



森林における福島原発事故由来放射性 Cs の現状

小林政広¹

Distribution and dynamics of FDNPP-derived radiocesium in forests in Japan

Masahiro KOBAYASHI¹

1. はじめに

2011年3月の東北地方太平洋沖地震、それによる巨大な津波、そして東京電力福島第一原子力発電所事故（福島原発事故）の発生から5年以上の歳月が経過した。この事故により大気中に放出された放射性核種のうち、半減期が2年のセシウム134（Cs-134）および半減期が30年のセシウム137（Cs-137）は、東北地方および関東地方の広大な陸地を汚染し、現在もその影響が続いている。

福島原発事故由来のCs-134とCs-137による100万Bq m⁻²以上の放射能汚染地域の総面積は2011年11月の時点で646 km²であり、その66%に相当する428 km²が森林である（Hashimoto et al., 2012）。深刻な汚染を受けた福島県は、県土の7割、全国第4位の森林面積を有し、もともと林業、木材産業が盛んであるが、県内の多くの地域で状況は一変した。県内の林業産出額は、2005年から2010年の平均に対して2012年にはその6割に減少した（農林水産省, 2016）。森林は林業生産の場であるとともに、農業用水や水道水の水源でもあり、下流に暮らす人々の生活を支えている。福島原発事故の直後、各地の浄水場において放射性物質（放射性ヨウ素（I））が検出されたことのショックは人々の記憶に刻み込まれている。また、私たちが主食としているコメは、水田で生産される。

このような背景から、福島原発事故由来の放射性Csの森林内での動態、森林外への流出の実態を明らかにし、対策に役立てることが求められている。

森林を含む環境中の放射性Cs動態に関しては、1950～60年代に数多く行われた大気圏内核実験や1986年のチェルノブイリ原子力発電所事故に由来する放射性Csを対象として、多くの調査研究の知見が蓄積されている。森林生態系では流入した放射性Csは系内、特に土壌の表層部に保持される傾向にあり、流出する割合は少ないと考えられている（IAEA, 2006）。その主な理由として、Csが一部の2:1型層状ケイ酸塩鉱物の層間に強固に保持される特有の性質を有することがあげられる（塚田ら、

2011; 山口ら, 2012)。このことを念頭に置きつつ、福島原発事故由来の放射性Csの動態に関する各種の調査研究が、事故直後から多数の機関によって実施されてきた。

本稿では、森林における福島原発事故由来の放射性Csの動態および分布の現状について、これまでに明らかにされてきた事故直後から現在までの過程と関連付けて解説したい。

2. 森林への放射性Csの流入と森林内での移動

2.1 森林への放射性Csの流入

福島原発事故により大気中に放出された放射性Csは、いくつかのプルームとなり周辺の森林域に到達した。国内には様々な目的で森林における降水のモニタリングが行われている場所があり、複数の箇所で福島原発事故直後の森林への放射性Cs流入の実態が捉えられている。

関東平野周辺部の12ヶ所15林分において実施されていた林外雨と林内雨のモニタリング試料の放射性Cs濃度を測定した事例では、事故直後の1ヶ月間は放射性Cs濃度が林外雨 > 林内雨、事故から1～2ヶ月の間は林外雨 ≈ 林内雨、2～3ヶ月の間は林外雨 < 林内雨となったことが報告されており、樹冠が放射性Csを捕捉し、徐々にリリースする過程が明らかにされた（Itoh et al., 2015）（Fig. 1）。上記15林分のひとつである茨城県石岡市のヒノキ林においては、事故後9ヶ月間の積算の放射性Cs流入量が林内雨では林外雨の約1.5倍に達し、森林への放射性Csの流入に乾性沈着も寄与していることが示された（Itoh et al., 2015）。同じく上記15林分の一つである茨城県城里町のスギ林では、林内雨に含まれる放射性Cs濃度が溶存態と懸濁態に分けて測定された。事故直後では溶存態の寄与がほぼ10割であったこと、夏季に溶存態と懸濁態の合計の濃度が上昇し、そのほとんどが懸濁態の寄与によるものであることが示されている（小林, 2014）。

栃木県佐野市のスギ林及びヒノキ林においては、事故直後からの林外雨、林内雨、樹幹流に含まれる放射性Csおよび放射性Iの濃度が測定され、これら核種の樹冠での捕捉、林床への流入の実態が明らかにされている（Kato et al., 2012）。この調査地では、事故から5ヶ月の

¹ 森林総合研究所
2016年12月9日受稿 2017年1月21日受理

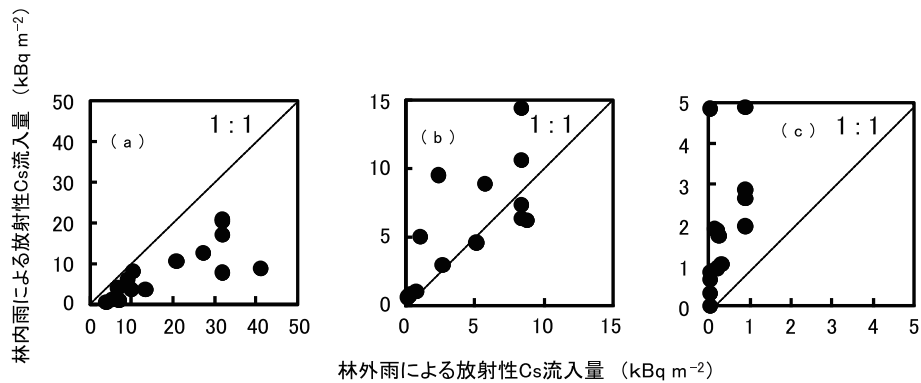


Fig. 1 関東平野周辺の12ヶ所15林分における福島原発事故後の林外雨および林内雨による月あたりの放射性Cs流入量の変化. Cs-134とCs-137の合計. (a) 1か月目 (b) 2か月目 (c) 3か月目 (Itoh et al. (2015) に加筆して作成)

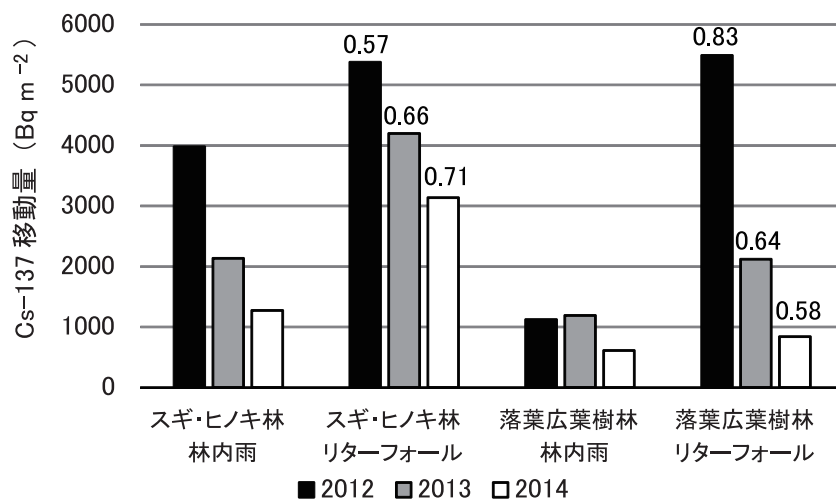


Fig. 2 福島県郡山市のスギヒノキ林および落葉広葉樹林における林内雨およびリターフォールによる樹冠から林床へのCs-137移動量. 縦棒上の数値は樹幹から林床への放射性Cs移動量におけるリターフォールの寄与率 (小林ら (2016) を基に作成).

時点における放射性Csの樹冠での捕捉, 林内雨による林床への積算流入量, 樹幹流による林床へ積算流入量の比率は, スギ林でそれぞれ65.0, 34.0, 0.4%, ヒノキ林で62.3, 36.2, 1.5%であった. 放射性Iについてはこの比率は, スギ林で50.9, 47.3, 1.8%, ヒノキ林で25.1, 66.4, 8.5%となり, 放射性Csが放射性Iより樹幹に留まりやすいことが示されている.

森林の樹冠における放射性Csの捕捉とリリースの機構については, 多くが不明である. 放射性Csが樹体表面から樹体内へ吸収されたことが示されているが (Nishikiori et al., 2015), このことが流入量の半分を超える樹冠での捕捉にどれだけ関与しているかは不明である. 樹体表面における何らかの形態での付着, ないしは吸着の関与も含めて明らかにする必要がある.

2.2 樹幹から林床への放射性Csの移動

樹冠に捕捉された放射性Csは, 林内雨および樹幹流に加えて, リターフォールの形態でも林床に移動する. 前述した栃木県佐野市のヒノキ林では, 林内雨, 樹幹流に加えてリターフォールのモニタリングも実施されており, 福島原発事故から7ヶ月の時点では, 流入した

放射性Csの32%が樹冠に捕捉された状態にあり, リターフォールで31%, 林内雨で36%, 樹幹流で1%が林床に移動したことが報告されている (Teramage et al., 2014). 加えて同報告では, 事故からの時間の経過とともに, 林床への移動におけるリターフォールの寄与が大きくなることも示されている.

筆者が調査地としている福島県郡山市のスギヒノキ林およびアカマツが混交する落葉広葉樹林では, 2012年から林内雨およびリターフォールによる放射性Csの移動のモニタリングを行っている. 落葉中の放射性Cs濃度は2012年の時点ではヒノキ, アカマツ, スギ, 広葉樹の順に高く, 2014年までにアカマツでは急激に低下した (蛭田ら, 2016). 2012年から2014年における年間の放射性Cs移動量における林内雨とリターフォールの寄与はスギヒノキ林, 落葉広葉樹林ともリターフォールで大きく, リターフォールの寄与率はスギヒノキ林では年々増加し, 落葉広葉樹林では年々減少する傾向が認められた (小林ら, 2016) (Fig. 2).

2.3 水移動とともに土壌中の放射性Csの移動

林内雨として林床に達した水はリター層を通過して土

壤水となり、やがて渓流水として流出する。リター層および鉍質土壌層を移動する水に放射性 Cs がどのような濃度で存在しているかを知ることは、森林生態系内における循環の経路としての樹木の根による吸収について考える上で重要である。

前述した茨城県城里町のスギ林では、福島原発事故の前後を通じてリター層通過水、深度 30 cm の土壌水も定期的にサンプリングされており、これらに含まれる放射性 Cs の濃度測定が行われている (小林, 2014)。事故直後、最初に採取したリター層通過水中の放射性 Cs 濃度は、林内雨の約 60 Bq L^{-1} に対して約 10 Bq L^{-1} と顕著に低く、リター層が放射性 Cs を捕捉することが示された。リター層通過水の放射性 Cs 濃度はその後緩やかに低下したが、夏季に上昇することがあり、それは主に懸濁態の増加によるものであった。深度 30 cm の土壌水については、事故後最初に採取した試料からも放射性 Cs は検出されず (検出下限は Cs-137, Cs-134 のそれぞれで 1 Bq L^{-1})、その後、6 月までの試料の測定を行ったが、全ての試料で不検出であった。

茨城県北茨城市の落葉広葉樹林では、吸引をかけずに重力により下端から流出する水を採水するテンションフリーライシメータを用いて福島原発事故直後の 2011 年 3 月から深度 5 cm および 10 cm の土壌水を、2012 年 3 月からリター層水を採取して溶存態の放射性 Cs 移動量が測定されている (Nakanishi et al., 2014)。その結果、気温の上昇する夏季に放射性 Cs 移動量が増加すること、リター層通過水および土壌水中の放射性 Cs 濃度は溶存有機炭素濃度と正の関係にあることが明らかにされている。なお、リター層通過水中の放射性 Cs 濃度に対して、土壌水中の濃度は深度 5 cm でもその $1/10$ のレベルの 50 mBq L^{-1} 以下まで低下し、試料水を濃縮しなければ放射性 Cs の測定が行えない低濃度であることは重要な点である。この急激な濃度低下は、放射性 Cs が土壌中を移動する過程で粘土鉍物に捕捉されることが主な理由と考えられる。

前述した福島県郡山市のスギヒノキ林および落葉広葉樹林でも、テンションフリーライシメータを用いてリター層通過水および深度 10 cm および 30 cm の土壌水を採取し、放射性 Cs 濃度を測定している。土壌水中の放射性 Cs は低濃度であるため、複数回の試料を足し合わせて 5 ~ 10 L にし、Cs を選択的に吸着する固相抽出ディスク (3M, エムポアラドディスク Cs) を用いて放射性 Cs を濃縮してから測定している。Fig. 3 に、スギヒノキ人工林で採取した林内雨、リター層通過水、土壌水中の Cs-137 濃度の平均値を林内雨の濃度に対する相対値として示す。深度 10 cm の土壌水では放射性 Cs 濃度は $10^{-2} \text{ Bq L}^{-1}$ のオーダーであった。これは、同林分のリター層通過水 (深度 0 cm) の濃度の約 $1/10$ に相当した。深度 30 cm では、 $10^{-3} \text{ Bq L}^{-1}$ のオーダーであり、この林分を含む小流域から流出する渓流水と同レベルであった。

ここで取り上げた茨城県北茨城市の事例、福島県郡山

市の事例の双方において、深度の増加により土壌水中の放射性 Cs 濃度が著しく低下した。林木や林床植生による根を通じた放射性 Cs の吸収を評価する際には、吸水深度をどのように定めるかが重要になる。

3. 森林内における放射性 Cs 分布の変化

ここまで述べてきた森林内での放射性 Cs の移動の結果として、森林内における放射性 Cs の分布は年々変化し、大部分は土壌に集積することになる。

福島県川内村、大玉村、只見町において、2011 年から毎年 1 回、森林の地上部 (葉、枝、樹皮、材) および地下部 (リター層、鉍質土壌層) における放射性 Cs の濃度および存在量の調査が行われている (林野庁, 2016)。2011 年の 8 ~ 9 月の時点では、放射性 Cs は森林の地上部およびリター層に多く存在していたが、翌年以降、地上部に存在する割合が減少し、鉍質土壌層に存在する割合が増加した (Fig. 4, Fig. 5)。これは、リターフォール、葉や枝からの溶脱、リター層における分解により、放射性 Cs が地表、地中へと移動した結果と言える。鉍質土壌中では、2015 年においても放射性 Cs は 0 ~ 5 cm に大部分が存在しており、より深部への移行は限定的であった。ただし、鉍質土壌の最表層部に留まっている放射性 Cs が、全て粘土鉍物に捕捉されたかについては検証できておらず、細片化して鉍質土壌層に移った有機物がまだ残っている可能性もある。

樹体の放射性 Cs については、2011 年 8 ~ 9 月の時点でスギ、アカマツ、コナラの心材および辺材に Cs-134 および Cs-137 が存在しており、このことは福島原発事故

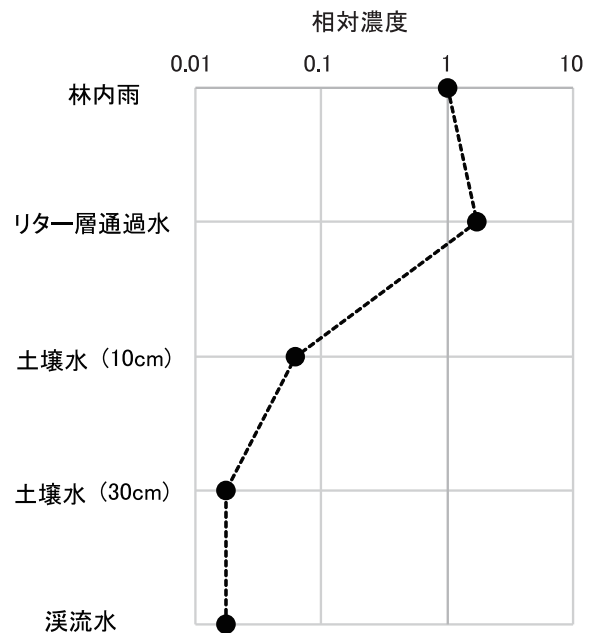


Fig. 3 福島県郡山市のスギヒノキ林における林内雨、リター層通過水、土壌水、渓流水に含まれる溶存態 Cs-137 濃度. 林内雨の濃度に対する相対値. (小林ら (2016) を基に作成)

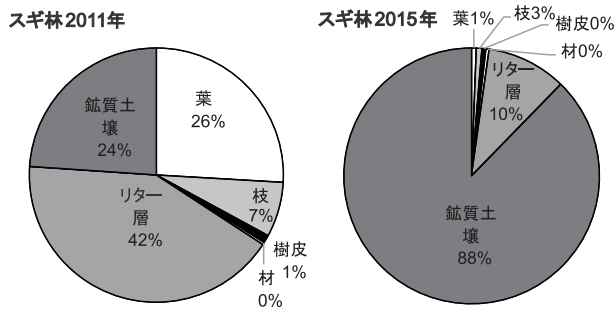


Fig. 4 福島県大玉村地のスギ林内の 2011 年 (左) と 2015 年 (右) の放射性 Cs の分布 (Cs-134 と Cs-137 の合計) (林野庁 (2016) を基に作成).

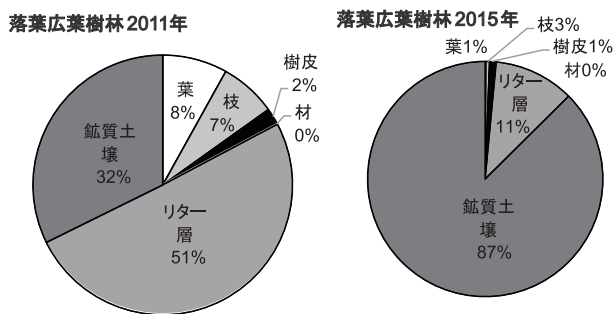


Fig. 5 福島県大玉村地の落葉広葉樹林内の 2011 年 (左) と 2015 年 (右) の放射性 Cs の分布 (Cs-134 と Cs-137 の合計) (林野庁 (2016) を基に作成).

由来の放射性 Cs が素早く樹体に取り込まれたことを示している (Kuroda et al., 2013). 樹体に取り込まれた放射性 Cs が根を通じた経根吸収によるものか、葉面などを通じた経皮吸収によるものかを知ることは、今後、樹木の材等の放射性 Cs 濃度がどのように変化するかを考える上で重要である。このことに関して、スギの葉の内部の Cs-137/Cs-133 比が雨水に近く、土壌からの抽出液より顕著に高かったことから、スギの樹体中の放射性 Cs は主に雨水中のものが経皮吸収で取り込まれて樹体内を転流したものであることが示されている (Nishikiori et al., 2015). 放射性 Cs の地上部から地下部への移行が進んだ現在、経皮吸収の影響は無視できると考えられる。しかし、経根吸収が顕著な場合には、樹体中の放射性 Cs 濃度が低下しない、あるいは上昇する可能性を考えなければならない。

樹木の材中の放射性 Cs は、他の部分と比べて著しく低濃度であり、かなりの高汚染地域であってもスギやヒノキなどを建材として用いる上で問題になるようなレベルにはならないと考えられる。しかし、樹皮の放射性 Cs 濃度が比較的高く、その低下が緩慢であるため、製材時に発生する樹皮の処理を難しくしていることは木材利用上の問題の一つになっている。また、福島県が日本一の生産量を誇っていたシイタケの原木については、規制値が設けられており、その値は食品の半分である 50 Bq kg^{-1} が採用されている。原木として用いられるコナラの材中の放射性 Cs 濃度が今後どのように推移するかを調べ続けることに加えて、原木からシイタケへの移行

を防ぐ容易な方法を開発することは重要な課題となっている。

森林内の空間線量率は、放射性 Cs の分布の変化や時間の経過による壊変により、徐々に低下している (林野庁, 2016). 森林の樹冠、リター層、鉢質土壌層の放射性 Cs 存在量から地上 1 m の点に到達するガンマ線を計算する簡易なモデルにより、この低下傾向の再現を試みたところ、概ね良好な一致を示した (今村ら, 2017). このモデルを用いて、リター層を除去することによる除染の効果を推定したところ、鉢質土壌への放射性 Cs の集積が進んだ場所では、空間線量率の低下は除染を 2014 年に行った場合には 2011 年に行った場合の半分程度になると見積もられた。

4. 森林からの放射性 Cs の流出

森林から流出する水は、下流において飲料水や農業用水として利用されるため、放射性物質がどの程度含まれるか、その実態を知ることは事故直後から重要な課題であった。そのため、多くの研究機関が森林から流出する水に含まれる放射性 Cs 濃度の観測を実施してきた。

福島県飯舘村、伊達市、二本松市、会津若松市、郡山市、広野町の森林において、2012 年に毎日 1 回渓流水を採水して放射性 Cs 濃度を測定した事例では、ほとんどの試料で放射性 Cs は不検出 (検出下限 1 Bq L^{-1}) であり、放射性 Cs が検出された試料はいずれも降雨のあった日に採水されたもので、懸濁物質を含んでいることが報告されている (森林総合研究所, 2012a, b, c). 放射性 Cs が検出された試料を濾過して再度測定したところ、放射性 Cs は検出されず、放射性 Cs は、主に懸濁物質由来することが示された。

前述した福島県郡山市のスギヒノキ林を含む小流域では、渓流水の流量と濁度の連続観測とともに、自動採取装置を用いた降雨イベント時の渓流水の採取が行われ、森林からの放射性 Cs の流出について詳細に調べられた (篠宮ら, 2013). 濁度と放射性 Cs 濃度の間には明瞭な正の関係が認められ、流出する放射性 Cs は主に懸濁物由来し、流出の大部分は増水時に生じることが明らかにされた。この小流域における年間の放射性 Cs 流出量は、現地の Cs 沈着量の約 0.3 % と見積もられ、森林からの流出は限定的であることが確認された。

福島県伊達市の森林流域において、放射性 Cs の樹冠から林床への移動とともに流域からの流出が調べられた事例では、単位面積当たりの樹冠から林床への放射性 Cs 移動量は流域からの流出より 1 オーダー大きく、流域内には流出する放射性 Cs のソースが十分にあること、またそれにもかかわらず、放射性 Cs の流出量は流域に沈着した量と比べて 3 オーダー低いことが示された (Ohte et al., 2015). このことから、対象とした森林流域では、放射性 Cs の流出は物理的な壊変で消失する量より明らかに小さいことが強調されている。

福島県川俣町の 3 つの森林流域において、2012 年 8

月から 2013 年 9 月の期間の流域からの放射性 Cs 流出が調べられた事例では、溶存態、懸濁態に加えて粗大有機物の寄与が評価された (Iwagami et al., 2017). その結果、3 流域を共通して、放射性 Cs 流出における懸濁態の寄与は 95 % 以上、一方、粗大有機物の寄与は 0.1 % 以下であることが明らかにされた。降雨イベント時には、流水が葉のような粗大有機物を輸送する状況が目につくことがあるが、放射性 Cs の総流出量における寄与はわずかであることは意外と感じられるかもしれない。

これらの事例から、森林流域からの放射性 Cs の流出の総量は、懸濁態の測定のみでも概ね把握できることが示唆される。ただし、下流に及ぼす影響を考える場合には、懸濁物の組成にも留意する必要がある。懸濁物が鉱物主体の場合は放射性 Cs が強く保持されており、生物が吸収可能な溶存態には変化しにくいと考えられるが、有機物主体の場合は分解して溶存態の放射性 Cs が放出される可能性がある。懸濁物の組成を明らかにし、溶存態 Cs 放出のポテンシャルを評価することが必要である。

5. おわりに

原発事故から 5 年以上が経過した現在、森林内において放射性 Cs は土壌の最表層に集積しており、土層深部への移動、流出は限定的であることが各種の調査から明らかにされた。このことは放射性 Cs が今後も森林内に留まり続けることを意味する。

一部地域では住民の帰還も行われているが、生業としての林業が再開できていない場合が少なくない。現状で汚染がそれほど深刻ではない地域でも、森林組合の機能が回復していないことなど、多くの問題がある。森林資源の利用に関しては、前述したとおり、福島県およびその周辺の落葉広葉樹林は、シイタケ栽培に用いる原木の重要な生産地であったが、広葉樹を利用できない状況が続いている。針葉樹についても、伐出は可能であるが放射性 Cs が比較的高濃度で残留する樹皮の処理の問題から利用に制限が生じている場合がある。

針葉樹、広葉樹ともに材中の放射性 Cs 濃度が今後どのように推移するかを知ることが重要であるが、樹木の場合、事故時に葉面や樹皮を通じて吸収された放射性 Cs が樹体内で転流、再配分されており、新たに根から吸収される分と区別できないため実測データに基づくプロセスを積み上げたモデルの構築が容易ではない。今後、根からの吸収に関わる諸現象の実態解明をさらに進め、これに基づいて将来予測および対策技術の開発を進める必要がある。

謝辞

本解説をまとめるにあたり、多くの方からご助言をいただいた。放射性 Cs の分析では、森林総合研究所の赤間亮夫氏、池田重人氏にご協力いただいた。

なお、データの一部は、農林水産省農林水産技術会議委託プロジェクト「森林内の放射性物質に由来する影響を低減させる技術の開発」、 「農地等の放射性物質の除去・低減技術の開発 — 農地土壌における放射性 Cs 動態予測技術および拡散防止技術の開発 —」、科学研究費助成金課題 15H04522 「安定セシウム循環の組み込みによる森林生態系内の放射性セシウム移行予測の高度化」によって取得した。

ここに記して謝意を表す。

引用文献

- Hashimoto, S., Ugawa, S., Nanko, K. and Shich, K. (2012): The total amounts of radioactively contaminated materials in forests in Fukushima, Japan. *Scientific Reports*, 2: 416, doi: 10.1038/srep00416.
- 蛭田利秀, 川口知穂, 壽田智久, 坪山良夫, 大谷義一, 小林政広, 篠宮佳樹 (2016): 落葉・落枝および林床における放射性セシウムの動態. *東北森林学会誌*, 21(2): 43–49.
- IAEA (2006): Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: Twenty years of experience. Reports of the Chernobyl forum experts group 'Environment'. *Radiological Assessment Reports Series*.
- 今村直広, 赤間亮夫, 大谷義一, 小林政広, 坪山良夫, 高橋正通 (2017): 森林内の放射性セシウム分布を考慮した空間線量率の推定. *日本森林学会誌*, 99: 1–9.
- Itoh, Y., Imaya, A. and Kobayashi, M. (2015): Initial radiocesium deposition on forest ecosystems surrounding the Tokyo metropolitan area due to the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Hydrological Research Letters*, 9(1): 1–7, doi.org/10.3178/hrl.9.1.
- Iwagami, S., Onda, Y., Tsujimura, M. and Abe, Y. (2017): Contribution of radioactive ^{137}Cs discharge by suspended sediment, coarse organic matter, and dissolved fraction from a headwater catchment in Fukushima after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *J. Environ. Radioact.*, 166: 466–474. doi: 10.1016/j.jenvrad.2016.07.025.
- Kato, H., Onda, Y. and Gomi, T. (2012): Interception of the Fukushima reactor accident-derived ^{137}Cs , ^{134}Cs and ^{131}I by coniferous forest canopies. *Geophysical Res. Letters*, 39: L20403, doi: 10.1029/2012GL052928.
- 小林政広 (2014): 森林における放射性 Cs の動態. *土壌の物理性*, 126: 31–36.
- 小林政広, 蛭田利秀, 小野賢二, 志知幸司, 鳥山淳平, 篠宮佳樹, 大貫靖浩 (2016): 森林におけるリターや土壌有機物分解・蓄積に伴う放射性セシウム動態の把握. *農林水産技術会議プロジェクト研究成果シリーズ 553 「農地土壌における放射性セシウム動態予測技術および拡散防止技術の開発」*, 63–67.
- Kuroda, K., Kagawa, A. and 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. doi: 10.1016/j.jenvrad.2013.02.019.

- Nakanishi, T., Matsunaga, T., Koarashi, J. and Atarashi-Andoh, M. (2014): ^{137}Cs vertical migration in a deciduous forest soil following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *J. Environ. Radioactivity*, 128: 9–14. doi:10.1016/j.envrad.2013.10.019.
- Nishikiori, T., Watanabe, M., Koshikawa, M.K., Takamatsu, T., Ishii, Y., Ito, S., Takenaka, A., Watanabe, K. and Hayashi, S. (2015): Uptake and translocation of radiocesium in cedar leaves following the Fukushima nuclear accident. *Science of The Total Environment*, 502: 611–616. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.09.063.
- 農林水産省 (2016): 生産林業所得統計, 長期累年統計表, 福島, <http://www.e-stat.go.jp/SG1/estat/Xlsdl.do?sinfid=000001260981>. (確認 2017/1/18)
- Ohte, N., Murakami, M., Endo, I., Ohashi, M., Iseda, K., Suzuki, T., Oda, T., Hotta, N., Tanoi, K., Kobayashi, N. and Ishii, N. (2015): Ecosystem monitoring of radiocesium redistribution dynamics in a forested catchment in Fukushima after the nuclear power plant accident in March 2011. In Nakanishi, T. and Tanoi, K., (ed.) *Agricultural Implications of the Fukushima Nuclear Accident: First Three Years*, pp. 175–188. Springer, New York.
- 林野庁 (2016): (別添) 森林内の放射性物質の分布状況調査結果について. <http://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatsu/jittaihaaku/pdf/280325.pdf> (確認 2016/12/10)
- 篠宮佳樹, 玉井幸治, 小林政広, 大貫靖浩, 清水貴範, 飯田真一, 延廣竜彦, 澤野真治, 坪山良夫, 蛭田利秀 (2013): 森林からの流出水に含まれる放射性物質の動態. *関東森林研究*, 64:53–56.
- 森林総合研究所 (2012a): 融雪期における渓流水中の放射性物質の観測結果. <https://www.ffpri.affrc.go.jp/press/2012/20120612/index.html>. (確認 2016/12/10)
- 森林総合研究所 (2012b): 梅雨期における渓流水中の放射性物質の観測結果. <https://www.ffpri.affrc.go.jp/press/2012/20120921/index.html>. (確認 2016/12/10)
- 森林総合研究所 (2012c): 8～10月における渓流水中の放射性物質の観測結果. <https://www.ffpri.affrc.go.jp/press/2012/20121220/index.html>. (確認 2016/12/10)
- Teramage, M.Y., Onda, Y., Kato, H. and Gomi, T. (2014): The role of litterfall in transferring Fukushima-derived radiocesium to a coniferous forest floor. *Science of the Total Environment*, 490: 435–439. doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.034.
- 塚田祥文, 鳥山和伸, 山口紀子, 武田 晃, 中尾 淳, 原田久富美, 高橋知之, 山上 睦, 小林大輔, 吉田 聡, 杉山英男, 柴田 尚 (2011): 土壌-植物系における放射性核種の挙動. *土壌肥科学雑誌*, 82: 408–418.
- 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, 平館俊太郎 (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. *農業環境技術研究所報告*, 31: 75–129.

要 旨

東京電力福島第一原発事故から5年以上が経過したが森林の放射能汚染の影響は続いている。森林に流入した放射性セシウム (Cs) は、高い割合で樹冠に捕捉され、その後、主に林内雨およびリターフールとして林床に移動した。事故から5年経過した時点では、放射性Csの大部分が鉍質土壌の表層部に集積している。このような森林では、リター層を除去する除染の効果は、2011年と比べて2015年では半分程度と見積もられた。土壌水中の放射性Cs濃度は林内雨に比べて1オーダー以上低く、深度の増加により急激に低下した。このことは植物が吸水する深度によって取り込まれる放射性Cs量が大きく変わることを意味する。森林からの放射性Csの流出量は、森林内での移動量より小さく、年間あたりでは沈着量の1パーセントに満たない。森林は流入した放射性Csを流出させにくい生態系と言えるが、このことは放射性Csがいつまでも森林に留まることも意味している。

キーワード：森林, 放射性セシウム, 移動, 土壌, 水