アカマツ林と落葉広葉樹林における林冠から林地への放射性セシウムの移行

岡田 直 紀^{*、1}・中 井 渉²・大 橋 伸 太^{1、3}・田 中 厚 志^{1、4}

森林に降下した放射性セシウムの林冠から林地への移行の動態と、森林の違いがこれに及ぼす影響を明らかにする目的で、東京電力福島第一原子力発電所事故後の2012年10月から2013年12月まで、福島県内のアカマツ林と落葉広葉樹林においてリターフォールと降水に含まれる¹³⁷Csの観測を行った。林冠から林地への¹³⁷Csの移行には季節性があり、優占樹種の落葉期、降雨の多い時期にそれぞれリターフォールと林内雨を通じての移行量が増加した。森林の構成樹種、立木密度が異なると、リターフォールと林内雨・樹幹流の量およびそれらの¹³⁷Cs濃度が異なり、林地への¹³⁷Cs移行量に違いを生じた。2013年の林地への¹³⁷Cs移行量は、アカマツ林が2,457 Bq/m²（うち樹幹流 41, 林内雨 134, リターフォール 2,281）、広葉樹林が4,032 Bq/m²（うち樹幹流 213, 林内雨 600, リターフォール 3,219）で、いずれの森林でもリターフォールの寄与が最も大きかった。事故直後に森林の表層に沈着した放射性セシウムは、森林内を徐々に拡散しながら樹体内に取り込まれ、事故後1.5年を経た時点では森林のミネラル循環に入っていると考えられた。

キーワード：放射性セシウム、リターフォール、林内雨、アカマツ林、落葉広葉樹林

Naoki Okada,^{*、1} Wataru Nakai,² Shinta Ohashi,^{1、3} Atsushi Tanaka^{1、4} (2015) Radiocesium Migration from the Canopy to the Forest Floor in Pine and Deciduous Forests. *J Jpn For Soc* 97: 57–62 We monitored ¹³⁷Cs in litter fall, through fall and stem flow in red pine and deciduous broad-leaved forests after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident in Fukushima Prefecture from October 2012 to December 2013. The purpose is to elucidate the migration process of ¹³⁷Cs from canopy to forest floor and to clarify the possible influence of forest type on the process. The migration process of ¹³⁷Cs showed seasonality; leaf-fall and rainy seasons promoted ¹³⁷Cs migration through the increase in litter fall and through fall respectively. Species composition and stand density of forests caused the difference in the amount of litter fall, through fall and stem flow, and their ¹³⁷Cs concentration. The difference then changed the amount of ¹³⁷Cs migration from canopy to forest floor. Total ¹³⁷Cs migration from canopy to forest floor in the year 2013 were 2,457 Bq/m² (stem flow, 41; through fall, 134; litter fall, 2,281) in the pine forest and 4,032 Bq/m² (stem flow, 213; through fall, 600; litter fall, 3,219) in the broad-leaved forest. Litter fall had the largest contribution to the ¹³⁷Cs migration in both forests. We concluded that radiocesium was localized on the forest surface at the initial deposition caused by the incident, then gradually diffused in forests while being incorporated in trees, and was incorporated in the mineral cycle in forests at 1.5 years after the incident.

Key words: radiocesium, litter fall, through fall, pine forest, deciduous broad-leaved forest

I. は じ め に

東京電力福島第一原子力発電所事故（以下、福島原発事故）によって放出された放射性核種は、森林にもその多くが沈着した。森林に沈着した放射性核種がその後どのような挙動をとるのかは、被災地のみならず、放射線の影響をこうむるかもしれない周辺地域においても重要な関心事である。農地や農産物の汚染に関しては福島原発事故直後から盛んに調査が行われたが（例えば Nakanishi and Tanoi 2013）、森林に関する調査結果は限られていた。福島原発事故直後の森林の調査は、放射性核種沈着の把握およびその後の系外への拡散と輸送の予測を目的としており（Ohte *et al.* 2013; Teramage *et al.* 2014）、短半減期の核種も含めた初期の汚染実態の把握を目指したものと見える。

福島原発事故から時間が経過するにつれて短半減期の放

射性核種が減衰し、福島原発事故による放出量が多くかつ半減期の長い放射性セシウムの動態が重要となってきた。その後、土壌中での下方移動がゆっくりであること（Nakanishi *et al.* 2014）、渓流水を通じた森林単位面積当りの放射性セシウム流出率は非常に小さいこと（Shinomiya *et al.* 2014）などが明らかとなるにつれ、放射性セシウムは森林生態系内において動きにくいと見なされるようになった。汚染された森林が広大な面積にわたり、その除染には多大な費用と労力が必要なことから、汚染された森林とわれわれは長期にわたって向き合うことになる。したがって、森林に関する調査も長期的な視野に基づいて進めていく段階に入っているといえる。

福島原発事故によって森林に沈着した放射性セシウムは、生態系内の物質移動の流れに取り込まれている。樹幹への移行（Kuroda *et al.* 2013; Ohashi *et al.* 2014）、リター

*連絡先著者（Corresponding author）E-mail: okad@kais.kyoto-u.ac.jp

¹ 京都大学大学院地球環境学 606-8501 京都府京都市左京区吉田本町（Graduate School of Global Environmental Studies, Kyoto University, Yoshida-Honmachi, Sakyo-ku, Kyoto, Kyoto 606-8501, Japan）

² 京都大学農学研究科 606-8502 京都府京都市左京区北白川追分町（Graduate School of Agriculture, Kyoto University, Kitashirakawa Oiwakecho, Sakyo-ku, Kyoto, Kyoto 606-8502, Japan）

³ 独立行政法人森林総合研究所 305-8687 茨城県つくば市松の里 1（Forestry and Forest Products Research Institute, 1 Matsunosato, Tsukuba, Ibaraki 305-8687, Japan）

⁴ 一般社団法人日本森林技術協会 102-0085 東京都千代田区六番町 7（Japan Forest Technology Association, 7 Rokubancho, Chiyoda-ku, Tokyo 102-0085, Japan）

（2014 年 10 月 1 日受付、2014 年 12 月 12 日受理）

フォールによる林地への供給 (久留ら 2013), 降水による樹木からの溶出のモデル化 (Loffredo *et al.* 2014) などの報告にみられるように, 放射性セシウムの今後の研究は初期沈着に関するものから森林生態系内での中長期的な動態に関するものへとシフトしていくことになる。森林生態系での放射性セシウムの動態は, 初期の沈着量, 森林型, 気象, 立地など様々な条件によって異なるものと予想されるので, 多くの調査データを収集しておくことは, 森林の利用や除染そして将来に起こるかもしれない放射能汚染に対処するうえで意味がある。

本研究では, 福島原発事故後 1 年半から 3 年にかけて, タイプの異なる二つの森林においてリターフォールと降水に含まれる放射性セシウムの観測を行った。その目的は, 林冠から林地に移行する放射性セシウムの動態を明らかにすること, 森林の違いがこれにどのような影響を及ぼすかを明らかにすることにある。

II. 調査地と方法

1. 調査地

調査は福島県双葉郡川内村のアカマツ林 (標高約 520 m) と落葉広葉樹林 (標高約 530 m) で行った (図-1)。第一原発からの距離はアカマツ林調査区 (以下ではアカマツ林) が約 19 km, 落葉広葉樹林調査区 (以下では広葉樹林) が約 17 km である。調査開始時の 2012 年 7 月, 地上 1 m での空間線量率はアカマツ林で $0.2 \mu\text{Sv/h}$, 広葉樹林で $1.8 \mu\text{Sv/h}$ であった。アカマツ林は南向き斜面に成立した二次林で, 林冠は閉鎖しておらず, 下層にはササが生え, 広葉樹が侵入していた。材の放射能測定のために伐採したサイズの異なるアカマツ 5 個体の樹齢は 36 年から 54 年にわたっていた (Ohashi *et al.* 2014)。広葉樹林は, 炭焼きのための伐採後に萌芽によって成立した, コナラが優占する二次林であった。材の放射能測定のために伐採したサイズの異なるコナラ 3 個体の樹齢はいずれも 43 年であった

図-1. 調査地
Study site.

(Ohashi *et al.* 2014)。

2. 方法

1) リターフォールと降水の採取

アカマツ林には $40 \text{ m} \times 40 \text{ m}$, 広葉樹林には $50 \text{ m} \times 30 \text{ m}$ の調査区を 2012 年 7 月に設けて, 胸高直径 5 cm 以上の樹木について樹種名を記録し, 胸高直径と個体数とを調べた。

佐藤 (2010) にしたがって開口部が 0.56 m^2 の円形リタートラップを作製し, 二つの調査区にそれぞれ 10 基を均等に設置した。試料は原則として毎月 1 日と 16 日に回収したが, 積雪期にトラップが雪に埋まったとき, あるいは落葉期をすぎてリターフォールがほとんどないときには回収を行わず, 溜まった時点でまとめて回収した。本研究ではリターフォールによる放射性セシウムの林地への移行量を求めることを目的としたので, 作業量を減らすために毎回の試料回収では調査地ごとにリターをひとまとめにして放射能測定に供した。

降水の採取は以下のように行った。林外雨採取のため, 直径 30 cm のプラスチックロートと 20 L のポリタンク 2 組をアカマツ林の近くの空き地に設置した。林内雨の採取のため, 林外雨採取に用いたのと同じプラスチックロートとポリタンクを二つの調査区にそれぞれ 5 組ずつ設置した。樹幹流の採取には各調査区でそれぞれ 5 個体の林冠木を用いた。毎木調査に基づいて, 各調査区内から最大胸高直径と最小胸高直径に近い 2 個体とその間の直径階を埋める 3 個体を選び, 幹に巻いたウレタンフォームからビニールホースを通して 70 L のポリ容器に樹幹流を受けた。アカマツ林ではいずれもアカマツを, 広葉樹林では大きい順にミズキ, コナラ 3 個体, クヌギを用いた。降水試料の回収は原則として毎月 1 日と 16 日に行ったが, 無降雨期および冬季の凍結時には回収しなかった。

2) 放射性セシウムの測定

リターは風乾後に重量を測定し, 葉や枝により分けることなくミルで粉碎して均一化した。この一部を専用のプラスチック容器 (50 cm^3 または 105 cm^3) に詰めて放射性セシウムを測定した。試料の一部を 65°C で乾燥させて含水率を求め, 測定結果は乾重当りで表わした。

降水試料は重量を測定してから 1 N 塩酸 2, 3 mL を加えて酸性とし, 粗大なゴミを茶漉で除いてからステンレスバットを用いて加熱濃縮した。これを 0.59 L のマリネリビーカーに満たして放射性セシウムを測定した。

放射性セシウムの γ 線計測は京都大学放射性同位元素総合センターの高純度 Ge 半導体検出器 (Tennelec, Tennessee, USA) を用いて行った。測定に用いた試料容器の検出効率, 市販の標準試料 QCY.44 (Radiochemical Center Ltd., Amersham) から Veronica *et al.* (1992) が作製した標準体積線源を用いて決定した。測定時間は試料の放射能によって 3,000 秒から 50,000 秒であった。測定値は試料採取時の値に減衰補正した。

^{134}Cs と ^{137}Cs はリターフォールでも (久留ら 2013), 降水

試料でも (Loffredo *et al.* 2014) 同じ挙動を示し、試料中の両者の比は短期的にはほぼ一定なので、以下では ^{137}Cs の結果のみについて述べる。

III. 結 果

1. 毎木調査

二つの調査林分で立木密度に大きな違いはなかったが、個体サイズには違いがみられた。アカマツ林は立木密度が1513本/haでアカマツが73.1%を占め、次いでヤマウルシ(7.0%)、コナラ(4.1%)など合計13の樹種がみられた。胸高断面積合計は55.9 m²/ha、胸高直径の平均は19.6 cmであった。広葉樹林は立木密度が1,413本/haで、コナラ(37.7%)を優占樹種としてリョウブ(12.3%)、ヤマザクラ(5.7%)、クスギ(5.2%)、ミズナラ(4.7%)など25の樹種がみられた。胸高断面積合計は35.9 m²/ha、胸高直径の平均は14.2 cmであった。以上のように、アカマツ林ではアカマツが大部分を占めて少数の広葉樹が含まれるのに対して、広葉樹林では種数が約2倍で小径の個体を多数含むことが特徴であった。

2. リターフォール

リターの降下量には季節性がみられ、二つの調査区では多少の違いがあった(図-2)。アカマツ林では観測を開始した2012年10月から11月末にかけて、2013年4月後半、および2013年11月にリター降下量が多かった。それに対して広葉樹林では2013年の11月に降下量が多かった。なお、2012年の広葉樹林での調査では、トラップが浅くてリターが風で飛ばされたため、リター降下量が過小評価になっている。2013年の4月にトラップを深いものと交換し、以降は風による影響はなくなった。広葉樹林では11月下旬で落葉が終了するので、翌年の開葉までリ

図-2. リターフォール量と ^{137}Cs 濃度の季節変化
Seasonal changes in litter fall and its ^{137}Cs concentration.

ター回収量はほぼ0となる。アカマツ林においてアカマツは冬季にも葉をつけているが、この期間の落葉は少なく、積雪で試料回収ができなかった時期も含めて冬季のリター回収量は0であった。

リター中の ^{137}Cs 濃度には季節性がみられたが、リターフォール量との間には明らかな対応関係は認められなかった(図-2)。アカマツ林では ^{137}Cs 濃度はほぼ10 kBq/kg以下であったが、2013年の8月前半期には20 kBq/kgを超えた。広葉樹林でも同様に ^{137}Cs 濃度はほぼ10 kBq/kg以下であったが、2013年の5月から9月にかけてはやはり20 kBq/kgを超え、最大で62 kBq/kgに達した。

リターフォールを通じての林地への ^{137}Cs の移行は優占樹種の落葉時期と対応があり、アカマツ林では春と秋、広葉樹林では秋に増加する傾向があった(図-3)。広葉樹林では2013年の5月前半にも高かった。なお、広葉樹林では、先に述べたように2012年のリター降下量を過小評価しているため、 ^{137}Cs の移行量についても過小評価になっている。

3. 降水

林内雨に含まれる ^{137}Cs 濃度は2013年4月前半をのぞいて常に林外雨よりも高かったが、5 Bq/Lを超えることはほとんどなかった。季節的にみるとアカマツ林、広葉樹林のいずれにおいても夏から秋にかけて濃度が高かった(図-4)。降水量が少ないと ^{137}Cs 濃度が高い傾向があり、2013年4月前半の値はその例である。

樹幹流に含まれる ^{137}Cs 濃度は林内雨よりも高かったが、観測期間を通じてほぼ10 Bq/L以下で、林内雨とほぼ同様の季節変化を示した(図-4)。林内雨では広葉樹林の方がアカマツ林よりも ^{137}Cs 濃度が高いことが多かったが、樹幹流では2013年には大きな違いはみられなかった。

林地への ^{137}Cs の移行には林内雨と樹幹流ともに季節性が顕著で、降雨の多い夏から秋にかけて増加した(図-5)。ただし、アカマツ林では樹幹流による ^{137}Cs の移行はそれほど多くなかった。ほとんどすべての期間において、広葉樹林の方がアカマツ林よりも多くの ^{137}Cs を林地に供給していた。また、林内雨と樹幹流とを比べると、前者の方がより多くの ^{137}Cs を供給していた。

図-3. リターフォールによる林地への ^{137}Cs 移行の季節変化
Seasonal changes in ^{137}Cs migration to forest floor through litter fall.

図-4. 林内雨，樹幹流中 ^{137}Cs 濃度の季節変化
Seasonal changes in ^{137}Cs concentration in through fall and stem flow.

図-5. 林内雨，樹幹流による ^{137}Cs の林地への移行の季節変化
Seasonal changes in ^{137}Cs migration in through fall and stem flow.

IV. 考 察

1. ^{137}Cs 移行の季節変化

リターフォールと降水による ^{137}Cs の林地への移行には季節性があった(図-3, 5)。河原(1985)によると針葉樹および常緑/落葉広葉樹のさまざまな林分で葉は全リターフォールの58~91%を占め、その季節変化(河原 1985,

Fig. 3) はアカマツとコナラでは落葉量によって規定されている。本研究ではリターを枝葉ごとに分けて測定していないが、河原(1985)に従えばリターフォール量の季節変化は優占樹種の落葉によって生じたもので、アカマツでは既報(齋藤 1990)のように春と秋に落葉が多いことが季節変化を生じる理由と考えられる。広葉樹林ではコナラをはじめほとんどの樹種が秋に多く落葉する。リター中の ^{137}Cs 濃度はリターを構成する樹木の部位によって異なるが、林地への移行には多くの場合 ^{137}Cs 濃度の違いよりもリター降水量の変化の方が大きく影響し、本研究の結果はリターの大半を占める落葉の影響を反映したものといえる。ただし、2013年7月から8月にかけての広葉樹林のように、リターフォール量が少ないにもかかわらず ^{137}Cs 濃度が著しく上昇して林地への ^{137}Cs 移行量を増加させる時期も観測された。落葉前のこの時期には、Csと同属元素であるKの含有率が葉より2~3倍高い未熟・成熟種子のリターがナラ類では増加する(橋詰 1991)。このことが2013年7~8月期の広葉樹林リターの ^{137}Cs 濃度を押し上げた可能性がある。したがって、リターフォールによる ^{137}Cs の林地への移行を考えるとき、林分の樹種構成によっては葉以外のリターの影響を考慮すべき場合があるといえよう。

降水を通じての林地への ^{137}Cs 移行量の季節性は降雨分布に起因する。林内雨の ^{137}Cs 濃度は樹幹流の ^{137}Cs 濃度よりも小さいが降水量が多いので、降水を通じての林地への ^{137}Cs の総降水量は林内雨量によって決まると考えてよい。したがって、降雨の多い時期には ^{137}Cs 降水量が多い。降雪期の観察から、枝葉上に積もった降雪は枝葉に直接接触することなく落下するものの割合が高いと推測され、結果として葉からの ^{137}Cs の溶脱は降雨に比べて少なくなると考えられる。また広葉樹林では落葉しているために枝上に補足される降雪の割合が着葉時に比べて小さくなり、結果として枝からの ^{137}Cs 溶脱量が少なくなるものと推測される。したがって、降水に起因する ^{137}Cs 降水量は夏期よりも冬期では少ないものと考えられる。なお、降雨初期には大気中浮遊粉塵や枝葉に付着した物質の洗い落とし効果が顕著で、そのために降水中の物質濃度が高くなるが、降雨が継続するにつれて降水中の物質濃度は低下していく。したがって、少規模の降水イベントでは物質濃度が一般に高くなるが、1回の降雨によって地表に運ばれる物質の総量が多くなるわけではない。図-4にみられる、2013年4月の降水中 ^{137}Cs 濃度の顕著な上昇は、少ない降雨量と大気中浮遊粉塵の洗い落としに起因する物質濃度の上昇と考えられる。降雨の総量が少ないので濃度に比して林地への ^{137}Cs 総移行量に対する寄与は小さい。

観測期間が短いので確実とはいえないが、アカマツ林では2012年秋以降、リターフォールによる ^{137}Cs 移行量は減少傾向があるようにみえる(図-3)。2012年10月から12月前半にかけて回収した5回のリターフォールの総量は2,007 gで、2013年の同期間の総量は1,705 gであった。

図-3において、2012年と2013年の同期間を比較したときにみられる ^{137}Cs 移行量の減少は、リターフォール量の差よりもかなり大きいので、移行量減少の原因がリター中の ^{137}Cs 濃度低下に起因することが示唆される。アカマツの葉寿命は2年未満とされているので(大島 1992)、福島原発事故時の放射性セシウムが沈着した旧葉が新葉と入れ替わりつつあると考えると、2013年秋のリター中 ^{137}Cs 濃度の低下と林地への移行量の減少には矛盾がない。すなわち2013年秋のアカマツの落葉はその多くが2011年の事故後に開葉した葉で、初期沈着の影響をあまり受けていないと考えられる。葉の入れ替えによると考えられる同様の変化はスギについても報告されている(久留ら 2013)。落葉広葉樹が大半を占める広葉樹林ではアカマツと同様の傾向は認められない。

2. 森林の違いによる林地への ^{137}Cs 移行動態の違い

アカマツ林と広葉樹林における樹種構成の違いは、林地への ^{137}Cs の移行動態に違いをもたらした。優占樹種がそれぞれ常緑のアカマツと落葉広葉樹であることが、リターフォール量とリターフォール、林内雨および樹幹流の ^{137}Cs 濃度の季節変化に違いを生じ(図-2, 4)、 ^{137}Cs の移行量に違いを生じていることはすでに述べた通りである。葉の特性に加えて、樹形の違いは樹冠による降雨の捕捉の差を生み、樹幹流量の違いをもたらす。広葉樹に比べて主幹からより水平に枝が伸びるアカマツでは、樹幹流量が広葉樹よりも少ない傾向にある。また、林内雨量の違いは林冠の開空度に依存するので、樹冠構造だけでなく立木密度にも関係する。酸性雨の研究を通じて、樹種と樹冠形態が異なれば林内雨と樹幹流の割合や溶脱物質量が大きく異なることが知られており(例えば佐藤ら 1997)、樹種による葉と樹形の違いや林分の立木密度が本研究で観測されたアカマツ林と広葉樹林との違いの理由であろう。

樹木の葉のCs濃度と葉の寿命は林冠と林地の間でのCsの回転速度を決定する。アカマツ林と広葉樹林に出現する樹木の葉には ^{137}Cs 濃度の違いがみられるので、二つの森林において林冠と林地の間での ^{137}Cs の回転速度の違いを生じていると考えられる。本研究ではリターフォールに含まれる部位別の ^{137}Cs 濃度を測定していないが、2012年の新葉について面移行係数(T_{ag} , m^2/kg)を調べた結果(Nakai *et al.* 2014)では、コシアブラ、リョウブなどの落葉広葉樹ではそれぞれ0.056および0.039という値を示したのに対して、アカマツは0.032であった。 ^{137}Cs の面移行係数 T_{ag} とは、試料中の ^{137}Cs 濃度(Bq/kg)を地表単位面積当りに沈着している全 ^{137}Cs 量(Bq/m^2)で除した値で、対象とする試料がどれくらい ^{137}Cs を濃縮しているかを表わす係数である。 T_{ag} が大きくて葉寿命の短い樹種が多い林分では、リターフォールを通じての林冠から林地への ^{137}Cs の移行が早いことを意味する。したがって、樹木中 ^{137}Cs が主として土壌から取り込まれたものであれば、その森林では ^{137}Cs の循環速度が早いことになる。森林での ^{137}Cs の循環速度に関しては、個体の着葉量と個体密度とをあわせて

考慮しなければならないが、一般には葉寿命の短い落葉広葉樹林では、常緑針葉樹林よりも循環速度が速くなる可能性がある。この点に関してはさらに検証が必要であろう。

3. 林地への ^{137}Cs の移行

林冠から林地への ^{137}Cs の移行は、アカマツ林と広葉樹林ともにそのほとんどがリターフォールによるものであった(図-6)。したがって、自然落葉の多い夏から秋にかけて移行量が増加した。その他、アカマツでは春の落葉期にも増加がみられた。広葉樹林では春期の自然落葉は少ないが、 ^{137}Cs 濃度の高いリターフォールの影響で5月に移行量が多かった。広葉樹のリター量を過小評価している2012年をのぞき、2013年の1年間で林地への ^{137}Cs 移行量を計算すると、アカマツ林が $2,457 \text{ Bq}/\text{m}^2$ (うち樹幹流41, 林内雨134, リターフォール2,281)、広葉樹林が $4,032 \text{ Bq}/\text{m}^2$ (うち樹幹流213, 林内雨600, リターフォール3,219)となった。

林冠から林地への ^{137}Cs の移行は、林分の樹種構成だけでなく調査時期によっても大きく異なる。30年生のスギ林で同様の調査を行った Teramage *et al.* (2014) は、福島原発事故直後に林内雨の寄与が極めて大きいことを報告している。その後、放射性セシウムの可溶性部分が洗脱された後では、林内雨の寄与は次第に減少している。本研究では事故後1年半経過したとき2012年10月から観測を開始したので、初期沈着に由来する可溶性の放射性セシウムはほぼなくなっていたものと考えられる。林地への総移行量に対する林内雨の寄与を53%とした Teramage *et al.* (2014) に対して、本研究ではアカマツ林が5.5%、広葉樹林が18.6%であった。この違いの理由の一つは、事故時からの時間経過の違いであろう。

リターフォールによる観測の結果は、福島原発事故に

図-6. 林冠から林地への ^{137}Cs の移行の季節変化
Seasonal changes in ^{137}Cs migration from canopy to forest floor.

よって森林に沈着した ^{137}Cs が森林生態系の物質循環に取り込まれていることを示唆している。2013年のリターフォールに含まれる葉は、アカマツではそのほとんどが、広葉樹ではすべてが事故後に生成したもので、初期沈着の影響は少ないと考えられる。それにも関わらず少なからぬ ^{137}Cs が葉に含まれているということは、それが森林土壌あるいは樹体表面から樹体内に吸収されたものであることを示唆する。半減期の長い ^{137}Cs は容易には減衰しないこと、土壌下方への移動速度が遅い ^{137}Cs は長期にわたって根圏土壌に存在することを考慮すると、葉中の ^{137}Cs 濃度もなかなか低下しないと予想される。したがって、福島原発事故によって森林に沈着した ^{137}Cs は、森林のタイプには関係なく、樹体への吸収と枝葉への移行、リターフォールや降水を通じての林地への再移行という循環に入り、長期にわたって系内に存在し続けるものと予想される。

現地調査を行うにあたり、川内村より調査地の借用をはじめとして多くの支援を頂いた。京都大学農学研究科修士課程の高野成美氏には毎木調査の補助をして頂いた。 γ 線の計測には京都大学放射性同位元素総合センターの共同利用機器を用い、同センターの戸崎充男、五十棲泰人両氏には計測に関してアドバイスを頂いた。ここにお礼を申し上げる。本研究は環境省の環境研究総合推進費（5 ZB-1202）を用いて行われた。

引用文献

- 橋詰隼人（1991）鳥取大学蒜山演習林の落葉広葉樹林におけるリターフォールについて。広葉樹研究 6: 1-15
- 久留景吾・恩田裕一・河守 歩・加藤弘亮（2013）落葉広葉樹-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。日林誌 95: 267-274
- 河原輝彦（1985）森林生態系における炭素の循環—リターフォール量とその分解速度を中心として—。林試研報 334: 21-52
- Kuroda K, Kagawa A, Tonosaki M（2013）Radiocesium 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
- Loffredo N, Onda Y, Kawamori A, Kato H（2014）Modeling of leachable ^{137}Cs in throughfall and stemflow for Japanese forest canopies after Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. Sci. Total Environ 493: 701-707
- Nakai W, Okada N, Ohashi S, Tanaka A（2014）Evaluation of ^{137}Cs accumulation by mushrooms and trees based on the aggregated transfer factor. J Radioanal Nucl Chem doi 10.1007/s10967-014-3729-2
- Nakanishi TM, Tanoi K（eds）（2013）Agricultural Implications of the Fukushima Nuclear Accident. Springer
- Nakanishi T, Matsunaga T, Koarashi J, Atarashi-Andoh M（2014） ^{137}Cs vertical migration in a deciduous forest soil following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. J Environ Radioact 128: 9-14
- Ohashi S, Okada N, Tanaka A, Nakai W, Takano S（2014）Radial and vertical distributions of radiocesium in tree stems of *Pinus densiflora* and *Quercus serrata* 1.5 y after the Fukushima nuclear disaster. J Environ Radioact 134: 54-60
- 大島誠一（1992）マツ属の葉の寿命。京大演報 64: 15-26
- Ohte N, Murakami M, Suzuki T, Iseda K, Tanoi K, Ishii N（2013）Diffusion and transportation dynamics of ^{137}Cs deposited on the forested area in Fukushima after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident in March 2011. In: Agricultural Implications of the Fukushima Nuclear Accident. Nakanishi TM, Tanoi K（eds）Springer, 177-186
- 齋藤秀樹（1990）アカマツ林の落葉の季節変動と林分間にもみられる同調性。京都府大学術報告農学 42: 47-57
- 佐藤 保（2010）リターフォール。（森林立地調査法—森の環境を測る—（改訂版）。森林立地調査法編集委員会編，共立出版）。197-198
- 佐藤嘉展・井倉洋二・大崎 進・杉原素司・吉村和久・小川 滋（1997）樹冠形態の異なる樹種における林内雨および樹幹流中の水質の比較。九大演報 77: 13-24
- Shinomiyama Y, Tamai K, Kobayashi M, Ohnuki Y, Shimizu T, Iida S, Nobuhiro T, Sawano S, Tsuboyama Y, Hiruta T（2014）Radioactive cesium discharge in stream water from a small watershed in forested headwaters during a typhoon flood event. Soil Sci Plant Nutr 60: 765-771
- Teramaga MT, Onda Y, Kato H, Gomi T（2014）The role of litterfall in transferring Fukushima-derived radiocesium to a coniferous forest floor. Sci Total Environ 490: 435-439
- Veronica T, Isozumi Y, Aoki T（1992）Determination of photopeak efficiencies of voluminal samples for the measurement of environmental radioactivities. Bull Inst Chem Res, Kyoto Univ 70: 399-407