

## 5. 詳細調査I（森林内放射性物質分布調査）

### 5.1. 目的

東京電力福島第一原子力発電所事故から約半年後の2011年8～9月にかけて、福島県内の森林における放射能汚染の実態調査を行った。その結果、放射性セシウムは樹木の葉や枝、林床の落葉層、表層土壌（0-5 cm）に存在し、材内部や事故後に伸長した葉及び5 cm以深の土壌の濃度は低かった（林野庁，2011；参考文献1）。その後の放射性セシウムの分布の変化を見るため、1年後の2012年8～9月に同一地点で継続調査を行った。その結果、地上部や落葉層の放射性セシウム割合が減少し、深さ0-5 cmの表層土壌の放射性セシウムの割合が増加していた。上記の分布変化は、雨による洗脱やリターの脱落・分解によって地上部や落葉層に蓄積された放射性セシウムが表層土壌に移行したためと考えられた（林野庁，2013；参考文献2）。さらに2013年8～9月と2014年7～9月、2015年8～9月、2016年8～9月、2017年8月、2018年8～9月、2019年7～9月に継続調査を行った結果、各部位の放射性セシウムの濃度や分布は前年から大きくは変化していなかった（林野庁，2014；参考文献3、林野庁，2015；参考文献4、林野庁，2016；参考文献5、林野庁，2017；参考文献6、林野庁，2018；参考文献7、林野庁，2019；参考文献8、林野庁，2020；参考文献9）。本調査では引き続き同一調査地において調査を行い、森林内の放射性セシウムの分布状況の変化を明らかにすることを目的とする。

### 5.2. 調査地点及び調査スケジュール

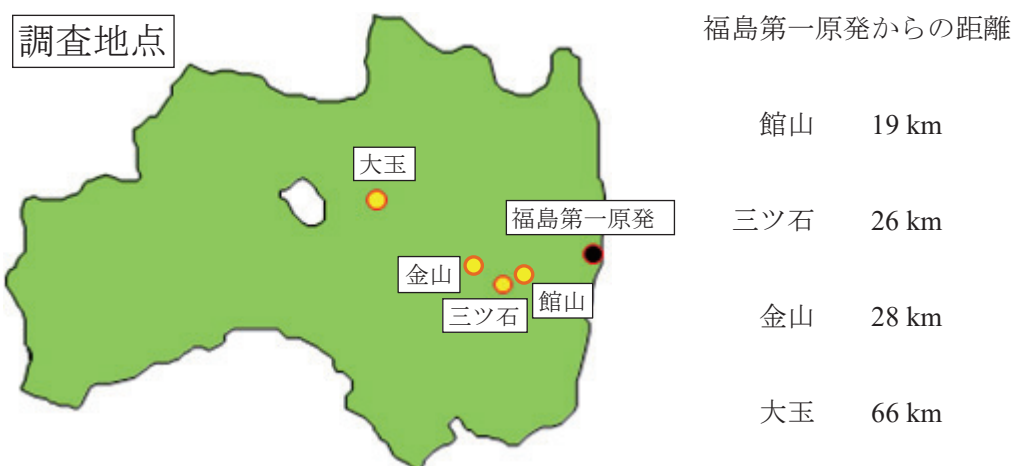


図 5-1 調査地の位置と原子力発電所からの距離

調査は2011年度に設定した福島県内の2箇所（三ツ石、大玉）、2012年度に設定した1箇所（金山）、2017年度に設定した1箇所（館山）の調査地で行った（図5-1）。三ツ石調査地は東京電力福島第一原子力発電所から26 kmの調査地であり、調査林分は52年生スギ林、

35年生ヒノキ林、35年生落葉広葉樹林（以後コナラ林とする）である。金山調査地は64年生のスギ林、館山調査地は54年生のアカツクマツ林である。大玉調査地は原発から66kmに位置し、調査林分は51年生スギ林である。

表 5-1 調査地の所在地と調査期間

調査地	林相	所在地	調査期間	面積
館山	アカマツ林	福島県双葉郡川内村下川内（磐城 森林管理署管内館山国有林 632 林 班ぬ小班）	2020年8月28日	0.24 ha
			2020年8月31日 ～9月1日	(30×80 m)
三ツ石	スギ林	福島県双葉郡川内村下川内（磐城 森林管理署管内岡山国有林 623 林 班ほ小班）	2020年8月20日	0.16 ha
			2020年8月25日	(20×80 m)
	ヒノキ林	福島県双葉郡川内村下川内 (川内村村有林)	2020年8月21日	0.10 ha
			2020年8月25日 ～8月26日	(20×50 m)
	コナラ林	福島県双葉郡川内村上川内 (川内村村有林)	2020年8月21日	0.06 ha
			2020年8月25日 ～8月26日	(20×30 m)
金山	スギ林	福島県双葉郡川内村上川内 (川内村村有林)	2020年8月24日	0.12 ha
			2020年8月27日 2020年12月3日	(40×30 m)
大玉	スギ林	福島県安達郡大玉村玉井（福島森 林管理署管内前ヶ嶽外国有林 4 林 班い2・3 小班）	2020年7月30日 2020年8月3日 ～8月4日	0.24 ha (30×80 m)



写真 5.-1 館山調査地のアカマツ林



写真 5.-2 三ツ石調査地のスギ林



写真 5.-3 三ツ石調査地のヒノキ林



写真 5.-4 三ツ石調査地のコナラ林



写真 5.-5 金山調査地のスギ林



写真 5.-6 大玉調査地のスギ林

### 5.3. 調査方法

#### 5.3.1. 空間線量率調査

空間線量率は、プロット内の 10 m 毎の格子点において、NaI(Tl)シンチレーション式サーベイメータを用いて地上高 1 m と 10 cm で測定した。測定値は開始から 30 秒以上経過してサーベイメータの表示が安定するのを待ってから記録した。

#### 5.3.2. 森林の現存量調査

館山、三ツ石、金山、大玉の各調査地に設定した固定プロット（表 5.-1）において、林冠木（胸高直径が 10 cm 以上の生立木）の毎木調査を行い、現存量及び成長量を推定した。一部調査地では、林冠木に加え、胸高直径が 10 cm 未満の個体（以後小径木と呼ぶ）と林床植生（草本・木本類、高さ 1.3 m 未満）を対象に現存量調査を行い、林分レベルの放射性セシウム蓄積量を推定した。現存量の推定方法は、梶本ほか（2014；参考文献 10）に従い、以下のとおり調査地共通の手法を用いて行った。

##### （1）樹木の現存量推定

樹木の地上部現存量は、幹、枝、葉に区分し、幹はさらに樹皮、心材、辺材の 3 部位に分けて推定した（図 5.-2）。そのうち枝と葉の現存量は、既存の資料（京都議定書国別報告用に収集された調査データ等）をもとに樹種別（スギ、アカマツ、ヒノキ、落葉広葉樹）に胸高直径（DBH）を変数とした枝重、葉重（乾燥重量）それぞれのアロメトリー式（ $w = a \text{DBH}^b$ ； $a$ 、 $b$  は係数）を作成し推定した。なお、落葉広葉樹の推定式の作成には、既存資料（林野庁の未公開資料）のコナラ、ミズナラ、クリ他 10 数種を含む伐倒木データを使用した（梶本ほか，2014；参考文献 10）。幹の現存量は、①プロット内の各個体の幹材積を計算し、②樹皮・心材・辺材の容積比（全幹材積に占める容積の割合）を用いて各部位の材積を求め、③各部位の容積密度（乾重／材積）を乗じて乾燥重量に換算する手順で推定した。上記の推定方法を数式で表すと、[幹各部位の現存量] = [幹材積] × [各部位の容積比] × [容積密度] である。なお、幹材積の計算には、DBH と樹高（H）を変数とする樹種（スギ、アカマツ、ヒノキ、落葉広葉樹）及び直径階別に調整された材積計算式（細田ほか，2010；参考文献 11）を用いた。ただし、樹高（H）はプロットの全個体について測定していないため、一部個体（20～30 本）の測定データから直径と樹高（DBH-H）の関係式を導き、その推定値を幹材積の計算に使用した。部位別の容積比と容積密度の値には、後述するように各プロットの伐倒木（3 本）の円板試料等で得られた平均値を用いた（5.3.3.参照）。また、伐倒調査を行っていない三ツ石、金山の調査地では、容積比、容積密度が求められないため、2016 年度と同じ値を使用した。

##### （2）小径木の現存量推定

小径木の現存量は、幹・枝合計と葉の 2 つの部位に分けて推定した（図 5.-2）。小径木の

毎木調査は、固定プロット内を 10 m×10 m のサブプロットに区分し、そのうち対角線上の両隅に位置する 2 つのサブプロットを対象に、樹種を判別して直径 (DBH) を測定した。各個体の幹・枝合計重と葉重は、(1) と同様、胸高直径を変数とするアロメトリー式をそれぞれ作成して推定した。各式の作成には、冷温帯落葉広葉樹林で得られた伐倒木の資料を用いた (広葉樹 13 種、DBH<10 cm の個体のみ 31 本選別) (小見山ほか, 2002 ; 参考文献 12)。今年度は大玉スギ林及び三ツ石コナラ林で小径木の毎木調査を行い、他の調査地の小径木の現存量は前年度と同じ値を用いた。

### (3) 林床 (下層) 植生の現存量推定法

各固定プロット内に、方形枠 (1 m×1 m) をランダムに 5 個 (館山アカマツでは 6 個) ずつ設置し、草本・木本を区別せずに地上部の生きた植物体部分をすべて刈り取り、採取した。採取試料は、葉や枝などの部位に区別せずに乾燥重量を測定した。各調査地の現存量は、これら 5 方形枠 (館山アカマツは 6 方形枠) の平均乾燥重量として算出した。

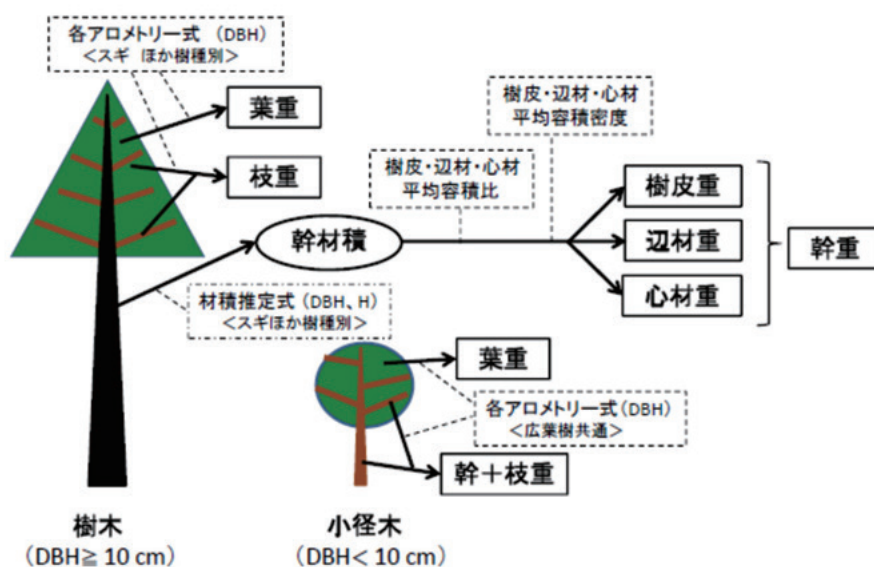


図 5.-2 樹木個体の部位別現存量の推定手順

重さはすべて乾燥重量を示す。

### 5.3.3. 分析用試料の採取

落葉層及び土壌の採取は、館山アカマツ林、三ツ石スギ林、金山スギ林、大玉スギ林の各調査プロット内の12地点、三ツ石ヒノキ林、三ツ石コナラ林では各調査地6地点で行った(写真5-7)。落葉層は方形枠(25 cm×25 cm)を用いて枠内のすべ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、高さ5 cm、内径11 cm)を用いて採取した。表層0-5 cmの土壌は全ての地点で、5-10、10-15、15-20 cm深の土壌は4地点で採取した。なお、金山スギ林の1地点については、8月の調査で採取した土壌の放射性セシウム濃度の測定値などから、一度埋め戻した箇所(以前の土壌採取地点)で土壌試料を採取した可能性が疑われたため、12月に再度落葉層及び土壌を採取した。

三ツ石スギ林、金山スギ林、三ツ石ヒノキ林、三ツ石コナラ林の調査地での樹皮、幹材の採取は、各調査プロット内において調査木として選定した大きさの異なる樹木12~13本の中から、6本を今年度の対象木として選定し、地上部において樹皮を採取した後、成長錐を用いて材を採取した。葉、枝の採取は、枝・葉が採取可能な4~6本を選定し(一部、成長錐を採取した樹木と同じものを含む)、一本梯子や高枝切はさみを用いて樹冠の上下層(スギ、ヒノキ)もしくは全層(コナラ)から採取した。なお、金山スギ林と三ツ石ヒノキ林では、枝・葉の採取木と樹皮、幹材を採取した対象木が2~3本共通している。館山アカマツ林と空間線量率の低い大玉スギ林では、各調査プロットの周辺で大きさの異なる樹木3本(大・中・小)を選定し、地際部で伐倒したあと、葉、枝、樹皮、幹材を採取した。幹については、上述のとおり(5.3.2.)、樹皮・心材・辺材に分けた現存量を推定する手順上それぞれの容積比と容積密度を求める必要があるため、地際部、高さ1.3 m、2.5 mと4.5 m、さらに上部は3 m(または4 m)ごとの高さで円板を採取し、樹皮の厚さ、心材、辺材の各直径を測定した。放射性セシウム濃度の枝葉の分析用試料は、樹冠の上、中、下層(もしくは上下層)のそれぞれから枝を数本ずつサンプリングし、枝と葉に区分した後各層で混ぜてから(写真5-8)、各1 kg(生重)程度採取した。

小径木については、樹木と同様、各固定プロットの周辺で落葉広葉樹を数種類、調査地あたり合計9~21本を選定し、高枝切はさみを用いて、幹(枝込み)と葉の分析試料を採取した。幹・枝合計の試料は、太さが異なる様々な部分から偏りなく採取・混合し、樹皮や心材、辺材に区別せずに放射性セシウム濃度の分析に供した。また林床植生は、方形枠(1 m×1 m)で採取した試料を、草本や木本、また葉や木部などに区別せずまとめて放射性セシウム濃度の分析に供した。

幹の採取については、三ツ石と金山調査地では、地上高1.3 mにおいて樹幹の4方向から約3 cm×3 cmの正方形に樹皮をノミで採取し(写真5-9)、その後2方向から成長錐(内径12 mm)を用いて幹材を採取した(写真5-10)。館山と大玉調査地では、伐採現場のシート上で内樹皮を含めた樹皮をまず剥いで、樹皮試料を偏りなく全周から必要量採取後、厚さ約5 cmの円板を数枚採取した。円板の採取枚数は、粉碎後の辺材及び心材の量が分析必要量(2 L)に達するよう円板の心材幅と辺材幅から決定した。



写真 5-7 落葉層と土壌の採取



写真 5-8 葉の採取



写真 5-9 ノミを用いた樹皮の採取



写真 5-10 成長錐を用いた木材の採取

伐倒木から採取した樹皮は裁断機で繊維方向に 5 cm 程度の長さに切った後、また円板は鉋で辺材と心材に分けた後、カッティングミルで粉碎して容量 2 L のマリネリ容器に充填した。伐倒せずに立木からノミで採取した樹皮はハサミで 5 mm×5 mm 程度に切り（写真 5-11）、成長錐で採取した木材コアはハサミで辺材と心材に分けてから厚さ 1-2 mm 程度の半円に切り（写真 5-12）、容量 100 mL の U-8 容器に充填した。以上の試料は乾燥重量を求めた後、放射性セシウムの測定に供した。なお、ここでは詳細調査Ⅲのため、立木からノミで採取した樹皮は外樹皮と内樹皮に分けて放射性セシウム濃度を測定しており、樹皮全体の放射性セシウム濃度は、外樹皮と内樹皮の放射性セシウム濃度をそれぞれの乾燥重量で加重平均して求めた。

落葉、土壌、葉及び枝は乾燥・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で Cs-134、Cs-137 を定量した。部位別の放射性セシウム蓄積量は、単位面積当たりの落葉、土壌、樹木の各部位の現存量に、それぞれの放射性セシウム濃度を乗じて求めた。

今年度の放射性セシウム濃度は 2020 年 9 月 1 日を基準として減衰補正した。また比較に用いた 2011～2019 年度の値は各年の 9 月 1 日を基準として補正したものである。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（Buessler et al., 2011；参考文献13）、物理学的半減期を用いた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、各年9月1日時点のCs-137濃度からCs-134濃度を推定した。



写真 5-11 細分化した樹皮試料



写真 5-12 細分化した木材コア試料

## 5.4. 結果及び考察

### 5.4.1. プロット内の空間線量率

2020年7～8月に行った各調査プロットの空間線量率は、前年比で94～106%であった（表5-2）。2011年の事故当時の事故由来のCs-134とCs-137の濃度比が1:1だったと仮定すると、放射性セシウムに起因する空間線量率の物理的減衰による減少は、2020年では前年比約93%と推計される。したがって、大玉スギ林内の空間線量率はほぼ物理的減衰にしたがって減少していると考えられるものの、それ以外の川内村の5調査地の今年度の空間線量率は昨年度と比べ、ほとんど減少していなかった。今年度の調査において、大玉村と川内村での空間線量率の変化傾向が異なった要因の1つに、空間線量率測定時の森林土壌の含水率の違いが考えられる。大玉スギ林で空間線量率の測定を行った7月30日は、調査前の7月28日から29日にかけてまとまった雨が降っており、測定時に森林土壌の含水率が高かったと推定される。一方、川内村の5調査地で空間線量率の測定を行った8月下旬は、1か月近く少雨が続き、森林土壌の含水率が低下していたと考えられることから、調査時の含水率の違いが空間線量率の変化傾向に影響した可能性がある。このような気象条件などによって空間線量率の変動することはすでに報告されている（福田，1982；参考文献14）。また、原発事故から9年以上が経過し、Cs-134の放射壊変の減少に伴って、放射壊変由来の空間線量率の低下が明瞭でなくなり、上述のような気象条件、測定誤差などの物理的減衰以外の影響も見えるようになってきたことも考えられる。上述のように、これまでの変動とは異なる傾向も見られたことから、今後も林分内の空間線量率の変化を注視していく必要がある。また、2017年度から調査を開始した館山アカマツ林は、地上高1mにおける空間線量率が1.23  $\mu\text{Sv/h}$ であり、昨年度に続き全調査林分の中で最も高い空間線量率を示した。



表 5.-2 2011～2020 年の地上高 1 m と 10 cm の空間線量率 (μSv/h) の平均 (標準偏差) の比較

年	館山アカマツ林		三ツ石スギ林		三ツ石ヒノキ林		三ツ石コナラ林		金山スギ林		大玉スギ林	
	1m	10cm	1m	10cm	1m	10cm	1m	10cm	1m	10cm	1m	10cm
2011	-	-	3.05 (0.42)	3.41 (0.62)	-	-	-	-	-	-	0.31 (0.02)	0.35 (0.03)
2012	-	-	3.01 (0.54)	3.44 (0.86)	3.70 (0.22)	4.18 (0.45)	3.16 (0.09)	3.79 (0.22)	1.29 (0.39)	1.69 (0.54)	0.28 (0.01)	0.34 (0.03)
2013	-	-	2.47 (0.48)	2.82 (0.67)	3.09 (0.27)	3.50 (0.61)	2.46 (0.16)	2.72 (0.24)	1.05 (0.33)	1.22 (0.40)	0.24 (0.01)	0.27 (0.02)
2014	-	-	1.79 (0.36)	2.04 (0.50)	2.23 (0.21)	2.52 (0.36)	1.73 (0.10)	1.87 (0.14)	0.78 (0.26)	0.87 (0.31)	0.19 (0.01)	0.22 (0.02)
2015	-	-	1.41 (0.29)	1.68 (0.45)	1.85 (0.16)	2.29 (0.32)	1.40 (0.08)	1.59 (0.11)	0.59 (0.20)	0.68 (0.24)	0.16 (0.01)	0.18 (0.02)
2016	-	-	1.25 (0.26)	1.46 (0.38)	1.59 (0.14)	1.90 (0.21)	1.18 (0.07)	1.39 (0.16)	0.58 (0.20)	0.66 (0.22)	0.14 (0.01)	0.16 (0.01)
2017	1.50 (0.17)	1.73 (0.27)	1.06 (0.22)	1.26 (0.32)	1.42 (0.15)	1.64 (0.29)	1.07 (0.05)	1.29 (0.16)	0.50 (0.15)	0.54 (0.19)	0.13 (0.01)	0.14 (0.01)
2018	1.30 (0.15)	1.48 (0.22)	0.98 (0.21)	1.13 (0.28)	1.26 (0.13)	1.47 (0.23)	1.00 (0.09)	1.19 (0.18)	0.46 (0.15)	0.54 (0.19)	0.11 (0.01)	0.12 (0.01)
2019	1.20 (0.13)	1.40 (0.21)	0.89 (0.17)	1.03 (0.25)	1.14 (0.11)	1.35 (0.26)	0.92 (0.07)	1.14 (0.18)	0.41 (0.14)	0.49 (0.17)	0.10 (0.01)	0.12 (0.01)
2020	1.23 (0.14)	1.44 (0.24)	0.91 (0.19)	1.07 (0.26)	1.20 (0.10)	1.43 (0.28)	0.90 (0.07)	1.10 (0.16)	0.41 (0.13)	0.49 (0.16)	0.10 (0.01)	0.11 (0.01)
2012/2011	-	-	99%	101%	-	-	-	-	-	-	92%	97%
2013/2012	-	-	82%	82%	84%	84%	78%	72%	81%	72%	85%	81%
2014/2013	-	-	73%	72%	72%	72%	70%	69%	75%	71%	80%	81%
2015/2014	-	-	79%	83%	83%	91%	81%	85%	76%	78%	82%	82%
2016/2015	-	-	88%	87%	86%	83%	84%	87%	97%	96%	89%	88%
2017/2016	-	-	85%	86%	90%	87%	91%	93%	87%	82%	89%	87%
2018/2017	87%	86%	93%	90%	89%	89%	93%	93%	90%	100%	89%	90%
2019/2018	92%	94%	90%	91%	90%	92%	92%	96%	90%	90%	93%	93%
2020/2019	103%	103%	103%	104%	106%	106%	98%	97%	100%	100%	94%	95%

空間線量率は調査プロットの 10 m×10 m の格子点において、地上高 1 m 及び 10 cm で測定し平均値 (標準偏差) で示した。

#### 5.4.2. 森林内の資源の現存量

2020年度の三ツ石調査地のスギ林、ヒノキ林、コナラ林の地上部現存量は、それぞれ200.5 Mg/ha、226.4 Mg/ha、112.5 Mg/haであり、前年比2.6～6.0%増加していた（図5-3）。金山スギ林、館山アカマツ林、大玉コナラ林の地上部現存量は、それぞれ321.6 Mg/ha、154.1 Mg/ha、258.5 Mg/haであり、金山スギ林と館山アカマツ林それぞれにおいて前年比で2.7%と3.5%増加していた（図5-4）。スギ林の葉量は地上部現存量の10～12%を占め、アカマツ林やコナラ林の4～7%に比べて葉の割合が高かった。また材部における心材の割合はアカマツ林（心材辺材率の異なる広葉樹を含む）で最も大きかった。

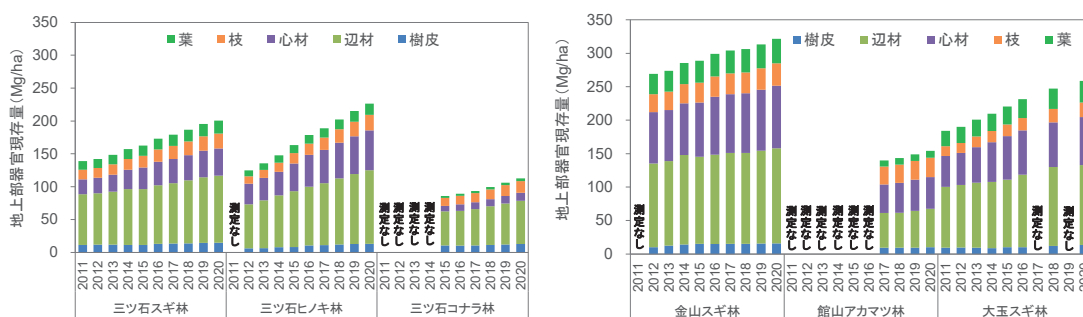


図 5-3 三ツ石調査地の各調査林分の地上部現存量 図 5-4 金山スギ林、館山アカマツ林、大玉スギ林の地上部現存量

#### 5.4.3. 各部位毎、土壌等の放射性物質濃度（Cs-134、Cs-137）

##### (1) 汚染度の異なるスギ林3調査地における部位別放射性セシウム濃度の比較

今年度のスギ林3調査地（三ツ石、金山、大玉）の放射性セシウム濃度と空間線量率の関係について見てみると、調査地の空間線量率が高いほど放射性セシウム濃度が高い傾向が認められた（図5-5）。詳細にみると、樹皮と土壌の放射性セシウム濃度は空間線量率の増加に応じて大玉、金山、三ツ石の順に大きくなるのに対し、葉、材、落葉層の放射性セシウム濃度は金山と三ツ石で逆転しているなど、空間線量率との関係に違いがみられた。

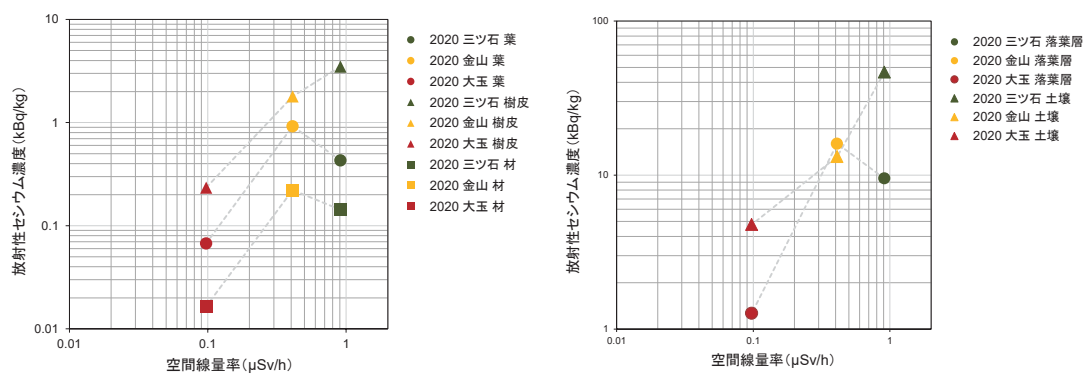


図 5.-5 スギ林 3 調査地における空間線量率（横軸、 $\mu\text{Sv/h}$ ）と部位別放射性セシウム濃度（縦軸、 $\text{kBq/kg}$ ）の関係

材は辺材と心材の濃度の平均値とした。土壌は最表層（深さ 0-5 cm）の値を用いた。

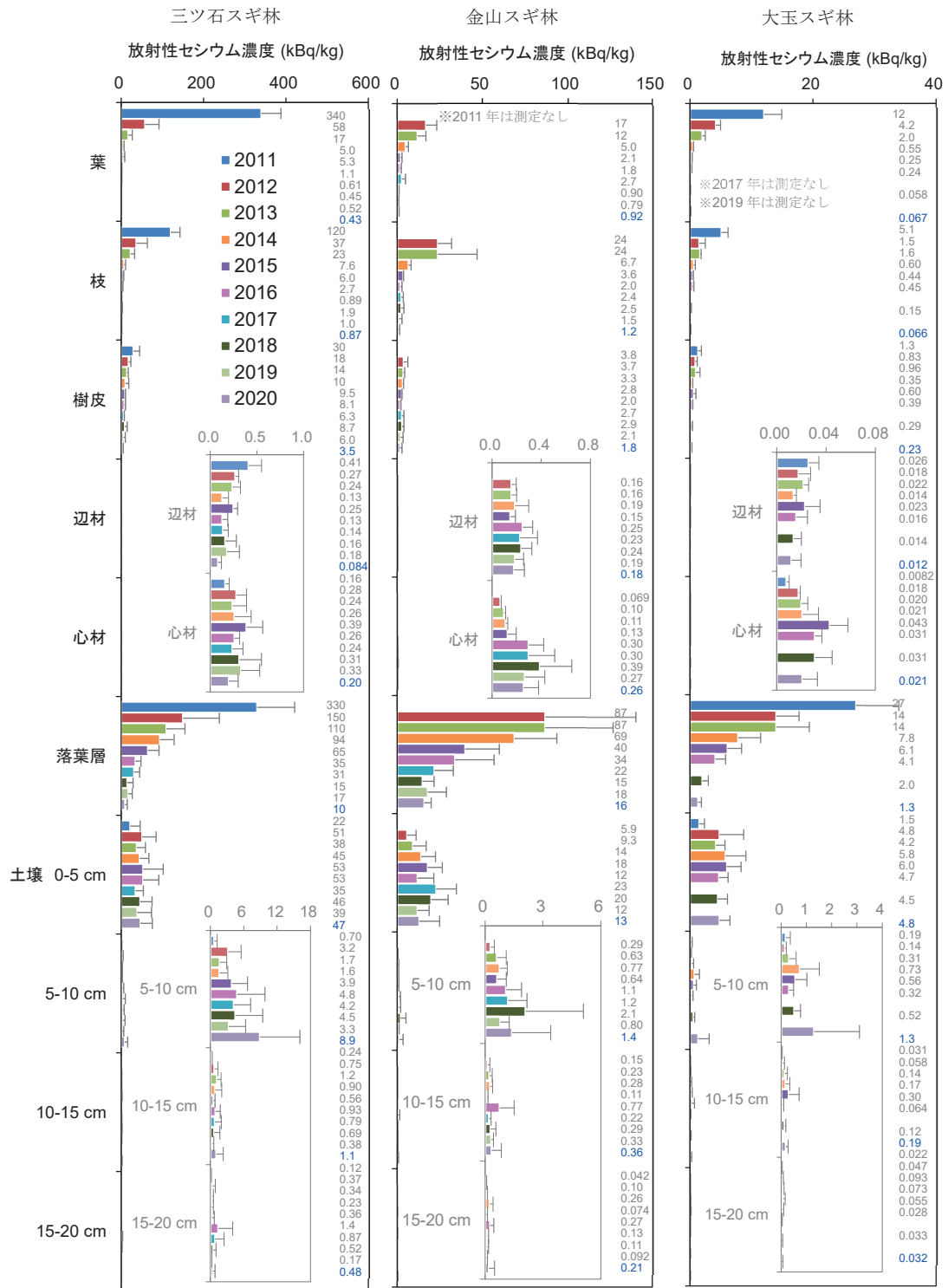


図 5-6 三ツ石・金山・大玉の3調査地のスギ林における部位別放射性セシウム濃度の測定結果

横棒と誤差棒はそれぞれ平均値と標準偏差を表す。各部位の平均値 (kBq/kg、有効数字2桁) を横棒の右に示し、今年度の測定結果は青文字で表記した。

2020年度の葉の放射性セシウム濃度は、三ツ石、金山、大玉の順に（以後ほかの部位の値も同じ順で示す）0.43 kBq/kg、0.92 kBq/kg、0.067 kBq/kgであり、金山の濃度が最も高かった（図 5.-6）。2019年度から2020年度にかけて三ツ石では2割減少し、金山では2割増加した。原発事故から9年以上が経過し、事故後初期の変化と比較すると、スギの葉の放射性セシウム濃度の変化は小さくなっている。2020年度に測定した枝の放射性セシウム濃度は、3調査地でそれぞれ0.87 kBq/kg、1.2 kBq/kg、0.066 kBq/kg、また樹皮は3.5 kBq/kg、1.8 kBq/kg、0.23 kBq/kgであった。2019年度から2020年度にかけて、枝の放射性セシウム濃度は三ツ石で1割減少、金山で2割減少し、樹皮は三ツ石で4割減少、金山で1割減少した。時間経過に伴う濃度変化は、枝葉に比べ、樹皮は緩やかに減少しており、2020年度では上記3部位の中で樹皮の濃度が最も高くなっている。

2020年度の辺材の放射性セシウム濃度は3調査地でそれぞれ0.084 kBq/kg、0.18 kBq/kg、0.012 kBq/kg、心材では0.20 kBq/kg、0.26 kBq/kg、0.021 kBq/kgであった。2019年度から2020年度にかけて、三ツ石では辺材の放射性セシウム濃度が5割減少し、心材の放射性セシウム濃度が4割減少していた。一方、金山の辺材と心材の放射性セシウム濃度は、前年度と比較するとほとんど変化していなかった。

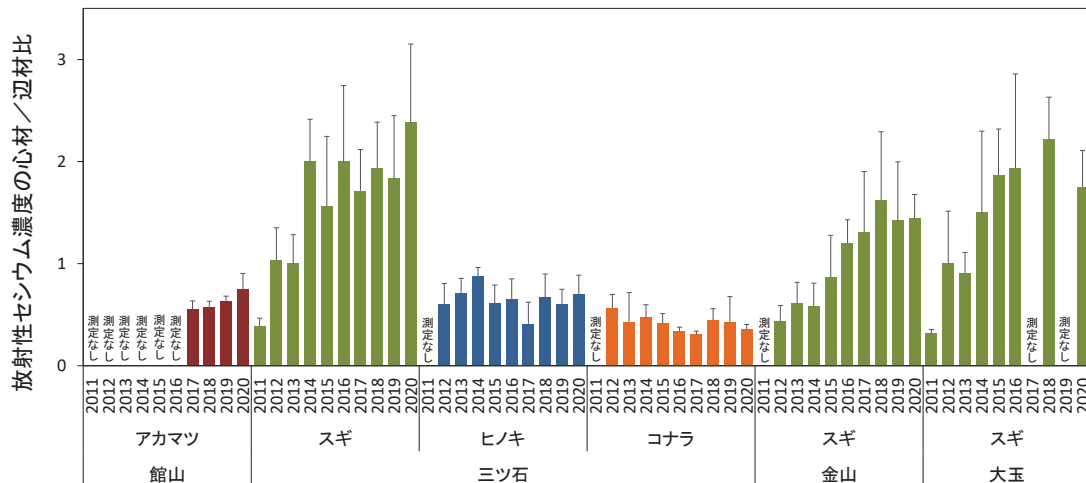


図 5.-7 心材と辺材の放射性セシウム濃度比

縦棒は平均値、誤差棒は標準偏差を示した。

心材／辺材の放射性セシウム濃度比（図 5.-7）を見ると、三ツ石のスギ林では、2011年度から2014年度まで顕著な増加傾向が見られたが、2015年度頃から2020年度にかけて、年度間の数値のばらつきは多少あるものの、濃度比の増加傾向はほとんど見られなくなった。大玉のスギ林でも同様の傾向が確認された。スギでは辺材より心材で放射性セシウム濃度が高くなるのが様々な研究で明らかになっている。本結果でも同様の傾向が見られたと

考えられる。一方、金山スギ林では 2012 年度から 2018 年度にかけて濃度比の増加傾向が続いていたが、2019 年度及び 2020 年度の濃度比は、2018 年度よりも小さい値を示した。昨年度及び今年度の調査結果から、三ツ石スギ林や大玉スギ林と同様、金山スギ林でも心材／辺材の濃度比の時間変化が今後緩やかになることが予想されるが、その検証のためには調査を継続する必要がある。

2020 年度の落葉層の放射性セシウム濃度は三ツ石、金山、大玉の 3 調査地でそれぞれ 10 kBq/kg、16 kBq/kg、1.3 kBq/kg であった (図 5.-6)。2019 年度から 2020 年度にかけて、三ツ石では 4 割減少し、金山では 1 割減少した。2011 年度あるいは 2012 年度から 2020 年度にかけての 9 年間あるいは 8 年間で、三ツ石、金山共に 9 割以上減少した。2020 年度の最表層土壌 (0-5 cm) の放射性セシウム濃度は、3 調査地それぞれで 47 kBq/kg、13 kBq/kg、4.8 kBq/kg であった。2011 年度から 2012 年度にかけて、三ツ石の最表層土壌では 2 倍以上濃度が増加した。2012 年度以降、その濃度は 35～53 kBq/kg の範囲内で増減しているものの、長期的な増加もしくは減少の傾向は確認されなかった。大玉についても、同様の傾向が確認された。一方、金山では、2012 年度から 2015 年度にかけて濃度が増加する傾向が続いていたが、2015 年度以降は三ツ石と同様、長期的な増減の傾向は見られなかった。2020 年度は、2019 年度と比較して、三ツ石で 2 割濃度が増加し、金山で 1 割増加したが、おおむね近年の濃度変化の範囲内での変化であった。5-10 cm の土壌については、放射性セシウム濃度がそれぞれ 8.9 kBq/kg、1.4 kBq/kg、1.3 kBq/kg であり、三ツ石と大玉では、これまでの調査で最も高い値を示した。5-10 cm の土壌での放射性セシウム濃度の増加は、土壌中での放射性セシウムの方下への移動を反映したものと考えられる。今後もモニタリングを継続し、異なる深さから採取された土壌中の放射性セシウム濃度を注視していく必要がある。

## (2) 樹種別の部位別放射性セシウム濃度の比較

空間線量率が同程度の三ツ石ヒノキ林、コナラ林、館山アカマツ林について調べた結果、2020 年度の葉の放射性セシウム濃度はそれぞれ 3.7 kBq/kg、5.9 kBq/kg、1.4 kBq/kg であり、コナラ林で最も高く、アカマツ林で最も低かった (図 5.-8)。前年度の調査結果と比較すると、ヒノキ林で 3 割濃度が増加、コナラ林で 1 割増加、アカマツ林で 5 割以上濃度が減少していた。原発事故から 9 年以上が経過し、スギと同様、ヒノキとアカマツの葉の放射性セシウム濃度の変化は事故後初期に比べ小さくなっている。また、枝及び樹皮の放射性セシウム濃度はヒノキ林で 1.8 kBq/kg と 12 kBq/kg、コナラ林で 2.5 kBq/kg と 10 kBq/kg、アカマツ林で 1.0 kBq/kg と 7.3 kBq/kg であり、いずれもアカマツ林の濃度が最も低かった。辺材及び心材の放射性セシウム濃度は、ヒノキ林で 0.74 kBq/kg と 0.52 kBq/kg、コナラ林で 1.5 kBq/kg と 0.53 kBq/kg、アカマツ林で 0.16 kBq/kg と 0.12 kBq/kg であった。以上のように、部位別の放射性セシウム濃度は、全ての部位でアカマツが最も低い値を示した。

三ツ石ヒノキ林、コナラ林、館山アカマツ林の落葉層の放射性セシウム濃度はそれぞれ 110 kBq/kg、16 kBq/kg、28 kBq/kg であり、ヒノキ林が最も高い値を示した。一方、最表層

土壌（0-5 cm 深）について見てみると、ヒノキ林で 20 kBq/kg、コナラ林で 24 kBq/kg、アカマツ林で 36 kBq/kg であり、アカマツ林で最も濃度が高かった。

アカマツ林において、地上部の各部位別の放射性セシウム濃度が他の樹種よりも低くなる傾向は、2016 年度の大玉試験地のアカマツ林でも認められている（林野庁, 2017：参考文献 6）。したがって、アカマツの葉、枝、樹皮、辺材、心材の放射性セシウム濃度が他の樹種よりも低くなる傾向は、アカマツの樹種特性を反映していると考えられる。

### （3）小径木及び林床植生の放射性セシウム濃度

2020 年度の小径木（ミズキ、リョウブなど）の放射性セシウム濃度は、館山、三ツ石、大玉でそれぞれ、葉では 18 kBq/kg、1.5 kBq/kg、0.14 kBq/kg、枝では 4.0 kBq/kg、0.88 kBq/kg、0.050 kBq/kg であった。三ツ石のスギの枝葉と比べると、小径木の葉の放射性セシウム濃度方が高く、枝は同程度であった。林床植生の放射性セシウム濃度は、館山アカマツ林、三ツ石スギ林、三ツ石コナラ林、大玉スギ林でそれぞれ 1.9 kBq/kg、0.29 kBq/kg、2.2 kBq/kg、0.39 kBq/kg であり、三ツ石コナラ林及び大玉スギ林の林床植生の放射性セシウム濃度は小径木の葉よりも高く、館山アカマツ林及び三ツ石スギ林では林床植生の方が低かった。

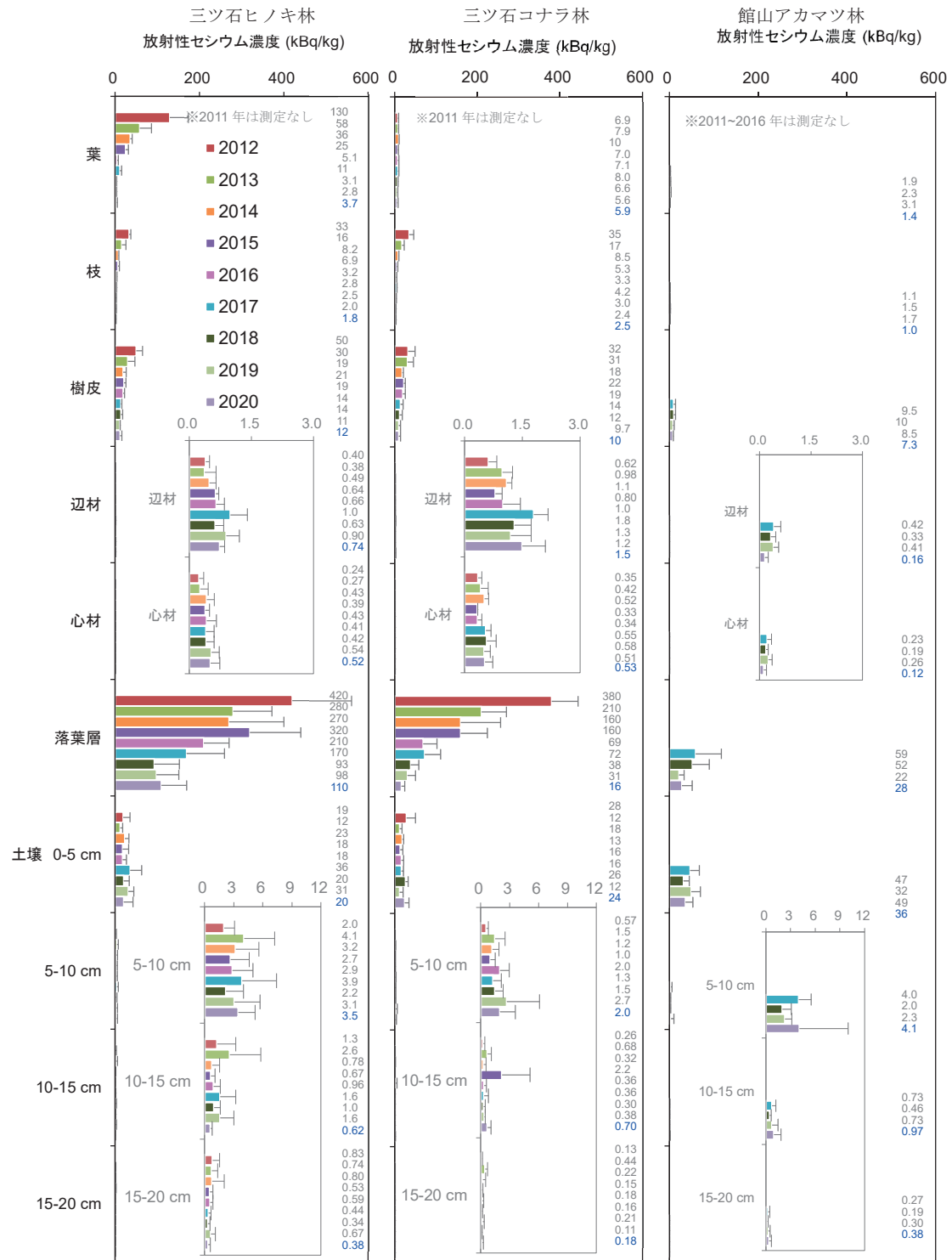


図 5-8 三ツ石調査地におけるヒノキ・コナラと館山調査地におけるアカマツの部位別放射性セシウム濃度 (kBq/kg) の比較

横棒と誤差棒はそれぞれ平均値と標準偏差を表す。各部位の平均値(kBq/kg、有効数字2桁)を横棒の右に示し、今年度の測定結果は青文字で表記した。



#### 5.4.4. 森林内における放射性物質分布の変化

放射性セシウムの部位別の濃度変化は、雨によるセシウムの洗脱や、セシウムを含む組織の脱落や分解、樹体内でのセシウムの転流、樹木表面及び根によるセシウム吸収などによって引き起こされると考えられる。スギやヒノキといった針葉樹では、2011年度以降、葉の放射性セシウム濃度が指数関数的に減少している。今年度の調査結果を前年の値と比較すると、葉の放射性セシウム濃度はほとんど変化していないことが分かった。事故後初期は雨による洗脱や落葉により汚染された葉の入れ替わりが起こり、これらの2つのプロセスが主に葉の放射性セシウム濃度を急激に減少させたと考えられる。一方、原発事故から9年以上経過した現在では、直接汚染された葉のほとんどが落葉したため、放射性セシウム濃度に大きな変化は見られなくなったが、上記2つ（洗脱、落葉）の森林内の循環過程に加え、樹体内の他の部位からの転流や根からのセシウム吸収が葉の放射性セシウム濃度に影響する段階に入っていると予想される。そのため、今後樹体内の各部位の放射性セシウム濃度がどのような変化を示すか、引き続きモニタリングを継続し、推移を注視する必要がある。また、落葉広葉樹であるコナラの葉の放射性セシウム濃度は、コナラの葉がスギなどの針葉樹と異なり直接汚染されていないため、針葉樹のような明瞭な濃度の減少は示さなかった。コナラの葉の放射性セシウムは、主に樹体内の他の部位から転流してくるものや根を通じて吸収されたものであると考えられ、針葉樹とともに、今後の濃度変化を注視していく必要がある。

辺材と心材の放射性セシウムの分布状況は、樹種によって異なる傾向を示した。スギは心材の方が辺材よりも高い放射性セシウム濃度を示し、辺材では濃度の増減が不明瞭であったが、心材では金山調査地で2018年度までは年々増加していた。しかしながら、昨年度及び今年度の金山スギ林の心材の放射性セシウム濃度は2018年度よりも減少したことから、金山スギの心材濃度の変動傾向に変化が現れ始めた可能性がある。一方コナラは、辺材の方が心材よりも放射性セシウム濃度が高い傾向が確認された。心材の濃度の増減傾向は不明瞭であったが、辺材の濃度は、2012年度から2017年度にかけて増加する傾向が続いていた。しかし、2017年度以降、コナラの辺材濃度の変動傾向に変化が見え始めており、引き続き注視する必要がある。ヒノキ及びアカマツでは、コナラと同様、辺材の方が心材よりも高い放射性セシウム濃度を示し、空間線量率が同程度の調査地での比較から、材の放射性セシウム濃度は、アカマツで低い傾向が認められた。各樹種別に材の将来の濃度を予測するために、樹体内の放射性セシウム濃度について、土壌からの樹木への吸収や樹木から土壌への還元などの森林内の放射性セシウムの循環に着目し、樹種や調査地の土壌の化学特性などの違いがどのように影響を及ぼすのか、今後も調査を継続していく必要がある。

林床にある落葉中の放射性セシウム濃度は、セシウムが直接付着した地上部の葉の脱落や雨による洗脱、また落葉自体の分解や洗脱によって変動する。落葉層の主な供給源である葉の放射性セシウム濃度は針葉樹では年々減少し、落葉広葉樹では、事故後初期の針葉樹の葉の放射性セシウム濃度と比較すると、事故年から一貫して低濃度で推移してきた。落葉層

の放射性セシウム濃度は、多くの調査林分において 2011 年度から 2012 年度にかけて大きく減少し、その後も減少傾向が継続していた。三ツ石のヒノキ林、コナラ林のように 2012 年度あるいは 2013 年度から 2~3 年間はあまり減少しない林分もあったが、2016 年度以降、再び落葉層の放射性セシウム濃度は減少している傾向が確認された。これは落葉層の堆積状態と分解が調査地によって異なり、三ツ石のヒノキ林やコナラ林では当初は厚く密に堆積した落葉層の上部に沈着していた放射性セシウムが徐々に落葉層の下部に移動し、その後落葉の分解とともに土壌へと移動したことが原因ではないかと推察された。なお、落葉層の堆積状態と分解は、水分環境の影響を受けていると考えられる。三ツ石のヒノキ林やコナラ林は、乾燥し落葉層の分解が遅く、厚い落葉層が形成される尾根部に位置し、金山のスギ林も比較的平坦な土地の緩やかな凸地形に位置する。一方、三ツ石スギ林は落葉層の分解が早い湿潤な谷部に位置し、薄い落葉層が形成されている。実際に、異なる地形に位置する金山及び三ツ石スギ林の落葉層の量について比較してみると、2012 年度から 2020 年度までの金山スギ林の落葉層の現存量の平均は 28 Mg/ha であるのに対し、同期間の三ツ石スギ林の落葉層の現存量の平均は 15 Mg/ha であった。つまり、金山スギ林の方が三ツ石スギ林よりも約 2 倍落葉層の量が多いことが分かる。このような生育環境の違いに伴う落葉層の量や組成の違いが、落葉層から土壌への放射性セシウムの移動に影響を及ぼしている可能性がある。また、三ツ石スギ林では金山スギ林より放射性セシウムの初期沈着量が多かったが、近年の金山スギの葉の放射性セシウム濃度は、三ツ石スギよりも高く、落葉層の量の違いが樹木による放射性セシウムの吸収と関係している可能性もある。各林分の落葉層の放射性セシウム濃度は、2018 年頃から減少傾向が弱まり、変動傾向に変化が認められることから、今後の濃度変化を注視するとともに、落葉層が放射性セシウムの動態に及ぼす影響や効果についても検討を進めていく必要がある。

土壌については、樹木や落葉から溶出した放射性セシウムが移動した結果、最表層土壌 (0-5 cm) の濃度が増加したと考えられる。2011 年度から 2012 年度にかけて多くの調査林分で最表層土壌の放射性セシウム濃度が大きく増加したが、2012 年度以降明瞭な増加傾向は見られなかった。5-10 cm の土壌については、今年度、三ツ石スギ林と大玉スギ林において、これまでの調査で最も高い放射性セシウム濃度であり、10 cm 以深の土壌では、増減はあるものの、明確な変化は認められなかった。したがって、原発事故後 9 年を経て、森林内の放射性セシウムの大部分は土壌最表層に移行し集積しているものの、一部の森林では、土壌中での放射性セシウムの下方移動が起こっている可能性があり、今後の濃度変化を注視していく必要がある。

#### 5.4.5. 森林内の放射性物質の蓄積量

2011 年度から 2012 年度にかけて、森林内の放射性セシウムの分布状況は大きく変化したが、それと比較すると 2013 年度以降の変化は小さかった (図 5-9、表 5-3)。小径木の放射性セシウム蓄積割合は 0.8% 以下、林床植生では 0.1% 以下であった。森林内の放射性セシウ

ム蓄積割合について、小径木や林床植生を除いて考察しても、その影響は非常に小さいといえる。2020年度のスギ林では樹木に森林全体（小径木、林床植生を除く）の1～5%、ヒノキ林では5%、コナラ林では6%、アカマツ林では2%が存在していた。樹木の部位別に見ると、スギ林では葉、枝、樹皮、材にそれぞれ森林全体の0.2～1%、0.2～1%、0.4～1%、0.4～1%、ヒノキ林では0.8%、0.5%、2%、1%、コナラ林では0.5%、0.9%、3%、2%、アカマツ林では0.3%、0.6%、0.8%、0.3%の放射性セシウムが分布していた。今年度の調査において、地上部での放射性セシウム蓄積量が最も多い部位は樹皮であり（金山スギ林を除く）、地上部の各部位（葉、枝、樹皮、材）の放射性セシウム蓄積割合は前回調査時とほとんど変わらなかった。2020年度の落葉層の放射性セシウム蓄積割合は、三ツ石スギ林、三ツ石コナラ林、金山スギ林で前年度から3～10%減少したが、三ツ石ヒノキ林、館山アカマツ林では3～23%増加した。土壌の放射性セシウム蓄積割合は、三ツ石コナラ林で前年度から11%、金山スギ林で6%増加し、三ツ石ヒノキ林で24%減少したが、その他林分では5%以内の変化であった。また、土壌中の放射性セシウムの鉛直分布について見てみると、放射性セシウムの71～84%が0-5 cmの表層に分布していた。

落葉層の放射性セシウム蓄積割合は林分ごとに異なる傾向を示し、2020年度の三ツ石スギ林、三ツ石コナラ林、館山アカマツ林、大玉スギ林では2～8%と低く、三ツ石ヒノキ林、金山スギ林では18～43%と高くなっていた。また、土壌の放射性セシウム蓄積割合も林分ごとに異なる傾向を示していた。このような落葉層の放射性セシウム蓄積割合の違いが、樹木の放射性セシウム吸収などの森林内における放射性セシウム循環に与える影響を明らかにするために、さらなる調査が必要である。

## 参考文献

1. 林野庁（2011）森林内の放射性物質の分布状況調査結果について（第二報）  
<http://www.rinya.maff.go.jp/j/kouhou/jisin/attach/pdf/H27izen-16.pdf>
2. 林野庁（2013）森林内の放射性物質の分布状況調査結果について  
<http://www.rinya.maff.go.jp/j/kouhou/jisin/attach/pdf/H27izen-7.pdf>
3. 林野庁（2014）森林内の放射性物質の分布状況調査結果について  
<http://www.rinya.maff.go.jp/j/kouhou/jisin/attach/pdf/H27izen-5.pdf>
4. 林野庁（2015）平成26年度 森林内の放射性物質の分布状況調査結果について  
<http://www.rinya.maff.go.jp/j/kouhou/jisin/attach/pdf/H27izen-2.pdf>
5. 林野庁（2016）平成27年度 森林内の放射性物質の分布状況調査結果について  
<http://www.rinya.maff.go.jp/j/kouhou/jisin/attach/pdf/H27izen-19.pdf>
6. 林野庁（2017）平成28年度 森林内の放射性物質の分布状況調査結果について  
[http://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jyosen/H28\\_jittaihaaku\\_kekka.html](http://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jyosen/H28_jittaihaaku_kekka.html)
7. 林野庁（2018）平成29年度 森林内の放射性物質の分布状況調査結果について  
[http://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jyosen/H29\\_jittaihaaku.html](http://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jyosen/H29_jittaihaaku.html)

8. 林野庁 (2019) 平成 30 年度 森林内の放射性物質の分布状況調査結果について  
[http://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jyosen/H30\\_jittaihaaku.html](http://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jyosen/H30_jittaihaaku.html)
9. 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](https://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jyosen/R1_jittaihaaku.html)
10. 梶本卓也、高野勉、齊藤哲、黒田克史、藤原健、小松雅史、川崎達郎、大橋伸太、清野嘉之 (2014) 森林生態系における樹木・木材の放射性セシウム分布と動態の調査法. 森林総合研究所研究報告 13 : 113-136
11. 細田和男、光田靖、家原敏郎 (2010) 現行立木幹材積表と材積式による計算値との相違及びその修正方法. 森林計画学会誌 44 : 23-39
12. 小見山章、加藤正吾、二宮生夫 (2002) 岐阜県飛騨地方における落葉広葉樹の相対成長関係. 日林誌 84 : 130-134
13. Buessler K, Aoyama M, Fukasawa M (2011) Impacts of the Fukushima Nuclear Power Plants on marine radioactivity. Environmental Science & Technology 45 : 9931-9935
14. 福田一義 (1982) モニタリングポストによる空間線量率の変動要因について. 天気 29 : 781-785

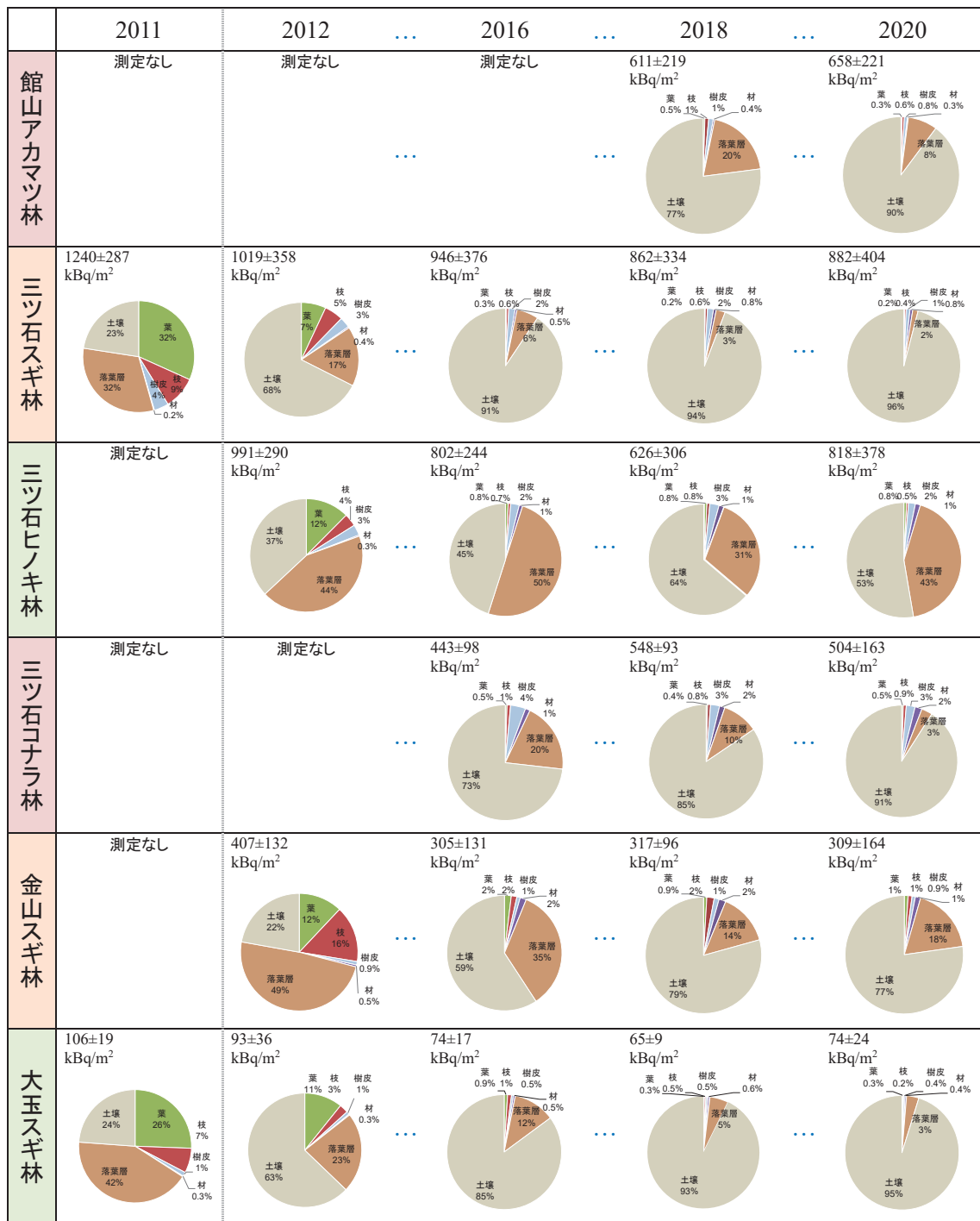


図 5-9 調査林分における樹木及び土壌の部位別の放射性セシウム蓄積量の分布割合  
 左上に放射性セシウムの単位面積あたり蓄積量の合計（±標準偏差）を示した。  
 （注）2013年度、2014年度、2015年度、2017年度、2019年度の調査結果は省略。

表 5-3 2011～2020 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	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
館山アカマツ林	葉, 枝	-	-	-	-	-	-	0.5%, 1%	0.5%, 1%	0.7%, 2%	0.3%, 0.6%
	樹皮	-	-	-	-	-	-	1%	1%	1%	0.8%
	材	-	-	-	-	-	-	0.5%	0.4%	0.6%	0.3%
	落葉層	-	-	-	-	-	-	15%	20%	5%	8%
	土壌	-	-	-	-	-	-	82%	77%	91%	90%
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%	0.3%, 0.6%	0.2%, 0.4%
	樹皮	4%	3%	3%	2%	2%	2%	2%	2%	2%	1%
	材	0.2%	0.4%	0.5%	0.5%	0.5%	0.5%	1%	0.8%	1%	0.8%
	落葉層	32%	17%	19%	19%	9%	6%	6%	3%	5%	2%
	土壌	23%	68%	72%	77%	87%	91%	90%	94%	92%	96%
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%	0.5%, 0.5%	0.8%, 0.5%
	樹皮	-	3%	2%	2%	2%	2%	2%	3%	2%	2%
	材	-	0.3%	0.4%	0.7%	0.8%	1%	1%	1%	1%	1%
	落葉層	-	44%	49%	37%	50%	50%	35%	31%	20%	43%
	土壌	-	37%	39%	54%	43%	45%	60%	64%	76%	53%
三ツ石コナラ林	葉, 枝	-	-	-	-	0.4%, 1%	0.5%, 1%	0.6%, 1%	0.4%, 0.8%	0.6%, 1%	0.5%, 0.9%
	樹皮	-	-	-	-	4%	4%	3%	3%	3%	3%
	材	-	-	-	-	0.8%	1%	2%	2%	2%	2%
	落葉層	-	-	-	-	37%	20%	20%	10%	13%	3%
	土壌	-	-	-	-	57%	73%	72%	85%	80%	91%
金山スギ林	葉, 枝	-	12%, 16%	8%, 13%	4%, 4%	2%, 3%	2%, 2%	3%, 2%	0.9%, 2%	1%, 1%	1%, 1%
	樹皮	-	0.9%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	1%	0.9%
	材	-	0.5%	0.5%	0.7%	0.8%	2%	1%	2%	2%	1%
	落葉層	-	49%	52%	46%	31%	35%	16%	14%	24%	18%
	土壌	-	22%	25%	44%	61%	59%	77%	79%	71%	77%
大玉スギ林	葉, 枝	26%, 7%	11%, 3%	5%, 3%	1%, 1%	0.6%, 0.7%	0.9%, 1%	-	0.3%, 0.5%	-	0.3%, 0.2%
	樹皮	1%	0.8%	0.9%	0.3%	0.6%	0.5%	-	0.5%	-	0.4%
	材	0.3%	0.3%	0.3%	0.3%	0.5%	0.5%	-	0.6%	-	0.4%
	落葉層	42%	23%	26%	15%	11%	12%	-	5%	-	3%
	土壌	24%	63%	65%	82%	86%	85%	-	93%	-	95%