

きのこ原木生産に資するためのコナラ立木汚染状況調査

小川秀樹、櫻井哲史^{*}、吉田博久^{*}

目 次

要旨	
I はじめに	2 2
II 調査地及び調査方法	2 2
III 結果及び考察	2 4
IV おわりに	3 0
V 引用文献	3 1

要 旨

原発事故により汚染されたコナラ立木をきのこ用原木として安全に利用するため、福島県内の2カ所のコナラ林において2016年と2017年にそれぞれ16本と15本のコナラを伐倒し、各部位（外樹皮、内樹皮、辺材、心材）の汚染状況を調査した。その結果、両調査地とも各部位のうち外樹皮の ^{137}Cs 濃度が最も高く、ついで内樹皮>辺材>心材の順に ^{137}Cs 濃度が低くなる傾向が見られた。この結果から事故後5、6年経過した後も外樹皮の表面にはフォールアウト時に付着した ^{137}Cs が残存していると考えられた。

一方、円盤に含まれる総 ^{137}Cs 量を100とした場合の各部位への ^{137}Cs 分布割合は両調査地で異なっていた。2016年の調査地では外樹皮の ^{137}Cs 分布割合は約7割であったが、2017年の調査地では外樹皮の ^{137}Cs 分布割合は約2割で、辺材では約5割であった。2016年の調査地では胸高直径が大きい立木ほどそこから得られる円盤の ^{137}Cs 濃度は低い傾向が見られたが、これは事故後の肥大成長により外樹皮の ^{137}Cs 濃度が低下した為と考えられた。一方、外樹皮の ^{137}Cs 分布割合が2割の2017年の調査地ではそのような傾向は見られなかった。このことから、胸高直径を目安として選木することで、より低濃度のきのこ用原木を生産できる可能性はあるものの、そのためには外樹皮の ^{137}Cs 分布割合の確認が必要と考えられた。

キーワード：きのこ原木、コナラ、セシウム

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 汚染軽減原木生産に関する研究（平成27～29年度）

本論文の一部は「第18回「環境放射能」研究会」で口頭発表を行っている。

I はじめに

福島県内では原木シイタケ栽培に利用するための原木生産が盛んで、原発事故直前の2010年には県内利用は約21千m³、県外出荷は約27千m³で全国1位であった²⁾。しかし、2011年3月の東京電力福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の大気拡散により森林が広く汚染されたことから³⁾、林産物の利用等には放射性Cs濃度に関する指標値等が設けられることとなった。特にきのこ用原木の指標値が50 Bq/kgに定められたことから⁸⁾、県内の広い地域では原木生産が困難な状況になっている。

樹木の初期汚染状況については様々な調査が実施されており、内部汚染よりも葉や樹皮表面の外部汚染が大きいことが報告されている¹⁾⁴⁾⁵⁾。これは事故直後のフォールアウト時の放射性物質により樹木表面が汚染されたためであった。県内ではきのこ用原木としてコナラ (*Quercus serrata*) が利用されてきた。2012年時点ではコナラ立木の放射性Cs分布割合の約9割を樹皮が占めていることが事例的に報告されているが⁷⁾、その後4、5年経過していることから汚染分布状況も変化していることが予想される。

きのこ用原木生産の現場では、汚染されたコナラ立木がきのこ用原木として利用できるのか、あるいは他の用途に利用するかの判断に迫られている。適切な判断を行うためには、まずコナラ立木の汚染の現状を把握する必要がある。得られたデータを利用することで、コナラ立木をきのこ用原木だけではなく、菌床、チップ等への活用が検討できる可能性がある。

II 調査地及び調査方法

調査は福島県内の2カ所のコナラ林(調査地A, B)で実施した。両調査地の福島県内における位置図を図-1に示す。また両調査地の概要を表-1に示す。調査地の空間線量率はそれぞれ1.20 μSv/h(調査地A)、0.26 μSv/h(調査地B)であり、調査地Aの方が調査地Bよりも汚染レベルは高かった。調査地Aのコナラ林は株立ちであったが、調査地Bのコナラ林はほぼ1本立ちであった(図-2)。



図-1 位置図

表-1 調査地の特徴

	空間線量率 ^{注1)}	距離 ^{注2)}	位置	
	($\mu\text{Sv/h}$)	(km)	(緯度経度)	
調査地 A	1.20	48	37.7746994095N	140.7231935603E
調査地 B	0.26	69	36.9294949029N	140.5647210358E

注1) 第3次航空機モニタリング測定値。値は2011年7月2日に減衰補正

注2) 東京電力福島第一原子力発電所からの距離



図-2 林内の状況（調査地 A（左）、調査地 B（右））

2016年8月に調査地 A において16本、2017年9月に調査地 B において15本のコナラ立木を調査木とした。なお、調査木は各調査地の比較的狭い範囲から集中して選定した。地上高1.2mで胸高直径を測定後、伐倒して全長を計測し、1立木の上中下段3段階の高さで、厚さ約5~10cmの円盤を採取した（図-3）。各段の高さは地表面を基準とし、上段は全長の8割、中段は全長の5割、下段は地上高1mとした。

採取した円盤試料は室内で年輪を数えた後、円盤の髓心をとる直線にそって2方位で直径を測定し、その平均値を円盤直径とした。さらに外樹皮部、内樹皮部、辺材部、心材部の各部位に以下により区分した。まず、樹皮部を形成層面から剥離した。続いて樹皮部を外樹皮部と内樹皮部に、材部を辺材部と心材部に、色調や組織上の差異を目視で確認しながら分離した。なお、以上の手法によって採取した各部位を本研究ではそれぞれ、「外樹皮」、「内樹皮」、「辺材」、「心材」とした。それぞれを粉碎後に105°Cで24~48時間乾燥して全乾とするか、あるいは2ヶ月程度室温で保管して気乾状態とし、各部位の重量を測定した。その値を元に円盤全体の重量を100とした場合の各部位の重量割合(%)を算出した。その後、試料をU8容器あるいはV9容器に詰めてGe半導体検出器により ^{137}Cs 濃度(Bq/kg)を求めた。気乾で測定した場合には気乾含水率により乾燥重量あたりの ^{137}Cs 濃度に換算した。また重量割合と ^{137}Cs 濃度を元に、円盤全体に含まれる全 ^{137}Cs 量を100とした場合の各部位への ^{137}Cs 分布割合(%)（以下 ^{137}Cs 分布割合）を算出した。さらに、各部位の ^{137}Cs 濃度を重量案分して円盤全体の ^{137}Cs 濃度を求めた。



図－3 採取した円盤

Ⅲ 結果及び考察

1 調査地 A および B における部位別の重量割合について

両調査地における調査対象木の樹高の平均値、下段円盤の年輪数と直径の平均値を表－2に示す。樹高は調査地 A に比べて調査地 B が高いものの、直径は両者ともほぼ等しく 10 cm 程度であった。一般に施設用シイタケ原木としての適寸が直径 10cm 前後といわれていることから⁶⁾、下段の円盤はシイタケ原木として利用可能なサイズといえる。中段や上段では直径が下段より小さくなることから、適寸より小さいサイズもしくは不適當なサイズと考えられる。両調査地における下段円盤の年輪数の平均値は調査地 A で 25.4 年、調査地 B で 34.2 年であり、またそれぞれの最低値は 20 年と 31 年であった。下段の年輪数はその立木の生育年数を概ね示していることから、2011 年の原発事故時には全ての立木は生育していたことがわかった。また中上段については 2016 年に調査した調査地 A で採取した円盤の最低年輪数は 7 年であり事故時にはすべての円盤が存在していた。2017 年に調査した調査地 B の最低年輪数は 6 年輪 (n=2) であり、2 個体は事故後に成長した円盤であったが、それ以外 (n=43) は事故前から存在していた。以上の結果から、今回採取した円盤のほとんどが事故時に存在し、直接フォールアウトを受けたと考えられる。

表－2 調査木の概要

調査地	樹高(m)	下段の円盤直径(cm)	下段の年輪数(n)
調査地 A	11.5±1.8	11.1±3.1	25.4±2.3
調査地 B	14.2±2.6	10.5±2.5	34.2±1.5

(平均値±標準偏差)

両調査地で採取した円盤の部位別の重量割合(%)を図-4に示す。部位別の重量割合は両調査地でほぼ同様の傾向で、外樹皮に1割弱、内樹皮と心材に約1割、辺材に約7割であった。心材では標準偏差が大きかったが、これは円盤直径が小さいと心材が形成されていない場合があるためであった。今回の調査では円盤直径の最小値が1.8cm、最大値が20.7cmと開きがあったが、心材以外の重量割合には大きなバラツキが無かった。

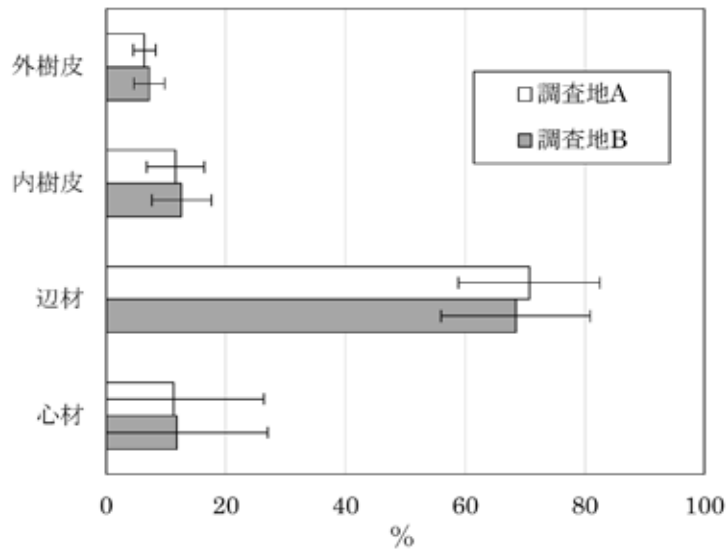


図-4 部位別の重量割合

両調査地における部位別の¹³⁷Cs濃度を図-5に示す。その結果、どの部位の¹³⁷Cs濃度も調査地Bにくらべて調査地Aが高い傾向にあった。これは調査地Aの空間線量率が調査地Bに比べて高いことから、両地域の汚染度の違いが影響したと考えられる。また、どちらの調査地においても外樹皮の¹³⁷Cs濃度が最も高く、内樹皮>辺材>心材の順に¹³⁷Cs濃度が低くなる傾向が見られた。外樹皮の¹³⁷Cs濃度が高い原因は、フォールアウト時に直接樹皮に付着した¹³⁷Csが、事故後5、6年経過した後も未だ樹皮表面に残存しているためと考えられた。

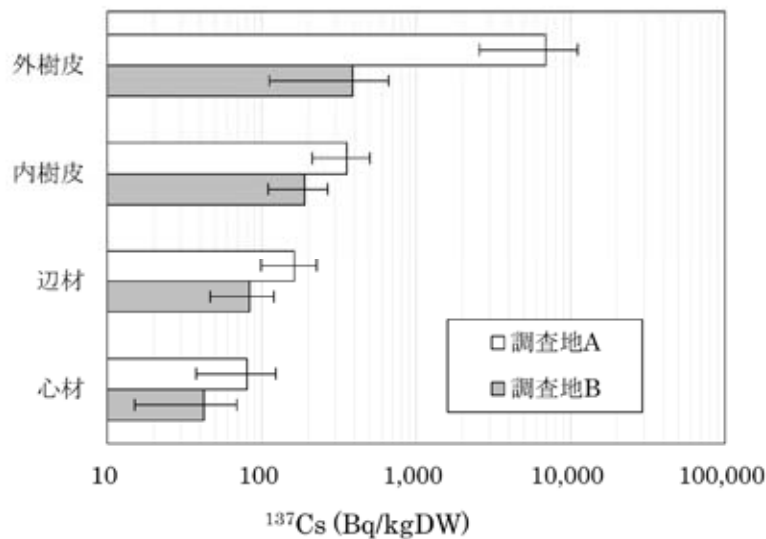


図-5 部位別の ^{137}Cs 濃度

2 調査地 A におけるコナラ立木の汚染状況について

調査地 A の部位別の ^{137}Cs 分布割合の結果を図-6 に示す。その結果、円盤に含まれる全 ^{137}Cs 量のうち、外樹皮に約 7 割が分布していた。 ^{137}Cs 分布割合は部位毎に ^{137}Cs 濃度比と重量割合を掛けることで算出される。外樹皮の重量割合は円盤全体の 1 割弱しか無いものの(図-4)、外樹皮の ^{137}Cs 濃度が内樹皮、辺材、心材より極端に高いため(図-5)、結果的に外樹皮の ^{137}Cs 分布割合の多くを占める結果となった。初期のコナラの ^{137}Cs 分布割合についての既報は少ないが、Ohashi et al. (2014) は 2012 年のコナラでは外樹皮に約 9 割の ^{137}Cs が分布していることを事例的に報告している¹⁾。つまり調査地 A では事故から 5 年経過しても外樹皮表面には多くの ^{137}Cs が存在しつづけていることを示している。

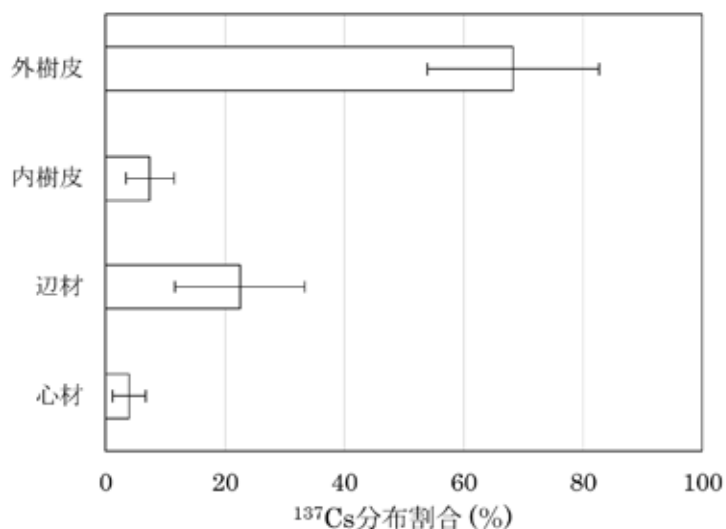


図-6 調査地 A における部位別の ^{137}Cs 分布割合

外樹皮に含まれる ^{137}Cs がその表面に付着した ^{137}Cs が主であると仮定すれば、外樹皮の剥離等によって外樹皮の ^{137}Cs 濃度は長期的には低下することが見込まれる。また調査地 A で見られたように円盤に含まれる ^{137}Cs のほとんどが外樹皮表面に存在するとすれば、外樹皮の ^{137}Cs 濃度低下により円盤全体の ^{137}Cs 濃度も低下することが予想される。

また樹木は年々肥大成長を続けることから、事故時に比べて樹皮表面積は大きくなり、その結果面積あたりの ^{137}Cs 量は事故時に比べて低下することが予想される。そこで、2011年から2016年までの肥大成長率をそれぞれの半径の比で表した。髓心から2011年時の年輪までの距離(R1)、髓心から伐採時の最外年輪までの距離(R2)をそれぞれ測定し、肥大成長率を $R2/R1$ で算出した。肥大成長率と外樹皮 ^{137}Cs 濃度の関係を図-7に示す。その結果、肥大成長率が大きかった円盤ほど、外樹皮の ^{137}Cs 濃度は低い傾向が見られた。このことから外樹皮 ^{137}Cs 濃度の低下要因の1つとして肥大成長率に伴う樹皮表面積の増加があることが明らかとなった。

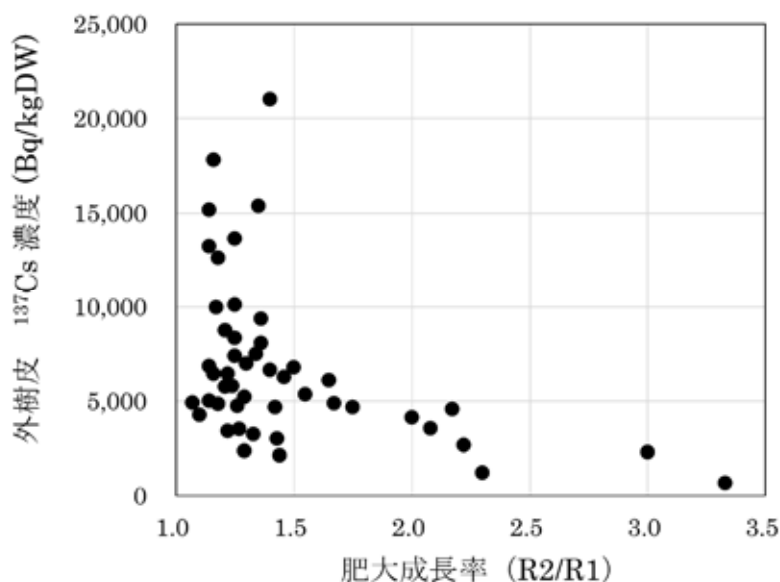
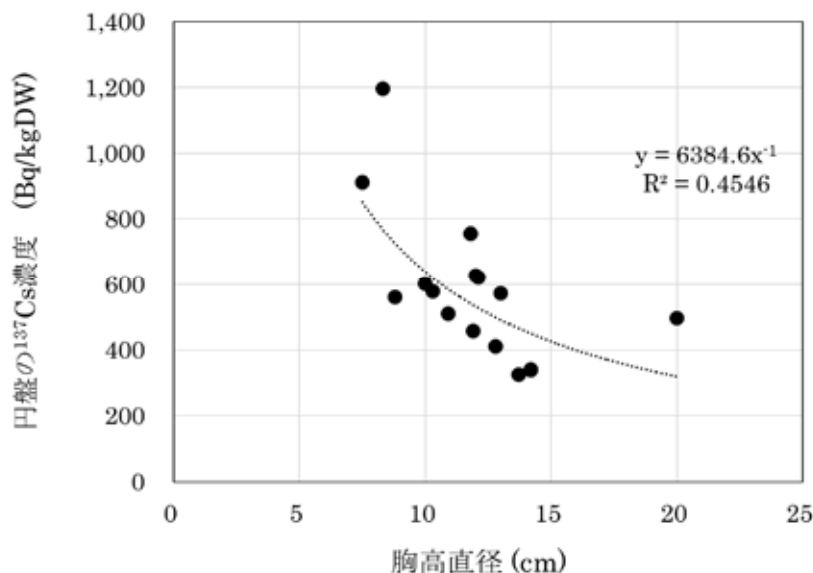


図-7 調査地 A の外樹皮 ^{137}Cs 濃度と肥大成長率の関係

肥大成長率の高い立木ほど外樹皮の ^{137}Cs 濃度が低くなるのであれば、萌芽更新等によって同じ時期に成立した同一林齢の林分では、立木の胸高直径が大きいほど ^{137}Cs 濃度が低くなる傾向があると仮定できる。なぜならば、胸高直径が大きい立木ほどその林分では肥大成長が盛んであると考えられるためである。調査地 A の林齢は若干のバラツキはあるものの、ほぼ同程度の林齢であった(表-2)。調査地 A の胸高直径と円盤の ^{137}Cs 濃度の関係を図-8に示す。なお、円盤の ^{137}Cs 濃度は上中下段の ^{137}Cs 濃度の平均値とした。その結果、胸高直径が大きくなるほど円盤 ^{137}Cs 濃度が低くなる傾向が見られた(図-8)。

この結果は、立木段階でそこから得られる原木の ^{137}Cs 濃度の林分内における大小関係を推定できることを示している。胸高直径が小さいほど原木の ^{137}Cs 濃度が林分内では相対的に高い関係があるとすれば、例えば現場レベルでの利用を考えると、林分の利用可否

を判断するためのモニタリング調査用立木の選木においては、より胸高直径の小さい立木を選木することで、より安全なモニタリングが実施できると考えられる。



図－8 調査地 A における胸高直径と円盤 ¹³⁷Cs 濃度の関係

3 調査地 B におけるコナラ立木の汚染状況について

調査地 B の部位別の ¹³⁷Cs 分布割合を図－9 に示す。その結果、調査地 B の部位別 ¹³⁷Cs 分布割合は調査地 A とは大きく異なっていた。外樹皮の ¹³⁷Cs 分布割合は約 2 割程度であり、一方、辺材の ¹³⁷Cs 分布割合が約 5 割と大きく、円盤に含まれる ¹³⁷Cs の半分が辺材に分布していた。前述のとおり ¹³⁷Cs 分布割合は部位別の重量割合に Cs 濃度比を掛けることで算出される。重量割合については両調査地で大きな違いは無かった (図－4)。両調査地の部位間の ¹³⁷Cs 濃度比を図－10 に示す。内樹皮の ¹³⁷Cs 濃度を基準 (= 1) とし、それに対する比率で各部位の ¹³⁷Cs 濃度を表した。その結果、内樹皮、辺材、心材間の比率については両調査地でほぼ一致していた。一方、外樹皮の比率は両調査地で大きく異なり、調査地 A は調査地 B に比べると非常に高い値をとっていた。このことから、¹³⁷Cs 分布割合が両調査地で異なった原因は、内樹皮、辺材、心材の ¹³⁷Cs 濃度に対する外樹皮の ¹³⁷Cs 濃度の違いに起因していると考えられた。なお、両調査地においてこの違いが生じた原因は今回の調査では不明であった。

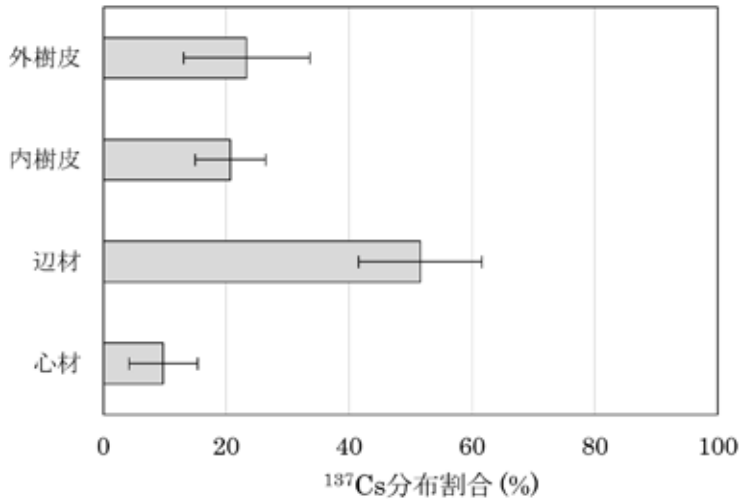


図-9 調査地 B における部位別の ^{137}Cs 分布割合

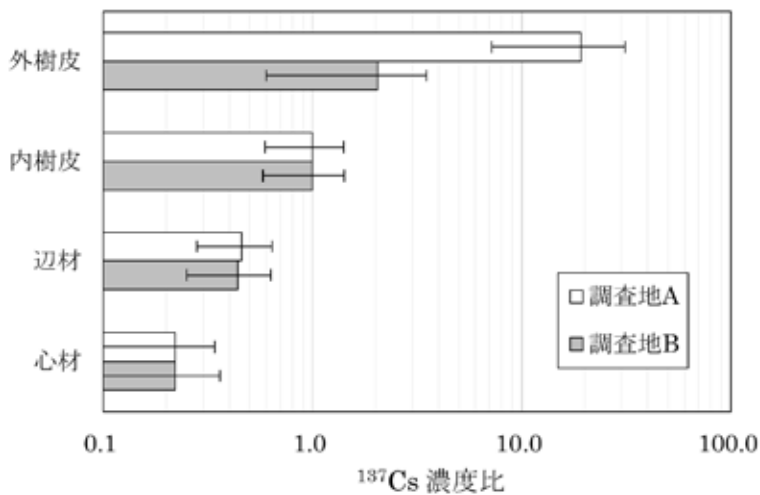


図-10 部位別の ^{137}Cs 濃度比
注) 内樹皮を 1 とする

調査地 B においても胸高直径と円盤 ^{137}Cs 濃度の関係性を図-11 に示す。その結果、調査地 A でみられたような負の関係性は見られなかった。この原因は調査地 B では外樹皮への ^{137}Cs 分布割合が少なく、肥大成長による外樹皮 ^{137}Cs 濃度の低下効果が円盤全体の ^{137}Cs 濃度に影響しなかったためと考えられる。以上の結果から、同一林齢の林分において原木の ^{137}Cs 濃度の大小関係について胸高直径を利用して推定する手法については、外樹皮への ^{137}Cs 分布割合が少なくとも約 7 割以上ある林分では有効であるものの、外樹皮への ^{137}Cs 分布割合が約 2 割以下の場合には有効ではないことが分かった。

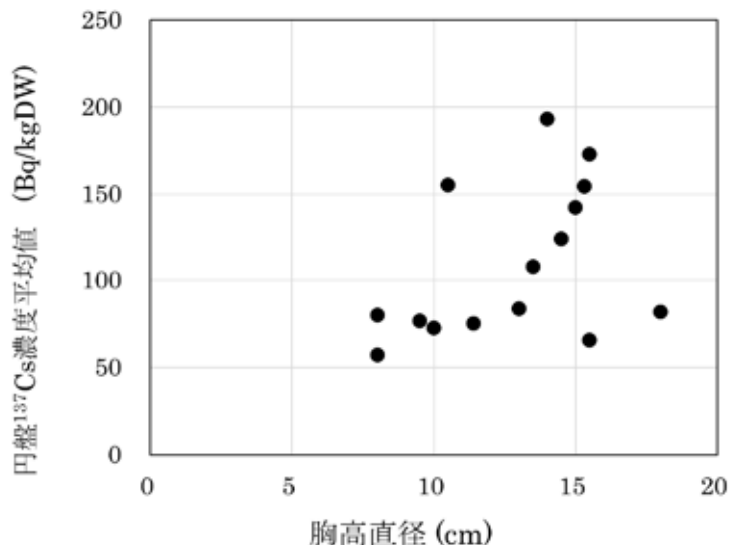


図-1-1 調査地 B における胸高直径と円盤 ¹³⁷Cs 濃度の関係

IV おわりに

¹³⁷Cs によって汚染されたコナラをきのこ用原木として安全に利用するために、福島県内の 2 カ所のコナラ林において 2016 年と 2017 年にそれぞれ 16 本と 15 本の立木を伐倒して汚染状況を調査した。その結果、両調査地ともに内樹皮、辺材、心材に比べて外樹皮の ¹³⁷Cs 濃度が最も高い傾向にあった。このことから、事故から 5、6 年経過した後も樹皮表面にはフォールアウト時に直接付着した ¹³⁷Cs が残留していることが明らかとなった。

一方、部位別の ¹³⁷Cs 量の割合を示す ¹³⁷Cs 分布割合は両調査地で異なり、一方の調査地では外樹皮に約 7 割の ¹³⁷Cs が存在していたものの、もう一方の調査地では外樹皮への ¹³⁷Cs 分布割合は 2 割程度で辺材に約 5 割の ¹³⁷Cs が存在していた。外樹皮の ¹³⁷Cs 分布割合が大きかった調査地では胸高直径が大きいほどその立木から得られる円盤の ¹³⁷Cs 濃度が低い傾向にあった。これは肥大成長が盛んな立木ほど樹皮表面の単位面積あたりの ¹³⁷Cs 量が低下するためと考えられた。一方、辺材の ¹³⁷Cs 分布割合が大きい調査地では、以上のような関係性は見られなかった。この結果から、胸高直径をモニタリング等の選木基準とする場合には、部位別の ¹³⁷Cs 分布割合の確認が必要と考えられた。以上から、¹³⁷Cs によって汚染されたコナラを安全に利用するためには、その部位別の ¹³⁷Cs 濃度だけでなく ¹³⁷Cs 分布割合についても把握が必要であることが示唆された。

ただし部位別の ¹³⁷Cs 分布割合を把握するためには多大な労力が必要となることから、簡易的に推定する手法の確立が望まれる。また、事故当初は外樹皮の ¹³⁷Cs 濃度が高く、その結果 ¹³⁷Cs 分布割合も外樹皮が高い結果となっていたが、今後は外樹皮の ¹³⁷Cs 濃度の低下が見込まれることから、次第に外樹皮の ¹³⁷Cs 分布割合も低下することが予想される。その結果、重量割合の大きい辺材に ¹³⁷Cs 分布割合の中心がシフトすると考えられることから、その状況を見越してコナラ原木の利用方法を今後検討する必要がある。

V 引用文献

- 1) Coppin, F., Hurtevent, P., Loffredo, N., et al. (2016) Radiocaesium partitioning in Japanese cedar forests following the “early” phase of Fukushima fallout redistribution. *Scientific Reports* (6) :37618
- 2) 福島県. “平成 23 年度福島県森林・林業統計書 (平成 22 年度)” . <http://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/36055a/toukeisyo.html> (参照 2018_03_24) .
- 3) 原子力規制委員会. ”2011. 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_24) .
- 4) Komatsu, M., Kaneko, S., Ohashi, S., et al. (2016) Characteristics of initial deposition 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.
- 5) Kuroda, K., Kagawa, A., Tonosaki, M., et al. (2013) Radiocesium concentrations in the bark, sapwood and heartwood of three tree species collected at Fukushima forests half a year after the Fukushima Dai-ichi nuclear accident. *Journal of Environmental Radioactivity* (122):37-42.
- 6) 亦野林 (1970) シイタケの栽培と経営. 誠文堂新光社
- 7) Ohashi, S., Okada, N., Atsushi, T., et al. (2014) Radial and vertical distributions of radiocesium in tree stems of *Pinus densiflora* and *Quercus serrata* 1.5 y after the Fukushima nuclear disaster. *Journal of Environmental Radioactivity*. 134, 54–60
- 8) 林野庁. ”きのこ原木及び菌床用培地の当面の指標値の設定について (平成 23 年 10 月 6 日)”. <http://www.rinya.maff.go.jp/j/tokuyou/shiitake/sihyouti.html>(参照 2018_03_24) .