

## 土壌に蓄積した放射性セシウムの移行状況調査

恩田 裕一、高橋 純子、加藤 弘亮、ロフレド・ニコラ、  
 岩上 翔、脇山 義史（筑波大学）  
 山本 政儀、横山 明彦（金沢大学）  
 坂口 綾（広島大学）

### 1. 調査目的

平成 23 年 6 月から平成 25 年 3 月の結果から、環境中の放射性セシウムの移行状況は土地利用によって異なり、土壌中の深度分布や土壌侵食量等の違いに起因することがわかった。本調査では、土地利用別の放射性セシウムの分布状況等の詳細把握と時間変化傾向、移行メカニズム解明のために以下の調査を実施した。

### 2. 調査方法

福島県伊達郡川俣町山木屋地区をモデル地区として、森林サイト（スギ壮齢林・スギ若齢林：図-1 地点⑦、広葉樹混合林：図-1 地点②）、未耕作地（緩勾配：図-1 地点⑩、急勾配：図-1 地点⑧）、耕作地（緩勾配：図-1 地点⑩、急勾配：図-1 地点⑧）、草地（採草地：図-1 地点⑪、放牧地：図-1 地点⑥）、水田（図-1 地点③）を調査サイトに選定した。各調査サイトにおける放射性セシウムの移行状況の調査の内容を以下に示す。

#### (1) 土壌中の放射性セシウム深度分布調査

川俣町山木屋地区の未攪乱土壌、すなわち森林（スギ壮齢林、スギ若齢林、広葉樹混合林）及び未耕作地（緩勾配、急勾配）、草地（採草地、放牧地）、水田を対象として、スクレーパープレートを用いて表層 10cm の土壌を層別（0～5 cm は 0.5 cm 間隔、5～10 cm は 1.0 cm 間隔）に採取した（図-2）。各深度の土壌に含まれるセシウム 137 濃度をゲルマニウム半導体検出器により分析した。なお、土壌の採取は、平成 25 年 10 月 9 日の水田を除いて、平成 25 年 7 月 13 日～19 日の期間に実施（第 5 回調査）した。地表面に植物及びリター（落葉等からなる層）がある場合は、土壌とは別に採取した。

#### (2) 森林環境中の放射性セシウムの移行と空間線量率の測定

スギ壮齢林、スギ若齢林、広葉樹混合林において林内雨、樹幹流、落葉等の観測を行うとともに（図-3 及び図-4）、各森林に設置した観測タワーにより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。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を測定した。なお、測定した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ー線量率変換演算子法に基づいて空間線量率に換算した。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による空間線量率測定値の比較結果を図-5 に示した。

#### (3) 森林流域からの放射性セシウムの移行状況

流域の植生と水文過程が異なる三つの森林流域（疣石山流域：図-1 地点⑪、高太石山流域：図-1 地点⑥、石平山流域：図-1 地点④）において渓流水、浮遊砂、粗大有機物の流出

量を観測し、各試料に含まれる放射性セシウム濃度を測定した(写真-1 及び写真-2 参照)。また、疣石山流域及び高太石山流域では地下水の放射性セシウム濃度の測定を行った(図-6)。観測及びサンプル採取は平成 25 年 4 月以降、定期的(2 ヶ月毎)に実施する一方で、台風などの大規模出水時には自動採水器を用いて数時間ごとに濁水のサンプリングを行った(写真-3 参照)。なお、渓流水や地下水等の低濃度の放射性セシウムしか含まないサンプルについては、広島大学にて放射性セシウムの抽出処理を行った後、金沢大学及び同大学の低レベル放射能実験施設において放射性セシウム濃度の測定を実施した。

流域からのセシウム 137 総流出量は、溶存態・浮遊砂・粗大有機物それぞれによる流出量を求め、足し合わせて算出した。溶存態による流出量は、平水時の溶存態セシウム 137 濃度に流量を乗じて求めた。浮遊砂による流出量は濁度計の計測値を渓流水中の浮遊砂存在量に変換し、それに浮遊砂採取期間中の渓流水の総流量と浮遊砂のセシウム 137 濃度を乗じて求めた。粗大有機物による流出量は粗大有機物の採取量に粗大有機物のセシウム 137 濃度を乗じて求めた。

#### (4) 様々な土地利用からの土壌侵食に伴う放射性セシウムの移行調査

本調査では、土壌侵食の経験モデルである USLE(汎用土壌流亡予測式: Universal Soil Loss Equation)モデルに用いられる土壌侵食観測のための標準的な侵食プロット(長さ 22.1 m、幅 5.0 m: 以後、USLE 標準プロット)を未耕作地(緩勾配: 畑 A1、急勾配: 畑 B1)、耕作地(緩勾配: 畑 A2、急勾配: 畑 B2)、牧草地(牧草地 A、B、C)、スギ若齢林に設置し、土砂流出量と放射性セシウム濃度の測定を行った(表-1 参照)。

#### (5) 水田を介した放射性セシウムの移行調査

川俣町の水田 2 面に加えて、郡山市、福島市、本宮市(3 面)、相馬市の水田 6 面を新規調査サイトに選定した(表-2 及び図-7)。各水田への灌漑水及び水田排水の流量及びそれらに含まれる浮遊土砂濃度を観測するとともに、浮遊土砂に含まれる放射性セシウム濃度を測定した。なお、川俣町の水田 2 面のうち 1 面は除染水田で、平成 23 年 6 月に表層 5~10 cm の土壌のはぎ取りを行った後、平成 23 年、24 年、25 年と通常の耕作を行っている。また二本松市の試験水田は隣接する山林からの表流水を水源としているため、林内雨に含まれる放射性セシウム濃度の測定も併せて実施した。水田排水に含まれる浮遊砂の放射性セシウム濃度と沈着量の関係を解析するために、試験水田での観測とは別に福島県内の 29 地点で代掻き時の田面水を採取し、浮遊砂中の放射性セシウム濃度を評価した(図-8)。

### 3. 調査結果

#### (1) 土壌中の放射性セシウム深度分布

川俣町山木屋地区の草地(採草地、放牧地)や未耕作地(緩勾配、急勾配)においては、第 4 回調査(平成 24 年 12 月)と第 5 回調査のあいだでセシウム 137 の深度分布に大きな変化は認められなかった(図-9)。草地では、第 1 回調査(平成 23 年 6 月~8 月)から第 2 回調査(平成 23 年 12 月~平成 24 年 1 月)のあいだでリター層のセシウム 137 濃度が大きく減少し、下層の土壌の濃度が上昇する傾向が認められたが、第 3 回調査(平成 24 年 8 月~9 月)以降では土壌中のセシウム 137 濃度の深度分布の変化が小さく、福島第一原発事故直後にリター層に保持されていたセシウム 137 は事故後 2~3 年でほぼ土壌へ移行したと考えられた(図-10a)。一方、森林では、原発事故から 2 年以上が経過した現在でもリター層に高い割合が存在していた。また、水田では、土壌中での下方移行が明らかに進行しており、土壌中のセシウム 137 の深度分布形状を表す緩衝深度  $\beta$  の値も第 4 回調査(平成

24年12月)の $2.6 \text{ g/cm}^2$ から第5回調査(平成25年10月)では $3.7 \text{ g/cm}^2$ まで増加した(図-10b)( $\beta$ 値が大きいほど深部まで分布していることを表す)。第3回調査では、土壤による放射性セシウムの保持能を示す放射性セシウム捕捉ポテンシャル(RIP:Radiocesium Interception Potential)が高い地点では緩衝深度 $\beta$ 値が小さくなる可能性を示したが、第5回調査の結果についても同様の関係が認められた(図-11)。

## (2) 森林環境中の放射性セシウムの移行と空間線量率の時間変化

樹冠から林床へ移行するセシウム $^{137}$ について、林内雨、樹幹流、落葉等の順で累積沈着量の時間変化として示した(図-12)。今回の調査では、(平成25年4月1日~12月16日:福島第一原発事故から750日以降に相当)では、落葉等によるセシウム $^{137}$ 沈着量が林内雨による沈着量よりも大きな値を示し、スギ壮齢林、スギ若齢林、広葉樹混合林ではそれぞれ林内雨による沈着量の4.7倍、13倍、8.3倍であった(表-3)。いずれの森林においても、林内雨による沈着量が時間経過とともに減少傾向を示しているのに対し、落葉等による放射性セシウムの沈着量は依然として変化がない。(林内雨、樹幹流、落葉各々のセシウム $^{137}$ 濃度も減少している。図-13~15を参照)。樹幹流によるセシウム $^{137}$ 沈着量への寄与率は、広葉樹混合林の5.1%を除けば2%未満であった。

第1回~第3回調査(平成23年6月~平成25年3月)の調査結果から、福島第一原発事故直後の常緑のスギ林では樹冠部の方が林床よりも高い空間線量率を示し、時間経過とともに樹冠部の空間線量率が明瞭な低下傾向を示す一方で、林床では樹冠部と比べて空間線量率の低下速度が遅かった(図-16)。森林内の空間線量率の時間変化を高さ別にプロットすると、空間線量率の測定高度によって異なる時間変化傾向が得られた(図-17)。地上1mの高さの空間線量率の時間変化傾向を比較すると、いずれの森林においても時間とともに低下している(図-18)。スギ若齢林及び広葉樹混合林では、物理減衰による減少速度とほぼ同じ速度で空間線量率が低下している。一方、スギ壮齢林については物理減衰だけを考慮した場合と比べて実測値の方がわずかに遅くなる傾向があった。

## (3) 森林流域からの放射性セシウムの移行状況

森林流域から流出する渓流水に含まれる溶存態及び懸濁態セシウム $^{137}$ 濃度を図-19、図-20に示した。溶存態セシウム $^{137}$ 濃度はいずれの流域でも低下傾向にあり、本調査期間では事故直後と比べて10分の1程度の濃度まで低下した(図-19(a))。一方、平成24年9月、10月及び平成25年7月の降雨流出イベント時には、前後の平水時よりも比較的高い値であった。地下水に含まれる溶存態セシウム $^{137}$ 濃度も低下傾向を示し、概ね渓流水の10分の1程度の濃度であった(図-19(b, c))。土壌水についても土壌水に含まれる溶存態セシウム $^{137}$ 濃度は、平成25年度の方が平成23年度の測定値よりも低い値を示した(図-21)。

浮遊砂のセシウム $^{137}$ 濃度は緩やかに減少しているように見えるものの、ほぼ同じオーダーで推移した(図-20)。一方、粗大有機物のセシウム $^{137}$ 濃度は、本調査期間では高太石山流域で高い傾向を示したが、他の流域では同程度であった。

観測期間中(平成25年3月18日~6月25日)の森林流域からのセシウム $^{137}$ 流出量は、疣石山流域で $1,500 \text{ Bq/m}^2$ 、高太石山流域で $64 \text{ Bq/m}^2$ 、石平山流域で $330 \text{ Bq/m}^2$ であった(図-22)。森林流域からのセシウム $^{137}$ 流出量のうち、浮遊砂の占める割合が9割以上を占めた。一方で、粗大有機物に伴う放射性セシウムの流出量は、全流出量(溶存態・懸濁態)の0.02%と小さい寄与率を示した。溶存態の寄与率は、疣石山流域、高太石山流域、石平山流域でそれぞれ1%、3%、6%であった。流域からの渓流水の流出量と、浮遊砂、及び

粗大有機物によるセシウム 137 の総流出量との間に有意な相関が確認された (図-23)。

平成 25 年 7 月 13~20 日の期間に発生した降雨について、森林流域からの溶存態セシウム 137 流出の集中観測を実施した。この期間の総降雨量は、7 月 13~15 日で 58 mm、7 月 17 日~19 日で 45 mm であった。7 月 14 日、18 日の降雨ピーク後に渓流水の溶存態セシウム 137 濃度が高い値を示していることがわかる (図-24)。7 月 13 日~15 日の降雨イベントでは、降水や土壌水の酸素安定同位体比が渓流水よりも高い値を示し、降雨ピーク時に渓流水の酸素安定同位体比が上昇したことが確認された (図-25)。一方、7 月 17 日~19 日の降雨イベントでは降雨開始時の酸素安定同位体比が低い値を示し、前述したような渓流水の酸素安定同位体比の上昇は観測されなかった。

#### (4) 様々な土地利用からの土壌侵食に伴う放射性セシウムの移行

第 3 回調査と本調査の土壌侵食によるセシウム 137 流出率を比較すると、除草を行った未耕作地 1 (緩勾配: 畑 A1)、耕作地 (緩勾配: 畑 A2、急勾配: 畑 B2) で土壌侵食によるセシウム 137 流出率が増加した (図-26)。一方、未耕作地 2 (急勾配: 畑 B1)、草地 (牧草地 A、B) でのセシウム 137 流出率は、平成 24 年度までの調査と比べて減少した。

観測期間中の降雨量の違いが土砂流出量に及ぼす影響を除外するため、平成 25 年度の調査及び平成 24 年度の調査期間中の降雨エネルギー (侵食力ファクタ  $R$ ) あたりの流出土砂量を算出して比較を行った。その結果、除草処理により地表面被覆が低下した畑 A1 と、耕作を行った畑 A2 及び畑 B2 では、流出土砂量が増加した (図-27)。

土砂を移動流出させるための雨のエネルギーの係数 (侵食力ファクタ  $R$ )・斜面の違いによる侵食量の差を補正するための係数 (斜面勾配ファクタ  $S$ )・土壌の侵食されやすさの係数 (土壌の侵食性ファクタ  $K$ ) で割った (標準化した) 流出土砂量と、土壌表面を覆う植物の多さ (植被率) との関係性を調べた (図-28)。全体の傾向として植被率が大きいほど土砂の流出が抑えられる傾向が見られ、未耕作地、牧草地、スギ林では、標準化した流出土砂量と植被率の関係性は第 3 回調査時と同じような関係式で表すことができた。しかし、耕作を行った 2 地点では、他の地点に比べて、植被率が同じでも流出土砂量が大きくなるという関係性を示す数式が得られた。

第 3 回調査から本調査の期間について、流出土砂中のセシウム 137 濃度に対する沈着量の影響を排除するため、流出土砂のセシウム 137 濃度を第 3 次航空機モニタリングにより推定された初期沈着量 (平成 23 年 7 月 2 日時点での沈着量の推定値。以下「初期沈着量」という。) で除した (標準化した) 値 (侵食土砂濃度係数  $S_c$ ) を求め、流出土砂量で重みづけ平均した値を、第 3 回調査の結果と比較すると (図-29)、大きな違いは見られなかった。また、侵食土砂濃度係数  $S_c$  の経時的な変化は確認されず、観測期間中の降雨イベントごとの流出土砂のセシウム 137 濃度はばらつきが大きかった (図-30 及び図-31)。流出土砂のセシウム 137 濃度がばらついた原因として、降雨イベントごとの降雨強度の違いによる土砂流出プロセスの違いの影響が考えられたが、降雨強度の指標である侵食力ファクタ  $R$  と流出土砂のセシウム 137 濃度に明確な関係性は認められなかった (図-32)。

平成 25 年 7 月 14 日の降雨イベントについて、降雨量、表面流出量、土砂濃度及び放射性セシウム濃度の時間変化を調査した (図-33)。表面流出量及び土砂濃度のピークは降雨のピークと同時であったが、放射性セシウム濃度の増加はそれより遅れて観測された。また、降雨イベント中の放射性セシウム濃度の変動幅は最大で 1.81 倍であった。降雨イベント中に土砂流出に伴って流出したセシウム 137 の移行量は  $89.2 \text{ Bq/m}^2$  で、そのうちの 70.7% が流出ピークを含む 10 分間に流出した。

#### (5) 水田を介した放射性セシウムの移行

試験水田からの水田排水に含まれる浮遊砂のセシウム 137 濃度は、全体的に時間とともに減少する傾向を示した（図-34）。これまでの調査から代掻き時の田面水に含まれる浮遊砂中のセシウム 137 濃度は初期沈着量（第 3 次航空機モニタリングによる推定値）と相関があることが確認されている（第 3 回調査）。本調査の結果についても有意な相関が認められ、その関係を表す回帰式の傾き（初期沈着量当たりの浮遊砂中セシウム 137 濃度）は時間とともに小さくなることが分かる（図-35）。浮遊砂のセシウム 137 濃度は採取時期によって変動が大きく、各水田における浮遊砂のセシウム 137 濃度を見ると、その減少速度は水田によって異なっており、（図-36～38）、水管理や水源の違い、土壌組成、施肥管理などの影響が考えられた。また、水田近傍の森林の林内雨に含まれるセシウム 137 濃度も減少傾向を示した（図-39）。

水田における浮遊土砂中のセシウム 137 濃度について、初期沈着量で除して侵食土砂濃度係数  $S_c$  を求め、その経時変化を評価した（図-40）。

試験水田における年間のセシウム 137 収支を計算すると、川俣町の試験水田 2 面では水田に蓄積されたセシウム 137 が減少していた（表-4 及び図-41）。

表-1 各調査区画の土地利用状況・斜面勾配及び放射性セシウム沈着量

	土地利用状況 他	斜面勾配 度	セシウム134 初期沈着量※ kBq m <sup>-2</sup>	セシウム137 初期沈着量※ kBq m <sup>-2</sup>
畑A1(未耕作)	当初は未耕作地であった H24.6.13以前は植生が多かった H24.6.13以降は裸地管理としている	4.36	353	372
畑A2(耕作)	畑A1脇の耕作地、耕作深0.151m 耕作は斜面に対し縦畝となっている 他地点からナス・ピーマンを栽培している	4.17	353	372
畑B1(未耕作)	当初は未耕作地であった 植生量が多い 粘性土であり地盤は非常に固い	9.33	393	413
畑B2(耕作)	畑B1脇の耕作地、耕作深0.147m 耕作は斜面に対し縦畝となっている 他地点からナス・赤ピーマンを栽培している	10.1	393	413
牧草地A	当初は採草地であった 植生の背は低く、非常に多い 切土地盤のため、下層には礫が多い	9.68	529	557
牧草地B	当初は放牧地であった 植生の背は高く、非常に多い 土壌表面の起伏が多い	9.52	957	1010
牧草地C	当初は採草地であった H25.8.8から観測開始 植生が多い	9.52	286	300
スギ若齢林	密生したスギの人工林 日射が少なく植生は非常に少ない リター層が形成されている	27.5	421	442

※初期沈着量は、第三回航空機モニタリングによって算出された平成 23 年 7 月 2 日時点での沈着量を示している。

表-2 流入/流出量の観測を実施した試験水田の概要

調査地	観測期間	初期沈着量※ (kBq/m <sup>2</sup> )	水田面積 (ha)	水源	観測対象	特記
川俣町 (通常)	平成 24 年 5 月 18 日 ～平成 25 年 5 月 17 日	308	0.051	沢水	流入・出	
川俣町 (表面はぎ取り)	平成 24 年 5 月 18 日 ～平成 25 年 5 月 17 日	25	0.052	沢水	流入・出	2011 年の耕作前に、表層土をはぎ取った。
本宮市 1	平成 24 年 8 月 21 日 ～平成 25 年 8 月 20 日	323	0.19	阿武隈川	流入・出	
本宮市 2-1	平成 24 年 8 月 21 日 ～平成 25 年 8 月 20 日	342	0.061	沢水	流入・出	
本宮市 2-2	平成 24 年 8 月 21 日 ～平成 25 年 8 月 20 日	342	0.28	阿武隈川 /沢水	流入	水尻のない水田。
相馬市	平成 24 年 8 月 21 日 ～平成 25 年 8 月 20 日	61	0.093	宇田川水系	流入・出	
郡山市	平成 24 年 8 月 21 日 ～平成 25 年 8 月 20 日 (欠測：平成 25 年 2 月 5 日 ～5 月 13 日)	230	29.4/13.1 (流入/流出)	安積疏水	流出	水田群をはさむ流入/出側の用水路で観測。
福島市	平成 24 年 8 月 23 日 ～平成 25 年 8 月 22 日 (欠測：平成 25 年 4 月 21 日 ～5 月 10 日)	391	4.4	地域用水	流出	水田群をはさむ流入/出側の用水路で観測。

※川俣町は採取土壌の分析結果から平成 24 年 4 月 21 日の値として、他試験水田は第三次航空機モニタリング結果から平成 23 年 7 月 2 日時点の値として記載。

表-3 観測期間中の林床へのセシウム 137 総沈着量

観測期間	スギ壮齢林			スギ若齢林			広葉樹混合林		
	林内雨	樹幹流 (Bq/m <sup>2</sup> )	落葉等	林内雨	樹幹流 (Bq/m <sup>2</sup> )	落葉等	林内雨	樹幹流 (Bq/m <sup>2</sup> )	落葉等
H23年7月～H23年11月	48,000	230	13,000	25,000	880	7,100	7,400	810	13,000
H23年12月～H24年6月	17,000	560	25,000	30,000	1,100	27,000	4,200	700	7,800
H24年7月～H25年3月	8,000	220	15,000	9,900	450	29,000	2,000	420	5,600
H25年4月～H25年11月	5,300	83	25,000	2,600	620	34,000	1,200	590	9,900

表-4 試験水田の年間のセシウム 137 収支

調査地	年間セシウム 137 量 (kBq)		フラックス (kBq ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> )		収支 <sup>※2</sup> (kBq ha <sup>-1</sup> yr <sup>-1</sup> )	平均セシウム 137 濃度 (kBq/kg)	
	流入	流出	流入	流出		流入	流出
川俣町 (通常)	71	300	1,400	5,800	-4,400	14	4.5
川俣町 (表面は ぎ取り)	25	160	490	3,100	-2,600	12	1.3
本宮市 1	970	410	5,200	2,200	3,000	17	5.4
本宮市 2-1	720	440	12,000	7,100	4,500	16	1.6
本宮市 2-2	2,700	No data	9,600	No data	No data	25	No data
相馬市	40	41	430	440	-10	6.0	0.53
郡山市	No data <sup>※1</sup>	56,000	No data	4,200	No data	No data	0.55
福島市	No data	210,000	No data	47,000	No data	No data	13

※1 No data：観測していない項目。

※2 収支：正の値は流入に伴う増加を、負の値は流失を示す。





写真-1 (左) 溪流に設置した粗大有機物採取用ネットの様子、  
(右) 採取した粗大有機物

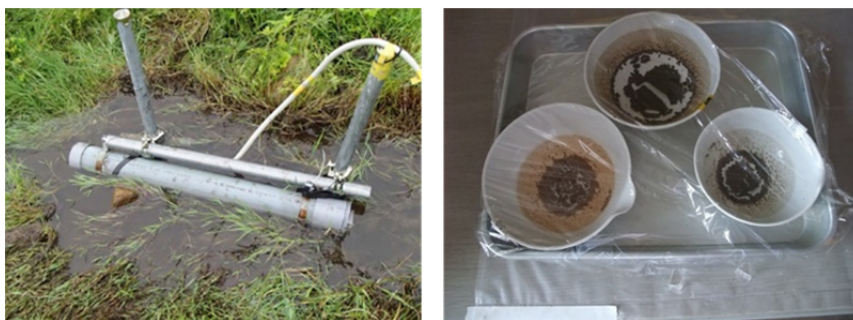


写真-2 (左) 溪流に設置した SS サンプラーの様子、  
(右) 採取し乾燥させた SS サンプル



写真-3 (左) 渓流水の採水場所 (パーシャルフリーム近傍)、  
(右) 降雨時に自動採水器を用いて採水した様子







図-2 スクレーパープレートによる土壌採取の様子



図-3 森林サイトの概観

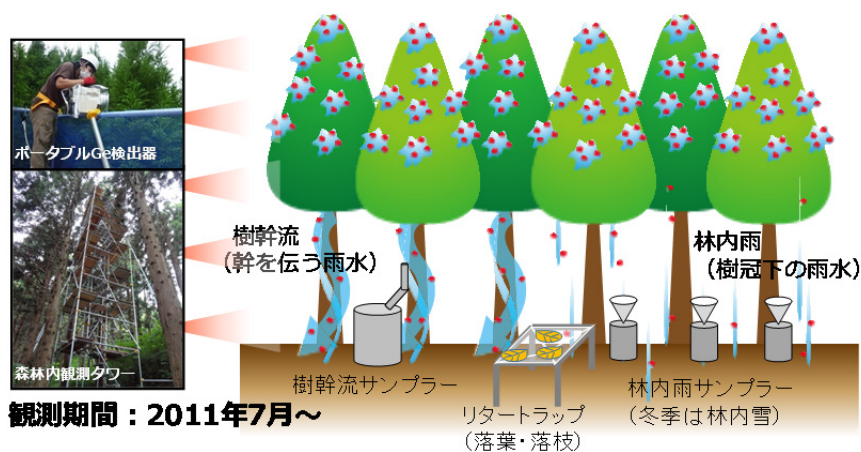


図-4 森林サイトでの観測体制

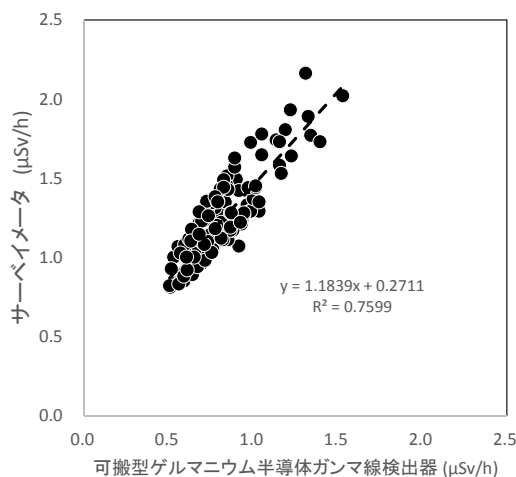


図-5 可搬型ゲルマニウム半導体ガンマ線検出器 (Detective-DX-100T、Ortec) とサーベイメータ (TCS-172B、日立アロカメディカル) による空間線量率測定値の比較

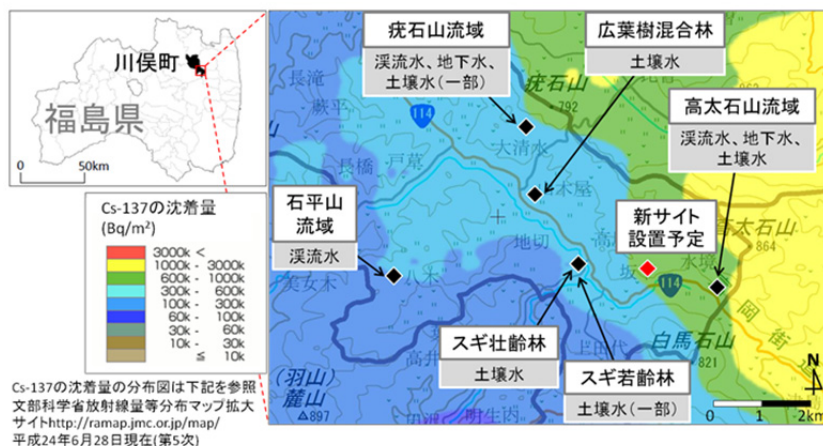


図-6 調査対象地域

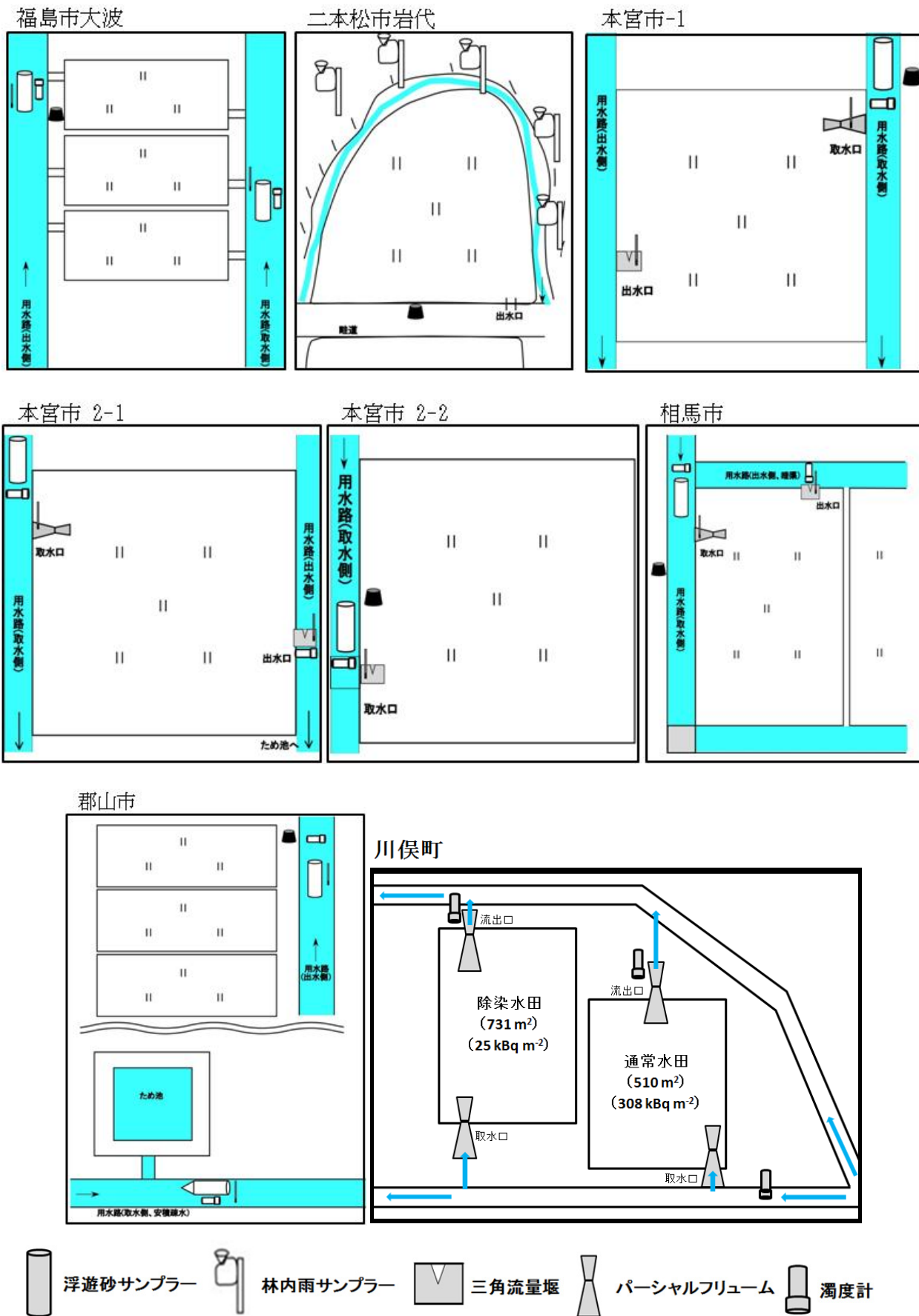


図-7 試験水田概観



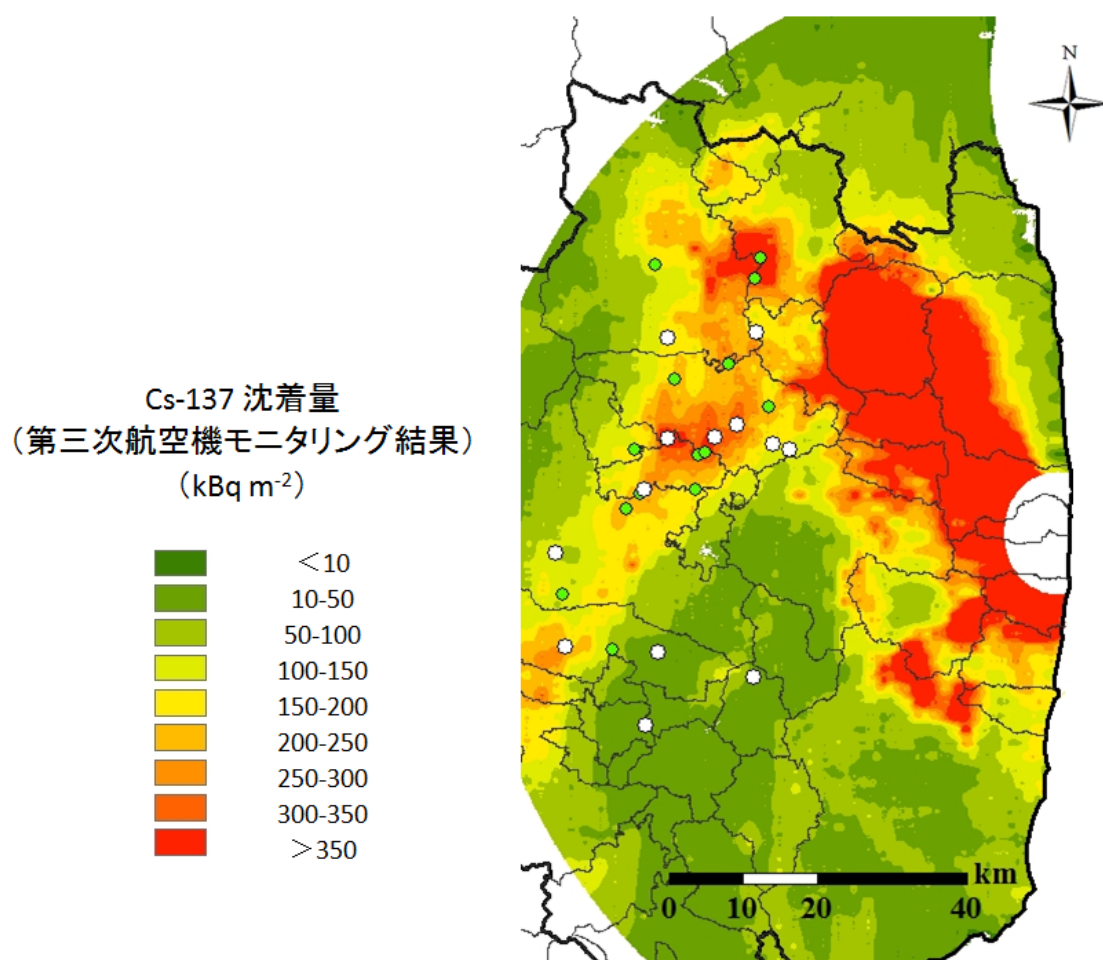
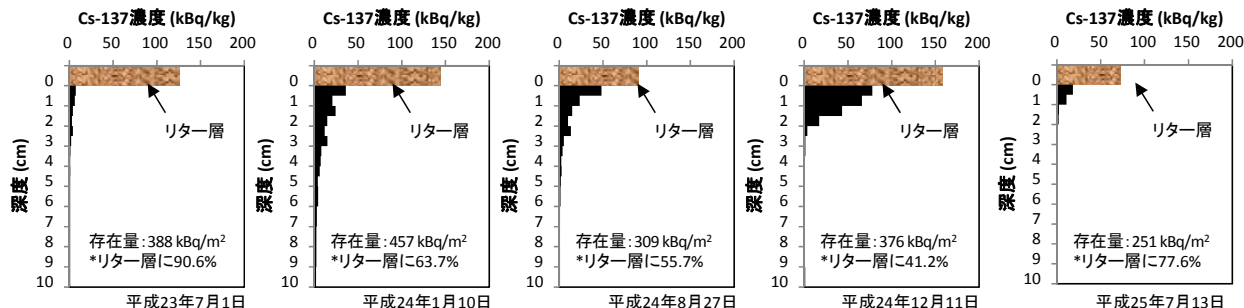
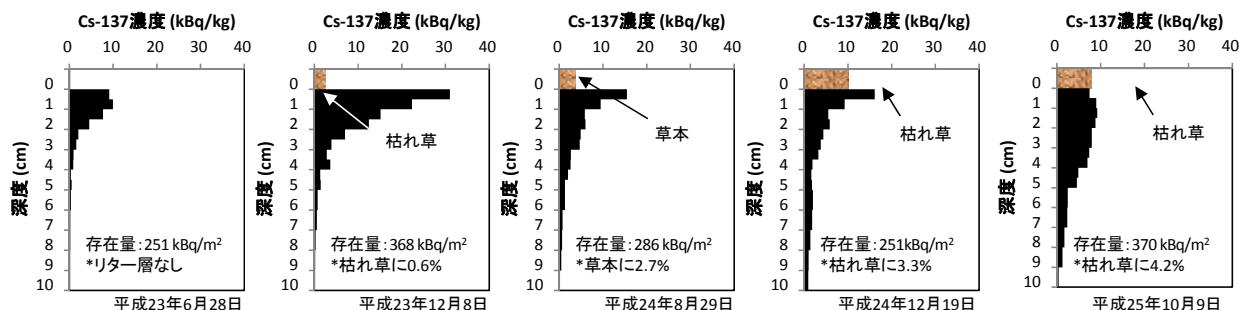


図-8 田面水中の浮遊土砂採取地点  
(緑の○は、平成 25 年度のみ試料を採取した個所)

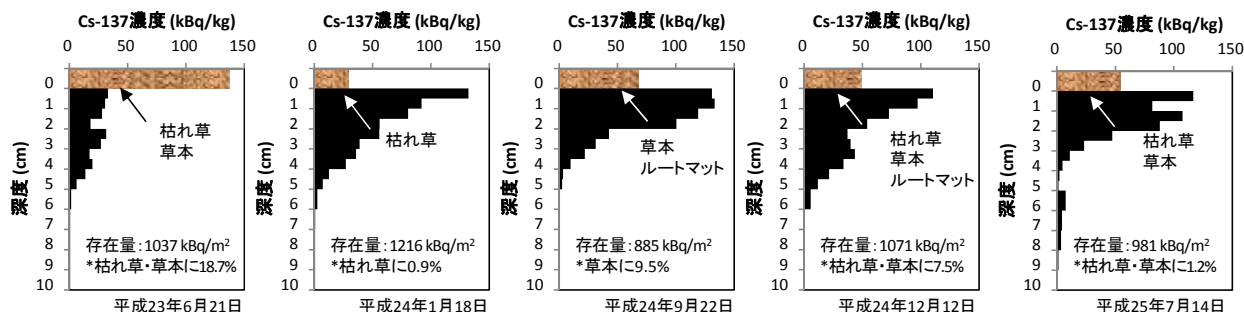
森林(広葉樹混合林)



水田



草地2(放牧地)



森林(スギ壮齢林)

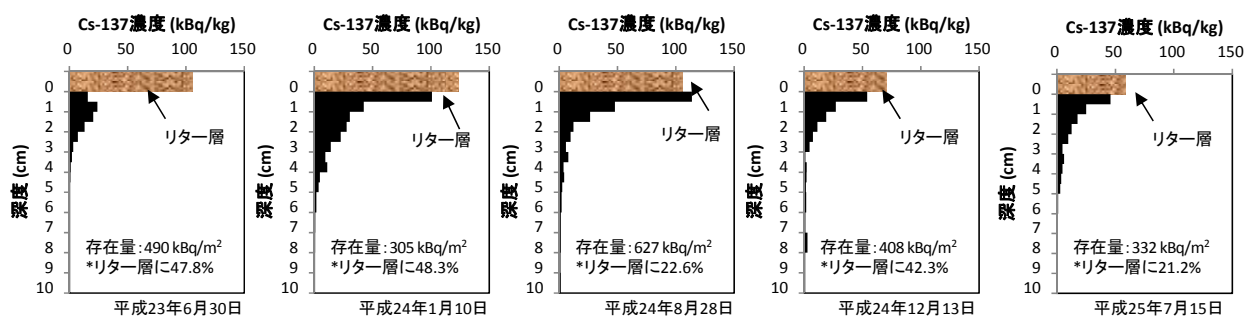
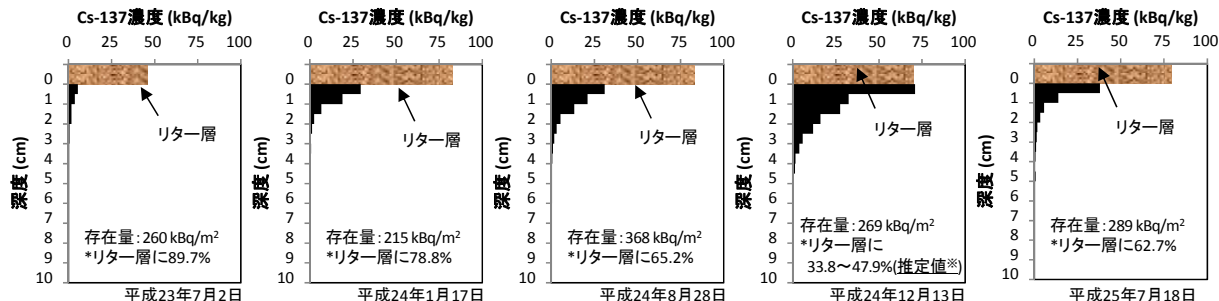
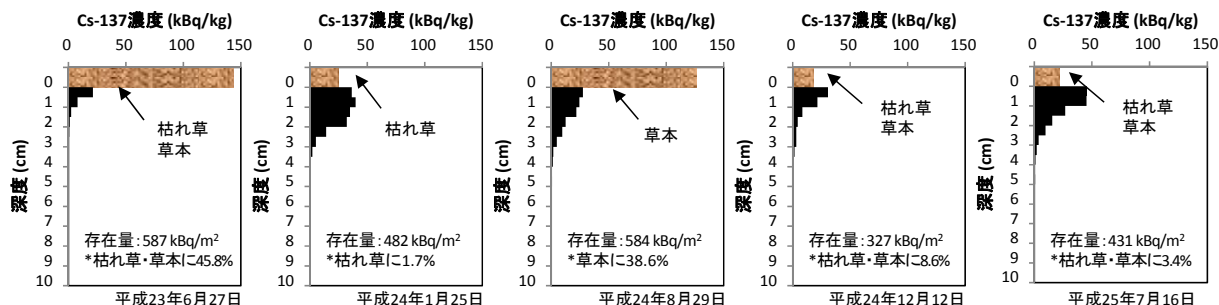


図-9 土地利用別のセシウム 137 深度分布と時間変化 (その 1)

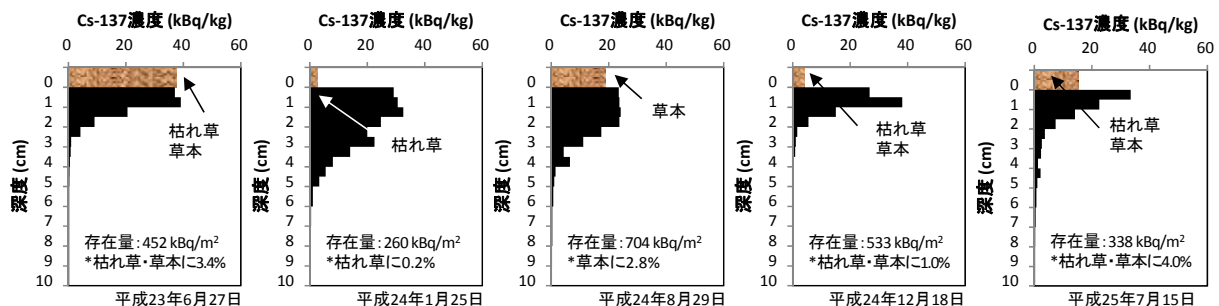
森林(スギ若齢林)



草地1(採草地)



未耕作地1(緩勾配)



未耕作地2(急勾配)

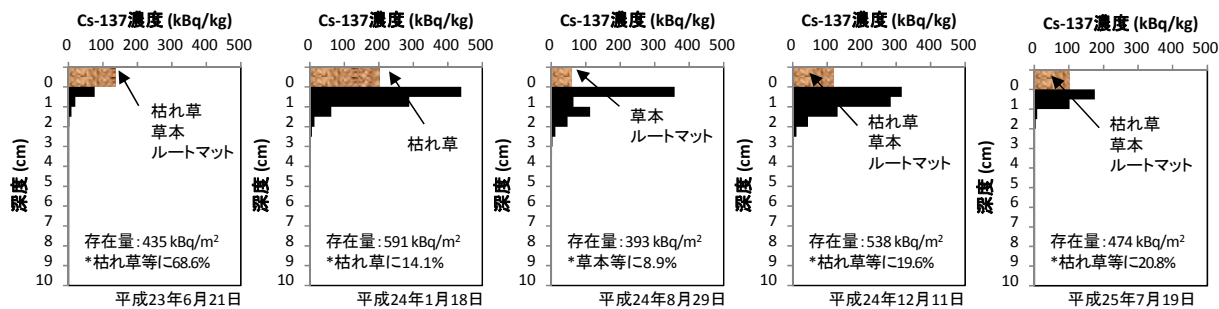
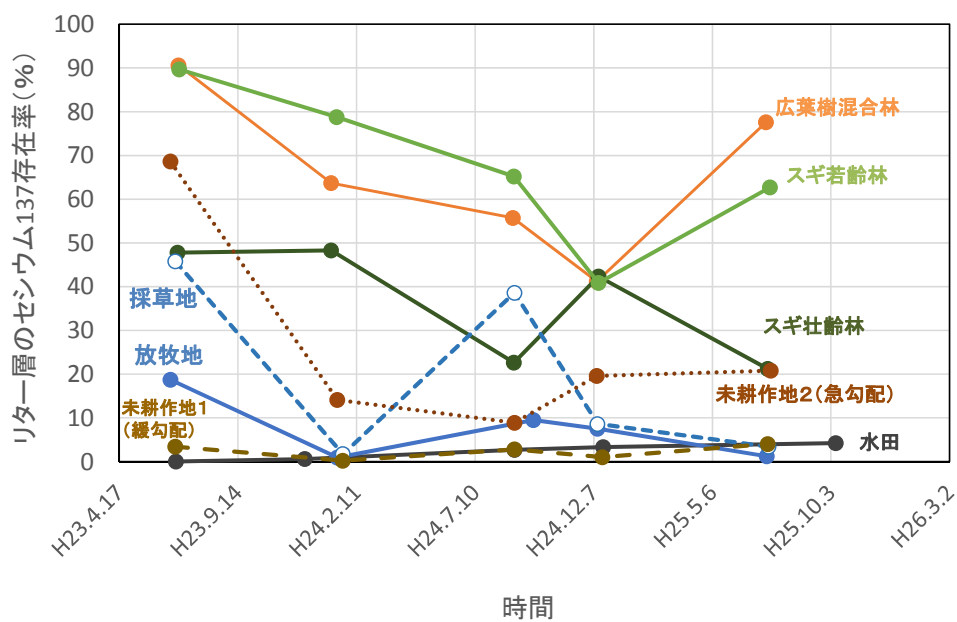


図-9 土地利用別のセシウム 137 深度分布と時間変化 (その2)





a. 土地利用別のリター層中のセシウム 137 存在率

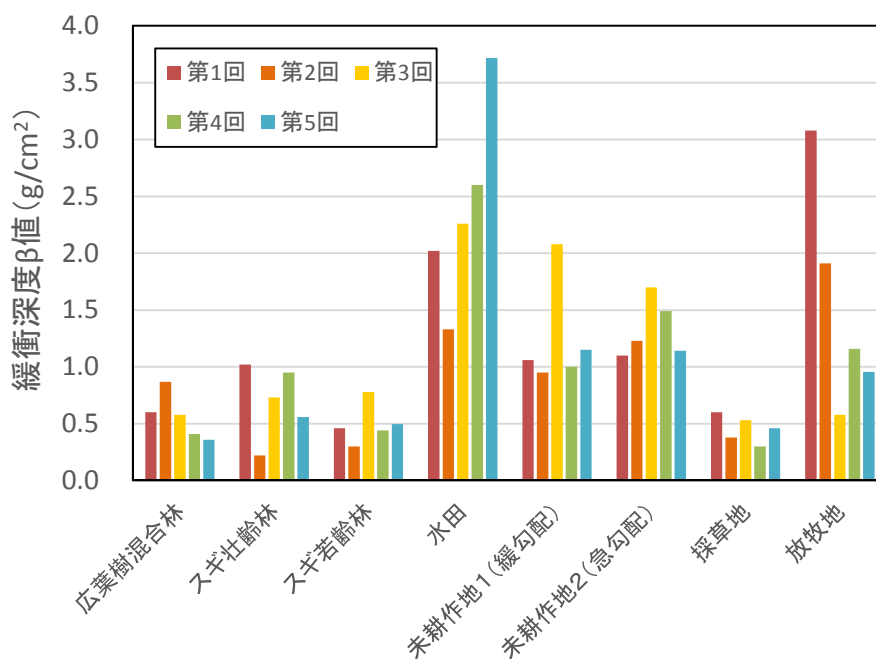
b. 土地利用別の土壌中セシウム 137 の  $\beta$  値

図-10 各土地利用の土壌におけるリター層中のセシウム 137 存在率 (a) と緩衝深度  $\beta$  (b) の時間変化

(セシウムの存在率とは、リター及び土壌層中に含まれる全セシウム存在量に対するリター層中の存在量の割合を表す。各調査の実施期間は、第1回調査：平成23年6月～8月、第2回調査：平成23年12月～平成24年1月、第3回調査：平成24年8月～9月、第4回調査：平成24年12月、第5回調査：平成25年7月である。)

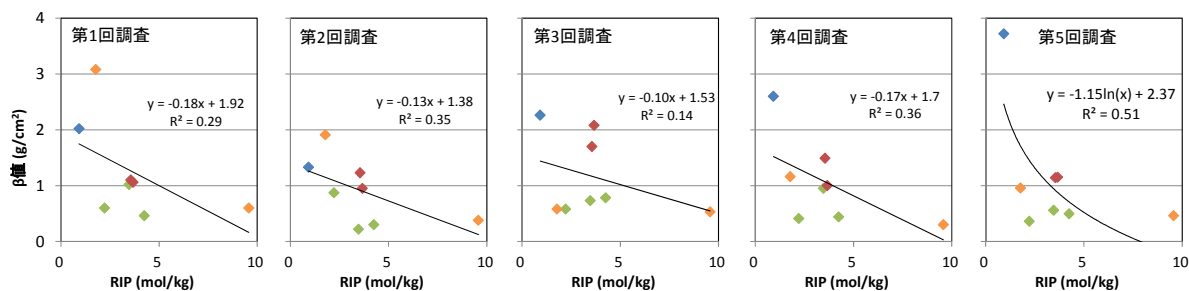


図-11 RIPと緩衝深度 $\beta$ の関係

(各プロットは、橙：広葉樹混合林、緑：スギ若齢林、茶：未耕作地（急勾配）をさす。各調査は、第1回調査が平成23年6月～7月、第2回調査が平成23年12月～平成24年1月、第3回調査が平成24年8月～9月、第4回調査が平成24年12月、第5回調査が平成25年7月～10月に実施。)

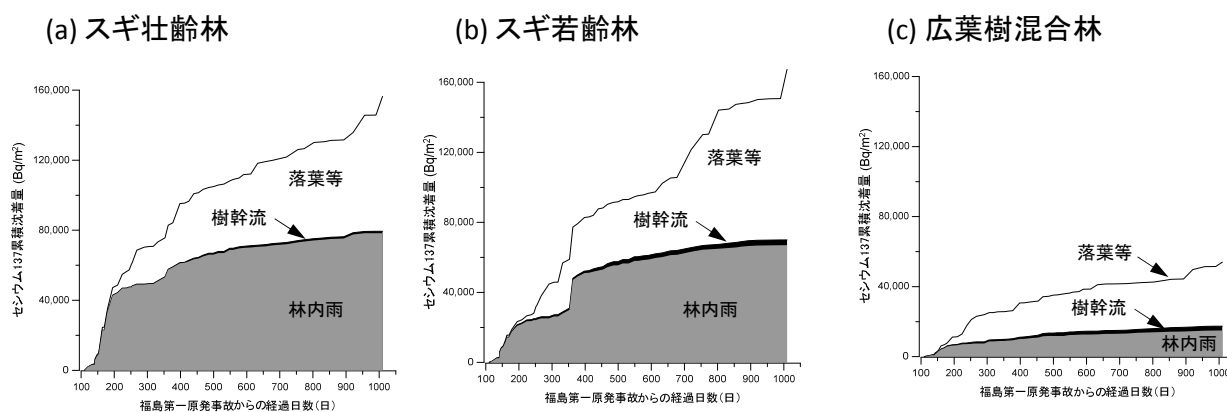


図-12 各森林サイトにおける樹冠から林床へのセシウム137沈着量の時間変化（林内雨、樹幹流、落葉等の成分別の移行量を積上げ折れ線グラフで表した。）

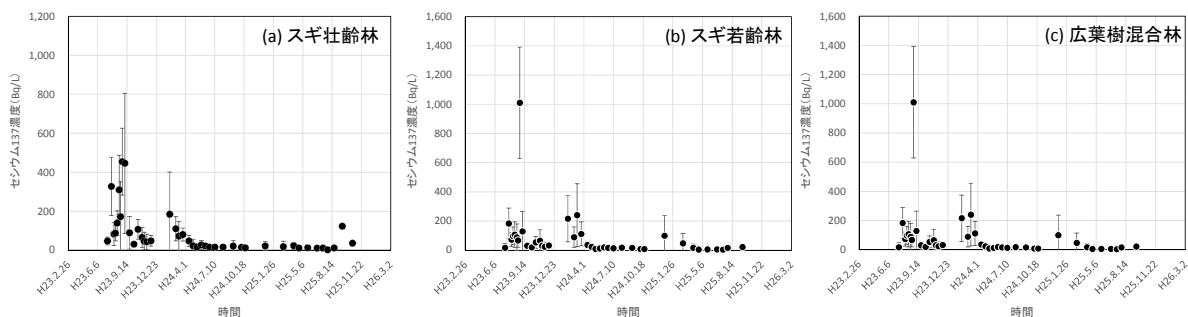


図-13 林内雨に含まれるセシウム 137 濃度の経時変化

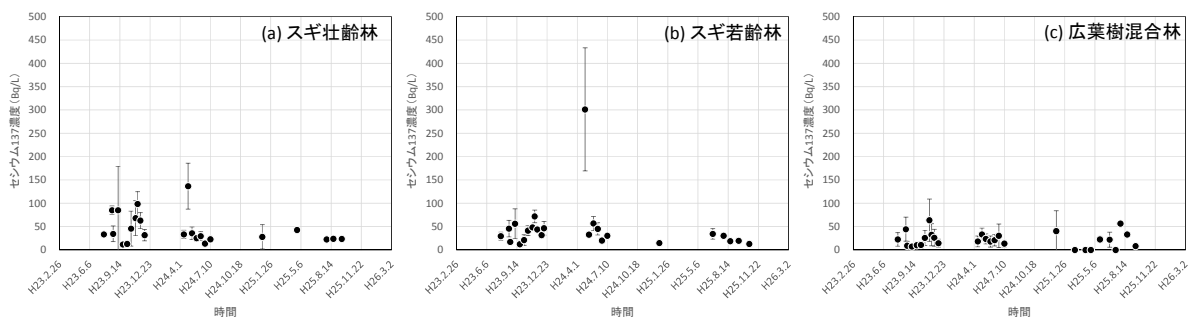


図-14 樹幹流に含まれるセシウム 137 濃度の経時変化

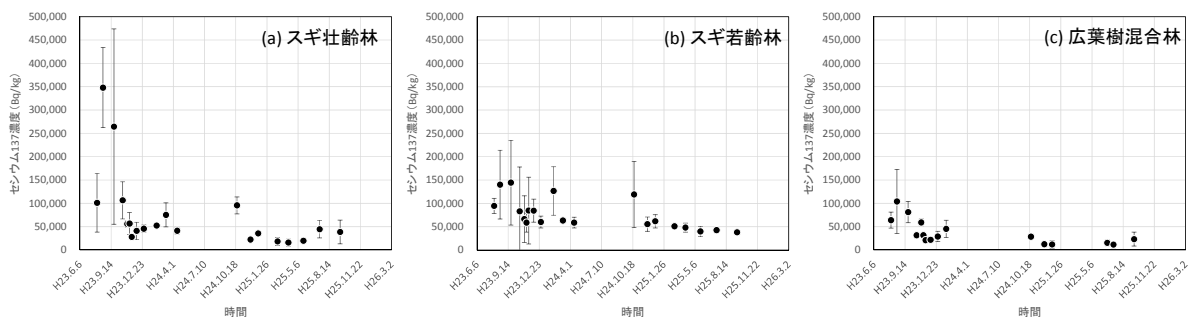


図-15 落葉等に含まれるセシウム 137 濃度の経時変化

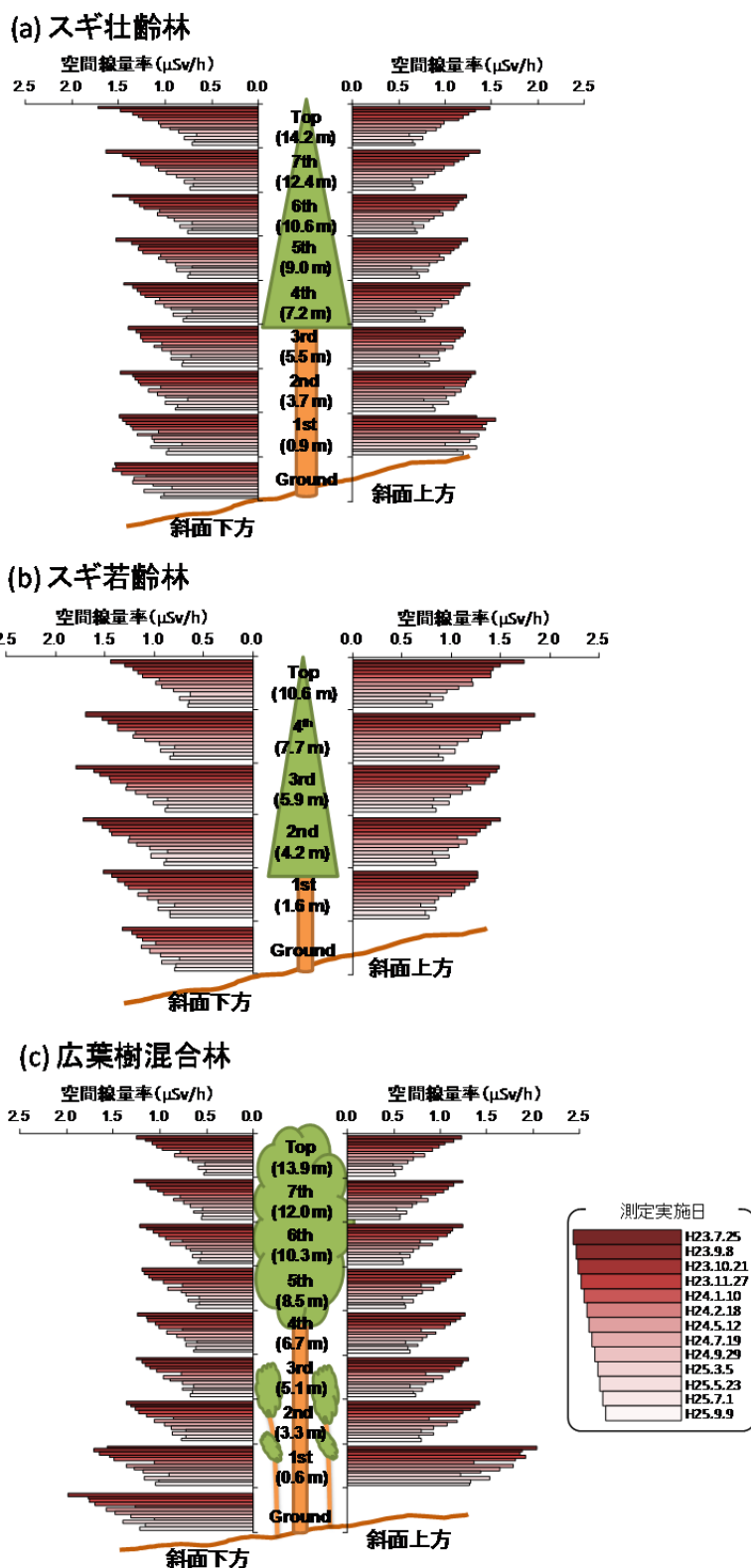
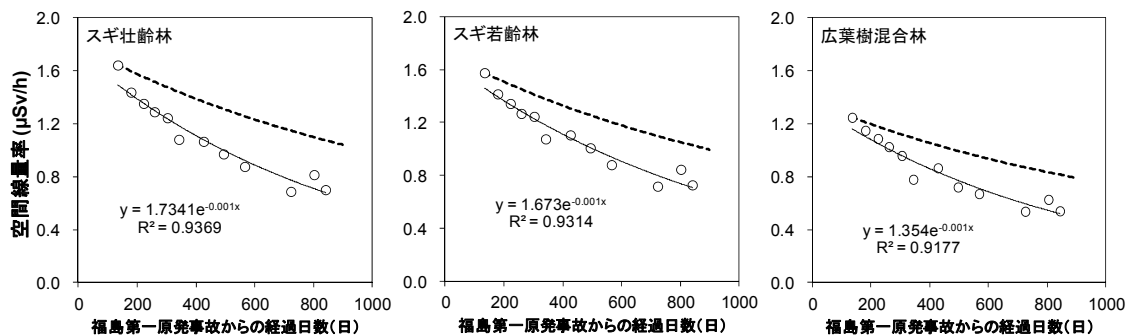
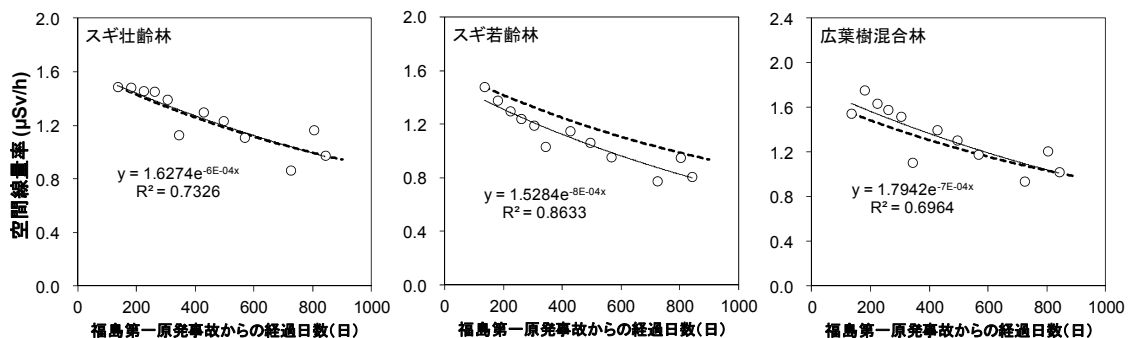


図-16 ポータブルゲルマニウム半導体ガンマ線検出器による森林内の空間線量率の垂直分布

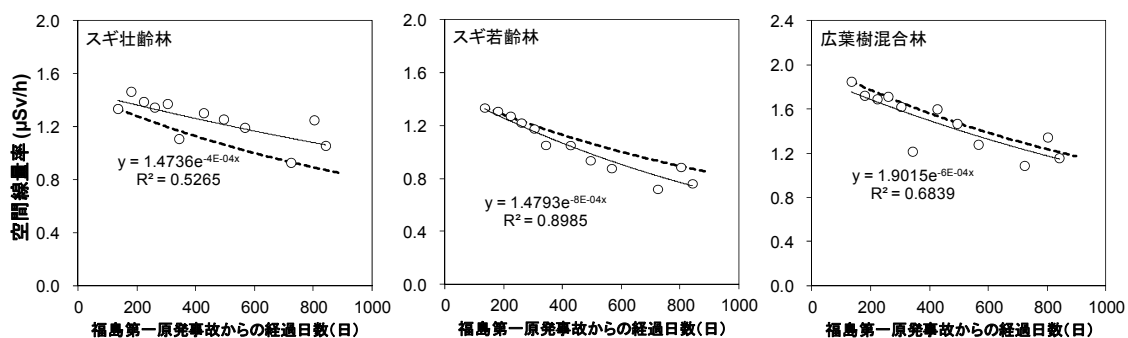
## (a) 樹冠部



## (b) 地上 1 m (斜面下方)



## (c) 地上 1 m (斜面上方)



## (d) 林床地表面 (10 cm)

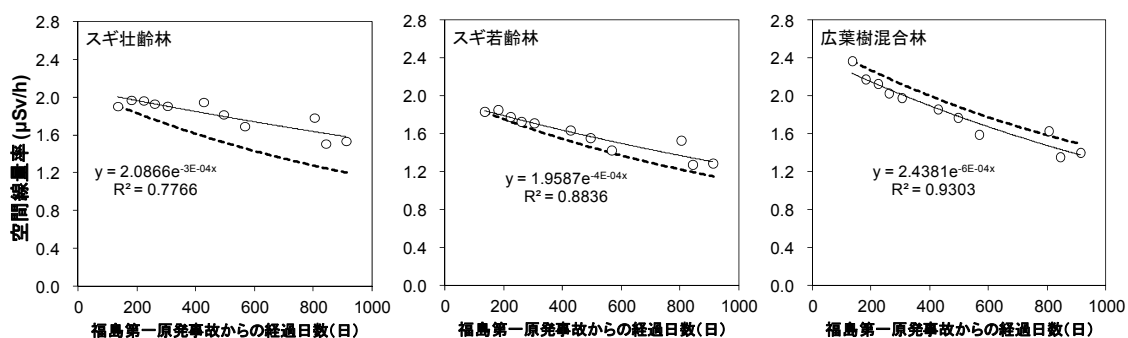


図-17 林内の高さ別の空間線量率の時間変化傾向

(図中の破線は放射性セシウムの放射壊変を考慮した空間線量率の低減曲線(物理半減期)を表す。)

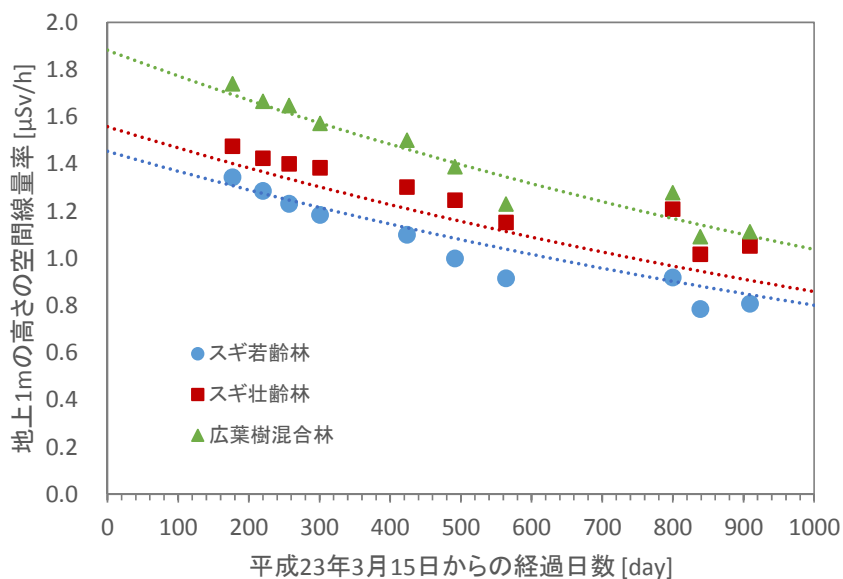


図-18 森林内地上1 mの高さの空間線量率の時間変化

(空間線量率は、斜面上方と下方に向けて測定を行ったため、その各測定高度の上方・下方の空間線量率の平均値を算出した。また、図中の破線は放射性セシウムの半減期による物理減衰のみを考慮した場合の空間線量率の時間変化傾向を表す。なお、ここでいう空間線量率とは、可搬型ゲルマニウムガンマ線検出器によるガンマ線測定スペクトルから算出した換算値を表す。)

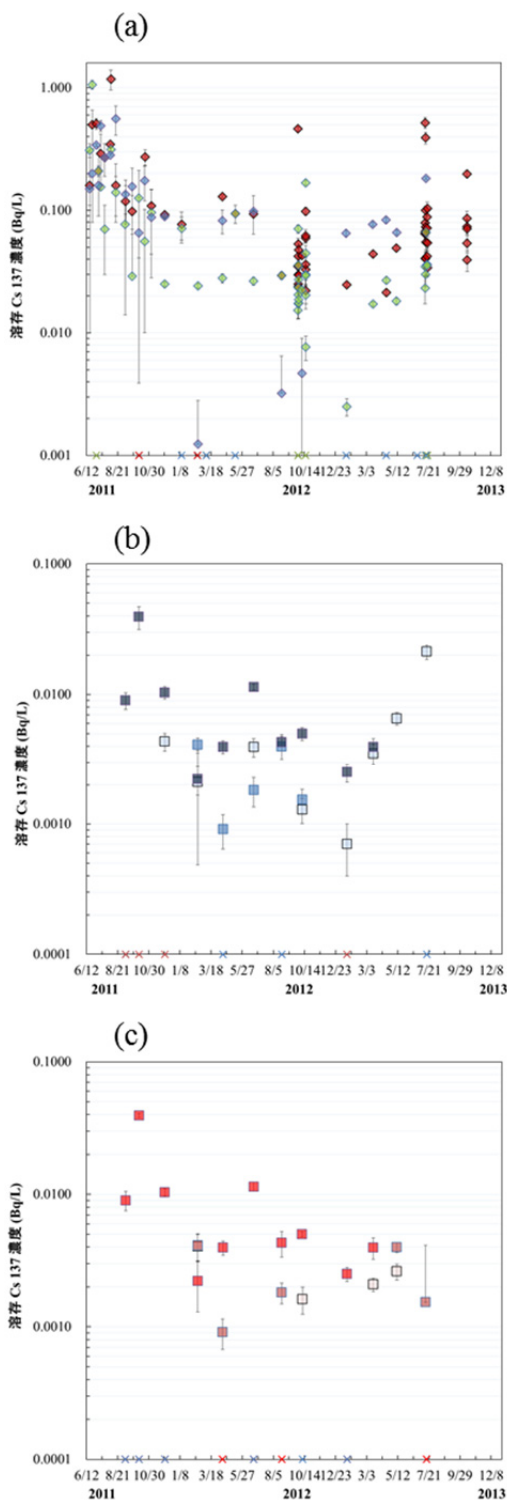


図-19 溶存態セシウム 137 濃度の時間変化。(a) 渓流水、(b) 地下水：疣石山流域、(c) 地下水：高太石山流域。

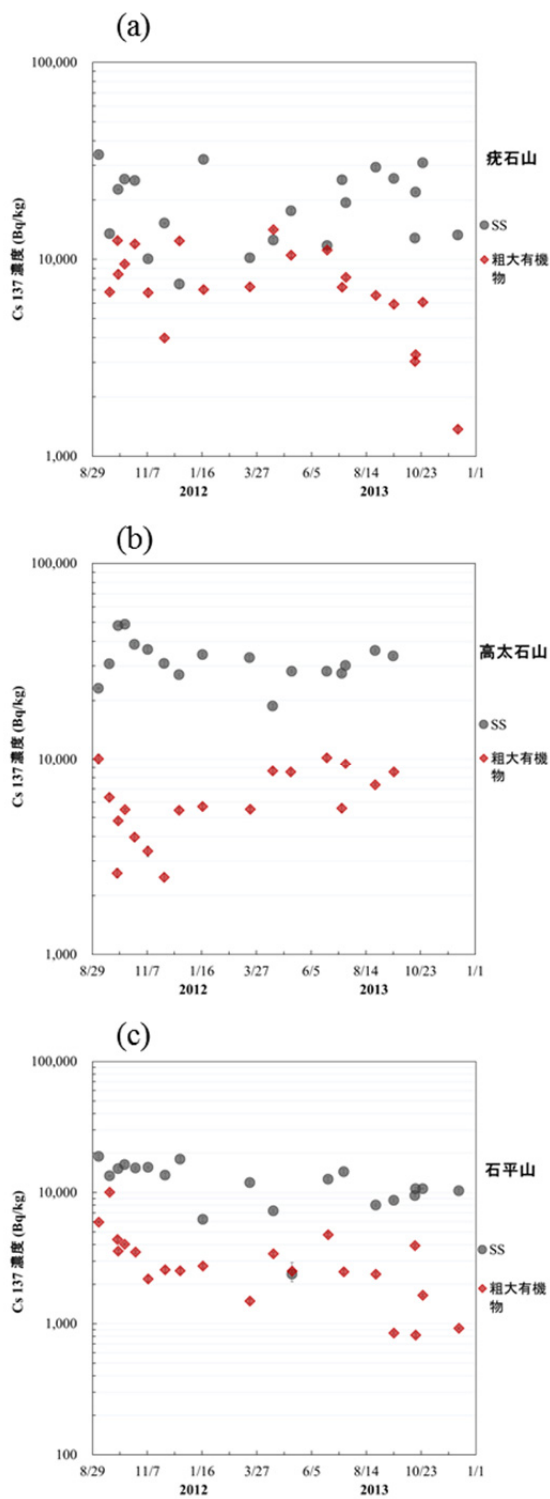


図-20 懸濁態セシウム 137 濃度の時間変化。(a) 疣石山流域、(b) 高太石山流域、(c) 石平山流域。SS は浮遊砂を示す。

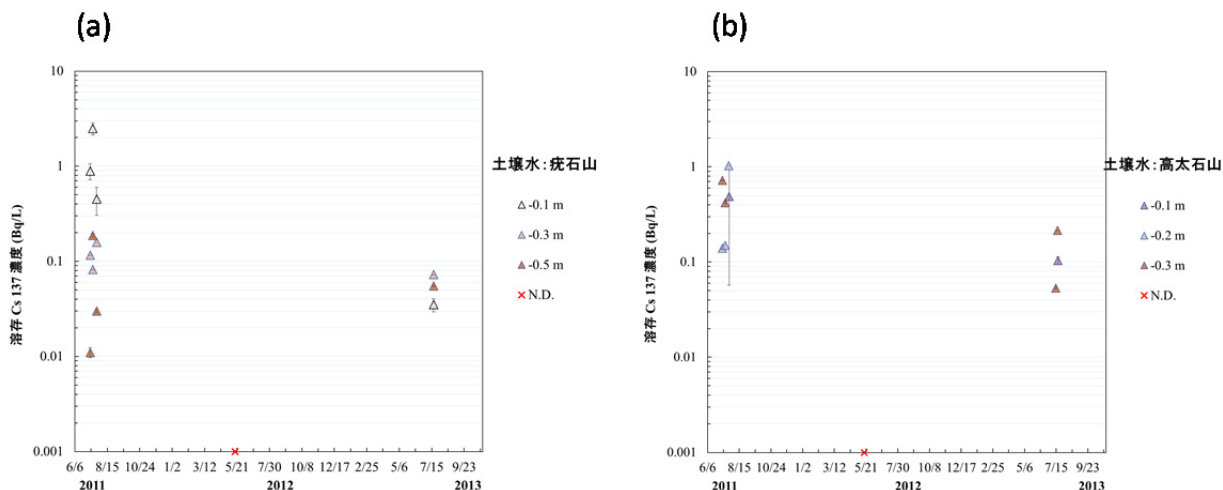


図-21 土壤水の溶存態セシウム 137 濃度の時間変化  
 (a) 疣石山流域、(b) 高太石山流域

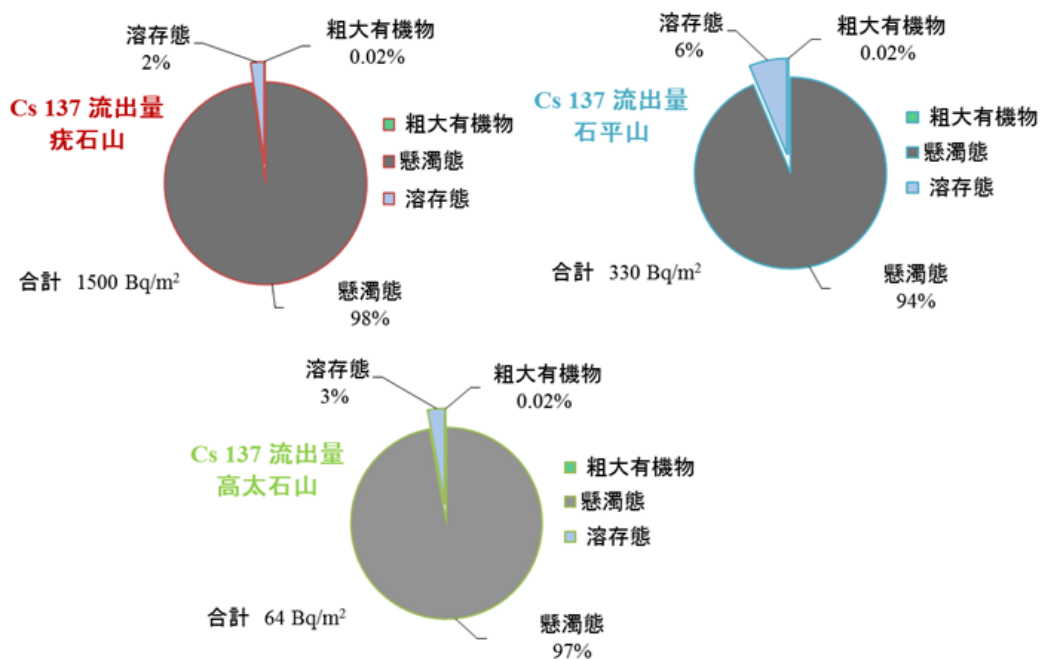


図-22 観測期間中（平成 25 年 3 月 18 日から 6 月 25 日（98 日間））のセシウム 137 総流出量における渓流水（溶存態）、浮遊砂及び粗大有機物の寄与率



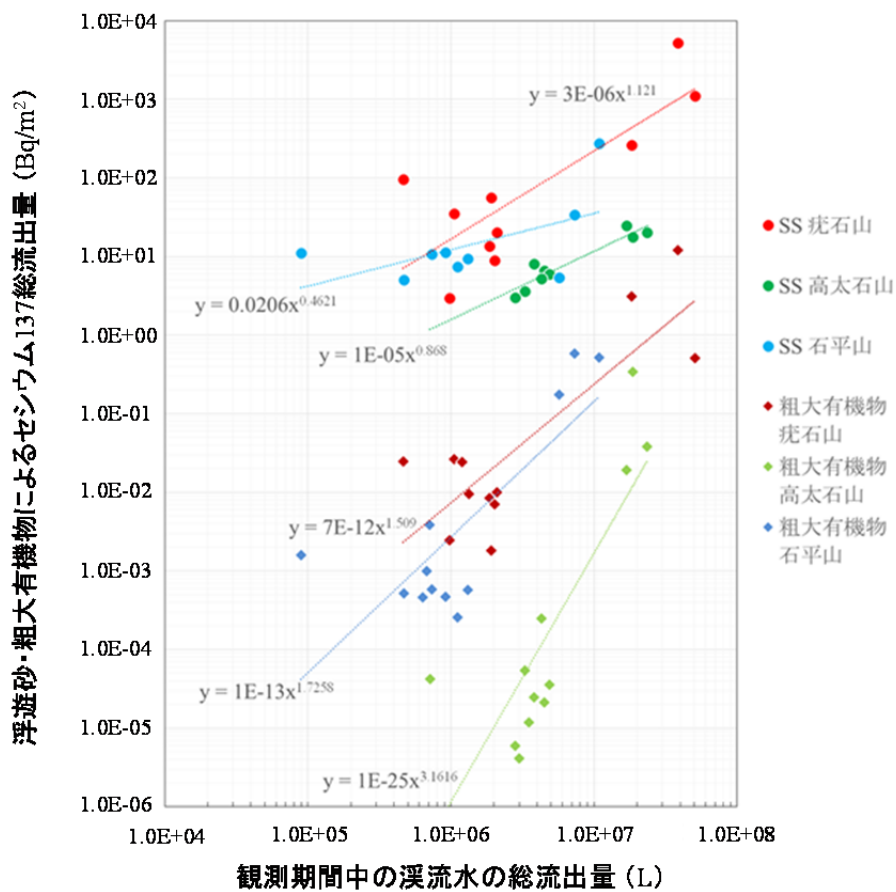


図-23 3流域(疣石山・高太石山・石平山)それぞれにおける渓流水の総流量とSS・粗大有機物の流出負荷量の関係

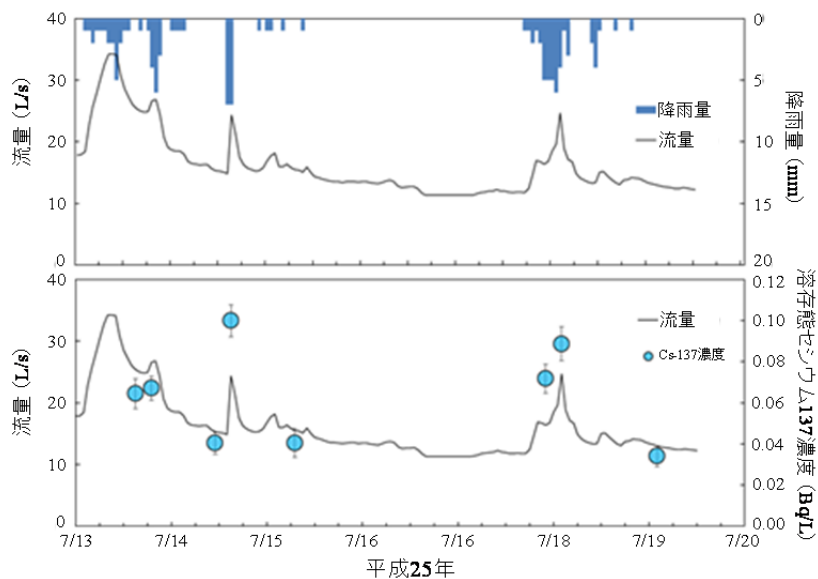


図-24 降雨流出時の溶存態セシウム濃度の時間変化

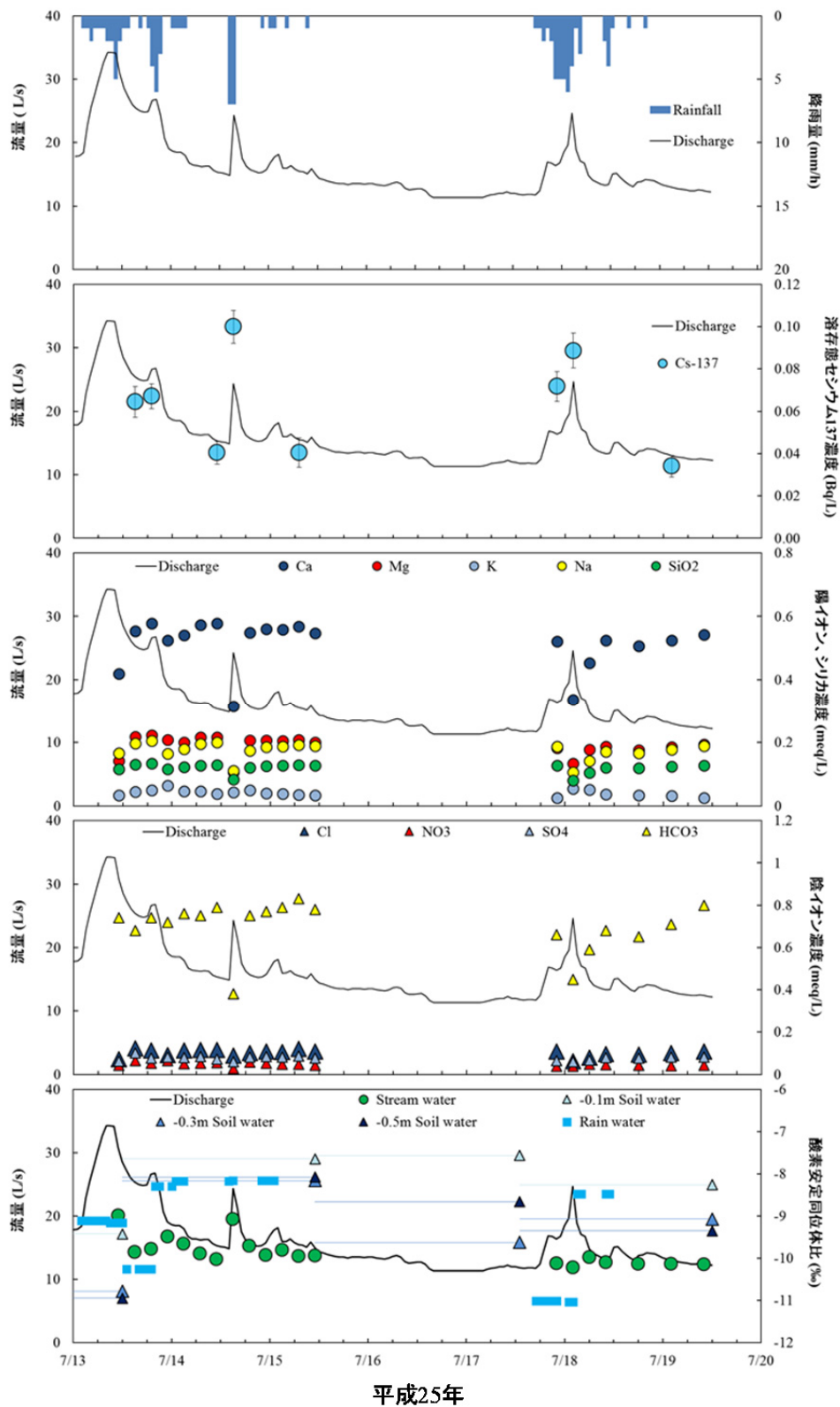


図-25 平成 25 年 7 月の降雨イベント中の栲石山流域における渓流水のセシウム 137 濃度変化、無機溶存成分濃度及び降水・土壌水・渓流水の酸素安定同位体比変化

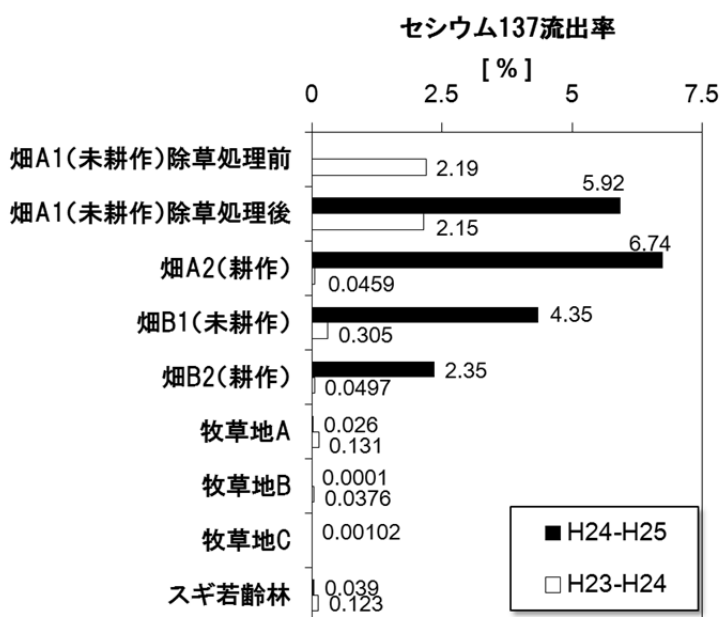


図-26 各土地利用からの土壌侵食によるセシウム 137 流出率

(流出率はセシウム 137 流出量を初期沈着量で除した値。H23-24 は平成 23 年 7 月～平成 24 年 11 月、H24-25 は平成 24 年 11 月～平成 25 年 12 月の観測値)

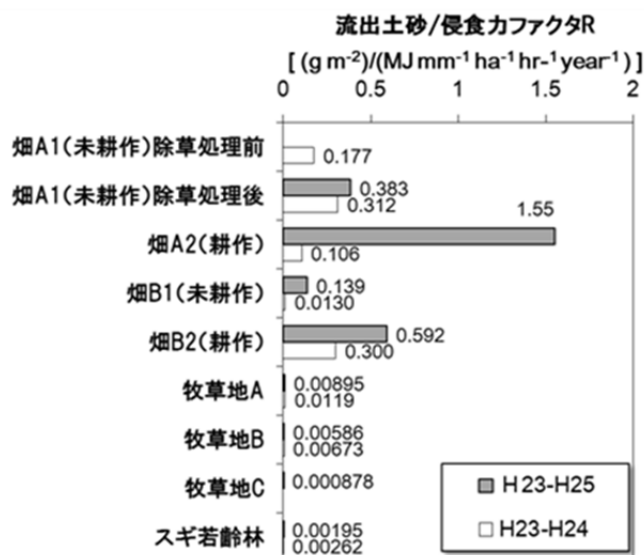


図-27 各土地利用からの流出土砂量

(流出土砂量は USLE モデルの侵食力ファクタ R で除することにより標準化を行った。)

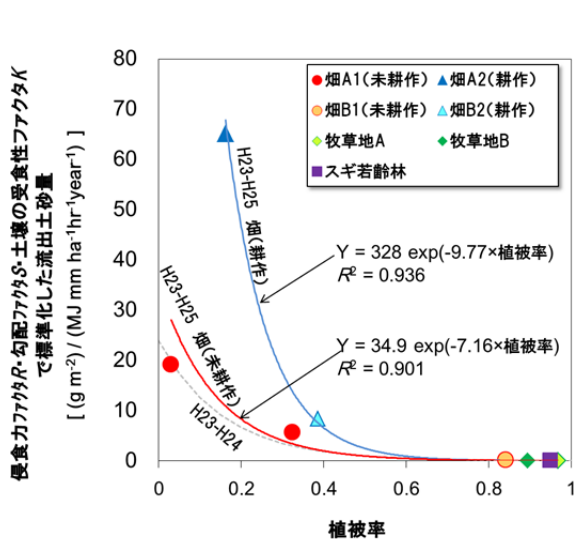


図-28 侵食力ファクタ  $R$ ・斜面勾配ファクタ  $S$ ・土壌の受食性ファクタ  $K$ で標準化した流出土砂量と植被率の関係 (「H23-H24」は昨年度までの、「H23-H25」は本報告までの観測結果を示す。)

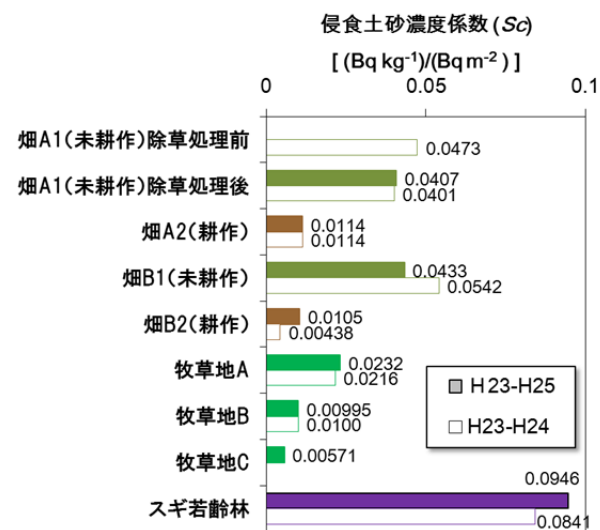


図-29 侵食土砂濃度係数  $Sc$  の比較 (流出土砂量で加重平均したセシウム 137 を初期沈着量で基準化した値を示す。)

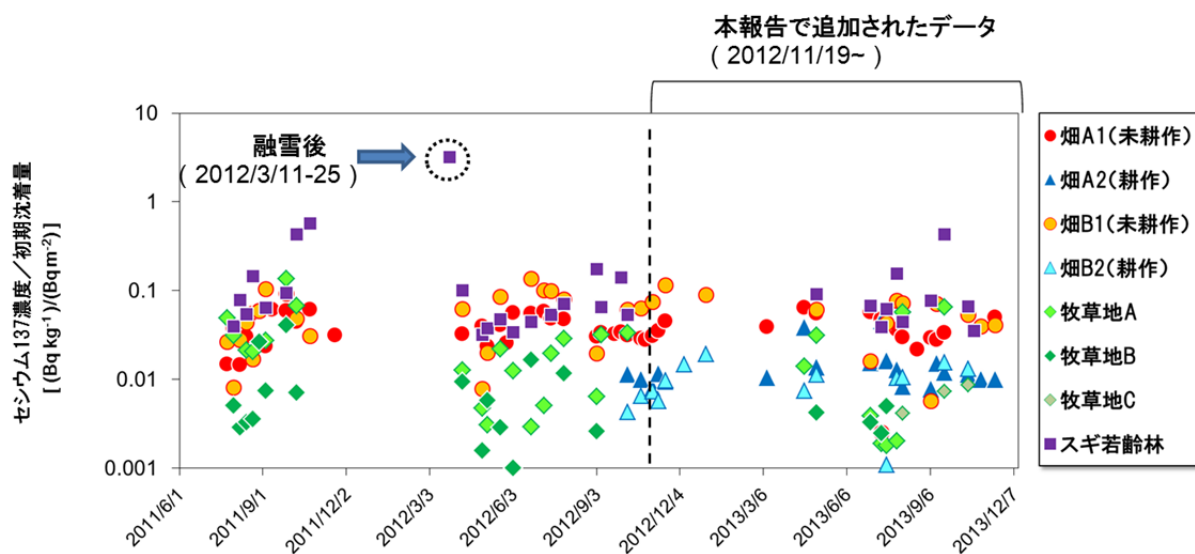


図-30 初期沈着量で標準化した流出土砂のセシウム 137 濃度の時系列変化

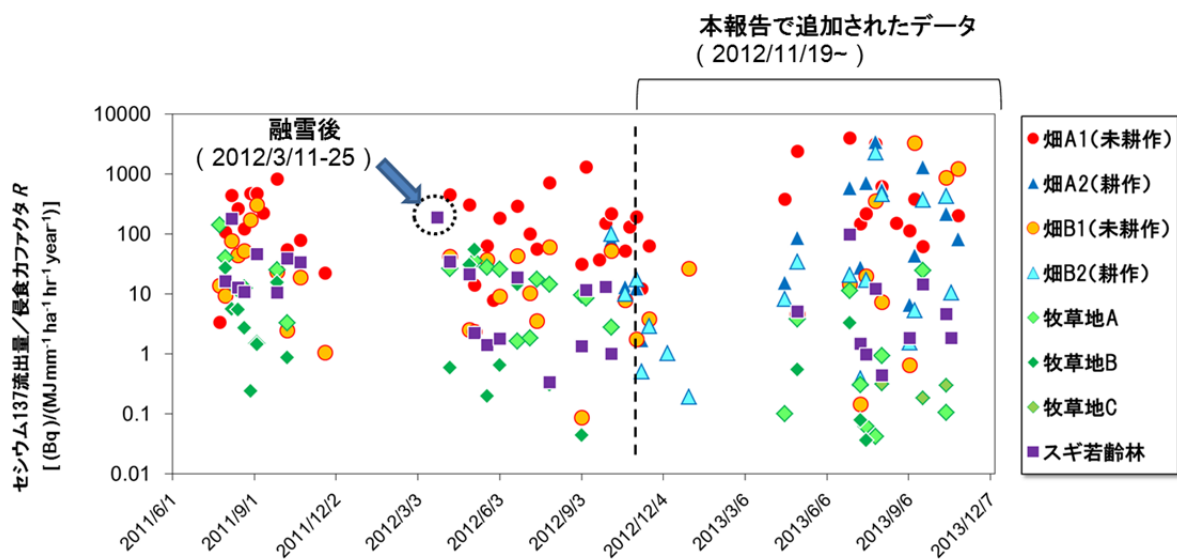


図-31 侵食カファクタ  $R$  で標準化したセシウム 137 流出量の時系列変化

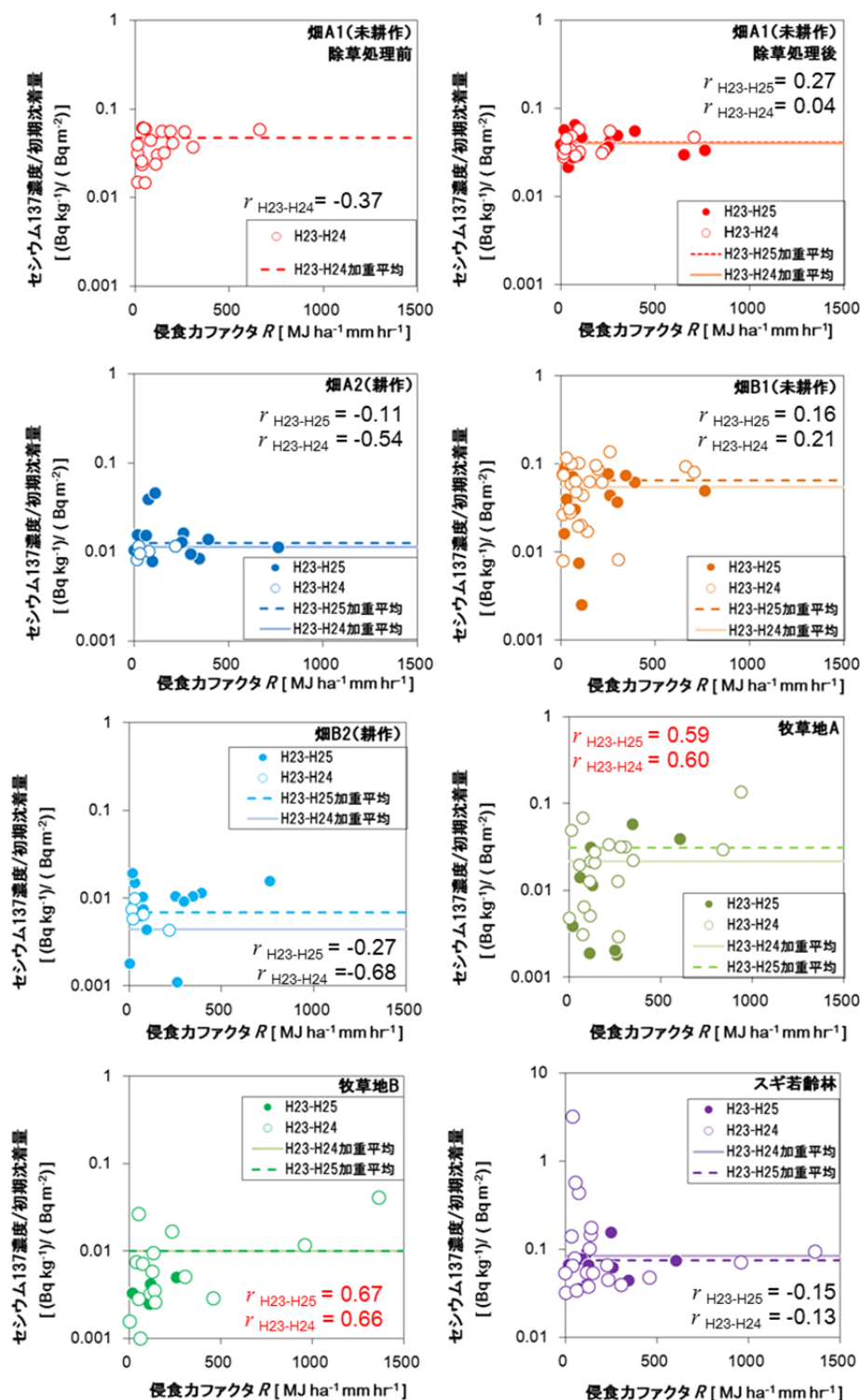


図-32 初期沈着量で標準化した流出土砂のセシウム 137 濃度と侵食力ファクタ  $R$ との関係

(「H23-H24」は昨年度までの観測結果、「H23-H25」は本報告までの観測結果を示す。実線と破線はそれぞれ図 2 に示した H23-H24、H23-H25 の加重平均値を示す。図中の数字はそれぞれの期間での相関係数を示し、赤字で示したものは有意水準 5%で有意な相関が認められることを示す。)

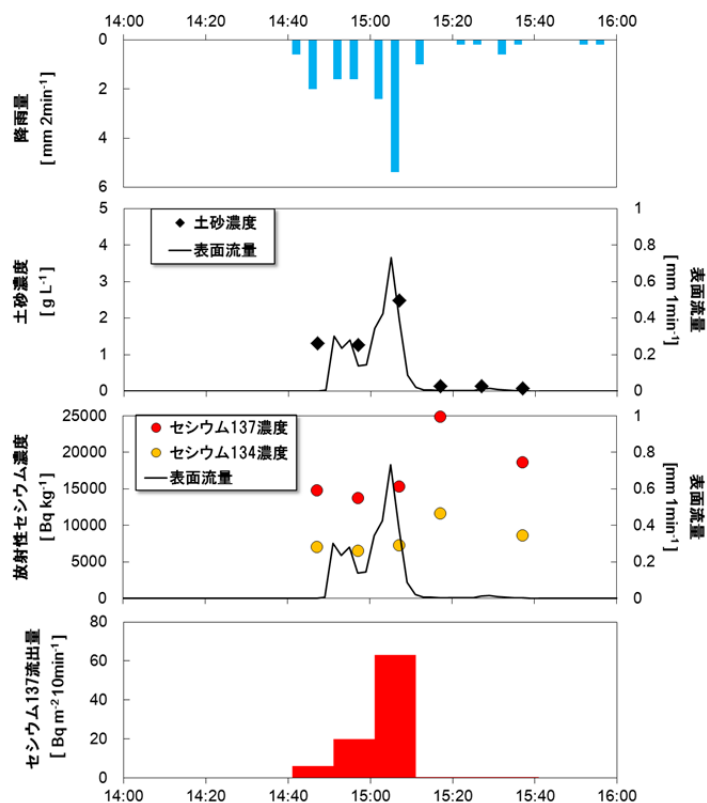


図-33 平成 25 年 7 月 14 日の降雨イベントにおける降雨量、表面流出量、土砂濃度及び放射性セシウム濃度の時間変化

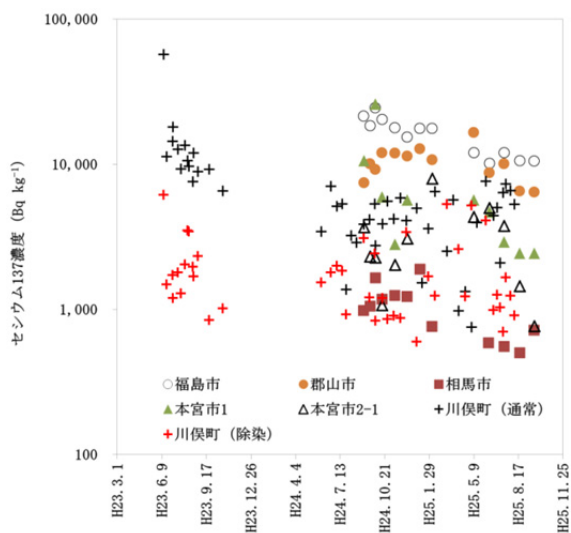


図-34 水田排水に含まれる浮遊砂のセシウム 137 濃度の時間変化

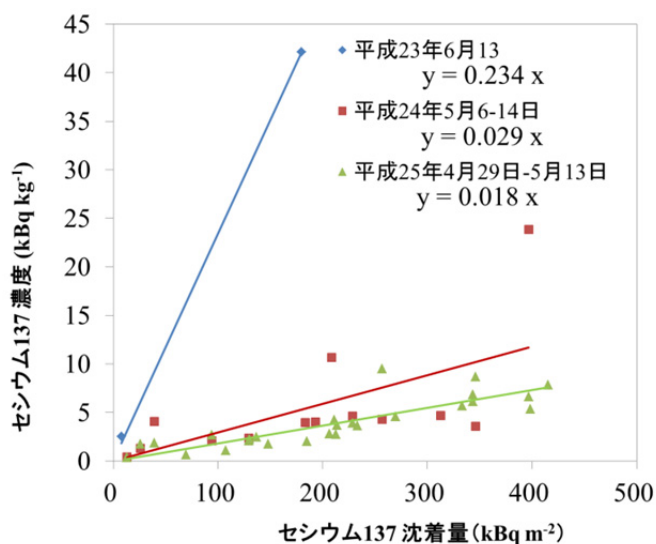


図-35 代掻き時の田面水に含まれる浮遊砂のセシウム 137 濃度と沈着量の関係

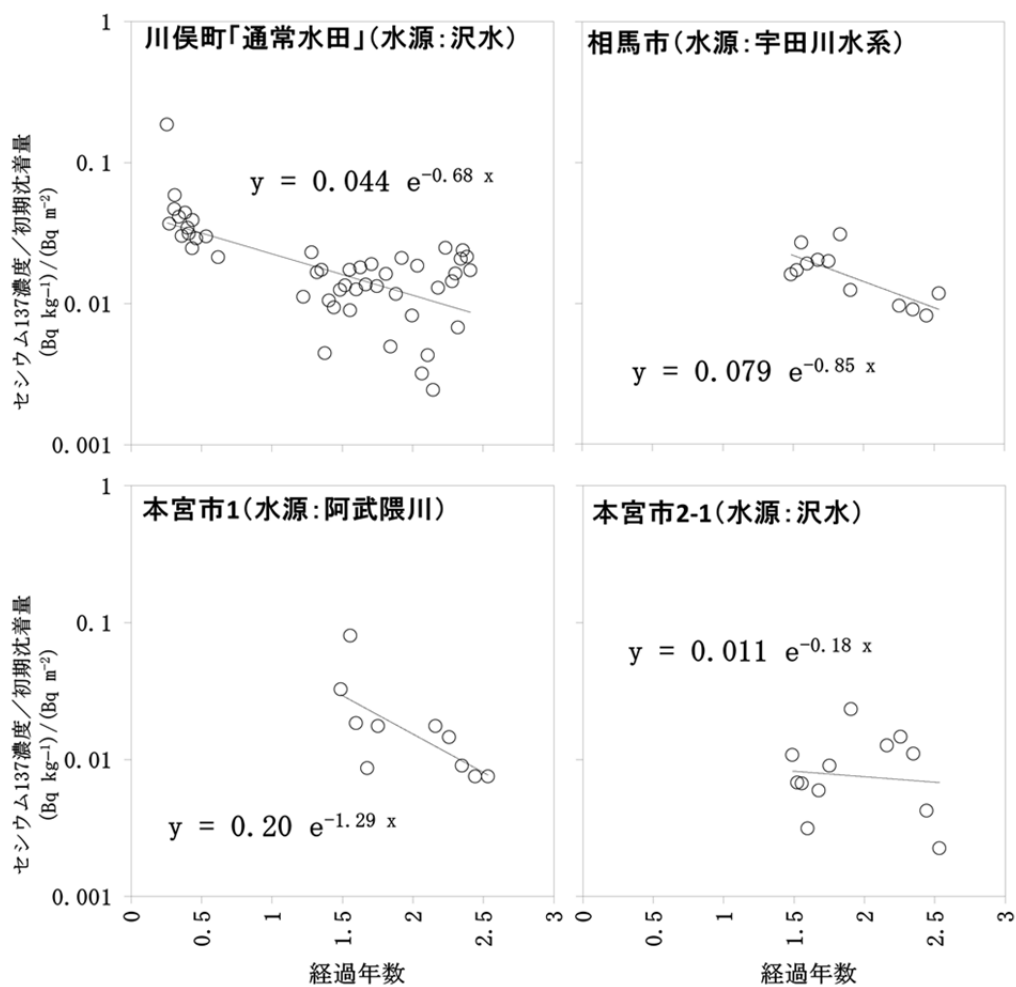


図-36 福島第一原子力発電所事故後の川俣町の通常水田、相馬市、本宮市1、本宮市2-1の水田における初期沈着量で標準化した浮遊土砂中のセシウム137濃度の経年変化



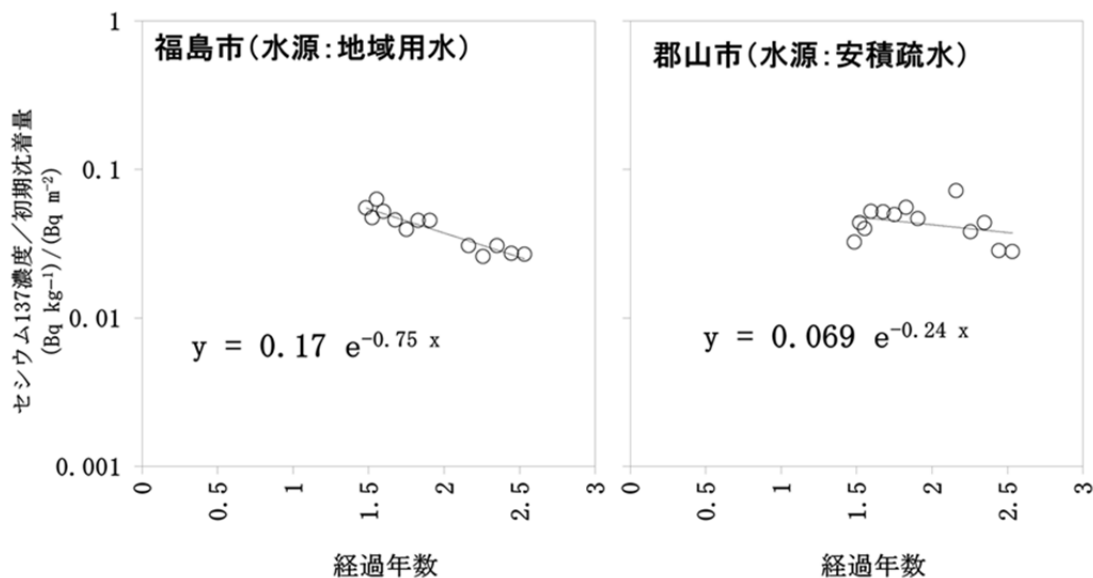


図-37 福島第一原子力発電所事故後の福島市及び郡山市の水田における初期沈着量で標準化した浮遊土砂中のセシウム 137 濃度の経年変化

(水田群を対象とした用水路での観測値。本解析では事故発生日を平成 23 年 3 月 12 日とした。)

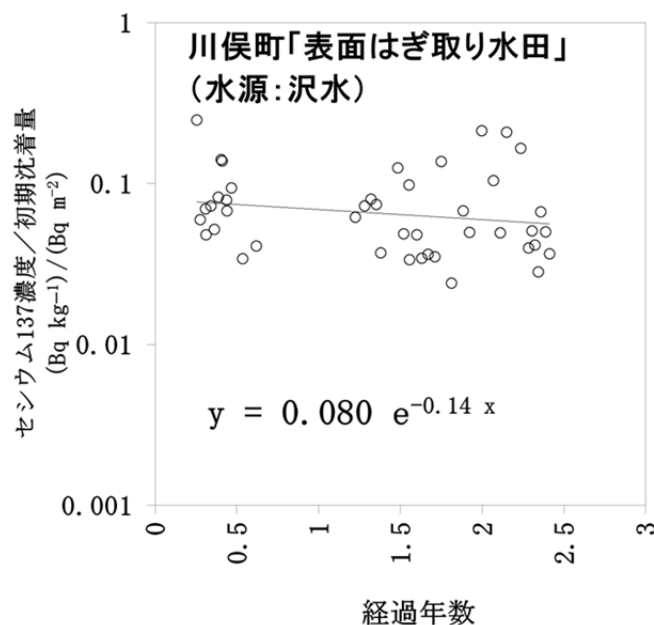


図-38 福島第一原子力発電所事故後の川俣町の表面はぎ取り水田における初期沈着量で標準化した浮遊土砂中のセシウム 137 濃度の経年変化 (本解析では事故発生日を平成 23 年 3 月 12 日とした。)

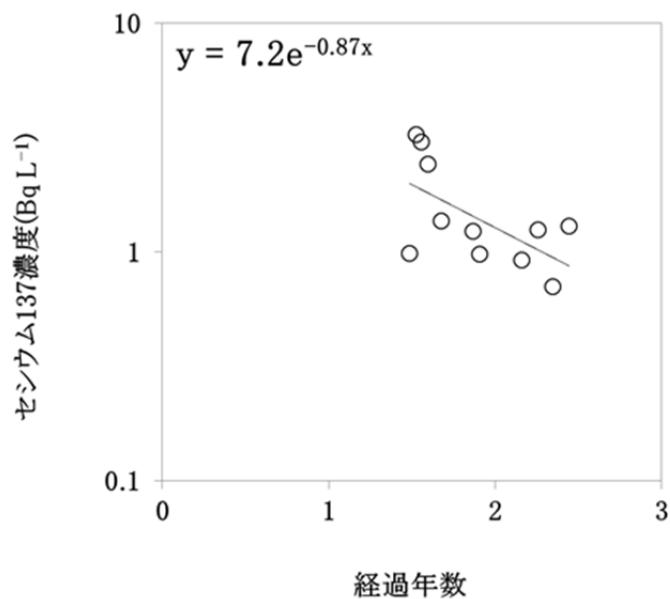


図-39 林内雨に含まれるセシウム 137 経年変化

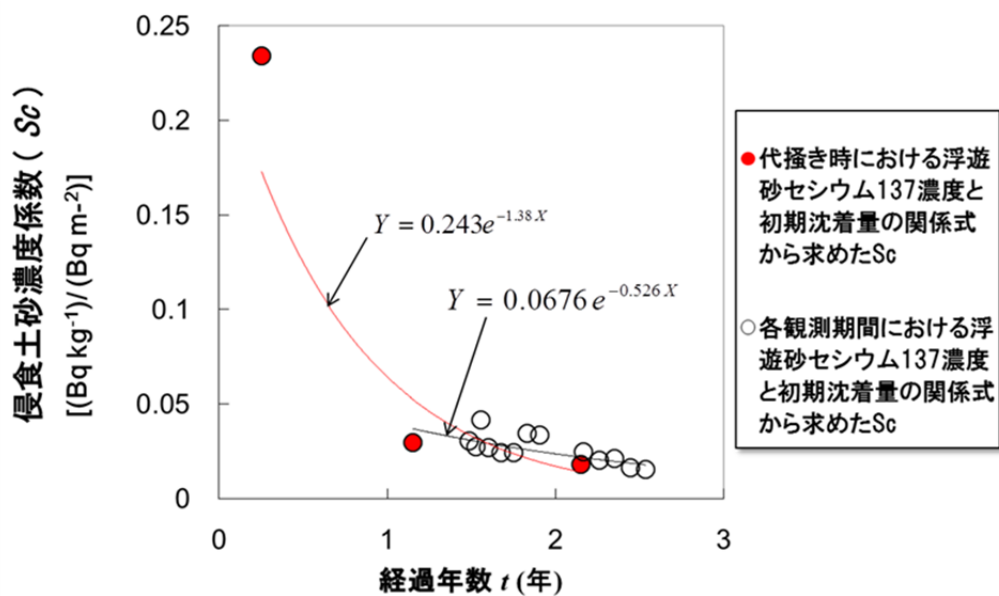


図-40 水田における侵食土砂濃度係数 Sc の経年変化

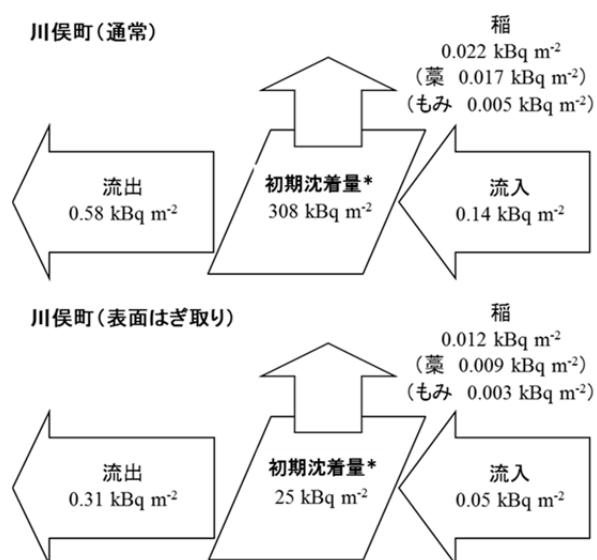


図-41 川俣町の試験水田における年間のセシウム 137 収支

(初期沈着量とは、平成 24 年度の観測初期 (4 月 20 日時点) における土壤中セシウム 137 の存在量)