

(別添)

## 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

### 1. 背景と目的

林野庁は、国立研究開発法人森林総合研究所と連携し、福島県における森林内部の放射性物質の分布状況を明らかにするため、平成 23 年度 (2011 年) 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、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。

事故から 4 年半が経過した平成 27 (2015) 年 8 月～9 月に、前年度に引き続き 3 町村 4 箇所 (図 1) の 6 林分の調査地で、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

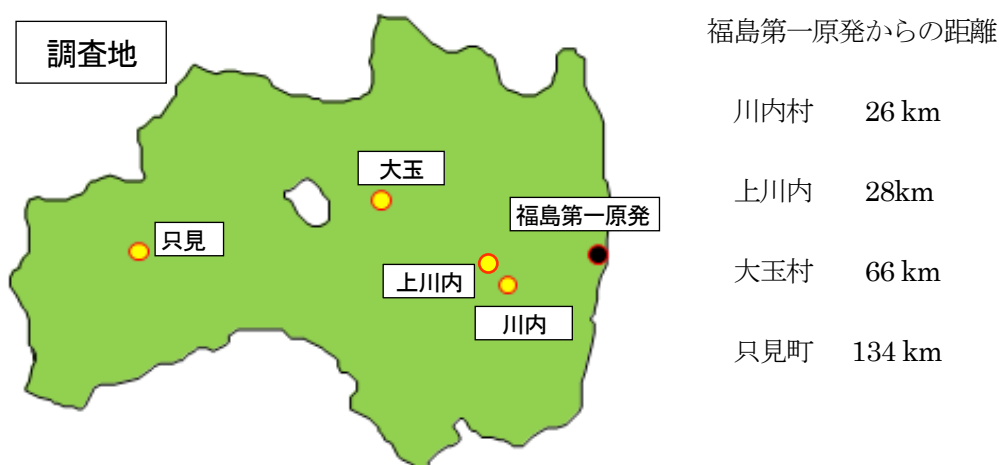


図 1 調査地と福島第一原子力発電所からの距離

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 26 km～134 km に設けました。4 箇所に共通の樹種として、福島県で最も広く植栽されているスギを選びました (表 1)。大玉村では、樹種による違いを比較するため、アカマツと落葉広葉樹の混交林でも調査しました。なお、アカマツが比較的多い場所に設置した調査林分を「アカマツ林」、コナラ等の落葉広葉樹が比較的多い場所に設置した調査林分を「コナラ林」と、ここでは呼ぶこととします。

なお、川内村の上川内では平成 24 年度 (2012 年) にスギ林の調査地を追加し、継続して調査しました。

表1 調査地の所在地と調査期間

調査地	所在地（国有林名）	調査期間
川内	福島県双葉郡川内村（磐城森林管理署管内国有林）	平成27年8月25日～26日
上川内	福島県双葉郡川内村上川内（村有林）	平成27年8月27日
大玉	福島県安達郡大玉村（福島森林管理署管内国有林）	平成27年8月4日～6日
只見	福島県南会津郡只見町（会津森林管理署南会津支署管内国有林）	平成27年9月2日～3日

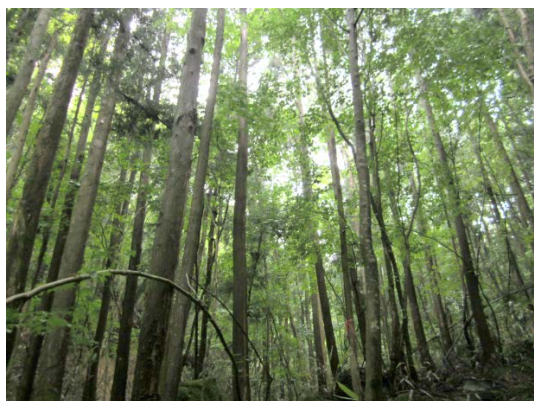


写真1 川内調査地のスギ林



写真2 上川内調査地のスギ林

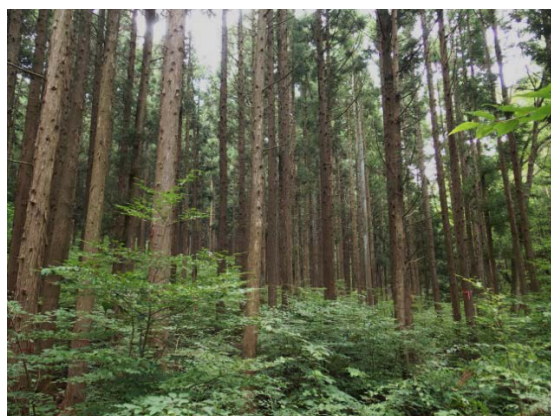


写真3 大玉調査地のスギ林



写真4 大玉調査地のアカマツ林



写真5 大玉調査地のコナラ林



写真6 只見調査地のスギ林

表2 調査地の樹種、林齢、森林管理状況及び空間線量率

調査地名	調査地の主要樹種	林齢(年)	森林管理	空間線量率( $\mu$ Sv/h)*
川内	スギ	47	育成林	1.41
上川内	スギ	59	育成林	0.59
大玉	アカマツ	47	育成林	0.16
大玉	コナラ	47	天然生林	0.16
大玉	スギ	46	育成林	0.16
只見	スギ	42	育成林	0.08

\*2015年の調査期間における地上1mで測定した平均値

### 3. 方法

調査地の樹種、林齢等は表2のとおりです。調査・分析は以下のようにこれまで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。

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、土壌を土壌採取用円筒（高さ5cm、内径11cm）を用いて4層（0～5、5～10、10～15、15～20cm）で深さ別に採取しました。樹木については、調査地周辺で対象樹種を3本選び、伐採して、現地で葉、枝、幹の部位に分け、幹部分は樹皮、材に分けて採取しました。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・粉砕した後に、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。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検出限界値を仮置きした上で、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、平成27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

2015年における高さ1mの空間線量率は、川内が $1.41 \mu\text{Sv/h}$ 、上川内は $0.59 \mu\text{Sv/h}$ 、大玉は $0.16 \mu\text{Sv/h}$ 、只見は $0.08 \mu\text{Sv/h}$ で原子力発電所から遠いほど低い値でした(図2)。2011年の空間線量率に比べ46~67%に低下しました。2014年の値との比較では、只見はほぼ同じ値で、そのほかの調査地では低下していました。

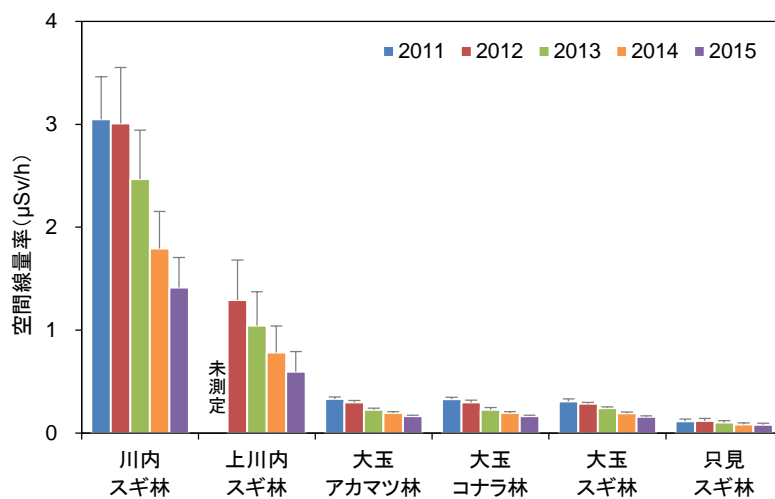


図2 2011年-2015年の調査地における空間線量率(平均値)の変化  
(縦棒は標準偏差。2011年の上川内は未測定)

## (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年の調査開始以来、全体としては引き続き低下傾向にありました（図3）。葉の濃度は川内スギを除いて2014年の43～89%に低下しました。また、枝の濃度は全ての調査地で2014年の27～79%に低下しました。樹皮の濃度は大玉スギと大玉コナラを除いて2014年の10～92%の濃度でした。また、木材内部の心材と辺材の濃度は2～385 Bq/kgと全般に低く、2014年と比べ大きな変化は認められませんでした。

落葉層の濃度は2,060～65,000 Bq/kgの範囲にあり、各調査地とも部位別では最高濃度ですが、すべての調査地で2014年より低下し、2014年の56～80%になりました。

土壌は、2014年までと同様、表層土壌0～5cmの濃度が最も高く、561～53,200Bq/kgであり、5cmより深い層は最大でもその1/10以下の濃度で、下層にいくほど低下する傾向を示しました。0～5cmの濃度は2011年から2012年にかけて大幅に上昇しましたが、2014年と同様に2015年の濃度の変化は上昇と低下が混在し、明瞭な傾向はみられませんでした。5cmより深い層の濃度変化も2014年と比べ明瞭な傾向はみられませんでした。

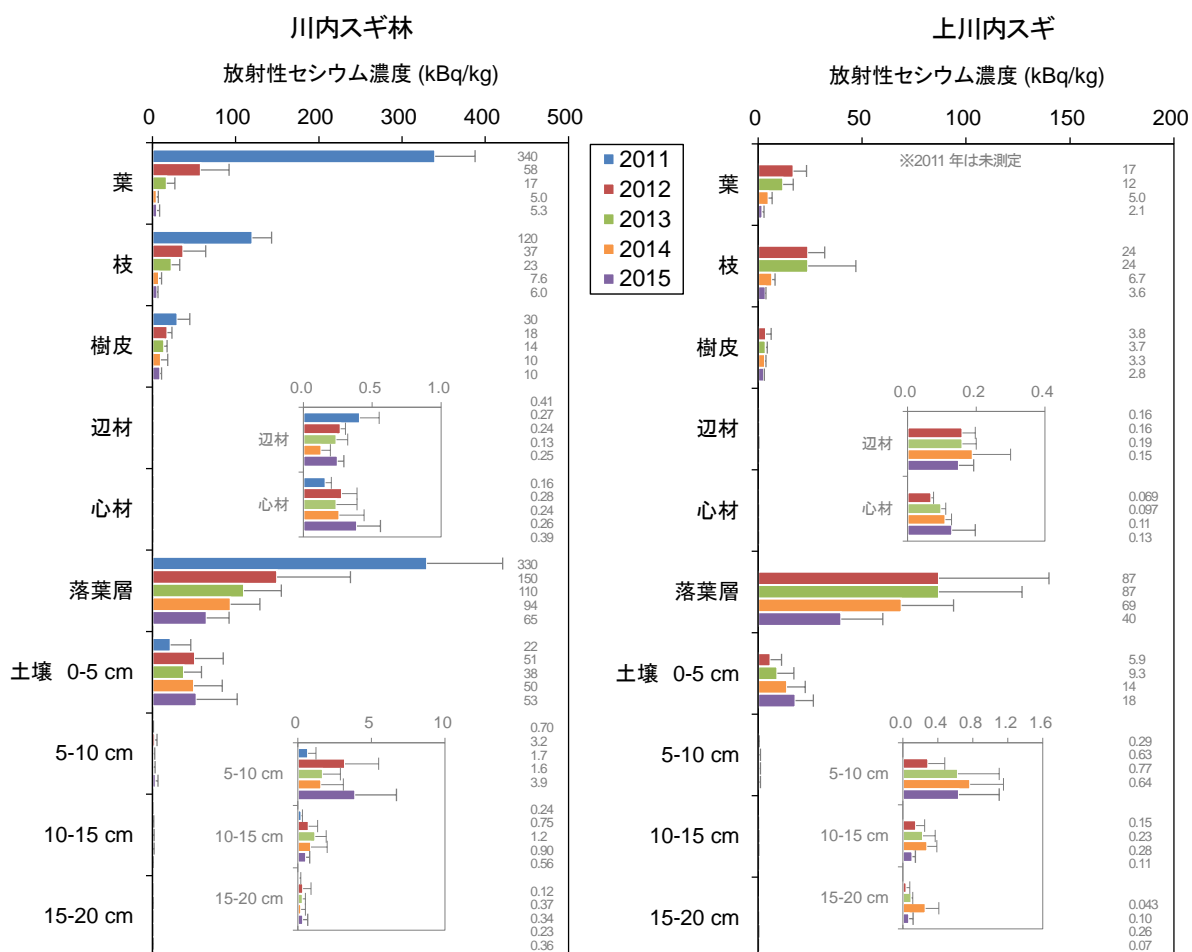


図3 各調査地における部位別放射性セシウム濃度(kBq/kg、平均値)の変化  
(横棒は標準偏差。2011年の上川内は未測定。)

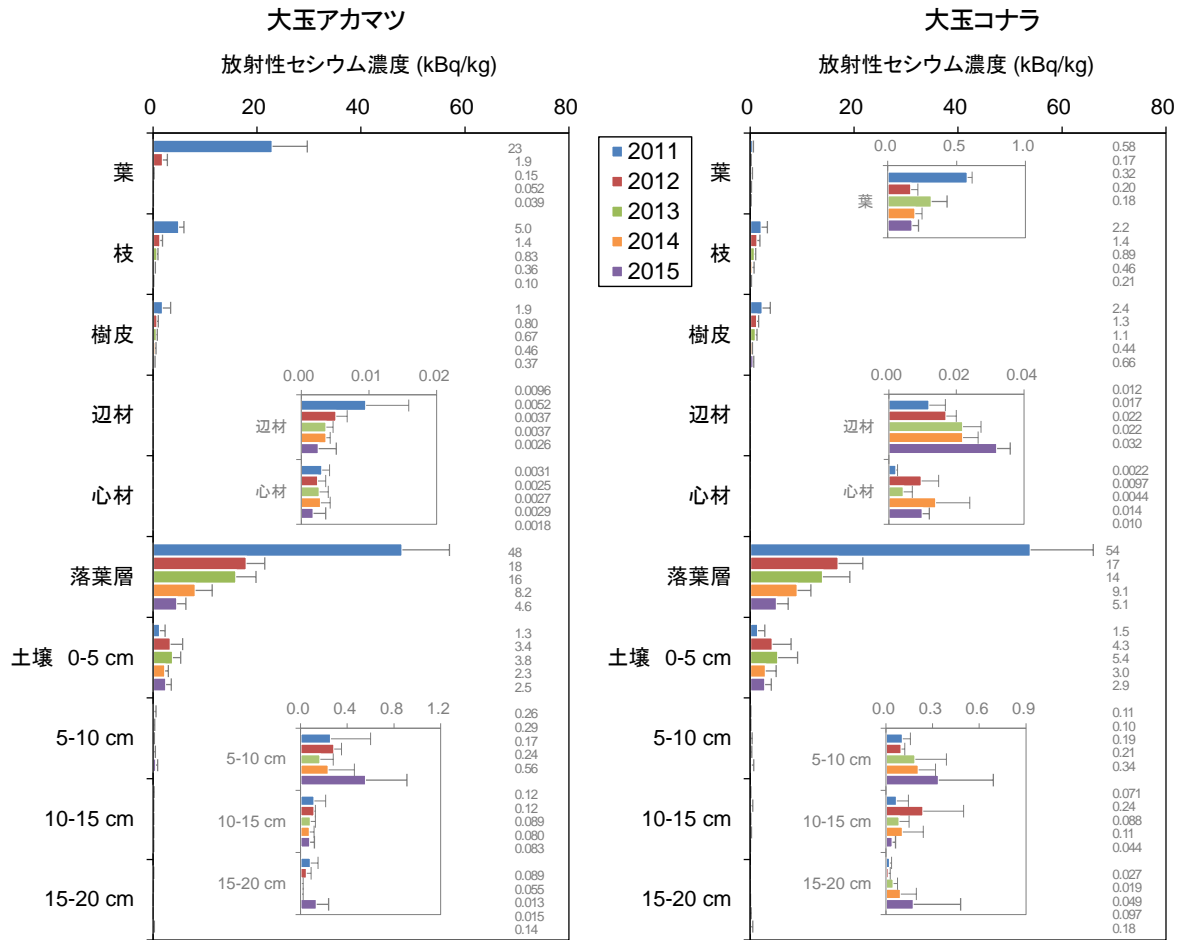


図3 各調査地における部位別放射性セシウム濃度(kBq/kg、平均値)の変化(続き)  
(横棒は標準偏差。樹木部位別濃度は優占種のもの。)

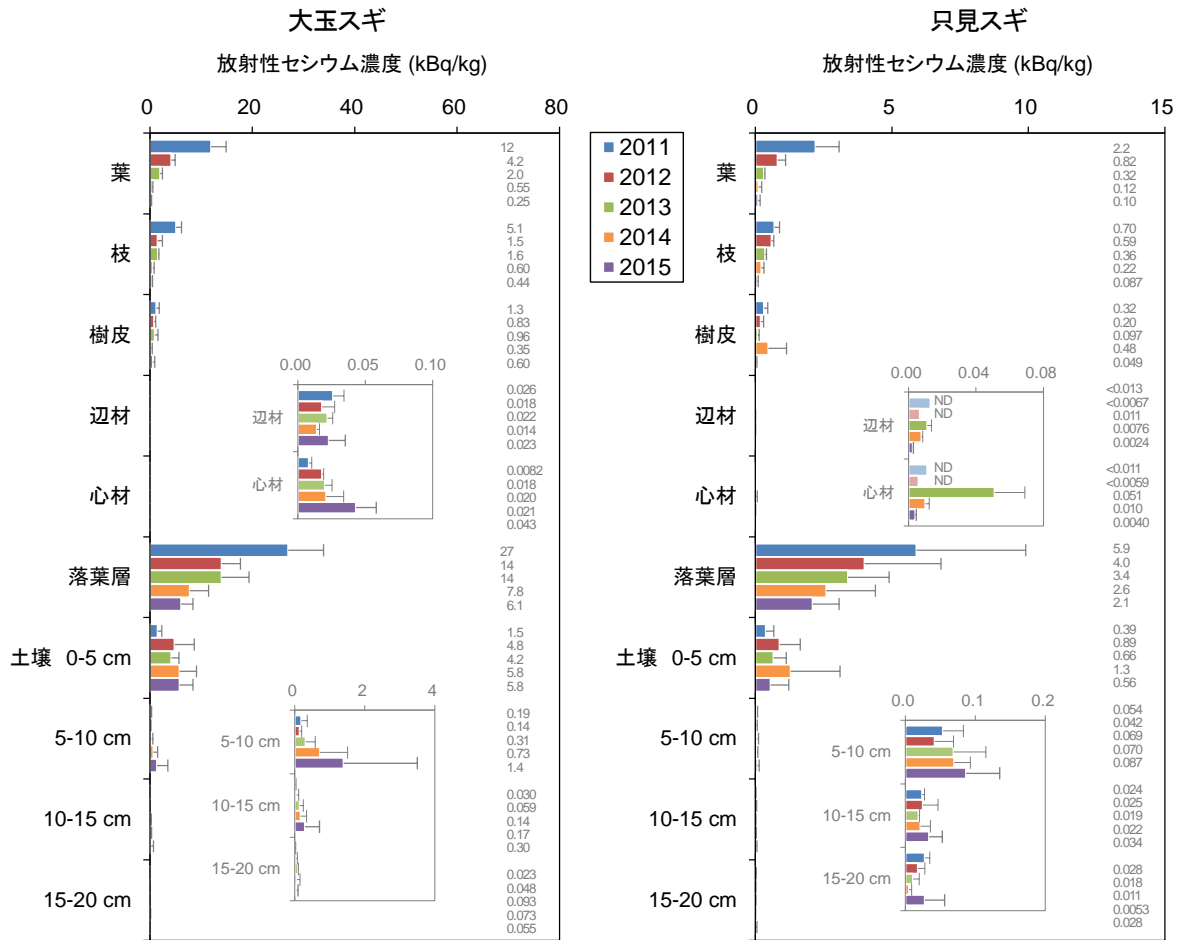


図3 各調査地における部位別放射性セシウム濃度(kBq/kg、平均値)の変化(続き)  
(横棒は標準偏差。NDは検出限界未満(検出限界値を表示)。樹木部位別濃度は優占種のもの。)

### (3) スギ林4調査地における部位別放射性セシウム濃度

スギ林の4調査地において、部位別の放射性セシウム濃度を比較すると、これまでと同様、各濃度は空間線量率とおおむね比例していました(図4)。ただし、その比例関係は毎年少しずつ変化しており、特に葉や土壌では空間線量率を利用した濃度推定には留意が必要です。

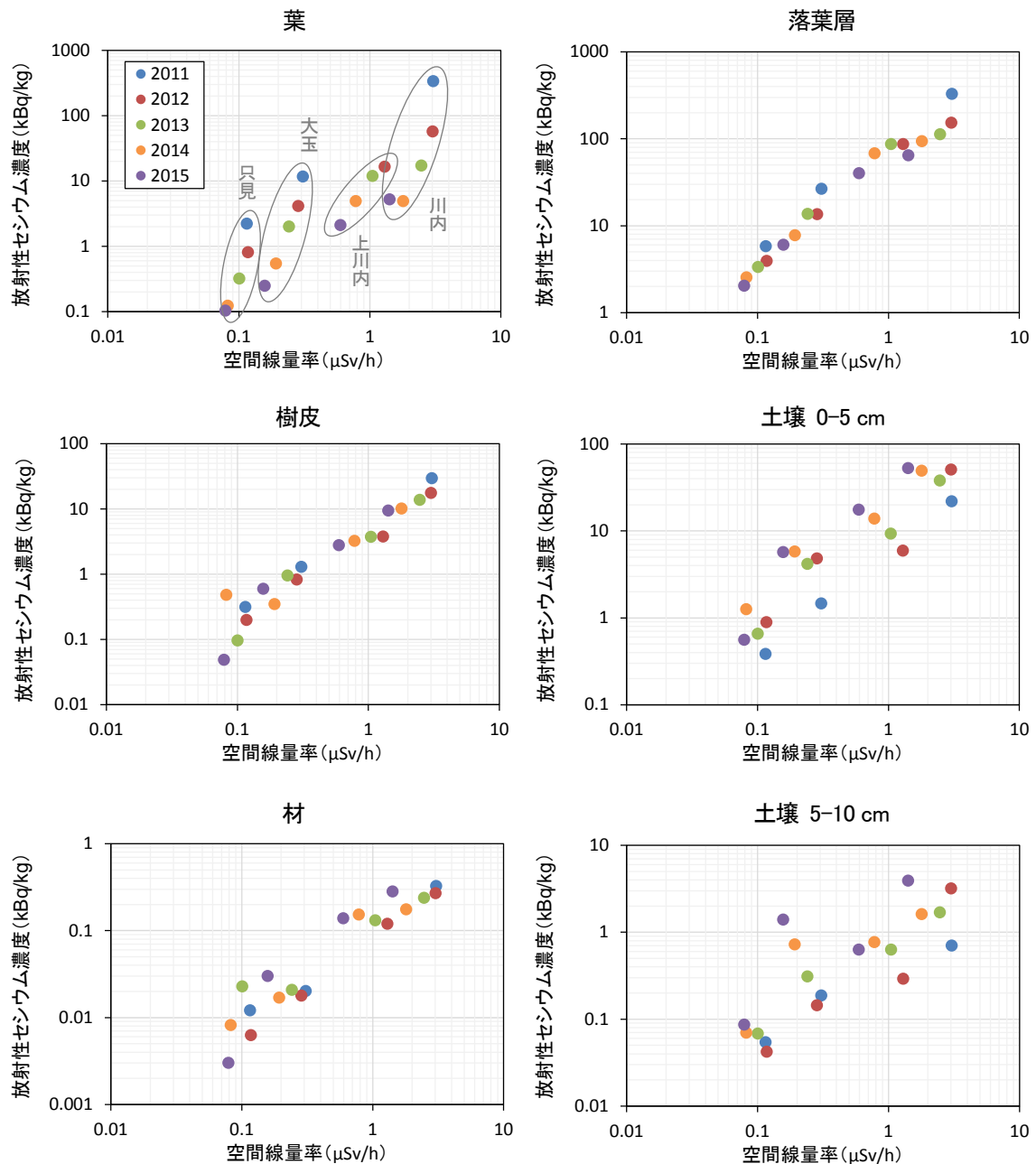


図4 スギ林4調査地における空間線量率(横軸)と部位別放射性セシウム濃度(縦軸)の関係の変化(材は心材と辺材の平均濃度。2011年の上川内は未測定。)



#### (4) 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、いずれの調査地も明瞭な変化傾向はみられませんでした（図5）。分布については、樹木に蓄積する割合が減少し、落葉層や土壤に蓄積する割合が増加する傾向がみられました。

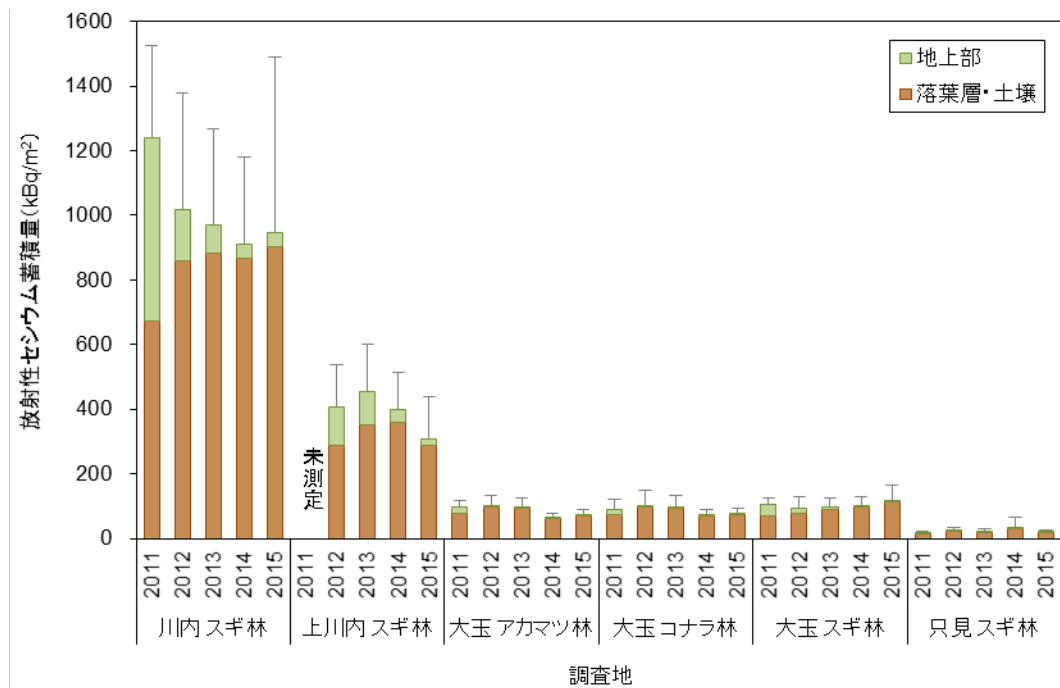


図5 2011年～2015年の森林全体の放射性セシウム蓄積量の変化  
(縦棒は標準偏差。2011年の上川内は未測定。)

部位別の放射性セシウム蓄積量の割合をみると、2011年から2012年にかけては土壤の割合が大幅に増え、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年以降、2015年までの変化は小さなものでした（図6）。土壤に分布する放射性セシウムの割合は年々増加し、上川内スギ林と只見スギ林を除き、2015年には全体の87～89%となっていました。落葉層の分布割合は減少し、上川内スギ林を除いて9～19%が分布していました。樹木では葉と枝の放射性セシウム蓄積量は減少傾向が続き、2015年はおおむね0.5～2%が分布していました。他の調査地と傾向が異なっている上川内スギ林でも、土壤の割合が大幅に増加し、落葉層と枝・葉の割合はそれぞれ全体の31%、5%に減少しましたが、落葉層と枝・葉にはこれまでと同様に他の調査地よりも多く分布していました。

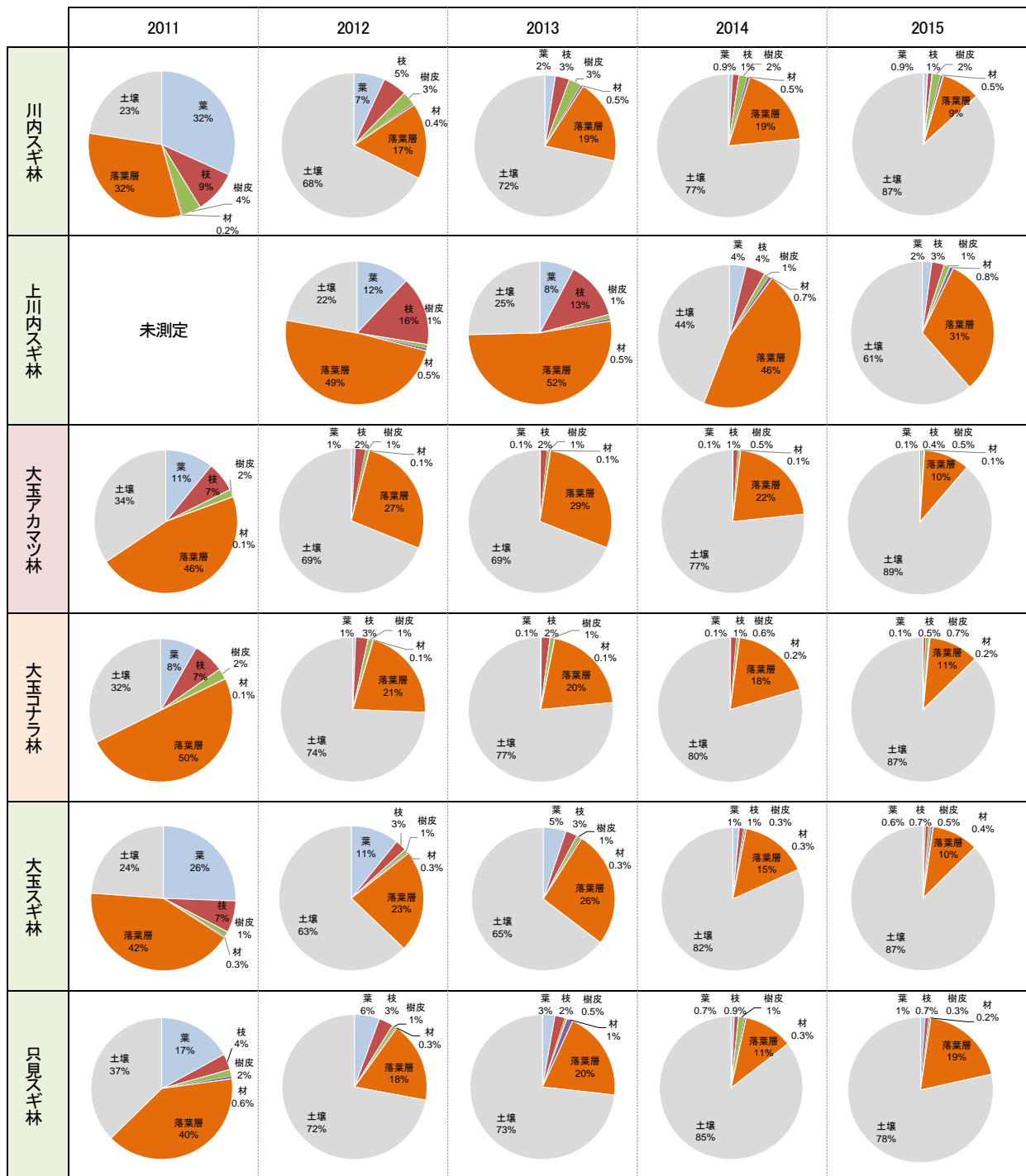


図6 2011-2015年における各調査地の放射性セシウムの部位別分布割合

## 5. 考察

### (1) 空間線量率の変化

2011年から2012年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すが、2015年の只見スギ林の空間線量率は2014年とほぼ同じ値であり、ここでは既に事故以前の値に近づいていると考えられます。

### (2) 部位別濃度と分布の変化

葉や枝、樹皮など樹木の部位別の放射性セシウム濃度は、2011年から2012年にかけて大幅に低下しましたが、2012年の濃度低下は、放射性セシウムの物理的減衰とともに、雨などにより放射性セシウムが洗い流された（溶脱）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。

スギやアカマツなど常緑樹の葉の濃度低下は、雨による溶脱のほか、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。一方、毎年開葉と落葉を繰り返すコナラの葉の濃度は、事故後4年間で171～584 Bq/kgの範囲で変動し、明瞭な変化傾向はみられませんでした。

樹皮の放射性セシウム濃度は個体間のばらつきも大きく、2014年の只見スギや2015年の大玉スギ及びコナラのように、調査年間の平均値の比較では増加する場合も見られることから、濃度の変化が緩やかになってきたと考えられます。

木材中の放射性セシウム濃度は、ほぼ2011年の濃度で推移しています。2011年に検出された放射性セシウムは、事故直後に取り込まれたと推察されます。その後樹木が放射性セシウムを吸収すると、木材内部の濃度は上昇すると考えられますが、これまでの調査では木材内部の濃度は依然として全般に低く、樹木が放射性セシウムを積極的に吸収していることは確認できませんでした。ただし、毎年開葉するコナラの葉に放射性セシウムが含まれることや、スギやコナラの辺材や心材で濃度変化がみられることなどから、樹木に取り込まれた放射性セシウムが樹体内を移動している可能性が示唆されます。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いますが、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くなる傾向が見られます。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。

落葉層の放射性セシウム濃度は2011年の半分以下に低下し、その後も少しずつ減少しています。依然として他の部位より相対的に高い濃度ですが、表層土壌（0～5cm）の値に近づいています。表層土壌（0～5cm）の放射性セシウム濃度は、地上部や落葉層から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年に増加しましたが、2013年から2015年にかけては濃度変化に一定の傾向は確認できませんでした。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います。以上より、放射性セシウムは土壌表層付近に留まり、地下への浸透はあまり進んでいないと

考えられます。

### (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年から2012年にかけては大きく変化しましたが、2012年から2015年にかけての変化はわずかでした。2015年には土壌への蓄積割合がさらに増加し、樹体への蓄積割合は低下しました。上川内のスギ林は、これまで放射性セシウムの分布割合が他の調査地とは異なり、葉や枝、落葉層への蓄積割合が高い状態でしたが、2014年は土壌の割合が大きく増加し、2015年もその傾向が続いています。今後は、次第に他の調査地と同じような分布になると考えられます。

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。地上部の蓄積量はおおむね5%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

チェルノブイ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、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年当時、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年には樹木の放射性セシウムの多くが土壌や落葉層に移動しました。その後は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上昇しましたが、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、今回の調査では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、少なくとも木材として利用可能な40～50年生程度の森林では、樹木による放射性セシウムの吸収は比較的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、木材の安全性の確認や放射性物質の拡散防止等の森林・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を行うこととしています。