

7.7. 下層植生に係る調査

7.7.1. 林床のササ等の放射性セシウム濃度の調査

(1) 目的

2011年3月の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による、森林生態系の汚染実態と経過を把握するため、森林構成要素の一つである下層植生のうちササに着目した。ササは福島県や茨城県、宮城県の山地において下層植生を占有するケースが多いことから、森林生態系の汚染実態の評価に必要な不可欠な植物である。また調査対象としても、ササは広域に分布することから、下層植生への汚染実態を福島第一原子力発電所(以後、「原発」と呼称する)からの距離に応じて比較しうる最適な材料と言える。さらにササはほかの下層植生に対して排他的に密生するため、放射性物質による下層植生の汚染実態を面積ベースで試算することに適している。本報告では、原発から距離の異なる2地域において、ササ類3種に含まれる放射性物質の調査を2019年7月に実施した。過去の2012年度から2018年度の調査結果と合わせて検討し報告する。また、ササが繁茂する土壌についても放射性物質の調査を実施したので、2013年度の調査結果と合わせて報告する。

(2) 調査方法

ササの採取地と対象種は2箇所3種である。1箇所は原発から北西に約40kmの距離の福島県川俣町山木屋(以後、「山木屋」と略称する)の落葉広葉樹林であり、林床には対象種クマイザサが優占している。2012年9月における地上高1mの空間線量率は3.26 $\mu\text{Sv/h}$ であった。もう1箇所は原発から南西に約70kmの距離のいわき市勿来(なこそ)と北茨城市小川の落葉広葉樹林であり、それぞれの林床にはミヤコザサ、スズタケの2種が優占している(図7.7.1.-1)(以後、両種の調査地とも「勿来」と略称)。



図 7.7.1.-1 ササ3種の調査地位置

る(図7.7.1.-1)(以後、両種の調査地とも「勿来」と略称)。

2012年9月における地上高1mの空間線量率は、0.28 $\mu\text{Sv/h}$ であった。

2012年9月、ササの放射性セシウムの蓄積量を面積ベースで把握するため、1種につき5箇所の1 m^2 枠を設けて、地上部と地下部を採取した(図7.7.1.-2)。地上部は年齢ごとに葉、枝、稈といった部位ごとに分けて採取した。これを2012年9月、2013年5月、9月、2014年5月、

9月の計5回、繰り返して、地上部と地下部の現存量の季節変化と年次変化、および群落内のばらつきを把握した。放射性セシウム濃度や蓄積量を計算するための現存量は、この5回のデータの平均値を用いた。2015年8月、2016年7月、2017年7月、2018年7月、2019年7月は同様の方法で、地上部のみを採取した。

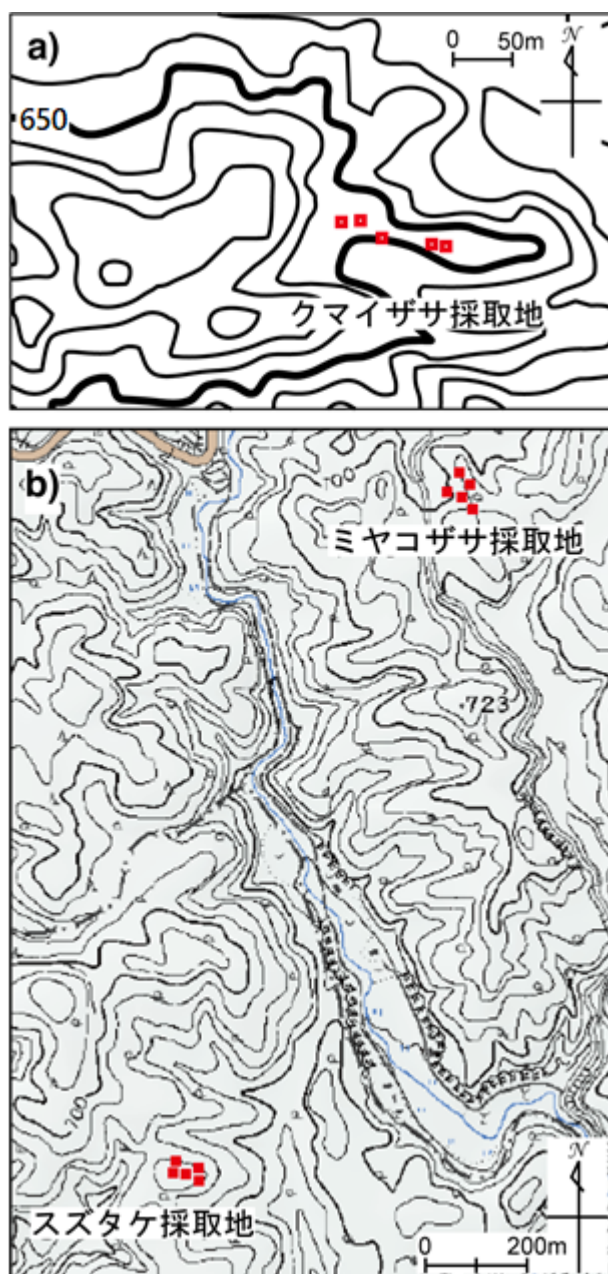


図 7.7.1.-2 採取用 1 m² 枠の配置図

a) 山木屋におけるクマイザサ、b) 勿来におけるミヤコザサとスズタケ



写真 7.7.1-1 勿来のミヤコザサ



写真 7.7.1-2 勿来のスズタケ群落



写真 7.7.1-3 稈高が2 m 近いスズタケ



写真 7.7.1-4 山木屋のクマイザサ群落

山木屋及び勿来の調査地の林相を示す(写真 7.7.1-1、2、3、4)。採取地はいずれもコナラ、クリ、コシアブラ等を主体とする落葉広葉樹林である。原発事故により放射性物質が降下した時期は落葉期であり、林床に分布する常緑のササの葉面には放射性物質が直接降下して付着したことが想定される。

ササの成長シーズンで位置づけると、5月(春)は融雪後で生理的な動きが始まり新稈を出している時期で、養分動態では貯蔵養分が最も減少した状態である。9月(秋)は成長がほぼ終了したが、まだ光合成を行っているので、養分の貯蔵が最大化する時期と考えられる。2015年度以降はその年を代表する時期として盛夏に調査している。今年度の調査は2019年7月16日にミヤコザサ、スズタケを、7月18日にクマイザサを採取した。

落葉層及び土壌の採取のため、山木屋クマイザサ、勿来ミヤコザサ、勿来スズタケのそれぞれで、25 cm×25 cm の方形枠を 5 枠設定した。落葉層は枠内の全ての堆積有機物を採取した。土壌は落葉層の採取地点で採土円筒（Daiki 製、高さ 5 cm、内径 11 cm）を用いて採取した。1 採取地点につき表層 0-5 cm 深、5-10 cm 深、10-15 cm 深、15-20 cm 深別に土壌を採取した。

持ち帰った試料は部位ごとに分けて乾燥重量を測定し、粉碎して測定容器（U-8 容器あるいはマリネリ容器）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-137）濃度を測定した。部位別に現存量と濃度を乗じて、部位別の放射性セシウム蓄積量を計算した。地上部の放射性セシウム蓄積量は地上部の全部位の蓄積量を積算して求めた。

（3）結果及び考察

1）調査地の空間線量率

原発から約 40 km 離れた山木屋における地上高 1m の空間線量率は、2012 年秋から 2019 年夏までに、3.26 $\mu\text{Sv/h}$ から 0.84 $\mu\text{Sv/h}$ へと 26%まで減少した。また地上高 0.1m では、3.97 $\mu\text{Sv/h}$ から 0.96 $\mu\text{Sv/h}$ と 24%まで減少した（表 7.7.1.-1）。原発から約 70 km 離れた勿来では、地上高 1m では 0.28 $\mu\text{Sv/h}$ から 0.07 $\mu\text{Sv/h}$ と 25%まで減少した。地上高 0.1m では 0.32 $\mu\text{Sv/h}$ から 0.08 $\mu\text{Sv/h}$ と 25%まで減少した。

表 7.7.1.-1 2012 年、2018 年、2019 年の空間線量率（ $\mu\text{Sv/h}$ ）の平均（ $\pm\text{SE}$ ）

調査地	2012 年 9 月		2018 年 7 月		2019 年 7 月	
	1m	0.1m	1m	0.1m	1m	0.1m
山木屋						
クマイザサ	3.26 \pm 0.14	3.97 \pm 0.10	1.22 \pm 0.13	1.37 \pm 0.13	0.84 \pm 0.04	0.96 \pm 0.04
勿来						
ミヤコザサ	0.28 \pm 0.01	0.32 \pm 0.01	0.11 \pm 0.01	0.12 \pm 0.01	0.07 \pm 0.00	0.08 \pm 0.00
スズタケ	0.28 \pm 0.01	0.32 \pm 0.02	0.12 \pm 0.01	0.14 \pm 0.02	0.07 \pm 0.01	0.08 \pm 0.01

2) 調査地におけるササの現存量

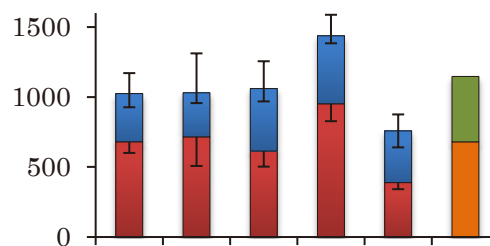
各調査地において、通常、ササの現存量はある程度、季節的また年次的に変化する。しかしササ内に含まれる放射性セシウム蓄積量を評価するためには、科学的な裏打ちのある標準的なササ現存量が必要である。そこで2012年秋、2013年春、秋、2014年春、秋の計5回の現存量の測定結果を平均することで、季節的・年次的な変化や値の変動を考慮し、標準的な現存量を導出した。

以下、計算元のデータを紹介する(図7.7.1-3)。採取地である落葉広葉樹林の林床は、光環境が空間的にも不均質に分布する環境であるため、設置場所が離れた調査枠の現存量の間に大きな差が生じる可能性があった。しかし実際に得られた現存量の標準誤差はいずれも小さく、設置環境の違いによる現存量への影響は少ないものとみなせた。

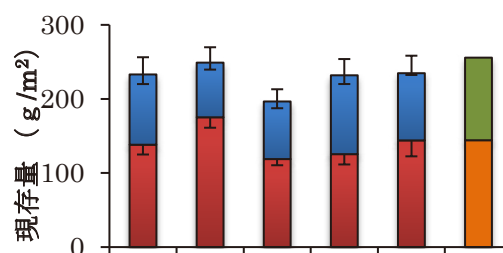
地上部・地下部を合わせたクマイザサの現存量は750 g/m²から1,400 g/m²の間で変化していた。初回から3回目まで値の変動は小さく1,000 g/m²程度を維持していたが、その後変動が大きくなった。勿来のミヤコザサの現存量は200 g/m²から250 g/m²の間で推移し、最も変動が小さかった。また、スズタケの現存量はクマイザサと近い値で推移したが、最も変動が大きく、最小値で1,000 g/m²から最大値で2,100 g/m²であった。

以上5回の測定値を平均して、標準的な現存量を算定した。地下部を含めた標準的な現存量はクマイザサが1,150 g/m²、ミヤコザサが256 g/m²、スズタケが1,530 g/m²と算定され、種間で大きく異なった。本報告の計算で用いる標準的な地上部現存量は、クマイザサが467 g/m²、ミヤコザサが112 g/m²、スズタケが899 g/m²であった。

1) クマイザサ



2) ミヤコザサ



3) スズタケ

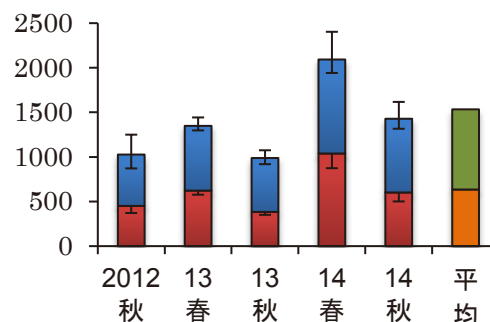


図 7.7.1-3 ササ3種の地上部および地下部位の現存量 (g/m²) の変化

青：地上部重、赤：地下部重、縦のバーは標準誤差。

3) ササに含まれる放射性セシウム濃度とその減少過程

ササの植物体内に含まれる地上部放射性セシウム濃度は、事故発生から1年6ヶ月が経過した2012年秋の時点で、原発に最も近い山木屋のクマイザサで約8,000 Bq/kgであった。その一方で原発から離れた勿来のスズタケは約1,000 Bq/kg、ミヤコザサでは約300 Bq/kgであった。このように2箇所3種のササに含まれる2012年秋（以後、期首と表記）に調査した地上部放射性セシウム濃度は、大きく異なっていた。

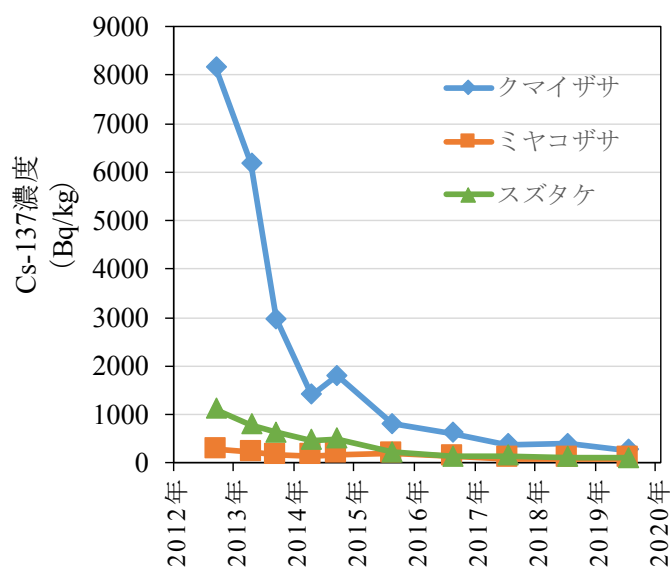


図 7.7.1.4 ササ3種の地上部における放射性セシウム濃度の変化

今回の調査で2019年夏の放射性セシウム濃度が明らかになったので、測定開始後7年間の経過とともに図7.7.1.4に示す。山木屋のクマイザサの2019年夏における地上部放射性セシウム濃度は、期首の3%程度まで減少していた。勿来のミヤコザサの地上部放射性セシウム濃度は、期首の約34%まで低下した。同じく勿来のスズタケの地上部放射性セシウム濃度は、期首の約10%まで低下していた。このように原発までの距離の近い山木屋におけるクマイザサの地上部放射性セシウム濃度は、事故発生から現在に至るまで、勿来のミヤコザサやスズタケよりも高い値を示していたが、2019年夏では同じ数百ベクレルのオーダーの範囲内に収まりつつあり、各種の差は縮まりつつあった。

ササ3種の地上部における放射性セシウム濃度はいずれも2013年秋までに速やかに減少した。とくに期首の放射性セシウム濃度が最も高かった山木屋のクマイザサにおける放射性セシウム濃度の減少は顕著であった。2014年以降は、クマイザサとミヤコザサはゆるやかな減少に転じたが、スズタケは2016年秋まで減少し続け、その後減少速度は底を打ったように見える。

ササのうち、チシマザサの筍（タケノコ）はネマガリダケと称せられ東北地方の主要な春の食材である。他種のササの葉は「敷き笹」「化粧笹」など日本料理の飾り付けや、「笹団子」「笹寿司」などの郷土料理の包装材に用いられ、地域の食品産業や観光産業に欠かせない、身近で重要な山の恵みとなっている。現在の放射性セシウム濃度の食品における基準値は100 Bq/kg であるが、2019 年の本調査で報告したササ 3 種類において、クマイザサの放射性セシウム濃度は 297 Bq/kg と未だ高く、スズタケは 112 Bq/kg、ミヤコザサは 95 Bq/kg と基準値と同程度である。正確な情報の発信が、地域資源の風評被害を防ぐとともに再利用の根拠となることは言うまでもなく、ササの放射性セシウム濃度が完全に基準値を下回るまで、今後も各地のササの蓄積量を継続調査する必要があると思われる。

4) ササの放射性セシウム蓄積量とその減少過程

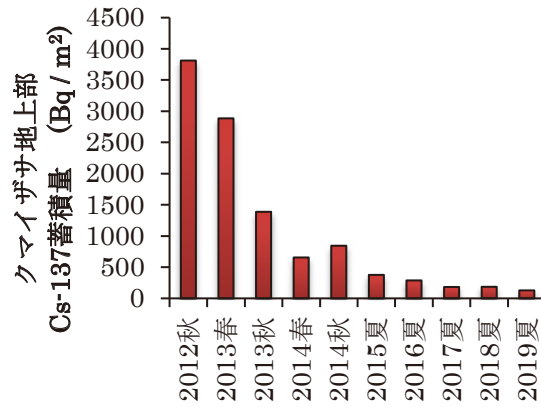
次にササの優占する林床における、単位面積あたりのササ地上部の放射性セシウム蓄積量を、2) の項で示した平均現存量に、2012～2019 年の 8 年間の放射性セシウム濃度を掛けることにより推定した。

2012 年秋の時点で、ササ地に存在する地上部放射性セシウム蓄積量は、原発に最も近い山木屋のクマイザサで 3,800 Bq/m² であった。その一方で原発から離れた勿来のスズタケは山木屋の約 1 / 4 程度の 1,000 Bq/m²、ミヤコザサでその約 1% 程度の 30 Bq/m² であった。クマイザサとスズタケは地上部現存量が同程度であるが、山木屋のクマイザサの方が放射性セシウム蓄積量は多かった。これはスズタケとの放射性セシウム濃度の違いに起因する。一方、勿来のミヤコザサとスズタケの放射性セシウム蓄積量の違いは、放射性セシウム濃度と単位面積あたりの現存量の両方が、スズタケで高いことによる。

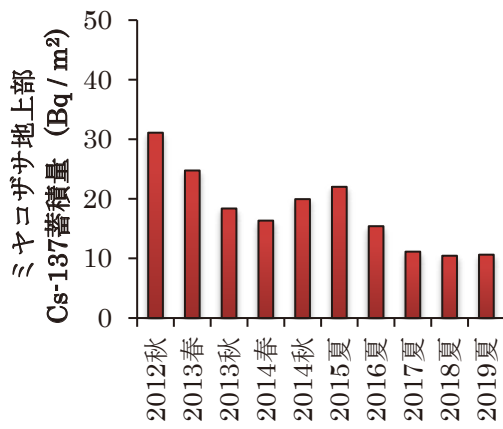
測定開始後 8 年間の地上部蓄積量の経過を図 7.7.1.-5 に示す。山木屋のクマイザサの地上部放射性セシウムの蓄積量は、約 130 Bq/m² まで低下していた。勿来のミヤコザサの地上部放射性セシウム蓄積量は、約 10 Bq/m² まで低下していた。同じく勿来のスズタケの地上部放射性セシウム蓄積量は、約 100 Bq/m² まで低下していた。2019 年夏のササ地における単位面積あたりのササの放射性セシウム蓄積量は 130～10 Bq/m² の範囲内に収まり、ササ 3 種の差は縮まっていた。

以上のように福島第一原子力発電所事故の当初、原発からの距離が近い場所において、ササの地上部における放射性セシウム濃度は高く、放射性セシウム蓄積量はより高い傾向にあった。しかし、調査開始から 8 年が経過し、2 箇所 3 種のササの面積あたりの地上部における放射性セシウム蓄積量は 2012 年度の 3～34% 程度に減少していた。今後、蓄積量は減少するのか安定するのか観測を継続する必要がある。

1) クマイザサ



2) ミヤコザサ



3) スズタケ

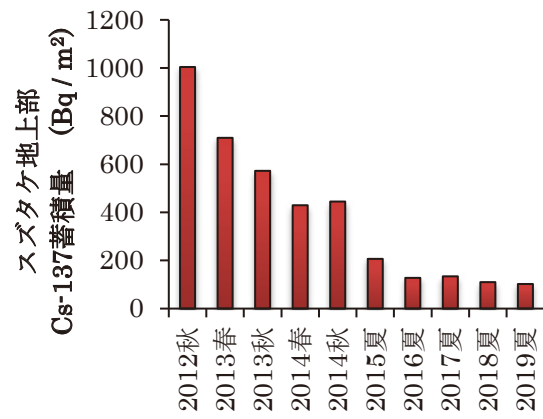
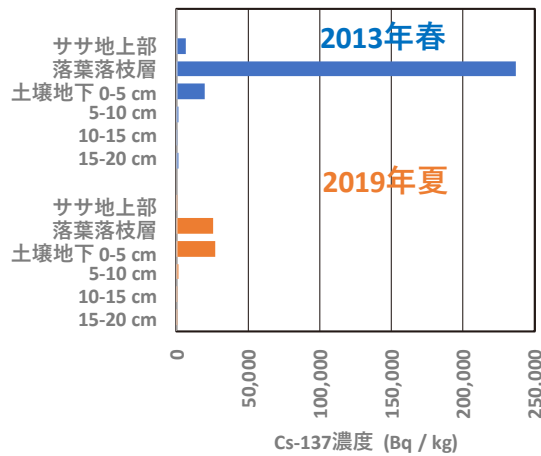


図 7.7.1.-5 ササ 3 種の放射性セシウム蓄積量の変化

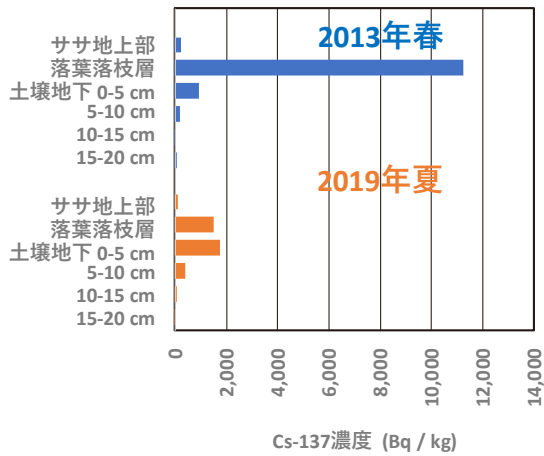
5) 2013年度及び2019年度のササと土壌の放射性セシウム濃度の比較

2013年度に測定した、ササ地上部、落葉層、土壌（層別）の結果と2019年度の測定結果を比較した。2013年度、2019年度ともに、山木屋クマイザサの落葉層、土壌のCs-137濃度が最も高く、勿来のミヤコザサとスズタケの落葉層、土壌のCs-137濃度は同程度であった。いずれの採取地でも、2013年度には落葉層で最も濃度は高かった（図7.7.1-6）。これは2011年3月に降下した放射性セシウムが常緑であるササの葉面などに付着し、その後2年間で落葉して落葉層に堆積したためと推測される。震災8年後にあたる2019年度には、落葉層の濃度は2013年度よりも大幅に減少していた。一方ですぐ下の土壌0-5cm深では濃度が増加していた。落葉落枝が6年間のうちに分解され土壌へ移行するに伴い、放射性セシウムもまた土壌0-5cm深に移動したためと考えられた。

1) クマイザサ



2) ミヤコザサ



3) スズタケ

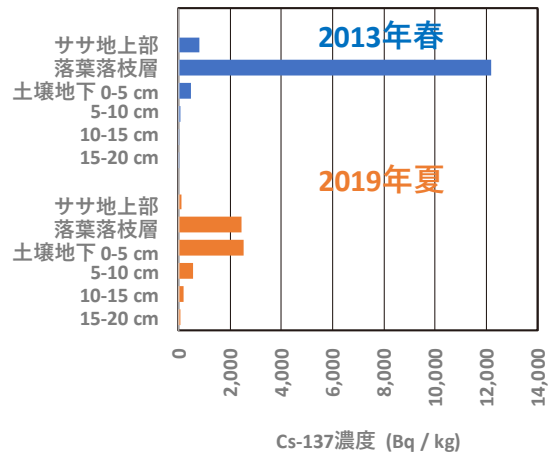


図 7.7.1-6 2013年度と2019年度のササと土壌のCs-137濃度

7.7.2. 下層植生に含まれる放射性セシウム濃度の調査

(1) 目的

福島第一原子力発電所事故が発生してから9年近く経過したが、事故により拡散した放射性セシウムは、現在でも森林内に多く分布している。森林内の放射性セシウムは、降雨等の影響により落葉層や土壌に移動したことが報告されている。そのため、土壌に近い低木や草本といった下層植生への放射性セシウムの影響が懸念される。本調査では尾根から斜面下部に調査プロットを設定し、下層植生の放射性セシウム濃度と落葉層及び土壌の放射性セシウム濃度を測定した。また、尾根は斜面中腹や下部よりも乾燥しているため、落葉（堆積有機物）の分解速度は中腹、下部よりも遅く、堆積有機物の蓄積量は多く、土壌の酸性が強い（河田・小島 1976）。また、植物のセシウム吸収は土壌の交換性カリウム濃度との関連性が強いといわれている（山口ら 2012）。これらのことから、下層植生における放射性セシウム吸収の実態を明らかにするとともに、下層植生の放射性セシウム吸収に影響を及ぼすと考えられる土壌のpHと交換性カリウムについて実態を把握することを目的とした。

(2) 方法

調査は、福島県郡山市の福島県林業研究センター多田野試験林で行った（図 7.7.2.-1）。2017年8月に、多田野試験林の尾根とそこから下った斜面中腹（以下、中腹）に10m×25mの調査プロットを設置した。また、2018年8月には、斜面下部（以下、下部）に10m×15mの調査プロットを追加した（図 7.7.2.-2）。調査地の上層木は、尾根にはアカマツとコナラ、中腹にはコナラ、下部にはコナラが確認され、尾根から下部の標高差は約50mであった。2019年11月時点での地上高1mにおける各空間線量率は、尾根が0.23 μSv/h、中腹が0.26 μSv/h、下部が0.26 μSv/hであった。

下層植生は、2017年度（2017年8月下旬）、2018年度（2018年8月下旬）、2019年度（2019年9月上、下旬）に、各プロットを5m×5mの小ブロックに区分けし、区分ごとに採取した。調査対象種は低木、草本植物（以下、草本）、ツル植物とした（表 7.7.2.-1）。低木とツル植物は葉のみとし、手の届く範囲のものを採取した。草本は土が付着しないように留意し、地上部のみを採取した。採取したサンプルは水道水で塵などの付着物を落とし、純水で軽く洗浄した後、75℃で48時間乾燥した。

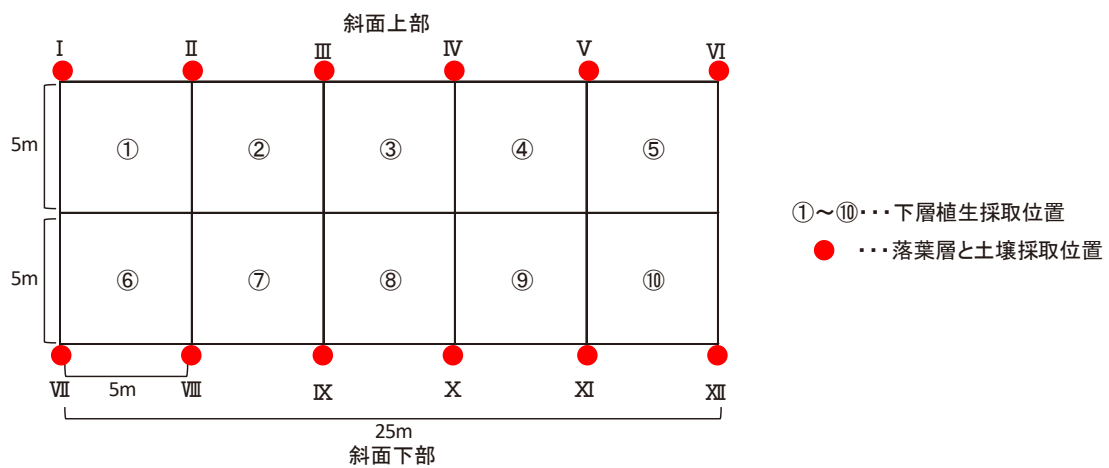
下層植生、落葉層、土壌の各サンプルとも、調整後に森林総合研究所に送付し、ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリ法を用いて、放射性セシウム濃度（Cs-137濃度）を測定した。また、測定したCs-137濃度を用いて、以下の式のとおりに面移行係数を求めた。

$$\text{面移行係数} = \frac{\text{下層植生の Cs-137 濃度 (Bq/kg)}}{\{\text{落葉層の Cs-137 蓄積量 (Bq/m}^2\} + \text{土壌の Cs-137 蓄積量 (Bq/m}^2\}}$$

なお、下層植生の Cs-137 濃度の値は調査年度ごとに 9 月 1 日に減衰補正した。また、2019 年度測定の下層植生は、2018 年 10 月に採取した落葉層、土壌の減衰補正した蓄積量を用いて面移行係数を求めた。



図 7.7.2-1 調査地について



	GPS情報	空間線量率 ($\mu\text{Sv/h}$)	標高(m)	斜度	上層木
尾根	N37° 23' 1"、E140° 14' 38"	0.23	436	20°	アカマツ、コナラ
中腹	N37° 22' 6"、E140° 14' 41"	0.26	395	29°	コナラ
下部	N37° 22' 3"、E140° 14' 45"	0.26	384	17°	コナラ

注1) 空間線量率はプロット周辺3カ所で、高さ1mのところ計測したものを平均した。

図 7.7.2-2 プロットについて

表 7.7.2.-1 採取した下層植生について

	尾根	n	中腹	n	下部	n	
低木	クロモジ	○	○	7	○	2	
	コゴメウツギ	—	○	1	○	4	
	ウワミズザクラ	—	—	—	○	1	
	コアジサイ	—	○	5	○	3	
	アオハダ	—	—	—	○	1	
	サンショウ	—	—	—	○	1	
	ナツハゼ	○	8	—	—	—	
	ムラサキシキブ	○	3	○	7	○	2
	クサギ	—	—	○	6	○	3
	ガマズミ	○	5	○	5	○	4
	オトコヨウゾメ	○	6	—	—	—	—
	ヤマウグイスカグラ	○	6	—	—	—	—
草本	ミゾシダ	—	○	8	○	3	
	チヂミザサ	—	○	2	○	5	
	チゴユリ	○	10	○	7	○	3
	ヤブレガサ	—	—	○	2	○	2
ツル植物	アケビ	—	—	—	○	4	
	フジ	○	2	○	2	○	6

注) nはサンプル数を示し、○はサンプルを採取したことを、—は採取していないことを示す。

(3) 結果と考察

2018年10月の調査結果によれば、落葉層のCs-137蓄積量は、尾根で303(±156)kBq/m²、中腹で89(±28)kBq/m²、下部で34(±19)kBq/m²であり(括弧内は標準偏差を示す、以下同じ)、尾根は中腹、下部よりも有意($p < 0.05$)に高かった(図7.7.2.-3)。一方、土壌のCs-137蓄積量は、尾根では63(±42)kBq/m²、中腹では91(±34)kBq/m²、下部では79(±23)kBq/m²であり、有意差は確認されなかった(図7.7.2.-3)。pH(H₂O)は、尾根とそれ以外で違いが認められた。交換性カリウム濃度は、尾根から下部にかけて増加している傾向がみられた。加えて、堆積有機物蓄積量は尾根から下部にかけて減少している傾向があることが既に明らかになっている(図7.7.2.-4)。

2019年度の下層植生のCs-137濃度は、尾根において、低木は521(±425)Bq/kg、草本は714(±336)Bq/kg、ツル植物は662(±58)Bq/kgであった。中腹において、低木は147(±86)Bq/kg、草本は259(±176)Bq/kg、ツル植物は200(±130)Bq/kgであった。また、下部において、低木は86(±79)Bq/kg、草本は114(±55)Bq/kg、ツル植物は77(±54)Bq/kgであった。低木では尾根>中腹>下部の順で高く、有意差が確認された。草本でも尾根が高く、尾根と下部間で有意差が確認された(図7.7.2.-5)。面移行係数は、草本の尾根と下部間で有意差が確認され、尾根が高かった(図7.7.2.-6)。尾根、中腹、下部のいずれでも採取された下層植生の種(低木:クロモジ、ムラサキシキブ、ガマズミ、草本:チゴユリ、ツル植物:フジ)ごとにCs-137濃度を比較すると、クロモジにおいて、尾根で798(±390)Bq/kg、中腹で155(±126)Bq/kg、下部で58(±25)Bq/kgであり、尾根が中腹、下部より高く、有意差が確認された。また、チゴユリにおいても、尾根で714(±336)Bq/kg、中腹で254(±293)Bq/kg、下部で104(±46)Bq/kgで、尾根が中腹、下部より高かった。一方、ムラサキシキブ、ガマズミ、フジでは、斜面位置間の有意差は確認されなかった(図7.7.2.-7)。種ごとの面移行係数は、クロモジで尾根0.0025(±0.0017)m²/kg、中腹0.0012(±0.0010)m²/kg、

下部 0.0006 (±0.0004) m²/kg、チゴユリで尾根 0.0022 (±0.0012) m²/kg、中腹 0.0016 (±0.0014) m²/kg、下部 0.0010 (±0.0006) m²/kg となり、尾根における Cs-137 移行が高かった (図 7.7.2.-8)。以上から、尾根では落葉層に含まれる Cs-137 濃度が高く、下層植生でも Cs-137 を吸収し、中腹、下部と比較して高い濃度を示す種があることが示唆された。具体的な種として、クロモジ、チゴユリが考えられた。同一種内での面移行係数の違いは、交換性カリウムや pH などの土壌条件の違いを反映しているものと考えられるが、一方で斜面位置の違いが面移行係数に反映されていない種もあり、今後の検討課題である。

2019 年度の下層植生の種ごとの Cs-137 濃度は、尾根で、クロモジが 798 (±390) Bq/kg、ナツハゼが 970 (±256) Bq/kg、ムラサキシキブが 118 (±67) Bq/kg、ガマズミが 358 (±230) Bq/kg、オトコヨウゾメが 213 (±78) Bq/kg、ヤマウグイスカグラが 105 (±47) Bq/kg、チゴユリが 714 (±336) Bq/kg であり、クロモジとヤマウグイスカグラ、及びナツハゼとヤマウグイスカグラ間で有意差が確認されたが、他の種間では有意差は確認されなかった。また、中腹、及び下部では、いずれの種間でも Cs-137 濃度に有意差は確認されなかった (図 7.7.2.-9)。

2017～2019 年度における下層植生の種の Cs-137 濃度変化を、尾根、中腹、下部ごとに比較すると、3 箇年度に渡って減少したものは少なく、2018 年度から 2019 年度では尾根のナツハゼとチゴユリ、中腹のクサギ、ミゾシダ、チゴユリなどの値が増加した (図 7.7.2.-10)。このことから、下層植生が落葉層や土壌から Cs-137 を吸収し、比較的高い濃度を長期間に渡って保ち続ける可能性が考えられた。このため、今後も Cs-137 濃度の変化や移行を継続調査する必要がある。

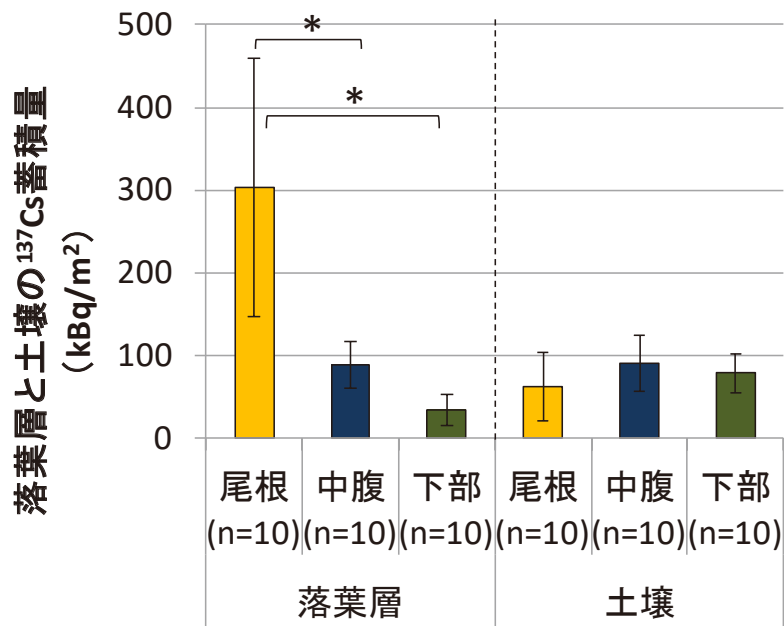


図 7.7.2-3 尾根、中腹、下部における落葉層、土壌および下層植生の Cs-137 濃度について

注 1) エラーバーは標準偏差を示す。

注 2) アステリクスは尾根、中腹、下部間でクラスカルウォリス検定により有意差があり、Scheffe の多重比較の結果を示す(* : $p < 0.05$)。

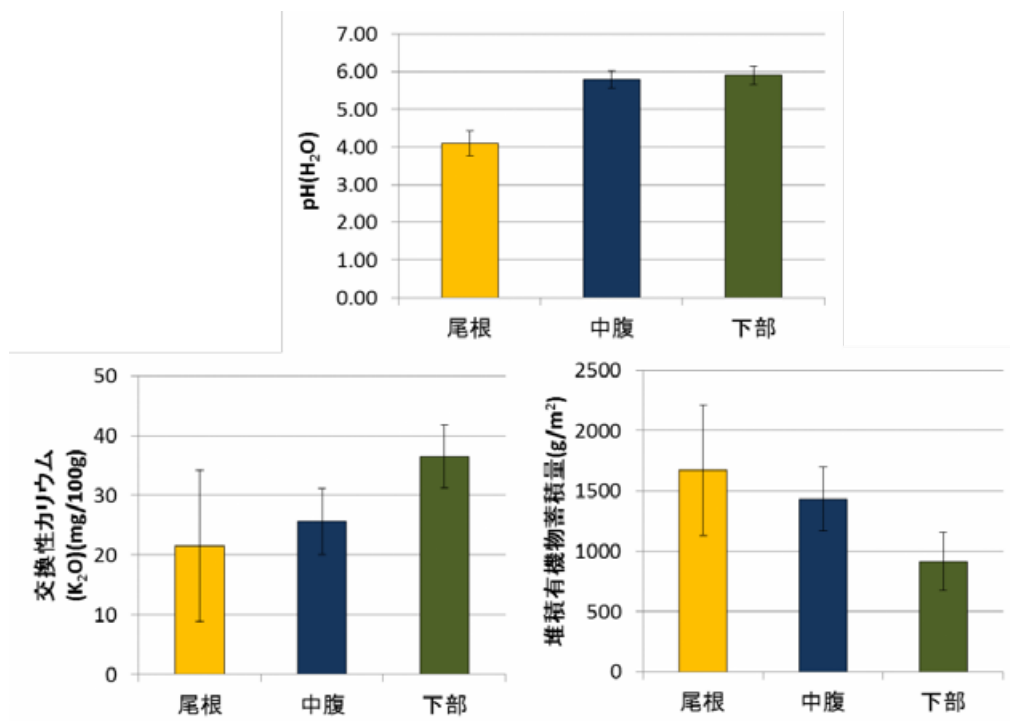


図 7.7.2-4 尾根、中腹、下部における pH(H₂O)、交換性カリウム (K₂O)、堆積有機物蓄積量について

注 1) エラーバーは標準偏差を示す。

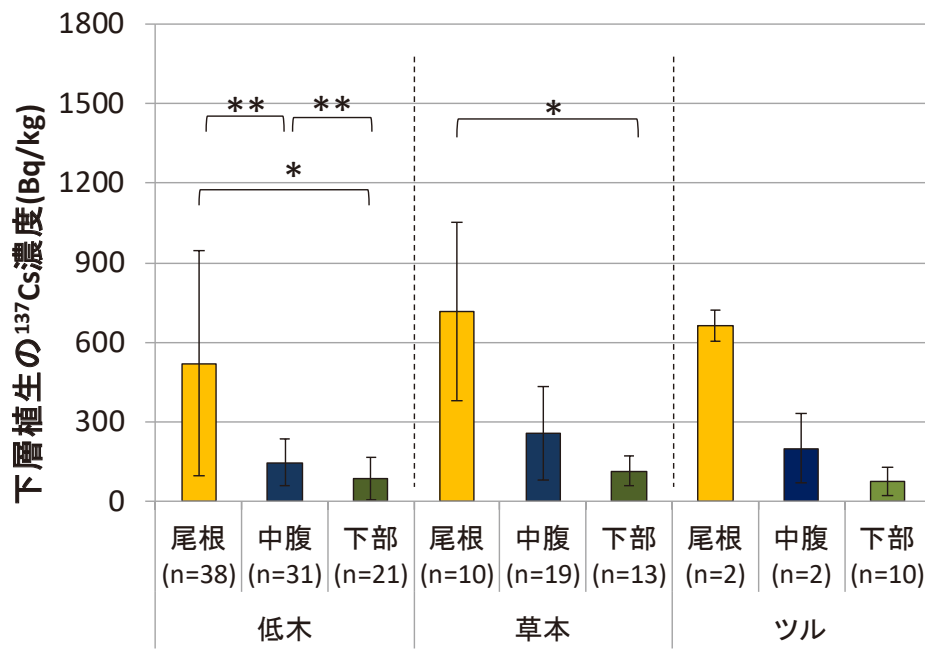


図 7.7.2-5 尾根、中腹、下部における下層植生の Cs-137 濃度について

注 1) エラーバーは標準偏差を示す。

注 2) アステリクスは尾根、中腹、下部間でクラスカルウォリス検定により有意差があり、Sheffe の多重比較の結果を示す(* : $p < 0.05$, ** : $p < 0.01$)。

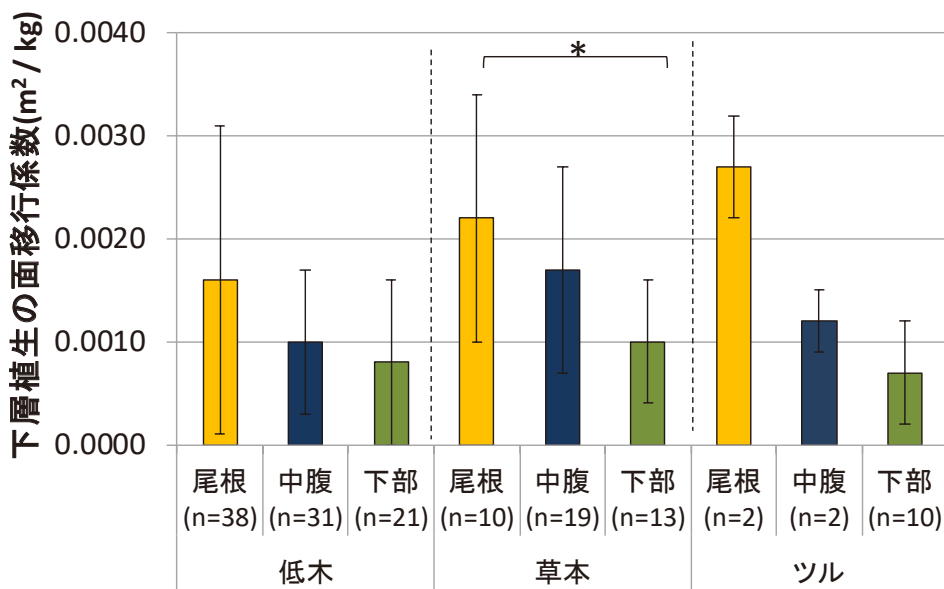


図 7.7.2-6 尾根、中腹、下部における下層植生の面移行係数について

注 1) エラーバーは標準偏差を示す。

注 2) *は尾根、中腹、下部間でクラスカルウォリス検定により有意差があり、Sheffe の多重比較の結果を示す($p < 0.05$)。

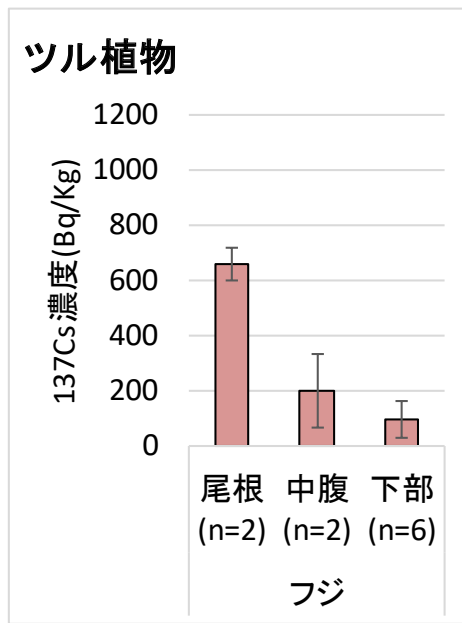
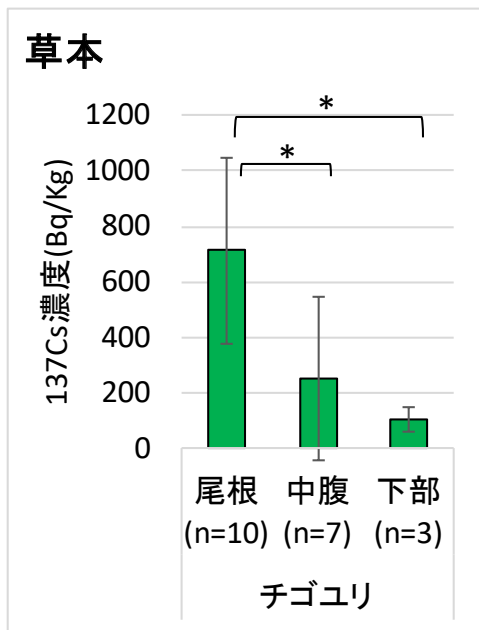
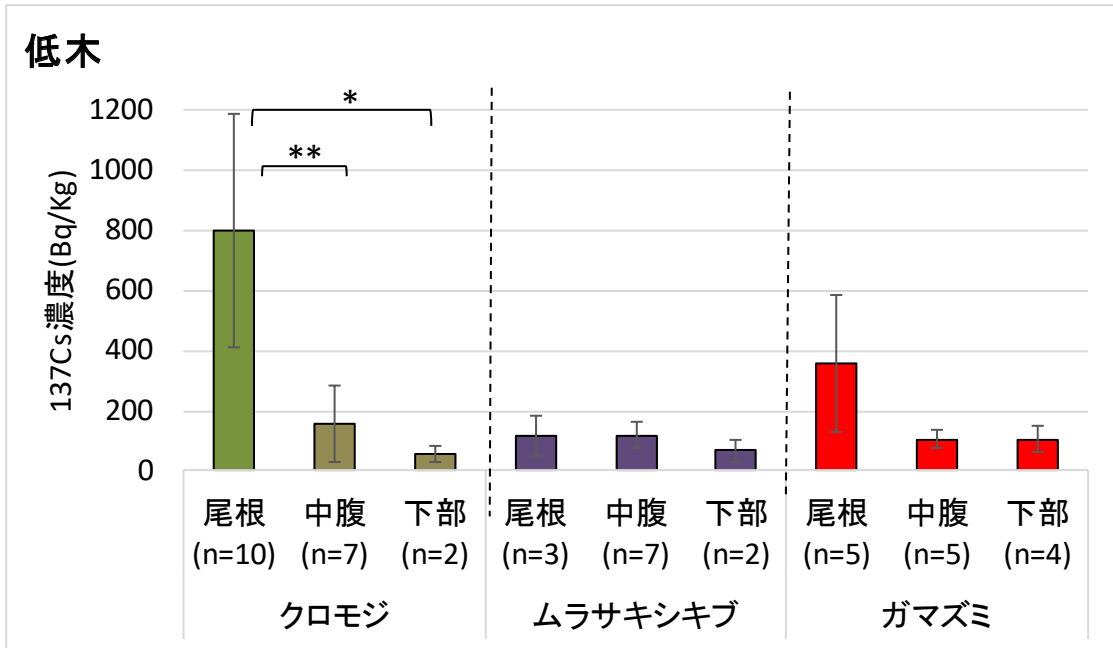


図 7.7.2-7 尾根、中腹、下部における下層植生の種別 Cs-137 濃度について

注 1) エラーバーは標準偏差を示す。

注 2) アステリクスは尾根、中腹、下部間でクラスカルウォリス検定により有意差があり、Sheffe の多重比較の結果を示す(* : $p < 0.05$ 、** : $p < 0.01$)。

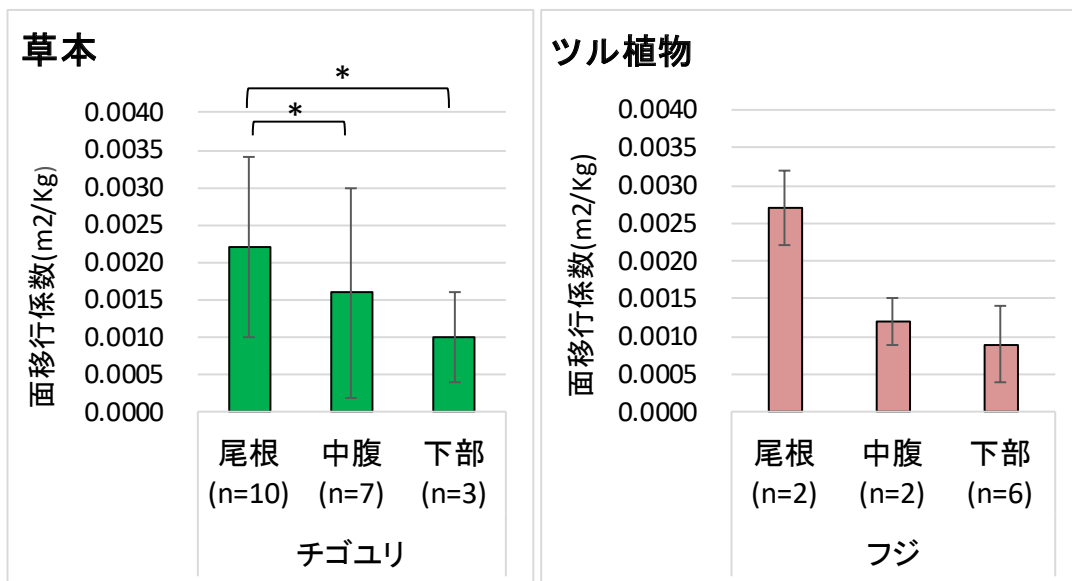
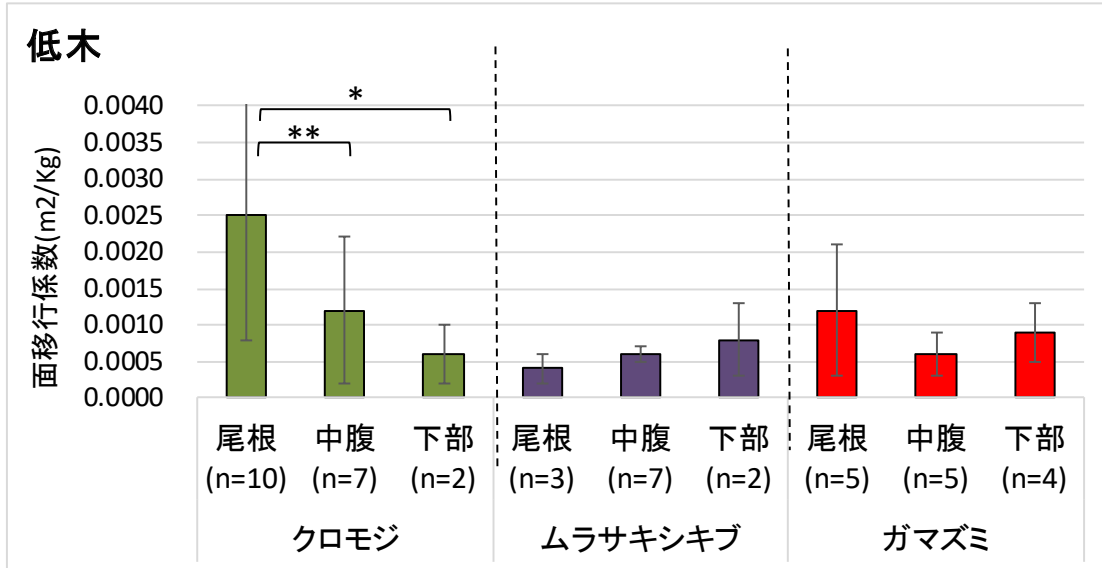


図 7.7.2-8 尾根、中腹、下部における下層植生の種別の面移行係数について

注 1) エラーバーは標準偏差を示す。

注 2) アステリクスは尾根、中腹、下部間でクラスカルウォリス検定により有意差があり、Sheffe の多重比較の結果を示す(* : $p < 0.05$, ** : $p < 0.01$)。

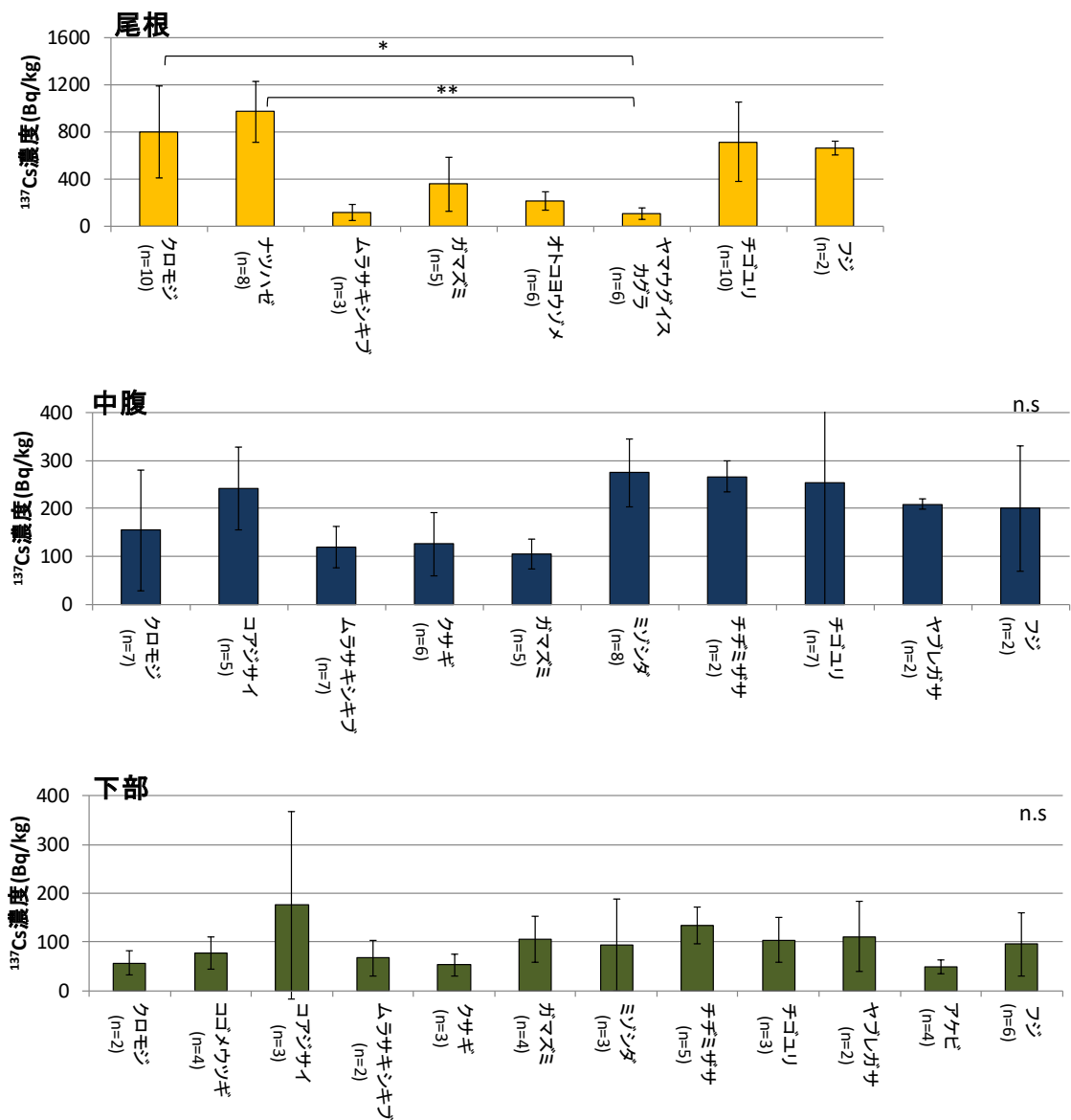


図 7.7.2-9 下層植生の種間の Cs-137 濃度について

注 1) エラーバーは標準偏差を示す。

注 2) アスタリクスは種間でクラスカルウォリス検定により有意差があり、Sheffe の多重比較の結果を示す(* : $p < 0.05$ 、** : $p < 0.01$)。

注 3) n.s は尾根、中腹、下部の調査地内において、いずれの種間にも有意差がなかったことを示す。

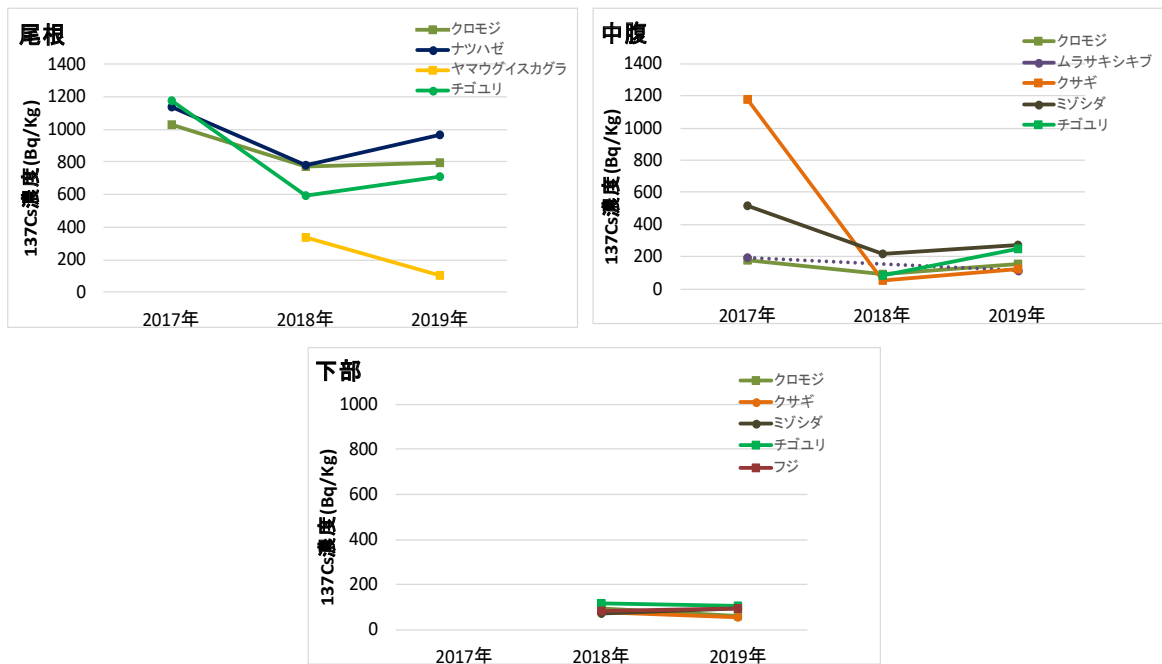


図 7.7.2.-10 2017～2019 年度における下層植生の種ごとの Cs-137 濃度について

参考文献

河田弘、小島俊郎（1976）環境測定法IV—森林土壌—. 共立出版株式会社
 山口紀子ら（2012）土壌—植物系における放射性セシウムの挙動とその変動要因. 農環研報告 31、75—129

7.8. 落葉除去された森林内における空間線量率の継続モニタリング

(1) 目的

福島県郡山市内の森林内にて、2011年9～10月に林床の落葉・落枝・下草の除去による除染実証試験が行われた(林野庁、2011)。本モニタリングでは、この実証試験後の森林内における地上高1mの空間線量率の経時変化を長期に追跡している。実証試験は森林タイプ(常緑針葉樹林および落葉広葉樹林)ごとに実施され、その後、それぞれの森林において林内空間線量率の測定を約8年間継続している。この調査の目的は、森林タイプによる空間線量率の推移の違い(空間線量率の低減速度の違い)を継続モニタリングによって捉えることである。今年度は6月と11月に、森林内における固定調査地点(定点)及び除去プロットにおける空間線量率測定を行ったので、その結果を報告する。

(2) 試験地と調査の概況

継続モニタリング調査は、福島県郡山市にある福島県林業研究センター多田野試験林(37°23'N 140°15'E)内の常緑針葉樹林と落葉広葉樹林で実施した。この試験林は標高360～420mの丘陵地帯に位置しており(図7.8.-1)、スギ・ヒノキ人工林および落葉広葉樹林からなっている。また試験林内の斜面の中～尾根部にかけては、アカマツと広葉樹が混在している。試験地から東に約10km離れた福島県林業研究センターで測定された年平均気温は12.0℃、年降水量は1089mmであった(福島県林業研究センター、2019)。なお、航空機モニタリングの結果では、2011年8月時点におけるこの地域の空間線量率は0.5～1.0μSv/h、Cs-134及びCs-137の合計沈着量は100～300kBq/m²であった(文部科学省、2011)。

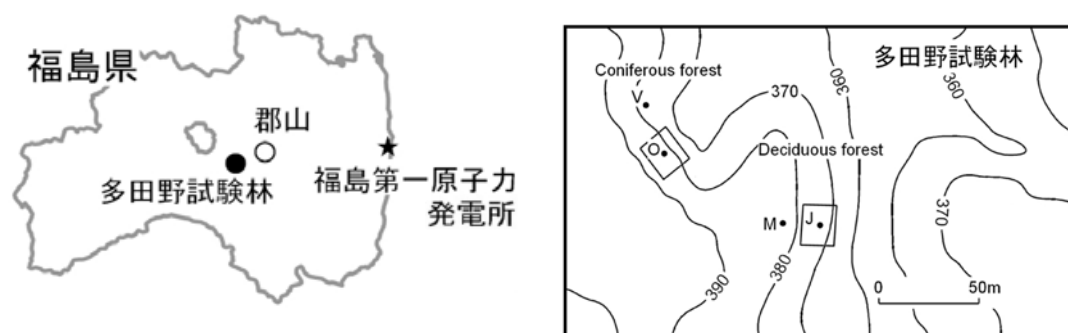


図 7.8.-1 多田野試験林及び調査プロットの位置

図中の□は落葉・下草除去を行ったプロットを、●は空間線量率の測定地点(O: 針葉樹除去プロットの中心、V: 針葉樹無処理地点、J: 広葉樹除去プロットの中心、M: 広葉樹無処理地点)を表す。



図 7.8.-2 多田野試験林内の常緑針葉樹林（スギ・ヒノキ林）（左）及び落葉広葉樹林（コナラ、サクラ等）（右）の様子（実証試験前に撮影）

多田野試験林の様子を図 7.8.-2 に示した（実証試験前に撮影）。試験プロットは、試験林内の常緑針葉樹林と落葉広葉樹林内の林床に設定された。2011 年 9 月～10 月の間に、20 m×20 m 範囲の林床の落葉層（落葉・落枝）と下層植生を除去する除染実証試験が実施され、除染箇所における空間線量率の低減の程度やそれに寄与する除去の範囲などが確認され（林野庁、2011）、森林における放射性物質の除去等に関する技術的指針として公表された（林野庁、2012）。各プロットの構成樹種は、常緑針葉樹林はスギとヒノキであり、落葉広葉樹林ではコナラとサクラ類を主体にアカマツが混交する。なお針葉樹林の除去プロットの斜面上方には、アカマツが混交する落葉広葉樹林が分布しており、これは周辺森林における主な構成樹種となっている。

空間線量率の測定には、NaI(Tl)シンチレーションサーベイメータ（日立アロカメディカル製、TCS-172B）を使用し、斜面上の地上高 1m における空間線量率を測定した。この際、サーベイメータの時定数を 10s に設定し、測定開始から 30～40 秒経過後に測定値の読み取りを開始した。2011 年 10 月 14 日から 2012 年 9 月 20 日の測定までは、値の揺らぎを考慮した 1 回読み取り値を、それ以降は 10 秒以上の間隔で 3 回読み取った値の平均値を解析に使用した。

試験林内での空間線量率測定は、あらかじめ設定した地点（定点）で行った。定点は針葉樹林と広葉樹林の除去プロット内と各プロットの周辺に位置している（図 7.8.-1）。この定点測定によって落葉等の除去処理及び無処理による林内空間線量率の比較を行った。また、除去区を 2 m×2 m の格子に区分し、各格子点上の地上高 1m における空間線量率測定を行い、除去プロット内の線量率分布を測定した。

（3）結果と考察

除去プロット内の空間線量率は、落葉と下草の除去によって、常緑針葉樹林内では除去前の約 7 割（除去前は 0.77 $\mu\text{Sv/h}$ 、除去後は 0.57 $\mu\text{Sv/h}$ ）まで、落葉広葉樹林内では約 6 割（除去前は 1.22 $\mu\text{Sv/h}$ 、除去後は 0.77 $\mu\text{Sv/h}$ ）まで減少した（林野庁、2011）。除去後の定点における線量率のモニ

モニタリングは2011年10月より継続している。図7.8-3は常緑針葉樹林内および落葉広葉樹林内における除去プロットを中心地点(O点とJ点)と各プロット周辺に位置する定点(V点とM点)における空間線量率の経時変化である(大谷ら、2013)。森林内の空間線量率はわずかな変動は見られるが、どの定点においても時間経過にともない減少していく傾向であった。2012年2月と12月にみられる急激な空間線量率の低下は積雪の影響である。2017年11月や2019年11月の測定値は、直前の測定値よりもわずかに大きくなっていて、これらは変動の範囲内だと思われる。

落葉等の除去箇所と未除去箇所の空間線量率を比較すると、モニタリングの開始から2019年11月まで約8年が経過したが、常緑針葉樹林、落葉広葉樹林の各除去プロットにおける空間線量率は、その周辺の未除去箇所の空間線量率よりつねに低い状態が続いていた。これより、落葉や下草の除去による除染の効果が8年経過後の現在も継続しているといえる。除去プロットと未除去箇所の空間線量率の差は、針葉樹林内、落葉広葉樹林内ともに、除去直後より小さくなってきており、除去直後は0.23~0.26 $\mu\text{Sv/h}$ の差があったが、現在は0.05 $\mu\text{Sv/h}$ 程度となっており、最近2年間はあまり変化していない。つぎに針葉樹林内と広葉樹林内の空間線量率を比較すると、2015年頃までは除去箇所、未除去箇所ともに時間とともにその差が小さくなっていき、2018年測定では森林タイプによる差は0.01~0.02 $\mu\text{Sv/h}$ となり、ほとんど差は見られなくなった。除去・未除去箇所ともモニタリング開始時には、針葉樹林内の空間線量率のほうが低かったことから、空間線量率の低下速度が常緑針葉樹林で遅く、落葉広葉樹林で速かったことが分かる。2016年以降は、常緑針葉樹林の線量率低下速度は落葉樹林のそれと同程度であった。

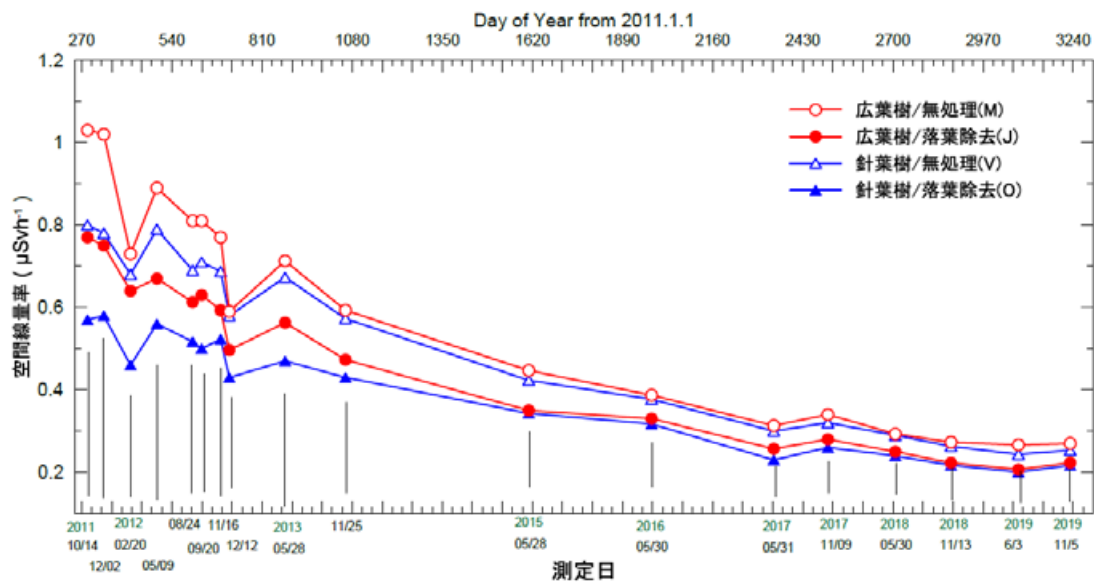


図 7.8.-3 林床の落葉除去後の空間線量率の経時変化

横軸下段は測定日、横軸上段は2011年1月1日からの日数

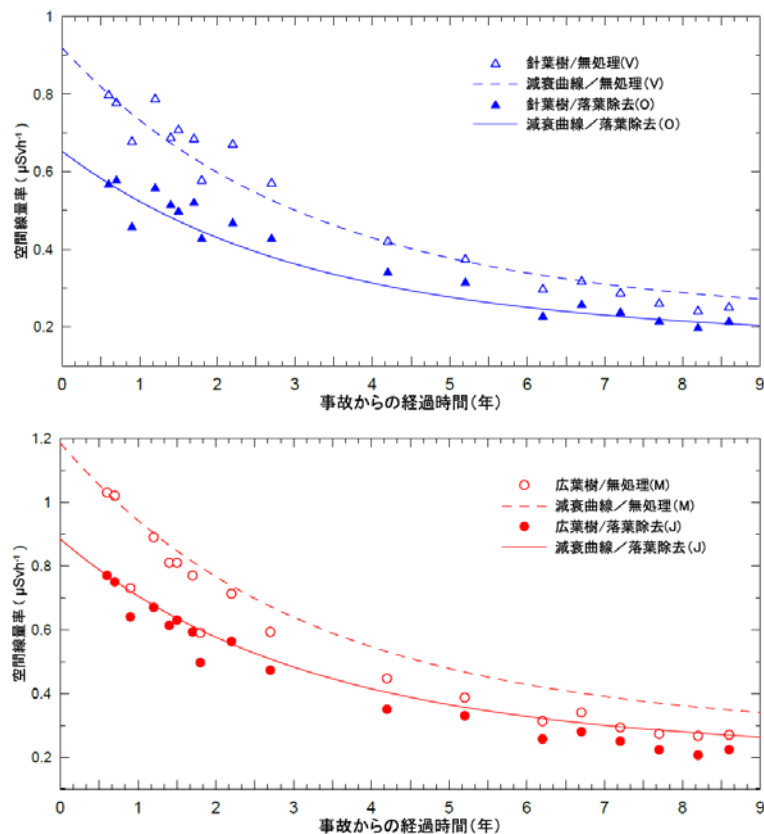


図 7.8-4 常緑針葉樹林内と落葉広葉樹林内の空間線量率の経時変化と放射性セシウムの物理的半減期から推定した空間線量率の減衰（減衰曲線）

減衰曲線は最初の各測定値を基に、事故日を 2011 年 3 月 15 日、自然放射線量率を $0.05 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$ として計算した。

図 7.8-4 に、放射性セシウム(Cs-134 と Cs-137) の物理的半減期から推定される空間線量率の減衰（減衰曲線）と実測値の経時変化を示した。横軸の時間は事故（2011 年 3 月 15 日とした）からの経過時間（年）で表している。またそれぞれの減衰曲線は、最初の測定値を基に、自然放射線量率（バックグラウンド値）を $0.05 \mu\text{Sv}/\text{h}$ と仮定して、計算した。常緑針葉樹林内の空間線量率は、積雪による一時的な低下を除き、減衰曲線よりも大きな値であることが多かった（線量率の低下速度が遅い）。未除去箇所では約 3 年経過後までの空間線量率は減衰曲線よりも大きく、4～6 年目では、ほぼ減衰曲線に沿った変化傾向がみられ、7 年目以降は減衰曲線よりも値が低く推移していた。除去プロットでは、6 年経過以降、つまり 2017 年になってから、減衰曲線から推定された空間線量率とほぼ同じ値になっており、この傾向は 2019 年現在も継続していた。一方、落葉広葉樹林内での実測値は、減衰曲線より小さいことが多く、未除去箇所では経過年 1 年以降、除去プロットにおいても経過年 2.5 年以降の線量率が減衰曲線より小さくなっていった。常緑針葉樹

林内では事故当時、樹冠部にも放射性セシウムが多く沈着したため、その後の落葉等によってそれらが林床方向へ再移動したと思われ、その結果、林内空間線量率の低下速度が落葉広葉樹林内よりも遅くなっているものと考えられる。同様の傾向は本事業における他の常緑針葉樹林調査地でもみられている（今村ら、2015）。

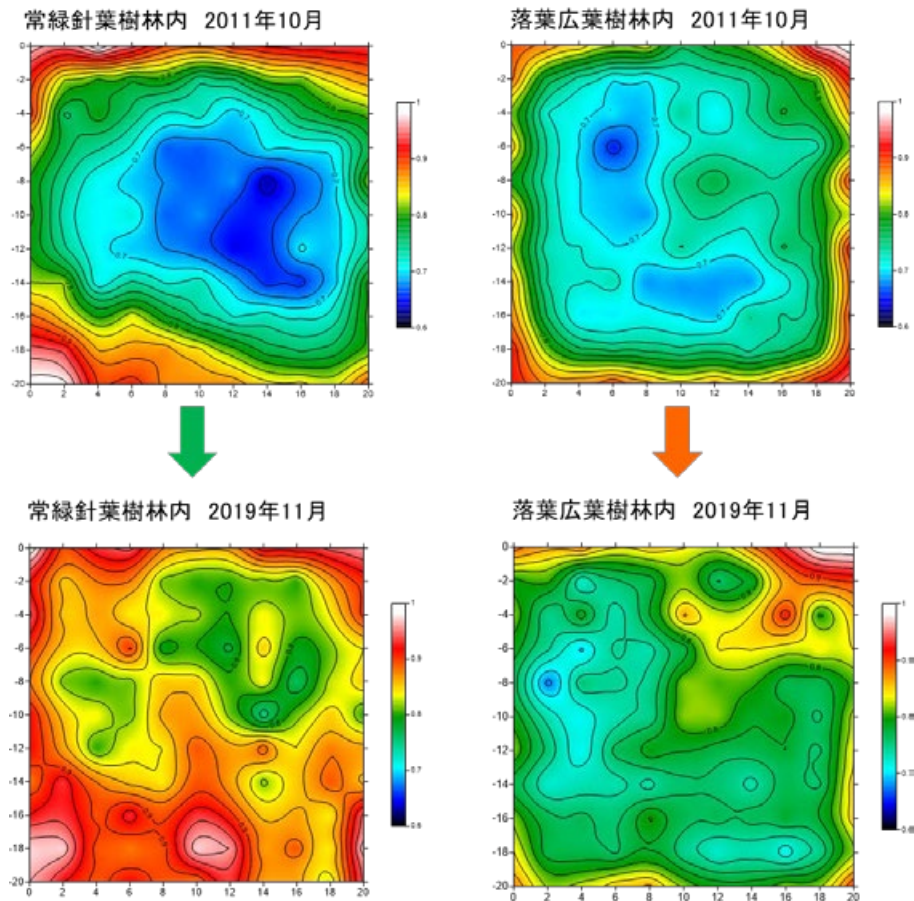


図 7.8.-5 除去プロットにおける空間線量率の分布（相対値）

除去プロットの格子点（2 m×2 m 格子）での最大測定値に対する割合で表示。

図 7.8.-5 に、除去プロット(20 m×20 m)を 2 m×2 m 格子に区切り、各格子点上 1m の高さにおいて測定した空間線量率の分布を、プロット格子点上の最大値に対する割合で図示した(格子点の最大値は外縁の格子で生じていた)。除去処理直後(2011 年 10 月)は、常緑針葉樹林、落葉広葉樹林ともに、除去プロット内側の空間線量率はプロット外縁の線量率よりも低くなっていた(相対値が小さい)。プロットの中心付近の線量率低下が最も大きくなり、プロット外縁で空間線量率が大きくなる傾向がはっきりしていた。除去処理から約 8 年経過した 2019 年 11 月の空間線量率分布をみると、針葉樹林では除去プロットの中心に向かって現れていた線量率の低下は、はっきりしなくなっており、空間線量率の低下を示す領域(緑～青色領域)も狭くなっていた。一方、落葉広葉樹林では空間線量率の低下を示す領域が、常緑針葉樹林に比べて、まだ広く残っていた。この結果は、上述した

常緑針葉樹林における放射性セシウムの落葉等による林床への移動によって生じたものと考えられる。しかし落葉広葉樹林の除去プロット内においても、高めの相対値(0.8以上)が得られているため、プロット内の空間線量率が周辺と近づいてきていることが分かる。

林床の落葉等を除去した後に林内空間線量率が減少した箇所において、放射性物質の再移動等により空間線量率が再び増加することを懸念していたが、これまでの継続モニタリングの結果からは、除去プロットの林内空間線量率は未除去箇所の空間線量率よりも低く、落葉等の除去による除染の効果は約8年経過した後も継続していることが確かめられた。森林内における空間線量率の低下速度は森林タイプによって異なっていたが、両タイプとも除去箇所と未除去箇所の空間線量率の差がかなり小さくなってきている。なお、常緑針葉樹林内の空間線量率は、今後、落葉広葉樹林と同様に減衰曲線よりも低い値で推移していくと予想できる。

引用文献

福島県林業研究センター(2019)多田野試験林第7次経営計画書。

今村直広ら(2015)東京電力福島第一原発事故後の森林における空間線量率の4年間の変化、
森林立地、57、101-107

文部科学省(2011)文部科学省による福島県西部の航空機モニタリングの測定結果について。

大谷義一ら(2013)森林内で測定した放射線量率の経時変化ー落葉除去処理から2年間の測定結果ー、東北森林科学会第18回大会講演要旨集、76

林野庁(2011)プレスリリース 森林除染実証試験結果について(第二報)、(別添)森林の除染実証試験(下草・落葉の除去)について、

http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/hozen/pdf/111227_1-01.pdf (参照:2019年1月15日)

林野庁(2012)落葉等除去による除染実証試験の概要「森林における放射性物質の除去及び拡散抑制等に関する技術的な指針(参考資料)」、18-20。