樹木幹材の放射性セシウム不動態化と有機物層除去処理の効果

平野堯将¹⁾・小林達明^{*2)}・高橋輝昌²⁾・恩田裕一³⁾・斉藤 翔²⁾

1) 千葉大学大学院園芸学研究科 Graduate School of Horticulture, Chiba University
(現: 清水建設技術研究所 Institute of Technology, Shimizu Corporation)

2) 千葉大学大学院園芸学研究科 Graduate School of Horticulture, Chiba University

3) 筑波大学アイソトープ環境動態研究センター Center for Research in Isotopes and Environmental Dynamics, University of Tsukuba

摘要: 里山林における樹木の放射性セシウムの不動態化量を明らかにするため、福島県伊達郡川俣町山木屋地区において樹体各部位と土壌の¹³⁷Cs濃度を調査した。有機物層の除去処理の影響について調査するため、WIPの考え方をを用いて、材への¹³⁷Csの不動態化量の推定を行った。コナラはアカマツより幹材の¹³⁷Cs濃度が高く、放射性セシウムをよく吸収していた。コナラの樹体内の¹³⁷Csは辺材部に分布し、樹幹の方向によって、大きく濃度が異なった。材の¹³⁷Cs濃度や不動態化量は個体間のばらつきの影響によって統計的な有意差を検出できなかったが、林地処理区は対照区よりも低い傾向が見られた。したがって、林地のリター除去処理が樹体内の¹³⁷Csを低下させる可能性が示唆された。

キーワード: 福島第一原発事故, 放射性セシウム, 里山, WIP, 成長錐

HIRANO, Takamasa, KOBAYASHI, Tatsuaki, TAKAHASHI, Terumasa, ONDA, Yuichi, SAITO, Sho: **Immobilisation of radiocesium in stemwood and the effect of the removal treatment of organic horizon**

Abstract: In order to know the immobilisation of radioactive cesium to the tree of satoyama, we investigated the radioactive cesium in soil and stemwood. ¹³⁷Cs radioactivity of stemwood of *Q. serrata* was higher than *P. densiflora*. It shows that *Q. serrata* well absorbed radiocesium. Though ¹³⁷Cs is located in the sapwood of *Q. serrata*, its concentration was quite different due to the direction of the trunk. It was estimated that the immobilization of ¹³⁷Cs in the stemwood of the treated stand was lower than control. Removal treatment of organic horizon of soil should affect the decrease of radiocesium in stemwood.

Key words: Fukushima Daiichi NPP accident, radioactive cesium, satoyama, wood immobilisation potential, borer auger

1. はじめに

2011年3月に発生した東京電力福島第一原子力発電所事故(以下、福島原発事故)によって大量の放射性核種が広範囲に放出された。放射性ヨウ素や放射性キセノン、放射性セシウム(以下、放射性Cs)等、様々な種類の放射性核種が放出されたが、福島原発事故から数年経過した現在では半減期の長い放射性Cs(¹³⁷Csの半減期は30.2年)が環境中に蓄積している。

放射性Csが主に降下した阿武隈地域では森林除染の要望が高いが、国は林縁から約20mの範囲に限って除染を進めてきた。今後は森林除染のあり方について調査・研究等を推進し、検討を進めるとしている¹²⁾。その際、課題になるのは、「人が日常的に立ち入る森林」、すなわち里山の取扱いで、除染の具体的な進め方を検討するとなっているものの、実際にはほとんど手を付けられていない。

チェルノブイリ原発事故の知見から、放射性Csは森林生態系内から流出することはほとんどなく、生態系内を循環し、

森林内に長期間とどまることが分かっている^{7,22)}ことから、森林の除染が行われなければ、森林生態系内に放射性Csは保持され、樹木は継続して土壌から放射性Csを取り込むことが予想される^{1,3,14,18)}。

木材は建材・燃料材や主要産業だったシイタケほだ木材として使われてきたため、現状の汚染状況の把握とともに、今後の汚染動向の予測が重要である。森林除染対策の検討のためにも、樹木の汚染状況の把握は必要である。

チェルノブイリ原発事故後の研究からは、林冠から林地への放射性核種の移行を主とする汚染後初期のプロセスから、4,5年後には、経根吸収が主体となる循環のプロセスに移行するという⁷⁾。循環する放射性Csの一部は、林内雨やリターフォールとして林地に再供給されるが、ほかの一部は、樹体内で不動態化される⁹⁾。

材への不動態化量を立木で求めるには、成長錐で採取した幹材コア試料を用いて推定することが考えられるが、それには問題がある。幹材あたりの放射性Csを算出すると、汚染以前の材の量が影響する¹⁰⁾ため、一般に幹直径が大きいほど、

* 連絡先著者(Corresponding author): 〒271-8510 千葉県松戸市松戸 648 Email: ktatsu@faculty.chiba-u.jp

表-1 学校林のコナラ・アカマツ試料木の形状

Table 1 Dimension of the sample of *Q. serrata* and *P. densiflora* at school forest

	コナラ A	コナラ B	アカマツ A	アカマツ B
林齢(yr)	59	60	57	57
樹高(m)	21	22	25	22
胸高直径(cm)	29	34	32	35
材の直径(cm)	27	28	30	27
試料数(sample)	1	1	1	1

表-2 林地処理試験区のコナラの形状

Table 2 Dimension of the sample of *Q. serrata* at forest soil treatment test site

Site	樹高 (m, Mean±SD)	胸高直径 (cm, Mean±SD)	試料数 Sample
対照区	18±1.6	23±2.7	5
有機物層除去区	17±1.3	23±2.1	4
リター除去区	15±0.9	21±3.7	4

図-1 WIP の概念

Fig.1 The concept of wood immobilisation potential

※Thiry ら(2002)²¹⁾・Francois ら(2007)⁴⁾を参考に作成

幹材あたりの量は小さくなることである。

この問題を解決するためには、幹材中の放射性 Cs の分布状況を把握し、的確かつ効果的に試料採取する必要がある。本研究では、コナラとアカマツの伐倒調査を行い、幹材中の放射性 Cs 分布状況を調べた。

里山除染を実施するとすれば、現時点で放射性 Cs の大部分が集積している林地有機物層の除去がもっとも効果的と考えられる。本研究では、有機物層除去処理を行った試験区において、成長錐を用いた幹材コア試料の採取を行い、林地処

理が幹材への放射性 Cs 吸収と不動化に与える影響を評価したので、その結果について報告する。

本研究では半減期が 30.2 年と長く今後も森林内に残る ¹³⁷Cs のみを分析の対象とした。

2. 調査地と調査方法

2.1 調査地の概況

調査地は、福島県伊達郡川俣町山木屋地区、農家所有の谷戸地形を取り囲む丘陵地のナラ・アカマツ二次林(以下、林地処理試験区)と隣接する山木屋小学校の同様な林相の学校林(以下、学校林)に設定した。学校林の詳細については Kato ら(2015)を参照されたい¹³⁾。

林地処理試験区の標高は 580-600 m で、コナラ(*Quercus serrata* Thunb.)とミズナラ(*Quercus mongolica* var. *grosseserrata* Rehd. et Wils.)が優占しており、斜面上部にはアカマツ(*Pinus densiflora* Siebold. et Zucc.)が混生する林齢 25-60 年の里山二次林である。

林地処理試験区は 2013 年 6 月 29 日・7 月 1 日に、丘陵地斜面に設定した 3 つの各縦 35 m 横 9 m の試験区である²³⁾。3 つの試験区は斜面上に横並びに設置した。有機物層除去区は熊手によるリター除去を行った後、表面汚染密度値が 3 Bq/cm²以下となるまで、鋤簾を用いて有機物層全体を除去した。リター除去区では、有機物層のうち L 層と F 層の一部を熊手を用いて除去した。除去処理区には浸食防止のために 5 m ごとに植生土嚢を設置した。対照区、有機物層除去区、リター除去区の詳細については山本ら(2014)を参照されたい²³⁾。

2.2 調査方法

2.2.1 表層土壌

直径 5 cm のライナーチューブを装着した大型採土器(大起理化製 DIK-110C)を用いて、A₀層を含めて地表から 10 cm 深の試料を、林地処理試験区の対照区、有機物層除去区、リター層除去区の斜面上中下からそれぞれ 5 本ずつ、2015 年 8 月 2 日に採取し常温で保存した。各々の試料は鉍質土層 10 cm まで取り分け、ネジ付き U-8 容器(馬野化学容器製)に入れた。

2.2.2 樹体内の ¹³⁷Cs の分布

樹体内の ¹³⁷Cs の分布を把握するために、学校林で、2014 年 11 月 13 日にコナラ・アカマツの林冠木を 2 本選択し、胸高部で樹幹円盤の採取を行った。試料採取を行った試料木はそれぞれコナラ A・B、アカマツ A・B とする(表-1)。

樹幹円盤はノミとハンマーを用いて、外樹皮、内樹皮、2014 年から 2011 年まで 1 年輪ずつに仕分けた。2011 年生から先の材は 2 cm ごとに材の髓まで分割した。

樹幹の方向による放射能密度の違いを明らかにするために、樹幹円盤中心からおおよそ放射方向 22.5° 間隔で、幅 2-3 cm、高さ 10 cm、深さ 3-4 cm の辺材部試料を採取した。

林地処理試験区では、2015 年 11 月 28-29 日に対照区、有

図-2 学校林のコナラ樹幹の ^{137}Cs 濃度分布(Bq/kg)

Fig.2 The distribution of ^{137}Cs concentration in the stem of *Q. serrata* at school forest

※cm 表示は 2011 年生の材より樹幹中心へ向けた深度を示す。

機物層除去区, リター層除去区で林冠木のコナラを 4-5 本選択した(表-2)。

ノミとハンマーを用いて, 胸高部の樹皮を形成層まで剥ぎ取り, 成長錐(Haglof 製 内径 5.15 mm)を樹木の髄まで挿入し, 幹材コア試料を抜き取った。(図-4,5)の結果を踏まえて, 1 個体当たり 3 本の幹材コア試料の採取を行った。採取した幹材コア試料は 4 等分に切り分け, ネジ付き U-8 容器に入れた。樹木の肥大成長量は採取した幹材コア試料の直近 6 年分の年輪幅から推定を行った。

2.2.3 試料の乾燥・ ^{137}Cs の測定

ネジ付き U-8 容器に入れた土壌・樹皮・材試料は 80 °C の温度で 72 時間以上乾燥させた。乾燥後, 粉碎機を用いて粉碎しゲルマニウム半導体検出器(ORTEC 製 GEM20-70)を用いて ^{137}Cs の放射能濃度を測定した。

測定にあたっては, 計数値が誤差の 3 倍を超えるまで測定時間をとった。

2.2.4 林地処理が樹木への及ぼす影響の評価方法

材の放射性 Cs 不動態量は樹木サイズや成長量などの影響や過去のグローバルフォールアウトの影響を受けやすく, 個体間の比較がむずかしい⁸⁾。そのため, Wood Immobilisation Potential(WIP)という不動態量の推定方法²¹⁾を用いて処理区間の比較を行った。

WIP による不動態量の推定方法は横軸に材積の蓄積量(cm^3), 縦軸に放射性 Cs の蓄積量(Bq)を取り, 近似曲線(図-1 中の曲線 1)を引く。次に現在の材積の蓄積量を 0(図-1 中の点 0)として, 0 の点を通る累積近似曲線の一次導関数(図-1 中の曲線 1 と直線 2 の間の直線 3)を求める⁴⁾。その一次導関数の

図-3 学校林のアカマツ樹幹の ^{137}Cs 濃度分布(Bq/kg)

Fig.3 The distribution of ^{137}Cs concentration in the stem of *P. densiflora* at school forest

※cm 表示は 2011 年生の材より樹幹中心へ向けた深度を示す。

傾き(Bq/cm^3)から, 樹木の成長量あたりの不動態量を推定する方法である。

幹材コア試料の採取に用いた成長錐の内径は 5.15 mm である。この内径から幹材コア試料の底面積(cm^2)を求め, 底面積(cm^2)と幹材コア試料の長さ(cm)から材積(cm^3)を求めた。4 等分に切り分けた幹材コア試料の ^{137}Cs の放射能(Bq)を求めた。これらの材積(cm^3)と幹材コア試料の ^{137}Cs の放射能(Bq)から(図-1)のような幹断面分布図を作成し, 近似曲線を求めた。その後, 現在の材積量の点を通る一次導関数の傾き(Bq/cm^3)を求めた。

3. 結果と考察

3.1 樹体内の ^{137}Cs の分布

コナラ A の材は, 2011-2014 年に形成された年輪部位に加え, 0-2 cm の部位で ^{137}Cs 濃度が高い値を示した。さらにその内側の心材では ^{137}Cs 濃度が低かった(図-2)。コナラ B の材は, 2011-2014 年に形成された年輪部位に加え, その内側 2-4 cm の辺材部位で ^{137}Cs 濃度が高く, さらにその内側の心材で低かった。

チェルノブイリ原発事故によって汚染されたヨーロッパナラもチェルノブイリ原発事故以前に形成された材で ^{137}Cs 濃度検出されており¹⁰⁾, ^{137}Cs はコナラ A・B と同様の分布パターンを示した。

事故以前に採取された全国の森林土壌の ^{137}Cs 放射能は平均で 1.7 kBq/m^2 であることが示されている¹⁶⁾。この値は本調査地の土壌中の ^{137}Cs 放射能の 1 %未満であることから, 現在材中に蓄積している ^{137}Cs のほとんどは福島原発事故由

図-4 コナラ A 辺材部の採取位置による ^{137}Cs 濃度(Bq/kg)の違い

Fig.4 The difference of ^{137}Cs concentration due to the sampling position of the sapwood of *Q. serrata* A

図-5 コナラ B 辺材部の採取位置による ^{137}Cs 濃度(Bq/kg)の違い

Fig.5 The difference of ^{137}Cs concentration due to the sampling position of the sapwood of *Q. serrata* B

来であると考えられる。

環孔材ブナ科の植物は主に当年生年輪早材部大径道管のすべてと一年生年輪早材部大径道管で通水すると言われている⁹⁾。2011 年以降水分通導が行われていない材の部位でも ^{137}Cs が検出されたと言える。すなわち、経根吸収された ^{137}Cs が道管中の樹液によって運ばれる過程で不動化するというプロセスだけでは、この分布は説明できない。

樹体内の ^{137}Cs は生細胞の放射柔細胞を通して、能動的に輸送されることが指摘されている^{2,20)}。そのため、通水が行われていない材の部位でも ^{137}Cs が検出され、生細胞ではない心材部は辺材部よりも ^{137}Cs 濃度が顕著に低い値を示したと考えられる。

アカマツはコナラよりも材で顕著に ^{137}Cs 濃度が低い値を示し、アカマツの ^{137}Cs 吸収量はコナラよりも少ないと考え

表-3 林地処理試験区の土壌の ^{137}Cs 放射能

Table 3 Radioactivity of ^{137}Cs in the soil at forest soil treatment test site

Site	^{137}Cs radioactivity(kBq/m ² , Mean±SD)		
	対照区	有機物層除去区	リター除去区
^{137}Cs content	494±245	103±43	368±229
試料数(sample)	5	5	5

表-4 林地処理試験区の ^{137}Cs の WIP と幹材コア試料の濃度

Table 4 ^{137}Cs WIP and concentration of stemwood at forest soil treatment test site

Site	^{137}Cs の WIP	幹材コア試料の ^{137}Cs 濃度
	(Bq/cm ³ , Mean±SD)	(Bq/kg, Mean±SD)
対照区	$4.60 \times 10^{-1} \pm 1.38 \times 10^{-1}$ (5)	451±102 (5)
有機物層除去区	$3.31 \times 10^{-1} \pm 1.03 \times 10^{-1}$ (4)	363±93 (4)
リター除去区	$2.83 \times 10^{-1} \pm 1.22 \times 10^{-1}$ (4)	284±73 (4)

※()は試料数を示す。

られた(図-3)。また、辺材部と心材部の ^{137}Cs 濃度の違いはコナラと比べて明確ではなかった。

アカマツはコナラと同様に材や内樹皮よりも外樹皮の ^{137}Cs 濃度が高い傾向が見られた。アカマツの外樹皮の ^{137}Cs 濃度はコナラの外樹皮よりも低い値を示し、他のアカマツとコナラの結果でも同様の傾向を示していた^{15,17)}。アカマツの外樹皮は剥がれ落ちやすい。対して、コナラの外樹皮は剥離が起りにくい。そのため、コナラに付着した ^{137}Cs は外樹皮に強く固定され、アカマツよりも ^{137}Cs 濃度が高い傾向を示したと考えられる。

コナラ A, B の辺材の ^{137}Cs 濃度は採取箇所によって差が見られた(図-4,5)。コナラ A では最大で 320 Bq/kg, コナラ B では最大で 1,100 Bq/kg の差が見られた。この結果から、コナラの辺材中の ^{137}Cs 濃度は採取箇所によって大きく異なることが示された。コナラ A・B では辺材の ^{137}Cs 濃度は隣接した採取箇所では濃度差が少なく、離れた位置では濃度差が大きい傾向が見られた。

幹材の ^{137}Cs 濃度に最大で 2 倍の差が見られた。そのため、成長錐を用いて、材中の ^{137}Cs 濃度を把握する際には複数個所の採取が必要であることが示唆された。樹木の成長への影響を考慮すると、3-4 方向から幹材コア試料の採取を行うことが望ましい。採取する方向は(図-4,5)中の 1, 3, 5, 7 のように最も離れた位置から採取を行うことで樹体内の ^{137}Cs 濃度のばらつきを把握することができると考えられる。

3.2 林地処理が樹木への及ぼす影響

林地処理試験区の 2015 年の土壌放射能は、有機物層除去区が対照区の 20 %, リター除去区では 70 %だった(表-3)。

^{137}Cs の WIP と幹材コア試料の ^{137}Cs 濃度は対照区が最も高い値を示した(表-4)。林地処理区毎に ^{137}Cs の WIP と幹材

図-6 A 区の WIP(Bq/cm³)と肥大成長量(cm/yr)の関係

Fig.6 Relationship between WIP and radial growth at Site A

コア試料の ^{137}Cs 濃度について Ryan's 法による多重比較を行った。その結果、対照区・有機物層除去区、対照区・リター除去区、有機物層除去区・リター除去区の有意差は見られなかった。

WIP や幹材コア試料の ^{137}Cs 濃度は現時点では有意差が見られなかったが、対照区よりも林地処理区の WIP や幹材コア試料の ^{137}Cs 濃度が低い傾向を示した。調査を行ったコナラでは、個体の成長量によって ^{137}Cs 濃度が異なる傾向があった(図-6,7)。そのため、処理区内のばらつきが大きく、処理区間の統計的な有意差を検出できなかったと思われる。個体数等を増やし、成長量を考慮に入れた比較を行う等して、今後、より詳細な調査が望まれる。

WIP や幹材コア試料の ^{137}Cs 濃度は有機物除去区の方がリター除去区よりやや高いかほぼ同様だった。有機物層除去区とリター除去区の土壤放射能から予測される結果とは異なる結果だった。

森林の物質吸収量を把握する際には式(1)のような計算式が用いられる¹¹⁾。

$$\text{年間吸収量} = \Delta B + L + R_w \quad \cdots (1)$$

ΔB : 年間の枝・幹の増加部分に含まれる養分物質質量, L : 年間のリターフォールに含まれる養分物質質量, R_w : 林内雨と樹幹流から林外雨を差し引いた養分物質質量

本研究と同じ林地処理区においてリターや林内雨の観測を行った結果では、有機物層除去区とリター除去区の林内雨の ^{137}Cs 濃度はほぼ同様の値を示した⁵⁾ため、 ^{137}Cs の吸収量は有機物層除去区とリター除去区で同様であった可能性が考えられる。

有機物層中でも ^{137}Cs は粘土粒子や難分解性有機物と強く結合している割合が多いことが示されている¹⁹⁾。そのため、粘土分が多い有機物層下部の除去は、樹木の ^{137}Cs 吸収量の低下につながらなかった可能性がある。

図-7 B,C 区の WIP(Bq/cm³)と肥大成長量(cm/yr)の関係

Fig.7 Relationship between WIP and radial growth at Site B,C

4. まとめ

コナラとアカマツの胸高部の樹幹円盤では ^{137}Cs の集積量に大きな差が見られ、樹皮、材の各部位でコナラの ^{137}Cs 濃度が高い値を示した。そのため、アカマツはコナラと異なり、コナラとアカマツの胸高部の樹幹円盤では ^{137}Cs の集積量に大きな差が見られ、樹皮、材の各部位でコナラの ^{137}Cs 濃度が高い値を示した。そのため、アカマツはコナラと異なり、 ^{137}Cs の樹体内への取り込みは少ないことが示唆された。

WIP や幹材コア試料の ^{137}Cs 濃度は個体間のばらつきの影響によって対照区と林地処理区で統計的な有意差が見られなかったが、処理区が低い傾向を示した。コナラは土壤から根を通じて、 ^{137}Cs を取り込む経根吸収の経路を減少させることができれば樹体内の ^{137}Cs を低下させる可能性が示唆された。

本研究では WIP の考え方をを用いて、材への ^{137}Cs の不動化量の推定を行った。幹材における ^{137}Cs の不動化量のもう一つの推定方法として、成長錐によって 2 時期の幹材コア試料の採取を行い、幹材コア試料中の ^{137}Cs の経年変化から推定を行う方法が考えられる。その際には、樹体内の ^{137}Cs のばらつきを考慮して、複数方向から幹材コア試料の採取を行い、 ^{137}Cs 密度の経年変化を把握するのが望ましい。

樹木の ^{137}Cs の吸収や材への放射性 Cs の蓄積は、福島森林の今後の利用可能性を展望する上で重要なファクターである。今後も、継続して樹体内の放射性 Cs の調査を行い、森林生態系内での動態について明らかにしたい。

謝辞: 調査の実施にあたっては、菅野朝夫氏、橋本隆秀氏、菅野源勝氏には便宜を図っていただいた。日本植生株式会社様には、資材の提供をしていただいた。ここに記して、感謝申し上げる。

引用文献

- 1) Calmon, P., Thiry, Y., Zibold, G., Rantavaara, A. and Fesenko, S. (2009) Transfer parameter values in temperate forest ecosystems, a review. *J. Environ. Radioact.*, 100: 757-766.
- 2) Fesenko, S.V., Soukhova, N.V., Sanzharova, N.I., Avila, R., Spiridonov, S.I., Klein, D., Lucot, E. and Badot, P.M. (2001) Identification of processes governing long-term accumulation of ^{137}Cs by forest trees following the Chernobyl accident. *Radiat. Environ. Biophys.*, 40: 105-113.
- 3) Francois, G. and Thiry, Y. (2004) Processes, dynamics and modelling of radiocaesium cycling in a chronosequence of Chernobyl-contaminated Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) plantations. *Sci. Total Environ.*, 325: 163-180.
- 4) Francois, G., Thiry, Y. and Bruno, D. (2007) Radiocaesium accumulation in stemwood Integrated approach at the scale of forest stands for contaminated Scots pine in Belarus. *J. Environ. Mgt.*, 85: 129-136.
- 5) 降旗大樹 (2016) 丘陵地落葉広葉樹林生態系における放射性セシウムの挙動. 千葉大学園芸学部再生生態学研究室 2015 年度卒業論文.
- 6) IAEA (2002) Modelling the migration and accumulation of radionuclides in forest ecosystems, Report of the Forest Working Group of the Biosphere Modelling and Assessment(BIOMASS)Programme, Theme 3.
- 7) IAEA (2006) Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience/ Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment', Vienna IAEA: 165.
- 8) IAEA (2010) Radionuclide transfer in forests, in Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments. Technical Reports Series, 472: 99-109.
- 9) 池田武文 (1984) 樹木木部の水分通導性. 北方林業, 36: 22-25.
- 10) Ipatyev, V., Bulavik, I., Baginsky, V., Goncharenko, G. and Dvornik, A. (1999) Forest and Chernobyl: forest ecosystems after the Chernobyl nuclear power plant accident: 1986-1994. *J. Environ. Radioact.*, 42: 9-38.
- 11) 岩坪五郎編 (1996) 森林生態学. 文永堂出版, 115-188 pp.
- 12) 環境省.(更新: 2013 年 8 月) “森林の除染について”. 環境省除染情報サイト. <http://josen.env.go.jp/about/efforts/forest.html> (参照: 2016 年 3 月 14 日).
- 13) Kato H., Onda Y., Hisadome K., Loffredo N., and Kawamori A. (2015) Temporal changes in radiocaesium deposition in various forest stands following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *J. Environ. Radioact.*, May 2015: 1-9
- 14) Krutys, N. and Delvaux, B. (2002) Soil organic horizons as a major source for radiocaesium biorecycling in forest ecosystems. *J. Environ. Radioact.*, 58: 175-190.
- 15) Kuroda, K., Kagawa, A. and Tonosaki, M. (2013) Radiocaesium 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. *J. Environ. Radioact.*, 122: 37-42.
- 16) 三浦 寛 (2015) 森林のセシウムはどこへ?. 東京大学大学院農学生命科学研究科・農学部. 弥生, 61: 4.
- 17) Ohashi, S., Okada, N., Tanaka, A., Nakai, W. and Takano, S. (2014) Radial and vertical distributions of radiocaesium in tree stems of *Pinus densiflora* and *Quercus serrata* 1.5 y after the Fukushima nuclear disaster. *J. Environ. Radioact.*, 134: 54-60.
- 18) 岡田直紀 (2014) 木材の放射能汚染. 森林科学, 72: 9-12.
- 19) 斎藤 翔・小林達明・高橋輝昌・山本理恵・平野堯将 (2015) 林床処理を行った二次林と畑地の放射性セシウムの土壌吸着様式. 日本緑化工学会誌, 41: 3-8.
- 20) Soukhova, N.V., Fesenko, S.V., Klein, D., Spiridonov, S.I., Sanzharova, N.I. and Badot, P.M. (2003) ^{137}Cs distribution among annual rings of different tree species contaminated after the Chernobyl accident. *J. Environ. Radioact.*, 65: 19-28.
- 21) Thiry, Y., Francois, G. and Thomas, R. (2002) The true distribution and accumulation of radiocaesium in stem of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) *J. Environ. Radioact.*, 58: 243-259.
- 22) 山口紀子・高田裕介・林健太郎・石川 寛・倉俣正人・江口定夫・吉川省子・坂口 敦・朝田 景・和穎朗太・牧野知之・赤羽幾子・平舘俊太郎 (2012) 土壌・植物系における放射性セシウムの挙動とその変動要因. 農環研報, 31: 75-129.
- 23) 山本理恵・江幡知紗・篠崎敬太・小嶋大地・太田祥子・宮本ウルルマ・高橋輝昌・鈴木弘行・関崎益夫・星澤保弘・小竹守敏彦・小林達明・保高徹生・辻 英樹 (2014) 原発事故被災地の丘陵地広葉樹斜面林における林床放射能低減試験とその後の水土流出. 日本緑化工学会誌, 40: 130-135.

(2016 年 6 月 21 日受理)