

福島原発事故後 10 年間の放射性セシウムの落葉落枝による林床への移動量と森林土壌表層における分布の推移

熊田淳¹・橋本正伸²・蛭田利秀³・大沼哲夫¹・齋藤直彦¹・川口知穂⁴・壽田智久⁵・大槻晃太⁶・小林政広⁷・篠宮佳樹⁷・小川秀樹^{*1}

目 次

要旨

I	はじめに	37
II	調査方法	37
	1 調査地の概要	
	2 調査方法	
III	結果	40
	1 落葉・落枝の ^{137}Cs 濃度と ^{137}Cs 量の推移	
	2 堆積有機物層・鉍質土壌層の ^{137}Cs 量の推移	
	3 堆積有機物の平均滞留時間	
	4 堆積有機物・鉍質土壌層における ^{137}Cs 分布の推移	
IV	おわりに	45
V	引用文献	45

要 旨

放射性セシウム (^{137}Cs) の落葉落枝による林床への移動と土壌表層における分布の経年変化を明らかにするため、福島県内の常緑針葉樹林と落葉広葉樹林において、福島原発事故から 10 年目まで、 ^{137}Cs 濃度を測定した。落葉落枝の ^{137}Cs 量は、両林分ともに 3 年目まで急減後、減少割合が低下した。堆積有機物層の ^{137}Cs 量は、針葉樹林が 8 年、広葉樹林が 7 年目以降、減少割合が鈍化した。堆積有機物層の平均滞留時間は、針葉樹林と広葉樹林、それぞれ約 5 年と約 4 年と算出された。 ^{137}Cs は、事故当初は堆積有機物層に針葉樹林が 73%、広葉樹林が 87% 保持され、当初の堆積有機物分解にともない鉍物土壌層に移行し、減少割合の鈍化後は、針葉樹林が 66~74%、広葉樹林が 54~74%、鉍物土壌層 0-5cm に保持された。

受付日 令和 5 年 1 2 月 2 0 日

受理日 令和 6 年 3 月 1 2 日

¹ 福島県林業研究センター（現 独立社団法人国際協力機構海外協力隊員 ブータン国立きのこセンター）

² 福島県県中農林事務所

³ 福島県いわき農林事務所

⁴ 福島県森林計画課

⁵ 公益社団法人ふくしま緑の森づくり公社

⁶ 福島県県南農林事務所

⁷ 森林総合研国立研究開発法人森林研究・整備機構森林総合研究所

課題名 森林内の放射性物質の動態の解明（平成 23～25 年度）

森林内における放射性物質の移動実態と把握と森林除染が樹木に与える影響（平成 27～29 年度）

森林空間内の放射性物質循環量等の把握（平成 30～令和 2 年度）

I はじめに

2011 年 3 月に起きた東京電力福島第一原子力発電所の事故により、福島県の 7 割を占める森林および林産物が放射性物質で汚染された。当初、汚染された森林による近隣住民と林業従事者の外部被ばくや、農産物に影響を与える森林生態系から放射性物質の流出が懸念された。また、経済活動として林産物、およびきのこや山菜等の特用林産物について、汚染の経時的推移が注目されている。

森林生態系に流入した核種の中で、放出量と半減期の長さから ^{137}Cs の挙動に今後も長く注視する必要がある。森林生態系を構成するコンパートメントにおいて、堆積有機物層、鉍質土壌層は、事故由来の ^{137}Cs の最大の蓄積場所であり¹⁾³⁾、多様な生物プロセスと土壌特性が複雑に影響しながら、放射性 Cs の分布の推移および樹木への経根吸収が生じていると考えられる⁶⁾。また、落葉落枝は、林冠から林床への放射性 Cs の移行における重要な経路である^{2),4)}。

事故後の初期段階における堆積有機物層、鉍質土壌層における放射性 Cs の動態を、林冠から林床への放射性 Cs 供給の影響を含めて定量的に長期間にわたって把握することが必要であるが、そのような研究はほとんど行われていない。本報告では、福島県内の常緑針葉樹林および落葉広葉樹林において、福島原発事故から 10 年目まで、落葉落枝、堆積有機物層および深さ 20cm までの鉍物土壌層を対象として ^{137}Cs 濃度を測定し、分布および分布の経時的変化を把握することを目的とした。なお、事故当年の経時変化と 3 年目までの経年変化については既に報告²⁾しており、本報告では、10 年目までの結果を追加して報告する。

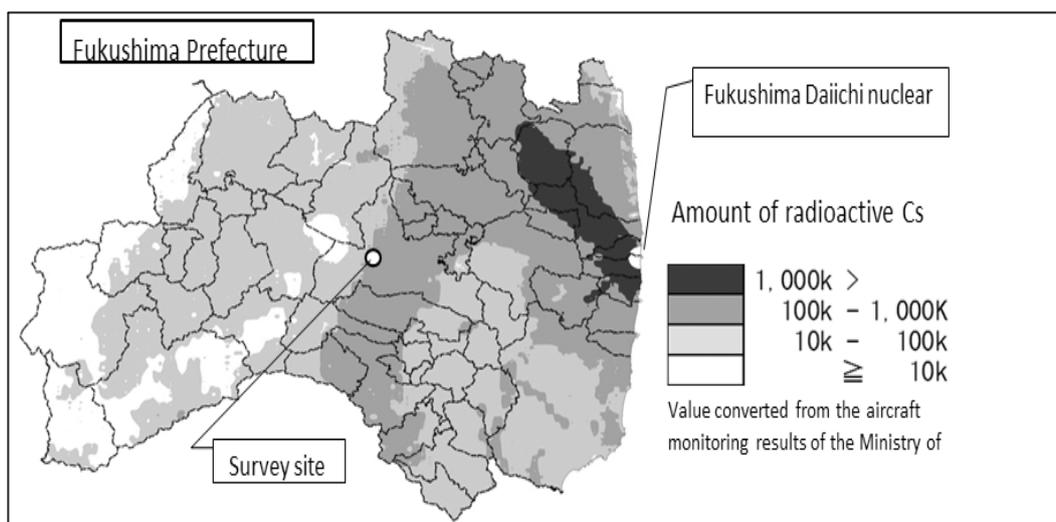
II 調査方法

1 試験地の概要

原子力発電所から西方約 70km に位置する福島県郡山市の福島県林業研究センター多田野試験林内(図-1)に調査プロットを設定した(図-2)。気象庁の郡山市観測地点 (N37° 22.1' , E140° 19.8' 、標高 249m) の 2012 年から 2020 年のデータ (Japan Meteorological

Agency) から算出した年平均降水量と年平均気温は、それぞれ 1,092mm/Yr.と 12.5℃であった。地質は砂岩および凝灰岩である。

2011 年 11 月にスギ(*Cryptomeria japonica*)・ヒノキ(*Chamaecyparis obtusa*)混交林

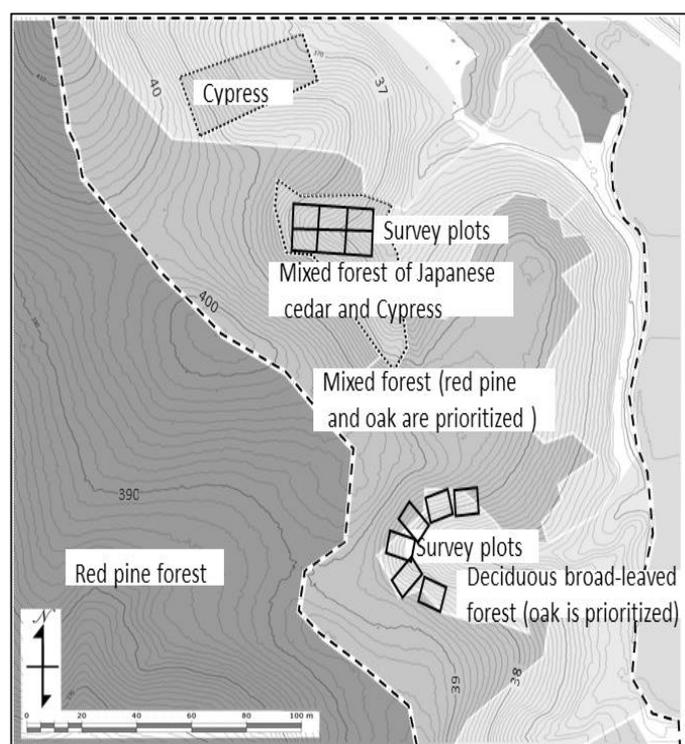


図－1 試験地および放射性 Cs の降下量

Survey location and amount of radioactive cesium deposited

(N37° 22′ 57″ , E140° 14′ 42″ 、標高 372m)、コナラ(*Quercus serrata*)優先の落葉広葉樹林 (N37° 22′ 54″ , E140° 14′ 43″ 、標高 377m) の 2 林分に、それぞれ 10m×10m (斜長) の方形プロットを 6 プロット設定した(以下、針葉樹林分、落葉広葉樹林分とする。)。両林分は、土壤型がいずれも適潤性褐色森林土で、土性は針葉樹林分が壤土、落葉広葉樹林分が砂質埴土である。2012 年 1 月における堆積有機物層の厚さは、両林分とも 3cm であった。

表－1 に両林分の 2011 年時点の林況を示す。針葉樹林分は、スギとヒノキの立木数が同程度で、アカマツ・コナラ主体の混交林、およびコナラ優先の落葉広葉樹林と接する。落葉広葉樹林分は、コナラの密度が高く、その他の樹種はウワミズザクラ (*Padus grayana*) とアカマツ (*Pinus densiflora*) のみで、斜面上部でアカマツ・コナラ主体の林分と接している。



図－2 試験地の林相と調査区の位置

Schematic of the forest condition and plot of the test site

表-1 2011年11月時点における試験区の林相

Forest conditions of the survey plot at November in 2011

Plot name	Species	Age (Yr)	Height (m)	Breast height diameter (cm)	Standing density (number ha ⁻¹)
Conifer forest	Cedar	48	22±4	24±6	600
	Cypress	48	19±3	19±5	550
Deciduous forest	Ork	60	22±4	22±6	817
	Red pine	63	20±3	25±8	83
	Cherry	60	21±2	20±7	83

Notes: Below ± indicates the standard deviation,

Ceda;*Cryptomeria japonica*, Cypress;*Chamaecyparis obtusa*, Ork; *Quercus serrata*, Red pine;*Pinus densiflora*, Cherry;*Padus grayana*

2 試験方法

2011年12月に1m×1mの枠にメッシュを取り付けたリタートラップ(メッシュサイズ0.72mm)を、針葉樹林と落葉広葉樹の各々6プロットに1基を設置し、2012年から2020年まで、各年の4~12月まで落葉・落枝を月1回回収した。なお、12月から翌年4月間は、4月に回収した。12基の各月の試料は、落葉(スギ、ヒノキ、アカマツ、広葉樹)、落枝、堅果、その他の7種に分別し、各々粉砕した。2011年~2018年は、7種の分別試料をリタートラップ毎に分析に供した。2019年と2020年は、針葉樹林と落葉広葉樹林の各々6基の試料を7種の分別試料毎に混合して粉砕し、分析に供した。

2011年から2020年まで、各年の11月または12月に針葉樹林と落葉広葉樹林に設定した各々6プロットから、堆積有機物と鉱質土壌を採取した。堆積有機物層は、20cm×20cmの方形で、鉱質土壌層は、内径110mm×高さ50mmの採土円筒(大起理科製、DIK-1815-11)を用い5cm毎20cmまで採取した。土壌試料は、風乾後に2mmの篩にかけ、礫と根を除去した。

粉砕した試料は、105℃で12時間以上、または80℃で24時間以上乾燥後、乾燥重量を測定し、100mlのU8容器または20mlバイアル容器に充填した。¹³⁷Csの測定は2019年と2020年の土壌試料を除き、U8容器を用いガンマスペクトロメトリー法により行った。2019年と2020年の土壌試料は、20mlバイアル容器を用いNaIシンチレーション測定器(PerkinElmer社2480WIZAD²ガンマーカウンター)で測定し、一部の試料についてU8容器を用いガンマスペクトロメトリー法でも測定することにより、両分析法の相関を確認した。

¹³⁷Cs濃度の測定値は、試料の採取日の減衰補正した(¹³⁷Csの半減期=30.1671)。¹³⁷Cs量は、試料重量と試料採取面積から求めたが、堆積有機物層の採取面積は、クリノメータで測定した試料採取位置の傾斜I(°)cosIで補正した。落葉・落枝の¹³⁷Cs量は、プロット毎に採取期間の落葉・落枝の値を合計し、年間の合算値を求めた。さらに、6プロットの合算値の平均値を算出し、本試験における年間の落葉・落枝の¹³⁷Cs量とした。

針葉樹林と落葉広葉樹林の 2011 年時点における林齢は、それぞれ 48 年生と 60 年生であり、それぞれ 1992 年と 1978 年以降施業が行われていないことを、試験林の施業記録で確認した。このことから、両林分ともに、林床の有機物の集積は定常状態に達していると仮定した。この仮定に基づき、単位面積当たりの年間落葉・落枝量 L ($\text{kg m}^{-2} \text{ yr}^{-1}$) と各年 12 月の体積有機物量から単位面積当たりの体積有機物現存量 X_{ss} (kg m^{-2}) の平均値を算出し、体積有機物の平均滞留時間 (yr.) を $k = X_{ss}/L$ 式により算出した。

Ⅲ 結果

1 落葉・落枝の ^{137}Cs 濃度と ^{137}Cs 量の推移

林分別の落葉落枝量と落葉落枝に含まれる ^{137}Cs 量の経年変化を図-3 に示す。落葉落枝量は、4 年目の針葉樹林区を除き、両林分とも $0.4 \sim 0.6 \text{ kg m}^{-2}$ で推移した。落葉落枝の ^{137}Cs 量は、両林分ともに 1 年目が最大でその後年々低下した。

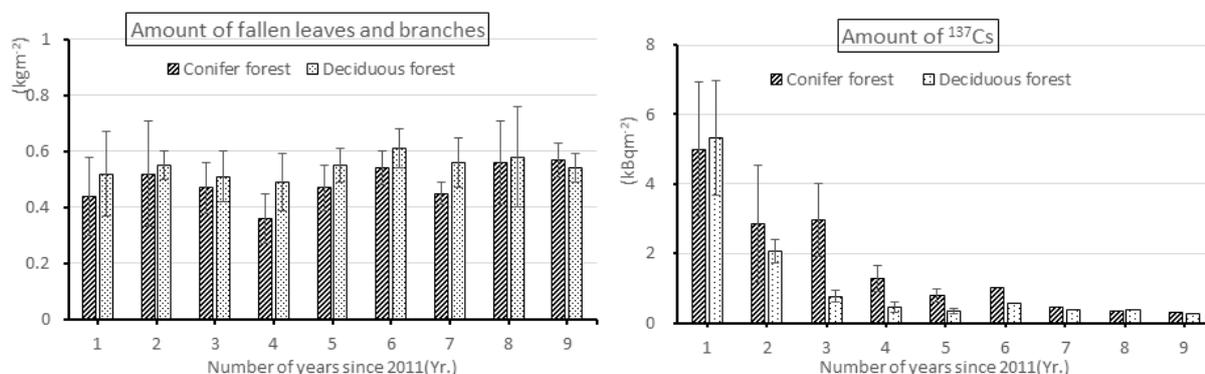


図-3 各林分における 2012 年から 2020 年までの落葉落枝に含まれる ^{137}Cs 量の経年変化

Annual variation from 2012 to 2020 of ^{137}Cs quantity in litter of leaves and branches on each forest plot

各年の落葉の ^{137}Cs 濃度の 2012 年から 2020 年までの季節的变化を樹種別に図-4 に示す。落葉は、全樹種で事故後 1 年目の濃度が最高値を示し、樹種別ではヒノキ落葉が高く、2011 年 3 月のフォールアウト時に着葉していなかった広葉樹落葉が低かった。2 年目以降、全樹種で ^{137}Cs 濃度が低下する傾向が見られ、アカマツ落葉は低下割合が大きく 3 年目以降は極めて低濃度で推移した。スギ落葉とヒノキ落葉は、 ^{137}Cs 濃度の低下割合が小さく、5 年目までは 6 月から 10 月の濃度が低い傾向が見られたが、6 年目からは 6 月から 10 月の濃度が低い傾向がみられた。広葉樹落葉は、スギとヒノキの落葉と異なり、3 年目以降、明瞭な ^{137}Cs 濃度の経年的減少傾向が認められず、6 月から 10 月の濃度が高い季節変化が 10 年目まで継続している。

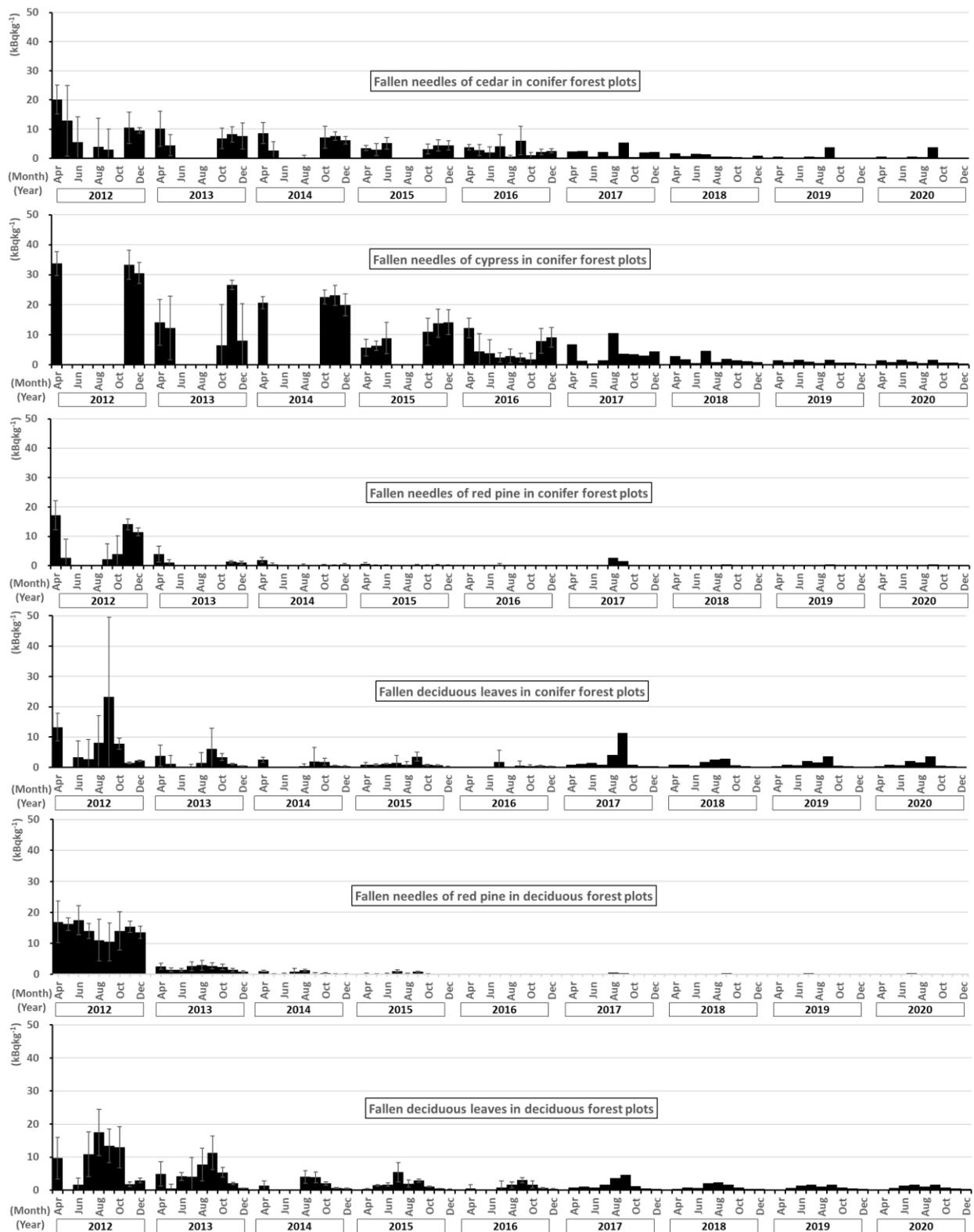


図-4 針葉樹林区および落葉樹林区における 2012 年から 2020 年までの落葉中の ¹³⁷Cs 濃度の季節変動

Seasonal variation from 2012 to 2020 of ¹³⁷Cs concentration in fallen leaves or needles of each species on conifer and deciduous forest plots

2 堆積有機物層・鉍質土壌層の¹³⁷Cs量の推移

2011年から2020年までの堆積有機物層・鉍質土壌層の¹³⁷Cs量の推移を、図-5に示す。堆積有機物層の¹³⁷Cs量は、フォールアウトのあった2011年が最高値を示し、経年的に低下割合が鈍化した。フォールアウト時に着葉していなかった落葉広葉樹林のフォールアウト当年の堆積有機物層の¹³⁷Cs量は、が針葉樹林のそれより約3倍多かった。

鉍質土壌0-5cmの¹³⁷Cs量は、フォールアウト当年が最も低い値を示し、4,5年目を除き、2年目以降堆積有機物層より高い値で推移した。鉍質土壌層5-10cm以下の深度は、堆積有機物層および鉍質土壌層0-5cmと比較して極めて低い値で推移した。

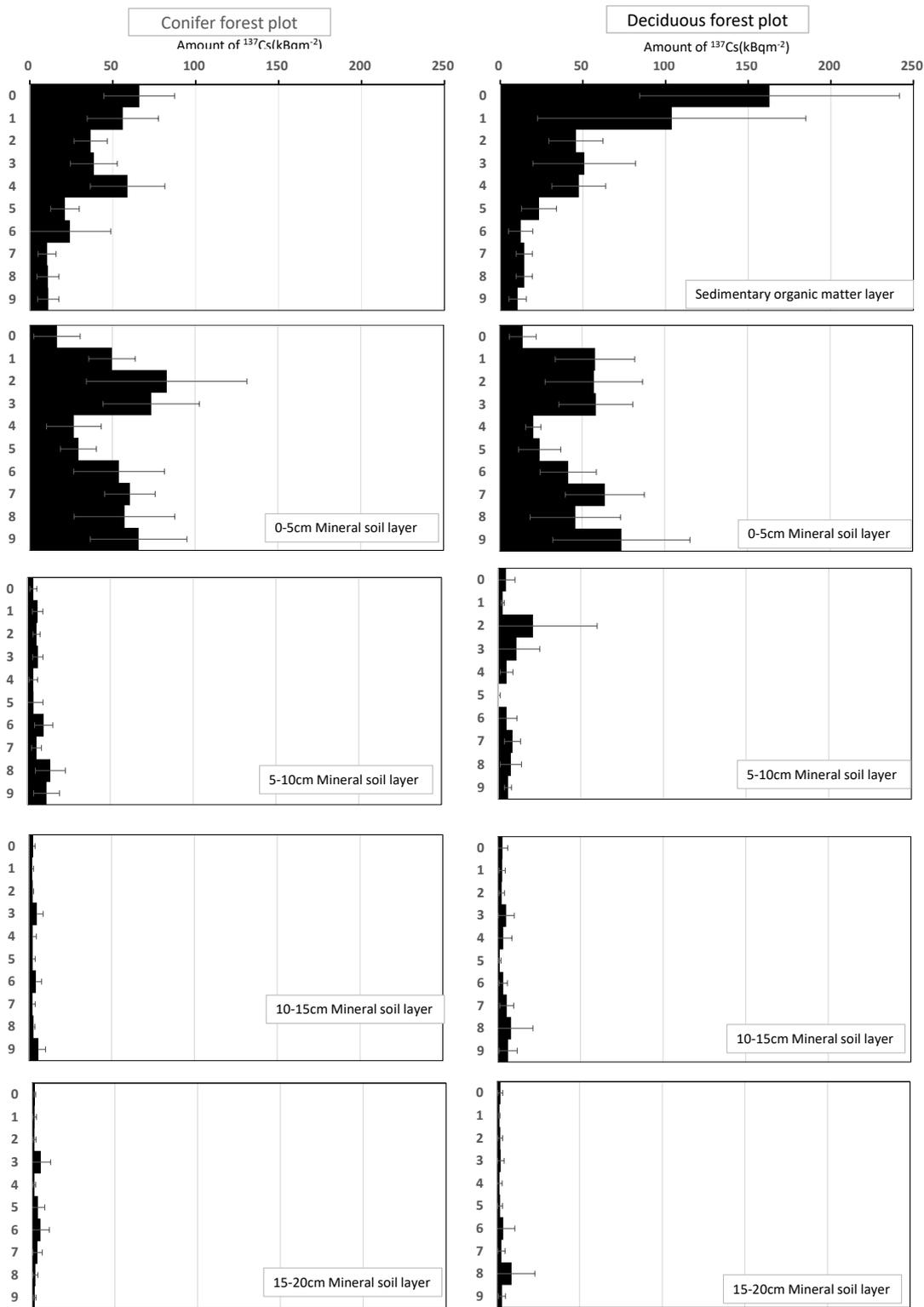


図-5 堆積有機物層と鉱質土壌層における ^{137}Cs 量の経年変化
 エラーバーは標準偏差を示す。

Annual variation of ^{137}Cs quantity in sedimentary organic matter and mineral soil layer. Bars indicate standard deviation.

3 堆積有機物の平均滞留時間

単位面積当たりの年間落葉・落枝量と各年 12 月の堆積有機物量から算出した堆積有機物層の平均滞留時間を表-2 に示す。堆積有機物の平均滞留時間は、針葉樹林分が 5.2±2.8 年、落葉広葉樹林分が 3.8±1.2 年であった。

表-2 2012年から2020年における年間落葉・落枝量と堆積有機物層の平均滞留時間
Annual amount of litterfall and average decomposition of sedimented organic matter from 2012 to 2020

Year	Conifer forest			Deciduous forest			Annual precipitation (mm/Yr.) ^{*1}	Annual average temperature (°C) ^{*1}
	Fallen leaves and branches(kg/m ²)	Sedimented organic matter (kg/m ²)	Average decomposition rate (Yr.)	Fallen leaves and branches(kg/m ²)	Sedimented organic matter (kg/m ²)	Average decomposition rate (Yr.)		
2012	0.44 ± 0.14	2.08 ± 0.55	4.73	0.52 ± 0.15	1.80 ± 0.74	3.46	1,078	11.8
2013	0.52 ± 0.19	1.91 ± 0.29	3.67	0.55 ± 0.05	2.00 ± 0.82	3.64	1,232	12.1
2014	0.47 ± 0.09	1.99 ± 0.55	4.23	0.51 ± 0.09	1.59 ± 0.49	3.12	1,191	11.9
2015	0.36 ± 0.09	4.45 ± 0.86	12.36	0.49 ± 0.10	3.34 ± 0.38	6.82	1,019	12.8
2016	0.47 ± 0.08	2.11 ± 0.36	4.49	0.55 ± 0.06	1.66 ± 0.28	3.02	1,056	12.9
2017	0.54 ± 0.06	2.55 ± 0.86	4.72	0.61 ± 0.07	1.74 ± 0.24	2.85	1,056	12.0
2018	0.45 ± 0.04	1.97 ± 0.48	4.38	0.56 ± 0.09	1.74 ± 0.55	3.11	837	13.0
2019	0.56 ± 0.15	1.69 ± 0.35	3.02	0.58 ± 0.18	2.29 ± 0.57	3.95	1,321	12.8
2020	0.57 ± 0.06	3.15 ± 1.11	5.53	0.54 ± 0.05	2.32 ± 0.29	4.30	1,043	13.0
Mean			5.24 ± 2.76			3.81 ± 1.22	1,092	12.5

Notes: Below ± indicates the standard deviation

^{*1}Data from 2012 to 2020 at the Koriyama City Observatory (N37° 22.1', E140° 19.8', altitude 249m) of the Japan Meteorological Agency

4. 堆積有機物層、鉍質土壌層における ¹³⁷Cs 分布の推移

¹³⁷Cs 分布の推移を図-6 に示す。堆積有機物層の ¹³⁷Cs 分布は、針葉樹林が 8 年目、広葉樹林が 7 年目以降、低下割合が鈍化した。堆積有機物層の平均滞留時間は、針葉樹林と広葉樹林、それぞれ約 5 年と約 4 年と算出されたことから、低下割合の鈍化は、フォールアウトで難溶性の ¹³⁷Cs が外部付着した落葉の大部分が分解した影響と推定される。フォールアウトの年に針葉樹林が 73%、広葉樹林が 87% 堆積有機物層に保持された ¹³⁷Cs は、有機物の分解にともない鉍物土壌層に移行し他と推定され、鉍物土壌層 0-5cm 層に針葉樹林が 8 年目以降 66~74%、広葉樹林が 7 年目以降 54~74% 保持されていた。

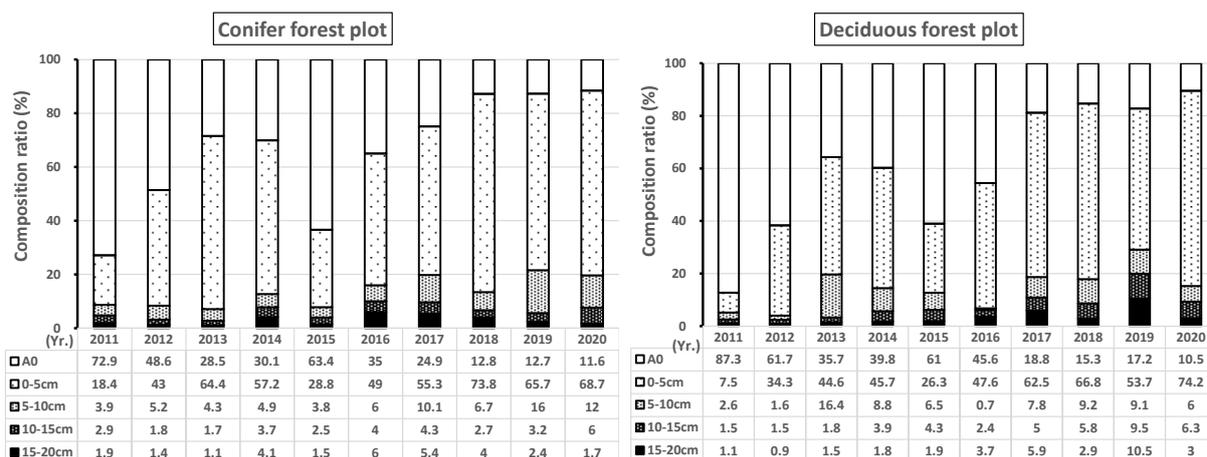


図-6 堆積性有機物層 (A0) と無機質土壌層における ^{137}Cs 分布の経年変化
Annual changes of ^{137}Cs distribution in sedimentary organic matter layer (A0), and mineral soil layer

IV おわりに

本研究では、福島原発事故から10年間の落葉落枝、堆積有機物層、鉍質土壌層の ^{137}Cs 濃度やCs量の年次変化を詳細に明らかにした。本調査データを今後解析することで、鉍質土壌表層へのCs蓄積のメカニズム、あるいは将来も含めた長期的な森林生態系のCs動態等を検討できる可能性がある。

謝辞

本研究は、農林水産技術会議委託プロジェクト「森林内の放射性物質に由来する影響を低減させる技術開発」および「汚染地域の農地から放出される放射性セシウム動態予測技術の開発」の一環として実施した。この場を借り深謝したい。

V 引用文献

- 1) Hashimoto S, Imamura N, Kaneko S, Komatsu M, Matsuura T, Nishina K, Ohashi N (2020): New predictions of ^{137}Cs dynamics in forests after the Fukushima nuclear accident. Scientific reports, DOI:10.1038/s41598-019-56800-5,2)
- 2) 蛭田利秀・川口知穂・壽田智久・坪山良夫・大谷義一・小林政広・篠宮佳樹 (2016) 落葉・落枝および林床における放射性セシウムの動態. 東北森林科学学会誌 21, 43-49
- 3) Imamura N, Komatsu M, Ohashi S, Hashimoto S, Kajimoto T, Kaneko S, Takanoto T (2017) Temporal changes in the radiocesium distribution in forests over the five years after the Fukushima Kaiichi Nuclear Power Plant accident. Scientific Rep, 17, 8179
- 4) Kato H, Onda Y, Teramage M (2012) Depth distribution of ^{137}Cs , ^{134}Cs , and ^{131}I in soil profile after Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant Accident. J Environ Radioact, 111, 59-64

- 5) 山口紀子・高田裕介・林健太郎・石川覚・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 (2012) 農業環境技術研究所報告 31, 75-129