

(資料)

岩手県南部のホダ場における A<sub>0</sub> 層の除去が、  
移設 4 か月後のホダ木の放射性セシウムの放射能濃度に及ぼす影響

成松 眞樹<sup>1</sup>, 高橋 健太郎<sup>2</sup>

<sup>1</sup>岩手県林業技術センター, <sup>2</sup>岩手県沿岸広域振興局大船渡農林振興センター

Effect of A<sub>0</sub> layer removal on radio Cesium concentration of log-wood of *Lentinula edodes* during 4 months cultivation in forest.

Maki NARIMATSU<sup>1</sup>, Kentaro TAKAHASHI<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Iwate Prefectural Forest Technology Center; <sup>2</sup>Ofunato Agriculture and Forest Promotion Center, Agriculture and Forestry Department, Iwate Prefecture Coastal Area Promotion Bureau

要 旨

2012 年に岩手県南部の林内ホダ場へ、よろい伏せで移設したホダ木を対象として、移設 4 か月後のホダ木の Cs 濃度を調査した。Cs 濃度は地面に近い下部と横木で高かったことから、ホダ場の A<sub>0</sub> 層と林内雨に含まれる Cs がホダ木に移行したことが示唆された。このうち A<sub>0</sub> 層からの Cs の移行抑制には、A<sub>0</sub> 層除去の効果が限定的に認められたものの、A<sub>0</sub> 層の除去により露出した A 層による再汚染が示唆された。林内の Cs の分布やシイタケ菌糸およびホダ木の状態は経時的に変化するため、今後もそれらの調査を継続し、現状に応じた対策を行う必要がある。

キーワード:シイタケ, 原木露地栽培, 放射性物質, 移行, 除染

目 次

1. はじめに	20
2. 材料と方法	20
2.1 供試ホダ木	20
2.2 試験地と処理内容	20
2.3 環境放射能の測定	20
2.4 ホダ木の採取と試料の調製	20
2.5 Cs 濃度の測定	21
2.6 データ解析	21
3. 結果と考察	21
3.1 環境放射能	21
3.2 移設によるホダ木の Cs 濃度の変化	21
3.3 ホダ木の部位別の Cs 濃度	22
3.4 A <sub>0</sub> 層の除去がホダ木の Cs 濃度に及ぼす影響	22
4. おわりに	23
謝辞	23
引用文献	23

## 1. はじめに

東北地方の山間部では、居住地域周辺の森林を活用してシイタケ (*Lentinula edodes*) の原木栽培が行われており、地域住民の現金収入源となっている (伊藤ら, 2009)。2011 年 3 月に発生した福島第一原子力発電所の事故以降、東北地方の南部を中心とする森林内の土壌の A<sub>0</sub> 層や A 層、林内雨などからは、Cs-134 や Cs-137 といった放射性セシウム (以下、Cs) が検出されている (小林, 2014; 林野庁, 2020)。

シイタケの子実体は、ホダ木や菌床などの基質中に形成された菌糸の塊 (菌糸体) から発生する。菌糸体が生育する過程では、基質中に存在する Cs が吸収され (Yoshida and Muramatsu, 1994; 齋藤ら, 2012)、菌糸体からは子実体に Cs が移行する (江口ら, 2011)。また、原木露地栽培においては、菌糸がホダ木の下部から A<sub>0</sub> 層に伸長する。これらのことから、Cs の放射能濃度 (Cs 濃度) の高い場所で原木栽培を行った際には、環境からホダ木に Cs が移行し、ホダ木や子実体の Cs 濃度が上昇する可能性がある (成松, 2017)。そこで、Cs の付着が少ないホダ木を汚染状況重点調査地域 (環境省 2018) の林内ホダ場に伏せ込み、4 か月経過後にホダ木の Cs 濃度を測定することにより、移設の初期における Cs の移行の程度や、A<sub>0</sub> 層の除去が Cs の移行に及ぼす影響を検討した。

## 2. 材料と方法

### 2.1 供試ホダ木

2010 年春に、岩手県九戸郡軽米町内で植菌され、その後同町内の人工ホダ場で仮伏せ、本伏せされた完熟ホダ木を用いた。原木の産地は同町内、樹種はコナラ (*Quercus serrata*) であり、植菌された種菌は同一のものである。ホダ木の長さは約 90 cm、直径は約 12 cm であり、外樹皮の形状は概ね同一で、かつ適度に開裂のあるものを選定した。供試ホダ木の総本数は 193 本であり、供試時点での Cs 濃度の平均値は 24.3 ± 5.1 Bq/kg であった (平均値 ± 標準偏差, 2012 年 6 月 19 日に無作為抽出した 10 本における Cs-134 と Cs-137 の合算値の平均値。湿量基準含水率 12% 換算重量あたり。調製、測定方法は 2.4 および 2.5 参照)。

### 2.2 試験地と処理内容

試験は岩手県内陸地方南部の汚染状況重点調査地域内に所在する 2 か所の林内ホダ場と内陸地方北部 (軽米町) の人工ホダ場で実施した (表)。このうち林内ホダ場の林冠構成木は異なり、それぞれスギ (*Cryptomeria japonica*) とアカマツ (*Pinus densiflora*) である (以後は前者をスギホダ場、後者をアカマツホダ場と称する)。各林内ホダ場で約 20 m<sup>2</sup> の範囲を試験地に設定した。そのうち約 10 m<sup>2</sup> の範囲を対象に、A<sub>0</sub> 層を除去して処理区とし、残りの範囲を無処理区とした。除去された A<sub>0</sub> 層の深さは、いずれも 5 cm であった。2012 年 6 月 21 日に各ホダ場へホダ木を移設し、よろい伏せ法により伏せ込んだ。よろいの構成単位は立て木 5 本、横木 1 本とし、立て木の上部における地上高は 60 cm とした。処理区の伏せ込み本数はスギホダ場で 42 本、アカマツホダ場で 40 本であり、無処理区の本数はいずれも 43 本とした。また、ホダ木のうち 15 本は軽米町の人工ホダ場で栽培を継続し、非移設区とした。

### 2.3 環境放射能の測定

ホダ木の移設時に、各ホダ場の 5 か所で、シンチレーション式サーベイメータ (Mr. Gamma A2700 型, クリアパルス株式会社) を用いて  $\gamma$  線の空間放射線量率 (空間線量) を測定した。測定はホダ場の地上高 1.0 m で行った。時定数は 30 秒とし、各箇所 3 回の測定による平均値を、当該箇所の空間線量とした。また、各ホダ場で、移設したホダ木の直下または直近を含む 5 か所から、A<sub>0</sub> 層と A 層を採取した。試料の採取範囲は A<sub>0</sub> 層が 30 cm 四方、A 層が 15 cm × 15 cm × 深さ 5 cm であり、いずれも 350 mL 容のポリプロピレン製円筒容器 (EMF ジャパン) に充填して、Cs 濃度の測定 (後述) に供した。本報では、これらの測定値を総称して環境放射能とした。

### 2.4 ホダ木の採取と試料の調製

2012 年 10 月 31 日 (移設から 132 日後, 約 4 ヶ月後) に、スギおよびアカマツホダ場から、各処理あたり 10 本の立て木と、すべての横木 (スギホダ場 13 本, アカマツホダ場 14 本) を採取した。同年 11 月 1 日に、非移設区から 15 本のホダ木を採取した。採取の際に、木口の接地面を油性ペンで標識し

表. 試験地の概要

ホダ場の名称	所在地域	空間放射線量率 ( $\mu\text{Sv/h}$ )	放射性Csの放射能濃度 <sup>a</sup> (Bq/kg)	
			A <sub>0</sub> 層	A層
スギ	県南	0.142 ± 0.013	1733 ± 158	80 ± 34
アカマツ	県南	0.130 ± 0.011	1896 ± 551	116 ± 68
非移設区	県北	0.03 ± 0.007	132 ± 18	19 ± 12

<sup>a</sup> Cs-134とCs-137の合算値 (生重量あたり)

て、部位の区分(後述)に用いた。採取後のホダ木は、岩手県林業技術センター(紫波郡矢巾町)に搬入した。搬入後のホダ木は、木口をコンクリートに軽く打ち付け、ホダ木の下部に付着した土塊を落とした後に、立て木は長軸方向で 30 cm 間隔にて鋸断して、それぞれ上部、中部および下部の 3 部位に区分し、粗試料とした。横木も同様に鋸断し、軽米町での本伏せ時に下部となっていた部位を粗試料とした。以上の処理により得られた粗試料を、オガ粉製造機(ニューシグマ 22-C, 森下機械株式会社)で粉碎した。各粗試料の粉碎毎に、高圧空気等を用いて機器の粉碎ラインを洗浄し、試料の交差汚染を防止した。粉碎後の木粉は 1.8 L 容のポリプロピレン製マリネリ容器(EMF ジャパン)に充填し、Cs 濃度の測定に供した。また、残余の試料で全乾法により湿量基準含水率を測定した。

### 2.5 Cs 濃度の測定

調製、充填された試料の Cs 濃度を、NaI-Tl ガンマ線スペクトロメータ(EMF211, EMF ジャパン)で測定した。機器は気温 20 °C に設定された空調室内に設置し、本体は鉛製遮蔽容器に格納した。測定時間は 60 分間、バックグラウンドはホダ木は「空気」、土壌は「水」とした。Cs-134 濃度の測定値が定量下限値(3×標準偏差, 機器の初期設定による)未満であった場合には、福島第一原子力発電所事故に由来する Cs-137 と Cs-134 の濃度が生成時点で等しいとする既報(川田・山田, 2012)に準じて、2011 年 3 月 11 日時点の Cs-137 濃度を物理的半減期に基づき推定し、この値を同日における Cs-134 濃度とみなして、さらに測定日時点の値に減衰補正し、Cs-134 濃度の測定値とした。各核種の物理的半減期は、Cs-137 で 30.08 年、Cs-134 で 2.06 年とした(原子力規制庁, 2020)。以上の測定により得られた Cs-134 と Cs-137 の測定値を、湿量基準含水率 12%換算重量あたりの値に換算し、それぞれの Cs 濃度とした。ただし、土壌試料の Cs 濃度は、生重量基準の値とした。

### 2.6 データ解析

条件間の平均値の差の有意性は、t 検定または一元配置分散分析の結果に基づき判断した。後者で  $p < 0.05$  にて有意差が認められた場合には、Tukey-Kramer の方法により多重比較を行った。以上の解析は、統計言語 R ver. 3.4.1 (R core team, 2017) で行った。

ホダ木の Cs 濃度の変化の要因を推定するために、物理的半減期(前掲)に基づいて、設置 4 か月後のホダ木の Cs 濃度を核種ごとに推定し、合算して減衰推定値を算出した。

## 3. 結果と考察

### 3.1 環境放射能

各ホダ場の環境放射能を表に示す。軽米町のホダ場における空間線量は  $0.03 \pm 0.007 \mu\text{Sv/h}$ 、 $A_0$  層の Cs 濃度は  $132 \pm 18 \text{ Bq/kg}$ 、A 層の Cs 濃度は  $19 \pm 12 \text{ Bq/kg}$  であった。このうち空間線量は、岩手県盛岡市の 2005 年~2007 年における最大値  $0.06 \mu\text{Sv/h}$  (岩手県, 2006) [ただし  $\text{nGy/h} = 0.0008 \mu\text{Sv/h}$  として変換]と同程度であったことから、福島原子力発電所事故の影響は小さかったと推察される。一方、スギホダ場の空間線量は  $0.142 \mu\text{Sv/h} \pm 0.013$ 、 $A_0$  層の Cs 濃度は  $1733 \pm 158 \text{ Bq/kg}$ 、A 層の Cs 濃度は  $80 \pm 34 \text{ Bq/kg}$  であった。また、アカマツホダ場の空間線量は  $0.130 \mu\text{Sv/h} \pm 0.011$ 、 $A_0$  層の Cs 濃度は  $1896 \pm 551 \text{ Bq/kg}$ 、A 層の Cs 濃度は  $116 \pm 68 \text{ Bq/kg}$  であった。以上の結果から、移設後の各ホダ場における空間線量や、 $A_0$  層および A 層の Cs 濃度は、いずれも軽米町より高く、既報(文部科学省, 2011)と同様の傾向を示した。

### 3.2 移設によるホダ木の Cs 濃度の変化

ホダ木の Cs 濃度は移設により上昇した。移設 4 か月後の無処理区におけるホダ木の Cs 濃度の平均値は、スギホダ場で  $35.0 \pm 13.7 \text{ Bq/kg}$ 、アカマツホダ場で  $28.5 \pm 10.8 \text{ Bq/kg}$  であった(図-1)。一方、非移設区のホダ木の Cs 濃度の平均値は、 $16.0 \pm 5.1 \text{ Bq/kg}$  であり、スギ、アカマツホダ場ともに、非移設区の値を上回った( $p < 0.01$ , 図-1)。また、スギ、アカマツホダ場のホダ木の平均 Cs 濃度は、減衰推定値の  $23.1 \text{ Bq/kg}$  を上回った。これらのことから、移設後に Cs がホダ場からホダ木へ移行したと思われる。移設後のホダ木の Cs 濃度の上昇は、シイタケの菌糸による  $A_0$  層からの吸収や(成松, 2017)、林内雨の付着(林野庁, 2020; 高橋, 2013)などによるものと考えられる。

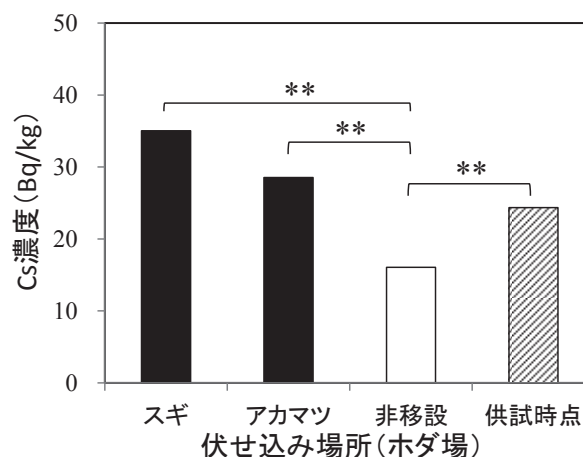


図-1. 移設の有無によるホダ木の Cs 濃度の比較

Cs 濃度は Cs-134 と Cs-137 の合算値で湿量基準含水率 12%換算重量あたり。\*\*は非移設区の Cs 濃度と  $p < 0.01$  で有意差(t 検定)

非移設区の Cs 濃度の平均値は、供試時点の Cs 濃度 ( $p<0.01$ , 図-1)や減衰推定値を下回った。非移設区の環境放射能は低いため(表), 核種の放射性崩壊に加え, 林内雨等によるホダ木外樹皮の Cs の溶脱(林野庁, 2017)により, ホダ木の Cs 濃度が低下した可能性がある。

以上の結果から, 栽培中のホダ木では, Cs の移行, 放射性崩壊, 溶脱などが並列的に進行するものの, 環境放射能が高い地域に移設した場合には, 移行や再汚染が凌駕したために, 結果的にホダ木の Cs 濃度が上昇する場合があることが示唆される。

### 3.3 ホダ木の部位別の Cs 濃度

Cs 濃度の上昇は, ホダ木の各部で認められた。移設 4 か月後の各ホダ場の無処理区におけるホダ木の Cs 濃度を, 部位ごとに比較した結果(図-2), スギホダ場では上部が  $30.8 \pm 9.0$  Bq/kg, 中部が  $28.9 \pm 10.7$  Bq/kg と同程度であったのに対し, 下部が  $43.5 \pm 15.9$  Bq/kg, 横木が  $37.1 \pm 15.1$  Bq/kg と, 前二者に比して高かった。非移設区のホダ木の Cs 濃度に対する無処理区のホダ木の Cs 濃度の比率は, 上部, 中部および下部でそれぞれ 1.83 倍, 1.96 倍および 2.57 倍であり, 下部が最も高かった(図-2 上)。また, アカマツホダ場では, 上部が  $32.2 \pm 12.7$  Bq/kg, 中部が  $20.8 \pm 5.2$  Bq/kg, 下部が  $34.1 \pm 11.9$  Bq/kg, 横木が  $26.3 \pm 5.3$  Bq/kg であり, 下部は中部よりも有意に高かった ( $p<0.05$ , Tukey-Kramer の多重比較)。非移設区のホダ木の Cs 濃度に対する無処理区のホダ木の Cs 濃度の比率は, 上部と下部で高い傾向が見られた(図-2 下)。

原木栽培において, 菌糸はホダ木内を伸長し, 木口面に表出する。シイタケの菌糸は周囲の Cs を吸収することから(成松, 2017; 江口ら, 2011), ホダ木の下部では, 少なくとも木口面の菌糸が  $A_0$  層の Cs(表)を吸収することにより, 他の部位より Cs 濃度が高くなった可能性がある。さらに, 地表の水は接地面を通してホダ木に吸収されるため(大森, 1992), 土壤溶液中の Cs が, 水と共にホダ木の内部に移動した可能性もある。

ホダ木の Cs 濃度は, 地面に接しない部位(上部や横木など)でも上昇した(図-2)。このうち横木で増大した Cs の由来に関し, 森林の林冠層には Cs が蓄積され(梶本ら, 2015), その一部は林内雨として下方へ移動することから(小林, 2014), Cs を含んだ林内雨が, 横木の Cs 濃度に影響を及ぼした可能性がある。さらに, ホダ木の中部や上部では, こうした林内雨の影響に加え, 菌糸内部(Sugiyama et al., 2008)や細胞間隙(Ohnuki et al., 2016)の Cs の移動が, Cs 濃度に影響を及ぼした可能性がある。

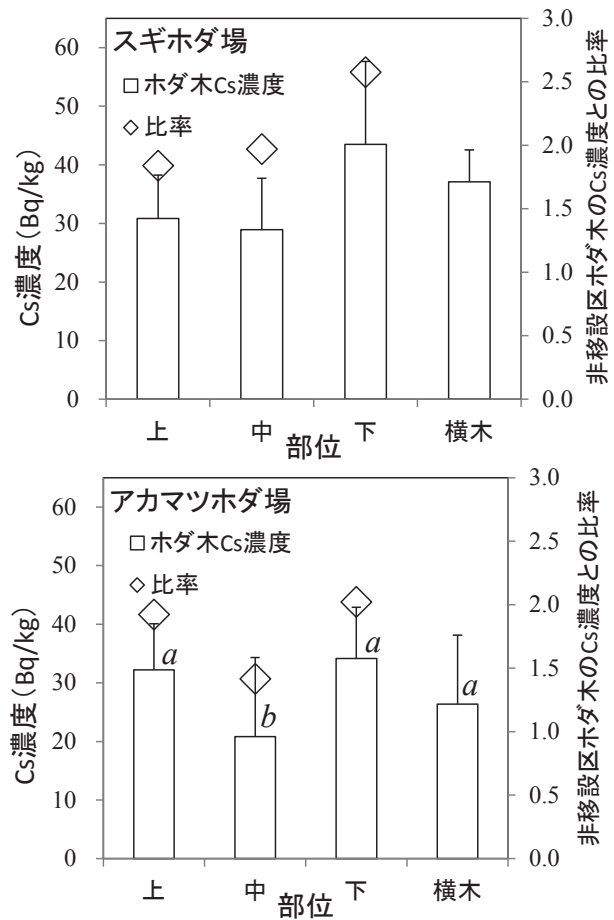


図-2. 部位間および非移設区との Cs 濃度の比較

いずれも無処理区, 湿量基準含水率 12%換算重量あたり, エラーバーは標準偏差, 異なるアルファベットは部位間に  $p<0.05$  で有意差 (Tukey-Kramer の多重比較)。

### 3.4 $A_0$ 層の除去がホダ木の Cs 濃度に及ぼす影響

$A_0$  層除去の効果は限定的であった。ホダ木の Cs 濃度を処理区と無処理区で比較した結果, スギホダ場では下部や横木で処理区が無処理区より低かった(図-3 上)。処理区と無処理区の平均値の差は, 上部で  $3.5$  Bq/kg, 中部で  $0.2$  Bq/kg, 下部で  $11.0$  Bq/kg, 横木で  $11.1$  Bq/kg であり, 下部や横木で大きかった。前述の通り, 土壤の Cs 濃度は  $A_0$  層で高く(表), シイタケの菌糸は  $A_0$  層の Cs を吸収するため(成松, 2017), ホダ木の Cs 濃度は  $A_0$  層に接する下部で高くなり,  $A_0$  層除去の効果が顕れたと考える。一方, アカマツホダ場では, 両区の差が上部で  $3.3$  Bq/kg, 中部で  $-4.3$  Bq/kg, 下部で  $1.4$  Bq/kg, 横木で  $-7.4$  Bq/kg と, 下部でも差が小さく, 処理の効果が明瞭ではなかった(図-3 下)。



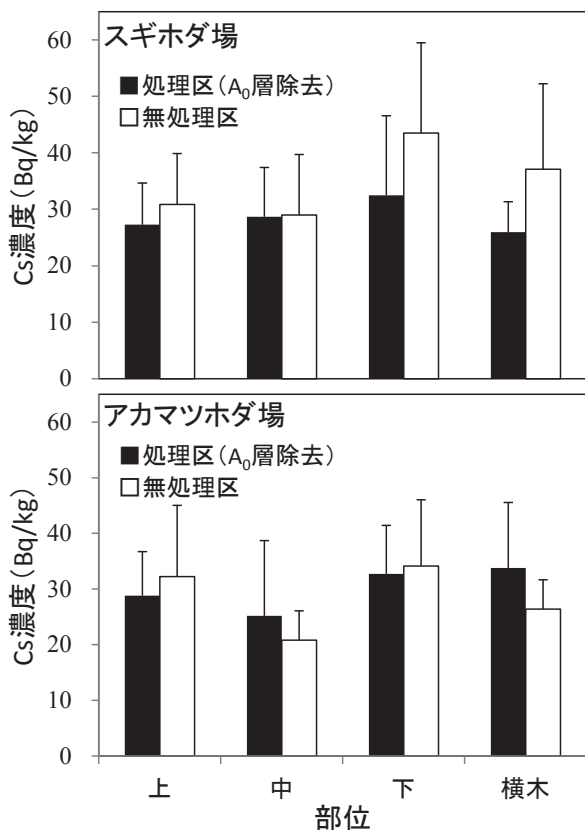


図-3. 処理間のCs濃度の比較

湿量基準含水率12%換算重量あたり、エラーバーは標準偏差

処理区では、いずれのホダ場でもホダ木下部の表面で土の付着が観察されたが、その傾向はアカマツホダ場で顕著であった(図-4)。このことから、特にアカマツホダ場の処理区では、A<sub>0</sub>層が除去されたことにより、雨滴がA層の表面に直接落下し、その衝撃で土壌(A層)が飛散して(三浦, 2000)、ホダ木の表面に付着したものと推察される。なお、A層のCs濃度は、両ホダ場で同程度であった(表)。

以上の結果から、A<sub>0</sub>層を除去することにより、少なくともホダ木の下部ではA<sub>0</sub>層に含まれるCsの移行が抑制される場合が確認された。一方、処理後に露出したA層が、降雨等の影響でホダ木や子実体に付着して、それらのCs濃度が増大する可能性があるため、A層の飛散による再汚染の対策を講じることが必要であると考える。



図-4. ホダ木の表面で見られた土の付着  
(アカマツホダ場, 処理区)

#### 4. おわりに

調査時点の2012年では、低汚染地域から汚染状況重点調査地域へ移設したホダ木において、Cs濃度の上昇や、A<sub>0</sub>層除去の効果が認められたが、原木および林内のCsの分布や、シイタケ菌糸およびホダ木の状態は変化するため(蛭田ら, 2016; Hashimoto et al., 2020)、今後もそれらの調査を継続し、Csの変化に応じた移行態様の予測や、対策の検討を行う必要がある。

#### 謝辞

調査方法やデータ解析についてご指導をいただきました、元岩手県工業技術センター(現 株式会社サイエンススタッフ) 齊藤博之博士と、調査にご協力をいただきました生産者ならびに関係者の皆様、試料の調製に尽力された当センタースタッフに、深甚の謝意を表します。

#### 引用文献

- 1) 江口文陽・吉本博明・相場幸敏・高島幸司・山中勝次(2011) 福島原発事故による放射能汚染とその対策: きのこを中心とした風評被害防止の観点から. 日本きのこ学会誌 19: 132-135
- 2) 原子力規制庁(2020) ゲルマニウム半導体検出器によるγ線スペクトロメリー, 令和2年9月改定版 原子力規制委員会編集
- 3) Hashimoto S, Imamura N, Kaneko S, Komatsu M, Matsuura T, Nishina K, Ohashi S (2020) New predictions of 137Cs dynamics in forests after the Fukushima nuclear accident. Sci. Rep. 10: 1-11
- 4) 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. 東北森林森林科学会誌 21: 43-49
- 5) 伊藤幸男・石川陽子・石川歩(2009) 1990年代以降のシイタケ産地の動向と課題 —岩手県を事例として—. 林業経済 62: 1-15
- 6) 岩手県(2006) 平成18年度 環境放射能水準調査結果

- 7) 梶本卓也・齋藤哲・川崎達郎・壁谷大介・矢崎健一・田中浩・太田敬之・松本陽介・田淵隆一・清野嘉之・高野勉・黒田克史・藤原健・鈴木養樹・小松雅史・大橋伸太・金子真司・赤間亮夫・高橋正通 (2015) 東京電力福島第一原子力発電所事故で影響を受けた森林の放射性セシウムの挙動 —事故後2年間の林冠から地表への移行過程からみた樹種特性—. 日本森林学会誌 97: 33-43
- 8) 環境省 (2018) 放射線による健康影響等に関する統一的な基礎資料 平成29年度版
- 9) 川田燕・山田崇裕 (2012) 原子力事故により放出された放射性セシウムの  $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$  放射能比について. *Isot. News* 697: 16-20
- 10) 小林政広 (2014) 森林における放射性Csの動態 土壌の物理性 36: 31-36
- 11) 三浦寛 (2000) 表層土壌における雨滴侵食保護の視点からみた林木被覆の定義とこれに基づく林木被覆率の実態評価. 日本林学会誌 82: 132-140
- 12) 文部科学省 (2011) 文部科学省による、岩手県、静岡県、長野県、山梨県、岐阜県、及び富山県の航空機モニタリングの測定結果、並びに天然核種の影響をより考慮した、これまでの航空機モニタリング結果の改訂について.  
[https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/5000/4899/24/1910\\_111112.pdf](https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/5000/4899/24/1910_111112.pdf)
- 13) 成松眞樹 (2017) 完熟菌床を用いた  $A_0$  層からシイタケ菌床へのセシウム  $^{137}\text{Cs}$  移行経路の推定. 日本きのこ学会誌 25: 59-65
- 14) 大森久夫 (1992) シイタケの多収穫生産(第1報)—ほだ倒しによる原基形成と発生量—. 岩手県林業試験場成果報告 23: 56-59
- 15) Ohnuki T, Aiba Y, Sakamoto F, Kozai N, Niizato T, Sasaki Y (2016) Direct accumulation pathway of radioactive cesium to fruit-bodies of edible mushroom from contaminated wood logs. *Sci. Rep.* 6: 1-6
- 16) R core team (2017) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, <https://www.R-project.org/>
- 17) 林野庁 (2017) 平成28年度森林内における放射性物質実態把握調査事業報告書
- 18) 林野庁 (2020) 令和元年度森林内における放射性物質実態把握調査事業報告書.  
[https://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jyosen/attach/pdf/R1\\_jittaihaaku-12.pdf](https://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jyosen/attach/pdf/R1_jittaihaaku-12.pdf)
- 19) 齋藤雅典・山田明義・松田陽介・大和政秀 (2012) 菌類による放射性セシウムの吸収・蓄積. 化学と生物 50: 748-751
- 20) Sugiyama H, Takahashi M.N, Terada H, Kuwahara C, Maeda C, Anzai Y, Kato F (2008) Accumulation and localization of Cesium in edible mushroom (*Pleurotus ostreatus*) mycelia. *J. Agric. Food Chem.* 56: 9641-9646
- 21) 高橋健太郎 (2013) 林内ホダ場でホダ木から検出された放射性物質(4) —事故時に被覆していたホダ木の林内ホダ場に移設して約2年後の放射性物質濃度—. 岩手県林業技術センター林業技術情報 58
- 22) Yoshida S, Muramatsu Y (1994) Accumulation of radiocesium in basidiomycetes collected from Japanese forests. *Sci. Total Environ.* 157: 197-205