

## ススケヤマドリタケの放射性セシウム濃度と土壌の放射性セシウム蓄積量

Relationship between radiocesium concentrations in *Boletus hiratsukae* fruiting bodies and radiocesium inventories in the neighboring soils

小川周太\*1・小松雅史\*2・太田祐子\*1

Shuta Ogawa\*1, Masabumi KOMATSU\*2, Yuko OTA\*1

\*1 日本大学生物資源科学部

College of Bioresource Sciences, Nihon University, Fujisawa, Kanagawa 252-0880

\*2 森林総合研究所

Forestry and Forest Products Research Institute, Tsukuba, Ibaraki 305-8687

**要旨:** 野生きのこの放射性セシウム濃度は、種や属、生活タイプなどによって異なるとされる。また、同一サイトで採取された同一種でも放射性セシウム濃度は異なる例が報告されているが、濃度差を生じる要因は解明されていない。そこで、きのこの放射性セシウム濃度は生育する基質の放射性セシウム濃度に関係することから、菌根性きのこの放射性セシウム濃度はその生育地の土壌の放射性セシウム蓄積量に比例すると仮定し、同時発生した子実体とその発生地点の土壌やリターの<sup>137</sup>Cs濃度の相関を調べた。茨城県つくば市にあるヒマラヤスギ林で、2つのプロット(A, B)を設置し、同時発生したススケヤマドリタケ子実体それぞれ10, 14個体合計24個体と、子実体発生地点のリターおよび鉱質土壌をあわせて採取し、<sup>137</sup>Cs濃度を測定した。その結果、プロット間でリターと表層土壌の<sup>137</sup>Cs蓄積量には有意な差が認められなかったが、子実体の<sup>137</sup>Cs濃度には有意な差が認められた。また、プロットA, B共に個別の子実体の<sup>137</sup>Cs濃度と、その子実体近傍のリター、あるいは表層土壌(0-5cm)の<sup>137</sup>Cs蓄積量の間には有意な相関は認められなかった。これより、同所的に発生したススケヤマドリタケ子実体の<sup>137</sup>Cs濃度は発生地点のリターあるいは表層土壌の<sup>137</sup>Cs蓄積量に関係しないことが示唆された。

**キーワード:** 菌根性きのこ、空間的自己相関、ススケヤマドリタケ、<sup>137</sup>Cs

**Abstract:** Mushrooms reportedly accumulate radiocesium, with taxon-specific <sup>137</sup>Cs concentrations that are dependent on their substrates and whether the mushrooms are saprotrophs or symbionts. However, fruiting bodies of a single species collected at the same location may have highly variable <sup>137</sup>Cs concentrations. We investigated the radiocesium concentrations of *Boletus hiratsukae* fruiting bodies at two plots in Tsukuba, Ibaraki, Japan. Additionally, we compared the fruiting body <sup>137</sup>Cs concentrations with the radiocesium inventories of the neighboring litter and soil layers (0–5 cm, 5–10 cm, and 10–15 cm). The <sup>137</sup>Cs concentrations in the fruiting bodies at the two plots were significantly different, but there were no significant differences in the radiocesium inventories of the litter and soil layers at the two plots. Moreover, the radiocesium concentrations in *B. hiratsukae* fruiting bodies did not correlate with the radiocesium inventories in the litter and soil layers. Therefore, differences in the <sup>137</sup>Cs concentrations of fruiting bodies were not due to the <sup>137</sup>Cs inventories in the neighboring soils.

**Key-word:** mycorrhizal fungi, spatial autocorrelation, *Boletus hiratsukae*, <sup>137</sup>Cs

## I はじめに

2011年3月に発生した福島第一原子力発電所の事故により、放射性核種が大量に放出され、東日本の森林は広範囲に汚染された(5)。なかでもセシウム<sup>137</sup>(<sup>137</sup>Cs)は、半減期が30.1年であるためその影響は長期間に及ぶ(11)ことから林業従事者の被曝リスク、特用林産物の出荷制限など依然問題になっており、森林生態系内でのその挙

動や影響を明らかにする意味は大きい。森林での放射性核種の空間的分布や動態については、2016年までの定点調査で森林生態系内での蓄積量には大きな変化はなく放射性セシウムの多くは土壌表層に留まっていることが示された(2)。

きのこ類を含む菌類は、分解者として、土壌表層の放射性セシウムの保持に寄与していると知られており

(9)、森林生態系での放射性セシウムの挙動を考える上で重要なファクターである。きのこ類の放射性セシウム濃度は、周辺土壌や、樹木の各部位の中でも高濃度の樹皮よりも、さらに濃度が高いことから(3)、きのこ類は放射性セシウムを濃縮すると考えられている(4)。また、きのこ類の放射性セシウム濃度は、種や属、生活タイプなどによって異なるとされており(6)、生息基質の放射性セシウムの濃度に対応するとされている(10)。しかし、同一サイトで採取された同一種でも放射性セシウム濃度は異なる例が報告されており(8)、その濃度差を生じる要因は解明されていない。

そこで本研究では、このような濃度差が子実体近傍の土壌の放射性セシウム蓄積量の不均質性によって生じると仮定し、同一林分に複数発生した同一種の子実体と、直下の土壌において、 $^{137}\text{Cs}$ 濃度の空間的分布や両者の濃度の関係を調べた。

## II 方法

**1. 調査地と試料** プロットは茨城県つくば市森林総合研究所構内のヒマラヤスギ林(北緯 36° 0' 32", 東経 140° 7' 33")に2箇所(プロット A および B)設置した。プロット B は A から北に約 300m 離れている。プロット A, B の大きさはそれぞれ 23×12m, 23×14m である。各プロットにおいて、2016 年 9 月 2 日に発生が確認されたヤマドリタケ属(*Boletus* sp.)の発生地点とその地点の傾斜を記録し、子実体の採取を行った。A 区では 10 個体、B 区では 14 個体、合計 24 個体を採取した。なお、子実体の形態的特徴はすべて NAGASAWA(7)に記載されたススケヤマドリタケ(*B. hiratsukae*)と一致した。また、全 24 個体から DNA を抽出し、核リボソーム DNA の ITS 領域の塩基配列の決定を試みた。配列の決定した 10 個体は、すべてデータベース上のススケヤマドリタケのタイプ標本の DNA と 98%以上一致することを予備試験によって確認した。以上より同所的に発生した子実体はすべてススケヤマドリタケであると判断した。

土壌試料は、2017 年 2 月に、子実体発生地点から堆積有機物(A<sub>0</sub>層)と鉍質土壌(A層)を層別に採取した。堆積有機物は 25×25cm の枠内のものを全て採取し、鉍質土壌は手動式採土器((株)藤原製作所 HS-25S 型 50×250mm)を用いて直径 5cm 深さ 20cm の土壌コアを採取し、0-5cm 層、5-10cm 層、10-15cm 層に切り分けた。

**2. 測定方法** 子実体と堆積有機物は乾燥粉碎し、鉍質土壌は風乾後、篩(2.0mm メッシュ)を通した細土にした後、プラスチック容器(U-8 容器, 100ml)に充填した。

放射性物質の濃度測定には、ゲルマニウム半導体検出装置(キャンベラジャパン CG-2520)を用いた。測定条件は、設定母材を「海底土・土壌・灰化物」とし、各サンプルについて 1800~18000 秒間測定した。

**3. 統計分析** 測定した放射性核種のうち、 $^{137}\text{Cs}$ のみを結果として用いた。試料中の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は物理的な減衰率に基づいて、子実体のサンプリング日 2016 年 9 月 2 日時点に減衰補正した。また、土壌試料においては、池田ら(1)の方法にしたがい、試料中における単位面積あたりの  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量を求めた。

子実体の  $^{137}\text{Cs}$  濃度と土壌試料の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量は対数正規分布していたことから、対数化した後パラメトリックな方法で統計検定をおこなった。プロット間の濃度・蓄積量の比較に t 検定を行い、子実体と各土壌試料の関係を観察するために Pearson の積率相関係数を算出し、それぞれの統計量について有意性を検討した。また、子実体の  $^{137}\text{Cs}$  濃度と土壌試料の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量において、空間的自己相関を調べるため、Moran の I 関数を用いた。空間重み行列には子実体間の距離の逆数を用いた。解析および図の作成は R 3.4.2 for Windows(R Core Team, 2017)を用いて行った。

## III 結果

**1. 各サンプルの濃度とプロット間比較** プロット A, プロット B の子実体の  $^{137}\text{Cs}$  濃度の平均と標準偏差はそれぞれ 269±190 Bq/kg, 888±515 Bq/kg であった(図-1)。最大および最小値はプロット A では 673, 73 Bq/kg, プロット B では 2228, 453 Bq/kg であった。t 検定を用いた結果、プロット間で子実体の  $^{137}\text{Cs}$  濃度の平均値に有意な差が認められた( $P=0.0001$ )。

堆積有機物と層別の鉍質土壌の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量のプロット間比較の結果を図-2 に示した。最も  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量が高かった土壌層は鉍質土壌(0-5cm)であった。t 検定で分析した結果、全ての土壌試料の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量にプロット間で有意な差は認められなかった( $P>0.05$ )。

**2. 子実体の濃度と土壌試料の蓄積量における相関** 土壌各層の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量と子実体の  $^{137}\text{Cs}$  濃度の関係を図-3 に示した。各プロットの土壌各層の蓄積量と子実体の濃度の相関係数の範囲は 0.07 から -0.64 であり、有意な相関は認められなかった( $P>0.05$ )。

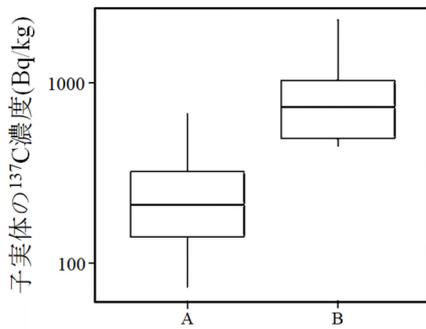


図-1. プロット A と B における子実体の <sup>137</sup>Cs 濃度比較  
Fig.1 <sup>137</sup>Cs concentrations in fruiting bodies in plots A and B.

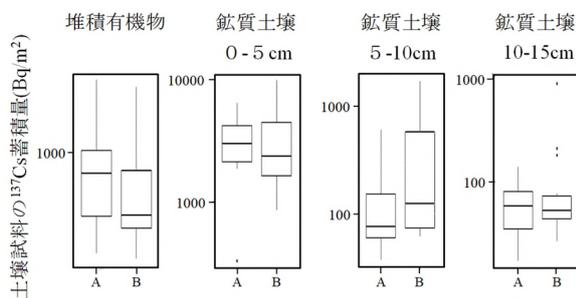


図-2. プロット A と B 間における土壌試料の <sup>137</sup>Cs 蓄積量比較  
Fig.2 Radiocesium <sup>137</sup>Cs inventories in the litter and soil layers in plots A and B.

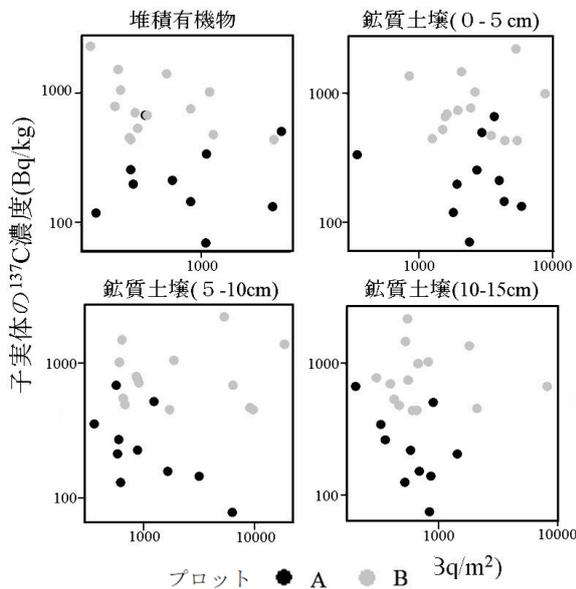


図-3. 土壌各層の <sup>137</sup>Cs 蓄積量と子実体の <sup>137</sup>Cs 濃度の関係  
Fig.3 Relationship between <sup>137</sup>Cs inventories in litter and soil layers and <sup>137</sup>Cs concentration in fruiting bodies.

**3. Moran の I 統計量** 各試料の濃度と位置情報を用いて Moran の I 統計量を算出し、空間的自己相関の有無を検定した。この結果、プロット A, B 共に、子実体の <sup>137</sup>Cs 濃度には有意な空間的自己相関は認められなかった(A: Moran's I 自己相関係数  $I(d)$ ,  $I(d)=-0.13$ ,  $P=0.88$ , B:  $I(d)=-0.06$ ,  $P=0.90$ )。一方で、プロット B の鈳質土壌(0-5cm)( $I(d)=0.18$ ,  $P=0.01$ )。と、両方のプロットで堆積有機物の <sup>137</sup>Cs 蓄積量に有意な空間的自己相関が認められた(A:  $I(d)=0.12$ ,  $P=0.01$ , B:  $I(d)=0.23$ ,  $P=0.002$ )。

**IV 考察**

本研究では野生きのこの <sup>137</sup>Cs 濃度のばらつきを生じる要因を明らかにするため、同一林分に複数発生した同一種の子実体と直下の土壌において、Cs 濃度の空間的分布や両者の濃度の関係を調べた。統計分析の結果をまとめると、

- (1)プロット間の子実体の <sup>137</sup>Cs 濃度は異なるが、土壌の <sup>137</sup>Cs 蓄積量は両プロットで同程度であった。
- (2)子実体の <sup>137</sup>Cs 濃度と直下の土壌の <sup>137</sup>Cs 蓄積量に相関関係は認められなかった。
- (3)プロット内で、プロット B 表層土壌(0-5cm)と、両方のプロットで堆積有機物の <sup>137</sup>Cs 蓄積量に空間的自己相関が認められたが、子実体では認められなかった。

以上の結果より、同所的に発生したススケヤマドリタケ子実体の <sup>137</sup>Cs 濃度の差は、子実体発生地点の土壌試料の <sup>137</sup>Cs 蓄積量によっては説明できない事が明らかになった。

子実体のセシウム濃度が近傍の土壌のセシウム蓄積量と対応しなかった理由については、いくつかの可能性が考えられる。ススケヤマドリタケは菌根性であるため、菌糸の分布は根の分布などに規定されたのかもしれない。菌根性きのこの菌糸は必ずしも子実体直下に存在しない。(13)との報告もあることから、ススケヤマドリタケは、子実体直下に菌糸を伸ばしておらず、各子実体が別々の離れた土壌から放射性セシウムを吸収している可能性があげられる。一方、土壌中のセシウム濃度は地表からの深さごとに大きく異なることから、菌糸が生育してセシウムを吸収する深さは子実体のセシウム濃度に大きく影響している可能性がある。実際に、YOSHIDA *et al.*(12)は、種ごとの子実体の放射性セシウム濃度の大小と菌糸が生育する土壌の深さに関係がある可能性を指摘している。そのため、同じ種であっても子実体ごとに養分を吸収している深さが異なることが濃度にばらつきを生じる要因である可能性もある。

また、子実体のセシウム濃度が、土壌の <sup>137</sup>Cs 蓄積量と

相関がなく、一つの一つの子実体の濃度にバラツキがあることから、同一プロットに発生した子実体が複数のジェネットである可能性がある。あるいは、同一ジェネットの子実体同士でも、養分等の分布に偏りがある可能性も考えられる。さらに、土壌側の別のバラツキを生じる要因として、土壌中のカリウム等の土壌中の化学性のばらつきに影響を受けている可能性も考えられる。今後はこれらの新たな仮説を検証する為、さらなる調査が必要である。

**謝辞** 本研究を行うにあたって森林総合研究所植物生態研究領域の荒木眞岳氏には子実体発生地点の測定をしていただいた。また日本大学の鍛代邦夫氏、中島啓裕氏、また研究室の方々には試料の調整分析やデータの解析に関してご指導とご協力をいただいた。この場を借りて厚く御礼申し上げる。

#### 引用文献

- (1) 池田重人・金子真司・赤間亮夫・高橋正通 (2014) 森林土壌の放射性セシウム分布と動態の調査法. 森林総研報 13(3): 137-145
- (2) IMAMURA, N., KOMATSU, M., OHASHI, S., HASHIMOTO, S., KAJIMOTO, T., KANEKO, S., TAKANO, T. (2017) Temporal changes in the radiocesium distribution in forests over the five years after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. Sci. Rep.7: 8179
- (3) 稲垣昌代・山西弘城・若林源一郎・芳原新也・伊藤哲夫・白坂憲章・種坂英次・奥村博司・古川道郎 (2012) 福島県水俣町における環境放射線調査(2): 野生子実体に含まれる放射性セシウム濃度. 近大原研年報 49: 7-17
- (4) KALAC, P. (2001) A review of edible mushroom radioactivity. Food Chem. 75: 29-35
- (5) 金子真司・高橋正通・池田重人・赤間亮夫 (2014) 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. 土肥誌 85(2): 86-89
- (6) 村松康行・吉田 聡(1997)きのこ放射性セシウム. Radioisotopes 46: 450-463
- (7) NAGASAWA, E. (1994) A new species of *Boletus* sect. *Boletus* from Japan. Proc. Japan. Acad. Ser. B 70(1): 10-14
- (8) NAKAI, W., OKADA, N., OHASHI, S., TANAKA, A. (2015) Evaluation of <sup>137</sup>Cs accumulation by mushrooms and tree based on the aggregated transfer factor. J. Radioanal. Nucl. Chem. 303: 2379-2389
- (9) STEINER, M., LINKOV, I., YOSHIDA, S. (2002) The role of fungi in the transfer and cycling of radionuclides in forest

ecosystems. J. Environ. Radioact. 58: 217-241

- (10) 杉山英男・寺田宙・磯村公郎・塚田祥文・柴田尚 (1993) 子実体への放射性セシウムの移行特性, 野生子実体および培養子実体. Radioisotopes 42: 683-690
- (11) 吉田聡・村松康行 (1996) 菌類と地球環境: 地球規模の放射能汚染と菌類. 日菌報 37: 25-30
- (12) YOSHIDA, S., MURAMATSU, Y., OGAWA, M. (1994) Radiocesium concentrations in mushrooms collected in Japan. J. Environ. Radioact. 22: 141-154
- (13) ZHOU, Z., MIWA, M., MATSUDA, Y., HOGETSU, T. (2001) Spatial distribution of the subterranean mycelia and ectomycorrhizae of *Suillus grevillei* genets. J. Plant. Res. 114(2): 179-185