

研究資料 (Research record)

帰還困難区域で発生した森林火災が 樹木樹皮と表層土壌の放射性セシウムの蓄積に及ぼす影響

金子 真司^{1)*}、後藤 義明²⁾、田淵 隆一¹⁾、赤間 亮夫¹⁾、池田 重人¹⁾、
篠宮 佳樹¹⁾、今村 直広¹⁾

要旨

福島県十万山(浪江町・双葉町)の森林火災(2017年4月29日～5月10日)の延焼地において、火災直後に山頂部のアカマツ林と谷部のスギ林で樹木と土壌の試料を採取して放射性セシウム(RCs: $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$)濃度を測定して火災の影響を調べた。樹木については、同一木の幹の燃焼側と非燃焼側から樹皮を採取した。土壌は燃焼地と隣接する非燃焼地から堆積有機物層と表層土壌を採取した。アカマツでは燃焼樹皮が非燃焼樹皮に比べて現存量とRCs濃度とRCs蓄積量が小さかった個体が存在した。また、アカマツ林、スギ林で調査したすべての堆積有機物層のRCs濃度が燃焼箇所と比べて非燃焼箇所で高かった。

キーワード：放射性セシウム、森林火災、樹木樹皮、堆積有機物層、表層土壌、アカマツ、スギ

1. はじめに

チェルノブイリ原発事故では、森林生態系にもたらされた放射性核種が森林火災によって再拡散することが懸念された(Evangeliou et al. 2013, 2014, 2015)。このため、人工的に森林火災を発生させて放射性物質の拡散が調査されている(Kashparov et al. 2000, Yoschenko et al. 2006a, b)。原発事故から29年後の2015年4月と8月にチェルノブイリ原発近くの森林や草地で大規模な火災が発生した。この際には放射性セシウム137(^{137}Cs)や放射性ストロンチウム90(^{90}Sr)をはじめ様々な放射性核種がヨーロッパ各地に飛散したと推定されている(Evangeliou et al. 2016)。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では、東日本が広範囲に放射性セシウム(RCs: $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$)によって汚染され、特に原子力発電所の北西方向の森林(428 km²)では1000 kBq/m²以上のRCs沈着があったと推定されている(Hashimoto et al. 2012)。わが国はチェルノブイリ原発周辺に比べて湿潤であることから、森林火災の発生原因はほとんどが人為的なものである。また、放射性物質の沈着量が多い帰還困難区域では人の立ち入りが制限されており、その他の区域でも放射性物質の汚染程度が大きい森林では林業等の森林利用が少なくなっている。このため森林火災は起こりにくい状況にある。そのような中、2017年4月29日に福島県浪江町と双葉町の境界付近に位置する十万山の森林で火災が発生した。火災は10日間以上にわたり、延焼面積は75 haに及んだ。この火災は、我が国の森林火災の中では比較的規模が大きかったことや、発生個所が

帰還困難区域内であったことから、火災によって放射性物質が拡散するのではないかと注目を集めた(福島民報社 2017)。著者らは火災が鎮火した直後の調査団に加わり現場を訪れて、延焼状況を確認するとともに、現地で燃焼箇所と非燃焼箇所から試料を採取して燃焼の影響について検討を行った。ここではその結果を報告する。

2. 調査

2.1 十万山および森林火災の概要

十万山は阿武隈山地の最東部に位置し、浪江町と双葉町にまたがる標高448 mの山である(奥田 1999)。東側は双葉断層を境に低地が広がり、その先は太平洋である。山塊全体の地質は花崗岩であり、植生は尾根付近を中心に広葉樹を交えたアカマツ林が広がり、斜面下部から谷付近の多くはスギ人工林である。東京電力福島第一原子力発電所からは西北西に10.7 kmに位置する(Fig. 1)。第2次の航空機モニタリングによればRCs沈着量は、1000–3000 kBq/m²と>3000 kBq/m²のエリアの境界付近に位置する(原子力規制委員会 2017)。火災は2017年4月29日に山頂の南約100 mの尾根付近から発生した。出火の原因は落雷によるものと推定されている。その後、火災は十万山の山頂南の尾根付近から尾根に沿って東西に拡がり、南側では斜面下方向にも拡がり、最下部は沢付近に及んだ。双葉消防本部をはじめ、福島県県内の各消防本部、福島県消防防災航空センター、陸上自衛隊などによる消火活動が行われた結果、5月10日に火災は鎮圧された。燃焼面積は75 haと推定されている(Fig. 1)。

原稿受付：平成30年1月16日 原稿受理：平成30年6月22日

1) 森林総合研究所 震災復興・放射性物質研究拠点

2) 森林総合研究所 森林災害・被害研究拠点

* 森林総合研究所 震災復興・放射性物質研究拠点 〒305-8687 茨城県つくば市松の里1

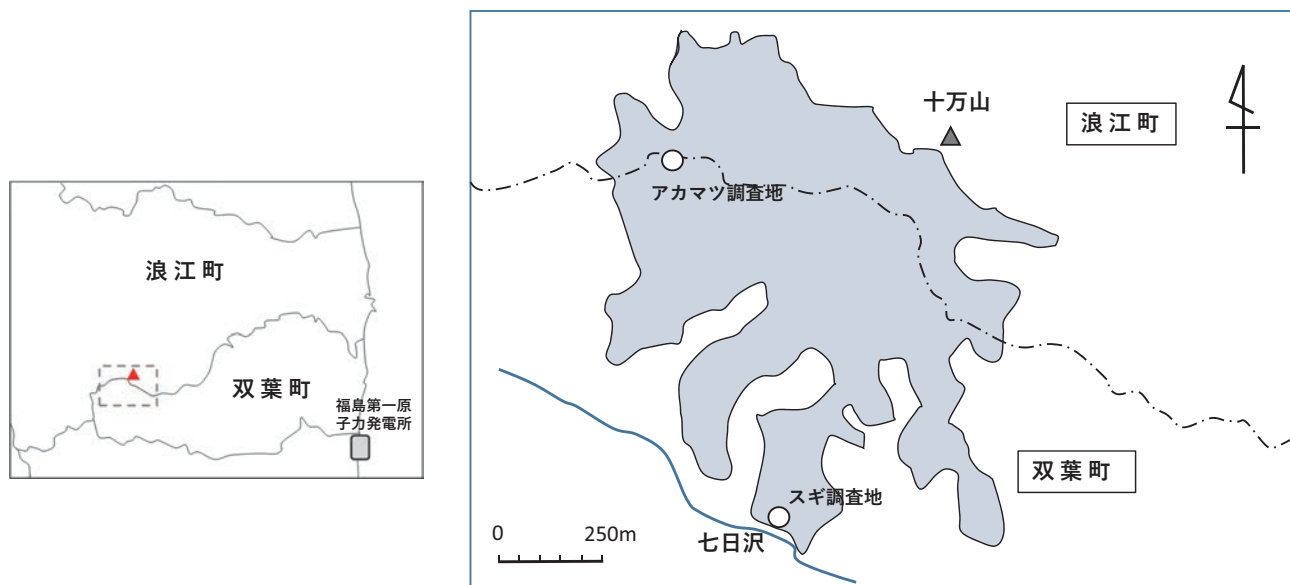


Fig. 1. 十万山における森林火災の延焼区域
Map of forest fire area in Mt. Juman

2.2 調査・分析方法

現地での燃焼状況を確認するため、火災鎮圧から1週間後の5月17日と18日に消防関係者が先導し、林野庁、福島県、地元自治体、復興庁、環境省、著者らが所属する森林総合研究所からなる調査団によって調査が行われた。17日は十万山尾根付近のアカマツ林で火災による延焼状況を調べるとともに空間線量率の測定や試料採取を行った。18日は十万山南側の谷に沿って七日沢林道を歩き、火災が谷付近まで到達したスギ林で延焼状況を調べるとともに試料採取を行った (Fig. 1)。

著者らは樹皮、堆積有機物層 (A0 層)、土壌の試料を採取した。それらの試料の内訳 (採取のサイズ、採取位置、サンプルの繰り返し数) を Table 1 に示した。

森林火災では幹の風下側における燃焼が激しくなり幹表面の焼け跡は非対称になる (井上 1999)。そこで、火

災の影響を受けた同一の樹木を対象に、樹幹の地上 1 m 高の位置において焼焦げた側と焼焦げていない側それぞれ 1 箇所から、縦 5 cm、横 10 cm の範囲で樹皮を剥いで樹皮試料とした (内樹皮と外樹皮ともに採取)。樹皮試料の採取はアカマツ林ではアカマツ 3 本、スギ林ではスギ 1 本を対象とした。樹皮試料名は、アカマツ 3 本を BA1、BA2、BA3、スギを BS1 とした (Table 1)。

林床においては、火災で焼焦げた箇所 (燃焼箇所) と焼焦げていない箇所 (非燃焼箇所) が隣接する場所を選び、それぞれに 19 cm × 19 cm の枠を置いて枠内の A0 層をすべて採取した。さらにその下の土壌 (0–5 cm) を土壌採取円筒 (100 mL、大起理化学工業 DIK-1801) で採取した。アカマツ林の A0 層試料は OA1、OA2、スギ林のそれは OS1、OS2 とした (Table 1)。土壌試料についてはアカマツ林を SA1、SA2、スギ林を SS1、SS2 とした (Table 1)。

Table 1. 採取試料の概要
Sample description

試料タイプ	採取サイズ	採取位置	繰り返し数	試料名
樹皮	高 5 cm × 幅 10 cm	幹の燃焼側と非燃焼側から高さ 1 m で採取	アカマツ 3 本	BA1
				BA2
				BA3
			スギ 1 本	BS1
堆積有機物層 (A0 層)	19 cm × 19 cm	燃焼箇所と非燃焼箇所から採取	アカマツ林 2 ケ所	OA1
				OA2
			スギ林 2 ケ所	OS1
				OS2
土壌	100 mL 採土円筒 (高 5 cm)	堆積有機物層と同じ地点で採取	アカマツ林 2 ケ所	SA1
				SA2
			スギ林 2 ケ所	SS1
				SS2

採取した試料は実験室に持ち帰り、樹皮は風乾後に全重量を測定し、剪定ばさみで小片にした。A0 層試料は風乾後に全重量を測定してから粉碎した。土壌は風乾した後に 2 mm の篩で石礫と粗大有機物を取り除いた。樹皮、A0 層は 75°C で 24 時間乾燥して含水比を求めた。土壌は 105°C、24 時間乾燥して含水比を求めた。各試料の ^{134}Cs と ^{137}Cs 濃度をゲルマニウム半導体検出器 (GEM20-70、GEM40P4-76、GEM-FX7025P4-ST、GWL-120-15-LB-AWT、ORTEC、Oak Ridge、米国) によるガンマ線スペクトロメトリ法で測定した。 ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 濃度は 2017 年 5 月 1 日に減衰補正した。

なお、本稿で RCs の放射能濃度あるいは蓄積量と呼ぶ場合は、乾燥重量当たり (樹皮と A0 層は 75°C、土壌は 105°C) の ^{134}Cs と ^{137}Cs の合計の濃度あるいは蓄積量を意味する。

3. 結果

同一木の樹皮における燃焼部位と非燃焼部位の現存量、RCs 濃度および RCs 蓄積量を Table 2 に示した。まず、樹皮に関しては、アカマツの 2 本 (BA1、BA2) が、燃焼部位が非燃焼部位に比べて樹皮の現存量 (幹の単位表面積当たりの乾重量) が小さかった。この 2 試料では RCs 濃度が低く、RCs 蓄積量 (幹の単位表面積当たりの RCs 量) も小さかった。ただし、アカマツの残りの 1 本 (BA3) やスギ (BS1) では、樹皮の現存量、RCs 濃度、RCs 蓄積量は燃焼部位と非燃焼部位の差は小さかった。

燃焼箇所と非燃焼箇所の A0 層の現存量、RCs 濃度および RCs 蓄積量を Table 3 に示した。A0 層の現存量 (単位面積当たりの乾重量) は、OA1 では燃焼箇所と比べて非燃焼箇所が大きかったが、OS2 では燃焼箇所の方が大きく、他の地点では両者の差は小さかった。A0 層の RCs 濃度は、全ての試料で非燃焼箇所と比べて燃焼箇所が高かった。A0 層の RCs 蓄積量は、非燃焼箇所と比べて燃焼箇所が高かった OA1 では非燃焼箇所の方が大きかったが、そのほかでは燃焼箇所の方が高かった。

燃焼箇所と非燃焼箇所の土壌 (0–5 cm) の現存量、RCs 濃度および RCs 蓄積量を Table 4 に示した。アカマツ林の土壌の現存量は、SA1 では燃焼箇所と比べて大きかったが、SA2 では非燃焼箇所の方が大きかった。RCs 濃度に関しては、現存量の場合と異なり、SA1 で非燃焼箇所が高く、SA2 で燃焼箇所が高く、燃焼箇所と非燃焼箇所の差はさらに大きかった。RCs 蓄積量は RCs 濃度の違いを反映して SA1 では非燃焼箇所が大きく、SA2 では燃焼箇所が大きかった。スギ林の土壌の現存量は、SS1、SS2 とともに燃焼箇所と非燃焼箇所とほぼ等しく、RCs 濃度も燃焼箇所と非燃焼箇所の差は小さかった。RCs 蓄積量は OS1 では燃焼箇所と非燃焼箇所とほぼ等しく、OS2 では非燃焼箇所と大きかった。アカマツ林、スギ林の土壌を通して、燃焼箇所と非燃焼箇所の一方で現存量、RCs 濃度、RCs 蓄積量の値が大きくなる傾向は認められなかった。

Table 2. 同一木の樹皮における燃焼部位と非燃焼部位の現存量、RCs 濃度および RCs 蓄積量の比較
Comparison of mass and the RCs concentrations and inventories in the stem bark at burned side and at no burned side of same tree

試料	現存量 ^a (kg/m ²)		RCs 濃度 ^b (kBq/kg)		RCs 蓄積量 ^c (kBq/m ²)	
	燃焼	非燃焼	燃焼	非燃焼	燃焼	非燃焼
BA1	1.0	1.7	4.3	7.9	4.5	13.8
BA2	1.6	2.8	4.9	9.2	7.7	26.2
BA3	2.6	2.3	8.1	7.2	20.8	16.4
BS1	0.5	0.6	3.1	3.0	1.7	1.8

^a 現存量：幹の単位表面積当たりの樹皮量、^b 樹皮の RCs 濃度、^c 幹の単位表面積当たりの樹皮中の RCs 量

Table 3. 隣接する燃焼箇所と非燃焼箇所との A0 層の現存量、RCs 濃度および RCs 蓄積量の比較
Comparison of mass and the RCs concentrations and inventories in the O layers at burned side and at no burned side which were adjacent to each other

試料	現存量 ^a (kg/m ²)		RCs 濃度 ^b (kBq/kg)		RCs 蓄積量 ^c (kBq/m ²)	
	燃焼	非燃焼	燃焼	非燃焼	燃焼	非燃焼
OA1	1.1	7.7	151.1	43.1	170.3	332.5
OA2	4.5	4.0	83.0	59.6	370.2	238.8
OS1	1.7	2.0	110.2	46.3	182.6	94.2
OS2	2.0	0.7	148.0	24.9	301.3	17.8

^a 単位面積当たりの A0 層乾物重、^b A0 層の RCs 濃度、^c 単位面積当たりの A0 層中の RCs 量

Table 4. 隣接する燃焼箇所と非燃焼箇所の土壌 (0–5 cm) の A0 層の現存量、RCs 濃度および RCs 蓄積量の比較

Comparison of mass and the RCs concentrations and inventories in the soil layers of 0–5 cm depth at burned side and at no burned side which were adjacent to each other

試料	現存量 ^a (kg/m ²)		RCs 濃度 ^b (kBq/kg)		RCs 蓄積量 ^c (kBq/m ²)	
	燃焼	非燃焼	燃焼	非燃焼	燃焼	非燃焼
SA1	25.3	13.2	2.4	14.7	57.3	171.3
SA2	16.3	27.4	17.6	0.8	265.3	21.8
SS1	18.6	23.4	12.6	11.8	216.3	257.3
SS2	25.0	28.2	4.2	6.5	97.2	172.9

^a 単位面積あたりの 0–5 cm の土壌重、^b 土壌 (0–5 cm) の RCs 濃度、^c 単位面積あたりの土壌 (0–5 cm) の RCs 量

4. 考察

十萬山の火災発生時に、十萬山周辺 3 箇所に福島県が設置した可搬型モニタリングポストにおける空間線量率の測定結果は火災前と比較して大きな変動はなかったものの、大気浮遊じん（ダスト）の ¹³⁷Cs が火災発生時に高まり最大で 7.63 mBq/m³ を記録した（福島県 2017）。今回の調査で BA1 と BA2 では樹皮の燃焼部位の現存量、RCs 濃度、RCs 蓄積量が非燃焼部位に比べて小さかった（Table 2）。チェルノブイリ事故後の研究でも煤煙とともに放射性セシウムが飛散することが報告されており（Kashparov et al. 2000, Yoschenko et al. 2006a, b, Evangeliou et al. 2016）、今回の火災でも煤煙とともに放射性セシウムが拡散した可能性が考えられる。一方、樹皮が燃えた際には、灰や炭となって脱落して地面に落下したことも考えられる。A0 層では燃焼箇所の RCs 濃度が非燃焼箇所に比べて高かった（Table 3）ことは、燃焼によって A0 層に含まれていた RCs の濃縮が起きたことに加えて、樹木や下層植生が燃焼して RCs を含む灰や炭となり、それらが落下し付け加わったことも影響しているかもしれない。土壌に関しては、RCs の濃度と蓄積量とも燃焼箇所と非燃焼箇所の関係に一定の傾向が見られなかったので、火災の直接的な影響はなかったと言えるだろう。

Yoschenko et al. (2006b) はチェルノブイリ原発事故の立入禁止区域（Chernobyl exclusion zone）で草地や森林において実験的に火災を発生させ、その結果に基づきモデル計算したところ、林床可燃物からの放射性物質の再拡散が最大で 4% に達すると推定した。今回の火災でも再拡散が起きた可能性は考えられるが、森林に沈着した RCs の大半は 2015 年時点においてもその多くが土壌に移動していること（Imamura et al. 2017）や、A0 層の燃焼が表層部だけであったことから、火災によって拡散した RCs は少ないと推定される。一方で、森林火災の燃焼温度に関しては室内における燃焼試験から可燃物の真上の気流の最高温度は風のない場合でも 720°C まで達し、風がある場合は最高温度が 840°C に達すると推定されている（消防庁消防研究所 1988）。セシウムの沸点は 678.4°C である（長倉ら 1999）ので火災時に RCs の気化が起きた可能性

もある。今後、今回の火災で RCs の拡散がどの程度起きたかは、火災発生時の燃焼状況や気象条件、さらにはダストサンプラーで捕集されたダストの成分分析等を踏まえて検討していくことが必要であろう。

今回の調査は緊急に行ったものであり、採取した試料の繰り返しが少ないことなどから、火災の影響についてはさらに詳しい調査が必要であろう。そのほか、海外の調査事例では火災発生後に土壌侵食が増すという報告（Onodera and Van Stan II 2011）がある。燃焼で樹木や A0 層が炭や灰になることで RCs の溶解性が変化した可能性もあるので、土砂移動や RCs 流出についての継続調査が必要であろう。早期の植生回復が土壌の侵食防止につながり、森林火災跡地の保全上、きわめて重要である（後藤 2009）ことから、延焼した場所における今後の下層植生が早期に回復するかどうか侵食にともなう RCs 流出に関して重要であろう。

謝 辞

本研究を行うにあたり、林野庁国有林野部業務課、関東森林管理局を始め、地元福島県の関係者には多大なる協力をいただきました。皆様に感謝申し上げます。また、本研究は平成 29 年度林野庁森林内における放射性物質実態把握事業、ならびに（国研）森林研究・整備機構森林総合研究所交付金プロジェクト（課題番号 201501）の研究成果である。

引用文献

- Evangelidou, N., Balkanski, Y., Cozic, A. and Møller, A. P. (2013) Simulations of the transport and deposition of ¹³⁷Cs over Europe after the Chernobyl Nuclear Power Plant accident: influence of varying emission-altitude and model horizontal and vertical resolution. *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 7183–7198.
- Evangelidou, N., Balkanski, Y., Cozic, A., Hao W. M. and Møller, A. P. (2014) Wildfires in Chernobyl-contaminated forests and risks to the population and the environment: A new nuclear disaster about to happen? *Environ. Int.*, 73,

- 346-358.
- Evangelidou, N., Balkanski, Y., Cozic, A., Hao W. M., Mouillot, F., Thonicke, K., Paugam, R., Zibtsev, S., Mousseau, T., Wang R., Poulter, B., Petkov, A., Yue, C., Cadule, P., Koffi, B., Kaiser, J. W. and Möller, A. P. (2015) Fire evolution in the radioactively contaminated forests of Ukraine and Belarus: future risks for the European population and the environment. *Ecol. Monogr.*, 85, 49-72.
- Evangelidou, N., Zibtsev, S., Myroniuk, V., Zhurba, M., Hamburger, T., Stohl, A., Balkanski, Y., Paugam, R., Mousseau, T. A., Möller, A. P. and Kireev, S. I. (2016) Resuspension and atmospheric transport of radionuclides due to wildfires near the Chernobyl Nuclear Power Plant in 2015: An impact assessment. *Scientific Reports*, 6, 26062
- 福島民報社 (2017) “10ヘクタール焼き鎮圧状態、浪江の帰還困難区域で山林火災”, 平成29年5月1日
- 福島県 (2017) “浪江町井出地区の林野火災現場周辺の放射線モニタリングの結果”, <https://www.pref.fukushima.lg.jp/site/namie-rinyakasai-201704-05/> (最終アクセス平成30年4月17日)
- 原子力規制委員会 (2017) 航空機モニタリングによる空間線量率の測定結果 <http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/362/list-1.html> (最終アクセス平成30年1月16日)
- 後藤 義明 (2009) 山火事による土壌侵食と植生による侵食防止効果. *水利科学*, 63, 73-85.
- Hashimoto, S., Ugawa, S., Nanko, K. and Shichi, K. (2012) The total amounts of radioactively contaminated materials in forests in Fukushima, Japan. *Sci. Rep.* 2, 416.
- Imamura, N., Komatsu, M., Ohashi, S., Hashimoto, S., Kajimoto, T., Kaneko, S. and Takano, T. (2017) Temporal changes in the radiocesium distribution in forests over the five years after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Sci. Rep.*, 7, 8179.
- 井上 章二 (1999) 林野火災の延焼拡大予測に関する基礎的・応用的研究. 愛媛大学農学部演習林報告, 36, 1-91.
- Kashparov, V. A., Lundin, S. M., Kadygrib, A. M., Protsak, V. P., Levchuk, S. E., Yoschenko, V. I., Kashpur, V. A. and Talerko, N. M. (2000) Forest fires in the territory contaminated as a result of the Chernobyl accident: radioactive aerosol resuspension and exposure of fire-fighters. *J. Environ. Radio.*, 51, 281-298.
- 長倉 三郎・井口 洋夫・江沢 洋・岩村 秀・佐藤 文隆・久保 亮五 (1999) 岩波理化学辞典第5版 CD-ROM 版, 岩波書店.
- 奥田 博 (1999) うつくしま百名山 福島県のふるさとの山々. 福島テレビ, 119pp.
- Onodera, S. and Van Stan II, J. T. (2011) Effect of Forest Fires on Hydrology and Biogeochemistry of Watersheds. In Levina, D. F. et al. (eds.) “Forest Hydrology and Biogeochemistry”. Springer, New York, 599-621.
- 消防庁消防研究所 (1988) 林野火災の飛火延焼に関する研究. 消防研究所研究資料第21号, 60-81.
- Yoschenko, V. I., Kashparov, V. A., Protsak, V. P., Lundin, S. M., Levchuk, S. E., Kadygrib, A. M., Zvarich, S. I., Khomutinin, Yu. V., Maloshtan, I. M., Lanshin, V. P., Kovtun, M. V. and Tschiersch, J. (2006a) Resuspension and redistribution of radionuclides during grassland and forest fires in the Chernobyl exclusion zone: part I. Fire experiments. *J. Environ. Radio.*, 86, 143-163.
- Yoschenko, V. I., Kashparov, V. A., Levchuk, S. E., Glukhovskiy, A. S., Khomutinin, Yu. V., Protsak, V. P., Lundin, S. M. and Tschiersch J. (2006b) Resuspension and redistribution of radionuclides during grassland and forest fires in the Chernobyl exclusion zone: part II. Modeling the transport process. *J. Environ. Radio.*, 87, 260-278.

The effect of forest fire on the radiocesium inventory of tree bark and surface soil in ‘difficult-to-return zone’

Shinji KANEKO^{1)*}, Yoshiaki GOTOH²⁾, Ryuichi TABUCHI¹⁾, Akio AKAMA¹⁾,
Shigeto IKEDA¹⁾, Yoshiki SHINOMIYA¹⁾, and Naohiro IMAMURA¹⁾

Abstract

This study aimed to investigate the effect of forest fire on radiocesium (RCs: ^{134}Cs and ^{137}Cs) status in forest ecosystem, in Japanese red pine forest on the ridge area and Japanese cedar forest on the riparian zone in Mt. Juman, where a forest fire occurred on 29th April to 10th May in 2017. In both the forests, we sampled bark on the burned side as well as from the non-burned side of the same tree trunk, along with samples from organic layer and mineral surface soil in burned areas and those from adjacent non-burned areas. We analyzed RCs concentrations in each specimen. Lower value for the concentration and the inventory of RCs was observed for the biomass in burned bark in Japanese red pine. The RCs concentration of organic layer was also lower in burned area than in adjacent non-burned area in all specimens from Japanese red pine forest and Japanese cedar forest.

Key words: radiocesium, forest fire, tree bark, organic layer, surface soil, Japanese red pine, Japanese cedar

Received 16 January 2018, Accepted 22 June 2018

1) Center for Forest Restoration and Radioecology, Forestry and Forest Products Research Institute (FFPRI)

2) Center for Forest Damage and Risk Management, FFPRI

* Center for Forest Restoration and Radioecology, FFPRI, 1 Matsunosato, Tsukuba, Ibaraki, 305-8687 JAPAN; e-mail: kanekos@ffpri.affrc.go.jp