

## 8. 継続調査結果とりまとめ

### (1) 目的

平成 23 年 3 月 11 日に発生した東日本大震災後の東京電力福島第一原子力発電所事故により、福島県を中心とした東日本に放射性物質が広く拡散し、森林生態系や木材、特用林産物などの汚染が確認された。キノコ類、山菜等の特用林産物の一部では食品の基準値を超える放射性物質が検出されたため、出荷制限や風評被害により地域の経済に甚大な被害を及ぼしている。また、木材の汚染や森林からの流出等による再拡散や森林生態系内の生物への影響等の懸念も未だ根強いことから、森林における放射性セシウムの実態や動態を明らかにする必要があり、本事業が実施されてきた。令和 2 年の現在、事故発生から 9 年以上が経過しており、森林生態系内にある放射性物質は、大きく変動する初期から徐々に生態系内での移動量が釣り合った動的平衡状態に近づいているとも言われている。社会的にも関心が高い将来の汚染状況を見通すためには、森林生態系内の構成要素について、汚染の推移に関する特徴を把握しておく必要がある。そこで本章では、これまで複数年間継続して調査が行われてきた主な調査項目について経年変化の傾向を明らかにし、森林生態系内における放射性セシウムの 10 年間の動きを概括することを目的とする。

以下、本事業で調査した、森林全体の放射性セシウム蓄積量、葉及び枝、樹皮及び木材、スギ雄花、落葉、カリウム施肥された植栽木、野生動物、野生きのこ、モウソウチク、ササ、下層植生、水生生物について報告する。

### (2) 方法

調査分析方法は、本報告書の第 5 章から第 7 章まであるいは過年度の報告書に詳細が記載されている。なお、特に断り書きがない場合、「放射性セシウム」は Cs-134 と Cs-137 の合計を指している。

### (3) 結果と考察

#### 1) 森林全体の放射性セシウム蓄積量の経年変化

2011 年度から 2020 年度までの三ツ石スギ林の森林全体の放射性セシウム蓄積量を図 8.1-1 に示した。事故後初期に 1,240 kBq/m<sup>2</sup> あった放射性セシウム蓄積量は、2019 年度に 660 kBq/m<sup>2</sup>、2020 年度に 882 kBq/m<sup>2</sup> となり、調査年度ごとの数値のばらつきはあるものの、約 5~7 割程度にまで減少していた。森林からの放射性セシウムの流出がほとんどないことを考慮すると (Shinomiya *et al.*, 2014)、おおむね放射性セシウムの物理的減衰に従って、森林全体の放射性セシウム蓄積量も減少したと考えられる。同様の減少傾向は、大玉村など他の調査地でも確認された。その一方で、三ツ石スギ林と同じ川内村にある三ツ石ヒノキ林の森林全体の放射性セシウム蓄積量は増減を繰り返す (図 8.1-2) など、放射性セシウムの物理的減衰による蓄積量の減少が明瞭でない調査地も存在することから、より高い精度で蓄積

量が把握できるような対策が必要である。近年では、落葉層及び土壌の放射性セシウム蓄積量が全体に占める割合が大きいことから、森林全体での放射性セシウム蓄積量に物理的減衰の影響が見られない調査地では、落葉層及び土壌の放射性セシウム蓄積量の推定方法を精査し、場合によっては一部見直す必要があると思われる。三ツ石ヒノキ林の森林全体の放射性セシウム蓄積量を原発事故発生時の2011年3月15日に減衰補正したところ、事故後初期の2012年度における推定値は1,360 kBq/m<sup>2</sup>であった。それに対し、2020年度における推定値は1,930 kBq/m<sup>2</sup>であり、500 kBq/m<sup>2</sup>以上大きな値を示した。このような推定値の差が生じる原因の1つとして、事故後初期に地上部の放射性セシウム蓄積量を過少評価していた可能性が考えられる。2011年度及び2012年度の葉の採取は、大・中・小の3個体の伐倒木の上層・中層・下層の3層から採取したものを個体ごとに混合しているが、その中に枯れ葉、枯れ枝は含まれていない。つまり、地上部の放射性セシウム蓄積量の中に、推定値に明らかな影響を及ぼす未評価の部分があった可能性がある。同様の問題点は他の常緑針葉樹林の調査地にも影響していることが考えられ、森林全体の放射性セシウム蓄積量の経年変化を議論する際には、上記のことについて留意する必要がある。

また、三ツ石ヒノキ林と三ツ石コナラ林は林道をはさんで隣接しているのにもかかわらず、2015年度から2020年度までのヒノキ林の放射性セシウム蓄積量はコナラ林よりも平均して2倍程度と多いことも分かった(図8.1.-2)。飯舘村など他の多くの汚染地域と異なり、川内村周辺では乾性沈着による放射性セシウムの初期沈着量の割合が多いという報告がなされている(Korsakissok *et al.*, 2013)。原発事故が発生した3月には、ヒノキでは葉がついていたのに対し、コナラ林の多くの樹木では葉がついていなかった。この葉の有無を考慮すると、この隣接するヒノキとコナラの各林分における森林全体の放射性セシウム蓄積量の差は、乾性沈着による放射性セシウムの葉への付着の有無が影響している可能性があると考えられる。上述のような地域ごとの特性についても、森林内の放射性セシウムの動態把握のため、今後調査及び研究を行っていく必要がある。

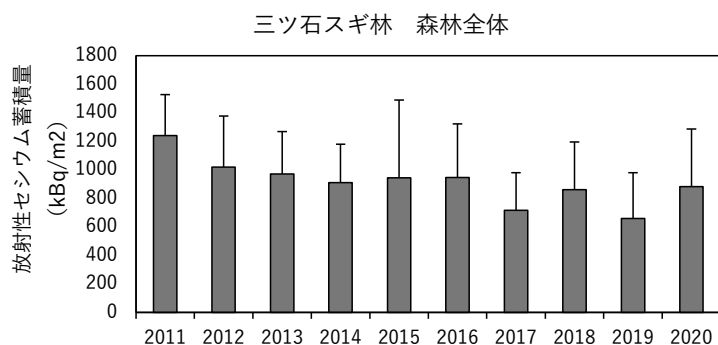


図 8.1.-1 三ツ石スギ林の森林全体の放射性セシウム蓄積量の経年変化

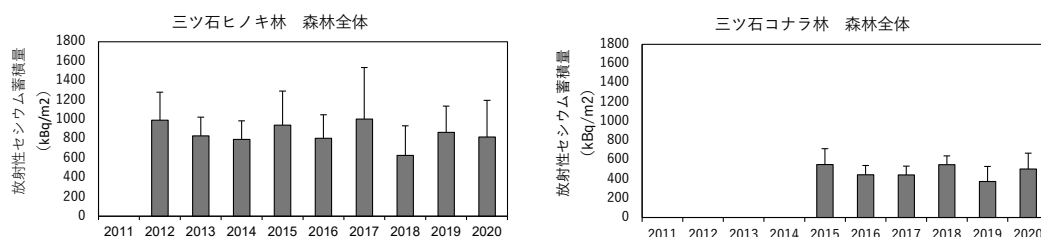


図 8.1.-2 ミツ石ヒノキ林とミツ石コナラ林の森林全体の放射性セシウム蓄積量の経年変化

## 参考文献

- Shinomiya Y, Tamai K, Kobayashi M, Ohnuki Y, Shimizu T, Iida S, Nobuhiro T, Sawano S, Tsuboyama Y, Hiruta T (2014) Radioactive cesium discharge in stream water from a small watershed in forested headwaters during a typhoon flood event, *Soil Science and Plant Nutrition*, 60:6, 765-771
- Korsakissok I, Mathieu A, Dider D (2013) Atmospheric dispersion and ground deposition induced by the Fukushima Nuclear Power Plant accident: A local-scale simulation and sensitivity study. *Atmospheric Environment* 70, 267-279

## 2) 葉及び枝の放射性セシウム濃度と蓄積量の経年変化

三ツ石スギの葉の放射性セシウム濃度の経年変化(図 8.2.-1)を見ると、2011 年度の濃度が最も高く、その後、指数関数的に減少していることが分かる。同一調査地の枝の放射性セシウム濃度も、葉と同様、指数関数的に減少しているが、葉と比べると濃度の減少速度は遅いことが分かった。枝の放射性セシウム濃度の減少が葉よりも遅かったのは、枝と比較すると三ツ石のスギの葉齢が約 4~6 年と短く (Kiyono and Akama, 2016)、原発事故によって直接汚染された葉が枝よりも早く落葉したことが原因の 1 つと考えられる。一方、金山スギの葉の放射性セシウム濃度は、三ツ石スギと比較すると、濃度の減少速度が緩やかであることが分かった(図 8.2.-2)。金山スギの葉齢は、三ツ石スギよりも長いことが報告されており(約 8 年) (Kiyono and Akama, 2016)、三ツ石と比較すると、直接汚染された葉が多く残っていたことが原因の 1 つと考えられる。また、放射性セシウムの初期沈着量が金山スギ林よりも三ツ石スギ林の方が多かったため、事故後初期の三ツ石スギの葉の放射性セシウム濃度は、金山スギよりも高かった。しかし、近年の金山スギの葉の放射性セシウム濃度は、三ツ石スギよりも約 2 倍高い値を示している。このような濃度の逆転が起こった要因の 1 つとして、2 つの調査地の落葉層の厚さの違いが影響した可能性が考えられる。金山スギ林の落葉層は、三ツ石スギ林の落葉層よりも厚く、10 年間の調査結果の平均で 1.8 倍程度の重量の堆積有機物が存在していた。落葉層を構成する堆積有機物には、植物が吸収可能な形態の

放射性セシウムが相対的に多く保持されている可能性がある。また、三ツ石スギと金山スギの葉の放射性セシウム濃度の違いは、詳細調査 III の 7.1 森林内における落葉の放射性セシウム濃度の変動分析において、金山スギ林の放射性セシウム落下量の方が三ツ石スギ林の落下量よりも 3.2 倍大きかったこととも整合性のある結果である。樹木による放射性セシウムの吸収特性の全体像を明らかにするためには、交換性カリウムが強く影響する鉍質土壌からの吸収に加えて、上述のような落葉層からの吸収が及ぼす影響についても、今後調査を進めていく必要がある。

広葉樹であるコナラの場合、枝の放射性セシウム濃度の経年変化は、スギなどの針葉樹と同様、指数関数的に減少していた（図 8.2.-3）。一方、葉の濃度は 2012 年度から 2020 年度まで大きく変化していないことが分かった。上述のような葉の放射性セシウム濃度の経年変化に違いが生じるのは、根を介した土壌からのセシウム吸収や樹体内での転流などの落下量が広葉樹と針葉樹で異なることが原因と考えられる。しかし、その定量的な評価はまだまだ十分に行われておらず、樹木の各部位の放射性セシウム濃度予測モデルの向上のため、今後も調査・研究の継続が必要である。

2020 年 8 月現在、三ツ石スギの葉の放射性セシウム蓄積量は、2011 年 8 月時の蓄積量の 1%未満にまで減少した（図 8.2.-4）。2020 年度の枝の放射性セシウム蓄積量も、2011 年度の値の 3%程度であり、原発事故から 9 年以上が経過し、枝葉の放射性セシウム蓄積量が大きく低下した。一方、三ツ石コナラ林の枝葉の放射性セシウム蓄積量は、2016 年度以降ほとんど変化しておらず（図 8.2.-5）、コナラ林内での放射性セシウムの循環が平衡状態に近づいてきていることを反映していると考えられる。また、三ツ石スギ林の葉の放射性セシウム蓄積量は 2016 年度に 3 kBq/m<sup>2</sup>、2020 年度では 2 kBq/m<sup>2</sup> と、その減少速度も緩やかになってきており、スギなどの針葉樹林でも放射性セシウムの循環が平衡状態に近づいてきたものと考えられ、今後の変化をモニタリングして注視していく必要がある。

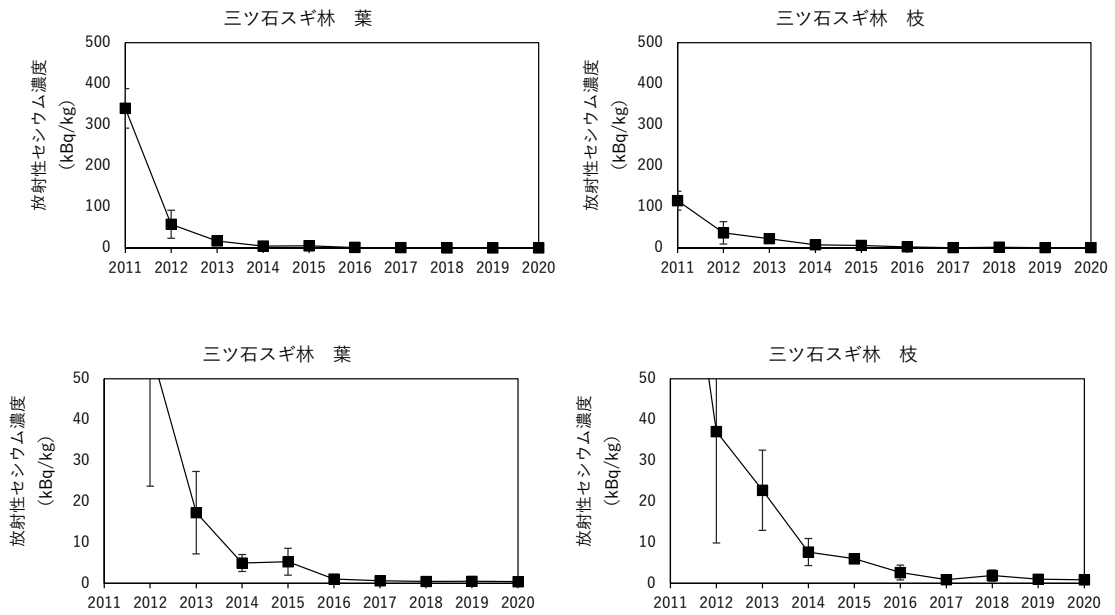


図 8.2.-1 ミツ石スギの葉と枝の放射性セシウム濃度の経年変化

左下図、右下図の縦軸は、ミツ石スギと金山スギ（図 8.2.-2）、ミツ石コナラ（図 8.2.-3）と比較しやすくするため、50 Bq/kg までの表示になっている

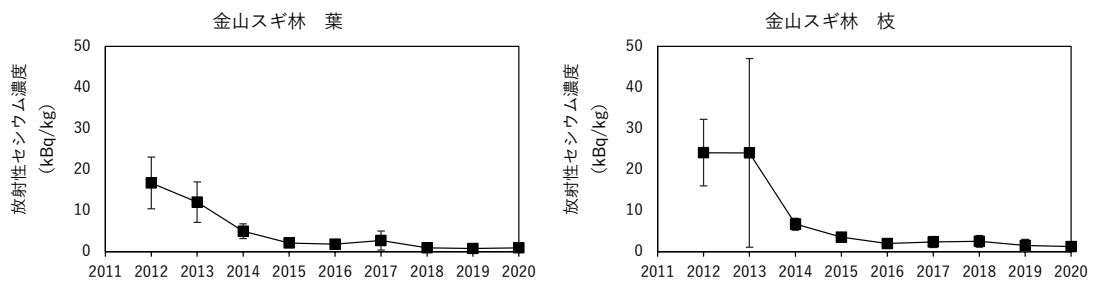


図 8.2.-2 金山スギの葉と枝の放射性セシウム濃度の経年変化

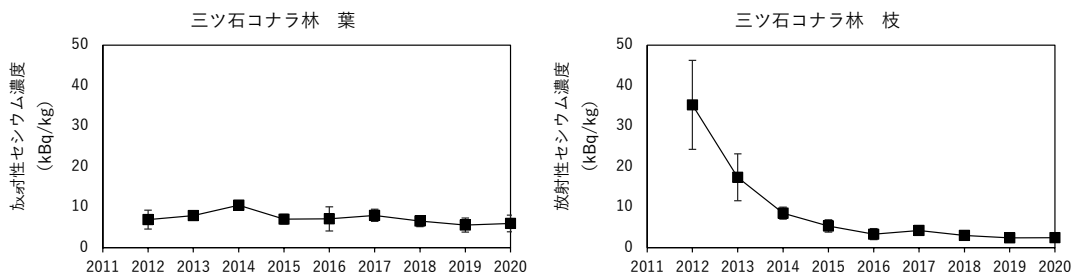


図 8.2.-3 ミツ石コナラの葉と枝の放射性セシウム濃度の経年変化

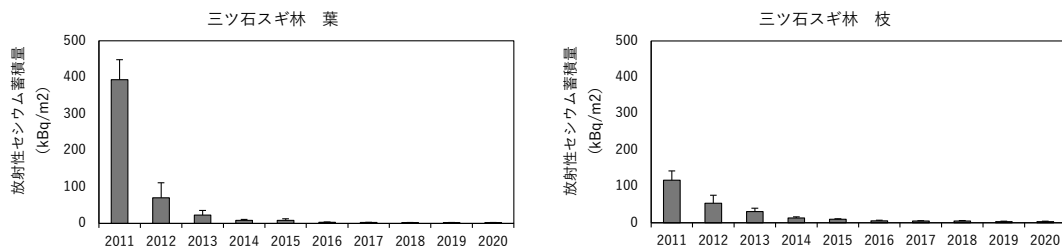


図 8.2-4 三ツ石スギの葉と枝の放射性セシウム蓄積量の経年変化

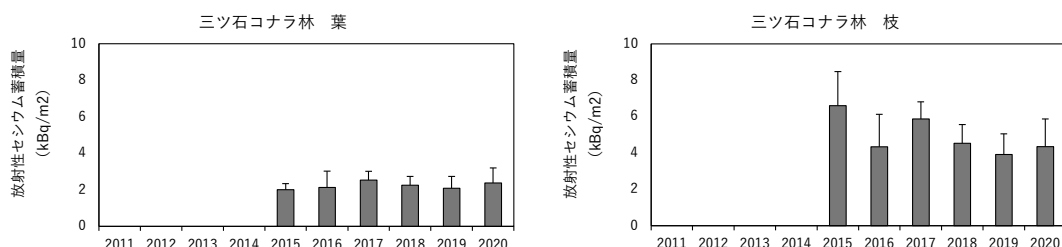


図 8.2-5 三ツ石コナラの葉と枝の放射性セシウム蓄積量の経年変化

## 参考文献

Kiyono Y, Akama A (2016) Predicting annual trends in leaf replacement and <sup>137</sup>Cs concentrations in *Cryptomeria japonica* var. *japonica* plantations with radioactive contamination from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident. 森林総合研究所研究報告 15 : 1-15

### 3) 樹皮及び木材の放射性セシウム濃度と蓄積量の経年変化

樹皮の放射性セシウム濃度は、ほとんどの調査林分において指数関数的な減少を示したが(例: 図 8.3-1 左)、金山スギでは他と同様な減少傾向を示さなかった(図 8.3-1 右)。金山スギでは内樹皮の放射性セシウム濃度が外樹皮と同じ程度にまで増加していることから(詳細調査Ⅲ参照)、放射性セシウムの経根吸収が活発である可能性があり、そのため樹皮の放射性セシウム濃度が減少しなかったと推測される。

樹皮の放射性セシウム蓄積量の経年変化は、濃度の経年変化と同様に概ね指数関数的な減少を示した(図 8.3-2)。これは樹皮の現存量の増加率よりも樹皮の放射性セシウム濃度の減少率の方が大きかったためである。しかし今後、樹皮の放射性セシウム濃度が下げ止ま

った場合、成長の良い林分では樹皮の放射性セシウム蓄積量は増加に転じる可能性があると考えられる。

木材の放射性セシウム濃度の経年変化傾向は、調査林分により異なり、減少傾向（図 8.3.-3 上左）、明瞭な変化なし（図 8.3.-3 上右）、増加傾向（図 8.3.-3 下）の全てのパターンが見られた。同一調査地内で樹種間の比較をすると、ヒノキやコナラは増加傾向、アカマツは減少傾向、スギは明瞭な変化なしという傾向を示した。しかし同一樹種の調査地間の比較をすると、ヒノキには減少傾向、スギには増加傾向も見られた。これらのことから、木材の放射性セシウム濃度の経年変化傾向は、樹種と場所の両方に影響されることが明らかとなった。現時点では樹種や調査地ごとの統一的な傾向を提示することは難しく、他の調査・研究結果との統合やメタ解析等が重要となる。また 2018 年度頃より、これまで木材の放射性セシウム濃度が増加傾向を示していた調査林分の一部において、減少傾向が見られ始めた（図 8.3.-4）。森林や樹体内での放射性セシウムの動態が平衡状態に達すると木材の放射性セシウム濃度は放射性セシウムの物理的減衰によって減少傾向を示すと考えられるが、実際に当該調査林分においてそれに準じた減少傾向に転じたのかどうかを確かめるためには今後も継続的な調査が必要となる。

木材の放射性セシウム蓄積量に関しては、多くの調査林分で増加傾向が見られた（例：図 8.3.-5）。これは木材の放射性セシウム濃度に経年変化がない林分でも木材の現存量の増加によって蓄積量が増加するためである。仮に木材の放射性セシウム濃度が Cs-137 の物理的減衰に従って毎年約 2% の割合で減少する状況であっても、木材の現存量がそれ以上の割合で増加する成長の良い林分では木材の放射性セシウム蓄積量は増加することになる。

樹皮や木材の放射性セシウム濃度の下げ止まりや上げ止まりの傾向、さらには増加傾向から減少傾向への転換などの兆しがいくつかの調査林分で見え始めたが、まだ断定できるほど確かなものではない。また、未だに単調増加・減少が続いている調査林分もあるため、依然として調査の継続が必要な状況にある。

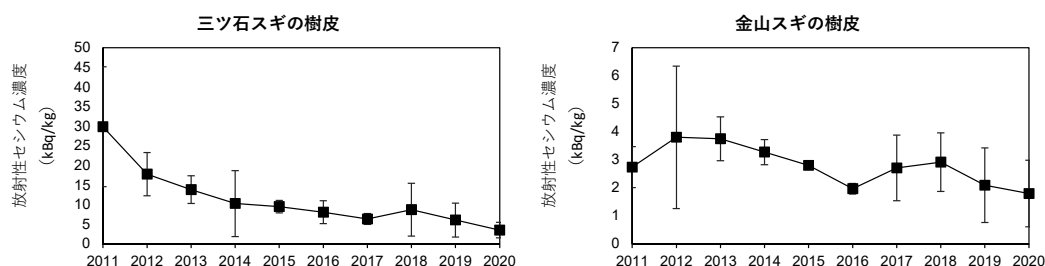


図 8.3.-1 三ツ石スギ、金山スギの樹皮の放射性セシウム濃度の経年変化

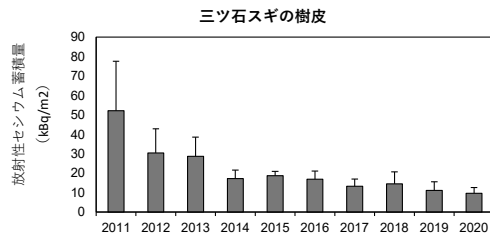


図 8.3-2 三ツ石スギの樹皮の放射性セシウム蓄積量の経年変化

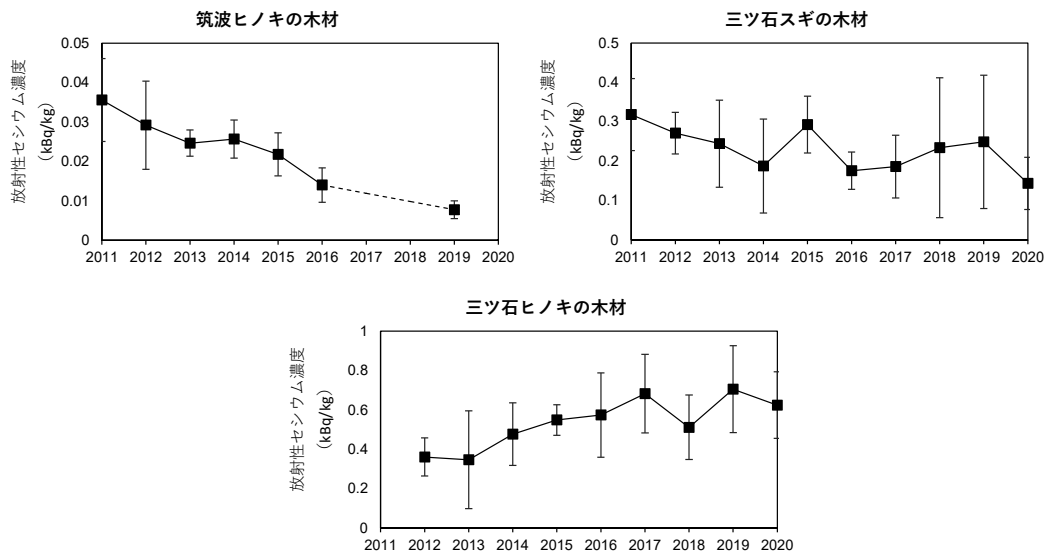


図 8.3-3 筑波ヒノキ、三ツ石スギ、三ツ石ヒノキの木材の放射性セシウム濃度の経年変化

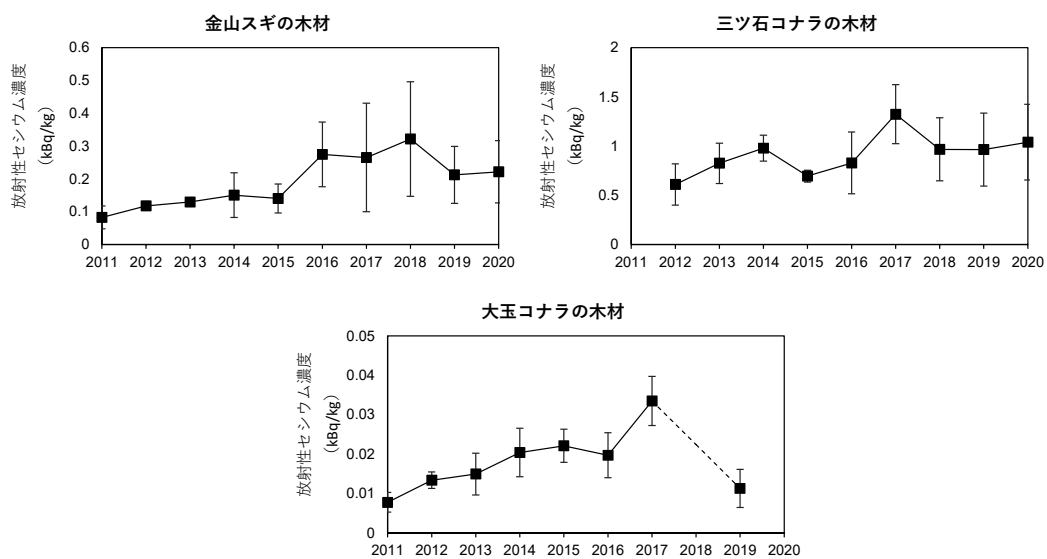


図 8.3-4 金山スギ、三ツ石コナラ、大玉コナラの木材の放射性セシウム濃度の経年変化



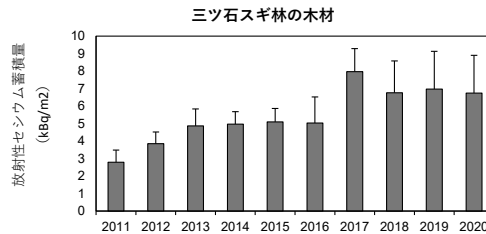


図 8.3.-5 三ツ石スギの木材の放射性セシウム蓄積量の経年変化

#### 4) スギ雄花に含まれる放射性セシウム濃度の経年変化

スギ雄花に含まれている放射性セシウム濃度は、全体としては年々低下する傾向を示した。低減割合は年々変化しており、原発事故直後から 2014～2015 年度頃までは急激な濃度の低下が認められたが、それ以降は低減割合が鈍化していた。スギの葉の寿命は数年から 10 年近くまであるものもあり、原発事故後数年間は、事故発生時に直接汚染された枝葉が樹木に残っていた。事故から数年間を経て直接汚染された枝葉が落ち、代わりに直接汚染されていない枝葉が増えたことが、事故直後から数年間にわたって雄花の放射性セシウム濃度が急激に低下する原因になっていると考えられた。一方、2015 年度以降は、雄花の放射性セシウム濃度の低減割合は、放射性セシウムの物理的減衰に近い割合を示しており、土壌からの放射性セシウムの吸収速度と樹体からのリターフォールによる放射性セシウムの放出速度が徐々に釣り合ってきて、放射性セシウム動態が動的平衡状態に近づいている可能性が高いと推察される。

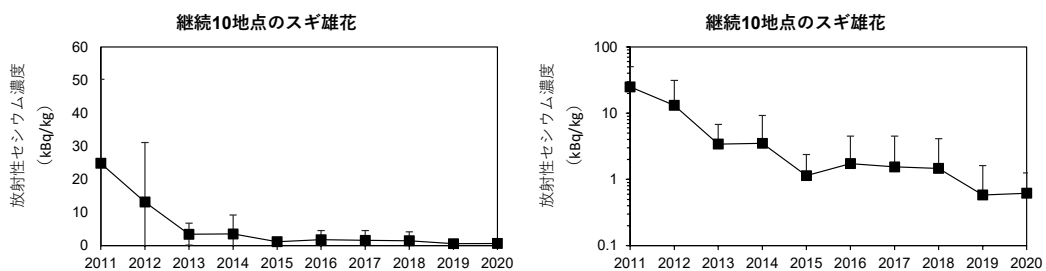


図 8.4.-1 スギ雄花の放射性セシウム濃度の経年変化 (2011～2018 年度の継続 10 地点)

右図の縦軸は対数表示

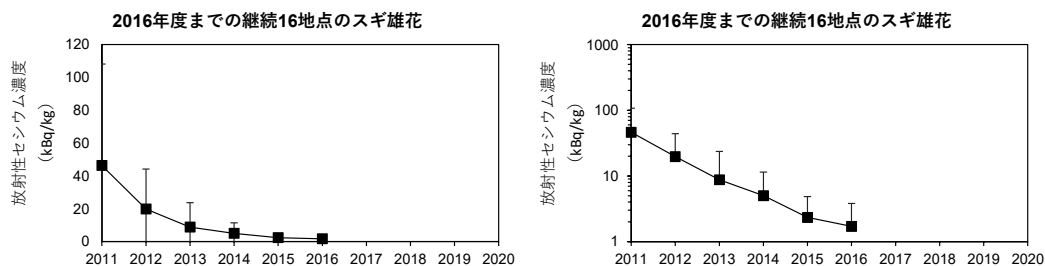


図 8.4-2 スギ雄花の放射性セシウム濃度の経年変化 (2016 年度までの継続 16 地点)  
右図の縦軸は対数表示

### 5) 落葉広葉樹林における落葉・果実の放射性セシウム濃度の経年変化

落葉広葉樹林のリターフォールにおける放射性セシウム濃度の変化をみると、調査地間の差の他に、樹種間の違いが大きいことがわかった。コナラ種子の放射性セシウム濃度は、事故の翌年から上昇し、8 年後の 2019 年度まで落葉と比較して高い濃度が続いている (図 8.5.-1、図 8.5.-2)。また、種子における測定値は、落葉と比較してサンプル個体間のバラツキが大きかった。一方、カスミザクラは逆に、落葉の放射性セシウム濃度が後から上昇し、種子のそれより高い傾向が続いている (図 8.5.-3、図 8.5.-4)。また、落葉では個体間のバラツキも大きかった。さらに、同じ調査地でもカスミザクラのリターフォールは、コナラより放射性セシウム濃度が高い傾向がみられた。

両者の違いは、葉や種子へ投入する資源の量や時間についての種間差が現れたものと考えられるほか、調査個体が生育する土壌の違いが影響している可能性もある。天然生林における放射性セシウムの循環や動物への移行などについて把握するには、対象種や立地条件を検討して長期間観察すべきことを示している。

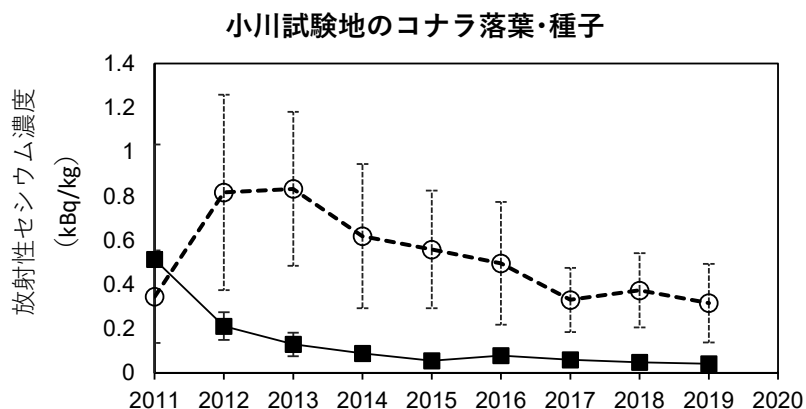


図 8.5.-1 小川試験地 (茨城県) のコナラリターフォール内の落葉 (実線) と種子 (破線) の放射性セシウム濃度の経年変化

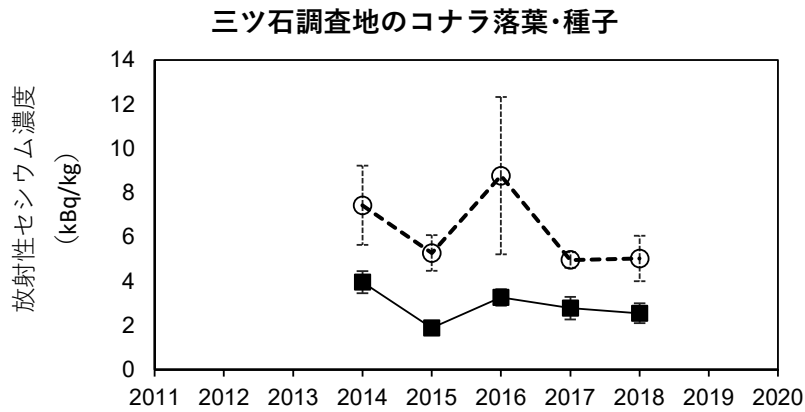


図 8.5.-2 三ツ石調査地のコナラリターフォール内の落葉（実線）と種子（破線）の放射性セシウム濃度の経年変化

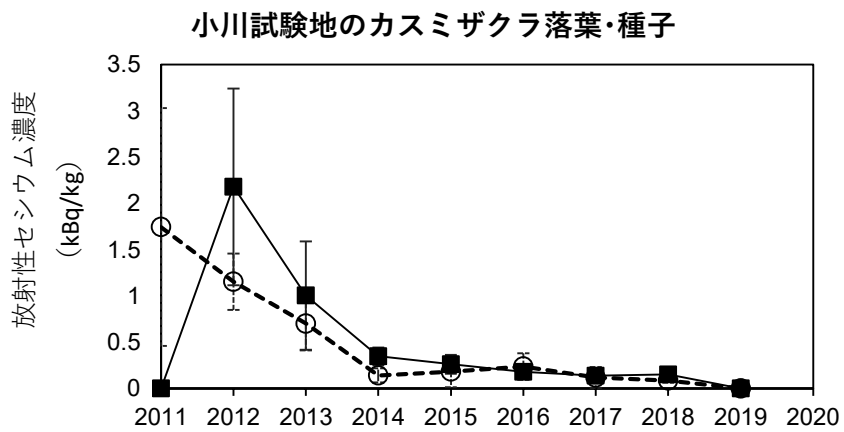


図 8.5.-3 小川試験地（茨城県）のカスミザクラリターフォール内の落葉（実線）と種子（破線）の放射性セシウム濃度の経年変化

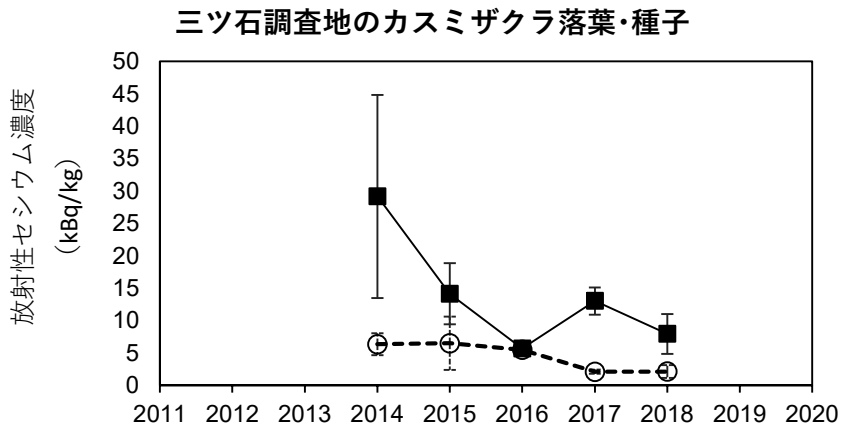


図 8.5-4 三ツ石調査地のカスミザクラリターフォール内の落葉（実線）と種子（破線）の放射性セシウム濃度の経年変化

#### 6) カリウム施肥に伴う針葉の放射性セシウム濃度の経年変化

施肥区、非施肥区、施肥中断区の3つの処理区別に、生育休止期（各年の生育終了期から翌年の生育開始期まで）に採取した苗木針葉の放射性セシウム（Cs-137）濃度の変化を図 8.6.-1 に示した。3 処理区における試験開始後 6 年間の Cs-137 濃度の変動は似た傾向を示していた。植栽して試験を開始したのち 3 年間は採取した針葉の Cs-137 濃度は上昇傾向にあったが、4 年目以降は年によって濃度の増減があり、5～6 年目にかけては施肥区、非施肥区、施肥中断区を問わず、濃度の増加傾向が明瞭ではなくなっている。ヒノキ植栽林における針葉の Cs-137 吸収が生育する土壤環境に対して平衡状態に達しつつある可能性が考えられるが、変動傾向を見極めるためには、さらに数年は調査を継続してヒノキ針葉の濃度変化を追跡する必要がある。

処理区ごとの針葉の濃度変化を見ると、施肥区では先述したように 2016 年度までは上昇傾向が認められたが、その後は低下傾向にある。また 2020 年度の平均値は非施肥区の 10 分の 1 以下と非常に低く、カリウムの継続施肥による濃度抑制効果の持続性が確認された。一方、2017 年度以降施肥を行わなかった施肥中断区では、2017 年度の針葉の濃度が上昇し施肥区に比べると吸収抑制効果は弱まった。ただし、非施肥区と比べると 2020 年度においても針葉の濃度は 5 分の 1 と明らかに低く、施肥を中断しても比較的吸収抑制効果が持続していることを示している。

このように事故後に植栽したヒノキの新植苗に対して、カリウム施肥は放射性セシウムの経根吸収を抑制する効果があること、また一定期間施肥し、その後中断しても一定の吸収抑制効果が持続することが明らかとなった。また、事故による直接汚染の影響がない植栽苗を用いた経時的な調査から、放射性セシウムの経根吸収速度を明らかにすることができた。引き続き調査を行い、施肥総量と吸収抑制効果や土壤中の残存カリウム量との関係、施肥中

断による吸収抑制効果持続期間の検討を行うことが重要である。

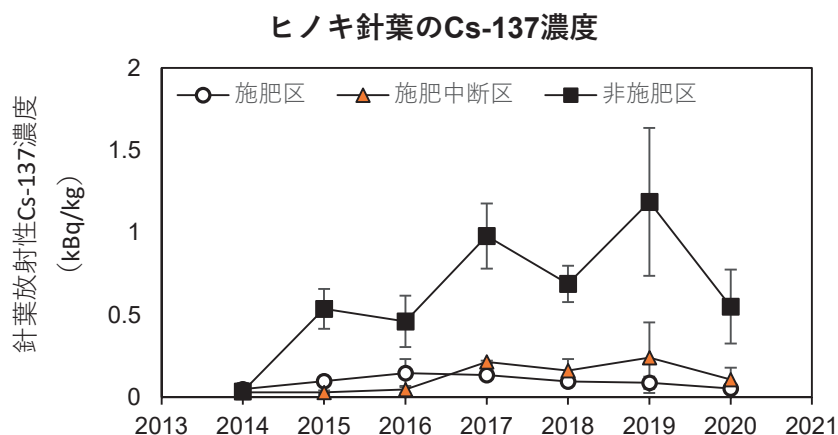


図 8.6.-1 ヒノキ新植地の施肥および施肥中断による針葉の Cs-137 濃度の経年変化  
2014 年度から毎年施肥を実施、施肥中断区は 2017 年度より施肥中断

#### 7) アカネズミの筋肉中の放射性セシウム濃度

アカネズミの筋肉中（骨格も含む）の放射性セシウム濃度（Cs-134 と Cs-137 の濃度の合計）の推移について検討した（図 8.7.-1）。

高線量地（飯館調査地）で調査を開始した 2012 年度と 2020 年度の値を比較すると 57% 減少していた。一方、中線量地（川内調査地）の 2011 年度と 2020 年度の値を比較すると 82% 減少していた。低線量地（茨城県の小川調査地）では 2011 年度と 2020 年度の値を比較すると 66% 減少していた。事故後 9 年を経過し、アカネズミにおける放射性セシウム濃度は大きくみると低下傾向を示したが、特に高線量地ではいまだに高い値を維持していることが明らかになった。このような生息環境で高濃度の体内蓄積状況においても、アカネズミは個体群を維持し、繁殖を継続していることが明らかになった。

放射性セシウムの体内濃度は、年次別にみると変動が大きく、特に高線量地は標準誤差も大きくばらつきが大きい。2011～2020 年度のアカネズミ成獣の放射性セシウム濃度の平均値を 3 調査地間で比較すると、低線量地に対して高線量地は 20.7 倍、中線量地は 6.2 倍に相当した。3 調査地の値の大小は、高線量地>中線量地>低線量地であることから、アカネズミ体内の放射性セシウム濃度は生息地の汚染状況に大きく影響されているといえるが、変動の大きさについて考察するためには、生息環境や餌など、アカネズミに関わる生態系が与える影響について明らかにする必要がある。

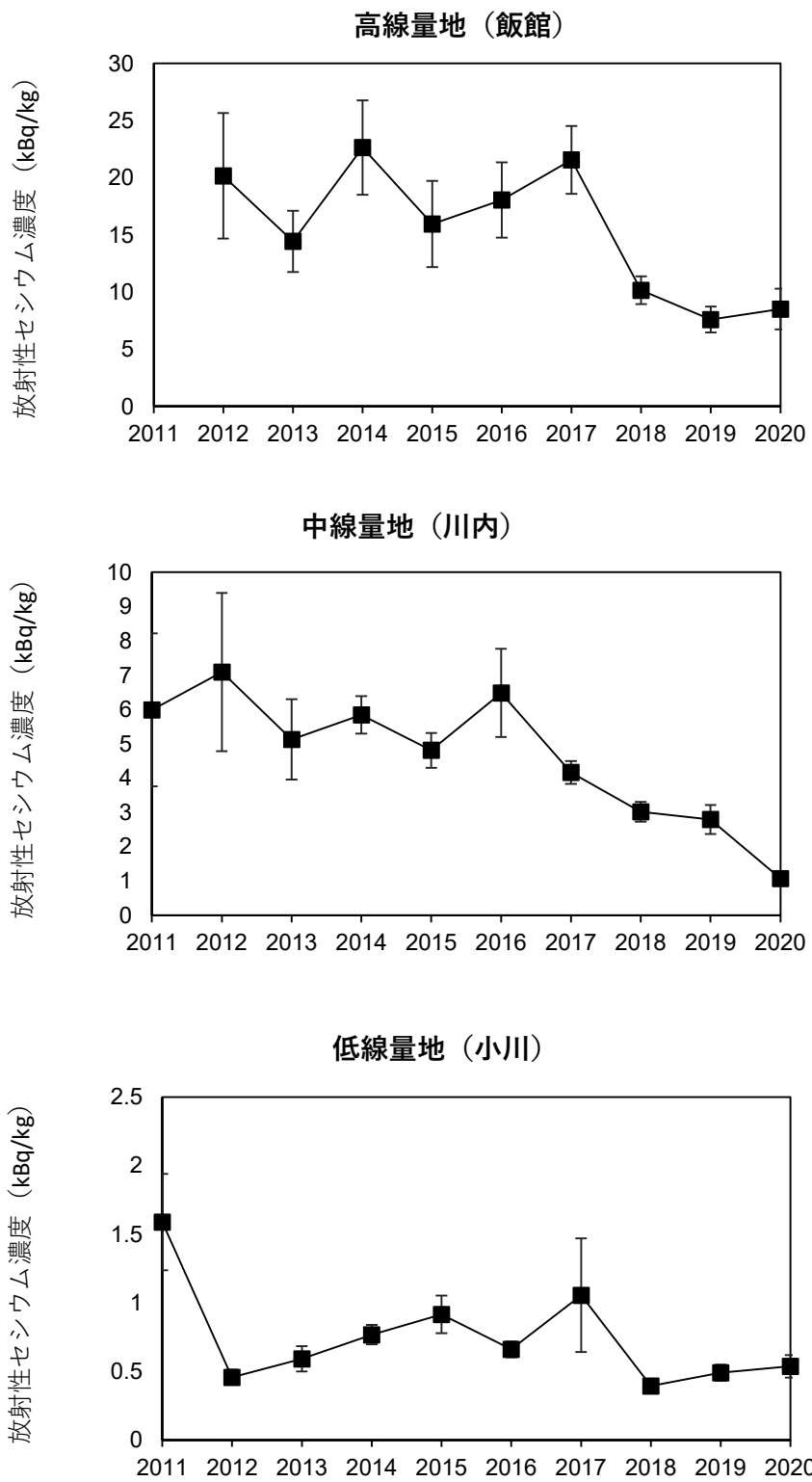


図 8.7-1 高線量地、中線量地および低線量地におけるアカネズミ成獣の筋肉（骨格含む）中の放射性セシウム平均濃度と標準誤差の推移

## 8) 野生きのこの放射性セシウム濃度の変動要因について

野生きのこの放射性セシウム (Cs-137) 濃度は調査地ごと、また同じ調査地内でも検体によって大きく (100 倍以上) ばらついた (図 8.8.-1)。結果は幾何平均と幾何標準偏差で示した。調査地ごとの平均 Cs-137 濃度は飯舘で最も高く、つくばで最も低いなど、採集地点による濃度傾向が認められた。一方、年変化をみると、やや飯舘で減少傾向が認められたが、ばらつきが大きく、ほかの調査地では明確な年変化傾向は認められなかった。検体を生活タイプごとに分けた場合の Cs-137 濃度をみると (図 8.8.-2)、菌根菌の濃度が高い調査地や、木材腐朽菌の濃度が低い調査地がいくつかあったが、こちらもばらつきが大きく、すべての調査地に共通する傾向ではなかった。検体数が多く採取された属について濃度を比較すると (図 8.8.-3)、フウセンタケ属やヌメリイグチ属の Cs-137 濃度は他の属のきのこよりも Cs-137 濃度が高い傾向が認められた。

野生きのこの Cs-137 濃度の幾何平均を、採集年、生活タイプ、属による違いで比較すると、属による違いは 4 箇所の異なる調査地でも比較的同様な傾向を示しており、Cs-137 濃度に対するきのこの種類の影響が大きいことが明らかになった。ただし、このように属などの傾向がある一方で個体ごとの濃度のばらつきが大きく、特性を明らかにするためには、様々な属・種の網羅的な解析や、同一調査地内のばらつきを生じさせる要因の一つと考えられる土壤環境条件の解析が必要である。

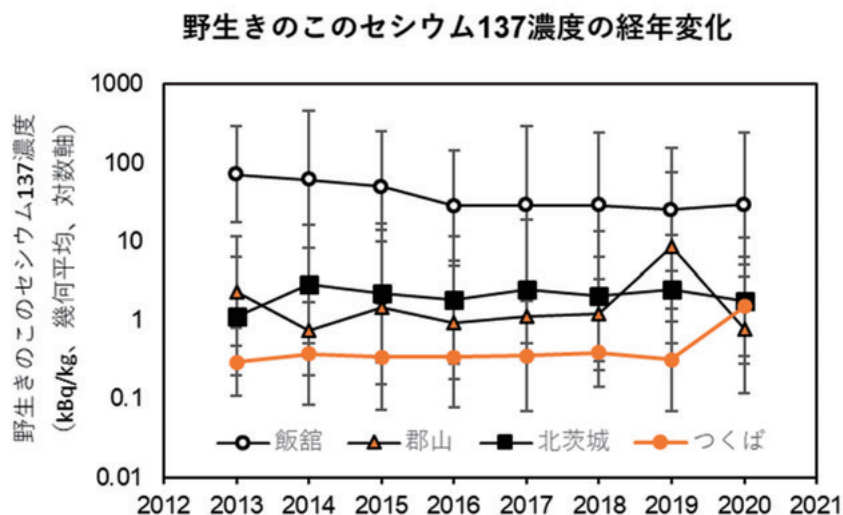


図 8.8.-1 各調査地の野生きのこの Cs-137 濃度の年変化

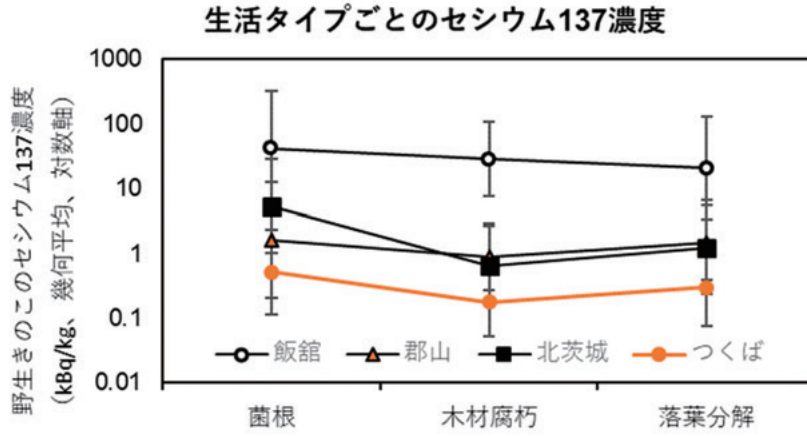


図 8.8.-2 各調査地の野生きのこについて生活タイプごとに区分した場合の Cs-137 濃度

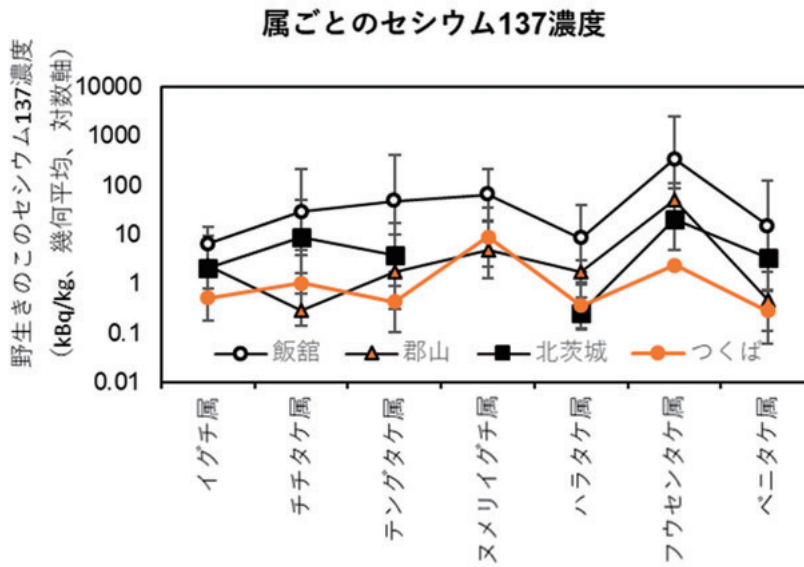


図 8.8.-3 検体数が多い属ごとに区分した場合の野生きのこの Cs-137 濃度

### 9) モウソウチクの放射性セシウム濃度と蓄積量の経年変化

モウソウチク林地上部の平均的な放射性セシウム蓄積量と放射性セシウム濃度の 2013 年度から 2020 年度までの経年変化を示す (図 8.9.-1、図 8.9.-2)。これらの図は宮城県の 2 つの対照区の結果を基に求めたものである。地上部の放射性セシウム蓄積量は、2013 年度か



ら 2015 年度までは低下傾向にあったが、その後、増減を繰り返した。年ごとに増減を繰り返す傾向は、地上部の放射性セシウム濃度にも認められた。モウソウチクは地下部において地下茎のネットワーク構造を形成し、林内の多数の齢の異なる地上稈が一個体としてつながっている。そのため、放射性セシウム蓄積量の異なる地上稈によって竹林が構成されていることとなり、その結果、地上稈の放射性セシウム濃度の増減を反映して単位面積当たりの放射性セシウム蓄積量の変動すると考えられる。

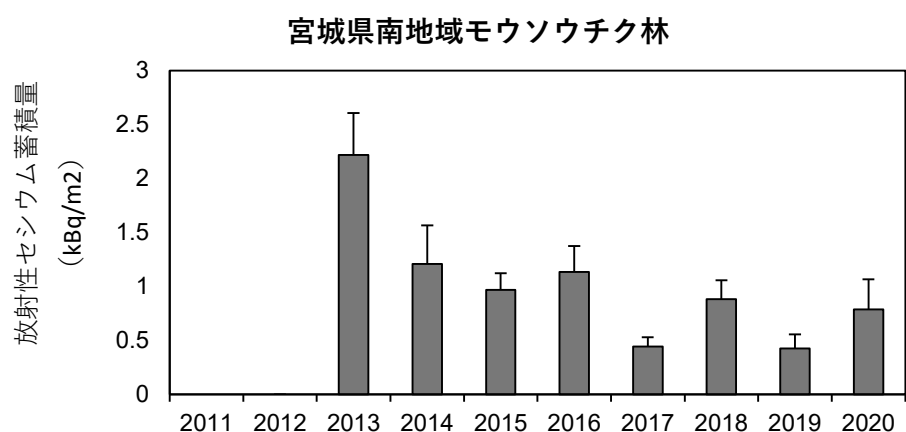


図 8.9.-1 モウソウチク林地上部の平均的な放射性セシウム蓄積量の経年変化

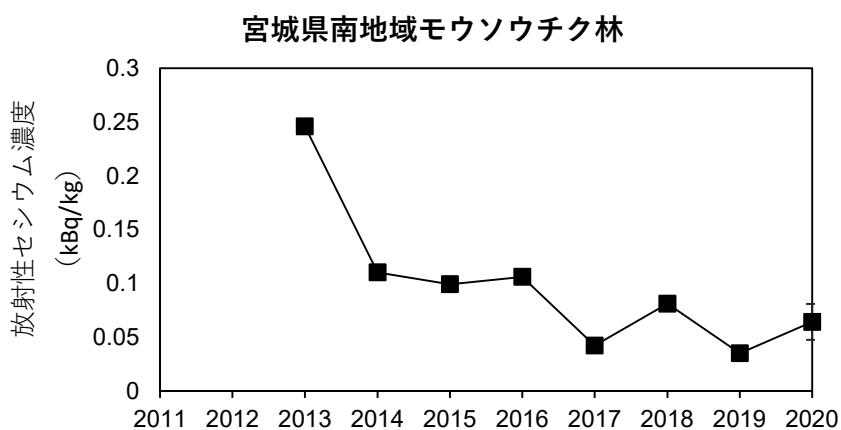


図 8.9.-2 モウソウチク林地上部の平均的な放射性セシウム濃度の経年変化

#### 10) ササの放射性セシウム濃度と蓄積量の経年変化

川俣町山木屋の落葉広葉樹林の林床に存在するクマイザサについて、事故発生 1 年 6 ヶ月後の 2012 年秋から計測した、稈、枝、葉を合わせた地上部の放射性セシウム (Cs-137)

濃度および蓄積量（蓄積量は部位別に算出後、地上部の全部位を積算）は、8年間で3%程度まで減少した（図 8.10.-1、図 8.10.-2）。クマイザサは、時間経過とともに稈、枝、葉といった地上部が枯れ落ち、3年後には新しい地上部に入れ替わる性質がある。2012年度から2013年度にかけての急激な減少は、2011年度に放射性セシウムが直接表面に付着した地上部の多くが枯れ落ち、新たな地上部に入れ替わったためと考えられる。

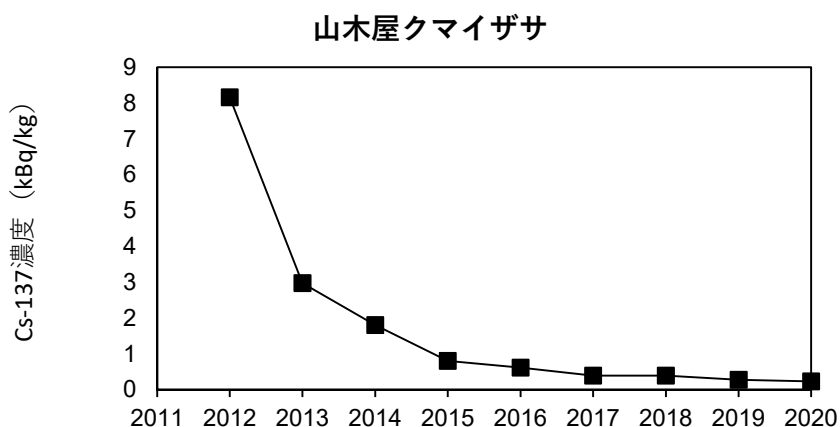


図 8.10.-1 山木屋クマイザサの Cs-137 濃度の経年変化

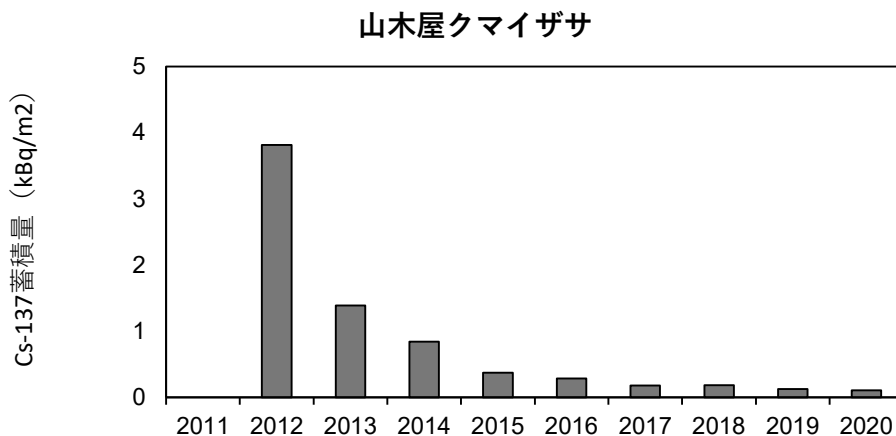


図 8.10.-2 山木屋クマイザサの Cs-137 蓄積量の経年変化

いわき市勿来の落葉広葉樹林の林床に存在するミヤコザサについて、事故発生1年6ヶ月後の2012年秋から計測した、稈、枝、葉を合わせた地上部のセシウム137の濃度および蓄積量は、8年間で29%程度まで減少した（図 8.10.-3、図 8.10.-4）。ミヤコザサは、時間経

過とともに稈、枝、葉といった地上部が枯れ落ち、3年後には新しい地上部に入れ替わる性質がある。2012年度から2013年度にかけての急激な減少は、2011年度に放射性セシウムが直接表面に付着した地上部の多くが枯れ落ち、新たな地上部に入れ替わったためと考えられる。その後、2015年度にかけて若干の増加が認められた。これは当年生葉の濃度が高まったためであるが、その理由は不明である。

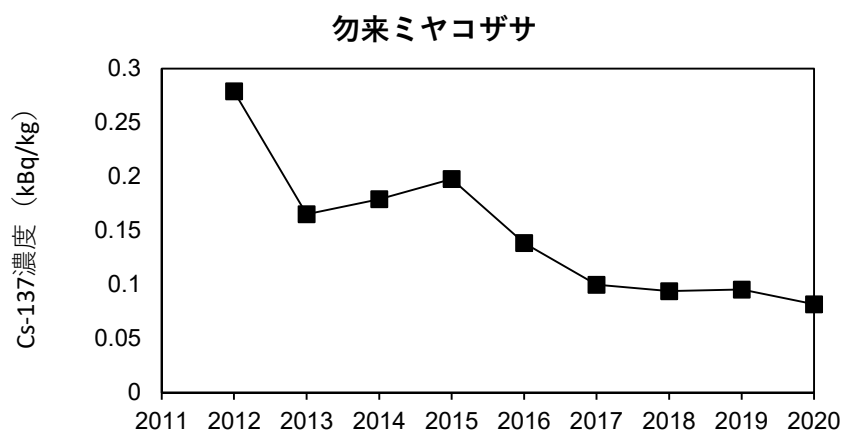


図 8.10-3 勿来ミヤコザサの Cs-137 濃度の経年変化

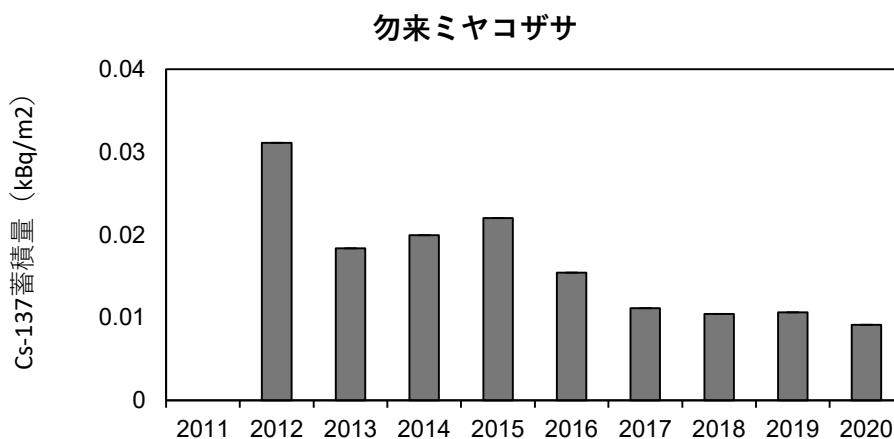


図 8.10-4 勿来ミヤコザサの Cs-137 蓄積量の経年変化

勿来の落葉広葉樹林の林床に存在するスズタケについて、事故発生1年6ヶ月後の2012年秋から計測した、稈、枝、葉を合わせた地上部のセシウム137の濃度および蓄積量は、8年間で9%程度まで減少した(図 8.10-5、図 8.10-6)。スズタケは他のササの種類よりもと

くに稈が長命で、4年以上も生存する場合がある。2012年度から2015年度にかけて認められる濃度と蓄積量の減少傾向は、2011年度に放射性セシウムが直接表面に付着した長命な稈が枯れ落ちていく過程を示しているのかもしれない。2016年度以降はそうした稈はほぼ枯れ落ち、被災後に新生した稈に入れ替わったため、濃度と蓄積量の減少スピードがより緩やかになったものと推定する。

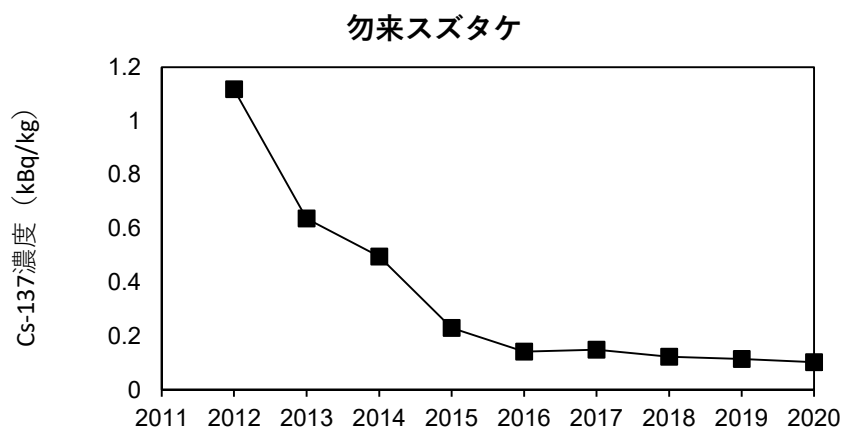


図 8.10-5 勿来スズタケの Cs-137 濃度の経年変化

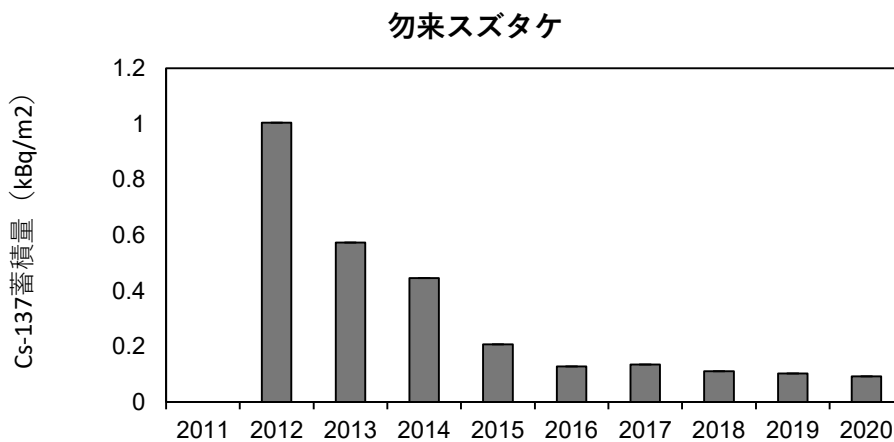


図 8.10-6 勿来スズタケの Cs-137 蓄積量の経年変化

### 1 1) 下層植生に含まれる放射性セシウム濃度の経年変化

下層植生に含まれる放射性セシウム濃度の調査として、2012年度から2016年度までは、福島県郡山市にある福島県林業研究センター多田野試験林の針葉樹林(スギ・ヒノキ)と落

葉広葉樹林（コナラ等）の下草と落ち葉を除去した処理区（以下、除去区）と除去区外、及びアカマツ林（除去区外のみ）の林床に継続調査地を設定し、下層植生の種（全12種（低木類5種、草本類5種、ツル植物2種：年によって採取できた種数は違う））ごとに放射性セシウム（Cs-137）濃度を測定した。除去区と除去区外の空間線量率は除去区の低減が大きかったが、下層植生のCs-137濃度の除去区、除去区外の違いは、採取サンプルごとのばらつきがあり、2014年度の落葉広葉樹林におけるマンサク以外には有意差は認められなかった。

2017年度からは、斜面位置の違いによる下層植生のCs-137濃度を調査するため、調査地を福島県林業研究センター多田野試験林内の旧調査地に隣接するアカマツ・コナラ林に移し、同一斜面の尾根及び斜面中腹、及び2018年8月からは同調査地の斜面下部に調査プロットを設置し、2018年度から2020年度までは、下層植生全18種（低木類11種、草本類4種、ツル植物3種）ごとのCs-137濃度を測定した。2012年度から2020年度における継続調査の結果、9年間の総種数は24種（低木類15種、草本類6種、ツル植物3種）となった。

各年度、比較的多くのサンプルを採取できたクロモジの落葉広葉樹の除去区、除去区外、及びアカマツ林における放射性セシウム濃度、同じくチゴユリのアカマツ林におけるCs-137濃度の経年変化を示す（図8.11.-1）。なお、アカマツ林測定値は、経年比較のため、2012～2016年度のデータに、2017年度以降の調査地で、旧調査地に隣接し環境がほぼ等しいと考えられる尾根部におけるデータを継続して示した。落葉広葉樹林の除去区では、徐々にクロモジのCs-137濃度は減少している傾向にあったが、落葉広葉樹林の除去区外では2016年度における濃度が上昇した。また、アカマツ林のクロモジにおいても、2016年度に濃度が上昇し、その後は2015年度の574 Bq/kgを下回っていない。加えて、アカマツ林のチゴユリも2014年度以降593 Bq/kg～1,180 Bq/kgで推移し、減少はみられない（図8.11.-2）。これは、放射性セシウムが時間の経過とともに土壌へ移行し、放射性セシウムを植物が吸収していることが要因として考えられる。今後も下層植生に含まれる放射性セシウムの変化を注視する必要がある。

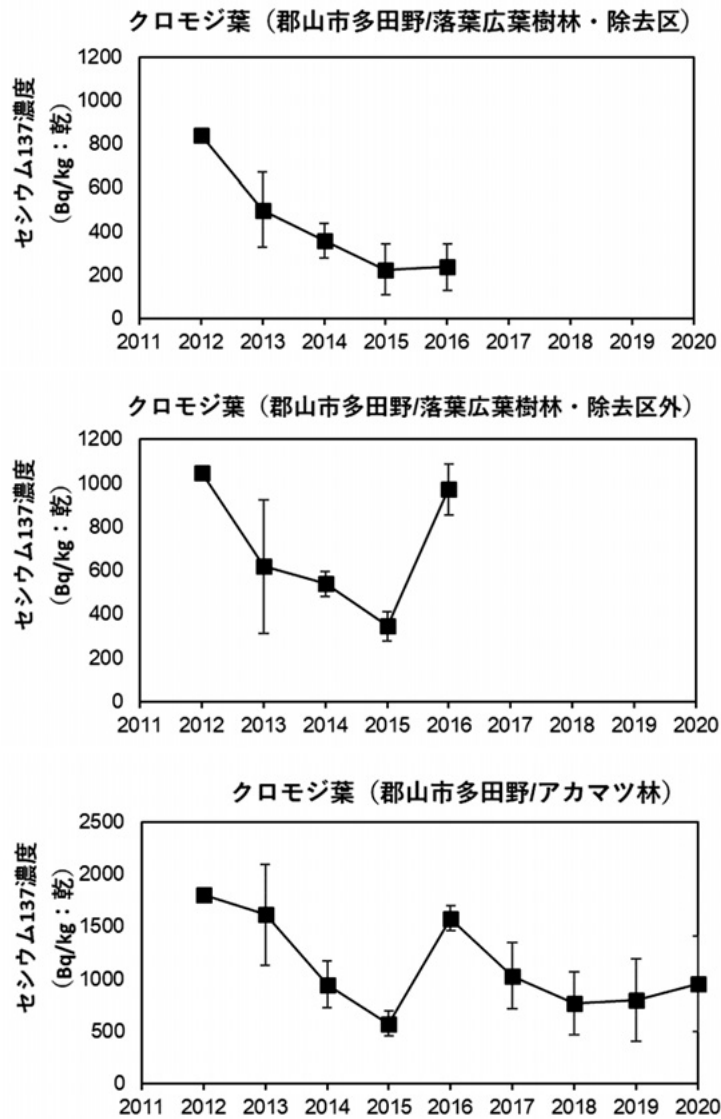


図 8.11.-1 多田野試験林の下層植生 (クロモジ) のセシウム 137 濃度の経年変化

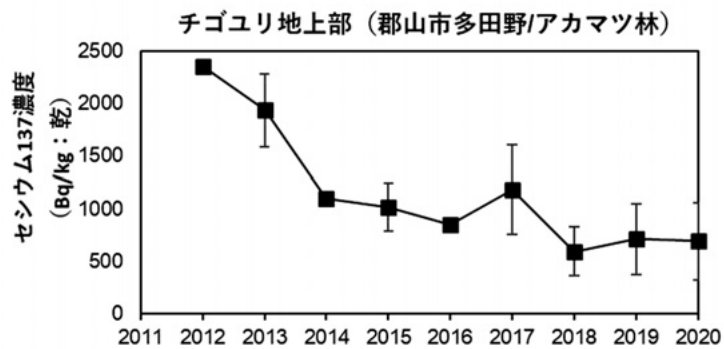


図 8.11.-2 多田野試験林の下層植生 (チゴユリ) のセシウム 137 濃度の経年変化

## 1 2) 水生生物の放射性セシウム動態の経年変化

水中の藻類の放射性セシウム濃度の経年変化を図 8.12.-1 に示す。2013 年度から 2020 年度にかけての藻類の川内村における放射性セシウム濃度は年々下がる傾向にある。サンプル数は 2013 年度から順に、2、10、13、4、2、2、2、3 である。

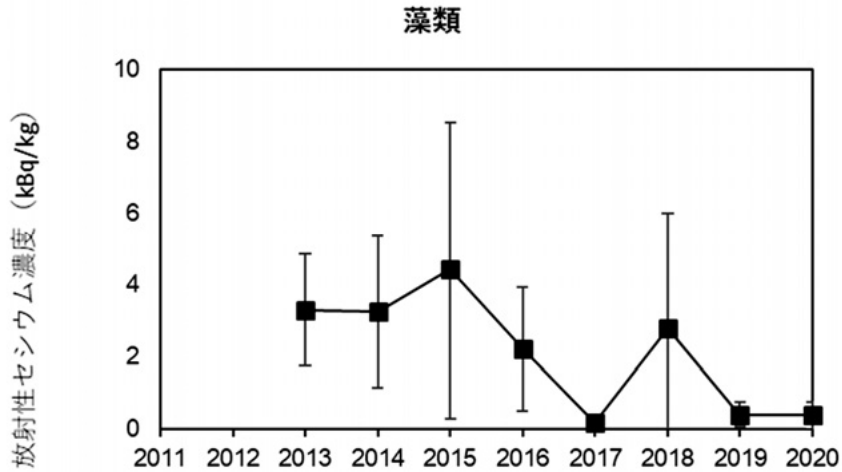


図 8.12.-1 藻類の放射性セシウム濃度の経年変化

水中のリターの放射性セシウム濃度の経年変化を図 8.12.-2 に示す。2013 年度から 2020 年度にかけてのリターの川内村における放射性セシウム濃度は、当初は高濃度でばらつきも大きかったが、近年は下げ止まりの傾向である。サンプル数は 2013 年度から順に、6、6、6、6、3、3、3、3 である。

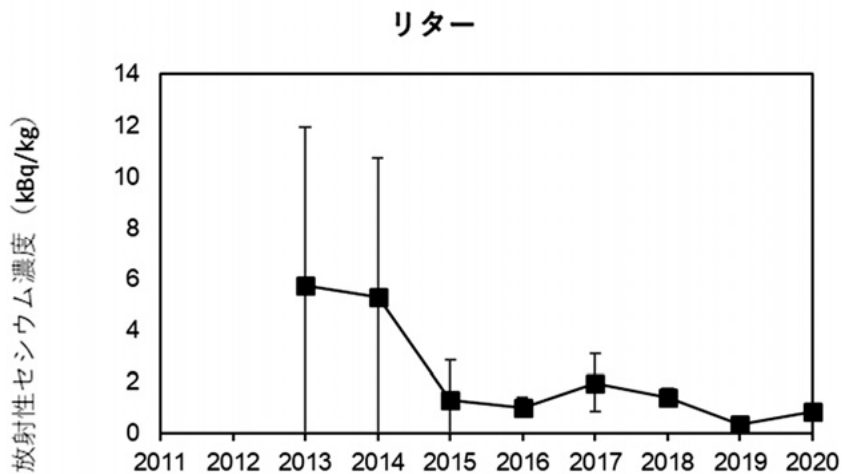


図 8.12.-2 リターの放射性セシウム濃度の経年変化

水中のシルトの放射性セシウム濃度の経年変化を図 8.12-3 に示す。2013 年度から 2020 年度にかけてのシルトの川内村における放射性セシウム濃度は、年々減少している。なお、2017 年は測定に必要な量の試料が得られなかった。サンプル数は 2013 年度から順に、4、3、4、2、0、2、2、2 である。

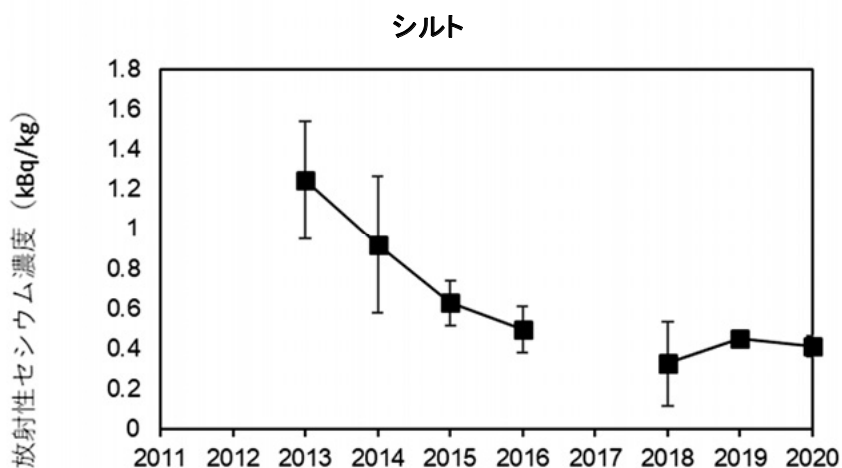


図 8.12-3 シルトの放射性セシウム濃度の経年変化

水生昆虫カワゲラ科の放射性セシウム濃度の経年変化を図 8.12-4 に示す。2013 年度から 2020 年度にかけてのカワゲラ科の川内村における放射性セシウム濃度は一時期上昇したが、その後低下し、近年は下げ止まりの傾向がみられる。なお、2019 年度は測定に必要な量の試料が得られなかった。サンプル数は 2013 年度から順に、5、9、5、1、7、1、0、4 である。

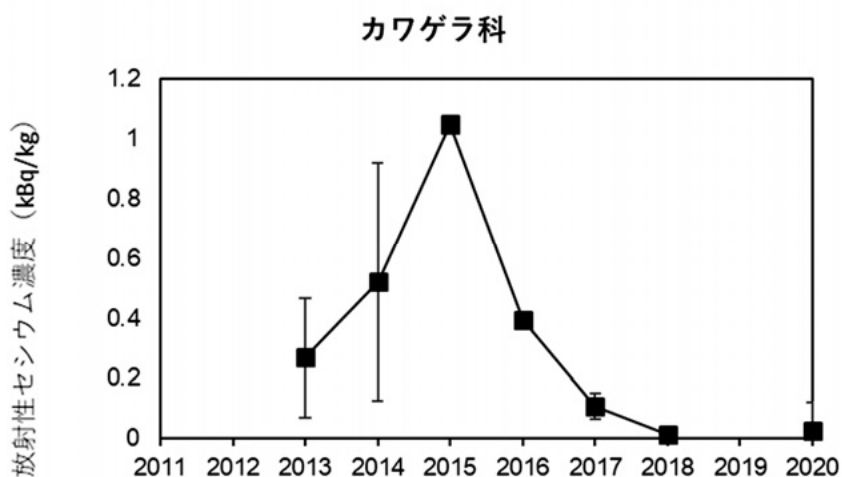


図 8.12-4 カワゲラ科の放射性セシウム濃度の経年変化



水生昆虫シマトビケラ科の放射性セシウム濃度の経年変化を図 8.12-5 に示す。2013 年度から 2020 年度にかけてのシマトビケラ科の川内村における放射性セシウム濃度は、一時期上昇したが、現在は下がっている。なお、2019 年度は測定に必要な量の試料が得られなかった。サンプル数は 2013 年度から順に、5、8、5、2、4、2、0、4 である。

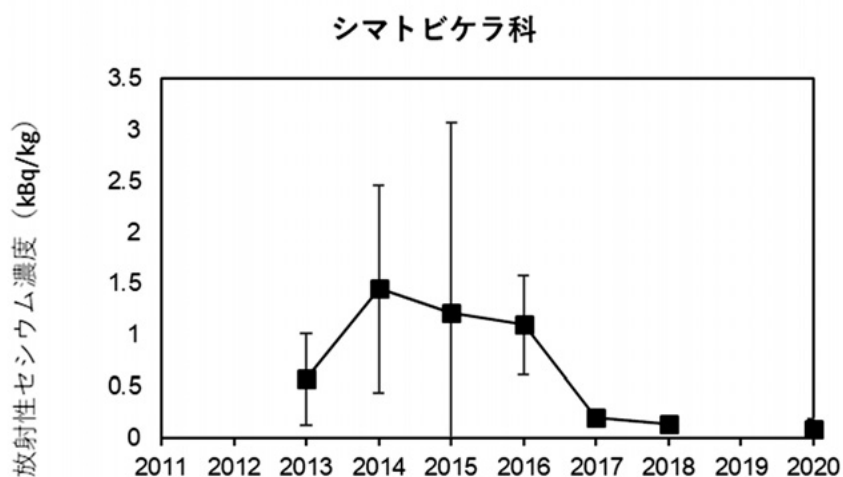


図 8.12-5 シマトビケラ科の放射性セシウム濃度の経年変化

水生昆虫モンカゲロウ科の放射性セシウム濃度の経年変化を図 8.12-6 に示す。2013 年度から 2020 年度にかけてのモンカゲロウ科の川内村における放射性セシウム濃度は、年々下がっていたが現在は下げ止まっている。なお、2016 年度および 2018 年度は測定に必要な量の試料が得られなかった。サンプル数は 2013 年度から順に、3、7、4、0、5、0、2、2 である。

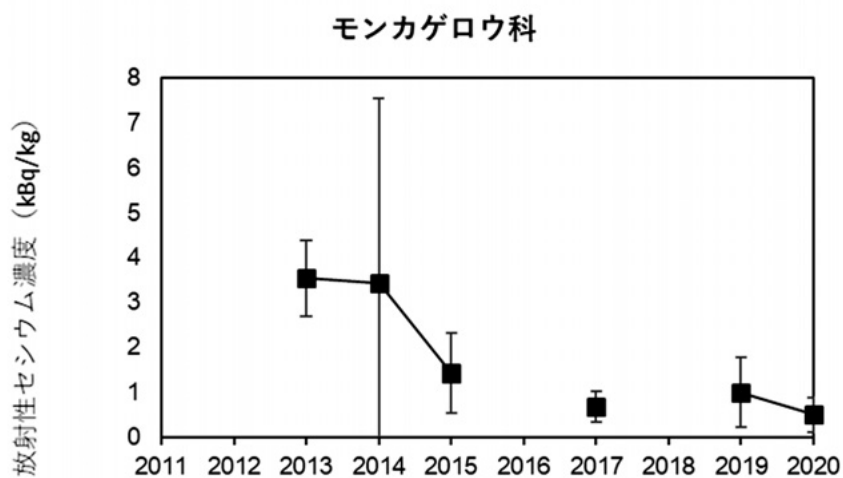


図 8.12-6 モンカゲロウ科の放射性セシウム濃度の経年変化

水生昆虫マダラカゲロウ科の放射性セシウム濃度の経年変化を図 8.12.-7 に示す。2013 年度から 2020 年度にかけてのマダラカゲロウ科の川内村における放射性セシウム濃度は、年々下がっていたが現在は下げ止まっている。なお、2017 年度および 2018 年度は測定に必要な量の試料が得られなかった。サンプル数は 2013 年度から順に、2、4、3、1、0、0、2、2 である。

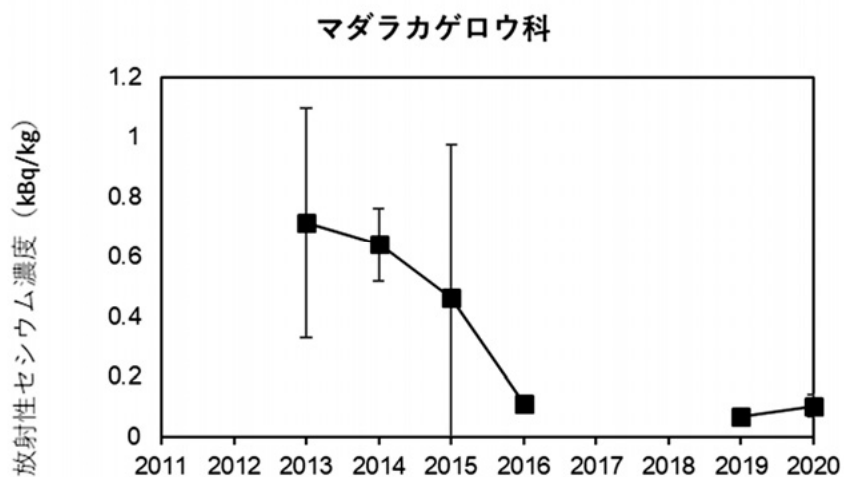


図 8.12.-7 マダラカゲロウ科の放射性セシウム濃度の経年変化

全体の傾向として、川内村の水の中の藻類、リター、シルトの放射性セシウム濃度は下げ止まっている傾向がある。水生生物も同様に、放射性セシウム濃度は下げ止まりつつあるといえる。水生生物とその餌資源、その生育場（シルト）の放射性セシウム濃度は、連動して変動していると考えられる。

## 関連業績

OHASHI Shinta(大橋伸太)、KURODA Katsushi(黒田克史)、FUJIWARA Takeshi(藤原健)、TAKANO Tsutomu(高野勉) (2020) Tracing radioactive cesium in stem wood of three Japanese conifer species 3 years after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident.(福島第一原子力発電所事故より 3 年後の国産針葉樹 3 樹種を対象とした幹材中の放射性セシウムの追跡)、Journal of Wood Science、66:44

坂下渉、三浦覚、今村直広、大橋伸太、小松雅史、篠宮佳樹、荒木眞岳、梶本卓也、小林政広、齋藤哲、金子真司 (2020) Differences in the radiocesium deposition between evergreen coniferous and deciduous broad-leaved forests.(常緑針葉樹林と落葉広葉樹林間の放射性セシウム沈着量の違いについて) JpGU-AGU Joint Meeting 2020、発表番号：MAG44-03

SAKASHITA Wataru(坂下渉)、MIURA Satoru(三浦覚)、AKAMA Akio(赤間亮夫・元森林総研職員)、OHASHI Shinta(大橋伸太)、IKEDA Shigeto(池田重人)、SAITOH Tomoyuki(齋藤智之)、KOMATSU Masabumi(小松雅史)、SHINOMIYA Yoshiki(篠宮佳樹)、KANEKO Shinji(金子真司) (2020) Assessment of vertical radiocesium transfer in soil via roots.(根を介した土壌中の放射性セシウムの鉛直移動の評価)、Journal of Environmental Radioactivity、222:106369

IMAMURA Naohiro(今村直広)、MATSUURA Toshiya(松浦俊也)、AKAMA Akio(赤間亮夫・元森林総研職員)、IKEDA Shigeto(池田重人)、KOBAYASHI Masahiro(小林政広)、MIURA Satoru(三浦覚)、SHINOMIYA Yoshiki(篠宮佳樹)、KANEKO Shinji(金子真司) (2020) Temporal changes in the spatial patterns of air dose rate from 2012 to 2016 at forest floors in Fukushima, Japan.(福島県の森林林床における 2012 年から 2016 年までの空間線量率の空間分布の時系列変化)、Journal of Environmental Radioactivity、222:106377

TANAKA Kenzo(田中憲蔵)、SAITO Satoshi(齋藤哲)、ARAKI Masatake(荒木眞岳)、KAJIMOTO Takuya(梶本卓也) (2020) Vertical distribution of radiocesium concentrations among crown positions and year-to-year variation in four major tree species after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident.(福島第一原発事故後の 4 樹種の樹冠位置間での垂直方向の放射性セシウムの分布と年変動)、Journal of Environmental Radioactivity、222:106447

Alex Malins(メイリンズ アレックス・日本原子力機構)、IMAMURA Naohiro(今村直広)、  
NIIZATO Tadafumi(新里忠史・日本原子力機構)、TAKAHASHI Junko(高橋純子・筑波大  
学)、Minsik Kim(金敏植・日本原子力機構)、SAKUMA Kazuyuki(佐久間一幸・日本原子  
力機構)、SHINOMIYA Yoshiki(篠宮佳樹)、MIURA Satoru(三浦覚)、MACHIDA Masahiko(町  
田昌彦・日本原子力機構) (2020) Calculations for ambient dose equivalent rates in nine forests  
in eastern Japan from  $^{134}\text{Cs}$  and  $^{137}\text{Cs}$  radioactivity measurements.(放射性セシウム  $^{134}$  と  
 $^{137}$  の測定に基づく、東日本の 9 つの森林における空間線量率の計算)、Journal of  
Environmental Radioactivity、226:106456

篠宮佳樹 (2021) 原発事故による森林への放射能汚染の影響と山村の復興支援に向けた技  
術開発、JATAFF ジャーナル、9(2):50-55

大橋伸太、三浦覚 (2021) 森林と木材、10 年間の放射性セシウム汚染と今後の課題、森林科  
学、91: 2-5

三浦覚、大前芳美(元森林総合研究所)、篠宮佳樹、大橋伸太、清野嘉之(元森林総合研究所)、  
坂下渉、赤間亮夫(元森林総合研究所) (2021) 放射性セシウム吸収の樹種間差—植  
栽木等多点調査から、日本森林学会大会学術講演集、132: 3 月発表予定

篠宮佳樹、三浦覚、金子真司、大橋伸太、荒木眞岳、今村直広、坂下渉、阪田匡司 (2021) ス  
ギ林における放射性セシウムの分布に及ぼす地形の影響、日本森林学会大会学術講演  
集、132: 3 月発表予定

## 補遺 スギとアカマツの葉の葉齢別の放射性物質濃度（平成 30 年度森林内における放射性物質実態把握調査事業報告書）

2018 年度に福島県内 2 村 6 箇所（川内村：三ツ石スギ林、三ツ石ヒノキ林、三ツ石コナラ林、金山スギ林、館山アカマツ林；大玉村：大玉スギ林）で実施した調査では、スギ林及びアカマツ林において、採取した葉を当年葉（調査した年に展開した葉）と旧葉（古い葉）に分けて Cs-137 濃度を調べた。三ツ石スギ林、金山スギ林、大玉スギ林及び館山アカマツ林の計 4 箇所の測定結果について示す。

三ツ石スギ林の当年葉と旧葉の Cs-137 濃度は、690 Bq/kg と 340 Bq/kg であり、当年葉の濃度が旧葉よりも約 2 倍高い値であった（図 1.-補）。葉を区別して採取し始めた 2014 年度の三ツ石スギ林の調査では、旧葉の Cs-137 濃度の方が当年葉よりも高いものもあったが、2018 年度になると、当年葉の濃度が旧葉よりも高い傾向がより明瞭になった。この調査結果は、原発事故で直接汚染された葉のほとんどが落葉したことを反映していると考えられる。金山スギ林及び大玉スギ林でも、三ツ石スギ林同様、当年葉の濃度が旧葉よりも高い傾向が確認された（図 1.-補）。また、館山アカマツ林での調査結果では、当年葉の Cs-137 濃度が 3,900 Bq/kg、旧葉の濃度が 1,200 Bq/kg であり、当年葉の方が旧葉よりも濃度が約 3 倍高かった（図 1.-補）。今後時間の経過とともに、旧葉から新しい葉にどの程度の量の放射性セシウムが転流し、どの程度の量の放射性セシウムが土壌から吸収されるのか、調査地や樹種の違いにも着目しながら、さらなる検証を進める必要がある。

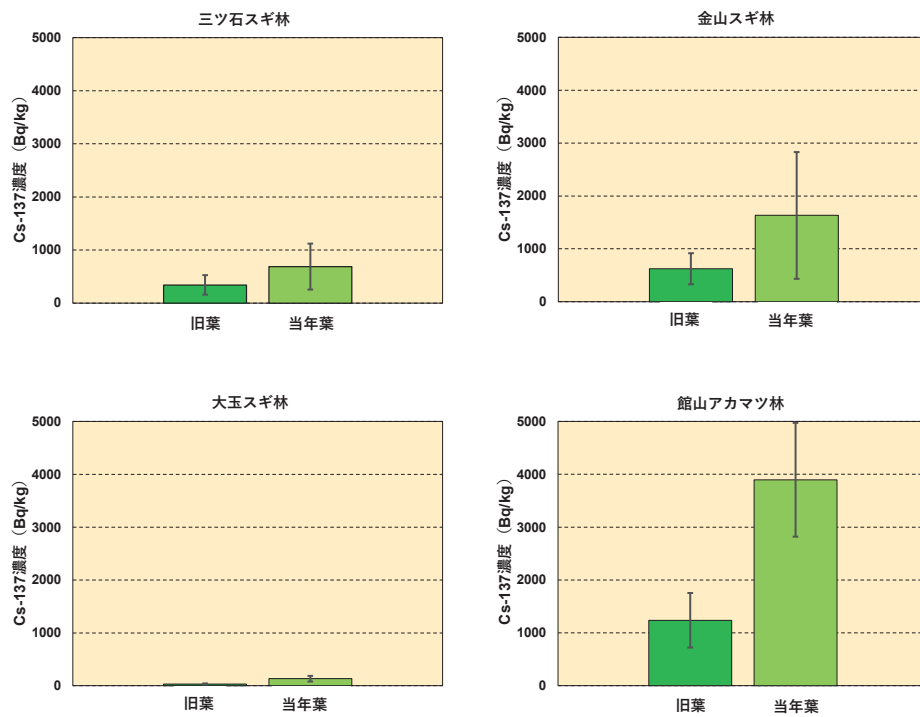


図 1.-補 2018 年度の三ツ石スギ林と館山アカマツ林の当年葉と旧葉の Cs-137 濃度の比較  
各調査地の値と誤差棒はそれぞれ平均値と標準偏差を表している。