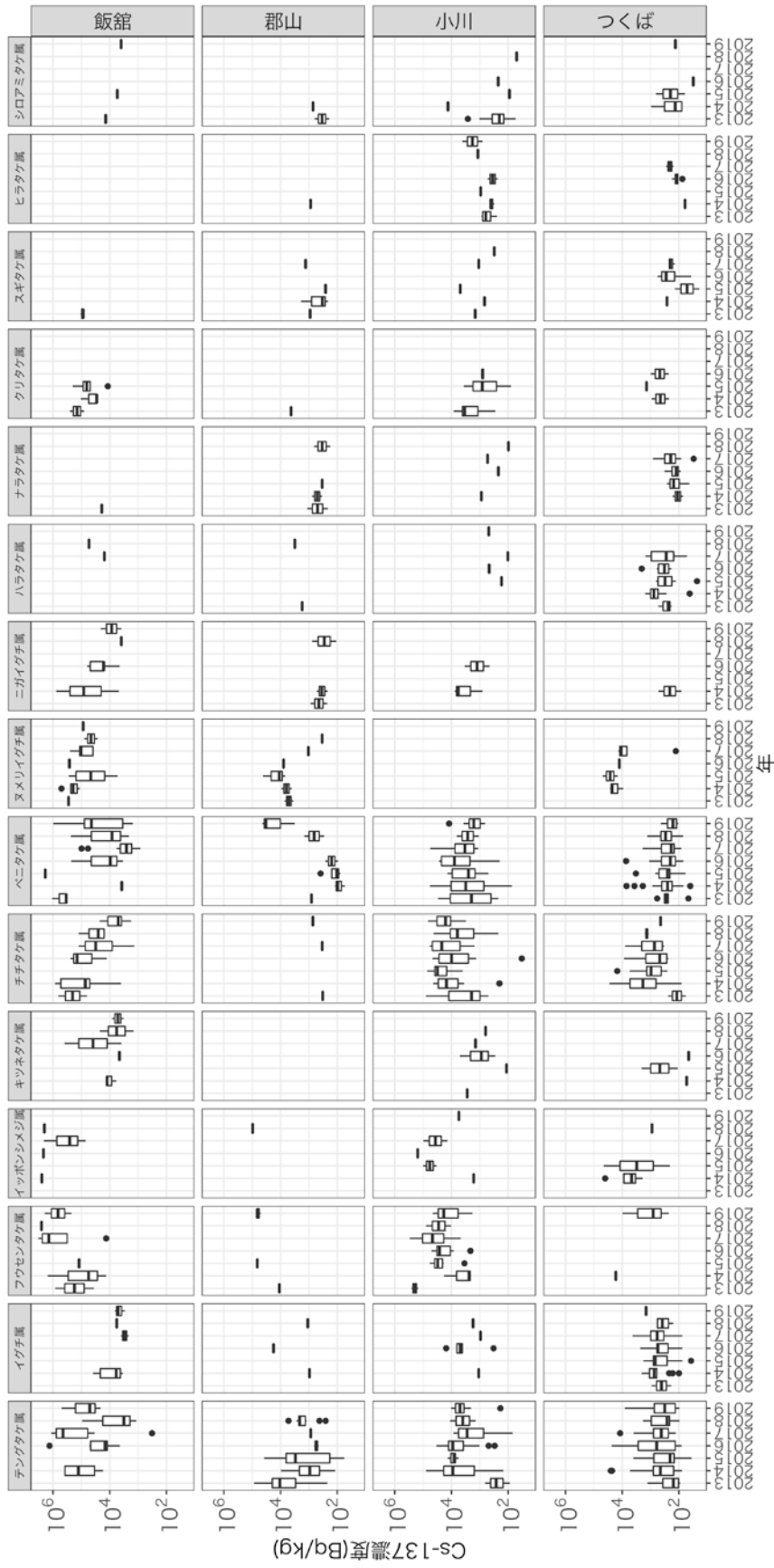


図 7.6.1.-4 検体数の多い 15 属の調査地ごとの Cs-137 濃度の測定結果

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。

表 7.6.1-3 検体数の多い 16 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

採取年については 2011 年度を 0 となるようにした。***を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)。

項目	推定値	標準誤差	t. value	P
切片 (飯舘,テングタケ属)*	4.58	0.10	48.08	<2.00×10 ⁻¹⁶
郡山*	-1.32	0.08	-15.57	<2.00×10 ⁻¹⁶
小川*	-0.94	0.07	-14.36	<2.00×10 ⁻¹⁶
つくば*	-1.75	0.06	-27.62	<2.00×10 ⁻¹⁶
採取年	-0.02	0.01	-1.21	0.23
イグチ属	-0.16	0.09	-1.77	0.08
フウセンタケ属*	0.90	0.10	8.63	<2.00×10 ⁻¹⁶
イッポンシメジ属*	1.09	0.15	7.42	2.63×10 ⁻¹³
キツネタケ属*	-0.56	0.15	-3.71	0.0002
チチタケ属*	0.25	0.08	3.15	0.002
ベニタケ属*	-0.26	0.07	-3.94	8.72×10 ⁻⁵
ヌメリイグチ属*	0.63	0.11	5.89	5.30×10 ⁻⁹
ニガイグチ属*	-0.36	0.14	-2.61	0.009
ハラタケ属*	-0.26	0.11	-2.29	0.02
ナラタケ属*	-0.61	0.13	-4.85	1.47×10 ⁻⁶
クリタケ属	-0.05	0.12	-0.38	0.70
スギタケ属*	-0.40	0.14	-2.83	0.005
ヒラタケ属	-0.71	0.15	-4.71	2.83×10 ⁻⁶
シロアマタケ属*	-0.90	0.13	-6.81	1.80×10 ⁻¹¹

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 とルビジウムを測定した結果を図 7.6.1-5 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 : $y = 114x^{0.48}$, $R^2 = 0.51$ 、小川 : $y = 124x^{0.54}$, $R^2 = 0.66$)。Cs-133 濃度とルビジウム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、関係は似ていたが、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。

木材腐朽菌のルビジウムや安定同位体セシウムの濃度は、菌根菌の濃度より低い場合が多く、中でも特に硬質菌の濃度が低かった。

同じサンプルについて安定同位体セシウムと放射性同位体セシウムの濃度を比較した結果を図 7.6.1-6 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： $y = 31286x^{0.74}$, $R^2 = 0.40$, 小川： $y = 1463x^{0.78}$, $R^2 = 0.64$ ）。また、安定同位体セシウムと放射性同位体セシウムの関係をみると、菌根菌や木材腐朽菌の場合には傾きが 1 に近かったが、落葉分解菌は検体数が少ないものの、1 よりも小さくなること、また木材腐朽菌では、切片が大きくなることが示された（図 7.6.1-7）。飯舘と小川のデータを合わせて、放射性セシウム濃度の対数値について、Cs-133 濃度の対数値、調査地、採取年の 3 つの効果の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 -0.09 ($p=1.64 \times 10^{-6}$) と有意に負になり、放射性セシウム濃度の推定値と実測値の R^2 値は 0.76 となった（表 7.6.1-4）。

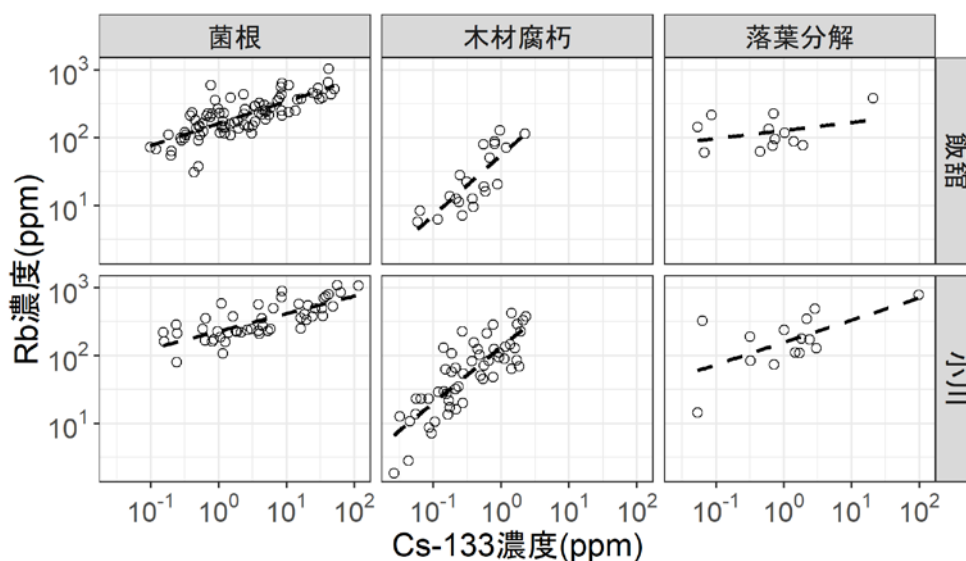


図 7.6.1-5 生活タイプ（横）及び調査地（縦）ごとの子実体の安定同位体 Cs-133（横軸）とルビジウム（縦軸）の濃度の関係

飯舘（上）および小川（下）で採取したサンプル。両軸とも対数軸で表示した。点線は重回帰直線を表す。

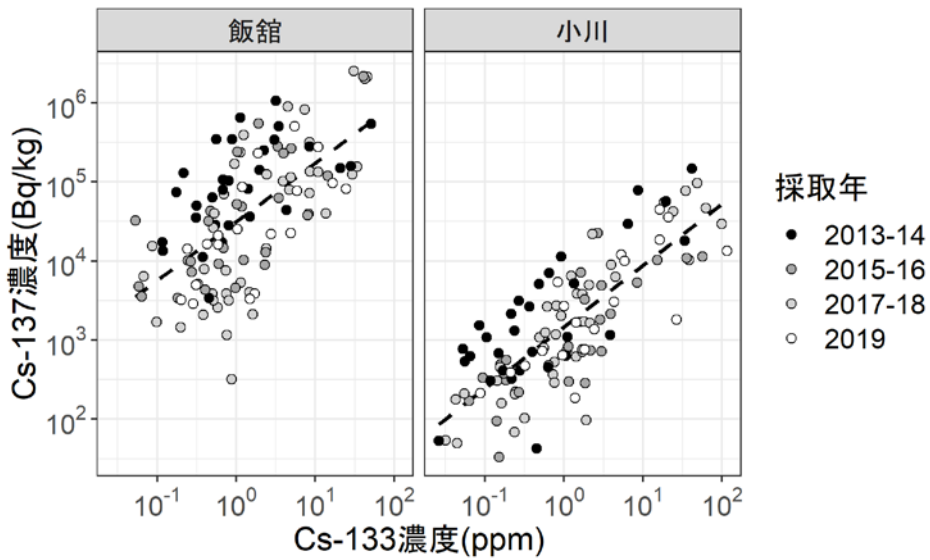


図 7.6.1-6 調査地ごとの子実体の安定同位体 Cs-133 (横軸) と放射性同位体 Cs-137 (縦軸) の濃度の関係

採取年によって色は異なる。図 7.6.1-5 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。

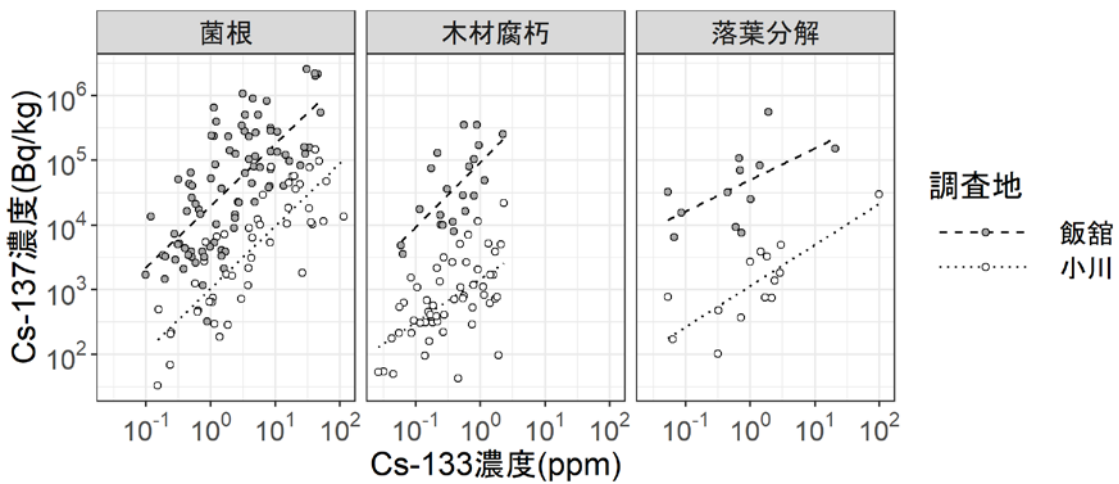


図 7.6.1-7 生活タイプごとの子実体の安定同位体 Cs-133 (横軸) と放射性同位体 Cs-137 (縦軸) の濃度の関係

調査地によって色は異なる。分析は図 7.6.1-5 と同じサンプルを用いた。両軸ともに対数軸で表示。

表 7.6.1.-4 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 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

採取年については 2011 年度を 0 となるようにした。***を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)。

項目	推定値	標準誤差	t. value	P
切片 (飯館, 菌根菌) *	4.87	0.11	42.86	<2.00×10 ⁻¹⁶
Cs-133 常用対数値*	0.89	0.05	16.46	<2.00×10 ⁻¹⁶
小川*	-1.39	0.08	-18.48	<2.00×10 ⁻¹⁶
採取年*	-0.08	0.02	-4.92	1.64×10 ⁻⁶
木材腐朽*	0.25	0.10	2.53	0.01
落葉分解	0.18	0.12	1.52	0.13

3) 野生きのこの移行係数

郡山の試験地では落葉層と表層の鉍質土壌 (0-5 cm 層) を採取し、きのこの濃度との比 (面移行係数) を求めた。面移行係数 (凝集移行係数とも呼ぶ) とは、土壌のセシウム蓄積量から発生するきのこのセシウム濃度を推定するために用いるもので、今回は子実体の乾重あたり濃度を落葉層および表層鉍質土壌の単位面積あたり蓄積量の合計で除したものとした。結果を表 7.6.1.-5 に示した。土壌の放射性セシウム蓄積量は平均で 131±65 kBq/m² (最大値: 271 kBq/m², 最小値: 66 kBq/m²) となり、過去の調査結果 (2018: 131±94 kBq/m², 2017: 174±143 kBq/m², 2016: 143±115 kBq/m²) と同程度であった。面移行係数は検体によって最大約 80 倍異なっており、フウセンタケ属の 0.71 m²/kg が最大であった。また、最小はチチタケ属の 0.009 m²/kg であった。面移行係数の値の範囲ごとの頻度を見ると、昨年度、一昨年度と 0.01 m²/kg 以下の検体が半数以上だったのに対し、2019 年度は 0.1 m²/kg 以上、0.01~0.1 m²/kg、0.01 m²/kg 以下がそれぞれ 4 検体 (50%)、2 検体 (25%)、2 検体 (25%) と 0.1 m²/kg 以上の検体が最も高頻度で得られ、全検体の幾何平均は 0.31 m²/kg と昨年より増えていた。

木材腐朽菌については昨年も採取されたツヤウチワタケ 1 検体 that 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、2018 年度の 3 検体の結果と近い値が得られた (表 7.6.1.-6)。

表 7.6.1.-5 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 ²]		面移行係数 [m ² /kg] ^{*1}
			落葉層	表層土壌 0-5 cm 層	
菌根					
フウセンタケ属	フウセンタケ属 1	49599	412	90592	0.55
	フウセンタケ属 2	66737	1328	93123	0.71
チチタケ属	チチタケ属 1	816	1475	89484	0.009
	チチタケ属 2	652	853	65605	0.010
ベニタケ属	ベニタケ属 1	3145	2135	124156	0.025
	ベニタケ属 2	43548	2994	156323	0.27
	ベニタケ属 3	32863	5975	144190	0.22
不明	不明種 1	2893	305	271206	0.10

*1 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 7.6.1.-6. 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	455	95	4.8

(4) 考察

これまで、2013 年度から 2018 年度まで行われた調査と同じ調査地、調査方法で 2019 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。同じ調査地で得られた野生きのこのであっても 1000 倍程度放射性セシウム 137 濃度が異なる場合もあり、濃度のばらつきが生じる要因を明らかにすることが重要である。調査地ごとに沈着量と野生きのこのセシウム濃度の大小はある程度対応しており (図 7.6.1.-2)、土壌のセシウム濃度は野生きのこの放射性セシウム濃度に影響を及ぼすと考えられる。しかし、郡山の土壌沈着量調査では沈着量のばらつきは最大でも 4 倍であった (表 7.6.1.-5)。そのため、同じ調査地内で採取した野生きのこの放射性セシウム濃度のばらつきについては土壌汚染程度のばらつきのみでは説明できないと考えられた。元素分析により野生きのこの放射性セシウム濃度は安定同位体の Cs-133 や同族のルビジウムの濃度と正の相関を示しており (図 7.6.1.-5、7.6.1.-6)、きのこの放射性セシウム吸収能力は生態系に天然分布しているセシウムやルビジウムを吸収する能力の高さと関係することを示唆している。

1) 生活タイプ／属による濃度の違い

各地のサンプルを解析した結果、野生きのこの生活タイプ（栄養の摂取方法）の違いや属レベルで放射性セシウム濃度の平均値が異なっていた。特に菌根菌のフウセンタケ属や検体中に菌根菌の種が多く含まれるイッポンシメジ属の濃度が高い傾向であった（表 7.6.1.-3、図 7.6.1.-4）。一方、菌根菌の中にはキツネタケ属やニガイグチ属など濃度が低い傾向の属もあり、菌根菌の中でも放射性セシウム濃度は大きくばらついていた。また、郡山のサンプルでは検体数は少ないものの、同属のきのこの面移行係数は近い値を示しており、フウセンタケ属は高く、チチタケ属は低い、といった属ごとの傾向が認められた。菌根菌のなかで放射性セシウム濃度が高い属もあれば低い属もあった要因の一つとしては、菌根菌が養分を吸収する土壌中ではセシウム濃度が深さによって大きく異なっており、種によって養分を吸収する深さが異なることが影響すると考えられるが、それ以外の生理的な要因についても検討する必要がある。また、テングタケ属やチチタケ属など、同じ調査地で採取した同属のきのこでも放射性セシウム濃度は最大 100 倍程度ばらついていた。属内でも種によって濃度特性が異なる可能性が示唆されており（Komatsu et al.2019）、属内の濃度のばらつきも今後評価する必要があるだろう。

2) 年変化について

時間経過とともに森林内の放射性セシウムの分布は変化し、また仮に森林内からの放射性セシウムの流出がまったくなくとも、自然減衰によって総量は年々減少していることから、時間経過とともにきのこの放射性セシウム濃度も変化する可能性がある。回帰分析では、生活タイプを説明変数とした場合と属名を説明変数とした場合で結果が異なり、前者では年変化傾向は有意に負であった（表 7.6.1.-2）が、後者は有意ではなかった（表 7.6.1.-3）。解析によって年変化傾向が異なった理由として、昨年の報告書では調査地ごとの年変化傾向の違いについて指摘したが、属ごとの濃度年変化傾向についてみると、減少傾向のある属（飯館のチチタケ属・ヌメリイグチ属）や増加傾向のある属（飯館のフウセンタケ属）、増加したのち減少する属（小川のベニタケ属やつくばのテングタケ属）など、属ごとの年変化傾向の違いが影響している可能性が考えられた。全体としては自然減衰よりもわずかに濃度低下傾向がある可能性があるが、検体ごとのばらつきに比べると小さく、隠れてしまっている。時間経過によるきのこの放射性セシウム濃度の変化傾向を明らかにするためには、属や種の定点調査を継続し、長期的に把握する必要がある。

参考文献

Komatsu M, Nishina K, Hashimoto S (2019) Extensive analysis of radiocesium concentrations in wild mushrooms in eastern Japan affected by the Fukushima nuclear accident: Use of open accessible monitoring data. *Environmental Pollution*, 255: 113236

7.6.2. モウソウチク林の放射性セシウム

(1) 目的

竹林は日本における森林生態系の構成要素として大きな面積を有している。また、タケノコ生産の場としても重要である。そのため、福島第一原子力発電所の事故により放出された放射性物質による竹林の汚染実態を把握するとともに、その後の経過を明らかにすることを目的とし、調査を行った。さらに、東日本の主なタケノコ生産地域では事故当初より食用のタケノコから基準値を超える放射性セシウムが検出されたことにより、出荷制限がかけられ、現在でも基準値を下回らず出荷停止が続いている竹林も存在する。

そこで本調査では、タケノコ等の生産を目的として事故前まで管理・利用されていた竹林を対象とし、日本国内で最も多く植栽されているモウソウチクについて調査を行った。なお、他の事業により実施されている放射性物質濃度低減効果を目的とした間伐等竹林整備の試験地及び隣接する場所で調査を行うことにより、その効果の検証も併せて実施した。

(2) 調査方法

モウソウチクの地上部、地下部を含めた植物体全体の放射性セシウムによる蓄積量の実態を面積ベースで評価するため、タケの部位（組織）ごとに濃度測定と現存量測定をおこない、放射性セシウム蓄積量を算出した。

本報告の調査地は原発から距離約 70 km の宮城県丸森町・白石市（図 7.6.2.-1 左）、及び距離約 130 km の栃木県日光市、約 100 km の那須町（図 7.6.2.-1 右）である。宮城県と栃木県の 2 つの調査地は距離が離れているが、事故初期の空間線量率の値やその後の変化の傾向が似ている場所であることから選定している。宮城県では、白石市斎川地区の 2 サイト（対照区、除染区各 1 サイト）、丸森町大内地区の 3 サイト（対照区 1 サイト、除染区 2 サイト）、計 5 サイトで調査を行った（図 7.6.2.-2）。これら宮城県の調査地は、空間線量率が 0.13～0.15 $\mu\text{Sv/h}$ （2016 年測定値）、0.14～0.15 $\mu\text{Sv/h}$ （2017 年測定値）の範囲でほぼ変化が見られない。栃木県では、日光市塩野室地区及び、那須町高久甲地区の各 2 サイト（対照区、除染区各 1 サイト）、計 4 サイトで調査を行った（図 7.6.2.-3、写真 7.6.2.-1、2）。これら栃木県の調査地は空間線量率が 0.2 $\mu\text{Sv/h}$ （2016 年測定値）から 0.17～0.18 $\mu\text{Sv/h}$ （2018 年測定値）であった。なお、丸森町耕野地区の竹林について、今年度は所有者の意向により調査を行わなかった。

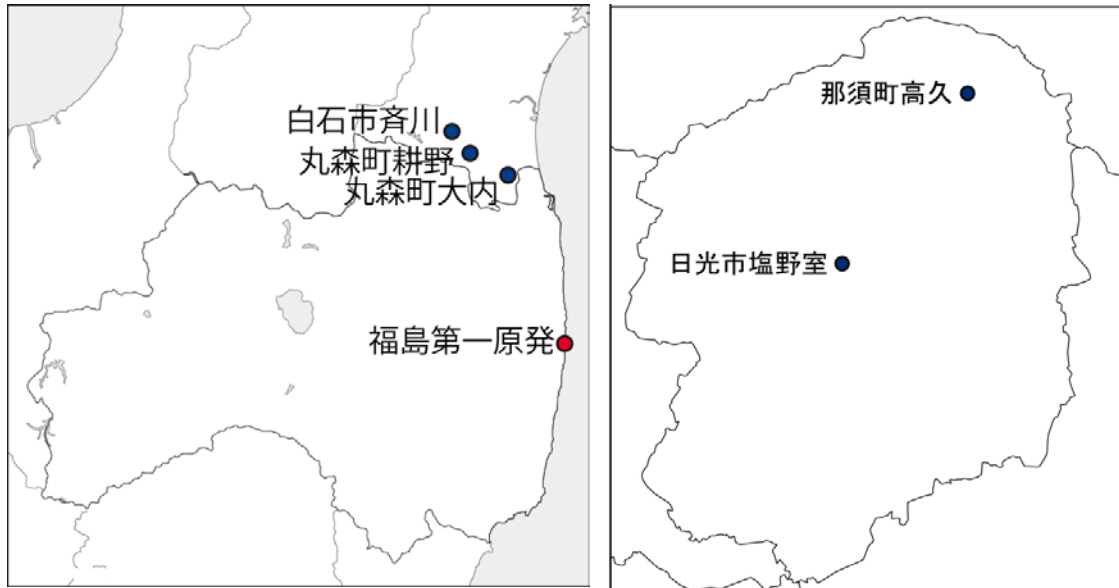


図 7.6.2-1 宮城県及び栃木県の調査地の位置

間伐等の除染処理については、宮城県では 2014 年 3 月から、栃木県では 2017 年 8 月から実施されている。試験として実施された作業項目は、リターの剥ぎ取り除去、古い 3 年生以上の稗を中心とした強度間伐（写真 7.6.2-2、対照区に比べて強度間伐を実施）、カリウム施肥の 3 つの作業である。これら 3 つの作業は、それぞれ作業間で処理区を変えず 1 処理区の試験区に一括して処理を実施しており、ここではこれを除染区と呼ぶ。



図 7.6.2-2 調査サイト（対照区、除染区）の配置（宮城県白石市及び丸森町）



図 7.6.2-3 調査サイト（対照区、除染区）の配置（栃木県日光市及び那須町）



写真 7.6.2.-1 対照区の竹林



写真 7.6.2.-2 除染区の竹林



写真 7.6.2.-3 部位分け・葉むしり等の作業



写真 7.6.2.-4 部位の総生重測定

モウソウチク林の放射性セシウムの吸収及び蓄積量を面積ベースで把握するために、各採取地の対照区、除染区として 10 m×10 m の方形枠を設置した（図 7.6.2.-2、図 7.6.2.-3）。白石市齊川地区は対照区、除染区各 1 区（図 7.6.2.-2、調査地①②）、丸森町大内地区には対照区 1 区、除染区 2 区（図 7.6.2.-2、調査地③④⑤）を設置した。栃木県日光市塩野室地区及び那須町高久甲地区には対照区、除染区各 1 区（図 7.6.2.-3、調査地⑥⑧及び調査地⑦⑨）を設置した。プロット数は合わせて対照区 4（写真 7.6.2.-1）、除染区 5（写真 7.6.2.-2）の合計 9 区である。

蓄積量調査のため、毎竹調査を行った。毎竹調査では稈の齢、胸高周囲長（GBH）を調べた。2 回目の調査から既存稈については生残を調べ、新規加入稈については同様の毎竹調査を行った。

放射性物質の濃度測定については、モウソウチクの地上部は稈を伐採して、地下部は地下茎と根を掘り起こして採取し、測定用サンプルを得た。稈は異なる齢（当年生、1 年生、2 年生、3 年生以上）からサイズ（胸高直径）ごとに選び、各齢を複数稈伐採し、稈、枝、葉に分けた（写真 7.6.2.-3、4）。稈は稈長測定後に長さで概ね 3 等分し、上から上、中、下と

して各部位から節の上下 10 cm のサンプルを得た。採取にあたっては放射性物質の濃度が高い土が測定用サンプルに付着しないように注意して採取し、部位に分ける際に地下部位に関しては付着した土を水でよく洗浄した。持ち帰ったサンプルは部位ごとに乾燥重量を測定し、粉碎して 100 mL 測定容器 (U-8 容器) または 700 mL 測定容器 (マリネリ容器) に入れ、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て放射性セシウム (Cs-134 及び Cs-137) 濃度を測定した。

表 7.6.2-1 調査地の空間線量率 ($\mu\text{Sv/h}$) の推移

	2014 年 9 月		2017 年 9 月		2019 年 9 月	
	1m	0.1m	1m	0.1m	1m	0.1m
対照区						
白石・丸森	0.21 \pm 0.02	0.25 \pm 0.02	0.13 \pm 0.01	0.14 \pm 0.01	0.13 \pm 0.01	0.15 \pm 0.02
日光・那須	0.21	0.26	0.17 \pm 0.01	0.18 \pm 0.02	0.13 \pm 0.01	0.15 \pm 0.01
除染区						
白石・丸森	0.24 \pm 0.04	0.27 \pm 0.05	0.15 \pm 0.02	0.15 \pm 0.02	0.14 \pm 0.02	0.15 \pm 0.02
日光・那須	0.20 \pm 0.00	0.24 \pm 0.01	0.17 \pm 0.02	0.20 \pm 0.02	0.13 \pm 0.01	0.15 \pm 0.02

数値は、平均 \pm 標準偏差。

(3) 結果及び考察

1) 竹林の空間線量率

空間線量率の推移を表 7.6.2-1 に示す。なお、2013 年度から 2019 年度まで 7 回分の調査期間のうち、2014 年度、2017 年度、2019 年度の 3 年度分を示した。また、白石と丸森及び日光と那須の値をそれぞれ平均し、県ごとの値として整理した。両県とも 2014 年度から 2017 年度の間の変化は大きいですが、2017 年度と 2019 年度の空間線量率の変化は小さかった。宮城県の試験地では、特に地上高 0.1m における変化量は対照区で+0.01 $\mu\text{Sv/h}$ 、除染区で変化無しであった (表 7.6.2-1)。地上高 1m でも対照区で変化無し、除染区で-0.01 $\mu\text{Sv/h}$ と変化が少なかった。栃木県の試験地では、2014 年度からおおむね低下傾向であるが、2016 年度に追加された那須町の試験地で日光の試験地よりも空間線量率が高かったため、期間後半の平均値が高い結果となった。原発事故から約 9 年が経過した今年は、竹林の生態系内の放射性物質の移動が減ったことや物理的減衰による低下速度が遅くなってきたことから、空間線量率の変化が小さくなったものと考えられる。当初、両県とも地上高 1m の値と 0.1m の値の差は大きかったが、近年では空間線量率の高さによる違いは次第に小さくなっている。

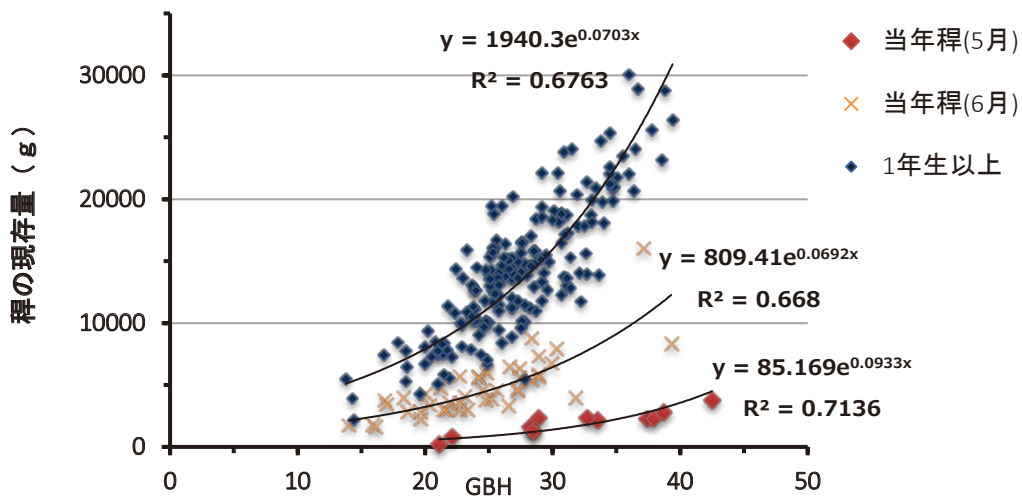


図 7.6.2-4 モウソウチクの地上稈の GBH（胸高周囲長）と現存量との関係

2) モウソウチクの現存量推定式

モウソウチクの竹林の現存量推定は、放射性セシウムによる面積ベースの蓄積量を推定し、評価・比較する上で必要である。

本調査では 100 m² を一定面積とする方形枠を設定し、その中に生存する稈の^{かん}年齢、太さ、生死などの属性を調べて現存量を推定した。これまでの継続調査結果も含む直径の実測値から、稈の太さと現存量の関係式を得た（図 7.6.2-4）。稈の太さと現存量の関係を見ると、散布図から三つの関係式が導かれた。一つ目は稈出現直後の 5 月の当年生稈 (n=40) のみで得られる関係式 $y=85.169e^{0.0933x}$ で、二つ目は稈から枝は出ているが、未展葉の 6 月の当年生稈のみで得られる関係式 $y=809.41e^{0.0692x}$ である。もう一つは 8 月以降の当年生稈と 1 年生以上の全ての稈 (n=173) で得られる関係式 $y=1940.3e^{0.0703x}$ である。この三つの関係式の違いは、出現直後の当年生の稈が極端に高い含水率であることに起因する。2019 年度も当年生稈について 6 月に調査を行っており、枝が稈から出ているがまだ展葉していない状態では（写真 7.6.2-4）、やはり稈の含水率が高いことを確認した。

3) 各部位の放射性セシウムの濃度

宮城県のみうすちクについて、地上部・地下部の部位別・齢別に放射性セシウム濃度を比較した(図 7.6.2.-5、図 7.6.2.-6)。みうすちクの全ての部位間で、放射性セシウム濃度を比較すると、葉が最も高く、次いで地上部の枝、地下部の組織、最も低いのが稈となった。稈の齢別で見ると、当年生稈が最も放射性セシウム濃度が高かった(図 7.6.2.-5)。さらに、当年生稈の中では、上部が極端に濃度の高い特徴が見られた。これは上部の成長部位に近い組織にカリウムが集積し、これに伴ってセシウムが転流集積したものと考えられ、これまで観察されてきた傾向と同じである。2019 年度試料のうち、当年生稈は採取した時点で枝は発生していたが、葉はまだ展開していなかった。稈の上部には、展葉に備えてこの時期にカリウムと一緒にセシウムが移行し、濃度が高まったと考えられる。当年生稈は、全体的に放射性セシウムの濃度が高い。1 年生、2 年生稈になるとその濃度は低くなり、その後 3 年生稈では 2018 年度には濃度が高い傾向が見られたが、2019 年度には同様の傾向は見られなかった。また、同一稈内の上部・中部・下部の間では濃度差がほとんど無く、当年生稈とは異なる傾向がみられた。

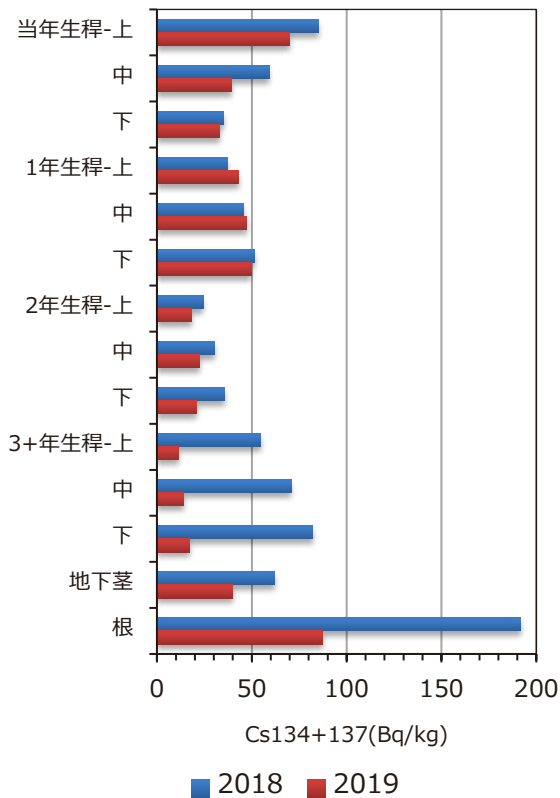


図 7.6.2.-5 みうすちクの地上部各部位及び地下部の地下茎と根における放射性セシウム濃度 (宮城県)

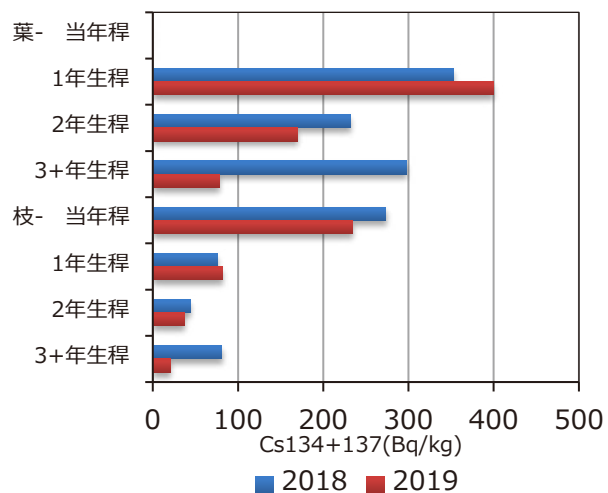


図 7.6.2.-6 みうすちクの稈の齢別葉と枝の放射性セシウム濃度 (宮城県)

栃木県の調査地から得た試料の 2018 年度と 2019 年度の測定値を、図 7.6.2.-5、図 7.6.2.-6 の宮城県の調査地の結果に加えて比較した(図 7.6.2.-7)。栃木県の試験地の空間線量率は、宮城県のそれに比べて大幅に高いわけではないが、栃木の試料は明らかに濃度が高く、タケ個体内に蓄積された放射性セシウム蓄積量の総量も、宮城に比べて多い計算結果となった。同一試験地の部位間の相対的な濃度の傾向を両県で比較してみると、大きな違いはみられなかった。したがって、栃木県のモウソウチク個体では、宮城県に比べ全体として濃度が高いということとなる。ここで確認された両県の試験地の様々な相違点が生じる要因を明らかにするためには、土壌環境等を含めた詳細な調査が必要である。

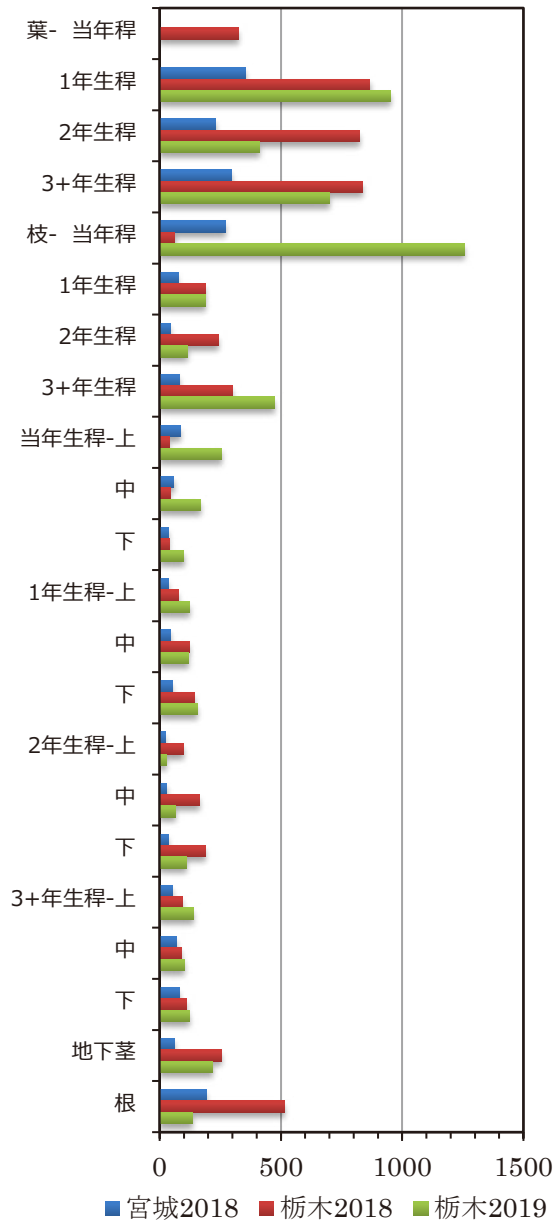


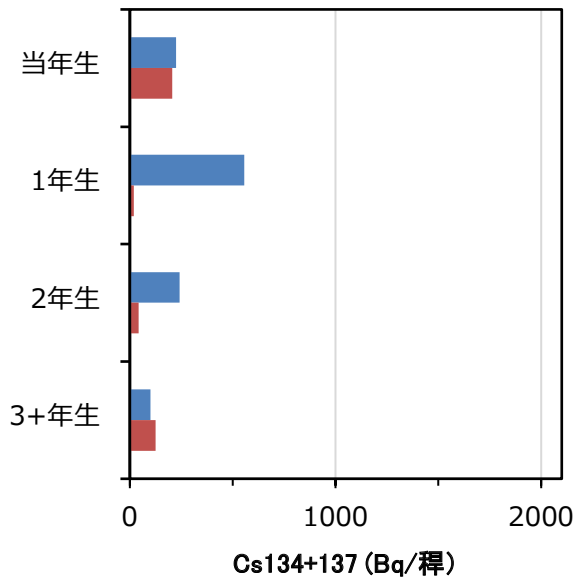
図 7.6.2.-7 2018 年度と 2019 年度の栃木の測定値を追加したモウソウチクの地上部及び地下部の各部位の放射性セシウム濃度

4) 竹林整備の効果

除染試験は、宮城県では2014年度、栃木県は2017年度に開始された。両県の試験開始からの経過年数は異なるが、空間線量率に大きな違いがないにも関わらず、栃木の試料では放射性セシウム濃度及び蓄積量がともに高い傾向がみられた。図7.6.2-8は、齢別稈あたりに積算した放射性セシウム蓄積量を除染区と対照区の間で比較した結果である。宮城県の場合は、除染効果が顕著に現れており、栃木県の場合は除染効果が不明瞭である。稈の齢別の放射性セシウム蓄積量を見ると、当年生稈では除染の効果は比較的少なく、両県とも両処理区で同等の値であった。しかし、対照区では両県とも1年生稈で最も蓄積量が多かったが、除染区では傾向は異なっており、宮城県の1年生、2年生稈では蓄積量が低かった。

竹林整備により除染効果が生じるメカニズムを明らかにするためには、土壌調査等の詳細な調査が必要である。

a) 宮城県



b) 栃木県

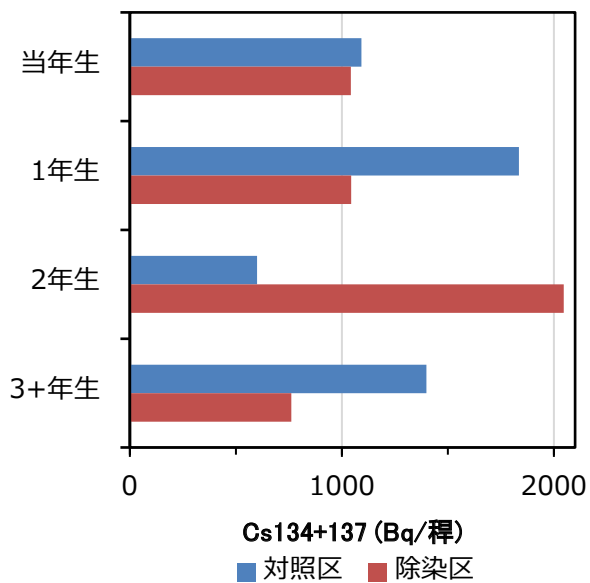


図 7.6.2-8 宮城県 (a) 及び栃木県 (b) に設置した対照区 (: 青) と除染区 (: 赤) における2019年度の齢別稈あたりの放射性セシウム蓄積量