

コナラ植栽木と萌芽枝における放射性セシウムの動態 Dynamic state of radioactive cesium in young plantings and coppiced shoots of *Quercus serrata*

岩澤勝巳^{*1}・廣瀬可恵^{*1}

Masami IWASAWA^{*1} and Yoshiie HIROSE^{*1}

* 1 千葉県農林総合研究センター森林研究所

Chiba Pref. Agriculture and Forestry Res. Center Forestry Res. Inst., Haniya 1887-1 Sammu-shi 289-1223

要旨：福島第一原子力発電所事故の影響により、千葉県内の一帯のコナラ林では、放射性セシウム濃度が林野庁の定めた指標値より高くなり、シイタケ原木として利用できない事態となっている。そこで、県産原木の安定供給を図るために、放射性セシウム濃度の低い原木林の育成が課題となっている。しかし、コナラ苗木を植栽した場合や切り株の萌芽枝を育成した場合における、放射性セシウムの動態は不明である。そこで、3か所のコナラ林にコナラ3年生苗木を植栽し、7か月後の放射性セシウム濃度を調査した。また、同じ調査地で切り株から発生した萌芽枝の濃度を伐採7～8か月後に調査した。その結果、植栽木の幹・枝の放射性セシウム濃度は、土壤の放射性セシウム濃度が高い調査地で高い傾向が認められ、土壤の放射性セシウム濃度の違いが幹・枝の濃度上昇に影響を与えたと推察された。一方、萌芽枝は植栽木に比べ、3か所ともに濃度が高かった。萌芽枝の濃度は伐採したコナラ林の伐採木の濃度と概ね同じか、それ以上であったことから、切り株からの転流が濃度の主な上昇要因と考えられた。

キーワード：コナラ、放射性セシウム、植栽木、萌芽枝

Abstract: As a result of the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident, radioactive cesium concentrations in some *Quercus serrata* forests in Chiba Prefecture now exceed the index value set by Japan's Forestry Agency. The timber from these forests cannot be used as logs for growing *shiitake* mushrooms. To secure a stable supply of logs from this prefecture it has become important to grow log forests with low radioactive cesium concentrations. However, the dynamic state of radioactive cesium in young planted-out *Quercus serrata* trees or shoots coppiced from stumps is unknown. We therefore planted out 3-year-old *Quercus serrata* trees in three existing *Quercus serrata* forests and after 7 months examined the radioactive cesium concentrations in the young trees. We also tested the radioactive cesium concentrations in coppice shoots from *Quercus serrata* stumps at the same sites after 7 to 8 months. Radioactive cesium concentrations in the trunks and branches of the young planted trees tended to be high in areas where concentrations in the soil were high; differences in soil radioactive cesium concentrations likely affected the rates of concentration increase in the trunks and branches. In contrast, concentrations in the coppice shoots were high at all three study sites. Concentrations in the coppice shoots were generally the same as those in felled *Quercus serrata* or since it was more than it, the commutation from stump was considered to be the main rise factors of concentration.

Keyword: coppice shoot, *Quercus serrata*, radioactive cesium, tree planting

I はじめに

東京電力福島第一原子力発電所事故の影響により、千葉県内の一帯のコナラ林では、コナラの放射性セシウム濃度 (Cs134 と Cs137 の合計値、以下同じ) が林野庁の定めた指標値 (4) より高くなり (2), シイタケ原木として利用できない事態となっている。そこで、県産原木の安定供給を図るために、放射性セシウム濃度の低い原木林の育成が課題となっている。しかし、コナラ苗木を植栽した場合や切り株の萌芽枝を育成した場合における、放射性セシウムの動態は不明である。そこで、汚染程度が異なる県内3か所のコナラ林に植栽したコナラ苗木及

び、切り株から発生した萌芽枝について、放射性セシウム濃度を分析し、その動態を調査した。

II 調査地および調査方法

1. 植栽木の放射性セシウム濃度・存在量 汚染程度が異なる県内3か所のコナラ林A～C (図-1) にコナラ3年生苗木を2013年3月に植栽し (表-1), 植栽7か月後の2013年10月に放射性セシウム濃度を測定するため、根元から上部を採取した。測定数は、3本を合わせて1検体として調査地ごとに3検体ずつとした。放射性セシウム濃度の測定は、幹と枝を合わせたものと葉

に分けて測定した。また、対照として、葉が展開していないかった苗木を植栽せずに幹・枝を根元で切断し、3本を合わせて1検体として3検体を室内保管した（以下、未植栽とする）。さらに、各調査地の汚染程度を明らかにするため、落葉、土壤の放射性セシウム濃度を測定した。落葉は調査地当たり $50\text{ cm} \times 50\text{ cm}$ の方形枠で2か所ずつ、土壤は $0\sim 5\text{ cm}$ と $5\sim 10\text{ cm}$ の深さ別に、 $25\text{ cm} \times 25\text{ cm}$ の方形枠で2か所ずつ採取し、それぞれ混合して1検体とした。

土壤以外の検体は剪定バサミで細断し、千葉県農林総合研究センター検査業務課において、幹・枝及び葉は100ccのU-8容器、落葉、土壤は2Lのマリネリ容器に詰め、ゲルマニウム半導体検出器（SEIKO EG&G社製SEG-EMS/DS-PA11108）を用いて放射性セシウム濃度を測定した。測定値は2013年10月1日時点に補正した。また、含水率は全て0%の値に補正した。

また、幹・枝及び葉の放射性セシウム濃度に、植栽木1本当たりのそれぞれの乾物量を掛けて、放射性セシウム存在量を算出した。落葉、土壤については検体の採取面積と採取重量から、 1 m^2 当たりの放射性セシウム存在量を算出した。

なお、検体採取時に採取木の周辺において、千葉県空間放射線量測定マニュアル（1）に基づき、地表1mの空間線量率をシンチレーション式放射線測定器（クリアパルス株式会社製A2700型）により測定した。測定は30秒おきに5回測定し平均値を算出した。

2. 萌芽枝の放射性セシウム濃度 植栽木を調査した3調査地で、2013年2～3月にコナラ壮齢木（樹齢：22～38年生、切り株直径13～24cm）を3本ずつ伐採し（以下、伐採木とする），地上高 $10\sim 30\text{ cm}$ 部分の幹の放射性セシウム濃度を測定した。また、伐採7～8か月後の2013年10月に切り株から発生した萌芽枝の放射性セシウム濃度を調査した。測定数は、同じ切り株から発生した3本の萌芽枝を合わせて1検体として調査地ごとに3検体ずつとした。なお、萌芽枝は伐採木の濃度を測定した切り株から発生したものを探査したが、調査地A、Bでは萌芽枝が発生しなかった切り株が1つずつあったため、近隣の切り株の萌芽枝を代わりに測定した。

検体の調整、放射性セシウムの測定方法は植栽木と同じである。測定値は伐採木を2013年3月1日時点、萌芽枝を2013年10月1日時点に、含水率は全て0%の値に補正した。

III 結果および考察

1. 植栽木の放射性セシウム濃度・存在量 植栽7

か月後の植栽木1本当たりの乾物重はAが17g、Bが42g、Cが20gと、未植栽の15gに比べ、B>C>Aの順に成長が良かった（表-2）。なお、葉はまだ緑で紅葉が始まっておらず、検体採取時に観察した限りでは、落葉はほとんど見られなかった。また、各調査地の落葉、土壤（ $0\sim 5\text{ cm}$ ）の放射性セシウム濃度・存在量は空間線量率と概ね同じ傾向で、C>B>Aの順に高かった（多かった）が、土壤（ $5\sim 10\text{ cm}$ ）は大きな差がなかった（図-2、3）。

植栽7か月後の幹・枝の放射性セシウム濃度は未植栽と有意差が認められなかったものの、AよりもCで濃度が高く、落葉や土壤（ $0\sim 5\text{ cm}$ ）の濃度が高い調査地で高い傾向が認められた（図-4）。また、植栽木1本当たりの放射性セシウム存在量を算出した結果、未植栽に比べAは概ね同じで、Bで存在量の増加が認められた。Cは有意差が認められなかったが、AとBの概ね中間であった（図-5）。

Aの幹・枝の放射性セシウム濃度は、成長による材積増加及び葉への放射性セシウムの移動により、低下したと考えられた。また、Aの放射性セシウム存在量は未植栽に比べ増加が認められず、根からの吸収及び塵埃・林内雨による汚染がほとんどなかったと考えられた。この要因として、Aは日当たりが悪く成長が不良であったことや落葉・土壤（ $0\sim 5\text{ cm}$ ）の濃度が低いことが影響したと推測された。Bの幹・枝の放射性セシウム濃度は未植栽と概ね同じであったが、濃度の低下要因である成長による材積増加及び葉への移動と、上昇要因である根からの吸収及び塵埃・林内雨による汚染が均衡したと考えられた。また、Bの放射性セシウム存在量は根からの吸収及び塵埃・林内雨による汚染が多く、増加したと考えられた。Cの幹・枝の放射性セシウム濃度は、Bに比べ成長による材積増加と葉の展開が少ない一方で、根からの吸収及び塵埃・林内雨による汚染が多く、濃度が高くなったりと考えられた。また、Cの放射性セシウム存在量は、Bに比べ成長量が少なかったことから、根からの吸収や塵埃・林内雨の付着が少なく、存在量の増加が少なかったと考えられた。

樹木による放射性セシウムの根からの吸収については竹中らが報告（5）しているが、今回の調査でも、その可能性が考えられた。なお、土壤（ $5\sim 10\text{ cm}$ ）の放射性セシウム濃度は調査地間で大きな差ではなく、植栽したコナラ苗木の根は地下 5 cm より深い部分に多くあると考えられるが、苗木植栽時に落葉や表層の土壤（ $0\sim 5\text{ cm}$ ）が植え穴に混入したため、今回の結果になったと考えられた。

2. 萌芽枝の放射性セシウム濃度 萌芽枝の幹・枝の放射性セシウム濃度は伐採したコナラ林の濃度と概ね同じか、それ以上であった（図-6）。また、萌芽枝の幹・枝及び葉の濃度は同じ調査地の植栽木に比べ3か所とも高く、植栽木と同様にC>B>Aの順に高かった（図-7）。日本特用林産振興会が行った萌芽枝への放射性セシウム移行調査（3）でも、萌芽枝の放射性セシウム濃度が空間線量率と相関があることが報告されており、今回の調査でも同様の結果であった。放射性セシウムは成長の盛んな部位に多く転流すると考えられている（6）ため、切り株から成長の盛んな萌芽枝に放射性セシウムが多く転流したと考えられた。加えて、切り株の根からの吸収や塵埃・林内雨による汚染も考えられ、それらが複合し、萌芽枝の濃度が上昇したと考えられた。

IV おわりに

植栽したコナラ苗木は、土壤表層の放射性セシウム濃度が高い地域に植栽した場合、7か月後には放射性セシウム存在量が上昇することが明らかになった。この要因としては根からの吸収と塵埃・林内雨による汚染が考えられるが、そのどちらが大きな影響を与えるのかは今回の調査では不明である。また、萌芽枝の濃度上昇には切り株からの転流が大きいと思われるが、根からの吸収と塵埃・林内雨による汚染も考えられる。

一方、土壤表層の放射性セシウムは今後、土壤下層への移動が順次、進行すると共に粘土質土壤への吸着も進むと考えられる。それらが植栽木、萌芽枝の放射性セシ

ウム濃度にどのような影響を与えるのか継続して調査を実施していく必要がある。

謝辞

放射性セシウム濃度の分析では千葉県農林総合研究センター検査業務課の各位に分析していただいた。この場を借りて厚くお礼申しあげます。

引用文献

- (1) 千葉県環境生活部大気保全課（2014年8月28日）
<http://www.pref.chiba.lg.jp/taiki/h23touhoku/houshasen/documents/manual.pdf>
- (2) 岩澤勝巳（2013）千葉県におけるシイタケ原木の放射性セシウム濃度の地域差及び空間線量率との関係. 関東森林研究 64(1) : 117-118
- (3) 日本特用林産振興会（2014）きのこ原木ぼう芽枝への放射性セシウム移行調査. きのこ原木等の安定供給対策事業（きのこ原木等の放射性物質調査）: 43-55
- (4) 林野庁（2014年8月28日）
<http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/tokuyou/120830.html>
- (5) 竹中千里他（2013）樹木における放射性セシウムの経根吸収の実態. 日本森林学会大会学術講演集 124 : O07
- (6) 吉田聰（2012）原発事故による森林生態系への影響. 東日本大震災後の放射性物質汚染対策, (株) エヌ・ティー・エス, 東京: 67-78

表-1. 調査地と植栽木、萌芽枝の概要

Table 1 Outline of investigation locations and planted trees, coppice shoots

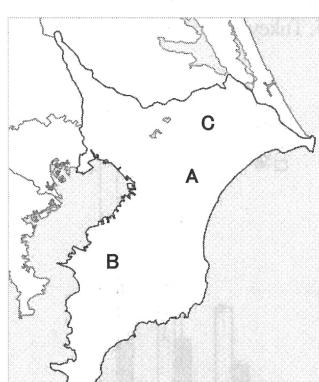


図-1. 調査地位置図

Fig. 1 Investigation locations

調査地名	調査地(2013年3月時点)				土壌	植栽年月	産地	苗齢	伐採年月	伐採木樹齢(年生)	切り株直径(cm)
	空間線量率 (μ Sv/h)	樹種	樹齢 (年生)	平均胸高 直径(cm)							
A	0.051	コナラ	29	12	黒ぼく土	2013.3	千葉県	3年生	2013.3	29	13
B	0.069	"	22	17	褐色 森林土	"	"	"	2013.2	22	19
C	0.079	"	38	25	黒ぼく土	"	"	"	2013.2	38	24

空間線量率の測定は高さ1mで測定

Air dose rates were measured at height 1m.

表-2. 植栽木と萌芽枝の樹高、根元径、乾物重

Table 2 Height, basal diameter, dry weight of planted trees and coppice shoots

調査地	植栽木					萌芽枝				
	採取時 樹高 (cm)	採取時 根元径 (cm)	乾物重(g)			採取時 樹高 (cm)	採取時 根元径 (cm)	乾物重(g)		
			幹・枝	葉	合計			幹・枝	葉	合計
未植栽	99	7	15	—	15	—	—	—	—	—
A	104	8	15	2	17	95	7	15	9	24
B	117	9	30	12	42	94	7	14	14	28
C	114	7	18	2	20	79	7	12	1	13

樹高、根元径、乾物重は1本当たりの平均値

Tree height, basal diameter, and dry weight are average values per one.

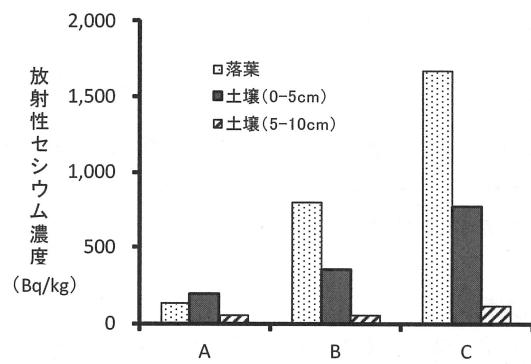


図-2. 調査地の落葉、土壤の放射性セシウム濃度
Fig. 2 Radioactive cesium concentrations in soil and fallen leaves at the study sites.

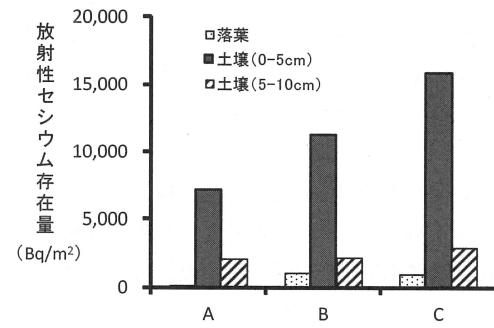


図-3. 調査地の落葉、土壤の放射性セシウム存在量
Fig. 3 Radioactive cesium abundance in soil and fallen leaves at the study sites.

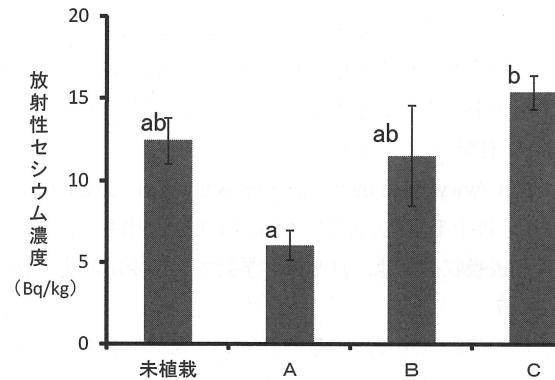


図-4. 植栽木の幹・枝の放射性セシウム濃度平均値
注1) エラーバーは標準誤差 (n=3)
2) 異なるアルファベット間に有意差あり (Tukey 法, P<0.05)
Fig. 4 Average radioactive cesium concentrations in planted trees
Error bars show standard errors. Data with different letters differ significantly ($P < 0.05$, Tukey).

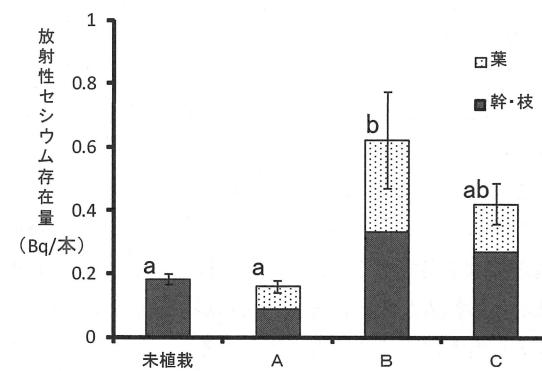


図-5. 植栽木の放射性セシウム存在量
注1) エラーバーは標準誤差 (n=3)
2) 異なるアルファベット間に有意差あり (Tukey 法, P<0.05)
Fig. 5 Average radioactive cesium abundance in planted trees.
Error bars show standard errors. Data with different letters differ significantly ($P < 0.05$, Tukey).

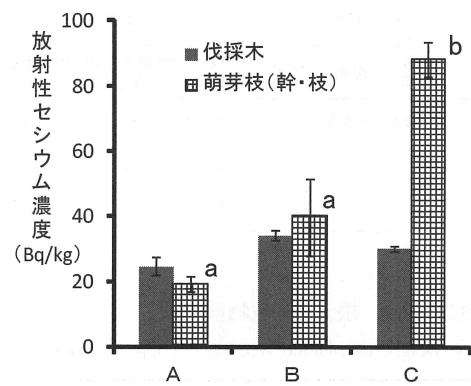


図-6. 伐採木と萌芽枝(幹・枝)の放射性セシウム濃度平均値
注1) エラーバーは標準誤差 (n=3)
2) 萌芽枝は異なるアルファベット間に有意差あり (Tukey 法, P<0.05)
3) 伐採木は調査地間で有意差なし
Fig. 6 Average radioactive cesium concentrations in felled trees and coppice shoots (trunks and branches)
Error bars show standard errors. Coppice shoot data with different letters differ significantly ($P < 0.05$, Tukey). There are no significant differences in concentrations in felled trees among study sites.

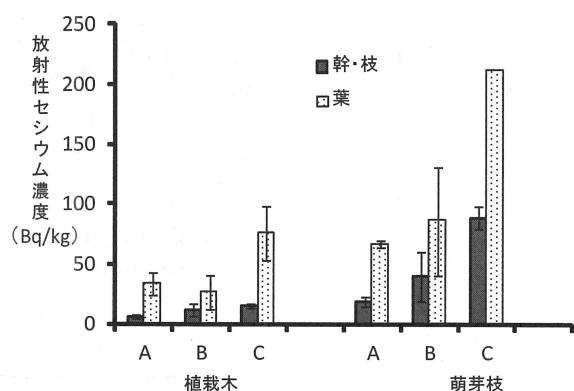


図-7. 植栽木と萌芽枝の放射性セシウム濃度平均値
注1) エラーバーは標準誤差 (n=3)
2) C の萌芽枝の葉は検体容量が少なかったため、3検体を混合して1検体として分析
Fig. 7 Average radioactive cesium concentrations in planted trees and coppice shoots
Error bars show standard errors. Because each sample of coppice shoots at site C was small, we mixed three samples and analyzed them as one.