

2011 年、2012 年におけるスギ及びコナラの  $^{137}\text{Cs}$  濃度分布の調査事例小川秀樹、櫻井哲史<sup>※1</sup>、吉田博久<sup>※2</sup>

## 目 次

## 要旨

|     |           |    |
|-----|-----------|----|
| I   | はじめに      | 64 |
| II  | 調査地及び調査方法 | 64 |
| III | 結果        | 66 |
| IV  | 考察        | 68 |
| V   | おわりに      | 70 |
| VI  | 引用文献      | 70 |

## 要 旨

原発事故直後における樹木の放射性セシウム（以下  $^{137}\text{Cs}$ ）濃度の詳細分布に関する調査報告はこれまで少ない。福島県において 2011 年と 2012 年にスギとコナラを各 2 本伐採し、 $^{137}\text{Cs}$  濃度分布を事例的に調査した。直接汚染を受けたスギの葉と樹皮、コナラの樹皮の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は材部の  $^{137}\text{Cs}$  濃度より高い傾向にあった。葉の  $^{137}\text{Cs}$  濃度はスギ、コナラともに 2011 年と比べて 2012 年には減少し、特にスギの樹冠上部の濃度減少は大きく、雨水による洗脱の影響と考えられた。2011 年から 2012 年への樹皮の  $^{137}\text{Cs}$  濃度の垂直分布変化は、コナラよりスギで大きかった。材部における  $^{137}\text{Cs}$  濃度は、2011 年にはスギ、コナラともに検出下限値未満の部位が多かったが、2012 年にはスギではほとんどの部位で、コナラでは全ての辺材と一部の心材で  $^{137}\text{Cs}$  が検出された。この結果から、2011 年から 2012 年にかけて、材部における  $^{137}\text{Cs}$  分布範囲が拡大した可能性が示唆された。

---

受付日 令和 6 年 10 月 23 日

受理日 令和 7 年 3 月 12 日

※1 首都大学東京都市環境科学研究科（現福島県農業総合センター）

※2 首都大学東京都市環境科学研究科

課題名 立木における放射性物質の汚染実態の把握（国庫課題：平成 23～24 年度）

## I はじめに

福島第一原子力発電所事故から 10 年以上が経過し、樹木の放射性セシウム(以下  $^{137}\text{Cs}$ ) 汚染に関してはこれまで幾つかの報告がなされている。原発事故後には大気中の  $^{137}\text{Cs}$  による直接汚染を受けた樹皮、常緑樹の葉といった部位の  $^{137}\text{Cs}$  濃度が高く、一方、直接汚染を受けていない材部の濃度はそれよりも低い傾向にあった(Yoshihara *et al.* 2013; 小川ら 2014; 梶本ら 2015; Komatsu *et al.* 2016 他)。また、直接汚染部位である樹皮や葉の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は年次的に減少傾向にある一方、材の濃度は樹種や心材、辺材によって年次的推移が異なること等が報告されている(Kato *et al.* 2019; Imamura *et al.* 2017; Ohashi *et al.* 2022)。

これまで、様々な研究で樹木における  $^{137}\text{Cs}$  の移行動態が議論されてきたが、2012 年以前の調査事例は限られ (Mahara *et al.* 2014; Ohashi *et al.* 2014; Ogawa *et al.* 2016; 益森ら 2015)、さらに、2011 年における部位別の  $^{137}\text{Cs}$  の分布については、小川ら (2014)、Ogawa *et al.* (2016) や森林総合研究所 (e.g. 梶本ら 2015; Imamura *et al.* 2019) を除いてほとんど報告されてこなかった。

そこで、2011 年、2012 年にスギとコナラの各部位の  $^{137}\text{Cs}$  濃度分布を詳細に調査した事例を報告する。2011 年のスギの調査結果については、垂直方向および方位方向の汚染分布について既に報告している (小川ら 2014)。本研究報告では上記報告に、2011 年のコナラ 1 本、2012 年のスギとコナラ各 1 本を加え、さらに材部の詳細な  $^{137}\text{Cs}$  濃度分布データを追加して報告する。

## II 調査地及び調査方法

### 1 調査地と調査木

調査地は福島県郡山市にある福島県林業研究センター敷地内のスギ林およびコナラ林とした。東京電力福島第一原子力発電所から調査林分までの距離は約 61 km である。スギ林は北向き斜面の下部平地、コナラ林は丘陵地頭頂部の緩斜面に位置する (図-1)。2011 年および 2012 年に、それぞれ 1 本のスギ、コナラを伐採した (それぞれ「スギ調査木 (2011)、スギ調査木 (2012)、コナラ調査木 (2011)、コナラ調査木 (2012)」とする)。スギおよびコナラの調査木はそれぞれ隣り合っている木を選木した。調査木の伐採の年月日、直径、樹高等を表-1 に示す。2011 年の調査は事故から 5、8 ヶ月後、2012 年の調査は事故から 1 年 6、7 ヶ月後となる。2011 年の伐採時の空間線量率は、スギ林で 0.86 ~ 1.14  $\mu\text{Sv/h}$ 、コナラ林で 1.14 ~ 1.37  $\mu\text{Sv/h}$  であった。

表-1 調査木の概要

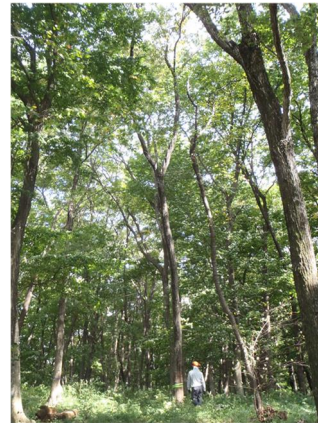
| Sampling year (Y/M/D) | Tree species | Tree age (Year) | Diameter (M) | Tree height (M) |
|-----------------------|--------------|-----------------|--------------|-----------------|
| 2011/08/03            | Sugi         | 46              | 0.23         | 20.9            |
| 2011/11/10            | Konara       | 60              | 0.23         | 20.0            |
| 2012/10/17            | Sugi         | 47              | 0.36         | 20.4            |
| 2012/9/10             | Konara       | 61              | 0.30         | 18.0            |



スギ林内



スギの伐倒状況



コナラ林内



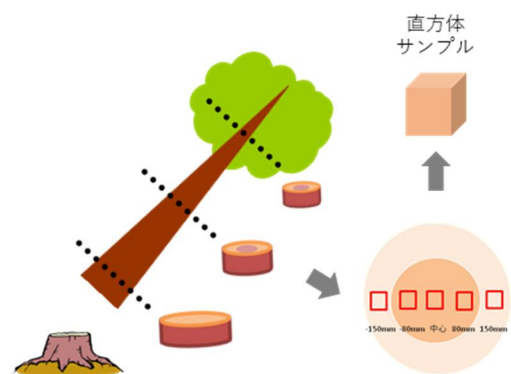
コナラの伐倒状況

図－1 調査地及び伐倒の状況写真（2012年撮影）

## 2 試料の採取方法

調査木を伐倒後に、全長を計測し、葉のついた枝と幹から円盤を採取した。樹冠の先端から下端にかけて 0.5～1.0 m 間隔で枝葉を 1～2 本ずつ採取した。すべての枝を払った後に、根元から 2～5 m 間隔で厚さ約 20～50 cm の円盤を採取した。

葉の採取については、葉枝から枯れ葉を除いた葉を 100～500 g 程度採取した。円盤からの樹皮の採取にあたっては、2011 年のスギ及びコナラでは 4 方位に分けて、2012 年のスギでは 2 方位に分けて、2012 年のコナラでは方位に分けずに採取した。また、樹皮を採取後に円盤から材を採取した（図－2）。髓心を通る放射方向の直線に沿って直方体状に材を採取した。円盤の直径に応じて 1～9 個の材を 3～6 cm 間隔で採取した。サンプルの寸法は接線方向 2～3 cm、半径方向 2～3 cm、軸方向 5 cm とした。また、切り出した材は辺材、心材、辺材と心材の両方が含まれる材（以下「辺/心材」とする。）に区分した。なお、スギ調査木（2012）の高さ 14、16 m で採取した円盤は直径が小さく、直方体の材を採取することができなかったため、材を細断して試料とした。



図－2 材のサンプルの採取方法

## 3 $^{137}\text{Cs}$ 濃度の測定方法

葉と樹皮は細断し、分量に応じて 3 種類の容器（900 ml、350 ml、20 ml）に密封した。900 ml 及び 350 ml 容器は NaI 検出器（EMF 社製 EMF211 型ガンマ線スペクトロメータ）を用い積算時間 900 秒で、20 ml 容器は NaI 検出器（PerkinElmer 社製 2480WIZARD<sup>2</sup> オートガンマカウンター）を用い積算時間 1800 秒で、 $^{137}\text{Cs}$  濃度を求めた。なお、絶乾重量当たりの  $^{137}\text{Cs}$  濃度とするため、測定前に 105 °C で 24 時間乾燥するか、あるいは測定試料の含水率を別途測定して補正した。

直方体の材は細断せずにそのまま、105℃で24時間乾燥した後に100ml容器に密封して、Ge半導体分析装置（SEIKO EG&G社製SEG-EMS）を用いて、積算時間10,000～40,000秒で絶乾重量あたりの $^{137}\text{Cs}$ 濃度を求めた（測定下限値は14.4～5.7 Bq/kg）。なお、サンプルが直方体状であることによる $^{137}\text{Cs}$ の試料中の不均一性と測定効率への影響を検討し、精度的影響が少ないことを確認している（Ogawa *et al.* 2016）。

当該調査地に $^{137}\text{Cs}$ が主にフォールアウトした2011年3月15日を基準日として、 $^{137}\text{Cs}$ 濃度を減衰補正した。また、樹皮を円盤から4方位あるいは2方位別で採取した場合には平均値を樹皮の $^{137}\text{Cs}$ 濃度とした。辺材および心材の $^{137}\text{Cs}$ 濃度は、円盤から複数採取した辺材あるいは心材の濃度の平均値とした。なお、検出下限値未満（以下、未検出）のサンプルは平均値算出に用いなかった。

### Ⅲ 結果

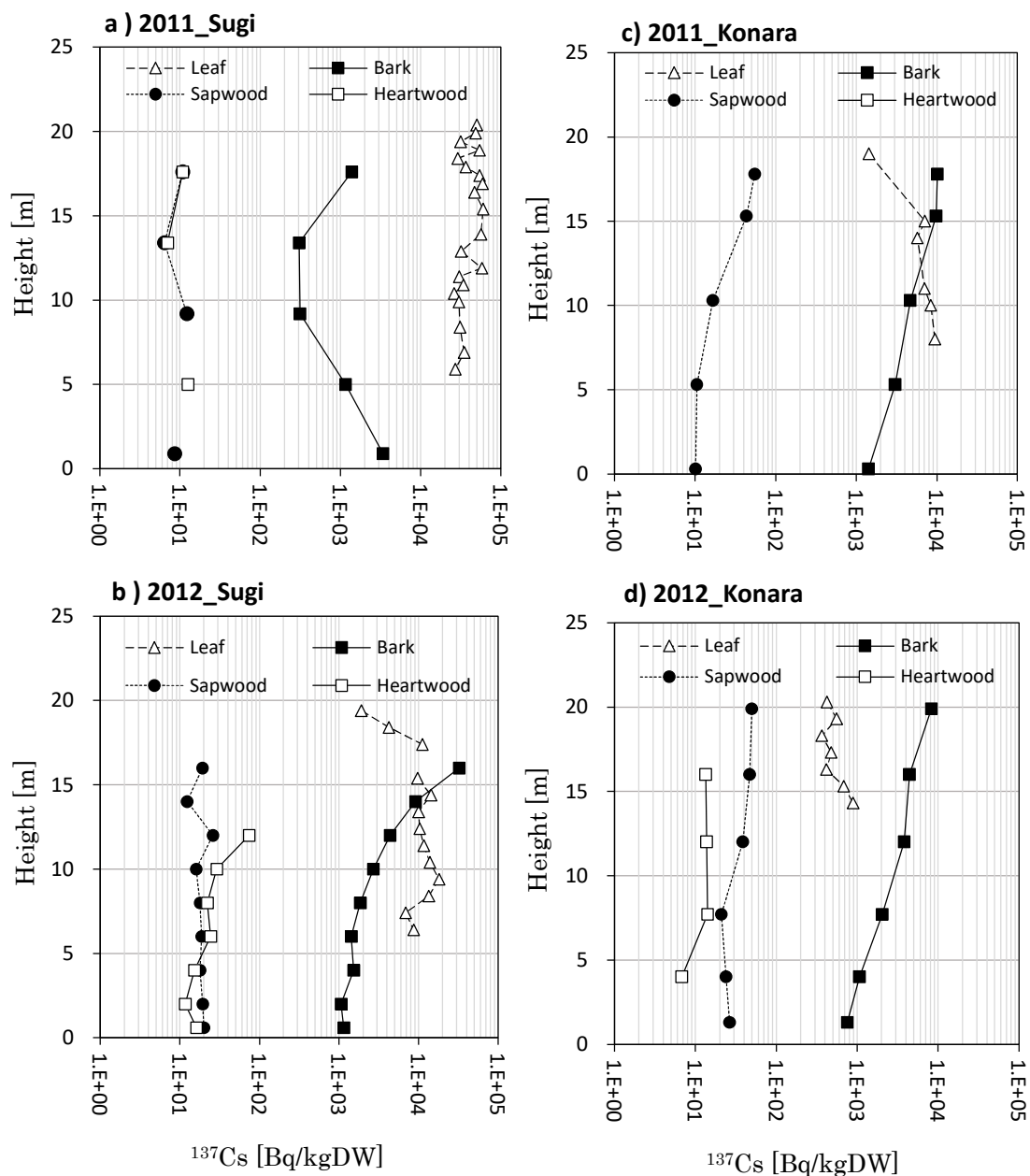
#### 1 各部位の $^{137}\text{Cs}$ 濃度の垂直分布

スギおよびコナラにおける各部位の $^{137}\text{Cs}$ 濃度の垂直分布を図－3に示す。スギ調査木（2011）では、葉の $^{137}\text{Cs}$ 濃度が最も高く、次いで樹皮の濃度が高かった。葉の $^{137}\text{Cs}$ 濃度は樹冠中央から上で高く、樹皮の $^{137}\text{Cs}$ 濃度は、梢端と根元に近い位置で高い傾向があった（図－3 a）。辺材と心材の $^{137}\text{Cs}$ 濃度は未検出のサンプルが多いため、分布傾向は把握できなかった。

スギ調査木（2012）では、樹皮と葉の $^{137}\text{Cs}$ 濃度が同程度であった（図－3 b）。葉の $^{137}\text{Cs}$ 濃度は梢端近くでは低くなる一方、樹皮では梢端に近いほど高くなった。辺材の $^{137}\text{Cs}$ 濃度は垂直方向でほぼ一定であったが、心材の $^{137}\text{Cs}$ 濃度は梢端に近いほど高くなり、高さ5 m前後で辺材と心材の濃度は逆転した。

コナラ調査木（2011）では葉と樹皮の $^{137}\text{Cs}$ 濃度がほぼ同程度であり、それらに比べて辺材の濃度は低く、心材はすべて未検出であった（図－3 c）。葉の $^{137}\text{Cs}$ 濃度は梢端に近いほど低くなるが、樹皮と辺材では梢端に近づくほど高くなる傾向にあった。

コナラ調査木（2012）の $^{137}\text{Cs}$ 濃度は、樹皮が最も高く、次いで、葉、辺材、心材の順であった（図－3 d）。葉の $^{137}\text{Cs}$ 濃度の垂直分布には明確な傾向は見られないが、樹皮と辺材の濃度は梢端に近づくほど高く、心材では根元の濃度が低かった。



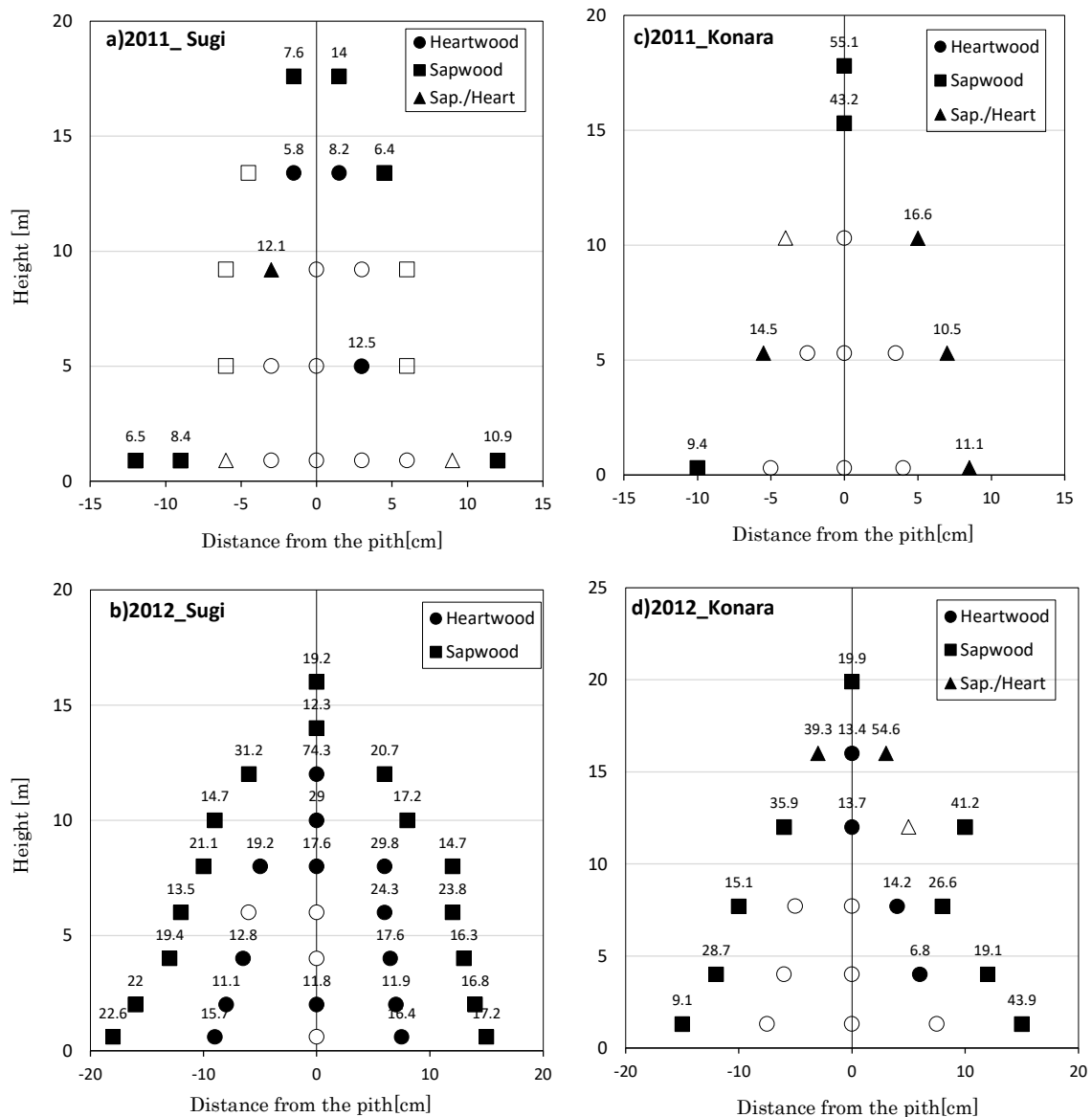
図－3 各部位  $^{137}\text{Cs}$  濃度の垂直分布

## 2 材部における $^{137}\text{Cs}$ 濃度分布

辺材、心材及び辺/心材における  $^{137}\text{Cs}$  濃度の分布を図－4に示す。スギ調査木（2011）では半分以上のサンプルが未検出となり（図－4 a）、根元付近の辺材、中央の高さの心材の一部と辺/心材、梢端に近い高さの辺材と心材でのみ  $^{137}\text{Cs}$  が検出された。スギ調査木（2012）では、全ての辺材とほとんどの心材で  $^{137}\text{Cs}$  が検出された（図－4 b）。なお、 $^{137}\text{Cs}$  が未検出となったのは、中央以下の高さの髓心近くの位置であった。

コナラ調査木（2011）はサンプルの半分以上が未検出であったが、梢端近くの辺材と、各高さの最も外側に位置する辺材あるいは辺/心材では  $^{137}\text{Cs}$  が検出された（図－4 c）。コ

ナラ調査木（2012）では、全ての辺材と、心材のうち梢端に近い位置や辺材の隣接する位置では、 $^{137}\text{Cs}$  が検出された（図－4 d）。



図－4 材部における  $^{137}\text{Cs}$  濃度分布

※数字は  $^{137}\text{Cs}$  濃度(Bq/kgDW)を示す。白抜きは未検出。

#### IV 考察

##### 1 葉と樹皮における $^{137}\text{Cs}$ 濃度分布について

スギ調査木（2011）の樹皮と葉、コナラ調査木（2011）の樹皮の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は、辺材あるいは心材より非常に高い値となった（図－3 ac）。いずれもフォールアウトによる直接汚染部位であり、その  $^{137}\text{Cs}$  濃度が材に対して高い値となる傾向は既報と一致している（Komatsu *et al.* 2016）。一方で、本報告では、直接汚染を受けていないコナラ調査木（2011）の葉の  $^{137}\text{Cs}$  濃度も樹皮と近い値を示したが、直接汚染された冬芽や枝から葉に  $^{137}\text{Cs}$  が移行したこと等が考えられる（図－3 c）。

図－5 にスギ調査木における 2011 年と 2012 年の葉の  $^{137}\text{Cs}$  濃度の垂直分布（図－3

ac) を改めて示す。スギ調査木 (2011) の葉では、樹冠上部における  $^{137}\text{Cs}$  濃度が下部に比べて高いが、これは林分上方からの  $^{137}\text{Cs}$  の降下と沈着の影響と考えられる。既報では、事故後 2～3 年間に於いてスギの葉の  $^{137}\text{Cs}$  濃度が大きく低下することが報告されており (Yoshihara *et al.* 2014; 梶本ら 2015)、雨水による洗脱の影響と考えられてきた。本調査でもスギの葉の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は 1 年間で大きく低下し、かつ分布も変化している (図-5)。隣接して生育していた両調査木の初期濃度に大きな差が無いとすれば、樹冠上部ほど  $^{137}\text{Cs}$  濃度が減少したこととなる。この結果は、雨がより強く当たる樹冠上部で  $^{137}\text{Cs}$  が洗脱されやすい可能性を示している。

なお、コナラ調査木でも 2011 年から 2012 年に葉の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は低下しているが (図-3 cd)、これは冬期の落葉による葉の入れ替わりが原因と考えられる。落葉性樹種における葉の  $^{137}\text{Cs}$  濃度の急激な減少は、他研究でも同様の報告がある (Yoshihara *et al.* 2014; Imamura *et al.* 2019)。

樹皮の  $^{137}\text{Cs}$  濃度の 2011 年と 2012 年を比較すると、スギ調査木では  $^{137}\text{Cs}$  濃度が増加して分布も変化する一方、コナラ調査木では濃度とその分布にほぼ変化が無かった (図-

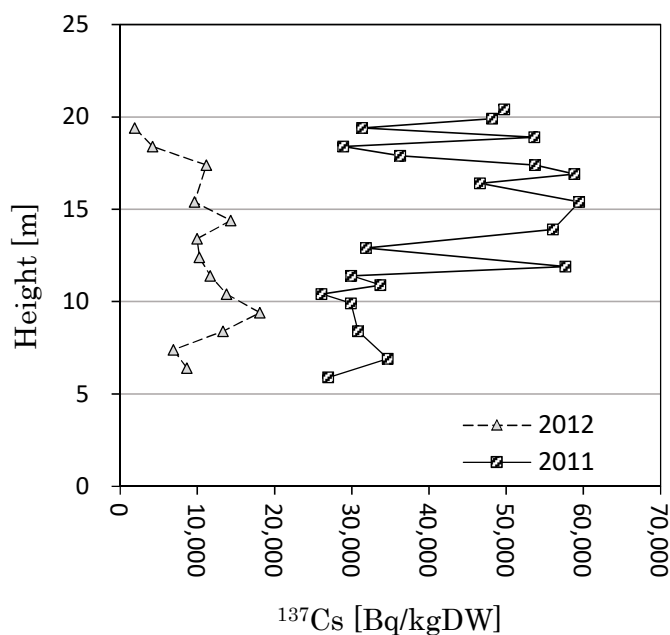


図-5 2011 年および 2012 年におけるスギ調査木の葉の  $^{137}\text{Cs}$  濃度の垂直分布  
(図-3 のスギの葉の結果を再掲)

3)。既報ではスギ、コナラともに樹皮の  $^{137}\text{Cs}$  濃度の原発事故後 10 年間の推移は減少傾向にあるが (Ohashi *et al.* 2017)、スギの葉ほどに明確ではない (Imamura *et al.* 2017)。また、樹皮への  $^{137}\text{Cs}$  吸着が非常に強固であることから (岩瀬ら 2013)、樹皮から  $^{137}\text{Cs}$  が洗脱されにくいと考えられる。梶本ら (2015) は、2011 年と 2012 年に樹皮の  $^{137}\text{Cs}$  濃度を調査した結果、4 林分中 3 林分で減少し、1 林分で増加したことを報告している。2011 年と 2012 年のスギ調査木の個体差によるものか、2011 年から 2012 年に樹皮の  $\text{Cs}$  濃度が増加するような要因があったのかは、本研究では不明である。



## 2 材における $^{137}\text{Cs}$ 濃度分布とその変化

我々は 2011 年、2012 年、2013 年のスギ材部の  $^{137}\text{Cs}$  濃度を詳細に調査した (Ogawa *et al.* 2016)。その結果、2011 年には辺材濃度が心材濃度よりも高いが、年々辺材から心材に  $^{137}\text{Cs}$  が移行することで心材濃度は上昇し、2013 年には心材濃度は辺材濃度よりも高い値となっていた。Mahara *et al.* (2014) も事故から 1.5 年後にスギとコナラの材濃度を詳細に調査し、スギについては白線帯近くの心材で  $^{137}\text{Cs}$  濃度が高まる傾向にあることを示しており、益森ら (2015) も同様の傾向を 2012 年に確認している。一方、コナラではスギに比べると心材への移行は小さく (Mahara *et al.* 2014)、Ohashi *et al.* (2014) による 2012 年のコナラの  $^{137}\text{Cs}$  分布もこれに近い。

スギ、コナラの両調査木ともに 2011 年に  $^{137}\text{Cs}$  が検出された範囲は少なかった (図-4)。2012 年にはスギ調査木では  $^{137}\text{Cs}$  が検出される範囲が広がり、髓心位置の心材を除くほとんどの材で  $^{137}\text{Cs}$  が検出され、辺材濃度と心材濃度は近い値となっていた (図-4)。この分布は、既報とほぼ同様である (Mahara *et al.* 2014; Ogawa *et al.* 2016; 益森ら 2015)。コナラ調査木 (2012) では、辺材の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は心材の  $^{137}\text{Cs}$  濃度よりも高い分布となっていたが (図-4)、この分布も既報に近い (Mahara *et al.* 2014; Ohashi *et al.* 2014)。以上から、2011 年から 2012 年にかけて、スギとコナラの材への  $^{137}\text{Cs}$  の移行が進み、特に心材への  $^{137}\text{Cs}$  の移行は、コナラよりもスギの方が顕著であった可能性が示唆された。

## V おわりに

事故直後となる 2011 年あるいは 2012 年に樹木の汚染状況を詳細に調査した研究は少ない。本報告では、福島県内における 2011 年および 2012 年のスギとコナラの各部位における  $^{137}\text{Cs}$  濃度の詳細分布事例を報告した。直接汚染を受けたスギの樹皮や葉、コナラの樹皮の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は材部よりも高かった。樹皮の垂直方向の  $^{137}\text{Cs}$  濃度分布の 2011 年から 2012 年への変化は、コナラに比べるとスギでは大きかった。葉の  $^{137}\text{Cs}$  濃度はスギ、コナラともに減少し、スギではその垂直方向の分布も大きく変化していた。その変化傾向から、葉の  $^{137}\text{Cs}$  濃度の減少要因は、雨水による洗脱と考えられた。材の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は 2011 年には未検出が多かったが、2012 年には検出される範囲が拡大し、特にスギの心材のほぼ全てで  $^{137}\text{Cs}$  が検出され、既報と同様に、心材への  $^{137}\text{Cs}$  移行が進んだ可能性が示唆された。

## VI 引用文献

- Imamura, N., Komatsu, M., Hashimoto, S., *et al.* (2021) Estimation of the rate of  $^{137}\text{Cs}$  root uptake into stemwood of Japanese cedar using an isotopic approach. *Science of the Total Environment* (755): 142478.
- 岩瀬香、富岡利恵、杉浦裕樹ら (2013). スギとコナラ樹皮におけるセシウム吸着特性について. *森林立地* (55) 2: 69–73.
- 梶本卓也・齊藤哲・川崎達郎ら (2015) 東京電力福島第一原子力発電所事故で影響を受けた森林の放射性セシウムの挙動—事故後 2 年間の林冠から地表への移行過程からみた樹種特性—. *日本森林学会誌* (97): 33–43.
- Kato, H., Onda, Y., Saidin, Z. H., *et al.* (2019) Six-year monitoring study of radioactive cesium transfer in forest environments following the Fukushima nuclear power plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity* (210): 105817.
- Komatsu, M., Kaneko, S., Ohashi, S., *et al.* (2016) Characteristics of initial depo



- sition and behavior of radiocesium in forest ecosystems of different locations and species affected by the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity* (161): 2–10.
- Mahara, Y., Ohta, T., Ogawa, H., *et al.* (2014) Atmospheric direct uptake and long-term fate of radiocesium in trees after the Fukushima nuclear accident. *Scientific Reports* (4): 7121.
- 益守眞也・野川憲夫・杉浦心ら (2015) スギとアカマツの幹や枝葉に含まれる放射性セシウム－南相馬市における 2012 年と 2013 年の計測事例－. *日本森林学会誌* (97): 51–56.
- Ogawa, H., Hirano, Y., Igei, S., *et al.* (2016) Changes in the distribution of radiocesium in the wood of Japanese cedar trees from 2011 to 2013. *Journal of Environmental Radioactivity* (161): 51–57.
- Ohashi, S., Kuroda, K., Abe, H., *et al.* (2022) Decadal trends in  $^{137}\text{Cs}$  concentrations in the bark and wood of trees contaminated by the Fukushima nuclear accident. *Scientific Reports* (12): 11243.
- 小川秀樹・伊藤博久・村上空ら (2014) 東京電力福島第一原子力事故由来の放射性物質によるスギの初期汚染状況. 福島県林業研究センター研究報 47: <http://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/95864.pdf> (2022 年 9 月 30 日閲覧).
- Ohashi, S., Okada, N., Atsushi, T., *et al.* (2014) Radial and vertical distributions of radiocesium in tree stems of *Pinus densiflora* and *Quercus serrata* 1.5y after the Fukushima nuclear disaster. *Journal of Environmental Radioactivity* (134): 54–60.
- Yoschenko, V., Nanba, K., Wada, T., *et al.* (2022) Late phase radiocesium dynamics in Fukushima forests post deposition. *Journal of Environmental Radioactivity* (251–252): 106947.
- Yoshihara, T., Matsumura, H., Hashida, S., *et al.* (2013) Radiocesium contaminations of 20 wood species and the corresponding gamma-ray dose rates around the canopies at 5 months after the Fukushima nuclear power plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity* (115): 60–68.