

宇都宮大学船生演習林におけるシイタケ原木に関する
放射性セシウムの調査Research of ^{137}Cs on raw wood of Shiitake mushrooms in Utsunomiya University
at Funyu Experimental Forest飯塚 和也¹, 星野 祐介¹, 安田 菜生¹, 山本 美穂¹, 大島 潤一¹,
逢沢 峰昭¹, 大久保 達弘¹Kazuya IIZUKA¹, Yusuke HOSHINO¹, Nao YASUDA¹, Miho Yamamoto¹, Junichi OHSHIMA¹,
Mineaki AIZAWA¹, Tatsuhiro OHKUBO¹¹ 宇都宮大学農学部 〒 321-8505 栃木県宇都宮市峰町 350
School of Agriculture, Utsunomiya University 321-8505, Japan

1. はじめに

2011年3月11日に発生した、東北地方太平洋沖地震に伴う東京電力福島第一原子力発電所事故（以下、「原発事故」とする）により、環境中へ大量の放射性核種が放出・飛散した。その結果、海洋をはじめ陸上生態系でも広域にわたり森林地帯にも放射性降下物による汚染が引き起こされた。その中で、放射性セシウムである ^{137}Cs は半減期が30年と比較的長く、森林・林業活動に及ぼす影響が懸念された。東北・北関東地方では、シイタケ人工栽培用の原木を生産するコナラ類の森林が汚染され、一部の市町村では、原木の流通・利用ならびに生産されたシイタケの出荷が制限された。特に、露地栽培によるシイタケの生産・出荷に関しては、甚大な影響を受けた。原発事故の影響により国の定めた放射性セシウムに関する規制値は、食品としてのシイタケが 100 Bq/kg 、そして樹皮を含む原木から子実体であるシイタケへの放射性セシウムを移行係数を2とし、シイタケ栽培用の原木が 50 Bq/kg となった。

福島県南部に隣接する栃木県では、原発事故後の2011年3月15日に放射性降下物が観測された（飯塚ら2012）。筆者らは、栃木県北部の塩谷町に設置されて、当該福島原発から南西方向約130 kmに位置する宇都宮大学農学部附属演習林において、シイタケ原木栽培ため伐採されるコナラ属（コナラ、一部フモトミズナラも含む。以下、「コナラ」とする。）を対象に、12月に採取した原木を翌年の4月に植菌し、露地栽培されたホダ木およびそこから生産されたシイタケ子実体（以下、「シイタケ」とする。）について、放射性セシウムによる影響を調査してきた。本報告は、これまでの結果を整理したものである。

2. 材料と方法

材料のコナラは、宇都宮大学農学部附属船生演習林の広葉樹2次林で構成されている4林班を小班の西側

斜面に生育し、毎年12月上旬にシイタケ栽培用原木（以下、「原木」とする）として伐採されている。同小班で同様な林相である約1 haの範囲の区域において、コナラ立木を選木した。胸高直径が15～25 cmの立木を毎年5個体を伐採し、地上高0.2 mと5.6 m部位から厚さ5 cmの円盤を採取した。また、その立木1本からシイタケ原木として材長90 cmの丸太を10本以上採取した。原木は、採取年の翌年4月にシイタケ用種駒を植菌し、露地栽培のため林齢40年以上のスギ林のホダ場に伏せた。

また、2014年11月に、当該福島原発から北西方向約37 kmに位置する、福島県川俣町山木屋小学校の裏山において、コナラ立木4個体の地際部位（地上高0.2～0.3 m；直径20 cm）から円盤を採取した。

採取した円盤は、樹皮、心材、辺材の3部位に分割後、全乾燥状態で粉末状に粉碎し、U-8容器に充填した。放射性セシウムの放射能 (Bq/kg dw) は、Ge半導体検出器 (SEIKO EG & G) により測定した。

露地栽培によりホダ木から発生したシイタケは、凍結乾燥後、粉末状に粉碎しU-8容器に充填した。Ge半導体検出器により測定し、その値を含水率80%の生シイタケに換算し、 ^{137}Cs 放射能 (Bq/kg) とした。

2017年4月にシイタケの発生した長さ90 cmのホダ木について、その中央部から厚さ5 cmの円盤を採取し、樹皮と木部に分割した。木部は、肉眼で心・辺材の判断が困難な個体もあったため、木部を直径より2グループに区分した。平均直径13 cmの5個体 (GF) は、半径方向に2区分、一方、平均直径20 cmの5個体 (BF) を半径方向に3区分した。GFは髓を含む部位を樹心部、樹皮に隣接する部位を辺縁部、またBFは樹心部、中間部、辺縁部とした（表-7参照）。それぞれの部位について、上記で示した円盤と同様な方法で、放射性セシウムの放射能 (Bq/kg dw) を測定した。さらに、2021年4月に、シイタケの発生したホダ木（平均直径13 cm）の5個体について、半径方向に2区分し上

記と同様な方法で放射性セシウムの放射能 (Bq/kg dw) を測定した。

木部の材色は、粉末状態の試料を、色彩色差計により明度 (L^*) を測定した。含水率 (%) は、全乾重量ベースで算出した。材密度 (g/cm^3) は、全乾状態の粉末試料を U-8 容器に充填したときの重量と体積から算出した。また、カリウム含有量は、原子吸光分析法で測定した。

土壌の ^{137}Cs と ^{40}K に関して、ライト採土器 (DIK-11C) を使用し、A0 層を除去後、主に A 層の深度 30 cm までの土壌を採取した。採取した土壌は、深度方向に 5 cm 単位に区分し礫や根などの植物体を除去し、全乾燥状態で U-8 容器に充填後、Ge 半導体検出器により ^{137}Cs と ^{40}K の放射能 (Bq/kg dw) を測定した。

3. 結果

3.1 コナラ立木における 2011 年 12 月以降 10 年間の ^{137}Cs 放射能の推移

シイタケ原木用のコナラ立木の ^{137}Cs 放射能について、原発事故が発生した当年の 2011 年の 12 月以降、毎年 12 月上旬における地上高 0.2 m 部と 5.6 m 部の心・辺材の木部および樹皮の ^{137}Cs の測定結果を、表-1 に示す。なお、2018 年以降は地上高 0.2 m 部の測定のみである。また、2015 年は 10 月に発生した林道災害のため、同林分から原木を採取できなかった。

選定した材料は、個体や地形も同一でないため採取年により異なっている。樹皮は、事故が発生した年の 2011 年 12 月から、木部の心・辺材は、翌年の 12 月から放射性セシウムの測定を開始した。放射性セシウムとして ^{137}Cs と ^{134}Cs を測定しているが、 ^{134}Cs は半減期が 2 年と短い半減期が 30 年と長い ^{137}Cs のみを記載している。放射性セシウムの当初をそれぞれ 100 とすると、 ^{137}Cs ならびに ^{134}Cs を残容量は、1 年、2 年、5 年、8 年、10 年および 12 年後では、それぞれ 97.7, 95.5, 89.1, 83.2, 79.5 および 75.9, ならびに 71.5, 51.1, 18.7, 6.8, 3.5 および 1.8 である。

樹皮は、2011 年 12 月において ^{137}Cs 放射能は、約 1000 Bq/kg dw を示したが、1 年後には約 500 Bq/kg dw に半減した。その要因として、放射性降下による汚染が一過性であったこと、樹皮に沈着・付着した ^{137}Cs は、

樹皮の剥離・落下や樹幹流として地上へ移動したこと、また樹皮から木部に吸収され移動したことなどが推察される。地上高 0.2 m 部位では、2016 年以降では、平均して 200 Bq/kg dw 前後で推移していたがバラツキが大きい傾向が示された。

木部の心材と辺材については、測定を開始した 2012 年は ^{137}Cs 放射能の値は最も高い傾向を示した。翌年の 2013 年以降 2021 年に至るまで、それぞれ大きな変化が観察されず、心材で 10 Bq/kg dw 前後で辺材は 20 ~ 30 Bq/kg dw の範囲で推移する傾向が示された。実際には、事故後 5 年から 10 年の間に、上記の示したとおり放射能は約 10% (= 89.1 - 79.5) 減衰しているが、本サンプリングのデータから、明確な値の変化の観察が困難であった。

^{137}Cs 放射能の心材と辺材の比について、各調査年の平均値は 0.3 ~ 0.6 の範囲であった。コナラ材は、道管の配列が 2 ~ 3 列の複数列の環孔材で、半径方向には顕著な集合放射組織が存在する。このため、 ^{137}Cs の辺材から心材への移動は容易であることが推察されたが、測定の結果、半径方向の移動性は低いことが示唆された。スギについては、 ^{137}Cs 放射能の心材と辺材の比は、原発事故から時間を経るに伴い 1.0 を超え、さらに大きな値になる傾向がある (飯塚ら 2020)。スギは ^{137}Cs が辺材から心材へ移動し易く、心材に集積・蓄積していく傾向があることが指摘されている。しかしながら、コナラの ^{137}Cs 放射能の心材と辺材の比は、時間の経過にもかかわらず、1.0 未満であったため、通常辺材が心材よりも高い放射能の値を示すことが推察される。

ここで、心材と辺材の含水率について、2021 年 12 月に採取した 5 個体の含水率の平均値 ± 標準偏差は、心材で $73.4 \pm 6.0\%$ 、辺材で $82.6 \pm 8.4\%$ であり、 t -検定により有意差 ($p < 0.05$) が認められた。辺材は心材よりも高い含水率を示したが、その差は 10% で顕著な差異ではないと推察される。

原発事故が発生した 3 月における放射性降下物は、落葉広葉樹のコナラでは直接樹皮に沈着し、そこから木部へ移動 (経皮吸収) すると考えられる。一方、地表に降下した放射性セシウムは、根系を経由して樹体内に移動 (経根吸収) していくと考えられる。福島県

表-1 コナラ立木における ^{137}Cs 放射能の年次変化

年	月	地上高 0.2m 部位 (Bq/kg dw)							地上高 5.6m 部位 (Bq/kg dw)						
		樹皮		心材		辺材		HW/SW	樹皮		心材		辺材		HW/SW
		平均	Std.	平均	Std.	平均	Std.		平均	Std.	平均	Std.	平均	Std.	
2011	12	1061	370	-	-	-	-	-	902	247	-	-	-	-	-
2012	12	457	205	18	12	38	28	0.47	606	147	9	7	35	26	0.26
2013	12	424	182	7	4	22	6	0.32	567	157	9	5	19	5	0.47
2014	12	381	121	14	12	28	12	0.50	386	92	16	13	27	14	0.59
2015		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2016	12	228	85	6	2	21	6	0.29	315	161	10	6	18	3	0.56
2017	12	236	36	9	6	25	7	0.36	310	168	7	2	21	5	0.33
2018	12	224	78	8	5	20	9	0.40	165	101	6	3	17	9	0.35
2019	12	176	47	20	2	26	5	0.38	-	-	-	-	-	-	-
2020	12	155	48	6	3	11	2	0.55	-	-	-	-	-	-	-
2021	12	178	96	12	3	33	13	0.36	-	-	-	-	-	-	-

-は未測定, Std. は標準偏差, HW は心材, SW は辺材。

のコナラ木部の ^{137}Cs 放射能の経年変化について、増加する傾向があることが報告されている (Imamura et al. 2017). 本調査は、福島県の調査地よりも放射能汚染の程度が低いと推察され、ほぼ同様な値で推移していた。しかしながら、原発事故後 10 年を経ても、 ^{137}Cs 放射能の値が減少する傾向がみられないことから、立木による経根吸収の影響により、 ^{137}Cs が継続的に土壌から樹体へ移動している可能性が推察される。

3.2 栃木県塩谷町 (船生演習林) と福島県川俣町のコナラの ^{137}Cs 放射能

2014 年において、12 月に採取した栃木県塩谷町 (船生演習林) (以下「塩谷サイト」とよぶ) および 11 月に採取した福島県川俣町 (以下「川俣サイト」とよぶ) のコナラ各 5 個体の ^{137}Cs 放射能とカリウム含有量の測定結果を表-2 に示した。塩谷町のデータは表-1 と同じである。各調査地の空間線量率は、塩谷サイトで $0.13 \mu\text{Sv/h}$ 、川俣サイトで $1.2 \mu\text{Sv/h}$ であった。なお、塩谷サイトのカリウム含有量は 4 個体の結果である。

川俣サイトは塩谷サイトに比べ、 ^{137}Cs 放射能は空間線量率、心材、樹皮で 10 倍、そして辺材で 35 倍高い値を示した。 ^{137}Cs 放射能における心材と辺材、心材と樹皮および辺材と樹皮の比は、川俣サイトで 0.14、0.04 および 0.25、塩谷サイトで 0.50、0.04 および 0.07 であった。

セシウムと同じアルカリ金属のカリウムについて、その含有量は、心材、辺材ともに両サイトにおける平均値で $0.61 \sim 0.85 \text{ g/kg}$ の範囲で比較的類似した値を示した。両サイトを併せた心材と辺材のカリウム含有量の平均値 \pm 標準偏差は、心材で $0.75 \pm 0.37 \text{ g/kg}$ 、辺材で $0.74 \pm 0.24 \text{ g/kg}$ を示し、 t -検定の結果、有意差は認められなかった。樹幹木部における ^{137}Cs の辺材から心材への移動について、スギは心材と辺材のカリウム含有量の比 (カリウム含有量の濃度勾配) に影響を受ける可能性が示唆されている (Iizuka et al. 2018)。

表-2 空間線量率の異なる調査地のコナラ木部の ^{137}Cs 放射能とカリウム (K) 含有率

調査地 (空間線量率)		^{137}Cs (Bq/kg dw)			K 含有量 (g/kg dw)	
		心材	辺材	樹皮	心材	辺材
川俣サイト ($1.2 \mu\text{Sv/h}$)	平均	142	983	4000	0.61	0.84
	標準偏差	71	477	325	0.29	0.19
塩谷サイト ($0.13 \mu\text{Sv/h}$)	平均	14	28	381	0.85	0.64
	標準偏差	12	12	121	0.43	0.26

表-3 地上高 0.2m 部位とシイタケ用原木に関する測定結果

測定項目	区分				有意差	
	地上高 0.2m 部位 ($n=5$)		シイタケ用原木 ($n=7$)			
	平均	標準偏差	平均	標準偏差		
直径 (cm)	18.7	0.8	13.5	1.5	*	
心材面積率 (%)	45	1	27	9	*	
^{137}Cs (Bq/kg dw)	心材	6	3	7	5	ns
	辺材	11	2	10	2	ns
	樹皮	155	48	143	77	ns

n はサンプル数、* は $p < 0.05$ 、ns は非有意。

しかしながら、前述した 3.1 で示したとおり、コナラでは ^{137}Cs の辺材から心材の移動性が低く、放射能は辺材が心材より高い値を示した。その要因のひとつには、コナラのカリウム含有量は心材と辺材の間に大きな相違がなく、そのため心材と辺材にカリウム含有量による明確な濃度勾配が存在しないことで、放射性セシウムの移動が限定的であることが推察される。また、コナラでは心材形成にカリウムの存在の関与が少ない可能性も推察される。

3.3 シイタケ原木と地上高 0.2m 部位の ^{137}Cs 放射能の関係

一般的にシイタケ用原木は、長さが 90 cm、直径が 10 cm 程度のものが使用されている。本調査は、コナラ立木の地上高 0.2 m 部位を使用し ^{137}Cs 放射能を測定しており、その部位と一般的なシイタケ原木の ^{137}Cs 放射能の関係を検討した。そこで 2020 年 12 月に採取したコナラ立木の地上高部位とその上部から採取されたシイタケ用原木の測定結果を、表-3 に示した。両者の間には、直径が異なることから、面積心材率が地上高 0.2 m 部位で 45% に対し、シイタケ原木で 27% であり、有意差が認められた。しかしながら、心材、辺材および樹皮における ^{137}Cs 放射能は、両者間に有意差が認められなかった。

このことから、直径の異なる両部位では心材率は異なるが、 ^{137}Cs 放射能に関しては、心材、辺材および樹皮の 3 部位には有意差は存在しなかった。このため、立木の地上高 0.2 m 部位と採取されるシイタケ原木の心・辺材の木部および樹皮の ^{137}Cs 放射能は、ほぼ同様な値であることが示唆された。

3.4 露地栽培で生産された生シイタケの ^{137}Cs 放射能

演習林内の露地栽培において、2015 年、2017 年と 2021 年の 4 月中旬に採取した生シイタケの ^{137}Cs 放射能を表-4 に示した。生シイタケの含水率は、この 3 カ年で測定された 33 サンプル (1 サンプル当たり子実体が 2 ~ 5 個体) の平均値が 80%、標準偏差が 8% であった。このため、本調査では含水率を 80% として換算した生シイタケの値で表示した。

生シイタケの ^{137}Cs 放射能の平均値は、2015 年と 2017 年ともに 120 Bq/kg 以上であった。一方、2021 年では 61 Bq/kg を示し、 ^{134}Cs 放射能の残存容量 (^{137}Cs 放射能の 4.4% (= $3.5 / 79.5$ [事故 10 年後の放射能残存容量]) 3 Bq/kg を考慮しても、全てのサンプルが食品規制値以下であった。変動係数は、2017 年が 64% と非常に高い値を示し、2015 年と 2021 年では 20% 程度であった。2017 年の変動係数が高い要因のひとつは、採取したシイタケの中に、二次的に汚染されたものが

表-4 生シイタケの ^{137}Cs の放射能

サンプル採取			n	^{137}Cs (Bq/kg dw)		サンプル数に占める 100 Bq/kg dw 以下の比率 (%)
年	月	日		平均	標準偏差	
2015	4	15	5	120	24	20
2017	4	18	10	155	99	30
2021	4	15	10	61	13	100

n はサンプル数、1 サンプル当たり子実体は 2 ~ 5 個。

混在していた可能性が推察される。

3.5 シイタケを採取したホダ木と原木の ¹³⁷Cs 放射能の関係

3.5.1 2017 年 4 月にシイタケを採取したホダ木と原木の関係

2017 月にシイタケを採取したホダ木は、2014 年 12 に採取したコナラ立木から採取した原木である。そこで地上高 0.2 m と 5.6 m 部位を併せた原木の ¹³⁷Cs 放射能、材色 L*、材密度を表-5 に示した。また、2017 月にシイタケを採取したホダ木に関する ¹³⁷Cs 放射能、材色 L*、材密度を表-6 に示した。ホダ木は菌糸の侵入・腐朽により、目視による心材と辺材の区別が困難な個体が存在し、また直径の相違に基づいて、GF は半径方向に 2 等分、そして BF は 3 等分した。

¹³⁷Cs 放射能について、原木の心・辺材の平均値は 16 ~ 28 Bq/kg dw に比べ、ホダ木 10 個体の木部の平均値で 39 Bq/kg dw を示し、GF は 5 個体で 50 Bq/kg dw、BF は 5 個体で 29 Bq/kg dw であった。両グループとも原木よりもホダ木の方が高い値を示した。特に、GF では樹皮についても高い値を示した。また、原木の ¹³⁷Cs 放射能は、心材と辺材に有意差が認められたが、ホダ木では両グループともに、樹心部と辺縁部、あるいは樹心部、中間部、辺縁部の間に有意差がみられなかった。

材色について、L* 値は明度を表示し、値が大きいほど明るく、かつ白色度が増し、逆に低くなると暗色系になる。原木の L* 値の平均値は、心材で 60.29、辺

材で 66.29 を示した。一方、ホダ木では、GF は樹心部で 75.51、辺縁部で 81.12 を示し、BF は樹心材から辺縁部に向けて、68.36、74.53、78.50 の値を示した。菌糸の伸長が半径方向の辺縁部から樹心部へと進むに伴い、木材腐朽も進行していく。シイタケは白色腐朽菌であり、L* 値が高く白色度が増すことは、菌糸が拡がり腐朽が進むことを意味する。GF と BF とともに、辺縁部は樹心部よりも L* は高い値を示したが、いずれも原木よりも高い値を示した。L* は半径方向の部位で異なる値を示しているが、¹³⁷Cs 放射能は木部内ではほぼ均一な値を示している。このため、L* 値は、菌糸の進行を推察できるが、¹³⁷Cs 放射能を推測することはできないことが示唆された。

材密度について、原木の平均値は両部位ともに 0.50 g/cm³ 以上を示し、心材で 0.54 g/cm³、辺材で 0.51 g/cm³ で部位間に有意差が認められた。一方、ホダ木では、GF と BF とともに各部位の平均値は 0.48 g/cm³ 以下を示した。シイタケ菌による木材腐朽は、辺材部から心材部へと、また辺縁部から樹心部へと拡がり、この結果、辺縁部で 0.31 ~ 0.33 g/cm³、樹心部で 0.41 ~ 0.48 g/cm³ の値を示した。材密度は木材腐朽の進行程度と関係していることが一般的に知られており、本調査においてもホダ木は原木と比べその値が低減した。特に辺材に相当するとみなされる辺縁部の材密度は、30% 以上減少した。

ホダ木の ¹³⁷Cs 放射能は木部でほぼ均一の値であったが、材密度は辺縁部から樹心部に向かうに伴い減少傾向がみられた。このため、材密度を指標として ¹³⁷Cs 放

表-5 2014 年に採取した原木の測定結果

測定項目		心材	辺材	樹皮
¹³⁷ Cs (Bq/kg dw)	平均	16	28	364
	標準偏差	12	14	104
L* 値	平均	60.29	66.92	—
	標準偏差	4.06	1.60	—
材密度 (g/cm ³)	平均	0.54	0.51	—
	標準偏差	0.04	0.03	—

—は未測定

表-7 生シイタケとホダ木に関する相関係数

	生シイタケ	ホダ木		
		全体	樹皮	木部
生シイタケ	1.000			
ホダ木	全体	0.551	1.000	
	樹皮	0.493	0.915	1.000
	木部	0.880	0.690	0.616

表-6 2017 年に採取した生シイタケとホダ木に関する測定結果

直径	測定項目	区分							生シイタケ
		全体	ホダ木				樹皮		
			計	樹心部	中間部	辺縁部			
Total (17 ± 5 cm)	¹³⁷ Cs (Bq/kg dw)	平均	107	39	—	—	—	442	155
		標準偏差	56	36	—	—	—	240	99
	¹³⁷ Cs (Bq/kg dw)	平均	133	50	50	—	49	555	164
		標準偏差	64	45	48	—	41	288	108
GF (13 ± 3 cm)	L* 値	平均	—	—	75.51	—	81.12	—	—
		標準偏差	—	—	4.96	—	1.16	—	—
	材密度 (g/cm ³)	平均	—	—	0.41	—	0.33	—	—
		標準偏差	—	—	0.10	—	0.05	—	—
BF (20 ± 2 cm)	¹³⁷ Cs (Bq/kg dw)	平均	82	29	27	25	33	330	147
		標準偏差	38	25	29	25	23	123	102
	L* 値	平均	—	—	68.36	74.53	78.50	—	—
		標準偏差	—	—	5.13	3.12	0.96	—	—
材密度 (g/cm ³)	平均	—	—	0.48	0.42	0.31	—	—	
	標準偏差	—	—	0.08	0.13	0.03	—	—	

—は未測定、全体は髓を中心に扇型のサンプルで樹皮を含んだ木部。

射能の値を評価することできないことが示唆された。

原木とホダ木を併せた L^* と材密度の関係を図-1に示した。原木は回帰式 $y = -0.005x + 0.859$ ($n = 10$, $R^2 = 0.401$)、一方、ホダ木では $y = -0.013x + 1.340$ ($n = 25$, $R^2 = 0.577$) が示された。また両者を併せた回帰式は、 $y = -0.011x + 1.21$ ($n = 35$, $R^2 = 0.712$) の高い負の相関関係が示された。

材の明度を示す L^* と材密度の間には、密接な関連性があることが示された。しかしながら、両指標ともに、ホダ木の木部の ^{137}Cs 放射能の値を評価することはできないが推察されている。

つぎに、生シイタケとホダ木に関する ^{137}Cs 濃度の相関関係を表-7示した。木部とシイタケの ^{137}Cs 放射能の間に、相関係数 0.880 (決定係数 0.775) ($n = 10$, $p < 0.01$) の有意な正の相関を示した。その両者の関係を図-2に示した。図中の白マルで示した4個体は、生シイタケの ^{137}Cs 放射能が規制値の 100 Bq/kg を大きく超えていた。これらうち3個体は木部の ^{137}Cs 放射能が 70 Bq/kg を超えていた。原木木部の ^{137}Cs 放射能の平均値が、心材で 16 Bq/kg dw、辺材で 28 Bq/kg dw であったことから、これら3個体は、露地栽培中にホダ木が外部から放射性セシウムに二次的に汚染されたことが推察される。露地栽培しているホダ場の環境の問題で、汚染土壌や汚染された林内雨を経由して、新たに ^{137}Cs がホダ木の樹皮に付着・沈着し、木部へ吸収された可能性が推察される。

つぎに、ホダ場の地表A層の深度 30 cm の土壌の ^{137}Cs と ^{40}K の放射能を図-3に示した。2021年10月の測定で3地点の平均値である。原発事故10年半後においても、深度 30 cm までの 5 cm 以内に ^{137}Cs 放射能

の 88% が存在し、その値は 900 Bq/kg dw であった。一方、 ^{40}K の存在比率は、地表面付近で 20%、深度 20cm 以下でも 12~15% を示した。 ^{137}Cs が地表面に大量に残存していることが確認できた。

3.5.2 2021年4月にシイタケを採取したホダ木と原木の関係

2021年4月にシイタケを採取したホダ木は、2017年と2018年12月の採取したコナラ立木から採取した原木由来であり、それぞれ採取した翌年の4月に菌駒を植種した。そこで2017年と2018年はそれぞれ地上高0.2 m と 5.6 m 部位を併せた原木 ($n = 20$) の ^{137}Cs 放射能とホダ木 ($n = 5$) との関係を表-8に示した。ホダ木では、樹心部が心材に相当する部位、辺縁部が辺材に相当する部位とみなして分析を試みた。原木の ^{137}Cs 放射能の心材と辺材の平均値は 8 Bq/kg dw と 21 Bq/kg dw で、それらの間に有意差が認められた。ホダ木の樹心部と辺縁部の平均値は、14 Bq/kg dw と 18 Bq/kg dw となり有意差がみられなかった。樹皮では、両者ともに平均値が 200 Bq/kg dw 前半で有意差はみられなかった。以上から、前述した 3.5.1 と異なり、本材料としたホダ木は、外部からの二次的汚染の影響は少なかったことが推察される。

原木は心材と辺材の間の ^{137}Cs 放射能には有意差が認められたが、植菌後 2~3 年の間では、ホダ木の木部の ^{137}Cs 放射能はほぼ均一の値を示した。この要因としては、辺材から心材へ ^{137}Cs の拡散が進んだこと、菌

表-8 原木とホダ木に関する測定結果

測定項目	放射能 (Bq/kg dw)		材密度 (g/cm ³)		
	平均	標準偏差	平均	標準偏差	
原木	心材	8	4	0.59	0.05
	辺材	21	8	0.56	0.04
	有意差	*			*
	樹皮	234	111		-
ホダ木	樹心部	14	6	0.44	0.09
	辺縁部	18	9	0.35	0.02
	有意差	ns			ns
	樹皮	207	87		-

-は未測定、*は $p < 0.05$ 、ns は非有意。

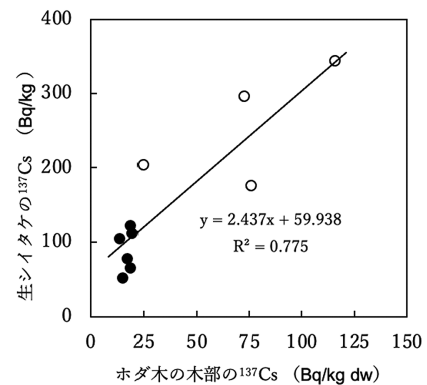


図-2 ホダ木の木部と生シイタケの ^{137}Cs 放射能の関係
○は生シイタケが 100 Bq/kg 超のものを示す。

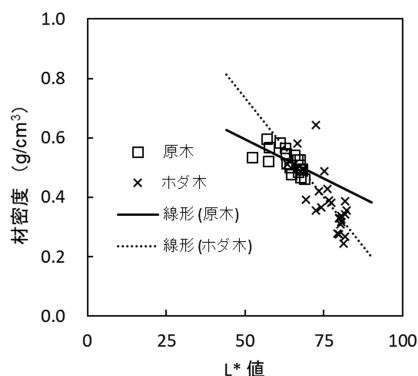


図-1 原木とホダ木の木部における L^* 値と材密度の関係

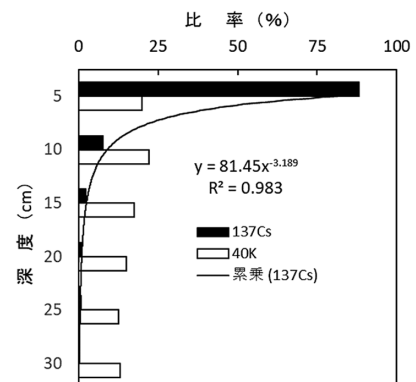


図-3 土壌深度方向における ^{137}Cs と ^{40}K の放射能の比率

糸の伸長が¹³⁷Csの移動に関与していることが推察される。しかしながら、¹³⁷Csの木部内の移動については、立木では常に辺材は心材よりも高い¹³⁷Cs放射能を示し(表-1)しており、伐採後木材乾燥が進むため、水分の移動に伴う¹³⁷Csの拡散現象が生じ易い状況であることは考え難いといえる。菌糸が木部内に蔓延し腐朽が進行し、材密度が低くなったホダ木では、木部に浸透した雨水とともに¹³⁷Csが移動する可能性も推察される。また、菌糸の伸長により木材腐朽が辺材部から心材部へ広がることで、イオン化した¹³⁷Csは菌糸の表面に付着、あるいは内部に取込まれることで移動することも推察される。

ホダ木の木部の¹³⁷C放射能が25 Bq/kg dwになると生シイタケの規制値を超える可能性が高くなると示唆(図-1)しているが、2021年4月に採取した生シイタケは、表-4に示したとおり全サンプルで食品の規制値の100 Bq/kg未満であった。このことは、ホダ木の木部の¹³⁷C放射能が平均値で20 Bq/kg dw以下であったことと一致する。

以上のことから、原木にシイタケ菌を植種後、露地栽培を2~3年間行ったシイタケが発生したホダ木の¹³⁷Cs放射能は、原木では辺材が心材よりも有意に高い値を示したが、ホダ木では木部全体にほぼ均一の値を示した。ホダ木の材密度は、菌糸が蔓延とともに木材腐朽が進行したことで、原木よりも減少した。

4. おわりに

福島原発事故を受け宇都宮大学農学部船生演習林において、コナラ立木、露地栽培されたホダ木ならびに生シイタケ関する¹³⁷Cs放射能の影響を調査した。得られた主な結果は、以下のとおりである。

- ①コナラ立木の¹³⁷C放射能について、樹皮では2011年12月で1000 Bq/kg dwであったが、2019年以降では、当初の20%以下の値に低減した。一方、木部では、2012年以降の調査において、¹³⁷C放射能は心材が辺材の半分程度以下の値を示し、また両部位ともに比較的安定した値で推移していた。このことから、木部の¹³⁷Csは、事故当初の経皮吸収に加えて、時間が経過とともに経根吸収による樹体内への取り込みが進行している可能性が推察される。
- ②コナラ立木において、木材含水率の平均値は、心材で73%、辺材で83%を示し、両部位間に有意差($p < 0.05$)が認められた。一方、カリウム含有量は、2調査地を併せた心材と辺材において、両部位ともに0.75 g/kg前後の値を示し有意差がみられなかった。

- ③スギ林内における露地栽培で得られたシイタケの¹³⁷Cs放射能について、含水率を80%に換算し生シイタケでは、2015年と2017年のものは規制値以上のサンプルが存在したが、2021年では全て規制値未満であった。
- ④原木の¹³⁷Cs放射能は、辺材で高く心材で低い値を示したが、植菌2~3年後のホダ木では、放射能は辺縁部と樹心部でほぼ同様な値を示し有意差がみられなかった。また、シイタケ菌糸の木部全域への蔓延に伴い材色の白色化と木材腐朽が進み、心・辺材ともに材密度が減少した。
- ⑤原木とホダ木について、材色の明度 L^* と材密度との間に負の相関関係があることが示された。しかしながら、これらの両指標に基づいて、¹³⁷Cs放射能の値を推測することは困難であることが示唆された。
- ⑥木部において、菌糸の蔓延に伴う木材腐朽と放射性セシウムが全領域に拡がっている。菌子が孢子形成のため密に集まった子実体であるシイタケには、放射性セシウムが移動・集積しているが、木部内における菌糸の拡がりや放射性セシウムの移動の関係の解明については、今後の研究課題である。

謝辞

本研究は、JSPS 科研 19K06140 および 20H04417 の助成を受けたものである。

引用文献

- 飯塚和也, 大島潤一, 逢沢峰昭, 大久保達弘, 石栗 太, 横田信三 (2020) 森林・樹木における放射性セシウムの動態 (VI). 宇都宮大学演習林報告 56: 83-86.
- 飯塚和也, 篠田俊信, 石栗 太, 横田信三, 吉沢伸夫 (2012) 福島原発事故 10 ヶ月間の栃木県における空間線量率の記録. 宇都宮大学演習林報告 48: 161-164.
- Iizuka K, Toya N, Ohshima J, Ishiguri F, Miyamoto N, Aizawa M, Ohkubo T, Takenaka C, Yokota S (2018) Relationship between ¹³⁷Cs concentration and potassium content in stem wood of Japanese cedar (*Cryptomeria japonica*). Journal of Wood Science 64: 59-64.
- Imamura N, Komatus 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 Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. Scientific Reports 7: 8179.