

特用林産物の放射性セシウム対策にかかる

調査成果集

—特用林産物安全供給推進復興事業(平成24～28年度)より—



平成30年3月

日本特用林産振興会

はじめに

平成 23 年 3 月の東日本大震災による東京電力福島第一原子力発電所の事故による放射性物質の汚染により、食の安全・安心に関する消費者の関心が急速に高まりました。そのため、特用林産物安全供給推進復興事業（林野庁補助事業）では、きのこ等特用林産物への放射性物質の影響を低減させることが見込まれる技術について調査することとし、放射性物質調査事業、栽培管理等推進事業、特用林産物産地再生対策事業等の各事業において、調査課題を設定し、平成 24 年度から 28 年度の 5 年間、調査を行ってきました。

それらの調査の成果は、毎年度の事業報告書に収められていますが、その分量も多くなったことから、全体を把握するのが難しくなっていました。加えて、関係者の異動もあり、調査成果の全体を概観するためにはそれらを大きなテーマごとに分類し、分かりやすくまとめたものが必要とされるに至りました。

このため、事業の調査課題をテーマ別に再編整理して、それぞれの成果を簡潔に取りまとめた成果集を作成しました。なお、本増補版では、平成 29 年度に実施した山菜の調査（31 番ワラビ、32 番コシアブラ）やタケノコの調査（33 番）、カリウムの試験（15-2 番）を追加しています。

放射能による被害は、半減期により時間の経過とともに軽減される一方、二次汚染による追加汚染もあるので、それらの状況を把握するため、今後も継続的な調査・観察が望まれます。

本成果集の作成にあたっては、これまで調査を行ってきた研究者にご協力を頂きました。すべての課題について 2 ページに簡潔にまとめることとしたため、取りまとめ者には大変なご苦勞をお掛けしました。執筆者の方々、関係委員会委員の方々、林野庁の担当者ほか、ご協力いただいた方々に対し、この場を借りて厚く御礼申し上げます。

本書が多くの関係者に参考となり、利用されるのであれば誠に幸いに存じます。

平成 30 年 3 月
日本特用林産振興会
会長 小淵 優子

目 次

I 放射性物質の影響調査

1	原木からシイタケへの放射性セシウムの移行係数調査 (根田 仁)	4
2	原木林の空間線量率と原木の放射性セシウム濃度の相関関係等調査 (根田 仁)	6
3	原木栽培中の二次汚染源・放射性セシウム移動率の推定 (平出政和)	8
4	露地栽培原木シイタケの二次汚染状況調査 (平出政和)	10
5	IP 解析による汚染状況調査 (北 実、石川洋一)	12
6	栃木県内空間線量率 $0.2 \mu\text{Sv/h}$ 地域での追加汚染の実態 (福井陸夫、今井芳典、杉本恵里子、石川洋一)	14
7	露地栽培地におけるほだ木やきのこ汚染の外部環境要因調査 (福井陸夫)	16
8	放射性セシウム濃度が既知の原木ロットを使用したシイタケ栽培試験 (福井陸夫、今井芳典、石川洋一、杉本恵里子)	18

II 放射性物質低減・抑制技術の開発

9	動力噴霧機 2 種を用いたシイタケ原木洗浄機の放射性セシウム除去試験方法の 違いによる効果 (福井陸夫、小林久泰、山口晶子、寺崎正孝、梶間昭男)	20
10	野外ほだ木を施設に持ち込んだ場合の洗浄方法の違いによる効果 (福井陸夫、大橋洋二、石川洋一)	22
11	伐採後の原木に対する洗浄効果の解明 (福井陸夫、今井芳典)	24
12	ゼオライト紙を用いた原木きのこ露地栽培における放射性セシウム吸収抑制試験 (福井陸夫、杉本恵里子、今井芳典、石川洋一)	26
13	露地栽培におけるほだ木・きのこ汚染の状況調査と汚染抑制対策 (福井陸夫、大橋洋二、今井芳典)	28
14	セシウムソーブフィルター敷設等による放射性セシウム吸収抑制試験 (福井陸夫、大橋洋二、杉本恵里子)	30
15	カリウム化合物の利用による放射性セシウム吸収抑制試験 (福井陸夫、杉本恵里子、大橋洋二、石川洋一)	32
15-2	カリウム化合物の利用による放射性セシウム吸収抑制試験 (福井陸夫、杉本恵里子)	34
16	フェロシアン化鉄を利用した放射性セシウム吸収抑制試験 (福井陸夫、大橋洋二、杉本 恵里子)	36

Ⅲ 安全なきのこ栽培管理の実証

17	放射性物質低減のための原木きのこ栽培管理 (関谷 敦)	38
18	原木きのこ栽培管理に関する解説書の作成 (関谷 敦)	40
19	安全な原木きのこ栽培管理の普及 (関谷 敦)	42
20	栽培管理の実証 ― ほだ場内における汚染状況の把握 ― (坂田春生)	44
21	栽培管理の実証 ― 各種資材による汚染の低減効果 ― (坂田春生)	46
22	栽培管理の実証 ― ブルーシートが収穫量に与える影響 ― (関谷 敦)	48

Ⅳ 原木林再生に向けた技術開発

23	きのこ原木ぼう芽枝への放射性セシウム移行調査 (根田 仁、杉本恵里子)	50
24	部位別に測定したコナラぼう芽枝の放射性セシウム濃度調査 (根田 仁、井坂達樹、福田研介)	52
25	土壌養分吸収を介したナラ類の放射性セシウム吸収動態調査 (山田明義、大橋洋二、杉本恵里子、今井芳典、 井坂達樹、福田研介)	54
26	非破壊検査装置によるシイタケ原木の放射性セシウム濃度測定の開発 (福井陸夫、石川洋一、大橋洋二、吉野将生、薄 善行)	56
27	非破壊検査装置を用いた栃木県内3ヵ所の原木林原木の放射性セシウム濃度の測定 (福井陸夫、石川洋一、杉本恵里子)	58

Ⅴ 野生きのこ、山菜の放射性物質移行調査

28	野生きのこ（マツタケ）放射能調査 (小松雅史)	60
29	ゼンマイへの放射性セシウムの移行調査 (清野嘉之、小松雅史、赤間亮夫、松浦俊也、広井 勝)	62
30	フキへの放射性セシウムの移行調査 (清野嘉之、赤間亮夫)	64
31	ワラビへの放射性セシウムの移行調査 (清野嘉之、赤間亮夫、松浦俊也)	66
32	コシアブラへの放射性セシウムの移行調査 (清野嘉之、赤間亮夫)	68
33	タケノコへの放射性セシウム吸収抑制技術開発 (齋藤智之、杉本恵里子)	70

注：放射性セシウムは、その崩壊により徐々に減少する一方、環境から原木・ほだ木への追加汚染もあり、放射能汚染の状況は調査当時から変化していることから、本書に記載された調査結果がそのまま適用できない場合もあります。

1 原木からシイタケへの放射性セシウムの移行係数調査

(国研) 森林研究・整備機構 森林総合研究所 根田 仁

要 旨

平成24年度

きのこ原木の放射性物質濃度の指標値を検討するための調査を平成24年に行った。ほだ木とシイタケ子実体の放射性セシウム濃度には正の相関が見られた。子実体の放射性セシウム濃度が100Bq/kg以下であったのは、ほだ木の放射性セシウム濃度が50Bq/kg以下の場合であった。移行係数の平均値は、0.99、最大値は3.0、最小値は0.24、中央値は0.98、標準偏差は0.54であった。移行係数の90%（片側）が含まれる値は1.785となった。放射性セシウム濃度が56.0Bq/kg以下の原木からであれば、発生するシイタケ子実体の90%以上が放射性セシウム濃度100Bq/kg以下であることが推定された。原木中の放射性セシウム濃度の分布が今後変化する場合、あらためて検証する必要がある。

目的

きのこ原木の放射性物質濃度の指標値は、林野庁において平成24年度当初に、50Bq/kgとされたが、見直しを行うため、追加調査を行う。

調査方法

平成24年に東日本各県（宮城、福島、茨城、栃木、群馬、千葉）において、原発事故後に植菌され、平成24年春以降に発生したシイタケ子実体とそのほだ木（コナラ）の検体採取を行い、放射性セシウム（ $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ ）濃度を測定した。おおむね300Bq/kg以下のほだ木を調査対象とし、ほだ木の末口径はできるだけ10cm～12cmとした。浸水後のほだ木管理は外部環境からの放射性セシウムの影響を受けない方法で行った。

ほだ木とシイタケ子実体の放射性セシウム濃度には正の相関

ほだ木とシイタケ子実体の放射性セシウム濃度には正の相関が見られた（相関係数0.76）。

ほだ木の放射性セシウム濃度が50Bq/kg以下の場合、子実体の放射性セシウム濃度はすべて100Bq/kg以下となっていた（図1）。

ほだ木の放射性セシウム濃度と移行係数の間には、負の相関が見られた（相関係数0.51）。

子実体の放射性セシウム濃度と移行係数の間に相関は見られなかった（相関係数0.05）。

移行係数は、平均 0.99

移行係数の平均値は、0.99、最大値は3.0、最小値は0.24、中央値は0.98、標準偏差は0.54であった（図2）。

移行係数の90%（片側）が含まれる値は1.785

移行係数が正規分布すると仮定すると、移行係数の90%（片側）が含まれる値は1.785となる（95%（片側）では、2.210）。このことから、放射性セシウム濃度が56.0Bq/kg以下の原木であれば、発生するシイタケ子実体の90%以上が放射性セシウム濃度100Bq/kg以下であることが推定された。（原木が45.2Bq/kg以下なら子実体の95%以上が100Bq/kg以下）

今後の課題

この調査で用いたデータは、子実体の含水率が一定ではない点に留意することが必要である。また、ほだ木・子実体の検体採取の方法についても検討の余地がある。そして、この調査の時点では、放射性セシウムが樹皮に偏在していたが、今後原木林において樹木中の放射性セシウム分布が変化した場合、シイタケ菌糸の放射性セシウム吸収も変化する可能性があるため、あらためて検証することが必要である。

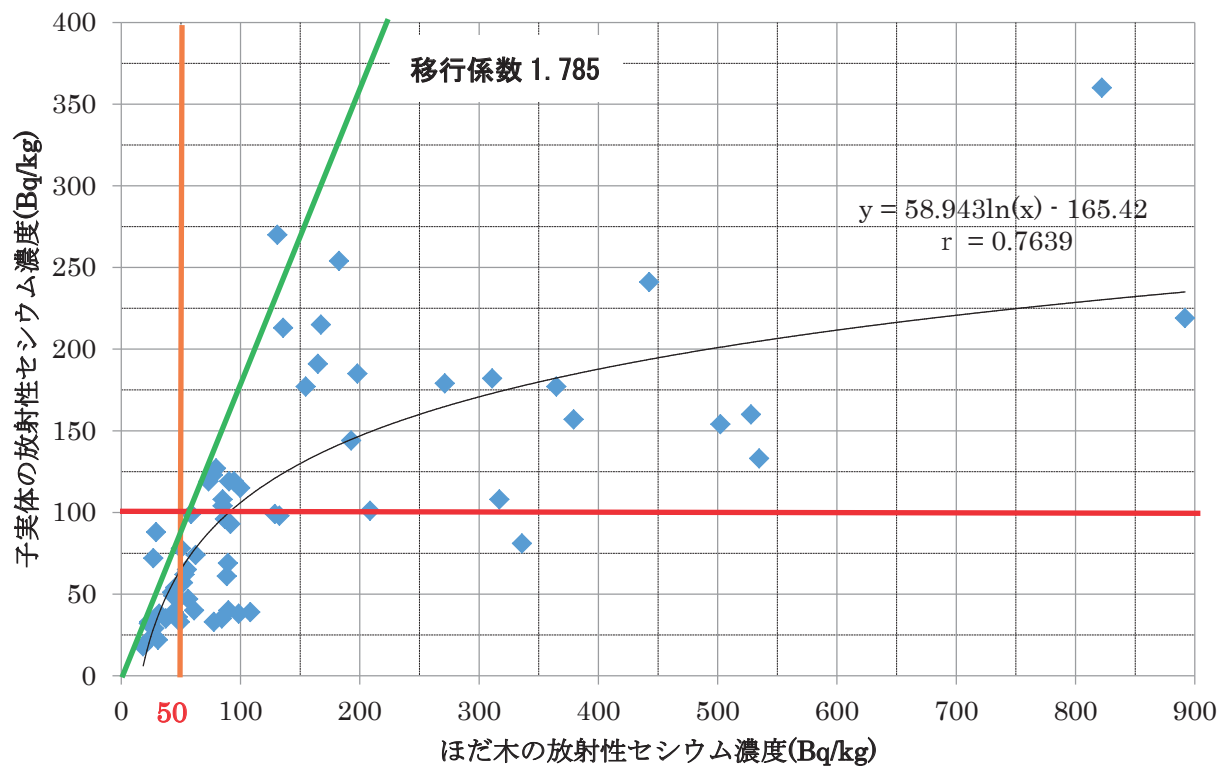


図1 ほだ木と子実体の放射性セシウム濃度

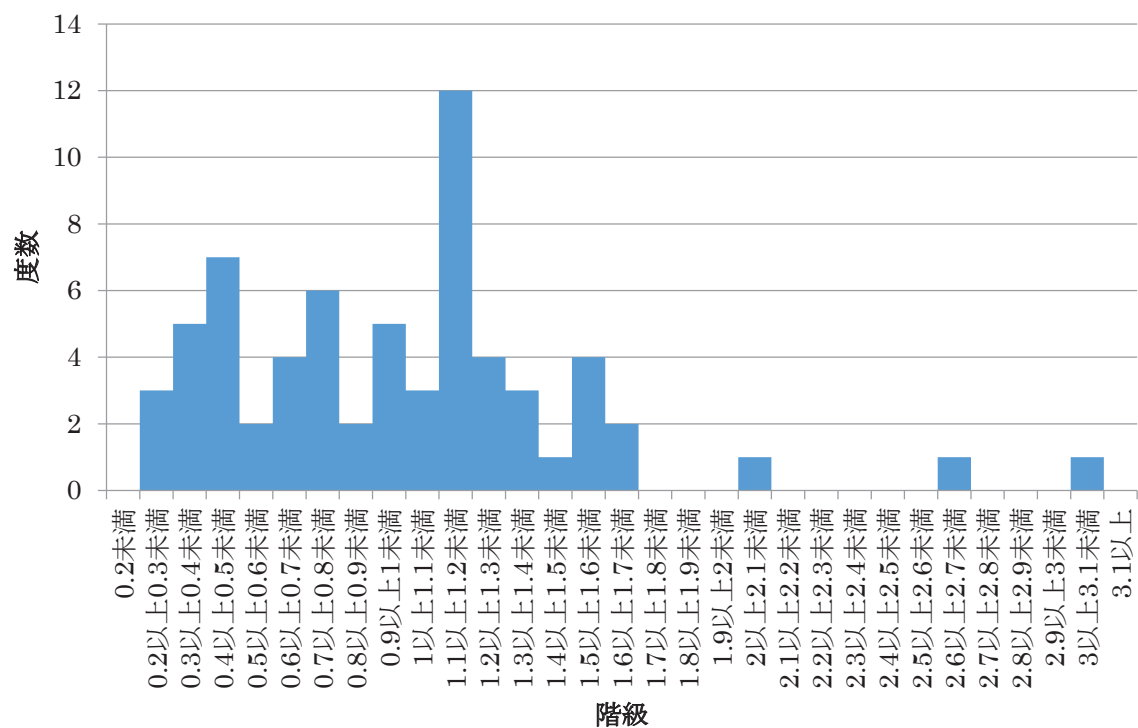


図2 放射性セシウムの移行係数の分布

2 原木林の空間線量率と原木の放射性セシウム濃度の 相関関係等調査

(国研) 森林研究・整備機構 森林総合研究所 根田 仁

要 旨

平成25年度

きのご原木林選定の参考とするため、原木林の空間線量率と原木の放射性セシウム濃度の相関関係を調査したところ、空間線量率が高いほど、原木の放射性セシウム濃度が高い傾向が見られた。空間線量率が $0.056 \mu\text{Sv/h}$ 以下の場所であれば、原木の 90%以上が放射性セシウム濃度 50Bq/kg 以下であることが推定された。尾根・沢などの地形が原木の放射性セシウム濃度に及ぼす影響は小さかった。中腹の原木では放射性セシウムは樹皮に偏在していた。林内及び樹幹内での放射性セシウム濃度は今後変化すると予想され、空間線量率と原木の放射性セシウム濃度の相関関係は定期的に検証することが必要である。

目的

きのご原木林を選定する際の参考とするため、原木林の空間線量率と原木の放射性セシウム濃度を測定することにより、それらの相関関係を把握し、原木林利用の目安となる空間線量率を求める。

調査方法

平成 25 年にきのご原木林の尾根部、中腹部、沢部の各箇所からランダムに立木（コナラ）を伐採し、地際から 1m 程度を切り落とし、長さ 1.2m 程度に玉切りし、おが粉にした後、放射性セシウム濃度を測定した。また、伐採木から 1m 離れた 3 箇所において地上 1m 地点の空間線量率を可搬型放射線測定器で測定し、平均値を求めた。

原木林の空間線量率と原木の放射性セシウム濃度 には高い相関

調査地の空間線量率と原木の放射性セシウム濃度は、両方対数にすると正の相関があり（相関係数 0.70 (H24), 0.62 (H25)、図 1)、空間線量率が高いほど、原木の放射性セシウム濃度が高くなる傾向があった。

空間線量率が $0.05 \mu\text{Sv/h}$ 以下の原木林であれば 90%以上の原木が放射性セシウム濃度 50Bq/kg 以下

原木の放射性セシウム濃度 (Bq/kg) を空間線量

率 ($\mu\text{Sv/h}$) で割った値を解析したところ、空間線量率が $0.056 \mu\text{Sv/h}$ 以下の場所であれば 90%以上 ($0.044 \mu\text{Sv/h}$ 以下なら 95%以上) の原木が放射性セシウム濃度 50Bq/kg 以下であることが推定された (H25)。

地形が原木の放射性セシウム濃度に及ぼす影響は 小さい

空間線量率は、沢部が尾根部や中腹部より有意で高かったが、原木の放射性セシウム濃度は、地形による差はなかった (H25、図 2)。

中腹の原木では放射性セシウムが樹皮に偏在

中腹の原木では、樹皮の放射性セシウム濃度は幹材全体の $2.1 \sim 10.4$ 倍（平均 5.0 倍）だった。(H25、図3) また、辺材、心材は検出下限 (10Bq/kg) 以下が多かった。

今後の課題

原木林の放射性セシウムは、林内での移動・減衰だけでなく、樹幹内部（樹皮、辺材、心材）においても濃度分布が変化していくことが予想される。このため、空間線量率と原木の放射性セシウム濃度の相関関係は定期的に検証することが必要である。

原木の放射性セシウム
($^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$, Bq/kg)

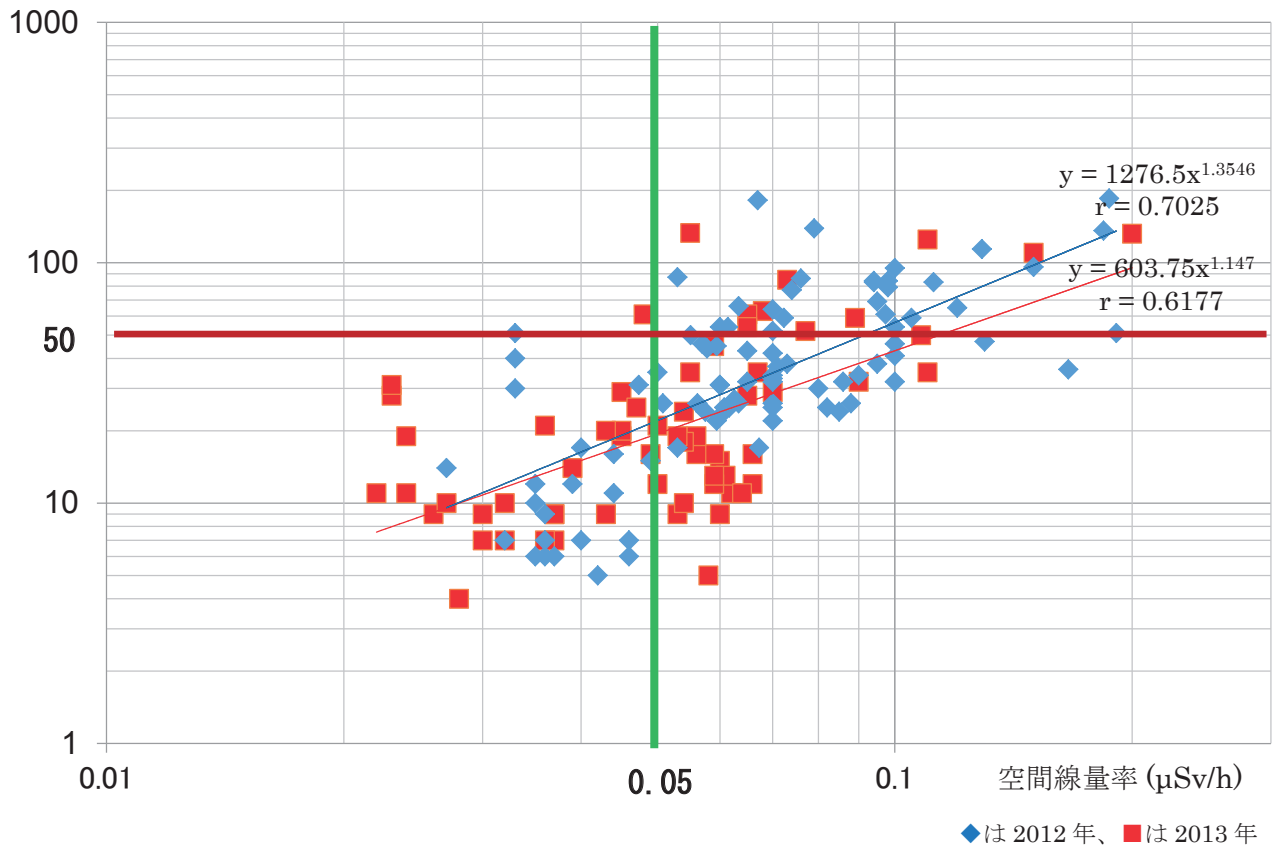


図1 空間線量率と原木の放射性セシウム濃度の関係（幹材全体、尾根・中腹・沢の合計）

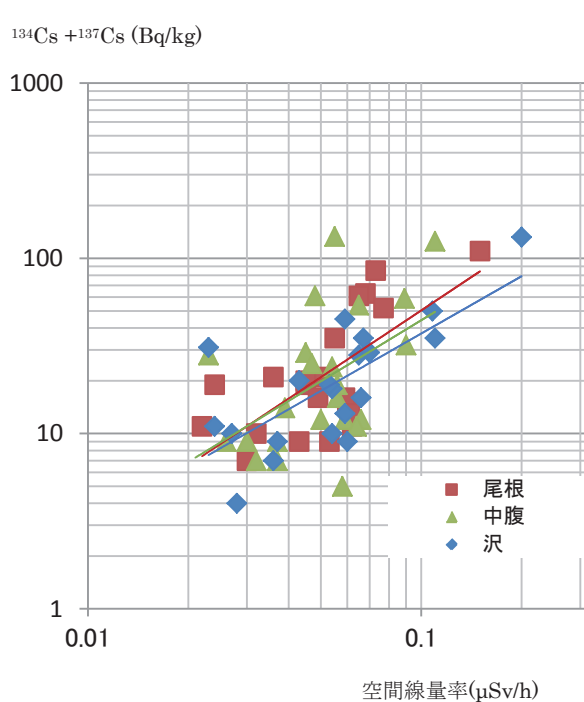


図2 空間線量率と原木の地形別の放射性セシウム濃度の関係

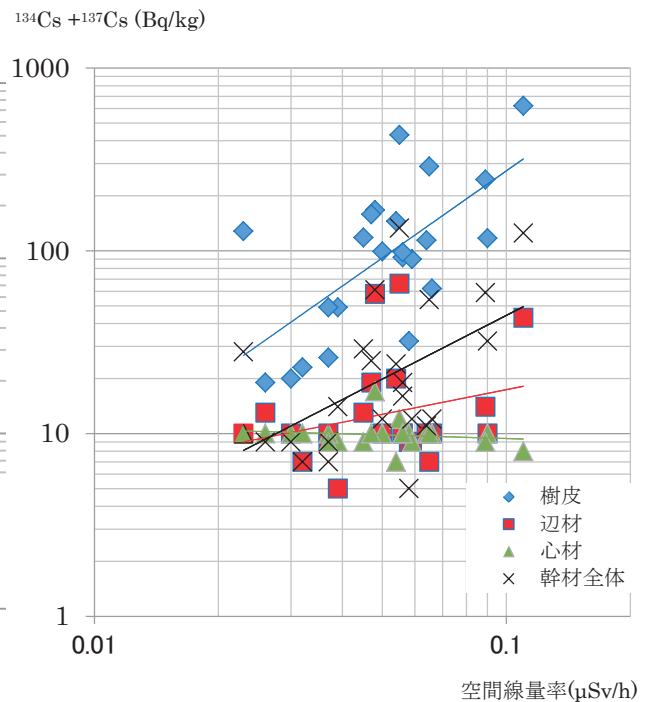


図3 空間線量率と原木の部位別の放射性セシウム濃度の関係

3 原木栽培中の二次汚染源・放射性セシウム移動率の推定

(国研) 森林研究・整備機構 森林総合研究所 平出 政和

要 旨

平成27～28年度

原木栽培における子実体の放射能汚染は、①汚染源の樹皮への付着、②汚染源からほだ木材部への放射性セシウムの浸透、③ほだ木材部から子実体への放射性セシウムの移動の3ステップにより生じると推測される。汚染源は土壌等に由来する微粒子であり、また樹皮から材部へ浸透する放射性セシウムは付着量の最大15%と推測された。更に、子実体放射能は、材部放射能の3.3倍(乾燥重量基準)と算出されたが、大きくばらついており、その原因はほだ木汚染の局所的な不均一性によると推測された。

目的

2011年に発生した東京電力福島第一原子力発電所事故に起因する放射能汚染を防ぐため、原木シイタケ栽培では各種対策が行われている。しかし、放射性セシウム(Cs)の移行メカニズムが不明なため一時的な対策となっている。そのため、二次汚染源およびほだ木樹皮から子実体への放射性Cs移動率等を中心に調査を実施した。

調査方法

- (1)ほだ木樹皮のモデルとして粉碎した樹皮を接着した板を作成し、福島県内のほだ場にH28の3ヶ月間設置した。放射線源の位置をIPプレートにて観測すると共に当該部位を実体顕微鏡にて観察した。
- (2)汚染ほだ木の樹皮を粉碎後水で抽出し、抽出液中の ^{133}Cs 量および ^{137}Cs 放射能を測定した。
- (3)汚染ほだ木から発生した子実体、発生部直下のほだ木樹皮、およびほだ木材部の ^{137}Cs 放射能を個別に測定した。

二次汚染源の推定

IPプレートで観察された放射線源には土壌由来と思われる微粒子が認められた(図1)。

環境中に放出された放射性Csの80%は現在土壌中に存在するとされており、放射性Csが付着した微粒子が風等によって運ばれ、二次汚染が生じると推測された。

ほだ木樹皮から材への放射性セシウム移動率

樹皮から水に抽出された ^{133}Cs 量および ^{137}Cs 放射能は、それぞれ約30%および約15%であった。

Csは有機物へ容易に吸着しないとされているが、 ^{133}Cs 抽出量は100%に満たないことから、樹皮はCsに対する吸着作用を有すると考えられる。なお、 ^{133}Cs および ^{137}Cs 抽出量の差異は、樹皮および汚染源からの溶出量差、ならびに溶出したCsの樹皮への再吸着等によると推測される。

ほだ木材部から子実体への放射能移動量

子実体と樹皮の放射能間に有意な関係は認められなかった($P=0.73$)。一方、子実体とほだ木材部の放射能間に有意な関係が認められ($P<0.01$)、子実体放射能は材部放射能の乾燥重量基準にて3.3倍、生重量基準で0.38倍と算出されたが、バラツキが大きかった($R=0.44$)(図2)。

子実体の栄養分吸収は、子実体発生部から最大で約17cmに達すると報告されている。ほだ木材部における放射能分布が局所的には不均一に発生し、また汚染された部位との距離により子実体のCs吸収量が異なると考えると、子実体近辺の材部放射能が同じであっても子実体放射能は異なると推測され(図3)、これが、子実体とほだ木材部の放射能関係にバラツキが生じる主な原因であると推測される。

今後の課題

^{133}Cs 濃度を調整した菌床を用いた際には、培地と子実体の ^{133}Cs 量関係にバラツキは認められないことも、上記バラツキのメカニズムを強く支持していると考えられる。培地栄養量等のCs移動量に関係する基礎データを菌床栽培にて積み重ね、原木栽培においてCs移行係数がばらつく原因の検証に利用することが考えられる。

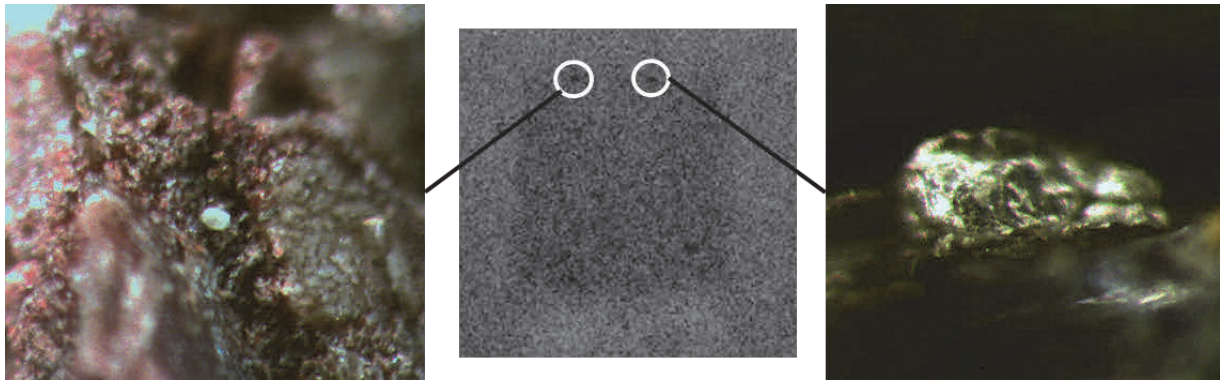


図1 二次汚染源と推測される微粒子

図中央：IP プレート画像、図左および右：放射線源の実体顕微鏡写真

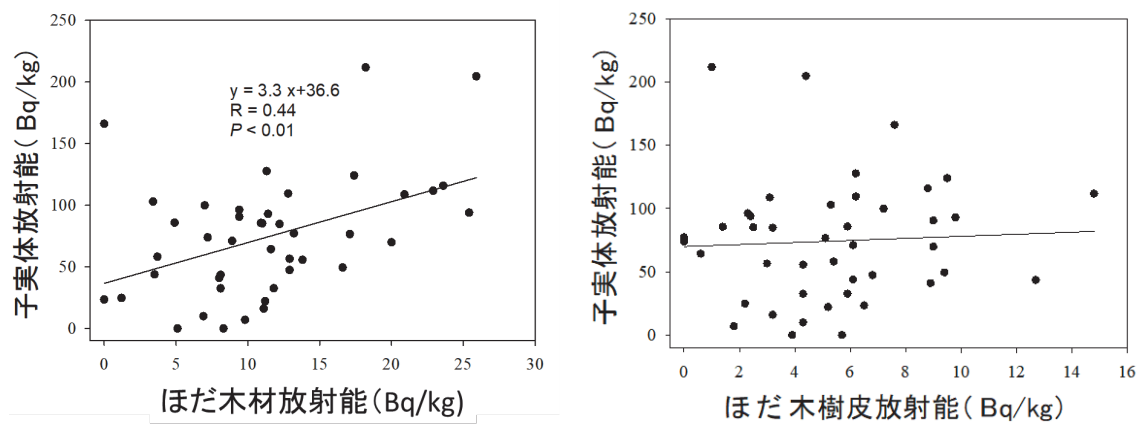


図2 ほだ木各部の放射能と子実体放射能の関係

各放射能は乾燥重量基準にて表示

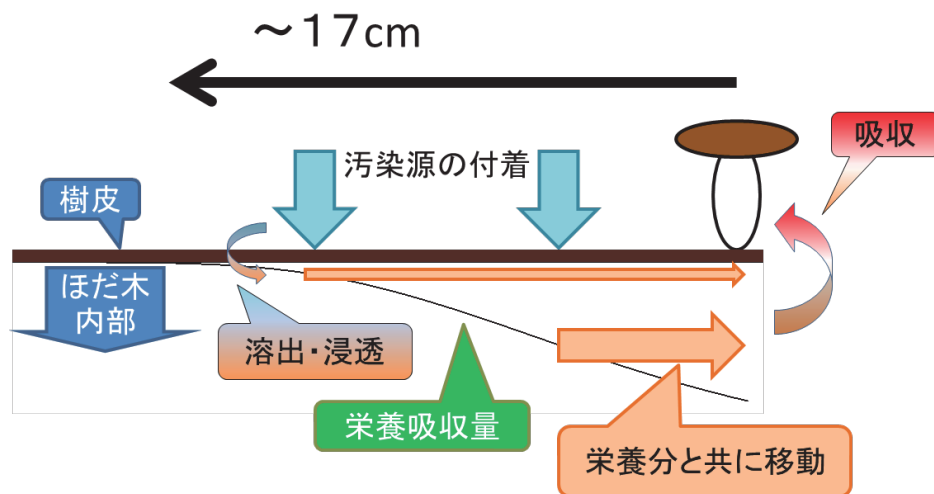


図3 ほだ木から子実体への放射性セシウム移動量がばらつく要因の推定

4 露地栽培原木シイタケの二次汚染状況調査

(国研) 森林研究・整備機構 森林総合研究所 平出 政和

要 旨

平成27～28年度

放射能汚染地域における原木栽培シイタケの二次汚染による影響を調査するため、ほだ木設置時における空間線量率が $0.04\sim 0.37\mu\text{Sv/h}$ のほだ場に兵庫県産ほだ木を設置して栽培試験を行ったところ、スギ林内のほだ木およびそこから発生した子実体の放射能は積算線量の増加と共に増加することが明らかとなった。一方、人工ほだ場にてほだ木を被覆した場合、積算線量の増加に伴うほだ木およびそこから発生した子実体放射能の増加は認められず、被覆することにより放射能汚染を抑えられことが示唆された。

目的

2011年に発生した東京電力福島第一原子力発電所事故に起因する放射能汚染を防ぐため、指標値 (50Bq/kg) 以下の原木を用いてシイタケの原木栽培は行われている。しかし、放射能汚染地域では栽培環境から子実体への二次汚染も問題となっている。そのため、二次汚染の影響を調査した。

調査方法

2015年4月に兵庫県産の原木へシイタケ菌を接種し、その後同年6月に空間線量率が異なる5ヶ所のほだ場（グループ1：スギ林内、グループ2：人工ほだ場）に設置した（図1）。

定期的に各ほだ場の空間線量率、ならびにほだ木の上部、中部、および下部別かつ樹皮、辺材、および心材別に放射能等を測定すると共に、2016年の秋から冬にかけて発生した子実体をほだ木の上部、中部、および下部別に収穫すると共に放射能を測定した。

ほだ木汚染度

空間線量率は対象場所の測定時における汚染状況を表す良い指標であるが、原木栽培では栽培期間が長期に渡るため、ほだ場の地上高1mにおける原木栽培を開始してからの放射線の影響を表す積算線量を空間線量率から算出し、指標とした。

グループ1には積算線量とほだ木各部の放射能間に有意な直線関係が得られ、積算線量からほだ木汚染度の予測が可能と示唆された一方、グループ2は被覆度が異なっており統計処理を行うことは出来ないが、積算線量の増加に伴うほだ木各部の汚染度増加は認められなかった（図2）。

子実体汚染度

グループ1の子実体放射能をほだ木汚染度と同様積算線量を指標として統計処理したところ、ほだ木上部および中部から発生した子実体放射能は積算線量の増加と共に増加し、また下部から発生した子実体の放射能はそれらより高い値を示した（図3）。

スギ林内に設置したほだ木の上部および中部の子実体放射能は積算線量から予測可能であり、また下部の子実体の放射能は土壌の影響を受けてそれらより高い値を示したと推測された。

グループ2の子実体放射能についてもほだ木汚染度と同様統計処理することは出来ないが、積算線量の増加に伴う子実体放射能の増加は認められなかった（図3）。

ほだ木の二次汚染は放射性物質を付着した土壌に由来する微粒子に起因すると推測されており、ほだ木を被覆することによりこれらの微粒子がほだ木に付着するのを妨げ、結果として子実体放射能の増加を抑えることが出来たと推測された。

ほだ木下部から発生する子実体は、ほだ木と土壌の接地面から土壌中へ菌糸が伸張して栄養分を吸収することにより、ほだ木上部から発生する子実体より汚染されると推測されるが、グループ2ではそのような現象は認められなかった。

土壌による汚染は、土壌中からの放射性物質吸収よりも雨水等による跳ね返りによってほだ木が汚染されることによって生じると推測された。

今後の課題

ほだ木の平均使用年数は5年程度であり、更なる継続調査が望まれる。



図1 試験に使用したほだ場
写真の数字はほだ木設置時の空間線量率

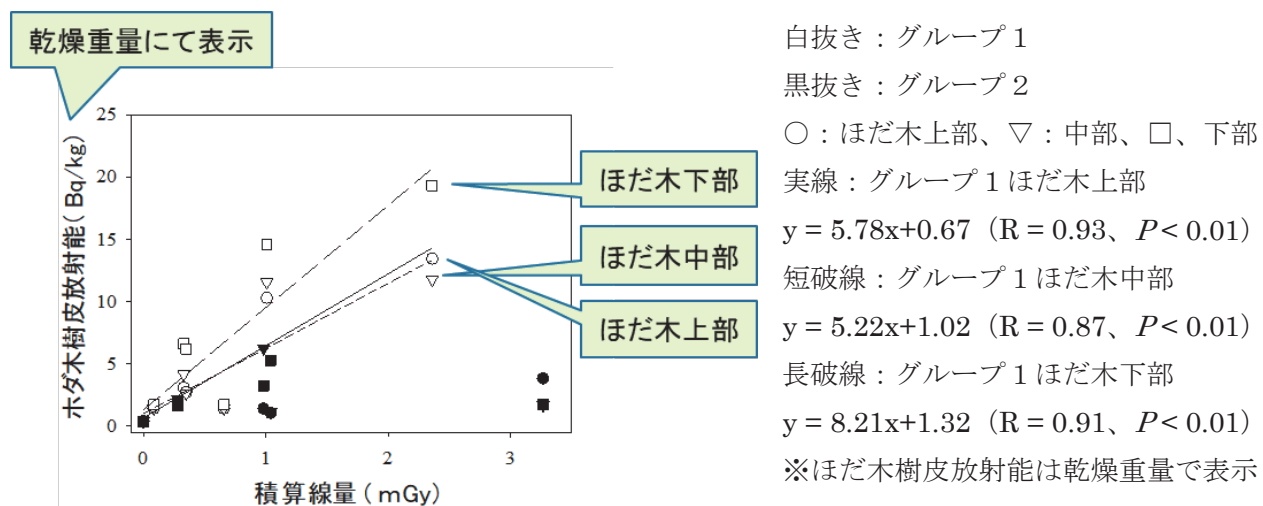


図2 積算線量とほだ木放射能の関係（樹皮の例）

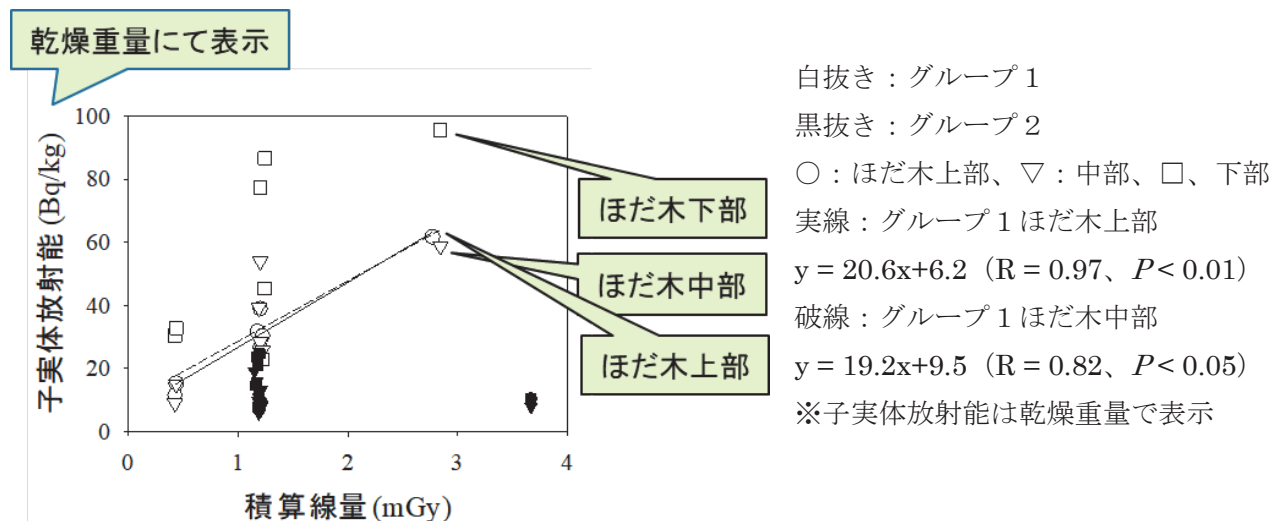


図3 積算線量と子実体放射能の関係

5 IP解析による汚染状況調査

鳥取大学 北 実
栃木県林業センター 石川 洋一

要 旨

平成25～27年度

きのこ原木の効果的な除染方法及び露地栽培地での汚染防止を検討するため、イメージングプレートオトリラジオグラフィー解析（IP解析）により汚染状況を可視化した。IP解析により洗浄処理により原木表面の汚染を軽減できることを確認した。また原木・ほだ木の汚染は主に外樹皮に分布していることを可視化した。ぼう芽枝では原木・ほだ木に比して外樹皮の汚染は軽微であったが、材部の放射能濃度が高くなる傾向があった。露地で栽培されたシイタケから汚染は検出されたが、表面への汚染物の付着は見られなかった。また放射性セシウムを含む土や枯れ葉を振りかけて栽培したシイタケ（菌床・施設栽培）では、シイタケの汚染は生じなかった。

目的

きのこ原木の効果的な除染方法及び露地栽培地での汚染防止を検討するため、原木・ほだ木、ぼう芽枝、露地栽培地でのシイタケの汚染分布を可視化して汚染状況を把握することを目的として調査を実施した。

調査方法

洗浄除染処理による放射性セシウム低減の状況は、洗浄除染前後の原木表面汚染分布をIP解析して比較した。原木・ほだ木並びにぼう芽枝の汚染状況調査は、原木等を鋸断してIP解析に供した。シイタケの汚染状況調査は、切り出した生シイタケを平面状に乾燥させて作成した標本をIP解析に供した。

試料中の放射能濃度の測定にはゲルマニウム半導体検出器(Ge検出器)を用いた。

洗浄除染処理による放射性セシウム低減

洗浄前後の原木表面IP解析画像を比較すると、洗浄により表面に付着したスポット状の汚染箇所が減少している様子が見られた（図1）。このことから、ある程度遊離性の汚染が含まれていたと考えられた。

原木・ほだ木並びにぼう芽枝の汚染状況調査

原木、ほだ木ではいずれも主に外樹皮から汚染が検出された（図2）。これらの汚染は平成26年度、27年度の調査で差異は見られなかった。

ぼう芽枝の汚染状況調査では、ぼう芽枝表面の汚染分布は原木に比べると軽微であり、これらの汚染も平成26年度と平成27年度の調査で分布に差異は見られなかった。しかしGe検出器による放射能濃度測定結果より、原木に比べ材部の放射能濃度が高い傾向にあった（表1）。

シイタケの汚染状況調査

放射性セシウムを含む土や枯れ葉を子実体に振りかけながら栽培したシイタケ（菌床・施設）からは、明らかな汚染は検出されなかった（図3）。このことから露地栽培におけるシイタケの汚染は、空気中からの直接的な汚染ではなく、何かを介した間接的な汚染によるものと推測された。

今後の課題

平成25年から3年間実施した調査の中で、原木表面汚染の変化は観察されなかった。このことから、自然環境で受ける風化等により放射能が急速に減少する可能性は考えにくいと思われる。一方で現時点では大気中から追加汚染を受ける可能性は低く、ぼう芽枝、シイタケが空気中から直接汚染される可能性は低いと考えられる。

ぼう芽枝と事故直後の原木では樹皮と材部の汚染分布が大きく異なる結果が得られた。このことから、ぼう芽更新により再生した原木を用いる場合、これまでとは異なる安全基準が必用となる可能性がある。

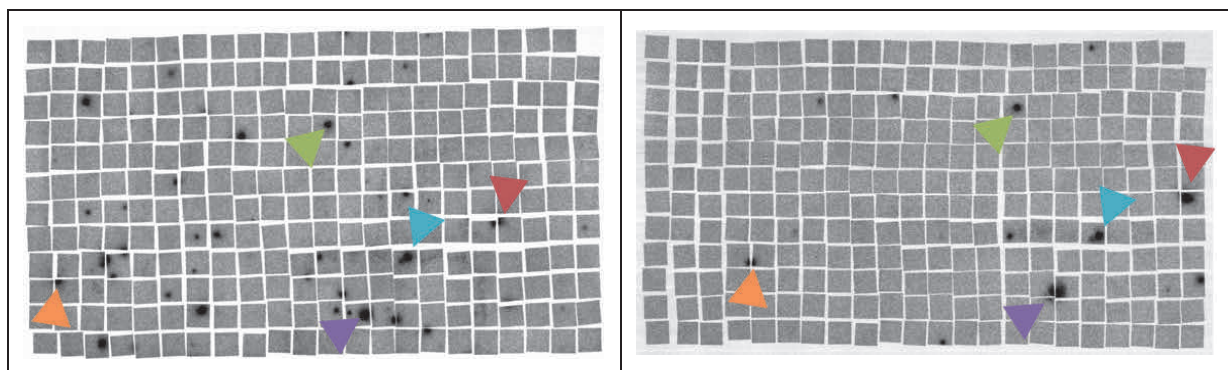


図1 原木表面汚染の洗浄前後における IP 解析画像

洗浄前（左）、洗浄後（右）のそれぞれ対応する原木の部位の画像を示す。約 1 cm 角に切断した各 IP は図中で灰色の四辺形の像を形成している。この IP 像の上に重なる濃い黒色の部分が汚染を検出した部位。図中の矢印は洗浄前後で対応すると考えられる汚染の部位を示す。



図2 原木（左）およびぼだ木（右）の IP 解析画像

表1 2015年に採取した原木とぼう芽枝の放射性セシウム濃度

		樹皮部	辺材部	心材部
原木	^{134}Cs 濃度 (Bq/kg)	97.9 ± 3.2	7.4 ± 1.4	5.3 ± 1.1
	^{137}Cs 濃度 (Bq/kg)	422.9 ± 6.8	30.4 ± 2.6	21.0 ± 2.2
		樹皮部	材部	
ぼう芽枝 1	^{134}Cs 濃度 (Bq/kg)	40.0 ± 9.2	28.4 ± 2.1	
	^{137}Cs 濃度 (Bq/kg)	174.0 ± 13.9	117.0 ± 4.0	
ぼう芽枝 2	^{134}Cs 濃度 (Bq/kg)	44.4 ± 8.0	20.2 ± 1.9	
	^{137}Cs 濃度 (Bq/kg)	192.0 ± 14.4	94.0 ± 3.9	

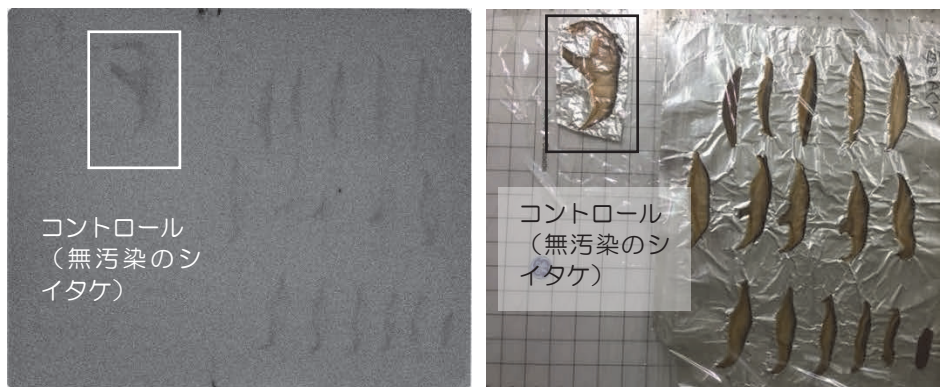


図3 放射性セシウムを含む土や枯れ葉を振りかけて育成したシイタケの IP 解析画像

コントロール（無汚染）の画像は、天然放射性同位元素によるもの。内部の汚染についても確認する為、1 個のシイタケを柄と平行にスライスして解析した。放射性セシウムを含む土や枯れ葉を振りかけて育成したシイタケとコントロールのシイタケに有為な差異が認められず、シイタケ表面上に振りかけたこれらはシイタケの汚染原因にならなかった。

6 栃木県内空間線量率 $0.2 \mu\text{Sv/h}$ 地域での追加汚染の実態調査

全国食用きのこ種菌協会
栃木県林業センター

福井 陸夫
今井 芳典、杉本 恵里子、石川 洋一

要 旨

平成28年度

無汚染ほだ木を栃木県内の空間線量率が $0.2 \mu\text{Sv/h}$ 程度のほだ場に移設した場合、時間の経過とともに子実体汚染が増加する傾向が確認された。子実体の放射性Cs濃度が 20Bq/kg 程度発生した調査地では、ほだ木や付着物の濃度も高く、環境の汚染度合が子実体やほだ木に影響する。2015年度の調査では同一ほだ場で放射性Cs濃度のバラツキが大きな場所は見られなかった。追加汚染はほだ場全体に生じる。対策としてほだ場内外からの付着物をより少なくする方策（敷設材、防風対策、落葉対策）を検討する必要がある。

目的

栃木県北部において空間線量率が $0.2 \mu\text{Sv/h}$ 程度の地域で無汚染原木を用い原木露地栽培に取り組んでいるが、ほだ木の追加汚染がほだ場毎にバラツキの大きな生産地が見られる。この追加汚染に係る要因を明らかにし効率的な汚染対策法を検討する。

試験方法

調査地：栃木県北部4ヵ所
供試ほだ木：調査地1～3には大分県でH25年春に菌興115号菌を植菌したほだ木をH26年8月に伏せ込んだ。調査地4については同時期同地区で森春太を植菌したものを、2014年8月に伏せ込んだ（表1、図1）。

試験結果

ほだ木の放射能汚染の経時変化

2016年7月から2017年1月までのほだ木汚染は各調査区とも汚染が増加する傾向が見られた。

シイタケ子実体中の放射性Cs濃度

調査地4の子実体中の放射性Cs濃度は他に比べて低い傾向にあり、調査地3の子実体中の放射性Cs濃度は他より高い（平均 20Bq/kg ）傾向にあった（図2）。

ほだ木（樹皮）中の放射性Cs濃度

調査地1と3は調査地2と調査地4の間で有意差が認められた（調査地1と3のほだ木樹皮中の放射性Cs濃度が、調査地2と4のそれより高い（図3））。

ほだ木上下（樹皮）中の放射性Cs濃度

調査地間、ほだ木上下間での有意差は見られな

かった。

ほだ木（辺材）中の放射性Cs濃度

調査地2が他の調査地より低濃度であった（図4）。

ほだ木上下（辺材）中の放射性Cs濃度

上下の濃度差は殆ど認められなかった。

ほだ木心材、材部及び土壌中（ A_0 、 A_1 層）の放射性Cs濃度

調査地間での有意差は認められなかった。

ほだ木シート上の堆積物

2016年7月及び2016年10月または翌年1月に採取したシート上の堆積物（飛散土壌、落葉等）の放射性Csはいずれの区も有意差は認められなかった。

付着物

調査地3の放射性Cs濃度が顕著に高い値を示した（図5）。

まとめ

栃木県北部4ヵ所で、伏せ込み後2年半程度経過した大分県産無汚染ほだ木の樹皮、辺材、心材、材部及びほだ木シート上の堆積物については、どの調査地でも有意差は見られなかった。土壌（ A_0 、 A_1 層）も同様の結果であった。付着物については調査地3の放射性Cs濃度が高い値を示した。追加汚染はほだ場全体に生じる。対策としてほだ場内外からの付着物をより少なくする方策（敷設材、防風対策、落葉対策）を検討する必要がある。

表1 調査区の概要

調査地	調査区広さ	接種年	ほだ木	ロット	樹種	空間線量率	空間線量率	林内の上層木	伏せ込み
No.	(m×m)		伏込時期	本数		高0.1m (μSv/h)	高1.0m (μSv/h)		方法
1	8×20m	H25 春	H25. 8 月	2000	コナラ	0.27	0.21	スギ、ヒノキ	よろい型
2	14×40m	H26 春	H26. 8 月	3000	コナラ	0.27	0.21	スギ	よろい型
3	8×24m	H25 春	H25. 8 月	500	コナラ	0.20	0.16	スギ、一部に広葉樹	合掌型
4	1.5×4m	H25 春	H26. 8 月	30	クスギ	0.22	0.19	スギ	よろい型



図1 左から 調査地1、調査地2、調査地3、調査地4

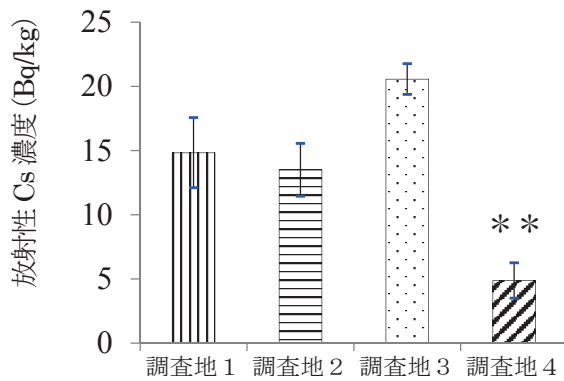


図2 各調査地における子実体の放射性Cs濃度

エラーバーはSE (Tukey-Kramer, ** $p<0.01$)

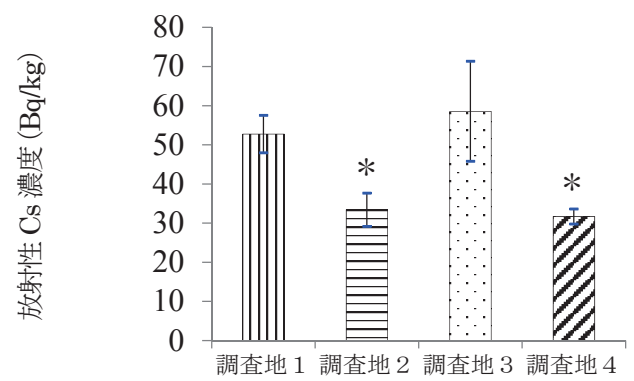


図3 各調査地におけるほだ木樹皮の放射性Cs濃度

エラーバーはSE (Tukey-Kramer, * $p<0.05$)

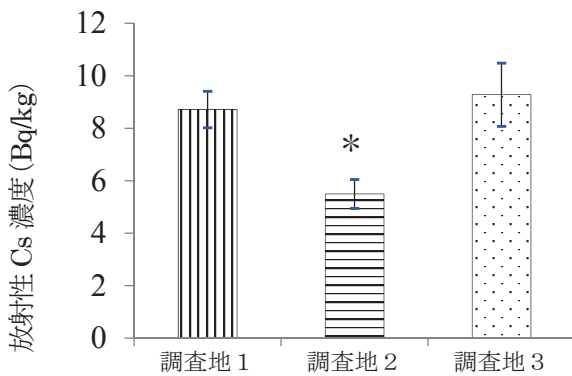


図4 各調査地におけるほだ木辺材部の放射性Cs濃度

エラーバーはSE (Tukey-Kramer, * $p<0.05$)

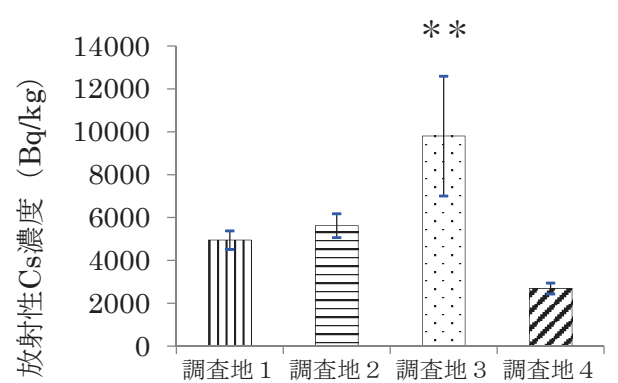


図5 各調査地におけるほだ木付着物の放射性Cs濃度

エラーバーはSE (Tukey-Kramer, ** $p<0.01$)

7 露地栽培地におけるほだ木やきのこ汚染の外部環境要因調査

全国食用きのこ種菌協会 福井 陸夫

要 旨

平成25年度

落葉等堆積物の除去は明らかに、そのエリアの放射性Cs濃度を低減するが、別途、各県や試験研究機関での最近のデータでは、経年により、放射性CsがA₀層からA₁層等に移行しつつあることが指摘されている。14ヶ月経過後の子実体やほだ木中の放射性Cs濃度は、無施業区、落葉等堆積物除去区、畑地・裸地区で有意差は見られなかった。一方、伏せ込み後7ヶ月時点の子実体は5～10Bq/kg程度であったが、14ヶ月時点では15～25Bq/kgと増加していた。

目的

茨城県S町のスギ林露地栽培地（図1）で、放射性Cs濃度が基準値以下となるきのこを生産するため、放射性Cs等が付着している落葉等堆積有機物の除去の効果、及び放射性物質が付着している、樹林内ほだ場（2012年9月空間線量率0.09 μ Sv/h）と畑地（2012年9月空間線量率0.12 μ Sv/h）での人工ほだ場に伏せ込んだほだ木とそれらから発生した子実体中の放射性Cs濃度を調査した。さらに、落葉層と表層土の放射性Cs濃度を調査した。

試験方法

H24年9月に、無施業区（試験区C、図2）、落葉等堆積物除去区（試験区T、図3。除去後2012年10月の空間線量率0.05 μ Sv/h）及び畑地・裸地（試験区F、図4）を設置し、試験区毎に20本のほだ木（水戸産原木2008年12月伐採、2009年3月植菌、ハウス管理。ほだ木の放射性Cs濃度は不検出：検出下限値20Bq/kg）を伏せ込んだ。

試験結果

試験地の落葉等堆積有機物及び表土（深度5cm）の汚染状況

落葉層に比較し、表土の放射性Cs濃度は低く、また無施業区に比較して落葉等堆積物除去区は低くなった。畑地・裸地での放射性Cs濃度が最も低い結果となった（表1：2012年9月）。

施業15ヶ月後の試験区別放射性Cs濃度の推移

表1は落葉層と表土をまとめたデータである。ス

ギ林内ほだ場では、無施業区の放射性Csの低下は少なかったが落葉等堆積物除去区では、14ヶ月経過すると放射性Cs濃度は明らかに低くなった。一方、畑地・裸地では放射性Cs濃度に殆ど変化はなかった。

14ヶ月後の子実体中の放射性Cs濃度

畑地・裸地での発生子実体の放射性Cs濃度は平均15Bq/kg程度と低いが、無施業区及び落葉等堆積物除去区との有意差はなかった（図5）。

14ヶ月後のほだ木中の放射性Cs濃度

伏せ込み後、14ヶ月経過した試験区のほだ木中の放射性Cs濃度に有意差はみられなかった（図6）。

まとめ

林内ほだ場の落葉層を除去することにより、落葉等堆積有機物内及び表土における放射性Csは大きく減少する。しかしながら、ほだ木設置後14ヶ月の時点では、落葉等堆積有機物処理区は無施業区との間で、ほだ木やきのこの汚染の程度に差はなかった。一方、H25年11月（伏せ込み後14ヶ月）に収穫したきのこは15～25Bq/kgで基準内であるものの、H25年4月（伏せ込み7ヶ月後）に収穫したきのこ5～10Bq/kgと比較して、放射性Cs濃度は増加している。

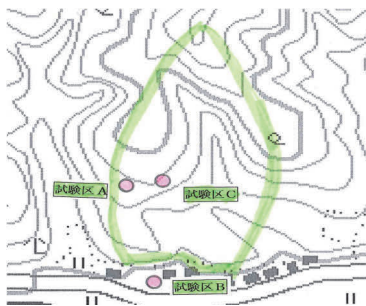


図1 試験地の位置



図2 無施業区（試験区 C）



図3 落葉除去区（試験区 T）



図4 畑地・裸地（試験区 F）

表1 試験区別落葉層・表土の放射性セシウム濃度と経時変化

試験区	放射性Cs 核種	2012年9月13日採取			2013年11月20日採取		
		落葉等堆積 有機物 (Bq/kg)	表土(深度 5cm) (Bq/kg)	表土(Bq/m ²)	落葉等堆積 有機物 (Bq/kg)	表土(深度 5cm) (Bq/kg)	表土(Bq/m ²)
試験区T林内処理	Cs134	1,500	110	44,000	120	11	4,400
	Cs137	2,400	210	84,000	260	25	10,000
	合計	3,900	320	128,000	380	36	14,400
試験区F畑地	Cs134	350	84	33,600	270	29	11,600
	Cs137	550	150	60,000	640	75	30,000
	合計	900	234	93,600	910	104	41,600
試験区C林内無処理	Cs134	1,600	69	27,600	770	18	7,200
	Cs137	2,600	170	68,000	1,800	68	27,200
	合計	4,200	239	95,600	2,570	86	34,400

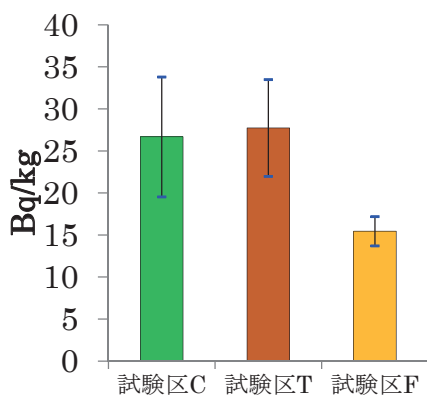


図5 14ヶ月経過後の子実体中の放射性Cs濃度

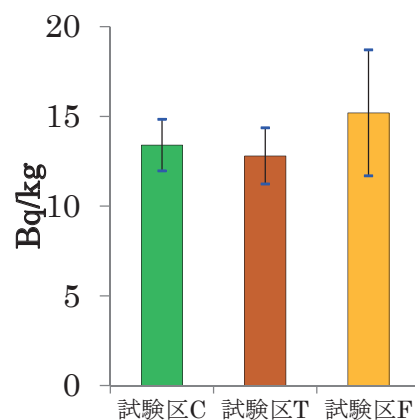


図6 14ヶ月経過後のほだ木中の放射性Cs濃度

8 放射性セシウム濃度が既知の原木ロットを使用した シイタケ栽培試験

全国食用きのこ種菌協会 福井 陸夫

栃木県林業センター 今井 芳典、石川 洋一、杉本 恵里子

要 旨

平成28年度

非破壊検査機を用いて測定した原木時の放射性Cs濃度と、当該原木から発生したシイタケの放射性Cs濃度に相関があった。しかしながら、原木の放射性Cs濃度が13～43Bq/kgの地区においては、相関は見られず、原木の放射性Cs濃度が50～88Bq/kgの地区においては、高い相関が見られた。

目的

原木中の放射性Cs濃度測定用非破壊検査装置の導入により、放射性Cs濃度が既知の多くの原木を用いて、発生するシイタケの放射性Cs濃度の出現特性を解明するとともに、使用適否の判断と、原木林抜取調査の最適な方法確立のための資料とする。

調査方法

放射性Cs濃度別の原木ロットから発生するシイタケのCs濃度の出現特性の解明

2015年に栃木県が実施した原木林調査で非破壊検査装置（古河機械金属製ガンマスポッター）を用いて測定した放射性Cs濃度が既知の原木を使用した。植菌は2016年2月にシイタケ菌を植菌した。子実体の発生操作は2016年11月下旬に20時間浸水した後、展開、発生、収穫した。子実体中の放射性CsはGe半導体検出器で測定し、含水率は90%に換算した。原木中の放射性Csは原木含水率12%時に換算した。

試験結果

原木中の放射性Cs濃度と発生子実体中の放射性Cs濃度との相関

原木181本の放射性Cs濃度とそれらから発生した子実体中の放射性Cs濃度の間には、図1に示すように高い相関が見られた。

さらに、現在、林野庁の指針では原木中の放射性Csは含水率12%のとき、50Bq/kg以下であることが指標値として定められている。図2の状況から、

放射性Csが50Bq/kg以下の原木について子実体中の放射性Cs濃度との関係を抜粋し、図4に示した。放射性Cs濃度50Bq/kg以下の原木と子実体中の放射性Cs濃度の間には相関は見られなかったものの、子実体中では100Bq/kgを超えるものはなかった。しかしながら、放射性Csが10及び26Bq/kgの原木において、子実体中の放射性Csは100Bq/kg近くを示すものがあつた。

原木中の放射性Cs濃度と発生子実体中の放射性Csの相関

原木ロット（産地）別、発生子実体中の放射性Cs濃度を調査したところ、放射性Cs濃度が13～43Bq/kgの地区においては、原木・子実体中の放射性Cs濃度の間に相関は見られなかった（図2、ロットNo.3等）。一方、放射性Cs濃度が50～88Bq/kgの地区においては、原木・子実体中の放射性Csの濃度には高い相関が認められた（図3、ロットNo.6-1等）。

まとめ

原木中の放射性Cs濃度が50Bq/kg以上であると、発生子実体中の放射性Cs濃度との間に高い相関が認められるものの、放射性Cs濃度が50Bq/kg以下の原木では子実体中の放射性Cs濃度との相関は認められなかった。原木の放射性Cs濃度が30Bq/kg以下であっても、100Bq/kg近い子実体が発生するものがあり、今後もデータ収集を継続することが必要である。

表1 供試原木産地（ロット No.）と原木中の放射性 Cs 濃度（Bq/Kg）

原木産地	放射性Cs濃度	平均	標準偏差
1	16.6	12.4	
2	21.9	9.5	
3	29.7	13.7	
4	37.4	20.5	
5	53.0	18.3	
6	65.0	25.5	
7	83.1	22.7	
6AB（6洗浄原木）	56.5	21.0	
7AB（7洗浄原木）	93.1	26.8	

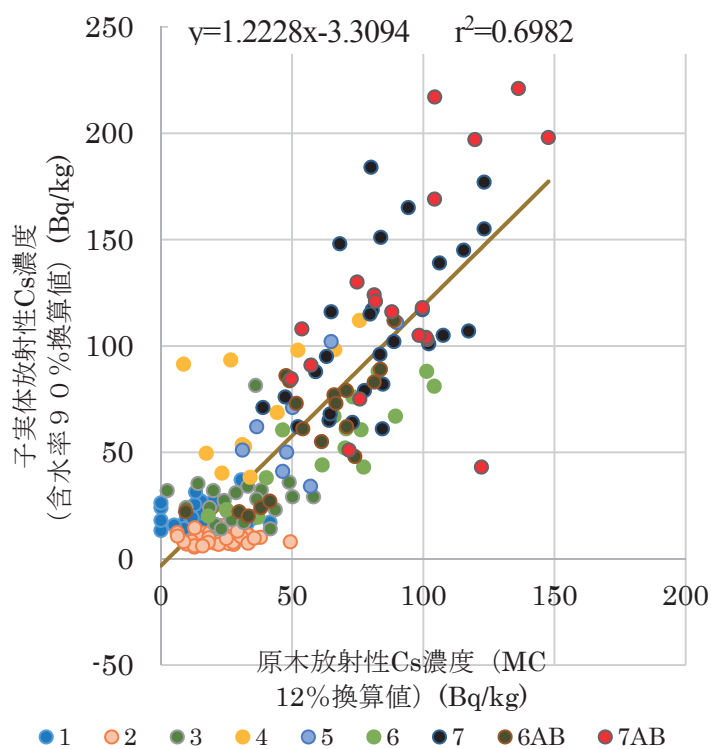


図1 原木とシイタケ中の放射性 Cs 濃度の相関

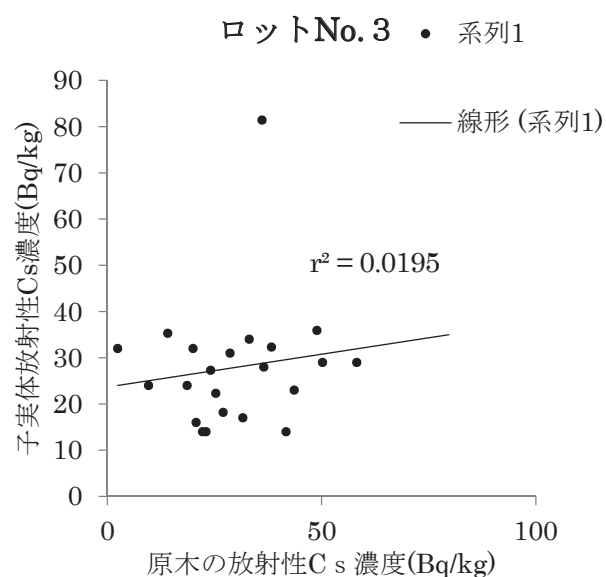


図2 ロット No.3 の原木と発生したシイタケ中の放射性 Cs 相関

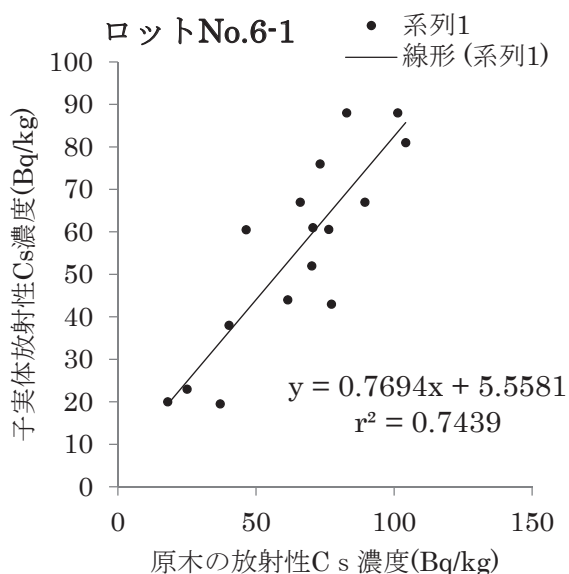


図3 ロット No.6-1 区原木と発生したシイタケ中の放射性 Cs 相関

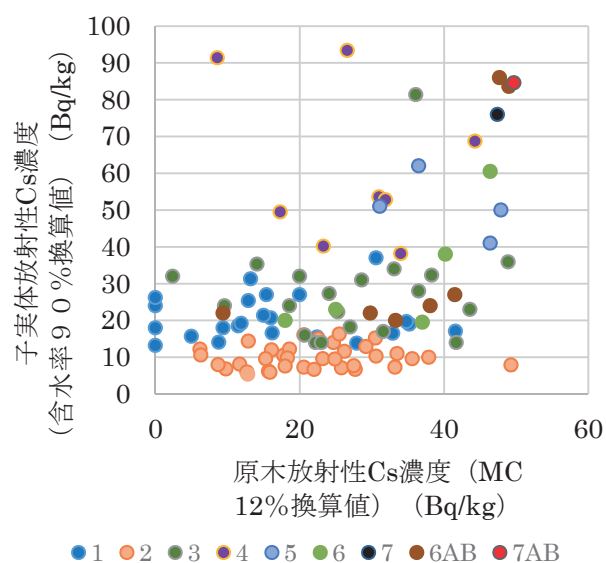


図4 放射性 Cs 濃度 50Bq/kg 以下の原木から発生した子実体中の放射性 Cs 濃度

9 動力噴霧機 2 種を用いたシイタケ原木洗浄機の放射性セシウム除去試験方法の違いによる効果

全国食用きのこ種菌協会 福井 陸夫
茨城県林業技術センター 小林 久泰、山口 晶子、寺崎 正孝
茨城県原木しいたけ組合 梶間 昭男

要 旨

平成25年度

2011年3月の福島第一原発事故から経過1～2年目の2012年2月から2013年3月の調査では、原木を高圧洗浄機（大根洗浄機）で洗浄したところ、いずれも放射性Cs低減率は50～60%であった。今回（2013年9月伐採原木）、動力噴霧機や洗浄ノズルを強化し洗浄調査したところ、放射性Cs低減率は従来型で23%、新型動噴使用でも24.5%と差は認められなかった。このことは経年による樹皮表面の放射性Csの流出や内樹皮への移行、及び根から材内への新たな蓄積が示唆される。

目的

福島原発事故で汚染された原木中の放射性Csを除去する目的で専用に開発された原木洗浄機を使用しているが、事故から2年半が経過し、放射性Cs除去効果をさらに高めるための必要性が生じた。このため、吐出圧力や吸水量が異なり、加えて新規ノズルを搭載した動力噴霧器による原木洗浄効果を調査した。

試験方法

原木

2013年9月10日頃茨城県内伐採のコナラ原木（長さ120cm）を使用した。その後洗浄用部分と測定部分に分けた。放射性Cs濃度はGe半導体検出器により測定した。（図1参照）洗浄試験は同年9月27日に実施した。

動力噴霧器設定条件

動力噴霧器の設定条件は表1に示した。また、新型動力噴霧機の外観は図2-1、図2-2に示した。

試験結果

新旧動力噴霧器の樹皮表皮剥皮能力の比較

新型動噴区（2台で圧力14Mpa）で洗浄した原木は従来型（1台で4MPa）と比較し、その強い圧力により樹皮表皮の剥離に効果のあることが判明した（図3）。

新旧動力噴霧器の放射性Cs低減効果の違い

2つの動力噴霧機による原木の放射性Cs濃度の低減率（平均値）は、新型動力噴霧機使用区では24.5%、従来型動力噴霧機使用区では22.9%となり有意差は認められなかった。今回の結果から動力噴霧機の圧力や吸水量の違いによる放射性Cs除去効果の違いは確認できなかった。

まとめ

今回、2013年9月の結果（従来型動力噴霧機使用：放射性Cs低減率23%、新型動力噴霧機使用：24.5%）は、前年度（2013年1月）に行った原木洗浄機による除去効果（53.6%）と比較すると、極めて低い値で推移した。

この原因として、洗浄機では樹皮外層の放射性Csの除去のみに留まり、じん皮（樹皮内層）や形成層付近の放射性Csまでは除去できないことが考えられる。原発事故から約2年半が経過し、根から吸収された放射性Csが原木の材内に蓄積された可能性がある。今後、洗浄処理による放射性Csの除去効果が十分に得られなくなる可能性が強い。

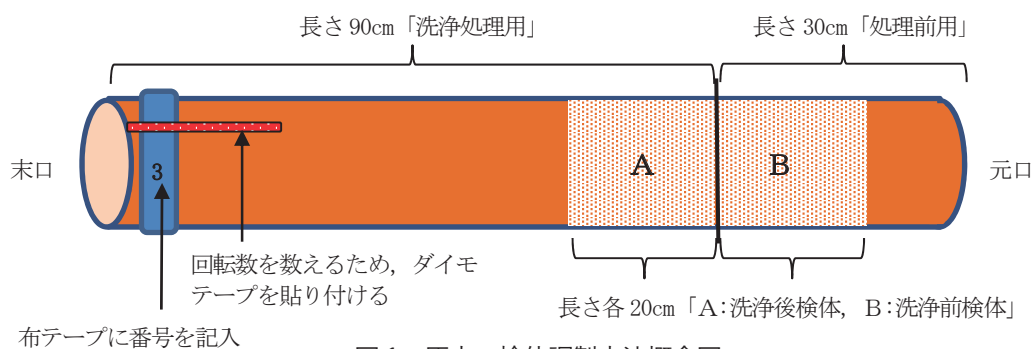


図 1 原木の検体調製方法概念図

表 1 処理区分ごとの設定条件

処理区分	①新型動噴区	②従来型動噴区
動力噴霧機の種類	ガソリン式、2 台連結、スーパー工業株製 SuperAce Washer SEN-2108SS (図 2-1) SuperAce Washer SEV-2108SS-1307 (図 2-2)	電動式、1 台 有光工業株製 アリミツ SR-655
圧力	7MPa/台 (2 台)	4MPa/台
吸水量	37.84ℓ/分 (全水量 42.24ℓ/分, 逃がし水量 4.40ℓ/分)	60.26ℓ/分
水温	14.5℃	11℃
ノズルの種類と数 (写真-5, -6)	6 個(スクリー状噴射型, 250mm 間隔)	6 個(標準装備型 11 個を等間隔に 5 個取り外し)
ノズルと洗浄ブラシ間の距離	30.5 cm	25 cm
ブラシ回転速度	低速 (20Hz, ツマミ位置: 時計短針 10 時)	低速 (11Hz, ツマミ位置: 時計短針 9 時)
機体の角度	出口側脚+4.5 cm (上り勾配 1.3°)	出口側脚+4.5 cm (上り傾斜 1.3°)
供試原木数	コナラ 10 本	コナラ 10 本
供試原木のサイズ	長さ 90cm, 末口直径 10~13.5cm	長さ 90cm, 末口直径 10~13.5cm



図 2-1 新型動噴区

S.A.W. SEN-2108S



図 2-2 新型動噴区

S.A.W. SEV-2108SS-1307



図 3 洗浄前後原木の樹皮形状

上：新型動噴区洗浄後

中：従来型動噴区洗浄後

下：洗浄前

表 2 洗浄処理前後の放射性セシウム濃度の低減率 n=10 の平均

処理区分	Cs 濃度平均(Bq/kg)		Cs 低減率 %	原木の末口径 (cm)・平均
	処理前	処理後		
新型動噴	64.7	48.8	24.5	12.1
従来型動噴	68.4	52.7	22.9	16.8

* 放射性Cs134 と Cs137 の合計値。各検体は含水率 12%の補正值で示す。

10 野外ほだ木を施設に持ち込んだ場合の 洗浄方法の違いによる効果

全国食用きのこ種菌協会
栃木県林業センター

福井 陸夫
大橋 洋二、石川 洋一

要 旨

平成27年度

福島原発事故の影響がない西日本産原木を栃木県のほだ場（空間線量率 $0.3\mu\text{Sv/h}$ ）に移入し植菌してほだ化した。このほだ木を浸水発生前に、井水でホースによる洗浄及び高圧洗浄したところ、浸水前のほだ木と比較して、浸水後のほだ木中の放射性Cs濃度は全ての区で低くなった。なお、 $0.3\mu\text{Sv/h}$ のほだ場におけるほだ木の追加汚染は僅かであった。

目的

福島原発事故の影響がない西日本産原木を2014年春に栃木県内のほだ場に移入し植菌し、露地でほだ化を行った。このほだ木を浸水・施設内発生する前の洗浄方法の違いがほだ木の放射性Cs濃度低減に効果があるかを調査した。

試験方法

大分県産コナラを栃木県のほだ場（空間線量率 $0.3\mu\text{Sv/h}$ ：2014年5月）でほだ化し、2015年夏に浸水発生前に井水によるホース洗浄と高圧洗浄を実施した。（洗浄写真1及び2参照）放射性Cs濃度はGe半導体検出器を用いて測定した。

試験結果

ほだ木中の放射性セシウム

洗浄前のほだ木中の放射性Cs濃度と比較して、ホース洗浄区、高圧洗浄区ほだ木中の放射性Cs濃度は有意に低下した（図1 $p<0.05$ ）。

また、ほだ木無洗浄区と比較し、高圧洗浄区のほだ木中の放射性Cs濃度も有意に低くなった（図2 $p<0.01$ ）。

まとめ

洗浄前のほだ木に比較し、洗浄無区のほだ木の放射性Csが有意に低下していることは、洗浄無区にあっても発生のための浸水作業により、ほだ化中に付着または吸収された、ほだ木内部又はほだ木表面の放射性Csが溶出あるいは剥離し流されたと推察される。

今回のほだ木中の放射性Csの値は検出限界値近辺の解析ではあるが、無汚染原木を用いた栽培において追加汚染を排除する洗浄の効果は、ある程度有効と認められた。



写真1 浸水発生前のほだ木ホース洗浄（井水）



写真2 浸水発生前のほだ木の高圧洗浄（井水）

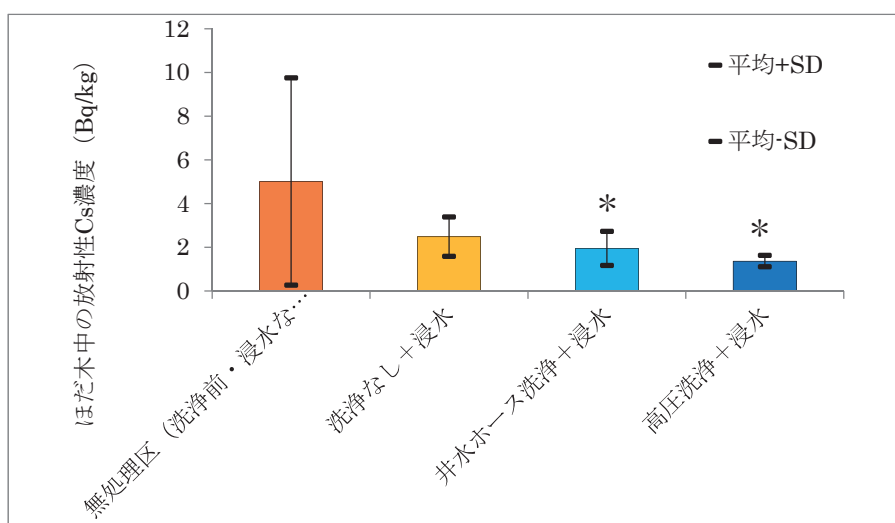


図1 洗浄前ほだ木と各試験区（洗浄後）の放射性Cs濃度

Tukey-Kramer, * $p < 0.05$

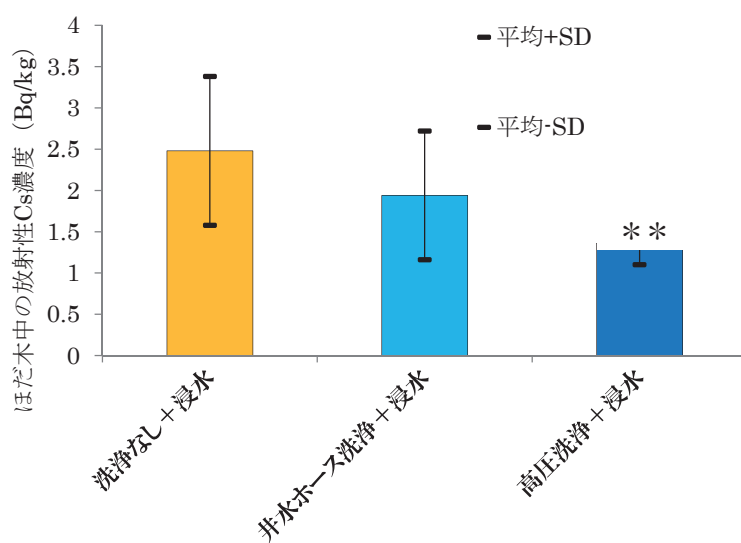


図2 洗浄なしほだ木と各洗浄区ほだ木の放射性Cs濃度

Tukey-Kramer, ** $p < 0.01$

11 伐採後の原木に対する洗浄効果の解明

全国食用きのこ種菌協会 福井 陸夫

栃木県林業センター 今井 芳典

要 旨

平成28年度

福島原発事故後、1～2年目では原木の洗浄による放射性Cs低減効果のあることは知られているが、今回、3年半経過した立木から伐採した原木を高圧洗浄したところ、原木産地によっては明らかに洗浄による放射性セシウムの低減効果が認められた。また、原木とそれから発生した子実体中の放射性Csについて統計解析上は明瞭な差はなかったが対応する原木（ほだ木）と発生子実体量が少ないことが原因である。試験継続中

目的

2015年11月よりシイタケ原木用非破壊検査機（古河機械金属製ガンマスポッター（FGSF-TF））の運用開始により放射性Cs濃度を迅速に測定することができるようになった。このため、伐採後の原木洗浄による放射性Cs濃度低減効果とそこから発生するシイタケに及ぼす影響を明らかにし、原木使用時の洗浄工程の有効性を検討する。

試験材料及び方法

原木は2015年度に栃木県が実施した原木林調査で測定した放射性Cs濃度が既知の原木を使用した。（表1）

洗浄区については、原木を非破壊検査機にて測定した後、高圧洗浄器（RYOBI吐水圧7.2MPa、吐水量5.5 l /分、吐水口半開）で原木の表皮に往復3回、手前から奥に水を当てる作業を全周にわたり行った。風乾後、再度非破壊検査機で測定した。H28年2月に種菌を接種し栃木県林業センター内で管理した。

2016年11月下旬及び2017年春にほだ木を20時間浸水し、施設内に展開してきのこを発生させた。収穫後、Ge半導体検出器を用いて測定した。

試験結果

原木の洗浄効果について

図1に示したように、原木の産地により洗浄効果に差がみられた。洗浄効果は経時的に減少しているものの、原木産地によっては洗浄することによる放射性Cs低減効果があることが判明した。

発生した子実体に対応する原木との比較（図2）

において、ロット6では図1の原木での効果のように子実体中の放射性Cs濃度への洗浄効果は得られなかった。また、高汚染原木を使用すると、子実体中の放射性Cs濃度も高くなった。

まとめ

福島原子力発電所事故から3年半経過した立木を伐採玉切り後に、高圧洗浄機での洗浄作業を実施した。原木では産地により洗浄による放射性Cs濃度は減少した。一方、発生した子実体中の放射性Cs濃度の低減傾向は認められなかった。発生子実体数が少ないため試験継続中。

今後の課題

原木の高圧洗浄等による洗浄効果は原木産地により認められるものの、全ての区にわたって明瞭な洗浄効果は未だ不明である。子実体中の放射性Cs低減効果は今回の結果では認められなかったが、子実体発生ほだ木が少ないため（n数が少ない）と考えている。さらに、栽培にあたっては、原木洗浄の他、落葉や土壌からの二次汚染を防ぐ手法、例えば、防風ネット、土壌からの汚染防止対策等、ほだ木と土壌との分離等による栽培管理を工夫していくことも必要である。

表1 ロット No. (原木産地) と洗浄前の原木の放射性セシウム濃度

ロットNo.	洗浄前原木の放射性Cs濃度: 平均値 (Bq/kg)	n	標準偏差
6	66.8	87	23.3
7	84.7	59	23.9

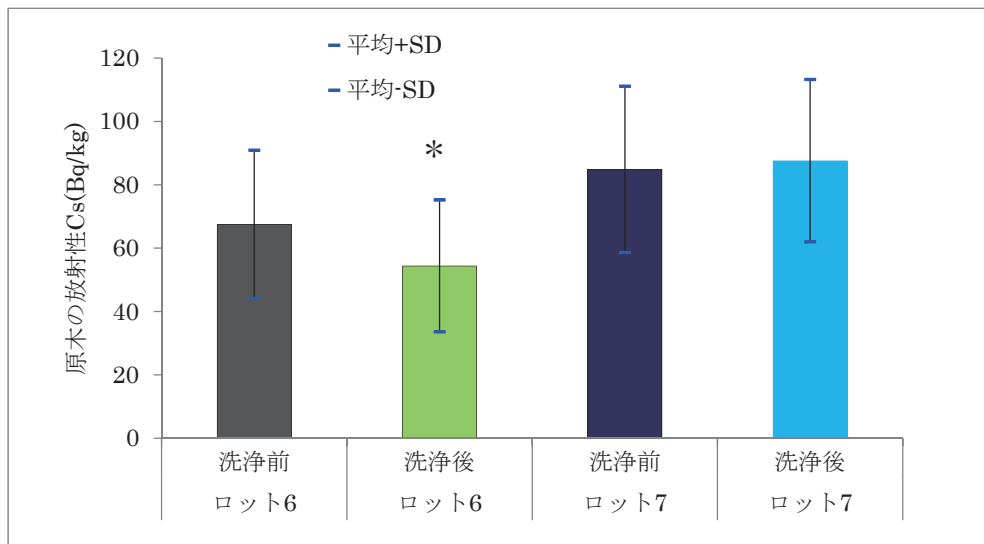


図1 原木産地別洗浄効果

Tukey、* $p < 0.05$

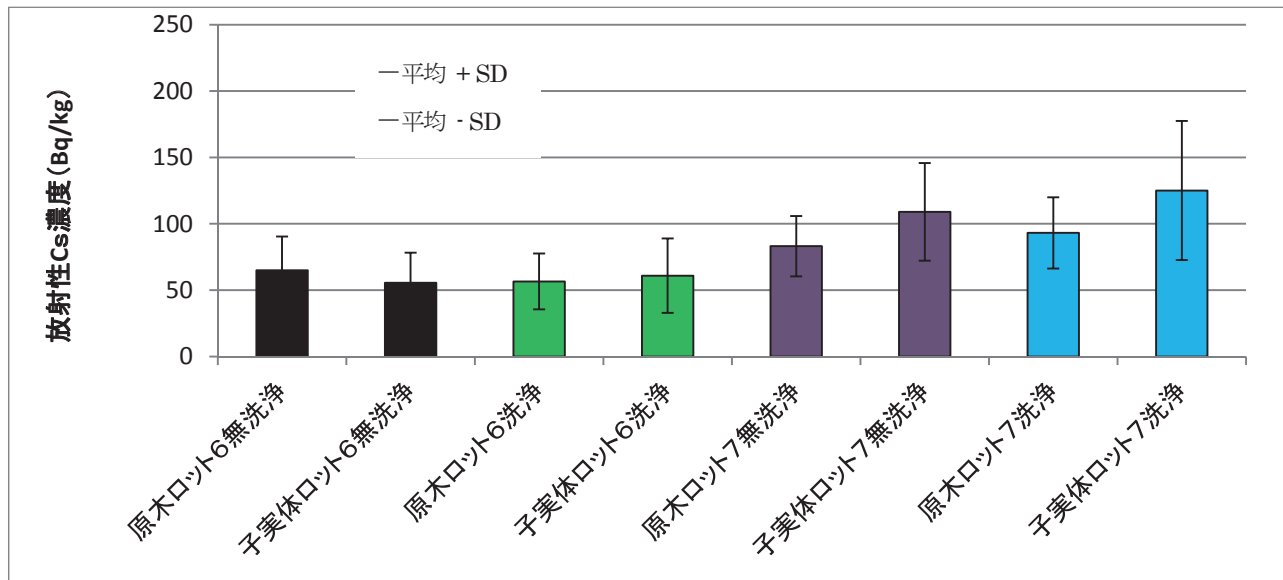


図2 原木産地別洗浄の有無とそれらの原木から発生した子実体の放射性Cs濃度

Tukey-kramer、* $p < 0.05$

注：本図は子実体発生した原木との対応のみで表示した。

12 ゼオライト紙を用いた原木きのこ露地栽培における放射性セシウム吸収抑制試験

全国食用きのこ種菌協会 福井 陸夫
栃木県林業センター 杉本 恵里子、今井 芳典、石川 洋一

要 旨

平成28年度

放射性物質汚染地域において、クリタケ原木露地栽培へのゼオライト紙の使用は、子実体への放射性セシウムの移行を抑制できる傾向にあることが分かった。コスト面ではゼオライト単独施用（表面散布や土壌との混合）が安価であるが、放射性物質が多く蓄積されている栽培地の土壌には、ゼオライト紙を使用することにより、子実体表面に土が付着することを防止することができる利点もある。今後は、子実体収穫量が少なかった、ナメコ、ヒラタケについても、継続して調査していく。

目的

クリタケ、ナメコ及びヒラタケの原木露地栽培において、ゼオライト紙及びゼオライトの利用による子実体への放射性Cs移行抑制効果について検討をおこなう。

試験材料及び方法

2016年5月に西日本産コナラ原木を用いて、クリタケ、ナメコ種駒種菌を植菌、ヒラタケは原木を長さ約15cmの短木とし、木口におが粉種菌を植菌した。伏せ込みは、さくら市と日光市塩野室の2か所で実施した。ゼオライト紙は凸版印刷製ゼオライト紙A（木質パルプ、ゼオライト含有500g/m²：ZA区）、同紙B（合成繊維、ゼオライト含有100g/m²：ZB区）及び同紙に使用しているものと同じ、三井金属資源開発製のゼオライト（MGイワミライト：ゼオライト区）を使用した。栽培方法は各きのこの標準的な方法により実施した。各試験地の空間線量率と土壌中の放射性Cs濃度は表1に示した。子実体中の放射性Cs濃度はGe半導体検出器により測定した。

試験結果

クリタケ原木露地栽培

クリタケの伏せ込み方法を図1に示した。日光市での試験結果は、図2に示すように対照区（無処理区）と比較して、Z-A区、Z-B区そしてゼオライト混合区から発生した子実体中の放射性Cs濃度は統計的に有意差は認められなかった（Dunnett）が、子実体中の放射性Cs濃度は低い傾向にあった。

さくら市での試験においても、子実体検体数は

少ないものの、日光市と同様の傾向にあった。

ナメコ原木露地栽培

ナメコの伏せ込み方法は図3に示した。2016年秋に2試験区とも若干の発生が見られたが、本格発生ではないため、2017年秋の収穫により評価する。

ヒラタケ短木露地栽培

ヒラタケの伏せ込み方法は図4に示した。初夏の伏せ込みであったため、ほだ化が不完全となった。2017年初春に再試験を実施しており、ヒラタケについては2017年秋の収穫により評価する。

まとめ

日光市（空間線量率地上1 m高で0.137μSv/h）程度の汚染地域では、伏せ込み時にゼオライト紙を使用、またはゼオライトを土壌に混合することで、クリタケ子実体への放射性Csの移行を抑制できる傾向にあることがわかった。コスト面では、ゼオライト単独の方が安価であるが、栽培地の土壌中には放射性Csが多く蓄積されており、ゼオライト紙を使用することにより、子実体表面に土が付着するのを物理的に遮蔽することができる利点がある。

今後の課題

クリタケについて、初年度ゼオライト紙、ゼオライトの効果が見られた。今後はナメコ、ヒラタケの子実体収穫を通して、さらに、ゼオライトの効果を確認していく。

表 1 試験地の空間線量率と土壌中の放射性 Cs 濃度

試験地	空間線量率 (μ Sv/h)		土壌 (Cs134+137, 絶乾 (Bq/kg))	
	1.0m	0.1m	平均値	標準偏差
さくら市	0.053	0.061	359	377
日光市	0.137	0.143	2,430	347

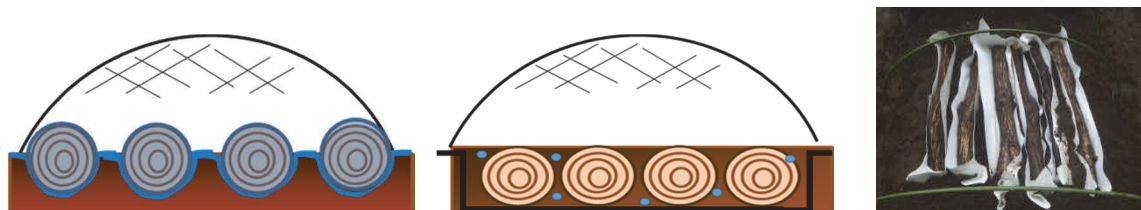


図 1 クリタケ栽培方法：左から Z-A、Z-B 区、中：ゼオライト混合区、右：Z-A、Z-B 区写真

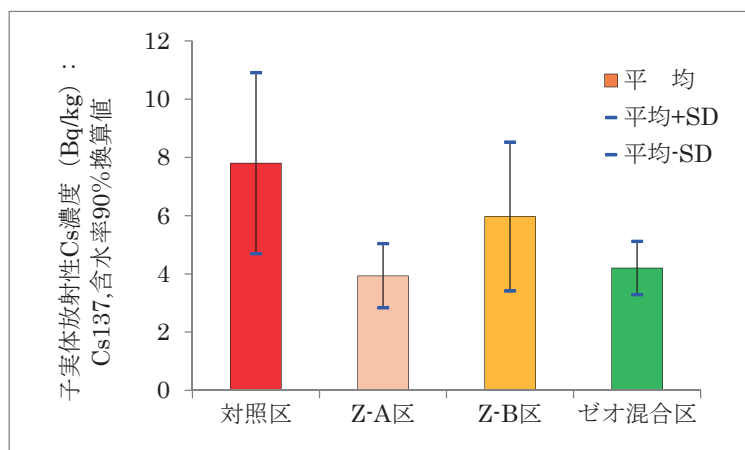


図 2 クリタケ（日光市）の放射性 Cs 濃度
Dunnett,



図 3 ナメコ栽培方法：左から Z-B 区図と写真、右；ゼオライト混合区図と写真



図 4 ヒラタケ栽培方法：左から Z-B 区図と写真、右；ゼオライト混合区図と写真

13 露地栽培におけるほだ木・きのこ汚染の状況調査と汚染抑制対策

全国食用きのこ種菌協会
栃木県林業センター

福井 陸夫
大橋 洋二、今井 芳典

要 旨

平成26～28年度

汚染ほだ場においてゼオライト散布は、ほだ木上の付着物の放射性Cs濃度を低くするものの原因は不明である。また、ゼオライト散布はA₀層、A₁層の放射性Csを減少させる傾向にあった。防草シートは土壤中からほだ木への放射性Csを移行させやすく、子実体中の濃度も高くなる傾向があることが判明したが、そのメカニズムは不明である。放射性Csは経時的に腐植層から土壌層に移行している。

目的

栃木県北部（空間線量率1.0m高さ0.252μSv/h、0.1m高さ0.28μSv/h）のシタケ露地栽培において、ゼオライト散布と防草シート及びゼオライト散布+防草シートの3区のほだ場への処置がほだ木及びきのこへの追加汚染に与える影響を調査した。（ゼオライト散布量2kg/m²）

試験結果

子実体中の放射性Cs濃度は防草シート区が高い

防草シート処理19～21ヶ月後の発生子実体中の放射性Csは図1に示すように他の区と比較して有意に高くなった。

ほだ木中の放射性Cs濃度は防草シート区が高い

防草シート処理16ヶ月では有意差が見られなかったが、28ヶ月後のほだ木中の放射性Cs濃度は対照区及びその他の区と比較して放射性Cs濃度は高く、とくに下部は非常に高くなった（図2）。

ほだ木樹皮の放射性Cs濃度は防草シート区が高い

防草シート処理28ヶ月後のほだ木樹皮中の放射性Cs濃度はその他の区と比較して放射性Cs濃度は高く、とくに下部は非常に高くなった（図3）。

ほだ木木質部の放射性Csは防草シート下部が高い

ほだ木質部においても防草シート下部の放射性Cs濃度が高くなった。

ほだ木上の付着物の放射性Cs濃度はゼオライト処理区で低くなった

ゼオライト処理28ヶ月後のほだ木上付着物の放

射性セシウム濃度は明らかに低くなった（図4）。

放射性Csは腐植層から土壌層に移行している

試験地の放射性Csは腐植層（A₀）から土壌（A₁）に移行していることが明らかとなった（図5）。

まとめ・考察

防草シートは土壤中からほだ木への放射性Csを移行させやすい

比較的高汚染（空間線量率線量率1.0m高さ0.252μSv/h）と思われる地区で、防草シート処理を行った区では対照区（無処理区）と比較して、子実体、ほだ木とも放射性Cs濃度が高くなる傾向にあった。防草シート区ではほだ木下部木口へ土壌中からの放射性Csが吸い上げられやすい可能性を示した。メカニズムは現時点で不明であるが、現在実施している菌床の底部をカットし、ほだ場に設置した試験においては、対照区菌床底部から土壌中への菌糸は防草シート区と比較して少ない傾向にあった。また、防草シート区下部の土壌も対照区より含水率が多い傾向にあり、これらの現象が関係しているのかもしれない。

放射性Csは経時的にA₀層からA₁層へ移行する

A₀層の放射性Cs濃度は低下する傾向にあるが、土壌中（A₁層）の放射性Cs濃度は高くなり、放射性Csの腐植層から土壌への移行が確認された。

ゼオライト散布は放射性Cs濃度の低減効果がある

ゼオライト散布区の腐植層、土壌層の放射性Csを低減する傾向にあった。ゼオライト散布により交換性カリウムが上がるがメカニズムは不明である。

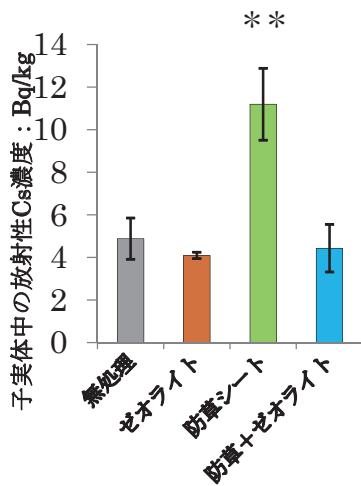


図1 処理後19～21ヶ月後の子実体中の放射性Cs濃度
Tukey-kramer, $p < 0.01$

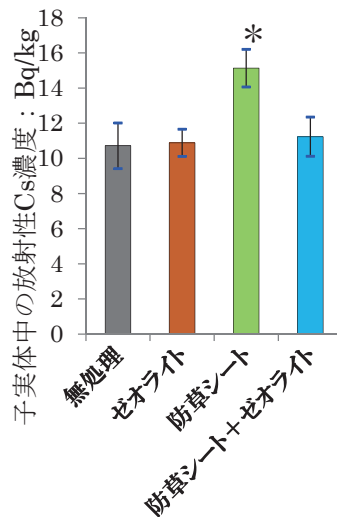


図2 処理後28ヶ月後のほだ木中の放射性Cs濃度
Tukey-kramer, $p < 0.05$

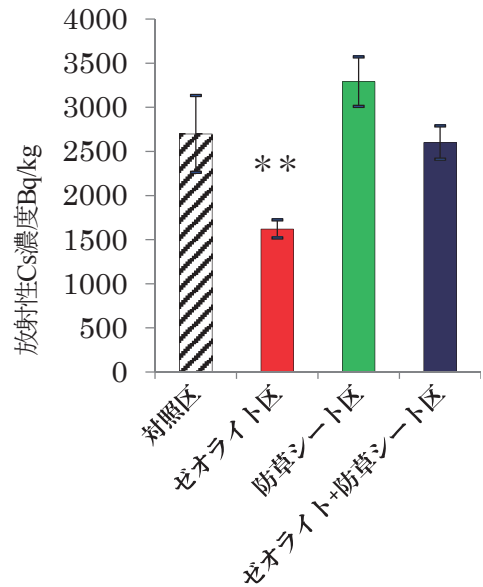


図4 ほだ木上の付着物の放射性Cs濃度
Tukey-kramer, $p < 0.01$

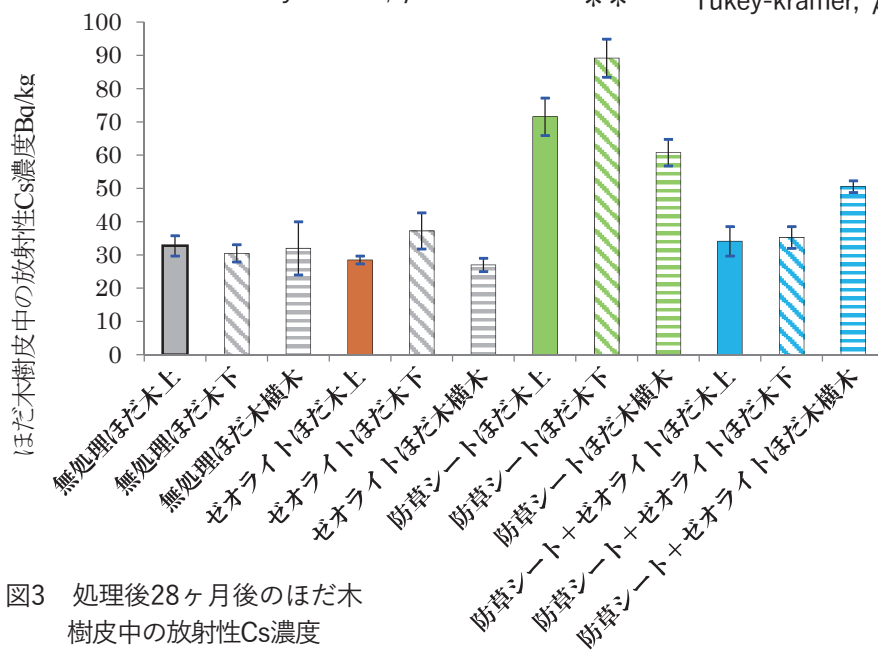


図3 処理後28ヶ月後のほだ木樹皮中の放射性Cs濃度
Tukey-kramer, $p < 0.01$

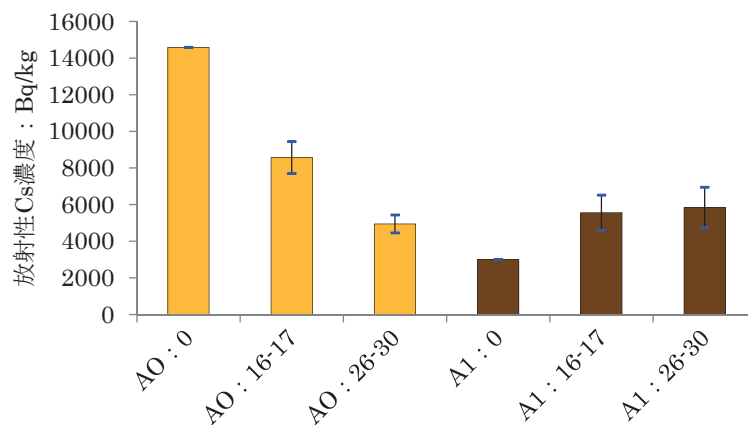


図5 A₀層（黄色）とA₁層（褐色）の放射性Cs濃度推移 A₀、A₁の後の数値は経過月数
エラーバー : SE, Tukey-kramer

14 セシウムソーブフィルター敷設等による 放射性セシウム吸収抑制試験

全国食用きのこ種菌協会

福井 陸夫

栃木県林業センター

大橋 洋二、杉本 恵里子

要 旨

平成25～27年度

宮崎県産原木を用い 2012 年春に植菌しほだ化した後、2014 年 7 月に栃木県林内ほだ場に搬入、セシウムソーブフィルター (CSF) 等を敷設処理した試験区での子実体とほだ木中の放射性 Cs について調査した。処理後 15～18 ヶ月経過すると対照区と比較し、寒冷紗区も含め全ての区で子実体中の放射性 Cs が低減された。また、17 ヶ月経過すると CSF 中には土壤中 (腐植層) より多くの放射性 Cs が吸着された。ほだ木の放射性 Cs 濃度に有意差はなく、子実体中の放射性 Cs 濃度に有意差がみられたことから、CSF については放射性物質の影響を受けたほだ場での使用は有効と思われる。

目的

不織布にフェロシアン化鉄を担持 (固定化又は離れにくく付着) させたCSFを比較的空間線量率が高い ($0.188 \mu\text{Sv/h}$, 1.0m 高, $30\text{--}60\text{kBq/m}^2$, 2015 年10月から2016年1月測定) ほだ場環境で、ほだ木の下に敷設し、ほだ木や子実体の2次汚染の低減効果を検討する。

試験方法

試験区については、図1に示したように、対照区、CSF敷設区、CSF敷設+CSF被覆区、寒冷紗区、CSF敷設+寒冷紗被覆区の5区を設け、福島第1原発事故の影響がない、宮崎県産のほだ木 (2年ほだ) を各区30本伏せ込んだ。(2014年7月)

試験結果

CSF敷設等処理後8～10ヶ月経過ほだ木から発生した子実体中の放射性Cs濃度

子実体の汚染：CSF等の敷設材を処理した後、4～6ヶ月目に収穫した全ての区の子実体からは放射性セシウムは検出されなかった。一方、図2に示すように、CSF敷設+CSF被覆区の処理後8～10ヶ月経過したほだ木から発生した子実体中の放射性セシウムは対照区と比較して有意 ($p<0.05$) に低減された。

CSF処理、寒冷紗処理後15～18ヶ月経過ほだ木から発生した子実体中の放射性Cs濃度

処置後15～18ヶ月経過すると対照区と比較して全ての処理区で放射性セシウムが低減された (図3 $p<0.05$)。

CSF処理後17ヶ月目のほだ木中の放射性Cs濃度

ほだ木の汚染：処理後17ヶ月目のほだ木中の放射性セシウム濃度を測定した (図4) この結果、殆どが検出限界未満 ($4\sim 7\text{Bq/kg}$ 程度) であり、かつ有意差は認められなかった。

17ヶ月経過後のCSF中の放射性Cs濃度

処理後17ヶ月経過した材料と土等について調査した。この結果、敷設したCSF中の平均放射性セシウム濃度は $35,663\text{Bq/m}^2$ であり、腐植層の平均放射性セシウム濃度は $26,294\text{Bq/m}^2$ であったことから、CSF中には多くの放射性セシウムが吸着されていることが判明した (表1)。

まとめ

宮崎県で2012年の春に植菌しほだ化した後、2014年7月に栃木県に搬入、CSF処置した試験においては、空間線量率 $0.2\mu\text{Sv/h}$ 程度のほだ場で、1.5年から2.5年程度経過したシイタケほだ木についての追加汚染は軽微なものであった。一方、子実体についてはCSFを敷設した区は放射性セシウムを低減する効果が認められた。さらに、CSFは土壤中 (腐植層) の放射性セシウムを特異的に吸着することが明らかとなった。

今後の課題

処理後17ヶ月のほだ木に有意差はなく、子実体に有意差が見られたことは、今後、CSFを用いる場合には、ほだ木から子実体への移行係数の変化も調査する必要がある。また、価格面の考慮も必要である。



図1 試験区の状況 左上：全景 中上：対照区 右上：CSF区 左下：CSF+CSF区
中下：寒冷紗区 右下：CSF+寒冷紗区

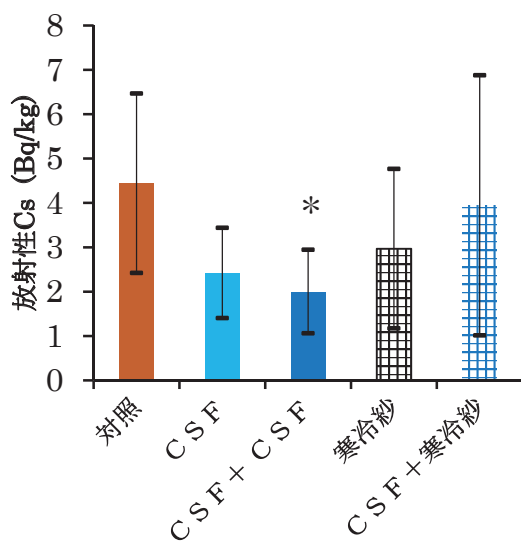


図2 処理8-10ヶ月後の子実体中の放射性Cs濃度
Tukey-Kramer, * $p < 0.05$

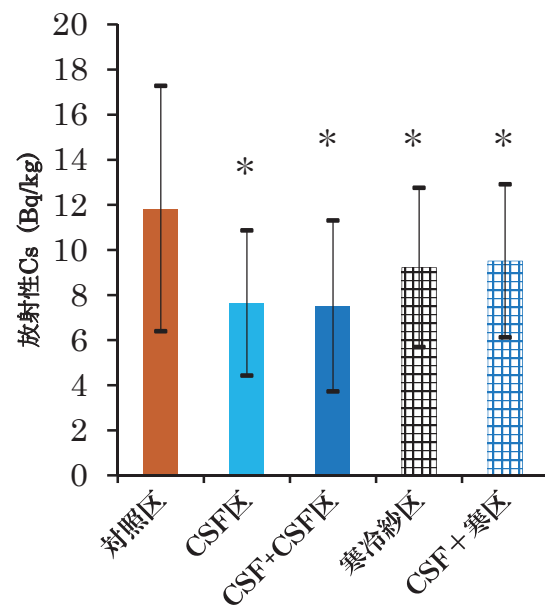


図3 処理15-18ヶ月後の子実体中の放射性Cs濃度
Tukey-Kramer, * $p < 0.05$

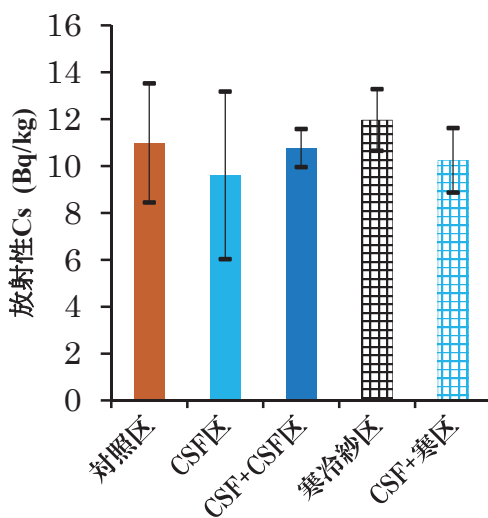


図4 処置後17ヶ月のほだ木中の放射性Cs濃度

表1 17ヶ月経過後のCSF及び試験区下部土壌中の放射性Cs

(Bq/m ²)						
調査試料	CSF (n=3)			土壌 (n=5)		
放射性Cs	134	137	計	134	137	計
平均 (Bq/m ²)	6,800	28,863	35,663	4,573	21,721	26,294

CSFは平成27年10月9日採取、平成27年10月16-20日測定

土壌試料採取：平成27年12月18日採取、平成28年1月6-12日測定

15 カリウム化合物の利用による放射性セシウム吸収抑制試験

全国食用きのこ種菌協会 福井 陸夫

栃木県林業センター 杉本 恵里子、大橋 洋二、石川 洋一

要 旨

平成25～28年度

放射性セシウム濃度50～150Bq/kg程度のほだ木を用いたKCl試薬溶液（0.1及び1.0%区）へのほだ木浸漬は、子実体中の放射性Csを低減したが、1.0%区では子実体収量が減少した。KCl、K₂SO₄ 肥料を使用した試験では、50Bq/kg程度の原木を用いた場合、子実体中の放射性Cs濃度はKCl、K₂SO₄区ともに30%程度低減される傾向にあった。

目的

原木シイタケ施設栽培において、カリウム化合物の利用によるシイタケの放射性Cs吸収抑制効果について検討をおこなう。

先に各カリウム塩のシイタケ菌に対する影響を寒天培養基上で調査し、栽培で使用するカリウム塩を肥料として多く使用されている、KClとK₂SO₄に絞って試験を実施した。

試験材料及び方法

カリウム塩試薬を用いた試験

2012年春植菌のほだ木（放射性Cs濃度50～150Bq/kg）を用い、2014年6月にKCl（試薬）水溶液に24時間浸漬し、ガラス温室で子実体を発生させた。子実体採取後は1～2ヶ月間同温室内で休養し、同様の浸漬を繰り返し3回実施した。KClの濃度は、1.0%及び0.1%とし、対照区は井戸水に浸水した。

カリウム塩肥料を用いた試験

2015年伐採の原木[放射性Cs濃度平均220Bq/kgの原木（参考）及び放射性Cs濃度平均40Bq/kgの原木]を用い、同年春に植菌したほだ木を使用した。KCl及びK₂SO₄肥料を試薬試験と同様に水溶液とし、浸漬し発生を試みた。

子実体中の放射性Cs濃度の測定

Ge半導体検出器により測定した。

試験結果

カリウム塩試薬を用いた試験結果

1回目から3回目までのK塩溶液浸漬後の子実体

中の放射性Cs濃度はKCl,0.1%区、1.0%区ともに低減された（図1）。一方、KCl,1.0%区では子実体の収量は低下した（図2）。

カリウム塩肥料を用いた試験結果

2016年5月及び10月にほだ木浸漬した子実体中の放射性Cs濃度は、K₂SO₄ 肥料0.1%区は対照区と比較して有意に減少した（図3）。一方、KCl区では有意差はないものの、KCl0.1%区は対照区より放射性Cs濃度が低下する傾向にあった（図4）。

まとめ

50Bq/kg 程度の原木については、カリウム塩水溶液に浸漬することで、子実体中の放射性Cs濃度を3割程度低減できる可能性がある。

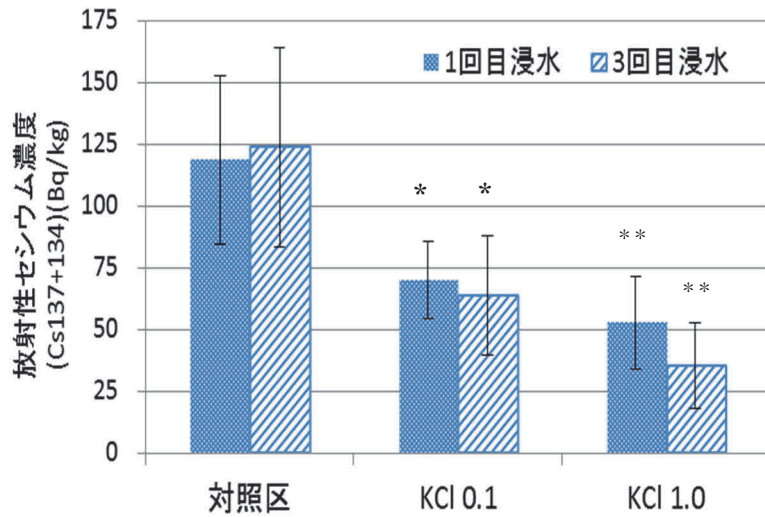


図1 子実体中の放射性 Cs 濃度

Tukey, * ; $p < 0.05$, ** ; $p < 0.01$

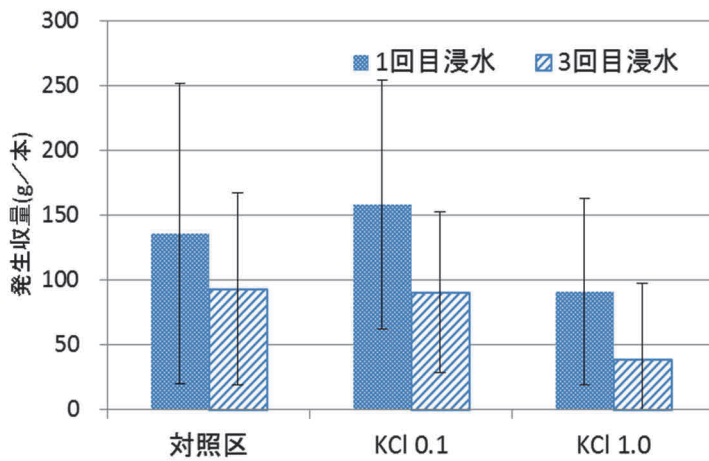


図2 子実体の発生収量（ほだ木毎）

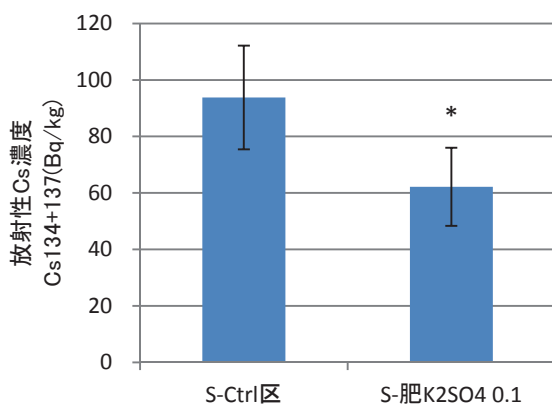


図3 子実体中の放射性 Cs 濃度
(S 市、10 月)

Tukey, * ; $p < 0.05$

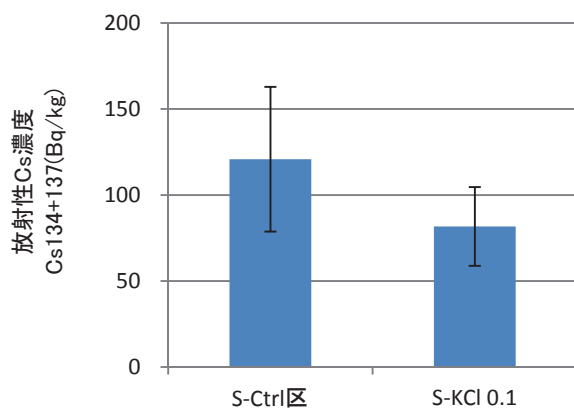


図4 子実体中の放射性 Cs 濃度
(S 市、5 月)

15-2 カリウム化合物の利用による放射性セシウム吸収抑制試験

全国食用きのこ種菌協会 福井 陸夫
 栃木県林業センター 杉本 恵里子

要 旨

平成29年度

初年度（2014年）の試験では50-150Bq/kg程度の原木を用いたKCl試験溶液（0.1及び1.0%区）へのほだ木浸漬は、子実体中の放射性Csを低減したが、KCl、 K_2SO_4 肥料を使用した2年目（2015年）の試験では3回浸漬を繰り返しても、子実体への放射性Cs吸収抑制効果はなかった。3年目（2016年）の試験について、ほだ木汚染度別に同様の試験を実施したが、S市原木（50Bq/kg程度）のほだ木を用いた場合、子実体中の放射性Cs濃度はKCl、 K_2SO_4 区ともに30%程度低減される傾向にあった。4年目（2017年）の試験では、50Bq/kg、200Bq/kgのいずれのほだ木もカリウム溶液の浸水による子実体放射性Csの移行抑制効果は確認できなかった。したがって、カリウム塩（KCl及び K_2SO_4 ）水溶液への浸漬は、生産現場で普及を進めていくほどの効果は得られないと判断する。

目的

原木シイタケ施設栽培において、カリウム化合物の利用によるシイタケの放射性Cs吸収抑制効果について検討をおこなう。硫酸カリウム肥料を用い、0.223%溶液へのほだ木の浸水試験を行い、放射性Cs吸収抑制効果について継続調査を行う。KClについては、薬品0.1%溶液浸漬に効果がみられたため、肥料溶液中のカリウム分が薬品KCl溶液と同程度になるよう調整した。

試験材料及び方法

調査地

栃木県林業センター内で実施した。センター内浸水層で浸漬作業を行った後、ガラス室内に伏せ込み子実体を採取した。

2017年試験

栃木県Y市及びS市において採取したコナラ原木（非破壊検査装置を用いて測定、Y市原木平均220Bq/kg、S市原木平均40Bq/kg程度であった。2017年7月と10月に、2回浸水操作を行ったが、7月の浸水は全体的に発生不良であったため、10月の浸水試験について、調査をおこなった。

子実体はほだ木毎に採取し、Ge半導体検出器を用い測定した。ほだ木については、樹皮、辺材及び心材に分解し、カリウム全量と安定セシウム量（Cs133）を測定した。カリウム量はフレーム原子吸光法で分析し、Cs133については、ICP-MS法で測定した。

試験結果

子実体の放射性Cs濃度の低減効果

試験区毎の子実体の放射性Cs濃度を図1、図2に示した。S市産原木、Y市産原木を用いた試験区とも、対照区と K_2SO_4 区の子実体中放射性Cs濃度に

差はみられなかった。なお、非破壊検査装置で測定したS市、Y市のほだ木についても、対照区ほだ木と K_2SO_4 浸漬ほだ木の間でもほだ木の放射性Cs濃度に差はみられなかった。

子実体中の放射性Csと放射性Kの関係性

子実体中にK40が検出された検体について、放射性Cs濃度（Cs134+137）とK40の関係を図3、4に示した。S市産の原木を用いた試験区については、放射性Cs濃度と放射性K濃度の間に有意な正の相関がみられた。このことは、子実体中にKが十分に存在しても、Csも同様に吸収していることを示唆し、K溶液による吸収抑制効果がみられない要因と考えられた。一方、Y市産原木を用いた試験区では相関関係はみられなかった。

ほだ木及び子実体のカリウム量とCs133量との関係

ほだ木全体及びほだ木辺材部のK量と、子実体のCs133量の関係を図5、6に示した。対照区について検体数は少ないものの、ほだ木全体及び辺材中のカリウム量と、子実体のCs133量との間には、高い相関がみられた。一方、 K_2SO_4 区では相関関係はみられなかった。

まとめ

ほだ木の放射性Cs濃度50Bq/kg程度、200Bq/kg程度いずれの原木についても、K溶液の浸漬による子実体への放射性Cs移行抑制効果は確認できなかった。ほだ木の放射性Cs濃度50Bq/kgについては、子実体中の放射性Cs濃度と放射性K濃度の間に正の相関が見られた。一方、200Bq/kgほだ木では相関はみられなかった。K溶液を用いた子実体への放射性Cs移行抑制効果については、一定の傾向がみられず、原木栽培で、K塩溶液を使用している放射性Cs抑制効果は期待できない。

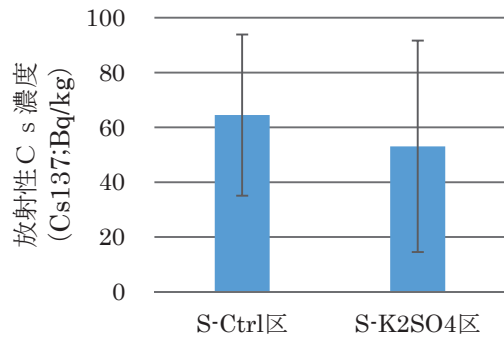


図1 子実体の放射性 Cs 濃度 (S 市)

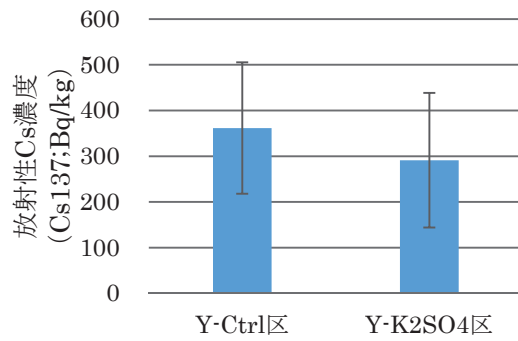


図2 子実体の放射性 Cs 濃度 (Y 市)

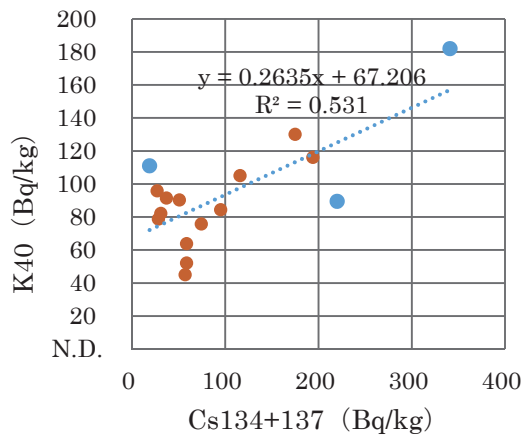


図3 子実体中の Cs 濃度と K 濃度
(●S-Ctrl 区・●S-K₂SO₄ 区)

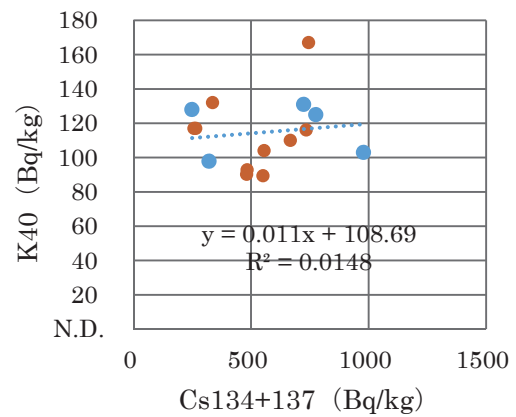


図4 子実体中の Cs 濃度と K 濃度
(●Y-Ctrl 区・●Y-K₂SO₄ 区)

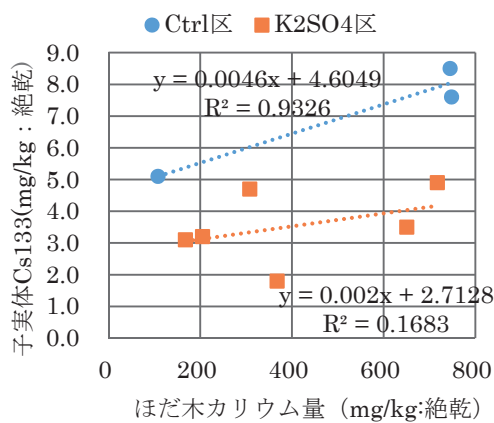


図5 ほだ木全体の K 量と子実体 Cs133 量

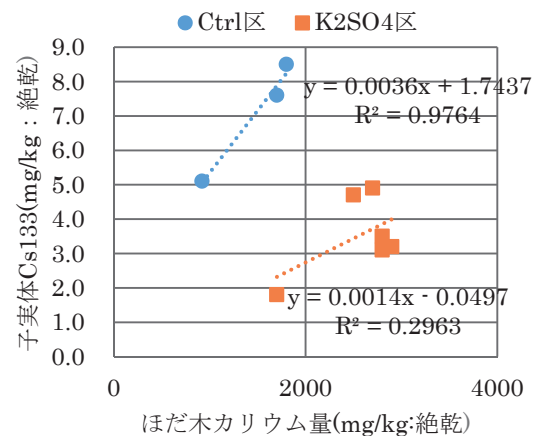


図6 ほだ木辺材の K 量と子実体の Cs133 量

16 フェロシアン化鉄を利用した放射性セシウム吸収抑制試験

全国食用きのこ種菌協会 福井 陸夫

栃木県林業センター 大橋 洋二、杉本 恵里子

要 旨

平成 25～27 年度

放射性Cs濃度500Bq/kg以上の原木については、PB分散液に浸漬すると子実体中の放射性Cs濃度は低減されるものの、食品基準(100Bq/kg)を大きく下回ることにはなかった。一方、250Bq/kg程度の原木をPBナノ分散液に浸漬した場合は、子実体中の放射性Cs濃度は50Bq/kg以下となった。また、PB分散液浸漬原木から発生した子実体には、石突部の一部に青色色素が付着していたが、PBナノ分散液浸漬原木から発生した子実体では色素の付着は見られなかった。試験結果からPBナノ分散液を放射性Cs汚染原木に浸漬処理することは、子実体中の放射性Csを減少させることが明らかとなった。

目的

伐採した原木を極めて高いセシウム(以下Cs)吸着特性を持つフェロシアン化鉄(プルシアンブルー(PB分散液))及びプルシアンブルーナノ(PBナノ分散液)に浸漬することで、汚染原木から発生する子実体の放射性Cs低減効果を検証する。

試験結果

低汚染原木を用いたプルシアンブルーナノ分散液浸漬試験

2014年初夏に栃木県Y地区原木放射性Cs濃度平均257.8Bq/kg、S地区原木放射性Cs平均62.4Bq/kgの原木を使用し、プルシアンブルーナノ分散液(0.1%、0.5%)に浸漬した。

夏季の散水や降雨により晒されたほだ木表面の色素は11月には流出したが、ほだ木裏面は色素が残っていた(図1)。

2016年春に発生した子実体中の放射性Cs濃度について調査した結果、Y地区の無処理子実体 103 ± 31.1 Bq/kgに比較し、プルシアンブルーナノ分散液0.1%処理区子実体は 35.25 ± 8.3 Bq/kg、0.5%処理区は 26 ± 17 Bq/kgであり、高度に有意差が認められた($p < 0.01$)。

S地区では無処理区子実体中の放射性Cs濃度は 51.6 ± 22.1 Bq/kgに対し、プルシアンブルーナノ分散液0.1%処理区は 33.5 ± 19.5 Bq/kgで有意差は認められなかった。一方、0.5%処理区子実体中の放射性Cs濃度は 17.6 ± 11.3 Bq/kgとなり、無処理区と比較し高度に有意差が認められた($p < 0.01$)(図2)。

この結果、プルシアンブルーナノ分散液を原木に処理することにより、子実体中の放射性Cs濃度を減少させることが明らかとなった。さらに、当該試験は子実体や石突部への青色色素の付着は認め

られなかった。

PB分散液を使用した試験

栃木県N地区産の550Bq/kgから790Bq/kgの直径7.5cmから10cmの原木を用いて、PB分散液に浸漬した。原木はPBの濃度に比例して色が濃く染まった。浸漬後の断面(図3、4)では、内樹皮や木質部までは着色されず、外樹皮の着色に限られた。子実体の収穫は2013年秋、2014年春及び2015年春におこなった。収穫した子実体の放射性Cs濃度を図5に示した。この結果、原木を浸漬したPB濃度が増加するとともに、発生した子実体の放射性Cs濃度が低下する傾向が見られた。経年とともに子実体中の放射性Cs濃度は低くなること、対照区と比較して0.1%区よりも0.5%区の放射性Cs抑制効果が高かった。

しかしながら、0.5%PB分散液浸漬区で2年半経過の子実体中の放射性Cs平均値が94Bq/kgとなったのみであり、500Bq/kg以上の原木でのPB使用は困難であることが判明した。

子実体への青色着色は調査の結果、0.1%区、0.5%区ともに石突の一部に青色色素が付着していた(全子実体の12%)。

まとめと今後の課題

2014年時点での原木の放射性Cs濃度が250Bq/kg以下であれば、プルシアンブルーナノ分散液による浸漬により、子実体中の放射性Cs濃度は50Bq/kg以下となるが見込める。



図1 PB ナノ分散液流出部分 0.5%浸漬区

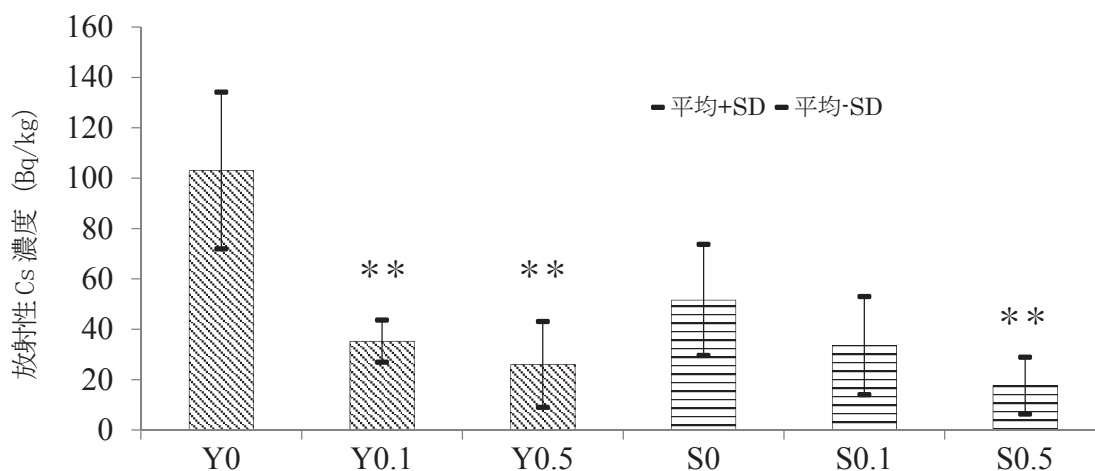


図2 PB ナノ分散液浸漬ほだ木から発生した子実体中の放射性Cs濃度 (Bq/kg) Y:Y地区、S:S地区

0:無処理区、0.1:PB ナノ分散液0.1%区、0.5:PB ナノ分散液0.5%区 多重比較 Tukey-Kramer、

** $P < 0.01$

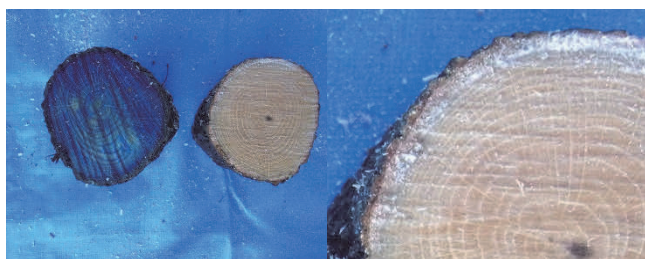


図3 0.1%浸漬原木の切断面

左:木口面、中央:切断面、右:切断面拡大

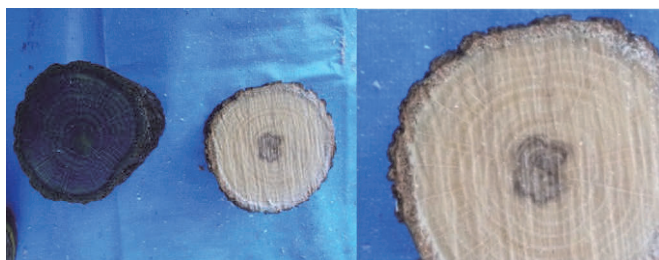
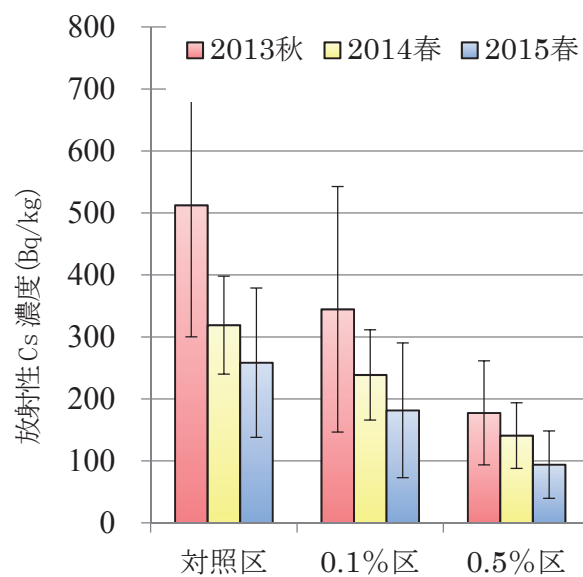


図4 0.5%浸漬原木の切断面

左:木口面、中央:切断面、右:切断面拡大



多重比較 Tukey-Kramer 棒線はSD

図5 収穫期別の子実体中の放射性Cs濃度

17 放射性物質低減のための原木きのこ栽培管理

(国研) 森林研究・整備機構 森林総合研究所 九州支所 関谷 敦

要 旨

平成24～28年度

福島原発事故に伴い原木きのこの出荷制限が6県の市町村で指定された。出荷制限解除の要件の1つとして、収穫物であるきのこが基準値（100Bq/kg）を確実に超えない栽培管理が求められた。原木きのこの栽培管理として、平成24年「放射性物質低減のための原木きのこ生産工程管理」を構築した。これを参考に、平成25年林野庁は「放射性物質低減のための原木きのこ栽培管理に関するガイドライン」を公表した。同年生産工程管理をガイドラインに整合するように、「放射性物質低減のための原木きのこ栽培管理」を作成した。原木購入の際に注意すべき点、廃ほだ木の処理方法、補足説明、参考文献などガイドラインにない内容も掲載した。

放射性物質低減のための原木きのこ生産工程管理 (中間とりまとめ)

平成23年福島原発事故に伴い原木きのこの出荷制限が岩手県、宮城県、福島県、栃木県、茨城県、千葉県の市町村で指定された。出荷制限解除の要件の1つとして、収穫物であるきのこが基準値（100Bq/kg）を確実に超えない栽培管理が求められた。

そこで、平成24年基準値を確実に超えないだけでなく、より一層の低減を目指した、原木きのこの生産工程管理の構築を行った。生産工程管理は、原木・ほだ木の管理、栽培工程の管理がある。すでに平成23年きのこ原木・ほだ木の当面の指標値は50Bq/kgと定められていたため、原木・ほだ木の管理は指標値以下にする取組とした。栽培工程の管理は、放射性物質を低減させる可能性がある取組を網羅した。また、露地栽培はほぼ全工程野外で行っているが、施設栽培は生産者により施設の利用状況が工程毎に異なることより、露地栽培用生産工程管理、施設栽培用生産工程管理とはせず、工程毎に野外・施設別に取組むこととし、生産者の実態に合わせて工程を取捨選択できることにした。以上より構築されたのが「放射線物質低減のための原木きのこ生産工程管理（中間とりまとめ）」（平成24年12月）である。

放射性物質低減のための原木きのこ栽培管理に関するガイドライン

上述の「中間とりまとめ」後、寄せられた意見等を踏まえ「中間とりまとめ」を修正した。これを参

考にして、平成25年10月林野庁は放射性物質低減のための原木きのこ栽培管理に関するガイドライン（以下、ガイドライン）を公表した。以後、出荷制限解除のための栽培管理として、このガイドラインに沿って取組むことが必須となった。

放射性物質低減のための原木きのこ栽培管理

「放射性物質低減のための原木きのこ栽培管理」（以下、原木きのこ栽培管理）（平成25年11月）はガイドラインに整合するよう中間とりまとめを修正改訂したものである（図1、表1）。さらに、ガイドラインは放射性物質低減のための栽培管理に限っているが、原木きのこ栽培管理は、福島原発事故で汚染されていない原木購入の際に注意すべき点（ハラアコブカミキリ、ナラ枯れ）、廃ほだ木の処理の仕方などを加えている。また、具体的な取り組みを補強する補足説明や参考文献も記載した。

また、実証試験などにより新たな知見があれば、「原木きのこ栽培管理」を修正すべきであることから、平成28年3月、平成29年3月に、新たな知見、県の意見等を踏まえ一部を修正した。

なお、原木きのこ栽培管理（最新版）を日本特用林産振興会webに掲載を予定している。

表1 放射性物質を低減する原木きのこ栽培管理 (1 ページ目一部抜粋)

赤字:必須工程、黒字:重要工程				
大番号	中番号	工程	目的	取組事項 具体的な取組
①	1	原林木の選定、 立木の扱いおよび 原木の管理	原林木・分析用立木の選定	指標値以下の原林木の把握 ・自ら分析を行い、把握する ・非破壊試験器によるスクリーニング検査を行う ・県に問い合わせ確認する ・文部科学省の航空機モニタリングによる汚染度マップを活用する
	2			好ましい伐採単位の決め方 ・分析値のバラツキを少なくするため、地域の実情にあった可能な限り小さな面積とし、例えばロットを一山単位(約1ha)の考えもある
	3			分析用立木の選定方法 ・空間線量の高い箇所から立木を選定する ・玉切り後、径級が細い原木を分析試料とするのが望ましい
①	4	原林木の選定、 立木の扱いおよび 原木の管理	分析した立木を3区分(セシウム134,137合計50ベクレル/kg以下、50ベクレル/kg超100ベクレル/kg以下、100ベクレル/kg超)に分類し、区分毎の原林木の取扱	指標値(50ベクレル/kg)以下の立木 ・指標値以下の原林木である。伐採し、原木として使用できる
	5			50ベクレル/kg超100ベクレル/kg以下の立木 ・50ベクレル/kg超100ベクレル/kg以下の原林木である。 ・望ましくは伐採せず、原木として使用しない。 ・やむなく伐採し、原木として使用する場合は、伐採時の都道府県で使 用し、ロット管理する。
	6			100ベクレル/kg超の立木 ・100ベクレル/kg超の原林木である。 ・伐採を行わず、原木として使用できない(ただし、200ベクレル/kg以下であれば菌床用おが粉としては使用できる)
	7	原林木の選定、 立木の扱いおよび 原木の管理	指標値(50ベクレル/kg)以下の原木の確保	非破壊検査器によるスクリーニング ・非破壊試験器によるスクリーニングを行い、指標値以下原木を確保する
	8		原木の放射性物質の付着防止	原木の管理方法 ・植菌前の原木が野外に置かれている場合は粉塵、土、腐植層など付着、接触しないように、原木をブロックなどに置き、シートで覆う
	9		体内への放射性物質の取込み防止	作業時の服装 ・放射性物質の粉塵を防ぐ服装をする
	10			作業終了後、体の裸出部分洗浄 ・手足、顔など裸出部分を石けんなどで洗浄する
	11		使用機械等の放射性物質量の低減	使用機械、機材の洗浄 ・使用した機械、機材は使用後に洗浄し、放射性物質が付着しないように保管する
	12		放射性物質汚染物の処分	放射性物質汚染物としての処分 ・処分場への処分 ・処分場が決まっていない場合、所有地において仮置き場を設置し、まとめて保管する。その際、シートなど被せる
	13		トレーサビリティ対応	作業活動の記録、保存 ・生しいたけ栽培は3年間、乾しいたけ栽培は5年間の記録、保存が望ましい。しいたけ以外のきのこは発生年数を考慮して記録、保存期間を設定する

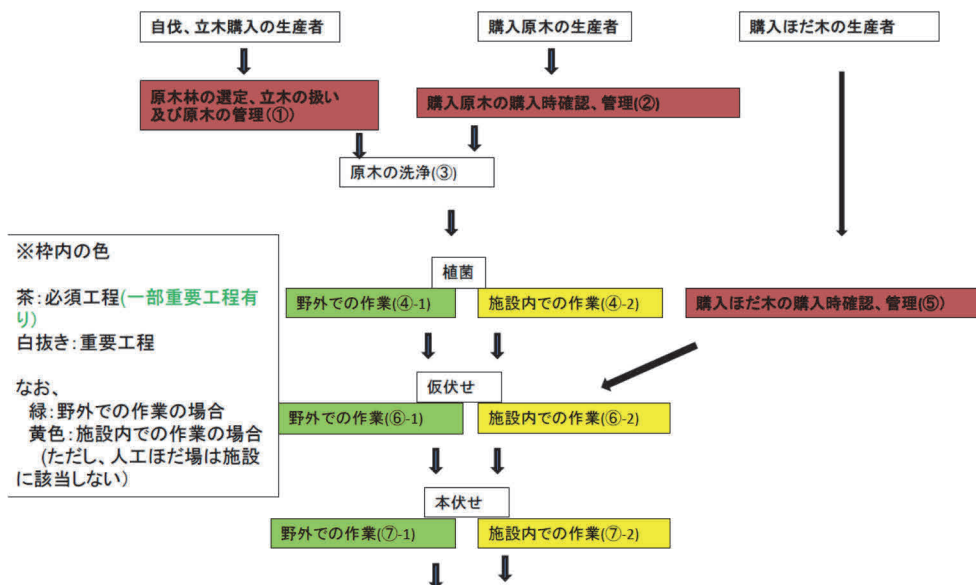


図1 放射性物質低減のための原木きのこ栽培管理フローチャート (1ページ目)

18 原木きのこ栽培管理に関する解説書の作成

(国研) 森林研究・整備機構 森林総合研究所 九州支所 関谷 敦

要 旨

平成25～28年度

特用林産物安全供給推進復興事業においては、安全な原木きのこの栽培方法の検討を行うとともにその普及を図ることにしている。このため普及の一環として、解説書を作成している。解説書は放射性物質を低減する原木きのこ栽培管理を行う上で必要な情報を、行政担当者のみならず生産者に対してもできるだけわかりやすく解説した資料集である。時間の経過とともに情報は変わるので、平成25年度から毎年作成している。

解説書とは

放射性物質を低減する原木きのこ栽培管理を行う上で、必要な情報をできるだけわかりやすく解説した資料である。わかりやすくするため、1枚毎に完結し、上は図表を、下はその説明をしている(図1参照)。

放射性物質低減のための原木きのこ栽培管理に関する解説書を作成する意義

特用林産物安全供給推進復興事業においては、安全な原木きのこの栽培方法の検討を行うとともにその普及を図ることにしている。そのため普及の一環として、解説書を作成している。放射性物質を低減する原木きのこ栽培管理を行う上で、必要な情報の多くは行政担当者向けが多いなかで、特に生産者に対してかみ砕いて提供する資料集とした。

なぜ解説書を毎年改訂するのか

物理的半減期により放射性物質は減少すること、放射性物質は時間の経過とともに移動することより、同じ試験を行っても行う年度が異なれば異なる結果も想定される。例えば、平成23年の事故直後の原木は樹皮表面が放射性物質で汚染され

ており、高圧洗浄によりそれを洗い流すことができたが、時間の経過とともに、高圧洗浄しても原木濃度が減少しにくくなり、高圧洗浄の効果が減少した。そこで、平成25年の解説書には高圧洗浄の有効性を記載したが、平成28年には洗浄効果の減少を記載した。このように、ある時点での最新情報を提供するためには、毎年度更新を行う必要があり、これまで、平成25・26・27・28年度版を作成した。

なお、解説書(平成28年版)を日本特用林産振興会webに掲載を予定している。

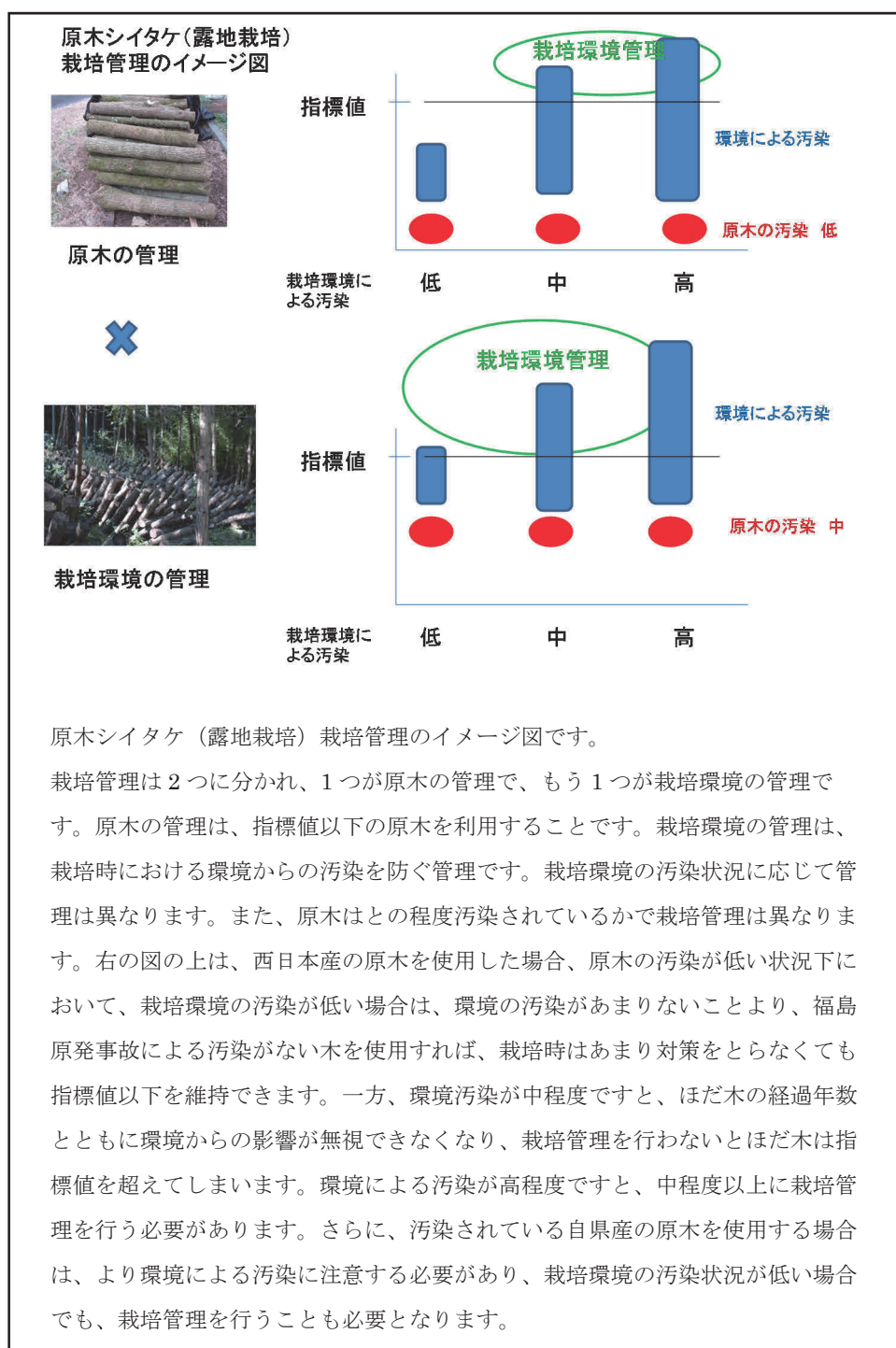


図 1 解説書の一例

19 安全な原木きのこ栽培管理の普及

(国研) 森林研究・整備機構 森林総合研究所 九州支所 関谷 敦

要 旨

平成25～28年度

「放射性物質低減のための原木きのこ栽培管理に関するガイドライン」や関連知見を生産者、関係団体、関係行政関係者に理解してもらうことは安全なきのこを生産する上で必要である。毎年新たな情報が数多く提供される中で、低減のために必要な最新の情報を取捨選択して毎年提供していく必要がある。そのため、平成25年度は意見交換会、巡回説明会を、平成26年度は意見交換会を、平成27年度は技術交流会、説明会を平成28年度は技術交流会、意見交換会を開催し、安全な原木きのこ栽培管理について普及した。

安全なきのこ原木栽培管理の普及

平成25年11月林野庁が公表した「放射性物質低減のための原木きのこ栽培管理に関するガイドライン」や関連知見を生産者、関係団体、関係行政関係者に理解してもらうことは安全なきのこを生産する上で大切である。また、毎年新たな情報が数多く提供される中で、低減のために必要な最新の情報を取捨選択して普及していくことが肝要である。普及は平成25年度から行った。

平成25年度

意見交換会の開催

「放射性物質低減のための原木きのこ栽培管理に関するガイドライン」が公表されたことにより、平成25年11月、東京で業界担当者、行政担当者向けに、ガイドラインや関連する技術情報、出荷制限解除の取組みについて理解してもらうために、東京で意見交換会を開催した。

巡回説明会の開催

11、12月、宮城県、栃木県、茨城県、群馬県で主に生産者、行政担当者に各県の実情に合わせた内容で、巡回説明会を実施した。

平成26年度

意見交換会の開催

12月、東京において、出荷制限解除の取組みと課題について、出荷制限解除を行った岩手県、宮城県、福島県、栃木県、千葉県の出荷制限解除の取組みと課題について説明してもらい、業

界関係者、行政担当者と意見交換した。

平成27年度

技術交流会の開催

9月、放射性物質低減のための原木きのこ栽培技術に関する新たな知見の講演を業界関係者、行政担当者に行い、意見交換した。

説明会の開催

1月、ガイドラインの実施状況について、県担当者との意見交換した。

平成28年度

技術交流会の開催

9月、非破壊検査を利用したきのこ原木の検査に関する情報や放射性物質低減のための原木きのこ栽培マニュアルを公表している栃木県、千葉県の内容について業界関係者、行政担当者と意見交換した。

意見交換会の開催

1月、東京において、出荷制限解除の取組みと課題について、出荷制限解除を行った岩手県、宮城県、福島県、茨城県、千葉県の担当者に説明してもらい、業界関係者、行政担当者と意見交換した。

表1 普及を行った会の名称と参加人数

年度	会の名称	人数	開催日	開催場所
25	意見交換会	36	25年11月12日	KKRホテル東京
	巡回説明会（宮城県）	166	25年11月19日	宮城県大崎合同庁舎及び 柴田町船迫生涯学習センター
	巡回説明会（栃木県）	107	25年11月28日	栃木県総合文化センター
	巡回説明会（群馬県）	100	25年11月29日	群馬県JAビル
	巡回説明会（茨城県）	116	25年12月2日	茨城県市町村会館
26	意見交換会	36	26年12月18日	KKRホテル東京
27	技術交流会	56	27年9月11日	KKRホテル東京
	説明会	17	28年1月28日	KKRホテル東京
28	技術交流会	38	28年9月13日	KKRホテル東京
	意見交換会	39	29年1月23日	KKRホテル東京
	合計	711		



巡回説明会（宮城県大崎合同庁舎）25. 11. 19



巡回説明会（群馬県）25. 11. 29



技術交流会（KKR ホテル東京）27. 9. 11



意見交換会（KKR ホテル東京）29. 1. 23

20 栽培管理の実証 ―ほだ場内における汚染状況の把握―

群馬県林業試験場 坂田 春生

要 旨

平成26～28年度

環境による汚染の影響が異なる群馬県内 2 箇所の林内ほだ場において、土壌等からの汚染を排除する資材の組合せにより試験区を設定し、福島原発事故で汚染されていないほだ木を設置して経時的に回収したほだ木の放射性物質濃度の測定を行い、汚染状況を把握する試験を2014年から2か年行った。空間線量率が0.05 μ Sv/h程度（2014年8月現在）の調査地 A においては、2年経過しても非汚染ほだ木を使用さえすれば環境による汚染を考慮しなくてもよいことが明らかになった。一方、空間線量率が0.20 μ Sv/h程度の調査地 B においては、環境による無視できない汚染があり、被覆材及び敷設材の併用によりほだ木の汚染を低減できることが明らかになった。

目的

安全な原木きのこを栽培するため、放射性物質の低減に必要と考えられる取組を実施しているところであり、各取組の実効性を高めるためほだ場環境の汚染メカニズムの科学的な解明を行う。

調査方法

放射性物質汚染の影響が異なる県内の 2 箇所のスギ林内ほだ場（調査地 A、B）において、土壌及び土壌以外からの汚染を排除するため、ほだ木へのブルーシート敷設及びビニールシート被覆を組み合わせた試験区を設定した（表 1）。

2014年 8 月各試験区に大分県産クヌギほだ木（長さ105cm、径12cm内外、2013年春植菌）を15本ずつ設置し（図 1、2）、4 か月、1 年、2 年後に 5 本ずつ回収して、ゲルマニウム半導体検出器（キャンベラ社 GC-2520）で放射性物質濃度を測定した。平均濃度算出に当たり、N.Dは検出限界値の4とした。また、2年経過時のほだ木は樹皮、材別に測定し、既往報告の分布割合（樹皮：材=7：3）からほだ木全体の値を算定した。

また、適宜両調査地の空間線量率をNaIシンチレーションサーベイメータ（富士電機株式会社 NHC7）で測定した。

空間線量率は予測どおり減衰

ほだ木設置時（2014年8月）、4か月、1年、1年4か月及び2年経過時点における両調査地の空間線量率の実測値並びに設置時を100%とした減衰割

合の推移を図3に示す。

両調査地の空間線量率の実測値の減衰割合は、理論上の減衰値と比較して変動があるものの概ね予測どおり減衰していた。

空間線量率によりほだ場での対応は異なる

調査地別の回収ほだ木の放射性セシウム137濃度の推移を図4に示す。図中のエラーバーは標準偏差を表す。

空間線量率が0.05 μ Sv/h程度（2014年8月現在）の調査地 A においては、無処理を含むほとんどが検出限界値未満であった（図4左）。このため、福島原発事故で汚染されていないほだ木を使用することで環境による汚染を考慮しなくてもよいことが明らかになった。

一方、空間線量率が0.20 μ Sv/h程度の調査地 B においては、環境による無視できない汚染があるが、被覆材及び敷設材の両者の併用によってほだ木の放射性セシウム137濃度を低減できることが明らかになった（図4右）。

生産者への周知

今回の結果をもとに、汚染度の高い地域では、ほだ場環境からの汚染があるため、低減に必要と考えられる取組の重要性を生産者に改めて周知したい。

表 1 試験区の設定

試験区名	使用資材	使用目的
1-1	[敷設] ブルーシート (#3000, 1.8m×3.6m)	土壌からの汚染を排除
1-2	[被覆] ビニールシート (厚 0.01mm 二重)	土壌以外からの汚染を排除
1-3	[被覆] ビニールシート [敷設] ブルーシート	全ての汚染を排除
1-4	無処理	対照区



図1 設置状況 (全景)



図2 設置状況 (1-3区)

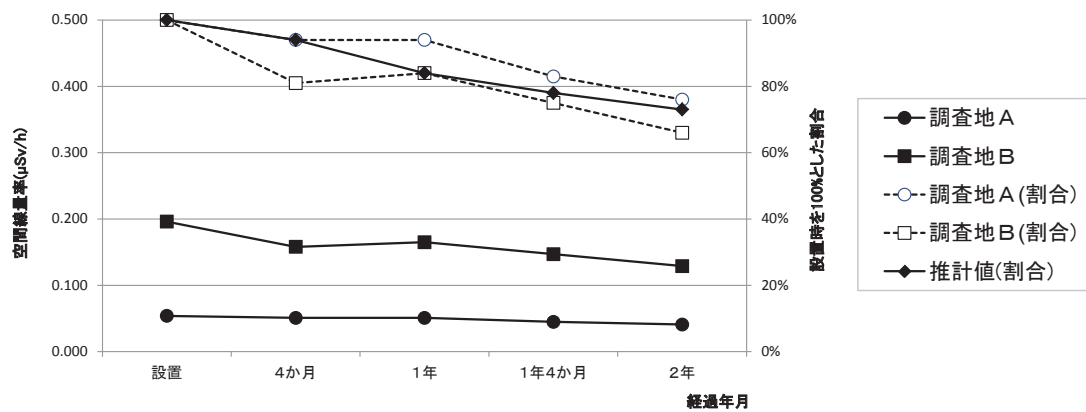


図3 空間線量率の推移

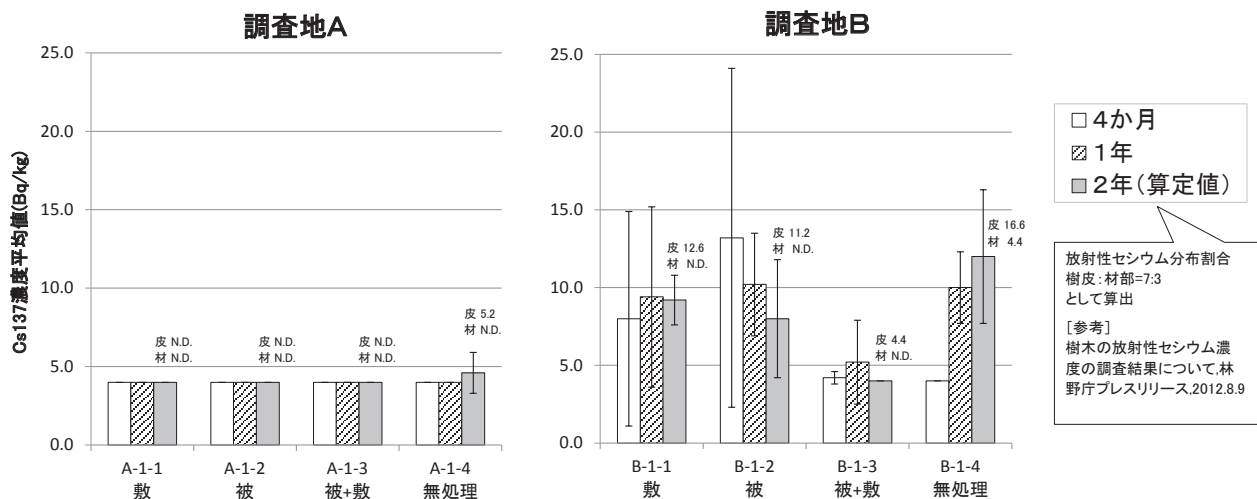


図 4 ほだ木のセシウム 137 濃度の推移

21 栽培管理の実証 ―各種資材による汚染の低減効果―

群馬県林業試験場 坂田 春生

要 旨

平成26～28年度

群馬県内の空間線量率が $0.20\mu\text{Sv/h}$ 程度（2014年8月現在）の林内ほだ場は、福島原発事故で汚染されていないほだ木を使用しても無視できない環境による汚染があることから、放射性物質を吸着する資材（フィルター、不織布）を使用して環境からの汚染低減効果を実証する試験を2014年から2か年行った。

その結果、資材の敷設と被覆との併用により低減効果が高まることが明らかになった。今回使用した資材はブルーシート、ビニールシートより通気・透水性の利点があるが、不織布を被覆材として使用する場合は耐久性に問題があった。

目的

「ほだ場内の汚染状況の把握に関する実証」（以下 状況把握実証）により、原木シイタケ栽培管理について、空間線量率が $0.05\mu\text{Sv/h}$ 程度（2014年8月現在）の試験地Aは、福島原発事故で汚染されていないほだ木を使用することで環境による汚染を考慮しなくてもよいことが明らかになった。一方、空間線量率が $0.20\mu\text{Sv/h}$ 程度の試験地Bは、環境による無視できない汚染があるが、敷設材及び被覆材のどちらかの使用、とりわけ両者の併用によってほだ木の放射性セシウム137濃度を低減できることが明らかになった。そこで、本研究は試験地Bにおいて、被覆材及び敷設材の種類を変えて試験を行った。

調査方法

状況把握実証と同じ試験地Bにおいて、市販の放射性物質吸着資材を使用して試験を実施した（表1）。試験区の設置状況を図1～4に示す。試験ほだ木、放射性物質濃度の分析方法等は状況把握実証と同様である。

敷設材及び被覆材の併用で低減効果大

調査地別の回収ほだ木の放射性セシウム137濃度の推移を図5に示す。なお、図中のエラーバーは標準偏差を表す。

敷設材のみの2-1、2-2区、無処理の2-4区は経時とともにほだ木濃度が増加する傾向が見られた。一方、敷設材及び被覆材併用の2-3区は無処理区と比較して有意に低い値であった（Tukey-Kramerの多重比較）。状況把握実証でも同様な結

果であったが、状況把握実証で使用した敷設材、被覆材はそれぞれブルーシート、ビニールシートであるのに対し、本試験は放射性物質吸着材を含んだフィルター、不織布であり、前者と比較して通気・透水性に優る資材である。

今回、収穫量調査を行っていないが、通気・透水性資材の方が収穫量は良好であると推測される。

子実体への環境による影響

2015,2016年の春に、各試験区のほだ木毎に収穫したシイタケ子実体の放射性セシウム137濃度を測定した。資材利用による子実体濃度低減効果は明確にわからなかった。

しかし、どの試験区でも2015年より2016年の子実体の方が濃度が高くなり、注意が必要と思われる。

今後の課題

敷設材として使用するフィルター、不織布は交換しなかったが、被覆材として使用する不織布は、2年間で2～3回交換を要した（表1）。これは、落枝による穴あきや、湿潤による強度低化を端緒とする破損によるものであった（図6）。今後耐久性を高める被覆方法や代替資材の検討が必要である。

今回の結果から、本県内の高汚染度のほだ場においては、非汚染ほだ木の使用はもとより、被覆材及び敷設材を併用した低減対策が有効であることがわかった。これは、原木シイタケ栽培管理指導のうえで重要な知見であり、行政や普及指導部門への周知を図りたい。

表1 試験区の設定

試験区名	使用資材
2-1	[敷設] プルシアンブルーフィルター (セシウムソーブフィルターPB100-5 大日精化工業(株))
2-2	[敷設] ゼオライト不織布 (TT-除染シート SC1-B 特殊東海製紙(株))
2-3	[被覆] ①プルシアンブルー類似体不織布 (五大力 PBA1 小津産業(株))
	②ゼオライト不織布 (ジークライト(株))
	③プルシアンブルー不織布 (試供品)
2-4	[敷設] プルシアンブルーフィルター
2-4	無処理 対照区



図1 設置状況 (全景)



図2 設置状況 (2-1区)



図3 設置状況 (2-2区)



図4 設置状況 (2-3区)

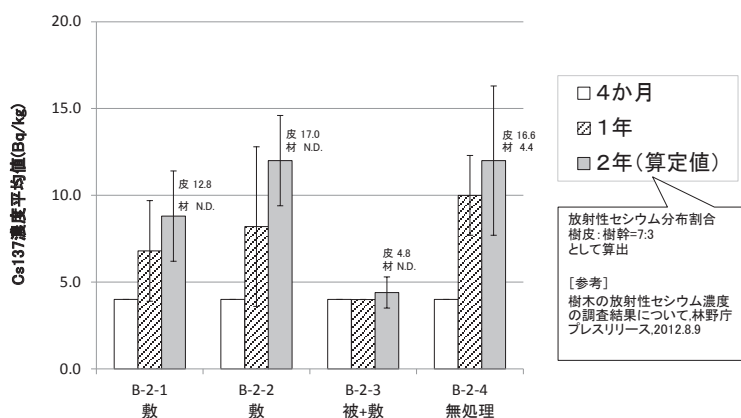


図5 ほだ木セシウム137濃度の推移



図6 豪雨直後の被覆材状況 (2-3区)

22 栽培管理の実証 ―ブルーシートが収穫量に与える影響―

(国研) 森林研究・整備機構 森林総合研究所 九州支所 関谷 敦

要 旨

平成26～28年度

ブルーシートを地面に敷くことにより、地面からの放射性物質の移行を防ぐ効果が期待される。一方、地面からほだ木への水分の移動が遮断されるため、シイタケの発生量が減少することも想定されることより、ブルーシートの有無が発生量に与える影響について調査した。その結果、ブルーシートはシイタケの発生量、個数に影響を及ぼさないことが明らかになった。その理由として、試験地は平たん地であったため、ブルーシートに水が溜まり、その水がほだ木に供給されることが想定された。

目的

ブルーシートを地面に敷くことにより、地面からの放射性物質の移行を防ぐ効果が期待される。一方、地面からほだ木への水分の移動を遮断されるため、発生量が減少することも想定される。しかし、実際にブルーシートを敷くことによる発生量の調査を行っている事例がないため、今回、発生量調査を行った。

試験方法

試験場所は、森林総合研究所九州支所内（熊本市）の平地の人工ほだ場（写真1）内とした。使用ほだ木は、大分県産クヌギに平成25年植菌（品種：森産業ゆう次郎）し、仮伏せ、本伏せした2年ほだ木である。なお、ゆう次郎は春発生型の低中温性品種である。ほだ木の中央直径は最小6cm、最大16cm、平均12.7cmで、長さは1.05mであった。平成26年10月8日ホダ場にブルーシート（品番#3000、横1.5m×縦2.5m）を敷き、その上に購入ほだ木を合掌で組んだ区（ブルーシート区）およびブルーシートを敷かない区（対照区）を設置した（写真2）。ブルーシート区はほだ木20本、対照区は19本使用した。

結果

平成26年度ブルーシート区、対照区のそれぞれの平均値は42.7 kg/m³、46.2kg/m³で、平成27年度それぞれの平均値は30.9kg/m³、25.7kg/m³で、平成28年度ブルーシート区、対照区のそれぞれの平均値は1.3kg/m³、2.7kg/m³で、全期間合計はそれぞれ75.0kg/m³、74.5kg/m³であった（図1）。どの年度も統計的に有意差はなかった。

28年度の収穫量は両区ともに少なかった理由として、平成28年4月に熊本地震があり、ほだ木は地面に倒れ、しばらくそのままの状態にしたことより、害菌（カワラタケ）が発生したことが収穫量に影響したと考えられた。

全期間の収穫量において両区の有意差がなかった理由として考えられるのは、ブルーシートは水を通さないが、平坦地の場合、雨が降るとブルーシートに水が溜まり（写真4）、その水がほだ木に供給されていることが想定された。

図2は全期間における各区の子実体の傘の大きさの個数を比較した。合計の個数ではそれぞれ両区ともに統計的な有意差はなかった。



写真1 人工ほだ場の外観



写真2 ほだ木設置状況



写真3 子実体発生状態



写真4 ブルーシートに雨水が溜まった状態

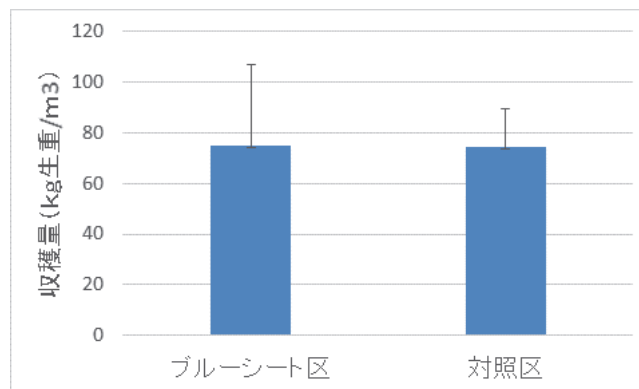


図1 全期間での試験区別収穫量

注：平均±標準偏差

ブルーシート区と対照区の間は5%水準で有意差なし

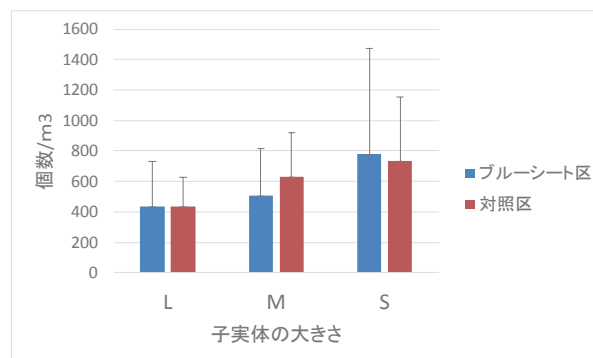


図2 全期間での試験区別個数

注：ブルーシート区と対照区の間は5%水準で有意差なし

23 きのご原木ぼう芽枝への放射性セシウム移行調査

(国研) 森林研究・整備機構 森林総合研究所 根田 仁

栃木県林業センター

杉本 恵里子

要 旨

平成25～28年度

安全なシイタケ原木を確保するため、きのご原木林でぼう芽更新した枝（コナラ）に含まれる放射性セシウムの濃度を測定し、今後の経年変化を予測することで、ぼう芽更新による原木林再生の効果を調査した。周囲の環境とぼう芽枝の放射性セシウム濃度の相関は高い。また、3年間でぼう芽枝の放射性セシウム濃度は低減しており、今後も続く可能性がある。今後、放射性セシウムのぼう芽枝への移行源を明らかにするとともに、本調査を継続していくことが重要である。

目的

安全なシイタケ原木を確保するため、きのご原木林でぼう芽更新した枝（コナラ）に含まれる放射性セシウムの濃度を測定し、ぼう芽更新による原木林再生の効果を調査する。同じ試験地で、ぼう芽枝及び切り株に含まれる放射性セシウム濃度の経年変化を調査し、今後の推移を予測する。

調査方法と結果

栃木県の2試験地で調査した。切り株は、上面を厚さ5cmの円盤状に切り落とし、そこから厚さ10cmに切断した円盤状部分を採取した。ぼう芽枝（樹皮部および材部）は、切り株から発生した枝の切り株から20cm離して先端部までの部分の樹皮部および材部を切り取った。また、切株土壌およびリターを採取した。

検体の放射性セシウム濃度をゲルマニウム半導体検出器（検出下限5Bq/kg）で分析した。

さらに、切り株から1～3m離れた地上1mと10cm地点の3箇所の空間線量率を可搬型放射線測定器で測定した。結果を表1に示す。

周囲の環境とぼう芽枝の放射性セシウム濃度の相関は高い

空間線量率、土壌（絶乾）、リター（絶乾）とぼう芽枝（含水率12%）の放射性セシウムの濃度との間には正の相関があり、リターとぼう芽との相関が高かった（相関係数0.91～0.95、図1）。

3年間でぼう芽枝の放射セシウム濃度は低減

2013～2016年の間のぼう芽枝の放射性セシウム濃度と空間線量率は、3年間で低減が見られた（図2）。

T試験地では、3年間で、樹皮は25%、材は92%、枝全体は19%に放射性セシウム濃度が低減した。また、空間線量率は53%に低減した。

K試験地では、3年間で、切り株は49%、樹皮は67%、材は71%、枝全体は54%に放射性セシウム濃度が低減した。また、空間線量率（ $\mu\text{SV/h}$ ）は75%に低減した。

ぼう芽枝全体の放射セシウム濃度の低減は今後も続く可能性が考えられる。

今後の課題

ぼう芽枝には切株と同程度以上の放射性セシウムが含まれていること、平成25～28年の3年間で空間線量率、切株及びぼう芽枝の放射セシウム濃度が低下する傾向にあることが判明した。

ぼう芽枝に含まれる放射性セシウムは、土壌からの吸収によるものか、切株からの転流によるものか、明らかでない。今後、ぼう芽枝を利用して原木林の再生を行うためには、放射性セシウムのぼう芽枝への移行経路を明らかにするとともに、今後も調査を継続していくことが重要である。

表 1 平成 28 年の調査データの概要

調査地	試料数	空間線量率 (地上高 10cm) (μSv/h)	放射性セシウム濃度 (Bq/kg)						
			リター層	土壌	ぼう芽枝		切り株		
					樹皮	材部	樹皮	材部	
Y市 T	3	0.143～0.190	1,560～ 4,040	1,430～ 5,060	17～52	7～15	—	—	¹³⁴ Cs
					95～270	40～88	—	—	¹³⁷ Cs
Y市 K	3	0.062～0.074	586～640	1,030～ 1,400	8～10	N.D.	9～13	N.D.	¹³⁴ Cs
					42～53	18～21	48～61	18～27	¹³⁷ Cs

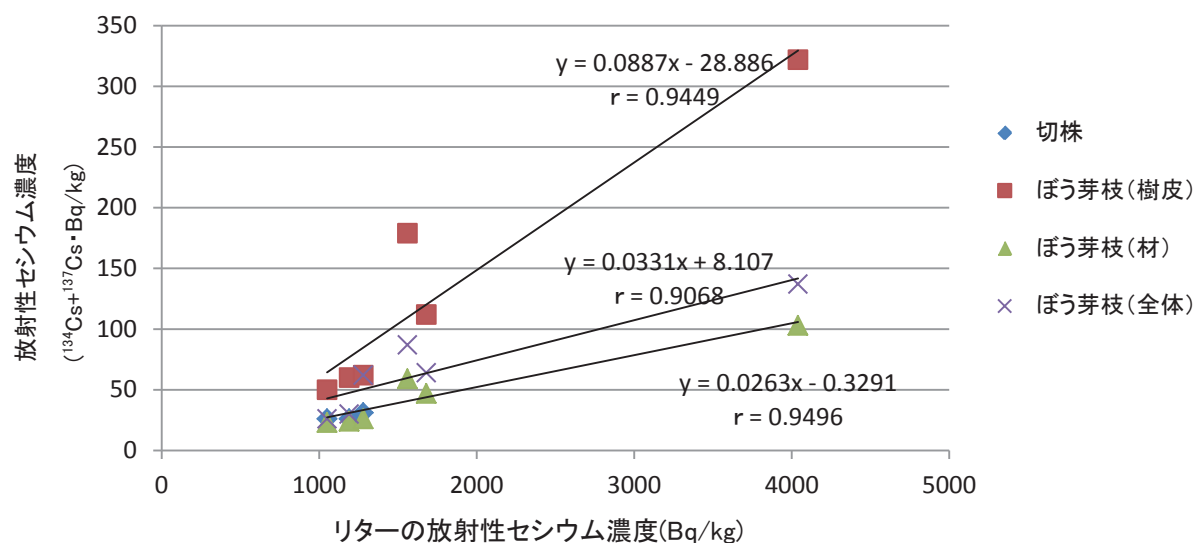


図 1 リターとぼう芽枝・切株の放射性セシウム濃度（平成 28 年）

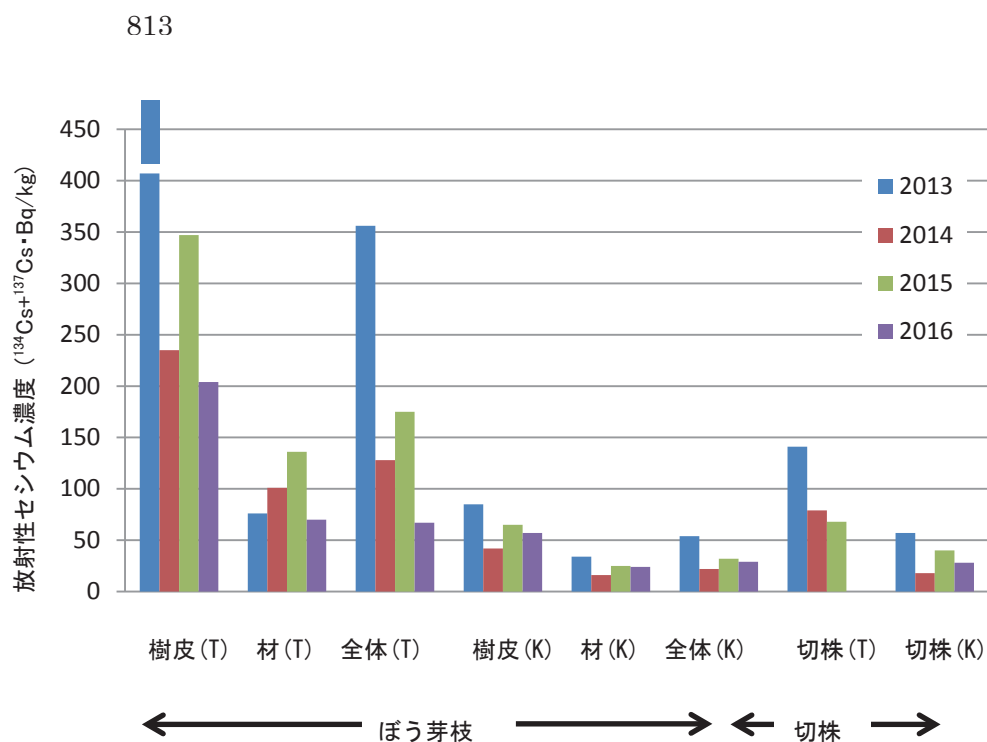


図 2 ぼう芽枝の放射性セシウム濃度の経年変化（平成 25~28 年，栃木県 Y 市）

24 部位別に測定したコナラぼう芽枝の放射性セシウム濃度調査

(国研) 森林研究・整備機構 森林総合研究所 根田 仁

茨城県林業技術センター

井坂 達樹、福田 研介

要 旨

平成27～28年度

同一の切株から成長したコナラぼう芽枝の枝間の放射性セシウム濃度の違いを調べ、主たる優勢な幹（主木）の放射性セシウム濃度を他の枝から推定することが可能性かどうか検討した。主木の葉の放射性セシウム濃度は、幹より高く、幹から葉への移行係数は、3.8～4.6 だった。また、同じ試験地の中の個体間のばらつきは大きかったが、同一個体内のぼう芽枝間の最大値と最小値の開きは、比較的小さかった。主木と副木、細木及び葉との相関係数(r)は、正の相関が見られ、高かった。このため、各部位の間で相関が高く、当該個体の放射性セシウムの濃度の推定に使用できる可能性が高い。さらに別の地域で調査を行い、データを積み重ねることが重要である。

目的

原発事故以降に伐採されたコナラぼう芽個体を対象に、主たる優勢な幹（主木）の放射性セシウム (^{137}Cs) 濃度と、主木から伸びた太枝や同じ切株からぼう芽した細い幹などの放射性セシウム濃度を測定、相関関係を調べ、主木（幹）以外の部位から、主木の放射性セシウム濃度を推定することが可能かどうか判断する基礎的データを取得する。

調査方法

平成24年1月に伐採された茨城県中南部 ($0.18\mu\text{Sv/h}$ ・平成27調査・試験地A) 及び平成23年秋に伐採された茨城県北部 ($0.079\mu\text{Sv/h}$ ・平成28調査・試験地B) に位置するシイタケ栽培用原木林のコナラぼう芽個体のうち、主木（幹1本）、副木（幹1本）、及び細木（幹2～4本）、主木から出た比較的大い側枝（1～4本）、主木の葉を採取し（図1）、放射性セシウム濃度 (^{137}Cs) を測定した。

主木の葉の放射性セシウム濃度は材よりも高い

主木、副木、細木及び側枝の放射性セシウム濃度の平均は、37～47 Bq/kg (A)、14～19 Bq/kg (B) だったのに対し、主木の葉は、184 Bq/kg (A)、59 Bq/kg (B) で、幹より高く、当調査地の主木の幹から葉への移行係数は、4.6 (A)、3.8 (B) であった。

個体間の濃度のばらつきは大きい

主木(A)、副木(B) とともに8個体の放射性セシウム濃度の最大値と最小値の間には、3.6～3.7倍 (A)、3.9～15.0倍 (B) の開きがあり、個体間のばらつきが大きかった。一方、同一個体内のぼう芽枝間の放射性セシウム濃度の最大値と最小値の開きは、1.0～1.5倍 (A)、1.0～2.5倍 (B) で比較的小さかった。

主木と他の部位の放射性セシウム濃度の相関は高く、主木の濃度の推定に使える可能性が高い

主木と主木の側枝、副木、細木との相関係数(r) は、0.74～0.96 (A)、0.50～0.87 (B) となり、正の相関が見られ、高かった。主木と側枝は、A (H27) では0.96だったが、B (H28) は、0.30と低かった。

今後の課題

各部位の間で相関が高く、当該個体の放射性セシウムの濃度の推定に使用できる可能性が高いと考えられた。しかし、検体数が少ないため、さらに別の地域で調査を行い、データを積み重ねることで、幹数が少ない個体の主木（幹）以外の部位から主木（幹）の放射性セシウム濃度を推定する手法の開発が可能になる。

また、ぼう芽後の生育年数の異なる部位間の放射性セシウム濃度の関係を調べる必要がある。そして、今後、時間の経過による樹体内の濃度変化の影響を調査していくことが重要である。



図1 調査対象としてコナラぼう芽枝（1本の切株から成長、右は林内での状態）

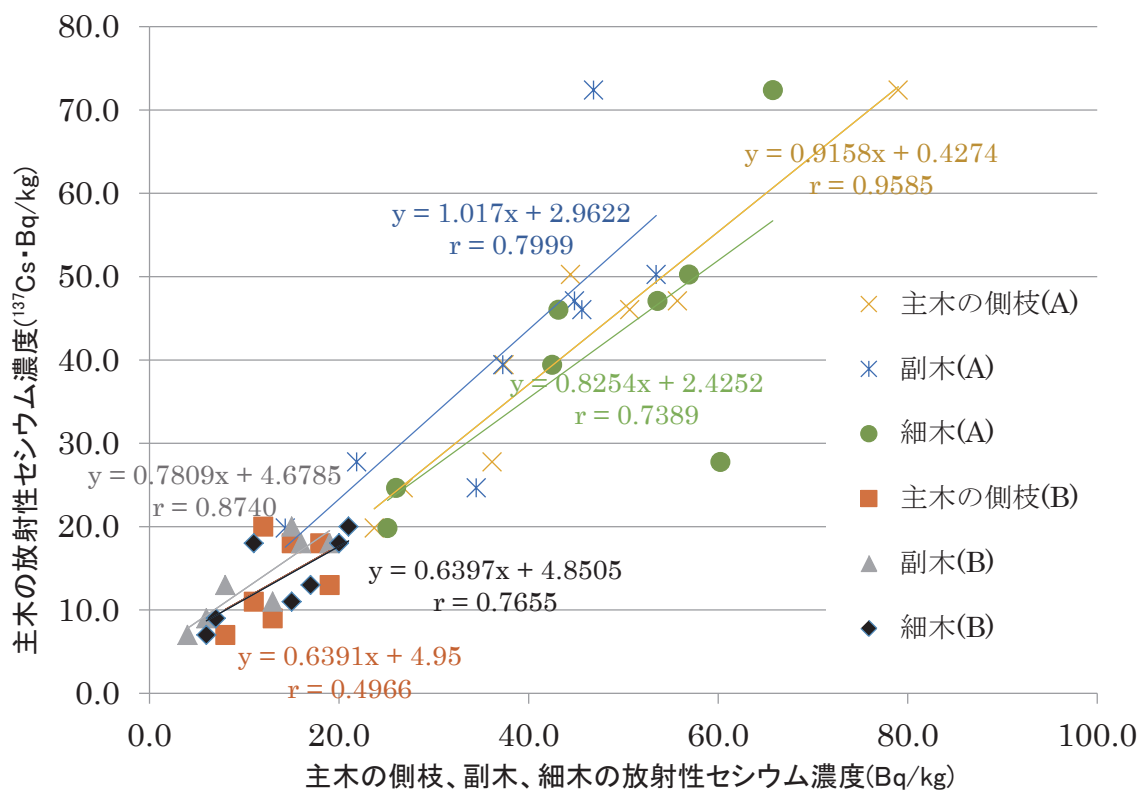


図2 コナラぼう芽枝の各部位と主木（幹）の放射性セシウム濃度（ ^{137}Cs ）との関係
(試験地 A、平成 27 年度調査、試験地 B、平成 28 年度調査)

25 土壌養分吸収を介したナラ類の放射性セシウム吸収動態調査

信州大学農学部
栃木県林業センター
茨城県林業技術センター

山田 明義
大橋 洋二、杉本 恵里子、今井 芳典
井坂 達樹、福田 研介

要 旨

平成24～28年度

福島原発事故から2年後の栃木県内のコナラ林で調査した結果、コナラ（根系、樹皮、丸太）の放射性セシウム濃度は、土壌放射性セシウム濃度と高い相関を示した。そこで、コナラ苗を用いたポット試験により土壌中の放射性セシウムが根系から吸収され地上部へ移行する可能性について検証した結果、苗全体（根、茎、葉）から放射性セシウムが検出された。この移行プロセスには、菌根菌が密接に関わっていた。さらに、このポット試験において、土壌にカリウム剤を投与した結果、コナラ苗の放射性セシウム吸収が低減した。また、野外に移植したコナラ苗に関しても、カリウム剤やゼオライトの施与が放射性セシウムの吸収低減に有効だった。福島原発事故から4年後に茨城県内で皆伐されたコナラ林にて、切株周辺にカリウム剤を施与した結果、施与から2年後の時点で、萌芽葉部の放射性セシウム濃度が低減した。

目的

安全なシイタケ原木を安定的に確保するため、以下の点を明らかにする。1) 放射性物質を含む土壌上に成立するナラ林分における土壌と樹体（菌根根系、幹、葉）の放射性セシウム濃度の関係、2) 放射性物質を含む土壌を詰めたポットに移植・養苗したコナラ苗の放射性セシウム吸収動態、3) ポット土壌へのカリウム剤の施与による、コナラ苗の放射性セシウム吸収の抑制効果、4) アカマツ実生－菌根菌共生系をモデルとした森林樹木の放射性セシウム吸収動態、5) 野外移植したコナラ苗における、カリウム剤施与による放射性セシウム吸収の抑制効果、6) コナラの萌芽更新に対するカリウム剤施与効果。

方法

H24年8月栃木県内の3地点（土壌汚染レベル高145KBq/m²、中107KBq/m²、低34KBq/m²）の林分で、それぞれ立木3本を伐採するとともに伐採木周辺の土壌4点（0～15cm深）を採取し、放射性セシウム濃度を計測した。H25年6月、これら3地点の林分より土壌を採取しワグネルポット99本に詰め、長野県産のコナラ苗を2本ずつ移植した。土壌は無処理の対照区とカリウム剤施与区（カリウム換算で40.5g/m²）を設け、移植から半年後と1年半後の2回、苗の放射性セシウム濃度を計測した。アカマツ無菌実生にホンシメジを定着させた菌根苗を作成し、放射性セシウム汚染土壌に植え付け、苗の放射性セシウム濃度を計測した。H27年6月、

栃木県内の1地点（中汚染地）で、0.3haの面積に144本のコナラ苗（長野県産）を移植し、地表にカリウム剤（カリウム換算で33.6g/m²年）とゼオライト（1.2kg/m²年）を施与した。半年後と1年半後に苗の放射性セシウム濃度を測定した。H27年5月、茨城県内のコナラ皆伐地で、切株周辺にカリウム剤（カリウム換算で132.8g/m²年）を施与した。半年後と1年半後に、萌芽葉を採取し放射性セシウム濃度を測定した。

結果の要約

- 1) コナラ樹体の放射性セシウム濃度は、土壌放射性セシウム濃度と相関がある。
- 2) コナラ苗は土壌から根系を介して放射性セシウムを吸収する。この吸収プロセスには菌根菌が重要な役割を果たす（図1）。
- 3) 土壌にカリウム剤やゼオライトを施与すると、コナラ苗の土壌からの放射性セシウム吸収が低減する（図2）。
- 4) コナラの切株周辺にカリウム剤を施与すると萌芽葉の放射性セシウム濃度が低減する（図3）。

今後の課題

放射性セシウム汚染地においてコナラ林再生を行う際には、カリウム剤やゼオライトの施与が有望であるが、効果的な施与量は土壌条件や地形によって異なるため、さらなる知見の蓄積が必要である。また、施用による効果について長期的なモニタリングを行うことが望ましい。

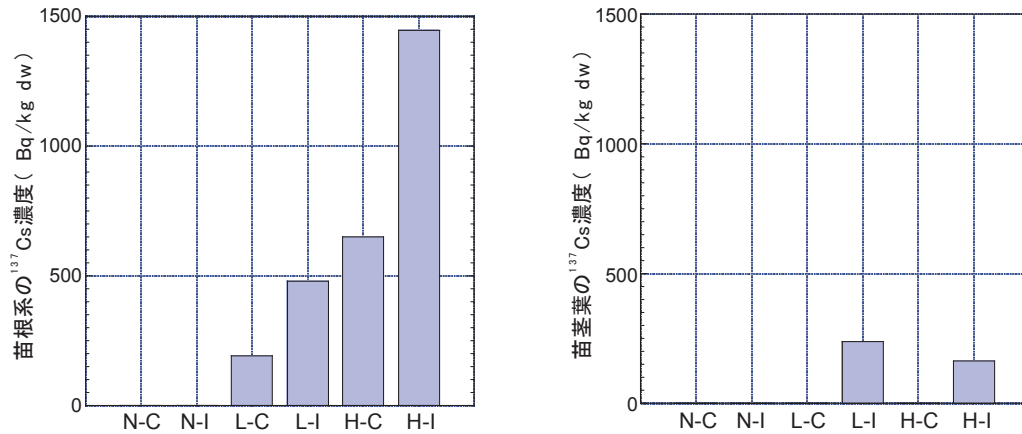


図1 アカマツ順化苗の根系（左）と茎葉（右）における放射性セシウム濃度（H26年度試験）

N-C：非汚染土壌－非接種区，N-I：非汚染土壌－接種区，L-C：低汚染土壌－非接種区，L-I：低汚染土壌－接種区，H-C：高汚染土壌－非接種区，H-I：高汚染土壌－接種区．吸収メカニズム解明のモデル系として，宿主にはコナラの代替にアカマツを使用（菌根菌のホンシメジはどちらの宿主とも共生関係を有する）．菌根形成した実生のみ，放射性セシウムが地上部にも移行している（右図）．

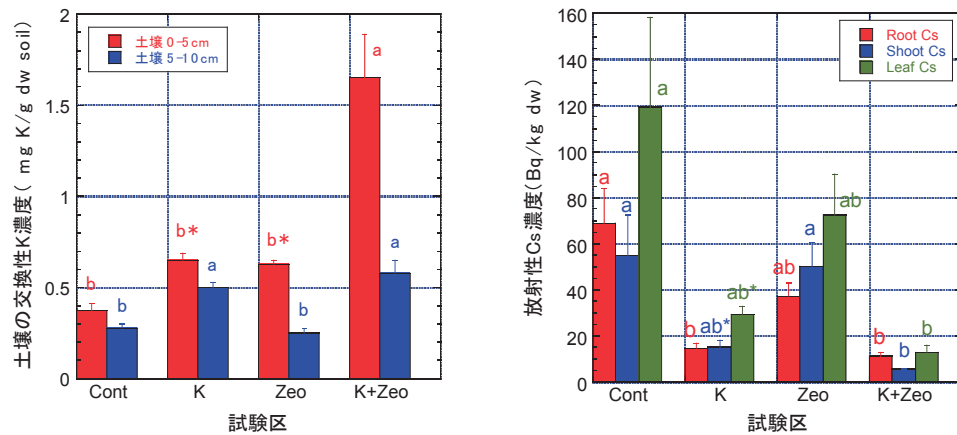


図2 土壌の交換性カリウム濃度（左）とコナラ苗の放射性物質濃度（右）（栃木県，H28年度調査）

Cont：対照区，K：カリウム剤施与区，Zeo：ゼオライト施与区，K+Zeo：カリウム剤・ゼオライト併施与区．左図の赤のバーは土壌0－5cm深，青のバーは土壌5－10cm深の値を示す．右図の赤のバーは根部，青のバーは茎部，緑のバーは葉部の値をそれぞれ示す．異なるアルファベットは有意差を示す（ $P<0.05$ ）．星印は対照区との有意差を示す（ $P<0.05$ ）．

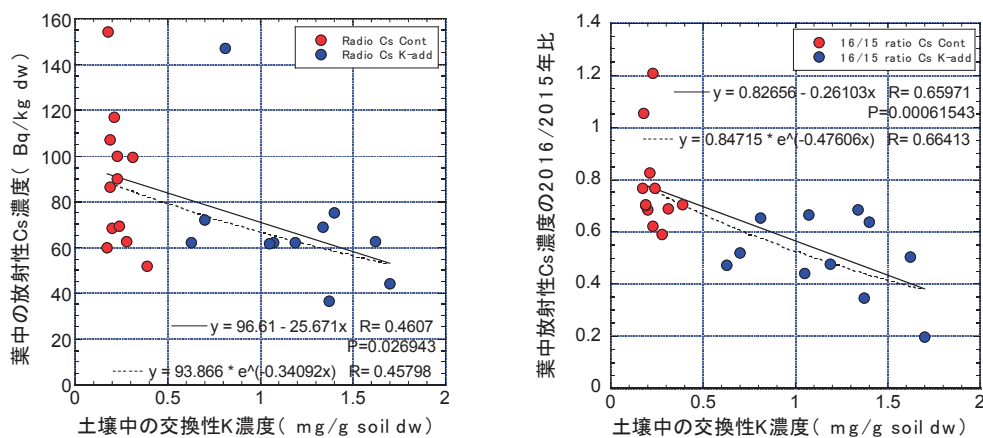


図3 土壌中の交換性カリウム濃度と萌芽中の放射性セシウム濃度の相関関係（茨城県，H28年度調査）

両グラフの赤丸は対照区，青丸はカリウム剤施与区を示す．相関係数は，全データ（赤丸と青丸）を一元的にまとめて求めている．土壌中の交換性カリウム濃度と萌芽葉中の放射性セシウム濃度は負の相関関係にある．

26 非破壊検査装置によるシイタケ原木の放射性セシウム濃度測定の開発

全国食用きのこ種菌協会 福井 陸夫 栃木県林業センター 石川 洋一、大橋 洋二
古河機械金属（株）つくば総合開発センター 吉野 将生、薄 善行

要 旨

平成25～26年度

検体シイタケ原木数の増加による信頼性向上と効率性を目的として非破壊検査装置による測定方法を検討した。当該装置は高感度シンチレーター結晶（ $\text{Ce:Gd}_3(\text{Al,Ga})_5\text{O}_{12}(\text{Ce:GAGG})$ ）と半導体受光素子を組み合わせた検出器で構成されている。被検体重量と機器換算係数の回帰直線の傾斜は原木や標準体積線源の含水率により異なることが明らかとなった。そこで、標準体積線源については、生木原木を直幹円筒状に加工したものに、一定量の放射性Csを染み込ませた紙を巻き付けた後、PEフィルムで覆い、その表面をFRPで加工したところ、Ge検出器と良好なデータの近似性が確認できた。この結果、原木は非破壊検査装置で測定できることを可能とした。

試験材料と方法概要

供試原木は2013年秋に栃木県産で放射性Csの沈着量が異なる地域のコナラと原発事故の影響を受けていない秋田県産と愛媛県産のコナラを使用した。

放射性Csの測定（ $\text{Ce:Gd}_3(\text{Al,Ga})_5\text{O}_{12}(\text{Ce:GAGG})$ ）（以下GAGG）と半導体受光素子を組み合わせた検出器を用い、Cs134とCs137の計数率を測定した。この方法により測定した原木をおが粉にした後、Ge半導体検出器γ線スペクトロメータを用い測定した。標準体積線源については、その構造を原木に近づけるために、伐採直後の愛媛県産コナラ原木を用い、樹皮を除いた直幹丸太として、直径15、12、8cmに加工した後、放射性Csが全体の重量当たり100Bq/kg となるよう放射性Csを塗布した紙を巻付け、上からPEフィルムで包んだ後、強化プラスチック（FRP）加工を施した。

原木中の放射性Csは樹皮部に分布

IP読取装置を使用し撮影したところ、大半の放射性物質が樹皮部（外樹皮から内樹皮）に分布していることが判明した（図1）。

GAGG（非破壊検査装置）測定とGe半導体検出器測定の間で高い相関

栃木県内の放射性Cs50Bq/kg近辺の原木と20Bq/kg 近辺の原木を用いて、GAGGで20回繰返し測定をおこなった後、使用した原木を1cm幅の輪切りにし、おが粉を採取してGe半導体検出器で測定した結果（図2）、相関係数は $r^2=0.957$ と高い値

を示し、非破壊検査による測定は、Ge分析に代えて使用可能であることが示唆された。

原木重量とBG（バックグラウンド）の関係

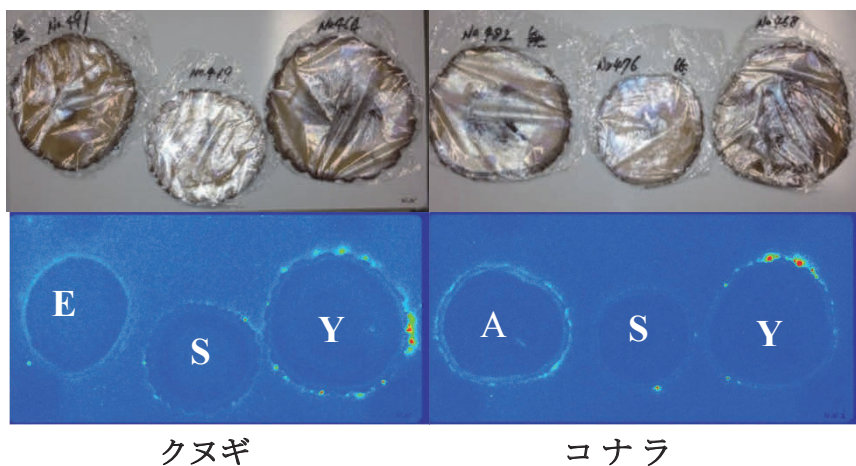
原発事故の影響を受けていない愛媛県産無汚染原木を使用し、原木重量とBGの関係を調査した。この結果、図3に示すように原木重量が重いとBGのカウント数が少ないことが明らかとなった。

非破壊検査測定に際しての機器換算係数

図3の結果から、原木の太さに応じてCPSからBq/kgを求める機器換算係数は変化すると推察された。このため、伐採直後の含水率40%無汚染原木を重量別に3本、伐採後3～4ヶ月経過した含水率34%無汚染原木を重量別に5本、そして放射性Cs無汚染原木（含水率15%、密度0.88）を透明塩化ビニールの筒に充填した標準体積線源を重量別に3本を測定した。この結果を図4に示した。被検体の含水率により、被検体重量と機器換算係数との回帰直線の傾斜は異なることが明らかとなり、原木中の含水率把握が必要であることが判明した。

原木を標準体積線源とした試験結果

試験材料及び方法で記載した標準体積線源は、非破壊検査装置で測定した後、チェーンソーで切断し、切断粉碎物を集めてGe半導体検出器で測定した。この結果は図5に示すように、非破壊検査装置での測定と近似値となった。これにより、原木の放射性Cs測定はGe半導体検出器でなくても非破壊検査装置で行えることを明らかにした。



E:愛媛県
S:さくら市
Y:矢板市
A:秋田県

クヌギ

コナラ

図1 IP読取装置（下段写真）による原木中の放射性物質分布

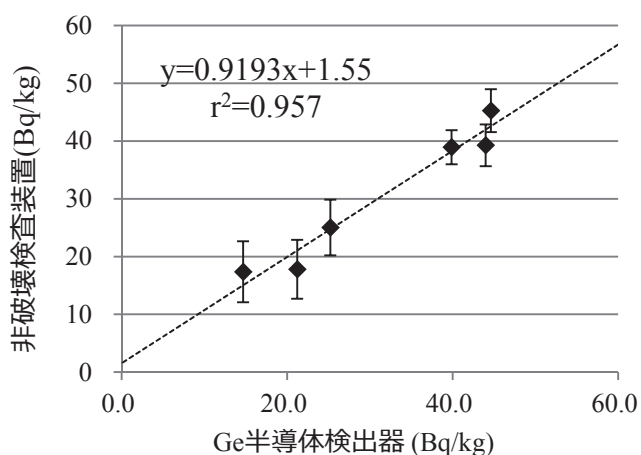


図2 Ge半導体検出器測定と非破壊検査機測定との相関

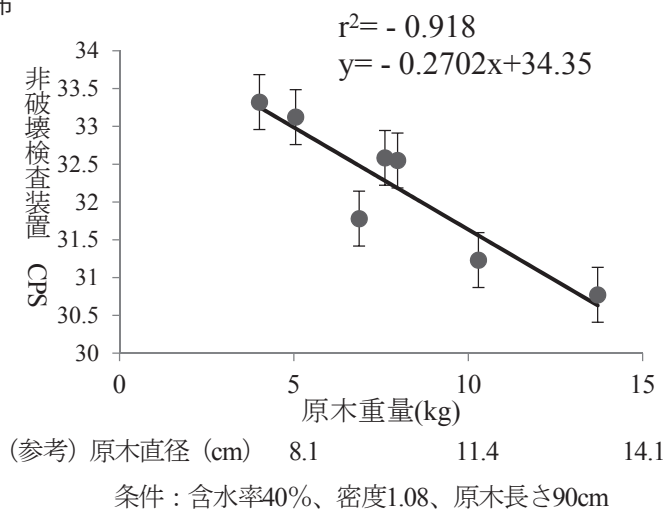


図3 非破壊検査機における原木重量がBG（バックグラウンド）に及ぼす影響

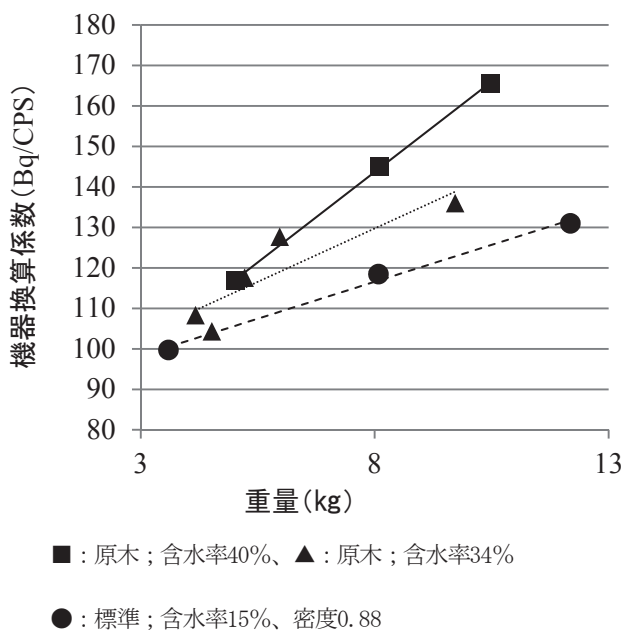


図4 原木水分別・重量別機器換算係数

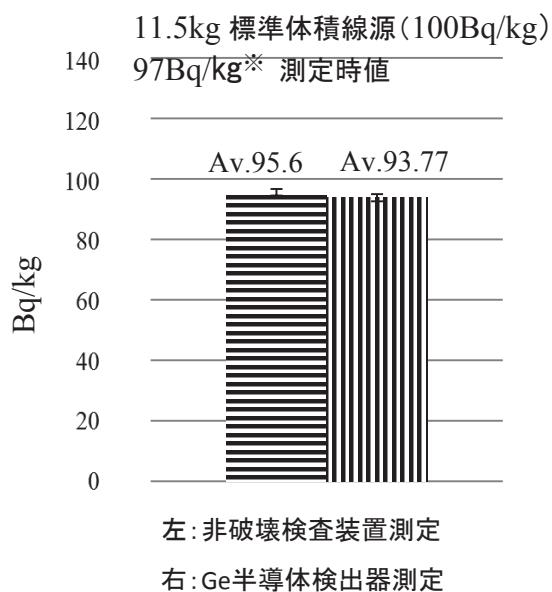


図5 原木加工した標準体積線源を使用した非破壊検査装置測定と同試料のGe測定

27 非破壊検査装置を用いた栃木県内3ヵ所の 原木林原木の放射性セシウム濃度の測定

全国食用きのこ種菌協会 福井 陸夫

栃木県林業センター 石川 洋一、杉本 恵里子

要 旨

平成26～27年度

放射性Csの沈着量の異なる栃木県内3ヵ所のシイタケコナラ原木について、非破壊検査装置を使用し、放射性Cs（Cs134+Cs137）濃度の調査をおこなったところ、S市では、指標値（原木水分12%のとき、50Bq/kg以下）を上回る原木が大半であった。I町では指標値を超える原木はなかった。U市では指標値以上の原木は9.4%あった。試験結果に基づき、信頼できる採取数の計算を「最小サンプル数を t 分布から計算する方法（小標本理論による方法）」に基づきおこなった。この結果、信頼水準を95%としたとき、S市では200本、U市では188本の採取が必要であることがわかった。原木200本の採取についてはさらに減少させることを目的として調査を継続している。

試験目的

県内放射性Cs沈着量による非破壊検査装置を用いた原木林の調査と採取本数を検討する。

ベル17.05Bq/kg 以下の原木は7本であり、スクリーニングレベルと指標値の間の原木は13本であり、指標値を超える（不合格）原木はなかった。

試験材料と方法概要

調査原木林は、栃木県内で放射性Csの沈着量が異なる地域（S市：10K-30KBq/m²、I町及びU市：≦10KBq/m²）の同地区原木林内でコナラ立木をランダムに地上高40cmで伐採した（図1）。伐採木は3mの長さとした後、玉切し古河機械金属製非破壊検査装置で測定した。中央原木から円盤を2枚採取し水分測定した。

原木水分は104℃±2℃絶乾法で測定した。

U市の伐採玉切原木85本の放射性Cs濃度測定結果

原木85本の放射性Csの平均値は34Bq/kgであった。しかしながら、指標値をオーバーするものが8原木あった（図5）。

まとめ

放射性Csの沈着量が異なる栃木県内3ヵ所のシイタケコナラ原木について、非破壊検査装置で放射性Cs（Cs134、Cs137）濃度の調査をおこなったところ、空間線量率が0.071μSv/h程度の地域は指標値を超える原木が多く、空間線量率が0.032～0.052μSv/h程度の地域はスクリーニングレベル以下の原木数が多くなると推察された。

1原木林に必要な採取検査本数については、「最小サンプル数を t 分布から計算する方法（小標本理論による方法）」を参考にした。S市とU市のデータは正規分布に従うと判断できた。これにより変動係数 $CV=\sigma/\bar{x}$ を想定できたことから抜き取り本数の計算を試みた。この結果、信頼水準95%とした場合、S市では202本、U市では188本の採取が必要であることが判明した。なお、100～200本の採取も労力的には大変な作業となるため、原木林の予備調査（数本の採取試験）で原木林を選抜することにより、本格的な採取調査の可能性をさらに追及していく必要がある。

調査地域の空間線量率

S市では0.071μSv/hr、I町では0.032μSv/hr、U市では0.052μSv/hrであった。

S市の伐採玉切原木61本の放射性Cs濃度測定結果

原木重量別放射性Cs測定結果について分散分析をおこなったところ、重量別では有意差がなく、4～5kgの軽い原木から15～16kgの重い原木での放射性Cs濃度には差がなかった（図2）。これら原木を生木状態と仮定（含水率40%）したときの度数分布を図3に示した。この図からS市の原木の大半は指標値（原木水分40%のとき、34.1Bq/kg）を超える原木であることが判明した。

I町の伐採玉切原木20本の放射性Cs濃度測定結果

I町の原木20本の放射性Cs濃度測定結果の度数分布を図4に示した。この結果、スクリーニングレ

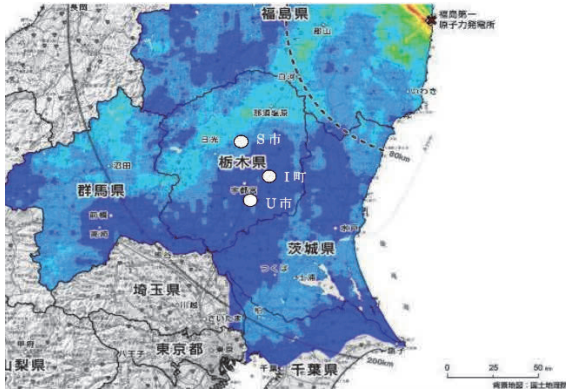


図1 栃木県原木採取地域（白抜）

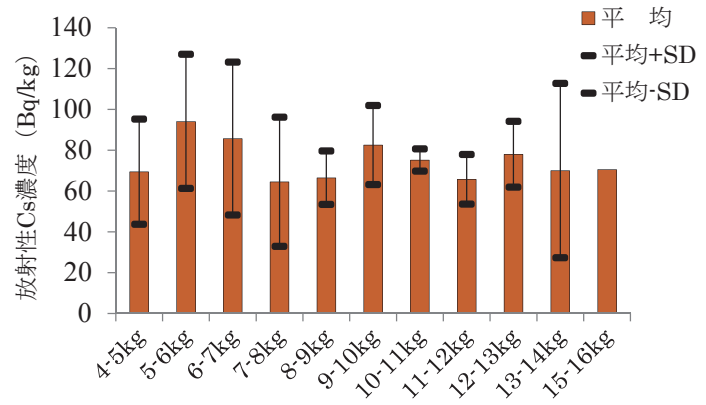


図2 S市原木重量別放射性Cs濃度

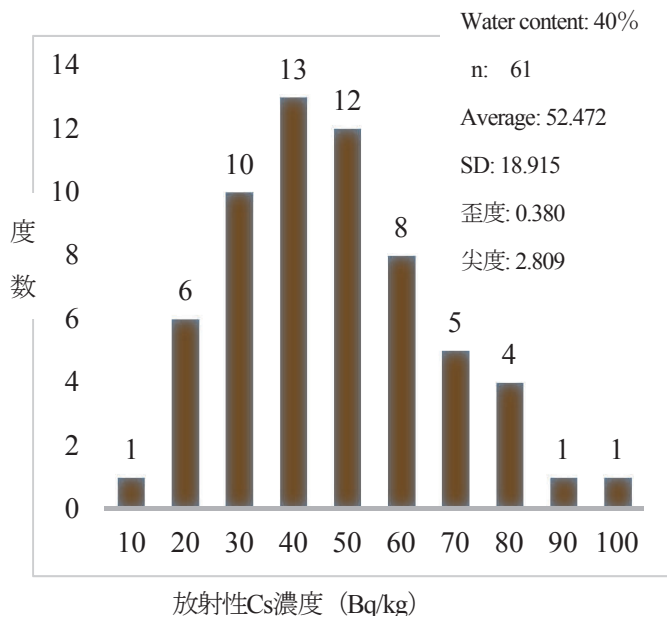


図3 S市 原木放射性Cs濃度別度数分布

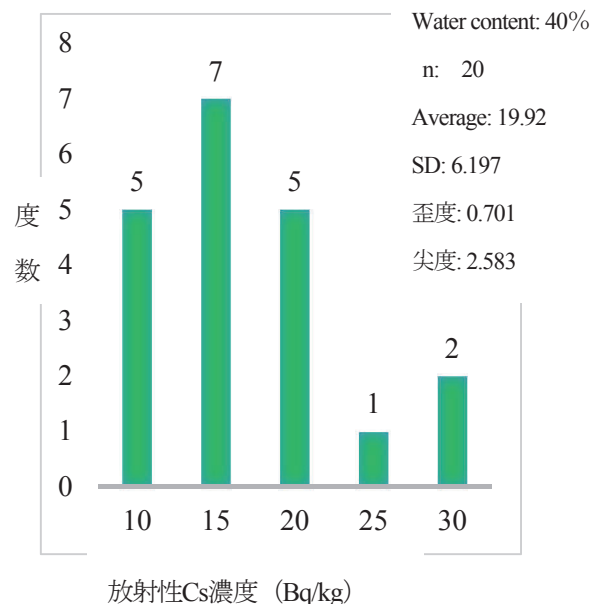


図4 I町原木放射性Cs濃度別度数分布

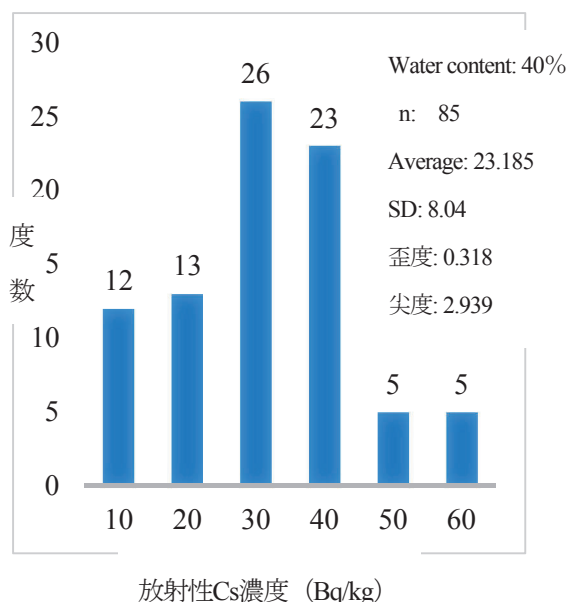


図5 U市原木放射性Cs濃度別度数分布

(参考) 抜取検査本数：小標本理論による方法

類似した地形の原木林においては、原木毎の放射性Csを調査した場合、原木本数を増加させるとS市やU市のようにヒストグラムは正規分布に近似していることが示された。したがって、母集団は正規分布に従うと仮定できる。・サンプル数nは小さくても良い（小標本）。・母分散 σ^2 は未知でよい。とする「最小サンプル数をt分布から計算する方法（小標本理論による方法）」を採用した。（工業製品等の品質管理上での抜取検査JIS規格等の違いを念頭において）

[引用文献：構造用木材の強度試験マニュアル2011年3月（公財）日本住宅・木材技術センター、IV品質確認のための抜取検査方法、111-112頁]

28 野生きのこ（マツタケ）の放射能調査

（国研）森林研究・整備機構 森林総合研究所 小松 雅史

要 旨

平成27～28年度

野生きのこの汚染の実態を把握するため、2015年、2016年に福島・岩手・長野の3県でマツタケの調査を行い、きのことその近傍の堆積有機物・表層土壌をセットで採取し、放射性セシウム濃度の関係を調べた。

マツタケやその近傍土壌の放射性セシウム濃度は、調査市町村ごとの分布にまとまりがあり、全体としては土壌の汚染程度（蓄積量）の増加に伴ってマツタケの濃度は上昇した。しかし、土壌からマツタケへの放射性セシウムの移行のしやすさは調査地ごとにばらつきが認められた。要因解明のため、土壌の特性調査などが望まれる。

2年間の調査では各調査地のマツタケの濃度の変化傾向は認められなかった。

目的

福島第一原発事故以降、福島県を中心として東日本の広域で野生きのこの出荷制限が行われている。そこで、食用の野生きのことして価値の高いマツタケの汚染の実態を把握し、年変化の傾向や土壌の汚染程度との関係を明らかにするための調査を実施した。

調査方法

図2に示した3県7市町村で2015年、2016年の秋に調査を行った。長野県の自治体Eでは2015年のみ調査を行った。岩手県の自治体Dでは3地点、福島県と長野県では各市町村1地点の調査地を設定し、各調査地で3～4検体のマツタケ、および近傍の堆積有機物と0-5cm鉍質土壌を層別に採取した。採取した試料は乾燥処理などの調整を行い、放射性セシウム濃度を測定した。

きのこの濃度について

図2に市町村ごとに採取したマツタケの放射性セシウム137濃度（生重あたり）の測定結果を示した。濃度の結果は対数化した箱ひげ図で示した。ひげの上端と下端は測定結果の最大値と最小値を、箱の中央の太線は中央値を、またひげから離れた点は外れ値をそれぞれ示している。結果を見ると、多くの市町村では、マツタケの放射性セシウム濃度のばらつきは10倍以内に収まり、市町村ごとの濃度の傾向があることが示された。

2015年と2016年のマツタケの濃度を比較する

と2016年の中央値の方が低い採集地点が多かったが、統計的には年変化による濃度の有意な増加または減少傾向は認められなかった。

土壌蓄積量とマツタケ濃度の関係について

図3にマツタケの生育する土壌の汚染程度の指標となる、リターと鉍質土壌のセシウム137合計蓄積量（1平方メートルあたりの放射性セシウム量）とマツタケのセシウム137濃度の対数値を示した。マツタケ濃度・土壌蓄積量ともに、調査市町村ごとに見ると分布にまとまりが認められた。また、すべての市町村の結果をまとめて見ると、土壌蓄積量の増加とともにマツタケの濃度が上昇する傾向が認められ、土壌の汚染程度がマツタケの濃度に影響していると考えられた。ただし、福島県の自治体Cと長野県の自治体Dで土壌蓄積量とマツタケの濃度の大小関係が逆転したり、長野県の自治体Gでは採集地点ごとに濃度が大きく異なったりするなど、土壌蓄積量だけでは説明出来ない例も認められた。

図3の実線はマツタケの濃度と土壌の蓄積量の比（面移行係数と呼ばれる）が一定である線を示している。黒線上の点は面移行係数が $10^{-3}\text{m}^2\text{kg}^{-1}$ を、また赤線上の点は $10^{-2}\text{m}^2\text{kg}^{-1}$ であることを示す。面移行係数は $3 \times 10^{-4} \sim 3 \times 10^{-2}$ と調査地点ごとに大きく異なることが示された。このように土壌からマツタケへの放射性セシウムの移行のしやすさは調査地で異なることから、その要因を明らかにするためには土壌の特性調査などが必要となるだろう。

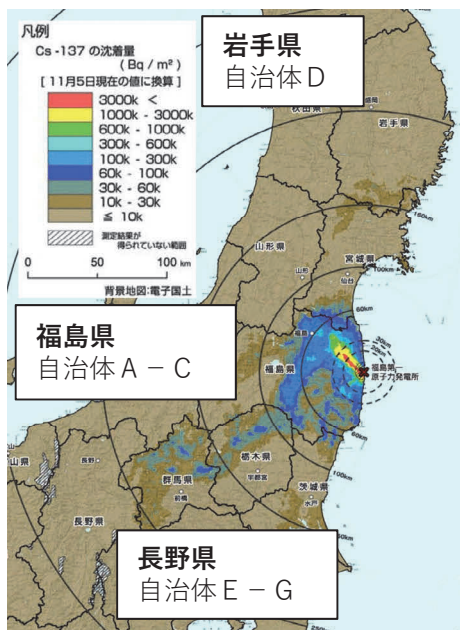


図1 調査を行った県

原子力規制委員会の航空機モニタリング結果を地図として使用した。

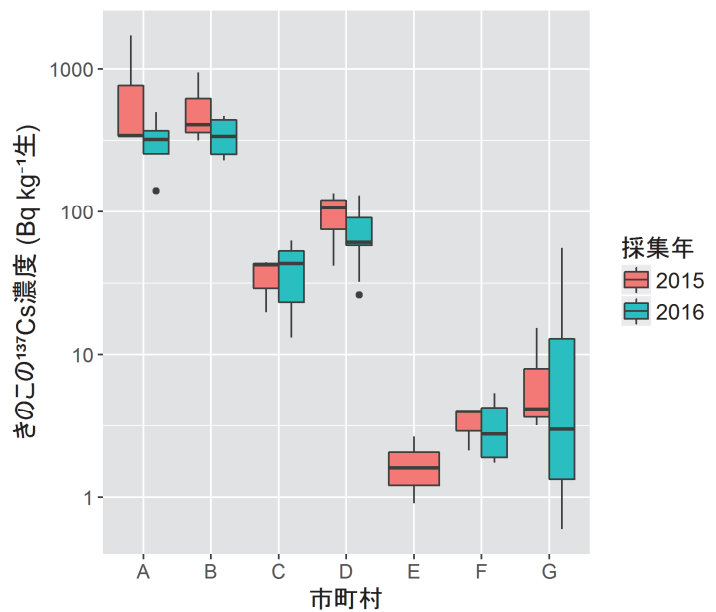


図2 調査市町村ごとのマツタケの ^{137}Cs 濃度 (Bq/kg 生重)

放射性セシウム濃度は対数の箱ひげ図で示した。

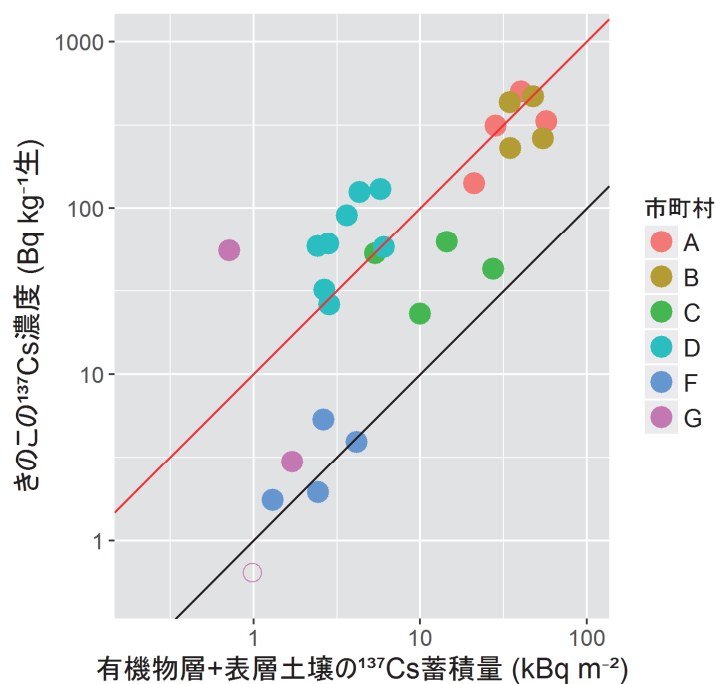


図3 リターと土壌の ^{137}Cs 合計蓄積量とマツタケの ^{137}Cs 濃度の関係 (2016年)

両軸の値は対数化されている。黒線上の点、赤線上の点はそれぞれ面移行係数が $10^{-3} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ 、 $10^{-2} \text{ m}^2 \text{ kg}^{-1}$ であることを示す。白抜きの点はマツタケの ^{137}Cs 濃度が検出限界値以下であることを示す。

29 ゼンマイへの放射性セシウムの移行調査

(国研) 森林研究・整備機構 森林総合研究所 清野 嘉之、小松 雅史、赤間 亮夫、松浦 俊也
郡山女子大学 広井 勝

要 旨

平成27年度

福島県郡山市でゼンマイの生育地131か所を調べ、ゼンマイの葉のセシウム濃度と有意な関係を有する環境条件を明らかにした。ゼンマイの生育地で「高い放射性セシウム濃度の検出が見込まれる地点」は空間線量率が高く、上木やリターが多い場所であった。検体採取の際にこの情報を利用し、濃度が高いと見込まれる場所を優先して選ぶことにより、出荷制限解除のための検体採取の負担を軽減できる可能性がある。

目的

10種を超える野生山菜が福島第一原発事故後に放射性セシウム濃度が食品の基準値を超え、出荷を制限されている。しかし、環境から野生山菜への放射性セシウムの移行とそれに影響を及ぼす条件に関する調査はほとんどなく、出荷制限の解除準備に利用可能な情報も限られている。そこで、主要な野生山菜の情報収集の一環として、ゼンマイ (*Osmunda japonica*) を取り上げた。

調査方法

福島県郡山市で2015年7、8月に131か所の生育地(図1)を選び、ゼンマイの葉を各1検体、計131検体採取した。ガンマー線スペクトロメトリーで放射性セシウムの濃度を調べた。

ゼンマイの葉の放射性セシウム濃度と関係する環境条件

100検体を用いた解析で、ゼンマイの葉のセシウム137濃度と有意な関係を有する環境条件は、空間線量率、上層木の被覆率、リターの被覆率であることが分かった(図2)。この結果をもとに、ゼンマイの葉のセシウム137濃度の予測モデルを作成し、31検体のデータでモデルを検証した。

出荷制限解除のための検体採取の負担の軽減化の可能性

「高い放射性セシウム濃度の検出が見込まれる地点」は空間線量率が高く、上木やリターが多い場所である。検体採取の際にこの情報を利用し、濃度が高いと見込まれる場所を優先して選ぶことで、

出荷制限解除のための検体採取の負担を軽減できる可能性がある。また、空間線量率や上層木、リターの被覆率は、ゼンマイの生育地で比較的容易に測れるので、その情報を利用することにより、ゼンマイの出荷制限を解除するための検体数を減らせる可能性もある。

残された課題

しかし、ゼンマイの葉の放射性セシウム濃度のバラツキは想像以上に大きく、現在の予測モデルは放射性セシウム濃度の違いの理由を十分に説明できていない。そのため、モデルを利用しても、検体採取の負担を「大幅に」軽減することにはならないかも知れない。ゼンマイの放射性セシウム濃度の大きなバラツキがゼンマイの特徴かどうかはまだ分からない。他の主要な山菜について同様の研究を行い、比較のケースを増やす必要がある。

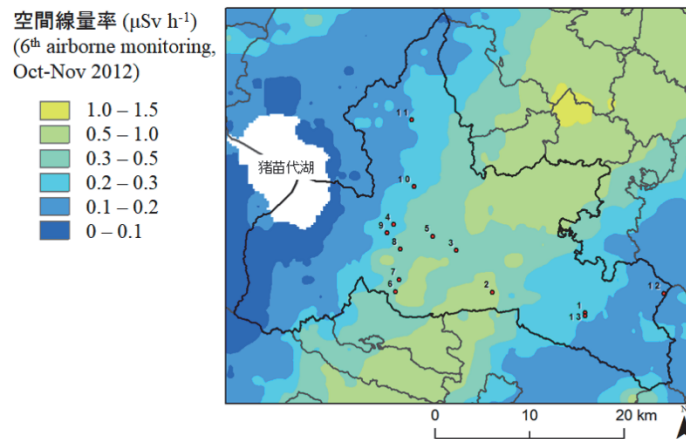


図1 ゼンマイの調査地 (清野ら 投稿中)

1.郡山市東部森林公園、2.福島県林業研究センター、3.大槻公園、4.郡山市高篠山森林公園、5.逢瀬公園。6～13は検証データの採取地区。空間線量率は文部科学省(2013)にもとづく。

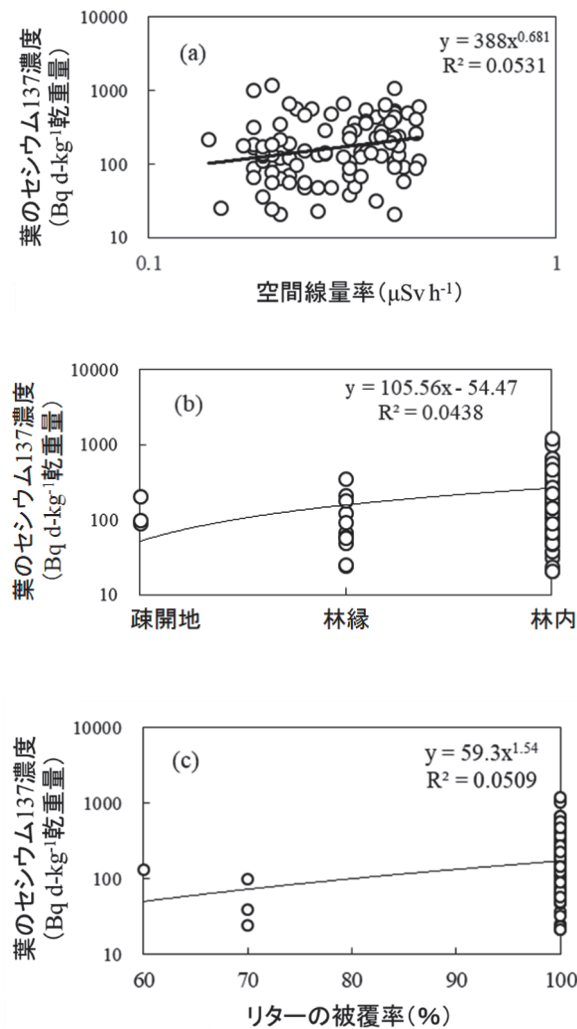


図2 ゼンマイの葉のセシウム 137 濃度と関係する環境条件 (清野ら 投稿中)

30 フキへの放射性セシウムの移行調査

(国研) 森林研究・整備機構 森林総合研究所 清野 嘉之、赤間 亮夫

要 旨

平成28年度

日本の主要な山菜の一つであるフキについて、放射性セシウム濃度の特徴を調べた。福島県の4つの町村でフキの生育地100か所を調べ、生のフキの葉柄1kg当たりの放射性セシウム濃度が100ベクレルや、出荷制限解除の際に目安とされる50ベクレル以上になる確率が非常に低くなる空間線量率の値を予測した。一方、フキの放射性セシウム濃度が季節によって大きく変わる可能性も示唆された。フキは利用期間が長いので、濃度の季節変化の実態を確認する必要がある。

目的

フキ (*Petasites japonicus*) は落葉性多年草で、山菜としての利用期間が春から秋までと、他の山菜より長い特長がある。日本の主要な山菜の一つであり、野生品もよく利用されることから、その放射性セシウムの特徴を調べた。

調査方法

福島県桑折町、葛尾村、檜葉町、天栄村(図1)で計100か所のフキの生育地を選び、2016年6月にフキの葉柄を採取した。ガンマー線スペクトロメトリーで放射性セシウムの濃度を調べた。

フキの葉柄の放射性セシウム濃度に関する環境条件は空間線量率

空間線量率と葉柄の放射性セシウム濃度との間に有意な関係が認められた。そこで、空間線量率で放射性セシウム濃度を予測するモデルを作成し、放射性セシウム濃度の95%予測区間を推定した(図2)。

食品の基準値や出荷制限解除の際の目安に対応する空間線量率

95%予測区間の上限値について、食品の基準値である生の重量1kg当たりの放射性セシウム濃度100ベクレルに対応する空間線量率の値を予測したところ、1時間当たりの放射線量が0.18マイクロシーベルトと算出された(図2)。空間線量率がこれより低ければ、フキの葉柄の放射性セシウム濃

度が100ベクレル以上になる確率は非常に小さいと考えられる。同様に、出荷制限解除の際に目安とされる50ベクレルでは0.11マイクロシーベルトと算出された。

残された課題

今回の調査結果を検証するため、同じ年の4月に茨城県と福島県で採取したフキの放射性セシウム濃度と比較したところ、空間線量率と濃度の関係式の傾きに有意な違いはなかったが、6月の濃度は4月の数倍も高かった。このことは、フキの濃度が季節によって大きく変化している可能性を示唆している。このため、濃度の季節変化の実態を確認する必要がある。

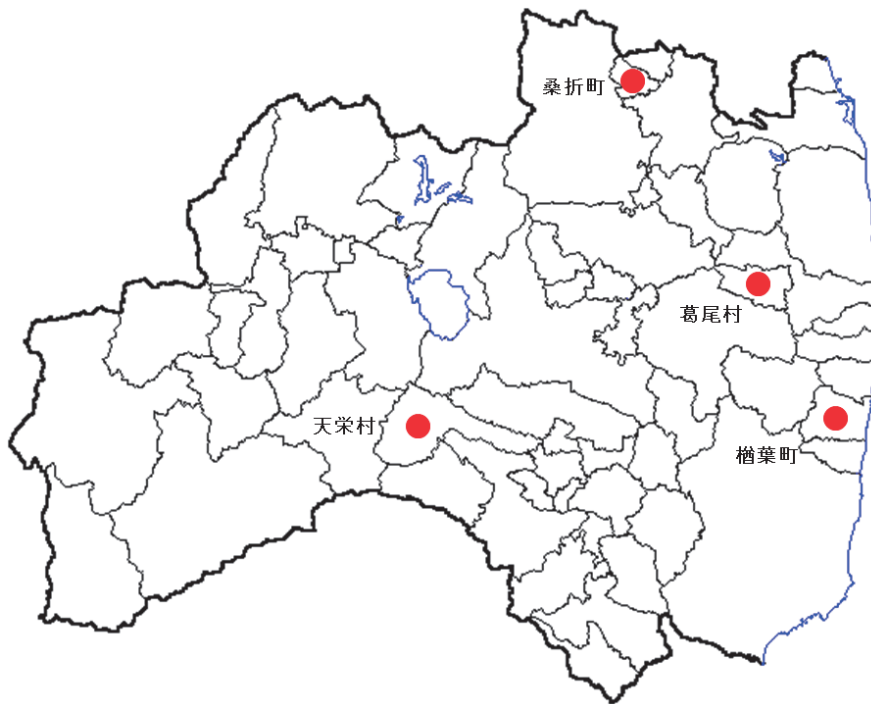


図1 フキを調べた4町村

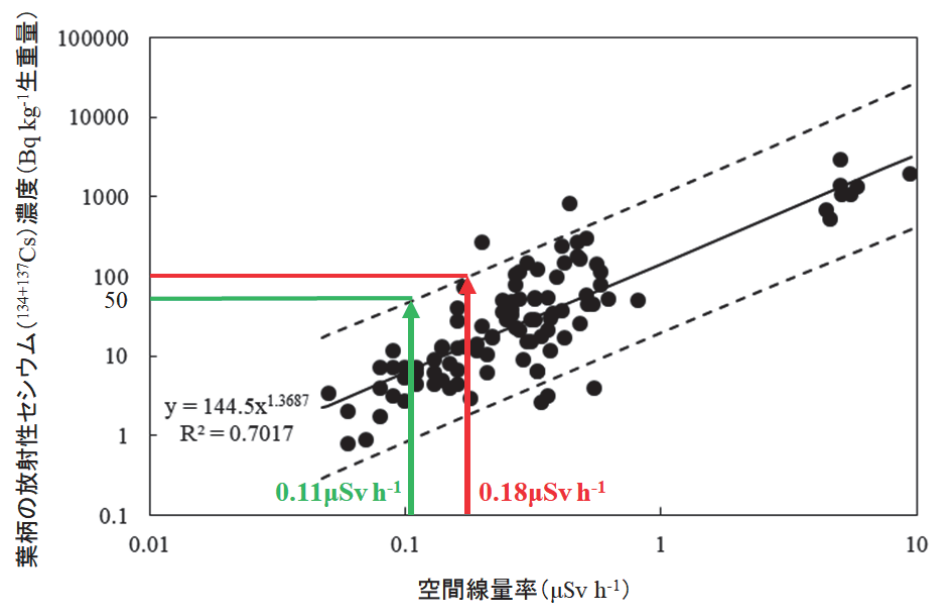


図2 空間線量率とフキの葉柄の放射性セシウム濃度の関係（清野ら 投稿中）
破線は 95%予測区間。

31 ワラビへの放射性セシウムの移行調査

(国研) 森林研究・整備機構 森林総合研究所 清野 嘉之、赤間亮夫、松浦 俊也

要 旨

平成29年度

福島県いわき市、葛尾村、飯館村のワラビ群落でワラビの放射性セシウムを調べた。ワラビの新芽のセシウム ^{137}Cs 濃度は土壌の ^{137}Cs 濃度とほぼ完全な相関 ($r = 0.913$)があった。土壌からの ^{137}Cs 供給が新芽の ^{137}Cs 濃度を主に決定していると考えられる。調べたいわき市と飯館村のワラビ群落の土壌の交換性カリウム濃度は $20 \text{ mg } 100\text{g}^{-1}$ 以上が大半で、比較的高かった。カリウム施用によるワラビの放射性セシウムの吸収抑制の効果は大きくはないかも知れない。

目的

環境から山菜への放射性セシウムの移行は山菜の種類によって異なる場合や類似する場合がある。主要な山菜について情報を収集することにより、種の特性に応じて被ばくを軽減したり、出荷制限解除のための情報収集の負担を軽減したりするデータが得られると考えられる。そこで、福島県いわき市、葛尾村、飯館村でワラビ (*Pteridium aquilinum*) の放射性セシウムを調べた。

調査方法

いわき市のわらび園 (IO)、飯館村の2つのワラビ群落 (IM、IU)、葛尾村のワラビ群落を調査地とした (図1左)。ワラビを採取しγ線スペクトロメトリで放射性セシウムの濃度を測定した。いわき市と飯館村ではリター、土壌も調べた。いわき市ではワラビの季節変化を調べ、カリウムを施用した。

ワラビの葉の放射性セシウム濃度の季節変化

新芽のセシウム ^{137}Cs 濃度は春が最も高く、その後の濃度はより低かった (図2)。フキで見られたような夏期の大きな濃度上昇はワラビでは認められなかった。新芽の ^{137}Cs 濃度は土壌の ^{137}Cs 濃度とほぼ完全な相関 ($r = 0.913$)があった。土壌からの ^{137}Cs 供給が新芽の ^{137}Cs 濃度を主に決定していると考えられる。

空間線量率とワラビの新芽の ^{137}Cs 濃度との関係

空間線量率と新芽の ^{137}Cs 濃度の間には土壌の ^{137}Cs 沈着量を介した、間接的ではあるが強い相関

($r = 0.757$)があった。

ワラビの物質循環の特徴と放射性セシウム

地下茎は土深7~14cmの間の厚さ7cmほどの薄い土層 (地下茎層)にひしめいていた (図1右)。根の83%は地下茎層にあり、地下茎層の上層に伸びる根は5%、リター層まで達する根はごく少なかった。ワラビの物質循環には、葉の枯死→リター層→土壌→根を通る第一の循環と、地下茎・根の枯死→土壌→根を通じた地下茎層の辺りで進む第二の循環がある。バイオマスの過半が地下にあるワラビでは、第二の循環の影響が大きいであろう。

管理によるワラビの放射性セシウムの吸収抑制

カリウム施用の効果は土壌中の交換性カリウム (K^+) 濃度が $10 \text{ mg } 100\text{g}^{-1}$ 以下といった、 K^+ の乏しい土壌で大きい。調べたワラビ群落の土壌の K^+ 濃度は、 $20 \text{ mg } 100\text{g}^{-1}$ 以上が大半で、比較的高かった (図3)。カリウム施用によるワラビの放射性セシウムの吸収抑制の効果は大きくはないかも知れない。ワラビの刈払いには、地下器官の ^{137}Cs を葉経由でリター層に移し、ワラビの根 (による再吸収) から遠ざける効果がある。刈払いにより ^{137}Cs のワラビの新芽の濃度は減ると考えられる。

残された課題

いわき市のわらび園で施用したカリウムの効果を2018年の春の新芽の ^{137}Cs 濃度で確かめる必要がある。

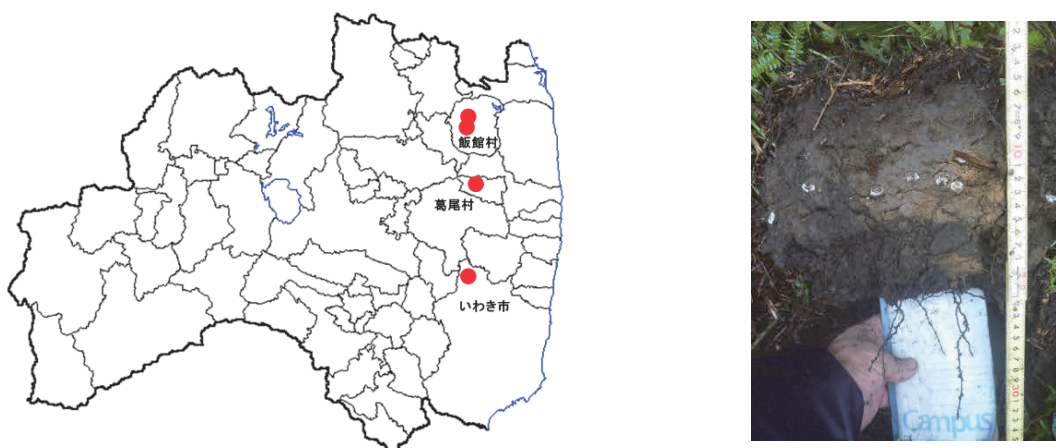


図1 ワラビの調査地（3市村，左）と地下茎・根（右。地下茎の切断面が白く見えている）

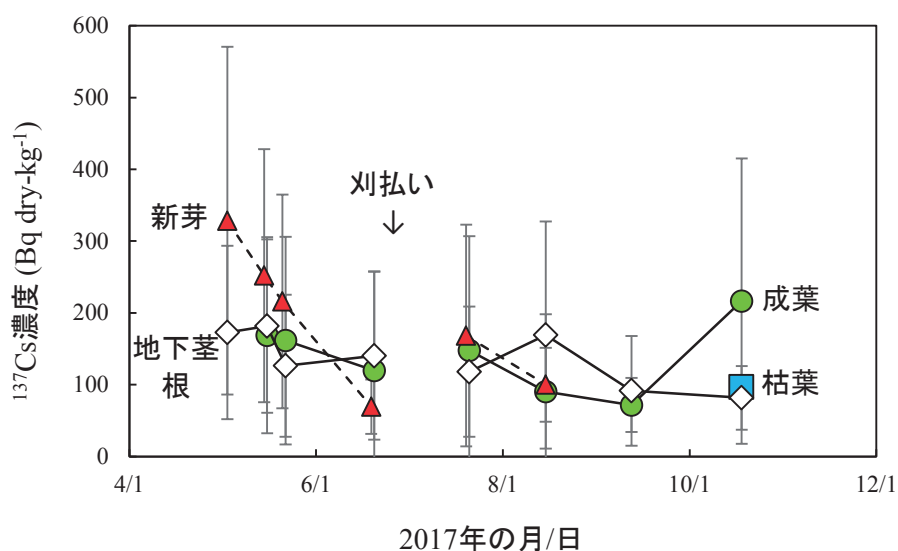


図 2 ワラビの ^{137}Cs 濃度の季節変化 (いわき市わらび園)

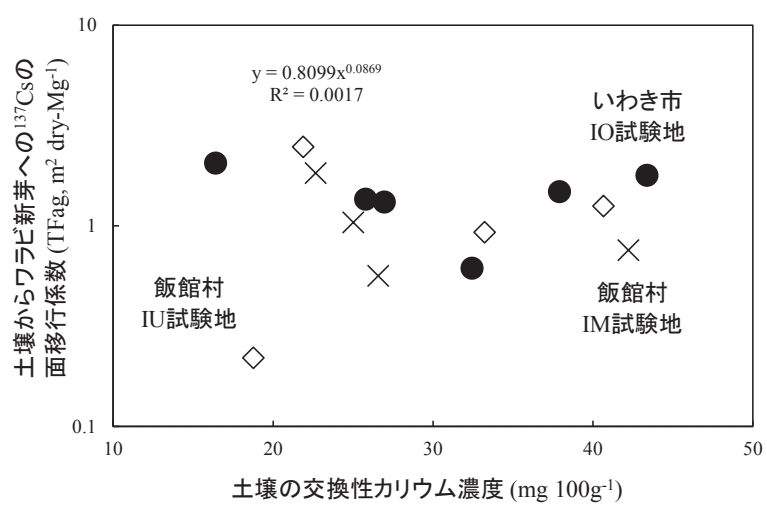


図3 土壌の交換性カリウム濃度と土壌からワラビの新芽への¹³⁷Csの面移行係数

32 コシアブラへの放射性セシウムの移行調査

(国研) 森林研究・整備機構 森林総合研究所 清野 嘉之、赤間 亮夫

要 旨

平成29年度

福島県の6町村でコシアブラとその生育環境におけるセシウム ^{137}Cs と安定体セシウム(^{133}Cs)の濃度を調べ、 ^{137}Cs の将来を推定した。コシアブラ樹体内の濃度分布から、根や葉の ^{137}Cs 濃度は今後上昇していく可能性があるとして推定された。生態系における濃度分布からは、今後のコシアブラの新芽の濃度は、土壌の交換性カリウム濃度の高い林地では今より低く、交換性カリウム濃度の低い林地では今より高くなっていくと予想された。野生コシアブラの山菜生産の適地は、自然条件で土壌の交換性カリウムが多い土地と考えられる。

目的

自然物のセシウム ^{133}Cs と異なり、福島第一原発事故により野外に放出されたセシウム ^{137}Cs はまだ平衡に達しておらず、生態系内で移動を続けている。 ^{137}Cs の生態系や植物体内における現在の分布は、 ^{133}Cs の分布に近づいていく途中の姿と考えられる。 ^{133}Cs の濃度分布や代謝の特性を明らかにすることで、 ^{137}Cs の将来を推定できると考えられる。コシアブラ(*Eleutherococcus sciadophylloides*)について ^{137}Cs と ^{133}Cs の濃度分布を調べた。

調査方法

2017年7月に福島県の只見町、南会津町、金山町、川俣町、広野町(図1)で葉つき当年枝(以下、葉と呼ぶ)やリター、土壌の検体を採取した。2015年春～秋に只見町、川内村(図1)で採取した成木の各部位の検体と合わせ、 γ 線スペクトロメトリで ^{137}Cs 、ICP-MSで ^{133}Cs 濃度を調べた。

葉の ^{137}Cs 、 ^{133}Cs 濃度の季節変化

葉の ^{137}Cs 、 ^{133}Cs 濃度は、山菜にする新芽と7月の葉で大きくは変わらなかった。

植物体内の濃度分布から見た、葉の ^{137}Cs の将来

個体内の部位別濃度(図2)を比較すると、今後、生態系内での平衡に向けて ^{137}Cs の移行が進むにしたがい、今は小さめの根や葉の $^{137}\text{Cs}/^{133}\text{Cs}$ 濃度比が大きくなって、事故前の幹枝外樹皮を除く他の

部位の比率に近づくと考えられる。樹体内の ^{137}Cs 総量が減らなければ、根と葉の ^{137}Cs 濃度は上昇していくであろう。これは、コシアブラの新芽の濃度が、事故による放射能の影響を受けた地域で経年的に増加している事実と符合する。

生態系における濃度分布から見た、葉の ^{137}Cs の将来

土壌の K^+ 濃度が高いHRNではリターから葉に ^{137}Cs が移行しにくく、 ^{137}Cs も移行しにくかった(図3a)。土壌に K^+ が少ないKNYでは、 ^{133}Cs が当年枝葉に移行し易く、 ^{137}Cs も移行し易かった(図3a)。

現在の葉/リター ^{137}Cs 濃度比(図3b)が、 ^{133}Cs の濃度比に近づいていくとすると、将来、新芽の ^{137}Cs 濃度はHRNのような土壌の K^+ 濃度の高い林地では今より低く、KNYのような K^+ 濃度の低い林地では今より高くなると予想される。

残された課題

野生コシアブラの山菜生産の適地は自然条件で土壌の K^+ 濃度が濃い土地だと考えられる。 K^+ が少ない土壌ではK施用により土壌の K^+ 濃度を高められる場合がある。将来予測と対処案を実際のデータで検証していくことが大切である。

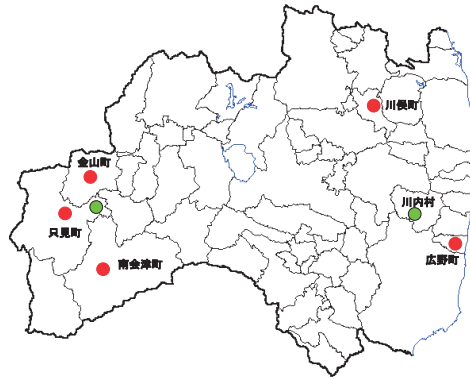


図1 コシアブラの調査地(6 町村, ● 国有林, ● 民有林)

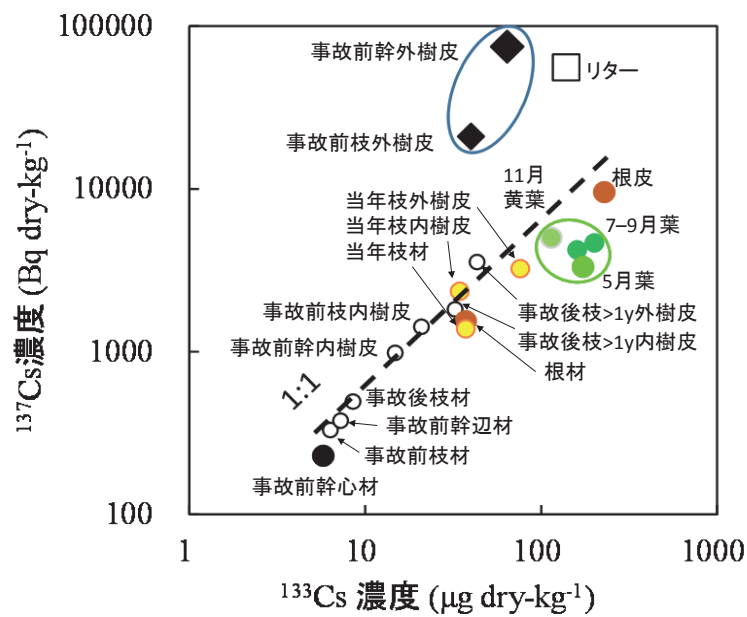


図2 コシアブラの部位と ^{133}Cs , ^{137}Cs 濃度(赤間ら 2017 に加筆)

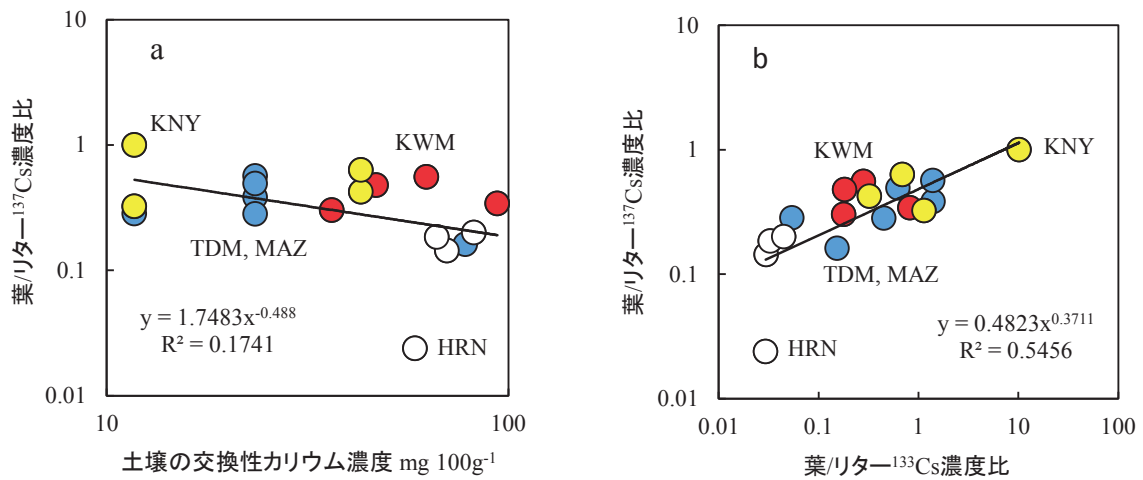


図3 土壌交換性カリウム濃度と葉/リター ^{137}Cs 濃度比(a), ^{133}Cs と ^{137}Cs の葉/リター濃度比(b)

33 タケノコへの放射性セシウム吸収抑制技術開発

(国研) 森林研究・整備機構 森林総合研究所 齋藤 智之
栃木県林業センター 杉本恵里子

要 旨

平成28～29年度

タケノコの放射性 Cs 濃度を低下させることを目的として、基となる竹林の除染試験と竹林内における放射性物質の分布の実態を調べた。試験は除染区と対照区とし、除染区の作業は①落葉の除去、②カリ肥料の施与、③伐竹の3つ全てを行った。

面積ベースの稈の齢別の放射性 Cs 蓄積量は1・2年生で既に少なく、3年生以上と当年生で多いことが分かった。那須町では当年生稈でも蓄積量が多くならなかった。除染効果は地上部では特に3年生以上の稈に出ている。それ以外の齢の稈では除染作業による直接の効果も少なかった。地下部は処理により蓄積量が増えた。竹林全体の成長が活発になったことが考えられるが、除染処理からの時間経過が短く効果は確定的ではない。

目的

タケノコの放射性 Cs 濃度を低下させ、出荷制限を解除出来るような値にすることを目的として、基となる竹林の放射性物質の分布の実態を明らかにし、竹林の除染試験を実施する。安全なタケノコを生産するための栽培方法を確立させる。

調査方法

栃木県日光市（2013 年試験開始）、那須町のモウソウチク林に試験地を設定した。竹林内の放射性物質分布実態を調べることと除染試験による効果を示すため、除染区と対照区を設定した。面積ベースで放射性 Cs 蓄積量を算出するため、100 m²の現存量調査枠を各区に設定した。さらに、放射性 Cs 測定サンプルは地上部では齢の異なる竹稈を伐採し、葉、枝、稈を採取し、地下部は根、地下茎の部位のみ採取し測定した。除染処理は、1 処理で①落葉等堆積有機物の除去、②カリ肥料の施与、③伐竹（間伐、密度管理）の3つの作業全てを行った。試験区の設定は2016 年7 月、除染作業は同年8 月より開始した。測定は2016 年の処理前、処理後、2017 年9 月の3 回行った。

タケノコの放射性 Cs 濃度

2017 年の春に発生したタケノコの放射性 Cs 濃度を測定した結果、処理の効果は見られなかった（図2）。除染試験の処理後の経過時間がまだ1 年以内と短いためだと考えられた。竹林全体にもっと除染作業を繰り返す必要がある。

竹林内の放射性 Cs 分布

放射性物質の竹林内の分布実態を明らかにするために除染試験の対照区の結果を示す。地上部は面積ベースの齢別稈の放射性 Cs 蓄積量（図3）において共通していることは、1・2年生稈は時間変化に関わらず極めて低濃度になっていること、3年生以上の稈と場合によっては当年生稈が蓄積量が多いことである。竹稈の齢別の現存量配分にも依るが、放射性 Cs は竹林の中で偏った分布をしていることが明らかになった。地上部、地下部で比較すると地上部の方が蓄積量が多いという結果なので、根から放射性物質を再吸収している可能性も示唆された。

竹林の除染効果

除染の効果は地上部の齢別では3 年生以上の稈と当年生稈に出ている（図3、4）。処理からの経過時間がまだ短いこともあって、2016 年の除染処理の直接の効果が現れているが、当年生稈はその効果さえも小さかった。タケノコの成長後の稈である当年生稈は基本的には放射性 Cs の全量が転流によるため、除染の直接の効果が現れにくいのは当然かもしれない。竹林全体としては、処理の効果が地下部に出ている（図5、6）、2017 年の値が処理区でむしろ高くなった。古い稈の伐竹により全体的に若返り成長が活発化し、根からの放射性 Cs の再吸収量が多くなったことが示唆された。試験全体として処理からの経過時間が十分得られず、効果が限定的だったと考えられる。

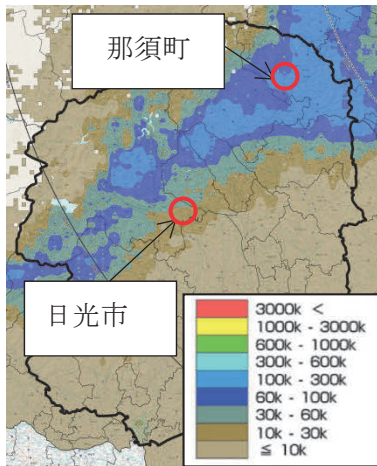


図1 調査値位置図

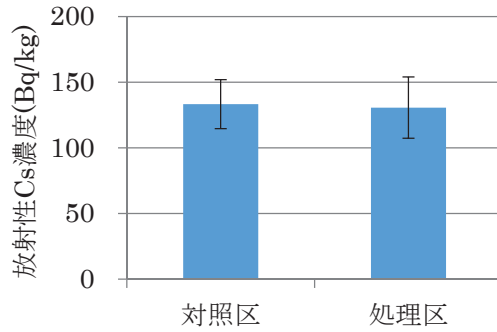


図2 タケノコの放射性Cs濃度(那須町)

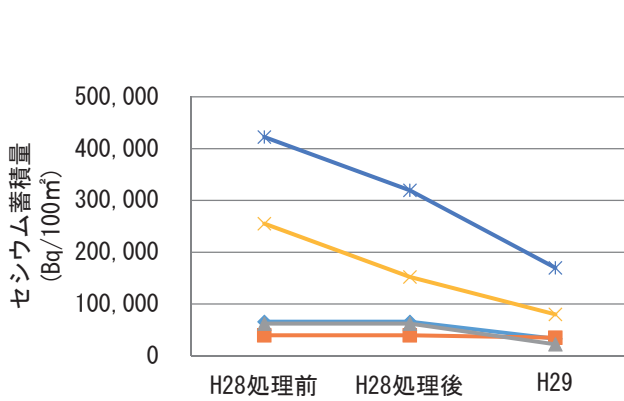


図3 那須町 対照区 地上部の蓄積量

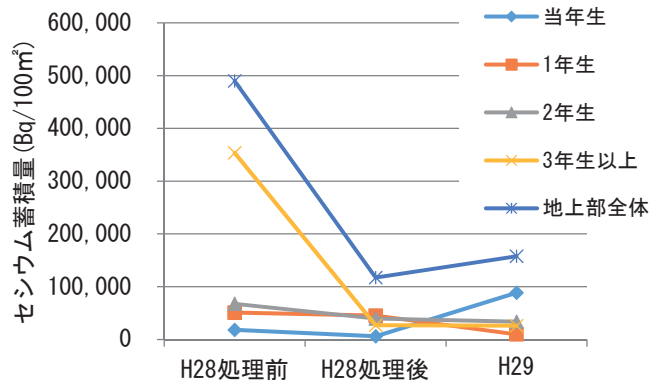


図4 那須町 処理区 地上部の蓄積量

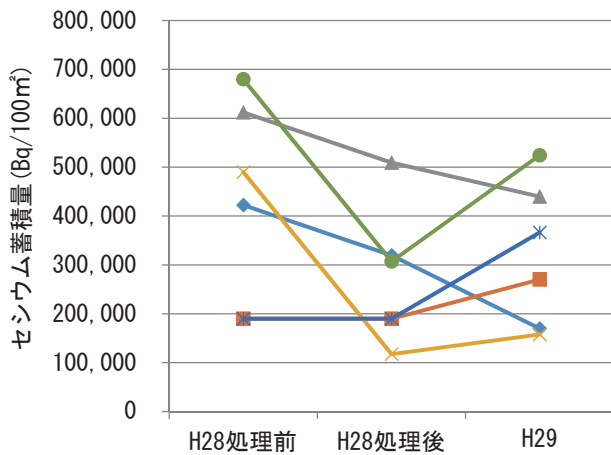


図5 那須町 対照区及び処理区の蓄積量

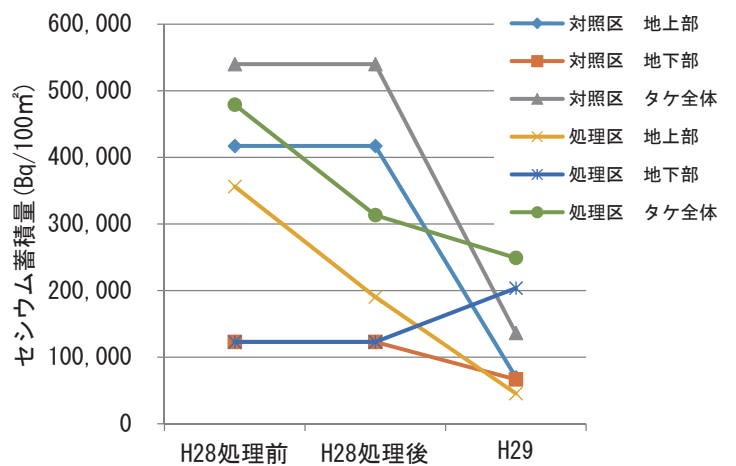


図6 日光市 対照区及び処理区の蓄積量

索引

あ

IP解析	12
IPプレート	8
IP読取装置	56
アカマツ	54
意見交換会	42
移行係数	4, 8
移行調査	50, 62, 64
移行メカニズム	8
イメージングプレートオートラジオグラフィー	12
A ₁ 層	14, 16, 28
KCl(塩化カリウム)	32
汚染状況の把握	44
汚染の状況調査	28
汚染の低減効果	30, 46
汚染抑制対策	28

か

外樹皮	12
解説書	40
外部環境要因	16
カリウム化合物	32, 34
カリウム剤	52
環境による汚染	44, 46
γ線スペクトロメータ	56
ガンマー線スペクトロメトリ	62, 64
寒冷紗	30
技術交流会	42
基準値	16, 38, 62, 64
きのこ原木	4, 6, 12, 42, 50
菌根菌	54
菌床・施設栽培	12
空間線量率	6, 10, 14, 16, 22, 26, 28, 30, 44, 46, 50, 58, 62, 64
クリタケ	26
Ge検出器	12, 54
Ge半導体検出器	18, 20, 22, 24, 26, 32, 56
ゲルマニウム半導体検出器	12, 44, 50
原木きのこ栽培管理	38, 40, 42
原木きのこ栽培管理に関するガイドライン	38
原木購入の際に注意すべき点	38

原木シイタケ	8, 10
原木洗浄機	20
原木洗浄効果	20
原木の放射性セシウム濃度	6
原木の放射性物質濃度	4
原木林	6, 58
原木林調査	18, 24
原木林の空間線量率	6
原木露地栽培	26
高圧洗浄	20, 22, 24, 40
鉱質土壌	60
コナラ	4, 6, 20, 22, 26, 50, 52, 54, 56, 58
コナラ原木	20, 26, 56, 58
根系	54

さ

栽培管理	24, 38, 40, 42, 44, 46, 48
山菜	60, 62, 66, 68
シイタケ	4, 10, 12, 18, 24, 28, 30, 32, 46, 48, 52, 58
シイタケ原木	20, 24, 50, 54, 56
シイタケ子実体中の放射性セシウム濃度	4, 14
シイタケの放射性セシウム濃度	18
子実体中の放射性セシウム	18, 24, 28, 30, 32, 34
子実体中の放射性セシウム濃度	14, 16, 18, 24, 26, 28, 30, 32, 34
指標値	4, 10, 18, 38, 58
収穫量	26, 46, 48
出荷制限	38, 60, 62
出荷制限解除	38, 42, 62, 64
樹皮の放射性セシウム濃度	6, 28
樹林内ほだ場	16
食品の基準値	64
除染方法	12
人工ほだ場	10
浸漬処理	36
ゼオライト	26, 28, 54
ゼオライト散布	28
ゼオライト紙	26
積算線量	10
セシウム吸着	34
CSF	30

セシウムソーブフィルター	30	付着物の濃度	14
セシウム137濃度の予測モデル	62	ブルーシート	44, 46, 48
説明会	42	ブルーシート敷設	44
洗浄効果	24, 40	P B	36
洗浄処理	12, 20	プルシアンブルー	36
洗浄ノズル	20	P B分散液	36
洗浄方法	22	ぼう芽更新	12, 50
ゼンマイ	62	ぼう芽枝	12, 50, 52
た		放射能汚染地域	10
大根洗浄機	20	放射性セシウム	4, 6, 8, 12, 18, 20, 22, 26, 28, 30, 32, 34, 44, 46, 50, 52, 54, 56, 58, 60, 62, 64
地上部へ移行	54	放射性セシウム移行	50
追加汚染	12, 14, 22, 28, 30	放射性セシウム吸収動態	54
動力噴霧器	20	放射性セシウム吸収抑制	26, 30, 32, 34
土壌等からの汚染	44	放射性セシウム除去	20
土壌層	28	放射性セシウムの移行	4, 26, 60, 62, 64
土壌蓄積量	60	放射性セシウム濃度	4, 6, 18, 28, 30, 32, 50, 52, 54, 56, 58, 60, 62, 64
土壌の放射性セシウム	60	放射性物質吸着材	46
土壌養分吸収	54	放射性物質低減	38, 40, 42
な		放射性物質の移行	48
ナメコ	26	防草シート	28
ナラ枯れ	36	ホースによる洗浄	22
二次汚染	8, 10	ほだ木	4, 8, 10, 12, 14, 16, 22, 28, 30, 36, 38, 44, 46, 48
は		ほだ木（樹皮）中の放射性セシウム濃度	14, 28
廃ほだ木の処理方法	38	ほだ木中の放射性セシウム	4, 22
伐採後の原木	24	ほだ木中の放射性セシウム濃度	4, 16, 22, 28, 30
ハラアカコブカミキリ	38	ほだ木の追加汚染	14, 22
ビニールシート	44, 46	ほだ木上の付着物	28
非破壊検査	18, 24, 56, 58	ほだ木の放射性物質濃度	44
非破壊検査機	18, 24	ほだ木の放射能汚染の経時変化	14
非破壊検査装置	54, 56	ほだ場	10, 14, 16, 22, 28, 30, 44, 46
被覆	10, 30, 44, 46, 62	ホンシメジ	52
被覆材	44, 46	ま	
標準体積線源	56	マツタケ	60
ヒラタケ	26	マツタケの放射性セシウム137濃度	60
フィルター	30, 46	や	
フェロシアン化鉄	30, 36	野外ほだ木	22
フキ	64	野生きのこ	60
腐植層	28, 30	葉柄	64
不織布	30, 46		
敷設材	14, 30, 44, 46		

ら

落葉性多年草	64
落葉等堆積物	16
リター	50, 60, 62
K ₂ SO ₄ (硫酸カリウム)	32
林内ほだ場	16, 30, 44, 46
林野庁	4, 18, 38, 42
露地栽培	10, 12, 14, 16, 26, 28, 38