

樹皮の放射性 Cs 濃度の簡易推定手法の検討と スギ材部の汚染状況調査

小川秀樹、櫻井哲史^{*}、吉田博久^{*}

目 次

要旨	
I はじめに	2
1 研究の背景	
2 樹皮の放射性 Cs 濃度の簡易推定手法の検討	
3 同一森林におけるスギ材部 ¹³⁷ Cs 濃度分布	
4 スギ材部の ¹³⁷ Cs 濃度の推移	
II 樹皮の放射性 Cs 濃度の簡易推定手法の検討	3
1 調査方法	
2 結果及び考察	
III 同一森林におけるスギ材部 ¹³⁷ Cs 濃度分布	7
1 調査地および調査方法	
2 結果及び考察	
IV スギ材部の ¹³⁷ Cs 濃度の推移	12
1 調査地及び調査方法	
2 結果及び考察	
V おわりに	17
VI 引用文献	17
(付録)	19

要 旨

福島第一原子力発電所事故由来の放射性 Cs により汚染されたスギを安全に利用するにあたって製材時に廃棄物となる樹皮の取り扱いと、木材として利用する材部の汚染状況が課題となっている。汚染レベルの高いスギ樹皮が森林から搬出されるのを防ぐために、樹皮の放射性 Cs 濃度を森林内で簡易的に推定する方法を検討した。2017年に樹皮表面のβ線をGM管式サーベイメータで計数率を計測し、計測部分の樹皮の放射性 Cs 濃度を測定した。その結果、樹皮のβ線の計数率と放射性 Cs 濃度には相関が認められた。この結果から、伐採時のスクリーニング等に本手法が利用できると考えられた。次に、材部の汚染状況に関する基礎的情報として、同一森林におけるスギ材部の放射性 Cs 濃度の個体差を調査した。福島県内の2カ所の林分において2013年3月に54本を、2015年12月に54

受付日 平成30年 4月11日

受理日 平成30年10月15日

^{*} 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及び対策（平成28～29年度）

本を伐倒し、地上高 1m の高さにおける辺材と心材の ^{137}Cs 濃度を測定した。その結果から、それぞれの林分における辺材と心材の ^{137}Cs 濃度のヒストグラムや変動係数を明らかにした。さらに個体差の影響を除外してスギ材部の ^{137}Cs 濃度の推移を明らかにするため、成長錐を用いて同一木から継続的にサンプリングする方法を試みた。県内 4カ所の調査地に合計 15本の標準木を設置し、2012年より年 1回成長錐を利用して辺材と心材の ^{137}Cs 濃度を測定した。その結果、スギでは辺材濃度 > 心材濃度の関係から、心材濃度 > 辺材濃度の関係に年々推移したことが明らかとなった。

キーワード：放射性 Cs、簡易推定、スギ

I はじめに

1 研究の背景

東京電力福島第一原子力発電所 (FDNP) 事故由来の放射性物質により福島県および東日本の広い範囲が汚染され、特にその面積の多くを占める森林では森林除染や林産物の利用等が問題となっている。県内の重要樹種であり木材に利用されるスギ (*Japanese cedar, Cryptomeria japonica*) の利用に関する課題として次の 2点 が挙げられる。1点目は放射性物質の付着した樹皮が製材廃棄物として発生すること、2点目は木材として利用される材部の汚染状況に関する情報が少ないことにある。本研究では以上の課題に対応するため、1点目については樹皮の放射性 Cs 濃度の現場レベルでの簡易的推定手法の検討、2点目については森林内の材部の放射性 Cs 濃度の個体差や、放射性 Cs 濃度の年次的推移を明らかにすることを目的とした。

2 樹皮の放射性 Cs 濃度の簡易推定手法の検討

製材時に廃棄物として発生する樹皮は、以前は家畜敷料や肥料として利用されてきた。しかし、家畜敷料や肥料に 400 Bq/kg という指標値が設定されたことに伴い²⁾、樹皮の取引は停滞している。そこで福島県では森林から高濃度に汚染された樹皮が搬出されることを防ぐため、県内の空間線量率が 0.5 $\mu\text{Sv/h}$ を超える民有林から材を搬出する際には、樹皮の放射性 Cs 濃度を NaI 検出器により測定し、6,400 Bq/kg 以下の場合のみ搬出可能としている (福島県民有林の伐採木の搬出に関する指針)。ただし、放射性 Cs 濃度の測定には試料の採取と調製、そして測定という手順が必要であり、結果確認まで多くの時間と労力が必要となる。現地において精度の高い推定ができれば、採取するサンプルの事前絞り込みが可能となり、現場作業の簡略化と効率化が図られることとなる。このため GM 管式サーベイメータを利用した現地における樹皮の放射性 Cs 濃度の簡易推定手法を検討することとした。

3 同一森林におけるスギ材部 ^{137}Cs 濃度分布

スギに関しては事故後からモニタリングや試験研究が実施されているが、樹木汚染の個体差に関する研究はほとんど実施されていない。そのため、各種調査結果に関する個体差の影響について検討することができなかった。例えば、林野庁が実施しているモニタリングでは、同一森林で毎年 3本の立木を伐倒し調査木としている⁶⁾。しかし、同一森林内における立木材部の放射性 Cs 濃度の個体差に関する知見が無いことから、調査で得られた放

放射性 Cs 濃度の増減に対する個体差の影響が不明であった。そこで本研究では県内 2カ所の森林において各々54本のスギを伐倒し、森林内の材部の放射性 Cs 濃度のバラツキを明らかにすることを目的とした。以上のデータは樹木の放射性物質調査の基礎となるものであり、各種調査への利用が期待される。

4 スギ材部の ^{137}Cs 濃度の推移

スギ材部の ^{137}Cs 濃度の年次的な推移を把握することは、県産木材を安心して利用するために必要である。ただし前述のとおり伐倒調査の結果には個体差の影響が含まれるため、その正確な推移を明らかにすることは難しい。そこで本研究では成長錐という器具を用いて、同一立木から材を継続してサンプリングする方法を試みた。材部の ^{137}Cs 濃度の年次推移を明らかにすることは、将来的な ^{137}Cs 濃度の予測につながることも期待できる。

II 樹皮の放射性 Cs 濃度の簡易推定手法の検討

1 調査方法

森林内において樹皮の放射性 Cs 濃度をサーベイメータによって測定するにあたっては、環境中からの放射線、いわゆるバックグラウンドをいかに低減するかが課題となる。バックグラウンドは透過性の高い γ 線が主である。しかし、その遮蔽のためには鉛等が必要となり、森林内で実施するには簡便性の点で問題がある。一方、筆者らは2012年にスギの樹皮汚染状況を詳細に調査し、樹皮に含まれる ^{137}Cs の約70%が樹皮表面の1~2 mmの層に存在していることを報告している³⁾。樹皮表面に付着する放射性 Cs が樹皮に含まれる放射性 Cs の多くを占めるとすれば、樹皮表面の放射性 Cs からの β 線を測定することにより、樹皮全体の放射性 Cs 濃度を推定できる可能性がある。 β 線は γ 線にくらべると透過性は低く、厚さ10 mmの亚克力板により遮蔽が可能である。そこで、亚克力板を利用して樹皮表面からの β 線のみを選別して測定する手法を試みた。

2017年の7~9月に福島県内の4つの森林(空間線量率 0.3~1.5 $\mu\text{Sv/h}$)の成木39本の0.8~1.2 mの高さから合計48枚のスギの樹皮サンプル(10×10 cm)を採取した。樹皮サンプルは成木1本につき1~2枚とした。採取前にサンプルの中央の位置でGM管式サーベイメータ(Seiko EG&G社 RadEye-B20)を用いて以下の手順により樹皮表面に付着する放射性 Cs からの β 線を測定した。なお、GM管式サーベイメータとしてSeiko EG&G社 RadEye-B20を選定した理由は、現場普及にあたって当該機種が約300gと軽量であり野外測定に適しているためである。測定位置の樹皮面については苔や地衣類等が付着している箇所や濡れている面ではないことを確認した。 β 線の測定手順は以下のとおりとした。

β 線の測定手順(図-1)

① バックグラウンド(BG)計数率の測定(γ 線)

樹皮と検出器の間に10 mmの穴無し亚克力板を入れてBG計数率(cpm: count per minit)を測定した(30秒間隔で3回測定して平均)。

② 総計数率の測定($\beta+\gamma$ 線)

樹皮と検出器の間に検出窓部分をくりぬいた10 mmの穴有り亚克力板を挿入して計数率を測定(30秒間隔で3回測定して平均)。

③ 純計数率の算出（β線）

総計数率（②）からBG計数率（①）を差し引いて算出。

測定後、測定箇所を中心として10×10 cmの大きさでノミ等を用いて剥離した。採取した樹皮は室内で、樹皮中央の位置でGM管式サーベイメータ（Aloka社、TGS-146B）を用いて樹皮表面に付着する放射性Csからのβ線を測定した。測定方法は野外における方法と同様とした。

さらに樹皮の下半分（5×10 cm）を切り離し、外樹皮と内樹皮に分けて粉碎した。その後、105℃で24時間乾燥して全乾とした後にGe半導体検出器（CANBERRA：GC2518）で3,000～14,400秒を用いて乾燥重量あたりの¹³⁷Cs濃度を求めた。測定は2017年10月17～25日に実施した。

また、外樹皮と内樹皮の¹³⁷Cs濃度を加重平均して樹皮の¹³⁷Cs濃度を求めた。今回の調査では伐採木搬出の目安となる放射性Cs濃度（¹³⁴Cs濃度+¹³⁷Cs濃度）の6400 Bq/kgとの比較が必要である。しかし¹³⁴Csは半減期が約2年間と短いため多くのサンプルで測定下限値以下となり、検出された場合でも濃度が低いため検出誤差も大きかった。そこで、¹³⁴Cs濃度については2011年3月15日に¹³⁴Cs：¹³⁷Csが1：1の割合で排出されたと仮定した場合の2011年10月23日における比率（¹³⁴Cs：¹³⁷Cs=0.13：1）を基に¹³⁷Cs濃度から算出した。なお、放射性Cs濃度は気乾重量あたりの放射性Cs濃度に換算した（平衡含水率を15%とする）。気乾重量あたりとした理由は、立木から樹皮が剥離され廃棄される過程で乾燥が進み、乾燥が進むほど重量あたりの濃度は高まるため、気乾重量あたりの放射性Cs濃度とすることで、自然条件下では最も放射性Cs濃度が高い状況を想定することとなり、より安全側でのスクリーニングとなる。



図－1 野外におけるGM管式サーベイメータ（RadEye-B20）を用いた測定状況（左）と、アクリル板（右）

2 結果及び考察

室内においてGM管式サーベイメータ（TGS-146B）を用いて測定した樹皮表面からのβ線の純計数率（cpm）と樹皮の放射性Cs濃度の関係を図－2に示す。その結果、両者には正の相関が認められた。このことから、室内レベルでは樹皮表面からのβ線により樹皮放射性Cs濃度をある程度推定できることが分かった。

次に野外において GM 管式サーベイメータ (RadEye-B20) を用いて測定した純計数率 (cpm) と樹皮の放射性 Cs 濃度の関係を図-3 に示す。室内にくらべると野外のバックグラウンド値は高く、樹皮表面からの β 線を適切に測定できない可能性がある。しかし、今回の結果では野外においても室内試験と同様の関係性が認められ、決定係数についても室内の 0.8064 に対し野外では 0.7723 とほぼ同程度であった。このことから高バックグラウンドの野外においても本手法により樹皮表面からの β 線を選別できていると考えられた。なお、近似曲線の傾きが室内と野外で若干異なっているが、これは用いた GM 管式サーベイメータの機種の違いに起因していると考えられる。以上から本手法により野外においても GM 管式サーベイメータによる β 線測定により樹皮の放射性 Cs 濃度をある程度推定することが可能であると考えられた。

なお、樹皮の放射性 Cs 濃度が 6,400 Bq/kg (含水率 15%) となるのは純計数率が 91 cpm であった。ただし、純計数率と樹皮の放射性 Cs 濃度の関係にはバラツキが含まれている (図-3)。このことから 91 cpm を基準として現場で伐採の可否を判定するには問題があり、本手法はあくまで現地絞り込みのための事前スクリーニングとしての利用が適当であると考えられる。よって伐採可否の判断のためには本手法によって現地絞り込みを行ったのちに、県指針に沿った NaI 検出器による測定が必要である。それでも本手法によるスクリーニングによって伐採予定地をある程度絞り込むことで、伐採地決定までの手続きの簡略化や効率化が計られることが期待できる。

図-2 や図-3 における純計数率と樹皮の放射性 Cs 濃度の関係に見られたバラツキの原因の 1 つとして、樹皮の厚さが影響している可能性がある。例えば純計数率つまり表面汚染度が同じだったとしても、樹皮が厚いほど樹皮の放射性 Cs 濃度は低下する。このことから樹皮の厚さで補正することでより精度の高い推定ができる可能性がある。ただし、補正する場合には現場での樹皮の厚さ測定が必要となることから、今回の手法ができる限り簡便な方法によるスクリーニングであることを踏まえ、今回は樹皮の厚さによる補正は行わないこととした。

今回の結果はあくまで 10 cm 四方の樹皮の放射性 Cs 濃度と、その中心部分における β 線との関係を示している。樹皮の放射性 Cs 濃度は同一木でもバラツキがあり、さらに立木間でもバラツキがあることが考えられる。そのため、1 立木を多点で測定する、あるいはできる限り多くの立木を測定することで、より精度の高い推定が可能となる。ただし、測定数が多くなればなるほど測定時間も増加することから、現場条件や利用目的などに応じて利用者が測定方法を検討する必要がある。また、樹皮表面汚染は剥離等により長期的には減少することが見込まれるため、樹皮表面汚染と放射性 Cs 濃度の関係性も変化することが予想される。このことから両者の関係性は、定期的な測定により見直しが必要である。

なお、今回は野外での利便性を考えて軽量の RadEye-B20 を利用したが、一般的に普及している TGS-146B (ALOKA 社) についても室内ではほぼ同様の関係性が認められていることから利用可能と考えられる (図-2)。両者の相関は $y = 1.28x$ (y : TGS-146B, x : RadEye) で示され、その場合は当該機種で 116 cpm が 6,400 Bq/kg の目安となる。ただし、TGS-146B と RadEye-B20 ではバックグラウンドからの感受性等が異なる可能性があることから、使用にあたっては注意が必要である。

以上のような留意点等はあるものの、本研究の結果から、本手法を現場レベルでスクリーニング的に利用することは十分利用可能と考えられる。現場利用を想定し測定手順を付録として添付した。

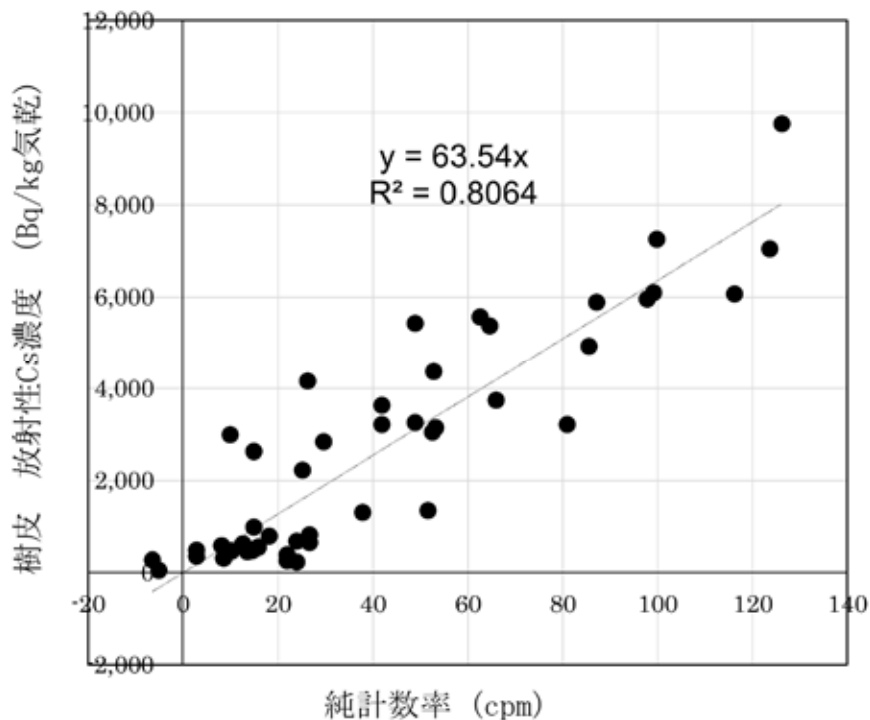


図-2 室内において GM 管式サーベイメータ (TGS-146B) で測定した樹皮表面の純計数率と樹皮の放射性 Cs 濃度の関係

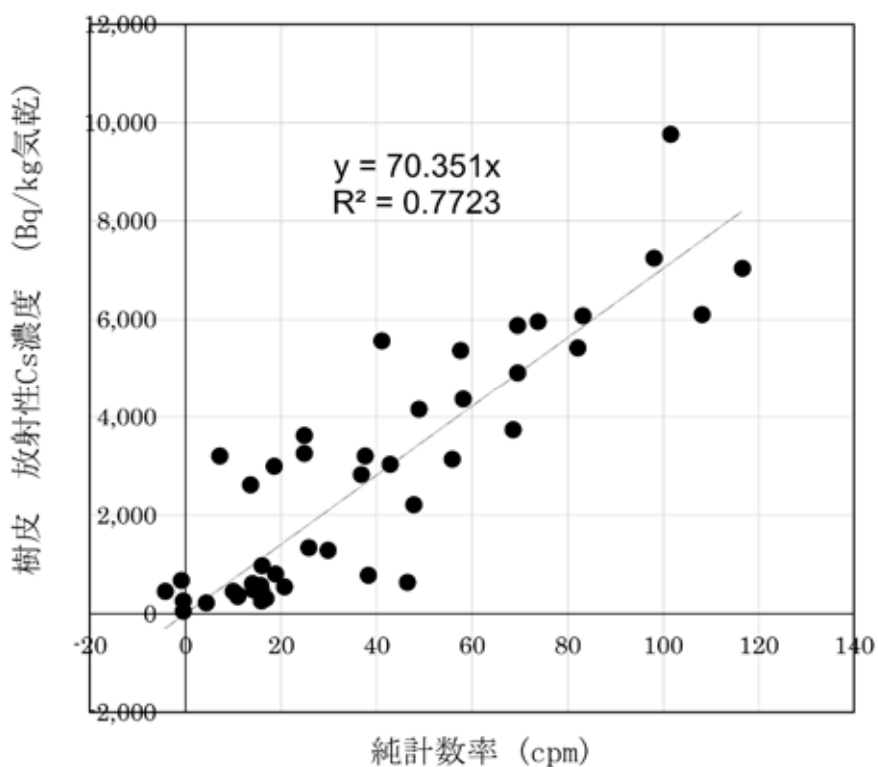


図-3 野外において GM 管式サーベイメータ (RadEye-B20) で測定した樹皮表面の純計数率と樹皮の放射性 Cs 濃度の関係

Ⅲ 同一森林におけるスギ材部 ^{137}Cs 濃度分布

1 調査地及び調査方法

調査地は福島県二本松市の35年生(二本松調査地)及び塙町の32年生(塙調査地)のスギ人工林を対象とした。2つの調査地の福島県内における位置図を図-4に、調査地の詳細を表-1示す。第3次航空機モニタリングによれば、2011年7月2日換算で空間線量率および ^{137}Cs 量ともに二本松調査地が塙調査地の約7倍の値であった。二本松調査地では2013年3月に54本を、塙調査地では2015年12月に54本を伐倒した。各調査地の平面図を図-5と図-6に示す。林分面積は二本松調査地と塙調査地でそれぞれ1.39haと1.50haであったが、いずれの調査地でも調査木が林分全体から均等に選ばれるように伐採した。

伐倒前に胸高直径を測定し、伐倒後に樹高と枝下高を測定した。調査木の胸高直径、樹高、枝下高を表-2に示す。胸高直径および樹高ともに二本松調査地が塙調査地よりも高い値を示した。枝下高については両調査地でほぼ同様であり、樹高については二本松調査地が大きかったことから、樹冠長(=樹高-枝下高)については二本松調査地の方が大きいと言える。

伐倒後に地表面から約1mの高さで厚さ約10cmの円盤を採取した。円盤を室内に持ち帰り、数ヶ月間安置して気乾状態とした後に樹皮を剥離した。さらに円盤に付着した樹皮等のチリをコンプレッサーで吹き飛ばし、その後円盤を辺材、心材別にノミ等を利用して区分した。その際、辺材と心材の間に位置する移行材については辺材に含めることとした。

それぞれのサンプルを粉碎し、U8型容器に密封してGe半導体検出器を用いて気乾重量あたりの ^{137}Cs 濃度を6,000~40,000秒で測定した。さらに気乾重量あたりの ^{137}Cs 濃度を気乾含水率で補正することにより乾燥重量あたりの ^{137}Cs 濃度を算出した。二本松調査地の測定は2015年12月23日から2016年1月5日に実施し、塙調査地の測定は2017年1月11日から1月24日に実施した。 ^{137}Cs 濃度の減衰補正は実施していない。



図-4 福島県における2調査地の位置



図-5 二本松調査地

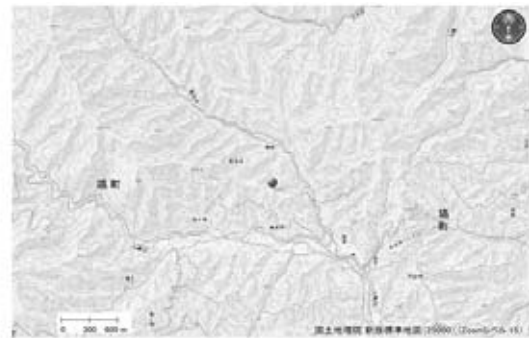


図-6 塙調査地

表-1 調査地の概要

調査地	FDNP からの距離 (km)	空間線量率* (μ Sv/h)	¹³⁷ Cs 蓄積量* (kBq/m ²)	対象面積 (ha)	調査年 (年月)
二本松調査地	40.7	1.60	211.6	1.39	2013年3月
埴調査地	76.7	0.23	30.4	1.50	2015年12月

*第3次航空機モニタリングの測定値¹⁾。2011年7月2日に減衰補正。

表-2 調査木の概要

調査地	胸高直径 (m)	樹高 (m)	枝下高 (m)
二本松調査地	19.1±3.7	16.8±2.9	7.4±3.2
埴調査地	12.6±4.1	12.4±4.8	7.8±3.9

(平均値±標準偏差)

2 結果及び考察

二本松調査地における辺材と心材の¹³⁷Cs濃度のヒストグラムを図-7に示す。その結果、辺材の¹³⁷Cs濃度の明らかなピークが80~100 Bq/kgに認められ、高濃度側に裾が広がっていた。一方、心材では辺材ほど明確ではないものの80~160 Bq/kgで高い傾向が見られ、辺材以上に高濃度側に裾が広がっていた。データのバラツキ具合を示す変動係数(標準偏差÷平均値)は心材が0.44、辺材が0.38と若干心材の方が高い値となった。

埴調査地における辺材と心材の¹³⁷Cs濃度のヒストグラムを図-8に示す。その結果、辺材では15 Bq/kgにピークがあり、そこから高濃度側に裾が広がる傾向が見られた。心材では明らかなピークは存在せず、15~45 Bq/kgで若干大きい値となり、そこから辺材以上に高濃度側に広がる傾向が見られた。変動係数は心材が0.54、辺材が0.50と若干心材の方が高い値であった。

両調査地ともに辺材では低濃度側に明らかにピークが見られる一方で、心材では明らかなピークは見られず高濃度側により裾が広がっていく傾向は一致していた。変動係数はどちらの調査地でも心材が辺材よりも若干高い値をとっており、また辺材および心材のいずれにおいても埴調査地の変動係数が二本松調査地より高かった。

二本松調査地における各調査木の辺材と心材の¹³⁷Cs濃度の関係を図-9に示す。辺材と心材の¹³⁷Cs濃度が等しくなる線($y=x$)を実線で示したが、1本以外はすべて実線より上方に位置していた。このことは、ほとんどの調査木で辺材より心材の¹³⁷Cs濃度が高いことを示している。辺材と心材の¹³⁷Cs濃度には弱い相関が認められ、近似曲線は $y=2.0015x$ となった。これは心材の¹³⁷Cs濃度は辺材の約2倍の濃度になっていることを示している。

埴調査地における各調査木の辺材と心材の¹³⁷Cs濃度の関係を図-10に示す。2本以外の調査木はすべて実線($y=x$)より上に分布しており、二本松調査地と同様にほとんどの調査木で辺材より心材の¹³⁷Cs濃度が高かった。辺材と心材の¹³⁷Cs濃度の相関性は二本松調査地より高く、近似曲線は $y=1.6944x$ であり、心材の¹³⁷Cs濃度は辺材の約1.7倍の濃度であった。

現在まで同一林分内の材中の ^{137}Cs 濃度の個体差についてはほとんど知見が無かったが、今回の結果は事例的ではあるがそれを示すことができた。特に辺材と心材のそれぞれの ^{137}Cs 濃度のヒストグラムには両調査地で似た傾向があった(図-7、図-8)。以上の結果は各種モニタリングや森林放射能研究の基礎データとして活用できると考えられる。例えばモニタリング調査において年次的な材中の ^{137}Cs 濃度の変化を捉えようとする場合には、毎年の調査に必要な本数を統計的に検討できる可能性がある。また、両調査地ともに辺材と心材の ^{137}Cs 濃度には相関性が認められたが、この結果を利用することで辺材の ^{137}Cs 濃度から柱材の多くを占める心材の ^{137}Cs 濃度を推定できる可能性がある。

データのバラツキ具合を示す変動係数は二本松調査地より埴調査地で高く、また、両調査地における辺材と心材の ^{137}Cs 濃度の相関性に関しても、二本松調査地より埴調査地で決定係数が高くなっていた。二本松調査地と埴調査地の調査年はそれぞれ2013年と2015年であったため、変動係数や決定係数の違いには調査年の違いが影響している可能性もある。筆者らは2011年から2013年にかけて樹体内では ^{137}Cs が放射方向あるいは垂直方向転流しつつ、安定的な分布に近づいていることを報告している⁴⁾。2013年と2015年では樹体内の ^{137}Cs 転流による安定的分布への到達段階は異なると考えられ、それらが両調査地の差として現れている可能性も考えられる。また、今回得られた変動係数の差は調査地の地域差を示している可能性もある。結果は事例的なものでもあることから、今後さらに地点を増やして調査をすることが望まれる。

なお、櫻井ら(2017)は二本松調査地のデータを利用して、森林内の辺材と心材の ^{137}Cs 濃度の個体差の要因について樹高、胸高直径、材積、樹冠面積から解析した結果を報告している。その結果、樹冠面積が大きいほど辺材や心材の ^{137}Cs 濃度が高くなる傾向や、樹高が高くなるほど辺材や心材の ^{137}Cs 濃度が低くなる傾向が認められたことを報告している⁷⁾。これら結果を用いることで、胸高直径や樹高等の樹木の外見的特徴から林分内で ^{137}Cs 濃度の低い立木を選別する手法の開発等が今後期待される。

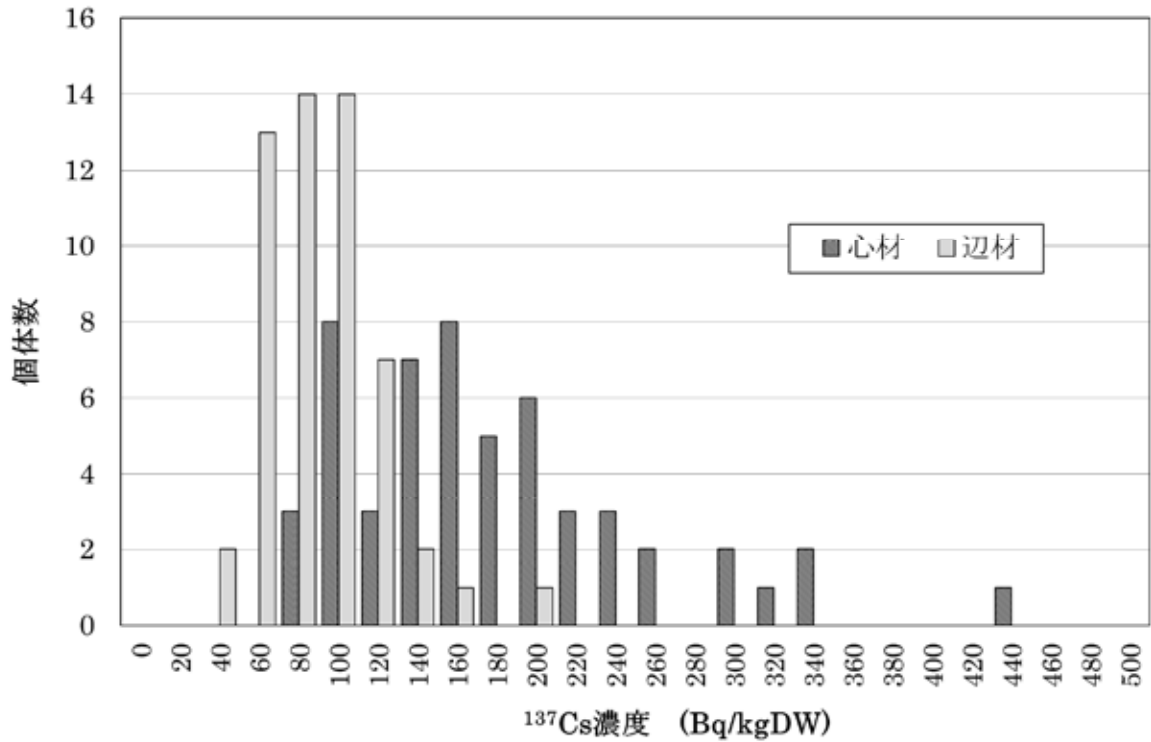


図-7 二本松調査地における辺材と心材の¹³⁷Cs濃度のヒストグラム

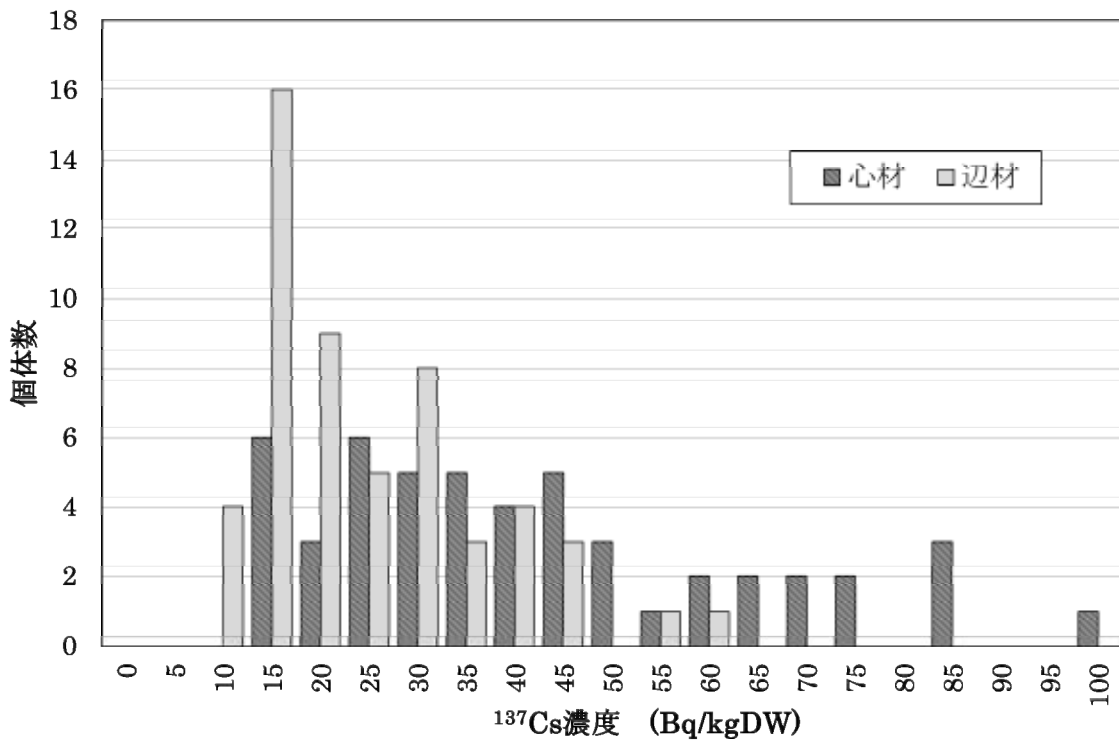


図-8 埴調査地における辺材と心材の¹³⁷Cs濃度のヒストグラム

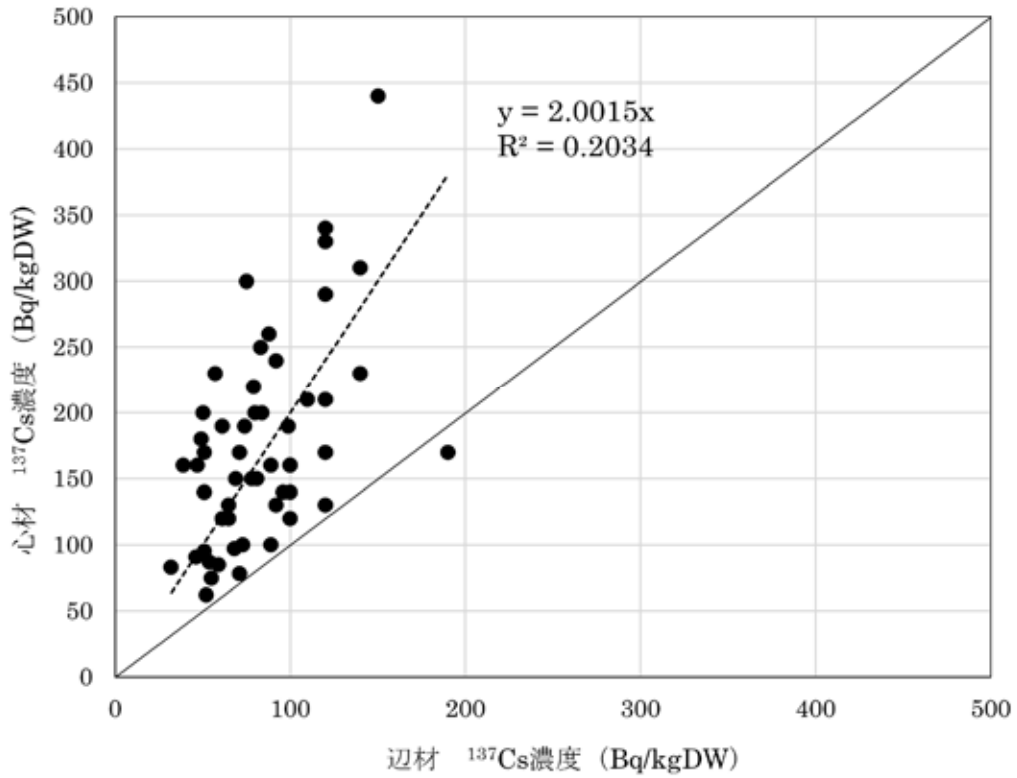


図-9 二本松調査地における辺材と心材の¹³⁷Cs濃度の関係性

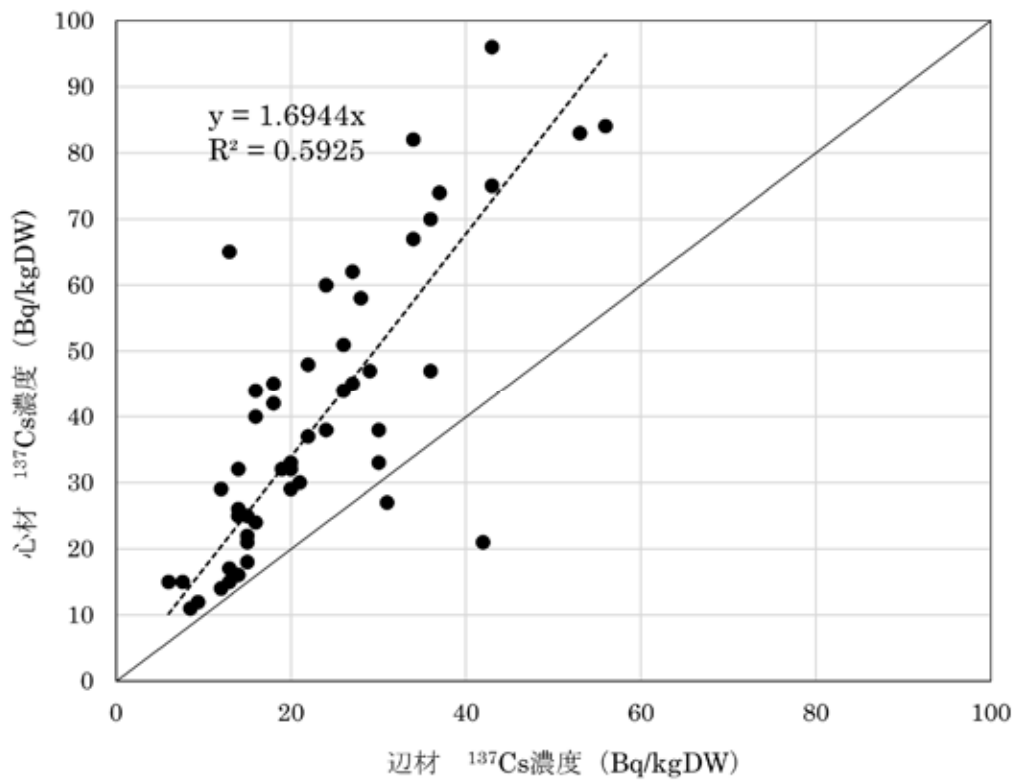


図-10 埴調査地における辺材と心材の¹³⁷Cs濃度の関係性

IV スギ材部の ^{137}Cs 濃度の推移

1 調査地及び調査方法

県内の4つの森林で調査を実施した。調査地の概要を表-3に示す。空間線量率はSite-Aが最も低く、Site-B<Site-C<Site-Dの順に高かった。各調査地に調査対象とする立木(以下「標準木」)を3~6本設定した。標準木の概要を表-4に示す。標準木の地上高約1.2mの高さにおける直径は平均値33cm(最大値-最小値:20-42cm)であり、多くが用材として利用可能なサイズであった。

標準木からの材の採取には成長錐を用いた(図-11)。成長錐とは一般的には樹木の林齢や成長量を測定するために用いられる器具である。成長錐を利用することで対象とする立木から複数年にわたり継続して材を採取することが可能となる。成長錐を用いた調査について筆者らは既にスギ等の材部のCs濃度の推移を報告している⁵⁾。



図-11 成長錐を用いた立木からの材の採取状況(左図)と、採取したサンプル(右)

2012年から2017年まで年1回のサンプリングを行った。ただし、Site-Bの2015年、Site-DのYM-3の2012年についてはサンプリングを実施していない。サンプリング時期は基本的に夏期(7~9月)としたが、一部10月あるいは12月に行った。

サンプリング方法は以下のとおりとした。まずの標準木の地表面から約0.8~1.2mの高さで、10×10cmの範囲で形成層面を境としてノミを利用して樹皮を剥皮した。剥皮後の材面に付着した樹皮等を拭きとった後、成長錐(内径10mmまたは12mm、長さ30cm)を髓心位置まで貫入し、髓心から形成層面までの円柱形の材を1~2本採取した。各年の採取位置は互いの影響を少なくするため、上下あるいは左右に10cm以上離すこととした。採取後の穴はバルサ丸棒で塞ぐことで雨水等の流入を防ぎ、また剥皮面には腐朽を防止する目的で耐水及び殺菌効果のあるトップジンMペースト((株)日本曹達)を塗布した。

採取した材サンプルは室内に持ち帰り、放射性Cs濃度が高いと考えられる形成層面の影響を排除するために、形成層面を含む辺材を約1mm幅で切断除去し、さらにコンプレッサーを用いて付着物を除去した。その後、辺材と心材別に切断し、ハサミを用いて1mm角に粉砕した。辺材と心材の間に存在する移行材は辺材に含めることとした。

粉砕後、105℃で24時間乾燥させて全乾状態として、U8型あるいはU9型容器に密封

して Ge 半導体検出器 (CANBERRA : GC2518) を用いて、20,000 ~ 230,000 秒で乾燥重量あたりの ^{137}Cs 濃度を測定した ^{137}Cs 濃度はすべて 2011 年 3 月 15 日時点に減衰補正した。

表 - 3 調査地の特徴

調査地	空間線量率* ¹ ($\mu\text{ Sv/h}$)	位置 (緯度経度)	
Site-A	0.69	37.384572N	140.244101E
Site-B	0.82	37.358304N	140.344457E
Site-C	1.60	37.59441N	140.625172E
Site-D	4.70	37.592029N	140.708116E

注 1) 第 3 次航空機モニタリングによる測定値。空間線量率は 2011 年 7 月 2 日に減衰補正。

表 - 4 各調査地の標準木の特徴と採取年月

調査地	標準木	直径* ¹ (cm)	採取年月 (年/月)
Site-A	DS-1	31	2012/8, 2013/9, 2014/7,
	DS-2	34	2016/7, 2017/7
	DS-3	36	
Site-B	SS-1	40	2012/8, 2013/9, 2014/7,
	SS-2	30	2015/10, 2016/7, 2017/7
	SS-3	21	
	SS-5	36	
	SS-6	35	
	SS-7	39	
Site-C	TS-1	27	2012/12, 2013/8,
	TS-2	26	2014/8, 2015/7,
	TS-3	20	2016/7, 2017/8
Site-D	YS-1	41	2012/8, , 2014/8,
	YS-3	36	2015/8, 2017/8
	YS-5	42	2013/10, 2014/10, 2015/8, 2016/7, 2017/8

注 1) 地上高 1.2m の高さにおける直径

2 結果及び考察

各サイトの調査結果を図-12に示す。

Site-Aの辺材の ^{137}Cs 濃度は、3本すべての標準木が2012年から2013年にかけて増加したが、2013年から2016年にかけてはそれぞれ傾向が異なり、その後3本ともに2016年から2017年に減少していた。心材では2012年に ^{137}Cs が検出されたのは1本のみでその他の標準木は検出下限値(約10 Bq/kg)であり、その後は3本ともに増加傾向にあった。このことから、2012年から2017年にかけて増加傾向にあったと言える。

Site-Bの辺材の ^{137}Cs 濃度は標準木6本中4本が2012年から2013年に減少し、その4本は2014年にかけて増加した。さらにほとんどの標準木が2015年から2016年に減少する傾向にあった。2016年から2017年には傾向が標準木によって異なり、3本では増加、他の3本では2017年が検出下限値(約10 Bq/kg)以下で減少傾向であった。心材の ^{137}Cs 濃度は2012年にはすべての標準木が検出下限値(約10 Bq/kg)以下であったことから、2012年から2013年には増加傾向であり、その後は増加あるいは横ばいの傾向といえる。

Site-Cの辺材の ^{137}Cs 濃度は標準木3本とも2012年より減少傾向にあり、2014年あるいは2015年頃からほぼ横ばいで推移していた。一方、心材の ^{137}Cs 濃度について1本は2012年からほぼ横ばいか若干減少傾向にあり、その他の2個体は2013年あるいは2014年まで増加後ほぼ横ばいの傾向にあった。

Site-Dの辺材の ^{137}Cs 濃度は、2012年から調査を開始した2本と2013年から開始した1本が減少傾向にあり、2015年以降はほぼ横ばいで推移していた。心材の ^{137}Cs 濃度は、2012年から調査を開始した2本とも2017年まで増加傾向にあり、2013年から調査を開始した残りの1本は減少の傾向にあった。

以上の結果を辺材と心材別にまとめると以下の通りとなる。まず辺材の ^{137}Cs 濃度の推移は調査地によって傾向が異なり、空間線量率が比較的高いSite-CとDでは明らかな減少傾向が認められたが、空間線量率が比較的低いSite-AとBではそのような傾向は認められなかった。次に心材であるが、すべての調査地ともにほぼ似た傾向にあり、Site-Cで若干減少傾向にある1本以外は増加傾向かあるいは横ばいの傾向にあるといえる。

一部例外はあるもののほとんどの標準木に共通する傾向として、調査最終年の2017年には心材の ^{137}Cs 濃度が辺材濃度を上回っていたことが挙げられる。一方調査開始となる2012年についてはほとんどの標準木で心材の ^{137}Cs 濃度が辺材濃度より低いかあるいは同程度であった。また多くの標準木で辺材の ^{137}Cs 濃度には減少時期が、心材では増加時期があった。以上の結果から、辺材の ^{137}Cs 濃度が減少し、心材では増加することで、 ^{137}Cs 濃度の関係は辺材>心材の関係から心材>辺材の関係に2012年から2017年にかけて推移したとすることができる。このことから事故後初期の段階で辺材に多く含まれていた ^{137}Cs が年々心材へと移動したことが推察された。

なお、辺材の ^{137}Cs 濃度の推移が、Site-A,-BとSite-C,-Dで大きく異なっていた原因は明確ではない。考えられる原因の一つは測定精度の問題である。Site-A,-Bの ^{137}Cs 濃度はSite-C,-Dに比べて値の年次変動や個体差も大きかったが、その濃度は60 Bq/kg未満とSite-C,-Dに比べて低濃度であった。今回の測定では濃度レベルに応じて測定時間を調整し、測定誤差は測定値の±10%以下としている。しかし、濃度が低い場合には測定誤差は大

きい傾向にあった。このことから、成長錐を用いた調査では採取できるサンプル量が非常に少ないため、精度の高い測定を行うためには材の ^{137}Cs 濃度ができるだけ高い地域で調査を実施することが望ましいと考えられる。

他の可能性としては、樹木内部への ^{137}Cs 移行経路の違いが考えられる。 ^{137}Cs が樹皮面や葉面から吸収されるとすれば、樹木内部への ^{137}Cs 移行量はフォールアウト初期に大きく、その後少なくなると考えられる。一方、 ^{137}Cs が根から吸収されるとすれば、地表面の ^{137}Cs が分解され吸収根のある土壌深度に達した時期に ^{137}Cs 移行量が高まることが予想される。つまり移行経路によって材部の ^{137}Cs 濃度の推移が異なると考えられる。このことから、Site-A,-B と Site-C,-D の材部の ^{137}Cs 濃度の推移の違いが、移行経路の違いに起因している可能性もあることから、測定精度との関連性も含め、今後さらなる検討が必要である。

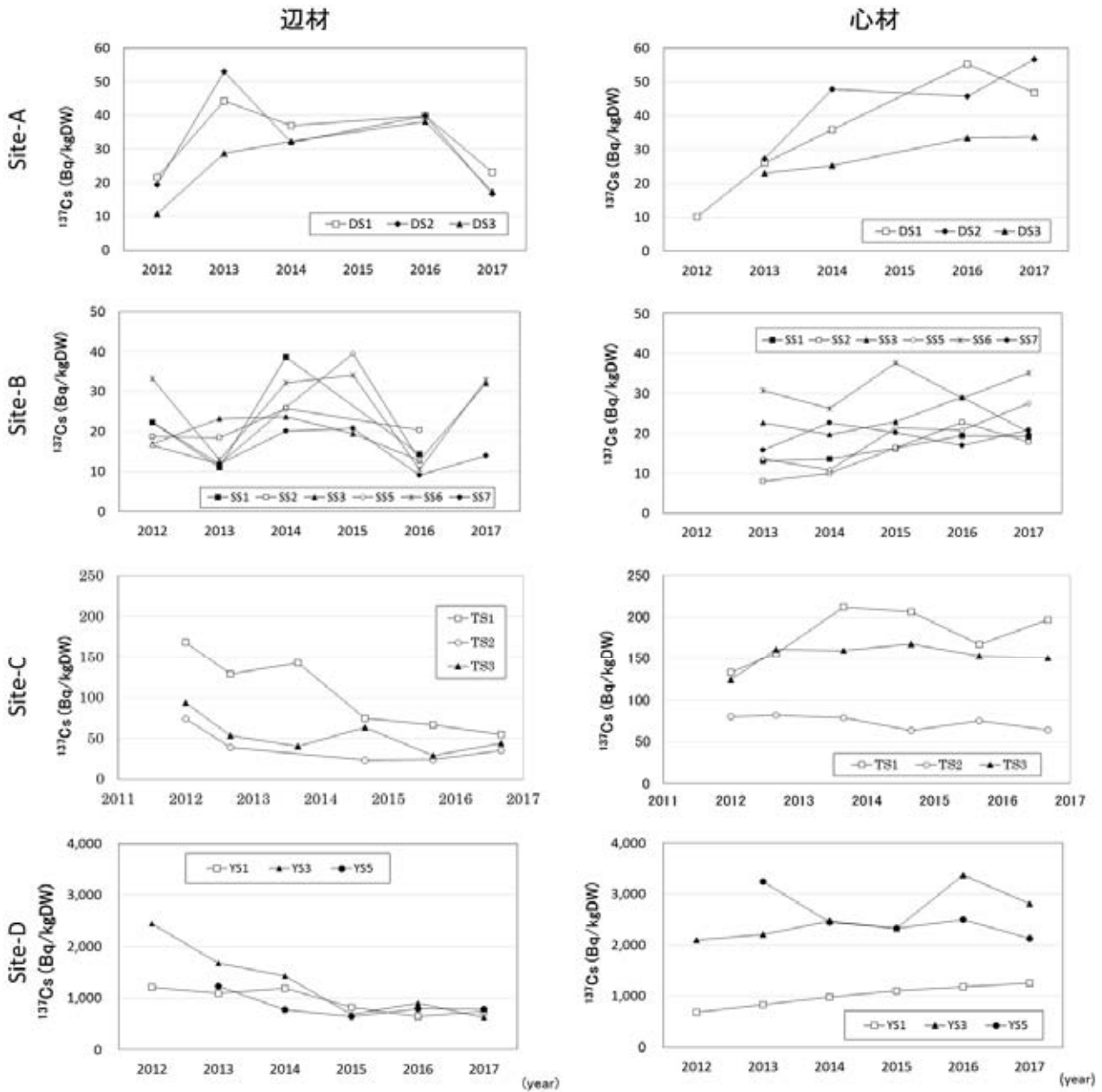


図-12 Site-A~D における 2012 年から 2017 年にかけてのスギの心材および辺材の ^{137}Cs 濃度の推移。

注 1) 測定値が検出下限値の場合には凡例を表示していない。ただし、その前後年で検出されている場合には前後年の凡例を実線で結んだ。

V おわりに

福島第一原子力発電所事故由来の放射性 Cs により汚染されたスギを安全に利用するためには製材時に廃棄物となる汚染された樹皮と、木材として利用する材部の汚染状況の把握が課題となっている。そこでスギの樹皮と材部のそれぞれの課題について対応するため、以下の研究を実施した。

まず、スギ樹皮の放射性 Cs 濃度を現地で簡易的に推定する方法を検討した。その結果、野外において樹皮表面の β 線を GM 管式サーベイメータで測定することで、樹皮放射性 Cs 濃度を推定できることが確認された。この結果から、伐採時のスクリーニング等に本手法を利用することが可能と考えられた。本手法により高濃度に汚染された樹皮を含む樹木、あるいは林分を予め特定することで、製材廃棄物の樹皮の汚染低減化につながることを期待される。本手法はスギに適応したものであるが、ヒノキやアカマツといった他の樹種についても同様の調査を実施することで応用できると考えられる。

次に、スギ材部の汚染状況に関しては、同一森林におけるスギ材部の放射性 Cs 濃度のばらつきを調査した。これらのデータは森林内の汚染状況を把握する上で必要となる“個体差”を初めて明らかにしたものあり、今後各種モニタリングや研究の基礎データとして利用できると考えられる。

また、個体差を排除して材部の ^{137}Cs 濃度の正確な推移を把握するために、成長錐を用いて同一木から継続してサンプリングする方法を試みた。本手法により樹木材部の ^{137}Cs 濃度の推移を把握することができた。樹木汚染に関するモニタリングは今後数十年オーダーで続ける必要がある。しかし、伐倒を伴う調査では膨大な調査面積が必要となる問題があり、多地点での調査が難しい。このことから標準木から成長錐をもちいて材を採取する本手法は長期的モニタリングを行う上で非常に有効と考えられる。

VI 引用文献

- 1) 原子力規制委員会. “福島県及びその近隣県における航空機モニタリング (平成 23 年 5 月 31 日～7 月 2 日測定)”. <http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/362/list-1.html>, (参照 2018_03_20).
- 2) 農林水産省. “原子力発電所事故を踏まえた家畜用の敷料の取り扱いについて (平成 23 年 8 月 23 日)”. http://www.maff.go.jp/j/press/seisan/c_sinko/110823.html, (参照 2018_03_20).
- 3) 小川秀樹、伊藤博久、村上香ら(2016) 燃焼処理システムによる木質系汚染排気物の安全処理試験. 福島県林業研究センター研究報 48. <http://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/157778.pdf>, (参照 2018_03_20).
- 4) Ogawa, H., Hirano, Y., Igei, S., et al. (2016) Changes in the distribution of rad iocesium in the wood of Japanese cedar trees from 2011 to 2013. *Journal of Environmental Radioactivity* (161):51-57.
- 5) 小川秀樹、櫻井哲史、吉田博久, 2016. 成長錐を利用したスギ樹皮内部の放射性 Cs 濃度の推移調査. *Proceedings of the 17th Workshop on Environmental Radioactivity*, 77-82.
- 6) 林野庁. “森林内の放射性物質の分布状況調査結果について (2014)”. http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/ken_sidou/140401.html. (参照 2018_03_20).
- 7) 櫻井哲史、小川秀樹、吉田博久 (2017) 同一スギ林分におけるスギ材部の Cs 濃度の

個体差とその要因. Proceedings of the 18th Workshop on Environmental Radioactivity: 133-138.

(付録)

GM 管式サーベイメータを利用した樹皮放射性 Cs 濃度の簡易推定手順

本資料は樹皮放射性 Cs 濃度を GM 管式サーベイメータによって簡易的に推定するための手順を記載したものである。本手法は NaI 検出器や Ge 半導体検出器による放射性 Cs 濃度の測定に変わるものではなく、スクリーニングレベルの利用を想定している



写真 野外における GM 管式サーベイメータ (RadEye-B20) を用いた測定状況 (左: 正面、右: 側面)

<測定の手順> (写真参照)

① バックグラウンド (BG) 計数率の測定 (γ 線)

樹皮と検出器の間に 10 mm の穴無しアクリル板を入れて計数率を測定 (30 秒間隔で 3 回測定して平均)。

② 総計数率の測定 ($\beta + \gamma$ 線)

樹皮と検出器の間に検出窓部分をくりぬいた 10 mm の穴有りアクリル板を挿入して計数率を測定 (30 秒間隔で 3 回測定して平均)。

③ 純計数率の算出 (β 線)

総計数率 (②) から BG 計数率 (①) を差し引いて算出。

④ 純計数率から樹皮放射性 Cs 濃度の推定

裏面のグラフを参考として放射性 Cs 濃度を推定する。

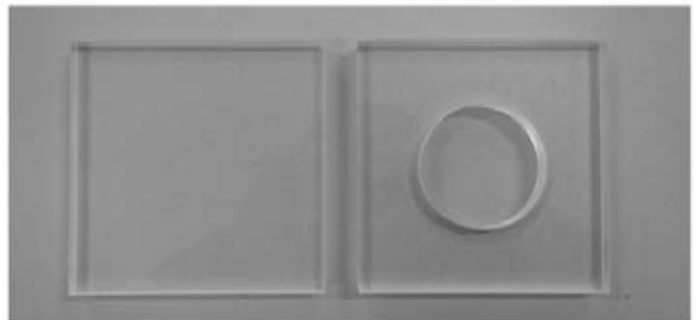


写真 左: 穴無しアクリル板、
右: 穴ありアクリル板

<留意事項>

- (1) 放射性 Cs 濃度が 6,400Bq/kg (気乾重量) となるのは純計数率が 91cpm となるが、関係性にはバラツキが含まれることからあくまで目安となる。
- (2) 樹皮の放射性 Cs 濃度は同一木でもバラツキがあることから、1 立木を方位別で測定することでより精度の高い推定が可能となる。
また、樹皮の放射性 Cs 濃度には個体間のバラツキもあることから、できる限り多くの立木で測定を行うことが望ましい。
- (3) 樹皮表面が濡れている場合には、水分によって β 線が遮蔽され純計数率が低くなる可能性がある。また、樹皮表面に地衣類やコケ等が付着している箇所には本手法は適応できない。
- (4) 一般的に利用されている ALOKA 社 TGS-146B も利用可能であり、その場合は当該機種で 116 cpm が 6,400Bq/kg の目安となる (相関式 $y=1.28x$, y : TGS-146B, x : RadEye)。

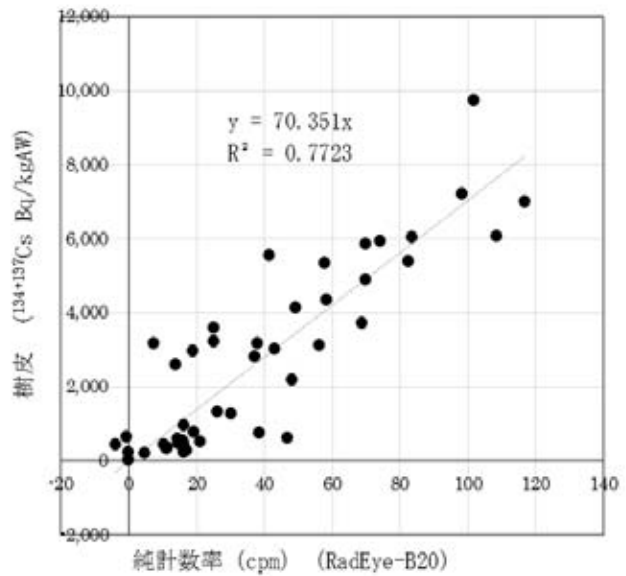


図 純計数率と樹皮放射性 Cs 濃度の関係性

(測定野帳)

測定箇所	①BG (穴無し) γ 線				②総計数 (穴有り) $\beta + \gamma$ 線				③ 純計数率 β 線 (B-A)
	1回目	2回目	3回目	平均値 (A)	1回目	2回目	3回目	平均値 (B)	