

## 福島における放射性セシウムの環境動態研究の現状

－根拠となる科学的知見の明示をより意識した情報発信の一環として－

Status of Study of Long-term Assessment of Transport of Radioactive Contaminants  
in the Environment of Fukushima

－ As a Part of Dissemination of Evidence-based Information –

鶴田 忠彦 新里 忠史 中西 貴宏 土肥 輝美  
中間 茂雄 舟木 泰智 御園生 敏治 大山 卓也  
操上 広志 林 誠二 齊藤 宏 北村 哲浩  
飯島 和毅

Tadahiko TSURUTA, Tadafumi NIIZATO, Takahiro NAKANISHI, Terumi DOHI  
Shigeo NAKAMA, Hironori FUNAKI, Toshiharu MISONO, Takuya OYAMA  
Hiroshi KURIKAMI, Seiji HAYASHI, Hiroshi SAITO, Akihiro KITAMURA  
and Kazuki IJIMA

福島研究開発部門  
福島研究開発拠点  
福島環境安全センター

Fukushima Environmental Safety Center  
Fukushima Research Institute  
Sector of Fukushima Research and Development

October 2017

Japan Atomic Energy Agency

日本原子力研究開発機構

# JAEA-Review

本レポートは国立研究開発法人日本原子力研究開発機構が不定期に発行する成果報告書です。  
本レポートの入手並びに著作権利用に関するお問い合わせは、下記あてにお問い合わせ下さい。  
なお、本レポートの全文は日本原子力研究開発機構ホームページ (<http://www.jaea.go.jp>)  
より発信されています。

国立研究開発法人日本原子力研究開発機構 研究連携成果展開部 研究成果管理課  
〒319-1195 茨城県那珂郡東海村大字白方2番地4  
電話 029-282-6387, Fax 029-282-5920, E-mail:ird-support@jaea.go.jp

This report is issued irregularly by Japan Atomic Energy Agency.  
Inquiries about availability and/or copyright of this report should be addressed to  
Institutional Repository Section,  
Intellectual Resources Management and R&D Collaboration Department,  
Japan Atomic Energy Agency.  
2-4 Shirakata, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken 319-1195 Japan  
Tel +81-29-282-6387, Fax +81-29-282-5920, E-mail:ird-support@jaea.go.jp

© Japan Atomic Energy Agency, 2017

福島における放射性セシウムの環境動態研究の現状  
- 根拠となる科学的知見の明示をより意識した情報発信の一環として -

日本原子力研究開発機構

福島研究開発部門 福島研究開発拠点 福島環境安全センター

鶴田 忠彦、新里 忠史、中西 貴宏、土肥 輝美、中間 茂雄、舟木 泰智、御園生 敏治、  
大山 卓也、操上 広志、林 誠二\*、齊藤 宏、北村 哲浩、飯島 和毅

(2017年8月25日 受理)

2011年3月11日の東日本大震災に伴う福島第一原子力発電所の事故以降、福島環境安全センターでは、福島の実環境回復に向けた取組みとして、事故により環境中に放出された放射性物質のうち特に放射性セシウムの分布状況を評価し将来予測を行うとともに、森林から河川水系を経て海洋に至る環境や我々の生活圏での放射性セシウムの移動状況に係る調査研究「環境動態研究」に取り組んでいる。

この度、最新の成果をとりまとめるとともに他機関の関連する最新の成果も参照しまとめたことから、研究成果報告書類として報告する。

なお、本成果は、外部への情報発信の一つである福島部門ウェブサイトにおけるQ&Aページに新たに追加するため、根拠となる科学的知見の明示をより意識し作成したコンテンツを報告書としてとりまとめたものである。

Status of Study of Long-term Assessment of Transport of Radioactive Contaminants  
in the Environment of Fukushima  
- As a Part of Dissemination of Evidence-based Information -

Tadahiko TSURUTA, Tadafumi NIIZATO, Takahiro NAKANISHI,  
Terumi DOHI, Shigeo NAKAMA, Hironori FUNAKI, Toshiharu MISONO,  
Takuya OYAMA, Hiroshi KURIKAMI, Seiji HAYASHI\*,  
Hiroshi SAITO, Akihiro KITAMURA and Kazuki IJIMA

Fukushima Environmental Safety Center  
Fukushima Research Institute  
Sector of Fukushima Research and Development  
Japan Atomic Energy Agency  
Miharu-machi, Tamura-gun, Fukushima-ken

(Received August 25, 2017)

Since the accidents at Fukushima Daiichi Nuclear Power Station following the Great East Japan Earthquake on March 11th, 2011, Fukushima Environmental Safety Center has carried out research on natural mobilization of radionuclide (especially radiocesium) and future forecast from forest to water system and surrounding residential areas.

The report summarizes the latest results that have been accumulated from each study field, of our agency together with the other related research organizations.

This is one of the new contents to be used for the QA-styled pages in the website of JAEA Sector of Fukushima Research and Development, as a part of dissemination of further evidence-based information.

Keywords: Study of Long-term Assessment of Transport of Radioactive Contaminants in the Environment of Fukushima, Radiocesium, Forest, Water System, Dissemination of Evidence-based Information

---

\* National Institute for Environmental Studies

目 次

1. はじめに .....	1
2. 調査研究の対象及び報告書の構成 .....	2
2.1 調査研究の対象 .....	2
2.2 報告書の構成 .....	4
3. 得られた知見 .....	5
3.1 森林 .....	5
3.1.1 経緯 .....	5
3.1.2 放射性物質の分布状況 .....	5
(1) 放射性物質の分布状況 .....	5
(2) 森林における放射性セシウムの沈着状況 .....	7
3.1.3 評価地域からの流出 .....	9
(1) 評価地域 .....	9
(2) 評価結果 .....	9
3.1.4 森林における放射性セシウムの動き .....	12
(1) 森林内における放射性セシウム .....	13
(2) 森林からの放射性セシウムの流出 .....	21
(3) 森林斜面の侵食挙動 .....	29
(4) 放射性セシウムの流出と空間線量率への影響 .....	32
(5) 斜面からの流出抑制 .....	33
(6) 地下への移行 .....	41
(7) 森林からの花粉を媒体とした飛散 .....	44
(8) 風・雨による空間線量率の変化 .....	45
(9) 森林内の空間線量率の変化 .....	49
(10) 森林内作業による被ばく線量 .....	52
3.2 河川水系 .....	55
3.2.1 経緯 .....	55
3.2.2 河川水中の放射性セシウム .....	55
(1) 平常時における河川水中の放射性セシウムの動態 .....	55
(2) 高水時における河川水中の放射性セシウムの動態 .....	58
3.2.3 河川における土砂堆積及び放射性セシウムの挙動 .....	61
(1) 河川敷の線量率分布 .....	61
(2) 河川敷の放射性セシウム分布 .....	63
(3) 河床の放射性セシウム分布 .....	65
3.2.4 ダム湖における土砂堆積及び放射性セシウムの挙動 .....	66
(1) ダム湖における放射性セシウムの流入・流出 .....	66
(2) ダム湖内での放射性セシウムの挙動 .....	69
(3) ダム湖内での放射性セシウム挙動解析 .....	71
3.2.5 海における土砂堆積及び放射性セシウムの挙動 .....	73

(1) 河口域における放射性セシウムの挙動 .....	73
(2) 沖合における放射性セシウムの挙動 .....	75
3.2.6 我々の生活に及ぼす影響 .....	75
(1) 水産物への影響 .....	75
(2) 農産物への影響 .....	78
(3) 水辺のレクリエーションへの影響 .....	79
4. 結言 .....	81
参考文献 .....	82

Contents

1. Introduction .....	1
2. Covered contents and thematic structure .....	2
2.1 Covered contents .....	2
2.2 Thematic structure .....	4
3. The recent findings of the researches .....	5
3.1 Forest .....	5
3.1.1 Background .....	5
3.1.2 Distribution of <sup>137</sup> Cs .....	5
(1) Distribution of <sup>137</sup> Cs .....	5
(2) <sup>137</sup> Cs deposition in the forest .....	7
3.1.3 Discharge of <sup>137</sup> Cs from the study area .....	9
(1) Study area .....	9
(2) Results .....	9
3.1.4 <sup>137</sup> Cs in the forest .....	12
(1) Distribution of <sup>137</sup> Cs in the forest .....	13
(2) <sup>137</sup> Cs outflow from the forest .....	21
(3) <sup>137</sup> Cs outflow by the erosion of forest slope .....	29
(4) Influence of <sup>137</sup> Cs outflow on dose rates .....	32
(5) Soil immobilization to reduce <sup>137</sup> Cs outflow from the forest ..	33
(6) <sup>137</sup> Cs migration to underground and groundwater .....	41
(7) Dispersion of cedar pollen and attached <sup>137</sup> Cs .....	44
(8) Influence of wind and rain on air dose rate .....	45
(9) Change in air dose rate in the forest .....	49
(10) Radiation exposures to forest workers .....	52
3.2 Water system .....	55
3.2.1 Background .....	55
3.2.2 <sup>137</sup> Cs in river water .....	55
(1) <sup>137</sup> Cs in river water in normal times .....	55
(2) <sup>137</sup> Cs in river water during high water-level periods .....	58
3.2.3 <sup>137</sup> Cs and sediment deposition in river .....	61
(1) Dose rates in flood plain .....	61
(2) <sup>137</sup> Cs distribution in flood plain .....	63
(3) <sup>137</sup> Cs distribution in riverbed .....	65
3.2.4 <sup>137</sup> Cs and sediment deposition in reservoirs .....	66
(1) <sup>137</sup> Cs inflow into and outflow from reservoirs .....	66
(2) Behavior of <sup>137</sup> Cs and sediment in reservoirs .....	69
(3) Simulation for behavior of <sup>137</sup> Cs and sediment in reservoirs ..	71
3.2.5 <sup>137</sup> Cs and sediment deposition in the sea .....	73

(1) Behavior of <sup>137</sup> Cs and sediment around estuaries .....	73
(2) Behavior of <sup>137</sup> Cs and sediment offshore .....	75
3.2.6 Influence on our daily life .....	75
(1) Influence on fishery product .....	75
(2) Influence on agricultural product .....	78
(3) Influence on water-based recreational activities .....	79
4. Summary .....	81
References .....	82

執筆者リスト

氏名	所属	担当
鶴田 忠彦	日本原子力研究開発機構 福島研究開発部門 福島環境安全センター 環境動態研究グループ	総括
新里 忠史		第 3.1 節
中西 貴宏		第 3.2 節
土肥 輝美		第 3.1 節
中間 茂雄		
舟木 泰智		第 3.2 節
御園生 敏治		
大山 卓也		
操上 広志		
林 誠二		
齊藤 宏	日本原子力研究開発機構 福島研究開発部門 福島環境安全センター 環境動態研究グループ	編集 取りまとめ
北村 哲浩		
飯島 和毅		

This is a blank page.

## 1. はじめに

2011年3月11日に発生した太平洋三陸沖を震源とするマグニチュード9.0の東北地方太平洋沖地震とそれに伴って発生した津波により、東京電力(株)福島第一原子力発電所(以降、“福島第一原発”と呼ぶ)の事故が発生し、その結果、環境中へ大量の放射性物質が放出された。

福島第一原発の事故により環境中に放出された放射性物質、特に放射性セシウムは、現在でも森林にその多くが沈着している。時間の経過とともにこれら環境中の放射性物質は水流や風などの自然の駆動力によって移動し、最終的には生活圏や海に到達し、生活や健康に影響を及ぼす可能性が懸念されており、事故状況の全体像を把握して影響評価や対策に資するために、日本原子力研究開発機構(以降、“原子力機構”と呼ぶ)や多くの研究機関が調査研究を行っている。

原子力機構では、環境中に放出された放射性物質、特に放射性セシウムの移動挙動を評価予測することを目的とした「環境動態研究」を2012年11月から進めている。

本報告書には、原子力機構福島研究開発部門環境動態研究グループが行ってきた調査研究の成果を中心に、他の調査研究機関の成果も含めた最新の知見がとりまとめられている。

これまで原子力機構は、さまざまな形で調査研究成果を外部へ情報発信してきた。そのうちのひとつとして、福島部門ウェブサイトにおいて広く公開しているQ&Aページ<sup>1)</sup>があるが、本報告書は、それに追加するために根拠となる科学的知見の明示をより意識し新たに作成したコンテンツを、報告書としてとりまとめたものである。

2. 調査研究の対象及び報告書の構成

2.1 調査研究の対象

福島第一原発の事故により環境中に放出された放射性セシウムについては、現在でも大部分が森林に沈着しており、流出が少ないことが分かっている。また、これらは時間の経過とともに水流や風などの自然の駆動力によって河川水系等を移動し、最終的には、生活圏や海に到達し、生活や健康に影響を及ぼす可能性が懸念されている。

これらのことから、環境動態研究においては森林及び河川水系に大別し、放射性セシウムの移動挙動の調査研究を行っている。森林及び河川水系に係る調査研究においてこれまで得られた知見を、それぞれ図 2.1-1 及び図 2.1-2 に示す。



図 2.1-1 森林に係る調査研究においてこれまで得られた知見

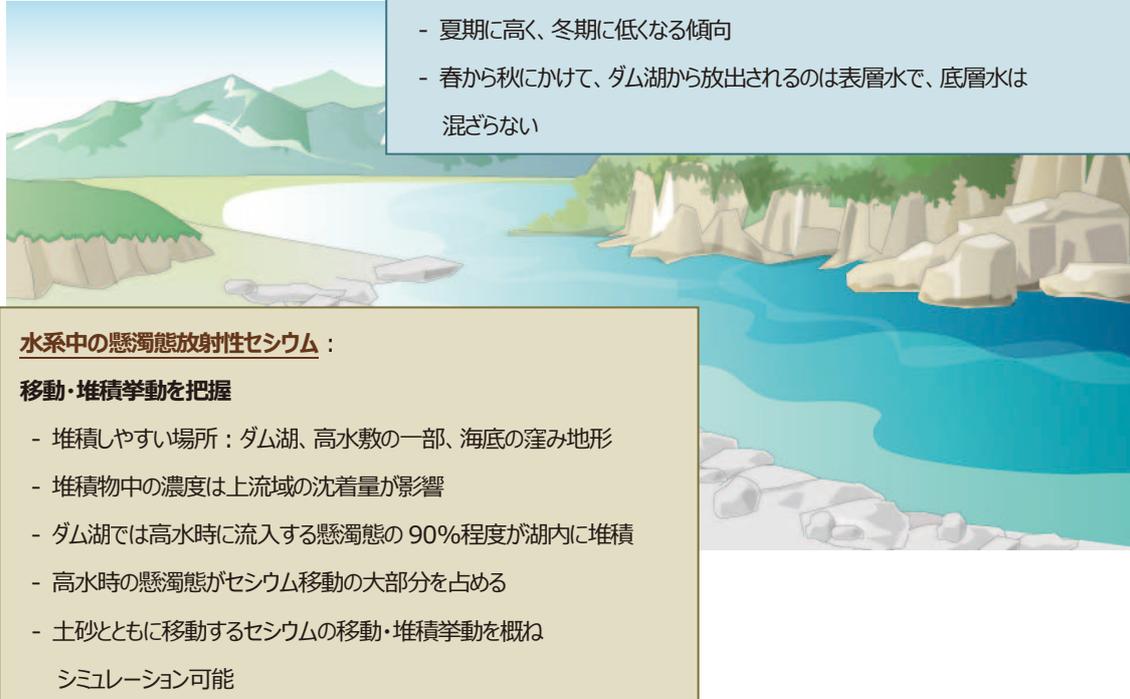


図 2.1-2 河川水系に係る調査研究においてこれまで得られた知見

## 2.2 報告書の構成

本報告書においては、上記2.1に示した調査研究の対象である森林及び河川水系それぞれに対し、以下の項目毎に得られた知見を示す。

### 森林 (3.1 節)

経緯 (3.1.1 項)

放射性物質の分布状況 (3.1.2 項)

評価地域からの流出 (3.1.3 項)

森林における放射性セシウムの動き (3.1.4 項)

### 河川水系 (3.2 節)

経緯 (3.2.1 項)

河川水中の放射性セシウム (3.2.2 項)

河川における土砂堆積及び放射性セシウムの挙動 (3.2.3 項)

ダム湖における放射性セシウムの挙動 (3.2.4 項)

海における土砂堆積及び放射性セシウムの挙動 (3.2.5 項)

### 3. 得られた知見

#### 3.1 森林

##### 3.1.1 経緯

福島第一原発の事故により環境中に放出された放射性セシウムについては、現在でも大部分が森林に沈着しており、流出が少ないことが分かっている。また、これらは時間の経過とともに水流や風などの自然の駆動力によって河川水系等を移動し、最終的には、生活圏や海に到達し、生活や健康に影響を及ぼす可能性が懸念されていることは先に述べた通りである。

そこで本章では、福島県内における放射性物質の分布状況及び放射性セシウムの多くが沈着した森林における沈着状況（3.1.2 項）及びそのうちどの程度が海に流出しているかを評価し得られた知見を解説する（3.1.3 項）。さらには、森林における放射性セシウムの分布状況と移動挙動およびそれによる被ばく線量等への影響について得られた知見や、原子力機構の他部署及び大学や他研究機関による調査研究成果を解説する（3.1.4 項）。

##### 3.1.2 放射性物質の分布状況

###### (1) 放射性物質の分布状況

行われた調査研究のうち、文部科学省からの委託を受けた原子力機構が多くの大学や研究機関と協力し、2011年6～7月に放射性物質の分布状況等に係る調査を行った。この調査においては、福島第一原発から概ね100km圏内の約2,200箇所について、表層5cmの土壌を採取し、核種分析を実施した。得られた結果は、各地点の単位面積（1km<sup>2</sup>）あたりの深さ5cmまでに存在する放射性セシウムである<sup>134</sup>Cs及び<sup>137</sup>Csの放射能（Bq）を示す「沈着量」に換算され、その値が公開された（原子力規制委員会2012<sup>2)</sup>；山口ほか2013<sup>3)</sup>）（図3.1-1、◇で示された箇所）。

原子力機構は、さらにこの値を用いて、クリギングと呼ばれる方法により地点間を内挿補間することで100mメッシュデータを作成した（山口ほか2013<sup>3)</sup>）（図3.1-1、着色部分）。

次に、このデータを用いて、福島県東部の阿武隈川流域及び浜通りの主要13河川（北から、宇多川、真野川、新田川、太田川、小高川、請戸川、前田川、熊川、富岡川、井出川、木戸川、夏井川及び鮫川）水系を対象に、土地利用区分ごとのセシウムの一つである<sup>137</sup>Csの沈着量を把握することとした。

土地利用については、国土交通省が作成した「国土数値情報（土地利用細分メッシュデータ）」に示される土地利用区分（国土交通省HP<sup>4)</sup>）を参照した（図3.1-2）。

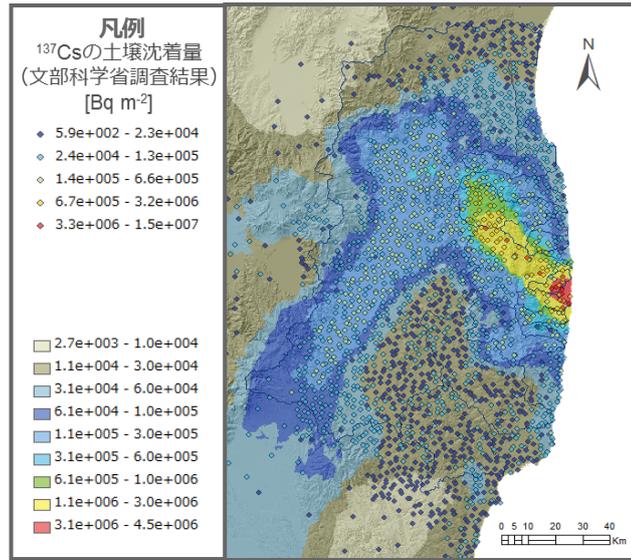


図 3.1-1 クリギングにより内挿補間し作成した 100 m メッシュデータ (山口ほか 2013<sup>3)</sup>)

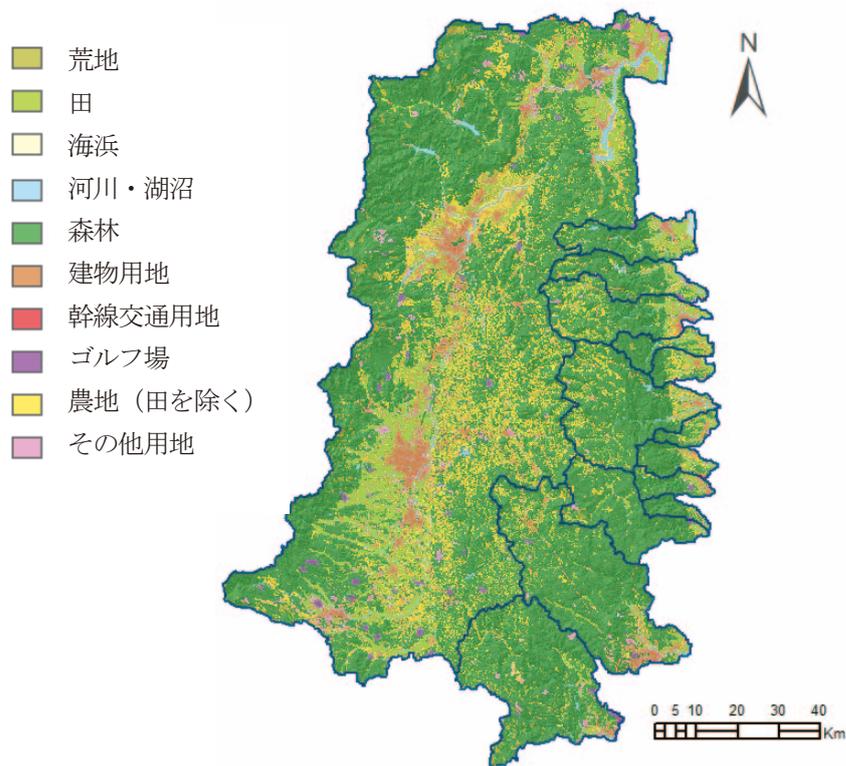


図 3.1-2 国土交通省が作成した「国土数値情報 (土地利用細分メッシュデータ)」<sup>4)</sup>  
 のうち福島県東部の阿武隈川流域及び浜通りの主要 13 河川水系部分  
 (Kitamura *et al.* 2014<sup>5)</sup>)

先述した 100 m メッシュデータと土地利用区分から各土地利用区分に沈着した  $^{137}\text{Cs}$  量を計算した結果、 $^{137}\text{Cs}$  はその 70.8%が森林に沈着し、次いで 22.3%が田を含む農地に沈着していることが分かった (Kitamura *et al.* 2014<sup>5)</sup>、一部改変) (表 3.1-1)。

なお、図 3.1-1 に示す 100 m メッシュデータにおいては、事故当時の河川・湖沼へのフォールアウトの挙動は不明な点が多いため、河川・湖沼を含む範囲の沈着量はゼロとしている。しかしながら、図 3.1-2 に示す土地利用区分はこれと異なるメッシュで区分がされているため、土地利用区分「河川・湖沼」における初期沈着量はゼロとはなっていない。

表 3.1-1 土地利用ごとの面積と  $^{137}\text{Cs}$  初期沈着量<sup>5)</sup>、一部改変

土地利用	面積		$^{137}\text{Cs}$ 初期沈着量	
	[ km <sup>2</sup> (%) ]		[Bq (%) ]	
森林	5,329	(63.7)	$9.2 \times 10^{14}$	(70.8)
田	1,157	(13.8)	$1.6 \times 10^{14}$	(12.3)
農地 (田を除く)	852	(10.2)	$1.3 \times 10^{14}$	(10.0)
建物用地	457	( 5.5)	$6.8 \times 10^{13}$	( 5.2)
その他用地	147	( 1.8)	$1.7 \times 10^{13}$	( 1.3)
荒地	152	( 1.8)	$1.6 \times 10^{13}$	( 1.2)
河川・湖沼	156	( 1.9)	$1.1 \times 10^{13}$	( 0.8)
幹線交通用地	67	( 0.8)	$1.0 \times 10^{13}$	( 0.8)
ゴルフ場	47	( 0.6)	$3.5 \times 10^{12}$	( 0.3)
海浜	1	( 0.01)	$1.9 \times 10^{11}$	( 0.01)
合計	8,370		$1.3 \times 10^{15}$	

※1：各土地利用の面積の和は、端数の関係で合計の値とは異なる。

※2： $^{137}\text{Cs}$  初期沈着量は指数を用いて表されているため、各土地利用の和は合計の値と異なる。また、比率の合計も 100%とならない。

(2) 森林における放射性セシウムの沈着状況

挙動評価の基となる沈着量評価には、少量の試料量で迅速かつ簡易な方法が望まれる。また、プルーム毎に放射性セシウムの化学形態が異なり挙動に差異が生じる可能性が考えられる。そこで、2012 年度より試料採取が容易で放射性セシウムを取込む地衣類 (菌類と藻類の共生体) (図 3.1-3) に着目し、放射性セシウムの環境中での分布や移動性に影響を及ぼす沈着挙動・化学種を、地衣類を指標として評価する手法の開発を行っている。その際、広範囲で評価手法を適用できるように、我が国の公共用地に広く生育するサクラに着生する地衣類 (ウメノキゴケ類) に着目し、空間線量率の低い地域から高い地域、異なるプルームの影響を受けた地域をカバーするよう調査範囲を設定し、地衣中の放射性セシウム濃度と初期沈着状況との関係性を調べている (図 3.1-4)。

2015 年度からは、山地の地衣類に含まれる放射性セシウム濃度やその化学形態を調べ

ることによって、事故初期の放射性セシウム<sup>137</sup>Csの沈着状況を明らかにするとともに、山地内の詳細な沈着量分布（標高や方位との関連性）を調べ、山地内での放射性セシウム<sup>137</sup>Csの挙動理解と予測を進めている。



図 3.1-3 山地の放射性セシウム<sup>137</sup>Csの沈着イメージ（左）と樹木に着生する地衣類（ウメノキゴケ類）



図 3.1-4 地衣類を指標とした沈着量評価のイメージ

CsI シンチレーション検出器を用いて測定した地衣類中の<sup>137</sup>Cs濃度(2012年度に採取)の結果および、福島第一原発事故から約3か月後に文部科学省により採取・測定された土壌中の<sup>137</sup>Cs沈着量から、試料採取地点の<sup>137</sup>Cs沈着量を推定し、地衣類中の<sup>137</sup>Cs濃度との関係を調べた。その結果、調査地域から採取した9種のウメノキゴケ類の<sup>137</sup>Cs濃度と、土壌中の<sup>137</sup>Cs沈着量との間に良好な相関関係があることを見いだした(図3.1-5)。これは、福島第一原発事故から約2年経過しても、地衣類に取り込まれた放射性セシウムが保持され続け、その濃度が当該事故当初の放射性セシウム降下状況を反映しているためと考えられる(Dohi *et al.* 2015<sup>6)</sup>)。さらに、「キウメノキゴケ」、「マツゲゴケ」の2種が調査地点で優占的であったことから、これらの種を指標種として活用していくことが期待できる。今後は、地衣類中の放射性セシウム濃度の時間変化を調べ、当該事故後初期の降下量の推定に役立てていく予定である。

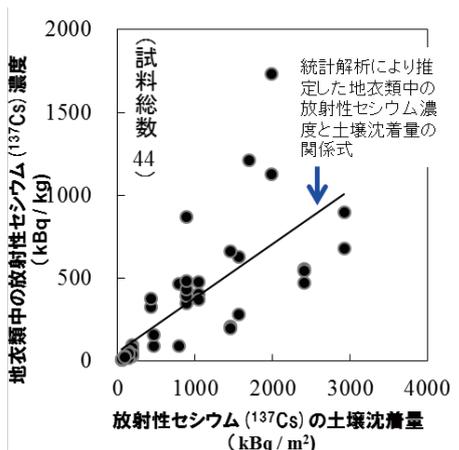


図 3.1-5 福島県内で採取した地衣類中の放射性セシウム濃度と土壌沈着量の関係

3.1.3 評価地域からの流出

(1) 評価地域

評価を行う地域として、浜通りの主要 13 河川のうち、森林の占める割合が多く、移行に大きな役割を果たすと思われる河川があるとともに、放射性セシウムの沈着した土砂が堆積していると思われるダムがある請戸川流域を選定した。

請戸川流域は、大きく請戸川及び高瀬川の流域に分けられる。前者は、大柿ダムを境界に、ダムを含む「請戸川上流域」及びダムから下流の「請戸川下流域」と呼び、後者は「高瀬川流域」と呼ぶ (図 3.1-6)。

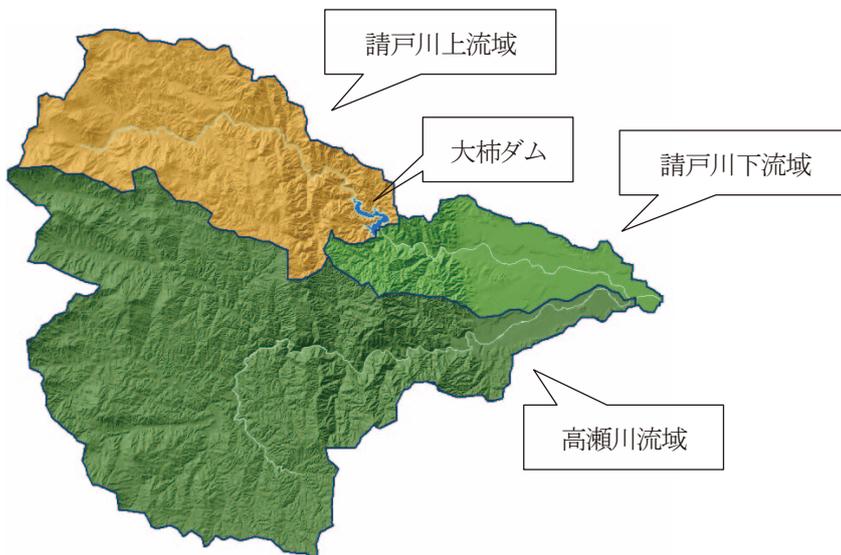


図 3.1-6 評価地域 (請戸川上流域、同下流域及び高瀬川流域)

(2) 評価結果

上記調査地域それぞれに対し、原子力機構が開発した、主要な移行経路である土砂移動を考慮した土砂及びセシウム移行解析プログラムである“SACT” (Soil and Cesium

Transport) を用いて、初期の放射能 (Bq) を示す「初期沈着量」を計算した。初期沈着量は、国土交通省が作成した「国土数値情報 (土地利用細分メッシュデータ)」に示される土地利用区分 (国土交通省 HP<sup>4)</sup>) ごとに計算した (表 3.1-2)。計算した土地利用区分には、森林が含まれる (表 3.1-2 ①~③)。

表 3.1-2 水系及び土地利用ごとの <sup>137</sup>Cs 初期沈着量

土地利用	初期沈着量 (Bq)			
	請戸川上流域	請戸川下流域	高瀬川流域	合計
農地 (田を除く)	2.01E+13	5.80E+12	7.23E+12	3.31E+13
森林	1.52E+14 (①)	3.83E+13 (②)	1.06E+14 (③)	2.96E+14
河川・湖沼	8.00E+11	9.03E+11	1.28E+12	2.98E+12
田	6.66E+12	8.97E+12	7.98E+12	2.36E+13
建物用地	7.01E+11	4.28E+12	2.61E+12	7.59E+12
その他	2.48E+11	8.95E+11	5.36E+11	1.68E+12
幹線交通用地	1.85E+12	5.71E+11	8.04E+10	2.50E+12
荒地	1.59E+12	2.29E+11	7.89E+11	2.61E+12
合計	1.84E+14 (④)	5.99E+13 (⑤)	1.27E+14 (⑥)	3.70E+14

次に、同様に SACT を用いて 1 年後の沈着量を計算した。1 年後の沈着量と、表 3.1-2 に示す初期沈着量との差分は 1 年間の沈着量の減少分であるが、これから <sup>137</sup>Cs の物理的減衰分を除いた値を、1 年間の水系への流出量とした (表 3.1-3)。

ここで、流出量 (表 3.1-3 ⑦~⑨) は、森林からのものと森林以外からのものに分けて計算することとした。

まず後者は、流出量全体 (表 3.1-3 ⑦~⑨) から森林の値 (表 3.1-3 ⑩~⑫) を引いた値であり、請戸川下流、同上流、高瀬川でそれぞれ  $0.54 \times 10^{12}$ 、 $0.09 \times 10^{12}$ 、 $0.40 \times 10^{12}$  (Bq、表 3.1-4 ⑬~⑮) と計算された。

これに対し前者 (表 3.1-3 ⑩~⑫) については、既往の研究結果 (原子力機構 2014<sup>7)</sup> ; Yoshimura *et al.* 2015<sup>8)</sup> ; 錦織ほか 2015<sup>9)</sup>) と比べ過大な値が計算されていると判断し、既往研究結果を参考に初期沈着量 (表 3.1-2 ①~③) の 0.1% とすることとした。これにより、請戸川下流、同上流、高瀬川でそれぞれ  $0.15 \times 10^{12}$ 、 $0.04 \times 10^{12}$ 、 $0.11 \times 10^{12}$  (Bq、表 3.1-4 ⑯~⑰) と計算された。

ここで、請戸川上流の水は、その最下流部で大柿ダムに貯留される。ここからその下流側である請戸川下流域に流出するセシウムについては、請戸川上流域における森林以外からの流出量  $0.54 \times 10^{12}$  (Bq、表 3.1-4 ⑬) 及び森林からの流出量  $0.15 \times 10^{12}$  (Bq、表 3.1-4 ⑯) の和である  $0.71 \times 10^{12}$  (Bq) に、他の既往研究結果 (Kurikami *et al.* 2014<sup>10)</sup>) を参考に 0.1 を乗じて求めることとし、 $0.07 \times 10^{12}$  (Bq、表 3.1-4 ⑱) と計算された。

これらの結果、本評価地域からのセシウムの流出量は、 $0.71 \times 10^{12}$  (Bq) と計算され (表 3.1-4)、他の既往研究結果  $1.0 \times 10^{12}$  (Bq、図 3.1-7 ㉔) (原子力機構 2014<sup>7)</sup>) と整合的な値を示した。また、上記の結果を包括的に表した図を、図 3.1-7 に示す。

表 3.1-3 水系及び土地利用ごとの  $^{137}\text{Cs}$  流出量

土地利用	流出量 (Bq)			
	請戸川上流域	請戸川下流域	高瀬川流域	合計
農地 (田を除く)	7.53E+11	6.50E+10	2.96E+11	1.11E+12
森林	6.14E+11 (㉓)	2.24E+11 (㉒)	5.56E+11 (㉑)	1.39E+12
河川・湖沼	-3.27E+11	-7.66E+08	-4.28E+07	-3.28E+11
田	1.21E+11	1.41E+10	7.51E+10	2.10E+11
建物用地	1.26E+09	1.08E+09	2.80E+09	5.14E+09
その他	-6.78E+10	1.33E+09	3.98E+09	-6.25E+10
幹線交通用地	1.31E+10	3.19E+09	1.57E+08	1.65E+10
荒地	4.67E+10	2.11E+09	1.75E+10	6.63E+10
合計	1.15E+12 (㉑)	3.10E+11 (㉒)	9.52E+11 (㉑)	2.42E+12

表 3.1-4 本評価地域からの  $^{137}\text{Cs}$  セシウム流出量

流域名	$^{137}\text{Cs}$ 流出量 (Bq)	
	森林	森林以外
請戸川上流域	$0.07 \times 10^{12}$ (㉑= $0.1 \times$ (㉓+㉒))	
請戸川下流域	$0.04 \times 10^{12}$ (㉒)	$0.09 \times 10^{12}$ (㉑)
高瀬川流域	$0.11 \times 10^{12}$ (㉒)	$0.40 \times 10^{12}$ (㉑)
合計	$0.71 \times 10^{12}$	

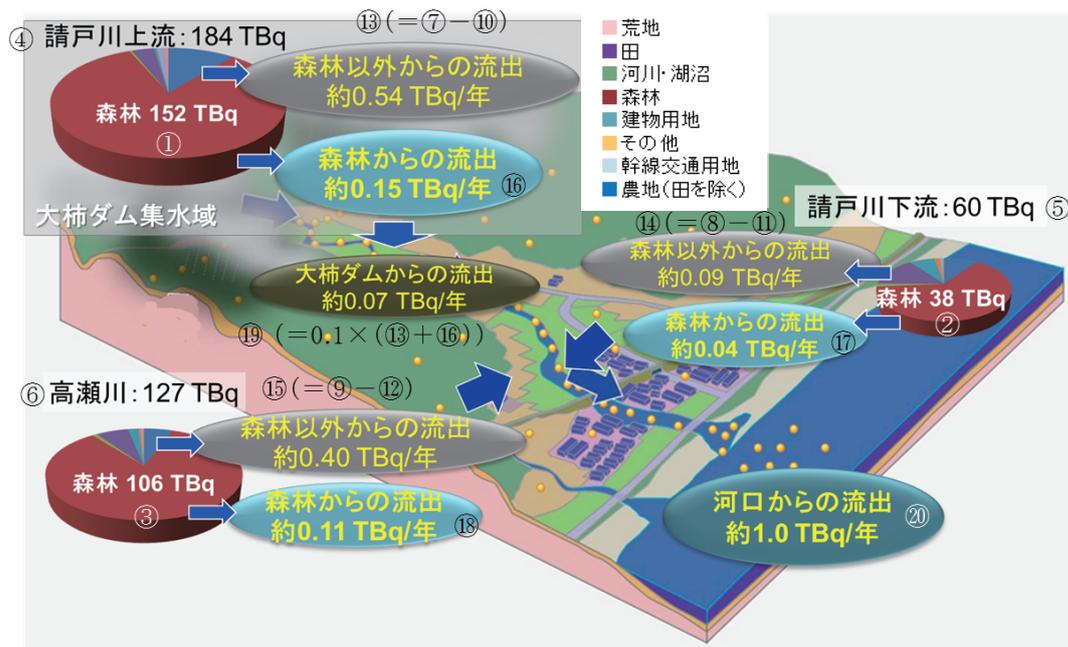


図 3. 1-7 評価地域における <sup>137</sup>Cs 初期沈着量及び流出量

### 3. 1. 4 森林における放射性セシウムの動き

原子力機構では、福島県内の山地森林に沈着した放射性セシウムの環境中の挙動（環境動態）について、森林生態系からの流出、森林生態系内における移行及び森林内とその隣接地における外部被ばく評価の3つの観点の主軸として、2012年11月より福島県内の山地森林を対象とした調査研究を進めている（新里 2017<sup>11)</sup>）。福島県の約7割は森林域であり、その大部分は山地に分布する。それら山地森林に沈着した放射性セシウムの一部は、降雨を起点として発生する土壌流出や表面流に伴って、土壌粒子に吸着した粒子態あるいは表面流水に溶け込んだ溶存態として森林域から流出し、河川やダム、ため池等を通じて人の生活圏やその隣接地へ移動するものと考えられる。一方、森林内に留まった放射性セシウムは、樹木や草本、キノコ等の生活活動とともに、落葉落枝の腐植を伴う土壌生成過程などにより森林生態系内を移動し、時間とともに森林内における分布が変化すると考えられる。

(1) 森林内における放射性セシウム

森林生態系における放射性セシウムの主な移動経路は、図 3.1-8 のようにまとめられる。森林に生育する樹木の頂部付近（樹冠）に沈着した放射性セシウムは、林内雨、樹幹流、リターフォールといったプロセスを通じて林床へと到達し、林床では降雨を起点とする土壌流出や表面流の発生により、林床に到達した放射性セシウムが森林生態系の外部（林外）へと移動していくものと考えられる。一方、森林内に留まった放射性セシウムは、樹木の葉や樹皮の表面から樹体内に移行することや、林床に到達した放射性セシウムを根から取り込む可能性が考えられる。

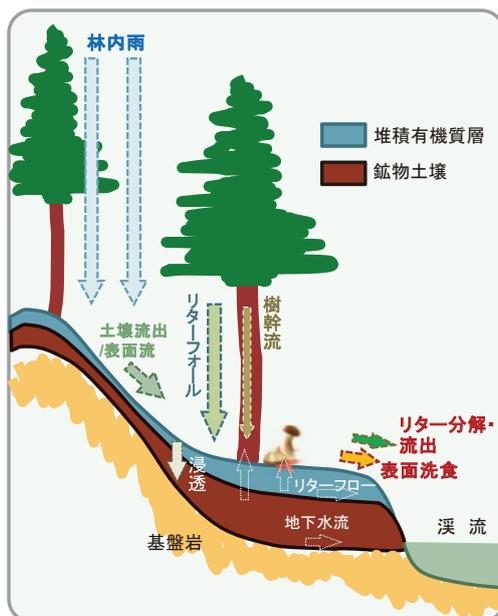


図 3.1-8 森林内における放射性セシウムの主な移動経路

森林生態系の構成は、地上と地下の構成物に区分される。地上部は主に、樹木（木本類）、下草（草本類）及びキノコ等の菌類から構成される。一方、地下部は、林床の堆積有機質層とその下に分布する鉱物土壌層（両者を合わせて本解説は土壌層とする）から主に構成される（図 3.1-8）。さらに、樹木や下草の根系、地下に分布する地下水などもある。ここでは、地上部として樹木、地下部として堆積有機質層と鉱物土壌層における放射性セシウムの分布状況を解説する。また、キノコ中の放射性セシウム濃度の現状と移行抑制の可能性についても解説する。

1) 調査方法の概要

原子力機構では、森林内の各部における放射性セシウムの分布状況を把握するため、川内村荻地区においてスギ林を対象とした調査を実施している。まず、調査地に分布するすべてのスギ立木の樹高や胸高直径（地上 1.3 m 高さでの幹の直径）を計測し、最も頻度の高い胸高直径を持つ立木 5 本を選定した。伐採時には、伐採したスギが土壌に接触することで土壌中の放射性セシウムが伐採したスギに付着することを防ぐため、地際周辺をブルーシートで覆うなどの処置をとった（図 3.1-9）。



図 3.1-9 樹木試料の採取の様子

左) 樹木の地際から 3 m 程度をブルーシートで覆い土壌の放射性セシウムが伐採作業により樹木に付着することを防ぐ 中央) 立木伐採の様子 右) 伐採立木から樹皮を採取

樹木試料は、地表から 15 m 高さまでの幹を 5 m ごとに採取し、樹冠付近の針葉及び枝も採取した。スギの放射性セシウム濃度は、樹皮、辺材及び心材で異なることが知られているため、伐採した立木を現地で樹皮/辺材/心材に解体し、立木各部の放射性セシウム濃度を分析した。また、(梶本ほか 2014<sup>12)</sup>) に従って、伐採した立木の直径や樹高等を現地にて計測するとともに、室内にて立木各部の密度(容積密度)を計測し、地上部のスギ立木の現存量(バイオマス)を算出した。スギ立木の地上部における放射性セシウム蓄積量は、立木各部の放射性セシウム濃度とバイオマス(スギの各部の重量)から算出した。以上により得られたスギ立木 1 本当たりの放射性セシウム蓄積量は、調査地の立木密度から 1 m<sup>2</sup>あたりの蓄積量に換算した。

森林土壌については、スギ立木を伐採した同じスギ林において、堆積有機質層と鉍物土壌層を採取した。堆積有機質層は、未分解の状態にある落葉落枝等が堆積したリター層と、リター層の下にあり、落葉落枝等が一部あるいは原形が不明なほど分解した腐食層に分けられる。この落葉落枝等の分解の程度により放射性セシウム蓄積量が異なる可能性があるため、リター層と腐食層を区別して採取した。鉍物土壌層は、スクレーパープレートで深度 20 cm まで 1 cm ごとに採取した。放射性セシウム蓄積量は、試料の放射性セシウム濃度と 1 m<sup>2</sup>あたりの重量から算出した。

原子力機構が採用している立木試料の採取方法は、(梶本ほか 2014<sup>12)</sup>) により整理された方法に準拠しており、以下に述べる農林水産省および林野庁による調査においても採用されている。ただし、森林土壌の採取については原子力機構とは異なり、はじめに落葉層(土壌の上にある落葉・落枝とそれらの腐朽した腐植からなる堆積有機物層)を採取し、その後、採土円筒を土壌中に打ち込み、深さ別 4 層の土壌(0-5、5-10、10-15、15-20 cm)の試料を採取している。

2) 調査結果の概要

原子力機構によるスギ林の森林各部における放射性セシウムの蓄積状況に係る調査結果を図 3. 1-10 に示す。同上図に、伐採したスギ立木 1 本ごとの  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量を示す。

針葉、枝及び樹皮における蓄積量が多く、心材と辺材の蓄積量が相対的に小さいこと、また、胸高直径が大きくバイオマスが大きいほど、放射性セシウム蓄積量が多い結果が得られた。但し、胸高直径 25-30 cm の②は針葉で特に蓄積量が多く、他の立木が谷底に生育していたのに対し斜面の立木であることから、地形に関連した初期沈着の差異が影響した可能性が考えられる。

図 3. 1-10 下図のグラフでは、2015 年 10 月末時点のスギ立木および森林土壌における  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量 ( $\text{Bq}/\text{m}^2$ ) を示した。このグラフから、森林内の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量は森林土壌が大部分を占めており、スギ立木の蓄積量は非常に少ないことが見て取れる。川内村荻地区における調査結果では、森林内の  $^{137}\text{Cs}$  の約 10%がスギ立木に分布していると推定される。また、森林土壌では、鉱物土壌層で最も  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量が多く、次いで腐植層及びリター層の順となり、有機物が大部分を占める腐植層にも、 $^{137}\text{Cs}$  が比較的多く存在する状況にある。

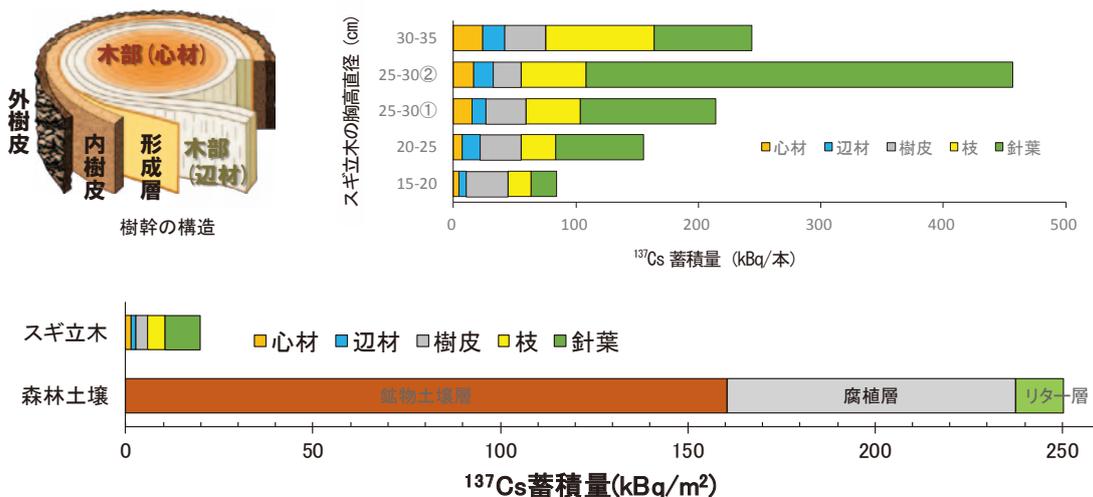


図 3. 1-10 スギ林における森林各部の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量 (2015 年 10 月末時点)  
 上左) 樹幹の各部の名称 上右) 採取したスギ立木の各部における  $^{137}\text{Cs}$  の蓄積量 下) スギ林における森林各部の  $^{137}\text{Cs}$  蓄積量

林野庁では、森林内の放射性物質の分布状況等を的確に把握した上で、森林の取扱い等の対策を検討するため、2011 年度から、国立研究開発法人森林総合研究所と連携し、福島第一原発からの距離が異なる福島県内の 3 町村 4 か所の 6 林分の調査地で調査を実施している (図 3. 1-11)。

調査地名	主要樹種	福島第一原発からの距離
川内	スギ	26 km
上川内	スギ	28 km
大玉	アカマツ、コナラ、 スギ	66 km
只見	スギ	134 km



図 3. 1-11 林野庁による調査地と調査地の主要樹種（林野庁 2016<sup>13)</sup>）

林野庁による調査結果では、森林全体の放射性セシウム蓄積量は、いずれの調査地も明瞭な変化傾向はみられず、森林の地上部と地下部を比較すると、地上部の樹木に蓄積する割合が増加し、落葉層や土壌に蓄積する割合が増加する傾向が見られている（図 3. 1-12）。また、林野庁が 2014 年までの調査結果をまとめた結果、樹種による差異はあるものの、森林内の放射性セシウムの約 2%（広葉樹）～4%（針葉樹）が樹木に分布している調査結果が得られている（図 3. 1-13）。

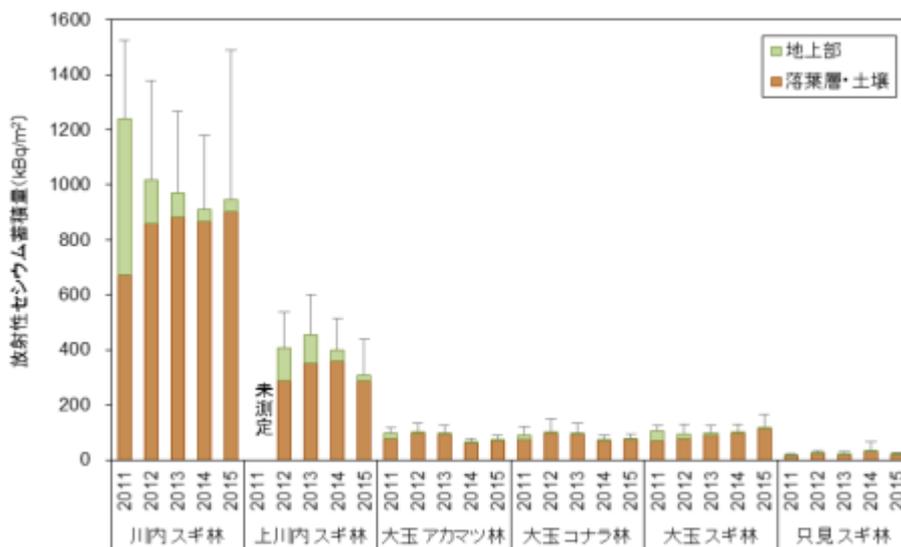


図 3. 1-12 2011～2015 年の森林全体の放射性セシウム蓄積量 ( $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ ) の変化（縦棒は標準偏差。2011 年の上川内は未測定）（林野庁 2016<sup>13)</sup>）

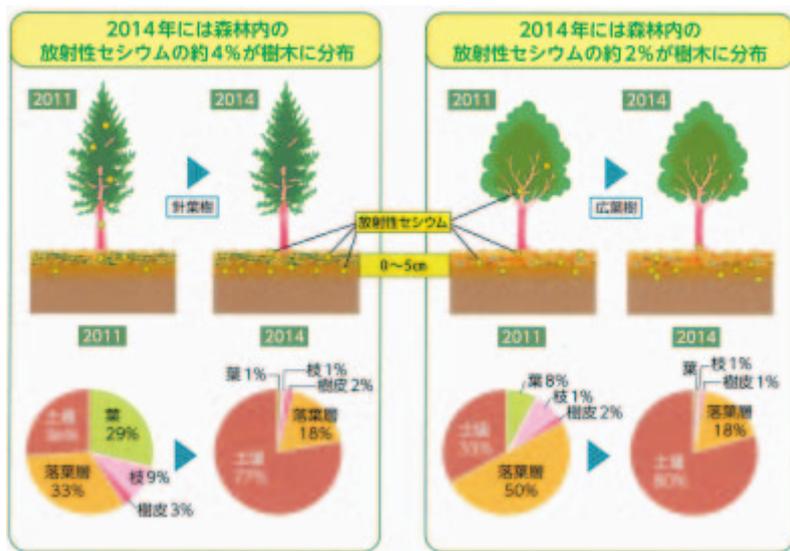


図 3.1-13 2014 年までの森林内の各部における放射性セシウム ( $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ ) の分布割合 (林野庁 2015<sup>14)</sup>)

部位別にみると、2011 年から 2012 年にかけての変化が大きく、土壌の割合が大幅に増え、落葉層も含めて他の部位の割合が低下するなどの変化が見られているが (図 3.1-14)、2012 年以降、2015 年までの変化は小さなものとなっている。木材中の放射性セシウムについてみると、その濃度は、ほぼ 2011 年の濃度で推移している (図 3.1-12, 図 3.1-14)。2011 年に検出された放射性セシウムは、事故直後に取り込まれたと推察されている。その後に樹木が放射性セシウムを吸収すると、木材内部の濃度は上昇すると考えられるが、林野庁による調査では木材内部の濃度は依然として全般に低く、樹木が放射性セシウムを積極的に吸収していることは確認できていない。ただし、スギやコナラの辺材や心材で放射性セシウムの濃度変化が見られることなどから、樹木に取り込まれた放射性セシウムが樹体内を移動している可能性が示唆されている。

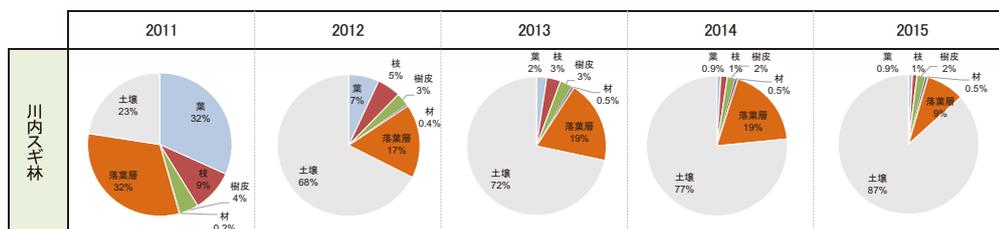


図 3.1-14 2011～2015 年における川内村スギ林の放射性セシウム ( $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$ ) における部位別の分布割合 (林野庁 2016<sup>13)</sup>)

3) キノコに関する調査 (山地森林における野生の山菜やキノコ類)

原子力機構では、阿武隈山地内のアカマツコナラ林およびスギ林に生育する野生の山菜やキノコを対象とした放射性セシウムの移行挙動に係る調査を進めている。野生の山菜やキノコは生育時期が限られているため、主に春先と秋に調査地で確認された山菜

等を近隣の土壌とともに採取し放射性セシウム濃度の分析を実施した。阿武隈山地の山地森林で確認された野生の山菜とキノコの調査結果は、土壌の  $^{137}\text{Cs}$  に対する植物体の  $^{137}\text{Cs}$  濃度の比（移行係数）として整理した。その結果、スギ林で確認された野生の山菜は、キノコ類と比較して移行係数が小さい結果となった（図 3.1-15、図 3.1-16）。これは、同じ土壌であっても山菜のほうがキノコ類よりも放射性セシウム濃度が低くなることを示している。

種 類	採取日	Cs-137濃度 (Bq/kg-乾燥重量)		移行係数
		植物体	土 壤	
サンショウ(果実)	2015年 10月	$9.6 \times 10^2$	$2.2 \times 10^4$	$4.3 \times 10^{-2}$
コゴミ	2015年 4月	$5.2 \times 10^2$	$1.5 \times 10^4$	$3.5 \times 10^{-2}$
ゼンマイ	2015年 4月	$3.7 \times 10^2$	$9.8 \times 10^3$	$3.8 \times 10^{-2}$

山菜は、可食部を測定



図 3.1-15 スギ林に生育する野生山菜の結果

種 類	採取日	Cs-137(Bq/kg-乾燥重量)		移行係数
		子実体	土 壤	
スギエダタケ	2015年 7月	$3.0 \times 10^4$	$4.4 \times 10^4$	0.68
ウラムラサキシメジ	2015年 9月	$3.5 \times 10^4$	$2.1 \times 10^4$	1.68
タケリタケ	2015年 9月	$7.0 \times 10^3$	$3.6 \times 10^4$	0.20
シロケシメジモドキ	2015年 9月	$5.7 \times 10^4$	$3.4 \times 10^4$	1.68
シロケシメジモドキ	2015年 9月	$1.8 \times 10^4$	$2.4 \times 10^4$	0.73



図 3.1-16 スギ林に生育する野生キノコ類の結果

また、人の生活圏に隣接したアカマツ-コナラ林に生育する野生の山菜やキノコ類についても同様に、植物体と土壌を合わせて採取し、移行係数として整理した（図 3.1-17）。その結果はスギ林と同様であり、山菜で低くキノコ類で移行係数が高い結果となった。コシアブラとタケノコは、山菜でも比較的高い移行係数であった。

種類	採取日	Cs-137濃度(Bq/kg-乾燥重量)		移行係数
		植物体	土 壤	
ウド	2015年 4月	1.5×10 <sup>2</sup>	8.6×10 <sup>3</sup>	1.7×10 <sup>-2</sup>
ワラビ	2015年 4月	1.6×10 <sup>3</sup>	1.3×10 <sup>5</sup>	1.2×10 <sup>-2</sup>
タケノコ	2015年 5月	9.2×10 <sup>3</sup>	1.2×10 <sup>4</sup>	7.9×10 <sup>-1</sup>
コゴミ	2015年 5月	1.8×10 <sup>2</sup>	1.6×10 <sup>4</sup>	1.1×10 <sup>-2</sup>
フキ(葉)	2015年 5月	2.0×10 <sup>2</sup>	5.8×10 <sup>3</sup>	3.4×10 <sup>-2</sup>
フキ(茎)	2015年 5月	8.8×10	5.8×10 <sup>3</sup>	1.5×10 <sup>-2</sup>
コシアブラ(葉)	2015年 5月	8.5×10 <sup>3</sup>	1.8×10 <sup>4</sup>	4.8×10 <sup>-1</sup>
コシアブラ(葉)	2015年 5月	1.1×10 <sup>4</sup>	1.5×10 <sup>4</sup>	7.0×10 <sup>-1</sup>
アケビ(可食部)	2015年 9月	4.0×10	1.4×10 <sup>4</sup>	2.9×10 <sup>-3</sup>
ナツハゼ(果実)	2015年 9月	2.0×10 <sup>2</sup>	1.1×10 <sup>4</sup>	1.8×10 <sup>-2</sup>
ナツハゼ(果実)	2015年 9月	1.0×10 <sup>2</sup>	3.8×10 <sup>3</sup>	2.6×10 <sup>-2</sup>
ハナモモ(果実)	2015年 9月	3.6×10	1.6×10 <sup>4</sup>	2.2×10 <sup>-3</sup>
くり(果実)	2015年 9月	1.1×10 <sup>4</sup>	2.1×10 <sup>4</sup>	5.3×10 <sup>-1</sup>
くり(果実)	2015年 9月	1.5×10 <sup>3</sup>	7.2×10 <sup>3</sup>	2.1×10 <sup>-1</sup>
くり(果実)	2015年 9月	1.1×10 <sup>3</sup>	7.0×10 <sup>4</sup>	1.5×10 <sup>-2</sup>
くり(果実)	2015年 9月	4.0×10 <sup>3</sup>	3.6×10 <sup>4</sup>	1.1×10 <sup>-1</sup>

種類	採取日	Cs-137濃度(Bq/kg-乾燥重量)		移行係数
		子実体	土 壤	
カワラタケ	2015年 4月	7.0×10 <sup>3</sup>	1.3×10 <sup>4</sup>	0.56
クリタケ	2015年10月	1.2×10 <sup>4</sup>	1.6×10 <sup>4</sup>	0.80
クリタケ	2015年11月	1.4×10 <sup>4</sup>	7.1×10 <sup>4</sup>	0.20

移行係数 =  $\frac{\text{植物体Cs-137濃度}}{\text{土壌Cs-137濃度}}$



山菜は、可食部を測定

図 3. 1-17 アカマツ-コナラ林に生育する野生山菜及びキノコ類の結果

以上のように、キノコ類では土壌に対する移行係数が高くなることから、原子力機構では、その移行を抑制するための手法開発として、コナラを用いたシイタケ原木栽培における放射性セシウムの移行抑制試験を 2015 年度より実施している。コナラ原木は調査地近隣で伐採された原木を使用している。また、しいたけの測定方法は、厚生労働省が定める試験法（厚生労働省 2012<sup>15)</sup>）に従い実施した（図 3. 1-18）。

移行抑制剤として、原子力機構が民間企業と共同開発したラコイン（ゼオライト、バーミキュライト及びマイカ等の鉱物を微粉碎し混合したもの）及びゼオライトを使用し、種菌に重量比で 1% 添加した。試験では、移行抑制材を添加しない種菌、ゼオライト添加の種菌及びラコイン添加の種菌の 3 種類を用意し、種菌を植菌したコナラ原木の放射性セシウム濃度と、それぞれの種菌から発生したシイタケの放射性セシウム濃度を測定した。分析結果は、原木の放射性セシウム濃度に対する発生シイタケの放射性セシウム濃度の比である移行係数として整理した。その結果、移行抑制材を添加しない種菌から発生したシイタケと比較し、移行抑制剤を添加した種菌から発生したシイタケでは放射性セシウムの濃度が 6 割から 8 割程度に低減する効果が確認できた。ただし、シイタケの発生数が少なかったため、今後も試験を継続して実施する予定である。



図 3.1-18 コナラ原木から発生しいたけへの放射性セシウム移行抑制試験

4) キノコに関する調査 (出荷・販売目的の山菜及びキノコ類)

福島県内で出荷・販売を目的に生産または採取されるキノコや山菜は、安全性を確認するための検査が実施されている。福島県では、国のガイドラインによる農林水産物等緊急時環境放射線モニタリングや米の全量全袋検査をはじめとする産地・生産者による自主検査など、農産物等の放射能検査を行い、安全な農産物等だけが流通・消費される体制が作られている。農林水産物等緊急時環境放射線モニタリングは、国の原子力災害対策本部（本部長；内閣総理大臣）が定めた考え方（原子力災害対策本部 HP<sup>16)</sup>）に基づき、福島県を含む関係都県において実施されている。このガイドラインに基づき、福島県がサンプリング計画を定め、検体採取と測定を行っている（福島県 HP<sup>17)</sup>）。

栽培キノコの出荷は、生産者ごとに、キノコ発生前に資材（ほだ木や菌床等）に含まれる放射性セシウム濃度を測定し、国が定める指標値（表 3.1-5）以下であることを確認した後、出荷前にモニタリング検査が実施されている（林野庁 HP<sup>18)</sup>）。これまでに山菜・きのこは、野生のものも含めて 63 品目のモニタリング検査がおこなわれ、厚生労働省が示した一般食品中の基準値を超えたものは徐々に減ってきている（表 3.1-6）。

表 3.1-5 きのこ等の基準値・指標値 (単位: Bq/kg) (林野庁 HP<sup>19)</sup>、一部改変)  
 国が定める指標値: 発生したキノコが基準値を超過しないために国が定めたほだ木や菌床の指標値。

対象品目	指標	指標値
きのこ・山菜 (一般食品基準)	100	2012 年 4 月
きのこ原木・ほだ木	50	2012 年 3 月
菌床用培地	200	2012 年 3 月

※きのこ・山菜は基準値

表 3.1-6 きのこと・山菜のモニタリング検査結果（福島県 HP<sup>20)</sup>、一部改変)

	2012 年度	2013 年度	2014 年度	2015 年度
検査件数	1,180	1,457	1,564	1,562
基準値超過	90	80	25	7

(2) 森林からの放射性セシウムの流出

福島県の森林は大部分が山地に分布しており、民有林のうち、針葉樹林は約 4 割程度、広葉樹林が約 5 割強、残り 1 割弱は竹林等である。針葉樹林ではスギ林が最も多いことを特徴とする（福島県 2013<sup>21)</sup>）。また、森林からの流出は地形の傾斜にも関連すると考えられる。これらのことから、原子力機構では、山地森林のうち、スギを優占種とする針葉樹林（KA プロット；斜面）と落葉広葉樹林（KE；尾根及び KW プロット；斜面）を調査地に選定した。放射性セシウムは、降雨、樹幹流及びリターフォールに伴い林床へ移動し、林床に到達した放射性セシウムは、表面流と土砂移動に伴い林外へ移動すると考えられる。そこで、原子力機構では、すべての移動プロセスが関与する林床を基準として、放射性セシウムの流出及び流入状況を観測するための観測プロットを各調査地に設置した（Niizato *et al.* 2016<sup>22)</sup>；新里 2017<sup>11)</sup>）（図 3.1-19）。

林床に直接沈着ないしは移行した放射性セシウムは、落葉落枝を含む土壌有機物層からその下の鉱質土層に移動する。一方で、土壌粘土粒子と強く結合することから、鉱質土層へ移動した放射性セシウムの大部分は、表層部分に貯留されている状態にある。この状態は、放射性セシウムが可溶化して下方へ移動し、地下水を汚染する可能性が極めて低いことを示す一方で、降雨や融雪による土砂流出時に、土粒子に吸着した高濃度の放射性セシウムも一緒に流出し、その結果、下流域や河川氾濫原への集積（再汚染）が生じる可能性も示唆している。このため、国立環境研究所では、水田や市街地を主とする下流域に比べ、森林を主とする上流域が相対的に高汚染状態にある浜通り地方北部河川流域を対象として、山地森林流域における放射性セシウムの流出実態を把握するため、2012 年度から水文観測や採水調査を継続実施している。

1) 調査方法

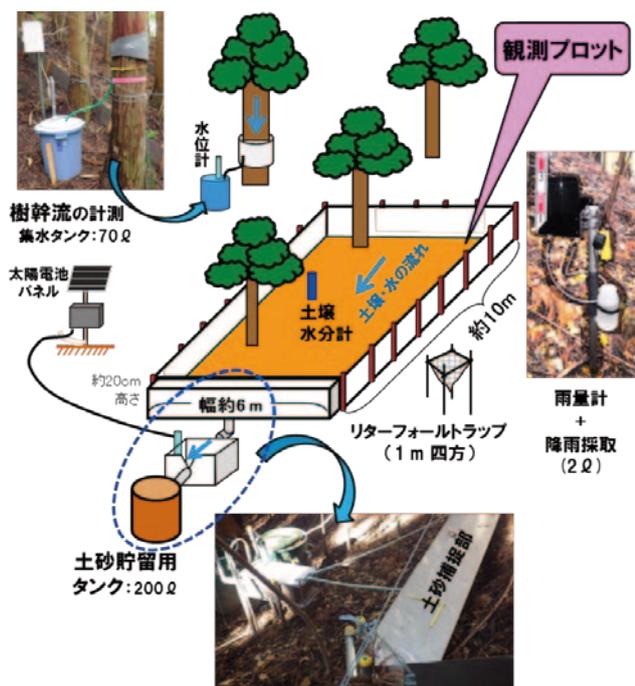


図 3.1-19 各調査地に設置した観測プロットのご概念

〔観測プロットにおける調査方法〕

流出入状況の観測は主に降雨期の4～11月期に実施しており、降雨量、リターフォール量、樹幹流量、表面流量及び土壌移動量の観測とともに、水や土壌試料を採取し、放射性セシウム濃度の分析等を実施している。

いずれの観測項目においても、観測する面積を一定とし、その一定面積あたりから流入流出する量と放射性セシウム濃度を測定することにより、観測期間あたりの放射性セシウム流出入量を単位面積当たりで算出している。例えば、リターフォールによる放射性セシウムの林床への流入量の計算では、1m<sup>2</sup>の面積を持つリターフォールトラップを観測地に設置し、そのトラップを用いて観測期間あたりに樹冠から林床へ降下するリターフォールの量 (kg/m<sup>2</sup>) を観測する。そして、採取したリターフォールの放射性セシウム濃度 (Bq/kg) を原子力機構が有する分析施設にて測定し、

「リターフォール量 (kg/m<sup>2</sup>) × リターフォールの放射性セシウム濃度 (Bq/kg)」、  
 により、単位面積当たり (1m<sup>2</sup>) のリターフォールによる林床への放射性セシウム流入量 (Bq/m<sup>2</sup>) を算出している。

樹幹流については、樹木の胸高 (約 130 cm 高さ) 付近にシリコンのコーキング材で漏れを防いだゴム製あるいはプラスチック製の樹幹流サンプラーを巻きつけて設置し、観測期間において樹木 1 本から流出する樹幹流下量 (リットル; L) を観測する。樹幹流の場合には、樹木の枝や葉が林床を覆う面積 (樹冠投影面積、m<sup>2</sup>) を別途計測しておく、

「樹幹流下量 (L) ÷ 樹幹投影面積 (m<sup>2</sup>)」、

により、 $1 \text{ m}^2$  あたりの樹幹流量 ( $\text{L}/\text{m}^2$ ) を算出する。さらに、採取した樹幹流の放射性セシウム濃度の分析値から、

「樹幹流下量 ( $\text{L}/\text{m}^2$ ) × 樹幹流の放射性セシウム濃度 ( $\text{Bq}/\text{L}$ )」、

により、単位面積当たり ( $1 \text{ m}^2$ ) の樹幹流による林床への放射性セシウム流入量 ( $\text{Bq}/\text{m}^2$ ) を算出する。林内雨による単位面積当たりの林床への放射性セシウム流入量についても、林内雨量 ( $\text{mm} = \text{L}/\text{m}^2$ ) とその放射性セシウム濃度 ( $\text{Bq}/\text{L}$ ) を乗ずることにより求められる ( $\text{Bq}/\text{m}^2$ )。

観測地における林床からの放射性セシウム流出量は、表面流や土壌移動に伴う周囲からの放射性セシウム流入が生じないようにステンレス製あるいはプラスチック製の板で囲った観測プロットにて観測している。一定面積を持つ観測プロットから流出する表面流量 ( $\text{L}/\text{m}^2$ ) と土壌移動量 ( $\text{kg}/\text{m}^2$ ) を観測し、表面流水と土壌の放射性セシウム濃度 ( $\text{Bq}/\text{L}$  及び  $\text{Bq}/\text{kg}$ ) をそれぞれ乗ずることにより、林床からの放射性セシウム流出量を単位面積当たりで算出する。

#### [山地森林流域での放射性セシウム流出に関する調査方法]

福島県浜通り地方の主要河川である宇多川と太田川を対象に、それぞれ上流の森林小流域を試験地として、河川流量や濁度の連続観測と平水時と降雨時に河川水採取調査を行った。採取した河川水は主にカートリッジフィルタを用いた前処理作業によって、溶存態（水に溶けた状態）と懸濁態（土粒子に付着した状態）に分離・回収し、それぞれに関して、ゲルマニウム半導体検出器を用いて  $^{134}\text{Cs}$  ならびに  $^{137}\text{Cs}$  濃度 ( $\text{Bq}/\text{L}$ ) を測定した。併せて測定した浮遊性懸濁物質（以降、“SS” と呼ぶ）濃度から、濁度から SS 濃度を換算する式の作成と SS 単位重量当たりの放射性セシウム濃度の算定を行った。さらに、これらを基に、試験流域からの SS ならびに放射性セシウム流出フラックスを算出した。

## 2) 調査結果の概要

### [観測プロットにおける調査研究の成果]

図 3.1-20 に、川俣町山木屋地区における林床への放射性セシウム流入量の観測結果を示す。

同最上図は、リターフォール、樹幹流及び林内雨による林床への流入量を、福島第一原発の事故以降の累積沈着量で示したものである。事故直後は、林内雨による流入量が大部分を占めたものの、時間の経過とともに「落葉等」と示されたリターフォールによる流入量が著しく増加している。原子力機構の観測プロットによる観測では（図 3.1-20 右上及び右下図）、樹幹流中の放射性セシウムについては、採取した樹幹流の液体をフィルターでろ過し、孔径  $0.45 \mu\text{m}$  のフィルターを通過したものを溶存態、通らないものを懸濁態と区別した場合、懸濁態では減少傾向がみられるものの、溶存態では明瞭な変化が見られず、ある一定の幅をもって増減するといった観測結果が得られている。

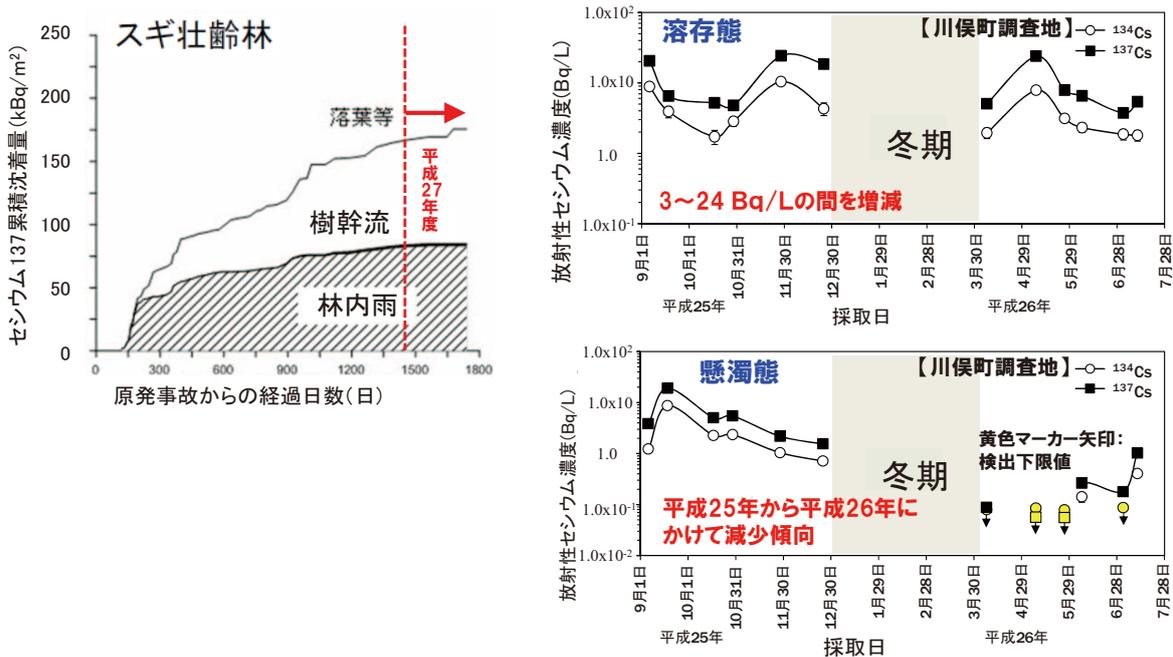


図 3.1-20 森林域における林床を基準とした <sup>137</sup>Cs の流入量 (川俣町の調査事例)

左図) リターフォール (落葉等)、樹幹流及び林内雨による林床への <sup>137</sup>Cs 流入量の時間変化 (原子力機構 2015<sup>23)</sup>、一部改変)

右図) 樹幹流の放射性セシウム濃度の時間変化 (Sasaki *et al.* 2016<sup>24)</sup>)

原子力機構による以上の調査観測で得られた放射性セシウム流出入量を図 3.1-21 に示す。観測期間は、2013 年と 2014 年の 4 月～11 月期である。林床への放射性セシウム流入量は、リターフォール、樹幹流及び林内雨による流入量の総和であり、流出量は、表面流と土壌流出による流出量の総和である。図 3.1-21 のグラフでは、流入量を右側、流出量を左側に伸びる棒グラフで示している。このグラフから、林床へ流入する <sup>137</sup>Cs 量は、林床から流出する <sup>137</sup>Cs 量を上回り、森林内に留まる傾向にあると考えられる。また、<sup>137</sup>Cs 流出入量の経年変化については、今回対象とした調査地及び観測期間では非常にわずかであり、調査地による違いが大きいことがわかる。同じ落葉広葉樹林であっても、斜面 (図 3.1-21 の KW プロット) と比較して、尾根 (図 3.1-21 の KE プロット) では流入が流出を大きく上回り、<sup>137</sup>Cs の流出入状況は地形要素とも関連すると考えられる。ここで、調査地における <sup>137</sup>Cs 蓄積量 (Bq/m<sup>2</sup>) と <sup>137</sup>Cs 流出入量 (Bq/m<sup>2</sup>) を比較すると、流入量は調査地における蓄積量の 0.78～3.45%、流出量は 0.05～0.19% となり、いずれも蓄積量と比較し非常に小さいことが明らかとなっている。

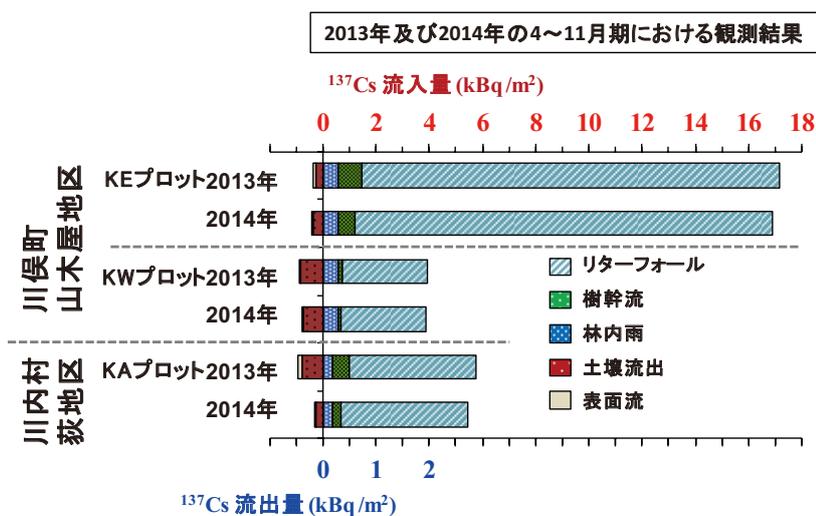


図 3.1-21 原子力機構の調査地における  $^{137}\text{Cs}$  流出入量の調査結果

[山地森林の小水系における調査研究の成果]

観測プロットを用いた森林生態系からの放射性セシウム流出量の観測は、山地森林の斜面を対象としたものである。そのため、森林内の小水系全体から流出する放射性セシウム量の観測については、小水系の出口付近を倒木によりせき止められた天然ダム及び谷の出口に治山ダムが設置された地点で実施した。また、観測プロットでの調査観測では、放射性セシウム流出量の大部分が土壌流出に伴うものであった。このため、小水系全体からの放射性セシウム流出に関しては、観測期間中に谷の出口に堆積した流出土壌及び流出土砂の体積を計測し、流出した土壌及び土砂の密度と放射性セシウム分析値から、土壌流出に伴い小水系から流出する放射性セシウム量を算出した。この調査方法では、表面流に伴う放射性セシウム流出量は含まれない。

川内村荻地区の場合、小水系の流域全体からの  $^{137}\text{Cs}$  流出量と森林斜面に設置した観測プロットにおける  $^{137}\text{Cs}$  流出量の比較から、小水系の流域全体から流出する放射性セシウム量は、森林斜面からの流出量と比較して1桁小さく、より少ない可能性が示された(図 3.1-22)。

A 土壌流出量(1年間、1m <sup>2</sup> あたり)	0.012 kg/m <sup>2</sup> ・年間	A 土壌流出量(3か月間、流域全体)	4.9 kg
B 流出土壌の放射性セシウム濃度( <sup>137</sup> Cs)	16 kBq/kg	B 流出土壌の放射性セシウム濃度( <sup>137</sup> Cs)	約 64 kBq/kg
C 放射性セシウムの流出量(A×B)	0.19 kBq/m <sup>2</sup> ・年間	C 流域54,000m <sup>2</sup> あたり(3か月間) [A×B]	約 314 kBq
D 観測プロット周辺土壌の放射性セシウム沈着量	770 kBq/m <sup>2</sup>	D (3か月間) [C/54,000]	約0.0058 kBq/m <sup>2</sup>
放射性セシウムの流出率(C/D)	0.03%・年間	E 年間 [D×4]	約 0.023 kBq/m <sup>2</sup>

図 3.1-22 観測プロットと小水系における <sup>137</sup>Cs 流出量の比較 (その 1)

左) 川内村荻地区スギ林の急傾斜地観測プロットにおける土砂・<sup>137</sup>Cs 流出量・流出率 (2013 年 11 月 19 日 ~2014 年 10 月 20 日)

右) 川内村荻地区における小水系スケールでの流出土壌・<sup>137</sup>Cs 流出量 (2014 年 6 月 27 日~9 月 30 日 (3 か月間))

浪江町の治山ダムが設置された谷出口での観測では、調査地が土石流発生地であることから比較的大量の土砂流出が見込まれたため、3D レーザースキャナーを用いた地表面の計測により地表面モデルを作成し (図 3.1-23)、観測期間の開始時と終了時における地表面の高低差から、土砂流出による体積の増減を算出した。流出土砂の放射性セシウム濃度は、流出土砂により堆積が増加した地点の土壌 (観測期間中に堆積した土壌) を採取した。

その結果、福島県浪江町の調査事例では、約 2 年 3 か月間 (2013 年 8 月 29 日~2015 年 12 月 1 日) で観測された <sup>137</sup>Cs の流出率は、観測期間中の年平均で約 0.5% となり、観測プロットを用いた流出率の算出結果よりもわずかに高いものの、1% に満たない結果となった (図 3.1-24)。同調査地では、2015 年 9 月 9 日と 9 月 10 日の 2 日間で、年降雨量の 2 割強に達する大雨が観測されたため、それに伴う土砂流出の増加により、<sup>137</sup>Cs 流出量も増加していた。一方、治山ダムに流入し堆積した土壌の表層 0~5 cm 部分を採取し、<sup>137</sup>Cs 濃度を測定したところ、<sup>137</sup>Cs 濃度は時間とともに減少する傾向にあった。これは森林土壌における放射性セシウムの深度分布を考えると、地表面付近の比較的放射性セシウム濃度の高い土壌が観測の初期に流出したため、それ以降は比較的濃度の低い土壌が流出しているためと推測される (渡辺ほか 2016<sup>25</sup>)。

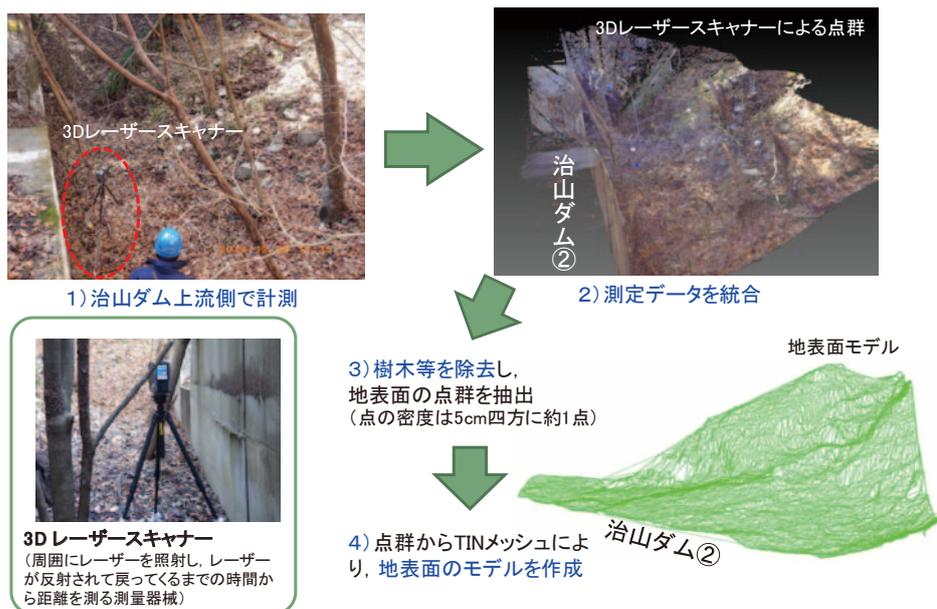


図 3.1-23 3D レーザースキャナーによる地表面モデル作成の流れ

期間	堆積物の流出量 (m <sup>3</sup> )	<sup>137</sup> Cs の流出量 (MBq)	<sup>137</sup> Cs の流域からの流出率 (%)
2013年8月29日 ～2014年12月3日	0.5	150	0.24 (年間 0.19)
2014年12月3日 ～2015年9月2日	0.1	30	0.05 (年間 0.06)
2015年9月2日 ～2015年12月1日	1.8	540	0.86 (年間 3.4)
合計	2.4	720	1.14 (年間 0.51)

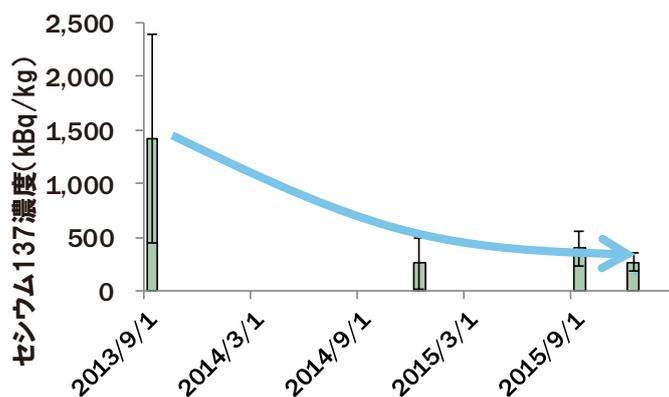


図 3.1-24 観測プロットと小水系における <sup>137</sup>Cs 流出量の比較 (その 2)

上) 浪江町川房大柿の治山ダムにおける土砂・<sup>137</sup>Cs 流出量・流出率 (観測期間 ; 2013年8月29日～2015年12月1日)

下) 治山ダム (浪江町) に堆積した表層土壌中の <sup>137</sup>Cs 濃度の時間変化

## 〔山地森林流域での放射性セシウム流出に関する調査研究の成果〕

平水時の森林河川は清澄で SS 濃度が非常に低いことから、河川水中の放射性セシウム濃度は、溶存態と懸濁態がほぼ同程度であった（宇多川上流でミリ Bq/L オーダー、太田川上流で 10 ミリ Bq/L オーダー）。一方、降雨流出等により河川水中の SS 濃度が増加するにつれて懸濁態が占める割合が急激に増え、流出ピーク時には少なくとも 95%以上が懸濁態として流下していることが示された。

その結果、森林流域からの放射性セシウムの流出は、降雨流出時に卓越して生じること、流出量は降雨の規模に強く依存することが示唆されたが、実際に、宇多川、太田川いずれの森林小流域ともに、台風の襲来時等年に 2 から 3 回程度発生する大規模な降雨の際の放射性セシウム流出量が、年間の流出量の大部分を占めることが確認された。

主に降雨時において発生する放射性セシウムの流出量は、森林流域に沈着した原発事故由来の放射性セシウム量に比べると非常に少なく、年間流出率で評価した場合、3 年間(2012 年 9 月-2015 年 9 月)の調査を行った宇多川上流の森林小流域では 0.04~0.16%、2 年間(2014 年 1 月-2015 年 12 月)の調査を行った太田川上流の森林小流域では 0.08-0.38%と推定された。年間流出率は、年ごとの雨の降り方によって変動するものの、観測史上最大の豪雨(平成 27 年関東・東北豪雨)が生じた年においても 0.4%未満と推定された。これにより、原発事故によって森林に沈着した放射性セシウムは、土壌を主体として長期的に森林流域に貯留、保持され続けることが示唆された(図 3.1-25)。

以上のことから、福島県浜通り地方の森林流域を対象とした通年での放射性セシウム流出量調査によって、森林からの放射性セシウム流出の大部分は、溶存態ではなく懸濁態で生じていることが確認された。また、台風のような、年に数回程度の大雨による流出土砂が、放射性セシウムを森林から下流へと運ぶ主要な要因となっていること、一方で、観測史上最大規模の豪雨発生時(平成 27 年 9 月関東・東北豪雨)においても、流出量は森林内の沈着量と比べて非常に少なく 0.4%と見積もられ、大部分が森林に蓄積されたままの状況にあることが明らかになった(林ほか 2017<sup>26)</sup>; 国立環境研究所 2014<sup>27)</sup>; 国立環境研究所 2016<sup>28)</sup>; 国立環境研究所 2017<sup>29)</sup>; Tsuji *et al.* 2016<sup>30)</sup>)。



	宇多川上流 (36か月間)	太田川上流 (24か月間)
沈着量(kBq/m <sup>2</sup> )	170	1,900
浮遊土砂由来の懸濁態 <sup>137</sup> Cs平均濃度(kBq/kg)	6.8~9.3	61~130
浮遊土砂由来の懸濁態 <sup>137</sup> Cs流出量(kBq/m <sup>2</sup> )	0.51	8.8
浮遊土砂由来の懸濁態 <sup>137</sup> Cs流出率(%)	0.30	0.46
<sup>137</sup> Cs年間流出率(%)	0.04~0.16	0.08~0.38

図 3. 1-25 山地森林流域における事故由来放射性セシウム (<sup>137</sup>Cs) の流出挙動  
 (観測期間 宇多川上流：2012年9月15日～2015年9月15日  
 太田川上流：2014年1月1日～2015年12月31日)

上) 山地森林の溪流における土砂流出の様子  
 下) 事故由来 <sup>137</sup>Cs の流出挙動

(3) 森林斜面の侵食挙動

福島県の森林は大部分が山地に分布しており、民有林のうち、針葉樹林は約4割程度、広葉樹林が約5割強、残り1割弱は竹林等である。針葉樹林ではスギ林が最も多いことを特徴とする。また、森林からの流出は地形の傾斜にも関連すると考えられる。これらのことから、原子力機構では、山地森林のうち、スギを優占種とする針葉樹林 (KAプロット；斜面) と落葉広葉樹林 (KE；尾根及びKWプロット；斜面) を調査地に選定し、2013年4月より観測を実施している (Niizato *et al.* 2016<sup>22</sup>) (「3.1.4(2) 森林からの放射性セシウムの流出」参照)。

観測プロットを利用した放射性セシウム流出量の観測では、主に、樹種と地形要素の観点から調査地を選定している。林床状況については、落葉落枝等による林床の被覆率 (林床が落葉落枝等で覆われる割合) がほぼ同程度であり、90%程度と高い地点を観測プロットに選定している。そのため、原子力機構では、川俣町において林床状況の異なる地点を選定し、降雨を起点とした放射性セシウム流出量の観測を降雨期に実施した (新里ほか 2017<sup>31</sup>)。

1) 調査方法

川俣町山木屋地区のアカマツコナラ林を対象として林床状況の異なる地点を選定し、モーガン型スプラッシュカップを用いた放射性セシウム流出量の観測を約1か月間（2016年10月4日～24日）実施した（図3.1-26）。林床に到達した雨粒（雨滴）は、落葉落枝や土壌粒子に衝突しそれらを跳ね上げ、落葉落枝や土壌粒子の流出を引き起こすと想定される。このようなプロセスは雨滴侵食と呼ばれ、土壌が裸地化している林床ほど土壌侵食量が多いことが知られている。雨滴侵食の起点となる雨滴は、降雨が直接林床に到達する雨滴に加えて、いったん樹木の枝葉にとらえられた雨水が、枝葉から林床へ到達する枝葉滴下も含まれており、雨滴直径の大きな後者による侵食効果が大い。降雨が直接林床へ到達する林外雨の場合、「猛烈な雨」と気象予報で呼ばれる80mm/h以上の降雨であっても、雨滴直径は2mm程度に直径のピークをもつ。一方、枝葉滴下を含む林内雨の場合は、いったん樹木にとらえられた雨水が枝葉に集まった後に林床へ滴下し、その落下距離も短いため、比較的大きな直径の雨滴となる（林外雨の直径が1mm程度の降雨の場合、樹種により異なるものの、林内雨の直径は3～5mm程度にピークをもつ）。そのため、調査地の林内において、地上から樹木の枝葉までの高さや枝葉が林床を覆う面積などがほぼ同様であり、落葉落枝による林床の被覆率が異なる地点にモーガンカップを設置し、観測を実施した（図3.1-27）。



図3.1-26 林内に設置したモーガン型スプラッシュカップ（上；全景、下；拡大写真）

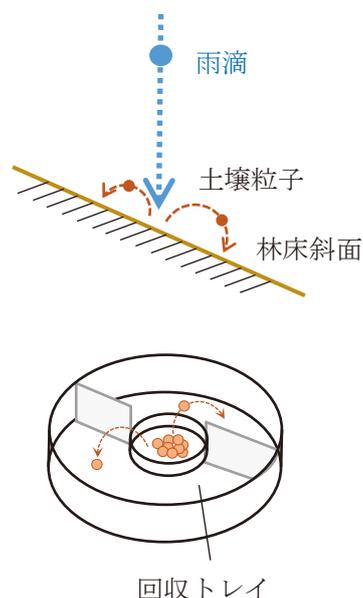


図3.1-27 雨滴侵食のイメージ（上）（Anderson *et al.* 2012<sup>32)</sup>；恩田 2008<sup>33)</sup>、一部改変）及び林内に設置したモーガン型スプラッシュカップ（下）（ステンレス製、外径30cm、内径10cm、高さ10cm）※スプラッシュカップ中央に林床が露出するように穴がけられており、この部分に雨滴が当たると、土壌が雨滴で跳ね上がり、回収トレイに溜まる。

2) 調査結果の概要

観測期間の2016年10月4日～24日の約1か月間における総降雨量は、原子力機構が林内に設置した2基の雨量計から20.0～21.0 mmであった(図3.1-28)。観測期間中の感雨は10月6、8、9、17日であり、10月8日に最大の降雨強度(14.2～14.5 mm/日)が得られた。

モーガン型スプラッシュカップを用いた観測では、同カップの中央に林床が露出するよう穴があげられており、その周囲に配置された回収トレイにより、雨滴で跳ね上げられた土壌が回収される。回収トレイは、カップ中央のステンレス板により斜面上側と下側が仕切られており、斜面下側のトレイに堆積した土壌量から上側に堆積した土壌量を差し引くことで斜面の下方へ移動する土壌量が算出される。設置したすべてのモーガン型スプラッシュカップの面積から、雨滴衝撃により土砂が跳ね上げられた面積を1m<sup>2</sup>あたりに換算することができる。すなわち、同カップにより、単位面積あたりの斜面下方への土砂移動量(g/m<sup>2</sup>)が観測できる。採取した土壌試料の放射性セシウム濃度(Bq/g)を測定し、測定値に単位面積当たりで雨滴衝撃により移動する土壌量を乗ずることにより、単位面積あたりで雨滴衝撃により移動した土砂移動に伴う放射性セシウム流出量が算出できる。

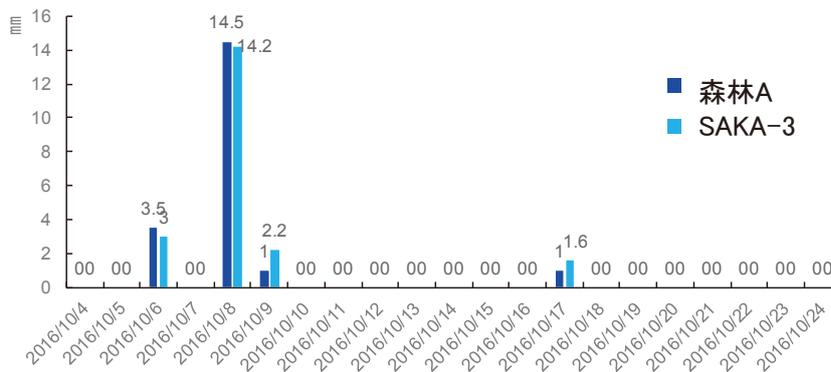


図 3.1-28 原子力機構による観測地の林内雨量 (雨量計地点 ; 森林 A 及び SAKA-3)

以上の方法で算出した観測地における放射性セシウムの流出率は、林床の被覆率が5.1、48.2、95.4%と高くなるにつれて減少する傾向が認められた(表3.1-7)。なお、得られた流出率は、同カップによる観測地の約20m北側で実施している観測プロットでの流出率(「3.1.4(2) 森林からの放射性セシウムの流出」参照)より高いものの、1%に満たない流出率となった。

この結果は、林床の被覆が土壌流出に伴う放射性セシウムの移動に関して重要な環境条件であることを示しており、除染地では、落葉落枝が堆積するような環境や下草が繁茂するような環境を整えることが、林外への土砂流出に伴う放射性セシウム移動抑制につながることを示すと考えられる。

表 3.1-7 林床被覆率と <sup>137</sup>Cs の流出率

落葉・落枝等による林床の被覆率 (%)	斜面下方への土壌の移動量 (g/m <sup>2</sup> )	<sup>137</sup> Cs 流出量 (Bq/m <sup>2</sup> )	観測地周辺の土壌に含まれる <sup>137</sup> Cs 量 (Bq/m <sup>2</sup> )	<sup>137</sup> Cs の流出率 (%)
5.1	21.2	710	33,929	2.1
48.2	11.3	295		0.9
95.4	8.5	523	101,595	0.5

(4) 放射性セシウムの流出と空間線量率への影響

環境中に放出された放射性セシウムは、表層土壌粒子や枝葉等の植物に付着しており、これらの存在が空間線量率を高めている原因となっている。これらの放射性セシウムが付着した土壌粒子や枝葉等が移動し、放射性セシウムの分布が変化すると、空間線量率の分布も変化すると考えられる。土壌粒子や枝葉等が移動に伴い、空間線量率等の変化が生じるかどうかを確認するため、長期的な空間線量率測定を実施した。

福島県川内村貝の坂における調査事例を示す。図 3.1-29 は川内村貝の坂における森林に面した斜面下端付近における線量率の測定結果である。空間線量率及び表面線量率ともに、時間の経過とともに概ね物理減衰に相当する減少傾向を示しているが、1 cm 表面線量率は測定値のばらつきが大きくなっている。これは斜面からの土砂流出や測定点付近の側溝や道路に一時的に溜まった土砂や枝葉等に付着した放射性セシウムの影響を受けていることが原因の一つと考えられる (図 3.1-30)。また、このような現象が生じていても、1 m 空間線量率のばらつきは小さく、表面の影響が空間線量率には影響していないことが分った。

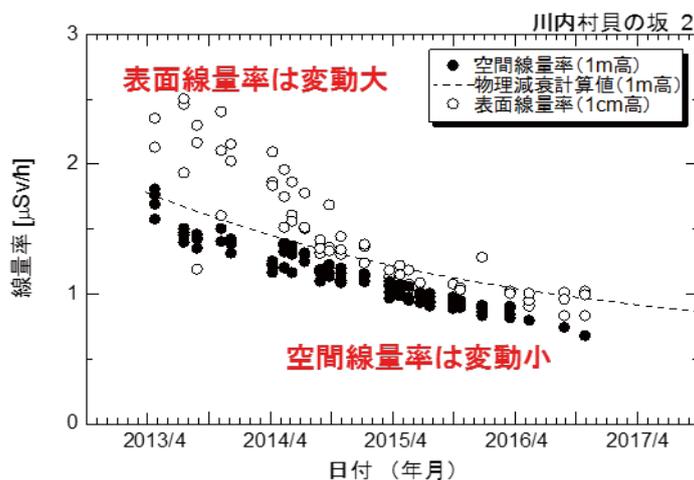


図 3.1-29 福島県川内村貝の坂における線量率測定結果 (1m 空間線量率及び 1cm 表面線量率)

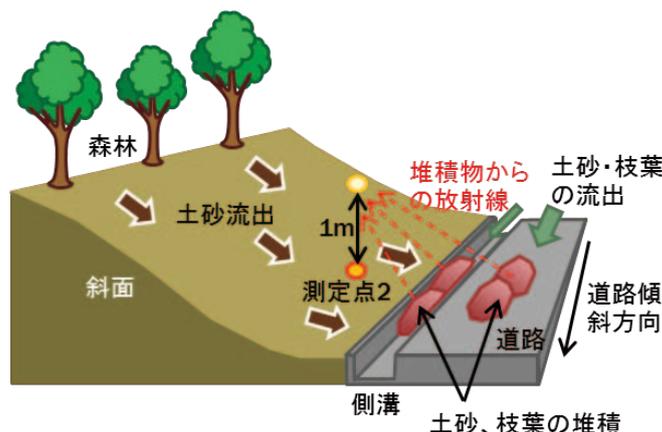


図 3.1-30 測定点周辺の土砂流出、土砂・枝葉の堆積状況のイメージ

#### (5) 斜面からの流出抑制

山地森林に残存する放射性セシウムは、僅かではあるが河川水系を水流により土壌粒子とともに移動すると考えられる。これらが人の生活圏に流入した場合、生活圏に堆積することによる外部被ばく線量の増加や、農作物、水産物、飲料水等における放射性セシウム濃度の増加に起因する内部被ばく線量の増加が懸念される。このような場合、放射性セシウムの生活圏への流入量を抑制し低減させることができれば、被ばく線量の増加を抑えることができると期待される。

土壌粒子の中でも微小なものは、単位重量当たりのセシウム吸着量が多く、水中で沈降しにくく長距離を移動することから、生活圏や河口域に至るセシウムの移動現象を支配していると考えられる。言い換えれば、この微小な土壌粒子の移動を抑制することができれば、放射性セシウムの移動自体も抑制することができる。特に、微小な土壌粒子の発生源に近く、水流の規模が小さい段階であれば、比較的小規模な対策により微小な土壌粒子の移動を効果的に抑制できると期待される。

このような、比較的小規模な対策、あるいは、ダム等既存の構造物の利用により、効果的に微小な土壌粒子の移動を抑制する技術を提案することが、移動抑制技術開発の目的である。移動抑制技術の基本方針は、微小な土壌粒子の①固定化（動き出さないようにする）、②捕捉（移動経路上で捕らえる）、③集積（集まりやすいところに集め、堆積させる）の3つである。本項では、①固定化に係る技術開発の成果を述べる。

##### 1) 斜面表層土壌粒子の固定化

表層の土壌粒子に収着している放射性セシウムが、特に斜面において、降雨・降雪等の降水を起点として表面流に伴い移動する可能性がある状況では、土壌粒子の移動を抑制する方法として表土固定化を選択する場合がある。既存技術の土壌固定化方法は多種多様であり、それぞれに特徴及び特性がある。このため、複数種類の方法を同一の土壌及び気候条件下において比較し、それぞれの優劣を見極める観点から試験場を設計・施工した。

## 2) 試験場

試験場の選定条件は、以下の a. から f. の 6 項目とした。

- a. 表土剥ぎ等の除染がされていない場所であること。
- b. 表面流が生じるような、ある程度の斜度を持つ場所であること。
- c. 表層が土壌であり、草刈りで裸地にすることが可能な場所であること。
- d. 複数種類の固定化方法を同時並行で試験可能な広さを有すること。
- e. 降雨及び日照を遮る人工物が無いこと。
- f. 設置・メンテナンス作業及び観測作業のためのアクセスが可能であること。

以上の 6 項目を満足する候補地として、浜通り地区の自治体が所有する元放牧地内の一面を選定した。試験場の候補地は、表土剥ぎが未実施の場所で全体の斜度が概ね 8～10 度に収まっており、表面の凹凸が少なく、表層が土壌で 500 m<sup>2</sup> 程度が借用可能な状況であり、降雨及び日照を遮る人工物は皆無であるとともに、仮置き場に隣接することからアクセスも可能な状況であった。

## 3) 試験枠及び観測柵の設計

試験場は、6 種類の固定化方法を同時並行で比較するために、斜面方向に長い試験枠を設置し、枠外からの流入や枠外への流出を防ぐためにステンレス鋼製板材で囲むこととした。また、裸地のまま固定化を施さない試験枠を 1 本設置し、固定化を施した試験枠と合わせて合計 7 本の試験枠を設置することとした。また、各試験枠の斜面最下端側には、表面流の水量及び流出土壌量を測定するためにステンレス製の観測柵を設置することとした。試験枠は、20 m の長手方向を斜面の傾斜方向に対して平行とし、幅を 1.6 m、高さを 0.5 m (地中 0.2 m・地上 0.3 m) と設計した。7 本の試験枠及び観測柵は、ほぼ同じ斜度 (8～10 度) の斜面に平行に設置し、枠と枠の間の距離を 1 m とした。試験枠の長さ 20 m は、森林観測プロットを参考としながら、試験場の斜度を加味して決定した。図 6.1 に土壌固定化施工後の試験場を示す。

## 4) 固定化方法

固定化方法は、既存技術の中から安全性、固定化力、経済性、施工性、自然融和性の優れたものを条件として選択するようにした。参考としたのは、土木工事における法面土壌の防塵・防浸食工法であり、調査した 10 種類の工法について比較・検討を行い、6 種類の固定化方法を選定した (表 3.1-8)。一般的な土木工事において法面等の表土固定化の方法を選定するに当たっては、現地の状況、即ち、裸地か整地した跡地か、植生を残したままの対策か、急勾配かどうか、切土か盛土か、森林内の斜面で樹木が生えているかどうか、現地材だけを用いるのか、搬入材の利活用があるか、環境への配慮をどの程度とするか、経済性をどこまで求めるかといった観点が判断に関わってくる。放射性セシウムの移動抑制に係る土壌固定化基礎試験においては、将来的な土壌固定化の利用価値をより高める観点から、比較検討の項目を以下の a. から e. の 5 点とした。

- a. 安全性：人体及び鳥獣に対して有毒な成分を含まないこと。
- b. 固定化力：耐候性が良く、土壌の流出を防止する力が強いこと。
- c. 経済性：材料及び施工費用が安価なこと。
- d. 施工性：施工が簡便であること。
- e. 自然融和性：出水の原因になり難く、長期使用後には生分解や劣化等で自然に溶け込み現地に固定化物質が残存しないこと。

上記5項目による比較検討の結果、土壌固定化基礎試験で用いる工法を以下の6種類と決定した。各土壌固定化方法を比較検討するにあたっては、試験場の気象条件を記録するための気象観測装置及び地中温度計、観測枡に流入する表面流量を記録するための水位計を設置した。図3.1-31に土壌固定化試験の施工後の状況、図3.1-32に施工直後の表土を示す。

(土壌固定化基礎試験で用いる工法)

- マグストップ（工法名）：無機系
- クリコート（製品名）：有機系
- ポリオンコンプレックス（通称名）：有機系
- M&Dガード工法（工法名）：有機系+植物系
- 種子吹付工法（工法名）：植物系
- ワイヤーストロー（製品名）：植物系

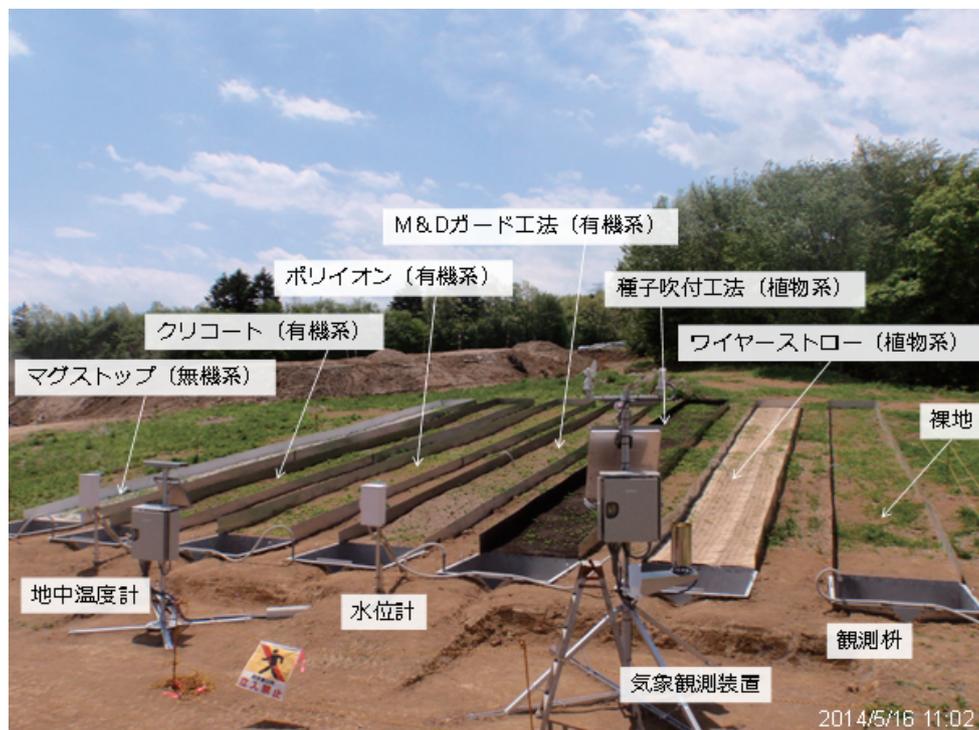


図 3.1-31 表土固定化試験の施工後の状況（施工完了日、2014年5月16日）

This is a blank page.

表 3.1-8 土壌固定化工法（製品名）の特徴

製品名	マグストップ	クリコート C720グリーン	ポリイオン	M&Dガード工法	種子吹付工法	ワイヤーストロー
分類	無機材吹付系（無機系）	有機材吹付系（有機系）	有機材吹付系（有機系）	有機材吹付系（有機系） または植物系	植物系	植物系・シート
材料	・主材（マグホワイト）：軽焼マグネシアと溶性リン酸肥料または炭酸塩およびクエン酸 ・造粘材（CMC）：セルロース系天然素材 ・結合材（EVA）：法面緑化資材の粘着剤等として一般的な材料	・クリコートC720グリーン：合成樹脂エマルジョン。緑色乳状液体、pH4.0～7.0、粘度：1200～3200mPa・s ・水：水道水	天然ポリイオンまたは合成ポリイオン。ポリイオンの粘性を調整するために塩（塩化ナトリウムなど）を必要に応じて加える。	・ソノイール：PVAの水溶液で生分解性がある。 ・水：水道水	種子（ホワイトクローバーなど）、高度化成肥料、木質繊維（ファイバー）、水、接着剤等	・ワラゴモ ・亀甲金網 ・吹付基材（化学肥料、有機質材、土壌改良剤、保水剤、種子、水溶性接着剤）
施工方法	水と土壌硬化材（マグホワイト）と造粘材等を混合した液状マルチング材を対象地盤に薄く散布。	・水で薬剤を所定濃度（5～10倍程度）に希釈し、散布機を用いて2L/m <sup>2</sup> を目安に散布。夏季など、施工場所の乾燥が激しい場合は、施工場所を散水すると効果的に固結層が形成。	動力噴霧器などで散布する。	攪拌容器に水とソノイールを1分間攪拌混合し、地面に散布する。	トラック搭載型のハイドロシーダと呼ばれる吹付機械を使用し、多量の用水を加えた低粘度スラリー状の材料を厚さ1cm未満に散布する。	アンカーで地山に密着させるようにシートを固定する。大掛かりな設備は不要。
施工性	・規模が大きい場合はミキサーとポンプ車。 ・試験場のような狭い範囲には、W/Cを上げることでバックホウによる敷均しも可。	・緑化工事で汎用される散布機械で施工可能。 ・天候に固結効果が大きく左右される。	汎用の散布機で施工可能。	・汎用の散布機で施工可能。 ・高圧洗浄機、攪拌装置、水タンクのセット。 ・シート被膜できない急傾斜地（1:0.5）に適用可。	硬土の場合は客土吹付け（大型機械による）。	一工程での施工（シートを敷いてアンカー止め）であり、容易。
散布量	2.632kg/m <sup>2</sup> (内訳：硬化材0.6kg、増粘材0.012kg、結合材0.02kg、水2kg)2リットル/m <sup>2</sup>	希釈濃度12.5%で2L/m <sup>2</sup> (原液は250g/m <sup>2</sup> )	5L/m <sup>2</sup> 程度	希釈倍率2.5倍で2L/m <sup>2</sup> (原液は800mL/m <sup>2</sup> )	t=1cm	-
安全性	有害物質を含まない環境に配慮した安全性の高いものを使用、魚が生息可能。	・形成された固結層は、有害物質を含まず、6～12か月で自然消失する。 ・消失理由は紫外線劣化、風雨による飛散・流出。	食品としても利用されている。	生分解性を有する。	特に危険物質は含まない。	特に危険物質は含まない。
固定化力 耐久性	・降雨強度50mm/hに対し流出基準値(200mg/L)以下に流出を抑制。 ・耐久性の目安は3か月程度。	法面で散布量250g/m <sup>2</sup> （8倍希釈）で飛砂・粉塵・侵食防止期間6か月間。 350g/m <sup>2</sup> （6倍希釈）で、飛砂・粉塵・侵食防止期間12か月間。	風雨への耐久性あり（長期接着性能維持）。	効果が得られる保持期間は、3～4ヶ月間。	・完全に表土を覆うので、防塵効果有り。 ・防塵効果としては5年程度。	・長期緑化が図れる。 ・ワラゴモの被覆率が高いため、降雨、降雪による植生基材の流出を抑制。
経済性 施工費	254円/m <sup>2</sup> （1000m <sup>2</sup> 施工時、法面・平地の区別の記載なし）	350円/m <sup>2</sup> （2000m <sup>2</sup> 施工時 12か月間耐久 法面） 271円/m <sup>2</sup> （2000m <sup>2</sup> 施工時 6か月間耐久 法面）	材料代 100円/m <sup>2</sup> 作業代 2000円/m <sup>2</sup>	286円/m <sup>2</sup> （3000m <sup>2</sup> 施工時、法面・平地の区別なし）	100円/m <sup>2</sup>	3000円/m <sup>2</sup>
自然 融和性	・弱アルカリ（マグホワイトはpH8程度）。 ・水の浸透性を遮断しない。 ・着色可能	・散布液が緑色で美観景観を維持できる。 ・固結層は、6～12か月で自然消失する。	固定化した後の固化物に水を加えると再びゲル状に粘性を持ち流亡を抑制。	・生分解性 ・無色透明（顔料で着色も可能）	外来種を避ける。	・亀甲金網、ワラゴモは4年程度で腐食分解。 ・現地種の導入も可能。

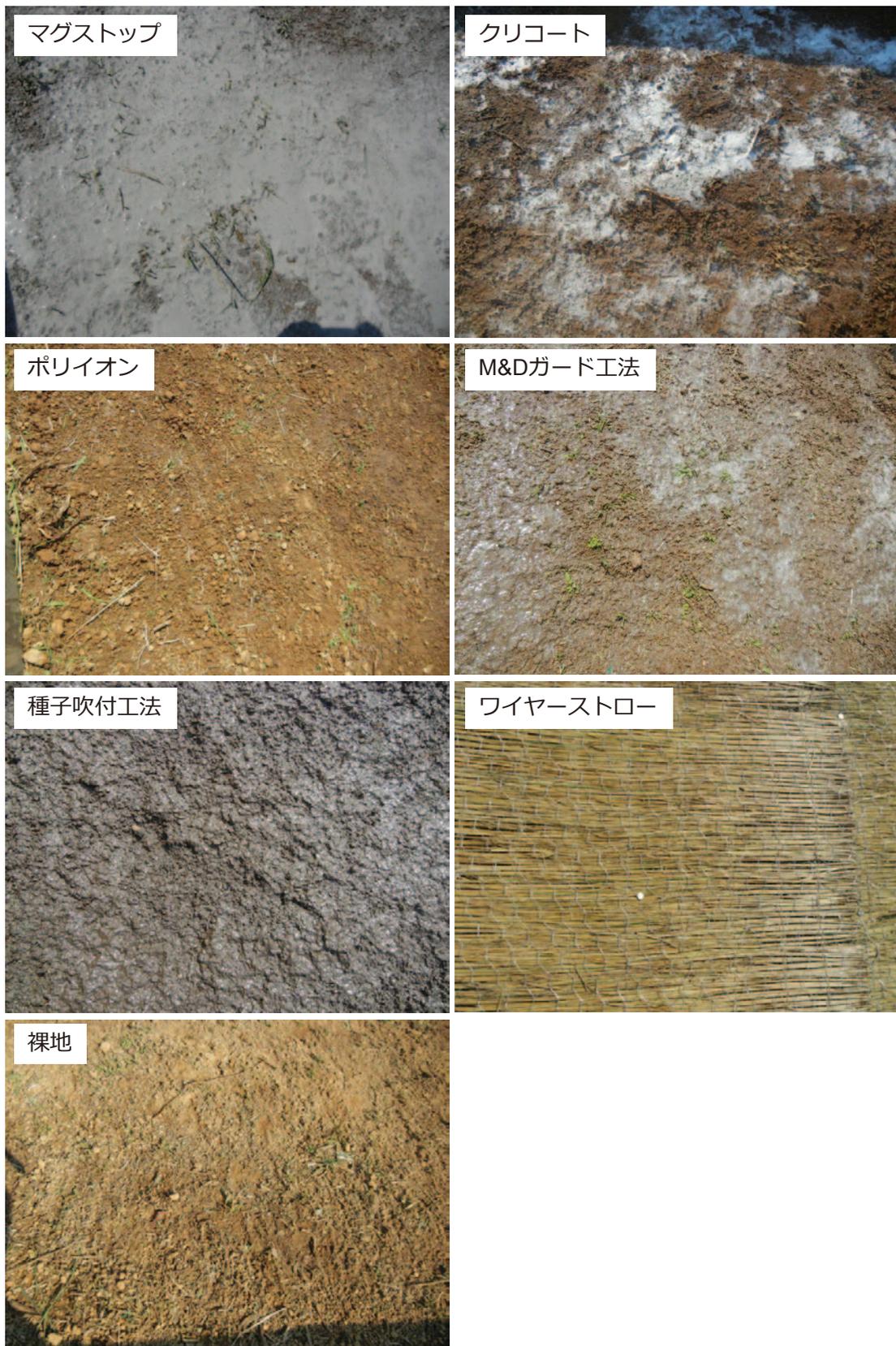


図 3.1-32 土壌固定化施工直後の表土の状況（各写真の長辺は約 1 m）

1) これまでに得られた結果

- ・環境安全性：6種の工法が自生動植物に影響を与えないことを確認。
- ・経済性：種子吹付け工法が最も安価で、ワイヤーストロー法が最も高価。
- ・施工性：ポリイオンコンプレックス法及びワイヤーストロー法は重機が不要。後者は更に工具が不要という点で施工性が高い。
- ・自然融和性：6種とも良好。
- ・固定化力：観測枡の水からは放射性セシウムが不検出であり、固定化剤が放射性セシウム溶出を生じないことを確認。

今後は、各固定化方法について、選定項目として挙げた「b. 固定化力：耐候性が良く、土壌の流出を防止する力が強いこと」及び「e. 自然融和性：出水の原因になり難く、長期使用後には生分解や劣化等で自然に溶け込み現地に固定化物質が残存しないこと」を確認するため、一定期間ごとに以下のデータを取得する。

- ・表面汚染密度変化：枡内定点をGM管サーベイメータで定期的に測定
- ・観測枡への流入土壌の分析：流出土壌重量、放射性セシウム濃度、粒度分布
- ・観測枡への流入水の分析：表面流の流量（水位計及び降雨計から換算）  
放射性セシウム濃度，水素イオン指数（pH）
- ・気象観測：気象イベントの自動記録（10分毎）
- ・地中温度：枡内温度変化の自動記録（10分毎）
- ・観測枡内水位：水位変化の自動記録（10分毎）

## (6) 地下への移行

森林生態系の構成は、地上と地下の構成物に区分される。地上部は主に樹木（木本類）、下草（草本類）及びキノコ等の菌類から構成される。一方、地下部は、林床の堆積有機質層とその下に分布する鉱物土壌層（両者を合わせて本解説は土壌層とする）から主に構成される（図 3.1-8）。さらに、樹木や下草の根系、地下に分布する地下水なども含まれる。ここでは、原子力機構が実施した鉱物土壌層における放射性セシウムの分布調査の結果を解説する（新里ほか 2013<sup>34</sup>；新里ほか 2016<sup>35</sup>）。また、2014 年から環境省が実施している全国の公共用水域及び地下水における放射性物質モニタリングの結果についても紹介する（環境省 HP<sup>36</sup>～<sup>39</sup>）。

## 1) 調査方法

放射性セシウムの深度分布に係る森林土壌の採取では、スクレーパープレートという採取器具を使用し深度 20cm までの土壌を 1cm 間隔で採取している。スクレーパープレートはステンレス製の採取器具で、地表面に取り付けるフレームと土壌を採取するスクレーパーから構成される（図 3.1-33）。同器具による土壌採取では、地表面にくぎ等でフレームを固定し、フレームに沿ってスクレーパーを前後に動かし土壌をはぎとりつつ採取する（図 3.1-33 右）。スクレーパープレートを利用することで、一定面積の土壌を 1cm 単位や 0.5cm 間隔で採取できる。このようにして採取した土壌試料は、原子力機構が有する分析施設で乾燥等の前処理を行った後、Ge 半導体検出器にて放射性セシウム分析を実施している。



図 3.1-33 スクレーパープレートによる土壌採取

左) フレームを地表面にセットした状態 右) スクレーパーによる土壌の剥ぎ取り

## 2) 結果概要

川内村荻地区の調査事例では、2013 年 1 月と 2014 年 10 月に採取した土壌試料の  $^{137}\text{Cs}$  の深度分布をみると、各深度における  $^{137}\text{Cs}$  の沈着量の経年変化は、地表面付近で沈着量が減少し、深度方向にその分布がわずかに広がる傾向が認められる（図 3.1-34）。また、2014 年 10 月時点の  $^{137}\text{Cs}$  の沈着量を詳しく見ると、深度 5cm までに全沈着量のうちの 84～92%が存在しており、土壌の深さ方向への  $^{137}\text{Cs}$  の移動はわずかであることが分かった。

さらに、川内村荻地区において、谷底から尾根に向かう複数地点で土壌を採取し、 $^{137}\text{Cs}$  の深度分布の形状をみると、尾根や林内の作業道（林道）といった平坦面と比較して、

斜面でより深部まで<sup>137</sup>Csが分布する傾向が認められた(図3.1-35)。このような放射性セシウムの深度分布の経年変化は、初期沈着後の放射性セシウムの移動状況が地形要素で異なることを示唆するものと考えられる。

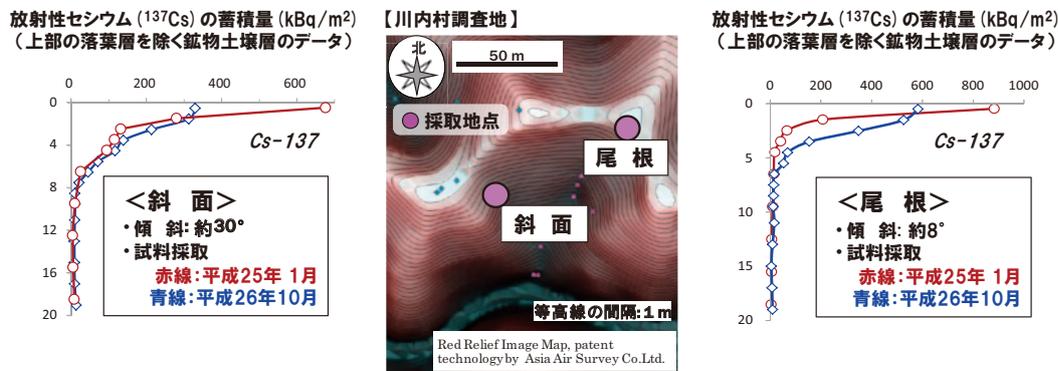


図 3.1-34 川内村荻地区における<sup>137</sup>Cs沈着量の深度分布  
 左) 傾斜約30°の斜面における<sup>137</sup>Csの深度分布  
 中央) 試料の採取地点  
 右) 尾根における<sup>137</sup>Csの深度分布

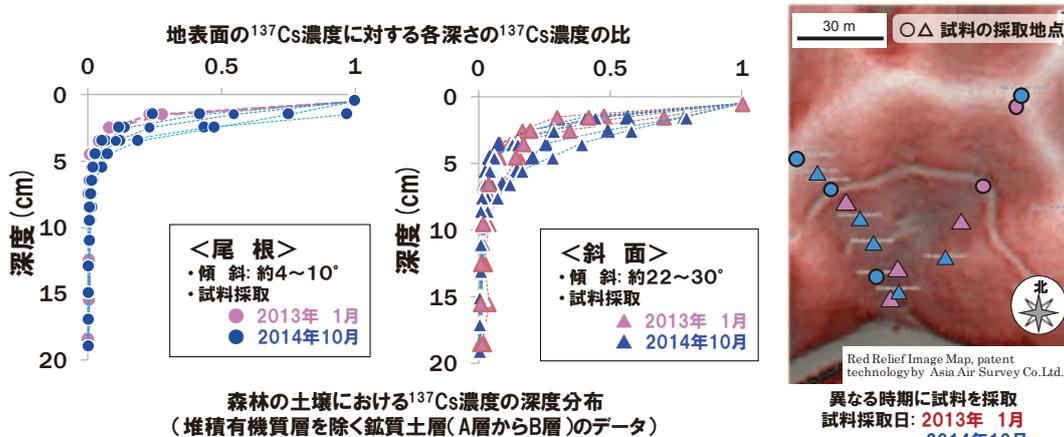


図 3.1-35 川内村荻地区における<sup>137</sup>Cs濃度の深度分布

※グラフ横軸は、地表面0-1cmの<sup>137</sup>Cs濃度を基準とした時の各深度における<sup>137</sup>Cs濃度比を示しており、各深度の<sup>137</sup>Cs濃度が地表面の<sup>137</sup>Cs濃度に対してどの程度の割合であるかを示す。

3) 地下水調査結果

福島県及び周辺県での放射性物質モニタリングについては、当該事故由来の放射性物質の水環境における存在状況の把握を目的として、1都8県において、公共用水域で約600地点、地下水で約400地点において2011年9月以降継続的に実施されてきた。2011年から2014年までの放射性セシウムの測定の結果概要は以下のとおり報告されている。

<公共用水域>

1) 水質（検出下限値：1Bq/L）

- ・河川及び湖沼では、検出率は全県で減少傾向で推移し、福島県以外では 2013 年以降検出されていない。
- ・沿岸では、全地点で不検出であった。

2) 底質（検出下限値：10Bq/kg）

a) 濃度分布

- ・河川では、福島県浜通り、会津、茨城県及び千葉県の一部で、比較的高いレベルの地点があった。そのほかの都県等では、全体として比較的低いレベルであったが、部分的に、比較的高濃度の地点があった。
- ・湖沼では、福島県浜通りの一部で、比較的高いレベルの地点があった。そのほかの都県等では、全体として比較的低いレベルであったが、部分的に、比較的高濃度の地点があった。
- ・沿岸では、宮城県及び福島県の一部で、比較的高いレベルの地点があった。そのほかの都県では、全体として比較的低いレベルであった。

b) 増減傾向

- ・河川では、ほとんどの地点で減少傾向がみられた。
- ・湖沼では、ばらつきがみられる地点はあるものの、それ以外の地点では、ほとんどの地点で減少又は横ばい傾向がみられ、一部の地点において増加傾向がみられた。
- ・沿岸では、ばらつきがみられる地点はあるものの、それ以外の地点では、ほとんどの地点で減少傾向がみられた。

<地下水>

- ・地下水の水質については、2011 年に検出された 2 地点を除き、全地点で不検出であった（検出下限値 1Bq/L）。

放射性セシウム以外の核種については、以下のとおり報告されている。

- ・I-131：公共用水域及び地下水について、全地点で不検出であった。
- ・Sr-89：地下水について、全地点で不検出であった。
- ・Sr-90：公共用水域の底質について、一部の地点で検出されているものの、放射性物質濃度は減少傾向であった。地下水について、全地点で不検出であった。

2014 年度末に環境省において取りまとめられた以上の報告では、放射性物質濃度は、地点によっては、採取回ごとの試料の採取場所及び性状のわずかな違いによっても数値の増減変動にばらつきが見られると考えられることから、2015 年度以降も継続して本モニタリングを実施することが適当である、と結論されている。

直近の福島県内における地下水質モニタリング結果については、「地下水質のモニタリング調査における放射性物質の測定結果（平成 29 年 2 月分）について」<sup>36)</sup>として報告

されている。同報告によると、福島県内の地下水 162 地点（図 3.1-36）において放射性セシウム（ $^{134}\text{Cs}$  及び  $^{137}\text{Cs}$ ）を測定した結果（検出限界値はすべて 1 Bq/L）、全地点においていずれも不検出であった。環境省では、今後も、福島県及びその近隣地域において、県や市町村等の関係機関と調整を行い、継続的に地下水の放射性物質濃度のモニタリング調査を実施することとしている。

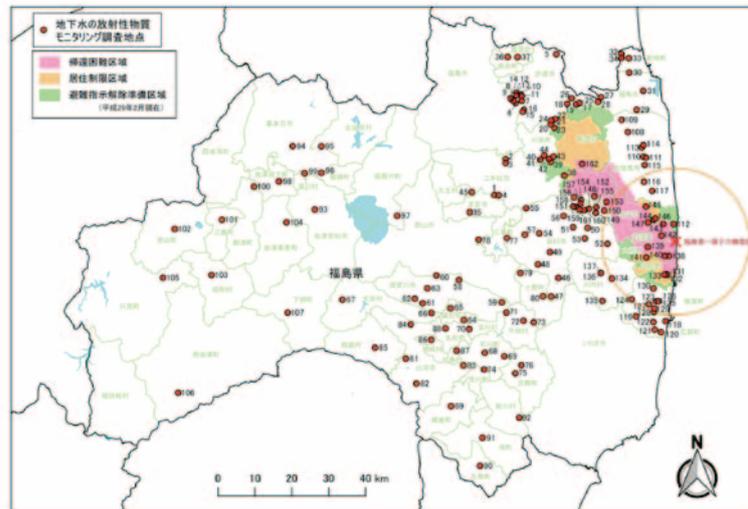


図 3.1-36 福島県内における地下水質のモニタリング調査地（環境省 HP<sup>36)</sup>）

(7) 森林からの花粉を媒体とした飛散

森林に降下した放射性物質がスギ花粉の飛散により再拡散することが懸念されたため、林野庁では、2011 年度からスギ花粉の放射性セシウム濃度をスギ雄花から予測する調査を実施している。2011 年度から 2015 年度までの調査では、スギ雄花に含まれている放射性セシウム濃度は全体としては年々低下する傾向を示していた（林野庁 HP<sup>40)~46)</sup>。

1) 調査方法

2015 年度の調査では、福島県内の 23 地点（2014 年度は 24 地点）で調査を行い、雄花の着生が認められなかった 1 試料を除く 22 試料について分析が実施された。試料の採取は 2015 年 11 月に行われ、雄花は採取後に洗浄され、ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリーによる放射性セシウム（ $^{134}\text{Cs}$  及び  $^{137}\text{Cs}$ ）の濃度測定が行われた。

2) 調査結果の概要

2015 年度の調査においても、2014 年度までの調査と同様に、空間線量率の高い地点ではスギ雄花中の放射性セシウム濃度も高いという同様の傾向が確認されている。また、2014 年度までの値と比較すると、2015 年度は半分程度の濃度まで低下していた。これは、2011 年度の分析値の 5%程度の濃度であった。

ここで、スギ花粉の放射性セシウム濃度とスギ花粉 1 個あたりの重量が分かれば、

「濃度 (Bq/g) × 重量 (g)」、

により、スギ花粉 1 個に含まれる放射性セシウム量 (Bq) が計算できる。また、1 m<sup>3</sup> に含まれるスギ花粉の個数が分かれば、

「個数 (○個/m<sup>3</sup>) × スギ花粉 1 個に含まれる放射性セシウム量 (Bq)」、

により、1 m<sup>3</sup> に含まれる花粉による放射性セシウム量 (Bq/m<sup>3</sup>) を計算することができる。これらの数値とともに、人が 1 日に吸い込む空気の量 (m<sup>3</sup>) および放射性セシウムの実効線量係数 (吸引摂取) ( $\mu$  Sv/Bq) から、スギ花粉を吸入した場合に受ける放射線量が計算できる。

以上で得られた分析結果と計算方法に基づいて、スギ花粉に含まれる放射性セシウムの濃度を、仮に、福島県内における 2015 年度の調査で測定された最高濃度と同一とした場合、その花粉が大気中に飛散し、これを人が吸入した場合に受ける放射線量は、1 時間当たり 0.000077  $\mu$  Sv と試算され、2011 年度の試算値の 4%程度であったとされている。

#### (8) 風・雨による空間線量率の変化

環境中に放出された放射性セシウムは、表層土壌粒子や枝葉等の植物に付着しており、これらの存在が空間線量率を高めている原因となっている。これらの放射性セシウムが付着した土壌粒子や枝葉等が移動し、放射性セシウムの分布が変化すると、空間線量率の分布も変化すると考えられる。土壌粒子や枝葉等が移動する要因として、降雨や風といった気象条件が考えられる。そこで、空間線量率と雨量、風向風速等の気象条件を同時に観測可能な、気象観測装置一体型放射線センサーを設置し、これらの連続観測を行った。

##### 1) 市街地

図 3.1-37 は福島県大熊町の大熊町役場東側公園に設置した気象観測装置一体型放射線センサーで観測された 1 m 空間線量率の時間変化を示したものである。図には放射性セシウム (<sup>134</sup>Cs 及び <sup>137</sup>Cs) の物理減衰による計算値も合わせて示している。1 m 空間線量率は物理減衰に従い減少傾向にあることがわかる。各年の冬期に見られる線量率の低下は積雪による  $\gamma$  線の遮へい効果と考えられる。

図 3.1-38 は観測期間のうち、大雨が降った期間 (2013 年 10 月 16 日前後) を抽出し、その前後の線量率の変化を示したものである。この結果から、大雨による空間線量率の増加は見られないことがわかる。なお、降雨が観測され始めてから空間線量率が低下している点については、雨水による  $\gamma$  線の遮へい効果と考えられる。

図 3.1-39 は観測期間のうち、強風の観測された期間を抽出し、その前後の線量率の変化を示したものである。風速 10m/s 以上の風が断続的に観測された 2014 年 3 月 31 日から 4 月 1 日にかけては、公園林のある北西からの風が卓越しているが、空間線量率の増加は認められなかった。

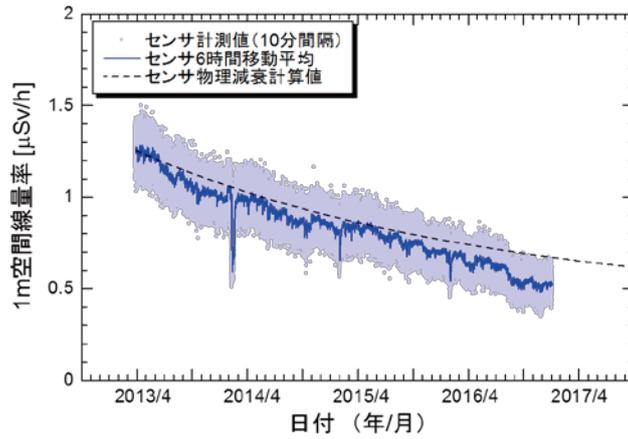


図 3.1-37 福島県大熊町役場東側公園における気象・線量率連続観測結果 (1)  
1m 空間線量率 (全期間：2013 年 3 月～2016 年 12 月)

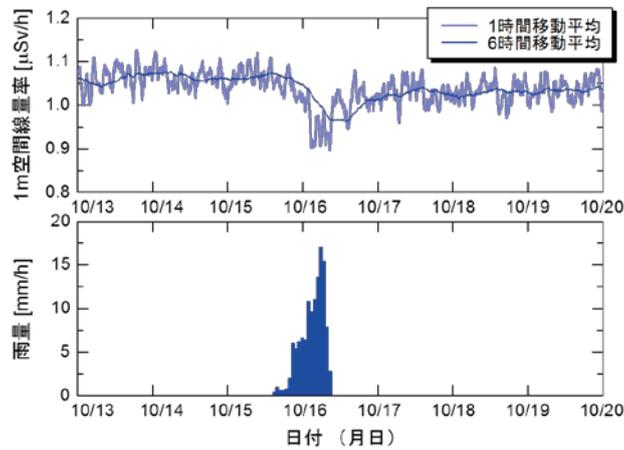


図 3.1-38 福島県大熊町役場東側公園における気象・線量率連続観測結果 (2)  
1m 空間線量率・雨量 (期間：2013 年 10 月 13 日～10 月 19 日)

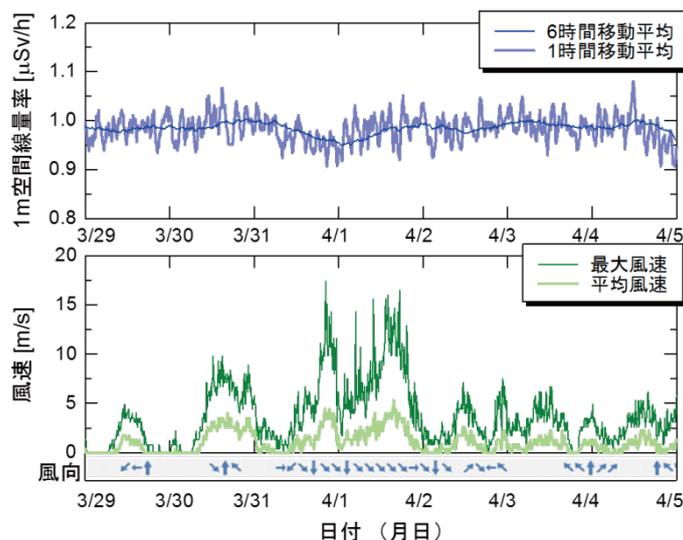


図 3.1-39 福島県大熊町役場東側公園における気象・線量率連続観測結果（3）

1m 空間線量率・風速・風向（期間：2014 年 3 月 29 日～4 月 4 日）

2) 森林部

図 3.1-40 は福島県川俣町山木屋に設置した気象観測装置一体型放射線センサーで観測された 1 m 空間線量率の時間変化を示したものである。図には放射性セシウム ( $^{134}\text{Cs}$  及び  $^{137}\text{Cs}$ ) の物理減衰による計算値も合わせて示している。1 m 空間線量率は物理減衰に従い減少傾向にあることがわかる。各年の冬期に見られる線量率の低下は積雪による  $\gamma$  線の遮へい効果と考えられる。また、2015 年 11 月以降の空間線量率の低下は、周囲の除染作業によるものであることが確認されている。

図 3.1-41 は観測期間のうち、強風の観測された期間を抽出し、その前後の線量率の変化を示したものである。2014 年 5 月上旬から中旬にかけて、風速 10 m/s 以上の風が数日間観測されたが、空間線量率の増加は認められなかった。

図 3.1-42 は観測期間のうち、大雨が降った期間を抽出し、その前後の線量率の変化を示したものである。2014 年 8 月 22 日には、2 時間で 60 mm 以上の雨が降り、測定箇所山間部の林道を濁流が流れるほどであった（図 3.1-43）。このような状況においても空間線量率の増加は見られなかった。なお、降雨が観測され始めてから空間線量率が低下している点については、雨水による  $\gamma$  線の遮へい効果によるものと考えられる。

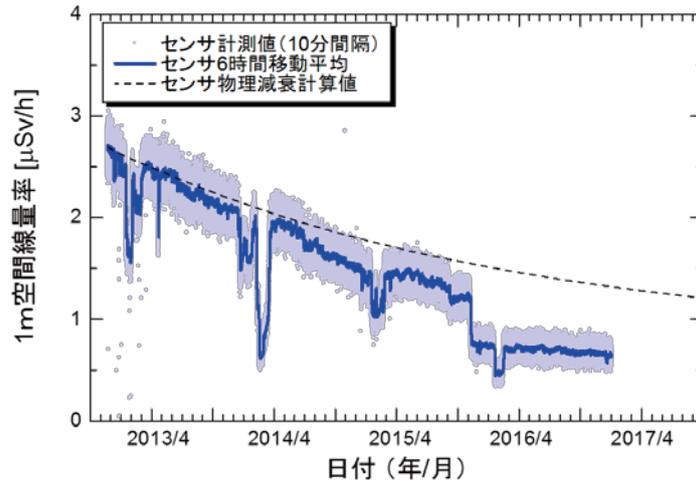


図 3.1-40 福島県川俣町山木屋における気象・線量率連続観測結果 (1)  
1m 空間線量率 (全期間 : 2012 年 11 月 ~ 2016 年 12 月)

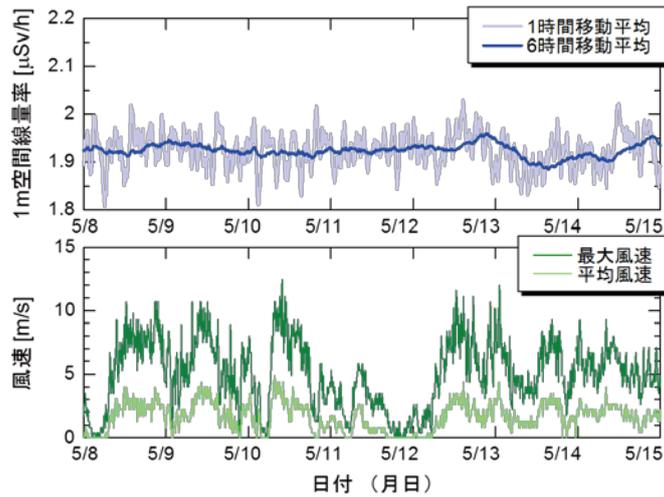


図 3.1-41 福島県川俣町山木屋における気象・線量率連続観測結果 (2)  
1m 空間線量率・風速 (期間 : 2014 年 5 月 8 日 ~ 5 月 14 日)

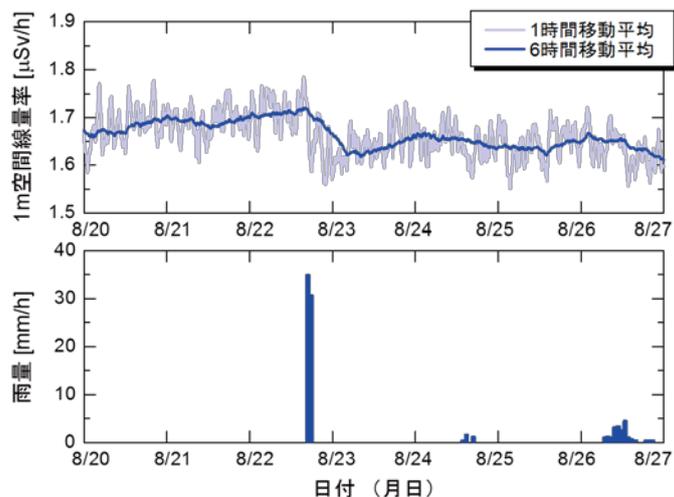


図 3.1-42 福島県川俣町山木屋における気象・線量率連続観測結果（3）  
1m 空間線量率・雨量（期間：2014 年 8 月 20 日～8 月 26 日）



図 3.1-43 林道を流れる濁流の様子（2014 年 8 月 22 日 18:00、観測装置による撮影写真）

(9) 森林内の空間線量率の変化

山地森林に沈着した放射性セシウムの一部は、降雨を起点として発生する土壌流出や表面流に伴って、土壌粒子に吸着した粒子態あるいは表面流水に溶け込んだ溶存態として森林域から流出し、河川やダム、ため池等を通じて人の生活圏やその隣接地へ移動するものと考えられる。一方、森林内に留まった放射性セシウムは、樹木や草本、キノコ等の生活活動とともに、落葉落枝の腐植を伴う土壌生成過程などにより森林生態系内を移動し、時間とともに森林内における分布が変化すると考えられる。

以上のプロセスを経て森林内における放射性セシウムの分布は変化し、それに伴い森林内の空間線量率も時間とともに変化すると考えられる。林内の空間線量率は、森林に隣接する生活圏での外部被ばくや、今後の森林整備における林業従事者の被ばく線量低減の観点からも重要な地点である。このため、森林内の空間線量率の変化傾向に関する調査が実施されている。

1) 福島県の森林全域の状況

福島県では2011年より、県内の森林において空間線量率の測定を実施しており、2015年度は1,230箇所の測定調査を実施している<sup>47)</sup>。測定では森林内に標本木を設定し、その標本木の直下に加えて、東西南北に1m離れた地点における1m高さの空間線量率を測定し、5点の平均を測定箇所の空間線量率としている。調査地点として窪地の底や有機物が削れた急斜面等の箇所を避け、森林内の調査個所における標準的な値を測定している。2011年8月から2016年3月までの測定結果から、 $1.00 \mu\text{Sv/h}$ 以上の区域は2011年度の35%から2015年度の7%へと減少する一方で、 $0.23 \mu\text{Sv/h}$ の区域は12%から22%へと増加しており、森林内の空間線量率は年々減少していることが示されている(図3.1-44)。また、2011年8月から2016年3月までの空間線量率の減少は、概ね物理学的減衰に従っており、2011年度と比較し2015年度の空間線量率は約65%減少している。

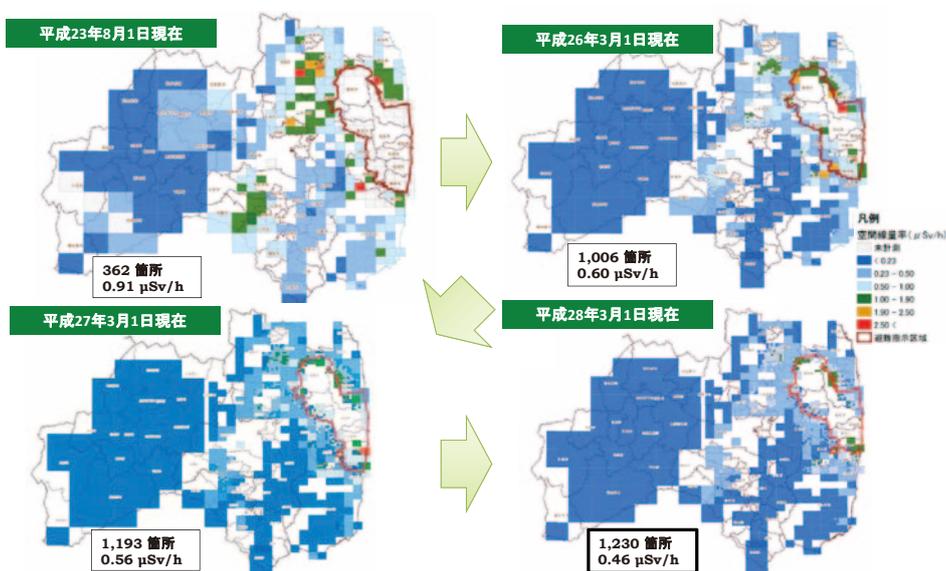


図3.1-44 空間線量率の分布の推移 (福島県 HP<sup>47)</sup>)

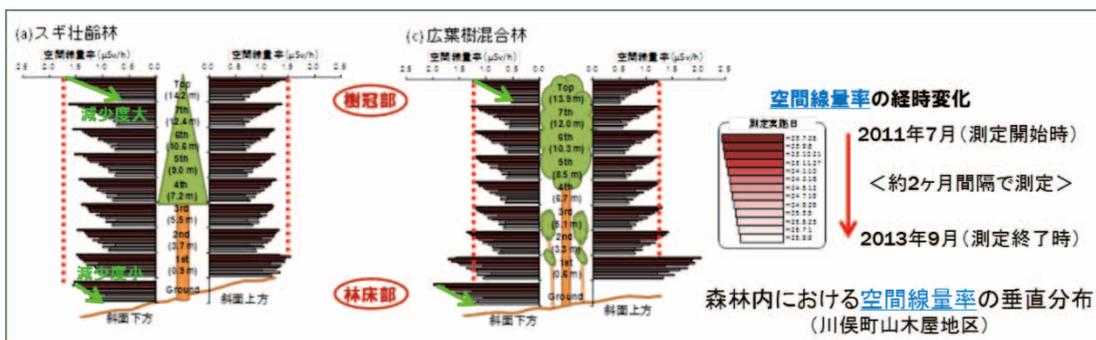
2) 森林内の状況

福島県の川俣町山木屋地区では、スギ壮齢林(35年生)、スギ若齢林(19年生)及び広葉樹混交林に観測タワーが設置され、樹冠(森林の上部)と林床(森林の地表面)における空間線量率の測定が2011年7月より実施されている(図3.1-45)。



図 3.1-45 観測タワーの状況（川俣町山木屋地区の例）

川俣町における調査事例では、事故直後、常緑樹のスギ林では、林床よりも樹冠部で高い空間線量率が確認され、広葉樹混交林では、林床で高い空間線量率が確認された（原子力機構 2016<sup>7)</sup>）（図 3.1-46）。これらは、事故時にスギは着葉していたため、放射性セシウムは主に樹冠部の針葉などに沈着し、広葉樹混交林では落葉期であったため、放射性セシウムは主に林床へ沈着したものと考えられる。また、時間の経過とともに、スギ林及び広葉樹混交林ともに、樹冠部の空間線量率は大きく減少するものの、樹冠部と比べて林床では空間線量率の減少が遅く、樹冠部から林床へ放射性セシウムが移動した影響と考えられる。



出典：原子力規制庁委託事業 平成25年度東京電力(株)福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の長期的影響把握手法の確立事業 成果報告書(原子力機構 2014年3月) 7)

図 3.1-46 森林内における空間線量率の経年変化（川俣町の事例）

空間線量率の経年変化については、空間線量率の測定が開始された 2011 年 7 月 25 日の測定値に対する割合として整理した。すなわち、測定開始時点よりも空間線量率が減少すると、1.0 よりも低い数値となる。

林床 1m 高さの空間線量率は、スギ壮齢林、スギ若齢林及び広葉樹混交林について、いずれの森林でも低下する傾向となった。広葉樹混交林では、物理減衰による減少速度とほぼ同じ速度で低下していることが確認されている。また、スギ若齢林では、物理減衰と同等かわずかに速い速度で空間線量率が低下している。一方、スギ壮齢林については、空間線量率の低下傾向が経過日数 1200 日以降は大きいことが確認されている。樹冠部における空間線量率は、測定開始以降、スギ林と広葉樹混交林ともに、物理減衰にほぼ等しい低下傾向を示している（図 3.1-47）。

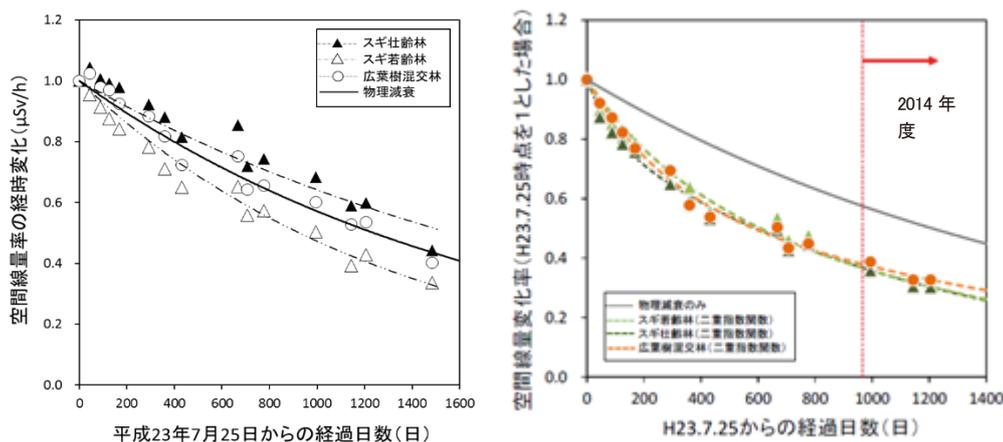


図 3.1-47 林床 1m 高（左）および樹冠部（右）における空間線量率の変化

資料；右）原子力機構（2015）<sup>23)</sup>

(10) 森林内作業による被ばく線量

森林に沈着した放射性セシウムは森林内にとどまる傾向にあるため（「3.1.4(2) 森林からの放射性セシウムの流出」参照）、今後の森林整備においては、放射性物質による林内作業員への健康影響が懸念される。そのため林野庁では、放射性物質の影響を受けた森林で林内作業に伴う被ばく線量の測定を行い、作業員の被ばく線量低減につながる手法の検討を進めている。

1) 調査方法

林野庁では 2014 年 4 月に調査地を設け、従事した作業種と時間及び外部被ばく線量を計測するとともに、放射線防護衣の外側と内側に積算式線量計を設置して値を比較し、外部被ばく線量の低減効果を調査している。また、作業員の内部被ばく線量については、作業種ごとに粉じん量及び粉じんの放射性セシウム濃度を測定し、既往文献を参照して設定した作業員の呼吸量に基づき、粉じん吸引による内部被ばく線量を推定している。

2) 調査結果の概要

外部被ばく線量は、基本的に作業時間が長い作業種ほど多くなる結果が得られている。調査では、作業道補修など大型作業機械内で過ごす時間が多い作業は、除伐（造林木の生育の支障となる立木を除去する作業）や植栽など野外で行うものに比べて値が低い傾

向が見られた。単位時間当たりの外部被ばく線量をみると、同じ作業でも機械を使用する場合と人力で実施する場合を比較すると、作業機械を使用した場合には1割程度の外部被ばく線量の低減が見られた（図 3. 1-48）。

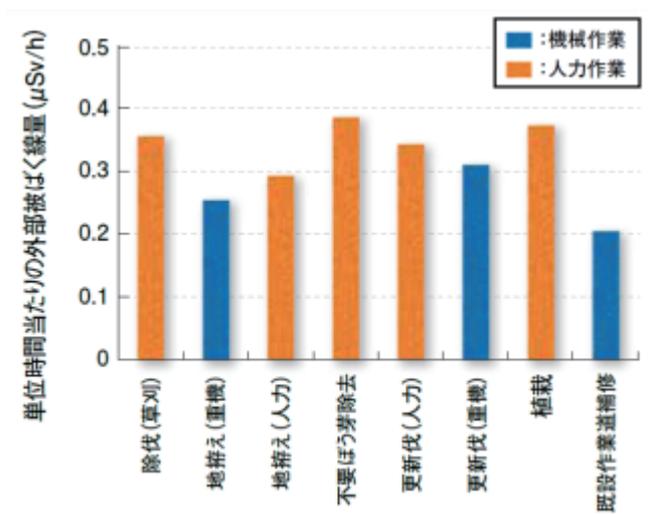


図 3. 1-48 作業種ごとの単位時間当たりの外部被ばく線量  
(国土防災技術株式会社 2015<sup>48)</sup>)

また、作業者が放射線防護衣（3種類）を着用の場合、外部被ばく線量の低減効果を計測したところ、15～20%程度の低減が確認されている。その一方で、重さや動作性の面から着用による作業者の肉体的な負担が大きいことがわかっている。

作業員の内部被ばくについては、1時間当たりの内部被ばく線量の最高値は、チップ敷設時の  $4.6 \times 10^{-5} \mu\text{Sv/h}$  であり、外部被ばく線量と比較すると数万分の1の値であった（国土防災技術株式会社 2015<sup>48)</sup>）（表 3. 1-9）。

表 3. 1-9 内部被ばく線量推算結果（国土防災技術株式会社 2015<sup>48)</sup>、一部改変）

作業種	平均粉じん濃度	粉じん吸入量		対象物の濃度		内部被ばく線量 μSv/h
	mg/m <sup>3</sup>	mg/h	mg	<sup>134</sup> Cs	<sup>137</sup> Cs	
				Bq/kg	Bq/kg	
除採	0.29	0.35	131.3	86	260	$0.4 \times 10^{-5}$
作業路開設	0.17	0.20	29.6	1500	3800	$3.6 \times 10^{-5}$
更新伐	0.10	0.16	19.7	220	680	$0.5 \times 10^{-5}$
地拵え	0.10	0.13	8.8	1500	3800	$2.2 \times 10^{-5}$
機械化更新伐	0.08	0.09	1.7	1500	3800	$1.7 \times 10^{-5}$
植栽	0.10	0.12	40.7	1500	3800	$2.2 \times 10^{-5}$
チップ敷設	1.24	1.48	114.2	220	680	$4.6 \times 10^{-5}$

このように林内作業で懸念される内部被ばくはごくわずかであり、林内作業における被ばく線量を低減させるには外部被ばくを少なくすることが重要と考えられている。外部被ばくを低減する方法として、主に次の2つが考えられている。

- ①作業時間の短縮
- ②大型作業機械による遮へい効果

## 3.2 河川水系

### 3.2.1 経緯

福島第一原発の事故により環境中に放出された放射性セシウムについては、現在でも大部分が森林に沈着しており、流出が少ないことが分かっている。また、これらは時間の経過とともに水流や風などの自然の駆動力によって河川水系等を移動し、最終的には、生活圏や海に到達し、生活や健康に影響を及ぼす可能性が懸念されていることは先に述べた通りである。

森林に沈着した放射性セシウムの一部は、吸着した土壌粒子等とともに、降水によって河川に流入し、下流へと移動する。河川を移動する途中で、流速が遅くなるような場所では、放射性セシウムは土壌粒子とともに堆積すると考えられる。生活圏における被ばく線量の将来予測にあたっては、森林から河川を通じ、河口域・海へと移動・堆積する放射性セシウムの動態を定量的に把握することが必要とされている。

そこで本章では、河川水中の放射性セシウム（3.2.2項）及び河川における土砂堆積及び放射性セシウムの挙動について得られた知見を解説する（3.2.3項）。さらには、ダム湖及び海における放射性セシウムの挙動について得られた知見や、原子力機構内の他部署及び大学や他研究機関による調査研究成果を解説する（3.2.4項）。

### 3.2.2 河川水中の放射性セシウム

上記の知見からは、福島第一原発事故により放出された放射性セシウムの河川を介した移動について、その濃度レベルと移動挙動の特徴が明らかになってきている。

平常時の河川水中放射性セシウム濃度は、比較的線量率の高い流域を持つ河川においても 1 Bq/L 未満であることが確認された。高水時においても溶存態放射性セシウム濃度はほとんど変わらず、土壌粒子とともに移動する懸濁態放射性セシウム濃度が高くなることが確認された。土壌粒子はダムにより移動が抑制され、ダムより下流への移動量は大きく減少することが確認された。

#### (1) 平常時における河川水中の放射性セシウムの動態

福島県内の主な河川の約 50 か所において、2011 年 6 月の第 1 回から 2014 年 10 月の第 8 回まで、年 2 回程度平常時の河川水中の放射性セシウム濃度測定が行われてきた。文部科学省放射性測定法シリーズ 16 環境試料採取法に準じ、できる限り透明な河川水を採取した。得られた  $^{137}\text{Cs}$  濃度の傾向（原子力機構 2015<sup>23)</sup>）を図 3.2-1 及び 3.2-2 に示す。全体的には、放射性セシウムの濃度は減少傾向にある。また、調査地点の中で請戸川や屋曾根等は他と比べて高い傾向にあるが、それらの河川の放射性セシウム濃度は厚生労働省告示第 370 号「食品、添加物等の規格基準」による基準値 10 Bq/kg よりも小さいことが確認された。

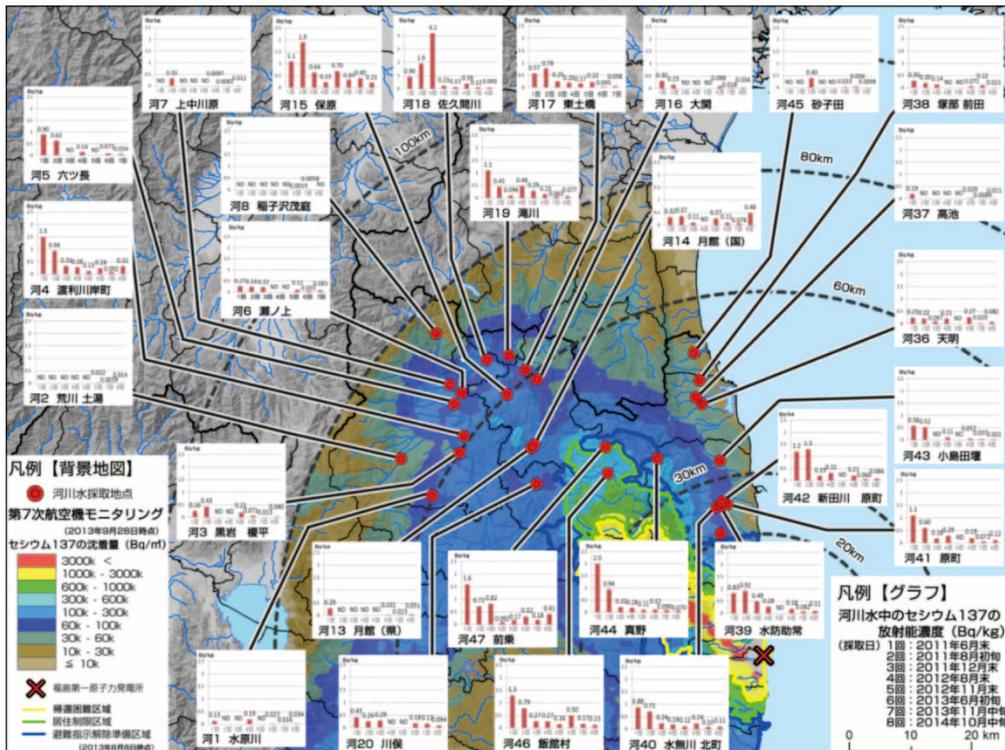


図 3.2-1 河川水中に含まれる放射性セシウム (<sup>137</sup>Cs) 濃度の経時変化 (福島県北側を中心とした河川) (原子力機構 2015<sup>23</sup>)

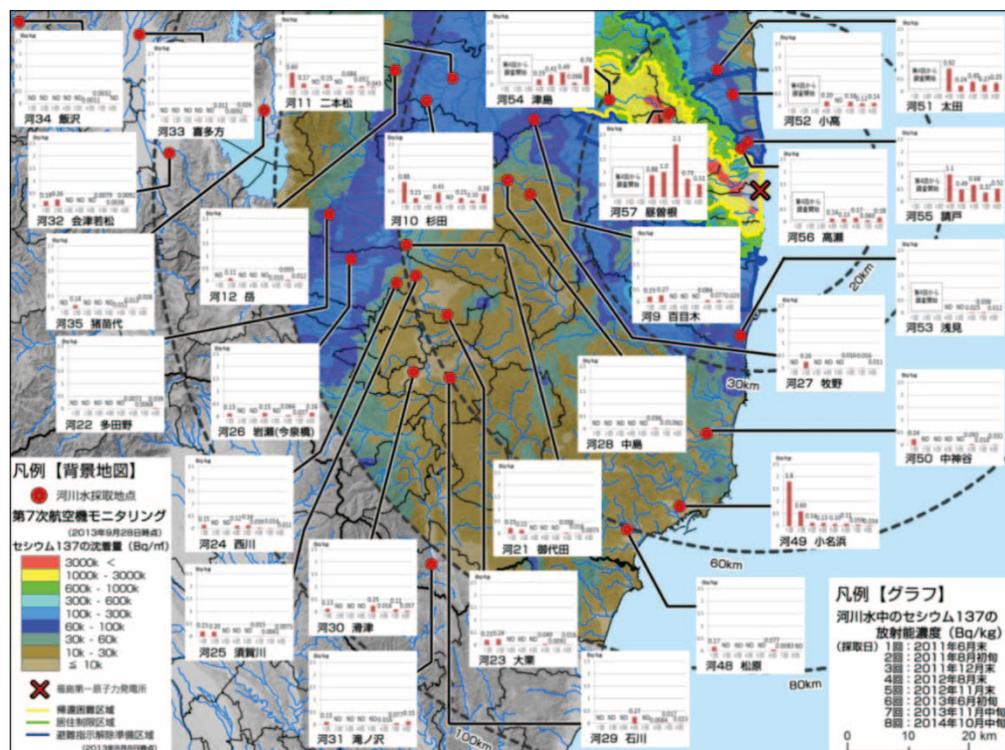


図 3.2-2 河川水中に含まれる放射性セシウム (<sup>137</sup>Cs) 濃度の経時変化 (福島県南側を中心とした河川) (原子力機構 2015<sup>23</sup>)

2012年度より開始した原子力機構の調査(中西 2014<sup>49)</sup>)では、比較的線量率の高い福島県浜通り地方の二級河川(太田川、小高川、請戸川、前田川、熊川、富岡川、井出川、木戸川)において、SS濃度が5 mg/L未満の場合と定義される平常時の河川水中放射性セシウム濃度は、溶存態(水に溶けている状態)と懸濁態(SSに吸着された状態)をあわせて、通常の放射能濃度測定の見出限界(<sup>134</sup>Csと<sup>137</sup>Csそれぞれ約1 Bq/L)未満であった(図3.2-3)。この結果は、福島県内における他の調査事例(環境省 2017<sup>50)</sup>)でも同様である。

平常時は、放射性セシウムの大部分が溶存態で存在している。溶存態放射性セシウム濃度は、太田川・請戸川・前田川・熊川では0.1 Bq/Lオーダー、小高川・富岡川・井出川・木戸川では0.01 Bq/Lオーダーの濃度レベルであった。懸濁態放射性セシウム濃度は同レベルか、さらに一桁低い濃度レベルであった。2013年以降、濃度レベルは変わらず、逡減傾向で推移している。これは、チェルノブイリ事故等と同様に、初期の急激な減少から中期過程に移行したことを示す。

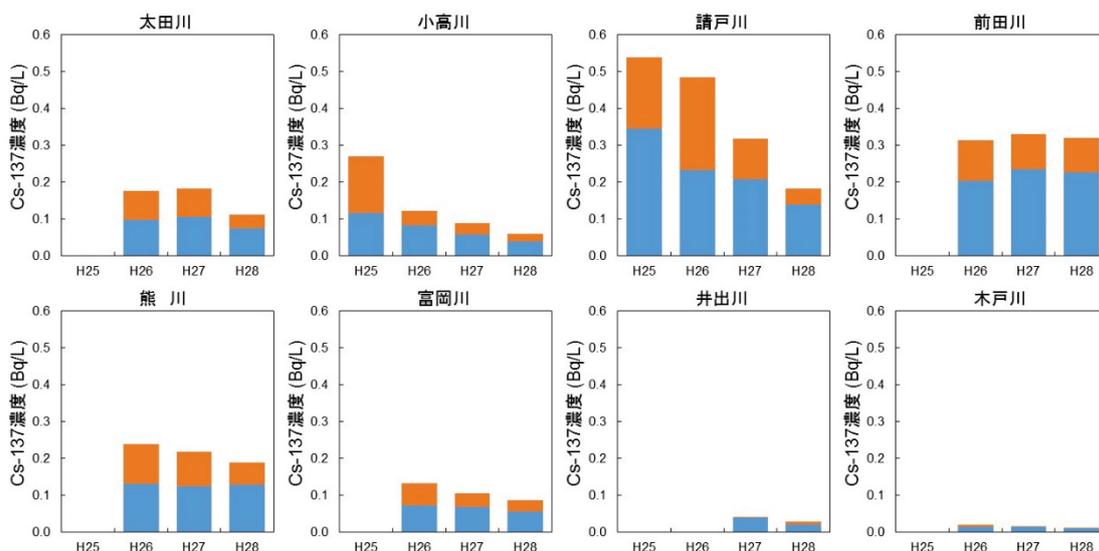


図 3.2-3 福島県浜通り地方の河川における河川水中 <sup>137</sup>Cs 濃度の年変化

(■ : 溶存態 <sup>137</sup>Cs 濃度、 ■ : 懸濁態 <sup>137</sup>Cs 濃度)

河川水系における放射性セシウムの主要な供給源と考えられる森林における放射性セシウムの発生メカニズムを検討するため、福島県川俣町の3流域(石平山、疣石山、世戸八山)における渓流水の溶存態、SS及び粗大有機物中それぞれの放射性セシウム濃度の時間変化を調べた(図3.2-4)。渓流水の溶存態放射性セシウム濃度は、いずれも事故直後の0.1~1.0 Bq/Lから、1年間で0.01~0.1 Bq/Lまで約10分の1に低下し、それ以降はほぼ同じような速度で低下傾向を示している。石平山流域では、SS及び粗大有機物中の放射性セシウム濃度は、いずれも単調に低下した。一方で、疣石山流域では、粗大有機物の放射性セシウム濃度は単調に低下を続けているものの、SSについては付近の牧草地の除染が始まってから放射性セシウム濃度が著しく低下した。溶存態 <sup>137</sup>Cs

濃度は粗大有機物の放射性セシウム濃度と同様な低下傾向を示した。これらのことから、溶存態放射性セシウムの起源は粗大有機物と同様に森林である可能性が示唆され、SSに吸着された放射性セシウムの主要な起源の一つは、付近の牧草地と考えられた。いずれの流域においても、放射性セシウムの90%以上は、SSに吸着された形で存在した。

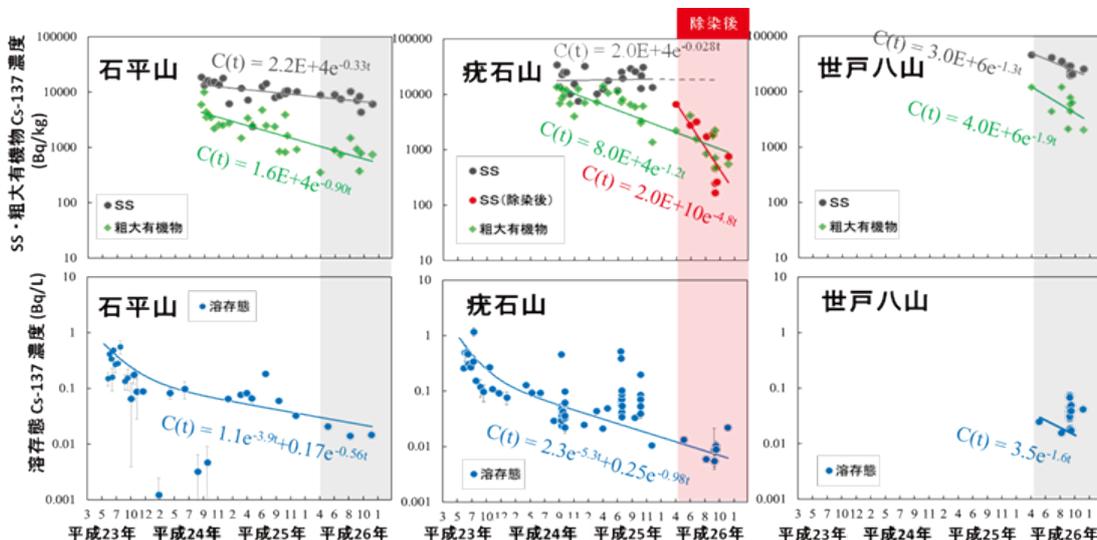


図 3.2-4 川俣町の 3 河川の渓流水に含まれる SS 及び粗大有機物中放射性セシウム濃度（上段）並びに溶存態の放射性セシウム濃度（下段）の時間変化

(2) 高水時における河川水中の放射性セシウムの動態

台風等による豪雨時には、河川水位が上昇するとともに、放射性セシウムが吸着した土壌粒子が山地森林から河川に流入し、下流へと輸送される。請戸川水系では、事故以降、年に 1~2 回の頻度で、河川水位が 2 m 以上まで達している。2014~2015 年の請戸川での調査結果から、河川水位の上昇とともに SS 濃度及び河川水中の懸濁態 <sup>137</sup>Cs 濃度が上昇する傾向が捉えられている（図 3.2-5）。一方、溶存態 <sup>137</sup>Cs 濃度はほとんど上昇していない。

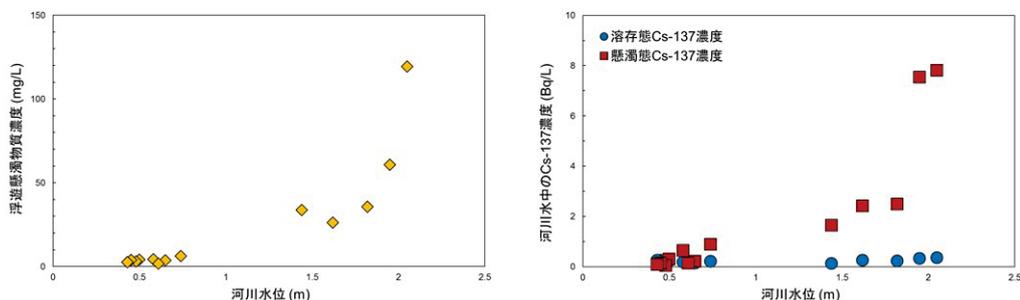


図 3.2-5 請戸川における河川水位と SS 濃度（左）及び <sup>137</sup>Cs 濃度（右）の関係

請戸川には上流に大柿ダムが存在する。2014 年 10 月 14 日（台風 19 号）と 2015 年 7 月 16 日（台風 11 号）の高水時における、請戸川と、上流にダムのない高瀬川の濁度（SS 濃度に比例）を連続観測した（図 3.2-6）。ダムのある請戸川では、上流からの土壌粒子

の移動が抑制されるため、濁度は高瀬川よりも一桁低かった。

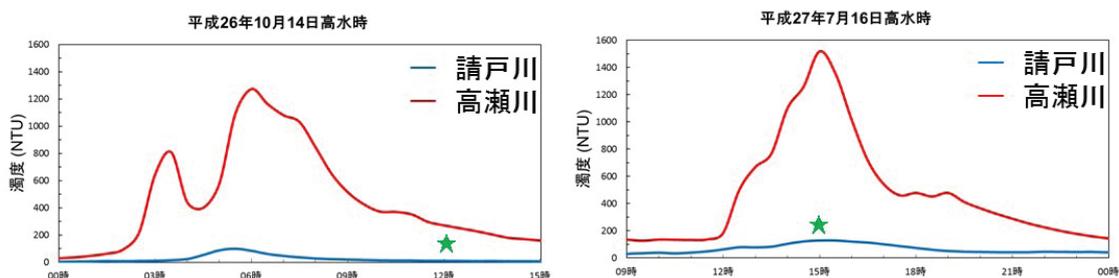


図 3.2-6 請戸川水系における高水時の濁度の時間変化 (★：河川水採取)

それぞれの高水時に実際に河川水を採取し、SS 濃度と放射性セシウム濃度を測定した (表 3.2-1)。SS 濃度は高瀬川が一桁高い。これは、ダムがある請戸川では台風等の高水時 (図中で濁度が高くなっている時に相当) でも上流からの土砂の流入が抑制されるためである。したがって、SS 当たりの懸濁態放射性セシウム濃度は高瀬川と比べて請戸川では高いにも係らず、河川水中の懸濁態放射性セシウム濃度は両河川で同程度となった。なお、溶存態放射性セシウム濃度も流域の沈着量を反映しているが、その濃度は平常時とほとんど変わらない。結果として、高瀬川では出水時に移動する放射性セシウムの 99%以上が懸濁態であった。また、両河川とも、時間とともに懸濁態  $^{137}\text{Cs}$  濃度が低下傾向にあることが確認された。

表 3.2-1 請戸川水系における高水時の SS 濃度及び  $^{137}\text{Cs}$  濃度

観測日	2014 年 10 月 14 日		2015 年 7 月 16 日	
観測地点	請戸川 (請戸橋)	高瀬川 (高瀬橋)	請戸川 (請戸橋)	高瀬川 (高瀬橋)
SS 濃度 (mg/L)	24	233	118	1470
SS1kg あたりの 懸濁態 $^{137}\text{Cs}$ 濃度 (kBq/kg)	92	9.0	65	6.8
懸濁態 $^{137}\text{Cs}$ 濃度 (Bq/L)	2.2	2.1	7.7	10

ダムによる土壌粒子の移動抑制を確認するため、大柿ダムの上流 (地点 1) と下流 (地点 2) で、高水時の濁度の連続観測結果を比較した (図 3.2-7)。2014 年 6 月 29 日と 2015 年 7 月 16 日 (台風 11 号) の高水時における観測結果を図に示す。濁度の時間変化から、上流から下流への土壌粒子の移動には数時間を要する。それぞれのピーク時の濁度を比較すると、下流 (地点 2) は上流 (地点 1) に比べて 1/10 程度であることが示された。

すなわち、大柿ダムにより、土壌粒子の移動は大きく抑制されていることが明らかになった。この移動抑制効果は数値シミュレーションによっても再現できている。

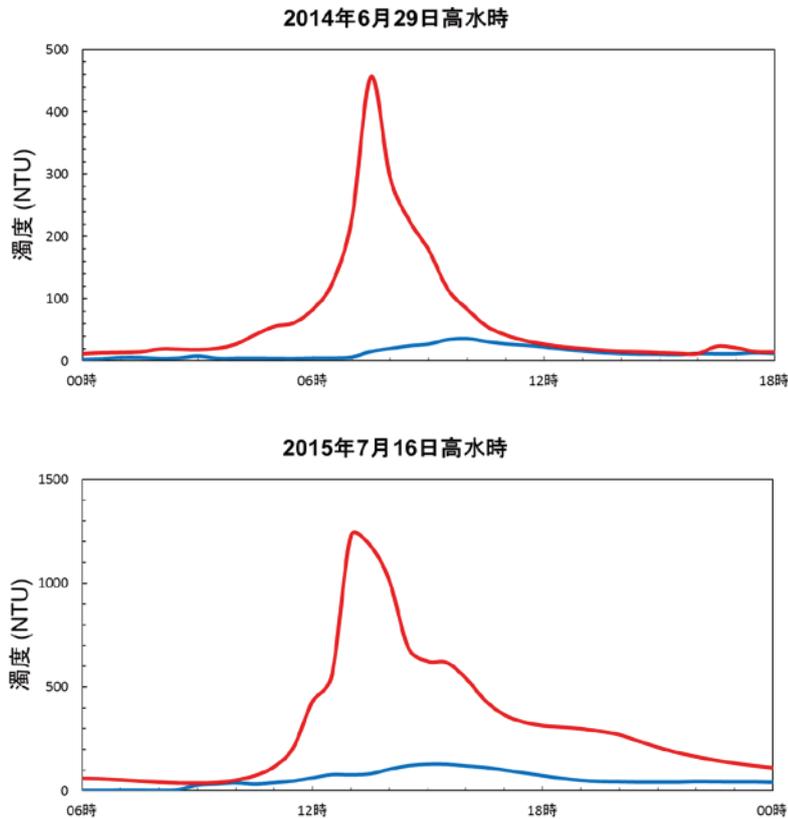


図 3.2-7 請戸川における高水時の濁度の時間変化  
(地点1：大柿ダム上流、地点2：大柿ダム下流)

木戸川も中流に木戸ダムがあり、ダムより下流約 8 km 地点では浄水場において飲料用水を取水している。2014 年に、浄水場付近の木戸川において平常時と高水時の河川水を採取し、それぞれの放射性セシウム濃度を測定した (図 3.2-8)。平常時の場合、 $^{137}\text{Cs}$  濃度は懸濁態・溶存態いずれも 0.1 Bq/L 未満であった。高水時の場合、懸濁態  $^{137}\text{Cs}$  濃度は 1 Bq/L 程度まで上昇したが、これは飲料水基準 (10 Bq/L) を大きく下回っていた。また、上述した請戸川本流と同程度の SS 濃度であることから、木戸ダムによって土壌粒子の移動が抑制されていると考えられた。また、請戸川水系と同様、高水時でも溶存態  $^{137}\text{Cs}$  濃度は平常時とほとんど変わらず 0.1 Bq/L 未満であった。

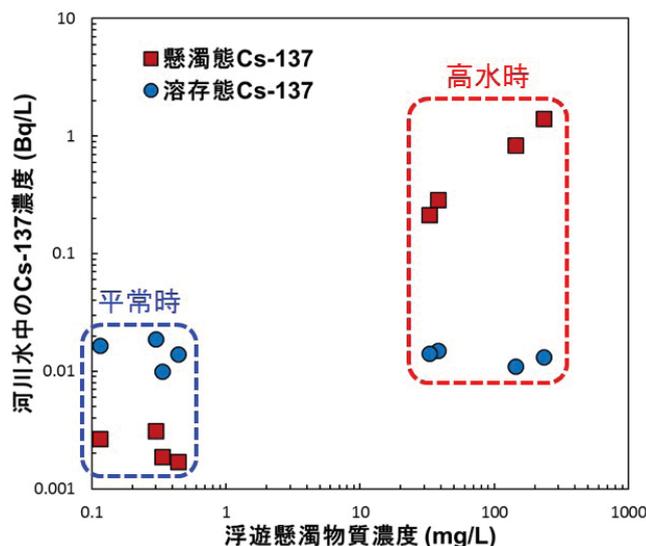


図 3.2-8 木戸ダム下流域の木戸川における 2014 年の河川水中  $^{137}\text{Cs}$  濃度

### 3.2.3 河川における土砂堆積及び放射性セシウムの挙動

福島第一原発事故により放出された放射性セシウムの河川を介した移動に伴う放射性セシウム分布及び空間線量率分布の変化傾向の特徴が明らかになる（環境省 2017<sup>51</sup>）； Kitamura *et al.* 2014<sup>5</sup>）； Kitamura *et al.* 2015<sup>52</sup>）； 原子力機構 2014<sup>7</sup>）； 原子力機構 2015<sup>23</sup>）； Yamaguchi *et al.* 2014<sup>53</sup>））とともに、その変化を理解するために重要な放射性セシウムの河川中における動態についても知識が蓄積された。空間線量率については、事故後間もなくの土砂堆積によって、一部の河川では河川敷の線量率が周辺よりも高くなったが、以降、全般に物理減衰よりも早く減少することが確認された。河川敷土壌の深さ分布からも、空間線量率に影響を及ぼす表層土壌の放射性セシウム濃度が低下していく傾向が確認された。また、河床の放射性セシウム濃度は河川敷に比べて一桁から二桁低い濃度で推移していることが確認された。

#### (1) 河川敷の線量率分布

河川敷における空間線量率の時間変化について、平面分布とともに断面分布を測定している。これは、高水イベントによって運ばれる土砂が河川敷のどのような個所に堆積する可能性があるのか、河川水位との関係を把握するためである。調査対象としたいずれの河川においても、中～下流域の河川敷では、河道付近より一段高い高水敷において空間線量率が高くなる傾向が示された（図 3.2-9）（中西 2014<sup>49</sup>）； 中西 2016<sup>54</sup>）。このような箇所では、植生群が分布しており、比較的放射性セシウム濃度が高い細粒の土砂が堆積し、空間線量率が高くなると考えられる。一方、河道付近は砂礫や砂が堆積し、空間線量率が低くなる傾向が認められた。河道付近では高水直後に一時的に放射性セシウムを含む土砂が蓄積しても、徐々に浸食されていくためである。上流域でも河道付近の空間線量率は低い傾向にあることが確認された。

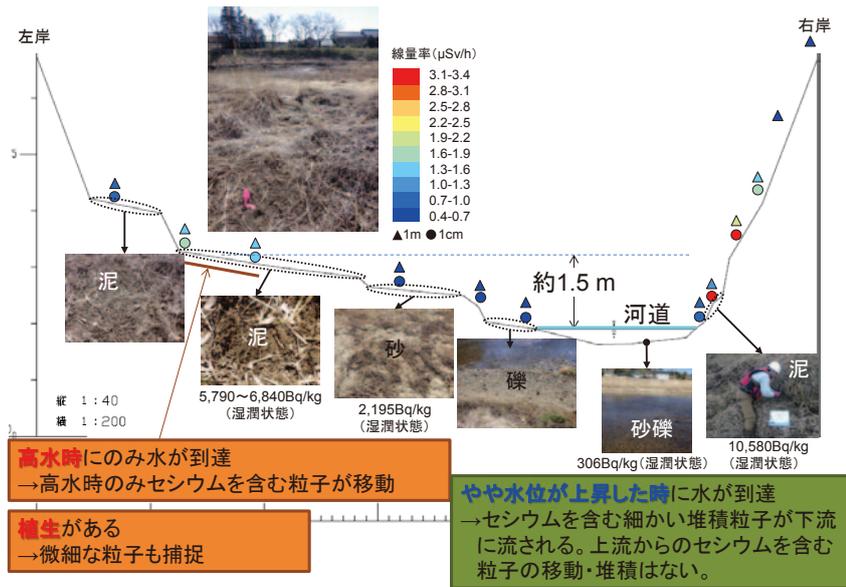


図 3.2-9 河川敷横断面の線量率分布（小高川下流域の例）

高水敷の空間線量率も、時間とともに低下していくと考えられる。2013 年 1 月から 2015 年 11 月までの、請戸川下流域における河川敷横断面の空間線量率分布の時間変化を図 3.2-10 に示す（中西 2016<sup>54</sup>）。

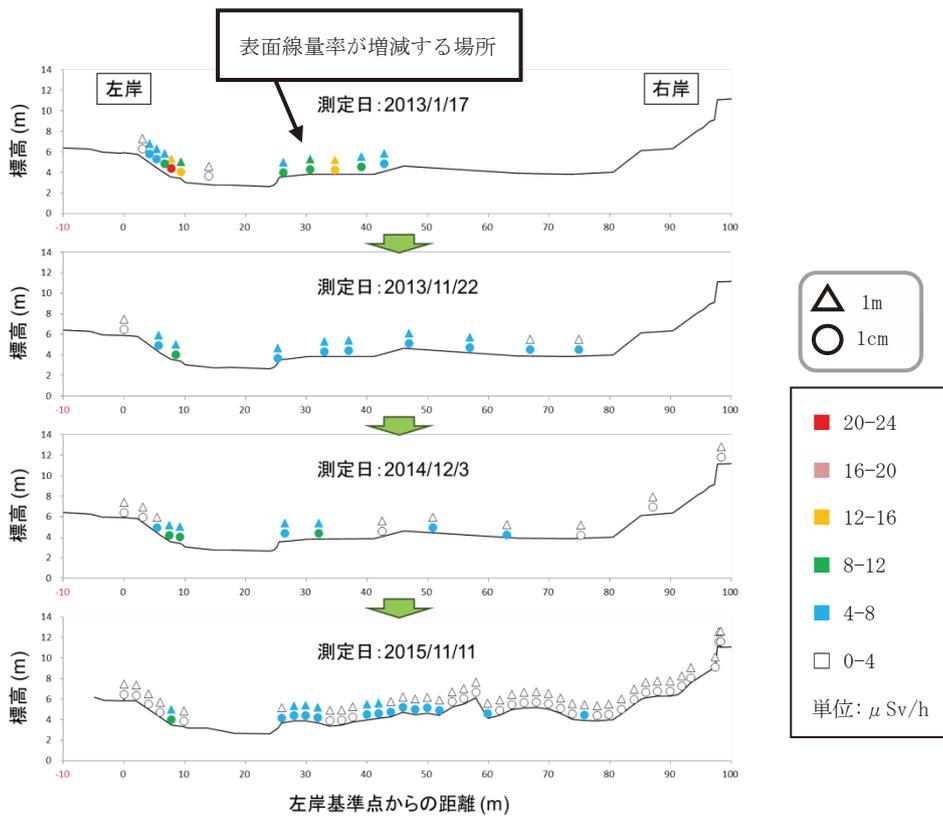


図 3.2-10 河川敷横断面の線量率分布（請戸川下流域の例）

2011年3月から2013年1月までの間に、比較的空間線量率の高い上流側から移動してきた放射性セシウム濃度の高い土壌粒子が堆積することによって、高水敷の空間線量率は周辺よりも高くなった。しかし、その後の継続調査から、高水敷の空間線量率は、放射性セシウムの壊変による物理的減衰（2013年1月から2015年11月までに36%）に比べて速い速度（65%）で低下していた。2015年9月関東・東北豪雨時の大出水においても、空間線量率の増加は認められなかった。上流にダムがあるため放射性セシウムを含む土砂の堆積量が少なかった、堆積土砂に含まれる放射性セシウム濃度が低くなってきた、土壌侵食によって放射性セシウムを多く含む土壌粒子が流出した等の理由が考えられる。

なお、上流にダムのない高瀬川河川敷においては、空間線量率は上記豪雨時に大きく低下した。これは、放射性セシウム濃度が低い上流の土砂が堆積したためと考えられる。

いずれにしても、これらの河川においては河川敷の空間線量率は今後も低下していくことが予測される。

(2) 河川敷の放射性セシウム分布

前項で示した、河川横断面の空間線量率と放射性セシウムの堆積環境の関係を明らかにするため、請戸川下流域の同一横断面上において、標高や堆積状況が異なる4箇所で、スクレーパプレートによる河川敷土壌の試料を異なる深さから採取し、放射性セシウム蓄積量の分布を比較した（図3.2-11）（中西2014<sup>49</sup>）。河道付近では放射性セシウムの堆積が見られない一方、空間線量率が高く植生が分布する高水敷において放射性セシウム濃度が高いことが確認された。また、植生密度が高い地点程、放射性セシウムを含む土砂の堆積量が多いことも示された。これらの地点では、事故直後の初期沈着量（約600～1,000 kBq/m<sup>2</sup>、図中■）よりも有意に放射性セシウムの沈着量が多く（図中■）、河川系により上流から放射性セシウムを含む土砂が供給されていることが明らかになった。

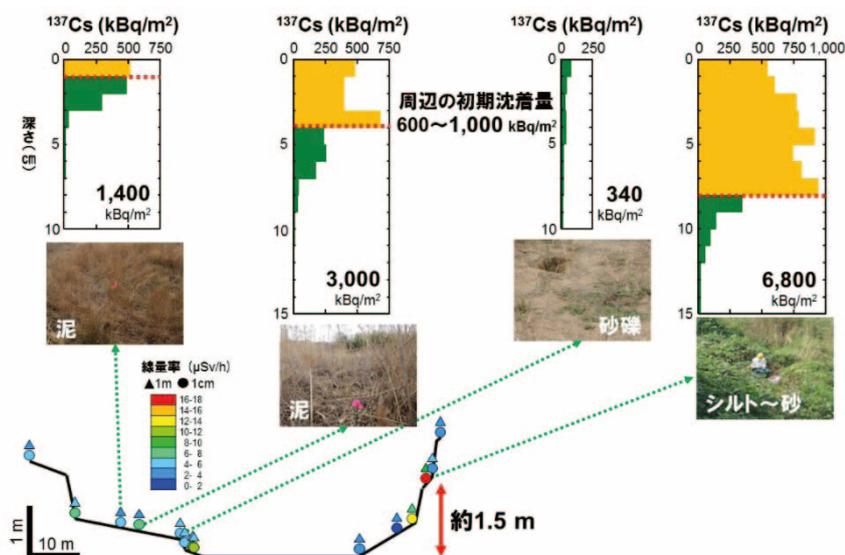


図 3.2-11 河川敷における放射性セシウム濃度の深さ分布（請戸川下流域の例）

上流から移動・堆積する放射性セシウム量の時間変化を評価するために、高水敷における放射性セシウム蓄積量の深さ分布を追跡調査した。請戸川と熊川の下流域における調査結果を図 3.2-12 に示す（中西 2014<sup>49</sup>；中西ほか 2015<sup>55</sup>）。2013 年 10 月時点では、どちらも深さ 7～8 cm の放射性セシウム蓄積量が最大で、それより深くなると急激に減少する。7 cm より深い部分（図中■）に蓄積する放射性セシウムは大気経由の初期沈着、浅い部分（図中■）は 2013 年 10 月までに上流から移動堆積した放射性セシウムに相当する。下流域に比べて上流域の放射性セシウムの蓄積量が少ない熊川では、土壌粒子とともに移動する放射性セシウムが少ないため、浅い部分の放射性セシウムの蓄積量は急激に減少する。一方、上流域の放射性セシウムの蓄積量が多い請戸川でも、熊川に比べると緩やかではあるものの、蓄積量が減少傾向にある。2014 年 12 月時点では、両河川とも土壌表層（図中■）の放射性セシウム蓄積量が少なくなっている。この結果は、土壌表層に比較的放射性セシウム濃度の低い土壌粒子が堆積したため、あるいは堆積していた放射性セシウム濃度の高い土壌と交換したためと考えられる。いずれにしても、河川敷の土壌表層に存在する放射性セシウム濃度は、時間とともに減少傾向にあると考えられる（中西ほか 2016<sup>56</sup>；中西 2017<sup>57</sup>）。

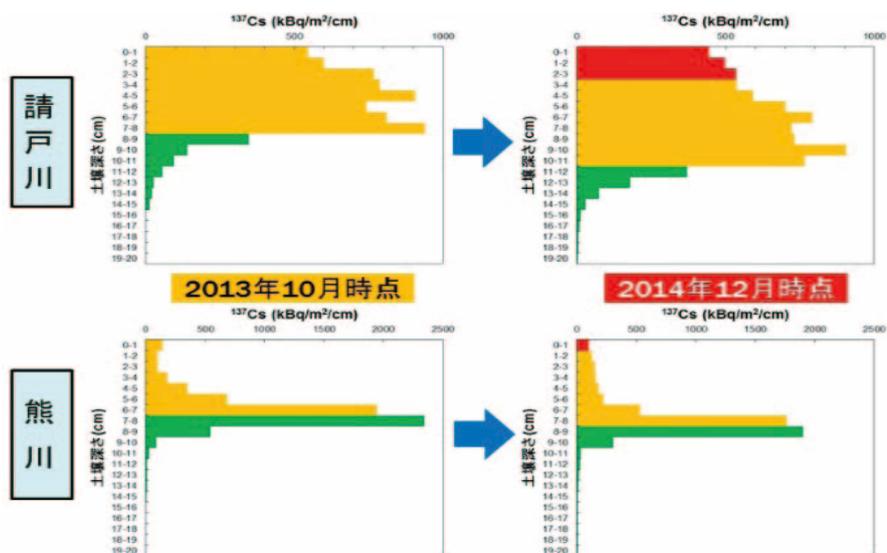


図 3.2-12 河川敷における放射性セシウム濃度の深さ分布の時間変化

あわせて、河川敷の放射性セシウム分布が河川の流域間で違いがあるかどうかを確認するため、富岡川を対象に調査を行った（図 3.2-13）。調査においては、下流域と中流域を対象に、それぞれの河川敷と河川敷外で放射性セシウム分布を測定し比較を行った。

その結果、中流域では（図中②及び③）河川敷における濃度の方が河川敷外と比較して高いのに対し、下流域（図中①）では両者は同程度となっている。そのため、下流域の河川敷のうち放射性セシウムを含む土砂が堆積しやすい場所では、放射性セシウム濃度が増減を繰り返す傾向を示すことが分かった。また、他の浜通り河川水系でも同様の傾向が見られる。

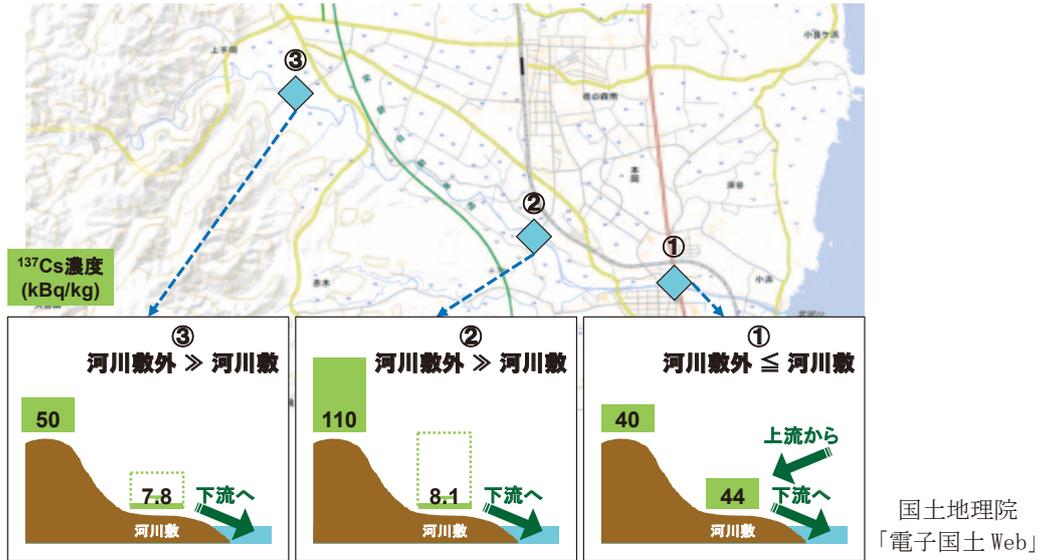


図 3.2-13 富岡川の河川敷内外の放射性セシウム濃度の比較と  
土砂の流出・堆積挙動の概念

(3) 河床の放射性セシウム分布

請戸川と小高川における河床の放射性セシウム濃度について、2013年1月から2015年11月までの時間変化を見ると、全体的に放射性セシウム濃度は同程度～低下の傾向にあった（図 3.2-14）。また、河川敷に比べて、一桁から二桁、放射性セシウム濃度が低く、前項で述べた河道付近と同様、浸食が優位であることが示された。上流から移動してくる土砂に含まれる放射性セシウムの濃度が低下傾向にあることも、要因の一つと考えられる。

流域中で放射性セシウム濃度が比較的高い地点は、堰がある等の流速が急激に減少する地点であった。これは、流速の減少によりセシウム濃度が高い細粒の土砂が比較的堆積しやすいためと考えられる。請戸川では河口域で同様の現象による濃度増加の傾向が見られたが、小高川の河口域では逆に放射性セシウム濃度が顕著に減少していた。海水との接触により土壌に吸着した放射性セシウムの脱離が起こっている可能性が示された。

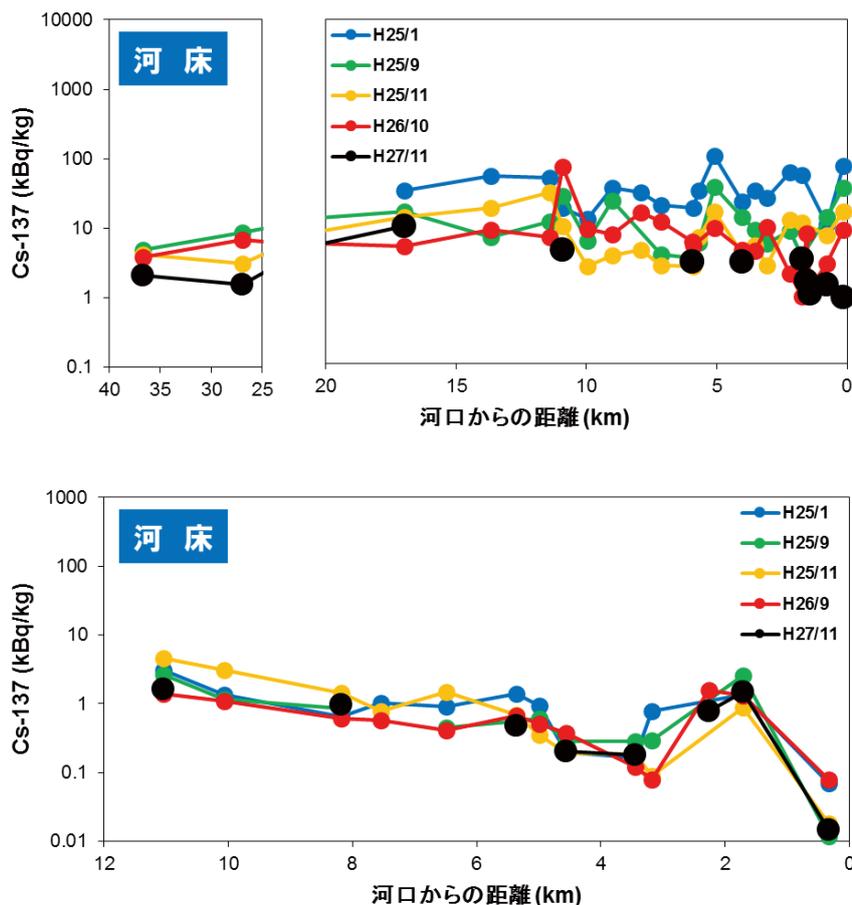


図 3.2-14 請戸川（左）及び小高川（右）の各観測点における河床の放射性セシウム濃度

### 3.2.4 ダム湖における土砂堆積及び放射性セシウムの挙動

上流域から流出した放射性セシウムが貯水池内に蓄積し、その影響により灌がい用水が汚染されるのではないかと懸念がある（農林水産省東北農政局 2016<sup>58）,59)</sup>。そのため、上流域から貯水池にどの程度放射性セシウムが蓄積するのかを把握することが重要である。以下では福島県大柿ダムでの調査事例について述べる。

#### (1) ダム湖における放射性セシウムの流入・流出

福島県大柿ダムでは、文部科学省第1次航空機モニタリングから推定されるダム流域の放射性セシウムの初期沈着量のうち、約0.3%（2013年7月～11月と2014年7月～11月の合計）がダム湖へ流入したとの報告がある（農林水産省東北農政局 2015<sup>60)</sup>）（図 3.2-15）。流域の沈着量に対して流入量が非常に少ないことから、流域に沈着した放射性セシウムの大部分は現在も山地森林内に留まっているものと考えられる。

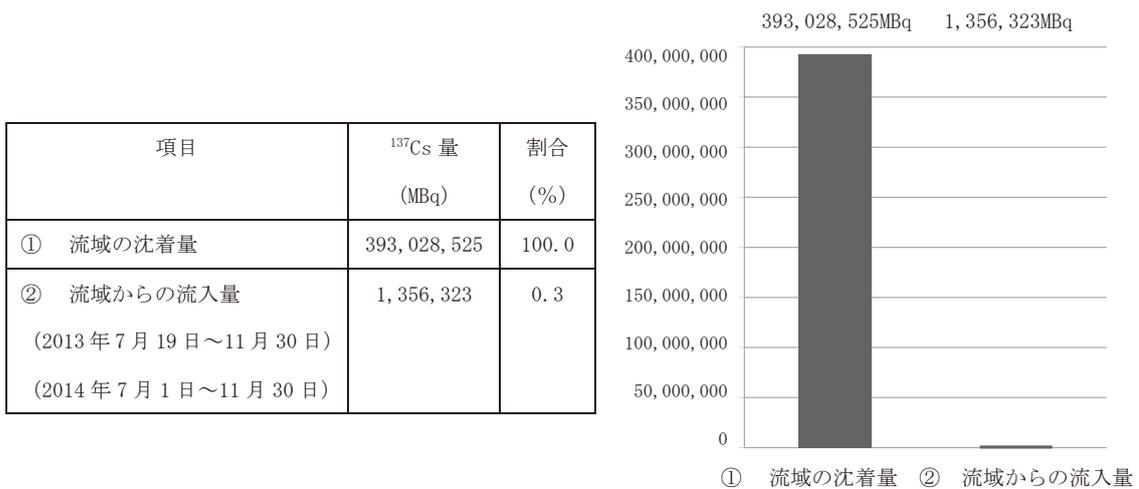
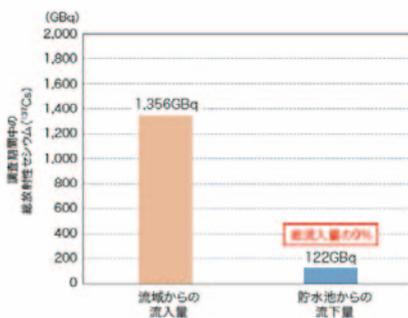
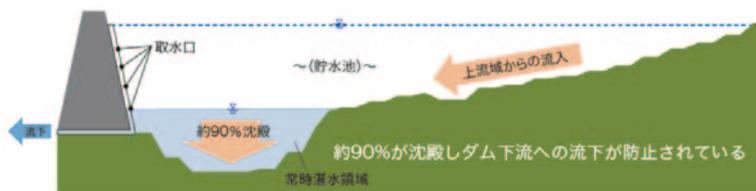


図 3.2-15 福島県大柿ダムにおける放射性セシウムの流入量と流出量 (1) <sup>60)</sup>一部改変

ダム湖への放射性セシウムの流入量とダム湖からの流出量を比較すると流入量に対して流出量は約 1 割程度であり、残りの約 9 割が湖底に蓄積している (図 3.2-16)。これは、貯水池に放射性セシウムを含む粒子が蓄積する要因は、貯水池内の流速が河川の流速に対して非常に遅く流域から運搬された粒子が湖底に沈降しやすいためであり、これによって下流域への放射性セシウムを含む粒子の拡散が抑制されている。なお、ダム湖の中でも粒子は下流側に到達せず上流側に沈降し堆積するものが多い傾向があることも報告されている (飯島ほか 2014<sup>61)</sup>)。



※1 流域からの流入量は、調査期間中の流入河川2地点(屋曾根・矢貝野)で観測した流量に、各地点の放射性セシウム濃度の測定値を乗じて算出した。  
 ※2 貯水池からの流出量は、調査期間中の放流量に放流工地点の放射性セシウム濃度の測定値を乗じて算出した。

図 3.2-16 福島県大柿ダムにおける放射性セシウムの流入量と流出量 (2)  
 (農林水産省東北農政局 2016<sup>59)</sup>)

底質とセディメントトラップを用いて採取した沈降粒子の放射性セシウム濃度は、事故初期に急激に減少し、その後緩やかな減少傾向を示す（図 3.2-17）。このような傾向は、チェルノブイリ事故後の欧州の河川や福島第一原発事故後の福島県内の河川で認められた懸濁物質の放射性セシウム濃度の減少と同様の傾向である。

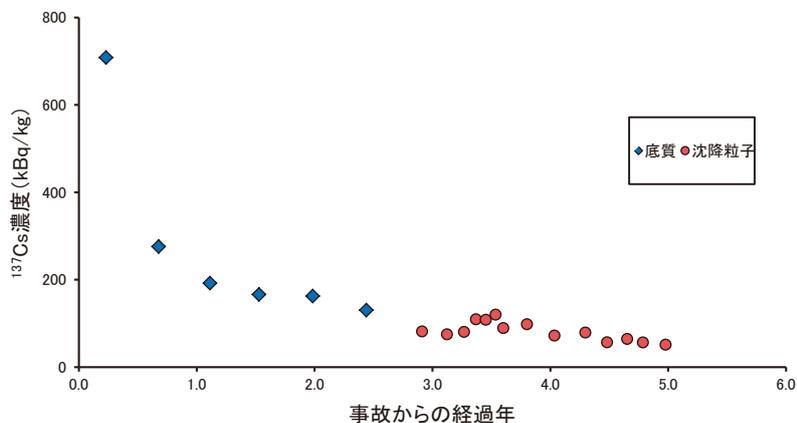


図 3.2-17 福島県大柿ダムの底質及び沈降粒子中の放射性セシウム

また、真野川上流にある真野ダム（はやま湖）において、底質の放射性セシウムの分布を調査した（図 3.2-18）。その結果、湖心とダム堤体近傍では、底質中の放射性  $^{137}\text{Cs}$  濃度ピークが、最表層ではなくいずれも 10cm 程度深いところに確認された。この濃度ピークは、原発事故直後に湖面に直接降下したものや、事故後初期の降雨によって流域から速やかに洗い出され、流入してきたものによって形成されたと考えられる。さらに、事故後から現在に至るまでの降雨流出によって流入する、事故直後の直接降下や初期流入に比べ相対的に濃度の低い放射性セシウムが吸着した微細な土粒子が堆積することで、濃度ピーク層が遮蔽されるような状況が生じている。

貯水池では、このような貯留機能によって上流域から流出した放射性セシウムの下流域への移動と再集積を妨げる役割を担っていることが示された。

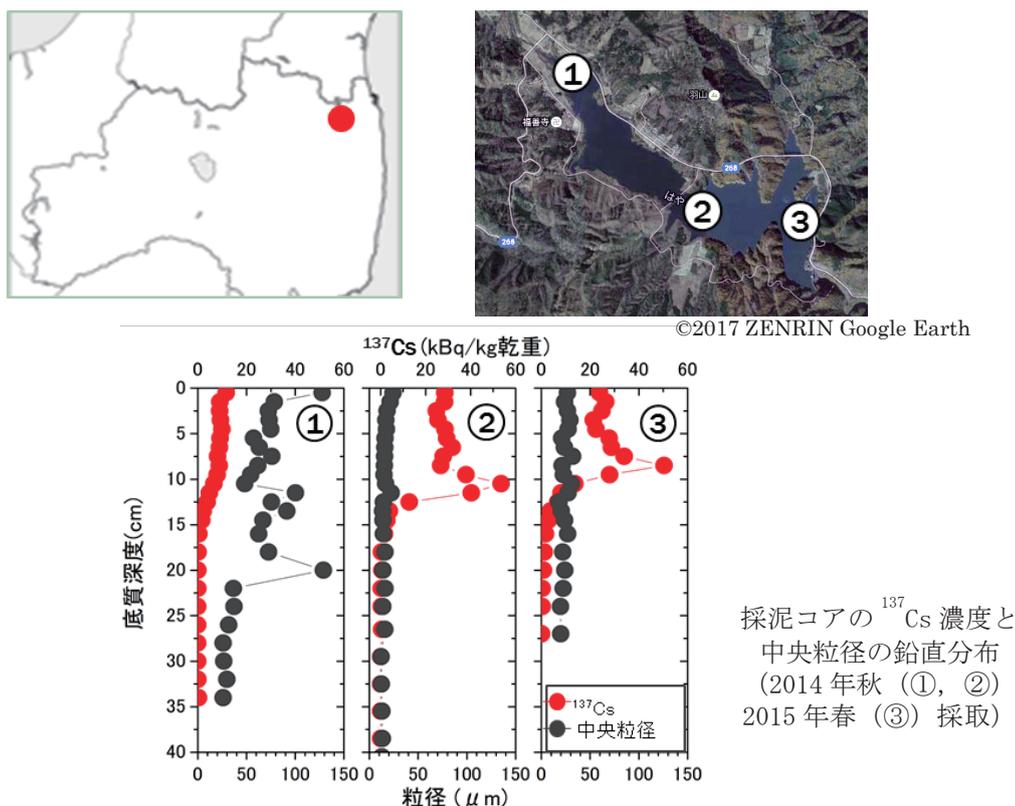


図 3.2-18 はやま湖の底質の放射性セシウムの濃度分布

(2) ダム湖内での放射性セシウムの挙動

貯水池内の上流部と下流部（フェンスの下流）に超音波多層流向流速計を設置し、鉛直流速分布の連続観測を実施した。また、2014 年 10 月の台風 18 号襲来時に、貯水池内の 3 地点で水温、濁度、D0 等の水質の深度分布測定を行った（図 3.2-19）。

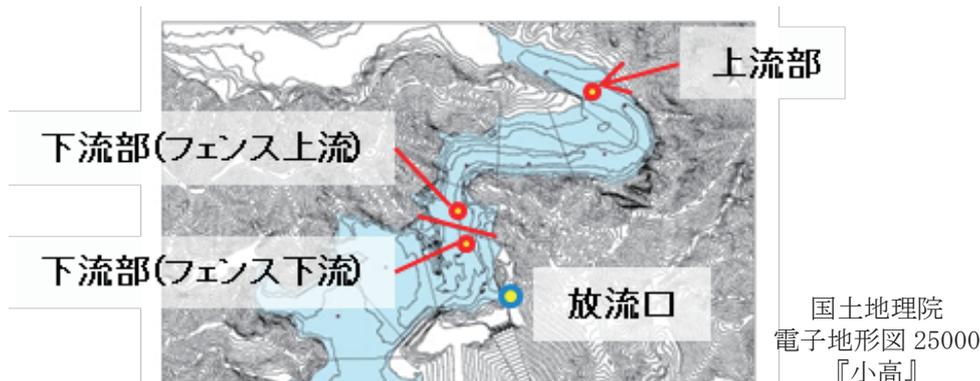


図 3.2-19 大柿ダム調査地点

鉛直流速分布の連続観測の結果、出水時に上流部の中層から下層にかけて合成流速が顕著に速くなることから、濁水は上流部の観測地点では中層から下層にかけて進入しているものと考えられる（図 3.2-20）。一方、下流部では出水時においても平水時とほと

んど変わらない流速であった。なお、流速分布は日周期での変動性が認められるが、この要因は現在のところ不明である。

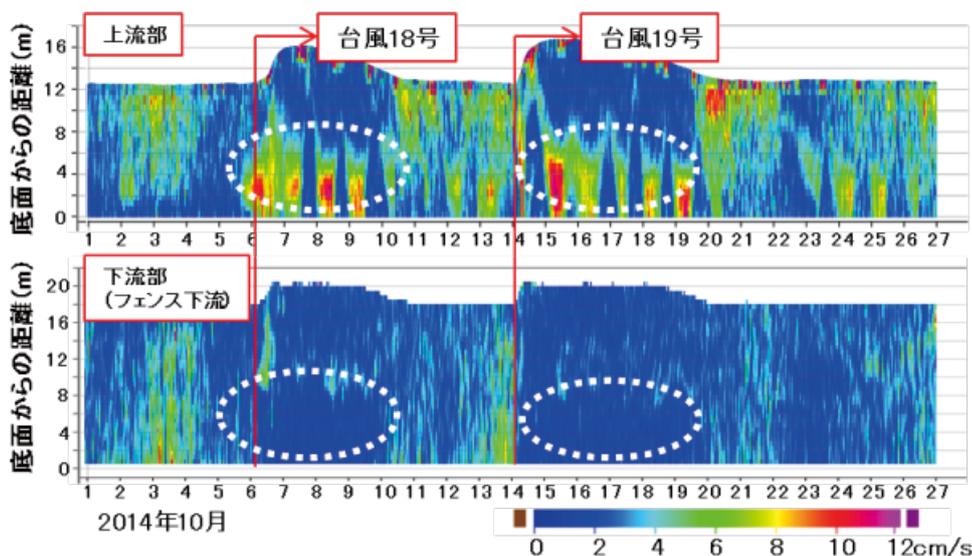


図 3.2-20 出水時の流速の鉛直方向分布

図 3.2-21 に湖内の濁度鉛直方向分布を示す。出水直後の 10 月 6 日の時点の上流部で濁度が最大約 50 FTU となるが、下流部では最大約 20 FTU 程度であった。あわせて、図 3.2-22 に下流部の水温鉛直方向分布を示す。この結果から、形成されている水温躍層は大きく破壊されていないことから、全層が混合して濁水化するような大規模な出水イベントではなかったと言える。そのため、下流部の下層で濁度が高い要因としては、出水時の流入水の影響ならびに夏期に貯水池内に形成された浮泥層によるもので、底質の巻き上げの影響によるものではないと考えられる。

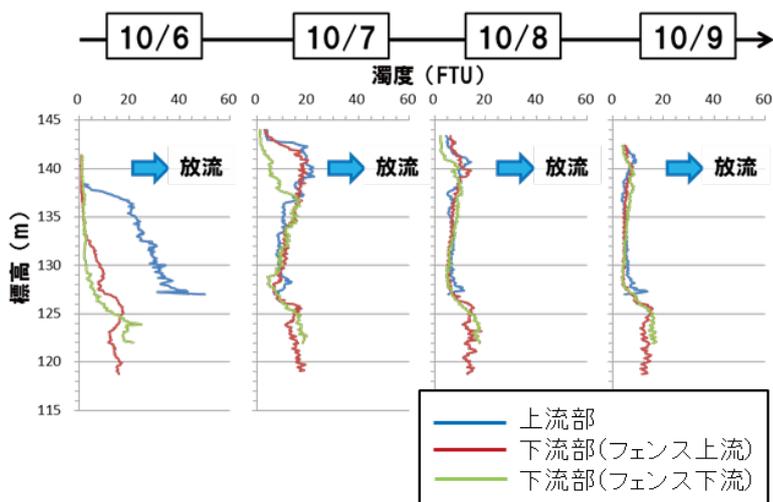


図 3.2-21 出水時のダム湖内の濁度鉛直方向分布

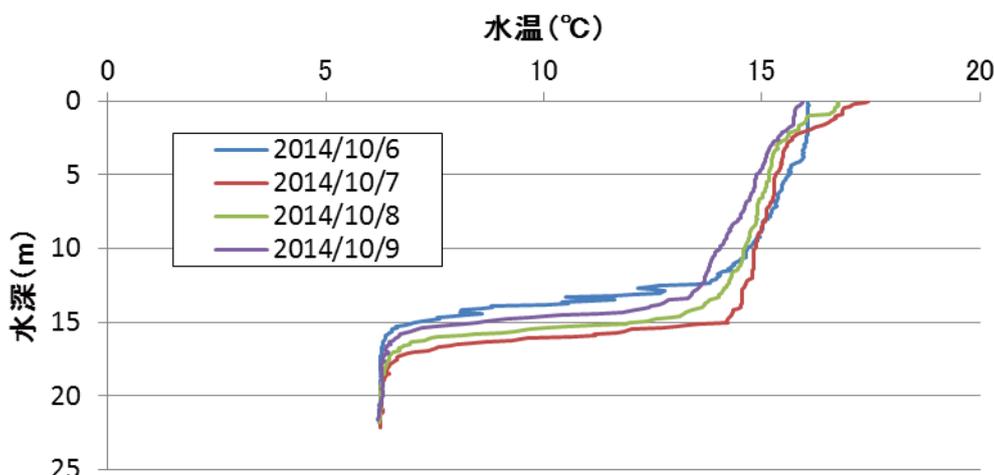


図 3.2-22 出水時のダム湖内水温の鉛直方向分布

以上のことから、出水時に一時的に放流水の濁度が上昇し、懸濁物を含む水が放流されたとしても、これはダム湖への流入水自体が懸濁していたことによるもので、巻き上げによって底質が再浮遊することで懸濁したのではないと推定される。なお、底質の巻き上げが発生するか否かは、出水の規模、貯水容量、貯水池の形状、水深等によっても大きく異なるため、灌がい用水としての利用に際して、作物への汚染が懸念される場合には、個々に応じた対応が必要になるものと考えられる。

### (3) ダム湖内での放射性セシウム挙動解析

チェルノブイリ事故や大気核実験によってフォールアウトした放射性物質の水環境中での挙動についてはこれまで様々な調査や解析が行われてきた。湖沼に対しては、湖水の滞留時間によって閉鎖型あるいは開放型に分類できるとされている。このうち、開放型の湖沼では、上流域からの流入が湖沼内の放射性物質の挙動に影響すると考えられている (Smith *et al.* 2002<sup>62)</sup>)。

そこで、開放型の貯水池の降雨イベント時の放射性セシウムの流出挙動や堆積挙動を理解するために、これまでに1次元及び2次元の計算コードを用いて試解析を行ってきた (Kurikami *et al.* 2014<sup>10)</sup>, Yamada *et al.* 2015<sup>63)</sup>) 大柿ダムを対象として、3次元の計算コード FLESCOT を用いて詳細な解析を行った。

FLESCOT は、米国 Pacific Northwest National Laboratory が開発した3次元有限体積コードであり、乱流流れに基づき、水中の浮遊土砂、溶存放射性物質、浮遊土砂付着放射性物質の輸送を解析するモデルである。浮遊土砂は3つの異なる粒径(砂、シルト、粘土)を考慮することが可能である (Onishi *et al.* 1993<sup>64)</sup>)。

対象とした降雨イベントは、流入、流出データ（東北農政局測定）が取得されている2013年9月の台風時とした。境界条件として、流入する河川流量、浮遊土砂濃度、 $^{137}\text{Cs}$ 濃度を与えた。粒径ごとの $^{137}\text{Cs}$ 濃度及び溶存濃度は、それぞれの粒径に対応する分配係数を、測定値を基に仮定し、平衡状態を仮定して分配した（図3.2-23）。

解析結果を観測された流出データと比較したところ、解析結果は観測値をよく表現できており（図3.2-24）、FLESCOTコードの福島への適用性を確認することができた（Kurikami *et al.* 2016<sup>65</sup>）。

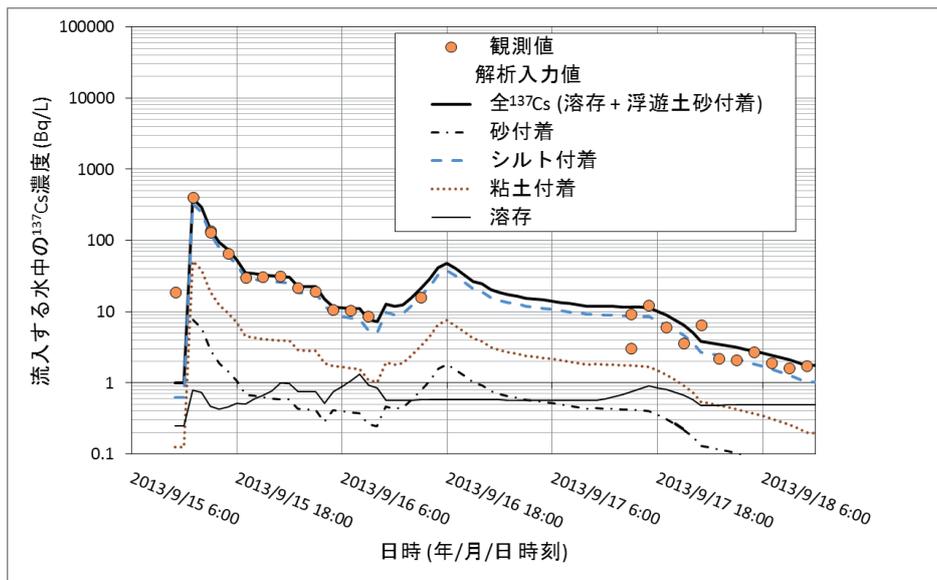


図 3.2-23 大柵ダムに流入する水中の放射性セシウム濃度の経時変化の観測値と解析入力値

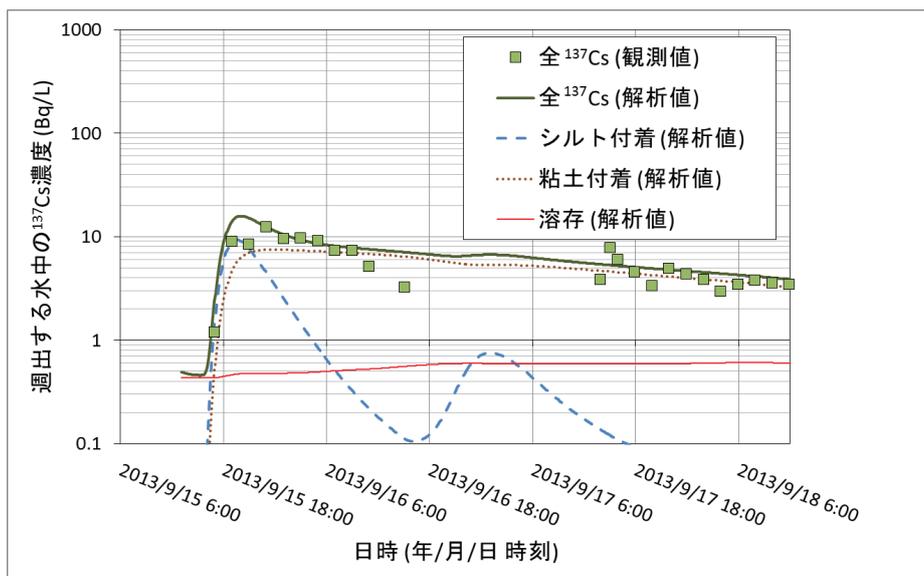


図 3.2-24 大柵ダムから流出する水中の放射性セシウム濃度の経時変化の観測値と解析結果の比較

上記は、大柿ダムを対象とした解析の一例であったが、福島県内には  $3 \times 10^4$  から  $5 \times 10^8 \text{ m}^3$  といった様々な容量のダム湖が存在する。また、降雨ごとに河川流量や継続時間が異なる。そこで、ダム湖容量、河川流量、継続時間の違いがダム湖からの流出挙動に与える影響を解析的に調査した (Kurikami *et al.* 2016<sup>65</sup>)。

図 3.2-25 は容量  $10^7 \text{ m}^3$  のダム湖に対して、河川流量および継続時間が異なる降雨が生じたときの  $^{137}\text{Cs}$  のダム下流への流出率を示した。流出率は、降雨強度が大きい（流量が大きい場合に相当）ほど大きく、ダム湖容量に対する流量と時間の積の割合（図では「正規化流入量」）が同じであれば継続時間が短いほど大きくなった。これは浮遊土砂の沈降速度とダム湖水の滞留時間の大小のバランスの違いや流速の違いに伴う分散係数の違いに起因している。砂、シルト、粘土のそれぞれの粒径ごとの挙動を確認すると、沈降速度や分配係数の違いから、流入量が小さいときには粘土が主な輸送媒体になり、流入量が大きいときにはシルトが主な輸送媒体になることがわかった。

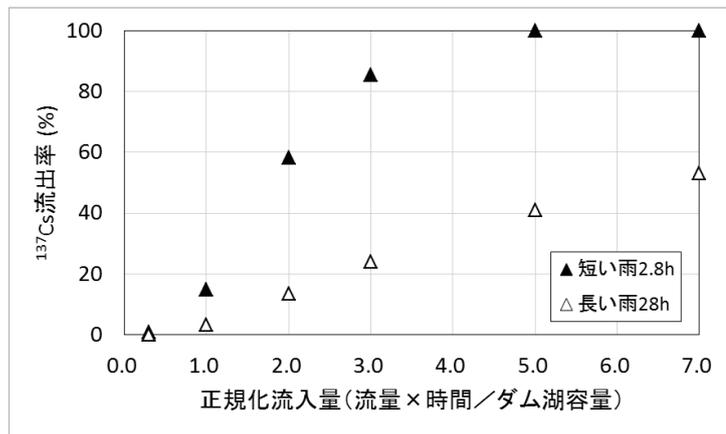


図 3.2-25 降雨強度（流量）や継続時間と放射性セシウム流出率の関係  
（容量が  $10^7 \text{ m}^3$  のダム湖の例）

### 3.2.5 海における土砂堆積及び放射性セシウムの挙動

#### (1) 河口域における放射性セシウムの挙動

$^{137}\text{Cs}$  の堆積状況を確認するため、海底土の採取（以降、“採泥”と呼ぶ）を実施した。原子力機構では、2015年に福島第一原発周辺の河口にてバイブレーションコアサンプラーを用いた底質の柱状試料採取を行った。これは、海底面下約 1m 程度のサンプルを取得できる採泥方法である。図 3.2-26 に採泥場所、図 3.2-27 に得られた  $^{137}\text{Cs}$  の鉛直方向分布を示す。

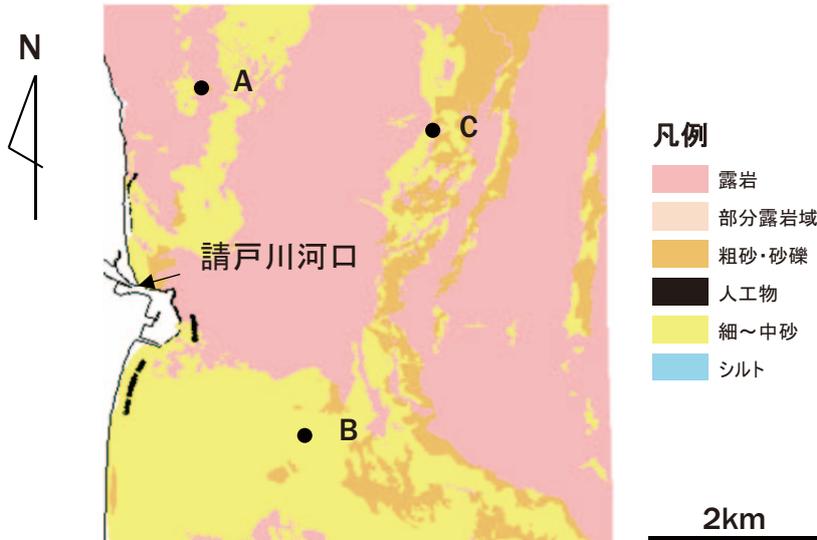


図 3.2-26 河口域の堆積物分布と採泥場所

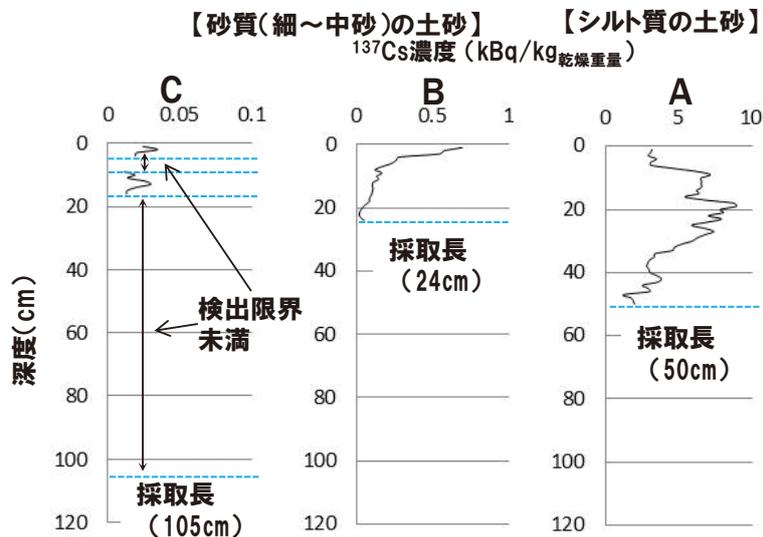


図 3.2-27 柱状採泥試料中の  $^{137}\text{Cs}$  濃度の鉛直方向分布

図 3.2-26 より、A 地点にはシルト質の土砂が堆積しており、B 地点と C 地点には砂質の土砂が堆積している。図 3.2-27 より、シルト質の土砂の  $^{137}\text{Cs}$  が他の地点より 1～2 オーダー高いことが分かる。河口では、シルト質の土砂は凹地のような窪みに堆積する傾向がある。しかしながら、図 3.2-26 より、シルト質の土砂の堆積は河口において限定的である。

一方、河川の  $^{137}\text{Cs}$  と比較すると、砂質の土砂については、河川の河床土よりも低いことが分かる (Yoshimura, *et al.* 2015<sup>66</sup>)。また、高いシルト質の土砂と比較すると河川敷の土砂の方が  $^{137}\text{Cs}$  が高いことが分かる。また、既往報告 (小林ほか 2015<sup>67</sup>) より、河川からの流入は少ないことが分かっている。そのため、河口周辺で汚染が継続し、蓄積する可能性は低いと考えられる。

(2) 沖合における放射性セシウムの挙動

水産庁では、国内外に対して、現在の水産物の放射性物質の濃度や安全性に係る正確な情報を伝達し、風評被害の払拭や諸外国・地域における輸入規制の緩和・撤廃を目的として、「水産物の放射性物質の検査に係る報告書」を作成し、発表している（水産庁 2015<sup>68)</sup>）。図 3.2-28 に福島沖の海水中の放射性セシウムのモニタリング結果を示す。2011 年 5 月に比べて、11 月の段階で放射性セシウム濃度の減少がみられる。これは、別に行われた同様な調査結果（原子力規制庁 2017<sup>69)</sup>）とも整合的である。

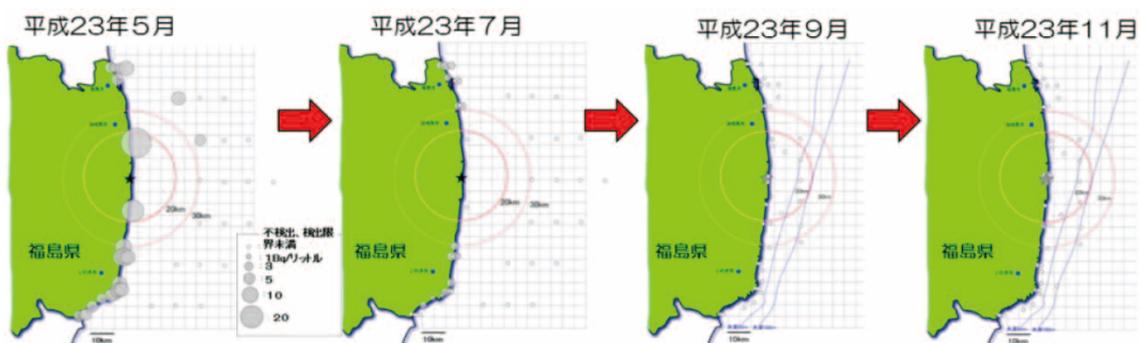


図 3.2-28 福島沖の海水中の放射性セシウムのモニタリング結果（水産庁 2015<sup>68)</sup>）

一方、海底土についてみると、2011 年の 7 月から 2012 年 3 月にかけて減少している傾向がみられる（図 3.2-29）。しかし、福島第一原発の南側や沖合では、放射性セシウム濃度が増加している地点がみられることから、南向きや沖合の流れによって、放射性セシウムが吸着した土砂が運搬されている可能性も考えられる。

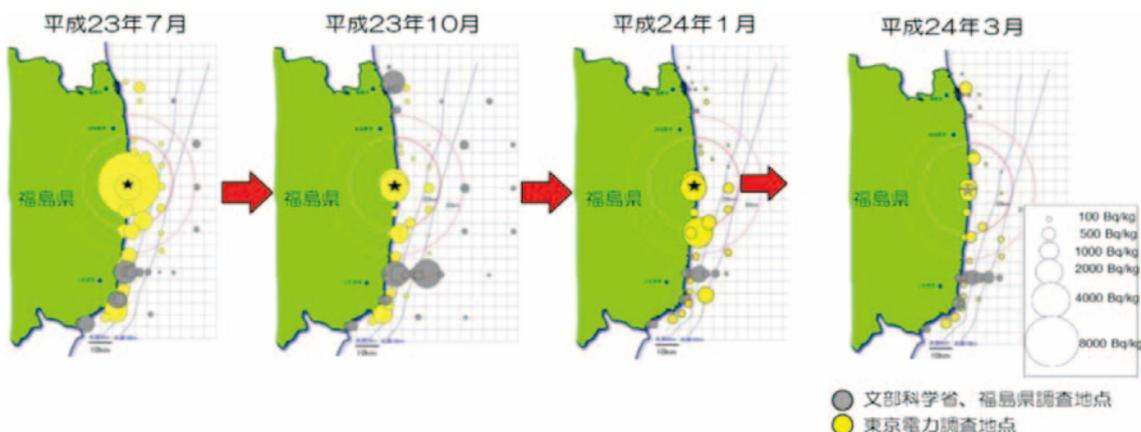


図 3.2-29 福島沖の海底土中の放射性セシウムのモニタリング結果（水産庁 2015<sup>68)</sup>）

3.2.6 我々の生活に及ぼす影響

(1) 水産物への影響

2011 年 3 月以降、国、関係都道府県及び関係団体が連携して、水産物の放射性物質モニタリング検査を実施している。特に、水産庁は、事故以降のモニタリングデータを包括

的に分析し、モニタリング結果の動向やそのデータの持つ意味を解説した報告書を発表している。それによると、福島県及び近隣県の主要港において水産物をサンプリングし、事故発生以来 102,322 検体の水産物の放射性物質調査を行っている（2016 年 12 月 26 日現在）。結果、基準値（100Bq/kg）を超える割合は事故からの時間経過に伴い低下している（図 3.2-30）。

このうち海産種については、2011 年度は 64.8%が 100 Bq/kg 以下であったが、時間の経過とともに濃度が低下し、2014 年度は 99.4%が 100 Bq/kg 以下となっている。この原因は、海産種は体内の塩類を排出させる機能が働くことから、海水の放射性セシウム濃度の低下に伴い、体内の放射性セシウム濃度が低下したためと考えられる。また、図 3.2-31 のように底生魚類中の放射性セシウム濃度は、海底堆積物中の放射性セシウム濃度と同様の減少傾向を示しており、その影響を受けている可能性も考えられる（水産庁 2017<sup>70)</sup>；乙坂 2013<sup>71)</sup>；Otosaka *et al.* 2013<sup>72)</sup>）。

また、淡水種については、2011 年度は 68.3%が 100 Bq/kg 以下であったが、2014 年度は、97.1%が 100 Bq/kg 以下となっている。全体の放射性セシウム濃度は低下しているものの、海産種に比べると低下の速度は遅いようである。これは、淡水魚は、体内の塩類を保持しようとする機能が働くことから、海水魚よりも放射性セシウムを排出しづらいためであると考えられる。

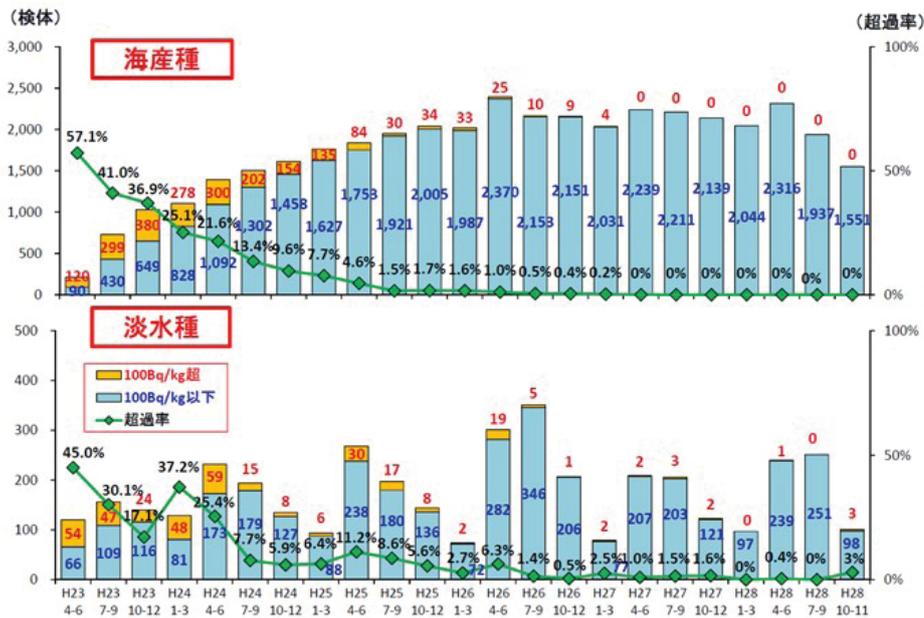


図 3.2-30 福島県内の水産物中の放射性セシウム濃度調査結果  
 (3 か月ごとの 100 Bq/kg を超える検体数と割合の推移) (水産庁 2017<sup>70)</sup>)

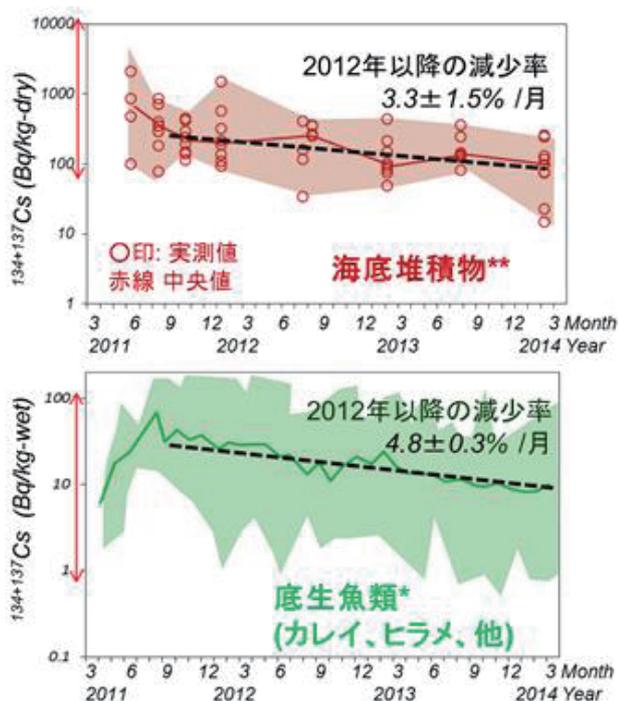


図 3.2-31 海底堆積物と底生魚類中の放射性セシウム濃度の経時変化の比較（水産庁 2017<sup>70)</sup>）

図 3.2-32 は、福島県内を流れる 5 河川（新田川、木戸川、阿武隈川、鮫川、大川（阿賀川））において採取したアユについて、個体ごとに内臓（消化管及び胃内容物を含む）と筋肉に分けた放射性セシウム濃度の時間変化である。同時に、底質の付着物（アユの餌生物である藻類及びシルト）についても放射性セシウム濃度を測定したものである（水産総合研究センター2016<sup>73)</sup>）。

アユの内臓（消化管及び胃内容物を含む）及び筋肉の放射性セシウム濃度は、時間経過とともに減少する傾向が認められた。筋肉の放射性セシウム濃度は、内臓より変動が少なく、内臓の濃度の 16%程度であった。アユ遊漁が解禁されていない新田川、阿武隈川、木戸川において、 $^{137}\text{Cs}$  濃度の明瞭な減少傾向がみられるようになった 2013 年以降のデータを用いて、 $^{137}\text{Cs}$  濃度の生物学的半減期の推定を行った結果、 $^{137}\text{Cs}$  の生物学的半減期は、アユの内臓で 457～520 日、筋肉で 556～997 日と推定された。

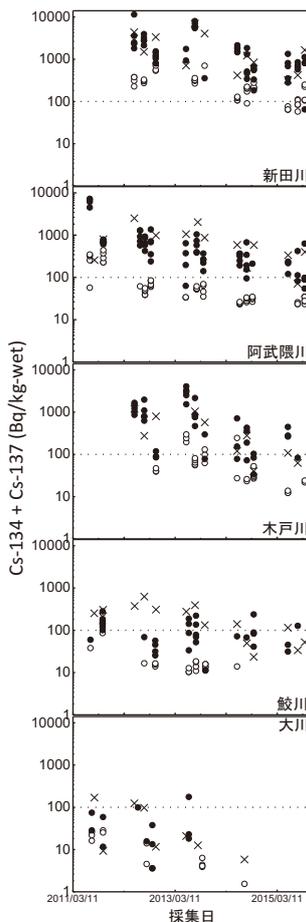


図 3.2-32 福島県内 5 河川でのアユの内臓 (●) 及び筋肉 (○) と、河床付着物 (アユの餌生物である藻類及びシルト、×) の放射性セシウム濃度の時間変化 (水産総合研究センター 2016<sup>73)</sup>)

(2) 農産物への影響

農林水産省が、田面水の放射性セシウム濃度が玄米の放射性セシウム濃度に及ぼす影響を評価するために行ったポット試験の結果を示す (農林水産省ほか 2014<sup>74)</sup>)。

試験においては、溶存態の放射性セシウムを含む水と、放射性セシウムをほとんど含まない水を用いて米を栽培し、玄米中の放射性セシウム濃度の比較を行った。試験は、交換性カリの含量が異なる 2 種類の土壌 (図 3.2-33 中 ■ 及び ■) を用いて行った。その結果、いずれの土壌の場合にも、溶存態放射性セシウム 1.0Bq/L の水を灌がい用水として用いたとしても玄米中の放射性セシウム濃度の上昇は 34Bq/L (■ の場合) ~7Bq/L (■ の場合) であり、少ないとの結果が得られている。

さらに、溶存態だけでなく懸濁態を含む水を用いて同様の試験を行った。その結果、懸濁態及び溶存態の合計 1.4Bq/L の水を用いた場合でも上昇は 9Bq/L に止まるとの結果が得られている。

河川やダム湖水中の溶存態は上記試験で用いた水より低いことから、これらの水を灌がい用水として用いてもその影響は小さいと考えられる。

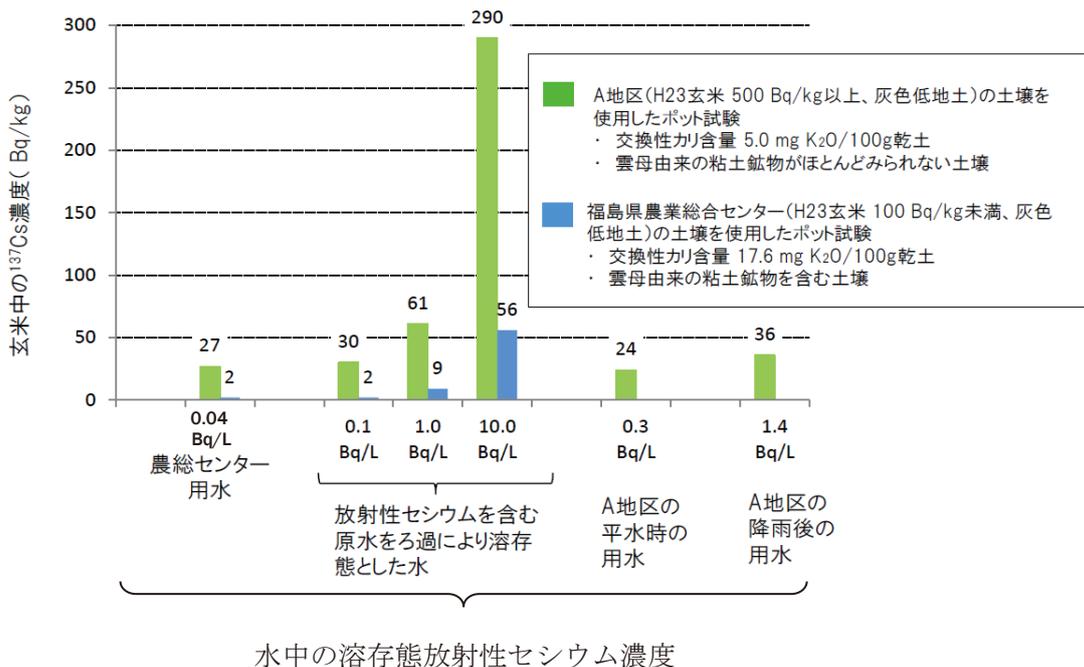


図3.2-33 灌がい用水の放射性セシウム濃度が玄米の放射性セシウム濃度に及ぼす影響 (農林水産省ほか 2014<sup>74)</sup>、一部改変)

(3) 水辺のレクリエーションへの影響

河川・湖沼における汚染状況のデータを整理し、その環境中において、水辺のレクリエーション活動を行った際に受ける被ばく線量について試算が行われている。

試算においては、子どもが夏休みの間、頻繁に河川・湖沼で活動すると想定した。想定したレクリエーション活動を図3.2-34に示す。試算した結果、水辺のレクリエーション活動(20日間×5時間)における被ばく線量は、底質の放射性セシウム濃度や空間線量率について保守的に設定したケースで河川では0.031mSv、湖沼では0.030mSvという値が得られている(表3.2-2)。



図3.2-34 想定したレクリエーション活動 (河川財団子どもの水辺サポートセンター 2014<sup>75)</sup>)

表3.2-2 水辺のレクリエーションにおける被ばく線量の試算結果(環境省 2015<sup>76)</sup>、一部改変)

設定ケース※	河川		湖沼	
	平均的なケース	保守的なケース	平均的なケース	保守的なケース
底質の放射性セシウム濃度 (Bq/kg)	200	2,000	500	5,000
周辺環境の空間線量率 ( $\mu$ Sv/h)	0.3	0.6	0.2	0.5
被ばく線量 (試算) (mSv)	0.013	0.031	0.0086	0.030

※底質の放射性セシウム濃度及び周辺環境の空間線量率について、福島県(避難指示区域を除く)の中央値、90%パーセンタイル値を踏まえ、平均的なケース及び保守的なケースを設定。

一方、海の場合では、福島県や宮城県によって海水浴場を対象としたモニタリングがなされた結果が報告されている(宮城県 2016<sup>77)</sup> ; 福島県 2016<sup>78)</sup>。いわき四倉、勿来の海岸で実施された空間線量率の測定では0.04~0.05  $\mu$  Sv/hであり、事故以前の空間線量率と同等の結果が得られた(表3.2-3)。そのため、福島県の開設された海水浴場の利用では、被ばく線量の増加の可能性は低いと考えられる。

表3.2-3 福島県における海水浴場のモニタリング結果(福島県HP<sup>78)</sup>、一部改変)

No.	水浴場名	市町村名	区分	海岸の空間線量率			海水の放射性物質濃度 (Bq/L)						
				調査日	地表面 (地上 1cm)	地上 50cm	地上 1m	調査日	採水 位置	放射性セシウム		全ベータ 放射能	トリチウム
										Cs-134	Cs-137		
今夏開設中の水浴場													
1	四倉	いわき市	海水浴場	8月3日	0.05	0.04	0.04	8月3日	表層	不検出	不検出	0.03	不検出
									下層	不検出	不検出		
2	勿来(北)			8月3日	0.04	0.04	0.04	8月3日	表層	不検出	不検出	0.02	不検出
	下層								不検出	不検出	0.03		
	勿来(南)	8月3日	0.05	0.04	0.04	8月3日	表層	不検出	不検出	0.02	不検出		
							下層	不検出	不検出			0.03	不検出

※放射性物質濃度が検出限界値未満の場合は「不検出」と記載(検出限界値は放射性セシウム1Bq/L程度)

#### 4. 結言

2011年3月11日に発生した福島第一原発の事故により、環境中へ大量の放射性物質が放出された。これに対し、さまざまな調査研究機関が、放射性物質の環境中における挙動の特徴を調べる環境動態研究を行ってきたが、本報告書においては原子力機構福島研究開発部門環境動態研究グループが行ってきた調査研究の成果を中心に、他の調査研究機関の成果も含め最新の知見をとりまとめた。

これまで多くの知見が得られ、森林や河川水系における放射性セシウムの動態は明らかになりつつある。しかしながら、放射性セシウムは半減期が長く中長期的な影響が懸念されることから、福島においても環境動態を継続的に調査研究していくことが望まれる。

また、放射性セシウムの大部分が沈着している森林については流出が少ないことを考えると、長期にわたり放射性セシウムが残存すると考えられる。また、環境動態に係るデータは、生態系や農林水産物への放射性セシウムの移行挙動を評価し将来予測する際のベースとなるものであり、今後も継続してデータを蓄積する必要がある。

2016年5月に福島県環境創造センターが運用開始となり、国立環境研究所や福島県とも協力し、環境動態研究を進めている。これらの成果はさまざまな形で外部へ情報発信されてきた。そのうちの一つとして、本報告書の内容を今後コンテンツとして用いる福島部門ウェブサイト上のQ&Aページ<sup>1)</sup>があり、そこでは、根拠となる科学的知見が利用者にとって従来以上に理解できるような構成・内容の見直しや運用方法が検討されている。

同様に、今後においても、より一層地元自治体や地元住民のニーズを的確に把握するとともに、それを反映して、得られた成果を根拠となる科学的知見とともに効率的に発信していきたいと考える。

参考文献

- 1) 日本原子力研究開発機構 福島研究開発部門, 環境動態研究等で得られた知見 住民の皆様の不安に答える Q&A, <https://fukushima.jaea.go.jp/QA/> (参照 2017-08-01).
- 2) 原子力規制委員会, 東京電力株式会社福島第一原子力発電所の事故に伴い放出された放射性物質の分布状況等に関する調査研究結果, 平成 23 年度科学技術戦略推進費「重要政策課題への機動的対応の推進及び総合科学技術会議における政策立案のための調査」「放射性物質による環境影響への対策基盤の確立」報告書, 2012.
- 3) 山口正秋ほか, 土砂移動に着目した福島第一原子力発電所事故後の放射性物質分布に関する解析手法の開発, 原子力バックエンド研究, vol. 20, no. 2, 2013, pp. 53-69.
- 4) 国土交通省, 国土数値情報 土地利用細分メッシュデータ, <http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-L03-b.html> (参照 2017-04-07).
- 5) Kitamura, A. et al., Predicting Sediment and Cesium-137 Discharge from Catchments in Eastern Fukushima, *Anthropocene*, vol. 5, 2014, pp. 22-31.
- 6) Dohi, T. et al., Radiocaesium Activity Concentrations in Parmelioid Lichens within a 60 km Radius of the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant, *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 146, 2015, pp. 125-133.
- 7) 日本原子力研究開発機構, 原子力規制庁委託事業「平成 25 年度東京電力(株)福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の長期的影響把握手法の確立」事業 成果報告書, 2014.
- 8) Yoshimura, K. et al., Evaluation of Radiocaesium Wash-off by Soil Erosion from Various Land Uses using USLE Plots, *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 139, 2015, pp. 362-369.
- 9) 錦織達啓ほか, 林床被覆の違いが土壌浸食に伴う放射性セシウムの移動に及ぼす影響, 日本森林学会誌, vol. 97, no. 1, 2015, pp. 63-69.
- 10) Kurikami, H. et al., Sediment and <sup>137</sup>Cs Behaviors in the Ogaki Dam Reservoir during a Heavy Rainfall Event, *Journal of Environmental Radioactivity*, vol. 137, 2014, pp. 10-17.
- 11) 新里忠史, 7-1 福島長期環境動態研究 (F-TRACE) (1) - 森林調査 -, 東京電力ホールディングス福島第一原子力発電所事故に係る廃止措置及び環境回復への原子力機構の取り組み, 2016 年版, 2017, pp. 78-79.
- 12) 梶本卓也ほか, 森林生態系における樹木・木材の放射性セシウム分布と動態の調査法, 森林総合研究所研究報告, vol. 13, no. 3, 2014, pp. 113-136.
- 13) 林野庁, 平成 27 年度森林内の放射性物質の分布状況調査結果について, 2016-03-25, <http://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jittaihaaku/zentai.html> (参照 2017-02-03).
- 14) 林野庁, 平成 26 年度森林内における放射性物質実態把握調査事業報告書, 林野庁, 2015, 98p.
- 15) 厚生労働省, 食品中の放射性物質の試験法について, 食安発 0315 第 4 号, 2012-03-15, [http://www.mhlw.go.jp/shinsai\\_jouhou/dl/shikenhou\\_120316.pdf](http://www.mhlw.go.jp/shinsai_jouhou/dl/shikenhou_120316.pdf) (参照 2017-06-30).
- 16) 厚生労働省, 食品中の放射性物質に関する「検査計画、出荷制限等の品目・区域の設定・解除の考え方」の改正 (原子力災害対策本部策定), 2015-03-24.
- 17) 福島県, 農産物等の放射性物質モニタリング Q&A,

- <http://www.pref.fukushima.lg.jp/site/portal/nousan-qa.html#Q1> (参照 2017-04-07).
- 18) 林野庁, きのこや山菜の出荷制限等の状況 (福島県), 2017-05-15,  
<http://www.rinya.maff.go.jp/j/tokuyou/kinoko/qa/seigenfukusima.html>  
 (参照 2017-05-15).
- 19) 林野庁(編), Q&A 森林・林業と放射性物質の現状と今後 復興・再生を目指して, 林野庁, 2016,  
 24p.
- 20) 福島県, これまでのモニタリング検査結果【平成 29 年 1 月】,  
<http://www.pref.fukushima.lg.jp/site/portal/mon2901.html> (参照 2017-04-07).
- 21) 福島県農林水産部, 平成 25 年福島県森林・林業統計書(平成 24 年度), 福島県農林水産部森林計画課, 2013, 203p.
- 22) Niizato, T. et al., Input and Output Budgets of Radiocesium Concerning the Forest Floor in the Mountain Forest of Fukushima released from the TEPCO's Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant Accident, *Journal of Environmental Radioactivity*, vol.161, 2016, pp.11-21.
- 23) 日本原子力研究開発機構, 平成 26 年度放射性物質測定調査委託費(東京電力株式会社福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の分布データの集約及び移行モデルの開発) 事業 成果報告書, 2015, 244p.
- 24) Sasaki, Y. et al., The Transfer of Radiocesium from the Bark to the Stemflow of Chestnut Trees (*Castanea crenata*) Contaminated by Radionuclides from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant Accident, *Journal of Environmental Radioactivity*, vol.161, 2016, pp. 58-65.
- 25) 渡辺貴善ほか, 3D レーザースキャナーによる治山ダムの放射性セシウム堆積量の変化の推定, 日本地球惑星科学連合 2016 年大会, 千葉, 2016-05-22/26.
- 26) 林誠二ほか, 平成 27 年関東・東北豪雨時における河川流域スケールでの放射性 Cs の流出実態, *土木学会論文集 G (環境)*, vol.72, no.6, 2016, pp. III\_37-III\_43.
- 27) 国立環境研究所, 広域環境モニタリング調査及び解析 (平成 23~25 年度), 45p.
- 28) 国立環境研究所, 平成 26 年度災害環境研究成果報告書 第 3 編; 環境回復研究 2 放射性物質の環境動態解明、被ばく量の評価、生物・生態系への影響評価, 2015-09, 239p.
- 29) 国立環境研究所, 平成 27 年度災害環境研究成果報告書 第 3 編; 環境回復研究 2 放射性物質の環境動態解明、被ばく量の評価、生物・生態系への影響評価, 2016-10, 167p.
- 30) Tsuji, H. et al., Behavior of dissolved radiocesium in river water in a forested watershed in Fukushima Prefecture, *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, vol.121, no.10, 2016, pp.2588-2599.
- 31) 新里忠史, 佐々木祥人, 三田地勝昭, 福島県阿武隈山地の山地森林における林床状況に関連した放射性セシウム流出量, 日本地球惑星科学連合 2017 年大会要旨, 2017, HCG32-01.
- 32) Anderson, R.S. et al., *Geomorphology: The Mechanics and Chemistry of Landscapes*, Cambridge University Press, 2010, 651p.
- 33) 恩田裕一編, *人工林荒廃と水・土砂流出の実態*, 岩波書店, 2008, 245p.
- 34) 新里忠史ほか, 福島県の環境中における放射性セシウムの環境動態調査, *保全学*, vol.12, no.3, 2013, pp.9-14.
- 35) 新里忠史ほか, 6-1(1)福島長期環境動態研究 (F-TRACE) -森林調査-, 東京電力(株)福島

- 第一原子力発電所事故に係る廃止措置及び環境回復への原子力機構の取り組み, 2015 年版, 2016, pp. 64-65.
- 36) 環境省, 地下水質のモニタリング調査における放射性物質の測定結果 (平成 29 年 2 月分) について, 2017-03-17,  
[http://www.env.go.jp/jishin/monitoring/result\\_gw170317.pdf](http://www.env.go.jp/jishin/monitoring/result_gw170317.pdf) (参照 2017-07-28).
- 37) 環境省, 平成 26 年度水環境における放射性物質のモニタリング結果 (平成 26 年度末とりまとめ) について (お知らせ), 2016-01-25, <http://www.env.go.jp/press/101995.html> (参照 2017-05-12).
- 38) 環境省, 地下水質のモニタリング調査における放射性物質の測定結果 (平成 27 年 6 月～8 月分) について, 2015-10-08,  
[http://www.env.go.jp/jishin/monitoring/result\\_gw151008rev.pdf](http://www.env.go.jp/jishin/monitoring/result_gw151008rev.pdf) (参照 2017-05-12).
- 39) 環境省, 地下水質のモニタリング調査における放射性物質の測定結果 (平成 28 年 11 月分) について, 2017-02-07,  
[http://www.env.go.jp/jishin/monitoring/result\\_gw170207.pdf](http://www.env.go.jp/jishin/monitoring/result_gw170207.pdf) (参照 2017-04-12).
- 40) 林野庁, スギ雄花に含まれる放射性セシウムの濃度の調査の実施について, 2011-11-22,  
<http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/hozen/111122.html> (参照 2017-05-12).
- 41) 林野庁, スギ雄花に含まれる放射性セシウムの濃度の調査結果について (中間報告), 2011-12. 27, <http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/hozen/111227.html> (参照 2017-05-12).
- 42) 林野庁, スギ雄花に含まれる放射性セシウムの濃度の調査結果について, 2012-02-08,  
<http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/hozen/120208.html> (参照 2017-05-12).
- 43) 林野庁, スギ雄花に含まれる放射性セシウムの濃度の調査結果について, 2013-02-08,  
[http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/kenho/130208\\_2.html](http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/kenho/130208_2.html) (参照 2017-05-12).
- 44) 林野庁, スギ雄花に含まれる放射性セシウムの濃度の調査結果について, 2014-01-31,  
[http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/ken\\_sidou/140131.html](http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/ken_sidou/140131.html) (参照 2017-05-12).
- 45) 林野庁, スギ雄花に含まれる放射性セシウムの濃度の調査結果について, 2015-01-30,  
<http://www.rinya.maff.go.jp/j/press/kaihatu/150130.html> (参照 2017-05-12).
- 46) 林野庁, スギ雄花に含まれる放射性セシウム濃度の調査結果について, 2017-02-01,  
<http://www.rinya.maff.go.jp/j/kaihatu/jittaihaaku/sugi.html> (参照 2017-04-12).
- 47) 福島県, 森林における放射性物質の状況と今後の予測について,  
<http://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/172389.pdf> (参照 2017-04-07).
- 48) 国土防災技術株式会社, 平成 26 年度「森林における除染等実証事業」のうち「避難指示解除準備区域等における実証事業 (田村市)」報告書, 2015, 69p.
- 49) 中西貴宏, 6-2 福島長期環境動態研究 (F-TRACE) (3) -河川調査-, 東京電力 (株) 福島第一原子力発電所事故に係る廃止措置及び環境回復への原子力機構の取り組み, 2014 年版, 2014, pp. 76-77.
- 50) 環境省, 福島県内の公共用水域における放射性物質モニタリングの測定結果 (速報) (1 月-2 月分), 2017-03-30,  
[http://www.env.go.jp/jishin/monitoring/result\\_pw170330-1.pdf](http://www.env.go.jp/jishin/monitoring/result_pw170330-1.pdf) (参照 2017-04-17).
- 51) 環境省, 東日本大震災の被災地における放射性物質関連の環境モニタリング調査: 公共用水域, [http://www.env.go.jp/jishin/monitoring/results\\_r-pw.html](http://www.env.go.jp/jishin/monitoring/results_r-pw.html) (参照 2017-04-17).
- 52) Kitamura, A. et al, Mathematical modeling of radioactive contaminants in the Fukushima environment, Nuclear Science and Engineering. Vol.179, no.1, 2015, pp.104-118.

- 53) Yamaguchi, M. et al, Predicting the long-term  $^{137}\text{Cs}$  distribution in Fukushima after the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident; A parameter sensitivity analysis, *Journal of Environmental Radioactivity*. Vol.135, 2014, pp.135-146.
- 54) 中西貴宏, 6-1(3) 福島長期環境動態研究 (F-TRACE) –河川調査–, 東京電力(株)福島第一原子力発電所事故に係る廃止措置及び環境回復への原子力機構の取り組み, 2015年版, 2016, pp. 68-69.
- 55) 中西貴宏ほか, 福島長期環境動態研究 9; 河川敷における放射性セシウムの堆積挙動, 日本原子力学会 2015 年秋の大会予稿集, 静岡, 2015-09-09/11, p. 559.
- 56) 中西貴宏ほか, 福島長期環境動態研究 18; 福島県浜通り地域の河川における放射性セシウムの移行挙動, 日本原子力学会 2016 年秋の大会予稿集, 久留米, 2016-09-07/09, 1J01.
- 57) 中西貴宏, 7-1 福島長期環境動態研究 (F-TRACE) (3) –河川調査–, 東京電力ホールディングス福島第一原子力発電所事故に係る廃止措置及び環境回復への原子力機構の取り組み, 2016 年版, 2017, pp. 82-83.
- 58) 農林水産省東北農政局, ため池の放射性物質の実態と対策, 2016-02-05,  
[http://www.maff.go.jp/tohoku/osirase/higai\\_taisaku/hukkou/160205\\_risukomi\\_ta.html](http://www.maff.go.jp/tohoku/osirase/higai_taisaku/hukkou/160205_risukomi_ta.html)  
 (参照 2017-04-18) .
- 59) 農林水産省東北農政局, 大柿ダムの放射性セシウムの実態と対策; 請戸川地区の農業復興に向けて, 2016-03-29, 20p.
- 60) 農林水産省東北農政局, 大柿ダムにおける放射性セシウムの調査結果の概要 (~H26 年度), 2015-10-30,  
[http://www.maff.go.jp/tohoku/osirase/higai\\_taisaku/hukkou/pdf/151030\\_gaiyou1.pdf](http://www.maff.go.jp/tohoku/osirase/higai_taisaku/hukkou/pdf/151030_gaiyou1.pdf)  
 (参照 2017-08-04).
- 61) 飯島和毅ほか, 浜通り側河川水系における放射性セシウム移動挙動; 請戸川水系と他河川水系との比較, 第 3 回環境放射能除染研究発表会要旨集, 郡山, 2014-07-03/04, 環境放射能除染学会, pp. 74-75.
- 62) Smith, J. T. et al, AQUASCOPE technical deliverable: simplified models for predicting  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{131}\text{I}$  in water and fish of rivers, lakes and reservoirs, CEH Centre for Ecology and Hydrology, Natural Environment Research Council, 2002.
- 63) Yamada, S. et al, Sediment and  $^{137}\text{Cs}$  transport and accumulation in the Ogaki Dam of eastern Fukushima, *Environmental Research Letters*, vol.10, no.1, 2015, pp.014013\_1-014013\_9.
- 64) Onishi, Y. et al, Preliminary Modeling of Wave-Enhanced Sediment and Contaminant Transport in New Bedford Harbor, *Nearshore and Estuarine Cohesive Sediment Transport*, American Geophysical Union, 1993, 582p.
- 65) Kurikami, H. et al, Numerical study of sediment and  $^{137}\text{Cs}$  discharge out of reservoirs during various scale rainfall events, *Journal of Environmental Radioactivity*, vol.164, 2016, pp. 73-83.
- 66) Yoshimura, K. et al, An extensive study of the concentrations of particulate/dissolved radiocaesium derived from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident in various river systems and their relationship with catchment inventory, *Journal of Environmental Radioactivity*, Vol.139, 2015, pp. 370-378.

- 67) 小林卓也ほか, 海洋における物質動態のモデル開発, 原子力機構研究成果報告会; ふくしまの環境回復に係るこれまでの取り組み, 福島, 2015-11-09/10,  
<http://fukushima.jaea.go.jp/initiatives/cat01/pdf1511/3-2.pdf> (参照 2017-04-24) .
- 68) 水産庁, 水産物の放射性物質の検査に係る報告書 (平成 23 年 3 月～平成 27 年 1 月), 2015-04-06, 165p.
- 69) 原子力規制委員会, 福島沿岸の海水の放射能濃度の推移, 5p.
- 70) 水産庁, 水産物の放射性物質調査の結果について,  
<http://www.jfa.maff.go.jp/j/housyanou/kekka.html> (参照 2017-06-29) .
- 71) 乙坂重嘉, 海底堆積物中の放射性セシウム濃度の推移, ISOTOPE NEWS, No. 710, pp.12-15.
- 72) Otosaka, S. et al, Sedimentation and remobilization of radiocesium in the coastal area of Ibaraki, 70 km south of the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant, Environmental Monitoring Assessment, vol.185, no.7, 2013, pp.5419-5433.
- 73) 水産総合研究センター, 平成 27 年度放射性物質影響解明調査事業報告書, 2016-03, 100p.
- 74) 農林水産省ほか, 放射性セシウム濃度の高い米が発生する要因とその対策について; 要因解析調査と試験栽培等の結果の取りまとめ (概要第 2 版), 2014-03, 25p.
- 75) 河川財団, 水辺の安全ハンドブック; 川を知る。川を楽しむ, 新装版 (2016 年版), 河川財団子どもの水辺サポートセンター, 2016-05,  
<http://www.kasen.or.jp/mizube/tabid129.html> (参照 2017-06-30) .
- 76) 環境省, 水辺のレクリエーション活動における被ばく線量の試算について (概要), 環境回復検討会 (第 13 回), 2015-01, 2p.
- 77) 宮城県, 県内主要海水浴場の水質検査結果について (環境対策課), 2016-06-16,  
<https://www.pref.miyagi.jp/release/ho20160616-6.html> (参照 2017-04-24) .
- 78) 福島県, 平成 28 年度水浴場の環境放射線モニタリング調査結果, 2016-10-17,  
<http://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/16025d/h28-suiyokujou.html> (参照 2017-04-24) .

# 国際単位系 (SI)

表1. SI 基本単位

基本量	SI 基本単位	
	名称	記号
長さ	メートル	m
質量	キログラム	kg
時間	秒	s
電流	アンペア	A
熱力学温度	ケルビン	K
物質량	モル	mol
光度	カンデラ	cd

表2. 基本単位を用いて表されるSI組立単位の例

組立量	SI 組立単位	
	名称	記号
面積	平方メートル	m <sup>2</sup>
体積	立方メートル	m <sup>3</sup>
速度	メートル毎秒	m/s
加速度	メートル毎秒毎秒	m/s <sup>2</sup>
波数	毎メートル	m <sup>-1</sup>
密度, 質量密度	キログラム毎立方メートル	kg/m <sup>3</sup>
面積密度	キログラム毎平方メートル	kg/m <sup>2</sup>
比体積	立方メートル毎キログラム	m <sup>3</sup> /kg
電流密度	アンペア毎平方メートル	A/m <sup>2</sup>
磁界の強さ	アンペア毎メートル	A/m
量濃度 <sup>(a)</sup> , 濃度	モル毎立方メートル	mol/m <sup>3</sup>
質量濃度	キログラム毎立方メートル	kg/m <sup>3</sup>
輝度	カンデラ毎平方メートル	cd/m <sup>2</sup>
屈折率 <sup>(b)</sup>	(数字の)	1
比透磁率 <sup>(b)</sup>	(数字の)	1

(a) 量濃度 (amount concentration) は臨床化学の分野では物質濃度 (substance concentration) ともよばれる。  
 (b) これらは無次元量あるいは次元1をもつ量であるが、そのことを表す単位記号である数字の1は通常は表記しない。

表3. 固有の名称と記号で表されるSI組立単位

組立量	SI 組立単位			
	名称	記号	他のSI単位による表し方	SI基本単位による表し方
平面角	ラジアン <sup>(b)</sup>	rad	1 <sup>(b)</sup>	m/m
立体角	ステラジアン <sup>(b)</sup>	sr <sup>(e)</sup>	1 <sup>(b)</sup>	m <sup>2</sup> /m <sup>2</sup>
周波数	ヘルツ <sup>(d)</sup>	Hz		s <sup>-1</sup>
力	ニュートン	N		m kg s <sup>-2</sup>
圧力, 応力	パスカル	Pa	N/m <sup>2</sup>	m <sup>-1</sup> kg s <sup>-2</sup>
エネルギー, 仕事, 熱量	ジュール	J	N m	m <sup>2</sup> kg s <sup>-2</sup>
仕事率, 工率, 放射束	ワット	W	J/s	m <sup>2</sup> kg s <sup>-3</sup>
電荷, 電気量	クーロン	C		s A
電位差 (電圧), 起電力	ボルト	V	W/A	m <sup>2</sup> kg s <sup>-3</sup> A <sup>-1</sup>
静電容量	ファラド	F	C/V	m <sup>2</sup> kg <sup>-1</sup> s <sup>4</sup> A <sup>2</sup>
電気抵抗	オーム	Ω	V/A	m <sup>2</sup> kg s <sup>-3</sup> A <sup>-2</sup>
コンダクタンス	ジーメン	S	A/V	m <sup>2</sup> kg <sup>-1</sup> s <sup>3</sup> A <sup>2</sup>
磁束	ウェーバ	Wb	Vs	m <sup>2</sup> kg s <sup>-2</sup> A <sup>-1</sup>
磁束密度	テスラ	T	Wb/m <sup>2</sup>	kg s <sup>-2</sup> A <sup>-1</sup>
インダクタンス	ヘンリー	H	Wb/A	m <sup>2</sup> kg s <sup>-2</sup> A <sup>-2</sup>
セルシウス温度	セルシウス度 <sup>(e)</sup>	°C		K
光照射度	ルーメン	lm	cd sr <sup>(e)</sup>	cd
放射線量	グレイ	Gy	J/kg	m <sup>2</sup> s <sup>-2</sup>
放射性核種の放射能 <sup>(f)</sup>	ベクレル <sup>(d)</sup>	Bq		s <sup>-1</sup>
吸収線量, 比エネルギー分与, カーマ	グレイ	Gy	J/kg	m <sup>2</sup> s <sup>-2</sup>
線量当量, 周辺線量当量, 方向性線量当量, 個人線量当量	シーベルト <sup>(g)</sup>	Sv	J/kg	m <sup>2</sup> s <sup>-2</sup>
酸素活性化	カタール	kat		s <sup>-1</sup> mol

(a) SI接頭語は固有の名称と記号を持つ組立単位と組み合わせても使用できる。しかし接頭語を付した単位はもはやコヒーレントではない。  
 (b) ラジアンとステラジアンは数字の1に対する単位の特別な名称で、量についての情報をつたえるために使われる。実際には、使用する時には記号rad及びsrが用いられるが、習慣として組立単位としての記号である数字の1は明示されない。  
 (c) 測光学ではステラジアンという名称と記号srを単位の表し方の中に、そのまま維持している。  
 (d) ヘルツは周期現象についてのみ、ベクレルは放射性核種の統計的過程についてのみ使用される。  
 (e) セルシウス度はケルビンの特別な名称で、セルシウス温度を表すために使用される。セルシウス度とケルビンの単位の大きさは同一である。したがって、温度差や温度間隔を表す数値はどちらの単位で表しても同じである。  
 (f) 放射性核種の放射能 (activity referred to a radionuclide) は、しばしば誤った用語で"radioactivity"と記される。  
 (g) 単位シーベルト (PV, 2002, 70, 205) についてはCIPM勧告2 (CI-2002) を参照。

表4. 単位の中に固有の名称と記号を含むSI組立単位の例

組立量	SI 組立単位		
	名称	記号	SI 基本単位による表し方
粘力のモーメント	パスカル秒	Pa s	m <sup>-1</sup> kg s <sup>-1</sup>
表面張力	ニュートンメートル	N m	m <sup>2</sup> kg s <sup>-2</sup>
角速度	ニュートン毎メートル	N/m	kg s <sup>-2</sup>
角加速度	ラジアン毎秒	rad/s	m m <sup>-1</sup> s <sup>-1</sup> = s <sup>-1</sup>
熱流密度, 放射照度	ラジアン毎秒毎秒	rad/s <sup>2</sup>	m m <sup>-1</sup> s <sup>-2</sup> = s <sup>-2</sup>
熱容量, エントロピー	ワット毎平方メートル	W/m <sup>2</sup>	kg s <sup>-3</sup>
比熱容量, 比エントロピー	ジュール毎ケルビン	J/K	m <sup>2</sup> kg s <sup>-2</sup> K <sup>-1</sup>
比エネルギー	ジュール毎キログラム毎ケルビン	J/(kg K)	m <sup>2</sup> s <sup>-2</sup> K <sup>-1</sup>
熱伝導率	ジュール毎キログラム	J/kg	m <sup>2</sup> s <sup>-2</sup>
体積エネルギー	ワット毎メートル毎ケルビン	W/(m K)	m kg s <sup>-3</sup> K <sup>-1</sup>
電界の強さ	ジュール毎立方メートル	J/m <sup>3</sup>	m <sup>-1</sup> kg s <sup>-2</sup>
電荷密度	ジュール毎立方メートル	J/m <sup>3</sup>	m kg s <sup>-3</sup> A <sup>-1</sup>
電表面電荷	クーロン毎立方メートル	C/m <sup>3</sup>	m <sup>-3</sup> s A
電束密度, 電気変位	クーロン毎平方メートル	C/m <sup>2</sup>	m <sup>-2</sup> s A
誘電率	クーロン毎平方メートル	C/m <sup>2</sup>	m <sup>-2</sup> s A
透磁率	ファラド毎メートル	F/m	m <sup>3</sup> kg <sup>-1</sup> s <sup>4</sup> A <sup>2</sup>
モルエネルギー	ヘンリー毎メートル	H/m	m kg s <sup>-2</sup> A <sup>-2</sup>
モルエントロピー, モル熱容量	ジュール毎モル	J/mol	m <sup>2</sup> kg s <sup>-2</sup> mol <sup>-1</sup>
照射線量 (X線及びγ線)	ジュール毎モル毎ケルビン	J/(mol K)	m <sup>2</sup> kg s <sup>-2</sup> K <sup>-1</sup> mol <sup>-1</sup>
吸収線量率	クーロン毎キログラム	C/kg	kg <sup>-1</sup> s A
放射線強度	グレイ毎秒	Gy/s	m <sup>2</sup> s <sup>-3</sup>
放射輝度	ワット毎ステラジアン	W/sr	m <sup>4</sup> m <sup>-2</sup> kg s <sup>-3</sup> = m <sup>2</sup> kg s <sup>-3</sup>
酵素活性濃度	ワット毎平方メートル毎ステラジアン	W/(m <sup>2</sup> sr)	m <sup>2</sup> m <sup>-2</sup> kg s <sup>-3</sup> = kg s <sup>-3</sup>
	カタール毎立方メートル	kat/m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> mol

表5. SI 接頭語

乗数	名称	記号	乗数	名称	記号
10 <sup>24</sup>	ヨタ	Y	10 <sup>1</sup>	デシ	d
10 <sup>21</sup>	ゼタ	Z	10 <sup>2</sup>	センチ	c
10 <sup>18</sup>	エクサ	E	10 <sup>3</sup>	ミリ	m
10 <sup>15</sup>	ペタ	P	10 <sup>6</sup>	マイクロ	μ
10 <sup>12</sup>	テラ	T	10 <sup>9</sup>	ナノ	n
10 <sup>9</sup>	ギガ	G	10 <sup>12</sup>	ピコ	p
10 <sup>6</sup>	メガ	M	10 <sup>-15</sup>	フェムト	f
10 <sup>3</sup>	キロ	k	10 <sup>-18</sup>	アト	a
10 <sup>2</sup>	ヘクト	h	10 <sup>-21</sup>	ゼプト	z
10 <sup>1</sup>	デカ	da	10 <sup>-24</sup>	ヨクト	y

表6. SIに属さないが、SIと併用される単位

名称	記号	SI単位による値
分	min	1 min=60 s
時	h	1 h=60 min=3600 s
日	d	1 d=24 h=86 400 s
度	°	1°=(π/180) rad
分	'	1'=(1/60)°=(π/10 800) rad
秒	"	1"=(1/60)'=(π/648 000) rad
ヘクタール	ha	1 ha=1 hm <sup>2</sup> =10 <sup>4</sup> m <sup>2</sup>
リットル	L, l	1 L=1 l=1 dm <sup>3</sup> =10 <sup>3</sup> cm <sup>3</sup> =10 <sup>-3</sup> m <sup>3</sup>
トン	t	1 t=10 <sup>3</sup> kg

表7. SIに属さないが、SIと併用される単位で、SI単位で表される数値が実験的に得られるもの

名称	記号	SI単位で表される数値
電子ボルト	eV	1 eV=1.602 176 53(14)×10 <sup>-19</sup> J
ダルトン	Da	1 Da=1.660 538 86(28)×10 <sup>-27</sup> kg
統一原子質量単位	u	1 u=1 Da
天文単位	ua	1 ua=1.495 978 706 91(6)×10 <sup>11</sup> m

表8. SIに属さないが、SIと併用されるその他の単位

名称	記号	SI単位で表される数値
バール	bar	1 bar=0.1MPa=100 kPa=10 <sup>5</sup> Pa
水銀柱ミリメートル	mmHg	1 mmHg=133.322Pa
オングストローム	Å	1 Å=0.1nm=100pm=10 <sup>-10</sup> m
海里	M	1 M=1852m
バイン	b	1 b=100fm <sup>2</sup> =(10 <sup>12</sup> cm <sup>2</sup> ) <sup>2</sup> =10 <sup>-28</sup> m <sup>2</sup>
ノット	kn	1 kn=(1852/3600)m/s
ネーパ	Np	SI単位との数値的関係は、 対数量の定義に依存。
ベレル	B	
デシベル	dB	

表9. 固有の名称をもつCGS組立単位

名称	記号	SI単位で表される数値
エルグ	erg	1 erg=10 <sup>-7</sup> J
ダイン	dyn	1 dyn=10 <sup>-5</sup> N
ポアズ	P	1 P=1 dyn s cm <sup>-2</sup> =0.1Pa s
ストークス	St	1 St=1cm <sup>2</sup> s <sup>-1</sup> =10 <sup>-4</sup> m <sup>2</sup> s <sup>-1</sup>
スチルブ	sb	1 sb=1cd cm <sup>-2</sup> =10 <sup>4</sup> cd m <sup>-2</sup>
フォト	ph	1 ph=1cd sr cm <sup>-2</sup> =10 <sup>4</sup> lx
ガリ	Gal	1 Gal=1cm s <sup>-2</sup> =10 <sup>-2</sup> ms <sup>-2</sup>
マクスウェル	Mx	1 Mx=1 G cm <sup>2</sup> =10 <sup>-8</sup> Wb
ガウス	G	1 G=1Mx cm <sup>-2</sup> =10 <sup>-4</sup> T
エルステッド <sup>(a)</sup>	Oe	1 Oe <sub>e</sub> =(10 <sup>3</sup> /4π)A m <sup>-1</sup>

(a) 3元系のCGS単位系とSIでは直接比較できないため、等号「△」は対応関係を示すものである。

表10. SIに属さないその他の単位の例

名称	記号	SI単位で表される数値
キュリー	Ci	1 Ci=3.7×10 <sup>10</sup> Bq
レントゲン	R	1 R=2.58×10 <sup>-4</sup> C/kg
ラド	rad	1 rad=1cGy=10 <sup>-2</sup> Gy
レム	rem	1 rem=1 cSv=10 <sup>-2</sup> Sv
ガンマ	γ	1 γ=1 nT=10 <sup>-9</sup> T
フェルミ	f	1 フェルミ=1 fm=10 <sup>-15</sup> m
メートル系カラット		1 メートル系カラット=0.2 g=2×10 <sup>-4</sup> kg
トル	Torr	1 Torr=(101 325/760) Pa
標準大気圧	atm	1 atm=101 325 Pa
カロリ	cal	1 cal=4.1858J (「15°C」カロリ), 4.1868J (「IT」カロリ), 4.184J (「熱化学」カロリ)
マイクロン	μ	1 μ=1μm=10 <sup>-6</sup> m

