

福島原発事故による森林生態系における放射性セシウム汚染とその動態

金子真司・高橋正通・池田重人・赤間亮夫

キーワード 森林, 放射能汚染, 放射性セシウム, 動態, 吸収

1. はじめに

わが国は国土の67%が森林であることから、東京電力福島第一原子力発電所の事故（以下、原発事故という）による放射性物質の汚染地の大半が森林である（Hashimoto *et al.*, 2012b）。原発事故前の平成19年度の福島県の樹種別素材生産量をみると、スギが59%と最も多く、針葉樹では次いでアカマツ・クロマツが12%であり、広葉樹の生産も22%と多く、シイタケ原木の供給地として知られていた（福島県, 2014）。森林は木材生産だけでなく、山菜やキノコの採集など様々な形で利用されてきた。このため森林の放射能汚染は人々の生活に重大な影響を及ぼした。

森林は地上部バイオマスが大きく、農地などに比べて一般に放射性物質を集めやすいといわれている（山口ら, 2012）。森林に沈着した放射性セシウムは、降雨による洗脱、落葉・落枝（リターフォール）、有機物分解などにより、事故から数年間は内部の分布が大きく変化するが、時間の経過とともに定常状態となり、放射性セシウムの一部は菌糸や根によって吸収され、森林生態系内の循環に取り込まれていく（Calmon *et al.*, 2009）。チェルノブイリ事故後の研究では、森林からの¹³⁷Csの年流出は全蓄積量の1%未満と少ないことが報告されている（IAEA, 2006）が、わが国の森林は山地に分布し、ヨーロッパ大陸に比べて降水量が多く気温も高いなど気候条件も異なる（金子, 2012）ことから、森林からの放射性セシウム流出が大きくなる可能性も指摘されている（山口ら, 2012）。

森林周辺の放射能除去対策として、森林内の下層植生（下草）と堆積有機物層（落葉層）の除去試験（坪山・大谷, 2013）に基づき、森林除染のガイドラインが設けられている（環境省, 2012a）。これは森林に隣接する住居や田畑等の生活環境の空間線量を低下させることを目的として、林縁から、20m以内の下草と堆積有機物層を除去するものである。これに対して、地元住民からは林縁部に限らず広

く森林を除染してほしいとの意見が出され、環境省森林回復委員会では森林を住居等近隣の森林（エリアA）、利用者や作業者が日常的に立ち入る森林（エリアB）、エリアA、B以外の森林（エリアC）の3タイプに区分して、エリアごとに森林除染の方法を整理・検討すべきとしている（環境省 2012b）。森林の汚染面積は広大であり、傾斜地にあり、林内に大型機械を持ち込むことが難しいことから、人力による除染作業に膨大な労力と費用がかかる。このため、除染のような技術投入的な対策だけでなく、汚染地へのアクセス制限等の対策も提案されている（IAEA, 2011；Hashimoto *et al.*, 2012a）。

いずれの対策を取る場合にも、森林の汚染状況を正確に把握することが重要である。福島原発事故以降、森林における放射性セシウムの沈着や動態、系外への流出、植物による吸収、野生生物の汚染等に関わる様々な調査研究が行われている。本稿ではこれらの調査・研究の概要を紹介する。

2. 森林生態系の初期沈着および移動、土壌吸着、再拡散・流出

林野庁は2011年9月から11月にかけて福島県内の森林391箇所空間線量率を測定するとともに堆積有機物層と表層土壌（0~5cm）の放射性セシウム（¹³⁴Cs+¹³⁷Cs）の汚染実態調査を行った（林野庁, 2012）。その調査から、森林内で測定した空間線量率は航空機モニタリングの測定結果（文部科学省, 2011）とおおよそ一致するが、単位面積当たりの堆積有機物層と表層土壌の放射性セシウム蓄積量の合計は航空機モニタリングに比べて低いことが明らかになった。2011年の時点では放射性セシウムが樹木の葉や枝などに残存していたため、航空機モニタリングに比べて蓄積量が低かった可能性が示唆される。

森林総合研究所では福島原発からの距離が異なる福島県内の川内村（2011年の地上高1mの空間線量率3.11 μSv h⁻¹）、大玉村（同0.31~0.33 μSv h⁻¹）、只見町（同0.11 μSv h⁻¹）の森林に試験プロットを設けて2011年の8~9月に放射性セシウムの汚染実態の調査を行った（金子ら, 2012）。3箇所に共通する樹種であるスギ林においては、葉や枝等の樹木の各部位および堆積有機物層や鉱質土壌の放射性セシウム（¹³⁴Cs+¹³⁷Cs）濃度が空間線量率に比例していた。またこれらのスギ林では森林全体の放射性セシウムの25.1~45.3%が葉や枝等の樹木地上部に存在

Shinji KANEKO, Masamichi TAKAHASHI, Shigeto IKEDA and Akio AKAMA: The pollution and dynamics of radiocesium in forest ecosystem due to the accident of Fukushima Nuclear Power Plant

(独) 森林総合研究所 (305-8687 つくば市松の里1)

日本土壌肥科学雑誌 第85巻 第2号 p.86~89 (2014)

していたが、大玉村のスギ林に隣接する落葉広葉樹林やアカマツ林では放射性セシウムの大半（80.6～82.2%）は堆積有機物層や表層土壌に存在していた（図1）（林野庁2013）。これは事故が起きた3月は落葉広葉樹が展葉前だったので放射性セシウムの多くが林床に沈着したのに対し、常緑樹のスギは着葉していたので放射性セシウムが樹冠に多く捕捉されたためと説明できる。アカマツも常緑樹であるがスギに比べて一単位あたりの葉量が少なく、また調査したアカマツ林には落葉広葉樹も混在していたために林分あたりで見ると樹冠の沈着が少なかったと推定される。Kato *et al.* (2012a) は栃木県内の常緑樹のスギ林とヒノキ林で2011年3月の事故直後から降雨と林内雨の¹³¹I, ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs濃度等を調べ、事故の160日後にはスギ林とヒノキ林の樹冠に放射性セシウムの全沈着量のそれぞれ62, 65%が保持されていたと報告している。森林総合研究所が2012年8～9月に上記の福島県の試験地で2回目の調査をしたところ、すべてのプロットにおいて葉や枝や樹皮や堆積有機物層の放射性セシウム濃度が大きく低下し、一方表層土壌（0～5cm深）における濃度は上昇し、森林内の放射性セシウム分布は大きく変化した（図1）。この結果は、事故から半年後の1回目の調査から1年の間

に、落葉・落枝（リターフォール）や雨による洗脱によって樹木から林床へ移動、さらには有機物分解によって堆積有機物から鉱質土壌へと放射性セシウムが大きく移動したことを示す。大玉村の森林タイプ間で比べると、落葉広葉樹林やアカマツ林は2012年における樹木地上部に存在する放射性セシウムの蓄積割合がそれぞれ4.6%, 3.9%へと大きく低下したのに対して、スギ林は地上部に14.2%残っていた。葉の寿命の長いスギ林では樹木地上部の放射性セシウムの低減が緩慢であることが分かった。

森林総合研究所が行った2011年の福島県内の森林調査において土壌中の放射性セシウムは大半が0～5cm深に存在し、深くなるほど濃度が低下していた（図2）。放射性セシウムは鉱質土壌に保持されるために最表層で濃度が高く、土壌が深くなるほど指数関数的に濃度が低下することが知られており、福島原発事故によって汚染された住宅地の土壌でも同様の分布パターンが確認されている（Kato *et al.*, 2012b）。またKoarashi *et al.* (2012) は、森林土壌では他の土地利用に比べて、¹³⁷Csが深くまで浸透する傾向があることを見出した。Nakanishi *et al.* (2014) は茨城県北部の森林土壌に2011年5月から、2012年8月にかけてライシメーターを設置して¹³⁷Csの動態を調べたと

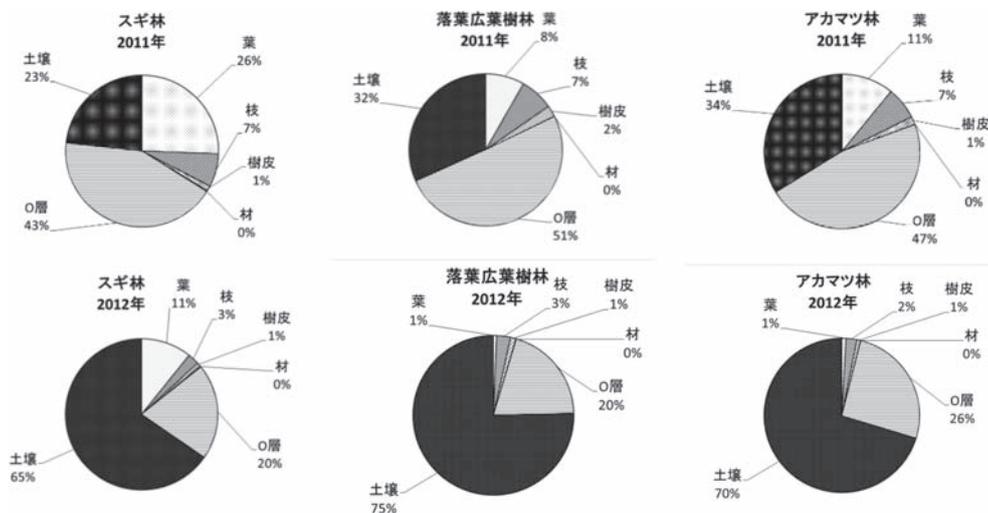


図1 大玉試験地のスギ林、落葉広葉樹林、アカマツ林における2011年から2012年にかけての放射性セシウムの林内分布の変化
図中のO層は堆積有機物層を示す。

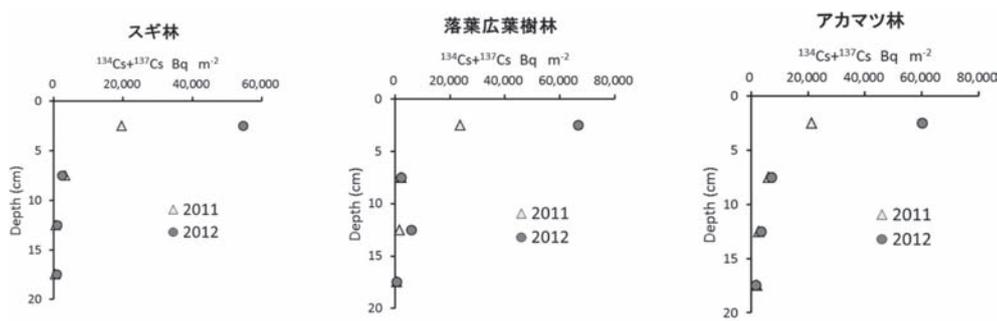


図2 大玉試験地のスギ林、落葉広葉樹林、アカマツ林の土壌における2011年から2012年にかけての放射性セシウム蓄積量の変化

ころ、10 cm 深まで浸透するセシウムは全沈着量のわずかに0.1%であると報告している。なお森林総合研究所の2012年の調査では土壤中の放射性セシウム濃度は2011年に比べて深さ0~5 cmでは大きく増加したものの、5 cm以下の増加はわずかであった。以上、森林土壌は他の土地利用に比べてセシウムがやや深くまで移動する可能性があるものの、大半は表層部に保持され下方に浸透するセシウムは少ないと考えられる。

森林からの溪流による放射性セシウム流出の実態を把握するために、森林総合研究所では福島県内の6箇所(伊達市、飯館村、二本松市、会津若松市、郡山市、広野町)において2012年3~4月の毎日渓流水を採取し、放射性セシウム濃度($^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$)を調べた。その結果、採取した342試料中で検出限界(1BqL^{-1})以上は9試料のみであり、会津若松市、郡山市、広野町の渓流水はすべて検出限界未満であった(森林総合研究所, 2012a)。放射性セシウムが検出された伊達市、飯館村、二本松市の溪流で同年5~7月に継続調査した結果、98.5%の試料で放射性セシウムが不検出であった(森林総合研究所, 2012b)。さらに伊達市、飯館村で同年8~10月に調査を続けたところ、175試料中169試料が不検出であり、検出された放射性セシウムの最大値は 6.8BqL^{-1} であった(森林総合研究所, 2012c)。放射性セシウムが検出された試料は降雨時に採取されたものに限られ、懸濁物を含んでおり、ガラスフィルター($0.5\mu\text{m}$)でろ過するとほとんどの試料から放射性セシウムが検出されなくなったことから、放射性セシウムは懸濁物とともに流出していることが示唆された。森林から流出する放射性セシウムに関しては、筑波山の森林流域における調査から、森林からの ^{137}Cs の年流出量は全蓄積の約0.3%と推定されている(環境省, 2012b)。このように、森林の放射性セシウム流出は主に増水時に渓流水中の懸濁物質として発生するが、その量は全蓄積に対してわずかであり、多くの放射性セシウムは森林に長期間留まることが示唆される。

3. 樹木による放射性セシウムの吸収

2011年の8, 9月の調査において、採取した樹木の材から ^{137}Cs とともに ^{134}Cs が検出された(Kuroda *et al.*, 2013)。また事故後に伸長したコナラの葉から ^{134}Cs が検出されており、2011年11~12月の調査では、その年の夏以降に形成されたスギ雄花からも ^{134}Cs が検出されている(Akama *et al.*, 2013)。 ^{134}Cs は半減期が2年であることから、ここで検出されたのは過去の大気圏内核実験などに由来するものではなく、今回の事故で放出された放射性セシウムが樹木に吸収され、樹体内を転流したことを示す。樹木の放射性セシウムの吸収経路は明らかになっていないが、原発事故後に伸長した葉や枝の放射性セシウム($^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$)濃度が落葉広葉樹より常緑広葉樹で高かった(Tagami *et al.*, 2012)ことから、葉面からの放射性セシウム吸収が示唆される。なおスギ雄花の放射性セシウム

濃度はそのスギが生育している地点の空間線量率と比例関係にあり(Akama *et al.*, 2013)、スギ材中の放射性セシウムも汚染程度の高い場所ほど濃度が高かったため、汚染程度が高いほど樹木の放射性セシウム吸収が大きかったといえるだろう。

森林の樹木やキノコ等へ放射性核種がどれだけ吸収されるかは、1平方メートル当たりの土壌の放射性核種の存在量(Bq m^{-2})に対する対象物の乾物1キログラムの濃度(Bq kg^{-1})の比で表す面移行係数(TFagあるいはTag: aggregated transfer factor)で評価する(Calmon *et al.*, 2009)。面移行係数は放射性核種が樹木等にどの程度吸収されるかを評価するための指標であるが、森林生態系に沈着した放射性核種は初めの数年間は分布が大きく変化するので、一般に数年を経て定常状態に達した後に求められる。そのため、福島原発事故における森林の面移行係数は報告されていない。チェルノブイリ事故では事故から数年後に樹木の放射性セシウム吸収が高まるという報告もあるので(Sheglov, 1999)、今後の樹木中の放射性セシウム濃度の変化に高い関心がもたれている。

4. 野生生物の汚染

キノコは放射性セシウムを吸収する能力が高く、事故後に採取された野生キノコから1万 Bq kg^{-1} を超える例が報告されている(浅見, 2013)。チェルノブイリ事故では野生のベリー類の放射性セシウム汚染が問題になったが、福島原発事故でも山菜の放射性セシウム汚染が問題となっている。特にウコギ科のコシアブラからは汚染程度の低い場所からも基準値を超える放射性セシウムが検出されている(Kiyono and Akama, 2013)。イノシシやニホンジカなど森林に生息する哺乳類からも基準を超える放射性セシウムが検出され、体内蓄積の実態も明らかにされつつある(小金澤ら, 2013)。Hasegawa *et al.*(2013)は表層性(Epigeic)ミミズの放射性セシウム濃度が、ミミズが食用としている堆積有機物層と生活の場である表層鉱質土壌の中間の濃度であることを明らかにした。ミミズは、捕食されることで他の動物の汚染源になるとともに、土壌中で放射性セシウムの移動にも関わっていると推察される。

5. おわりに

これまでの調査から、森林に沈着した放射性セシウムの森林内の分布は雨水やリターフォールや有機物分解によって、時間経過とともに大きく変化したことが明らかになった。放射性セシウムの一部は樹木によって吸収されて森林の内部循環に取り込まれていくと考えられる。Hashimoto *et al.*(2013)はチェルノブイリ事故後に開発されたモデルを、2011年の森林総合研究所の調査結果にあてはめ、森林内の放射性セシウムの動態をシミュレートしたところ、わが国ではヨーロッパ地域に比べて放射性セシウムが鉱質土壌へ速やかに移動すると予想された。この主な理由は有機物の分解速度が速く堆積有機物層が薄いためであった。

林業は植栽から収穫するまでに長い年月を要するので、放射性セシウムの動態や樹木による吸収の将来予測に関するモデルの適用は有効である。今後も森林におけるモニタリングを継続しつつモデルの予測精度を高める必要がある。また、放射性セシウムの除去や被ばくの低減に向け、様々な研究を積み重ねていくことも重要である。

文 献

- Akama, A., Kiyono, Y., Kanazashi, T., and Shichi, K. 2013. Survey of radioactive contamination of sugi (*Cryptomeria japonica* D. Don) shoots and male flowers in Fukushima prefecture. *Jps. J. For. Environ.*, **56**, 105-111.
- 浅見輝男 2013. 環境土壌学者がみる福島原発事故, p.299. アグネ技術センター, 東京.
- Calmon, P., Thiry, Y., Zibold, G., Rantavaara, A., and Fesenko, S. 2009. Transfer parameter values in temperate forest ecosystems: a review. *J. Environ. Radioact.*, **100**, 757-766.
- 福島県 2014. 福島県の木材利用 web: 平成19年度樹種別の素材生産量. http://www.pref.fukushima.jp/forestry/mokuzai/moku_toukei/toukei2.html
- Hasegawa, M., Ito, M., Kaneko, S., Kiyono, Y., Ikeda, S., and Makino, S. 2013. Radiocesium concentrations in epigeic earthworms at various distances from the Fukushima Nuclear Power Plant 6 months after the 2011 accident. *J. Environ. Radioact.*, **126**, 8-13.
- Hashimoto, S., Linkov, I., Shaw, G., and Kaneko, S. 2012a. Radioactive Contamination of Natural Ecosystems: Seeing the Wood Despit the Trees. *Environ. Sc. Tech.*, **46**, 12283-12284.
- Hashimoto, S., Ugawa S., Nanko K., and Shichi K. 2012b. The total amounts of radioactively contaminated materials in forests in Fukushima, Japan. *Sci. Rep.*, **2**, 416.
- Hashimoto, S., Matsuura, T., Nanko, K., Linkov, I., Shaw, G., and Kaneko, S. 2013. Predicted spatio-temporal dynamics of radiocesium deposited onto forests following the Fukushima nuclear accident. *Sci. Rep.*, **3**, 2564.
- IAEA 2006. Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience, Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment', Radiological Assessment Reports Series, IAEA, Vienna.
- IAEA 2011. Summary Report of the Preliminary Findings of the IAEA Mission on remediation of large contaminated areas off-site the Fukushima Dai-ichi NPP, 2011. http://www.iaea.org/newscenter/focus/fukushima/pre_report.pdf.
- 金子真司 2012. 森林における放射性物質の汚染状況と今後の課題. 別冊化学: 環境中における放射性物質の動きを追う, p.23-26. 化学同人.
- 金子真司・外崎真理雄・清野嘉之・池田重人・黒田克史・田中 浩・川崎達郎・齊藤 哲・梶本卓也・阿部 真・杉田久志・矢崎健一・太田敬之・三浦 覚・志知幸治・大貫靖浩・阪田匡司・篠宮佳樹 2012. 東京電力福島第一原子力発電所事故による森林放射能汚染の実態調査. 関東森林研究, **63**, 97-100.
- 環境省 2012a. 森林の除染について. <https://josen.env.go.jp/about/efforts/forest.html>
- 環境省 2012b. 今後の森林除染の在り方に関する当面の整理について. <http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=15731>
- Kato, H., Onda, Y., and Gomi, T. 2012a. Interception of the Fukushima reactor accident-derived ^{137}Cs , ^{134}Cs and ^{131}I by coniferous forest canopies. *Geophys. Res. Lett.*, **39**, L20403.
- Kato, H., Onda, Y., and Teramage M. 2012b. Depth distribution of ^{137}Cs , ^{134}Cs , and ^{131}I in soil profile after Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant Accident. *J. Environ. Radioact.*, **111**, 59-64.
- Kiyono, Y., and Akama, A. 2013. Radioactive cesium contamination of edible wild plants after the accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *Jps. J. For. Environ.*, **56**, 113-118.
- Koarashi, J., Atarashi-Andoh, M., Matsunaga, T., Sato, T., Nagao, S., and Nagai, H. 2012. Factors affecting vertical distribution of Fukushima accident-derived radiocesium in soil under different land-use conditions. *Sci. Total Environ.*, **431**, 392-401.
- 小金澤正昭・田村宜格・奥田 圭・福井えみ子 2013. 栃木県日光および足尾地域のニホンジカにおける放射性セシウムの体内蓄積. 森林立地, **56**, 99-104.
- 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.
- 文部科学省 2011. 文部科学省による, 愛知県, 青森県, 石川県, 及び福井県の航空機モニタリングの測定結果について. http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/5000/4900/24/1910_1125_2.pdf
- 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. Radioact.*, **128**, 9-14.
- 林野庁 2012. 福島県の森林における土壌等に含まれる放射性セシウムの濃度の測定結果について. <http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/hozen/120301.html>
- 林野庁 2013. 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/press/kenho/130329.html>
- Shcheglov, A. I. 1999. Dynamics of radionuclide redistribution and pathways in forest environments: Long-term field research in different landscapes. In I., Linkov, and W.R., Schell (ed.) Contaminated Forests, p.23-39. Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
- 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. <http://www.ffpri.affrc.go.jp/press/2012/20120612/index.html>
- 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. <http://www.ffpri.affrc.go.jp/press/2012/20120921/index.html>.
- 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. <http://www.ffpri.affrc.go.jp/press/2012/20121220/index.html>.
- Tagami, K., Uchida, S., Ishii, N., and Kagiya, S. 2012. Translocation of radiocesium from stems and leaves of plants and the effect on radiocesium concentrations in newly emerged plant tissues. *J. Environ. Radioact.*, **111**, 65-69.
- 坪山良夫・大谷義一 2013. 森林の放射能汚染と除染 (2), p. 33-40. 学術会議叢書20「放射能除染の土壌科学」, p. 175. 日本学術協力財団.
- 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. 農環研報, **31**, 75-129.