

【調査1】森林内の放射性セシウム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、部位別の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。その後、放射性セシウム濃度の低下や避難指示の解除を踏まえ、2017年度及び2021年度に調査地及び調査頻度の見直しを行いました。なお、2025年度は、7月から8月にかけて、2村3箇所（図1及び表1）に設定した5林分において、部位別の放射性セシウム濃度とその蓄積量を調査しました。

2. 調査地

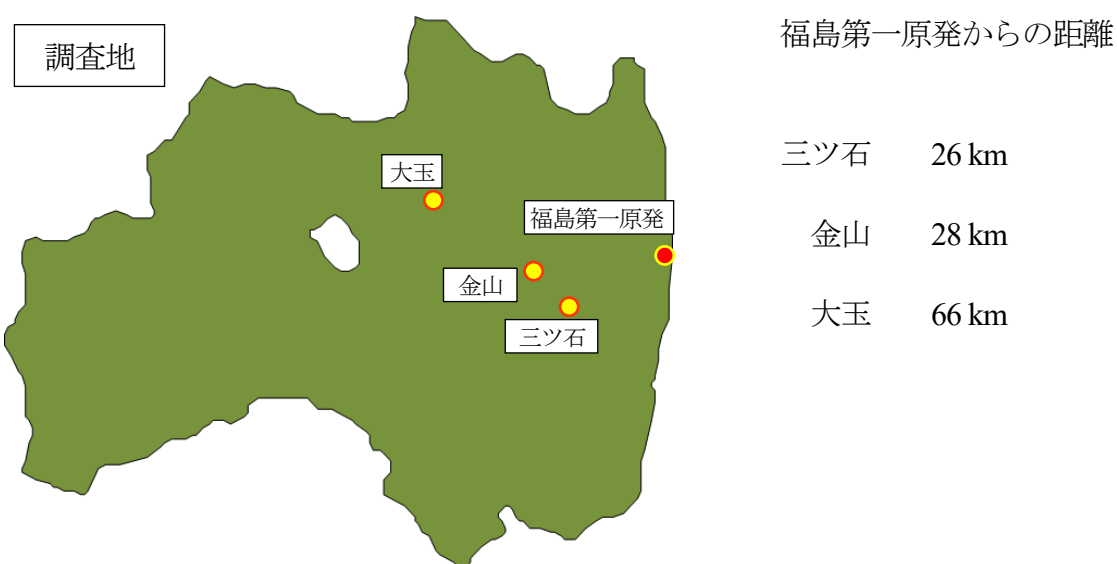


図1 調査地と福島第一原発からの距離

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26～66 kmに位置します（写真1～5）。今年度は、川内村の4調査地（三ツ石スギ林、三ツ石ヒノキ林、三ツ石コナラ林及び金山スギ林）と大玉村の1調査地（大玉コナラ林）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
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）	2025年7月9日、8月20日
三ツ石ヒノキ林	福島県双葉郡川内村下川内（村有林）	2025年7月8～9日、8月21日
三ツ石コナラ林	福島県双葉郡川内村上川内（村有林）	2025年7月8～9日、8月20日
金山スギ林	福島県双葉郡川内村上川内（村有林）	2025年7月8日、7月29日、8月19日
大玉コナラ林	福島県安達郡大玉村玉井（福島森林管理署管内国有林）	2025年7月16～17日、7月28～29日



写真1 三ツ石調査地のスギ林



写真2 三ツ石調査地のヒノキ林

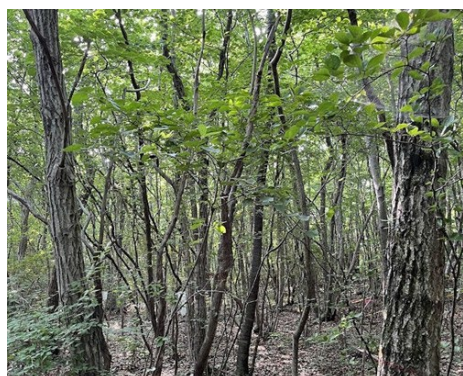


写真3 三ツ石調査地のコナラ林



写真4 金山調査地のスギ林



写真5 大玉調査地のコナラ林

表2 調査地の優占樹種、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($\mu\text{Sv/h}$) *
三ツ石スギ林	57	育成林	0.68
三ツ石ヒノキ林	40	育成林	0.88
三ツ石コナラ林	40	天然生林	0.69
金山スギ林	69	育成林	0.29
大玉コナラ林	57	天然生林	0.08

*2025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

各調査地の優占樹種、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、幹の胸高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、それらが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、ヒノキ林、コナラ林、金山スギ林と大玉コナラ林の樹木（優占樹種）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4～6本（一部、材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、木登りと高枝切はさみにより樹冠全層もしくは上層と下層の両方から試料を採取しました。大玉コナラ林では、優占樹種のコナラに加えて、調査地周辺でアカマツを3本選び、伐倒してから葉、枝、樹皮、材を採取しました。採取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・粉碎した後に、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。森林の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。Cs-134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、2025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

2025年度における地上高1 mの空間線量率は、三ツ石スギ林は0.68 $\mu\text{Sv/h}$ 、三ツ石ヒノキ林は0.88 $\mu\text{Sv/h}$ 、三ツ石コナラ林は0.69 $\mu\text{Sv/h}$ 、金山スギ林は0.29 $\mu\text{Sv/h}$ 、大玉コナラ林では0.08 $\mu\text{Sv/h}$ でした。これらの結果から、福島第一原子力発電所から離れた調査地ほど、空間線量率が低い傾向が確認されました(図2)。また、2025年度の値は、2024年度比で91~100%でした。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コナラ林の空間線量率は、それぞれ2011年度比の22%及び23%でした。

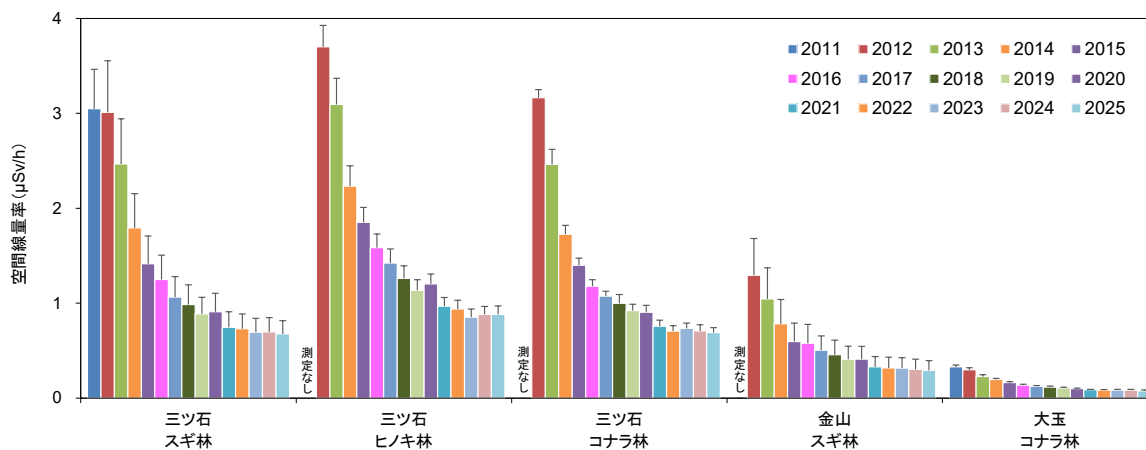


図2 2011~2025年度の調査地における空間線量率(平均値)の変化
(細線は標準偏差)

(2) 部位別の放射性セシウム濃度の変化

スギの葉や枝の放射性セシウム濃度は、事故後初期の著しい低下と比較すると変化の程度は小さくなりましたが、緩やかな低下傾向が続いていました(図3、図6)。樹皮の濃度の減少は、葉や枝と比べると緩やかで、2014~2018年度以降、葉、枝、樹皮の中で、樹皮の濃度が最も高くなっています。また、辺材の放射性セシウム濃度については、事故後初期、三ツ石のスギで濃度の減少傾向が見られたのに対して、金山のスギではわずかな増加傾向が見られました。また心材については、両調査地ともに、事故後初期は濃度の増加傾向が見られました。それ以降は、辺材と心材の濃度に明瞭な経時変化は認められなくなりました。

コナラの葉の放射性セシウム濃度は、調査開始から2025年度にかけて緩やかな低下傾向が見られましたが、事故後初期のスギで見られたような顕著な減少は認められませんでした(図5、図7)。コナラの枝や樹皮の濃度にも調査開始から現在にかけて低下傾向が見られますが、近年の減少の仕方は緩やかになってきました。コナラの辺材や心材の放射性セシウム濃度は、事故後初期は増加傾向でしたが、近年は濃度の増加は認められず、安定している傾向にあります。

ヒノキについては、近年、葉と枝で事故後初期のような顕著な濃度低下は見られなくなりましたが、樹皮では緩やかな濃度低下が続いていました(図4)。ヒノキの辺材と心材の放射性セシウム濃度については、事故後初期は緩やかな増加傾向が見られましたが、それ以降は、濃度の大きな変化が見られませんでした。

2025年度の落葉層の放射性セシウム濃度は、いずれの調査地でも、調査開始時から9割以上濃度が低下しました。事故後初期は明瞭な濃度低下が認められましたが、近年その変化は小さくなっており、全ての調査地で放射性セシウム濃度の低下傾向の鈍化もしくは下げ止まりの傾向が見られました。

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、下層ほど低い傾向でした。0~5cmの放射性セシウム濃度は、事故後初期は全ての調査地で増加傾向が認められましたが、近年は調査年ごとのばらつきはあるものの、安定している傾向にあります。その傾向は、5~10cmの層についても同様でした。

三ツ石スギ林

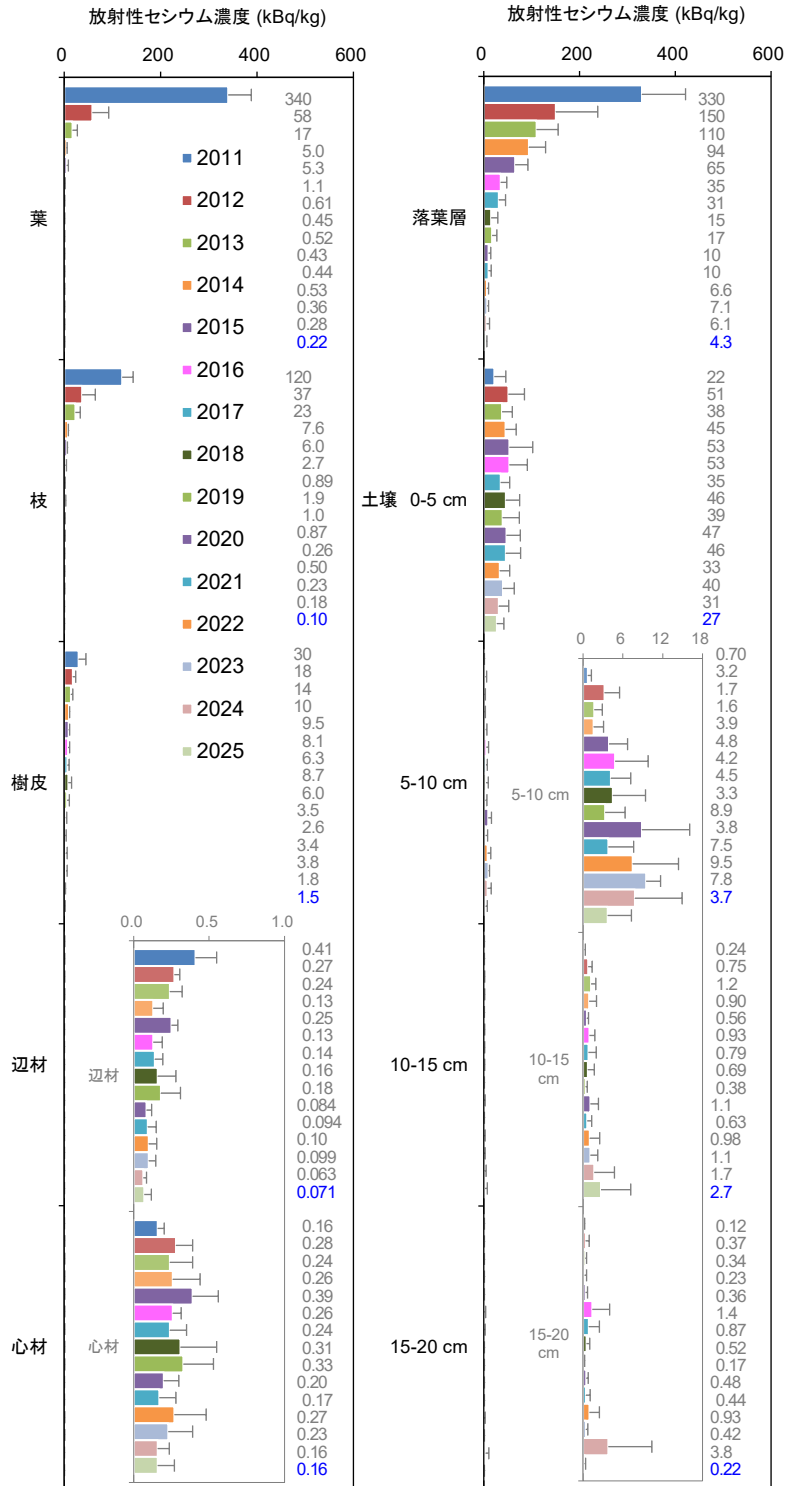


図3 三ツ石スギ林における部位別放射性セシウム濃度 (kBq/kg、平均値、有効数字2桁) の変化 (細線は標準偏差。今年度の測定結果は青文字で表記。樹木部位別濃度は優占種のもの。)

三ツ石ヒノキ林

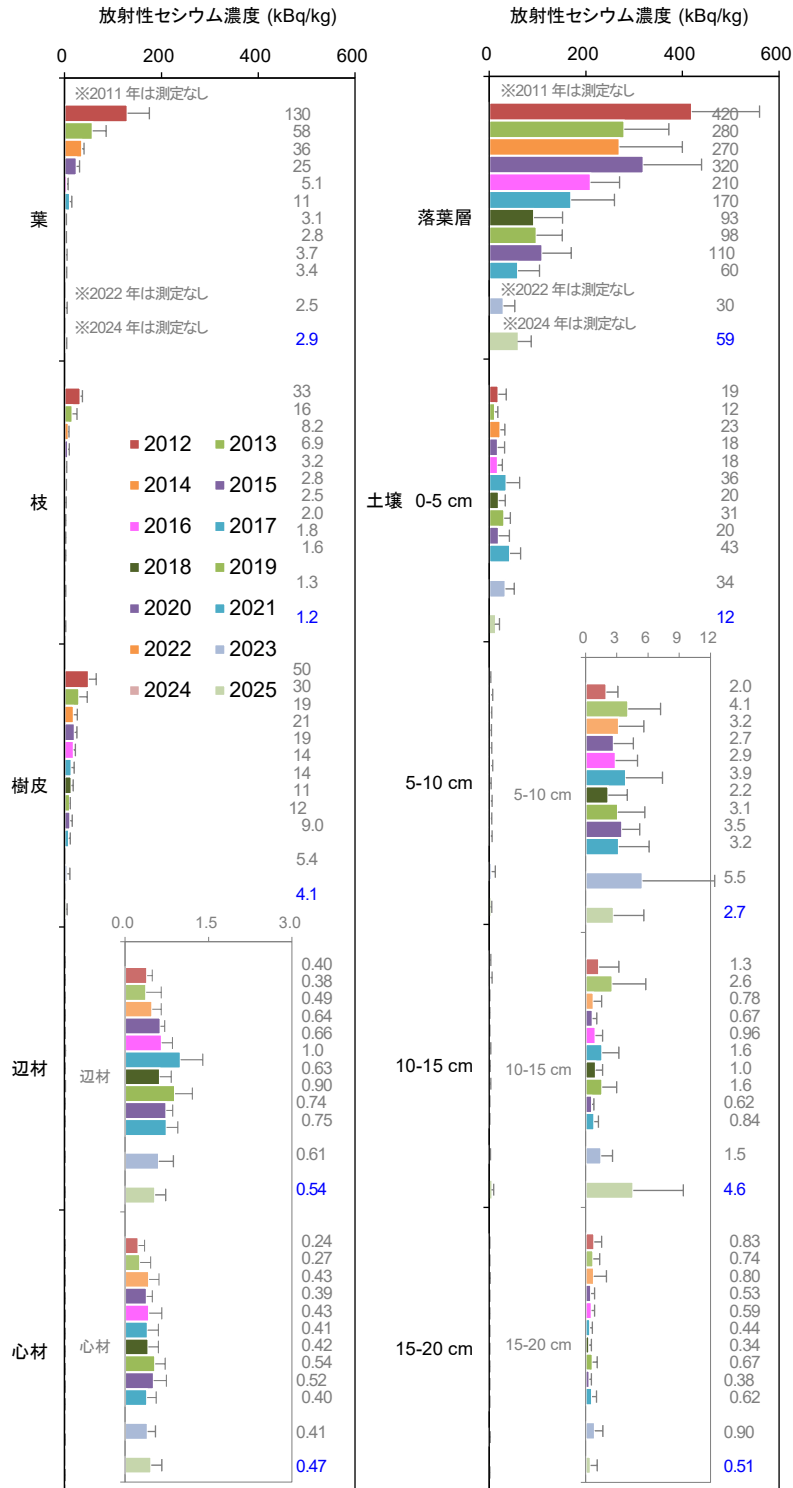


図4 三ツ石ヒノキ林における部位別放射性セシウム濃度 (kBq/kg、平均値、有効数字2桁) の変化 (細線は標準偏差。今年度の測定結果は青文字で表記。樹木部位別濃度は優占種のもの。2011、2022 及び 2024 年度は測定なし。)

三ツ石コナラ林

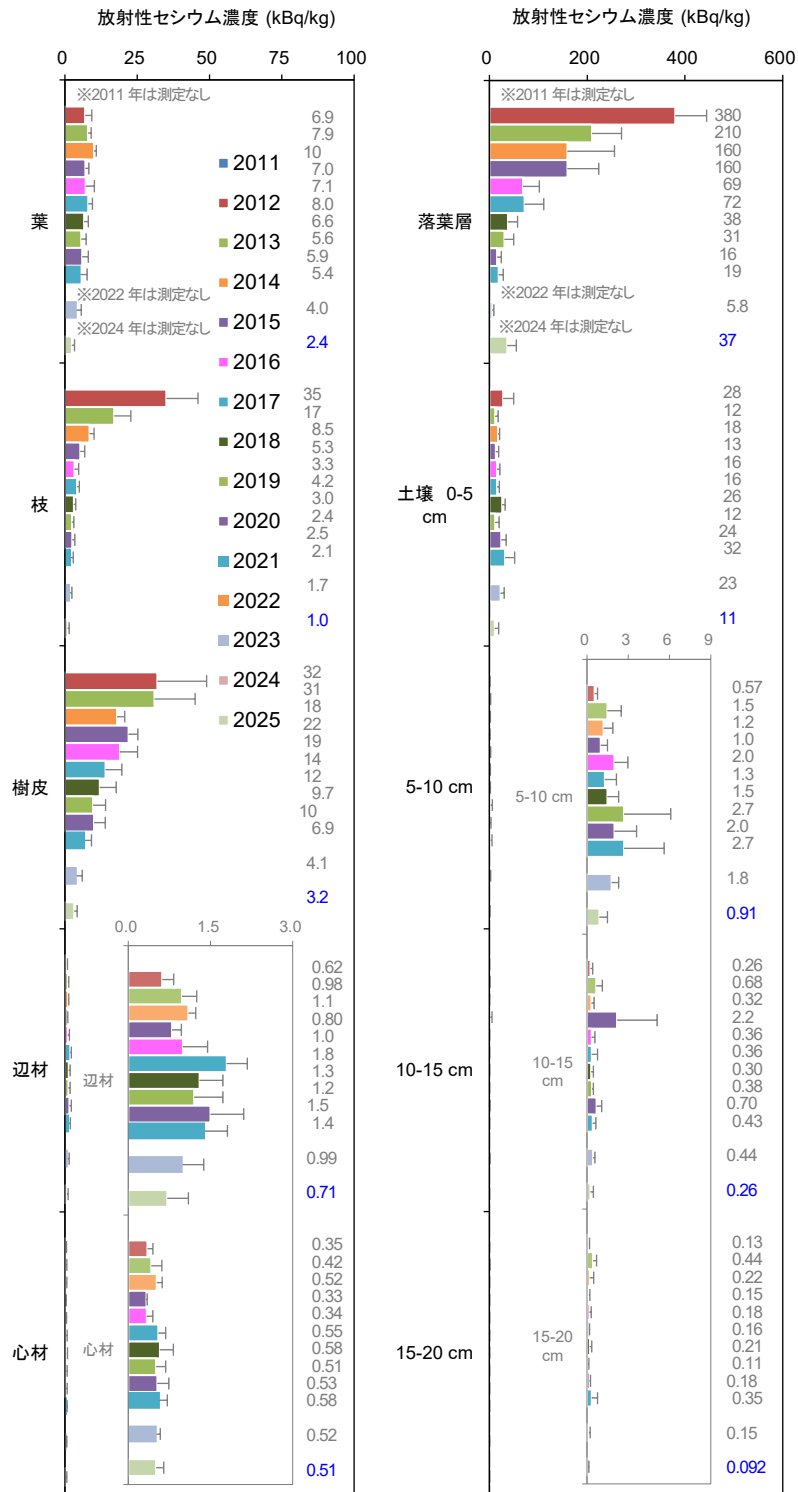


図5 三ツ石コナラ林における部位別放射性セシウム濃度 (kBq/kg、平均値、有効数字2桁) の変化 (細線は標準偏差。今年度の測定結果は青文字で表記。樹木部位別濃度は優占種のもの。2011、2022 及び 2024 年度は測定なし。)

金山スギ林

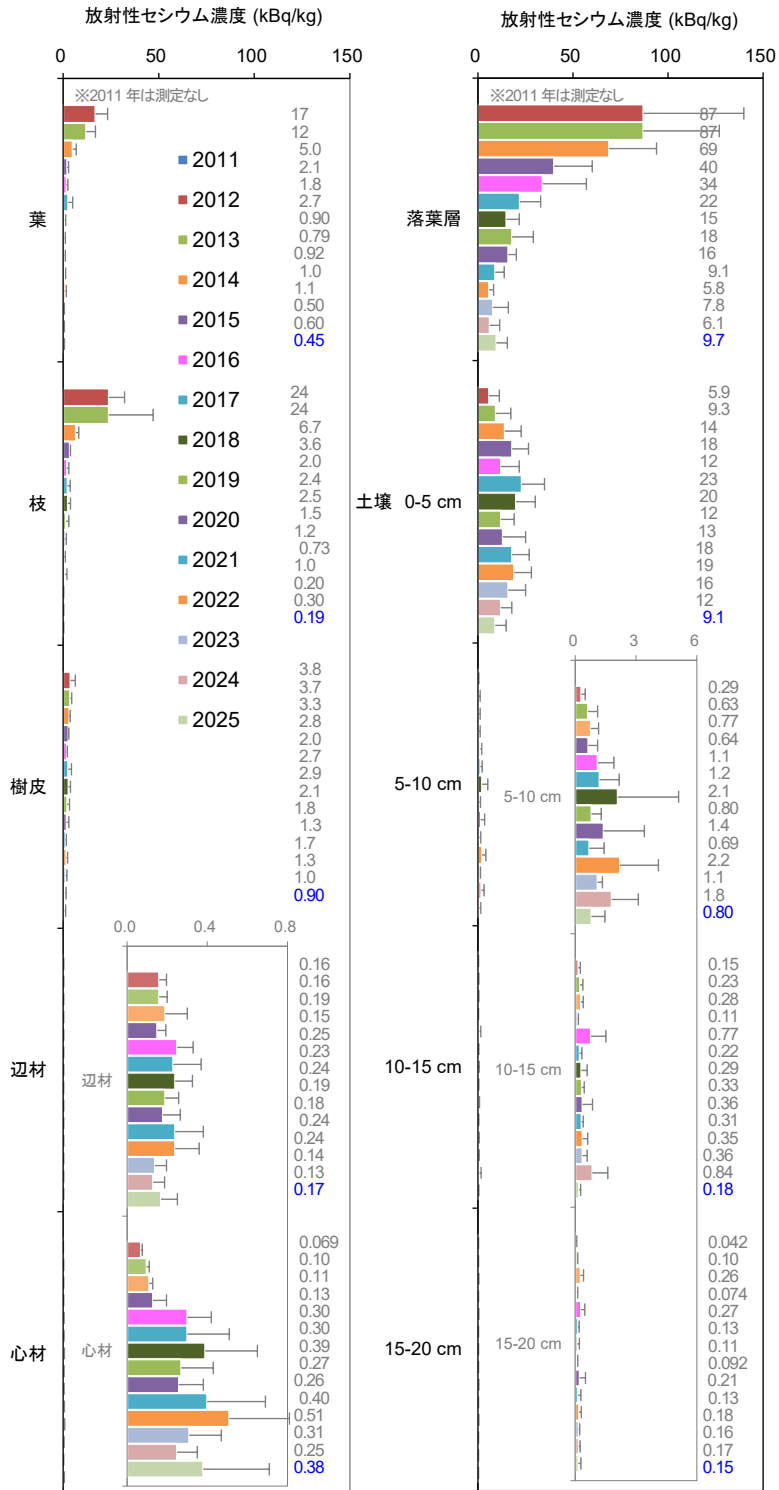


図6 金山スギ林における部位別放射性セシウム濃度 (kBq/kg、平均値、有効数字2桁) の変化 (細線は標準偏差。今年度の測定結果は青文字で表記。樹木部位別濃度は優占種のもの。2011年度は測定なし。)

大玉コナラ林

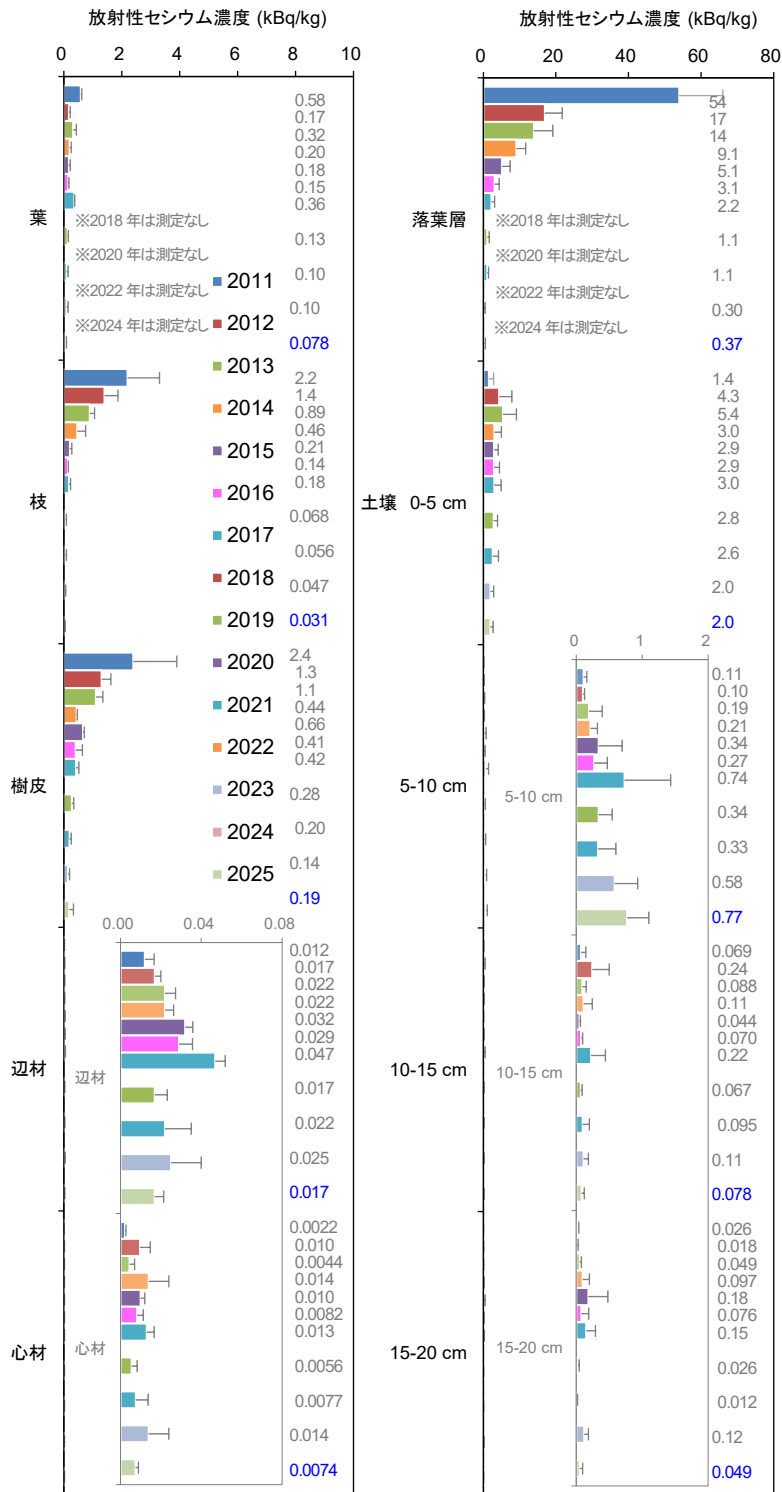


図7 大玉コナラ林における部位別放射性セシウム濃度 (kBq/kg、平均値、有効数字2桁) の変化 (細線は標準偏差。今年度の測定結果は青文字で表記。樹木部位別濃度は優占種のもの。2018、2020、2022、及び2024年度は測定なし。)

(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には、調査開始から 2025 年度にかけて、緩やかな減少傾向が見られますが、事故後初期のような明瞭な変化は近年確認できていません (図 8)。

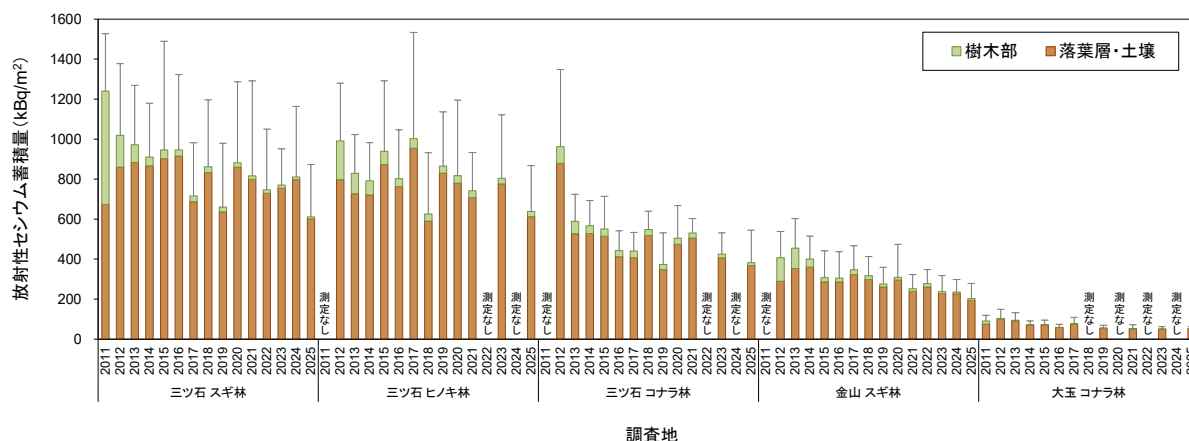


図 8 2011～2025 年度の森林全体の放射性セシウム蓄積量 (平均値) の変化 (細線は標準偏差)

2011 年度から測定している三ツ石スギ林と大玉コナラ林について、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、事故直後の 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、それ以降の変化は小さなものでした (図 9、表 3)。

いずれの調査地でも森林土壌 (落葉層及び土壌) に分布する放射性セシウムの割合は年々徐々に増加するかほぼ同じ値を示し、2025 年度には全体の 95～99% となっていました。落葉層の分布割合については、調査地ごとにその低下速度は異なっていました。三ツ石スギ林や大玉コナラ林では、急激に落葉層に占める割合が減少し、2025 年度までに 1% 以下となりましたが、三ツ石ヒノキ林やコナラ林、金山スギ林では、2025 年度においても 24～35% が落葉層に存在していました。葉や枝等の樹木に蓄積する放射性セシウムの割合は 2015 年度頃まで減少傾向でしたが、それ以降大きな変化は見られなくなっています。

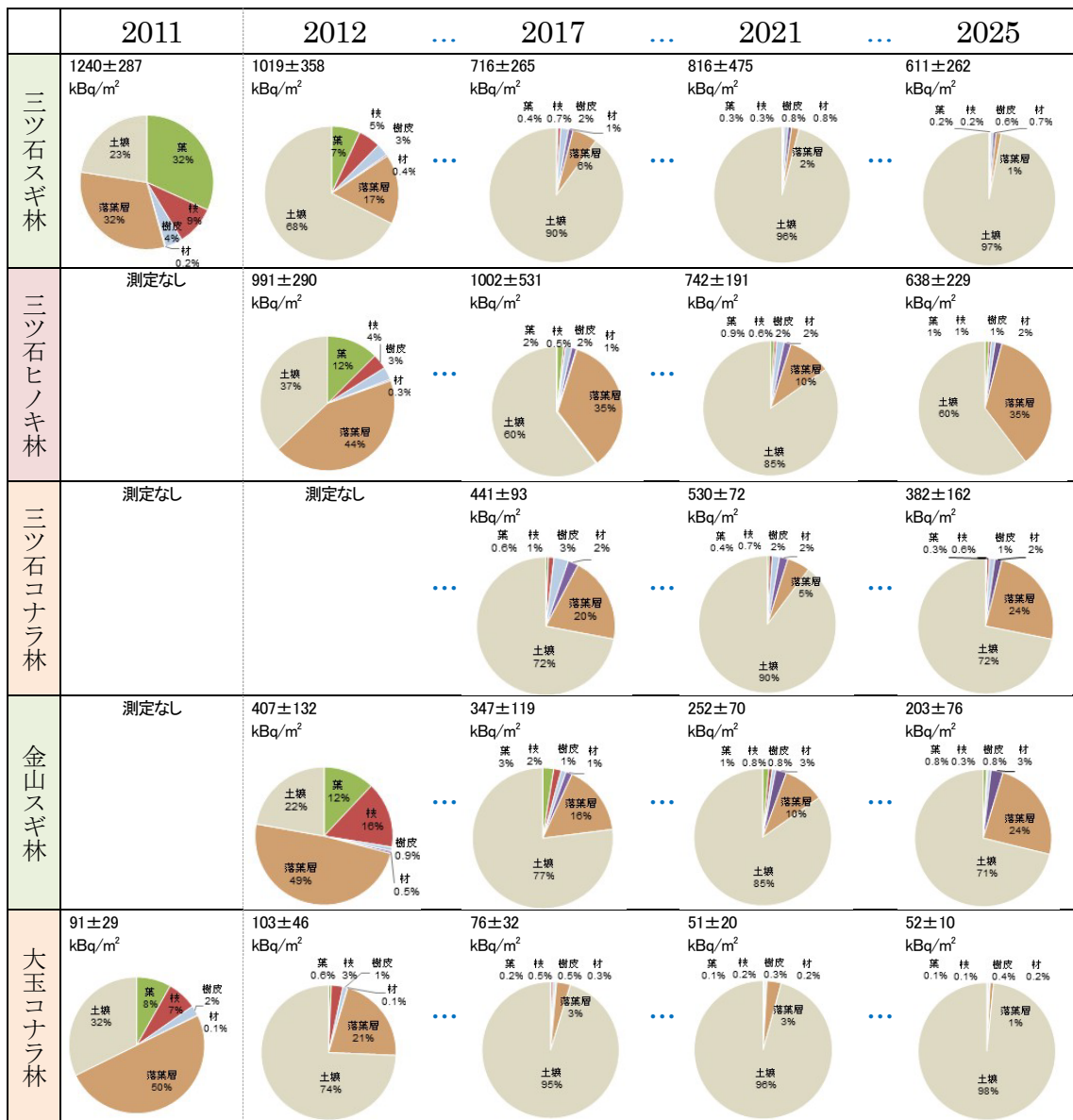


図9 2011～2025年度における各調査地の放射性セシウム蓄積量の部位別分布割合
(注) 2013～2016年度、2018～2020年度、2022～2024年度の調査結果は省略。

表3 2011～2025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～2018年度)

		2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
三ツ石スギ林	葉, 枝	32%, 9%	7%, 5%	2%, 3%	0.9%, 1%	0.9%, 1%	0.3%, 0.6%	0.4%, 0.7%	0.2%, 0.6%
	樹皮	4%	3%	3%	2%	2%	2%	2%	2%
	材	0.2%	0.4%	0.5%	0.5%	0.5%	0.5%	1%	0.8%
	落葉層	32%	17%	19%	19%	9%	6%	6%	3%
	土壌	23%	68%	72%	77%	87%	91%	90%	94%
	合計蓄積量*	1240±287	1019±358	972±297	910±269	946±544	946±376	716±265	862±334
三ツ石ヒノキ林	葉, 枝	-	12%, 4%	7%, 2%	5%, 1%	3%, 1%	0.8%, 0.7%	2%, 0.5%	0.8%, 0.8%
	樹皮	-	3%	2%	2%	2%	2%	2%	3%
	材	-	0.3%	0.4%	0.7%	0.8%	1%	1%	1%
	落葉層	-	44%	49%	37%	50%	50%	35%	31%
	土壌	-	37%	39%	54%	43%	45%	60%	64%
	合計蓄積量*	-	991±290	829±194	792±190	940±352	802±244	1002±531	626±306
三ツ石コナラ林	葉, 枝	-	-	-	-	0.4%, 1%	0.5%, 1%	0.6%, 1%	0.4%, 0.8%
	樹皮	-	-	-	-	4%	4%	3%	3%
	材	-	-	-	-	0.8%	1%	2%	2%
	落葉層	-	-	-	-	37%	20%	20%	10%
	土壌	-	-	-	-	57%	73%	72%	85%
	合計蓄積量*	-	-	-	-	551±162	443±98	441±93	548±93
金山スギ林	葉, 枝	-	12%, 16%	8%, 13%	4%, 4%	2%, 3%	2%, 2%	3%, 2%	0.9%, 2%
	樹皮	-	0.9%	1%	1%	1%	1%	1%	1%
	材	-	0.5%	0.5%	0.7%	0.8%	2%	1%	2%
	落葉層	-	49%	52%	46%	31%	35%	16%	14%
	土壌	-	22%	25%	44%	61%	59%	77%	79%
	合計蓄積量*	-	407±132	455±148	400±115	308±132	305±131	347±119	317±96
大玉コナラ林	葉, 枝	8%, 7%	0.6%, 3%	0.1%, 2%	0.1%, 1%	0.1%, 0.5%	0.1%, 0.5%	0.2%, 0.5%	-
	樹皮	2%	1%	1%	0.6%	0.7%	0.6%	0.5%	-
	材	0.1%	0.1%	0.1%	0.1%	0.2%	0.2%	0.3%	-
	落葉層	50%	21%	20%	18%	11%	7%	3%	-
	土壌	32%	74%	77%	80%	87%	91%	95%	-
	合計蓄積量*	91±29	103±46	95±37	72±19	73±22	58±16	76±32	-

*単位は kBq/m²

表3 (続き) 2011~2025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(2019年度~2025年度)

		2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
三ツ石スギ林	葉, 枝	0.3%, 0.6%	0.2%, 0.4%	0.3%, 0.3%	0.3%, 0.5%	0.2%, 0.3%	0.2%, 0.3%	0.2%, 0.3%
	樹皮	2%	1%	0.8%	0.8%	0.8%	0.6%	0.6%
	材	1%	0.8%	0.8%	0.6%	0.7%	0.6%	0.7%
	落葉層	5%	2%	2%	1%	1%	2%	1%
	土壌	92%	96%	96%	97%	97%	96%	97%
	合計蓄積量*	660±319	882±404	816±475	747±304	770±180	811±353	611±262
三ツ石ヒノキ林	葉, 枝	0.5%, 0.5%	0.8%, 0.5%	0.9%, 0.6%	-	0.6%, 0.5%	-	0.9%, 0.6%
	樹皮	2%	2%	2%	-	1%	-	1%
	材	1%	1%	2%	-	1%	-	2%
	落葉層	20%	43%	10%	-	8%	-	35%
	土壌	76%	53%	85%	-	89%	-	60%
	合計蓄積量*	866±270	818±378	690±172	-	804±318	-	638±229
三ツ石コナラ林	葉, 枝	0.6%, 1%	0.5%, 0.9%	0.4%, 0.7%	-	0.4%, 0.8%	-	0.3%, 0.6%
	樹皮	3%	3%	2%	-	1%	-	1%
	材	2%	2%	2%	-	2%	-	2%
	落葉層	13%	3%	5%	-	1%	-	24%
	土壌	80%	91%	90%	-	95%	-	72%
	合計蓄積量*	373±157	504±163	530±72	-	425±105	-	382±162
金山スギ林	葉, 枝	1%, 1%	1%, 1%	1%, 1%	2%, 1%	0.8%, 0.2%	0.9%, 0.3%	0.8%, 0.3%
	樹皮	1%	0.9%	0.8%	1%	1%	0.7%	1%
	材	2%	1%	3%	3%	2%	2%	3%
	落葉層	24%	17%	10%	6%	14%	10%	24%
	土壌	71%	78%	85%	88%	82%	87%	71%
	合計蓄積量*	275±84	309±164	252±70	277±70	237±81	235±63	203±76
大玉コナラ林	葉, 枝	0.1%, 0.3%	-	0.1%, 0.2%	-	0.1%, 0.2%	-	0.1%, 0.1%
	樹皮	0.4%	-	0.3%	-	0.3%	-	0.4%
	材	0.1%	-	0.2%	-	0.3%	-	0.2%
	落葉層	2%	-	3%	-	0.6%	-	0.8%
	土壌	97%	-	96%	-	99%	-	98%
	合計蓄積量*	55±15	-	51±20	-	50±12	-	52±10

*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、地上高 1 m の空間線量率にはほとんど低下が見られませんでしたが、2025 年度の空間線量率は、いずれの林分でもおおむね物理的減衰にしたがって低下していました。

(2) 部位別濃度と分布の変化

樹木の葉や枝、樹皮など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。大幅な濃度の低下は、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。スギの葉の寿命は 4～5 年と言われており、スギなどの常緑針葉樹の葉における濃度低下には、雨による洗脱のほか、事故から数年の間、旧葉の落葉と新しい葉の伸長による生え換わりが続いたことも影響したと考えられます。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、現在では放射性セシウム濃度の変化が小さくなってきていると考えられます。枝の放射性セシウム濃度は低下傾向にありますが、事故後初期の濃度低下に比べて、近年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、葉や枝に比べて濃度の低下は緩やかです。

スギの心材では、事故後初期は放射性セシウム濃度の増加傾向が見られたことから、樹木の根による吸収が起きていると考えられます。一方、近年では濃度の増加傾向はほとんど認められず、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化させるほど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。この濃度低下は、雨によって落葉層の放射性セシウムが溶け出した（溶脱）ことや、落葉層の分解によって放射性セシウムが下方移動したためと考えられます。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、表層土壌（0～5 cm）の放射性セシウム濃度は、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放射性セシウムの濃度には低下傾向が見られませんが、2025 年度は前回調査とおおむね同等の濃度となっており、低下の鈍化傾向が見られます。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、2025 年度の結果も変動の範囲内にありました。5 cm より深い層の土壌の放射性セシウム濃度は表層土壌より大幅に低い状態が続いています。

(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。落葉層に蓄積する放射性セシウム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、2025 年度において三ツ石スギ林や大玉コナラ林では1%以下と低く、三ツ石ヒノキ林やコナラ林、金山スギ林では 35、24、14%と高くなっていました。三ツ石と金山のスギ林のように、同樹種の林分であっても、蓄積割合の変動傾向に違いが認められました。このような違いが生じる要因や、今後も同様の傾向が継続するかどうかについては、さらなる調査が必要です。

森林全体の放射性セシウム蓄積量は、緩やかな減少傾向を示していますが、大きなばらつきがあります。推定誤差は大きいものの、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て、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

チヨルノービリ原発事故後の調査等から、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。これまでの調査から、2011 年度当時、福島第一原発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。放射性セシウムは比較的移動しやすいため、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は低下し、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。2016 年度以降、その変化は小さく推移しています。これまでの調査から、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。さらに、事故から時間が経っても木材中の放射性セシウム濃度の低下が小さいことから、樹木が根を通じて土壌から放射性セシウムを吸収していると考えられます。樹木の放射性セシウム吸収量や、どの部位に多く蓄積するのは樹種によって異なる他、土壌や立地等の生育環境によっても異なると考えられます。

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、今後も継続した調査が必要です。