

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—

平成28年10月

国立研究開発法人国立環境研究所

## 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—

<b>1. 広域環境動態計測及び解析</b> .....	<b>1</b>
1.1 概要.....	1
1.2 高線量森林河川における放射性セシウムの挙動.....	2
1.2.1 はじめに.....	2
1.2.2 調査方法.....	2
1.2.3 結果.....	4
1.2.4 考察.....	6
1.3 森林生態系における放射性セシウム移行モデルの構築.....	10
1.3.1 モデル開発の必要性和目的.....	10
1.3.2 FoRothCs モデルの構造と特徴.....	10
1.3.3 FoRothCs の挙動と特徴.....	12
1.3.4 FoRothCs モデルの今後の研究展開.....	15
1.4 淡水生態系における放射性セシウムの移行実態評価.....	17
1.4.1 背景と目的.....	17
1.4.2 研究内容及び方法.....	17
1.4.3 結果及び考察.....	18
1.4.4 今後の課題.....	19
<b>2. 多媒体環境モデリング</b> .....	<b>22</b>
2.1 概要.....	22
2.2 大気モデルを用いた放射性物質の動態・収支解明.....	23
2.2.1 はじめに.....	23
2.2.2 シミュレーション手法.....	23
2.2.3 シミュレーション結果.....	25
2.3 陸域の放射性セシウムのフローストック解析と森林域の動態予測.....	28
2.3.1 はじめに.....	28
2.3.2 地表面の放射性セシウムと空間線量率に関する解析.....	28
2.3.3 詳細な流出フラックスのモデル計算.....	29
2.3.4 森林土壌における <sup>137</sup> Cs の下方浸透モデルの作成.....	30
2.4 海底土セシウムの長期動態予測に向けて～事故発生後4年間の再現シミュレーション～.....	32
2.4.1 はじめに.....	32
2.4.2 シミュレーション手法.....	32

2.4.3	結果と考察.....	33
2.5	まとめと今後の課題.....	36
2.5.1	まとめ.....	36
2.5.2	今後の課題.....	36
<b>3.</b>	<b>生物・生態系への影響評価.....</b>	<b>37</b>
3.1	概要.....	37
3.2	相同組換え検出植物を用いた低線量放射線影響の調査.....	38
3.2.1	はじめに.....	38
3.2.2	DNA修復頻度を検出する事ができる遺伝子組換え植物の開発の概要.....	38
3.2.3	遺伝子組換え植物の培養細胞化.....	39
3.2.4	外部被ばくによる花形成の促進.....	43
3.2.5	結果のまとめと今後の展望.....	44
3.3	植物の生殖器官に対する低線量環境放射線影響の実態調査.....	47
3.3.1	はじめに.....	47
3.3.2	サクラの花粉熟成に対する影響.....	47
3.3.3	結果.....	48
3.3.4	考察.....	49
3.4	アサガオの生殖器官と遺伝子発現に対する影響調査.....	51
3.4.1	材料と方法.....	51
3.4.2	結果.....	52
3.4.3	考察.....	54
3.5	野生齧歯類を指標とした放射線生物影響の長期モニタリングと飼育個体を利用し たX線照射実験.....	57
3.5.1	はじめに.....	57
3.5.2	材料と方法.....	57
3.5.3	結果と考察.....	61
3.6	松川浦における水生生物への移行について.....	66
3.6.1	はじめに.....	66
3.6.2	松川浦における放射性物質の移行、蓄積及び潜在的生物影響に関するモニタリ ング調査.....	66
3.6.3	アオゴカイを用いた放射性セシウム移行試験の概要.....	67
3.6.4	アオゴカイを用いた放射性セシウム移行試験の解析の概要.....	69
3.7	生態系・景観モニタリング体制の構築.....	76
3.7.1	はじめに.....	76
3.7.2	哺乳類モニタリング.....	76
3.7.3	モニタリングデータ公開に向けた取り組み.....	80

3.7.4	市民連携プロジェクト「バードデータチャレンジ」	80
3.7.5	昆虫類の調査	81
3.8	景観モニタリング	86
3.8.1	はじめに	86
3.8.2	震災前耕作地の定義	86
3.8.3	車載動画を用いた画像分類用教師データの作成	87
3.8.4	機械学習を用いた農地の画像分類	87
3.9	両生類への影響調査	90
3.9.1	はじめに	90
3.9.2	両生類の組織への影響	91
3.9.3	両生類の生息環境への影響	93
3.10	潮間帯生物への影響調査	96
3.10.1	はじめに	96
3.10.2	潮間帯生物（付着生物）に関するコドラート調査	97
3.10.3	イボニシの棲息及び産卵状況調査	102
3.10.4	イボニシに対する放射性核種の急性影響試験	106
3.11	山岳湖沼沼沢湖における放射性セシウムの蓄積と移動	108
3.11.1	はじめに	108
3.11.2	調査地及び方法	108
3.11.3	結果及び考察	110
3.11.4	まとめ	117
3.12	まとめと今後の課題	119
<b>4.</b>	<b>被ばく源及び被ばく量に関する調査</b>	<b>120</b>
4.1	はじめに	120
4.2	被ばく源に関する解析	121
4.2.1	試料・方法	122
4.2.2	大気粉じん中の放射性セシウム	123
4.2.3	室内ダスト中の放射性セシウム	126
4.2.4	空間線量率の特性の評価	129
4.3	人の被ばく線量推計	140
4.3.1	人口分布の補正	141
4.3.2	積雪パラメータ	144
4.3.3	4.3章のまとめ	147
4.4	放射性物質動態及び被ばく量解析のための先端的分析法の開発と応用	148
4.4.1	海水中トリチウムの分析法と福島県極沿岸域における精密測定への応用	148
4.4.2	環境試料中の放射性ストロンチウム分析法の簡略化	154



4. 5 4章のまとめ .....	160
-------------------	-----

## 1. 広域環境動態計測及び解析

### 1.1 概要

東京電力福島第一原子力発電所（以下、「福島第一原発」と呼ぶ）の事故から 5 年が経過し、1986 年に旧ソビエト連邦で発生したチェルノブイリ原発事故後の調査・研究で得られた知見を踏まえつつ、国内外の多くの研究機関や行政機関によって調査・研究が実施されてきた。それによって、さまざまな環境中における放射性セシウム（以下、Cs と表記）の挙動について、数多くの知見が得られている。これら取り組みは、日本固有の気象や地形、地理条件を考慮したものであり、農地や森林、市街地等の除染や水稻等農作物への移行対策等に活用されるなど、今日に至るまで、一定以上の成果を挙げていると考える。その一方で、避難指示が解除された地域へ帰還された、あるいは今後帰還を予定されている人々を主とした地域住民の方達の日常生活において、安全とそこから生まれる安心を担保するために、さらには、農林水産業の一日でも早い復興を図るために、放射性 Cs を主とした放射性物質の環境中での挙動について、これまで以上に詳細な動態把握とそれに基づくリスク評価と管理が求められている。

このような状況に基づき、国立環境研究所では、利水や農作物への移行、生態系汚染それぞれに対するリスク評価の観点から、高線量地域を中心に、流域環境における溶存態や有機態等、生物利用性の高い形態（可給態）で存在する放射性 Cs の挙動に着目し、その動態把握にかかる調査研究に注力している。また、農林水産資源の汚染リスク評価とともに、地域住民の方達の生活における安心を醸成するため、身近な生物の放射能汚染の実態と推移の把握を目的に、森林域や水域の生態系における放射性 Cs の移行特性評価を実施している。本報では、流域環境中での可給態放射性 Cs の挙動として、高線量地域における森林流域からの溶存態放射性 Cs の流出実態について、その流出特性や発生源に関する考察も含め紹介する。また、生態系汚染把握に係る取り組みとして、森林生態系における放射性 Cs の移行モデルを開発したのでその詳細を紹介する。県土面積の 7 割を森林が占める福島県では、除染を含めた放射能汚染対策と森林施業、森林環境保全は不可分かつ極めて重要な課題であり、今回開発したモデルは、放射性 Cs の移行過程に対する間伐等森林施業の影響の評価が可能であり、その試行例が報告されている。さらに、生態系汚染の実態評価として、浜通り地方河川を主とした淡水生態系における放射性 Cs の移行特性について、魚種ごとの濃縮係数や、それらと水質や栄養段階の関係について解析した結果を紹介する。

## 1.2 高線量森林河川における放射性セシウムの挙動

### 1.2.1 はじめに

福島第一原発事故後、山林域を中心に沈着した放射性 Cs は河川運搬を経て海へと徐々に流出している。特に、福島第一原発の北側に位置する「相双地域」では、上流の森林域に沈着した高濃度の放射性 Cs が下流の農地・都市域へと流れており、その影響でいまだにいくつかの地域では水産物の出荷や水稲の作付けが制限されている。今後の水圏生態系への影響や河川水の灌漑利用のリスクを評価するためには、上流の森林域から流出する河川水に含まれる放射性 Cs の挙動を明らかにすることが重要である。

水中の放射性 Cs は溶存態と粒子付着態 (SS 態) に大別され、特に溶存態は生物利用性が高く、生物・農作物への濃縮の影響が大きいと考えられている。河川水中の溶存態放射性 Cs 濃度の測定は原発事故直後から多地点で行われており (Sakaguchi et al., 2015; 長尾ら 2015 など)、これまでの知見として、溶存態のセシウム  $^{137}\text{Cs}$  (以下  $^{137}\text{Cs}$ ) 濃度が流域内平均  $^{137}\text{Cs}$  沈着量 ( $\text{Bq}/\text{m}^2$ ) と一定の関係を持つこと (Tsuji et al., 2014a; Ochiai et al., 2015; Eyrolle-Boyer et al., 2016)、SS 重量あたりの  $^{137}\text{Cs}$  濃度 ( $\text{Bq}/\text{kg}$ ) と強い関係を持つこと (Yoshimura et al., 2015) などが明らかになっている。また、大量の放射性 Cs が移動する出水時の挙動については、都市域 (Nagao et al., 2013; Yamashita et al., 2015)・農地 (Yoshikawa et al., 2014)・森林域 (Shinomiya et al., 2014; Iwagami et al., 2015) での実測例があり、特に森林河川では出水時における一時的な濃度上昇が報告されている。我々の平成 26 年度までの調査 (国立環境研究所 平成 26 年度報告書) においても同様に出水時の  $^{137}\text{Cs}$  濃度上昇傾向が確認されたが、出水時・平水時ともにデータ数が限られていたため、出水の規模と溶存態  $^{137}\text{Cs}$  濃度の関係を定量的に論じるまでには至らなかった。

本報告では、平成 26 年度に引き続き行った太田川上流地点における森林河川調査の結果を示すとともに、計 50 回の  $^{137}\text{Cs}$  濃度データをもって、河川水中の溶存態  $^{137}\text{Cs}$  濃度と出水規模の関係を明らかにする。また、出水時に森林河川中の溶存態  $^{137}\text{Cs}$  が上昇する原因を探るために、河川へ流入する多経路の水中溶存態  $^{137}\text{Cs}$  濃度、および溶存態  $^{137}\text{Cs}$  濃度に影響を及ぼす河川水中の共存イオン濃度の測定結果を示し、森林内における溶存態  $^{137}\text{Cs}$  の発生源について考察を行う。

### 1.2.2 調査方法

福島県南相馬市内の太田川の横川ダム上流部 ( $37.57463^\circ \text{N}$ ,  $140.88126^\circ \text{E}$ ) の森林河川において、月に 1~2 回の定期的な採水および出水時における集中的な採水を行った (図 1.2-1)。この地点ではダム管理所が河川水深の連続自動測定を行っており、水深  $h$  (cm) の測定値は  $Q = 38.8 h^{1.81}$  の関係式を用いて流量  $Q$  ( $\text{m}^3/\text{s}$ ) に変換される。なお本章では、流量  $Q$  を流域面積  $21.0 \text{ km}^2$  で除した値 (流出高、単位:  $\text{mm}/\text{h}$ ) を河川の出水規模の指標として用いる。また、河川流量が  $1 \text{ m}^3/\text{s}$  未満 (=  $0.17 \text{ mm}/\text{h}$  の流出高) である流況を平水時とみなすこととする。福島第一原発から本調査地点までの直線距離は  $24.4 \text{ km}$  であり、 $^{137}\text{Cs}$  の流域内平均沈着量は  $1.9 \text{ MBq}/\text{m}^2$  である (文部科学省, 2011)。流域面積は  $21.0 \text{ km}^2$ 、標高は  $160\text{--}720 \text{ m}$  であり、流域の 99.2% が森林に覆われている。

本地点においては、2014 年 4 月から月に 1~2 回の頻度で採水を行っており、本報告では 2015 年 7 月までの計 25 回 (うち 23 回が平水時) の定期調査、および 2014 年 10 月 6 日、10 月 14 日 (H26 年度報告書掲載済)、2015 年 7 月 16 日の台風出水時における集中的な採水調査の結果を示す。河川水は流心付近において 20-40 L をバケツ採水し、カートリッジフィルタ式装置 (Tsuji et

al., 2015; Yasutaka et al., 2015) に通水して、懸濁物質 (SS) のろ過および溶存態  $^{137}\text{Cs}$  濃縮の前処理を行った。溶存態  $^{137}\text{Cs}$  動態における共存イオンの影響を調べるため、河川水中の各種イオン ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ) の濃度をイオンクロマトグラフィー (ICS-1600, Thermo Fisher Scientific) で測定し、溶存有機態炭素 (DOC) 濃度についても TOC 計 (TOC-L, Shimadzu Co., Ltd) を使って測定した。また、採水地点における SS 濃度を連続的に測定するために濁度計 (TC-500, Optex Co., Ltd.) を設置し、濁度と実測 SS 濃度の関係式を同定し、SS 濃度の連続データを得た。さらに溶存態  $^{137}\text{Cs}$  濃度の変動要因を考察するため、採水時点における流出高および SS 濃度 (流況) との関係、ならびに共存溶存物質濃度との関係を明らかにした。

次に河川水中の溶存態  $^{137}\text{Cs}$  の流入経路を明らかにするため、採水地点上流部の森林内 (コナラ広葉樹林下・スギ林下) において、3 L 容ボトルを中に含む装置 (Nishikiori et al., 2015) を用いて林内雨を回収し、加えて横川ダム放流口付近の草原において林外雨を回収した。サンプラーボトルの上部には孔径 1 mm のプレメッシュを設け、枝葉のボトル内への混入をできるだけ防いだ。雨水の受け口は地上 55 cm の高さに設けており、地面からの雨水の跳ね返りの影響は無視できると思われる。雨水は 2015 年 4 月から 7 月の 3 ヶ月間回収を行い、月に 1 回ボトルを持ち帰り、地点ごとに全量を混合し (表 1.2-1)、0.45  $\mu\text{m}$  メンブレンフィルタを用いたろ過を行った後、2 L マリネリ容器内に入れて溶存態  $^{137}\text{Cs}$  濃度を測定した。また、河畔域にポーラスカップを埋設し、深さ 20 cm および 50 cm の土壤間隙水を 1 日間の減圧吸引によって回収した。5/14, 6/12, 8/6 に回収した水は量が少なかったため混合を行い、8/26 は比較的多く回収されたため混合は行わず、それぞれの水を 0.45  $\mu\text{m}$  メンブレンフィルタでろ過し、蒸発濃縮を行った後 U8 容器内に入れて溶存態  $^{137}\text{Cs}$  濃度を測定した。また、山林の麓部分から常時流出する湧水 20-60 L を 5/1 および 7/24 に採取し、カートリッジフィルタ装置を用いて溶存態  $^{137}\text{Cs}$  の現場濃縮を行った。事前濃縮処理を行ったサンプルは、ゲルマニウム半導体検出器 (GC2518, Canberra Japan; SEG-EMS GEM 35-70; Seiko EG&G Co.Ltd.) に供し、 $^{137}\text{Cs}$  を測定し、これを水中の  $^{137}\text{Cs}$  濃度 [Bq/L] に換算した。

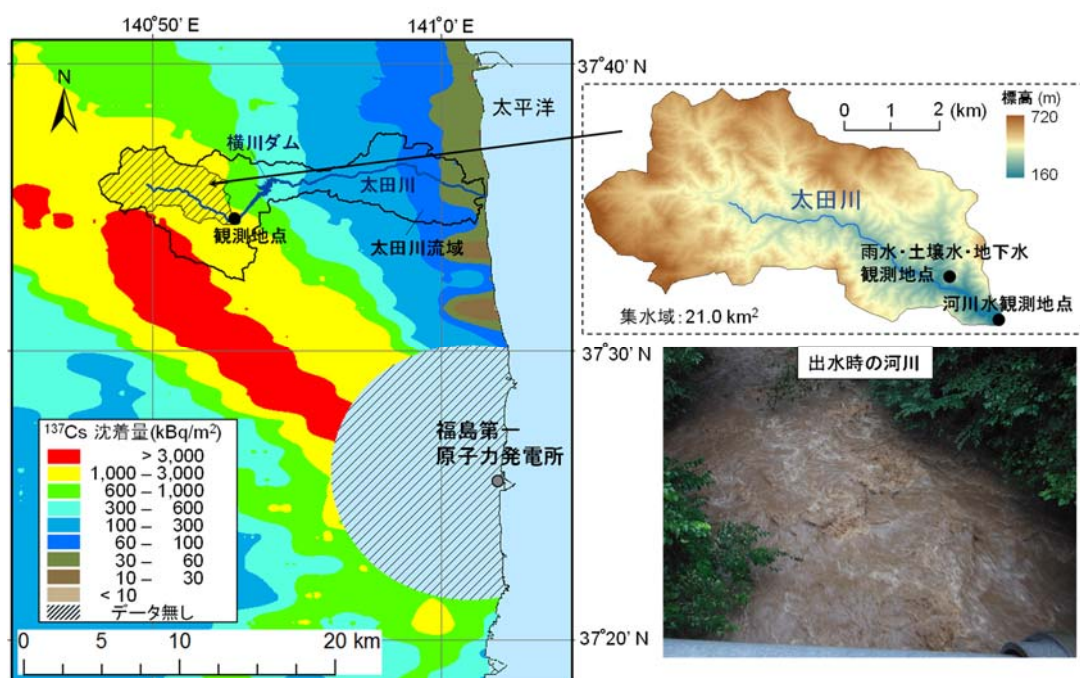


図 1.2-1 河川水および雨水・土壤水・地下水観測地点

表 1.2-1 雨水・土壌水・地下水中の溶存態 <sup>137</sup>Cs 濃度 (Bq/L)

サンプル	雨水:回収期間 土壌水・地下水:採取日	溶存態 <sup>137</sup> Cs濃度 (Bq/L)
雨水	広葉樹林内雨	2015/4/24-7/23
	スギ林内雨	2015/4/24-7/23
	林外雨	2015/4/24-7/23
土壌水 (畦畔域)	深さ 20 cm	2015/5/14, 6/12, 8/6の混合
	深さ 50 cm	2015/5/14, 6/12, 8/6の混合
	深さ 20 cm	2015/8/26
	深さ 50 cm	2015/8/26
地下水 (湧水)		2015/5/1
		2015/7/24

### 1.2.3 結果

図 1.2-2 に、平水時における溶存態・SS 態 <sup>137</sup>Cs 濃度の変化を示す。溶存態 <sup>137</sup>Cs 濃度は 0.14-0.53 Bq/L (0.34±0.11 Bq/L) であり、夏季に高く冬季に低い傾向が見られた。一方 SS 態 <sup>137</sup>Cs 濃度については 0.015-0.83 Bq/L で顕著な変動傾向は確認されなかった。平水時の SS 濃度は 2 mg/L 未満であった。図 1.2-3 に、2015/7/16 出水時の溶存態・SS 態 <sup>137</sup>Cs 濃度の短時間変動を示す。溶存態 <sup>137</sup>Cs 濃度のピークは 0.88 Bq/L であり、流量のピーク後も 0.4 -0.5 Bq/L と、同じ月の平水時 (7/1: 0.35 Bq/L, 7/23: 0.39 Bq/L) に比べて高い濃度であった。これは昨年 10 月の出水時 (国立環境研究所, 2015) と同じ傾向であった。

図 1.2-3 に、出水の規模と溶存態 <sup>137</sup>Cs 濃度および SS 単位重量あたりの <sup>137</sup>Cs 濃度の関係を示す。横軸の物理量は(a)が流出高、(b)が SS 濃度であるが、いずれも期間中に指数関数的に変動したため、図中では横軸にそれぞれの対数値をとった。いずれの図も、流出が大きいほど溶存態 <sup>137</sup>Cs 濃度が高くなる結果が見られた。一方、SS 重量あたりの <sup>137</sup>Cs 濃度は出水の規模に対してほとんど変化がなく、<sup>137</sup>Cs 濃度との相関もほとんど見られなかった。

図 1.2-4 に、河川水中の各種イオン濃度・DOC 濃度の平水時ならびに出水時の平均値を示す。多くの場合、出水時の方が有意に濃度が低かったが、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、K<sup>+</sup>、DOC については出水時の濃度が有意に高い結果となった。NH<sub>4</sub><sup>+</sup>、NO<sub>2</sub><sup>-</sup>、PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>については、ほとんどのサンプルで濃度は検出下限未満であった (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: 0.006 mg/L, NO<sub>2</sub><sup>-</sup>: 0.01 mg/L, and PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>: 0.01 mg/L)。2015/7/23 の出水イベントにおいては、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>、K<sup>+</sup>、DOC 濃度は河川流量のピーク前から平水時に比べて高く、その後は流量の変動状況とは同期せずに緩やかに低下した。

表 1.2-1 に雨水・土壌水・湧水 (地下水) の <sup>137</sup>Cs 濃度を示す。林内雨の溶存態 <sup>137</sup>Cs 濃度は広葉樹で 1.70 Bq/L、スギで 0.87 Bq/L であり、河川水の <sup>137</sup>Cs 濃度 (0.13-0.88 Bq/L) に比べて高い値であった。一方、林外雨・土壌水・地下水からは <sup>137</sup>Cs は検出されなかった。

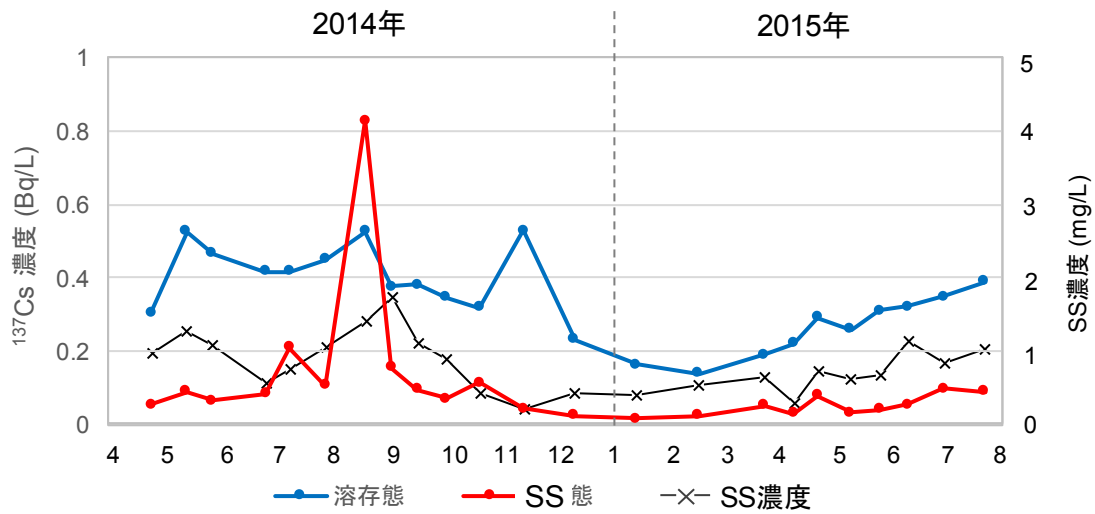


図 1.2-2 平水時における溶存態・SS 態  $^{137}\text{Cs}$  濃度 (Bq/L) および SS 濃度

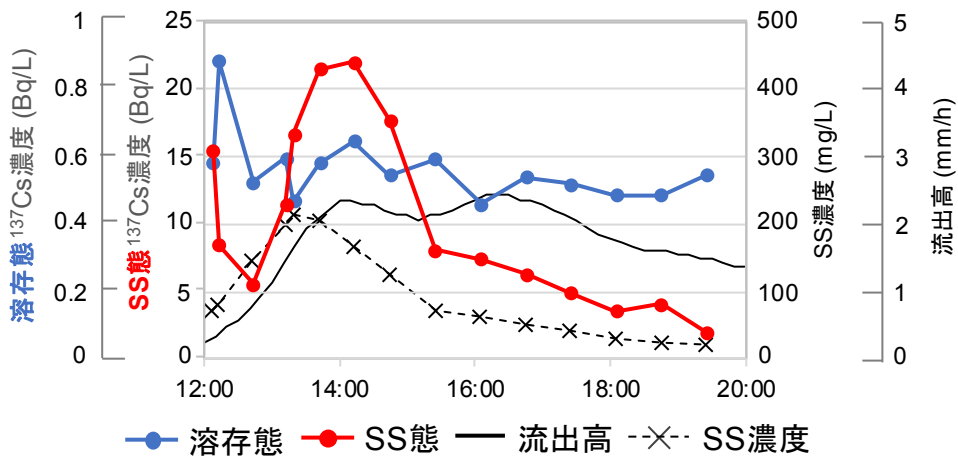


図 1.2-3 2015/7/16 出水時における溶存態・SS 態  $^{137}\text{Cs}$  濃度 (Bq/L)、流出高および SS 濃度

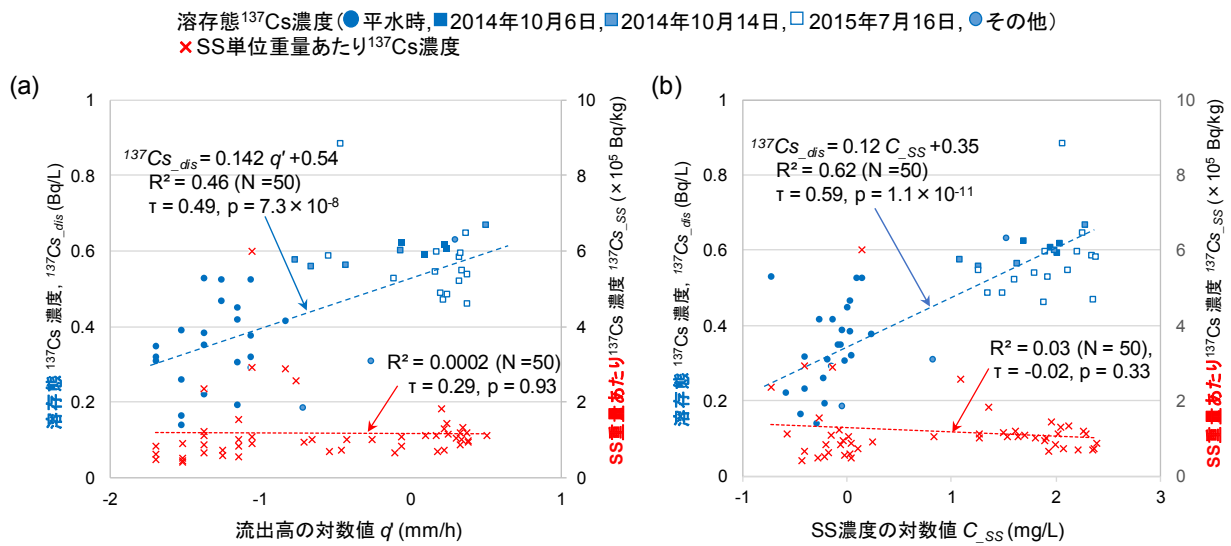


図 1.2-4 溶存態 <sup>137</sup>Cs 濃度 (Bq/L)、SS 単位重量あたり <sup>137</sup>Cs 濃度 (Bq/kg) と  
 (a) 流出高の関係、および (b) SS 濃度の関係

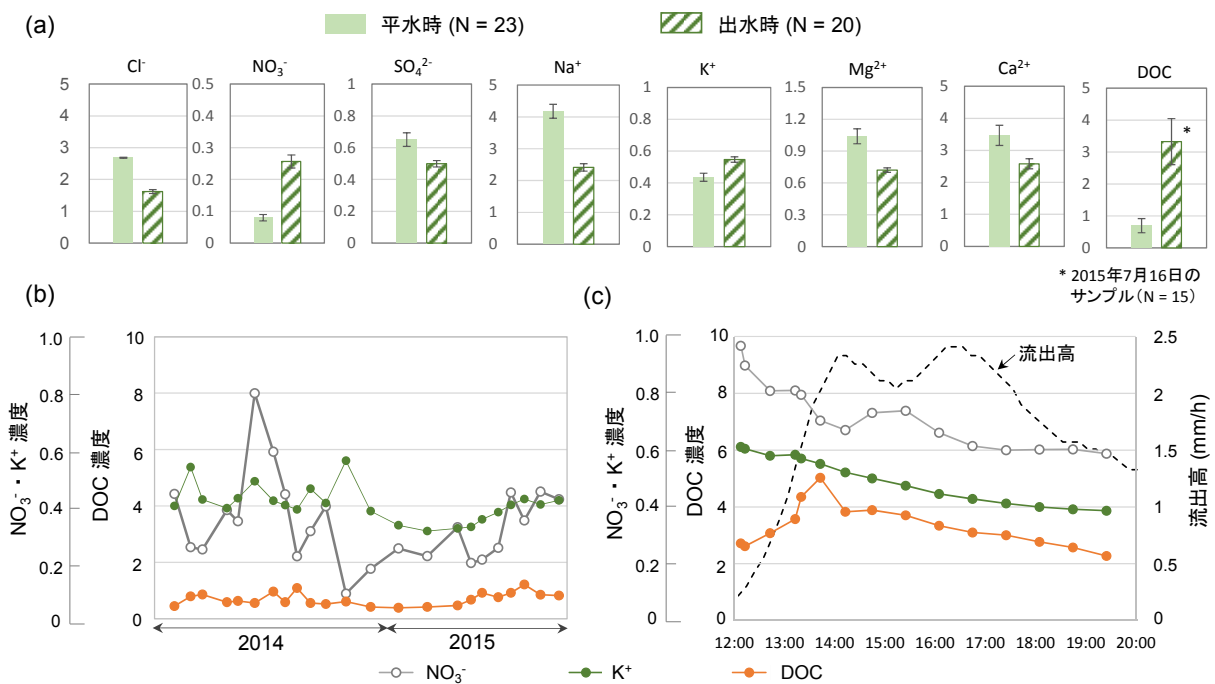


図 1.2-5 (a) 平水時と出水時の各種溶存成分濃度の比較、(b) 平水時の  $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{K}^+$ 、DOC 濃度変化、  
 (c) 2015 年 7 月 16 日の出水イベントにおける  $\text{NO}_3^-$ 、 $\text{K}^+$ 、DOC 濃度変化

※縦軸の単位は全て (mg/L) .

## 1.2.4 考察

### (1) 降雨出水時における河川水中溶存態 <sup>137</sup>Cs 濃度上昇の要因

林外雨・土壌水・地下水中から溶存態 <sup>137</sup>Cs は検出されなかったことから (表 1.2-1)、これらの水は河川水中の溶存態 <sup>137</sup>Cs 濃度の上昇には直接寄与しなかったと考えられる。林外雨について

は検出下限値が比較的高かったが、雨水中の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は原発事故直後から急激に低下したという既往の知見 (Kato and Onda, 2014; Nishikiori et al., 2015) から、 $^{137}\text{Cs}$  はほとんど含まれていなかったと言える。また、土壌水や地下水から検出されなかったのは、雨の下方浸透過程で溶存分の  $^{137}\text{Cs}$  が速やかに土粒子に吸着されたためと考えられ、実際に下方浸透による  $^{137}\text{Cs}$  の移動の割合はわずかであることが他の森林域においても確認されている (Nakanishi et al., 2014)。一方、林内雨には河川水と同等以上の濃度の  $^{137}\text{Cs}$  が含まれていた。しかし林内雨中の溶存態  $^{137}\text{Cs}$  の多くは河川へ至るまでの地中浸透の過程で土壌に吸着し、河川水の  $^{137}\text{Cs}$  濃度上昇には直接寄与しないと予想される。したがって、地中流経路で河川へ流入する水中の溶存態  $^{137}\text{Cs}$  は低濃度であり、溶存態  $^{137}\text{Cs}$  は主に地表流経路の流出過程で発生したか、もしくは河川内において  $^{137}\text{Cs}$  溶出が促進されて発生した、と推察する。

## (2) 地表流における溶存態 $^{137}\text{Cs}$ 発生過程に関する仮説

まず、地表流における溶存態  $^{137}\text{Cs}$  発生の有効なメカニズムとして、リター層からの溶出が挙げられる。今回観測された出水時における  $\text{K}^+$  および DOC 濃度の上昇 (図 1.2-5) は有機物からの溶出を意味していることから、リター層からの溶出分が河川水の水質形成に大きく寄与していた可能性が考えられる。また、既往の文献としてリター中の  $^{137}\text{Cs}$  の半分以上が水に浸されることで溶出したという報告があること (Clint et al., 1992; Sakai et al., 2015)、またリター中の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は乾土当たり  $10^4 \sim 10^5 \text{ Bq/kg}$  で (国立環境研究所, 2015)、河川水に比べて非常に高濃度であったことを考慮すると、リター層内には河川水中の溶存態  $^{137}\text{Cs}$  濃度上昇をもたらすのに十分な量の可溶化  $^{137}\text{Cs}$  が存在していたと考えられる。また、本調査では夏季に溶存態  $^{137}\text{Cs}$  濃度が増加する傾向が見られたが (図 1.2-2)、地温の上昇がリター分解の促進とともに可溶化形態の  $^{137}\text{Cs}$  の増加をもたらす、という過去の知見からも (Tegen and Dörr., 1996; Fierer et al., 2005)、リター層中の  $^{137}\text{Cs}$  が河川水中の溶存態  $^{137}\text{Cs}$  濃度に大きく寄与したことが推察される。

次に、出水時の共存イオン組成や SS の性状の変化が溶存態  $^{137}\text{Cs}$  の上昇をもたらした可能性が考えられる。特に  $\text{K}^+$  と  $\text{NH}_4^+$  は土粒子中の放射性 Cs イオンの可溶化を促進することが知られている (Comans et al., 1989; Wauters et al., 1994)。今回、 $\text{NH}_4^+$  についてはほとんどのサンプルからは検出されなかったが、 $\text{K}^+$  濃度については確かに出水時に上昇し、実際に溶存態  $^{137}\text{Cs}$  濃度との高い相関が見られた (図 1.2-6)。ただし  $\text{K}^+$  は有機物の溶出過程で生成されることから、可溶化した  $^{137}\text{Cs}$  と一緒に溶脱したことで見かけ上の相関が得られたのみであって、溶存態  $^{137}\text{Cs}$  濃度の上昇に対する直接の原因ではない可能性がある。また、出水時の SS 成分については、流量の増大に対して SS 重量あたり  $^{137}\text{Cs}$  濃度の変化が特に認められなかったため (図 1.2-4)、SS 中  $^{137}\text{Cs}$  濃度の上昇が原因とは言えないことがわかるが、出水時における SS 濃度の上昇が影響している可能性があり、バッチ振盪試験等による確認が必要である。

今後は以上のような仮説の検証を念頭に置いて、リター層からの  $^{137}\text{Cs}$  溶出ポテンシャルの評価や、EMMA 法を用いた河川水の寄与成分分析から、河川水中の溶存態  $^{137}\text{Cs}$  濃度の形成要因に関する定量的な解析を行う予定である。



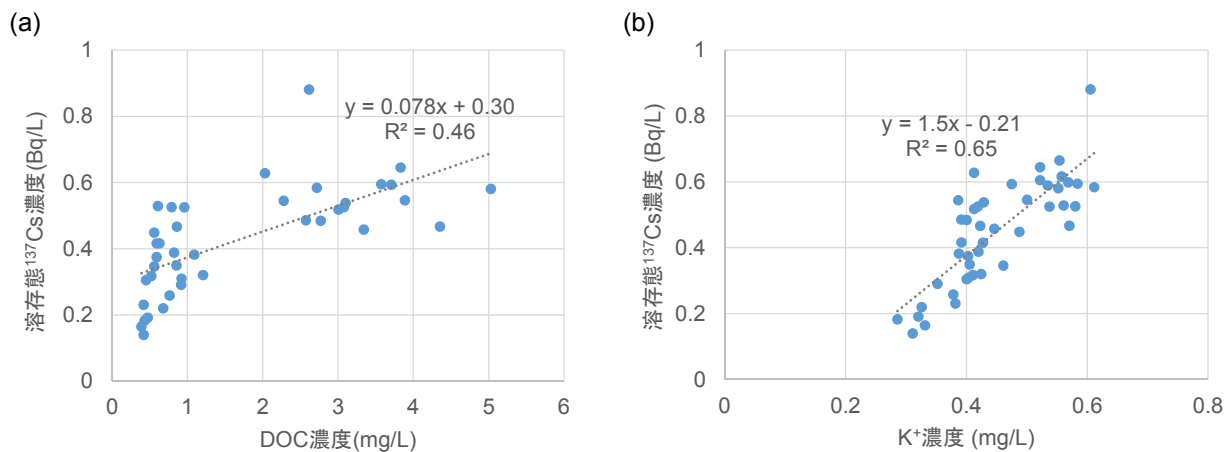


図 1.2-6 (a)DOC 濃度と溶存態  $^{137}\text{Cs}$  濃度の関係、(b) $\text{K}^+$ 濃度と溶存態  $^{137}\text{Cs}$  濃度の関係

### 引用文献

- Clint G. M., Harrison A. F., Howard D. M. (1992) Rates of leaching of  $^{137}\text{Cs}$  and potassium from different plant litters. *J. Environ. Radioact.*, 16, 65-76
- Eyrolle-Boyer F., Boyer P., Garcia-Sanchez L., Metivier J. M., Onda Y., De Vismes A., Cagnat X., Boulet B., Cossonnet C. (2016) Behaviour of radiocaesium in coastal rivers of the Fukushima Prefecture (Japan) during conditions of low flow and low turbidity - Insight on the possible role of small particles and detrital organic compounds. *J. Environ. Radioact.*, 151, 328-340
- Comans R. N. J., Middelburg J. J., Zonderhuis J., Woittiez J. R. W., De Lange G. J., Das H. A., van der Weijden C. H. (1989) Mobilization of radiocaesium in pore water of lake sediments. *Nature*, 339, 367-369
- Fierer N., Craine J. M., McLaughlan K., Schimel J. P. (2005) Litter quality and the temperature sensitivity of decomposition. *Ecology*, 86(2), 320-326
- Iwagami S., Tsujimura M., Onda Y., Nishino M., Konuma R., Abe Y., Hada M., Pun I., Sakaguchi A., Kondo H., Yamamoto M., Miyata Y., Igarashi Y. (2015) Temporal changes in dissolved Cs concentrations in groundwater and stream water in Fukushima after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *J. Environ. Radioact.* (in press)
- Kato H., Onda Y. (2014) Temporal changes in the transfer of accidentally released  $^{137}\text{Cs}$  from tree crowns to the forest floor after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Prog. Nucl. Sci. Technol.*, 4, 18-22
- Nakanishi T., Matsunaga T., Koarashi J., Atarashi-Andoh M. (2014)  $^{137}\text{Cs}$  vertical migration in a deciduous forest soil following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *J. Environ. Radioact.*, 128, 9-14
- Nishikiori T., Watanabe M., Koshikawa M. K., Takamatsu T., Ishii Y., Ito S., Takenaka A., Watanabe K., Hayashi S. (2015) Uptake and translocation of radiocesium in cedar leaves following the Fukushima nuclear accident. *Sci. Total Environ.*, 502, 611-616
- Ochiai S., Ueda S., Hasegawa H., Kakiuchi H., Akata N., Ohtsuka Y., Hisamatsu S. (2015) Effects of

- radiocesium inventory on  $^{137}\text{Cs}$  concentrations in river waters of Fukushima, Japan, under base-flow conditions, *J. Environ. Radioact.*, 144, 86-95
- Sakai M., Gomi T., Naito R. S., Negishi J. N., Sasaki M., Toda H., Nunokawa M., Murase K. (2015) Radiocesium leaching from contaminated litter in forest streams. *J. Environ. Radioact.*, 144, 15-20
- Sakaguchi, A., Tanaka K., Iwatani H., Chiga H., Fan Q., Onda Y., Takahashi Y. (2015) Size distribution studies of  $^{137}\text{Cs}$  in river water in the Abukuma Riverine system following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *J. Environ. Radioact.*, 139, 379-389
- Shinomiya Y., Tamai K., Kobayashi M., Ohnuki Y., Shimizu T., Iida S., Nobuhiro T., Sawano S., Tsuboyama Y., Hiruta T. (2014) Radioactive cesium discharge in stream water from a small watershed in forested headwaters during a typhoon flood event. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 60(6), 765-771
- Tegen I., Dörr H. (1996) Mobilization of cesium in organic rich soils- Correlation with production of dissolved organic carbon. *Water, Air, Soil Pollut.*, 88(1), 133-144
- Tsuji H., Yasutaka T., Kawabe Y., Onishi T., Komai T. (2014a) Distribution of dissolved and particulate radiocesium concentrations along rivers and the relations between radiocesium concentration and deposition after the nuclear power plant accident in Fukushima. *Water Res.*, 60, 15-27
- Tsuji H., Kondo Y., Kawashima S., Yasutaka T. (2014b) Non-destructive detection of particulate radiocesium using a non-woven fabric cartridge filter for rapid preprocessing. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 303(3), 1803-1810
- Yasutaka T., Tsuji H., Kondo Y., Suzuki Y., Takahashi A., Kawamoto T. (2015) Rapid quantification of radiocesium dissolved in water by using nonwoven fabric cartridge filters impregnated with potassium zinc ferrocyanide. *J. Nucl. Sci. Technol.*, 52(6), 792-800
- Yoshikawa N., Obara H., Ogasa M., Miyazu S., Harada N., Nonaka M. (2014)  $^{137}\text{Cs}$  in irrigation water and its effect on paddy fields in Japan after the Fukushima nuclear accident. *Sci. Total Environ.*, 481, 252-259
- Wauters J., Sweeck L., Valcke E., Elsen A., Cremers A. (1994) Availability of radiocaesium in soils: a new methodology, *Sci. Total Environ.*, 157, 239-248
- 国立環境研究所 (2015) 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-, [https://www.nies.go.jp/shinsai/h26\\_saigai\\_report-3.pdf](https://www.nies.go.jp/shinsai/h26_saigai_report-3.pdf).
- 長尾誠也 (2015), 福島第一原子力発電所事故後の河川水系における放射性セシウムの移行特性, *地球科学*, 49(4), 217-226
- 文部科学省 (2011), 文部科学省による第 3 次航空機モニタリングの測定結果について, [http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/5000/4858/24/1305819\\_0708.pdf](http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/5000/4858/24/1305819_0708.pdf).

### 1.3 森林生態系における放射性セシウム移行モデルの構築

#### 1.3.1 モデル開発の必要性と目的

福島第一原発事故により、一定量の放射性物質が日本の陸域に沈着した。汚染域の70%以上が森林生態系であり（Hashimoto et al., 2012）、3年以上経過した現在でも放射性物質の多くは系外に流出せず生態系内に留まっている。特に半減期の長い核種である $^{137}\text{Cs}$ は今後、数十年のスケールで森林生態系内において、多くが残存し、系内を循環しつづけることになる。

汚染された福島県内の森林域は、チェルノブイリ近郊に比べ森林生態系内の放射線強度はかなり低く、チェルノブイリで見られたような大規模な立ち枯れは起きていないが、空間線量の推移や植食生動物等を介しての食物網、さらには魚類等への移行を考える上で、今後の森林生態系内での動態の把握が重要になる。特に汚染域の多くは人工林であり、持続的な材木・バイオマス生産、生態系機能を維持するために、間伐や皆伐といった森林施業を考慮することが必要不可欠である。チェルノブイリ事故後に開発されてきた森林生態系放射性セシウム動態モデルでは、バイオマス成長や森林管理といった概念が考慮されておらず（IAEA, 2002）、除染を含む森林管理の放射性セシウム動態への中長期的な影響予測を行うことが出来ない。人工林の伐期は40年から50年が一般的であるが、32万haある福島県内の人工林のうち、21万haが25年生から50年生の林分であり、林木生産および生態系機能の維持のためにも、森林施業の実施が必要とされている。そこで著者らは、材木生産と人工林管理を考慮した森林生態系内 $^{137}\text{Cs}$ 動態モデルを開発し、福島の森林生態系の放射性セシウムの将来予測を行うための枠組みを作成した。なお開発したモデルはFoRothCs（Forest Roth-C and Cs model）と命名し、オープンソースモデルとして公開した（Nishina and Hayashi, 2015）。本章ではFoRothCsモデルの概略と、モデルの今後の研究展開について紹介する。

#### 1.3.2 FoRothCsモデルの構造と特徴

開発したモデルは林業生産モデルと土壌炭素分解モデルをベースとしている。本モデルの大きな特徴は二点である。バイオマス生産モデルには、自己間引き効果を考慮した人工林動態モデルを利用し、施業と放射線セシウム動態をリンクしてバイオマス（炭素）ベースでの物質循環を再現することによって、間伐等の人為要因を定量的に評価できるようにした。また樹木の基本的形状を予測するために立木材積を計算することが可能であり、これは森林経営を実施する上で基盤的な情報となる。もう一点は、土壌有機物分解モデルにRoth-Cモデルを利用することに拠って、有機物分解に伴う放射性セシウム動態を定式化していることにある。本モデルにおけるコンポーネントは、樹木葉、枝、幹、リター層、有機物土壌、無機土壌、微生物バイオマスとなっている（図1.3-1）。図1.3-1で示してある対角成分以外の項目は、FoRothCsモデルで考慮されている各コンポーネント間での放射性セシウムの移行プロセスを示しており、例えば、放射性セシウムの樹木の経根・経葉吸収、樹木体内での再転流、落枝落葉による林冠から林床への移動や、リター層の有機物分解に伴う土壌層への移動などが考慮されている。なお本モデルでは放射性セシウムの移行速度はバイオマス賦存量・成長、および有機物分解速度によって規定されている。モデルの計算は月毎のステップで計算される。

Atmo	Deposit			Deposit			
	Leaf	Pullback	Pullback	Litterfall			
	Trans-location	Branch		Litterfall			
		Trans-location	Stem	Dead			
				Litter	Decom	Immob	Decom
	Uptake	Uptake	Uptake		Soil Org.	Immob	Decom
					Death	Micro-be	Decom
	Uptake	Uptake	Uptake	Uptake by Fungi			Soil Min.

図 1.3-1 FoRothCs のコンポーネントと移行プロセスの概略。対角成分がモデルの要素、その他成分はモデルで考慮されている移行プロセスを示す。(Nishina and Hayashi (2015) より抜粋)

モデルの入力として必要な変数・パラメータは、主に気象データ、林分状態に関する項目、土壤有機物に関する項目、および各コンパートメントの放射性セシウムインベントリと移行に関するものに大別される。経根吸収および樹体内の放射性セシウムの移行については入力パラメータとして扱っている。

FoRothCs モデルの核となる放射性セシウム動態は、推移行列モデルとして、下記のように定式化されている。

$$\begin{bmatrix} \text{DPM}_{t+1} \\ \text{RPM}_{t+1} \\ \text{BIO}_{t+1} \\ \text{HUM}_{t+1} \\ \text{MIN}_{t+1} \\ \text{L}_{t+1} \\ \text{B}_{t+1} \\ \text{S}_{t+1} \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} f_1 & 0 & 0 & 0 & F_D L_{mig} \\ 0 & f_2 & 0 & 0 & F_R L_{mig} \\ a_1 D(1-f_1) & a_1 D(1-f_2) & f_3 + a_1 D(1-f_3) & a_1 D(1-f_4) & 0 \\ a_2 D(1-f_1) & a_2 D(1-f_2) & a_2 D(1-f_3) & f_4 + a_2 D(1-f_4) & 0 \\ (1-D)(1-f_1) & (1-D)(1-f_2) & (1-D)(1-f_3) & (1-D)(1-f_4) & 1 - T_{uptake}(All_{ms}) - L_{mig} \\ 0 & 0 & 0 & 0 & T_{uptake} L_{ms} \\ 0 & 0 & 0 & 0 & T_{uptake} B_{ms} \\ 0 & 0 & 0 & 0 & T_{uptake} S_{ms} \\ F_D(Fs(1 - T_{pullback}) + M) & F_D(Fs + M) & F_D M \\ F_R(Fs(1 - T_{pullback}) + M) & F_R(Fs + M) & f_R M \\ 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 \\ 1 - fs - M & R_{BtoL} & 0 \\ R_{LtoB} & 1 - R_{BtoL} - fs - M & R_{StoB} \\ R_{LtoS} & 0 & 1 - R_{StoB} - M \end{bmatrix} \begin{bmatrix} \text{DPM}_t \\ \text{RPM}_t \\ \text{BIO}_t \\ \text{HUM}_t \\ \text{MIN}_t \\ \text{L}_t \\ \text{B}_t \\ \text{S}_t \end{bmatrix}$$

ここで、 $DPM_t$ 、 $RPM_t$ 、 $BIO_t$ 、 $HUM_t$ 、 $MIN_t$ 、 $L_t$ 、 $B_t$ 、 $S_t$ はFoRothCsのコンパートメントを示し、時間ステップ $t$ における放射性セシウムインベントリである。なお $DPM_t$ 、 $RPM_t$ 、 $BIO_t$ 、 $HUM_t$ 、 $MIN_t$ 、 $L_t$ 、 $B_t$ 、 $S_t$ はそれぞれ、異分解性有機物（Decomposable plant material）、難分解性有機物（Resistant plant material）、微生物バイオマス、有機土壌画分、無機土壌画分、葉、枝、幹を表している。なお、最終的な出力として計算されるリター層画分は $DPM_t$ 、 $RPM_t$ と積算したものとして定義している。右の項の正方行列は図 1.3-1 と対応しており（並びは前後しているが）、対角成分以外は各コンパートメント間の移行プロセスを表している。各パラメータや関数の詳細は Nishina and Hayashi（2015）を参照されたい。

モデルの計算結果として出力される項目は、各コンパートメントの単位面積あたりの放射性セシウムの存在量（インベントリ）に加え、各コンパートメントの放射性セシウム濃度が出力される。放射性セシウムの物理的半減期は時間ステップ毎に乗じられる。森林バイオマスに関わる変数としては、平均胸高直径、林分密度、各コンパートメント（葉、枝、幹）のバイオマス、および樹高が内生的に計算される。林分密度は 3/2 乗則に基づいた自己間引きによって推移する。

### 1.3.3 FoRothCs の挙動と特徴

間伐や枝打ち等の森林施業、あるいは除染作業が森林生態系内の放射線セシウム動態に与える影響をモデル評価した結果を紹介する。ここでは筑波山のスギ林における初期沈着や林分状態を入力データとして（Nishikiori et al., 2015 を参照）、事故後 50 年間の放射性セシウム動態の予測をおこなった。この対象林分では、2011 年時において 50 年生のスギ林で、平均胸高直径 25.3 cm、樹高 21.6 m、林木密度が 1,600 本  $ha^{-1}$  が初期林分状態であり、 $^{137}Cs$  の総沈着量は 11,000  $Bq\ m^{-2}$  であった。

シミュレーション結果が図 1.3-2 である。森林動態はバイオマス（図 1.3-2 (a)）として示しているが、モデル上では材積や炭素賦存量も出力することが可能である。本シミュレーションは間伐を全く行わなかった場合の推移であり、20 年を過ぎたあたりからバイオマスが頭打ちになっている。また 25 年を過ぎたあたりから振幅が始まっているが、この時期には林分が過密状態となって自己間引きによる自然枯死が起きている状態になっている（林木密度が減少していく）。土壌炭素動態は、樹木からの落枝落葉や分解速度の変動によって季節性をもって推移する（図 1.3-2 (b)）。 $^{137}Cs$  インベントリは初期沈着が林冠と林床に分配されて、その後、各種移行プロセスを通じて、インベントリが推移していく。枝葉に沈着した林冠の放射性セシウムは、事故後 5~6 年で多くが林床に移行した（図 1.3-2 (c)）。逆に、リター層では、分解に伴う土壌層への移行や、糸状菌による土壌層からの吸収によってインベントリと濃度が推移している（図 1.3-2 (d)）。チェルノブイリにおける森林動態では多くは有機物層にとどまることが観察されていた。そのため有機物動態と放射線セシウム動態とは密接にリンクすることが考えられる。

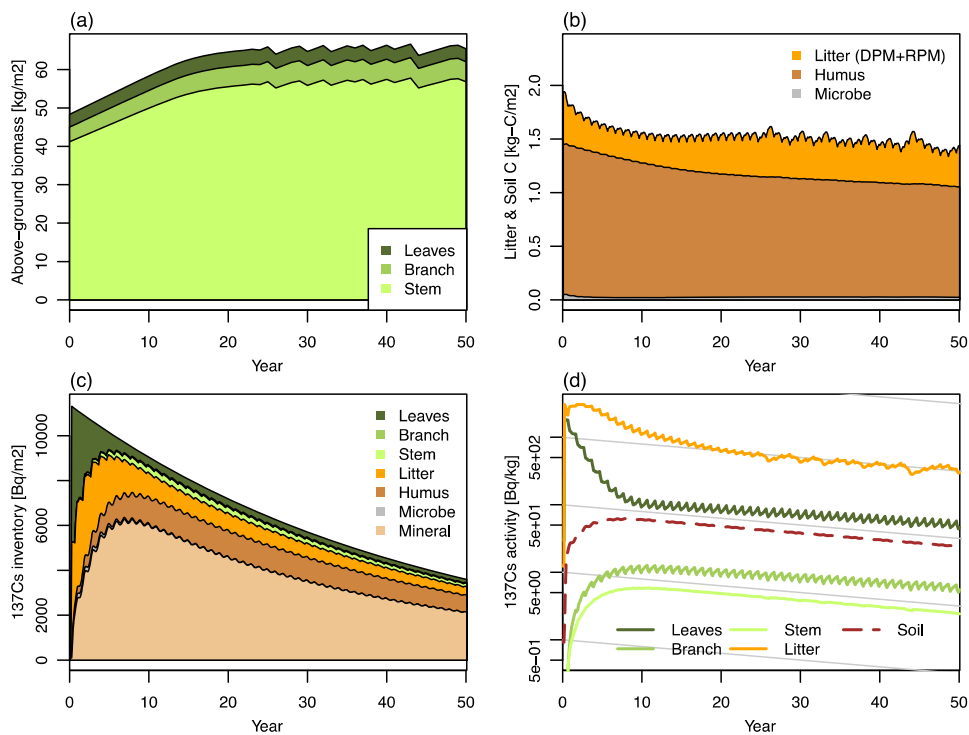


図 1.3-2 FoRothCs モデルの出力例。(a) 森林バイオマス。(b) 土壌有機物。(c)  $^{137}\text{Cs}$  のインベントリ（単位面積当たりの賦存量）。(d) 各コンパートメントの  $^{137}\text{Cs}$  濃度。（Nishina and Hayashi (2015) より抜粋。

次に、管理の有無に対する、数十年スケールの  $^{137}\text{Cs}$  インベントリの将来予測結果を提示する。図 1.3-3 は、事故後 15 年時に 70%の本数を間引きする強間伐を行った場合のシミュレーション結果である。間伐としては、通常は行わない、かなり強い設定となっていることを留意されたい。この条件では、間伐強度に応じて、林分全体のバイオマスが低下するが、管理無しの場合とは異なり、期間後半で自己間引きが起きていない。本図からは読み取れないが、間伐後には単木レベルでは肥大成長が促進されている。この時、林分レベルの  $^{137}\text{Cs}$  インベントリは間伐によつての持ち出しに応じて減少している。その他のコンパートメントの  $^{137}\text{Cs}$  インベントリに対しては大きな変動は見られない。一方で、放射性セシウム濃度に注目すると、施業後に  $^{137}\text{Cs}$  濃度の増加が見られる。この原因は、地上部バイオマス減少によつて  $^{137}\text{Cs}$  濃度の低いリターの供給が減少すること、またリター層の分解が進みリター層のマスや炭素賦存量が減少すること（図 1.3-2 (b)）、またリター層に含まれる微生物、特に糸状菌による働きによると考えられる土壌層からの上方移動が起きていることが原因である。この生物学的上方移動に関しては、Fukuyama and Takenaka (2004) や、近年の福島においても広葉樹林 (Huang et al., 2016) で確認されているが、その速度については不確実性が大きく、現場での更なる検証が必要である。

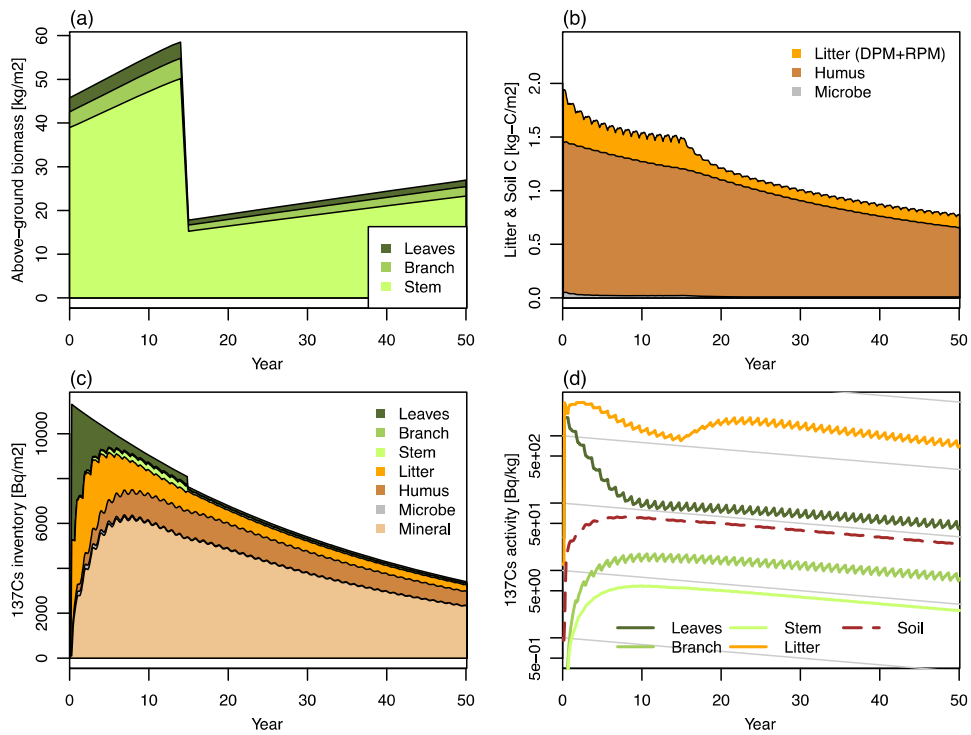


図 1.3-3 FoRothCs モデルの出力例。(a)森林バイオマス。(b)土壌有機物。(c)<sup>137</sup>Cs のインベントリ (単位面積当たりの賦存量)。(d)各コンパートメントの<sup>137</sup>Cs 濃度。(Nishina and Hayashi (2015) より抜粋)

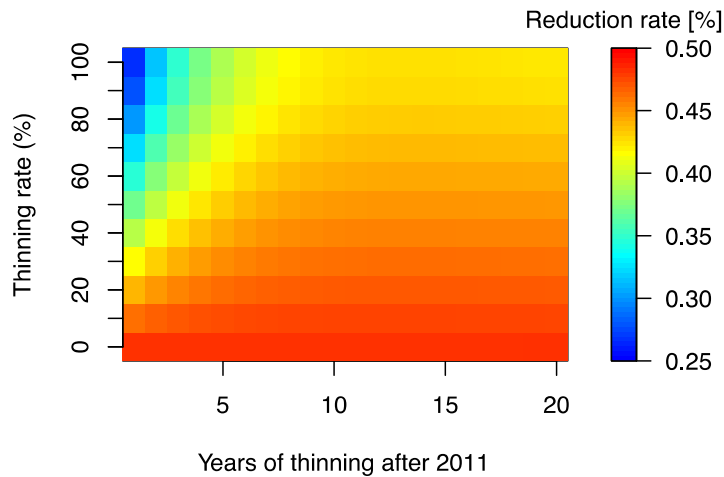


図 1.3-4 FoRothCs による間伐 (皆伐) 強度と施業時期 (事故後年数) の 30 年後の<sup>137</sup>Cs インベントリ 逡減効果

最後に FoRothCs の使用例として、森林施業の強度やタイミングの 30 年後の生態系全体の  $^{137}\text{Cs}$  インベントリに及ぼす影響を評価した(図 1.3-4、30 年後には  $^{137}\text{Cs}$  の物理減衰によってほぼ半減する)。地上部から地下部への移行が早いため、事故後 2~3 年のうちに強間伐もしくは皆伐を行って、系外へ持ち出さない限り、 $^{137}\text{Cs}$  インベントリへの遞減効果は大きくない事がわかる。一方で、図 1.3-3 で示したように、 $^{137}\text{Cs}$  濃度に対する影響を考慮しなければならない。ここではモデル活用の一例を示したが、本モデルを利用すると、同じようにリター除去や表層土壌除去などの除染作業の最適なタイミングや組み合わせを検討することが可能である。

### 1.3.4 FoRothCs モデルの今後の研究展開

事故後 5 年の月日が経過し森林内の放射性セシウム動態のデータも蓄積されてきた。現在モデルの改良と平行して、観測データを用いて、FoRothCs モデルの検証を進めている。図 1.3-5 は、農林水産省と森林総合研究所による森林汚染実態調査によって得られた結果と、FoRothCs のパラメータを調整しないデフォルトの値を使ったシミュレーション結果との比較を示している。濃度ベースで比較すると、実測値よりもシミュレートされた葉やリター層の濃度低下が遅く、一方で枝では早い低下速度となっていた。樹体内移動に関する情報は実測の難しさから少なく、不確実性の多いプロセスであるが、予測精度の向上には個々のプロセス改善が不可欠である。今後、様々なサイトの観測データを用いて、プロセスやパラメータの改善を行う予定である。また、マニュアルを整備して、FoRothCs モデル(図 1.3-6 にロゴ)のユーザーの拡充に務める。

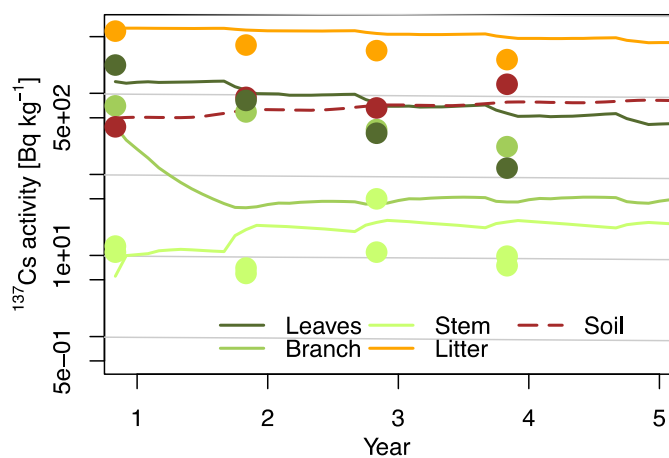


図 1.3-5 FoRothCs モデルの各コンパートメントの  $^{137}\text{Cs}$  濃度の実測値との比較。横軸は事故後からの年数。実測データは中塗りの円で示した。このデータは森林総合研究所によって只見町で観測されたデータを用いている(梶本ら 2014, Komatsu et al., 2015)。

### 引用文献

- Fukuyama T., Takenaka C. (2004) Upward mobilization of  $^{137}\text{Cs}$  in surface soils of *Chamaecyparis obtusa* Sieb. et Zucc. (hinoki) plantation in Japan. *Sci. Total Environ.*, 318(1), 187-195
- Hashimoto S., Ugawa S., Nanko K., Shichi K. (2012). The total amounts of radioactively contaminated materials in forests in Fukushima, Japan. *Sci. Rep.*, 2, 416
- Huang Y., Kaneko N., Nakamori T., Miura T., Tanaka Y., Nonaka M., Takenaka C. (2016) Radiocesium immobilization to leaf litter by fungi during first-year decomposition in a deciduous forest in Fukushima. *J. Environ. Radioact.*, 152, 28-34



IAEA. (2002). Modelling the Migration and Accumulation of Radionuclides in Forest Ecosystems: Report of Division of Radiation and Waste Safety. Waste Safety Section and Biosphere Modelling and Assessment (Program). International Atomic Energy Agency, IAEA-BIOMASS, Vienna.

梶本卓也, 高野勉, 齊藤哲, 黒田克史, 藤原健, 小松雅史, 川崎達郎, 大橋伸太, 清野嘉之 (2014) 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, 13(3), 113-136

Komatsu M., Kaneko S., Ohashi S., Kuroda K., Sano T., Ikeda S., Saito S., Kiyono Y., Tonosaki M., Miura S., Akama A., Kajimoto T., Takahashi M. (2015). Characteristics of initial deposition and behavior of radiocesium in forest ecosystems of different locations and species affected by the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. J. Environ. Radioact., in press.

Nishikiori, T., Watanabe, M., Koshikawa, M. K., Takamatsu, T., Ishii, Y., Ito, S., Takenaka A., Qatanabe K. & Hayashi, S. (2015). Uptake and translocation of radiocesium in cedar leaves following the Fukushima nuclear accident. Sci. Total Environ., 502, 611-616

Nishina K., Hayashi S. (2015) Modeling radionuclide Cs and C dynamics in an artificial forest ecosystem in Japan -FoRothCs ver1.0-. Frontiers in Environmental Science, 3 (61), 1-12



図 1.3-6 FoRothCs モデルのロゴ

## 1.4 淡水生態系における放射性セシウムの移行実態評価

### 1.4.1 背景と目的

福島県において、淡水魚類の放射性 Cs 濃度は魚種によっては高い値で維持され、汚染の長期化が懸念される。未だに放射性 Cs 濃度 ( $^{137}\text{Cs}$  濃度と  $^{134}\text{Cs}$  濃度の合計) が厚生労働省の出荷制限値である 100 Bq/kg-wet を超えている魚種もみられるが、食性などによって濃度にばらつきがあることが分かっている。また、各水域によって異なる水温・懸濁物質濃度・塩分濃度などの水質の化学的特性も魚への放射性 Cs の蓄積と濃縮係数に影響を与える(Rowan and Rasmussen, 1994)。環境省の水生生物モニタリングでは、福島第一原発事故後の 2011 年から、福島県内の 5 つの河川(阿武隈川、真野川、新田川、太田川、宇多川)と 3 つの湖(はやま湖、秋元湖、猪苗代湖)において放射性 Cs 濃度のモニタリングを行っている。このモニタリングでは、年に 4 回(春・夏・秋・冬)の調査によって魚類や餌となる各生物、河川水や湖水の放射性 Cs 濃度の測定に加え、水質の化学的特性に関する測定を行っている。そこで本研究では、淡水魚類の放射性 Cs 濃度の動態にかかわる要因を調べるため、このデータを利用して (1) 放射性 Cs の濃縮係数を福島県内の各湖沼・河川で魚種ごとに計算し、(2) 水質や栄養段階と濃縮係数の関係を解析した。

### 1.4.2 研究内容及び方法

#### (1) 魚種ごとの濃縮係数の推定

魚への放射性 Cs の蓄積は、放射性 Cs 取り込みと排出速度によって決まる。この動態を仮定した下記微分モデルに対して、ベイズ推定を利用して魚種・水域ごとにパラメタを推定した (Smith et al., 2002)。以降の解析では試料の放射性 Cs 濃度は  $^{137}\text{Cs}$  の濃度の値を用いた。

$$C_w = A \exp(-kt) \quad (1.4-1)$$

$$\frac{dC_f}{dt} = k_f C_w - k_b C_f \quad (1.4-2)$$

$C_w$ : 水の  $^{137}\text{Cs}$  (Bq/kg-wet)、 $C_f$ : 魚の  $^{137}\text{Cs}$  濃度 (Bq/L)、A: 事故時点の水の  $^{137}\text{Cs}$  濃度 (Bq/L)、k: 水の  $^{137}\text{Cs}$  減衰に関する経験的パラメタ、 $k_f$ : 魚への  $^{137}\text{Cs}$  取り込み係数、 $k_b$ : 魚からの  $^{137}\text{Cs}$  排出係数

また、推定されたパラメタから平衡状態における濃縮係数 (Concentration factor, CF) を  $k_f/k_b$  として計算した。

#### (2) 水質・栄養段階と魚の濃縮係数の関係

濃縮係数に水質や栄養段階が与える影響を解析するため、濃縮係数を魚の  $^{137}\text{Cs}$  濃度 (Bq/kg-wet) / 水の  $^{137}\text{Cs}$  濃度 (Bq/L) として計算した。環境省水生生物モニタリングで測定されている水質に関する項目のうち、相関の高いものを除いた pH、BOD (mg/L)、塩分濃度、懸濁物質 (SS) 濃度 (mg/L)、水温が濃縮係数に与える影響を調べた。また、肉食性の高い魚で高い濃縮係数を示すことが知られているため、栄養段階の高い魚での生物濃縮の影響を考慮するために、fishbase (<http://www.fishbase.org/>) に登録された魚種ごとの trophic level の推定値を栄養段階の指標として解析に用いた (Pinder et al., 2014)。これらの水質と栄養段階が濃縮係数に与える影響を、各水域をランダム変数とした一般化線形混合効果モデルによって解析した。

### 1.4.3 結果及び考察

#### (1) 魚種ごとの濃縮係数

図 1.4-1 に、猪苗代湖におけるいくつかの魚種の  $^{137}\text{Cs}$  濃度の推移の例を示す。水の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は事故後初期濃度から減少し、 $^{137}\text{Cs}$  は遅れて魚に取り込まれた後、魚の  $^{137}\text{Cs}$  濃度が減衰する動態が推定された。また、このモデルにより推定された湖沼・河川に対する各魚種の濃縮係数の値を図 1.4-2 に示した。推定された濃縮係数は、湖沼と河川で異なっていた。湖では、オオクチバス、コクチバス、ニジマス、ヤマメなど肉食性の高い魚種が高い濃縮係数を示し、河川ではヨシノボリ類が高い濃縮係数を示していた。

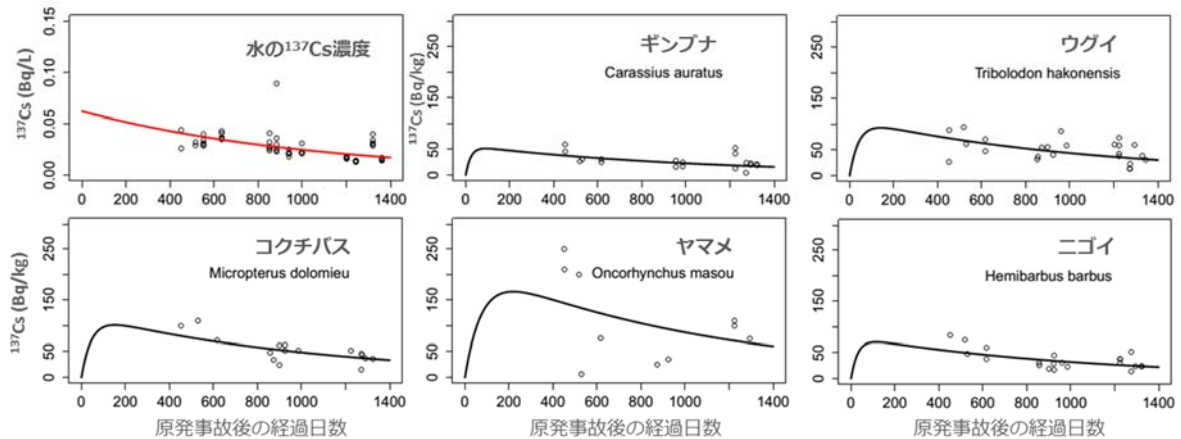


図 1.4-1 猪苗代湖における湖水の  $^{137}\text{Cs}$  濃度と各魚種の  $^{137}\text{Cs}$  濃度の推移  
各点は観測値、線はモデルによる推定値

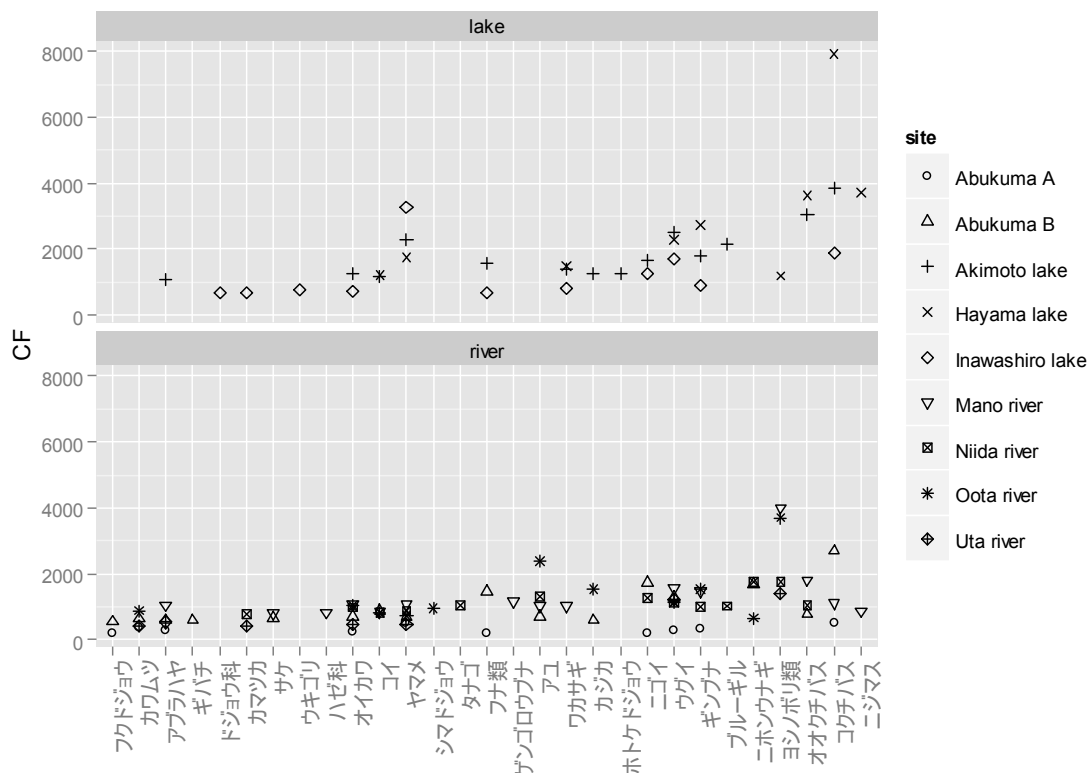


図 1.4-2 魚種ごとに推定された濃縮係数

## (2) 水質・栄養段階と魚の濃縮係数

水質や栄養段階が魚の濃縮係数に与える影響は、湖沼と河川において異なっていた。河川における水質・栄養段階と濃縮係数の関係を図 1.4-3 に示す。濃縮係数に有意な影響があった要因は、塩分濃度、懸濁物質濃度、pH、水温であった ( $p < 0.05$ )。濃縮係数は塩分濃度が高いほど低くなり、懸濁物質濃度が高いほど低くなり、pH が高いほど低くなり、水温が高いほど低くなっていた。これらの水質の化学的特性と濃縮係数との関係は、これまでの先行研究による知見におおむね一致していた (Rowan and Rasmussen, 1994)。懸濁物質濃度の濃縮係数への負の影響については、本モニタリングにおいては、溶存態  $^{137}\text{Cs}$  と懸濁態  $^{137}\text{Cs}$  を分離して測定していないため、魚に取り込まれにくい懸濁態の  $^{137}\text{Cs}$  量の多いところで濃縮係数が低くなっていると考えられる。また、水温との関係については、魚の摂食・代謝速度の季節変動と関連していると考えられる。河川水の  $^{137}\text{Cs}$  濃度は冬に低くなる傾向が見られたが、魚の  $^{137}\text{Cs}$  排出速度は水温の低い冬に低くなり、相対的に濃縮係数が高くなった可能性がある。河川においては、栄養段階と濃縮係数には有意な関係が見られなかった。

湖における水質・栄養段階と濃縮係数の関係を図 1.4-4 に示す。湖において濃縮係数に対する有意な影響が示唆されたのは、塩分濃度と栄養段階のみであった ( $p < 0.05$ )。湖の懸濁物質濃度は河川水よりも低く、懸濁物質濃度の濃縮係数に対する負の影響は見られなかった。また、塩分濃度は湖によって異なっており、魚の濃縮係数に影響を与えていることが示唆された (塩分濃度は秋元湖 < はやま湖 < 猪苗代湖)。また、湖では栄養段階の影響が有意であったが、湖ではバス類など大型の肉食魚の濃縮係数が高い傾向があり、河川と異なる食物網構造や食性などが関係している可能性がある。河川と湖における各魚種の食性解析や安定同位体分析により、これらの要因が濃縮係数に与える影響について検討を行う必要がある。

### 1.4.4 今後の課題

本研究では、魚類の  $^{137}\text{Cs}$  濃縮係数に大きな影響を与えるとされる水中のカリウムイオン濃度の影響を考慮していない。今後カリウムイオン濃度の測定を行うことにより、各水域における  $^{137}\text{Cs}$  濃縮係数をより精度良く推定するモデルが作成可能になると期待される。また、本モデルでは事故後 4 年程度のデータを用いて、 $^{137}\text{Cs}$  拡散後初期から中期の  $^{137}\text{Cs}$  動態の解析を行ったが、長期動態では初期に予測されるより汚染が長期化する傾向が知られている。今後出荷制限解除までの推移など、より長期の動態を検討する際には、モニタリングの継続によるデータの蓄積が重要である。

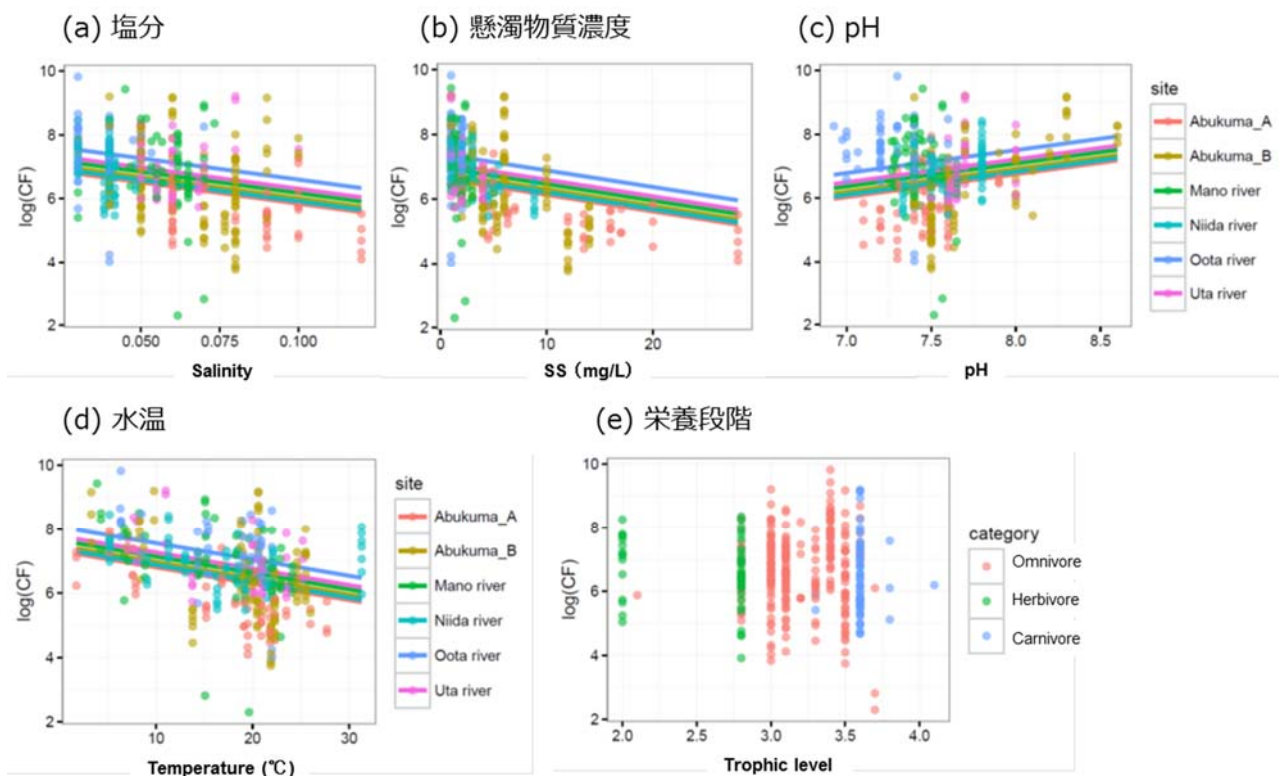


図 1.4-3 河川における水質・栄養段階と濃縮係数の関係

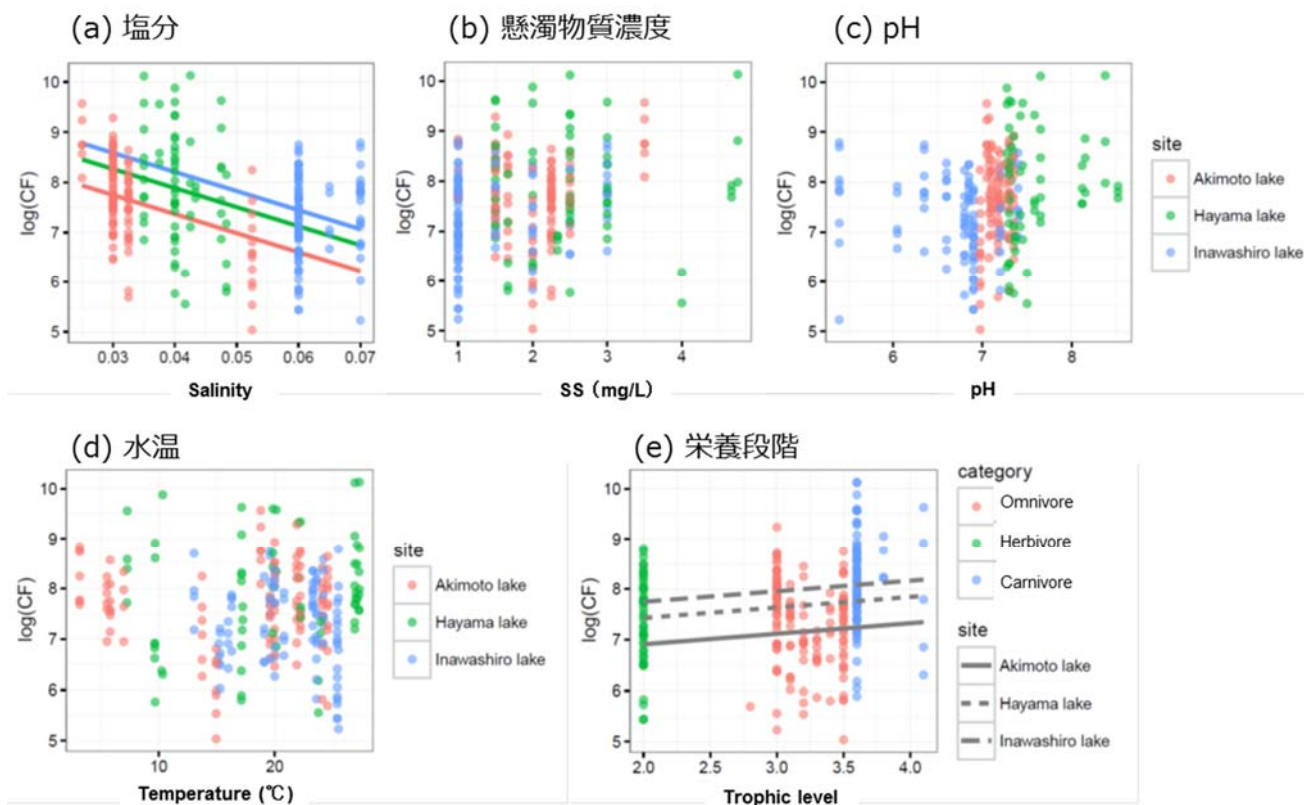


図 1.4-4 湖沼における水質・栄養段階と濃縮係数の関係

## 引用文献

- Pinder J.E., Rowan D.J., Rasmussen J.B., Smith J.T., Hinton T.G., Whicker F.W. (2014) Development and evaluation of a regression-based model to predict cesium concentration ratios for freshwater fish. *J. Environ. Radioact.* 134, 89–98
- Rowan D.J., Rasmussen J.B. (1994) Bioaccumulation of Radiocesium by fish: the influence of physicochemical factors and trophic structure. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51, 2388–2410
- Smith J.T., Kudelsky A. V., Ryabov I.N., Daire S.E., Boyer L., Blust R.J., Fernandez J. A., Hadderingh R.H., Voitsekhovitch O. V. (2002) Uptake and elimination of radiocaesium in fish and the “size effect.” *J. Environ. Radioact.* 62, 145–164



## 2. 多媒体環境モデリング

### 2.1 概要

福島第一原発の事故によって大量の放射性物質が環境中に放出された。我々は放出された放射性物質の多媒体環境での動態を明らかにするために、大気、陸域、海域の各領域での環境中動態に関するモデリング研究を進めている（図 2.1-1）。

大気モデリングでは中長期的な  $^{137}\text{Cs}$  の大気中動態を把握するための、事故後数年間に及ぶ観測結果の再現性評価と地表面からの再飛散の寄与評価を実施した。特に、再飛散係数を変化させて、再現性に関わる感度を評価した。その結果、福島第一原発からの直接放出のみを考慮したシミュレーション結果は実測された  $^{137}\text{Cs}$  の大気濃度を 2-4 桁ほど過小評価していたが、一方で再飛散を考慮した大気シミュレーション結果は、再飛散係数の不確実性の範囲で大気濃度を適切に再現していた。

陸域モデリングでは、陸域での  $^{137}\text{Cs}$  の挙動を把握するために、空間線量率の経時変化の傾向の解析や、空間線量率の変化と土壌中の存在量との関係性を解析した。また、陸域から海域へのフラックスを広域かつ詳細に再現する動態モデルや、森林土壌における下方浸透モデルの作成を進めた。

沿岸海域モデリングでは、大気モデルおよび陸域モデルの再現計算結果を活用して、海底に堆積した  $^{137}\text{Cs}$  の流入経路別寄与度を評価した。また、2011～2014 年の約 4 年間の再現シミュレーションを実施し、海底土に堆積している  $^{137}\text{Cs}$  の今後の長期動態について考察した。

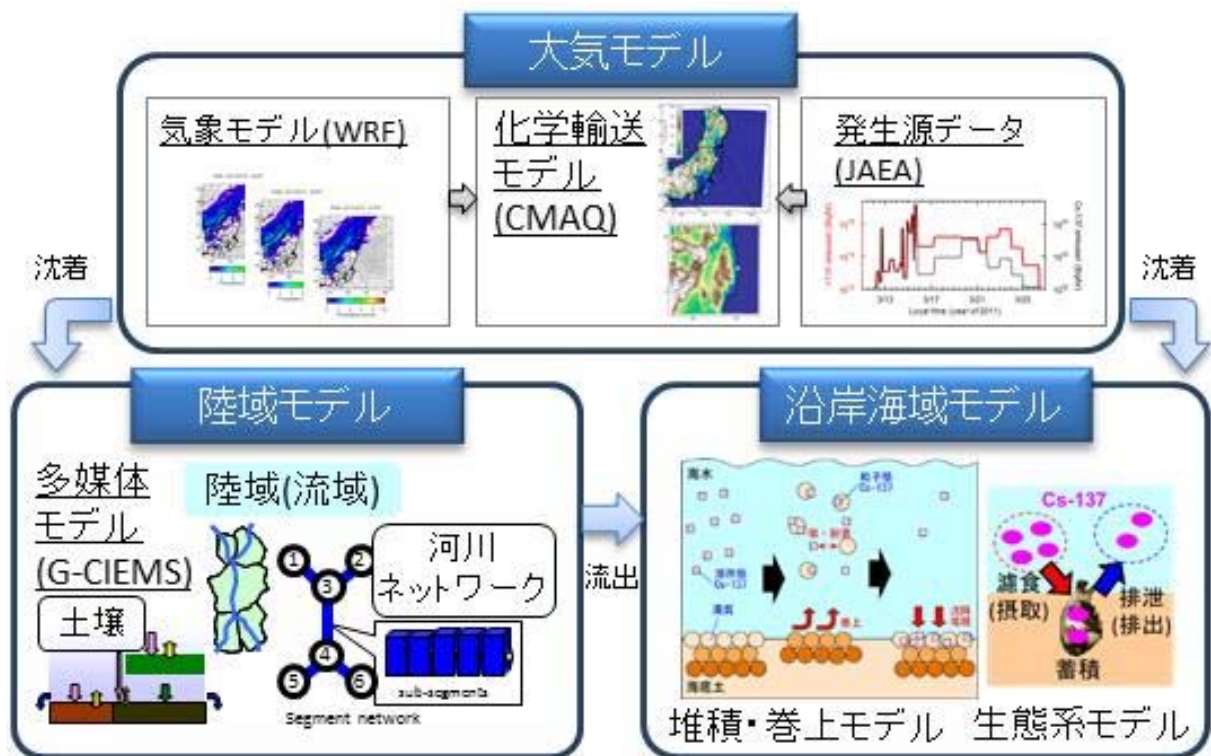


図 2.1-1 大気・陸域・沿岸海域モデリング研究の概要

## 2.2 大気モデルを用いた放射性物質の動態・収支解明

### 2.2.1 はじめに

福島第一原発の事故によって、大量の放射性物質が大気中に放出され、重大な環境汚染を引き起こした。放射性物質による環境への影響を見積もる上では、拡散状況を正確に把握することが不可欠であり、観測データと大気シミュレーションを組み合わせた解析が有用である。今回の事例に対しても、様々な空間スケールを対象とした大気シミュレーションが実施されて、放射性物質の動態予測・動態把握・放出量推計・被ばく量推計などに貢献した。一方で、今回の事故に起因する放射性物質の動態把握において、中長期被ばく量推計や大気経由の移行量の評価などの精緻化のために様々な課題が残されている。

本課題では、大気シミュレーションをもとにした、中長期的な  $^{137}\text{Cs}$  の大気中動態を把握するための、事故後数年間に及ぶ観測結果の再現性評価と地表面からの再飛散の寄与評価を実施した。

### 2.2.2 シミュレーション手法

今回の大気シミュレーションでは、米国環境保護庁で開発された三次元化学輸送モデル CMAQ (Byun and Schere, 2006) を利用した。このモデルは、光化学スモッグや酸性沈着などの大気汚染現象の予測や動態把握を目的としたモデルであり、筆者らが放射性物質を計算するために改変して利用した (Morino et al., 2011; 2013)。今回の大気シミュレーションに利用したシステムの概要を図 2-2-1 に示した。このモデルシステムは、気象モデルと化学輸送モデルから成っている。化学輸送モデルでは、放射性物質の放出・風の流れや空気の乱れによる物質輸送（それぞれ移流と拡散と呼ぶ）・物質の地表面への直接沈着（乾性沈着）・降水による沈着（湿性沈着）・放射性壊変の過程を計算する。また、化学輸送モデルは、気象モデル WRF (Skamarock et al., 2008) で計算された気象場（風系や降水量など）と放出量データ（後述）を入力条件としている。放射性物質のガス・粒子比や粒子直径などは、沈着速度を決める重要な要素であるが、今回の計算では、 $^{137}\text{Cs}$  は全て粒子と設定した (Skamarock et al., 2008)。計算領域は福島第一原発を中心とした  $711 \times 711 \text{ km}^2$  の範囲（水平格子間隔 3 km）とした。

再飛散放出量推計モジュールは、土壌性粒子の飛散モデル (Gillette and Passi, 1988) を参考にした。本モジュールでは、摩擦速度がその地点の臨界摩擦速度を上回った場合に、土壌性粒子の質量フラックス： $F_{dust}$  ( $\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$ ) を

$$F_{dust} = C \cdot C_{snow} \cdot C_{wet} \cdot u_*^4 \cdot (1 - u_{*th}/u_*) \quad (2.2-1)$$

で与え、これを用いて再飛散による放射性物質の発生  $F_{radioer}$  ( $\text{Bq}/\text{m}^2/\text{s}$ ) を

$$F_{radioer} = C_{radioer} \cdot C_{srcfrac} \cdot F_{dust} \quad (2.2-2)$$

と定義している。ここで、式 (2.2-1) 中の  $C$  は発生源定数 ( $\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$ )、また  $C_{snow}$  は積雪被覆率による係数、 $C_{wet}$  は土壌の水分含水率による係数、 $u_*$  は摩擦速度、 $u_{*th}$  は臨界摩擦速度である。また式 (2.2-2) 中の  $C_{srcfrac}$  は土地利用データから作成したソースフラクションであり、 $C_{radioer}$  は舞い上げられた土壌性粒子 1 g 当たりに含まれる放射性物質の量 (Bq) を示す係数である。 $C_{radioer}$  は放



放射性物質の沈着量  $D$  ( $\text{Bq}/\text{m}^2$ ) と Yasunari et al. (2011) の土壌変換係数  $C_{\text{topsoil}} = 53,000$  ( $\text{g}/\text{m}^2$ ) から、 $C_{\text{radioaer}} = D / C_{\text{topsoil}}$  で算出した。式 (2.2-1) 中の発生源定数は Gillette and Passi (1988) に従い、1 と設定した。また積雪被覆率による係数については、積雪が被覆している地表面からの土壌性粒子の発生を考えた場合、 $C_{\text{snow}} = 0$  となる。 $C_{\text{wet}}$  は、Gillette and Passi (1988) に基づき、その臨界値 ( $0.265 \text{ m}^3/\text{m}^3$ ) を超えた場合に  $C_{\text{wet}} = 0$  とし、それ以下の場合には土壌水分量に応じて質量フラックスが線形に増加するように設定した。臨界摩擦速度は、既存の土壌分類・土地利用データから地表面粗度長を見積り、見積もった地表面粗度長から臨界摩擦速度を推定した。なお計算領域の土壌分類は、WRF モデルにデフォルトで含まれている USDA (United States Department of Agriculture ; 米国農務省) のデータを利用している。このデータは全球の種類別 (Loamysand、Sandyloam、Loam、Sandyclay、loam、Clay loam、Organic) の土壌の分布を提供するデータである。

再飛散による発生可能地域は、その沈着分布とソースフラクションに従って定義される。ソースフラクションは、国土数値情報 土地利用 3 次メッシュデータ 第 2.3 版 (<http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-L03-a.html>) をもとに推計しており、農用地、森林、荒地、その他の用地、海浜、ゴルフ場を再飛散が起り得る種別と定義した。また再飛散による発生は、その地点の沈着量を超えて発生しないものと設定している。積雪データは National Ice Center による Daily Ice Analysis Products (<http://www.natice.noaa.gov/index.html>) を用いており、解像度 4 km のデータをもとに各モデル格子での積雪データを整備した。なお、元データは積雪・氷床の有無を表すデータであるが、座標変換後に、モデル格子における積雪・氷床の被覆割合を表現するデータに変換した。

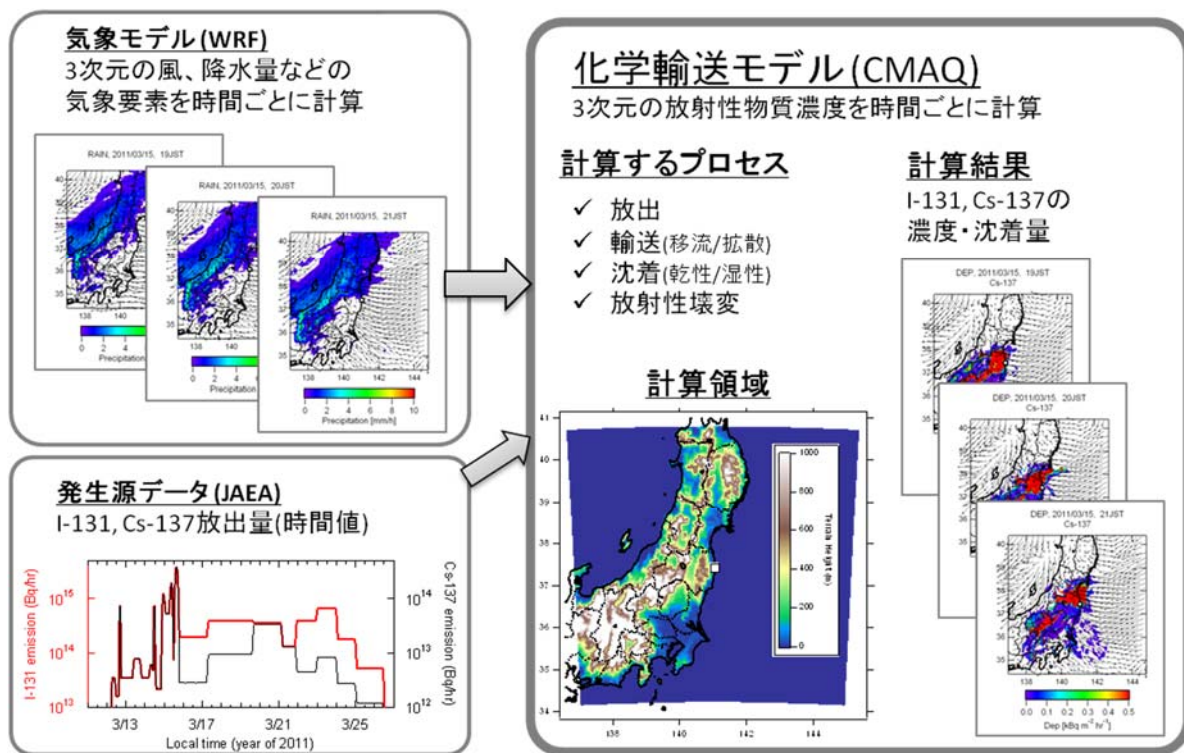


図 2.2-1 大気シミュレーションシステムの概略図

### 2.2.3 シミュレーション結果

式(2.2-2)から明らかな通り、放射性物質の再飛散量は、再飛散定数  $C$  に大きく依存する。2015年度に使用した  $C (= 1)$  は北東アジア域の砂漠からの黄砂における定数であり(鶴野ら, 2003)、本研究で利用する東日本域からの土壌飛散量を求めるためには、新たなパラメータ推計が必要である。ここでは、感度実験として、 $C$  を  $1, 10^{-2}, 10^{-4}$  とした3通りの計算を実行して、その感度を評価した。 $^{137}\text{Cs}$  大気濃度の計算結果と実測値の比較結果を図2.2-2に示す。直接放出のみを考慮した事例ではモデルが実測値を2~4ケタほど過小評価していたが、再飛散を考慮することで再現性が顕著に向上して、特に  $C = 10^{-2}$  の事例で、モデルは実測された  $^{137}\text{Cs}$  大気濃度を最も良好に再現していた。なお、 $C = 1$  の事例と比べて  $C = 10^{-2}$  の事例の方が  $^{137}\text{Cs}$  大気濃度が高くなっているが、これは  $C = 1$  の事例で地表の  $^{137}\text{Cs}$  の多くがすでに飛散しているためである。また、図2.2-3に  $^{137}\text{Cs}$  大気濃度の空間分布の例を示した。再飛散を考慮すると、福島県を中心に広い範囲で  $^{137}\text{Cs}$  が広がっている様子が分かる。

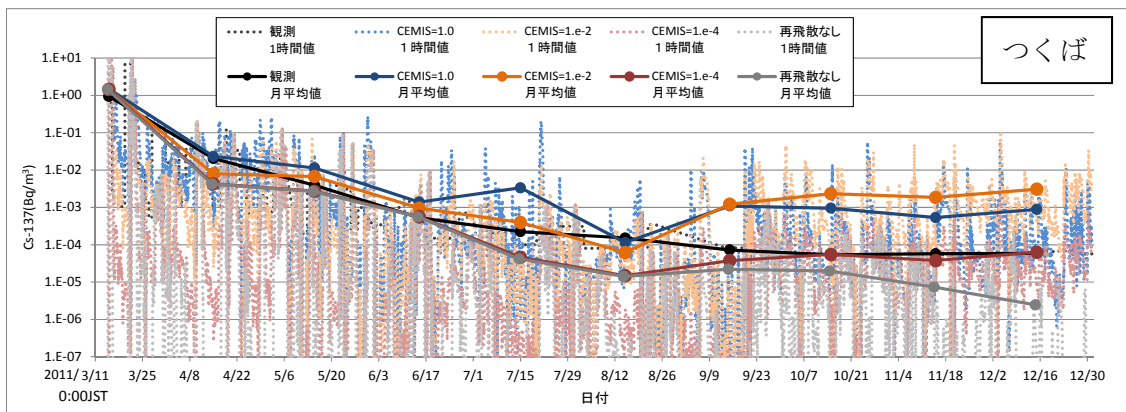
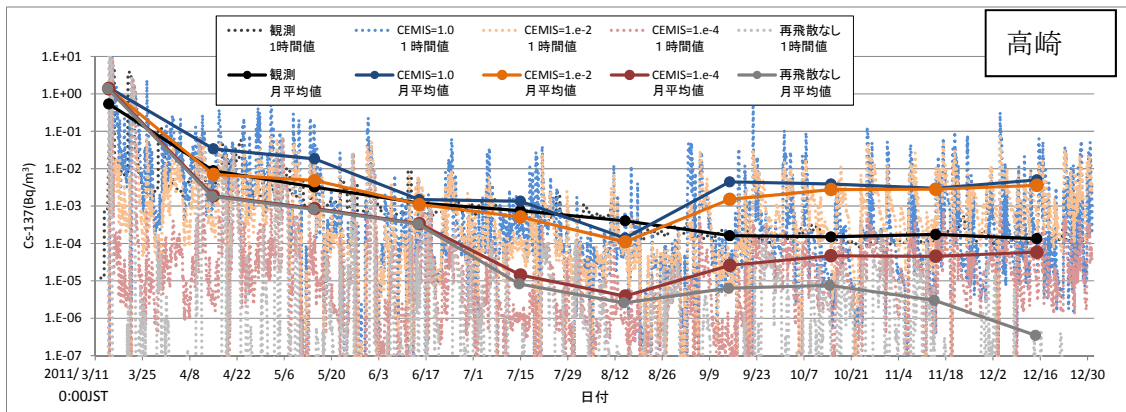


図 2.2-2 2011年3-12月にかけての<sup>137</sup>Cs大気濃度の実測値と再飛散を考慮した場合・考慮しない場合のシミュレーション結果。再飛散係数Cを1、10<sup>-2</sup>、10<sup>-4</sup>と設定した場合の結果をそれぞれ青・橙・赤で示した。

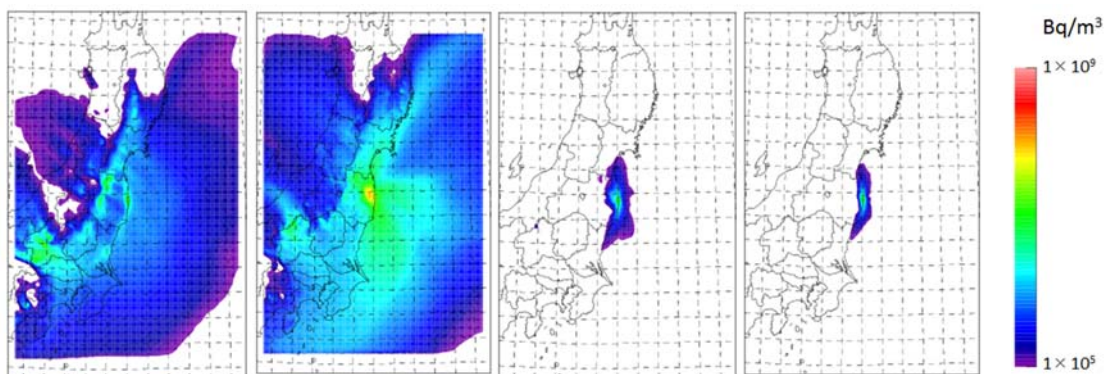


図 2.2-3 2011年9月における<sup>137</sup>Csの月平均の大気濃度。左から、再飛散係数Cを1、10<sup>-2</sup>、10<sup>-4</sup>と設定した場合と再飛散を考慮しない場合を示す。

参考文献

Byun D., Schere K. L. (2006) Review of the governing equations, computational algorithms, and other

- components of the models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) modeling system. *Appl. Mech. Rev.*, 59, 51-77
- Gillette D., R. Passi (1988) Modeling dust emission caused by wind erosion. *J. Geophys. Res.*, 93, 14233-14242
- Morino Y., Ohara, T., Nishizawa, M. (2011) Atmospheric behavior, deposition, and budget of radioactive materials from the Fukushima Daiichi nuclear power plant in March 2011. *Geophys. Res. Lett.* 38, L00G11.
- Morino Y., Ohara T., Watanabe M., Hayashi S., Nishizawa M. (2013) Episode Analysis of Deposition of Radiocesium from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident. *Environ. Sci. Technol.*, 47, 2314-2322
- National Ice Center, Daily Ice Analysis Products. <http://www.natice.noaa.gov/index.html>
- Skamarock W. C., Klemp J. B., Dudhia J., Gill D. O., Barker D. M., Duda M. G., Huang X. Y., Wang W., Powers J. G. (2008) A description of the Advanced Research WRF Version 3. NCAR/TN-475+STR, Natl. Cent. for Atmos. Res., Boulder, Colo..
- 鵜野伊津志, 天野宏欣, 木下紀正, 荒生公雄, 村山利幸, 松井一郎 (2003) 地域気象モデルと結合した黄砂輸送モデルの開発と 1998 年 4 月の黄砂シミュレーション, *天気*, 50, 17-29.
- 国土数値情報 土地利用 3 次メッシュデータ 第 2.3 版  
<http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-L03-a.html>
- Yasunari T. J., Stohl A., Hayano R. S., Burkhardt J. F., Eckhardt S., Yasunari T. (2011) Cesium-137 deposition and contamination of Japanese soils due to the Fukushima nuclear accident. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 108, 19530-19534

## 2.3 陸域の放射性セシウムフローストック解析と森林域の動態予測

### 2.3.1 はじめに

様々な調査・観測などにより放射性セシウムによる汚染レベルの実態や個別地点における挙動などが明らかになってきている。本研究では、陸域全体での詳細な挙動の把握と中長期的な将来予測に繋げるために、フローとストックの解析やそれに繋がるモデルの構築を進めた。

### 2.3.2 地表面の放射性セシウムと空間線量率に関する解析

フローストック解析に向けて、空間線量率の時間変動の傾向を解析し、また空間線量率と地表面の<sup>137</sup>Csの存在量との関係性を解析した。

空間線量率の解析では、事故時点での<sup>137</sup>Csおよび<sup>134</sup>CsはBq換算で同量排出されたと仮定し、土壌沈着量あたりの空間線量率 (IAEA, 2000)、半減期を用いて事故時点に時間補正することにより物理崩壊の影響を除外した。空間線量率の調査結果 (文部科学省・原子力規制庁 2014a)のうち、第3回から第6回の調査 (それぞれ2012年8月、11月、2013年6月、11月に実施) を用いて、半径10 mの範囲に存在する地点を同一地点とみなし、同一地点での空間線量率の増減速度を算出した。土地利用細分メッシュデータ (国土交通省 2009) を用いて、汚染レベルおよび土地利用別の傾向として4,043地点を整理した (今泉ら 2015) (図 2.3-1)。最も減少傾向が顕著なのは汚染レベル2 (Lv2) の地点であり、その中でも建物用地での減少傾向が顕著であった。最も汚染レベルが高い地点 (Lv3) の減少傾向がLv2の地点に比べて弱い要因としては、避難指示区域等に設定され、人間活動に伴う減少効果が低い状況を反映しているものと考えられる。

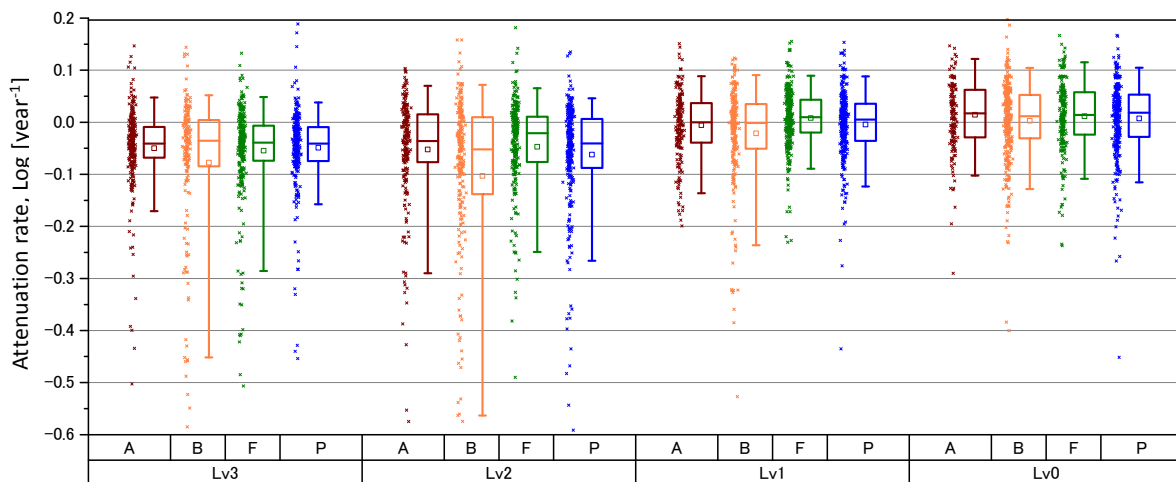


図 2.3-1 カテゴリ別の空間線量率の増減速度 (負値は減少)。(土地利用区分は、A: その他の農地、B: 建物用地、F: 森林、P: 水田。空間線量率の汚染レベルは、Lv0: 0.07-0.25, Lv1: 0.25-0.38, Lv2: 0.38-0.79, Lv3: 0.79-79 ( $\mu$ Sv/h、地上1 m、時間補正)。箱ひげ図は5<sup>th</sup>、25<sup>th</sup>、50<sup>th</sup>、75<sup>th</sup>、95<sup>th</sup>パーセンタイル、四角は算術平均値である)

土壌中<sup>137</sup>Cs存在量調査結果 (文部科学省・原子力規制庁 2014b)のうち、地表1 mにおける空間線量率の測定データを有し、土壌表層 (4 cm以浅と設定)に全体の90%以上の<sup>137</sup>Csが存在した地点を対象に、空間線量率と土壌中<sup>137</sup>Cs存在量の比から求まる変換係数の経時変化を312地



点に関して解析した（今泉ら 2015）。土壌表層の  $^{137}\text{Cs}$  存在量に対する空間線量率の比と経過時間との関係は、バラツキが大きいため統計的に有意に減少しているとは言えないものの、おおよそ減少傾向であった（図 2.3-2）。回帰直線の傾き（平均： $-0.037$ ）は、図 2.3-1 で示した空間線量率の減少傾向と同程度のオーダーであった。

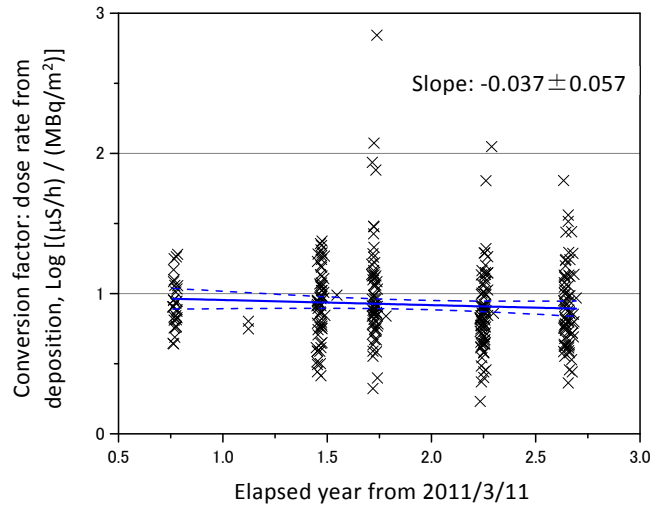


図 2.3-2  $^{137}\text{Cs}$  の変換係数（空間線量率／沈着量）の時間変動

### 2.3.3 詳細な流出フラックスのモデル計算

森林域からの  $^{137}\text{Cs}$  の流出特性の調査結果（国立環境研究所 2014）や、河川調査に基づくフラックスの推算結果（Yamashiki et al., 2014）、上述の検討などから、陸域に沈着した  $^{137}\text{Cs}$  の移動は強降雨時などに集中して起きていることがわかってきた。また、チェルノブイリ事故由来の  $^{137}\text{Cs}$  汚染に関する観測調査などでは、事故直後に早く流出する成分が存在することも指摘されている（Smith et al., 2004）。そこで、強降雨時の  $^{137}\text{Cs}$  の移動に寄与する土砂粒子の動きや、事故直後に早く流出する成分として表流水面に直接沈着した  $^{137}\text{Cs}$  に着目し、環境多媒体モデル G-CIEMS（Suzuki et al., 2004）を用いて、事故後 1 年間の陸域動態の詳細な再現を試みた。

詳細な計算を実施するために、阿武隈川水系および福島浜通りの 6 水系を対象とし、1) 河川および湖沼の GIS ポリゴンデータを作成し、沈着  $^{137}\text{Cs}$  量（Morino et al., 2011）から地表面および河川水中の  $^{137}\text{Cs}$  の初期条件を設定、2) 三次メッシュ別の降雨量データから、USLE（Kitahara et al., 2000）の降雨係数 R をメッシュ別日別に計算し、森林域での土砂流出調査結果（国立環境研究所 2014）を元にメッシュ別日別の土砂流出量を求め、各流域（G-CIEMS 内の計算単位流域）の日別土砂流出量を算出、3) 流量データ（日本河川協会 2006）を用いて降水量と比流量の関係を求め、シンプルな仮定に基づき各河道（G-CIEMS 内の計算単位河川）の日別流量を算出、4) 土砂の代表粒径を  $2\ \mu\text{m}$  とし、沈降速度および長期での収支はゼロであるという仮定に基づき、流量と流入土砂量などから河川水中と底質間の土砂粒子のフラックスを算出した。以上の初期条件および環境条件を用いて日別の  $^{137}\text{Cs}$  の陸域での挙動を計算した。阿武隈川、宇多川、原発近傍の小河川の最下流点の計算結果から日別の流出フラックスおよび積算流出フラックスを図示する（図 2.3-3）。

9月下旬の台風の際に集中して流出した状況は、観測結果（Yamashiki et al., 2014）と整合する結果であった。また事故直後の  $^{137}\text{Cs}$  流出量が台風時に匹敵もしくはそれ以上であったことを示唆する結果である。

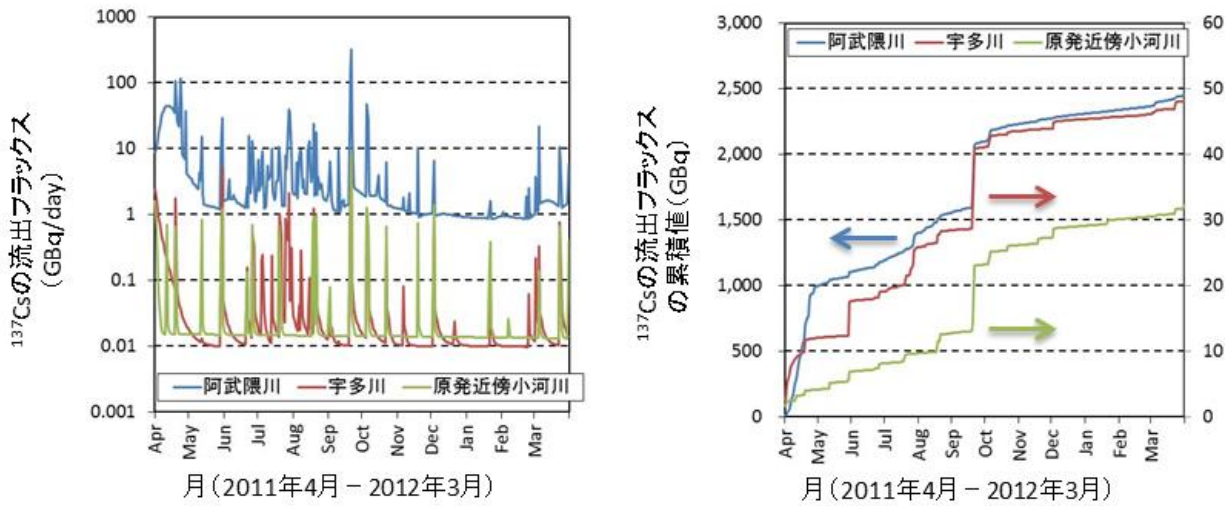


図 2.3-3 海洋への  $^{137}\text{Cs}$  流出フラックスの日変動（左図）および累積値（右図）

### 2.3.4 森林土壌における $^{137}\text{Cs}$ の下方浸透モデルの作成

本研究では、 $^{137}\text{Cs}$  の沈着域の大部分を占める森林地域における、土壌中の  $^{137}\text{Cs}$  の下方移行と流出を精緻化するため、複数の土壌層を考慮した鉛直次元モデルを作成した。モデルでは、系外からの水や  $^{137}\text{Cs}$  の流入、 $^{137}\text{Cs}$  の再浮遊による再沈着は考慮せず、樹冠遮断、リターフォール、下層植生による被覆を考慮し、複数の土壌層（リター、表層土、有機層、鉱物質層）における  $^{137}\text{Cs}$  の下方浸透と流出を考慮した。スギ林において、初期沈着量を  $1 \text{ MBq/m}^2$  と仮定し、その全てが樹冠に沈着したと仮定した場合の予測された  $^{137}\text{Cs}$  の動態を図 2.3-4 に示す。

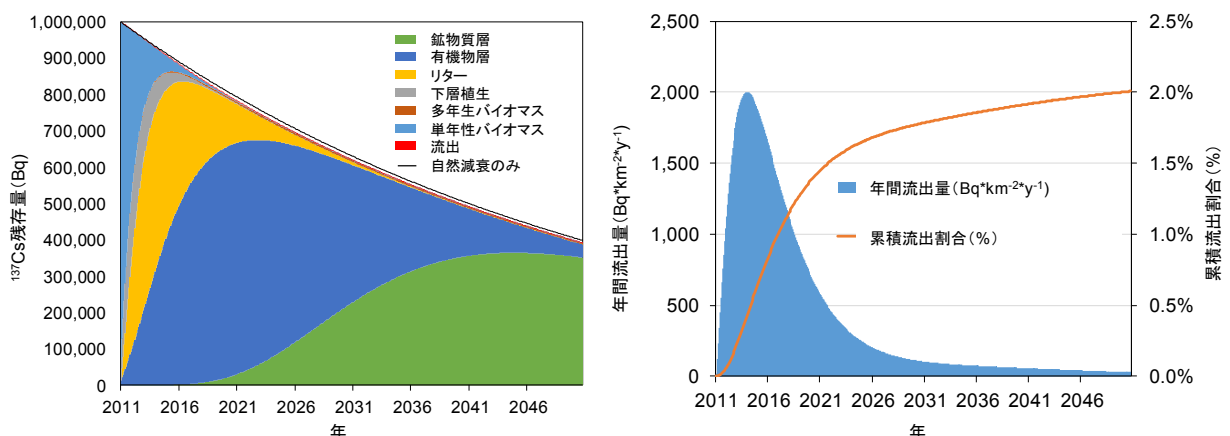


図 2.3-4 仮想森林域において予測された  $^{137}\text{Cs}$  の動態（左図）と下方浸透（右図）

$^{137}\text{Cs}$  は、森林域に沈着後、すみやかに単年生バイオマス（木の葉や小枝）からリターに大部分が移行し、さらに数年後には有機物層に移行し、次第に鉱物質層に移行する結果となった（図 2.3-

4 左)。河川への排出量は 1 年あたりでは  $^{137}\text{Cs}$  総量の 0.1%程度、2050 年までの約 40 年間で 2%程度となり (図 2.3-4 右)、 $^{137}\text{Cs}$  の流出割合が年間 1%未満という過去の研究結果 (国立環境研究所 2015) と調和的であった。樹種の違いは、葉の寿命や下層植生による被覆率、流出時の SS 濃度等に反映されており、これにより、例えば 40 年間の流出量はスギ林では約 2%、ヒノキ林では約 12%と、樹種により異なった推定結果が得られた。

今後は、土壌中の  $^{137}\text{Cs}$  の溶存態・懸濁態の組み込みなどを通して土壌層から植生への吸い上げ量や、 $^{137}\text{Cs}$  の下方浸透の精緻化を検討する。また、宇多川流域を対象とした流域スケールでのモデルの適用を検討する。

## 参考文献

IAEA (2000) IAEA-TECDOC-1162.

Kitahara, H., Okura, Y., Sammori, T., Kawanami, A. (2000) Application of Universal Soil Loss Equation (USLE) to mountainous forests in Japan. *J. For. Res.*, 5, 231-236

Morino, Y., Ohara, T., Nishizawa, M. (2011) Atmospheric behavior, deposition, and budget of radioactive materials from the Fukushima Daiichi nuclear power plant in March 2011. *Geophys. Res. Lett.*, 38, L00G11

Smith, J. T., Wright, S. M., Cross, M. A., Monte, L., Kudelsky, A. V., Saxen, R., Vakulovsky, S. M., Timms, D. N. (2004) Global analysis of the riverine transport of  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$ . *Environ. Sci. Technol.*, 38, 850-857

Suzuki, N., Murasawa, K., Sakurai, T., Nansai, K., Matsushashi, K., Moriguchi, Y., Tanabe, K., Nakasugi, O., Morita, M. (2004) Geo-referenced multimedia environmental fate model (G-CIEMS): Model formulation and comparison to the generic model and monitoring approaches. *Environ. Sci. Technol.*, 38, 5682-5693

Yamashiki, Y., Onda, Y., Smith, H. G., Blake, W. H., Wakahara, T., Igarashi, Y., Matsuura, Y., Yoshimura, K. (2014) Initial flux of sediment-associated radiocesium to the ocean from the largest river impacted by Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *Sci. Rep.*, 4, 3714

今泉圭隆, 黒田啓介, 櫻井健郎, 鈴木規之, 林誠二, 大原利眞 (2015) 公表データを用いた空間線量率の経年変化と土壌中放射性セシウム の存在量との関係解析. 第 24 回環境化学討論会, 同要旨集, P-173.

国土交通省 (2009) 国土数値情報, 土地利用細分メッシュデータ.

国立環境研究所 (2014) 災害環境研究サマリー, <http://www.nies.go.jp/shinsai/summary.html>

国立環境研究所 (2015) 平成 26 年度災害環境研究成果報告書, [http://www.nies.go.jp/shinsai/saigai\\_report.html](http://www.nies.go.jp/shinsai/saigai_report.html)

日本河川協会 (2006) 流量年表.

文部科学省・原子力規制庁 (2014a) 放射性物質の分布状況等調査による空間線量率測定, <http://emdb.jaea.go.jp/emdb/>

文部科学省・原子力規制庁 (2014b) 放射性物質の分布状況等調査によるスクレーパープレートを用いた土壌中における放射性セシウムの深度分布, <http://emdb.jaea.go.jp/emdb/>



## 2.4 海底土セシウムの長期動態予測に向けて～事故発生後4年間の再現シミュレーション～

### 2.4.1 はじめに

2011年3月に発生した福島第一原子力発電所事故により、大量の放射性物質が環境中に漏出し、東日本太平洋沿岸域の広域にわたり海洋汚染を引き起こした。事故後5年を経過した現在、事故直後に深刻な問題となった水産物の汚染はほぼ終息（2016年1～2月における100 Bq/kg超の検出は0件（水産庁 2016））したが、依然として各所の海底土より高濃度の放射性セシウムが検出されている（原子力規制委員会 2016）。沿岸海洋における放射性物質汚染の各種対策を進める上でも、今後の海底に堆積している放射性セシウムの動態、およびそれによる生態系（とくに水産生物種）への影響を明らかにする必要がある。

昨年度までの研究では、主に2011年3～12月の事故直後の $^{137}\text{Cs}$ の動態を対象として数理モデルの開発・再現シミュレーションを実施した。その結果、開発した海洋 $^{137}\text{Cs}$ 動態モデルは、海底土表層 $^{137}\text{Cs}$ の観測結果に見られる、福島県南部の沿岸から水深50～100 mの陸棚外縁に沿って北東に伸びる、幅20 km程度の帯状の高濃度地帯（帯状ホットスポット）を再現することに成功した（Higashi et al., 2015）。陸棚外縁部は潮汐や風浪によって海底堆積物が巻き上がりやすい浅海域とそれが生じにくい沖合の境界に位置しており、事故直後に浅い陸棚域に堆積した $^{137}\text{Cs}$ がその後の巻上・再堆積の繰り返しによってゆっくりと沖合に移動し、陸棚外縁部に到達して堆積・定着するといった帯状ホットスポット形成の要因とプロセスが本シミュレーションにより明らかになった。一方、本シミュレーション、とくに海底土 $^{137}\text{Cs}$ 濃度の再現精度にはいまだ改善の余地があり、事故直後の海洋への $^{137}\text{Cs}$ の流入量（大気沈着、直接漏出、河川流出）、 $^{137}\text{Cs}$ を吸着する懸濁粒子の初期堆積分布など、再検討すべき課題が浮き彫りになった。

今年度は、海洋 $^{137}\text{Cs}$ 動態モデルの更なる高精度化と的確な帯状ホットスポットの将来予測に向けた基礎構築を目的として、大気モデルおよび陸域モデルの再現計算結果を活用した次の数値シミュレーションを実施した。

- 1) 流入経路（大気沈着、河川流出、および福島第一原子力発電所からの直接漏出）別の帯状ホットスポット形成の寄与度評価
- 2) 解析対象期間を2011～2014年に拡張したより長期間の再現シミュレーション

### 2.4.2 シミュレーション手法

本研究の数値シミュレーションでは、昨年度までに構築した海洋の流動と $^{137}\text{Cs}$ の海洋拡散、懸濁粒子との吸脱着、海底堆積・巻上を表現することが可能な海洋 $^{137}\text{Cs}$ 動態モデル（Higashi et al., 2015）を用いた。解析対象領域は、昨年度と同様の東日本太平洋沿岸域であり、広域の海洋拡散を取扱うRegion-1（138.0-148.0°E, 32.0-41.0°N）とそれを親モデルとして沿岸域をネスティング計算するRegion-2（140.4-144.0°E, 35.2-39.0°N）を設定した。水平方向の解像度は、Region-1では約4.5 km、Region-2では約1.5 kmに、鉛直方向の解像度は、海水では海面から6000 m深までを47層（層厚: 2～500 m）に、海底土では海底面から1 m深までを42層（0.01～0.05 m）に設定した。解析対象期間は2011年3月～2014年12月の3年10ヶ月間とした。

福島第一原子力発電所からの直接漏出量および大気沈着量については、昨年度と同様に、Tsumune et al. (2012) の推定値の1.65倍（2011年3～5月に5.9 PBq）、Morino et al. (2011) の大気シミュレーション結果の6.0倍（2011年3～4月末にRegion-1にて13.8、Region-2にて9.2 PBq）

をそれぞれ与えた。河川の  $^{137}\text{Cs}$  流出量には陸域モデルによる計算結果（計算が終了した 2011 年 3～12 月の 0.012 PBq 分のみ）を河口に最も近い計算格子に与えた。気象場や潮汐など、他の計算条件は前報と同じである。

### 2.4.3 結果と考察

#### (1) 海底土 $^{137}\text{Cs}$ の流入経路別寄与度

Region-2 の  $^{137}\text{Cs}$  再現結果を直接漏出、大気沈着、河川流出の流入経路別に整理したところ、2011 年 12 月末の海底土  $^{137}\text{Cs}$  現存量はそれぞれ 2.1、1.0、0.0046 PBq、寄与率はそれぞれ 68、32、0.015% となり、直接漏出で流入した  $^{137}\text{Cs}$  が最も多かった（図 2.4-1）。また、流入量に対する現存量の割合（以下、残存率）を求めたところ、それぞれ 35.6、10.9、38.3% であった。

大気沈着と直接漏出を比較すると、前者の  $^{137}\text{Cs}$  流入量は後者の約 1.6 倍と多いにもかかわらず、2011 年 12 月末の海底土  $^{137}\text{Cs}$  現存量は後者が前者の約 2.1 倍と逆転している。直接漏出は極沿岸域への点流入（あるいは側方流入）であるのに対して大気沈着は region-2 全域への面流入であり、沖合に沈着した  $^{137}\text{Cs}$  の大部分は黒潮等の海流により region-2 外に輸送されたことが原因と考えられる。一方、河川流出の海底土  $^{137}\text{Cs}$  現存量は、他の 2 つに比べて無視できるほど小さいが、これは  $^{137}\text{Cs}$  流入量の差に因るものである。しかし、河川流出の残存率は、直接漏出と同じく極沿岸域への点流入であるため、直接漏出に匹敵する高い値になっている。

2011 年 12 月末における海底土表層の  $^{137}\text{Cs}$  濃度分布には 2.4.1 で述べた帯状ホットスポットが形成されているが、直接漏出成分、大気沈着成分を個別に見ても類似の帯状ホットスポットが出現している（図 2.4-2 abc）。場所による違いはあるものの、全体的に見る限りでは、帯状ホットスポットは region-2 の海底土  $^{137}\text{Cs}$  現存量の寄与率（図 2.4-1）に従ったものになっている。言い換えると、帯状ホットスポットを形成している海底土  $^{137}\text{Cs}$  の約 7 割は直接漏出、残りの 3 割は大気沈着で流入したものと推定され、直接漏出成分が支配的であると考えられる。

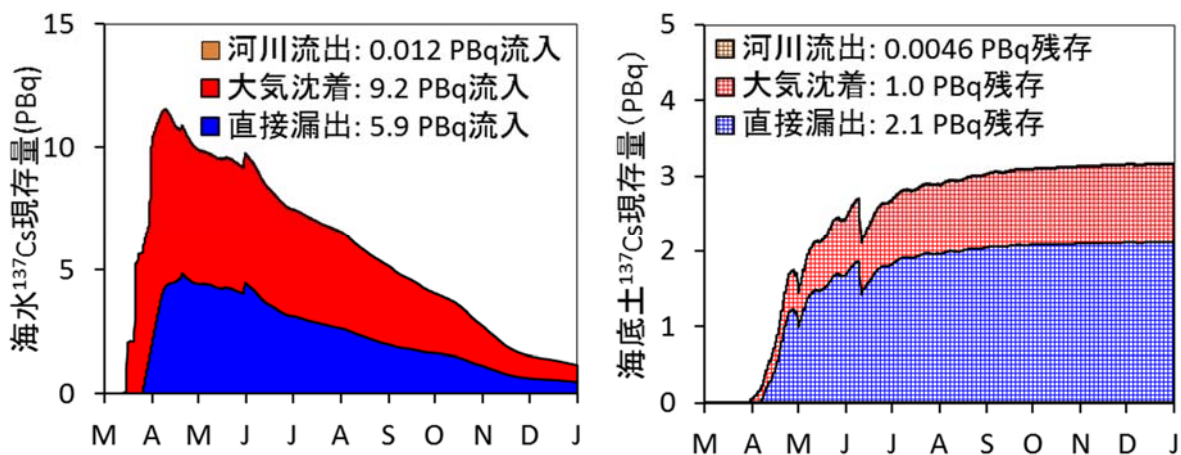


図 2.4-1 2011 年 Region-2 の(左)海水・(右)海底土における流入経路別  $^{137}\text{Cs}$  現存量の変化(いずれも積み上げグラフ)

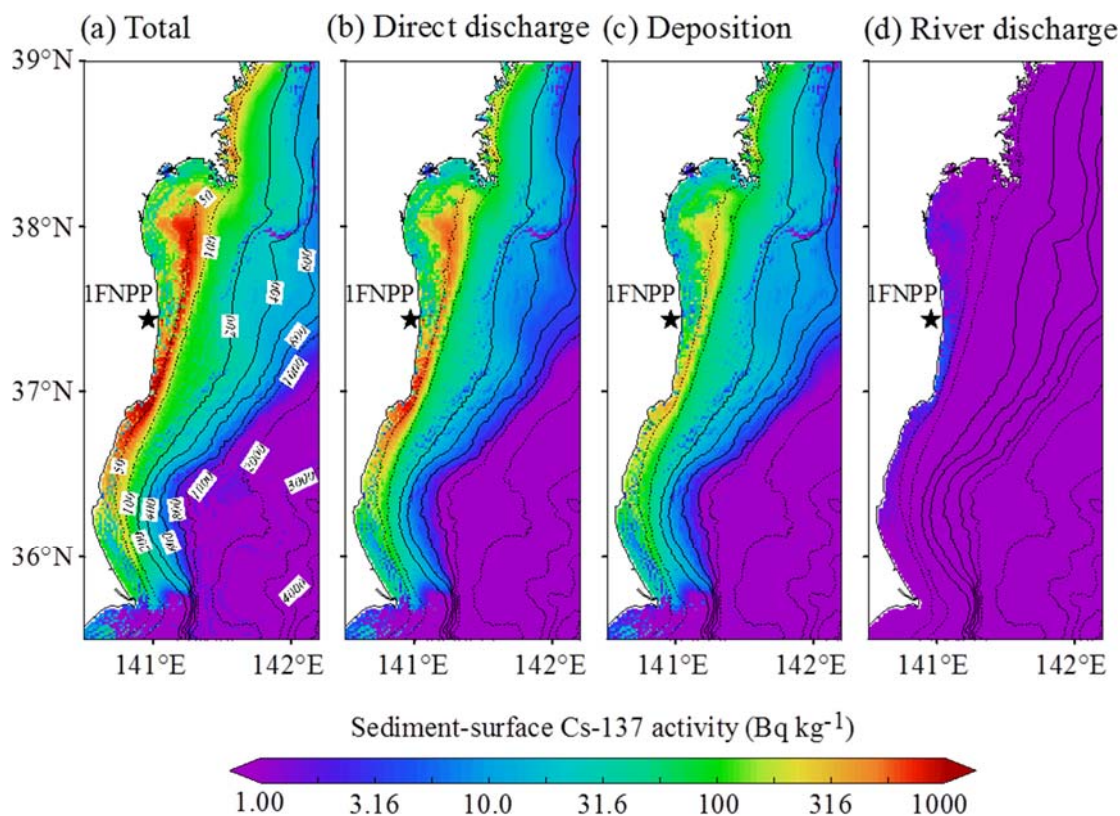


図 2.4-2 2011 年 12 月末における計算結果の (a) 海底土表層  $^{137}\text{Cs}$  濃度、およびその (b) 直接漏出成分、(c) 大気沈着成分、(d) 陸域流出成分の分布

最も量が少ない河川流出成分は、主として海岸線に近い陸棚域の海底に堆積していることが確認できる (図 2.4-2 d)。他の流入経路とは異なり、河川からの  $^{137}\text{Cs}$  の流入は今後も長期間続くこと、上述のように残存率が高いことを踏まえると、今後時間の経過とともに河口周辺を中心に海底土  $^{137}\text{Cs}$  現存量および寄与率が徐々に高まっていくものと予想される。

## (2) 2011～2014 年の海底土 $^{137}\text{Cs}$ 現存量の推移

本シミュレーションによると、2011、2012、2013、2014 年末に region-2 の海底に堆積している  $^{137}\text{Cs}$  の総量は 3.16、3.05、2.96、2.87 PBq と算定された。物理崩壊を含む 2011 年末から 2014 年末にかけての減少量は 2011 年末現存量の 9.3%、年平均に換算すると 3.2%/年であり、物理崩壊速度の 1.4 倍程度であった。懸濁粒子に吸着されて海底に堆積した  $^{137}\text{Cs}$  は容易には溶脱せず、長期間保持されることが窺える。海底土  $^{137}\text{Cs}$  現存量の減少は、region-2 全体では少ないものの、仙台湾から福島県沖の沿岸域に限っては顕著である (図 2.4-3)。この減少は、2.4.1 で述べたように、潮汐 (2 週間周期の大潮-小潮変動) や風浪によって浅い陸棚域で生じる海底攪乱が原因であり、巻き上がった海底土  $^{137}\text{Cs}$  が次第に沖合に移動していることを示している。その大部分は陸棚外縁部に堆積・定着するため、結果的に Region-2 全体の海底土  $^{137}\text{Cs}$  現存量はほとんど変化しない。

以上を踏まえて、東日本太平洋沿岸域における海底土  $^{137}\text{Cs}$  の今後の長期動態を考察すると次のとおりになる。浅い陸棚域では、海底地形を要因とする局所的な集積を除き、基本的には上記

の自然の力によるゆっくりとした減少が今後も続くことが十分期待できる。一方、陸棚外縁部の帯状ホットスポットは、浅海域からの輸送がしばらく続くため、長期間  $^{137}\text{Cs}$  が高濃度のまま保持されると推察されるが、陸域からの流出等により清浄な懸濁粒子が大量に供給されれば、その堆積によって表層にある高濃度の海底土が遮蔽されることも期待される。

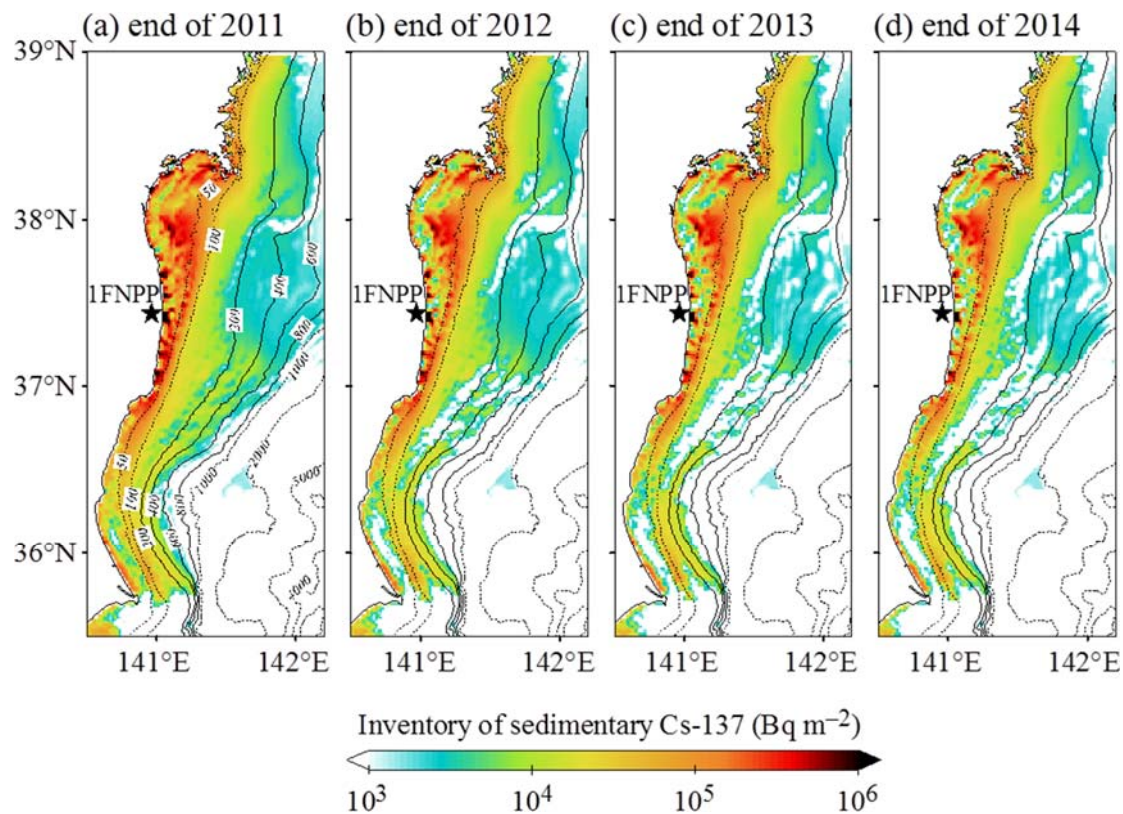


図 2.4-3 2011～2014 年の海底土  $^{137}\text{Cs}$  現存量計算値の変化

#### 参考文献

- Higashi H., Morino Y., Furuichi N., Ohara T. (2015) Ocean dynamic processes causing spatially heterogeneous distribution of sedimentary caesium-137 massively released from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant. *Biogeosciences*, 12, 7107-7128
- Morino, Y., Ohara, T., Nishizawa, M. (2011) Atmospheric behavior, deposition, and budget of radioactive materials from the Fukushima Daiichi nuclear power plant in March 2011. *Geophys. Res. Lett.*, 38, L00G11
- Tsumune, D., Tsubono, T., Aoyama, M., and Hirose, K. (2012) Distribution of oceanic  $^{137}\text{Cs}$  from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant simulated numerically by a regional ocean model. *J. Environ. Radioact.*, 111, 100–108
- 原子力規制委員会 (2016) 放射性モニタリング情報, <http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/index.html>
- 水産庁 (2016) 水産物の放射性物質調査の結果について～4月22日更新～, <http://www.jfa.maff.go.jp/j/housyanou/kekka.html>



## 2.5 まとめと今後の課題

### 2.5.1 まとめ

大気モデルでは、中長期的な  $^{137}\text{Cs}$  の大気濃度の再現性評価と再飛散の寄与評価を実施した。オンライン結合した再飛散モデルが事故後数年間にわたる  $^{137}\text{Cs}$  大気濃度の実測値の再現に有効である可能性を示すとともに、再飛散過程が大気中の  $^{137}\text{Cs}$  存在量を支配する主要因であることが示唆された。

陸域モデリングとして、空間線量率の経時変化の傾向や土壌中  $^{137}\text{Cs}$  存在量との関係を解析し、 $^{137}\text{Cs}$  の土壌下方への浸透の影響が無視できないことを示した。また、広域でのフラックスを求めるモデル、森林土壌の下方浸透を再現するモデルを構築し、それぞれ調査結果などにより計算結果の妥当性を確認した。

沿岸海域モデリングでは、流入経路別寄与度評価により、海底土の帯状ホットスポットを形成している  $^{137}\text{Cs}$  の7割が直接漏出成分、残りの3割が大気沈着成分であることを明らかにした。また、2011～2014年の再現シミュレーションに基づく海底土  $^{137}\text{Cs}$  の将来予測では、浅い陸棚域では今後ゆっくりとした減少が続くこと、陸棚外縁部の帯状ホットスポットでは長期間  $^{137}\text{Cs}$  が高濃度のまま保持されることが推察された。

### 2.5.2 今後の課題

大気モデルでは、中長期的な  $^{137}\text{Cs}$  大気濃度変動要因の理解に向けて、事故後数年間にわたる直接放出量と再飛散量の推計を精緻化して、シミュレーションによる  $^{137}\text{Cs}$  大気濃度の再現を目指す。合わせて、陸域の  $^{137}\text{Cs}$  の収支における再飛散の寄与を評価する。

陸域モデルのうち広域モデルとしては、再現が難しい住宅地・都市域を対象として精度の向上を図るとともに、除染等の対策が  $^{137}\text{Cs}$  のフローとストックに及ぼした影響を評価する。森林土壌モデルとしては、樹種による挙動の違いを組み込むとともに実環境への適用を進める。また、将来的には両モデルを結合し、流域全体での中長期予測を目指す。

沿岸海域モデリングでは、海底土  $^{137}\text{Cs}$  の高精度予測に向けて、懸濁粒子の動態に関わるモデルの精緻化と検証を進めるとともに、事故直後（直接漏出と大気沈着）およびその後の長期間（河川流出）における  $^{137}\text{Cs}$  流入量、陸域からの懸濁粒子の供給量、津波による大規模攪乱直後の懸濁粒子の水中濃度・海底堆積分布（初期条件）などを再検討する必要がある。w

### 3. 生物・生態系への影響評価

#### 3.1 概要

東日本大震災に伴う福島第一原子力発電所（以下、福島第一原発と呼ぶ）の事故により原子炉から放射性物質が大気中に放出された。これらの多くは当時の風向きにより大半は太平洋側に放出されたが、2011年3月15日または21日の降雨により福島県を中心に陸上にも降り注いだ。この事故により福島第一原発より放出された放射性物質のうちセシウム137（ $^{137}\text{Cs}$ またはCs-137と呼ぶ）は半減期が約30年と比較的長期間にわたって放射線を放出し続ける。陸上に降り注いだ放射性セシウムは粘土質の土壌と強固に結合する事が知られており、いったん土壌に降下すると容易に溶出しない事から、今後、陸域では平常時に比べて放射線量が高い状況が長期間に渡って続く事が予想される。また、海域においては地下水を通じて未だに福島第一原発からの放射性物質の流出が続いている。このような状況において、福島県内の高放射線地域における野生生物個体群の減少あるいは個体に形態的な変異が見つかったとの報告がなされた。これらの報告により福島県内の野生生物への放射線影響が懸念されたが、この事について詳細に調べた研究例はほとんど無いのが現状である。また、野生生物の棲息には人為的な影響が大きく関与している事が知られており、福島県内では除染による影響、及び帰還困難区域等では人が避難した事による影響等があると考えられるが、それらについての詳細な解析例はない。

そこで本報告書では、野生生物への放射線影響について明らかにする為に以下の研究を行った。すなわち、植物への体細胞DNAへの放射線影響を調べる為にDNA損傷をモニタリングできる遺伝子組換え植物から培養細胞を作製し、実験室レベルで放射線量の高い土壌によるDNA損傷への影響をモニタリングできるのかについて評価を行った。また、植物への生殖影響を見る為に、異なる放射線量地域におけるソメイヨシノ花粉生存率への影響調査及びアサガオ種子、遺伝子発現などへの影響評価を行い、これらが低線量放射線影響評価の指標として利用可能かについての検証を行った。また、福島県内の野生アカネズミの捕獲調査を行い、次世代シーケンサーによるDNA解析を通じて、放射線によるDNA変異が起きているのかどうか、また2014年度迄に見られたDNAの酸化が放射線で起きているのかについてX線照射実験により確かめた。また、震災前の福島県は漁業が盛んな地域であったが、福島第一原発事故後は内水面及び海域において放射性物質による魚介類の汚染が懸念され、未だに漁業の再開に目処が立たない状況におかれている。このような状況について現状を把握する為に、松川浦における生物資源量調査およびそれらへの放射性物質の移行について調査を行った。さらに、2014年度から開始した福島県生態系への人為影響についての調査を継続した。すなわち、帰還困難区域内外に多点の調査地を設定し、哺乳類、鳥類、両生類及び昆虫類についてのモニタリング調査を行った。また、両生類（カエル類）については土地利用から分布推定を行い、実際の生息地との突き合わせを行うことによりカエル類への影響についての検証を行った。また、潮間帯における生物量、生物種調査も継続して行い、2014年度までに得られた結果についての検証を行った。

## 3.2 相同組換え検出植物を用いた低線量放射線影響の調査

### 3.2.1 はじめに

放射性セシウムより放出されるガンマ線は DNA 損傷を引き起こす事が知られている。そのため、福島県内の放射線量の高い地域ではヒトへの影響のみならず、野生生物への影響が懸念されている。福島第一原発事故に由来する空間放射線量の増加に伴う生物影響の研究として、個体群を対象にしたものと個体を対象にした研究が進められている。前者については福島県での調査により放射線量の増加に伴う鳥類、チョウ類及びセミ類の個体数の減少報告されている (Møller et al. 2012; Møller et al. 2013)。また後者については福島で採取または放射性物質により汚染された食草 (カタバミ) を食べさせたヤマトシジミにおいて致死率や形態異常の増加及び発生の遅延が見られたこと (Hiyama et al. 2012; Nohara et al. 2014) 及び福島県で採取されたワタムシ (アブラムシの 1 種) において他の地域の個体に比べ形態異常が有意に高いこと (Akimoto 2014)、が報告されている。また、植物においても福島県内の高線量地域において、モミの木の前枝の発生抑制が線量依存的に起きていることが観察されている (Watanabe et al. 2015)。後者の研究の中には後代への遺伝的な影響がみられることも報告されている事から (Nohara et al. 2014)、放射線により野生生物に DNA レベルでの影響があった可能性が示唆されている。しかしながら、現在のところこの点については明らかにした研究例はない。

以上のように福島第一原発事故に由来する放射線により野生生物において形態異常等の形質が見られたことから、これらの生物の DNA 損傷及びそれに伴う遺伝子変異が懸念されているが、このような DNA 損傷は放射線とは関係なく様々な環境要因により日常的に引き起こされていることも知られている。例えば太陽光に含まれる紫外線 (UV-B; 280~315 nm) は植物ゲノムの安定性を減少させ、DNA の再編成を促進させることが知られている (Ries et al. 2000)。このことから、福島の野生生物において放射線による DNA 損傷を調べることは、他の環境要因による DNA 損傷への影響を排除することができず、困難であることが予想される。また、放射線以外の環境要因を排除できたとしても、野生生物を用いて DNA 損傷を検出するための実験系が存在していないため、環境放射線による正確な影響評価は難しいと考えられる。そこで、我々はモデル植物であるシロイヌナズナ (*Arabidopsis thaliana*) を用いた実験系を構築し、現在の福島県内における放射線による DNA への影響評価を行ってきた。

上述したように放射線照射により DNA 損傷が引き起こされるが、一方で生物はこの DNA 損傷を修復する為のメカニズムを持っていることが知られている (Manova and Gruszka 2015)。2014 年度までに我々は生物への DNA レベルでの放射線影響を調べる為に、高感度かつ定量的に DNA 損傷量を調べる事ができる遺伝子組換え植物を開発した。これにより、現在の福島県内における放射線レベルにより、(1) DNA 損傷が線量依存的に起こっている事、(2) DNA 損傷は主に外部被ばくにより生じている事、(3) 放射線被ばく量による DNA 損傷は植物の持つ修復機構により速やかに修復されている事、を明らかにした。2015 年度はこの遺伝子組換え植物を使用して、現在の福島県の現場土壌における放射線による DNA 損傷量及び DNA 修復能を検証することができる研究材料の確立及び現場での利用が可能かどうかについて検証を行った。

### 3.2.2 DNA 修復頻度を検出する事ができる遺伝子組換え植物の開発の概要

放射線による DNA 損傷は、DNA 分子が直接電離し DNA 分子の化学結合が切断される直接作用

と、DNA 分子の周囲にある水分子などから放射線による電離作用により反応性の高い活性酸素種を生じ、これらが DNA と化学反応を起こし損傷を引き起こす間接作用により生じる (Goodhead 1994)。こうして生じた DNA 損傷は細胞分裂に伴う DNA 複製の過程等で塩基の置換や塩基の欠失を生じる。一方で、DNA 情報の保存と後代への正しい伝搬は生物にとって最重要である為、生物は DNA 損傷を自己修復する機構を持っている。Ward (1988) は 1Gy のガンマ線をマウスに照射した時に、一つの細胞に含まれる核 DNA への損傷がどの程度起きるのかを調べた結果、(i) ガンマ線の照射により様々な DNA 損傷が生じること、(ii) 生物は DNA 損傷の種類に応じた特異的な修復機構を持っていること、を明らかにした。

本研究ではガンマ線で生じる DNA 損傷のうち二本鎖損傷を対象とする。二本鎖損傷は 1 Gy のガンマ線照射により細胞あたり 40 カ所 (全 DNA 損傷の 1%程度) 生じ、相同組み換え修復により修復される (Ward 1988)。2014 年度までに我々は DNA 損傷頻度をモニタリングするため、この「相同組み換え」の頻度を検出する事により、間接的に体細胞における DNA 損傷を定量化することができるような遺伝子組換え植物を作製した。詳細は 2013 及び 2014 年度の報告書に示してあるが、この植物には細胞における DNA 修復活性の増加をとらえる事により DNA 修復の視覚化ができるような遺伝子 (GU-US) を導入してある (図 3.2-1)。これまでに DNA 修復を定量的にモニタリングする事が出来る植物を 4 系統 (#11、#651、#1406、#1415) 入手・作製したが (#11 系統; Kovalchuk et al. 1998)、これらのうち本研究では DNA 損傷の検出感度が高く、放射線量依存的に DNA 修復を検出する事が出来た #1406 系統及び #1415 系統を用いて研究を行った。植物を用いた放射線による DNA 損傷の評価結果については 2013 及び 2014 年度の報告書に詳細があるためここでは割愛する。

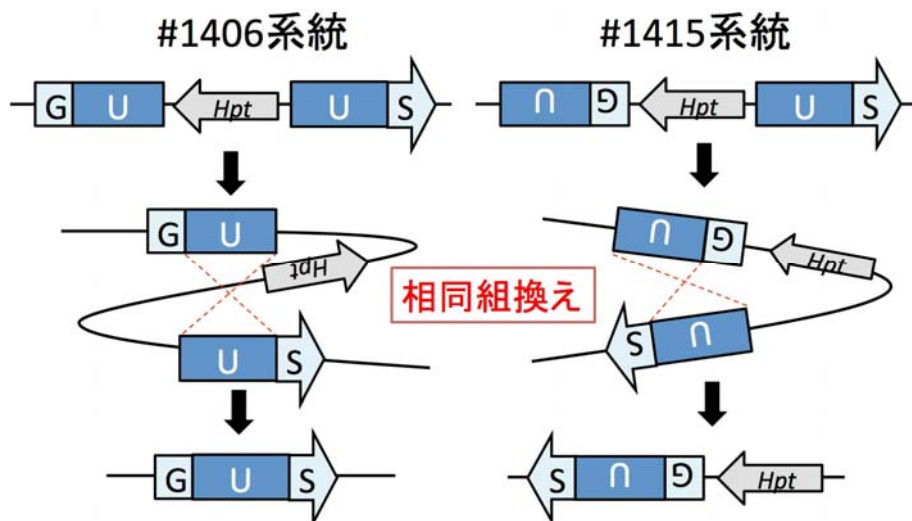


図 3.2-1 植物への導入に使用した 2 種類の GU-US とその相同組換え様式

### 3.2.3 遺伝子組換え植物の培養細胞化

前述したように、野外で栽培した植物には放射線以外にも活性酸素種の生成を介して DNA 損傷を誘導する環境ストレス (紫外線: Ries et al. 2000; 大気汚染ガス: Tamaoki 2008; 高温 Ito et al. 2011) が存在することが知られている。したがって、本研究で作成した DNA 損傷を検出する事が出来る遺伝子組換え植物は、環境を制御できる実験室での検証は可能であるが、福島県の現場における放射



線による DNA 損傷の評価への適用は困難である事が考えられた。一方、植物に由来する培養細胞は光非依存的に生育できることから、上述した環境ストレスの多くを受けないことが予想される。したがって、本研究で用いた遺伝子組換え植物を培養細胞化すれば福島県の現地汚染土壌において被ばくしたガンマ線量による DNA 損傷頻度の検出、ならびに DNA 修復頻度について評価できるのではないかと着想した。そこで培養細胞株の確立を行った。

遺伝子組換えシロイヌナズナ (#1406 株及び#1415) の種子 100 粒程度を 1.5 ml チューブに入れ、1 ml の 70%エタノールで表面殺菌後、エタノールを取り除き、殺菌液 (1%次亜塩素酸ナトリウム) を 1 ml 加え、10 分間静置した。10 分後、クリーンベンチ内にて 1 ml 滅菌水で 5 回洗浄した。5 回目の滅菌水が入った状態で種子を滅菌水ごと 1/2 MS 培地 (MS salt、0.25% gellan gum、pH5.7) 播種した。3 日間、4°C に静置後、24°C、相対湿度 70%、PPFD 30  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  に設定した育成チャンバーにて植物の栽培を行った。10 日後、植物の胚軸部分を 10 mm 程度メスにて無菌的に切り出し、プラスチックシャーレに入った CIM 培地 (1/2 MS salt、Bamborg B5、0.5 g/l MES、20 g/l Sucrose、0.25% gellan gum、1 mg/l 2,4-D、0.1 mg/l 6-Benzylaminopurine、pH5.7) に植え継いだ (図 3.2-2)。植え継いだシャーレの周囲をサージカルテープでシールし、22°C、相対湿度 70%、PPFD 30  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  に設定した育成チャンバーにて静置した。培養細胞が出現するまでの間、胚軸を一週間おきに新しい CIM 培地に植え継いだ。植え継ぎ後、およそ 2 週間で細胞形成が始まった (図 3.2-2)。この後、1 週間おきに培養細胞化した部分 (直径約 3 mm) を新しい CIM 培地に植え継いでいき、培養細胞の大きさが直径 1 cm 程度になるまで培養を続けた。この大きさに培養細胞が成長するのに培養開始から 1 ヶ月を要した。その後、培養細胞の CIM 培地への植え継ぎ間隔を 2 週間置きに変更した。この過程を培養細胞が安定して成長するようになるまで約 2 ヶ月続けた。こうして安定して成長するようになった培養細胞を遺伝子組換え植物由来の培養細胞とした。

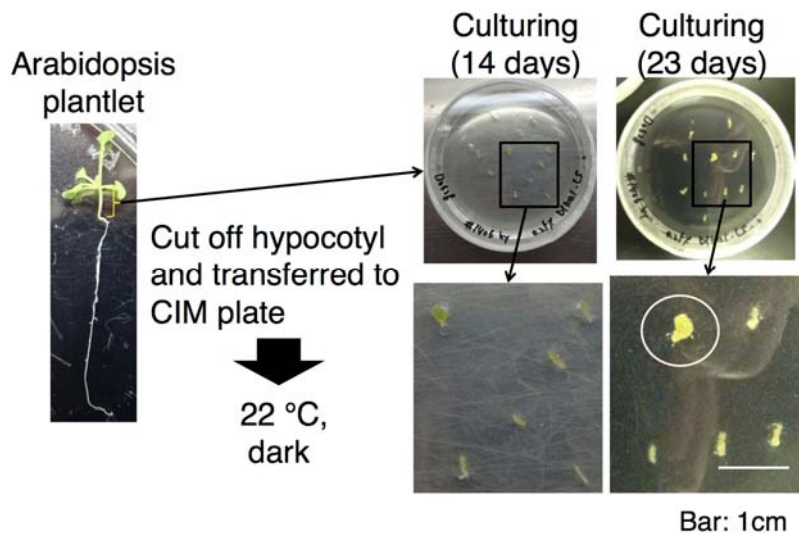


図 3.2-2 遺伝子組換え植物の培養細胞化の様子

### 3.2.4 培養細胞株を用いた DNA 損傷量の評価

確立した培養細胞を用いて、植物体と同様に培養細胞でも DNA 損傷を評価できるかについて検証を行った。CIM 培地上で 2 週間カルスを培養し、成長した培養細胞を直径 3 mm に切り出し、新し

い CIM 培地の入ったシャーレに植え継いだ。福島県から採取してきた汚染土壌を 5 cm の深さに敷き詰めたプラスチックバット（ハイパック角形 365 mm×270 mm×55 mm）を 2 枚重ねた上にシャーレを静置する事により外部被ばく露を行い、対照区として同様に CIM 培地の入ったシャーレに植え継いだ培養細胞を通常条件の育成チャンバーに静置する事により行った（汚染土壌の採取地点とその放射能；図 3.2-3、表 3.2-1）。培養細胞の培養は 24℃、相対湿度 70%、PPFD 30  $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  に設定した育成チャンバーで行った。このような条件下で約 30 日間培養を行った。培養期間中の積算ガンマ線量は積算線量計（Polimaster PM1621M）にて測定した。このようにして培養を行った細胞を用いて GUS 染色を行った。GUS 染色にあたってはシャーレ 1 枚の中の培養細胞を 80 ml の GUS 染色溶液（50 mM Na リン酸緩衝液 pH7.0、0.1% Triton-X、10 mM EDTA、0.5 mM  $\text{K}_3\text{FeCN}_6$ 、0.5 mM  $\text{K}_4\text{FeCN}_6$ 、1 mM X-Gluc）の入った 100 ml ビーカーに入れ、真空デシケータにて 400 mmHg で 10 分間減圧を 3 セット行った。その後、ビーカーにラップをかぶせ、37℃に 48 時間静置した。静置後、GUS タンパク質による反応生成物 5, 5'-dibromo-4, 4'-dichloro-indigo による染色をはっきりさせるため、染色液を捨てた後に脱色液（70%エタノール、20%グリセリン）にて脱色を行った。脱色液は適宜交換し、2～7 日間程度脱色させた培養細胞を試料とした。得られた染色像を実体顕微鏡（Vixen 社製、SL-60ZT）にて観察し、ペトリ皿上で染色細胞数を計測した。

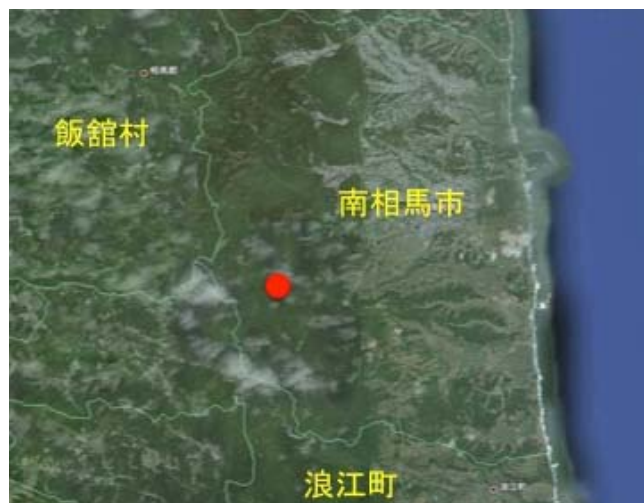


図 3.2-3 放射性物質汚染土壌の採取地  
赤い点の地点で汚染土壌を採取

表 3.2-1 土壌採取地の緯度・経度、空間線量率（地表面）、Cs-137 濃度

緯度・経度	空間線量率	放射能 (Cs-137)
N 37° 34' 48.5"・E 140° 52' 8.77"	9.99 $\mu\text{Sv/hr}$ 以上	46, 166 $\pm$ 875 Bq/kg DW

2 種類の母植物（#1406 及び#1415）由来の GUS 染色の結果を表 3-2-2 及び表 3-2-3 に示す。なお結果の値は、2 回の独立した実験から算出している。1 度目の実験は、2015 年 2 月に、2 度目の実験は 2015 年 10 月に行った。その際の積算線量は対照区が 89.7  $\mu\text{Sv}$  と 75.9  $\mu\text{Sv}$  及び外部被ばく処理区が 2.96 mSv 及び 2.42 mSv であった。結果、対照区では培養細胞 1 gFw あたりの GUS スポット数は 8 個（#1406）及び 21 個（#1415）観察された（表 3.2-2）。一方外部被ばく処理区では 80 または

7 個 (#1406) 及び 153 または 190 個 (#1415) であった (表 3.2-3)。以上の結果、どちらの培養細胞株でも放射線による GUS スポットの増加を確認することができたが、#1415 系統由来の培養細胞の方が安定して DNA 損傷を検出することができることが明らかになった。

**表 3.2-2 #1406 系統に由来する植物の DNA 損傷量**

DNA 損傷量は培養細胞 1gFW あたりの GUS 検出数で表す。

+IR; 外部被ばく処理区、-IR; 対照区

Line	Number of GUS spots	GUS spots / g F.W.	Fresh weight of Callus (g)
<b>1406-1 (+IR)</b>	<b>80</b>	<b>24.8586</b>	<b>3.2182</b>
<b>1406-2 (+IR)</b>	<b>7</b>	<b>1.5604</b>	<b>4.4859</b>
<b>1406-3 (-IR)</b>	<b>8</b>	<b>1.756</b>	<b>4.5555</b>

**表 3.2-3 #1415 系統に由来する植物の DNA 損傷量**

DNA 損傷量は培養細胞 1gFW あたりの GUS 検出数で表す。

+IR; 外部被ばく処理区、-IR; 対照区

Line	Number of GUS spots	GUS spots / g F.W.	Fresh weight of Callus (g)
<b>1415-1 (+IR)</b>	<b>153</b>	<b>27.9324</b>	<b>5.4775</b>
<b>1415-2 (+IR)</b>	<b>190</b>	<b>54.2176</b>	<b>3.5044</b>
<b>1415-3 (-IR)</b>	<b>21</b>	<b>5.1361</b>	<b>4.0887</b>

以上のように#1415 系統の植物由来の培養細胞により放射線処理による DNA 損傷 (DNA 修復) を安定的に検出することができることが明らかになった。そこで、この培養細胞を用いて積算線量と DNA 損傷 (DNA 修復) との関係性を調べるため、外部被ばく処理区の線量を変化させた時の GUS スポットの検出数について検証を行った。照射実験は、2015 年 2 月、7 月及び 10 月に行った。3 回の実験における積算放射線量は 75.9~2、960 uSv であり、検出された GUS スポット数は 21~235 個 / gFw であった。積算線量に対して得られた培養細胞 GUS スポット数 (相同組換え頻度) の相関を図 3.2-4 に示す。これらのデータ間の回帰分析を行ったところ、一次回帰しその相関係数は  $R^2=0.80$  となった。このように高い相関係数が見られたことから#1415 に由来する培養細胞は外部被ばくによる DNA 損傷及び植物に内生の DNA 修復を検出できることが示された。

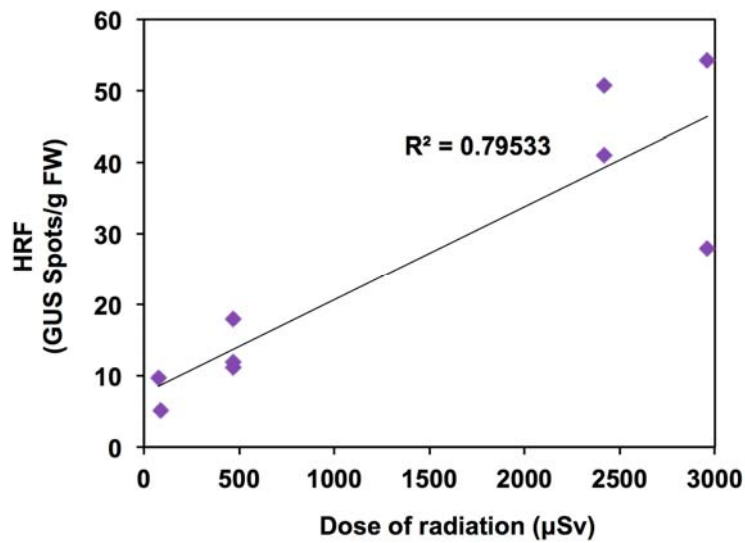


図 3.2-4 積算放射線量と相同組換え修復の頻度との関係

HRF; Homologous Recombination Frequency (相同組換え頻度)

### 3.2.4 外部被ばくによる花形成の促進

2014 年度に行った研究において、GU-US を導入した遺伝子組換え植物に外部被ばくにより放射線をばく露すると花の形成が促進される現象が観察された。材料に用いたシロイヌナズナは発芽後、本葉を何枚か展開させた後に、花形成シグナル経路が活性化すると花茎を形成し、そこから花を形成することが知られている (図 3.2-5 左)。このとき、前者は栄養成長、後者は生殖成長と呼ばれる。すなわち花の形成の促進は、栄養成長から生殖成長への成長段階の移行が促進されていると言い換えることができる。

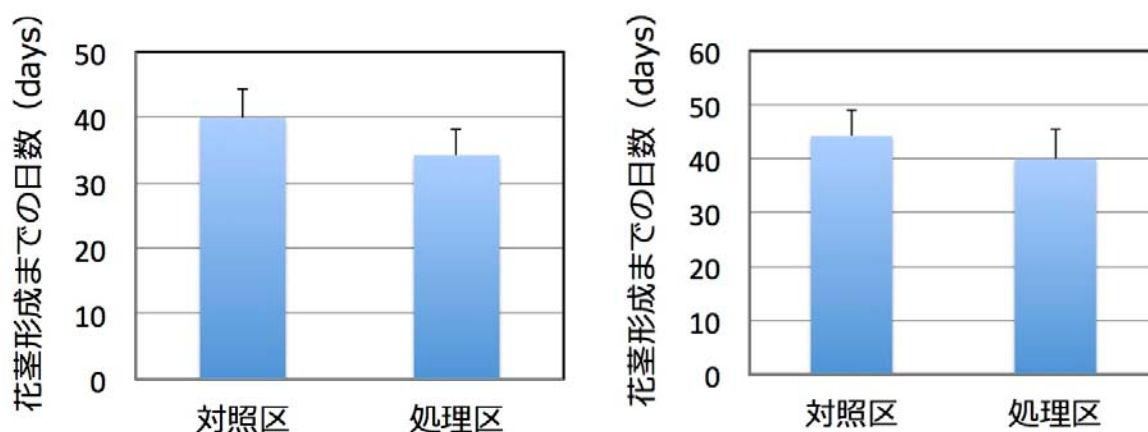


図 3.2-5 シロイヌナズナの形態 (左) と生殖成長 (右)

本種は発芽後ロゼット葉を何枚か形成した後に花茎を形成する。

本研究では花茎 (写真右の赤矢印) が 1cm になった段階で生殖成長に移行したと定義

しかしながら、研究途中で見つけた現象は定性的であり、実験による裏付けが取れていない。そこで、放射線の外部ばく露により花の形成が促進するかどうかについて定量的な実験をおこなった。上述した培養細胞への外部ばく露と同様に、福島県から採取してきた汚染土壌を 5 cm の深さに敷き詰めたプラスチックバットを 2 枚重ねた上に清浄な土壌にて植物（シロイヌナズナ；Col-0）を栽培する事により外部ばく露を行い、対照区として同様に通常条件の育成チャンバーにて植物を栽培する事により行った。こうして栽培した植物について播種日から数えて生殖成長に移行するまでの日数を調べた。尚、本研究では花茎が 1 cm になった段階で生殖成長に移行したと定義した（図 3.2-5 右）。



**図 3.2-6 放射線の外部ばく露処理した時の花茎生成までの日数**

育成チャンバーを入れ替えた 2 回の実験結果を示す。

対照区；外部被ばく処理なし、処理区；外部被ばく処理あり

2015 年 3 月に行った栽培において、対照区では  $39.9 \pm 4.5$  日目 ( $n=25$ ) に花茎誘導され、処理区では  $34.2 \pm 4.0$  日目 ( $n=27$ ) に誘導された（図 3.2-6 左）。また、チャンバーを入れ替えた 2 回目の実験（2015 年 10 月）でも同様な傾向が見られ、対照区では  $44.2 \pm 4.9$  日目 ( $n=25$ ) に花茎誘導され、処理区では  $40.0 \pm 5.5$  日目 ( $n=29$ ) に誘導された（図 3.2-6 右）。Welch 法により  $t$  検定を行ったところ、2 回の実験でいずれも  $p < 0.01$  となったことから放射線処理により花芽形成の促進は起きていることが確認された。

### 3.2.5 結果のまとめと今後の展望

2015 年度の研究成果により、外部からの放射線量依存的に DNA 損傷を評価することができるシロイヌナズナ培養細胞 (#1415) を確立することができた。今後、この培養細胞を用いて福島県のような空間線量地域における DNA 損傷量のデータを蓄積し、現在の福島県で検出される空間線量が DNA 損傷をどの程度引き起こすのか、またこの DNA 損傷は植物の持つ内生の DNA 修復機構により修復されるのかについて検証を重ねる予定である。今後の課題としては、培養細胞は光合成能を持たなくなっているため、シャーレ中の炭素源を利用して培養することになるが、これを現場に適用する際にバクテリアやカビの繁殖をどのように抑制するのか、また、土壌環境において放射線以外に



DNA 損傷を引き起こす環境要因が存在しないのか、について検証を進めつつ実験を進めていく必要がある。

また、2015 年度の研究では放射線の外部ばく露による花形成の促進が見られることを実験的に確認した。このような現象は報告例が無いため、研究を展開する事により放射線による植物への新たな影響指標となることが期待される。一方で、シロイヌナズナでは花成の誘導機構が詳細に研究されており、その誘導には (i) 体内時計、(ii) 光周期、(iii) 春化作用 (温度変化を含む)、(iv) 植物ホルモン、及び (v) 活性酸素種、などが関与していることが知られている (図 3.2-7)。2014 年度迄の研究から放射線処理によりシロイヌナズナの葉では活性酸素種の 1 種である過酸化水素及びスーパーオキシドの生成が確認された。したがって、今後はこの放射線による葉での活性酸素生成が花形成の促進とどのような関係にあるのかについて研究を進めていく必要がある。もし、福島県の野外においてこのような放射線による花形成の促進があるとすれば、訪花昆虫の出現時期とのずれが生じ、種子形成、すなわち繁殖に影響がでることも予想されるため、この点からも研究を進める必要があるだろう。

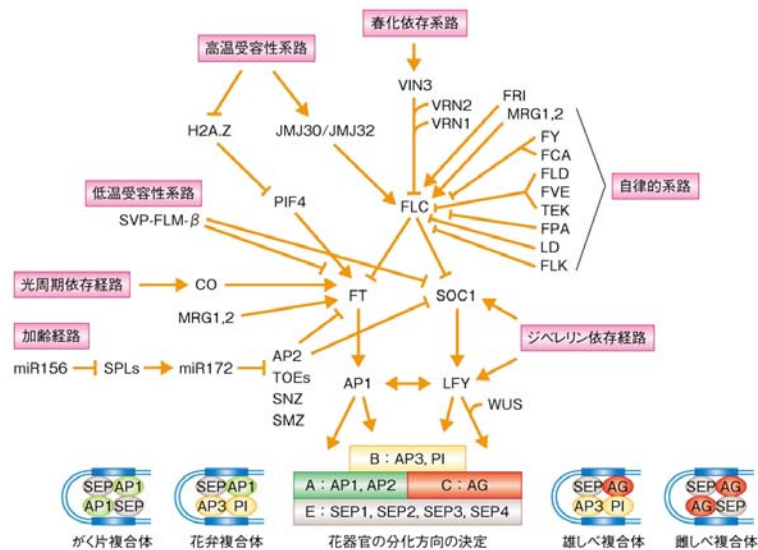


図 3.2-7 植物における花成誘導及び花形成に関わるシグナルと遺伝子の模式図

### 引用文献

- Akimoto S. (2014) Morphological abnormalities in gall-forming aphids in a radiation-contaminated area near Fukushima Daiichi: selective impact of fallout?., *Ecol. Evol.*, 4, 355-369
- Goodhead D.T. (1994) Initial events in the cellular effects of ionizing radiations: clustered damage in DNA., *Int. J. Radiat. Biol.*, 65, 7-17
- Hiyama A., Nohara C., Kinjo S., Taira W., Gima S., Tanahara A., Otaki J.M. (2012) The biological impacts of the Fukushima nuclear accident on the pale grass blue butterfly. *Sci. Rep.*, 2, 570
- Ito H., Gaubert H., Bucher E., Mirouze M., Vaillant I., Paszkowski J. (2011) An siRNA pathway prevents transgenerational retrotransposition in plants subjected to stress., *Nature*, 472, 115-119
- Kovalchuk I., Kovalchuk O., Arkhipov A., Hohn B. (1998) Transgenic plants are sensitive bioindicators of nuclear pollution caused by the Chernobyl accident., *Nat. Biotech.*, 16, 1054-1059

- Manova V., Gruszka D. (2015) DNA damage and repair in plants – from models to crops., *Front. Plant Sci.*, 6, 885
- Møller A.P., Hagiwara A, Matsui S., Kasahara S., Kawatsu K., Nishiumi I., Suzuki H., Ueda K., Mousseau T. A. (2012) Abundance of birds in Fukushima as judged from Chernobyl. *Environ. Pollut.*, 164, 36-39
- Møller A.P., Nishiumi I., Suzuki H., Ueda K., Mousseau T. A. (2013) Differences in effects of radiation on abundance of animals in Fukushima and Chernobyl. *Ecol. Indic.*, 24, 75-81
- Nohara C., Taira W., Hiyama, A., Tanahara A., Takatsuji T., Otaki J.M. (2014) Ingestion of radioactively contaminated diets for two generations in the pale grass blue butterfly. *BMC Evolut. Biol.*, 14, 193
- Ries G., Heller W., Puchta, H., Sandermann, H., Seidlitz, H. K., Hohn B. (2000) Elevated UV-B radiation reduces genome stability in plants., *Nature*, 406, 98-101
- Tamaoki M. (2008) The role of phytohormone signaling in ozone-induced cell death in plants., *Plant Signal. Behav.*, 3, 166-174
- Watanabe Y., Ichikawa S., Kubota M., Hoshino J., Kubota Y., Maruyama K., Fuma S., Kawaguchi I., Yoschenko V. I., Yoshida S. (2015) Morphological defects in native Japanese fir trees around the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant., *Sci. Rep.*, 5, 13232
- Ward J.F. (1988) DNA damage produced by ionizing radiation in mammalian cells: identities, mechanisms of formation, and reparability., *Prog. Nucl. Acid Res. Mol. Biol.*, 35, 95-125



### 3.3 植物の生殖器官に対する低線量環境放射線影響の実態調査

#### 3.3.1 はじめに

2011年3月の福島第一原発事故により、環境中に大量の放射性物質が放出され、生態系や人間社会に対する新しく且つ深刻な脅威となっている。今後長期間にわたり、広い地域で空間放射線量率が事故以前よりも高い状態が続くと予想され、植物の生殖器官等にも何らかの影響がおよぶことが懸念される。この事故以前に放射線の植物影響を調べた研究では、ガンマーフィールドでの放射線暴露やチェルノブイリ事故のような著しく高い放射線量が用いられた。例えば農業生物資源研究所の放射線育種場では、線源から約100 m 離れた場所での照射線量（空気吸収線量率）が約1 mGy/h（年間換算8.76 Gy）であり、チェルノブイリ事故ではいわゆる“赤い森”について0.1 Gy 以上の積算放射線量での植物の可視被害が報告されている（Arkhipov et al. 1994）。Arkhipov らの研究では、全線量のうち80%が最初の1 か月で森林に降下したと推定されているので、年間換算ではおよそ1 Gy に相当することになる。一方、国際放射線防護委員会の勧告による追加被曝線量の長期目標は年間1 mSv（ガンマ線による外部被曝の場合は1 mGy に相当）以下と上記の研究例の1000分の1以下の水準であり、このような低線量の環境放射線の影響には過去の研究結果を外挿することはできない。低線量環境放射線の植物への影響を調べるには、空間線量率が異なる地域を選定して、長期間にわたる植物への影響のモニタリング調査を行う必要があると考えた。

モニタリング対象の植物種としては、遺伝的背景の違いや放射線量以外の環境の違いを排除する必要があることから、長期間同じ場所にとどまっている木本類でかつ遺伝的背景が均一な種を選ぶか、遺伝的背景が均一な種子を播種して長期的に栽培できるものが望ましい。以上の様な観点でモニタリング対象植物種を選定した結果、サクラとアサガオを選定した。サクラは国内各地に植樹されており、それらのほとんどはソメイヨシノ由来で、遺伝的に均一であることが知られている（Tsuda et al. 2009; Kato et al. 2012）。しかも原子力規制委員会が福島県内に設置したモニタリングポストの近傍には、たいていサクラが植樹されているため、正確な積算線量を算出することが可能である。アサガオは園芸植物として古くから親しまれており、種子の色・花色・花弁の形態といった形質の変化を観察することで、放射線の影響評価を行うことが可能な材料である。また、遺伝子の情報が公開されているため、ストレスを受けたときに機能する遺伝子群の発現状態を調べることが容易である。本研究では2012, 2013年度に引き続いて、サクラとアサガオを用いて放射線の植物への影響について、花粉の未熟率や種子の形態変異、あるいはストレス遺伝子の発現量を指標として調査を行った。

#### 3.3.2 サクラの花粉熟成に対する影響

##### 材料と方法

##### （1）サクラ花序の採取と固定

表3.3-1に示した地点で植樹されていた過年度と同じ5個体のサクラより、開花直前の花序を1個体あたり10個採取した。採取した花序は、その場でカルノイ液（メタノール：クロロホルム：酢酸 6:3:1）に浸漬して固定をおこなった。試料を密閉容器に入れて持ち帰り、放射線量が十分低いことを確認後、固定した試料はカルノイ液に浸漬した状態で分析に供するまで4℃で保管した。

##### （2）花粉の染色と成熟率の算出

花粉の染色はRoss et al. (2010) の方法に従った。開花直前の花序を選び、葯が開裂していない雄しべを採取した。採取した雄しべをスライドグラスにのせ、実体顕微鏡下で葯を壊し、内部の花粉をスライドグラスに展開した。染色液を1滴垂らしカバーグラスをかけ、65°Cで3分間熱処理して花粉を染色した。染色液の組成は以下の通りである。染色液：9.5%エタノール、25%グリセロール、0.05%酸性フクシン、0.01%マラカイトグリーン、0.005%オレンジG、4%酢酸。染色された花粉を光学顕微鏡で観察し、1個体につき2,900~9,000個の花粉をデジタルカメラで撮影した。細胞内部が完全に赤色で満たされている花粉を成熟花粉とし、赤色部分が不完全な花粉を未熟花粉とし、青く染色されている楕円形の花粉を死亡花粉とした。撮影した写真をImage Jのセルカウンター機能をつかって解析し、花粉の総数、未熟花粉の数、死亡花粉の数を計測した。

### (3) 積算線量の算出

採取地点の空間線量率は原子力規制委員会放射線モニタリング情報よりデータをダウンロードして用いた。また、採取地点において個体ごとにNaI線量計で、地上から1 mの高さでの空間線量率を測定した。花序形成期にあたる採取日から2週間前までの積算線量を計算した。

### 3.3.3 結果

2015年4月7日に三重県保健環境研究所、2015年3月30日に国立環境研究所構内、2015年4月16日に二本松市内で、4月17日に飯舘村と浪江町を訪れ、開花直前のサクラの花序を採取した。採取した場所での採取前2週間の積算線量を表3.3-1に示した。花粉の未熟率を採取地点ごとに示したのが図3.3-1である。2014年度と同様に、高線量地域（津島小学校、津島中学校、飯舘中学校、白石小学校）の未熟率が低線量地域（三重県保健環境研究所、国立環境研究所）に比べて有意に高い結果となった。二本松市内の中学校における未熟率が異常に高く、これらと高線量地域の有意差はなかった。個体ごとの線量率と花粉の未熟率を2014年度のデータとあわせて関係を示したのが図3.3-2である。有意な相関は見られないものの、4 μSvまではばらつきが大きい直線関係があるように見られた。さらに高い線量では未熟率が低下する山型のグラフを示した。

表 3.3-1 調査地点における、採取日から2週間前までの推定積算線量

	採取前2週間の積算線量(μSv)
三重県環境保健研究所	28.8
国立環境研究所	13.9
二本松市立第一中学校	43.9
二本松市立第二中学校	62.5
二本松市立第三中学校	64.1
浪江町立津島小学校	803
浪江町立津島中学校	392
飯舘村立飯舘中学校	457
飯舘村立白石小学校	95.4
福島県立浪江高校津島分校	1893

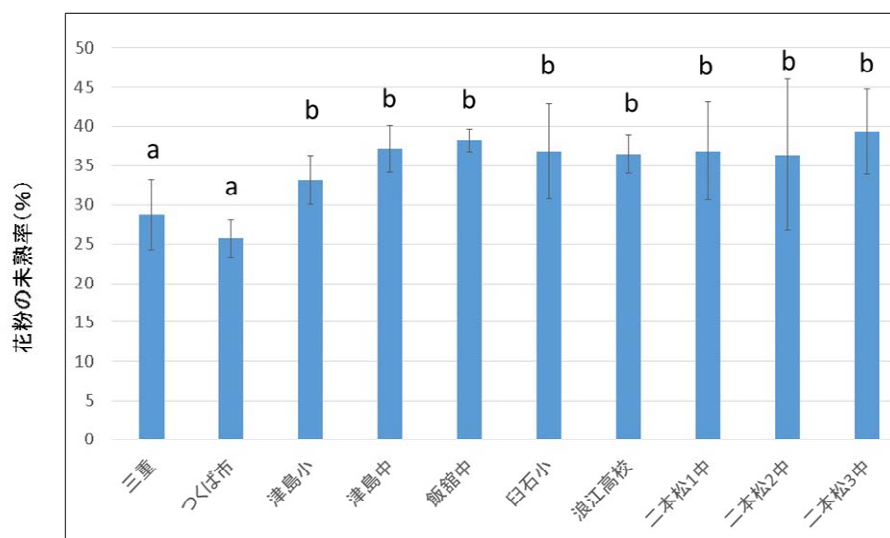


図3.3-1 調査地点の花粉の未熟率

三重：三重県保健環境研究所、つくば市：国立環境研究所、二本松1中：二本松第一中学校、二本松2中：二本松第二中学校、二本松3中：二本松第三中学校、津島小：津島小学校、津島中：津島中学校、飯館中：飯館中学校、臼石小：臼石小学校、浪江高校：福島県立浪江高校津島分校

a：両側 t検定で b の値に対して  $p \leq 0.05$  で有意差のあるデータを示す。エラーバーは SD を示す。

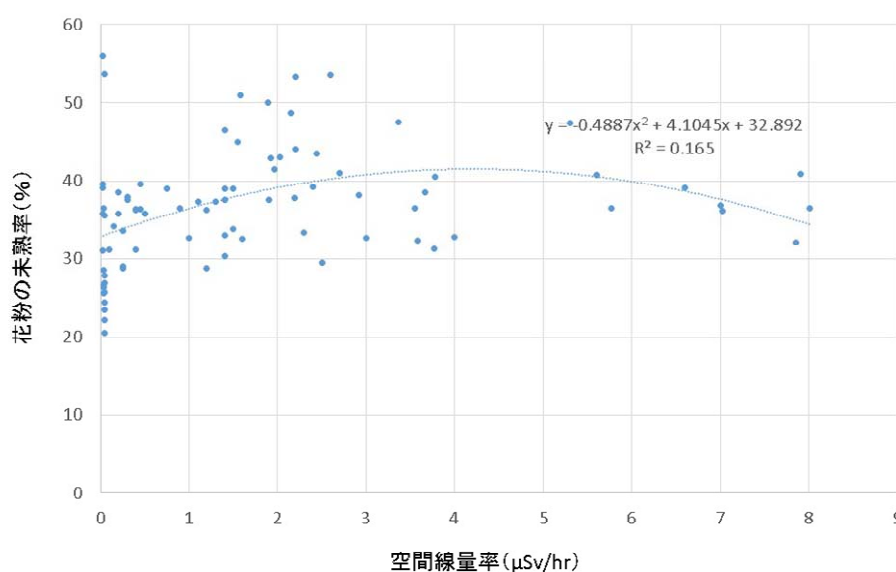


図3.3-2 未熟花粉の割合と空間線量率との関係

2014年と2015年のデータを同一のグラフに表示した。

### 3.3.4 考察

過年度の結果と反省を踏まえ、各調査地から採取したサクラの花序から開花直前の花序を選んで花粉を染色し、未熟率を調べた。花粉に放射線があたることにより成熟遅延が生じることも想定し

て、花粉内部が赤い染色物で充実していない花粉と青く染色される死亡花粉の合計を未熟花粉として計測した。その結果、高線量地域の未熟率と低線量地域の未熟率に有意差が見られた。このような結果となった原因として、放射線の影響の他に、生育環境の影響（気温や土壌の質）が考えられる。この結果が放射線の影響であることを確認するには、同じ採取地点のサクラ個体において花粉未熟率と積算線量との相関関係を明らかにする必要がある。二本松市内中学校の花粉未熟率が非常に高い値となっていた。なぜこのような結果になったのは不明であるが、二本松市内の中学校では採取前の冬に大がかりなサクラの剪定を行ったので、剪定の影響が出たのかもしれない。震災から5年を経て各地で除染が進み、モニタリングポストの線量率の数値と採取している樹木周辺の線量率に乖離が生じるようになったため、2014年度から個体ごとに線量率を測定することにした。2014年度と2015年度の結果を個体ごとの線量率で比較したところ、4  $\mu$ Svまでは線量率と花粉の未熟率に穏やかな直線関係があるように見えた。4  $\mu$ Svを超えた線量率で花粉の未熟率が低下する原因は不明である。高線量率のデータが少なく、高線量率の値のばらつきが大きいと見えており、低下しているように見える可能性がある。これを解消するには高線量地域のデータを増やす必要があるため、今後は高線量の地点に絞って調査を継続し、毎年得られた結果を同じグラフにプロットすることで、同じ採取地点のそれぞれの個体における花粉の未熟率と積算線量との関係を明らかにしたい。

## 引用文献

- Arkhipov N. P., Kuchma N.D., Askbrant S., Pasternak P. S., Musica V. V. (1994) Acute and long-term effects of Irradiation on pine (*Pinus silvestris*) stands post-Chernobyl. *Sci. Total Environ.*, 157, 383-386
- IRB (The Institute of Radiation Breeding). (1962) Radiation Injury and Somatic Mutation., *Proceeding of Gamma Field Symposia*
- IRB (The Institute of Radiation Breeding). (1973) Induced Mutation and Chimera in Woody Plants. *Proceeding of Gamma Field Symposia*
- Kato S., Matsumoto A., Yoshimura K., Katsuki T., Iwamoto K., Tsuda Y., Ishio S., Nakamura K., Moriwaki K., Shiroishi T., Gojobori T., Yoshimaru H. (2012) Clone identification in Japanese flowering cherry (*Prunus subgenus Cerasus*) cultivars using nuclear SSR markers., *Breed. Sci.*, 62, 248-255
- Ross P., Slovin J. P., Chen C. (2010) A simplified method for differential staining of aborted and non-aborted pollen grains., *Int. J. Plant Bio.*, 1, e13
- Tsuda Y., Ueno S., Kato K., Katsuki T., Mukai Y., Tsumura Y. (2009) Development of 13 EST-SSRs for *Cerasus jamasakura* and their transferability for Japanese flowering cherries., *Conserv. Genet.*, 10, 685-688
- 原子力規制委員会 (2013) 放射線モニタリング情報 全国及び福島県の空間線量測定結果、  
<http://radioactivity.nsr.go.jp/map/ja/area.html>

## 謝辞

本研究の実施にあたり、二本松市、浪江町、飯舘村に大変お世話になった。改めてお礼を申し上げます。

### 3.4 アサガオの生殖器官と遺伝子発現に対する影響調査

#### 3.4.1 材料と方法

##### (1) アサガオの栽培と試料採取

低線量環境放射線のアサガオの生殖器官や遺伝子発現に対する影響があるかどうかを調べるため、アサガオ品種スカーレットオハラ（国立環境研究所で保持、以後「SO」と記載）、ムラサキ（九州大学大学院理学研究院生物科学部門仁田坂英二博士より提供）、を用いて、生殖器官の形態形成等への影響を空間放射線量率の異なる各地点で調査した。福島県双葉郡浪江町の4か所の敷地内と対照の茨城県つくば市の国立環境研究所本構内において、天然素材ポット（Jiffystrips、Sakata Seed Cooperation、Yokohama、Kanagawa、Japan）内のJA園芸培土と震災以前の国立環境研究所構内土壌を等量混合した培土にて育成した苗を直接各地点の地面に植え付け、水管理せずに栽培したアサガオを用い、花器・花色・種子の色や形態変化と積算放射線量との関係を調査した。各地点の空間放射線量については、各地栽培地点で測定した。各地点における平均空間線量率、栽培開始日、種子試料の採集終了日、試料採集までの栽培日数と積算放射線量を表3.4-1に示す。浪江町の4地点の平均空間放射線量は2.77  $\mu\text{Sv/h}$ 、国立環境研究所（つくば）では0.11  $\mu\text{Sv/h}$ であった。

表 3.4-1 アサガオの栽培、試料採集状況と放射線量

栽培場所(機関名等)	所在地	平均空間線量率 <sup>1)</sup> ( $\mu\text{Sv/h}$ )	栽培開始日	種子試料採集終了日	栽培日数	積算放射線量 <sup>4)</sup> ( $\mu\text{Sv}$ )
福島県立浪江高校津島分校	浪江	5.04	2015/6/26	2015/10/2	98	11854
浪江町立津島小学校	浪江	2.98	2015/6/26	2015/10/2	98	7009
浪江町立津島中学校	浪江	1.23	2015/6/26	2015/10/2	98	2893
つしま活性化センター	浪江	1.84	2015/6/26	2015/10/2	98	4328
国立環境研究所	つくば	0.11	2015/7/1	2015/10/9	100	264

<sup>1)</sup> 栽培場所の地上1m値。栽培開始時と試料採取時に測定し、栽培期間中の平均値とした。

<sup>2)</sup> 一品種あたりの数。<sup>3)</sup> 葉試料採取終了までの期間の積算値。<sup>4)</sup> 種子採取終了までの期間の積算値。

##### (2) 種子の形態調査

各地で採取した種子試料について、形態が正常な種子と異常な種子に分け、それぞれ計数した。数百個以上の場合は、20粒の重量から推定した値を用いた。大きさが小さい、形がいびつ、種皮の一部の色が薄い、種皮が割れている種子について、形態が異常な種子とした。種子の形態の正常、異常の区別については参考のため2015年の報告書より図3.4-1として再掲する。なお、東京古形標準型については本調査報告には含まれない。

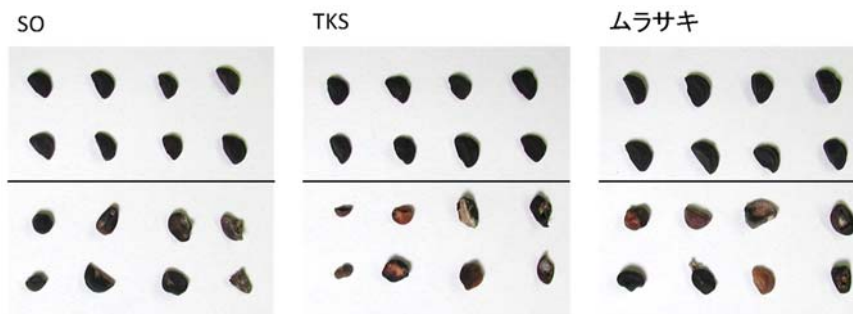


図 3.4-1 各品種アサガオ種子の形態の例

各品種とも上段が形態の正常な種子、下段が大きさ、形、種皮（色、種皮割れ）に異常が認められた形態異常の種子。SO:スカーレットオハラ。TKS:東京古形標準型。埼玉県加須市にて 2013 に採取。

### （3）2014 年採取種子の DNA メチル化率調査

ゲノムの安定性を反映する DNA メチル化率と低線量環境放射線との関係を調査するため、2015 年度の調査において浪江町と国立環境研究所で栽培したアサガオから採取した種子の DNA を抽出し、DNA メチル化率を測定した。2014年に浪江とつくばの各地で栽培し、採取した種子から ゲノム DNA を抽出、加水分解し、全 DNA に対するメチル化 DNA (5mdC) の割合 (5mdC/(dC+5mdC)) を調べた。5hmdC は不検出だった。栽培地点は 2015 年度と同地点である。浪江及びつくばで採種した種子について、形態の異常な種子と正常な種子に分別し、各々から DNA を抽出した。浪江の 4 地点からの試料は品種、形態異常の有無の同じ試料をとりまとめ 1 試料とした。2016 年における浪江町の 4 地点の平均空間放射線量は 3.67  $\mu\text{Sv/h}$ 、国立環境研究所（つくば）では 0.13  $\mu\text{Sv/h}$  であった。

## 3.4.2 結果

### （1）種子の形態異常率と放射線量

各地で採集したアサガオ種子の形態異常率を図 3.4-2 に示す。また、種子の形態異常率と積算放射線量との相関を図 3.4-3 に示す。なお、各地点で栽培したアサガオ花器の形態や花色に異常は観察されなかった。

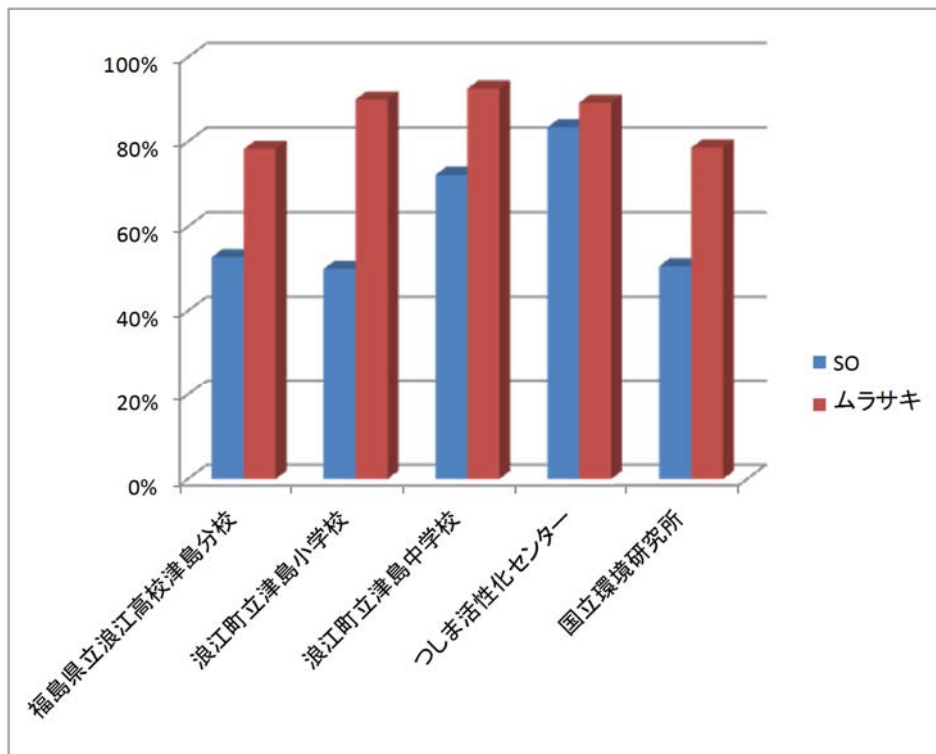


図 3.4-2 各地点におけるアサガオ種子の形態異常率

SO:スカーレットオハラ。各地点については表 3.4-1 参照。

各地点で採集した各品種の種子試料に於いて、ある程度の形態異常が認められた。SO では浪江地域の各地の平均形態異常率が 64.6%、国立環境研究所では 50.6%、ムラサキでは各々 87.5%、78.6% で、H24~26 年度までの結果と同様、ムラサキが SO より高い異常率を示した。ムラサキではもともと種子の形態にばらつきが大きく、形がいびつで異常と判定されるものが多かった。形態異常率が概して高いが、H26 年度までの結果から、これは水管理を行わない等の栽培条件によるものと考えられた。

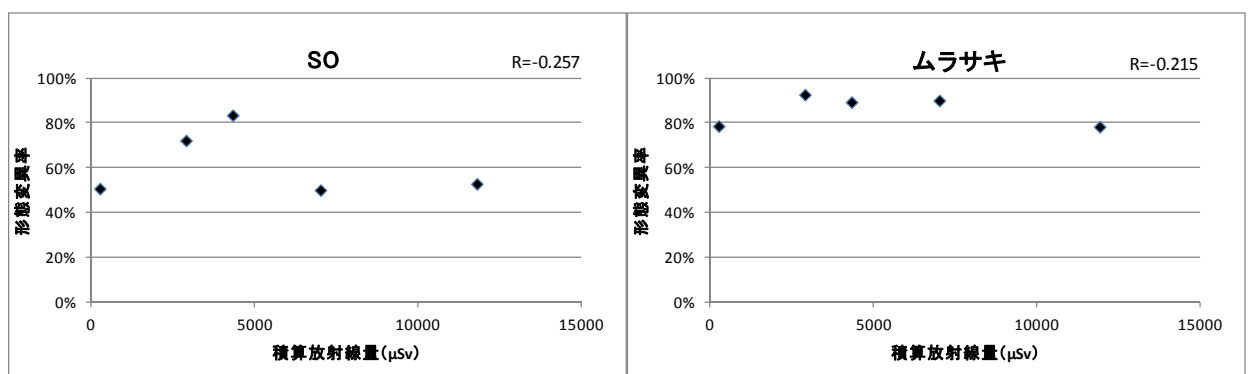


図 3.4-3 種子の形態異常率と積算放射線量との相関

SO、スカーレットオハラ。各地域については表 3.4-1 参照。R は相関係数。



SO、ムラサキの両品種とも種子の形態異常率と積算線量には相関が認められなかった。また、形態異常率と栽培日数との相関も認められなかった。

## (2) DNA メチル化率と放射線量

2015 年に浪江町とつくばの各地点で栽培し、採取したアサガオ種子から抽出したゲノム DNA のメチル化率を図 3.4-4 に示す。

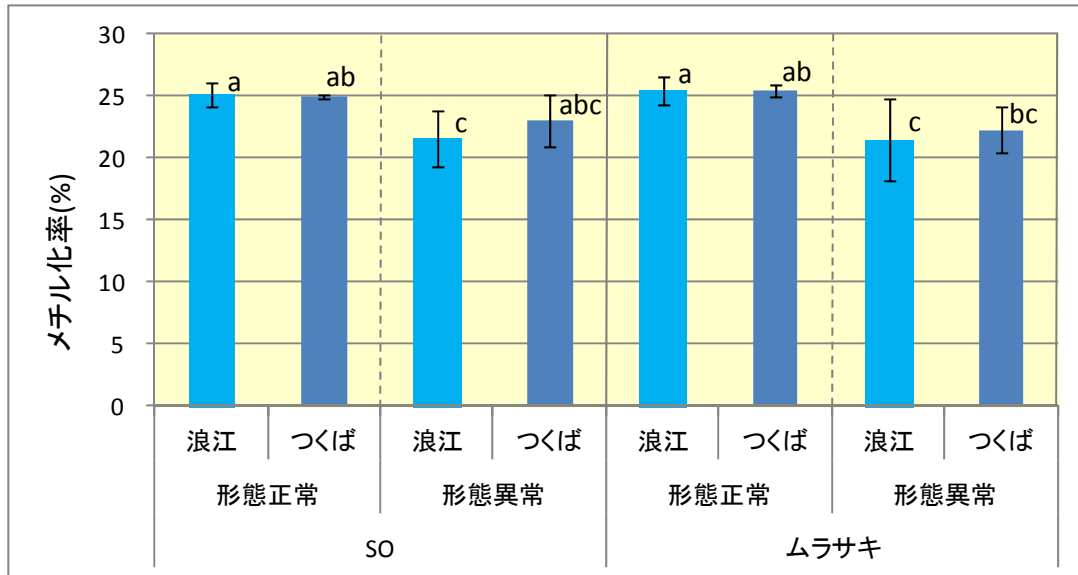


図 3.4-4 アサガオ種子における DNA メチル化率

SO、スカーレットオハラ。2014 に採取した種子から得られたデータ。

異なるアルファベットは有意差を示す ( $p < 0.05$  (Fisher))。N=12 (浪江)、3 (つくば)。

浪江の形態異常種子では正常な種子と比べゲノム全体の DNA メチル化率が低かった。これはゲノムの安定性が低くなっていることを示している。参考のため、2014 年の浪江及びつくばの種子の形態異常率を表 3.4-2 に示す。

SO		ムラサキ	
浪江	つくば	浪江	つくば
58.7	57.9	73.6	51.6

表 3.4-2 アサガオ種子の形態異常率 (%)

SO、スカーレットオハラ。2014 年に採取した種子のデータ。浪江は 4 地点の平均値。

### 3.4.3 考察

原子力発電所の事故により放出された放射性物質による生体への放射線の長期的影響では、主として Cs-134 や Cs-137 からの  $\beta$  線 (内部被曝) や  $\gamma$  線 (外部被曝) により引き起こされる酸化ストレスと DNA 損傷が問題となる。植物では、実験植物のシロイヌナズナで放射線影響のマーカーとなる可能性のある遺伝子が報告されている (Kovalchuk et al. 2004)。これまでに各地で栽培したアサガオで、これらの遺伝子に対応する配列の発現を調べたところ、2012 年度には DNA 損傷に関わる遺伝子の発現量と積算放射線量に正の相関がみられたが、2014 年ほどの遺伝子においても遺伝子発現

量と積算放射線量との相関はみられなかった。これは、2012年度の積算放射線量が最大で郡山の約1,350  $\mu$ Sv だったのに比べ、2013年度は同じく郡山で約830  $\mu$ Sv と低かったことが原因の一つと考えられる。2014年度は試料採集までの積算放射線量が最大約11 mSv となる比較的高放射線量の地域でもアサガオを栽培し、試料の分析を行ったところ、DNA 損傷に関わる遺伝子の一つで発現量と積算放射線量に有意な中程度の正の相関が認められ、DNA 修復に関わる遺伝子の発現が環境放射線により誘導されている可能性が示唆された。このことは、環境放射線によってDNA 損傷が起きている可能性と、その損傷を修復するために生体の防御機構が働いている可能性を示唆している。2015年度のアサガオ葉遺伝子発現については、2014年度と同様に試料を採取し解析中である。

本調査で用いた材料のアサガオについては、栽培が容易で古くから親しまれている園芸植物であり、特にSO、TKSはこれまでに環境ストレス評価に用いてきた。またムラサキは遺伝的に均一で、遺伝子情報のデータベースに用いられている。また、TKSでもゲノム情報の整備が行われている。2016年度はSO、ムラサキを遺伝子発現解析に用い、2品種で同様の結果が得られた。

種子の形態の異常率と積算放射線量については、2012年度に正の相関があることが示されたものの、2013、2014年度と同様、2015年度も相関は認められなかったことから、種子の形態異常を引き起こす要因として積算放射線量は考えにくいと思われる。一方、品種による形態異常率の差は4年間の調査で同様に認められた。

一方、空間放射線量率が栽培地点の平均値でつくばの20数倍高い浪江町で採種した種子では、形態異常の種子のDNAメチル化率が形態の正常な種子よりも有意に低く、ゲノムの安定性の低下が示唆された。これまでも、形態異常の植物ではDNAメチル化率が低下しているという報告がある(Finnegan 1996; Ronemus 1996)。種子の形態異常のみでは放射線量との相関は見られなかったが、DNAメチル化率とあわせ、低線量環境放射線の指標となる可能性がある。

2015年度は、2014年度に引き続き、比較的高線量の地域(浪江町帰還困難区域)においてアサガオを栽培した。2014年度までに、植物の生殖器官・組織に対する空間放射線の影響としてストレス応答に関する遺伝子の発現誘導があることが示唆されているが、今後、さらに再現性を調査する必要があると考えられる。また、野外で得られたデータの検証のために、低線量放射線照射装置を導入する必要があると考えられる。

## 引用文献

Finnegan E. J., Peacock W. J., Dennis E. S. (1996) Reduced DNA methylation in *Arabidopsis thaliana* results in abnormal plant development., Proc. Natl. Acad. Sci. USA 9, 3, 8449-8454

Friso, S., Choi, S.-W., Dolnikowski, G. G., Selhub, J. (2002) A method to assess genomic DNA methylation using high-performance liquid chromatography / electrospray ionization mass spectrometry., Anal. Chem., 74, 4526-4531

Kovalchuk I., Abramov V., Pogribny I., Kovalchuk O. (2004) Molecular aspects of plant adaptation to life in the Chernobyl zone., Plant Physiol., 135, 357-363.

Ronemus M. J., Galbiati M., Tickor C., Chen J., Dellaporta S. L. (1996) Demethylation-induced developmental pleiotropy in *Arabidopsis*., Science, 273, 654-657

## 謝辞

本研究の実施にあたり、浪江町教育委員会事務局に大変お世話になった。また、メチル化DNAの測定は、環境計測研究センターの佐野友春博士、永野公代博士に担当いただいた。改めてお礼を申し上げます。

### 3.5 野生齧歯類を指標とした放射線生物影響の長期モニタリングと飼育個体を利用した X 線照射実験

#### 3.5.1 はじめに

平成 26 年度（2014 年度）の調査結果により、福島県浪江町で捕獲したアカネズミ（*Apodemus speciosus*）において以下の現象が明らかになった。

- EGS5 を利用したシミュレーションの結果、2012 年に福島県・浪江町で捕獲されたアカネズミの年間被ばく量は約 200 mGy であることが分った。また、一日あたりの被ばく量は 0.1 mGy/day を以上であったことが明らかになった。この一日あたりの被ばく量を ICRP（2008）が提示する誘導考慮参考レベルと対応させると、「非常に低い確率で影響が生じる（0.1～1.0 mGy/day）」であった。
- 骨髄細胞の小核試験の結果から、現在の被ばく量でアカネズミの骨髄に影響は見られなかった。

これらの結果を踏まえて平成 27 年度（2015 年度）は、福島県浪江町におけるアカネズミの捕獲を昨年同様に行い、体内の放射性物質蓄積量の定量と精巣組織を対象にした酸化ストレス指標の評価を継続しつつ、新規に以下の項目を実施した。

- 放射線による遺伝的影響を評価するための ddRAD シーケンスによる SNP 解析手法の確立
- アカネズミの飼育下繁殖個体を活用した X 線照射実験

#### 3.5.2 材料と方法

##### （1）アカネズミの捕獲

福島第一原発から 35 km 圏内の福島県浪江町、および対照地として青森県十和田市および富山県立山町にてアカネズミ（*Apodemus speciosus*）の捕獲を行った（図 3.5-1、表 3.5-1）。福島県浪江町においては、2015 年 8 月時点で空間線量率（地表）が 5  $\mu$ Sv/h 以上の地域 1 カ所（浪江町（高））と 5  $\mu$ Sv/h 未満の地域 1 カ所（浪江町（低））で捕獲を行った。各地の 2015 年 8 月時点での空間線量率（地表）を、表 3.5-1 に示す。

表 3.5-1 捕獲地の緯度・経度、高度、および空間線量率（地表、2015 年 8 月）

捕獲地	緯度・経度	高度 (m)	空間線量率 ( $\mu$ Sv/h)	
福島県	浪江町(高)	N 37° 36' 02 · E 140° 45' 07	578	8.8~15.3
	浪江町(低)	N 37° 34' 32 · E 140° 43' 45	541	3.1~3.7
青森県十和田市	N 40° 35' 38 · E 140° 57' 43	388	-	
富山県立山町	N 36° 35' 12 · E 137° 24' 17	622	-	

シャーマントラップ（折りたたみ式生け捕り罠）を林内山道の脇または林縁部に、概ね10 m毎に1基設置した。誘因餌には加熱して発芽阻害処理をしたヒマワリの種を用いた。捕獲地ごとの毎回の罠の設置数は40～100基であった。罠の設置は午後14～18時に、罠の回収（捕獲個体の回収）は設置翌日の午前8～11時に行った。捕獲はアカネズミの繁殖期（8月頃）を中心に、福島県は8月、青森県は7および9月、富山県は8および9月に行った（表3.5-2）。

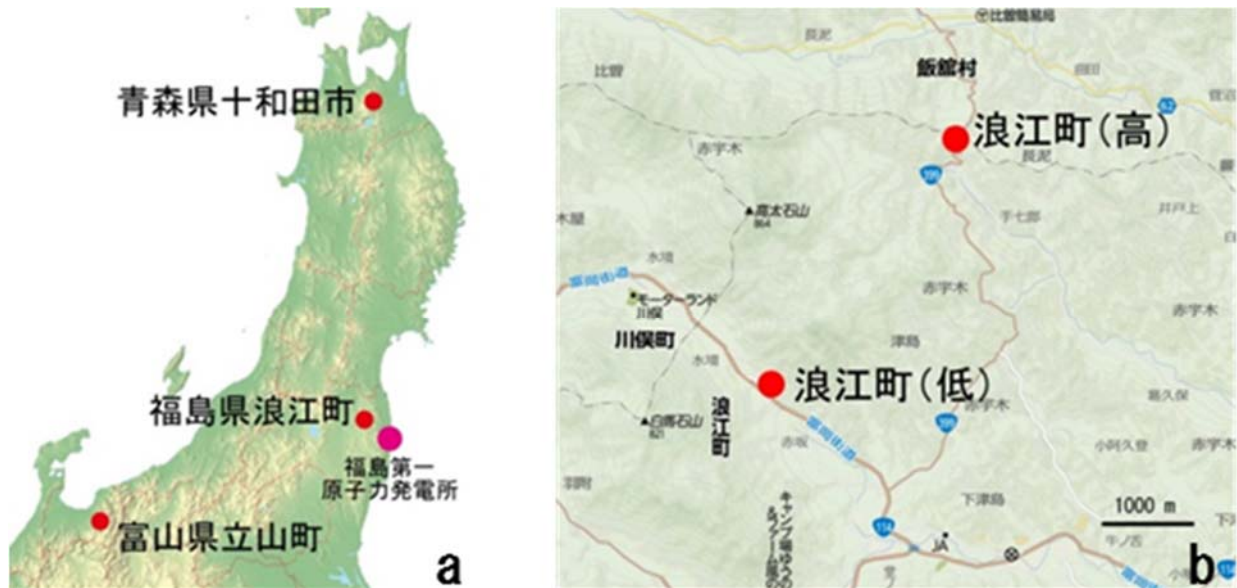


図 3.5-1 捕獲地 a; 青森県、富山県、b; 福島県浪江町(拡大)

表3.5-2 罠の設置期間

	7月	8月	9月
福島県	-	4, 5日	-
青森県	28, 29日	-	15-18, 29, 30日
富山県	-	4-6日	1-3日

福島県で採集した個体は、野外で二酸化炭素による安楽殺を行い、氷で保冷をし、国連規格容器内に入れ、国立環境研究所南相馬実験室（福島県南相馬市）まで持ちかえり、解剖・採材を行った。青森県および富山県で採集した個体は、生きたまま解剖・採材場所まで持ち帰り、二酸化炭素で安楽殺を行い、解剖・採材まで冷蔵保存した。青森県では北里大学獣医学部（十和田市）、富山県では富山大学理学部（富山市）にて、解剖・採材を行った。安楽殺から解剖までの時間は、福島での作業工程と同程度になるように調整し、概ね2～4時間とした。

安楽殺後、体重を測定した。開腹後、肝臓、腹腔内消化管、精巣および精巣上体（雄）、卵巣および子宮（雌）を採取した。その後、精巣・精巣上体重量（雄）および卵巣・子宮重量（雌）を計

測した。右精巣上体尾部を切り離し、生理食塩水（生食）で洗浄後、生食（200 µl）中で細切り、精子を遊出させた。精子遊出液（50 µl）を等量の精子固定液（2%グルタルアルデヒド/0.165M カコジール酸ナトリウム）と混合した。また、精子遊出液（50 µl）を99.5%エタノール（500µl）と混合した。その後、臼歯の摩耗による齢査定と頭骨標本作成のため頭部を切断し、残りの胴体部分は放射性物質の定量のため-30°Cにて冷凍保存した（詳細は後述）。各部位の処理法を表3.5-3に示す。

表3.5-3 各部位の処理法

部位	処理
肝臓・精巣	ブアン液およびホルマリン浸漬
	QIAZOL浸漬
	-30°C凍結保存
腹腔内消化管	エタノール浸漬
精巣上体	ブアン液およびホルマリン浸漬
	QIAZOL浸漬
	精子の採取
精巣上体精子	精子固定液浸漬
	エタノール浸漬
子宮	ホルマリン浸漬
妊娠胎子	エタノール浸漬
残りの体	-30°C凍結保存

## (2)放射性物質蓄積量の計測

アカネズミのうち51個体（浪江町（高）14個体、浪江町（低）17個体、青森県10個体、富山県10個体）について体内の放射性物質蓄積量を計測した。頭部切除及び腹腔内臓器摘出後、残りの部分を食品用粉碎装置で細切した。その後、細切したサンプルをU-8容器に封入し、ゲルマニウム半導体検出器（測定時間37~50,000秒）でCs-134およびCs-137の定量を行った。また、各捕獲地において7または8月に、各5地点より土壌サンプル(10~30 g)を採取、U-8容器に封入し、ゲルマニウム半導体検出器（測定時間58~50,000秒）でCs-134およびCs-137の定量を行った。

## (3)ddRADシーケンスによるSNP解析手法の確立

アカネズミ24個体（2012年: 福島 4個体、青森 3個体、富山 2個体；2013年: 福島 4個体、青森 3個体、富山 3個体; 2014年: 福島 4個体、およびゲノムシーケンス解析に用いた1個体）の肝臓組織からDNAを抽出し、電気泳動によりDNAが高分子であることを確認した。

解析は、Brown et al., 2016および Manousaki et al., 2016の方法を参照した。各DNAサンプルは、2つの制限酵素*Sbf*I（CCTGCA<sup>^</sup>GG）と*Sph*I（GCATG<sup>^</sup>C）（New England Biolabs Japan Inc.、Tokyo、Japan）を用いて37°C・一晚、消化反応を行いDNAを断片化した。次にDNA断片と識別用バーコード配列を含むアダプターをT4 DNA Ligase（NEB）を用いたライゲーション反応により連結した。

【アダプター配列；Rob Ogden 教授（京都大学野生動物研究センター 客員教授 兼 Director, TRACE Wildlife Forensics Network）より譲渡いただいた】

*Sbf*I P1 top adapter; 5'-ACACTCTTCCCTACACGACGCTCTTCCGATCTxxxxxTGCA-3'

*Sbf*I P1 bottom adapter; 5'-GTACxxxxxAGATCGGAAGAGCGTCGTGTAGGG AAAGAGTGT-3'

*SphI* P2 top adapter; 5'-

xxxxxAGATCGGAAGAGCGGTTCAGCAGGAATGCCGAGAGCCGATCAGAACAA-3'

*SphI* P2 bottom adapter; 5'-

CAAGCAGAAGACGGCATAACGAGATCGGTCTCGGCATTCTGCTGAACCGCTCTT

CCGATCTxxxxxCATG -3'

\*xxxxxはバーコード配列、下線部は制限酵素切断時の突出部を示す。

各サンプルは1つにプールし以後の操作を行った。サンプルはQiagen PCR MinElute Clean Up Kit (QIAGEN、Hilden、Germany) を用いて精製した後、1.1%アガロースゲルで電気泳動を行った。分子量約300~600 bpをゲルから切り出し、QIAquick Gel Extraction Kit (QIAGEN) を用いて精製した。そして、サンプルをテンプレートとしたLow cycle PCR反応を行いライブラリーを作成した。

【反応液組成】 精製したDNA 1.0 µl、2×NEB Q5 HS mix 6.25 µl、10 µM primer mix (P1、P2) 0.2 µl、H<sub>2</sub>O 5.05

µl (計12.5 µlを30チューブ分作成)

【PCR反応条件】 98°C 30秒の熱変成の後、98°C 10秒、65°C 30秒、72°C 30秒のサイクルを17サイクル

【プライマー配列】

P1 PCR primer; 5'-AATGATACGGCGACCACCGAGATCTACTCTTTCCCTACACGACGCTC-3'

P2 PCR primer; 5'-CAAGCAGAAGACGGCATAACGAGAT-3'

PCR産物はQiagen MinElute PCR Clean-up Kit (QIAGEN)、次にAgencourt AMPure XP (Beckman Coulter、Inc.、CA)を用いて精製し、配列解析に供した。

ライブラリーは変性反応後Miseq Reagent Kit v3 (600 cycle) (Illumina、Inc.、CA)のカートリッジにロードした。カートリッジ、フローセルをMiseqデスクトップ型次世代シーケンサー(Illumina)にセットし、Sequencing by Synthesis法による塩基配列決定を行った。

配列は、クオリティチェックをプログラムFastQC

(<http://www.bioinformatics.babraham.ac.uk/projects/fastqc/>)を用いて行った。その後、解析プログラムStacks (Catchen et al.、2013)を用いてSNPの検出を行った。

なお、本項目は解析手法の確立を目的としていること、また、サンプル数が少ないため、統計的な解析は行わなかった。

#### (4) 飼育個体を利用したX線照射実験

宮崎大学フロンティア科学実験総合センター実験支援部門生物資源分野において飼育下繁殖した個体を以下の3群に分け実験用X線照射装置MBR-1520R-3 (日立) によるX線照射実験を行った (図3.5-2)。線量率は20 mGy/minに設定し、総照射線量は100 mGyとした。なお、この照射実験を実施するにあたり宮崎大学動物実験安全委員会の承認を得た。

コントロール群：5個体

偽照射群：5個体

照射群：5個体





**図3.5-2 X線照射実験に使用した実験用X線照射装置MBR-1520R-3（日立）**

照射時にアカネズミは専用のケージに収納した。

照射12時間後にセボフルランおよびペントバルビタールナトリウムにより安楽殺を行った。その後、精巣を摘出し、ブアン固定を行った。ブアン固定した精巣をパラフィンブロックにて包埋し、ミクロトームで4  $\mu\text{m}$ に薄切した。その後、8-OHdG免疫染色を実施した。免疫染色の一次抗体には8-OHdGモノクローナル抗体（日研ザイル株式会社）を使用した。二次抗体にはシンプルステインラットMAX-PO（ニチレイバイオサイエンス）を使用した。免疫染色終了後、精巣断面全域を顕微鏡で観察し、8-OHdGの蓄積状況を下記の5段階に分類した。

- 無し（8-OHdG陽性細胞が全く見られない）
- ごく軽度（1～5精細管に8-OHdG陽性細胞が散見）
- 軽度（5～10精細管に8-OHdG陽性細胞が認められる）
- 中等度（10～20精細管に8-OHdG陽性細胞が認められる）
- 高度（20精細管以上に8-OHdG陽性細胞が認められる）

### 3.5.3 結果と考察

#### （1）捕獲

各地のアカネズミ捕獲結果を表3.5-4に示す。2015年度、福島県・浪江町（高）では14個体（オス9個体、メス5個体）、福島県浪江町（低）では17個体（オス9個体、メス8個体）、青森県では21個体（オス11個体、メス10個体）、富山県では17個体（オス10個体、メス7個体）、合計で69個体（オス39個体、メス30個体）の捕獲に成功した。

表3.5-4 捕獲数

		7月	8月	9月	合計	合計	
福島県	浪江町(高)	雄	-	9	-	9	14
		雌	-	5	-	5	
	浪江町(低)	雄	-	9	-	9	17
		雌	-	8	-	8	
青森県	雄	6	-	5	11	21	
	雌	6	-	4	10		
富山県	雄	-	1	9	10	17	
	雌	-	4	3	7		

(2)放射性物質蓄積量

アカネズミの放射性物質 (Cs-134、Cs-137) の計測結果を図3.5-3に示した。福島県・浪江町(高)における測定値は4,782~58,873 Bq/kg、福島県・浪江町(低)3,146~94,659 Bq/kg、青森県4~20 Bq/kg、富山県における測定値は0~3 Bq/kgであった。これらの中で、福島県・浪江町(低)で94,659 Bq/kgの個体が捕獲されていることが注目される。

アカネズミ捕獲地土壌の放射性物質の計測結果を図3.5-4に示した。福島県・浪江町(高)における測定値は207,111~437,181 Bq/kg、福島県・浪江町(低)27,432~199,657 Bq/kg、青森県8~23 Bq/kg、富山県5~31 Bq/kgであった。

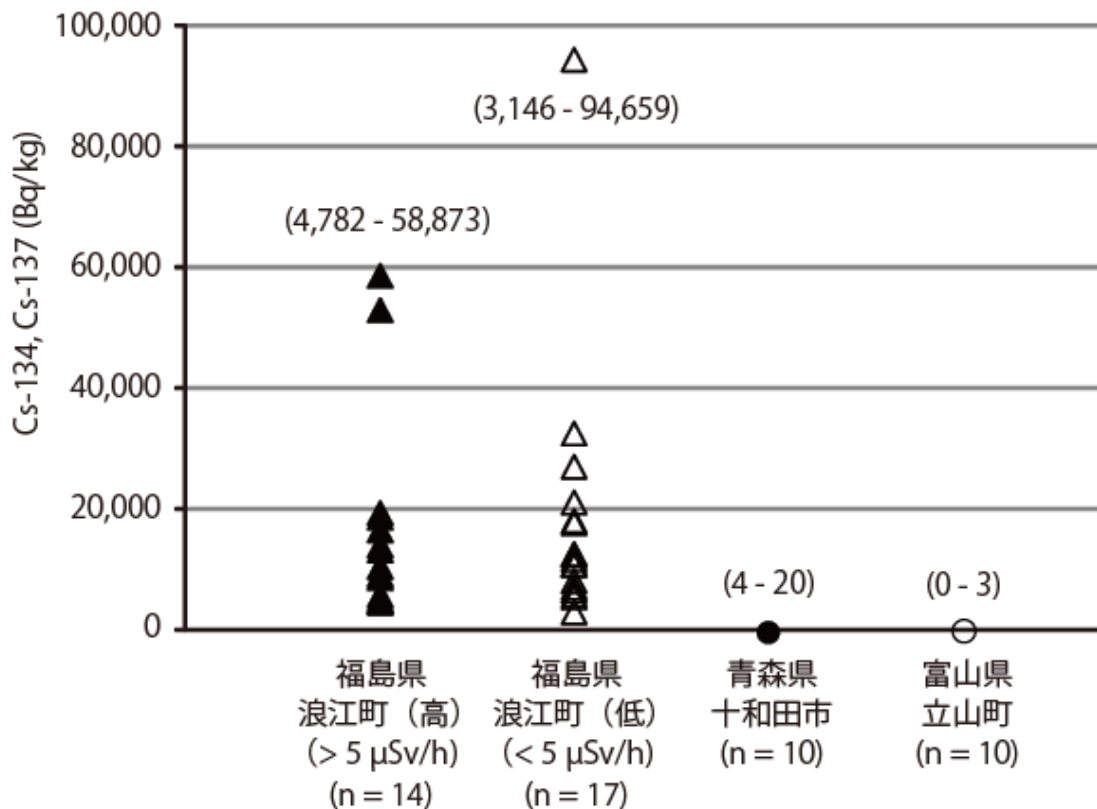


図 3.5-3 アカネズミの放射性物質蓄積量

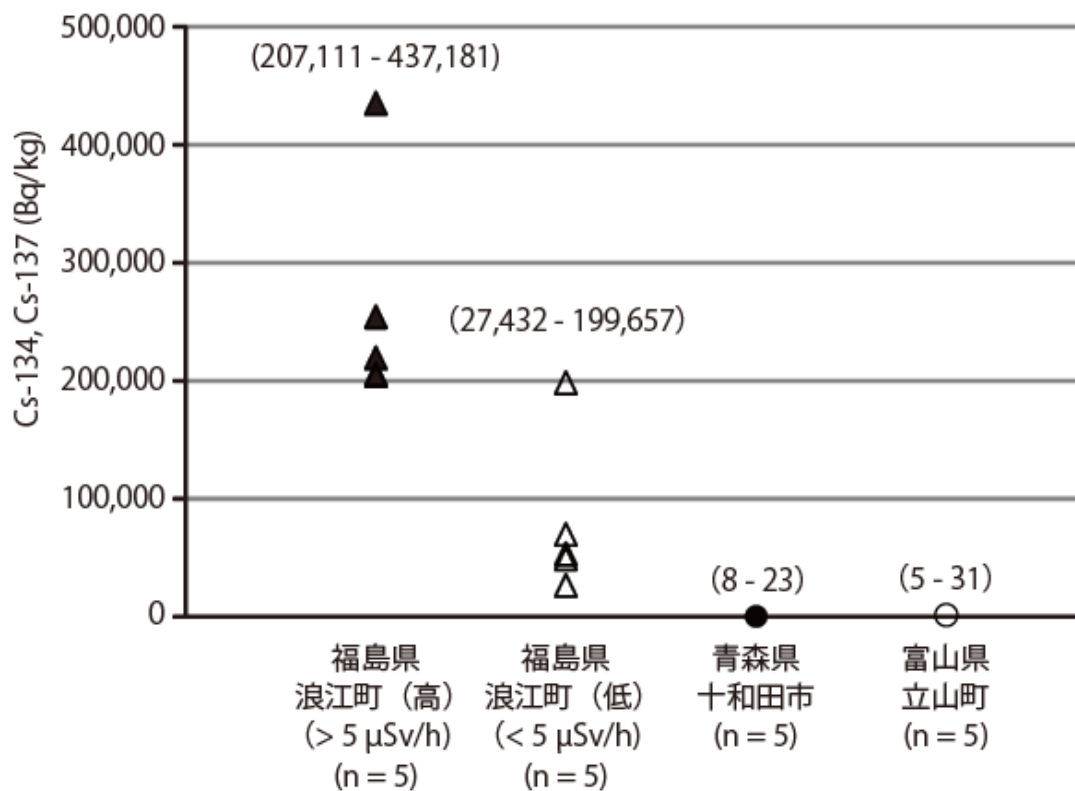


図 3.5-4 アカネズミ捕獲地土壌の放射性物質蓄積量

### (3) ddRADシーケンス解析

配列数はフォワード配列、リバーズ配列それぞれ 27、116、000 配列が得られた、配列中の GC 含有率は 48%であった。各塩基のクオリティは 1 から 150 bp までが塩基エラー確率が 0.1%である Q30 以上であったが、150 bp 以降はクオリティが低下し Q30 を満たさなかったため、以降の SNP 解析は 1 から 150 bp までの配列を用いて行った。

バーコード配列を用いてサンプルごとに配列の仕分けを行った。次に各サンプル内の配列においてアライメント解析を行い、同じ配列ごとに集約してデータベースを構築し、SNP を検出した。集約された配列数 (カバレッジ) は平均 80 で、SNP の検出には十分なカバレッジであった。本解析では、遺伝子重複などによる誤解析を防ぐため、SNP 数が配列 (150 bp) あたり 1 から 2 つ検出されたものについてのみ扱った。24 サンプルで共通して得られた配列は 1SNP が 2、852 配列、2SNP が 2、881 配列であり、得られた SNP マーカーサイト数は 8,614 であった。個体ヘテロ接合度 (SNP マーカーサイトのうち、ヘテロ接合であったサイトの割合) を図 3.5-5 に示す。対照地である青森では個体ヘテロ接合度が低い傾向があるが、放射線汚染地域である福島と対照地である富山ではほぼ同値を示した。また、塩基組成においても福島と対照地において極端な違いは観察されなかった (図 3.5-6)。

今回の予備実験によってアカネズミの SNP を検出する十分なカバレッジを得るためのプロトコールが完成した。今後は、事故に捕獲されたサンプルにも今回の手法を応用することを計画している。事故前に捕獲されたアケネズミのサンプルに今回の手法が応用できれば、放射線による遺伝学的影響を福島に分布しているアカネズミが受けたのか十分なマーカー数で検討できる可能性がある。

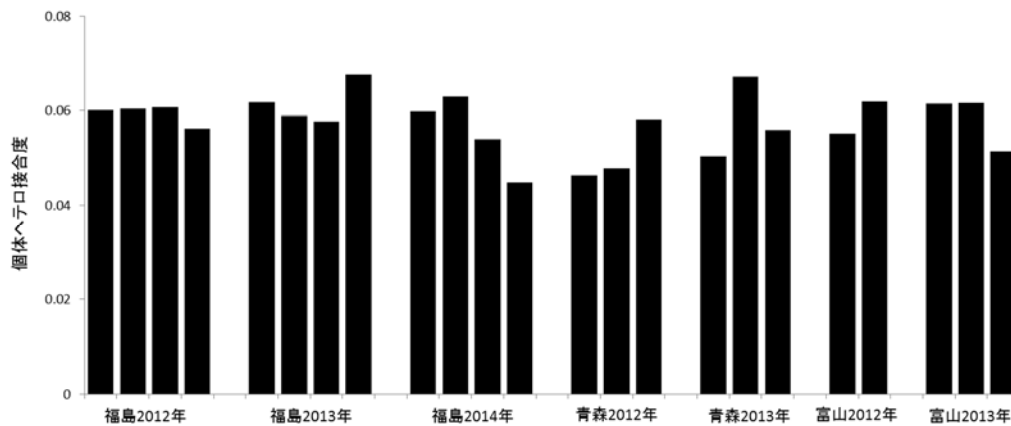


図 3.5-5 個体ヘテロ接合度 バーは個体ごとの数値を示す。

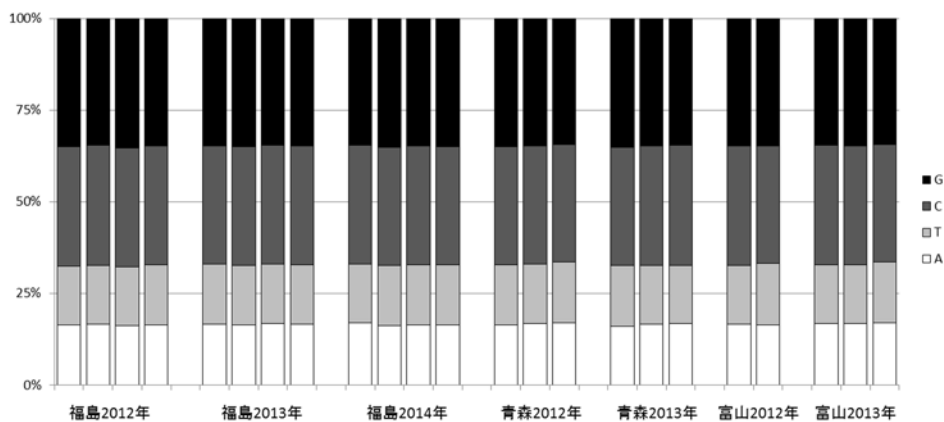
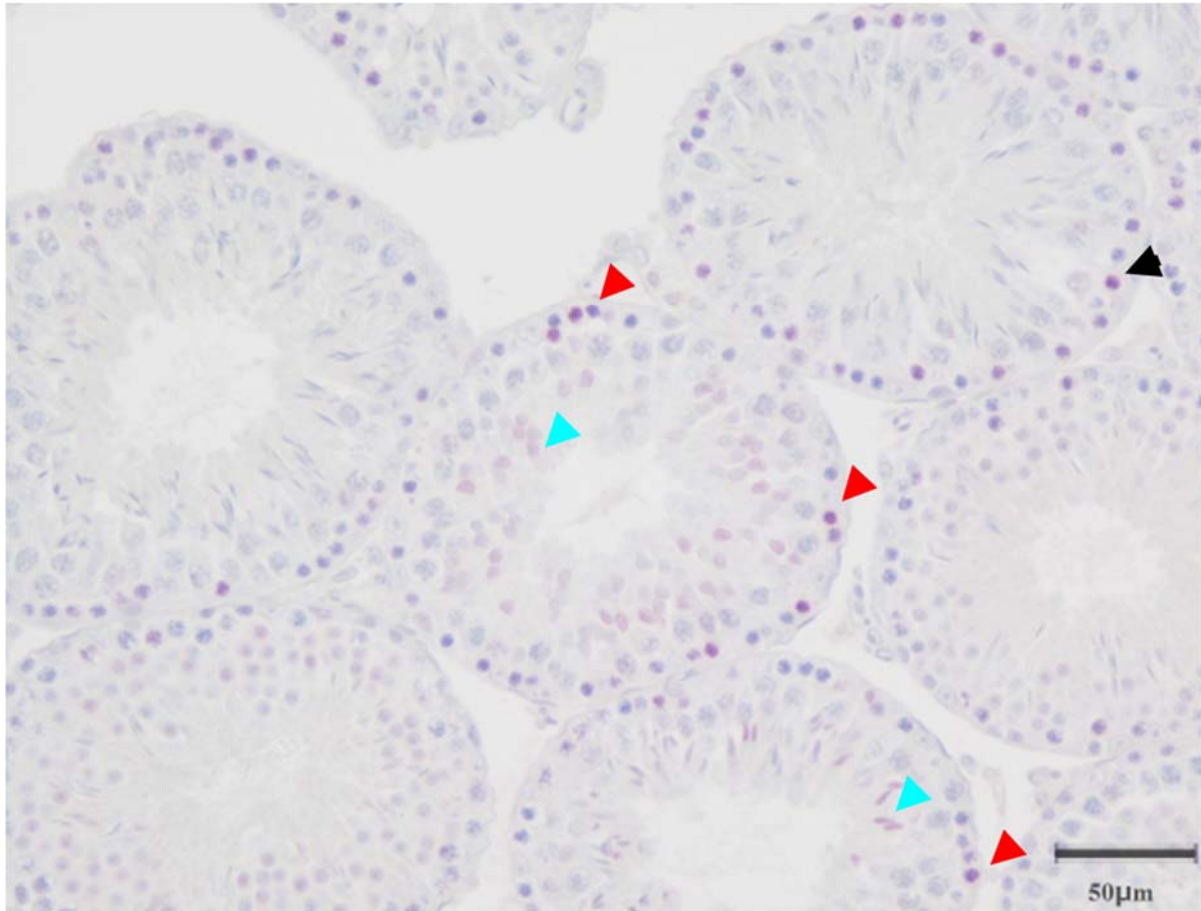


図 3.5-6 塩基構成比 バーは個体ごとの数値を示す。

#### (4) 飼育個体を利用したX線照射実験

8-OHdGの免疫染色結果例を図3.5-7に示した。照射群全5個体において8-OHdG陽性となる細胞が観察され、5個体中3個体については評価レベルが「高度（20精細管以上に8-OHdG陽性細胞が認められる）」であった。偽証照射群においては5個体中3個体で8-OHdG陽性となる細胞が観察されたが、評価レベルが「高度」となる個体は存在しなかった。対照群全5個体では8-OHdG陽性となる細胞は観察されなかった。

2012年～2014年に捕獲したアカネズミにおいて、福島県で捕獲した個体の精巣の8-OHdG陽性細胞数が、他の地域より増加していた。X線はγ線と同様に電磁波放射線で、細胞内にヒドロキシラジカルを発生させ、そのヒドロキシラジカルが塩基損傷を引き起こす。したがって、これまでに観察されていた福島県で捕獲したアカネズミの精巣における8-OHdG陽性細胞数の増加は、セシウム137が発するγ線により細胞内で発生したヒドロキシラジカルが原因であると今回の照射実験結果から示唆される。



**図 3.5-7 照射群の 8-OHdG 染色結果（対物 20 倍率）**

ステージ I ～ X II の精粗細胞（黒矢）、ステージ IX ～ X II の精粗細胞（赤矢）及び精子細胞（青矢）に陽性反応が認められる。

#### 引用文献

- Brown J.K., Taggart J.B., Bekaert M., Wehner S., Palaiokostas C., Setiawan A.N., Symonds J.E., Penman D.J. (2016) Mapping the sex determination locus in the hāpuku (*Polyprion oxygeneios*) using ddRAD sequencing, *BMC Genomics*, 17, 448
- Catchen J., Hohenlohe P.A., Bassham S., Amores A., Cresko W.A. (2013) Stacks: an analysis tool set for population genomics, *Mol. Ecol.*, 22, 3124-3140
- Manousaki T., Tsakogiannis A., Taggart J. B., Palaiokostas C., Tsaparis D., Lagnel J., Chatziplis D., Magoulas A., Papandroulakis N., Mylonas C.C., Tsigenopoulos C.S. (2016) Exploring a nonmodel Tereost genome through RAD sequencing – linkage mapping in common Pandora, *Pagellus erythrinus* and comparative genomic analysis, *G3 • Genes|Genomes|Genetics*, 6, 509-519

### 3.6 松川浦における水生生物への移行について

#### 3.6.1 はじめに

平成 23 年 3 月 11 日の東日本大震災に伴う東京電力福島第一原子力発電所での事故により、大量の放射性物質が環境中に放出された。福島県では他県と比較して空間線量率が高く、土壌や水質等における放射性物質濃度が高い状況にある。事故直後に福島第一原子力発電所から大気中に放出された放射性物質のフォールアウトに伴う汚染とともに、降雨等による山間部や河川等を通じた放射性物質の移動による二次的な汚染も指摘されているが、詳細は不明のままである。今後の除染並びに環境の修復等を目指す上で、降雨等による山間部や河川等を通じた放射性物質の移動による二次的な汚染等に関する知見の獲得は喫緊の課題である。

そこで、福島県沿岸域における放射性物質の移動・蓄積等の挙動を明らかにする一環として、宇多川流域をモデル地域とし、特に松川浦における水・底質及び海産生物を対象とした定期モニタリング調査を平成 26 年度も実施して水・底質及び生物中の放射性物質濃度を調べるとともに、松川浦の生物に対する潜在的な影響も調べた。

#### 3.6.2 松川浦における放射性物質の移行、蓄積及び潜在的生物影響に関するモニタリング調査

図 3.6-1 に示す松川浦内の 12 定点 (A1～A6、T1～T6) において水質調査、底質調査及び生物調査を実施した。また、福島県水産試験場相馬支場内の実験水槽においてアオゴカイを用いた放射性セシウムの移行試験を実施した。

##### (1) 水質・底質調査の概要

水質試料は、図 3.6-1 に示す定点 A1～A6 及び T1～T6 において、隔月 1 回海水 5L を採取し、実験室に持ち帰り、セシウムを対象とした固相抽出ディスクを用いて濃縮した後、NIES に冷蔵で送付した。

底質試料は、定点 A1～6 及び T1～6 において、隔月 1 回エクマンバージ採泥器を用いて海底土を採取し、表面 5 cm 程度を試料とした。吸引ろ過により水分を除去した後、U-8 容器に充填して NIES に冷蔵で送付するとともに、乾土補正のため定温乾燥器により水分測定を行った。

##### (2) 生物調査の概要

生物試料は、対象生物毎に以下に示す方法で採集し、種や分類ごとに分布量（密度）並びにサ

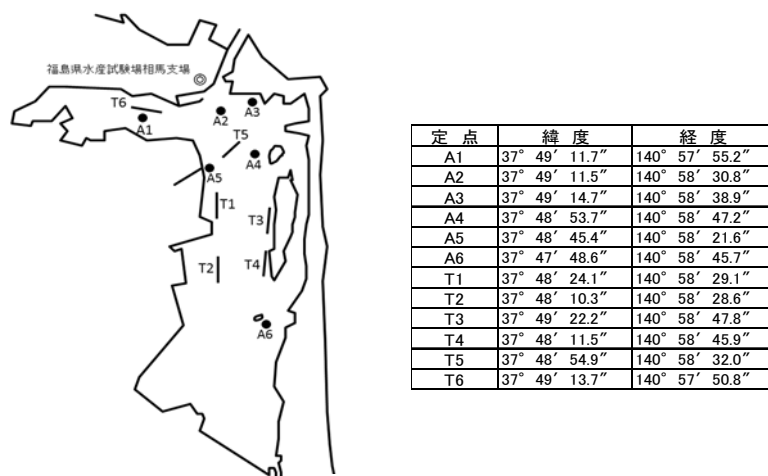


図 3.6-1 調査定点

イズ組成を調査した後、NIES に冷凍で送付した。なお、一部の生物については、ゲルマニウム半導体検出器で  $^{137}\text{Cs}$  及び  $^{134}\text{Cs}$  濃度を測定し、試料採集時の濃度を求めた。

### 1) アサリ調査

アサリ稚貝を対象として、定点 A1~6 において隔月 1 回ジョレンを用いて直接採集した。得られたアサリは、殻長を測定し、稚貝と成貝に分けて生息密度を整理した。

### 2) モンドリ調査

マアナゴ等の底生魚類やカニ類等を対象として、定点 A1~6 において隔月 1 回かご漁具（モンドリ）による採集を行った。各定点に 2 個のモンドリ（全長 60 cm、目合い 9 mm 目）を設置し、約 24 時間後に回収して生物を採集した。なお、モンドリ内に入れる誘引用の餌として冷凍サバを用いた。得られた生物は、種や分類を査定し、体長、体重を測定した。

また、定期採集の他にマハゼ等を対象とした採集を行い、放射性セシウムの測定に供した。

### 3) ビームトロール調査

イシガレイ等の幼稚魚を対象として、定点 T1~T6 で網口 2 m のビームトロール網を 5 分間曳網して採集を行った。得られた生物は、種や分類を査定し、体長、体重を測定した。また、餌生物としてのベントス試料も採集した。採集は各定点でエクマンバージ採泥器による採泥を 3 回行い、採取した海底土を目合い 1 mm の篩上で泥分を洗い流し、篩上に残った生物を試料とした。試料は分類毎に個体数と重量の測定を行った。

## 3.6.3 アオゴカイを用いた放射性セシウム移行試験の概要

松川浦内の環境を想定し、松川浦の海水及び松川浦で採取した放射性セシウムを含む海底土に非汚染のアオゴカイを一定期間飼育し、アオゴカイの放射性セシウム濃度を測定した。

試験は 2015 年 9 月 18 日~10 月 16 日に福島県水産試験場相馬支場の実験水槽で行った。試験区は、松川浦で採取した海底土で飼育する区（放射性 Cs 汚染海底土区）と海底土を入れない飼育水のみ区（飼育水のみ区）の 2 区を設定した。放射性 Cs 汚染海底土区は、飼育用のステンレス製かご（目合い 1 mm 容量約 1 L）4 個にそれぞれ海底土を 500 g とあらかじめ放射性セシウム濃度の測定を行って非汚染を確認したアオゴカイ約 150 g を入れて、FRP 水槽（300 L）に収容し、相馬市尾浜宇追川地先の松川浦から揚水されたる過海水をかけ流して飼育した。飼育水のみ区は、飼育用のステンレス製かご（目合い 1 mm 容量約 1 L）4 個にそれぞれアオゴカイ約 150 g を入れて、放射性 Cs 汚染海底土区と同じ水槽に収容し、同様に飼育した。一週間毎に飼育水 5 L を採取し、各区の飼育かご 1 個を回収した。飼育水はセシウムを対象とした固相抽出ディスクを用いて濃縮した後、NIES に冷蔵で送付し、放射性セシウム濃度の測定を行った。回収した飼育かごからアオゴカイ及び海底土を採取し、ゲルマニウム半導体検出器で放射性セシウム濃度を測定した。回収したアオゴカイは、実験室で 10 分程度飼育水に放し、体表面の付着物を落とした後、水道水で洗浄してから測定に供した。



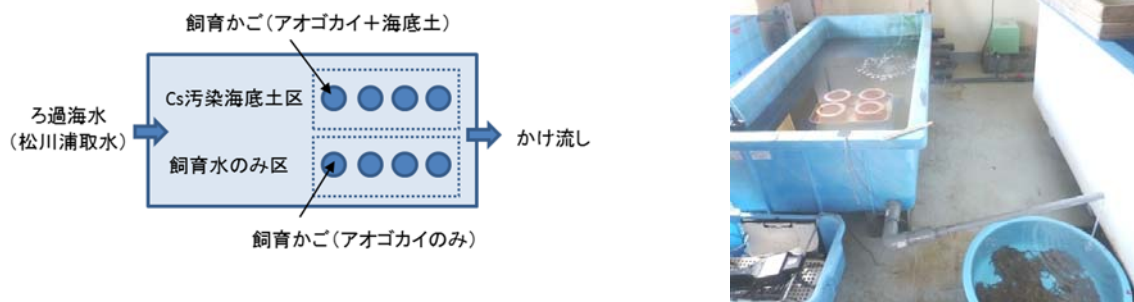


図 3.6-2 アオゴカイ飼育試験 模式図と設置状況

これまでの進捗等について、以下に報告する。

### (1) 水質・底質調査

12 定点 (A1～A6、T1～T6) において 2015 年 5 月から 2016 年 3 月まで、隔月 1 回水質試料と底質試料を採取し、放射能測定のための前処理を行った後に、NIES へ送付した (表 3.6-1)。

### (2) 生物調査の解析の概要

各採集調査により、分布量やサイズ組成、生物相の経時変化を把握した。一部の生物種については、放射性セシウム濃度を把握した。

#### 1) アサリ調査

A1～A6 の定点において 2015 年 5 月～2016 年 1 月に採取したアサリの月別、定点別に生息密度を整理した (表 3.6-2、図 3.6-2)。

2014 年級の稚貝の生息密度は 0～944 個体/m<sup>2</sup>であった。最も高い生息密度は、A3 で 7 月に見られ 9 月に大きく低下した。A3 と同様に湾口部近傍の定点である A2、A4 においても最大値については他の定点より比較的高い値であった。2015 年級の稚貝は 9 月から見られ、生息密度は 0～72 個体/m<sup>2</sup>であった。最も高い生息密度は、A5 で 9 月に見られた。2014 年級については、最大で 736 個体で 100 個体/m<sup>2</sup>を超える定点が複数見られたことと比較して、2015 年度は発生が少ないものと考えられる。成貝の生息密度は 1 m<sup>2</sup>あたり 0～352 個体/m<sup>2</sup>であった。西部や南部の定点 A1、A6 では調査期間を通して生息密度が低いことは、2014 年度と同様の傾向であった。

殻長組成の推移を月毎に整理した (図 3.6-3)。5 月の 26 mm を中心としたピークは発生の良好であった 2013 年級と考えられ、その後、成貝サイズとして徐々に加入した。また、同 5 月の 2014 年級群と考えられる 6 mm を中心としたピークは、夏～秋期にかけて徐々に減耗した。2015 年級は 9 月以降に確認され、翌年 1 月まで個体数の増加傾向が見られた。

#### 2) モンドリ調査

A1～A6 の定点において 2015 年 5 月～2016 年 1 月の調査で魚類 7 科 8 属 9 種 53 個体及び甲殻類 4 種 151 個体が採集された (表 3.6-3)。前年度調査で確認された魚類のうち 4 科 5 属 5 種は採集できなかった。また、新たに採集された 2 種とあわせて、これまでに魚類は延べ 8 科 12 属 16 種が確認された。2015 年度の調査で最も多数の個体が得られた種は甲殻類のケフサイソガニで、1 月に多獲された。また、インガニも多く、5～11 月にかけて安定的に採集された。冬季にかけて採集数は減少する傾向は前年と同様であった。魚類についてはマアナゴが最も多く、5～1 月にかけて安定的に

採集された。採集数の多い魚類 1 種及び甲殻類 2 種について体サイズ組成を整理した（図 3.6-4）。いずれの種も前年度と比較し、体サイズ組成は大きく変化していないように思われる。

モンドリ調査等で得られたマハゼ 46 検体について、放射性セシウム  $^{137}\text{Cs}$  濃度を測定した結果を図 3.6-5 に示す。マハゼは 2.49～9.58 Bq/kg の範囲で全ての検体から検出された。経時的に濃度は横ばいの傾向と考えられる。これまでに採集したマハゼの食性について表 3.6-4 に示す。胃内容物からは、多毛類、魚類、甲殻類と広範な種類が認められた。重量比、出現率（対象生物種を捕食したマハゼ個体の割合）ともに多毛類が最も割合が高く、重要な餌生物と考えられる。

### 3) ビームトロール調査

T1～T6 の定点において 2015 年 5 月～2016 年 1 月の調査で得られた採集生物種とベントスについて表 3.6-5、表 3.6-6 に示す。ビームトロールにより、魚類 16 科 21 属 22 種 342 個体及び甲殻類ほか 4 種 34 個体が採集された。前年度調査で確認された魚類のうち 3 科 3 属 3 種は採集できなかった。また、新たに採集された 3 種とあわせて、これまでに魚類は延べ 20 科 25 属 30 種が確認された。2015 年度、最も多数の個体が得られた魚種はアサヒアナハゼで 5 月にまとまって小型個体が入網した。その他、ハゼ科魚類については前年度と同様に 5～11 月の期間を通じて安定的に採集された。ベントスについては、個体数、重量とも多毛類を主体とする傾向は前年度と変わりなかった。

採集した魚類の全長組成について種毎に整理した（図 3.6-6）。採集数の多いアサヒアナハゼ他魚類 3 種について 2015 年度と体サイズ組成を比較すると、いずれの種もその体サイズ組成に大きな変化は見られないように思われる。

#### 3.6.4 アオゴカイを用いた放射性セシウム移行試験の解析の概要

試験時の飼育環境について図 3.6-7 に水温と塩分、図 3.6-8 に Cs 汚染海底土区から回収した飼育海底土のセシウム濃度を示す。水温は 16.7～21.1℃、塩分は 25.8～30.1‰の範囲を推移した。飼育海底土のセシウム濃度は、 $^{137}\text{Cs}$  濃度で 244～309Bq/kg-湿の範囲を推移した。アオゴカイは試験開始時に  $^{137}\text{Cs}$  が不検出 (<1.39 Bq/kg-湿)であることを確認した。Cs 汚染海底土区においては、 $^{137}\text{Cs}$  濃度で 1.19～4.27 Bq/kg-湿の範囲で全ての検体からセシウムは検出された（図 3.6-9）。また、飼育水のみ区では全ての検体で  $^{137}\text{Cs}$  が不検出 (<1.02～1.10 Bq/kg-湿)であった（図 3.6-10）。Cs 汚染海底土区のアオゴカイへの放射性セシウムの移行について、今回の試験条件においては、経時的な傾向は見いだせなかった。消化管内に残留する Cs 汚染海底土を含むことを考慮しても、飼育海底土のセシウム濃度に対し 0.25～1.4%程度のセシウム濃度の上昇を確認するに留まった。

表 3.6-1 調査の実施状況

調査	環境		生物			
対象	水質	底質	アサリ	マアナゴ、カニ類	幼稚魚	
方法	表層採取	エクマンバージ 採泥器	直接採集	モンドリ	ビーム トロール	(ベントス)
頻度	隔月		隔月			
定点	A1~6、T1~6		A1~6	A1~6	T1~6	T1~6
実施日	H27.5.12	H27.5.11	H27.5.15	H27.5.26	H27.5.12	H27.5.11
	H27.7.13	H27.7.13	H27.7.10	H27.7.28	H27.7.22	H27.7.13
	H27.9.8	H27.9.8	H27.9.2	H27.9.14	H27.9.24	H27.9.8
	H27.11.6	H27.11.6	H27.11.16	H27.11.11	H27.11.16	H27.11.6
	H28.1.5	H28.1.5	H28.1.15	H28.1.13	H28.1.26	H28.1.5
	H28.3.9	H28.3.9	H28.3.11	H28.3.22	H28.3.17	H28.3.9

表 3.6-2 アサリの生息密度

		5月	7月	9月	11月	1月	
稚貝密度 (個体数/m <sup>2</sup> )	2014年級	A1	104	24	0	8	16
		A2	280	368	40	0	112
		A3	624	944	8	72	0
		A4	680	864	88	176	56
		A5	224	48	0	56	8
		A6	152	0	0	16	8
2015年級	A1				8	16	8
	A2				16	32	0
	A3				0	48	32
	A4				0	32	8
	A5				72	16	0
	A6				0	0	0
成貝密度 (個体数/m <sup>2</sup> )	A1	8	24	16	16	32	
	A2	64	8	8	96	56	
	A3	0	0	24	72	8	
	A4	8	80	56	352	32	
	A5	0	0	56	288	24	
	A6	16	0	0	0	16	

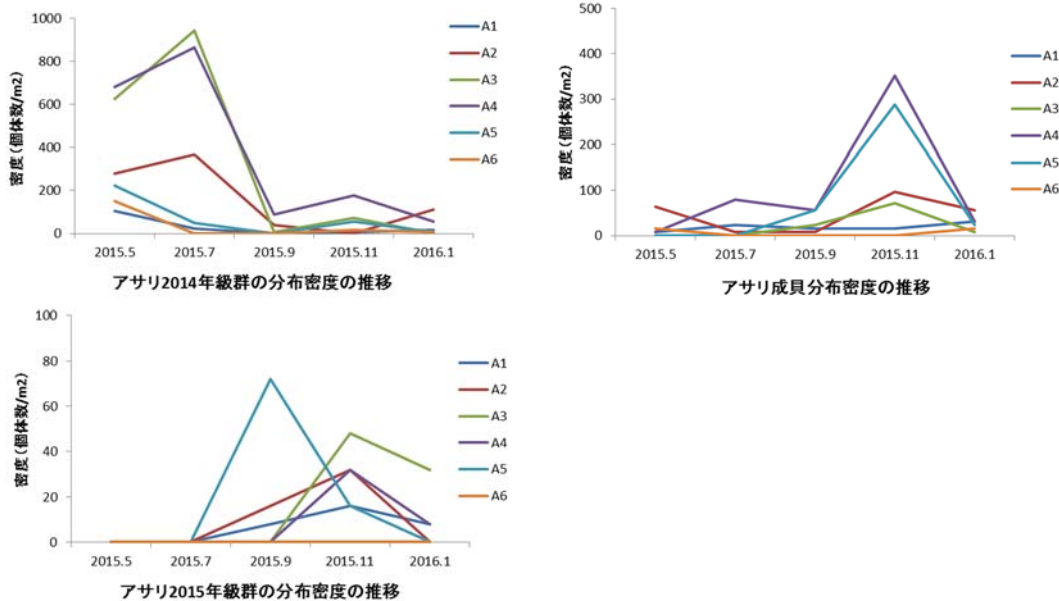


図 3.6-2 アサリの生息密度の推移

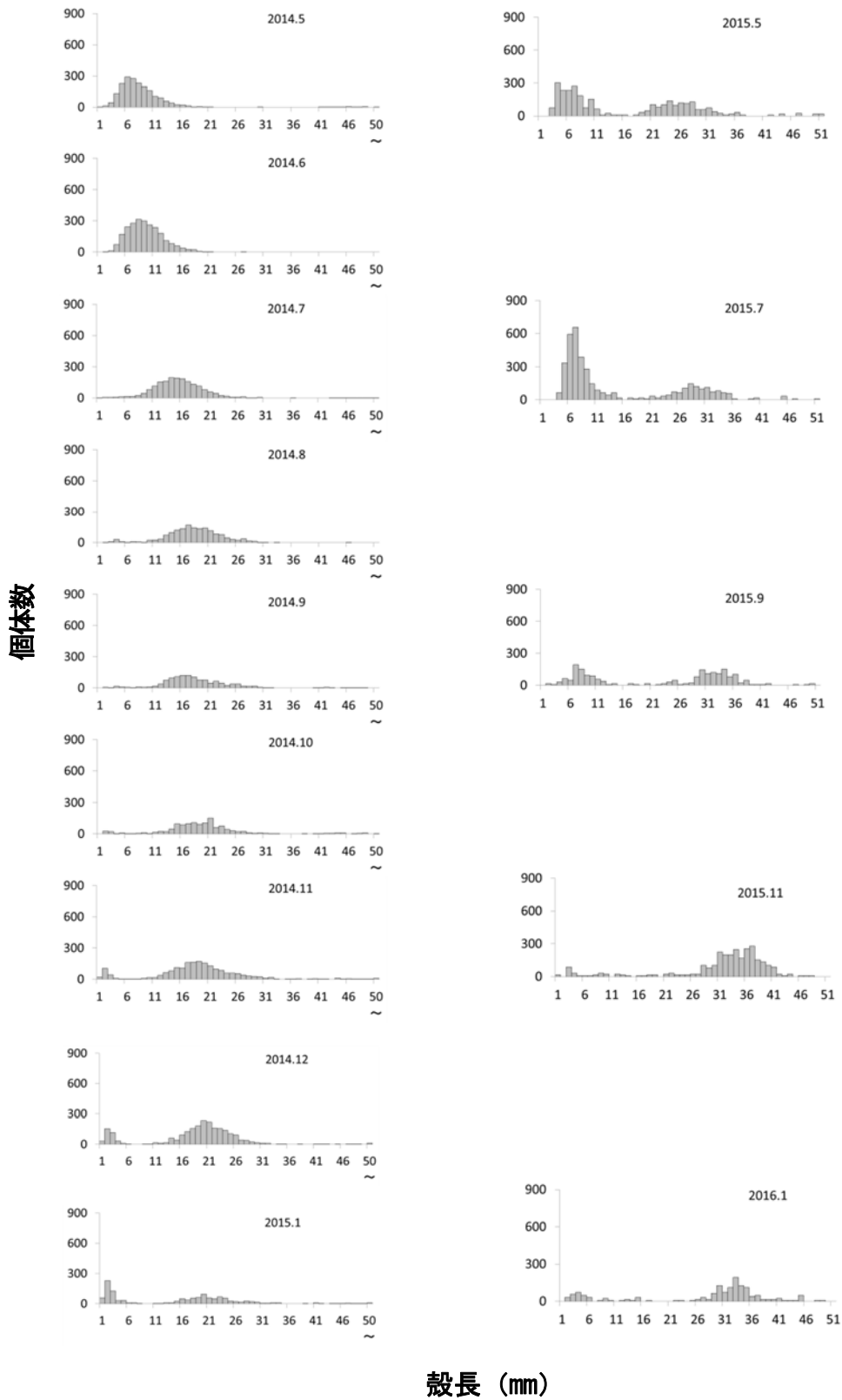


図 3.6-3 アサリの殻長組成の変化

表 3.6-3 モンドリ調査による採集生物と個体数

分類	種名等	月別採集個体数					合計	H26 採集の有無	
		5月	7月	9月	11月	1月			
魚類	アナゴ科 クロアナゴ属 マアナゴ	14	4	2	9	2	31	○	
	ヨウジウオ科 タツノトシゴ属 タツノトシゴ		1				1	-	
	アイナメ科 アイナメ属 アイナメ						-	○	
			1				1	○	
	カンカ科	アナハゼ属 アサヒアナハゼ			1			1	○
		キスカシカ属						-	-
	ニシキンボ科	ニシキンボ属 タシキンボ	1			1		2	-
	ハゼ科	マハゼ属 マハゼ				1	2	3	-
		チチブ属 アカヒシマハゼ		1				1	-
								-	○
				1				1	-
		キラハゼ属 スシハゼ						-	-
	カレイ科	インガレイ属 インガレイ						-	○
		ツガレイ属 マコレイ						-	○
フグ科	トラフグ属 マフグ						-	○	
			3	2			5	○	
	種数計	4	4	3	3	2	9	9	
	個体数計	19	7	5	11	4	46		
甲殻類ほか	ガザミ亜科 ガザミ属 ガザミ		1	1	3		5	-	
			14	25	7	15	61	○	
	モクスガニ亜科 モクスガニ属 モクスガニ	1	1				2	○	
				8	7	67	83	○	
	エビシヤコ科						-	○	
	テッポウエビ科						-	○	
	モエビ科						-	-	
	ヤドカリ類						-	○	
腹足類	ヒメヱボラ						-	6	
	種数計	3	3	3	3	1	4	6	
	個体数計	16	27	16	25	67	151		

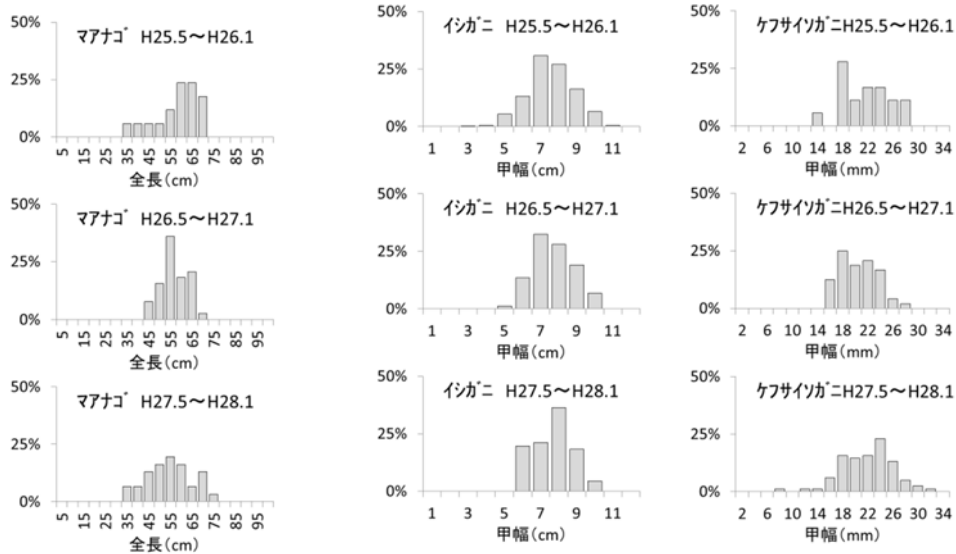


図 3.6-4 モンドリ調査の採集生物の体サイズ組成

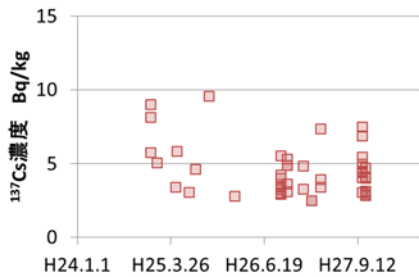


図 3.6-5 マハゼの放射性セシウム濃度

表 3.6-4 採集したマハゼの食性

n	体長mm	平均(範囲)	体重g	平均(範囲)	空胃率% (個体数)
39	150.6	(103~191)	48.1	(16.06~86.79)	46.2% (18/39)
胃内容物分類		胃内容物量		捕食したマハゼ	
		湿重g	重量比	n	出現率
	多毛類	5.58	54.2%	11	52.4%
	魚類	1.74	16.9%	4	19.0%
	甲殻類	1.15	11.2%	2	9.5%
	不明	1.82	17.7%	6	28.6%

表 3.6-5 ビームトロールによる採集生物種と個体数

分類	種名等	月別採集個体数					合計	H26 採集の有無
		5月	7月	9月	11月	1月		
魚類	カクチイワシ科 カクチイワシ属 カクチイワシ		1		20		21	○
	シラウオ科 シラウオ属 イシカシラウオ						-	-
	ヨウジウオ科 ヨウジウオ属 ヨウジウオ				4		4	-
	メバル科 メバル属 シロメバル						-	○
					1		1	○
	コチ科 コチ属 マゴチ			18	10		28	○
	スズキ科 スズキ属 スズキ			1			1	○
	タイ科 クロダイ属 クロダイ			14			14	-
	ニハ科 ニハ属 ニハ			3			3	-
	ヒメジ科 ヒメジ属 ヒメジ		3				3	○
	ウミタナゴ科 ウミタナゴ属 ウミタナゴ	1		3	3		7	-
	アイナメ科 アイナメ属 アイナメ	7	5	5	1		18	○
	ケムシカシカ科 ケムシカシカ属 ケムシカシカ						-	-
	カシカ科 キスカシカ属 キスカシカ		5	1			6	-
		アナハゼ属 アサヒアナハゼ	75	10	2		87	○
	ニシキギンポ科 ニシキギンポ属 タクギンポ	13	5	7			25	○
	ネスッポ科 ネスッポ属						-	○
	ハゼ科	マハゼ属 マハゼ	2		2	1	5	○
							-	-
							-	-
		チチブ属 アカオビシマハゼ			16	15	31	○
							-	-
				1		4	11	16
		キラハゼ属 スジハゼ	10	10	13		33	○
		ヒメハゼ属 ヒメハゼ	3		3		6	○
	ヒラメ科 ヒラメ属 ヒラメ			2			2	-
カレイ科	イシカレイ属 イシカレイ	8	2			10	○	
	ツツカレイ属 マコカレイ	9	1	2		12	○	
カワハギ科 アミハギ属 アミハギ						-	-	
フグ科	トラフグ属 コモンフグ					-	-	
						-	-	
			6	1	2	9	-	
	種数計	9	10	16	8	1	22	16
	個体数計	128	49	94	60	11	342	
甲殻類ほか	ガザミ亜科 ガザミ属 ガザミ	2	1	14	2		19	○
		イシガニ属 イシガニ	7	1	3	1	13	○
	モクスガニ亜科						-	-
	シャコ科 シャコ属 シャコ		1				1	○
	クルマエビ科 クルマエビ属 クルマエビ						-	○
	ジンドウイカ科 ジンドウイカ属 ジンドウイカ						-	-
	ダンゴイカ科 ダンゴイカ属 ダンゴイカ						-	-
	ナマコ綱 マナコ	1					1	○
	種数計	3	3	2	2	1	4	5
	個体数計	10	3	17	3	1	34	

表 3.6-6 ビームトロール定点で採集したベントスの分類と数量

	5月 7月 9月 11月 1月 合計							5月 7月 9月 11月 1月 合計							
	多毛類 (個体数)	T1	241	283	347	63		13	947	多毛類 (湿重g)	T1	1.91	3.98	2.21	0.61
	T2	283	635	218	127	35	1,298		T2	3.33	2.78	2.62	1.54	0.15	10.42
	T3	184	637	359	49	69	1,298		T3	3.42	4.07	5.35	0.41	0.45	13.70
	T4	98	211	454	244	73	1,080		T4	1.04	1.16	4.85	2.06	2.73	11.84
	T5	347	391	194	37	48	1,017		T5	2.44	2.53	1.65	0.42	0.39	7.43
	T6	346	425	274	93	97	1,235		T6	3.06	2.76	3.05	1.08	1.22	11.17
	計	1,499	2,582	1,846	613	335	6,875		計	15.20	17.28	19.73	6.12	5.10	63.43
甲殻類 (個体数)	T1	76	4	1	18	0	99	甲殻類 (湿重g)	T1	0.18	0.01	0.02	0.26	0.00	0.47
	T2	10	17	18	14	41	100		T2	0.05	0.04	0.36	0.58	0.19	1.22
	T3	0	104	6	13	36	159		T3	0.00	0.15	0.27	0.13	0.24	0.79
	T4	18	9	6	4	10	47		T4	0.08	0.10	0.06	0.12	0.21	0.57
	T5	14	12	8	7	2	43		T5	0.02	0.32	0.57	0.08	0.01	1.00
	T6	9	3	0	4	6	22		T6	0.05	0.13	0.00	0.14	0.01	0.33
	計	127	149	39	60	95	470		計	0.38	0.75	1.28	1.31	0.66	4.38
貝類 (個体数)	T1	0	0	1	0	4	5	貝類 (湿重g)	T1	0.00	0.00	0.01	0.00	12.67	12.68
	T2	0	12	0	0	2	14		T2	0.00	0.50	0.00	0.00	18.00	18.50
	T3	0	27	0	2	7	36		T3	0.00	2.43	0.00	0.03	24.36	26.82
	T4	0	18	1	0	6	25		T4	0.00	0.36	0.04	0.00	2.46	2.86
	T5	8	130	0	0	7	145		T5	0.46	0.86	0.00	0.00	0.93	2.25
	T6	2	10	1	5	4	22		T6	0.39	0.62	34.56	0.79	0.09	36.45
	計	10	197	3	7	30	247		計	0.85	4.77	34.61	0.82	58.51	99.56

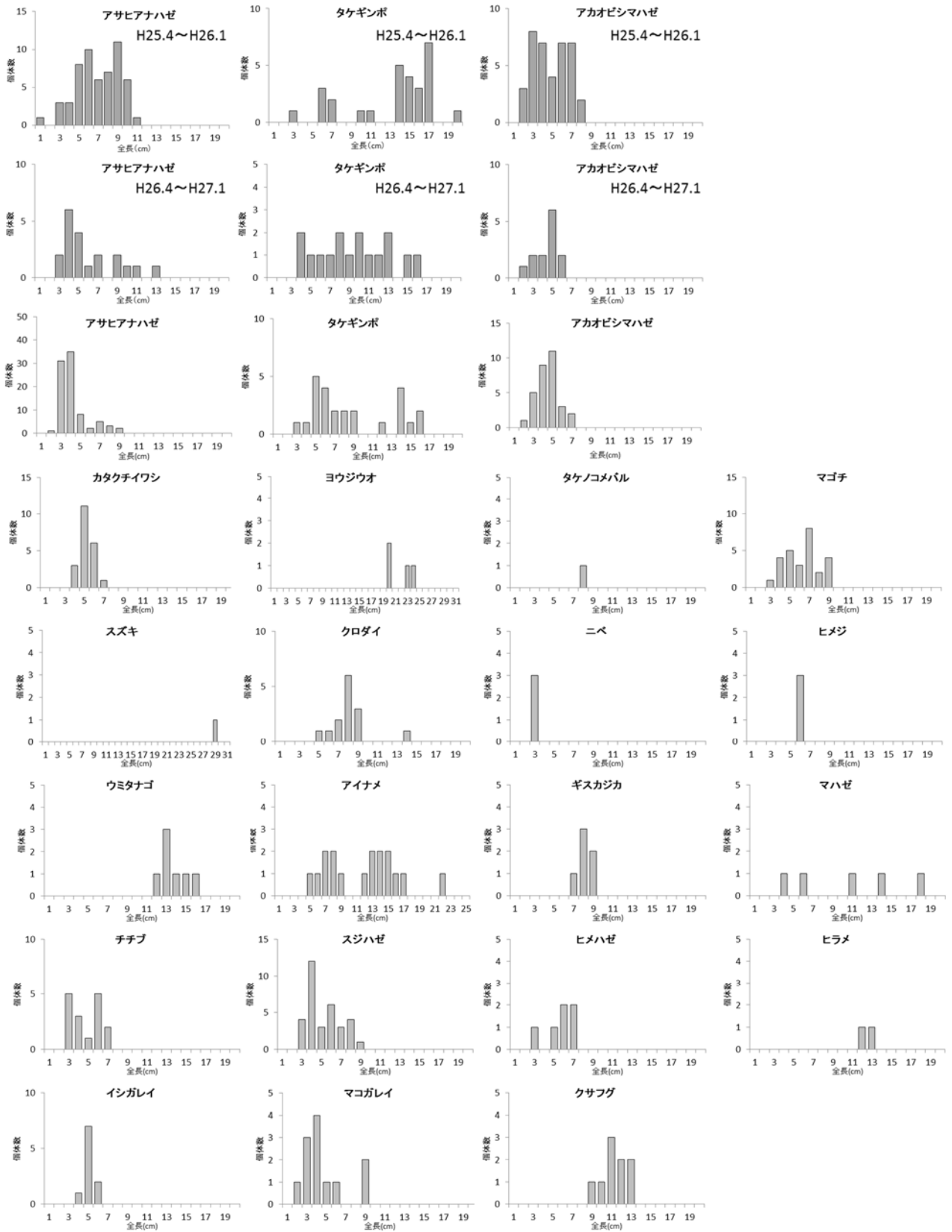


図 3.6-6 ビームトロールで採集した魚類の全長組成



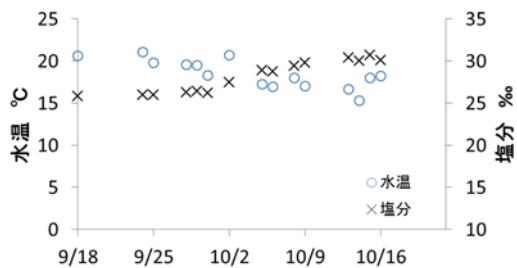


図 3.6-7 飼育水の水温・塩分

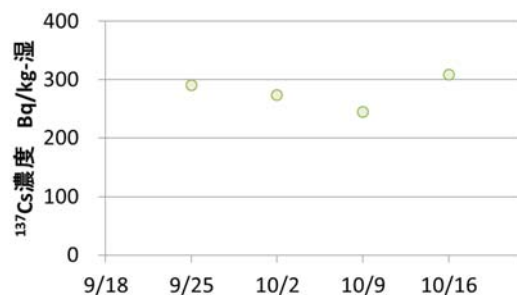


図 3.6-8 飼育海底土の<sup>137</sup>Cs濃度

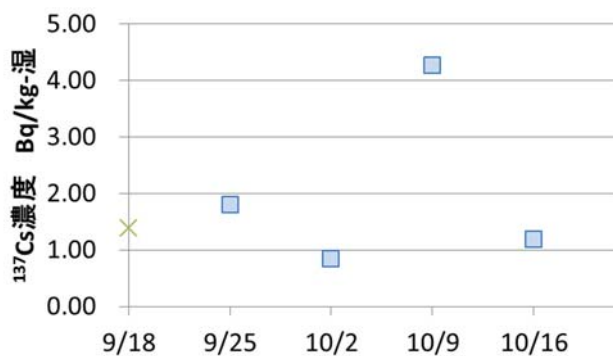


図 3.6-9 アオカイ (Cs 汚染海底土区) の<sup>137</sup>Cs濃度



図 3.6-10 アオカイ (飼育水のみ区) の<sup>137</sup>Cs濃度

### 参考文献

- 国立環境研究所 (2013) 平成 24 年度環境中の放射性物質の動態解明及び放射性物質に汚染された廃棄物等の効率的な処理処分等
- 国立環境研究所 (2014) 平成 25 年度環境中の放射性物質の動態解明及び放射性物質に汚染された廃棄物等の効率的な処理処分等

### 3.7 生態系・景観モニタリング体制の構築

#### 3.7.1 はじめに

東日本大震災に伴う福島第一原子力発電所の事故により、セシウム 134 および 137 を主体とする放射性物質が環境中に放出された。高線量の避難指示区域(帰還困難区域・居住制限区域・避難指示解除準備区域)においては住民が退去し、集落では無居住状態が続いている。一部の地域では復興に向けた除染などの事業が展開され、線量が低下した地域においては避難指示の解除と住民の帰還が進められている。

避難指示区域においては、人為的な関与の長期的な低下が生物・生態系の動態に大きな変化をもたらし、それが復興プロセスやその後の住民生活や生産活動に大きな影響を与える可能性が想定される。例えば、無人化による強害雑草などの侵入、震災以前までは人の手により管理されていた野生鳥獣や農業害虫、さらには衛生動物・昆虫の蔓延などが予想される。住民がこの地域で生活や生産活動を再開するに当たっては、そのような生態系の脅威を適切に管理しながら、生活インフラを再構築することが必要になる。一方で、昆虫に媒介される農作物の送受粉、森林生態系による土砂流出の防止、人が深く関わって維持されてきた里地・里山などにみられる昔ながらの多様な生物相とそれがおりなす景観が人にもたらす郷土への愛着や精神的なやすらぎ、教育的な効果など、生態系は人間社会に物質、調整、精神の面から恩恵をもたらす存在でもある。そのため復興は、そこに暮らす人々が、このような生態系からもたらされる正の効果を震災前と同等もしくはそれ以上に享受できる新たな環境創生に繋げることが望まれる。

原発事故に際しては、事故発生やその後の対応をめぐり、科学や科学者に対する社会の信頼が大きく低下したと言われる(日本学術会議 2014)。そして、科学と社会のよりよい関係の構築に向けて、「科学者は、社会と科学者コミュニティとのよりよい相互理解のために、市民との対話と交流に積極的に参加する」ことが必要とされている(日本学術会議 2013)。原発事故に関連する研究を実施するフィールド研究者においても、データの収集から分析に至るプロセスの透明性を確保することが大きな課題である。

これらの問題意識から、本研究では、無居住化による生態系の変化を定量的に評価・予測し、生態系がもたらす復興への障害を回避し、逆にその恩恵を長期的に受け続けるための生態系管理手法を提示する。また、オープンデータ化や市民科学的アプローチ等による透明性の高いモニタリング体制を確立し、原発事故災害に関連する科学的な議論の土台となるデータ基盤を社会に提供することを目指す。2015年度は、2014年度から開始した哺乳類モニタリングデータを WebGIS 上で閲覧可能とするとともに、鳥類音声モニタリングにおける鳥類愛好家との連携プロジェクト「バードデータチャレンジ」を立ち上げた。また、避難指示区域内外の昆虫相の違いを明らかにした。

#### 3.7.2 哺乳類モニタリング

無居住化や、その後の住民帰還に伴う生態系の変化をモニタリングするために、2014年度より避難指示区域内外を含む福島県阿武隈川以東の9市町村において、哺乳類を対象とした自動撮影カメラによる長期モニタリングを開始した。

##### (1) 調査地

本研究では、福島第一原子力発電所の事故による避難指示区域(2014年4月時点での帰還困難区

域、居住制限区域、避難指示解除準備区域)を含む9市町村(いわき市、相馬市、伊達市、田村市、二本松市、南相馬市、浪江町、楡葉町、飯舘村)を調査対象地に設定した(図3.7-1)。いずれの市町村も阿武隈川本流以東に位置しており、震災による被害が大きかった中通り地方と浜通り地方の一部に相当する。

調査対象地内の主な土地利用は森林、ついで農地である(小川ほか 2013)。阿武隈山地の森林にはアカマツや広葉樹も多く、避難指示区域内でも事故前には典型的な里地里山が広がっていたとされる(吉岡ほか 2013)。

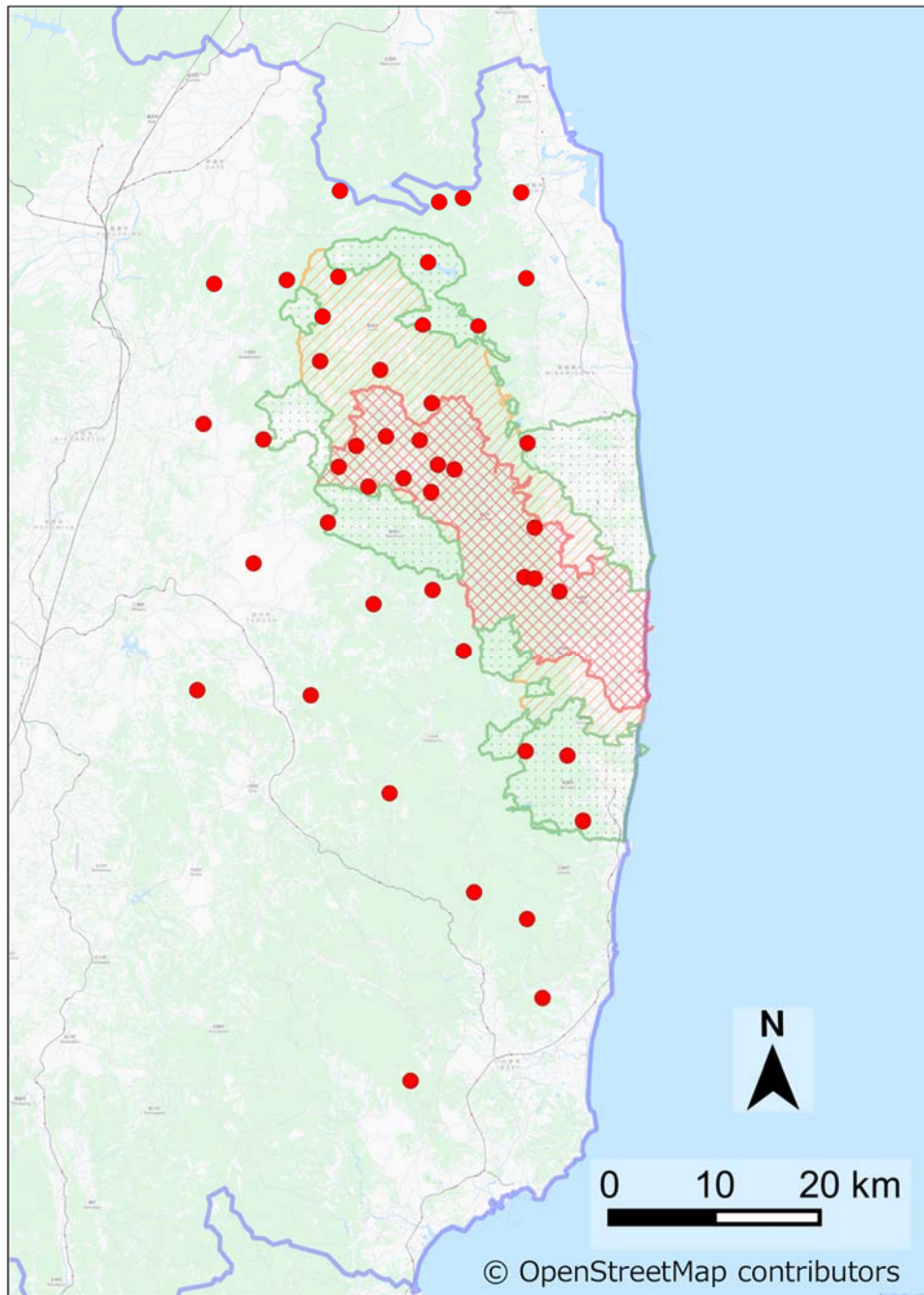


図 3.7-1 調査対象地域地図 赤丸が哺乳類調査地点に相当。ピンク、黄色、黄緑の部分はそれぞれ帰還困難区域、居住制限区域、避難指示解除準備区域(2015年4月時点のもの)。



## (2) 方法

対象地域内の森林(国有林または県営林)を対象に、中大型哺乳類調査用の自動撮影カメラを46か所設置した(図3.7-2)。使用した機種はBushnell社製の”Trophycam HD”である、カメラの設置にあたっては、ポリプロピレンロープなど樹木を損傷しない素材を用いて樹幹1m程度の高さに固定した(図3.7-2)。また、撮影の障害になるカメラ周囲のササ・下草については、最大で1m×2m程度の範囲で刈り払いを行った。設置時期は2014年5月-8月で、毎年5月と10月に電池およびメモリ交換を行う体制としている。



図 3.7-2 自動撮影カメラ

## (3) 結果と考察

2014年度10月までの段階で、カメラ総稼働時間は148590.35時間であった。中大型哺乳類は計14種撮影された。中大型哺乳類で最も撮影数が多かったのはイノシシであり、のべ905個体が確認された。なお、イノシシについては、福島県では以前よりイノブタの野生化が知られており(小寺・神崎 2001)、震災以降目撃例が相次いでいる。本調査でもイノブタやその交雑個体が検出されている可能性があるが、外部形態で判別することは困難であるため特に区別はせず、イノシシと表記する。イノシシは避難指示区域周辺で観察数が多いパターンが見られた(図3.7-3a)。また、2014年7月24日にツキノワグマが浪江町で1例確認された(図3.7-3b)。ツキノワグマ確認情報については、浪江町および県に情報提供を行った。ニホンザルについては、浪江町・飯舘村・南相馬市・相馬市で記録が得られた(図3.7-3c)。アナグマはイノシシと同様に、避難指示区域を中心に多く確認された(図3.7-3d)。また、移入種・外来種としてはハクビシン・ネコ・アライグマ・イヌが確認された。例としてネコ・アライグマの出現分布を図3.7-3eおよび図3.7-3fに示した。

その他の種の出現分布についても、後述のWebGISシステム「BioWM (<http://www.nies.go.jp/biowm/contents/fukushima.php?lang=jp>)」で公開しており閲覧可能である。

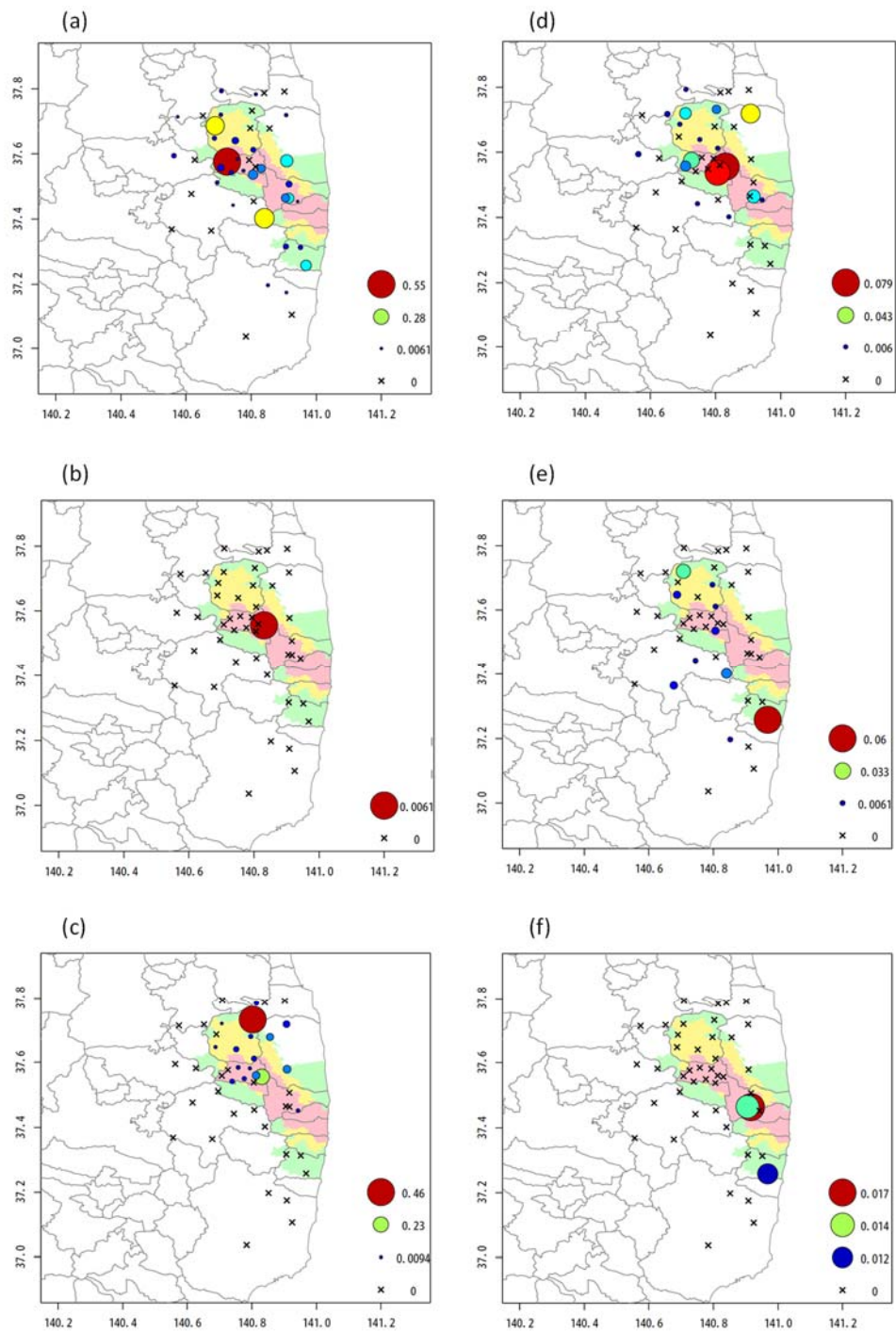


図 3.7-3 各獣種の撮影頻度(のべ頭数/撮影日数)の空間分布

(a)イノシシ、(b)ツキノワグマ、(c)ニホンザル、(d)アナグマ、(e)ネコ、(f)アライグマ。

### 3.7.3 モニタリングデータ公開に向けた取り組み

2015年12月より、国立環境研究所生物・生態系環境研究センターが開発した WebGIS システム「BioWM(<http://www.nies.go.jp/biowm/contents/fukushima.php?lang=jp>)」上において、3.7.2 哺乳類モニタリングによって得られたデータを公開した(図 3.7-4)。各地点における中大型哺乳類各種の撮影頻度を月別または年別に図示することが可能である。

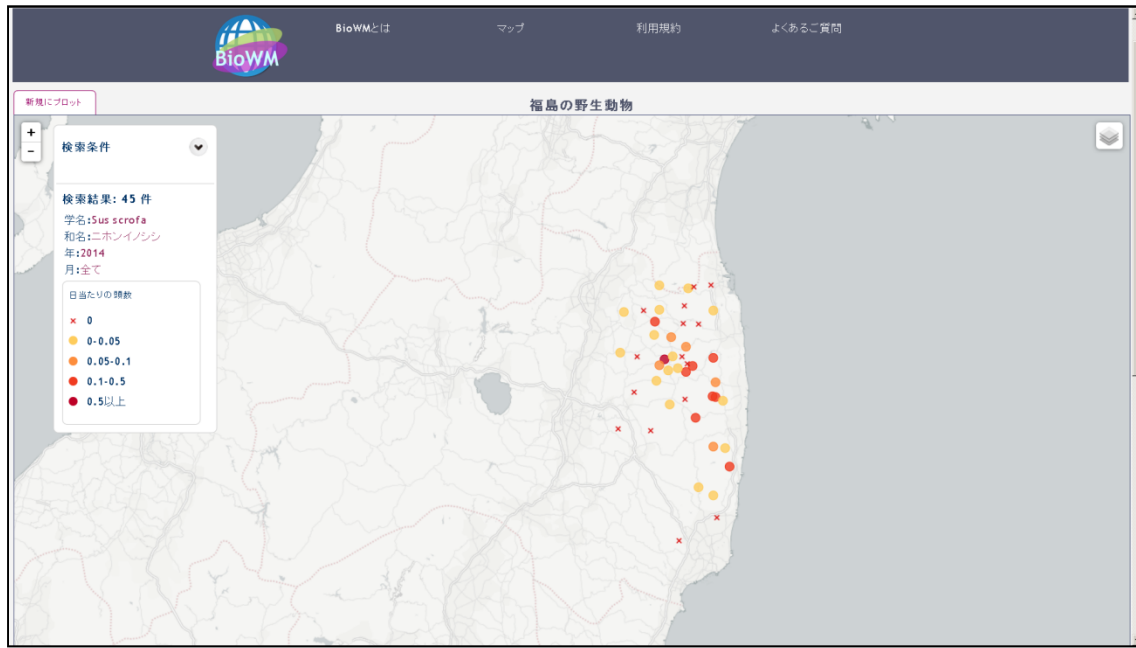


図 3.7-4 BioWM のインターフェース

また、哺乳類モニタリングデータについては、データペーパー(データそのものを論文と同様の手続きにより査読を受け、受理された段階で公開されるオープンデータの形態)として公開する準備を進めており、データペーパーが公開された段階でデータはクリエイティブ・コモンズ・ライセンス CC-BY 4.0 の下で利用可能となる。

### 3.7.4 市民連携プロジェクト「バードデータチャレンジ」

2014年度より、避難指示区域内外を対象として、録音調査による鳥類モニタリング(方法については2014年度報告書を参照)を実施している。モニタリングの透明性を高めることなどを目的として、野鳥愛好家の参画のもとで録音音声聞き、種組成データを構築するイベント「バードデータチャレンジ in 福島」を2015年7月4日に福島市小鳥の森にて開催した。本イベントは、国立環境研究所・日本野鳥の会ふくしま・福島市小鳥の森の共催により実施され、公益財団法人日本野鳥の会・特定非営利活動法人バードリサーチ・公益財団法人日本自然保護協会の後援を受けた。

本イベントを実施するにあたり、参加者同士が協力して種判別を進められるよう、タブレット上で音声データの再生や種名の入力等が可能な音声種判別支援ツール「SONO-TORI」、そして入力されたデータを即座に地図化し、参加者にフィードバックするための可視化システム「SONO-TORI VIS」を開発した。これらを活用し、参加者が楽しみながら種判別を進められるよう努めた。

当日は、定員の30名の参加があり、計65分の音声データの種判別を行うことができた。出現種数は28種であった。アンケート調査の結果、イベントへの満足度はおおむね高く、再訪意欲も高か



った。また、2015 年には日本野鳥の会郡山支部との共催で、「バードデータチャレンジ in 郡山」を開催することになっている。バードデータチャレンジは、音声による種判別がイベント形式の市民参加型調査として成立しうる可能性を示したと考えられる。

### 3.7.5 昆虫類の調査

昆虫類は様々な益虫、害虫を含み、生態系においても重要な役割を担っている。避難指示区域内の放射線量レベルにおいて昆虫個体群が大きく被害を受けることは考えにくい（ICRP 2008; Garnier-Laplace et al. 2011; Garnier-Laplace et al. 2013）が、耕作や庭の管理が停止することで鳥獣や雑草が増加し、有益な送粉昆虫の減少や衛生害虫の増加につながる可能性もある。

筆者らは避難指示区域内の生態系の変化を把握するための基礎的な知見を得ることを目的として、2014 年より福島県の避難指示区域とその周辺で調査を行っている。ここでは、2014 年度に得られたデータの詳細な解析の結果と、2015 年にマレーズトラップと衝突板トラップ（図 3.7-5）を用いて行った調査の概要について報告する。



図 3.7-5 マレーズトラップ（左）と衝突板トラップ（右）

#### （1）2014 年度の調査の概要

2014 年度の昆虫類の調査は 2014 年度に報告した（国立環境研究所 2015）とおり、9 市町村内の 52 の小中学校（休廃校含む）の校庭にて、各市町村の許可を得て行った。各小中学校には、5 月中旬から 7 月中旬にかけて、幅広い飛翔性昆虫を採集可能であるマレーズトラップ（ez-マレーズトラップ、（株）MegaView Science）を一基設置した。それによって採集されたサンプル（昆虫類、クモ類）に関して、体長約 4 mm 以上（アリ類はより小さいもの含む）のハチ目、ハエ目、コウチュウ目、カメムシ目、チョウ目、クモ目を分類・計数した。さらに送粉昆虫や衛生害虫を多く含むハチ目、ハエ目はより詳しく分類・計数し、ミツバチ科に関してはなるべく種レベルまで同定した。以下の解析では、期間を通してトラップが転倒する等の問題が無く昆虫を採集できた 47 地点におけるデータを用いた。

統計解析では、避難指示の段階（帰還困難区域・居住制限区域・避難指示解除準備区域・避難指示区域外）によって、無居住化による生態系の変化の程度は異なると考えられるため、この 4 段階の避難指示区域が各昆虫分類群の個体数にどの程度影響しているかを推定するベイズ統計モデルを構築した（図 3.7-6）。また、各調査地点の被災前の環境も昆虫の個体数に影響していると考えられるため、国土数値情報や国勢調査の結果から、調査地点が含まれる 1 km 標準メッシュの土地利用と標高、傾斜、2010 年の人口のデータを取得し、モデルに加えることにした。この統計モデルでは各昆虫分類群の個体数は以下のような式で説明できることを仮定している。調査によって得られたデー



タを基に、式中の  $b_0$  の値とそのばらつきをコンピュータソフト (R 3.03 と WinBUGS 1.4.3) を用いた計算で求めることで、被災前の環境の影響を考慮しながら、どれほど確実に避難指示がその昆虫分類群の個体数に影響しているかを推定することが可能となる。

$$y_i \sim \text{Poisson}(\mu_i)$$

$$\begin{aligned} \log(\mu_i) = & a_0 + b_0 \cdot a_1 \cdot E1_i + b_0 \cdot a_2 \cdot E2_i + b_0 \cdot E3_i \\ & + b_1 \cdot PC1_i + b_2 \cdot PC2_i + b_3 \cdot PC3_i + b_4 \cdot PC4_i \\ & + \varepsilon_i(X_i, Y_i, \varphi, \tau), \end{aligned}$$

図 3.7-6 昆虫類の存在確率に及ぼす避難指示段階の影響モデル

※調査によって得られたデータ

$y_i$ : 調査地点  $i$  ( $i=1, 2, \dots, 47$ ) における、ある昆虫分類群の個体数

$E1-3_i$ : 避難指示の程度を示す変数.  $E1_i$ : 調査地点  $i$  が避難指示解除準備区域かどうか、 $E2_i$ : 調査地点  $i$  が居住制限区域かどうか、 $E3_i$ : 調査地点  $i$  が帰還困難区域かどうか

$PC1-4_i$ : 被災前の環境 (人口、土地利用、標高等) を主成分分析 PCA によって 4 つの変数にまとめたもの

$X_i$ : 調査地点の経度

$Y_i$ : 調査地点の緯度

※コンピュータによる計算で求められる値

$\mu_i$ : 調査地点  $i$  における、ある昆虫分類群の個体数の期待値。モデルでは、この値を平均値とする Poisson 分布から、実際の調査地点  $i$  の個体数のデータが得られたと仮定している。

$a_0$ : モデル式の切片

$b_0$ : 帰還困難区域の効果を示す値

$a_1$ : 帰還困難区域の効果と乗じることで避難指示解除準備区域の効果を示す値

$a_2$ : 帰還困難区域の効果と乗じることで居住制限区域の効果を示す値

$b_{1-4}$ : 被災前の環境の効果を示す値

$\varepsilon_i$ : 調査地点間の距離が及ぼす効果を示す値

$\varphi$ : 調査地点間の距離が及ぼす効果を調節する値その 1

$\tau$ : 調査地点間の距離が及ぼす効果を調節する値その 2

47 地点において採集された昆虫分類群はハエ目・ハチ目・コウチュウ目が多く採集された。そのうち、5 地点以上で出現した分類群について上記のモデルを構築し、避難指示の効果を検討したところ、キムネクマバチが避難指示区域内において個体数が顕著に少ない ( $b_0$  の推定値の 97.5%分位点

が0以下)であることが示された(図3.7-7)。一方、他の分類群は避難指示区域内外でほとんど個体数が変わらないか、増えている傾向が示された。

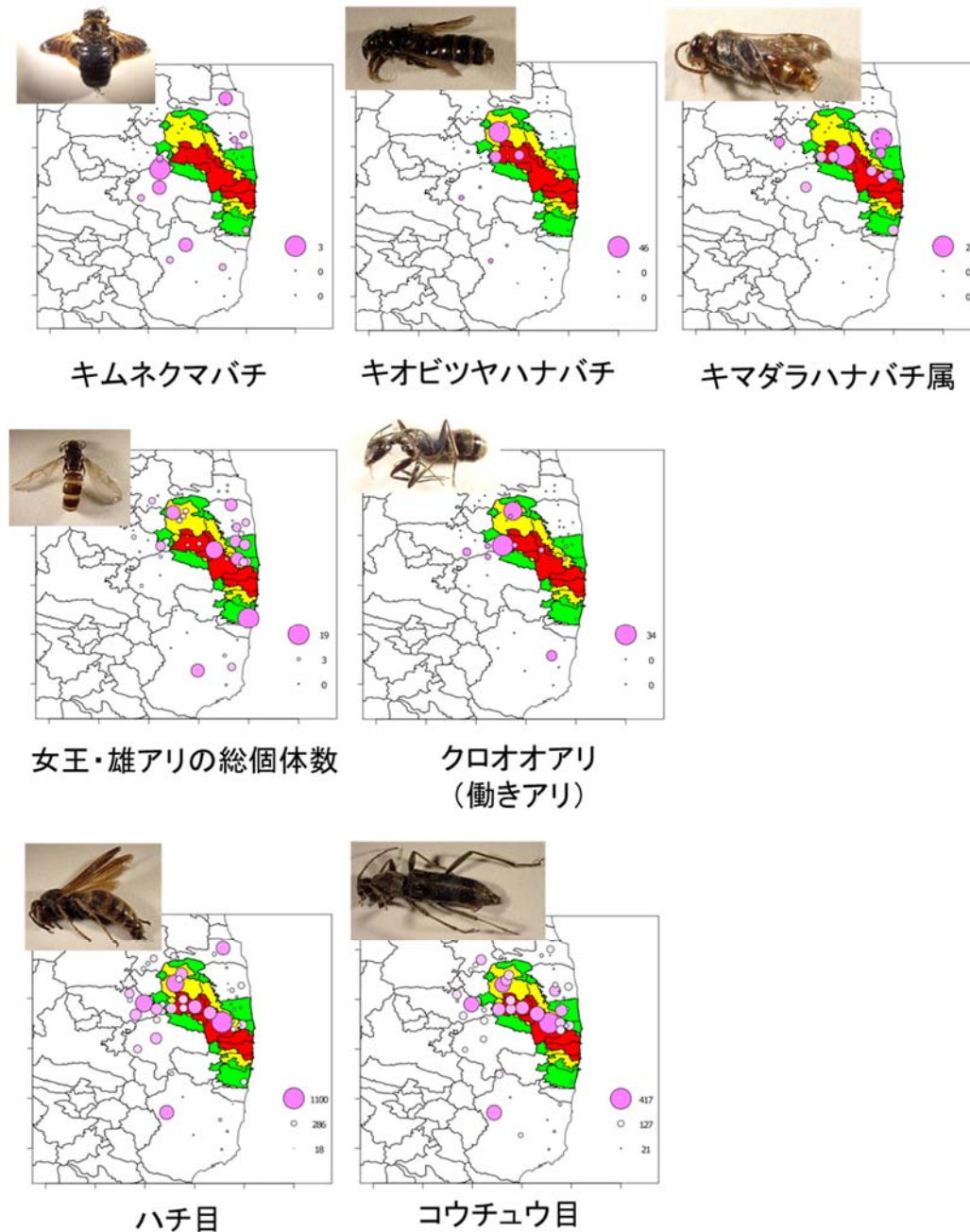


図 3.7-7 避難指示区域内外で個体数に統計的な差がみられた分類群の各調査地点における個体数円の大きさは個体数に対応。Yoshioka et al. (2015)のデータより一部を抜粋。

キムネクマバチが避難指示区域で採集されなかったのは、無居住化による花資源の減少等が関係している可能性もある。このような種は無居住化による環境変化の指標になるかもしれない。一方、他の昆虫分類群が増加する傾向も確認されたのは、農耕の停止などによって餌資源や生息場所が増加した種がいたからかもしれない。

益虫・害虫という観点でみると、今回の調査ではアブ・ハエ類のような衛生害虫が避難指示区域

内で津波後に見られたように大発生しているということにはなかった。また、ハナアブ、ハチ類等の送粉昆虫に関しても、キムネクマバチを除いて避難指示区域内で顕著に少ないということにはなかった。キムネクマバチは日本では農作物にとっては重要な送粉昆虫ではないこと、大型で分散力が高いことが予想されるため、環境が回復すれば比較的速やかに移入してくることが期待されることから、生態系サービスに甚大な影響を及ぼすことはないと考えられる。ただし、本研究の結果は一回の調査に基づいているため、解釈には注意が必要である。2014年度の調査結果について、詳しくは Yoshioka et al. (2015)を参照されたい。

## (2) 2015年度の調査の概要

2015年度はそれに飯館村の5地点を加えた57地点にて調査を行った。2015年度の調査では、より設置が簡易な衝突板トラップ（サンケイ化学株式会社）を図のように各地点に5月上旬～7月上旬の間設置し、マレーズトラップの設置は避難指示区内外の16地点に留めた。衝突板トラップは、空中に板を吊るし、衝突した昆虫を下に設置したバケツで受けるという仕組みになっており、配色、誘引剤の組み合わせによって、様々な飛翔性昆虫を採集することができる。本研究では訪花性昆虫の誘引に適した組み合わせとして、アカネコール BA と呼ばれる誘引剤を取り付けた白と黄色の衝突板トラップ一組ずつを各調査地点に設置した。各バケツには、1,400 mlの水、酢酸 100 ml、中性洗剤 100 ml 程度を加えた。5月末と6月中旬に各トラップの点検を行い、バケツ内の液体の補充を行った。5月末の点検では衝突板トラップによって採集された昆虫の回収も行った。また、マレーズトラップのサンプルも随時回収した。衝突板トラップによって採集されたサンプルでは、ハナバチ類、チョウ類、ハナムグリ等の訪花性コウチュウ類に注目して同定・計数を行った。マレーズトラップは2014年度同様に同定、計数を行った。

衝突板トラップによる調査の結果、57地点中51地点で設置期間を通して転倒等のトラブルがなく昆虫サンプル（図3.7-8）を回収することができた。採集された昆虫類は、2014年度のマレーズトラップ同様ミツバチ科を含むハナバチ類が多かった。また、コアオハナムグリ等のコウチュウ類や、ウスバシロチョウなどのチョウ類も多く採集された。その一方、キムネクマバチは採集されなかった。また、マレーズトラップによって、16地点中14地点で転倒等のトラブルがなく昆虫サンプルを採集することができた。2014年度同様ハチ目やハエ目の昆虫が多く採集されたが、キムネクマバチが採集された地点は全体的にごくわずかであり、個体数も少なかった。これらの結果については今後詳細な解析等によって避難指示区内外の比較を行い、2014年度の結果との違いも考察していく予定である。



図 3.7-8 衝突板トラップによって採集された昆虫類の一例

## 引用文献

- 日本学術会議（2013）声明：科学者の行動規範－改訂版－. URL: <http://www.scj.go.jp/ja/info/kohyo/pdf/kohyo-22-s168-1.pdf> (最終アクセス: 2016年3月10日)
- 日本学術会議(2014) 提言: 科学と社会のよりよい関係に向けて—福島原発災害後の信頼喪失を踏まえて—. URL: <http://www.scj.go.jp/ja/info/kohyo/pdf/kohyo-22-t195-6.pdf> (最終アクセス: 2016年3月10日)
- 小川みふゆ, 竹中明夫, 角谷拓, 石濱史子, 山野博哉, 赤坂宗光 (2013) 植生図情報を用いた全国スケールでの土地利用図の作成—生物の分布推定をおこなうユーザーのために—. 保全生態学研究, 18, 69-76.
- 吉岡明良, 角谷拓, 今井淳一, 鷺谷いづみ (2013) 生物多様性評価に向けた土地利用類型と「さとやま指数」でみた日本の国土. 保全生態学研究, 18, 141-156
- Garnier-Laplace J., Beaugelin-Seiller K., Hinton T.G. (2011) Fukushima wildlife dose reconstruction signals ecological consequences., *Environ. Sci. Technol.*, 45, 5077-5078
- Garnier-Laplace J., Geras'kin S., Della-Vedova C., Beaugelin-Seiller K., Hinton T.G., Real A., Oudalova A. (2013) Are radiosensitivity data derived from natural field conditions consistent with data from controlled exposures? A case study of Chernobyl wildlife chronically exposed to low dose rates. *Environ. Sci. Technol.*, 121, 12-21
- ICRP (2008) Environmental Protection - the Concept and Use of Reference Animals and Plants. ICRP Publication 108. ICRP Ann. ICRP 38 (4-6). Elsevier, Amsterdam, 242p.
- 国立環境研究所 (2015) 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—. , 国立環境研究所, つくば, 233p
- Yoshioka A., Mishima Y., Fukazawa K. (2015) Pollinators and other flying insects inside and outside the Fukushima evacuation zone., *PLOS ONE*, 10 (e0140957), 1-16

## 3.8 景観モニタリング

### 3.8.1 はじめに

災害環境研究における、無人化に伴う生態系モニタリングの一環として、2014年より土地被覆のモニタリングを開始した。長期間人間によって管理されてきた環境である農地と居住域は、土地利用および植生区分のなかでも特に無人化の影響を強く受けることが予想される。土地被覆モニタリングでは、この2つの土地利用区分のうち、面積が相対的に広く、その変化が周辺に与える影響が大きいと考えられる農地（耕作地）を優先して進める。まず農地を対象とするには、農地とそれ以外の地域をあらかじめ明瞭に定義する必要がある。さらに、土壌水分に代表される農地の物理環境は、となりあう耕作地一筆毎に異なることが多い。よって農地の土地被覆のモニタリングは、耕作地一筆一筆が判別できるような空間解像度で実施する必要がある。また、農地の環境変化は森林等の他の土地利用と比較して早くすすむ。そのため、少なくとも1年毎に観測を行う必要がある。これらの要件を満たすために、次のプロセスで土地被覆図の作成を進める。

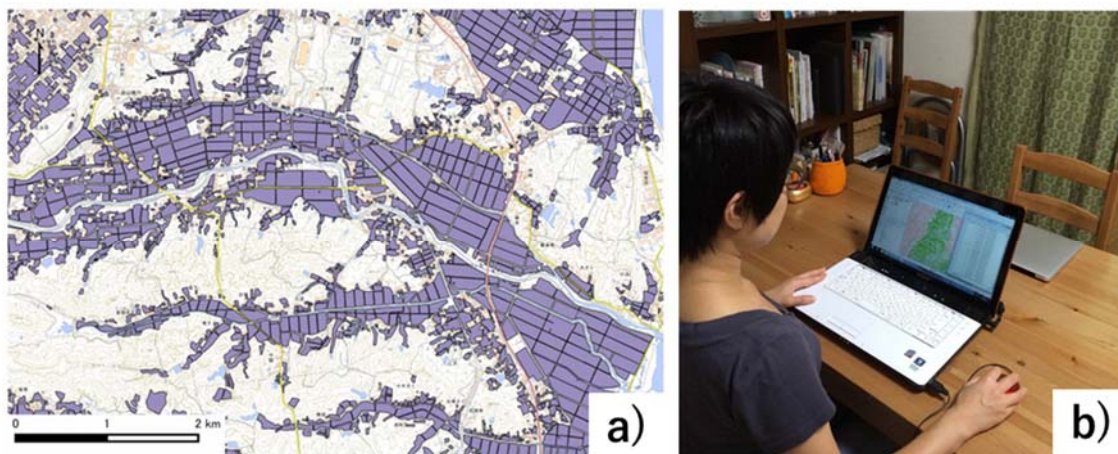
- ① 国土地理院および民間の地図ベンダーが作成したオルソ化空中写真を判読し、震災以前の農地領域を定義し GIS データ化を実施する。
- ② 他の生物相モニタリング調査で用いる車両に GPS 付きカメラを搭載し、撮影した動画をもとに調査ルートの道路沿いの土地被覆を判別して、画像分類に用いる教師データを作成する。
- ③ 農地一筆が判別可能となる空間解像度 10m 以下の衛星搭載型マルチスペクトルセンサ画像を年間2時期分入手し、教師付きの画像分類を実施し毎年の土地被覆図の作成を行う。

なお 2015 年度は、1) の調査対象範囲全域での農地領域データの完成が年度末以降となったため、先行して作成されていた浪江町,飯舘村,南相馬市,相馬市の一部地域を対象とし、震災以前の農地領域を対象とした土地被覆分類手法を試行した。使用したデータは 2014 年度に観測された衛星画像データと教師データである。

### 3.8.2 震災前耕作地の定義

耕作休止農地を対象とするためには、まず、対象地域が耕作地か否かを判別する必要がある。耕作休止地を含む耕作地と非耕作地は、スペクトル特性が似通った植物により被覆されていることがある。そのため衛星画像分類のみでの正確な耕作地の定義/抽出は困難を伴う。そこで国土地理院の地理院タイルや民間の地図ベンダーによって作成されているオルソ化した空中写真を判読することで、震災前の耕作地の領域を抽出し GIS データ化した。作業対象地域は本プロジェクトの昆虫や鳥類および哺乳類調査地点から 5 km の範囲内とした。耕作地の領域中にある 5 m 以下のあぜ道は無視し、隣接する農地とまとめ一つのフィーチャとして処理した。これは土地被覆図作成に用いる衛星画像の空間解像度が 5~10 m であるためである。農地領域ポリゴンデータの表示サンプルを図 3.8-1a に示す。これらの作業は三島に加えて、遠隔地に在住する研究協力者に依頼し実施した（図 3.8-1b）。研究協力者によるデータ入力には、オープンソースかつマルチプラットフォームの GIS ソフトウェアである QGIS 2.14 (QGIS Development Team, 2016) を用いた。





背景図として地理院タイル(標準)を利用

図 3.8-1 a) 農地ポリゴンデータ(福島県相馬市付近) b) 研究協力者によるデータ入力作業

### 3.8.3 車載動画を用いた画像分類用教師データの作成

プロジェクトの対象地域内において効率的に土地被覆を記録するツールとして、位置情報記録機能付き動画撮影機器(図 3.8-2a)を用いた。これは交通事故などの記録で用いられるドライブレコーダの機能をより強化したツールであり、1,080p/30 fps の動画を撮影しつつ GPS 情報を記録することができる。これを調査用車両の内部左側面に設置した(図 3.8-2b)。昆虫や鳥類の生物相調査の移動中に調査ルートの道路に隣接する農地を対象とした撮影を実施し、これを研究室に持ち帰り視聴し、動画を(図 3.8-2c)を判別することにより撮影場所の地目データ作成を行った。判別結果のマッピングには QGIS 2.14 (QGIS Development Team, 2016) をそれぞれ用いた。

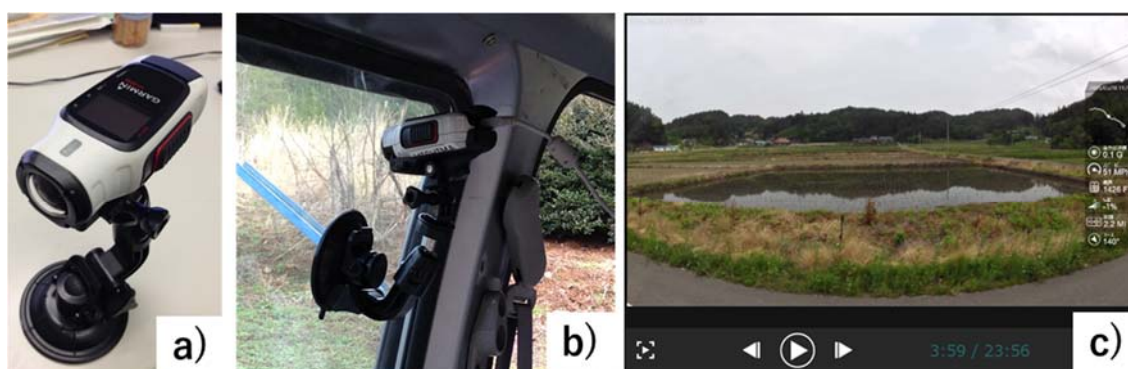


図 3.8-2 車載動画の撮影器具 a)GPS 付きカメラ b)車内設置位置 c)動画サンプル

### 3.8.4 機械学習を用いた農地の画像分類

本研究における土地被覆分類では、耕作休止地の環境を、乾湿それぞれ 2 カテゴリ合計 4 カテゴリへと分類した。耕作が行われている地域は、水田・耕起した普通畑・牧草地という 3 カテゴリへと分類を実施した。各カテゴリの代表的な環境を図 3.8-3 に示す。分類に用いるデータとして、光学領域+レッドエッジ領域+近赤外域をカバーする 5 バンドのマルチスペクトルセンサ画像である

Planet Labs 社の RapidEye を用いた。当該センサの選択理由として、第一に、空間解像度が 6.5 m と耕作地一筆を識別可能であること、第二に、回帰日数が 3 日程度と短いため、雲による観測不能領域を極力避けて植物のフェノロジーに合わせた観測が可能であること、が挙げられる。2014 年分については、5 月末および 10 月中旬の 2 時期分のプロダクトを入手し分類に用いた。分類手法は、扱う次元数（バンド数）が大きくても識別精度が高く、最適化するハイパーパラメータが少ない、サポートベクタマシン（SVM）を採用した。教師データは 2) で取得したものをを用いた。ハイパーパラメータを決定するためにグリッドサーチを実行した結果、カーネル関数は Linear、ハイパーパラメータ C を 100 とすると、最もよい分類精度を示した。10-times fold validation を行い、各分類群で 80% 程度の正答率を得た。この手法により分類した結果を図 3.8-4 に示す。限られた地域における試験的な分類ではあるものの、各地域における耕作地の利用状況の差異を把握することが可能となった。これらの処理には、Python の機械学習ライブラリである Scikit-learn(Pedregosa *et al.* 2011)を用いた。衛星画像データの scikit-learn への入力と判別結果の出力には地理情報ライブラリの GDAL (GDAL 2015) および数値計算ライブラリの NumPy (van der Walt *et al.* 2011) を用いた。2016 年度には、農地領域のデータを完成させたのち、対象領域全域に土地被覆分類作成領域を拡大し分類精度の評価を実施する予定である。

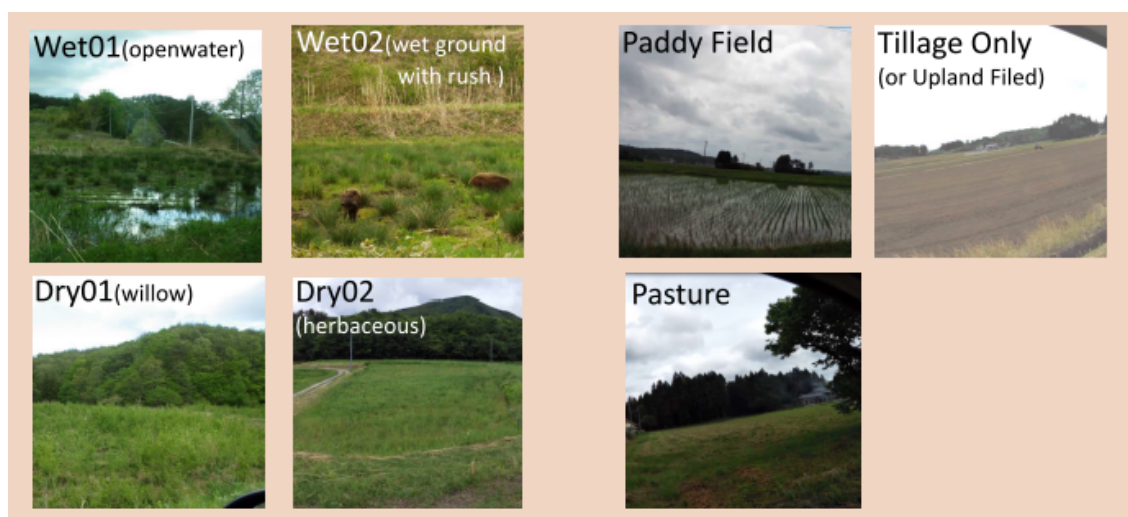
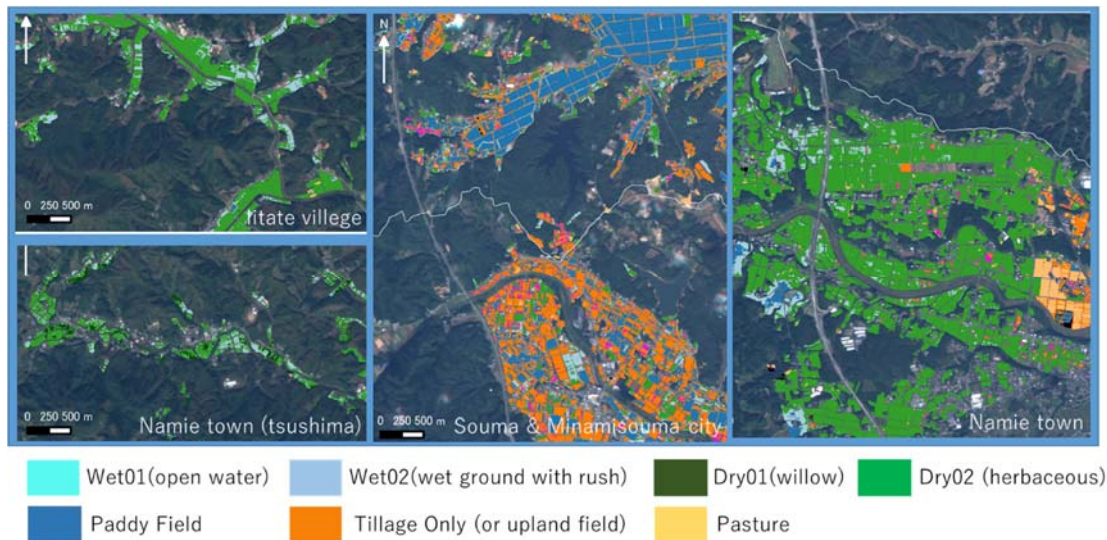


図 3.8-3 土地被覆カテゴリ





背景図:2014年5月撮影のRapidEyeを利用

図 3.8-4 分類結果

#### 引用文献

- Pedregosa F., Varoquaux G., Gramfort A., Michel V., Thirion B., Grisel O., Blondel M., Prettenhofer P., Weiss R., Dubourg V., Vanderplas J., Passos A., Cournapeau D., Brucher M., Perrot M., Duchesnay É. (2011) Scikit-learn: Machine Learning in Python, Journal of Machine Learning Research, 12, 2825-2830
- GDAL. (2015) GDAL - Geospatial Data Abstraction Library: Version 1.11.1, Open Source Geospatial Foundation, <http://gdal.osgeo.org>
- QGIS Development Team (2016) QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- Stéfan van der Walt, S. Chris Colbert and Gaël Varoquaux. (2011) The NumPy Array: A Structure for Efficient Numerical Computation, Comput. Sci. Eng. , 13, 22-30

### 3.9 両生類への影響調査

#### 3.9.1 はじめに

2011年の東日本大震災にともなう東京電力福島第一原子力発電所での事故によって、大量の放射性物質が放出され周辺地域へ拡散した。過度の放射線被曝は生物へ深刻な影響を与えるが、この事故による周辺域での放射線量率は急性的な影響をあたえるほど高いものではなかったと考えられている。しかし、長期間の低線量被曝の影響や体内への放射性物質の蓄積による内部被曝の影響の実態は不明であり、さらに野生生物や生態系に与える影響についても調査が必要である。これまで報告されている野生生物の形態や健康状態についての研究例については、何らかの異常が見られたとされるもの (Hiyama et al. 2012, Fujita et al. 2014)、事故直後では異常が見られたがその後見られなくなったもの (Akimoto 2014)、明らかな異常が見られなかったもの (Yamashiro et al. 2013, Matsushima et al. 2015, Okano et al. 2016) と様々である。

事故直後から、放射線被曝による健康被害への懸念から事故当時空間線量率の高かった地域とその周辺から多くの住民が避難し、降下した放射性物質による土壌の汚染によって、広範囲の農地や山林が放棄された状況となった。被災地域はもともと水田などの農地が多い地域であり、放棄されたこれらの農地は広範囲にわたって植生の変化を生じた。このことは、人の活動が環境に与えていた影響の大きさを再認識することとなった。さらにその後、安全な住民帰還を目的として除染作業が実施され、多くの農地では表土が剥がされ、裸地になっている。このように原発事故が与える生態系への影響は、放射線による被曝（直接的影響）だけでなく、土地利用と植生の変化を含めた、間接的影響を含む複合的な影響として考える必要があるだろう。人の活動や土地利用の変化、人そのものが不在であることによると考えられる野生生物の生息状況や生態系への影響についての研究例としては、鳥類の繁殖へ影響があったとするもの (Møller et al. 2012)、昆虫類の種構成の変化 (Yoshioka et al. 2015) が報告されている。また、避難地域周辺ではイノシシやサルなどの野生動物の出現が増加している。これらも、人の不在と狩猟活動の減少によるものと考えられている。

本研究では、カエル類を対象に原子力発電所事故に起因する放射線被曝の影響と環境変化による影響を評価することを目的とする。カエル類は ICRP が放射能汚染のモニタリング対象とする指標種の 1 つである。日本では、カエルは里山環境に多く生息する代表的な生物種であり、調査地となる福島県東部の被災地域には里山環境をもつ水田域が多く存在する。カエル類は主に地表付近で生活するため、地表に降下した放射性物質の影響を受けやすい可能性がある。また、カエル類はその生活史の中で水辺環境と陸地を行き来するため、環境の変化に対して敏感な生物であるといえる。カエル類は多くの節足動物の捕食者であり、鳥類、ヘビ、哺乳類などの高次捕食者の餌でもあり、食物連鎖の重要な位置を占める。そのため、カエル類の個体群の変化は他の生物へも影響をもたらすと考えられる。

本研究では、2014年度に引き続き(1)降下した放射性物質とそれらに起因する放射線が引き起こすカエル類の胚発生及び組織への影響と、(2)放射性物質の降下と住民の避難に伴う広域での環境変化がカエル類に与える影響を明らかにすることを目的とする。(1)においては、2013年に高線量地域と対照地域に生息するアカガエル 2 種の卵を採取・飼育しており、死亡率や組織などを比較することによって放射線による生存や繁殖への影響を明らかにすることを目指す。(2)においては、高線量地域を含む地域で生息状況のセンサス調査とモデルによる生息地の推定を行い、住民避難による環境変化が与える個体群への影響を明らかにする。

### 3.9.2 両生類の組織への影響

2012年の夏に被災地域に生息する両生類への放射性物質の蓄積量についての調査が行われ、土壌中の放射性セシウム濃度（ $^{134}\text{Cs}$  および  $^{137}\text{Cs}$  の合計）が高い地域では放射性セシウムを 47,278.53 Bq/kg-wet の濃度で蓄積していた個体が見つかった（Matsushima et al. 2015）。しかし、この時採集されたカエル類各種の個体の生殖巣を調べた結果、高線量地域と対照地域とで差異が不明瞭であった。放射線に対する感受性には成長段階の差だけでなく、個体差も指摘されている。生活史初期に感受性の高い個体が斃死した後、生残した成体をわれわれは観察した可能性もある。そこで、出生時からすでに放射線あるいは放射性物質にさらされていた生活史初期の個体に対して、組織などへの影響の調査を実施した。

#### (1) 調査方法

本州にはニホンアカガエル *Rana japonica* とヤマアカガエル *Rana ornativentris* が広く分布し、福島県東部地域においても普通に見られる種である。これらは、早春に水田などに出来た水たまりや周辺の水路などで繁殖を行う。卵塊の採集がしやすいこと及び被災地域においては空間線量率の高い地域でも生息が見られたことから、これら 2 種を対象として放射線被曝による組織などへの影響を調査した。

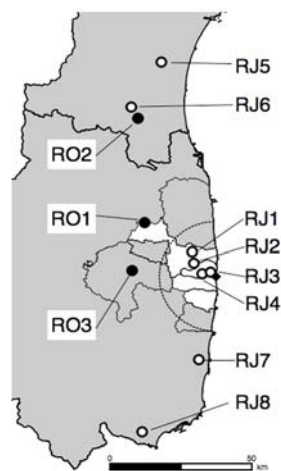


図 3.9-1 アカガエル類卵塊採集地点

○はニホンアカガエル、●はヤマアカガエル卵塊を採集した地点を示す。  
点線は福島第一原発から 20 km の範囲を示す。

2013年3月から4月にかけて、各地域でニホンアカガエルとヤマアカガエルの卵塊を採集した。高線量地域として浪江町と双葉町から4地点、対象地域として、高線量地域の南側の地域としていわき市から2地点、北側の地域として宮城県岩沼市と角田市からそれぞれ1地点から採集した。ヤマアカガエルの卵塊は、高線量地域として浪江町1地点、対象地域として田村市と宮城県丸森町から各1地点から採集した（図 3.9-1 及び表 3.9-1）。卵塊はできるだけ産卵から日数を経っていないものを選び、採集した。卵塊はおよそ 1,000 個以上の卵が含まれているので、その一部を取り（およそ

200 卵)、残りの卵は繁殖池に戻した。採集した卵は氷などで低温を維持して実験室へ持ち帰った。採集した卵の表面線量率は採集した地点の空間線量率によらず 0.054~0.086  $\mu\text{Sv/h}$  であった。

水温 15°C に置いて孵化させた後 (約 1 週間)、卵塊ごとに 60 匹を飼育用水槽に移し、残りの孵化個体は 10% 中性ホルマリン溶液で固定した。水槽は室温 20°C の恒温室内に設置し飼育した。飼育したカエル幼生は、後肢が出現した時、前肢が出現した時、尾部が消失した時 (変態完了) で各 10 匹ずつを取り上げ、生殖巣および甲状腺の組織切片を作製するためにブアン溶液で固定した。

表 3.9-1 2013 年 3-4 月に採集されたアカガエル類卵塊数と採集地点の空間線量率

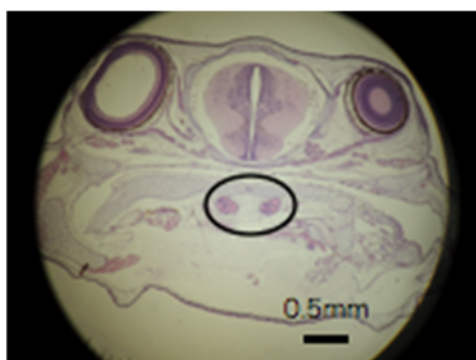
調査地点	採集した卵塊数	調査時の空間線量率( $\mu\text{Sv/h}$ )
ニホンアカガエル		
RJ1	22	3.721-4.775
RJ2	15	20.5-20.9
RJ3	14	2.136-2.585
RJ4	13	27.9-38.0
RJ5	16	0.087
RJ6	19	0.235
RJ7	18	0.299-0.352
RJ8	16	0.216
ヤマアカガエル		
RO1	8	8.53-14.34
RO2	16	0.157-0.199
RO3	9	0.280

## (2) 経過報告

ヤマアカガエルにおいて、変態が完了した個体の甲状腺の組織切片を 5 個体ずつ作製した。これらの甲状腺の断面の形態及び甲状腺内の濾胞の形態については今のところ明確な形態の変化は見られなかった。さらに濾胞の大きさや発生段階における違いなど、より詳細な解析が必要である (図 3.9-2)。

今後は、同様の調査を甲状腺だけでなく生殖巣においても行い、ニホンアカガエルとヤマアカガエルにおける影響を比較する。

(a)





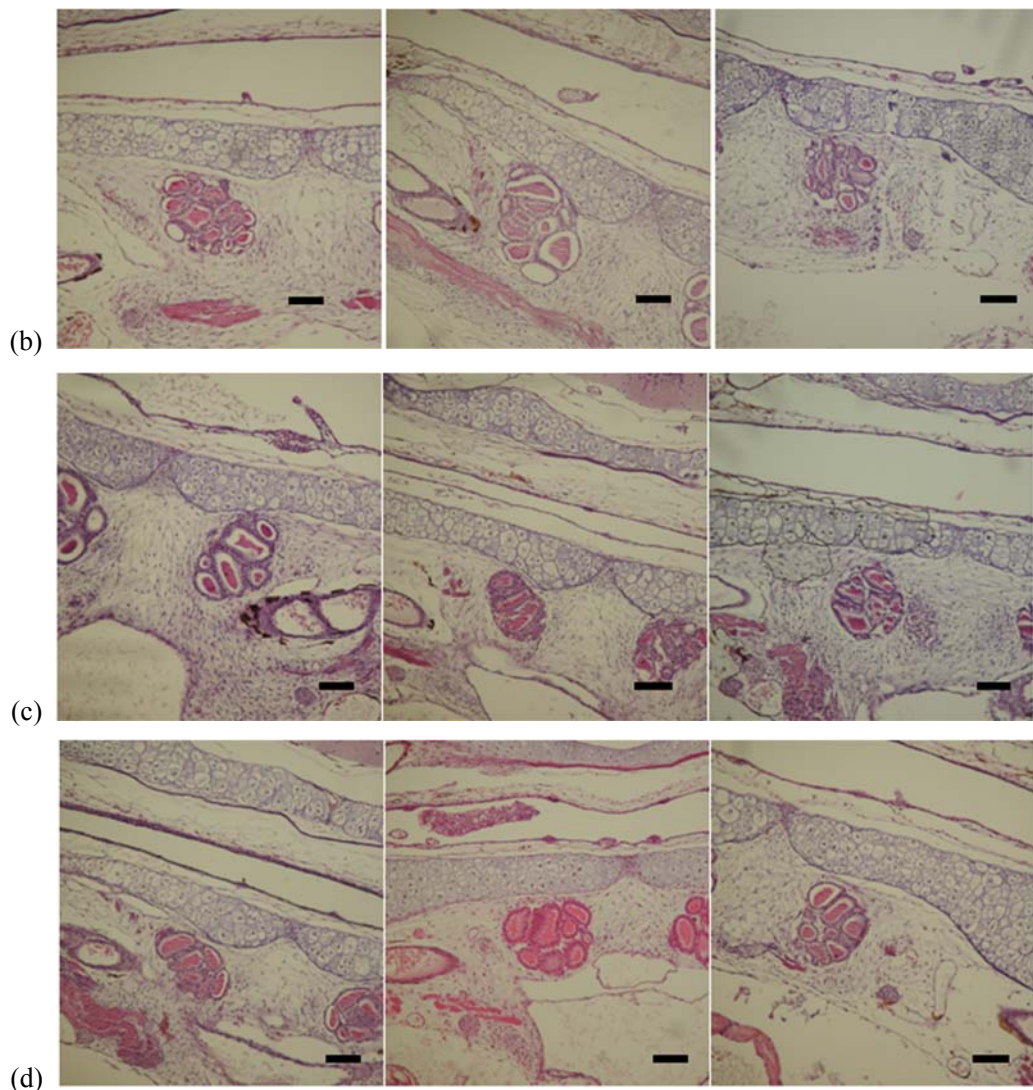


図 3.9-2 ヤマアカガエル甲状腺組織切片の例

(a)は甲状腺を含む頭部断面、写真中の黒胃炎で囲んだ組織は甲状腺を示す。(b) RO01 地点（福島県浪江町）、(c) RO02 地点(宮城県丸森町)、(d) RO03 地点（福島県田村市）のヤマアカガエル各 3 個体の甲状腺の拡大写真、各写真のバーは 0.1 mm を示す。

### 3.9.3 両生類の生息環境への影響

原発事故後、放射性物質による土壌汚染のため、福島第一原発周辺の地域では農作物の生産が制限された。特に、多くの住民が避難した浪江町、双葉町等の地域ではほぼすべての農地が耕作放棄地となった。水田は湿地としての役割を持ち、カエル類を含む多くの水生生物や湿地環境を好む生物の生息地として重要である。しかし、事故後に水田として利用されなくなった農地は水が入らないために湿地としての機能が消失した。このような環境変化が水田に依存するカエル類の生息に影響を与えている可能性について解析した。

2014 年に現地調査を実施し、稲作を実施していない地域ではトウキョウダルマガエル (*Pelophylax porosus porosus*) の生息を確認できた地点が少なかった。しかし、震災が起こる前からトウキョウダルマガエルの生息している地点が少なかったかどうかは不明であったため、震災前の生

息環境から、the maximum- entropy approach : Maxent (Phillips et al. 2006)というニッチモデリングの手法を用いて調査地域でトウキョウダルマガエルが生息可能な場所（生息適地）がどのように分布していたかを推定した。その結果、震災以前には調査地点を含む福島県東部の平野部にトウキョウダルマガエルの生息適地が広がっていたことを示した（国立環境研究所 2015）。

水田を利用するカエルの中でも種によって生息状況が変わっていることから、各種において震災前と震災後でどの程度生息環境に変化が起こったのかを同様の方法で推定した。震災後、南相馬市、飯舘村、浪江町、楡葉町、双葉町、大熊町、富岡町及びその周辺市町村の一部では稲作が制限されたため、この地域において水田を草地と置き換えたものを植生データとして生息適地を推定した。その結果、調査で確認された水田を利用するカエル類のトウキョウダルマガエル、ニホンアカガエル、ニホンアマガエル(*Hyla japonica*)、シュレーゲルアオガエル(*Rhacophorus schlegelii*)、ツチガエル(*Glandirana rugosa*)、ヤマアカガエルにおいて、すべて生息適地が減少したもののその程度は種によって大きく異なった（図 3.9-3）。

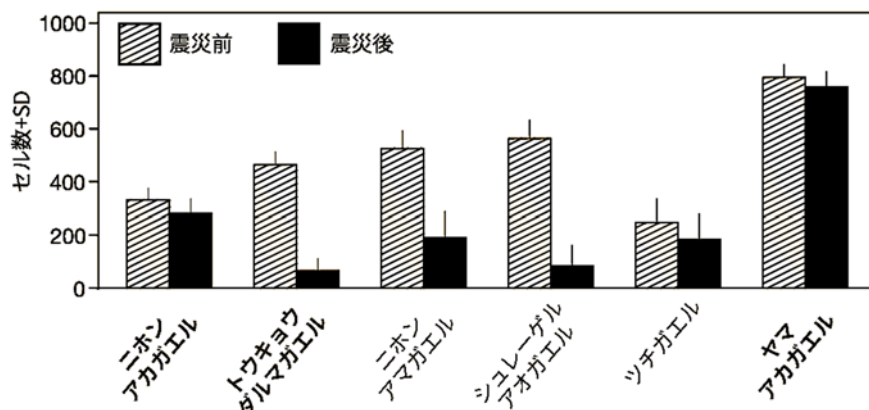


図 3.9-3 稲作制限地域内でのカエル各種の震災前後での生息適地数の変化

ニホンアカガエル、ツチガエル、ヤマアカガエル（震災後も生息状況は大きく変化していない）、トウキョウダルマガエル（震災後生息地が減少）の4種においては、2014年に実施された現地調査の結果と生息適地変化の推定結果はほぼ同じ傾向を示した。水田に強く依存した生態を持つトウキョウダルマガエルでは水田の減少が生息地の減少となり、一方、水田地域で繁殖を行うとはいえ、利用する微環境や繁殖時期、行動圏の異なる3種においては水田の減少は生息地の減少とはならなかった。しかし、ニホンアマガエルとシュレーゲルアオガエルにおいては震災後の生息適地数が大きく減少するという推定結果が得られたものの、実際には、現地調査で最も多く生息を確認したカエルであった。これらの2種は水田を繁殖場所として利用するが、実際は移動性が高く水たまりのような小さな湿地で繁殖可能である。これら2種が生息可能な「水たまり」は数値化しにくいいため、生息適地を推定するモデルに組み込めなかった可能性がある。今後はより現状に即したモデルの改良または環境データの利用を検討する必要がある。とはいえ、これらの結果は、震災後の植生の変化は種によって影響の程度が異なることを示している。特に水田に強く依存する種において影響が大きいことを示唆している。

## 参考文献

- Akimoto S. I. (2014) Morphological abnormalities in gall-forming aphids in a radiation-contaminated area near Fukushima Daiichi: selective impact of fallout?, *Ecol. Evol.*, 4, 355–369
- Fujita Y., Yoshihara Y., Sato I., Sato S. (2014) Environmental radioactivity damages the DNA of earthworms of Fukushima Prefecture, Japan., *European Journal of Wildlife Research.*, 60, 145–148
- Hiyama A., Nohara C., Kinjo S., Taira W., Gima S., Tanahara A., Otaki J.M. (2012) The biological impacts of the Fukushima nuclear accident on the pale grass blue butterfly. *Sci. Rep.* 2, 570
- 国立環境研究所 (2015) 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、被曝量の評価、生物・生態系への影響評価- : 3.3.3 両生類の影響調査.
- Matsushima N., Ihara S., Takase M., Horiguchi T. (2015) Assessment of radiocesium contamination in frogs 18 months after the Fukushima Daiichi nuclear disaster., *Sci. Rep.*, 5
- Møller A. P., Hagiwara A., Matsui S., Kasahara S., Kawatsu K., Nishiimi I., Suzuki H., Ueda, K., Mousseau T. A. (2012) Abundance of birds in Fukushima as judged from Chernobyl., *Environ. Pollut.*, 164, 36-39
- Okano T., Ishiniwa H., Onuma M., Shindo J., Yokohata Y., Tamaoki M. (2016) Effects of environmental radiation on testes and spermatogenesis in wild large Japanese field mice (*Apodemus speciosus*) from Fukushima., *Sci. Rep.*, 6
- Phillips S. J., Anderson R. P., Schapire R. E. (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions, *Ecol. Modell.*, 190, 231-259
- Yamashiro H., Abe Y., Fukuda T., Kino Y., Kawaguchi I., Kuwahara Y., Fukumoto M., Takahashi S., Suzuki M., Kobayashi J., Uematsu E., Tong B., Yamada T., Yoshida S., Sato E., Shinoda H., Sekine T., Isogai E., Fukumoto M. (2013) Effects of radioactive caesium on bull testes after the Fukushima nuclear plant accident., *Sci. Rep.*, 3, 2850
- Yoshioka A., Mishima Y., Fukasawa K. (2015) Pollinators and Other Flying Insects inside and outside the Fukushima Evacuation Zone., *PloS one*, 10.11 e0140957.



### 3.10 潮間帯生物への影響調査

#### 3.10.1 はじめに

2011年12月14日に福島県の警戒区域（当時）においてイボニシ等の棲息状況に関する予備調査を放射線医学総合研究所、福島県とともにいった。すなわち、福島第一原発の半径20 km圏内の海岸線に沿って檜葉町から南相馬市に至る17地点でイボニシ等の棲息状況を調査した。その結果、檜葉町波倉浜畑の1地点でイボニシ1個体を採集できたが、他の16地点では全く採集できなかった。イボニシと同所的に分布するレイシガイなどの肉食性巻貝やクボガイ、イシダタミガイなどの藻食性巻貝も見られず、群生するムラサキイガイやムラサキインコガイなどの二枚貝も少なかった。また、カニ類、ヤドカリ類、フナムシなどの節足動物も見られなかった。散見されたのは、前述したイガイ類のほか、カサガイ類、タマキビ類、フジツボ類であった。これらの棲息量も、筆者の他の地点での観察経験に照らして、少ないと感じられた。観察時間が限られていたことや冬季は大潮のときでも潮位が比較的高いため見逃しやすいことを考慮する必要はあるが、震災・原発事故の後、警戒区域（当時：福島第一原発の半径20 km圏内）における潮間帯生物の棲息量が減少したのではないかと感じられた。こうした疑念を払拭し実態を明らかにするため、翌春の大潮時に再調査を行った。すなわち、2012年4月24日と25日に福島県の警戒区域（当時）の中の、檜葉町から南相馬市に至る10地点で放射線医学総合研究所、福島県とともにイボニシ等の棲息状況を再調査した。また、比較のために警戒区域に指定されていない福島県の海岸部のほか、千葉県、茨城県、宮城県及び岩手県においても同様に調査を行った。当該調査は2012年4月を中心に（三陸では同年7月末から8月初めにかけて）実施された。警戒区域10地点を含む、合計43地点で無脊椎動物の種数とイボニシ及びチヂミボラの棲息密度に関する再調査を実施した結果、福島第一原発までの直線距離と種数が有意に相関（ $p<0.001$ ）することが明らかとなった。また、広野町～双葉町に至る約30 kmの範囲でイボニシが全く採集されなかった。すなわち、震災・原発事故後に福島第一原発周辺でイボニシなどの潮間帯生物の棲息量が減少した可能性が示唆された（Horiguchi et al. 2016）。

以上の調査結果を受けて、更なる検証に向けて、2013年5月及び6月に付着生物群集の解析のための50 cm×50 cm方形枠によるコドラート調査とイボニシの棲息及び産卵状況に関する追跡調査を実施した。その結果、福島第一原発の南側の調査地点（大熊町と富岡町）で潮間帯生物（付着生物）の種数、個体数密度及び重量（湿重量）密度が有意に低水準にあること（いずれも $p<0.05$ ）、さらに事故前（1995年）の水準と比べても低値であることが明らかとなった。これにより、東日本大震災とそれに付随した原発事故の後、特に福島第一原発の南側の調査地点（大熊町と富岡町）で潮間帯生物（付着生物）の種数、個体数密度及び重量（湿重量）密度が減少した可能性が示唆された（Horiguchi et al. 2016）。また、イボニシの棲息状況について福島県浜通りの7地点で調べた結果、2013年には大熊町の2地点（熊川海水浴場と水産種苗研究所地先）ではイボニシが依然採集されなかったが、他の5地点（富岡町富岡漁港、富岡町毛萱浜畑地先、双葉町郡山久保谷地地先、双葉町双葉海水浴場、及び南相馬市小高区浦尻地先）ではイボニシが採集された。2011年12月及び2012年4月の調査では大熊町とともに富岡町や双葉町の地点でイボニシが採集されていないことから、イボニシ個体群の回復の端緒とみられた。

以上の結果を受けて、2014年及び2015年においても更なる検証に向けて、付着生物群集の解析のための50 cm×50 cm方形枠によるコドラート調査とイボニシの棲息及び産卵状況に関する追跡調査を実施した。また、イボニシに対する放射性核種（ $^{137}\text{Cs}$ 及び $^{90}\text{Sr}$ ）の亜急性影響試験（曝露期間：

約 1 ヶ月間) を行った。これに関連して、アポトーシスに関する予備実験も実施した。それらの結果及び経過を以下に報告する。

### 3.10.2 潮間帯生物（付着生物）に関するコドラート調査

2014 年 6 月に 50 cm×50 cm 方形枠によるコドラート調査を実施した。調査地点は、2013 年調査と同様、神栖市波崎海水浴場（6 月 28 日）、日立市久慈浜漁港（6 月 26 日）、富岡町富岡漁港（6 月 14 日）、大熊町水産種苗研究所（6 月 13 日）、双葉町郡山久保谷地（6 月 15 日）、南相馬市小高区浦尻（6 月 16 日）、及び石巻市渡波漁港西（6 月 27 日）であった（図 3.10-1）。但し、石巻市渡波漁港西の調査地点は、復興工事に伴い、2013 年調査地点が消失していたため、若干、東側に変更せざるを得なかった。その地点も工事に伴う泥水が随時流入していた。各地点で水深帯別（概ね、潮間帯下部（以下、①という）、潮間帯中央～上部（以下、②という）及び潮間帯上部あるいは潮上帯（以下、③という））にコドラートを置き、コドラート内の生物を全量掻き取って採集し、種別の個体数と湿重量を調べた。全地点でデジタルカメラによりコドラートと付着生物を撮影した。

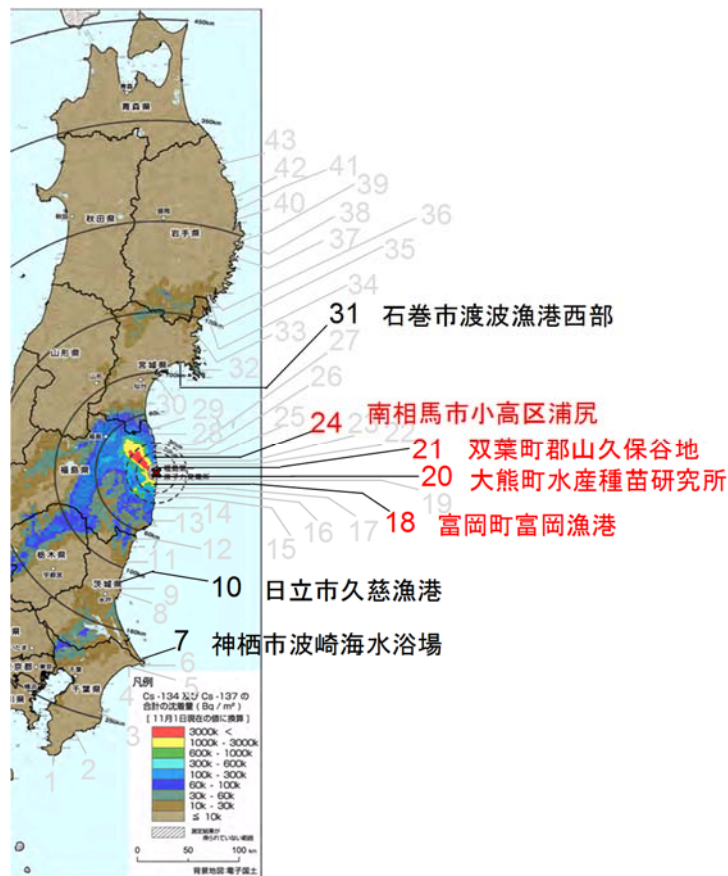


図 3.10-1 付着生物の調査地点図

種数、種組成、個体数密度及び重量（湿重量）密度の結果を図 3.10-2～図 3.10-5 に示す。各地点の水深帯別の種数を見ると、全地点で①（潮間帯下部）において種数が最大であった（図 3.10-2）。また、軟体動物と節足動物が優占し、環形動物がこれらに続いた。最大種数は神栖市波崎海水浴場の①における 32 であった。但し、この地点は黒潮の影響が強いとみられるため、親潮の影響も相当程度受けているとみられる福島県の地点の種数との比較には注意が必要である。種数は、次いで日立

市久慈浜漁港の①で多く、24であった(図 3.10-2)。地点毎の種数比較のために延べの種数を図 3.10-3 に示した。最大は神栖市波崎海水浴場における 35 であり、南相馬市小高区浦尻の 29 がこれに次いだ。2013 年調査結果と同様、福島第一原発に近づくほど種数は減少し、福島第一原発の南側直下に位置する大熊町水産種苗研究所地先では種数が 5 と最小であった(図 3.10-3)。

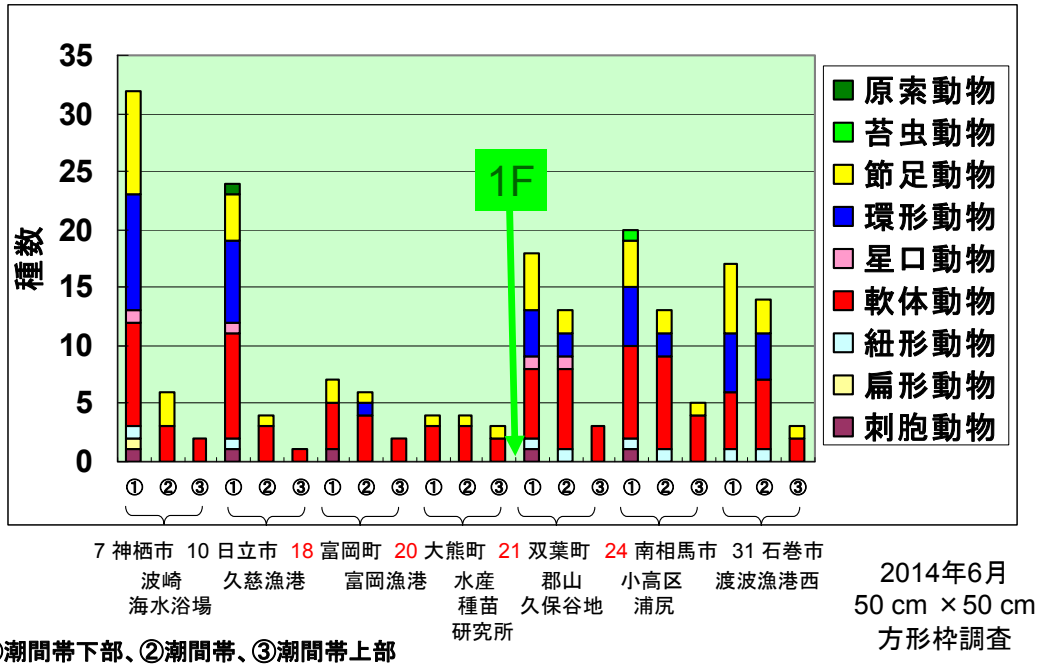


図 3.10-2 各調査地点の水深帯別の種数

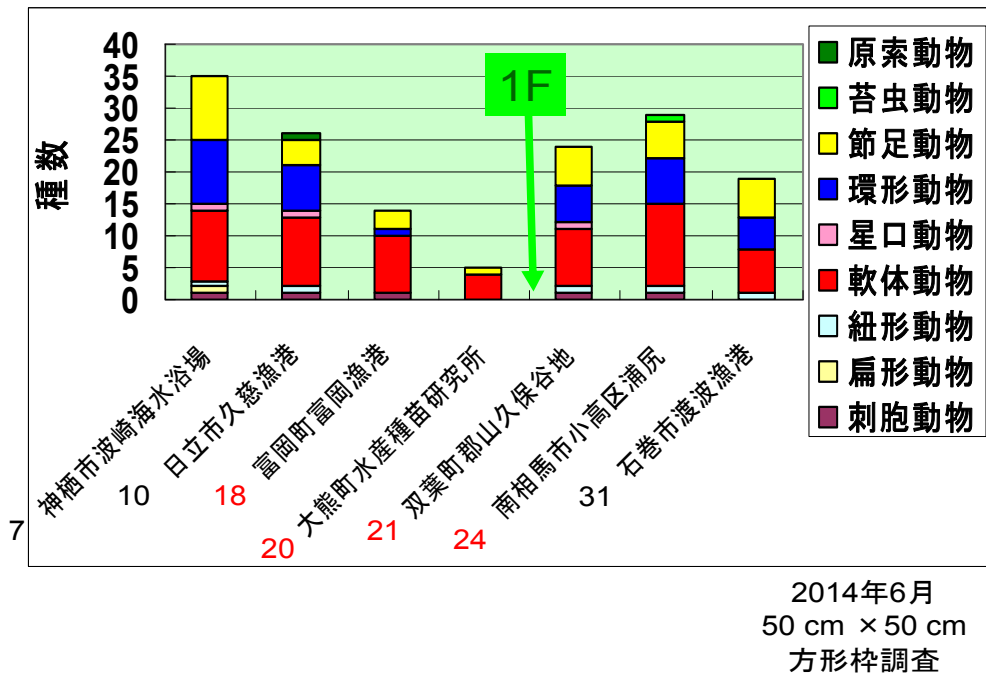


図 3.10-3 調査地点毎の種数

1 m<sup>2</sup> 当りの個体数 (個体数密度: 図 3.10-4) は、各地点で概ね、① (潮間帯下部) または② (潮間

帯中央～上部)で多く、③(潮間帯上部あるいは潮上帯)では相対的に少なかった。いずれの地点においても軟体動物(ムラサキイガイやムラサキインコガイ、カサガイ類、タマキビ類)と節足動物(特にイワフジツボ等のフジツボ類、次いでヨコエビ類)が優占していた(図3-10-4)。各地点の最大個体数密度は、神栖市波崎海水浴場で33,660、日上市久慈浜漁港で5,528、富岡町富岡漁港で2,508、大熊町水産種苗研究所で624、双葉町郡山久保谷地で16164、南相馬市小高区浦尻で6044、石巻市渡波漁港西で33,480であった(図3.10-4)。富岡町富岡漁港と大熊町水産種苗研究所の個体数密度は、神栖市波崎海水浴場や石巻市渡波漁港西のそれと比べて、1/13程度あるいは1/50以下とかなり低かった。一方、双葉町郡山久保谷地及び南相馬市小高区浦尻の個体数密度は、神栖市波崎海水浴場や石巻市渡波漁港西のそれと比べて、1/2～1/6程度であった。

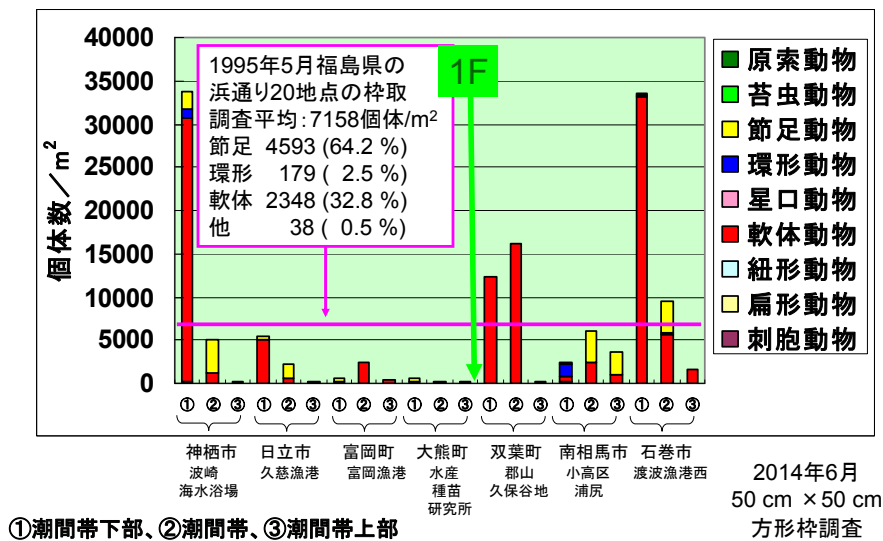


図 3.10-4 各調査地点の1 m<sup>2</sup>当りの個体数

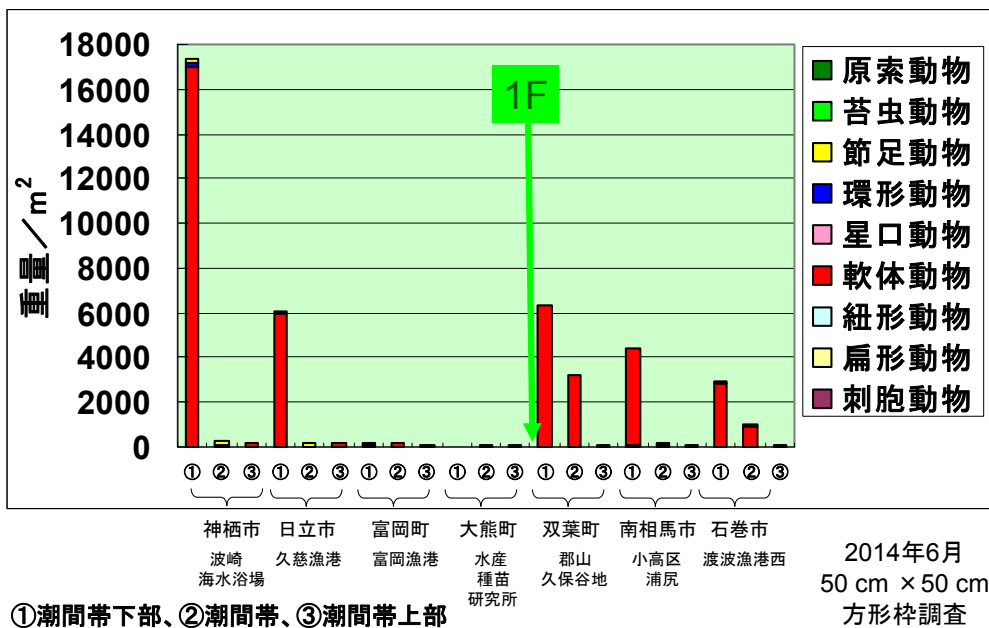


図 3.10-5 各調査地点の1 m<sup>2</sup>当りの湿重量

1 m<sup>2</sup>当りの湿重量(g) (重量密度 : 図 3.10-5) は、各地点で① (潮間帯下部) で最大であり、これに② (潮間帯中央～上部)、③ (潮間帯上部あるいは潮上帯) が続いた。いずれの地点においても軟体動物 (特にムラサキイガイとムラサキイコガイ) が優占し、節足動物 (特にイワフジツボやチシマフジツボ、クロフジツボなどのフジツボ類) や環形動物 (イソメ類) がこれに次いだ (図 3.10-5)。各地点の最大重量密度は、神栖市波崎海水浴場で 17,356.84、日上市久慈浜漁港で 6,078.4、富岡町富岡漁港で 153.32、大熊町水産種苗研究所で 41.32、双葉町郡山久保谷地で 6,365.36、南相馬市小高区浦尻で 4,410.92、石巻市渡波漁港西で 2,947.68 であった。福島県内の調査地点のうち、富岡町富岡漁港と大熊町水産種苗研究所の最大重量密度は、他県の地点のそれと比べて、顕著に低かった。双葉町郡山久保谷地の最大重量密度は、神栖市波崎海水浴場のそれより低値であったが、日上市久慈浜漁港のそれとほぼ同レベルであった。南相馬市小高区浦尻の最大重量密度は、神栖市波崎海水浴場や日上市久慈浜漁港のそれよりは低値であったが、石巻市渡波漁港西のそれよりも高値であった。

以上のデータを用いて、クラスター解析で区分した地点グループ間の Bray-Curtis 類似度指数の差を analysis of similarity (ANOSIM)により検定した結果、2014 年においては種数 (グループ S1~2) の類似度指数については、グループ間の有意差が認められなかった ( $p=0.14$ )。一方、個体数密度 (グループ N1~2) と重量密度 (グループ W1~3) において、類似度指数に有意差が認められた (ともに  $p<0.05$ ) (図 3.10-6)。

なお、2015 年においても、2014 年と同様の調査を行った。すなわち、2015 年 5 月及び 6 月に 50 cm×50 cm 方形枠によるコドラート調査を実施した。調査地点は、2013 年及び 2014 年調査と同様、神栖市波崎海水浴場 (6 月 19 日)、日上市久慈浜漁港 (6 月 17 日)、富岡町富岡漁港 (5 月 20 日)、大熊町水産種苗研究所 (5 月 19 日)、双葉町郡山久保谷地 (5 月 18 日)、南相馬市小高区浦尻 (5 月 21 日)、及び石巻市渡波漁港西 (6 月 18 日) であった。各地点で水深帯別 (概ね、潮間帯下部 (以下、①という)、潮間帯中央～上部 (以下、②という) 及び潮間帯上部あるいは潮上帯 (以下、③という)) にコドラートを置き、コドラート内の生物を、原則として、全量掻き取って採集し、種別の個体数と湿重量を調べた。全地点でデジタルカメラによりコドラートと付着生物を撮影した。2015 年の調査結果は、解析中である。

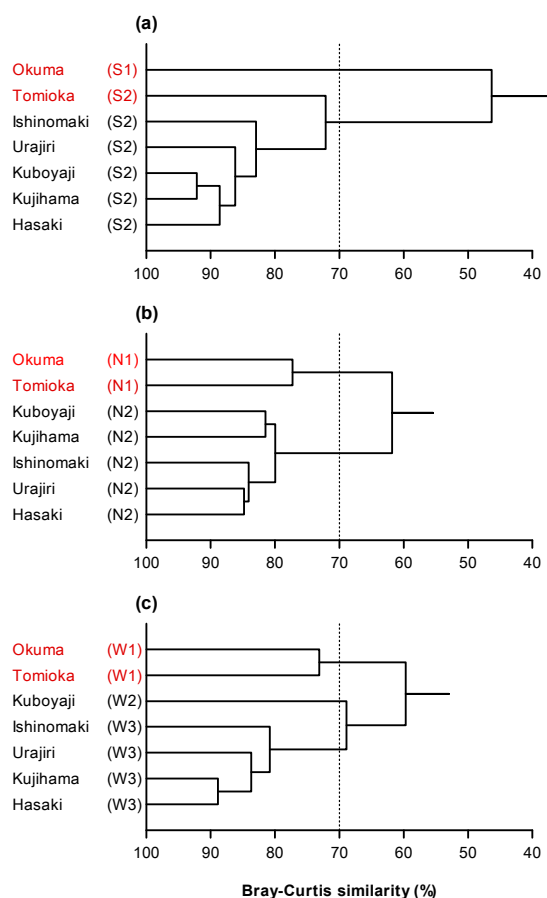


図 3.10-6 Bray-Curtis 類似度指数の群平均法によるデンドログラム

(a) 種数、(b) 個体数密度、(c) 重量密度、赤字表記は福島第一原発南側の地点。

以上より、潮間帯生物、とりわけ付着生物の種数は、2014 年においても福島第一原発の南側の地点で少ない傾向にあることが再確認された。なお、その種組成は、概して、軟体動物と節足動物が優占し、環形動物がこれらに続いた。また、個体数密度と重量（湿重量）密度は、2014 年においても福島第一原発の南側の地点で有意に低いことが再確認された。個体数密度と重量密度の内訳（種組成）を見ると、福島県の調査地点ではいずれも軟体動物（特にイガイ類）が優占する傾向が強かったのに対し、茨城県と宮城県の調査地点においては個体数密度では軟体動物とともに節足動物が優占し、重量密度では軟体動物が優占していた。以上の諸結果は、2013 年調査結果とほぼ同様の傾向であった。

東日本大震災とこれに付随して起きた福島第一原子力発電所事故の前の結果と比べるとどうであろうか。平成13年（2001年）1月に東京電力株式会社によって刊行された「福島第一原子力発電所7・8号機 環境影響評価書」には、平成7年（1995年）に福島県浜通り全域の海岸部20地点で付着生物に関する目視調査と枠取り調査（30 cm方形枠によるコドラート調査）が四季（春夏秋冬）に亘って実施された調査結果の概要が記されている。それによると、平均満潮位付近、平均潮位付近及び平均干潮位付近のコンクリート構造物等において30 cm×30 cm 方形枠（コドラート）によって付着生物を採集し、種の同定、個体数の計数及び湿重量の測定を行った結果、「春季（平成7年5月15日～31日）の総出現種数は166種、平均出現個体数は7,158個体/m<sup>2</sup>」であった。また、四季調査を通じたその組成は、「軟体動物が19.2～36.8%、環形動物が1.6～3.0%、節足動物が59.2～78.4%、その他が0.4

～1.0%であり、各季節とも節足動物の占める割合が大きい」と記述されている。なお、「主な出現種は、軟体動物のムラサキインコガイ、ムラサキイガイ、節足動物のイワフジツボ等である」と記述されている。

上述の東京電力による1995年の付着生物調査結果については生データを含む詳細が明らかでないため詳細な比較、あるいは差の統計処理ができず、注意が必要であるが、そうした点に留意した上で2014年の本調査結果と大雑把な比較を試みると、本調査結果では福島県の、特に第一原発の南側に位置する調査地点、特に大熊町水産種苗研究所における出現種数が少ないこと、また、大熊町水産種苗研究所及び富岡町富岡漁港における個体数密度がかなり低いと言える。すなわち、福島第一原発の事故後、特に第一原発の南側に位置する地点における潮間帯生物（付着生物）の種数と棲息量（個体数）が事故前（1995年）の水準よりも著しく低下し、その状態が継続しているとみられる。したがって、前年度（2013年度）までの筆者らによる観察結果が再確認されたといえ、震災・原発事故の後、福島第一原発周辺、特に原発の南側の地点で潮間帯生物が種数、個体数密度及び重量密度の点で減少し、回復していない可能性が高いと結論づけられる。また、2013年調査結果においても指摘したが、福島県内の4つの調査地点のうち、南相馬市小高区浦尻を除く3地点での結果から見て、特に節足動物の減少率が大きい可能性に注目する必要がある。以上で述べた諸点に鑑み、今後、引き続き、潮間帯生物（付着生物）の群集レベルでの変遷あるいは回復過程を追跡し、明らかにする必要がある。

### 3.10.3 イボニシの棲息及び産卵状況調査

イボニシの棲息状況及び産卵状況の観察のため、2015年4月及び7月～9月初旬にかけて現地調査を行った。すなわち、4月19日～23日に檜葉町山田岡、下繁岡、波倉浜畑（以上、4月19日）、富岡町毛萱浜畑、富岡町富岡漁港（以上、4月21日）、大熊町熊川海水浴場（小入野）、大熊町水産種苗研究所（夫沢）（以上、4月20日）、双葉町郡山久保谷地、双葉町双葉海水浴場（以上、4月22日）、浪江町棚塩本町、南相馬市小高区浦尻（以上、4月23日）において棲息状況に関する調査を行った。また、7月30日～8月2日に富岡町毛萱浜畑、富岡町富岡漁港（以上、7月30日）、大熊町熊川海水浴場（小入野）、大熊町水産種苗研究所（夫沢）（以上、7月31日）、双葉町郡山久保谷地、双葉町双葉海水浴場（以上、8月1日）、南相馬市小高区浦尻（8月2日）において棲息状況及び産卵状況に関する調査を行い、また、8月31日～9月2日に富岡町毛萱浜畑地先、富岡町富岡漁港、大熊町水産種苗研究所（夫沢）（以上、8月31日）、双葉町郡山久保谷地、双葉町双葉海水浴場（以上、9月1日）、南相馬市小高区浦尻（9月2日）において棲息状況及び産卵状況に関する調査を行った。



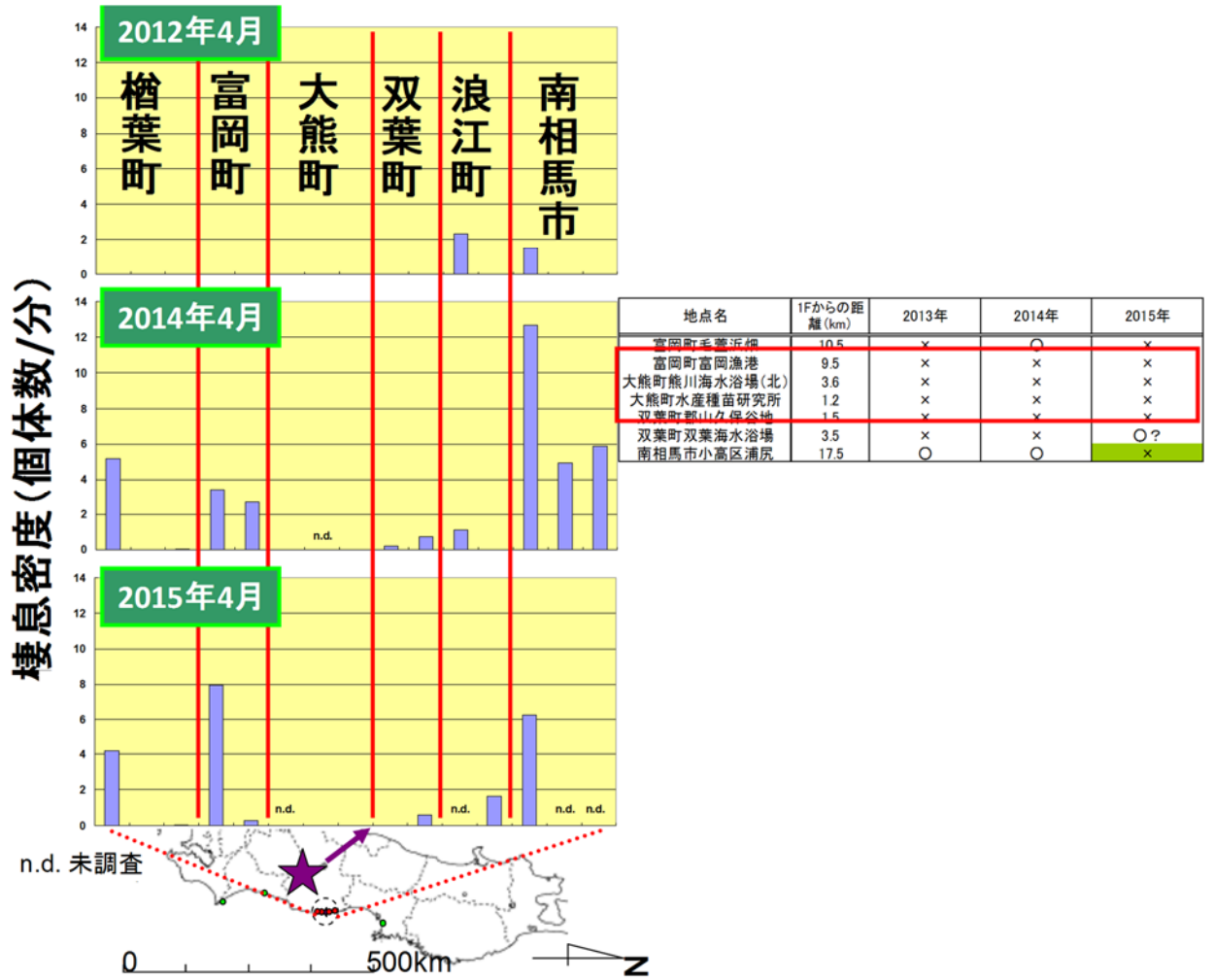


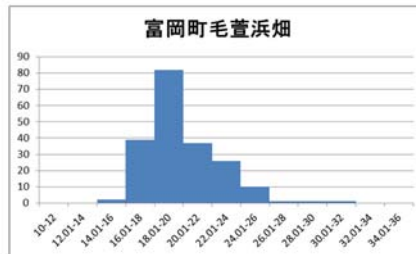
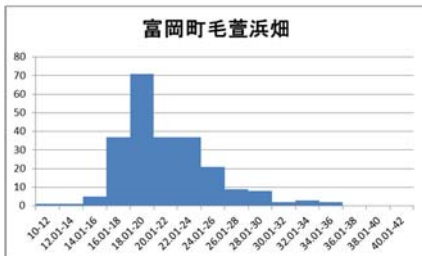
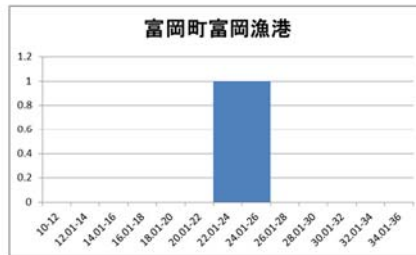
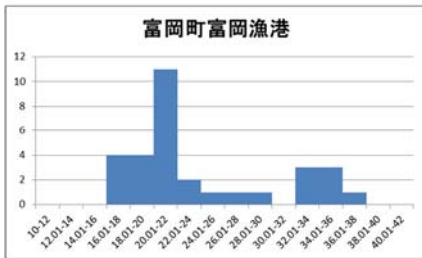
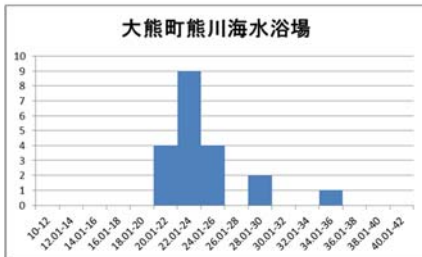
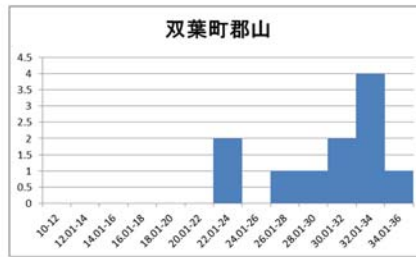
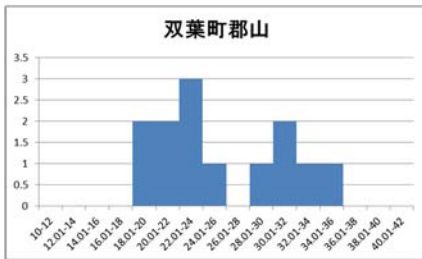
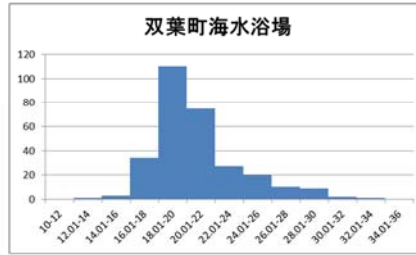
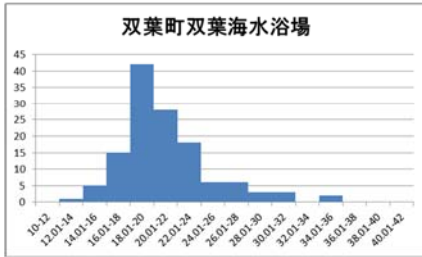
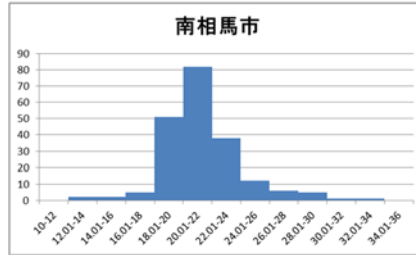
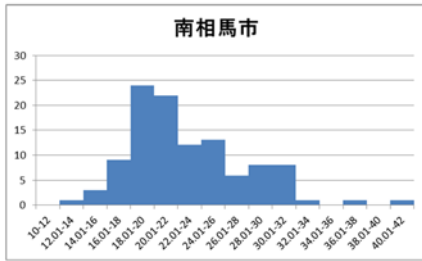
図 3.10-7 イボニシの棲息密度と産卵状況

左：棲息密度、右：産卵の有無

2015年7月30日～8月20日

2015年8月31日～9月2日

個体数



殻高 (mm)

図 3.10-8 イボニシの殻高ヒストグラム (2015年7月～9月)

その結果、檜葉町の1地点（下繁岡）と大熊町の1地点（夫沢の水産種苗研究所）では依然としてイボニシが採集されなかったが、他の9地点（檜葉町山田岡、檜葉町波倉浜畑、富岡町毛萱浜畑、富岡町富岡漁港、大熊町熊川海水浴場（小入野）、双葉町郡山久保谷地、双葉町双葉海水浴場、浪江町棚塩本町、及び南相馬市小高区浦尻）ではイボニシが採集された。なお、檜葉町下繁岡における調査は上げ潮に転じた後であったため、既に潮位が高く、それゆえ、イボニシを観察あるいは採集できなかつた可能性がある。2012年4月～2015年4月の福島県浜通りの各地点におけるイボニシの棲息密度（1分間当りの採集個体数）と2013年～2015年のイボニシの産卵状況を図3.10-7に示す。また、2015年7月～9月のイボニシの殻高組成のヒストグラムを図3.10-8に示す。

2012年4月調査では、広野町～双葉町に至る約30kmの範囲でイボニシがまったく採集されなかったが、年々、イボニシの採集されない範囲が狭まってきている（図3.10-7）。したがって、福島県浜通りにおけるイボニシ個体群は、総じて、回復傾向にあるものとみられる。イボニシは産卵期（夏季）に産み出された卵囊から1週間程度で孵化（孵出）した後、ベリジャー幼生として2ヶ月間程度の浮遊生活をすると考えられているため、比較的遠方の水域から潮流等に乗って幼生が来遊・着底するとみられる。2012年～2015年調査におけるイボニシ棲息範囲の拡大は、周辺の棲息域で産卵され孵化（孵出）したベリジャー幼生の着底・加入によるものと推察される。

しかし、その一方で、福島第一原発の南側約1kmに位置する大熊町水産種苗研究所（夫沢）では、依然、イボニシが全く採集されず、また、富岡町富岡漁港から双葉町郡山久保谷地までの地点では、イボニシが棲息しているものの、その密度は低いままである。イボニシはパッチ状に分布・棲息しており、棲息密度の多寡を科学的根拠に基づいて論じにくい、参考データ（堀口、未発表）を基に考察したい。当該参考データは、筆者（堀口）の1990年から2015年までのイボニシ全国調査時の野帳から引き出されたものである（ $n=44$ ）。1990年から2015年までのイボニシ調査のうち、採集個体数と採集（探索）時間がともに記録されているデータが限定的であるため、代表性・普遍性の点で議論の余地はあるものの、他に有効なデータがない。これらのデータのうち、当時、有機スズ汚染が深刻であった（すなわち、インポセックス症状が重篤であった）マリナー近傍のデータを除外すると、1分間当りのイボニシの採集個体数（棲息密度）は、およそ0.3～4個体である。10を超える値もみられるが、やや特殊なケースかもしれない（堀口、未発表）。一方、2015年7月末と8月末に福島県浜通りの潮間帯において実施したイボニシの棲息密度調査の結果、同一地点で採集時期により2～3倍程度の差が伺える（堀口、未発表）。これらを勘案すると、富岡町富岡漁港から双葉町郡山久保谷地までのイボニシの棲息密度は、概して、低いままであると評価される。また、富岡町富岡漁港から双葉町郡山久保谷地までの地点では、これまでのところ、イボニシの産卵が観察されておらず（図3.10-7）、当歳（殻高12mm前後）とみられる小型個体の棲息量も少ない（図3.10-8）。したがって、富岡町富岡漁港から双葉町郡山久保谷地までの地点では、イボニシの棲息が観察されてきているものの低密度であり、産卵の確認にまで至らず、ゆえに、イボニシ個体群の回復が緩やかあるいは遅いとみられる。これらの地点ではイボニシ幼生の着底あるいは加入を阻害する因子が存在する可能性がある。今後も、引き続き、イボニシ個体群の回復過程を追跡する必要がある。

また、2015年調査においても、採集されたイボニシは研究室に持ち帰った後、直ちに解剖され、軟体部の外部形態における異常の有無を確認した。軽度のインポセックス症状を認める個体はいたが、その他の顕著な外部形態の異常は認められなかった。その後、ブアン液で固定し、常法で病理組織標本を作製し、生殖巣（卵巣と精巣）を中心とする組織を光学顕微鏡で検鏡・観察して成熟状

態などを精査する予定である。引き続き、病理組織標本の作製を進めている。

### 3.10.4 イボニシに対する放射性核種の急性影響試験

東日本大震災に付随した原発事故後に福島第一原発周辺、とりわけ、第一原発の南側の地点でイボニシが激減したとみられる現象について、筆者らは、震災・原発事故後、海域に直接漏洩した原子炉冷却水に含まれていた多種・大量の放射性核種及びいくつかの化学物質（具体的には、事故後、臨界防止のために原子炉に大量に注入されていたとされるホウ酸水や腐食防止のために使用されたとされるヒドラジン）による急性影響が生じた結果ではないかとの作業仮説を立てている。当該仮説を検証する一環として、2014年度に放射性セシウム ( $^{137}\text{Cs}$ ) 及び放射性ストロンチウム ( $^{90}\text{Sr}$ ) によるイボニシへの亜急性影響試験を行うべく、準備を進めてきた。2014年11月18日から12月18日までの1ヶ月間、2011年3月～4月に福島第一原発近傍の表層海水中で測定されたのと同程度の濃度 ( $10^5 \text{ Bq/L}$ ) の放射性セシウム ( $^{137}\text{Cs}$ ) による、イボニシに対する亜急性影響試験を実施した。また、2015年2月20日から3月20日までの4週間、2011年3月～4月に福島第一原発近傍の表層海水中で測定されたのと同程度の濃度 ( $10^4 \text{ Bq/L}$ ) の放射性ストロンチウム ( $^{90}\text{Sr}$ ) による、イボニシに対する亜急性影響試験を実施した。それぞれの実験で得られた検体の病理組織標本の作製と観察、核種分析を進めている。

並行して、放射性核種に対する曝露によるイボニシ鰓細胞のアポトーシスの観察・評価・解析のための準備を進めている。上述のように、核種曝露個体の鰓などの組織を常法により固定・パラフィン包埋・薄切した後、ヘマトキシリン・エオシン染色して光学顕微鏡により形態観察することに加え、TUNEL法によるアポトーシス細胞の検出、組織からDNA抽出後、電気泳動によるDNA ladder解析を進める予定である。しかし、無脊椎動物におけるアポトーシスに関する知見が少ないため、より正確にアポトーシスの判断を行うため、電子顕微鏡によるイボニシ鰓細胞の超微形態観察も行う必要があると考え、予備実験及び準備を進めている。

一方、福島第一原発事故後、2011年3月下旬から2011年4月初めにかけて福島第一原発周辺の表層海水を東京電力がGe半導体検出器により分析した結果、以下の放射性核種が検出されている。Cl-38, Co-58, Br-84, Zr-95, Mo-99, Tc-99m, Tc-104, Ru-105, I-131, I-132, Cs-134, Cs-136, Cs-137, Ba-140, La-140, Pr-144（サブドレン水や立坑水からはY-91やNb-95も検出されている）

これらの核種はほとんどすべて原子炉の炉心に含まれていたものである。一方、Br-84, Tc-104, Pr-144は核分裂生成物とみられ、Cl-38は事故直後に海水を炉心冷却のために使ったため、塩素が放射化されて生成したものとみられる。Co-58は原子炉構造材の放射化によるものとみられ、Co-60も遜色ない量が存在していたであろう。福島第一原子力発電所の燃料組成（西原ほか 2012）を見ても、多種多様な放射性核種が福島第一原発の核燃料に含まれており、それらが海域に直接漏洩したのであれば、Ge半導体検出器により測定・検出され、当時、周辺海域を汚染したことが明らかな $\gamma$ 線核種だけでなく、 $\alpha$ 線核種や $\beta$ 線核種を含む多核種の影響評価が必要である。

また、事故直後、炉心冷却に海水が使用されたが、大部分は淡水であった。1号機から3号機の炉心冷却のために投入された淡水は、日時により変動があるが、それぞれ、1日当たり、約100トン前後とされ（増田、私信）、合計約300トン/日とみられる。これが海域に漏洩した場合、周辺海域の塩分がどの程度変化するか不明であるが、塩分低下の場合、浸透圧が変化するため、周辺海産生物に取り込まれる放射性核種の量が増加した可能性もある。これは、内部被曝線量の変化に通じる

ことであるため、今後の影響評価の際に留意が必要かもしれない。

以上の諸点を考慮した上で、今後も引き続き、震災・原発事故後、海域に直接漏洩した原子炉冷却水に含まれていた多種・大量の放射性核種及びいくつかの化学物質（ホウ酸やヒドラジン）による急性影響が生じた結果ではないかとの作業仮説の検証を進める予定である。

### 参考文献

Horiguchi T., Yoshii H., Mizuno S., Shiraishi H. (2016) Decline in intertidal biota after the 2011 Great East Japan Earthquake and Tsunami and the Fukushima nuclear disaster: field observations., *Sci. Rep.*, 20416; doi: 10.1038/srep20416.

URL: [www.nature.com/articles/srep20416](http://www.nature.com/articles/srep20416)

西原健司, 岩元大樹, 須山賢也 (2012) 福島第一原子力発電所の燃料組成評価. JAEA-Data-Code-2012-018. (JAEA, 2012).

### 3.11 山岳湖沼沼沢湖における放射性セシウムの蓄積と移動

#### 3.11.1 はじめに

東京電力福島第一原子力発電所事故により放出された放射性物質は地表や水界等に沈着し、更に湖水中や底質へ移行した。山岳地域の閉鎖性貧栄養湖である福島県金山町沼沢湖のヒメマスの放射性セシウム汚染の長期化問題を解決するために、水理・水質を考慮した陸水学的調査研究を行った。現地調査は福島県内水面水産試験場、沼沢湖漁業協同組合の協力で遂行された。

阿賀野川の支流、只見川の右岸より約 1 km の距離にある沼沢湖（沼沢沼）は約 5,000 年前頃に火砕流噴火を起こした小型のカルデラ湖である。湖の水面高度 474 m、湖岸線 7.5 km、面積 2.98 km<sup>2</sup>、最大深度 96.0 m、平均深度は 60.4 m で湖岸は非常に急深である。沼沢火山は金山町の沼沢湖及びその周辺から噴出した後期更新世-完新世のデイサイト溶岩・火砕物からなる（山元 2014）。阿賀野川の支流、只見川の流域にある沼沢湖は、只見川の右岸より約 1 km の距離にある。湖水面は只見川水面より 220 m もの高所にあるので、この二つ落差を利用して昭和 27 年より揚水発電が行なわれている。新潟福島豪雨災害で施設が損傷し 2011 年に停止していたが 2014 年から再開している。

沼沢湖の特産であるヒメマス *Oncorhynchus nerka* は、日本では北海道阿寒湖とチミケツブ湖を原産とした湖沼型ベニザケである（徳井 1964; 帰山 1991）。本種は内水面漁業では遊漁対象種として、また地域特産品としてその人気が高い。そのため、温帯域から亜寒帯域に位置する二回循環貧栄養湖に移植され、貧栄養湖の重要な漁業対象種となっている（徳井 1964）。ヒメマスは主に沖帯に生息し、動物プランクトンやユスリカ類を餌として利用することが多い（Northcote and Lorz 1966; Eggers 1978; 真山 1978; Jaenicke et al. 1987）。特に、動物プランクトン現存量はヒメマス種苗の放流後の生残（Paragamian and Bowles 1995）や成長（Teuscher and Luecke 1996）と関係があることが示唆されている。

#### 3.11.2 調査地及び方法

採水調査は 2015 年 4 月より 10 月まで 6 回実施した（図 3.11-1）。2014 年には GPS 付魚群探知機を用いて、水深、位置、魚類の有無を約 800 ヶ所観測し、水深図を作成した（図 3.11-2）。水深は水面の標高に合わせて水位変化を補正した。水位は、自記・圧力式水位計 HOBO を水位標に固定し、30 分毎に観測し、大気圧で補正した。

湖水は 0、5、10、20、40、60、80、90 m 水深でニスキン採水器（20 L）とアンカーウインチを使って採水した。他に只見川、流入河川（前ノ沢）で表層水を採水した。水質は多項目水質計（東亜 DKK）を用いて測定し、水温と電気伝導度、水深は CTD（CastAway）を用いて連続的に毎月測定した。2L の原水を GF/F で濾過して Chl-a 量をメタノール抽出して分光光度計を用いて比色分析で求めた。SS 量は同じく GF/F フィルターで濾過して重量法で計測した。植物プランクトンは各水深別に採水して、1 L をルゴール液で固定した後、50 ml に濃縮して検鏡した。動物プランクトンは目合い 200 μm の直径 40 cm のネットを 0-20 m の水深の垂直引きを行い、シュガーホルマリンで固定して検鏡した。

沿岸（図 3.11-3, St.3）のブイに、直径 10 cm 長さ 50 cm の塩ビパイプを水深 20 m の位置に 4 本係留し、沈殿物を毎回回収した。全ての沈殿物は、ピーカーに移し 90°C で乾燥して重量法で求めた。蒸発乾固した沈殿物は蒸留水で再可溶して回収して U-8 容器に移して、ゲルマニウム検出器で放射性セシウムを分析し、新生堆積物による <sup>137</sup>Cs フラックスを求めた。



8月には調査地点（図 3.11-3）で現場測定型の粒度分析計（LISST-100x）にて連続的に粒径分布を現地観測した。10月には底泥を直径 6 cm の重力式の佐竹式コアサンプラーを用いて湖心（St.1）と沿岸（St.3）で不攪乱のコアを採取して、実験室に持ち帰り層別に切り分け、生重量、乾重量を測定後、U-8 容器に詰めて、ゲルマニウム検出器で放射性セシウムを分析した。

沼沢湖の実測水深および実際の揚水パターンでの検討を行った。2014 年 8、9 月の測深データから 50 m×50 m の水深データを作成し、文献（倉沢ら、1963）に記載のデータ 1962 年 8 月の測定結果を採用した。日射等による熱収支は無視して計算を行った。取放水（只見川）の水温は、文献（倉沢ら、1963）より、17.5℃に設定した。「深夜の余剰電力を用いた揚水と午後の需要ピーク時での発電」というパターンが明瞭に現れている時期を抽出した。これに基づき、シミュレーションにおける揚水・発電パターンを次のように設定した。揚水 6 時間—静止 6 時間—発電 6 時間—静止 6 時間—（揚水 6 時間湛水面積 3.1km<sup>2</sup> に対して 6 時間で 0.6 m の水深変化を与えることから取放水量  $Q$  は、 $Q=3.1 \times 10^6 \text{ m}^2 \times 0.6 \text{ m} \div 6 \times 3600 \text{ s} \rightarrow 86 \text{ m}^3/\text{s}$  とした。（第二沼沢発電所諸元には、最大使用水量は 250 m<sup>3</sup>/s と記されている）。シミュレーションは、揚水開始時からスタートし、上記のパターンを 3 回繰り返した（3 日間の計算）。放水口の位置は、旧放水口と現在の放水口の位置の違いを比較検討した。

ヒメマスは沼沢湖漁協から提供を受け、他の魚類はタモ網で採取した。2015 年 4 月には羽化していたキザキユスリカを捕虫網で大量に捕獲した。採取した生物は冷凍して実験室に持ち帰り、生重量、乾重量、灰分を測定後、U-8 容器に詰めて、ゲルマニウム検出器で放射性セシウムを分析した。



図 3.11-1 沼沢湖の調査地点

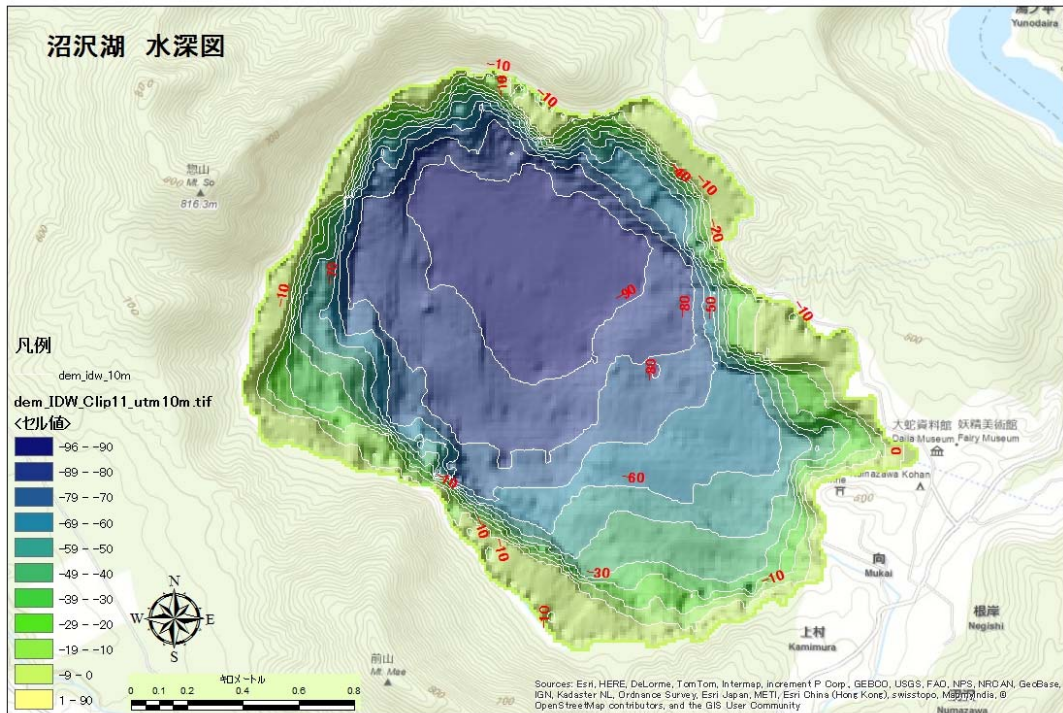


図 3.11-2 沼沢湖水深図

### 3.11.3 結果及び考察

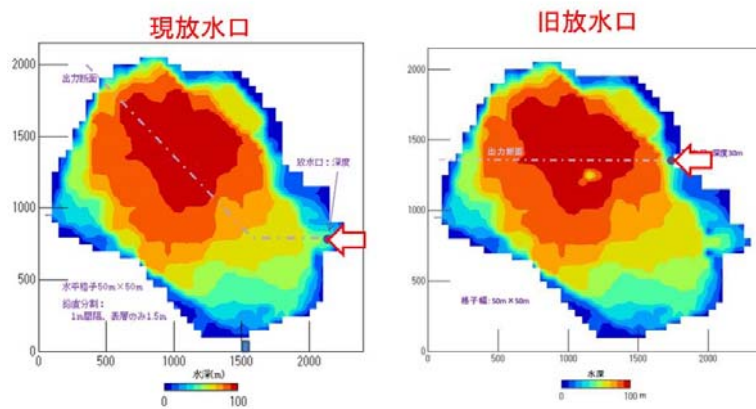


図 3.11-3 揚水発電による希釈効果のシミュレーションに用いた放水口の位置図

揚水発電の流入水は湖水と水温の一致する深度まで密度差によって上昇し水平流に移行し、中層貫入が起こった。流入水は密度差によって上昇し途中で周りの水と混ざり合い水温が下がるためより深い深度で中層貫入が起こったと考えられた。取放水口付近の湖水が流出し揚水発電の効果で湖

水の交換が進んだと考えられた。旧放水口は沼沢湖の深い場所にあり中心部分に近いが、現放水口はやや浅い場所に変更されている。現放水口からの揚水による拡散効果を比較して見ると、旧放水口の方で広がりが大きいことが見える（図 3.11-4,5）。過去の旧放水口からの揚水がより効果的に希釈されていることから、場所による交換効果は大きいと推定された。一方、透明度は湖心に比べ沿岸の放水口近くで特に低いことから、只見川の河川水の懸濁物質による影響が示唆される。

図 3.11-6 に沼沢湖の湖水及び只見川、雨水、流入河川水の溶存元素の平均値を示した。只見川には Al が多く、As や Mn は少ない。雨水はどの元素も低い、Zn は特に高いが原因は不明である。流入河川の溶存元素は湖水と大きな違いはないが、Mn や As は低く火山由来と推定される。

図 3.11-7 と図 3.11-8 には沼沢湖各地点の懸濁物質の粒度組成を示した。全体積濃度の鉛直分布からは約 7 m に懸濁粒子の集積層が見られた。ST3（放水口の外）で、底層にかけて他の地点に比べて高濃度の体積濃度（20  $\mu\text{L/L}$  以上）になっていた。湖心には中層以深には 1  $\mu\text{m}$  程度の小さな粒子が認められないが、表層にはどの場所でも小さな粒子が認められ、沿岸の放水口付近は特に多く透明度も低くなっていた。只見川の河川水には懸濁粒子が多く放射能は低く放射性セシウムの負荷は無いが、小さな懸濁粒子の供給源になっていることは明らかである。

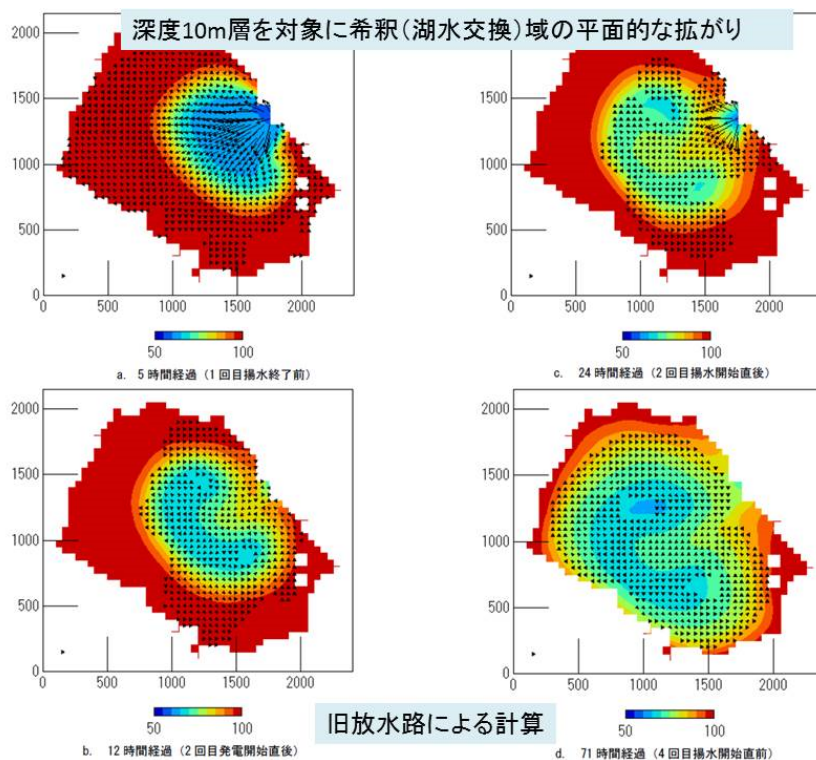


図 3.11-4 旧放水路による計算結果



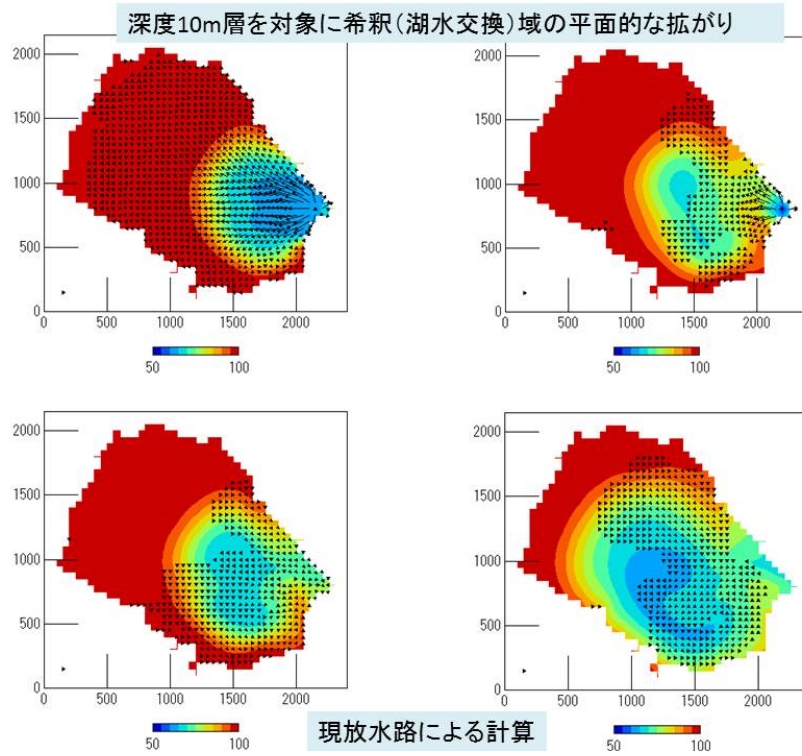


図 3.11-5 現放水路による計算結果

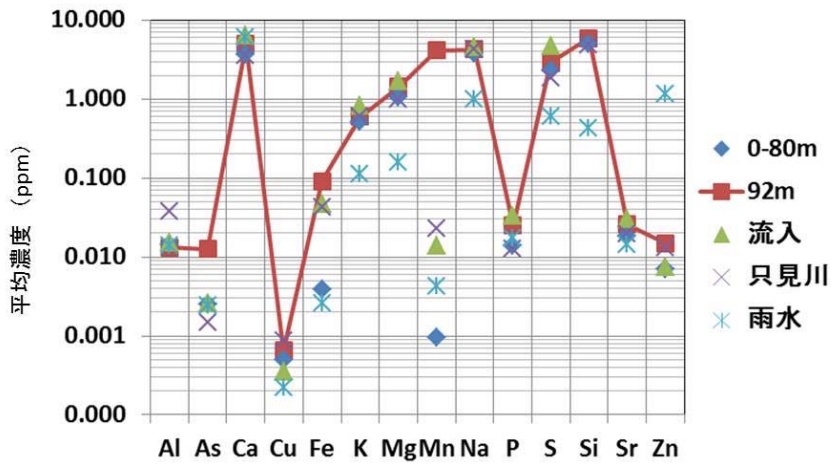


図 3.11-6 沼沢湖の溶存元素濃度 (2014 年)

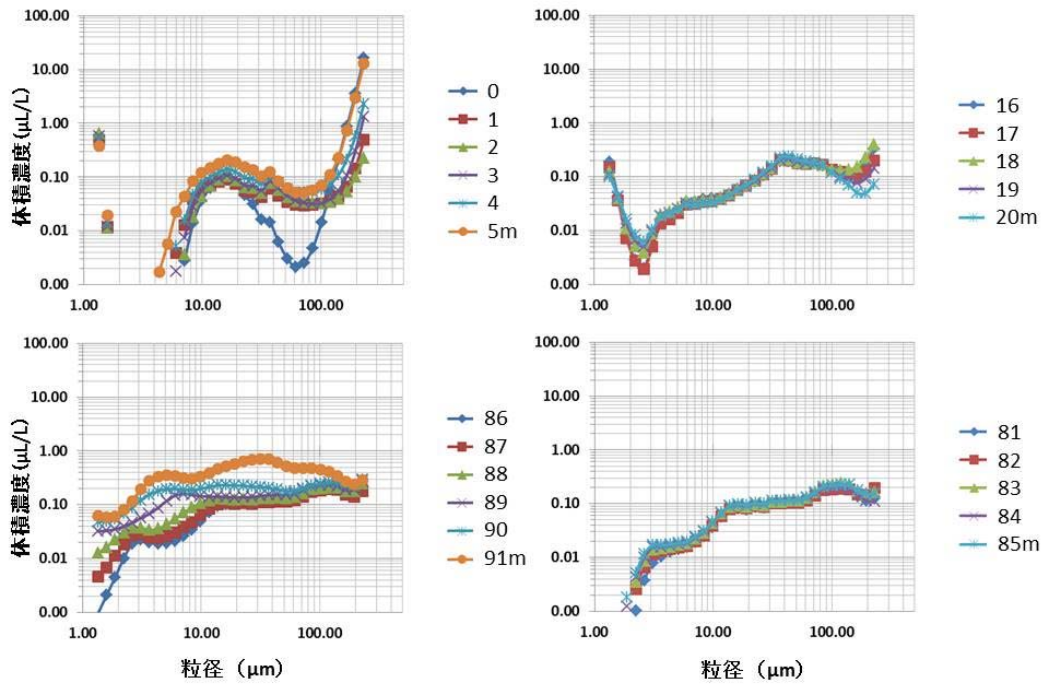


図 3.11-7 沼沢湖湖心の懸濁物質の粒度組成 (2014 年 8 月)

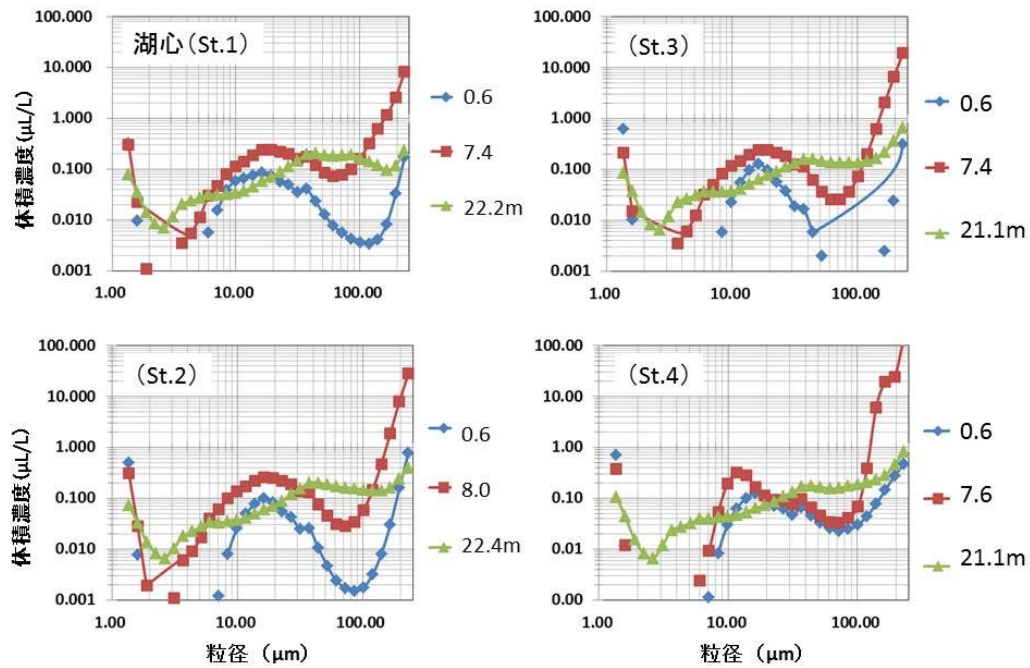


図 3.11-8 沼沢湖各地点の懸濁物質の粒度組成 (2014 年 8 月)

沿岸ブイに設置した沈殿瓶から求めた、Cs-134 の冬期フラックスは 42 (Bq/m<sup>2</sup>/0.5 year) となり、Cs-137 の冬期フラックスは 124 (Bq/m<sup>2</sup>/0.5 year) であった。一方、湖心に 1 年間設置した沈殿瓶から求めた、Cs-134 の年間フラックスは 285 (Bq/m<sup>2</sup>/0.5 year) であり、Cs-137 の年間フラックスは 792 (Bq/m<sup>2</sup>/0.5 year) であった。底質のインベントリーはそれぞれ 14,726 (Bq/m<sup>2</sup>)、42,684 (Bq/m<sup>2</sup>) であったからそれと比較して Cs-134 及び Cs-137 の年間フラックスとして 1.9% が新たに底質に追加されると見積もられた。今後、減少して行くかどうかを見守る必要がある。

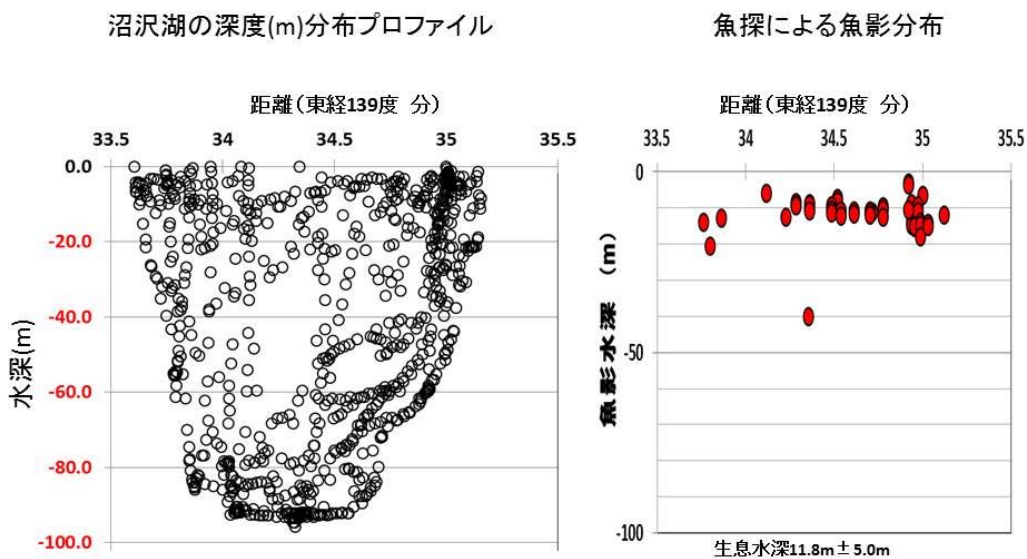


図 3.11-9 魚探によって求めた沼沢湖の深度分布と魚影分布

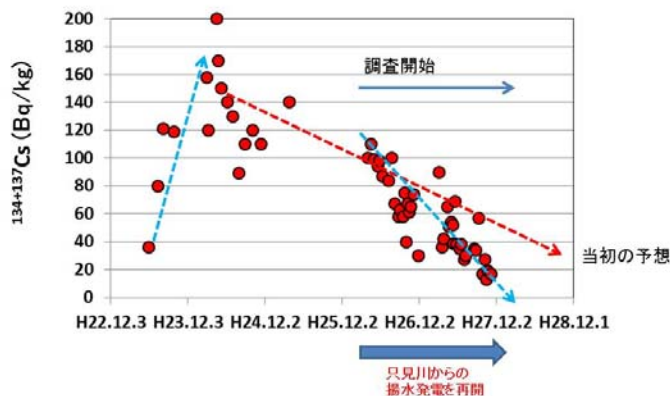


図 3.11-10 沼沢湖におけるヒメマス放射性セシウム  $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$  の変化



図 3.11-9 には沼沢湖の深度分布と魚影分布を示した。秋には平均して 11.8 m の水深に生息しており、その付近で動物プランクトンを補食していると推定される。

図 3.11-10 には水産庁公表データから沼沢湖のヒメマスの子の放射性セシウムの年変化を示した。沼沢湖のヒメマスは、共同研究している福島県水試が採取したデータである。徐々に減少傾向にあるが、何れの年も循環期である 4 月に放射性セシウムの値が上昇している。後に示す湖の深層にある放射性セシウムが循環期に表層に回帰して来ていることや春の水生昆虫の羽化によるものと解釈される。今後、層別に採取した湖水の放射性セシウムの溶存態・懸濁態別に分析を進めて、底質との存在量比及び交換速度を明らかにする必要がある。

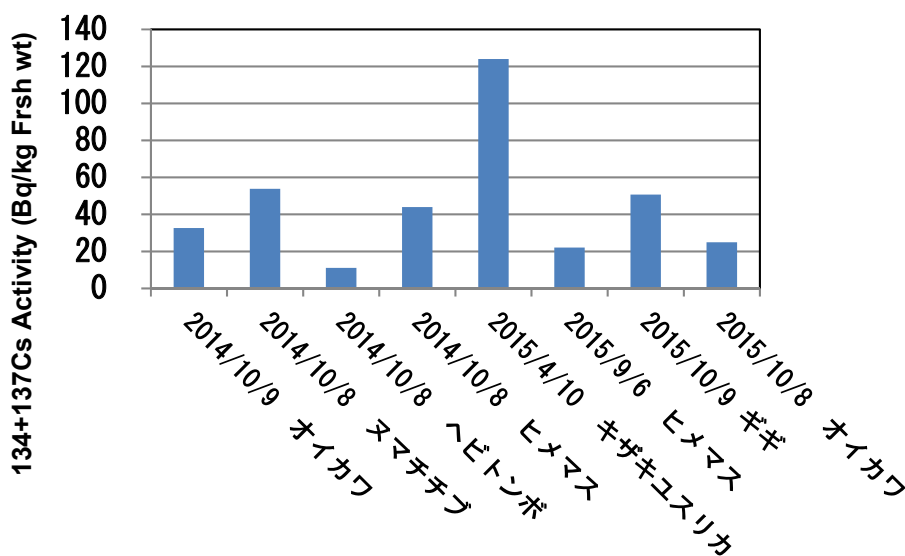


図 3.11-11 沼沢湖の水生生物の  $^{134}\text{Cs} + ^{137}\text{Cs}$  の蓄積量

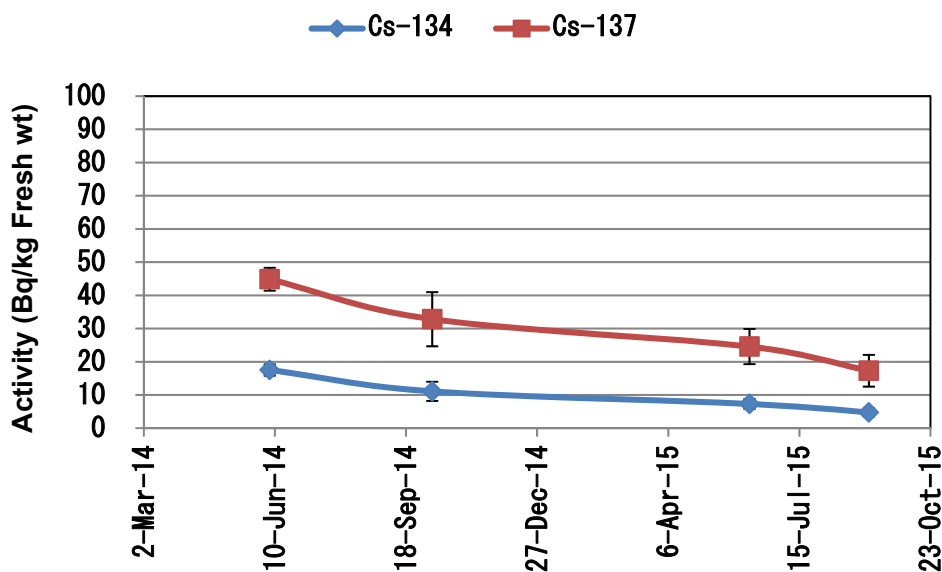


図 3.11-12 ヒメマスの  $^{134}\text{Cs}$  と  $^{137}\text{Cs}$  の蓄積量変化

### (1) 水生生物の放射性セシウム

図 3.11-11 に沼沢湖の水生生物の  $^{134}\text{Cs}+^{137}\text{Cs}$  の蓄積量を示した。2014 年秋に 44 Bq/kg 生重であった 2015 年秋にはヒメマスの  $^{134}\text{Cs}$  と  $^{137}\text{Cs}$  の蓄積量は 22 Bq/kg 生重となり基準値を大きく下回った。他の魚類はいずれも 100 Bq/kg 生重を遙かに下回っていた。図 3.11-12 にはヒメマスの  $^{134}\text{Cs}$  と  $^{137}\text{Cs}$  の蓄積量変化を示した。2014 年 6 月には 62.4 Bq/kg 生重であったが、2015 年 9 月には 22 Bq/kg 生重となり安定的に 50 Bq/kg 生重を下回った。その結果、福島県は 2016 年 4 月から沼沢湖におけるヒメマスの出荷規制を解除して一般に釣りができるようになった。2015 年 4 月に羽化して集団を形成していたキザキユスリカの成虫を採取して放射能を測定したところ、 $^{134}\text{Cs}$  は 27 Bq/kg 生重と  $^{137}\text{Cs}$  の蓄積量 97 Bq/kg 生重であった。図 3.11-10 に見られる春先のヒメマスの放射能の急激な増加はこのキザキユスリカの成虫を捕食しそのために一次的に増加したと推定された。この時期以外は、動物プランクトンを捕食し、図 3.11-9 のような比較的浅い水深に生育している。揚水発電の希釈効果によって成層期の表層付近が特に環境放射能が低く抑えられ、比較的浅い水深の動植物プランクトンのレベルが下がり、結果としてヒメマスの予想外のレベル低下に繋がったと推定された。



図 3.11-13 火山灰アトラスによる堆積コアの広域テフラの推定

### (2) 堆積速度について

火山灰からの年代測定、堆積速度法では、榛名テフラ 6 世紀 (1500 年前) として堆積速度 : 0.14 mm/y と当初推定されたが (図 3.11-13)、火山灰分析 (茨城大学長谷川先生私信による) の結果約 5,000 年前の沼沢火山テフラと成分が一致し、近隣に堆積した元の沼沢火山灰が再移動したと結論された。その再堆積の時期は不明である。グローバルフォールアウトからの堆積速度推定法では、1960 年代の核実験の堆積速度は 4.5 mm/y となる。一方、年間の沈降フラックスから年間堆積量 : 500 g/m<sup>2</sup>/y と計算され、底泥重(0-12 cm)から推定される堆積速度 : 3.3 mm/y となった。 $^{137}\text{Cs}$  は人工放射能なので火山灰に存在することはあり得ない。そもそも、 $^{137}\text{Cs}$  は移動しないのか、移動するかについて考えると、火山灰 (粒子) は移動しないが、 $^{137}\text{Cs}$  は底質中で移動する可能性もある。そこで、今後複数の堆積速度の推定から真の値を求めることが重要であり、他に  $^{210}\text{Pb}$  による検証

が必要とされた。これまでの結論として沼沢湖の底泥  $^{137}\text{Cs}$  の移動速度：1.2 mm/y、堆積速度：3.3 mm/y と推定された。仮説として底泥の  $^{137}\text{Cs}$  は移動する形態で存在し、その形態は、溶存態や地下水コロイド（嫌気的環境、有機酸とアンモニアの存在）とすると地下水は：1.2 mm/y で下に移動することになり、底泥の  $^{137}\text{Cs}$  によって地下水の移動速度が解るということになる。沼沢湖では予想より早く湖水から間隙水として湖沼生態系の湖水中で循環しなくなり、より深い場所へ移動すると考えられる。また  $^{137}\text{Cs}$  堆積速度推定法は地下水の移動しない湖沼で限定的にしか使えないと考えられた。

### 3.11.4 まとめ

沼沢湖の湖心と沿岸の放射性セシウムのインベントリー（4.3 万 Bq/m<sup>2</sup>）を明らかにした。2014 年には湖心で 500 (g/m<sup>2</sup>/y) 沈殿フラックスがあり、沈殿物の放射性セシウムフラックスは 792 (Bq/m<sup>2</sup>/y) と計算され、底質  $^{137}\text{Cs}$  の 1.9%が 1 年間に沈降した。底泥表層から約 20 cm に火山灰層と  $^{137}\text{Cs}$  のみが見出された。沼沢火山テフラの再移動と推定され、堆積速度は約 3.3 (mm/y)となった。更に、 $^{137}\text{Cs}$  のピークがあり、1963 年頃のグローバルフォールアウト（当時で約 3.4 万 Bq/m<sup>2</sup>）のピークと確認された。一般には移動しないとされる放射性セシウム  $^{137}\text{Cs}$  はここではセシウムが地下水と共に極わずかに移動している(1.2 mm/y)と推定された。揚水発電の流入水は湖水と水温の一致する深度まで密度差によって上昇し水平流に移行し、中層貫入が起こった。流入水は密度差によって上昇し途中で周りの水と混ざり合い水温が下がるためより深い深度で中層貫入が起こったと考えられた。取放水口付近の湖水が流出し揚水発電の効果で湖水の交換が進んだと考えられた。

### 参考文献

- Eggers D. M. (1978) Limnetic feeding behavior of juvenile sockeye salmon in Lake Washington and predator avoidance., *Limnol. Oceanogr.*, 23, 1114-1125.
- Jaenicke H. W., Hoffman M. S., Dahlberg M. L. (1987) Food habits of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) fry and threespine stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) in Lake Nunavugaluk, Alaska, and a strategy to improve sockeye salmon survival and growth. In “Sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) population biology and future management” (ed. by S. L. Margolis and C. C. Wood), NRC Press, Ottawa, 161-175
- 帰山雅秀 (1991) 支笏湖に生息する湖沼型ベニザケの個体群動態. 北海道さけ・ますふ化場研究報告, 45, 1-24
- 紺野香織・坂野博之 (2010) 福島県沼沢湖に生息するヒメマス動物プランクトン選択性. 水産増殖 58 (1), 121-126
- 倉沢秀夫・青山完爾・手塚泰彦・本谷勲・小堀和夫・沖野外輝夫 (1963) : 沼沢沼の生態学的研究 I. 水質とプランクトンの生産量, 資源科学研究所業績, 第 1130
- 真山 紘 (1978) 支笏湖におけるヒメマスの食性について.北海道さけ・ますふ化場研究報告, 32, 49-56
- Northcote, T. G. and H. W. Lorz (1966) Seasonal and diel changes in food of adult kokanee (*Oncorhynchus nerka*) in Nicola Lake, British Columbia., *J. Fish. Res. Board Can.*, 23, 1259-1263
- Sakano, H., S. Ban, M. Kaeriyama, H. Ueda and K. Shimazaki (2001) The interaction between lacustrine sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) and pond smelt (*Hypomesus nipponensis*) in relation to the decline

of zooplankton biomass in Lake Toya, northern Japan., Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol., 27, 3881-3885

徳井利信 (1964) ヒメマスの研究 (V) 日本におけるヒメマスの移殖. 北海道さけ・ますふ化場研究報告, 18, 73-90

山元孝広 (2014) 詳細火山データ集: 沼沢火山. 日本の火山, 産総研地質調査 総合センター ([https://gbank.gsj.jp/volcano/Act\\_Vol/numazawa/index.html](https://gbank.gsj.jp/volcano/Act_Vol/numazawa/index.html)) 。

町田洋、新井房夫 (2003) 新編火山灰アトラスー日本列島とその周辺ー東京大学出版会 336p

### 3.12 まとめと今後の課題

2015年度は、植物への体細胞DNAへの放射線影響を調べる為に遺伝子組換え植物由来の培養細胞を作製し、放射線量の高い土壌によるDNA損傷への影響について評価を行った。その結果、植物体と同様に培養細胞でもDNA損傷の評価手法を確立する事ができた。これにより、この手法の現場への適用についてもある程度の見通しを立てる事が出来た。また、植物への生殖影響を見る為に、異なる放射線領域におけるソメイヨシノ花粉生存率への影響調査及びアサガオ種子、遺伝子発現への影響評価を行い、これらが低線量放射線影響評価の指標として利用可能かについての検証を行った。その結果、アサガオの葉におけるゲノムの安定性指標であるDNAメチル化率と積算放射線量との間に相関が見られ、指標として利用できる見込みがたった。また、福島県内の野生アカネズミの捕獲調査を行い、DNA変異をみるための手法であるddRADについて着手した。また、2015年度迄に得られたアカネズミ精子DNAの酸化については室内X線照射実験により再現性が認められたことから、少なくとも精巣においてはDNAの酸化は環境中の放射線より引き起こされていることが示された。

2014年度から帰還困難区域内外に多点の調査地を設定し、哺乳類、鳥類、両生類及び昆虫類についてのモニタリング調査を始めた。2015年度は開始2年目であり調査手法を確立する事が出来たと共に、今後の推移を見る為の基礎的なデータを得る事が出来た。さらに、得られた鳥類録音データを地元の方達と聞いて種同定をするバードデータチャレンジを開催することができ、地元へのアウトリーチ活動も進んだと考える。また、両生類（カエル類）については土地利用から分布推定を行い、実際の生息地との突き合わせを行った所、比較的大きな水面を利用するトウキョウダルマガエルの生息が減っている事が示唆された。また、潮間帯における生物量、生物種調査においては依然として福島原発南側の潮間帯の生物が少ない傾向が続いている事が確認された。

福島県内水面における魚類汚染の現状を把握する為に、沼沢湖における放射性物質の移行について調査を行った。その結果、ヒメマスへの放射性物質の蓄積量については春に高い傾向を示すことが明らかになった。その原因として、春と他の季節における食性の変化が考えられ今後この点について調査を進める予定である。。

以上のように低線量放射線による生物への影響に関する研究は着実に成果が出ている。本研究については、得られた成果を論文発表して学術的貢献を行うと共に、得られたデータをどのように政策貢献に導くのが今後の課題となっていく。また、成果の公表方法についても不必要に不安を煽る事の無いようにまとめていく必要がある。一方で生物・生態系モニタリングについては震災前のデータが得られていないため、本震災に絡む影響であると断定するにはまだまだデータが不足している状況である。そのため、今後長期的なモニタリングを継続して行う必要があり、そのための体制作りを行うと共に、帰還住民への情報提供及び生態系管理に必要なデータを効率よく取得する為の取捨選択を行う必要があるだろう。

## 4. 被ばく源及び被ばく量に関する調査

### 4.1 はじめに

今回の福島第一原子力発電所（以下、福島第一原発）の事故によって、どのくらいの追加被ばくが発生したのか、そして今後どの程度発生する可能性があるのかを把握することは、追加被ばくによる健康リスクを検討する上で、また対策を講じる必要があるかを判断する上で重要である。特にこれから帰還が予定されている地域については、被ばく源、汚染源を知ることによって、効率的な被ばく低減対策の検討が可能になる。われわれは、これまで実測（モニタリング）とモデル（モデリング）を連携させながら、被ばく量の推定を行うとともに、被ばく源についての詳しい解析を行ってきた。モニタリングでは、事故直後からのつくばにおける大気中放射性核種の分析を実施するとともに、飯舘村における大気中放射性セシウムの観測を平成24年から現在まで継続している。また、被ばく源として主として室内に着目し、室内ダスト中の放射性セシウムの分析や特性評価、室内線量評価を実施している。また、モデルに必要な各種のパラメータを設定するために、実際に測定を行い、その結果をもとに最適なパラメータの検討を行ってきた。モデリングでは、外部被ばく、内部被ばくそれぞれについてモデルを構築し、東日本における事故後1年間の人々の被ばく線量を推計した。また、構築したばく露モデルの検証と精緻化を行っているところである。

本章では、被ばく線量推計に関わる本年度のモニタリングおよびモデリングの成果報告を報告する。さらに、トリチウムや放射性ストロンチウム分析にかかわる検討の成果についても、本章であわせて報告する。



## 4.2 被ばく源に関する解析

福島第一原発の事故により環境中に漏出された放射性核種は、福島県など広範囲を汚染した。福島第一原発周辺の比較的線量が高く、避難指示が出されていた市町村についても、除染作業の進行とともに、帰還が進みつつある。その一方で、農山村部の多くを占めている里山や山林に対する除染の要望や、いったん除染された地域においても周辺土壌などからの再飛散などの影響が見られないかなどの住民の懸念点がある。今後帰還が予定されている地域においても、屋内外の被ばく源の低減や将来にわたる線量・被ばくの予測、安定的な生活基盤の復活など、多方面の課題を抱えている。

私たちは、実測とモデルを連携させながら、人に対する被ばく量の推定を行うとともに、被ばく源についての詳しい解析を進めてきた。図 4.2-1 に屋外、屋内環境における被ばく源と被ばく経路の模式図を示した。これらの経路のうち、とくに生活に関連する屋内環境における被ばく源や放射線量に関する実測と、移行を考慮したモデルとを有機的に結合することを目標としている。

これまで、住民の協力を得て、外部被ばく及び複数の被ばく源（食品、土壌、大気粉じん）からの内部被ばくのケーススタディを実施してきた。その結果、総被ばく線量に対して、外部被ばくが多くを占めていることと、被ばく源のうち、特にデータの不足している室内じん中の放射性セシウムについて、多数のデータを集め、関東地区の平均で 1,000 Bq/kg を超える放射性セシウムが検出されることを明らかにした。また、福島県内の室内じんからは、他地域の 10 倍程度の放射性セシウムが含まれており、食品と同等レベルの被ばく源であることが示唆された。室内じん中の放射性セシウムは、可溶性が高いことから土壌以外（土壌に吸着したセシウムは可溶性が低い）の起源を含む部分が多いこともわかった。事故直後のブルーム由来の屋内沈着、もしくは事故後に継続して屋内へ侵入した大気経路の沈着の可能性がある。一方、福島県内での大気粉じんの観測からは、過去に数回の放射性セシウムのピークが認められた。これらについて解析することは、環境における放射性セシウムの動態解析に加え、屋内に残留する放射性セシウムの起源や除染に関するヒントとなると考える。

2015 年は、放射性セシウムの居宅近辺の動態解析に加え、総被ばく量の大部分を占める外部被ばくに重点をおいた。これにより、帰還時の被ばくの評価や将来のモデル計算に寄与することを目指した。

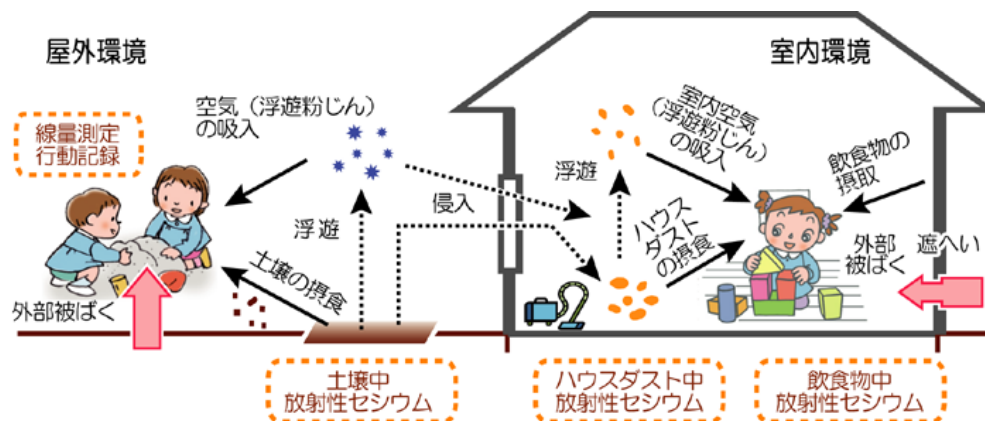


図 4.2-1 居住環境とばく露源・ばく露経路の模式図

#### 4.2.1 試料・方法

2015年の観測は、主として福島県飯舘村で行った(図4.2-2)。飯舘村は、北部の避難指示解除準備区域、その南側の居住制限区域、南部の帰還困難区域に分かれており、住民はいまま避難生活を余儀なくされている。宅地の除染に続き、道路除染、農地除染が段階的に進められており、帰還困難区域の長泥行政区をのぞき、2017年3月をもって避難指示が解除される見込みである。その一方、除染廃棄物は各行政区に一時的に集積されており、仮置場への移設は進んでおらず、中間貯蔵施設への移設への道のは険しい(飯舘村、2015)。いったん表土を剥がれた農地の再生、農作物の販売や産業の復興など、帰還後の生活基盤の回復対策は急務である。それと同時に、屋内外の被ばく源の現況把握、生活環境における被ばく量の低減や将来予測などが、安心できる生活を取り戻すためにも必要な事項である。



図 4.2-2 飯舘村調査地点図

(◆：大気粉じん採取地点、○●：村が実施している空間線量率測定定点、○は農地、●は宅地  
その他、個別調査を行った地名を図中に記している)

大気試料は、飯舘村佐須で2012年3月から、飯舘村役場(伊丹沢)では2012年9月から、ふくしま再生の会及び飯舘村役場の協力により、試料採取を行っている。福島県内の試料は、石英繊維フィルター(10インチ×8インチ、QR-100、アドバンテック東洋)を用いて、ハイボリウムエアサンプラー(HV-700F等、柴田科学)によって採取した。2地点ともサンプラーを地上に設置しており、粗大粒子を除く機構は設けていない。採取流量は原則500 L/min(流量フィードバックつき)、採取期間は1-2週間(約5000 m<sup>3</sup>/週)としている。石英繊維フィルターは折りたたみ、U8容器に詰めてゲルマニウム半導体検出器によりガンマ線計測した。放射性核種測定後、イメージングプレート測定や、溶存イオン成分、元素組成等を測定した。ここでは、その結果の一部を報告する。粒径別の大気試料は12段の低圧アンダーセン型サンプラー(東京ダイレック、LP-20)により、2013年12月23日-2014年3月14日と3月14日-6月19日を含め計4回、大気採取と同じ場所で地上(高さ1.5 m)にて採取した。

福島県内のダスト試料及び土壌試料は、ふくしま再生の会の協力のもと、飯舘村の家屋及び一部の避難先で採取した。屋内環境中に浮遊する室内じんは、ポンプ吸引などの方法で採取できるが、その方法では実際に家庭内で放射能測定が可能な量の浮遊室内じんを採取することは困難で

ある。そこで、床面に落下したダストを含んではいるが、電気掃除機にたまったダストで代用した。紙パック式電気掃除機の場合、そのままをビニル袋に採取した。サイクロン式及び布フィルター式の場合、中身を取り出しビニル袋に入れる形で採取した。複層構造をもつ紙パックは、実験室内で内側フィルムを破り、可能な限り全量のダストを回収した。

ダスト試料は、そのまま U8 容器もしくは小型のスチロール瓶に詰めて、複数台のゲルマニウムガンマ線スペクトロメータ (SEIKO EG&G ORTEC またはキャンベラジャパン) を使い分けて、放射性核種の定量を行った。U8 容器の場合、体積標準線源を用いた対エネルギー検出効率曲線と、試料厚さ及びサム効果等の補正、減衰補正を施して放射能濃度の定量を行った。小型のスチロール瓶の場合、同じ瓶に詰めた放射能既知の環境試料との比較により定量を行った。ふるい分けによる粒径別分析や、1 ppm 安定セシウム溶液を用いた可溶性評価、模擬消化液を用いたバイオアベイラビリティ評価、混酸分解による元素組成測定などを行ってきた。ここでは、その一部について報告する。

空間線量率の詳細測定は、村が定期的に観測している 40 地点の一部と、飯舘村北部の佐須及び南部の比曽で行った。方法の詳細は各項で述べる。

#### 4.2.2 大気粉じん中の放射性セシウム

大気粉じん (SPM) 等を採取している福島県飯舘村内の空間線量率は、主としてセシウム-134 (以下 Cs-134。セシウム-137 は Cs-137 と略す) の物理的減衰と、放射性セシウムの地中への移動による遮へい効果により漸減している。冬場は積雪による遮へい効果により空間線量が一時的に下がり、春に増加する季節変化を示す。加えて、2015 年度までは宅地除染が進んだことにより、観測点周囲で除染が行われた場合には、空間線量率は不連続的に大きな減少を示す (飯舘村、2015b)。

大気粉じん試料採取点の 1 つである佐須行政区は避難指示解除備区域にあたり、線量の定期観測点ともども、2014 年に居宅の除染が行われた。もう 1 ヶ所の村役場 (飯舘村伊丹沢) は居住制限区域にあたるが、自衛隊等による先行的除染の結果、敷地内は佐須よりも放射線量が低い。大気粉じん中放射能放射性セシウム濃度の経時変化から、呼吸による内部被ばく量の基礎データとするほか、季節変化や粒径分布、除染作業との関連性、変動の局地性などについて比較解析を行った。

図 4.2-3 に飯舘村における大気中の放射性セシウム濃度の経時変化を示した。佐須地区は、2012 年 3 月からの観測で、ほぼ  $10^{-4}$ – $10^{-3}$  Bq/m<sup>3</sup> の濃度範囲で次第に減少しながら推移しており、物理減衰により Cs-134/Cs-137 比が次第に下がる傾向が見られる。村役場は、2012 年 9 月からの観測で、ほぼ  $10^{-4}$  Bq/m<sup>3</sup> 前後の濃度範囲で次第に減少しながら推移している。採取点付近の空間線量は佐須で 0.6 μSv/h、除染の進んだ飯舘村役場で 0.4 μSv/h 程度であった (ともに 2016 年 3 月)。冬場は積雪により空間線量が下がるが、大気中の放射性セシウム濃度も毎年 10 月以降低下する傾向があり、季節風の影響などに加え、土壌被覆と関連している可能性がある。これまで数回、一時的に放射能濃度が上昇する現象が見られたが、2015 年度に限って言えば、通年、放射能濃度は  $10^{-4}$  Bq/m<sup>3</sup> をほぼ下回っており、安定的な状況となっている。

大気中放射能濃度を、捕集した粉じん量で除算すると、粉じん単位重量あたりの放射能が計算

される（図 4.2-4）。また、大気中の粉じん量（図 4.2-5）、粉じんの放射能変化を見る上での基礎データと言える大気粉じん中の可溶性イオン成分（図 4.2-6）についても図示した。

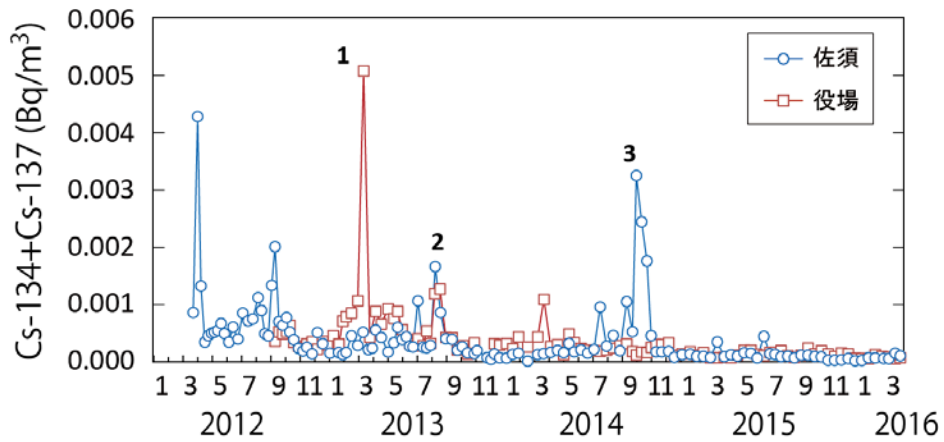


図 4.2-3 大気中放射性セシウムの大気中濃度の経時変化（飯館村）  
（飯館村佐須及び伊丹沢の飯館村役場。数字は可溶性等を調べたピーク）

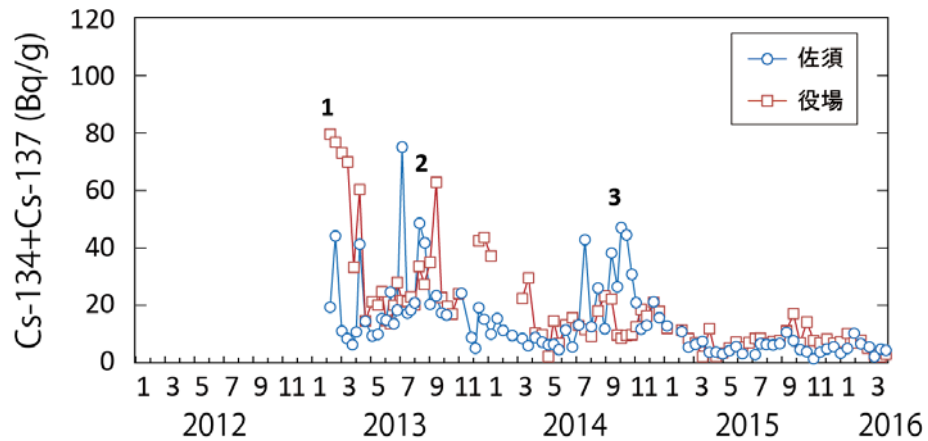


図 4.2-4 大気中放射性セシウムの大気粉じん中濃度の経時変化（飯館村）

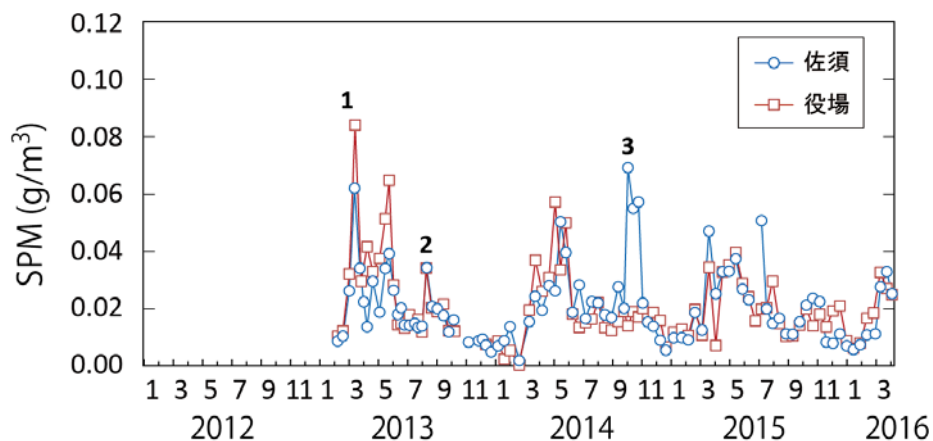


図 4.2-5 大気粉じん（SPM）濃度の経時変化（飯館村）

粉じん単位重量あたりの放射能は、1,500–75,000 Bq/kg（佐須）、2,100–80,000 Bq/kg（伊丹沢）程度であった。濃度の高いときは、周辺土壌中の放射性セシウム濃度レベルで、濃度の低いとき

は明らかに周辺土壌中の放射性セシウム濃度よりも低い。大気粉じん中に巻き上げによって周辺土壌が混入した場合、放射能濃度と土壌元素成分量から評価できる可能性がある。一方、粉じん量は季節変動に加え、除染活動など地域的な要因を受けていることを示している。毎年、積雪期である12月から2月末までの粉じん量は低く、花粉や黄砂が飛来する春先に粉じん量は多くなる。粉じん量の少ない積雪期など、質量測定精度が劣る場合には、粉じん重量あたりの放射能値が異常値や不連続値を示すことがある。全般に、土壌飛散量が少ないと予想される積雪期に粉じん重量あたりの放射能値が特段の傾向は示さず、大気中放射能濃度は他の季節よりもやや低くなる。このことは、大気試料採取点（地上高）においても、近隣土壌の巻き上げ混入が最大の起源ではないことを示す。一方、黄砂などの長距離輸送粒子や、放射能濃度の低い花粉が混入する4月から5月にかけては、希釈効果により粉じん重量あたりの放射能値は低くなる傾向がある。

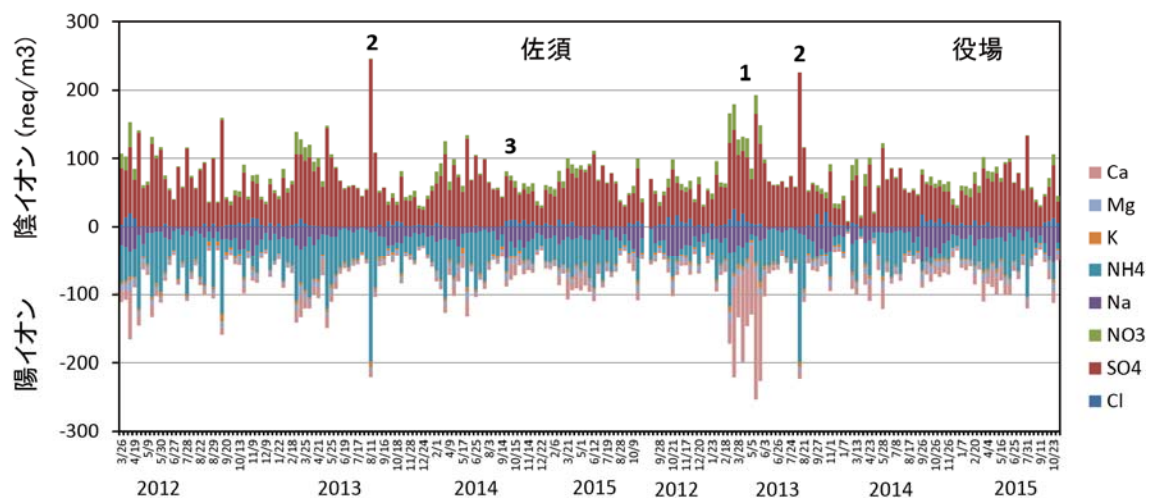


図 4.2-6 飯館村大気粉じん中の可溶性イオン成分の経時変化

季節的な変動のほかに、イベント的な放射能値のピークも見られる。いくつかあるイベントのうち、図では1-3の番号を付している。2013年3月に、役場のみ放射性セシウム濃度が増加した（図中番号1）。このときは、役場地点での粉じん量や粉じん重量あたりの放射性セシウム量が高く、特に可溶性Caの濃度が特異的に高い点が特徴となっている。このピークは、同時期の佐須では認められない。この時期に役場で行われた敷石工事において発生したコンクリート粉など、可溶性の高い成分の混入によるものと考えられる。

2013年8月にかけて、2回の濃度増加があり、そのうち8月のピークは2地点ともに現れている（図中番号2）。大気中の粉じん量もやや増加しているが、粉じん中放射性セシウムの濃度増加の方が変動量大きい（ただし、ピークが大気中放射能濃度と完全に同期はしていない）。空気体積あたりの放射能の増加が、大気粉じん中の放射能濃度の増加の原因である可能性が高く、かつ、同時期には飯館村以外の南相馬市、丸森町などでも放射能濃度の増加が見られている。

2014年10月前後は、佐須観測点付近で住宅除染が行われた（図中番号3）。この時期は、佐須において大気粉じん量、粉じん重量あたりの放射性セシウム量、大気中放射性セシウム濃度のすべてが増加していた。一方、粉じんの可溶性成分に特異的な傾向は見られなかった。これらのことは、近隣の除染にともなう土壌成分の混入により放射能濃度が高くなったこと、通常期に捕集される大気浮遊粒子中の放射性セシウム濃度は炭素粒子や硫酸ミストなどから構成されるため、飯館村の近隣土壌中の放射性セシウム濃度よりも低いことを示す。



2015年度には、住宅除染・農地除染の加速化、近隣の除染廃棄物の減容化処理施設の稼働や、山林火災など、大気中の放射性セシウム濃度増加を懸念する要因がいくつか存在したが、実際には2014年度までの結果にくらべて、さらに放射能濃度は減少していた。

住民に対する経気道被ばくを考える際には、呼吸器に取り込まれる小粒径の放射能や放射能分布を得る必要がある。2014年度までで、飯舘村大気粉じんの粒径分布を4回にわたって計測した。この時点でも放射能濃度が低く、検出できない粒径ステージが多かったため、分析精度の問題が残っていた。全体の観測期間を通じて、粉じん重量と同調するピークは認められず、たとえば融雪期に露出した土壌の巻き上げによる被ばくを懸念する必要はないことがわかった。呼吸器に取り込まれる成分以外の粗大粒径をふくむ大気粉じん総量による被ばくをもって、安全側に評価をしても、呼吸による被ばく量は年間0.001 mSv以下であることが推定された。

#### 4.2.3 室内ダスト中の放射性セシウム

これまでの調査から、室内ダスト中の放射性セシウム濃度は、土壌濃度と同等程度に高いことがあり、被ばく源としては大気、土壌よりも大きいことが示された。また、室内ダスト中の放射性セシウムの可溶性は高く、その起源は、土壌よりも、むしろ大気経路で沈着した粒子の可能性が高かった。

2012年に行った常総地区（千葉県柏市、流山市、松戸市、柏市、我孫子市、茨城県取手市、利根町、守谷市、常総市、坂東市、つくばみらい市、つくば市、牛久市、土浦市、龍ヶ崎市、阿見町、石岡市、かすみがうら市）のダスト中放射性物質調査結果は、検体数250、放射性セシウムの最小値は不検出（数十 Bq/kg 以下）、最大値は21,000 Bq/kg、幾何平均1,420 Bq/kgであった。全村避難が続く飯舘村では、時期を限っての一斉採取は難しかった。図4.2-7にダスト中放射性セシウムの分布をヒストグラムで示した。採取期間が異っており、減衰等の影響により、分布が低濃度方向に歪んでいる可能性がある。全般に、大気粉じんや土壌と同様に、室内ダストについても常総地区と比較して一桁程度、放射能が高いと言える。

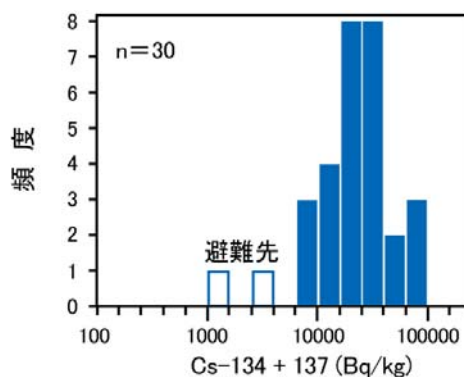


図 4.2-7 飯舘村室内ダスト中放射性セシウム濃度の分布

常総地区および飯舘村で継続的に試料を提供いただいた5軒の室内ダスト中の放射性セシウムの経時変化は、図4.2-8のようになっている。被ばく源試料提供者には、固有のID番号を付しており、以下ID番号でデータを表記する。ID2102では、2011年6月に放射性セシウム濃度が急増し、12月以降は漸減傾向となっていたが、2013年2月、2014年7月、2015年9月、10月に放射性セシウム濃度が増加している。ID2103も増減の幅が大きく、2015年にもピークが現れた。ID2103



の2012年12月、2014年8月及び2015年7月の放射性セシウムピーク濃度は、それぞれ4,400、4,700、2,300 Bq/kgであり、物理減衰を考慮すると事故時点ではそれぞれ5,900、7,500、4,100 Bq/kgに相当する。ID2102の初期放射能濃度に近い値を示すこともあり、空間線量率の減少に比して放射性セシウムの物理的な除去率は低い。屋内ダスト中の放射性セシウムは、通常の清掃によって除去、漸減させることができるが、通常の清掃の範囲を超えた清掃活動、たとえば屋外にむいた網戸の清掃などを行うと、突発的なピークが現れる。ID2102、2013ともに高層階に居住しており、土壌の混入の可能性はきわめて低く、大気粉じん中の放射性セシウム濃度よりもピーク濃度は高い。後に述べるように、ダスト中の放射性セシウムの可溶性は高く、元素組成も周辺土壌への類似性は低いことから、放射性セシウムの起源としては事故初期の付着による可能性が高い。

天井裏、ダクト系フィルタ、網戸など、普段清掃を行わない場所については、事故時に付着した放射性物質が残っており、それが混入し続ける可能性がある。飯舘村の例（ID3201）では、清掃頻度は低く、一時帰還時には立ち入らないような部屋も多い。それでも、放射能濃度は減少傾向であり、清掃の効果は見られている。一方、多くの家庭では居宅のすみずみまで清掃をしていることはまれである。今後とも屋内ダストへの放射性セシウムの混入が考えられるため、放射性セシウムの分布状況の把握、効果的な清掃・除去方法の提示、清掃活動時の被ばく低減など、解決すべき課題と考える。

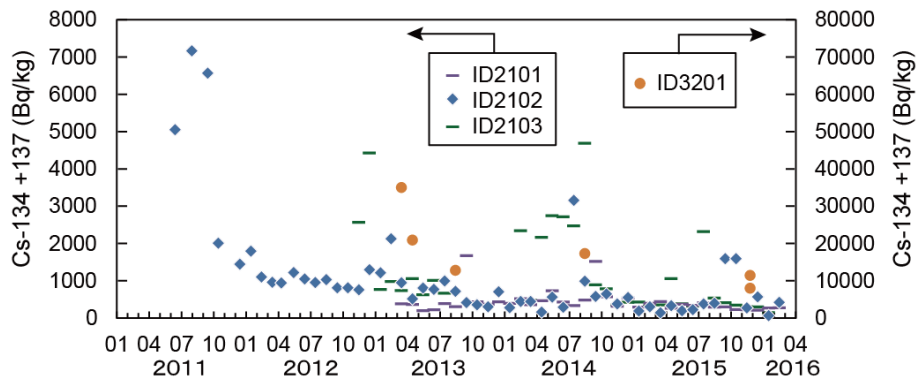


図 4.2-8 室内ダスト中放射性セシウム濃度の時系列変化  
(ID3201のみはスケールが十倍の右の軸)

これまでの研究から、室内ダストの2 mm以上画分に含まれる放射性セシウム濃度は、他のサイズ画分よりも高いことが知られている。2 mm以上画分の洗浄と付着粒子の回収実験により、高い放射能を持つ微粒子を繊維状粒子が絡め取っていること、そして、それらの粒子に含まれる放射性セシウムの可溶性が高いことが示された。図4.2-9に示した実体顕微鏡写真では、目開き2 mmのフルイ分けによって得た画分には、色とりどりの繊維状粒子が存在していた(図左)。なお、写真に示したスケールの1目盛はすべて1 mmである。繊維状粒子の繊維長は2 mmを超えているが、その繊維径は0.1 mm以下であることがわかる。繊維状粒子に微細な粒子が付着しているかどうか画像からは判別できない。一方、2 mm超画分のダストを1ppm安定セシウム溶液で洗浄することで得られた微粒子(125 μm以下画分、図右)には、繊維状のものは認められず、個々の粒子の粒径は非常に細かく、色は茶褐色であった。微粒子の放射性セシウム濃度は、元のダスト濃度よりもはるかに高かった。これらのことは、生活にともなって発生する綿状のほこりが、清掃活動によって高い放射性セシウムを含む微粒子を取り除く役割を果たしており、日常の清掃活

動が室内除染につながっていることが考えられた。

綿状粒子（2 mm 超画分）と微粒子（250  $\mu\text{m}$ 以下画分）のイメージングプレート画像を図 4.2-10 に示した。露光や読み取り作業中に微粒子が移動するおそれがあるため、2 回の露光時間を変えて繰り返し観測している（3.4 時間と 12.8 時間）。図中で青色と赤色のスポットが重なっている部分は、 $\beta$  線放出核種（ほとんどが放射性セシウム）を多く含む粒子が存在しており、一方のスポットしか見えない部位は、2 回の測定中に粒子が移動したか、または、ノイズによる誤信号を示している。2 つの写真の露光時間等の測定条件は等しい。2 mm 超画分では、250  $\mu\text{m}$ 以下画分に比べて目立ったスポットは見られない。一方、250  $\mu\text{m}$ 以下画分では多数の放射性セシウムを多く含む粒子が存在し、微粒子内の放射性セシウム分布は不均質であることがわかる。2 mm 超の綿状粒子にも 15,000 Bq/kg もの放射性セシウムが含まれていたが、その分布は比較的均質であるか、綿状粒子が絡めとっている微粒子の放射性セシウム濃度が低いことが予想される。

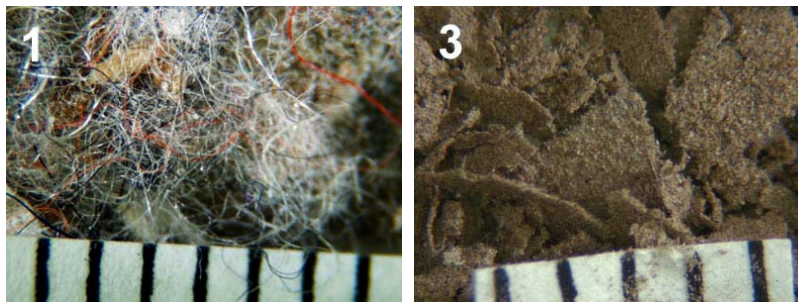


図 4.2-9 ダスト分画・水抽出試料の実体顕微鏡写真

（左：2 mm 以上画分水抽出前、右：2 mm 以上水抽出後 125  $\mu\text{m}$ 以下のろ過微粒子。  
スケールの目盛りは 1 mm）

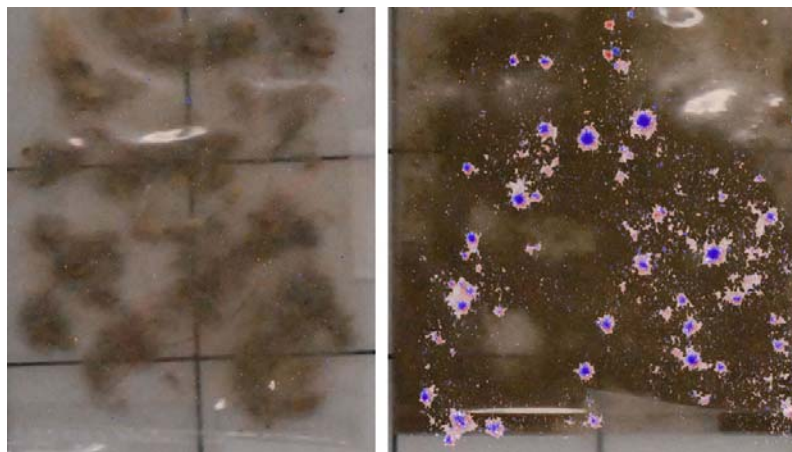


図 4.2-10 ダスト分画試料のイメージングプレート画像

（左：2 mm 以上画分、右：250  $\mu\text{m}$ 以下画分。2 回の露光を重ね合わせている）

飯舘村で採取した室内ダスト中放射性セシウムの可溶性は、5%–70%（平均 23%）と大きな幅を持っている一方、土壌試料の場合、250  $\mu\text{m}$ 以下の画分の水に抽出される割合は、ほぼ 1%以下であった。土壌にいったん沈着した放射性セシウムは、雨水などを通じて土壌中の粘土鉱物粒子の層間など、セシウムに親和性のあるサイトに強く結合した結果、水に抽出されにくくなっている。両媒体の抽出特性に際違った違いがあることは、ダスト中の可溶性放射性セシウムが土壌由来でないことを示している。粘土鉱物粒子に吸着していない形態であれば、比較的可溶性が高い

ことが推測される。その他の可溶性の高い放射性セシウムを含むケースとして、制御されていない燃焼処理によるもの、植物体から放出される微小粒子もしくは液滴のような形態、海塩粒子などのケースが考えられる。廃棄物焼却炉においては、煙道ガスの冷却と粒子捕集機構により、揮発性の放射性セシウムはほとんどが捕集される。一方、野焼きなどの制御されない方法で燃焼した場合、多くの放射性セシウムは揮散することが想定される。植物体からの放出については、居宅周辺の森林除染の必要性にも関係する。また、この放出経路は、季節変化を示すと考えられる。ただし、すでに述べたように、大気経由の経気道被ばく量は、年間 0.001 mSv 以下である。画像に見られたように、室内ダスト中の放射性セシウムの分布が不均質であることから、高い比放射能を持つ微粒子の経気道被ばくについては考慮しておく必要がある。特に事故初期の含放射性セシウム粒子状物質の吸入については、放射性ヨウ素による被ばくと合わせて遡及解析を要する。現在でも、含放射性セシウム粒子が室内ダスト中に混入していることから、粒子の存在密度、粒径と放射能分布を知るとともに、清掃などの除染活動において、経気道ばく露を低減する工夫やばく露量について評価することも重要であろう。

#### 4.2.4 空間線量率の特性の評価

##### (1) 除染前後の空間線量率の経時変化率

飯舘村では、これまで原発事故直後から定期的に 20 行政区の宅地及び農地の空間線量率（地上 1 m 及び 1 cm）の測定を継続しており、広報いいたてお知らせ版を通じて結果を公表している。過去 5 年間には、除染作業や復興事業によって、測定点周辺の状況が変わったり、測点自体を移動したケースがある。私たちは、2015 年に線量測定に同行し、全地点の状況を確認した。40 地点の中から、観測状況が安定している 6 地点（宅地 3 地点、農地 3 地点）を選び、その空間線量率の変化を解析するとともに、(2) では方向分布などを測定して特性を調べた。

図 4.2-11 に過去 5 年間の地上 1 m 及び 1 cm の空間線量率の経時変化を示した。年によって積雪期間の長さは異なるが、およそ 12 月半ばから 3 月上旬にかけては、積雪の遮へい効果によって空間線量率は下がる。また、除染開始から終了までの間に、空間線量率は明らかに大きく減少している。事故直後の 2011 年 3 月から 6 月にかけては、半減期の短い放射性ヨウ素などが環境中に残留しており、放射性セシウムに加えて、短寿命核種からの放射線の寄与があった。そのため経時変化はきわめて大きい。空間線量率経時曲線の回帰にあたっては、放射性ヨウ素が 99% 以上壊変した 2011 年 6 月 22 日の観測を基準とした。バックグラウンド値として 0.05  $\mu\text{Sv/h}$ 、初期沈着した Cs-134 と Cs-137 の放射能が等量とした上で、両者の空間線量への効果を与えた (IAEA, 2000)。実測値は、Cs-134 と Cs-137 の崩壊定数に応じた物理減衰曲線よりも下回って推移しており、物理的崩壊速度よりも速く地表面から失われている。この効果は、土壌粒子自体の自然的、人為的な移動や化学的流出、地下浸透による放射線の遮へいなどによる総合的な効果であり、土地の傾斜や植生、土質、雨量などによって、その程度は異なってくる。さらに、除染作業によって土壌環境は変化する。たとえば農地の場合は、表土をはいだ後に非汚染度を客土する。作業に際して重機が入ることで、元々よりも土壌が締め固められることになり、放射性セシウムの移動性は変化する。さらに、除染後に深耕を行うことで、再び土壌は柔らかくなる一方、客土の下にあって除去されきらなかった放射性セシウムは再び土壌中に分散することになる。このような複雑なプロセスがあるため、放射性セシウムの環境中の半減期は、除染前後で異なる可能性が高い。

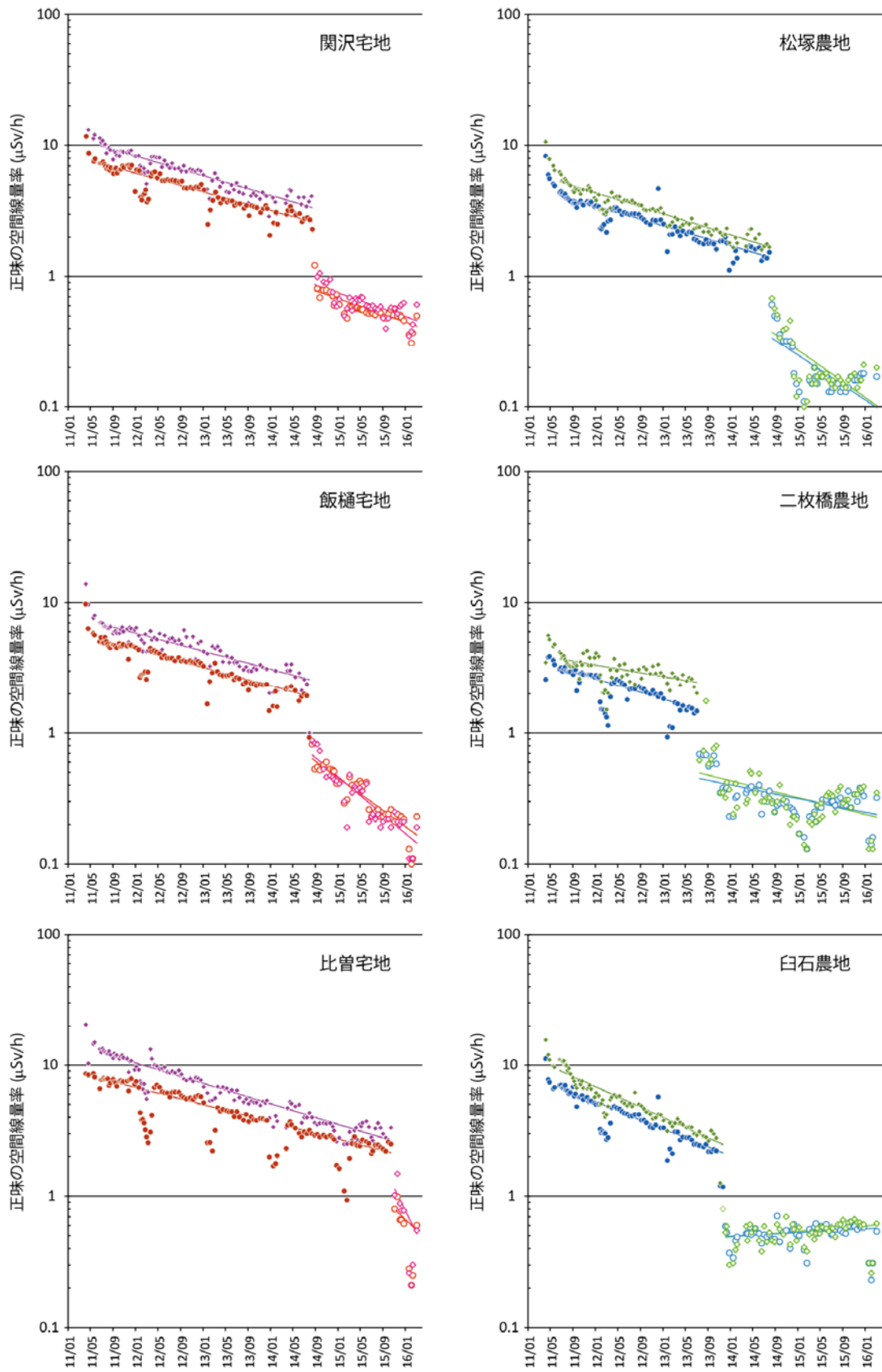


図 4.2-11 飯館村測定定点での空間線量率の経時変化

(丸印は地上 1 m、菱形は地上 1 cm の測定値。塗りは除染前、白抜きは除染後)



図に示した 6 地点では、比叢地区を除く 5 地点で除染前後の線量変化を回帰することができた(積雪期は解析から除いた)。この傾きと崩壊定数から期待される傾きとの比が、環境効果による減衰に相当する。

図 4.2-11 には、各地点の地上 1 m と 1 cm 空間線量率の両者が描かれている。放射性セシウムは地表面に沈着しているため、地表から距離の離れた地上 1 m の値よりも、地表面 1 cm の値の方が大きくなることが予想される。ただし、地上 1 cm の測定の場合、観測プローブをあてた位置の放射性セシウム分布のばらつきは大きい。除染前のすべての観測点で、地表面の方が地上 1 m よりも放射線量が高かった。しかし、除染後は、地表面からの放射線の寄与にくらべて、未除染の周辺環境からの放射線の寄与が大きくなる可能性がある。図 4.2-11 に関沢地区宅地及び白石地区農地での地上 1 m と地表面 1 cm の空間線量率の比を示した。除染前後の平均値を横棒であらわしている。除染前の比が 0.8 前後であるのに対して、除染後の比は 0.9~1.0 に上昇していた。このことは、除染後は地表面から距離を取っても放射線量に差がないことを示している。後述するように、関沢地区は未除染の崖が測点近くにあり、ここからの放射線の寄与が大きかった。一方、白石地区農地は、他の地区と異なり除染後の環境減衰が認められない地点であった。こちらも、線量方向分布測定の結果、周辺からの寄与が大きいたことが示されている。環境減衰が認められない原因については、土壌中放射性セシウムの分布や土質の測定など、他の項目の解析を要する。

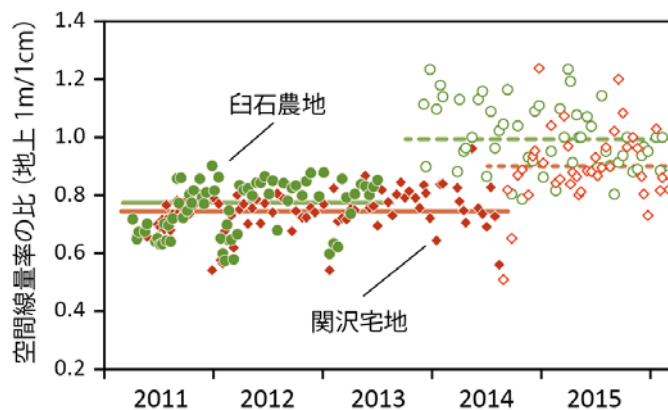


図 4.2-12 地上 1 m 及び地表面 1 cm で測定した空間線量率の比の経時変化  
(関沢地区宅地及び白石地区農地。塗りは除染前、白抜きは除染後)

## (2) 空間線量の方向特性

これまでの観測、モデル計算において、福島県内外のいずれにおいても、総被ばく線量に占める外部被ばくの割合が 90%を超えている。放射線量を測定する際に常用される NaI 型サーベイメータは、プローブの後方を除き、ほぼ全方向に等しい感度を有している。そのため、プローブを向ける方向にかかわらず、等しい空間線量の値を得ることができる。一方、空間線量を形成する発生源をサーベイメータによって特定することが難しい。サーベイメータに指向性を持たせ、空間線量の方向別寄与を得るために、2014 年度、鉛遮へいを取りつけたコリメータを作成した。コリメータの基本的設計思想は鏡淵ら(2014)による。1 インチの結晶を持つ NaI 型サーベイメータ(日立アロカメディカル、TCS-172)に、鉛 11 mm 厚さの鉛を主体とする遮へい体を採用した(図 4.2-13)。サーベイメータのプローブ全体を遮へいする部品 A、プローブ先端から前方へ伸びた部品 B(長さ 50 mm)、前面を遮へいする部品 C(厚さ 36 mm)の 3 つの部品からなる。総重量は

11 kg 程度で、片手で持ち運ぶことができる。しかし、軽量化したことにより、遮へい体をつけた状態でも、コリメータ開口部からのガンマ線に加え、遮へい体を通過したガンマ線及び背面から侵入するガンマ線を検出する。そのため、部品 C をつけた状態で、コリメータ開口部からのガンマ線を完全に遮へいしたバックグラウンドを別途測定し、部品 C のない測定値との差を取ることで、コリメータ開口部からの正味の放射線量を算定した。また、部品 B の装着の有無により、コリメータ先端部の遮へい長さを 2 段階に変えることで、コリメータの有効角度を 40 度と 90 度の二段階の可変とした (図 4.2-14)。

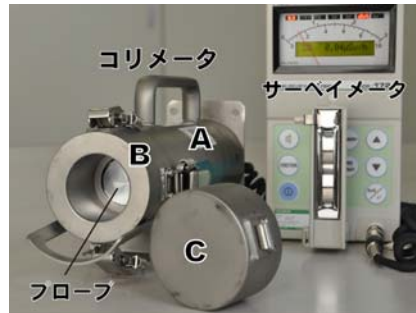


図 4.2-13 方向分布測定用コリメータの外観

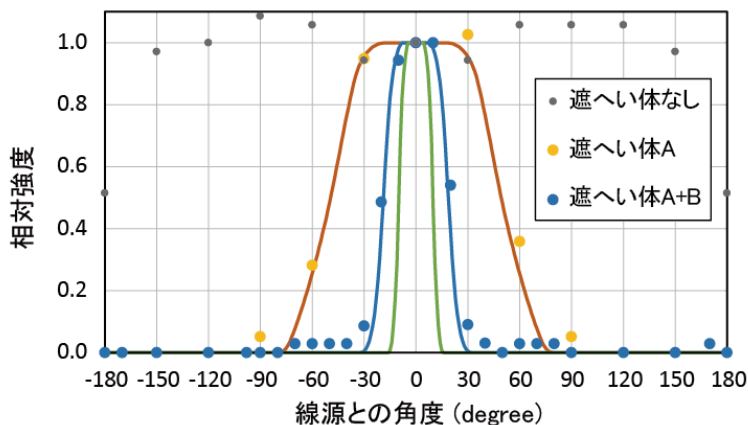


図 4.2-14 方向分布測定用コリメータの特性  
(実線は計算値。●は実測値)

図 4.2-14 に示したように、NaI 結晶 (25.4φ x 25.4 mm、実効中心 20 mm。カタログ値) に入射するガンマ線の計算値と実測値はおおむね一致している。プローブ前方に遮へいが 50 mm 飛び出した場合 (部品 A+B での測定)、半値幅から視野角は 40°程度とみなせる。前方の遮へいを取り去り、プローブ先端面で開放した場合 (部品 A のみの測定)、観測角度は広がり、ほぼ前面  $2\pi$  方向に感度があることになる。半値幅から視野角は 90°程度とみなせる。

観測角を絞り込むほど、検出器に到達する放射線の立体角が狭くなるため、感度が下がることになる。原発事故によって汚染を受けた現場での測定においては、その場の放射線量に応じて適当な条件を選んだ。

図 4.2-15 にコリメータを用いた典型的な測定例を 2 例示した。観測高さは地上 1 m、観測視野角はいずれも 40°であり、30°ごとに台座を回転させ 12 方位のデータと、上下方向のデータを得た。上図はダム湖の湖水によって下方からの放射線が完全に遮へいされている例 (飯館村岩部ダ



ム)で、湖水を通した放射線量は0とみなせる。奥に未除染の山林が広がっている。見通される山林等までの距離はレーザー距離計で測距した。空間線量率は湾部方向が低く、その両側の山林方向が高くなっていた。また、堤体からの放射線量は低い。北側に広がる山林までの距離は70 m、110 mと、南側などの土地よりも直線距離が離れているにもかかわらず、表面積の大きな森林葉や森林土壌を含む部位からの寄与が検出できた。測定点の空間線量率は0.72  $\mu\text{Sv/h}$ (1 m高さ)で、方向測定により、全体の70%の線量をカバーしている。

下図は、除染が行われたが、まだ除染土壌が仮置き場などに移動されていない状況の地点(蕨平地区)である。なお、現在は観測当時の状況にはない。観測時は、除染土壌を詰めたフレキシブルコンテナが道路際まで積み上げられており、コンテナ表面の線量は、10  $\mu\text{Sv/h}$ を超えていた。直近のフレキシブルコンテナから1.5 mの地点の道路上で測定を行った。測定地点の空間線量率は2.6  $\mu\text{Sv/h}$ であった。明らかにコンテナが積み上がっている角度(330-0-90°)が高い線量となっている。下方はコンテナを見通せる角度以外の線量とほぼ等しい。上方は空しか見えず、その線量のほとんどは大气による散乱線と考えられる。

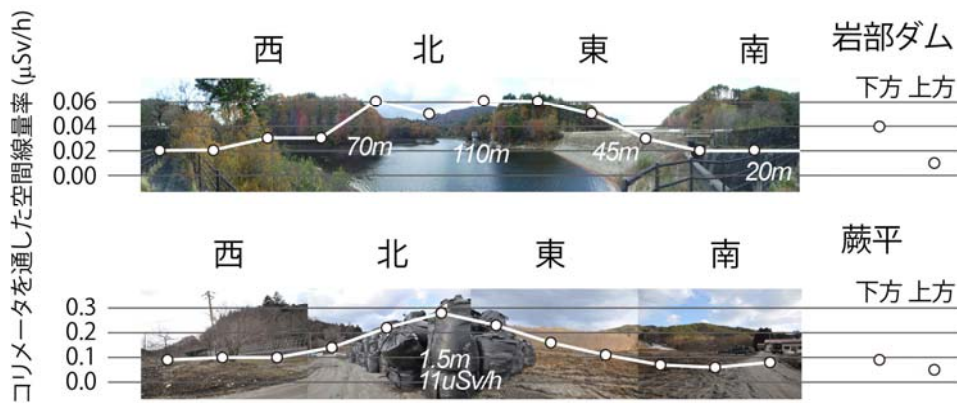


図 4.2-15 コリメータを用いた空間線量方向分布の特性例

(上：下方が水によって遮へいされた例。岩部ダム、下：点状の放射線源がある例。蕨平地区)

空間線量の特性を把握するため、(1)で経時変動を解析した村測定定点6地点で調査を行った。主な調査時期は2015年10月で、方向分布等の線量測定のほか、土壌中の放射性物質濃度や土壌での線量、コンプトンカメラによるガンマ線放出核種の空間分布測定を得た。コンプトンカメラは、千代田テクノル製ガンマ・キャッチャーを用いた。測定時間は放射線量に応じ、15~30分程度、装置の視野角は140°、角度分解能は14°である。遮へい体を必要としない原理のため、本体重量が2 kgと軽量であり、村測定定点のほか、居宅内へ持ち込んでの測定も実施した。

図4.2-16に関沢地区定点での測定結果を示す。この地点は、やや高台に位置しており、北側に高さ5 mほどの崖が迫っている。直下の除染は完了しており、1 m高さの空間線量率は0.65  $\mu\text{Sv/h}$ であった。マウンドは未除染で、そこからの放射線の寄与が考えられる。30°ごとの水平方向の観測ではマウンドの方向でやや高い放射線量を示したことに加え、南側の背後からも放射線の寄与があった。視野角を $2\pi$ と広くした上方・下方45°に傾けた測定も行った。斜め上方測定ではマウンドの形状と合致した方向分布が得られた。視野範囲に未除染土がある方向と空がある方向との差が大きいため、明瞭な結果となった。斜め下方測定では、常に地面からの放射線を検出することになり、斜め上方の崖を含む値と同程度の値を常に示した。視野角を変えた測定については、

単位立体角あたりの放射線量で比較する必要があるが、見込まれる物体までの距離が異なることもあり、単純な比較は難しい。コンプトンカメラ測定の実験からは、崖のガンマ線核種の不均質な分布が示されている。除染範囲と未除染範囲との境界は明瞭であるが、マウンド上の樹木からの放射線があるように示されている。コンプトンカメラの画像は、放射線の到達ごとの散乱角度画像を積算することで得られるため、積分時間と画像の再現性などに留意する必要があるほか、放射線源との距離に応じた減衰効果を受けるため、測定対象物が複雑な形状をした場合の解析処理プログラムも必要となる。関沢の例では、比較的単純な地形のため、辺縁部からの放射線量が低くなることを考慮すれば、画像と放射性セシウム137の空間分布の相関は高いと予想される。

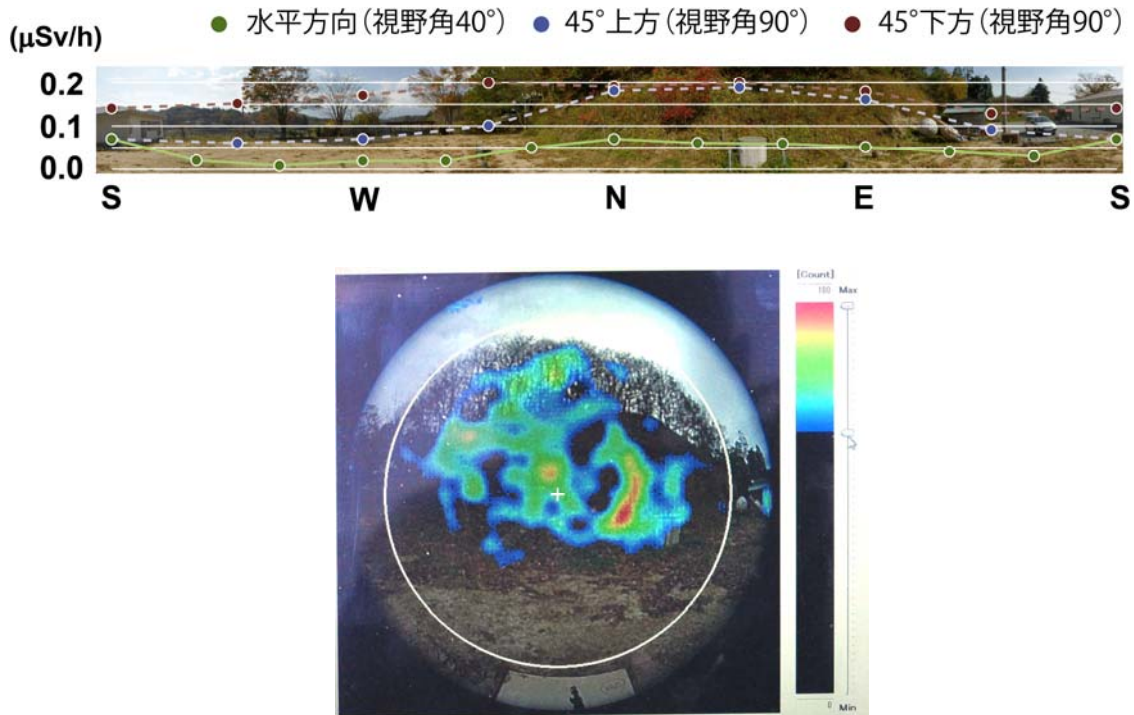


図 4.2-16 飯舘村空間線量率測定地点における空間線量特性

(上: コリメータによる方向分布測定、下: コンプトンカメラによる NE 方向中心の空間分布測定。  
関沢地区)

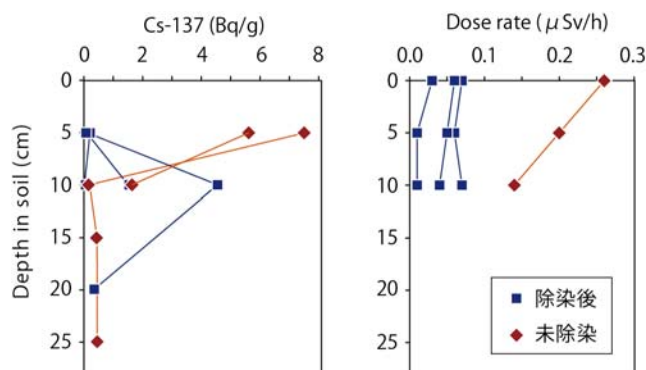


図 4.2-17 土壌中セシウム 137 濃度分布(左)と土壌中の放射線量(右)

(関沢地区、除染後宅地、2015 年 10 月)

図 4.2-17 に関沢定点周辺の土壌中の放射性セシウム濃度とコリメータを用いて測定した下方向の線量率

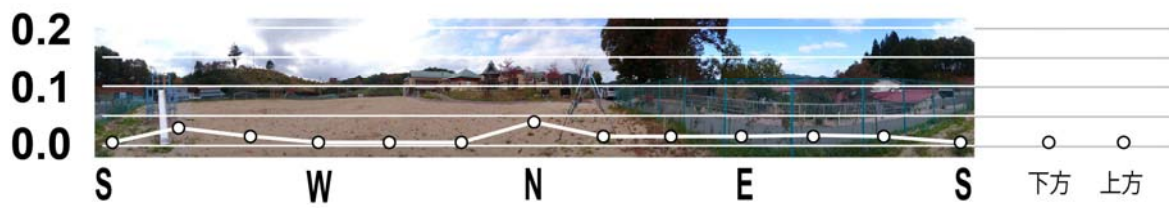
を示した。除染作業により汚染した表層土は除去され、非汚染土壌が客土されている。そのため、除染後の表層土のセシウム 137 濃度は 100 Bq/kg 前後であり、除染前の 1%以下にまでセシウム 137 が除去されている。その一方、さらに深い深度に除去され残した放射性セシウム(4,500 Bq/kg)が検出されることがあった。15 cm 以深のさらに深い深度では、未除染土壌の深部とセシウム 137 濃度は大差ないレベルの数 100 Bq/kg となっていた。つまり、除染後の最表層土がもっとも汚染が低く、それより深い深度に存在するセシウム 137 から放出されるガンマ線は、土壌自身によって吸収されるため、汚染土を除去する効果に加えて、遮へいにより空間線量率を下げる効果がある。土中の線量率は、未除染土壌では深度が深くなると下がって行くが、除染土壌では深い深度で逆に上昇することがあった。

関沢地区(宅地)のほかの 5 地点の方向分布は、まとめて図 4.2-18 に示した。飯樋地区宅地(a)は、除染が完了しており、線量の方向性は認められなかった。下方からの放射線量が低いことは、直下の裸地からの放射線の寄与が小さいことを示している。比曾地区宅地(b)は、除染中であり、敷地のそばにフレキシブルコンテナが置かれている状態であった。100 m ほど離れた北側の山林方向の線量がやや高いが、特徴的ではない。実際に山林内に入ると、7  $\mu\text{Sv/h}$  ほどの線量があるが、距離が離れているためその効果は小さい。除染によって、表層土壌のセシウム 137 濃度は 2 万 Bq/kg から千 Bq/kg 程度へ激減しており、下方からの線量の寄与は小さい。言い換えれば、相対的に周辺からの寄与が大きくなったことになる。松塚地区農地(c)は、除染が完了しており、線量の方向性は認められなかった。下方の草地の空間線量はやや高めであった。二枚橋地区農地(d)は、除染が完了しており、北から南側にかけて、やや線量の寄与が大きかった。全体に、松塚地区よりも線量が高く、そのことは村の定期測定の結果にも現れている。白石地区農地(e)は、除染が完了しているが、空間線量は他の地区にくらべて高い。方向分布は明瞭ではないが、一定ではない。山林までの距離も他の地点よりも近く、山林方向からの寄与の可能性もある。下方からの線量も、もっとも高く、直下の土壌と周辺からの両者の寄与がある。

方向分布測定を行うことで、足元周辺の土壌からの影響を避けることができるが、1 地点の観測時間が 1 時間以上かかるため、効率的な方法とは言えない。そこで、下部の土壌からの放射線が遮へいされる積雪期の観測により、雪の遮へい効果の確認と、側方からの寄与の算定を行った。また、積雪が深い場合、地表面からの観測高さが無雪期と異なっている可能性もあり、積雪深との関係性を見ることも目的とした。観測は 2016 年 2 月上旬と 3 月上旬に行ったが、今年は融雪が早く、3 月時点ではほとんど雪が溶けていた。図 4.2-19 に 2016 年 2 月の観測結果を示す。比曾山林は、比曾観測点から北側に見えた未除染の山林内である。他の観測点はすべて除染後の場所である。観測時の積雪深は 23–44 cm で、積雪密度は 0.34–0.35  $\text{g/cm}^3$  であった。プロットはすべて、雪を掘りのけて測った各地点の地上線量(n=3)で規格化している。雪密度と積雪深から、水による鉛直方向の遮へいを計算した 1 m 高さの空間線量率を矢印で示している。比曾山林が比較的計算値と一致しているが、他の地点は計算値よりも大きな 1 m 空間線量を示していた。特に雪に覆われていない斜面からの影響が強い関沢地区での乖離が大きく、雪による遮へい効果はほとんどない、言い換えれば、すべての線量は崖などの周辺部から来ていることになる。除染によって周辺からの寄与が大きくなった比曾地区についても、関沢地区と似た傾向を示した。その一方、未除染の比曾山林は、全く異なる結果となっていた。除染によって地表面と周辺からの寄与の割合が変化することが示された。また、雪上での観測による高さの違いによる差異は 10%程度とみなされた。積雪期の空間線量の減少は、観測高さの違いによる影響もあるが、多くは積雪自身による遮へい効果であり、周辺に山林や急斜面がある除染後の地域では、積雪による遮へい効果は小さくなると推定された。

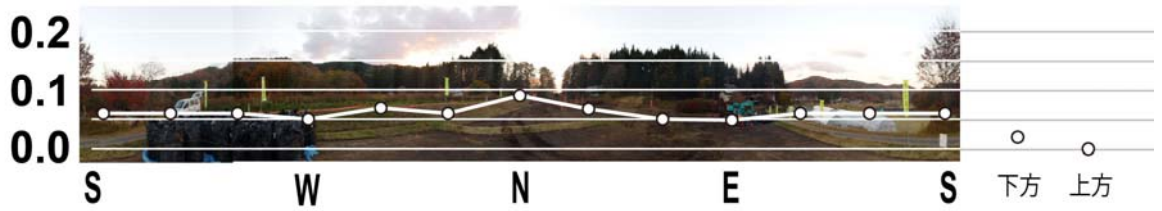
a) 飯樋地区 (宅地)

( $\mu\text{Sv/h}$ )



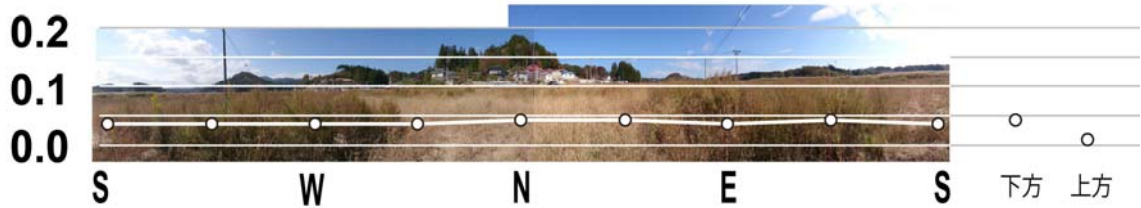
b) 比曾地区 (宅地)

( $\mu\text{Sv/h}$ )



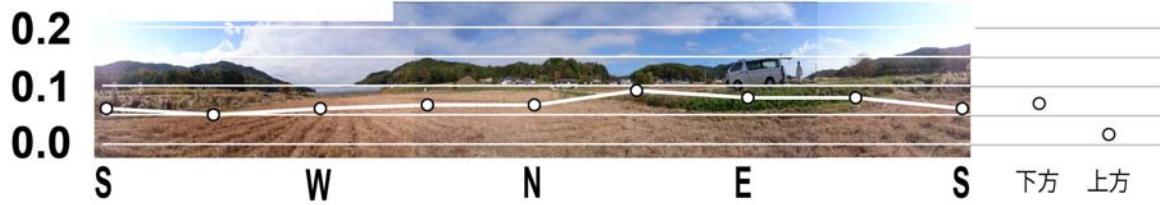
c) 松塚地区 (農地)

( $\mu\text{Sv/h}$ )



d) 二枚橋地区 (農地)

( $\mu\text{Sv/h}$ )



e) 臼石地区 (農地)

( $\mu\text{Sv/h}$ )

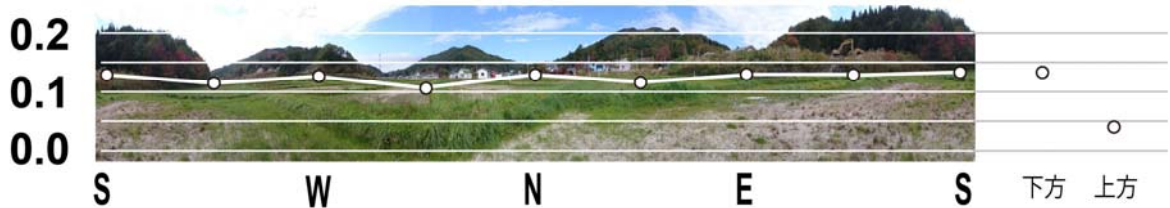


図 4.2-18 飯館村空間線量率測定定点における方向分布測定結果  
(2015年10月観測)



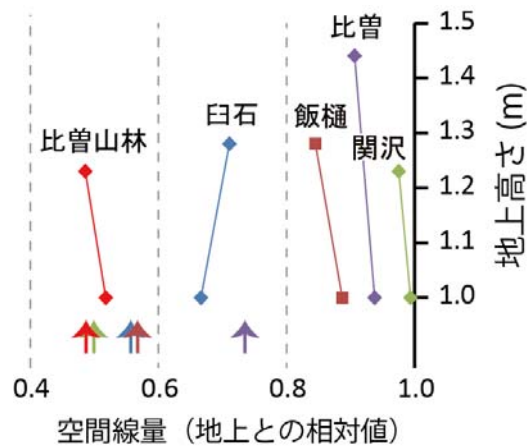


図 4.2-19 積雪期の放射線量と遮へい効果

### (3) 家屋による遮へい効果と屋内における空間線量の特性

屋内作業及び屋内での生活における被ばくについては、周辺環境の放射線量と家屋の遮へい率（古田・高橋, 2014）、屋内滞在時間によって定まる。家屋の構造や居住高さにより、遮へい率の目安は定まっているが、屋外同様、屋内の線量にも空間分布や方向分布がある。ここでは、家屋自体に遮へい効果があることや、屋内における線量分布があることを住民に説明しつつ、空間分布を形成する要因についても同時に解析した。

屋内外の空間線量率を部屋ごと、もしくは格子状に測定するほか、放射性セシウムの照射線量率標準密封線源（ $2E-8$  C/kg/h）を用いて、家屋による遮へい効果を住民とともに確認・測定を行った。線源距離、空気カーマ率、環境の散乱係数によって、理想的には空間線量率が計算されるが、ここでは家屋による遮へい状態を確認することを目的とした。この線源とコリメータとを組み合わせて、サーベイメータ（TCS-172）によって空間線量率の距離減衰を確認したところ、 $40^\circ$ コリメータを通した観測で1 m 線量  $0.99 \mu\text{Sv/h}$ （計算値は  $1.00 \mu\text{Sv/h}$ ）、距離減衰係数は 1.94、線源をコリメートした観測で1 m 線量  $1.00 \mu\text{Sv/h}$ 、距離減衰係数は 1.99、開放系での観測で1 m 線量  $1.07 \mu\text{Sv/h}$ 、距離減衰係数は 1.78 であった。散乱場の係数補正は加えていない。また、 $40^\circ$ コリメータを線源方向周辺に回転させることに求めた散乱光の割合は、線源からの距離が離れるにしたがって大きくなっていった。比較的散乱体の多い状態での散乱光の割合は、距離 1、2、3 m で、それぞれ 11、11、20% であった。家具がおかれた実際の室内では、散乱光の影響は避けられないが、現場での取り回しと実際の生活環境での放射線場を評価することを考え、鉛製コリメータは使用しなかった。

福島県避難地域の観測では、今回用いた程度の線源ではバックグラウンド放射線に強く影響されることが予想されたため、バックグラウンドの低い地域である茨城県内の家屋において、初期の観測を行った。家屋の模式図と観測方法を図 4.2-20 に示した。この居宅は木造2階建てであり、2階床上に線源を置き、鉛直方向（z 軸）、東西方向（x 軸）、南北方向（y 軸）に沿って、1 m 間隔の格子状に空間線量率を測定した。無用な住民被ばくを避けるため、住民は1階でサーベイメータの値を見ることで、遮へい効果を説明した。屋内においては、天井材、床材のような水平部材、壁材のような鉛直部材によって、空气中を直達する放射光が吸収・散乱されて検出される。

線源との距離から予想される吸収・散乱のない状態の計算値と実測値の比と、観測点と線源との見通し角（図 4.2-20 左中の  $\theta$ ）との関係を解析した。

見通し角が直角に近い位置では、主として水平部材により 20–30%の遮へい効果が見られた。一方、見通し角が水平に近くなると、鉛直部材の通過に加え、水平部材の透過距離が長くなる効果により、最大 60%もの遮へい効果が見られた。このように、放射光が家屋部材のどこを、どのように通過するかで遮へい効果は異なってくる。なお、建材による遮へいを水に換算すると、1–10 cm 程度の厚さに相当した。

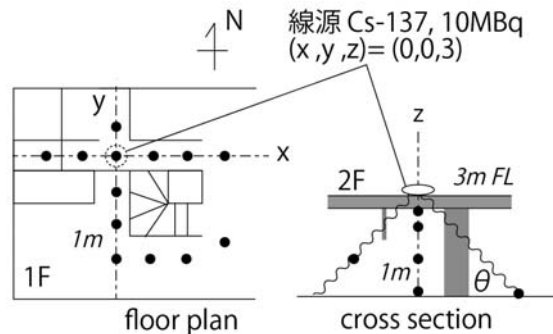


図 4.2-20 家屋遮へい測定模式図  
(茨城県つくば市、2015 年 12 月)

図 4.2-21 と図 4.2-22 に飯館村内（避難指示解除準備区域）の協力家庭での観測結果を示した。この家屋は木造 2 階建てで、住宅の東西が長手方向で、南側が道路でやや開けている。北側は山林になっており、その比高は住宅よりはるかに高い。北外壁の 2 m にまで急斜面が迫っており、斜面下部の樹木は伐採されて裸地になっている。2014 年夏に居宅周辺の除染が行われた。南北断面に沿った 1 m 間隔の格子点で測定を行ったが、屋根裏にあたる部位（地上高 3 m 及び 6 m）は観測できなかった。密封線源を用いた遮へい評価（2015 年 12 月実施）では、低汚染地域と同様に 2 階床面に線源を置いた測定に加えて、屋外（地上高 1 m 及び地表面。壁面から約 20 cm）に線源を置いて壁面及び床材での遮へい効果を求めた。住民の主たる生活の場は 1 階居間であり、1 階において遮へい効果を説明した。

南北断面の空間線量率分布からは、南北いずれにおいても、壁面から部屋の内側に入りにしたがって線量は下がっていた。特に、北側高さ 1 m、2 m 及び南側高さ 1 m、2 m の測線での距離減衰が顕著であった。また、床面から上方に向かって空間線量率が上がっていく傾向があった。1 階の方向別線量率測定では、水平方向に差はなく、上下からの寄与は 0 であり、床下は放射線源ではなかった。2 階では南北方向からの寄与が高かった。外壁面測点とそこから 1 m 内側の対応する測点とを比較した遮へい率は、ガラス窓の場合が 9%–17%、15 cm 厚さ程度の壁材で 27%–60%と明らかに異なっていた。北側高さ 1 m、2 m の水平距離 -2 m 位置（壁面から 2 m）でも線量が減衰しているのは、壁に沿っておかれたタンスなどの家具の影響であろう。壁面や家具を通過した後の放射線量は、線源が遠く離れた面状線源の場合には、屋内でのさらなる距離減衰は期待できない。一方、線源が近くに分布している場合や点線源に近似される場合、入射角度の影響や距離の効果により、屋内でも減衰することが期待される。このケースでは、北側は近距離不均質な面状汚染からの放射場、南側は遠方の山林及び居宅から除染範囲をはずれた地面と考えられ



る。2階南側は壁面の遮へい効果のみ、2階北側は斜め入射による家具類の遮へい、1階も斜め入射による家具類の遮へいがあり、部屋中央部にはほとんど吸収体は存在しないと考えられる。

屋外に不均質で広範な汚染源がある場合、詳細に測定を行っても、変化の要因を把握することは難しい。福島原発行動隊（2015）が実施した檜葉町居宅 25 軒の屋内外の集中的な測定においても、室内の壁際と内部とで空間線量率の差が認められたが、個々の家屋に限っても壁面からの距離との明瞭な関係は認めがたく、統一的な説明は難しい。

線源を使った観測では、代表的な点で測定したバックグラウンドを差し引いた線源からの正味線量で評価した。遮へい体の最も少ない屋外で 1 m 線量 0.99  $\mu\text{Sv/h}$ 、距離減衰係数は 1.6、2階から天井を通した観測で 1 m 線量 1.08  $\mu\text{Sv/h}$ 、距離減衰係数は 1.9、壁面（実際はガラス窓）を通した観測で 1 m 線量 0.92  $\mu\text{Sv/h}$ 、距離減衰係数は 1.9 であった。他方、線源を地表面に置いて、床下から屋内へ放射線が侵入するような状態では、距離減衰則には従わない分布を示していた。

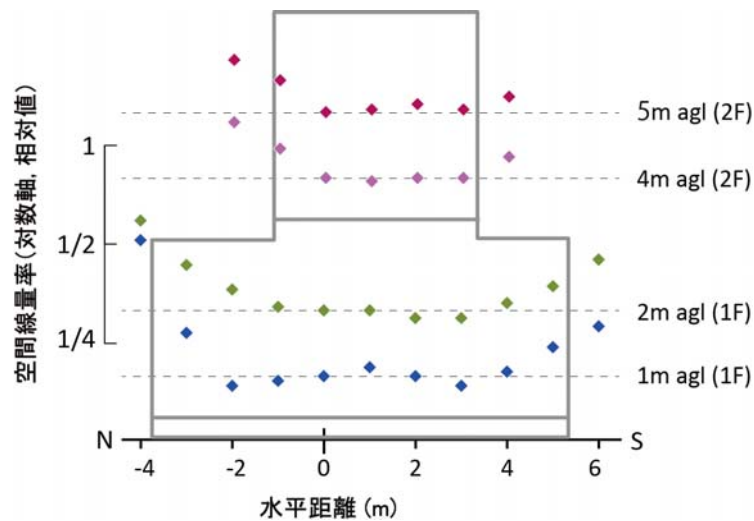


図 4.2-21 福島県内の家屋内の空間線量の相対分布  
 (飯舘村。家屋中央部、図中 0 m の値で規格化したもの。  
 縦軸は対数目盛の相対値で、破線が 1 に相当する)

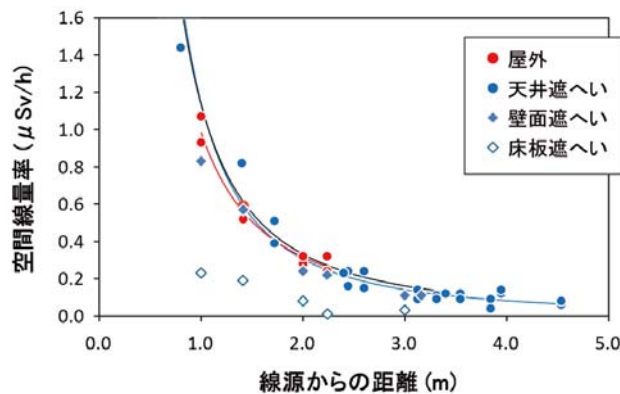


図 4.2-22 福島県内の家屋における遮へい効果  
 (飯舘村。正味線量で評価)

平坦地盤に家がある場合、地面からの放射線の斜め入射で室内の線量が形成されるため、床の高さでは床材による遮へい効果が大きく、床からの高さが高くなると、床材からの遮へい効果が減少することと窓の薄い遮へい効果があいまって、線量率が上がる。2階の床面は、1階の天井面と2階の床面の遮へい効果が現れると考えられる。今回用いた 10 MBq の線源では、避難地域のバックグラウンドが高いため、2階の居室など、線源から 4 m 以上離れた測点での観測はできなかった。

一方、放射性物質の沈着した斜面が居宅近くにある場合、高い位置からの放射光が平行に屋内に入るため、遮へいの薄い窓の近くの空間線量率は、屋外とほとんど変わらない。また、家具による減衰の効果も顕著であり、居宅中央付近の空間線量率が最も低かった。

以上のような結果は、事前に想定されたものにほぼ一致していた。まだ調査が行き届いていない点として、屋根の除染の効果がある。放射性セシウムが浸透しやすい材質の屋根の場合、上方からの放射線の寄与も加味される。コンプトンカメラによる屋内からの測定を試みたが、まだ、十分な再現性のあるデータは取れていない。2階床面の空間線量率が床の遮へい効果で下がるが、2階の上方は側面からの放射線（特に裏山が迫っている場合）や屋根からの放射線の効果が想定される。平屋建ての家か、2階建ての家であるかによっても、高さ方向の線量率分布は異なる。

室内における被ばく線量の低減のためには、地面からの放射光の侵入を減らすために、宅地周囲の土壌の除染が効果的である。特に斜面については平坦な土地よりも十分な除染が必要とされる。一般的には居宅の中央付近の線量率が低いことから、ここを主たる生活の場とすることが望ましい。就寝時の線量を下げる目的であれば、布団の直下の床面に追加の遮へいを行うことで地表からの斜め入射の放射光の遮へい効果が期待できる。これらの点については、実測を積み重ねながら仮説を検証し、実用的な方法を確認したい。

本研究を実施するにあたり、被ばく源試料やデータを提供して下さった協力者の方々、特定非営利活動法人ふくしま再生の会、公益社団法人福島原発行動隊などの協力を得たことに、謝意を表す。コンプトンカメラ測定にあたっては、株式会社千代田テクノルの装置貸与及び技術提供を賜った。

### 4.3 人の被ばく線量推計

今回の福島第一原子力発電所（以下、福島第一原発）の事故によって、どのくらいの追加被ばくが発生したのか、そして今後どの程度発生する可能性があるかを把握することは、追加被ばくによる健康リスクを検討する上で、また対策を講じる必要があるかを判断する上で重要である。実際の被ばく線量は、福島県内や周辺地域ではホールボディカウンターによる内部被ばくの実測や、ガラスバッジやポケット線量計などを配布して外部被ばく線量の実測が実施されている。さらに高線量地域では健康管理等も並行して行われている。このような個人レベルでの被ばく線量の把握は重要である一方、福島県に住むすべての人々、さらには東日本の住民全員について被ばく線量を個人レベルで実測することは極めて難しい。そこで我々は、被ばく線量推定モデルを構築することにより、福島県のみならず、実測データのない日本の一般公衆の追加被ばく線量を推定するとともに、環境動態モデルと組み合わせて、将来の追加被ばく線量の予測を目指している。昨年度までに、事故後 1 年間の東日本におけるヒトの被ばく線量を分布として推定し、追加

外部被ばく線量については、実測値との比較により、モデルによる被ばく線量推計の確からしさを検証した。本年度は現在の被ばく線量モデルでの課題である、人口の分布の補正、積雪パラメータに関する検討を行った。

#### 4.3.1 人口分布の補正

##### (1) 背景と目的

平成 26 年度報告書で報告したモデルにおける外部被ばく線量推計値は、事故後 1 年以内に自治体を中心に行われたガラスバッチ等による実測調査から推計される年間被ばく線量と比較して、過大評価されていた（国立環境研究所、2015）。その要因として人口の地理的分布と放射性セシウムの沈着量の分布の解離が考えられた。被ばく線量の推計のベースデータとして、第 4 次航空機モニタリングの放射性セシウムの沈着量の結果を用いているが、都道府県、市町村の枠でデータを切り抜き、値を分布化しているのみであった。非居住地域も含まれるため、人の被ばく線量は非居住地域に線量が高い地区は過大評価に、居住地域の方が線量が高い場合は、過小評価となっていた。図 4.3-1 に本モデル推計のベースデータとした、第 4 次航空機モニタリング調査の Cs-137 の土壌沈着量のマップと同範囲の地域の人口密度分布（平成 22 年の国勢調査）を比較したものを示す。福島第一原発より北西の沈着量が高い地域（①）における人口の分布は、同じ市町村内でも、人口が密集していない地域であることが分かる。一方、福島市から栃木県にかけて比較的沈着量が高い地域（②）は、人口密集地域の割合が多い。このように、人口が均一に分布していないため、現在の航空機モニタリングデータに基づく土壌沈着量を人口密度に重み付けのない線量の分布化が、モデルと実測のずれの要因のひとつと考えられた。そこで、本年は、居住地域の航空機モニタリングのデータを切り取ることによって、人口分布を補正して被ばく線量を推計することとした。

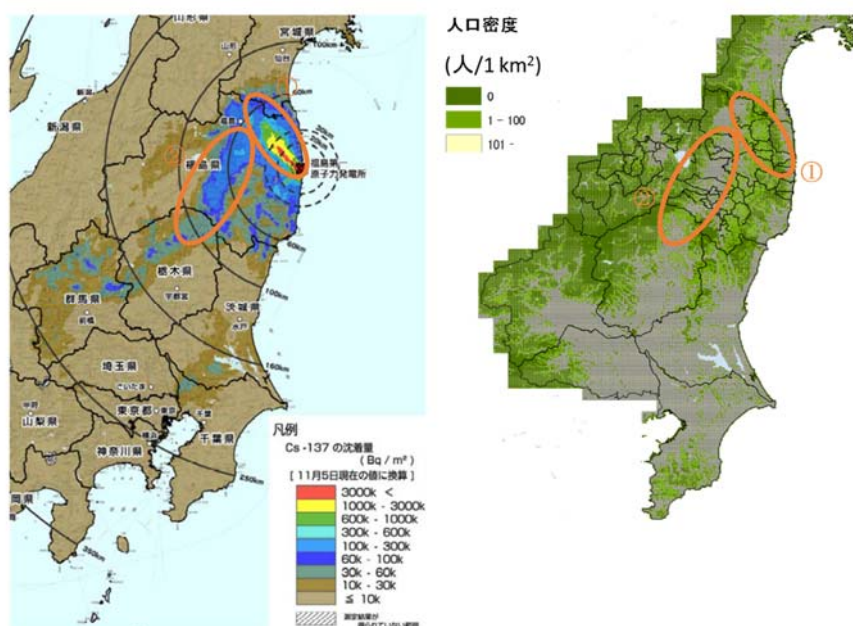


図 4.3-1 文部科学省の第 4 次航空機モニタリングデータ（左）と人口密度分布（右）の比較  
（高木, 2015、平成 26 年度成果報告書より抜粋）

## (2) 方法

### 1) 被ばく線量推計モデル

我々は H26 年度までに放射性セシウムによる追加被ばく線量を推定するモデル式のベースを構築した（国立環境研究所, 2015）。場所  $L$  の年齢群  $Y$  の核種  $i$  による追加被ばく線量 ( $E_{ext,i}$ ) は、空間線量 ( $D_i$ )、建物による遮蔽係数 ( $SF$ )、建物の種類ごとの人口の割合 ( $B$ )、屋内滞在時間 ( $\tau$ ) を用いて推計した（式 1）。

$$E_{ext,i}(L,Y) = D_i(L) \times [(SF \times B(L) \times (1 - \tau(Y)) + \tau(Y))] \times 24 \times 365 \quad (\text{式 1})$$

空間線量 ( $D_i$ ) は土壌への放射性セシウム沈着量 ( $C_s, \text{Bq m}^{-2}$ ) に、土壌沈着量から空間線量への換算係数 ( $\phi$ ) を掛け合わせることで求めた（式 2）。

ここで、

$$D_i(L) = C_{s,i}(L) \times \phi_i \quad (\text{式 2})$$

$$C_{s,i}(L) = \int_0^t C_{s,i}(L) \times \exp^{\lambda t} dt + \int_t^1 C_{s,i}(L) \times \exp^{-\lambda t} dt \quad (\text{式 3})$$

第 4 次航空機モニタリングの Cs-137 の土壌沈着量の 25 m<sup>2</sup> メッシュで再出力されたデータを、GIS（Geographic Information System）上で読み込み、平成 22 年の国勢調査の人口の 1 km メッシュデータを重ね合わせ、人口が 1 名以上存在するメッシュの範囲で Cs-137 の土壌沈着量を切り取

った。当該データ採取年月日である 2011 年 11 月 5 日における放射性セシウムの土壌沈着量 ( $Bq\ m^{-2}$ ) を基準 (時間 $\tau$ ) に、崩壊定数  $\lambda$  (Cs-134 で 0.346、Cs-137 で 0.0231) を用いた放射壊変の方程式を用いて 2011 年 3 月 12 日時点の放射性セシウム土壌沈着量とし、1 年分に相当する区間での定積分によって、2011 年 3 月 12 日から 2012 年 3 月 12 日までの積算沈着量を計算した。放射性セシウムの物理的半減期による減衰のみを時間に伴う変動として考慮した。Cs-134 の値は Cs-137 から類推した。Cs-134 と Cs-137 は同じ挙動をすると仮定し、事故直後の比率は 1:1 としている。式 1 のパラメータである屋外滞在時間  $\tau$  は年齢階級に応じて分布を仮定し、各市町村・都道府県の 4 次航空機モニタリングデータ採取地点分だけ乱数を発生させ、各地点の積算沈着量にかけ合わせた。その他の変数および係数を表 4.3-1 に示す。

対象地域は、は平成 22 年度の国勢調査データを入手した地域で、福島県、茨城県、千葉県、栃木県、群馬県、宮城県、岩手県、埼玉県、東京都、神奈川県、青森県、秋田県、富山県、石川県、福井県、長野県、岐阜県、静岡県、愛知県とした。各都道府県レベルで、福島県や空間線量  $0.23\ \mu Sv\ h^{-1}$  を越える地域「汚染状況調査重点地域」は市町村単位で被ばく線量の分布を推計した。被ばく線量は、年齢ごとの放射線被ばくに対する感受性を考慮し、0 歳、1-6 歳、7-15 歳、16 歳以上の 4 群に分けて推定した。放射線被ばく線量推計は、内部被ばくと外部被ばくに分けて行った。

福島県は帰宅困難区域、居住制限区域、避難指示解除準備区域は、市町村内でさらに分割した。

表 4.3-1 外部被ばく線量推定モデルに関する記号およびパラメータ

記号	説明	値、単位	情報源
$E_{ext}$	外部被ばく線量	$mSv\ year^{-1}$	
$\phi$	線量換算係数	Cs-134: $5.4 \times 10^{-9}\ (mSv\ h^{-1})\ (Bq\ m^{-2})^{-1}$ Cs-137: $2.1 \times 10^{-9}\ (mSv\ h^{-1})\ (Bq\ m^{-2})^{-1}$	IAEA, 2000
$\tau$	屋外滞在時間	年齢区分による	US EPA, 2011 の平均値を基に対数正規分布を仮定して推定
$b$	遮蔽係数	木造: 0.4 非木造: 0.2	IAEA, 2000
$B$	建物種類比	都道府県ごとに設定	統計局, 2008

太字は分布としてモデルに導入した

## 2) プログラムの作成と実施

都道府県および市町村単位の外部被ばくおよび内部被ばくの算出には、統計解析ソフトウェア R (3.2.3 for Windows) を利用して 4.3.1 (2) における式 (1) - (3) を計算した。

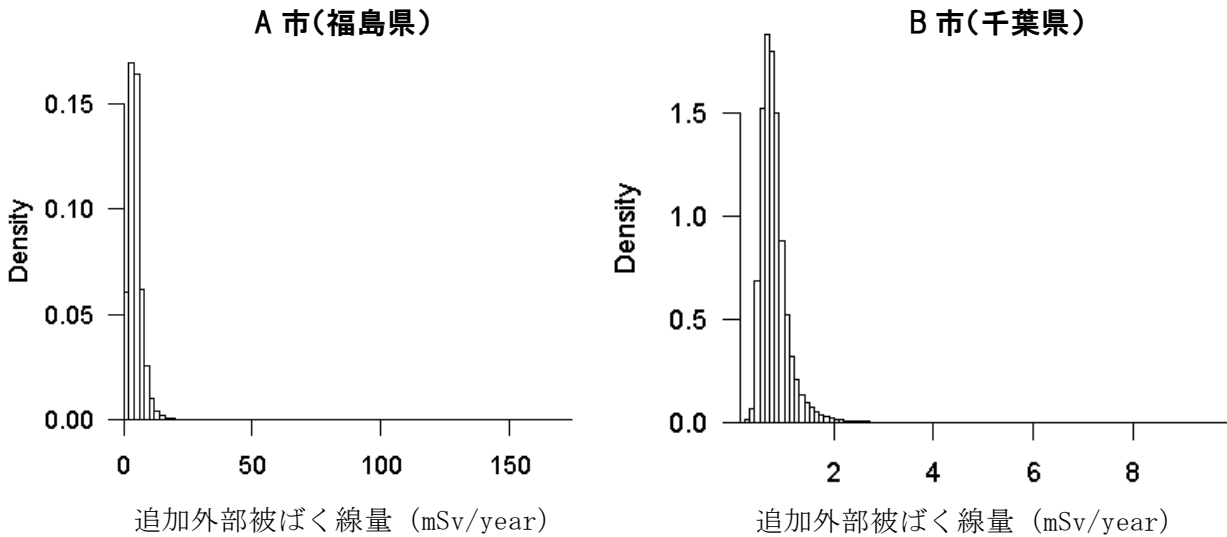
### (3) 結果と考察

#### 1) 被ばく線量分布推計結果

図 4.3-2 に福島県中通りに位置する A 市と汚染状況重点調査地域の 1 つである関東の B 市の外部被ばく線量のヒストグラムを例として示す。

#### 2) 人口の分布を考慮した効果とモデルの検証

居住地域が非居住地域（森林等）よりも放射性セシウムの土壌沈着量が少なかった、相馬市、田村市、伊達市など（図 4.3-1 の①の地域を含む）では、推計値は低くなった。逆に、居住地域が非居住地域（森林等）より放射性セシウムの土壌沈着量が多かった福島市や郡山市、二本松市、喜多方市など（図 4.3-1 の②の地域）では、人口分布を考慮した推計値は高くなった。



**図 4.3-2 モデルで推計した放射性セシウムによる追加外部被ばく線量分布**  
 (2011年3月から1年間の推計、初期プルームによる外部被ばくは含まれない。)

福島県の自治体ホームページで公開されている、あるいは聞き取りした各自治体によるガラスバッジ、クイクセルバッジによる1-3ヶ月の個人積算線量調査結果（主に未就学児、小中学生）の平均値を、年間値に換算した値と、人口補正後のモデル推計値（1-6歳）の平均値を比較すると、人口を補正する前と変わらず、モデル推計値が過大評価となっており、線量が高い地域（つまりモデル推計値が高い地域）ほど乖離が大きいことにも変化がなかった。人口分布を補正した場合でも過大評価であった要因として、屋内滞在時間が仮定値より長いことと、除染効果や冬季の積雪による遮蔽効果、土壌地下浸透による土壌による遮蔽や物理的・化学的流出が考えられる。今後これら線量を低減させるパラメータについて解析し、長期の被ばく線量予測のためにもこれらパラメータの設定が必要となるであろう。

除染については、主に住居や住居周辺、公共施設、学校、幼稚園の除染が優先的に進められた（各市町村ホームページ等）。今回比較した自治体によるガラスバッジの外被ばく線量の実測値は、主に未就学児、小中学生以下を対象としており、周辺の環境の除染が比較的早期に実施された場所に長時間滞在したと考えられる。被ばく線量低減に除染活動の一定の貢献があったと考えられる。

#### 4.3.2 積雪パラメータ

##### (1) 背景と目的

福島県の大部分は冬季に積雪があるため、雪が放射線を遮蔽し、空間線量を下げていることが考えられる。実際に福島県各地の空間線量のモニタリングデータの推移を見ても、積雪期間の線



量が積雪のない期間に比べて低くなっている。この雪による遮蔽効果を見積もるため、積雪量と遮蔽効果の関連を解析するとともに、広域のモデルを組み込むための各地の積雪状況のデータを整理することとした。

## (2) 方法

積雪パラメータの検討のため、福島県内の空間線量のモニタリングデータとその場の積雪量との関連を解析した。積雪量は気象庁の観測所(図4.3-3)における積雪データに基づいて、積雪量をカテゴリー化した。空間線量のデータは、原子力規制委員会の放射線モニタリング情報(原子力規制委員会、2011-2016)を用いた。気象庁の積雪データは、1ヶ月ごとに積雪量0 cm, 0-5 cm, 5-20 cm, 20-50 cm, 50-100 cm, 100 cm以上の日数が記録されている。1月に積雪日数5日以上ある最深の積雪量によって、6つの積雪カテゴリーに区分した。つまり、20-50 cmが6日間、50-100 cmが7日間あった月は、50-100 cmに分類した。また、積雪が観測されても、0-5 cmの日数が4日間かつ、それ以上の積雪も5日未満の月は、0 cmに分類した。空間線量データは、気象庁の積雪観測所近傍の線量測定がある測定地点を1-3地点選択した。選択した地点は、福島市花見山ウォーキングトレイル駐車場、福島市水道局施設管理センター、福島市紅葉山公園、柳津町役場、喜多方市ふれあいランド高郷、西会津町役場、猪苗代町関都駅前、猪苗代町役場、猪苗代町湖岸地区農業集落排水処理施設、金山町役場とした。以上の地点の2014年4月から2015年3月までの空間線量を図4.3-4に示す。対象地点において、12月から3月まで積雪が観測されていた。1ヶ月間、常に積雪があった2月の平均空間線量と、積雪期間の前後の空間線量の平均値の比を低減率とし、2月の積雪量との関係を解析した。線量が急激に低下した福島市の水道局施設管理センターは除染が行われたとみなし、積雪期間終了後の直後の平均線量との比を求めた。なお、線量がより高い浜通りにおける適切な積雪観測地点がなかったため、解析には含まれていない。

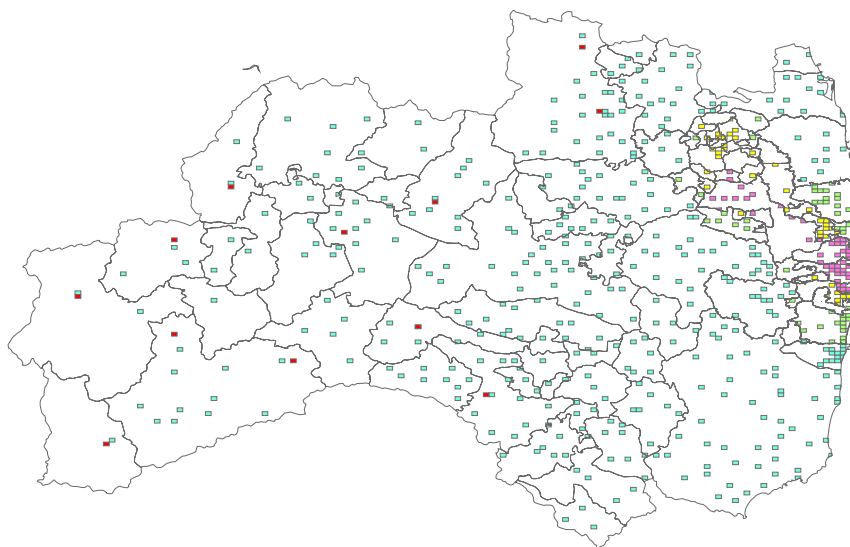


図 4.3-3 福島県内の気象庁積雪観測地点と原子力規制委員会放射線量モニタリング地点  
(赤色：気象庁積雪観測地点、青色・緑色・黄色・桃色：放射線モニタリング地点 避難区域ごとに色が異なる)

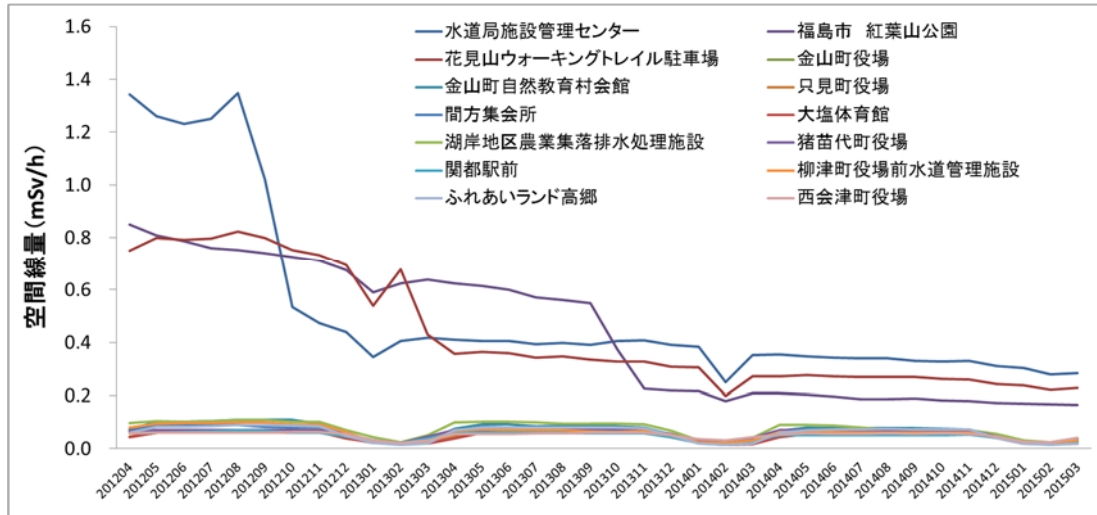


図 4.3-4 対象地点の空間線量の推移  
(原子力規制委員会放射線モニタリング情報をグラフ化)

### (3) 結果と考察

図 4.3-5 に、2 月の最深積雪量 (cm) と線量低減率の関連図を示す。積雪量が多いほど、線量の低減率が大きいことが確かめられた。積雪 20-50 cm で、空間線量は積雪がない場合の空間線量の 60-80%程度に、積雪 50-100 cm では 30-40%程度に低減した。より詳細な線量測定地点の積雪量が判明すれば、積雪量と線量低減率の関係の関係式を導きだせるが、現時点では適切な積雪深および積雪日数のデータがない。積雪量と線量低減の関係は実際の測定によって導きだす必要があると考えられる。

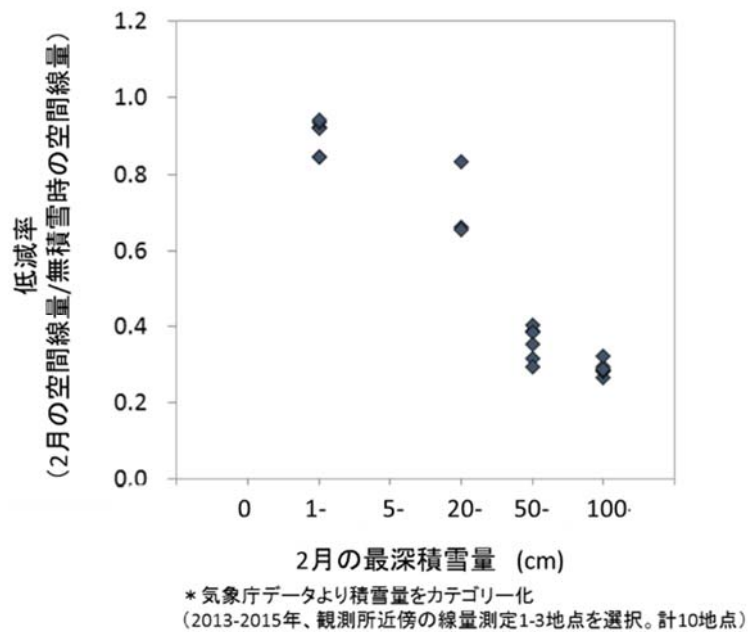


図 4.3-5 積雪深さと線量低減率との関係

以上より、今後の被ばく線量を予測するためには、積雪が空間線量の低減（雪による遮蔽）に大きく寄与することは明らかであり、被ばく線量予測に考慮すべきパラメータであると考えられる。被ばく線量推計に寄与するのは、積雪深・積雪日数・低減率の3つである。線量がより高い浜通りにおいては気象庁の積雪観測地がないことから、積雪日数および積雪量の詳細なデータが得られていない。利用できる可能性のある積雪データには、国土交通省が提供している国土数値情報平年値メッシュデータ（平成24年度）がある。国土交通省が提供している本データは、降水量、気温、12月、1月、2月、3月の最深積雪量（cm）や年最深積雪量（cm）、日照時間、全天日射量などの気象要素について、過去30年間の観測値から1kmメッシュの平年値を推定、算出したものである。図4.3-6は年最深積雪量をGISでマップ化したものである。本データには、GISを用いたデータ解析ができると同時に、浜通りの積雪情報も存在するため、活用できる可能性があるが、今後積雪による遮蔽をどのようにモデルに組み込むかは、積雪遮蔽率の実測調査を含め、今後さらなる検討が必要である。

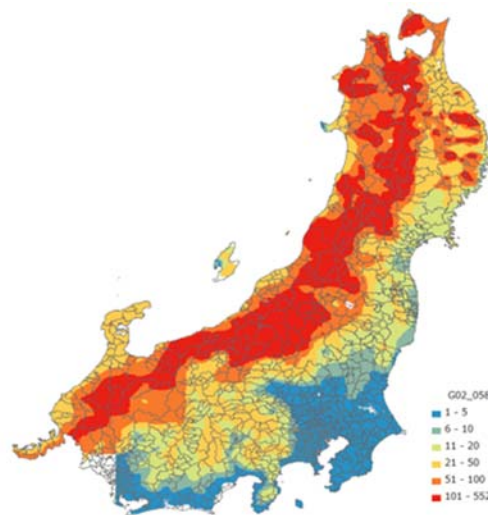


図 4.3-6 年最深積雪量マップ

（国土交通省国土数値情報サイトからダウンロードしGISでマップ化したもの）

#### 4.3.3 4.3章のまとめ

4.3章では、被ばく線量のモデル推計について、特に被ばく線量の精緻化に関して、土壌沈着量の人口分布の補正と積雪による遮蔽のパラメータ化の検討を行った。さらに、被ばく線量推計ツールの開発を行った。積雪量が多いと遮蔽率も大きいことが確かめられたが、パラメータ化はまだできていないため今後の課題である。事故後1年の被ばく線量推計には、人口的な線量低減の要因として「除染」が、また自然の線量低減の要因として「土壌浸透（地下に浸透することによって土壌自身によって遮蔽される）や流出（別の場所に放射性セシウムが移動する）」が寄与している可能性がある。今後これらの効果をどのように組み込むかが大きな課題となる。

#### 4.4 放射性物質動態及び被ばく量解析のための先端的分析法の開発と応用

##### 4.4.1 海水中トリチウムの分析法と福島県極沿岸域における精密測定への応用

東京電力福島第一原発の事故から5年が経過したにもかかわらず、陸上では原子炉の冷却に使用した水と建屋地下に流入する地下水の影響で保管せざるを得ない汚染水が増え続けている。その汚染水を処理するために東京電力が設置した放射性物質除去装置 ALPS は放射性セシウム等の放射性物質を除去できるとされるが、汚染水中では水分子の一部として振る舞う放射性水素（トリチウム）の除去は理論上不可能である。原子力規制委では、ALPS による処理後、陸上タンクに保管している大量の処理済汚染水についてはトリチウムを基準値以下に薄めた上で海へ放出することを検討している。一方、原子力発電所内の山側から海側に向かって流れている地下水の一部が原子炉建屋に流入することを防ぐ目的で、山側でこの地下水を汲み上げて一旦タンクに貯留し、その水質が運用目標未満であることを確認したうえで海洋に排水する、いわゆる「地下水バイパス」の運用が2014年5月より開始された。以上のことを踏まえると、事故直後の汚染水漏洩、現在も微量ながら続く直接漏洩の影響、あるいは地下水バイパスによる効果を検証するために、福島第一原発周辺において沿岸域海水中のトリチウム測定を行うことはきわめて重要な研究課題である。しかしながら、精密測定には前処理の煩雑さと長時間に及ぶ測定を要するため、報告例（青山ら、2015）は限られている。東京電力においても福島第一原発周辺の定点において放射性セシウムなどと合わせてトリチウムのモニタリングを実施・公表しているが、検出限界をおおむね0.35 Bq/L（≒2.97 TU）としていることから多くの観測結果が検出下限以下となっており、福島県沿岸海域におけるトリチウムの汚染状況の把握は全くできないに等しい。そこで本研究では、海水中のトリチウムを濃縮することで検出下限値を東電よりも1桁以上上げる精密測定を実施し、これを福島県極沿岸域の海水中トリチウム測定に応用した。

#### （1）分析手法と観測方法

##### 1）トリチウムの濃縮法

試料水中に含まれるトリチウムの濃縮には水の電気分解を用いる。これは、トリチウム水の方が軽水素水よりも電解されにくい性質を利用したものである。一般的にはアルカリ水溶液にした試料水に金属電極を挿入して電解する方法（科学技術庁、1979）が用いられるが、本研究では斎藤ら（1996）によって開発された固体高分子電解質（SPE: Solid Polymer Electrolyte）を用いた水の電解法を利用した。SPE は陽イオン交換樹脂の一種で、高分子鎖にイオン伝導を担うためのスルホン酸基などを化学結合させたものである。SPE を用いた電解装置の模式図を図 4.4-1 に示す。両極間に電流を流すと陽極では水が分解されて酸素ガスが発生し、水素イオンが生成する。この水素イオンは SPE 中のスルホン酸基間を移動して陰極に到達し、電子

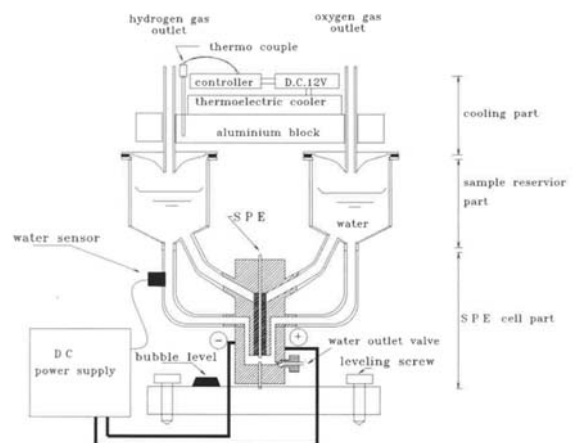


図 4.4-1 SPE を用いた電解装置の模式図

（斎藤と高田、1996 より転載）

を受け取って水素ガスとなる。この方法の最大の利点は試料水に化学的な処理を施さずに直接電解できる点にある。加えて、電解によって発生する水素ガスと酸素ガスが SPE によって両極側に分離されるので、従来法のように爆発性混合ガスが発生する可能性がない。同電解法を用いたトリチウム濃縮については、ペルメレック電極株式会社（現在、デラノ・ペルメレック株式会社）が開発した「トリピュア<sup>®</sup>トリチウム濃縮装置」が広く使用されており、本研究でも同装置を利用して試料水中のトリチウム濃縮を行った。

試料水の濃縮に先立ち、同装置を用いた場合のトリチウム濃縮倍率の見積もりを実施した。電解濃縮によるトリチウム濃度と水量の関係は次式で表される(科学技術庁, 1979)。

$$V_f / V_i = ((T_f \times V_f) / (T_i \times V_i))^\beta$$

ここで、 $V_i$ は初期水量、 $V_f$ は濃縮水量、 $T_i$ は初期濃度、 $T_f$ は濃縮濃度、 $\beta$ はトリチウム分離係数を示す。上式の  $V_i$  を独立変数にとり、 $T_f / T_i$  を表すと次式が得られる。

$$\log (T_f / T_i) = (1-1/\beta) \times \log (V_i) - (1-1/\beta) \times \log (V_f)$$

ここで、 $V_f$ を一定にすれば  $\beta$  は定数であるから、 $A = 1-1/\beta$  及び  $B = (1/\beta-1) \times \log (V_f)$  とおくと、上式は次式のように表される(斎藤と高田, 1996)。

$$\log (T_f / T_i) = A \times \log (V_i) + B$$

本研究に用いた濃縮装置は、図 4.4-1 に示した water sensor により試料水量が同センサーの水位に達すると濃縮を自動停止する仕組みであるため、 $V_f$  は一定に保たれる（本研究に用いた装置の  $V_f$  は約 70 mL に設定）。したがって、 $V_i$  を適宜変化させて  $T_f / T_i$  を測定すれば、装置固有の定数  $A$  及び  $B$  が決定できる。そこで本研究では、2 種類の濃度既知 ( $T_i$ ) の水試料を用いて  $V_i$  を 1600 ~ 2,200 mL で変化させて合計 13 回の濃縮実験を行い、各々の濃縮後のトリチウム濃度 ( $T_f$ ) を測定した。図 4.4-2 には実験結果を示した。本研究で使用したトリチウム濃縮装置には次式のような関係があることが分かった。

$$\log (T_f / T_i) = 1.13 \times \log (V_i) - 2.58$$

これにより、初期水量  $V_i$  と濃縮濃度  $T_f$  だけを測定すれば、未知試料の初期濃度  $T_i$  を決定することができる。なお、本装置で 2000 mL の試料水を電解するとトリチウムを約 15 倍濃縮することになる。

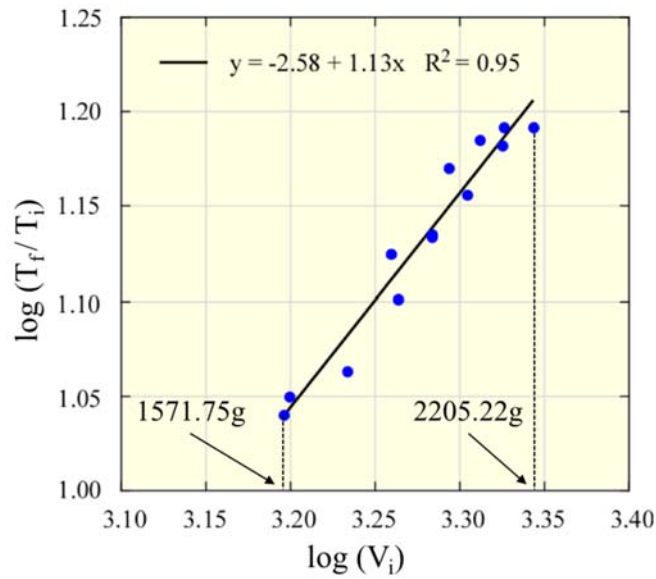


図 4.4-2 濃縮装置の装置定数 A 及び B 決定のための実験結果

## 2) 福島県極沿岸域における試料採取と分析方法

本研究の観測定点（全 11 点）を図 4.4-3 に示した。相馬市沖を北部海域、第一原発沖を中部海域、いわき市沖を南部海域とし、水深が 10 m、20 m 及び 30 m の各地点をそれぞれ観測定点とした。中部海域では第一原発の北放水口及び南放水口前も定点に加えた（図 4.4-4）。観測は年 2 回（1 月及び 7 月）実施することとし、地下水バイパス運用直後の 2014 年 7 月から開始した。観測定点

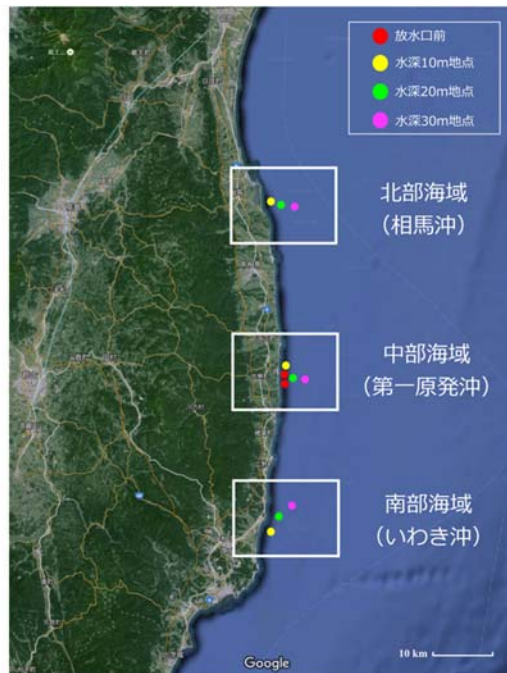


図 4.4-3 本研究における福島県極沿岸域における観測定点





図 4.4-4 福島第一原発の南放水口前観測点における採水風景

ではバンドン採水器を用いて表層 0.5 m 及び海底直上 1 m から海水 2 L を採取した。なお、中部海域の 20 m 深及び 30 m 深では 10 m 毎に採水した。本研究の開始に先立ち、地下水バイパス運用直前の 2014 年 4 月中旬に福島県沿岸の広範囲（檜葉町から南相馬市）において海岸からバケツ採取した海水試料についても同様の精密測定を行ったので、これを予備調査と位置付けて併せて報告する。

海水試料は電解中に SPE を劣化させる可能性があるため、必ず蒸留により脱塩した。試料水およそ 2 L を上述のトリチウム濃縮装置に投入し、電気分解によって 70 mL まで減容して試料水中のトリチウムを濃縮した。これに乳化シンチレータ（Aquasol-2）を体積比 1:1 で混合して 100 mL の測定用カクテルを調製した。トリチウムの測定には、大学共同利用機関法人 高エネルギー加速器研究機構が所有する液体シンチレーションカウンタ（Aloka-LB7）を借用した。バックグラウンド試料には、原発事故前の 2008 年に西部北太平洋の 5,500 m 以深から採取された海水に、測定試料と同様の処理を施したものを使用した。なお、本研究ではトリチウム濃度をトリチウム・ユニット（1 TU :  $10^{18}$  個の水素原子の中にトリチウム原子が 1 個、0.118 Bq/L に相当）で表現した。また、各濃度は試料採取日に壊変補正した。

## （2）結果と考察

地下水バイパス運用直前の 2014 年 4 月中旬の予備調査の結果を図 4.4-5 に示した。本調査は潮間帯で得られたために波浪に伴う砂などの異物混入が避けられず、必ずしも海水そのものの分析ができていたとは限らない。したがって観測点間のバラツキも散見されるが、St. 7（福島県水産種苗研究所敷地内、福島第一原発の南側 1.5 km）の 9.47 TU (= 1.12 Bq/L) を筆頭に、他の観測点で 1.02~2.39 TU が観測された。1997 年の日本海沿岸域表層のトリチウム濃度を 1.0~1.5 TU と報告されている（荒巻ら、2010）ことから、現時点での日本周辺における表層水におけるフォールアウトに由来トリチウム濃度はおよそ 0.7 TU 以下と推定されるので、全ての観測点に原発事故由来のトリチウムの影響が及んでいることが分かった。海域で比較すると、福島第一原発の南側で高い傾向があるように見受けられる。

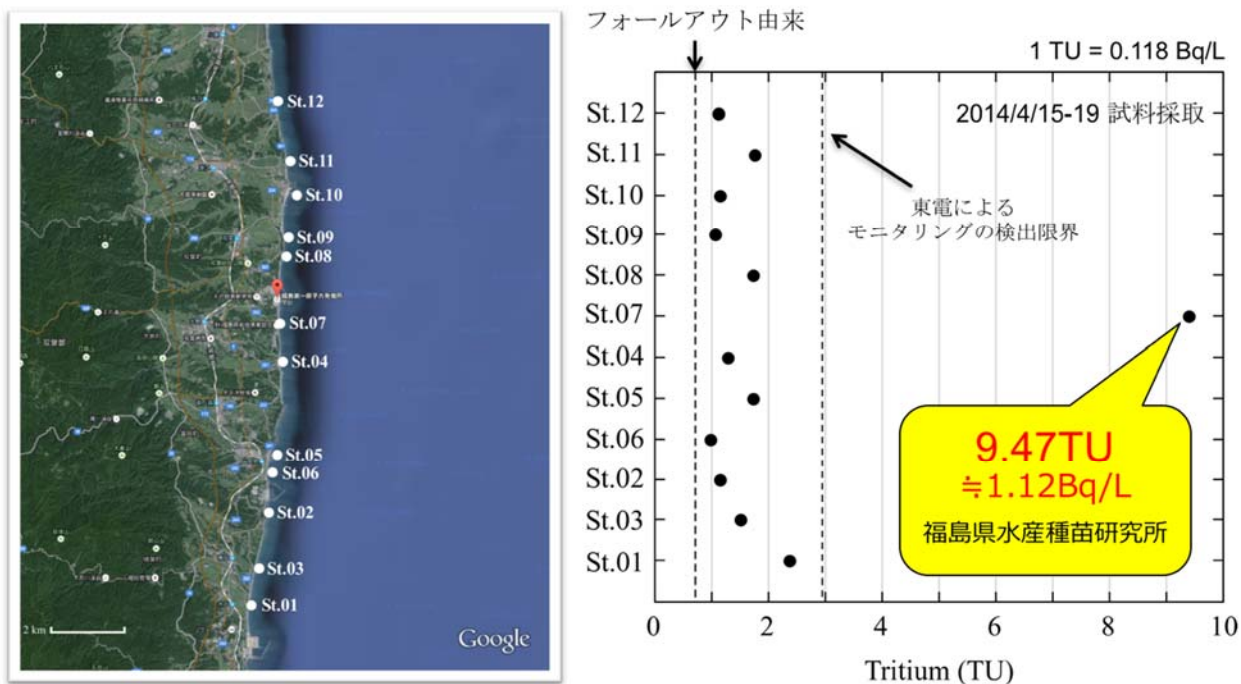


図 4.4-5 予備調査における観測点（左図）と各観測点のトリチウム濃度（右図）

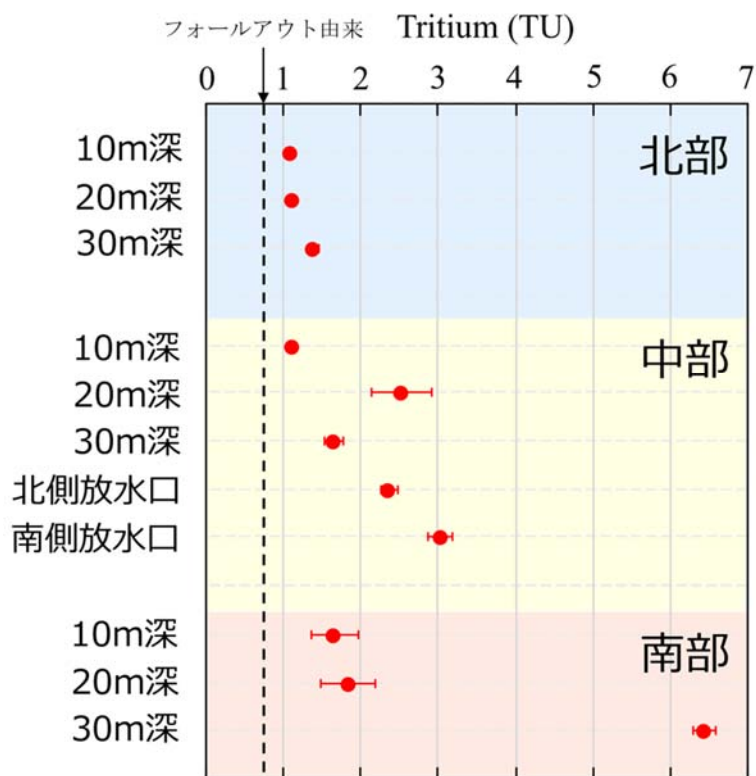


図 4.4-6 2014年7月の福島県極沿岸域における表層水のトリチウム濃度

2014年7月の表層水の測定結果を図4.4-6に示した。海域ごとに比較すると、いずれの海域でも沿岸よりも沖合の地点が高い傾向にあり、北部海域は総じて低い傾向（1.09–1.38 TU）にあるが福島第一原発に近い中部海域が極めて高いという傾向はなく最も高濃度（6.44 TU）が検出されたのは南部海域の30 m 深の表層であった。また、東電によるモニタリング定点に極めて近い北放水口と南放水口の表層水は、それぞれ2.37 TUと3.03 TUであり、南放水口が東電の検出下限値（2.97 TU）をわずかに超える程度であった。中部海域及び南部海域で得られた各観測点の鉛直分布を、同時にCTD（現場型水温塩分深度計）で観測した水温・塩分データとともに図4.4-7に示した。

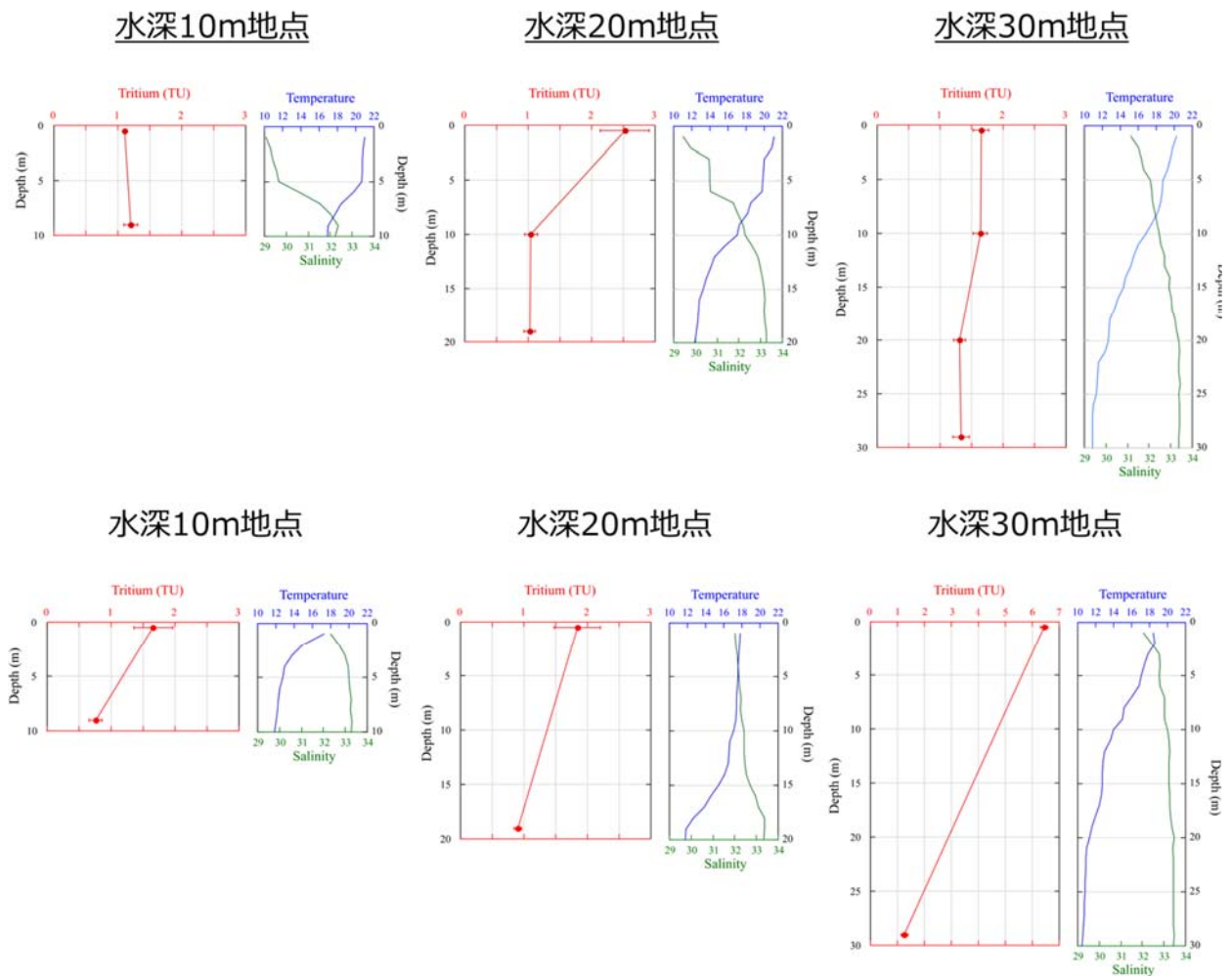


図 4.4-7 中部海域（上段）及び南部海域（下段）におけるトリチウムの鉛直分布

中部海域の水深 10 m 地点を除くと、いずれの観測点でも深度とともにトリチウム濃度が減少する傾向が見られた。水温・塩分データによると、中部海域では水深 5–10 m 程度に水温躍層があり、これを反映するように躍層の下層で得られた海水のトリチウム濃度が減少する傾向にある。表層と海底直上のみで分析を行った南部海域も、各観測点で躍層の深度はまちまちだが、躍層の下層に当たる海底直上の海水ではトリチウム濃度が減少する。特筆すべき点は当該海域の海底直上ではいずれもトリチウム濃度が 1 TU 程度まで減少する点であり、特に水深 10 m 地点及び水深 20 m 地点では 0.8 TU 以下となっており、原発事故に由来するトリチウムがほとんど検出されな

かった。これらの結果は、原発事故に関連して極沿岸域に放出されたトリチウムは下層水とほとんど混合することなく、水深 10 m 程度のごく表層（混合層）を比較的速やかに南方に輸送されていることを示唆している。ただし、今回分析した試料は 4 月及び 7 月の海洋が成層化する時期の解析にとどまっており、1 年を通して同じような挙動をするものとは考えられない。今後は、冬季（1 月）に観測した試料の分析を進め、福島県極沿岸域における海水中トリチウムの挙動について詳細な解析を行う予定である。

#### 4.4.2 環境試料中の放射性ストロンチウム分析法の簡略化

2011 年 3 月 11 日の東日本大震災によって福島第一原発事故が発生し、環境中には放射性ストロンチウムが放出された。この放射性ストロンチウムは半減期が約 30 年と長く、また、同じアルカリ土類金属のカルシウムと類似した性質があるため、生物（特に骨組織）あるいは生態系に長期的に濃縮・蓄積されることが予想される。しかし、この核種の環境汚染実態の解明については進んでいない。その理由として、放出量が放射性セシウム等よりも少ないことによる社会的関心の低さとともに、分析法の難しさがあると考えられる。従って、放射性ストロンチウム汚染実態の解明を今後さらに推し進めていくためには、分析法の簡略化・迅速化が必要不可欠である。そこで本研究では、福島第一原発事故に由来する環境試料中の放射性ストロンチウム分析の簡略化を目的に、クラウンエーテル樹脂（Sr Resin、Eichrom）による放射性ストロンチウム分析法の検討を行った。

##### （1）放射性ストロンチウム分析法の簡略・迅速化

放射性ストロンチウム分析には様々な分析が存在するが、そのほとんどは時間と手間がかかる方法である（文部科学省, 2003; Vajda and Kim, 2010）。例えば、従来用いられている文部科学省（2003）における手法は、多種の沈殿法の繰り返しあるいは沈殿法と陽イオン交換樹脂との組み合わせによる複雑な Sr 分離工程で構成されている。一方で、放射性ストロンチウムの迅速分析法についても検討されている。その中の一つに、クラウンエーテルを用いた分析法がある（Horwitz et al., 1992; Smith et al., 1996; Kameo et al., 2007; Rajec et al., 2009; Ometáková et al., 2011）。クラウンエーテルはストロンチウム選択性が非常に強く、効率的なストロンチウムの分離が可能である事が知られ、そのクラウンエーテルを用いた樹脂である Sr Resin（Eichrom）は放射性ストロンチウム分析にも用いられている（Horwitz et al., 1992; Dietz and Jensen, 2004; Jakopič and Benedik, 2005）。本研究では、この Sr Resin による固相抽出法を用いて従来の放射性ストロンチウム分析法である文部科学省（2003）の簡略・迅速化を試みた。

##### （2）方法

放射性ストロンチウム（Sr-89、90）分析の対象は生物（二枚貝、軟体部：1,000 g 生）、底質・土壌（100 g 乾）、海水（10 L）、陸水（湖・河川水：50 L）とした。Sr-90 分析における各処理法の大まかな流れは以下の通りである（図 4.4-8）。生物は灰化後に酸分解、底質・土壌は灰化後に酸抽出、海水は炭酸塩沈殿、河川水はキレートファイバー（MetaSEP CH-1、GL Sciences）による濃縮を行った。次いで、各試料とも Sr Resin（Eichrom）を用いた固相抽出により Sr 分離を行い、その溶離液に対して水酸化鉄による共沈処理を行った。その後、2 週間以上の間隔をあけて



再び水酸化鉄共沈法によるミルクングを行い低バックグラウンド  $2\pi$  ガスフローカウンター (LBC-4211B、Hitachi Aloka Medical) による Sr-90 の定量を行った。また、Sr-89 と 90 の同時分析を行う場合は、Sr Resin 溶離液に対して炭酸塩沈殿処理を行い、回収した沈殿物 (炭酸ストロンチウム) のベータ線 (Sr-89、90、Y-90) を測定した。その後、この炭酸塩を酸に溶解させて上記の Sr-90 分析 (ミルクング～測定) を行い、Sr-89 および 90 の定量を行った。各手法の Sr 回収率は、安定 Sr の添加回収法で行い、試料中の各元素濃度は ICP 発光分光法 (ICAP-750 及び 61E-Trace、Thermo Fisher Scientific) で求めた。検討した分析法の評価は放射性ストロンチウム (Sr-89、90) の添加実験 (二枚貝軟体部、海水、土壌)、および World-Wide Open Proficiency Test (PT : IAEA-TEL-2012-03、2014-03、2015-03 ; 土壌、水道水) によって行った。

また、高濃度の放射性セシウムを含む土壌の分析から、上記の Sr 分離法における放射性セシウム除去効率についての評価も行った。放射性セシウムは放射性ストロンチウムと同様にベータ線を放出するため、放射性ストロンチウム分析においては妨害核種となる可能性がある。原発事故により土壌に沈着した放射性セシウム (Cs-137) と放射性ストロンチウム (Sr-90) の比はおよそ 1/1000 と推定されているため (原子力規制委員会 2012)、原発事故に関連する試料の放射性ストロンチウム分析法を検討する際には、放射性セシウムの除去効率を評価することも重要である。なお、各種環境試料 (二枚貝、土壌・底質、海水、河川水) の詳細な検討および放射性ストロンチウム添加実験の結果についてはすでに報告済みである (荻部, 2012、2013、2014、2015)。

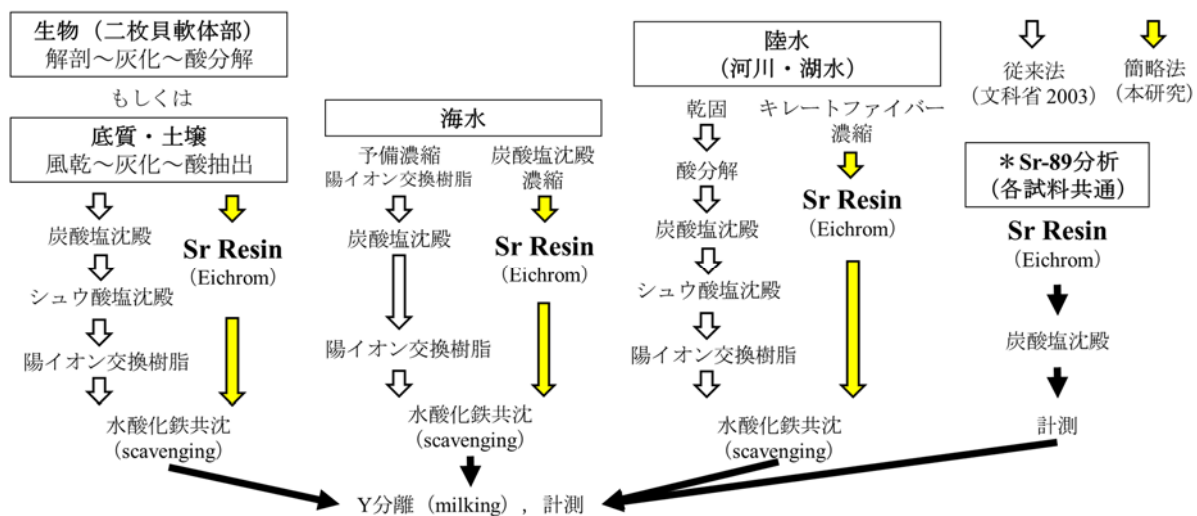


図 4.4-8 分析の流れ (概要)

### (3) 結果および考察

生物試料の分析における安定 Sr 回収率は、酸分解とその後の固相抽出処理 (Sr Resin: 3~6 g, mesh size: 100-150  $\mu\text{m}$ 、表 4.4-1) および水酸化鉄共沈処理を通して  $86 \pm 14\%$  ( $n=28$ ) となった。また、Sr-90 の定量下限値は 0.008-0.14 ( $0.02 \pm 0.03$ ) Bq/kg となり、従来法の 0.02 Bq/kg (目標レベル、文部科学省 2003) と同等であった。なお、従来法における分析目標レベルの計算条件は、計数効率 27% (本研究 : 54~63%)、バックグラウンド 0.3 cpm (本研究 : 0.3 cpm)、60 分測定 (本研究 : 60 分測定)、Sr 回収率 90%である。Sr Resin 処理における Sr 回収率 (溶離) とサンプル量 (軟体部湿重量) の関係について図 4.4-9 に示した。その結果、Sr Resin 使用量が 3 g の場合には、サンプル量の増加とともに Sr 回収率が低下する傾向がみられた。表 4.4-2 に示すように二枚貝中

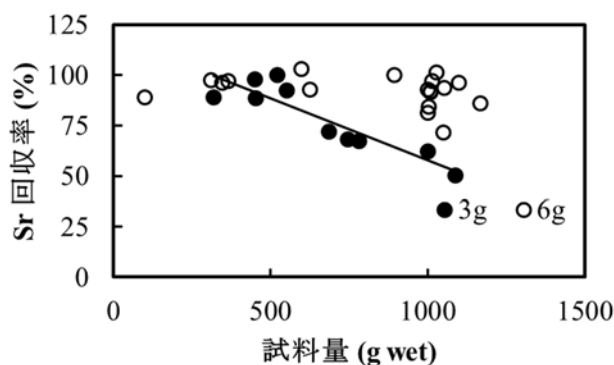
には Sr に比べて Ca、K 等が多い。これらの元素は Sr Resin 処理における妨害元素となることが知られている (Horwitz et al. 1992)。従って、二枚貝中に多く含まれる Ca や K が Sr Resin 使用量 (3 g) におけるサンプル量増加による Sr 回収率低下の原因の一つとなっていると考えられる。従って、二枚貝の軟体部 1000 g 程度の放射性ストロンチウム分析を行うためには、Sr Resin が 6g 程度必要であるといえる。

表 4.4-1 生物試料 (二枚貝軟体部) における Sr Resin 処理条件

Sr Resin	リンス液		溶離液	
3 g	8M HNO <sub>3</sub>	40-60 mL	0.05MHNO <sub>3</sub>	80 mL
6 g	8M HNO <sub>3</sub>	200-250 mL		

使用カラム: ベッド容量: 20 mL、ポリプロピレン製 (エコノパックカラム、Bio-Rad Laboratories)

(実線は Sr Resin 3 g 処理における回帰直線:)



$$y = -0.06 \times \text{試料量 (g wet)} + 119.48, n = 10, r^2 = 0.82, p < 0.001$$

図 4.4-9 生物試料 (二枚貝軟体部) 酸分解液の Sr Resin 処理時の Sr 回収率と試料量 (軟体部)

表 4.4-2 二枚貝 (軟体部) 中の主要元素濃度 (n=28、平均±標準偏差)

	mg/kg wet
Sr	6.6 ±2.1
Ca	603 ±251
K	1,671 ±416
Mg	749 ±116
Na	5,046 ±1,022

底質・土壌処理の Sr 回収率は、酸抽出、固相抽出処理 (Sr Resin : 6g)、水酸化鉄共沈処理を通して 87±8% (n=20) となった。Sr-90 の定量下限値は 0.21±0.05 Bq/kg となり、従来法の 0.2 Bq/kg (目標レベル、文部科学省 2003) と同じであった。底質・土壌試料における Sr Resin 処理でのリンス液及び溶離液量は、それぞれ 8M HNO<sub>3</sub> 200 mL、0.05M HNO<sub>3</sub> 80 mL 程度で十分であり (図 4.4-10)、生物試料 (二枚貝軟体部 1000 g) 処理時の条件と同じである。

海水試料では、Sr 等の陽イオンを炭酸塩沈殿により回収し、その炭酸塩沈殿を硝酸に溶解させ



て固相抽出 (Sr Resin: 12 g、表 4.4-3) と水酸化鉄共沈処理を行った。その結果、Sr 回収率は  $80 \pm 10\%$  ( $n=10$ ) となった。Sr-90 の定量下限値は  $0.002 \pm 0.001$  Bq/kg となり、従来法の  $0.0006$  Bq/kg (40 L における目標レベル、文部科学省 2003) と大きな違いはない。陸水試料 (湖水、35 L) では、キレートファイバーによる濃縮 (表 4.4-4)、固相抽出 (Sr Resin: 6 g、処理条件は二枚貝と同じ)、水酸化鉄共沈処理を通して 70%、Sr-90 の定量下限値は  $0.0005$  Bq/kg (従来法: 100 L 試料で  $0.0002$  Bq/kg、文部科学省 2003) となった。

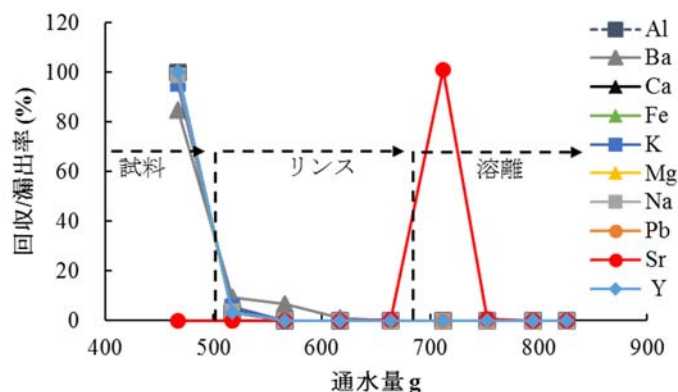


図 4.4-10 底質試料 50 g dry における Sr Resin 溶離曲線

表 4.4-3 海水試料 (10 L) における Sr Resin 処理条件

Sr Resin	リンス液		溶離液	
12 g	8M HNO <sub>3</sub>	250 mL	0.05M HNO <sub>3</sub>	100-150 mL

表 4.4-4 河川水濃縮 (MetaSEP CH-1) における処理条件

試料量	MetaSEP CH-1	リンス液		溶離液	
10L	25 g	超純水	100 mL	4M HNO <sub>3</sub>	300 mL
15L	50 g				

使用カラム: ベッド容量: 60 mL、ポリプロピレン製 (InertSep Empty Reservoir, GL Sciences)  
 手順: 試料と樹脂の攪拌時間は 2-4 時間 (バッチ法)。攪拌後にカラムに溶液とキレートファイバーを入れて分離した後、上記の表の通りの溶液を通水し、Sr 他の元素を回収する (荏部 2014)。

次いで、海水、二枚貝、土壌試料に Sr-89、90 を添加し、実際の分析値と添加量から計算した参照値との比較を行ったところ、分析値と参照値はほぼ一致した (荏部, 2015)。この分析における Sr-89 の定量下限値は海水 (4 L) が  $0.02$  Bq/kg、二枚貝 (軟体部、500 g) が  $0.04$  Bq/kg、土壌 (100 g) が  $0.21$  Bq/kg となり、これらの値が本研究で検討した放射性ストロンチウム (Sr-89) 分析法における分析濃度レベルの目安となると考えられる。また、PT (土壌、水道水) も認証値と分析値に大きなずれはなく (表 4.4-5)、本研究によって検討した分析法に問題がないことが分かった。以上の結果から、従来の放射性ストロンチウム分析法 (文部科学省, 2003) のような多種の沈殿法の繰り返しあるいは陽イオン交換樹脂との組み合わせによる複雑な Sr 分離工程を Sr

Resin によって簡略化できたといえる（図 4.4-8）。

**表 4.4-5 PT（土壌、水道水）試料の分析結果（Karube et al. 2016 を改訂）**

	測定値			認証値	
	Sr 回収率	Sr-90	不確かさ (k=1)	Sr-90	不確かさ (k=1)
	%	Bq/kg		Bq/kg	
土壌	82	29	2	25.4	1.9
土壌	98	39.1	1.8	36.2	2.7
水道水	82	14.6	0.6	14.93	0.14
水道水	75	25.2	1.3	24.5	0.2
水道水	87	31.2	1.1	29.6	0.8

土壌中には、Y-90 の β 線測定時の妨害元素となる Pb などの β 線放出核種が含まれており、これらの各種の除去工程は以前の報告（荏部, 2014）で検討済みである。一方で、原発事故に関連する土壌試料の場合は β 線放出核種である放射性セシウムが特に多く含まれているため、本研究では放射性セシウムを高濃度に含む試料（表 4.4-6）を用いて上記の土壌分析を行い、Sr 分離処理後における放射性セシウム除去効果の確認を行った。その結果、水酸化鉄沈殿処理後の試料中の Cs-134+137 量は、いずれの試料でも定量下限値（2.1 Bq）以下となった（図 4.4-11）。この値から、放射性セシウム除去率（ $100 \times (1 - \text{処理後の Cs-134+137 量} / \text{処理前の Cs-134+137 量})$ ）を見積もると 99.66–99.96% であることが分かった。従って、試料中の放射性セシウムのほとんどは Sr 分離過程の段階までで除去できたといえる。また、最も放射性セシウム濃度が高い試料（No.1）について、Y-90 測定試料を一定期間ごとに再測定し、測定値が Y-90 の半減期（減衰曲線）と一致するか確認した（図 4.4-12）。その結果、Y-90 の半減期と一致し、放射性セシウムを含む他の放射性核種の影響は見られなかった。従って、本研究において検討した放射性ストロンチウム分析法は福島第一原発事故に関連する放射性セシウム濃度が高い試料（特に、土壌試料）についても十分に対応可能であるといえる。

**表 4.4-6 放射性セシウムを含む土壌試料**

	Cs-134 (kBq/kg)	Cs-137 (kBq/kg)	Sr-90 (Bq/kg)
No.1	111.1 ±1.4	331.6 ±0.6	123.4 ±4.7
No.2	80.3 ±0.4	239.0 ±0.8	70.7 ±3.8
No.3	46.9 ±0.2	138.8 ±0.5	69.1 ±4.0
No.4	14.5 ±0.1	42.9 ±0.2	4.5 ±0.6
No.5	5.9 ±0.1	17.4 ±0.1	4.9 ±0.9

土壌試料：風乾した後に 2 mm メッシュの篩にかけた。

放射性 Cs (Cs-134、137)：試料を U8 容器に入れて NaI (TI) シンチレーションカウンターで測定。Sr Resin 処理：土壌 5–10 g、Sr Resin : 3 g

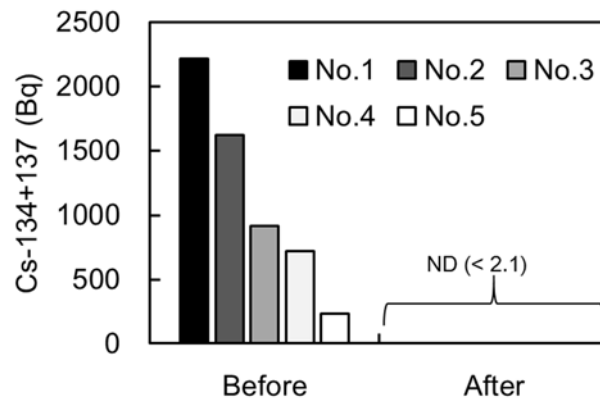


図 4.4-11 土壤試料の Sr 分離過程における Cs-134, 137 除去効果  
 (Before : 処理前試料に含まれる Cs-134+137 量  
 After : 水酸化鉄沈殿処理後の試料中の Cs-134+137 量)

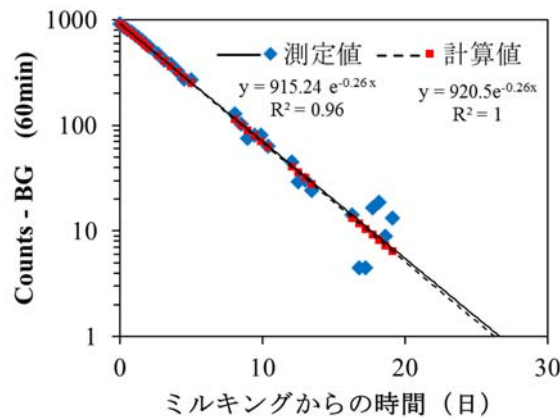


図 4.4-12 Y-90 測定試料 (土壤、No.1) における Y-90 減衰曲線 (実測値と計算値)

以上のように、Sr Resin を用いることで従来の放射性ストロンチウム分析法における Sr 分離過程を簡略化することができた。しかし、本研究で検討した放射性ストロンチウム分析法は、Sr 分離後に Y-90 の成長を待たために 2 週間以上の時間が必ず必要となり、従来法と比べても分析全体にかかる時間の大幅な短縮はできていない。一方で、放射性ストロンチウム (Sr-89, 90) の迅速分析法については、液体シンチレーションカウンターを用いた分析法 (文部科学省, 1996、厚生労働省, 2002) や放射性イットリウム (Y-90) を試料から直接分離して放射性ストロンチウム (Sr-90) を定量する分析法 (Tazoe et al., 2016) などが知られている。本研究で検討した分析法はこれらの迅速分析法に比べて迅速性では劣っている。しかし、我々の手法は Sr-89 の分析が可能な点や定量下限値が低い点 (文部科学省, 1996: 海水 10 L に対して Sr-90 は 0.02 Bq/L (分析目標)、本研究: 定量下限値が 0.002 Bq/kg) など、他の迅速分析法にはない特徴を備えている。原発事故直後の状況では、一定濃度の放射性ストロンチウムが含まれる環境試料に関してその核種の無有をいち早く把握する必要があるために迅速分析法が必要不可欠である。一方で、事故から時間が経過するにつれて放射性ストロンチウムが様々な濃度 (極低～高) で含まれる環境試料の分析が必要となり、分析法の迅速性ではなく分析精度あるいは分析精度と簡便性が重要となってくる。従って、そのような状況においては本研究の手法が放射性ストロンチウム分析手法の重要な選択

肢となるだろう。

#### 4.5 4章のまとめ

これまで、モニタリングではつくば周辺の常総地域、福島県の飯舘村などにおける実測を基に、被ばく線量および被ばく線量に関する詳細な調査を実施した。平成27年度も引き続き、大気粉じん中、室内ダスト中の放射性セシウムの起源、室内ダスト中放射性セシウムの起源に関する情報を得た。特にこれから帰還が進む地域においては、屋外の除染が進む一方で、人々が最も長い時間を過ごす室内における線量をどう低減するかが重要となるため、屋内の線量の低減するための効果的な方法の探索の基礎データとして、線量の方向特性や家屋による遮蔽の効果などを解析した。今後さらにデータを蓄積して、効果的な被ばく線量低減対策の一助となることが期待される。さらに、被ばく線量のモデル推計のために、飯舘村における定点空間線量観測データの解析を行った。今後解析結果を被ばく線量推計モデルに組み込む予定である。

被ばく線量モデル推計では、平成26年度までに構築した東日本における追加被ばく線量の推計モデルの検証と放射性セシウムの土壌沈着量分布の人口分布の補正および積雪による遮蔽効果に関する精緻化を実施した。今後の長期被ばく線量推計のためには、本年度検討した積雪による遮蔽効果のモデル化とともに、除染の効果や放射性セシウムの地下浸透に伴う線量低減をモデル化する必要がある、今後の大きな課題である。

また、震災以後、放射性セシウム以外の核種についても研究を行ってきた。汚染水の処理によっても除去できないトリチウムについては、海洋環境モニタリングに欠かせない項目でありながら、鋭敏な検出法を用いない限り定量値を得られなかった。放射性セシウムにくらべて圧倒的にデータ量の不足している、放射性ストロンチウムのより簡便な分析法に関する研究も一定の成果が得られた。

#### 参考文献

- 青山道夫, 石丸隆, 立田穰, 津旨大輔, 芳村毅, 濱島靖典, 玉利俊哉, 水野拓治 (2015) 福島県沿岸での海水及び魚筋肉中の放射性セシウムとトリチウム濃度, 2015年度日本海洋学会春季大会講演要旨集, 198
- 荒巻能史, 乙坂重嘉, 高畑直人, 磯田豊, 久万健志, 千手智晴 (2010) マルチトレーサーによる日本海底層水の循環と海水特性の解析, 2010年度日本海洋学会春季大会講演要旨集, 221
- Dietz ML, Jensen MP (2004) EXAFS investigations of strontium complexation by a polymer-supported crown ether., *Talanta*, 62, 109–113
- 福島原発行動隊 (2015) 私信
- 古田琢哉, 高橋史明 (2014) 環境に沈着した事故由来の放射線セシウムからのガンマ線に対する建物内の遮蔽効果及び線量低減効果の解析, *JAEA-Research* 3014-003, 100
- 原子力規制委員会 (2012) : 文部科学省による、①ガンマ線放出核種の分析結果、及び②ストロンチウム 89、90 の分析結果 (第2次分布状況調査) について  
[http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/7000/6213/24/6213\\_20120912\\_rev20130701.pdf](http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/7000/6213/24/6213_20120912_rev20130701.pdf)
- 原子力規制委員会、放射線モニタリング情報、<http://radioactivity.nsr.go.jp/map/ja/>
- Horwitz EP, Chiarizia R, Dietz ML (1992) A novel strontium-selective extraction chromatographic resin.,

- Solvent. Extr. Ion Exch., 10, 313–336
- IAEA (2000) Generic procedures for assessment and response during a radiological emergency and response during a radiological emergency, IAEA-TECDOC 1162
- ICRP (1996) ICRP Publication 72: Age-dependent Doses to the Members of the Public from Intake of Radionuclides Part 5, Compilation of Ingestion and Inhalation Coefficients, Annals of the ICRP Volume 26/1, Elsevier, 94
- 飯舘村 (2015a) 広報いいたて電子版, 612, 4-5
- 飯舘村 (2015b) 広報いいたてお知らせ版, 号外 106 号ほか
- Jakopič R., Benedik L. (2005) Tracer studies on Sr resin and determination of <sup>90</sup>Sr in environmental samples., Acta. Chim. Slov., 52, 297–302
- 科学技術庁編 (1979) トリチウム分析法, 日本分析センター
- Kameo Y, Katayama A, Fujiwara A, Haraga T, Nakashima M (2007) Rapid determination of <sup>89</sup>Sr and <sup>90</sup>Sr in radioactive waste using Sr extraction disk and beta-ray spectrometer., J. Radioanal. Nucl. Chem., 274, 71–78
- 鏡淵英紀, 小藪健, 鈴木智, 武藤昭一 (2014) 指向性を有する空間線量率モニタリング装置の開発, 第 3 回環境放射能除染研究発表会要旨集, 29
- 環境省、除染情報サイト、<http://josen.env.go.jp/>
- Karube Z., Inuzuka Y., Tanaka A., Kurishima K., Kihou N., Shibata. Y (2016) Radiostromtium monitoring of bivalves from the Pacific coast of eastern Japan., Environ. Sci. Pollut. Res., doi: 10.1007/s11356-016-6878-8
- 気象庁、観測地点 (アメダス)、[http://www.jma.go.jp/jp/amedas\\_h/map25.html](http://www.jma.go.jp/jp/amedas_h/map25.html)
- 国土交通省 (2014) 国土数値情報平年値メッシュデータ
- 国立環境研究所 (2012) 平成 23 年度 環境中の放射性物質の動態解明及び放射性物質に汚染された廃棄物等の効率的な処理処分等研究委託業務報告書, 第 1 編 6 章, 77-80
- 国立環境研究所 (2013) 平成 24 年度 環境中の放射性物質の動態解明及び放射性物質に汚染された廃棄物等の効率的な処理処分等研究委託業務報告書, 第 1 編 3 章, 42-47
- 国立環境研究所 (2014) 平成 25 年度 環境中の放射性物質の動態解明及び放射性物質に汚染された廃棄物等の効率的な処理処分等研究委託業務報告書, 第 1 編 3 章, 49-56
- 国立環境研究所 (2015) 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—, 230-231
- 国立環境研究所 (2014a) 平成 25 年度環境中の放射性物質の動態解明及び放射性物質に汚染された廃棄物等の効率的な処理処分等研究委託業務報告書
- 国立環境研究所 (2014b) 平成 23-25 年度委託業務報告書、ヒト曝露解析
- 国立環境研究所 (2014c) 平成 23-25 年度委託業務報告書、広域環境モニタリング調査及び解析
- 国立環境研究所 (2015) 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—放射性物質の動態解明、被ばく量の評価、生物・生態系への影響評価—
- 厚生労働省 (2002) 緊急時における食品の放射能測定マニュアル
- 厚生労働省、食品中の放射性物質の検査、<http://www.mhlw.go.jp/stf/houdou/2r9852000001m9tl.html>
- 厚生労働省 (2011) 食品からの放射性物質の一日摂取量の推定について (平成23年12月22日食品

- 衛生分科会放射性物質対策部会、資料7)
- 厚生労働省 (2012) 食品からの放射性物質の一日摂取量の推定について (報道発表 別添資料)
- 文部科学省 (1996) 液体シンチレーションカウンタによる放射性核種分析法
- 文部科学省 (2003) 放射性ストロンチウム分析法
- 文部科学省 (2011)、第4次航空機モニタリング測定結果、  
<http://radioactivity.mext.go.jp/ja/list/258/list-1.html>
- Ometáková J., Dulanská S., Mátel L., Remenec B. (2011) A comparison of classical <sup>90</sup>Sr separation methods with selective separation using molecular recognition technology products AnaLig® SR-01 gel, 3M Empore™ Strontium Rad Disk and extraction chromatography Sr®Resin., *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 290, 319–323
- Rajec P., Mátel L., Rosskopfová O., Dulanská S., Galanda D. (2009) Determination of radionuclides in environmental samples. In: Aycik, G.A.(Ed.) *New Techniques for the detection of nuclear and radioactive agents*, NATO Science for Peace and Security Series B: Physics and Biophysics 2009. Springer, Netherlands, Dordrecht, 273–285
- 斎藤正明, 高田茂, 島宗孝之, 錦善則, 清水秀人, 林貴信 (1996) 固体高分子電解質を用いたトリチウム電解濃縮, *RADIOISOTOPES*, 45, 285–292
- 斎藤正明, 高田茂 (1996) 固体高分子電解質方式トリチウム自動濃縮装置の開発, *RADIOISOTOPES*, 45, 483–490
- Smith L. L., Orlandini K., Alvarado J.S., Hoffmann K.M., Seely D.C., Shannon R.T. (1996) Application of Empore™ Strontium Rad Disks to the analysis of radiostrontium in environmental water samples., *Radiochim. Acta*, 73, 165–170
- Tazoe H., Obata H., Yamagata T., Karube Z., Nagai H., Yamada M. (2016) Determination of strontium-90 from direct separation of yttrium-90 by solid phase extraction using DGA Resin for seawater monitoring., *Talanta*, 152, 219-227
- 統計局 (2008)、平成 20 年住宅・土地統計調査、  
<http://www.estat.go.jp/SG1/estat/NewList.do?tid=000001028768>
- 統計局 (2010) 平成 22 年国勢調査、<http://www.stat.go.jp/data/kokusei/2010/>
- UNSCEAR (2008) Sources and effects of ionizing radiation, Vol 1,  
[http://www.unscear.org/docs/reports/2008/09-86753\\_Report\\_2008\\_Annex\\_A.pdf](http://www.unscear.org/docs/reports/2008/09-86753_Report_2008_Annex_A.pdf)
- US EPA (2011) EXPOSURE FACTORS HANDBOOK: 2011 EDITION
- Vajda N., Kim C.K. (2010) Determination of radiostrontium isotopes: a review of analytical methodology., *Appl. Radiat. Isot.*, 68, 2306–2326
- Yamamoto N., Takahashi Y., Yoshinaga J., Tanaka A., Shibata Y. (2006) Size distributions of soil particles adhered to children's hands, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 51, 157-163