

【調査 1】令和 4（2022）年度森林内の放射性セシウム濃度の分布状況調査結果について

1. 背景と目的

林野庁は、福島県における森林内の放射性物質の分布状況を明らかにするため、2011年度から県内の3町村（川内村、大玉村、只見町）に調査地を設け、土壌や落葉層、樹木の葉や幹などの部位別に放射性セシウム濃度とその蓄積量を調査し、公表してきたところです。

放射性セシウム濃度の低下や避難指示の解除を受けて、2017、2021年度に調査地の見直しを行い、2022年7月～9月に、2村4箇所（図1及び表1）の4林分で、部位別の放射性セシウム濃度とその蓄積量を調査したので、結果を報告します。

2. 調査地

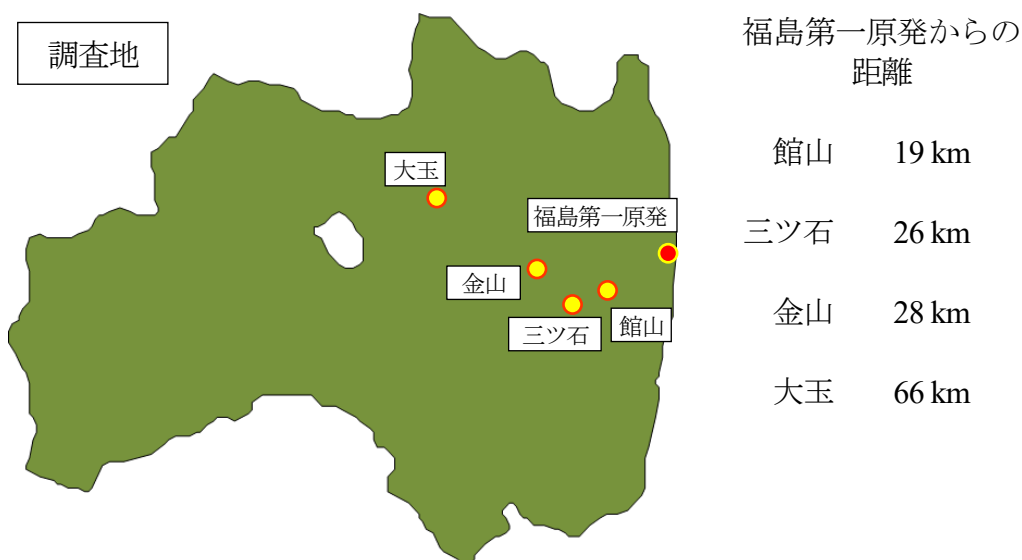


図1 調査地と福島第一原子力発電所からの距離

調査地は、事故のあった福島第一原子力発電所から直線距離で19 km～66 kmに位置します（写真1～4）。今年度は、川内村の3調査地（館山アカマツ林、三ツ石スギ林及び金山スギ林）と大玉村の1調査地（大玉スギ林）で空間線量率を測定したほか、森林内の土壌や落葉層、樹木の葉や枝、幹などの部位別の放射性セシウム濃度を調査し、森林全体の放射性物質の分布・蓄積量を推計しました（表1）。

表1 調査地の所在地と調査期間

調査地	所在地	調査期間
館山アカマツ林	福島県双葉郡川内村下川内（磐城森林管理署管内国有林）	2022年8月18日、29～30日
三ツ石スギ林	福島県双葉郡川内村下川内（磐城森林管理署管内国有林）	2022年8月19日、22～23日
金山スギ林	福島県双葉郡川内村上川内（村有林）	2022年8月17日、22～23日
大玉スギ林	福島県安達郡大玉村玉井（福島森林管理署管内国有林）	2022年7月28日、8月1～2日



写真1 館山調査地のアカマツ林

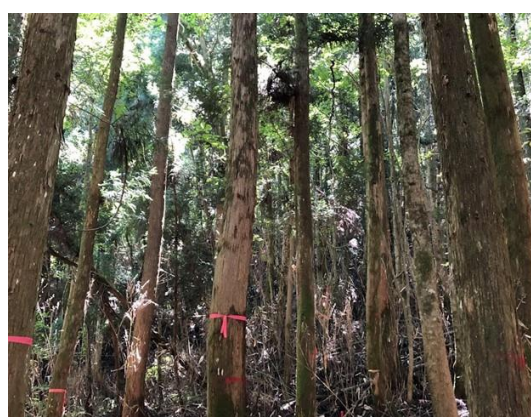


写真2 三ツ石調査地のスギ林



写真3 金山調査地のスギ林

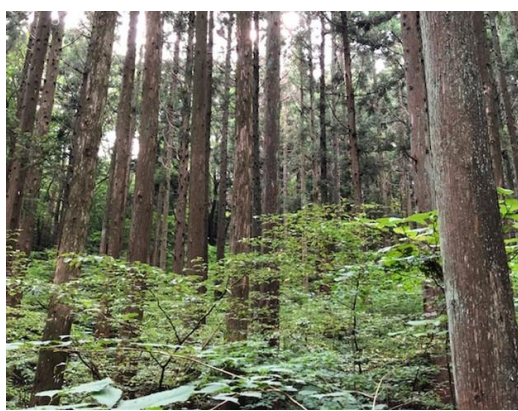


写真4 大玉調査地のスギ林

表2 調査地の優占種、林齢、森林管理状況及び空間線量率

調査地	林齢 (年)	森林管理	空間線量率($\mu\text{Sv/h}$)*
館山アカマツ林	56	育成林	0.95
三ツ石スギ林	54	育成林	0.73
金山スギ林	66	育成林	0.32
大玉スギ林	53	育成林	0.08

*2022年度の調査期間において地上高1mで測定した平均値

3. 方法

各調査地の優占種、林齢等は表2のとおりです。調査・分析は以下のように昨年度と同様の方法で実施しました。空間線量率は、調査地内を10m間隔で測定しました。調査地の森林の成長量などの基礎的な調査を行い、幹の直径と樹高から幹材積や葉、枝の重量を推定しました。

落葉層及び土壌の分析用の試料は、はじめに落葉層（土壌の上にある落葉や落枝とそれらの腐朽した腐植からなる堆積有機物層）を採取し、その後、土壌採取用の円筒（高さ5cm、内径11cm）を用いて4層（0～5、5～10、10～15、15～20cm）から土壌を採取しました。三ツ石スギ林と金山スギ林の樹木については、各6本の調査木を選定し、樹皮を採取した後、成長錐を用いて材を採取しました。葉、枝の採取は、枝・葉が採取可能な3～4本（一部、成長錐を採取した樹木と同じものを含む）を調査木として選定し、木登りや高枝切鉋により樹冠上層と下層の両方から試料を採取しました。一方、館山アカマツ林と大玉スギ林では、調査地周辺でそれぞれ対象木を3本選び、伐倒してから葉、枝、樹皮、材を採取しました。材は実験室で心材と辺材に分けました。

樹木の部位別の試料、落葉層、土壌は乾燥・粉碎した後、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で乾燥重量当たりの放射性セシウム（Cs-134、Cs-137）濃度を測定しました。単位面積当たりの放射性セシウム蓄積量は、面積当たりの落葉層、土壌、樹木の各部位の重量に、それぞれの放射性セシウム濃度を乗じて求めました。放射性セシウム濃度が検出限界以下の試料については、Cs-134とCs-137がともに不検出の場合は検出限界値を用いました。Cs-134だけが不検出の場合は、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、物理的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、Cs-137濃度からCs-134濃度を推定しました。各林分の放射性セシウム濃度として、その林分で得られたすべての試料の平均値と標準偏差を求めました。以下、放射性セシウム濃度はCs-134とCs-137の合計とします。なお、今年度の測定値は、2022年9月1日を基準日として整理しました。

4. 結果

(1) 空間線量率

2022年度における地上高1mの空間線量率は、館山アカマツ林は0.95 $\mu\text{Sv/h}$ 、三ツ

石スギ林は 0.73 $\mu\text{Sv/h}$ 、金山スギ林は 0.32 $\mu\text{Sv/h}$ 、大玉スギ林は 0.08 $\mu\text{Sv/h}$ で原子力発電所から遠いほど低い値でした (図 2)。また、2022 年度の値は、2021 年度比あるいは 2019 年度比で 79~98% でした (館山アカマツ林では 2021 年度の測定は未実施、2020 年度の値は気象の影響で高く見積もられた可能性があるため、2019 年度の値と比較しました)。なお、2011 年度から調査を継続している三ツ石スギ林と大玉スギ林の空間線量率はそれぞれ 2011 年度の値の 24% 及び 27% でした。

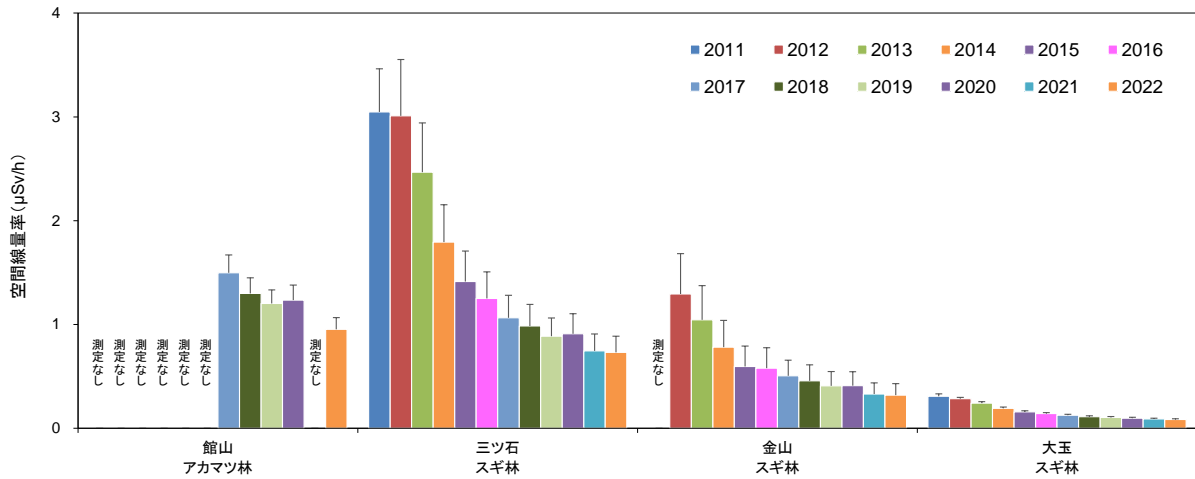


図 2 2011~2022 年度の調査地における空間線量率 (平均値) の変化 (細線は標準偏差)

(2) 部位別の放射性セシウム濃度の変化

葉や枝、樹皮など樹木の部位別の放射性セシウム濃度は、2011年度の調査開始以来、全体として低下傾向が続いてきました(図3～6)。2022年度は、葉と枝の放射性セシウム濃度は前回の調査よりわずかに上昇あるいは低下しました。事故後初期と比較すると、葉、枝ともに放射性セシウム濃度の低下傾向の鈍化が明瞭になってきました。また、木材内部の心材と辺材の放射性セシウム濃度については、三ツ石のスギでは、2015～2016年度頃から辺材、心材ともに放射性セシウム濃度の大きな変動が見られなくなっています。一方で、金山のスギでは辺材の放射性セシウム濃度には、2016年度以降、ほとんど変化が見られません。心材の放射性セシウム濃度は2018年度頃まで増加傾向が続き、2019年度及び2020年度の濃度は2018年度の調査よりも低い値でしたが、2022年度の濃度は2018年度よりやや高い濃度でした。大玉スギの辺材の放射性セシウム濃度には2011年度以降緩やかな減少傾向が見られましたが、心材の放射性セシウム濃度は2015年を境に増加から減少に転じました。

落葉層の放射性セシウム濃度は、全ての調査地で前回の調査からわずかな減少が見られましたが、全体的には放射性セシウム濃度の低下傾向の鈍化が見られました。

土壌は、昨年度までと同様、表層土壌0～5cmの放射性セシウム濃度が最も高く、5cmより深い層の放射性セシウム濃度は最大でその38%で、下層ほど低下する傾向を示しました。0～5cmの放射性セシウム濃度について、全体としては2013年度以降、濃度の上昇と低下が混在し、明瞭な一定の傾向は見られませんでした。5～10cmの層の濃度については、金山スギ林と大玉スギ林で、これまでの調査の中で最も高い濃度を示しました。また、いずれのスギ林でも、10～15cm、15～20cmの層の濃度が、わずかながら前回調査よりも高くなりました。

館山アカマツ林

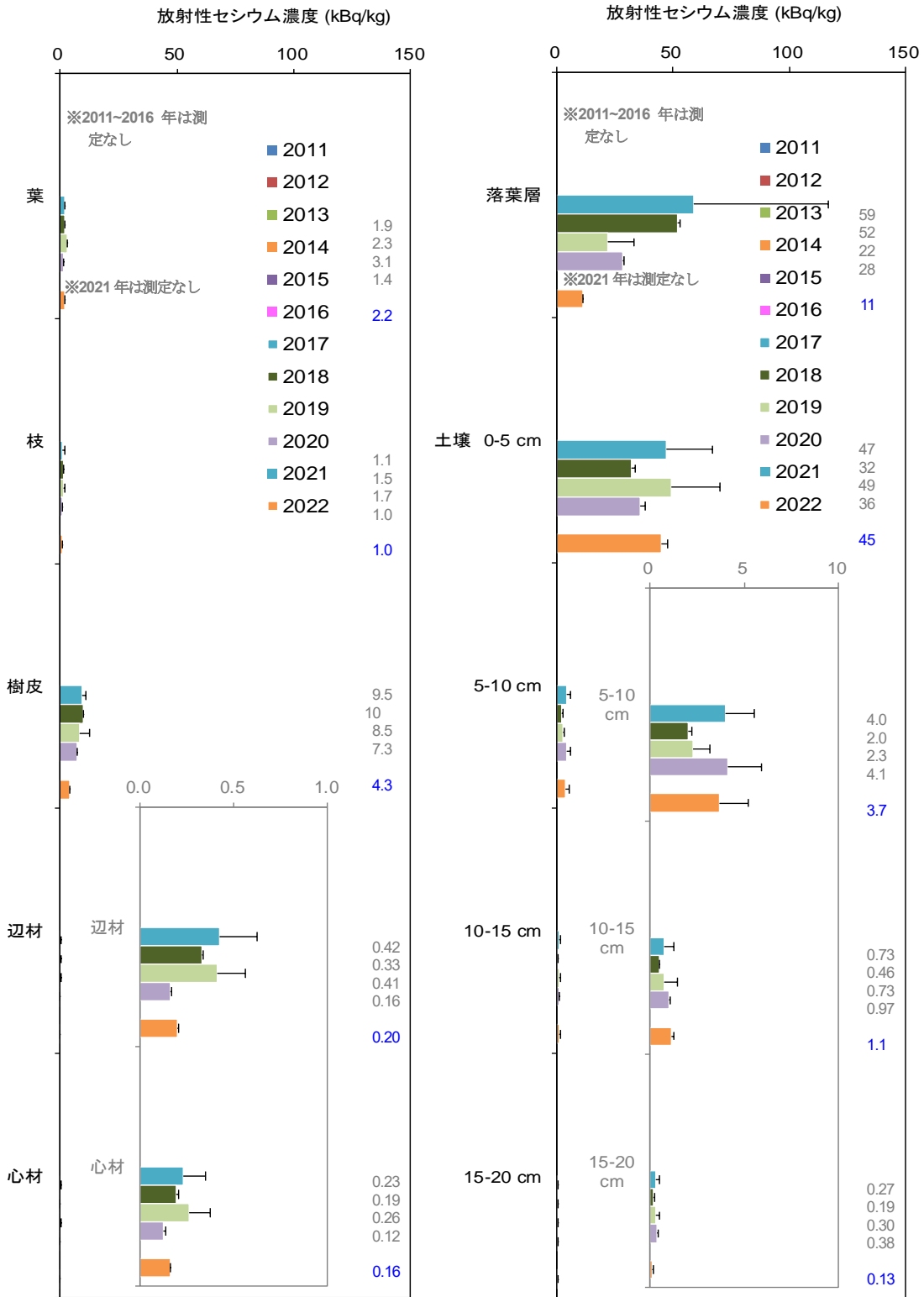


図3 館山アカマツ林における部位別放射性セシウム濃度 (kBq/kg、平均値、有効数字2桁) の変化

(細線は標準偏差。今年度の測定結果は青文字で表記。樹木部位別濃度は優占種のもの。2011~2016、2021年度は測定なし。)

三ツ石スギ林

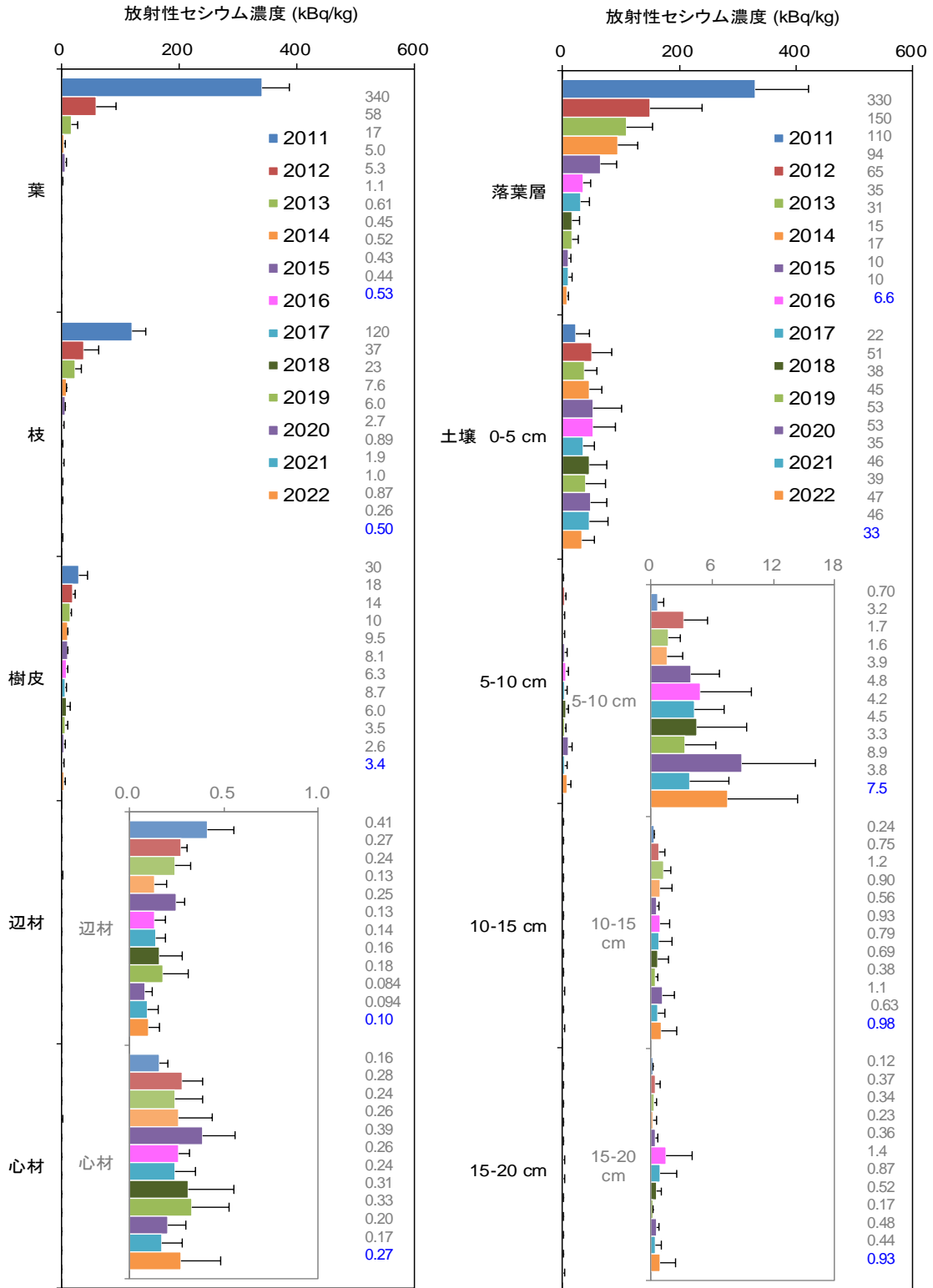


図4 三ツ石スギ林における部位別放射性セシウム濃度 (kBq/kg、平均値、有効数字2桁) の変化

(細線は標準偏差。今年度の測定結果は青文字で表記。樹木部位別濃度は優占種のもの。)

金山スギ林

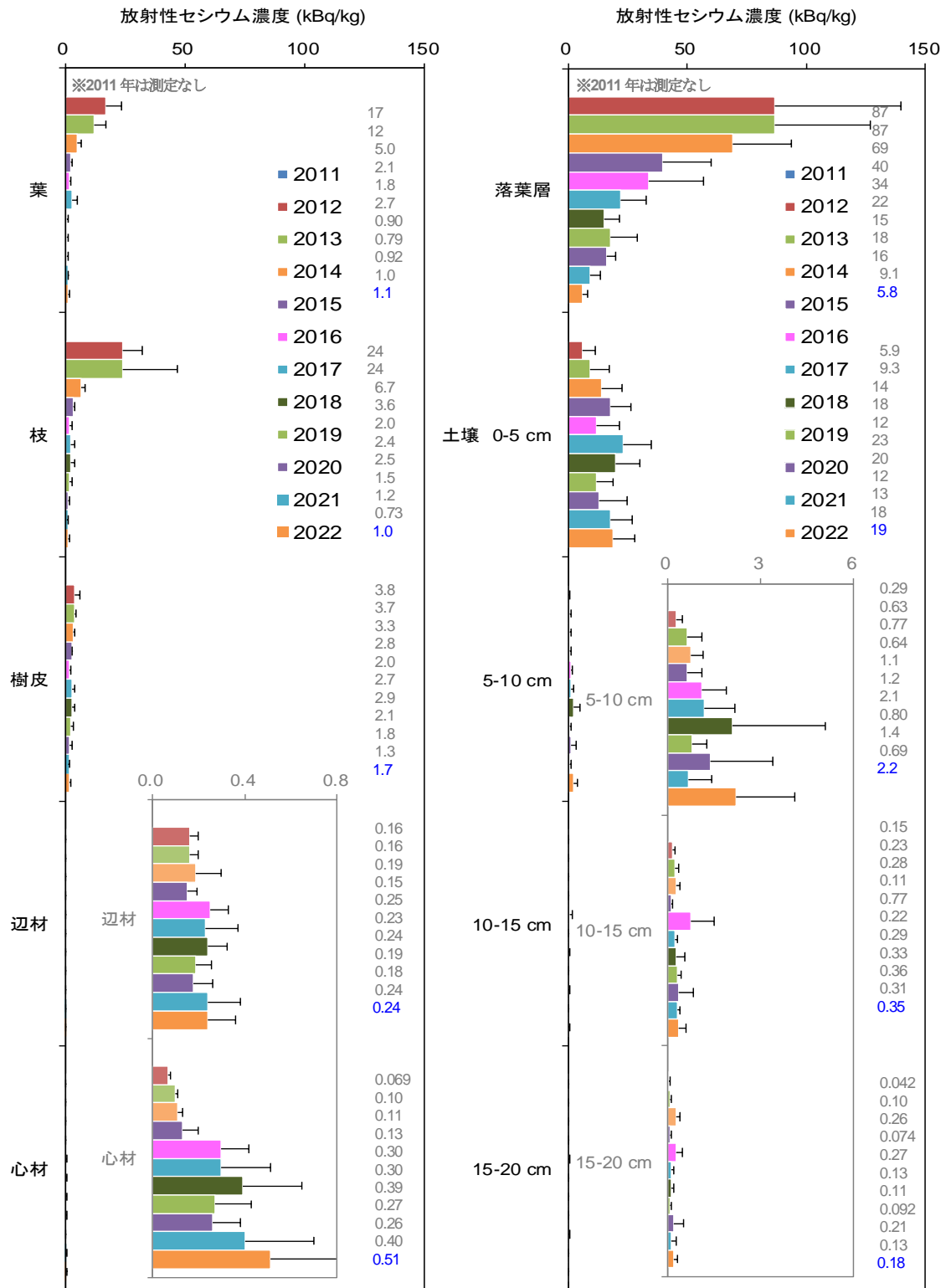


図5 金山スギ林における部位別放射性セシウム濃度 (kBq/kg、平均値、有効数字2桁) の変化

(細線は標準偏差。今年度の測定結果は青文字で表記。樹木部位別濃度は優占種のもの。2011年度は測定なし。)

大玉スギ林

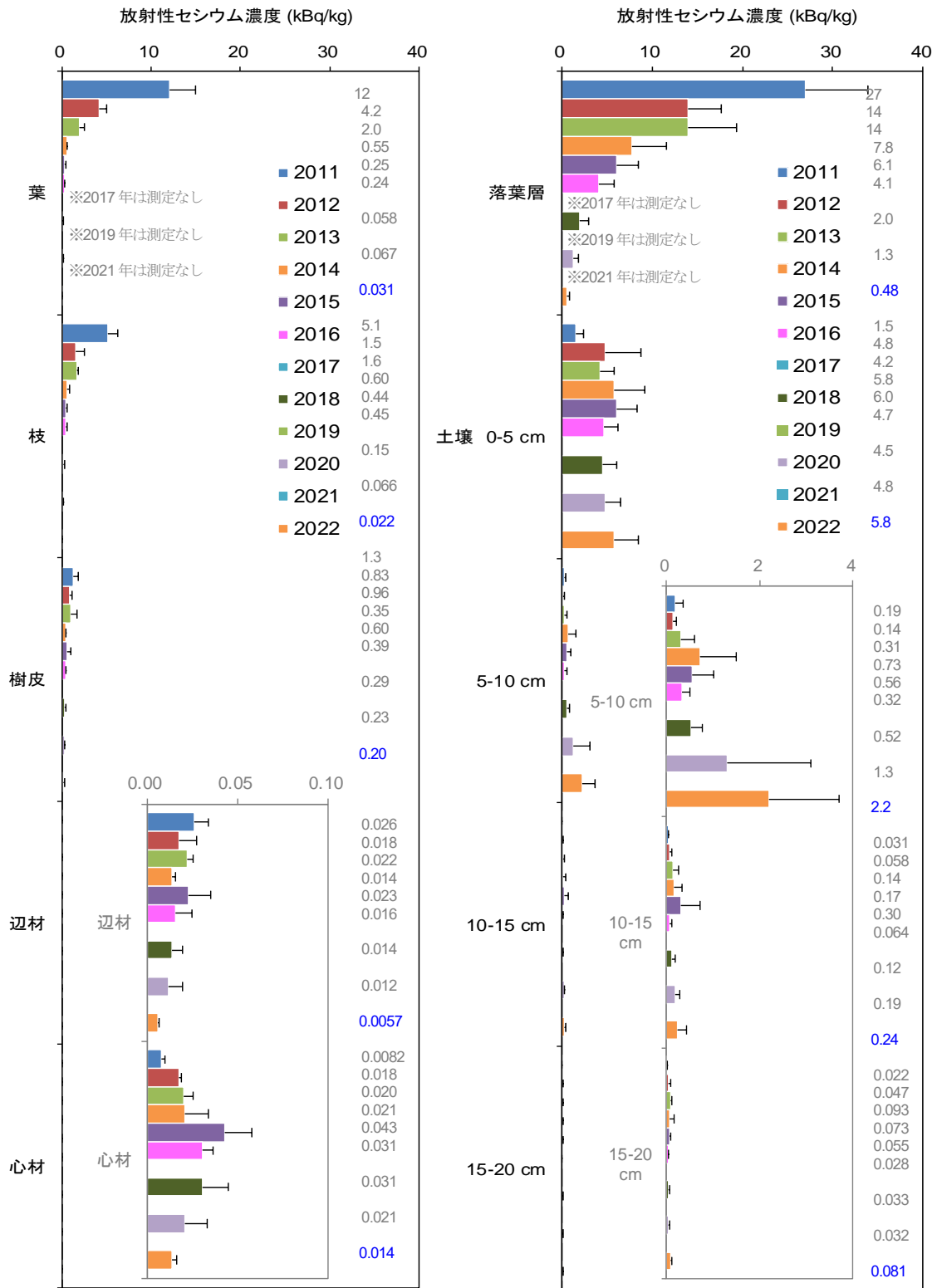


図6 大玉スギ林における部位別放射性セシウム濃度 (kBq/kg、平均値、有効数字2桁) の変化

(細線は標準偏差。今年度の測定結果は青文字で表記。樹木部位別濃度は優占種のもの。2017、2019、2021年度は測定なし。)

(3) 森林全体の放射性セシウム蓄積量と分布の変化

森林全体の放射性セシウム蓄積量は、いずれの調査地でも明瞭な変化傾向は見られませんでした (図7)。

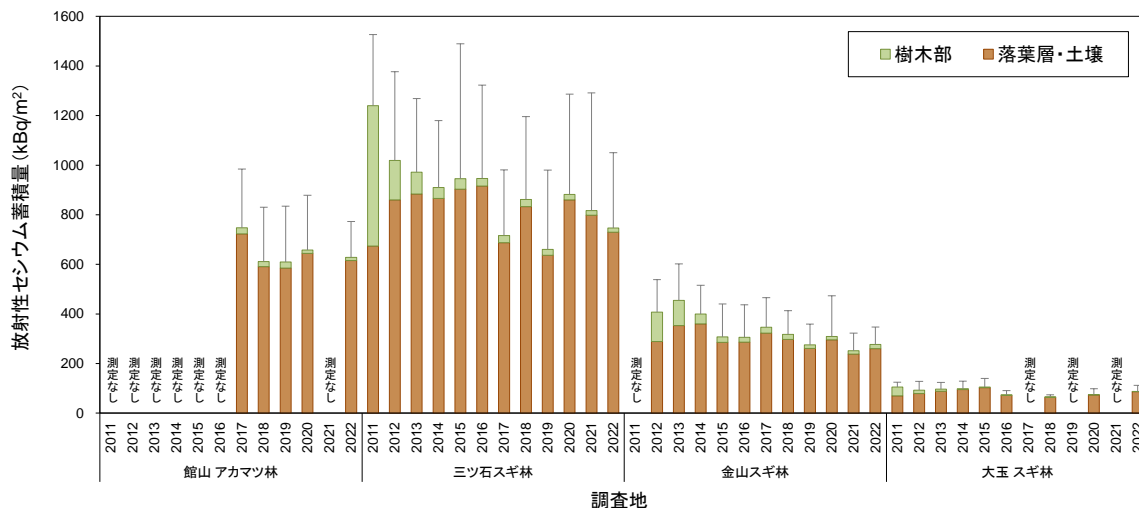


図7 2011～2022年度の森林全体の放射性セシウム蓄積量（平均値）の変化
（細線は標準偏差）

2011 年度から測定している三ツ石スギ林と大玉スギ林について、森林内における樹木及び土壌の部位別の放射性セシウム蓄積量の割合をみると、2011 年度から 2012 年度にかけて土壌の割合が急激に増え、その他の部位の割合が低下するなど大きな変化を示しましたが、2012 年度以降、2022 年度までの変化は小さなものでした（図 8、表 3）。

いずれの調査地でも土壌に分布する放射性セシウムの割合は年々増加もしくはほぼ同じ値を示し、2022 年度には全体の 88～98%となっていました。落葉層の分布割合は年々低下する傾向にあります。三ツ石スギ林や大玉スギ林では急激に減少し 2022 年度までに 1%以下となりましたが、館山アカマツ林や金山スギ林では 2022 年度においても 3～6%が落葉層に存在していました。葉や枝等の樹木に存在する放射性セシウム蓄積量は 2015 年度まで減少傾向が続いていましたが、2016 年度以降大きな変化は見られなくなっています。

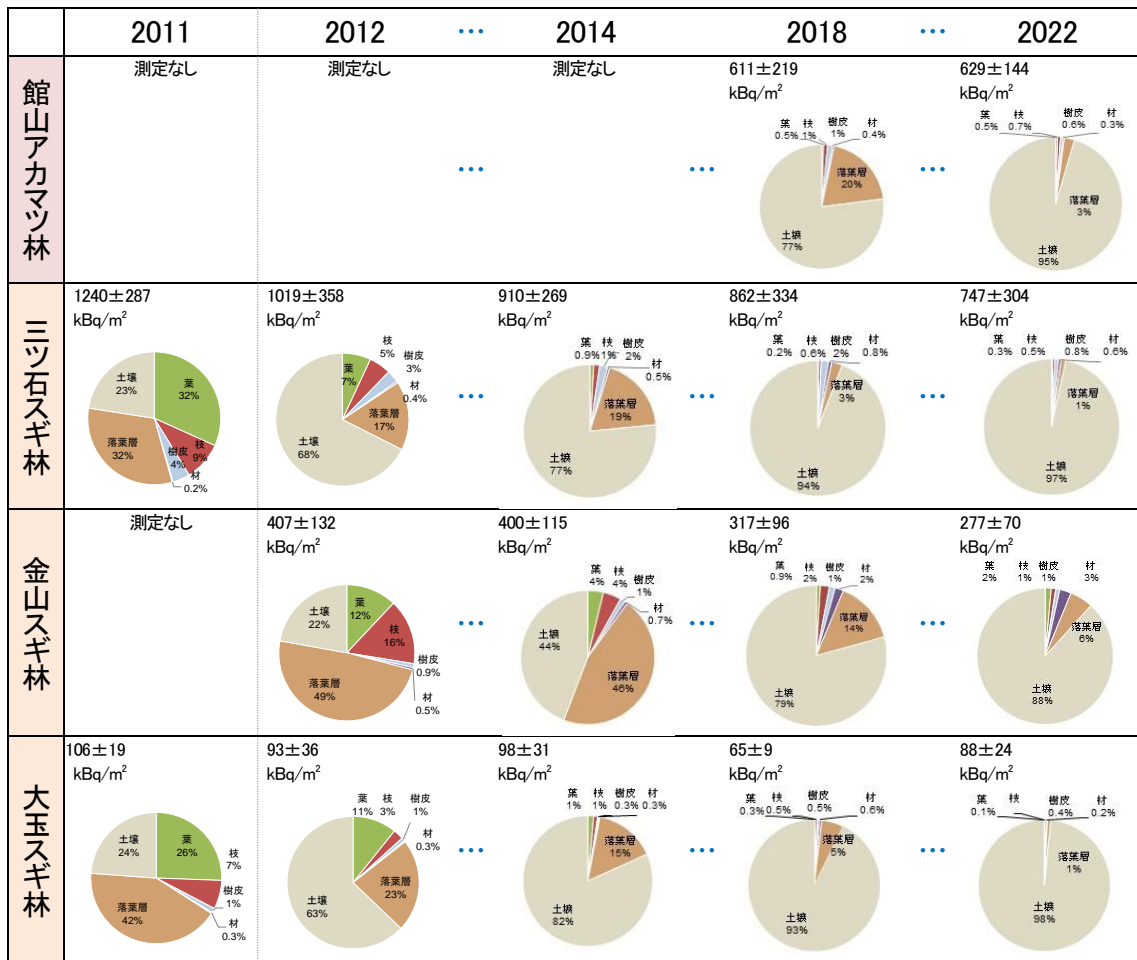


図 8 2011～2022 年度における各調査地の放射性セシウム蓄積量の部位別分布割合
 (注) 2013 年度、2015～2017 年度、2019～2021 年度の調査結果は省略。

表3 2011～2022年度における各調査地の放射性セシウム蓄積量の部位別分布割合
(2011年度～2016年度)

		2011	2012	2013	2014	2015	2016
館山アカマツ林	葉、枝	-	-	-	-	-	-
	樹皮	-	-	-	-	-	-
	材	-	-	-	-	-	-
	落葉層	-	-	-	-	-	-
	土壌	-	-	-	-	-	-
	合計蓄積量*	-	-	-	-	-	-
三ツ石スギ林	葉、枝	32%, 9%	7%, 5%	2%, 3%	0.9%, 1%	0.9%, 1%	0.3%, 0.6%
	樹皮	4%	3%	3%	2%	2%	2%
	材	0.2%	0.4%	0.5%	0.5%	0.5%	0.5%
	落葉層	32%	17%	19%	19%	9%	6%
	土壌	23%	68%	72%	77%	87%	91%
	合計蓄積量*	1240±287	1019±358	972±297	910±269	946±544	946±376
金山スギ林	葉、枝	-	12%, 16%	8%, 13%	4%, 4%	2%, 3%	2%, 2%
	樹皮	-	0.9%	1%	1%	1%	1%
	材	-	0.5%	0.5%	0.7%	0.8%	2%
	落葉層	-	49%	52%	46%	31%	35%
	土壌	-	22%	25%	44%	61%	59%
	合計蓄積量*	-	407±132	455±148	400±115	308±132	305±131
大玉スギ林	葉、枝	26%, 7%	11%, 3%	5%, 3%	1%, 1%	0.6%, 0.7%	0.9%, 1%
	樹皮	1%	0.8%	0.9%	0.3%	0.6%	0.5%
	材	0.3%	0.3%	0.3%	0.3%	0.5%	0.5%
	落葉層	42%	23%	26%	15%	11%	12%
	土壌	24%	63%	65%	82%	86%	85%
	合計蓄積量*	106±19	93±36	97±27	98±31	105±34	74±17

*単位はkBq/m²

表3 (続き) 2011~2022年度における各調査地の放射性セシウム蓄積量の部位別分布割合(2017年度~2022年度)

		2017	2018	2019	2020	2021	2022
館山アカマツ林	葉枝	0.5%, 1%	0.5%, 1%	0.7%, 2%	0.3%, 0.6%	-	0.5%, 0.7%
	樹皮	1%	1%	1%	0.8%	-	0.6%
	材	0.5%	0.4%	0.6%	0.3%	-	0.3%
	落葉層	15%	20%	5%	8%	-	3%
	土壌	82%	77%	91%	90%	-	95%
	合計蓄積量*	747±237	611±219	609±225	658±221	-	629±144
三ツ石スギ林	葉枝	0.4%, 0.7%	0.2%, 0.6%	0.3%, 0.6%	0.2%, 0.4%	0.3%, 0.3%	0.3%, 0.5%
	樹皮	2%	2%	2%	1%	0.8%	0.8%
	材	1%	0.8%	1%	0.8%	0.8%	0.6%
	落葉層	6%	3%	5%	2%	2%	1%
	土壌	90%	94%	92%	96%	96%	97%
	合計蓄積量*	716±265	862±334	660±319	882±404	816±475	747±304
金山スギ林	葉枝	3%, 2%	0.9%, 2%	1%, 1%	1%, 1%	1%, 0.8%	2%, 1%
	樹皮	1%	1%	1%	0.9%	0.8%	1%
	材	1%	2%	2%	1%	3%	3%
	落葉層	16%	14%	24%	17%	10%	6%
	土壌	77%	79%	71%	78%	85%	88%
	合計蓄積量*	347±119	317±96	275±84	309±164	252±70	277±70
大玉スギ林	葉枝	-	0.3%, 0.5%	-	0.3%, 0.2%	-	0.1%, 0.1%
	樹皮	-	0.5%	-	0.4%	-	0.4%
	材	-	0.6%	-	0.4%	-	0.2%
	落葉層	-	5%	-	3%	-	1%
	土壌	-	93%	-	95%	-	98%
	合計蓄積量*	-	65±9	-	74±24	-	88±24

*単位は kBq/m²

5. 考察

(1) 空間線量率の変化

2011年度から2012年度にかけての空間線量率の低下は放射性セシウムの物理的減衰よりも小さく、これは森林内の放射性セシウムの分布が樹木の樹冠から林床の落葉層や土壌表層に移行したことが一因と推測しました。その後空間線量率は、毎年、物理的減衰を反映するように低下していました。前々年度は、物理的減衰以外の変動要因（気象条件など）の空間線量率への影響が考えられましたが、2022年度の空間線量率は、前年度と比べ、物理的減衰を反映するように低下していたと考えられます。

(2) 部位別濃度と分布の変化

葉や枝、樹皮など樹木の放射性セシウム濃度は、2011年度から2012年度にかけて大幅に低下しました。濃度低下は、放射性セシウムの物理的減衰に加え、雨によって放射性セシウムが洗い流された（洗脱）ためと考えられました。このような移動しやすい放射性セシウムの動きが収まったため、2012年度以降の濃度の変化は比較的小さかったと考えられます。

スギなど常緑樹の葉における濃度低下は、雨による洗脱のほか、旧葉の落葉と新しい葉の伸張による置き換わりが続いた影響と考えられます。

枝の放射性セシウム濃度は低下傾向にありますが、2011年度から2014年度までの低下に比べて2014年度以降の濃度低下は緩やかになり、明瞭な変化傾向が見られなくなってきています。樹皮の濃度も低下傾向にありますが、枝に比べて濃度の低下は緩やかです。

木材中の放射性セシウム濃度は2011年度から大きく変動していないことから、事故直後に取り込まれた放射性セシウムが樹木内部に留まっていると推察されます。一部のスギの心材では、これまでに放射性セシウム濃度の増加傾向がみられたことから、樹木の根による吸収が起きている可能性があります。しかし、材以外の他の部位においては明瞭な増加は認められないことから、森林内における部位別の放射性セシウム蓄積割合を大きく変えるほど多くの吸収は起きていないと考えられます。また、スギでは辺材から心材に向けてセシウムが移動することが様々な研究で示唆されており、今回の調査でもスギ心材の放射性セシウム濃度が辺材に比べてやや高い傾向が見られました。今後も調査を継続し、樹木への吸収や樹体内分布の変化を注視していく必要があります。

2011年度から2012年度にかけて三ツ石スギ林と大玉スギ林では落葉層の放射性セシウム濃度が約半分に低下しました。それに対して、表層土壌（0～5cm）の放射性セシウム濃度は、樹木や落葉層から洗脱・溶脱した放射性セシウムが土壌の表層で保持された結果、2012年度に増加しました。2012年度以降、いずれの調査地でも落葉層の濃度には低下傾向が見られますが、2022年度は前年度と概ね同等の濃度となっており、低下傾向の鈍化が見られます。表層土壌の濃度はいずれの調査地でも2013年度頃まで増加傾向を示しましたが、以降は濃度変化に一定の傾向は確認できず、2022年度の結果も変動の範囲内にありました。5cmより深い層の土壌の放射性セシウム濃度は表層より大幅に低い状態が続いており、これまで明瞭な変化は見られませんでした。しかしな

がら、2022年度はいずれのスギ林でも、5～10 cmの土壌の放射性セシウム濃度が調査開始以来最も高い値、あるいは2番目に高かったことから、非常に緩やかながら放射性セシウムの地下への浸透が生じている可能性があります。

(3) 放射性セシウム分布割合と森林全体の蓄積量の評価

森林内に蓄積した放射性セシウムの部位別の分布割合は、放射性セシウムの濃度変化を反映し、2011年度から2012年度にかけて樹木の割合が低下し、土壌の割合が大きく増加しました。落葉層の割合は年々減少する傾向が認められますが、落葉層中の蓄積割合は林分ごとに異なり、2022年度において三ツ石スギ林や大玉スギ林では1%と低く、金山スギ林では6%と高くなっていました。このような違いがどうして生じたかを明らかにするために、さらに調査が必要です。

森林全体の放射性セシウム蓄積量は、明瞭な変化を確認できませんでした。森林全体に占める樹木の放射性セシウム蓄積量は7%以下であり、落葉層や土壌の放射性セシウム濃度や蓄積量のばらつきによるセシウム分布の不均一性が、森林全体の蓄積量の推定誤差を大きくしていると考えられます。推定誤差は大きいものの、森林全体の放射性セシウム蓄積量が明瞭に変化していないことから、森林に沈着した放射性セシウムは、分布の主体を土壌に移行しつつ、森林内に留まっているものと考えられます。

(4) 森林生態系の放射性セシウムの循環

チョルノービリの調査等から放射性セシウムは森林生態系に留まり、その一部は内部循環するといわれています。一方、森林内の放射性セシウム循環には樹種や土壌の違いによる影響も大きいことが知られています。これまでの調査から、2011年度当時、福島第一原子力発電所の事故で上空から降下した放射性セシウムは、常緑樹や落葉樹といった樹木の形状の違いを反映し、部位別の濃度に差が認められました。しかし、放射性セシウムは比較的移動しやすく、2012年度には樹木に付着した放射性セシウムの多くが落葉層や土壌に移動しました。その後、樹体に分布する放射性セシウムの割合が少しずつ低下し、落葉層に分布する割合も低下する一方、土壌に分布する割合が増加しましたが、その変化は小さく推移しています。樹木は根を通じて土壌から放射性セシウムを吸収しますが、木材中の放射性セシウム濃度の変化は小さく、また樹体内のセシウム分布の変化もあり、これまでの調査からは放射性セシウムの吸収量を正確に見積もることができませんでした。しかし、これまでの調査結果から、少なくとも40～50年生程度の森林では、木材として利用される辺材や心材への樹木による放射性セシウムの吸収・蓄積は少ないと考えられます。

さらに、森林全体の放射性セシウムの蓄積量の経年変化が少なく、かつ大部分が土壌表層付近に留まっている状況や渓流水中の放射性セシウム濃度の調査結果等から、放射性セシウムは森林内に留まり、森林外への流出量は少ないと考えられます。

森林生態系における放射性セシウムの動態を解明し、森林・林業の再生へ向けた対策に役立てるため、今後も継続して調査が必要です。