

森林内における放射性物質の移動実態の把握

川口 知穂 蛭田 利秀 壽田 智久*

目 次

要 旨	
I はじめに	2
II 森林内沢地形における ¹³⁷ Cs濃度等の把握	2
1 沢上の ¹³⁷ Cs濃度の把握	2
(1) 調査地と方法	
(2) 結果と考察	
2 沢横断斜面上の ¹³⁷ Cs濃度及び ¹³⁷ Cs量の分布	6
(1) 調査地と方法	
(2) 結果と考察	
III 福島県林業研究センター内における林床上の ¹³⁷ Csの動態	10
1 調査方法	
2 結果と考察	
IV 葉や枝の ¹³⁷ Cs濃度の把握	16
1 調査地と方法	
2 結果と考察	
V おわりに	20
VI 謝辞	21
VII 引用文献	21

要 旨

福島第一原子力発電所の事故により放出された放射性物質は、森林内で時間の経過とともに分布が変化し、森林の地形によっては移動・拡散の懸念もある。森林再生に向け放射性物質をより効果的に低減するには、森林内における¹³⁷Csの動態把握が重要である。本調査では、沢地形の落葉層・土壌の¹³⁷Csの垂直分布及び沢横断斜面上の¹³⁷Csの分布、林床上の¹³⁷Csの動態、樹木の葉と枝別の¹³⁷Cs濃度を調査した。その結果、沢地形においても、¹³⁷Cs濃度は落葉層で高く、土壌が深くなるほど低いことが明らかとなった。沢横断斜面では斜面上の上下流で¹³⁷Cs量に明瞭な差は見られず、¹³⁷Csの移動・拡散は大きくないと考えられた。リタートラップの調査から、落葉・落枝とともに¹³⁷Csが降下し、林床が再汚染していることが確認され、落葉層・土壌の¹³⁷Cs垂直分布から、落葉層の¹³⁷Csは、時間の

受付日 平成26年4月4日

受理日 平成26年5月27日

* 現県中農林事務所

課題名 森林内における放射性物質の移動実態の把握（県単課題 平成23～25年度）

経過とともに土壌へ移行していると考えられた。葉の ^{137}Cs 濃度は、スギの旧葉、ヒノキで高く、スギの当年葉、コナラでは低い値を示し、月別の葉の ^{137}Cs 濃度に変化は認められなかった。これらの調査結果から、今後、 ^{137}Cs の多くは土壌に蓄積することを示唆しているものと考えられた。

キーワード： ^{137}Cs 、沢地形、林床、再汚染、葉と枝

I はじめに

2011年3月に発生した東京電力株式会社福島第一原子力発電所の事故により、さまざまな放射性物質が大気中に放出された。放出された放射性物質の中でも、大量に放出されたと試算され、かつ、半減期が約30年と長い核種が ^{137}Cs である³⁾。広域に拡散した ^{137}Cs は、福島県内のほぼすべての地域に沈着し、多くの森林が汚染された¹¹⁾。2011年の森林内における ^{137}Cs は、事故当時に葉が展開していた常緑針葉樹林は樹冠上に、落葉していた落葉広葉樹林は林床上（落葉層）に多く蓄積しており^{12、15)}、また森林を構成する樹種や樹木の地上部の部位ごとに異なる^{12、16、17)}とされる。これらの結果を踏まえ、森林除染の取り組みも開始されている。もっとも効果が高いとされる除染法は、多くの放射性物質が蓄積しているとされる落葉層の除去である。また、常緑針葉樹においては枝葉等の除去（枝打ち）も効果が高いとされる^{1、15)}。現在も精力的に実施されている森林除染であるが、県土の約70%を占め972千haを超える²⁾森林すべての除染を終了させるには、非常に長い時間が必要であることは容易に想像できる。一度、森林内に蓄積された ^{137}Cs は、森林から出て行く量は少ないとされ⁶⁾、 ^{137}Cs による森林汚染は、木材、林産物などの森林資源の活用や森林内での生産活動などへ長期にわたり影響すると考えられる。

一方、森林から出にくいとされる ^{137}Cs だが、森林内においては、時間の経過とともに落葉から林床へ、林床から土壌や植物体へと分布が変化することが知られており^{6、20)}、森林の地形によっては、移動・拡散の懸念もある。今後の森林再生に向け、放射性物質の低減をより効果的に実施するためには、森林内における ^{137}Cs の動態を把握することは非常に重要である。

本調査では、林床（落葉層）・土壌、落葉・落枝を含む葉や枝の ^{137}Cs の分布、移動や移行（ここでいう移行は、放射性物質が送風、降雨、水流等により大きく移動することではなく、化学的、生物的要因と考えられる小規模な移動若しくは汚染をさす。）の実態を把握することに主眼を置き、沢地形の落葉層・土壌の ^{137}Cs 濃度垂直分布、沢横断斜面における落葉層・土壌の ^{137}Cs 濃度、また 1 m^2 当たりの ^{137}Cs 量（以下、「 ^{137}Cs 量」という。）の分布、落葉・落枝による林床への ^{137}Cs 再汚染状況、樹木の葉と枝別の ^{137}Cs 濃度を調査した。

II 森林内沢地形における ^{137}Cs 濃度等の把握

1 沢上の ^{137}Cs 濃度の把握

(1) 調査地と方法

①調査地

調査は、郡山市に所在する福島県林業研究センター多田野試験林（以下、「試験林」という。）内で実施し（図-1）、調査対象とする沢を2011年11月に2箇所選定した（図

ー2)。一つは、下流がコナラ主体の広葉樹林で、上流の一部がスギ・ヒノキ混交林、尾根付近がコナラ・アカマツ混交林（以下、「針葉樹を含む沢」という。）となっており、スギ・ヒノキ混交林の下流付近で2又に分かれていた（図-3、5）。もう一つは、コナラ主体の広葉樹林で、尾根付近がコナラ・アカマツ混交林（以下、「広葉樹の沢」という。）となっていた（図-4、5）。

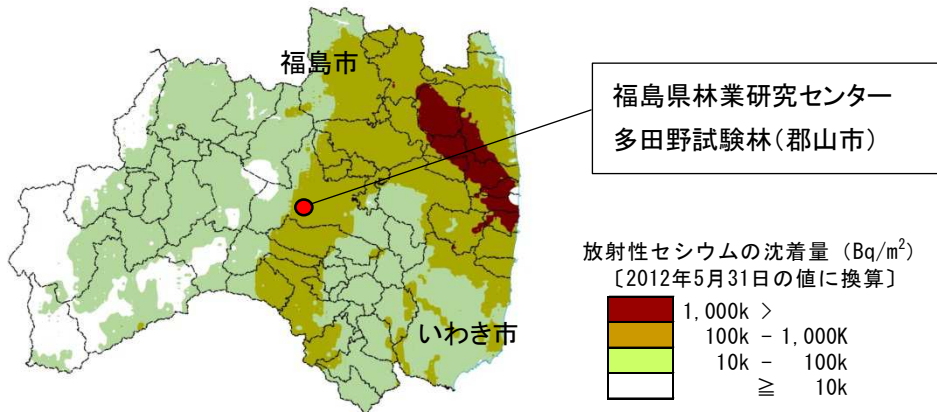


図-1 位置図 文部科学省航空機モニタリング結果より作成

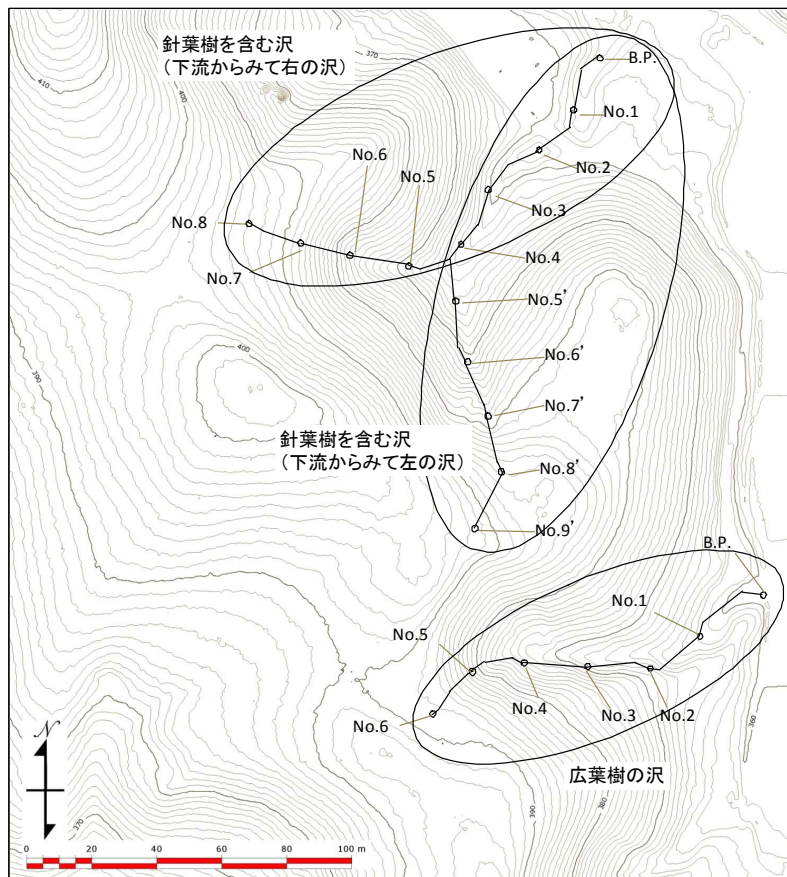
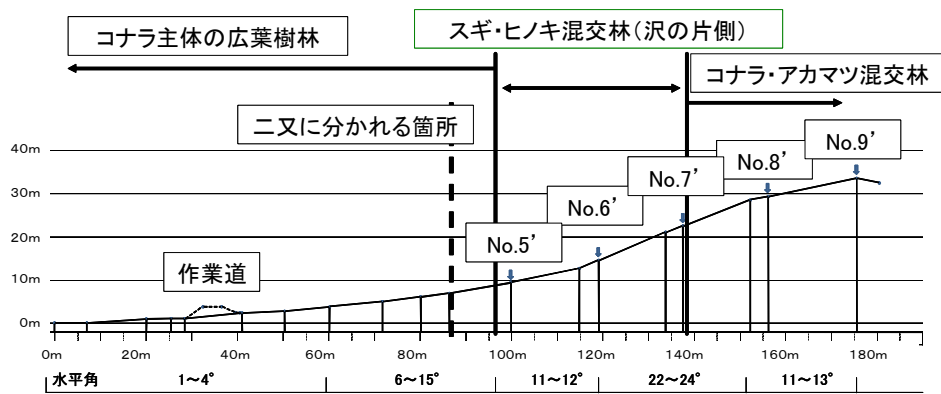
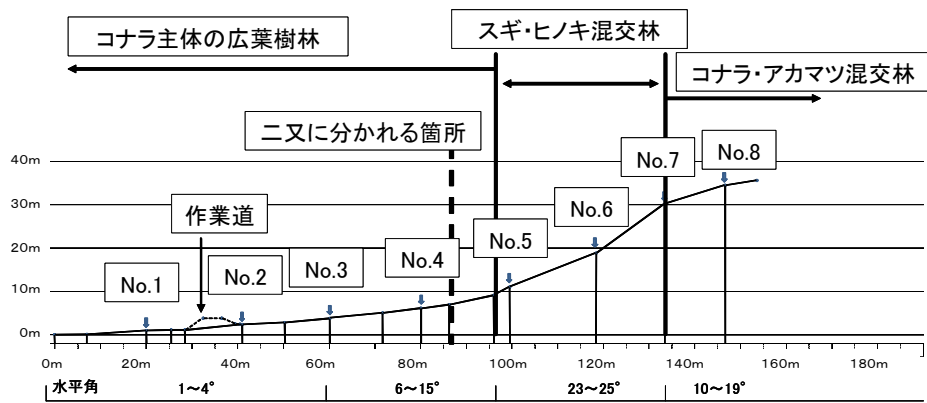
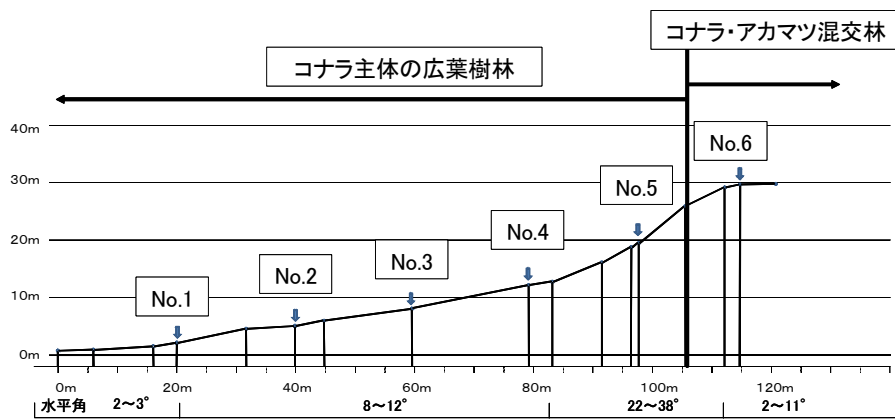


図-2 沢の位置図



図一 3 縦断図（針葉樹を含む沢、上：（下流からみて）右の沢、下：（同）左の沢）



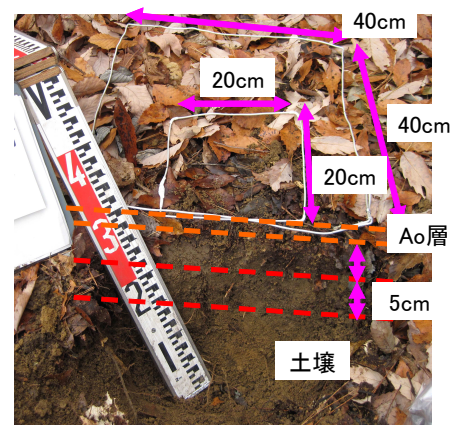
図一 4 縦断図（広葉樹の沢）



図－5 調査対象の沢（左：針葉樹を含む沢、右：広葉樹の沢）

②調査方法

2011年11月下旬～12月上旬（以下、「2011年12月」という。）、2012年4月及び同年12月に、沢の下流から斜距離で20mごとに尾根付近まで、沢の中央1箇所から落葉層（落葉・落枝などの堆積有機物層）及び土壌を採取した。2011年12月と2012年4月は、落葉層を40cm×40cmの方形枠を置いて採取した。土壌は20cm×20cmの断面を作り、深さ5cmごと20cmまでコの字状に掘り取った（図－6）。2012年12月は、落葉層を20cm×20cmの面積で採取し、土壌を試料採取器（大起理化工業（株）製、φ=110mm t=50mm）により5cmごと深さ20cmまで採取した。



図－6 土壌採取

採取した落葉層は105℃で24時間乾燥後、手作業で概ね1cm角以下に細断した。土壌は固結しないよう30～70℃で24～48時間乾燥した後、2mm目のふるいで礫と根を取り除き、105℃で12時間以上乾燥した^{7、9)}。これら試料を2011年は350ml容量の測定用容器に充填し、EMF211型ガンマ線スペクトルメータ（EMF ジャパン（株）取扱）で¹³⁷Cs濃度を測定した。2012年は100ml容量のU-8容器に充填し、ゲルマニウム半導体検出器（ORTEC製GEM40）を用いてガンマ線スペクトロメトリ法で¹³⁷Cs濃度を測定した。なお、測定時間は2011年は900秒、2012年は落葉層、土壌0～10cmを1,000秒、土壌10～20cmを1,800秒とし、¹³⁷Cs濃度は試料採取日に減衰補正した。

（2）結果と考察

針葉樹を含む沢及び広葉樹の沢における¹³⁷Cs濃度について、落葉層・土壌の各層別の平均値を図－7に示した。¹³⁷Cs濃度の垂直分布をみると、2011年、2012年ともに落葉層で高い値を示し、土壌が深くなるほど低くなった。採取時期別の落葉層の¹³⁷Cs濃度は、針葉樹を含む沢、広葉樹の沢ともに2011年12月と2012年4月でほとんど変わらないが、2012年12月では広葉樹の沢において低い値を示した（図－7）。なお、針葉樹を含む沢は採取地点間のばらつきが大きく、¹³⁷Cs濃度の低下は確認できなかった（図－7）。

森林の林床における落葉層・土壌の放射性セシウム濃度は、落葉層でもっとも高く、土壌では表層が高く、土壌が深くなるにしたがって低くなる^{12、14、17、18)}。今回調査した沢地

形においても、森林の林床における放射性セシウム濃度の分布と同様の傾向を示すことが確認された。

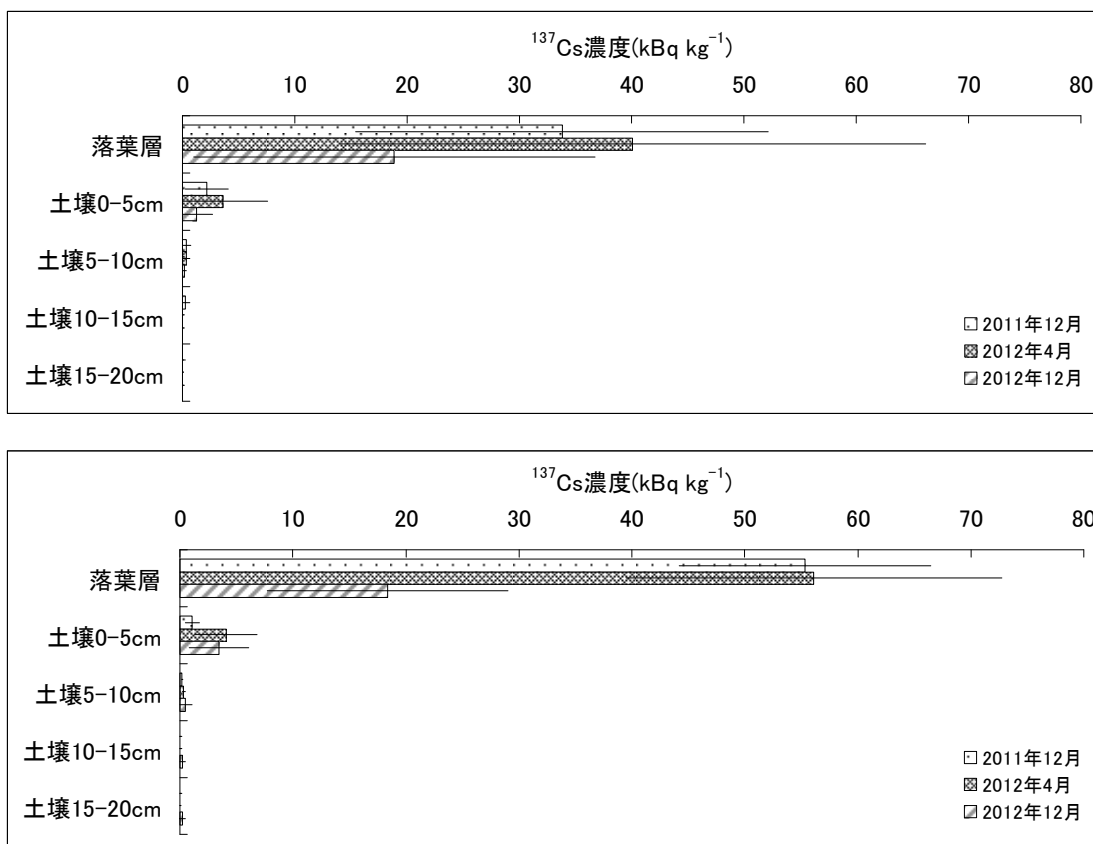


図-7 落葉層・土壌の ^{137}Cs 濃度 (上：針葉樹を含む沢、下：広葉樹の沢)
注：値は各層別の平均値。図中のバーは、標準偏差を示す。

2 沢横断斜面上の ^{137}Cs 濃度及び ^{137}Cs 量の分布

(1) 調査地と方法

II 1における試験林の針葉樹を含む沢及び広葉樹の沢を調査地とした(図-2、3、4)。針葉樹を含む沢においては、No. 1~No. 4、No. 6~No. 8、No. 6'~No. 8'の測点、広葉樹の沢においては、No. 1~No. 6の測点を横断方向の基準測点とした(以下、「0m」という。)。それぞれの基準測点において、沢に対し直角になるように、下流から見て左側の斜面に斜距離で、1m、3m、5mの位置に測点を設けた(以下、それぞれ「1m」、「3m」、「5m」という。図-8、9)。傾斜角は、0mより測量ポールでそれぞれの測点間の水平距離および垂直距離を測定し、 $\theta = \tan(a/b)$ (θ :傾斜角、a:垂直距離、b:水平距離)より算出した。

2012年5月と同年12月にそれぞれの測点から落葉層と土壌0-5cmを採取した。なお、0mについては、II 1の試料を用いた。落葉層及び土壌の採取方法は、2012年5月は、II 1②調査方法の2012年4月に準じ、2012年12月は、II 1②調査方法の2012年12月に準じた。また、試料の前処理方法及び ^{137}Cs 濃度の測定法についてもII 1②調査方法と同様とした。2012年12月の試料は、各測点の ^{137}Cs 量を算出するため、各試料の ^{137}Cs 濃度 (Bq kg^{-1})

×試料乾重(kg) (土壌試料は礫、根も加算した重量) /採取面積(m²)の値を各測点数で平均した。¹³⁷Cs 濃度測定結果及び¹³⁷Cs 量算出結果は、測点ごと月別に平均し、t 検定(p<0.05)により比較した。

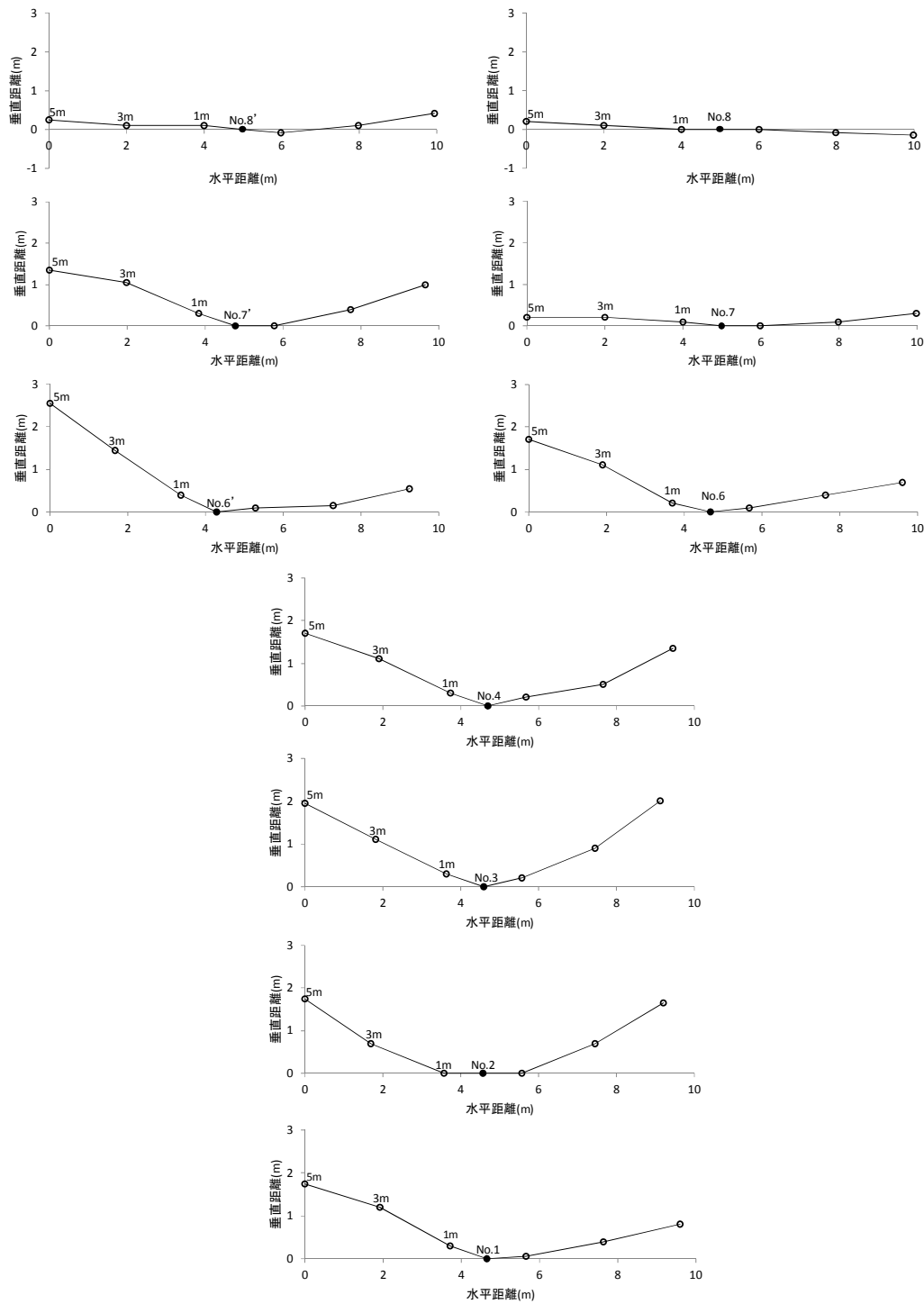


図-8 横断面図(針葉樹を含む沢)

注: 図中の No. は、図-2、3 の No. と同じであり、0 m を示す。

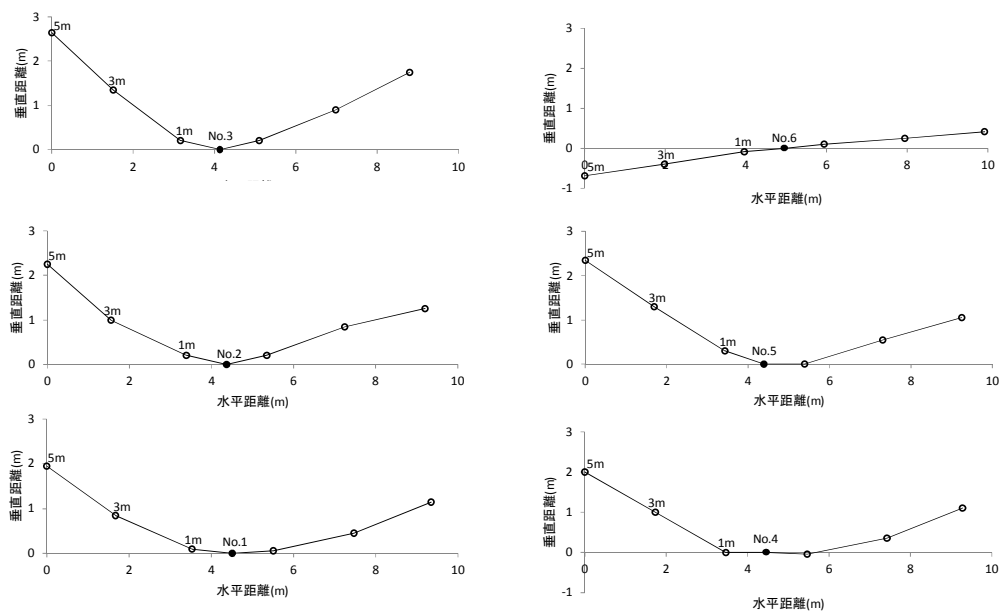


図-9 横断図（広葉樹の沢）

注：図中のNo.は、図-2、4のNo.と同じであり、0mを示す。

(2) 結果と考察

^{137}Cs 濃度で各測点を比較すると広葉樹の沢においては、2012年12月の落葉層0mと5mに差が生じており、2012年5月、12月それぞれにおいて、土壌0-5cmの0mと1m、3m、5mに差が生じていた（図-10）。測点ごとに時期別で比較すると落葉層において、針葉樹を含む沢の3m、5m、広葉樹の沢の0mにおいて、 ^{137}Cs 濃度が有意に減少していた（図-11）。

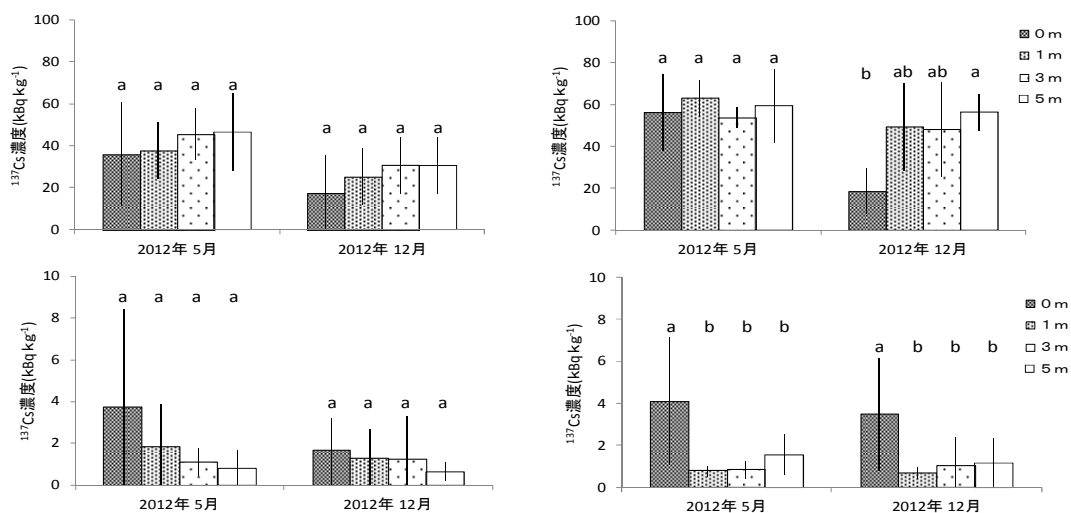


図-10 各測点の ^{137}Cs 濃度

注1：左上：針葉樹を含む沢の落葉層、右上：広葉樹の沢の落葉層、左下：針葉樹を含む沢の土壌0-5cm、右下：広葉樹の沢の土壌0-5cm

注2：図中のバーは、標準偏差を示す。異なるアルファベット間には、有意差が生じていることを示す。検定は月別に行っている（t検定、Bonferroni補正 $P < 0.05/n$ $n=6$ ）。

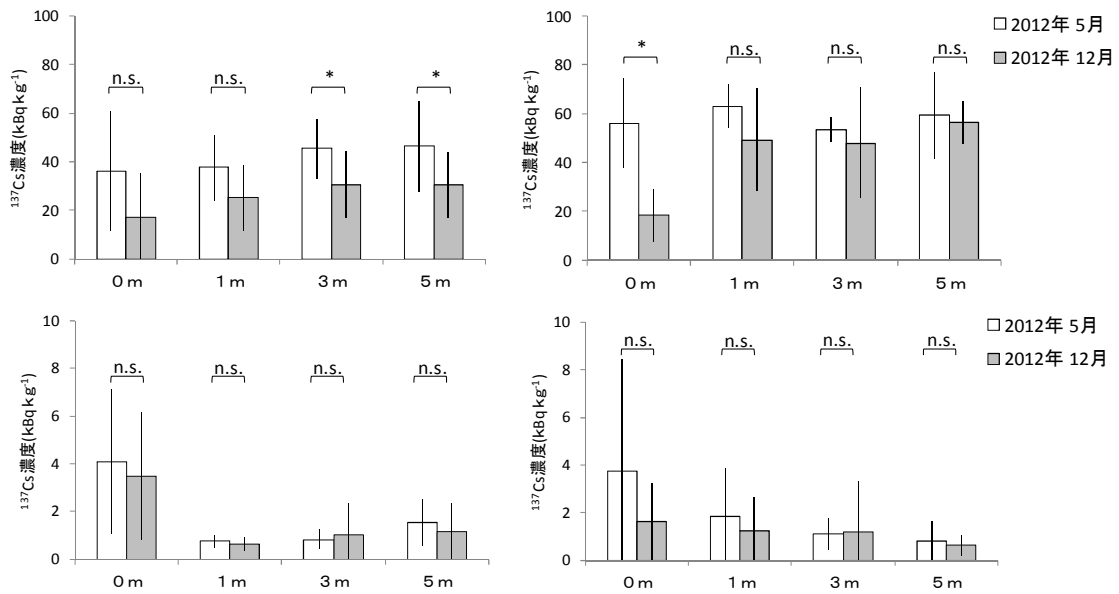


図-11 採取月別の ^{137}Cs 濃度

注1：左上：針葉樹を含む沢の落葉層、右上：広葉樹の沢の落葉層、左下：針葉樹を含む沢の土壌0-5 cm、右下：広葉樹の沢の土壌0-5 cm

注2：図中のバーは、標準偏差を示す。*は平均値に有意差が生じたことを示し、n. s. は平均値に有意差が生じなかったことを示す。(t 検定、 $P < 0.05$)

各測点の ^{137}Cs 量を比較すると、2012年12月の落葉層と土壌0-5 cmの合算値は、測点間で差はなく(図-12)、 ^{137}Cs 量と傾斜角との関係は低いと考えられた(図-13)。また、落葉層と土壌0-5 cmの ^{137}Cs 量を比較すると平均値に差が生じていない測点が多く(図-14)、落葉層の ^{137}Cs の多くが土壌へ移行していると考えられた⁴⁾。この結果から、広葉樹の沢の2012年12月の測点間において、 ^{137}Cs の濃度差が生じたことや採取時期により ^{137}Cs の濃度が低下したことは、落葉層の ^{137}Cs が土壌に移行したことによる影響が強いのではないかと考えられた。

これらから、 ^{137}Cs 濃度や ^{137}Cs 量比較において、沢の横断斜面上の上下流の明確な差は見られず、森林内斜面上の ^{137}Cs の移動・分散は大きくないものと考えられた。つまり、森林内における ^{137}Cs は、森林内にとどまりやすいものと考えられた⁶⁾。

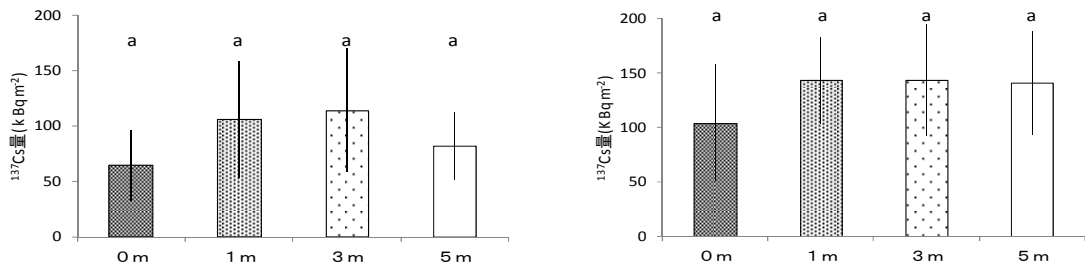


図-12 各測点の落葉層と土壌0-5 cmの¹³⁷Cs量の合算値

注1：左：針葉樹を含む沢の落葉層、右：広葉樹の沢の落葉層

注2：図中のバーは、標準偏差を示す。同じアルファベット間には、有意差が生じなかったことを示す。(t検定、Bonferroni補正 $P < 0.05/n$ $n=6$)

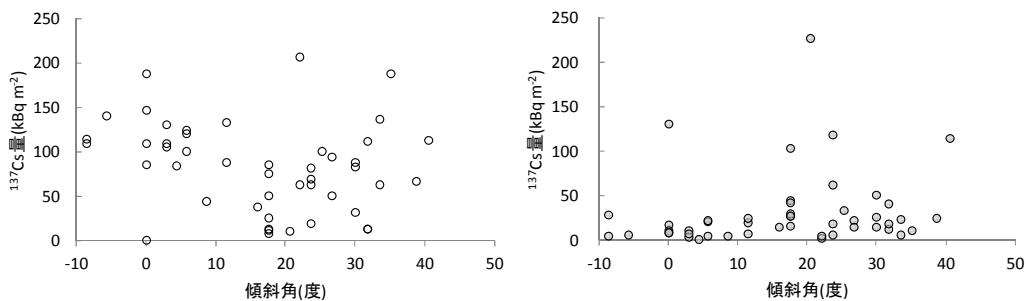


図-13 傾斜角と¹³⁷Cs量の関係

注：左：落葉層、右：土壌0-5 cm、針葉樹を含む沢及び広葉樹の沢のそれぞれ1 m、3 m、5 mの¹³⁷Cs量算出値をプロットしている。

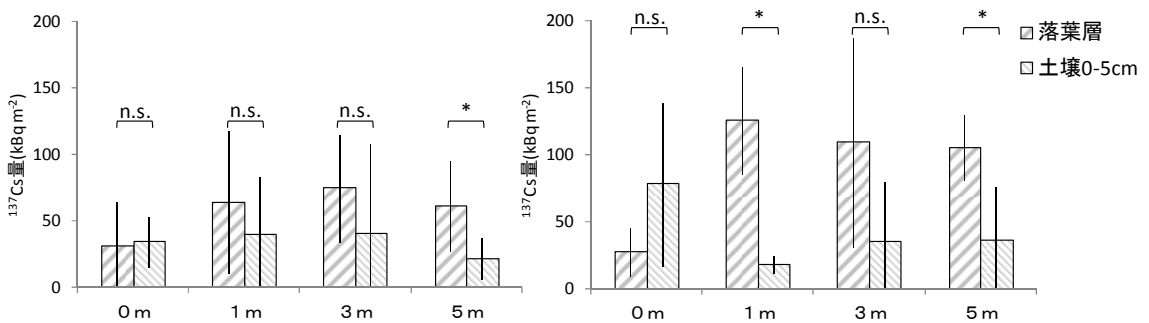


図-14 各測点の落葉層と土壌0-5 cmの¹³⁷Cs量

注1：左：針葉樹を含む沢の落葉層、右：広葉樹の沢の落葉層

注2：図中のバーは、標準偏差を示す。*は平均値に有意差が生じたことを示し、n. s. は平均値に有意差が生じなかったことを示す。(t検定、 $P < 0.05$)

Ⅲ 福島県林業研究センター内における林床上の¹³⁷Csの動態

1 調査方法

(1) 調査プロットの設定

福島県郡山市に所在する福島県林業研究センター内の常緑針葉樹林及び落葉広葉樹林を

調査地とし（以下、それぞれ「針葉樹区」、「広葉樹区」という。図-15、16、17、18）、2011年11月にそれぞれの調査地に10m×10mの方形プロットを6プロット設けた（図-19）。

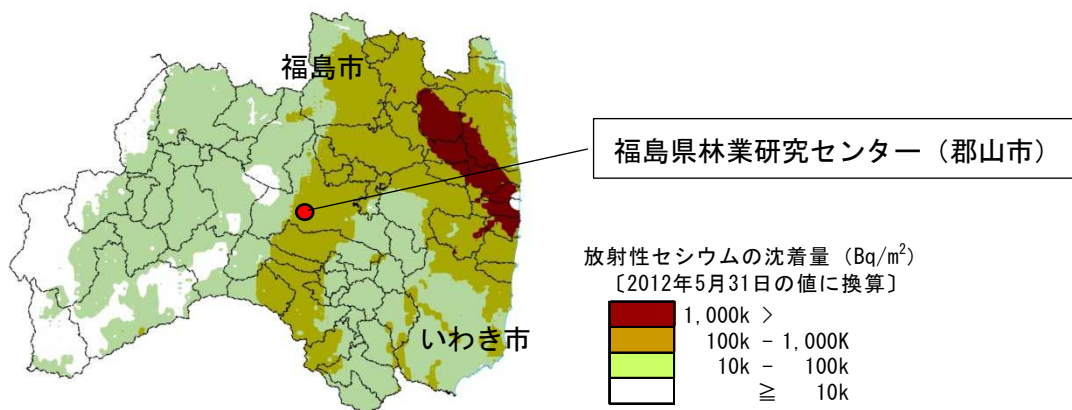


図-15 位置図 文部科学省航空機モニタリング結果より作成

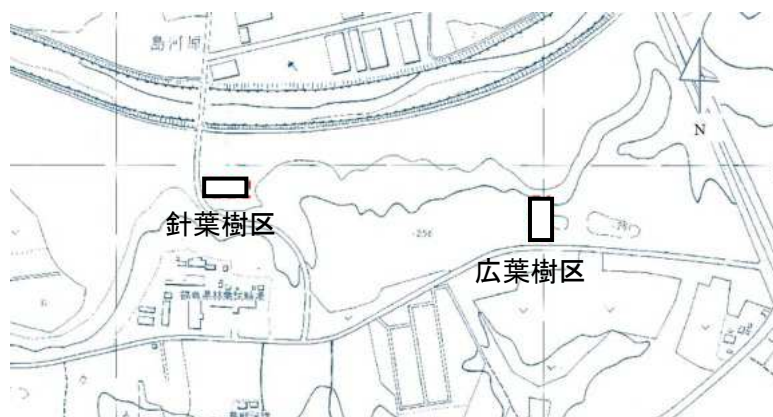


図-16 各区概略位置図

注：図中の口は、各区の位置を示す。



図-17 針葉樹区



図-18 広葉樹区

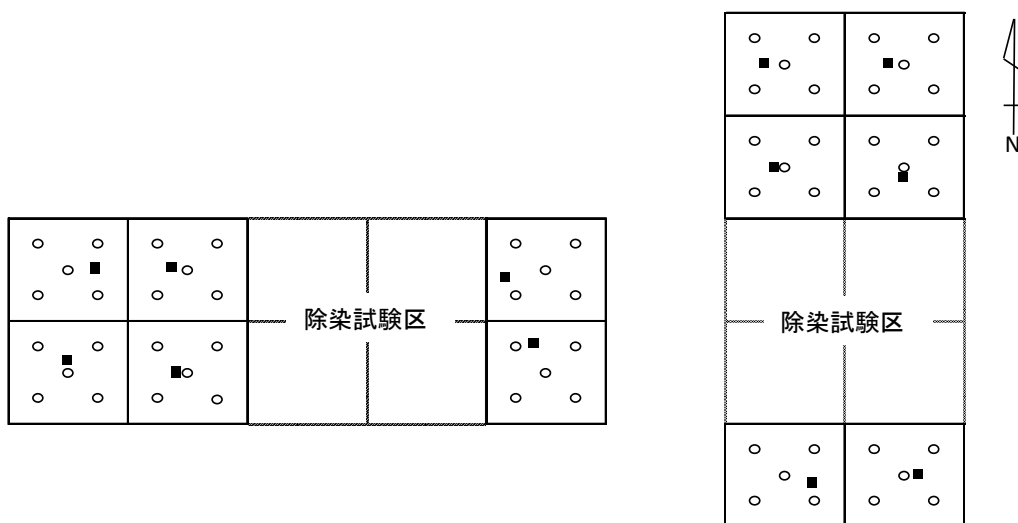


図-19 プロット概略図

注：方形の一边はすべて10m。林分内に、他試験地も含まれており、一部、隣接していないプロットがある。■はリタートラップの位置を示し、○は空間線量率測定点を示す。

(2) 毎木調査

各区のプロット内の樹高、胸高直径を計測した。また、プロット内の成立本数 n から林分密度 (本/ha) : $D=n/0.06$ を算出した。

(3) 落葉・落枝の採取

2011年12月に開口部1m×1mの方形のリタートラップを各プロット1基、各区に6基ずつ設置した(図-19、20)。試料の回収は2012年4月から開始したが、本調査の試料は2012年5～12月の期間に1回/1ヶ月に回収した試料を用いた。試料は、落葉と落枝に仕分けし、針葉樹区の試料に広葉樹の落葉が含まれている場合は、それぞれ針葉樹と広葉樹の落葉に分けた。

(4) 落葉層・土壌の採取

2012年4月、8～9月(以下、「9月」という。)、11～12月(以下、「12月」という。)の3回、各区において、各プロット内1箇所、計6箇所から落葉層・土壌を採取した。4月は、落葉層を40cm×40cmの面積で、土壌は柱状縦孔に掘り⁹⁾、20cm×20cmの面積で採取した(図-21)。9、12月は、落葉層を20cm×20cmの面積で、土壌を試料採取器(大起理化工業(株)製、 $\phi=110\text{mm}$ $t=50\text{mm}$)で採取した(図-22)。土壌はいずれの採取月においても5cm毎に採取しており、採取深は20cmまでとした。



図-20 リタートラップ



図-21 土壌採取(4月)



図-22 土壌採取(9、12月)

(5) ^{137}Cs の分析と ^{137}Cs 量の算出

落葉、落枝、落葉層の試料は手作業で細断し、土壌試料は2mm目の篩にかけ、礫、根を取り除いた。いずれの試料も105℃で12時間以上乾燥し^{7, 9)}、試料重を測定した後、U-8容器に詰め、ガンマスペクトルメトリー法により ^{137}Cs 濃度を測定した(ORTEC製GEM40)。測定時間は、落葉、落枝、落葉層、土壌0-5cm・5-10cmの各試料は1,000秒、土壌10-15cm・15-20cmの各試料は1,800秒とした。ただし、これらの測定時間で ^{137}Cs 濃度が検出限界に達しない試料のうち、1,000秒で測定した試料は800秒測定時間を延長し、その後、いずれの試料においても検出限界を超えるまで1,800秒ごと測定時間を延長した。

落葉、落枝、落葉層、土壌それぞれの試料は、各区における各採取月の ^{137}Cs 量を算出するため、各試料の ^{137}Cs 濃度(Bq kg^{-1})×試料乾重(kg)(土壌試料は礫、根も加算した重量)／採取面積(m^2)の値を各区のプロット数で平均した。なお、 ^{137}Cs 濃度は試料採取日に減衰補正した。また、平均値の比較は有意水準5%でt検定を行った。

(6) 空間線量率測定

林床の空間線量率を把握するために、7~12月の各月1回、鉛コリメータの中央にサーベイメータの検出器を差し、林床に置いた状態で空間線量率(以下、「鉛コリメータ」という。)を測定した(エネルギー補償形 γ 線用シンチレーションサーベイメータ日立アロカメディカル(株)製TCS-172B。図-23、24)。測定は、各プロットにつき5箇所行い、各区30箇所で行った(図-19)。併せて、参考値として鉛コリメータから検出器を外した状態で、林床から1m高の空間線量率(以下、「1m高」という。)を測定した。鉛コリメータ、1m高の測定とも測定機器の時定数を10秒とし、1測点につき10秒毎に5回測定し、その平均値を測定点の空間線量率とした。空間線量率は、各月の各区30測定点の平均値とした。なお、平均値の比較は有意水準5%でt検定を行った。



図-23 鉛コリメータに検出器を差した状態のサーベイメータ

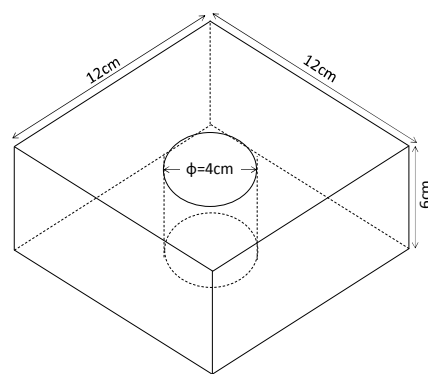


図-24 鉛コリメータ概略図

2 結果と考察

(1) 毎木調査

毎木調査の結果を表-1に示す。針葉樹区の上層木はスギのみで構成されていた。広葉樹区はコナラ優占林であり、その他の樹種も落葉広葉樹で構成されていた。

表－1 毎木調査結果

調査区	緯度	経度	標高 (m)	樹種	樹高 (m)	胸高直径 (cm)	立木密度 (本/ha)
針葉樹区	37° 21' 31"	140° 20' 43"	232	スギ	19 ± 3	29 ± 10	817
広葉樹区	37° 21' 29"	140° 21' 00"	262	コナラ、イヌシデ、 ウワミズザクラ	21 ± 4	32 ± 8	467

注：緯度、経度、標高はGPSで測定した。±以下は、標準偏差を示す。

(2) 落葉・落枝による林床の¹³⁷Cs再汚染

1 m高の空間線量率は、針葉樹区で $0.8 \mu\text{Sv h}^{-1}$ 、広葉樹区で $0.9 \mu\text{Sv h}^{-1}$ であった(図-25)。

5～12月に回収した落葉・落枝の¹³⁷Cs量は、針葉樹区、広葉樹区で、それぞれ $3.9 \pm 1.7 \text{ kBq m}^{-2}$ (±以下は標準偏差、以下同様)、 $1.7 \pm 0.6 \text{ kBq m}^{-2}$ であり、そのほとんどが10～12月に降下した(図-25)。針葉樹区ではスギの落葉、広葉樹区では落枝による¹³⁷Csの降下量が多かった(図-26)。

一方、両区とも落葉層の¹³⁷Cs量は、5月と比較すると9月に有意に減少し、落葉・落枝によって多くの¹³⁷Csが降下した後の12月においても、落葉層の¹³⁷Cs量は増加しなかった。また、落葉層・土壌0～20cmの¹³⁷Cs量合算値の平均値は、いずれの採取月においても、差が生じなかった。さらに、鉛コリメータを使用した空間線量率も、7月と12月の比較において差が生じなかった(図-25)。

これらのことから、落葉・落枝とともに¹³⁷Csが降下しており、針葉樹区は主にスギの落葉によって、広葉樹区は主に落枝によって、林床が再汚染されていると考えられた。しかし、落葉・落枝の¹³⁷Cs量は、落葉層・土壌中の¹³⁷Cs量と比較すると非常に少なく、落葉層・土壌の¹³⁷Cs量は採取地点により、ばらつきが大きいことから、落葉・落枝による林床上の¹³⁷Cs再汚染、つまり落葉層・土壌中の¹³⁷Cs量の増加、また、林床の空間線量率の増加を捉えることはできなかった。

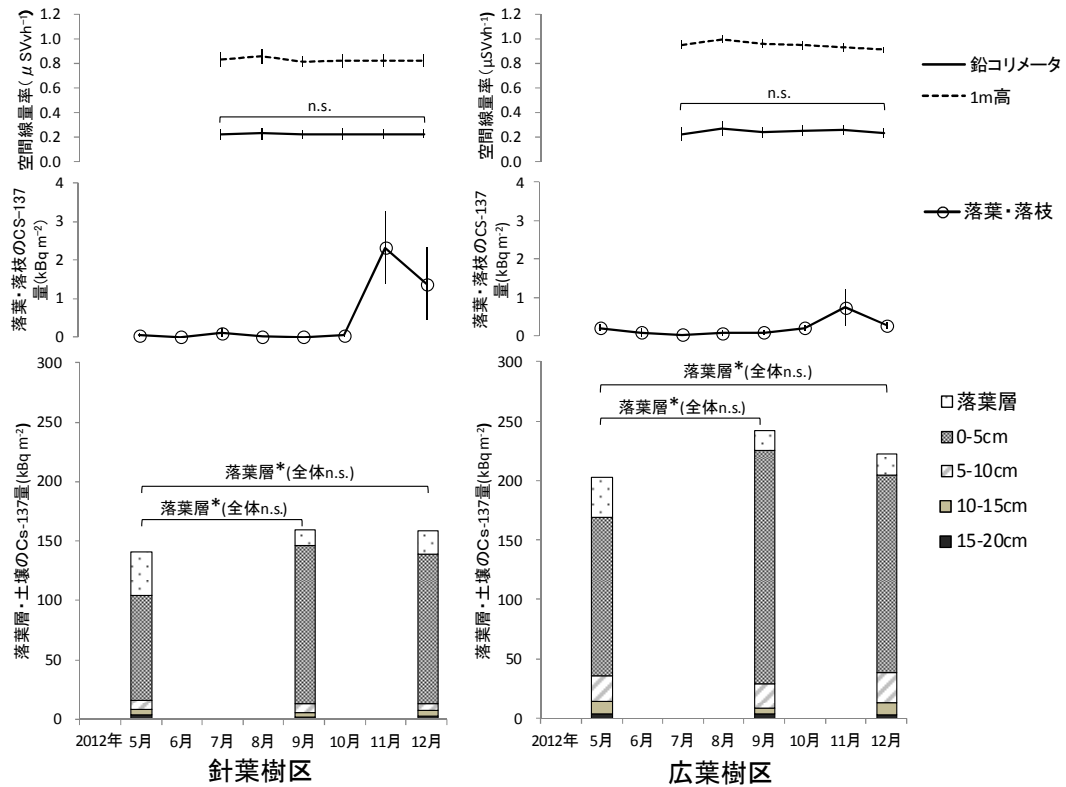


図-25 落葉・落枝及び落葉層・土壌の¹³⁷Cs量と空間線量率
 注：図中のバーは、標準偏差を示す。*は、平均値に有意差があり、n. s. は平均値に有意差が生じなかったことを示す (t 検定、Bonferroni 補正 $P < 0.05/n$ $n=2$)。 (全体)は、落葉層及び土壌0-20cmの¹³⁷Cs量合算値の比較を示す。

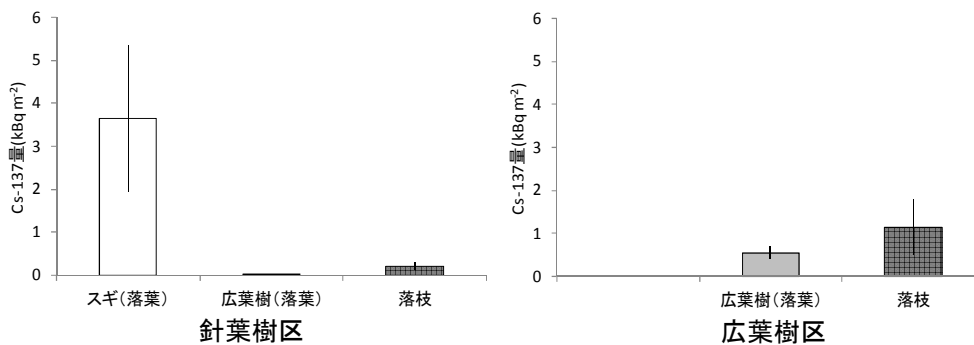


図-26 2012年5~12月の落葉・落枝¹³⁷Cs量内訳
 注：図中のバーは、標準偏差を示す。

(3) 林床上の¹³⁷Csの動態

両区において、2012年5月には、¹³⁷Csの多くが土壌0-5cmに分布していた。また、落葉層の¹³⁷Cs量は5月と比較すると9月に減少した一方、落葉層・土壌0-20cm全体の¹³⁷Cs量で各月の変化が大きくなかったことは、前項で述べたとおりである(図-25)。そこで、落葉層の下層部である土壌0-5cmの¹³⁷Cs量について、5月を基準に比較すると¹³⁷

Cs 量は 12 月に有意に増加していた (図-27)。

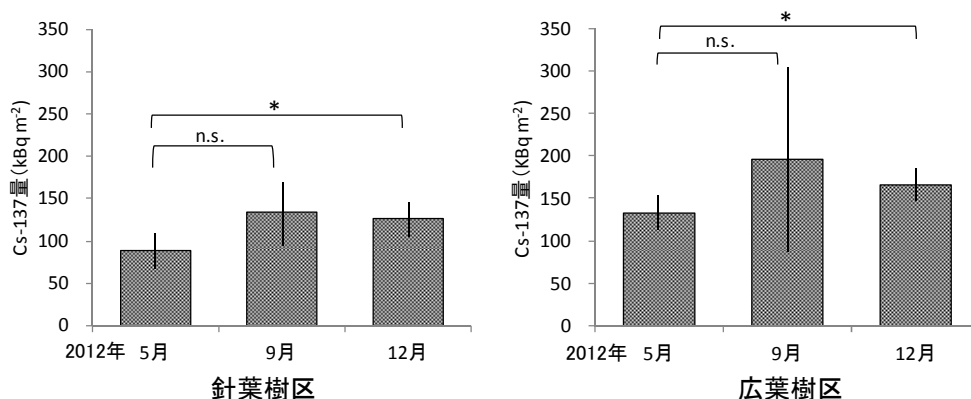


図-27 土壌0-5cmの¹³⁷Cs量

注：図中のバーは、標準偏差を示す。*は、平均値に有意差があり、n. s. は平均値に有意差が生じなかったことを示す (t 検定、Bonferroni 補正 $P < 0.05/n$ $n=2$)。

これらのことから、2012年5月において、林床上つまり落葉層の¹³⁷Csの多くが、既に土壌へ移行しており、調査期間中においても、落葉層の¹³⁷Csが土壌へ移行していることを示していると考えられた。

IV 葉や枝の¹³⁷Cs濃度の把握

1 調査地と方法

(1) 調査地

調査は、IIの調査地と同じ試験林内で実施した。2013年5月に試験林内の「は3」、「は4」、「い」小班において、それぞれ林縁に位置するスギ、ヒノキ及びコナラを各3本選定した (図-28、29)。選定したスギ、ヒノキ及びコナラの樹高はそれぞれ19.8m、12.1m、14.0m、胸高直径はそれぞれ29.7cm、23.0cm、25.3cmであった (表-2)。



図-28 調査地の概略位置

注：図中の□は、各採取木の位置を示す。



図-29 調査地 (左：スギ、中：ヒノキ、右：コナラ)

表-2 調査地の概要

樹種	小班	樹高 (m)	胸高直径 (cm)	林齢 (年)
スギ	は3	19.8	29.7	32
ヒノキ	は4	12.1	23.0	31
コナラ	い	14.0	25.3	66

注：樹高及び胸高直径は、葉と枝を採取した3本の平均値。

(2) 調査方法

①空間線量率の測定

各採取木周辺 (以下、「採取地」という。)における空間線量率を把握するため、2013年5月に地上高1mの空間線量率をシンチレーションサーベイメータ (日立アロカメディカル(株)製 TCS-172B) により測定した (図-30)。測定点は各採取地で3点 (採取木間の概ね中間地点2点とその外側1点)とした。測定機器の時定数は10秒とし、1測定点につき10秒ごとに5回測定し、その平均値を採取地の空間線量率とした。

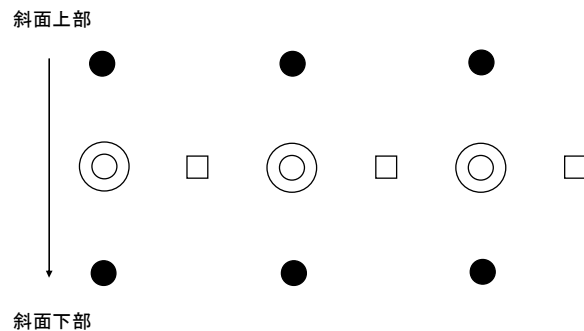


図-30 空間線量率等測定位置の概略図

注：◎は採取木、□は空間線量率測定点、

●は土壌を採取した位置を示す。

②土壌の採取

2013年5月に各採取木の斜面上部と下部から落葉層・土壌を採取した (図-30)。落葉層は20cm×20cmの面積で採取し、土壌は試料採取器 (大起理化工業(株)製、φ=110mm t=50mm) により5cmごと深さ10cmまで採取した。採取した落葉層は手作業で細断し、土壌は2mm目の篩にかけ、礫、根を取り除いた。いずれの試料も105℃で12時間以上乾燥し^{7、9)}、試料重を測定した後、100ml容量のU-8容器に充填した。これらの試料をゲルマニウム半導体検出器 (落葉層：Canberra製GC2518、土壌：Canberra製GC2518、GCW2021、GC2520、ORTEC製GMX20P4) を用いてガンマスペクトロメトリー法で¹³⁷Cs濃度を測定した。なお、測定時間は1,800秒とした。

各採取地における ^{137}Cs 量を算出するため、各試料の ^{137}Cs 濃度 (Bq kg^{-1}) \times 試料乾重 (kg) (礫、根も加算した重量) \div 採取面積 (m^2) の値を各採取地の採取点数 (6 点) で平均した。なお、 ^{137}Cs 濃度は試料採取日に減衰補正した。

③葉と枝の採取

選定したスギ、ヒノキ及びコナラ各 3 本から、2013 年 5～12 月まで 1 ヶ月ごとに葉と枝を採取した。ただし、コナラは 12 月にはすでに落葉していたため、枝のみの採取とした。採取方位は各林分の林縁側で、採取の高さは概ね 2～4 m の範囲とした。採取木ごとに、採取した葉と枝をポリエチレン製の袋に入れて持ち帰り、実験室でそれぞれ葉と枝に分けた。スギの葉は、2013 年に開葉した新葉 (以下、「当年葉」という。) とそれ以前の葉 (以下、「旧葉」という。) の 2 つに区分した。葉と枝はそれぞれ 75°C で 48 時間乾燥後、手作業で概ね 1 cm 角以下に細断して 100ml 容量の U-8 容器に充填し、放射性セシウム濃度分析用試料とした。

これらの試料をゲルマニウム半導体検出器 (ORTEC 製 GEM40) を用いてガンマスペクトロメトリー法で ^{137}Cs 濃度を測定した。葉と枝の測定時間は 1,000 秒とし、この測定時間で ^{137}Cs 濃度が検出限界に達しない試料は、検出限界を超えるまで 800 秒測定時間を延長した。なお、 ^{137}Cs 濃度は試料採取日に減衰補正した。

2 結果と考察

(1) 空間線量率及び土壌の ^{137}Cs 量

各採取地における地上 1 m の空間線量率は、スギとヒノキは $0.60 \mu\text{Sv h}^{-1}$ 、コナラは $0.64 \mu\text{Sv h}^{-1}$ だった。

各採取地における落葉層・土壌 (0～10cm) の ^{137}Cs 量は、スギ、ヒノキ及びコナラでそれぞれ 100.6 kBq m^{-2} 、 96.8 kBq m^{-2} 及び 142.9 kBq m^{-2} で、落葉層と土壌 0～5 cm に全体の ^{137}Cs 量の 89～96%が含まれていた (図-31)。

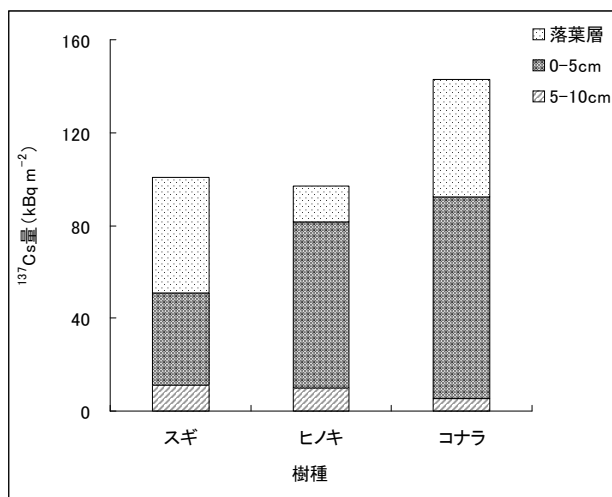


図-31 各採取地における ^{137}Cs 量
注：値は樹種ごとの平均値。

(2) 樹種及び部位別の¹³⁷Cs濃度

樹種別の¹³⁷Cs濃度について、2013年5～12月までの平均値をみると、スギとヒノキがコナラに比較して高かった(図-32)。

また、樹種別の葉の¹³⁷Cs濃度は、コナラが $0.4 \pm 0.1 \text{ kBq kg}^{-1}$ (±以下は標準偏差、以下同様)と最も低く、次いでスギの当年葉が $0.9 \pm 0.8 \text{ kBq kg}^{-1}$ 、スギの旧葉が $4.4 \pm 1.7 \text{ kBq kg}^{-1}$ であり、ヒノキが $4.5 \pm 2.1 \text{ kBq kg}^{-1}$ と最も高い値だった(図-32)。部位別では、スギが旧葉>枝>当年葉の順で¹³⁷Cs濃度は低くなり、同様に、ヒノキでは葉>枝、コナラでは枝>葉となった(図-32)。

樹種別の葉の¹³⁷Cs濃度の違いは、放射性物質が拡散・降下した時の葉の開葉状況によると考えられ、事故がおきた2011年3月に着葉していたスギの旧葉及びヒノキの葉では¹³⁷Cs濃度が高く、2013年に開葉したコナラ及びスギの当年葉では¹³⁷Cs濃度が低いことが確認された。

2011年における森林内の放射性セシウムの分布状況は、広葉樹(コナラ)林よりスギ林の方が葉に多くの放射性セシウムが存在したことが明らかとなっている^{12, 17, 18)}。また、スギの葉は3～4年⁵⁾、ヒノキの葉は約6年¹⁹⁾で葉が入れ替わる。これらのことから、コナラに比べ、スギやヒノキの樹冠に放射性セシウムが現在でも多く存在していると考えられ、今後、葉が入れ替わるまでの数年は、スギやヒノキで放射性セシウム濃度の高い傾向が続くと予想される。

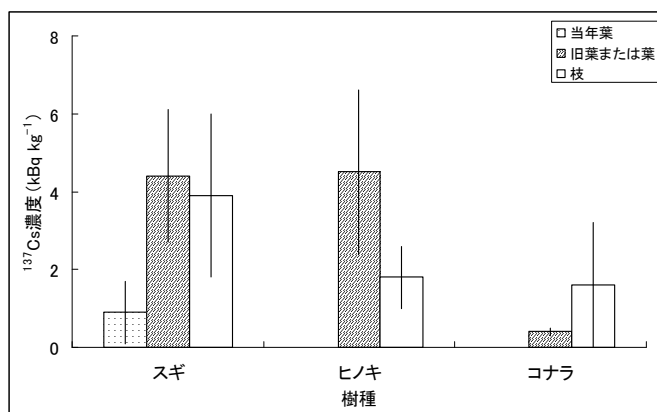


図-32 樹種及び部位別の¹³⁷Cs濃度

注：値は樹種ごとの平均値。図中のバーは、標準偏差を示す。

(3) 月別の葉の¹³⁷Cs濃度

樹種別、月別の葉の¹³⁷Cs濃度の平均値は、スギの旧葉で8月に $6.0 \pm 1.6 \text{ kBq kg}^{-1}$ 、ヒノキで9月に $7.3 \pm 2.4 \text{ kBq kg}^{-1}$ と最も高い値を示し、10月以降は低くなるものの、月別の濃度変化は不明瞭であった(図-33)。また、スギの当年葉とコナラでは、調査期間中、それぞれ $0.4 \pm 0.0 \sim 1.6 \pm 1.6 \text{ kBq kg}^{-1}$ 、 $0.3 \pm 0.1 \sim 0.6 \pm 0.3 \text{ kBq kg}^{-1}$ の範囲で濃度が推移しており、ほとんど濃度変化がみられなかった(図-33)。スギ林において、高さ別で採取した生葉・枯葉の¹³⁷Cs濃度は、夏季と比べて冬季の濃度が半分以下になる¹³⁾との報告があるが、今回の調査では月別の¹³⁷Cs濃度に変化は認められなかった。

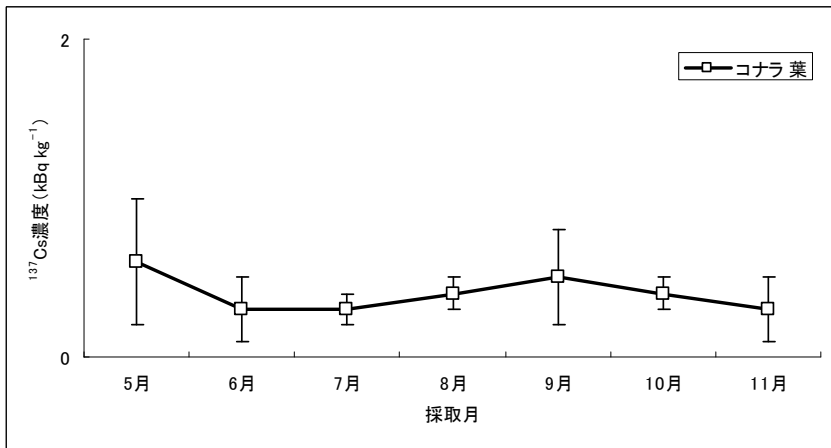
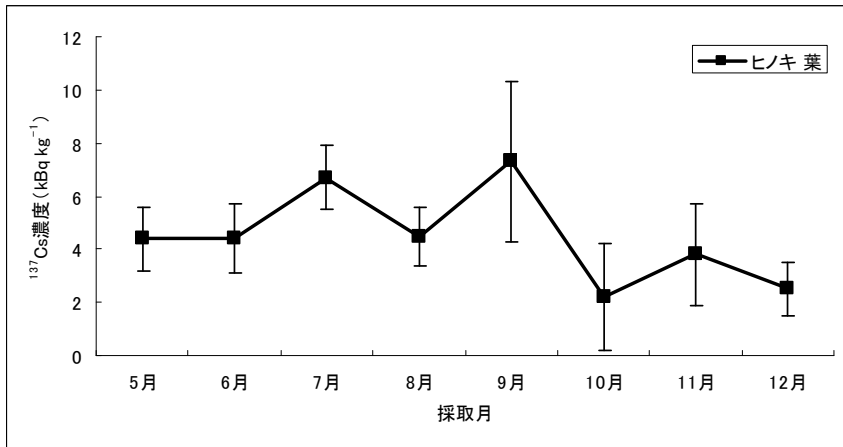
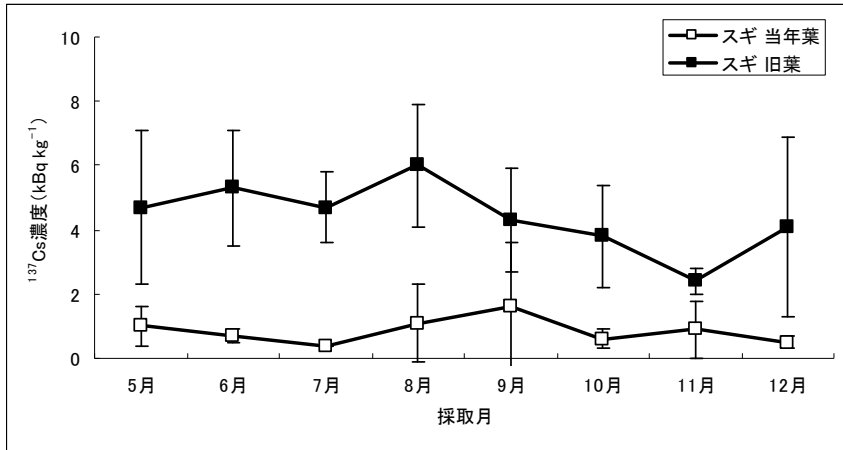


図-33 月ごとの葉の¹³⁷Cs濃度（上：スギ、中：ヒノキ、下：コナラ）
 注：値は樹種ごとの平均値。図中のバーは、標準偏差を示す。

V おわりに

本調査では、沢地形での¹³⁷Cs濃度、¹³⁷Cs量の分布や樹種別、部位別の¹³⁷Cs濃度が把握できたことで、放射性セシウムの動態解明に向けた基礎資料が得られた。また、断片的にはあるが、森林内の¹³⁷Cs分布が、樹冠から林床上へ、林床上から土壌へ変化することを

捉えられたのではないかと考えられた。これらの動態は、今後、多くの¹³⁷Csが土壌へ蓄積することを示唆しているものと推測されることから⁶⁾、落葉除去による森林除染の効果を再検討しなければならないと考えられた。しかし、本調査は、一事例であり、福島県林業研究センター内や試験林といった区域に限られた林分で調査していることや、長期間にわたり森林施業が実施されていない試験林での調査であるため、間伐や更新伐などの森林施業を継続的に行っていた林分とは環境が異なると考える。今後、調査事例を増やし、継続的に放射性セシウムの動態を把握する必要がある。

VI 謝辞

森林総合研究所立地環境研究領域小林政広氏においては、試料採取器による土壌採取を指導いただいた。同気象環境研究領域大谷義一氏においては、鉛コリメータを作成していただき、空間線量率測定についての助言をいただいた。同企画部赤間亮夫氏、池田重人氏においては、放射性物質の測定に協力いただき、測定に関する助言もいただいた。日本放射線安全管理学会においては、放射性物質の測定に協力いただいた。この場を借り、深謝したい。

VII 参考文献

- 1) 福島県農林水産部 (2013) 福島県農林地等除染基本方針 (森林編)
- 2) 福島県農林水産部 (2011) 平成 22 年福島県森林・林業統計書 (平成 21 年度)
- 3) 原子力災害対策本部 “原子力安全に関する IAEA 閣僚会議に対する日本国政府の報告書－東京電力福島原子力発電所の事故について－”. 添付資料 IV-2 : 7. <http://www.meti.go.jp/earthquake/nuclear/backdrop/20110607001.html>, (参照 2014 年 2 月 5 日)
- 4) 蛭田利秀ら (2014) 森林における放射性物質移動実態の把握. 第 525 集 農地・森林等の放射性物質の除去・低減技術の開発第 1 編 森林内の放射性物質に由来する影響を低減させる技術の開発. 農林水産技術会議成果選集暫定版:5-9. <http://www.s.affrc.go.jp/docs/kenkyuseika/498.htm>. 農林水産省農林水産技術会議 (参照 2014 年 3 月 22 日)
- 5) 小林元・田代直明 (2003) スギ樹冠における葉齢別窒素含有量の季節変動. 森林立地学会誌 森林立地 45(2) : 99-102
- 6) 国際原子力機関 “放射線学的評価報告書 チェルノブイリ原発事故による環境への影響とその修復:20 年の経験. チェルノブイリ・フォーラム専門家グループ「環境」の報告. 日本学術会議誌”. 日本学術会議. 70-81. <http://www.numtech.co.jp/column/20110520/>, (参照 2014 年 2 月 5 日)
- 7) 文部科学省科学技術・学術政策室原子力安全課防災環境対策室(1972)放射能測定法シリーズ 13 ゲルマニウム半導体検出器等を用いる機器分析のための試料の前処理法. 財団法人日本分析センター発行
- 8) 文部科学省 (1976) 放射能測定シリーズ 1 全ベータ放射能測定法 : 28-29
- 9) 文部科学省科学技術・学術政策室原子力安全課防災環境対策室(1976)放射能測定法シリーズ 3 放射性セシウム分析法昭和 51 年改訂. 財団法人日本分析センター発行
- 10) 文部科学省科学技術・学術政策局原子力安全課防災環境対策室 (1983) 放射能測定シリーズ 16 環境試料採取法 : 3-4、79-82

- 11) 文部科学省 “文部科学省による福島県西部の航空機モニタリングの測定結果について (平成 23 年 9 月 12 日)”. 文部科学省. <http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/5000/4894/view.html>, (参照 2014 年 2 月 5 日)
- 12) 文部科学省 “文部科学省による放射性物質の分布状況等に関する調査研究 (森林内における放射性物質の移行調査の結果について) (平成 23 年 9 月 14 日)”. 文部科学省. <http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/6000/5046/view.html>, (参照 2014 年 2 月 5 日)
- 13) 日本原子力研究開発機構 (2013) 放射性物質の包括的移行状況調査. 「福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の第二次分布状況等に関する調査研究」成果報告書 (第 2 編) 放射線量等分布マップ関連調査研究 : 2-122-2-173
- 14) 日本原子力研究開発機構 (2014) 放射性物質の分布状況変化モデルの高度化に向けた調査研究. 「福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の長期的影響把握手法の確立」: 90-271.
- 15) 農林水産省 “森林内の放射性物質の分布状況および分析結果について (中間とりまとめ)”. 農林水産省. <http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/hozen/110930.html>, (参照 2014 年 2 月 5 日)
- 16) 小川秀樹 (2013) 立木における放射性物質の汚染実態の把握. 福島県林業研究センター業務報告 No. 45 : 23-24.
- 17) 林野庁 (2012) “森林における放射性物質の除去及び拡散抑制等に関する技術的な指針について”. プレスリリース. 2012 年 4 月 27 日. <http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/kenho/120427.html>, (参照 2012 年 5 月 25 日)
- 18) 林野庁 (2013) 詳細調査 I (森林内放射性物質分布調査). 平成 24 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 : 5-17.
- 19) 堤利夫ら (1989) 森林生態学. 166pp. 朝倉書店, 東京.
- 20) 山口紀子・高田裕介・林健太郎ら (2012) 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. 農業環境技術研究所研究報告 31. 75-129