

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

山本理恵¹⁾・小林達明^{*1)}・江幡知紗¹⁾・篠崎敬太¹⁾・小嶋大地¹⁾
太田祥子¹⁾・宮本ウルルマ¹⁾・高橋輝昌¹⁾・鈴木弘行²⁾
関崎益夫³⁾・星澤保弘³⁾・小竹守敏彦³⁾・保高徹生⁴⁾・辻 英樹⁴⁾

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

2) 千葉大学院薬学院研究科 Graduate School of Pharmacy, Chiba University

3) 日本植生株式会社 Nihon-Shokusei Co. Ltd.

4) (独) 産業技術総合研究所地圏環境研究部門地圏環境リスク研究グループ
National Institute of Advanced Industrial Science and Technology
Geo-Environment Risk Research Group Institute for Geo-resources and
Environment

摘要: 福島第一原発事故被災地の丘陵地広葉樹斜面で O 層の除去試験を行い、森林内の空間線量率と放射能、森林外への放射性セシウムの流出の変化を調べた。L-F 層除去区は 1 m の高さの空間線量率が 73~76 % に低減した。L-F-H 層除去区は 1 m の高さの空間線量率が 47.7 % に、有機物土壌層~深さ 8 cm までの鉱物土壌層に含まれる放射能が 13.7 % にそれぞれ減少した。L-F-H 層除去区の土砂流出は著しく増え、処理直後の林床に存在した ¹³⁷Cs に対して林床処理後約 5 ヶ月間の流出率は 9.65 % となった。L-F 層除去区と同流出率は 0.64~0.69 % で、対照区の 0.08 % より大きかった。林床処理を行った区から流出した ¹³⁷Cs の 96 % 以上はリターと土砂でありこれらは試験区末端に設けた柵によって堰き止められた。堰き止められずに森林外へ流出した ¹³⁷Cs のうち植物に吸収されやすい溶存態の濃度は対照区で 9.5 Bq/L であるのに対し、L-F 層除去区で 3.6~6.5 Bq/L、L-F-H 層除去区で 2.1 Bq/L と低減した。

キーワード: 福島第一原子力発電所事故, O 層, 地表流, 放射性セシウム, 空間線量率, 土壌侵食

YAMAMOTO, Rie, KOBAYASHI, Tatsuaki, EBATA, Chisa, SHINOZAKI, Keita, KOJIMA, Daichi, OTA, Shoko, MIYAMOTO, Ururuma, TAKAHASHI, Terumasa, SUZUKI, Hiroyuki, SEKIZAKI, Masuo, HOSHIZAWA, Yasuhiro, KOTAKEMORI, Toshihiko, YASUTAKA, Tetsuo and TSUJI, Hideki: **Radioactivity reduction experiment and the subsequent erosion in broadleaf hill forest after Fukushima I NPP accident.**

Abstract: O horizon removal experiment was performed in broadleaf hill forest which had been extremely contaminated after Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. Soil ¹³⁷Cs decreased to 13.7 % and air radiation decreased to 47.7 % in L-F-H horizon removed plot while air radiation dose decreased to 73~76 % in L-F horizon removed plot. After the removal treatment, 9.65 % of ¹³⁷Cs in forest floor had been washed away in L-F-H horizon removed plot during about 5 month. It was 0.64~0.69 % in L-F horizon removed plot and 0.08 % in control plot. More than 96 % of these flown ¹³⁷Cs erosion was trapped with fence at the bottom edge of plots. Concentration of dissolved ¹³⁷Cs which is taken into plants easily was 9.5 Bq/L in control plot, 3.6~6.5 Bq/L in L-F horizon removed plot and 2.1 Bq/L in whole L-F-H horizon removed plot.

Key words: Fukushima Daiichi NPP accident, O horizon, surface runoff, radioactive cesium, air radiation dose, soil erosion

1. はじめに

2011 年 3 月の福島第一原子力発電所事故により福島県中通り地方、浜通り地方を中心とした東日本の広範囲が放射性物質で汚染された。中山間地域では森林が住民の外部被曝の原因となるばかりでなく住宅地や農地の二次汚染源として危惧されている⁵⁾。また、里山については木材・山菜利用等の

回復に対する住民の要望も強い。著者らは林縁における放射性物質の流出阻止の方策についてすでに報告した⁶⁾が、本報では林分レベルでの放射能低減試験を行ったのでその成果を報告する。事故後の森林からの放射性セシウム(¹³⁷Cs)の流出については、森林除染試験の報告も含め複数あるが^{4,11)}、それらの対象は主に針葉樹人工林であり、里山を構成する落葉広葉樹林については扱っていない。二次汚染を防ぎ、里山利用

* 連絡先著者 (Corresponding author) : E-mail : ktatsu@faculty.chiba-u.jp

〒271-8510 千葉県松戸市松戸 648 648 Matsudo Matsudo-shi Chiba 271-8510 Japan

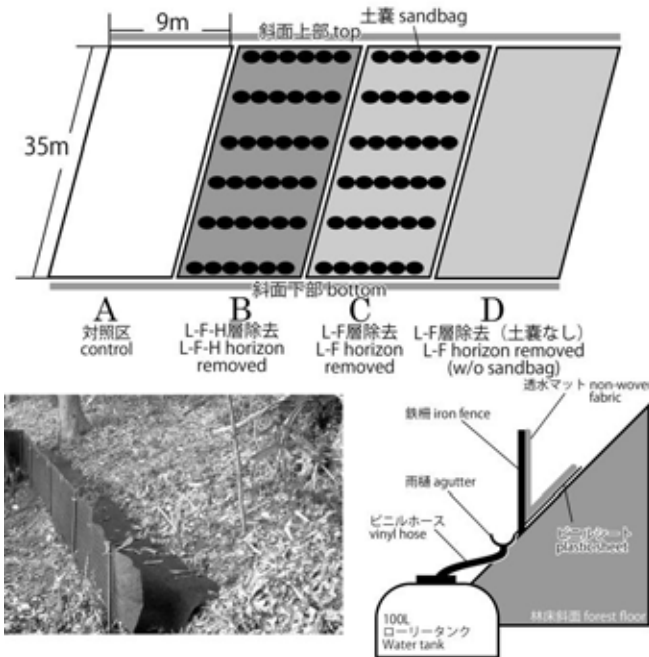


図-1 試験区設定と流出物捕集の仕組み
Fig. 1 Plots and the structure of surface collection

の回復を目指して対策を立てるためには放射性核種の森林生態系内の循環や外部流出に与える影響について総合的に検討する必要がある。本研究では、丘陵地斜面に成立した落葉広葉樹-マツ混交林林分に対してリター除去等の林床処理を行い、それが外部への流出に与える影響について主に検討した。

2. 試験地と調査方法

試験区は福島県伊達郡川俣町山木屋地区の農家が所有する森林に設けた。同地区は ^{137}Cs の初期沈着量が $600\sim 1,000\text{ kBq/m}^2$ (2011年4月29日当時)⁹⁾とされる地域で、事故後計画的避難区域に指定された後2013年8月に一部を除いて避難指示解除区域に設定されている。森林は南東向きの斜面林で、斜面の下端が休耕中のタバコ畑に接しており標高580~600 m、平均傾斜は31°である。コナラ (*Quercus serrate* Murray) が優占する落葉広葉樹林で斜面上部はアカマツ (*Pinus densiflora* Sieb. & Zucc.) が混交している。事故前はタバコ栽培に用いる腐葉土の原料採取等に利用されており、林齢は約30年程度と推測される。

2.1 試験区の設定

丘陵地斜面の上端から下端掘削面の上端までをほぼカバーするように幅9 m、斜面長35 mの試験区A~Dを設けた(図-1)。調査区の下端には、土砂流出防止用のポリエステル製不織布の透水マットを斜面側に敷設した人工編柵(小林ら2013)を設置した。これらの処理前に空間線量率の測定と土壌サンプルの採取を行った。

A区は対照区とした。B~D区ではまず熊手を用いてL層と

F層の一部を除去した。B区では更に鋤簾でF層の残りやH層を剥ぎ取り、サーベイメータ(富士電機株式会社NHJ2)による表面汚染密度値が 3 Bq/cm^2 以下となるまで鉍質土層の一部も削り取った。熊手で除去したL-F層はフレコンバックに詰めて斜面下方に運び出したが、鋤簾で除去したF-H層および鉍物土壌は試験区側方に積み上げ、試験区との間に幅20 cm、深さ10 cm程度の隔離溝を掘削した。

土砂流出抑制とrCsの吸収捕集のため、B・C区には木質堆肥とバーミキュライトを体積比1:1で混合し充填した植生土嚢(日本植生株式会社:メデル)を5 mごとに筋状に設置した。試験区の設置作業は2013年6月28日に開始し7月2日に完了した。

2.2 調査方法

2.2.1 空間線量率

林床処理前の2013年6月28日と直後の7月2日、約5ヶ月経過後の11月29日にシンチレーションサーベイメータ(日立アロカメディカル株式会社:TCS-171B)を用いて、試験区内の斜面上方と下方でそれぞれ5回任意のポイントで地表から1 mの高さの空間線量率を測定した。

2.2.2 土壌放射能

林床処理前の2013年6月28日と直後の7月2日(A区以外)、約5ヶ月経過後の11月30日~12月1日に大型採土器を用いて、リターを含む地表から約30 cmの長さのサンプルを各試験区で5~10個採取し実験室に持ち帰った。サンプルはまずO層を分取し、以下鉍質土層を0~1 cm、1~2 cm、2~4 cm、4~8 cmの深さごとに分けた。分けたサンプルは80℃で72時間乾燥した後、必要に応じて粉碎し、それぞれねじ付きU-8容器に充填して放射能を測定した。

2.2.3 流出土砂

7月2日から12月1日まで、1月ごとを基本として人工編柵上の堆積物を採取し、降雨が多い場合は追加した。堆積物をリターと土砂に分けて現地で重さを測り、一部を実験室に持ち帰って80℃で72時間乾燥した後、均等な粒形になるよう乳鉢で粉碎しねじ付きU-8容器に充填して放射能を測定した。計測したリターと土砂の流出質量に対して試験地の幅9 m×斜面長35 mを流出源として面積あたり質量流出量 g/m^2 を計算し、測定で得られた ^{137}Cs 濃度を乗じて面積あたり ^{137}Cs 流出量 Bq/m^2 を求めた。

柵に用いた透水マットは試験終了時に一部を持ち帰った。各区の透水マットを幅3 mで分け、それぞれの中央付近で柵部と接地部、その間の角部からそれぞれ1枚ずつ10 cm四方に切り取ってサンプルを持ち帰り、直径5 cmの円形を4枚切り出してU-8容器に充填し放射能を測定した。測定した濃度は角部が横幅中央付近の10 cm×幅3 mのエリアの代表値、その上下×3 mのエリアはそれぞれ柵部と接地部の代表値として重み付けをし(図-2)、透水マット全体の放射能を推定した後試験地の面積で割って、試験地面積あたりの流出した ^{137}Cs のうち透水マットに捕集された量を計算した。

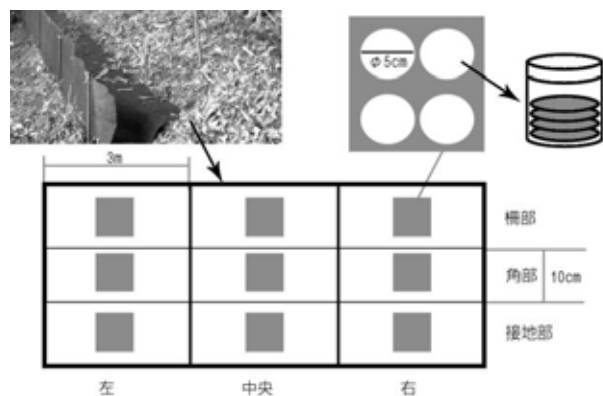


図-2 透水マットに捕集された¹³⁷Csの測定方法

Fig. 2 Procedure of calculation of ¹³⁷Cs on the non-woven fabric

2.2.4 地表流

下端柵の下方を柵に沿って掘削し、180 cm の雨樋を設置して柵を通過した地表流を集水した。樋にホースを接続し、森林外に誘導して 100 L の農業用タンクに貯水した。調査は 7 月 28 日~11 月 29 日にかけて行い、採取は 1 月ごとを基本として降雨が多い場合は追加した。タンクには各回貯水開始前にサリチル酸をそれぞれ約 30 g 投入し藻類の発生を防止した。採取時は現地で貯水量を記録し、均一にかき混ぜた後 10~20 L を分取して実験室に持ち帰った。

持ち帰った水サンプルは、水中の rCs の迅速分離・濃縮モニタリング装置を用いて、流速 1 L/min で通水し、懸濁物質を分離後、溶存態放射性 Cs を濃縮した⁹⁾。本機はポンプで組み上げたサンプル水を、孔隙径 30 μm と孔隙径 1 μm の懸濁物質除去フィルタカートリッジ (以下、SS-C) を通した後、Cs⁺を選択的に吸着するプルシアンブルーを担持した不織布³⁾カートリッジ (以下、PB-C) を通水し、懸濁態 rCs と溶存態 rCs を迅速に分離・濃縮するものである。

1 μm の SS-C は、河川水の懸濁物質粒径を模擬した試料の通水試験により 0.45 μm の懸濁物質を 98.3~98.8 % 以上除去できることが報告されている⁹⁾。

また、PB-C の溶存態放射性 Cs の回収率は、20 L 通水、pH 6~8 の範囲においては、流速 0.4 L/min で 89 %、2.5 L/min で 75 % 以上であること、pH 5 以下および pH 8 以上では回収率が低下することが報告されている¹⁰⁾。また、今回使用した PB-C は製造ロットが保高ら¹⁰⁾で使用したものと異なることから、実施した事前試験では 0.5 L/min で 97.5 %、2.5 L/min で 90 % の回収率であることが確認された。一方、本水サンプルの pH はサリチル酸を添加したことで pH が 2.5~5.2 の範囲で分布しているため、回収率の低下が懸念された。そのため、32 検体中 13 検体において PB-C を 2 個連続して接続し、1 つ目の PB-C の回収率を算定した。その結果、7 検体で 2 つ目の PB-C は定量下限値未満、6 検体で 1 つ目の PB-C の回収率は 62~92 % (平均 76 %) であり、pH の影響

により回収率が低下しているものの、一定以上の回収率が確保されていることが確認された。そのため PB-C 1 つのみで実施した検体については、測定値に対して平均回収率の逆数である 1.31 を乗じて補正した。

通水後の SS-C、PB-C はゲルマニウム半導体検出器で U-8 容器の水検体の設定で測定後、カートリッジの種別ごとに事前に算定された補正係数 (30 μm-SS-C : 0.98, 1 μm-SS-C : 1.4²⁾, PB-C¹⁾ : 1.3) を乗じ、各カートリッジ内の放射能の値とした。30 μm-SS-C の補正値は、SS-C 中の rCs 濃度を測定した 3 検体を対象に、SS-C を破壊して U-8 容器に充填し、rCs 濃度を直接測定して算定した。また PB-C の補正係数は、30 μm-SS-C と同様に PB-C 中の rCs 濃度を直接測定した 6 検体を対象に PB-C を破壊して全量 U-8 容器に充填し、rCs 濃度を直接測定し、文献値である 1.3 とほぼ同値であることを確認した。1 μm-SS-C の補正係数は、室内通水試験²⁾の平均である 1.4 を用いた。

泥などの夾雑物が多いサンプルは前述したモニタリング通水前に No.2 濾紙とプフナー漏斗で吸引濾過し、用いた濾紙は 80 °C で 72 時間乾燥した後濾紙ごと粉砕して U-8 容器に充填し、同様に放射能を測定してフィルタカートリッジの測定結果と合わせて懸濁態¹³⁷Cs として評価した。

得られた地表流の溶存態・懸濁態の¹³⁷Cs 濃度と現地で計測した貯水量から流出した¹³⁷Cs 量を計算し、雨樋の幅 1.8 m × 試験地の斜面長 35 m を流出源として 1 m²あたりの¹³⁷Cs 流出率 Bq/m² を求めた。

なお、本研究における放射能は特記しない限り全てゲルマニウム半導体検出器 (GEM20-70, ORTEC 製) で¹³⁷Cs を測定したものである。放射能の値は降雨による大規模沈着の起きた 2011 年 3 月 15 日の値に半減期補正を行っている。

3. 測定結果

3.1 歩掛り

O 層の除去作業で発生したリターは生重量で B 区 11.7 kg/m², C 区 4.3 kg/m², D 区 3.4 kg/m²であった。成人 1 人が 1 日 (8 時間) に行う作業量を 1 人工とすると、熊手を用いた L 層と F 層の除去では 100 m²あたり 1.13 人工、鋤簾を用いた F・H 層と鉦質土壌の表層部剥ぎ取りは 2.42 人工であった。

3.2 空間線量率

林床処理後の空間線量率は処理前より低減し、B 区で 44~52 %, C・D 区で 73~76 % となった (表-1)。A 区では斜面上方で減少傾向にあり下方で上昇傾向にあることから、作業中の攪乱によって放射性物質の下方移動が起きた可能性がある。試験終了時は処理直後より -5~+8 % の範囲で変化した。

3.3 土壌放射能

B 区では林床処理によって O 層の放射能が取り除かれ、土

表-1 林床処理前後と調査終了時の空間線量率および土壌放射能 (平均値±標準偏差)

Table 1 Air radiation dose and ¹³⁷Cs in soil before and after treatments and at the end of the experiment (mean ± standard deviation)

	6/28 (処理前)		7/2 (処理直後)		11/29	
	空間線量率 (μSv/h)	土壌放射能 (kBq/m ²)	空間線量率 (μSv/h)	土壌放射能 (kBq/m ²)	空間線量率 (μSv/h)	土壌放射能 (kBq/m ²)
A 斜面上方	2.01±0.12	442.4±94.4	1.66±0.16	-	1.80±0.06	462.6±301.7
A 斜面下方	1.94±0.10	486.6±229.4	2.06±0.03	-	1.96±0.06	524.8±124.5
B 斜面上方	1.90±0.08	389.7±129.6	0.83±0.06	40.3±36.9	0.83±0.03	82.4±72.6
B 斜面下方	1.99±0.08	425.1±77.5	1.04±0.04	72.6±62.7	1.01±0.01	36.9±23.3
C 斜面上方	1.94±0.15	503.0±153.6	1.47±0.15	472.0±378.1	1.56±0.05	344.8±245.2
C 斜面下方	1.99±0.02	450.7±125.0	1.45±0.07	260.9±73.3	1.49±0.04	310.1±89.1
D 斜面上方	1.97±0.08	449.0±114.0	1.49±0.14	260.9±73.3	1.56±0.06	466.8±331.0
D 斜面下方	1.95±0.14	286.2±92.6	1.45±0.11	458.8±138.3	1.43±0.04	274.6±150.7

壤の放射能は 10~17%まで低減した(表-1)。C・D区ではサンプルごとのばらつきが大きく、最大で 10 倍の差があった。これは林床処理時に高濃度の rCs を含む F 層の残渣と H 層が攪乱されたためと考えられる。斜面の上下を平均すると C 区は 477 kBq/m² から 366 kBq/m² に、D 区は 367 kBq/m² から 360 kBq/m² にそれぞれ低減しているが減少幅は B 区に比べて小さい。熊手による掻き取りでは比較的新しいリターは回収できるが、分解過程にあり植物の根系も存在する F 層や H 層の回収は困難なためであると考えられる。

3.4 柵堆積物の質量と ¹³⁷Cs

調査期間中に柵に堆積したリター、土砂の流出量と ¹³⁷Cs 流出量を表-2 に示した。B~D 区では A 区に比べて流出質量が多く、B 区はリターと土砂の合計で約 950 g/m² と顕著である。B 区の堆積土砂の放射能濃度は、rCs を多く含んだ層が剥ぎ取られているために平均して 8,688 Bq/kg と、C 区の 46,120 Bq/kg や D 区の 35,350 Bq/kg よりも低かった。しかし流出量が多いため面積あたりの ¹³⁷Cs 流出量としては 6,322 Bq/m² と C 区や D 区よりも高くなった。なお、B 区の土砂流出には、試験区側方に置いた林床処理時の土砂堆積物が一部混入している可能性があるが把握できていないため、過大評価になっている可能性がある。流出リター中に含まれる ¹³⁷Cs の濃度は C 区が平均 15,168 Bq/kg、D 区が 13,780 Bq/kg と A 区の 10,522 Bq/kg より高いが、これは林床処理時に回収されず地表に残った放射能濃度の高い F-H 層が動きやすい状態のまま放置されたためと考えられる。林床処理を行った区では ¹³⁷Cs 流出に占めるリターの割合は少なく、A 区では 3.2% であるのに対し B 区は 96.6%、C 区は 74.8%、D 区は 60.0% が土砂によるものである。A 区の流出率は合計で約 244 Bq/m² であった。

柵に使用した透水マットに付着している ¹³⁷Cs も同様に試験地斜面の面積あたりの流出量を求めた。A 区では 141.6

Bq/m² であったのに対し、B 区で 290.1 Bq/m²、C 区では 836.8 Bq/m²、D 区では 660.7 Bq/m² と林床処理区で増加したが B 区よりも C・D 区で高い傾向となった。

3.2 地表流

8月5日のD区、8月21日のB・C区、9月18日のA・D区、10月19日のA・B・D区では流出量が 100 L 以上でタンクから溢れたため面積あたりの流出量の評価では過小評価となっている。また8月21日のD区と10月4日のB・C区では流路が詰まったため採水量が極端に少ない。本研究で用いたモニタリング装置では検出放射能を採水量で割って濃度を算出しており、僅かなサンプル量では過大評価となるためこれらのサンプルは濃度の検討から除外した。

3.2.1 溶存態 Cs

最初期の溶存態 ¹³⁷Cs 濃度は C 区が対照区と同等の 2.3 Bq/L であるが、B 区と D 区はそれぞれ 1.2 Bq/L、0.8 Bq/L と低くなっている(図-3)。以降対照区では 1~4 Bq/L の間で変動しているのに対し、林床処理を行った試験区ではおおむね 1 Bq/L 以下の低い水準を保っている。タンクからの溢れと流路つまりによる過小評価を含むが、面積あたり流出量は A 区の 14.0 Bq/m² に対し B 区で 1.8 Bq/m²、C 区で 4.3 Bq/m²、D 区で 4.9 Bq/m² であった。

3.2.2 懸濁態 Cs

懸濁態 ¹³⁷Cs は林床処理によって初期の濃度が上昇した(図-3)。8月5日の濃度は A 区で 3.8 Bq/L に対し B 区が 7.6 Bq/L、C 区で 17.1 Bq/L と高いが、8月21日以降は対照区と同等かそれ以下に安定する。斜面に流出防止の植生土嚢を置いていない D 区は、8月5日が 34.3 Bq/L と O 層の除去方法が同じ C 区の約 2 倍であり、以降も 10月5日まで高い水準が続く。溶存態と同様に過小評価であるが面積あたり流出量は A 区 17.1 Bq/m²、B 区 12.0 Bq/m²、C 区 21.6 Bq/m²、D 区 82.0 Bq/m² となった。

表-2 流出リターおよび土砂の面積あたり流出重量と放射能および透水マット上の放射能

Table 2 Flow rate of litter, soil and ¹³⁷Cs on non-woven fabric

	質量流出量 (g/m ²)	¹³⁷ Cs 平均濃度 (Bq/kg)	¹³⁷ Cs 流出量 (Bq/m ²)
A	リター-litter	30.9	235.8
	土砂 soil	0.2	7.9
	透水マット fabric	-	141.6
B	リター-litter	36.1	224.6
	土砂 soil	913.4	6,322.4
	透水マット fabric	-	290.1
C	リター-litter	40.9	417.6
	土砂 soil	25.7	1,236.4
	透水マット fabric	-	836.8
D	リター-litter	54.1	618.4
	土砂 soil	24.2	926.3
	透水マット fabric	-	660.7

表-3 斜面から流出した ¹³⁷Cs の内訳 (流出率は総流出を処理後の土壤に含まれる放射能で除したもの)

Table 3 Amount of washed out ¹³⁷Cs. Flow rate is the percentage of the gross to the soil ¹³⁷Cs (right after the treatment)

	総流出(流出率)	柵で留められた	地表流	地表流の内訳	
	Gross (flow rate) (Bq/m ²) (%)	trapped by fences (Bq/m ²) (%)	surface runoff (Bq/m ²)	懸濁態 suspended solid	溶存態 dissolved
A	416.5 (0.085)	385.3 (92.5)	31.1	17.1	14.0
B	6,850.9 (9.649)	6,837.1 (99.8)	13.8	12.0	1.8
C	2,516.6 (0.686)	2,490.8 (99.0)	25.9	21.6	4.3
D	2,292.3 (0.637)	2,205.4 (96.2)	86.9	82.0	4.9

4. 考察

処理直後の空間線量率は処理前と比較すると L・F・H 層除去 (B 区) で平均 47.7% となったのに対し L・F 層の除去 (C・D 区) では平均 74.6% となった。ばらつきが大きい土壤放射能は処理前と比べて L・F・H 層除去で 13.7% となったのに対し L・F 層の除去で 92.5% となった。空間線量率を低減するためには O 層を全て除去する処理方法が望ましいが、それによって発生する土壤侵食の量は無視できない。

表-2 の B 区の結果は過大評価かもしれないが、森林斜面 1 m² あたり 950 g もの堆積物が発生し、試験区 (315 m²) 全

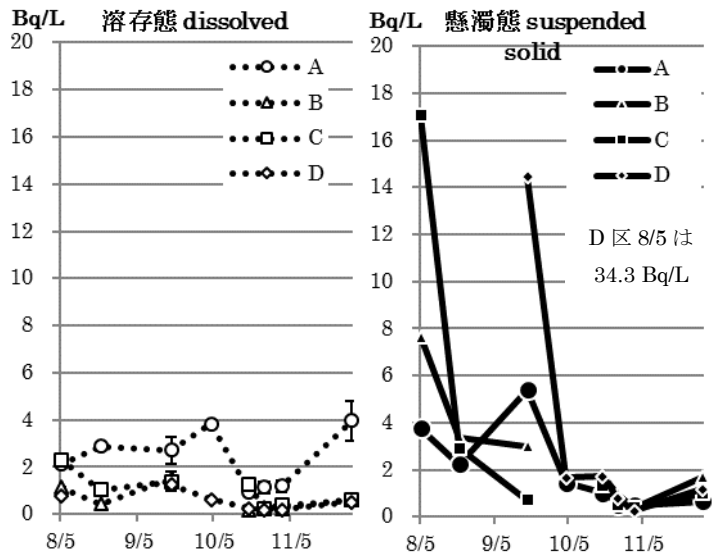


図-3 地表流中の ¹³⁷Cs 濃度 (左) 溶存態 (右) 懸濁態 : D 区 8月5日の懸濁態 ¹³⁷Cs 濃度は 34.3 Bq/L。エラーバーは PB-C1 の測定における補正係数の誤差を示す

Fig. 3 Concentration of ¹³⁷Cs in surface runoff (Left: dissolved Cs, Right: insoluble Cs) the concentration of plot D 8/5 is 34.3 Bq/L. Error bars explain error ranges which occur in case that the experiment is done with an PB-C.

体では 299 kg となった。実験では月 1 回以上の土砂量計測に伴い堆積物を試験区外へ排除していたため柵は試験終了まで機能していたが、放置すれば倒壊していた可能性が高い。O 層を全て剥ぎ取る場合は柵や土嚢の設置だけではなく斜面にマルチを設置するなどの厳密な侵食防止策が必要である。

¹³⁷Cs の流出量を表-3 にまとめた。林床処理を行ったことで森林斜面からの ¹³⁷Cs の流出は増え、総流出では対照区と比べて C 区・D 区で約 6 倍、B 区では約 16 倍となった。斜面からの ¹³⁷Cs 総流出量を処理直後 (A 区は処理前) の土壤中の ¹³⁷Cs 放射能で割った流出率は A 区 0.085%, B 区 9.649%

%, C区 0.686%, D区 0.637%である。rCsの初期沈着量がより高い地区のスギ弱齢林の夏季1ヶ月半の流出率が0.058%⁴⁾であるのと比べると本研究で得られた落葉広葉樹-アカマツ混交林の流出率はやや低い傾向があった。

B区とC区では流出した¹³⁷Csのうち99%以上が柵で留められているが、D区では96.2%とやや少なくなっており、その原因は懸濁態の¹³⁷Cs流出量が高いことである。いずれの処理区も溶存態¹³⁷Csの流出量は対照区よりも小さく、C区・D区では平均33%, B区では13%まで低減された。全流出量を全採水量で割ると、溶存態の平均濃度はA区9.5 Bq/L, B区2.1 Bq/L, C区6.5 Bq/L, D区3.6 Bq/Lである。

森林斜面からの流出水中のrCsを溶存態と懸濁態にわけて測定したのは今回が初めてだが、溪流で測定されたもの比べて、対照区のrCs濃度は10~100倍あり、¹³⁷Csと¹³⁴Cs総濃度では飲料水の基準である10 Bq/L⁷⁾を越える試料もあった。とりわけ植物に吸収されやすい溶存態rCs濃度が高かったことは、森林斜面からの直接流出による農地の再汚染を考える上で懸念すべきことである。その流出量がリター除去によって小さくなっていることは、農地の再汚染を防止する上で重要である。

林床処理で森林の放射能を低減することは可能だが、メリット(空間線量率の低減・土壌放射能の低減・流出する溶存態rCsの低減)とデメリット(流出土砂・手間)を把握し、必要な流出防止策と共に森林の利用状況に合わせた対策を取ることが望ましい。

5. 課題

本研究では林床部に存在するrCsのうち流出について検討し、林床処理が及ぼす影響を明らかにした。林床部のrCsは流出するだけではなく、森林の物質循環を通じて新たに供給されている。森林の物質循環のうち林床への供給経路として主なものは林内雨、樹幹流、リターフォールであり、本研究でも試験的に採取していたが、rCsはリターフォールと林内雨からの供給が多い傾向が見られた。久留ら(2013)は落葉広葉樹-アカマツ混交林においてリターフォールに含まれるrCs濃度は事故直後の高い状態から比較的低い状態に変化したことを示したが⁸⁾、今後は土壌から植物体への移行と共に再び上昇する可能性がある。林床処理がこれらの要素に与える影響については今後調査し報告していきたい。

実務の観点からすると、人力によるリター作業には多くの人手を要し、とりわけ運搬作業に多くの労力を要した。森林におけるリター除去作業を普及するには、この部分の機械化が望まれる。また、有機廃棄物の処理問題は重要であり、円滑で安全な減容処理法の開発・普及が望まれる。

謝辞: 本研究の遂行にあたり試験地をご提供頂いた菅野朝夫氏には震災後の対応に追われる中多大なご支援を賜りましたことをここに記して感謝申し上げます。

引用文献

- 1) Tsuji, H., Kondo, Y., Suzui, Y. and Yasutaka, T. (2014) Development of a method for rapid and simultaneous monitoring of particulate and dissolved radiocesium in water with nonwoven fabric cartridge filters. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 299 (1): 139-147.
- 2) Tsuji, H., Kondo, Y., Kawashima, S. and Yasutaka, T. (2013) Rapid monitoring particulate Radiocesium with nonwoven fabric cartridge filter and application to field monitoring. *Proceedings of APSORC13*, 328.
- 3) Yasutaka, T., Kawamoto, T., Kawabe, Y., Sato, T., Sato, M., Suzuki, Y., Nakamura, K. and Komai, T. (2013) Rapid measurement of radiocesium in water using a Prussian blue impregnated nonwoven fabric. *Journal of Nuclear Science and Technology*, 50 (7): 674-681.
- 4) 恩田裕一・田村憲司・辻村真貴・若原妙子・福島武彦・谷田貝亜紀代・北和之・山敷庸亮・吉田尚弘・高橋嘉夫 (2012) 放射性物質の包括的移行状況調査, 文部科学省原子力災害対策支援本部編, 放射線量等分布マップ関連研究に関する報告書, 2: 118-214.
- 5) 小林達明・山本理恵 (2012) 里山ランドスケープの放射性物質汚染に関する課題と今後の展望, *日本緑化工学会誌*, 38(2): 265-273.
- 6) 小林達明・木村絵里・飯塚和弘・山本理恵・鈴木弘行・星澤保弘・小竹守敏彦・関崎益夫・谷口伸二 (2013) 福島第一原発事故後の丘陵地林縁部法面における放射性物質移動防止試験, *日本緑化工学会誌*, 39(1): 92-97.
- 7) 厚生労働省 (2012) 水道水中の放射性物質に係る指標の見直しについて URL:<http://www.mhlw.go.jp/stf/houdou/2r98520000018ndf-att/2r98520000024of2.pdf> (2014年3月5日確認)
- 8) 久留景吾・恩田裕一・河守歩・加藤弘亮 (2013) 落葉広葉樹林-アカマツ混交林およびスギ人工林における落葉に伴う放射性セシウムの移行, *日本森林学会誌*, 95(5): 267-274.
- 9) 文部科学省による航空機モニタリング結果 URL:<http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/258/list-1.html> (2014年3月8日確認)
- 10) 保高徹生・辻英樹・今藤好彦・鈴木安和 (2013) プルシアンプルー不織布カートリッジを用いた水中の溶存態放射性セシウムの迅速モニタリング技術の開発, *分析化学*, 62(6): 499-506.
- 11) 林野庁 (2012) 森林における放射性物質の除去及び拡散抑制等に関する技術的な指針, 参考資料 URL:<http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/kenho/pdf/120427-03.pdf> (2014年6月10日確認)

(2014.6.20 受理)