

# 東京電力福島第一原子力発電所事故に起因する放射性セシウムの落葉広葉樹混交林内における循環

著者	高橋 智之
学位授与機関	Tohoku University
URL	<a href="http://hdl.handle.net/10097/00137238">http://hdl.handle.net/10097/00137238</a>

# 博士學位論文

## Doctoral Dissertation

東京電力福島第一原子力発電所事故に起因する放射性セシウム

の落葉広葉樹混交林内における循環

東北大学大学院環境科学研究科

Graduate School of Environmental Studies, Tohoku University

先進社会環境学

専攻 major/

コース course

学籍番号

Student ID No.

B 6 G D 1 5 0 4

氏名

Name

高橋 智之

指 導 教 員 Supervisor at Tohoku Univ.	井上 千弘 教授	
研 究 指 導 教 員 Research Advisor at Tohoku Univ.	—	
審 査 委 員 (○印は主査) Dissertation Committee Members Name marked with “○” is the Chief Examiner	○ 井上 千弘 教授	
	1 岡本 敦 教授	2 新堀 雄一 教授 (工学研究科)
	3 —	4 —
	5 —	6 —
	6 —	—

# 博士学位論文

東京電力福島第一原子力発電所事故に起因する  
放射性セシウムの落葉広葉樹混交林内における循環

Circulation of Radioactive Cesium in mixed forests of  
deciduous broadleaf tree due to the Fukushima Daiichi  
Nuclear Power Plant Accident.

東北大学大学院環境科学研究科  
先進社会環境学専攻環境修復生態学分野

高橋 智之

## 目 次

第1章 緒 論 .....	1
1-1 東日本大震災 .....	1
1-2 原発事故による放射性物質の拡散とその影響 .....	3
1-3 チョルノービリ(チェルノブイリ)原子力発電所事故と東京電力福島第一 原子力発電所事故の規模の比較 .....	5
1-4 チョルノービリ(チェルノブイリ) 原子力発電所事故の既往研究より得ら れている知見 .....	5
1-5 東京電力福島第一原子力発電所事故の既往研究より得られている知見 .....	7
1-6 原状回復への試み .....	8
1-6-1 国による除染作業, 計画と実績と課題 .....	8
1-6-2 放射性物質の除去 .....	9
1-7 東京電力福島第一原子力発電所事故後の森林内の放射性物質の動態 .....	12
1-7-1 国有林内における継続的な分布状況調査 .....	12
1-7-2 福島県内の陸域環境中での放射性セシウムの挙動 .....	13
1-8 既往研究の課題 .....	15
1-9 本研究の目的 .....	17
第1章 参考文献 .....	20
第2章 調査区の選定とその特徴 .....	26
2-1 はじめに .....	26
2-2 選定した調査区とその特徴 .....	26
2-3 各調査区の地形・地質(林床土壌, 草地)と調査木 .....	29
2-3-1 飯樋調査区(森林) .....	29
2-3-2 下比曾調査区(森林) .....	31
2-3-3 蕨平調査区(森林) .....	34
2-3-4 長泥調査区(草地) .....	36
2-4 各調査区の土壌分類 .....	37
2-4-1 土壌分類 .....	37
2-4-2 調査区の土壌コアサンプルの様相, 色彩 .....	38
2-4-3 土壌環境分析法に基づく土壌化学分析 .....	39
2-5 小 括 .....	47
第2章 参考文献 .....	48
第3章 落葉広葉樹混交林の土壌および樹木(生葉)中の <sup>137</sup> Cs濃度とその経時的変 化 .....	49
3-1 はじめに .....	49
3-2 試料のサンプリング .....	49

3-2-1	林床土壌のサンプリング方法	49
3-2-2	樹木(生葉)および落葉のサンプリング方法	50
3-3	$^{137}\text{Cs}$ 濃度の測定方法	50
3-3-1	土壌および樹木(生葉)の $^{137}\text{Cs}$ 濃度測定用サンプルの作成方法	50
3-4	土壌(林床土壌, 草地土壌)中の $^{137}\text{Cs}$ 濃度の経時的変化	52
3-4-1	林床土壌(飯樋, 下比曽, 蕨平調査区)の $^{137}\text{Cs}$ 濃度( $\text{Bq}\cdot\text{kg DW}^{-1}$ )	52
3-4-2	林床土壌(飯樋, 下比曽, 蕨平, 長泥調査区)の $^{137}\text{Cs}$ 沈着量( $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ )	57
3-4-3	林床土壌の $^{137}\text{Cs}$ 濃度のバラツキに関する評価	58
3-4-4	林床土壌(飯樋, 下比曽, 蕨平調査区)と草地土壌(長泥調査区)の土壌 深度 0cm-30cm の $^{137}\text{Cs}$ 沈着量の推移	59
3-4-5	林床土壌(飯樋, 下比曽, 蕨平調査区)と草地土壌(長泥調査区)の $^{137}\text{Cs}$ 沈着量の推移	60
3-4-6	林床土壌の $^{137}\text{Cs}$ 濃度と土壌化学分析結果との相関性	61
3-5	飯樋, 下比曽, 長泥, 蕨平調査区の初期(fallout 時) $^{137}\text{Cs}$ 沈着量の推定	64
3-5-1	各調査区の初期 $^{137}\text{Cs}$ 濃度(農林水産省の調査による飯樋, 比曽, 蕨平, 長泥地区の水田や畑の土壌中の放射性セシウム濃度より)	64
3-5-2	各調査区の初期沈着量 (文部科学省第三次航空機モニタリングの測 定結果)	65
3-5-3	飯樋, 下比曽, 長泥, 蕨平調査区の初期(fallout 時)の $^{137}\text{Cs}$ 沈着量(推 定値)からの物理的減衰(自然減衰)	67
3-5-4	飯樋, 下比曽, 長泥, 蕨平調査区の土壌の $^{137}\text{Cs}$ 沈着量の約 5 年間の 推移と, 推定した初期 $^{137}\text{Cs}$ 沈着量からの約 10 年間の物理的減衰との比較	67
3-6	飯樋, 下比曽, 蕨平調査区に共通する落葉広葉樹(6 種)と常緑針葉樹(1 種) の $^{137}\text{Cs}$ 濃度	72
3-6-1	樹木の生葉(飯樋, 下比曽, 蕨平調査区)の $^{137}\text{Cs}$ 濃度( $\text{Bq}\cdot\text{kg DW}^{-1}$ )	72
3-6-2	飯樋, 下比曽, 蕨平調査区の落葉広葉樹, 常緑広葉樹, 常緑針葉樹の 生葉の平均値 (2018 年~2021 年)	76
3-7	下比曽調査区の樹木(生葉)の $^{137}\text{Cs}$ 濃度と土壌化学成分との関連性	78
3-8	飯樋, 下比曽, 蕨平調査区の落葉層と土壌表層部の $^{137}\text{Cs}$ 濃度	78
3-9	林床土壌から樹木への $^{137}\text{Cs}$ の移行, 土壌 $^{137}\text{Cs}$ 沈着量( $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ )と樹木・生 葉への移行係数( $T_{\text{ag}}$ )	80
3-10	下比曽調査区の草本類(林床植物)の $^{137}\text{Cs}$ 濃度	83
3-11	小 括	89
	第 3 章 参考文献	90
	第 4 章 落葉広葉樹混交林における $^{137}\text{Cs}$ の循環	94
4-1	はじめに	94

4-2	林床土壌の $^{137}\text{Cs}$ の固定化状況の確認	95
4-2-1	試験方法	95
4-2-2	抽出試験に使用した溶媒	95
4-2-3	林床土壌の $^{137}\text{Cs}$ 抽出試験の結果	96
4-2-4	土壌の $^{137}\text{Cs}$ 抽出試験に関する原発事故直後の水田圃場土と本研究の林床土壌との比較	101
4-2-5	下比曾調査区の落葉(落葉層)の $^{137}\text{Cs}$ 抽出試験の結果	102
4-2-6	抽出試験の結果と実効的な移行係数の評価	102
4-3	調査区の土壌を使用した非汚染状態の苗木の栽培実験による $^{137}\text{Cs}$ 吸収の経時的变化	104
4-3-1	原発事故直後から数ヶ月間の模擬(非汚染状態の苗木による栽培実験)	104
4-3-2	下比曾調査区から採取した土壌を利用した苗木栽培の実験方法	104
4-3-3	経根吸収の評価方法	105
4-3-4	栽培実験の結果 $^{137}\text{Cs}$ 濃度の変化 (2021年6月~2021年12月)	107
4-3-5	2021年12月 苗木の各部位ごとの重量, $^{137}\text{Cs}$ 濃度, $^{137}\text{Cs}$ 含有量	109
4-3-6	落葉広葉樹(エゴノキ), 常緑針葉樹(アカマツ), 常緑広葉樹(イヌツゲ)の部位別の重量比, $^{137}\text{Cs}$ 含有量	110
4-3-7	既往研究での苗木栽培実験と本研究との比較	113
4-4	落葉広葉樹混交林の落葉による林床土壌への $^{137}\text{Cs}$ の循環	115
4-4-1	落葉広葉樹混交林の全葉量(全落葉量)による $^{137}\text{Cs}$ の循環量の推定	115
4-5	落葉広葉樹混交林内での落葉に伴う $^{137}\text{Cs}$ の循環	117
4-5-1	落葉広葉樹混交林内での $^{137}\text{Cs}$ の循環経路	117
4-5-2	落葉による土壌への $^{137}\text{Cs}$ 蓄積量の推定	119
4-5-3	地下部(根)の $^{137}\text{Cs}$ 蓄積量	119
4-5-4	落葉広葉樹混交林 落葉広葉樹の $^{137}\text{Cs}$ 循環の様相(まとめ)	120
4-6	飯樋, 下比曾, 蕨平調査区における落葉広葉樹混交林 落葉広葉樹の $^{137}\text{Cs}$ 蓄積量と $^{137}\text{Cs}$ 循環量の推定	121
4-6-1	本研究の調査結果に基づいた落葉広葉樹の部位別分布割合の推定	121
4-6-2	2018~2021年の飯樋, 下比曾, 蕨平調査区の落葉広葉樹の部位別 $^{137}\text{Cs}$ 蓄積量と落葉層, 土壌層の $^{137}\text{Cs}$ 蓄積量の推移	125
4-6-3	常緑針葉樹の $^{137}\text{Cs}$ の循環	126
4-7	既往論文および本研究の飯舘村・3調査区の落葉広葉樹混交林における $^{137}\text{Cs}$ 蓄積量	127
4-7-1	川俣町, 川内村, 飯舘村(飯樋, 下比曾, 蕨平)の各調査区の落葉広葉樹混交林における $^{137}\text{Cs}$ 蓄積量	127
4-7-2	川俣町, 川内村, 飯舘村(飯樋, 下比曾, 蕨平)の各調査区の落葉広葉	

樹混交林における $^{137}\text{Cs}$ 蓄積量の比較結果 .....	129
4-8 小 括 .....	131
第 4 章 参考文献.....	133
第 5 章 結 論 .....	135
付録 (参考資料).....	140
業績リスト (投稿論文, 学会発表等).....	145
学会誌 (投稿論文).....	145
国内会議 (学会発表等).....	145
謝 辞.....	146

## 第1章 緒 論

本研究は、福島県飯館村の旧居住制限区域内の落葉広葉樹混交林を対象として、東京電力福島第一原子力発電所事故から6年後の2017年から約5年間にわたり、林内の土壌や樹木の<sup>137</sup>Cs濃度を継続的に調査した結果をもとに、対象林内における<sup>137</sup>Cs循環の様相を明らかにしたものである。

本研究にて対象とする放射性セシウム(以降、<sup>137</sup>Csという)は人工放射性物質であり、その由来は、11年前に発生した東日本大震災と東京電力福島第一原子力発電所事故に起因したものである。東京電力福島第一原子力発電所事故は、約35年前に発生したチェルノブイリ(チェルノブイリ\*)原子力発電所事故に次ぐ2番目の規模であり(国際原子力事象評価尺度(INES)、最上位レベル7(深刻な事故))に分類されている。現在でも帰還困難地域が残り、多くの帰還困難者が存在する。

本章では、震災の様相、原発事故の推移・要因、放射性物質の拡散について触れた後、その後に展開された福島県内の森林内における<sup>137</sup>Csの挙動に関する既往研究等について概括的に述べ、本研究の目的を示していく。

\*地名については、外務省の公示により「チェルノブイリ」への名称変更が進んでいる。しかし、事故名称については、当時旧ソビエト連邦(ウクライナ共和国)の保有であったことから、名称変更については議論が続いている。昨今の情勢を鑑みて「チェルノブイリ原発」と呼称されている場合が多い。本論文内では、チェルノブイリ(チェルノブイリ)と呼称し、参考文献およびその資料の参照では呼称変更をしない。

### 1-1 東日本大震災

2011年(平成23年)3月11日に発生した東北地方太平洋沖地震により、多大な人命・社会的基盤が失われた。この震災は、大規模な地震・津波災害のみならず東京電力(現、東京電力ホールディングス)株式会社福島第一原子力発電所事故(もしくは、原発事故という)を引き起こした大規模な地震災害であった。その災害規模の甚大さから「東日本大震災」と呼称されている。

#### ・人的被害

東日本大震災(もしくは震災という)に伴う人的被害(死者・行方不明・負傷を含む)は、死者15,899人、行方不明2,526人、負傷者6,167人とされている(警察庁2021)<sup>1)</sup>。震災関連死は、全国計では3,774人、その内、福島県では2,319人とされる(復興庁2021)<sup>2)</sup>。令和3年の時点における原発事故に伴う避難者の状況は、県外への避難者数は27,998人、県内への避難者数は6,887人である(福島県災害対策本部2021)<sup>3)</sup>。

#### ・経済的損失

内閣府では、震災の直後(平成 23 年 7 月)、近年に起こった大規模震災(阪神・淡路大震災及びアメリカのハリケーン・カトリーナ襲来後の経済動向)との経済的な損失規模の比較(内閣府 2011)<sup>4)</sup>を行っている。東日本大震災の経済的被害は 16~25 兆円程度と試算され、過去の大規模災害と比較して 2~3 倍の巨額な損失となっている。その主な特徴は、津波被害、サプライチェーンの寸断、原発事故の被災と電力供給の制約である。

#### ・東北地方太平洋沖地震の特徴

2011 年 3 月 11 日 14 時 46 分 18.1 秒に発生。宮城県・牡鹿郡(牡鹿半島)の東南東約 130 km の太平洋の海底、日本海溝付近(太平洋プレートと北アメリカプレートの境界域)の深さ約 24 km を震源として発生した海溝型地震である<sup>5)</sup>。

震源域は、岩手県沖から茨城県沖の南北約 500 km・東西約 200 km の約 10 万 km<sup>2</sup> に渡る広範囲におよび、地震の規模は気象庁マグニチュード(Mj)の速報値 Mj7.9(後に Mj8.8 に修正)、モーメントマグニチュード(Mw)9.0 - 9.1、日本観測史上では大正関東地震(Mj7.9, Mw8.2, 1923 年)を上回る最大の地震であった。

この地震の特徴は、3 つの地震が連動したもの(連動型地震)であったことが解明されている。大規模な津波を発生させた主な要因は、浅い海溝付近での dynamic overshoot(動的過剰滑り)と長周期地震波によるもの<sup>6)</sup>と考えられている。

震災以前に行われていた地震規模の想定(地震調査委員会 2002)<sup>7)</sup>では、日本海溝で発生が予測される海溝型地震を三陸沖北部から房総沖までの 6 領域に分け、地震の規模と 30 年以内の発生確率を評価していた。例えば、宮城県沖の領域では M7.4 前後・発生確率 99%、宮城県沖と三陸沖南部海溝寄りの連動型では M8.0 前後の想定であった。これらの想定は、2000 年代以降日本の地震学界で支持されていた「アスペリティ(固着域)・モデル」を基に推定したものであった。

各地震の観測網から得られたデータの解析によって、多くの震源位置・規模が特定されていた一方、日本海溝沿いの海溝軸の直行方向に狭い地震活動の空白域があること<sup>8)</sup>も以前から知られていた。当時、その存在は認識されていたもののその解明には至らず、後に空白域には観測史以前より長期に固着エネルギーを蓄積していた巨大なアスペリティが存在し、最初に発生した宮城県沖のアスペリティの崩壊が引き金となり、三陸沖その他の領域のアスペリティ崩壊を誘発し、その崩壊の連鎖により東北地方太平洋沖地震は、巨大化・広域化していったことが解明された(連動型地震)<sup>9)</sup>。

また、東日本大震災の数年前より仙台平野の津波堆積物の調査が進められており<sup>10)</sup>、仙台平野内陸に未知の巨大地震による津波の痕跡が次々と発見されていた(弥生、貞観、慶長時代等)。これらの知見を確率論的地震予知に反映しようとする

る動きが始まっていたが、東日本大震災時点では超巨大地震発生の想定までには至らなかった。東北地方太平洋沖地震によって発生した津波高は、福島県相馬で高さ 9.3 m 以上、宮城県石巻市鮎川で高さ 8.6 m 以上、その他の地域でも非常に高い津波を観測し(遡上高の最大は、岩手県大船渡市の綾里湾 40.1 m とされている)、東北地方から関東地方北部の太平洋側を中心に、北海道から沖縄にかけて広い範囲で津波が観測された<sup>11)</sup>。

この津波により被水・浸水等の被害を受けた原子力発電所は、以下の 5 ヶ所であった。

- ・東北電力株式会社 東通原子力発電所
- ・東北電力株式会社 女川原子力発電所
- ・東京電力株式会社 福島第一原子力発電所
- ・東京電力株式会社 福島第二原子力発電所
- ・日本原子力発電株式会社 東海第二発電所

特に、東京電力(当時)株式会社福島第一原子力発電所の被害は甚大であった。

被害が甚大となった原因については、後に公・民の各機関によってさまざまな方向から分析され、多くの著書が出版された。

主な著書としては、東京電力福島原子力発電所事故調査委員会「国会事故調 報告書」、一般社団法人日本原子力学会 東京電力福島原子力発電所事故に関する調査委員会「福島第一原子力発電所事故 その全貌と明日に向けた提言—学会事故調 最終報告書—」、一般社団法人 日本再建イニシアティブ「福島原発事故 独立検証委員会 調査・検証報告書」、東京電力株式会社「福島原子力事故調査報告書」などである。これらの著書には、事故に至った経緯や根本原因分析とともに、今後同様の事故を起こさないための提言も含まれている。

## 1-2 原発事故による放射性物質の拡散とその影響

### ・原発事故の概要(事故の状況・進展)

東京電力株式会社福島第一原子力発電所は、福島県双葉郡大熊町・双葉町に立地していた。現在、廃炉作業が進んでいる。東北地方太平洋沖地震により震度 6 強の揺れとなったが、稼働中であった 1-3 号機は地震動の加速度感知により、自動的に制御棒が挿入され原子炉スクラムにより緊急停止ができていた。

地震による土砂崩れによって、鉄塔の倒壊や送電線の断線が起こり 3 系統あった外部電源をすべて喪失していたが、バックアップ電源として設置されていた非常用ディーゼル発電機(D/G)が起動し電源が供給され始め、崩壊熱除去のための冷却(残留熱除去機能)は維持されていた。残留熱除去機能が維持されていれば、数日後には冷温停止状態になるはずであった。しかし、地震発生から 41 分後、津波の第一波の到来により、1-6 号機の非常用電源は水没し配電盤等にも被害を受け、

1・2・4号機は全電源喪失, 3・5号機は全交流電源喪失(SBO : Station Black Out) に陥った。

以降, 過酷事故(Severe Accident)に至る時系列的経過は, 東京電力ホールディングス株式会社より原発事故の経過と教訓<sup>12)</sup>として公開されている。

放射性物質の広範囲な拡散は, 1-3号機の水素爆発によって大気へ放出されたとの印象が強いが, 事故直後からのモニタリングカーにより測定された線量率の推移<sup>12)</sup>から分析された結果では, 2011年3月12日から3月15日まで主にベント(格納容器より圧力抑制室, S/P:サブプレッションプールを経由して外部へ放出)により, 3月15日以降の急減な線量率の上昇は2-3号機の圧力抑制室の圧力が低下していることから2-3号機の圧力抑制室, もしくは配管破裂(LOCA : Lost of Coolant Accident)等により, 格納容器外に大量放出されたことが推測されている。S/Pを経由することにより放射性物質が吸収され濃度が低減される(スクラビング効果)が, 東京電力ではS/Cのプールスクラビングを受けずに格納容器トップヘッドフランジシールからの漏えいにより, 原子炉建屋外に流出したと推測している。また, 2号機建屋から放出されたプルームの軌跡と北西方向の地域の汚染との関係については, 3月15日12時辺りから風向が北北西に変わりプルーム(radioactive plume)が流れていったことにより北西方向の地域に高い汚染をもたらしたと推定されている<sup>13)</sup>。

原発事故直後(2011年5月6日)の周辺地域の放射線量は, 文部科学省及び米国エネルギー省(DOE : Department of Energy)による航空機モニタリング結果(東京電力福島第一原子力発電所から80 km圏内の線量測定マップ)によると, 東京電力福島第一原子力発電所より北西部に高い放射線領域が分布している(Fig.1-2-1)。その後, 国の指針により, 東京電力福島第一原子力発電所の北西部に集中する高放射線領域は, 空間放射線量に基づく年間積算線量に応じて(1)帰還困難地域, (2)居住制限地域, (3)避難指示解除準備地域に区域化されていった。昨今, 徐々に解除されてきているものの, 2021年現在では, (1)帰還困難地域は7市町村(南相馬市, 浪江町, 双葉町, 大熊町, 富岡町, 飯館村, 葛尾村)に存在している<sup>14)</sup>。

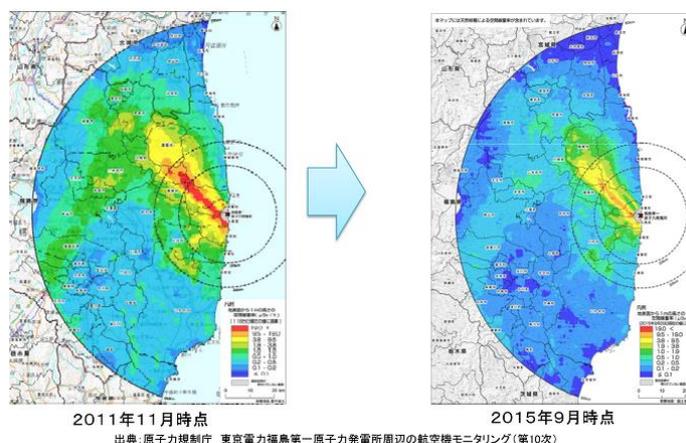


Figure 1-2-1 原発事故直後(2011年5月6日)の周辺地域の放射線量(左図)と2021年10月25日時点(右図) 出典:原子力規制委員会ホームページ (<https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/362/list-1.html>)

### 1-3 チョルノーベリ(チェルノブイリ)原子力発電所事故と東京電力福島第一原子力発電所事故の規模の比較

チョルノーベリ(チェルノブイリ)原子力発電所事故と東京電力福島第一原子力発電所事故の規模の比較では、環境省から公表されている事故の放射性核種の推定放出量の比較<sup>15)</sup>より、汚染地域の合計面積は、東京電力福島第一原子力発電所事故はチョルノーベリ(チェルノブイリ)原子力発電所事故の約6%程度とされる。

また、放出された放射性核種は、環境省から公表されている「チェルノブイリと福島第一の放射性核種の推定放出量の比較」<sup>16)</sup>より、 $^{133}\text{Xe}$ (半減期:5日)は1.69倍、 $^{131}\text{I}$ (半減期:8日)は0.09倍、 $^{134}\text{Cs}$ (半減期:2年)は0.38倍、 $^{137}\text{Cs}$ (半減期:30年)は0.18倍、 $^{90}\text{Sr}$ (半減期:29年)、 $^{238}\text{Pu}$ (半減期:88年)は0.0012倍、 $^{239}\text{Pu}$ (半減期:24100年)は0.00024倍、 $^{240}\text{Pu}$ (半減期:6540年)は0.00018倍とされる。

$^{133}\text{Xe}$ が多い理由は、事故を起こしたチョルノーベリ(チェルノブイリ)原子力発電所は、1基(熱出力:320万kW)であったのに対し、東京電力福島第一原子力発電所は1~3号機の3基(熱出力:1号機:46万kW、2,3号機:78.4万kW)であったこと、 $^{238}\text{Pu}$ 、 $^{239}\text{Pu}$ 、 $^{240}\text{Pu}$ が少なかった理由は、チョルノーベリ(チェルノブイリ)原子力発電所は黒鉛減速沸騰軽水圧力管型原子炉(旧ソ連が開発)で格納容器がない構造で原子炉が爆発・破損し核燃料が放出・拡散したことに対して、東京電力福島第一原子力発電所は沸騰水型軽水炉(BWR, MARK1型)で、格納容器が最後の防護壁となり核燃料の直接的な外部への放出を免れたためと考えられている。

$^{134}\text{Cs}$ 、 $^{137}\text{Cs}$ が広く拡散した理由は、Csの沸点は678℃であり、核燃料(炉心)が溶融した温度(約2500℃前後と考えられている)では気体となるためである。炉心溶融(core meltdown)時に大気中に気体として放出された $^{134}\text{Cs}$ 、 $^{137}\text{Cs}$ は、その後大気中において温度低下により液体・粒子状化し、太平洋側からの海風等によってブルーム(plume)が内陸まで拡散し、降雨等によって降下し、地表に放射性降下物(fallout)として堆積したと考えられている。

### 1-4 チョルノーベリ(チェルノブイリ)原子力発電所事故の既往研究より得られている知見

- ・放射性セシウムが土壌中に固定・固着化される主な要因であるFESについて

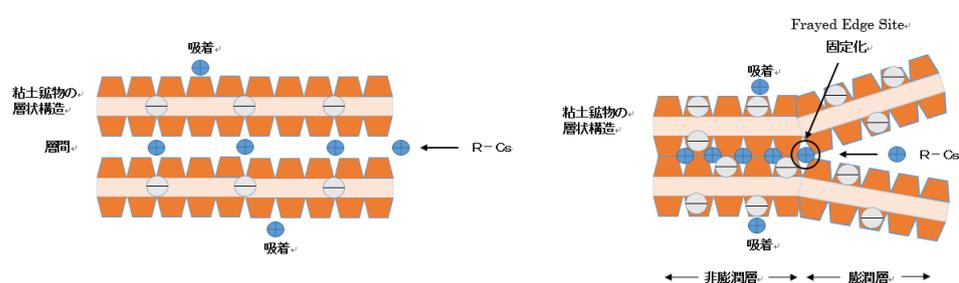
既に、チョルノーベリ(チェルノブイリ)原子力発電所事故(1986年)以前の1960年~1970年代に行われた原子爆弾の核実験による放射性降下物(global fallout)の研究によって、土壌もしくは堆積物中の放射性セシウムの挙動はイライト(Illite:粘土サイズの雲母鉱物、フィロケイ酸塩鉱物または層状のアルミノケイ酸塩鉱物、中央ヨーロッパの主な粘土鉱物)に多く含まれるフレイド・エッジ・サイト(FES: frayed edge sites)に支配されているとの統一見解<sup>17)</sup>が得られていた。

チョルノーベリ(チェルノブイリ)原子力発電所事故では、放射性セシウム降下

物の土壤中での挙動への関心が再び高まり、多くの研究発表がなされた。

・放射性物質の土壤中の挙動(浸透, 定着化), 土壤に放射性セシウムが固定化するメカニズムについて

$Cs^+$ や  $K^+$ などの 1 価の陽イオンは, 土壤中の粘土鉱物の膨潤している層と膨潤していない層の境界に存在する六員環に到達した場合に, 粘土鉱物に固定される。特に粘土鉱物のうちの 2:1 型層状ケイ酸塩鉱物 (イライト, バーミキュライト等)にある膨潤層と非膨潤層の境界に存在する部分(FES)(Fig. 1-4-1)では  $Cs$  の選択性が高いことが知られている。



セシウムの固定性が弱い粘土鉱物の例(モンモリナイトなど)

セシウムの固定性が強い粘土鉱物の例(バーミキュライト, イライトなど)

Figure 1-4-1 フレイド・エッジ・サイト(FES)

放射性セシウムがどれだけ土壤に固定されるかを表す指標として, Cremers *et al*(1988)<sup>18)</sup>によって放射性セシウムの固定化に関する指標 (放射性セシウム捕捉ポテンシャル RIP : Radio cesium Interception Potential)が提唱された。選択性の高いサイト(FES)は, 雲母類の風化により層間が膨潤した鉱物において膨潤層と非膨潤層との境界に位置するクサビ形に開いた部分であると考えられ<sup>19)</sup>, Brouwer *et al*(1983)<sup>20)</sup>によると,  $Cs^+$ の選択性は  $K^+$ の選択性の約 1,000 倍とされている。

また, チョルノービリ(チェルノブイリ)原子力発電所事故の影響を受けた西ヨーロッパの土壤表層に降下した放射性セシウムの下方浸透速度は極めて遅く, Almgren and Isaksson(2016)<sup>21)</sup>の報告では  $^{137}Cs$  の大部分は土壤表層数 cm 以内にとどまっているとされる。一方, Ros'en *et al*,(1999)<sup>22)</sup>の報告では, 有機質土壤においては 50 cm 以下まで浸透しているとの報告もある。

環境省が公開している資料 (Table 1-4-1)によると, 土壤構成成分によって  $Cs$  の吸着や固定に違いがあることを示している。

Table 1-4-1 環境中での放射性セシウムの動き：粘土鉱物による吸着・固着

出典：環境省ホームページ

(<https://www.env.go.jp/chemi/rhm/h30kisoshiryo/h30kiso-04-04-03.html>)

土壌構成成分	Cs 吸着	Cs 固定
土壌有機物	高い	低い
粘土鉱物(非雲母由来)		
カオリナイト, ハロイサイト	高い	低い
アロフェン, イモゴライト	高い	低い～中程度
モンモリロライト	高い	低い
粘土鉱物(雲母由来)		
バーミキュライト	高い	高い
イライト	高い	中程度～高い
アルミニウムバーミキュライト	高い	中程度～高い
ゼオライト	高い	高い

#### 1-5 東京電力福島第一原子力発電所事故の既往研究より得られている知見

・チョルノービリ(チェルノブイリ)原子力発電所事故の影響を受けた西ヨーロッパとの違い

山口ら(2012)<sup>23</sup>)は、日本の土壌構成成分と照らし合わせ、土壌有機物(解離したカルボキシ基あるいはカルボキシレート基)、主に変異荷電を発生させる粘土鉱物(1:1 層状ケイ酸塩鉱物、金属酸化物、低結晶性アルミノケイ酸塩鉱物等)は、Csの吸着反応(保持量)は多いが固定反応はほとんどないこと、一方、主に永久荷電を発生させる粘土鉱物(2:1 型層状ケイ酸塩鉱物(スメクタイト族鉱物、バーミキュライト族鉱物、雲母族鉱物、1.4nm 中間種鉱物)は、Cs 吸着反応(保持量)は多く、Cs 固定反応も中程度～多いと報告している。

チョルノービリ(チェルノブイリ)原子力発電所事故発生以降、事故由来の fallout が観測された地域(東欧・北欧など)では、土壌中の放射性セシウムの挙動が検討されてきた。ヨーロッパ地域は断層が少なく地質構造が単調で安定した大陸地塊を形成しているため、各地質の1つのユニットが広く分布していることが多い。

一方、日本では過去数万年来の火山活動によって火山岩類(花崗岩等)、堆積岩類、また大陸からの風成塵の堆積など、モザイク状の地質となって複雑に分布している。福島県の土壌の特徴は、浜通り(太平洋側)は阿武隈山脈、中通り・会津地方は奥羽山脈に由来している。

阿武隈山地に分布する土壌の母材は、主に花崗岩であり褐色森林土が広く分布している。奥羽山脈を構成する火山地(磐梯, 猫魔, 安達太良, 鎌房, 那須)およびその周辺地域には、比較的新しい火山放出物を母材とした黒ボク土が主に分布

しており、アロフェンおよびイモゴライトが多量に含まれている。

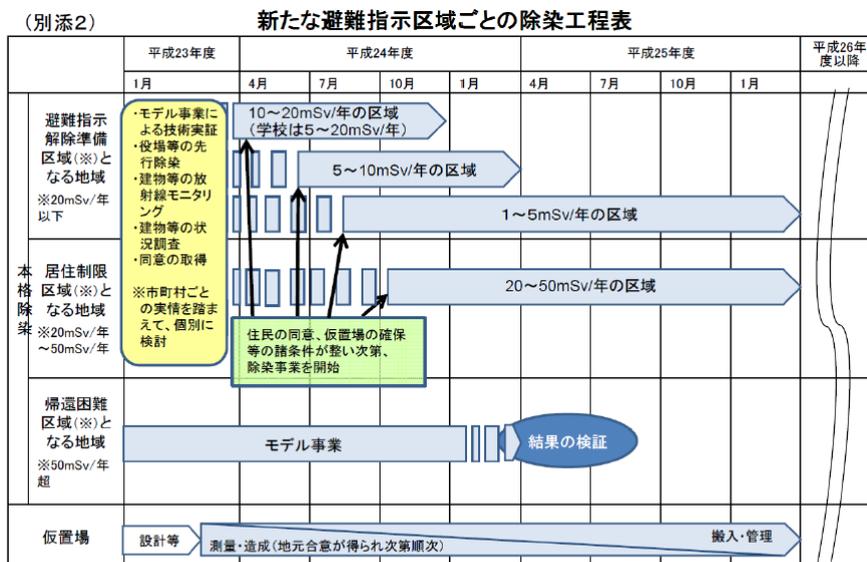
山間では多湿黒ボク土と泥炭土、浜通り北部では黒泥土、会津平坦では灰色低地土、台地や段丘の多い中通りでは灰色台地土や黄色土、阿武隈山間では褐色森林土、火山の噴出源に近く、台地や山麓緩斜面が広い中通り南部や会津山間では黒ボク土や多湿黒ボク土の分布割合が高いとされている<sup>24)</sup>。

そのため、チョルノービリ(チェルノブイリ) 原子力発電所事故と福島第一原子力発電所事故における、事故後の土壤中の放射性セシウムの挙動には違いがみられている。

## 1-6 原状回復への試み

### 1-6-1 国による除染作業，計画と実績と課題

2011年11月、環境省の主導により「除染モデル実証事業(技術的知見の収集)」が開始され、「先行除染(本格除染実施のために必要な除染)」を経て2012年4月より本格除染が開始された。falloutによって汚染された地域は、空間放射線量の多少によって、避難指示解除準備地域(20 mSv/年以下)、居住制限区域(20~50 mSv/年)、帰還困難区域(50 mSv/年超)にあらかじめ区域化されていたが、除染作業は20 mSv/年以下にすることが目標とされた(Fig. 1-6-1)。



※具体的な除染の実施に際しては、市町村ごとに除染の手順を設定。  
 ※除染の実施に当たっては、モデル事業(内閣府、環境省)等で得られる技術的知見を適宜取り入れる。

図 3-7 除染ロードマップ(平成24年1月)における工程表

Figure 1-6-1 環境省による除染の方針「新たな避難指示区域ごとの除染工程表」出典：環境省ホームページ  
<http://josen.env.go.jp/material/pdf/roadmap120126.pdf>  
 除染特別地域における除染の方針(除染ロードマップ)について  
 (平成24年12月6日)

環境省によって、「除染ガイドライン(平成25年5月第2版(平成30年3月追補))」が策定され、除染作業を広く進めることとなったが、主な方法は(1)洗浄、(2)草刈りまたは汚泥・落葉等の除去、(3)表面の剥ぎ取りである。

除染の対象範囲は、住居周辺の建物・道路・敷地等と草木・森林に関しては住居等の近隣や日常的に人が立ち入る場所に限られ、表面の剥ぎ取りでは、土壌の場合、表層より5cmを目安とされ掘り下げることとされた。作業計画の理由として、falloutの直後は表層部の放射線量が最も高く、表層にほぼ固定・固着化されていると考えられていたためである。

除染作業計画およびその進捗は、「ふくしま復興ステーション・除染の効果について」<sup>25)</sup>によると、住宅・公共施設・道路・農地・生活圏森林は100%完了(平成30年2月時点)となっており、除染作業により空間放射線量率は、宅地では42%、学校・公園では55%、森林では21%低下したと報告されている。しかし、この計画では、除染対象となった森林は生活圏に近い域であり、その面積(除染特別地域に指定されている福島県内の11市町村において)は4,478haである。

日常的には人が立ち入らない残りの広大な森林は除染作業の対象外となっており、その結果、森林には多くの放射性物質が残留し、その生態系において滞留・循環し続けることとなった。福島県の森林面積は県全体の面積の70%(972,000ha)を占め、今なお人里から離れた森林では、詳細な汚染状況調査もほとんど着手されておらず、汚染の実態が把握されていないのが実情である。

## 1-6-2 放射性物質の除去

### ・汚染水からの除去

梅田ら(2015)<sup>26)</sup>は、東京電力福島第一原子力発電所の放射性汚染水より吸着材(ゼオライト系吸着材2種、チタン酸系吸着材1種、フェロシアン化合物吸着材1種)を用いて、非放射性塩化セシウムの脱離挙動の基礎試験を実施している。カラム試験の結果では、セシウムの脱離率は純水通過時では脱離が認められなかったものの、10%海水の場合はゼオライト系吸着材で約90%、チタン酸塩系吸着材で約30%、フェロシアン化物系吸着材で約6%であった。

吸着材を利用した汚染水からのセシウムの離脱は、現在、東京電力福島第一原子力発電所の汚染水処理に使用されている多核種除去設備(ALPS:Csを含む62種の放射性物質(<sup>3</sup>H:Tritiumを除く)の除去が可能)にも共通する技術である。

### ・生物を利用した除染(土壌からの除去)の研究事例

原発事故直後より、放射性セシウムの除去に対して生物を利用する方法が試みられている。

## ①ウッドチップを利用した森林土壌の放射性セシウム除去

金子ら(2014)<sup>27)</sup>は、林床に多量の有機物(ウッドチップ)を施し、そこに生育する糸状菌に森林土壌の放射性セシウムを吸収させる方法を試みている。ウッドチップに移行した放射性セシウムについて濃度に基づく試算が行われ、約 7%が移行していることが確認された。

原発事故後に放置された畑地と水田において繁茂した雑草の種ごとの移行係数(TF:Transfer Factor)、群落全体への移行量(Yamashita *et al.*2014)<sup>32)</sup>が比較検証のため算出されており、移行係数に関してはヘビノネゴザ(*Athyrium yokoscense*)では $1.9 \times 10^{-2}$ (水田)、ドクダミ(*Houttuynia cordata*)では $4.3 \times 10^{-3}$ (畑地)、また移行量に関して水田の面積当たり(3ヶ所)では各々0.079%、0.217%、0.393%、畑地は0.269%であったこと。両者の比較から、金子らによって得られたウッドチップへの移行量約 7%は、水田や畑地への移行量の 10 倍以上となる。また、金子ら(2014)<sup>27)</sup>森林除染が促進されないと、以下の問題があると提起している。

- a. 水田への長期に渡る森林からの放射性セシウムの移行
- b. シイタケ栽培への影響(長期に放置して原木を成長させること)
- c. スギ、ヒノキ、カラマツ、アカマツといった用材のセシウムの吸収
- d. 山菜への汚染
- e. 野生鳥獣への汚染(食物連鎖、土壌動物を餌とした場合)

## ②植物を利用した土壌からの放射性セシウム除去(ファイトレメディエーション)

ファイトレメディエーションとは、バイオレメディエーション(bioremediation: 生物学的環境修復)の一種であり、震災以前から土壌中の有毒な化学物質や重金属の除染に植物を利用する研究が進んでいた。植物を利用することは、低コスト・大規模な面除染にも適用できることがメリットとされる。一方、除染に時間がかかること(数年)、刈取り後の処理(有毒な化学物質や放射性物質を含んだ作物の処理)、栽培にかかる人的労力等の課題がある。

チョルノービリ(チェルノブイリ)原子力発電所事故では、ヒマワリ(*Helianthus annuus* L.)やアマランサス(*Amaranthus*)属植物などを用いた広範囲な作付けも試みられ、福島県においても、国立研究開発法人 農業・食品産業技術総合研究機構(以下、農研機構という。)による「ヒマワリ栽培による土壌中の放射性セシウム吸収の評価試験」<sup>28)</sup>や Suzuki ら(2012)<sup>29)</sup>や平山ら(2012)<sup>30)</sup>によるヒマワリ、アマランサス、ソルガム(和名:モロコシ, *Sorghum bicolor* L.)、ソバ(*Fagopyrum esculentum*)などの植物を用いた放射性セシウム除去効果の検証を行っている。

その結果、農研機構では「単位面積当たりのヒマワリに含まれる放射性セシウム量は最大でも土壌の 1/1000 に満たず、ヒマワリによるファイトレメディエーションの効果は極めて小さいと考えられる。」との結論を示している。具体的には、

鈴木ら，平山らの評価を基に，佐藤(2014)<sup>31)</sup>はヒマワリによる放射性セシウムの除去率 0.058%(一定面積の土壌から植物が 1 作で吸収した放射性セシウムの割合)から 10 年間で除去できる放射性セシウムはわずか 0.6%となり，放射性セシウムの自然崩壊による 10 年後の減少(58.5%)と比較して，遥かに低いと評価している。

・草本類の調査(福島県飯舘村の水田・畑に自生する野生種の調査)

山下ら(2014)<sup>32)</sup>は，福島第一原子力発電所事故より 1 年後，福島県飯舘村の水田 3ヶ所と畑 1ヶ所を調査対象地として，農耕地に自生する一年生草本や夏緑性などの野生植物 99 種の草本類について調査し，<sup>137</sup>Cs の移行係数(TF)が大きい草本類 (Hyper-accumulator) を明らかにしている。<sup>137</sup>Cs の移行係数 (TF) は， $TF = [Cs]_{\text{plant}} / [Cs]_{\text{soil}}$ ，植物の地上部 <sup>137</sup>Cs 濃度 / 表層土壌(5 cm)<sup>137</sup>Cs 濃度)で表されており，0.4 以上の比較的高い移行係数(TF)の高い草本類の例としては，シダ類のヘビノネゴザ，タニヘゴ(*Dryopteris tokyoensis*)，ヒメクグ(*Kyllinga. brevifolia*)などが挙げられている。

なお，山下らはこれらのような <sup>137</sup>Cs の吸収効率がよい種がさらに見つかれば，ファイトレメディエーションへの応用ができると報告している。

## 1-7 東京電力福島第一原子力発電所事故後の森林内の放射性物質の動態

### 1-7-1 国有林内における継続的な分布状況調査

農林水産省林野庁、独立行政法人森林総合研究所(以下、森林総研という)は、2011年の原発事故後から福島県内の国有林内において、樹木および土壌の放射性セシウム( $^{134}\text{Cs}$  と  $^{137}\text{Cs}$  を含む)濃度を毎年1回(8,9月)継続して調査し公開している。樹木は、常緑針葉樹林ではスギ(*Cryptomeria japonica*), ヒノキ(*Chamaecyparis obtusa*), アカマツ(*Pinus densiflora*), 落葉広葉樹林ではコナラ(*Quercus serrata*)である。

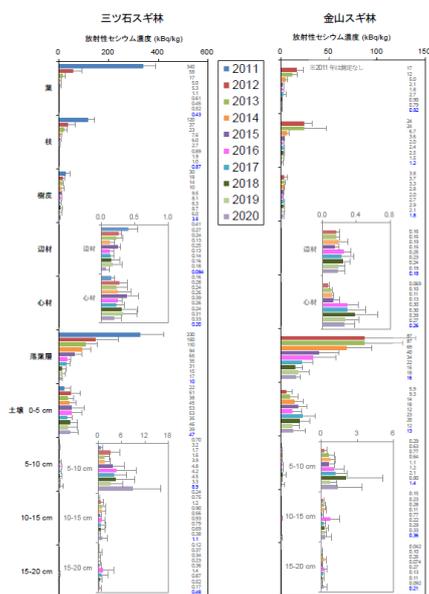


図3 各調査地における部位別放射性セシウム濃度 (kBq/kg、平均値、有効数字2桁) の変化

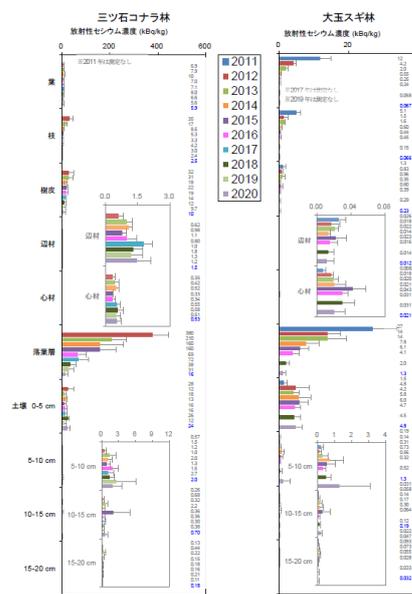


図3 各調査地における部位別放射性セシウム濃度 (kBq/kg、平均値、有効数字2桁) の変化

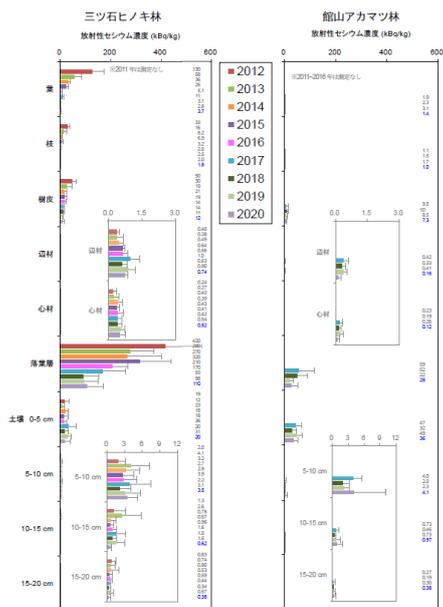


図3 各調査地における部位別放射性セシウム濃度 (kBq/kg、平均値、有効数字2桁) の変化

Figure 1-7-1 福島県内の国有林内の土壌と樹木における放射性セシウム濃度の推移  
 出典：林野庁ホームページ  
<https://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jyosen/210316.html>

令和2年度 森林内の放射性物質の分布調査結果について

【調査1】令和2(2020)年度森林内の放射性セシウムの分布状況調査結果について

調査地は、東京電力福島第一原子力発電所から直線距離で 19～66 km の福島県双葉郡川内村、安達郡大玉村、および南会津郡只見町の林野庁が管理する国有林または村有林である。常緑針葉樹林(スギ・ヒノキ・アカマツ林)は育成林、落葉広葉樹林(コナラ林)は二次林である。調査木は 6 本もしくは 4 本、土壌は 4 層(0-5 cm, 5-10 cm, 10-15 cm, 15-20 cm)である。

樹木は葉、枝、樹皮、辺材、心材の各部位、落葉層、土壌は地下 20 cm まで 5 cm 毎を 1 年ごとに調査している。いずれもバラツキはあるものの、2012 年以降は下降傾向、もしくは、ほぼ横ばいを示している原発事故直後、2011 年(9 月)および 2012 年(1 年後)の調査結果として、川内村のスギ林では、2011 年は葉 32%、他の部位計 13%、落葉層 30%、土壌 25%であるのに対し、2012 年(1 年後)には葉 6%、他の部位計 7%、落葉層 14%、土壌 70%となっている。また、大玉村のコナラ林では、2011 年、葉 8%、他の部位計 9%、落葉層 51%、土壌 32%であるのに対し 2012 年(1 年後)には葉 1%、他の部位計 4%、落葉層 20%、土壌 75%と 1 年余りの間に土壌への移行が進んでいる(Fig. 1-7-1)。2011 年から 2020 年までの傾向として、常緑針葉樹林(三ツ石スギ林や大玉スギ林)の葉・枝は、2011 年以降指数関数的に減少しているものの、辺・心材には減少傾向はあまり見られていない。また、落葉広葉樹林(三ツ石コナラ林)では、葉の放射性セシウム濃度に顕著な減少傾向は見られていない。林床では、落葉層葉は各林とも減少傾向が見られるが、土壌の各深度において減少傾向はあまり見られていない。

#### 1-7-2 福島県内の陸域環境中での放射性セシウムの挙動

原発事故により放出された福島県内の陸域環境中での放射性セシウムの挙動に関しては、前述の林野庁・森林総研の報告をはじめとして原発事故直後から多くのモニタリング調査が行われ、結果が公表されている。その主要なものを Table 1-7-1 にまとめた。

これらの報告を踏まえ、国立大学法人筑波大学の恩田教授を中心として、国立研究開発法人日本原子力研究開発機構、国立大学法人福島大学、国立研究開発法人科学技術振興機構の研究グループは、2020 年に既存の陸域環境モニタリングに関する研究論文 210 本以上を網羅的に集約しレビューを行っている<sup>33),34)</sup>が、このレビューにおいても、前述の林野庁の長期的な調査結果などを主に参考としている。

Table 1-7-1 福島県内の陸域環境中での放射性セシウムの挙動に関する主な論文

著者	論文掲載誌 または発表(年)	主な内容
久留, 恩田ら 35)	日本森林学会誌 (2013)	事故後4カ月目から11カ月間のリターの <sup>134</sup> Cs および <sup>137</sup> Cs の放射能濃度を測定。 落葉広葉樹-アカマツ混交林よりもスギ人工林で高い値を示したのは、事故発生時に広葉樹が落葉していたため。飛散した放射性セシウムの多くが広葉樹の樹冠を通過して林床へ降下した結果とされる。
岡田, 中井ら 36)	日本森林学会誌 (2013)	2012年10月～2013年12月, アカマツ林と落葉広葉樹林においてリターフォールと降水に含まれる <sup>137</sup> Csの観測を行った。林冠から林地への <sup>137</sup> Csの移行には季節性があり, 優占樹種の落葉期, 降雨の多い時期にそれぞれリターフォールと林内雨を通じての移行量が増加した。
蛭田, 川口ら 37)	東北森林学会誌 (2016)	福島県林業研究センター多田野試験林のスギ・ヒノキ混交林およびコナラ優占の落葉広葉樹林において, 2011年12月から2014年12月まで落葉・落枝および堆積有機物・鉍質土壌の <sup>137</sup> Cs濃度を測定。時間経過に伴って落葉・落枝の <sup>137</sup> Cs濃度は, スギ, ヒノキで緩慢に低下し, アカマツで急激に低下。
梶本, 齊藤ら 38)	日本森林学会誌 (2015)	スギ4林分, ヒノキ2林分, アカマツ1林分, 落葉広葉樹(コナラ優占)1林分の計8林分を調査。林分の <sup>137</sup> Cs総蓄積量に占める樹木の割合は, いずれの林分も2年間で大きく減少。2013年の割合はスギ林(6～24%)やヒノキ林(10～12%)がアカマツ林(2%)や落葉広葉樹林(3%)より高かった。また, 葉の <sup>137</sup> Cs濃度や蓄積量の経年変化は, 同じ常緑樹でもスギ・ヒノキとアカマツとでは異なった。事故後初期の枝葉の枯死に伴う林冠から林床への <sup>137</sup> Csの移行過程は, 林冠の初期沈着量とともに, 優占樹種による葉の寿命や葉量の違いによって異なることが示唆されている。
梶本, 高野ら 39)	森林総合研究所 研究報告(2014)	川内村のスギ人工林内における小径木6種の落葉樹, 大玉村スギ林, アカマツ林及び広葉樹林内の小径木7種の落葉樹, 只見町スギ人工林における小径木8種(ミズキ, オオモミジ, ミズキ, アサダ, ハクウンボク, ケヤキ, イタヤカエデ, エゴノキ)の落葉樹の <sup>137</sup> Cs濃度の調査結果

恩田らのレビューの中で森林に関する記述では、森林内での  $^{137}\text{Cs}$  の移行と分布の状況は常緑針葉樹(主にスギ)林と落葉広葉樹林(コナラ)とでは大きく異なり、常緑針葉樹の樹体では原発事故後 8 年間で  $^{137}\text{Cs}$  の初期沈積量の 2% まで低下しているが、落葉広葉樹の樹体では 91% と穏やかな減少傾向であること、また両者の林床土壌においては、いずれも表層土壌 2 cm 以内に初期値の 5 割以上が留まっていると述べられている。また、水に溶けて森林から流出する  $^{137}\text{Cs}$  量はごくわずかであり、チョルノービリ(チェルノブイリ)原子力発電所事故の影響範囲と比較して 1.2 桁低い濃度で推移していると述べられている。

一方、森林以外の土地に関して、 $^{137}\text{Cs}$  の下方移行速度は耕作放棄された水田では 1.3 cm/年、市街地の未擾乱土壌では 0.3 cm/年であり、土壌表層に  $^{137}\text{Cs}$  が留まり続ける森林と比べて表層の  $^{137}\text{Cs}$  が時間とともに低下していく傾向が示されている。

#### 1-8 既往研究の課題

既往研究では、以下の内容について十分な調査あるいは検討が行われておらず、今後調査・検討すべき課題が見えてきている。

##### ① 自然林に対する調査・検討が行われていない

森林総研の年次報告や恩田らのレビューの調査対象林は主として常緑針葉樹のスギやアカマツなど林業に関わる単一樹種で構成された「人工林」であり、国や県によって長期間管理されてきた「育成林」である。落葉広葉樹林についての報告もあるが、いずれも「二次林」であり、樹種もコナラに限られ、国内において広く存在する自然林とは違う環境である。

##### ② 樹木に蓄積された放射性セシウムの季節変動について調査されていない

調査対象林が主として常緑針葉樹であり、落葉広葉樹に見られる毎年秋の落葉による放射性セシウムの移動を考慮する必要がないため、調査間隔は年 1 回(8,9 月)とされている。それに合わせて落葉広葉樹の測定も年 1 回しか行われておらず、落葉広葉樹における放射性セシウムの季節変動についてこれまで調査されていない。

##### ③ 樹木の根に蓄積された放射性セシウムは調査されていない

放射性セシウム濃度が調査されている樹木の部位は、常緑針葉樹・落葉広葉樹とも地上部(葉、枝、幹(心材・辺材))であり、樹木のバイオマスの 25% 程を占める地下部(根)についてはいずれの樹種とも放射性セシウム濃度は調査されていない。

④落葉広葉樹の樹体において放射性セシウム濃度が震災直後からほとんど低下しない理由が不明である

常緑針葉樹の樹体の放射性セシウム濃度は震災後数年で大きく減少しているのに対し、落葉広葉樹の樹体では落葉により毎年樹体に含まれる放射性セシウムを森林土壌側に移動させていると考えられるにも関わらず、震災後 10 年経過しても樹体の放射性セシウム濃度はほとんど減少が見られていない。しかしながら、既往の研究においてはその理由について検討が加えられていない。

⑤落葉広葉樹に吸収・蓄積された放射性セシウムの樹体内での挙動が解明されていない

落葉広葉樹では落葉する前に葉に蓄積された栄養素を他の部位に転流させており、Cs<sup>+</sup>も K<sup>+</sup>と同時に移動しているものと推定されるが、その詳細は報告されていない。

⑥樹木による森林土壌からの放射性セシウムの経根吸収についての評価がなされていない

震災から数年経過した森林土壌では放射性セシウムの FES による固定が進み、樹木による経根吸収は起きにくくなっていると考えられる。しかしながら、そのような森林土壌を用いた放射性セシウムの溶出試験や樹木による吸収試験はほとんど実施されていない。

⑦調査対象林の地形や地質の影響について考慮されていない

森林は、その周辺部の環境も含め、地形や地質、および周辺部はそれぞれ変化に富んでおり、それらが放射性セシウムの挙動に影響を及ぼす可能性も考えられるが、それらを考慮した研究事例は少ない。

⑧放射性セシウム濃度の経時的変化の調査開始時期は事故から半年後となっている

既往論文の多くは、原発事故後から約半年後の放射性セシウム濃度がほぼピークとなっている状況から始まり、以降はほぼ減少傾向が示されている。原発事故前の状態(放射性セシウム(<sup>137</sup>Cs)濃度がほぼ 0 に近い状態)から、その半年後(8,9 月)までの放射性セシウム濃度の変化については解明されていない。

## 1-9 本研究の目的

前節に示した既往研究における課題を以下のように整理した。調査が進んでいない領域の調査を進め、既往論文との比較調査を行いながら解明していくことを本研究のアプローチおよびテーマとした。

- ①自然林を対象として、複数の落葉広葉樹混交林(落葉広葉樹と常緑針葉樹が混在)の林床土壌や樹木の $^{137}\text{Cs}$ 濃度を継続調査し比較すること。また、年に2回程度(春および秋)の調査回数として季節変化を確認すること。
- ②対象とした自然林において、地形や地質の影響を確認するため複数の異なる地形の調査区を選定すること。
- ③落葉広葉樹と常緑針葉樹の $^{137}\text{Cs}$ の吸収・蓄積の相違の確認、および非汚染状態からの経根吸収量を評価すること。また、地下部(根)の $^{137}\text{Cs}$ 蓄積を確認すること。
- ④①～③の結果を踏まえて、調査区の自然林における $^{137}\text{Cs}$ の循環を推定すること。

前節で示したような既往研究における課題を踏まえて、本研究ではこれまでの調査報告・論文では、着目されてこなかった福島県の旧居住制限区域内の、居住区に近いものの長年放置されてきた自然林(落葉広葉樹混交林)を対象として、震災から10年経過した後も落葉広葉樹の生葉から高濃度の $^{137}\text{Cs}$ が検出されている要因を明らかにする(①)とともに、落葉広葉樹混交林における $^{137}\text{Cs}$ の循環の様相を解明することを目的とする。(④)

どのような要因が、樹木の生葉や土壌の $^{137}\text{Cs}$ 高濃度化に影響を与えているかを調査し、地形や地質が異なる調査区を比較調査するため、複数の調査区を選定した。各調査区に共通する落葉広葉樹や針葉樹を選定し、樹木の生葉と林床土壌の $^{137}\text{Cs}$ 濃度を比較的長期間に同じ調査区において継続的に調査することとした。各調査区の調査結果を比較することにより、 $^{137}\text{Cs}$ 濃度の相違とその要因などを明らかにしていく。(①,②)

また、土壌中の $^{137}\text{Cs}$ は事故当時より固定・固着化が進んでいると考えられるため、その状況を土壌からの $^{137}\text{Cs}$ 抽出試験によって確認していくとともに、非汚染地域から入手した苗木を使用して土壌からの $^{137}\text{Cs}$ 吸収実験を行うことにより、非汚染状態の植物における $^{137}\text{Cs}$ 濃度の推移を調査する。(③)

これらの調査結果をもとに、居住区周辺にあるものの人手が入らず長年放置された自然林(落葉広葉樹混交林)、特に落葉広葉樹が優占種となっている落葉広葉樹混交林における $^{137}\text{Cs}$ 循環の様相を推測していく。(④)

## 1-10 本論文の構成と各章の概要

### 第1章 緒論

本研究の背景と既往研究の課題を述べ、本研究の目的を示した。

### 第2章 調査区の選定とその特徴

福島県相馬郡飯舘村 旧居住制限地域である飯樋、下比曾、蕨平地区から3ヶ所の自然林(針葉樹も混在する落葉広葉樹混交林, 雑木林), 自然林との比較用として長泥地区より草地を1ヶ所, 調査区として選定した。飯樋, 下比曾, 蕨平の調査区は, 居住区に比較的近いものの人手による管理が行き届いておらず, 長年放置され自然林に近い状況となっている。各調査区の地形には, 傾斜地, 窪地などそれぞれ特徴がある。地質の違いを明らかにするため土壌構成成分の化学分析を行った。環境省より公開されている粘土鉱物による吸着・固着表や既往論文の土壌構成成分と $^{137}\text{Cs}$ 吸着に関する知見などより, 各調査区の土壌構成成分と $^{137}\text{Cs}$ の土壌への固定・固着との相関性を評価した。

調査区の地形・地質の特徴は, 第3章以降に記述する各調査区の土壌・樹木の $^{137}\text{Cs}$ 濃度の違いとも関連してくる。

### 第3章 落葉広葉樹混交林の土壌および樹木(生葉)中の $^{137}\text{Cs}$ 濃度とその経時的変化

各調査区にて継続的に行ってきた土壌・樹木の $^{137}\text{Cs}$ 濃度の調査結果, 経年変化(推移)により, 各調査区の林床土壌や樹木の生葉の $^{137}\text{Cs}$ 濃度には傾向の違いが見られ, 第2章に記した地形や地質と深く係わりあっていることを明らかにした。

また, 林床土壌については, 環境省や文部科学省の当時の調査データより, 各調査区の原因事故当時の初期(fallout時)の $^{137}\text{Cs}$ 沈着量を推定し, 物理的減衰(自然減衰)による7年後の $^{137}\text{Cs}$ 沈着量と, 2018年より調査した林床土壌の $^{137}\text{Cs}$ 沈着量を比較した。

その結果, いずれの調査区でも2018年より調査した林床土壌の $^{137}\text{Cs}$ 沈着量の方が上回った。窪地のような地形, 周辺部から雨水等による $^{137}\text{Cs}$ 溶存態や懸濁態の流入と堆積, 傾斜地では雨水等による流出の影響が大きいことが明らかとなった。

### 第4章 落葉広葉樹混交林における $^{137}\text{Cs}$ の循環

自然林(落葉広葉樹混交林)における $^{137}\text{Cs}$ の循環の状況を推測するにあたり, 以下を実施しその参考とした。

・林床土壌の  $^{137}\text{Cs}$  の固定・固着化の状況の確認，土壌からの  $^{137}\text{Cs}$  の抽出試験  
飯桶，下比曾，蕨平調査区の林床土壌，下比曾調査区の落葉を使用した  $^{137}\text{Cs}$  抽出試験を実施した。土壌では，既往調査報告にあった原発事故初期の抽出試験結果と比較して，抽出率(%)は低く，原発事故後 7 年の土壌では， $^{137}\text{Cs}$  の固定・固着化が進んでいることが明らかとなった。根酸相当の有機酸による抽出試験では，超純水による抽出率(%)よりも高く，根酸によって植物が吸収し得る  $^{137}\text{Cs}$  溶存態量が増加する可能性も示唆された。落葉からの抽出試験では，土壌よりも抽出率(%)が高く落葉より溶出した  $^{137}\text{Cs}$  が土壌へ供給され続けていることが示唆された。

・非汚染状態の苗木と調査区の土壌を利用した栽培実験

調査区に自生する樹木(落葉広葉樹，常緑針葉樹，常緑広葉樹)と同種の非汚染状態の苗木と調査区の土壌を用いた栽培実験を実施し，非汚染状態から  $^{137}\text{Cs}$  の吸収による  $^{137}\text{Cs}$  濃度の上昇を確認した。また地上部と地下部(根)の  $^{137}\text{Cs}$  含有量を調査し，樹体内の蓄積状況を確認した。 $^{137}\text{Cs}$  は，地下部(根)にも含まれることが明らかになった。

・落葉広葉樹混交林内の  $^{137}\text{Cs}$  の循環

第 2 章と第 3 章，および前述の  $^{137}\text{Cs}$  の固定・固着化の状況，苗木栽培実験による部位別の  $^{137}\text{Cs}$  含有量の調査結果を参考として，調査区の森林全体，自然林(落葉広葉樹混交林)における  $^{137}\text{Cs}$  循環の様相(概要)を推測した。

## 第 5 章 結 論

本研究によって得られた新たな知見や成果，今後の展望，研究課題などをまとめ結論とした。

## 第1章 参考文献

- 1) 警察庁緊急災害警備本部,“平成23年(2011年)東北地方太平洋沖地震の警察活動と被害状況(広報資料)”,広報資料 警察庁緊急災害警備本部 令和3年(2021年)3月10日.<https://www.npa.go.jp/news/other/earthquake2011/pdf/higaijokyo.pdf>
- 2) 復興庁,“東日本大震災における震災関連死の死者数(令和3年3月31日現在調査結果)”,復興庁 内閣府(防災担当) 消防庁,令和3年(2021年)6月30日.  
[https://www.reconstruction.go.jp/topics/main-cat2/sub-cat2-6/20210630\\_kanrenshi.pdf](https://www.reconstruction.go.jp/topics/main-cat2/sub-cat2-6/20210630_kanrenshi.pdf)
- 3) 福島県災害対策本部,“平成23年東北地方太平洋沖地震による被害状況即報(第1780報)”,福島県災害対策本部 令和3年(2021年)9月6日.  
<https://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/473705.pdf>
- 4) 内閣府,“平成23年度年次経済財政報告(経済財政政策担当大臣報告)-日本経済の本質的な力を高める-”,第1章 大震災後の日本経済 第1節 震災の実体経済への影響,平成23年(2011年)7月.  
<https://www5.cao.go.jp/j-j/wp/wp-je11/11b00000.html>
- 5) 気象庁,“「平成23年(2011年)東北地方太平洋沖地震」について(第14報)”,気象庁報道発表資料 平成23年(2011年)3月13日.  
<https://www.jma.go.jp/jma/press/1103/13a/201103130900.html>
- 6) 井出哲,“東北沖地震の二面性 -浅部のすべり過ぎと深部の高周波震動-”,東京大学大学院理学系研究科・理学部,プレスリリース 2011年5月11日.  
<https://www.s.u-tokyo.ac.jp/ja/press/2011/12.html>
- 7) 文部科学省,地震調査研究推進本部地震調査委員会,“三陸沖から房総沖にかけての地震活動の長期評価について”,地震調査研究推進本部 地震調査委員会,平成14年(2002年)7月31日.  
[https://www.jishin.go.jp/main/chousa/kaikou\\_pdf/sanriku\\_boso.pdf](https://www.jishin.go.jp/main/chousa/kaikou_pdf/sanriku_boso.pdf)
- 8) 宇津徳治,“東京大学地震研究所「2-11 宮城県沖の地震活動空白域について(震研)」”,地震予知連絡会会報,21,1979年2月.  
[https://cais.gsi.go.jp/YOCHIREN/report/kaihou21/02\\_11.pdf](https://cais.gsi.go.jp/YOCHIREN/report/kaihou21/02_11.pdf)

- 9) 気象庁,“「平成 23 年(2011 年) 東北地方太平洋沖地震」について(第 15 報)”,  
気象庁報道発表資料 平成 23 年(2011 年) 3 月 13 日.  
<https://www.jma.go.jp/jma/press/1103/13b/kaisetsu201103131255.pdf>
- 10) 穴倉正展,“平安の人々が見た巨大津波を再現する-西暦 869 年貞観津波  
-”,*AFERC NEWS*,**16**,p.8 (2010).  
[https://unit.aist.go.jp/ievg/katsudo/ievg\\_news/aferc\\_news/no.16.pdf](https://unit.aist.go.jp/ievg/katsudo/ievg_news/aferc_news/no.16.pdf)
- 11) 気象庁,“【災害時地震・津波速報】平成 23 年(2011 年)東北地方太平洋沖地震”,  
気象庁 災害時自然現象報告書 2011 年第 1 号 対象地域 全国,平成 23 年(2011  
年) 8 月 17 日.  
[https://www.jma.go.jp/jma/kishou/books/saigaiji/saigaiji\\_201101/saigaiji\\_201101.pdf](https://www.jma.go.jp/jma/kishou/books/saigaiji/saigaiji_201101/saigaiji_201101.pdf)
- 12) 東京電力ホールディングス(株),“福島第一原子力発電所事故の経過と教訓”,2.  
福島第一原子力発電所はなぜ、苛酷事故に至ったのか,2-1.福島第一原子力発  
電所 1~3 号機の事故の経過の概要, 2013 年 3 月第 1 版.  
[https://www.tepco.co.jp/nu/fukushima-np/outline/2\\_1-j.html](https://www.tepco.co.jp/nu/fukushima-np/outline/2_1-j.html)
- 13) 環境省,“福島第一原発事故の概要”,2.事故の状況,事故直後から 2 週間の空間  
線量率(福島第一原子力発電所敷地内及び敷地境界),2013 年 3 月 31 日.  
<https://www.env.go.jp/content/900413308.pdf>
- 14) ふくしま復興ステーション,“避難指示区域の状況”, 避難地域 12 市町村の詳  
細, 令和 4 年(2022 年) 8 月 30 日時点.  
<https://www.pref.fukushima.lg.jp/site/portal/list271-840.html>
- 15) 環境省,“放射線による健康影響等に関する統一的な基礎資料(平成 30 年度版、  
HTML 形式)”,第 2 章 放射線による被ばく 2.2 原子力災害 チェルノブイ  
リ原子力発電所事故と東京電力福島第一原子力発電所事故の規模の比較,平  
成 31 年(2019 年) 3 月 31 日収録.  
<https://www.env.go.jp/chemi/rhm/h30kisoshiryo/h30kiso-02-02-06.html>
- 16) 環境省,“放射線による健康影響等に関する統一的な基礎資料(平成 30 年度  
版、HTML 形式)”,第 2 章 放射線による被ばく 2.2 原子力災害 チェルノブ  
イリと福島第一の放射性核種の推定放出量の比較”,平成 29 年(2017 年) 3 月 31  
日収録. <https://www.env.go.jp/chemi/rhm/h28kisoshiryo/h28kiso-02-02-05.html>

- 17) B.L.Sawhney, "Selective Sorption and Fixation of Cations by Clay Minerals: A Review.", *Springer Clays and Minerals*, **20**, pp.93-100, (1972)  
<https://link.springer.com/article/10.1346/CCMN.1972.0200208>
- 18) A.Cremers, A.Eisen, P.Depreter, and A.Maes, "Quantitative-analysis of radio cesium Retention in soils.", *Nature*, **335**, pp.247-249, (1988).  
<https://www.nature.com/articles/335247a0>
- 19) 藤井一至, "土壤中における放射性セシウムの移動・吸着プロセス", 国立研究開発法人 森林総合研究所 土壌特性研究室, *水利科学*, **61**, 1, pp.45-53, (2017).  
[https://doi.org/10.20820/suirikagaku.61.1\\_45](https://doi.org/10.20820/suirikagaku.61.1_45)
- 20) E.Brouwer, B.Baeyens, A.Maes, and A.Cremers, "Cesium and rubidium ion equilibria illite clay.", *Journal of Physical Chemistry*, **87**, pp.1213-1219, (1983).  
<https://doi.org/10.1021/j100230a024>
- 21) S.Almgren, and M.Isaksson, "Vertical migration studies of Cs-137 from nuclear weapons fallout and the Chernobyl accident.", *Journal of Environmental Radioactivity*, **91**, pp.90-102, (2006).  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2006.08.008>. Epub 2006 Oct 5.
- 22) K.Rosén, I.Oborn, and H.Lonsjo, "Migration of radiocaesium in Swedish soil profiles after the Chernobyl accident, 1987-1995.", *Journal of Environmental Radioactivity*, **46**, pp.45-66, (1999).  
[https://doi.org/10.1016/S0265-931X\(99\)00040-5](https://doi.org/10.1016/S0265-931X(99)00040-5) Corpus ID: 96240176
- 23) 山口紀子, 高田裕介, 林健太郎, 石川 寛, 倉俣正人, 江口定夫, 吉川省子, 坂口敦, 朝田景, 和穎朗太, 牧野知之, 赤羽幾子, 平舘俊太郎, "土壌-植物系における放射性セシウムの挙動とその変動要因", *農業環境技術報告*, **31**, pp.75-129, (2012).  
<https://www.naro.affrc.go.jp/archive/niaes/sinfo/publish/bulletin/niaes31-2.pdf>
- 24) 三枝正彦, 松山信彦, 阿部篤郎, "東北地方におけるアロフェン質黒ボク土と非アロフェン質黒ボク土の分布", *日本土壌肥科学雑誌*, **64**, pp.423-430, (1993).  
[https://doi.org/10.20710/dojo.64.4\\_423](https://doi.org/10.20710/dojo.64.4_423)

- 25) ふくしま復興ステーション(復興情報ポータルサイト)、“除染の効果について”，除染による空間線量率の低減。  
\*「第18回環境回復検討会(平成29年12月27日 環境省)」資料をもとに福島県作成,2018年3月22日更新。  
<https://www.pref.fukushima.lg.jp/site/portal/02josen-kouka.html>
- 26) 梅田陽子,“放射性汚染水吸着材中セシウムの脱離挙動の基礎研究”,平成27年火力原子力発電大会論文集,**12**,pp.24-30, (2016).  
<https://doi.org/10.14942/tenpes.12.24>
- 27) 金子信博,黄よう,中森泰三,“土壌の生物多様性と機能を活用した森林土壌の放射性セシウム除染”,*日本森林学会誌*,**97**,1,pp.75-80,(2015).  
<https://doi.org/10.4005/jjfs.97.75>
- 28) 国立研究開発法人 農業・食品産業技術総合研究機構,“ヒマワリ栽培による土壌中の放射性セシウム吸収”,平成23年度東北農業研究成果情報,(2011).  
<https://www.naro.affrc.go.jp/org/tarc/seika/jyouhou/H23/hatasaku/H23hatasaku005.html>
- 29) Y.Suzuki,T.Saito, and H.Tsukada, “Phytoremediation of radiocesium in different soils using cultivated plants. ”, IAEA 50+years of INIS (International Nuclear Information System) International Symposium on Environmental Monitoring and Dose Estimation of Residents after Accident of TEPCO’s Fukushima Daiichi Nuclear Power Stations,pp.170-173,(2012).  
[https://inis.iaea.org/search/search.aspx?orig\\_q=RN:48052901](https://inis.iaea.org/search/search.aspx?orig_q=RN:48052901)
- 30) 平山孝,鈴木安和,齋藤隆,佐藤睦人,小林浩幸,高橋義彦,加藤仁,薬師堂謙一,“ヒマワリ栽培による土壌の放射性セシウムに対するファイトレメディエーション効果の検証”,第234回日本作物学会講演会,福島県農業総合センター,(2012).[https://doi.org/10.14829/jcsproc.234.0\\_18](https://doi.org/10.14829/jcsproc.234.0_18)
- 31) 佐藤睦人,“ファイトレメディエーションによる放射性セシウム除去効果の検証”,*日本土壌肥科学雑誌*,**85**,2,pp.136-137, (2014).  
[https://doi.org/10.20710/dojo.85.2\\_136](https://doi.org/10.20710/dojo.85.2_136)

- 32) J. Yamashita, T. Enomoto, M. Yamada, T. Ono, T. Hanahusa, T. Nagamatsu, S. Sonoda, and Y. Yamamoto, "Estimation of soil-to-plant transfer factors of radiocesium in 99 wild plant species grown in arable lands 1 year after the Fukushima 1 Nuclear Power Plant accident", *Journal of Plant Research*, 127, pp.11–22, (2014).  
<https://doi.org/10.1007/s10265-013-0605-z>
- 33) Y. Onda, K. Taniguchi, K. Yoshimura, H. Kato, J. Takahashi, Y. Wakiyama, F. Coppin, and H. Smith, "Radionuclides from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant in terrestrial systems." *Nature Reviews Earth and Environment*, 1, pp.644-660, (2020).  
<https://doi.org/10.1038/s43017-020-0099-x>
- 34) 国立大学法人筑波大学, 国立研究開発法人日本原子力研究開発機構, 国立大学法人, 福島大学, 国立研究開発法人科学技術振興機構, "福島第一原発事故で放出された放射性物質の陸域環境中での動き", 国立研究開発法人日本原子力研究開発機構 研究開発成果関連(2020年), 2020年10月28日.  
<https://www.jaea.go.jp/02/press2020/p20102801/>
- 35) 久留景吾, 恩田裕一, 河守歩, 加藤弘亮, "落葉広葉樹-アカマツ混交林およびスギ人工林における落葉に伴う放射性セシウムの移行", *日本森林学会誌*, 95, 5, pp.267-274, (2013). <https://doi.org/10.4005/jjfs.95.267>
- 36) 岡田直紀, 中井渉, 大橋伸太, 田中厚志, "アカマツ林と落葉広葉樹林における林冠から林地への放射性セシウムの移行", *日本森林学会誌*, 97, 1, pp.57-62, (2015). <https://doi.org/10.4005/jjfs.97.57>
- 37) 蛭田利秀, 川口知穂, 壽田智久, 坪山良夫, 大谷義一, 小林政広, 篠宮佳樹, "落葉・落枝および林床における放射性セシウムの動態", *東北森林科学会誌*, 21, 2, pp.43-49, (2016). [https://doi.org/10.18982/tjfs.21.2\\_43](https://doi.org/10.18982/tjfs.21.2_43)
- 38) 梶本卓也, 齊藤哲, 川崎達郎, 壁谷大介, 矢崎健一, 田中浩, 太田敬之, 松本陽介, 田淵隆一, 清野嘉之, 高野勉, 黒田克史, 藤原健, 鈴木養樹, 小松雅史, 大橋伸太, 金子真司, 赤間亮夫, 高橋正通, "東京電力福島第一原子力発電所事故で影響を受けた森林の放射性セシウムの挙動", *日本森林学会誌*, 97, 1, pp.33-43, (2015).  
<https://doi.org/10.4005/jjfs.97.33>

- 39) 梶本卓也,高野勉,齊藤哲,黒田克史,藤原健,小松雅史,川崎達郎,大橋伸太,清野嘉之,“森林生態系における樹木・木材の放射性セシウム分布と動態の調査法”,*森林総合研究所研究報告*,**13**,3,pp.113-136, (2014). ISSN 09164405.  
<https://agriknowledge.affrc.go.jp/RN/2030873577.pdf>

## 第2章 調査区の選定とその特徴

### 2-1 はじめに

前章で述べたように原発事故により放出された放射性セシウムの森林域での挙動に関連する既往論文は既に数多く発表されているが、その調査対象は国有林もしくは自治体等によって管理された人工林・二次林がほとんどである。

一方、居住区に比較的近いところに存在している自然林における放射性セシウムの挙動に関しては、これまでほとんど検討が行われていない。そのため、本研究では、人手が入らず長年放置されてきた自然林(落葉広葉樹混交林)に着目し、研究の対象地として放射性セシウムの挙動を検討した。

本章では、比較的アクセスが容易な福島県飯館村内において4つの調査区を選定し、それぞれの調査地の地形や地質の違いを述べるとともに、各調査地の土壌の化学的特徴を分析した結果を示す。また、各調査区の植生を調査し共通して自生している落葉広葉樹(6種)と常緑針葉樹(1種)を選定した結果を述べる。これらの結果に基づいて、各調査区における $^{137}\text{Cs}$ の挙動解析が次章以降で展開される。

### 2-2 選定した調査区とその特徴

本研究では福島県相馬郡飯館村(以降、飯館村という)を調査対象とした。その主な選定理由は、以下の通りである。

- ①飯館村は、避難指示区域の内、仙台に最も近く往復が比較的容易である。また、移動時間の短縮化とサンプリング数を限定することにより、現地での滞在時間を出来るかぎり短縮化でき被曝量を抑えることができる(参考資料1)。
- ②避難指示区域の指定区分では、飯館村の村内には避難指示解除準備区域、居住制限区域、帰還困難区域の3区域が存在していたが、平成29年3月31日に避難指示解除準備、居住制限区域は解除されている(参考資料2)。解除前の帰還困難区域に隣接する居住制限区域は、入所許可申請等の手続きは必要なく、現地調査のための入所は容易である。
- ③飯館村の地形は起伏に富み、林野面積が占める割合は約75%であり、日本国土の森林が占める割合の約67%に比較的近い。

2017年に飯館村の事前調査を行い、地形や地質の違う以下4地点を調査区として選定し、以降2021年までの5年間、この4つの調査区で定点調査(土壌や植物の継続的なサンプリング調査)を行った。下記①～③の3地点は落葉広葉樹を優占種として一部に常緑針葉樹が混ざる落葉広葉樹混交林である。それらの地形的な特徴も比較調査した。④は川沿いの平地・草地であり、森林とは違う環境であるが比較対象として選定した。

・落葉広葉樹混交林(調査区名, 位置)

①飯樋調査区 : 福島県相馬郡飯舘村飯樋町(字)221 付近  
(37°39'22.1"N 140°43'12.9"E)

②下比曾調査区 : 福島県相馬郡飯舘村比曾下比曾(字)286 付近  
(37°36'39.4"N 140°43'11.4"E)

③蕨平調査区 : 福島県相馬郡飯舘村蕨平菅沼(字)145 付近  
(37°36'16.4"N 140°46'44.7"E)

・草地(調査区名, 位置)

④長泥調査区 : 福島県相馬郡飯舘村比曾下比曾(字)362 付近  
(37°36'34.8"N 140°44'06.6"E)

Fig. 2-2-1 に, 上記①～④の調査区を地図上にプロットし位置関係を示す。



Figure 2-2-1 飯舘村における各調査区  
の位置関係 (出典 : Google Earth)

・飯舘村の位置，気候

飯舘村は，福島県の北東・浜通り，阿武隈高地の準平原に位置し，標高は約 450 m である。飯舘村役場の緯度・経度は東経 140°55'10"，北緯 37°40'45" である。Table 2-2-1 に示すように，飯舘村の年間降水量は約 1,300 mm，年間平均気温は 10℃程である。面積は 230.13 km<sup>2</sup>，その約 75%を森林が占める。

飯舘村の年平均降水量は日本全体の 1,718 mm，福島県の 1,463 mm(気象庁・気象データ 2019 年)と比較してやや少なく，年平均気温は日本全体の 16.2℃，福島県の 14.0℃(気象庁・気象データ 2019 年)と比較してやや低い。

Table 2-2-1 月別の平均気温，平均降水量 (1981 年~2010 年)

	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	年
最高気温(℃)	3.2	3.8	7.7	14.7	19.6	22.2	25.6	27.3	22.9	17.6	12.2	6.5	15.3
最低気温(℃)	-6.4	-6.3	-3.1	2.0	7.4	12.5	16.8	18.1	13.7	6.6	0.7	-3.3	4.9
日平均気温(℃)	-1.3	-1.0	2.3	8.4	13.5	17.1	20.8	22.2	18.0	12.0	6.4	1.6	10.0
降水量(mm)	53.1	46.9	75.9	101.4	98.2	132.7	164.4	187.1	205.6	150.6	66.7	42.5	1361.6

出典：気象庁ホームページ

近年では 2019 年 10 月に襲来した令和元年台風第 19 号による大雨・増水等の影響もあった。2019 年 10 月 12 日の 1 日での降水量は，313.5 mm(日最大)を記録している。(Table 2-2-2)。

Table 2-2-2 月別の平均気温，平均降水量 (2019 年)

	1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	年
最高気温(℃)	7.7	12.5	17.7	23.1	31.2	29.1	32.7	34.3	31.8	27.1	18.2	15.7	15.8
最低気温(℃)	-13.5	-10.6	-7.1	-5.2	0.1	8.4	11.1	14.4	6.8	0.8	-6.0	-7.4	5.8
平均気温(℃)	-0.8	0.8	3.9	7.6	14.8	17.1	20.1	23.8	19.3	13.5	6.9	3.0	10.8
降水量(mm)	10.0	12.5	89.5	63.5	95.0	153.0	186.0	109.0	181.5	552.5	21.5	21.5	1495.5
降水量・日最大(mm)	8.5	7.0	32.5	18.5	36.5	40.0	63.5	33.0	90.0	313.5	12.0	4.0	-

出典：気象庁ホームページ

## 2-3 各調査区の地形・地質(林床土壌, 草地)と調査木

### 2-3-1 飯樋調査区(森林)

Fig. 2-3-1～Fig. 2-3-3 に飯樋調査区の写真を示し, 地形や植生の特徴を以下に述べる。



Figure 2-3-1 飯樋調査区(春)



Figure 2-3-2 飯樋調査区(夏)



Figure 2-3-3 飯樋調査区(秋)

地形：村道沿いのなだらかな傾斜地である。背後には耕作地が広く存在し、住宅地にも比較的近い。山間部の一部を開拓し孤島のように残された丘陵地である。人手をかけ整備された痕跡はほとんどなく、長年放置された状態となっている。

傾斜地であるため、地中に浸透しない雨水は表面流となって表層土壌とともに流出しやすい。

植生：落葉広葉樹が大半を占め優占種となっており、常緑針葉樹は、傾斜の頂きや周辺部に数本ある程度である。一定の時間が経過し、落葉広葉樹混交林(参考資料3)となったと考えられる。

また、表層土壌の流出のしやすさもあり、林床植物(草本類)はあまり定着せずまばらである。



Figure 2-3-4 飯樋調査区 (全体の様相・航空写真) 出典：Google Earth

Fig. 2-3-4 は飯樋調査区全体の様相を示す航空写真である。調査区の面積はおおよそ 1,400 m<sup>2</sup> である。また調査区の緯度は 37°39'22.1"N, 経度は 140°43'12.9"E であり、標高は 477 m である。

・調査木(樹種)について

各調査区と比較するため、共通する樹種(落葉広葉樹, 常緑針葉樹)を選定した。各調査区に共通する樹種は、以下 Table 2-3-1 に示した落葉広葉樹 6 種と常緑針葉樹 1 種である。

Table 2-3-1 各調査区に共通する落葉広葉樹 6 種と常緑針葉樹 1 種

慣用名	学名	科・属	種類
ミズキ	<i>Cornus controversa</i>	ミズキ科ミズキ属	落葉広葉樹
エノキ	<i>Celtis sinensis</i>	アサ科エノキ属	落葉広葉樹
エゴノキ	<i>Styrax japonica</i>	エゴノキ科エゴノキ属	落葉広葉樹
ミズナラ	<i>Quercus crispula</i>	ブナ科コナラ属	落葉広葉樹
イタヤカエデ	<i>Acer mono</i>	ムクロジ科カエデ属	落葉広葉樹
ハナノキ	<i>Acer pycnanthum</i>	カエデ科カエデ属	落葉広葉樹
アカマツ	<i>Pinus densiflora</i>	マツ科マツ属	常緑針葉樹

飯樋調査区では、各調査区の共通樹種以外にも複数の樹種を調査している。Table 2-3-2 に示した以下の落葉広葉樹 5 種, 常緑針葉樹 2 種である。

Table 2-3-2 飯樋調査区における各調査区の共通樹種以外の樹種  
(落葉広葉樹 5 種, 常緑針葉樹 2 種)

慣用名	学名	科・属	種類
ホオノキ	<i>Magnolia obovata</i>	モクレン科モクレン属	落葉広葉樹
クリ	<i>Castanea crenata</i>	ブナ科クリ属	落葉広葉樹
モクレン	<i>Magnolia quinquepeta</i>	モクレン科モクレン属	落葉広葉樹
ブナ	<i>Fagus crenata</i>	ブナ科ブナ属	落葉広葉樹
コナラ	<i>Quercus serrata</i>	ブナ科コナラ属	落葉広葉樹
モミ	<i>Abies firma</i>	マツ科モミ属	常緑針葉樹
スギ	<i>Cryptomeria japonica</i>	スギ亜科スギ属	常緑針葉樹

飯樋調査区全体では、落葉広葉樹 11 種, 常緑針葉樹 3 種となった。

なお、常緑広葉樹は見つかっておらず、また林床植物(草本類)の調査は行っていない。

各調査区の樹種の特定は、葉の形状(葉形, 葉序, 葉縁)や樹皮の様相より、樹木に関する専門図書<sup>1),2)</sup>と照合して判断した。

## 2-3-2 下比曾調査区(森林)

Fig. 2-3-5～Fig. 2-3-7 に下比曾調査区の写真を示し、地形や植生の特徴を以下に述べる。



Figure 2-3-5 下比曾調査区(春)



Figure 2-3-6 下比曾調査区(夏)



Figure 2-3-7 下比曾調査区(秋)

地形：北側の戦山(標高 863 m)から続く森林端であるが、西側と北側では農耕地が開拓されている。県道 62 号によって川沿い(比曾川)まで続く森林が分断され、農耕地と県道に囲まれ窪地のような形状となっている。周辺より雨水等が流入しやすく、豪雨後に湿地となった痕跡がある。飯樋調査区と同様、人手をかけた整備された痕跡はほとんどなく、長年放置され落葉広葉樹混交林(自然林)となっている。

植生：飯樋調査区と同様、落葉広葉樹が大半を占め優占種となっており、常緑針葉樹は日当たりのよい周辺部に数本ある程度である。時間が経過し落葉広葉樹混交林(参考資料 3)となったと考えられる。また、林中は湿潤・陰性となっており、日陰・半日陰を好む林床植物(草本類)が多く繁茂している。



Figure 2-3-8 下比曾調査区  
(全体の様相・航空写真)

出典：Google Earth

Fig. 2-3-8 は下比曾調査区全体の様相を示す航空写真である。調査区の面積はおおよそ 2,500 m<sup>2</sup>である。また調査区の緯度は 37°36'39.4"N、経度は 140°43'11.4"E であり、標高は 572 m である。

・調査木(樹種)について

各調査区間の共通する樹種は飯桶調査区(Table 2-2-1)と同様である。

下比曾調査区では、各調査区の共通樹種以外にも複数の樹種を調査している。その内訳は Table 2-3-3 に示した落葉広葉樹 5 種、常緑針葉樹 1 種、常緑広葉樹は 2 種(内、1 種は半寄生性常緑広葉樹)である。

Table 2-3-3 下比曾調査区における共通樹種以外の樹種  
(落葉広葉樹 5 種、常緑針葉樹 1 種、常緑広葉樹 2 種)

慣用名	学名	科・属	種類
ホオノキ	<i>Magnolia obovata</i>	モクレン科モクレン属	落葉広葉樹
クリ	<i>Castanea crenata</i>	ブナ科クリ属	落葉広葉樹
モクレン	<i>Magnolia quinquepeta</i>	モクレン科モクレン属	落葉広葉樹
ブナ	<i>Fagus crenata</i>	ブナ科ブナ属	落葉広葉樹
プラタナス	<i>Platanus</i>	スズカケノキ科スズカケノキ属	落葉広葉樹
ヒノキ	<i>Chamaecyparis obtusa</i>	ヒノキ科ヒノキ属	常緑針葉樹
イヌツゲ	<i>Ilex crenata</i>	モチノキ科モチノキ属	常緑広葉樹
ヤドリギ	<i>Viscum album</i>	ビャクダン科ヤドリキ属	常緑広葉樹(半寄生性)

下比曾調査区全体では、落葉広葉樹 11 種、常緑針葉樹 2 種、常緑広葉樹 2 種である。

その他，下比曾調査区では，参考として林床植物(草本類，シダ類)も調査している。以下の Table 2-3-4 に示した 12 種である。

Table 2-3-4 下比曾調査区の林床植物 (草本類，シダ類)

慣用名	学名	科・属	種類
ササガヤ	<i>Leptatherum japonicum</i>	イネ科ササガヤ属	1 年草
コバキボウシ	<i>Hosta sieboldii</i>	キジカクシ科ギボウシ属	多年草
ミヤマタニソバ	<i>Persicaria debilis</i>	タデ科イヌタデ属	1 年草
チゴユリ	<i>Disporum smilacinum</i>	イヌサフラン科ホウチヤクソウ属	多年草
ショウブ	<i>Acorus calamus</i>	ショウブ科ショウブ属	多年草
ヒメキンミズヒキ	<i>Agrimonia nipponica</i>	バラ科キンミズヒキ属	多年草
ミヤマカンスゲ	<i>Carex multifolia</i>	カヤツリグサ科スゲ属	多年草
セリ	<i>Oenanthe javanica</i>	セリ科セリ属	多年草
クマザサ	<i>Sasa veitchii</i>	イネ科ササ属	多年草
ゼンマイ	<i>Osmunda japonica</i>	ゼンマイ科センマイ属	多年生シダ植物
オオヒメワラビ	<i>Deparia okuboana</i>	イワデンダ科オオシケシダ属	夏緑性シダ植物
ノコギリシダ	<i>Diplazium wichurae</i>	イワデンダ科ノコギリシダ属	常緑シダ植物

種の特定については，草本類は葉の形状(花，葉形，葉序)，シダ類は葉身(羽片)・葉柄(鱗片，根茎)の様相より，草本類の専門図書<sup>2),3)</sup>と照合して判断した。

### 2-3-3 蕨平調査区(森林)

Fig. 2-3-9～Fig. 2-3-11 に蕨平調査区の写真を示し，地形や植生の特徴を以下に述べる。



Figure 2-3-9 蕨平調査区(春)



Figure 2-3-10 蕨平調査区(夏)



Figure 2-3-11 蕨平調査区(秋)

地形：村道沿い，山間の傾斜地である。背後より山間部が続き，比曾川に向かって傾斜が続いている。居住区域とはやや離れている。人手をかけ整備された痕跡はほとんどなく，長年放置され落葉広葉樹混交林(自然林)となっている。飯樋調査区よりゆるやかな傾斜地であり，雨水が表面流となって表層土壌が流出した痕跡も一部にある。

植生：飯樋・下比曾調査区と同様，落葉広葉樹が大半を占め優占種となっており，常緑針葉樹は頂きや周辺部に数本ある程度である。時間が経過し落葉広葉樹混交林(参考資料3)となったと考えられる。また，林床植物(草本類)はまばらにあるが，下比曾調査区より少なく，飯樋調査区より多い。



Figure 2-3-12 蕨平調査区 (全体の様相・航空写真) 出典：Google Earth

Fig. 2-3-12 は蕨平調査区全体の様相を示す航空写真である。調査区の面積はおおよそ 2,000 m<sup>2</sup>である。また調査区の緯度は 37°36'16.4"N，経度は 140°46'44.7"E であり，標高は 476 m である。

・調査木(樹種)について

各調査区間の共通する樹種は飯桶調査区(Table 2-3-1)と同様である。

蕨平調査区では、各調査区の共通樹種以外にも Table 2-3-5 に示した複数の樹種を調査している。以下の落葉広葉樹 7 種，常緑針葉樹 1 種，常緑広葉樹 1 種である。

Table 2-3-5 蕨平調査区における共通樹種以外の樹種  
(落葉広葉樹 7 種，常緑針葉樹 1 種，常緑広葉樹 1 種)

慣用名	学名	科・属	種類
ホオノキ	<i>Magnolia obovata</i>	モクレン科モクレン属	落葉広葉樹
クリ	<i>Castanea crenata</i>	ブナ科クリ属	落葉広葉樹
モクレン	<i>Magnolia quinquepeta</i>	モクレン科モクレン属	落葉広葉樹
シナノキ	<i>Fagus crenata</i>	ブナ科ブナ属	落葉広葉樹
コナラ	<i>Quercus serrata</i>	ブナ科コナラ属	落葉広葉樹
ブナ	<i>Fagus crenata</i>	ブナ科ブナ属	落葉広葉樹
プラタナス	<i>Platanus</i>	スズカケノキ科スズカケノキ属	落葉広葉樹
モミ	<i>Abies firma</i>	マツ科モミ属	常緑針葉樹
イヌツゲ	<i>Ilex crenata</i>	モチノキ科モチノキ属	常緑広葉樹

蕨平調査区全体では、落葉広葉樹 13 種，常緑針葉樹 2 種，常緑広葉樹 1 種である。なお，林床植物(草本類)の調査は行っていない。

#### 2-3-4 長泥調査区(草地)

森林(林床土壌)と比較するため「草地」を1ヶ所選定している。

Fig. 2-3-13～Fig. 2-3-15 に長泥調査区の写真を示し，地形や植生の特徴を以下に述べる。



Figure 2-3-13 長泥調査区(春)



Figure 2-3-14 長泥調査区(夏)



Figure 2-3-15 長泥調査区(秋)

地形：帰還困難区域の西側出入り口監視ゲートに近く，比曾川と県道との間にある比較的狭い平地である。県道 62 号を挟み北側には耕作地が広がる。大雨など降水量の増加によっては比曾川が氾濫し，浸水・被水する可能性もある川沿いの地である。人手をかけ整備された痕跡はほとんどなく，長年放置された状態となっている。

植生：日向を好む大型のシダ類(ワラビ：*Pteridium aquilinum*)が繁茂し，ほぼ優占種となっている。その他に草本類(ススキ：*Miscanthus sinensis*)や低木類が点在する。



Fig. 2-3-16 は長泥調査区全体の様相を示す航空写真である。調査区の面積はおおよそ 300 m<sup>2</sup>である。また調査区の緯度は 37°36'34.8"N，経度は 40°44'06.6"E であり，標高は 544m である。

Figure 2-3-16 長泥調査区 (全体の様相・航空写真) 出典：Google Earth

長泥調査区は草地であり飯樋・下比曾・蕨平調査区と共通する樹木はなく，土壌の <sup>137</sup>Cs 濃度の調査のみ行っている。

## 2-4 各調査区の土壌分類

### 2-4-1 土壌分類

日本土壌インベントリー<sup>3)</sup>では、日本の国土の土壌図を作成しており、各調査区の土壌分類を参考とした。しかし、各調査区の採取場所と土壌図の位置とは正確には一致しない、もしくは未調査であるため、最も近隣の土壌を参考とした。

土壌分類は、土壌図と照合した結果、各調査区とも同様となり以下の通りである。

① 飯樋調査区 森林(林床土壌)

土壌分類名：腐植質アロフェン質黒ボク土\*，土壌分類記号：D6z1v4

② 下比曾調査区 森林(林床土壌)

土壌分類名：腐植質アロフェン質黒ボク土\*，土壌分類記号：D6z1v4

③ 蕨平調査区 森林(林床土壌)

土壌分類名：腐植質アロフェン質黒ボク土\*，土壌分類記号：D6z1v4

④ 長泥調査区(草地)

土壌分類名：腐植質アロフェン質黒ボク土\*，土壌分類記号：D6z1v4

①～④の各調査区は、すべて同様に「腐植質アロフェン質黒ボク土」である。

\* 「腐植質アロフェン質黒ボク土」については、参考資料 4 を参照。

## 2-4-2 調査区の土壌コアサンプルの様相, 色彩

### 2-4-2-1 土壌(深度 0cm(左)~30cm(右))の色彩について

Fig. 2-4-1 は各調査区のコアサンプルの代表例の写真である。



Figure 2-4-1 各調査区の土壌コアサンプルの写真(2019年)

- ①飯樋調査区(林床土壌) : 深度 0 cm(左側)~30 cm まで茶褐色である。  
色相・明度/彩度\* :  
0-5 cm : Hue10YR Value 4/3 dull yellowish brown  
5-30 cm : Hue10YR Value 5/4 dull yellowish brown
- ②下比曾調査区(林床土壌) : 深度 0 cm(左)~30 cm(右) (圧縮)まで黒色である。  
各調査区中では最も黒色が濃い。  
色相・明度/彩度\* :  
0-30 cm : Hue2.5Y Value 2/1 black
- ③長泥地区(草地土壌) : 深度 0 cm(左)~30cm(右)まで一部に褐色が  
混ざる黒色である。  
色相・明度/彩度\* :  
0-15 cm : Hue5Y Value 3/1 olive black  
15-30 cm : Hue5Y Value 4/3 dark olive
- ④蕨平地区(林床土壌) : 深度 0 cm(左)~30 cm(右)まで一部に褐色が  
混ざる黒色であるが, 長泥調査区よりも黒色  
である。  
色相・明度/彩度\* :  
0-5 cm : Hue5Y Value 3/1 olive black  
5-20 cm : Hue5Y Value 2/1 black  
20-30 cm : Hue2.5Y Value 2/1 dark grayish yellow

土壌の色相・明度/彩度\*から推測される各調査区の腐植の含有量<sup>4)</sup>は, ①飯樋調査区は数%, ②下比曾調査区は 10%以上, ③長泥調査区は 5~10%, ④蕨平調査区は 10%の各程度である。(土壌の色彩については, 参考資料 5 を参照)

### 2-4-3 土壤環境分析法に基づく土壤化学分析

土壤環境分析法<sup>5)</sup>に基づく土壤化学分析の結果は、Table 2-4-1 の通りである。

Table 2-4-1 各調査区の深度別・土壤化学分析結果

調査区	深度	pH <sup>*1</sup>	CEC <sup>*2</sup> meq/100g	加里飽和度 <sup>*3</sup> %	リン吸 <sup>*4</sup> mg/100g	腐植(1) <sup>*5</sup> %	腐植(2) <sup>*6</sup> %	有機炭素 <sup>*7</sup> g/kg
飯樋	0- 5cm	5.01	19.2	2.2	994.0	4.9	8.0	46.8
飯樋	5-10cm	4.94	10.7	1.5	931.0	3.2	2.4	14.0
飯樋	10-15cm	4.96	9.6	2.0	906.0	2.9	2.0	11.7
飯樋	15-20cm	4.97	8.1	2.3	836.0	2.3	1.2	7.2
飯樋	20-25cm	5.03	8.6	3.1	664.0	1.6	1.0	5.9
飯樋	25-30cm	5.07	8.7	4.2	584.0	1.2	0.9	5.3
下比曾	0- 5cm	3.97	53.6	2.3	2170.0	>12	30.9	179.4
下比曾	5-10cm	4.27	42.2	2.0	2283.0	>12	23.9	139.2
下比曾	10-15cm	4.59	31.1	2.4	2094.0	>12	12.7	73.8
下比曾	15-20cm	5.08	20.8	3.0	1839.0	11.8	10.9	63.5
下比曾	20-25cm	5.35	18.6	4.1	1765.0	9.9	8.4	49.0
下比曾	25-30cm	5.34	24.4	5.3	1909.0	>12	12.1	70.6
蕨平	0- 5cm	4.79	28.4	17.6	1421.0	11.7	13.8	80.4
蕨平	5-10cm	4.83	21.6	7.2	1529.0	>12	12.4	72.3
蕨平	10-15cm	4.91	16.6	4.5	1408.0	9.5	7.7	44.9
蕨平	15-20cm	5.08	12.2	4.3	1313.0	8.4	5.9	34.1
蕨平	20-25cm	5.39	12.1	3.4	1354.0	7.3	5.8	33.6
蕨平	25-30cm	5.35	17.4	3.2	606.0	11.0	7.1	41.1
長泥	0- 5cm	4.63	18.8	3.2	1298.0	9.7	9.1	53.0
長泥	5-10cm	4.68	17.0	1.9	1338.0	9.5	9.5	55.2
長泥	10-15cm	4.78	14.9	1.7	1344.0	9.5	7.9	45.8
長泥	15-20cm	4.89	17.0	1.3	1666.0	11.0	10.0	58.4
長泥	20-25cm	4.87	13.7	1.1	1541.0	9.9	8.0	46.4
長泥	25-30cm	4.84	12.3	1.0	1370.0	10.3	5.7	33.3

- \*1 : pH(水素イオン濃度) 土壤環境分析法 V.1 (ガラス電極法)
- \*2 : CEC(陽イオン交換容量) 土壤環境分析法 V.6(セミコ Schollenberger 法)
- \*3 : 加里飽和度 CEC 値及び当量値より換算
- \*4 : リン吸(リン酸吸収係数) 土壤環境分析法 V.11.A
- \*5 : 腐植(1) 土壤環境分析法 V.17.A(熊田法を基にした SPAD 簡便法)
- \*6 : 腐植(2) 腐植・炭素 チューリン法 腐植%=炭素%×1.724
- \*7 : 有機炭素 土壤環境分析法 V.8(乾式燃焼法)(塩酸処理無機炭素除外)

### 2-4-3-1 土壤化学分析結果による各調査区の土壤の主な特徴

#### 2-4-3-1-1 pH(水素イオン濃度)

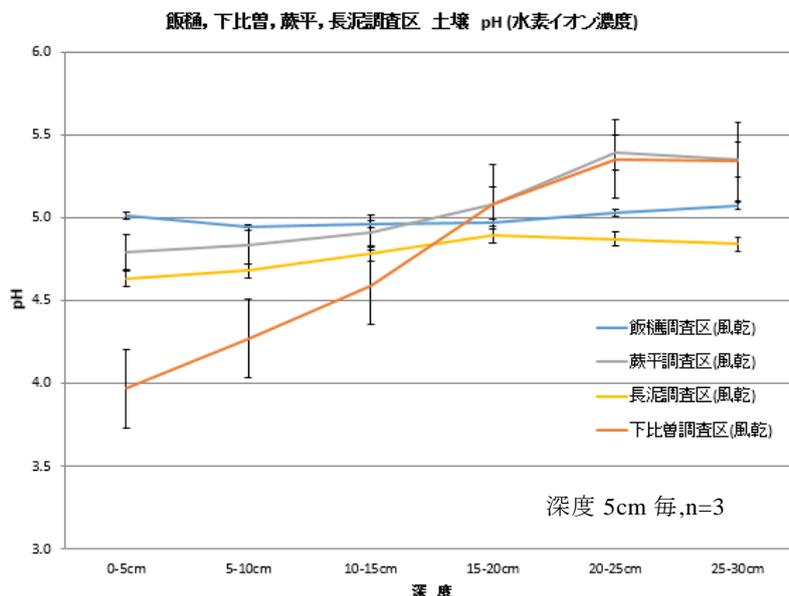


Figure 2-4-2 各調査区土壤の深度別の pH(水素イオン濃度)

Fig. 2-4-2 に示したように各調査区の土壤は、いずれの深度でも pH 約 4.0~5.5 の範囲にあり、やや酸性の土壤である。このような土壤では、鉍物溶解によって遊離した  $Al^{3+}$  の加水分解により Al 水酸化物の重合体が生成し、膨潤層に固定されることが報告されている<sup>6)</sup>。

この重合体が膨潤層を占める割合が大きくなると、FES への放射性セシウムの吸着が阻害され<sup>7)</sup>、FES へ固定化されていない放射性セシウムは他の放射性セシウムの保持量が中程度もしくは低い土壤成分に付着している可能性がある。

### 2-4-3-1-2 CEC (陽イオン交換容量)

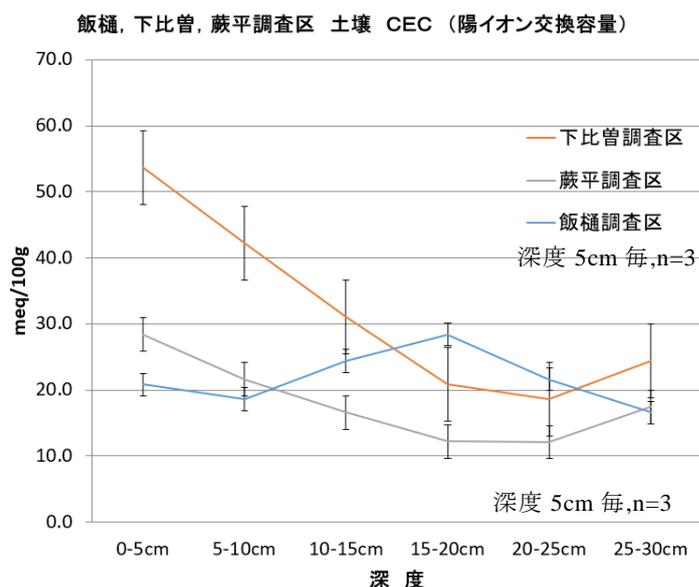


Figure 2-4-3 各調査区土壤の深度別の CEC (陽イオン交換容量)

Fig. 2-4-3 に示した各調査区の土壤中の CEC (陽イオン交換容量)は、一般的な土壤の値の 10~100  $\text{cmol}_c\text{kg}^{-1}$ \*の範囲である。

第 3 章で示される各調査区の  $^{137}\text{Cs}$  濃度より、土壤中の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は最大でも約  $120,000 \text{ Bq} \cdot \text{kgDW}^{-1}$  であり、CEC に換算すると  $2.4 \times 10^{-8} \text{ cmol}_c\text{kg}^{-1}$  に相当する。

土壤中の FES の容量は、 $0.0013 \sim 0.49 \text{ cmol}_c\text{kg}^{-1}$  の範囲 (陽イオン交換容量の 0.001~1.4%程度)にあるという試算がある<sup>7)</sup>。このことから、調査した土壤においては、 $^{137}\text{Cs}$  の固定化には十分な量の FES が含まれていると考えられる<sup>8)</sup>。

一方、後述するように土壤中の腐植は、土壤の CEC を高める成分であるが、同時に  $^{137}\text{Cs}$  の FES への固定化を阻害する成分であることも考慮する必要がある。

\*グラフは  $\text{meq}/100\text{g}$  で表されているが、SI 基本単位(換算)では  $1 \text{ meq}/100 \text{ g} = 1 \text{ cmol}_c\text{kg}^{-1}$  である。

### 2-4-3-1-3 加里飽和度

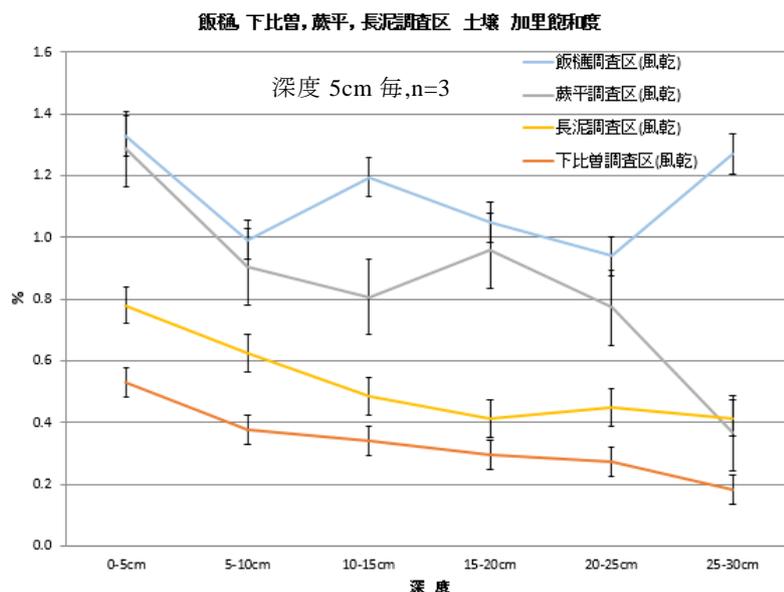


Figure 2-4-4 各調査区土壌の深度別の加里飽和度

Fig. 2-4-4 は各調査区における土壌の深度別の加里飽和度である。 $^{137}\text{Cs}$  が存在する土壌であっても、植物は K 塩が比較して多い場合は、K の選択性が高い。

各調査区はいずれも、加里飽和度が 2% を下回っていることから植物の  $^{137}\text{Cs}$  の吸収に影響を及ぼすレベルではないと考えられる。

なお、水稻栽培では、 $^{137}\text{Cs}$  を吸収させないため K 塩を多く含む施肥により  $^{137}\text{Cs}$  の吸収抑制対策を実施している例もあり<sup>9)</sup>、福島県の土壌肥料技術指針<sup>10)</sup>では加里飽和度は 2~10% を推奨している<sup>5)</sup>。

#### 2-4-3-1-4 リン酸吸収係数 (リン吸)

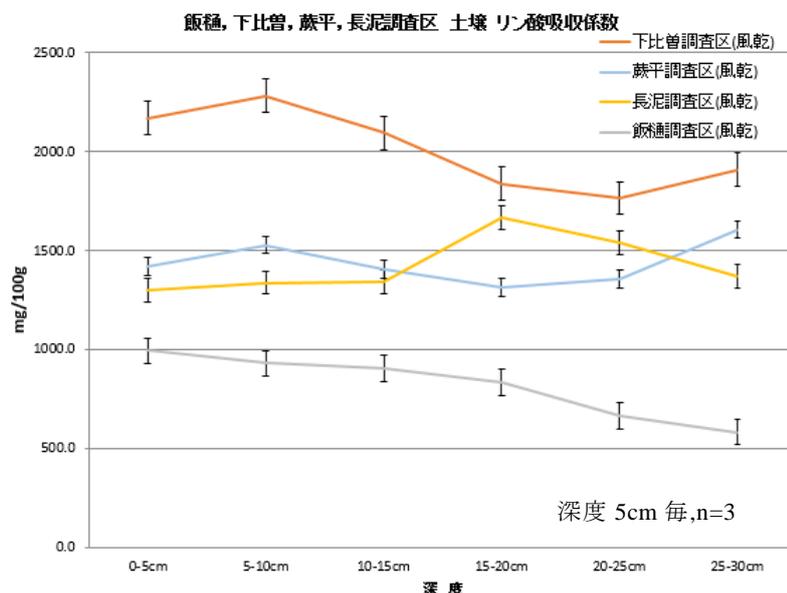


Figure 2-4-5 各調査区土壌の深度別のリン酸吸収係数 (リン吸)

Fig. 2-4-5 は各調査区における土壌の深度別のリン酸吸収係数である。

下比曽・蕨平・長泥の各調査区は、おおよそ 1,200~2,300 mg/100g の範囲にある。リン酸吸収係数がやや高い傾向を示しているのは、火山灰を由来とした黒ボク土の特徴と同じである。各調査区の土壌(2-3-1 土壌分類)を補足する結果となっている。

なお、飯樋調査区は各深度とも 1,000 mg/100g 以下となっているが、その要因は不明である。

2-4-3-1-5 有機炭素含有量

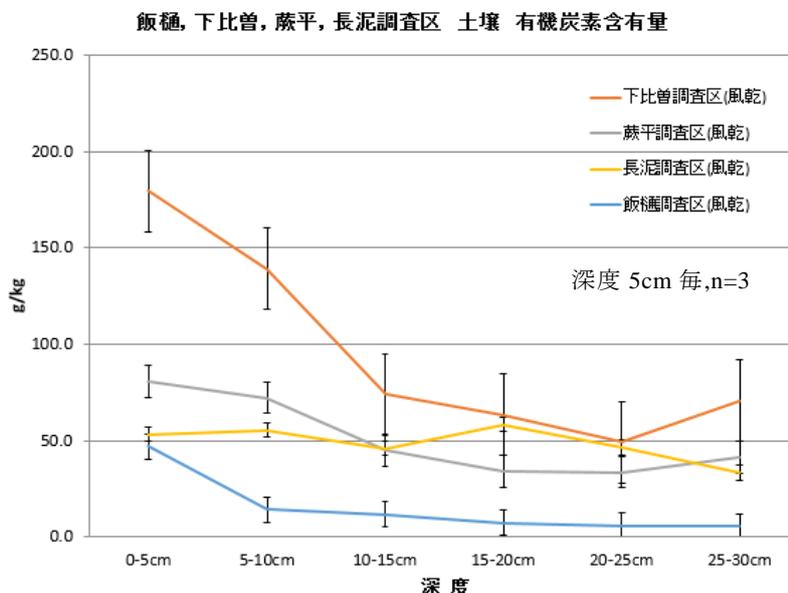


Figure 2-4-6 各調査区土壤の深度別の有機炭素含有量

Fig. 2-4-6 は各調査区における土壤の深度別の有機炭素含有量である。

ここでの有機炭素含有量は、乾式燃焼法で全炭素を定量し、無機態炭素を別途定量し差し引きで求めた値である。

各調査区における土壤中の深度別の有機炭素含有量のうち、いずれの深度においても下比曾調査区は他調査区と比較して最も多く、次いで蕨平・長泥調査区の順、最も少なかったのは飯樋調査区である。

有機炭素含有量は、土壤有機物の量を表していると考えられ、特徴として放射性セシウムの吸着・固定に関する性質は、Cs 吸着は高いが Cs 固定は低いとされる土壤構成成分である(第 1 章 Table 1-4-1)。

## 2-4-3-1-6 腐植

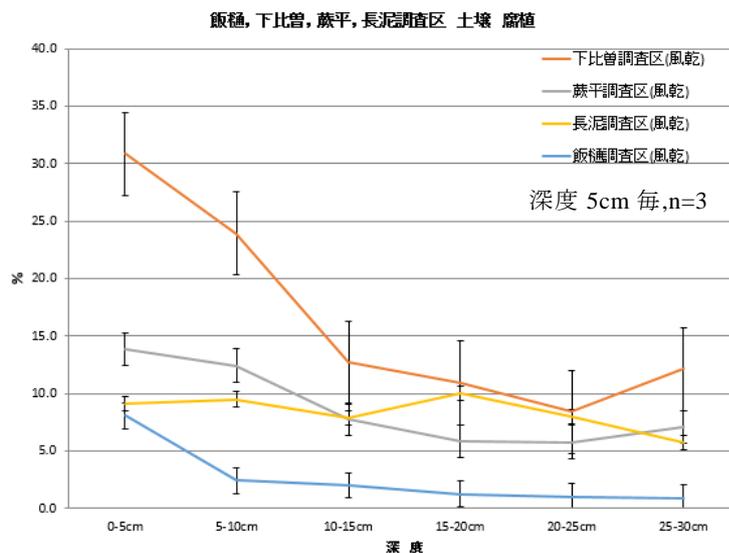


Figure 2-4-7 各調査区土壤の深度別の腐植量

Fig. 2-4-7 は各調査区における土壤の深度別の腐植量である。

腐植量は、チューリン法により  $\text{腐植}\% = \text{有機炭素}\% \times 1.724$  の計算方法に基づき算出されるため、有機炭素含有量と同様の傾向を示す。

Fig. 2-4-3 に示した CEC は、下比曾調査区が他調査区と比較して高かったが、腐植量も下比曾調査区が比較的多い。

腐植のように  $^{137}\text{Cs}$  に対する選択性が低い吸着体の割合が多くなると、FES への  $^{137}\text{Cs}$  が吸着する確率が下がるとされる<sup>7,8)</sup>。

#### 2-4-3-4 土壌化学分析の分析項目・抽出法・使用機器

土壌化学分析は、株式会社川田研究所\*に依頼した。分析項目，抽出法，使用機器は以下の通りである(Table 2-4-2)。有機炭素は，乾式燃焼法で全炭素を定量および無機態炭素を別途定量し，差引きで有機炭素(g/kg)を求めている。

Table 2-4-2 分析項目・抽出法・使用機器

分析項目	抽出法	使用機器
pH	1 : 5 水抽出法	ガラス電極式 pHメーター HORIBA D-71
CEC	セミマイクロレンハールカール変法	分光光度計 日本分光(株) V-730 紫外可視近赤外分光光度計
リン吸	リン酸アンモニウム液法	同上
腐植(1)	熊田法	同上
腐植(2)	腐植・炭素 チューリン法	腐植% = 有機炭素% × 1.724
有機炭素	乾式燃焼法 SUMIGRAPH NC-220F	SCAS(株)住化分析センター 全炭素全窒素同時測定装置

\*株式会社川田研究所 〒305-0842 茨城県つくば市柳橋 122-3

## 2-5 小 括

本章では福島県飯館村内において4つの調査区を選定し、それぞれの調査区の地形や地質の違いを記述し、各調査地の土壌の化学的特徴を分析した結果を示した。

選定された飯樋、下比曾、長泥、蕨平の各調査区には、傾斜地、窪地など、 $^{137}\text{Cs}$ の雨水等による外部からの流入や外部への流出、滞留などが考えられる地形的な特徴がある。

$^{137}\text{Cs}$ の固定・固着化などに影響を及ぼす化学的な土壌構成成分(pH, CEC(陽イオン交換容量), 加里飽和度, リン酸吸収係数, 有機炭素量, 腐植)などは、土壌や植物の $^{137}\text{Cs}$ 濃度に影響を与えるものと考えられ、地質分析(土壌化学分析)によって、各調査区の定量的な相違を明らかにした。

## 第2章 参考文献

- 1) 林将之,“山溪ハンディ図鑑 14 樹木の葉 実物スキャンで見分ける 1100 種類”,  
山と溪谷社, 2016 年 12 月 5 日初版第 4 刷発行,ISBN978-4-635-07032-4,C0645.
- 2) 牧野富太郎,“原色牧野日本植物図鑑”,北隆館,平成 23 年(2011 年)9 月 20 日発行,  
ISBN4-8326-0045-1,C0645.
- 3) 国立研究開発法人農業・食品産業技術総合研究機構,“日本土壌インベントリー”,  
土壌図.<https://soil-inventory.rad.naro.go.jp/figure.html>. (2021 年 12 月参照)
- 4) 雪印種苗株式会社,“畜産技術情報”,土の色と有機物、鉄,  
<https://livestock.snowseed.co.jp/public/571f58cc/571f58cc60278cea/571f306e8272306867096a5f726930019244>. (2021 年 12 月参照)
- 5) 土壌環境分析法,“土壌環境基礎調査における土壌, 水質および作物体分析法”,  
農林水産省農蚕園芸局農産課編,1979 年 11 月,NCID BA8273427X
- 6) A.Nakao,S.Funakawa, and T.Kosaki,“Hydroxy-Al polymers block the frayed edge sites of illitic minerals in acid soils:Studies in southwestern Japan at various weathering stages.”,*European Journal of Soil Science*, **60**,1, pp.127-138, (2009).  
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01097.x>.
- 7) 中尾淳,“セシウムの土壌吸着と固定”,*学術の動向*,**17**,10,pp.40-45,(2012).  
[https://doi.org/10.5363/tits.17.10\\_40](https://doi.org/10.5363/tits.17.10_40)
- 8) B.Delvaux,N.Kruyts, and A.Cremers,“Rhizospheric mobilisation of radiocaesium in soils.”,*Environ.Sci.Technol.*, **34**,8,pp.1489-1493,(2000).  
<https://doi.org/10.1021/es990658g>
- 9) 太田健,“水稻の放射性セシウム吸収抑制対策”,*日本土壌肥料学雑誌*,**85**,2,  
pp.90-93, (2014).
- 10) 福島県環境保全農業科,“福島県施肥基準について(2013 年 12 月 1 日更新)”,福島県施肥基準,《平成 31 年 3 月改訂》,4.土壌肥料技術指針(1~3),  
<https://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/319440.pdf>.

## 第3章 落葉広葉樹混交林の土壌および樹木(生葉)中の<sup>137</sup>Cs濃度とその経時的変化

### 3-1 はじめに

第1章で述べたように、震災から10年経過後も福島県内の森林土壌からは高濃度の<sup>137</sup>Csが検出されているが、その調査は人工林を対象として行われたものがほとんどである。その人工林内の落葉広葉樹コナラの生葉からは、同林内の常緑針葉樹スギなどの生葉と比べても高濃度の<sup>137</sup>Csが検出されている。

しかしながら、他の落葉広葉樹に関するデータは乏しく、特に居住区に近い主に落葉広葉樹が主体の自然林における<sup>137</sup>Csの挙動については、ほとんど解明されていない。

本章では、第2章で調査区に選定した福島県相馬郡飯舘村の飯樋、下比曾、蕨平調査区(落葉広葉樹混交林)と長泥調査区(草地)において、落葉広葉樹の生葉と林床土壌の継続的な<sup>137</sup>Cs濃度の調査を行い、落葉広葉樹が優占種となる自然林における<sup>137</sup>Csの挙動を解明するための基礎データを得ることを目的とする。

主な検討項目としては、3つの落葉広葉樹混交林の調査区に共通する落葉広葉樹(6種)、針葉樹(1種)の生葉の継続的な<sup>137</sup>Cs濃度の調査、および林床・草地土壌の継続的な<sup>137</sup>Cs濃度の調査を行い、その経時的な変化を検討するとともに、土壌-植物間の移行係数を求める。また、各調査区の林床土壌の<sup>137</sup>Cs濃度と土壌化学分析データ(第2章2-3-3)の相関性を検討し、両者の関連について考察する。

さらに、各調査区の事故当初の状態(fallout時の土壌<sup>137</sup>Cs沈着量)を推定しておく必要があり、文部科学省や環境省より公表されている当時のモニタリングデータを参考として推測し、その後の物理的減衰(自然減衰)と各調査区の土壌<sup>137</sup>Cs沈着量(実測値)とを比較し、その解離の要因についても考察する。

### 3-2 試料のサンプリング

#### 3-2-1 林床土壌のサンプリング方法

各調査区においてサンプリングする定点を定め、定点より周囲直径1m以内の土壌を専用の土壌コアサンプラーおよびオーガーを使用し、土壌コアサンプルとして採取した。土壌コアサンプルの掘削に使用した機材は、土壌コアサンプラー(㈱藤原製作所ハンドサンプラーHS-30S、または大起理化工業㈱ハンドオーガーDIK-106B)である。それらの機材を用いて、収納には直径5cm×長さ30cmのケースを使用し、表層より深度30cmまでの円筒形試料(コアサンプル)とし採取した。

### 3-2-2 樹木(生葉)および落葉のサンプリング方法

#### ・調査木の生葉および落葉のサンプリング

樹木(生葉)の採取には高枝剪定用の鋏を用い、おおよそ高さ 6 m までの小枝を樹木より直接切断することで行った。ただし、その範囲内では同種でかつ複数のサンプリングができなかった樹木種や、調査期間中に何らかの理由により立ち枯れてしまった種もあった。

落葉のサンプリングは、各調査区の表層土壌に堆積している落葉をそのまま回収した。調査範囲はおおよそ直径 10 m である。

#### ・各調査区共通の調査木以外の樹木(生葉)サンプリング

選定した各調査区共通の 7 種類の調査木以外にも、各調査区に自生している落葉広葉樹、常緑針葉樹の生葉も複数採取した。各調査区の全体を把握するためには毎木調査(全量調査)が望ましいが、労力や調査の限られた時間のなかでも標本調査としてより多く採取することにより、各調査区全体の樹木に関する  $^{137}\text{Cs}$  濃度の傾向を把握するが可能と考えられ 11 種～13 種(11 本～16 本)を採取している。(本数の推定については、参考資料 6 を参照)

### 3-3 $^{137}\text{Cs}$ 濃度の測定方法

#### 3-3-1 土壌および樹木(生葉)の $^{137}\text{Cs}$ 濃度測定用サンプルの作成方法

採取した土壌サンプルは、 $105\text{ }^{\circ}\text{C}$ にて 48 時間乾燥、24 時間後と 48 時間後に重量を測定し、重量差が 1%以下(恒量化)したことを確認し乾燥重量(kgDW)とした。

樹木(生葉)サンプルは、表面に付着している土等を流水にて数分間洗浄し、1 週間以上自然乾燥した後、 $105\text{ }^{\circ}\text{C}$ にて 48 時間乾燥、土壌サンプルと同様、恒量化したことを確認し、その重量を乾燥重量(kgDW)とした。

#### 3-3-2 ガンマカウンターによる $^{137}\text{Cs}$ の測定方法

作成した測定用サンプルを、直径 27.0 mm×高さ 60.8 mm のバイアル瓶(PerkinElmer 社、低拡散ポリエチレンバイアル-20 mL)に収め、ガンマカウンター(PerkinElmer 社、2480 WIZARD2, 3.0 インチウエル型 NaI(Tl)シングルディテクター採用、検出限界  $25\text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ )を使用し、1 サンプル当たり 20 分間測定した。

本測定で使用したガンマカウンターによる  $^{137}\text{Cs}$  濃度の測定結果は、 $100\text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ 以上の  $^{137}\text{Cs}$  濃度の試料に関し、ゲルマニウム検出器による測定結果と良く一致していることが既に示されている<sup>1)</sup>。また、原発事故による放射性セシウムの食品スクリーニング測定に使用するため、ソフトウェア等に改修が施され検出限界は  $25\text{ Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ 以上に改良されている。

ガンマカウンターでの測定では、放射性同位体である  $^{134}\text{Cs}$  および  $^{137}\text{Cs}$  濃度

(Bq・kg<sup>-1</sup>)を同時に測定しているが、<sup>134</sup>Csは半減期2.07年と比較的短く、原発事故より6年以上経過していた時点で測定を行っているため、測定値が検出限界以下(25 Bq・kg<sup>-1</sup>以下)もしくはN/Aとなることが多かった。

2022年現在、環境へ影響を及ぼしている放射線は、主に原発事故より11年経過後において、自然減衰後も8割程度残存している<sup>137</sup>Csに起因するものと考えられている。本研究では<sup>137</sup>Csを主に評価対象とした。以降の章において示される図・グラフでは、説明書きがある場合を除き、<sup>137</sup>Cs濃度に関しては乾燥重量における<sup>137</sup>Csの濃度測定値(Bq・kgDW<sup>-1</sup>)としている。

また、測定した各サンプルの<sup>137</sup>Cs濃度(Bq・kgDW<sup>-1</sup>)は、採取日と測定日が異なっているため、本研究では<sup>137</sup>Csの半減期の計算式((3.1)式)より、サンプル採取日の現在量を(3.2)式より採取日に再計算している。

・半減期の計算式

$$N(\text{現在量}) = N_0(\text{初期量}) \times (1/2)^{t/T} \quad \text{より}$$

$$N_0(\text{初期量}) = N / (1/2)^{t/T} \quad \text{を算出} \quad \dots (3.1)$$

$N$  : <sup>137</sup>Csの現在量 (測定値)

$N_0$  : 初期量 (<sup>137</sup>Cs初期量)

$t$  : 経過時間 (測定日まで)

$T$  : <sup>137</sup>Csの半減期は30.2年

経過時間の $t$ は、原発事故当時、福島県内に高濃度のfalloutが発生したと推定される日(2011年3月22日)より、ガンマカウンターによる測定日までを経過時間として算出した。

・サンプル採取日への再計算

(3.1)式による $N_0$ (初期量)より、サンプル採取日までの経過時間を $t_n$ として、採取日の $N$ (採取日の現在量)を再計算した((3.2)式)。

$$N(\text{サンプル採取日の現在量}) = N_0(\text{初期量}) \times (1/2)^{m/T} \quad \dots (3.2)$$

### 3-4 土壌(林床土壌, 草地土壌)中の $^{137}\text{Cs}$ 濃度の経時的变化

#### 3-4-1 林床土壌(飯樋, 下比曾, 蕨平調査区)の $^{137}\text{Cs}$ 濃度( $\text{Bq}\cdot\text{kg DW}^{-1}$ )

2017年7月より2021年11月までの約5年間の林床土壌に関する調査結果を Fig. 3-4-1~3 に示す。サンプル数は各調査区とも3~6サンプル( $n=3\sim6$ )であり、平均値と標準偏差を示している。また、土壌コアサンプルの採掘深度(深度)は、各調査区とも表層より深さ30cmまで採掘し、その土壌コアサンプル(長さ30cm)を5cm毎に6分割したため、各測定値は5cm毎の $^{137}\text{Cs}$ 濃度( $\text{Bq}\cdot\text{kg DW}^{-1}$ )を示している。なお、各調査区のグラフは、視認にて比較しやすくするため、各グラフの横軸( $\text{Bq}\cdot\text{kg DW}^{-1}$ )の最大値を250,000  $\text{Bq}\cdot\text{kg DW}^{-1}$ に揃えている。

#### 3-4-1-1 飯樋調査区 林床土壌の $^{137}\text{Cs}$ 濃度の推移 (2017年7月~2021年11月)

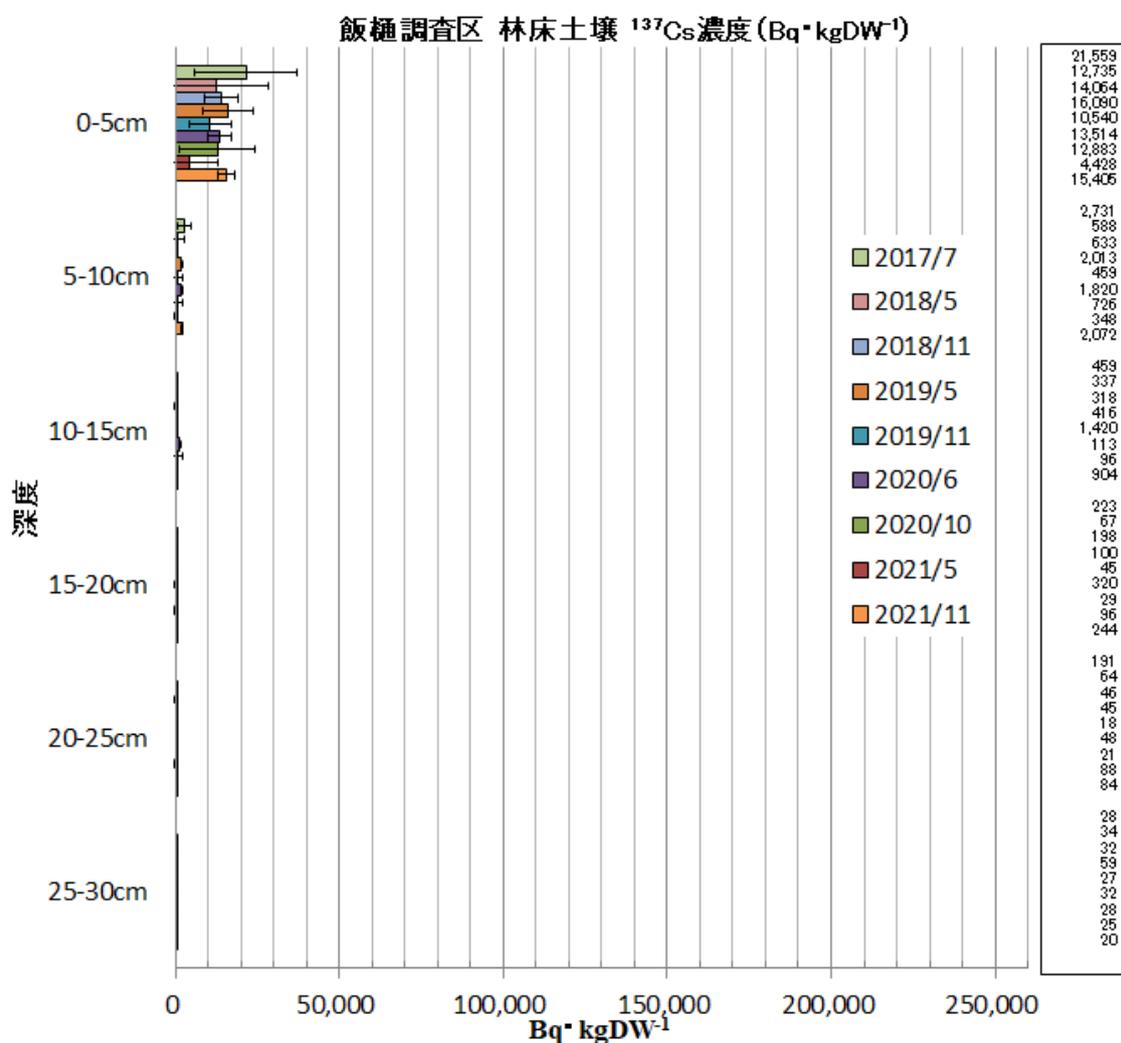


Figure 3-4-1 飯樋調査区 林床土壌の  $^{137}\text{Cs}$  濃度 (2017年7月~2021年11月)

Fig.3-4-1 の飯桶調査区の林床土壌は、いずれの採取時期においても概ね表層部(0~5 cm)に全  $^{137}\text{Cs}$  濃度(0 cm から 30 cm までの全  $^{137}\text{Cs}$  濃度合計)の約 8 割以上が集中しており 5 cm 以深の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は表層部(0~5 cm)と比較して低濃度であった。

表層部(0~5 cm)の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は  $4 \text{ kBq} \cdot \text{kgDW}^{-1}$  から  $22 \text{ kBq} \cdot \text{kgDW}^{-1}$  の範囲で推移していた。この結果は、Nishikiori *et al.*(2019)<sup>2)</sup>、林野庁による令和 2 年度 森林内の放射性物質の分布状況調査結果について【調査 1】<sup>3)</sup>、【調査 2】<sup>4)</sup>における林床土壌の鉛直下方の  $^{137}\text{Cs}$  濃度分布と同様の傾向を示しており、原発事故 6 年後以降においても表層部(0~5 cm)への固定化が継続していると考えられる。

### 3-4-1-2 下比曾調査区 林床土壌の $^{137}\text{Cs}$ 濃度の推移 (2017 年 7 月~2021 年 11 月)

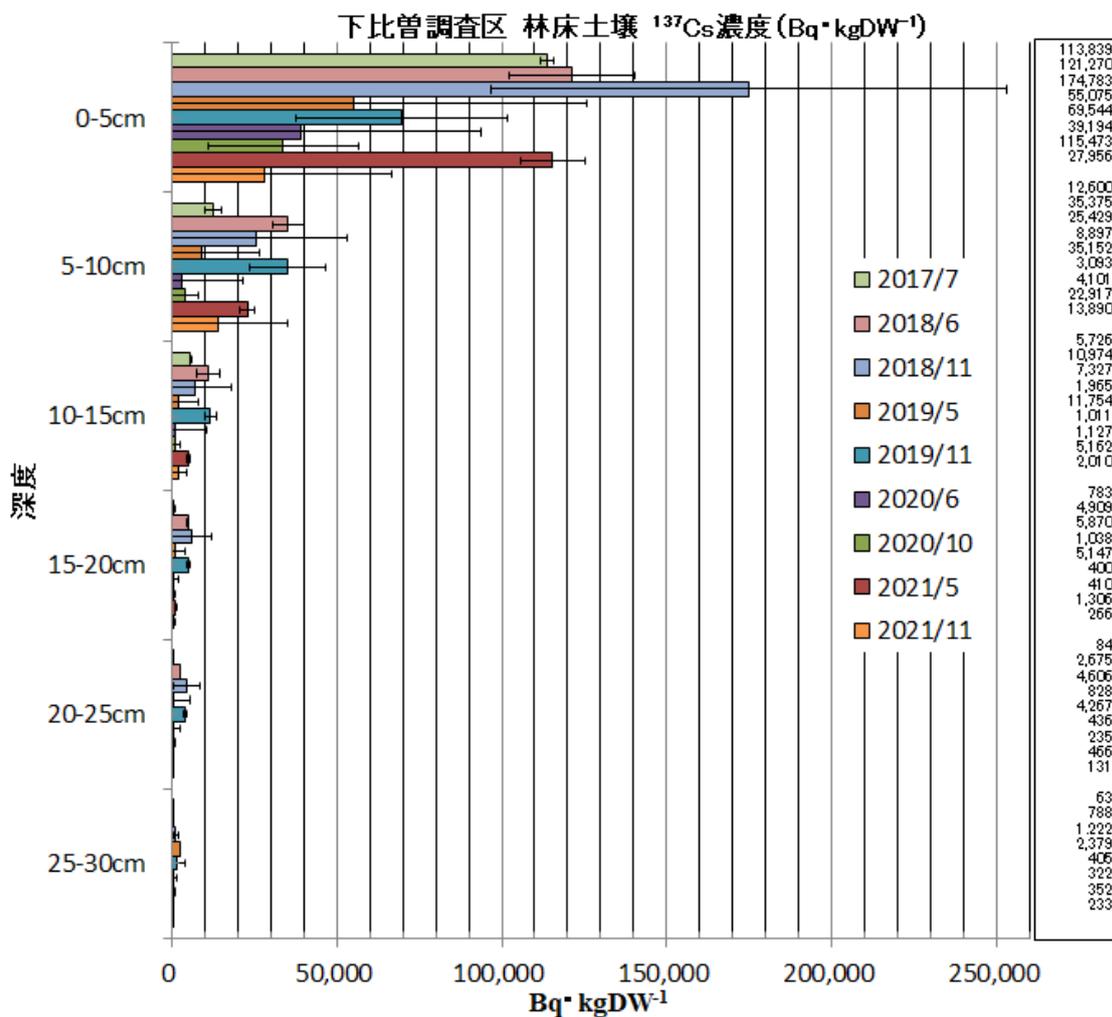


Figure 3-4-2 下比曾調査区 林床土壌の  $^{137}\text{Cs}$  濃度 (2017 年 7 月~2021 年 11 月)

Fig. 3-4-2 の下比曾調査区の林床土壌では、表層部(0~5 cm)への集中は、飯樋調査区と同様で全  $^{137}\text{Cs}$  濃度の約 7 割以上である。前述の既往調査・研究と同様の傾向が見られた。 $^{137}\text{Cs}$  濃度は、飯樋調査区と比較して全体的に高く、表層部(0~5 cm)の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は測定期間において  $27 \text{ kBq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$  から  $175 \text{ kBq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$  の範囲で推移していた。深度 5~10 cm では  $0.4 \text{ kBq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$  から  $35 \text{ kBq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$  の範囲で推移し、10 cm 以深においても数  $\text{kBq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$  の  $^{137}\text{Cs}$  濃度が見られた。

### 3-4-1-3 蕨平調査区林床土壌の $^{137}\text{Cs}$ 濃度の推移 (2017 年 7 月~2021 年 11 月)

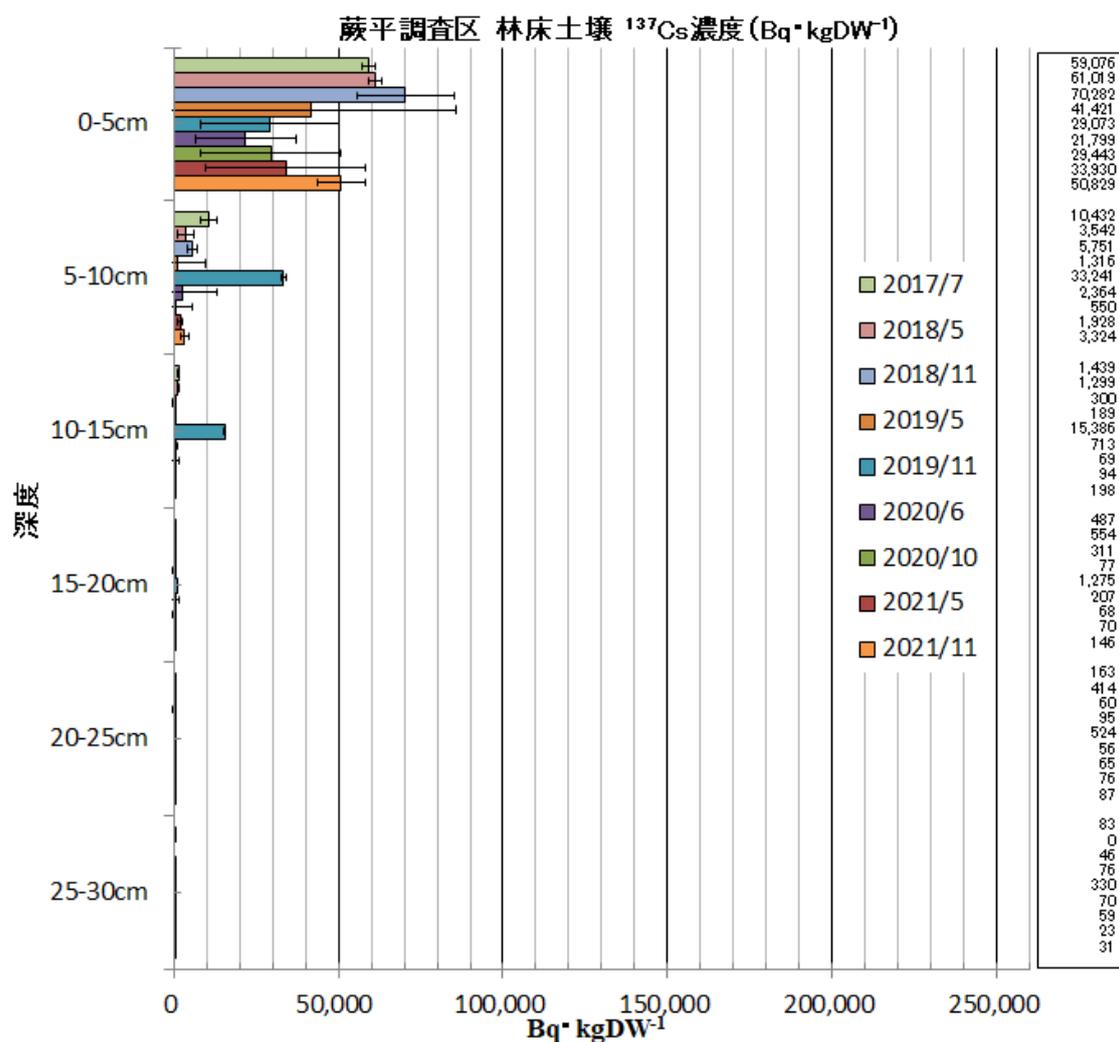


Figure 3-4-3 蕨平調査区 林床土壌の  $^{137}\text{Cs}$  濃度 (2017 年 7 月~2021 年 11 月)

Fig. 3-4-3 の蕨平調査区の林床土壌の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は、飯樋調査区と比較して全体的に高いものの下比曾調査区との比較では低く、飯樋・下比曾調査区のほぼ中間的な値となっていた。表層部(0~5 cm)は  $21 \text{ kBq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$  から  $70 \text{ kBq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$  の範

圃で推移し、全  $^{137}\text{Cs}$  濃度の約 8 割以上が表層部(0~5 cm)に集中しており、前述の既往調査・研究、および飯樋・下比曾調査区と同様の傾向となっていた。

### 3-4-1-4 長泥調査区 草地土壌の $^{137}\text{Cs}$ 濃度の推移 (2017 年 7 月~2021 年 11 月)

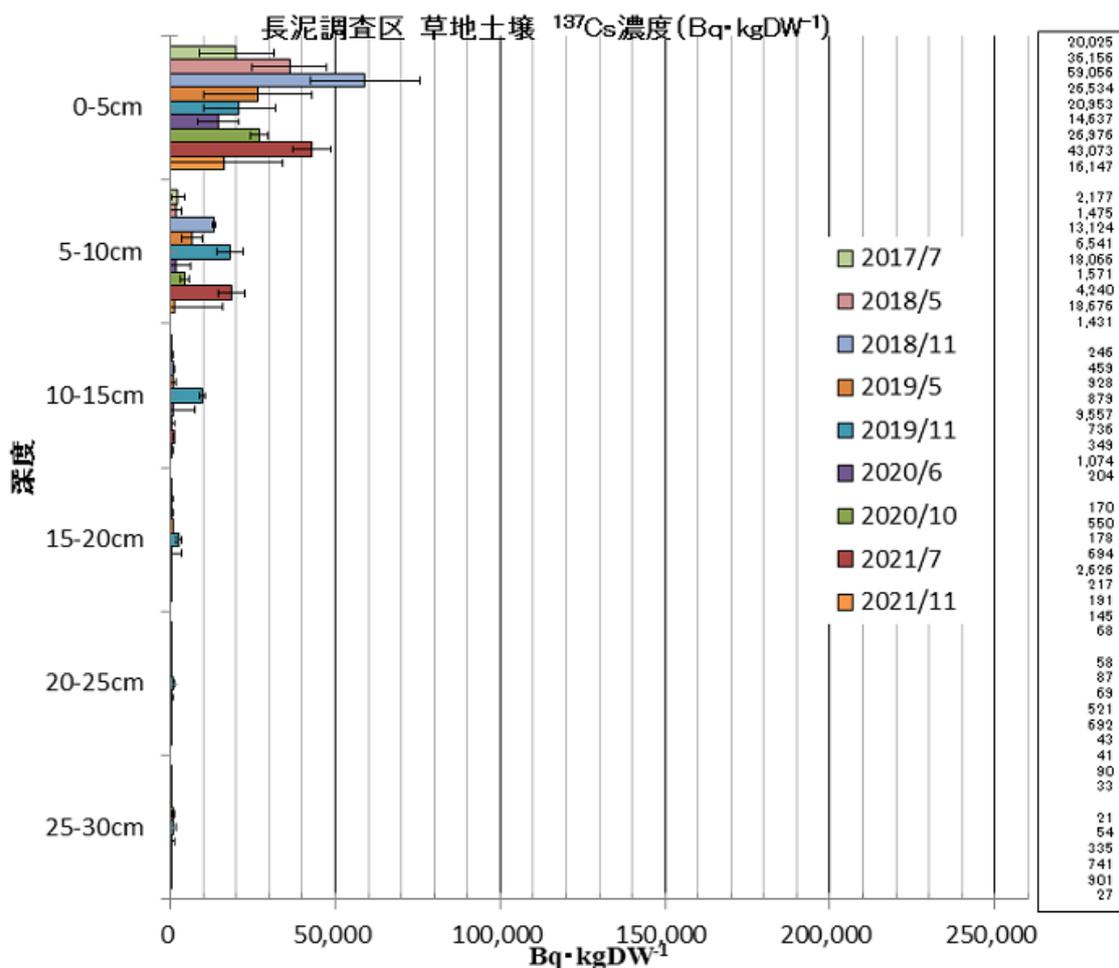


Figure 3-4-4 長泥調査区 草地土壌の  $^{137}\text{Cs}$  濃度 (2017 年 7 月~2021 年 11 月)

Fig. 3-4-4 の長泥調査区 (草地土壌)の  $^{137}\text{Cs}$  濃度傾向は、Fig. 3-4-3 の蕨平調査区 (林床土壌)に近い傾向を示した。表層部(0~5 cm)は 14 kBq·kgDW<sup>-1</sup> から 59 kBq·kgDW<sup>-1</sup> の範囲で推移し、5 cm 以深では  $^{137}\text{Cs}$  濃度は表層部(0~5 cm)より低い値となっており、 $^{137}\text{Cs}$  濃度の約 8 割以上が表層部(0~5 cm)に集中していた。

\*福島県内の他地域における土壌の特徴と  $^{137}\text{Cs}$  濃度の深度分布は、参考資料 7 を参照。

なお、 $^{137}\text{Cs}$  濃度が最も高かったのは、下比曾調査区における 2018 年 11 月の表層(深度 0-5cm)の  $174,783 \text{ Bq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$  であるが、その  $^{137}\text{Cs}$  濃度をモル濃度( $\text{mol}\cdot\text{kgDW}^{-1}$ )に換算すると、約  $3.5\times 10^{-8} \text{ mol}\cdot\text{kgDW}^{-1}$  となる。また、質量濃度は  $4.8\times 10^{-3} \text{ mg}\cdot\text{kgDW}^{-1}$  となる。

これは、土壌中に存在する銅(一般的には約  $30\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )やモリブデン(一般的には約  $1\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )など金属類の微量元素(存在量は 0.01%以下)と比較しても極めて微量であることが分かる。

3-4-2 林床土壌(飯樋, 下比曾, 蕨平, 長泥調査区)の<sup>137</sup>Cs沈着量(kBq・m<sup>-2</sup>)

林床土壌の<sup>137</sup>Cs濃度(Bq・kgDW<sup>-1</sup>)の測定結果から,土壌のかさ密度を1.3g・cm<sup>-3</sup>と仮定し<sup>137</sup>Cs沈着量(kBq・m<sup>-2</sup>)<sup>5</sup>)に換算した結果をTable 3-4-1に示す。

Table 3-4-1 各調査区の<sup>137</sup>Cs沈着量(kBq・m<sup>-2</sup>)

survey area	soil section depth	2018/11			2019/5			2019/11			2020/6			2020/10			2021/5			2021/11									
		<sup>137</sup> Cs (kBq・m <sup>-2</sup> ) mean	±SD	n	deposition inventory (%)	±SD	n	deposition inventory (%)	±SD	n	deposition inventory (%)	±SD	n	deposition inventory (%)	±SD	n	deposition inventory (%)	±SD	n	deposition inventory (%)	±SD	n	deposition inventory (%)						
Iitoi	0cm-5cm	914	506	(3)	92.0%	1046	412	(3)	83.9%	685	224	(3)	93.3%	878	745	(3)	78.8%	837	554	(3)	93.3%	288	167	(3)	87.2%	1001	344	(3)	82.3%
	5cm-10cm	41	6	(3)	4.1%	131	104	(3)	10.8%	30	18	(3)	4.1%	118	89	(3)	10.6%	47	26	(3)	5.3%	23	15	(3)	6.8%	135	61	(3)	11.1%
	10cm-15cm	21	11	(3)	2.1%	27	5	(3)	2.2%	12	8	(3)	1.6%	92	127	(3)	8.3%	7	5	(3)	0.8%	6	6	(3)	1.9%	59	52	(3)	4.8%
	15cm-20cm	13	8	(3)	1.3%	6	5	(3)	0.5%	3	1	(3)	0.4%	21	36	(3)	1.9%	2	1	(3)	0.2%	6	3	(3)	1.5%	16	15	(3)	1.3%
	20cm-25cm	3	2	(3)	0.3%	3	0	(3)	0.2%	1	0	(3)	0.2%	3	5	(3)	0.3%	1	1	(3)	0.2%	6	4	(3)	1.7%	5	2	(3)	0.4%
25cm-30cm	2	1	(3)	0.2%	4	1	(3)	0.3%	2	0	(3)	0.2%	2	2	(3)	0.2%	2	2	(3)	0.2%	2	1	(3)	0.2%	1	1	(3)	0.1%	
total	average	994			100.0%	1217			100.0%	733			100.0%	1115			100.0%	897			100.0%	330			100.0%	1217			100.0%
	average	166			203			186				150					55								203				
Shimohiso	0cm-5cm	11361	4601	(3)	80.8%	3380	2081	(4)	78.5%	4327	3529	(4)	54.7%	2548	1482	(3)	88.0%	2186	637	(3)	84.5%	9073	2788	(3)	80.8%	1817	344	(3)	62.8%
	5cm-10cm	1653	1158	(3)	11.8%	578	744	(4)	12.7%	2285	1192	(4)	27.6%	201	258	(3)	6.9%	267	151	(3)	10.3%	1631	1109	(3)	14.3%	903	61	(3)	31.2%
	10cm-15cm	476	406	(3)	3.4%	128	116	(4)	2.8%	764	628	(4)	9.2%	66	84	(3)	2.3%	73	32	(3)	2.8%	370	124	(3)	2.8%	131	52	(3)	4.5%
	15cm-20cm	187	182	(3)	1.3%	67	34	(4)	1.5%	335	113	(4)	4.0%	26	31	(3)	0.9%	27	9	(3)	1.0%	96	46	(3)	0.9%	17	15	(3)	0.6%
	20cm-25cm	289	300	(3)	2.1%	54	30	(4)	1.3%	277	141	(4)	3.3%	38	40	(3)	1.0%	15	9	(3)	0.8%	44	34	(3)	0.8%	9	2	(3)	0.3%
25cm-30cm	79	0	(3)	0.6%	155	136	(4)	3.4%	95	74	(4)	1.1%	26	36	(3)	0.9%	21	12	(3)	0.8%	58	86	(3)	0.8%	15	1	(3)	0.5%	
total	average	14055			100.0%	4562			833			100.0%	2893			100.0%	2599			100.0%	11223			100.0%	2892				100.0%
	average	2345			760			483				435					1871								482				
Warabidara	0cm-5cm	4588	2878	(3)	91.6%	2692	1337	(3)	95.9%	1890	1002	(3)	36.4%	1417	1388	(3)	86.5%	1914	1387	(3)	97.3%	2205	467	(3)	93.9%	3504	344	(3)	93.1%
	5cm-10cm	374	529	(3)	7.5%	86	51	(3)	3.0%	2161	705	(3)	41.6%	154	319	(3)	9.4%	36	45	(3)	1.8%	125	76	(3)	5.3%	216	61	(3)	6.1%
	10cm-15cm	19	19	(3)	0.4%	12	5	(3)	0.4%	1000	32	(3)	19.3%	46	94	(3)	2.8%	5	3	(3)	0.2%	6	3	(3)	0.3%	13	52	(3)	0.4%
	15cm-20cm	20	20	(3)	0.4%	5	2	(3)	0.2%	83	83	(3)	1.6%	13	25	(3)	0.8%	4	5	(3)	0.2%	5	1	(3)	0.2%	9	15	(3)	0.3%
	20cm-25cm	4	5	(3)	0.1%	6	4	(3)	0.2%	34	10	(3)	0.7%	4	4	(3)	0.2%	4	3	(3)	0.2%	5	2	(3)	0.2%	5	2	(3)	0.1%
25cm-30cm	3	0	(3)	0.1%	5	3	(3)	0.2%	21	14	(3)	0.4%	5	4	(3)	0.3%	4	3	(3)	0.2%	2	1	(3)	0.1%	2	1	(3)	0.1%	
total	average	4989			2806			100.0%	5189			100.0%	1639			100.0%	1967			100.0%	2348			100.0%	3549				100.0%
	average	831			468			865				328					391								592				
Nagadaro	0cm-5cm	1302	738	(4)	88.2%	1725	701	(4)	73.9%	1362	409	(3)	26.2%	951	164	(6)	84.9%	1753	374	(3)	84.7%	2800	1161	(3)	68.1%	1050	724	(3)	90.1%
	5cm-10cm	142	126	(4)	9.6%	425	273	(4)	18.2%	1174	281	(3)	22.6%	102	82	(6)	9.1%	276	261	(3)	13.3%	1214	932	(3)	29.9%	93	125	(3)	8.0%
	10cm-15cm	16	16	(4)	1.1%	57	50	(4)	2.4%	621	439	(3)	12.0%	48	59	(6)	4.3%	33	23	(3)	1.1%	70	41	(3)	1.7%	13	5	(3)	1.1%
	15cm-20cm	11	6	(4)	0.7%	45	60	(4)	1.9%	171	202	(3)	3.3%	14	14	(6)	1.3%	12	9	(3)	0.6%	9	4	(3)	0.2%	4	1	(3)	0.3%
	20cm-25cm	5	2	(4)	0.3%	34	46	(4)	1.5%	43	44	(3)	0.9%	3	2	(6)	0.3%	3	1	(3)	0.1%	6	2	(3)	0.1%	3	2	(3)	0.3%
25cm-30cm	1	1	(4)	0.1%	48	57	(4)	2.1%	59	80	(3)	1.1%	2	1	(6)	0.2%	2	1	(3)	0.1%	10	8	(3)	0.2%	2	1	(3)	0.2%	
total	average	1477			2534			100.0%	3432			66.1%	1120			100.0%	2069			100.0%	4109			100.0%	1165				100.0%
	average	246			389			572				345					685								194				

Below the decimal point, rounded to the nearest five

### 3-4-3 林床土壌の $^{137}\text{Cs}$ 濃度のバラツキに関する評価

森林総研の令和2年報告(第1章 Fig. 1-7-1)では、落葉層の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は2012年から2020年までの期間は、 $380 \text{ kBq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$  から  $16 \text{ kBq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$  に指数関数的な減少傾向を示している。一方、土壌 0-5 cm (表層部)の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は、同期間では  $12 \text{ kBq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$  から  $24 \text{ kBq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$  までの範囲で推移しており、明確な減少傾向は見られない。また、同様に 5 cm - 20 cm の下層部においても減少傾向は見られない。

本研究における飯樋, 下比曾, 蕨平の各調査区も同様の傾向を示していたため、森林総研に測定結果のバラツキや外部との流出・流入による  $^{137}\text{Cs}$  濃度の増減の可能性はないかを問い合わせたところ、以下の回答を得ている。

「森林全体の放射性セシウム蓄積量については、放射性セシウムの物理的減衰により毎年1割強ずつ低減すると期待されますが、本調査では各サイトで明確な減少傾向は認められませんでした。現在は森林に降下した放射性セシウムの9割以上が堆積有機物層や表層土壌に蓄積しており、これらのバラツキによる差が放射性セシウムの物理的減衰の割合よりも大きいためだと考えられます。」

本研究の各調査区における土壌サンプリング数は、毎回基本的に3~6サンプルである。サンプリング方法としては、毎年ほぼ同様の場所で行っているが、土壌に穴をあけ採掘しているため、翌年は数 cm~数 10 cm 位置をずらして採掘している。同じ調査日における各調査の個々のサンプルの  $^{137}\text{Cs}$  濃度の測定値では、数百から数万  $\text{Bq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$  の差が生じることもあり、標準偏差が比較的大きい傾向にある。

$^{137}\text{Cs}$  濃度のバラツキが生じている主な要因としては、サンプル数が少ないことも考えられるが、森林総研は本研究よりもサンプル数が多く、土壌サンプルのプロット数(採取地点)は10数ヶ所に及んでいる<sup>6,7)</sup>にもかかわらず、物理的減衰の割合よりもバラツキの方が上回っている。

原発事故時の初期 fallout では、降雨などにより地表におおよそ一様に降り注いでいたと考えられることから、域内の地表の  $^{137}\text{Cs}$  の濃度差はほとんどなかったと推測される。しかし、その後、時間経過とともに自然の要因(地質の違い, 風雨・流水, 植物の密集度, litterfall の偏った堆積, 地中の生物等の影響)が加わり、経年変化によって比較的狭い範囲においても  $^{137}\text{Cs}$  濃度の不均質化・局所化(hot spot/micro spot 化)が進行したため、 $^{137}\text{Cs}$  濃度の測定値のバラツキが生じたと考えられる。

林床土壌の  $^{137}\text{Cs}$  濃度の不均一性については、Takada(2016)ら<sup>8)</sup>は原発事故より3年後(2014年7月)の福島県相馬郡の落葉広葉樹混交林における林床土壌の調査によって、樹幹流や樹冠通過雨の影響、あるいは風によるリターの拡散などの影響(Yamamoto(1993)ら<sup>9)</sup>)と推測されるとしている。

### 3-4-4 林床土壌(飯樋, 下比曾, 蕨平調査区)と草地土壌(長泥調査区)の土壌深度0cm-30cmの $^{137}\text{Cs}$ 沈着量の推移

Table 3-4-1の各調査区の土壌深度0cm-30cmまでの $^{137}\text{Cs}$ 沈着量の経時変化をFig. 3-4-5に示す。Fig. 3-4-5では、下比曾調査区は他調査区と比較して多い $^{137}\text{Cs}$ 沈着量で推移しており、次に蕨平調査区、飯樋調査区の順となっている。草地土壌である長泥調査区は、蕨平調査区に比較的近い $^{137}\text{Cs}$ 沈着量で推移している。

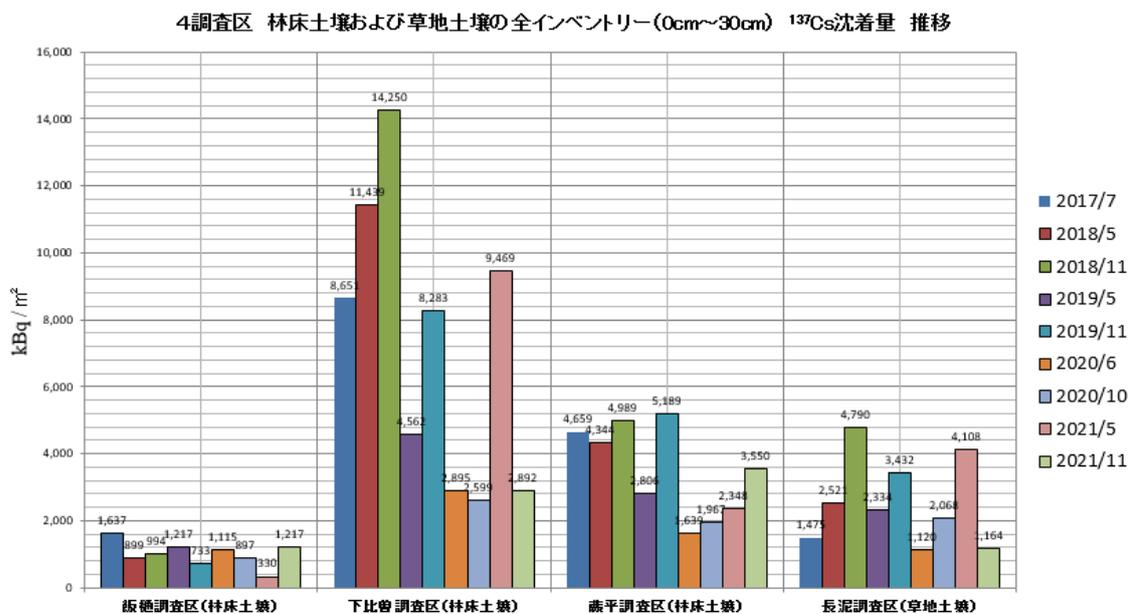
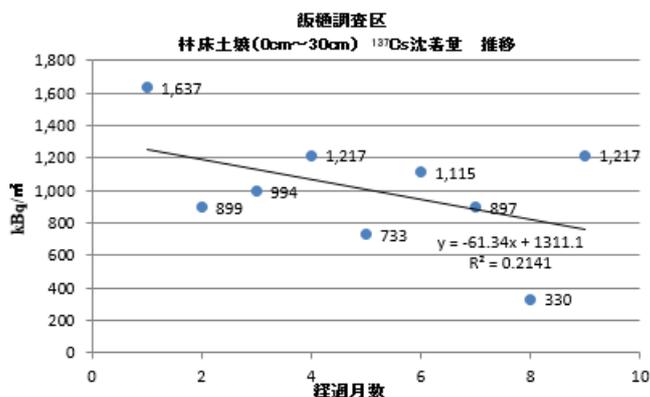


Figure 3-4-5 林床土壌および草地の全インベントリー(0cm~30cm) $^{137}\text{Cs}$ 沈着量の推移

### 3-4-5 林床土壤(飯樋, 下比曾, 蕨平調査区)と草地土壤(長泥調査区)の $^{137}\text{Cs}$ 沈着量の推移

各調査区の  $^{137}\text{Cs}$  沈着量の推移(分散)と傾向(線形近似)を Fig. 3-4-6 より Fig. 3-4-9 に示す。



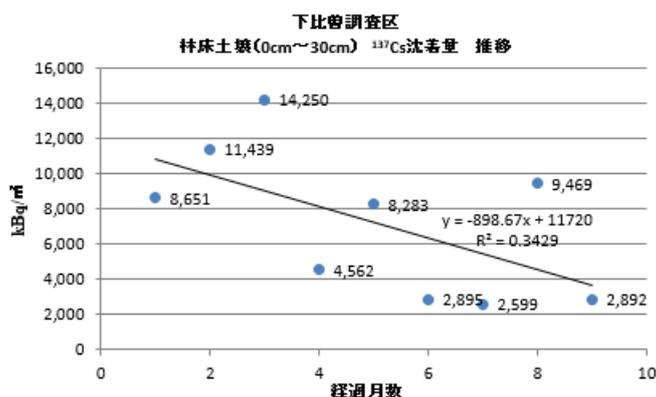
2017年7月より2021年11月までの4年4ヶ月間では減少傾向が見える。

(線形近似

$$y = -61.34x + 1311.1$$

$$R^2 = 0.2141)$$

Figure 3-4-6 飯樋調査区 林床土壤(0cm~30cm)  $^{137}\text{Cs}$  沈着量の推移



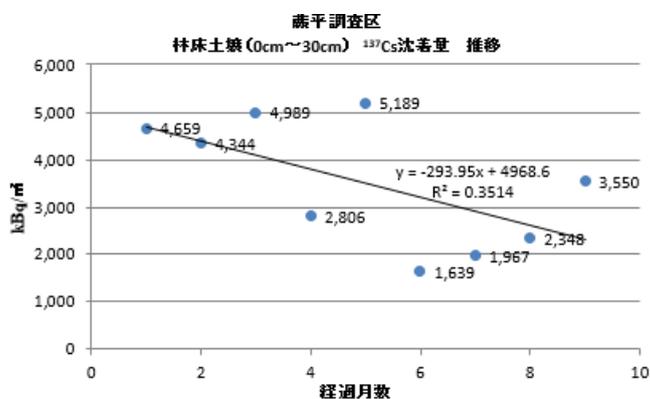
2017年7月より2021年11月までの4年4ヶ月間では減少傾向が見える。

(線形近似

$$y = -898.67x + 11720$$

$$R^2 = 0.3429)$$

Figure 3-4-7 下比曾調査区 林床土壤(0cm~30cm)  $^{137}\text{Cs}$  沈着量の推移



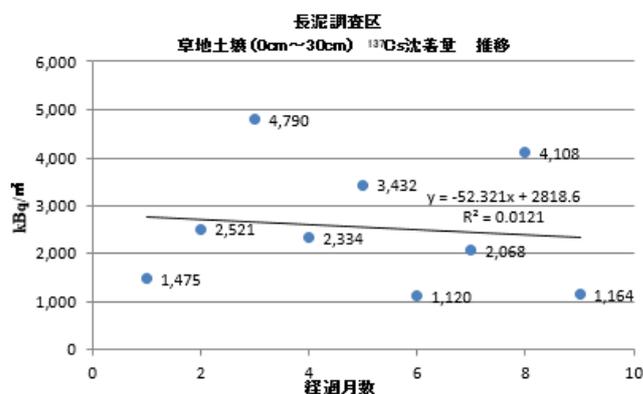
2017年7月より2021年11月までの4年4ヶ月間では減少傾向が見える。

(線形近似

$$y = -293.95x + 4968.6$$

$$R^2 = 0.3514)$$

Figure 3-4-8 蕨平調査区 林床土壤(0cm~30cm)  $^{137}\text{Cs}$  沈着量の推移



2017年7月より2021年11月までの4年4ヶ月間では、林床土壌の3調査区と比較すると緩やかな減少傾向が見える。

(線形近似

$$y = -52.321x + 2818.6$$

$$R^2 = 0.00121)$$

Figure 3-4-9 長泥調査区 草地土壌(0cm~30cm) <sup>137</sup>Cs沈着量の推移

### 3-4-6 林床土壌の<sup>137</sup>Cs濃度と土壌化学分析結果との相関性

#### 3-4-6-1 土壌化学分析に使用した各調査区の測定用サンプルの土壌中の<sup>137</sup>Cs濃度

土壌化学分析に使用した各調査区の測定用サンプル(2019年5月採取)の土壌深度別の<sup>137</sup>Cs濃度を Fig. 3-4-10 および Table 3-4-2 に示す。深度毎にそれぞれ3サンプルを混合し測定した平均値である。

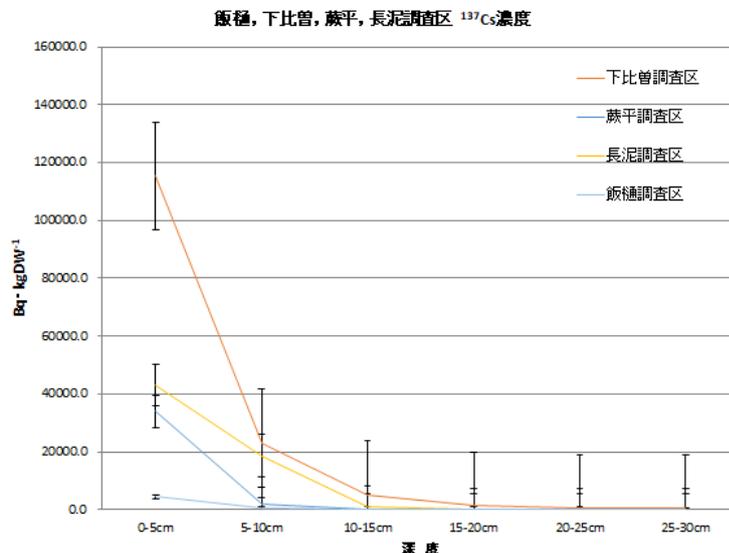


Figure 3-4-10 各調査区の土壌深度別<sup>137</sup>Cs濃度(Bq·kgDW<sup>-1</sup>)

各調査区の深度5cmごとの<sup>137</sup>Cs濃度は、下層に行くほど指数関数的に減少傾向を示す。<sup>137</sup>Cs濃度の傾向は、下比曾調査区が最も高く、長泥調査区、蕨平調査区、飯樋調査区の順である。その傾向は、第2章 Fig. 2-4-3 CEC(陽イオン交換容量), Fig. 2-4-6 有機炭素含有量, Fig. 2-4-7 腐植含有量と調和的である。

Table 3-4-2 各調査区の深度 5cm ごとの土壌中の  $^{137}\text{Cs}$  濃度

深度	飯樋調査区	下比曾調査区	蕨平調査区	長泥調査区
0-5cm	4,428.0	115,472.9	33,930.0	43,073.0
5-10cm	348.0	22,916.3	1,928.0	18,676.0
10-15cm	96.0	5,162.2	94.0	1,074.0
15-20cm	96.0	1,306.5	70.0	145.0
20-25cm	88.0	465.6	76.0	148.0
25-30cm	25.0	351.7	23.0	90.0

単位 :  $\text{Bq} \cdot \text{kgDW}^{-1}$ 3-4-6-2 土壌中の  $^{137}\text{Cs}$  濃度と土壌化学分析の結果との相関性について

各土壌化学分析の結果と各調査区の深度 5 cm ごとの土壌中の  $^{137}\text{Cs}$  濃度との相関係数( $r$ )を Table 3-4-3 に示す。

Table 3-4-3 土壌化学分析の結果と各調査区の深度 5cm ごとの土壌中の  $^{137}\text{Cs}$  濃度との相関係数( $r$ )

	飯樋調査区	下比曾調査区	蕨平調査区	長泥調査区
pH(水素イオン濃度)	0.1	- 0.8	- 0.5	- 0.9
CEC(陽イオン交換容量)	- 0.1	0.9	0.8	0.8
加里飽和度	0.6	0.9	0.7	1.0
リン酸吸収係数	0.6	0.5	- 0.1	- 0.6
有機炭素含有量	1.0	0.9	0.7	0.4
腐植	1.0	0.9	0.7	0.4

$$\text{相関係数}(r)\text{の算出式 : } r = \frac{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \times \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}}$$

$$n=5$$

土壌化学分析の各項目に対する相関性は以下の通りとなった。

## ①pH (水素イオン濃度)

飯樋調査区には相関性はなく、下比曾・蕨平・長泥調査区には負の相関性がある。

②CEC（陽イオン交換容量）

飯樋調査区には相関性はなく，下比曾・蕨平・長泥調査区には正の相関性がある。

③加里飽和度

各調査区とも，深度 5 cm ごとの土壌  $^{137}\text{Cs}$  濃度と正の相関性がある。

④リン酸吸収係数

飯樋・下比曾調査区には正の相関，蕨平調査区には相関性はなく，長泥調査区には負の相関性がある。

⑤有機炭素含有量，腐植

各調査区とも，深度 5 cm ごとの土壌  $^{137}\text{Cs}$  濃度と正の相関性がある。

### 3-5 飯樋，下比曾，長泥，蕨平調査区の初期(fallout 時)<sup>137</sup>Cs 沈着量の推定

飯樋，下比曾，長泥，蕨平調査区の土壌 <sup>137</sup>Cs 濃度は，原発事故より 10 年以上を経過している状態の測定値である。原発事故当時(fallout 時)の <sup>137</sup>Cs 濃度と比較して，どのような変化が起こっているかの検証が必要となる。

既往調査・論文では，各調査区の原発事故時(fallout 時)の林床土壌の <sup>137</sup>Cs 濃度・沈着量を指し示す資料がほとんどなく，比較的近い時期・場所を示している資料として，農林水産技術会議(農林水産省)が平成 23 年 8 月 30 日に作成した「農地土壌の放射性物質濃度分布図の作成について」に「福島県 農地土壌中の放射性セシウムの分析値」<sup>10)</sup> (Table 3-5-1)がある。そのうち，飯舘村の飯樋，比曾，蕨平，長泥地区の水田や畑の土壌中の放射性セシウム濃度(Bq・kg<sup>-1</sup>乾土)の測定値があり抜粋して参考とした。

他方の参考とした資料は，文部科学省・国立研究開発法人日本原子力研究開発機構(JAEA)による事故初期に行った第三次航空機モニタリングの測定結果<sup>11)</sup>(Fig. 3-5-1)があり，この資料の緯度・経度と飯舘村を示す域を抜粋し参考とした。この 2 つの過去情報から，本研究の各調査区の初期(fallout 時)<sup>137</sup>Cs 沈着量を推定した。

#### 3-5-1 各調査区の初期 <sup>137</sup>Cs 濃度(農林水産省の調査による飯樋，比曾，蕨平，長泥地区の水田や畑の土壌中の放射性セシウム濃度より)

Table 3-5-1 調査区近傍の農地における平成 23 年 8 月 30 日時点の放射性セシウムの分析値(出典：農林水産技術会議(農林水産省)ホームページ，福島県農地土壌中の放射性セシウムの分析値(平成 23 年 8 月 30 日)<sup>10)</sup>より，飯舘村を抜粋)

採取地点	採取場所	地目	作土深 (cm)	Cs-137 (Bq・kg <sup>-1</sup> 乾土)	平均値 (n=2)
飯舘村	飯樋	水田	15	4,101	5,065 (SD±1,363)
飯舘村	飯樋	畑	15	6,028	
飯舘村	比曾	畑	15	12,933	12,299 (SD±897)
飯舘村	比曾	水田	15	11,665	
飯舘村	蕨平	畑	15	12,797	11,715 (SD±1,530)
飯舘村	蕨平	水田	15	10,633	
飯舘村	長泥	水田	15	7,715	11,220 (SD±4,957)
飯舘村	長泥	水田	15	14,725	

(Bq・kg<sup>-1</sup>)

Table 3-5-1 は飯館村内の調査区近傍の農地における平成 23 年(2011 年)8 月 30 日時点の  $^{137}\text{Cs}$  の分析値である。原発事故は、3 月 11 日(初春)に発生し、直後より 30 km 圏外への退避が進められていた状況であったため、おそらく多くの水田・畑では耕起・耕作等の作業は進められていなかったと推測される。Table 3-5-1 に示した  $^{137}\text{Cs}$  の測定値は事故から 5 ヶ月後であり、作土深は 15 cm であるものの、ほぼ表層土壌に定着した  $^{137}\text{Cs}$  濃度を反映しているものと推測される。この分析値では、飯樋のみ、比曾・蕨平・長泥の 3 ヶ所と比較して、およそ半分の  $^{137}\text{Cs}$  濃度となっている。

この分析値より、土壌のかさ密度を  $1.3 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$  とし、表層から厚さ 5 cm までの部分にすべての  $^{137}\text{Cs}$  濃度が含まれていると仮定する。 $^{137}\text{Cs}$  沈着量へ換算する係数は 65 となる。その結果、 $^{137}\text{Cs}$  沈着量は、飯樋では約  $329 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ 、比曾・蕨平・長泥では約  $780 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$  となる。

### 3-5-2 各調査区の初期沈着量 (文部科学省第三次航空機モニタリングの測定結果)

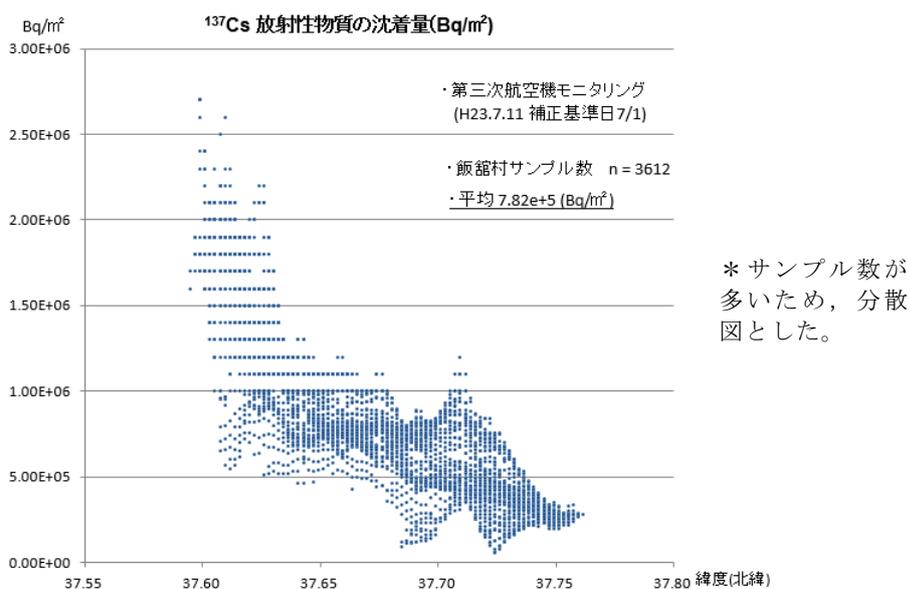


Figure 3-5-1 第三次航空機モニタリングの測定結果(出典：文部科学省ホームページ，第三次航空機モニタリングの測定結果(平成 23 年 7 月 8 日)<sup>11)</sup>，福島県内の  $^{137}\text{Cs}$  の沈着量 (事故より 3 ヶ月後)より，飯館村のデータを抜粋)

Fig. 3-5-1 は平成 23 年 7 月 8 日第三次航空機モニタリングの測定結果のうち飯館村のみ抜粋したものである。航空機によるモニタリングは、航空機(ヘリコプター)によって調査され、対地高度は 150 m-300 m、測定メッシュは 1-2 km である。そのため、地表に定着した  $^{137}\text{Cs}$  より発せられる放射線量から、測定メッシュ内

の定着量( $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ )を平均化して算出されたものである。飯館村全体の  $^{137}\text{Cs}$  沈着量は、これらの測定値を平均し  $7.82 \times 10^5 \text{ Bq}\cdot\text{m}^{-2} = 782 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$  と算出した。

この調査は原発事故より 3ヶ月後に行われたものであり、 $^{137}\text{Cs}$  のほとんどは土壌の表層に沈着・固定化していたと推測される。算出した平均値は、前述(3-5-1)した比曽・蕨平・長泥の農地の  $^{137}\text{Cs}$  沈着量  $780 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$  とほぼ等しい。

一方、Table 3-5-1 の飯桶の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は、比曽・蕨平・長泥と比較しておよそ半程度程度の  $5,000 \text{ Bq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$  である。第四次航空機モニタリングの測定結果(Fig. 3-5-2)<sup>13)</sup>では、飯桶の位置は  $3.8\text{-}9.5 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$  (黄色)のエリア内、下比曽・長泥・蕨平の位置は  $9.5\text{-}19.0 \mu\text{Sv}\cdot\text{h}^{-1}$  (橙色)の近接エリアにある。飯桶は他の 3 調査区の約半分の放射線量(Sv)であることから、初期  $^{137}\text{Cs}$  濃度は、Table 3-5-1 の飯館村・水田, 畑の  $^{137}\text{Cs}$  濃度の平均値に示したとおり、他調査区の約半分の  $5,000 \text{ Bq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$  程度であったことは妥当と考えられる。

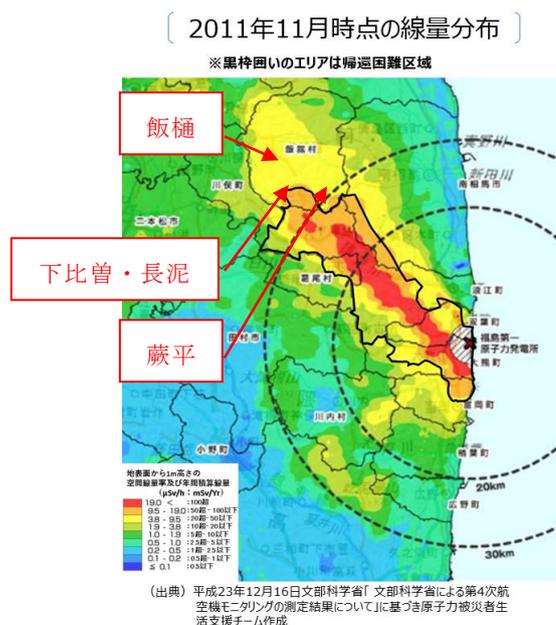


Figure 3-5-2 第四次航空機モニタリング(平成 23 年 12 月 16 日)<sup>13)</sup>  
(出典：文部科学省ホームページ)

3-5-3 飯樋，下比曾，長泥，蕨平調査区の初期(fallout 時)の  $^{137}\text{Cs}$  沈着量(推定値)からの物理的減衰(自然減衰)

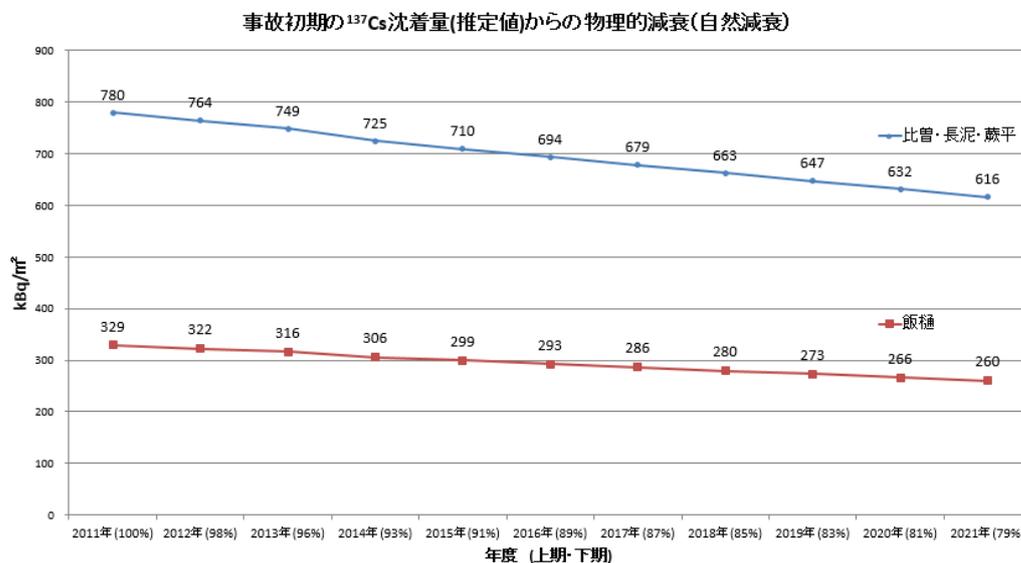


Figure 3-5-3 事故直後の初期  $^{137}\text{Cs}$  沈着量(2011 年の推定値)から飯樋，下比曾，長泥，蕨平調査区の 10 年後(2021 年)までの自然減衰を推定

3-5-1,3-5-2 で推定した，飯樋 約  $329(\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2})$ ，比曾・蕨平・長泥  $780(\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2})$  を各調査区の初期値とし，以降，調査区内では外部からの流入や内部からの流出がない閉ざされた環境と仮定すると， $^{137}\text{Cs}$  濃度の減少は物理的減衰(自然減衰)によってのみ生じる。その時間的な推移は，3-3-2 (3.1)式により計算され，Fig. 3-5-3 のようになる。2021 年時点では，物理的減衰後の  $^{137}\text{Cs}$  沈着量は初期の約 79% となり，理論値では飯樋調査区は  $260 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ ，下比曾・長泥・蕨平調査区は  $616 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$  となる。

3-5-4 飯樋，下比曾，長泥，蕨平調査区の土壌の  $^{137}\text{Cs}$  沈着量の約 5 年間の推移と，推定した初期  $^{137}\text{Cs}$  沈着量からの約 10 年間の物理的減衰との比較

3-5-3 にて仮定した初期  $^{137}\text{Cs}$  沈着量より自然減衰による物理的減衰曲線と，各調査区の調査期間中の土壌  $^{137}\text{Cs}$  濃度の実測値の経年変化を重ね合わせた。

飯樋調査区の結果を Fig. 3-5-4，下比曾・長泥・蕨平調査区の結果を Fig. 3-5-5 に示す。初期の土壌  $^{137}\text{Cs}$  沈着量(推定値)から算出した物理的減衰(自然減衰)の理論値と比較して，調査した林床土壌の  $^{137}\text{Cs}$  沈着量の実測値は，飯樋調査区では 4 倍以内，下比曾・長泥・蕨平調査区は数倍から 10 倍を超える高い値で推移している。

原発事故直後から本研究以前(2017 年以前)までの経緯は不明であるが，原発事

故時(2011年)ではそれぞれの調査区とその周辺における fallout 量はほぼ同じであるにもかかわらず、本研究の開始時点(2017年)では各調査区の林床土壌表層部の<sup>137</sup>Cs沈着量はその周辺土壌より有意に高くなっており、その傾向は5年間の調査期間を通じ継続していた。



Figure 3-5-4 飯樋調査区 fallout 時の初期<sup>137</sup>Cs沈着量(推定値)の物理的減衰曲線(自然減衰)と林床土壌(実測値)との比較

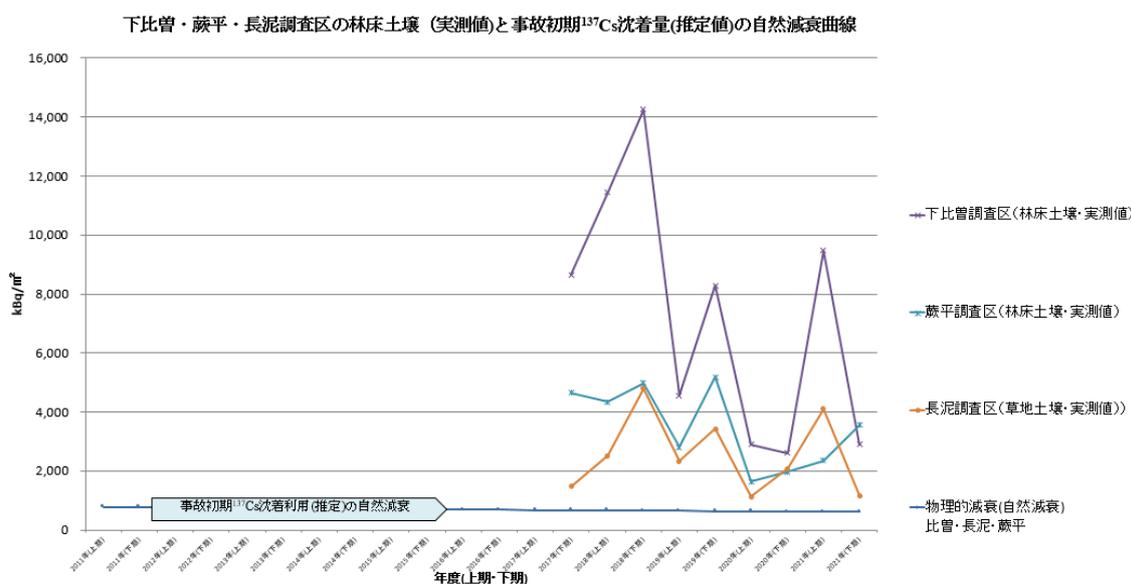


Figure 3-5-5 下比曾・蕨平・長泥調査区 fallout 時の初期<sup>137</sup>Cs沈着量(推定値)の物理的減衰曲線(自然減衰)と林床土壌(実測値)との比較

同様の傾向が他の調査区の林床土壌でも見られるかどうかを確認するため、森林総研によって調査された川内村上川内(三ツ石)コナラ林の表層土壌の<sup>137</sup>Cs濃度の実測値と前述した文部科学省による航空機モニタリング結果による川内村上川内(初期<sup>137</sup>Cs濃度の推定値:3,600 Bq・kgDW<sup>-1</sup>より<sup>137</sup>Cs沈着量に換算すると236 kBq・m<sup>-2</sup>となる)を用いて、Fig. 3-5-4およびFig. 3-5-5と同様に作図した結果をFig. 3-5-6に示す。

川内村上川内(三ツ石)コナラ林においても、林床土壌表層部の<sup>137</sup>Cs沈着量は初期沈着量を保持した周辺土壌より有意に高い傾向を示しており、しかも事故後6年以降でも林床土壌の<sup>137</sup>Cs沈着量が上昇する傾向が示されている。また、2012年から林床土壌の<sup>137</sup>Cs濃度は測定されており、2012年時点で、既に<sup>137</sup>Cs濃度より換算した<sup>137</sup>Cs沈着量は、初期沈着量を保持した周辺土壌の推定値の数倍の値を示している。

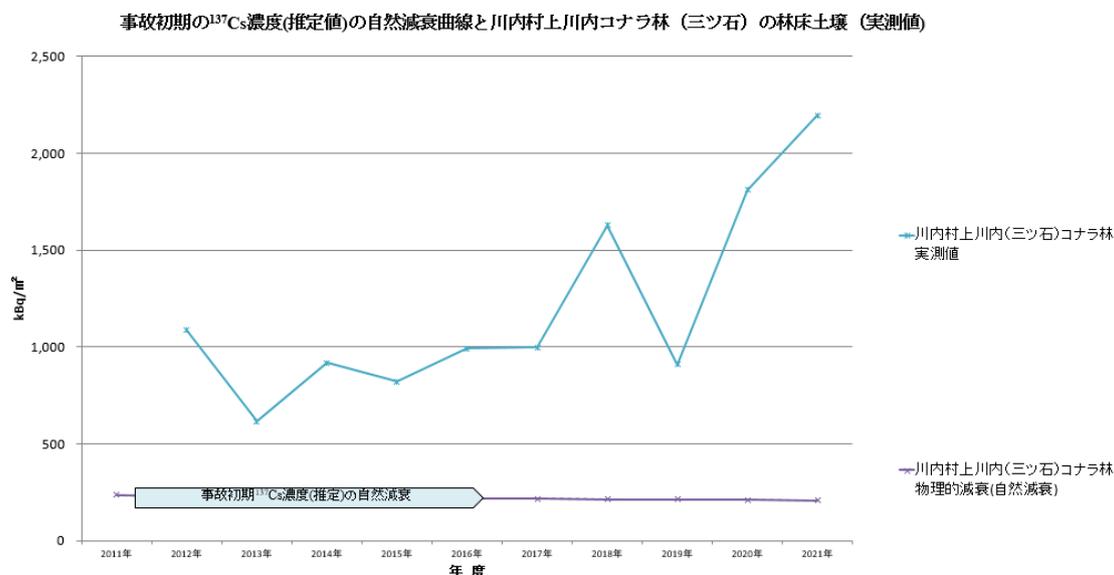


Figure 3-5-6 川内村上川内(三ツ石)コナラ林 fallout 時の<sup>137</sup>Cs初期沈着量(推定値)の物理的減衰曲線(自然減衰)と林床土壌(実測値)との比較

これらの結果から、本研究の自然林に関する調査区と三ツ石コナラ林の計4ヶ所の落葉広葉樹林においては、いずれも原発事故後の比較的早い時期から林床土壌の<sup>137</sup>Cs濃度が周辺の土壌の数倍から10倍程度の値となり、その後はほぼ一定の値で推移しているものと考えられる。これらの落葉広葉樹林の林床土壌の<sup>137</sup>Cs濃度が周辺の土壌より高濃度になる理由として、fallout時に森林の樹木には上方から降下する<sup>137</sup>Cs粒子の他に、風の流れにより側方から飛来する<sup>137</sup>Cs粒子も付着するため(森林のフィルター効果)、単位面積当たりのfallout量が平坦で風が通過しやすい水田や畑よりも多くなっていることが考えられる。

恩田らは、原発事故後の fallout で樹木に付着した  $^{137}\text{Cs}$  は、雨水や落葉・落枝により早期に林床に移行し、原発事故後の初期の雨水による移行速度はチェルノブイリ(チェルノブイリ)原子力発電所の近隣の森林より速いこと、 $^{137}\text{Cs}$  の一部は樹木に吸収された後に葉を経由して徐々に林床に移行すること、また森林からの  $^{137}\text{Cs}$  の年間流出量は初期沈着量の 0.3%以下のわずかな量であることなどを明らかにしている(恩田ら,2020)<sup>14)</sup>。

一方、本研究の調査区のうち、下比曾調査区や蕨平調査区は周辺からの雨水の流入が起こりやすい地形となっている。そのため原発事故直後で比較的水溶性の  $^{137}\text{Cs}$  が多い時期に周辺部から流入した  $^{137}\text{Cs}$  が蓄積した可能性も考えられる。

以下、初期  $^{137}\text{Cs}$  沈着量(初期 fallout 時の推定値)が違うため、飯樋調査区と下比曾、長泥、蕨平調査区のそれぞれについて考察する。

#### ・飯樋調査区

初期  $^{137}\text{Cs}$  沈着量(推定値)は下比曾・蕨平調査区の約 1/2 であることから、当初より他調査区と比較して低い  $^{137}\text{Cs}$  沈着量で推移していたと考えられる。

地形的な特徴として傾斜地(第2章 2-2-1)であることから、周辺部から降雨に伴って流入する  $^{137}\text{Cs}$  量は少ないため、他の調査区よりも初期沈着量を保持した周辺土壌との  $^{137}\text{Cs}$  の沈着量の差は小さいものになっていると考えられる。また土壌化学成分(第2章 2-3-3)の有機炭素量は各調査区のなかで最も低く、fallout 後の早い段階での  $^{137}\text{Cs}$  の土壌への捕捉が起きにくかったため、 $^{137}\text{Cs}$  が雨水によって流出した可能性も考えられる。このような地形・地質の相乗的な効果によって  $^{137}\text{Cs}$  沈着量が他の調査区と比較して低い傾向にあると推測される。

#### ・下比曾調査区

窪地の地形となっており(第2章 2-2-2)、雨水の流入によって湿地化しやすい地形であるため、原発事故後の比較的早い段階で、隣接する農耕地(休耕地)や背後から続く森林から水溶性の  $^{137}\text{Cs}$  や懸濁態などが流入し、滞留・蓄積したと考えられる。また、流入した  $^{137}\text{Cs}$  が外部へ流出しにくいため  $^{137}\text{Cs}$  沈着量が他の調査区と比較して高くなっていると考えられる。

#### ・蕨平調査区

地形は森林内のやや傾斜した場所(第2章 2-2-3)であり、周辺からの雨水の流入と一部流出もある地形的な特徴を持つため、 $^{137}\text{Cs}$  沈着量が下比曾調査区よりは低く、飯樋調査区より高い結果となっていると考えられる。

#### ・長泥調査区

草地で平坦地(第2章 2-2-4)であるが、原発事故後の比較的早い段階で、道路を

挟んだ北側の耕作地から流出した雨水により水溶性の  $^{137}\text{Cs}$  が流入・蓄積した可能性がある。夏季にはシダ類などの草本類が広範囲に多く繁茂し、これらの植物による  $^{137}\text{Cs}$  の吸収・集積作用と、その植物遺体の堆積に伴って  $^{137}\text{Cs}$  の土壤表層への還元が毎年繰り返されていると推測される。

### 3-6 飯樋，下比曾，蕨平調査区に共通する落葉広葉樹(6種)と常緑針葉樹(1種)の<sup>137</sup>Cs濃度

#### 3-6-1 樹木の生葉(飯樋，下比曾，蕨平調査区)の<sup>137</sup>Cs濃度(Bq・kg DW<sup>-1</sup>)

2018年11月より2021年11月までの約3年間の3調査区(飯樋，下比曾，蕨平)に共通する落葉広葉樹6種と常緑針葉樹1種の生葉の<sup>137</sup>Cs濃度の調査結果を，Fig. 3-6-1～Fig. 3-6-3に示す。調査した樹種は第2章Table 2-2-1に示している。

樹木の生葉サンプリングでは，その調査範囲内において，同種でかつ複数のサンプリングができなかった種や調査期間中に立ち枯れていた樹木もあり，複数サンプルできた種や1サンプルのみの測定値がある。複数のサンプリングができている場合は，その平均値と標準偏差を示している。

なお，以降の各グラフの横軸(Bq・kgDW<sup>-1</sup>)は，3調査区を視認にて比較しやすくするため，最大値を80,000 Bq・kgDW<sup>-1</sup>に揃えている。

3-6-1-1 飯桶調査区 落葉広葉樹混交林 (2018年11月～2021年11月)

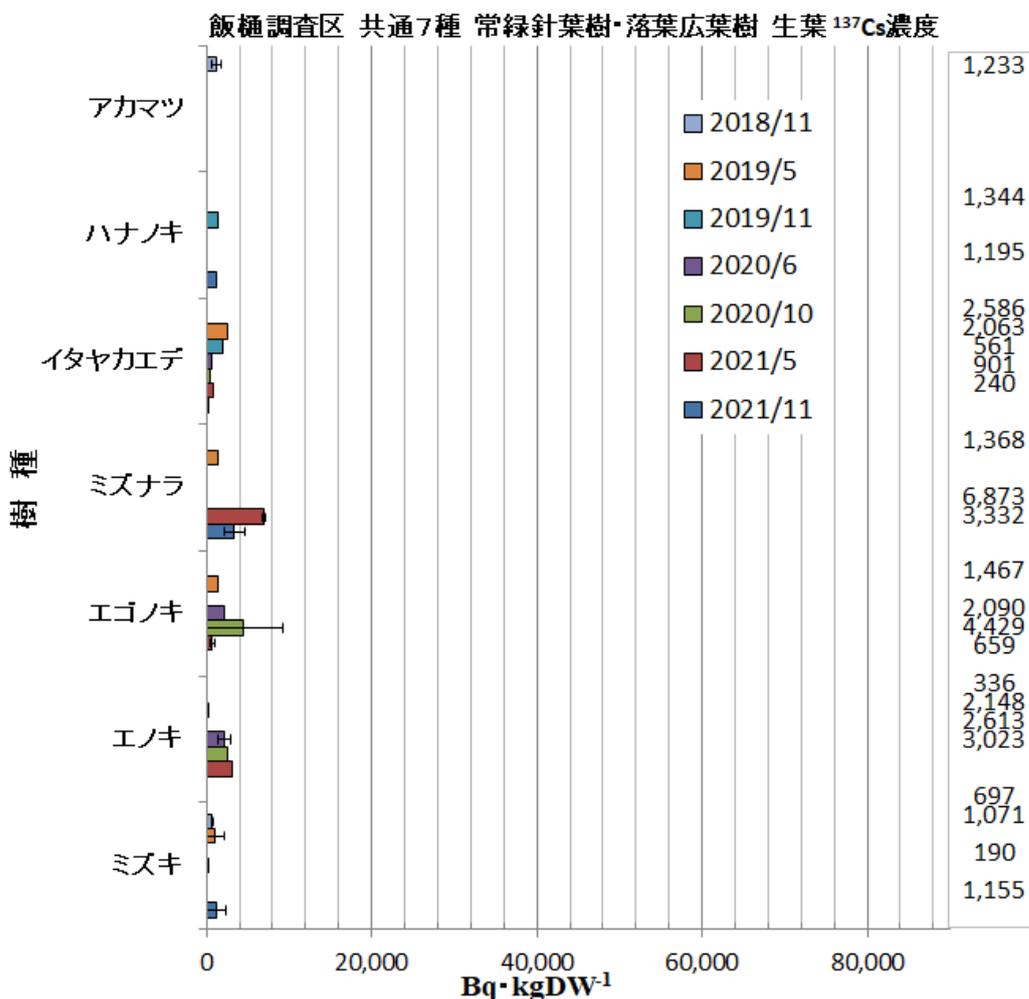


Figure 3-6-1 飯桶調査区の常緑針葉樹(1種)と落葉広葉樹(6種)の生葉中の2018年11月より2021年11月までの<sup>137</sup>Cs濃度の変化

落葉広葉樹(6種)の生葉中の<sup>137</sup>Cs濃度は、0.1～7.0 kBq·kgDW<sup>-1</sup>の範囲で推移しており、後述する下比曾・蕨平調査区と比較すると、全体的に低く最大でもエゴノキの6.9 kBq·kgDW<sup>-1</sup>であった。生葉の<sup>137</sup>Cs濃度は、樹木の種類や採取時期によっても変動があり、例えばイタヤカエデでは5回の試料採取では0.2～2.6 kBq·kgDW<sup>-1</sup>の範囲であり減少傾向も見られる。

一方、同時期に採取した同種の樹木でも<sup>137</sup>Cs濃度に幅があることが多く、例えばエゴノキの生葉は2020年10月の平均値では3.3 kBq·kgDW<sup>-1</sup>を示しているが、個々の測定値ではそれぞれ1.6, 1.6, 10.0 kBq·kgDW<sup>-1</sup>とバラツキがあり標準偏差も4.8 kBq·kgDW<sup>-1</sup>と大きい。常緑針葉樹のアカマツの生葉は、2018年11月のみ採取できており1.2 kBq·kgDW<sup>-1</sup>である。

3-6-1-2 下比曾調査区 落葉広葉樹混交林 (2018年11月～2021年11月)

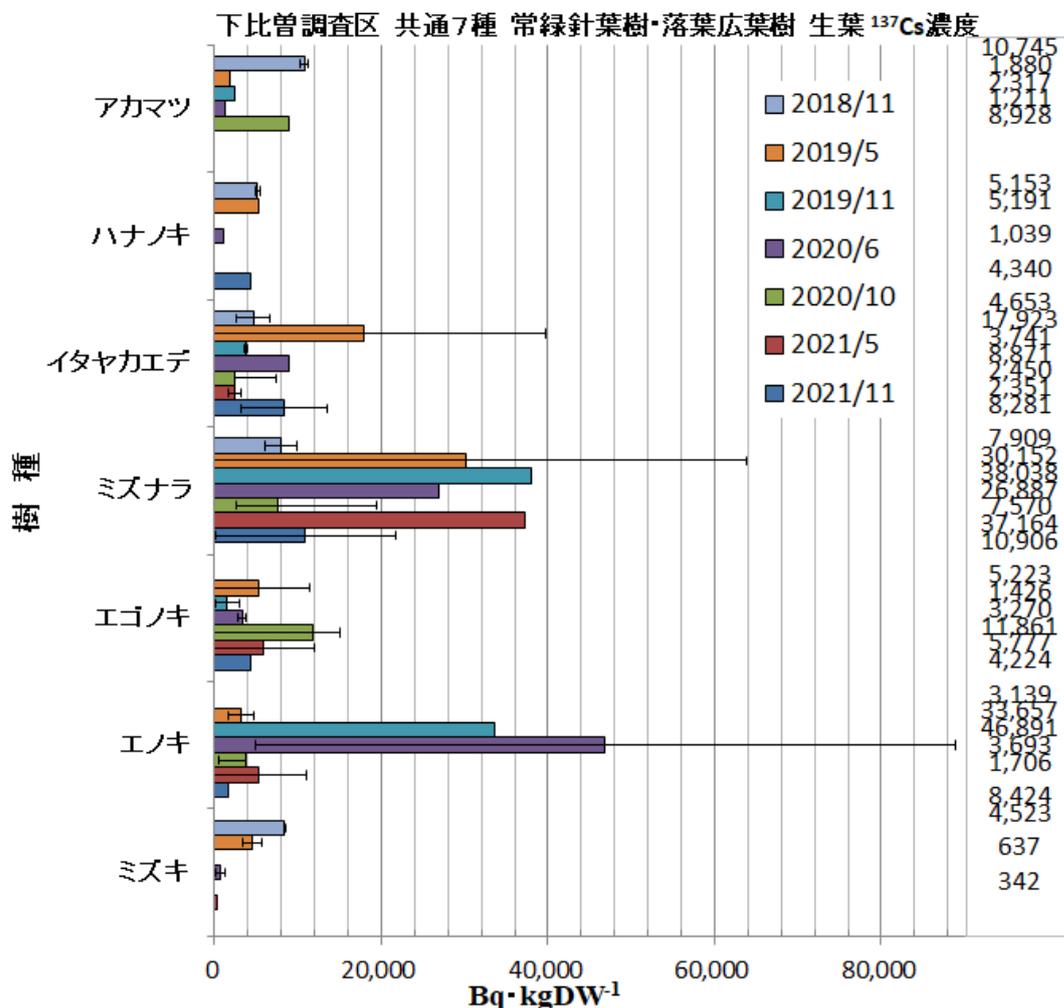


Figure 3-6-2 下比曾調査区の常緑針葉樹(1種)と落葉広葉樹(6種)の生葉中の2018年11月より2021年11月までの<sup>137</sup>Cs濃度の変化

落葉広葉樹(6種)の生葉は、飯樋調査区と比較して全体的に<sup>137</sup>Cs濃度が高く、例えばエノキは1.7～46.9 kBq·kgDW<sup>-1</sup>、ミズナラは7.6～38.0 kBq·kgDW<sup>-1</sup>で推移している。樹木の種類や採取時期の違いによる<sup>137</sup>Cs濃度の変動には、飯樋調査区と同様にバラツキがある。イタヤカエデやミズナラでは、各年の5・6月より各年の10・11月の方が<sup>137</sup>Cs濃度は低くなっている傾向も見られる。常緑針葉樹のアカマツは1.2～11.0 kBq·kgDW<sup>-1</sup>の範囲で推移しており、飯樋調査区と比較して<sup>137</sup>Cs濃度は高い傾向にある。

森林総研の三ツ石コナラ林コナラの測定値(第1章 Fig. 1-7-1)と比較すると、ミズナラやエノキは7倍を超える<sup>137</sup>Cs濃度となっている。

3-6-1-3 蕨平調査区 落葉広葉樹混交林 (2018年11月～2021年11月)

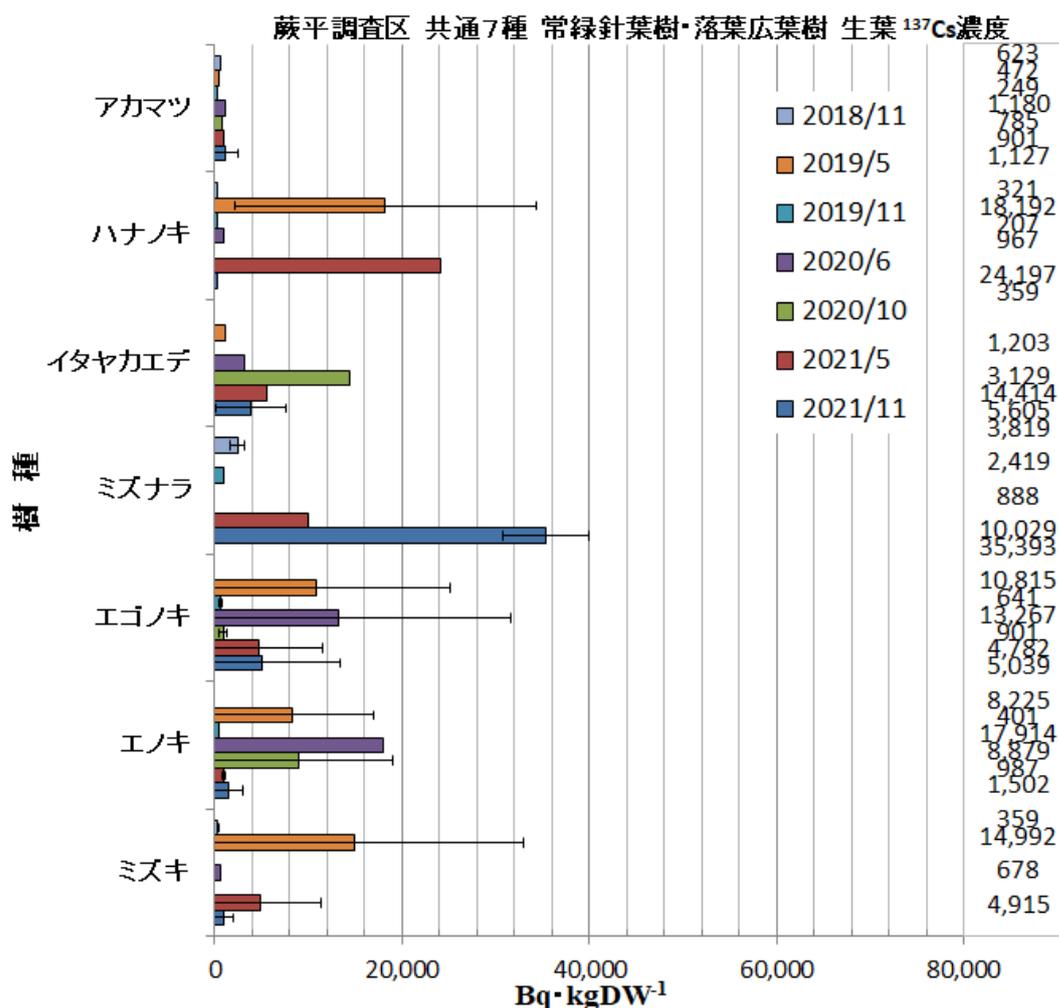


Figure 3-6-3 蕨平調査区の常緑針葉樹(1種)と落葉広葉樹(6種)の生葉中の2018年11月より2021年11月までの<sup>137</sup>Cs濃度の変化

落葉広葉樹(6種)の生葉は、飯樋調査区と比較して全体的に<sup>137</sup>Cs濃度が高いものの下比曾調査区よりは低い傾向にある。樹木の種類や採取時期の違いによる<sup>137</sup>Cs濃度の変動は、飯樋・下比曾調査区と同様にバラツキがある。

例えば、エノキは0.4～17.9 kBq·kgDW<sup>-1</sup>、エゴノキは0.6～13.3 kBq·kgDW<sup>-1</sup>の範囲で推移している。ミズナラは2018年11月では2.4 kBq·kgDW<sup>-1</sup>であったが、2021年11月では35.4 kBq·kgDW<sup>-1</sup>を示し変動幅は大きい。常緑針葉樹のアカマツは0.2～1.2 kBq·kgDW<sup>-1</sup>の範囲で推移しており、下比曾調査区と比較すると低く飯樋調査区と同程度である。

森林総研の三ツ石コナラ林コナラ(第1章 Fig. 1-7-1)の測定値と比較すると、ミズナラは6倍を超える<sup>137</sup>Cs濃度となっている。

3-6-2 飯樋，下比曾，蕨平調査区の落葉広葉樹，常緑広葉樹，常緑針葉樹の生葉の平均値（2018年～2021年）

3 調査区に共通する落葉広葉樹 6 種，各調査区に存在したすべての落葉広葉樹（11～13 種），および常緑広葉種と常緑針葉樹に関して，それぞれの生葉中の  $^{137}\text{Cs}$  濃度の単純平均値を調査区別にまとめた結果を，Fig. 3-6-4～6 に示す。飯樋調査区は落葉広葉樹と常緑針葉樹，下比曾・蕨平調査区は落葉広葉樹，常緑広葉樹，常緑針葉樹が示されている。

・飯樋調査区

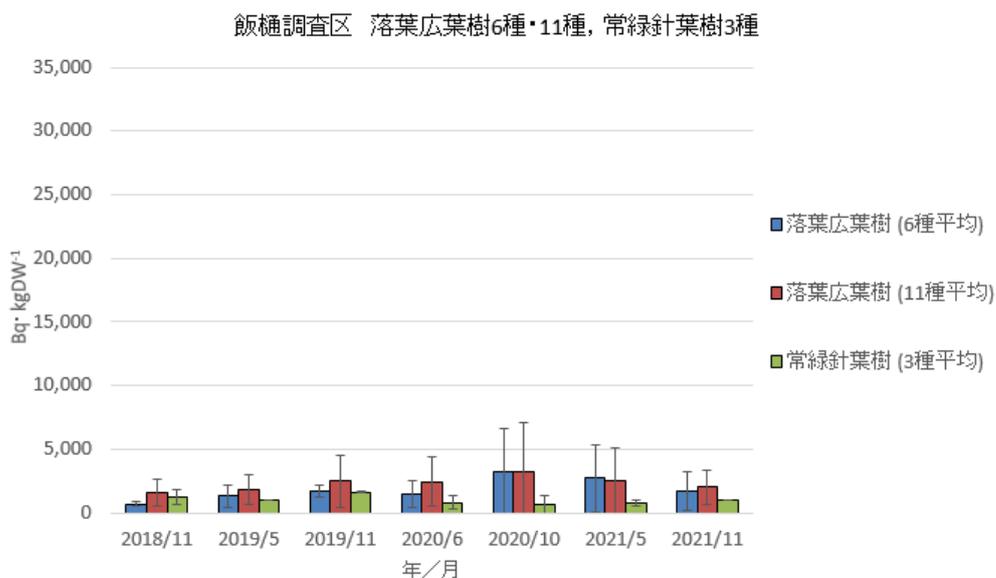


Figure 3-6-4 飯樋調査区

・下比曾調査区

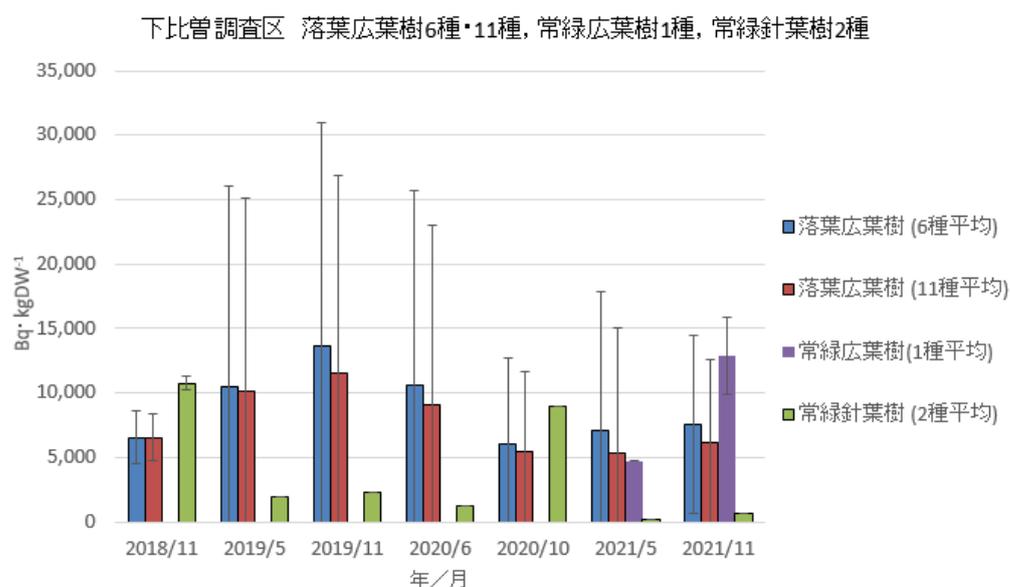


Figure 3-6-5 下比曾調査区

・ 蕨平調査区

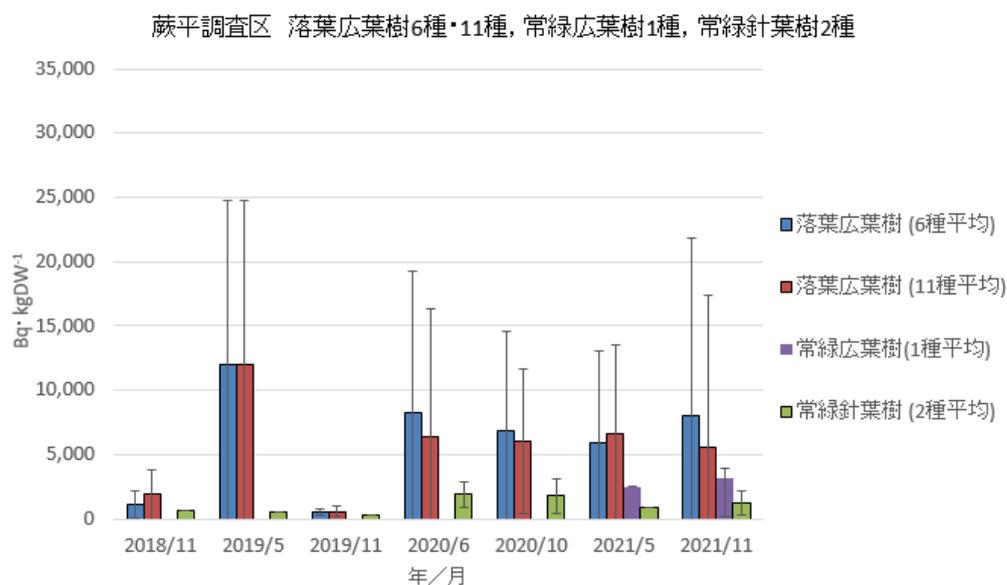


Figure 3-6-6 蕨平調査区

・ 落葉広葉樹

3 調査区に共通する落葉広葉樹 6 種の <sup>137</sup>Cs 濃度は, 下比曽調査区が他の 2 調査区と比較して高い傾向にあり, 次いで, 蕨平, 飯樋調査区の順となった。

3 調査区のそれぞれ個別に調査した落葉広葉樹 11~13 種の平均でも, 下比曽調査区は, 飯樋・下比曽調査区と平均して高い傾向にある。蕨平調査区は, 高い傾向が一部にあるものの, 平均的に下比曽調査区より低く, 飯樋調査区よりは高い。

<sup>137</sup>Cs 濃度の 3 年間の変化については, 各調査区とも顕著な減衰傾向は見られておらず, 森林総研の三ツ石コナラ林コナラ(落葉広葉樹)(第 1 章 Fig. 1-7-1)の 2018 年以降の調査結果とほぼ同様の傾向を示している。なお, <sup>137</sup>Cs 濃度の傾向は, 森林総研の同生葉の 2018 年~2020 年では 5.6~6.6 kBq·kgDW<sup>-1</sup> の範囲にあるのに対して, 下比曽・蕨平調査区では, その 2 倍の 10 kBq·kgDW<sup>-1</sup> を超えているものもある。

・ 常緑広葉樹

下比曽・蕨平調査区の常緑広葉樹は, 2021 年より調査を開始しているため, 調査件数が少ないものの, 下比曽調査区は蕨平調査区より高い傾向を示していた。

また, 5 月よりも 11 月の方がやや高い傾向を示している。<sup>137</sup>Cs 濃度の傾向は, 他に調査・研究事例がないため比較はできていない。

#### ・常緑針葉樹

下比曾調査区ではバラツキがあるものの、飯樋・蕨平調査区と比較して高い傾向にある。蕨平調査区と飯樋調査区とは、ほぼ同程度である。 $^{137}\text{Cs}$ 濃度は、落葉広葉樹と比較して低い傾向にあるものの、落葉広葉樹と同様に3年間では顕著な減少傾向は見られていない。

この傾向は、森林総研の大玉スギ林スギ(常緑針葉樹)(第1章 Fig. 1-7-1)の2018年以降とほぼ同様の傾向を示している。なお、 $^{137}\text{Cs}$ 濃度は、森林総研の(第1章 Fig. 1-6-1)の同生葉の2018年～2020年では $0.058\sim 0.28\text{ kBq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$ の範囲にあるのに対して、下比曾・蕨平調査区では、その1～5倍、また40倍を超えているものもある。

### 3-7 下比曾調査区の樹木(生葉)の $^{137}\text{Cs}$ 濃度と土壌化学成分との関連性

前節で述べたように各調査区に共通する落葉広葉樹6種の $^{137}\text{Cs}$ 濃度は、下比曾調査区が他の2調査区と比較して高い傾向にあった。また3-4節で示したように、各調査区の林床土壌の $^{137}\text{Cs}$ 濃度は、下比曾調査区が最も高く、次いで蕨平調査区、飯樋調査区の順である(Fig. 3-4-7)。下比曾調査区は、土壌化学分析の結果(第2章 2-4)では、他調査区と比較して、有機炭素含有量・腐植の割合およびCEC(陽イオン交換容量)は高く、加里飽和度は比較して低く、pH(水素イオン濃度)は表層では低かった。

下比曾調査区の落葉広葉樹の $^{137}\text{Cs}$ 濃度が他の調査区の落葉広葉樹より高くなった理由は、林床土壌の $^{137}\text{Cs}$ 濃度が高いことに加え、土壌有機物含有量の多さなど土壌化学成分の影響も考えられる。特に土壌有機物は $^{137}\text{Cs}$ の吸着性が高いものの、固定反応・保持作用はほとんどないとされる(第1章 Table 1-4-1)。下比曾調査区の土壌ではCECは高いものの、FESへの $^{137}\text{Cs}$ の固定化を阻害する腐植も多く含まれている。そのため他の調査区と比較して植物が吸収しやすい $^{137}\text{Cs}$ の溶存態量が比較して多くなっていると考えられる。また加里飽和度が低いことから、植物が地下部(根)より栄養塩を吸収する過程において $^{137}\text{Cs}$ と拮抗するKが比較して少ないため $^{137}\text{Cs}$ の吸収が起こりやすい。

それらの要因が重なり合って、下比曾調査区の樹木の $^{137}\text{Cs}$ 濃度が他調査区と比較して相対的に高まっていると推測される。

### 3-8 飯樋、下比曾、蕨平調査区の落葉層と土壌表層部の $^{137}\text{Cs}$ 濃度

この3調査区では2018年より2021年の3年間落葉を採取している。落葉層の上層と下層、および土壌表層部(0-5 cm)の $^{137}\text{Cs}$ 濃度を Fig. 3-8-1 に示す。

落葉層の上層は落葉した時期が当年もしくは2年目程度であり腐植化は進んでいないが、下層は腐植化が進み土壌表層部に接している。

また、落葉は複数の樹木種の落葉・落枝が混ざり合っている状態であることから個々の樹木の  $^{137}\text{Cs}$  濃度を反映しているものではなく、その森の落葉広葉樹の落葉の平均的な  $^{137}\text{Cs}$  濃度に近いと推測される。

飯桶、下比曾、蕨平調査区の落葉層(上層部・下層部)と表層土壌(0-5 cm)の  $^{137}\text{Cs}$  濃度を Fig. 3-8-1~3 に示す。3 調査区とも、落葉層の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は上層が下層と比較して低く、下層は土壌表層部と同程度である。落葉層の下層では、葉や枝の組織内に取込まれていた  $^{137}\text{Cs}$  が腐植の分解によって細胞外に流出、離脱しやすくなり、土壌に供給されていく様相を示していると考えられる。

落葉広葉樹では、根から吸収された  $^{137}\text{Cs}$  は K をはじめとする他の栄養塩類とともに成長期には葉や枝に供給され、落葉の時期には光合成産物や栄養塩類が枝や幹に転流されるが、 $^{137}\text{Cs}$  の一部は葉より回収されずに残り、落葉・落枝に含まれたまま落下し、落葉層を形成し数年間で腐植と分解の過程を経て、組織より土壌の表層部に  $^{137}\text{Cs}$  が供給されていくとされている。

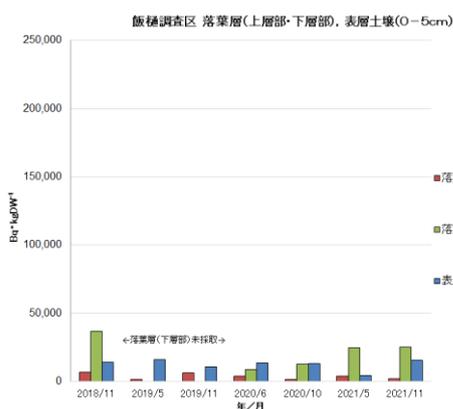


Figure 3-8-1 飯桶調査区

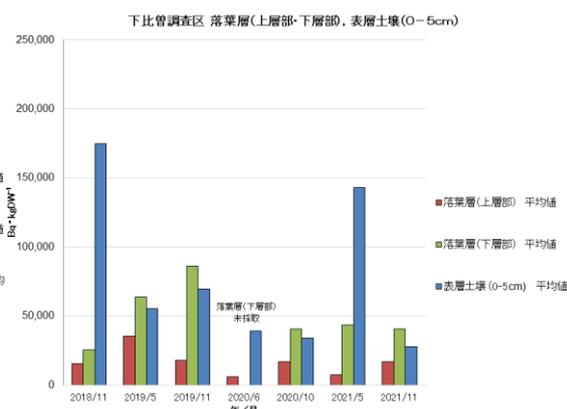


Figure 3-8-2 下比曾調査区

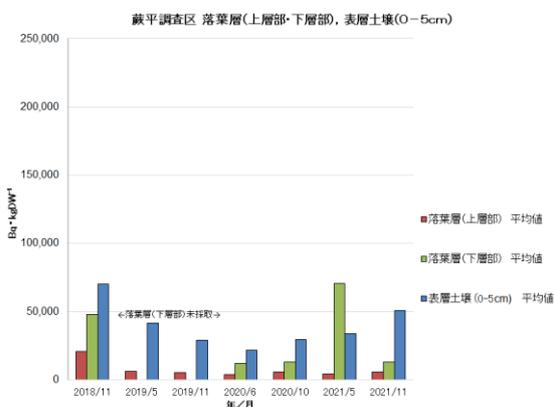


Figure 3-8-3 蕨平調査区

### 3-9 林床土壌から樹木への $^{137}\text{Cs}$ の移行, 土壌 $^{137}\text{Cs}$ 沈着量( $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ )と樹木・生葉への移行係数( $T_{\text{ag}}$ )

一般的な移行係数(TF)は, 土壌の放射性セシウムの濃度を分母として表しているが, チョルノービリ(チェルノブイリ)原子力発電所事故関連の論文やそれらを引用した国内論文などの多くは, 土壌の  $^{137}\text{Cs}$  沈着量( $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}$ )より移行係数( $T_{\text{ag}}$ : Aggregated transfer factor)を算出しているものが多い。それらの調査結果と本研究の生葉への移行を比較するため, 生葉の  $^{137}\text{Cs}$  濃度( $\text{kBq}\cdot\text{kg}^{-1}$ )(Fig. 3-6-1~3)と林床土壌の  $^{137}\text{Cs}$  沈着量( $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ ) (第3章 Table3-4-2)より, (3.3)式によって移行係数( $T_{\text{ag}}$ )を算出した。

$$T_{\text{ag}} [\text{m}^2\cdot\text{kg}^{-1}] = \text{Leaf } ^{137}\text{Cs concentration} [\text{kBq}\cdot\text{kg}^{-1}] / (\text{Soil } ^{137}\text{Cs inventory} [\text{Bq}\cdot\text{m}^{-2}]) \dots(3.3)$$

2018年11月より2020年10月までの3調査区(飯樋, 下比曾, 蕨平)の落葉広葉樹6種と常緑針葉樹1種に関する土壌から生葉への移行係数( $T_{\text{ag}}$ )をTable 3-9-1に示す。

Table 3-9-1 3調査区の落葉広葉樹6種と常緑針葉樹1種 移行係数( $T_{\text{ag}}$ )

	年月	2018年11月	2019年5月	2019年11月	2020年11月	2020年10月	平均値
<b>飯樋調査区</b>							
①ミズキ( <i>Cornus controversa</i> )		0.0007					0.0007
②エノキ( <i>Celtis sinensis</i> )				0.0000			0.0000
③エゴノキ( <i>Styrax japonica</i> )			0.0015	0.0000	0.0021	0.0045	0.0020
④ミズナラ( <i>Quercus crispula</i> )			0.0014				0.0014
⑤イタヤカエデ( <i>Acer mono</i> )			0.0026		0.0006	0.0005	0.0012
⑥ハナノキ( <i>Acer pycnanthum</i> )			0.0000		0.0000	0.0000	0.0000
①-⑥ 平均値		0.0007	0.0014	0.0000	0.0009	0.0017	0.0009
⑦アカマツ( <i>Pinus densiflora</i> )			0.0000		0.0000		0.0000
<b>下比曾調査区</b>							
①ミズキ( <i>Cornus controversa</i> )		0.0006	0.0003	0.0000	0.0000	0.0000	0.0002
②エノキ( <i>Celtis sinensis</i> )		0.0000	0.0002		0.0033		0.0012
③エゴノキ( <i>Styrax japonica</i> )		0.0003	0.0013	0.0001	0.0006	0.0002	0.0005
④ミズナラ( <i>Quercus crispula</i> )		0.0006	0.0021	0.0027	0.0019	0.0005	0.0016
⑤イタヤカエデ( <i>Acer mono</i> )			0.0013	0.0001	0.0006	0.0002	0.0005
⑥ハナノキ( <i>Acer pycnanthum</i> )			0.0004	0.0000	0.0001	0.0000	0.0001
①-⑥ 平均値		0.0004	0.0009	0.0006	0.0011	0.0002	0.0006
⑦アカマツ( <i>Pinus densiflora</i> )		0.0008	0.0001	0.0002	0.0001		0.0003
<b>蕨平調査区</b>							
①ミズキ( <i>Cornus controversa</i> )		0.0001	0.0030	0.0000	0.0001	0.0000	0.0006
②エノキ( <i>Celtis sinensis</i> )		0.0000	0.0016	0.0001	0.0036		0.0013
③エゴノキ( <i>Styrax japonica</i> )			0.0002		0.0006	0.0029	0.0013
④ミズナラ( <i>Quercus crispula</i> )		0.0005		0.0002			0.0003
⑤イタヤカエデ( <i>Acer mono</i> )			0.0002	0.0000	0.0006	0.0029	0.0009
⑥ハナノキ( <i>Acer pycnanthum</i> )			0.0036	0.0000	0.0002	0.0000	0.0010
①-⑥ 平均値		0.0002	0.0018	0.0001	0.0010	0.0014	0.0009
⑦アカマツ( <i>Pinus densiflora</i> )		0.0001	0.0001		0.0002		0.0002

(小数点5桁目を四捨五入)

下比曾調査区の落葉広葉樹では、 $^{137}\text{Cs}$  濃度が高い傾向を示していたエノキの移行係数( $T_{\text{ag}}$ )の平均値は 0.0012, ミズナラは 0.0016 となり, 他の樹種と比較すると高い傾向にある。

森林総研の三ツ石コナラ林コナラ(*Quercus serrata*)の 2018 年～2020 年の放射性セシウム( $^{134}\text{Cs}$  と  $^{137}\text{Cs}$  を含む)濃度( $\text{kBq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$ )の測定結果をもとに, 三ツ石コナラ林の落葉層および土壌の放射性セシウム( $^{137}\text{Cs}$  のみ算出)濃度(0-20 cm)より  $^{137}\text{Cs}$  沈着量を算出し, 葉への移行係数( $T_{\text{ag}}$ )を再試算し, ミズナラと同属のコナラとを比較した。その結果, 三ツ石コナラ林コナラの移行係数( $T_{\text{ag}}$ )は 0.0015 となり, 下比曾調査区のミズナラと比較的近い値となった。 $^{137}\text{Cs}$  沈着量の違う調査区であっても同属の樹種では, ほぼ同様の移行率の傾向を示すことが示唆された。

本研究における樹種の違いによる  $^{137}\text{Cs}$  濃度の差が生じている事象について, 同種の葉の  $^{137}\text{Cs}$  濃度を調査した Kajimoto ら<sup>15)</sup>の報告例がある。

福島県内(川内村, 大玉村, 只見町)の調査区, 川内村・スギ人工林ミズキの 2012 年における  $^{137}\text{Cs}$  濃度は  $7.41 \text{ kBq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$ , 2013 年は  $2.71 \text{ kBq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$ , 大玉村・スギ林, アカマツ林及び広葉樹林のミズキの  $^{137}\text{Cs}$  濃度は 2012 年  $0.33 \text{ kBq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$ , 2013 年  $0.25 \text{ kBq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$ , 只見町・スギ人工林のミズキでは 2012 年  $0.14 \text{ kBq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$ , 2013 年  $0.01 \text{ kBq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$ , 同調査区内のイタヤカエデでは 2012 年  $0.55 \text{ kBq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$ , 2013 年  $0.76 \text{ kBq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$ , エゴノキでは 2012 年  $0.35 \text{ kBq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$ , 2013 年  $1.44 \text{ kBq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$ , 只見町スギ人工林のミズナラでは 2012 年  $0.25 \text{ kBq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$  である。

Kajimoto ら<sup>15)</sup>の調査結果では, 同様の調査区内・樹種でも年度によって  $^{137}\text{Cs}$  濃度にはバラツキがあり, 違う調査区間の同樹種でもバラツキが見られた。しかし, 移行係数( $T_{\text{ag}}$ )で比較すると, ほぼ同じである可能性もある。各調査区の  $^{137}\text{Cs}$  沈着量は示されていないため違いがある可能性があるものの, 常に高い  $^{137}\text{Cs}$  濃度傾向を示す樹種は見られなかった。

樹種によって  $^{137}\text{Cs}$  移行率の違いが生じる理由として, 植物生理学的な観点では, 例えば根細胞レベルでのイオン吸収特性の違いも考えられるが, Kanasashi<sup>16)</sup>らは同一サイト内の個体間の Cs 経根吸収量のバラツキが無視できないこと, 根の分布や Cs 経根吸収能の個体間差があるためとしており, また Ohashi ら<sup>17)</sup>は同一樹種でもサイトによって経根吸収特性が大きく異なることを示唆している。

一方, 落葉広葉樹のコシアブラ(*Eleutherococcus sciadophylloides*)については研究が進んでおり, Sugiura ら<sup>18)</sup>は経根吸収能が他の樹種より高い可能性があること, Owaga ら<sup>19)</sup>は, 土壌表層部の高濃度な層に根を張る性質によって  $^{137}\text{Cs}$  の高濃度

化が起こることを示し、また Takenaka ら<sup>20)</sup>は、コシアブラ根圏でのアーバスキュラー菌根の形成率が高いほど<sup>137</sup>Csの経根吸収率が高いことを示唆している。

本研究では、3調査区・採取時期・種の生葉において<sup>137</sup>Cs濃度にバラツキが見られた要因については、各樹木の植位置・根を張る範囲の土壌中の<sup>137</sup>Cs沈着量の差(不均質化・局所化による経根吸収可能な<sup>137</sup>Cs溶存態量の差)の影響、Cs経根吸収能の個体間差によるものと推測しているが、今後、樹種の違いによって<sup>137</sup>Cs濃度差が生じる要因を検証していく必要があると考えられる。

常緑針葉樹(アカマツ)の生葉の<sup>137</sup>Cs濃度は、全体的に $10 \text{ kBq} \cdot \text{kgDW}^{-1}$ を超えることはまれであり、ほぼ $2 \text{ kBq} \cdot \text{kgDW}^{-1}$ 以下で推移している。落葉広葉樹と比較して<sup>137</sup>Cs濃度が低い傾向が見られ、この傾向は森林総研の館山アカマツ林アカマツ(常緑針葉樹林)(第1章1-6-1)とも一致している。常緑針葉樹(アカマツ)の2018年11月～2020年10月までの移行係数( $T_{\text{ag}}$ )の平均値は、飯樋調査区は $0.0000 (<0.00005)$ 、下比曾調査区は $0.0003$ 、蕨平調査区は $0.0002$ となり、落葉広葉樹(6種)の平均より低い値となった。

ミズナラの例と同様に、参考として森林総研が行った館山アカマツ林<sup>11)</sup>アカマツの2018年～2020年の移行係数( $T_{\text{ag}}$ )を算出した結果、その値は $0.0005$ となり、3調査区で得られた値に比較的近い値となった。

### 3-10 下比曾調査区の草本類(林床植物)の <sup>137</sup>Cs 濃度

下比曾調査区では、2017年8月より2019年11月までの約2年間、林床土壤に自生する草本類を採取し <sup>137</sup>Cs 濃度の調査を行っている。採取できた草本類は、以下の12種類である(Table 3-10-1)。

下比曾調査区では、土壤サンプリングした地点を中心に、およそ10mの範囲で採取したが、調査期間中では範囲内において同種・複数の採取ができなかった種、季節によっては繁茂期が過ぎ枯れていた種もあったため、複数サンプルできた種もあるが、1サンプルのみの種などもある。同種で複数採取できている場合は、平均値と標準偏差を示している。また、各部位(葉、茎、根)に分割し、それぞれの <sup>137</sup>Cs 濃度を測定している。

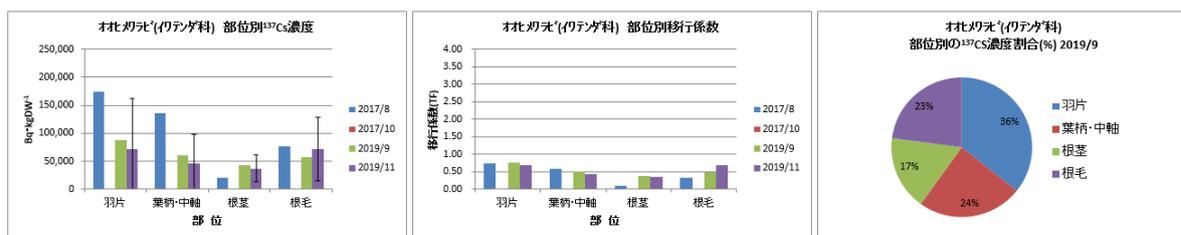
Table 3-10-1 草本類(林床植物)の種類

慣用名	学名	科・属	生活型
シダ類			
オオヒメワラビ	<i>Deparia okuboana</i>	イワデンド科オオシケシダ属	夏緑多年生
ゼンマイ	<i>Osmunda japonica</i>	ゼンマイ科ゼンマイ属	夏緑多年生
ノコギリシダ	<i>Diplazium wichurae</i>	イワデンド科ノコギリシダ属	常緑多年生
被子植物・単子葉類			
チゴユリ	<i>Disporum smilacinum</i>	イヌサフラン科チゴユリ属	多年草
クマザサ	<i>Pinus densiflora</i>	イネ科ササ属	常緑多年草
ササガヤ	<i>Leptatherum japonicum</i>	イネ科ササガヤ属	1年草
ミヤマカンスゲ	<i>Carex multifolia</i>	カヤツリグサ科スゲ属	常緑多年草
コバギボウシ	<i>Hosta sieboldii</i>	キジカクシ科ギボウシ属	多年草
ショウブ	<i>Acorus calamus</i>	ショウブ科ショウブ属	多年草
被子植物・真正双子葉植物			
セリ	<i>Oenanthe javanica</i>	セリ科セリ属	多年草
ミヤタニソバ	<i>Persicaria debilis</i>	タデ科イヌタデ属	1年草
ヒメキンミズヒキ	<i>Agrimonia nipponica</i>	バラ科キンミズヒキ属	多年草

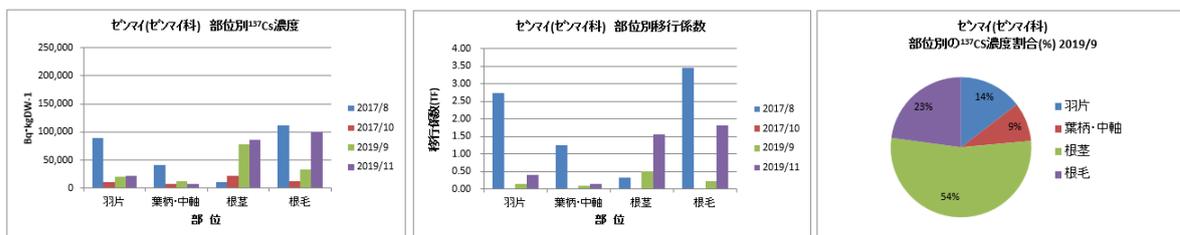
種類の特定には、専門図書<sup>21,22)</sup>を参考に、シダ類であれば葉身・葉柄の各部位の形状、被子植物であれば葉・茎・根の各部位の形状から種を判断した。

3種のシダ類の部位別<sup>137</sup>Cs濃度，(3.4)式によって算出した部位別の移行係数(TF)および<sup>137</sup>Cs濃度割合(2019/9)の調査結果をFig. 3-10-1～3-10-3に示す。

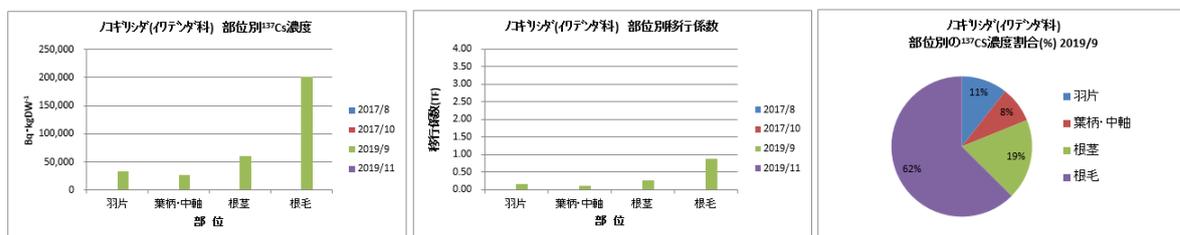
$$\text{移行係数}(TF) = \frac{(^{137}\text{Cs}(\text{kBq} \cdot \text{kgDW}^{-1}))}{((^{137}\text{Cs}_{(\text{inventory:soil } 0\text{-}30\text{cm})}(\text{kBq} \cdot \text{kgDW}^{-1}))} \quad \dots(3.4)$$



<sup>137</sup>Cs濃度(Bq・kg DW<sup>-1</sup>)      移行係数(TF)      部位別の<sup>137</sup>Cs濃度割合(%)  
Figure 3-10-1 オオヒメワラビ (イワデンド科)



<sup>137</sup>Cs濃度(Bq・kg DW<sup>-1</sup>)      移行係数(TF)      部位別の<sup>137</sup>Cs濃度割合(%)  
Figure 3-10-2 ゼンマイ(ゼンマイ科)



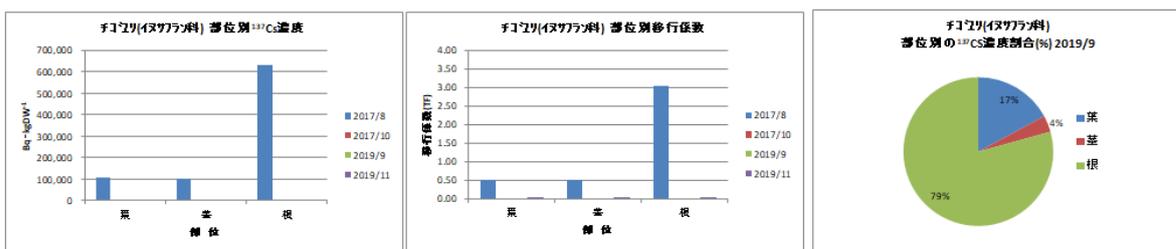
<sup>137</sup>Cs濃度(Bq・kg DW<sup>-1</sup>)      移行係数(TF)      部位別の<sup>137</sup>Cs濃度割合(%)  
Figure 3-10-3 ノコギリシダ (イワデンド科)

3種は、いずれも多年生であるが何年生であるかは不明である。複数年採取できているオオヒメワラビは、地上部(羽片・葉柄・中軸の合計)の<sup>137</sup>Cs濃度が地下部(根茎・根毛の合計)と比較して高い傾向にあるが、移行係数では各年ともほぼ同程度である。ゼンマイは、地下部に<sup>137</sup>Cs濃度の高い傾向が見られ、移行係数も同様に高い。ゼンマイの特徴として、他の2種と比較し地下茎が大きく<sup>137</sup>Csは地下部に多く蓄積されていた可能性と考えられる。

部位別の<sup>137</sup>Cs濃度割合(2019/9)では、全体的な特徴として、地上部と地下部の比率は、オオヒメワラビでは地上部は60%、地下部は40%、ノコギリシダでは地

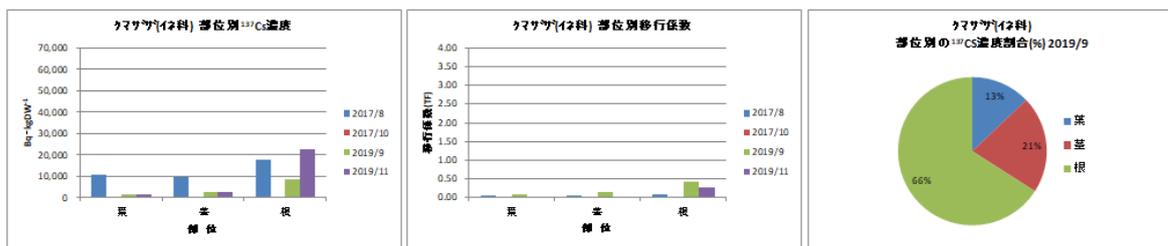
上部は 19%，地下部は 81%，ゼンマイでは地上部は 23%，地下部は 77%であり，ノコギリシダ，ゼンマイは地下部の  $^{137}\text{Cs}$  濃度が高い傾向を示しており，地下部に比較的多く蓄積されている様相がうかがえる。

9種の被子植物の部位別  $^{137}\text{Cs}$  濃度，(3.4)式によって算出した部位別の移行係数 ( $TF$ )および  $^{137}\text{Cs}$  濃度割合(2019/9)の調査結果を Fig. 3-10-4~12 に示す。



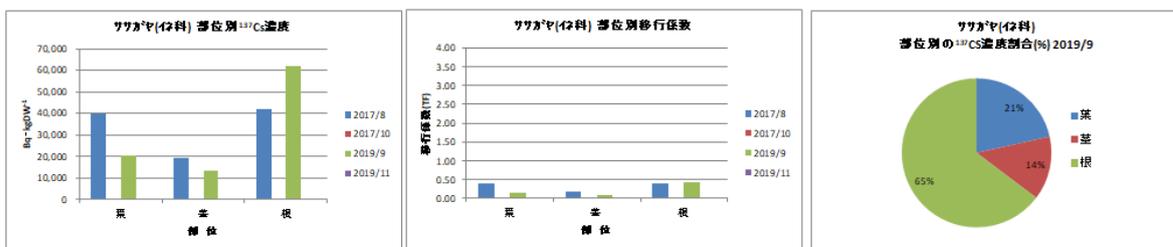
$^{137}\text{Cs}$  濃度( $\text{Bq}\cdot\text{kg DW}^{-1}$ )                      移行係数( $TF$ )                      部位別の  $^{137}\text{Cs}$  濃度割合(%)

Figure 3-10-4 チゴユリ (イヌサフラン科)



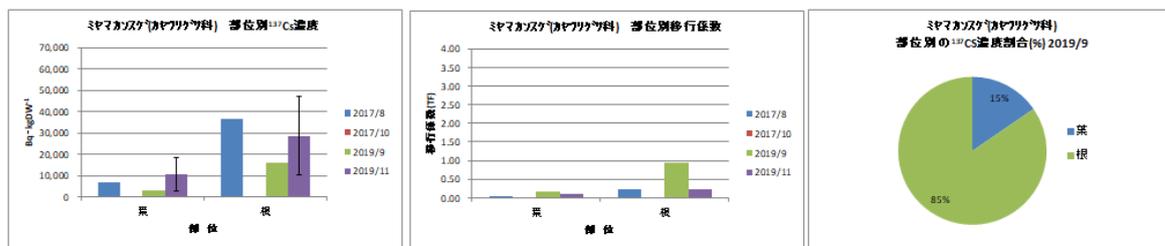
$^{137}\text{Cs}$  濃度( $\text{Bq}\cdot\text{kg DW}^{-1}$ )                      移行係数( $TF$ )                      部位別の  $^{137}\text{Cs}$  濃度割合(%)

Figure 3-10-5 クマザサ (イネ科)



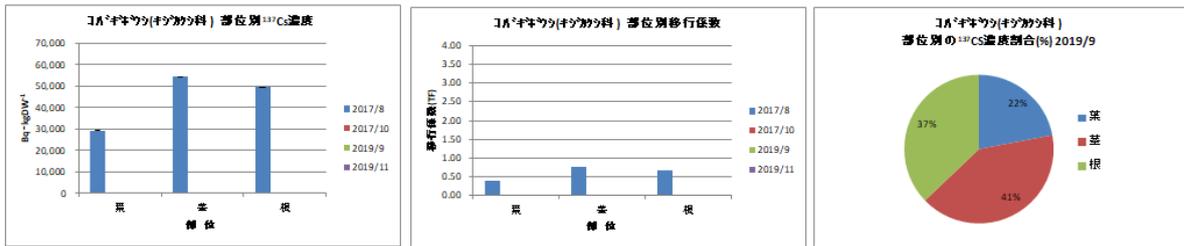
$^{137}\text{Cs}$  濃度( $\text{Bq}\cdot\text{kg DW}^{-1}$ )                      移行係数( $TF$ )                      部位別の  $^{137}\text{Cs}$  濃度割合(%)

Figure 3-10-6 ササガヤ (イネ科)

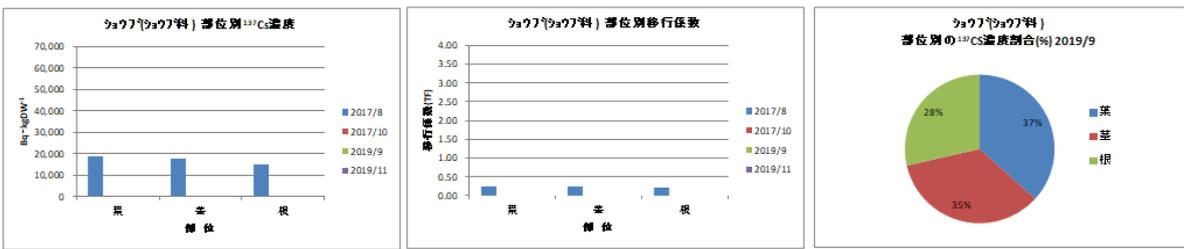


$^{137}\text{Cs}$  濃度( $\text{Bq}\cdot\text{kg DW}^{-1}$ )                      移行係数( $TF$ )                      部位別の  $^{137}\text{Cs}$  濃度割合(%)

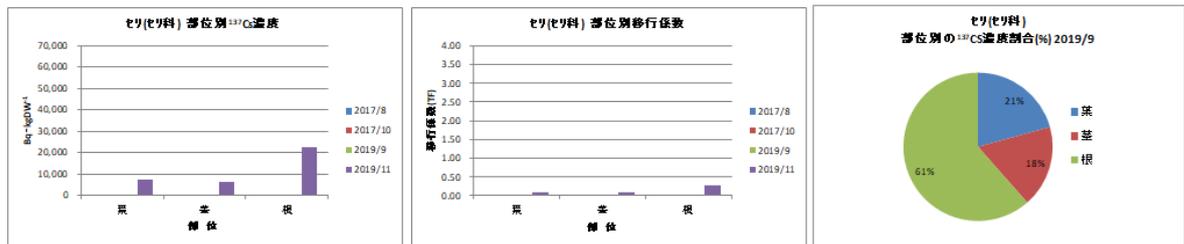
Figure 3-10-7 ミヤマカンスゲ (カヤツリグサ科)



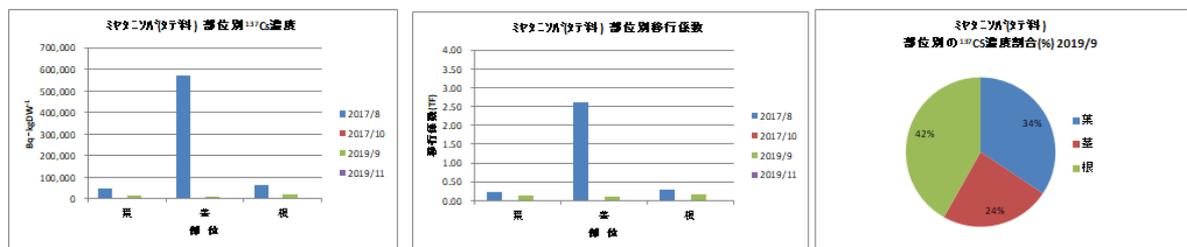
137Cs 濃度(Bq·kg DW<sup>-1</sup>) 移行係数(TF) 部位別の 137Cs 濃度割合(%)  
Figure 3-10-8 コバギボウシ (キジカクシ科)



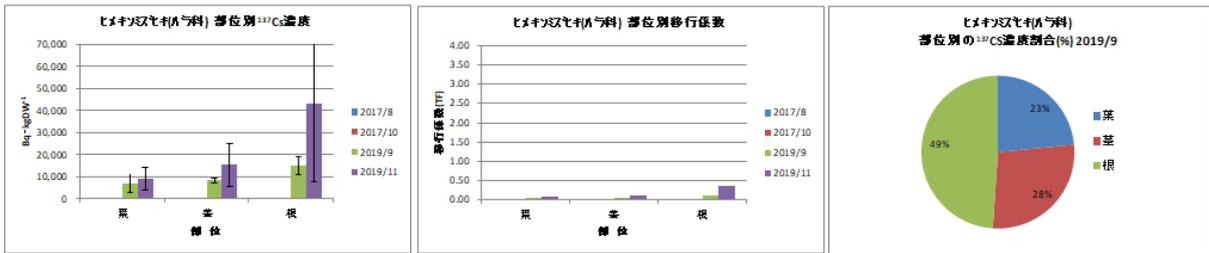
137Cs 濃度(Bq·kg DW<sup>-1</sup>) 移行係数(TF) 部位別の 137Cs 濃度割合(%)  
Figure 3-10-9 ショウブ (ショウブ科)



137Cs 濃度(Bq·kg DW<sup>-1</sup>) 移行係数(TF) 部位別の 137Cs 濃度割合(%)  
Figure 3-10-10 セリ (セリ科)



137Cs 濃度(Bq·kg DW<sup>-1</sup>) 移行係数(TF) 部位別の 137Cs 濃度割合(%)  
Figure 3-10-11 ミヤタニソバ (タテ科)



<sup>137</sup>Cs 濃度(Bq·kg DW<sup>-1</sup>)                      移行係数(TF)                      部位別の <sup>137</sup>Cs 濃度割合(%)

Figure 3-10-12 ヒメキンミズヒキ (バラ科)

被子植物(単子葉類, 真正双子葉類)の移行係数にはバラツキがあるものの, シダ類より低い傾向にある。また, 部位別の <sup>137</sup>Cs 濃度割合では, 地下部(根)は, チゴユリは 79%, クマザサは 66%, ササガヤは 65%, ミヤマカンズケは 85%, コバキボウシは 37%, ショウブは 28%, セリは 62%, ミヤタニソバは 42%であり, シダ類と同様に地上部と比較して地下部は高い傾向にあるものが多い。

9月(秋)の測定であることもあるが, シダ類の多年生・被子植物の多年草の場合は, 冬の休眠期に備えて光合成産物や栄養塩類を地下部(根)に転流し蓄え始めた期間であった可能性もあり <sup>137</sup>Cs も同様に転流によって地下部(根)の <sup>137</sup>Cs 濃度の高まりがあったと考えられる。

地下部(根)には, この調査結果によりシダ類は約 40~80%, 被子植物は約 30~80%の <sup>137</sup>Cs 濃度が蓄積されていることを示唆しているが, 既往論文では草本類の地下部(根)に関する報告事例がほとんどなく比較することはできないため, 植物の地下部(根)の <sup>137</sup>Cs 蓄積量については今後とも着目していく必要がある。

既往論文では, 山下ら(2014)<sup>23</sup>が原発事故から 1 年後(2012 年)に飯舘村の水田や畑に自生する野生植物 99 種を調査し, 移行係数(TF)を評価している。本研究とは, 原発事故より 6 年経過した状態での比較となる。山下ら(2014)<sup>23</sup>は, 水田や畑(休耕)に生息する種を調査しており, 本研究の林床植物(陰性・湿潤を好む)とは, 種が一致するものが少ないため同科のシダ類にて比較とする。

山下ら(2014)<sup>23</sup>は, 地上部のみを採取し移行係数(TF)を算出しており, 比較するため, 本研究でも地上部の平均値のみ算出した移行係数(TF)を Table3-10-2 に示す。比較した結果は, 各科ともおよそ同様の移行係数(TF)を示している。

Table 3-10-2 山下ら(2014)の野生植物 99 種の調査と本研究との比較

山下ら野生植物 99 種より					本研究(下比曽調査区林床植物)				
科	種	調査区	採取期 2012 年	TF	科	種	調査区	採取期 2019 年	TF
イワデ ンダ科	ヘビ ノネ ゴザ	R3	10月	0.703	イワ デン ダ科	オオ ヒメ ワラ ビ	下比 曽	9月	0.64
	サト メシ ダ	R3	10月	0.119		ノコ ギリ シダ			0.13
	シケ シダ	R3	10月	0.140		-			-
イネ科	ハル ガヤ	R1	7月	0.055	イネ 科	ササ ガヤ	下比 曽	9月	0.12
		R2	4月	0.073		クマ ザサ			0.11
		R2	7月	0.172	-	-	-	-	-
		F1	4月	0.917	-	-	-	-	-
		F1	7月	0.019	-	-	-	-	-
バラ科	ミツ バツ チグ リ	R1	4月	0.135	バラ 科	ヒメ キン ミズ ヒキ	下比 曽	9月	0.06
		R2	4月	0.057	-	-	-	-	-
		R2	7月	0.079	-	-	-	-	-
タデ科	イヌ タデ	R2	10月	0.009	タデ 科	ミヤ タニ ソバ	下比 曽	9月	0.12
		F1	10月	0.022					
セリ科	セリ	R1	4月	0.117	セリ 科	セリ	下比 曽	9月	0.09
		R1	7月	0.208	-	-	-	-	-
		R2	7月	0.028	-	-	-	-	-

### 3-11 小 括

・原発事故後7年以上経過する現在においても、本研究の調査である(旧)居住制限区域では、未だに比較的高濃度の $^{137}\text{Cs}$ が樹木や林床植物より検出されている。また、土壌では $^{137}\text{Cs}$ の高濃度の固定化の状態が続いている。

・森林では、長期的に放射性物質が滞留・循環することは、事故直後に発表された既往論文でも予想されていたことであったが、本研究では、異なる地形・地質の3調査区を選定し、その比較調査によって樹木の $^{137}\text{Cs}$ 濃度は、地形や地質、土壌化学成分量の違いによっても影響を受けることが明らかとなった。

・ $^{137}\text{Cs}$ はFESへ固定されると不可逆的にほとんど溶出は起こらず、植物には吸収されないとされている一方、樹木の $^{137}\text{Cs}$ 濃度は依然として高い水準にあるが、土壌化学成分のCEC(陽イオン交換容量)、加里飽和度、有機炭素含有量(土壌有機物)などが、植物が吸収し得る $^{137}\text{Cs}$ 量や樹木の $^{137}\text{Cs}$ 濃度に影響を与えていることが示唆された。

・林床土壌の $^{137}\text{Cs}$ 沈着量( $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ )より算出した落葉広葉樹の移行係数( $T_{ag}$ )では、福島県内の他地域の落葉広葉樹を調査した既往論文と移行係数( $T_{ag}$ )を比較した結果、同種・同属であれば、土壌の $^{137}\text{Cs}$ 沈着量に違いがあっても比較的近い値となったことから、 $^{137}\text{Cs}$ 沈着量が異なる土壌に自生する落葉広葉樹は同科・属であれば、 $^{137}\text{Cs}$ の移行率はほぼ近い値となることが示唆された。

・事故当時(fallout時)の初期土壌 $^{137}\text{Cs}$ 沈着量を推定し、その後の物理的減衰(自然減衰)と各調査区の土壌 $^{137}\text{Cs}$ 沈着量の実測値を比較した結果、各調査区とも自然減衰曲線より高い傾向を示していた。その中でも、下比曾・蕨平・長泥調査区は高い傾向、飯樋調査区は低い傾向を示していた。

下比曾調査区は、地形的な影響、外部からの流入と滞留の影響によって他の調査区より高い傾向にあること、一方、飯樋調査区は、傾斜地で雨水などにより外部へ流出する影響が強く、そのため他の調査区と比較して事故当時(fallout時)の初期土壌 $^{137}\text{Cs}$ 沈着量に比較的近い値で推移していることが示唆された。

### 第3章 参考文献

- 1) 高瀬つぎ子,高貝慶隆,“東京電力福島第一原子力発電所事故にかかわる玄米中の放射性セシウム定量におけるゲルマニウム半導体検出器と NaI(Tl) シンチレーション検出器の比較”,*分析化学*,**62**,6, pp.521-526, (2013).  
<https://doi.org/10.2116/bunsekikagaku.62.521>
- 2) T.Nishikiori,M.Watanabe,M.K.Koshikawa,K.Watanabe,S.Yamamura, and S.Hayashi,“<sup>137</sup>Cs transfer from canopies onto forest floors at Mount Tsukuba in the four years following the Fukushima nuclear accident.”,*Science of Total Environment*,**659**,1,pp.783–789,(2019).<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.359>
- 3) 林野庁,“令和2年度 森林内の放射性物質の分布状況調査結果について”,(別添1)【調査1】令和2(2020)年度森林内の放射性セシウムの分布状況調査結果について. <https://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jyosen/attach/pdf/210316-2.pdf>
- 4) 林野庁,“令和2年度 森林内の放射性物質の分布状況調査結果について”,(別添2)【調査2】令和2(2020)年度帰還困難区域とその隣接区域の森林に存在する放射性セシウムの調査結果について.  
<https://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jyosen/attach/pdf/210316-3.pdf>
- 5) 溝口勝,“福島土壤汚染技術”,8.土壤放射能の単位変換(Bq/kg-->Bq/ m<sup>2</sup>)について,(2016). <http://www.iai.ga.a.u-tokyo.ac.jp/mizo/edrp/fukushima/fsoil/>
- 6) 梶本卓也,高野勉,齊藤哲,黒田克史,藤原健,小松雅史,川崎達郎,大橋伸太,清野嘉之,“森林生態系における樹木・木材の放射性セシウム分布と動態の調査法”,*森林総合研究所研究報告*,**13**,3,pp.113-136, (2014). ISSN 09164405.  
<https://agriknowledge.affrc.go.jp/RN/2030873577.pdf>
- 7) 池田重人,金子真司,赤間亮夫,高橋正通,“森林土壤の放射性セシウム分布と動態の調査法”,*森林総合研究所研究報告(Bulletin of the Forestry and Forest Products Research Institute)*,**13**,3,432,pp.137-145,(2014).

- 8) M.Takada,T.Yamada,T.Takahara, and T.Okuda,“Spatial variation in the <sup>137</sup>Cs inventory in soils in a mixed deciduous forest in Fukushima, Japan,”*Journal of Environmental Radioactivity*, **161**, pp.35-41,(2016).  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.04.033>
- 9) M.Yamamoto, and K. Bunzl,“Environmental effect studies on a forest ecosystem in Germany transport of Chernobyl-derived radiocesium in a forest,”*Radioisotopes*,**42**, 3,pp.180-188,(1993). <https://doi.org/10.3769/radioisotopes.42.180>
- 10) 農林水産技術会議,“農地土壌の放射性物質濃度分布図の作成について(平成23年8月30日)”,  
【別添2】農地土壌の放射性物質濃度分布図(県(地域)別) 福島県  
<https://www.affrc.maff.go.jp/docs/press/pdf/110830-18.pdf>  
【別添4】農地土壌中の放射性セシウムの分析値(福島県)  
<https://www.affrc.maff.go.jp/docs/press/pdf/110830-24.pdf>
- 11) 文部科学省,“文部科学省による第3次航空機モニタリングの測定結果について”,報道発表 文部科学省,平成23年(2011年)7月8日.  
[https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/5000/4858/24/1305819\\_0708.pdf](https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/5000/4858/24/1305819_0708.pdf)
- 12) 溝口勝,“福島土壌汚染技術”,8.土壌放射能の単位変換(Bq/kg-->Bq/ m<sup>2</sup>)について,(2016.1.16). <http://www.iai.ga.a.u-tokyo.ac.jp/mizo/edrp/fukushima/fsoil/>
- 13) 文部科学省,“文部科学省による第4次航空機モニタリングの測定結果について”,報道発表 文部科学省,平成23年(2011年)12月16日.  
[https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/5000/4901/24/1910\\_1216.pdf](https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/5000/4901/24/1910_1216.pdf)
- 14) 国立大学法人筑波大学,国立研究開発法人日本原子力研究開発機構,国立大学法人,福島大学,国立研究開発法人科学技術振興機構,“福島第一原発事故で放出された放射性物質の陸域環境中での動き”,*国立研究開発法人日本原子力研究開発機構 研究開発成果関連(2020年)*,2020年10月28日.  
<https://www.jaea.go.jp/02/press2020/p20102801/>

- 15) 梶本卓也,高野勉,齊藤哲,黒田克史,藤原健,小松雅史,川崎達郎,大橋伸太,清野嘉之,“森林生態系における樹木・木材の放射性セシウム分布と動態の調査法”,*森林総合研究所研究報告(Bulletin of the Forestry and Forest Products Research Institute)*, **13**,9,pp.113-136, (2014).ISSN09164405
- 16) 金指努,境優,今村直広,大橋伸太,“福島第一原子力発電所事故後の森林における放射性セシウム動態と溪流生態系への影響”,*地球化学*, **55**,4,pp.144-158, (2021). <https://doi.org/10.14934/chikyukagaku.55.144>
- 17) S.Ohashi, K.Kuroda, T.Takano, Y.Suzuki, T.Fujiwara, H.Abe, A.Kagawa, M.Sugiyama, Y.Kubojima, C.Zhang, and K.Yamamoto, “Temporal trends in <sup>137</sup>Cs concentrations in the bark, sapwood, heart-wood, and whole wood of four tree species in Japanese forests from 2011 to 2016,”, *Journal of Environmental, Radioactivity*, **178–179**, pp.335–342, (2017). <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.09.008>
- 18) Y.Sugiura, T.Kanasasgi, Y.Ogata, H.Ozawa, and C.Takenaka, “Radiocesium accumulation properties of *Chengiopanax sciadophylloides*,”, *Journal of Environmental Radioactivity*, **151**, pp.250–257, (2016). <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.10.021>
- 19) 小川秀樹,櫻井哲史,手代木徳弘,吉田博久“コシアブラ樹体内における福島第一原子力発電所事故由来 <sup>137</sup>Cs 分布と葉の高濃度化の要因について”,*日本森林学会誌*, **103**,3,pp.192-199, (2021). <https://doi.org/10.4005/jjfs.103.192>
- 20) C.Takenaka, A.Fukushi, and Y.Matsuda, “Arbuscular mycorrhizal fungi facilitate the uptake of radiocesium by *Eleutherococcus sciadophylloides* (araliaceae) - a pot-scale and field survey,”, *Journal of Forest Research*, **26**, pp.101–109 (2021). <https://doi.org/10.1080/13416979.2021.1881229>
- 21) 牧野富太郎,“原色牧野日本植物図鑑 I,II,III”,北隆館,平成 23 年(2011 年) 9 月 2 日発行,ISBN4-8326-0044, 0045, 0046
- 22) 池畑怜伸,“写真でわかるシダ図鑑”,トンボ出版,2016 年 5 月 20 日発行, ISBN978-4-88716-189-4

- 23) J. Yamashita, T. Enomoto, M. Yamada, T. Ono, T. Hanahusa, T. Nagamatsu, S. Sonoda, and Y. Yamamoto, "Estimation of soil-to-plant transfer factors of radiocesium in 99 wild plant species grown in arable lands 1 year after the Fukushima 1 Nuclear Power Plant accident", *Journal of Plant Research*, 127, pp. 11–22, (2014).  
<https://doi.org/10.1007/s10265-013-0605-z>

## 第4章 落葉広葉樹混交林における<sup>137</sup>Csの循環

### 4-1 はじめに

飯樋，下比曾，蕨平の3調査区では，原発事故後7年を経過した林床土壤においても，樹木の生葉より高濃度の<sup>137</sup>Csが検出されている(第3章)。

本章では，その林床土壤において土壤中の<sup>137</sup>Cs固定・固着化の状況が，事故直後の状態と比較して，現在どのように変化しているかを明らかにしていく。

また，原発事故前の樹木は非汚染状態であったが，既往調査・論文では示されていない原発事故直後から半年間の樹木における<sup>137</sup>Csの吸収挙動を推測する。

さらに樹木の部位別の<sup>137</sup>Cs含有量を評価し，それらの部位別の<sup>137</sup>Cs含有量とその時間的推移が落葉広葉樹混交林内の<sup>137</sup>Csの循環にどのような影響を与えているかを明らかにしていく。

#### ・林床土壤の<sup>137</sup>Csの固定・固着化状況の確認

調査区の林床土壤を用いた<sup>137</sup>Csの抽出試験を行い，固定・固着化の状況を確認する。植物は，土壤中に有機酸(根酸)<sup>1)</sup>を分泌し無機栄養塩の吸収性を高めている。超純水や根酸を模した有機溶媒を使用し<sup>137</sup>Cs抽出試験を行うことによって，植物に吸収され得る<sup>137</sup>Csの溶存態量を明らかにしていく。

#### ・非汚染状態の苗木と調査区の土壤を利用した栽培実験

調査区から採取した土壤を培地として，調査区に自生する落葉広葉樹(エゴノキ)，常緑針葉樹(アカマツ)，常緑広葉樹(イヌツゲ)と同種の苗木を用いた栽培実験を行い，非汚染状態からの<sup>137</sup>Csの吸収，濃度の上昇，地上部・地下部の部位別の<sup>137</sup>Cs含有量の評価を行う。

また，原発事故直後では，土壤中に流入した<sup>137</sup>Csは樹木に吸収されやすい状態であったと推測されるが，現在では大部分の<sup>137</sup>Csは土壤に固定されていると考えられる。調査区の土壤を培地として使用することにより，現時点での経根吸収による<sup>137</sup>Csの吸収量の評価も可能となる。

#### ・落葉広葉樹混交林内の<sup>137</sup>Csの循環

第2,3章および上記の評価結果と，苗木の部位別の<sup>137</sup>Cs含有量を参考としながら，調査区内の落葉広葉樹全体の<sup>137</sup>Cs蓄積量を推定し，<sup>137</sup>Cs循環の様相を描いていく。

## 4-2 林床土壌の $^{137}\text{Cs}$ の固定化状況の確認

### 4-2-1 試験方法

2018年6月に採取した下比曾調査区の林床土壌と落葉を用い、林床土壌は深度5 cm 毎に3.0 gDW、落葉は3.0 gDW を量り取り、溶媒30 ml と混合(固液比10:1)し、24時間振とう(VoltexShaker社、120 rpm)した後静置し、その上澄み液20 ml をメンブレンフィルター(ADVANTEC社、孔径0.45  $\mu\text{m}$ )によつてろ過し、ろ液に含まれる  $^{137}\text{Cs}$  濃度を溶存態の濃度として、ガンマカウンター(第3章3-3-2)により20分測定した。

### 4-2-2 抽出試験に使用した溶媒

抽出試験に用いる溶媒は、超純水\*(Milli-q)、1 M 塩化カリウム(KCl)溶液、1 M 酢酸( $\text{CH}_3\text{COOH}$ )溶液、1 M クエン酸( $\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_7$ )、1 M シュウ酸( $(\text{COOH})_2$ )溶液を使用した。超純水は他の溶媒との比較用(control)としているが、雨水による溶出を模擬するものでもある。塩化カリウムは  $\text{Cs}^+$  とのイオン交換性が最も高いとされ<sup>2)</sup>、 $\text{Cs}^+$  のイオン交換態を評価するために使用する。

ここでは1 M 塩化カリウム溶液で抽出される  $^{137}\text{Cs}$  を土壌中で交換態の化学形態で存在するものとみなす。シュウ酸、酢酸、クエン酸の各有機酸は根から放出される根酸類であり、土壌中からの栄養塩の吸収に関与することが知られている。

これらの有機酸は土壌中の腐植などの有機物が保有するカルボシキル基(-COOH)をはじめとする各種の官能基に結合している  $\text{Cs}^+$  を抽出させることが可能であり、その抽出力は、シュウ酸>クエン酸>酢酸の順に強いとされている。

なお、これらの溶媒では FES に取り込まれた  $\text{Cs}^+$  を抽出することはできない。

\*超純水(Milli-q)の仕様と溶媒の mol 数の決定については、参考資料 8 を参照。

### 4-2-3 林床土壌の $^{137}\text{Cs}$ 抽出試験の結果

抽出試験に使用した林床土壌(深度 0-30 cm, 5 cm 毎)は, 抽出に使用するサンプル量が不足したため, 同じ調査区・採取日であるが  $^{137}\text{Cs}$  濃度が異なる 2 サンプルを用意した。この 2 サンプルは, 深度が深くなるにつれ指数関数的に  $^{137}\text{Cs}$  濃度が減少する傾向は同様である。この 2 サンプルの深度ごとの  $^{137}\text{Cs}$  濃度をそれぞれ Fig. 4-2-1, Fig. 4-2-2 に示す。

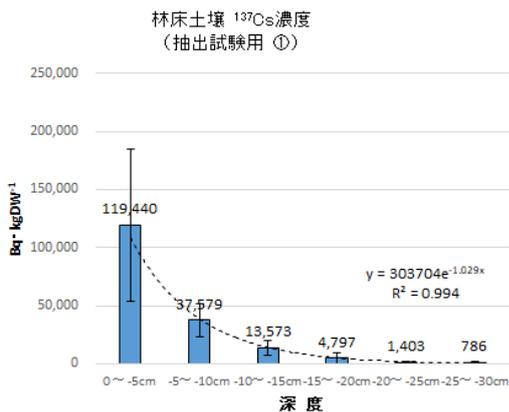


Figure 4-2-1  
林床土壌(抽出試験用①)  
 $^{137}\text{Cs}$  濃度(Bq·kgDW<sup>-1</sup>)

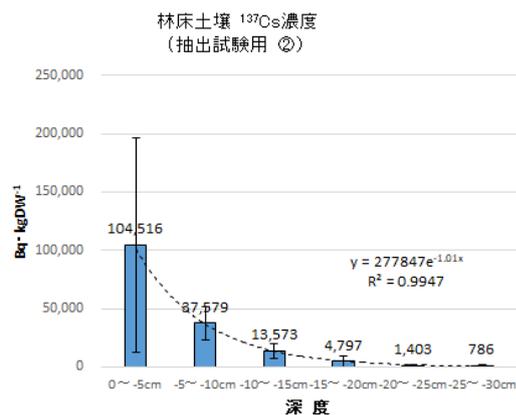


Figure 4-2-2  
林床土壌(抽出試験用②)  
 $^{137}\text{Cs}$  濃度(Bq·kgDW<sup>-1</sup>)

各溶媒(超純水, 塩化カリウム, 酢酸, クエン酸, シュウ酸)によって抽出された深度ごとの液相の  $^{137}\text{Cs}$  濃度を測定した。また, その値を相当する深度の土壌中  $^{137}\text{Cs}$  濃度(Bq·kgDW<sup>-1</sup>)で除することにより  $^{137}\text{Cs}$  の抽出率(%)を求めた。各溶媒に対する土壌深度別の両者の値を Fig. 4-2-3~12 に示す。

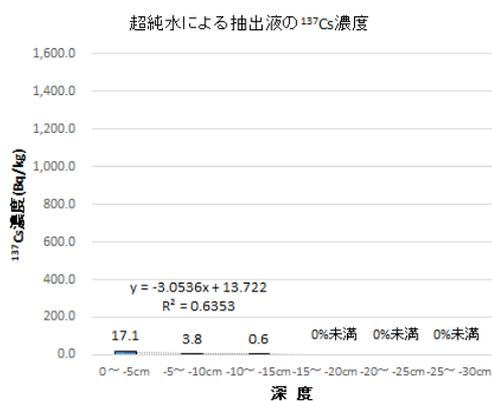


Figure 4-2-3  
超純水による抽出  
 $^{137}\text{Cs}$  濃度(Bq·kgDW<sup>-1</sup>)

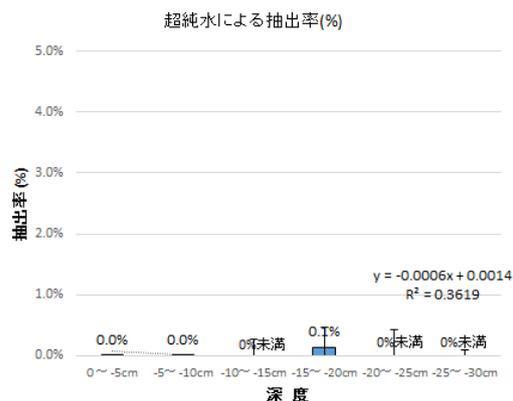


Figure 4-2-4  
超純水による抽出  
抽出率(%)

Fig. 4-2-3 と Fig. 4-2-4 は超純水による抽出試験の結果である。

この実験で使用した土壌は下比曽の林床土壌(抽出試験用①)であるが、超純水で抽出された  $^{137}\text{Cs}$  濃度、抽出率(%)はともに低く、抽出率は 0.1% が最大で、ほぼ 0% もしくは 0% 未満となった。

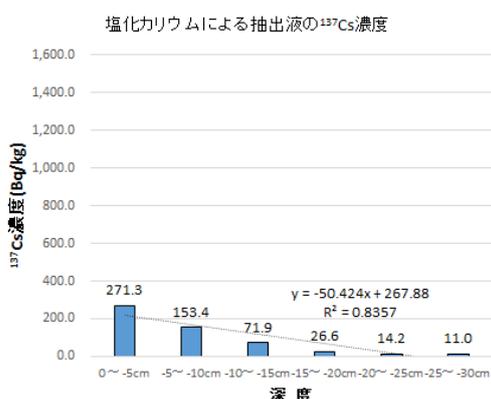


Figure 4-2-5  
塩化カリウムによる抽出  
 $^{137}\text{Cs}$  濃度( $\text{Bq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$ )

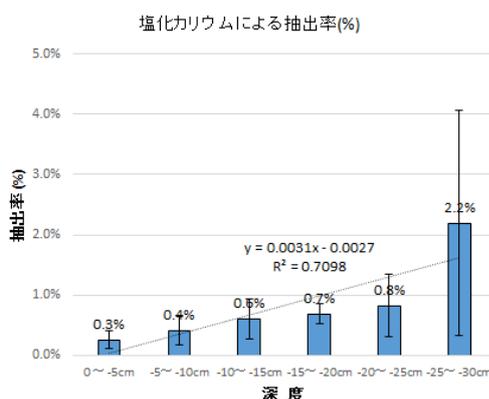


Figure 4-2-6  
塩化カリウムによる抽出  
抽出率(%)

Fig. 4-2-5 と Fig. 4-2-6 は、塩化カリウムによる抽出試験の結果である。

塩化カリウムの抽出試験では、抽出試験用①の林床土壌を使用した。抽出された  $^{137}\text{Cs}$  濃度は、表層(0~5cm)が最も高く  $271.3 \text{ Bq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$  で、下層に行くほど低くなる傾向にあった。一方、抽出率(%)は、低層に行くほど高くなる傾向を示し、0.3%~2.2%の範囲にあった。

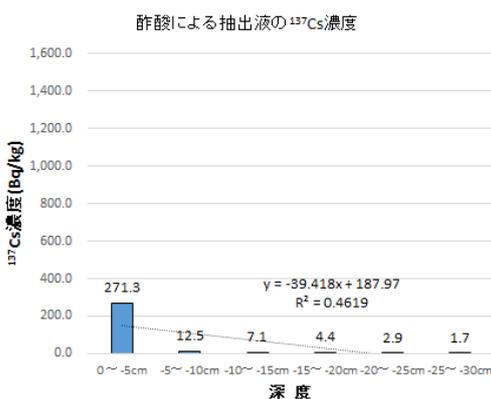


Figure 4-2-7  
酢酸による抽出  
 $^{137}\text{Cs}$  濃度( $\text{Bq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$ )

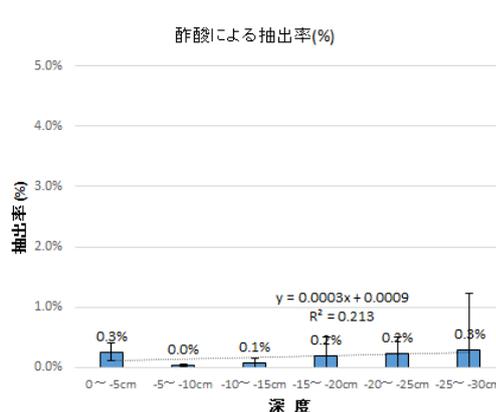


Figure 4-2-8  
酢酸による抽出  
抽出率(%)

Fig. 4-2-7 と Fig. 4-2-8 は酢酸による抽出試験の結果である。

酢酸の抽出試験では、抽出試験用①の林床土壌を使用した。

抽出された  $^{137}\text{Cs}$  濃度は表層(0~5 cm)が最も多く  $271.3 \text{ Bq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$  で、塩化カリウムと同値となり、後述のクエン酸による抽出の 2 倍程度であった。土壌の深度とともに酢酸で抽出される  $^{137}\text{Cs}$  の濃度が段階的に減少する塩化カリウムの結果と異なり、酢酸で抽出される  $^{137}\text{Cs}$  の濃度は 5-10 cm の試料で急激に減少( $12.5 \text{ Bq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$ )している。抽出率(%)は 0.0%~0.3% の範囲にあり、0-5 cm と 25-30 cm の試料の抽出率が 0.3% で最も高い値となっている。超純水よりは高い値であるものの、5 cm 以深の試料では他の溶媒に比べて低い値となっている。

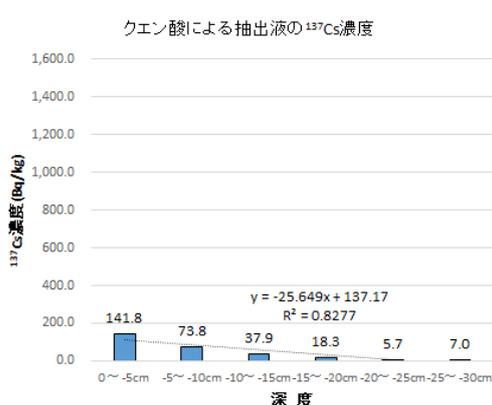


Figure 4-2-9  
クエン酸による抽出  
 $^{137}\text{Cs}$  濃度( $\text{Bq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$ )

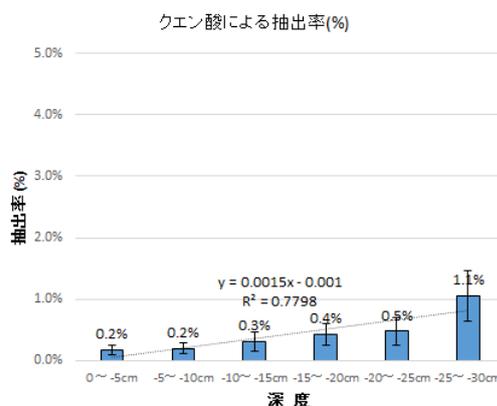


Figure 4-2-10  
クエン酸による抽出  
抽出率(%)

Fig. 4-2-9 と Fig. 4-2-10 は、クエン酸による抽出試験の結果である。

クエン酸による抽出試験では、林床土壌(抽出試験用②)を使用した。クエン酸で抽出された  $^{137}\text{Cs}$  濃度は表層(0~5 cm)が最も多く  $141.8 \text{ Bq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$  で下層に行くほど低くなる傾向にあった。抽出率(%)は 0.2%~1.1% の範囲にあり、低層に行くほど高くなる傾向を示した。  $^{137}\text{Cs}$  濃度および抽出率(%)の傾向は、塩化カリウムの抽出試験の結果と似た傾向にあったが、  $^{137}\text{Cs}$  濃度・抽出率とも塩化カリウムの抽出試験結果の約半分程度の値となっている。

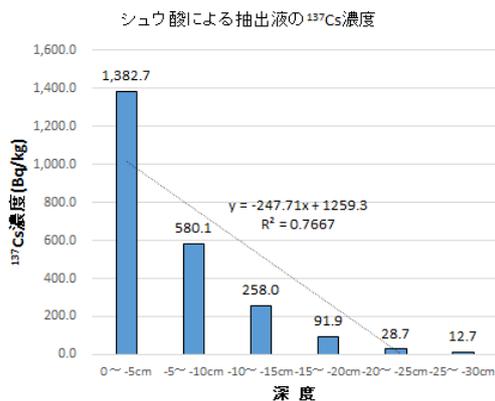


Figure 4-2-11  
シュウ酸による抽出  
<sup>137</sup>Cs 濃度(Bq・kgDW<sup>-1</sup>)

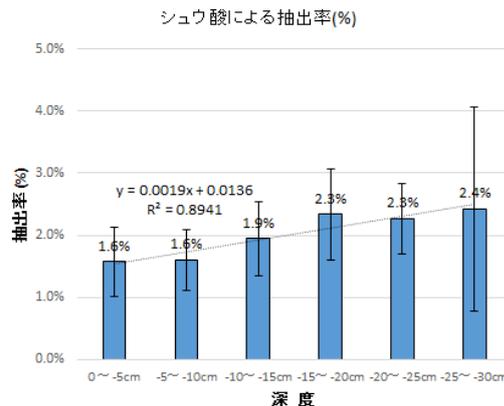


Figure 4-2-12  
シュウ酸による抽出  
抽出率(%)

Fig. 4-2-11 と Fig. 4-2-12 は、シュウ酸による抽出試験の結果である。

シュウ酸による抽出試験では林床土壌(抽出試験用②)を使用した。抽出された<sup>137</sup>Cs 濃度は表層(0~5 cm)が最も多く 1,382.7 Bq・kgDW<sup>-1</sup>であり、土壌深度が深くなるとともに抽出された<sup>137</sup>Cs 濃度は低下している。一方、抽出率(%)は 1.6%~2.4%の範囲にあり土壌の下層に行くほど高くなる傾向を示した。

土壌深度ごとに各溶媒で抽出された<sup>137</sup>Cs 濃度の結果から、超純水以外の溶媒では土壌深度が深くなるにつれ、抽出される<sup>137</sup>Cs の濃度は低くなっている。

その理由は Fig.4-2-1, Fig.4-2-2 に示したように、土壌深度が深くなるにつれ土壌中の<sup>137</sup>Cs 濃度が指数関数的に減少しているため、それに比例して土壌から溶出可能な<sup>137</sup>Cs 濃度も減少するためと考えられる。一方、土壌からの超純水以外の各溶媒による<sup>137</sup>Cs の抽出率は土壌深度が深くなるにつれ上昇している。

粘土鉱物の FES に固定された<sup>137</sup>Cs は安定な状態となるため、通常の抽出法では溶媒の種類を変えても抽出できないとされ、もし抽出するのであればあらかじめ高温処理などで<sup>137</sup>Cs が固定された粘土鉱物を破壊しておく必要があるとされている。検討に用いた下比曽の林床土壌ではシュウ酸などの溶媒を用いることでわずかながら<sup>137</sup>Cs が抽出され、その抽出率は深度が深くなるほど高くなっている。この理由として、林床土壌の表層部では<sup>137</sup>Cs の FES への固定・固着化が進んでいるものの、深層部では<sup>137</sup>Cs の FES への固定・固着化は土壌表層部と比較して進んでいないことが考えられる。

表層部より土壌中に浸透していく過程で、多くの<sup>137</sup>Cs は土壌表層部の FES に固定・固着化されるが、一部は固定・固着化を免れ、浸透水(雨水など)中に<sup>137</sup>Cs

溶存態のまま下層に浸透していくもの、もしくは固定・固着化が弱いとされる粘土鉱物や土壤有機物に付着し  $^{137}\text{Cs}$  懸濁態のまま下方に浸透していくものがあると考えられる。

下層に浸透していく過程では、 $^{137}\text{Cs}$  溶存態もしくは  $^{137}\text{Cs}$  懸濁態から離脱して途中に存在する FES に固定・固着化されるものもあるが、深層に浸透したものの多くは FES への固定・固着化を免れたものである。そのため、固定・固着化が弱い粘土鉱物に付着した  $^{137}\text{Cs}$ (懸濁態)は溶出しやすく、各溶媒でも交換態として一定量が抽出されたと考えられる。

抽出率(%)の分母となる土壤中の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は、深層に行くほど指数関数的な減少傾向にあるが、分子となる抽出液の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は深層に行くほど減少傾向ではあるものの指数関数的な減少傾向にはなく、算出された抽出率(%)は深層に行くほど高くなる傾向を示したと考えられる。

表層土壌(0~5 cm)を各溶媒で抽出した  $^{137}\text{Cs}$  濃度の結果を比較すると、シュウ酸を用いた場合、他の溶媒と比較して最も高い  $^{137}\text{Cs}$  濃度となっており、塩化カリウムや酢酸の場合の約 5 倍の値であった。また、抽出された  $^{137}\text{Cs}$  濃度は、シュウ酸に次いで塩化カリウム、以降、酢酸>クエン酸>超純水の順である。

また、表層土壌(0~5 cm)における抽出率(%)は、シュウ酸を用いた場合は 1.6%で、0-0.3%の範囲の他の溶媒と比べて高い抽出率(%)である。

有機酸のうちシュウ酸は還元力を有するため、土壤中の(水)酸化鉄や(水)酸化マンガンのうち結晶化が進んでいないものを還元的に溶解させることが可能である。

$^{137}\text{Cs}$  がこれらの酸化鉄や酸化マンガン中に捕捉されていた場合、シュウ酸により抽出される可能性が高い。また、シュウ酸は土壤中の FES に強固に固着した  $^{137}\text{Cs}$  の溶脱は難しいものの、固定・固着性が弱いとされる粘土鉱物の構造末端、1:1 型層状ケイ酸塩鉱物、土壤有機物などに固着された  $^{137}\text{Cs}$  を溶出させることが可能であることが知られている。

一方、塩化カリウムによる  $^{137}\text{Cs}$  の抽出率(%)がシュウ酸以外の他の溶媒と比較して高かったが、カリウム(K)塩またはアンモニウム( $\text{NH}_4$ )塩では抽出効率が高いとした Takeda ら(2006)<sup>3)</sup>の報告と一致している。

#### 4-2-4 土壌の $^{137}\text{Cs}$ 抽出試験に関する原発事故直後の水田圃場土と本研究の林床土壌との比較

山口ら(2015)<sup>4)</sup>は、つくば市内の農業環境技術研究所内畑圃場(D1,D2), 茨城県農業総合センター内水田圃場の原発事故直後の土を使用し, 酢酸アンモニウム( $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ )および酢酸カリウム( $\text{CH}_3\text{COOK}$ )による  $^{137}\text{Cs}$  の抽出試験を行っている。

山口らが使用した水田圃場の土壌分類は黒ボク土もしくは低地土であり, 本研究の各調査区における林床土壌も腐植質アロフェン黒ボク土(第2章 2-3を参照)である。その土壌の採取日は, 原発事故直後の2011年4月であり, 試料採取時における水田圃場土の  $^{137}\text{Cs}$  濃度( $\text{Bq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$ )は360~5,400  $\text{Bq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$ の範囲であった。試料が採取されたつくば市周辺は, 東京電力福島第一原子力発電所から南西方向に約170 km 付近にあり, 放射性プルームの影響は飯舘村より少なく,  $^{137}\text{Cs}$  濃度は本研究の飯舘村の各調査区の林床土壌のおよそ1/100~1/1,000である。

山口らの抽出試験の結果(つくば市農環研内 D2)と, 本研究の下比曾調査区における林床土壌(深度0~5 cm)の抽出試験の結果を Table 4-2-1 に示す。

Table 4-2-1 土壌と抽出液中の放射性セシウム濃度および抽出率, つくば市農環研内 D2(抜粋)と飯舘村下比曾調査区の林床土壌の抽出率(%)の比較

出典: 放射性物質沈着初期の農地土壌からの放射性セシウムの抽出<sup>4)</sup>

つくば市農環研内 D2			溶媒・抽出率(%)		
土壌利用 土地被覆状況	採取深度	採取日	1mol/L $\text{CH}_3\text{COONH}_4$	1mol/L $\text{CH}_3\text{COOK}$	
畑・無カリ 植被なし	0~0.5cm	2011.5.6	32 (%)	26 (%)	
同上	0~5cm		45 (%)	32 (%)	
同上	0~0.5cm		35 (%)	30 (%)	
畑・慣行 植被なし	0~0.5cm		32 (%)	-	
同上	0~5cm		24 (%)	28 (%)	

飯舘村下比曾調査区			溶媒・抽出率(%)			
土壌利用・土地被 覆状況	採取深度 (表層部)	採取日	1mol/L KCl	1mol/L $\text{CH}_3\text{COOH}$	1mol/L $\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_7$	1mol/L $(\text{COOH})_2$
林床土壌	0~5cm	2018.6.23	0.3 (%)	0.3(%)	0.2 (%)	1.6 (%)

山口らの結果では畑地土壌からの  $^{137}\text{Cs}$  の抽出率(%)は23~48%の範囲にあり, 比較的高い抽出率となっている。この結果から fallout から1ヶ月半後では, 土壌

への  $^{137}\text{Cs}$  の吸着・固定化が進んでいないことが明らかである。これに対し本研究では林床土壌を対象としており、また使用した溶媒も同一のものではないものの、土壌からの  $^{137}\text{Cs}$  抽出率(%)は酢酸系の溶媒を使用した場合には 1%以下まで大きく低下しており、原発事故から 7 年以上経過した間に  $^{137}\text{Cs}$  の土壌への固定・固着化が進行したことを示している。

#### 4-2-5 下比曽調査区の落葉(落葉層)の $^{137}\text{Cs}$ 抽出試験の結果

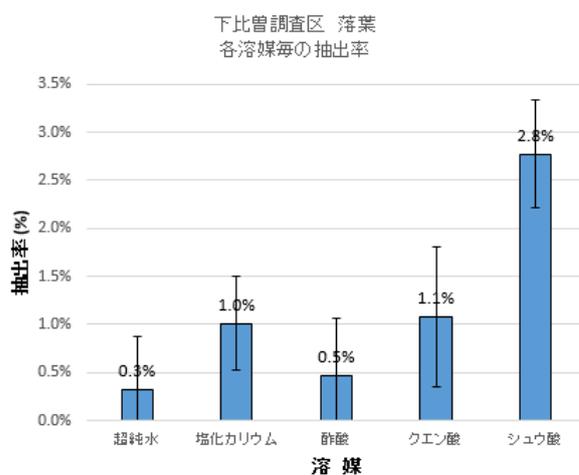


Figure 4-2-13  
落葉の各溶媒による  
抽出率(%)

土壌の抽出試験と同一の溶媒(4-2-2)を使用し、落葉からの  $^{137}\text{Cs}$  抽出試験を行った。

各溶媒での抽出率(%)は、最小は超純水で 0.3(%)、最大はシュウ酸で 2.8(%) の範囲となり (Fig. 4-2-13)、同じ溶媒を使用した林床土壌からの抽出率(%) (Fig. 4-2-3 ~ 12) と比較して高い傾向であった。

#### 4-2-6 抽出試験の結果と実効的な移行係数の評価

植物が  $^{137}\text{Cs}$  を体内に取り込む機構は、主に根に存在する根細胞の細胞膜にあるイオンや有機物を細胞内に吸収もしくは排出する輸送体タンパク質(トランスポーター・チャネル等)が関与し、Cs は同族のアルカリ金属である K と化学的性質が似ているため、K の輸送系や非選択的な陽イオン輸送系を經由し、植物内に吸収されると考えられている<sup>5)</sup>。そのため、土壌中の FES などに固定・固着化された  $^{137}\text{Cs}$  は、植物にはほとんど吸収されることはない。

植物が  $^{137}\text{Cs}$  を吸収するためには、土壌中に存在する Cs がイオン化し、Cs<sup>+</sup> 溶存態として植物体内に取り込まれる必要がある。

本研究では、森林総研の調査区の土壌採掘深度(0-20 cm)と合わせる場合以外は、移行係数(TF)は以下の(4.1)式を使用している。

$$\text{移行係数}(TF_{\text{(live-leaf)}}) = \frac{({}^{137}\text{Cs}_{\text{(live-leaf)}}(\text{kBq} \cdot \text{kgDW}^{-1}))}{(({}^{137}\text{Cs}_{\text{(inventory:soil 0-30cm)}}(\text{kBq} \cdot \text{kgDW}^{-1}))} \quad \cdots(4.1)$$

この移行係数は、土壌中に含まれる  $^{137}\text{Cs}$  濃度から算出されており、植物が吸収可能な  $^{137}\text{Cs}$  量を分母とした移行係数による評価の方が、植物の  $^{137}\text{Cs}$  の吸収には実効的な移行係数と考えられる。

本研究では植物の根から分泌される根酸を模擬して3種類の溶媒を検討したが、その中でシュウ酸が最も高い  $^{137}\text{Cs}$  抽出力を示したため、シュウ酸で抽出される土壌中の  $^{137}\text{Cs}$  を指標に実効的な移行係数を評価した。

以下に、一般的な移行係数( $TF$ )の算出結果(Table 4-2-2)と、1Mのシュウ酸で抽出される土壌中の  $^{137}\text{Cs}$  濃度を基にした実効的な移行係数( $TF\text{-effect} : TF_{\text{ef}}$ )の算出結果(Table 4-2-3)を示す。

Table 4-2-2 一般的な移行係数の算出結果

調査区	樹種	2018年
飯舘村 下比曾	生葉	7.9
	$^{137}\text{Cs}$ ( $\text{kBq} \cdot \text{kgDW}^{-1}$ )	
	土壌中の	
	$^{137}\text{Cs}$ ( $\text{kBq} \cdot \text{kgDW}^{-1}$ )	162.7
	<b>移行係数(<math>TF</math>)</b>	<b>0.05</b>

Table 4-2-3 各溶媒の抽出率(%)を基にした実効的な移行係数の算出結果

調査区	樹種	2018年
飯舘村 下比曾	生葉	7.9
	$^{137}\text{Cs}$ ( $\text{kBq} \cdot \text{kgDW}^{-1}$ )	
	シュウ酸で抽出される	2.4
	土壌中の	
	$^{137}\text{Cs}$ ( $\text{kBq} \cdot \text{kgDW}^{-1}$ )	
	<b>実効的な移行係数(<math>TF_{\text{ef}}</math>)</b>	<b>3.3</b>

実効的な移行係数( $TF_{\text{ef}}$ )は3.3となり、一般的な移行係数( $TF$ )の0.05に対して大きく、66倍となった。

これは、土壌中のFESに強固に固着した  $^{137}\text{Cs}$  の溶脱は難しいため、一般的な移行係数( $TF$ )で評価するとその値は極めて小さいものになるが、シュウ酸などの有機酸によって溶脱される植物が吸収可能な  $^{137}\text{Cs}$  の量から見た実効的な移行係数( $TF_{\text{ef}}$ )は、溶存態量が増加することにより経根吸収によって植物体内へ取込まれる  $^{137}\text{Cs}$  がより多くなることを示唆している。

#### 4-3 調査区の土壌を使用した非汚染状態の苗木の栽培実験による $^{137}\text{Cs}$ 吸収の経時的変化

##### 4-3-1 原発事故直後から数ヶ月間の模擬(非汚染状態の苗木による栽培実験)

原発事故関連の動植物への影響調査や森林内の放射性セシウムの動向調査に関する多くの既往論文では、事故から約半年後からの調査データを使用し評価している。その放射性セシウムの経時的な変化は、調査開始時がピークとなっており、以降は減少もしくは横ばいに転じたことになる。

原発事故直後から数ヶ月間は、後に指定された帰還困難地域など汚染地域の放射線量は極めて高く 30 km 圏外への避難と立入りが制限されていたため調査が進まず、その期間の樹木の放射性セシウムの濃度変化は不明であり、現在では知るべきがない。

原発事故に伴う fallout は、樹木の幹、枝、葉に捕捉され、その一部の  $^{137}\text{Cs}$  は樹木体内に直接吸収される(経皮吸収)。また、樹冠通過雨もしくは樹幹流によって林床土壌に降下し、土壌に蓄積された  $^{137}\text{Cs}$  は樹木の根から吸収され植物体内に移行する(経根吸収)。植物体内では  $^{137}\text{Cs}$  は必須元素の K のアナログとして、葉や根などの器官に輸送され必要に応じて蓄積されるが、落葉広葉樹の場合は落葉前になると一部が葉から根などの別の器官に転流される。

原発事故直後から数ヶ月間の樹木体内における  $^{137}\text{Cs}$  の挙動を推定するために、被曝していない苗木を用い、調査区から採取してきた林床土壌(汚染土)を使用し栽培することにより、経皮吸収の影響を除外して、経根吸収による樹木体内における  $^{137}\text{Cs}$  の挙動を推定することが可能となる。

##### 4-3-2 下比曾調査区から採取した土壌を利用した苗木栽培の実験方法

栽培実験用の苗木の樹種は、飯樋・下比曾調査区に自生する樹種と同じ落葉広葉樹はエゴノキ(2~3年生苗)、常緑針葉樹はアカマツ(1~2年生苗)、常緑広葉樹はイヌツゲ(2~3年生苗)を選定し、福岡県の苗木業者より購入した。また、購入した苗木はガンマカウンターで測定した結果、すべて検出限界(25 Bg・kgDW<sup>-1</sup>)以下であることを確認している。

\*購入元(苗木業者) : 季の香(栽培地: 福岡県久留米市田主丸町)  
〒839-1214 福岡県久留米市田主丸町地徳 2178

培地として使用した土壌は、飯樋・下比曾調査区の林床土壌の2種類である。

栽培環境は、ティルトケンガイ6号鉢に、以下に示す土壌の模擬パターンを作成し、各樹種を植え、仙台市内の屋外に設置し、水のみ適宜補給した。

下比曽調査区の林床土壌を使用した場合、再現した土壌の模擬パターンは以下の3パターンであり、それぞれ反復数を3(n=3)とした。

- ① 落葉層(上層・下層),  $^{137}\text{Cs}$  濃度が高い表層部(0-10 cm)および  $^{137}\text{Cs}$  濃度が低い低層部(10-30 cm)を4層として, 1/2 サイズ(縦長約 17 cm)にて再現
- ②  $^{137}\text{Cs}$  濃度が高い表層部(0-10 cm)のみ
- ③  $^{137}\text{Cs}$  濃度が低い低層部(10-30 cm)のみ

飯桶調査区の林床土壌を使用した場合、再現した土壌の模擬パターンは以下の2パターンであり、下比曽調査区で実施した 1/2 サイズ再現は行わなかった (各 n=3)。

- ①  $^{137}\text{Cs}$  濃度が高い表層部(0-10 cm)のみ
- ②  $^{137}\text{Cs}$  濃度が低い低層部(10-30 cm)のみ

再現した培地の土壌の模擬パターンの要約を Fig. 4-3-1, Fig. 4-3-2 に示す。

#### 下比曽調査区 林床土壌 (1/2再現)

栽培用(ティルトケンガイ)6号鉢の断面図

階層	層の厚さ
落葉層(上層部)	1cm
落葉層(下層部)	1cm
高濃度土壌(0-10cm)	5cm
低濃度土壌(10-30cm)	10cm

※ 落葉層から深度30cmまでの林床土壌を1/2に再現

Figure 4-3-1 栽培鉢内の土壌層

① 下比曽調査区 林床土壌(1/2 再現)

#### 飯桶・下比曽調査区

高濃度土壌 (0-10cm)  
低濃度土壌 (10-30cm)

栽培用(ティルトケンガイ)6号鉢の断面図

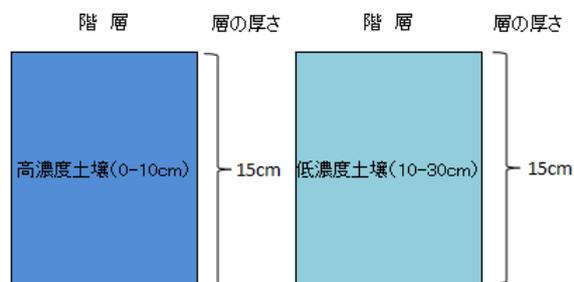


Figure 4-3-2 栽培鉢内の土壌層

② 高濃度土壌 (0-10cm 深度の土壌)      ③ 低濃度土壌 (10-30cm 深度の土壌)

### 4-3-3 経根吸収の評価方法

原発事故の初期では、fallout 時は、葉・枝・幹などに付着した  $^{137}\text{Cs}$  は経皮吸収された<sup>2)</sup>と考えられている。しかし、数年後には樹冠通過雨もしくは樹幹流によってほぼ洗い流されたと考えられ、原発事故から数年後では、樹木に取り込まれている  $^{137}\text{Cs}$  は、ほぼ経根吸収によるものと考えられる。

経根吸収の評価方法については、Pierre Hurtevent ら(2019)<sup>6)</sup>によって、日本のスギをモデルとした K および  $^{133}\text{Cs}$  の生命活動に伴う体内における循環の評価方法

を応用し、 $^{137}\text{Cs}$  の経根吸収量( $^{137}\text{Cs}$  濃度)を算出した。評価式の概要は、以下の通りである。

$$\begin{aligned} \cdot \text{吸収量} &= \text{固定化量} + \text{還元量} + \text{枝葉の年毎の変化量} \quad \dots (4.2) \\ \text{固定化量} &= \text{現在の生物量(物質質量)} \times [\text{各要素}] \\ &\quad [\text{各要素}] : \text{幹材(SW,心材 HW),} \\ &\quad \text{生枝(LB), 外樹皮(LB)} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \cdot \text{還元量} &= \text{現在の林床への還元量} \times [\text{各要素}] \quad \dots (4.3) \\ &\quad [\text{各要素}] : \text{落葉・落枝(降下量), 樹冠の脱量} \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \cdot \text{枝葉の年毎の変化量} &= (\text{生物量(当年)} - \text{生物量(前年)}) \times \text{各要素(当年)} \\ &\quad \dots (4.4) \end{aligned}$$

この評価式は、スギの成木を対象としており、前年と当年の変化量の差分から算出する方法である。実際のフィールドにおいて成木の調査・評価を行うためには、以下を実測していく必要がある。

- ・地上部(葉・枝・幹)の各部位の採取・分類とバイオマス(乾燥重量など)の実測
- ・地下部(根)の各部位の各部位の採取・分類採取とバイオマス(乾燥重量など)の実測

この評価を実施するにあたって、現実的な問題として、例えば、成木 1 本あたりの重量(DW)は数 100 kg, 地下部(根)は深さ数 m に達し、植域面積は数 10 m<sup>2</sup> に広がる。また、伐採から測定用のサンプル作成までには多くの労力も必要となる。

樹木の所有権の課題もあり、伐採・掘起し・植林場所での作業など許可が必要となる場合もあり課題も多い。

自然の状態では、地上部(葉・枝・幹)は風雨にさらされ、頻繁に落葉・落枝が起こり、一年を通すと総重量は微妙に変化している。また、常緑針葉樹(スギ)では、葉は 2,3 年で落葉し新葉に生え変わる。地下部(根)については、地上部を伐採した後に掘り起して付着した土のすべての洗い流す作業も必要になるなど、地上部と比較しても、より大掛かりな作業・労力が必要になると想定される。

森林総研では、森林管理区において樹木を生育しており、毎年、地上部を伐採し部位ごとに分割して調査し結果を公開しているが、地下部(根)の調査は行っていない。その理由は不明であるが、前述した課題もその理由の 1 つと考えられる。

本研究では、労力を低減化する現実的な方法として、被曝していない(初期  $^{137}\text{Cs}$  濃度の測定値は ND)苗木を用いた栽培実験を行うことにより、評価式((4.4)式)の生物量における前年の  $^{137}\text{Cs}$  濃度を 0 と仮定し、葉・枝の年毎の変化量の当年分(経根吸収量)を求めることができると考えられる。

また、苗木では、労力をかけずに、落葉・落枝のすべてを回収することもでき、吸収量、還元量、枝葉の年毎の変化量および地下部(根)も含めた部位別の評価も可能である。

#### 4-3-4 栽培実験の結果 $^{137}\text{Cs}$ 濃度の変化 (2021 年 6 月～2021 年 12 月)

下比曾調査区の 1/2 再現土壌を用いた落葉広葉樹(エゴノキ), 常緑針葉樹(アカマツ), 常緑広葉樹(イヌツゲ)の栽培実験における生葉中の  $^{137}\text{Cs}$  濃度の推移を Fig. 4-3-3～5 に示す。

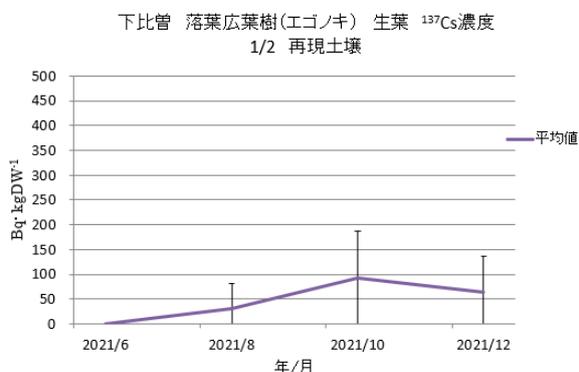


Figure 4-3-3 落葉広葉樹(エゴノキ)



Figure 4-3-4 常緑針葉樹(アカマツ)



Figure 4-3-5 常緑針葉樹(イヌツゲ)

栽培開始から 6 ヶ月後、比較して最も生葉中の  $^{137}\text{Cs}$  濃度が高くなったのは、常緑針葉樹(アカマツ)で、次いで常緑広葉樹(イヌツゲ), 落葉広葉樹(エゴノキ)の順である。Fig. 4-3-4 の常緑針葉樹(アカマツ)では、サンプル間のバラツキは大きいものの 10 月以降も  $^{137}\text{Cs}$  濃度の上昇傾向が見られ、12 月には平均値でおよそ 1,500

Bq・kgDW<sup>-1</sup>に達している。Fig. 4-3-5の常緑広葉樹(イヌツゲ)では、<sup>137</sup>Cs濃度の上昇傾向が見られるものの常緑針葉樹(アカマツ)と比較して上昇率は低い。

常緑樹であるアカマツとイヌツゲの2種は、冬でも落葉することなく<sup>137</sup>Csを葉に蓄え続けている様相が見られる。

一方、Fig. 4-3-3の落葉広葉樹(エゴノキ)は、12月にはすべて落葉するため、落葉をすべて回収し<sup>137</sup>Cs濃度を測定したところ、10月の測定値よりも<sup>137</sup>Cs濃度の減少が見られた。落葉広葉樹では越冬(休眠)に備えて、光合成産物や栄養塩類を落葉前の葉より枝・幹に転流させる作用が生じ、無機栄養塩であるKが葉から移動するが、その作用に伴って葉に蓄積された<sup>137</sup>Csも葉から移動し、<sup>137</sup>Cs濃度が低下したものと考えられる。

同栽培実験での<sup>137</sup>Csの移行係数(TF)の推移(2021年6月~2021年12月)をFig. 4-3-6~8に示す。

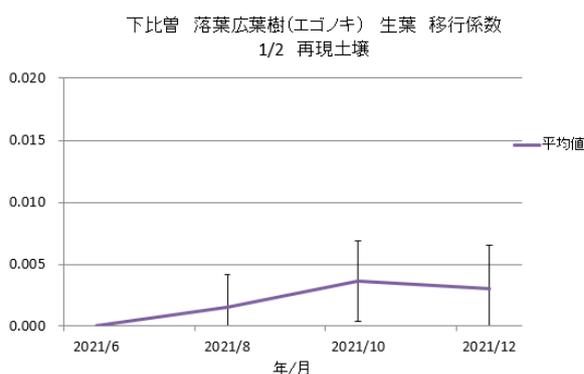


Figure 4-3-6 落葉広葉樹(エゴノキ)



Figure 4-3-7 常緑針葉樹(アカマツ)

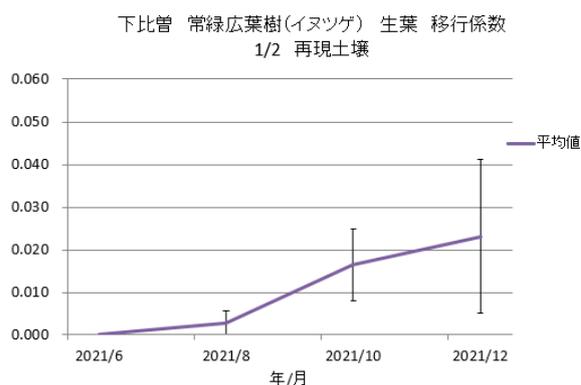


Figure 4-3-8 常緑広葉樹(イヌツゲ)

移行係数(TF)は、<sup>137</sup>Cs濃度の推移とほぼ同様の傾向を示している。常緑針葉樹(アカマツ)と常緑広葉樹(イヌツゲ)は、12月まで上昇傾向が見られる。

4-3-5 2021年12月 苗木の各部位ごとの重量, <sup>137</sup>Cs濃度, <sup>137</sup>Cs含有量

2021年12月に, 各樹種の苗木を地上部(葉・枝・樹皮・心材)と地下部(根)にそれぞれ部位ごとに分け, 重量(gDW), <sup>137</sup>Cs濃度(Bq・kgDW<sup>-1</sup>), <sup>137</sup>Cs含有量(<sup>137</sup>Cs濃度(Bq・kgDW<sup>-1</sup>)×重量(g))を測定した。結果を Table 4-3-1 に示す。

Table 4-3-1 落葉広葉樹(エゴノキ), 常緑針葉樹(アカマツ), 常緑広葉樹(イヌツゲ) 部位別の重量, <sup>137</sup>Cs濃度, <sup>137</sup>Cs含有量

樹種		地上部				地下部
		葉*	枝	樹皮	心材	根
落葉広葉樹 (エゴノキ)	重量	1.9 ±1.0(SD)	2.0 ±0.8(SD)	2.6 ±0.3(SD)	6.6 ±0.5(SD)	19.6 ±10.3(SD)
	計	13.1				19.6
	<sup>137</sup> Cs濃度	64.6 ±70.7(SD)	101.6 ±100.6(SD)	128.2 ±55.7(SD)	71.8 ±4.7(SD)	3640.6 ±4433.3(SD)
	計	264.6				3640.6
	含有量	0.2 ±0.2(SD)	0.2 ±0.1(SD)	0.3 ±0.1(SD)	0.5 ±0.1(SD)	90.3 ±119.0(SD)
	計	1.1				90.3
常緑針葉樹 (アカマツ)	重量	14.1 ±5.0(SD)	3.1 ±1.5(SD)	2.6 ±0.5(SD)	7.0 ±2.2(SD)	30.1 ±8.3(SD)
	計	26.8				30.1
	<sup>137</sup> Cs濃度	1420.1 ±1353.0(SD)	1926.1 ±1940.9(SD)	2550.5 ±2785.6(SD)	1089.0 ±1284.6(SD)	7387.7 ±5764.8(SD)
	計	6991.1				7387.7
	含有量	24.1 ±27.6(SD)	7.4 ±9.0(SD)	7.0 ±8.1(SD)	9.4 ±12.5(SD)	214.7 ±148.4(SD)
	計	47.9				214.7
常緑広葉樹 (イヌツゲ)	重量	16.0 ±1.2(SD)	9.7 ±0.7(SD)	3.7 ±0.62(SD)	9.2 ±1.9(SD)	93.2 ±3.0(SD)
	計	71.3				93.2
	<sup>137</sup> Cs濃度	403.7 ±158.8(SD)	459.0 ±82.2(SD)	753.6 ±102.1(SD)	217.1 ±29.4(SD)	1636.5 ±743.1(SD)
	計	1833.4				1636.5
	含有量	6.4 ±2.2(SD)	4.4 ±0.6(SD)	2.6 ±2.0(SD)	2.0 ±0.5(SD)	151.1 ±63.2(SD)
	計	15.4				151.1

重量(gDW), <sup>137</sup>Cs濃度(Bq・kgDW<sup>-1</sup>), <sup>137</sup>Cs含有量(gDW×Bq・kgDW<sup>-1</sup>)

\* 落葉広葉樹の葉は12月にはすべて落葉するため, 11月より全体に網袋で覆い, 落葉しても葉を紛失しないようにして全てを回収している。

4-3-6 落葉広葉樹(エゴノキ), 常緑針葉樹(アカマツ), 常緑広葉樹(イヌツゲ)の部位別の重量比,  $^{137}\text{Cs}$  含有量

Table 4-3-1 のデータを用い, 各樹種における部位別の重量比(%)および  $^{137}\text{Cs}$  含有量(Bq)を算出し, その割合を示したグラフを Fig. 4-3-9~11 に示す。

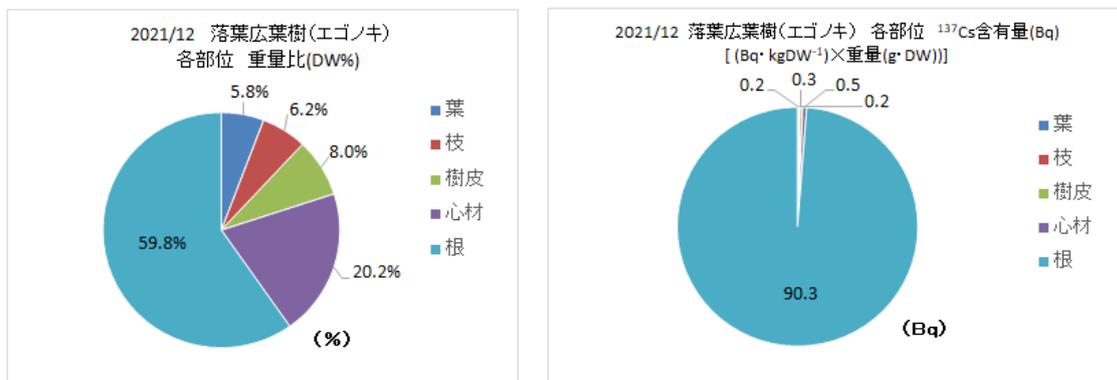


Figure 4-3-9 落葉広葉樹(エゴノキ) 各部位の重量比(%) (左図)と  $^{137}\text{Cs}$  含有量(Bq) (右図)

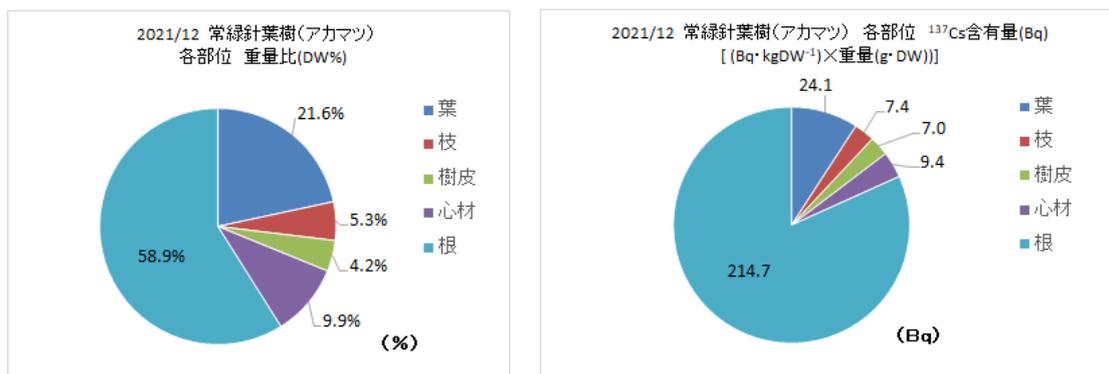


Figure 4-3-10 常緑針葉樹(アカマツ) 各部位の重量比(%) (左図)と  $^{137}\text{Cs}$  含有量(Bq) (右図)

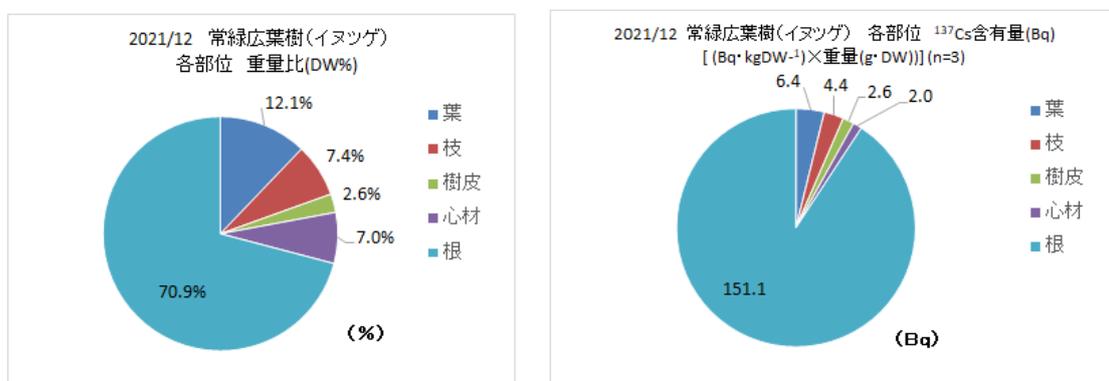


Figure 4-3-11 常緑広葉樹(イヌツゲ) 各部位の重量比(%) (左図)と  $^{137}\text{Cs}$  含有量(Bq) (右図)

地下部(根)の重量比(%)は苗木全体の 58.9%~70.9%を占め、比率は 1.4~2.4 (地下部(根)/地上部)となった。T/R 比(Top-Root-Ratio)は、落葉広葉樹(エゴノキ)では 0.67, 常緑針葉樹(アカマツ)では 0.9, 常緑広葉樹(イヌツゲ)では 0.77 となる。各苗木の樹種の一般的な成木の T/R 比は 3~4<sup>7)</sup>の範囲であることから、本研究で使用した苗木(3 年生までの幼木)は、地下部(根)の樹木全体のバイオマスに占める割合が大きくなっている。

<sup>137</sup>Cs 含有量(<sup>137</sup>Cs 濃度(Bq・kgDW<sup>-1</sup>)×重量(DW))は、地上部と比較して、各種とも地下部(根)の割合が大きくなっている。常緑広葉樹(イヌツゲ)や常緑針葉樹(アカマツ)では、苗木全体の <sup>137</sup>Cs 含有量の約 80~90%を占め、落葉広葉樹(エゴノキ)では 90%を大幅に超えている。

落葉広葉樹は、落葉時期に光合成産物や栄養塩類が葉から枝や幹への移動(転流)が起こるため、枝や幹の方が <sup>137</sup>Cs 含有量は多いと推測していたが、<sup>137</sup>Cs 含有量は地上部と比較して、地下部(根)の方がはるかに多い結果となった。

落葉広葉樹(エゴノキ)の地下部(根)の <sup>137</sup>Cs 含有量が多かった理由としては、苗木のバイオマスは地下部(根)が最も多くを占めていること、葉より枝・幹への転流があるものの、地下部(根)にも一部が転流し、経根吸収によって蓄積されていた <sup>137</sup>Cs と合算され、より <sup>137</sup>Cs 含有量を多くしているものと推測している。

樹種による <sup>137</sup>Cs 濃度傾向の違いについては、常緑針葉樹(アカマツ), 常緑広葉樹(イヌツゲ), 落葉広葉樹(エゴノキ)の順に <sup>137</sup>Cs 濃度の上昇が高い傾向が見られるが、地下部(根)の <sup>137</sup>Cs 濃度は、常緑針葉樹(アカマツ), 落葉広葉樹(エゴノキ), 常緑広葉樹(イヌツゲ)の順である。<sup>137</sup>Cs 含有量の地下部(根)の比率は、落葉広葉樹(エゴノキ)が最も多い。

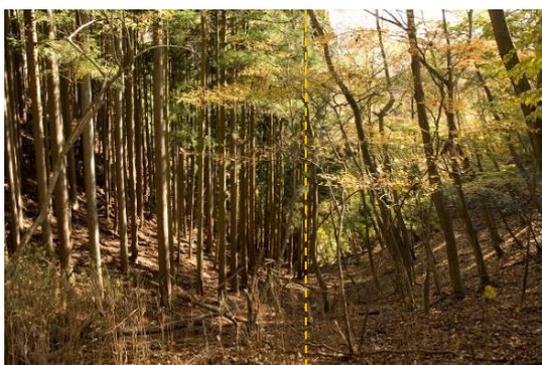
栽培実験で用いた苗木は、購入当初からバイオマス(重量)や地下部の大きさも違っており、特に地下部(根)については、常緑広葉樹(イヌツゲ)は 93.2 gDW と比較して最も重く、次いで常緑針葉樹(アカマツ)の 30.1 gDW, 落葉広葉樹(エゴノキ)は 19.6 gDW であった(Table 4-3-5)。また、各苗木の地下部(根)の外径は、常緑広葉樹(イヌツゲ)は約 15 cm, 常緑針葉樹(アカマツ)は約 12 cm, 落葉広葉樹(エゴノキ)は、約 10 cm であった。

<sup>137</sup>Cs の吸収量は地下部(根)の総表面積や重量に比例すると考えられるが、常緑広葉樹(イヌツゲ)は、地下部(根)が最も重く外径も最も大きかったにもかかわらず、常緑針葉樹(アカマツ)と比較して <sup>137</sup>Cs 濃度が低かった。その理由については、樹種の違いによるものでないかと推測しているが、常緑広葉樹の <sup>137</sup>Cs の吸収に関して他種と比較した既往論文、基礎データがほとんどないため、その検証については、植物生理学的な観点からの知見も含め、今後の研究課題としたい。

・栽培実験環境と自然環境との違い

培養鉢による栽培では、その土壌中に含まれる栄養塩は、その鉢に植えられた植物が独占的に利用することができ、自然環境とは違う生育環境ができています。前述したように、苗木の栽培実験では、生葉は落葉広葉樹(エゴノキ)よりも常緑針葉樹(アカマツ)や常緑広葉樹(イヌツゲ)の方が  $^{137}\text{Cs}$  濃度の上昇傾向が見られました。

Fig. 4-3-12 は、人工林(スギ林)と自然林(落葉広葉樹林)との密集度を示した例である。



人工林(スギ林)←境界→落葉広葉樹林

Figure 4-3-12 人工林と自然林との  
密集度の違い

左側はスギの人工林、右側は落葉広葉樹の自然林である。人工林は人手によって管理されているものの比較的密集して植えられ、間伐などの管理によって適性化が図られていく。

管理が行き届かない場合は、密集が解消されず、地下部(根)も隣の木同士で複雑に絡み合い、栄養塩などの奪い合いが起こる。

自然林では成長過程で栄養や光の奪い合いが起こるため淘汰が進み、結果的には適正な間隔を維持している様相である。

森林総研の常緑針葉樹(スギ、アカマツ)に関する調査(第1章 Fig. 1-7-1)は、原発事故後から始まった調査であるものの、常緑針葉樹(葉)の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は落葉広葉樹より低い傾向が見られており、本研究の各調査区での調査結果でも同様の傾向が見られている。

また、その調査結果(第1章 Fig. 1-7-1)では、常緑針葉樹の葉の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は指数関数的に減少している。その主たる要因は常緑針葉樹の特徴でもある葉に光合成産物や栄養塩類を蓄える性質と、 $^{137}\text{Cs}$  濃度の高い古い葉と  $^{137}\text{Cs}$  濃度の低い新芽が原発事故後の数年間で入れ替わりによると考えられるが、上記のような管理区での密集した生育状況による栄養塩の奪い合いなども相乗的に作用しているとも推測される。

本研究の飯樋、下比曾、蕨平調査区でも、落葉広葉樹と比較して常緑針葉樹は  $^{137}\text{Cs}$  濃度に低い傾向が見られた。原発事故後7年を経過し、古い葉と新芽の入れ替わりが既に起こっていた状況であること、落葉広葉樹混交林では落葉広葉樹が優占種(ほぼ9割以上)であったことなど、落葉広葉樹との栄養塩類や光の奪い合いの競争では劣勢となっていた可能性もある。

#### 4-3-7 既往研究での苗木栽培実験と本研究との比較

##### ・原発事故直後の土壌と苗木による栽培実験

森林バイオ研究センター(森林総研)では、原発事故より 1 年後の福島県林業研究センター(郡山市)の苗畑(実験圃場)において、2012 年 4 月 17 日～2012 年 10 月 10 日の半年間、スギ、ヒノキ、ポプラ、ヤナギの 1 年生苗による栽培実験を実施している<sup>8)</sup>。

植栽数は、スギ(福島 2 号) 5 本、スギ(福島 5 号) 10 本、ヒノキ 2 本、ポプラ 3 本、ヤナギ 10 本である。苗木は、県外の栽培場から入手し、各個体の  $^{137}\text{Cs}$  濃度はいずれも検出限界以下(Ge 半導体検出器による)である。

実験に使用された土壌は当該実験圃場のものであるが、溶出試験などは実施されておらず、どの程度  $^{137}\text{Cs}$  の土壌への固定・固着化が進んでいたのかは不明である。

栽培後の樹木の葉と枝中の  $^{137}\text{Cs}$  濃度および移行係数について、本研究の栽培実験との比較を Table 4-3-2 に示す。同種の樹木がないため、落葉広葉樹と常緑針葉樹との比較で示した。

Table 4-3-2  $^{137}\text{Cs}$  濃度・苗木栽培実験の結果  
 森林バイオ研究センターの栽培実験の結果と本研究の栽培実験の結果

森林バイオ研究センター(圃場) (2012年10月測定)			飯舘村・下比曾 1/2 再現土壌 (2021年12月測定)		
	$^{137}\text{Cs}$ 濃度 (Bq・ kgDW <sup>-1</sup> )	移行係 数(TF)		$^{137}\text{Cs}$ 濃度 (Bq・ kgDW <sup>-1</sup> )	移行係 数(TF)
針葉樹			針葉樹		
スギ(2号) 地上部 (葉・枝)	21.8-25.1	<u>0.0115</u> ±0.001	アカマツ (葉)	1,420.1	<u>0.054</u>
スギ(5号) 地上部 (葉・枝)	4.67-8.73	<u>0.0045</u> ±0.0006	(枝)	1,926.1	<u>0.07</u>
ヒノキ(1本) 地上部 (葉・枝)	140	<u>0.093</u>	アカマツ 葉・枝 (平均)	1,673.1	<u>0.048</u>
落葉広葉樹			落葉広葉樹		
ポ プ ラ (葉)	4.99	<u>0.003</u>	エゴノキ (葉)	64.6	<u>0.003</u>
(茎)	10.8	<u>0.007</u>	(枝)	101.6	<u>0.004</u>
ヤ ナ ギ (葉)	17.7-45	<u>0.0187</u> ±0.004	-	-	-
(茎)	ND-33.3	<u>0.0113</u> ±0.0056	-	-	-
土壌	1,512	—	土壌	落葉樹用 22,652 針葉樹用 24,666	

4-2-4 で示したように、原発事故後より 1 ヶ月後に採取したつくば市内の水田土壌では土壌中の  $^{137}\text{Cs}$  の固定・固着化が進んでいなかったため抽出率(%)は高かったが、一方の土壌の初期濃度や樹種は異なるが、原発事故より 1 年経過後の森林バイオ研究センターの圃場の土壌と原発事故後より 7 年経過し土壌への固定・固着化が進んでいると考えられる飯舘村の下比曾調査区の林床土壌とを比較して移

行係数( $TF$ )はほぼ同様に低い値となっている。このことから、森林バイオ研究センターの圃場の土壌中の  $^{137}\text{Cs}$  は、事故より 1 年経過後では、既に土壌への  $^{137}\text{Cs}$  の固定・固着化が進んでいたものと考えられる。

#### 4-4 落葉広葉樹混交林の落葉による林床土壌への $^{137}\text{Cs}$ の循環

##### 4-4-1 落葉広葉樹混交林の全葉量 (全落葉量) による $^{137}\text{Cs}$ の循環量の推定

各調査区の面積と落葉広葉樹全体の葉量より落葉総量を推定する。

・ 3 調査区的面積は、第 2 章 2-2 の記載(再掲)より以下の通りである。

- ・ 飯樋調査区            1,400 m<sup>2</sup>
- ・ 下比曾調査区        2,500 m<sup>2</sup>
- ・ 蕨平調査区            2,000 m<sup>2</sup>

・ 3 調査区における葉量と落葉の総量の推定

3 調査区の混交林内を調査したところ、常緑針葉樹は周辺部に数本、常緑広葉樹も下比曾・蕨平調査区では林内に数本しかなかったことから、全体をほぼ落葉広葉樹と仮定し落葉広葉樹の全葉量を推定する。落葉広葉樹は、秋になるとその葉はすべて落葉するため、葉量全体 = 落葉量全体と仮定することができる。

只木ら(1997)<sup>9)</sup>は、森林の平均的な葉量を算出している。3 調査区の森林の種類を落葉広葉樹(陰樹)である樹種 (ブナ・ナラ類・ケヤキ) の例を参考とすると、葉絶乾重量は 3.5 t・ha<sup>-1</sup> となる。この値から各調査区的面積より 3 調査区内の総葉量(tDW)を算出すると、以下の通りとなる。

- ・ 飯樋調査区            0.49 tDW            (3.5 tDW×(1,400 m<sup>2</sup>÷10,000 m<sup>2</sup> (1ha))
- ・ 下比曾調査区        0.88 tDW            (3.5 tDW×(2,500 m<sup>2</sup>÷10,000 m<sup>2</sup> (1ha))
- ・ 蕨平調査区            0.70 tDW            (3.5 tDW×(2,000 m<sup>2</sup>÷10,000 m<sup>2</sup> (1ha))

落葉時期に相当する 2018 年 11 月、2019 年 11 月、2020 年 10 月、2021 年 11 月の各調査区の落葉の  $^{137}\text{Cs}$  濃度(平均値)(第 3 章 Fig. 3-5-2-1~3)を用い、3 調査区内の全葉量(tDW)を乗ずると、落葉に含まれる  $^{137}\text{Cs}$  濃度(還流量)は Table 4-4-1, 単位面積当たりの  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量に換算すると Table 4-4-2 と推定される。

Table 4-4-1 3 調査区の落葉による  $^{137}\text{Cs}$  濃度(還流量)の推定値

調査区	2018年11月	2019年11月	2020年10月	2021年11月	平均
飯樋	783	1,210	1,588	977	3,825
下比曾	5,741	10,116	4,782	5,457	6,524
蕨平	1,315	401	4,206	3,917	2,460

( $\text{kBq}\cdot\text{kgDW}^{-1}$ )

Table 4-4-2 3 調査区の落葉による単位面積当たりの  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量(還流量)の推定値

調査区	2018年11月	2019年11月	2020年10月	2021年11月	平均
飯樋	0.56	0.86	1.1	0.7	0.8
下比曾	2.3	4.0	1.9	2.2	2.6
蕨平	0.7	0.2	2.1	2.0	1.3

( $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ )

Nishikiori ら<sup>10)</sup>によると、原発事故直後4年間の福島県内のスギ人工林における litterfall の積算値は  $5.7 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$  と求められており、単純に年平均値を算出すると年間  $1.4 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$  となるが、生葉の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は時間経過とともに指数関数的に減少を示し litterfall の  $^{137}\text{Cs}$  濃度も減少している(第1章 1-7-1,2)。

本研究では、3 調査区の落葉広葉樹混交林における litterfall は、原発事故より7年経過してもなお、原発事故直後の針葉樹林で見られた litterfall の0.6倍(飯樋)～1.9倍(下比曾)の  $^{137}\text{Cs}$  濃度を維持しており、落葉広葉樹の落葉による  $^{137}\text{Cs}$  還流量の経時的な減少はあまり見られず、ほぼ一定量の  $^{137}\text{Cs}$  が毎年還流していると考えられる。

この傾向は、森林総研<sup>11),12)</sup>の落葉広葉樹林(三ツ石コナラ林コナラ)の傾向や恩田らのレビュー<sup>13)</sup>における落葉広葉樹(コナラ)の傾向とも一致している(第1章 1-7-1,2)。

## 4-5 落葉広葉樹混交林内での落葉に伴う $^{137}\text{Cs}$ の循環

### 4-5-1 落葉広葉樹混交林内での $^{137}\text{Cs}$ の循環経路

$^{137}\text{Cs}$  は K と似た化学的性質を有しており、樹体内では栄養塩のひとつである K の動態と同様の挙動をとると考えられている。

Figure 4-5-1 は落葉広葉樹における栄養の循環の概念図である。この図に沿って本研究の 3 調査区の落葉広葉樹混交林内における落葉に伴う  $^{137}\text{Cs}$  の循環(森林の物質循環)を検討していく。

(落葉広葉樹における栄養の循環 概念図)



- ①落葉時期の葉：休眠に備え、葉から栄養分を回収する。
- ②落葉：秋にはすべての葉が落葉し地表に降下、堆積する(litterfall)。
- ③落葉層：落葉した葉は、数年かけて腐植・分解し土壤にその養分を供給する。
- ④土壤層：腐植により有機物を含んだ土壤が形成される。
- ⑤経根吸収：土壤より水分や栄養塩を吸収し地上部に供給する
- ⑥蓄積・滞留：吸収された栄養や水分は、樹木体内に蓄積される。

Figure 4-5-1

#### ①落葉時期の葉( $^{137}\text{Cs}$ の葉から枝・幹への転流)

落葉広葉樹は、冬の休眠に備え、秋には葉より光合成産物や栄養塩を枝や幹に転流する。 $^{137}\text{Cs}$  は、K と似た性質であることから樹体内では栄養塩の動態と同様に移動すると考えられている。転流による生葉の  $^{137}\text{Cs}$  濃度の低下の例として、下比曾調査区の落葉広葉樹(ミズナラ)では、2020/6(春)と 2020/10(秋)、2021/5(春)と 2021/11(秋)(第 3 章 Fig. 3-6-2)には生葉の  $^{137}\text{Cs}$  濃度の差が 1.7 kBq~1.9 kBq、落葉広葉樹(エゴノキ)でも  $^{137}\text{Cs}$  濃度の減少が現れている。

#### ②落葉

生葉より枝・幹に  $^{137}\text{Cs}$  が転流し、その分の  $^{137}\text{Cs}$  濃度が低下した状態で、地表に降下し落葉層として堆積する。

### ③落葉層(落葉層から土壤への<sup>137</sup>Csの移行)

落葉層は、上層より下層の方が<sup>137</sup>Cs濃度は高く、さらにその下にある表層土壤は落葉層より<sup>137</sup>Cs濃度が高い。第3章 Fig. 3-8-2の下比曾調査区では、当年もしくは前年に堆積した落葉層の上層部に比較し、腐植化が進んだ下層部では<sup>137</sup>Cs濃度が高い傾向を示している。また、落葉の<sup>137</sup>Cs抽出試験の結果(Fig. 4-2-5)では、いずれの溶媒を用いた場合でも落葉層の方が土壤より<sup>137</sup>Csの抽出率が高くなっている。落葉層では微生物等による分解が進み、組織に取り込まれていた<sup>137</sup>Cs溶脱しやすくなり、<sup>137</sup>Csの一部が腐植中のカルボキシル基(-COOH)などに結合し、土壤中よりも溶出しやすい状態で存在しているためと考えられる。

### ④土壤層(土壤中の<sup>137</sup>Cs濃度と存在形態)

<sup>137</sup>Cs抽出試験の結果(4-2-3)では、事故直後の土壤では酢酸を含む溶媒により1/3程度の<sup>137</sup>Csが抽出されたのに対し、事故から7年後の土壤では同種の溶媒によって抽出された<sup>137</sup>Csは1%以下に低下しており土壤への<sup>137</sup>Csの固定化が進んでいることが示された。

一方、下比曾調査区の表層(0-5 cm)の土壤の抽出試験結果は、超純水で抽出された<sup>137</sup>Csは微量、塩化カリウムによって抽出された<sup>137</sup>Csは0.3%、シュウ酸で抽出された<sup>137</sup>Csは1.6%である。この画分の土壤中の<sup>137</sup>Cs濃度は100 kBq・kgDW<sup>-1</sup>を越えているので、抽出率(%)は低くても抽出される<sup>137</sup>Csの量はシュウ酸の場合で土壤1kgあたり1 kBqを上回ることになる。シュウ酸や塩化カリウムで抽出される<sup>137</sup>Csは土壤中の粘土鉱物のFESに固定されているものではなく、経根吸収によって植物体内に取り込まれる可能性がある形態のものと考えられる。

### ⑤経根吸収

前述④の通り、樹木の地下部(根)より放出される有機酸(根酸)によって、FESに固定されていない<sup>137</sup>Csが溶脱し経根吸収されている可能性がある。

一方、飯樋、下比曾、蕨平調査区の林床土壤や樹木の<sup>137</sup>Cs濃度の違いは、事故時のfalloutによる土壤の初期濃度の違い(第3章3-5)によるものであるのに加え、土壤化学分析結果(第2章2-3-3)より有機炭素量(土壤有機物量)と離脱しやすい<sup>137</sup>Cs量との相関、CEC量はFES固定化量と相関するものの腐植はその阻害要因となること、加里飽和度は<sup>137</sup>Csと拮抗するK量と相関があること、また地形(傾斜地・窪地)による影響など、それら相互の影響を受け樹木の<sup>137</sup>Cs濃度差が生じることが示唆された。

### ⑥蓄積・滞留(樹体内)

根から吸収された水分、無機塩類などの養分は樹体内部に蓄積される。

#### 4-5-2 落葉による土壌への<sup>137</sup>Cs蓄積量の推定

飯樋，下比曽，蕨平調査区の落葉による単位面積当たりの<sup>137</sup>Csの還流量(Table 4-4-1)と fallout 時の初期の土壌<sup>137</sup>Cs濃度(第3章 Fig. 3-5-3)より，物理的減衰を考慮した各時期の単位面積当たりの土壌<sup>137</sup>Cs蓄積量を Table 4-5-1 に示す。

3調査区で採掘した土壌の<sup>137</sup>Cs蓄積量から試算では，樹冠直下で採取したもので hotspot の可能性もあり<sup>137</sup>Cs濃度より算出する土壌の<sup>137</sup>Cs蓄積量が大きく評価される可能性もあることから，保守的に該当年・月の物理的減衰(第3章 Fig. 3-5-3)の土壌<sup>137</sup>Cs濃度を使用し，各調査区の面積と土壌表層(0-5 cm)のかさ密度を $1.3\text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ と仮定した林床土壌の<sup>137</sup>Cs蓄積量として算出した。

Table 4-5-1 単位面積当たりの林床土壌の<sup>137</sup>Cs蓄積量

調査区	2018年11月	2019年11月	2020年10月	2021年11月	平均
飯樋	276	270	263	257	267
下比曽	663	647	632	616	640
蕨平	663	647	632	616	640

(kBq $\cdot$ m<sup>-2</sup>)

単位面積当たりの土壌<sup>137</sup>Cs蓄積量(Table 4-5-1)と落葉による<sup>137</sup>Cs蓄積量(還流量)(Table 4-4-2)より，土壌<sup>137</sup>Cs蓄積量との比率(%)は，Table 4-5-2 の通りとなる。

Table 4-5-2 落葉による<sup>137</sup>Cs還流量と林床土壌の<sup>137</sup>Cs蓄積量との比率(%)

調査区	2018年11月	2019年11月	2020年10月	2021年11月	平均
飯樋	0.2%	0.3%	0.4%	0.3%	0.3%
下比曽	0.3%	0.6%	0.3%	0.4%	0.4%
蕨平	0.1%	<0.1%	0.3%	0.3%	0.2%

保守的に算出した林床土壌の<sup>137</sup>Cs蓄積量に対する各調査区の落葉による<sup>137</sup>Cs還流量においても比率は0.1%~0.6%の範囲にあり，土壌の<sup>137</sup>Cs蓄積量のおよそ1/167~1/1000である。土壌の<sup>137</sup>Cs蓄積量は，落葉の還流による影響よりも，事故時の初期 fallout によって土壌中に沈着・保持されている<sup>137</sup>Cs蓄積量の方が，はるかに大きいことが示唆されている。

#### 4-5-3 地下部(根)の<sup>137</sup>Cs蓄積量

4-3-6 苗木栽培実験の部位別の重量比と<sup>137</sup>Cs含有量の割合(Fig. 4-3-9~11)より，苗木では既往論文や報告等では評価されてこなかった地下部(根)にも約70~90%の<sup>137</sup>Csが蓄積されていることが明らかとなった。また，第3章 3-10 に記述した草本類でも同様に地下部(根)に<sup>137</sup>Csの蓄積がある(シダ類は約40~80%，被子植物は約30~80%)ことも明らかとなった。

樹木の場合、T/R比 (Top-Root ratio : 地上部重量と地下部重量との比率)は栽培実験で使用した苗木では0.6~0.7であるが、成木では3~4<sup>7)</sup>である。森林では、樹木が森林全体のバイオマス(重量)の大半を占め、その約1/4は地下部(根)である。既往論文・報告等では、樹木の地下部(根)に含まれる<sup>137</sup>Csは評価されてこなかったが、森林全体の<sup>137</sup>Cs蓄積量の評価にあたっては、地下部(根)の<sup>137</sup>Cs蓄積の影響も考慮していく必要がある。(樹木の根系に関しては参考資料9を参照)

#### 4-5-4 落葉広葉樹混交林 落葉広葉樹の<sup>137</sup>Cs循環の様相(まとめ)

ここまでの調査結果や試算にもとづき、落葉広葉樹混交林における落葉広葉樹の<sup>137</sup>Cs循環の様相(概要)を表すと、以下のFig. 4-5-2のようとなる。



Figure 4-5-2

#### 4-6 飯樋，下比曾，蕨平調査区における落葉広葉樹混交林 落葉広葉樹の $^{137}\text{Cs}$ 蓄積量と $^{137}\text{Cs}$ 循環量の推定

飯樋，下比曾，蕨平調査区の落葉広葉樹における各部位の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量の推定するため，森林総研<sup>11,12)</sup>の三ツ石コナラ林における 2018 年から 2021 年までのコナラ(落葉広葉樹)の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量を参考として，部位別分布割合と  $^{137}\text{Cs}$  の単位面積当たりの  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量を算出した。

森林総研で公開しているデータでは，各部位の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量の割合は公開されており，樹木の全蓄積量と各部位の割合(%)より部位別分布割合をあらためて算出した(Table 4-6-1)。

この部位別の割合(%)を参考として，本研究における 3 調査区の樹木の部位別分布割合を推定していく。

Table 4-6-1 森林総研の 2018 年-2021 年までの部位別分布割合を算出

部位/年度	2018 年	2019 年	2020 年	2021 年
①葉	0.4%	0.6%	0.5%	0.4%
$^{137}\text{Cs}$ 蓄積量*	2.2	2.2	2.5	2.12
②枝	0.8%	1.0%	0.9%	0.7%
$^{137}\text{Cs}$ 蓄積量*	4.4	3.7	4.5	3.7
③樹皮	3%	3%	3%	2%
$^{137}\text{Cs}$ 蓄積量*	16.4	11.2	15.1	10.6
④材(心材)	2%	2%	2%	2%
$^{137}\text{Cs}$ 蓄積量*	11.0	7.5	10.8	10.6
⑤落葉層	10.0%	13%	3%	5%
$^{137}\text{Cs}$ 蓄積量*	54.8	48.5	15.1	26.5
⑥土壌	85.0%	80.0%	91.0%	90.0%
$^{137}\text{Cs}$ 蓄積量*	465.8	298.4	458.6	477.0
合計蓄積量*	548±93	373±157	504±93	530±72

(\*の単位は  $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ )

#### 4-6-1 本研究の調査結果に基づいた落葉広葉樹の部位別分布割合の推定

本研究の飯樋，下比曾，蕨平調査区の森林全体での部位別分布割合を，2018 年より 2021 年の調査結果によって得られた樹木(生葉)に関する  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量をもとに，本研究では調査していない部位を Table 4-6-1 の部位別分布割合を参考として算出した。

3 調査区の落葉広葉樹の本数，葉量および立木密度は，岡田ら(2015)<sup>14)</sup>が福島県双葉郡川内村の落葉広葉樹林にて行った調査結果( $1,413 \text{ 本}\cdot\text{ha}^{-1}$ )を参考として，各調査区の面積( $\text{m}^2$ )より推定した。

- ・飯樋調査区 198本 (1,413本×(1,400m<sup>2</sup>÷10,000m<sup>2</sup>(1ha))
- ・下比曾調査区 353本 (1,413本×(2,500m<sup>2</sup>÷10,000m<sup>2</sup>(1ha))
- ・蕨平調査区 283本 (1,413本×(2,000m<sup>2</sup>÷10,000m<sup>2</sup>(1ha))

\*1,413本・ha<sup>-1</sup>：落葉広葉樹の立木密度

\*各調査区の面積 飯樋調査区 : 1,400m<sup>2</sup>  
 下比曾調査区 : 2,500m<sup>2</sup>  
 蕨平調査区 : 2,000m<sup>2</sup>

3調査区的全葉量(葉絶乾重量)は、森林の平均的な葉量(只木ら(1997)<sup>9)</sup>)と3調査区的面積(第2章2-3)より算出すると、以下の通りとなる。

- ・飯樋調査区 0.49ton (490kg) (198本)
- ・下比曾調査区 0.88ton (880kg) (353本)
- ・蕨平調査区 0.70ton (700kg) (283本)

各部位の<sup>137</sup>Cs蓄積量は、生葉の蓄積量よりTable4-6-1①葉の割合(%)をもとに算出した。地下部(根)については調査報告されている事例がなく基礎データがないため、落葉広葉樹の成木の平均的な地上部と地下部の重量比(T/R比=4)より推定し算出した。

本研究における部位別の<sup>137</sup>Cs蓄積量の推定値は以下の通りとなる。

①飯樋, 下比曾, 蕨平調査区の落葉広葉樹(生葉)の<sup>137</sup>Cs蓄積量

飯樋, 下比曾, 蕨平調査区の各年度の落葉広葉樹の11~13種の平均<sup>137</sup>Cs濃度(第3章Fig.3-5-7~9)と全葉量(葉絶乾重量)から、(4.5)式により<sup>137</sup>Cs蓄積量を算出した。

$$\text{算出式)} \quad (\text{各調査区の年度別11~13種の平均}^{137}\text{Cs濃度(kBq}\cdot\text{kg}^{-1})) \times \text{全葉量(kg)} \\ \div \text{各調査区的面積(m}^2) \cdot (4.5)$$

Table 4-6-2 飯樋, 下比曾, 蕨平調査区の落葉広葉樹(生葉)の<sup>137</sup>Cs蓄積量

調査区	2018/11	2019/5	2019/11	2020/6	2020/10	2021/5	2021/11
飯樋	0.6	0.6	0.9	0.9	1.1	0.9	0.7
下比曾	2.3	3.6	4.1	3.2	1.9	1.9	2.2
蕨平	0.7	4.2	0.2	2.2	2.1	2.3	2.0

(kBq・m<sup>2</sup>)

②飯樋，下比曾，蕨平調査区の落葉広葉樹(枝)の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量

①生葉の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量(Table 4-6-2)と，②枝の割合(%)(Table 4-6-1)より推定した。

Table 4-6-3 飯樋，下比曾，蕨平調査区の落葉広葉樹(枝)の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量

調査区	2018/11	2019/5	2019/11	2020/6	2020/10	2021/5	2021/11
飯樋	1.2	1.0	1.5	1.6	2.0	1.6	1.2
下比曾	4.6	6.0	6.8	5.8	3.4	3.3	3.9
蕨平	1.4	7.0	0.3	4.0	3.8	4.0	3.5

( $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ )

③飯樋，下比曾，蕨平調査区の落葉広葉樹(樹皮)の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量

①生葉の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量(Table 4-6-2)と，③樹皮の割合(%)(Table 4-6-1)より推定した。

Table 4-6-4 飯樋，下比曾，蕨平調査区の落葉広葉樹(樹皮)の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量

調査区	2018/11	2019/5	2019/11	2020/6	2020/10	2021/5	2021/11
飯樋	4.5	3.0	4.5	5.4	6.6	4.5	3.5
下比曾	17.3	18.0	20.5	19.2	11.4	9.5	11.0
蕨平	5.3	21.0	1.0	13.2	12.6	11.5	10.0

( $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ )

④飯樋，下比曾，蕨平調査区の落葉広葉樹(材\*)の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量

①生葉の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量(Table 6-7-2)と④材の割合(%)(Table 4-6-1)より推定した。

\*「材」とは，心材・辺材の合計を示す。

Table 4-6-5 飯樋，下比曾，蕨平調査区の落葉広葉樹(材)の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量

調査区	2018/11	2019/5	2019/11	2020/6	2020/10	2021/5	2021/11
飯樋	3.0	2.0	3.0	3.6	4.4	4.5	3.5
下比曾	11.5	12.0	13.7	12.8	7.6	9.5	11.0
蕨平	3.5	14.0	0.7	8.8	8.4	11.5	10.0

( $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ )

⑤飯樋，下比曽，蕨平調査区の落葉広葉樹 地下部(根)の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量

地上部(①生葉～④材)の合計の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量と落葉広葉樹の成木の平均的な T/R 比=4 (地上部の 1/4)より推定した。

Table 4-6-6 飯樋，下比曽，蕨平調査区の落葉広葉樹 地下部(根)の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量

調査区	2018/11	2019/5	2019/11	2020/6	2020/10	2021/5	2021/11
飯樋	2.3	1.7	2.5	2.9	3.5	2.9	2.2
下比曽	8.9	9.9	11.3	10.3	6.1	6.1	7.0
蕨平	2.7	11.6	0.6	7.1	6.7	7.3	6.4

( $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ )

⑥飯樋，下比曽，蕨平調査区の落葉層の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量

⑦土壌(深度 0-30 cm)の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量( $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ )(第 3 章 Table 3-4-2)と⑤落葉層の割合(%)(Table 4-6-1)より推定した。

Table 4-6-7 飯樋，下比曽，蕨平調査区の落葉層の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量

調査区	2018/11	2019/5	2019/11	2020/6	2020/10	2021/5	2021/11
飯樋	119.3	194.7	117.3	33.5	26.9	19.8	73.0
下比曽	1,686.6	729.9	1,325.3	85.8	78.0	673.4	173.5
蕨平	598.7	449.0	830.2	49.2	59.0	140.9	213.0

( $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ )

⑦飯樋，下比曽，蕨平調査区の土壌(深度 0-30 cm)の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量

2018 年から 2021 年までの土壌(深度 0-30 cm)の実測値に基づき算出した。

Table 4-6-8 各調査区の土壌の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量

調査区	2018/11	2019/5	2019/11	2020/6	2020/10	2021/5	2021/11
飯樋	994	1,217	733	1,115	897	330	1,217
下比曽	14,055	4,562	8,283	2,895	2,599	11,223	2,892
蕨平	4,989	2,806	5,189	1,639	1,967	2,348	3,550

( $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ )

#### 4-6-2 2018～2021年の飯樋，下比曾，蕨平調査区の落葉広葉樹の部位別<sup>137</sup>Cs蓄積量と落葉層，土壤層の<sup>137</sup>Cs蓄積量の推移

4-6-1の①～⑦の推定に基づく，飯樋，下比曾，蕨平調査区における落葉広葉樹の部位別，落葉層，土壤層の<sup>137</sup>Cs蓄積量の経時的変化は，以下の通りとなる。

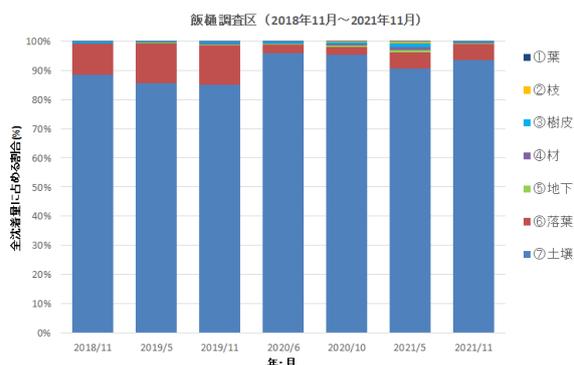


Figure 4-6-1 飯樋調査区  
落葉広葉樹(地上部，地下部)，落葉層，  
土壤の<sup>137</sup>Cs蓄積量の推移

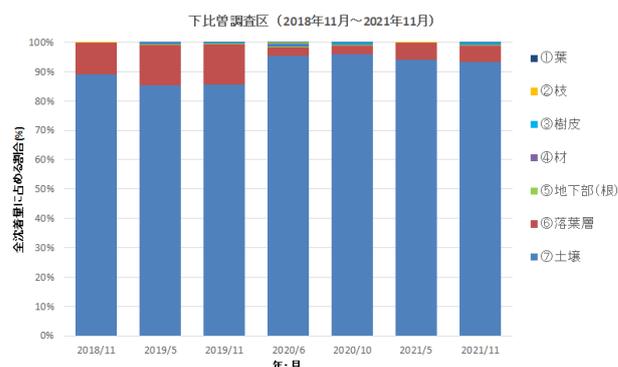


Figure 4-6-2 下比曾調査区  
落葉広葉樹(地上部，地下部)，落葉層，  
土壤の<sup>137</sup>Cs蓄積量の推移

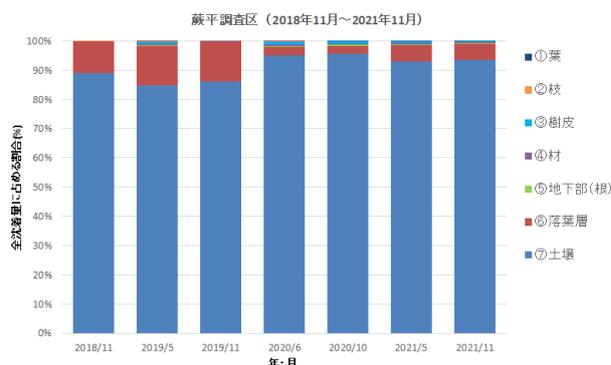


Figure 4-6-3 蕨平調査区  
落葉広葉樹(地上部，地下部)，落葉層，  
土壤層の<sup>137</sup>Cs蓄積量の推移

飯樋，下比曾，蕨平調査区の落葉広葉樹林では，いずれも樹木内の<sup>137</sup>Cs蓄積量と比較して，落葉層や土壤の<sup>137</sup>Cs蓄積量が数倍～数10倍となっている。2018年から2021年の<sup>137</sup>Cs蓄積量を見ると，全体に占める割合のほとんどが土壤層(約85%～94%)であり，次の落葉層でも10%程度である。また，落葉広葉樹(地上部，地下部)の<sup>137</sup>Cs蓄積量が全体に占める割合は，さらに落葉層よりも少ない。

一方，樹木の部位別では，既往論文ではほとんど調査・報告されていなかった地下部(根)にも，成木であれば樹木全体の1/4程度の<sup>137</sup>Cs蓄積量があると推測さ

れる。生葉の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量は樹木全体の数%であり、また落葉によって土壤に還流される  $^{137}\text{Cs}$  量は落葉層に蓄積している  $^{137}\text{Cs}$  の 1%未満である。

落葉広葉樹では、秋の落葉時期には葉に蓄積された  $^{137}\text{Cs}$  の一部が転流によって樹体内に回収され、春には、再び枝・樹皮・材から新芽に供給される循環がある。

林床土壌中には、水では抽出されないもののシュウ酸など根酸を模擬した溶媒で抽出される  $^{137}\text{Cs}$  が 1%程度存在しており、そのような化学形態で存在している  $^{137}\text{Cs}$  は経根吸収により樹木に吸収される可能性がある。また、原発事故直後は土壌中の経根吸収可能な  $^{137}\text{Cs}$  量が多く、春先で K などの栄養塩を要求する時期でもあったため、事故直後に大量の  $^{137}\text{Cs}$  が落葉広葉樹に吸収され、その大部分が現時点まで樹体内に蓄積しているものと考えられる。落葉層には根酸を模擬した溶媒で抽出される化学形態の  $^{137}\text{Cs}$  が土壤層より多く存在しており、現時点でも植物と土壤への  $^{137}\text{Cs}$  の供給源になっていると考えられる。

これらの結果から、原発事故後 10 年が経過した時点における 3 調査区の落葉広葉樹混交林における  $^{137}\text{Cs}$  の循環の様相は、全体のほとんどが土壤に蓄積・定着し、数%が樹体内に保持され、落葉による土壤への  $^{137}\text{Cs}$  還元量(循環量)は 1%未満であると結論付けられる。

#### 4-6-3 常緑針葉樹の $^{137}\text{Cs}$ の循環

常緑針葉樹では、落葉広葉樹と性質の違いから循環の様相は異なってくる。

常緑針葉樹の葉は、養分の貯蔵機能をもつ柔組織が発達し養分の多くは葉に蓄えられている。また、常緑針葉樹は落葉広葉樹のような秋の落葉と春の新芽の発生のようなサイクルはなく、転流や発芽期の養分の大量吸収のような生理作用は見られない。

事故当初の 2011 年 3 月では、常緑針葉樹は落葉しないため葉が残っており、葉や枝に付着した fallout により、落葉広葉樹と比べて  $^{137}\text{Cs}$  濃度が高濃度になったと考えられる。常緑針葉樹は数年で古い葉が落葉となり地表に降下しているため、 $^{137}\text{Cs}$  濃度は時間の経過とともに指数関数的に減少している一方で、落葉層・土壤層は相対的に濃度が高くなっている。3 調査区の常緑針葉樹は、原発事故より 7 年以上経過しており、生葉の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は低下している状態と考えられる。

樹木の生葉(飯樋, 下比曾, 蕨平の各調査区)(第 3 章 3-6-1)の  $^{137}\text{Cs}$  濃度( $\text{Bq}\cdot\text{kg DW}^{-1}$ ) 蕨平調査区・アカマツの例では、落葉広葉樹より  $^{137}\text{Cs}$  濃度が低い傾向であり季節的な変動もほとんど見えていない。

飯樋, 下比曾, 蕨平調査区の落葉広葉樹混交林では常緑針葉樹の全体に占める割合は 1 割程度であることから、常緑針葉樹による森林全体の  $^{137}\text{Cs}$  循環に対する影響は、ほとんどないと考えられる。

4-7 既往論文および本研究の飯舘村・3 調査区の落葉広葉樹混交林における  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量

4-7-1 川俣町，川内村，飯舘村(飯樋，下比曾，蕨平)の各調査区の落葉広葉樹混交林における  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量

恩田らによるレビュー<sup>12),13)</sup>の落葉広葉樹林における 2018 年の経時的な  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量と森林総研の川内村上川内(三ツ石)，および本研究の 3 調査区(飯樋，下比曾，蕨平調査区)の落葉広葉樹混交林の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量を Table 4-7-1 に，グラフ化したものを Fig. 4-7-1 に，全蓄積量に対する各層の割合(%)を Fig. 4-7-2 に示す。

Table 4-7-1 恩田らによるレビューおよび森林総研・上川内(三ツ石)の落葉広葉樹コナラ林コナラと本研究の各調査区の蓄積量の比較

落葉広葉樹林 (調査年)	恩田ら 落葉広葉樹 コナラ(川俣 町)	森林総研 コナラ林 コナラ (三ツ石)	本研究 (飯舘村)		
	2018 年	2018 年	飯樋調査区 2018 年～ 2021 年 平均	下比曾調査区 2018 年～ 2021 年 平均	蕨平調査区 2018 年～ 2021 年 平均
① 葉+枝	32 (9%)	2.2 (0.4%)	2.3 (0.2%)	7.6 (0.1%)	5.4 (0.2%)
② 外樹皮， 幹材	45 (30+15) (12%)	27 (16+11) (5%)	8.0 (4.6+3.4) (0.8%)	26.4 (15.3+11.2) (0.4%)	18.8 (10.7+8.1) (0.5%)
③ 地下部(根)	—	—	2.6 (0.3%)	8.5 (0.1%)	6.1 (0.2%)
④ 落葉層	25 (7%)	55 (10%)	84 (8.1%)	679 (9.2%)	334 (9.3%)
⑤ 土層	274 (73%)	465 (85%)	929 (90.6%)	6,644 (90.2%)	3,213 (89.8%)
合計	376	548	1,025	7,366	3,577

(kBq・m<sup>-2</sup>)

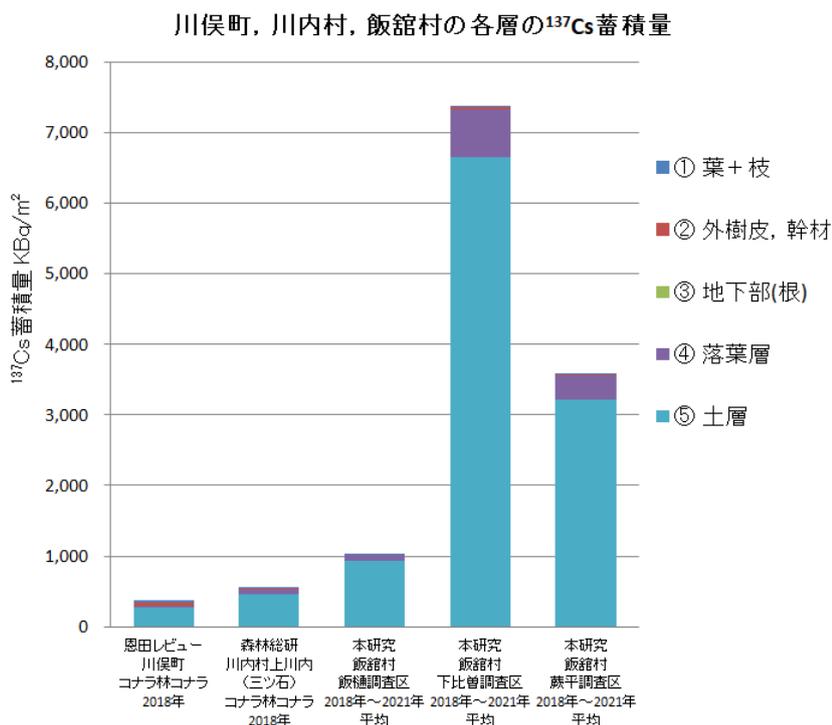


Figure 4-7-1 川俣町(恩田らのレビュー), 川内村(森林総研), 飯館村(飯樋, 下比曽, 蕨平調査区)の各層の <sup>137</sup>Cs 蓄積量

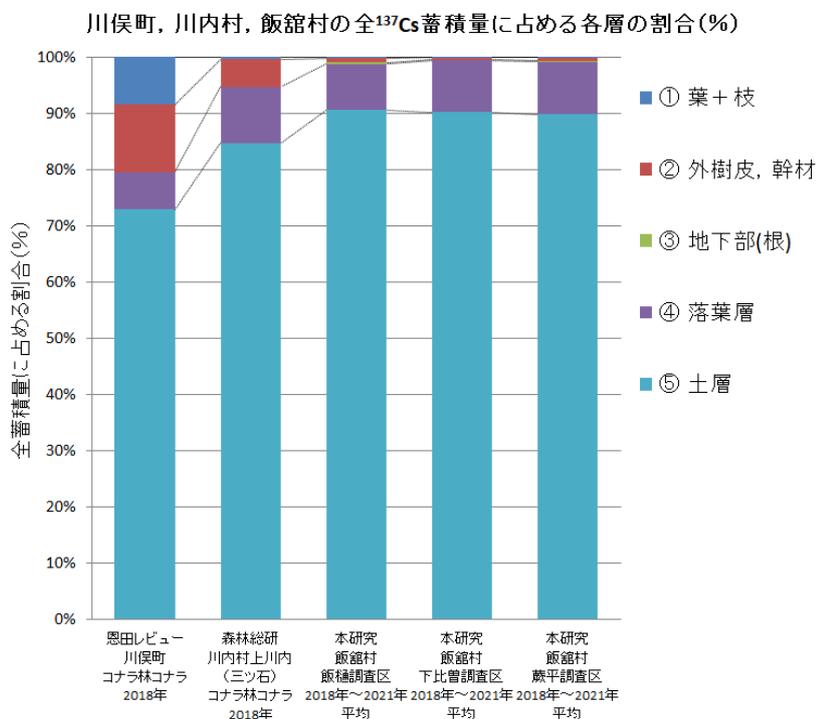


Figure 4-7-2 川俣町(恩田らのレビュー), 川内村(森林総研), 飯館村(飯樋, 下比曽, 蕨平調査区)の全 <sup>137</sup>Cs 蓄積量に占める各層の割合(%)

#### 4-7-2 川俣町, 川内村, 飯舘村(飯樋, 下比曾, 蕨平)の各調査区の落葉広葉樹混交林における $^{137}\text{Cs}$ 蓄積量の比較結果

恩田らのレビューおよび森林総研の調査林・樹種は, 落葉広葉樹のコナラ林コナラ (*Quercus serrata*)である。本研究の調査林・樹種は, 3 調査区において個別に調査した落葉広葉樹 11~13 種(第 3 章 3-4)の平均値である。

##### ・川俣町, 川内村の 2018 年の土層 (⑤土層)と飯樋, 下比曾, 蕨平調査区(2018 年~2021 年平均)の $^{137}\text{Cs}$ 蓄積量との比較

恩田らのレビューの調査区は福島県伊達郡川俣町の管理林, 森林総研は福島県双葉郡川内村の管理林である。川俣町は, 本研究の調査区, 福島県相馬郡飯舘村の西側に隣接する位置関係にあるが, 帰還困難地域に指定されたことはなく,  $^{137}\text{Cs}$  の初期沈着量は飯舘村と比較して低かったと考えられる(第 1 章 Fig. 1-2-1)。

川内村は, 東京電力福島第一原子力発電所の南南西に位置し, 同様に帰還困難地域に指定されたことはなく  $^{137}\text{Cs}$  の初期沈着量は飯舘村と比較して低かったと考えられる(第 1 章 Fig. 1-2-1)。

原発事故より 7 年後の 2018 年における林床土壌への  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量は, 川俣町のコナラ林の  $274 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ , 川内村のコナラ林の  $465 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$  に対して, 飯舘村飯樋調査区は  $929 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ , 下比曾調査区は  $6,644 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ , 蕨平調査区は  $3,213 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$  であり, 約 3.4 倍~24 倍の違いがある。

##### ・川俣町, 川内村の 2018 年の葉・枝(①葉+枝)と飯樋, 下比曾, 蕨平調査区(2018 年~2021 年平均)の $^{137}\text{Cs}$ 蓄積量との比較

川俣町のコナラ林の葉・枝の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量  $32 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$  に対して, 飯樋調査区は  $2.3 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ , 下比曾調査区は  $7.6 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ , 蕨平調査区は  $5.4 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$  であり, 約  $1/14\sim 1/4$  となり飯舘村の 3 調査区の方が低い値となっている。

川内村のコナラ林の葉・枝の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量は,  $2.2 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$  で飯樋調査区に比較的近い。

##### ・川俣町, 川内村の 2018 年の外樹皮・幹材(②外樹皮, 幹材)と飯樋, 下比曾, 蕨平調査区(2018 年~2021 年平均)の $^{137}\text{Cs}$ 蓄積量

川俣町のコナラ林の外樹皮・幹材の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量  $45 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$  に対して, 飯樋調査区は  $8.0 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ , 下比曾調査区は  $26.4 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ , 蕨平調査区は  $18.8 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$  であり, 約  $1/6\sim 1/2$  となり葉・枝と同じく飯舘村の 3 調査区の方が低い値となっている。川内村は  $27 \text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$  で, 下比曾調査区に比較的近い。

・地下部(根)

恩田らのレビュー，そのレビュー対象となったその他の既往論文においても地下部(根)を調査した事例がないため，比較することはできない。

・川俣町，川内村の2018年の落葉層(④落葉層)と飯樋，下比曾，蕨平調査区(2018年～2021年平均)の $^{137}\text{Cs}$ 蓄積量の比較

川俣町のコナラ林の落葉層の $25\text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ に対して，飯樋調査区は $84\text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ ，下比曾調査区は $679\text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ ，蕨平調査区は $334\text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ であり，約3.3倍～27倍の範囲で高い値となっている。一方，川内村は $55\text{ kBq}\cdot\text{m}^{-2}$ で，3調査区は約1.5倍～12倍である。

恩田らのレビューと森林総研は前述の通り，管理された二次林の落葉広葉樹林であるのに対して，本研究の調査対象は民家に近いが長年放置されてきた自然林(雑木林)である。

両者は， $^{137}\text{Cs}$ 初期沈着量の違いや地形・地質など環境の違いがあるため，単純に比較することは難しいが，恩田らのレビュー 川俣町のコナラ林(管理林)では本研究の3調査区(飯樋，下比曾，蕨平)と比較して土壌や落葉層への $^{137}\text{Cs}$ の蓄積量が少ないにもかかわらず，樹体内の $^{137}\text{Cs}$ 蓄積量は多くなっている。

一方，森林総研の川内村上川内(三ツ石)は，土壌の $^{137}\text{Cs}$ 蓄積量は比較して低いものの，樹体への $^{137}\text{Cs}$ の蓄積量は比較的近い値である。

このことから，同じ福島県内においても，諸条件( $^{137}\text{Cs}$ 初期沈着量，地形・地質，森林の面積，あるいは構成している樹種など)が異なれば，樹木の $^{137}\text{Cs}$ 蓄積量も異なってくることが示されている。

#### 4-8 小 括

##### $^{137}\text{Cs}$ 抽出試験の結果

- ・ 3 調査区の林床土壌を用いた  $^{137}\text{Cs}$  抽出試験の結果、 $^{137}\text{Cs}$  抽出率(%)は原発事故初の土壌を用いた抽出試験の結果と比較して大きくに減少していた。原発事故より 7 年経過した調査区の林床土壌では、土壌への  $^{137}\text{Cs}$  の固定・固着化が進んでいることが示された。
- ・ 落葉の  $^{137}\text{Cs}$  抽出試験の結果、抽出された  $^{137}\text{Cs}$  濃度は土壌よりも高い傾向にあった。落葉層からは腐植によりその組織から徐々に土壌層(表層部)に  $^{137}\text{Cs}$  が供給され続けていることが示唆された。
- ・ 根酸を模した有機酸による土壌と落葉の  $^{137}\text{Cs}$  抽出試験の結果では、数%の抽出率であるが  $^{137}\text{Cs}$  の抽出は可能であった。植物の根より放出される根酸によって植物が吸収可能な  $^{137}\text{Cs}$  の溶存態量が増加している可能性が考えられる。

これらのことから、落葉広葉樹混交林では原発事故から 7 年経過後においても、落葉・落枝(litterfall)から  $^{137}\text{Cs}$  が溶脱し土壌に供給され続けていること、土壌中では固定・固着化が進んでいる状況においても、根酸などによって土壌から  $^{137}\text{Cs}$  が溶脱し植物が吸収可能な  $^{137}\text{Cs}$  溶存態量が増加する可能性があること、それらは、ほぼ経根吸収によって樹木の体内に取り込まれている様相がうかがえる。

##### 苗木栽培実験

原発事故当初における土壌中の  $^{137}\text{Cs}$  固定化等の諸条件は違うものの、調査区の土壌を用いて、その土壌から非汚染状態の苗木が  $^{137}\text{Cs}$  を経根吸収し、樹体内の  $^{137}\text{Cs}$  濃度が上昇していく様相を明らかにできた。

また、落葉広葉樹、常緑針葉樹、常緑広葉樹の 3 種を同一条件にて同時に栽培したことによって、樹種間の相違を明らかにすることができた。特に落葉広葉樹では、落葉前後の葉よりの転流による  $^{137}\text{Cs}$  濃度の減少を確認できた。

さらに、既往論文では、調査や評価されてこなかった地下部(根)についても、 $^{137}\text{Cs}$  が吸収・蓄積されている様相を明らかにできた。

原発事故から 1 年後の森林バイオ研究センター・郡山市の圃場の土壌による栽培実験と、原発事故後 7 年経過し土壌への固定・固着化が進んでいると考えられる飯館村下比曾調査区の林床土壌とを比較し、樹木の移行係数( $TF$ )にはほとんど差が見られなかったことから、原発事故から 1 年後には、土壌中の  $^{137}\text{Cs}$  は大部分が固定・固着化されていたことが示唆された。

#### 落葉広葉樹混交林における $^{137}\text{Cs}$ の循環の様相

- ・落葉広葉樹は、落葉時に栄養分の回収(枝・幹などへの転流)が起こり、 $^{137}\text{Cs}$  濃度が低下した状態で地表に落下する。翌年には、新芽に枝・幹より回収されていた栄養分が供給(枝・幹などからの転流)される。その循環によって、葉の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は、低下しにくい状態が継続している。
- ・既往論文では調査・報告例がほとんどなかった樹木の地下部(根)にも、樹木全体の 1/4 程度の蓄積があることが推定される。森林全体では樹木が占める重量(バイオマス)の割合は大きく、樹木の地下部(根)は、森林内における  $^{137}\text{Cs}$  の循環にも影響を与えていると考えられる。
- ・調査期間の 2018 年から 2021 年の 4 年間では、森林における  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量のほとんどが土壌に蓄積・定着しており、落葉層は 10% 前後、地下部(根)を含む樹体内には数%保持され、落葉による土壌への  $^{137}\text{Cs}$  還元量(循環量)は 1% 未満である。

#### 第4章 参考文献

- 1) 平館俊太郎,“根から分泌される有機酸と土壌の相互作用”,土壌による吸着反応と有機酸による溶解反応,*化学と生物*,**37**,7,pp.454~459,(1999).  
<https://doi.org/10.1271/kagakutoseibutsu1962.37.454>
- 2) 山口紀子,高田裕介,林健太郎,石川 寛,倉俣正人,江口定夫,吉川省子,坂口 敦,朝田景,和穎朗太,牧野知之,赤羽幾子,平館俊太郎,“土壌-植物系における放射性セシウムの挙動とその変動要因”,*農業環境技術報告*,**31**, pp.75-129, (2012).  
<https://www.naro.affrc.go.jp/archive/niaes/sinfo/publish/bulletin/niaes31-2.pdf>
- 3) A.Takeda,H.Tsukada,Y.Takaku,S.Hisamatsu,J.Inaba, and M.Nanzyo,“ Extractability of major and trace elements from agricultural soils using chemical extraction methods : Application for phytoavailability assessment.”, *Soil Science and Plant Nutrition*.**52**.4, pp.406-417,(2006).<https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2006.00066.x>
- 4) 山口紀子,江口定夫,池羽正晴,藤原英司,牧野知之,谷山一郎,“放射性物質沈着初期の農地土壌からの放射性セシウムの抽出”,*農業環境技術研究所報告*,**34**,3, pp.29-32,(2015). <http://doi.org/10.24514/00003008.ISSN 09119450>
- 5) 日本土壌肥料学会 土壌・農作物等への原発事故影響 WG,“原発事故関連情報(5):セシウム(Cs)の植物移行とそのメカニズム”,*原発事故・津波関連情報*,2011年5月18日掲載. <https://jssspn.jp/info/nuclear/cs-1.html>.
- 6) P.Hurtevent,F.Coppin,M.A.Gonze,P.Calmon,K.Nanba,Y.Onda, and Y.Thiry,“How knowledge on K and <sup>133</sup>Cs biocycling can be used to estimate <sup>137</sup>Cs root uptake in Japanese cedar stands contaminated by the Fukushima Fallouts.”,*Pesquisa Florestal Brasileira Brazilian Journal of Forestry Research*,**39**, e201902043,p768,(2019).  
<http://dx.doi:10.4336/2019.pfb.39e201902043>.
- 7) 国立環境研究所地球システム領域地球環境研究センター,“日本国温室効果ガスインベントリ報告書2022年”,温室効果ガスインベントリオフィス(GIO)編,環境省地球環境局総務課脱炭素社会移行推進室監修,2022年4月発行.  
<https://www.cger.nies.go.jp/ja/activities/supporting/publications/report/index>.  
ISSN 2434-5679,CGER-I160-2022

- 8) 石井克明,谷口亨,小長谷賢一,“樹木苗木によるセシウム吸収量の違い”,*森林総合研究所林木育種センター年報(Web)*,2013年10月発行. JST 資料番号:U0442A,ISSN:2187-8722.
- 9) 只木良也,“ことわざの生態学—森・人・環境考”,丸善出版,(2020).  
ISBN-4621304887,9784621304884
- 10) T.Nishikiori,M.Watanabe,M.K.Koshikawa,K.Watanabe,S.Yamamura, and S.Hayashi,“<sup>137</sup>Cs transfer from canopies onto forest floors at Mount Tsukuba in the four years following the Fukushima nuclear accident.”,*Science of Total Environment*,**659**,1,pp.783–789,(2019).  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.359>
- 11) 林野庁,“令和2年度 森林内の放射性物質の分布状況調査結果について”,  
(別添1)【調査1】令和2(2020)年度森林内の放射性セシウムの分布状況調査結果について. <https://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jyosen/attach/pdf/210316-2.pdf>
- 12) 林野庁,“令和2年度 森林内の放射性物質の分布状況調査結果について”,  
(別添2)【調査2】令和2(2020)年度帰還困難区域とその隣接区域の森林に存在する放射性セシウムの調査結果について.  
<https://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jyosen/attach/pdf/210316-3.pdf>
- 13) Y.Onda,K.Taniguchi,K.Yoshimura,H.Kato,J.Takahashi,Y.Wakiyama,F.Coppin, and H.Smith,“Radionuclides from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant in terrestrial systems.”*Nature Reviews Earth and Environment*,**1**, pp.644-660, (2020).  
<https://doi.org/10.1038/s43017-020-0099-x>
- 14) 国立大学法人筑波大学,国立研究開発法人日本原子力研究開発機構,国立大学法人,福島大学,国立研究開発法人科学技術振興機構,“福島第一原発事故で放出された放射性物質の陸域環境中での動き”,国立研究開発法人日本原子力研究開発機構 研究開発成果関連(2020年),2020年10月28日.  
<https://www.jaea.go.jp/02/press2020/p20102801/>
- 14) 岡田直紀,中井渉,大橋伸太,田中厚志,“アカマツ林と落葉広葉樹林における林冠から林地への放射性セシウムの移行”,*日本森林学会誌*,**97**,1,pp57-62,(2015).  
<https://doi.org/10.4005/jjfs.97.57>

## 第5章 結 論

1. 原発事故より10年経過している現在(2021年)においても、居住区周辺にあるものの人手が入らず長年放置された自然林(落葉広葉樹混交林)では、林床土壌や樹木の生葉より高濃度の $^{137}\text{Cs}$ が検出されている要因

飯舘村の飯樋・下比曾・蕨平調査区の比較調査の結果、林床土壌の $^{137}\text{Cs}$ 濃度には高・低の相違があった。また、事故初期(fallout時)の $^{137}\text{Cs}$ 初期沈着量を推定し、その自然減衰と各調査区の林床土壌の実測値を比較した結果、いずれも高い傾向にあった。これらの要因として、3調査区では地形による影響が示唆された。

傾斜地は雨水などによる $^{137}\text{Cs}$ 溶存態や懸濁態の流出により、事故初期より比較的低い $^{137}\text{Cs}$ 蓄積量が維持され、窪地では周辺部より流入と滞留によって事故初期より比較的高い $^{137}\text{Cs}$ 蓄積量が維持されている可能性が示唆された。

土壌化学分析、CEC(陽イオン交換容量)の分析結果より、FESは土壌中に十分にあり $^{137}\text{Cs}$ の固定化の要因となっている一方、土壌有機物やアロフェン、イモゴライト(非雲母由来)など土壌中には $^{137}\text{Cs}$ の固定が弱く離脱しやすい成分も存在し、その量の多・少によって樹木の生葉の $^{137}\text{Cs}$ 濃度に影響を与えていることが示唆された。

飯舘村の飯樋・下比曾・蕨平調査区に共通する落葉広葉樹と常緑針葉樹の $^{137}\text{Cs}$ 濃度に関する比較的長期の継続的な調査とその比較によって、これらの3調査区における樹木(生葉)の $^{137}\text{Cs}$ 濃度の多・少の違いは、その地形や地質が影響を与えていることが示唆された。

2. 居住区周辺にあるものの人手が入らず長年放置された自然林(落葉広葉樹混交林)における $^{137}\text{Cs}$ 循環の様相

林床土壌の $^{137}\text{C}$ 抽出試験の結果、イオン交換性(KCI)および根酸相当の有機溶媒を使用した場合の抽出率(%)はいずれも3%以下となり、既往調査における原発事故当初の土壌を使用した抽出試験の結果(24~45%)よりも低かったことから事故より7年後では $^{137}\text{C}$ の土壌への固定化が進んでいることを確認できた。

また、落葉による抽出試験の結果は林床土壌よりも高く、落葉から土壌へ $^{137}\text{C}$ が供給されていることが示唆された。

苗木栽培実験では、このような $^{137}\text{Cs}$ の固定化が進んだ土壌よりも $^{137}\text{C}$ を経根

吸収していることが確認され、3調査区の樹体内の $^{137}\text{C}$ の蓄積に影響を与えていることが示唆された。また、落葉広葉樹の葉からの転流により落葉の $^{137}\text{C}$ 濃度が低下していることも確認された。

苗木の部位別の $^{137}\text{Cs}$ 含有量の調査では、地下部(根)にも蓄積されていることが明らかとなった。既往論文では、調査・報告されてこなかった地下部(根)への蓄積は、森林内の全体の $^{137}\text{Cs}$ 蓄積量にも影響を与えると考えられ、今後再評価が必要なることが示唆された。

第1章から第4章までの結果を参考とし、本研究において調査対象とした居住区周辺にあるものの人手が入らず長年放置された自然林(雑木林)、落葉広葉樹混交林、特に落葉広葉樹が優占種となっている混交林における $^{137}\text{Cs}$ 循環の様相を推測すると以下ようになる。

- ・落葉広葉樹では、落葉前の葉よりの栄養素の転流により $^{137}\text{Cs}$ も樹体内に回収され、翌年には新芽に供給される循環を繰り返すため、葉および樹体の $^{137}\text{Cs}$ 濃度はほとんど低下しない。
- ・森林全体の $^{137}\text{Cs}$ 蓄積量では、土壌に蓄積・保持が最も多く90%以上である。樹木の体内には数%が蓄積され、落葉として循環するものは1%前後である。
- ・既往論文では、ほとんど調査されてこなかった樹木の地下部(根)にも、 $^{137}\text{Cs}$ の蓄積があり、森林内の $^{137}\text{Cs}$ 循環に影響を与えていることが示唆された。

### 3. 落葉広葉樹と常緑針葉樹の $^{137}\text{Cs}$ 蓄積量の経時的变化の違い

本研究の目的の1つとしていた恩田ら(2021)のレビュー(第1章)の落葉広葉樹と常緑針葉樹の $^{137}\text{Cs}$ 蓄積量の経時的な変化の違いの解明については、落葉広葉樹と常緑針葉樹の生活スタイルの違いによるものであることが明らかとなった。

スギ・アカマツなどの常緑針葉樹は、事故当時、葉が繁茂していたため fallout を多くトラップし、経皮吸収によっても $^{137}\text{Cs}$ 蓄積量は急速に高まってしまった。

しかし、葉の寿命は3~5年程度と考えられており、事故当時に $^{137}\text{Cs}$ 蓄積量が高まった葉は、数年後には落葉し始め新葉と生え変わり、葉全体の $^{137}\text{Cs}$ 蓄積量は数年後から指数関数的に急速に減少していった。

一方の落葉広葉樹の $^{137}\text{Cs}$ 蓄積量の経時的变化がほとんどない理由は前述の通りである。落葉広葉樹と常緑針葉樹の $^{137}\text{Cs}$ 蓄積量の経時的な変化の違いは、その生活スタイルの違いにより相違が生じたものと推測される。

## ・今後の展望

### 1. 既往論文における森林全体での $^{137}\text{Cs}$ 蓄積量の地下部(根)の評価について

既往論文では、主に地上部(葉, 枝, 表皮, 心材・辺材)の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量をもとに森林全体の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量の評価してきた経緯がある。本研究では、地下部(根)にも  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量があることが明らかとなったが、地下部(根)の調査は、実作業(掘起し等)の難しい作業が伴うこともあり過去行われてこなかった可能性がある。

しかし、成木では樹木の重量の約 1/4 を占める地下部(根)は、森林全体の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量にも影響を与えると考えられることから、今後は調査対象としていくことが望ましいと考えられる。

### 2. 樹木の $^{137}\text{Cs}$ 濃度と地形・地質(土壌化学成分)との関連性について

本研究では、樹木の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は、傾斜地や窪地(湿性)などの地形の影響とともに、CEC,加里飽和度,有機炭素含有量などの土壌化学成分量との関連性もあることが分かってきた。既往研究では、異なる地形・地質における樹木の調査と土壌調査とその実測値,土壌化学成分の分析結果との関係性をそれぞれ結び付け,全体的に評価した事例は国内ではほとんどなく,チョルノービリ(チェルノブイリ)原発事故関連の調査・報告に一部ある程度である。

土壌中の FES や土壌表層部への固定化については着目されてきたが,複数の特徴のある地形・地質(各調査区),共通する樹種での比較調査,土壌化学分析との組み合わせになどによって,調査区間の土壌や樹木の  $^{137}\text{Cs}$  濃度差の特徴を明らかにすることができたことから,今後同様の研究においては,このような複数の観点から検討を加えることを解明の手法の一つとして,同様の研究に対しての一助となれば幸いである。

## ・その他

落葉広葉樹混交林では,樹木に吸収された  $^{137}\text{Cs}$  は落葉によって再び土壌に還元(循環)される。これは,森林内の物質循環に放射性物質が入り込んでしまったためである。

森林の除染対策では, $^{137}\text{Cs}$  の蓄積量が多い落葉の除去が過去に試されたこともあったが,その後,森林内では  $^{137}\text{Cs}$  は循環・固定化され外部への流出はほとんどないと考えられ,森林の生態系・環境保全の観点から,その後の落葉の除去による除染作業はほとんど行われていない。森林からの放射性セシウムの流出は極めて少ないとの既往論文・報告もあり,森林内で  $^{137}\text{Cs}$  は循環し固定化されている限りではリスクは少ないとの見方もある。しかし,樹木は森林に占めるバイオマスが最も大きく,森林内での放射性セシウムの固定化は大きな問題であり森林より受ける生態系サービスは機能しなくなっている。

$^{137}\text{Cs}$  の自然減衰(物理的減衰)は、理論上その半減期は約 30 年であり、現在、事故後 11 年で 1/3 を経過したのみである。0 に近づくには 200 年以上を要する。森林の国土に占める面積は 67% もあり、その対応の困難さを物語っている。既往論文でも指摘されていた通り、森林では長期的な滞留・循環が今後とも続くと考えられる。

一方では、樹木の  $^{137}\text{Cs}$  吸収を減容化させる研究や技術も進んでおり、森林より供給されるサービス(木材や食料の供給など)については、徐々にその関連産業の回復の兆しも見えてきている。

以 上

・研究課題

本研究では、いくつかの課題が明らかとなり今後の研究課題としたい。以下、に課題を整理した。

①サンプル数について

基本的なサンプル数を3として調査を進めてきたが、バラツキ、標準偏差が大きかったことは否めない。また、樹木については同種であっても直下の土壌<sup>137</sup>Cs濃度の影響や樹齢を含む個体差の影響も否定できない。しかし、一方では<sup>137</sup>Cs濃度の土壌中での局所化(hotspot/microspot化)が進んでいたことも分かってきた。

サンプル数を増加させることは、分散を縮小・収束化する方向に向かうが、採取には相応の労力が発生する。調査区の代表値により近づけるようなサンプリング方法を模索する必要があり今後の研究課題としたい。

②常緑広葉樹の<sup>137</sup>Cs濃度の経年変化

常緑広葉樹は、既往論文でも調査対象とした事例がほとんどなく、基礎データが少ないため比較検証が難しく、常緑広葉樹を今後の研究課題としたい。

③統計的な分析手法

調査結果のグラフ化により、その傾向を一定程度分析することは出来たが、地形・地質、樹種などの要素が複雑に絡み合い、どの要素が最も樹木の<sup>137</sup>Cs濃度に影響を与えているかの分析までには至っていない。重回帰分析や他の統計分析などや多変量解析手法などを活用し、より分析を進めることとともに、より多くのデータを収集することも必要と考えられ今後の研究課題としたい。

以 上

## 付録 (参考資料)

### 1. 放射線防護・被曝量

環境省では、放射線防護の考え方として「外部被ばくの低減三原則」を示している。以下の三原則である。

- ① 離れる(距離)
- ② 間に重いものを置く(遮蔽)
- ③ 近くにいる時間を短く(時間)

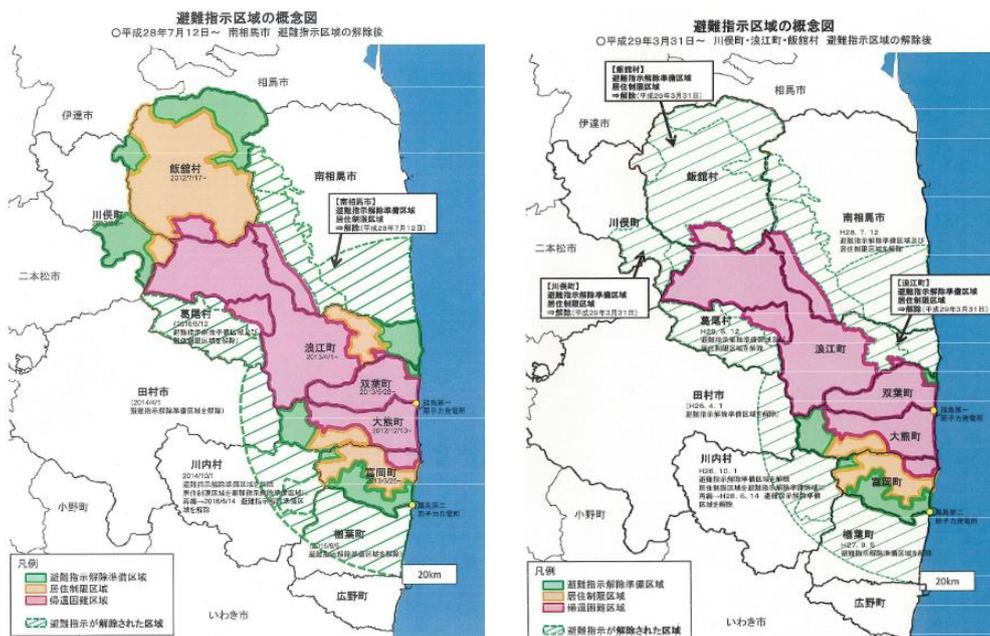
本研究では、①・②は現地調査を行う上では難しい課題であるが、③はサンプリング数を限定し作業時間・移動距離の短縮化を図ることによって、1回のサンプリング作業に係る時間を約半日で完了することができ、一定程度は被曝量の低減化が図られたと考えている。

現地調査では、簡易放射線測定器(ECOTEST TERRA MKS-05, Sparing-Vist Center製)を常に携帯しており、5年間(10回)の現地調査に伴う被曝線量の累積値(DOSE)は $0.245\mu\text{Sv/h}$ であった。日本人の1人あたりの自然放射線の被曝線量は、年間で約 $2.1\text{mSv/y}$ であり、現地調査に伴う人工放射線量の増加分は年約 $0.050\mu\text{Sv/h}$ ( $0.245\mu\text{Sv/h}\div 5$ 年)であったことから、ご協力頂いた指導教官ならびに研究員の方には影響が少ない範囲に留められたと考えている。

### 2. 避難区域の変遷

飯舘村は、避難区域の中では最も北に位置している。避難区域は、原子力災害対策特別措置法に基づき、原子力災害対策本部長(内閣総理大臣)の指示によって指定された。平成24年4月1日、避難区域は年間積算線量により $20\text{mSv/y}$ 以下になることが確実な区域は「避難指示解除準備区域」、 $20\text{mSv/y}$ を超える恐れがある区域は「居住制限区域」、 $50\text{mSv/y}$ を超え5年経過後も $20\text{mSv/y}$ を下回らない恐れがある区域は「帰還困難区域」と定められた。

飯舘村の「避難指示解除準備区域」と「居住制限区域」は、平成29年3月31日に指定を解除されている



出典：ふくしま復興ステーション復興情報ポータルサイトのホームページ  
避難区域の変遷

左図：平成 28 年 7 月 12 日～南相馬市 避難指示区域の解除後

右図：平成 29 年 3 月 31 日～川俣町・浪江町、飯舘村 避難指示区域解除後

### 3. 広葉樹混交林，自然林

「広葉樹混交林」は，樹種構成(常緑林・落葉林，針葉樹林・広葉樹林，単純林(8～9割以上が同一樹種)・混交林(2種以上が混じる))等によっても分類される。「自然林」は，森林の発生・生育の過程を自然に任せている森林を総称して自然林ということがあり，造成・保育に人手をかけた人工林に対比して用いられる。

### 4. 土壌種

一般的に火山灰から生成される粘土鉱物は，アロフェンやイモゴライト等の非晶質鉱物が多い。火山灰が風で運ばれて積もる(風積)という性格があるので，新しい沖積地や急傾斜地を除いて地形を問わず分布している。土壌の分類名称は，普通アロフェン質黒ボク土(D6Z1)：その他のアロフェン質黒ボク土である。

日本土壌インベントリーの土壌図から，各調査区の土壌種は腐植質アロフェン質黒ボク土と類推されることから，奥羽山脈に由来する比較的新しい火山放出物を母材とした黒ボク土(第1章 1-4-1)であると考えられる。アロフェンおよびイモゴライト等，低結晶性アルミノケイ酸塩鉱物が多量に含まれ，Cs 吸着反応は保持

量が多いとされ、Cs 固定反応は保持量が中程度( $\Delta$ )もしくはほとんどない( $\times$ )とされる土壤である(第 1 章 Fig.1-4-2)。

## 5. 色相・明度／彩度の判定

参考図書として「新版 標準土色帖」農林省農林水産技術会議事務局監修(財団法人日本色彩研究所色票監修 昭和 45 年 7 月 2 日再版)を使用し目視にて照合した。

「新版 標準土色帖」では、土色判定のための標準土色をマンセル系統分類方式で配列し、色相・明度/彩度の色値を表現している。

## 6. 各調査区の落葉広葉樹の本数の推定と、落葉広葉樹 1 本あたりの平均的な葉量の推定

岡田ら(2015)<sup>1)</sup>は、福島県双葉郡川内村にて放射性セシウムの移行を調査するために、落葉広葉樹林(25 種、標高約 530m)の毎木調査を実施しており、落葉広葉樹の立木密度は 1,413 本/ha と算出している。

本研究における飯舘村の各調査区と標高や樹種の構成(ミズキ、コナラ、クヌギ等)が類似しており、福島県の浜通りに近い比較的高地の植生域と考えられ、本数推定の参考となると考えられる。立木密度を、同程度の 1,413 本/ha と仮定すると、各調査区の落葉広葉樹の本数は、調査区の面積より、以下の通りに仮定する。

(1)飯樋調査区	198 本	$(1,413 \text{ 本} \times (1400 \text{ m}^2 \div 10000 \text{ m}^2 (1\text{ha}))$
(2)下比曾調査区	353 本	$(1,413 \text{ 本} \times (2500 \text{ m}^2 \div 10000 \text{ m}^2 (1\text{ha}))$
(3)蕨平調査区	283 本	$(1,413 \text{ 本} \times (2000 \text{ m}^2 \div 10000 \text{ m}^2 (1\text{ha}))$

落葉広葉樹 1 本あたりの平均的な落葉量(葉絶乾重量)は、以下の通りとなる。

(4)飯樋調査区	2.5kgDW/本	(0.49t/198 本)
(5)下比曾調査区	2.5kgDW 本	(0.88t/353 本)
(6)蕨平調査区	2.5kgDW/本	(0.70t/283 本)

調査本数は、各調査区に共通する 6 種の調査では 6～11 本、調査区個別調査では 11～13 種 11～17 本の範囲となり、抽出率では個別調査の方が上回るが、無作為抽出法での  $p=0.05$ (95%の信頼区間で 5%の範囲内)に必要な標本サイズ(132～169 本)には至っていない。

しかし、この標本サイズではサンプリングに動員できる人的労力からすると難しい標本サイズである。各調査区内で無作為に抽出した 11～13 種の落葉広葉樹・

2~3種の常緑針葉樹の調査結果の平均値は、各調査区共通の7種よりも母集団の平均値には近づいていると考えられ、調査区の各樹種の代表的な値として扱うことにした。なお、森林総研では、管理区内の樹木数(母集団サイズ)は本研究よりも更に大きい、調査木は10数本である。

参考文献

- 1) 岡田直紀,中井渉,大橋伸太,田中厚志,“アカマツ林と落葉広葉樹林における林冠から林地への放射性セシウムの移行”,日本森林学会誌,97,1,pp.57-62, (2015).<https://doi.org/10.4005/jjfs.97.57>

7. 調査区の放射性セシウム濃度の深度分布の傾向について(福島県内の他地域の傾向)

土壌中の放射性セシウム濃度(Cs濃度)の分布パターンは、国立研究開発法人日本原子力研究開発機構による福島県内の二本松市他の調査結果と比較すると、深度が深くなるにつれ指数関数的に減少している下図のクラスA、Cと傾向が似ている。この資料では、土壌種との相関性は示されていないが、本研究の各調査区の林床土壌の土壌分類の黒ボク土であることと有機質層の厚さは良く似ている。



図 3.2.4-3 土壌中深度方向の放射性セシウムの分布状況に関するパターン分類 (クラスC及びDにおける濃度ピークは、表面濃度に比べて数桁少ない濃度での変動である)

出典：国立研究開発法人ホームページ  
日本原子力研究開発機構福島研究開発部門による  
福島県内・二本松市他の調査結果

- \*クラスA : 0~2cm までの Cs 濃度は 90%
  - 二本松市 : 堆積有機質層と黒色土壌
  - 浪江町 : 黒色土壌(黒ボク土), 有機層
  - 川俣町 : 有機質層
- \*クラスC : 0~4cm までの Cs 濃度は 60-70%
  - 川俣町 : 有機質層
  - 浪江町 : 褐色土壌

#### 8. 超純水(製品名:Milli-q)の仕様, 抽出試験時の溶媒の濃度の決定

- ・製造機器 Merck 社超純水製造装置 (Merck 社技術解説より)

Milli-Q IQ7000, 水質 : 比抵抗値 18.248MΩ・cm@25°C

導電率 0.0548μS/cm@25°C, TOC 1ppb

比抵抗値や導電率など性能基準によって, 超純水や純水などに分類される。

- ・各溶媒の濃度を定めるにあたっては, 抽出試験を行う前に濃度(Mol)を変えた数パターン(0.1M,0.5M)の溶媒による抽出率(%)の比較試験を行っている。その結果, 0.1M,0.5M 濃度の溶媒による抽出では, 多くのサンプルがガンマカウンターの測定検出限界以下(25Bq/kg 以下)となったため, 溶媒の濃度を 1Mol とした。

#### 9. 樹木の地下部(根系)の様相

本研究における落葉広葉樹(エゴノキ, ミズキ, ミズナラなど)および常緑針葉樹(アカマツ)の地下部(根系)の様相の推定は, 最新樹木根系図説(一般財団法人日本緑化センター技術図書)が参考となっている。

いずれの樹種でも, 表層から地下 50cm 程まで浅根(水平根)が水平方向に広がり, その浅根(水平根)からもさらに細根・毛根が伸びている。

常緑針葉樹のアカマツは, 落葉広葉樹と同じく浅根は水平方向に延びるが, 主根は深層まで伸びているのが特徴的である。

樹木の生葉が, 現在でも比較的高濃度となっている理由の一つには, 浅根(水平根)は <sup>137</sup>Cs 濃度が高い土壌表層部から深度-30cm にも広範囲に広がっており, この浅根(水平根)によって <sup>137</sup>Cs を吸収(経根吸収)しているためと考えられる。

以 上

業績リスト (投稿論文, 学会発表等)

学会誌 (投稿論文)

○高橋 智之, 黄田 毅, 趙 成珍, 井上 千弘

論文名 「福島第一原子力発電所事故に起因する放射性セシウムの落葉広葉樹林内での循環」(2022)

一般社団法人 日本原子力学会 和文論文誌  
(2022年6月再投稿,2022年11月受理,2023年6月掲載予定)

○高橋 智之, 井上 千弘

論文名 「落葉広葉樹, 常緑広葉樹, 常緑針葉樹を用いた苗木栽培によるセシウム吸収量の違いの検討」(2023)

公益社団法人 環境科学会 環境科学会誌  
(2023年3月投稿予定)

国内会議 (学会発表等)

○高橋 智之, 黄田 毅, 趙 成珍, 井上 千弘

題目名 「福島第一原発事故後6年目における落葉樹とその周辺土壌の放射性セシウム濃度」

第24回地下水・土壌汚染とその防止対策に関する研究集会(2018福島市)  
口頭およびポスター発表

主催) 公益社団法人日本水環境学会・一般社団法人廃棄物資源循環学会・公益社団法人地盤工学会・公益社団法人日本地下水学会・一般社団法人土壌環境センター

## 謝 辞

本研究は、東北大学大学院環境科学研究科井上研究室にて実施されたものです。

研究テーマの設定から論文の完成に至るまで、井上千弘教授より御指導・ご鞭撻を頂き厚く御礼申し上げます。井上教授よりは、さまざまな視点から調査・分析方法、個々の調査結果をどのように関連付け評価すべきか、また考察をどのように導けば良いかなど御指導を頂きました。おそらく、このような御指導を頂かなければ、この論文を纏め上げることは出来なかったと思います。

XRf 測定においては、東北大学環境科学研究科土屋研究室 山崎慎一フェローより御指導を頂き厚く御礼申し上げます。

また、測定機器の操作、測定用サンプルの作成方法等の御指導や私の不在時には測定して頂いたことなど、東北大学環境科学研究科井上研究室 黄田毅研究員、趙 成珍研究補佐員(現在、(有)あおぞらに転職)ならびに東北大学工学研究科 関 亜美助教(当時は同研究室の博士課程に在籍)に厚く御礼申し上げます。

研究室生活全般、機材の調達等では同研究室の簡 梅芳助教、山本真理研究補佐員、工藤悦子事務補佐員にお世話になりました。厚く御礼申し上げます。

現地調査・サンプリングにおいては、調査区は低放射線量区域であっても被曝することは確実であるにもかかわらず、井上教授、黄田研究員、趙研究補佐員(旧)の御同行によって期間中はすべて御協力を頂きました。調査区に入り被曝させてしまうことには、内心、心苦しく思っておりましたが、毎回、御快諾・御協力頂いたことには深く御礼・感謝を申し上げるしかございません。

調査範囲と許可に関しましては、飯舘村役場復興対策課農政係のご担当の方に、ご了解やアドバイスを頂きました。現地では、数回ですが、住民の方、調査区に隣接した農耕地の地主の方、帰還困難区域出入りロゲートの警備員の方、地元の防犯パトロールの方、地元の警察官の方などとも話をすることができました。

現地を研究対象としか見てこなかった外部の人間に対して、特に怪訝なご様子や排除するご様子もなく、親しく会話ができて、暮らしぶりやご苦勞されていることなどお話を頂いたことには感謝の念が堪えません。

住民の方々には被災されたことへの悲壯感は感じられず、徐々に生活・生業が戻りつつあることにご安心されているご様子もあり、我々も安堵している次第です。

ただ、農耕地の地主の方からは除染に関する研究へご期待されている旨のお話を頂きましたが、本研究は被災地域の除染に関して直接的に寄与出来るものではなく、また至っていないことについては慙愧の念に堪えません。

以 上