

森林環境中等における放射性セシウムの移行調査

恩田 裕一、加藤 弘亮、岩上 翔、脇山 義史、中村 典子（筑波大学）

1. 調査目的

福島第一原発の事故により地表に沈着した放射性セシウムは、水や土壌粒子の移動に伴って環境中を移行する。森林環境中に蓄積した放射性セシウムは、その場に長期間留まる一方で下流に移行する放射性セシウムの発生源となる可能性があるため、森林内外での移行状況を把握することが必要である。本年度においても、平成 25 年度までの調査に引き続き、放射性物質の移行状況調査を継続的に実施し、様々な環境中における放射性物質の動態を把握することで、今後の放射性物質の移動を予測する移行モデルの開発を行う。

本調査では、福島県伊達郡川俣町山木屋地区（以下「山木屋サイト」という。）を中心とする地域において、森林環境中に蓄積した放射性セシウムの水・物質移動に伴う移行状況と林内空間線量率の変化傾向を詳細に把握するための調査を実施した。また、森林を含む様々な土地利用からの土壌侵食量による放射性セシウム移行量の現地観測に基づいて、阿武隈川流域内の放射性セシウム存在量と空間線量率の空間分布の計算が可能な土壌侵食モデルと空間線量計算アルゴリズムを開発・検証した。以上の調査は、陸域環境中での放射性セシウム移行量の定量把握と移行メカニズムを解明し、原発事故から将来にかけての分布状況や空間線量率の予測を行うことを目的とした。

2. 調査内容

(1) 森林環境中の放射性セシウム移行状況及び空間線量率変化傾向の調査

1) モデル調査森林での放射性セシウム移行状況及び空間線量率変化傾向のモニタリング

山木屋サイトにおいて、スギ壮齢林（35 年生）・スギ若齢林（19 年生）（図-1 地点①）、広葉樹混合林（図-1 地点②）を調査対象森林（以後、「モデル森林」という。）に選定した。スギ壮齢林、スギ若齢林、広葉樹混合林において樹冠通過雨（森林樹冠を通過して林内に降る雨水成分）、樹幹流（幹を伝って林床に到達する雨水成分）、落葉等の観測を行うとともに（図-2）、各森林に設置した観測タワーにより樹木から直接に葉のサンプルを採取し、各試料に含まれる放射性セシウム濃度をゲルマニウム半導体検出器により分析した。これにより、森林樹冠から林床への移行経路ごとの放射性セシウム濃度の時間変化傾向を調査した。また、可搬型ゲルマニウム半導体ガンマ線検出器を用いて、高さ別のガンマ線計数率の垂直分布、及び定点測定プロット内の 49 地点において地表面 10 cm 高での計数率を測定した。垂直分布の測定は平成 26 年 4 月 14 日、9 月 11 日、11 月 11 日の 3 期間に、地表面の測定は平成 26 年 5 月 13 日及び 10 月 20 日に実施した。なお、空間線量率の測定値として、ガンマ線計数率をもとに ORTEC 社の独自アルゴリズムによるガンマ線スペクトル線量率変換演算子法による換算値を用いた。なお、可搬型ゲルマニウム半導体ガンマ線検出器とサーベイメータ（アロカ日立メディカル、TCS-172B）による空間線量率測定値は、一定の比率（1 : 1.175）で高い相関（ $R^2=0.96$ ）があることが分かっている。

2) 福島県内の林内空間線量率の広域測定データの統計解析

(a) 林野庁の広域測定データ

福島第一原発事故由来の放射性核種による福島県内森林域への影響把握を目的として、

平成 23 年度に林野庁により林内空間線量率（林床地表面から 1 m 高の高さでの測定値）の測定が実施された¹。調査の対象地点は、福島県内の森林全域を対象とし、東京電力福島第一原発から 80 km 圏内の森林については概ね 4 km メッシュ相当で、80 km 圏外では概ね 10 km メッシュ相当で配置されている。各調査地点は、環境省の森林生態系多様性基礎調査地点を対象とし、福島県内の測定地点数は 391 地点である(図-3)。

林野庁の林内空間線量率の測定方法については、林野庁プレスリリース¹を参照されたい。調査は、平成 23 年 9 月 16 日から 11 月 9 日の期間に実施された。

(b) 林野庁の広域測定調査地点での林内空間線量率の測定

本事業では、林野庁の森林広域調査地点を対象として、同地点における林内空間線量率の測定調査を実施した。調査地点は、平成 23 年度の調査記録簿に記載された情報に基づいてアクセスが可能（車道から調査地点までの直線距離が 400 m 以内）であり、なおかつ所有者・地権者の許可が得られた 354 地点を選定し測定対象地点とした。調査は平成 26 年 9 月 16 日～11 月 13 日に実施した。

調査方法は、平成 23 年度の林野庁の調査方法を踏襲した。測定においては、平成 23 年度の調査実施地点と同地点で測定を実施することに留意し、調査記録簿に記載された位置図、GPS による位置座標確認、現地の指示杭による位置確認を入念に行った。測定調査は、6 班体制で実施したため、測定調査開始日（平成 23 年 9 月 16 日）には、合同の測定方法の実習と同地点での同時測定を実施することにより測定方法等の統一を図った。空間線量率の測定には、定期的（年 1 回以上）な校正により精度が確保された NaI (TI) シンチレーション式サーベイメータ（TCS-172B、日立アロカメディカル）を使用し、合同の測定方法の実習時に各サーベイメータの測定値の確認を行った。林内空間線量率の測定は、落葉樹の葉が着葉している間に完了するように留意した。なお、測定にあたって森林除染の有無を現地で確認したが、測定地点では森林除染の影響を受けている地点は確認されなかった。

(c) 広域測定調査地点における放射性セシウム沈着量の抽出

航空機モニタリングの調査結果に基づいて、広域測定データの各調査地点における沈着量を抽出した。福島第一原発から 80 km 圏内については第 3 次航空機モニタリングデータ（平成 23 年 7 月 2 日時点）を使用し、80 km 圏外については第 5 次（東日本 2 次）航空機モニタリングデータ（平成 24 年 6 月 28 日時点）を使用した。なお、第 3 次航空機モニタリングから第 5 次航空機モニタリングの二期間のウェザリング等による沈着量変化や、第 5 次航空機モニタリングから沈着量の値が暫定値であることを考慮して、沈着量データの補正を実施した。具体的には、第 3 次航空機モニタリングデータと第 5 次航空機モニタリングデータについて林野庁の広域測定地点における沈着量をそれぞれ抽出し、両者の関係を調べた。その結果、二つのデータ間に高い相関（補正係数 1.11）が認められたため、第 5 次航空機モニタリングデータに基づく沈着量に補正係数を乗じた値をその地点の沈着量（平成 23 年 7 月 2 日時点の値に減衰補正）として使用した。

(d) データ解析方法

a) 樹種の分類方法

広域測定データを樹種に基づいて分類し、その中で測定地点数が 10 地点以上あり、

¹ 林野庁, “福島県の森林における空間線量率の測定結果について,” プレスリリース, 2011. (http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/hozen/111227_3.html).

また福島県内に多い森林タイプであるアカマツ、アカマツ・広葉樹混交林、スギ、広葉樹の4つを解析対象の樹種とした。それぞれの測定地点数は、アカマツが40地点、アカマツ・広葉樹混交林が18地点、スギが78地点、広葉樹が148地点である。

b) 樹冠遮断の算出

大気から森林に沈着した放射性核種は、森林樹冠（葉や枝等を指す）に一旦捕捉される成分と林床（林内の地表面等を指す）まで到達する成分に分けられる。大気から降下する物質が樹冠に捕捉される現象を樹冠遮断と呼ぶが、放射性セシウムの樹冠遮断を明らかにすることは原発事故等の直後の森林内での放射性核種の分布や長期的な移行状況の推定において重要なパラメータとなる。大気から沈着した放射性核種の総沈着量に対する樹冠中インベントリー（存在量）の比を樹冠遮断率（ f 値）と定義した。本調査では、林野庁の広域測定データに収録された落葉層及び土壌層中のセシウム137インベントリー（以下「林床インベントリー」という。）と、航空機モニタリングによる総沈着量の情報をもとに平成23年9月から11月の期間での樹冠遮断率を算出（ $=$ （総沈着量－林床インベントリー）/総沈着量）した。林床インベントリーのデータについては、林内空間線量率の測定地点を中心とした4箇所において落葉層と土壌層の採取が実施されている地点のデータのみ解析に使用した。

c) 空間線量率の時間変化傾向の解析

林野庁の広域測定地点について、林野庁が平成23年9月16日から11月9日に測定した林内空間線量率と、本事業で平成26年9月16日から11月13日に同地点で測定した値を比較した。なお、林野庁の測定データは平成23年12月1日時点の値に、また本事業の測定データは平成26年10月1日時点の値に減衰補正を行った。従って、両データの林内空間線量率の差は、1035日間での林内空間線量率の変化率を表す。なお、同期間の物理減衰による空間線量率の減少率は0.56である。

(2) 森林流域からの放射性セシウム流出

1) 試験流域の概要

渓流水の調査対象森林流域は、平成23年度の放射性物質の分布状況等調査より継続観測を行っている疣石山流域（採草地含む）、石平山流域（草地含む）に加え、除染により観測を終了した高太石山の代わりに本年度より観測を開始した世戸八山流域である（図-1）。疣石山流域は、流域面積が0.17 km²で、流域の71%を占める森林面積のうちの44%と27%がそれぞれ針葉樹林と広葉樹林からなっている。流域平均セシウム137沈着量は544 kBq/m²である（第3次航空機モニタリング、平成23年7月2日時点）。疣石山流域では約20%の採草地において表土を剥ぎ取る除染の後、山木屋地区内の土を用いて盛土し、仮置き場の造成が進んでいる（当該箇所は仮置き場として造成されているため客土はなく、盛土として山木屋地区内の土を使用している）。石平山流域は、流域面積が0.075 km²で、流域の92%を占める森林面積のそれぞれ13%と79%が針葉樹林と広葉樹林となっている。流域平均セシウム137沈着量は298 kBq/m²である。石平山流域は、森林の割合が92%と高く、流域には畑地が隣接している。石平山流域の地形的な流域界は明確でなく、流域面積を大きめに見積もると森林の割合は50%程度となる。世戸八山流域は、流域面積が0.048 km²で、全域が森林からなっている。その内訳は、針葉樹林と広葉樹林がそれぞれ29%と71%を占める。流域平均セシウム137沈着量は759 kBq/m²である。

2) 観測項目

各流域に量水堰を設置し、流量を連続観測した。渓流水試料の採取は4ヶ月に一度行った。また河川水中の懸濁物質（以下「SS」という。）、粗大有機物の採取は約1ヶ月に一度の現地調査で行った。また、降雨流出時においてオートサンプラによる経時的な渓流水の採水を行った。疣石山流域においては、平成25年12月以降、草地だったエリア（流域面積の約20%）において表土の剥ぎ取り除染及び除染によって剥ぎ取った表土の仮置き場の建設が進行中である。例として、疣石山流域の水・SS・粗大有機物（河川水とともに流下する枝葉等を指す）試料のサンプリング用観測機器の概要を図-4に示す。

(a) 水試料の採取方法

水試料は溶存態セシウムの測定を行うため、SSを除去すべく0.45 μm メンブランフィルターを用いて濾過を行った。濾過した水サンプル中の溶存態放射性セシウム濃度は、2L用のマリネリ容器を用いてゲルマニウム半導体検出器により測定した。濃度の低い試料は、80°C前後で蒸発濃縮を行い、40L採水した水試料をU8容器の容量（100cc）まで濃縮した後、分析に供した。粗大有機物、SS試料においては炉乾燥したのち粉碎し、ウェル型ゲルマニウム半導体検出器で放射性セシウム濃度を測定した。

(b) 有機物の採取方法

粗大有機物の採取は、河道の幅全体に15mmメッシュの網を重ねて固定し、渓流水とともに流下する物質を捕集した。その場で捕集された全試料の湿重量を計測し、セシウム濃度測定に必要な量を研究室に持ち帰った。その際、現地の渓流水で洗い、砂や泥などの付着物をできるだけ落とした。粗大有機物によるセシウム¹³⁷流出量は、粗大有機物のセシウム¹³⁷濃度(Bq/kg)にその採取量(kg)を乗じて求めた。

(c) 懸濁物(SS)の採取方法

SSの採取はSSサンプラー(Time-integrated suspended sediment sampler²)を用いた。SSサンプラーは内径10cm、長さ1mの塩ビパイプの両端に蓋をし、内径4mmのチューブを両端のふたに取り付けた構造になっている。これを、河床に設置し、渓流水中に含まれるSSを採取した。また、その近傍に濁度計を設置して渓流水中のSS濃度の測定を行った。SSによるセシウム¹³⁷流出量は、SSのセシウム¹³⁷濃度(Bq/kg)にSS濃度(kg/L)と採取期間中の渓流水の総流出量(L)を乗じて求めた。

(d) 降雨流出時の渓流水の採水方法

平成26年10月の台風時等に集中採水を行った際には、オートサンプラを用いて数時間間隔で8Lの渓流水の採水を行った。溶存態のセシウム¹³⁷流出量は、溶存態セシウム¹³⁷濃度(Bq/L)に計算期間中の渓流水の総流出量(L)を乗じて求めた。

(3) 土壌侵食による放射性セシウム移行量及び空間線量率変化傾向の予測モデルの開発

1) さまざまな土地利用からの土壌侵食によるセシウム¹³⁷移行量の観測

(a) 現地観測

川俣町山木屋地区及び伊達市月館地区内の農地3カ所（畑A1、畑A2、畑B1、畑B2、畑C1、畑C2）、草地4カ所（牧草地A、牧草地B、牧草地C、牧草地D）、森林（スギ若齢林）、水田2面（通常水田及び表面はぎ取り水田）に観測サイトを設定した（図-1）。農

² Phillips, J.M., Russell, M.A., Walling, D.E., "Time-integrated sampling of fluvial suspended sediment: a simple methodology for small catchments," Hydrol. Process, 14, 2589-2602, 2000.

地・牧草地・森林には縦 22.13 m、幅 5 m の試験区画を設け（以後「土壌侵食プロット」という。）、その斜面下端側に降水時に流出する土砂を捕捉するための設備を設置した。表-1 に各土壌侵食プロットの諸元を示す。各土壌侵食プロットからの土砂流出量を 2 週間～1 カ月間の間隔で回収した。流出土砂の回収と同日に侵食プロット内の地表面の写真を撮影し、画像解析により植物または植物残渣によって被覆されている割合（以下、『植被率』と呼ぶ）を算出した。土壌侵食プロットと試験水田の近傍に転倒マス式雨量計を設置し、降水量の時系列データを取得し、これを基に降雨のもつ侵食力（以下「侵食力ファクタ」という。）を算出した。通常水田では取水口・出水口に浮遊砂サンプラーを設置し、降雨時や代掻き時に流出する浮遊土砂を採取した。水田から流出する土砂のセシウム 137 濃度と初期沈着量の関係性を評価するため、平成 25 年度調査までと同様に、沈着量が異なる地域で代掻き時の田面水の採取を行った。回収した土砂は、実験室でろ過・乾燥・粉碎の処理を行い、ゲルマニウム半導体ガンマ線検出器で放射性セシウム濃度を測定した。

(b) モデルパラメータの最適化

土壌侵食にともなうセシウム 137 移行量を求めるには、土砂流出量と土砂のセシウム 137 濃度の情報が必要となる。本調査では、平成 25 年度調査に引き続き、侵食プロットから流出した土砂のセシウム 137 濃度を初期沈着量で正規化し、土地利用ごとに侵食土砂濃度係数 S_c （土地利用ごとの侵食土砂に含まれる放射性セシウム濃度の違いを表すパラメータで、侵食土砂の放射性セシウム濃度を初期沈着量で除して沈着量の影響を標準化したもの）を求めた。表層土壌のセシウム 137 濃度は、土壌侵食による土壌損失や下方浸透により経時的に低下することが予想される。その低下傾向は、土地利用等の条件によって異なると考えられるため、実測値をもとに土地利用ごとのセシウム 137 濃度の時間変化傾向を評価し、侵食土砂濃度係数 S_c を定式化した。

セシウム 137 移行量は、下記の式-1 により算出した。

$$\begin{aligned} \text{セシウム 137 移行量 (Bq/m}^2\text{/year)} \\ = \text{土壌侵食量 (kg/m}^2\text{/year)} \times \text{侵食土砂濃度係数 } S_c \text{ (m}^2\text{/kg)} \\ \times \text{セシウム 137 初期沈着量 (Bq/m}^2\text{)} \end{aligned} \quad \text{(式-1)}$$

式-1 における土壌侵食量を求めるために、土壌流亡予測式 (Universal Soil Loss Equation³、以下「USLE モデル」という。) を用いた。USLE モデルは土壌侵食量推定のための経験モデルであり、メッシュデータの地理情報を援用することで地点毎の土壌侵食量が算出可能な分布型モデルとしての使用が可能である。土壌侵食量を求めるための基本式は下記の通りである。

$$A = R \times K \times L \times S \times C \times P \quad \text{(式-2)}$$

A は年間土壌侵食量 (t/ha/year)、R は侵食力ファクタ (MJ・mm /ha/hour/year)、K は土壌の侵食のされやすさを表す侵食性ファクタ (t・hour/ MJ/mm)、L は斜面の長さの効果を表す斜面長ファクタ (無次元)、S は傾斜の効果を表す斜面勾配ファクタ (無次元)、C は地表面の被覆の影響を表す被覆管理ファクタ (無次元)、P は耕作等の効果を表す保

³ Wischmeyer, W.H., Smith, D.D., "Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning," U.S. Department of Agriculture Washington, DC. Agriculture Handbook, No. 537, 1978.

全対策ファクタ（無次元）を示している。土壌侵食量の実測データに基づいて、式-1 右辺の各パラメータを最適化することにより、対象とする地点の土壌侵食量 A を推定・広域に拡張ができる。

(c) 深度分布調査

表層土壌は土砂移動と堆積による混合の影響を受けるため（この作用により形成される混合層を『活動層』と呼ぶ）⁴、放射性セシウム深度分布が変化すると考えられる。これを評価するために、本年度調査で観測を終了する土壌侵食プロット（畑 A1、畑 A2、畑 B1、畑 B2、牧草地 A、牧草地 B、牧草地 C）内で土壌中の放射性セシウム深度分布調査を実施した。畑 A1 では計 9 地点、畑 A2・畑 B2 では、それぞれ耕作畝上と畝下について斜面上部・中部・下部の 6 地点、畑 B1・牧草地 A、牧草地 B、牧草地 C では 3 地点で、15 cm×30 cm のスクレーパープレートを用いて 30 cm 深までの土壌を層別に採取した。採取した土壌は実験室で乾燥・粉碎・篩別を行った後、ゲルマニウム半導体ガンマ線検出器による放射性セシウムの分析を行った。深度分布形状を数値化するために、得られたセシウム 137 深度分布から実効的な重量緩衝深度 β_{eff} (g/cm²) を算出した⁵。実効的な重量緩衝深度とは、ここでは土壌中のセシウム 137 由来の 1m 空間線量率推定値とセシウム 137 存在量（インベントリー）から求められる値であり、セシウム 137 の存在量が同等であっても、実効的な重量緩衝深度が大きければセシウム 137 がより土壌中に浸透しており、空間線量率への寄与が小さいことを示す。畑 A1、畑 A2、畑 B1、畑 B2、牧草地 C では、土壌採取に先だって、サーベイメータを用いてプロット内部の複数点で 1 m 高の空間線量率の測定を行った。なお、畑 B1、畑 B2 は除染作業にともない平成 26 年 7 月 30 日に観測を終了したが、除染による表土の除去がその後の土壌侵食と放射性セシウム移行量の変化に及ぼす影響を定量化するため、除染完了後の平成 26 年 12 月 4 日に同地点に侵食プロットを再設置した。平成 27 年 2 月時点で土砂の流出が見られなかったため、プロット内の表層 1 cm の土壌を採取してセシウム 137 を測定し、除染後の侵食土砂のセシウム 137 濃度とした。

2) 傾斜地での放射性セシウムの深度分布と空間線量率の予測

傾斜地では、雨滴の衝撃や層流により土砂が斜面下方へと運搬される過程で、表層土壌と侵食土砂が混合しながら移動する。この混合が起きる層を活動層と呼ぶ⁴。二次元土砂移動モデルでは、活動層での土砂の移動と混合の影響を組み込んで、侵食土砂のセシウム 137 濃度の計算を行った。具体的には、降水量・流水量を入力データとし、降雨イベントごとに、雨滴衝撃による土砂の剥離、流出水による運搬と堆積、活動層内での混合、土壌中の下方浸透、物理減衰、プロット外への土砂・セシウム 137 流出量をそれぞれ計算する。二次元モデルでは、流出土砂中のセシウム 137 濃度と、斜面上の任意の地点におけるセシウム 137 深度分布の変化を推定することができる。今回の解析では、畑 B1 を対象として、平成 23 年 8 月から平成 26 年 7 月末までの 3 年間の降水量・流水量の観測データを入力値として与え、土砂及びセシウム 137 の流出量と、3 年経過時点での土壌中のセシウム 137 深度分布を計算し、実測値と比較した。

⁴ Cooper, J.R., Wainwright, J., Parsons, A.J., Onda, Y., Furukawa, T., Obana, E., Kitchener, B., Long, E.J., Hargrave, G.H., "A new approach for simulating the redistribution of soil particles by water erosion: A marker-in-cell model", Journal of Geophysical Research, 117, F04027, 2012.

⁵ Saito, K., Jacob, P., "Fundamental data on environmental gamma-ray fields in the air due to source in the ground", JAERI-Data/Code 98-001, 1998.

3) セシウム 137 存在量の広域評価

上述の式-1、式-2 と現地観測等から得られたパラメータを用いて、福島第一原発から 80 km 圏内の土壌侵食量及び放射性セシウム移行量を 25 m メッシュの空間分解能で算出した。平成 25 年度調査では 1 年間の土壌侵食量を算出していたが、降水量及び植生被覆の季節変化を考慮して 1 ヶ月毎に土壌侵食量の月間値を計算し、12 ヶ月間の値を積算して年間土壌侵食量とした。侵食力ファクタ R は、降水量の空間分布を反映するため、テューセン法により各雨量観測地点の代表地域を区分して、1 ヶ月毎に算出した。受食性ファクタ K は、農業環境技術研究所による K ファクターデータベースを使用した。斜面勾配ファクタ S は、国土地理院による 10 m 分解能 DEM(Digital Elevation Model) から 25 m メッシュ標高データを作成し、各メッシュの斜面勾配を算出した。斜面長ファクタ L には 1.00 を代入した。被覆管理ファクタ C の算出には、平成 23 年の 250 m 分解能の NDVI データを基に 1 ヶ月毎の平均値を使用した。保全対策ファクタ P 及び侵食土砂濃度係数 Sc は、環境省による植生調査集約データから得られる土地利用をもとに決定した。土地利用のうち、水田については第 4 次分布等調査における水田の土砂流出量観測結果⁶に基づいて年間値 1.76 t/ha/year とし、季節変動を考慮するため、川俣通常水田における平成 24 年 6 月から平成 25 年 5 月の土砂流出量観測データに基づいて 1 ヶ月毎の侵食量を算出した。また、都市域・住宅地・水域（湖沼・ダムなど）は侵食量に 0 t/ha/year を与えた。第 3 次航空機モニタリングによるセシウム 137 沈着量分布をモデル計算開始（平成 23 年 3 月）時点の初期値として与え、セシウム 137 と移行量の計算を行った。

3. 結果及び考察

(1) 森林環境中の放射性セシウム移行状況及び空間線量率変化傾向の調査

1) モデル調査森林での放射性セシウム移行状況及び空間線量率変化傾向

(a) モデル調査森林における放射性セシウム移行状況及び空間線量率変化傾向のモニタリング

本調査では、モデル森林において、平成 26 年 4 月 4 日、5 月 13 日、6 月 17 日、8 月 25 日、10 月 20 日の期間の 5 時期に現地調査を実施した。各モデル調査森林での平成 26 年 10 月 20 日までの期間の放射性セシウム移行量を算出した。

樹冠通過雨のセシウム 137 濃度は、スギ壮齢林ではいずれも非検出（検出限界：1.2 Bq/L）で、スギ若齢林及び広葉樹混交林では 2.5 Bq/L 以下であった（図-5(a)～(c)）。樹幹流のセシウム 137 濃度は、スギ林（スギ壮齢林・スギ若齢林）では 30.2～43.9 Bq/L であったが、広葉樹混交林では 19.3～21.8 Bq/L であった（図-5(d)～(f)）。リターフォールのセシウム 137 濃度は、スギ壮齢林で 25～27 kBq/kg、スギ若齢林で 23～46 kBq/kg、広葉樹混交林では 8～44 kBq/kg であった（図-5(g)～(i)）。平成 25 年度調査と比較して、樹冠通過雨のセシウム 137 濃度は低下傾向を示したが、樹幹流及びリターフォールでは顕著な低下傾向は認められなかった。また、観測タワーで採取した新葉のセシウム 137 濃度は、スギの葉では本調査期間の結果を含めても時間経過とともに濃度が低下する傾向が認められたが（本年度調査では 5 kBq/kg 以下）、広葉樹（コナラ）の葉では 10～20 kBq/kg と比較的高い濃度で推移することがわかった（図-6）。

本年度の調査期間に、林内雨、樹幹流、落葉等により林床に移行したセシウム 137 の量は、スギ壮齢林、スギ若齢林、広葉樹混交林でそれぞれ 8 kBq/m²、6 kBq/m²、6 kBq/m²

⁶ 原子力規制庁，“土壌に蓄積した放射性セシウムの移行状況調査。平成 25 年度東京電力（株）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事業成果報告書。” 2013, (<http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/504/list-1.html>).

であった。平成 23 年 7 月の観測開始からの累積移行量は、スギ壮齢林で 166 kBq/m²、スギ若齢林で 174 kBq/m²、広葉樹混交林で 60 kBq/m²であった（図-7）。

樹冠部（上部 3 高度の平均値）の空間線量率は、昨年度までの調査と同じく、スギ林及び広葉樹混交林で同様な低減傾向を示した（図-8(a)）。林床 1 m 高の林内空間線量率については、スギ壮齢林及び広葉樹混交林では昨年度までの調査結果と同様の低下傾向が認められたが、スギ若齢林では低下速度がやや鈍化する傾向を示した（図-8(b)）。空間線量率の低下傾向について、昨年度までは 1 次の指数関数式による近似を行ったが、本年度は二重指数関数式を用いた結果、樹冠部の初期の早い空間線量率の低下を良好に再現することができた。

地表 10 cm での空間線量率（49 地点の平均値）について、スギ壮齢林では、原発事故から 200 日及び 200~948 日までの期間では林床空間線量率の低減速度が物理減衰よりも遅く、特に最初の 200 日間では空間線量率の上昇が顕著に認められた（図-9(a)）。環境省による地表面の有機物層除去の除染後（948 日）は、一時的に空間線量率が低下したが（15%低減：物理減衰 1.2%含む）、その後は物理減衰と同程度の速度で低減した。スギ若齢林では、最初の 200 日で空間線量率がわずかに上昇した後、物理減衰と同程度の速度で低減した（図-9(b)）。除染により空間線量率が約 8%（物理減衰 1.2%含む）低減したが、除染前後での空間線量率の低減傾向に大きな変化は認められなかった。広葉樹混交林では、最初の 400 日までは物理減衰よりも速い速度で低減したが、それ以降は物理減衰と同程度の速度で低減した（図-9(c)）。なお、広葉樹混交林では除染は実施されていない。

山木屋サイトのモデル森林では、原発事故から 400 日以内の期間では、樹冠から林床への放射性セシウム移行は林内雨の寄与が大きく、400 日以降では落葉等による放射性セシウム移行量が増加した。本調査では、林床空間線量率の測定期間ごとに林内雨（樹幹流含む）及び落葉等による放射性セシウムの移行速度（一日あたりの移行量）を算出し、林床空間線量率の増減変化率（一日あたりの空間線量率の変化率）との関係を調査した。なお、以降の空間線量率の変化率とは、物理減衰による低減の影響を除去した値として示した。

林内雨の寄与率が大きい初期（原発事故から 400 日以内）では、林内雨による林床へのセシウム 137 移行速度が大きい期間ほど林床の空間線量率の低減が物理減衰による減少と比べて小さくなるか、もしくは反対に増加するように見受けられた（図-10）。一方、林内雨の放射性セシウム濃度が低下しリターフォール等による移行量の寄与率が増加する 400 日以降の期間では、落葉等による移行速度が速いほど空間線量率の低減が遅くなる、もしくは増加する傾向を示すことを確認した（図-11）。このことから、原発事故直後では、林内雨により新たに付加される放射性セシウムによって林床の放射線量が増加した可能性があり、その後はリターフォール等により新たに付加される放射性セシウムにより林床の放射線量が増加したと考えられる。また、森林除染により林内空間線量率がわずかに低下したが、現在ではほとんど効果が見受けられない。このことから、モデル森林では、除染後にリターフォール等によって林床の放射性セシウム存在量が再び増加したが、それ移行は落葉層及び土壌層中での放射性セシウムの下方移行と平衡状態にあることで空間線量率の低減速度が物理減衰と同程度を示したと考えられる。

2) 福島県内の林内空間線量率の広域測定データの統計解析結果

測定の対象である全 354 地点のうち、285 地点において林内空間線量率の測定を完了した。残りの 69 地点については、測定地点までのアクセスが困難である等の理由により測定を中止した。福島第一原発事故から 3 年が経過し、林道等の多くが台風の影響による

崩落や増水、植生の繁茂などによる荒廃を受けており、平成 23 年度に測定可能であった地点でも現在は容易に近づけない箇所が多くあることが確認された。

(a) 樹種毎の樹冠遮断率及び林内空間線量率の比較

林野庁が平成 23 年 9 月から 11 月の期間に調査を実施した 391 地点のうち、解析対象の樹種を含む 315 地点について、航空機モニタリング結果から抽出したセシウム 137 沈着量と落葉層・土壌層のインベントリーの比較を行った（図-12）。いずれの樹種についても、両者には高い相関が認められた。樹種別に近似直線の傾きを見てみると、アカマツ・広葉樹で 0.59 ともっとも傾きが大きく、次いで広葉樹、アカマツ、スギの順であった。スギでは近似直線の傾きが 0.45 で、他の樹種と比べて特に小さな値を示した。このように、初期沈着量と林床インベントリーの間には高い相関が認められたが、傾向から外れる地点もあり、林内の沈着量の空間的な不均一性や、航空機モニタリングの測定誤差等の影響が考えられる。しかし、樹種毎に見てみると、平成 25 年度調査の成果⁶でも報告されているように、常緑針葉樹のスギ林では大気から沈着したセシウム 137 の樹冠遮断が他の樹種と比べて大きいことを示唆する結果が得られた。

既往研究により大気からの放射性セシウム沈着量と空間線量率の間に高い相関があることが報告されている⁷。一方、森林環境中では、大気から降下した放射性セシウムは樹冠に一旦捕捉される成分と林床に直接到達する成分に分けられる。前項の解析では、スギ林においては同程度の沈着量の他の森林と比べて林床インベントリーが小さな値をとることを示した。この違いが林内空間線量率に及ぼす影響を確認するため、航空機モニタリングによるセシウム 137 沈着量（平成 23 年 7 月 2 日時点の初期沈着量）と平成 23 年度及び平成 26 年度の林内空間線量率の関係を調べた（図-13）。平成 23 年度の測定結果（林野庁）について、大気からの沈着量（kBq/m²）と空間線量率（ μ Sv/h）の関係を示す近似式の傾きは、アカマツで 0.0050 と最も小さく、次いで広葉樹、アカマツ・広葉樹、スギの順で、樹種による違いは明瞭でなかった。一方、平成 26 年度の測定結果（本事業）については、アカマツ・広葉樹で 0.0025 と最も小さく、次いで広葉樹、アカマツ、スギの順であった。平成 23 年度と平成 26 年度の結果を比較すると、沈着量と空間線量率の近似式の傾きが小さくなっていることからどの樹種でも空間線量率が時間経過とともに低下したこと、また混交林や広葉樹では、常緑針葉樹と比較して 3 年間の空間線量率の低下がわずかに大きいことが分かった。

(b) 樹種毎の林内空間線量率の変化傾向の比較

平成 23 年度と平成 26 年度の林内空間線量率の関係を図-14 に示した。二時期の林内空間線量率の間に高い相関があることを確認した。また、図中の近似直線の傾きは、両データの測定期間中の空間線量率の変化の大きさを表している。アカマツ及びスギでは近似直線の傾きは 0.5 よりも大きく、一方でアカマツ・広葉樹及び広葉樹では小さい値を示した。二期間中（1035 日間）の物理減衰による空間線量率の低下率は 0.56 であることから、アカマツ、スギでは物理減衰と同等の速度で林内空間線量率が低下しており、一方の広葉樹及びアカマツ・広葉樹ではそれよりも早い速度で林内空間線量率が低下することが示された。

⁷ 文部科学省，“東京電力株式会社福島第一原子力発電所の事故に伴い放出された放射性物質の分布状況に関する調査研究結果。平成 23 年度科学技術戦略推進費「重要政策課題への機動的対応の推進及び総合科学技術会議における政策立案のための調査」「放射性物質による環境影響への対策基盤の確立」（放射線等分布マップの作成等に関する報告書（第 1 編））”，2011，
(http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/6000/5235/24/5253_20120615_1_rev20130701.pdf)。

平成 26 年度の林内空間線量率の測定値（本事業）について、平成 23 年度の林内空間線量率の測定値を 1 としてその変化率を算出した。同じ樹種であっても林内空間線量率の変化率は幅広い値を示したが、二期間中での林内空間線量率の変化率は、常緑針葉樹のスギ及びアカマツでは、中央値がそれぞれ 0.64 と 0.61 であるのに対し、広葉樹では 0.56、アカマツ・広葉樹では 0.50 であった。

林野庁及び福島県による広域測定地点について、樹種毎の林内空間線量率の時間変化傾向を図-15 に示した。林野庁の測定地点については平成 23 年 12 月 1 日から平成 26 年 10 月 1 日の期間の 1035 日間の変化率を示す。また、物理減衰による空間線量率の低下傾向を図に示した。

スギ及びアカマツでは、物理減衰よりも遅い速度で林内空間線量率が低下する傾向があることが確認された。一方、広葉樹では物理減衰と同じ速度で、アカマツ・広葉樹ではそれよりも早い速度で林内線量率が低下する傾向が確認された。

(2) 森林流域からの放射性セシウム流出メカニズム

1) 試験流域からの放射性セシウムの流出観測結果

3 流域（石平山・疣石山・世戸八山）における渓流水の溶存態セシウム 137 濃度及び SS・粗大有機物のセシウム濃度の時間変化を図-16 に示す。石平山流域及び疣石山流域の渓流水の溶存態セシウム濃度は、いずれも事故直後の 0.1-1.0 Bq/L から、1 年間で 0.01-0.1 Bq/L まで約 10 分の 1 まで低下し、それ以降はほぼ同じような速度で低下傾向を示している。

石平山流域では、SS のセシウム 137 濃度は 10,000 Bq/kg 程度、粗大有機物のセシウム 137 濃度は 1,000-5,000 Bq/kg の値を示し、いずれも単調に濃度低下する様子がみられた。SS と粗大有機物のセシウム 137 濃度の時間変化を比較すると、低下速度は粗大有機物の方が大きかった。疣石山流域では、粗大有機物のセシウム 137 濃度が単調に低下を続けているものの、SS については除染・仮置き場化が始まってからセシウム 137 濃度が著しく低下した。特に平成 26 年 10 月の台風時に採取した SS のセシウム 137 濃度は、200 Bq/kg 程度と粗大有機物よりも低い値を示しており、仮置き場の盛土に用いたセシウム濃度の低い土の流出が影響していると考えられる。溶存態セシウム 137 濃度は粗大有機物のセシウム 137 濃度と同様な低下傾向を示した。世戸八山流域では、SS は 20,000-45,000 Bq/kg 程度、粗大有機物は 2,000-12,000 Bq/kg 程度の値を示し、共に単調な低下傾向を示した。

図-17 に疣石山流域における平成 25 年 4 月 17 日から平成 25 年 10 月 16 日（除染前）、平成 26 年 4 月 14 日から 10 月 14 日（除染後）の期間における渓流水（溶存態）、SS 及び粗大有機物のセシウム 137 流出量割合を示す。それぞれ期間中の降雨量・SS 流下量・セシウム総流出量は、平成 25 年では降雨量 930 mm、6,200 kg、0.65 kBq/m²（流域平均沈着量に対して 0.12%）で、平成 26 年では降雨量 884 mm、21,000 kg、0.26 kBq/m²（流域平均沈着量に対して 0.07%）であった。いずれも SS によるセシウム 137 流出量が全体の 98%以上を占め、主に SS の形態として流出している事が示された。また、平成 26 年度のほうが平成 25 年度と比べて SS 流出量が多かったにもかかわらず流域からのセシウム 137 の総流出量はむしろ小さな値を示した。このことは、疣石山流域では、表土除染や仮置き場の設置等で土砂のセシウム 137 濃度が大きく低下したことにより、渓流水を通じて流出するセシウム 137 流出量が著しく減少したことを示唆している。

図-18 に 3 流域（石平山・疣石山・世戸八山）それぞれにおける渓流水の総流出高と SS 流出量の関係を示す。石平山・疣石山流域では、流出高が多いほど SS 流出量が増加した。また、疣石山流域では除染後に SS 流出量が顕著に増加した。世戸八山流域では、流出高

に対する SS 流下量が他の 2 流域に対して少ない値を示した。

図-19 に 3 流域(石平山・疣石山・世戸八山)それぞれにおける、各サンプリング期間中の総流出高と SS、粗大有機物によるセシウム 137 の流出負荷量(流域からの流出量を表す)の関係を示す。SS、粗大有機物ともに流出高の増加とともに負荷量が増加することが見て取れる。また疣石山流域において、除染前後では、除染後に SS の流出負荷量が小さくなることが示された。

2) 出水時の放射性セシウム流出量の観測結果

平成 26 年 10 月に台風 18・19 号の集中観測を行った。図-20 に (a) 世戸八山流域、(b) 疣石山流域 の両流域における降雨イベント中のハイドログラフと濁度の時間変化、溶存態セシウム 137 濃度と SS・粗大有機物のセシウム 137 濃度、さらに各サンプリング期間のセシウム流出量における溶存態・SS・粗大有機物の寄与割合を示す。疣石山流域については除染が行われる前の平成 25 年の降雨イベントについても合わせて示した。図中で、SS・粗大有機物のセシウム 137 濃度の横軸方向に伸ばしたバーの長さは試料の採取期間を表し、バーの右端の印はサンプリング日とその時点のセシウム 137 濃度を表す。

世戸八山流域では、台風 18 号により 113.0 mm、19 号により 86.4 mm の降雨があり、流量の増加とともに溶存態セシウム 137 濃度が上昇する様子が現れている。台風 18 号では 0.033 Bq/L から 0.068 Bq/L まで溶存態セシウム 137 濃度が上昇している。SS のセシウム 137 濃度は、降雨前と比べて大きく変化しなかったが、粗大有機物のセシウム 137 濃度は降雨前よりも降雨中の方が高い値を示した。本調査では詳細な流出経路の解明には至っていないが、降雨時に森林流域の渓流水中の溶存態セシウム 137 濃度を上昇させる機構があることが確認された。

疣石山流域では、平成 25 年 7 月の降雨イベント時(除染前のイベント)に合計 103 mm の降雨があった。また平成 26 年の台風 18 号により 87.0 mm、19 号により 52.2 mm の降雨があった(除染後のイベント)。除染前の降雨イベントでは、4 時間間隔で採水を行った結果、溶存態セシウム 137 濃度は、総じて降雨継続時間中のほうが降雨の前後よりも高い値を示した(0.03-0.5 Bq/L)。一方、除染後の降雨イベントについては、0.01 Bq/L 程度と除染前の降雨イベントに対して低い値を示し、その前後の無降雨時の濃度と同程度の値であった。除染前のイベントにおいては、SS のセシウム 137 濃度は 20,000-25,000 Bq/kg、粗大有機物のセシウム 137 濃度は 6,000-8,000 Bq/kg であったのに対し、除染後のイベントでは SS のセシウム 137 濃度は 150-500 Bq/kg、粗大有機物のセシウム 137 濃度は 500-2,000 Bq/kg であった。このことから、除染の前後で SS・粗大有機物のセシウム 137 濃度が低下したが、特に SS のセシウム 137 濃度の低下が著しく、両者の大小関係が逆転している様子が示された。

図-21 に、疣石山流域における渓流水中の溶存態セシウム 137 濃度と SS・粗大有機物のセシウム 137 濃度の関係を示す。溶存態セシウム 137 濃度と SS 及び粗大有機物のセシウム 137 濃度の間に相関が認められた。図-22 に、疣石山流域における渓流水中の溶存態セシウム 137 濃度及び粗大有機物のセシウム 137 濃度の経時変化と、月降雨量の関係を示す。粗大有機物のセシウム 137 濃度変化をみると、降雨量の多い 6 月から 10 月の期間にその前後の期間に対して相対的に高い値を示していることがわかる。集中観測を行った際、降雨時に一時的に溶存態のセシウム 137 濃度が高くなることが示されたのはこの期間にあたる。Tsuji et al. (2014)⁸ によると、渓流水の溶存態セシウム濃度は、渓流水

⁸ 保高徹生(2013)山林域における放射性 Cs 発生源と流出挙動と福島県内における河川水中の放射性 Cs の濃度分布。第 1 回 水中の放射性セシウムモニタリング手法に関する研究会, 東京, 2013 年 11 月 28 日。

が河道を流下する過程で落葉等が溜まっているような場所を通過する際に上昇することが報告されており、特に流域内及び河道付近での落葉等の堆積が顕著な世戸八山流域においては、溶存態のセシウム 137 濃度はそういった河道に溜まった粗大有機物から溶出したセシウム 137 により濃度が上昇した可能性がある。

(3) 土壌侵食による放射性セシウム移行量のモデル化及び空間線量率変化傾向の予測結果

1) 様々な土地利用からの土壌侵食による放射性セシウム移行調査

(a) 現地観測結果

図-23 に各土壌侵食プロットにおける初期沈着量で正規化した流出土砂中のセシウム 137 濃度（流出土砂中セシウム 137 [Bq/kg]/初期沈着量 [Bq/m²]) の時間変化を示す。正規化セシウム 137 濃度は、大まかに森林>未耕作畑>耕作畑>草地の順に大きな値を示した。ここでは流出土砂の正規化セシウム 137 濃度について、3 ヶ月毎に流出土砂量による加重平均を行い、土地利用ごとの時間変化傾向を確認した。未耕作の畑 A1 及び畑 B1 では、時間経過とともに正規化セシウム 137 濃度に明瞭な減少傾向が見られた。畑 B1 では、植被率が高かった初年度では低い値を示したが、2 年目以降は減少傾向が明瞭に確認された。牧草地 A、B においても初年度以降は正規化セシウム 137 濃度が低くなる傾向が認められた。耕作地の畑 A2、B2 ではやや増加傾向が見られ、いずれも隣接する未耕作の畑と比べて濃度が低い。森林については明瞭な変化傾向は確認されなかった。

図-24 に通常水田と表面剥ぎ取り水田から流出する浮遊砂のセシウム 137 濃度の時間変化を示した。通常水田における懸濁態セシウム 137 濃度はおよそ 1 年前後で低下速度が変化していると判断されたため、二重指数関数式によってフィッティングを行った。表面剥ぎ取り水田における浮遊砂のセシウム 137 濃度の低下速度は、通常水田の二重指数関数の右辺第 2 項のそれと同等の値を示した。

両水田に流入する SS のセシウム 137 濃度は、流出水中の SS のセシウム 137 濃度よりも高い値を示しており、流入水に含まれる SS のセシウム 137 濃度の影響を受けている可能性がある。本年度調査でも、代掻き時の田面水に含まれる浮遊砂のセシウム 137 濃度を広域的に測定し、昨年度までの調査結果と比較した（図-25a）。その結果、代掻き時の田面水に含まれる浮遊砂のセシウム 137 濃度と沈着量の関係を示す直線回帰式（切片は 0 に設定）の傾きは、本年度調査結果ではさらに小さくなることが確認された。これを平成 25 年度までに実施した福島県内 7 箇所における懸濁態セシウム 137 濃度の観測結果⁹と統合することで、水田の侵食土砂濃度係数 $Sc(t)$ の時間変化式を得た（図-25b）。

(b) モデルパラメータの最適化

表-2 に土砂・セシウム 137 流出量の観測結果及び USLE モデルパラメータを示した。このうち土地利用ごとの土壌侵食量と植被率・耕作状況の関係を調査するために、土壌の樹植生や斜面長、侵食力等の違いの影響を除外した条件で両者の関係を調べた（図-26(a)）。耕作を行った畑（畑 A2、畑 B2、畑 C2）では、未耕作地に比べて、植被率が同等であっても土壌侵食量が大きいことがわかる。この耕作の影響を USLE モデルパラメータに反映するために、植被率と土壌侵食量の関係を指数関数式で近似し（一般的に植被率が大きいほど土壌侵食量は小さくなる傾向がある）¹⁰、表-2 に示される保全対策ファク

⁹ 原子力規制庁, “土壌に蓄積した放射性セシウムの移行状況調査. 平成 25 年度東京電力(株)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事業成果報告書 Part2,” 105-139, 2013. (http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/10000/9735/38/2-2_forest.pdf).

¹⁰ Loch, J.R., “Effects of vegetation cover on runoff and erosion under simulated rain and overland flow on a rehabilitated site on the Meandu Mine, Tarong, Queensland,” Australian Journal of Soil

タ P を調整することにより被覆管理ファクタ C を求める式を得た (図-26(b))。

土地利用ごとの侵食土砂濃度係数 S_c と時間変化傾向を評価するため、寒候期 (11 月～4 月)・暖候期 (5 月～10 月) ごとに各侵食プロットの正規化セシウム 137 濃度を土砂量で加重平均し、同じ土地利用ごとに平均値を算出した。畑 (未耕作) では低下傾向が認められたため、事故からの経過年数 t [年] を変数とする関数 $S_c(t)$ を定式化した。畑 (耕作)、草地、森林については正規化セシウム 137 濃度に明瞭な低下傾向が認められなかったため、全観測期間の平均値を侵食土砂濃度係数 S_c とした。図-25 の水田における侵食土砂能と係数を含めて土地利用ごとに侵食土砂濃度係数 S_c 及び保全対策ファクタ P を表-3 に示す。

(c) 深度分布調査

図-27 に畑 A1、畑 A2、畑 B1、牧草地 A における土壌侵食プロット内の土壌中のセシウム 137 深度分布の調査結果を示す。畑 A1 では、斜面上部の表層でセシウム 137 濃度が高く、深さとともに指数関数的に減少する分布が見られたが、斜面中部及び下部では、深部にセシウム 137 濃度ピークをもつ形状が見られた。また、斜面の下部ほど β_{eff} 値とセシウム 137 インベントリーが大きな値を示し、斜面上部で侵食された土砂が斜面下部に移動・堆積した影響が示唆された。耕作を行った畑 A2 では、耕作深 (15 cm 深、重量深度で約 100～200 kg/m²) まで、ほぼ均一なセシウム 137 濃度を示し、 β_{eff} は 20 g/cm² 以上の高い値を示した。急勾配の未耕作地 (畑 B1) では、斜面下部ほどインベントリーが大きく、深部までセシウム 137 が浸透していた。牧草地では、地点間のばらつきがやや大きいものの、指数関数的な深度分布を示し、 β_{eff} 値は比較的小さな値を示した。平地を対象とした深度分布調査¹¹ の結果では、 β_{eff} の範囲は 0.47～9.36 g/cm² であり、侵食量の多い未耕作畑では平地の値より大きいことがわかる。このことから、侵食が活発な傾斜地では、土砂の移動によって土壌中の放射性セシウムの深度分布形状が変化し、 β_{eff} が大きくなることが示唆された。

除染後に再設置した土壌侵食プロット (畑 B1) の表層土壌のセシウム 137 濃度は 145 Bq/kg であった。これは図-27 の畑 B1 の 1 cm 深までの土壌の濃度 (平均 10,000 Bq/kg) の 1.45% に相当し、除染によって土砂のセシウム 137 濃度が低下したことを確認した。

2) 傾斜地における土砂移動を考慮した空間線量率の予測

図-28 に、急傾斜の未耕作地である畑 B1 について、二次元土砂移動モデルを用いて斜面上部・中部・下部における土壌中のセシウム 137 深度分布及び流出土砂セシウム 137 濃度の時間変化を計算した結果を示す。流出土砂セシウム 137 濃度の計算値は、活動層の厚さの設定により変化し、厚さを 3 mm と小さく設定した場合には実測値に比べて高い値を示したが (図-28(a))、活動層の厚さを 25 mm とした場合、流出土砂のセシウム 137 濃度とその時間変化傾向は概ね実測値と同等の値が得られた (図-28(b))。計算対象期間中の積算セシウム 137 流出量は、実測値 2,680 Bq に対し計算値は、活動層厚さ 3 mm のとき 4,450 Bq、25 mm のとき 2,360 Bq となった。

土壌採取によって得た実測のセシウム 137 深度分布と、二次元土砂移動モデルによって推定したセシウム 137 深度分布をもとに Saito and Jacob (1998)⁵ による換算係数を用いて空間線量率を算出した。その結果、サーベイメータによる空間線量率の測定値を

Research, 38, 299-312, 2000.

¹¹ 原子力規制庁, “土壌中の放射性セシウムの深度分布調査. 平成 25 年度東京電力 (株) 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事業成果報告書 Part1,” 64-69, 2013. (http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/10000/9735/33/1-7_depthsurvey.pdf).

平均した $0.77 \mu\text{Sv/h}$ ($n=51$) に対し、実測の土壌中深度分布に基づく空間線量率の計算値 $0.63 \mu\text{Sv/h}$ ($n=3$) はやや低い値となった。これは、侵食プロット外では土砂流出があまり生じておらず、プロット周囲の相対的に高い線量を持つ土壌が寄与した可能性がある。これに対して、二次元土砂移動モデルの推定値は $0.86 \mu\text{Sv/h}$ ($n=3$) と比較的実測値にわずかに高い値を示した。実際の空間線量率は、測定地点の周囲の放射性セシウム分布状況や測定日の気象条件等の様々な環境中要因の影響を受ける。本調査のモデル計算においては、侵食プロットの周辺環境からの放射線の影響を評価できていないものの、土壌侵食プロセスとして活動層の形成を組み込むことにより実測の傾向に近い空間線量率が得られた。

3) USLE モデルによるセシウム 137 分布及び流出量の広域評価

河川観測地点 9 箇所の集水域内の土壌侵食量について、阿武隈川水系の 5 つの河川観測地点（岩沼、伏黒、口太川下流、御代田）及び浜通りの 5 つの河川観測地点（小島田堰、原町、太田、請戸、高瀬）の計 10 地点における浮遊砂流出量の実測値（平成 24 年 11 月 1 日から平成 25 年 10 月 31 日の積算値）と USLE モデルに基づく推定値の比較結果を図-29 に示す。USLE モデルに基づく土壌侵食量の計算値は実測値に比べてやや少ない傾向を示した。この原因の一つとして、USLE モデル計算では、都市域からの土壌流出を考慮していないことが挙げられる。

USLE モデルによる土壌侵食量の推定結果（25 m メッシュデータ）に基づいて、平成 23 年 3 月～平成 25 年 10 月の期間の 3 時期における、阿武隈川流域及び浜通りの河川流域内のセシウム 137 インベントリー及び移行量を算出した。図-30 にセシウム 137 移行量分布と、前述の河川観測地点 10 点での土地利用別のセシウム 137 移行量（1 年毎）の集計結果を示した。セシウム 137 移行量の分布は、土壌侵食量の分布と同様に阿武隈水系では水田や耕作地で高い値を示している。浜通りの河川観測地点では、口太川下流を除く阿武隈川水系の観測地における値と比べて、セシウム 137 移行量は小さな値を示した（平均 $1.0 \times 10^{11} \text{ Bq/year}$ ）。今回の推定値は、都市域でのセシウム 137 移行量を含んでいないが、阿武隈川本川では、初期には水田からのセシウム 137 移行量の割合が 50% 以上となることが確認された。平成 23 年 10 月以降は、時間経過とともに水田からの寄与率は減少傾向を示し、他の土地利用からのセシウム 137 移行量の割合が増加する傾向が認められた。一方、浜通りの河川では、森林域からのセシウム 137 移行量の割合が大きな値を示した。

4) USLE モデルによる空間線量率の広域評価

USLE モデルに基づく土壌侵食を考慮したセシウム 137 存在量の空間分布と時間変化の推定結果に基づいて、阿武隈川流域及び浜通りの河川流域内の各メッシュの空間線量率を算出した。草地と未耕作の畑等の人為的に攪乱されていない土壌（以下、不攪乱土壌）については、セシウム 137 深度分布の実測値（畑 A1、畑 B1、牧草地 A、牧草地 B、牧草地 C 地点）から活動層厚さを求め（図-31(a)）、土壌侵食量と活動層厚さの関係を数式化した（図-31(b)）。さらに、実測の深度分布から放射性セシウムインベントリー求めるとともに、Saito and Jacob (1998)⁵ の方法により β_{eff} 値を算出し、活動層の厚さとの関係を定式化した（図-31(c)）。このように、不攪乱土壌では土壌侵食量から β_{eff} 値が定めれば、放射性セシウムインベントリーから空間線量率に換算することが可能である。

森林については、平成 25 年度調査での広葉樹・スギ若齢林・スギ壮齢林におけるセシウム 137 深度分布から得られる β の平均値 (0.40 g/cm^2)⁹ を与えた。また、林内空間線

量率の低下速度が物理減衰による速度と同等であることから¹²、空間線量率の算出に際しては土壤侵食によるインベントリーの減少は考慮せず、放射性セシウムの物理減衰による線量低下のみを考慮した。

一方、水田や耕作された畑等の人為的に攪乱された土壤（以下「攪乱土壤」という。）については、原子力機構による歩行サーベイの空間線量率の測定結果をもとに、土地利用ごとに最適な β_{eff} 値を逆推定により決定した（水田：6.45 g/cm²、畑（耕作）：7.14 g/cm²）。

本調査では、USLE モデルによる土壤侵食を考慮した計算結果に基づく空間線量率の計算結果と比較するため、土壤侵食によるインベントリーの減少と深度分布変化をどちらも考慮しない条件として、初期沈着量から物理減衰のみでインベントリーを変化させ、 β_{eff} として一定値（2.62 g/cm²）¹¹ を与えて計算を行った。

図-32 に、USLE に基づく空間線量率と土壤侵食の影響を考慮しない条件で計算した空間線量率の分布図を示した。以上の二つの条件で計算した空間線量率について、避難区域外の水田・畑（耕作）・草地・裸地について（森林は計算から除外した）、原子力機構による平成 25 年度後期の歩行サーベイデータとの比較を行った（図-33）。USLE モデル計算結果に基づいて算出した空間線量率の推定値と歩行サーベイによる実測値は、裸地ではややばらつきがあるもののほぼ 1 対 1 の関係であり、土壤侵食を考慮しない場合にやや過大評価となる傾向と比べると良好な推定結果を示した。一方、草地についてはどちらの推定値も同様に過大評価の傾向であったが、USLE モデル計算結果に基づく推定値の方がわずかに実測値に近い値を示した。以上の結果から、土地利用の違いや、土砂移動が土壤中の放射性セシウムインベントリーと β_{eff} 値に及ぼす影響を考慮することにより、傾斜地の空間線量率の予測精度が向上する可能性を示した。

4. まとめ

本調査では、様々な土地利用における放射性セシウム移行状況と空間線量率の変化傾向について調査・解析を実施した。

モデル森林内の移行状況の観測結果から、林内雨、樹幹流、リターフォール等により林床に移行する放射性セシウム量は、平成 25 年度調査と比べて減少傾向にあることが分かった。林内空間線量率（地表 1 m 高）は概ね物理減衰と同様の速度で低減しているが、森林ごとに若干傾向が異なる事を確認した。また、林床（地表 10 cm 高）の空間線量率は、林内雨（樹幹流含む）や落葉等による放射性セシウムの移行速度を反映して低減速度が変化することが分かった。さらに福島県内の森林を対象とした広域測定データの解析により、次のことが明らかになった。スギ林では、総沈着量と林床インベントリーの関係式の傾きがアカマツや広葉樹と比べて小さな値を示した（0.45）。樹種の違いにより大気から沈着した放射性セシウムの樹冠遮断が異なることが示唆された。林内空間線量率の低下速度は概ね物理減衰と同様であったが、詳細に見ると常緑針葉樹・特にスギ林で物理減衰よりもわずかに遅く、一方で広葉樹では物理減衰と同程度の低下速度を示した。これらの傾向は、平成 25 年度調査における山木屋地区のモデル調査森林（スギ林及び広葉樹混交林）での観測結果と矛盾しない結果であった。

森林流域からの移行状況について、各試験流域において、渓流水の溶存態セシウム濃度及び SS・粗大有機物のセシウム濃度は平成 25 年までの減少に引き続いて低下傾向にある事を確認した。SS のセシウム 137 濃度は、粗大有機物や溶存態のセシウム 137 濃度の変化傾向と比べて低下速度が遅く、森林が多い集水域では河川水の懸濁態セシウム 137 濃度の

¹² 本章「(1) 森林環境中の放射性セシウム移行状況及び空間線量率変化傾向の調査」を参照のこと。

低下速度が遅い傾向を示すという調査結果¹³と同様の傾向が得られた。一方、除染・仮置き場化が進んだ疣石山流域ではSSのセシウム137濃度が顕著に低下した。溶存態セシウム137濃度の変化は、粗大有機物のセシウム137濃度の低下傾向と類似しており、また夏季に高い値を示す傾向が類似していることから関連性が示唆された。いずれの試験流域でも、降雨イベント時には溶存態セシウム137濃度が一時的に上昇することが示された。溶存態・SS・粗大有機物による放射性セシウム流出寄与率は、全体を通してSSが総流出量の98%以上の高い値を示し、森林流域からの放射性セシウムの主な流出形態となっていることが示された。一方で、疣石山流域での除染前後の観測結果を比較すると、除染後ではSS流出量は増加したものの、SSのセシウム137濃度が低下したことにより、結果的に流域からのセシウム流出量自体が減少することを確認した。

本年度の調査結果に基づいて、USLEモデルのパラメータと侵食土砂濃度係数の時間変化傾向を更新したことにより、放射性セシウム移行量の推定精度の向上を図ることができた。除染された未耕作の畑の表層土壌のセシウム137濃度は、除染前の侵食土砂の100分の1程度の濃度まで減少しており、除染によって侵食土砂のセシウム137濃度が大幅に低下することが示唆された。侵食プロットの土壌中の放射性セシウム深度分布の調査結果から、傾斜地では斜面位置により土壌侵食量（活動層の厚さ）と土壌中の放射性セシウム深度分布形状が異なり、平地に比べて実効的な重量緩衝深度が大きいことがわかった。

そこで、土壌侵食量と活動層の厚さの関係を組み込んだ二次元土砂移動モデルを構築し、侵食プロットからの土砂及びセシウム137流出量の計算を行った結果、計算値と実測値は概ね対応する結果が得られた。USLEモデルに二次元土砂移動モデルを組み込み、阿武隈川及び浜通りの河川流域内における土壌侵食量及び放射性セシウム存在量の空間分布と時間変化の計算を実施した。その結果、各河川観測地点における土壌侵食量及びセシウム137移行量の推定結果は、各地点での浮遊砂流出量の実測値と概ね近い値を示した。さらにUSLEモデルによる土壌侵食量及び放射性セシウム存在量の計算結果と、二次元モデルによる空間線量率換算アルゴリズムに基づいて空間線量率を算出し、歩行サーベイの測定データとの比較を行った。その結果、USLEモデルにより土壌侵食を考慮した計算結果に基づく空間線量率の推定値の方が、土壌侵食を考慮しない場合と比べてより実測値に近い結果が得られた。このことから、土地利用の違いに加え、土砂移動が土壌中の放射性セシウムインベントリー及び深度分布に及ぼす影響を考慮することにより、傾斜地の空間線量率の予測精度が向上する可能性を示した。

¹³ 本報告書（“平成26年度放射性物質測定調査委託費（東京電力株式会社福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の分布データの集約及び移行モデルの開発）事業”成果報告書）の「河川水系における放射性セシウムの移行調査」を参照のこと。

表-1 土壤侵食プロット諸元

土壤侵食プロット	観測期間	観測年数 [年]	セシウム137		植被率 *2 -	管理状況など
			初期沈着量 *1 [kBq/m ²]	斜面勾配 [度]		
畑A1 (未耕作・除草前)	平成23年7月17日 ～平成24年6月13日	0.910	372	4.36	0.325	当初は未耕作地であった。植生が多い。平成24年6月13日から除草・裸地化処理を行った。
畑A1 (未耕作・除草後)	平成24年6月13日 ～平成26年8月27日	2.21	363	4.36	0.0572	畑A1に除草剤散布等を行い裸地化させた。植被率は非常に低い。平成24年度2回、平成25年度2回草刈りを実施。除染に伴いプロット撤去済み。
畑A2 (耕作)	平成24年9月30日 ～平成26年8月27日	1.91	363	4.17	0.218	畑A1の隣の耕作地。ナス・ピーマンなどを植栽した。平成25年度2回草刈りを実施。耕作深は約15cm。除染に伴いプロット撤去済み。
畑B1 (未耕作)	平成23年7月17日 ～平成26年7月30日	3.04	404	9.33	0.656	当初は未耕作地であった。植生が多く、急勾配で地盤は非常に固い。平成24年度5回、平成25年度3回草刈りを実施。除染に伴いプロット撤去済み。
畑B2 (耕作)	平成24年9月30日 ～平成26年7月30日	1.83	404	10.1	0.322	畑B1の隣の耕作地で、ナス・ピーマンなどを植栽した。耕作深は約15cm。平成25年度2回草刈りを実施。除染に伴いプロット撤去済み。
畑C1 (未耕作)	平成26年3月20日 ～平成26年12月3日	0.710	370	11.4	0.531	当初は休耕地であった。除草剤散布等により裸地化処理を行い、植被率は観測開始から漸減している。平成26年度1回草刈りを実施。
畑C2 (耕作)	平成26年3月20日 ～平成26年12月3日	0.710	370	12.0	0.256	当初は休耕地であった。ホウレンソウを植栽している。耕作深は約15cm。
牧草地A	平成23年7月17日 ～平成25年12月21日	2.43	557	9.68	0.965	当初は採草地であった。植生が非常に多く、下層土には礫が多く含まれる。平成24年度3回、平成25年度2回草刈りを実施。除染に伴いプロット撤去済み。
牧草地B	平成23年7月17日 ～平成25年8月23日	2.10	1010	9.52	0.986	当初は放牧地であった。植生が多く、土壤表面は起伏に富んでいる。平成24年度5回、平成25年度1回草刈りを実施。除染に伴いプロット撤去済み。
牧草地C	平成25年 8月 8日 ～平成26年12月3日	1.32	300	9.52	0.915	当初は採草地であった。背の高い植生が非常に多い。平成25年度1回、平成26年度1回草刈りを実施。除染に伴いプロット撤去済み。
牧草地D	平成26年3月20日 ～平成26年12月3日	0.710	370	11.5	0.981	当初は休耕地であり、枯草が堆積していた。植生は非常に多い。平成26年度1回草刈りを実施。
スギ若齢林	平成23年7月17日 ～平成26年12月3日	3.39	442	27.5	0.950	密生したスギの人工林。日射が少なく植生は見られないが、土壤表面にはリターが厚く堆積している。

*1 第3次航空機モニタリング(文部科学省、2011)に基づく平成23年7月2日時点のセシウム137沈着量

*2 観測によって得られた観測期間中の平均的な値。土砂回収時にプロット全体を撮影し、画像処理により算出し、観測期間全体の平均値を求めた。

表-2 土壤侵食量・セシウム 137 流出量の観測結果及び設定された USLE モデルファクタ

土壤侵食プロット	土壤侵食量・USLEモデルファクタ							セシウム137流出量		
	年間 土壤侵食量 *1	侵食力 ファクタR *2	土壤の 受食性 ファクタK	斜面長 ファクタL	斜面勾配 ファクタS	被覆管理 ファクタC	保全対策 ファクタP	加重平均 セシウム137 濃度 *3	加重平均 正規化 セシウム137 濃度*4	セシウム137 流出率 *5
	[t/ha/year]	[MJ・mm/ha/hr/year]	[t・h/MJ/mm]	-	-	-	-	[Bq/kg]	[(Bq/kg)/(Bq/m ²)]	[%/year]
畑A1 (未耕作・除草前)	4.73	2594	0.0390	1.00	0.822	0.379	0.150	17584	0.0473	2.24
畑A1 (未耕作・除草後)	41.0	4345	0.0390	1.00	0.822	0.841	0.350	8659	0.0233	9.56
畑A2 (耕作)	71.4	4188	0.0390	1.00	0.773	0.565	1.00	3812	0.0103	7.32
畑B1 (未耕作)	6.71	3184	0.0390	1.00	2.63	0.0822	0.250	16147	0.0391	2.62
畑B2 (耕作)	9.05	3125	0.0390	1.00	3.00	0.124	0.200	7018	0.0170	1.54
畑C1 (未耕作)	0.0462	4442	0.0200	1.00	3.68	0.00141	0.100	4000	0.0108	0.00499
畑C2 (耕作)	221	4801	0.0200	1.00	3.98	0.581	1.00	5291	0.0143	31.7
牧草地A	0.279	3115	0.0390	1.00	2.80	0.0412	0.0200	13378	0.0240	0.0671
牧草地B	0.180	3198	0.0390	1.00	2.72	0.0266	0.0200	10013	0.00995	0.0180
牧草地C	0.0414	3973	0.0390	1.00	2.72	0.00491	0.0200	1889	0.00629	0.00261
牧草地D	0.0162	5313	0.0200	1.00	3.73	0.00204	0.0200	1855	0.00501	0.000812
スギ若齢林	0.0518	3929	0.0200	1.00	16.8	0.00196	0.0200	41249	0.0933	0.0483

*1 観測期間の積算流出土砂量[kg/m²]を単位換算し、表1の観測年数で除して求めた年間値。

*2 観測期間の積算侵食力[MJ・mm/ha/hr]を表1の観測年数で除して求めた年間値。

*3 流出土砂量で加重平均した流出土砂のセシウム137濃度。

*4 加重平均セシウム137濃度を表1の初期沈着量で除して求めた値。

*5 表1の初期沈着量[kBq/m²]に対する積算セシウム137流出量[kBq/m²]の比率をと観測年数[year]で除して求めた年間値。

表-3 土地利用ごとの侵食土砂濃度係数 S_c 及び保全対策ファクタ P

土地利用	侵食土砂濃度係数 S_c [m^2/kg]	保全対策ファクタ P
畑（未耕作）・裸地	$0.0619 \times \exp(-0.196 t)$	0.213
畑（耕作）	0.0138	0.733
草地	0.0113	0.0200
森林	0.0933	0.0200
水田	$0.178 \times \exp(-1.03 t)$	—

※侵食土砂濃度計数 S_c は土地利用ごとの侵食土砂に含まれる放射性セシウム濃度の違いを表すパラメータで、保全対策ファクタ P は耕作方法等の違いの効果を表すパラメータである。

調査地域：福島県伊達郡川俣町山木屋地区

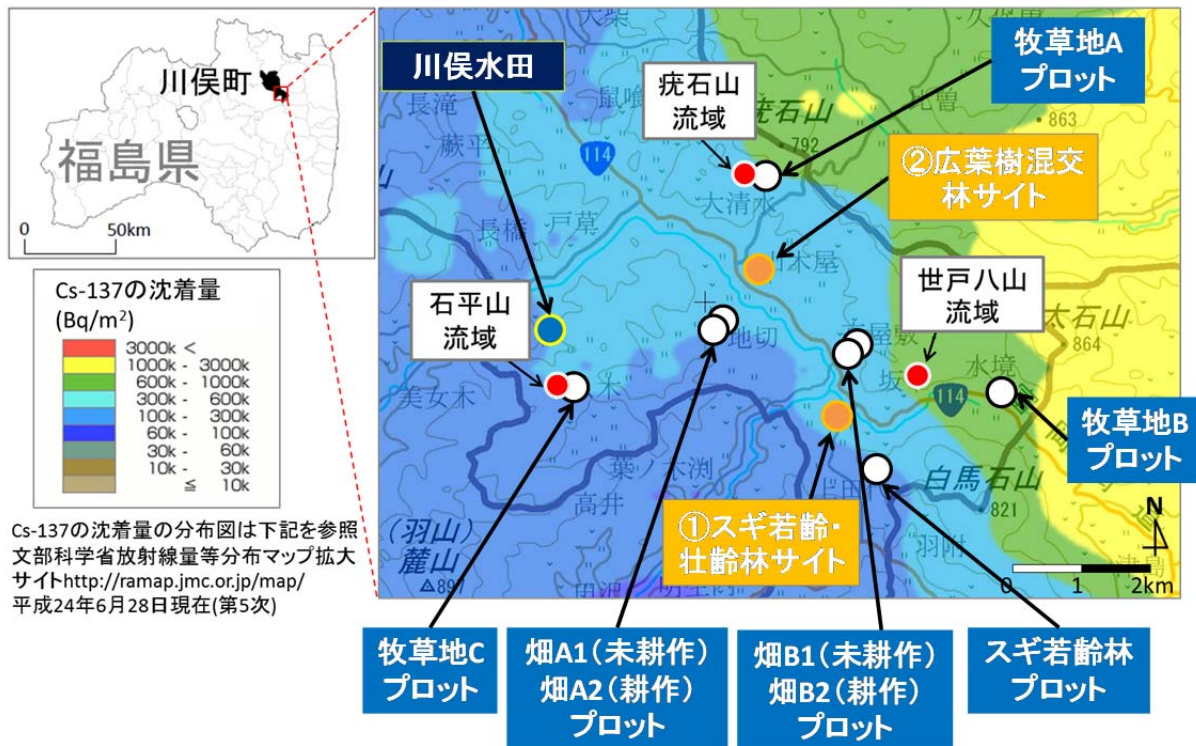


図-1 山木屋サイトとモデル森林の位置

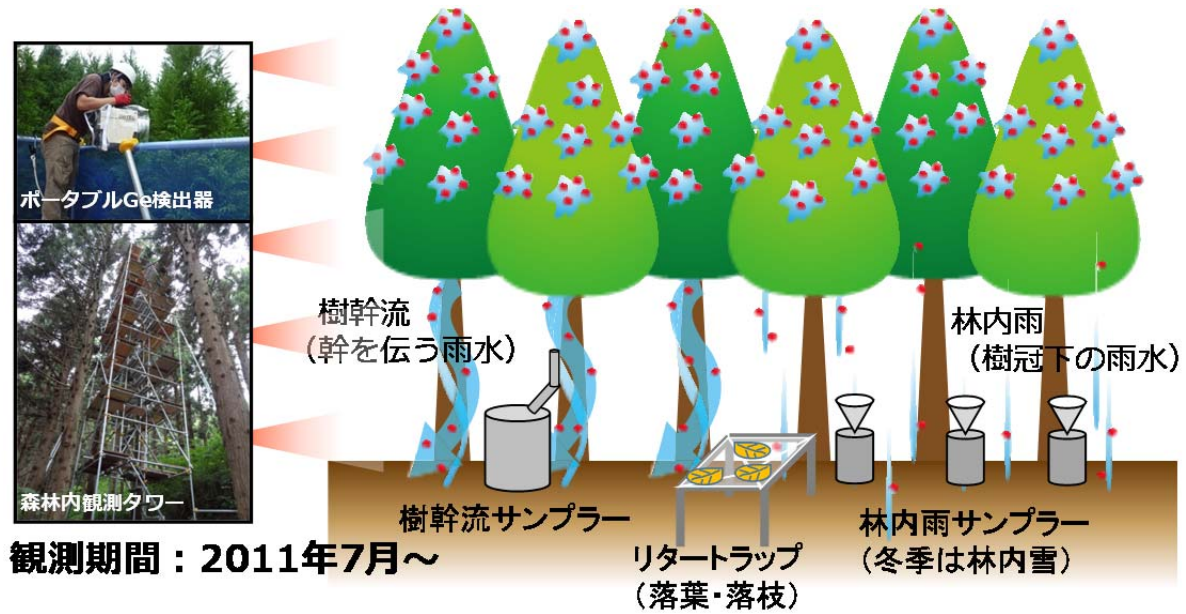


図-2 森林サイトでの観測体制

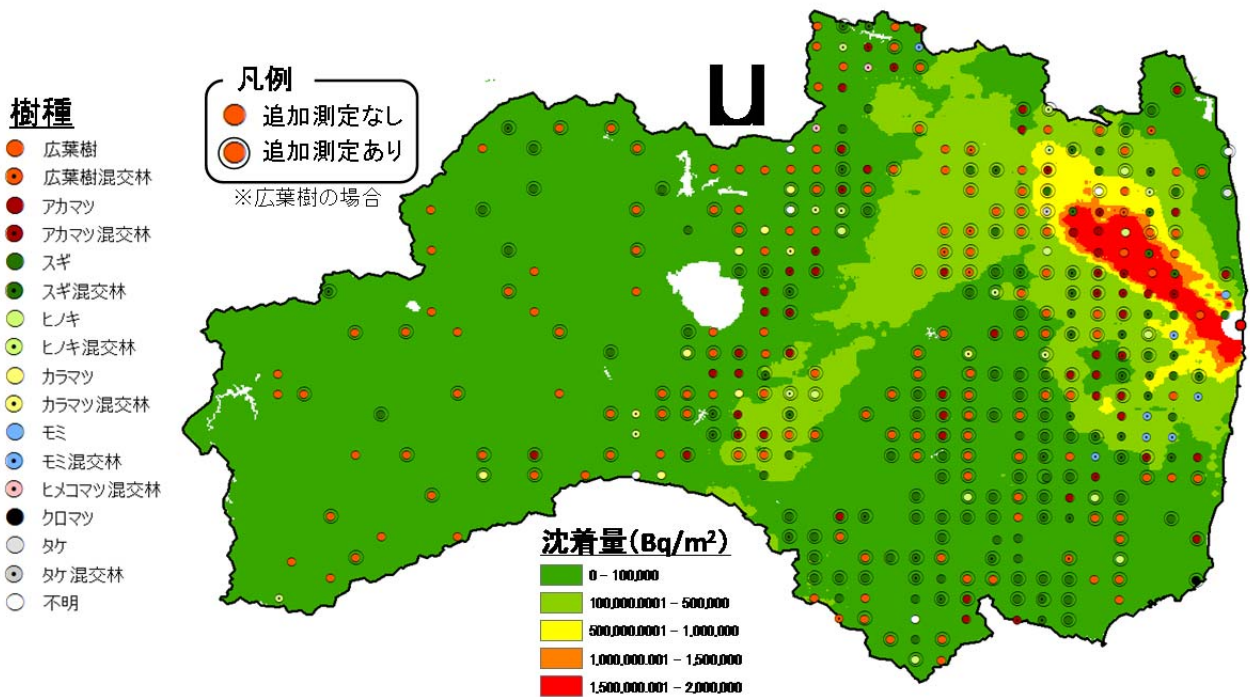


図-3 林野庁の広域測定地点の位置と樹種
 (沈着量の空間分布図は第3次及び第5次(東日本2次)航空機モニタリングデータに基づく。調査地点を○で囲んである地点は本調査による追加測定実施地点を表す)



図-4 疣石山流域の水・SS・粗大有機物試料のサンプリング用観測機器の概要

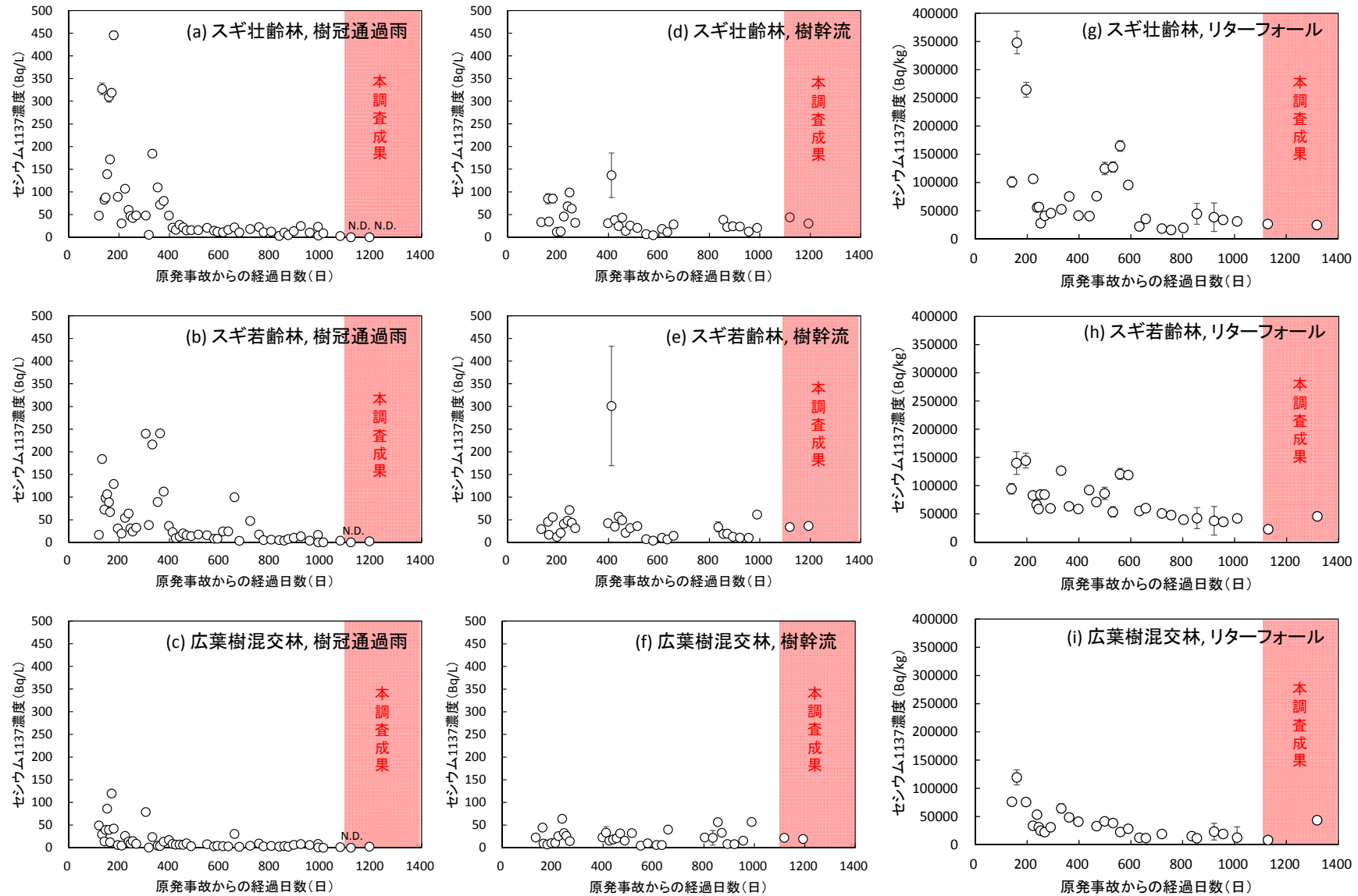


図-5 樹冠通過雨、樹幹流、リターフォールに含まれるセシウム 137 濃度の時間変化
 (樹冠通過雨：(a)～(c)、樹幹流：(d)～(f)、リターフォール：(g)～(i)、N.D.：検出限界以下)

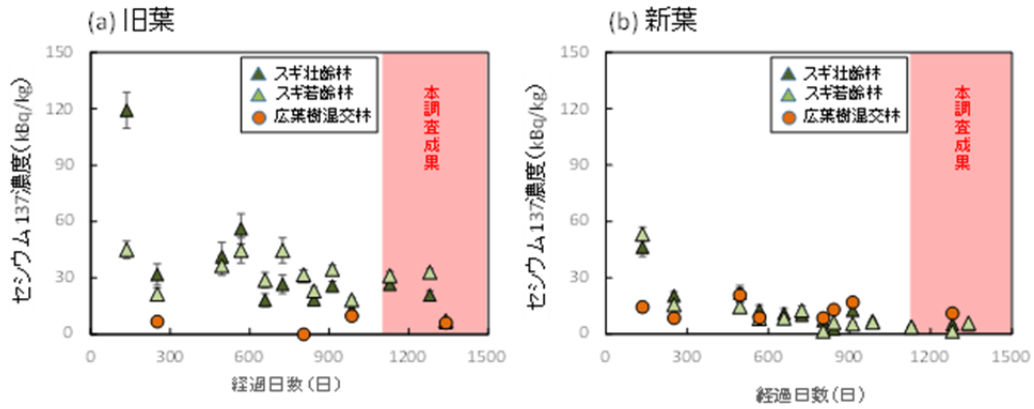


図-6 旧葉及び新葉に含まれるセシウム 137 濃度の時間変化
(縦軸の単位は [kBq/kg])

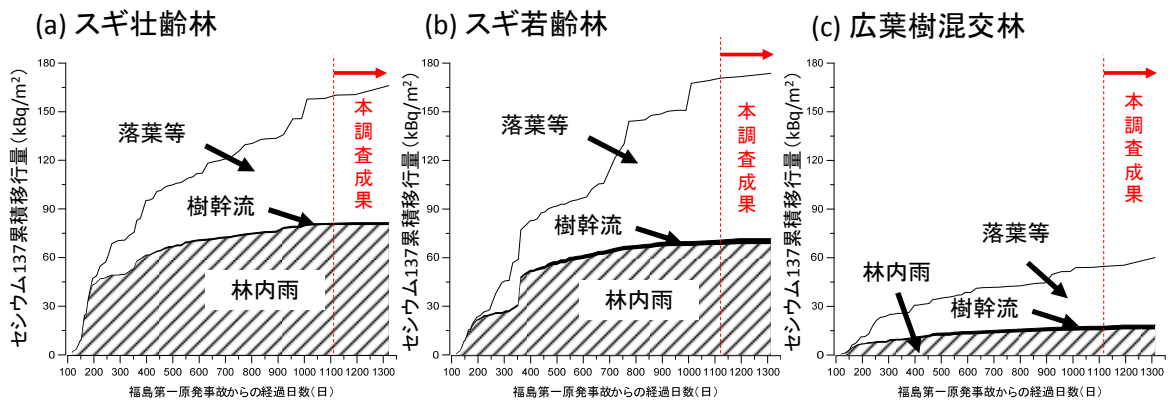
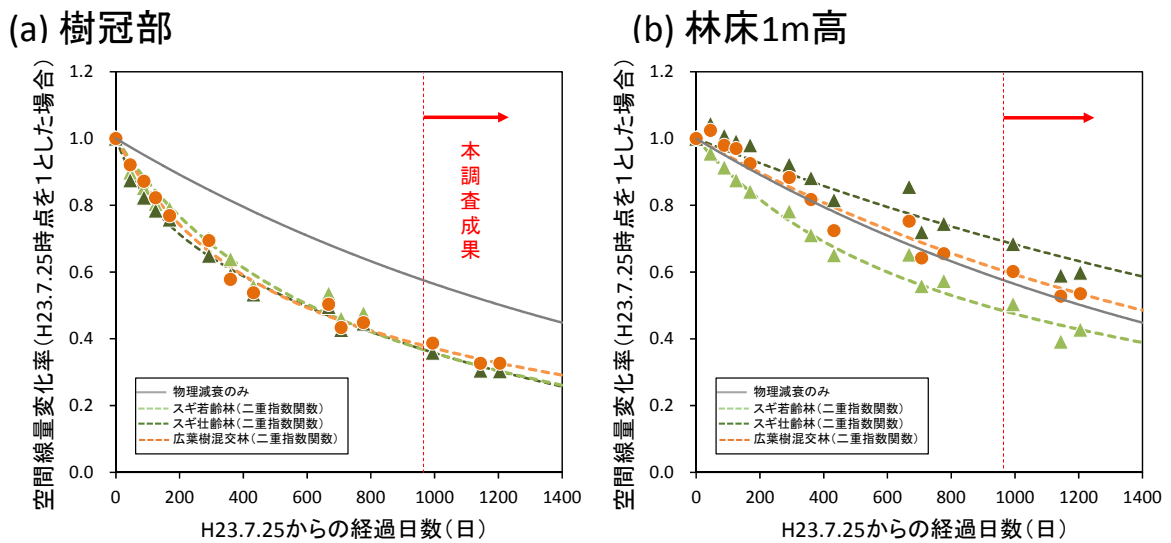


図-7 各森林サイトにおける樹冠から林床へのセシウム 137 移行量の時間変化
(林内雨、樹幹流、落葉等の成分別の移行量を積上げ折れ線グラフで表した)



▲ スギ壮齢林 ▲ スギ若齢林 ● 広葉樹混交林

図-8 樹冠部及び林床 1 m 高の空間線量率の時間変化
(二重指数関数モデルによるフィッティング)

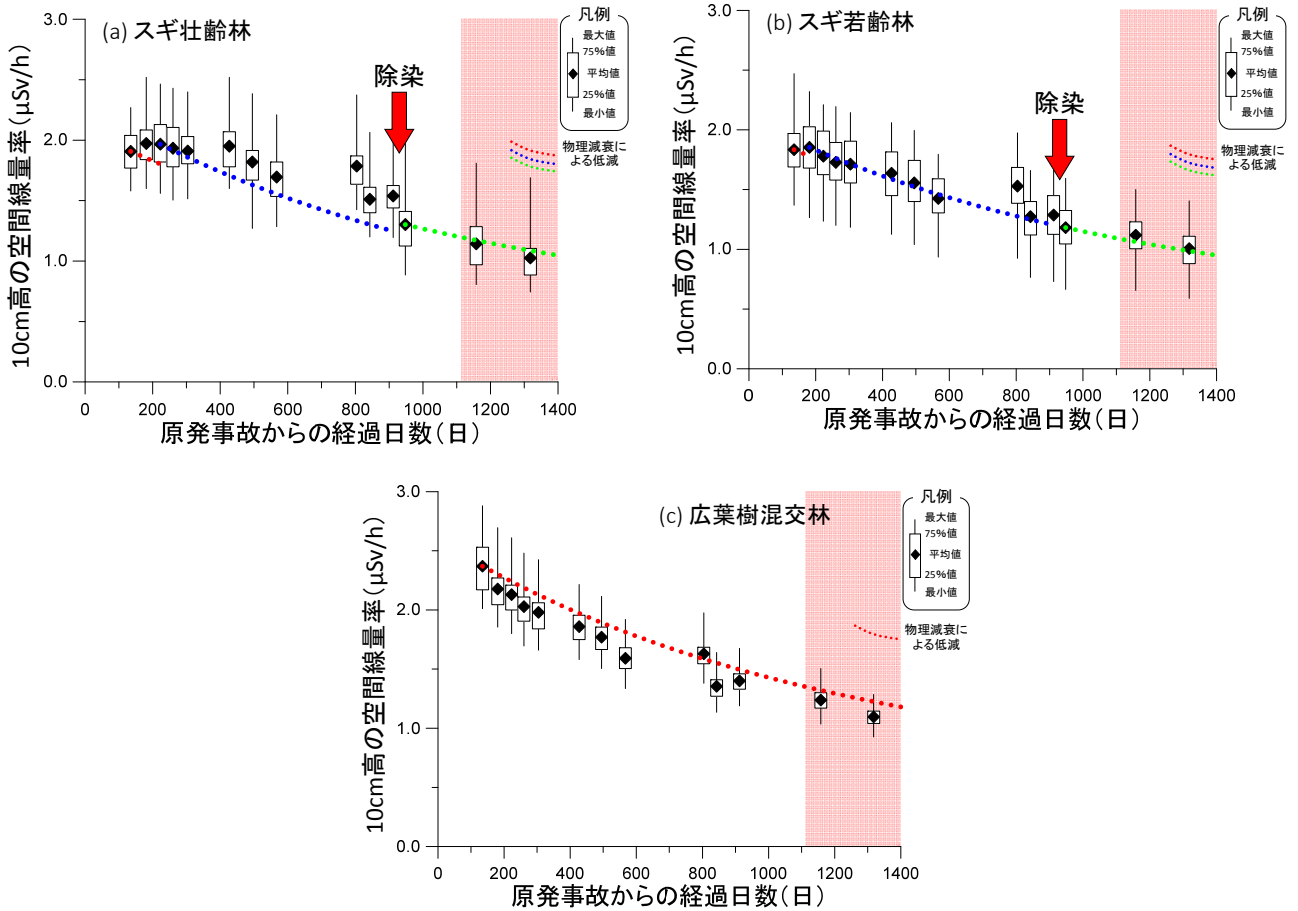


図-9 林床（10 cm 高）の空間線量率の経時変化

（図中のエラーバー及びボックスは、49 地点で測定された林床（10 cm 高）の空間線量率の測定値の最大値、最小値、75%値、25%値を表す。本年度成果についてはピンク色の範囲で示した）

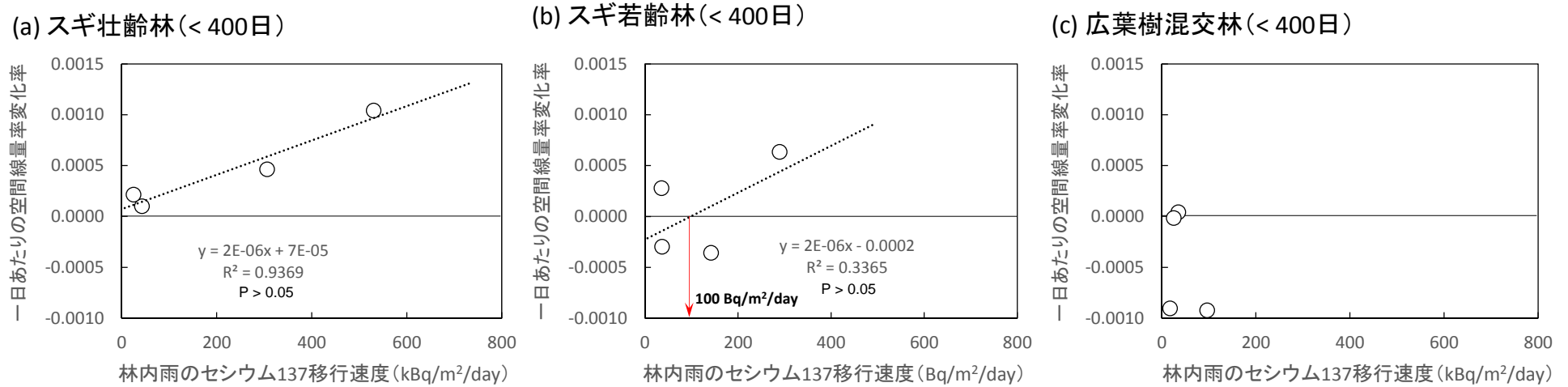


図-10 林内雨によるセシウム 137 移行速度と林床空間線量率の変化率の関係
(原発事故から 400 日までのデータをプロットした)

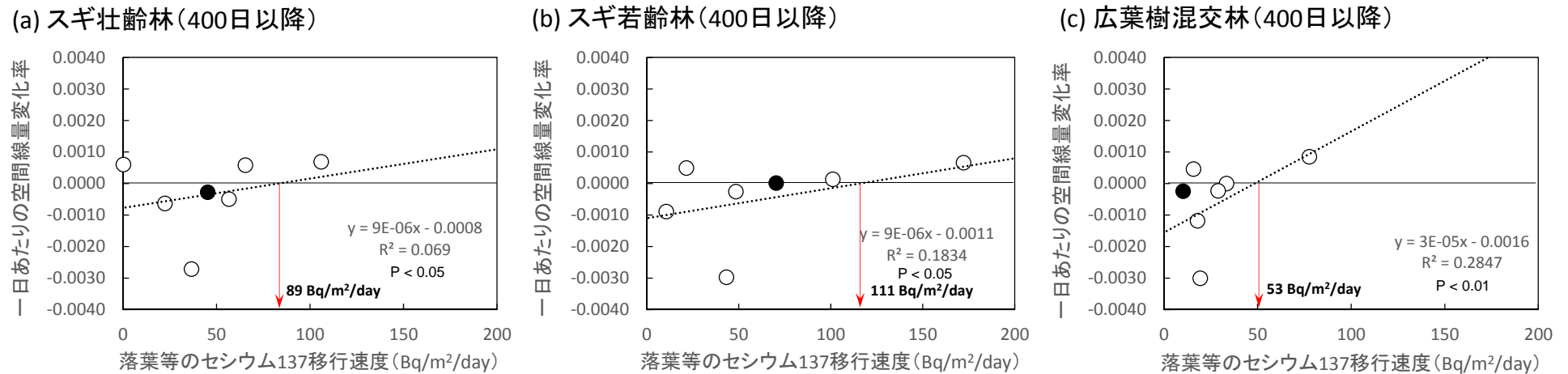


図-11 落葉等によるセシウム 137 移行速度と林床空間線量率の変化率の関係
(原発事故後 400 日以降のデータをプロット：本年度結果含む；●は森林除染後の測定データ)

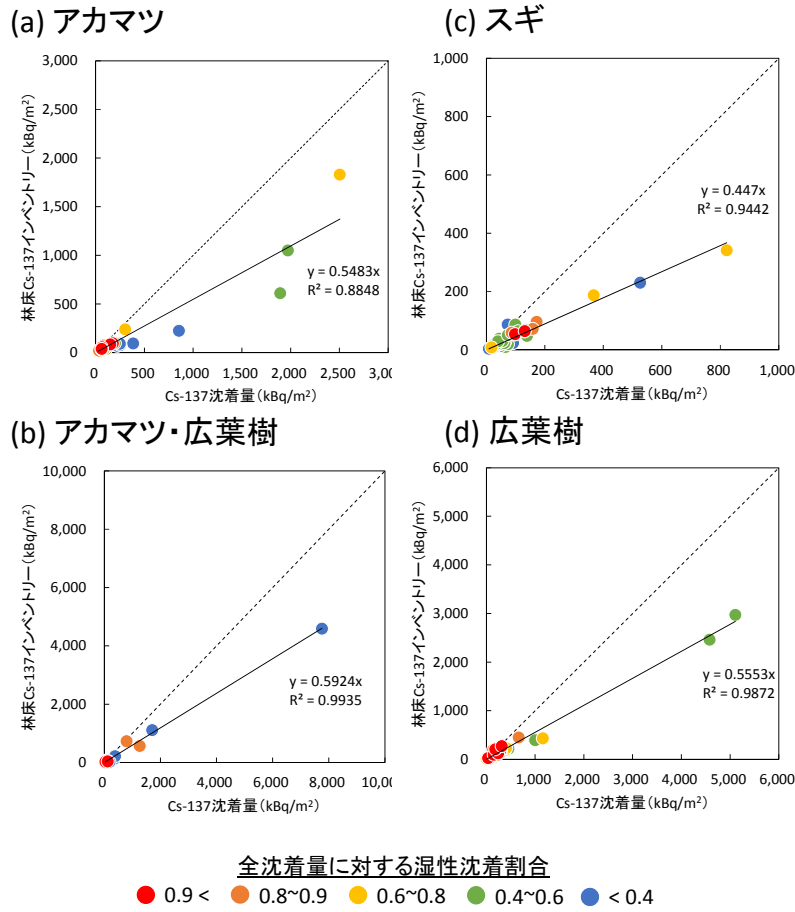


図-12 樹種別のセシウム 137 沈着量と林床インベントリとの関係

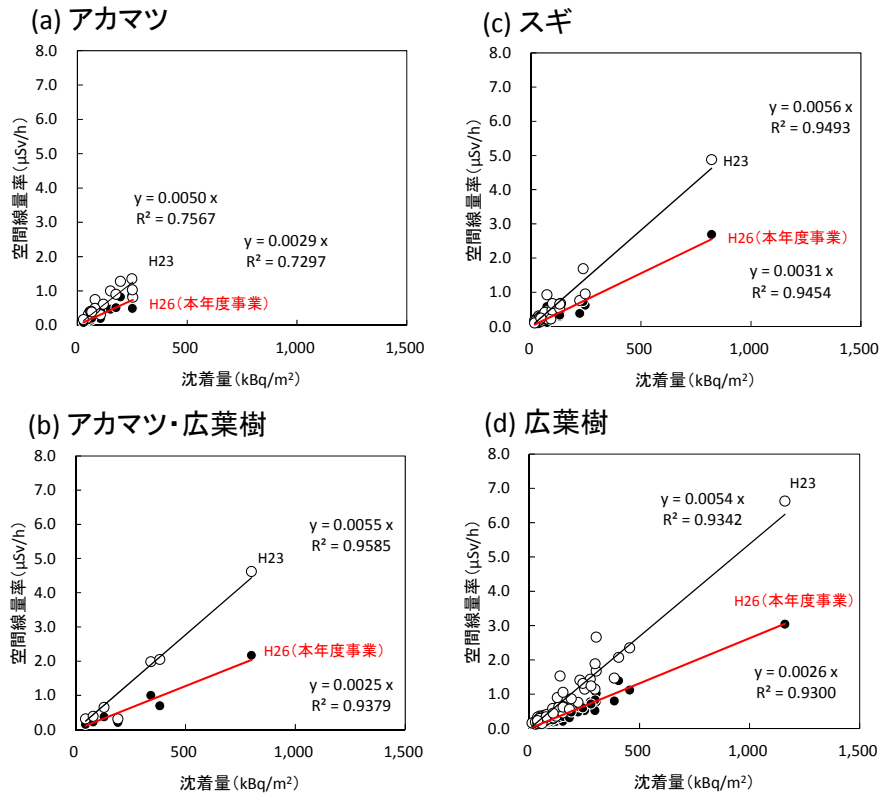


図-13 林野庁調査地点の沈着量と空間線量率の関係
 (平成 23 年 12 月 1 日及び平成 26 年 10 月 1 日時点の比較)

本事業成果

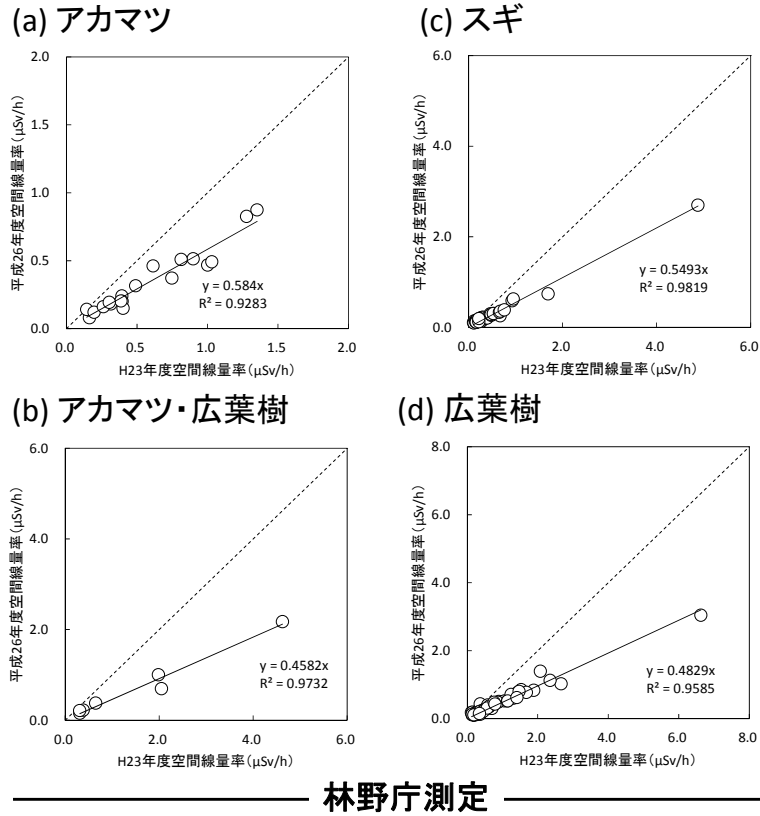


図-14 二期間の空間線量率データの比較
 (平成23年12月1日と平成26年10月1日の比較)

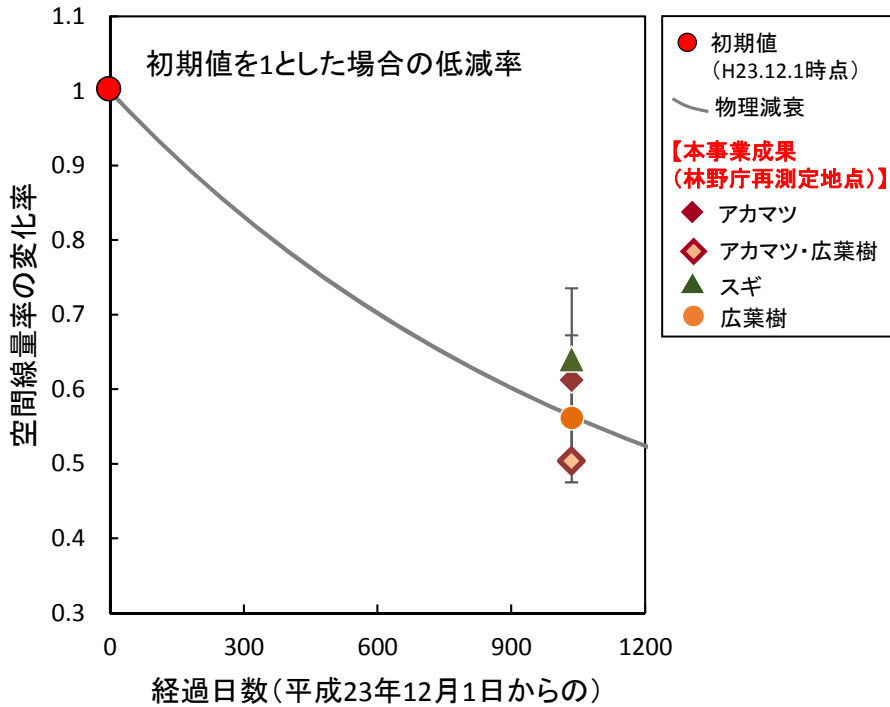


図-15 樹種毎の林内空間線量率低下傾向の比較

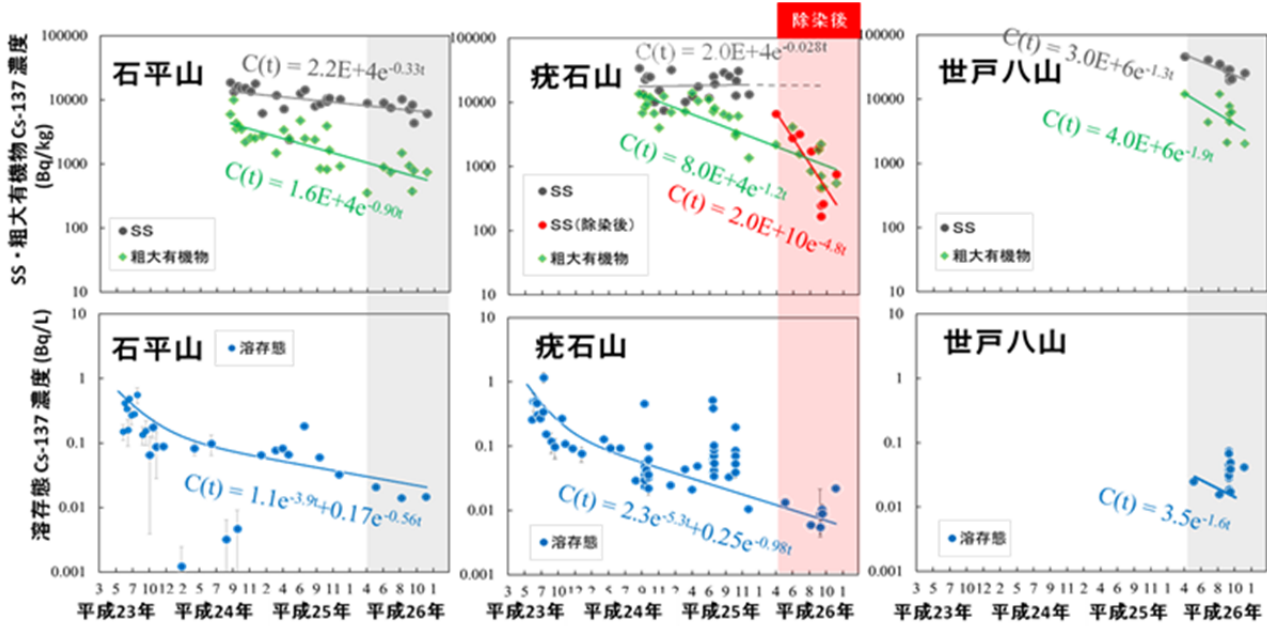


図-16 3流域(石平山・疣石山・世戸八山)における(上段)SS・粗大有機物のセシウム137濃度変化及び(下段)渓流水の溶存態セシウム137濃度変化(疣石山では除染後の期間を赤で示す)

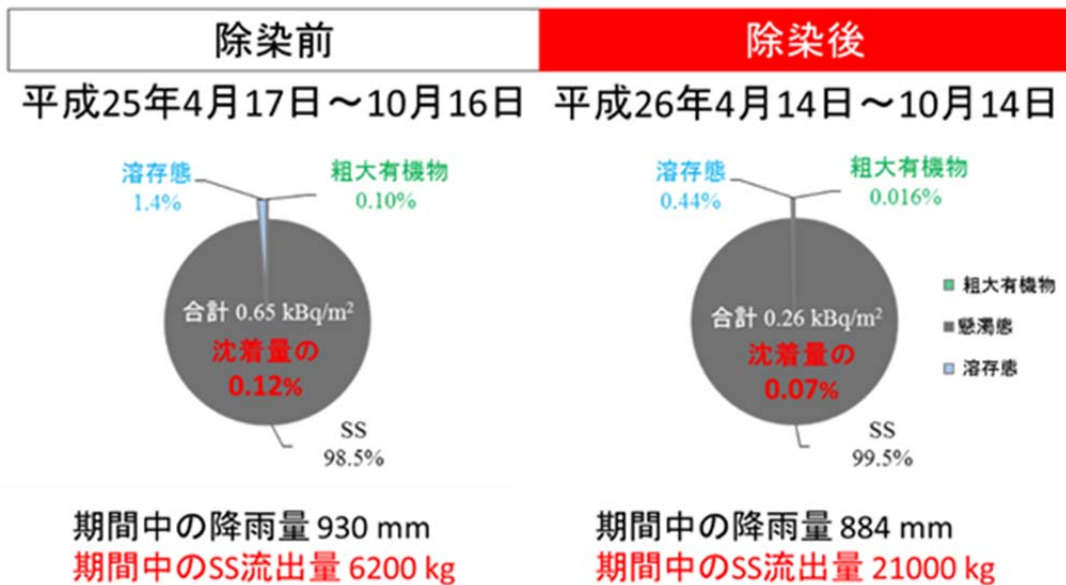


図-17 疣石山における平成25年4月17日から平成26年10月16日、平成26年4月14日から10月14日における流域からのセシウム137流出に占める渓流水(溶存態)、SS及び粗大有機物のセシウム137流出量割合

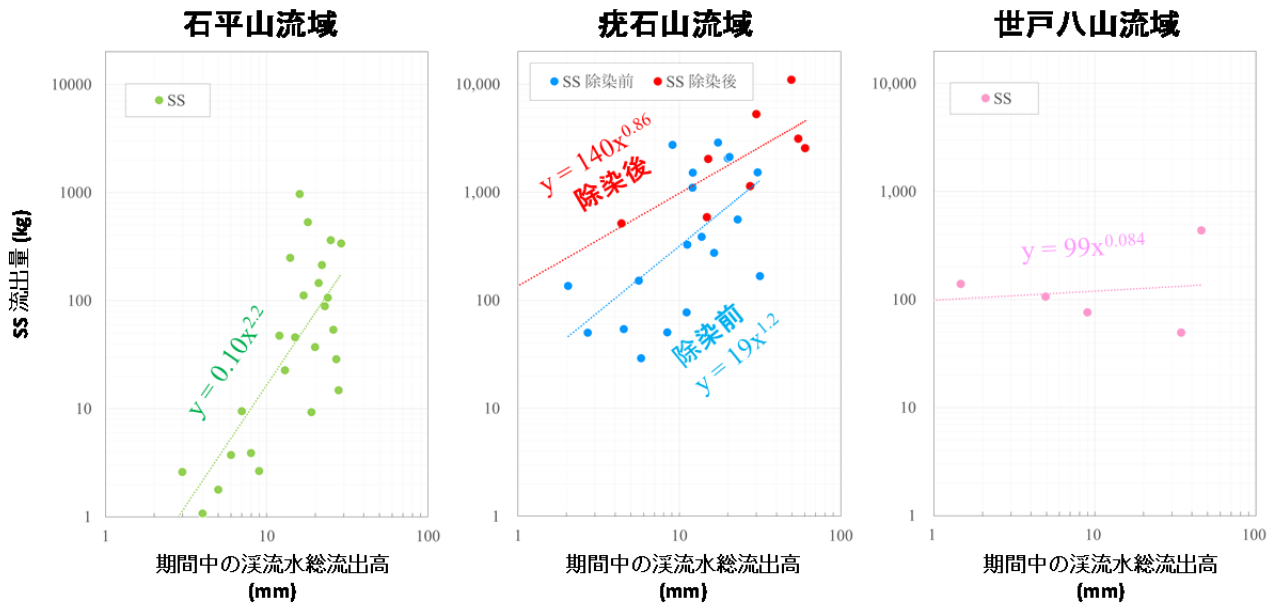


図-18 3流域(石平山・疣石山・世戸八山)それぞれにおける
 渓流水の総流出高とSS流出量の関係

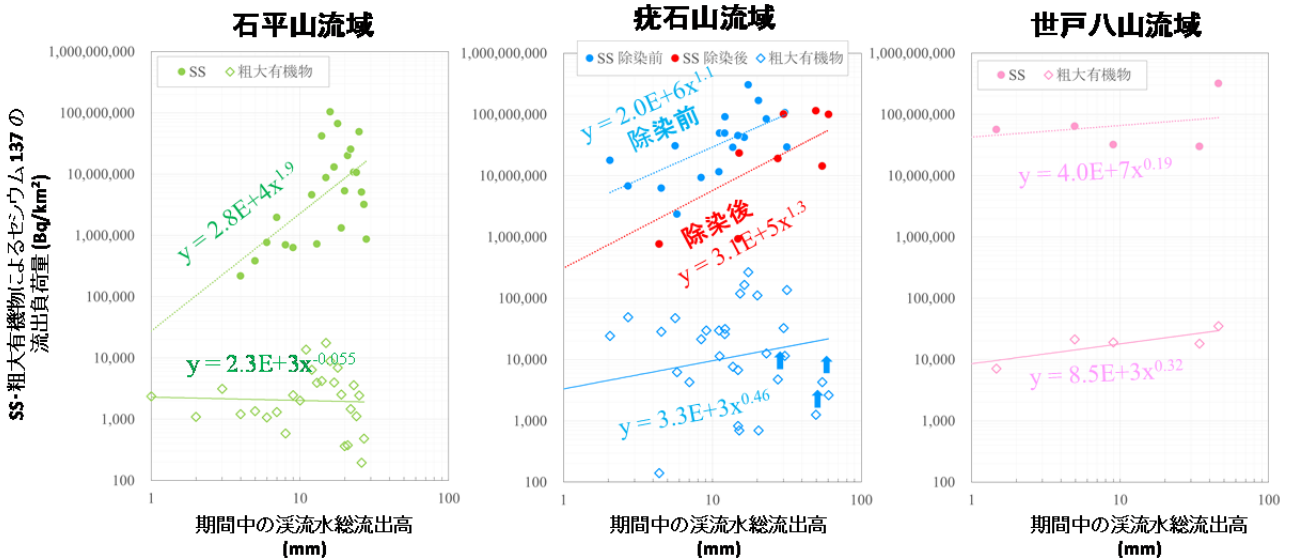


図-19 3流域(石平山・疣石山・世戸八山)それぞれにおける渓流水の
 総流出高とSS・粗大有機物によるセシウム137流出量の関係
 (各データはそれぞれのサンプルの採集期間中の値を示す)

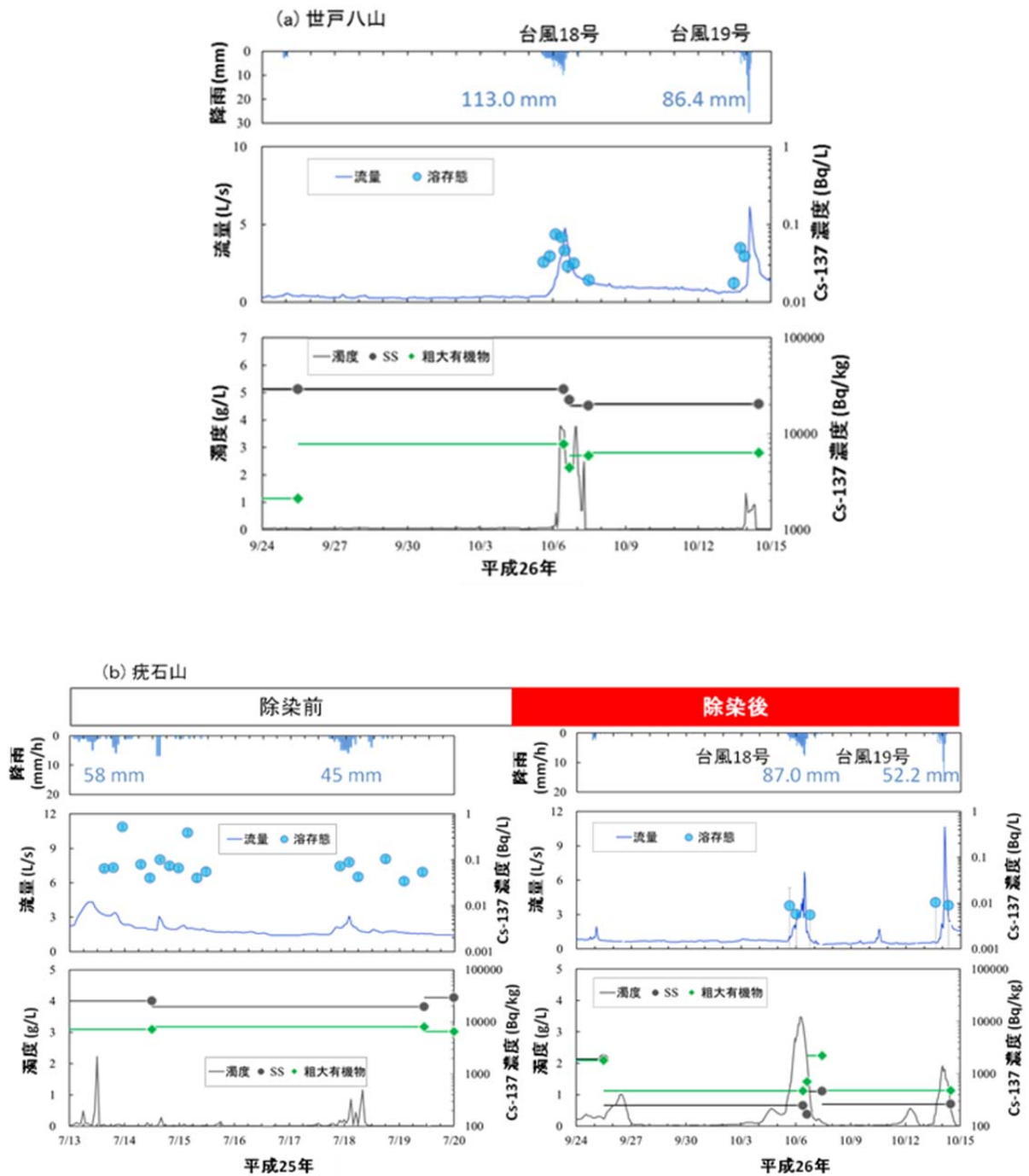


図-20 (a)世戸八山、(b)疣石山降雨イベント中のハイドログラフと溶存態セシウム 137 濃度、濁度と SS・粗大有機物のセシウム 137 濃度及び SS・粗大有機物のサンプリング期間毎のセシウム流出量における各成分の割合

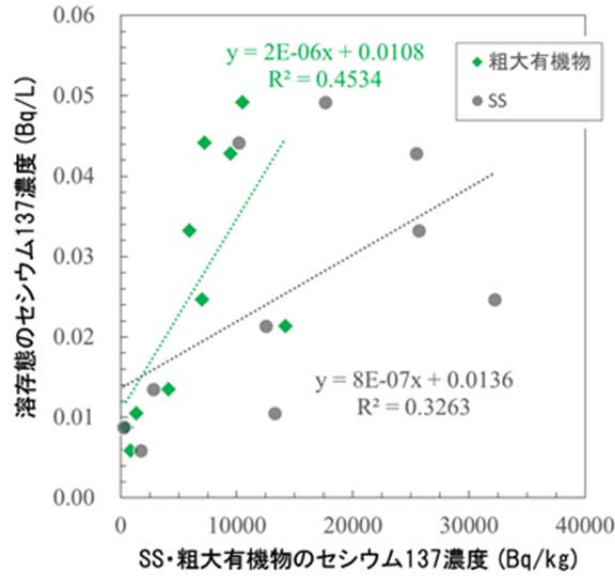


図-21 疣石山における渓流水中の溶存態セシウム 137 濃度と SS・粗大有機物のセシウム 137 濃度の関係

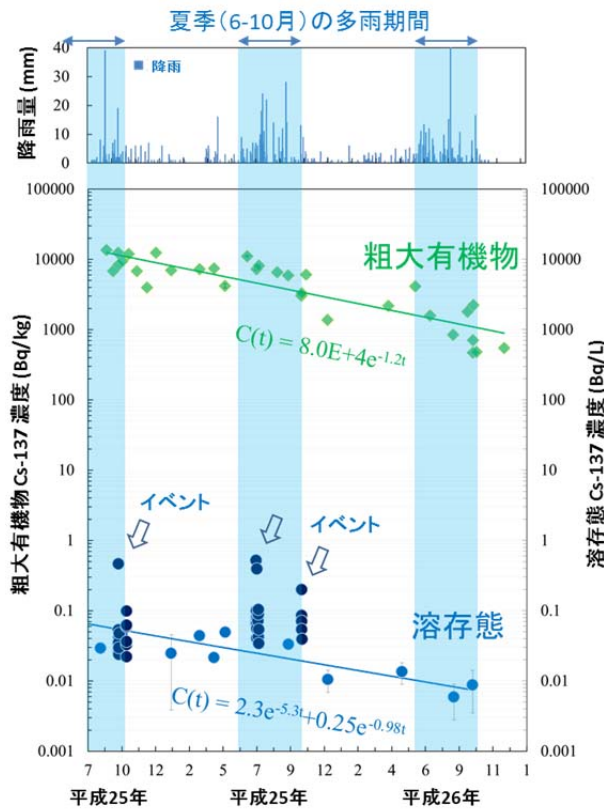


図-22 疣石山における渓流水中の溶存態セシウム 137 濃度及び粗大有機物のセシウム 137 濃度の経時変化と月降雨量の関係

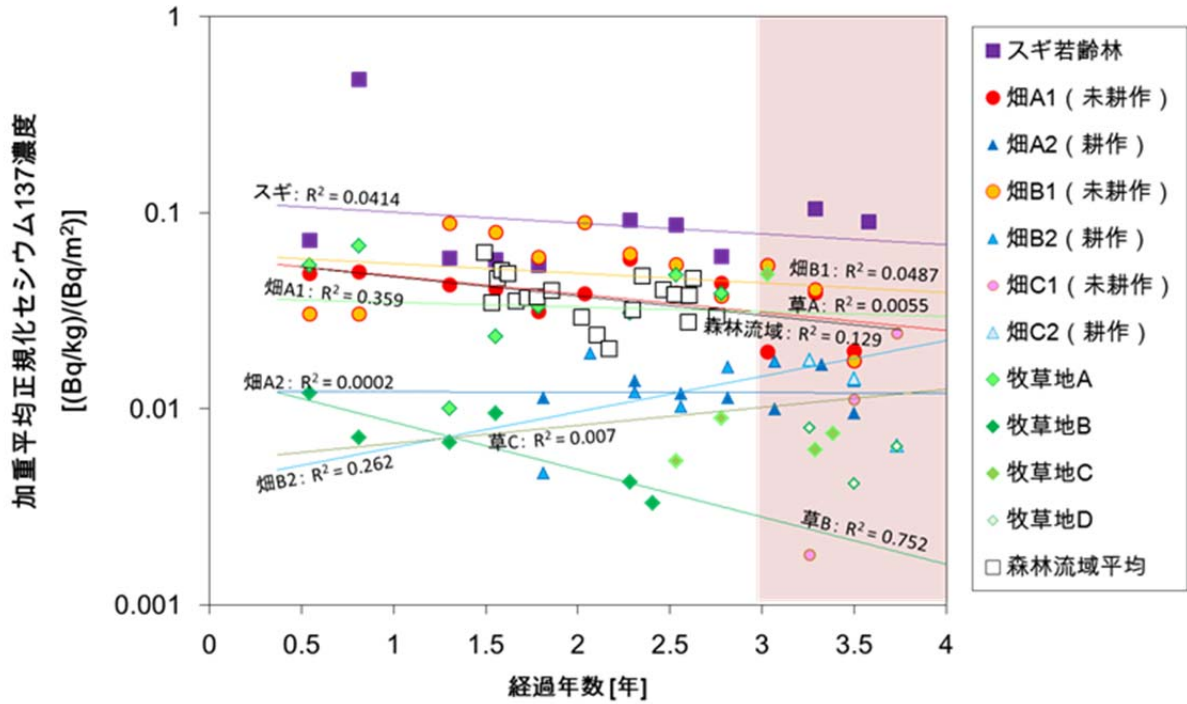


図-23 各土壌侵食プロットで観測された流出土砂の正規化セシウム 137 濃度の時間変化
(各点は 3 ヶ月間の流出土砂量による加重平均の正規化セシウム 137 濃度を示している)

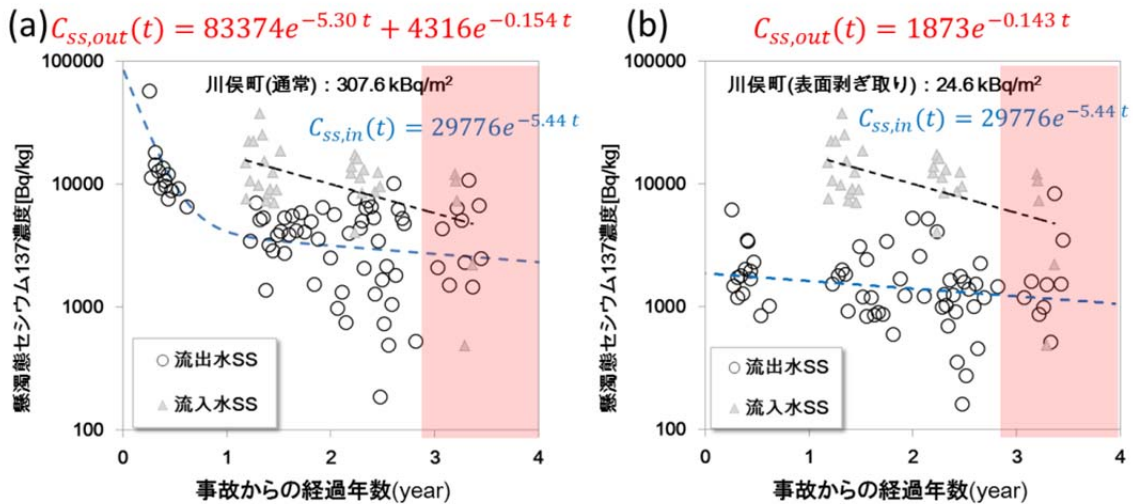


図-24 (a) 通常水田及び (b) 表面剥ぎ取り水田における懸濁態セシウム 137 濃度の時間変化

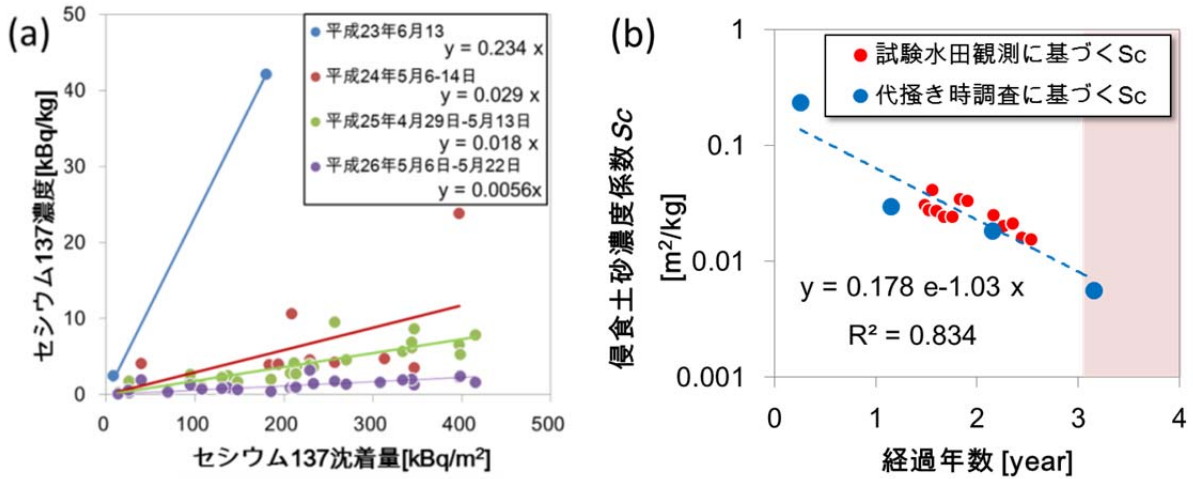


図-25 代掻き時に採取した田面水中のセシウム 137 濃度と採取地点における初期沈着量の関係(a)、代掻き時調査と福島県内の水田における定期観測によって得られた侵食土砂濃度係数 S_c の時間変化(b)

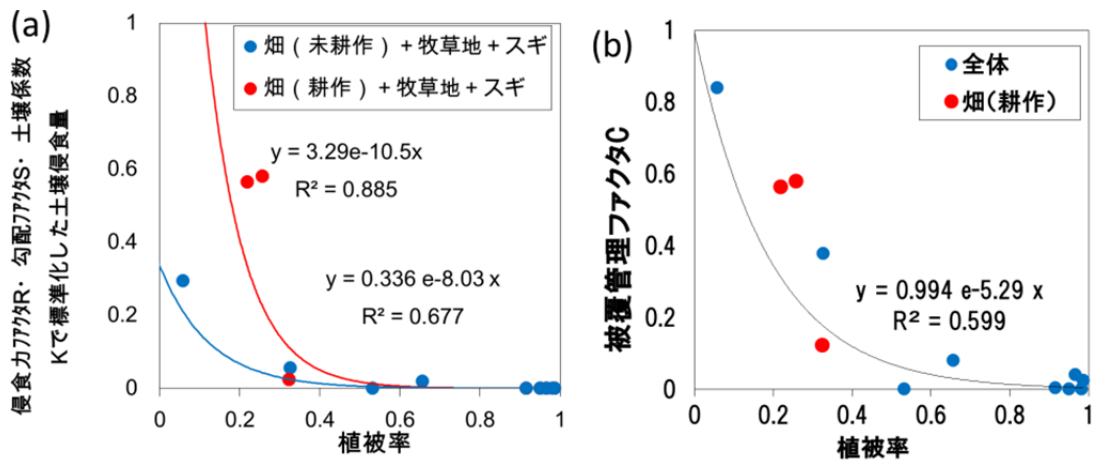


図-26 植被率と標準化した土壌侵食量(a)及び植被率と被覆管理ファクタ C の関係(b)

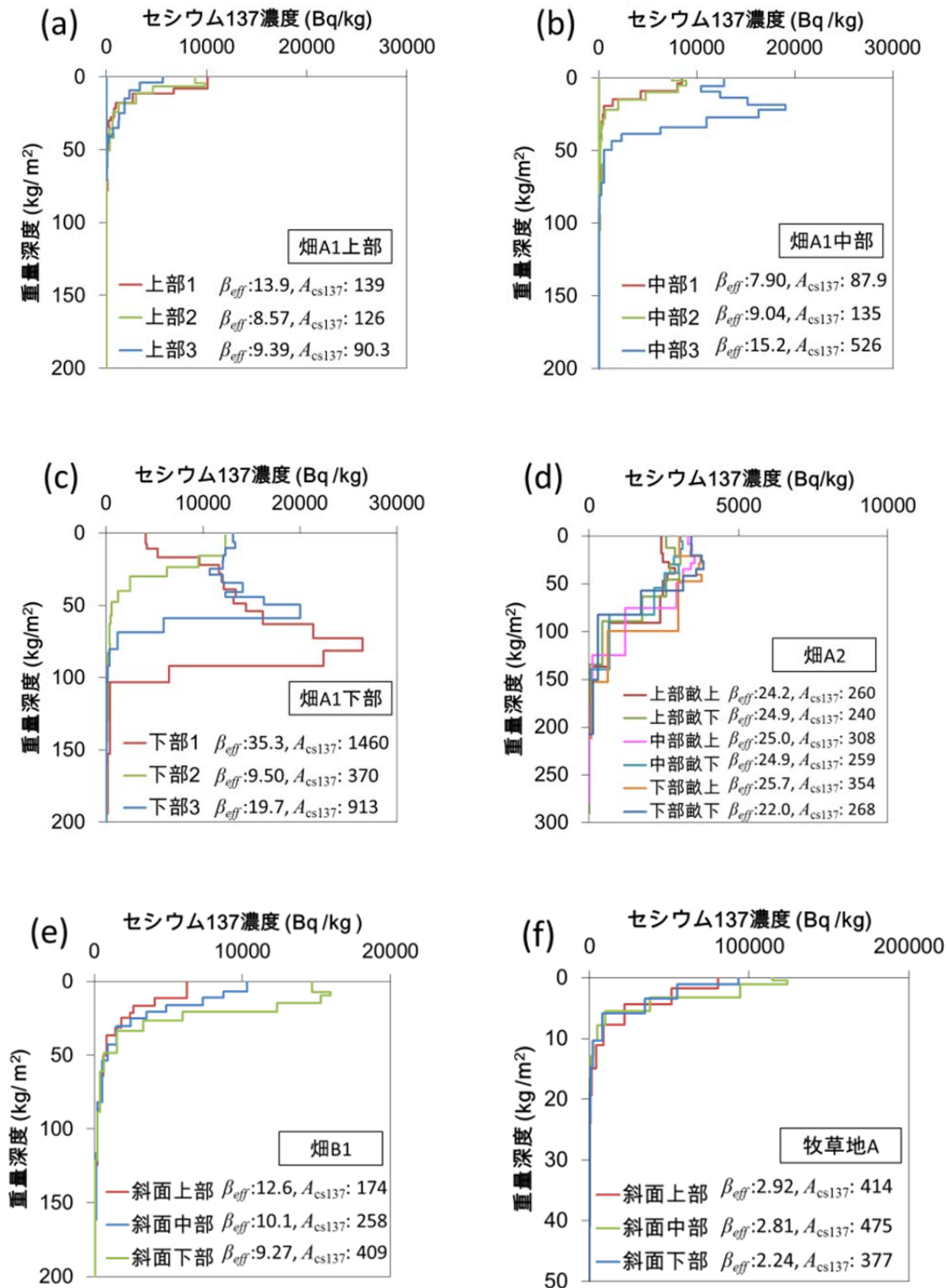


図-27 畑 A1 上部 3 地点 (a)、畑 A1 中部 3 地点 (b)、畑 A1 下部 3 地点 (c)、畑 A2 の 6 地点 (d)、畑 B1 の 3 地点 (e)、牧草地 A の 3 地点 (d) でのセシウム 137 深度分布調査結果 (図内の β_{eff} の単位は g/cm^2 、 A_{Cs-137} はセシウム 137 存在量であり、単位は kBq/m^2 である)

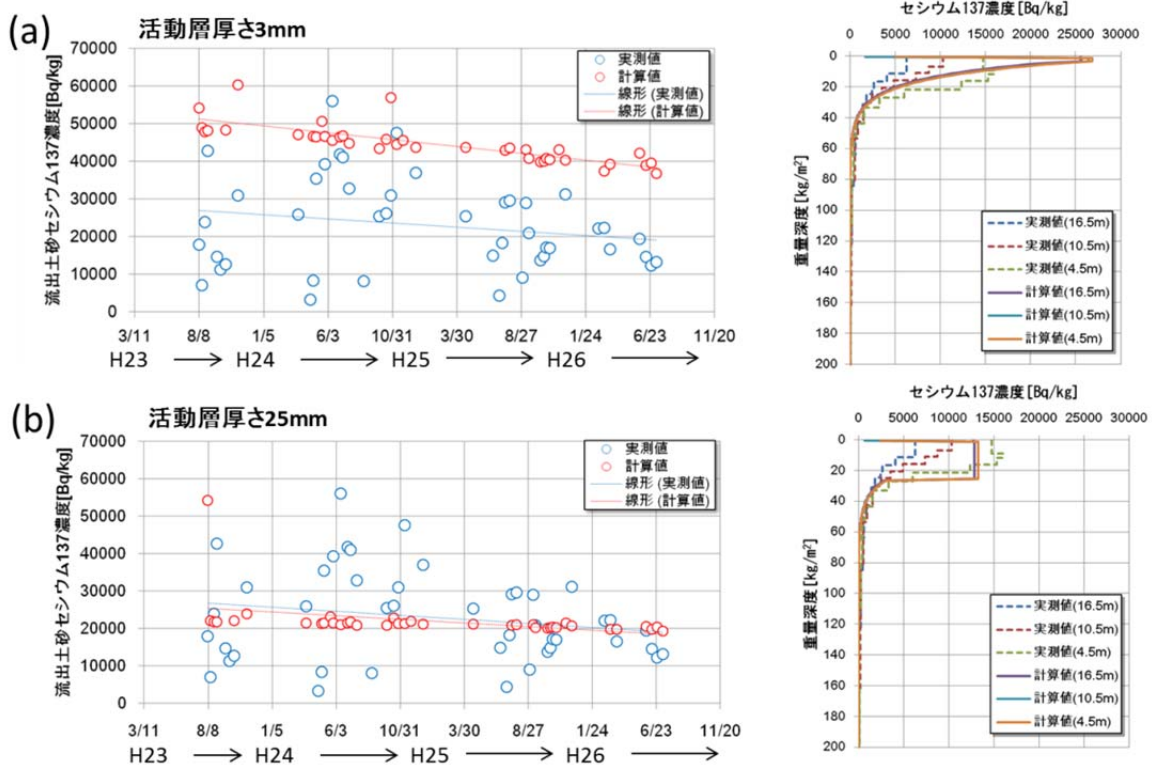


図-28 畑 B1 における流出土砂セシウム 137 濃度の時間変化 (左)、斜面下端から 16.5 m (上部)・10.5 m (中部)・4.5 m (下部) におけるセシウム 137 深度分布 (右) の実測値及び計算値。(a) が活動層厚さ 3 mm として計算した場合、(b) が活動層厚さ 25 mm として計算した場合を示す)

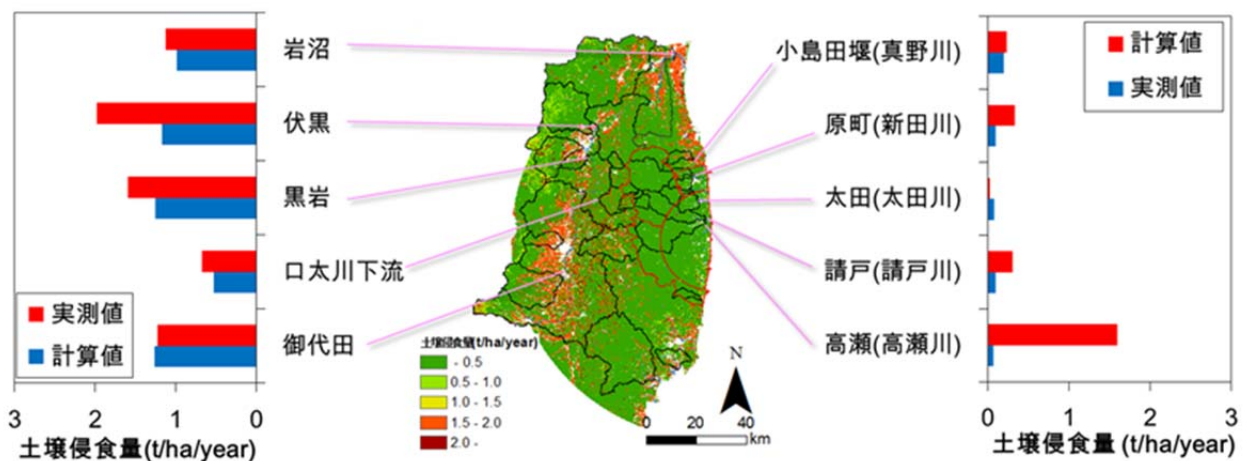


図-29 USLE モデルに基づく土壌侵食量の計算結果と河川調査地点での土砂流出量実測値との比較

(土壌侵食量分布図と計算値及び実測値は平成 24 年 11 月 1 日から平成 25 年 10 月 31 の期間の積算値を示している)

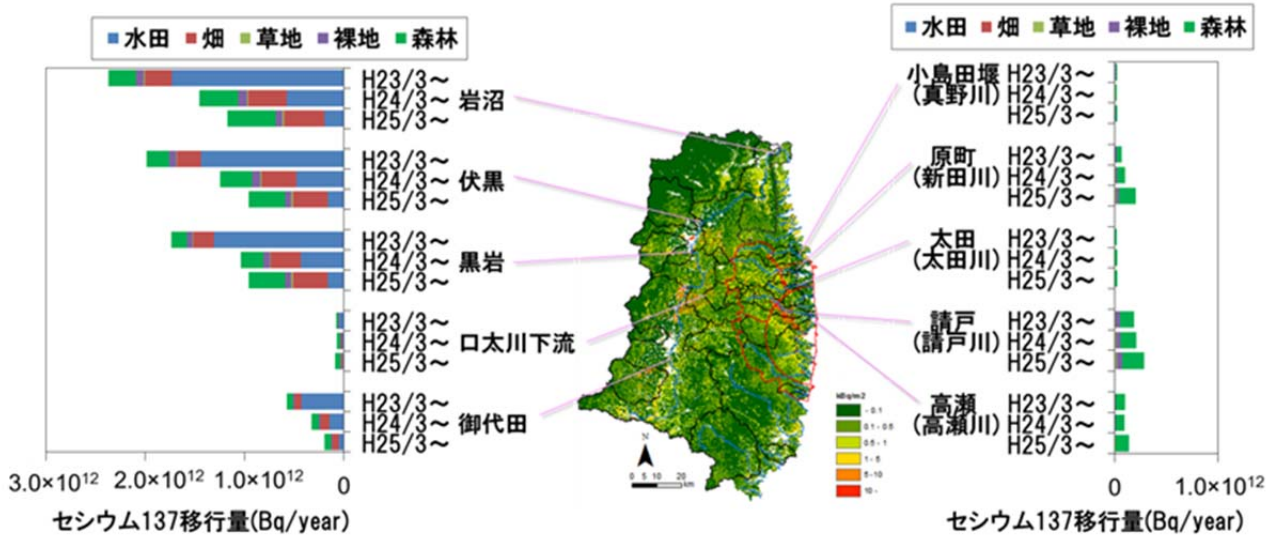


図-30 河川観測地点 10 点の集水域内における土地利用別のセシウム 137 流出量
(移行量分布図は平成 23 年 3 月～平成 25 年 11 月の期間の積算値を示している)

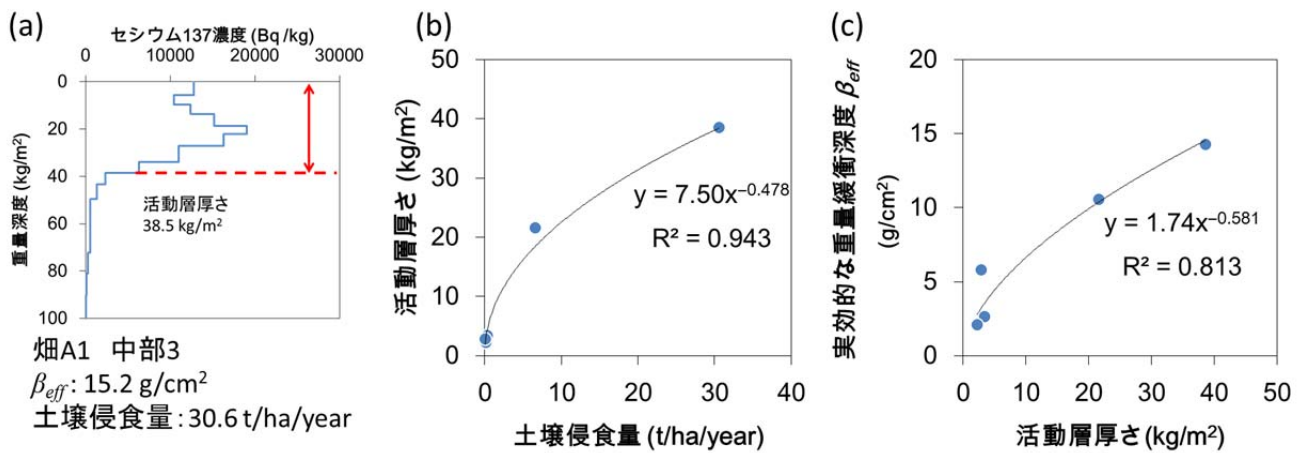


図-31 (a)活動層厚さ判読の一例(畑A1 中部3)、(b)土壌侵食量と活動層厚さの関係、(c)活動層厚さと β_{eff} の関係
(活動層厚さは畑A1、畑B1、牧草地A、B、Cプロット内での深度分布調査により得られたセシウム137深度分布から、表層の混合が認められる深度を読み取った)

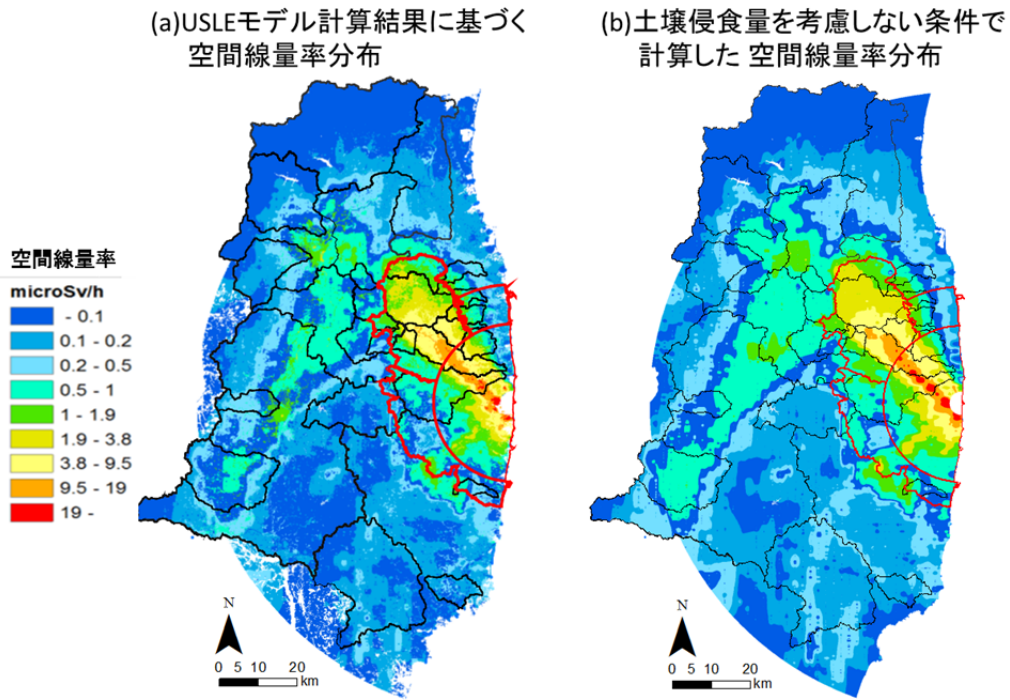


図-32 USLE モデル計算結果に基づく空間線量率の分布 (a) と土壌侵食を考慮しない条件（物理減衰のみ、 $\beta_{eff} = 2.62$ ）で計算した空間線量率の分布 (b)（平成 25 年 7 月 2 日時点のセシウム 137 インベントリーをもとに計算を行った）

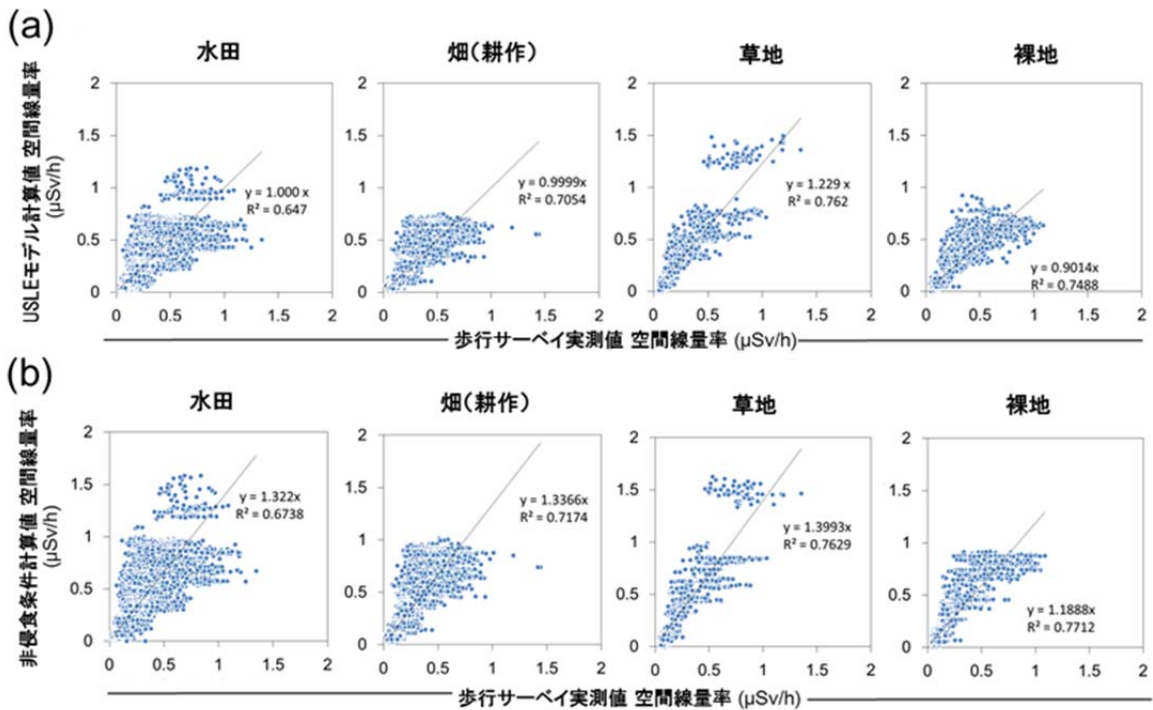


図-33 (a)USLE に基づく空間線量率及び(b)土壌侵食を考慮しない条件で計算した空間線量率と歩行サーベイによる実測値との土地利用別での比較