

6. 放射性物質の包括的移行状況調査

恩田裕一・田村憲司・辻村真貴・若原妙子・福島武彦・谷田貝亜紀代（筑波大学）
北 和之（茨城大学）、山敷庸亮（京都大学）、吉田尚弘（東京工業大学）
高橋嘉夫（広島大学）

6.1 調査目的

これまでのチェルノブリ原発事故等の経験から、地表面に降り積もった放射性物質は、その後、土壌や河川等の自然環境を通じて移行することが確認されている。したがって、今後の放射性物質の蓄積量の変化を予測するためには、森林、土壌、地下水、河川水における放射性物質の移行状況、及び樹木や土壌からの巻き上げ状況等による放射性物質の移行状況の確認が必要である。しかしながら、これまでのところ、森林、土壌、地下水、河川を通じた包括的な移行調査は行われてこなかった。そこで、本調査では以下のような調査を包括的に実施し、現時点における土壌や河川等の自然環境を通じた放射性物質の移行状況について確認することとした。（全体像は図6-1参照）

(1) 森林、土壌等の自然環境中における放射性物質の移行状況調査

- 1) 森林、畑地及び草地等における、土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布状況調査
- 2) 森林における放射性物質の分布状況の確認及び移行状況調査
- 3) 様々な土地利用区画からの土壌侵食による放射性物質の移行状況調査
- 4) 森林、土壌等の自然環境からの放射性物質の飛散量の測定

(2) 土壌水、河川水、湖沼、地下水等の水循環に伴う放射性物質の移行状況調査

- 1) 様々な土地利用区画からの土壌水、地下水、渓流水、湧水を通じた放射性物質の移行状況調査
- 2) 水田から河川への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査
- 3) 河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査
- 4) 湖沼及び貯水池での放射性物質の堆積状況の確認

(3) 大気-土壌-河川等の自然環境における放射性物質の動態解析

- 1) 土壌への放射性物質の沈着状況と降水量との関係の確認
- 2) 土壌や森林表面から大気に移行する放射性物質とエアロゾルの関係の確認
- 3) 森林内を降下する雨に含まれる放射性物質の有機物質への付着状況の確認
- 4) 土壌及び河川の浮遊砂中に含まれる放射性セシウムの化学特性の確認

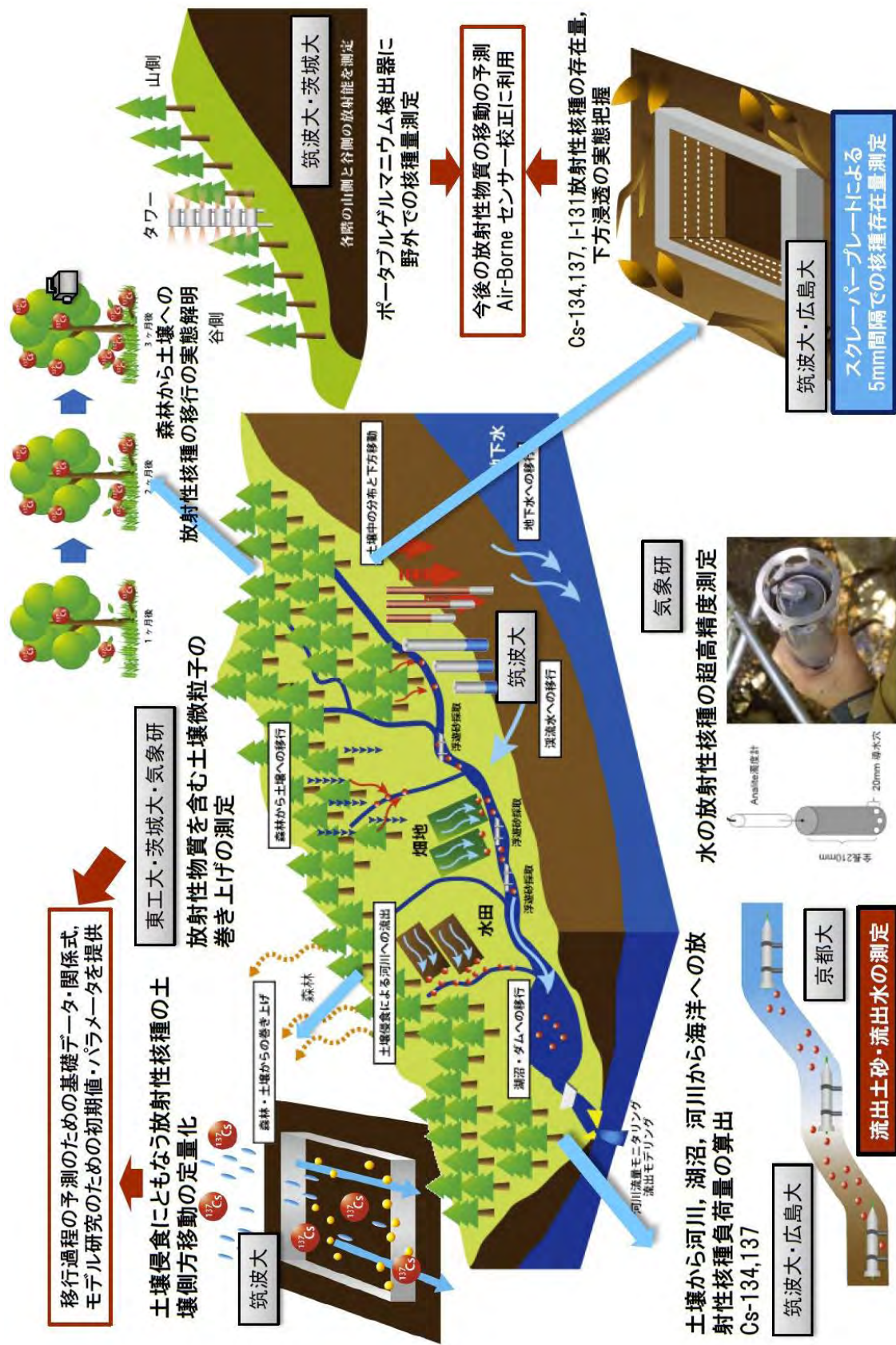


図 6-1 本調査の全体概要

6.2 実施内容

6.2.1 調査概要

調査概要は以下のとおりである。

(1) 森林、土壌等の自然環境中における放射性物質の移行状況調査

1) 林、畑地及び草地等における、土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布状況調査

自然環境の違いによる放射性物質の土壌中の深度分布の違いを明らかにするため、福島県伊達郡川俣町内の森林（スギ若齢林、スギ壮齢林及び広葉樹混合林）畑（タバコ畑、畑地）、水田、草地（採草地）、及び牧草地の8地点において深度別に土壌を採取し、それぞれの土壌について、核種分析を実施。また、事故発生直後に調査した土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布状況の結果と本調査の結果を比較し、土壌下方方向の放射性セシウムの分布状況の変化を確認。

2) 森林における放射性物質の分布状況の確認及び移行状況調査

福島第一原発から放出された放射性物質の森林環境への蓄積と移行の状況を確認するため、ポータブルゲルマニウム半導体検出器を用いて、スギ若齢林、スギ壮齢林及び広葉樹混合林内外の高度別の空間線量率の傾向の確認、及び林床表面の放射性セシウムの沈着量の傾向を確認。また、高度別に葉、林内雨、樹幹流、落葉等に付着した放射性セシウムの放射能濃度を測定し、森林内の放射性セシウムの分布状況と移行状況の調査を実施。

3) 様々な土地利用区画からの土壌侵食による放射性物質の移行状況調査

様々な土地利用区画からの土壌侵食に伴う放射性物質の移行状況を確認するため、緩勾配のタバコ畑、急勾配の畑地、採草地、牧草地、及びスギ若齢林の任意の傾斜地5地点に、ステンレス板による境界区分を設置するとともに、境界区分の下流側に三角堰（流量計測）及びタンク（土砂溜め）を設置し、土砂の流出量、及び放射性セシウムの流出量について測定を実施。

4) 森林、土壌等の自然環境からの放射性物質の飛散量の測定

土地利用の違いに伴い、地表面や森林等に降下した放射性物質の大気への飛散（再浮遊）状況の違いを確認するため、裸地（小学校グラウンド）、畑（タバコ畑、畑地）、水田、採草地、放牧草地、スギ若齢林及び広葉樹混合林の8地点において、集塵器（エアサンプラ）を用いて、放射性セシウムを対象に飛散（再浮遊）量の測定を実施。

(2) 土壌水、河川水、湖沼、地下水等の水循環に伴う放射性物質の移行状況調査

1) 土壌水、地下水、渓流水、湧水を通じた放射性物質の移行状況調査

土壌水、地下水、渓流水、湧水の水循環プロセスに伴う、地表面に沈着した放射性物質の環境中への移動・循環状況を確認するため、牧草地、草地、採草地、畑地、スギ壮齢林、及びスギ若齢林の6地点から土壌水、地下水、湧水、渓流水を採取し、放射性セシウムの分布状況と移行状況の調査を実施。

2) 水田から河川への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査

水田耕作を通じた集水域から河川に移行する放射性物質の移行状況を確認するため、耕作方法が異なる二つの水田から流出する浮遊土砂量を測定するとともに、浮遊土砂中の放射性セシウムの放射能濃度の測定を実施。

3) 河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査

河川を通じた流域から海洋への放射性物質の輸送量（フラックス）を明らかにするため、口太川及び下流の阿武隈川本川の6地点で水位、流量観測を行い、浮遊砂サンプラを用いて土壌流出量の観測を実施するとともに、同位置で採水し、浮遊砂中の放射性セシウムの放射能濃度を測定。

4) 湖沼及び貯水池での放射性物質の堆積状況の確認

河川に流出した放射性物質が河川の下流にある湖沼や貯水池への移行状況を確認するため、農業用貯水池（以下、「貯水池」という。）4箇所及びダム湖1箇所から、土壌コア採取器を用いて底泥を採取し、底泥深さ方向の放射性セシウムの放射能濃度の分布状況を確認。

(3) 大気-土壌-河川等の自然環境における放射性物質の動態解析

1) 土壌への放射性物質の沈着状況と降水量との関係の確認

降水量分布と放射性物質の沈着量の関係について確認するため、福島県及び周辺におけるレーダアメダスデータ、雨量計データ（気象庁・国土交通省テレメータ雨量計・福島大学）、及び福島大学降雨レーダ（以下、「Xバンド」という。）を解析し、放射性物質の沈着状況が確認されている山木屋地区の降水時系列、降水パターンと比較を実施。

2) 土壌や森林表面から大気に移行する放射性物質とエアロゾルの関係の確認

土壌や森林表面から大気に飛散する放射性セシウム等がどのような粒径（粒子の大きさ）のエアロゾルに付着し、飛散しているか確認するため、集塵器（エアサンプラ）を用いて土壌や森林等から飛散した大気浮遊塵を採取し、放射性セシウム等の放射能濃度を測定するとともに、放射性セシウム等のエアロゾルへの付着状況の確認を実施。

3) 森林内を降下する雨に含まれる放射性物質の有機物質への付着状況の確認

森林に付着した放射性物質の降雨を通じた移行状況を確認するため、森林内を降下する雨水（以下、「林内雨」という。）を林内雨捕集器（林内雨サンプラ）、樹幹流捕集器（樹幹流サンプラ）を用いて採水し、林内雨に含まれる植物由来の有機酸（ギ酸、酢酸、シュウ酸）、及び各種無機陰イオンの測定することで、林内雨及び樹幹流に含まれる放射性セシウムがどのような森林植生由来の有機物質に付着しているか確認。

4) 土壌及び河川の浮遊砂中に含まれる放射性セシウムの化学特性の確認

土壌及び河川の浮遊砂中に含まれる放射性セシウムの化学特性の確認のため、土壌中の放射性セシウムの水溶解性、X線吸収微細構造法による粘土鉱物中のセシウム局所構造の解明、土壌・浮遊砂（河川懸濁粒子）中の放射性セシウムの分布状態を確認。

6.2.2 本調査の実施期間

本調査は、森林から土壌への放射性物質の移行状況調査、土壌中の放射性物質の分布状況の確認と下方移動の確認、土壌水、地下水、渓流水の水循環系における放射性物質の移行状況調査、森林や様々な土地利用の土壌からの放射性物質の巻き上げ状況の確認、土壌侵食による放射性物質の流出状況の確認、湖沼・ため池における放射性物質の堆積状況の確認について、大学等が連合して調査を実施した。これらの調査は、6月6日より可能な限り早く計測機器の設置を行い、放射性物質降下後の初期移行状況の把握に努めた。なお、いずれの調査についても8月31日まで実施した。

6.2.3 調査地点

本調査では、調査結果が環境への放射性物質の影響の把握や今後の住民帰還のための基礎データとして重要となることを考慮し、比較的、放射性物質の沈着量が高く、計画的避難区域内であり、阿武隈川水系口太川上流地域である伊達郡川俣町山木屋地区を選定した。

山木屋地区は、図 6-2 に示すとおり、同時期に測定された文部科学省による第 3 次航空機モニタリング、及び文部科学省が同時期に福島第一原発から 100km 圏内及び圏外の福島県の土壤を約 2,200 箇所採取・核種分析した測定結果において、Cs-137 の蓄積量が 300 kBq/m² 以上を示している箇所である。Cs-137 の沈着量は北東ほど高い傾向を示し、山木屋地区東部の水境付近では、Cs-137 の沈着量は 1,000kBq/m² 程度となっている。

本調査では、山木屋地区を中心に、以下のような調査箇所それぞれの調査を実施した。

(1) 森林、土壤等の自然環境中における放射性物質の移行状況調査

1) 森林、畑地及び草地等における、土壤中深さ方向の放射性セシウムの分布状況調査

調査地点として、福島県伊達郡川俣町内の 8 地点（畑地（図 6-3(a)⑧）、タバコ畑（図 6-3(a)⑩）、採草地（図 6-3(a)④）、水田（図 6-3(a)③）、放牧草地（図 6-3(a)⑥）スギ壮齢林（図 6-3(a)⑦）、スギ若齢林（図 6-3(a)⑦）、広葉樹林（図 6-3(a)②））を選定した。また、時間の経過に伴う、放射性セシウムの深度分布の違いを確認するため、平成 23 年 4 月 28 日の事前調査を実施した箇所（図 6-3(b)の白丸箇所⑫：川俣町小綱木においても、再度、土壤を採取した。

2) 森林における放射性物質の分布状況の確認及び移行状況調査

調査地点として、福島県伊達郡川俣町内から、針葉樹林として、スギ壮齢林（樹齢 40～50 年）1 地点（図 6-3(a)⑦）及びスギ若齢林（樹齢 18 年）1 地点（図 6-3(a)⑦）を選定し、広葉樹林として、ナラガシワ等が生育している広葉樹混合林 1 地点（図 6-3(a)②）を選定した。それぞれの森林にタワー（やぐら）（8m：1 本、12m：2 本）を建立し、高度別の放射性物質の分布状況等を調査した。

3) 様々な土地利用区画からの土壤侵食に伴う放射性物質の移行状況調査

調査地点として、川俣町山木屋地区内において、緩勾配のタバコ畑（図 6-3(a)⑩）、急勾配の畑地（図 6-3(a)⑧）、草地（疣石山）（図 6-3(a)⑪）、放牧草地（図 6-3(a)⑥）、及びスギ若齢林（図 6-3(a)⑦）を選定した。それぞれの地点に、土壤侵食の影響を確認するために設定されている、USLE 標準サイズ（幅 5m、長さ 22.1 m）の「ステンレス板による境界区分」を設置し、下流末端に三角堰（流量計測）及びタンク（土砂溜め）を設置することで、区画内からの土砂及び放射性物質の流出量を把握することとした。

4) 森林、土壤等の自然環境からの放射性物質の飛散量の測定

調査地点として、川俣町山木屋地区内において、裸地（山木屋小学校のグラウンド）（図 6-3(a)①）、畑（図 6-3(a)⑧、⑩）、水田（図 6-3(a)③）、採草地（疣石山）（図 6-3(a)⑪）、放牧草地（図 6-3(a)⑥）、スギ若齢林（図 6-3(a)⑦）、及び広葉樹混合林（図 6-3(a)②）を選定した。それぞれの地点に、集塵器（エアサンプラ）を合計 9 機設置し、土壤に沈着した放射性物質の飛散量について測定した。なお、図中の Hi はハイボリュームサンプラ、Low はローボリュームサンプラを示す。（電源のある箇所では、ハイボリュームサンプラを使用した。）

さらに、放射性セシウムの巻き上げ状況の詳細観測を行うため、山木屋小学校（図 6-3(a)①）

及び、畑地（図 6-3(a)⑧）、スギ若齢林（図 6-3(a)⑦）に気象測器一式を配置し、グラウンド上からの再飛散量の観測を行った。

(2) 土壌水、河川水、湖沼、井戸水等の水循環に伴う放射性物質の移行状況調査

1) 土壌水、地下水、渓流水、湧水を通じた放射性物質の移行状況調査

調査地点として、川俣町山木屋地区内において、放牧草地（図 6-3(a) ⑥）、採草地（図 6-3(a) ④、⑪）、スギ壮齢林（図 6-3(a)⑦）、及びスギ若齢林（図 6-3(a)⑦）を選定した。

なお、牧草地及び草地では、土壌水、地下水（図 6-3(a)⑥、図 6-3(a)⑪）、湧き水（草地では図 6-3(a)⑪のみ）、渓流水を採取した。スギ壮齢林、及びスギ若齢林では土壌水を採取し、放射性セシウムの放射能濃度を測定した。

2) 水田から河川への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査

調査地点として、川俣町山木屋地区内において、水田（図 6-3(a)③）を選定し、耕作方法（通常耕作水田、表面をはぎ取った水田（以下、「表面剥ぎ取り水田」という。）に流量測定装置（パーシャルフリューム）、濁度計、及び浮遊砂採取器（浮遊砂サンプラ）を設置し、それぞれの水田から流出する浮遊土砂量、及び浮遊土砂に含まれる放射性セシウムの放射能濃度を連続的に測定した。

3) 河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査

調査対象河川として、口太川及び下流の阿武隈川本川を選定した。口太川は、山木屋地区からの水・土砂の流出口となっており、阿武隈川に流下するため、その影響調査が重要であると考えられる。

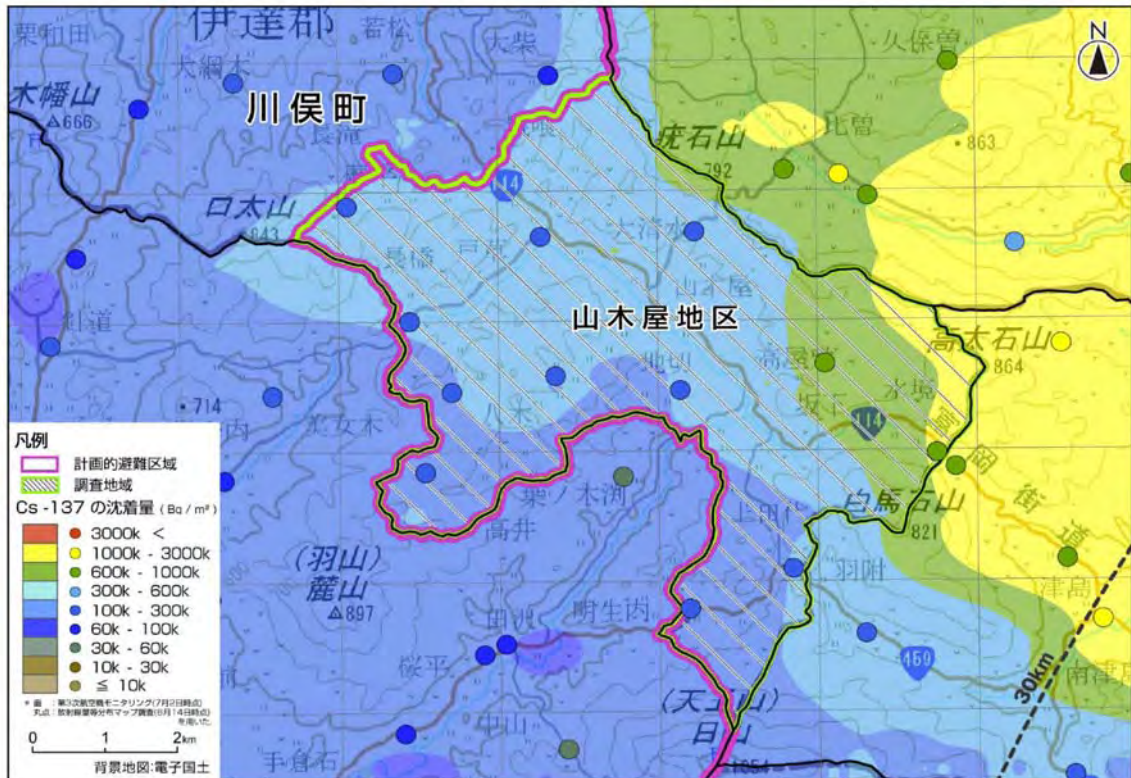
そこで、調査地点として、河川における放射性物質の移行状況調査として、口太川流域に合計 4 地点（図 6-3(b)⑳：地点名：水境川、㉑地点名：口太川上流、㉒地点名：口太川中流、㉓地点名：口太川下流）、及び阿武隈川本川に 2 地点（図 6-3(b)㉔地点名：阿武隈川本川伏黒、㉕：地点名阿武隈川本川岩沼）において、流量観測を行い、浮遊砂サンプラを用いて採水した。

4) 湖沼及び貯水池での放射性物質の堆積状況の確認

調査対象箇所として、阿武隈川本川の貯水池に加え、比較的、放射性物質の沈着量が多いことが確認されていた二本松市内の貯水池も調査箇所も含めることとした。

その結果、調査地点として、阿武隈川の蓬莱ダム湖（図 6-3(b)㉖）とし、口太川流域内の三つの貯水池（図 6-3(b) ㉗鼠喰池、㉘大屋戸、㉙高屋敷）、広瀬川流域内の二本松市内の一つの貯水池（図 6-3(b) ㉚松沢池）を選定した。

それぞれの調査地点における調査内容を整理したものを表 6-1 に示す。



※背景地図；第3次航空機モニタリング結果（7月2日換算）、及び福島第一原発から100 km圏内及びその圏外の福島県の約2,200箇所で採取した土壌の核種分析結果（6月14日換算）

図6-2 福島県伊達郡川俣町山木屋地区における放射性セシウムの沈着量

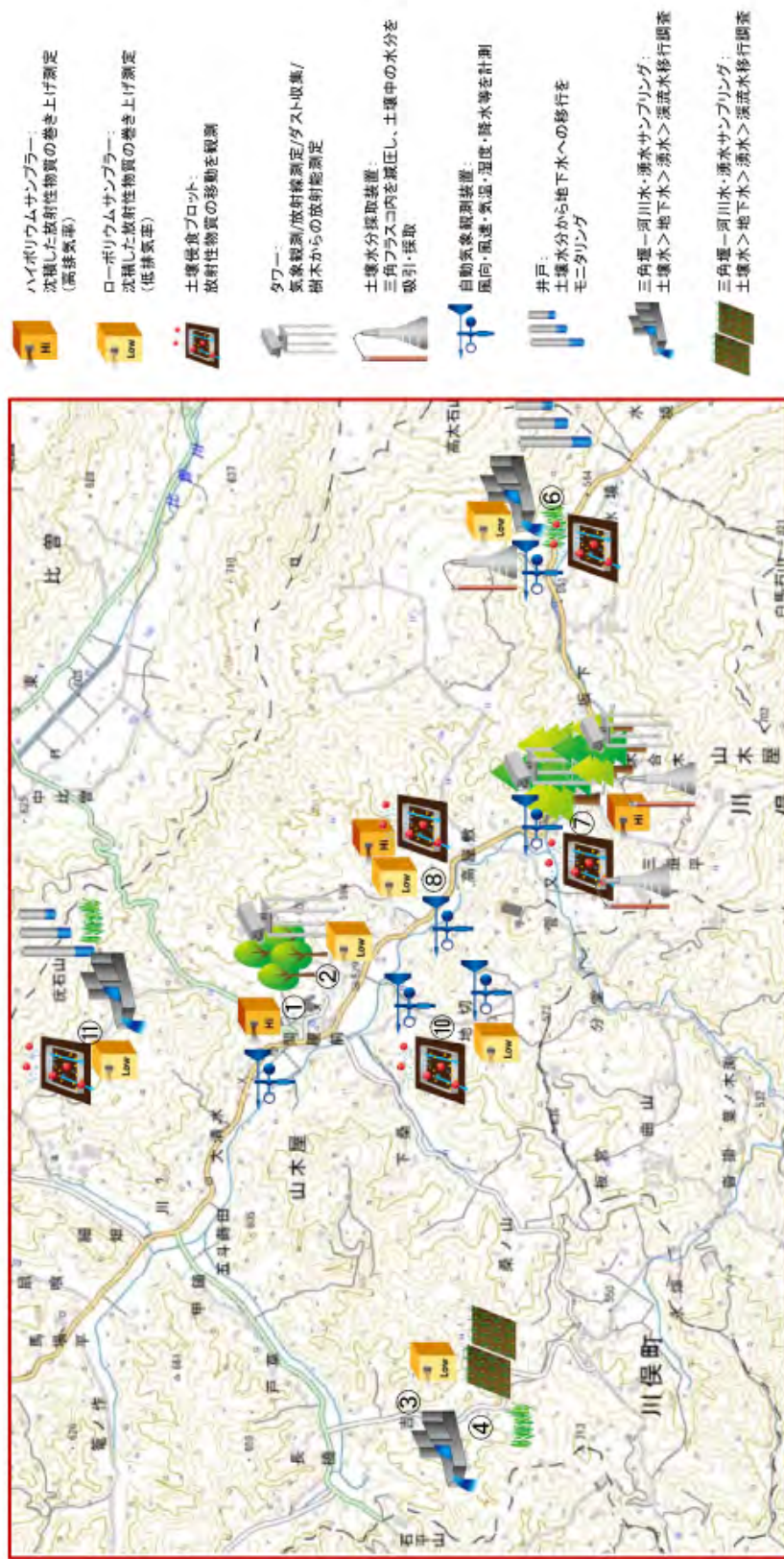
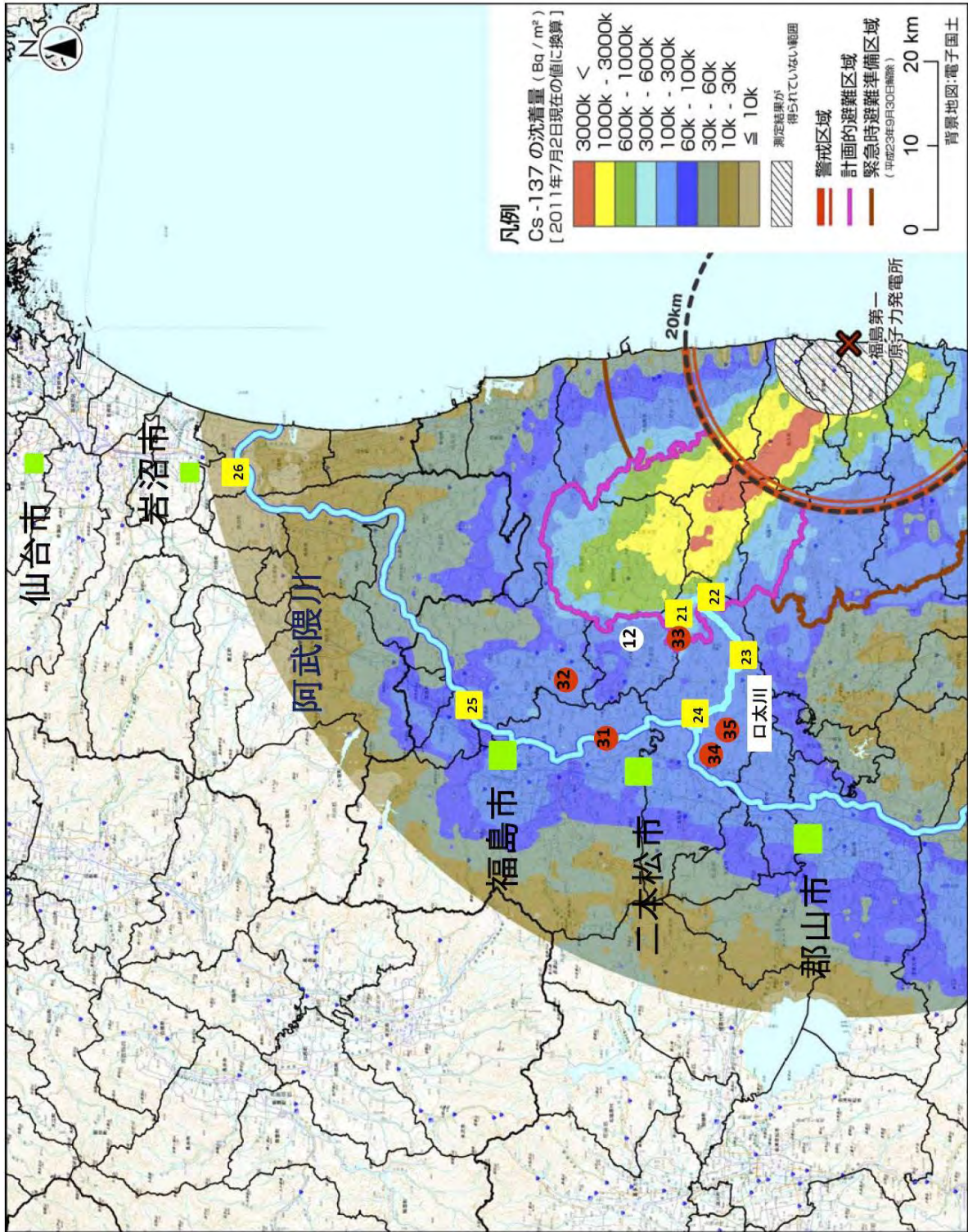


図 6-3 (a) 放射性物質の包括的移行状況調査の概要 (地図中の番号は河川、貯水池、及びダム湖の調査箇所以外の本調査箇所の番号を示す。)



- 河川調査箇所 (21~26)
- 貯水池調査箇所 (32、33、34、35)、ダム湖 (31) 調査箇所

(※○については、本調査前 (平成23年4月28日) に実施した土壌採取箇所)

図6-3 (b) 放射性物質の包括的移行状況調査の概要
(地図中の番号は河川、貯水池、及びダム湖の調査箇所の番号)

表 6-1 本調査の実施箇所一覧

地点番号	調査地点	調査内容
図 6-3(a)①	裸地（山木屋小学校）	・放射性物質の飛散量の測定
図 6-3(a)②	広葉樹混合林	・土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布調査 ・森林における放射性物質の分布状況の確認 ・放射性物質の飛散量の測定
図 6-3(a)③	水田	・土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布調査 ・放射性物質の飛散量の測定 ・河川への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査
図 6-3(a)④	採草地	・土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布調査 ・土壌水、地下水、渓流水、湧水の放射性セシウムの放射能濃度測定 ・放射性物質の飛散量の測定
図 6-3(a)⑥	放牧草地	・土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布調査 ・土壌侵食に伴う放射性物質の移行状況調査 ・放射性物質の飛散量の測定 ・土壌水、地下水、渓流水、湧水の放射性セシウムの放射能濃度測定
図 6-3(a)⑦	スギ若齢林、スギ壮齢林	・森林における放射性物質の分布状況の確認 ・放射性物質の飛散量の測定 ・土壌水、地下水、渓流水、湧水の放射性セシウムの放射能濃度測定
図 6-3(a)⑧	急勾配の畑地	・土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布調査 ・土壌侵食に伴う放射性物質の移行状況調査 ・放射性物質の飛散量の測定
図 6-3(a)⑩	緩勾配のタバコ畑	・土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布調査 ・放射性物質の飛散量の測定 ・土壌侵食に伴う放射性物質の移行状況調査 ・土壌水、地下水、渓流水、湧水の放射性セシウムの放射能濃度測定
図 6-3(a)⑪	採草地（疣石山）	・土壌侵食に伴う放射性物質の移行状況調査
図 6-3(b)⑳	水境川	・河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査
図 6-3(b)㉑	口太川上流	・河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査
図 6-3(b)㉒	口太川中流	・河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査
図 6-3(b)㉓	口太川下流	・河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査
図 6-3(b)㉔	阿武隈川本川伏黒	・河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査
図 6-3(b)㉕	阿武隈川本川岩沼	・河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査
図 6-3(b)㉖		
図 6-3(b)㉗	蓬萊ダム湖	・湖沼及び貯水池での放射性物質の堆積状況の確認
図 6-3(b)㉘	松沢池（貯水池）	・湖沼及び貯水池での放射性物質の堆積状況の確認
図 6-3(b)㉙	鼠喰池、（貯水池）	・湖沼及び貯水池での放射性物質の堆積状況の確認
図 6-3(b)㉚	大屋戸（貯水池）	・湖沼及び貯水池での放射性物質の堆積状況の確認
図 6-3(b)㉛	高屋敷（貯水池）	・湖沼及び貯水池での放射性物質の堆積状況の確認

6.3 各調査の詳細

それぞれの調査方法、及び調査結果、考察は以下のとおりである。

6.3.1 森林、土壌等の自然環境中における放射性物質の移行状況調査

6.3.1.1 森林、畑地及び草地等における、土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布状況調査

(1) 調査内容

森林、畑地及び草地など、自然環境の違いによる放射性物質の土壌中の深度分布の違いを明らかにするため、福島県伊達郡川俣町内の8地点（畑地、タバコ畑、採草地、水田、牧草地、スギ壮齢林、スギ若齢林、広葉樹混合林（図6-4参照）において、環境ごとに土壌を深度別に採取し、それぞれの地点における土壌深さ方向の放射性セシウムの放射能濃度分布の確認を実施した。

また、川俣町小綱木の地点（37° 38' 47.28" N、140° 38' 6.18" E）では、平成23年4月28日に独自に調査を実施していたことから、同地点の平成23年8月17日の調査結果とともに放射性セシウムの土壌深さ方向への移行を確認した。

さらに、He and Walling (1996)によれば、放射性セシウムは粒子が細かい土壌粒子に選択的に吸着すると言われている。そこで、放射性セシウムが付着した様々な自然環境の土壌表層部の土壌粒子の粒度組成の違いを調査するとともに、土壌の粒度組成と土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布状況の関係を調査した。

(2) 深度別の土壌の採取・分析方法及び土壌の性質（比表面積・粘土含有率）の確認方法

土壌の採取には、IAEAが土壌断面中の放射性核種を測定するために標準的に使用している手法である、土壌を採取する装置（スクレーパープレート）を用いて地表面から深さ方向に5mm間隔で土壌を採取した（図6-5参照）。地表面から深さ0～5cmの土壌は5mm（0.5cm）間隔で、深さ5～30cmの土壌は1.0cm間隔で採取した。土壌表面が植物や枯れ葉などで覆われている場合には、土壌とは別に採取し、これらの試料をリター（森林において地表面に落ちたままの状態、土壌生物によってほとんど分解されていない葉・枝・果実・樹皮・倒木などが堆積している層）として定義した。その後、これらの試料を、摂氏110℃で24時間乾燥した後、リターについてミキサで粉砕して、土壌についてはそのまま、U-8容器に移し替え、Ge半導体検出器を用いて、放射エネルギーを定量し、それぞれの試料について放射性セシウムの存在量を求めた。

また、土壌粒子の細さと土壌深さ方向の放射性セシウムの分布状況の関係を確認するため、土壌の比表面積及び粘土含有率について、ふるい分析法とレーザー回折式粒度分布測定装置により、測定した。具体的には、粒径が425 μm 以上の土壌粒子についてはふるい分析法で、それ以下の粒径についてはレーザー回折式粒度分布測定器を用いて粒径ごとの重量百分率を測定した。粒径階ごとに比表面積を算出し、重量百分率で重み付けを行い、平均化することで、各土壌採取地点の土壌を代表する比表面積を求めた。

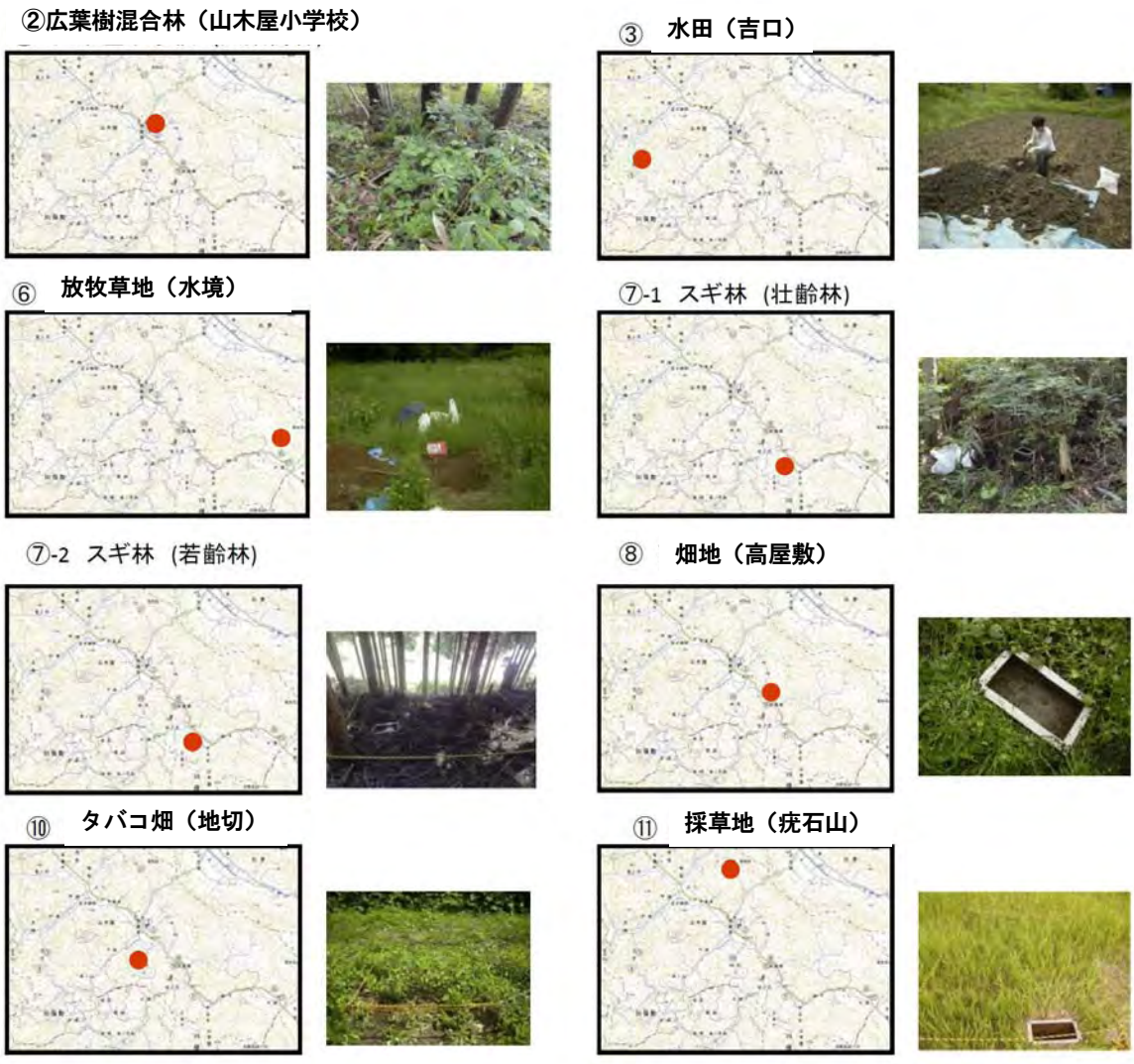


図 6-4 放射性セシウムの土壌深度分布の調査箇所（8 箇所）の状況



図 6-5 スクレーパープレートによる土壌採取風景

(3) 調査結果と考察

① 8地点（畑地、タバコ畑、採草地、水田、牧草地、スギ壮齢林、スギ若齢林、広葉樹混合林）の土壌中深さ方向の放射性セシウムの放射能濃度分布

本調査を実施した、8地点（畑地、タバコ畑、採草地、水田、牧草地、スギ壮齢林、スギ若齢林、広葉樹混合林）における土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布状況の結果を図6-6に示す。

その結果、放射性セシウムの存在量は、Cs-134では205～892kBq/m²、Cs-137では251～1,037kBq/m²の範囲であった。また、いずれの地点においても、土壌中の放射性セシウムは表層2cmの土壌にその大部分が吸着されていたが、地点により下記の違いが認められた。

- ・ リター層と土壌を分別して測定したところ、スギの壮齢林では、地表面に沈着した放射性セシウムの総存在量の約50%が、スギの若齢林、及び広葉樹林では約90%が地表に集積したリター層などに吸着されていることが確認された。
- ・ リター層と土壌を分別して測定したところ、畑地や採草地では、地表面に沈着した放射性セシウムの総存在量（インベントリー）の約40～70%が地表のリター層に吸着していることが確認された。
- ・ タバコ畑では、草木、枯れ草に放射性セシウムが10%程度しか吸着しておらず、放射性セシウムの大部分（90%以上）が土壌に吸着していることが確認された。
- ・ 水田では、土壌表層よりもやや深い深度（深さ0.5～1.0cm）において、放射性セシウムの放射能濃度が最も高かった。
- ・ 放牧草地では、およそ深さ4.0cmまで放射性セシウムの放射能濃度は比較的高く、他の地点と比べて、放射性セシウムが深部まで浸透していることが確認された。放牧家畜による表土のかく乱の可能性が考えられる。

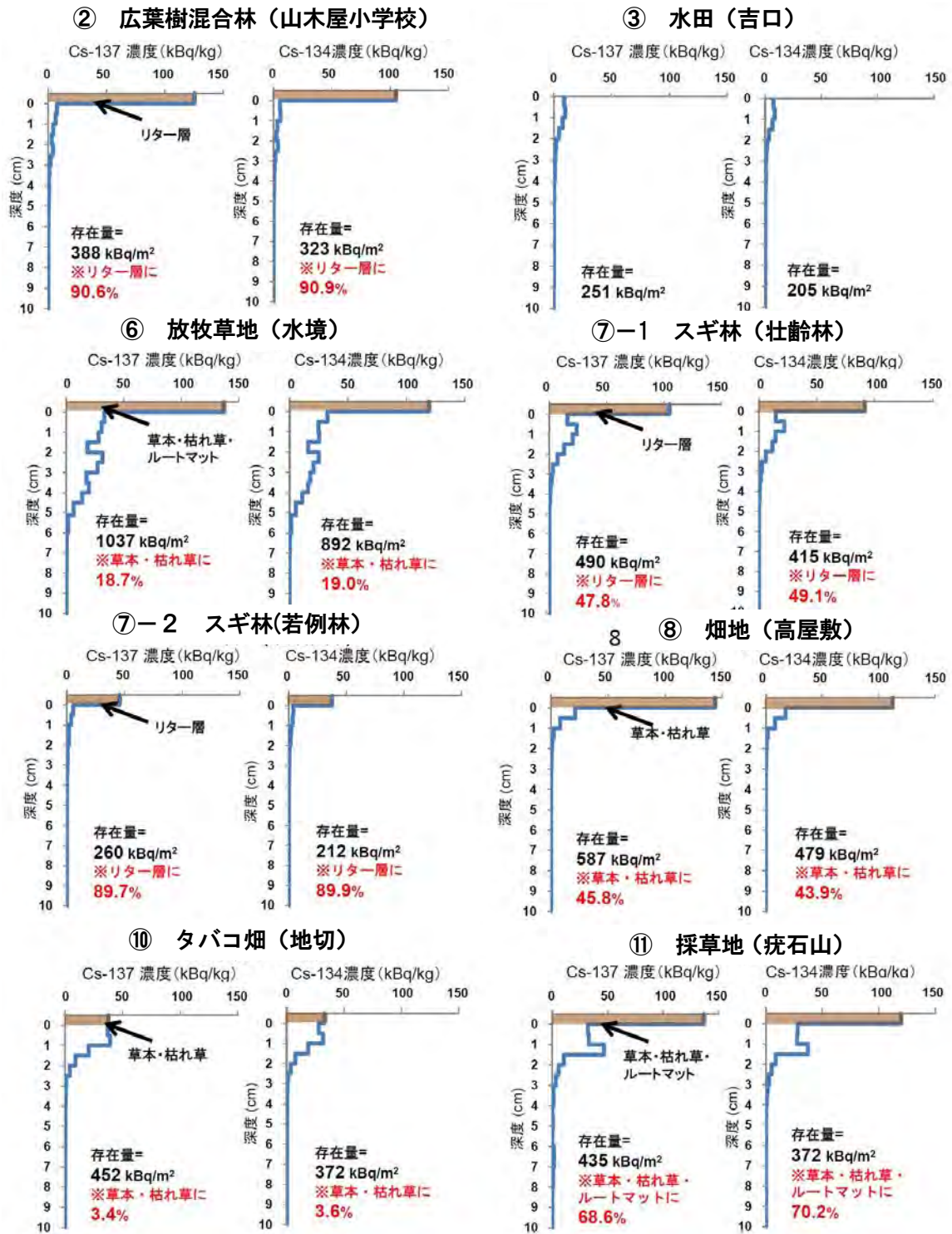


図 6-6 各調査箇所における土壌中の放射性セシウムの放射能濃度の分布

② 放射性セシウムの土壌深さ方向への移行（小綱木地点における深度分布特性）

小綱木地区においては、平成 23 年 4 月 28 日に続いて、本調査（平成 23 年 8 月 17 日）により、2 回の放射性セシウムの深度プロファイルを得たため、土壌深さ方向への放射性セシウムの分布状況の変化について解析を実施した。解析には、土壌の深さ方向の放射性セシウムの分布を指数分布に近似した際に、どれほど深く放射性セシウムが分布しているかを示すパラメータである h_0 値を算出した（図 6-7、6-8）。

$$A'(x) = A_{ref} (1 - e^{-x/h_0}) \quad (6.3.1) \text{式}$$

ここで、 $A'(x)$ は、深度 x より上部の土壌中に含まれる放射性物質の存在量 (Bq/m^2)、 A_{ref} は土壌プロファイル中にある放射性物質の存在量（インベントリー (Bq/m^2))、 x は重量深度 (kg/m^2) である。 h_0 は放射性核種の浸透の深さを表すパラメータ (kg/m^2) で、 h_0 の値が大きいほど、土壌の深部まで浸透している事を表している。 h_0 値の決定には、放射性セシウムの深度分布の結果から、最小二乗法を用いて算出した。

その結果、平成 23 年 4 月 28 日の深度プロファイルでは、Cs-134 と Cs-137 の h_0 値はいずれも $9.1 \text{kg}/\text{m}^2$ であり、平成 23 年 8 月 17 日の h_0 値はそれぞれ $10.4 \text{kg}/\text{m}^2$ と $10.2 \text{kg}/\text{m}^2$ であった。このように、Cs-134 と Cs-137 は h_0 値がほぼ等しく、どちらも深度分布特性が同じであることを示している。

また、4 月 28 日と 8 月 17 日の h_0 値を比較すると、Cs-134 と Cs-137 のどちらも 8 月 17 日の h_0 値の方が大きな値を示した。平成 23 年 4 月 28 日から 8 月 17 日までの総降雨量は 387 mm（山木屋雨量観測所、国土交通省）であり、雨水の地中浸透に伴い、土壌表層の放射性セシウムが深さ方向に若干移行したが、その速度はきわめて遅いものであることが確認された。他方で、事故前のフォールアウト時の放射性セシウムの移行状況の研究から、土壌の性質や有機物の存在などにより、この速度は変わると言われていることから、他の 8 地点においても、今回の結果と比較するため、放射性セシウムの深度分布の長期的なモニタリングを行っていくことが必要である。

さらに、放射性セシウムの浸透しやすさと土壌特性との関係を確認するため、 h_0 の値と、最表層（0～0.5cm）、及び表土（0～5.0cm）の土壌の比表面積・粘土含有率の関係について確認した。なお、放牧草地については、放射性セシウムの深度分布から放牧家畜による表土のかく乱の可能性が考えられたため、回帰分析の対象外とした。

その結果、図 6-9 に見られるように、土壌最表層（表層から深さ 0～0.5cm（5mm））においては、比表面積、及び粘土含有率と h_0 値の間には高い相関が確認された。他方で、表層土壌 5cm における土質特性と h_0 には関係が確認されなかった。

このことは、地表面に降下した放射性物質が最初に接触する最表層 5mm の土壌の粒度組成が、放射性セシウムの土壌深さ方向への浸透しやすさに影響を与えることを示唆しているものである。通常の土壌においては、比表面積が大きいほど、土壌粒子に放射性セシウムが吸着しやすいため、土壌深さ方向への浸透しやすさは低下すると思われるが、本調査における最表層 5mm の土壌では逆の結果が確認された。今後、その原因解明に向けた継続調査が必要である。

【引用文献】

He Q, Walling DE. 1996. Interpreting particle size effects in the adsorption of ^{137}Cs and unsupported ^{210}Pb by mineral soils and sediments. *Journal of Environmental Radioactivity* 30-2: 117-137.

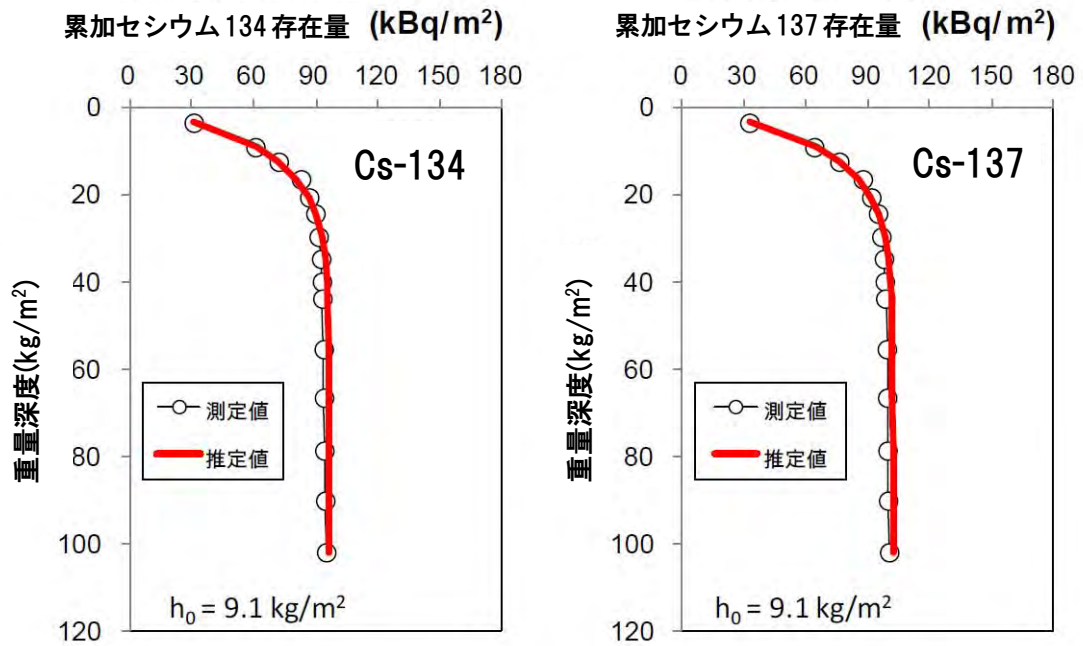


図 6-7 小綱木地点の平成 23 年 4 月 28 日の放射性セシウムの深度分布と指数関数をフィッティングした結果 (h_0 は放射性セシウムの土壌深部までの浸透状況)

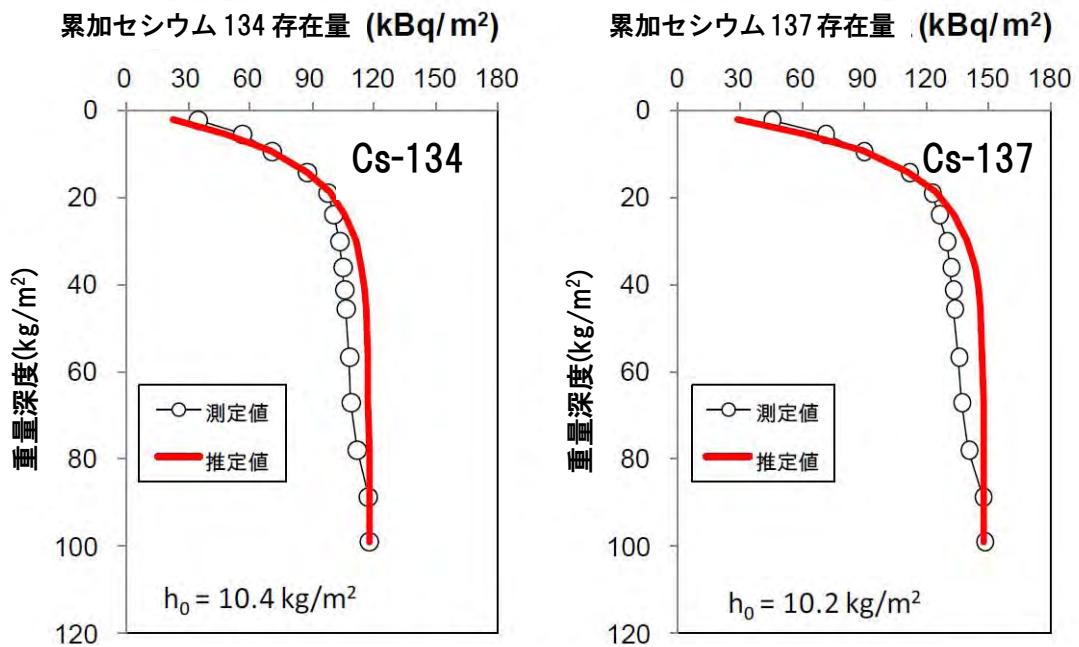


図 6-8 小綱木地点の平成 23 年 8 月 17 日の放射性セシウムの深度分布と指数関数をフィッティングした結果 (h_0 は放射性セシウムの土壌深部までの浸透状況)

③土壤物理特性と深度分布特性の相関関係

He and Walling(1996)により、放射性セシウムは粒子が細かい土壌粒子に吸着されやすいことが確認されている。確認されている。これは、粒子が細かい土壌粒子ほど比表面積が大きいため、放射性セシウムが吸着しやすいことによる。図 6-9、及び図 6-10 は、Cs-137 の分布の深度を表わす

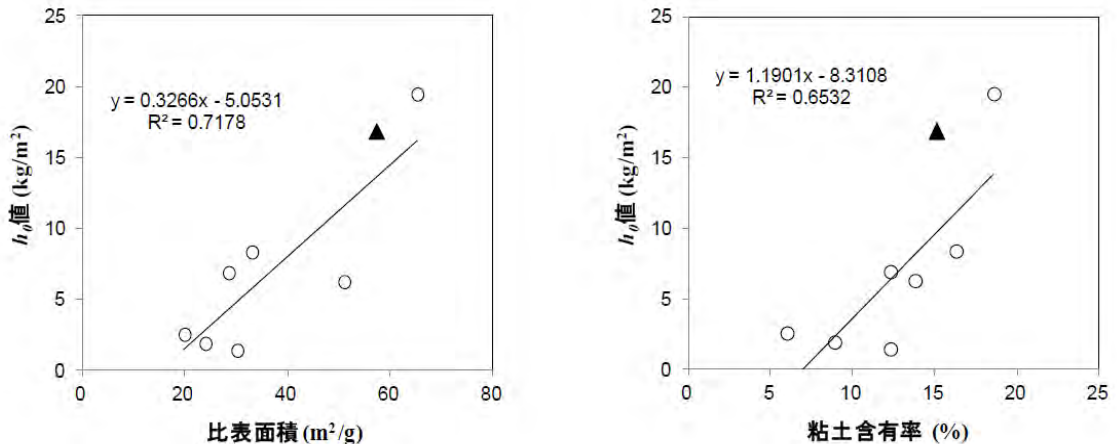


図 6-9 セシウム 137 の深度分布に基づく h_0 値（放射性核種の浸透の深さを表すパラメータ）と土壌最表層（0~0.5cm 深）の土壌特性との関係（黒塗りの三角形で示した放牧草地の測定結果は回帰分析から除外した。）

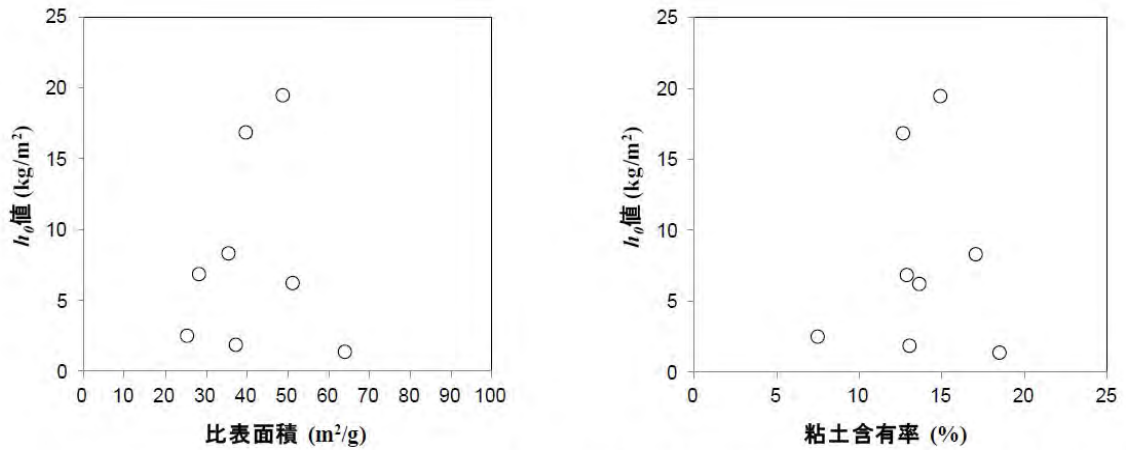


図 6-10 セシウム 137 の深度分布に基づく h_0 値（放射性核種の浸透の深さを表すパラメータ）と 0~5cm 深の土壌特性の関係

6.3.1.2 森林における放射性物質の分布状況の確認及び移行状況調査

(1) 本調査の実施目的

福島第一原発から放出された放射性物質の森林環境への蓄積状況と移行状況を確認するため、福島県伊達郡川俣町の山木屋地区をモデル地域として、スギ若齢林、スギ壮齢林及び広葉樹混合林内外の高さ別の空間線量率の傾向の確認と、林床表面の放射性セシウムの沈着量の測定を実施した。また、高度別に葉、林内雨、樹幹流、落葉等の放射能濃度を測定し、森林内の放射性セシウムの分布状況と移行状況の調査を実施した。

(2) 本調査の詳細

本調査では、ポータブルゲルマニウム半導体検出器を用いて、森林内外の高さ別の空間線量率の傾向を確認するとともに、林床表面の放射性セシウムの存在量を測定した。また、森林内にタワー（やぐら）を設置し、森林の高さ別の葉を採取するとともに、林内雨、樹幹流、及び落葉等を採取し、森林内の放射性物質の分布状況と時間の経過に伴う放射性物質の移行状況について調査を実施した。調査内容の詳細は以下のとおりである。

① 調査対象地点

調査対象地点として、福島県伊達郡川俣町の山木屋地区のスギ林からなる針葉樹林サイト2地点と、ナラガシワ等が生育している広葉樹林1地点を選定した。本調査地点は、図6-11に示すように、文部科学省の航空機モニタリング（第3次航空機モニタリング）の測定結果から、調査対象地点のCs-137の沈着量は300～600kBq/m²であることが確認されている。



図6-11 調査地点の位置とタワー（やぐら）の設置状況

② 樹冠内の放射性セシウムの分布

森林の形態による違いと、樹冠中の放射性セシウムの高さ別の分布状況を確認するため、各調査地点の森林内にタワー（やぐら）を設置し、ポータブルゲルマニウム半導体検出器を用いて、3期間（平成23年7月25日、9月9日、10月21日）の空間線量率、及び放射性セシウムの計数率を高度別に測定した。測定は、スギ若齢林においては、地表面から10.6mまでの6高度（1.6m、4.2m、6.9m、7.7m、10.6m）で、スギ壮齢林では地表から14.2mまでの9高度（0.9m、3.7m、5.7m、7.2m、9.0m、10.6m、14.2m）で、広葉樹林混合林では地表から13.9mまでの9高度（0.6m、3.3m、5.1m、6.7m、8.5m、10.3m、12.0m、13.9m）で斜面上方と下方に測定器を向けて、1分間測定を実施した。これに加えて、ポータブルゲルマニウム半導体検出器による空間線量率の測定を実施した高度において、樹木に生えている葉のサンプル（生葉・枯葉）を採取した。葉のサンプルは実験室に持ち帰り、乾燥後、破砕した上で、Ge半導体検出器を用いて、乾燥重量あたりの放射性セシウムの放射能濃度を求めた。

③ 林床の放射性セシウムの分布

森林内の地表面（林床）の放射性セシウムの空間分布と時間変化を明らかにするため、それぞれの森林内に約10m×10mの区画を選定し、その中の49地点において、ポータブルゲルマニウム半導体検出器を用いて地表面の放射性セシウムの存在量を測定した。測定区画49地点は7列×7列の格子状に配置し、各地点はプラスチック製のペグで印を付けた。地表面の放射性セシウムの存在量の測定は、平成23年7月25日、9月9日、10月21日の3期間に実施した。なお、本測定においては、ポータブルゲルマニウム半導体検出器をゲルマニウム結晶の下部と地表面の距離が5cmになるように設置し、1地点の測定時間は1分間とした。

④ 雨水・落葉に含まれる放射性セシウムの放射能濃度

森林内を降下する林内雨を採取するため、スギ壮齢林、スギ若齢林及び広葉樹混合林の近傍の開けた場所に各地点3個の雨水サンプリングを設置した。設置場所としては、スギ壮齢林とスギ若齢林では7地点、広葉樹混合林では5地点に設置した。（図6-12参照）いずれの林内雨サンプリングも、樹幹からの距離に偏りが生じないように配置した。

樹幹流については、スギ壮齢林、スギ若齢林及び広葉樹混合林のそれぞれの森林の樹木3本に集水装置を取り付け、樹幹流を90Lのバケツ（樹幹流タンク）に導水した。（図6-12参照）林内雨サンプリング及び樹幹流タンクに捕捉された水試料は水量を計測した後、2Lの容器に移した。その後、水試料を実験室に持ち帰り、開き目が100 μ mのステンレス製のふるいを通させて、水試料に混入した葉の破片等の粗大粒子を除去した上で、放射性セシウムの放射能濃度を測定した。

落葉を採取するために、スギ壮齢林、スギ若齢林、広葉樹混合林サイトに3個のリタートラップを設置した。リタートラップは、1m×1mの枠に目の細かいメッシュを取り付け、林床に落下する落葉を捕捉する構造になっている。メッシュに捕捉された落葉は乾燥させた後、放射性セシウムの放射能濃度を測定した。

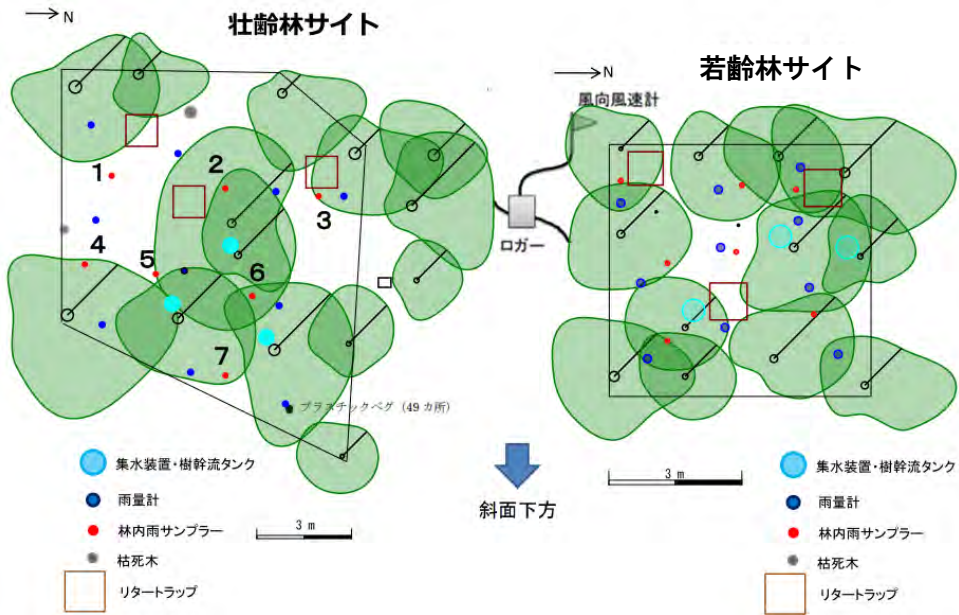


図 6-12(a) スギ壮齢林、スギ若齢林サイトの状況



図 6-12 (b) 広葉樹混合林サイトの状況

(3) 本調査の結果

① 森林内の高度別の空間線量率、セシウム 134、セシウム 137 の計数率（ガンマ線）の調査結果

森林内の高度別の空間線量率、及び Cs-134、Cs-137 の計数率の分布傾向、3 期間における変化傾向は図 6-13、図 6-14 のとおりである。

- ・スギ若齢林では、樹冠中央部において、空間線量率、及び Cs-134、Cs-137 の計数率 (cps) が高いことが確認された。
- ・スギ壮齢林では、樹冠上部で空間線量率、Cs-134、Cs-137 の計数率が最も高く、樹冠の下端に向かって減少していることが確認された。また、これらの値は地表面付近に近づくにつれて再び高くなる傾向が確認された。
- ・広葉樹混合林では、樹冠の空間線量率、及び Cs-134、Cs-137 の計数率はほぼ一定で、地表に近づくにつれて高くなる傾向が確認された。

また、斜面方向の空間線量率、及び放射性セシウムの計数率の傾向を斜面上方側と下方側と比較したところ、同じ高度でも斜面上方側の方においてが高い空間線量率及び Cs-134、Cs-137 の計数率が確認された。

さらに、3 期間における空間線量率、及び放射性セシウムの計数率の変化傾向をそれぞれの森林について比較したところ、スギ林（若齢林・壮齢林）では、樹冠上部において、9 月と 10 月の空間線量率、及び Cs-134、Cs-137 の計数率が減少しているが、地表面付近では変化が無い、やや増加傾向であることが確認された。また、広葉樹混合林においては、時間が経過するにつれて、樹冠部で空間線量率、及び Cs-134、Cs-137 の計数率が減少し、地表面付近で増加している傾向が確認された。

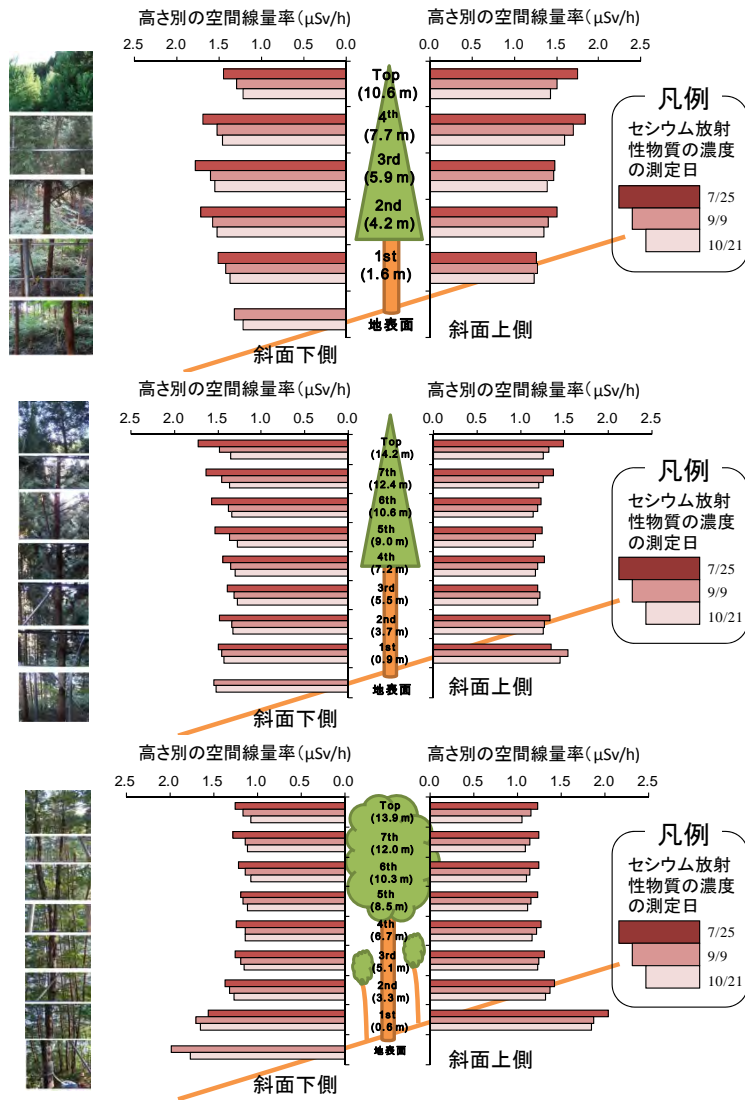


図 6-13 ポータブルゲルマニウム
半導体検出器による林内の空間線量率 ($\mu\text{Sv/h}$)
の垂直分布 (スギ若齢林 (上)、
スギ壮齢林(中)、広葉樹混合林 (下))

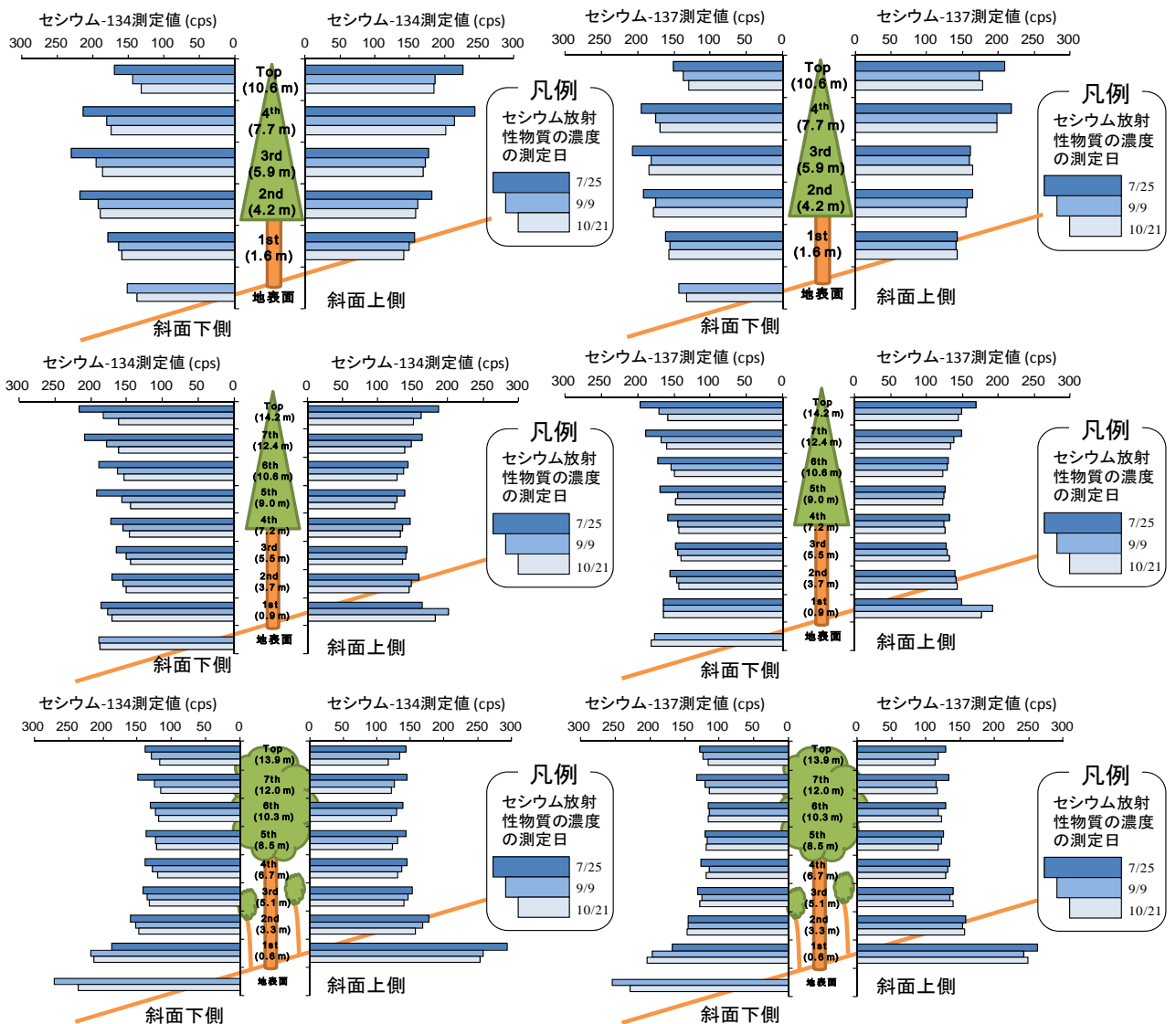


図 6-14 (a) ポータブルゲルマニウム
半導体検出器によるセシウム 134
の計数率 (cps) の垂直分布
(スギ若齢林(上)、スギ壮齢林(中)、
広葉樹混合林(下))

図 6-14 (b) ポータブルゲルマニウム
半導体検出器によるセシウム 137 の計数率
(cps) の垂直分布
(スギ若齢林(上)、スギ壮齢林 (中)、
広葉樹混合林(下))

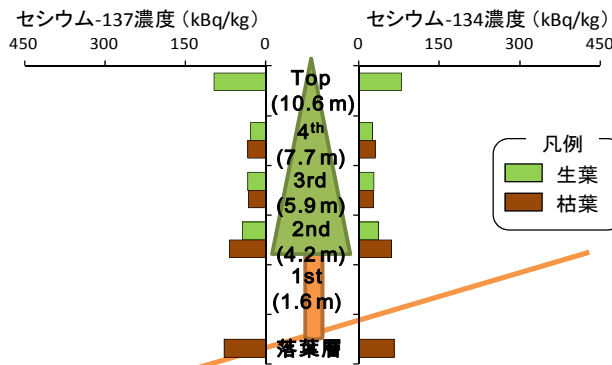
② 高さ別の葉の放射性セシウムの放射能濃度

森林内の樹木に生えている生葉について、Ge 半導体検出器を用いて、放射性セシウムの放射能濃度を求めた結果は次のとおりである。(図 6-15 参照)

- ・広葉樹混合林では、生葉の Cs-134 の放射能濃度は平均で 14.3kBq/kg であり、Cs-137 の放射能濃度は平均で 15.4kBq/kg であった。
- ・スギ若齢林において、生葉の Cs-134 の放射能濃度は平均で 42.8kBq/kg であり、Cs-137 の放射能濃度は平均で 50.9kBq/kg であった。また、スギ壮齢林では、Cs-134 の放射能濃度は平均で 39.6kBq/kg であり、Cs-137 の放射能濃度は平均で 46.3kBq/kg であった。
- ・スギ林は、広葉樹混合樹林に比べて、生葉に含まれる放射性セシウムの放射能濃度は平均で 3 倍程度高い傾向であることが確認された。

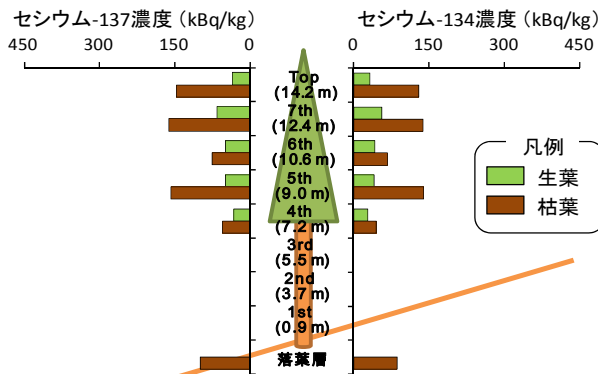
また、スギ林の枯葉について、放射性セシウムの放射能濃度を測定した結果は次のとおりである。

- ・スギ若齢林では、枯葉の Cs-134 の放射能濃度は平均で 39.3kBq/kg であり、Cs-137 の放射能濃度は平均で 44.9kBq/kg であった。スギ壮齢林では、Cs-134 の放射能濃度は平均で 103.9kBq/kg であり、Cs-137 の放射能濃度は平均で 119.1kBq/kg であった。
- ・スギ若齢林では、生葉と枯葉で放射性セシウムの放射能濃度に大差はなかったが、スギ壮齢林では全ての高度において、枯葉の放射能濃度が生葉に比べて 2 倍程度高いことが確認された。
- ・スギ若齢林とスギ壮齢林では、落葉層（リター層）の放射性セシウムの放射能濃度がほぼ同程度で、概ね 100kBq/kg 以下であった。一方、広葉樹混合林では、生葉の放射性セシウムの放射能濃度は、いずれの高度においても、概ね 40kBq/kg 以下であったが、落葉層（リター層）の放射性セシウムの放射能濃度は約 350kBq/kg と特に高い値を示した。



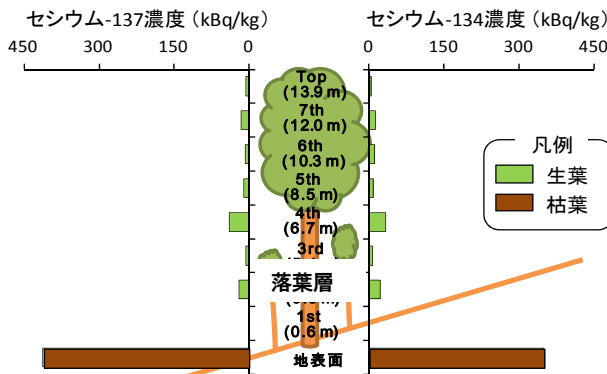
樹高 からの距離 (m)	Cs-137				Cs-134				
	濃度 (kBq/kg)	測定限界 (kBq/kg)	濃度 (kBq/kg)	測定限界 (kBq/kg)	濃度 (kBq/kg)	測定限界 (kBq/kg)	濃度 (kBq/kg)	測定限界 (kBq/kg)	
トップ	10.6	57.5	3.0	検出なし	検出なし	80.1	2.5	検出なし	-
4階目	7.7	28.5	1.6	33.8	1.8	25.8	1.4	30.2	1.6
3階目	5.9	33.7	1.6	33.3	2.3	28.5	1.4	26.5	1.9
2階目	4.2	44.1	2.8	67.6	3.7	36.7	2.4	61.3	3.2
1階目	1.6	検出なし	-	検出なし	-	検出なし	-	検出なし	-
落葉	0.0	検出なし	-	77.4	3.2	検出なし	-	65.7	2.7
平均				44.9		42.8		39.3	

*落葉は平均に含まれていない



樹高 からの距離 (m)	Cs-137				Cs-134				
	濃度 (kBq/kg)	測定限界 (kBq/kg)	濃度 (kBq/kg)	測定限界 (kBq/kg)	濃度 (kBq/kg)	測定限界 (kBq/kg)	濃度 (kBq/kg)	測定限界 (kBq/kg)	
トップ	14.2	34.9	2.0	146	4.2	31.0	1.8	129	3.7
7階目	12.4	65.4	2.6	161	5.3	56.4	2.3	136	4.7
6階目	10.6	49.4	2.2	75.4	3.9	41.8	1.9	67.4	3.4
5階目	9.0	49.0	1.9	157	4.5	40.7	1.6	139	4.0
4階目	7.2	32.8	2.2	56.0	3.2	27.5	1.9	45.5	2.7
3階目	5.5	検出なし	-	検出なし	-	検出なし	-	検出なし	-
2階目	3.7	検出なし	-	検出なし	-	検出なし	-	検出なし	-
1階目	0.9	検出なし	-	検出なし	-	検出なし	-	検出なし	-
落葉	0	検出なし	-	39.4	2.6	検出なし	-	86.0	2.4
平均				48.3		119.1		59.6	

*落葉は平均に含まれていない



樹高 からの距離 (m)	Cs-137				Cs-134				
	濃度 (kBq/kg)	測定限界 (kBq/kg)	濃度 (kBq/kg)	測定限界 (kBq/kg)	濃度 (kBq/kg)	測定限界 (kBq/kg)	濃度 (kBq/kg)	測定限界 (kBq/kg)	
トップ	13.9	6.4	1.0	検出なし	-	4.6	0.8	検出なし	-
7階目	12.0	34.4	0.2	検出なし	-	13.3	1.4	検出なし	-
6階目	10.3	7.7	1.2	検出なし	-	10.8	1.3	検出なし	-
5階目	8.5	10.3	1.4	検出なし	-	9.3	1.3	検出なし	-
4階目	6.7	39.3	1.7	検出なし	-	33.4	1.5	検出なし	-
3階目	5.1	7.0	0.7	検出なし	-	7.0	0.6	検出なし	-
2階目	3.3	20.7	2.0	検出なし	-	22.0	1.9	検出なし	-
1階目	0.6	検出なし	-	検出なし	-	検出なし	-	検出なし	-
落葉	0	-	-	47.3	6.7	-	-	349	5.8
平均				15.4		14.3			

*落葉は平均に含まれていない

図 6-15 高さ別で採取した生葉・枯葉及び落葉層の放射性セシウムの放射能濃度 (Bq/kg)
(スギ若齢林(上)、スギ壮齢林(中)、広葉樹混合林(下))

③ 森林外の高さ別の空間線量率の調査結果

森林外において、高所作業車を使用して、ポータブルゲルマニウム半導体検出器を用いて高度別の空間線量率を測定し、地表面からの距離と空間線量率の関係を調査した。調査地点は平坦な耕作地で、周囲 200m の範囲内に森林がないような箇所を選択した。その結果、図 6-16 に示すように、空間線量率は地表面から高さ 5m までは高度が上がるにつれて減少し、それ以上の高度ではほぼ一定であった。

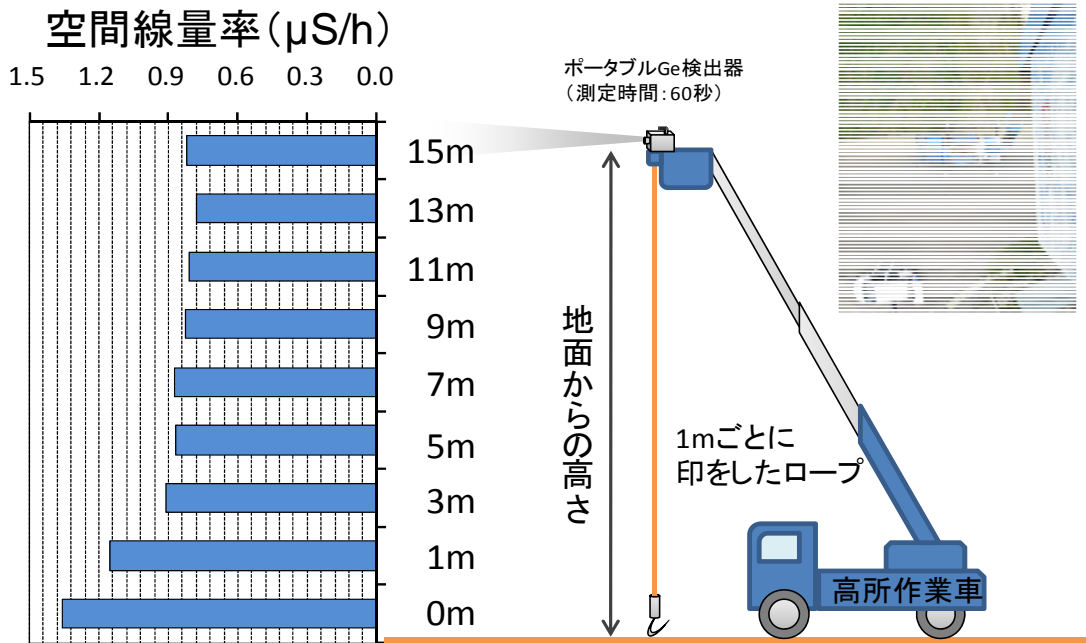


図 6-16 林外の空間線量率の垂直分布

④ 林床の放射性セシウムの空間分布と時間変化

それぞれの森林における林床の放射性セシウムの空間分布を図 6-17 に示す。図中の白抜きの円は樹幹の位置を、不定形の図形は樹冠の輪郭を表している。

スギ若齢林においては、樹冠下で測定された放射性セシウムの計数率は、樹冠の隙間（以下「ギャップ」という。）で測定された放射性セシウムの計数率の値に比べて低い傾向が確認された。3 期間の比較においては、ギャップにおける放射性セシウムの計数率は減少傾向を示していたが、樹冠下における放射性セシウムの計数率は増加傾向であることが確認された。

スギ壮齢林においても、樹冠下の放射性セシウムの計数率は、ギャップで測定された放射性セシウムの計数率の値に比べて低い傾向であることが確認された。3 期間の比較では、全体的に放射性セシウムの計数率が増加傾向にあるものの、樹冠下においては特に、放射性セシウムの計数率が増加する傾向が確認された。

広葉樹混合林においても、樹冠下の放射性セシウムの計数率は、ギャップで測定された放射性セシウムの計数率の値に比べて低い傾向が確認された。3 期間の比較では、全体的に放射性セシウムの計数率が減少傾向にあることが確認された。

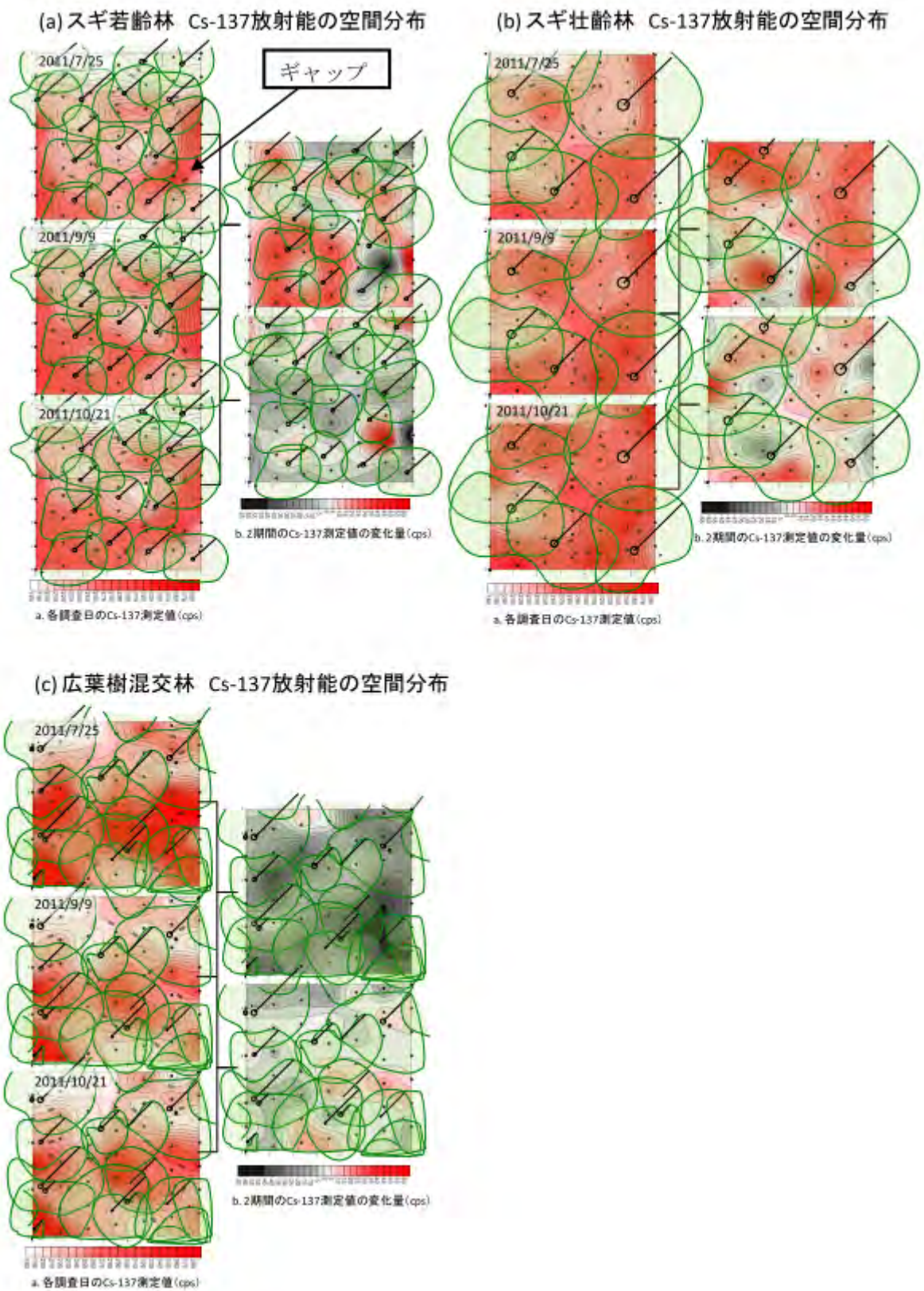


図 6-17 林床におけるセシウム 137 の計数率の空間分布と時間変化（測定値は黒に近づくにつれて、測定値は減少し、赤に近づくほど、増加することを示している。測定日は 7 月 25 日、9 月 9 日、10 月 21 日）

⑤ 森林内の放射性セシウムの移行状況

1) 林内雨中の放射性セシウムの放射能濃度の測定結果

それぞれの森林について、林内の7地点（広葉樹混合林のみ5地点）で採取した林内雨の放射性セシウムの放射能濃度を捕捉水量によって加重平均した値を表6-2に示す。

その結果、スギ壮齢林について、7月3日～8月23日の期間に雨水サンプラで収集した林内雨中に含まれる放射性セシウムの放射能濃度は、Cs-134で34.5～243.2Bq/Lで、Cs-137で47.5～327.3Bq/Lであった。

スギ若齢林では、表6-2に示すように、林内雨中のCs-134の放射能濃度は14.8～145.4Bq/Lで、Cs-137の放射能濃度は17.0～183.8Bq/Lであった。

広葉樹混合林では、表6-2に示すように、Cs-134の放射能濃度は8.1～67.0Bq/Lで、Cs-137の放射能濃度は12.2～86.2Bq/Lであった。

2) 林内雨及び林外雨中の放射性セシウムの放射能濃度の測定結果

それぞれの森林において、3本の樹木から採取した樹幹流の放射性セシウムの放射能濃度を捕捉水量によって加重平均した値を表6-3に示す。

その結果、スギ壮齢林サイトに設置した、7月3日～23日、及び7月23日～8月19日の期間に雨水サンプラで得られた樹幹流中のCs-134の放射能濃度は27.4Bq/Lと33.8Bq/Lであり、Cs-137の放射能濃度は63.9Bq/Lと83.2Bq/Lであった。

スギ若齢林では、樹幹流中のCs-134の放射能濃度は27.5Bq/Lと29.7Bq/Lであり、Cs-137の放射能濃度は42.1Bq/Lと45.6Bq/Lであった。

広葉樹混合林では、樹幹流中のCs-134の放射能濃度は10.5Bq/Lと15.0Bq/Lであり、Cs-137の放射能濃度は40.2Bq/Lと44.4Bq/Lであった。

さらに、各森林に設置した3箇所の林外雨に含まれる放射性セシウムの放射能濃度について、捕捉水量によって加重平均したものを表6-2に示す。各サンプラで得られた林外雨に含まれるCs-137の放射能濃度は、スギ林の近傍では、0.34～0.76Bq/Lであり、広葉樹混合林の近傍では0.08～0.31Bq/Lと林外雨に比べて非常に放射能濃度は低く、林外雨に含まれる放射性セシウムの放射能濃度は概ね1Bq/L以下であることが確認された。

なお、集中豪雨等により林内雨に含まれる放射性セシウムの放射能濃度の変化を確認するため、およそ1週間ごとの林内雨の雨量と放射性セシウムの放射能濃度の関係を調査した。その結果、図6-18(a)に見られるように、林内雨に含まれる放射性セシウムの放射能濃度は、一定期間に降下する雨量が多いほど、低くなる傾向があることが確認された。他方で、図6-18(b)のグラフを見ると、一定期間に降下する雨量の違いと林内雨に含まれる放射性セシウムの総量の明確な相関性は確認できなかった。

3) リターに含まれる放射性セシウムの放射能濃度の測定結果

また、表6-4に見られるように、7月3日～31日及び7月31日～8月19日に回収されたリターについて核種分析したところ、スギ壮齢林におけるCs-134の放射能濃度は98kBq/kgから331kBq/kgに増加しており、Cs-137の放射能濃度は114kBq/kgから398kBq/kgに増加していた。

また、若齢林では、Cs-134の放射能濃度は95kBq/kgから135kBq/kgに増加しており、Cs-137の放射能濃度が101kBq/kgと155kBq/kgであった。一方、広葉樹林サイトでは、Cs-134の放射能濃度が62kBq/kgから107kBq/kgに増加しており、Cs-137の放射能濃度が76kBq/kgと126kBq/kgに増加していた。

表 6-2 林外雨及び林内雨に含まれる放射性セシウムの放射能濃度

期間	スギ壮齢林の林内雨		スギ若齢林の林内雨		広葉樹混合林の林内雨		スギ林サイトの林外雨		広葉樹混合林サイトの林外雨	
	Cs-134濃度 (Bq/L)	Cs-137濃度 (Bq/L)	Cs-134濃度 (Bq/L)	Cs-137濃度 (Bq/L)	Cs-134濃度 (Bq/L)	Cs-137濃度 (Bq/L)	Cs-134濃度 (Bq/L)	Cs-137濃度 (Bq/L)	Cs-134濃度 (Bq/L)	Cs-137濃度 (Bq/L)
2011/07/03 ~ 07/10	34.5	47.5	14.8	17.0	37.3	49.2				
2011/07/10 ~ 07/23	242.2	327.3	145.4	183.8	24.5	29.5	0.7	1.4	0.3	0.3
2011/07/23 ~ 08/01	65.3	82.9	60.5	72.6	11.9	14.2	0.5	0.5	0.1	0.2
2011/08/01 ~ 08/06	73.4	87.6	77.5	98.1	30.8	39.1	0.4	0.3	0.3	0.3
2011/08/06 ~ 08/12	104.8	139.2	81.9	106.2	67.0	86.2				
2011/08/12 ~ 08/19	243.2	309.7	73.7	88.6	32.0	39.5				
2011/08/19 ~ 08/23	126.5	171.9	48.5	66.7	8.1	12.2				

表 6-3 樹幹流に含まれる放射性セシウムの放射能濃度

期間	スギ壮齢林の樹幹流		スギ若齢林の樹幹流		広葉樹混合林の樹幹流	
	Cs-134濃度 (Bq/L)	Cs-137濃度 (Bq/L)	Cs-134濃度 (Bq/L)	Cs-137濃度 (Bq/L)	Cs-134濃度 (Bq/L)	Cs-137濃度 (Bq/L)
2011/07/03 ~ 07/23	27.4	33.8	27.5	29.7	10.5	15.0
2011/07/23 ~ 08/19	63.9	83.2	42.1	45.6	40.2	44.4

表 6-4 リター（森林において地表面に落ちたままの状態、土壌生物によってほとんど分解されていない葉・枝・果実・樹皮・倒木などが堆積している層）に含まれる放射性セシウムの放射能濃度

期間	スギ壮齢林のリター		スギ若齢林のリター		広葉樹混合林のリター	
	Cs-134濃度 (kBq/kg)	Cs-137濃度 (kBq/kg)	Cs-134濃度 (kBq/kg)	Cs-137濃度 (kBq/kg)	Cs-134濃度 (kBq/kg)	Cs-137濃度 (kBq/kg)
2011/07/03 ~ 07/31	98	114	95	101	62	76
2011/07/31 ~ 08/19	331	398	135	155	107	126

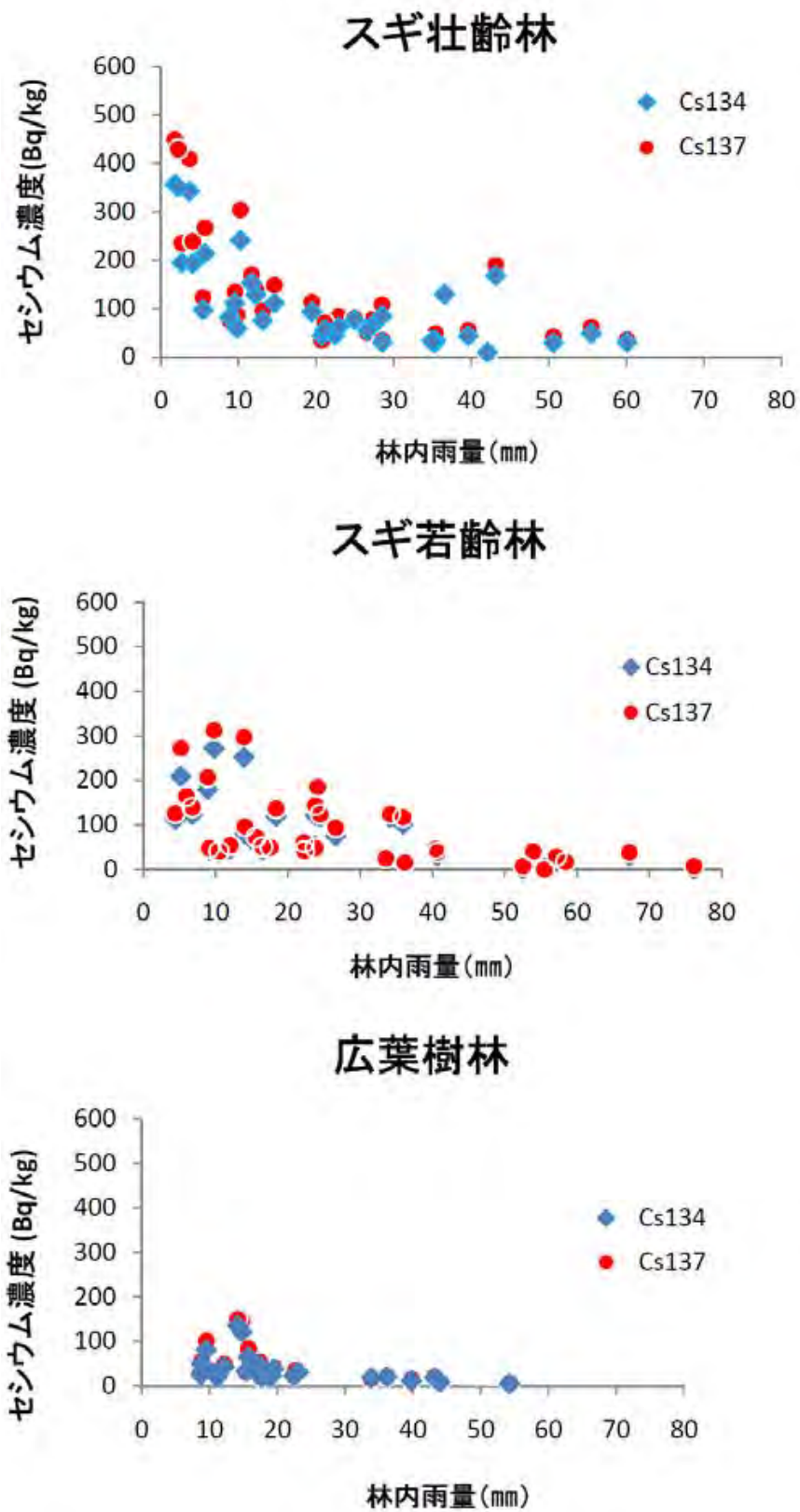


図 6-18 (a) 林内雨量と放射性セシウムの放射能濃度の関係

スギ壮齢林

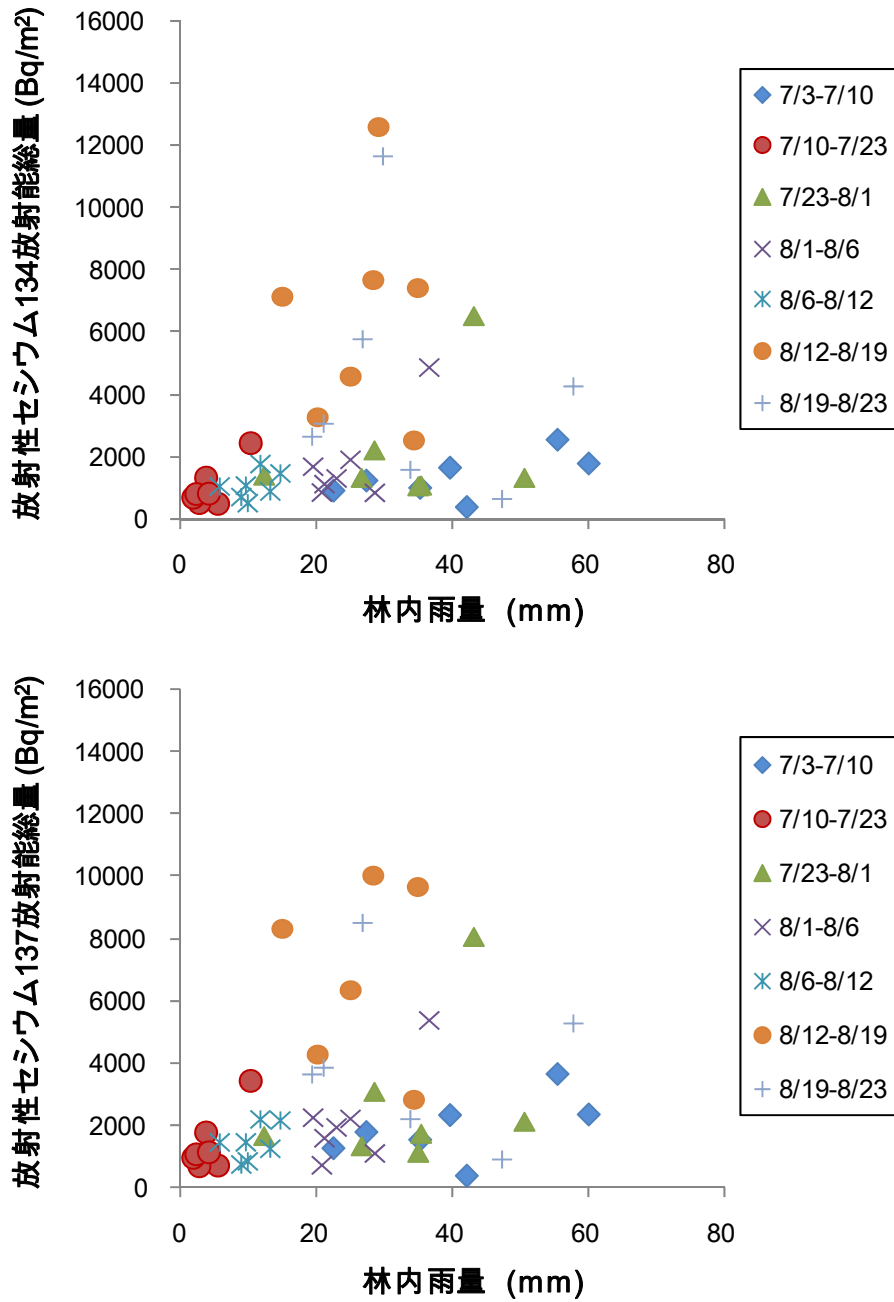


図 6-18(b-1) 各期間の林内雨量と林内雨に含まれる放射性セシウム総量との関係 (スギ壮齢林)

スギ若齢林

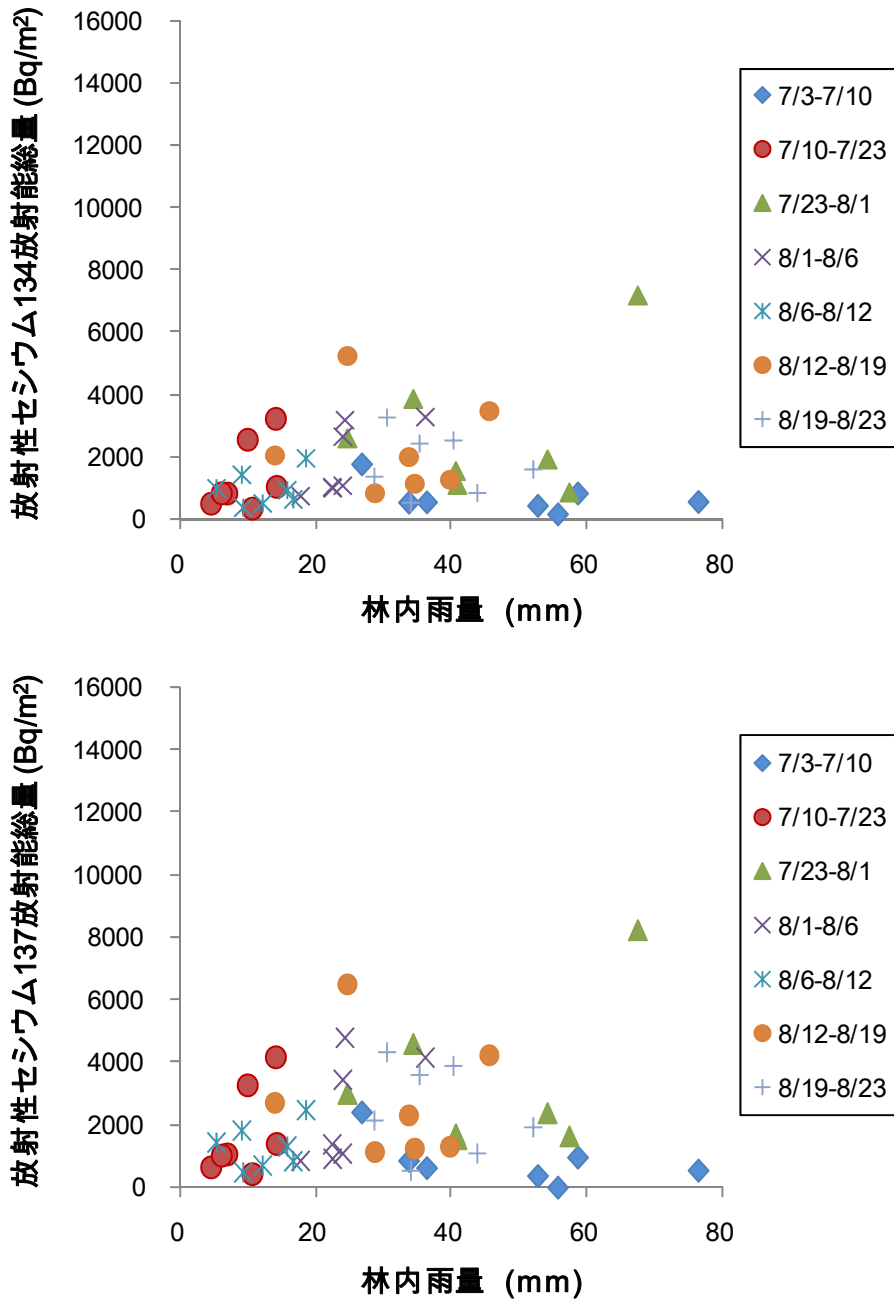


図 6-18(b-2) 各期間の林内雨量と林内雨に含まれる放射性セシウム総量との関係 (スギ若齢林)

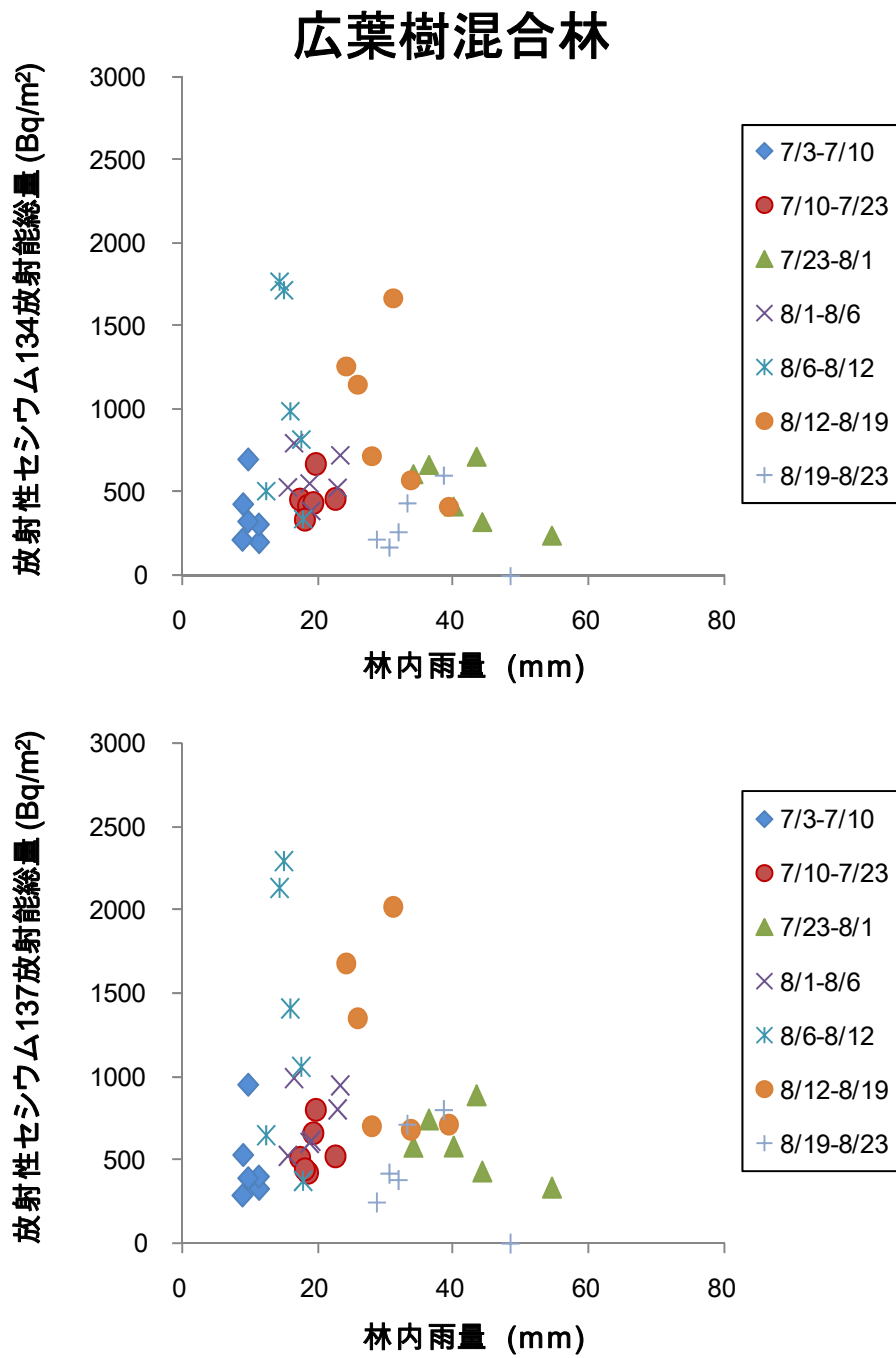


図 6-18(b-3) 各期間の林内雨量と林内雨に含まれる放射性セシウム総量との関係 (広葉樹混合林)

(4) 考察

本調査結果は、モデル地域における森林内の放射性セシウムの移行状況を示したものであり、植生が異なる森林内等において同様の傾向の有無を確認するためには、今後も継続的な調査が必要であるが、本モデル地域の森林内における放射性物質の移行状況について、一定の傾向を確認することができた。今後、同様の植生の森林内の除染対策に活用されることが期待される。

なお、本調査で得られた、それぞれの結果に関する考察は以下のとおりである。

① 森林内の放射性セシウムの分布と時間変化

- ・図 6-15 の結果に見られるように、樹木の根や葉から養分や水分とともに放射性セシウムを吸収する生葉が、これらを吸収しない枯葉に比べて放射能濃度が同程度、又は小さい傾向にあることから、現時点では、根や葉から放射性セシウムの吸収量は、葉への放射性セシウムの付着量に比べて非常に小さいものと考えられる。
- ・図 6-13 の結果に見られるように、地表面にしか放射線源がない場合、通常、空間線量率は高さが高くなるほど低くなる傾向にあるが、スギ林内は、図 6-15 の結果に見られるように、樹冠に顕著に放射性セシウムが付着しているため、樹冠に近いほど空間線量率が増加する傾向にあるものと考えられる。この理由としては、事故発生初期に放射性セシウムが放出された際、広葉樹林内の樹木の葉は生育途中であったことから、図 6-15 の結果に見られるように、降下した放射性セシウムは葉に蓄積されずに土壌表層の落葉等のリター層に直接付着したため、リター層への放射性セシウム量がスギ林に比べて大きくなり、地表面に近いほど、空間線量率が増加する傾向にあるものと考えられる。
- ・森林土壌中の放射性セシウムの存在量は、時間とともに変化していることが明らかになった。スギ林（若齢林お呼び壮齢林）では、図 6-17 に示したとおり、時間経過とともに林床の放射性セシウムの計数率が増加傾向であることが示されたが、広葉樹混合林においては放射性セシウムの計数率が減少傾向であることが確認された。この理由として、常緑のスギ林では、森林に降下した放射性セシウムの多くが樹冠に捕捉されており、その後の降雨に伴い、樹冠から林床への放射性セシウムの移行が継続的に起きていることが原因であると考えられた。一方、広葉樹混合林において、放射性セシウムの計数率が減少傾向であったことから、地表のリター層に吸着している放射性セシウムは、雨水の浸透に伴い土壌深部への移動を開始していることが示唆された。

② 森林内の放射性セシウムの移行状況

- ・表 6-2、表 6-3 の結果に見られるように、林内雨や樹幹流に一定の放射性セシウムが含まれていることから、葉や樹木の幹に付着した放射性セシウムは、森林内での降雨が林内雨や樹幹流として樹冠を通過する過程で樹冠にトラップされている放射性セシウムを洗い流すことにより、徐々に林床に移行しているものと考えられる。また、樹幹流より林内雨に含まれる放射性セシウムの放射能濃度が高いことから、森林内の地表面の放射性セシウムの存在量の増加要因は、葉に付着した放射性セシウムの降雨を通じた移行の寄与が大きいものと考えられる。
- ・図 6-18 に示すように、一定期間に降下する雨量によって、林内雨に含まれる放射性セシウム

の総量は大きく変化しない傾向が確認されていることから、林内では、雨量が多くても放射性セシウムの移行は促進されないものと考えられる。

これらの結果を踏まえると、スギ林内の土壌中における放射性セシウムの蓄積量は、落葉の堆積や、葉に付着した放射性セシウムが降雨により森林内の地表面に移行することなどに伴い、現状でも徐々に増加してきているものと考えられる。

また、広葉樹混合林では、最表層（特にリター層）に堆積していた放射性セシウムが、雨水の浸透や有機物の分解により下方浸透を始めていることが示唆された。森林内の放射性セシウムの分布と移行状況を定量的に把握するためには、継続的な林内雨及び樹幹流のモニタリングが必要であることが示された。

現状において森林内の空間線量率の低減化を図るためには、広葉樹混合林では、落葉等のリター層における放射性セシウムの存在量が多いことから、生態系への影響を考慮しつつ、表面に堆積しているリター層を除去することが効果的であることが確認された。他方で、スギ林では、樹冠付近の生葉や枯葉に付着した放射性セシウムの放射能濃度が高いことから、生葉や枯葉を除去することが効果的であることが確認された。なお、スギ壮齢林では、スギ若齢林や広葉樹混合林に比べて、地表面への放射性セシウムの蓄積量が多いことから、リター層の除去も効果的である。

6.3.1.3 様々な土地利用区画からの土壌侵食による放射性物質の移行状況調査

(1) 本調査の実施目的

様々な土地利用区画からの土壌侵食によるからの放射性物質の移行状況を確認するため、緩勾配のタバコ畑及び急勾配の畑地、採草地、放牧草地、及びスギ若齢林の任意の傾斜地5地点に、ステンレス板による境界区分(以下、「プロット」という。)を設置するとともに、境界区分の下流側に三角堰(流量計測)及びタンク(土砂溜め)を設置して、土砂及び放射性物質の流出量の測定を実施した。

(2) 本調査の詳細

① 調査内容

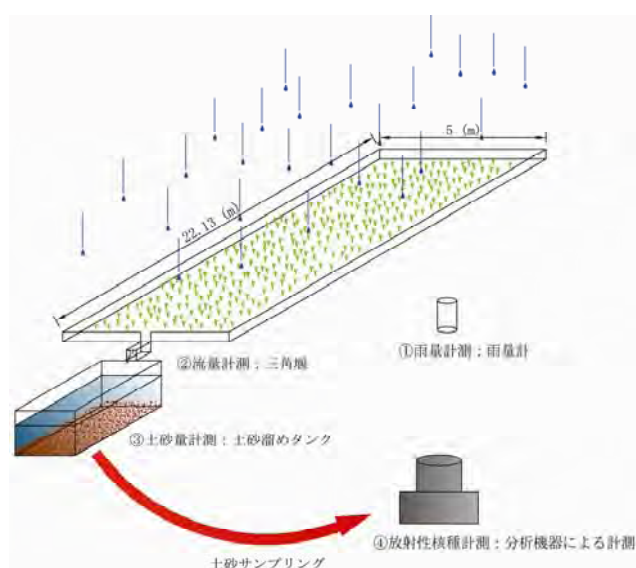
緩勾配のタバコ畑、急勾配の畑地、採草地、放牧草地、及びスギ若齢林における土砂移動に伴う放射性セシウムの移行状況について、以下の調査を実施した。なお、調査期間は、平成23年6月5日から9月4日である。

A) 放射性セシウムの移行状況調査

各プロットの出水口に三角堰を設置し、さらに水位計を設置した。毎週1回、三角堰及び土砂を溜める容器(プール)に溜まった土砂を回収し、実験室に持ち帰り乾燥させた後、Ge半導体検出器を用いて、土砂中に含まれる放射性セシウムの放射能濃度を求めた。(図6-19参照)

B) 各プロットにおける放射性セシウムの移行形態

土地利用の異なった各調査地において、植生と土砂の流出量、放射性物質の流出量との関係を調査し、土地利用の違いに伴う、降雨による土砂とともに移動する放射性セシウムの移行現象の違いについて検討した。



- ①雨量計：降雨量の計測
- ②三角堰：境界区分から流れ出る流量の計測
- ③土砂溜：境界区分から流れ出る土砂量を計測
- ④ゲルマニウム半導体検出器：土砂サンプルに含まれる放射性物質の測定

図6-19 土壌侵食による放射性セシウム移行調査、測定項目

② 調査地の概要

福島県伊達郡川俣町の山木屋地区において、傾斜の異なる畑地（緩勾配のタバコ畑及び急勾配の畑地）、採草地、放牧草地、及びスギ林若齢林の 5 箇所から流出する土砂に含まれる放射性セシウムの放射能濃度を測定した。プロットを設置した 5 箇所の特徴は以下の図 6-20 のとおりである。

- ・緩勾配のタバコ畑（以下、「畑 A」という。）（写真 6.8.1）

福島第一原発事故の発生前にタバコを栽培していた畑地であり、調査当時は未耕作である。傾斜は緩く、過去の耕作に伴い、他の耕作地に比べて土壌が柔らかい。植生量が多いため、プロット内の草刈を毎週行い、土砂の流れを良くなるようにした。（植生量は非常に少ない）

- ・急勾配の畑地（以下、「畑 B」という。）（写真 6.8.2）

福島第一原発事故の発生前に使用していた畑地であり、調査当時は未耕作である。耕作していた作物は確認できなかった。土壌の地質は粘土質であり、地盤が非常に固い。植生量は比較的多く、プロット内の草刈は 2 週間に 1 回程度行った。（植生量は少ない）

- ・採草地（以下、「牧草地 A」という。）（写真 6.8.3）

福島第一原発事故の発生前は牧畜用の飼料となる草を栽培していたが、現在は飼料として使えないため、雑草が茂っている。牛や車両等の立ち入りがあまりないため、土壌攪乱が少なく、植生根が密生している。植生量が多いが、採草地の状況を再現するため、プロット内の草刈は 1 ヶ月に 1 回程度行った。（植生量が多い）

- ・放牧草地（以下、「牧草地 B」という。）（写真 6.8.4）

福島第一原発事故の発生前は放牧草地であったため、土壌攪乱の機会が多く、植生根がまばらに密生している。植生量は非常に多いが、放牧地の状況を再現するため、プロット内の草刈は 1 週間に 1 回程度行った。（植生量は非常に多い）

- ・スギ若齢林（写真 6.8.5）

密生したスギの人工林であるため、日射量が少なく、林床には植生も少ない。ただし、スギの葉から供給されるリターは多い。（リターが多い）



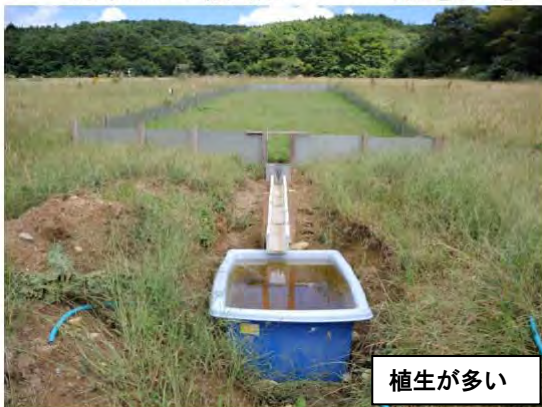
植生が非常に少ない

写真 6.8.1 : 緩勾配のタバコ畑 [畑 A]



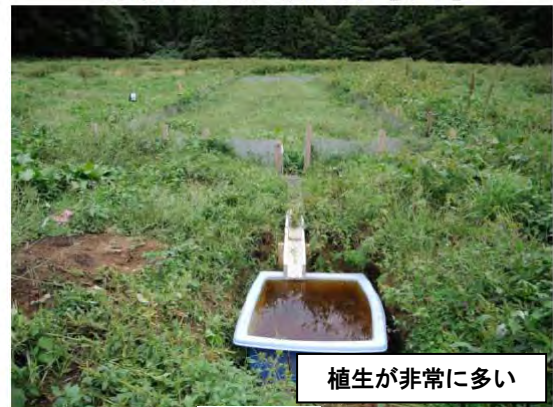
植生が少ない

写真 6.8.2 : 急勾配の畑 [畑 B]



植生が多い

写真 6.8.3 : 採草地 [牧草地 A]



植生が非常に多い

写真 6.8.4 放牧草地 [牧草地 B]



リターが多い

写真 6.8.5 : スギ若齢林

図 6-20 土壤侵食による放射性物質の移行状況調査箇所 (5 箇所) の状況

(2) 本調査の結果

本調査の結果を表 6-5 に示す。その結果、いずれの土地利用区画のプロットにおいても、本調査期間（1 ヶ月半）における土壌侵食による放射性セシウムの流出量は、放射性セシウムの残存量の 0.008%（牧草地 B）～0.26%（畑 A）であった。本調査期間中の降雨量は 260mm 程度と例年並みであったが、土壌侵食による放射性物質の移動は、緩やかであることが確認された。

また、本調査期間中の流出水の積算量を比較すると、図 6-21（a）に示すように、牧草地 A が最も多く、流出水量の積算量は 717m³/ha であり、続いて畑 A（緩勾配のタバコ畑）（604m³/ha）、畑 B（急勾配の畑）（372m³/ha）、スギ若齢林（10m³/ha）、放牧草地 B（5m³/ha）の順番であった。

さらに、流出土砂の積算量を比較すると、図 6-21（b）に示すように、畑 A（緩勾配のタバコ畑）が最も多く約 920kg/ha であり、続いて畑 B（急勾配の畑）（265kg/ha）、放牧草地 B（184kg/ha）、牧草地 A（95kg/ha）、スギ若齢林（64kg/ha）の順番であった。

また、図 6-22 に示すように、各区画から流出した放射性セシウムの流出量（以下、「流出放射性核種積算量」という。）を比較すると、畑 A（緩勾配のタバコ畑）が最も多く、Cs-134 は約 1.0kBq/m²（10MBq/ha）、Cs-137 は約 1.2kBq/m²（12MBq/ha）であり、続いて畑 B（急勾配の畑）（Cs-134：0.24kBq/m²（2.4MBq/ha）、Cs-137：0.28kBq/m²（2.8MBq/ha））、スギ若齢林（Cs-134：0.13 kBq/m²（1.3MBq/ha）、Cs-137：0.15kBq/m²（1.5MBq/ha））、牧草地 A（Cs-134：0.11 kBq/m²（1.1MBq/ha）、Cs-137：0.13kBq/m²（1.3MBq/ha））、放牧草地 B（Cs-134：0.07kBq/m²（0.7MBq/ha）、Cs-137：0.09 kBq/m²（0.9MBq/ha））、6.3.2.2 で後述する水田通常耕作（Cs-134：0.083kBq/m²（0.83MBq/ha）、Cs-137：0.087kBq/m²（0.87MBq/ha））の順番であった。代掻き時を除けば、水田より流出する流出放射性核種積算量は畑地に比べて少ない値であることが確認された。

なお、流出率は、流出量を雨量とプロットの面積（110.65m²）との積で除して算出した。プロットの大きさは、5m×22.13m=110.65m²である。

表 6-5（a） 畑 A の水・土砂・放射性物質の流出量

Cs-134 残存量：372kBq/m²

Cs-137 残存量：452kBq/m²

緩勾配のタバコ畑 [畑A]	雨量	流出量	土砂量	Cs-134			Cs-137		
	ΣR	ΣQ	M	核種濃度	核種量	流出率	核種濃度	核種量	流出率
	(mm)	(L)	(kg)	(Bq/kg)	(Bq)	(%)	(Bq/kg)	(Bq)	(%)
2011/07/17～07/24	22.4	0.0	0.008	9,671	81	0.000	4,358	36	0.000
2011/07/24～07/31	60.0	439.2	2.369	12,916	30,594	0.075	15,321	36,292	0.073
2011/07/31～08/07	17.2	1,006.5	3.555	2,556	9,085	0.022	3,087	10,975	0.022
2011/08/07～08/14	18.6	1,080.9	2.449	9,722	23,808	0.058	11,373	27,852	0.056
2011/08/14～08/21	74.0	2,653.8	0.165	12,240	2,017	0.005	14,461	2,383	0.005
2011/08/21～08/28	23.0	99.1	0.313	19,468	6,101	0.015	22,933	7,187	0.014
2011/08/28～09/04	46.0	1,364.0	1.255	30,730	38,573	0.094	36,611	45,954	0.092
合計	261.2	6,643.4	10.114		110,258	0.269		130,679	0.263

表 6-5(b) 畑 B の水・土砂・放射性物質の流出量

Cs-134 残存量：479kBq/m²

Cs-137 残存量：587kBq/m²

急勾配の畑[畑B]		雨量	流出量	土砂量	Cs-134			Cs-137		
		ΣR	ΣQ	M	核種濃度	核種量	流出率	核種濃度	核種量	流出率
		(mm)	(L)	(kg)	(Bq/kg)	(Bq)	(%)	(Bq/kg)	(Bq)	(%)
2011/07/17	～07/24	22.4	0.0	0.017	9,328	157	0.000	10,913	184	0.000
2011/07/24	～07/31	60.0	569.6	0.853	2,859	2,439	0.005	3,344	2,853	0.004
2011/07/31	～08/07	17.2	142.7	0.338	9,283	3,142	0.006	10,794	3,654	0.006
2011/08/07	～08/14	18.6	810.0	0.235	12,269	2,887	0.005	14,478	3,407	0.005
2011/08/14	～08/21	74.0	1,754.5	1.012	5,654	5,721	0.011	6,460	6,536	0.010
2011/08/21	～08/28	23.0	252.9	0.241	15,479	3,737	0.007	18,351	4,430	0.007
2011/08/28	～09/04	46.0	564.2	0.217	37,404	8,126	0.015	44,863	9,747	0.015
合計		261.2	4,094.0	2.914		26,210	0.050		30,811	0.048

表 6-5 (c) 牧草地 A の水・土砂・放射性物質の流出量

Cs-134 残存量：372kBq/m²

Cs-137 残存量：435kBq/m²

採草地 [牧草地A]		雨量	流出量	土砂量	Cs-134			Cs-137		
		ΣR	ΣQ	M	核種濃度	核種量	流出率	核種濃度	核種量	流出率
		(mm)	(L)	(kg)	(Bq/kg)	(Bq)	(%)	(Bq/kg)	(Bq)	(%)
2011/07/17	～07/24	22.4	0.0	0.071	29,070	2,054	0.005	34,292	2,423	0.005
2011/07/24	～07/31	60.0	2,795.5	0.699	9,580	6,696	0.016	11,348	7,931	0.017
2011/07/31	～08/07	17.2	0.0	0.000		0	0.000		0	0.000
2011/08/07	～08/14	18.6	1,270.8	0.117	12,379	1,443	0.004	14,450	1,684	0.004
2011/08/14	～08/21	74.0	3,672.3	0.150	11,554	1,730	0.004	12,859	1,926	0.004
2011/08/21	～08/28	23.0	0.0	0.000		0	0.000		0	0.000
2011/08/28	～09/04	46.0	145.1	0.006	12,436	70	0.000	14,227	80	0.000
合計		261.2	7,883.7	1.041		11,993	0.029		14,044	0.029

表 6-5 (d) 牧草地 B の水・土砂・放射性物質の流出量

Cs-134 残存量：892kBq/m²

Cs-137 残存量：1,037kBq/m²

放牧地 [牧草地B]		雨量	流出量	土砂量	Cs-134			Cs-137		
		ΣR	ΣQ	M	核種濃度	核種量	流出率	核種濃度	核種量	流出率
		(mm)	(L)	(kg)	(Bq/kg)	(Bq)	(%)	(Bq/kg)	(Bq)	(%)
2011/07/17	～07/24	22.4	0.0	0.000		0	0.000		0	0.000
2011/07/24	～07/31	60.0	2.0	1.615	4,295	6,938	0.007	5,133	8,292	0.007
2011/07/31	～08/07	17.2	0.0	0.102	2,257	230	0.000	2,871	293	0.000
2011/08/07	～08/14	18.6	0.0	0.197	2,878	567	0.001	3,288	647	0.001
2011/08/14	～08/21	74.0	50.1	0.106	3,083	327	0.000	3,585	381	0.000
2011/08/21	～08/28	23.0	4.7	0.000		0	0.000		0	0.000
2011/08/28	～09/04	46.0	0.0	0.008	6,301	50	0.000	7,504	59	0.000
合計		261.2	56.8	2.028		8,112	0.008		9,672	0.008

表 6-5 (e) スギ若齢林の水・土砂・放射性物質の流出量

Cs-134 残存量：213kBq/m²

Cs-137 残存量：260kBq/m²

スギ若齢林	雨量	流出量	土砂量	Cs-134			Cs-137		
	ΣR	ΣQ	M	核種濃度	核種量	流出率	核種濃度	核種量	流出率
	(mm)	(L)	(kg)	(Bq/kg)	(Bq)	(%)	(Bq/kg)	(Bq)	(%)
2011/07/17～07/24	22.4	0.0	0.000		0	0.000		0	0.000
2011/07/24～07/31	60.0	55.1	0.284	11,259	3,194	0.014	13,090	3,713	0.013
2011/07/31～08/07	17.2	55.8	0.263	25,459	6,689	0.029	30,194	7,934	0.028
2011/08/07～08/14	18.6	0.0	0.063	20,559	1,287	0.005	23,913	1,497	0.005
2011/08/14～08/21	74.0	0.0	0.024	54,496	1,284	0.005	64,456	1,519	0.005
2011/08/21～08/28	23.0	0.0	0.000		0	0.000		0	0.000
2011/08/28～09/04	46.0	0.2	0.067	23,913	1,593	0.007	28,490	1,897	0.007
合計	261.2	111.1	0.699		14,047	0.060		16,559	0.058

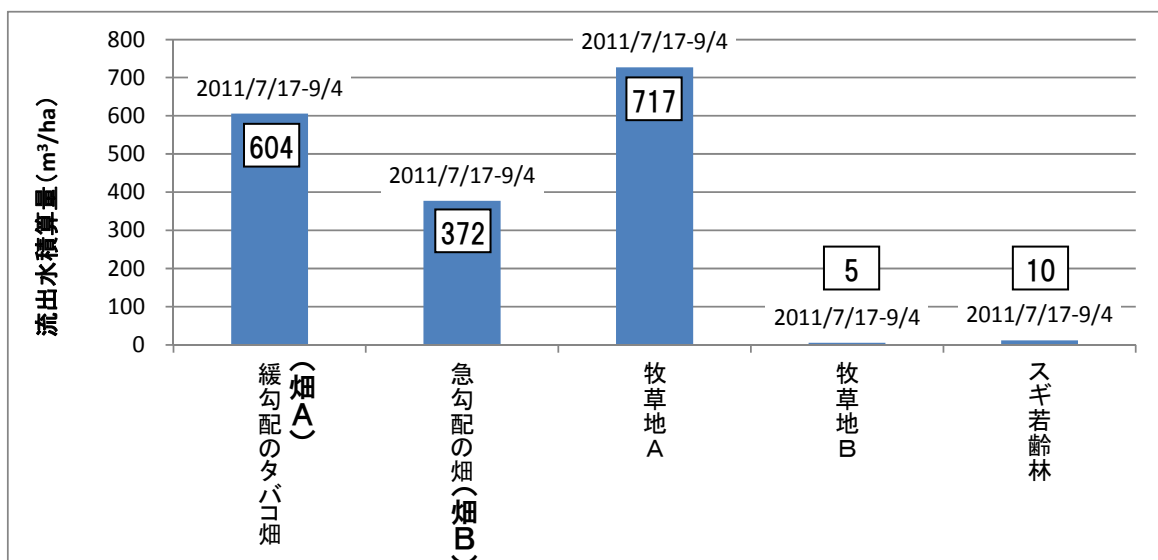


図6-21 (a) 各調査箇所における流出水の積算量 (四角囲いの数字は流出水積算量の値)

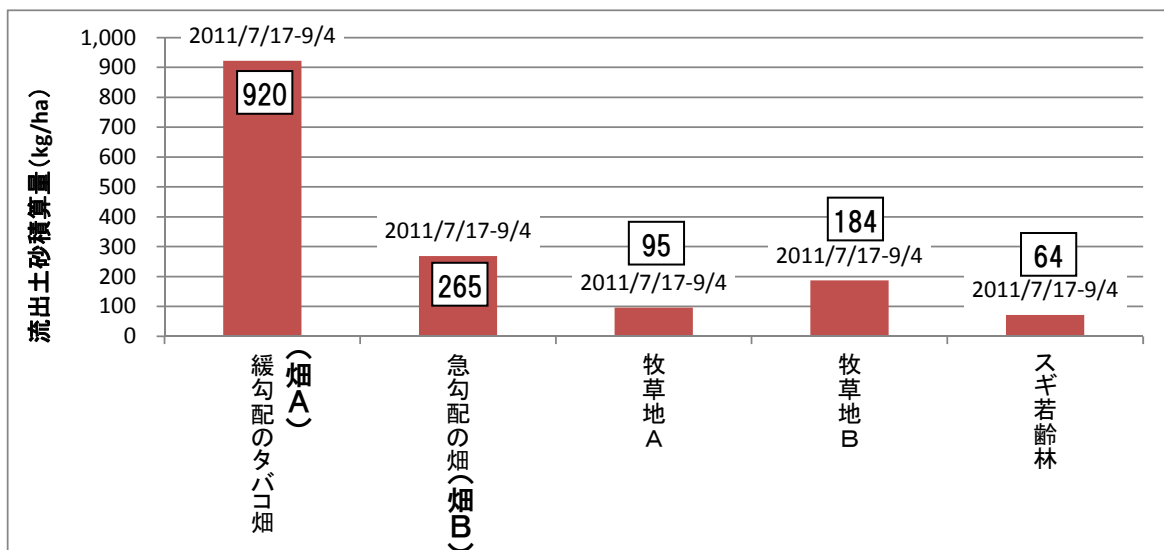


図6-21 (b) 各調査箇所における流出土砂の積算量 (四角囲いの数字は流出土砂積算量の値)

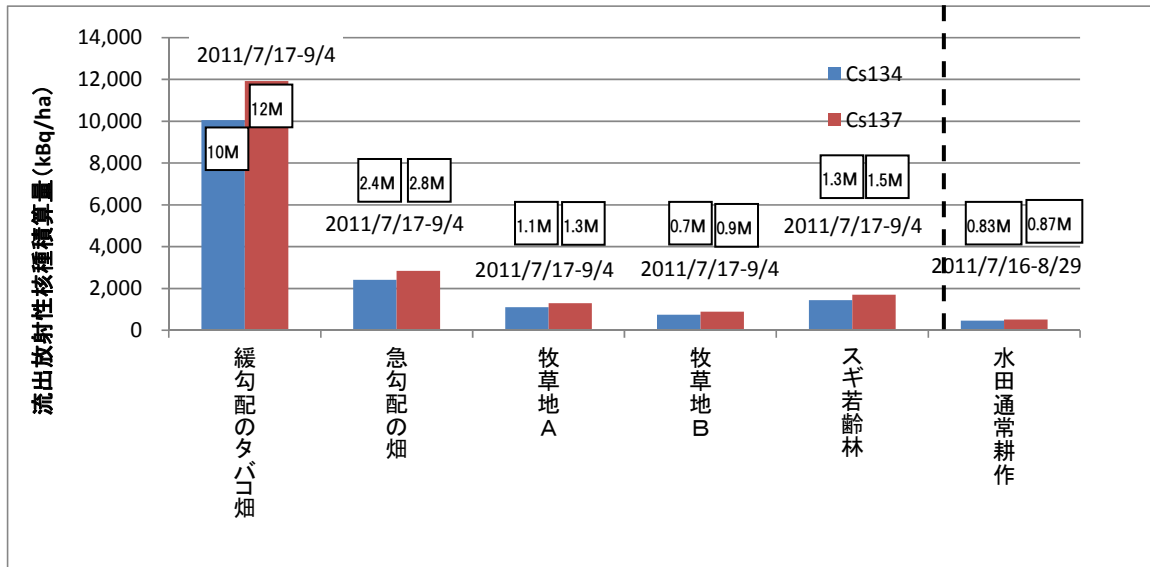


図 6-21(c) 各調査箇所における流出した放射性核種の積算量（四角囲いの数字はセシウム 134、セシウム 137 の流出積算量の値）

(3) 考察及びまとめ

上記の調査結果をまとめると表 6-6 のとおりである。この結果から考えると、傾斜の異なる畑地（緩勾配のタバコ畑及び急勾配の畑地）、採草地、放牧草地、及びスギ林若齢林の 5 箇所の植生の違いにより、土砂量、放射性核種流出量に明確な違いが確認され、植生量が多い調査箇所（牧草地 A、牧草地 B など）では放射性核種の積算流出量が少ないことが確認された。この理由としては、牧草地 A、放牧草地 B では、牧草等が土壌を表面被覆しており、放射性物質の移動を妨げていることが考えられる。なお、勾配の影響よりも植生の影響の方が、放射性セシウムの流出量に影響を与えることが確認された。

他方で、スギ若齢林では、下層植生が少ないものの、土壌がリターで覆われているため、雨水による土砂の流出を防止していると考えられる。

本調査期間内での土砂移動に伴う放射性物質の移行量は各調査箇所の放射性セシウムの存在量の最大でも約 0.3%未滿にとどまったが、これまでの Lal(1984)などの報告によれば、斜面の長さが長い場合、流水の集中に伴う、深掘れ(ガリ侵食)が発生すると言われている。そこで、今後、土壌浸食に伴う放射性核種の移行状況について詳細に確認するため、長い斜面について調査を実施し、ガリ侵食も含めた放射性物質の移行について、継続的な調査、解析が必要である。

表 6-6 植生と流出土砂量、流出放射性核種積算値の関係

	植生	流出土砂量	流出放射性核種積算値	
			Cs-134	Cs-137
畑 A (緩勾配のタバコ畑)	非常に少ない	非常に多い (920kg/ha)	非常に多い (10MBq/ha)	非常に多い (12MBq/ha)
畑 B (急勾配の畑)	少ない	多い (265kg/ha)	多い (2.4MBq/ha)	多い (2.8MBq/ha)
牧草地 A	多い	少ない (95kg/ha)	少ない (1.1MBq/ha)	少ない (1.3MBq/ha)
牧草地 B	非常に多い	少ない (184kg/ha)	少ない (0.7MBq/ha)	少ない (0.9MBq/ha)
スギ若齢林	リターが多い	非常に少ない (64kg/ha)	少ない (1.3MBq/ha)	少ない (1.5MBq/ha)

【引用文献】

Lal, R. (1984), Effects of slope length on runoff from alfisols in western Nigeria, Geoderma, 33, 181- 189.

6.3.1.4 森林、土壌等の自然環境からの放射性物質の飛散量の測定

(1) 本調査の実施目的

土地利用の違いにより、地表面や森林等に降下した放射性物質が、大気へと風によって巻き上げられ、飛散（再浮遊）する状況が異なってくるか確認するため、裸地（小学校グラウンド）、畑（タバコ畑、畑地）、水田、草地、放牧草地、スギ若齢林及び広葉樹混合林の8地点において、エアサンプラを用いて、放射性セシウムの飛散（再浮遊）量について測定を実施した。

(2) 本調査の詳細

① 調査内容

裸地（小学校グラウンド）、畑（タバコ畑、畑地）、水田、草地、放牧草地、スギ若齢林及び広葉樹混合林の8地点における、風による放射性セシウムの飛散量を測定するため、以下の調査を実施した。なお、調査期間は平成23年6月6日から8月31日である。

A) 学校グラウンド、畑、水田、及び放牧草地における地表付近の大気浮遊塵に含まれる放射性セシウムの放射能濃度の測定

学校グラウンド、畑、水田、放牧草地において、地表面から約1mの高さに吸気口が来るようにエアサンプラ（学校グラウンドのみハイボリュームエアサンプラを使用し、その他の地点はローボリュームエアサンプラ）を設置し、大気浮遊塵に含まれる放射性セシウムの放射能濃度を測定した。大気の採取には、各調査箇所の地表面付近の空気をポンプで吸引し、空気中の放射性物質を含む微粒子やガス状物質を石英繊維フィルタ、及び活性炭繊維フィルタで捕集した。大気吸引流量は560～700L/min（ハイボリュームエアサンプラ）の装置と30～40L/minの装置（ローボリュームサンプラ）の2種類を使用した。採取は2日～1週間連続で実施し、終了後、フィルタを回収し、Ge半導体検出器を用いて、放射性セシウムの放射能濃度の測定を実施した。

B) 針葉樹林、広葉樹林の樹冠部における、大気浮遊塵に含まれる放射性セシウムの放射能濃度の測定

スギ若齢林、及び広葉樹混合林内に設置したタワー（それぞれ高さ8m、及び12m）の樹冠付近にローボリュームエアサンプラを設置し、大気浮遊塵に含まれる放射性セシウムの放射能濃度を測定した。採取は2日～1週間連続で実施し、終了後、フィルタを回収し、Ge半導体検出器を用いて、放射性セシウム等の放射能濃度の測定を実施した。

C) 上記調査地点における放射性セシウムの飛散量と土壌水分量との関係の検証

土地利用の異なった各調査地点において、気象要素や土壌水分と大気浮遊塵に含まれる放射性セシウム等の放射能濃度の関係を調査し、土地利用の違いに伴う、大気へと飛散する放射性セシウム等の飛散現象の違いについて検証した。

(2) 調査結果と考察

① 各調査箇所における大気浮遊塵中の放射性セシウムの放射能濃度の測定結果

学校グラウンド、畑、水田、放牧草地において、大気浮遊塵に含まれる放射性セシウムの放射能濃度を測定した。その結果、図6-23に見られるように、各調査地点の土壌に沈着したCs-134の沈着量が320～370kBq/m²、Cs-137の沈着量が440～450kBq/m²と沈着量が同程度であったタバ

コ畑、学校グラウンド、採草地においては、大気浮遊塵中の Cs-134 及び Cs-137 の放射能濃度の中央値は共に約 1 mBq/m³ と同程度の値であり、これらの調査地点では、6.3.2.2 の水田から河川への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査で後述する水田を除き、土地利用の違いによる、大気浮遊塵中の放射性セシウムの放射能濃度に有意な違いは確認されなかった。

他方で、土壌に沈着した Cs-134 の沈着量が 892kBq/m²、Cs-137 の沈着量が 1,037kBq/m² とタバコ畑、学校グラウンド、採草地より約 2~3 倍高い放牧草地では、大気浮遊塵中の Cs-134 及び Cs-137 の放射能濃度の中央値は、それぞれ 2.2mBq/m³、及び 2.8mBq/m³ とタバコ畑、学校グラウンド、採草地で測定された大気浮遊塵中の放射性セシウムの放射能濃度の約 2~3 倍、高い傾向が確認された。

本調査で実施した調査地点は近接しているものの、これらの地点で大気浮遊塵中の放射性セシウムの放射能濃度が土壌表面に沈着した放射性セシウムの沈着量に応じて変化することは、土壌表面に沈着した放射性セシウムが大気へと再浮遊していることを示している。

なお、本調査では、大気浮遊塵に含まれる放射性セシウムの放射能濃度が土壌表面に沈着した放射性セシウムの沈着量に比例する可能性が示唆されたが、今後、この傾向について一般化するため、調査地点数を増やなど、更なる調査が必要である。

また、スギ若齢林、及び広葉樹混合林の双方については、タバコ畑、学校グラウンド、採草地と比較して放射性セシウムの沈着量が同程度であるにも関わらず、大気浮遊塵中に含まれる放射性セシウムの放射能濃度が高い傾向が確認された。このことは、樹木の樹冠からの放射性セシウムの飛散は、土壌からの飛散とは異なるメカニズムであることを示唆している。他方で、6.3.1.2 の森林における放射性物質の分布状況の確認及び移行状況調査で示したように、葉への放射性セシウムの付着が少ない広葉樹混合林においても、放射能濃度が高い放射性セシウムが飛散していることについては要因が確認されておらず、今後、発生源の特定、発生メカニズムの解明などの更なる調査が必要である。

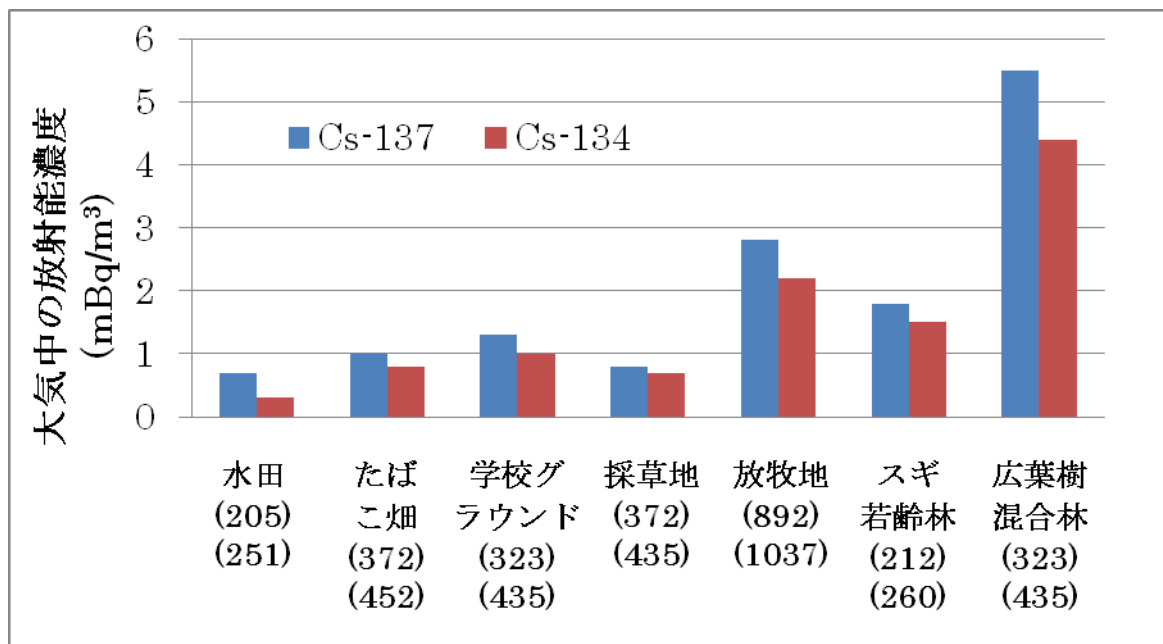


図 6-23 各調査地点での大気浮遊塵中の放射性セシウムの放射能濃度の中央値 (mBq/m³) (括弧内の数値は各調査箇所における土壌中の放射性セシウムの沈着量 (kBq/m²) (青色：セシウム 134、茶色：セシウム 137))

② 土壌水分量と放射性物質の飛散量との関係

土地利用の異なった各調査地点において、気象要素や土壌水分と大気浮遊塵に含まれる放射性セシウム等の放射能濃度の関係を調査した。その結果、本調査期間中、降雨による土壌に含まれている水分量(以下、「土壌水分量」という。)は5%程度であった。Fecan(1999)が風による土壌の侵食速度と土壌水分の関係、及びモデル計算からまとめた結果によると、土壌水分量が3~4%よりも低いと風によって土壌が飛散することが確認されている。(Fecan、1999)

他方で、本調査期間中(6月6日から8月31日)においては、飛砂カウンター(風により空气中に飛散した土壌粒子をレーザー光の散乱により検出し、その数をカウントする装置)を各調査地点に設置し、飛散した土壌粒子の数を測定したが、小学校グラウンドに設置した飛砂カウンターにおいて、6月23日に風による土壌粒子の飛散現象が1イベント観測されたのみであり、その他の地点では、観測されなかった。

このことから、本調査において、大気浮遊塵中から有意な放射セシウムの放射能濃度が検出されたことは、土壌から土壌粒子に付着した状態で放射性セシウムが風によって飛散する現象とは異なるメカニズムで放射性物質が飛散している可能性が示唆された。

また、土壌水分量と大気浮遊塵中の放射性セシウムの放射能濃度の関係を調査したところ、図6-24に示すように、多くの調査地点で、飛散した大気浮遊塵中の放射性セシウムの放射能濃度と土壌水分量は逆相関の関係であることが確認された。

さらに、先の図6-23においても、湛水した水田では、周囲の地点に比べて、飛散する放射性セシウムの放射能濃度が低いことが確認されている。以上から、放射性物質の飛散は、土壌水分により妨げられていることが示唆された。そのため、乾燥し季節風が強まる冬季に、土壌粒子飛散による再浮遊が活発化する可能性が考えられる。さらに調査地点数を増やすなど調査を継続し、放射性物質の再浮遊のメカニズムを理解することが必要である。

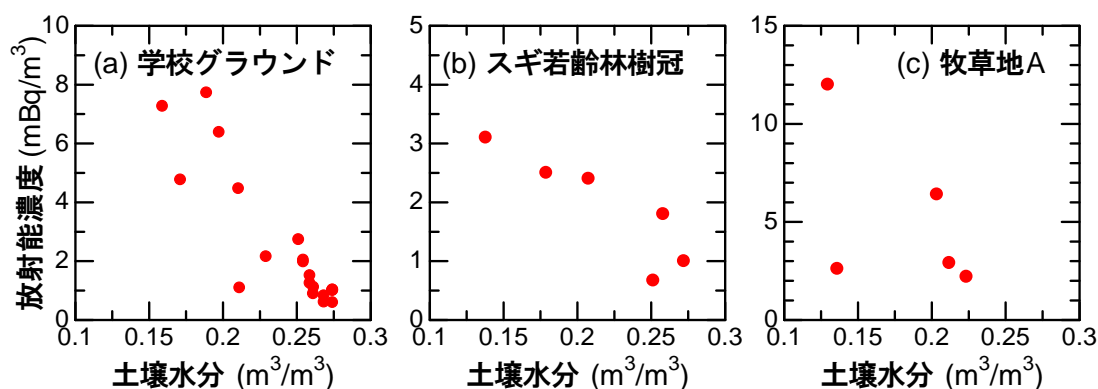


図6-24 (a)学校グラウンド、(b)スギ若齢林の樹冠部、(c)牧草地Aにおける土壌水分と大気浮遊塵に含まれるセシウム137の放射能濃度の関係

【引用文献】

F. Fecan, B. Marticorena and G. Bergametti, Parametrization of the increase of the aeolian erosion threshold windfriction velocity due to soil moisture for arid and semi-arid areas, Ann. Geophysicae 17, 1999, 149-157.

6.3.2 土壌水、河川水、湖沼、地下水等の水循環に伴う放射性物質の移行状況調査

6.3.2.1 様々な土地利用区画からの土壌水、地下水、渓流水、湧水を通じた放射性物質の移行状況調査

(1) 本調査の実施目的

地表面に沈着した放射性物質は土壌水、地下水、渓流水、湧水という水循環プロセスに伴い、環境中を移動・循環することが予想される。そこで、本調査では、様々な土地利用区画からの土壌水、地下水、渓流水、及び湧水を通じた放射性物質の移行状況を確認するため、放牧草地、採草地（疣石山）、採草地、畑地、スギ壮齢林、及びスギ若齢林の6地点で土壌水、地下水、湧水、渓流水を採取し、放射性セシウムの分布状況と移行状況について調査を実施した。

(2) 本調査の詳細

① 調査内容

牧草地、草地、採草地、畑地、スギ壮齢林、及びスギ若齢林の6地点（図6-25参照）において、土壌水、地下水、湧水、渓流水を採取するため、以下の調査を実施した。なお、調査期間は、平成23年6月6日から8月31日である。

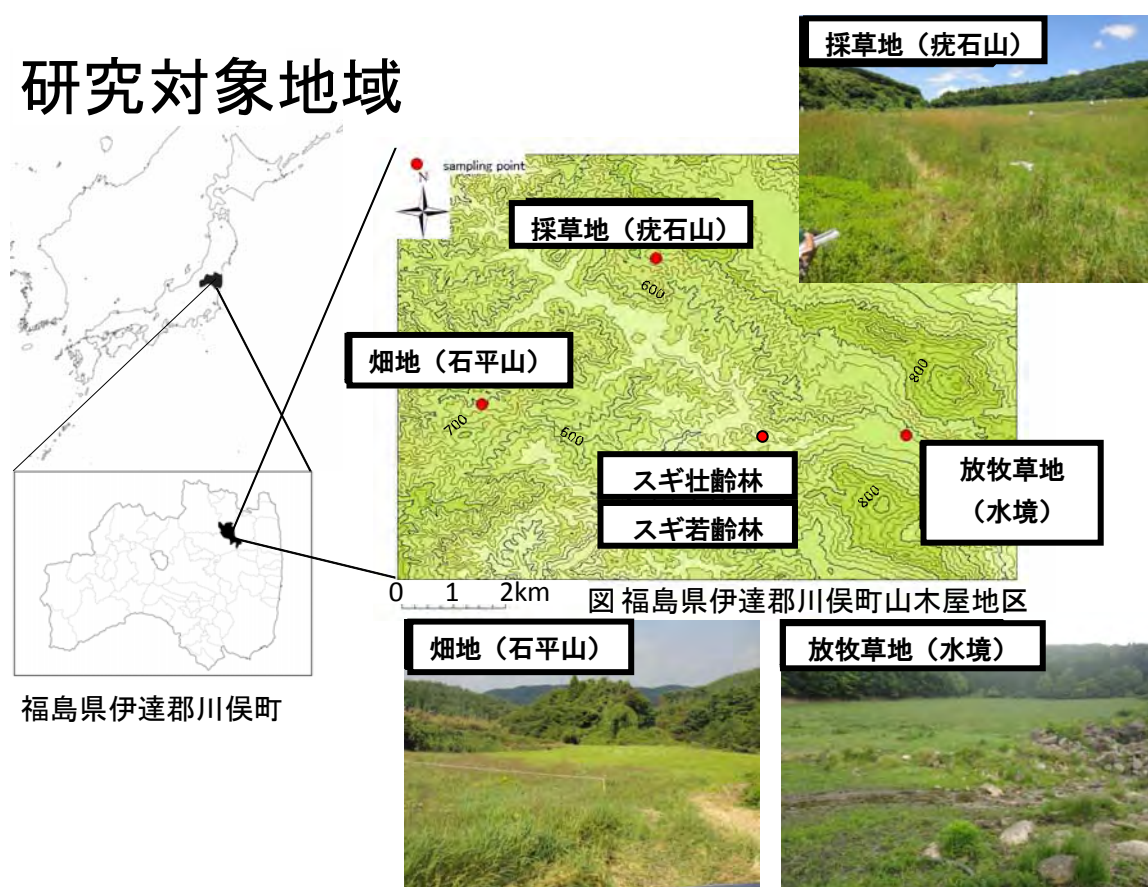


図 6-25 土壌水、河川水、湖沼、地下水等調査対象地域の概要

A) 土壌水、地下水、湧水、渓流水試料の採取

本調査では、調査箇所である、放牧草地、採草地（疣石山）では土壌水（深度 10～50cm）、地下水（深度 3～30m）、湧水、及び渓流水を採取した。

また、畑地（石平山）では渓流水を採取し、スギ若齢林及びスギ壮齢林においては、土壌水（深度 10～50cm）を採取した。

土壌水は、土壌の複数深度に埋設した、ポーラスカップを通じて、ハンドポンプにより減圧したフラスコ内に土壌水を吸入する方法により、採水した。ポーラスカップとは、直径約 18mm、長さ約 5cm の素焼きの陶製カップであり、土壌と同程度の透水性を有している。フラスコとポーラスカップはチューブで接続されており、フラスコ内を減圧することにより、ポーラスカップ内も減圧され、周囲の土壌中に含まれる水分を吸引することができる。本調査では、概ね数日から 1 週間程度かけて吸入・採水した。

地下水は、放牧草地、草地（疣石山）に各々複数深度の井戸を掘削し、調査地点ごとに一定の深さに口径 2inch のポリ塩化ビニル管を設置し、採水した。放牧草地では深度 3m（スクリーン深度：2～3m）、6m（スクリーン深度：3～6m）、20m（スクリーン深度：12～20 m）にポリ塩化ビニル管を設置し、草地では、深度 5m（スクリーン深度：3～5m）、深度 15m（スクリーン深度：5～15m）、深度 30m（スクリーン深度：20～30m）にポリ塩化ビニル管を設置し、小型電動ポンプにより採水した。スクリーンとは、井戸における水の取り込み口のことを示し、直径 1mm 未満、長さ数 10cm の切れ込みが複数箇所、井戸壁面に施され、周辺土壌から地下水が井戸管内に入る仕組みになっている。

湧水は、採草地（疣石山）で電動揚水ポンプを用いて、直接採取した。また渓流水は、放牧草地、採草地（疣石山）、畑地において、量水用に設置されているパーシャルフリューム等を用いて直接採取した。パーシャルフリュームとは、鉄製の樋状の構造物で、渓流水を樋内に通過させることで、比較的安定した水流を維持し、その水位等を測定するものである。

B) 試料の放射能測定

採取した試料水は実験室に持ち帰り、輸送容器の外側を洗浄して試料採取時の放射性物質の付着を除去した後、ろ過操作を実施した。ろ過にあたっては、含まれる土壌粒子等をグラスファイバ製のろ紙とポアサイズが $0.45\mu\text{m}$ のメンブランフィルターを重ねて丁寧にろ過した。その後、ろ過試料水約 500 ml を十分に洗浄したポリ容器に移し、電子天秤により測定を行い正確な重量を求めた。その上で、Ge 半導体検出器を用いて、試料の放射性セシウムの放射能濃度を求めた。測定時間は、一律 30,000 秒とした。検出下限値は、含まれる天然核種等の放射能濃度に影響されるため試料ごとに異なるが、検出下限値以下の試料については $0.28\sim 0.46\text{Bq/L}$ であった。なお、両核種について、検出下限値はほぼ同程度であった。

また、地下水試料については、試料のろ過後、放射性核種の検出率を上げるために、リンモリブデン酸アンモニウム（以下、「AMP」という。）による濃縮を行い、AMP を回収した上で、ポリ容器に封入して Ge 半導体検出器を用いて、試料の放射性セシウムの放射能濃度を求めた。試料濃縮をしているため、地下水試料については通常測定に比べ、1 桁程度検出下限値を下げることに成功したが、全ての試料で有意な放射性セシウムは検出されなかった。

(3) 本調査の結果及び考察

土壌水、地下水、湧水、渓流水試料の放射性セシウムの測定結果の一覧を表 6-7、及び表 6-8 に示す。土壌水中に含まれる放射性セシウムの放射能濃度は、予期していたよりも低かったため、放射性セシウムの放射能濃度は、最大で 2.48Bq/kg であり、多くの試料は不検出であった。また、

検出された箇所は、草地の深度 10cm で採水した土壌水においてのみ放射性セシウムが検出され、草地の深度 30cm、50cm、及びスギ壮齢林、牧草地のいずれの深度においても放射性セシウムは検出されなかった。

また、湧水、地下水においては、放射性セシウムは全く検出されなかった。

さらに、渓流水においても放射性セシウムはほとんど検出されなかったが、8月6日に草地(疣石山)で採取された渓流水からは、Cs-134が0.8Bq/kg、Cs-137が1.2Bq/kgと他の渓流水と比較して、明らかに高い放射能濃度が確認された。この理由としては、当該試料は降雨に伴い増水が生じた際に採取されたものであるため、降雨流出時に浮流土砂等とともに放射性セシウムが渓流水中に移行したことを示唆している。

以上から、本調査時点では、福島第一原発事故直後に渓流水の表面水等に放射性セシウムが検出されていた時とは状況が異なり、土壌水、地下水、湧水、渓流水を通じた水循環プロセスに伴う放射性セシウムの移行状況は確認できなかった。

しかしながら、事故発生前の河川水において、低レベルのCs-137が確認されていることから、今後、検出下限値を更に低くした上で調査を実施するとともに、降雨強度・規模に応じた放射性物質の移行量や堆積量を把握するためにも、継続してモニタリングを行う必要がある。

表 6-7 土壌水（採草地、針葉樹林、及び放牧草地）における放射性セシウムの放射能濃度の測定結果

土壌水									
地点名	深度(cm)	回収日	回収期間	Cs-134			Cs-137		
				濃度(Bq/L)	誤差(±Bq/L)	検出下限値3σ	濃度(Bq/L)	誤差(±Bq/L)	検出下限値3σ
	10	20110709	7/4~7/9	0.73	0.17	0.51	0.89	0.19	0.58
		20110715	7/9~7/15	2.39	0.37	1.11	2.48	0.37	1.11
		20110723	7/15~7/23	0.54	0.15	0.45	0.45	0.15	0.44
		20110805	7/23~8/5	不検出		0.35	不検出		0.38
採草地	30	20110710	7/4~7/10	不検出		0.34	不検出		0.40
		20110715	7/10~7/15	不検出		0.34	不検出		0.35
		20110723	7/15~7/23	不検出		0.30	不検出		0.37
	50	20110625	6/19~6/25	不検出		0.68	不検出		0.70
		20110709	7/4~7/9	不検出		0.33	不検出		0.33
		20110715	7/9~7/15	不検出		0.43	不検出		0.48
		20110723	7/15~7/23	不検出		0.32	不検出		0.34
針葉樹 若齢林	10	20110716	7/9~7/16	不検出		2.50	不検出		3.02
		20110806	7/23~8/6	不検出		1.01	不検出		1.48
		20110816	8/9~8/16	不検出		1.02	不検出		1.19
	30	20110716	7/9~7/16	不検出		1.33	不検出		1.19
		20110723	7/16~7/23	不検出		1.28	不検出		1.43
		20110716	7/9~7/16	不検出		2.05	不検出		2.47
	50	20110723	7/16~7/23	不検出		2.59	不検出		3.11
		20110715	7/9~7/15	不検出		1.09	不検出		1.29
		20110723	7/15~7/23	不検出		1.61	不検出		2.04
針葉樹 壮齢林	10	20110806	7/23~8/6	不検出		0.75	不検出		0.97
		20110816	8/9~8/16	不検出		1.64	不検出		2.15
		20110715	7/9~7/15	不検出		0.73	不検出		0.90
	30	20110723	7/15~7/23	不検出		0.84	不検出		1.06
		20110723	7/15~7/23	不検出		0.35	不検出		0.40
		20110723	7/16~7/23	不検出		1.14	不検出		1.30
放牧草地	10	20110816	8/9~8/16	不検出		1.39	不検出		1.80
		20110709	7/4~7/9	不検出		0.60	不検出		0.66
		20110716	7/9~7/16	不検出		1.23	不検出		1.29
	20	20110723	7/16~7/23	不検出		1.14	不検出		1.44
		20110709	7/4~7/9	不検出		0.78	不検出		1.00
		20110716	7/9~7/16	不検出		2.24	不検出		2.96

表 6-8 渓流水、湧水、井戸水（地下水）における放射性セシウム（Cs-134、Cs-137）の放射能濃度の測定結果

渓流水								
地点名	採水日	Cs-134			Cs-137			
		濃度(Bq/kg)	誤差(±Bq/kg)	検出下限値3σ	濃度(Bq/kg)	誤差(±Bq/kg)	検出下限値3σ	
	20110619	不検出		0.31	不検出		0.40	
	20110625	不検出		0.34	不検出		0.37	
	20110704	不検出		0.34	不検出		0.37	
畑地	20110709	不検出		0.36	不検出		0.38	
(石平山)	20110714	不検出		0.36	不検出		0.35	
	20110723	不検出		0.32	不検出		0.36	
	20110805	不検出		0.29	不検出		0.38	
	20110817	不検出		0.33	0.56	0.15	0.46	
	20110619	不検出		0.36	不検出		0.37	
	20110625	不検出		0.33	不検出		0.35	
	20110704	不検出		0.30	不検出		0.38	
放牧地	20110709	不検出		0.33	不検出		0.31	
(水境⑥)	20110715	不検出		0.32	不検出		0.35	
	20110723	不検出		0.30	不検出		0.38	
	20110806	不検出		0.31	不検出		0.36	
	20110817	不検出		0.25	不検出		0.37	
	20110619	不検出		0.39	不検出		0.45	
	20110625	0.42	0.14	0.42	0.50	0.16	0.49	
採草地	20110704	不検出		0.37	不検出		0.37	
(疣石山)	20110709	不検出		0.32	不検出		0.37	
	20110714	不検出		0.35	不検出		0.39	
	20110723	不検出		0.35	不検出		0.43	
	20110805	不検出		0.33	不検出		0.36	
	20110806	0.82	0.17	0.52	1.18	0.22	0.65	
	20110817	不検出		0.30	不検出		0.39	
湧水								
地点名	採水日	Cs-134			Cs-137			
		濃度(Bq/kg)	誤差(±Bq/kg)	検出下限値3σ	濃度(Bq/kg)	誤差(±Bq/kg)	検出下限値3σ	
	20110619	不検出		0.42	不検出		0.46	
	20110625	不検出		0.36	不検出		0.40	
採草地	20110704	不検出		0.38	不検出		0.43	
(疣石山)	20110709	不検出		0.33	不検出		0.39	
	20110714	不検出		0.33	不検出		0.39	
	20110723	不検出		0.29	不検出		0.40	
	20110805	不検出		0.28	不検出		0.36	
	20110816	不検出		0.29	不検出		0.35	
地下水								
地点名	深度(m)	採水日	Cs-134			Cs-137		
			濃度(Bq/kg)	誤差(±Bq/kg)	検出下限値3σ	濃度(Bq/kg)	誤差(±Bq/kg)	検出下限値3σ
採草地	5	20110729	0.078*	0.04	0.13	不検出		0.03
(疣石山)	15	20110729	不検出			不検出		
放牧地	6	20110729	不検出			0.006*	0.00	0.006
(水境⑥)	20	20110729	不検出			0.017*	0.00	0.011

* 井戸水試料は採取時、濃縮時のコンタミが否定できないため検証が必要である。

6.3.2.2 水田から河川への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査

(1) 本調査の目的

水田耕作を通じた集水域から河川に移行する放射性物質の移行状況を確認するため、耕作方法が異なる二つの水田から流出する浮遊土砂量を測定するとともに、浮遊土砂中の放射性セシウムの放射能濃度を測定した。

(2) 本調査の詳細

① 調査対象とした水田の設定

図 6-6 に示したような近接した二つの水田について耕作前の処理方法を変え、それぞれの水田（通常通り耕作した水田（以下、「通常耕作水田」という。） 510m^2 、図 6-27 に示すように表層土壌を 5~10 cm 剥ぎ取った後に耕作した水田（以下、「表面はぎ取り水田」という。） 731m^2 ）から流出する浮遊土砂量、及び浮遊土砂に含まれる放射性セシウムの放射能濃度を代掻き等のイベント時の他、定期的に測定した。

耕作方法としては、両水田とも、乾燥した水田表土を深さ 10cm 程度鋤き返した。両水田における放射性セシウムの初期の沈着量を確認するため、通常耕作水田は耕作前（平成 23 年 6 月 5 日）、及び乾式耕作後（平成 23 年 6 月 12 日）に表層土壌を採取した。また表面はぎ取り水田については、耕作前（平成 23 年 6 月 5 日）（表面はぎ取り前）及び表面はぎ取り後（平成 23 年 6 月 12 日）に表層土壌を採取した。採取した土壌試料は、現地で袋に入れ良く攪拌した上で、 105°C 、24 時間で絶乾させた後、Ge 半導体検出器で放射性セシウムの放射能濃度を測定した。なお、乾式耕作後は両水田とも同様の管理（代掻き、田植え、施肥等）を行った。調査期間は平成 23 年 6 月 5 日から 8 月 29 日である。

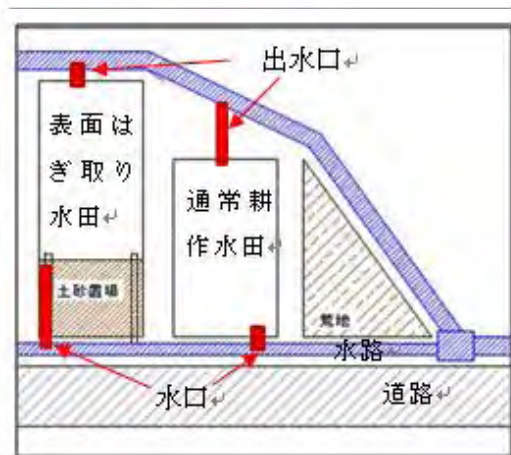


図 6-26 調査箇所（水田）の配置図



図 6-27 表面はぎ取り水田（表層土をはぎ取った水田）の状況

② 調査内容

A) 水田から流出した浮遊砂を通じた、放射性セシウムの移行状況調査

本調査では、各水田の出水口に量水用のパーシャルフリューム（流量測定装置）を設置した。また、流量計、水位計、濁度計、及び浮遊砂サンプラを水田出水口に設置し、水田耕作が行われる期間、常時観測を実施した。また、水口（取水口から水田へ水を引く水路）（図 6-26 参照）に浮遊砂サンプラを設置し、1~2 週間に 1 回、それぞれの浮遊土砂サンプラ内に溜まった浮遊土砂を回収・乾燥後、Ge 半導体検出器で放射性セシウムの放射能濃度を求めた。

B) 水田から流出した浮遊砂を通じた、放射性セシウムの移行形態の解明

水田に水をはった状態で整地作業・代掻き(しろかき)作業を実施した際に、水田面から流出する泥水を測定機器が設置されている水田取水口でくみ上げ、バケツに採取した後、図 6-28 に示すように、泥水を溶存態(0.45 μm)、微小粘土(0.45 \sim 3 μm)、粘土(3 \sim 63 μm)、及び 極細砂以上(>63 μm)にサイズ分画を行った。泥水は 10L 採取し、標準篩、及びメンブレンフィルタを用いて、ろ過作業を実施した。

また、水田に導入する水を 20L 採取し、図 6-28 に示すように、溶存態(0.45 μm)、微小粘土(0.45 \sim 3 μm)、粘土(3 \sim 63 μm)にサイズ分画を行った。



図 6-28 粒度別試料及び水試料の採取風景

その後、それぞれのサイズ別の土壌試料を乾燥させ、Ge 半導体検出器を用いて、放射性セシウムの放射能濃度を求めた。水試料(0.45 μm)は、リンモリブデン酸アンモニウム試薬を用いて、放射性セシウムを濃縮・精製した後、Ge 半導体検出器を用いて、放射性セシウムの放射能濃度を求めた。

(3) 本調査の結果、及び考察

① 表面をはぎ取ったことに伴う水田の放射性セシウムの沈着状況の変化

表面はぎ取り水田における水田土壌に沈着した Cs-137 の沈着量は、表層土壌を剥ぎ取る前においては 280,000Bq/m²であったが、表層土壌を剥ぎ取ったところ、Cs-137 の沈着量は 7,700 Bq/m²に減少した。なお、期間中(6月13日 \sim 8月29日)に観測された降雨量の合計は約 370 mm であった。

② 表面はぎ取り水田及び通常耕作水田における放射性セシウムの流出状況

期間全体を通して灌漑期は水田に水が満たされているため、降雨時には放射性セシウムを含んだ浮遊土砂の流出が起こりやすい傾向が確認された(図 6-29 及び表 6-9 参照)。

また、観測期間を通じて水田から流出した浮遊土砂量は、表 6-9 に示すように、通常耕作水田では 16.5kg であり、表面はぎ取り水田では 73.1kg であった。両水田における降雨量と浮遊土砂

の流出量の関係を確認したところ、図 6-29 に見られるように、通常耕作水田では 30 分間の最大降雨量（以下、「最大 30 分間雨量」という。）が増加すると、30 分間に流出する浮遊土砂の流出量（以下、「最大 30 分間浮遊土砂流出量」という。）が増加する傾向が確認された。

さらに、浮遊砂サンプラで採取した浮遊土砂量と浮遊土砂に含まれる放射性セシウムの放射能濃度を比較したところ、図 6-30 に示すように、通常耕作水田と表面はぎ取り水田では異なる傾向が確認された。通常耕作水田では、浮遊土砂中の放射性セシウムの放射能濃度は、浮遊土砂流出量の増加に伴い、放射性セシウムの放射能濃度は約 6,500Bq/kg から 18,000 Bq/kg に変化したが、表面はぎ取り水田では浮遊土砂の流出量に関わらず、放射性セシウムの放射能濃度は常に 3800 Bq/kg 以下の放射能濃度であった。この理由としては、土壌をはぎ取ったことにより流出する浮遊砂の放射能濃度が減ったことによるものと考えられる。

期間中に観測された土砂流出量及び浮遊砂サンプラに捕獲された浮遊土砂中の放射性セシウムの放射能濃度を用いて、観測期間を通じて流出した浮遊土砂全体に含まれる Cs-137 の総量を計算したところ、表 6-9 に示すように、通常耕作水田では約 700,000 Bq ($1,400 \text{ Bq/m}^2$) 流出しているのに対して、表面はぎ取り水田では約 190,000Bq (260 Bq/m^2) 流出しており、通常耕作水田に対して表面剥ぎ取り水田からの流出量は約 1/5 程度であった。表面はぎ取り水田からの浮遊土砂の流出量(約 73 kg、 100g/m^2)は通常耕作水田からの浮遊土砂の流出量(約 17 kg、 32g/m^2)と比較して、単位面積あたりの重量は約 3 倍にも関わらず、表面はぎ取り水田から流出した Cs-137 の単位面積あたりの総放射性セシウム量が通常耕作水田の約 1/5 に軽減されていることが確認された。このことは、はぎ取りにより放射性セシウムが河川へ流出する量が減少することを示唆している。

③ 水田からオーバーフローする泥水中の放射性セシウムの移行形態

水田からオーバーフローしたことに伴い流出する泥水(以下、「田面水」という。)について、田面水に含まれる土壌粒子の粒径ごとに放射性セシウムの放射能濃度を分画したところ、図 6-31 に示すように、田面水中の土壌粒子の 98%以上が粒径 0.45 μm 以上の粒子態として存在していることが明らかになった。通常耕作田面水中に含まれる 63 μm 以上の極細砂に付着している割合は、3~63 μm の粘土粒子に比べて約 2 倍であり、表面はぎ取り水田では 63 μm 以上の極細砂、及び 3~63 μm の粘土粒子中に放射性セシウムが付着している割合はほぼ同程度であった。一般的に細粒粒子に放射性核種が多く吸着していることが知られているが(He and Walling, 1996)、本調査において、粒径の大きな粒子中に存在する割合が多い、又は粒径によらず放射性セシウムの放射能濃度が同一であった理由として、粘土粒子が凝集している可能性、又は放射性セシウムが降下後、粘土粒子へ未分配/未吸着である可能性が示唆される。

また、代掻きによって水田から流出した浮遊土砂量について、濁度計による浮遊土砂濃度及び水位計による流量を積算して求めたところ、通常耕作水田では 216.4kg/ha、表面はぎ取り水田では 42.6kg/ha の浮遊土砂の流出に相当した。従来の研究から報告されている代掻き時の浮遊土砂排出量と比較すると、図 6-32 に示すように、表面はぎ取り水田からの浮遊土砂の流出量は若干少ないが、通常耕作水田では同オーダーであり、代掻き時の浮遊土砂排出量を代表する値と判断される。

さらに、表 6-9 に示すように、代掻きによって流出した浮遊土砂に含まれる Cs-137 の放射能濃度は通常耕作水田では、約 57,000Bq/kg であり、浮遊砂流出量と放射能濃度から計算すると、全流出量 630,000 Bq に相当する。同様に表面はぎ取り水田では Cs-137 の放射能濃度が約 8,000Bq/kg であり、全流出量は 25,000Bq であった。このように、剥ぎ取りを行うことで代掻き時に流出する放射性セシウムの放射能濃度は 1/7 になり、流出全量としては 1/25 にまで抑制されることが確認された。

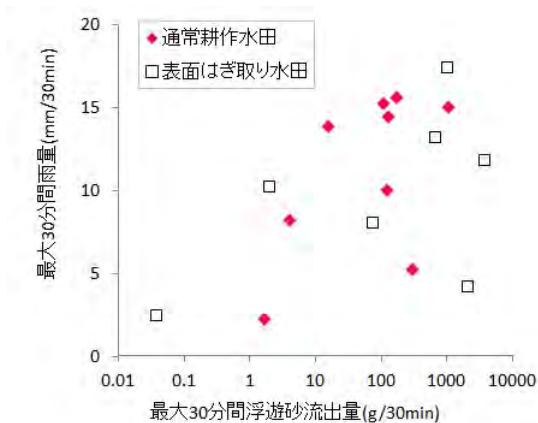


図 6-29 代掻き後（代掻き時を含まない）の最大 30 分間雨量及び最大 30 分間浮遊土砂流出量の関係

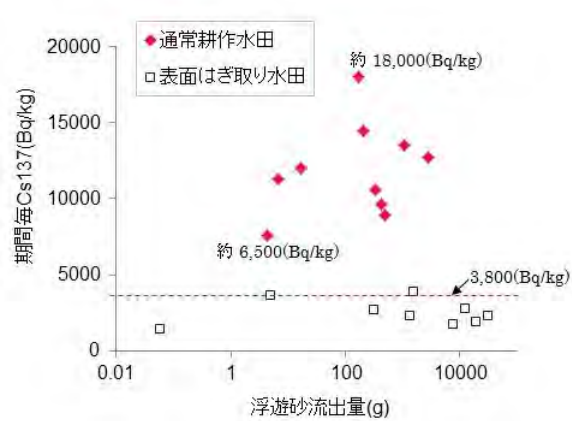


図 6-30 代掻き後（代掻き時を含まない）の期間毎浮遊土砂量及び Cs-137 の放射能濃度の関係

表 6-9 観測期間を通じて流出した降雨、流量、放射性セシウム濃度および総流出量、浮遊土砂採集器で回収された浮遊土砂量及び各期間の平均浮遊土砂濃度

（通常耕作水田の状況）

通常耕作 観測期間	雨量 (mm)	流量 (l)	浮遊土 砂量(g)	Cs-137 (Bq)	Cs-134 (Bq)	浮遊土サ ブ回収量(g)	浮遊土濃度 平均(mg/l)	Cs-137 (Bq/kg)	Cs-134 (Bq/kg)
2011/6/13*	0.0	2440	11000	630000	607000	2.97	4530	57100 ± 1590	55000 ± 1510
6/14-6/20	6.0	1.97	6.72	75.9	76.7	0.33	3420	11300 ± 1280	11400 ± 1280
6/21-7/3	72.0	1500	210	3030	2920.00	11.7	140	14400 ± 401	13900 ± 383
7/4	17.2	50.8	172.0	3100	2760	9.47	3380	18000 ± 418	16100 ± 381
7/5-7/15	64.2	7660	2840	36100	31800	23.4	371	12700 ± 281	11200 ± 250
7/16-7/22	21.0	-	-	-	-	11.9	-	9270 ± 272	8450 ± 248
7/23-7/31	66.0	23000	1050	14200	11900.0	4.72	45.5	13500 ± 220	11400 ± 195
8/1-8/6	12.2	5780	327	3470	2950	1.82	56.7	10600 ± 323	9010 ± 288
8/7-8/9	23.6	2750	430	4150	4810.00	3.62	156	9670 ± 394	11200 ± 432
8/10-8/18	15.6	3.95	4.25	32.3	26.4	5.54	1080	7590 ± 603	6210 ± 525
8/19	23.4	12.7	17.2	206	192	2.35	1350	12000 ± 843	11200 ± 779
8/20-8/29	49.0	14700	485	4320	3630	3.86	32.9	8920 ± 352	7490 ± 312
期間合計	370	57900	16500	699000	668000	81.7			
(Bq/ha)				13700000	13100000				
(Bq/ha/day)				178000	170000				

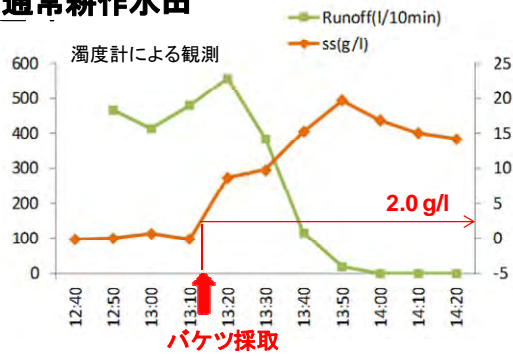
*代掻き日

（表面はぎ取り水田の状況）

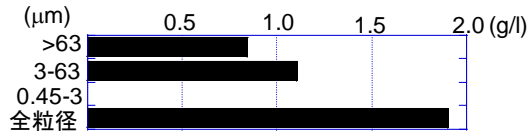
はぎ取り耕作 観測期間	雨量 (mm)	流量 (l)	浮遊土 砂量(g)	Cs-137 (Bq)	Cs-134 (Bq)	浮遊土サ ブ回収量(g)	浮遊土濃度 平均(mg/l)	Cs-137 (Bq/kg)	Cs-134 (Bq/kg)
2011/6/13*	0	955	3110	24800	19200	6.43	3260	7980 ± 387	6160 ± 332
6/14-6/20	6	1780	18200	34900	27000	50.3	10200	1920 ± 114	1490 ± 94
6/21-7/3	72	24200	29400	68900	50700	32.4	1220	2340 ± 114	1720 ± 93
7/4	18	-	-	-	-	17.0	-	1520 ± 115	1190 ± 98
7/5-7/15	67.4	-	-	-	-	9.16	-	1770 ± 133	1800 ± 128
7/16-7/22	23.2	1390	0.0573	0.0833	0.0735	16.9	0.0411	1460 ± 93	1280 ± 83
7/23-7/31	67.4	19900	1260	2930	2570	11.4	63.4	2320 ± 68	2040 ± 61
8/1-8/6	12.4	624	4.83	17.8	16.8	0.96	7.73	3680 ± 234	3490 ± 221
8/7-8/9	22.6	9450	1490	5820	5130	2.93	158	3900 ± 40	3430 ± 36
8/10-8/18	14.8	2720	298	825	585	3.35	110	2770 ± 242	1960 ± 202
8/19	20.6	6780	7200	12900	12100	5.31	1060	1790 ± 139	1680 ± 130
8/20-8/29	45.6	37600	12100	34200	28000	3.23	321	2840 ± 215	2330 ± 190
期間合計	370	105000	73100	185000	145000	159			
(Bq/ha)				2530000	1990000				
(Bq/ha/day)				32900	25800				

*代掻き日

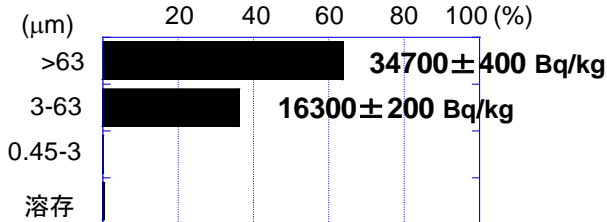
通常耕作水田



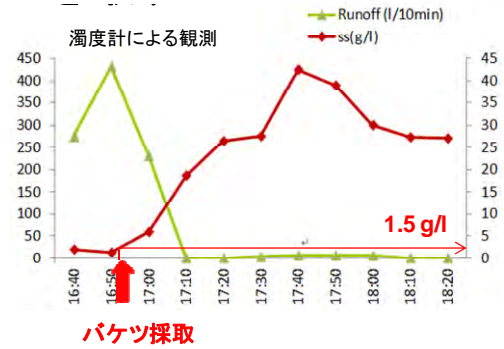
バケツ採取によるSS量



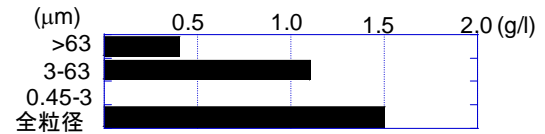
SS中のセシウム濃度(Bq/kg)と、水中に占める割合(%)



表面はぎ取り水田



バケツ採取によるSS量



SS中のセシウム濃度(Bq/kg)と、水中に占める割合(%)

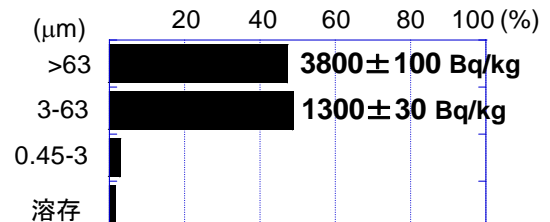


図 6-31 水田から流出する泥流出量 (g/l)、及び粒径別の放射性セシウムの放射能濃度 (Bq/kg) と泥水中に占める割合 (%)

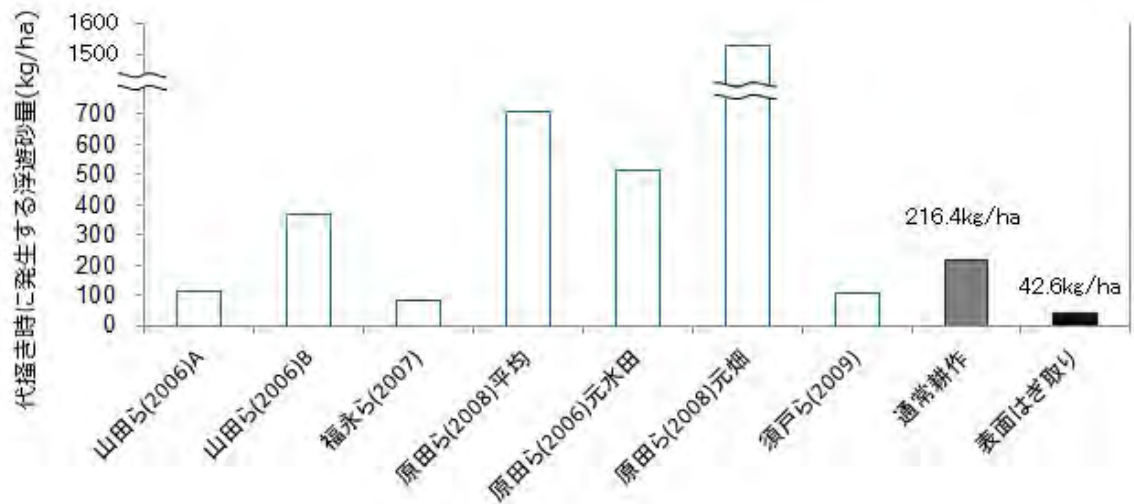


図 6-32 従来の研究における代掻き時に発生する浮遊砂量について

(4) まとめ

水田耕作を通して集水域から河川に移行する浮遊砂中の放射性セシウムの挙動を定量的に把握するため、福島県伊達郡川俣町の山木屋地区をモデル地区として6月から10月まで、観測を行った。

本調査では、仮に、田面水がオーバーフローするような降雨があった場合、水田からの放射性セシウムが河川に供給されることが確認された。そのなかで、水田耕作に伴うイベント、特に代掻きによって排出される浮遊土砂量及び放射性セシウムの放射能濃度は大きく、通常耕作水田では田面水がオーバーフローするような降雨によって生産された浮遊土砂量は期間中の浮遊土砂量の平均値の20倍、また期間中に流出した放射性セシウムの放射能濃度の5倍であることが確認された。したがって、耕作前に表土を剥ぎ取ることや、水田耕作における代掻き時に浮遊土砂の排出を抑制することにより、放射性セシウムの水田とつながる河川への流出を軽減することが可能であり、水田の除染に対して本手法は有効であると考えられる。

【引用文献】

- He Q, Walling DE. 1996. Interpreting particle size effects in the adsorption of ^{137}Cs and unsupported ^{210}Pb by mineral soils and sediments. *Journal of Environmental Radioactivity* **30-2**: 117-137.
- 山田 佳裕, 井桁 明丈, 中島 沙知, 三戸 勇吾, 小笠原 貴子, 和田 彩香, 大野 智彦, 上田 篤史, 兵藤 不二夫, 今田 美穂, 谷内 茂雄, 陀安 一郎, 福原 昭一, 田中 拓弥, 和田 英太郎(2006) しろかき期の強制落水による懸濁物, 窒素とリンの流出 : 圃場における流出実験 陸水学雑誌 67(2), 105-112.
- 福永 隆二, 松井 宏之 (2007) 現地観測に基づく水田の土砂収支-水田が赤土流出に果たす機能に関する研究(3)- 農業農村工学会全国大会講演要旨集 2007, pp. 818-819.
- 原田 久富美, 太田 健, 進藤 勇人, 小林 ひとみ, 伊藤 千春(2008) 八郎潟干拓地大区画水田における移植前落水に伴う水質汚濁負荷量とその特徴 日本土壌肥料学雑誌 79(1), 53-60.
- 須戸 幹, 三木 俊和, 増田 佳昭(2009) 代かき・移植時における水田からの濁水流出特性 : 滋賀県宇曾川流域の水田群を事例として 農業農村工学会論文集 77(2), 113-119.

6.3.2.3 河川から海洋へ放射性物質の移行状況調査

(1) 本調査の実施目的

河川から海洋への放射性物質の輸送量を確認するため、山木屋地区から流下する口太川流域、及びその下流の阿武隈川本川の複数地点で水位・流量を観測するとともに、浮遊砂サンプラ及び濁度計を用いて土砂流出量を観測した。さらにこれらの地点で採水し、Cs-134、及び Cs-137 の水文流出過程を通じた輸送量を推定した。

(2) 本調査の詳細

① 調査内容

河川から海洋への放射性物質の移行状況を調査するため、以下の調査を実施した。なお、本調査は、放射性物質が比較的高濃度かつ広範囲に沈着していることが確認されている、福島県中通りから太平洋に流れる一級河川の阿武隈川、及びその支流で特に高い線量域を通る口太川流域を対象に、図 6-33 に示すように、口太川流域四つの観測地点、及び阿武隈川本川の中流地点（伏黒）及び下流地点（岩沼）を観測地点とした。海洋への放射性物質の輸送量を推定するため、岩沼より下流の地点も検討したが、潮汐の影響が大きいため、本調査では、調査地点として採用しなかった。調査期間は、6月6日から8月31日である。

A) 降雨量、河川流量、及び浮遊砂量の関係

河川から海洋への放射性物質の流出量を推定するためには、河川流量及び浮遊砂濃度の時系列変化から、一定期間内の河川水の流出量、及び浮遊砂の流出量の積算値を求めることが必要である。そこで、降雨量の増加に伴う河川流量や浮遊砂量の増加傾向を確認するため、各調査地点に、図 6-32 に示すような、圧力式水位計、濁度計、雨量計、データロガー及び太陽光パネルを設置し、河川水位・流量観測、及び浮遊砂量の流出量を観測した。

(水位の測定)

水位の測定にあたっては、口太川での四つの観測地点では、圧力式水位センサで水深の計測値に大気圧補正を施すとともに、河川流速の観測結果と横断面測量結果を用いて H (水深 (m)) - Q (河川の流量 (m^3/s)) 曲線を作成し、水深から河川の流量を求めることとした。また、阿武隈川本川の流量の推定においては、国土交通省東北地方整備局による 2010 年までの水位流量データを用いて作成された H - Q 曲線から河川の流量を算定した。なお、河川水位から河川流量に変換するため、河川横断面の測量と河川の流速測定を必要に応じて実施した。

(浮遊砂量の測定)

浮遊砂量の測定にあたっては、予め、浮遊砂量と濁度計の校正を行い、濁度計の計測値 (mV) と浮遊砂濃度との関係で得られた換算式を用いて求めた。河川中の濁度は、濁度計を用いて、10 分間おきに測定した。濁度計は、長期間現地において測定することを考慮し、ワイパー付きで濁度を 3,000 (NTU) まで安定して計測可能な特注製を使用した。なお、各観測地点でセンサの感度が異なるため、観測地点ごとに別々の換算式を作成し、その式を利用した。

(降雨量の測定)

降雨量の測定にあたっては、浮遊砂測定地点近傍に、転倒マス式雨量計を設置し、雨量計データは 10 分おきに記録した。ただし、欠損値に関しては他の雨量測定点での値を用いて置き換えるとともに、本調査では、ノイズなどの異常値を取り除いた。

なお、濁度及び雨量のデータは、データロガーにデータが転送され、1 ヶ月以上のデータを取得することができた。なお、このデータロガーは、絶えず太陽光により、ソーラーパネルより電源が供給され、外部電源が不要となっている。

B) 浮遊砂中の放射性セシウムの放射能濃度の測定

浮遊砂中の放射性セシウムの放射能濃度を測定するため、図 6-34 の浮遊砂サンプラを用いた。浮遊砂サンプラは、5 章の河川中（河川水、河底土、及び浮遊砂）における放射性物質の移行状況調査で詳細を記載したとおり、出水期間全体の浮遊砂を採取することが可能な装置である。浮遊砂サンプラは、内径 98mm、長さ 1m の塩化ビニルパイプ管の両端の蓋部に内径 4mm のチューブを取り付けた簡易な装置であり、現地に設置しておくことで、出水中の全期間の浮遊砂を採取した。本調査では、1 週間ごとに浮遊砂を回収した。回収した浮遊砂は、炉乾燥し、筑波大学の Ge 半導体検出器にて、放射性セシウムの放射能濃度測定を実施した。

C) 放射性セシウム輸送量の推定

A) で得られた河川流量及び浮遊砂濃度の時系列変化から、一定期間内の河川水の流出量、及び浮遊砂流出量の積算値を求めた。河川水の輸送量については、一定期間内の河川水の流出量の積算値に河川水中の放射性セシウムの放射能濃度をかけることにより、河川水による放射性セシウムの輸送量を算出した。

また、採取された浮遊砂量と浮遊砂中の放射性セシウムの放射能濃度をかけることにより、浮遊砂による放射性セシウムの輸送量を算出した。

なお、本調査では、河川調査本調査の調査期間は 6 月 6 日～8 月 30 日であるが、機器設置の関係で口太川での全観測点における開始は 6 月 21 日正午であり、阿武隈川本川での濁度を含めてのデータ収集が可能となったのが 8 月 10 日正午であるため、口太川流域において 6 月 21 日正午から 8 月 30 日正午までの 70 日間、阿武隈川本川において 8 月 10 日正午から 8 月 30 日正午までの 20 日間における放射性セシウムの総輸送量を推定することとした。



図 6-33 河川調査箇所

【観測機器設置の概要】

- 浮遊砂サンプラー
- 圧力式水位計
- 濁度計
- 雨量計
- データロガー＋太陽光パネル



写真1. 浮遊砂サンプラー



写真3. 濁度計センサー



写真2. 圧力式水位計



写真4. 浮遊砂サンプラー・濁度計センサー・水位計設置状況(口太川上流地点)



写真5. データロガー・太陽光パネル・雨量計設置状況(岩沼観測所地点)

図 6-34 観測機器の概要

(3) 調査結果及び考察

① 雨量と濁度の関係

各地点における、雨量及び河川の流量に対する浮遊砂濃度（濁度）換算値のグラフを図 6-35 に示す。この図に示すように、河川の流量にピークが見られた時のみ、河川の濁度が増加していることが確認された。このため、本調査のような濁度計、浮遊砂サンプラを組み合わせ、浮遊砂量を連続的に測定する手法は、放射性物質の輸送量を算定するために有効であると考えられる。

また、本結果から、特に上流地点において、降雨量が増加するとともに濁度が高くなることが調査結果から確認された。

そのほか、阿武隈川本川においては、上流地点で豪雨が発生した時から数時間から 1 日程度遅れて、濁度のピークが発生することが確認された



図 6-35 各観測地点における 雨量・流量と濁度（浮遊砂濃度）の時系列変化状況

② 各地点で測定された浮遊砂中の放射性セシウムの放射能濃度の測定結果

各観測地点における浮遊砂中の放射性セシウムの放射能濃度の期間毎の変化は表 6-11 のとおりである。その結果、全期間を通じて、Cs-137 の放射能濃度は 14,000～66,000Bq/kg であり、Cs-134 の放射能濃度は 12,500～60,000Bq/kg であり、いずれの観測地点においても、浮遊砂中から高い放射能濃度の放射性セシウムが検出された。

他方で、浮遊砂サンプラに捕獲された土壌粒子の放射性セシウムの放射能濃度は、浮遊土砂が採取された期間毎に異なる結果を示していた。この理由としては、浮遊砂サンプラが、流域における異なる土地・土層から放射性核種含有量の異なる土砂粒子がそれぞれの降雨イベントに従って各流域に流れてきた土砂をそれぞれの期間毎にトラップした結果であることを示唆している。

また、浮遊砂サンプラで採取した土壌粒子の中央粒径（粒度分布から求められる中央値）は、各観測地点において 10 μ m～50 μ m 前後となっており、水境川及び口太川下流地点においては約 40 μ m、阿武隈川流域では約 15 μ m 前後であった。

表 6-11 各観測地点における浮遊砂量と放射性セシウムの放射能濃度

場所	採取日	浮遊砂量(g)	Cs137		Cs134	
			Bq/kg	±誤差	Bq/kg	±誤差
口太川水境川⑦	2011/6/27	1.00	66,000	4,800	51,000	4,100
口太川水境川⑦	2011/7/6	180.00	14,000	510	12,000	440
口太川水境川⑦	2011/7/12	0.70	43,000	3,900	43,000	3,700
口太川水境川⑦	2011/7/20	1.10	18,000	890	15,000	800
口太川水境川⑦	2011/7/25	0.6	35,000	2,100	35,000	2,100
口太川水境川⑦	2011/8/1	4.40	61,000	4,400	47,000	3,800
口太川水境川⑦	2011/8/9	19.00	35,000	460	31,000	410
口太川水境川⑦	2011/8/16	1.40	41,000	2,100	36,000	1,900
口太川上流	2011/6/27	1.2	62,000	4,300	60,000	4,100
口太川上流	2011/7/6	16.00	42,000	1,400	38,000	1,300
口太川上流	2011/7/12	6.10	41,000	1,50	39,000	1,500
口太川上流	2011/7/20	10.00	46,000	590	40,000	530
口太川上流	2011/7/25	4.10	53,000	1,400	49,000	1,300
口太川上流	2011/8/1	10.00	51,000	1,500	39,000	1,300
口太川上流	2011/8/9	22.0	38,000	550	32,000	490
口太川上流	2011/8/16	12.00	45,000	810	39,000	720
口太川中流	2011/6/27	1.60	38,000	2,900	29,000	2,500
口太川中流	2011/7/6	180.00	14,000	330	13,000	290
口太川中流	2011/7/12	13.00	16,000	570	14,000	520
口太川中流	2011/7/20	4.10	16,000	550	14,000	500
口太川中流	2011/7/25	0.50	27,000	3,000	20,000	2,600
口太川中流	2011/8/1	11.0	20,000	1,300	18,000	1,200
口太川中流	2011/8/10	32.00	12,000	280	10,000	240
口太川中流	2011/8/16	0.40	28,000	2,200	19,000	1,800
口太川下流	2011/6/27	29.00	55,000	860	49,000	780
口太川下流	2011/7/6	61.00	36,000	720	32,000	650
口太川下流	2011/7/12	17.00	35,000	1,300	30,000	1,200
口太川下流	2011/7/19	4.00	25,000	690	22,000	630
口太川下流	2011/7/25	11.00	29,000	470	25,000	430
口太川下流	2011/8/1	28.00	32,000	1,100	26,000	940
口太川下流	2011/8/10	45.00	25,000	360	21,000	310
口太川下流	2011/8/16	3.10	26,000	1,400	19,000	1,200
阿武隈中流伏黒	2011/7/11	12.00	69,000	2,700	63,000	2,400
阿武隈中流伏黒	2011/7/19	1.30	44,000	270	38,000	240
阿武隈中流伏黒	2011/7/25	0.70	56,000	2,500	56,000	2,400
阿武隈中流伏黒	2011/8/9	20.00	47,000	650	40,000	570
阿武隈中流伏黒	2011/8/16	0.30	52,000	4,600	44,000	4,200
阿武隈下流岩沼	2011/7/12	0.40	35,000	3,200	25,000	2,700
阿武隈下流岩沼	2011/7/19	3.00	42,000	1,000	38,000	950
阿武隈下流岩沼	2011/7/26	6.40	35,000	910	31,000	850
阿武隈下流岩沼	2011/8/10	0.80	25,000	1,800	18,000	1,500
阿武隈下流岩沼	2011/8/17	0.70	50,000	2,700	40,000	2,400

③ 放射性セシウム輸送量の推定

河川流量及び浮遊砂濃度の時系列変化から、一定期間内の河川水の流出量、及び浮遊砂流出量の積算値を求めた。河川水の輸送量については、一定期間内の河川水の流出量の積算値に河川水中の放射性セシウムの放射能濃度をかけることにより、河川水による放射性セシウムの輸送量を算出した。なお、河川水の流出量、及び浮遊砂流出量の積算値、河川水中の放射性セシウムの放射能濃度、浮遊砂中の放射性セシウムの放射能濃度は以下のように算出した。なお、阿武隈川上流の口太川流域の四つの観測地点においては、いずれの地点も平成 23 年 6 月 21 日 12:00～8 月 30 日 12:00 (70 日間) について、阿武隈川本川の二つの観測地点では、平成 23 年 8 月 10 日 12:00～8 月 30 日 12:00 (20 日間) について、放射性セシウムの輸送量を推定することとした。

(河川水及び浮遊砂の流出量)

浮遊砂量は表 6-11 から、各観測地点における測定結果の期間中の積算値を使用し、河川流量は図 6-35 に示したグラフにおける河川流量の期間中の積算値を使用した。表 6-12(a) に調査期間中に積算した各観測地点における浮遊砂量 (SS)、及び河川流量を示す。

(河川水及び浮遊砂中の放射性セシウムの放射能濃度)

本調査では、放射性セシウムの輸送量の計算にあたって、全期間の各観測地点の放射能濃度の平均値を使用して、算出した。

河川水中の放射性セシウムの放射能濃度は、本調査と並行して実施された、福島県の 50 箇所採取された河川水中の放射性セシウムの放射能濃度の測定結果 (5.1.3 P86 表 5-1) を用いており、本結果では、阿武隈川については、表 5-1 の調査地点 3 の黒岩の 2 回目のデータ (8 月 1 日、2 日採取結果) (Cs-134 の放射能濃度 : 0.49Bq/kg、Cs-137 の放射能濃度 : 0.43Bq/kg)、口太川については同日に採取している調査地点 9 の百木木の 2 回目のデータ (Cs-134 の放射能濃度 : 0.21Bq/kg、Cs-137 の放射能濃度 : 0.27Bq/kg) を用いた。なお、本データは、現地で濾過を行っていないデータであるため、微量の浮遊砂物質が含まれている可能性を有する。

また、浮遊砂中に含まれる放射性セシウムの放射能濃度は、筑波大学において実施された 7 月及び 8 月の分析結果を用いた。試料採取期間毎の平均値を用いたが、河川水中の放射能濃度は測定結果が採取時の瞬間値であること、不検出の測手結果が一部で存在することから、全期間を通じて放射性セシウムの輸送量を算出するにあたっては、1 回の結果を用いた。

その結果、浮遊砂を通じた輸送量は表 6-12 (b) のとおりであり、河川水を通じた輸送量は表 6-12 (c) であった。これらの結果から、総輸送量を計算すると、平成 23 年 6 月 21 日～8 月 30 日までの期間における各観測測定地点での放射性セシウムの総輸送量の推定値は、放射性セシウムの輸送量の最大値が確認された地点は伏黒地点であり、Cs-137 で 1.86×10^{12} Bq (20 日)、Cs-134 で 1.74×10^{12} Bq (20 日) であった。また、海洋への輸送量の推定値を示すと考えられる岩沼地点における放射性セシウムの輸送量は Cs-137 で 7.43×10^{11} Bq (20 日)、Cs-134 で 6.62×10^{11} Bq (20 日) であった。

さらに、観測地点における放射性セシウムの移行状態を確認するため、観測地点ごとに総輸送量に占める河川水及び浮遊砂の輸送量の比率 (以下、「貢献率」という。) を確認した。各観測地点における放射性セシウムの総輸送量の推定値と、各観測地点における放射性セシウムの総輸送量中の浮遊砂(SS)による放射性セシウムの輸送量から、以下のように、貢献率を求めた。

貢献率(%)= 浮遊砂による放射性セシウムの輸送量/放射性セシウムの総輸送量(水+浮遊砂)

その結果、表 6-13 に示すように、Cs-137 の総輸送量に対する浮遊砂の貢献率が大きな観測地点としては、口太川下流で 97.6%、続いて水境川で 96.6%であり、最も貢献率が小さい観測地点は阿武隈下流岩沼で 75.7%であった。なお、本傾向は Cs-134 でも同様であり、Cs-134 の総輸送量に対する浮遊砂の貢献率が大きな観測地点としては、Cs-137 と同様に、口太川下流で 97.8%、続いて水境川で 96.9%であり、最貢献率が小さい観測地点は阿武隈下流岩沼で 68.9%であった。

表 6-12 (a) 調査期間中の各地点における浮遊砂量(SS)及び河川流量の積分値

場所	採取期間	浮遊砂量(kg)	総流出量 (L)
①水境川	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	251,000	1,290,000,000
②口太川上流	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	223,000	2,560,000,000
③口太川中流	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	1,450,000	9,200,000,000
④口太川下流	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	5,440,000	16,700,000,000
⑤阿武隈中流伏黒	2011/8/10 12:00 - 2011/8/30 12:00	33,500,000	190,000,000,000
⑥阿武隈下流岩沼	2011/8/10 12:00 - 2011/8/30 12:00	15,200,000	420,000,000,000

表 6-12 (b) 調査期間中の各地点における浮遊砂を通じた放射性セシウム輸送量

	浮遊砂 (SS) 輸送量	Cs-134	Cs-137
場所	採取期間	(x 10 ⁹) Bq	(x 10 ⁹) Bq
①水境川	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	8.54	9.80
②口太川上流	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	9.35	10.5
③口太川中流	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	24.6	30.4
④口太川下流	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	152	108
⑤阿武隈中流伏黒	2011/8/10 12:00 - 2011/8/30 12:00	1640	1780
⑥阿武隈下流岩沼	2011/8/10 12:00 - 2011/8/30 12:00	456	562

表 6-12 (c) 調査期間中の各地点における水を通じた放射性セシウム輸送量

	浮遊砂 (SS) 輸送量	Cs-134	Cs-137
場所	採取期間	(x 10 ⁹) Bq	(x 10 ⁹) Bq
①水境川	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	0.271	0.349
②口太川上流	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	0.538	0.691
③口太川中流	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	1.93	2.48
④口太川下流	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	3.51	4.51
⑤阿武隈中流伏黒	2011/8/10 12:00 - 2011/8/30 12:00	93.3	81.8
⑥阿武隈下流岩沼	2011/8/10 12:00 - 2011/8/30 12:00	206	181

表 6-13 各放射性セシウム輸送量の期間合計と輸送に対する浮遊砂(SS)の貢献率
(SS TFlux Ratio)

輸送に対する浮遊砂の貢献率			
場所	採取期間	Cs-134 (%)	Cs-137 (%)
①水境川	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	96.9	96.6
②口太川上流	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	94.6	93.8
③口太川中流	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	92.7	92.4
④口太川下流	2011/6/21 12:00 - 2011/8/30 12:00	97.8	97.6
⑤阿武隈中流伏黒	2011/8/10 12:00 - 2011/8/30 12:00	94.6	95.6
⑥阿武隈下流岩沼	2011/8/10 12:00 - 2011/8/30 12:00	68.9	75.7

(4) まとめ及び今後の課題

本調査結果において、水中に溶存している放射性物質とろ過後の浮遊砂に含まれる放射性セシウムの放射能濃度を比較したところ、観測地点（阿武隈下流岩沼）を除いて、いずれの観測地点でも90%以上が浮遊砂の形で、放射性セシウムが流下していることが確認された。ただし、この比率は出水の頻度に依存するので、今後大きく変わる可能性がある。また、浮遊砂中の放射性セシウムの放射能濃度（Cs-134 と Cs-137 の放射能濃度を合計した値）は、いずれの観測地点でも12,000Bq/kg以上であった。

他方で、本調査では、河底を流れる土砂（掃流砂）による放射性セシウムの輸送状況について調査していないが、掃流砂を通じた放射性セシウムの輸送量を加味すると、河床に沈殿している土砂粒子のセシウム含有量が非常に高いこと等を踏まえると、本調査で推定した放射性セシウムの輸送量よりも高い値になる可能性がある。そのため、今後、掃流砂に含まれる放射性セシウムの観測を含めて詳細な輸送量を把握することが必要である。

また、本調査では、検出した放射性セシウムの放射能濃度を全期間一定と仮定して輸送量を計算したが、実際には、河川中の放射性セシウムの放射能濃度が様々な水文過程により変化すると考えられる。そこで、水文過程を考慮した分布型流出モデルを用いて流域全体の放射性セシウムの輸送量について分析を実施することで、より精度の高い放射性セシウムの輸送量の推定が可能となる。例えば、阿武隈下流岩沼の観測地点における放射性セシウムの輸送量は広い河川断面に対して、1地点で採取した浮遊砂の測定結果を基にしているため、将来的には複数地点で調査を実施するとともに、断面推定などを考慮することで、放射性セシウムの輸送量の推定精度を向上させることが必要である。

さらに、本調査では、阿武隈下流岩沼の観測地点より下流においては、潮汐の影響が大きいいため、観測地点として含めなかったが、詳細に浮遊砂が海洋に流入している状況を確認するため、このような地点も含めて、モニタリングを継続して実施することも必要である。

6.3.2.4 湖沼及び貯水池での放射性物質の堆積状況の確認

(1) 本調査の実施目的

河川に流出した放射性物質が河川の下流にある湖沼や貯水池への移行状況を確認するため、農業用貯水池（以下、「貯水池」という。）4箇所及びダム湖1箇所から、土壌コア採取器を用いて底泥を採取し、底泥深さ方向の放射性セシウムの放射能濃度の分布状況を確認した。

(2) 本調査の詳細

① 調査内容

口太川流域内の三つの貯水池（大屋戸、高屋敷、鼠喰池）、広瀬川流域内の一つの貯水池（松沢池）、及び阿武隈川流域内の蓬莱ダム湖（図中では蓬莱湖と記載）の3地点において、底泥採取を行った（図6-36参照）。

口太川流域の三つの貯水池、及び広瀬川流域の一つの貯水池においては、差し込み型コアサンプリャ（内径4cm）を用いて約15cmの底泥を各4本採取した。

また、貯水池のコアサンプルは、表層から2cmごとに10cmの深さまで5試料採取した。

さらに、阿武隈川の蓬莱ダム湖の3地点で、投下型コアサンプリャ（内径11cm）でそれぞれ約30cmの底泥を各1本採取し、表層から2cmごとに20cmまでの10試料採取した。

試料は湿重量を測定後、乾燥機で110℃、24時間かけて乾燥させ、乾燥重量を測定した後、乳鉢で細粒とし、Ge半導体検出器を用いて、放射性セシウムの放射能濃度を求めた。なお、一部の試料については、光散乱式粒径測定器で粒径測定を実施した。

調査期間は平成23年7月8日～8月4日である。鼠喰池と松沢池については、水の流動、混合があまり大きくないと予想されたので、平成23年8月4日に沈降量測定器を設置して継続観測を実施し、現在も設置中である。



図6-36 湖沼及び貯水池調査箇所（底泥採取地点）

(3) 調査結果

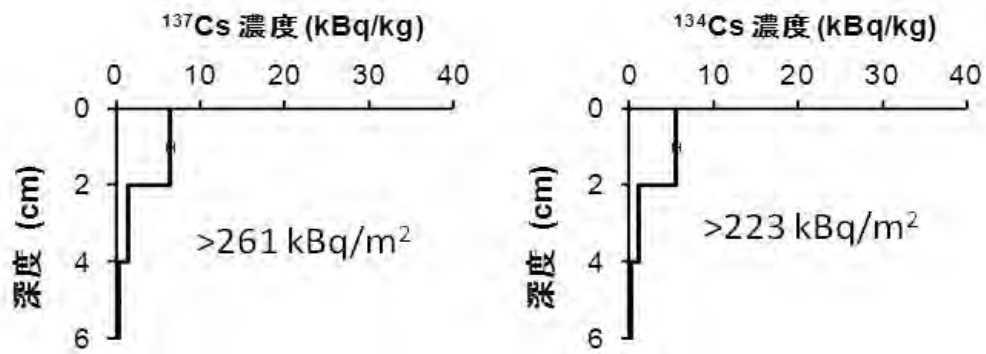
いずれの貯水池においても、底泥表層から深くなるにつれて、放射性セシウムの放射能濃度が格段に低くなるため、表層から3層(0~6cm)まで放射性セシウムの放射能濃度を測定した。口太川流域内の三つの貯水池(大屋戸、高屋敷、鼠喰池)、広瀬川流域内の一つの貯水池(松沢池)について、底泥から深さ方向の放射性セシウムの分布を確認した結果は図6-37のとおりである。

また、蓬萊ダム湖の三つの調査地点では、表層から6cmまでの放射性セシウムの放射能濃度の測定結果に測定地点の有意な差が確認されなかったことから、調査地点(St.1:上流地点)のみ10層まで放射性セシウムの放射能濃度を測定し、他の2地点(St.2:中流地点、St.3:下流地点)については3層(0~6cm)まで放射性セシウムの放射能濃度を測定した。蓬萊ダム湖3地点について、底泥から深さ方向の放射性セシウムの分布を確認した結果は図6-38のとおりである。

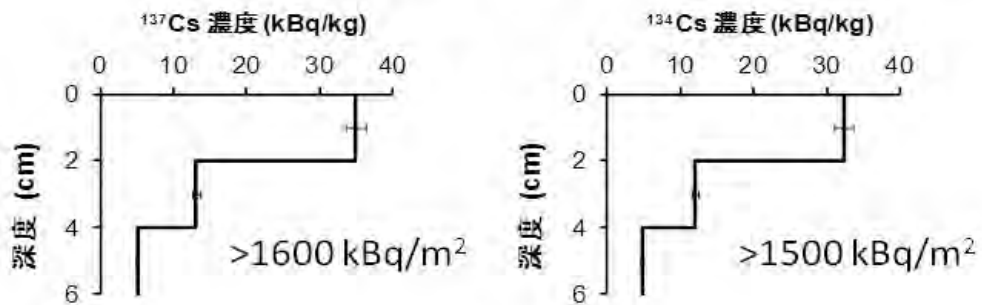
その結果、図6-37に示すように、いずれの貯水池についても、底泥表層のみに高い放射能濃度の放射性セシウムが確認されたが、大屋戸の貯水池については、他の貯水池(鼠喰池、高屋敷及び松沢池)と比較して、底泥表層から比較的深くまで、放射性セシウムの放射能濃度が高くなっていることが確認された。

また、図6-38に示すように、蓬萊ダム湖では、底泥下層においても放射性セシウムの放射能濃度が低くならないこと、蓬萊ダム湖の三つの観測地点における底泥に含まれる放射性セシウムの放射能濃度は各地点間で大きな差がないこと、蓬萊ダム湖の底泥の放射性セシウムの放射能濃度は貯水池に比べて放射能濃度は高いことが確認された。

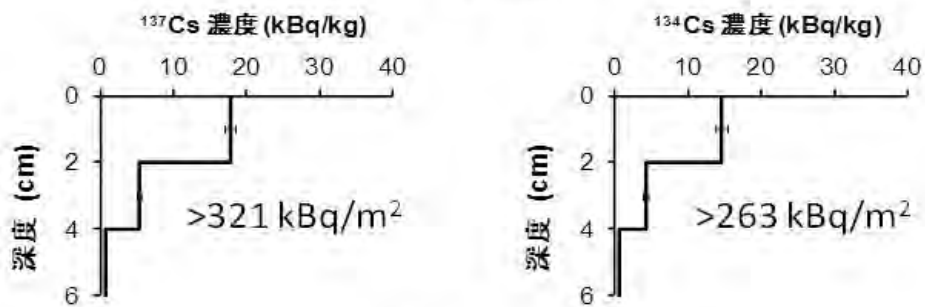
さらに、蓬萊ダム湖の三つの観測地点における底泥6~8cmの底泥の粒度分布を図6-39に示す。その結果、いずれの試料においても、同様の粒度分布を示しており、底泥の粒度分布の積算体積比率(底泥の全粒子量に対する、ある粒径までの粒子量の累積比率)が50%となる粒径は約20 μ mであり、非常に細かい土壌粒子で構成されており、ほぼ全量がシルト-粘土質であった。



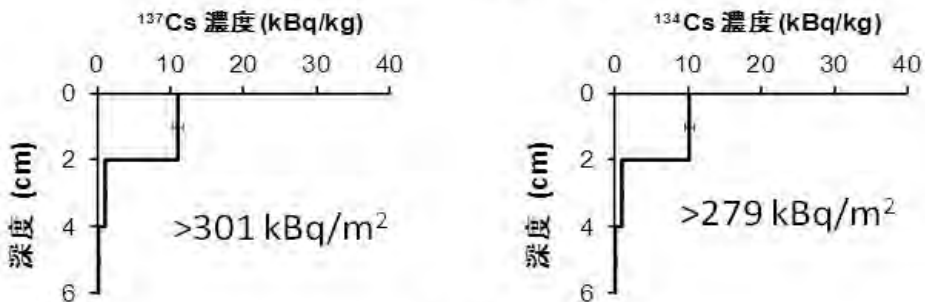
(a) 鼠喰池



(b) 大屋戸



(c) 高屋敷



(d) 松沢池

図 6-37 貯水池の底泥中における放射性セシウムの深度分布

(観測地点は、(a)鼠喰池、(b)大屋戸、(c)高屋敷、(d)松沢池。図中の放射性セシウムの放射能濃度は、採泥日の値に減衰補正を実施している。(大屋戸、高屋敷は平成 23 年 7 月 8 日、鼠喰池及び松沢池は平成 23 年 8 月 4 日。)

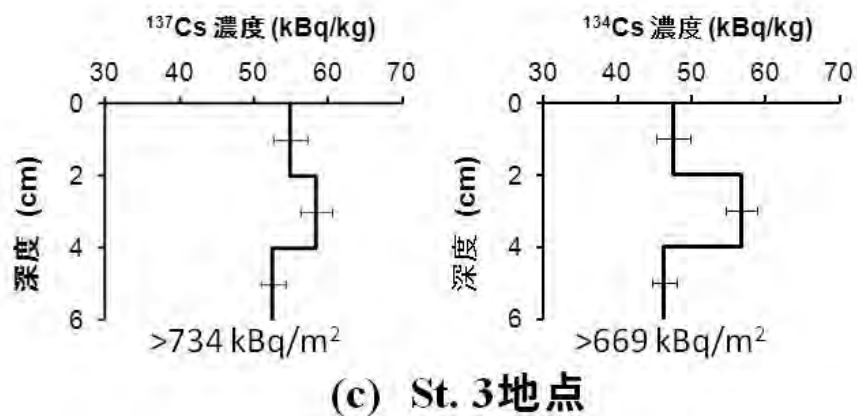
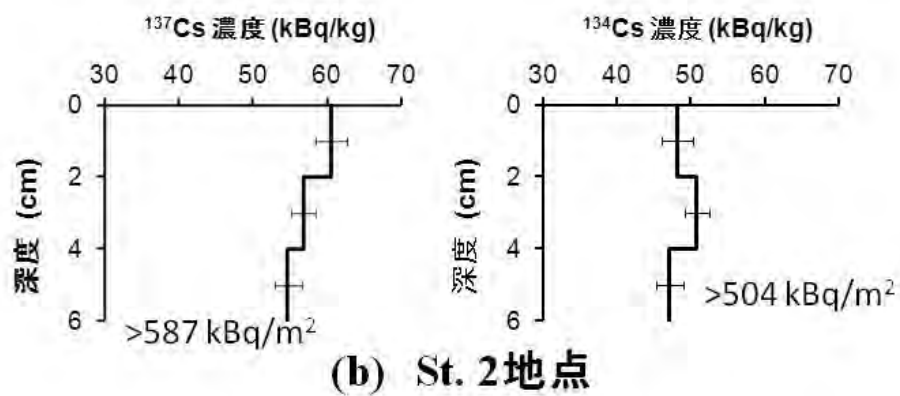
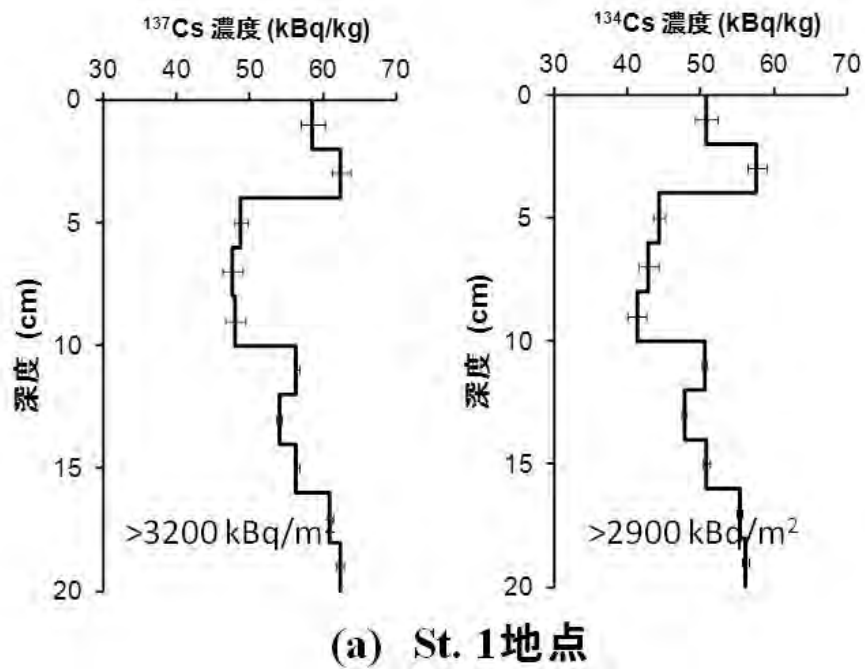


図 6-38 蓬萊ダム湖における底泥中の放射性セシウムの深度分布
 (観測地点は蓬萊ダム湖の(a)St. 1、(b)St. 2、(c)St. 3。図中の放射性セシウムの放射能濃度は採泥日(平成 23 年 7 月 8 日)の値に減衰補正を行った。)

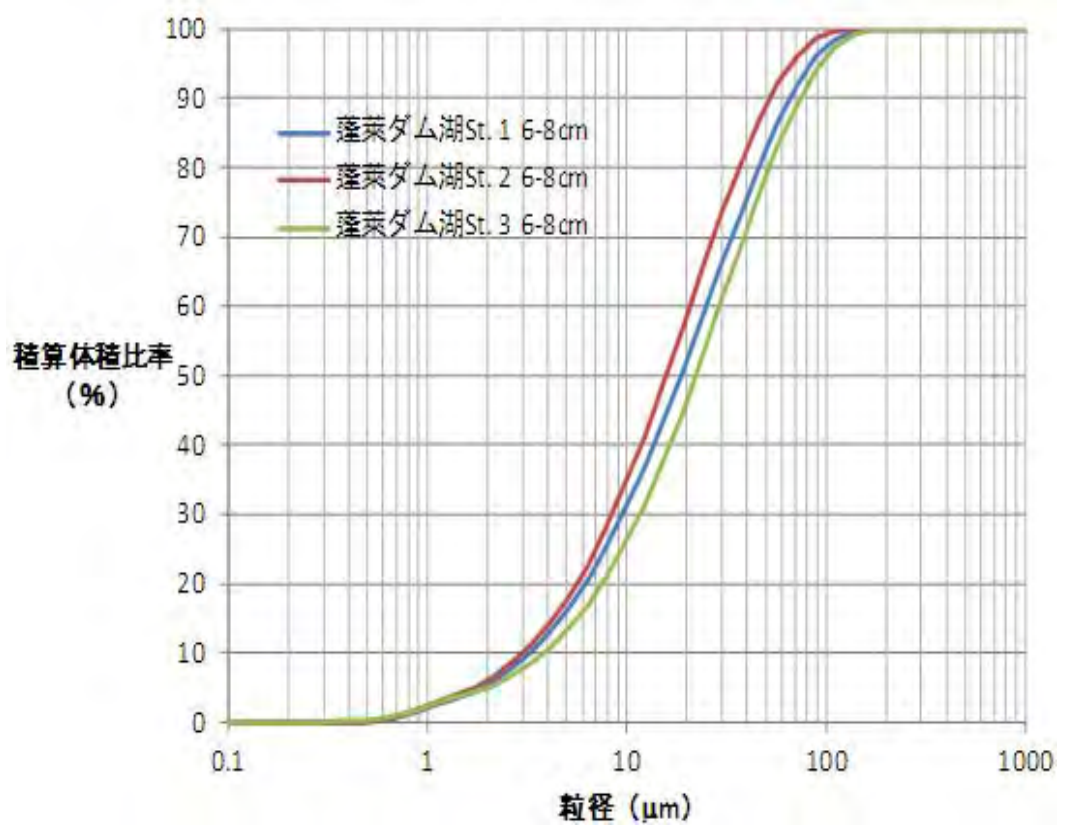


図 6-39 蓬萊ダム湖の底泥の粒度分布
 (縦軸は、底泥の全粒子量に対するその粒径までの粒子量の累積比率を示す)

(4) 考察

① 貯水池における放射性セシウムの堆積状況に関する考察

いずれの貯水池についても、底泥における放射性セシウムの深度分布は、底泥表層で放射性セシウムの放射能濃度が最も高く、深さが深くなるにつれて、急激に放射能濃度が下がることが確認された。湖沼底泥では核実験によるフォールアウトした放射性物質がその堆積年代にピークを有していることが確認されており、本調査では、このようなピークは確認されていないことから、本調査箇所の深度分布では、大気から降下、あるいは河川から流入した放射性セシウムが付着した土壌粒子が貯水池を静かに沈降し、底泥表層に蓄積しているものと考えられる。

また、底泥表層と比べて下層において放射能濃度が急減することを考慮すると、底泥に放射性セシウムが堆積した後、貯水池は水の流れや風波の影響が小さいため、底泥の攪拌は大きくないことが確認された。

そのほか、底泥の放射性セシウムの存在量は大屋戸貯水池以外の三つのため池（鼠喰池、松沢池、及び高屋敷）においては、Cs-134、及びCs-137の放射能濃度は200～400 kBq/m²程度であり、6.3.1.1の森林、畑地及び草地等における、土壌中深さ方向の放射性セシウムの分布状況調査で示したように、山木屋地区の様々な土地利用の土壌において測定された放射性セシウムの存在量（Cs-134で205～892kBq/m²、Cs-137で251～1,037kBq/m²）と比較して、若干低いものの、同オーダーであることが確認された。

他方で、大屋戸貯水池ではCs-134、Cs-137ともに1.5MBq/m²であり、他の貯水池より5倍程度高いことが確認された。当該貯水池につながる河川の流域面積の違い（大屋戸貯水池：流域面積：0.036km²、鼠喰池、松沢池、及び高屋敷の流域面積：それぞれ0.20、0.24、0.016km²）等が原因と考えられるが、詳細の確認のためには今後の調査が必要である。

② 蓬萊ダム湖における放射性セシウムの堆積状況に関する考察

蓬萊ダム湖の観測地点St.1の底泥においては、Cs-134とCs-137の放射性セシウムの放射能濃度は同程度であり、本調査で深度分布を調査した最深度（底泥表層から深さ20cm）まで、非常に高濃度な放射性セシウム（Cs-134、Cs-137の放射能濃度の合計値で約80k～120kBq/kg）が存在していることが確認された。蓬萊ダム湖において、底泥下層でも高い放射能濃度の放射性セシウムが検出されたことは、本調査を実施した貯水池が接続する広瀬川や口太川に比べて、蓬萊ダム湖が接続する阿武隈川の流域面積（2,756km²）が広いことを考慮すると、河川から流入した放射性セシウムが付着した土壌粒子が、大量に沈降していること、もしくは底泥の混合が非常に激しいことを示唆している。

また、蓬萊ダム湖の存在量は底泥表層から深さ20cmまでに全ての放射性セシウムが沈着していると仮定して、底泥の密度から存在量を求めたところ、蓬萊ダム湖のCs-134、Cs-137の存在量はいずれも3MBq/m²を上回り、大屋戸貯水池以外の貯水池（鼠喰池、松沢池、及び高屋敷）における底泥の放射性セシウムの存在量の約10倍であることが確認された。この傾向は、蓬萊ダム湖に接続する河川の流域面積が他の貯水池の流域面積と比べ広いことを考慮すると、流域から降雨時に流出した懸濁態粒子が大量であるため、放射能濃度が高くなったことを意味している。蓬萊ダム湖の観測地点St.2とSt.3の底泥表層のCs-134とCs-137の放射性セシウムの放射能濃度も分布状況は違うが、いずれの地点でも観測地点St.1と同様に高い放射性セシウムの放射能濃度を示していた。この理由としては、ダム湖につながる河川の流域土壌の表層（高濃度の放射性セシウムを含むと想定される）が降雨により河川内に流出し、阿武隈川を流下したが、ダム湖内での流速が低下する時期に沈降したことにより、放射性セシウムの放射能濃度が高くなったものと推察される。

6.3.3 大気-土壌-河川等の自然環境における放射性物質の動態解析

6.3.3.1 土壌への放射性物質の沈着状況と降水量との関係の確認

(1) 本調査の実施目的

大気中を運ばれた放射性物質の降下し易さは、一般的に降水等に伴う湿性沈着が乾性沈着を上回るとされており、独立行政法人日本原子力研究開発機構の SPEEDI による放出経路の推定結果においても、福島第一原発から北西地域や中通りは、降雨による湿性沈着に伴い放射性核種が沈着したと報告されている（日本原子力研究開発機構、2011）。

他方で、本調査地域とした山木屋地区をはじめ、福島県東部は複雑な地形であり、大気の流れが複雑になることから、大気拡散モデルによる降水量分布、降水時間変化の再現が困難な地域である。

そこで、本調査では、山木屋地区における降雨量分布と放射性物質の沈着量の関係について確認するため、福島県及び周辺におけるレーダアメダスデータ、雨量計データ（気象庁・国土交通省テレメータ雨量計・福島大学）、及び X バンドを解析し、すでに放射性物質の沈着状況が確認されている山木屋地区について、降水時系列、降水パターンと放射性物質の沈着状況について比較を実施した。

(2) 調査内容及び考察

本調査では、福島県及びその周辺地域におけるレーダアメダスデータ（以下、「アメダスデータ」という。）、雨量計データ（気象庁・国土交通省テレメータ雨量計・福島大学）、及び X バンドを解析・評価した上で、文部科学省が実施している航空機モニタリングの空間線量率のマップを背景に降雨量分布との解析を行った。

(3) 調査結果及び考察

山木屋地区には、気象庁の雨量計計測地点が存在せず、国土交通省テレメータ雨量計による 1 時間あたりの降水量を観測している箇所が 1 地点あるのみである。そこで、降雨量分布状況を詳細に把握するため、雨量計データとは独立なアメダスデータと X バンドにおける山木屋地区周辺の降水量を比較した。事故後の降雨状況の空間構造の解析のため、X バンドの観測範囲についてアメダスデータと X バンドの時間ごとの降水パターンを比較した。

その結果、図 6-40 に示すように、アメダスデータと X バンドにおいて、降雨のタイミングがほぼ一致していることが確認された。アメダスデータと X バンドの当該領域の平均降雨量には大きな違いが見られたが、アメダスデータは 30 分間隔、X バンドは約 10 分間隔で解析が可能であるため、当該地域の解像度の違いが原因でこのような状況が発生したと考えられる。

また、山木屋地区（図 6-40 右上図白枠）は、高い空間線量率が観測されている飯館・浪江に近接し、北東から南西方向に大きな空間線量率の違いが確認されている。X バンドの解析結果を観察すると、山木屋地区の空間線量率の分布状況の要因である 3 月 15 日から 16 日にかけての降水帯の移動に伴い、図 6-40 のように降水分布が変化していくことで、空間線量率の分布状況も北東から南西にかけて湿性沈着の状況が変化していることが示唆された。なお、降水量の分布と空間線量率の分布状況の空間構造は直接対応しないが、拡散モデルシミュレーション等で示されている放射性プルーム（放射性雲）の輸送過程だけで局地的な放射性核種の分布状況について再現することが困難であるとの報告がある（Katata et al, 2011）。

そこで、本調査に基づく、アメダスレーダを含めた降水分布の詳細な情報は、大気拡散モデルを用いた放射性物質の輸送沈着過程の再現を試みる際に、湿性沈着の空間パターンの補正や同化など、より適切で局所的な沈着状況を評価が可能になると考えられる。

なお、Xバンドは、高空間分解能で雨雲の動きを把握するのに適するが、降雨の際、電波が減衰するため、遠方の測定結果の精度は低い。そこで、これらの補正、補完的利用のため、すでに山木屋地区にレーダアメダスとの検証を目的として雨量計を複数設置しており、アメダスデータ以外に他機関による福島県内の3月以降の降水データも収集している。今後はこれらのデータも併用した、空間・時間分解能が良い、事故当時以降の湿性沈着の実態解明が期待される。

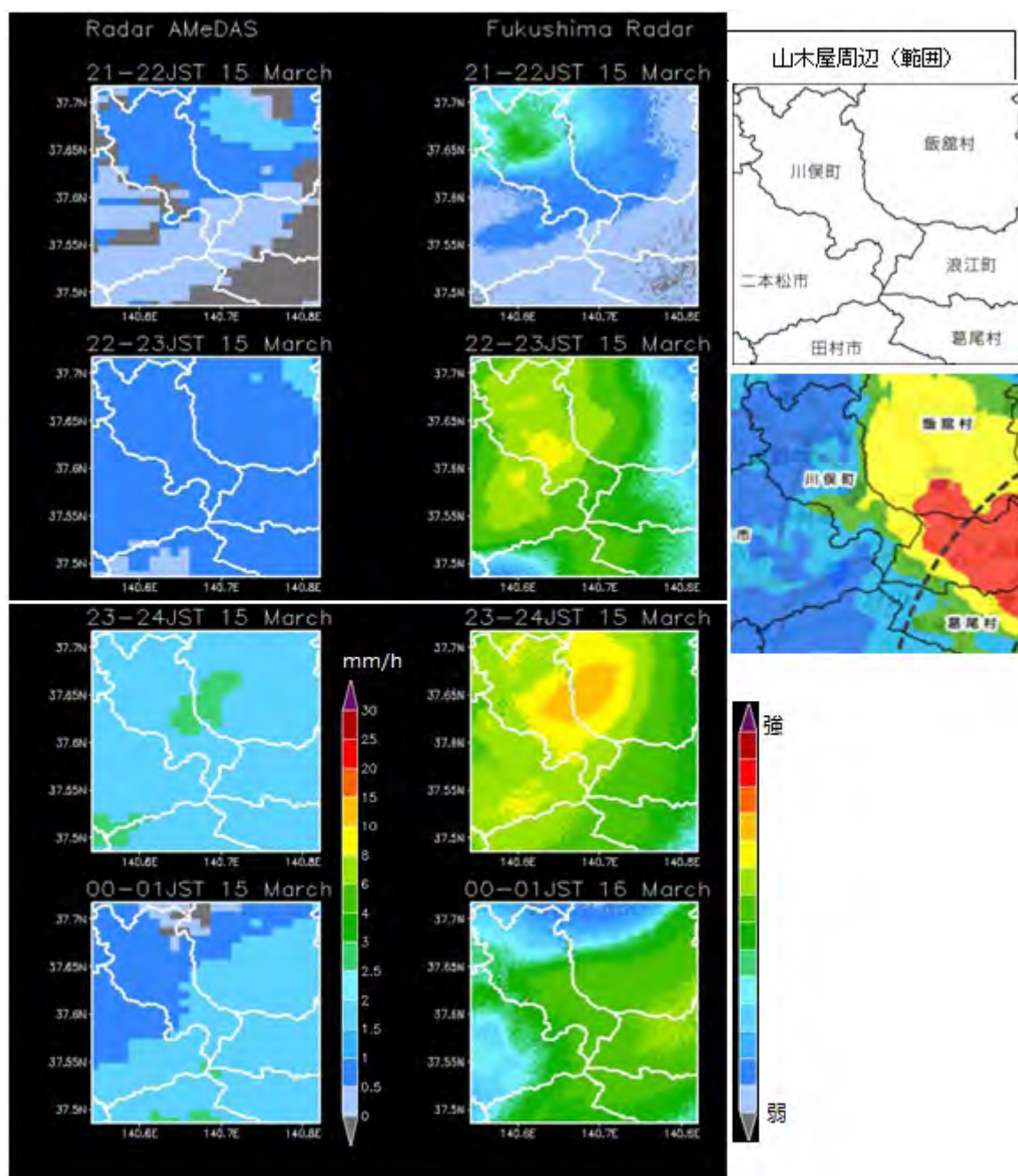


図 6-40 レーダアメダス解析雨量（左）と福島大レーダー（Xバンド）（右）による降雨強度の比較。（解析対象時間は、平成 23 年 3 月 15 日 21～22 時、22～23 時、23～24 時、3 月 16 日 0～1 時。福島大レーダの値は相対値である）

【引用文献】

日本原子力研究開発機構(2011) 東京電力福島第一原子力発電所事故によるプラント北西地域の線量上昇プロセスを解析 (お知らせ)

<http://www.jaea.go.jp/02/press2011/p11061302/index.html>

Katata, G. , Terada, H., Nagai, H., Chino, M. (2011) Numerical reconstruction of high dose rate zones due to the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, *J. Environmental Radioactivity*, doi:10.1016/j.jenvrad.2011.09.011.

6.3.3.2 土壌や森林表面から大気に移行する放射性物質とエアロゾルの関係の確認、及び森林内を降下する雨に含まれる放射性物質の有機物質への付着状況の確認

(1) 本調査の実施目的

福島第一原発から放出された放射性物質が地表面や森林等の環境からどのように移行しているかを確認するため、山木屋地区の土壌・森林表面を対象に、大気へ飛散する放射性セシウムと放射性セシウムの移動媒体であるエアロゾルの粒径の関係について調査した。

また、森林内の雨水（林内雨）を通じて放射性物質がどのように移行しているかを確認するため、林内雨を通じて移行する放射性セシウムと森林植生由来の有機酸との関係について調査した。

(2) 調査内容

本調査では、様々な土地利用の土壌や森林から、どのような粒径のエアロゾルに放射性セシウムが含まれて飛散しているか確認するため、学校グラウンド、畑地、スギ若齢林内の地表面を対象に、大気集塵器（エアサンプラ）を用いて、地表面付近の大気中浮遊塵を採取し、採取した大気浮遊塵中のエアロゾルをカスケードインパクトを用いて、粒径別に分画した。

その上で、それぞれの粒径別のエアロゾルについて、Ge 半導体検出器を用いて放射性セシウムの放射能濃度を求め、それぞれの粒径別の放射性セシウム等の放射能濃度の測定結果を比較した。

また、森林内の雨水（林内雨）を通じて放射性物質がどのように移行しているかを確認するため、林内雨に含まれる森林植生由来の有機酸（ギ酸、酢酸、及びシュウ酸）、及び各種無機陰イオンと林内雨に含まれる放射性セシウムの放射能濃度の関係について調査を実施した。試料は Cs-134、Cs-137 の放射能濃度が最も高い試料、中間的な試料、最も低い試料の 3 種類を選定し、イオンクロマトグラフにて、それぞれの試料に含まれる低分子有機酸（ギ酸、酢酸、及びシュウ酸）及び無機陰イオン（フッ素イオン、塩化物イオン、硝酸イオン、亜硝酸イオン、及び硫酸イオン）の濃度を測定した。林内雨試料は、平成 23 年 7 月 3 日から 7 月 10 日（期間Ⅰ）、7 月 23 日から 8 月 1 日（期間Ⅱ）、及び 8 月 1 日から 8 月 6 日（期間Ⅲ）の 3 期間（各期間の最終日が回収日にあたる）に採取した。

(3) 調査結果

① 学校グラウンド、畑地、及びスギ若齢林内の地表面付近におけるエアロゾル粒径別の放射性セシウム等の放射能濃度

各調査地点の放射性セシウム及び Te-129m の放射能濃度は表 6-14 のとおりである。その結果、大気浮遊塵中の放射能濃度は、Te-129m ($14\sim 19\text{mBq}/\text{m}^3$) が最も高く、次いで Cs-137 ($2.8\sim 4.9\text{mBq}/\text{m}^3$)、Cs-134 ($2.4\sim 4.1\text{mBq}/\text{m}^3$) の順番であった。いずれの放射能濃度も 3 月 30 日に山木屋地区において文部科学省が実施したダストサンプリングの測定結果（Cs-137 の放射能濃度： $140\text{Bq}/\text{m}^3$ ）と比較して非常に低くなっていることが確認された。

また、エアロゾル粒径別の放射性セシウム及び Cs-137 の放射能濃度について確認したところ、図 6-41 に示すように、粒径別のエアロゾルに付着した放射性セシウムの放射能濃度は、学校グラウンドや畑ではエアロゾル粒径が $0.39\mu\text{m}$ 以下の微小粒子で最大となり、粒径が大きくなるにつれて、放射能濃度は低下している傾向が確認された。

他方で、スギ若齢林の林床部では、エアロゾル粒径が $4.2\sim 10.2\mu\text{m}$ の粗大粒子においても放射能濃度が高く、スギの枝葉に付着した放射性セシウムの大気中への飛散は、土壌とは異なる形態であることが示唆された。なお、図 6-42 に示すように、Te-129m のエアロゾル粒径別の放射能濃度は、エアロゾル粒径が $0.39\mu\text{m}$ 以下の微小粒子で最も高く、粒径が大きくなるにつれ低下している傾向が確認された。この傾向はいずれの観測地点でも、同様であった。

表 6-14 学校グラウンド、畑地、スギ若齢林内の地表面付近におけるエアロゾル粒径別の放射性セシウム等の放射能濃度の測定結果（単位：mBq/m³）

学校グラウンド

測定期間	エアロゾル 粒径(μm)	Cs-137 の放射能濃度	Cs-134 の放射能濃度	Te-129m の放射能濃度
7/9～7/13	10.2以上	検出されず	0.04	検出されず
	4.2～10.2	0.40	0.33	検出されず
	2.1～4.2	0.53	0.36	検出されず
	1.3～2.1	0.46	0.40	1.4
	0.69～1.3	0.98	0.79	3.6
	0.39～0.69	0.98	0.81	3.8
	0.39以下	1.40	1.28	8.2
	ガス状物質	0.11	0.09	1.8
	全放射能濃度	4.86	4.09	18.9

畑

測定期間	エアロゾル 粒径(μm)	Cs-137 の放射能濃度	Cs-134 の放射能濃度	Te-129m の放射能濃度
7/9～7/22	10.2以上	0.12	0.09	検出されず
	4.2～10.2	0.23	0.24	検出されず
	2.1～4.2	0.29	0.29	検出されず
	1.3～2.1	0.38	0.30	0.5
	0.69～1.3	0.46	0.38	1.6
	0.39～0.69	0.04	検出されず	検出されず
	0.39以下	1.44	1.23	8.2
	ガス状物質	0.05	検出されず	3.9
	全放射能濃度	3.00	2.53	14.2

スギ若齢林

測定期間	エアロゾル 粒径(μm)	Cs-137 の放射能濃度	Cs-134 の放射能濃度	Te-129m の放射能濃度
7/9～7/18	10.2以上	0.20	0.16	検出されず
	4.2～10.2	0.77	0.66	検出されず
	2.1～4.2	0.37	0.35	検出されず
	1.3～2.1	0.47	0.44	検出されず
	0.69～1.3	0.05	0.02	0.2
	0.39～0.69	0.83	0.69	3.7
	0.39以下	2.89	2.59	16.7
	ガス状物質	0.02	検出されず	4.9
	全放射能濃度	5.60	4.90	25.6

次頁に続く

7/18～ 7/25	10.2 以上	0.07	0.02	検出されず
	4.2～10.2	0.67	0.58	検出されず
	2.1～4.2	0.23	0.29	1.7
	1.3～2.1	0.24	0.21	検出されず
	0.69～1.3	0.19	0.17	1.0
	0.39～0.69	0.14	0.13	検出されず
	0.39 以下	0.29	0.23	0.6
	ガス状物質	0.10	0.06	0.6
	全放射能濃度	1.95	1.70	4.0
7/25～8/1	10.2 以上	0.40	0.31	検出されず
	4.2～10.2	0.55	0.49	検出されず
	2.1～4.2	0.29	0.26	検出されず
	1.3～2.1	0.14	0.07	検出されず
	0.69～1.3	0.05	0.06	1.1
	0.39～0.69	0.00	0.02	2.9
	0.39 以下	0.14	0.18	5.4
	ガス状物質	0.06	0.06	1.8
	全放射能濃度	1.63	1.45	11.3
8/1～8/8	10.2 以上	0.09	0.05	検出されず
	4.2～10.2	1.07	0.93	検出されず
	2.1～4.2	0.71	0.59	検出されず
	1.3～2.1	0.30	0.30	検出されず
	0.69～1.3	0.16	0.10	2.6
	0.39～0.69	0.14	0.10	4.3
	0.39 以下	0.28	0.17	8.1
	ガス状物質	0.19	0.14	3.9
	全放射能濃度	2.92	2.38	18.9
8/8～8/15	10.2 以上	0.33	0.28	検出されず
	4.2～10.2	0.43	0.36	0.5
	2.1～4.2	0.34	0.19	検出されず
	1.3～2.1	0.23	0.15	検出されず
	0.69～1.3	0.16	0.09	2.5
	0.39～0.69	0.08	0.08	3.1
	0.39 以下	0.38	0.28	3.3
	ガス状物質	0.09	検出されず	1.7
	全放射能濃度	2.04	1.43	11.2

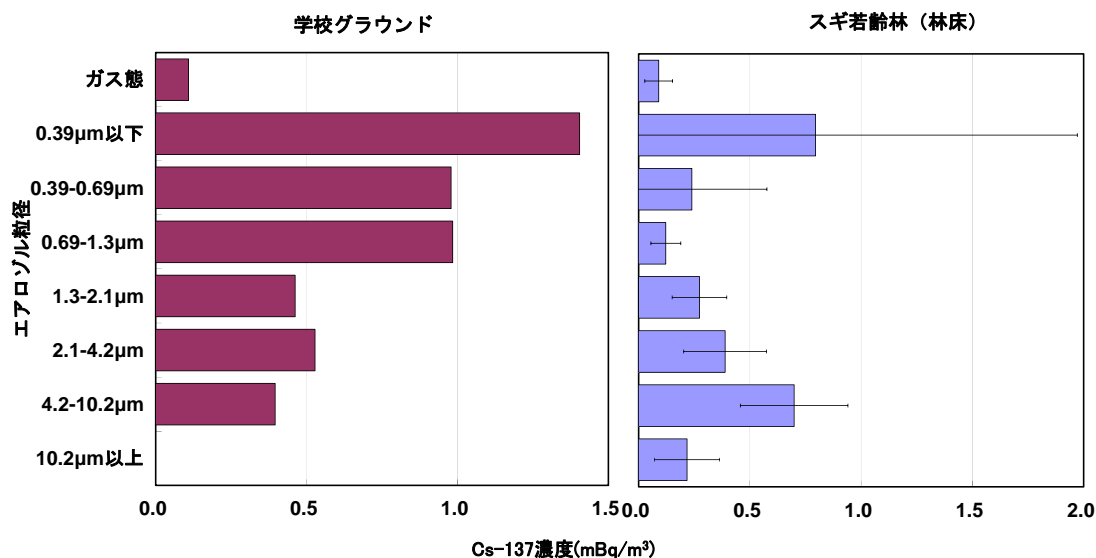


図 6-41 学校グラウンド(左)及びスギ若齢林の林床部(右：5回にわたって実施した大気浮遊塵中の放射能濃度の測定結果の平均値。誤差棒は標準偏差。データは、エアロゾル粒径別のセシウム 137 の放射能濃度 ((単位 mBq/m³)。ここでは、一例として、小学校のグラウンドを示しており、畑地についても小学校グラウンドと同様の分布傾向をしめしている。)

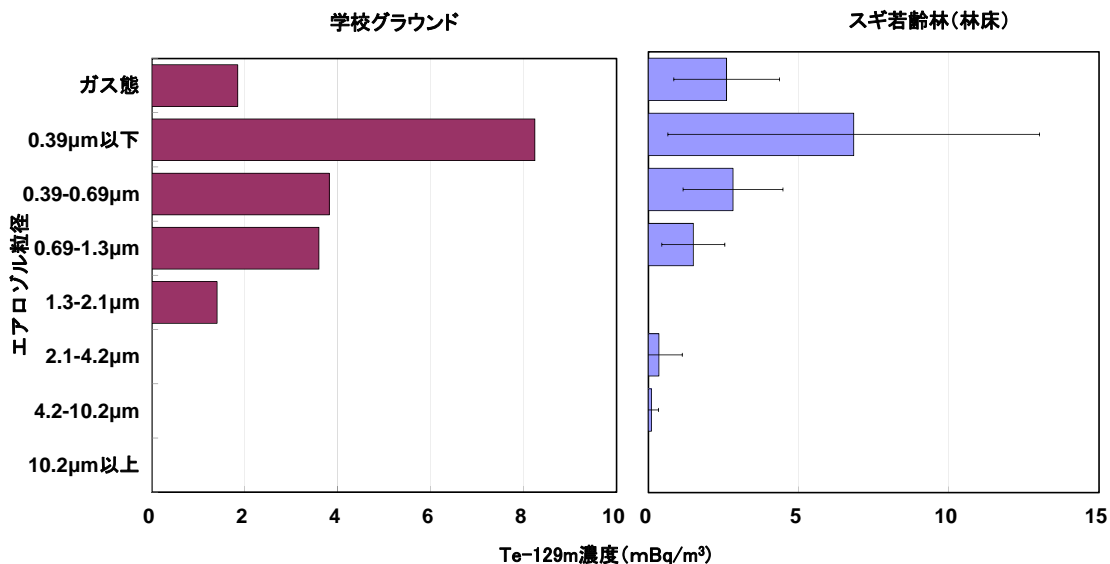


図 6-42 学校グラウンド (左、一例)、及びスギ若齢林の林床部 (右：5回にわたって実施した大気浮遊塵中の放射能濃度の測定結果の平均値。誤差棒は標準偏差。データは、エアロゾル粒径別のテルル 129m の放射能濃度 (単位 mBq/m³)。ここでは、一例として、小学校のグラウンドを示しており、畑地についても小学校グラウンドと同様の分布傾向をしめしている。)

② 林内雨に含まれる有機酸（ギ酸、酢酸、シュウ酸）及び各種無機陰イオンの測定結果

林内雨中の放射性セシウムが有機物質に付着して移行しているとするれば、放射性セシウムと林内雨中の有機物の濃度には相関性があると予想される。

そこで、林内雨試料について植物由来の有機酸のうち、比較的小さな分子であるギ酸、酢酸、及びシュウ酸の含有量を測定した。

また、降水に通常含まれている各種無機イオンと放射性核種との相関関係もみるため、塩化物イオン、及び硫酸イオン等の主要無機陰イオンについて、含有量を調査した。

含有量を算出するにあたっては、試料をろ過した上で、有機酸（ギ酸、酢酸、シュウ酸）及び各種無機陰イオンの濃度をイオンクロマトグラフィーを用いて定量した。

その結果、表 6-15 に示すように、本調査で採取された林内雨からは、シュウ酸の濃度は $0.12 \sim 0.56 \mu\text{mol/L}$ 、フッ素イオン（以下、「 F^- 」という。）の濃度は $0 \sim 9.9 \mu\text{mol/L}$ 、塩化物イオン（以下、「 Cl^- 」という。）の濃度は $6.2 \sim 226 \mu\text{mol/L}$ 、亜硝酸イオン（「 NO_2^- 」という）の濃度は $0 \sim 7.3 \mu\text{mol/L}$ 、硝酸イオン（以下、「 NO_3^- 」という。）の濃度は $13.2 \sim 123 \mu\text{mol/L}$ 、硫酸イオン（「 SO_4^{2-} 」という）の濃度は $13.2 \sim 123 \mu\text{mol/L}$ であった。また、いずれの林内雨試料中からもシュウ酸は検出されたが、ギ酸、酢酸は検出されなかった。

試料保存中に滅菌処理を行っていないことを考慮すると、検出されなかった化学種は、試料保存中に微生物活動によって消失してしまった可能性が考えられる。

続いて、有機物の濃度と放射性セシウムの放射能濃度を確認するため、シュウ酸濃度と Cs-137 の放射能濃度 (Bq/kg) の関係、及び Cl^- イオン濃度と Cs-137 の放射能濃度 (Bq/kg) の関係について確認した。

その結果、図 6-43 に示すように、シュウ酸濃度と Cs-137 の放射能濃度の関係において正の相関性が確認された。（シュウ酸濃度と Cs-137 の放射能濃度の関係決定係数 $R^2=0.41$ ）他方で、降水中に一般的にみられる無機陰イオン (F^- 、 Cl^- 、 NO_3^- 、 SO_4^{2-}) と Cs-137 の放射能濃度の関係においても正の相関性が確認されたため、放射性物質が林内雨中の有機物質のみに付着して移行しているかどうかは今回の調査からは断定できなかった。（ Cl^- イオン濃度と Cs-137 の放射能濃度の関係： $R^2=0.30$ ）

また、各種イオンの挙動と相関があることから、セシウムがイオンとして挙動している可能性も示唆された。

表 6-15 林内雨に含まれるシュウ酸、塩素イオン、硫酸イオンの濃度

測定期間	林内雨試料	シュウ酸	塩素イオン	硫酸イオン
7/3~7/10	壮齡林④	4.97	260.15	223.39
	壮齡林⑤	6.63	347.56	239.17
	壮齡林⑥	12.45	2921.62	562.69
	幼齡林①	5.29	1339.80	216.58
	幼齡林③	8.70	770.55	376.46
	幼齡林④	6.67	451.65	287.99

測定期間	林内雨試料	シュウ酸	塩素イオン	硫酸イオン
7/23~8/1	壮齡林①	12.31	5282.55	809.66
	壮齡林③	15.51	9108.18	1612.01
	壮齡林⑦	15.62	5823.33	893.53
	幼齡林④	6.85	1747.85	707.53
	幼齡林⑥	16.16	3628.18	846.09
	幼齡林⑦	15.42	7671.17	944.53
	広葉樹①	6.97	601.89	624.17
	広葉樹③	7.65	634.22	566.44
	広葉樹④	7.75	741.09	589.36

測定期間	林内雨試料	シュウ酸	塩素イオン	硫酸イオン
8/1~8/6	壮齡林①	6.77	479.68	946.07
	壮齡林③	8.09	1104.32	1613.51
	壮齡林⑥	8.32	1296.82	946.84
	幼齡林①	4.85	309.44	644.90
	幼齡林②	6.88	466.83	1044.91
	幼齡林⑦	8.62	738.19	1030.58
	広葉樹①	5.72	234.66	700.57
	広葉樹④	4.84	357.08	649.00
	広葉樹⑤	7.12	376.53	855.18

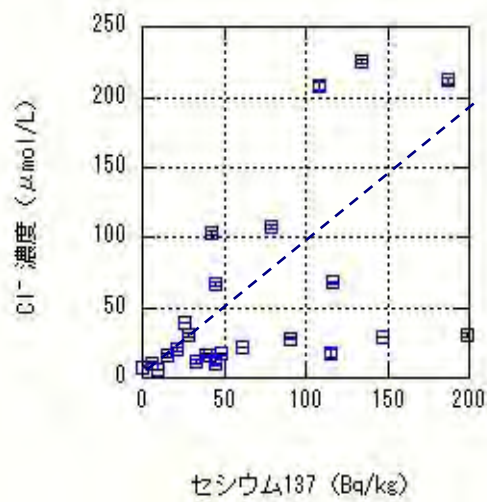
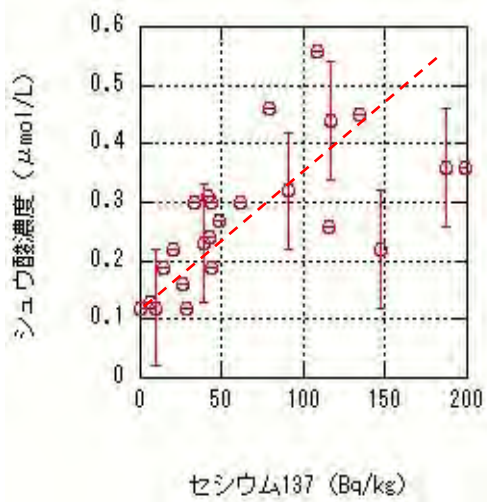


図 6-43 林内雨において測定されたセシウム 137 の放射能濃度とシュウ酸の濃度、塩化物イオン濃度との関係（縦軸誤差は各イオン濃度の 5 回繰り返し計測の標準偏差（ 1σ ）。）

(4) 考察

① 学校グラウンド、畑、及びスギ若齢林内の地表面付近における、エアロゾル粒径別の放射性物質の放射能濃度

スギ若齢林の林床部においてはエアロゾル粒径が $4.2\sim 10.2\mu\text{m}$ の粗大粒子においても放射能濃度が高く、スギの枝葉に付着していた放射性セシウムが学校グラウンド、畑とは異なる形態で大気中に飛散していることが示唆された。他方で、エアロゾル粒径別の Te-129m の放射能濃度は、スギ若齢林と小学校グラウンドや畑において明確な違いが認められなかった。そのため、スギ林において、その枝葉に付着している放射性セシウムが学校グラウンド、畑とは異なる形態で大気中に飛散している可能性が示唆された。

この理由としては、放射性セシウムは Te-129m に比べて、植物に付着しやすいため、植物起源のエアロゾルの影響により、放射性セシウムのみ、粗大粒子でも高い放射能濃度が検出されたものとか考えられる。他方で、学校グラウンドや畑における観測データが少ないため、エアロゾルの粒径別の放射能濃度の分布について時間的変動の有無が確認できていないことから、今後、各地点について調査を継続して実施することが必要である。

② 林内雨に含まれる有機酸（ギ酸、酢酸、及びシュウ酸）、及び各種無機陰イオンの濃度と放射能濃度との関係

林内雨中の放射性セシウムが有機物質に付着しているとすれば、放射性セシウムと有機物の濃度には相関性があると予想される。そこで、本調査では、植物由来の有機物の内、比較的小さな分子であるギ酸、酢酸、シュウ酸について検討したところ、Cs-137 の放射能濃度とシュウ酸の濃度との間には正の相関関係が確認されたが、Cs-137 濃度と降水中に一般的にみられる無機陰イオン (F^- 、 Cl^- 、 NO_3^- 、 SO_4^{2-}) 濃度との間にも正の相関関係が確認された。従って、林内雨中の放射性セシウムの移行形態として、有機物質のみに付着しているかどうかは本調査からは断定できなかった。また、各種イオンの挙動と相関があることから、セシウムがイオンとして挙動している可能性も示唆された。この理由としては、試料中の保存中に有機物が消失したこともあると考えられることから、今後、ギ酸と酢酸などの有機物の保存性を良くした上で継続して調査を実施することが必要である。

【引用文献】

ICRP (2008): Nuclear decay data for dosimetric calculations. ICRP Publication 107. Ann. ICRP 38(3)

6.3.3.3 土壌及び河川の浮遊砂中に含まれる放射性セシウムの化学特性の確認

(1) 本調査の実施目的

土壌及び河川の浮遊砂を通じた放射性セシウムの移行状況について確認するためには、それぞれの試料中の放射性セシウムの化学特性を理解することが重要である。そこで、本調査では、土壌中の放射性セシウムの水溶解性を調査するとともに、X線吸収微細構造法による粘土鉱物中のセシウム局所構造の解明や、土壌及び河川内の浮遊砂（懸濁物粒子）に付着した放射性セシウムの分布状態について調査した。

(2) 調査の実施内容

本調査では、土壌中の放射性セシウムの水溶解性の確認、X線吸収微細構造法による粘土鉱物中のセシウム局所構造の解明、土壌及び河川中の浮遊砂（懸濁物粒子）に付着した放射性セシウムの分布形態を確認するため、以下のような調査を実施した。

A) 土壌中の放射性セシウムの水溶解性の確認

土壌に沈着した放射性セシウムの安定性について確認するため、水相への放射性セシウムの溶出し易さの観点で土壌試料からの放射性セシウムの溶出実験を実施した。試料としては、福島県伊達郡川俣町山木屋地区の牧草地で採取した花崗岩マサ土、花崗閃緑岩マサ土、それらの岩石を起源とする表層数 cm の土壌、及び水田土壌を対象とした。溶出実験にあたっては様々な条件の水溶液を抽出に用いるため、岩石・土壌組成が均質化した試料を用いる必要性があった。そこで、試料を乾燥してメノウ製の粉砕機で細粒・均質化した上で溶出実験を実施した。土壌試料 5g に対して、15 mL の抽出液を添加し、2 時間振とうした後、遠心分離した上澄みを 0.45 μm のフィルタを用いてろ過を実施した。回収した抽出液は、Ge 半導体検出器を用いて、Cs-137 の放射能濃度を求めた。抽出液には pH を 1 ~ 12 に調製した水溶液、2 M HCl、1 M BaCl₂、1 M NH₄Cl 水溶液を用いた。(M (mol/L) はモル濃度であり、溶液 1L 中の溶質をそのモル数で表した単位)。

B) X線吸収微細構造(EXAFS)法による粘土鉱物中のセシウムの局所構造の解明

例えば Cremers ら(1988)の調査結果から、放射性セシウムは粘土鉱物に強く吸着すると言われている。そこで、粘土鉱物中の放射性セシウムの局所構造を調べるため、セシウム(安定同位体)を飽和吸着させた、岩石粘土であるモンモリロナイト及びバーミキュライトを対象に、広域 X 線吸収微細構造(EXAFS)スペクトルの測定を実施した。また、比較として、セシウムの水和イオンについて EXAFS スペクトル測定を実施した。EXAFS スペクトルを解析することにより、セシウムと周囲の酸素原子との原子間距離及び配位数を求めることが可能であるため、EXAFS スペクトルから粘土鉱物中に取り込まれたセシウムの局所構造を明らかにできる。EXAFS スペクトルの測定は高エネルギー加速器研究機構の Photon Factory BL-9A を用いた。

C) 土壌及び河川内浮遊砂(懸濁物粒子)中のセシウムの分布状態

土壌中のセシウムの分布状態について確認するため、A)において使用した岩石試料を砕かずにそのままエポキシ樹脂に包埋し、断片をスライドガラスに接着した後に 30 μm まで研磨し、土壌薄片試料とした。この試料について、オートラジオグラフィ法を用いて放射性セシウムの分析状態を調査した。また、同一の薄片試料をカーボンコーティングした後に、走査型電子顕微鏡を用いて、オートラジオグラフィ法と同様の部分の元素分布を調査した。測定元素は、カリウム(K)、ケイ素(Si)、アルミニウム(Al)等である。

また、河川中の浮遊砂(懸濁物粒子)に付着した放射性セシウムの分布状態を調べるため、福

島県伊達郡川俣町の口太川下流部の水をろ過したフィルタ（直径 14.2cm）について、前述の岩石試料と同様に、オートラジオグラフィ法を用いて放射性セシウムの分析状態について調査を実施した。フィルタは 6.3.2.3 の河川から海洋への浮遊土砂を通じた放射性物質の移行状況調査において使用したフィルタと同様であるため、このフィルタ上には水中の 3~63 μm 以下の粒子が捕捉されていることが確認されている。

さらに、河川中の浮遊砂（懸濁物粒子）の比表面積の大きさに応じた、河川内の浮遊砂から河川水への放射性セシウムの移行し易さについて確認するため、河川中の浮遊砂中の懸濁物試料から得られた土壌粒子の比表面積（単位質量あたりの表面積） S_A と放射性セシウムの固液分配係数 K_d の関係を求めた。分配係数を求めるため、懸濁物粒子及び口径 0.45 μm のフィルタでろ過した河川水試料について、Ge 半導体検出器を用いて放射性セシウムの放射能濃度を求めた。

(3) 調査結果及び考察

① 土壌中の放射性セシウムの各種水溶液への溶解性の確認

土壌に沈着した放射性セシウムの安定性について確認するため、土壌からの放射性セシウム（Cs-137）の水抽出実験を実施した。その結果、表 6-16 に示すように、pH1~12 の水溶液を用いた溶出実験では酸性又はアルカリ性において、Cs-137 の抽出割合は若干、増加するものの、いずれの pH 条件においても抽出割合は 1%以下と極めて低い値であり、放射性セシウムは酸性からアルカリ性までの広い pH 領域で溶解性が低いことが確認された。

また、この傾向は 1 M BaCl₂ 水溶液においても同様であり、Cs-137 の抽出割合が 1%以下であった。他方で、2 M HCl においては、Cs-137 の抽出割合は 3~7%程度と若干増加した。1 M NH₄Cl と他の試薬（1 M BaCl₂、2 M HCl）とを比較すると、Cs-137 の抽出割合は増加したものの、それでも全体の 8~16%程度しか溶出されないことが確認された。

このように、土壌中に取り込まれた放射性セシウムの水溶性は極めて低いことが確認された。2 M HCl や 1 M NH₄Cl を用いて溶出実験を行っても放射性セシウムのほとんどが土壌中にとどまることから、土壌（おそらく粘土鉱物）に取り込まれた放射性セシウムはかなり安定に存在していると考えられる。

表 6-16 土壌からの放射性セシウム（Cs-137）の抽出割合

牧草地試料						水田試料	
花崗岩マサ土		花崗岩閃緑岩マサ土		表層土壌		水田土壌	
抽出条件	抽出割合(%)	抽出条件	抽出割合(%)	抽出条件	抽出割合(%)	抽出条件	抽出割合(%)
pH1.21	0.82	pH0.94	0.29	pH1.16	0.74		
pH3.58	0.25	pH3.48	0.06	pH3.12	0.38		
pH4.33	0.15	pH4.50	0	pH4.83	0.21		
pH5.61	0.06	pH6.40	0.02	pH5.95	0.12		
pH6.95	0	pH7.04	0.01	pH7.40	0.08		
pH8.25	0.08	pH8.18	0	pH8.19	0.14		
pH11.65	0.46	pH12.4	0.05	pH11.84	0.23		
2M HCl	6.48	2M HCl	3.06	2M HCl	4.14	2M HCl	6.91
1M BaCl ₂	0.67	1M BaCl ₂	0.19	1M BaCl ₂	0.59	1M BaCl ₂	0.54
1M NH ₄ Cl	15.6	1M NH ₄ Cl	7.86	1M NH ₄ Cl	11.3	1M NH ₄ Cl	12.0

② X線吸収微細構造(EXAFS)法による粘土鉱物中のセシウムの局所構造の解明

粘土鉱物中の放射性セシウムの局所構造を調べるため、セシウム（安定同位体）を飽和吸着させた、岩石粘土であるモンモリロナイト及びバーミキュライトを対象に EXAFS スペクトルの分析を実施した。その結果、粘土鉱物中のセシウムの周囲には、3.0~3.2Å の距離に酸素が存在していることが確認された。このことから、粘土鉱物中では、セシウムは水和水と結合していることが考えられる。

また、粘土鉱物中のセシウムの周囲には、4.1~4.3Å の距離にも酸素との結合が確認された。このことから、粘土鉱物の層間においては、セシウムは粘土鉱物中の水和水と結合している他、粘土鉱物の構造中の酸素と結合していることを示唆している。

以上から、放射性セシウムは、層状の構造を持つ粘土鉱物の層間に極めて安定に取り込まれると考えられ、先の①の溶出実験で示したように、放射性セシウムは水溶性が極めて低いという結果と整合的であると言える。粘土鉱物中におけるセシウムの安定性に関しては福島第一原発事故以前から報告されており(Cremers et al., 1988; Bostick et al., 2002)、同様の傾向が本調査からも確認された。

③ 土壌及び河川内浮遊砂（懸濁物粒子）中のセシウムの分布状態

A) 土壌中の放射性セシウムの分布状態の確認結果

土壌中の放射性セシウムの分布状態を確認するため、伊達郡川俣町山木屋地区の牧草地で採取した花崗岩マサ土、花崗閃緑岩マサ土の岩石試料について、オートラジオグラフィ法を用いて放射性セシウムの分析状態について調査した。

本調査では、福島第一原発事故前の土壌には存在しなかった短半減期核種の Cs-134 が Cs-137 と同濃度検出されているため、今回オートラジオグラフィ法で得られた放射性セシウムの分布図(図 6-44 参照)は、福島第一原発事故により沈着した放射性セシウムの分布状況を表していると考えられる。さらに、本手法では、放射能強度が大きく異なるため、図 6-44 の放射能の分布はほぼ全て放射性セシウムによるものであり、ウランやカリウムの分布の情報は得られないと考えられる。

本結果から草地で採取した花崗岩マサ土、花崗閃緑岩マサ土の岩石試料には、放射性セシウムが不均質に分布していることが確認された。

B) 河川内浮遊砂（懸濁物粒子）中の放射性セシウムの分布状態の確認結果

今回採取された浮遊砂（懸濁物粒子）に付着した Cs-137 の放射能濃度は 34,000 Bq/kg 程度である。他方で、同様の試料における大気圏内核実験由来の Cs-137 濃度は約 10 Bq/kg 程度である（坂口ら、未発表データ）。そのため、今回の浮遊砂試料のオートラジオグラフィ観察で検出された結果は、福島第一原発事故由来の放射性セシウムであると考えられる。

河川内浮遊砂（懸濁物粒子）中のセシウムの分布状態を確認するため、懸濁物粒子についてオートラジオグラフィ法で確認した結果と、河川水をろ過したフィルタと同様の結果が得られているフィルタについて、デジタルカメラで撮影した写真と並べて状況を比較した。図 6-45 に示すように、写真を撮影したフィルタ（左図）の左部分に三角の切れ目を入れており、その部分は右図のオートラジオグラフィ法で確認した結果における放射能強度が低い三角の部分と対応した位置関係となっている。また、デジタルカメラで撮影された写真から、河川懸濁物粒子はフィルタ上に均質に捕集されていることが確認できる。また、オートラジオグラフィ法で得られた分布図は、放射性セシウムの分布を表している。

本結果から、河川水をろ過したフィルタ上においても放射性セシウムは不均一に分布している

ことが確認された。なお、これらの結果から、土壌中において放射性セシウムの放射能濃度が高かった土壌粒子から放射性セシウムが脱着されずに河川に流出し、河川内に特に放射能濃度が高い土壌粒子数が少ないため、このような不均質性が現れたと考えられる。

c) 河川内浮遊砂（懸濁物粒子）中のセシウムの分布状態の確認結果

河川中の浮遊砂（懸濁物粒子）の比表面積の大きさに応じた、河川内の浮遊砂から河川水への放射性セシウムの移行し易さについて確認するため、河川中の浮遊砂中の懸濁物試料から得られた土壌粒子の比表面積（単位質量あたりの表面積） S_A と放射性セシウムの固液分配係数 K_d の関係を求めた。なお、この解析では、懸濁物粒子の粒径が $64\mu\text{m}$ 以上、 $3\sim 63\mu\text{m}$ 、 $0.45\sim 3\mu\text{m}$ の粒子は半径をそれぞれ $50\mu\text{m}$ 、 $16.5\mu\text{m}$ 、 $1.73\mu\text{m}$ と仮定し、粒子の密度は $2.6\text{g}/\text{cm}^3$ （=カオリナイトの密度）と仮定した。

その結果、図 6-46 に示すように、放射性セシウムの固液分配係数 K_d は比表面積 S_A の増加と共に大きな値を示していることが確認された。固液分配係数は、同係数が高いほど、懸濁物粒子に放射性物質が吸着されやすいことを示す。固液分配係数の算出にあたっては、浮遊土砂中の懸濁物粒子に含まれる放射性セシウムの放射能濃度を、別途測定した、河川水（ろ過後）中の放射性セシウムの放射能濃度（ $0.41\text{Bq}/\text{L}$ ）で割った値を用いている。

なお、この関係を指数関数を最小二乗法でフィットさせたところ、

$$K_d = 0.90 S_A^{0.45}$$

という関係が確認された。指数部の値は 0.45 であり、事故発生前からの実験的に得られている 0.60 (He and Walling, 1996) に近い値を示しており、放射性セシウムのみかけの固液分配係数は、懸濁物粒子の表面積の 0.45 乗に比例することが確認された。

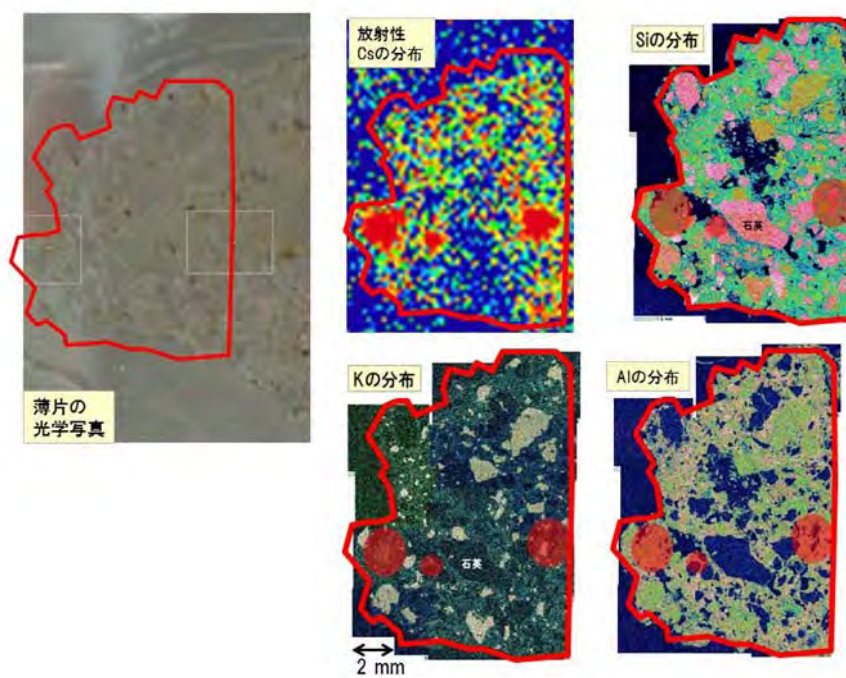


図 6-44 オートラジオグラフィによる放射性セシウムの分布図と光学顕微鏡写真
(土壌中の Si、Al、K の分布図の比較。比較する部位を赤線で囲った。)



図 6-45 口太川下流の河川懸濁物試料をろ過したフィルタ (直径 14.2 cm) 上の
放射性セシウムの分布状態と光学写真像 (露光時間は 24 時間)

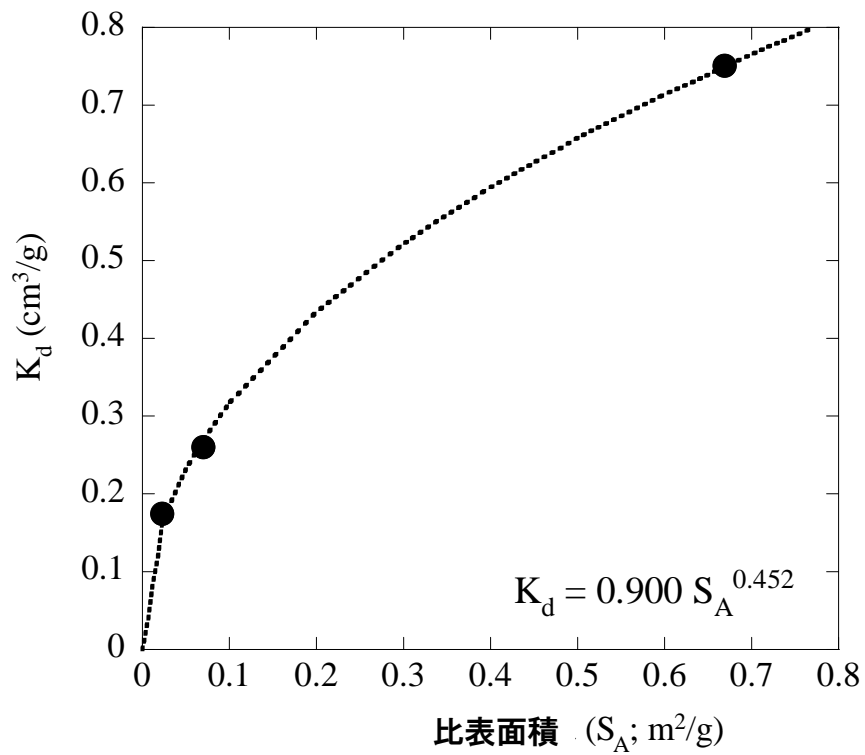


図 6-46 河川懸濁物試料を用いて得られた粒子の比表面積 S_A と放射性セシウムの分配係数 K_d の関係. 式は最小二乗フィッティングより得られた K_d と S_A の関係.

(4) まとめ

溶出実験から、土壌中の放射性セシウムの放射能濃度は水溶性が極めて低いことが確認された。また、EXAFS スペクトルの結果から、セシウムは、粘土鉱物の層間に取り込まれて安定化していることが示唆されており、溶出実験の結果と整合的であることが確認された。

さらに、土壌試料及び河川懸濁物粒子のオートラジオグラフィ分析から放射性セシウムの分布状況は、かなり不均質であることが確認された。河川懸濁物粒子の比表面積と分配係数の間には相関関係があり、指数関数でフィッティングできることが確認された。

【引用文献】

1. Bostick, B. C., Vairavamurthy, M. A., Karthikeyan, K. G. and Chorover, J. (2002) Cesium adsorption on clay minerals: An EXAFS spectroscopic investigation. *Environ. Sci. Technol.* **36**, 2670-2676.
2. Cremers, A., Elsen, A., De Preter, P. and Maes, A. (1988) Quantitative analysis of radiocaesium retention in soils. *Nature* **335**, 247-249.
3. He Q, Walling D. E. (1996) Interpreting particle size effects in the adsorption of ^{137}Cs and unsupported ^{210}Pb by mineral soils and sediments. *J. Environ. Radioact.* **30-2**, 117-137.

6.4 まとめ及び今後の課題

本調査では、福島県伊達郡川俣町山木屋地区を主な調査対象地域として、福島第一原発事故後の短期間の間に、放射性物質の土壌、地下水、河川水における放射性物質のそれぞれの自然環境における移行状況、及び樹木や土壌からの巻き上げ量についてモニタリングを実施した。

その結果、包括的な移行状況の確認までは至らなかったが、それぞれの自然環境における、放射性物質の移行の初期状況について、一定の理解を得ることができた。(図 6-47 参照)

調査結果のうち、土壌水、渓流水、地下水への放射線セシウムの移行については、現時点では少ないことが確認された。その一方で、河川を流下する浮遊土砂については、放射性セシウムが50kBq/kg程度検出された。この浮遊土砂については、比較的、環境中を移行しやすい有機質分や環境中で安定な粘土鉱物への吸着状況を定量していくことが、詳細な移行状況を把握する上で重要となる。

また、浮遊土砂を構成する粒径の小さな土砂の起源は、土壌侵食による河川への細粒な土壌粒子の流下であると考えられる。本調査では、各区画を設け、区画の下流にあるタンク中に堆積した土砂についての土砂量、及び放射性セシウムの放射能濃度について確認したが、非常に粒径が小さな土壌粒子などタンクを越流する土壌粒子は本調査では定量化できていない。また、調査範囲は限られていた。そこで、今後、これらのデータを取得すると同時に、広域における放射性物質の移動量を推定する観点から、広域の土地利用、地形状況の調査、土壌侵食モデルの応用による放射性物質の移行量の定量的把握、及びこれらの結果からの将来予測が重要となる。

他方で、森林においては、スギ林及び広葉樹林において、タワーを設置し、放射性セシウムの分布状況がある程度確認することができた。現在のところ、針葉樹林においては、樹冠に多くの放射性セシウムが存在していると考えられるため、これらのデータを今後の除染等に应用することが期待される。また、林内雨として林床へ降下している放射性セシウムの化学的形態、及び林床からより下層の土壌へと移行する実態について今後、更なる調査が必要となる、

土壌・森林からの飛散(再浮遊)については、本調査期間が比較的湿潤な状況が続いたこともあり、飛散量はそれほど多くないという結果となった。他方で、乾燥期における飛散量の変化、花粉等を通じた放射性物質の飛散状況、土壌粒子の巻き上げに伴う放射性物質の大気への飛散割合の解明等、多くの課題が残っている。今後、これらについても継続的なモニタリングが必要となってくる。

また、これに加え、放射性物質の化学形態の解明は、陸域での移行過程の実態及び今後の変化を解明する上で重要な課題である。本課題についても、環境中の放射性物質の移行状況の解明のため、継続的な調査が必要である。

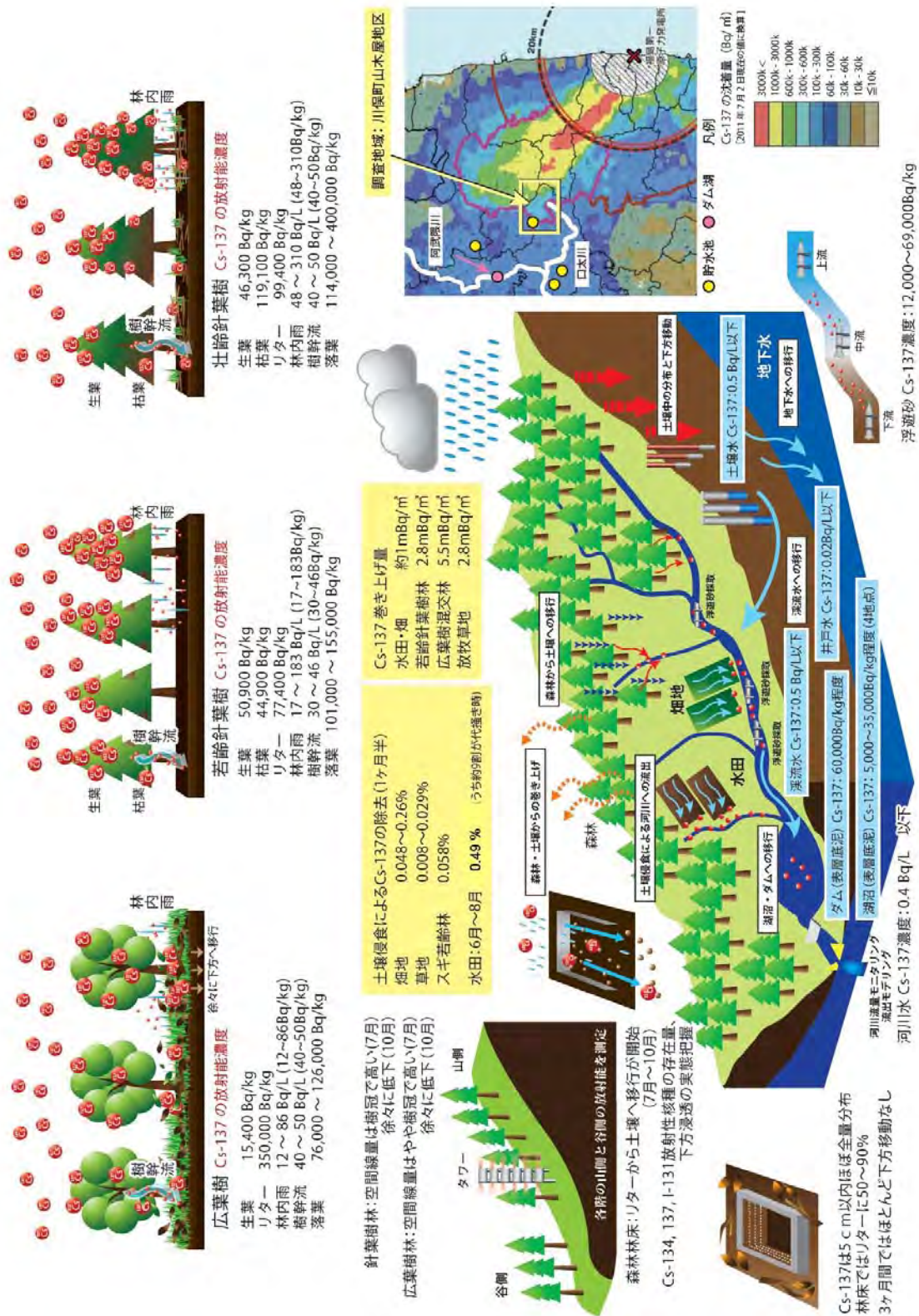


図 6-47 本調査箇所における放射性セシウムの放射能濃度の状況

7. まとめ

文部科学省は、報告書第1編において、福島第一原発周辺から100km圏内及び100km圏外の福島県について、福島第一原発から80km圏内は2kmメッシュに、その他の地域は10kmメッシュに分割し、それぞれのメッシュにおける調査箇所での空間線量率の測定を行い、空間線量率マップを作成するとともに、土壌の採取・核種分析を実施し、単位面積あたりの放射線量から土壌濃度マップを示した。

他方で、放射性核種の土壌中における分布は、2kmメッシュ内でも土壌の性質等様々な要因により変化すると考えられる。

また、土壌や森林等に沈着した放射性核種は、地中に移行するとともに水や風等の動きに伴い、環境中を様々な形で移行すると考えられる。チェルノブイリ原発事故においても、自然環境中の異なる媒体を通して多様な移行が行われる可能性が示唆されている。

そこで、文部科学省においては、放射線量等分布マップ関連研究として、以下の重要な個別研究テーマについて調査研究を実施し、それぞれの研究テーマに関する専門の研究者がまとめた研究結果を基に編纂し、報告書第2編を取りまとめた。

- ・土壌狭域内における放射性物質の分布状況の確認とその要因の検討
- ・土壌の深さ方向また水平方向における放射性物質の分布状況の確認とその要因の検討
- ・河川中（河川水、河底土、及び浮遊砂）、及び井戸水における放射性物質の放射線濃度の変化傾向の確認
- ・モデル地域における放射性物質の包括的な移行状況の確認

それぞれの研究成果から、確認された事項は以下のとおりである。

① 土壌深さ方向における放射性セシウムの分布状況

本調査を実施した6月から8月の期間における、福島第一原発から100km圏内の様々な土地利用（畑、森林（スギ林、広葉樹混合林）、水田、草地）の土壌深さ方向の放射性セシウムの分布状況は、いずれの土壌においても、土壌表層から深さ5cm以内に概ね存在していることが確認された。他方で、土壌中の放射性セシウムの分布状況は土地利用により異なっており、以下のような状況が確認された。

・森林

いずれの森林土壌においても土壌表層から深さ2cm以内に放射性セシウムの全存在量の8割程度が沈着していることが確認された。また、いずれの森林においても、地表面に沈着した放射性セシウムの総存在量の5割以上（山木屋地区の広葉樹混合林では9割）がリター（堆積した落ち葉層）に沈着していることが確認された。

・畑（未耕作）

いずれの未耕作の畑においては、土壌表層から深さ5cm以内に放射性セシウムの全存在量の大部分が沈着していることが確認された。また、植生量の多い一部の畑では、植生への放射性セシウムの沈着が著しかったものの、多くの畑では植生量が少ないため、植生への沈着はほとんど無く、大部分が土壌に沈着していることが確認された。なお、事故後に耕している畑については土壌表層から5cm程度まで、放射性セシウムの放射線濃度が高い状況で分布していることが確認された。

・草地

事故発生後においても放牧等により土壌がかく乱されていた箇所（川俣町水境放牧地）においては土壌表層から5cm以上深に放射性セシウムが存在していたものの、草地の多くは、土壌

表層から深さ 5 cm までに放射性セシウムの大部分が沈着していることが確認された。また、植生量の多い草地では、地表面の草等への放射性セシウムの沈着が著しい場合があったが、多くの草地では、草等への沈着は全体の約 2~3 割であることが確認された。なお、一部の放牧草地においては、放牧家畜による表土のかく乱により、土壤表層から 4cm 程度まで、放射性セシウムの放射能濃度が高い状況で分布していることが確認された。

・水田

事故後に耕作を行っていない水田においても、土壤表層から深さ 0.5~1.0cm 程度に放射性セシウムの全存在量の一部が存在しているが、事故後に耕作した水田については、特に放射性セシウムが土壤深くまで存在していることが確認された。また、事故後に耕作した土壤では、土壤表層から深くなるにつれて放射能濃度が急激に減少せず、土壤表層から 5 cm 程度の範囲まで放射性セシウムの放射能濃度が高い状況で分布していることが確認された。

さらに、本調査では、土壤表層の非常に浅い箇所（土壤表層から 0~1cm）については、土壤の粘土含有量の多さ、土壤を構成する土壤粒子の比表面積、及び土壤中の有機物量と放射性セシウムの土壤中での浸透し易さの関係が確認されたが、土壤の粘土含有量については、明確な関係が確認できない調査箇所も存在した。今後、継続的に調査を実施し、土壤深さ方向への放射性セシウムの浸透特性についての継続的な調査が必要である。

② 河川中に含まれる放射性核種の状況

本調査を実施した 6 月下旬及び 10 月中旬までの期間における、福島県内の河川水、河底土、及び浮遊砂中の放射性セシウムの放射能濃度は、梅雨前後で増加、減少は見られるものの、採取箇所に共通した傾向は確認できなかった。

他方で、河川水、河底土、及び浮遊砂の放射能濃度は、採取箇所の上流域の放射性セシウムの沈着量と一定の比例関係があることが確認された。また、河川水と河底土の放射性セシウムの放射能濃度に正の相関関係が認められており、この関係は河底土に含まれる土壤粒子の粒度補正を実施することでより顕著になった。この関係を基に、河川水の放射性セシウムの放射能濃度から、河底土の放射性セシウムの放射能濃度を推定することが可能になると思われる。

今後、より多くの地点で河底土の粒度別の放射性セシウムの放射能濃度を測定することで、河川水の放射性セシウムの放射能濃度との関係性のより詳細な把握につながることを期待される。

また、河川から河口に流出する放射性セシウムは、調査箇所によって、流出量に対する河川水及び浮遊砂の比率は異なるものの、河川水に比べて浮遊砂による輸送量の方がはるかに大きいことが確認された。なお、7 月中旬から 8 月中旬までの河口に流れる放射性セシウムの輸送量は、概算で 1 日あたり、 3.7×10^{10} Bq 程度であり、原子力安全・保安院や原子力安全委員会が推定した Cs-137 の放出量推計値 (1.5×10^{16} Bq もしくは 1.1×10^{16} Bq) と比較すると、放出量推計値の 30 万分の 1 もしくは 40 万分の 1 程度であった。

そのほか、本調査期間においては、福島県内の河川調査箇所のいくつかの箇所において、河川水中の放射性セシウム濃度に比べると非常に微量であるものの、放射性ストロンチウムが検出され、河川に移行していることが確認された。また、放射性ストロンチウムを分析した河川水については、Pu-238、Pu-239+240、I-131 も分析したが、全て検出限界値以下であった。

③ 土壤水、地下水（井戸水）、渓流水、湧水を通じた放射性核種の移行状況

本調査において、福島県伊達郡川俣町山木屋地区を中心に、7 月初旬から 8 月中旬までの期間における、土壤水、地下水（井戸水）、渓流水、湧水に含まれる放射性セシウムの放射能濃度を測

定したところ、ほとんどの試料において検出下限値以下であり、本期間においては、これらの水循環プロセスに伴う放射性セシウムの移行状況は確認できなかった。また、この状況は、福島県内の50箇所で採取した井戸水試料についても同様の結果であった。さらに、いくつかの箇所で井戸水の放射性ストロンチウムを分析したところ、1箇所のみ Sr-90 が検出されたが、放射性セシウムに比べると非常に微量であった。

そのほか、調査地点は福島県伊達郡川俣町山木屋地区周辺に限定されるものの、森林内の放射性セシウムの分布状況、土壌侵食に伴う放射性物質の移行状況、水田から河川への浮遊砂を通じた放射性セシウムの移行状況、湖沼・貯水池の放射性セシウムの分布状況、及び森林・土壌等の自然環境からの放射性物質の飛散状況について確認したところ、以下のような結果が確認された。

④ 森林内の放射性セシウムの分布状況・移行状況

森林内の土壌中における放射性セシウムの蓄積量は、落葉の堆積や、葉に付着した放射性セシウムが降雨により森林内の地表面に移行することなどに伴い、現状でも徐々に増加してきているものと考えられる。

また、広葉樹混合林では、最表層（特にリター層）に堆積していた放射性セシウムが、雨水の浸透や有機物の分解により下方浸透を始めていることが示唆された。森林内の放射性セシウムの分布と移行状況を定量的に把握するためには、継続的な林内雨及び樹幹流のモニタリングが必要であることが示された。

そこで、現状において森林内の空間線量率の低減化を図るためには、広葉樹混合林では、落葉等のリター層における放射性セシウムの蓄積量が多いことから、生態系への影響を考慮しつつ、表面に堆積しているリター層を除去することが効果的である。他方で、スギ林では、樹冠付近の生葉や枯葉に付着した放射性セシウムの濃度が高いことから、生葉や枯葉を除去することが効果的である。なお、スギ壮齡林では、スギ若齡林や広葉樹混合林に比べて、地表面への放射性セシウムの蓄積量が多いことから、リター層の除去も効果的である。

⑤ 土壌侵食に伴う放射性物質の移行状況

傾斜の異なる畑地（緩勾配のタバコ畑及び急勾配の畑地）、採草地、放牧草地、及びスギ林若齡林の5箇所の植生の違いにより、土砂量、放射性核種流出量に明確な違いが確認され、植生量が多い調査箇所では、植生が放射性物質の移動を妨げているため、放射性核種の積算流出量が少ないことが確認された。

他方で、スギ若齡林では、下層植生が少ないものの、土壌がリターで覆われているため、雨水による土砂の流出を防止していると考えられる。

なお、本調査期間内での土砂侵食に伴う放射性物質の移行量は各調査箇所の放射性セシウムの存在量の最大でも約0.3%未満にとどまったが、土壌侵食が生じる斜面の長さが多い場合、流水の集中に伴う、深掘れ（以下、「ガリ侵食」という。）が発生すると言われおり、今後、ガリ侵食も含めた放射性物質の移行について、継続的な調査、解析が必要である。

⑥ 湖沼・貯水池における放射性セシウムの分布状況

貯水池での放射性セシウムの深度分布は、いずれの底泥においても表層で放射性セシウムの放

射能濃度が高く、深さが深くなるにつれて、急激に下がることが確認された。また、表層と比べ下層で放射能濃度が急減することを考慮すると、底泥に放射性セシウムが堆積した後、貯水池は水の流れや風波の影響が小さいため、底泥の攪拌は大きくないことが確認された。また、貯水池に堆積した放射性セシウムの存在量は、周辺土壌で測定された放射性セシウムの存在量と概ね同水準であることが確認された。

他方で、蓬萊ダム湖での放射性セシウムの深度分布は、本調査で計測できた底泥表層から深さ20cmまでに、非常に高濃度な放射性セシウムが存在していることが確認され、一部の貯水池を除き、貯水池で計測された放射性セシウムの存在量（200～400 kBq/m²）の約10倍程度の堆積量（3 MBq/m²以上）が確認された。この理由としては、河川から流入した放射性セシウムが付着した土壌粒子が大量に沈降しているか、底泥の混合が非常に激しいことが考えられる。

⑦ 森林・土壌等の自然環境からの放射性物質の飛散状況

学校グラウンド、畑、水田、放牧草地、スギ若齢林、及び広葉樹混合林の樹冠部における、大気浮遊塵に含まれる放射性セシウムの放射能濃度を測定したところ、土壌に沈着した放射性セシウムの沈着量が同程度のタバコ畑、学校グラウンド、及び採草地においては、大気浮遊塵中のCs-134及びCs-137の放射能濃度の中央値は約1mBq/m³であり、土地利用による有意な大気浮遊塵中の放射能濃度に有意な違いは確認されなかった。

他方で、土壌に沈着したCs-134及びCs-137の沈着量がタバコ畑、学校グラウンド、採草地より約2～3倍高い放牧草地では、大気浮遊塵中のCs-134及びCs-137の放射能濃度は、それぞれ2.2mBq/m³及び2.8mBq/m³であり、タバコ畑、学校グラウンド、採草地で測定された大気浮遊塵中の放射性セシウムの放射能濃度と比べて約2～3倍、高い傾向が確認された。

このことから、大気浮遊塵中の放射性セシウムの放射能濃度は、土壌表面に沈着した放射性セシウムの沈着量に比例し、土壌表面に沈着した放射性セシウムが大気へと飛散していることを示唆している。

また、スギ若齢林及び広葉樹混合林の双方については、タバコ畑、学校グラウンド、採草地と比較して放射性セシウムの沈着量が同程度であるにも関わらず、大気浮遊塵中に含まれる放射性セシウムの放射能濃度は高い傾向が確認された。このことは、樹木からの放射性セシウムの飛散は、土壌からとは異なるメカニズムで飛散が起こっていることを示唆している。他方で、葉への放射性セシウムの付着が少ない広葉樹混合林においても、高い放射能濃度の放射性セシウムが飛散しており、今後、発生源の特定、発生メカニズムの解明などの更なる調査が必要である。

本調査では、様々な土地利用の土壌や針葉樹林、広葉樹林における放射性核種の分布状況の違いが確認されたほか、土壌侵食による放射性核種の移行状況、及び土壌・森林等からの放射性核種の飛散状況、河川並、土壌水、地下水、及び湖沼等の水循環系を通じた放射性核種の移行状況等について、比較的、事故発生初期の梅雨前後の期間における、非常に有意な調査結果が得られていることから、本調査で得られた知見が除染活動や今後のモニタリングに活用されることを期待される。

他方で、本調査は、一定期間における、限られた調査箇所における調査結果であり、放射性物質の移行状況について一般化することや本調査において新たに発生した課題の解決のためには、引き続き、調査範囲の拡大、調査方法の工夫、及び調査項目の追加が必要である。

また、放射性核種の移行状況を確認していく上では、除染活動や人の生活に伴う放射性核種の移行も無視できない。そこで、今後の調査にあたっては、居住区域における放射性核種の移行状況の確認も実施していくことが必要である。