統計的手法及び深度分布調査による森林除染の 効果に影響を及ぼす要因に関する分析

森 芳友1*、 米田 稔1、 島田 洋子1、 福谷 哲2、 池上 麻衣子2

¹京都大学大学院工学研究科都市環境工学専攻(〒615-8540京都府京都市西京区京都大学桂Cクラスター) ²京都大学原子炉実験所(〒590-0494大阪府泉南郡熊取町朝代西2丁目)

Factor Analyses Concerning the Effect of Forest Decontamination by Utilizing Statistic and Depth Profile Investigation

Yoshitomo MORI^{1*}, Minoru YONEDA¹, Yoko SHIMADA¹, Satoshi FUKUTANI², and Maiko IKEGAMI²

¹Graduate School of Urban and Environment Engineering, Kyoto University (Kyoto-daigaku-katsura, Nishikyo-ku, Kyoto, 615-8540 Japan)
²Kyoto University Research Reactor Institute (2 Asashiro-Nishi, Kumatori-cho, Sennan-gun, Osaka 590-0494, Japan)

Summary

Based on the decontamination data of surface dose rate, air dose rate (100 (cm) from the ground) and surface contamination concentration (hereinafter referred to as radiation dose) (Jun. 2012-Feb. 2015), relationship between the decontamination effect in forest area and "pre-decontamination radiation dose", "monitoring term of pre-decontamination", and "types of vegetation" were analyzed. As a result of analyses, reduction rates got higher with the increase of pre-decontamination ranges, though more than the particular level of radiation dose, they got close to certain level. Regarding the passage of time, as time went by, reduction rate of radiation dose decreased even in high radiation circumstances, though some fluctuation were seen. Finally, variation of reduction rate among vegetation. Field study in 5 forest revealed that infiltration of radioactive cesium was different from site to site, however, strong correlation couldn't be observed between decontamination effect and infiltration. Additional research focused on detailing vegetation or analyzing the relation between infiltration of radioactive Cs and condition of organic or soil layer will be necessary.

Key Words: Effect of forest decontamination, Dose rate, Surface contamination concentration, Vegetation, Depth profile

1. はじめに

福島第一原子力発電所の事故に伴って放出された放射性物 質については、森林を含め、様々な対象物について、除染関係 ガイドライン(平成25年5月(第2版))等に基づき除染が行わ れている。このうち、広大な面積を占める森林については、主 に林縁から20(m)の範囲内で、落葉等の堆積有機物の除去 が行われてきており、一定の進捗を見せている¹⁾。また、その 他の森林についても、2015年12月に森林における放射性物質

*Corresponding author: E-mail: mori@risk.env.kyoto-u.ac.jp

対策の方向性が示されるなど、引き続き対応が検討されている ところである²⁾。

森林では、大気から降下した放射性セシウムが樹木などの 地上部で捕集され、落葉や降雨などによって地表面に到達し、 その多くは落葉等の堆積有機物や土壌層に移行し、最終的に は土壌中の負電荷を持つ部位に吸着されると考えられる³⁾。国 土の約7割を森林が占めるなど、比較的急峻な地域も多く、梅 雨など降水量が多い時期もある我が国においては、地表面付 近における土壤等の流亡などの現象によって、放射性セシウム が他地域と比べて速く移動する可能性もあるが、その一部は森 林生態系内での養分循環プロセスの影響を受けること等から、 森林内に降下した放射性物質はその多くが長期間森林内に滞 留するとの報告もある⁴⁾。¹³⁷Csの半減期が約30年であること も考慮すると、森林における放射性物質対策は今後長期間に 及ぶことが予想されるため、放射性物質の動態や、除染効果に 関する詳細な分析をしておくことは、効率的な除染の実施を含 めた森林における放射性物質対策を進めていく上でも重要と考 えられる。

本研究においては、除染前後の表面線量率等のデータ、植 生に関する地理情報、現地における放射性セシウムの深度分 布調査等により、森林除染の効果に及ぼす要因に関する分析 を行った。

2. 方法

(1) 統計的手法及び植生図を用いた森林除染の 効果に及ぼす要因の分析

放射性物質汚染対処特措法に基づく除染特別地域(森林) において環境省が実施した事業の中で、2012年6月~2015年 2月における、表面線量率(周辺線量当量H*(10)、測定高さ: 地上1(cm))(測定機器:NaIシンチレーションサーベイメー タ)、空間線量率(測定高さ:地上100 (cm))(測定機器:NaI シンチレーションサーベイメータ)及び表面汚染密度(測定機 器:GMサーベイメータ)(以下「表面線量率等」という。)の測 定データを用いて、まず除染前の表面線量率等と低減率(表 面線量率等の低減率の定義は式(1)のとおり)に関する分析を 行った。なお、表面線量率等の測定は、林縁部等において20 ~50 (m)程度につき1点測定することとされている⁵⁾。

除染を実施する際には、基本的にその前後に表面線量率等 が測定されており、当該測定の際に合わせて取得する位置情報 から、除染前後の表面線量率等が同地点で測定されていると 確認された1対のデータを1地点とカウントした。その結果、 表面線量率については32,893地点、空間線量率(測定高さ:地 上100(cm))については33,323地点、表面汚染密度について は30,433地点のデータを得ることができた。除染前の表面線 量率等ごとの、データ数をTable 1-1~Table 1-3 に示した。 次に、除染前の表面線量率等の測定時期ごとの表面線量率

(unit:cpm)

| | | Table 1-1 | Number of data in | (unit:µSv/h) | | | |
|-------|---------|-----------|-------------------|--------------|---------|---------|---------|
| Range | <0.5 | 0.5-0.6 | 0.6-0.7 | 0.7-0.8 | 0.8-0.9 | 0.9-1.0 | 1.0-1.1 |
| Ν | 421 | 515 | 963 | 1,368 | 1,637 | 1,663 | 1,632 |
| Range | 1.1-1.2 | 1.2-1.3 | 1.3-1.4 | 1.4-1.5 | 1.5-1.6 | 1.6-1.7 | 1.7-1.8 |
| Ν | 1,654 | 1,715 | 1,518 | 1,359 | 1,311 | 1,129 | 1,092 |
| Range | 1.8-1.9 | 1.9-2.0 | 2.0-2.5 | 2.5-3.0 | 3.0-4.0 | 4.0-5.0 | >=5.0 |
| Ν | 1,014 | 914 | 3,778 | 2,621 | 3,328 | 1,568 | 1,693 |

| | Table 1-2 | Number of | (unit:µSv/h) | | | | |
|-------|-----------|-----------|--------------|---------|---------|---------|---------|
| Range | <0.5 | 0.5-0.6 | 0.6-0.7 | 0.7-0.8 | 0.8-0.9 | 0.9-1.0 | 1.0-1.1 |
| Ν | 914 | 1,391 | 1,989 | 2,450 | 2,510 | 2,319 | 2,141 |
| Range | 1.1-1.2 | 1.2-1.3 | 1.3-1.4 | 1.4-1.5 | 1.5-1.6 | 1.6-1.7 | 1.7-1.8 |
| Ν | 1,855 | 1,644 | 1,459 | 1,317 | 1,133 | 1,051 | 933 |
| Range | 1.8-1.9 | 1.9-2.0 | 2.0-2.5 | 2.5-3.0 | 3.0-4.0 | 4.0-5.0 | >=5.0 |
| Ν | 913 | 781 | 3,062 | 1,993 | 2,091 | 758 | 619 |

 Table 1-3
 Number of data in each range of surface contamination concentration

| Range | <300 | 300-350 | 350-400 | 400-450 | 450-500 | 500-550 | 550-600 |
|-------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|----------|
| Ν | 281 | 582 | 842 | 1,223 | 1,191 | 1,554 | 1,362 |
| Range | 600-650 | 650-700 | 700-750 | 750-800 | 800-850 | 850-900 | 900-1000 |
| Ν | 1,554 | 1,369 | 1,453 | 1,202 | 1,305 | 1,086 | 1,833 |
| Range | 1000-1100 | 1100-1200 | 1200-1400 | 1400-1600 | 1600-2000 | 2000-3000 | >=3000 |
| Ν | 1,789 | 1,589 | 2,476 | 1,827 | 2,410 | 2,401 | 1,104 |

| | 2012/06 | 2012/07 | 2012/08 | 2012/09 | 2012/10 | 2012/11 | 2012/12 | 2013/01 | 2013/02 | 2013/03 | 2013/04 |
|--|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| Surface dose rate | 0 | 3 | 0 | 381 | 2,641 | 1,304 | 430 | 348 | 356 | 525 | 1,111 |
| Air dose rate (100 (cm) from the ground | 24 | 32 | 0 | 95 | 1,137 | 812 | 348 | 299 | 294 | 378 | 787 |
| Surface contamination concentration | 0 | 4 | 2 | 542 | 3,084 | 1,514 | 396 | 274 | 365 | 514 | 880 |
| | | | | | | | | | | | |
| | 2013/05 | 2013/06 | 2013/07 | 2013/08 | 2013/09 | 2013/10 | 2013/11 | 2013/12 | 2014/01 | 2014/02 | 2014/03 |
| Surface dose rate | 1,763 | 1,854 | 1,531 | 2,091 | 2,137 | 2,451 | 1,877 | 1,118 | 1,709 | 149 | 281 |
| Air dose rate (100 (cm) from the ground | 1,321 | 1,253 | 954 | 1,688 | 1,362 | 1,834 | 1,380 | 984 | 1,561 | 124 | 240 |
| Surface contamination concentration | 1,746 | 1,681 | 1,412 | 1,979 | 1,994 | 2,346 | 1,918 | 1,153 | 1,723 | 155 | 291 |
| | | | | | | | | | - | | |
| | 2014/04 | 2014/05 | 2014/06 | 2014/07 | 2014/08 | 2014/09 | 2014/10 | 2014/11 | 2014/12 | 2015/01 | 2015/02 |
| Surface dose rate | 996 | 878 | 631 | 419 | 318 | 770 | 581 | 523 | 313 | 119 | 18 |
| Air dose rate (100 (cm) from the ground | 891 | 779 | 468 | 351 | 294 | 699 | 463 | 480 | 282 | 118 | 18 |
| Surface contamination concentration | 990 | 832 | 648 | 429 | 328 | 781 | 601 | 527 | 323 | 120 | 18 |

Table 2Number of data in each month

等の低減率の状況を分析した。なお、除染は、除染前の表面 線量率等の測定後に行われているため、実際の除染実施時期 とは若干の時間差があることに留意する必要がある。前述した 分析の中で、除染前の表面線量率等については、低線量域か ら高線量域まで幅広く分布していたことが分かったが、低線量 域については、土壌粒子に含まれる自然起源のなどによるバッ クグラウンドの影響が無視できなくなることから、表面線量率に ついては 0.8 (µSv/h) 以上のデータ(29,629 地点)を、空間線 量率(測定高さ:地上 100 (cm))については 1.0 (µSv/h) 以上 のデータ(21,750 地点)を、表面汚染密度については 350 (cpm) 以上のデータ(29,570 地点)(非汚染地域におけるバックグラ ウンドのおおよそ数倍~10倍程度以上)を使用した(除染前 の表面線量率等の測定月ごとのデータ数をTable 2 に示す)。

また、除染を実施した森林の表面線量率等の状況を把握す るため、この時の各月ごとの除染前の表面線量率等の分布状況 も分析した。

更に、環境省生物多様性センターが公開している第2 ~5回植生調査(1978-1999)に基づき作成された植生図 (50,000分の1、福島県)⁶⁾に含まれる植生情報をQGIS (2.6.1-Brighton)⁷⁾に取り込んだ後、当該植生図と、除染実 施前後に実施される表面線量率等の測定の際に記録してい る緯度経度情報を重ね合わせた。

なお、今回使用したGISデータについては、調査年から約 20~40年経過していると考えられる。調査時期において、森 林から伐採跡地や住宅地への変化などを含む、緑被地の改変 率は年間 0.24 (%) とされており⁸⁾、これが現在まで一定の割合 で改変されてきたと仮定すると、約 90 (%) 以上の精度がある と考えられる。また、測定した箇所が植生の境界付近にあり、 植生の区分について正確でないデータが含まれている可能性も あるが、約 20,000 ~ 30,000 という測定点数のデータを用いる ことで、一般的な傾向が明らかになると想定して分析を行った。

(2) 樹種ごとの土壌等のサンプリング 及び放射能の深度分布分析

福島県内の森林5地点において、(1)により選定された植生 に関連する各樹種の放射性物質の浸透の程度を調査した。具 体的には、カラマツ、アカマツ、広葉樹(混交林)、スギ、ヒ ノキが卓越する森林において、スクレーパープレートを用いて、 堆積有機物層(L層、F層、H層)と、土壌層を15層(0-5(cm) は 0.5(cm) ごと、5-10(cm) は 1(cm) ごと) 採取した(カラマ ツ林:2015年9月2日、アカマツ林:2015年11月5日、広葉樹 林:2015年10月7日、スギ林:2015年11月5日、ヒノキ林:2015 年9月3日に採取。)ここで、L層は最表層に位置し、ほとんど 未分解の落葉、落枝や草本などの遺体からなる層である。F層 は土壌動物や土壌微生物によって破砕され、植物遺体の原形 は失われ、質的にも変化しているが、肉眼で元の植物遺体の 組織が認められる程度の分解段階にある層である。日層はさ らに分解が進み、肉眼では元の組織が判別できないくらいに なったもので、乾性型の土壌では粉上に、湿性型の土壌では 脂肪状になって質的にも大きく変化している層である⁹⁾。

採取した土壌はU8容器に入れた後、ゲルマニウム半導体検 出器(ORTEC GMX-30190)により放射能を測定した。な お、各層の放射能濃度は2015年10月1日時点に補正している。

放射能を測定した土壤等のうち、堆積有機物層は約7(g) 程度(採取した量が約7(g)に満たない場合は全量)を、土壌 層は約12(g)程度をデシケータ内で約72時間乾燥させた後に 重量を測定して風乾重量とした。

放射能濃度と重量深度との関係は、式(2)に示す双曲線正 割関数に基づく近似式により重量緩衝深度 $\beta(g/cm^2)$ を解析 した¹⁰⁾。 β 値が大きいほど、放射性セシウムが鉛直方向に浸透 していることを示している。

ここで、 ζ (g/cm²) は重量深度、 $A_{\rm m}$ (ζ)(Bq/kg) は重量深 度 ζ (g/cm²) における放射能濃度、 $A_{\rm m,0}$ (Bq/kg) は地表面に おける放射能濃度、 ζ_0 (g/cm²) は放射能濃度が最大となる重 量深度である。

$$A_{\rm m}(\zeta) = (A_{\rm m,0}/2) \cosh(\zeta_0/\beta) \operatorname{sech}(-(\zeta-\zeta_0)/\beta) \quad \cdots \cdots \quad (2)$$

 $A_{m,0}$ 、 ζ_0 及び β は調査で得られた深度分布を基に、Microsoft Office Excel のソルバー機能を用いて、最小二乗法により 算出した。

3. 結果及び考察

(1) 除染前の表面線量率等ごとの低減率

除染前の表面線量率等ごとの低減率をFig.1-1~Fig.1-3に 示す。

横軸は除染前の表面線量率等の値((μSv/h)又は(cpm))、 縦軸が表面線量率等の低減率である。

箱ひげ図については、箱の部分は上端が75パーセンタイル 値、下端が25パーセンタイル値、その間に50パーセンタイル 値(中央値)が示されている。また、ひげの部分は、上端は 75パーセンタイル値に四分位範囲の1.5倍を加えた値(ただし、 最大値がこの値よりも小さい場合は、当該最大値)で、下端は 25パーセンタイル値から四分位範囲の1.5倍を引いた値(ただ し、最小値がこの値よりも大きい場合は、当該最小値)となっ ている(箱ひげ図の意味について、以下同じ)。

表面線量率では、約1.6(µSv/h)までは表面線量率の増加 とともに低減率も約32(%)まで増加し、その後は表面線量率 が増加しても低減率に大きな増減はなかった(低減率の数値は 中央値。以下同じ。)。空間線量率(測定高さ:地上100(cm)) では、約1.9(µSv/h)までは空間線量率の増加とともに低減率 も約28(%)まで増加し、その後は空間線量率が増加しても低 減率に大きな増減はなかった。表面汚染密度では、700(cpm) までは表面汚染密度の増加とともに低減率も約34(%)まで 増加し、その後は表面汚染密度が増加しても低減率に大きな 増減はないなど、特に空間線量率(測定高さ:地上100(cm)) の低減率が表面線量率や表面汚染密度の低減率と比べて低い



Fig.1-1 Reduction rate in each range of surface dose rate



g.1-2 Reduction rate in each range of air dose rate (100 (cm) from the ground)



ことや、いずれも低線量域における低減率が低い特徴が見ら れた。なお、表面線量率等の各線量域の低減率に有意な差 が存在するかどうかを検定するため、まずパラメトリック法で あるBartlett検定を行ったが、検定の前提となる等分散性は 確認できなかったため(p<0.05)、ノンパラメトリック法である Kruskal-Wallisの検定を行ったところ、各線量域の低減率に ついて有意な差が見られた(p<0.05)。

放射線の影響は、一般的には放射性物質から測定地点まで の距離が短い方が大きいため、表面線量率や表面汚染密度のよ うに、近距離のベータ線やガンマ線からの影響が大きな割合を 占める場合は、特に除染を実施する対象からの放射線の占め る割合が大きいと考えられる。一方、土壌粒子などに含まれる 自然由来の放射性物質に起因するバックグラウンドの値に近い 場合は、地表面の堆積有機物等を除去しても、表面線量率等 はあまり変化しないと思われるなど、森林における除染効果は 樹木等周囲の状況の影響も受けていると考えられる。

(2) 除染前の表面線量率等の測定時期ごとの低減率

次に、除染前の表面線量率等の測定時期ごとの低減率の経時変化をFig.2-1~Fig.2-3に示す。横軸は除染前の表面線量率等の測定時期、縦軸が表面線量率等の低減率である。

Table 2 に示した通り、分析対象となったデータ数が各月ご とに異なることに留意が必要だが、表面線量率の低減率につ いては、2012年度下半期では、約30(%)から約40(%)に 増加したが、2013年度は再び約40(%)から約20(%)まで 徐々に減少した。2014年度上半期は約30(%)から約10(%) まで減少し、下半期は更に10(%)以下まで減少した。空間 線量率(測定高さ:地上100(cm))の低減率については、表 面線量率と比較すると全体的に低減率は低かった。2012年度 下半期から2013年度上半期は、約30(%)まで推移していた が、2013年度下半期は約20(%)まで低下した。2014年度上 半期には約10(%)以下となり、下半期には更に約5(%)以下 となった。表面汚染密度の低減率については、2012年度下半 期では、約20(%)から約40(%)まで増加したが、2013年度 は約40(%)から約20(%)まで減少し、2014年度は約10(%) - 約20(%)で推移していた。表面線量率や表面汚染密度につ いて、2012年6月-8月に低減率が大きくなっているのは、測 定点数が他の月に比べて少ないことも影響していると考えられ る。なお、除染前の表面線量率等の各測定月の低減率に有意 な差が存在するかどうかを検定するため、まずパラメトリック法 であるBartlett検定を行ったが、検定の前提となる等分散性は 確認できなかったため(p<0.05)、ノンパラメトリック法である Kruskal-Wallisの検定を行ったところ、各測定月の低減率につ いて有意な差が見られた(p<0.05)。

また、空間線量率(測定高さ:地上100(cm))の低減率が 表面線量率や表面汚染密度の低減率と比較して低くなっている は、Fig.1-1~Fig.1-3と同じ傾向であり、樹木等周囲の状況



Fig.2-3 Reduction rate of surface contamination concentration in each month

の影響を受けているものと考えられる。

Fig.2-1~Fig.2-3では、いずれも時間の経過とともに、表面線量率等の低減率が減少傾向にあることが分かるが、この原因に関する考察の参考とするため、除染前の表面線量率等の割合をFig.3-1~Fig.3-3に示した。

表面線量率、空間線量率(測定高さ:地上100(cm))、表 面汚染密度のいずれも、高い表面線量率等の占める割合が、 2012年度下半期は徐々に増加し、2013年度上半期に徐々に 減少している。同年度下半期以降、2014年度上半期にかけて 再び大きく増加し、2014年度下半期に若干の減少傾向にある。 2013年度の上半期までは、表面線量率等の増減と、高い表面 線量率等の占める割合の増減がほぼ同じ傾向を示しているのに 対して、2013年度下半期以降は、高い表面線量率等の占める 割合が増加しても、表面線量率等の低減率は増加しなかった。 ある程度の表面線量率等までは、その増加に伴って表面線量 率等の低減率も増加するという分析結果(Fig.1-1~Fig.1-3) と異なる傾向を示していることから、森林除染を実施する場所 の表面線量率等以外の要因が、時間の経過とともに除染によ る低減率に影響していると考えられる。事故後に森林に降下し た放射性セシウムのうち、樹木の枝葉等に付着した放射性セシ ウムも、落葉や降雨等の影響で地表に集積し、落葉層や土壌 層の上部に集積している11,12)。しかし、速度は土壌の種類等に よって異なるものの、土壌層深部への移動もゆっくりと進行してい る13)ことから、放射性セシウムの鉛直方向への浸透により、放 射性セシウムを除去する効率が落ちている可能性も考えられる。

(3) 植生ごとの表面線量率等の低減率

植生図と、除染実施前後に実施される表面線量率等の測定時に記録された緯度経度情報の重ね合わせの結果得られた10 種類の森林に関する植生のうち、測定点数が100点以上となった4種(アカマツ群落、常緑針葉樹植林、落葉針葉樹植林、 コナラ群落)について、植生ごとの表面線量率等の低減率を算 出し、結果をFig4-1~Fig4-3に示した。なお、各植生のうち、最も測定点数が少なかった落葉針葉樹植林の除染実施前 の測定月(2013年6-12月)のデータを用いて分析している。

表面線量率の低減率については、落葉針葉樹植林が他の植 生と比べて非常に大きく、約53(%)であった。次いでコナラ群 落:約37(%)、アカマツ群落:約32(%)、常緑針葉樹植林: 約26(%)となった。空間線量率(測定高さ:地上100(cm)) の低減率については、全体的に表面線量率等は低く、最も低 減率が大きかった落葉針葉樹植林及びコナラ群落も約34(%) であり、アカマツ群落:約25(%)、常緑針葉樹植林:約22(%) となった。表面汚染密度は最も低減率が大きく、落葉針葉樹植 林で約59(%)となった。その後はコナラ群落:約39(%)、ア カマツ群落:約36(%)、常緑針葉樹植林:約29(%)の順番に 大きかった。なお、各植生の低減率に有意な差が存在するか どうかを検定するため、まずパラメトリック法であるBartlett検





Fig.3-3 Proportion of surface contamination concentration in each month



Fig.4-1 Reduction rate of surface dose rate in each vegetation



Fig.4-2 Reduction rate of air dose rate (100 (cm) from the ground) in each vegetation



Fig.4-3 Reduction rate of surface contamination concentration in each vegetation

定を行ったが、検定の前提となる等分散性は確認できなかった ため(p<0.05)、ノンパラメトリック法であるKruskal-Wallisの 検定を行ったところ、各植生の低減率について有意な差が見 られた(p<0.05)。

また、今回分析に用いた4種の植生は、いずれも植生図に おける中区分の分類であるが、中区分はおもに優先種、相観、 立地条件等を反映する区分とされており¹⁴、必ずしもその地域 における優先性のみを考慮したものではないことに留意する必 要がある。

事故発生時の3月時点では、落葉樹の葉量は針葉樹に比べ て少なかったと考えられ、森林の各部位の放射性セシウムの濃 度に関する定期的な調査によると、放射性セシウムが森林に降 下して間もない2011年には、コナラの葉や枝に比べ、スギ林の 葉や枝における放射性セシウムが分布割合が大きかった。こ れは、事故が起きた3月の時点では、スギは着葉していたため、 葉に放射性物質が付着したのに対し、コナラは着葉していな かったため、放射性セシウムの多くが地面まで降下したものと 考えられている。また、同じ常緑樹でも、アカマツはスギと比 べて葉量が少ないため、森林全体に降下した放射性物質のうち 葉に付着した放射性セシウムの割合が低かったとされている。 分析にデータが用いられた 2013年については、落葉樹よりも 常緑樹の方が依然として葉等における放射性セシウムの割合が 高くなっている。森林における除染が主に堆積有機物の除去に より行われている事を考慮すると、落葉樹における低減率が高 く、アカマツ、常緑針葉樹の順に低減効果が減少していくとい う、GISを活用した本研究における分析結果は、この部位別の 放射性セシウムの分布割合に関する分析結果と整合している。 ただし、同調査によると、落葉樹と比較して時間は長いものの、 常緑樹も落葉及び開葉するため、時間の経過とともに、常緑樹 でも放射性セシウムの濃度は葉よりも落葉層や土壌層における 割合が徐々に高くなっており、落葉樹と針葉樹との分布割合の 差は徐々になくなりつつある。11,12,15)

しかし、落葉針葉樹における表面線量率等の低減率が、そ の他の植生と比較して著しく高くなっている点等については、 更に、各植生の堆積有機物層及び土壤層の放射性セシウムの 浸透状況に着目し、その差が表面線量率等の低減効果に影 響を及ぼしている可能性について分析し、次節において結果 等を示した。

(4) 樹種ごとの放射性セシウムの浸透状況及び 表面線量率等の低減率との関係

各樹種が卓越する森林における堆積有機物層及び土壌層に おける放射性物質の深度分布をFig.5-1、5-2~Fig.9-1、9-2 に示した。Fig.5-1、Fig.6-1、Fig.7-1、Fig.8-1、Fig.9-1に おいて、横軸は放射能濃度(¹³⁴Cs及び¹³⁷Cs)(Bq/kg)であ り、縦軸は各層の重量深度(g/cm²)である。また、Fig.5-2、 Fig.6-2、Fig.7-2、Fig.8-2、Fig.9-2において、横軸は各深



Fig.5-1 Depth profile of radioactive Cs with mass depth (Larix kaempferi) (カラマツ林)



Fig.6-1 Depth profile of radioactive Cs with mass depth (Pinus densiflora) (アカマツ林)



Fig.7-1 Depth profile of radioactive Cs with mass depth (Deciduous broadleaf tree) (広葉樹林)



Fig.5-2 Depth profile of radioactive Cs with depth (Larix kaempferi) (カラマツ林)



Fig.6-2 Depth profile of radioactive Cs with depth (Pinus densiflora) (アカマツ林)



Fig.7-2 Depth profile of radioactive Cs with depth (Deciduous broadleaf tree) (広葉樹林)



Fig.8-1 Depth profile of radioactive Cs with mass depth (Cryptomeria japonica) (スギ林)



Fig.9-1 Depth profile of radioactive Cs with mass depth (Chamaecyparis obtusa) (ヒノキ林)

度における放射能の存在割合(累積値)であり、縦軸は各層 の深度等である。なお、ヒノキ林においては堆積有機物層 が発達しておらず、H層は確認できなかった。β値が大きいほ ど、放射性セシウムが地中深部まで浸透していることを現して おり、分析の結果、スギ林(β=1.98(g/cm²))において放射性 セシウムが最も深部まで浸透しており、広葉樹林(β=1.60(g/ cm²))、アカマツ林(β=1.44(g/cm²))、カラマツ林(β=1.21 (g/cm²))と続き、ヒノキ林で最も放射性セシウムが表層に残 存している(β=1.15(g/cm²))という結果となった。

放射性セシウムは水に溶けると1価の陽イオン(Cs^+)となるため、土壌への放射性セシウムの吸着過程については、 Cs^+ を吸着するサイトが土壌中に存在している量等が重要な因子となる。 土壌中には $①Cs^+$ よりも Ca^{2+} などの他の陽イオンとの親和性が高く、一時的に Cs^+ を保持したとしても、容易に放出する負



Fig.8-2 Depth profile of radioactive Cs with depth (Cryptomeria japonica) (スギ林)



Fig.9-2 Depth profile of radioactive Cs with depth (Chamaecyparis obtusa) (ヒノキ林)

電荷、②Cs⁺を選択的に保持しやすいが、他のイオンとの競合 により、Cs⁺が放出される負電荷、③Cs⁺を選択的に固定し、 一旦固定すると容易に放出しない負電荷の3種類に大別される とする報告がある³⁾。また、事故発生後初期の段階に採取した 降下物中において、水溶性の放射性セシウムや、Fe、Zn、Cs を含んだ、非水溶性の粒子という形態での放射性セシウムが あったとの報告¹⁰⁾や、事故由来の放射性セシウムは硫酸エアロ ゾルの形態で降下したとの報告¹⁷⁾も踏まえると、浸透状況に違 いが生じる原因については、各土壌の陽イオン交換容量や、土 壌の透水性等の性状を更に詳細に把握していく必要があると考 えられる。

次に、各樹種における放射性セシウムの浸透が表面線量率 等の低減率に及ぼす影響を分析するため、Fig.5-1~Fig.9-1 に示したβ値と、Fig.4-1~Fig.4-3に示した各樹種における



 $\label{eq:Fig.10-1} Fig.10-1 \quad Relation \ between \ reduction \ rate \ of \\ surface \ dose \ rate \ and \ \beta \ value \ (g/cm^2) \\$



Fig.10-2 Relation between reduction rate of air dose rate (100 (cm) from the ground) and β value (g/cm²)



Fig.10-3 Relation between reduction rate of surface contamination concentration and β value (g/cm²)

表面線量率等の低減率との関係をFig.10-1~Fig.10-3に示した。箱ひげ図の、箱及びひげの意味はFig.4-1~Fig.4-3と同じである。なお、低減率は、カラマツ林については落葉針葉樹植林、アカマツ林についてはアカマツ群落、広葉樹林についてはコナラ群落、スギ林及びヒノキ林については常緑針葉樹植林の値を用いている。その結果、表面線量率等の低減率とβ値との間には、負の相関が見られたが、全体としては弱いものとなった。本研究で用いた植生図の分類では常緑針葉樹についてはより詳細な分類がなく、スギ林とヒノキ林については同じ表面線量率等の低減率を用いた結果、ヒノキ林については全体的な傾向と比べてβ値が小さいように見えるため、両樹種が卓越する森林で追加的な現地調査を実施することも一つの案として考えられる。

また、各樹種の堆積有機物層の状況をTable 3に示したが、 スギとヒノキの放射性セシウムの濃度分布を比較すると、前 述したように、ヒノキ林では日層が確認されないなど、堆積有 機物層が発達しておらず、厚み、重量深度ともにスギ林が大き かった。しかし、Fig.5-2~Fig.9-2に示したとおり、堆積有 機物層に占める放射性セシウムの割合はスギ林で約21(%)、 ヒノキ林で約26(%)と大きくは変わらなかった一方、スギ林と 同程度の厚みがある広葉樹林では約49(%)、スギ林と同程度 の重量深度があるカラマツ林では約65(%)の放射性セシウム が堆積有機物層内に含まれるなど、一見同程度に発達している ように見える堆積有機物層においても放射性セシウムの含有量 は大きく異なっていた。

また、前述したように、放射性セシウムは時間の経過ととも に、段階的に土壌層中の負電荷に吸着されていくため、堆積有 機物層が余り発達していないヒノキ林では、放射性セシウムが土 壌層上部に蓄積されたものと考えられ、土壌層の2.0 (cm)まで に約82(%)の放射性セシウムが含まれていた。しかし、スギ林 における同じ深度までの放射性セシウム含有率は約48(%)であ るなど、同じ土壌でも、浸透のパターンには地点差があった。

以上の結果から、樹種ごとに放射性セシウムの浸透状況が

| Table | 3 Property of | organic layer |
|---------------------------------------|----------------|--------------------------------------|
| | Thickness (cm) | Mass depth (dry)(g/cm ²) |
| Larix kaempferi (カラマツ林) | 4.0 | 0.47 |
| Pinus densiflora (アカマツ林) | 6.0 | 0.70 |
| Deciduous broadleaf tree (広葉樹林) | 5.5 | 0.40 |
| Cryptomeria japonica (スギ林) | 5.3 | 0.52 |
| Chamaecyparis obtusa (ヒノキ林) | 2.0 | 0.20 |

異なることは分かったが、その浸透状況の違いが特に地表面 における表面線量率等の低減率に影響を及ぼしている可能性 については、傾向は見られたものの追加的な調査が必要であ り、更にその原因については、堆積有機物層や土壌層の性状 (例:陽イオン交換容量、透水性、有機物量)と、放射性セ シウムの浸透性との関係についてより詳細な調査を実施する必 要があると考えられる。

4. 結論

除染を実施する場所がある一定の表面線量率等以上の場合、 表面線量率等の低減率はほぼ一定となったが、低い線量帯で は、表面線量率等が低くなるに従って、低減率が減少した。空 間線量率(測定高さ:地上100(cm))が、表面線量率や表面 汚染密度と比較して低減率が低かった。森林における除染は 主として地表の落葉や枝葉からなる堆積有機物の除去を行 い、その後も生活環境における放射線量の低減効果が得られ ない場合は、土砂流出防止の観点から草木の根が露出しすぎ ないように注意しながら、必要に応じて林縁から5(m)を目安 に、竹箒等を使用して、堆積有機物残さの除去を実施するとさ れている¹⁾ことを考慮すると、その効果には、地表面の放射性 セシウムの除去による効果以外にも、特に低い線量帯では周 囲の表面線量率等も影響していると考えられる。

また、時間の経過とともに、表面線量率等の低減率も減少し ており、更に、測定期間の後期では、除染を実施する場所の 表面線量率等が高いにも関わらず、低減率が増加しなかった。 ある程度の線量帯までは、除染する場所の表面線量率等と、 表面線量率等の低減率が正の相関を示していたこと等を考慮 すると、時間の経過とともに、堆積有機物の除去による放射 性セシウムを回収できる効率が落ちている可能性が考えられ た。その原因としては、放射性セシウムが徐々に地下に浸透す ることで、除去する堆積有機物に含まれる放射性セシウムの量 が減少していることや、上部の遮蔽が取り除かれたことで、地 中の放射線が表面線量率等の上昇に寄与している割合が増加し ていることが想定される。

このことを検証するため、まずはGISを活用して、植生ごと に表面線量率等の低減率の差を分析した。その結果、落葉 針葉樹植林(例:カラマツ)の表面線量率、空間線量率(測定 高さ:地上100(cm))、表面汚染密度の低減率が約53(%)、 約34(%)、約59(%)と最も高くなり、最も低かった常緑針葉 樹植林(例:スギ、ヒノキ)の(約26(%)、約22(%)、約29 (%))の約1.5~2倍まで高くなった。なお、福島県内(民有 林)では、全体面積に占める割合について、広葉樹林(混交林 など)が約56(%)、スギが約24(%)、アカマツ・クロマツが 約14(%)、ヒノキ・サワラ・ヒバが約2(%)、カラマツが約2 (%)などとなっており¹⁸⁾、今回の植生と分析結果で対象となっ た樹種が含まれている。

次に、福島県内の5箇所の森林において、スクレーパープ

レートを使用して放射性セシウムの深度分布を調査し、双曲線 正割関数により近似した分析を行った。この結果、樹種ごとに 放射性セシウムの浸透の程度は異なっており、浸透の程度と表 面線量率等の低減率との相関を調査したが、全体的に強い相 関が見られなかった。今回分析に用いた植生図中の4種の植 生の区分は、必ずしもその地域における優先性のみを考慮した ものではないことも踏まえ、樹種別の更に詳細な現地調査の実 施や、同程度に発達している堆積有機物層や、同じ土壌層でも 放射性セシウムの浸透状況に差が見られたことから、放射性セ シウムの浸透に及ぼす要因を明らかにするために、堆積有機物 層や土壌層の性状との関連性について分析していく必要がある と考えられる。

謝 辞

本研究は、科研費 15H04068(研究代表者:島田 洋子)に より実施したものです。厚く御礼申し上げます。

環境省福島環境再生事務所 加藤 聖様には、除染事業 に関するデータをご提供いただき、また、進捗状況等につい てもご教示いただきました。日本原子力研究機構福島技術本 部福島環境安全センター 川瀬 啓一様、渡邊 雅範様、寺 川 友斗様、東京電力除染推進室 満尾 晃一様には、技術 的助言等をいただくとともに、所属研究室の近藤 均様、米 谷 達成様、Mr.Hendra Adhi Pratama、Mr.Yongqiang Cui、 Mr.Adriraga Pratamaには現地調査にご協力頂きました(所 属は当時のもの)。関係各位に厚く御礼申し上げます。

参 考 文 献

- 環境省:「除染関係ガイドライン第2版(平成25年5月)」, 第2編除染等の措置に係るガイドライン, pp.116-125, 環境省,東京(2013).
- 2) 「環境回復検討会(第16回)」環境省HP(https://josen. env.go.jp/material/session/016.html), 2016年3月閲覧.
- 3) 山口 紀子: 土壌への放射性 Cs の吸着メカニズム. J. Jpn. Soc. Soil Phys. **126**, 11-21(2011).
- 4) 山口 紀子,高田 裕介,林 健太郎,石川 覚,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: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(2012).
- 5) 環境省:「除染関係ガイドライン第2版(平成25年5月)」, 第2編除染等の措置に係るガイドライン, pp.2-107, 環 境省, 東京(2013).
- 「自然環境調査 Web-GIS」環境省生物多様性センター HP(http://gis.biodic.go.jp/webgis/index.html), 2016年3月閲覧.
- 7) 「QGIS」QGISHP(http://qgis.org/ja/site/), 2016 年 3 月閲覧.

- 6)「日本の植生 第4回自然環境保全基礎調査植生調査報告 書(全国版)」環境省生物多様性センター HP(http:// www.biodic.go.jp/reports/4-01/y059.html), 2016年6 月閲覧.
- 9) 日本林業技術協会:「森林・林業百科事典」, pp.628, 丸 善株式会社, 東京(2001).
- N. Matsuda, S. Mikami, S. Shimoura, J. Takahashi, M. Nakano, K. Shimada, K. Uno, S. Hagiwara, K. Saito: Depth profiles of radioactive cesium in soil using a scraper plate over a wide area surrounding the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant, Japan. J. Environ. Radioactiv., 139, 427-434 (2015).
- 「平成26年度森林内の放射性物質の分布状況調査結果 について」林野庁 HP(http://www.rinya.maff.go.jp/ j/press/kaihatu/150327.html), 2016年3月閲覧.
- 12)「平成 27 年度 森林内の放射性物質の分布状況調査結果 について」林野庁 HP(http://www.rinya.maff.go.jp/j/ kaihatu/jittaihaaku/zentai.html), 2016 年 6 月閲覧.
- 13) IAEA(日本学術会議訳):「チェルノブイリ原発事故に よる環境への影響とその修復:20年の経験」,第3章環 境の放射能汚染, pp.74, IAEA(日本学術会議訳), 東京

(2006)

- 14) 環境省生物多様性センター HP(http://gis.biodic.go.jp/ webgis/sc-033.html), 2016 年 6 月閲覧.
- 15)「森林内の放射性物質の分布状況調査結果について(第二報)」林野庁HP(http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/hozen/111227_2.html), 2016年3月閲覧.
- 16) K. Adachi, M. Kajino, Y. Zaizen, Y. Igarashi: Emission of spherical cesium-bearing particles from an early stage of the Fukushima nuclear accident. *Sci. Rep.*, **3**, Article #2554(2013).
- 17) N. Kaneyasu, H. Ohashi, F. Suzuki, T. Okuda, F. Ikemori: Sulfate aerosol as a potential transport medium of radiocesium from the Fukushima nuclear accident. *Environ. Sci. Technol.*, **46**, 5720-5726 (2012).
- 18) 福島県農林水産部:「平成 26 年福島県森林・林業統 計書(平成 25 年度)」, pp.13, 福島県農林水産部, 福島 (2014).

2016年5月9日受付 2016年8月3日受理

和文要約

森林除染に係る表面線量率等のデータを基に、除染前の表面線量率等ごと、除染前の表面線量率等の測定時期ごと及び植 生ごとの除染効果に関して分析した。その結果、除染前の表面線量率等が高いほど低減率は高くなったが、ある程度の表面 線量率等以上ではほぼ一定となった。除染前の表面線量率等の測定時期については、多少の増減はあったものの、低減率は 全体的には減少傾向にあった。この際、分析期間の後半で、表面線量率等の高い地域で除染が実施された傾向があったこと から、分析期間の後半では、除染前の表面線量率等の値以外の理由で、低減率が減少したと考えられる。この原因を調査す るため、植生図を用いて、植生ごとの除染効果を分析したところ、落葉針葉樹植林の低減率が他よりも大きいなど、植生ごと の差が見られた。放射性セシウムの深度分布について現地調査を行ったところ、樹種ごとに深度分布が異なってはいたが、浸 透の程度と表面線量率等の低減率との間には強い相関は見られなかった。樹種別の更に詳細な現地調査を実施するとともに、 放射性セシウムの浸透に及ぼす要因を明らかにするため、堆積有機物層や土壌の性状との関連性に関する分析を行っていく必 要があると考えられる。

