

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、2020 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、2020）を使用した。濃度測定に使用した落葉層と土壌層は高線量地（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2020年10～11月に小川調査地で15頭、川内調査地で20頭、及び飯舘調査地で41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10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、各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いえる。

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	2020	合計
小川	アカネズミ	42	35	23	30	36	41	45	42	29	15	338
	ヒメネズミ	8	31	19	19	19	3	8	18	21	32	178
	ヤチネズミ	0	0	1	1	1	2	1	1	2	0	9
	アズマモグラ	0	0	0	0	0	-	-	-	-	-	0
	ヒミズ	0	1	3	5	5	0	4	0	2	1	21
	ジネズミ	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
	計	50	67	46	55	62	46	58	61	54	48	547
川内	アカネズミ	26	10	30	10	35	29	46	32	21	20	259
	ヒメネズミ	8	19	12	10	22	35	12	12	6	19	155
	ヤチネズミ	0	2	2	0	1	23	3	31	4	12	78
	アズマモグラ	0	2	3	1	0	-	-	-	-	-	6
	ヒミズ	0	4	4	4	17	13	2	5	3	7	59
	ジネズミ	0	0	0	0	1	1	0	1	1	0	4
	クマネズミ	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
計	34	37	51	25	76	102	63	81	35	58	562	
飯舘	アカネズミ	-	19	30	26	44	65	49	41	39	41	354
	ヒメネズミ	-	19	11	17	12	14	11	2	6	9	101
	ヤチネズミ	-	0	2	14	0	6	0	0	2	2	26
	アズマモグラ	-	0	3	0	0	-	-	-	-	-	3
	ヒミズ	-	1	0	19	22	4	2	0	2	2	52
	ジネズミ	-	0	0	1	1	0	0	0	0	0	2
	計	-	39	46	77	79	89	62	43	49	54	538
森林総研	アズマモグラ	0	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1
合計		84	143	143	157	217	237	183	185	138	160	1,647
-	未実施											

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 2020 年度の濃度を検討した（図 7.5.-1）。なお、昨年度の報告書における 2019 年度の値は速報値を使用した。本報告書では最終値を使用している。

高線量地（飯館調査地）の平均濃度は 8.5 kBq/kg (± 1.8 kBq/kg、標準誤差) を示し、2019 年度に比べ若干増加した。当調査地で調査を開始した 2012 年度の値と比較すると、2020 年度は 57% 減少した。一方、中線量地（川内調査地）の平均濃度は 1.1 kBq/kg (± 0.2 kBq/kg) を示し、2019 年度の平均値よりも減少し、事故直後の 2011 年度の値と比較すると、82% 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、2019 年度に比べ若干増加した。2011 年度と比較すると 2020 年度は 66% 減少した。

事故後 9 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放射性セシウム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。この傾向は安定して認められた。

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。

放射性セシウム濃度の低下に伴って、非検出の個体が認められるようになってきた。特に半減期の短い Cs-134 では、分析個体数に対する検出限界未満（平均 0.005 kBq/kg）の個体数の割合（%）が、低線量地では 2016 年度以降から増加し、中線量地や高線量地では 2020 年度から出現してきた。

2011～2020 年度のアカネズミ成獣の放射性セシウム濃度（Cs-134 と Cs-137 の濃度の合計）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、高線量地は 20.7 倍、中線量地は 6.2 倍に相当した。

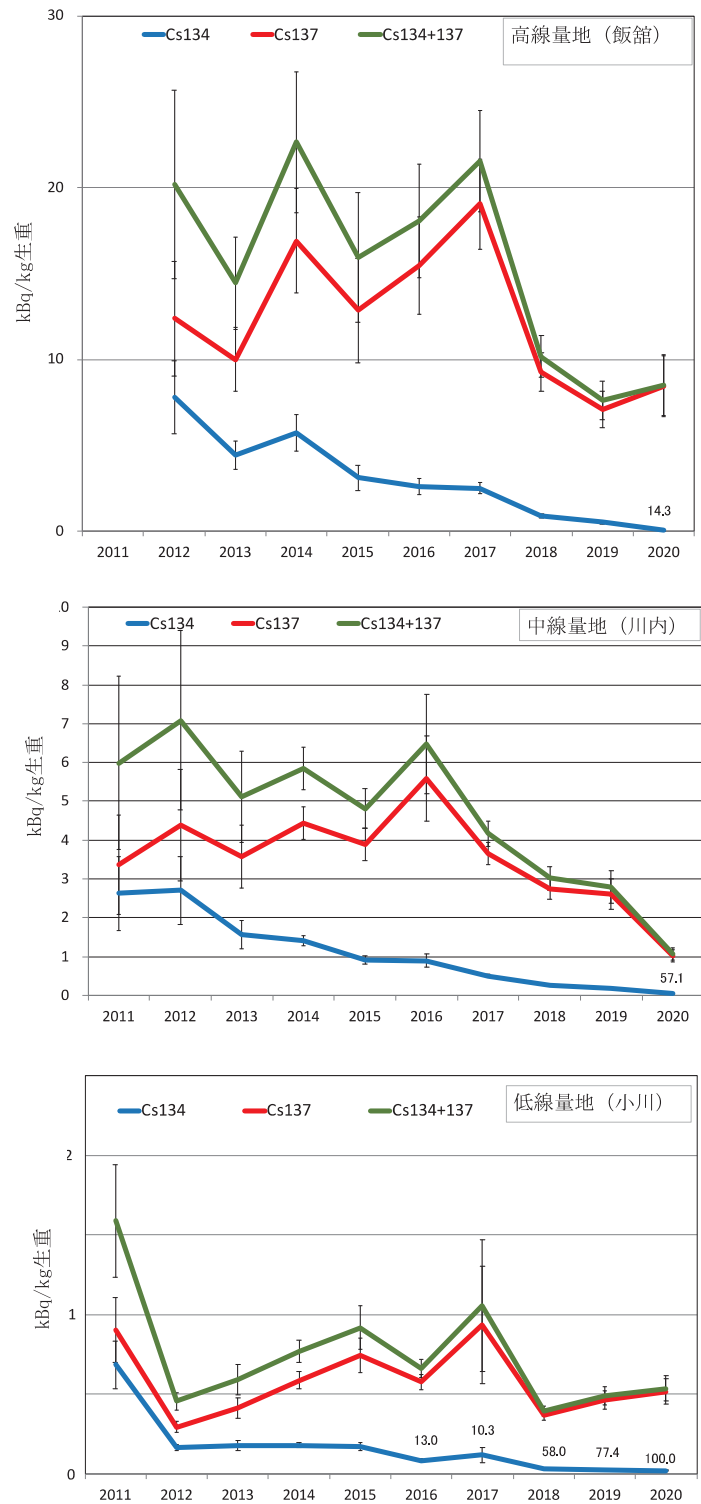


図 7.5-1 高線量地、中線量地及び低線量地におけるアカネズミ成獣の筋肉（骨格含む）中の放射性セシウム平均濃度と標準誤差の事故後の推移。図中のセシウム 134 線上の数値は、分析個体数に対する検出限界未満の個体数の割合（%）を示す。

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、2020 年度は 50 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）、2020 年度は 50 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、2020 年度は若干増加し 24 kBq/kg 乾重になった。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、2020 年度に落葉層は若干低下した。これらをまとめると、いずれの地域においても、落葉層と土壌層の放射性セシウム濃度は 2016 年以降安定して推移している。

2011～2020 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 15.8 倍、高線量地は 16.5 倍となり、土壌層では中線量地は 9.2 倍、高線量地は 23.4 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。

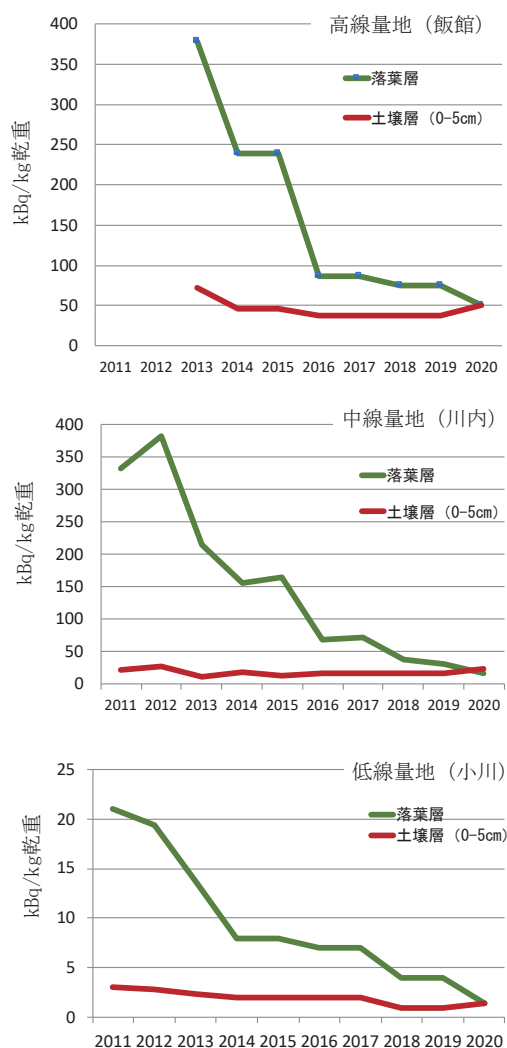


図 7.5-2 高線量地、中線量地及び低線量地における落葉層と土壌層における放射性セシウム濃度 (Cs-134 と Cs-137 の合計) の事故後の推移

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) の全期間の平均値は、高線量地 (8 年間) で 0.13 ± 0.03 、中線量地 (10 年間) で 0.05 ± 0.01 および低線量地で 0.12 ± 0.03 の値を示した。土壌層からの移行係数 (平均値±標準誤差) は、高線量地で 0.34 ± 0.05 、中線量地で 0.27 ± 0.04 および低線量地で 0.39 ± 0.04 の値

を示した。落葉層からの移行係数は中線量地でやや低い値であったが、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年度、2017年度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。アカネズミ成獣の筋肉中の放射性セシウム濃度の平均値は低い状態が続いている、あるいは低下傾向を示していることから、本調査は終了する。

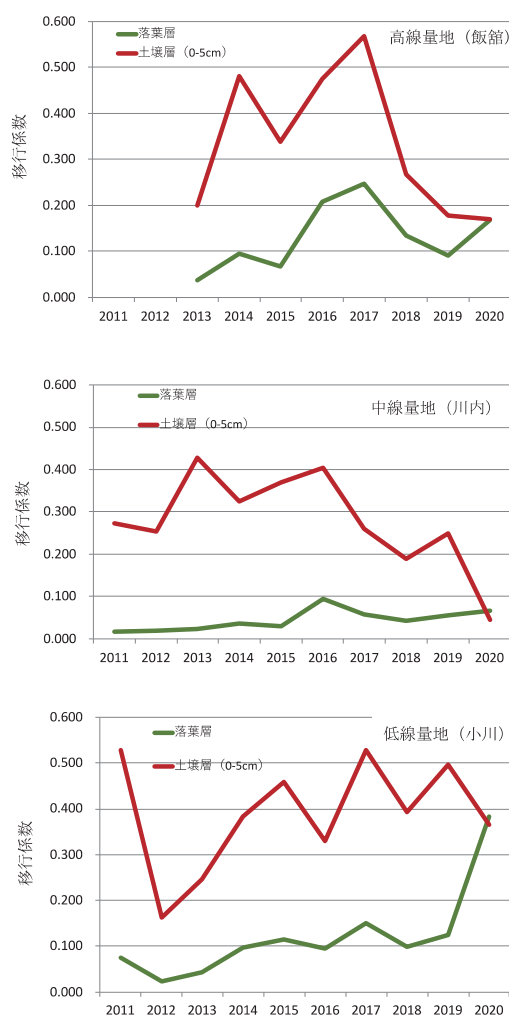


図 7.5-3 アカネズミにおける放射性セシウムの生息地（土壌層と落葉層）から体内への移行係数

引用文献

林野庁（2020）令和元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/R1_jittaihaaku.html

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セシウム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2020年6月から10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（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

2020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、土壌から発生した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Cs-137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Cs-137濃度と対応する落葉層・土壌のCs-137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 Cs-137 濃度を測定した。きのこと材の濃度から移行係数（単位無し）を求めた。

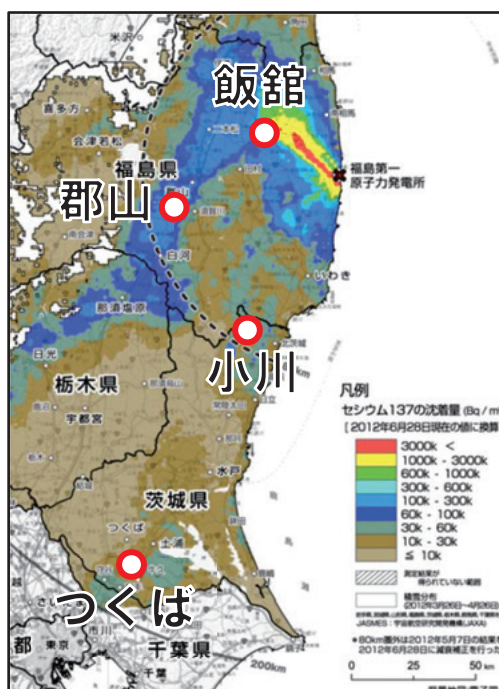


図 7.6.1-1 調査地の位置

地図は第 5 次航空機モニタリングおよ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 次および 80 km 圏外の測定結果より））およ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($\mu\text{Sv/h}$)							
		2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
飯舘	810～880	2.76	2.96	1.83	1.53	0.80	0.65	0.56	0.52
郡山	120～140	0.65	0.48	0.39	0.49	0.40	0.36	0.35	0.26
小川	38～42	0.18	0.18	0.13	0.13	0.07	0.06	0.06	0.05
つくば	26～28	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.-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っている。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 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。飯舘では引き続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、郡山の 2019 年など、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。つくばは 2020 年度の調査で中央値が上昇し、沈着量の多い郡山や小川よりも高くなった。

図 7.6.1.-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、2020 年度の調査でも、菌根菌の Cs-137 濃度のほうが他の 2 タイプよりも高い傾向や検体ごとの濃度のばらつきが他のタイプよりも大きい傾向が認められた。Cs-137 濃度の傾向を確認するため、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 7.6.1.-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 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 7.6.1.-2 では飯舘を基準とした場合の影響なので、負の数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 ($p=0.002$)。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。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 2013-15 に上昇し、その後は変化が認められなかった。

8 年間のサンプリングで比較的多く（21 検体以上）取れた 17 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 Cs-137 濃度の高低の傾向が昨年にも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 7.6.1.-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、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、キツネタケ属とベニタケ属、ニガイグチ属、ハラタケ属、ナラタケ属、ハウロクタケ属、スギタケ属、ヒラタケ属、シロアマ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同様、有意に負の効果は認められた ($-0.02, p=0.02$)。

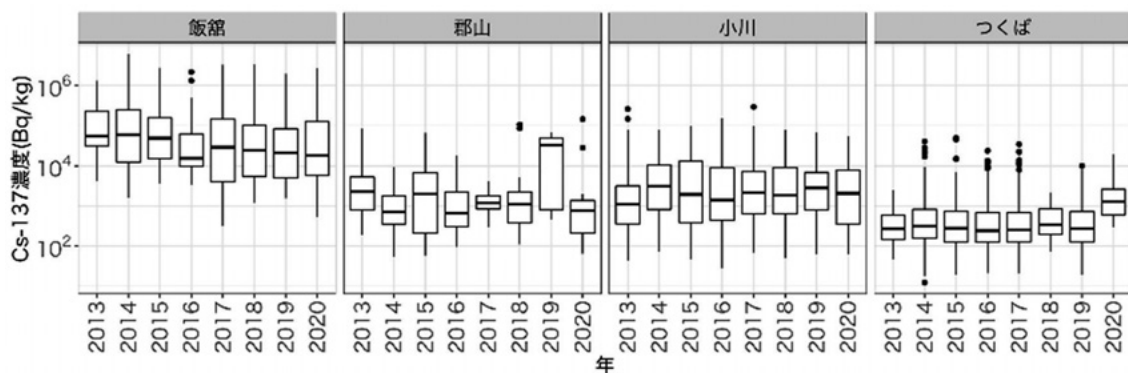


図 7.6.1-2. 調査地ごとの子実体 Cs-137 濃度の年変化

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。

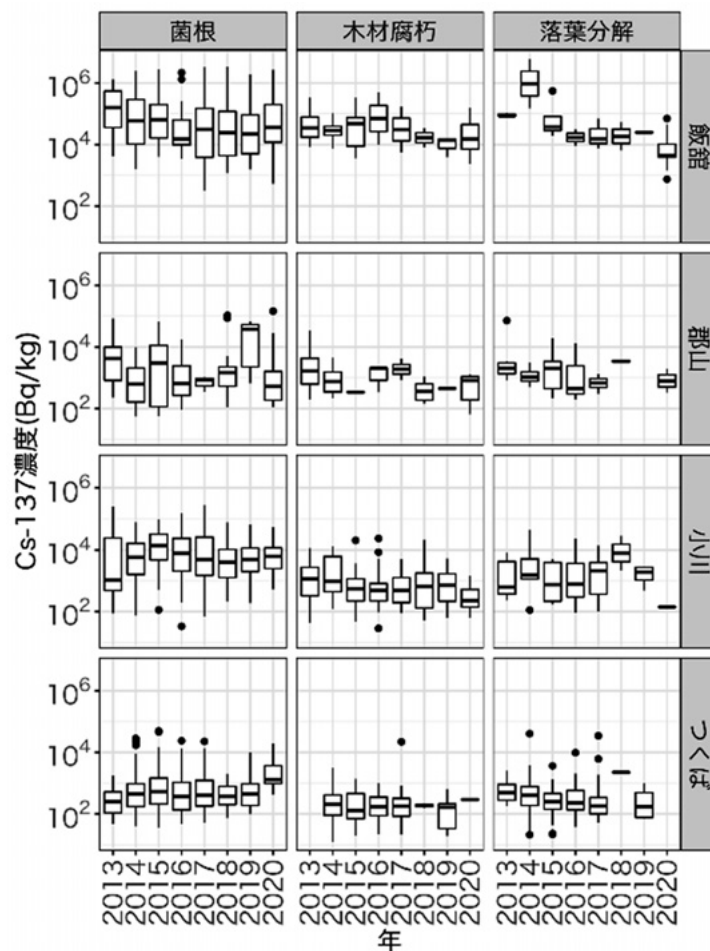


図 7.6.1-3. 調査地および生活タイプごとの子実体 Cs-137 濃度の年変化

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 2013～2020 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	P
切片（菌根、飯舘）*	4.84	0.06	77.54	$<2.00 \times 10^{-16}$
木材腐朽*	-0.58	0.04	-14.07	$<2.00 \times 10^{-16}$
落葉分解*	-0.32	0.05	-5.93	3.62×10^{-9}
郡山*	-1.36	0.07	-20.34	$<2.00 \times 10^{-16}$
小川*	-1.15	0.05	-23.13	$<2.00 \times 10^{-16}$
つくば*	-1.96	0.05	-40.33	$<2.00 \times 10^{-16}$
採取年*	-0.03	0.01	-3.12	0.002

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 ($p < 0.05$)。

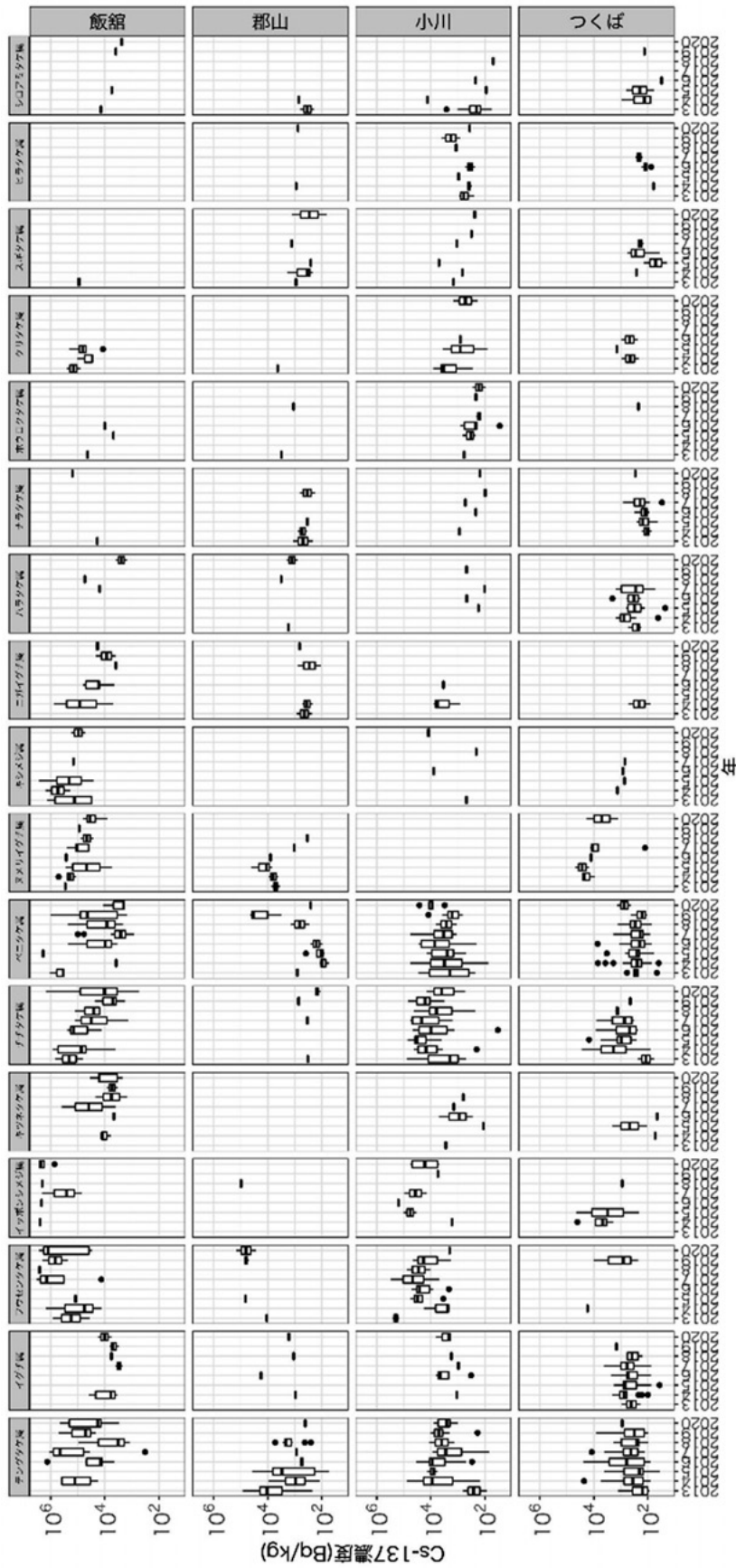


図 7.6.1.-4 検体数の多い (21 検体以上) 17 属の調査地ごとの Cs-137 濃度の測定結果

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 17 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

項目	推定値	標準誤差	t. value	P
切片（飯舘,テングタケ属）*	4.64	0.09	54.23	$<2.00 \times 10^{-16}$
郡山*	-1.34	0.08	-17.31	$<2.00 \times 10^{-16}$
小川*	-1.00	0.06	-17.00	$<2.00 \times 10^{-16}$
つくば*	-1.77	0.06	-30.12	$<2.00 \times 10^{-16}$
採取年*	-0.02	0.01	-2.42	0.02
イグチ属	-0.17	0.09	-1.90	0.06
フウセンタケ属*	0.95	0.10	9.62	$<2.00 \times 10^{-16}$
イッボンシメジ属*	1.15	0.13	8.94	$<2.00 \times 10^{-16}$
キツネタケ属*	-0.54	0.14	-3.90	0.0001
チチタケ属*	0.20	0.08	2.61	0.009
ベニタケ属*	-0.25	0.06	-3.84	0.0001
ヌメリイグチ属*	0.57	0.10	5.77	1.03×10^{-8}
キシメジ属*	0.48	0.14	3.37	0.0008
ニガイグチ属*	-0.33	0.13	-2.48	0.01
ハラタケ属*	-0.30	0.11	-2.69	0.007
ナラタケ属*	-0.58	0.12	-4.73	2.50×10^{-6}
ホウロクタケ属*	-0.84	0.15	-5.66	2.01×10^{-8}
クリタケ属	-0.09	0.12	-0.77	0.44
スギタケ属*	-0.44	0.13	-3.29	0.001
ヒラタケ属*	-0.68	0.15	-4.68	3.31×10^{-6}
シロアマタケ属*	-0.90	0.13	-6.93	7.18×10^{-12}

採取年については 2011 年度を 0 とするにした。***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： $y = 113x^{0.48}$, $R^2 = 0.53$ 、小川： $y = 121x^{0.54}$, $R^2 = 0.67$ ）。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

似ていた一方、木材腐朽菌の関係をみ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い傾向があった。

同じサンプルについて安定同位体と放射性同位体の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： $y = 31210x^{0.80}$, $R^2 = 0.47$, 小川： $y = 1376x^{0.79}$, $R^2 = 0.65$ ）。また、年ごとの安定同位体セシウムと放射性同位体セシウム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、2014 年の Cs-137 濃度が回帰直線よりも高い傾向があり、2019 年、2020 年の Cs-137 濃度が回帰直線よりも低い傾向があった（図 7.6.1-7）。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 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-0.07 ($p=1.42 \times 10^{-6}$) と有意に負になり、Cs-137 濃度の推定値と実測値の R^2 値は 0.78 となった（表 7.6.1-4）。

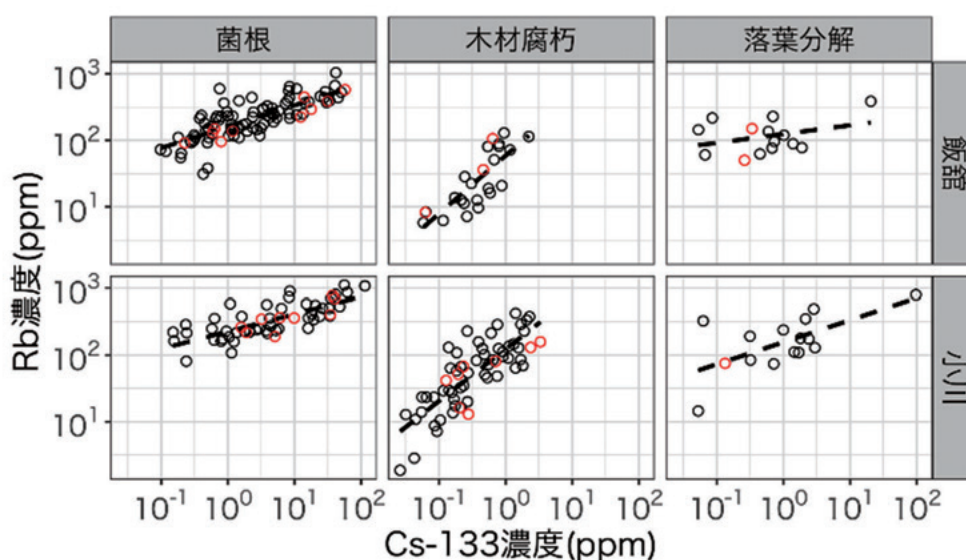


図 7.6.1-5 生活タイプ（横）および調査地（縦）ごとの子実体の安定同位体 Cs-133（横軸）とルビジウム Rb（縦軸）の濃度の関係

飯舘（左）および小川（右）で採取したサンプル。2020 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。

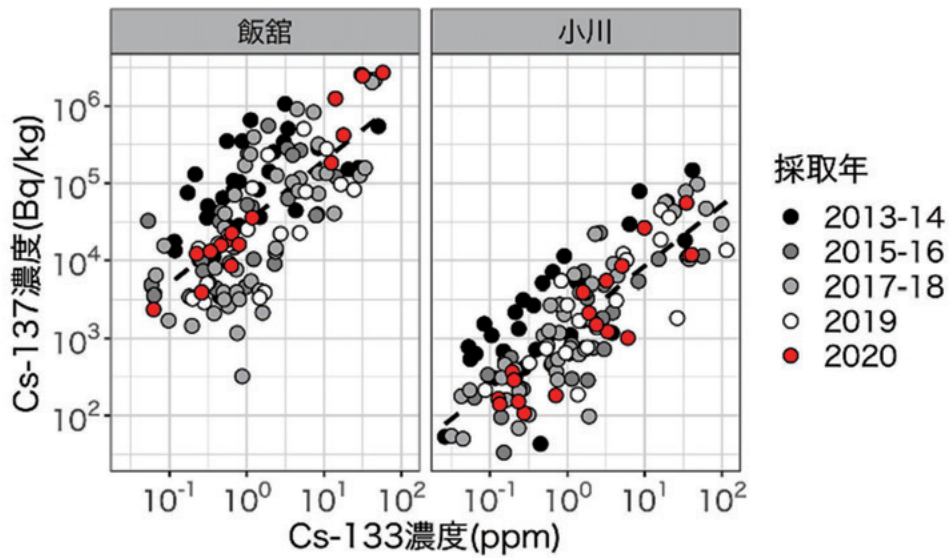


図 7.6.1-6 調査地ごとの子実体の安定同位体 Cs-133（横軸）と放射性同位体 Cs-137（縦軸）の濃度の関係

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。

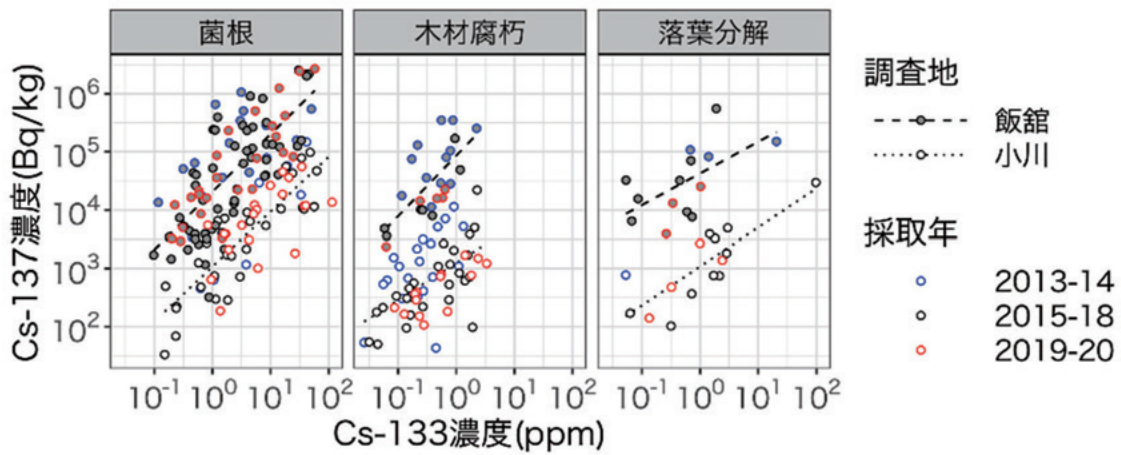


図 7.6.1-7 生活タイプごとの子実体の安定同位体 Cs-133（横軸）と放射性同位体 Cs-137（縦軸）の濃度の関係

調査地・採取年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

項目	推定値	標準誤差	t. value	P
切片（飯舘，菌根菌）*	4.83	0.10	48.21	$<2.00 \times 10^{-16}$
Cs-133 常用対数値*	0.90	0.05	18.30	$<2.00 \times 10^{-16}$
小川*	-1.41	0.07	-20.52	$<2.00 \times 10^{-16}$
採取年*	-0.07	0.01	-4.93	1.42×10^{-6}
木材腐朽*	0.23	0.09	2.53	0.01
落葉分解	0.15	0.11	1.38	0.17

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、落葉層と表層の鉱質土壌(0-5 cm 層)を採取し、きのこの Cs-137 濃度(乾重)と落葉層および表層鉱質土壌の Cs-137 蓄積量の比(面移行係数)を求めた。結果を表 7.6.1.-5 に示した。土壌の Cs-137 蓄積量は平均で 133 ± 49 kBq/m² (最大値: 228kBq/m², 最小値: 64 kBq/m²) となり、過去の調査結果(2019: 131 ± 65 kBq/m², 2018: 131 ± 94 , 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 1000 倍以上異なっていた。2019 年も高い値が観察されたフウセンタケ属の 1.16 m²/kg が最大であった。また、最小はチチタケの 0.001 m²/kg であった。前年もチチタケ属のきのこの面移行係数が最も低かった。面移行係数の値の範囲ごとの頻度を見ると、2020 年度は 0.1 m²/kg 以上、 $0.01 \sim 0.1$ m²/kg、 0.01 m²/kg 以下がそれぞれ 2 検体(13%)、3 検体(19%)、11 検体(69%) と 0.01 m²/kg 以下の検体が最も高頻度で得られ、全検体の幾何平均は 0.008 m²/kg と前年の 0.31 m²/kg より大きく低下した。

木材腐朽菌については不明種 1 検体を含めて 6 検体を得られた。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 53.7、最小 2.1 と検体によって 10 倍以上の差が認められた(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	
菌根菌					
テングタケ属	イボテングタケ	411	2960	105000	0.004
ヤマドリタケ属	ムラサキヤマドリ タケ	1660	714	122000	0.014
フウセンタケ属	フウセンタケ属 1	146000	2180	124000	1.155
	フウセンタケ属 2	28000	356	103000	0.273
チチタケ属	チチタケ 1	113	1670	129000	0.001
	チチタケ 2	166	1370	73300	0.002
	チチタケ属 1	160	1120	108000	0.002
ヤマイグチ属	アカヤマドリタケ	1480	1980	62000	0.023
ベニタケ属	ベニタケ属	261	2940	82000	0.003
ニガイグチ属	ニガイグチ属	658	4250	191000	0.003
落葉分解菌					
ハラタケ属	ザラエノハラタケ	776	4030	201000	0.004
	ハラタケ属 1	1990	96	228000	0.009
ホコリタケ属	ホコリタケ	330	1570	93600	0.004
スギタケ属	スギタケ	1280	334	193000	0.007
マツカサキノコ属	スギエダタケ	310	3150	151000	0.002
ヒメカバイロタケ 属	キチャホウライタ ケ	2630	2120	141000	0.018

*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]	
チャツムタケ属	チャツムタケ	1180	141	8.4
マツオウジ属	マツオウジ	120	11	10.8
スギタケ属	スギタケモドキ	65	14	4.6
ヒラタケ属	ウスヒラタケ	771	374	2.1
ヒメカバイロタケ属	ヒメカバイロタケ	865	16	53.7
	不明種	1560	33	47.5

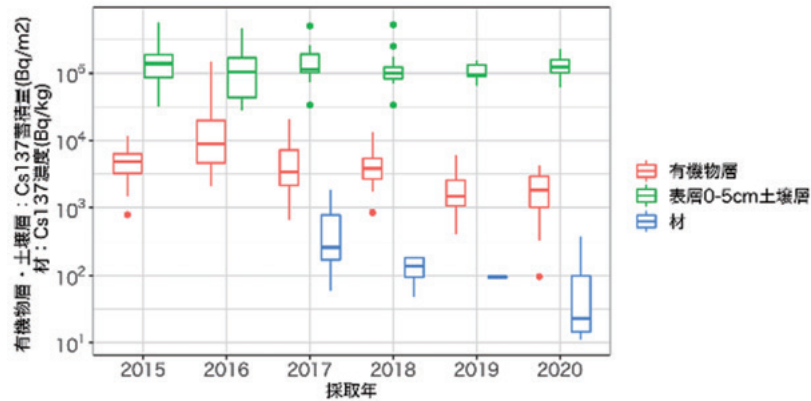


図 7.6.1-8. 郡山で採取した有機物層と表層 0-5cm 土壌の Cs-137 蓄積量および材の Cs-137 濃度の年変化

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。

これまで 2015 年以降の調査で、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 7.6.1-8）に示した。有機物層の Cs-137 蓄積量と材の Cs-137 濃度は年経過に伴い減少する傾向を示した一方、表層土壌の Cs-137 蓄積量は変化傾向を示さなかった。

（４）考察

これまで、2013 年度から 2019 年度まで行われた調査と同じ調査地、調査方法で 2020 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 7.6.1-2）、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 7.6.1-3）、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 7.6.1-4、表 7.6.1-4）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。郡山の調査で、材や有機物層の Cs-137 濃度が低下する傾向を示しており（図 7.6.1-8）、木材腐朽菌に年経過による Cs-137 濃度の低下傾向が認められた（図 7.6.1-3、図 7.6.1-7）のは、基質の濃度が低下していることと対応している可能性が考えられた。土壌から放射性セシウムを吸収している菌根菌の場合、属によって年変化傾向は異なっていた。表層土壌のセシウム蓄積量は変化が認められなかったが、有機物層の蓄積量は減っていることから、下層の土壌への放射性セシウムの移動が緩やかに起きていると考えられる。このような土壌中の放射性セシウムの分布の変化が菌根菌の放射性セシウム濃度の変化にも影響していることも考えられる。全体の解析では野生きのこの Cs-137 濃度は低下する傾向を示した（表 7.6.1-2）。年変化の係数

の平均値 (-0.03) 通りに変化すれば理論上は約 11 年で野生きのこの Cs-137 濃度は半減することになるが、実際には属や生活タイプによるばらつきの大きさが年傾向に影響することもある。例えば、2019 年の郡山や 2020 年のつくばで平均値が上昇したのは、濃度傾向が変化したのではなく、高濃度の菌根菌の検体が偏って多く得られたためと考えられる。このようなばらつきの影響も考慮しながら、引き続きモニタリングを継続する必要がある。

安定同位体セシウムと放射性同位体セシウムの関係は、安定同位体セシウムとルビジウムの関係に比べて観測期間中の変動幅が 10～100 倍程度大きかった。これは、原発事故前から天然に存在していた安定同位体セシウムとルビジウムが森林生態系内での動きが安定し平衡状態にあったのに対して、2011 年 3 月に大気からの降下によって生態系内に加わった放射性同位体セシウムは、10 年程度の時間では生態系内での野生きのこに関わる動きが安定するには至っていないことを示唆している。また、安定同位体セシウムやルビジウムの解析から、生活タイプごとの相関が認められたが、年変化は認められなかった。天然に分布するセシウムやルビジウムは平衡状態にあると考えられた。生活タイプによって回帰直線が異なる点は基質の同位体の濃度比によって説明可能なのか、それとも他のメカニズムが関与しているかを知ることは種や生活タイプによる放射性セシウム濃度の違いを考える上でも重要になりうるので今後明らかにする必要がある。

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て、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）ごとに放射性セシウム濃度測定および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、事故当初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における空間線量率の変化は、2014 年度実測値で 0.19～0.24 $\mu\text{Sv/h}$ （調査開始当初）の範囲から、2020 年度実測値で 0.10～0.12 $\mu\text{Sv/h}$ の範囲に推移してきた。栃木県では、日光市塩野室地区及び、那須町高久甲地区たかくこうの各 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における空間線量率の変化は、2017 年度実測値で 0.12～0.23 $\mu\text{Sv/h}$ （調査開始当初）の範囲から、2020 年度実測値で 0.07～0.15 $\mu\text{Sv/h}$ の範囲に推移してきた。



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、栃木県では 2017 年 8 月に実施されている。除染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（試験設定時 1 回のみ）、古い 3 年生以上の稈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、試験設定時 1 回のみ）、カリウム施肥（試験設定時 1 回のみ）の 3 つの作業である。これら 3 つの作業は、それぞれ作業ごとに処理区を変えず 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 展葉していない枝の束

モウソウチクの放射性セシウムの吸収および蓄積量を面積ベースで把握するために、各調査地の対照区、除染区として10m×10mの固定方形枠を設置した(図7.6.2.-2、図7.6.2.-3)。白石市芥川地区は対照区、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。

現存量推定の基にするため、毎年8月から10月の時期に毎竹調査を行った。毎竹調査では固定方形枠内の全ての生存稈の齢、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のみを調べ、新規加入稈については毎竹調査と同様の測定を行った。

放射性セシウムの濃度測定については、モウソウチクの地上部は稈(タケ)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セシウム濃度が高い土壌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壌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、粉砕して 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) に詰めて、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		2020 年 9 月	
	1m	0.1m	1m	0.1m	1m	0.1m
対照区						
白石・丸森	0.21±0.02	0.25±0.02	0.13±0.01	0.14±0.01	0.11±0.01	0.13±0.01
日光・那須	0.21	0.26	0.17±0.01	0.18±0.02	0.11±0.03	0.12±0.04
除染区						
白石・丸森	0.24±0.04	0.27±0.05	0.15±0.02	0.15±0.02	0.12±0.02	0.13±0.03
日光・那須	0.20±0.00	0.24±0.01	0.17±0.02	0.20±0.02	0.12±0.03	0.11±0.04

数値は、平均±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 2020 年度まで 8 年度分の調査期間のうち、2014 年度、2017 年度、2020 年度の 3 年度分を示した。また、白石と丸森およ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 年度の間空間線量率の変化は大きい、2017 年度から 2020 年度の変化は宮城県では小さかった。宮城県の試験地では、期間後半特に地上高 0.1m における変化量は対照区で $-0.01 \mu\text{Sv/h}$ 、除染区で $-0.02 \mu\text{Sv/h}$ であった (表 7.6.2-1)。地上高 1m でも対照区で $-0.02 \mu\text{Sv/h}$ 、除染区で $-0.03 \mu\text{Sv/h}$ といずれも微量ではあるが減少した。栃木県の試験地では、2014 年度から急激な低下傾向であるが、2016 年度に追加された那須町の試験地が日光の試験地よりも空間線量率が高かったため、平均値では 2017 年前後に低下の傾向が足踏みし、その後再び期間後半に前半と同様のペースで低下した。原発事故から約 10 年が経過した今年度は、竹林生態系内で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、全体的に空間線量率の変化量が小さくなってき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極めて小さくなってきている。

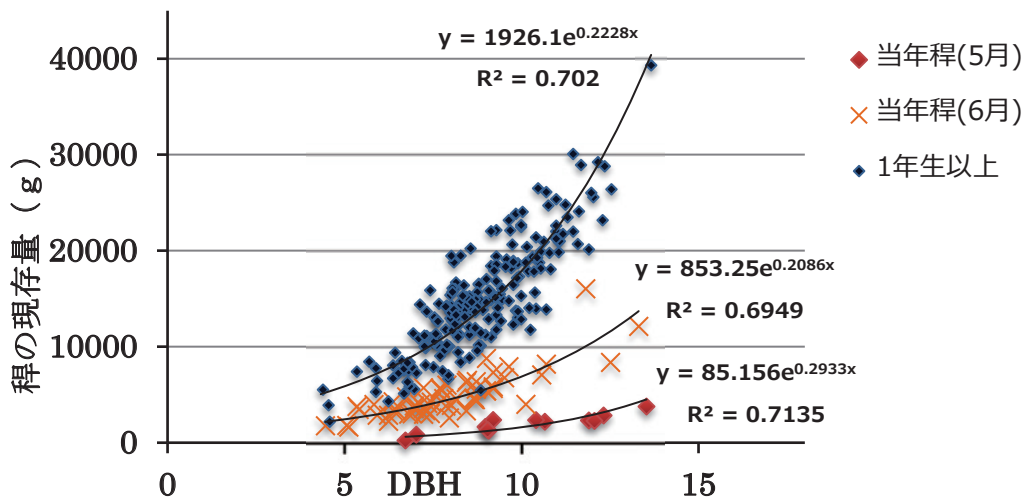


図 7.6.2.-4 モウソウチクの地上稈の DBH（胸高直径）と現存量との関係

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。本報告では竹林の全現存量までは掲載しないが、基となる稈あたりの現存量の推定式を提示する。

本調査では 100 m² を一定面積とする固定方形枠を設定し、その中に生存する全ての稈の齢、太さ、生死などの属性を毎年毎竹調査し、別に伐倒調査により稈ごとに現存量を推定し、100 m² 分を積算して毎年の竹林現存量を推定した。稈ごとの現存量の推定は、これまでに継続的に伐倒した全ての異なる齢と直径の稈データを用いて、稈の太さと現存量の関係式を作成し（図 7.6.2.-4）、直径別に稈の現存量を算出した。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=12) のみで得られる関係式 $y = 85.156e^{0.2933x}$...式①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 (n=55) のみで得られる関係式 $y = 853.25e^{0.2086x}$...式②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=230) で得られる関係式 $y = 1926.1e^{0.2228x}$...式③である。この三つの関係式の違いは、出現直後の当年生稈の含水率が極端に高く、時間経過と共に次第に含水率が低下することに起因した。2020 年度も当年生稈 (n=12) については 6 月に伐倒調査を行っており、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）、これまでと同様に稈の含水率が高く、二つ目の関係式、式②に当てはまることが確認された。1~3 年生以上の稈 (n=28) については 8 月、9 月に伐倒調査を行い、三つ目の関係式、式③に当てはまることが確認された。

3) 各部位の放射性セシウムの濃度

宮城県のもうすouchi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)。もうすouchiクの部位別放射性セシウム濃度は、葉が最も高く、次いで地上部の枝、地下部の各組織、最も低いのが稈となった。齢別での比較を加えると、今年度は当年生稈の枝の放射性セシウム濃度が最も高かった(図 7.6.2.-6)。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、2020 年度は 120 Bq/kg に達し、2014 年度以来の高い値となった。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。2020 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かったが、1 年生になるとその濃度は最も低く平均約 22 Bq/kg となり、次いで 3 年生稈となった。2 年生稈では 2019 年度には濃度が低い傾向が見られ、平均約 24 Bq/kg であったが、2020 年度では当年生稈と同等に高く、平均で約 75 Bq/kg となった。これについては明確な理由は分からないが、タケノコの豊作(表年)・凶作(裏年)が関係するのではないかと

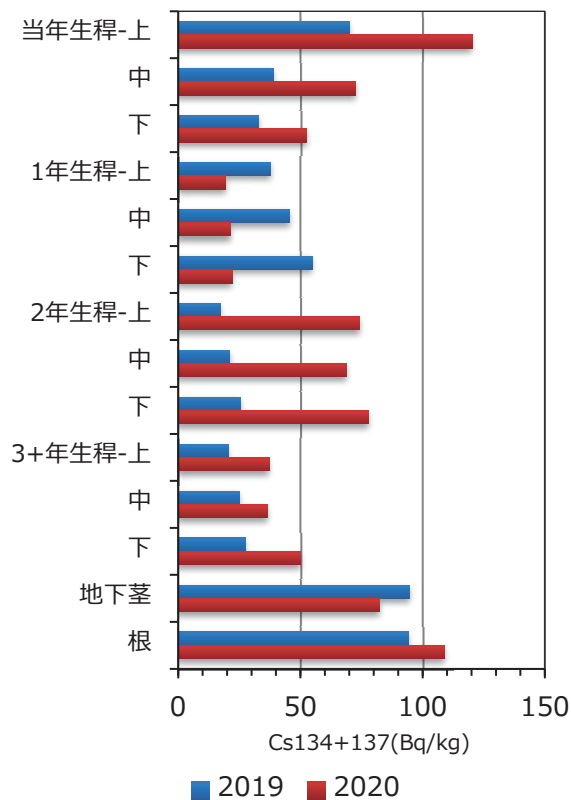


図 7.6.2.-5 もうすouchiクの地上部各部位及び地下部の地下茎と根における放射性セシウム濃度 (宮城県)

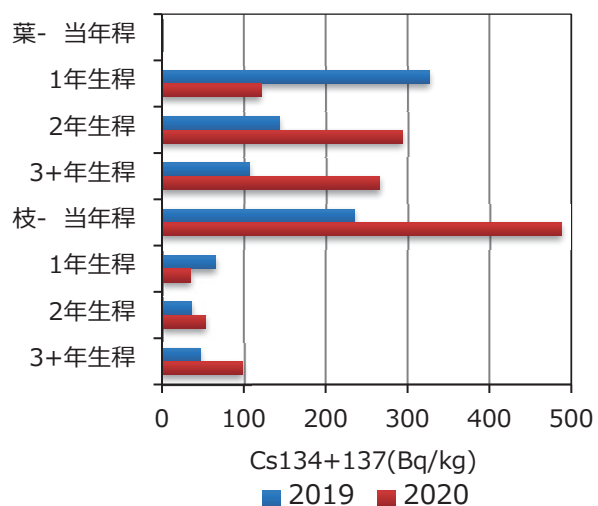


図 7.6.2.-6 もうすouchiクの稈の齢別葉と枝の放射性セシウム濃度 (宮城県)

と考えられた。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、基本的には当年生稈以外では稈内部で濃度に差が生じる理由は見当たらない。

栃木県の調査地から得た 2019 年度と 2020 年度試料の測定値を、図 7.6.2.-5、図 7.6.2.-6 の宮城県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、宮城県のそれとほぼ同程度であるが、栃木県の試料は明らかに濃度が高く (図 7.6.2.-7: 青の宮城県に比べて、赤・黄緑の栃木県で高濃度)、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、宮城県の試料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配分傾向には大きな違いはみられなかったことから、宮城県の試料に比べて栃木県の試料は個体全体にわたって濃度が高い傾向にあると考えられる。宮城県と栃木県の試料は濃度差が大きいですが、毎年の齢別の稈への放射性セシウムの移行は似た傾向を示していると考えられた。

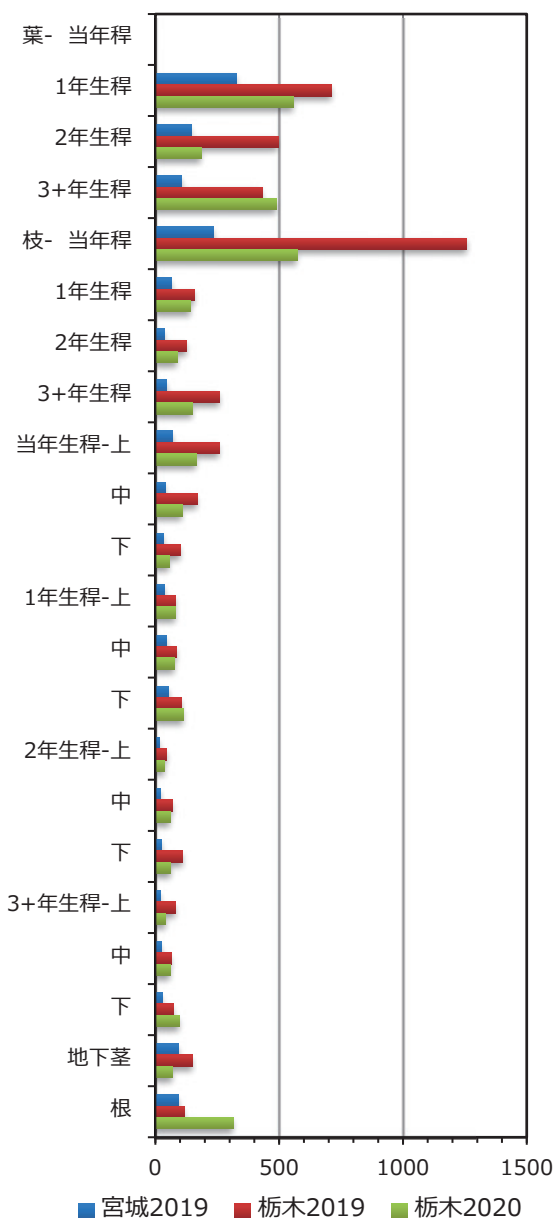


図 7.6.2.-7 2019 年度と 2020 年度の栃木県の測定値を追加したモウソウチクの地上部及び地下部の各部位の放射性セシウム濃度

4) 竹林整備の効果

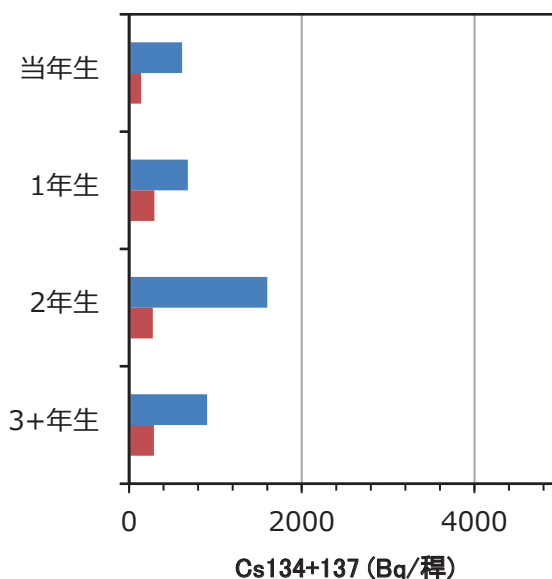
除染試験は、宮城県では 2014 年度、栃木県は 2017 年度に開始された。両県の試験開始からの経過年数は異なるが、空間線量率に大きな違いがないにも関わらず、栃木県の試験料では放射性セシウム濃度及び蓄積量がともに高い傾向がみられた。図 7.6.2.-8 は、稈あたりに積算した齢別の放射性セシウム蓄積量を除染区と対照区の間で比較した結果である。宮城県の場合は、除染効果が顕著に現れており、すべての齢の稈で除染区の蓄積量は対照区の 1/2 から 1/6 と少なかった。栃木県の場合は除染効果が不明瞭であり、1 年生稈以外では対照区の蓄積量が除染区の蓄積量を上回っていた。

齢別に比較すると、全体としては、当年生稈から齢と共に蓄積量が増加する傾向があり、両県とも概ね同様であった。ただし、竹林によっては 1 年生や 2 年生で蓄積量が高くなることがあった。

長期間試験を続けてきた宮城県では、全ての齢の稈で除染区の方が放射性セシウム濃度は低くなり、稈単位の蓄積量も低下していることが明らかとなった。除染の処理は一回のみであり、処理当初は効果が現れていなかったが、1~2 年経過後から処理効果が現れ、近年は処理の影響が逆転することなく除染区の

稈の放射性セシウム濃度、蓄積量ともに低下していることが明らかである。除染処理作業のうち間伐（伐竹）は、タケ個体からの放射性物質の直接的な除去になるため、特に効果が大きいと考えられる。これは通常実施すべき竹林整備と同じような作業であり、一回の除染

a) 宮城県



b) 栃木県

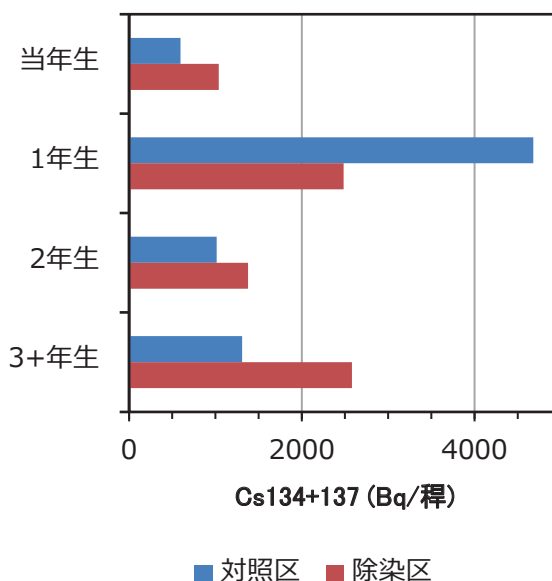


図 7.6.2.-8 宮城県 (a) 及び栃木県 (b) に設置した対照区 (: 青) と除染区 (: 赤) における 2019 年度の齢別稈あたりの放射性セシウム蓄積量

作業（リター除去及びカリウム施肥）と合わせてしっかりと行うことにより除染効果が得られることがわかった。栃木県は、2017 年度から除染試験を開始したが、数年観察しても効果が現れてきていない。原因は、両県で土壌の性質が異なっていることにより、カリウム散布を実施しても根からの吸収量を減少させられないのではないかと考えている。これまでの調査から、タケの部位や稈ごとの放射性セシウム濃度の増減についてはばらつきが大きいものの、竹林内の放射性セシウムの移行については毎年見られる傾向は変わらず、安定してきたと考えられるため、調査を終了する方針である。

【昨年度報告書の訂正のお知らせ】

令和元年度報告において、本章 7.6.2.モウソウチク林の放射性セシウムのうち、モウソウチクの現存量推定式に用いた 5 月の当年生稈の n の数が間違っておりました。深くお詫び申し上げますとともに、以下のとおり訂正いたします。

<訂正内容>

令和元年度 森林内における放射線物質実態把握調査事業報告書

83 ページ 7 行目

（誤）：5 月の当年生稈（ $n=40$ ）

（正）：5 月の当年生稈（ $n=12$ ）