

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—

平成27年9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—

1. 広域環境動態計測及び解析	1
1.1 概要	1
1.2 森林域における放射性セシウムの挙動解明.....	2
1.2.1 はじめに.....	2
1.2.2 調査地の概要.....	2
1.2.3 森林生態系における放射性セシウムの挙動.....	5
1.3 河川における放射性セシウムの動態解明.....	22
1.3.1 はじめに.....	22
1.3.2 調査方法.....	22
1.3.3 測定結果.....	24
1.4 ダム・湖沼における挙動.....	31
1.4.1 霞ヶ浦への堆積について.....	31
1.4.2 ダム湖における放射性セシウムの貯留作用.....	36
1.4.3 霞ヶ浦（流入部を含む）水界生態系への移行について.....	39
1.5 松川浦における堆積実態の把握.....	46
1.5.1 はじめに.....	46
1.5.2 調査地の概要.....	46
1.5.3 底質への放射性セシウムの堆積.....	46
2. 多媒体環境モデリング	56
2.1 概要	56
2.1.1 3つのモデリング研究.....	56
2.1.2 大気モデリングの概要.....	56
2.1.3 陸域モデリングの概要.....	57
2.1.4 海域モデリングの概要.....	57
2.2 大気	58
2.2.1 はじめに.....	58
2.2.2 シミュレーション手法.....	58
2.2.3 事故後初期の大気濃度のシミュレーション精度評価と感度実験.....	60
2.2.4 事故後数年間にわたるセシウム 137 大気濃度のシミュレーション.....	67
2.2.5 再飛散を考慮した大気シミュレーションとその初期評価.....	68
2.2.6 まとめ	74

2.3	陸域	76
2.3.1	はじめに	76
2.3.2	陸域環境での放射性物質の多媒体動態の予測	76
2.3.3	モデル高度化およびモデル検証に向けた観測結果の解析	80
2.3.4	G-CIEMS モデル高度化に向けた検討	82
2.3.5	森林域における放射性セシウム動態の長期予測	85
2.3.6	結論	90
2.4	海域	91
2.4.1	研究目的	91
2.4.2	シミュレーション手法	92
2.4.3	結果と考察	96
2.5	まとめと今後の課題	107
2.5.1	まとめ	107
2.5.2	今後の課題	107
3	生物・生態系への影響評価	109
3.1	概要	109
3.2	放射線等の生物影響評価	109
3.2.1	相同組換え検出植物を用いた低線量放射線影響の調査	109
3.2.2	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	120
3.2.3	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	131
3.2.4	松川浦における水生生物への移行について	140
3.2.5	福島沿岸域における環境・生物調査	148
3.3	生態系変化の実態把握	153
3.3.1	生態系・景観モニタリング体制の構築	153
3.3.2	景観モニタリング体制の構築	160
3.3.3	両生類への影響調査	167
3.3.4	潮間帯生物への影響調査	174
3.3.5	広域環境モニタリング調査及び解析	182
3.4	まとめと今後の課題	192
4	被ばく源及び被ばく量に関する調査	193
4.1	はじめに	193
4.2	被ばく源に関する解析	193
4.2.1	試料・方法	194
4.2.2	大気粉じん中の放射性セシウム	195

4.2.3	室内ダスト中の放射性セシウム.....	198
4.2.4	コリメータを利用した空間線量の方向別寄与の評価.....	202
4.2.5	ロガー式線量計を利用した被ばく線量の評価.....	206
4.3	人の被ばく線量推計.....	213
4.3.1	方法.....	214
4.3.2	結果と考察.....	218
4.3.3	まとめと今後の課題.....	228
4.4	放射性物質動態及び被ばく量解析のための加速器質量分析法等の先端的分析法の 開発と応用.....	228
4.4.1	井戸型ゲルマニウムガンマ線スペクトロメータによる微小試料中の放射性セ シウムの測定.....	228
4.4.2	加速器質量分析法による事故後大気中の I-129.....	229
4.4.3	環境試料からの放射性ストロンチウムの迅速分析法と沿岸環境動態.....	230
4.5	4章のまとめ.....	232

1. 広域環境動態計測及び解析

1.1 概要

国立環境研究所では、原発事故直後から茨城県霞ヶ浦流域を対象とした放射性セシウムの環境動態調査を開始し、2012年からは福島県浜通り地方の河川流域も対象として今日まで調査を進めてきた。上流の山地域から下流の低平地や湖沼、沿岸干潟等の受水域に至る河川流域スケールでの放射性セシウムの移動状況は、土壌鉛直方向にも面（広域）的にも限定的であることが確認された。具体的には、霞ヶ浦流域上流の筑波山森林試験地ならびに福島県の宇多川、太田川各上流森林域、それぞれで実施した土壌への放射性セシウム蓄積量の経年変化調査において、事故後3年半を経過した時点でも、ほとんどの地点で土壌表層5cm深までに、事故由来の放射性セシウムが少なくとも8割程度蓄積していることが確認された。特に、宇多川上流域でその傾向が強く、沈着量の60%以上が、落葉落枝で構成される有機物層に未だに蓄積されており、有機物を含めた土壌への放射性セシウムの結合の強さと土壌下方への移動量の小ささを明瞭に確認できた。また、河川流域スケールでは、宇多川流域では、原発事故を由来とする流域への全沈着量に対する年間の流出率が0.12%と推定されるとともに、霞ヶ浦では、堆積物中の放射性セシウムの現存量の経年変化に増減が無く、流域由来の流入負荷の寄与が小さいことが確認された。特に、宇多川流域に関しては、流出が限定的なことに加えて、上流域にある松ヶ房ダム湖（宇多川湖）における放射性セシウムの貯留作用（ダム湖への年間セシウム流入量の90%以上を底質へ堆積土砂とともに蓄積）が、流域内での移動をコントロールしていることが明らかとなった。一方で、このように流域内での移動量が限定的であるものの、宇多川下流端に位置する松川浦では、セシウム137（以下、Cs-137と呼ぶ）の蓄積量が今後増加する可能性が示された。今後、浦内への蓄積量調査による経年変化の把握や流動シミュレーション等による海域への流出量の推定等を実施することで、流域からの寄与をより正確に把握するとともに、今後の推移を明らかにしていく必要がある。

また、間伐や皆伐等、施業が森林域からの放射セシウム流出状況に及ぼす影響を把握するため、2012年11月から2013年3月にかけて部分皆伐が実施された筑波山森林試験地（全流域面積の13%を皆伐）において、皆伐地におけるCs-137移動量調査を行うとともに、皆伐前後でのCs-137流出量を比較検討した。その結果、伐採跡地と未伐採地の間にCs-137移動量に有意な差が無い一方で、皆伐のため開設した作業道での移動量がそれらに比べ1~2桁大きいことが示された。試験地流域からのCs-137流出量は、部分皆伐の影響により浮遊性土砂（SS）流出量が増大する一方で、SS単位重量当たりのCs-137濃度が減少したことを反映して、皆伐前に比べ微増する結果となった。作業道がその主な発生源となっている可能性が高いが、その影響を定量評価することが今後の課題である。

さらに、霞ヶ浦を対象とした沿岸生態系の代表的な底生無脊椎動物である巻貝・二枚貝におけるCs-137の移行・蓄積状況に係る調査から、付着藻類やデトリタス等を剥ぎとって食べる巻貝（ヒメタニシ）のほうが水中のプランクトンや懸濁有機物を濾過摂食する二枚貝（カワヒバリガイ）よりもCs-137濃度が有意に高い結果を得た。餌資源の汚染レベルの違い（付着藻類>プランクトン類）がその要因として示唆された。また、いずれの貝類もCs-137の生物学的半減期よりも生態学的半減期がはるかに長いことが明らかとなり、主に餌を通じた取り込みによって、現在でもCs-137が貝類に移行し続けていることが強く示唆された。

1.2 森林域における放射性セシウムの挙動解明

1.2.1 はじめに

東京電力福島第一原子力発電所によって飛散し、陸域へ大量に沈着した放射性セシウムに対して、ヒトの健康や生態系への影響の観点から、土壌における蓄積や動態に関する詳細な情報が求められている。特に、広大な面積を有する森林域については、全域に亘った根本的な除染作業は極めて難しいと考えられる一方で、森林の有する多面的機能の保持、回復に向けて、森林施業の積極的な推進が強く望まれていることから、林業従事者の被ばく量低減による健康被害防止や、施業が放射性セシウムの流出や飛散等、再移動に及ぼす影響の把握が課題となっている。

本研究では、外部被ばくに直結する森林土壌への放射性セシウム蓄積状態の経年的な推移を把握するため、事故直後より茨城県筑波山を対象とした放射性セシウム動態把握調査を実施するとともに、2012年より福島県宇多川流域上流の森林集水域を、2014年より太田川流域上流の森林域を、それぞれ調査対象とし、森林土壌への放射性セシウム蓄積実態調査を行った。また、間伐や皆伐によって攪乱された林床からの土壌浸食に伴う放射性セシウムの流出実態に関する知見の集積を目的として、ケーススタディとして、筑波山森林試験地において2013年冬に実施された部分皆伐が、原発事故により沈着した放射性セシウムの動態に及ぼす影響を定量評価するため、プロットスケールならびに集水域スケールでの流出調査を実施した。

1.2.2 調査地の概要

本研究では流域圏スケールでの放射性セシウム動態を明らかとすることを目的に、軽汚染地域として茨城県霞ヶ浦流域の源流域を、重汚染地域として福島県浜通り地方にある宇多川、太田川の各流域を、それぞれ調査対象流域として選定した。その中で森林域における動態調査は霞ヶ浦流域の源流域の一つである筑波山森林試験地を、宇多川流域では上流域の宇多川湖（松ヶ房ダム湖）に流入する森林小集水域を、太田川流域では、横川ダム集水域全体をそれぞれ対象として実施した。各調査対象地の概要は、以下に示す通りである。

(1) 筑波山森林試験地

調査対象とした森林集水域は筑波山の南東斜面に位置する（図 1.2-1）。集水域面積は 67.5 ha、植生はスギとヒノキの人工林が全体の約 75%を占め、その大部分が国有林である。航空機モニタリングによる本試験地のセシウム 134 とセシウム 137（以下、それぞれCs-134 とCs-137 または¹³⁴Cs と¹³⁷Csと呼ぶ）の合計沈着量は 10–30 kBq/m²である（原子力規制委員会 2014）。標高は 200m から 380mの範囲にあり、平均斜度は 15 度である。集水域の北、西、南西に 3 本の溪流（A、B、C 沢）が流れ、標高 200mで合流する。これらの溪流の森林からの出口に当たる標高 250mから 300mの範囲には小扇状地が広がっている（図 1.2-1）。地質は古生代末期から中生代初期にかけて堆積した泥岩を中心とする堆積岩からなり、A沢流域ほぼ全体とB沢左岸流域に花崗岩が貫入している。花崗岩の貫入に伴い、強い熱変成作用を受けた泥岩（筑波型変成岩）が形成されている（平田ら 1986）。試験地土壌は斜面上部が乾性褐色森林土、同中部から下部については適潤性褐色森林土である。なお、A沢最上流部に分布していたヒノキとスギの 54 年生林は 2012 年 11 月から 2013 年 3 月にかけて皆伐された（図 1.2-1）。

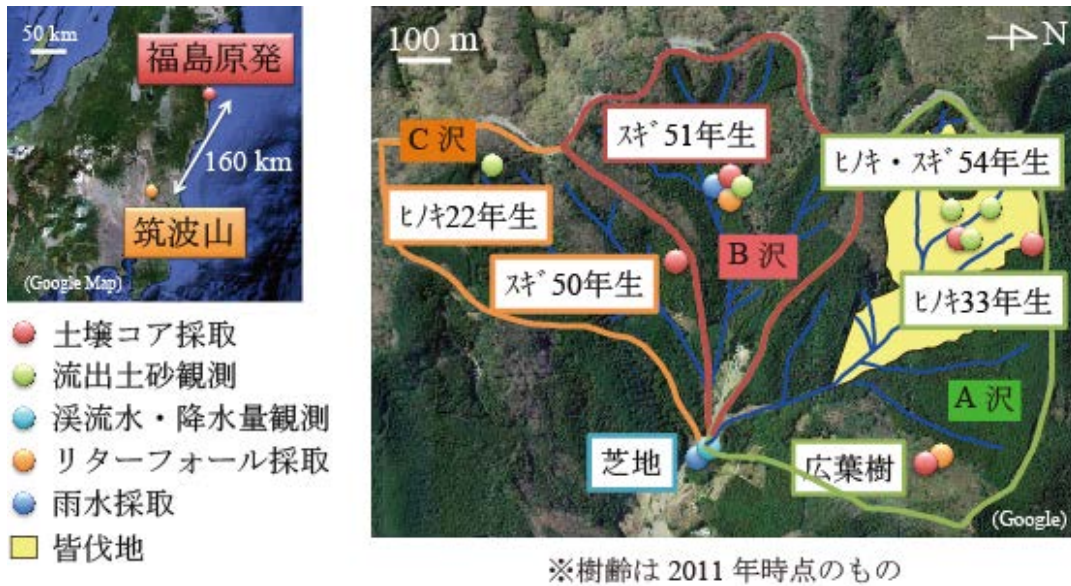


図 1.2-1 筑波山森林試験地の概要

(2) 宇多川上流森林試験地

調査対象とした森林集水域は、福島県宇多川上流の宇多川湖（松ヶ房ダム）上流北側に位置する集水域No.1（面積：34.6 ha）と同南側に位置する集水域No.2（同：115ha）である（図 1.2-2）。航空機モニタリングによる本試験地のCs-134 とCs-137 の合計沈着量は 300–600 kBq/m²である（原子力規制委員会 2014）。植生はいずれの集水域もアカマツ人工林が優占し（集水域No.1 で 70%、集水域No.2 で 60%）、集水域No.1 では、沢沿いの上流に広葉樹が繁茂し、同じく下流にスギ人工林が植栽され、斜面のところどころにコナラやミズナラがパッチ上に繁茂している。集水域No.2 では、上流の尾根部分を中心にコナラやミズナラが繁茂し、沢沿いの斜面にスギやヒノキが植栽されている（図 1.2-3）。地形は集水域No.1 の標高が 420mから 570mの範囲にあり、平均斜度は 22 度である。同じく集水域No.2 については、標高が 420mから 580mの範囲にあり、平均斜度は 20 度である。両集水域とも、主な土壌は斜面上部が乾性褐色森林土、同中部から下部は適潤性褐色森林土である。

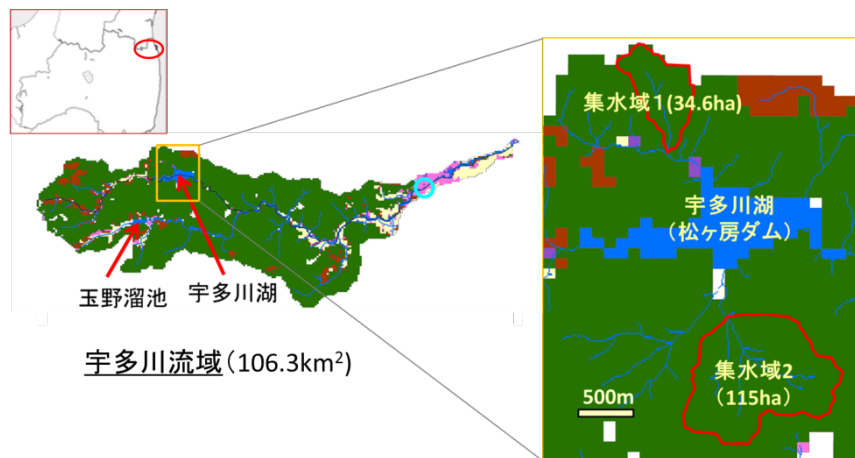


図 1.2-2 宇多川上流森林試験地の概要

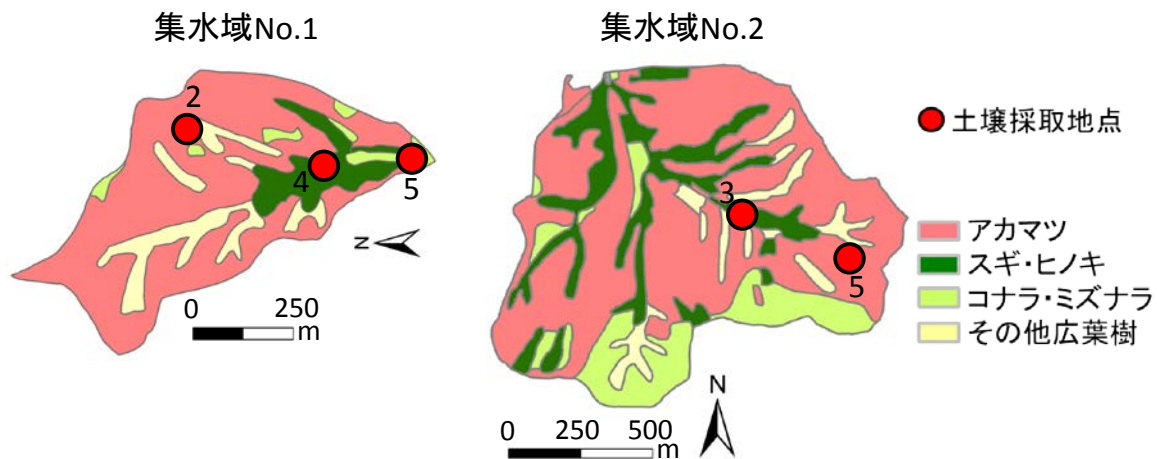


図 1.2-3 宇多川上流森林試験地の植生分布

(3) 太田川上流域

太田川上流に位置する利水目的に建設された横川ダム（1984 年竣工）の流域（図 1.2-4 (a)）は、流域面積 44.2km²（4,420ha）であり、そのほとんどを森林に覆われている。流域の平均斜度は 24 度、優占土壌は適潤性褐色森林土壌である。航空機モニタリングによる本試験地の Cs-134 と Cs-137 の平均沈着量は 1,940kBq/m²である（原子力規制委員会 2014）。現存する植生図から、流域全般の植生は、コナラを主とする落葉広葉樹による群落が広範囲に展開されている中、スギの植林地がパッチ上に無数に形成され、尾根伝いにはアカマツ植林地が存在している。

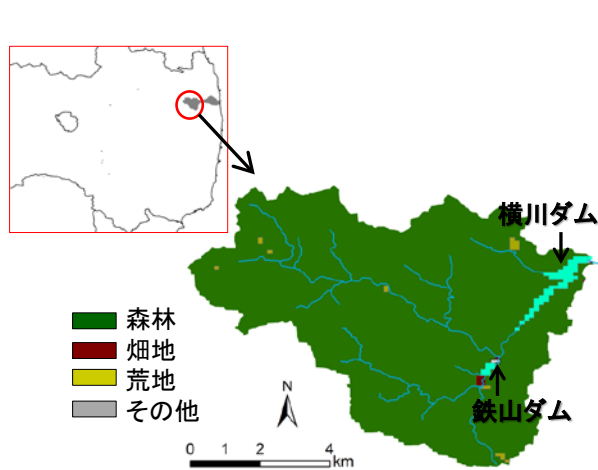


図 1.2-4 (a) 太田川上流域（横川ダム流域）の位置図と土地利用



図 1.2-4 (b) 太田川上流域における森林土壌採取地点

1.2.3 森林生態系における放射性セシウムの挙動

(1) 土壤汚染の実態とその推移について

今回の原発事故によって汚染された土地の大半は森林であることから、森林の除染は大きな課題となっている。現在、除染は有機物層と下層植生を除去することによって進められているが、これは森林に沈着した放射性セシウムが主に林床の表層に分布していること（金子ら 2014）を理由としている。しかし、沈着した放射性セシウムの一部は樹木に捕捉され、林内雨や樹幹流、リターフォール（落葉・落枝）を通じて林床に移行するため（Kato et al., 2012; 久留ら 2013; Teramage et al., 2014; 岡田ら 2015）、除染後の林床は再汚染されかねない。効率的また効果的に除染を行うためには、汚染初期から数年間の中期的な樹木から林床への放射性セシウムの移行量および土壤蓄積量の変化を知る必要がある。そこで本研究では、軽汚染地域の茨城県筑波山においては、日本の代表的な森林であるスギ林、ヒノキ林、広葉樹林を対象に、事故後約3年にわたって林床の放射性セシウムの蓄積量と鉛直分布、ならびに林内雨とリターフォールによる樹木からの林床への放射性セシウムの移行量の経年変化を明らかにすることを目的として観測を行った。また、重汚染地域である福島県浜通り地方の宇多川、太田川の各上流森林域では、土壤深さ方向における移行量の経年変化、特に有機物層から表層土壤への移行状況を明らかにすることを目的として、観測を行った。

1) 筑波山森林試験地

i) 調査方法

調査地は筑波山森林試験地で、スギ人工林2地点（事故時点で51年生と50年生）、ヒノキ人工林2地点（事故時点で54年生と33年生）、広葉樹林1地点（天然林のため樹齢不明）を選定し（図1.2-1）、各森林斜面に20m四方のプロットを設けた。各プロットの土壤中放射性セシウムの鉛直分布を把握するため、自作のアルミニウム製土壤コアサンプラー（底面積7.4cm²）を用いて、未分解の有機物層を含む20cm深の土壤コアを2011年4月から2014年6月にかけて年1回採取した（n=1-4）。採取した土壤コアは2-4cm間隔で切断し、均質化して、分析用の100mLプラスチック専用容器（U8）に封入した。また、林床の放射性セシウム蓄積量のバラつきを把握するため、各プロット5ヶ所から放射性セシウムの大部分が分布する表層10cmの土壤を、上記コアラーを用いて2012年4月から2014年6月にかけて年1回採取した。10cm深の土壤コアは切断せず、均質化し、U8に封入した。

本試験地では原発事故以前より林内雨とリターフォールを観測しており、事故後もその観測器を活用した。林内雨は51年生スギ林で直径10cmのポリエチレン製漏斗（中にゴミ除けのメッシュ付き）を用いて採取し（n=1）、ポリエチレンボトルに保管して、2014年6月まで毎月回収した。また、森林試験地に隣接する草地にて、林外雨を同様の手順で2014年6月まで観測した（n=1）。回収した林内雨は孔径0.45μmのろ紙でろ過し、放射性セシウムを懸濁態と溶存態に分離した。ろ紙とろ液はそれぞれU8に封入した。リターフォールは51年生スギ林と広葉樹林プロットに1m（縦×横×深さ）のポリエステル製リタートラップを設け（各n=3）、2014年6月まで毎月回収した。回収したリターフォールは脱イオン水で洗浄後、70°Cで乾燥し、重量を計測し、ミルで粉碎、均質化して、U8に封入した。

以上の試料の放射性セシウム濃度を、Ge半導体検出器（GWL-450-15-S および GEM65P4-83、

ORTEC)にて測定した。得られたガンマ線スペクトルデータはガンマスタジオ(セイコー・イメージアンドジー)で解析した。放射性セシウム濃度は試料採取日に減衰補正した。測定した放射性セシウムのうち、Cs-134は半減期が約2年と早いため、中長期の移行量を把握する目的から以下では半減期が約30年と長いCs-137の結果について報告する。

ii) 結果と考察

図1.2-5に土壤のCs-137の鉛直分布とその経年変化を示す。事故後の約3年間、どのプロットでも浅い深度にCs-137は蓄積しており、未分解の有機物層を含む表層6cmまでに全蓄積量の63%以上が、表層10cmまでに77%以上が留まっていた。このように沈着数年後でも林床の放射性セシウムが有機物層や土壤表層に蓄積していることは、チェルノブイリ原発事故から得られた知見と一致する(Tikhomirov and Scheglov, 1994; IAEA, 2006)。なお、54年生ヒノキ林は2012年11月に皆伐されたが、Cs-137は林地と同じくほぼ表層に蓄積していることから攪乱は少なかったと考えられる。

林床のCs-137はほぼ表層に分布していることから、土壤表層10cmのCs-137蓄積量の経年変化を知ることで、樹木から土壤への移行の変化も把握できる。土壤表層10cmのCs-137蓄積量の経年変化を図1.2-6に示す。常緑針葉樹林の蓄積量は50年生のスギ林を除き2011年4月から2012年4月の間に大幅に増加した(平均値で2.1-3.4倍)。一方、広葉樹林では微増に止まった(平均値で1.2倍)。そして2012年4月から2014年6月までの蓄積量は、一元配置の分散分析の結果、どのプロットでも有意差は認められず($p > 0.05$)、増加していなかった。林床におけるCs-137の斜面下方への移動は極めて限定的であることが知られているので(Yoshimura et al., 2014; 錦織ら2015)、沈着後約1年間の増加の要因は林内雨とリターフォールによる樹木からの移行と考えられる。

林内雨とリターフォールによる林床へのCs-137累積移行量の経月変化を図1.2-7に示す。林外雨では、2011年3月から4月の初期沈着(沈着量 15.9kBq/m^2)以降、Cs-137は検出されなかったが、林内雨(51年生スギ林)では、初期沈着後も著しい移行が2011年9月まで継続し、その後も微量であるが移行が継続した。結果として、林内雨によるCs-137の初期沈着後の移行量は、約3年間で 7.6kBq/m^2 となり、うち86%(6.6kBq/m^2)が初期沈着後1年間で移行した。51年生スギ林におけるリターフォールによる移行量は林内雨より少なかったが、移行の傾向は類似し、初期沈着後約3年間で 3.7kBq/m^2 移行したうち60%(2.2kBq/m^2)が初期沈着後1年間で移行した。広葉樹林のリターフォールによる移行量はスギ林より1桁少なかったが、同様に初期沈着後1年間で約3年間の移行量(0.4kBq/m^2)の64%(0.3kBq/m^2)が移行した。このように両媒体を通じた移行は沈着後1年間が主要期間であり、土壤のCs-137蓄積量の増加時期と整合的な結果を示した。51年生スギ林の林内雨とリターフォールによる初期沈着後の2011年5月から2012年4月にかけてのCs-137の年間移行量は $8.8\text{kBq/m}^2/\text{y}$ だったが、2012年5月から2013年4月にかけては $1.7\text{kBq/m}^2/\text{y}$ 、2013年5月から2014年4月にかけては $0.8\text{kBq/m}^2/\text{y}$ と大きく減少した。2012年5月以降の年間移行量は2012-2013年の土壤蓄積量の6%未満であり、土壤蓄積量も2012年4月以降は有意に増加していないことから、今後の樹木から林床への放射性セシウムの移行は限定的と考えられた。

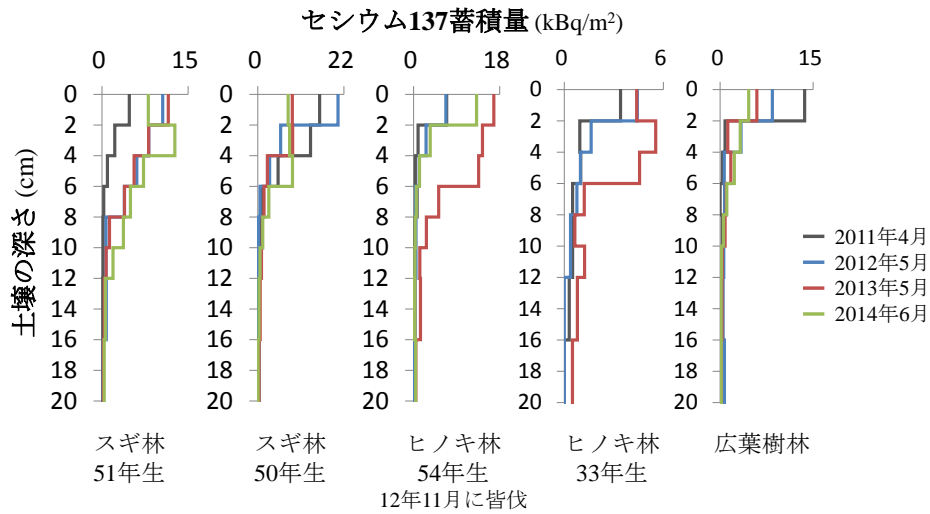


図 1.2-5 土壌の Cs-137 の鉛直分布とその経年変化

※ヒノキ 33 年生の 2014 年 6 月のコアは分析中

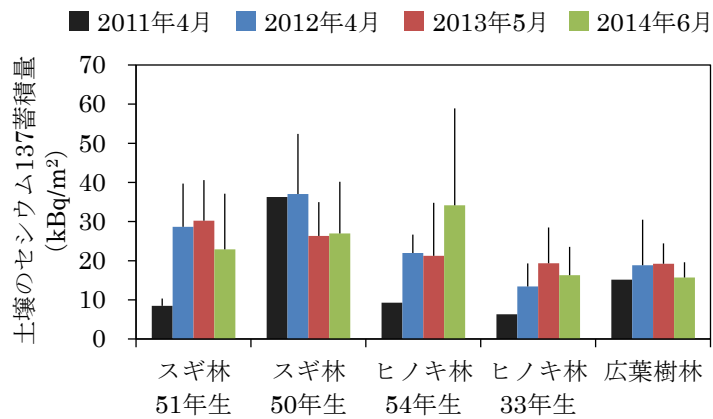


図 1.2-6 土壌表層 10cm の Cs-137 蓄積量の経年変化

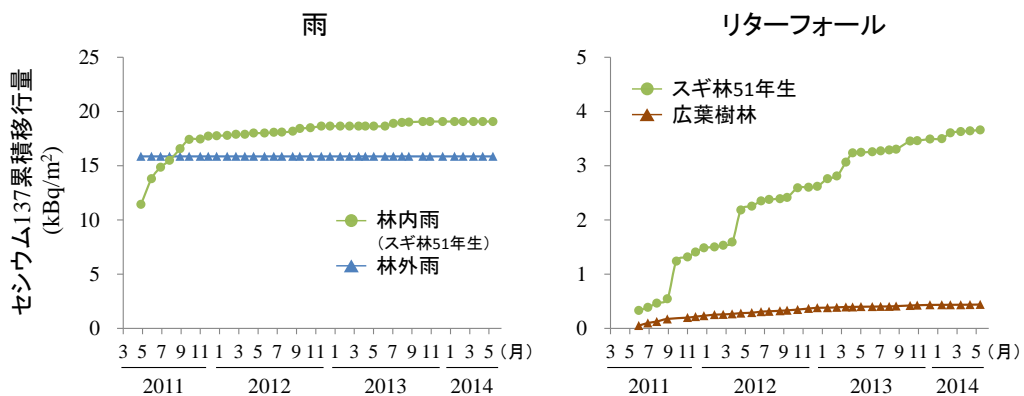


図 1.2-7 雨とリターフォールによる土壌への Cs-137 累積移行量の経月変化

2) 宇多川上流ならびに太田川上流森林域

i) 調査方法

宇多川上流については、2012年度より水文自動連続観測を実施している2つの試験集水域（図1.2-2）を対象に、各5地点で土壌採取調査を実施してきた。2014年度はその中から5地点を選定し（図1.2-3、表1.2-1）、これまでの採取地点の出来るだけ近傍において土壌採取調査を9月22日~23日に実施した。また、2014年度から開始した太田川上流域については、現地の代表群落を中心に鉄山ダム上流域で3地点（1:スギ、2:アカマツ、3:コナラ群落）、太田川上流域（4:スギ、5:ケヤキ群落）で2地点、それぞれ採取地点を選定し（図1.2-4（b）、表1.2-2）、10月28日~29日に土壌採取を実施した。具体的な採取方法は、「土壌調査ハンドブック」（日本ペドロジー学会編、1997）を参考に、深さ30cmの試坑（図1.2-8参照）を掘り、垂直な断面を作り、土壌の観察を行った。土壌断面では、土壌層位、土色（土色帳使用）、斑紋などを観察、記録した。その後、作成した土壌断面から土壌試料の採取を行った。具体的には、i) 未分解もしくはそれに近い状態にある有機物層（L層）、ii) 分解状態（リターとして識別可能な状態）にある有機物層（F,H層）、iii) 土壌表層0-5cm、iv) 同5-10cm、v) 同10-20cmの計5深度で採取した。上記i)、ii)の有機物層については、地表面における単位面積当たりの堆積重量を測定し、同じくiii)からv)の土壌試料に関しては、粒度分布、体積（固相）密度を測定した。さらに、Ge半導体検出器を用いて、各試料について、単位重量当たりのCs-137ならびにCs-134含有量の測定を行った。放射性セシウム濃度は試料採取日に減衰補正した。測定した放射性セシウムのうち、Cs-134は半減期が約2年と早いため、中長期の移行量を把握する目的から以下では半減期が約30年と長いCs-137の結果について報告する。

表 1.2-1 宇多川流域の土壌採取地点

流域・集水域名	群落	概要	調査地点	
宇多川	No.1 集水域	No.1-2 アカマツ群落	流域の代表的な植物群落である。アカマツが優占する群落であり、流域の主要な群落である。斜面の麓部、中腹から尾根まで分布する。当該地点は尾根部に位置する。	緯度：37° 48'31.1" 経度：140° 45'32.0"
		No.1-4 スギ植林	スギ・ヒノキ植林は、浜通地方を代表する群落である。斜面下部と谷底地形に分布している。谷底地形はスギが多く、平坦地では土壌が厚い。当該地点は、斜面に位置する。	緯度：37° 48'19.7" 経度：140° 45'29.0"
		No.1-5 コナラ-ミズナラ群落	小面積であるが、浜通地方に普通にみられる群落である。斜面上部などに点在し、コナラ、ミズナラ、クリを高木層とする群落。面積は少ない。当該地点は谷部に位置する。	緯度：37° 48'12.9" 経度：140° 45'29.4"
	No.2 集水域	No.2-3 ヒノキ植林	谷部を中心にスギ・ヒノキが植林されており、浜通地方を代表する群落である。流域には点在する。当該地点は斜面に位置する。	緯度：37° 47'6.0" 経度：140° 46'9.7"
		No.2-5 アカマツ群落	アカマツが優先する流域の代表的な植物群落である。斜面の麓部、中腹から尾根まで分布する。当該地点は、斜面上部に位置する。	緯度：37° 47'0.7" 経度：140° 46'25.4"

表 1.2-2 太田川上流及び鉄山ダム上流の放射性セシウム蓄積量調査地点

流域・集水域名	群落	概要	調査地点
太田川	鉄山ダム上流	No. 1 スギ植林	緯度：37° 33'31.44 経度：140° 52'30.94
		No. 2 アカマツ群落	緯度：37° 33'55.72 経度：140° 52'31.79
		No. 3 コナラ群落	緯度：37° 33'55.37 経度：140° 52'22.19
	太田川上流	No. 4 スギ植林	緯度：37° 34'31.31 経度：140° 52'43.33
		No. 5 ケヤキ群落	緯度：37° 34'36.21 経度：140° 52'36.70



図 1.2-8 土壌断面作成例（集水域 No. 1-5 コナラ-ミズナラ林（尾根部））

ii) 結果と考察

a) 宇多川上流域

図 1.2-9 には、2014 年度から選定した 5 地点における土壌層位毎の採取試料乾燥重量当たりの Cs-137 濃度分布を、2012 年度、2013 年度それぞれにおける測定結果とともに示した。過年度の測定濃度についても、いずれも試料採取日に減衰補正した値を示している。鉛直濃度分布の実態として、鉛直深さ方向への濃度変化に対する、樹種間で顕著な差異は確認できなかった。各地点、すなわちいずれの樹種においても 2013 年度と同様に F,H 層が最も高く、19,000~32,000Bq/kg 乾重の濃度を呈した。しかし、2013 年度と比べてそれらの濃度は、集水域 No.1 のアカマツで微増

(30,000Bq/kg 乾重→32,000Bq/kg 乾重) したのを除いて、30%~60%も減少していることも確認された。

濃度分布の経年変化に関しては、F,H 層と同様に L 層においても濃度低下が見られ、こちらについては、いずれの樹林地においても共通して確認された。一方、土壌層については、各層における増減傾向は地点ごとにばらついており、一定の傾向を見出すことが出来なかった。特に、表層 0-5cm においては、集水域 No.1 のアカマツで増加 (890Bq/kg 乾重→1,800Bq/kg 乾重) したのを除いて、各地点とも 30%~70%も減少し、F,H 層における濃度減少から、F,H 層からの下方移動による土壌層での濃度増加が示唆されたものの、それに対応しない結果となった。

図 1.2-10 には、これら濃度データと試料重量データを基に算定した、上記 5 地点における Cs-137 蓄積量鉛直分布測定結果を示した。放射性セシウムへの蓄積実態として、各地点における土壌層 (20cm深まで) 全体の単位面積当たりの蓄積量は、130kBq/m² (集水域No.2 ヒノキ) ~230 kBq/m² (集水域No.1 アカマツ) と、地点ごとにある程度ばらつく結果となった。いずれの樹林地においても上述した濃度に対応する形で、事故後 3 年半余りを経過した時点でも、F,H 層に最も蓄積し、次いで土壌表層 0-5cm に蓄積している状況が確認された。L 層も含めた有機物層における Cs-137 の蓄積量が、土壌層 (20cm深まで) 全体の蓄積量に占める割合は、68% (集水域No.1 落葉広葉樹) から 88% (集水域No.2 アカマツ) となり、原発事故により沈着した放射性セシウムの多くが、未だ森林土壌最表層の有機物層に存在することを示した。さらに、有機物層と土壌表層 5 cm 深までの Cs-137 総蓄積量は、いずれの地点でも全蓄積量の 90%以上を占めていた。沈着した放射性セシウムの大部分が、(リターを含めた広い意味での) 森林土壌と強く結合することによって、林床の表層部分に保持されていることが確認された。

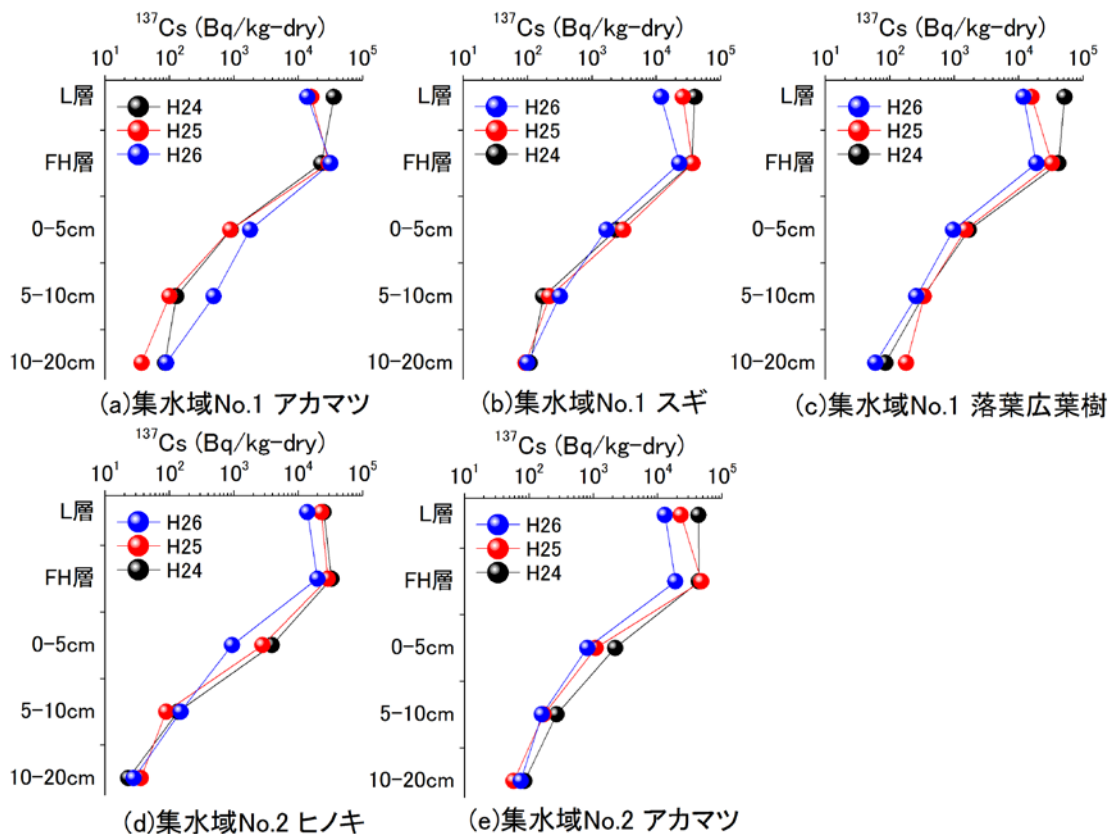


図 1.2-9 宇多川上流森林域における Cs-137 濃度土壌鉛直分布の経年変化

蓄積量の経年変化については、集水域 No.1 のスギや同 No.2 のアカマツのように、あたかも年々増加している、あるいは減少している様な結果を示す地点も見受けられた。これらについては、林内雨やリターフォール経由での林床への沈着量による土壌蓄積量への寄与は、別途実施した筑波山森林試験地での調査からも確認されているように、事故後初年度を除いて小さいことや、土壌浸食による放射能の低下は、急傾斜地であっても小さいことが確認されているため（錦織ら 2015）、林床への放射性セシウムの沈着やリターの堆積が空間的に非常に不均一であることが要因と考えられた。また、土壌表層 0-5cm における蓄積量に増加傾向は見られないことから、有機物層である L 層と、F,H 層で確認された濃度低下は、溶脱による下方移動ではなく、相対的に汚染レベルの低い新たなリターフォールによる希釈効果によるものである可能性が高い。さらに、各地点とも土壌 5 cm 以深において蓄積量の増加が見られず、この点からも、事故由来の放射性セシウムが森林土壌表層に強く保持され続けていることが理解できる。

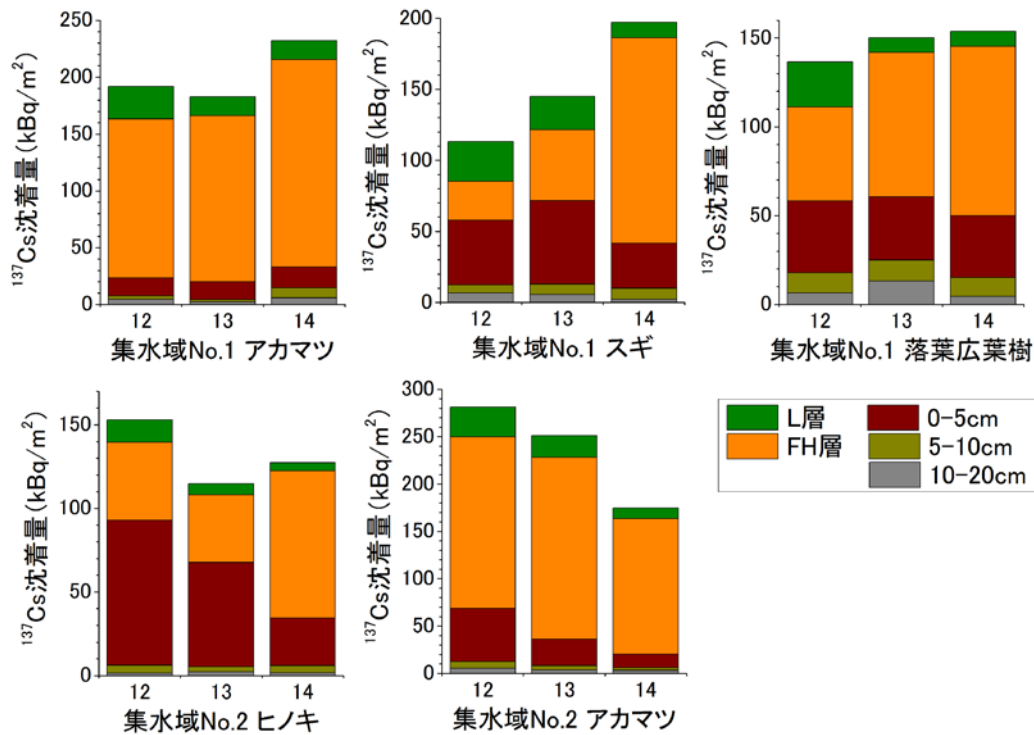


図 1.2-10 宇多川上流森林域における Cs-137 蓄積量土壌鉛直分布の経年変化

b) 太田川上流域

図 1.2-11 には、選定した 5 地点における土壌層位毎の採取試料乾燥重量当たりの Cs-137 濃度分布を示した。宇多川上流域と同様に、いずれの地点においても有機物層である F,H 層で最も高く、180,000Bq/kg 乾重 (5:ケヤキ群落) ~300,000Bq/kg 乾重 (1:スギ) の濃度を呈した。また、事故後の初期沈着量の違いを反映して、F,H 層に限らず全ての層で、Cs-137 濃度は、宇多川上流域の値よりもワンオーダー高い値を示した。また、鉛直深さ方向における濃度分布に対する樹種間の違いは、宇多川上流域と同様に見られなかったものの、各地点の F,H 層に対する表層土壌 0-5 cm の濃度比は、宇多川上流域で 0.04~0.07 であったのに対して、0.06~0.16 を示した。F,H 層から表層

土壌への放射性セシウムの移動集積が生じていることが示唆された。

図 1.2-12 には、これら濃度データと試料重量データを基に算定した、上記 5 地点における Cs-137 蓄積量鉛直分布を示した。土壌層 (20cm 深まで) 全体の単位面積当たりの蓄積量は、 $1,800\text{kBq/m}^2$ (2:アカマツ) ~ $2,300\text{kBq/m}^2$ (1:スギ) を示した。宇多川上流域と同様に、F,H層が放射性セシウムを蓄積している主な層の一つであるが、全蓄積量に占める割合は宇多川上流域と比べ小さく、26%~55%に留まっていた。その一方で、全蓄積量に対する表層土壌 0-5cm 深の寄与は大きく、35%~47%を占め、3 地点 (2:アカマツ、3:コナラ群落、4:スギ) では、放射性セシウムが最も蓄積している状況であった。また、有機物層 (L層とF,H層) と表層土壌 0-5cm 深までの蓄積量合計値が総蓄積量に占める割合は、3 地点で (1:スギ、2:アカマツ、5:ケヤキ) 90%程度を占め、宇多川上流域と同様に、事故由来の放射性セシウムの大部分が土壌最表層に保持されていることが確認された。一方で、2 地点 (3:コナラ、4:スギ) では、それぞれ 69%と 77%を占めるに留まり、土壌 5cm 以深にも相当量の蓄積があることが確認された。このような土壌深さ方向への放射性セシウムの移動が生じていることについて、初期沈着時の雨水浸透によるものなのか、事故後当初は有機物層に保持されていたものが、脱着ないしは微生物による分解過程において可溶化した後、雨水により溶脱され、徐々に土壌下方へと浸透している結果なのかは、現時点でその要因を特定することは出来ない。経年的な土壌調査を引き続き実施することによって、蓄積量の鉛直分布の推移を把握する必要がある。

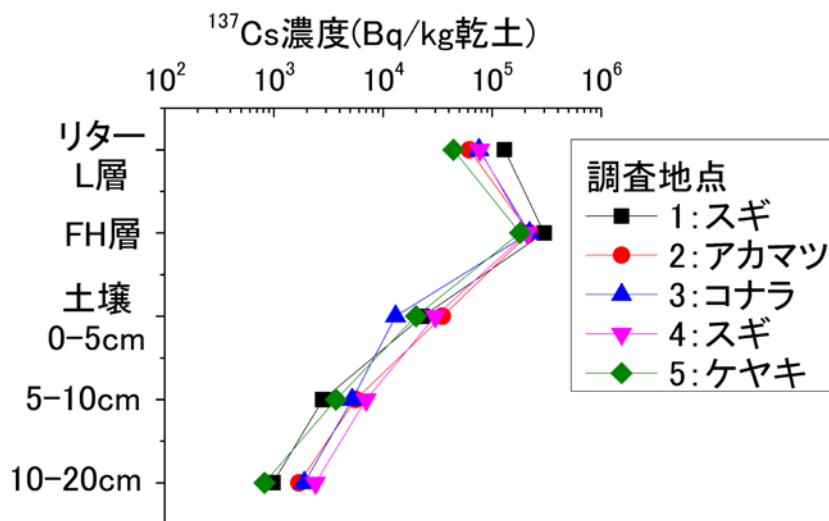


図 1.2-11 太田川上流域における Cs-137 濃度土壌鉛直分布
(採取日 2014 年 10 月 28~29 日)

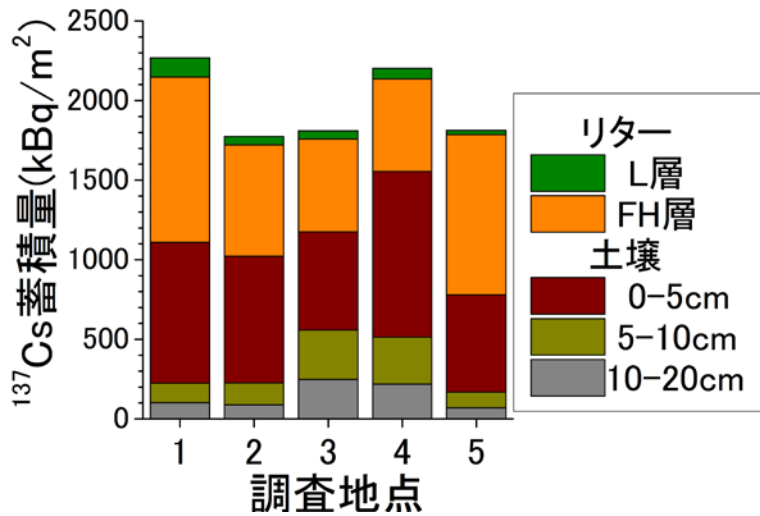


図 1.2-12 太田川上流森林域における Cs-137 蓄積量土壌鉛直分布
(採取日 2014 年 10 月 28~29 日)

(2) 部分皆伐が土壌侵食に伴う放射性セシウムの移動に及ぼす影響

1) 目的

放射性セシウム汚染地の大半は森林であるが、セシウムは土壌に強く保持されるため (IAEA 2006)、林床の放射性セシウムは主に有機物層や表層土壌に分布している (Koarashi et al., 2012; 金子ら 2014; Takahashi et al., 2015)。その一部は雨滴衝撃や地表流などによる地表面侵食により土砂と共に河川へ流出するが、河川へのCs-137の年間流出量は流域沈着量の0.5%以下と、極めて少ないことが報告されている (Strebl et al., 1999; Ueda et al., 2013; 国立環境研究所 2014)。したがって、現状、森林は放射性セシウムの保存場となっている。しかし、森林でも落葉や下層植生による被覆に乏しい場所は土壌が流亡しやすく (Andreu et al., 1998; 初ら 2010)、結果的に放射性セシウムも斜面下方へと移動しやすくなるため (錦織ら 2015)、林床被覆の減少は森林系外への流出増加に繋がる恐れがある。被覆が極端に減少するケースの一つとして伐採が考えられる。特に作業道は表土を削って開設されるために被覆がなく、溪流への主要な土砂供給場として知られている (Sidle et al., 2004; 水垣 2008)。作業道は放射性セシウムの蓄積する土壌表層が削られているため、土壌の放射性セシウム蓄積量は林地や被覆を残した伐採跡地よりも少ないと予想されるが、土砂発生量の多さから放射性セシウムの移動量は相対的に多くなると予測される。伐採作業に伴う放射性セシウム流出に関する情報は、今後の森林管理方法を決める上で重要だが、現在報告例は見当たらない。そこで本研究では、伐採によって放射性セシウムが移動しやすい場が形成されるのか検証するため、原発事故後に部分皆伐された森林の皆伐地と林地に数m²のプロットを設け、土壌侵食に伴う放射性セシウムの移動量を比較した。また森林集水域の最下流地点では、部分皆伐前より溪流へのCs-137流出量を観測している (国立環境研究所 2014)、引き続き調査を行い、部分皆伐前後の流出量も比較した。

2) 調査方法

i) 部分皆伐の概要

調査地の筑波山森林試験地 67.5 ha のうち 54 年生のヒノキ・スギ林で覆われた 8.8 ha (集水域面積の 13%) が 2012 年 11 月から 2013 年 3 月にかけて皆伐された (図 1.2-1)。施業の際、クローラ式作業車 (ハーベスター、グラップル、フォワーダーなど) が通る作業道が開設された。作業道は数箇所を溪流と接していた。一方、伐採によって不要になった枝条を法面や斜面に並行して積み重ねることによる土砂流出防止策もとられていた。

ii) プロット試験

調査区は皆伐地の作業道とヒノキ林跡地とスギ林跡地、対照区として林地の 22 年生ヒノキ林と 51 年生スギ林に設けた (図 1.2-1)。調査区の斜度は作業道が 9 度、他は 27 度である。調査区内に設けた試験プロット内の試験開始時の被覆状況は、作業道は被覆が一切ない裸地で、ヒノキ林跡地とスギ林跡地では下層植生による被覆率は約 5% と少なかったが、有機物層には被覆されていた。林地のヒノキ林とスギ林の下層植生による被覆率はそれぞれ 60% と 90% であり、有機物層にも被覆されていた。

試験プロットは北原・金 (2008) を参考に、下記の仕様とした (図 1.2-13)。プロットの幅は 1.5m、斜面長が 1.5~2.0m、面積が 2.3~3.0m² で、プロット下端以外の外縁をポリ塩化ビニル製の波板で囲い、板を深さ 5 cm 程度差し込んで固定した。プロット下端には、塵取り状のアルミニウム製フタ付捕集器を設置し、捕集器底面の板を土壌へ数 cm 差し込んだ。流出土砂を含む表面流出水は、捕集器末端の排水口からシリコンチューブを通じて 20~30 L 容器に回収した。採取期間は、降雨の多い梅雨入り前 (2013 年 5 月 17 日) から台風到来後 (11 月 13 日) の 180 日間である。各調査区に直径 10cm のポリエチレン製漏斗を接続したポリエチレンボトルを設置して観測した試験期間中の降水量は、皆伐地が 1200mm、ヒノキ林内が 900mm、スギ林内が 960mm であった (各 n = 1)。スギ林では 1 年を通じて降水量を観測しており、試験期間中の降水量は 2013 年の年間降水量 (1300mm) の大半 (73%) を占めていた。試料は月 1 回、またはまとまった降雨が生じた後に回収した。

回収した表面流出水は重量計測後、産業技術総合研究所等が開発した放射性 Cs カートリッジフィルタ式の濃縮装置 (Tsuji et al., 2014; 産業技術総合研究所ホームページ) に通水し、1 μ m 以上の土砂に含まれる放射性セシウムを捕集した。土砂が多い試料は、装置通水前に 1mm と 0.063 mm メッシュの篩を用いて粗い画分を分離し、カートリッジに捕捉した画分と粗い画分の分析値を合算することにより、全放射性セシウム量を算出した。懸濁物質捕捉用カートリッジは 105°C で 24 時間以上乾燥させ、通水前後の重量差から捕捉した土砂の乾重量を求めた。懸濁物質捕捉用カートリッジは、専用の円筒型プラスチック容器に入れて分析に供した。篩で分離した画分は 105°C で 24 時間以上乾燥させ、重量を計測し、電動ミルで粉碎、均質化した後、100mL プラスチック専用容器 (U8) に封入した。

調査地の土壌に含まれる放射性セシウムは、上述の通り、大部分が有機物層から成る表層 10 cm に分布しているので、プロット土壌の放射性セシウム蓄積量を把握するため、試験開始時にプロットの外側四隅に自作のアルミニウム製土壌コアサンプラー (底面積 7.4cm²) を打ち込んで、有機物層を含む表層 10cm の土壌を採取した (各 n = 4)。これを U8 に封入し、105°C で 24 時間以上乾燥させ、放射性セシウム分析に供した。

放射性セシウムの放射能分析は同軸型ゲルマニウム半導体検出器（GC2518、CANBERRA）を用いて行った。得られたガンマ線スペクトルデータはスペクトルエクスプローラ（キャンベラジャパン）で解析した。懸濁物質捕捉用カートリッジの効率校正と放射性セシウム放射能の計算方法はTsuji et al., (2015) に従った。放射性セシウム濃度は、試料回収日に減衰補正した。得られた放射性セシウム濃度（Bq/g）に土砂量（g）を乗じてプロット面積（m²）で割ることにより、単位面積当たりの放射性セシウム移動量（Bq/m²）を求めた。

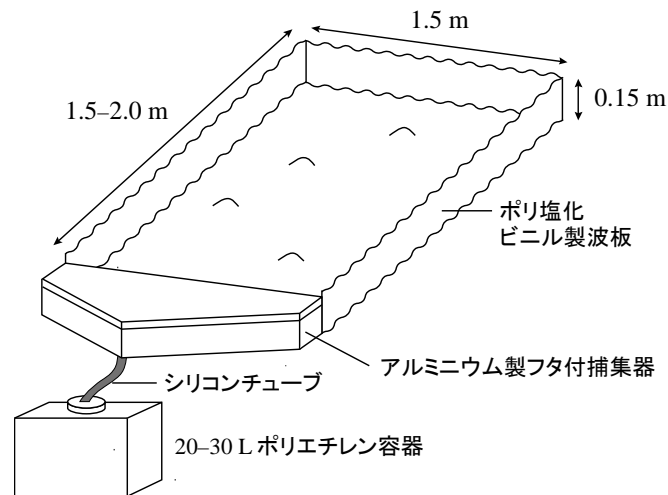


図 1.2-13 表面流出水採取器の概略図

iii) 集水域スケールでの流出調査

本集水域の最下流地点にて（図 1.2-1）、原発事後前の 2010 年 5 月から行っていた浮遊性懸濁物質（以下、SS と呼ぶ）流出量調査機器を用いて、事故後の SS 流出に伴う放射性セシウム流出量を部分皆伐前後を含む 2011 年 3 月から 2014 年 10 月にかけて調査した。観測地点は皆伐地最下流から約 300m 下流に位置する。

SS 濃度および SS 中の放射性セシウム濃度測定用に降雨出水時の渓流水を 2L ポリビンにて直接採取（1 検体あたり 6~10L）、または自動採水器（3700sampler、ISCO）にて 1 検体あたり 3 L 採取した。その一部は SS 濃度分析に使用し、残りは 15760 ×g で 30 分間高速遠心分離して SS を分離後、U8 入れて 60°C で 48 時間以上乾燥し、上述のゲルマニウム半導体検出器にて放射性セシウム濃度を測定した。

原発事故前からの降雨出水時を中心とした渓流水の SS 濃度と、自動連続観測している流量との相関関係から以下の SS 流出フラックス推定式を作成し（図 1.2-14）、そこに流量データを入力することで、対象期間全体の SS 流出量を推定した。

$$L_{SS} = 10^{4.22} \times Q^{2.87}$$

ここで、 L_{SS} はSS流出フラックス（g/s）、 Q は渓流水流量（m³/s）を示す。次に、上記の降雨出水時のSSの放射性セシウム濃度（平均値）をSS流出フラックスにかけることによって、対象期間の

放射性セシウム流出量を算定した。上記SSフラックスの算定法はSS濃度が流量に比例することを前提としており、部分皆伐に伴って流量あたりのSS濃度が増加すれば適用が難しくなる。そこで部分皆伐後の2013年2月からは、同観測地点に濁度計（INFINITY-Turbi、JFEアドバンテック製）を設置し、濁度自動連続観測データと降雨出水時採取試料のSS濃度の対応から作成した濁度-SS式（図1.2-15）を用いて、濁度データから観測期間中のSS濃度時系列値を算定した。これに流量自動連続観測値をかけてSS流出量を算出し、さらにSSの放射性セシウム濃度を乗じて部分皆伐後の放射性セシウム流出量を算定した。Cs-134とCs-137は同一の傾向を示したので、以下では半減期の長いCs-137の結果について報告する。

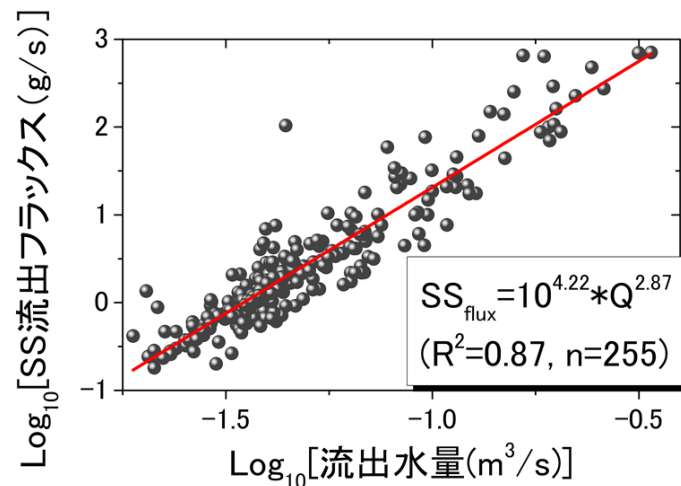


図 1.2-14 部分皆伐前の渓流水の流量と SS 流出量の関係

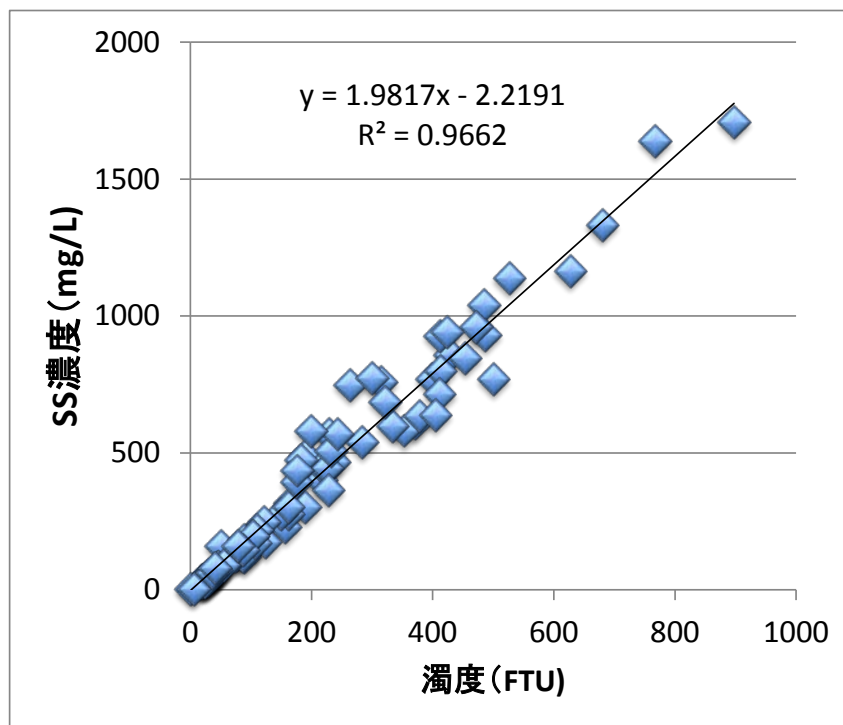


図 1.2-15 渓流水の濁度と SS 濃度の関係

3) 結果と考察

i) プロット試験

作業道のセシウム 137 蓄積量は $4.4 \pm 1.9 \text{ kBq/m}^2$ であり、皆伐地や対照区である林地 ($17 \pm 7.5 \sim 30 \pm 15 \text{ kBq/m}^2$) と比べて明らかに少ないことが確認された (図 1.2-16 (a))。流出土砂の Cs-137 濃度に関しても、作業道は 0.18 Bq/g であり、他プロット ($0.46 \sim 3.2 \text{ Bq/g}$) よりも低かった (図 1.2-16 (b))。一方、観測期間中の作業道におけるプロットからの流出土砂量は 3300 g/m^2 となり、他プロット ($12 \sim 160 \text{ g/m}^2$) と比べて 1~2 桁多くなった (図 1.2-16 (c))。結果として Cs-137 移動量は作業道が最も多く 580 Bq/m^2 と算定され、他プロットからの移動量 ($28 \sim 160 \text{ Bq/m}^2$) の 3.6~21 倍となった (図 1.2-16 (d))。Cs-137 移動量を土壌の蓄積量で割った移動率は、作業道が $16 \pm 8.5\%$ 、他プロットが 0.19 ± 0.085 から $0.81 \pm 0.43\%$ の範囲となった (図 1.2-16 (e))。これまで原発事故後に福島県の林地斜面で観測された Cs-137 移動率は年間 0.07% (Yoshimura et al., 2014)、145 日間で 0.086~1.1% (錦織ら 2015) と報告されており、本研究で観測された林地の移動率とおおよそ同じ値であった。したがって、16% という作業道の移動率は著しく高いと言える。その主要因は、作業道の土壌中 Cs-137 蓄積量の少なさや流出土砂の Cs-137 濃度の低さから、明らかに移動土砂量が多いためと考えられる。皆伐地のヒノキ林跡地も踏み荒らしのためか林地より土砂が発生したが、その Cs-137 濃度は低く、結果として Cs-137 移動量は林地と同程度だった (図 1.2-16 (b-d))。これは皆伐地でも有機物層による被覆が残るような攪乱の少ない場所であれば、Cs-137 は移動しにくいことを示唆している。以上の結果から、皆伐地では作業道が土壌侵食に伴う Cs-137 の重要な流出場であることが示唆された。

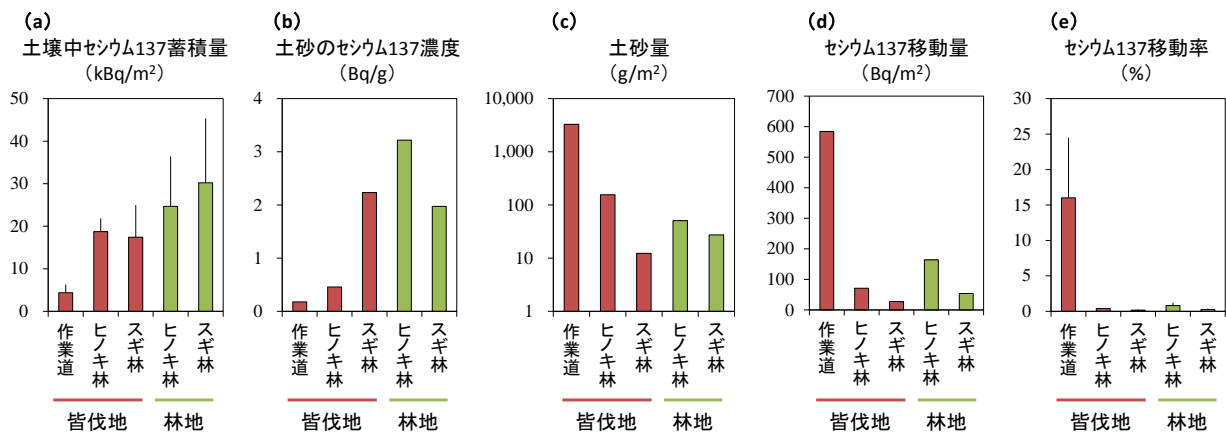


図 1.2-16 プロットの (a) 土壌中 Cs-137 蓄積量、(b) 土砂の Cs-137 濃度、(c) 移動土砂量、(d) Cs-137 移動量、(e) Cs-137 移動率

※ (e) の標準偏差は土壌中 Cs-137 蓄積量の標準偏差に基づく

ii) 集水域スケールでの流出量の変化

部分皆伐後、渓流水の流量あたりの SS 濃度は流量がおおよそ $0.03 \sim 0.1 \text{ m}^3/\text{s}$ の時に部分皆伐前の関係の 95% 信頼区間を超えて増加するケースが見られた (図 1.2-17)。その結果、部分皆伐前の 2011 年 3 月から 2012 年 10 月までの 20 ヶ月間の SS 流出量は 50ton (約 $37 \text{ ton/km}^2/\text{yr}$) だったのに

対し、部分皆伐後の2012年11月から2014年10月までの24ヶ月間のSS流出量は100ton（約74 ton/km²/yr）と、部分皆伐前の約2倍になった（図1.2-18）。観測地点より約6 km北東の気象台（柿岡）による部分皆伐前の20ヶ月間の総降水量は2720mm、部分皆伐後24ヶ月間の総降水量は2990mmと目立った差異はないことから、おそらく部分皆伐がSS流出量増加の要因と推察されるが、降雨強度の違いなども解析する必要がある。なお、既往の報告による皆伐後（部分皆伐を含む）の河川へのSS流出量は大部分が300 ton/km²/yr以下であり（Bathurst and Iroumé 2014）、本研究値はその範囲内にあった。

調査期間中のSSのCs-137濃度の経時変化を図1.2-19に示す。部分皆伐前のCs-137濃度は1検体を除き0.5–1.3Bq/gの範囲で推移していたが、部分皆伐後は顕著に減少した。部分皆伐前後のSSのCs-137濃度を平均すると、部分皆伐前が0.89 ± 0.34 Bq/g（n = 25）、部分皆伐後が0.53 ± 0.28 Bq/g（n = 38）となった。

SS単位重量当たりのCs-137濃度の平均値をSS流出量にかけ、さらに集水域面積で除して算出した単位面積あたりのCs-137流出量は、部分皆伐前が20ヶ月間で66 Bq/m²、部分皆伐後が24ヶ月間で78Bq/m²となり、部分皆伐後の変化は微増に止まった（部分皆伐前の約1.2倍）。航空機モニタリングによる沈着量マップ（原子力規制委員会 2014）から算出した本集水域のCs-137平均沈着量は12000Bq/m²だったので、流出率は部分皆伐前が20ヶ月間で0.55%、部分皆伐後が24ヶ月間で0.65%となり、部分皆伐後もCs-137の流出は極めて限定的であることが示された。このように部分皆伐後にSS流出量が約2倍に増加したにもかかわらず、Cs-137流出量が微増に止まったのは、SS単位重量当たりのCs-137濃度が減少したためである。そのようなSSが、作業道というCs-137が低濃度の土砂生産場を持つ皆伐地から供給されているのか、または林地からも供給されているのかは現在検証中である。本研究ではCs-137流出量は部分皆伐後も微増にとどまるという結果が得られたが、Cs-137流出量が皆伐後にどのように変化するかは皆伐面積率や施業方法によって大きく変わる可能性があるため、研究事例の積み重ねが必要と考える。

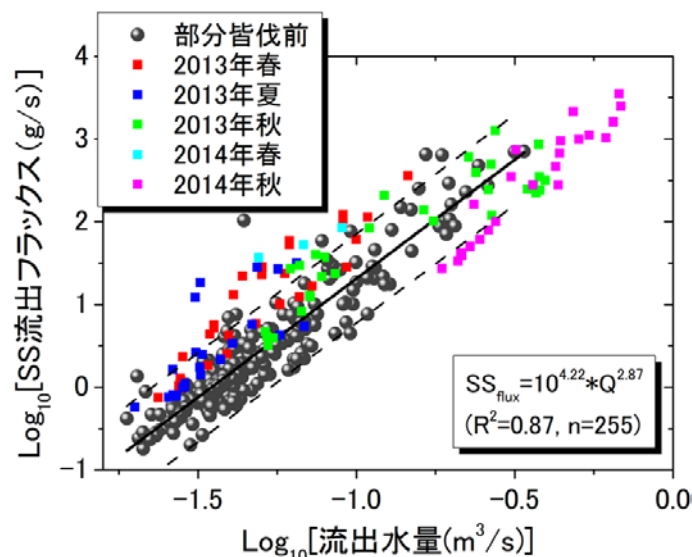


図 1.2-17 部分皆伐前後の渓流水の流量と SS 流出量の関係
 ※破線は部分皆伐前の関係式（実線）の95%信頼区間を示す

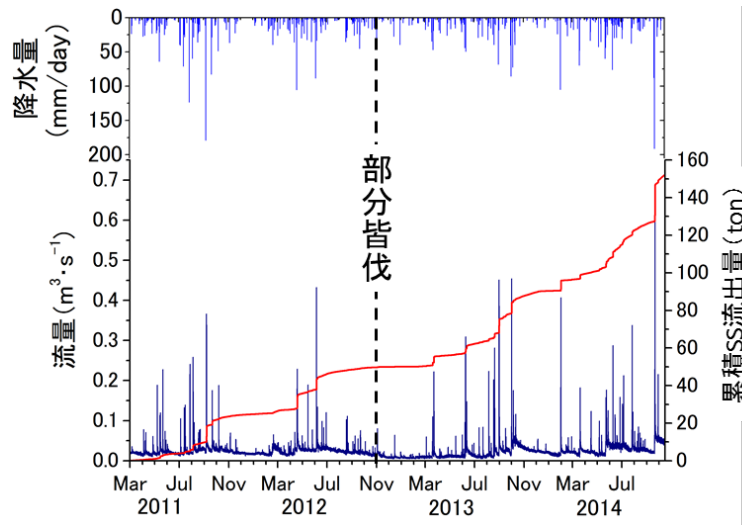


図 1.2-18 降水量と流量および累積 SS 流出量の経時変化

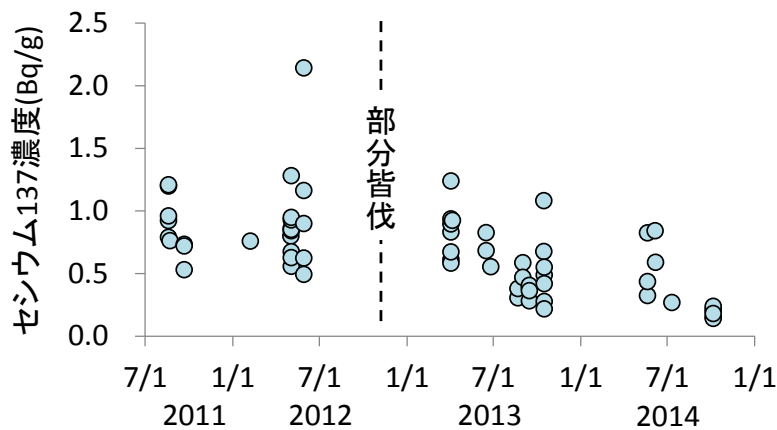


図 1.2-19 SS 単位重量当たりの Cs-137 濃度の経時変化

参考文献

- Andreu, V., Rubio, J.L., Cerni, R (1998) Effects of mediterranean shrub cover on water erosion (Valencia, Spain), *Journal of Soil and Water Conservation*, 53, 112–120.
- Bathurst, J.C., Iroumé, A. (2014) Quantitative generalizations for catchment sediment yield following forest logging, *Water Resources Research*, 50, 8383–8402.
- 初磊, 石川芳治, 白木克繁, 若原妙子, 内山佳美 (2010) 丹沢堂平地区のシカによる林床植生衰退地における林床合計被覆率と土壤侵食量の関係, *日本森林学会誌*, 92, 261–268.
- 原子力規制委員会 (2014) 放射性モニタリング情報, <http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/index.html>
- 平田建正, 村岡浩爾 (1986) 渓流水質から見た森林の浄化機能に関する研究 (第 1 報) 津筑波山試験流域の概要と植生調査, *国立公害研究所報告*, 第 95 号, 21–35.
- 久留 景吾, 恩田裕一, 河守歩, 加藤弘亮 (2013) 落葉広葉樹-アカマツ混交林およびスギ人工林

- における落葉に伴う放射性セシウムの移行, 日本森林学会誌, 95, 267–274.
- International Atomic Energy Agency (2006) Environmental Consequences of the Chernobyl Accident and their Remediation: Twenty Years of Experience Report of the Chernobyl Forum Expert Group 'Environment', STI/PUB/1239 (ISBN:92-0-114705-8), 166 pp.
- 金子真司, 高橋正通, 池田重人, 赤間亮夫 (2014) 福島原発事故による森林生態系における放射性セシウム汚染とその動態, 日本土壌肥料学雑誌 85, 86–89.
- Kato, H., Onda, Y., Gomi, (2012) Interception of the Fukushima reactor accident-derived ^{137}Cs , ^{134}Cs and ^{131}I by coniferous forest canopies, Geophysical Research Letters, 39, L20403.
- 北原曜, 金栄麒 (2008) 人工林斜面の土壌侵食. (人工林荒廃と水・土砂流出の実態. 恩田裕一編, 岩波書店), 134–142.
- Koarashi, J., Atarashi-Andoh, M., Matsunaga, T., Sato, T., Nagao, S., Nagai, H. (2012) Factors affecting vertical distribution of Fukushima accident-derived radiocesium in soil under different land-use conditions, Science of the Total Environment, 431, 392–401.
- 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.
- 国立研究開発法人 産業技術総合研究所ホームページ, 産総研: 水中の放射性セシウムを素早くモニタリング https://www.aist.go.jp/aist_j/press_release/pr2014/pr20140407/pr20140407.html.
- 水垣滋 (2008) 放射性降下物を用いた河川浮遊土砂の起源推定 (人工林荒廃と水・土砂流出の実態. 恩田裕一編, 岩波書店), 151–161.
- 錦織達啓, 伊藤祥子, 辻 英樹, 保高徹生, 林 誠二 (2015) 林床被覆の違いが土壌侵食に伴う放射性セシウムの移動に及ぼす影響, 日本森林学会誌, 97, 63–69.
- 岡田直紀, 中井渉, 大橋伸太, 田中厚志 (2015) アカマツ林と落葉広葉樹林における林冠から林地への放射性セシウムの移行, 日本森林学会誌, 97, 57–62.
- Sidle, R.C., Sasaki, S., Otsuki, M., Noguchi, S., Nik, A.R (2004) Sediment pathways in a tropical forest: effects of logging roads and skid trails, Hydrological Processes, 18, 703–720.
- Strebl, F., Gerzabek, M.H., Bossew, P., Kienzl, K. (1999) Distribution of radiocaesium in an Austrian forest stand, Science of the Total Environment, 226, 75–83.
- Takahashi, J., Tamura, K., Suda, T., Matsumura, R., Onda, Y. (2015) Vertical distribution and temporal changes of ^{137}Cs in soil profiles under various land uses after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Journal of Environmental Radioactivity, 139, 351–361.
- Teramage, M.T., Onda, Y., Kato, H., Gomi, T. (2014) The role of litterfall in transferring Fukushima-derived radiocesium to aconiferous forest floor, Science of the Total Environment, 490, 435–439.
- Tikhomirov, F. A., Shcheglov, A.I. (1994) Main investigation results on the forest radioecology in the Kyshtym and Chernobyl accident zones, Science of the Total Environment, 157, 45–57.
- Tsuji, H., Kondo, Y., Kawashima, S., Yasutaka, T. (2015) Non-destructive detection of particulate radiocesium using a non-woven fabric cartridge filter for rapid preprocessing, Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 303, 1803–1810.
- Tsuji, H., Kondo, Y., Suzuki, Y., Yasutaka, T. (2014) Development of a method for rapid and simultaneous monitoring of particulate and dissolved radiocesium in water with nonwoven fabric cartridge filters,

Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, 299, 139–147.

Ueda, S., Hasegawa, H., Kakiuchi, H., Akata, N., Ohtsuka, Y., Hisamatsu, S. (2013) Fluvial discharges of radiocaesium from watersheds contaminated by the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Japan, Journal of Environmental Radioactivity, 118, 96–104.

Yoshimura, K., Onda, Y., Kato, H. (2015) Evaluation of radiocaesium wash-off by soil erosion from various land uses using USLE plots, Journal of Environmental Radioactivity, 139, 362–369.

1.3 河川における放射性セシウムの動態解明

1.3.1 はじめに

2011年3月に発生した福島第一原発の事故後、福島県内を中心とする陸域に沈着した放射性セシウム（以下、放射性Csと呼ぶ）は河川を通じて徐々に下流域へと運搬されている。特に、福島第一原発の北側に位置する福島県浜通り地方北部は、河川の集水域上流に放射性Csの沈着量が多い地域を抱えており、今後大雨などの出水時に河川運搬に伴う下流域の再汚染が懸念される。したがって、河川環境における放射性物質の動態評価、および農業用水・生活用水における放射性物質のリスク評価のために、河川水中の放射性Cs濃度を定期的に測定し、現状把握を行うことが重要である。2014年度、我々は当地域の代表的な河川である宇多川・真野川・太田川を対象として放射性Cs濃度の定期観測を行い、平水時・出水時の濃度レベルおよび時期的な変動傾向について明らかにした。さらに、2012年7月より放射性Cs流出負荷量調査を実施している宇多川流域を対象に、流域への平均沈着量に対する流出割合や粒子態放射性Cs濃度の粒径依存性等、流出特性に関する経年変化の把握を試みた。

1.3.2 調査方法

図1.3-1に定期観測を行った8地点を示す。宇多川は松ヶ房ダムの主要流入河川（宇多川上流）および松ヶ房ダム放流口と下流部（清水橋）の3地点、真野川は真野ダムの上流部と下流部（落合橋）の2地点、太田川は横川ダムの上流地点2箇所（太田川上流・鉄山ダム下流）および横川ダムの放流河川を観測ポイントとした。また、宇多川流域における流出特性については、上述の下流部（清水橋）において、福島県相双建設事務所により観測されている流量データを活用するとともに、同地点で河川水濁度の自動連続観測（INFINITY-Turbi、JFEアドバンテック製）を継続した。

現地観測は基本的に月に1度の頻度で行い、降雨量の多い夏～秋にかけては月に2回の頻度とした。また、観測は、6月12日を除いて平水条件下で実施された。さらに、2014年10月6日の台風18号、10月14日の台風19号が上陸した日に、太田川上流地点において1時間ごとの放射性Cs濃度測定を行った。

観測地点では、水中の放射性Cs濃度および各種イオン濃度の測定を行った。放射性Cs濃度測定には、産業技術総合研究所等が開発したカートリッジフィルタ式の放射性Cs濃縮装置（Yasutaka et al., 2015、Tsuji et al., 2015、産業技術総合研究所ホームページ）を用いた。本装置は水中の粒子態と溶存態の放射性Csを毎分2.5Lの処理速度で分離・濃縮することができる。現場では、河川水40～60Lをテフロン製のバケツまたは釣り用のバケツを用いて汲み上げ、即座に濃縮装置にポンプ通水することによって懸濁物質（以下、SSと呼ぶ）による粒子態の放射性Csと溶存態の放射性Csに分離した。濃縮後のカートリッジフィルタを研究所に持ち帰り、Ge半導体検出器（GC2518）によってセシウム137（以下、 ^{137}Cs と呼ぶ）の検出を行い、Yasutaka et al. (2015) および Tsuji et al. (2015) の方法に従って河川水中の ^{137}Cs 濃度に換算したうえで、全ての試料について採取日時に減衰補正を行った。さらに、宇多川流域を対象とした流出特性の把握については、粒子態放射性Cs濃度の粒径依存性の把握を目的に、出水時の河川水10～20Lを対象に、篩目1mm、250 μm 、63 μm の3つのふるいを用いた分級操作と高速遠心分離（15,760 $\times\text{g}$ 、30分間）によって得られた固相各画分の放射性Cs濃度の測定をGe半導体検出器（GC2518）によって行うとともに、有機物含有量の指標である強熱減

量（600℃、30分間）の測定を行った。また、水中の各種イオン濃度について、イオンクロマトグラフィによって測定を行った。



宇多川



宇多川上流



宇多川下流



松ヶ房ダム放流水路

真野川



真野川上流



真野川下流

太田川



太田川上流



鉄山ダム下流



横川ダム放流水路

図 1.3-1 定期採水地点

1.3.3 測定結果

(1) 平水時の放射性 Cs 濃度

河川水の溶存態の放射性 Cs 濃度は、福島第一原発により近く、放射性 Cs の集水域内沈着量が多かった太田川で最も高く (0.14 ~ 0.63 Bq/L)、ついで真野川 (0.02 ~ 0.04 Bq/L)、宇多川 (0.01 ~ 0.05 Bq/L) の順に濃度が低い結果となった。また季節の違いによる濃度変動の影響は、今回の調査からはほとんど見られなかった (図 1.3-2)。一方、粒子態の濃度は平水時には概ね溶存態 ^{137}Cs 濃度と同レベルにあり、SS 単位重量あたりの ^{137}Cs 濃度は太田川 : $3.3 \times 10^4 \sim 6.0 \times 10^5 \text{ Bq/kg}$ 、真野川 : $4.1 \times 10^3 \sim 3.5 \times 10^4 \text{ Bq/kg}$ 、宇多川 $2.7 \times 10^3 \sim 1.4 \times 10^4 \text{ Bq/kg}$ であった。また、見かけ上の ^{137}Cs 分配係数 k_d (液相の ^{137}Cs 濃度に対する固相の ^{137}Cs 濃度の比) は、太田川 : $9.2 \times 10^4 \sim 1.3 \times 10^6 \text{ L/kg}$ 、真野川 : $1.8 \times 10^5 \sim 9.5 \times 10^5 \text{ L/kg}$ 、宇多川 $9.1 \times 10^4 \sim 1.1 \times 10^6 \text{ L/kg}$ であり、真野川・宇多川では上流より下流で k_d 値が低くなる傾向が見られた。また、この値は既往の福島県内の河川における報告値 (Yoshimura et al., 2015) とほぼ同レベルであった。

(2) 出水時の放射性 Cs 濃度

横川ダム管理所の提供による水文観測データによると、10月6日の台風イベントは総降雨量 128 mm、最大降雨強度 13mm/h、10月14日は総降雨量 104mm、最大降雨強度 28mm/h であった。このとき、太田川上流における出水時の溶存態 ^{137}Cs 濃度は 0.56 ~ 0.67 Bq/L であり、同時期の平水時の濃度 (0.32 ~ 0.35 Bq/L) に比べて高い結果となった (図 1.3-3)。粒子態の ^{137}Cs 濃度も濁水流出に伴う SS 濃度の上昇により 1.8 ~ 21.7 Bq/L となり、平水時に比べて 1 ~ 2 オーダー高い濃度であった。SS 単位重量あたりの ^{137}Cs 濃度は $8.3 \times 10^4 \sim 2.6 \times 10^5 \text{ Bq/kg}$ であり、平水時とほとんど変わらなかった (図 1.3-3)。

また出水の規模に伴う形態別 ^{137}Cs 濃度の特徴を明らかにするために、SS 濃度と溶存態および SS 単位重量あたりの ^{137}Cs 濃度との関係を図 1.3-4 に表した。その結果、溶存態については SS 濃度と正の相関が見られたが、SS 重量あたりの濃度に関しては、明確な傾向は見られなかった。

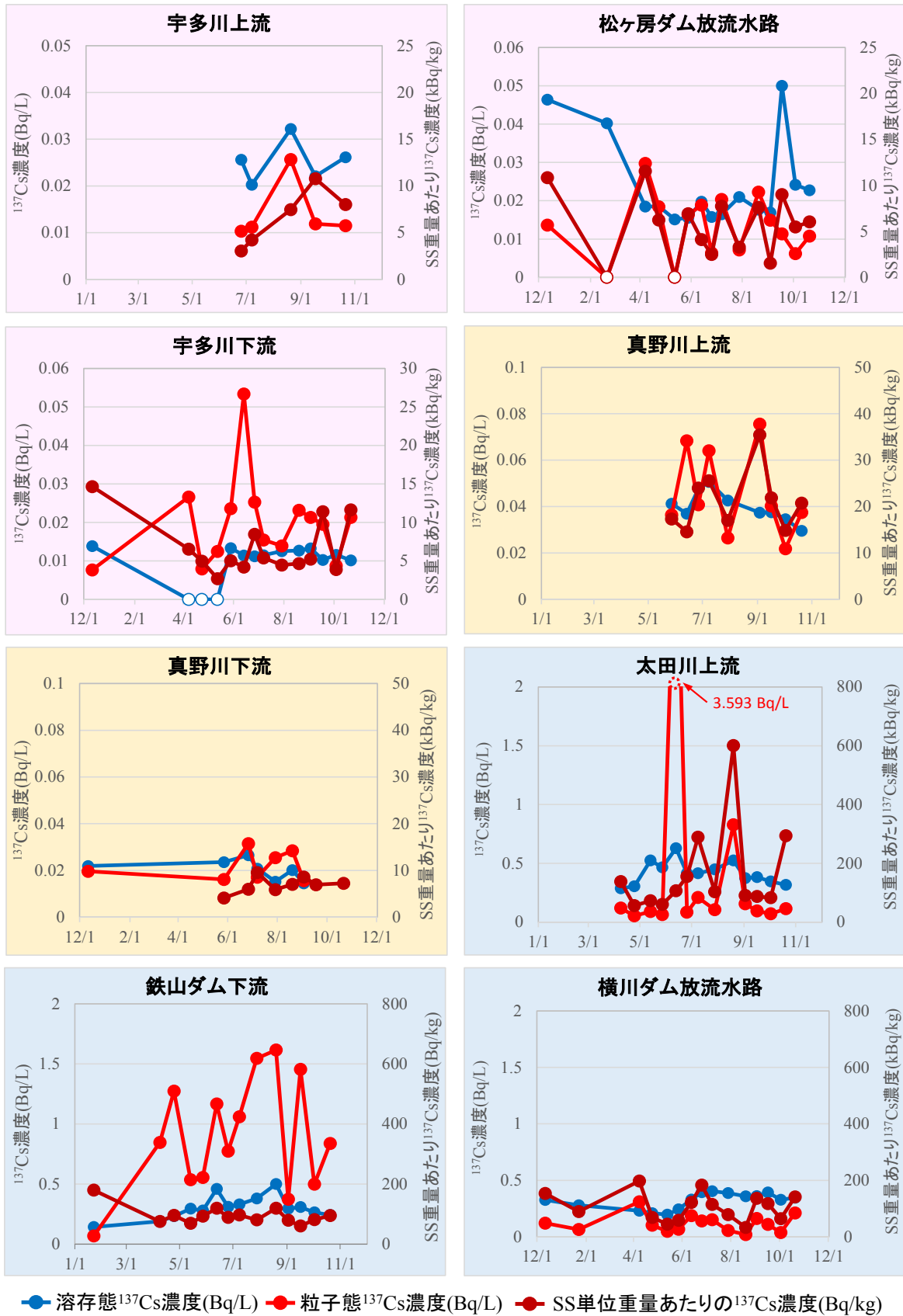


図 1.3-2 河川水中の溶存態・粒子態の¹³⁷Cs濃度. 白抜きのプロットは不検出.

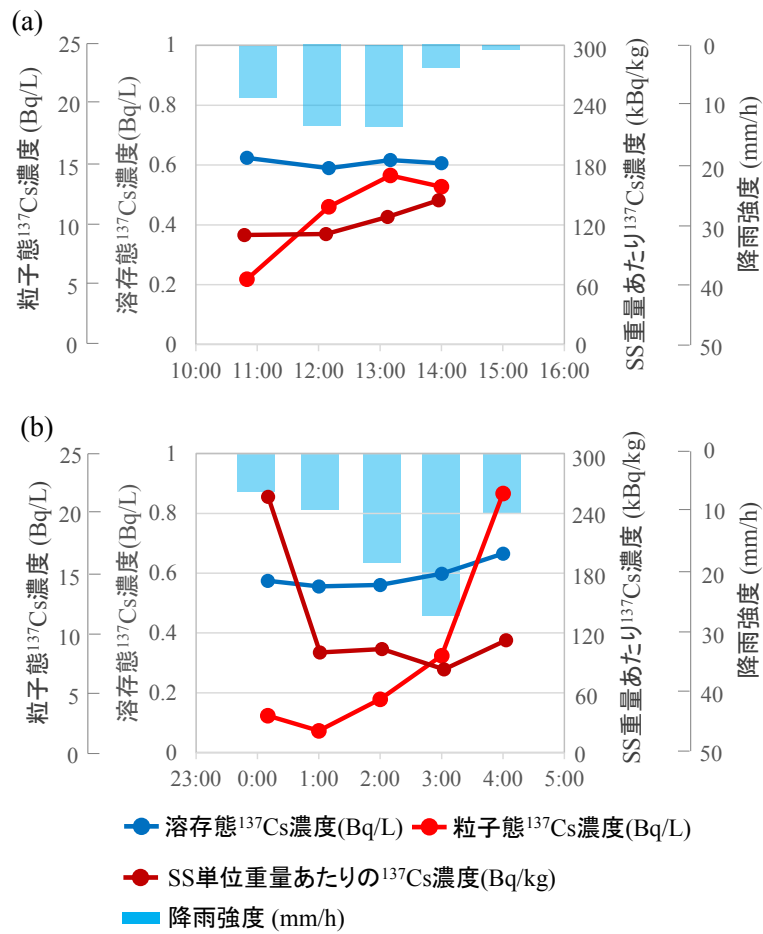


図 1.3-3 太田川上流地点における出水時の溶存態・粒子態¹³⁷Cs濃度。(a)10月6日(台風18号), (b)10月14日(台風19号)

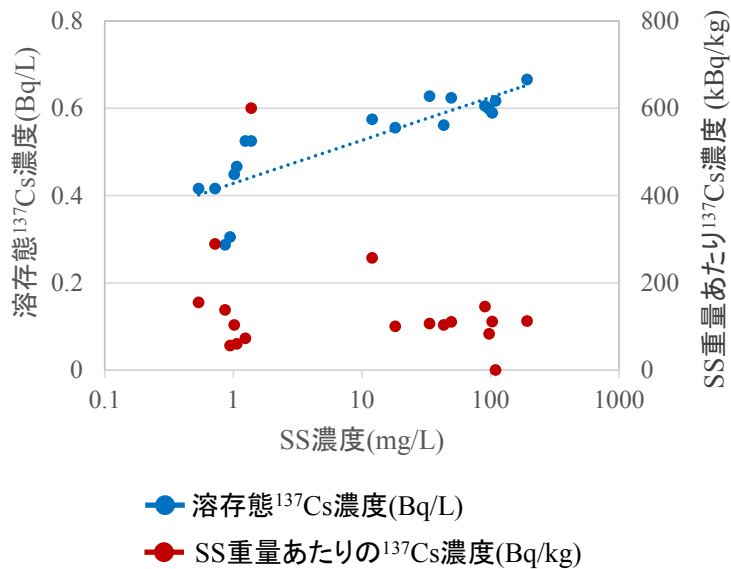


図 1.3-4 太田川上流地点における出水時の水中 SS 濃度に対する溶存態¹³⁷Cs 濃度および SS 単位重量あたり¹³⁷Cs 濃度の関係

(3) 各種イオン濃度

河川水中のイオンの中でも、特に NH_4^+ と K^+ はイオン交換による固相からの ^{137}Cs 遊離に寄与することが知られている (David et al., 1983)。 K^+ 濃度・ NH_4^+ 濃度はともに、上流に比べて下流で濃度が高い傾向が見られた (図 1.3-5、図 1.3-6)。これは、上流では河川水の大部分が森林域からの流入であるのに対し、下流は農業排水や生活排水を含んでいるためであると考えられる。これより、下流域では K^+ や NH_4^+ 濃度の増加が ^{137}Cs の分配係数 k_d 値の低下傾向に寄与していることが示唆された。

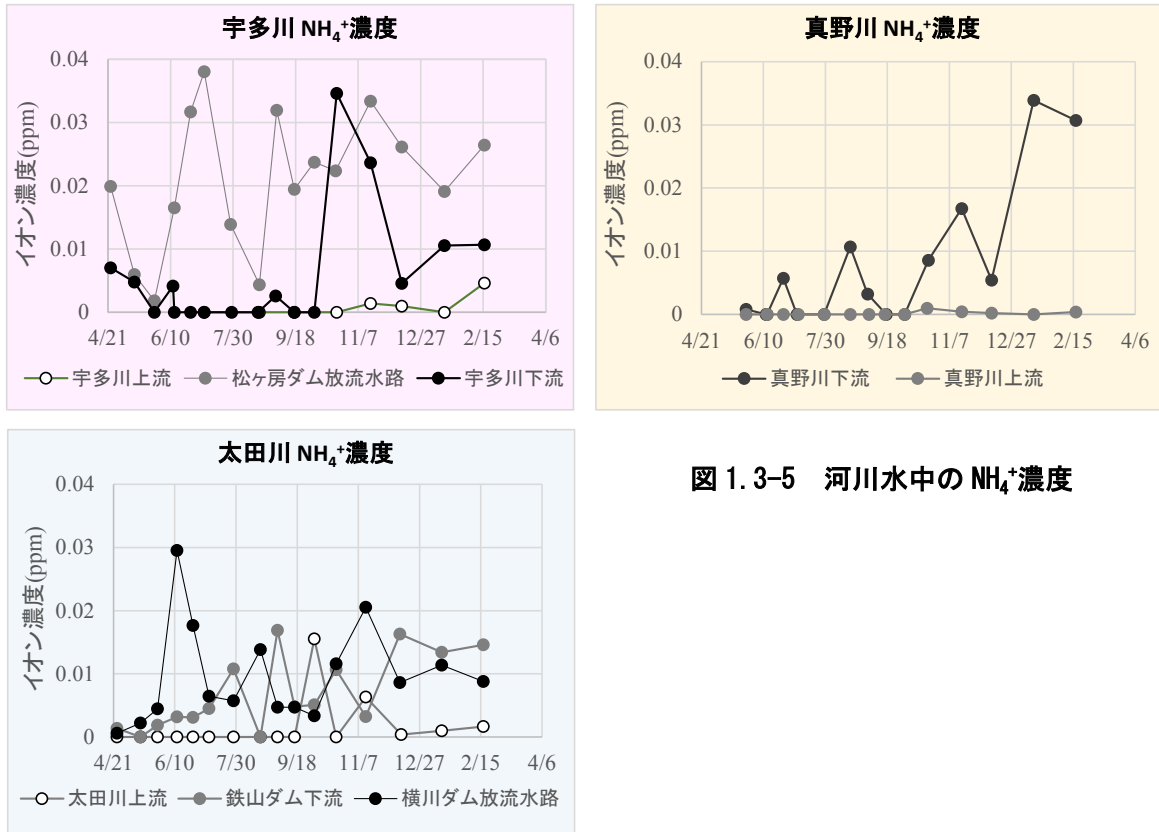


図 1.3-5 河川水中の NH_4^+ 濃度

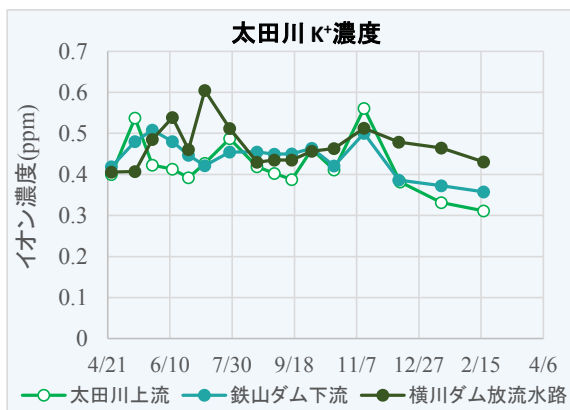
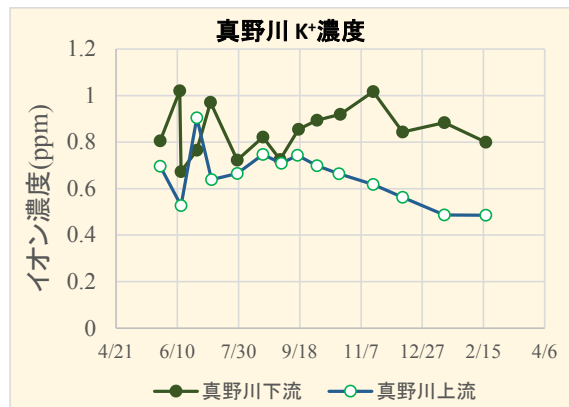
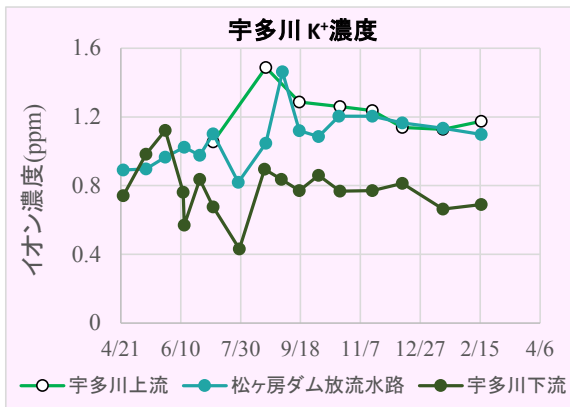


図 1.3-6 河川水中の K⁺濃度

(4) 宇多川流域における放射性 Cs 流出特性

SS 重量当たりの粒子態 ¹³⁷Cs 濃度は、調査開始時より時間経過とともに低下していることが確認された (図 1.3-7)。その低下速度は物理減衰に比べて著しく早く、半減期は 1.9 年と見積もられた。また、粒子径サイズで分画された SS 重量当たりの ¹³⁷Cs 濃度は、より小さい 2 つの画分 (63 μ m 以上 250 μ m 未満と 63 μ m 未満) において、2012 年に比べて 2013 年の河川水試料の顕著な濃度低下が確認された (図 1.3-8)。さらに、強熱減量を指標とした SS に含まれる有機物含有量と SS 重量当たりの ¹³⁷Cs 濃度の関係を、2012 年と 2013 年で比較した場合、強熱減量 (%) の値の範囲には両年で有意な差が見られなかったのに対して、2013 年に採取した SS の ¹³⁷Cs 濃度が、2012 年に比べて有意に低いことが確認された (図 1.3-9、いずれも有意水準 5% で t 検定を実施)。以上の結果は、SS 重量当たりの粒子態 ¹³⁷Cs 濃度の経年的な低下は、粒子態放射性 Cs フラックスの 95% 以上を占める、粒径 250 μ m 未満の SS 重量当たりの ¹³⁷Cs 濃度の低下が主な要因であり、併せて植物リターに含まれる ¹³⁷Cs 量の減少も、それに寄与していることを示唆している。このような SS 重量当たりの粒子態 ¹³⁷Cs 濃度の推移については、阿武隈川やその支流においても報告されている (Yoshimura et al., 2015)。その要因として、流域からの放射性 Cs の流出に対する水田の寄与が、代掻きにともなう排水によって年々低下 (排出される濁質の量は変わらないものの、濁質に付着する放射 Cs 量は年々減少) していること (Yoshimura et al., 2015) や上流域の農地除染により、粒子態 ¹³⁷Cs 濃度が除染前に比べて低い土砂の流入が生じていること、現在流域内において、大規模に建設が進められている福島-相馬間

を結ぶ相馬福島道路工事現場から発生する、粒子態 ^{137}Cs 濃度が低い土砂の流入が生じていることが挙げられる。次いで、図 1.3-7 に示す粒子態 ^{137}Cs 濃度の時間変化を考慮しつつ、観測開始から 2 年間（2012 年 7 月～ 2014 年 7 月）における流量・濁度連続観測データから SS フラックスを算出し、この値から求めた宇多川流域からの ^{137}Cs 総流出量は、約 50GBq と推定された。これは、文部科学省による第 4 次航空機モニタリング結果から算定された宇多川流域への事故由来の ^{137}Cs 平均沈着量の 0.24% に相当する。したがって流域からの放射性 Cs の流出は非常に限定的であり、物理減衰および上述の諸要因によって流出する土砂に含まれる放射性 Cs 濃度の低下は、今後放射性 Cs 流出量の減少をもたらすことが予想される。

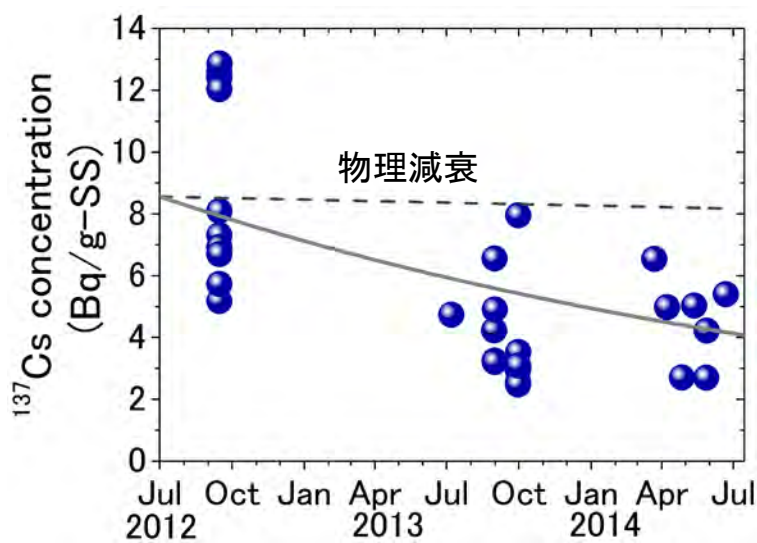


図 1.3-7 宇多川における河川水中の SS 単位重量当たりの ^{137}Cs 濃度の時間変化

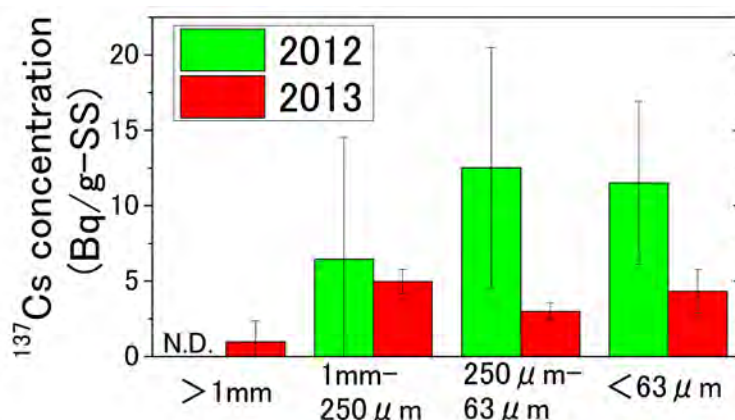


図 1.3-8 SS 画分毎の単位重量当たりの ^{137}Cs 濃度経年変化

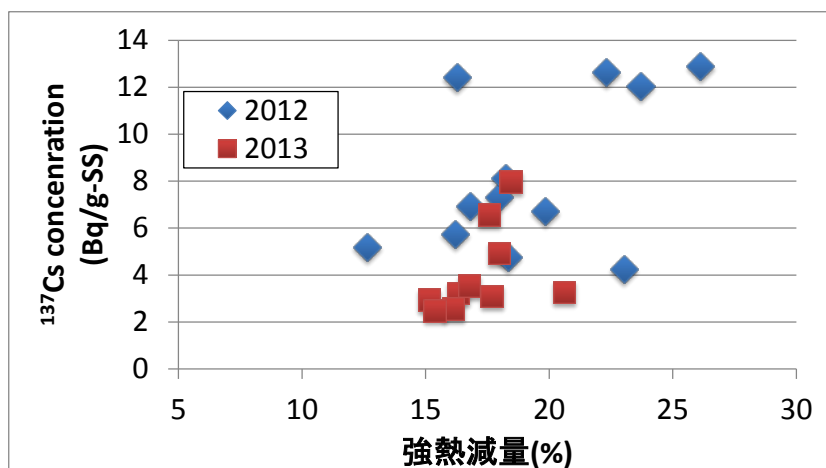


図 1.3-9 SSに含まれる有機物量とSS単位重量当たりの¹³⁷Cs濃度との関係

引用文献

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.

Tsuji, H., Kondo, Y., Kawashima, S., Yasutaka, T. (2015) Non-destructive detection of particulate radiocesium using a non-woven fabric cartridge filter for rapid preprocessing, J. Radioanal. Nucl. Ch. 303 (3) , 1803-1810.

国立研究開発法人 産業技術総合研究所ホームページ、産総研：水中の放射性セシウムを素早くモニタリング https://www.aist.go.jp/aist_j/press_release/pr2014/pr20140407/pr20140407.html

Yoshimura, K., Onda, Y., Sakaguchi, A., Yamamoto, M., Matsuura, Y. (2015) An extensive study of the concentrations of particulate/dissolved radiocaesium derived from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident in various river systems and their relationship with catchment inventory, J. Environ. Radioactiv. 139, 370-378.

Evans, D. W., Alberts, J. J., Clark III, R. A. (1983) Reversible ion-exchange fixation of cesium-137 leading to mobilization from reservoir sediments, Geochim. Cosmochim. Ac. 47, 1041-1049.

1.4 ダム・湖沼における挙動

1.4.1 霞ヶ浦への堆積について

(1) 方法

1) 霞ヶ浦湖底泥柱状試料

霞ヶ浦湖底泥柱状試料は、2014年度については、3地点（St.3、7、9）の採取頻度を少なくし、年2～3回採取した。3地点（St.8、11及び表層泥62）は、2013年度までと同様に年1回採取した（図1.4-1）。2014年度も、コアパイプ先端部を閉塞する機能を持つ内径11cmの重錘式コアサンプラー（離合社製）によって採取した柱状底質試料を利用した。過去に使用した内径4cmもしくは5cmのコアサンプラーと比較してかく乱や圧密を起こしにくい。試料は深さごとに切断し、凍結乾燥—ビニル袋内手ほぐしにより、均質化及び水分含有量の算定を行った。異物は含まれておらず、ふるい分け等の操作は行っていない。

2) 霞ヶ浦湖底表層泥（全域メッシュ調査）

2014年10月21～24日にかけて、霞ヶ浦全域をカバーする1分メッシュ格子点の近傍及び主要河川流入口付近の計76点で表層泥を採取した（図1.4-2）。内径11cmの重錘式コアサンプラーを用いて30cm程度の試料を採取したが、砂質泥の場合には、エクマンバージ式採泥器によって表層泥をグラブサンプリングした。試料は船上で均質化処理した。コア試料は直上水を除いた後、上部15cmとその下部（原則10cm）をそれぞれ抜き出して、ステンレスバット内でステンレスヘラを用いて十分に均質化した。グラブサンプルは水抜きした試料全量をステンレスバット内で十分に均質化した。

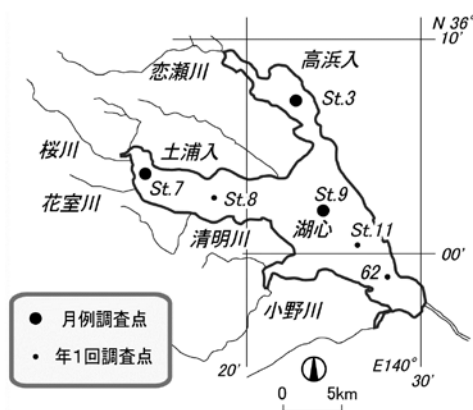


図1.4-1 霞ヶ浦湖底泥柱状試料採取地点図

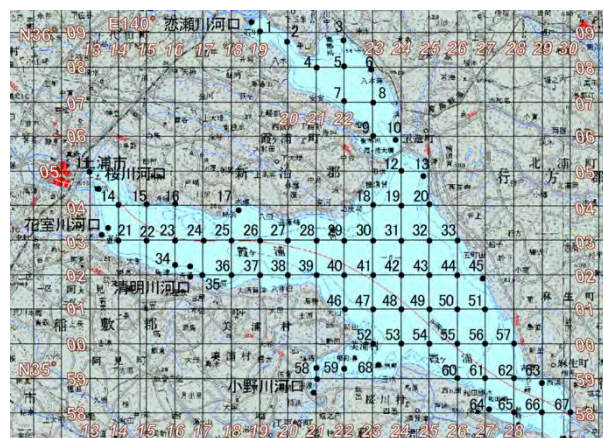


図1.4-2 霞ヶ浦湖底表層泥（メッシュ調査）採取地点図

3) 分析

底質試料は、U-8容器（90 mL容）に詰め、高純度ゲルマニウムガンマ線スペクトロメータによって放出ガンマ線を計数した。アルミナベースの標準体積線源から求めた対エネルギー効率曲線を利用し、試料厚み・密度による効率補正を施した。湿泥の場合、水分含有量から求めた水成分量と残余の土壌成分量の2成分の均質な混合体を仮定してガンマ線吸収補正を行った後、乾重

あたりの放射能に換算した。

(2) 霞ヶ浦柱状試料の放射能の鉛直分布

図 1.4-3 に湖心 (St.9) 湖底泥中の放射性核種の鉛直分布を 3 種類挙げることで、霞ヶ浦における放射性物質の堆積について概観する。原発事故直前の 2011 年 3 月及び 2007 年 (Fukushima et al., 2010) のセシウム 137 (以下、Cs-137 と呼ぶ) の鉛直分布 (図 1.4-3 左) は、似かよっており、約 20 Bq/kg 程度で深さ方向にはほぼ一定の放射能が存在していたことがわかる。セシウム 134 (以下、Cs-134 と呼ぶ) は検出されない。Cs-137 は、1960 年代にもたらされた大気中核実験由来のフォールアウトが主な起源で、2007 年コアの深い部分には、大気中核実験のピークである 1963 年を示す小さなピークが認められる。堆積した当時は鋭いピークであったものも、上部へ新たな堆積物がたまと、混合により鋭いピークは平坦なものに変化して行き、表層部へ大きくすそを引いた形になっている。

原発事故によってもたらされた放射性セシウムにも同様のプロセスが生じている。原発事故後の 1 ヶ月後にはすでに放射性セシウムが霞ヶ浦湖心底質中に堆積しており、同時に放射性ヨウ素も検出された。霞ヶ浦の湖水の平均滞留時間は約 6 ヶ月であるため、河川から流入した放射性セシウムは湖心へ到達しておらず、湖面へ沈着した放射性物質の沈降によるものと考えられる。加えて、主に風波によるかく乱により、すでに最大 4 cm 程度堆積物にもぐり込んでいた。2011 年 5 月から 2014 年 5 月にかけて観測された湖心底質の Cs-137 の鉛直分布 (図 1.4-3 中) では、表層の放射性セシウムは 1300 Bq/kg を超えていた。その後、Cs-137 は次第に深い層にまで検出されるようになり、2012 年春の観測で、明らかな表層の平坦部が見られるようになった。一方、最表層 Cs-137 濃度は時間とともに下がる傾向があり、新たな Cs-137 の負荷よりも、初期に最表層に堆積した Cs-137 が鉛直方向へ混ぜられる効果の方が大きいことを示す。

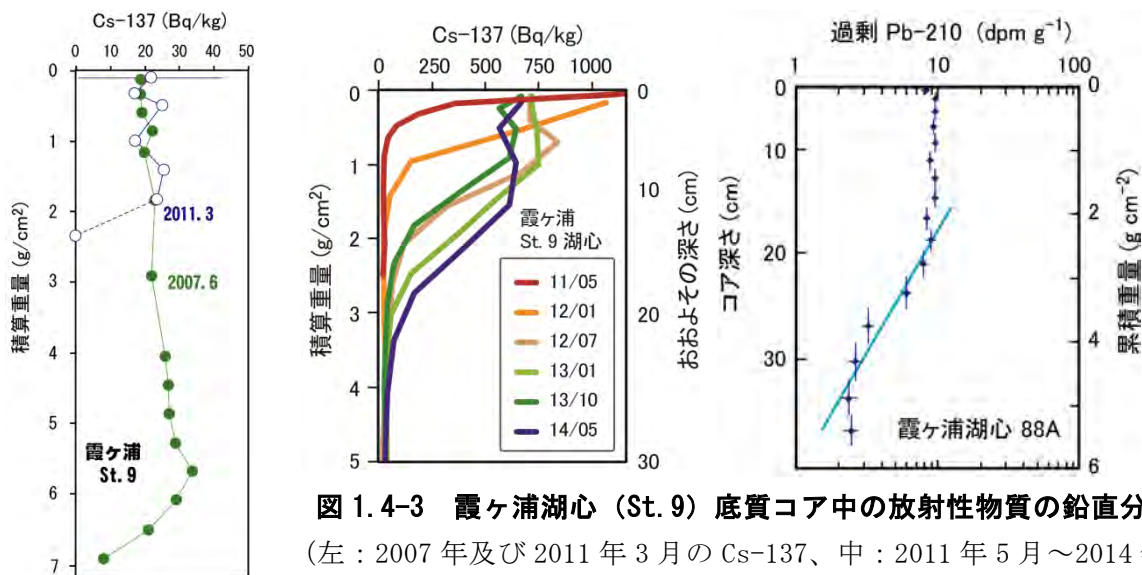


図 1.4-3 霞ヶ浦湖心 (St. 9) 底質コア中の放射性物質の鉛直分布
 (左：2007 年及び 2011 年 3 月の Cs-137、中：2011 年 5 月～2014 年 5 月の Cs-137、右：1988 年の Pb-210)

天然由来の放射性核種であり、一定フラックスで霞ヶ浦に流入・沈降していると考えられる Pb-210 の鉛直分布 (図 1.4-3 右) では、表層から 15cm 程度まで一定の Pb-210 放射能を示してお

り、それ以深で経過年代にしたがった減衰を示していた。先に述べた核実験由来の Cs-137 ピークとは異なる原理に基づく堆積年代測定法であり、Pb-210 法から得られた堆積速度は $52 \text{ mg/cm}^2/\text{年}$ であった (田中ら, 1991)。十分な混合時間が経過し、平衡に達したと考えられる表層平坦部が約 15cm 程度であることから、放射性セシウムの平面分布を解析する際の層厚を 15cm とした。湖心では、2012 年 7 月以降、Cs-137 の鉛直プロファイルに顕著な変化が見られなくなった。今後、初期沈着フラックスを下回る程度の河川からの負荷や周辺の低濃度地点層からの堆積物の水平移動が起きた場合、表層濃度は深層にくらべて減少し、逆に周辺の高濃度地点層からの堆積物の水平移動が起きた場合、表層濃度は深層にくらべて高くなるプロファイルを形成すると予想される。最終的には、フォールアウトのピークのように底質深部になだらかなピークを残しながら、表層部側へすそを引くような非対称の形状をとると考えられる。

St.9 を含む 6 地点の鉛直プロファイルを 2014 年 10 月頃と、その約 1 年前、2 年前とで比較した (図 1.4-4)。当然ながら、全地点で Cs-134 は 2 年の半減期に応じて放射能を減じているため、総放射性 Cs 濃度は物理減衰の効果のみでも減少する。高線量地区にあたる St.8 の放射能が高く、2013 年にかけて最表層濃度が減少していることが特徴的であった。また、St.3 は 2013 年に約 30 cm まで混合が進み、2014 年にかけての変化がない。他の地点でも、2013 年までに分布の形はほぼ決まり、2014 年にかけての変化は少ない。放射能濃度と堆積物量との積を積分すると、後述するように各地点の現存量が求められる。St.7、9 のように濃度が減少する地点や、No.62 のように混合層が薄くなっている地点では、現存量の値は小さくなる。一方、St.3 のように混合層が厚くなる地点では、現存量の値は大きくなる。観測される混合層の厚さは、堆積物の物理的移動に加え、最表層を逃さず試料採取できたか否かにも関係する。そのため、放射性セシウムのみでなく、一定フラックスで堆積する Pb-210 などの他の核種のプロファイルと比較するなど、慎重な解析が必要であることがわかった。

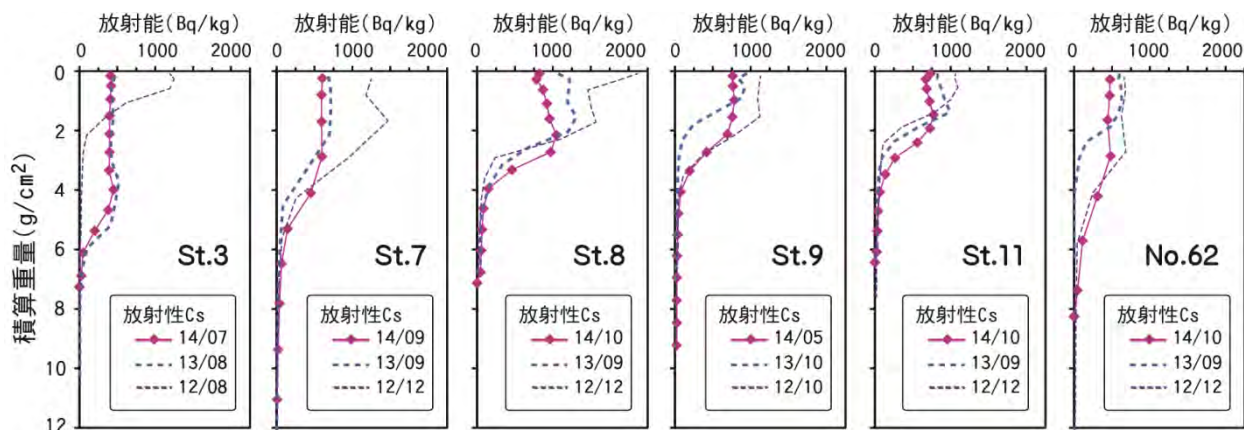


図 1.4-4 霞ヶ浦各地点の底質コア中の放射性セシウム鉛直分布 (2014 年度)

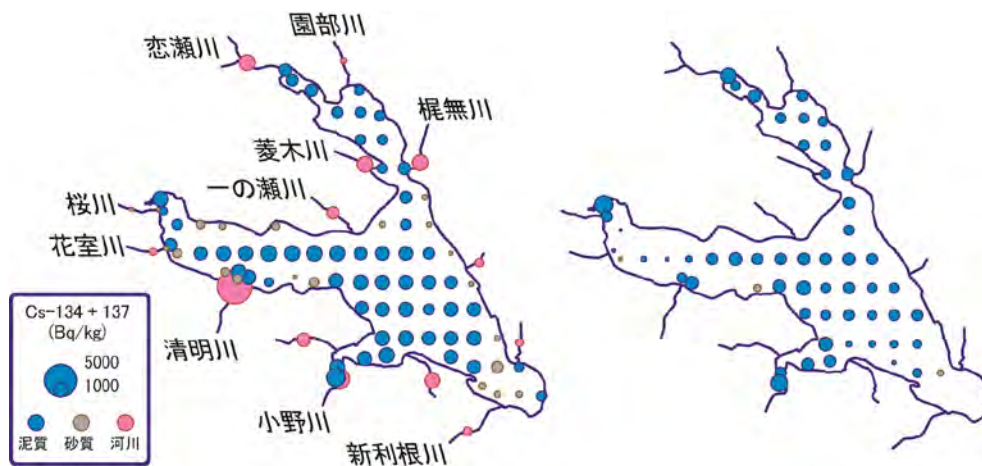
各地点ともほぼ 2 年間の過去の分布 (破線) と比較している

(3) 霞ヶ浦全域の放射性セシウムの水平分布

年 1 回の定期的な水平分布の観測により、湖沼全体の放射性セシウムの現状・現存量を把握するだけでなく、その経時的変化から水平方向への動態を調べることにした。同一地点で 3 本のコアを採取・分析した結果、混合操作の不均質性は 0.1%以下、放射能測定のための非再現性は 0.5%

程度、底泥の物理的な不均質性は1%以下が確認されている。放射能値の不確かさの最大要因は、位置再現性と試料採取によるものであり、評価は難しいが、10%以上の不確かさと推定された。

混合の影響があるため、2014年度も可能な限り15cm以下の下層部も採取した。以下、上層部、下層部の結果をまとめる。上層部：Cs-134は12~302 Bq/kg（算術平均値126 Bq/kg）、Cs-137は41~1010 Bq/kg（算術平均値405 Bq/kg）、下層部：Cs-134は7~291 Bq/kg（算術平均値99 Bq/kg）、Cs-137は22~989 Bq/kg（算術平均値324 Bq/kg）の範囲分布であり、下層部への放射性セシウムへの侵入が確認できた。表層濃度は、地点により25倍程度の差があり、粒径と密接な項目である含水率とCs-137とは正の相関（ $r=0.79$ ）があった。図1.4-5に示したCs-134+Cs-137の分布図と合わせてみると、湖岸近くに堆積した砂質泥に放射性セシウムが少ないことがわかる。図には河川最



下流部の底泥中放射性セシウムの濃度（2012年度）も合わせて示している。

図 1.4-5 霞ヶ浦湖底泥放射性セシウム水平分布（2014年10月）

左：上層（0~最大15cm）、右：下層（15cm以深、最大25cm）。

赤丸は河川下流部表層底泥結果（2012年）

Cs-134/Cs-137比は0.16~0.31であり、2011年3月11日に減衰補正したCs-134/Cs-137比は上層で0.51~1.13（算術平均値0.96）、下層で0.73~1.06（算術平均値0.94）であった。多くの地点で、事故由来のCs-134が下層部深くまで侵入してきていることを示す。6地点のコアの分析結果（図1.4-4）からも、St.3（高浜入）で特に混合が進んでおり、図1.4-5にも下層部への混合が顕著であった。2012年度は一律表層から15cmまでで分取したため、底質中存在量を計算する際にはある程度の過小評価となってしまう。

放射性セシウム濃度は、砂質泥を除くと湖の西部（土浦入）で比較的高い傾向があったが、2013年度にくらべてその傾向は顕著ではない。また、小野川、花室川、桜川、恋瀬川の河口域の濃度がやや高い。河川底質中の放射性セシウムは小野川や清明川が高いものの、桜川や花室川では低い。その結果、桜川と恋瀬川河口部では、下層底質の方が上層よりも濃度が高い逆転現象を示しており、河川から供給される堆積物で希釈されている効果が現れていた。一概に河川底質中の放射性セシウム濃度により湾部底泥の放射性セシウム濃度が定まるわけではない。清明川では底質中の放射性セシウム濃度は高いが、流量が小さいため、負荷量は小野川よりも小さくなる。

(4) 霞ヶ浦堆積物中の放射性セシウムの現存量とその経時変化

全域メッシュ調査における現存量の水平分布とコア試料による観測地点での放射性セシウムの現存量とその経時変化について述べる。

乾燥コア試料の場合、試料調製の段階で含水率とコア内径から深さと重量との関係が得られる。これを用いて、放射性セシウム現存量が求められる。一方、全域メッシュ調査の場合、湿泥のまま放射能分析したため、以下の項目と式から現存量を推定した。

$$\text{現存量 (Bq/cm}^2\text{)} = \text{放射性 Cs 濃度 (Bq/g 乾重)} \times \text{重かさ密度 (g/cm}^3\text{)} \times \text{g/cm 析し含水率} \times \text{水コア厚さ (cm)}$$

コアは0～15cmと15～25cmの2層を採取したが、地点によってはそれ以下の厚さしか採取できなかった。この場合、採取厚さまでの現存量を求めた。また、Grab試料については、便宜的に5cmの厚さを与えて計算した。5cm以深に放射性セシウムが存在する場合、過小評価となる。

全域メッシュ調査における各観測点の現存量（Cs-134+Cs-137）の計算結果（採取された最深部まで）を、2014年10月（図1.4-6左）と2013年9月（図1.4-6右）に示した。砂質の湖岸部の現存量が小さいのは、主として砂質底質中の放射性セシウム濃度が低いためであろう。2012年12月時点での分布は、土浦入の広い範囲と高瀬川、花室川、小野川の流入部の現存量が大きかった。土浦入の広範囲の高現存量については、陸上と同様に水面下でも初期沈着が大きかったことを反映しており、河口部や湾部の高現存量は、河川からの供給を受けたことを反映していると考えられた。一方、2013年9月では、桜川と花室川河口周辺が突出して高く、土浦港や恋瀬川河口がそれについていた。2014年10月では、高沈着量地域はほぼ解消している。

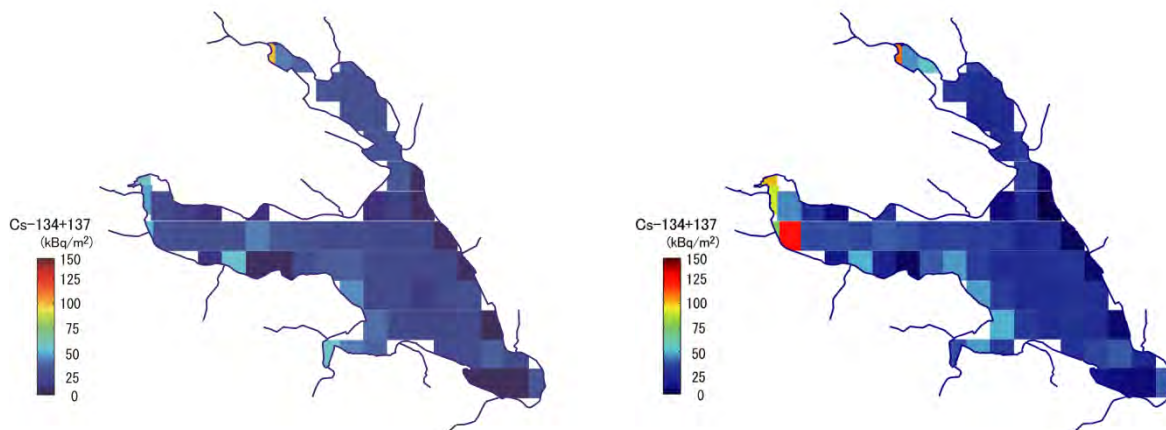


図 1.4-6 霞ヶ浦湖沼底質の放射性セシウムの現存量 (kBq/m²)
(左：2014年10月時、右：2013年9月)

これまでの3回の水平分布調査から、初期には湖西部での沈着が大きく、土浦入河口部での流入が目立っていた。その後、放射性セシウムの底質深層への移動や水平移動が進み、分布が一樣になってきた。土浦入での高沈着は解消する一方、高浜入側での増加、小野川河口部での局所的な沈着といった減少が認められた。湖面全体での沈着量はこの1年間で大きく変化していない。前回の調査との間隔（13ヶ月間）では、Cs-134の放射壊変により、1割程度減少することが期待される。それに対して、実測では減少はなく、その分は河川等から負荷されたか、水平移動によ

り 2013 年度に計測されない部分から移動してきたと考えられる。

コア試料を継続的に採取した湖内 6 ヶ所（図 1.4-1）の放射性セシウム現存量の経時変化を図 1.4-7 に示した。Cs-134 が検出されない深さの Cs-137 をもって、原発事故前の放射性セシウムのベースライン値とすると、St.9 では約 25、St.3 ではほぼ 0、St.7 でも 25 Bq/kg 程度であるが、ベースライン値、核実験由来のピークは次第に明確でなくなっている。事故前のベースライン値は無視できるほどの量であり、存在量を沈着量（インベントリ）と読み替えて差し支えなかろう。Cs-134/Cs-137 比は表層ではほぼ 1、深部で下がってきており、Cs-134 濃度もしくは Cs-134/Cs-137 比を正確に測定できれば、より正確な沈着量の評価につながる。

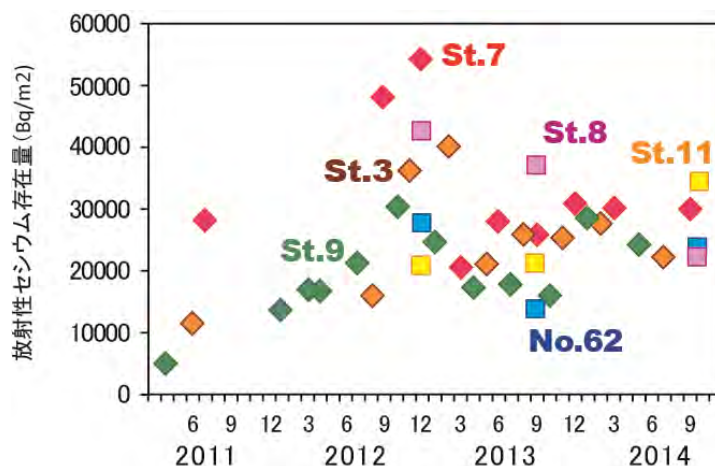


図 1.4-7 霞ヶ浦底質への放射性セシウムの存在量の経時変化
(St.3、7、9 での 2011 年初期の観測は、5 cm 径コアの結果)

不かく乱度の高い 11cm コアは 2012 年 1 月から断続的に使用しはじめており、2012 年 7 月から定例化した。2011 年度に示した 5cm コアでは、採取時の表層部のロスの可能性があり、過小評価の可能性が高い。しかし、過大評価の可能性はほとんどない。2011 年の事故直後の観測値と 11cm コアの結果を合わせて見ると、各地点とも 2012 年 10 月から 12 月にかけて最大値を示し、それ以後の現存量は、Cs-134 の減衰を考慮しても一定量もしくは減少傾向にあると言える。最大沈着量は、霞ヶ浦北西部に位置する土浦入 St.7 で見られたが、湖面メッシュ調査マップでの変化と同様に土浦入では減少傾向があり、現在では高浜入（St.3）と同程度の沈着量となっている。一方、2012 年の極大後に、湖尻側の St.11 や No.62 では微増が認められる。湖外への移動、排出についてのデータは持っていない。湖全体での増減はほとんどなかったことから、底質内の垂直移動、湖内の水平移動が各地点の分布や存在量の差になったものと推測される。

1.4.2 ダム湖における放射性セシウムの貯留作用

(1) はじめに

福島県内には 90 余りのダムがあり、治水や利水、砂防等、様々な用途で運用管理されている。通常、ダムは河川をせき止めることで貯水域を生み出すため、上流域からの流入土砂の堆積が、貯水域であるダム湖底に生じる。ダム湖からの取水や放流はその用途次第ではあるが、例えば、灌漑用であれば水温の高い表層から、飲料用や工業用であれば、表層よりも水温が低く濁質を伴わない中層からの取水を行うように、水力発電用のダム等、一部を除いて湖底に堆積した土砂を

伴う形で取水ないしは放流することは少ない。結果として、ダム湖は流入土砂を溜めつづける必要があり、流入土砂が 100 年間堆積してもダムが本来の用途を担えるような容量（堆砂容量）を確保できるよう造られている。流域からダム湖へ流入している放射性セシウムの大部分が、懸濁粒子に何らかの形で吸着した粒子態であると考えられることから、このようなダム湖における貯水操作による堆砂は、流入した放射性セシウムの湖底への蓄積を促している可能性が高い。よって、流域スケールでの放射性セシウムの移動集積実態を把握する上でも、ダム湖における貯留状況を理解することは不可欠と言える。

以上を踏まえ、本研究では、ダム湖における放射性セシウムの流出入（収支）調査を行い、放射性セシウム貯留状況の把握を行った。さらに、その貯留実態から、下流河川区間や沿岸域への放射性セシウムの拡散防止に対する寄与の大きさを検討した。

(2) 調査方法

調査対象は、福島県浜通り地方の河川である宇多川の上流に建設された松ヶ房ダム（竣工 1997 年、集水面積 25.6km²、総貯水容量 9,710×10³ m³）である（図 1.4-8）。ダム湖（宇多川湖）からの放射性セシウム放流実態を把握するため、ダム湖放流水路に、2013 年 5 月より自記式濁度計（INFINITY-Turbi、JFE アドバンテック製、2014 年 5 月より濁度チェッカー TC-500、オプテックス株式会社製へ変更）を設置し、放流水中の濁度の自動連続観測（10 分間隔）を行った。併せて 2013 年 10 月より定期的（月 1 回ないしは 2 回）に放流水を 60 L 採取し、現地で産業技術総合研究所等が開発した放射性 Cs カートリッジフィルタ式の濃縮装置を用いて溶存態と粒子態の放射性セシウムに分離した後、濃縮後のカートリッジフィルタを研究所に持ち帰り、Ge 半導体検出器（GC2518）によって Cs-137 の検出を行い、Yasutaka et al.(2015)や Tsuji et al.(2015)の方法に従って河川水中の Cs-137 濃度に換算したうえで、全ての試料について採取日時に減衰補正を行った。また、ダム湖放流水量データについては、10 分間観測値を松ヶ房ダム管理所より提供を受けた。なお、ダム湖への放射性セシウム流入量は、ダム湖上流の森林域に設けた 2 つの試験集水域における、放射性セシウム流出量観測結果を基に推定した。

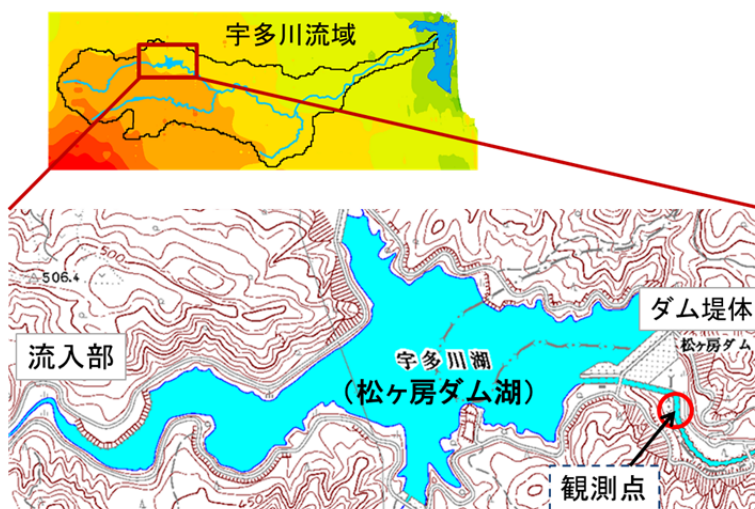


図 1.4-8 調査地（松ヶ房ダム湖）の概要

(3) 結果及び考察

図 1.4-9(a)は、放流水濁度の観測開始から 14 か月間におけるダム湖における水ならびに土砂の流入状況を示したものである。さらに、図 1.4-9 (b) には、その一部として、2013 年秋季を拡大して示した。ダムにおける貯水操作によって、年間通じて、流入水量の変動に必ずしも同期して放流量は変動していない。また、流入土砂が降雨イベントに応じて大きく変動しているのに比べて、放流水中の土砂量は変動のみならず量そのものも少ないことが確認された。これらの状況は、2013 年の 9 月と 10 月に日本列島を大型台風が直撃した際に顕著であり、降雨流出によってダム湖への流入水量が大きく増加している一方で、放流量は、ダム湖での貯水操作でコントロールされ、必ずしもそれに対応して増加していない。これにより、放流された土砂量も一時的に増加したにとどまり、そのピーク値は流入土砂のそれに比べて 5%程度であった。また、放流水に含まれる懸濁物質の単位重量当たりの粒子態の Cs-137 濃度は、時間の経過とともに物理減衰による低下よりも早く低下している状況にあった(図 1.4-10)。濃度低下の要因として、ダム湖上流域の農地や宅地、森林で実施されている除染や水田における代掻き等による流域からの放射性セシウム流出量の低下が挙げられるが、特定するには至っていない。次いで、ダム湖における放射性セシウムの貯留実態を明らかとするため、これら観測値を基に、2013 年 5 月から 1 年間を対象に、ダム湖からの Cs-137 放流量を算定するとともに、宇多川上流の森林域を対象とした調査から求められた放射性セシウムの年間流出率(0.2%)を用いて推定した、ダム湖への Cs-137 流入量との比較を行った。その結果、Cs-137 年間流入量が 13×10^9 Bq と見積もられたのに対して、その 10%に満たない量 (1.1×10^9 Bq) しか放流されていないことが確認された。また、溶存態の放射性セシウムについては、ダム湖において明確な増減が生じていないことを示唆する結果を得た。調査対象とした松ヶ房ダムは、福島県浜通り地方にある多くのダムと同様に灌漑用水の確保を目的として造られた。取水は、通常年間通じて表層付近で行われるため、湖内で沈降した放射性セシウムを吸着した流入土砂は、湖底に安定的に堆積し、その結果、放射性セシウムの放流が抑えられたと考えられる。本調査から、ダム湖はその貯留機能によって、上流域から流出した放射性セシウムの下流域へ移動と再集積を妨げる重要な役割を担っていることが、より具体的に明らかとなった。

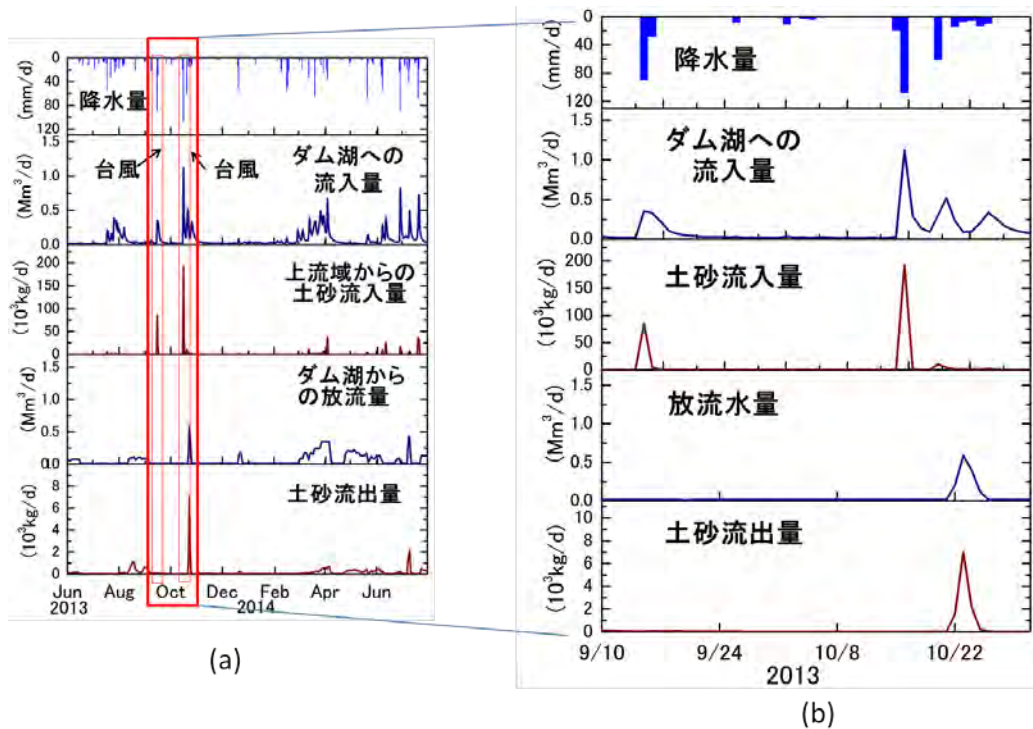


図 1.4-9 松ヶ房ダム湖における水文連続観測結果

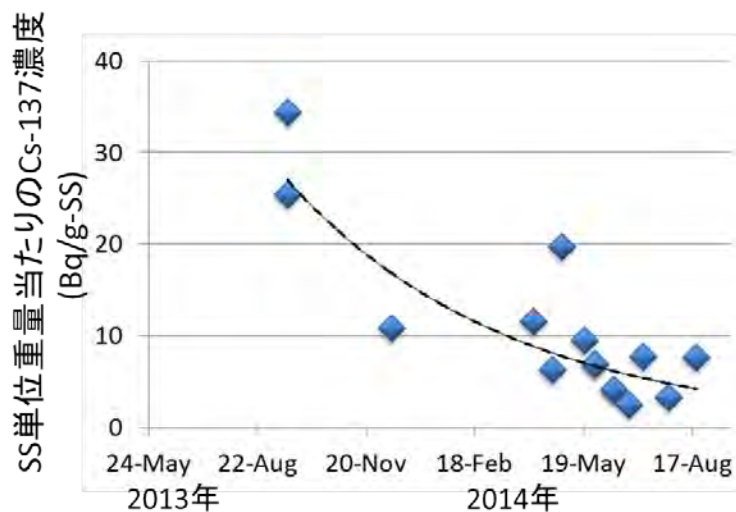


図 1.4-10 松ヶ房ダム湖からの流出土砂単位重量当たりの Cs-137 濃度の経時変化

1.4.3 霞ヶ浦（流入部を含む）水界生態系への移行について

(1) はじめに

チェルノブイリ原発事故後の調査により、魚類など様々な水生生物において放射性物質の移行や濃度推移に関する知見が蓄積されてきたが、貝類や甲殻類などの無脊椎動物に関する知見が非

常に少ないことが指摘されている (von Wehrden et al., 2012)。放射性物質は、食物連鎖を通じて、高次の捕食者に移行することから、餌生物である無脊椎動物における放射性物質濃度の経時的変化を取得することは重要である。また、濃縮係数 (Concentration Factor ; 湖水の放射性物質濃度に対する生物中の放射性物質濃度) や生態学的半減期 (Ecological half-life ; 環境中における生物体内中の放射性物質濃度がある時点の濃度の半分になるまでに要する時間) を算出することで、他の場所あるいは他の生物群の濃度の推定や減少率を評価・予測することが可能となる。

本研究では、福島原発から約 160km 離れた霞ヶ浦 (西浦) を対象に、沿岸生態系の代表的な底生無脊椎動物である巻貝・二枚貝と沖帯生態系の代表的な底生無脊椎動物であるユスリカ幼虫への Cs-137 の移行・蓄積状況について調べた。

(2) 調査概要

巻貝・二枚貝については、福島原発事故後の 2011 年 7 月から、清明川および花室川河口付近の湖岸 2 地点 (図 1.4-11、地点 1 および 2) において、巻貝のヒメタニシ (*Sinotaia quadrata histrica*) および付着性二枚貝のカワヒバリガイ (*Limnoperna fortunei*) を定期的に採集し、貝類中の Cs-137 濃度を測定した。巻貝はグレイザー (刈り取り摂食者)、二枚貝はフィルターフィーダー (濾過摂食者) である。また、ユスリカ幼虫については、スナップショットであるが、2013 年 6 月に湖内 3 地点において調査を行い (図 1.4-11、地点 3, 4 および 5)、ユスリカ幼虫中の Cs-137 濃度を測定した。いずれの調査でも、濃縮係数を算出するため、湖水中に含まれる溶存態 Cs-137 の放射能濃度も経時的に測定した。霞ヶ浦では、生物中の放射能濃度が低いこと、また底生動物の生物量が非常に少ないことから、いずれのサンプルについても、ゲルマニウム半導体検出器によって十分な時間をかけて高精度で分析を行い、より信頼性の高い放射性物質濃度を取得した。

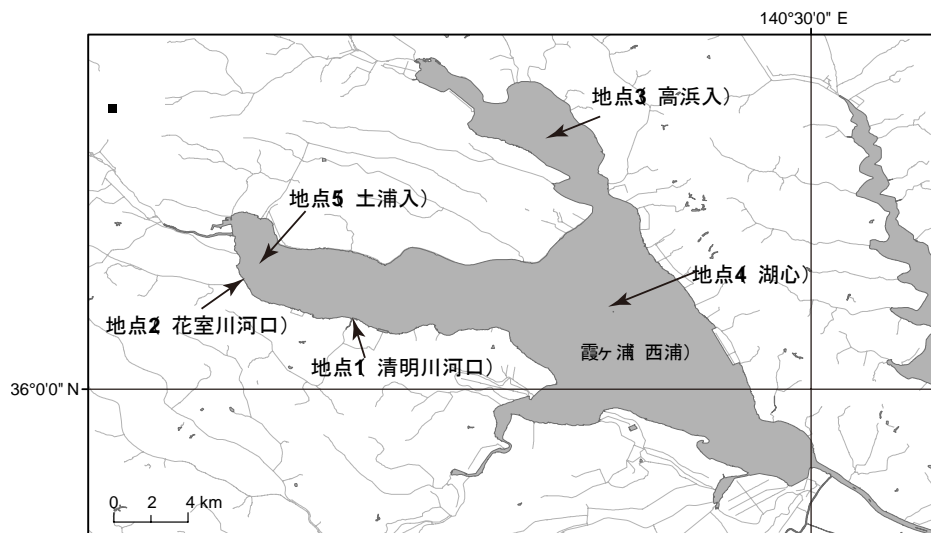


図 1.4-11 霞ヶ浦における調査地点および地点名。

地点 1 と 2 は巻貝・二枚貝類の採集地点 (沿岸)、地点 3~5 はユスリカ幼虫の採集地点 (沖帯) を示す。

(3) 沿岸底生動物への移行

1) 調査方法

2011年7月5日（原発事故から116日後、以下同様）に開始した後、7月29日（140日後）、10月28日（231日後）、2012年4月13日（399日後）、7月3日（480日後）、9月24日（563日後）、12月3日（633日後）、2013年3月4日（724日後）、5月13日（794日後）、8月19日（892日後）、11月19日（984日後）、2014年3月3日（1088日後）に、地点1および2において、徒手採捕によって、ヒメタニシとカワヒバリガイを採集した。実験室に持ち帰った巻貝および二枚貝は、丁寧に殻をむき、むき身をねじ口容器（U8規格容器）に充填し放射能測定試料とした。

また、同時に、湖水を採集した。ガラス繊維濾紙（Whatman社製GF/C、孔径1.2 μm程度）を用いて湖水を濾過した後、濾水をセシウム選択性樹脂のRadディスクセシウム（住友スリーエム）及びポリエーテルスルホンメンブレン濾紙（孔径0.45 μm）を取りつけた加圧式濾過器（最大許容圧力は5気圧）で濾過し、水中溶存態放射性セシウムを捕集した。分析の際は、RadディスクセシウムをU8容器内に原水側の面を下向きに収めて溶存態セシウムの放射能を測定した。

2) 濃度推移

本研究で観察されたCs-137濃度範囲は、湖水中の溶存態で0.01~0.14 Bq kg⁻¹（平均0.05 Bq kg⁻¹）、ヒメタニシで5.9~165 Bq kg-wet⁻¹（平均37.0 Bq kg-wet⁻¹）、カワヒバリガイで2.6~48.0 Bq kg-wet⁻¹（平均13.2 Bq kg-wet⁻¹）であった（図1.4-12）。

湖水のCs-137濃度、貝類のCs-137濃度いずれも、地点間の有意な差は認められず、経過日数とともに減少した（図1.4-12）。また、カワヒバリガイのCs-137濃度に比べ、ヒメタニシのCs-137濃度の方が有意に高かった。先行研究（例えばFrantsevich et al., 1996）においても、巻貝のほうが二枚貝よりCs-137濃度が高いことが報告されている。その要因の一つとして、食性の違いが考えられる。巻貝であるヒメタニシは、付着藻類やデトリタス等を剥ぎとって食べるグレイザーであり、二枚貝であるカワヒバリガイは、水中のプランクトンや懸濁有機物を濾過摂食するフィルターフィーダーであり、機能群が異なる。湖沼では、プランクトン類よりも付着藻類の放射性セシウム濃度のほうが高いことが報告されていることから、付着藻類を摂食するヒメタニシのCs-137濃度のほうがプランクトンフィーダーであるカワヒバリガイのCs-137濃度に比べて高くなったと考えられる。ただし、ヒメタニシは濾過摂食も行うとされている。本調査地におけるヒメタニシとカワヒバリガイにおいて、桁が違ようなCs-137濃度の差異は認められなかったことから、ある程度は両種で食性は重複している可能性もあるだろう。

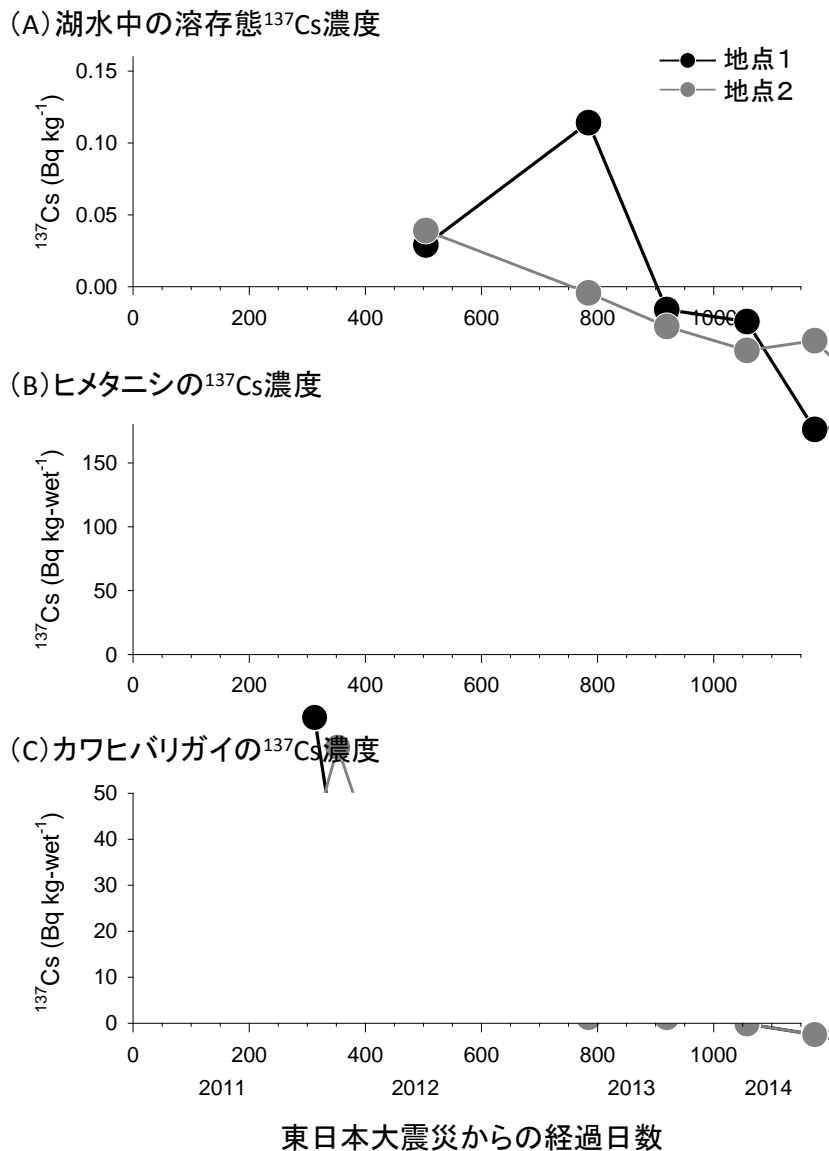


図 1.4-12 各調査地点における湖水中の溶存態¹³⁷Cs濃度およびヒメタニシ（巻貝）とカワヒバリガイ（付着性二枚貝）の¹³⁷Cs濃度の推移

3) 濃縮係数の算出

下記の式 1-4-1 からヒメタニシおよびカワヒバリガイの濃縮係数を算出した。なお、貝類中のCs-137濃度は湿重量（wet mass）あたりである。

$$\text{濃縮係数 (CF)} = \frac{\text{貝類の}^{137}\text{Cs放射能濃度(Bq kg - wet}^{-1}\text{)}}{\text{湖水の}^{137}\text{Cs放射能濃度(Bq kg}^{-1}\text{)}} \dots\dots\text{式 (1-4-1)}$$

福島原発事故後、湖水中のCs-137濃度が比較的短期間で減少したため、正確な濃縮係数を把握することが難しいが、見かけ上、ヒメタニシの濃縮係数（地点1：547 ± 94（平均 ± SE）、地点2：593 ± 180（平均 ± SE））のほうがカワヒバリガイの濃縮係数（地点1：338 ± 68（平均 ± SE）、地点2：282 ± 34（平均 ± SE））よりも約1.5～2.0倍高かった。ただし本研究で得られた濃縮係

数は、一時的に値が大きくなるなど一定ではなかった。その要因として、原発事故後から3年間の非定常状態のデータを用いて濃縮係数を算出していることが考えられる。食物連鎖を通じたCs-137の生物への移行には時間的な遅れが生じるため、湖水と生物中のCs-137濃度の変動パターンは必ずしも一致しない。時間的な遅れにより、計算上、貝類の濃縮係数が大きく（あるいは小さく）算出されたと考えられる

4) 生態学的半減期の算出

また、自然環境下での貝類中に含まれるCs-137がどれくらい時間をかけて減少するかを推定するために、経時データをもとに生態学的半減期 (T_{eco}) を算出した。ここでは、 T_{eco} は、環境中における生物体内のCs-137濃度がある時点の濃度の半分になるまでに要する時間であり、下記の式1-4-2から算出される。

$$T_{eco} = \ln 2 \times \frac{1}{\lambda_{eco}} \dots\dots\dots \text{式 (1-4-2)}$$

λ_{eco} は、個体群におけるCs-137の生態学的な減衰速度であり、時間に伴うCs-137の指数関数的減衰の傾き（式1-4-3）から得られる。

$$Y = a \times e^{-\lambda_{eco} t} \dots\dots\dots \text{式(1-4-3)}$$

Yは、ヒメタニシまたはカワヒバリガイ中の ^{137}Cs 濃度（対数変換）、aは切片（経過日数を0に補外した濃度）、tは東日本大震災後からの経過日数である。なお、ヒメタニシとカワヒバリの T_{eco} を比較するために、調査期間がそろっている2011年10月28日（231日後）以降の全てのデータを用いて、 T_{eco} を算出した。その結果、霞ヶ浦におけるヒメタニシの T_{eco} は365～578日、カワヒバリガイの T_{eco} は267～365日と推定された。セシウムの場合、生体外からの移行が止まれば、体内の濃度は減少する。この減少度合いは、生物学的半減期 (T_b) と呼ばれ、 T_{eco} と比較することで、野外個体群のCs-137の蓄積や減少の傾向を理解できる (Iwata et al., 2013)。先行研究から、淡水貝類（ただし二枚貝のみ）におけるCs-137の T_b は、5日～38日と報告されていることから、湖水中のCs-137濃度が減少すれば、貝類中のCs-137濃度も速やかに減少するはずである。しかし、霞ヶ浦における貝類の T_{eco} は T_b よりはるかに長かったことから、現在でもCs-137が貝類に移行し続けていることを強く示唆している。また、濃縮係数も50以上と比較的高いことから、餌を通じた取り込みが主な取り込み経路と推測される。低濃度であるが、依然として湖水中に溶存態のCs-137が存在することから、今後は、底泥からの溶出や流域からの供給などのプロセスを考慮し、 T_{eco} に影響する生態学的要因を注意深く分析する必要があるだろう。

(4) 沖帯底生動物への移行

1) 調査方法

霞ヶ浦の沖帯で優占するユスリカ幼虫としてはオオユスリカ (*Chironomus plumosus*)、オオカスリモンユスリカ (*Tanytus nakazatoi*) およびアカムシユスリカ (*Prosilocerus akamusi*) の3種があげられる。測定に必要な量を確保するのが困難であったので、ユスリカ幼虫が比較的採集しやすい夏季に調査を行った。2013年6月に地点3、4、5において、ユスリカ幼虫の採集と湖水の

採水ならびに底泥の採取を行った。沖帯の調査は 2013 年 6 月に行ったが、底泥ならびに湖水については直近の調査データを比較対象とした。調査には船舶を使用して、ユスリカ採集はエクマンバージ採泥器（面積 15 cm×15 cm）を用いて日ごとに 360～400 回の底泥の採取を行った。得られた底泥は D-フレームネット（NGG38、オープニング 500 μm）を用いて湖上で洗い出し、40 サンプルごとにまとめてポリエチレン袋に入れ、アイスボックスに入れて氷冷し、実験室に持ち帰った後、ユスリカ幼虫の拾い出しをおこなった。採集したユスリカ幼虫を RO 水で丁寧に洗浄後、複数個体をまとめて U8 規格容器に充填し測定試料とした。

2) 濃度と濃縮係数

オオユスリカは調査を行った 3 地点で測定に必要な個体数と湿重量が得られたが、オオカスリモンユスリカは地点 5 のみで測定可能な個体数と湿重量が得られた。オオユスリカの Cs-137 濃度は、5.5～20.7 Bq wet-kg⁻¹（平均 11.2 Bq kg⁻¹）、オオカスリモンユスリカの Cs-137 濃度は、12.3 Bq wet-kg⁻¹であった（表 1.4-1）。

地点間におけるオオユスリカの Cs-137 濃度の差異は、Cs-137 の初期沈着量と関連している可能性がある。すなわち、文部科学省による航空機モニタリングなどにより初期沈着は地点 5 で高く、地点 3 で低いことから、底泥中に生息するユスリカ幼虫においてもその差を反映している可能性がある。なお、オオユスリカの Cs-137 濃度と表層底泥中の Cs-137 濃度とを比較した場合は、底泥の湿重量あたりに換算した Cs-137 濃度の方が地点 5、4、3 の順に高く（表 1-4-1）、オオユスリカの Cs-137 濃度とトレンドが一致していた。また本調査とほぼ同時期に霞ヶ浦において採集されたヒメタニシやカワヒバリガイと比較すると、沖帯のユスリカ幼虫の Cs-137 濃度は湖岸帯の底生動物とほぼ同じかやや低い値であることがわかる。

濃縮係数はオオユスリカで 380～1060（平均 650）、オオカスリモンユスリカで 630 であった（表 1.4-1）。福島第一原発事故後、湖水中の Cs-137 濃度が比較的短期間で減少したため、正確な濃縮係数を把握することが難しいが、ユスリカ幼虫を用いた室内実験では Cs-137 濃度が異なる底泥中にユスリカ幼虫を移動した場合でも 12 時間程度でユスリカ幼虫の Cs-137 濃度がほぼ平衡状態に達していることから（Bervoets et al., 2003）、水中や底泥中の Cs-137 濃度が急速に変わらない限り、ユスリカ幼虫の Cs-137 濃度や濃縮係数は大きく変化しないのではないかと考えられる。

表 1.4-1 沖帯 3 地点におけるオオユスリカ、湖水、底泥中の ¹³⁷Cs 濃度ならびに湖水からオオユスリカへの濃縮係数

調査地点	湖水 Cs-137 (Bq kg ⁻¹)	ユスリカ幼虫 Cs-137 (Bq wet-kg ⁻¹)	表層底泥 Cs-137 (Bq wet-kg ⁻¹)	濃縮係数
地点 3	0.015	5.5	45	380
地点 4	0.014	7.3	87	520
地点 5	0.019	20.7	151	1060

オオカスリモンユスリカの Cs-137 濃度はオオユスリカの Cs-137 濃度と同じオーダーであり、その濃度範囲内であったが、同一地点（地点 5）で比較した場合はオオカスリモンユスリカの Cs-137 濃度の方が低かった。同一地点におけるユスリカ 2 種の種間差とその原因については、体サイズによる代謝速度の違いや食性の違いを反映している可能性が考えられるが、いずれの場合も傍証がなくすぐに説明することはできない。しばしばユスリカ科として一括して扱われる生物の中でも Cs-137 の挙動にこのような違いがある点に注意が必要であり、種間差が生じる原因も含め今後さらに検討を進める必要がある。

なお、本研究は 1 回限りの調査ではあるが、ユスリカ幼虫の濃縮係数をはじめて明らかにした点で重要である。また、ユスリカ幼虫はコイ科をはじめとする多くの魚類の重要な餌資源であるため、ユスリカ幼虫を通じた魚類への Cs-137 の移行など、今後、食物連鎖を通じた Cs-137 の動態について詳細に明らかにする必要がある。

参考文献

- Bervoets, L., L. De Bruyn, L. Van Ginneken and R. Blust (2003) Accumulation of ^{137}Cs by larvae of the midge *Chironomus riparius* from sediment: effect of Potassium., *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22(7): 1589-1596.
- Frantsevich, L., Kornushin, A. Pankov, I., Ermakov, A., Zakharchuk, T. (1996) Application of molluscs for radioecological monitoring of the Chernobyl outburst. *Environmental Pollution*, 94, 91-100.
- Fukushima, T., Kamiya, K., Onda, Y., Imai A. and Matsushige, K. (2010) Long-term changes in lake sediments and their influences on lake water quality in Japanese shallow lakes, *Fundam. Appl. Limnol.*, 177/3, 177-188.
- 茨城県 (2015) 農林水産物モニタリング情報. (downloaded from <http://www.ibaraki-rdtest.jp/> on 2016/02/18)
- Iwata, K., Tagami K., Uchida, S. (2013) Ecological Half-Lives of Radiocesium in 16 Species in Marine Biota after the TEPCO's Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident, *Environmental Science & Technology*, 47, 7696-7703.
- 文部科学省 (2011) : 文部科学省 (米国エネルギー省との共同を含む) による航空機モニタリング結果. <http://radioactivity.mext.go.jp/ja/list/258/list-1.html>
- 田中敦・伊藤裕康・相馬光之・森田昌敏(1991) 霞ヶ浦におけるクロロジベンズ-p-ジオキシン、ジベンズフランの分析、国立環境研究所研究報告、129, 27-38.
- Tsuji, H., Kondo, Y., Kawashima, S., Yasutaka, T., (2015) Non-destructive detection of particulate radiocesium using a non-woven fabric cartridge filter for rapid preprocessing. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 303, 1803-1810.
- von Wehrden H., Fischer J., Brandt P., Wagner V., Kümmerer K., Kuemmerle T., Nagel A., Olsson., Hostert P. (2012) Consequences of nuclear accidents for biodiversity and ecosystem services. *Conserv. Lett.*, 5, 81-89.
- 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. *Journal of Nuclear Science and Technology*, accepted.

1.5 松川浦における堆積実態の把握

1.5.1 はじめに

2011年3月11日に起きた東日本大震災に伴う福島第一原子力発電所事故により飛散した放射性セシウムは、南東北ならびに北関東各地に大量に沈着するとともに太平洋に拡散した。漁業生産性の高い沿岸浅海域は生活圏にも近いことから、水産物への移行による放射性セシウムの内部被ばくリスクだけではなく、流域からの流入に伴うホットスポット形成による外部被ばくリスクについても低減対策を講じる必要がある。

本研究では、福島県相馬市に位置する松川浦における底質中の放射性セシウム蓄積量と放射性セシウムの陸域からの流入負荷の実態を明らかにすることを目的として、底質コアサンプリングならびに流入河川感潮域における採水調査を実施した。その結果、西高東低、南高北低の水平分布を示す放射性セシウムの底質における総蓄積量は220GBqと見積もられ、80%以上が15cm以浅に蓄積していることが明らかとなった。さらに潮汐に伴う密度の異なる底質分布と、河川流域から放射性セシウム吸着度合いの異なる懸濁態粒子が河川増水時に流入・堆積する度合いの違いとが、浦内における放射性セシウムの不均一な分布の原因である可能性が示唆された。

1.5.2 調査地の概要

福島県相馬市に位置する松川浦は面積6.46km²の潟湖であり(図1.5-1)、航路として利用されている滞筋以外は水深1m程度と浅い(国土地理院2011)。北部にある水路(浦口)によってのみ太平洋とつながる閉鎖性水域のため潮汐による海水交換率は悪く、表層水の塩分濃度は浦口部から浦奥部にかけて低下する傾向にある(加茂ら2012)。太平洋沿岸域漁業の拠点として栄えるとともに、浦内においてはアサリ漁やアオノリ(ヒトエグサ)生産が盛んに行われてきたが、福島第一原子力発電所事故の影響により、浦内での本格的な水産漁業再開の目処はたっていない。文部科学省による第4次航空モニタリングの結果(文部科学省2011)、周辺地表面へのセシウム-137(以下、¹³⁷Csと呼ぶ)の沈着量は10-60kBq/m²であるのに対して、流入河川である宇多川上流域における沈着量は100-300kBq/m²と相対的に多いことから、土砂の流入による放射性セシウムの集積と汚染の長期化が懸念される。

1.5.3 底質への放射性セシウムの堆積

(1) 調査方法

図1.5-1に松川浦内の底質採取地点を示した。地点は福島水産試験場の調査定点(神山・島村2013、鷹崎2013)を参考に選定した浦内の30地点(図内●、2013年7月)および滞筋6地点(図内○、2013年11月)とし、区画漁業権(佐藤ら2007)を参考に6区画(北部、西部、中西部、中東部、南西部、南東部)に区分して、底質中の放射性セシウム濃度や蓄積量の水平分布特性を検討した。底質コアの採取には内径10cmの亚克力製柱状採泥器を用い、それぞれの地点において5m四方内で20cm深の底質コアを2本採取した。採取後すぐに5cmごとに切り分けてチャック付きビニル袋に収納、冷蔵保管した。以降の手順を図1.5-2に示した。各地点の各層ごとに底質サンプル全重量を測定した後、2本の底質コアを十分に攪拌してポリプロピレン製U-8容器に充填した。放射性セシウムの測定には、ゲルマニウム半導体検出器(GMX45P4-76, GEM40P4-76, GEM35-70およびGEM20-70, ORTEC社製)を用いて測定した(文部科学省1992)。測定結果は、

サンプル採取日の放射能濃度に補正した値を用いた。放射性セシウムの測定が終了したサンプルを、U-8 容器に充填した状態で乾燥させて乾湿比を求め、放射性セシウム濃度を乾燥重量あたりに換算した。放射性セシウム測定用サンプルとは別に、底質を 110℃にて 24 時間乾燥後、600℃で 3 時間処理して重量の差分を算出することにより強熱減量を求め、底質に含まれる有機物の指標とした。粒径分布を求めるために湿式ふるい法により Wentworth (1922) の粒径区分に基づく目合 2,000、1,000、500、250、125、63 μm にて底質を分画、シルトと粘土とを含む 63μm 未満画分を泥画分（含泥率）とした。各底質採取地点における放射性セシウム濃度に各層ごとのコア重量を乗じ、コア面積で除すことにより放射性セシウム蓄積量を地点ごと各層ごとに算出した。さらに、地理情報システム ArcGIS10.0 における逆距離荷重補間（inverse distance weighted interpolation：IDW）を用いて 100m メッシュの蓄積分布データを作成するとともに、浦内底質における総蓄積量を推定した。

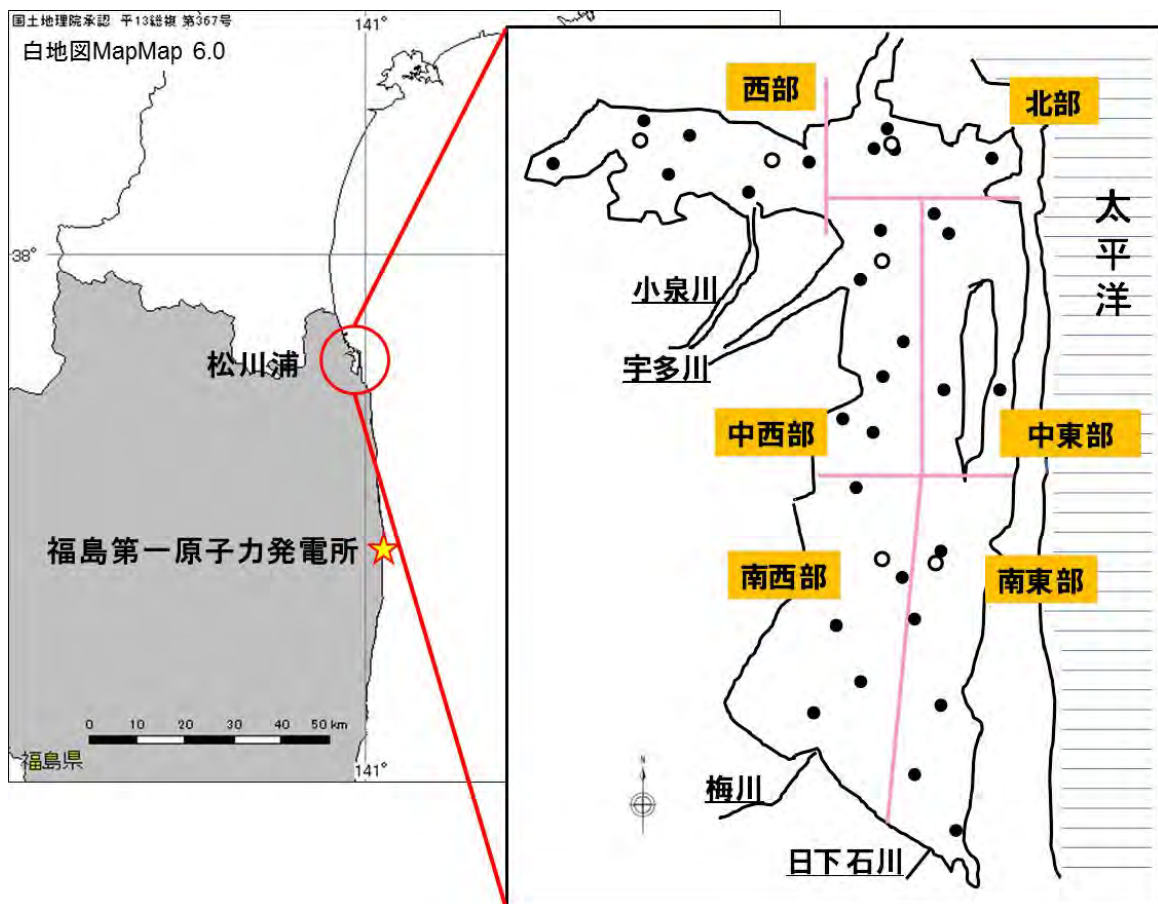


図 1.5-1 底質採取地点と区画分け

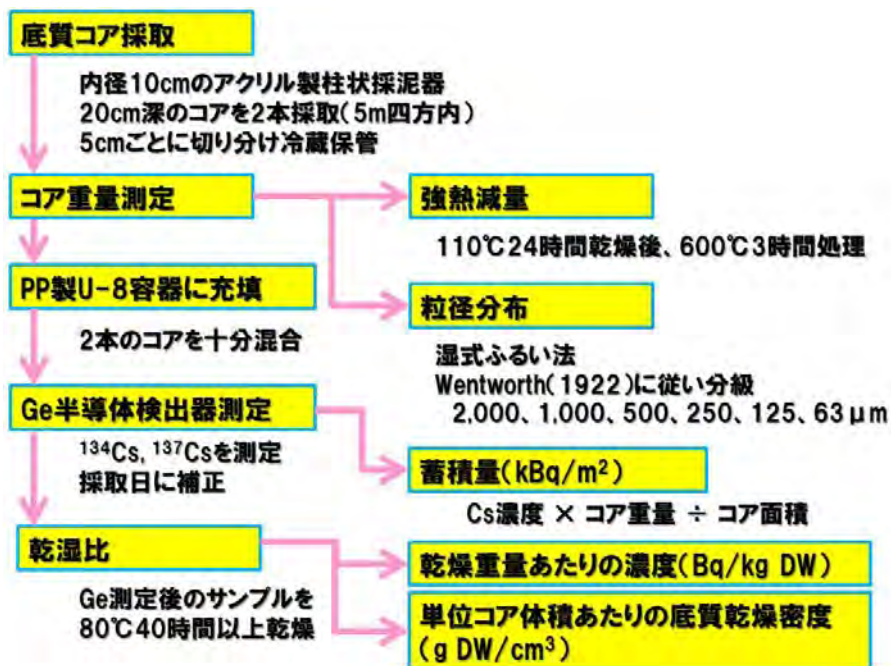


図 1.5-2 底質コアサンプルの処理手順

(2) 結果と考察

測定で得られたセシウム-134（以下、 ^{134}Cs と呼ぶ）濃度ならびに ^{137}Cs 濃度を福島第一原子力発電所の事故日へ減衰補正した結果、 $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ 比は 0.97 ± 0.077 であったことからサンプル中の放射性セシウムの大部分は事故に由来するものであることが確認された。また、底質サンプル採取時期が2期に分かれていることも鑑み、以降の結果と考察についてはより半減期の長い ^{137}Cs を扱うこととした。

1) 放射性セシウム濃度と底質性状との関係

放射性セシウムは、シルト・粘土を含んだ粒径の細かい画分（含泥率）や有機物に吸着していると考えられることから（He and Walling 1996、百島ら 2008、日下部 2012、神山・島村 2013）、表層 0-5 cm 層における含泥率（ $63\mu\text{m}$ 未満の泥画分）ならびに強熱減量と ^{137}Cs 濃度との関係を図 1.5-3 に示した。ともに高い相関を示したことから、松川浦においても放射性セシウムが吸着した有機物や細かい土粒子が滞留、沈降、堆積するような環境において高濃度の ^{137}Cs が検出される可能性が示唆された。

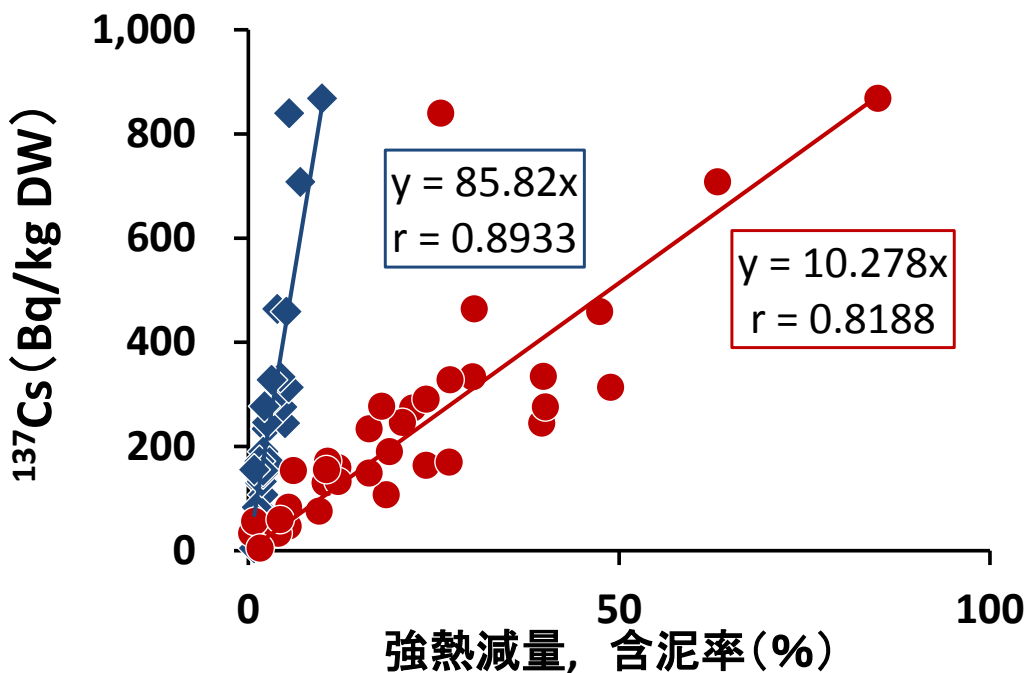


図 1.5-3 底質表層 0-5 cm 層における強熱減量（青菱形）および含泥率（赤丸）と放射性セシウム（ ^{137}Cs ）濃度との関係

図 1.5-4 に各地点における底質乾燥重量あたりの ^{137}Cs 濃度（平均±標準偏差）の水平・鉛直分布を示した。水平方向（0-5cm 層）には西高東低、南高北低の傾向が確認され、浦口から離れているために海水交換が生じにくい浦奥の南西部や、閉鎖的な環境を呈する西部において高濃度であるのに対して、浦口に近い北部が最も低濃度であることから、地理・地形による影響が示された。また、西部の小泉川流入域に位置する地点や南西部の梅川流入域に位置する地点の 0-5cm 層における ^{137}Cs 濃度は、それぞれ 840Bq/kg DW および 870Bq/kg DW と高濃度となり、流入河川の影響も示唆された。これらの地点では、鉛直方向には 0-5 cm 層もしくは 5-10cm 層において高濃度となり、10-15cm 以深で低下する傾向にあることが明らかとなった。ただし、中西部では、下層ほど高濃度となる地点の存在により、平均化すると表層から下層までほぼ均一となる傾向を示した。

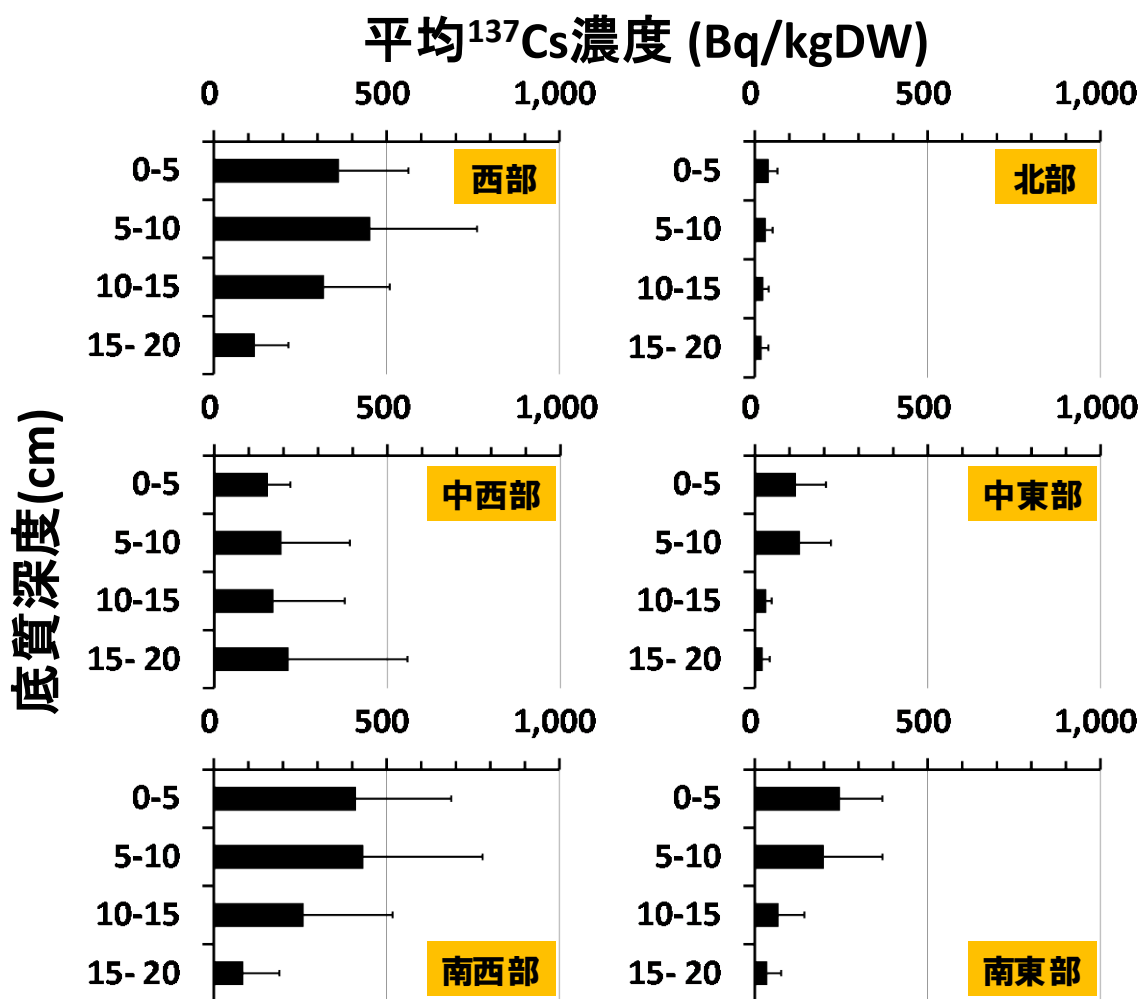


図 1.5-4 区画ごとにおける放射性セシウム (^{137}Cs) 平均濃度±標準偏差の鉛直分布

^{137}Cs 濃度の水平・鉛直分布が不均一であるのは、地理・地形や河川流入の特性に加えて潮汐や風浪による攪拌に伴う再懸濁・移動と沈降・堆積なども要因と考えられる。これに対して、本調査において相対的に高濃度な 1,000 Bq/kg DW 前後の ^{137}Cs 濃度をいずれかの層において呈した3地点は、いずれも河川流入域の地点であった。そこで、河川流量や流域土地利用を反映していると考えられる底質粒径分布と ^{137}Cs 濃度、それぞれの鉛直分布の比較を行った(図 1.5-5)。小泉川流入域の地点と梅川流入域の地点とを比較すると、 ^{137}Cs 濃度の鉛直分布は類似するものの粒径分布は異なっており、梅川流入域においてより 63 μm 未満の泥画分(含泥率)が多く泥質であることが明らかとなった。15cm 以深で高濃度を示す宇多川流入域の地点の粒径分布もまた異なり、125-250 μm の細粒砂画分がより優占していた。したがって、河川ごとに由来する ^{137}Cs 吸着懸濁態粒子の組成が異なる可能性が考えられ、底質性状が異なっても同様の濃度分布を示す場合もあることが明らかとなった。

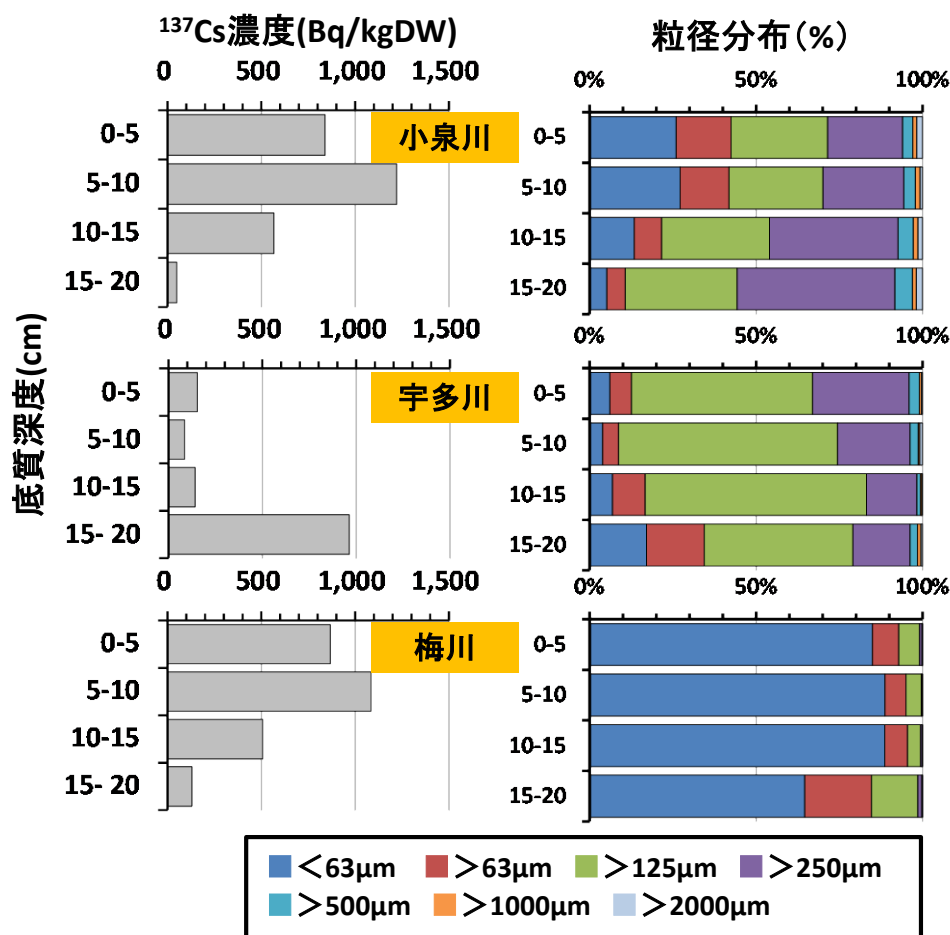


図 1.5-5 河川流入域 3 地点における放射性セシウム (^{137}Cs) 濃度と粒径分布との関係

2) 底質における放射性セシウムの蓄積

底質性状が異なるにもかかわらず ^{137}Cs 濃度 (Bq/kg) が同様の分布を示す場合があることが明らかとなったことから、 ^{137}Cs 蓄積量 (Bq/m²) により汚染状況を評価した。 ^{137}Cs 濃度と蓄積量との関係を図 1.5-6 に示した。両者は基本的には線形関係にあることから、汚染度合いと堆積量の違いにより蓄積量が左右されている可能性が考えられた。しかし南西部では、濃度に比して相対的に蓄積量が少ない傾向がみられたことから、梅川流入域のようにシルト・粘土を含んだ粒径の細かい画分 (泥画分) が優占する底質では、 ^{137}Cs が吸着する表面積が大きいため高濃度となるものの、底質の密度との関係により蓄積量は相対的に少なくなると考えられた (Kusakabe et al. 2013)。

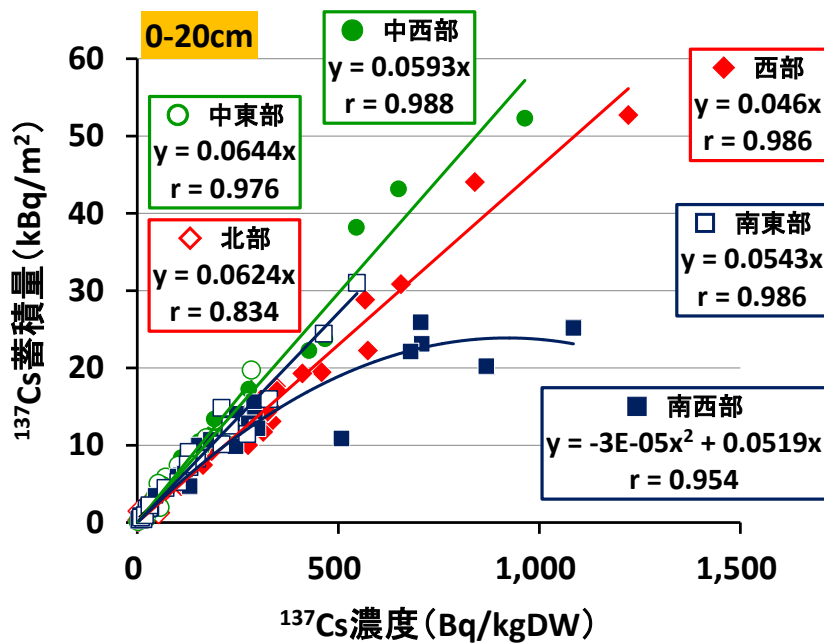


図 1.5-6 区画ごとにおける放射性セシウム (^{137}Cs) 濃度と蓄積量との関係

底質採取地点における鉛直方向の底質状態を反映した指標として、単位コア体積あたりの底質乾燥重量密度（底質密度）を定義した。層別にその値を求め、底質性状である粒径分布や含泥率、強熱減量（有機物量）、空隙率や水分量、粘度等を総合した現場における底質コアのあり様として評価することを試みた。図 1.5-7 に示す底質密度と ^{137}Cs 蓄積量との関係において底質密度を 3 レンジにわけ、南西部にのみ確認される $0.4\text{-}0.7\text{ g DW/cm}^3$ を低密度、西部に多い $0.7\text{-}1.2\text{ g DW/cm}^3$ を中密度、北部の $1.2\text{-}1.7\text{ g DW/cm}^3$ を基準とする高密度に区分した。各区画における底質密度の分布は潮汐影響の大小を反映しているものと考えられ、海水交換のある浦口に近い北部には高密度の底質のみが残存しているのに対し、閉鎖的地形を有する西部には中密度の底質も残存、南西部は浦口から最も遠いため低密度から高密度の底質を有するものと考えられた。高密度よりも低密度の底質において ^{137}Cs 蓄積量は相対的に多い傾向にあるが、西部や中西部では中密度から高密度の底質において蓄積量が増大する傾向も確認された。

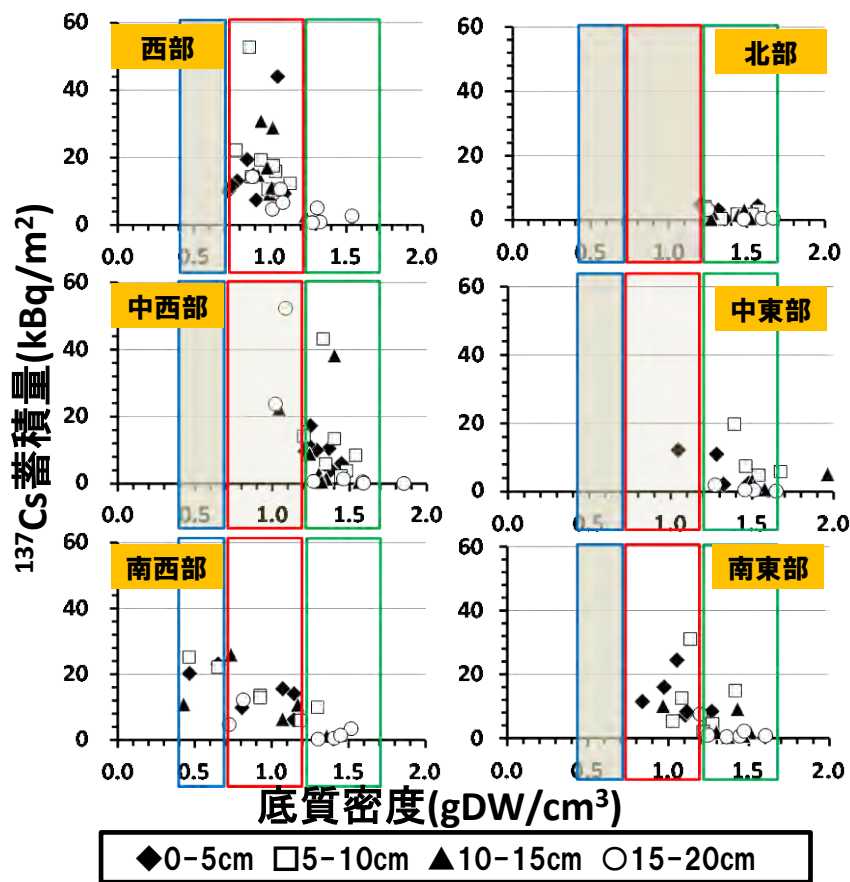


図 1.5-7 底質各層における底質密度と放射性セシウム (^{137}Cs) 蓄積量との関係

松川浦全域における ^{137}Cs 蓄積量分布推定結果を図 1.5-8 に示した。松川浦底質 20 cm 深までの総蓄積量は 220 GBq 程度、平均蓄積量は 34 kBq/m^2 と見積もられ、その 80%以上が 15 cm 以浅に蓄積していることが明らかとなった。文部科学省による第 4 次航空機モニタリングの ^{137}Cs 沈着量データを基に（文部科学省 2011）、ArcGIS10.0 を用いて松川浦周縁（100 m）陸地の平均沈着量を算定したところ、底質の平均蓄積量とほぼ同程度の 35 kBq/m^2 となった。水面への直接沈着成分がどの程度沿岸海域へ流出したかは不明であるが、北部に比べて潮汐による海水交換量が少ない南部については直接沈着量が相当量寄与していることが推察された。一方で、浦口から離れた南西部よりも浦口に近く閉鎖性の強い西奥部において蓄積量が多く、小泉川および宇多川流入域の蓄積量も多いことから、浦内全体の蓄積量に対する河川流域からの寄与が強く示唆された。そこで、本報告書「1.3 河川における放射性セシウムの動態解明」で記した、宇多川流域からの降雨流出時における粒子吸着態での ^{137}Cs 年流出率（0.12%）を用いて、文部科学省による第 4 次航空機モニタリングデータから算定された松川浦流域全体の ^{137}Cs 沈着量（25 TBq）から松川浦への、原発事故発生時から本底泥採取調査時点までの流入 ^{137}Cs 量を推定した。その結果、 ^{137}Cs 流入量は 68 GBq と推定され、上記蓄積量の 3 割弱を占める結果となり、今後同様の流入状態が継続された場合、浦内への ^{137}Cs 蓄積量が増加する可能性が示唆された。

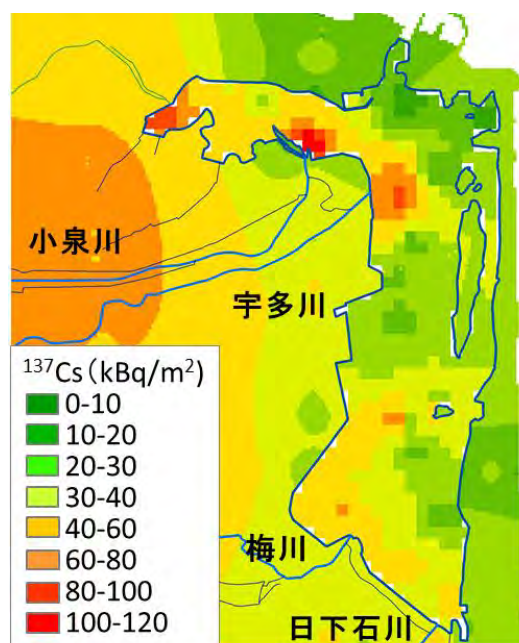


図 1.5-8 松川浦全域における放射性セシウム (^{137}Cs) の蓄積量分布図

参考文献

- 国土地理院 (2011) 湖沼湿原調査報告書 (松川浦地区), 技術資料 D1-No.574, 34p.
- 加茂崇, 山下善, 涌井邦浩, 鷺崎和義, 神山亨一, 西隆一郎, 林健太郎 (2012) 福島県松川浦の東日本大震災津波前後での水質変化. 水路, 163, 6-12
- 文部科学省 (2011) 文部科学省による第4次航空機モニタリング測定結果について.
<http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/362/list-1.html>, 2015年3月20日アクセス
- 神山亨一, 島村信也 (2013) 松川浦の海底土における放射性セシウムの分布. 福島県水産試験場研究報告, 16, 91-96
- 鷹崎和義 (2013) 松川浦の底質 (含泥率) 水平分布調査 (震災以降の推移). 平成23年度福島県水産試験場水産種苗研究所事業概要書, 59-60
- 佐藤利幸・尾形康夫・根本芳春・島村信也 (2007) 福島県松川浦におけるアサリ漁業の変遷と現状における問題点. 福島県水産試験場研究報告, 14, 57-67
- 文部科学省 (1992) ゲルマニウム半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリー. 放射能測定法シリーズ7, 362p.
- Wentworth C. K. (1922) A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments. *J. Geol.*, 30, 377-392
- He Q., Walling D. E. (1996) Interpreting particle size effects in the adsorption of ^{137}Cs and unsupported ^{210}Pb by mineral soils and sediments. *J. Environ. Radioact.*, 30, 117-137
- 百島則幸, 上田祐介, 杉原真司, 山形陽一, 国分秀樹 (2008) ^{210}Pb 堆積年代測定法による英虞湾の堆積環境の解析. *地球化学*, 42, 99-111
- 日下部正志 (2012) 海洋における人工放射性核種の動態. *海洋と生物*, 34, 217-230
- Kusakabe M., Oikawa S., Takata H., Misonoo J. (2013) Spatiotemporal distributions of Fukushima-derived radionuclides in nearby marine surface sediments. *Biogeosciences*, 10, 5019-5030

2. 多媒体環境モデリング

2.1 概要

2.1.1 3つのモデリング研究

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。

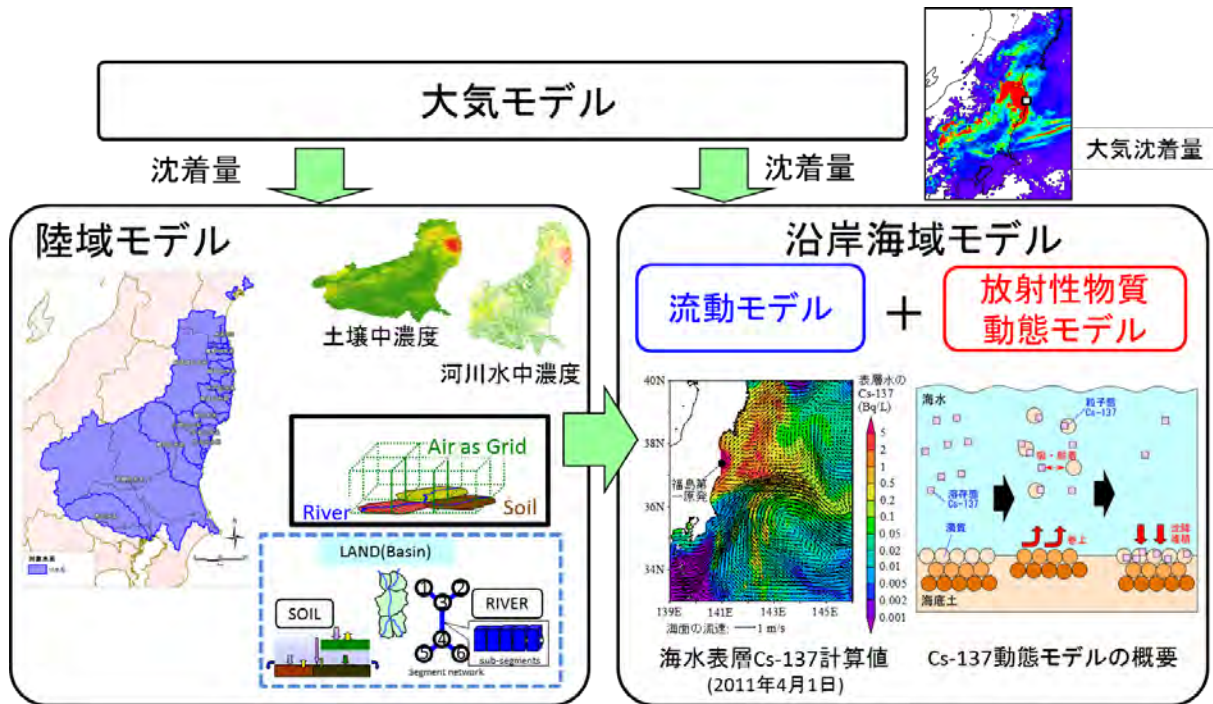


図 2.1-1 大気・陸域・海域モデリング研究の概念図

2.1.2 大気モデリングの概要

2014年度は、事故後初期の大気濃度の推計精度向上のための、浮遊粒子状物質自動測定器のテープろ紙の分析結果を活用した2011年3月におけるセシウム137の大気濃度の再現性評価、および中長期的なセシウム137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。

事故後初期、2011年3月15-16日、および20-23日において広域・高時間分解能でのセシウム137大気濃度データが取得され、大気シミュレーションの再現性を詳細に評価することが可能となった。そこで、大気モデルの不確実性評価を実施して、セシウム137大気濃度データを最も適切に計算するモジュールを評価した。その結果、プロセスベースの湿性沈着モジュールが沈着量分布を最も適切に再現するのに対して、経験的パラメータを用いた湿性沈着モジュールが大気濃度を最も良好に再現していた。沈着量と大気濃度を最適に再現するモジュールがそれぞれ異なることから、今後は整合的な沈着場と濃度場のシミュレーションに取り組む必要があることが分かった。

また、2011年以降、数年間にわたる大気シミュレーションを実施して、セシウム137の大気濃度の実測データと比較した。既報の放出量を基にしたシミュレーション結果は実測されたセシウム137の大気濃度を2-4桁ほど過小評価していた。一方で、再飛散モジュールを大気シミュレーションモデルにオンライン結合して計算したところ、大気濃度を顕著に過大評価していた。また、再飛散を考慮した場合、2011年3月から2011年4月にかけて積算沈着量が大きく減少して、4月以降のシミュレーション結果は航空機モニタリングの実測値と比べて顕著に低かった。今後、再飛散モデルのさらなる評価が必要であるとともに、再飛散量と直接放出量の推計の精緻化が必要である。

2.1.3 陸域モデリングの概要

陸域モデリングでは、陸域（地表面、湖沼、河川）でのセシウム等の放射性物質の挙動を予測するための検討を進めている。放射性セシウムは中長期間陸域に留まる傾向にあることが2013年度までの調査等で明らかになっている。そこで、20~30年程度の長期間の陸域での放射性セシウムの動態を予測することを目的として、既存の環境多媒体モデル G-CIEMS（Grid-Catchment Integrated Modeling System）を利用しつつ、関連する各種実態調査の解析、モデル予測計算の実施およびモデルの予測精度向上のためのモデル精緻化を進めている。

2014年度は、我々の G-CIEMS モデルと JAEA で開発された SACT モデルの相互比較研究としてセシウム137の海域への年間流出率について、3水系についてモデル計算した結果を比較した。その結果、両者はオーダー評価として良好な一致がみられた。また、環境省等で実施され結果が公表されている環境実態調査から河川底質および湖沼底質中のセシウム137濃度のデータ解析を進めた。その結果、特に河川底質中セシウム137は比較的早く濃度減少している傾向を明らかにした。ただし、その変化傾向の地理的分布については明確な傾向は見られず、さらなる検討が必要であることを示した。G-CIEMS モデルの高度化に向けた検討として、土砂流出過程の高精度化と河川環境データの精緻化を進めた。また、陸域のうちで多くのセシウム137が残留していると考えられる森林域に着目し、森林域での放射性セシウムの動態を詳細に予測するモデルの構築を進めた。具体的には、森林域での動態に寄与すると考えられる樹種の違いに着目し、衛星データに基づく樹種推定法の開発およびその検証を進めた。

2.1.4 海域モデリングの概要

東日本太平洋沿岸部において依然として高濃度で検出される海底土セシウム137の動態解明を目的として、懸濁粒子との吸・脱着、海底堆積・巻上を考慮した3次元流動・セシウム137海洋拡散モデルを構築するとともに2011年3~12月の再現シミュレーションを実施した。本モデルによる海底土表層セシウム137の計算値は観測値の時空間分布を概ね再現した。また、本シミュレーションは海底土表層セシウム137の観測値に見られる、福島県南部の沿岸から50~100mの等深線に沿って北東に伸びる、幅20km程度の帯状の高濃度地帯（ホットスポット）を再現した。この不均質な海底土表層セシウム137の平面分布の形成には、海底土を巻上げるほどの強い海底摩擦の発生頻度が関わっていることが明らかになった。具体的には、水深50m以浅の浅海域では半月周期の潮汐によって海底土の巻上が年間を通じて頻繁に発生するため、原発事故直後に堆積した海底土セシウム137は移動しやすいのに対し、その縁辺の50~100mの沖合では潮汐のみな

らず強風時でも強い海底摩擦が発生しないため、海底土セシウム 137 が集積しやすい物理環境であることが分かった。さらに、海底土セシウム 137 現存量 (2011 年末の時点) を本シミュレーション結果より求めたところ、入力条件として与えた原発事故によって海洋に流入した量 15.1PBq (うち大気沈着量 9.2PBq、原発からの直接漏出量 5.9PBq) の 21% に相当する、3.2PBq と算定された。この値は先行研究が観測値に基づいて算定した値の 10 倍以上に相当する。先行研究では高濃度と推察される原発周辺 30km 圏内の観測値が限られており、かつ採取した試料よりも深い海底土のセシウム 137 が含まれていないため、観測値より求められた現存量は過小評価であることが示唆された。

2.2 大気

2.2.1 はじめに

東京電力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、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事が不可欠であり、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、沈着場推計、中長期被ばく量推計、初期被ばく量推計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基にした、事故後初期の大気濃度の推計精度向上のための、浮遊粒子状物質自動測定器のテープろ紙の分析結果 (Tsuruta et al., 2014) を活用した 2011 年 3 月におけるセシウム 137 の大気濃度の再現性評価 (2.2.3 節)、および中長期的なセシウム 137 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 (2.2.4 項) と地表面からの再飛散の寄与評価 (2.2.5 項) 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、セシウム 137 は全て粒子と設定した (Morino et al., 2011)。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 (図 2.2-2、水平格子間隔 3km) とした。

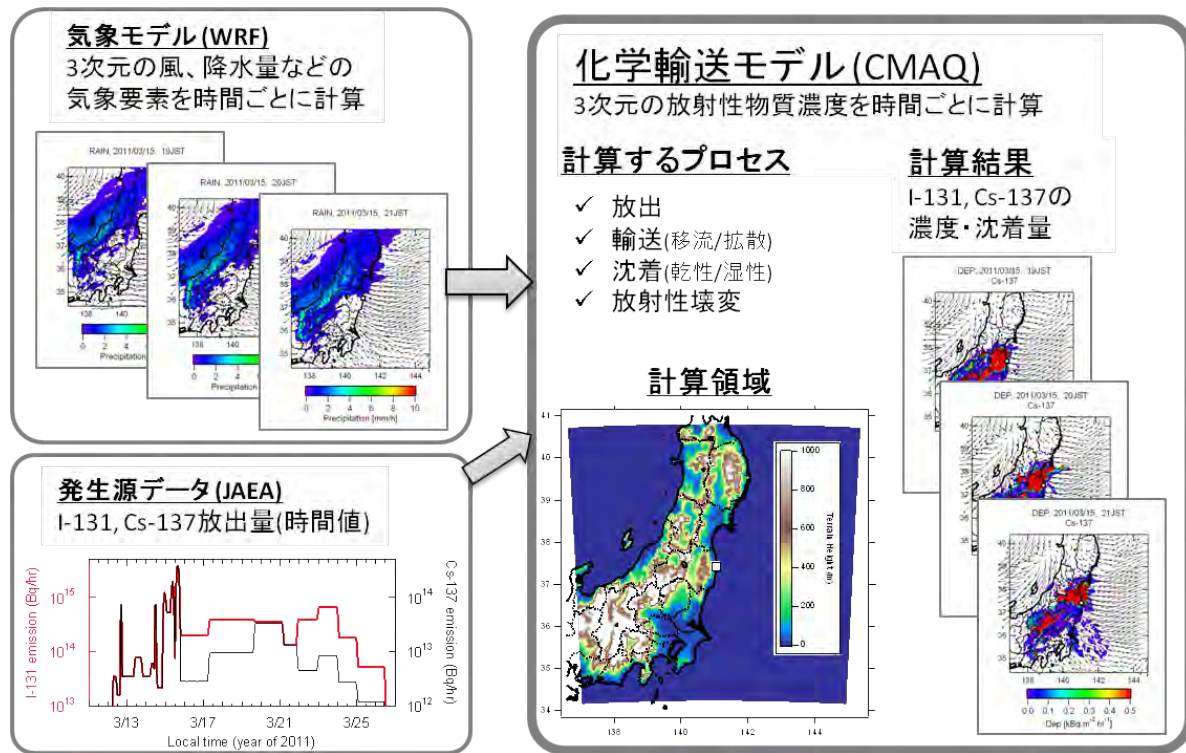


図 2.2-1 大気シミュレーションシステムの概略図

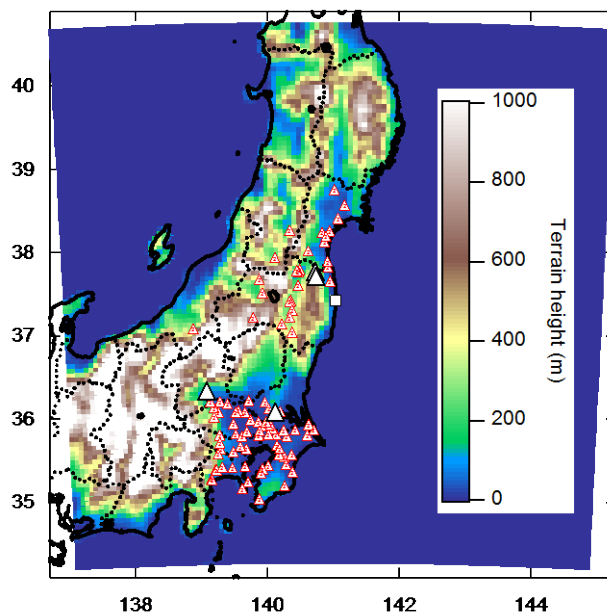


図 2.2-2 大気シミュレーションモデルの計算領域とセシウム 137 大気濃度の観測地点（事故後初期の評価地点を赤印、中長期的な評価地点を黒印で示す）

2.2.3 事故後初期の大気濃度のシミュレーション精度評価と感度実験

本節では、表 2-2.1 に記した 9 事例の感度実験を基にした大気シミュレーションの不確実性評価の結果について述べる。湿性沈着量の再現性評価の詳細は既報 (Morino et al., 2013) を参照されたい。

時間ごとのセシウム 137 の放出量データとして、これまで日本原子力研究開発機構(以下 JAEA) (Terada et al., 2012)、ノルウェー大気研究所 (以下 NILU) (Stohl et al., 2012)、東京電力 (以下 TEPCO) (Tokyo Electric Power Company, 2012) の推計値が公開されている。これらは、いずれも観測データと数値モデルを基にした逆解析によって推計されているが、JAEA は東日本に分布する観測データを基にした領域規模モデルを用いた推計、NILU は主に北半球に分布する観測データを基にした全球規模モデルを用いた推計、TEPCO は福島県東部の観測データを基にしたローカル規模モデルを用いた推計である点が異なる。

湿性沈着モジュールとして、CMAQ では式 2.2-1、式 2.2-2 を基に、プロセスベースの計算をしている。

$$\frac{dQ_i}{dt} = Q_i \left(\frac{\exp(-\tau_{\text{cld}} / \tau_{\text{washout}}) - 1}{\tau_{\text{cld}}} \right) \quad (2.2-1)$$

$$\tau_{\text{washout}} = \frac{W_T \Delta z}{\rho_{\text{H}_2\text{O}} p_0} \quad (2.2-2)$$

ここで、 Q_i は物質 i の雲中濃度、 τ_{cld} は雲の時定数、 τ_{washout} は湿性除去の時定数、 W_T は雲中の平均水分量、 Δz は雲の厚み、 $\rho_{\text{H}_2\text{O}}$ は水の密度、 p_0 は降水量を表す。

それに対して、SPEEDI などのモデルでは、式 2.2-3、式 2.2-4 を基に、経験的なパラメタ (A と B) を基に除去係数 (A) を用いて湿性沈着を計算している。

$$\frac{dQ_i}{dt} = -A_i Q_i \quad (2.2-3)$$

$$A_i = A p_0^B \quad (2.2-4)$$

本研究では、 $A = 5 \times 10^{-5}$ 、 $B = 0.8$ を利用したが、この数字の不確実性については参考文献 (Morino et al., 2013) を参照されたい。

セシウム 137 の大気濃度の観測値とモデル計算結果の時間変動の比較を図 2.2-3 に示す。いずれの地点においても、観測された大気濃度は 3 月 15 日から 16 日、および 3 月 20 日から 23 日にかけて増大していたが、いずれの設定の計算でもこの期間にセシウム 137 の大気濃度は増大していた。ただ、モデルの設定ごとに計算結果は大きく異なっていた。

3 月 15-16 日にかけて、宮城や福島において湿性沈着モジュールごとに計算結果が大きく異なっていたのに対して、関東においてはほとんど差がなかった。水平分布図 (図 2.2-4a) から、3

月15日の午前から昼にかけては北東風によりセシウム137の高濃度域が関東地方に輸送されていることが分かる。この期間は降水が起こらなかったために、湿性沈着モジュールに対する感度がほとんどなかった。それに対して、夕方から夜にかけて東風や南東風によってセシウム137が福島県内や宮城県に輸送された時間帯には東北地方における降水によって大量のセシウム137が地表面に沈着した。この期間は、湿性沈着モジュールによって計算結果が大きく変わり、WD2と比べてSTDでは顕著に大気濃度を低く計算していた。

3月21-22日にかけては、図2.2-3の4地点全てで湿性沈着モジュールごとに計算結果が大きく異なっていた。特に、STDでは大気濃度を過小評価している時間帯が長かったのに対して、WD2は大気濃度をより良好に再現していた。水平分布図(図2.2-4b)を見ても、3/21の関東にセシウム137が輸送された期間、WD2では比較的大気濃度の増大を再現しているのに対して、STDでは湿性沈着によって大気濃度が顕著に減少して、実測値を過小評価していた。これらの結果から、放出量が正しいと仮定すると、STDでは湿性沈着速度を過大評価しているように見える。この結果は既報(Morino et al., 2013)での大気沈着量を基にした評価結果と矛盾する。

沈着量と大気濃度の再現性を平均すると、STDとEM3が沈着量の実測を良く再現していたのに対して、WD2が大気濃度の実測値を最も良く再現していた(図2.2-5a)。また、大気濃度の再現性を期間別に評価したところ、3月15-16日には湿性沈着モジュールごとの差が小さかったのに対して、3月20-23日には湿性沈着モジュールに対する感度が高く、WD2の再現性が顕著に高かった(図2.2-5b)。沈着量と大気濃度とで、最良の湿性沈着モジュールが異なる要因として、沈着量と大気濃度の平均的な再現性評価において、特に感度が高い期間が異なることが一因と考えられる。沈着量分布は3月15日の午後の沈着が支配的な寄与を持つ(Morino et al., 2013)のに対して、大気濃度はそれ以外の3月20-23日に湿性沈着モジュール間で大きな差が見られた。特に大気濃度の再現性には問題が多いため、今後さらなる精度向上が必要である。

また、気象モデルの計算設定に対する不確実性を評価するために、気象モデルの物理モジュールやナudgingの設定などに対する感度実験を実施した(なお、本解析のみ、WRF v3.3.1の計算結果を利用した)。実施した計算を表2.2-2にまとめた。雲微物理、惑星境界層・地表層、陸面モデル、積雲対流モデル、ナudgingの設定についてそれぞれ複数のモジュールを選択した。再現性評価の結果を見ると、これらの気象モデルの設定に対する感度は小さく、STDの計算設定が他のモジュールと同程度以上の再現性を示すことが分かる(図2.2-6)。

表 2.2-1 本業務で実施した感度実験。設定の詳細は本文を参照のこと。

計算事例	放出量	湿性沈着モジュール
STD	JAEA	CMAQ ³
EM2	NILU	CMAQ
EM3	TEPCO	CMAQ
WD2	JAEA	除去係数
E2W2	NILU	除去係数
E3W2	TEPCO	除去係数
WD3	JAEA	除去係数を 10 倍
E2W3	NILU	除去係数を 10 倍
E3W3	TEPCO	除去係数を 10 倍

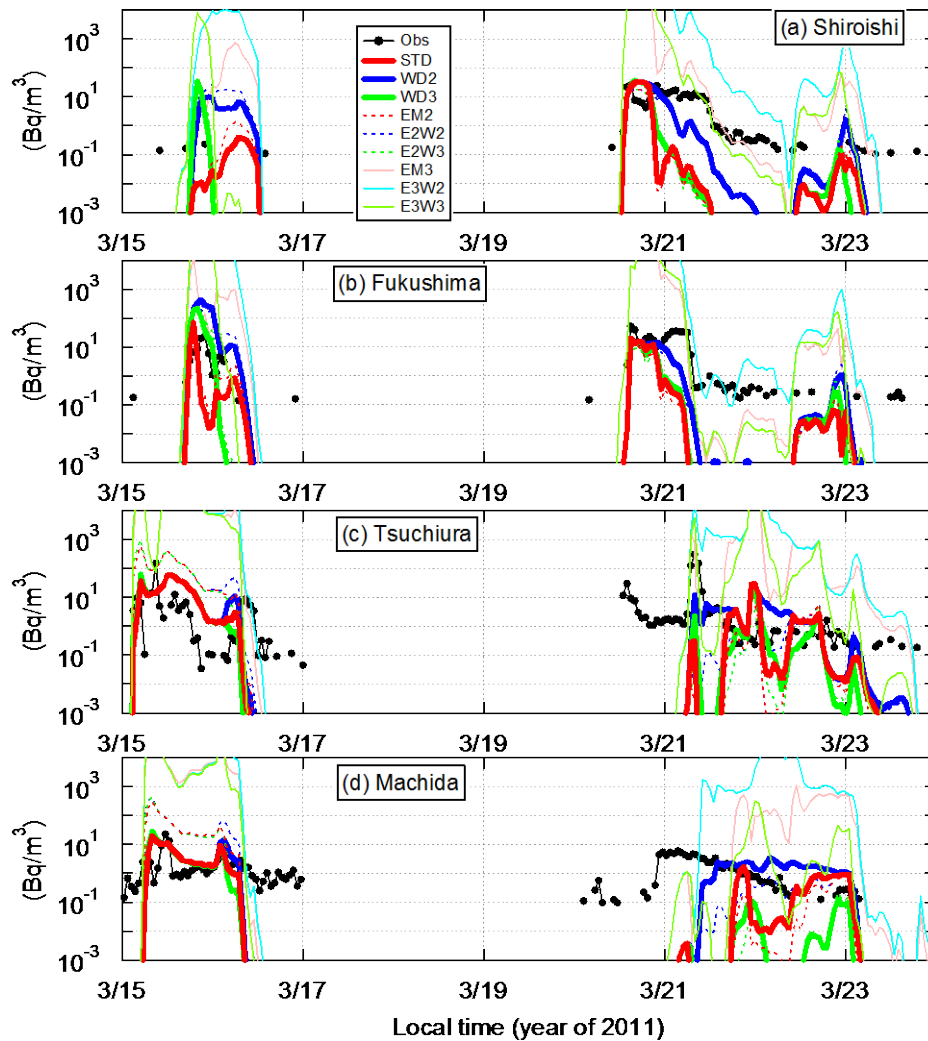


図2.2-3 白石（宮城県）、福島（福島県）、土浦（茨城県）、町田（東京都）におけるセシウム137の大気濃度の観測値と計算結果

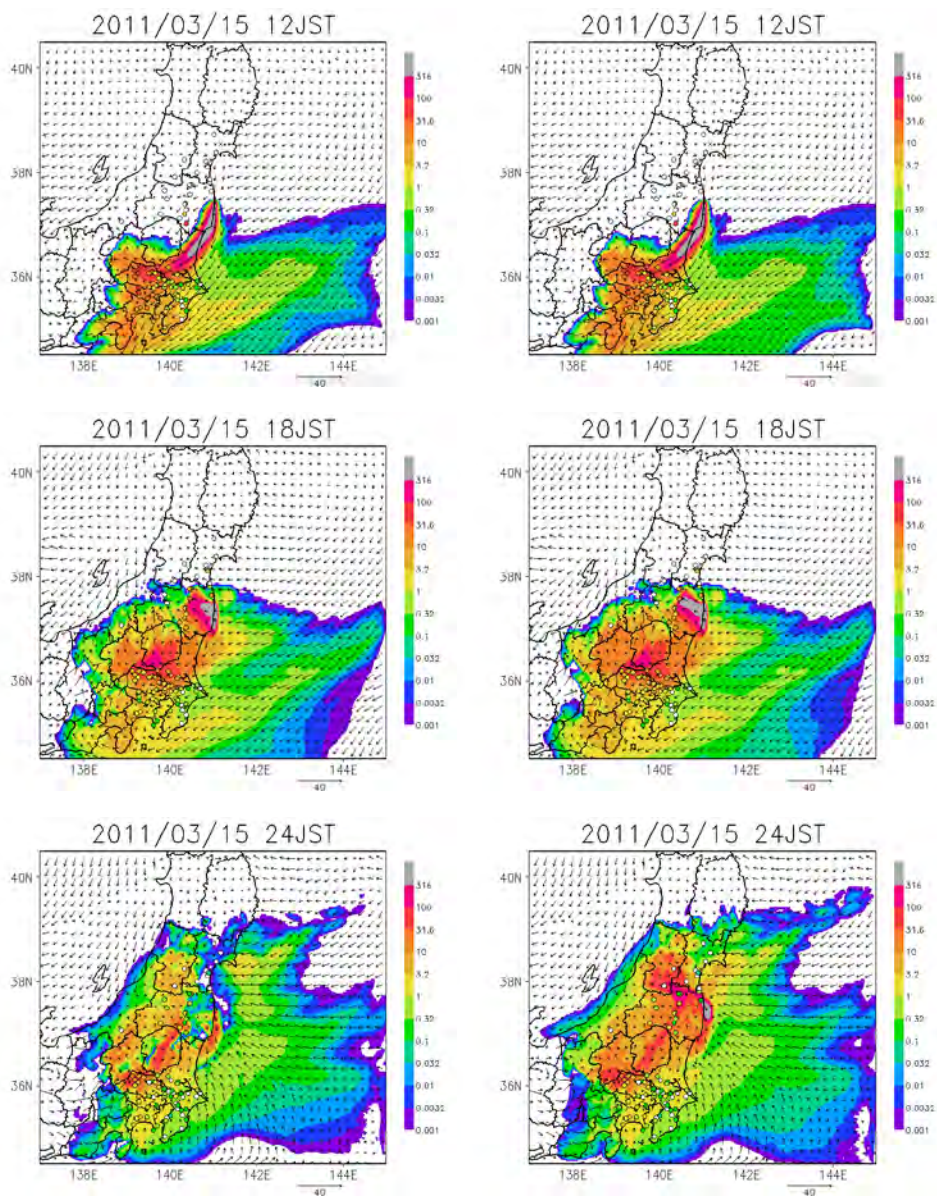


図 2.2-4a 3月15日におけるセシウム137の大気濃度の観測値（丸印）と計算結果（塗りつぶし）。左がSTD、右がWD2の計算結果を示す。

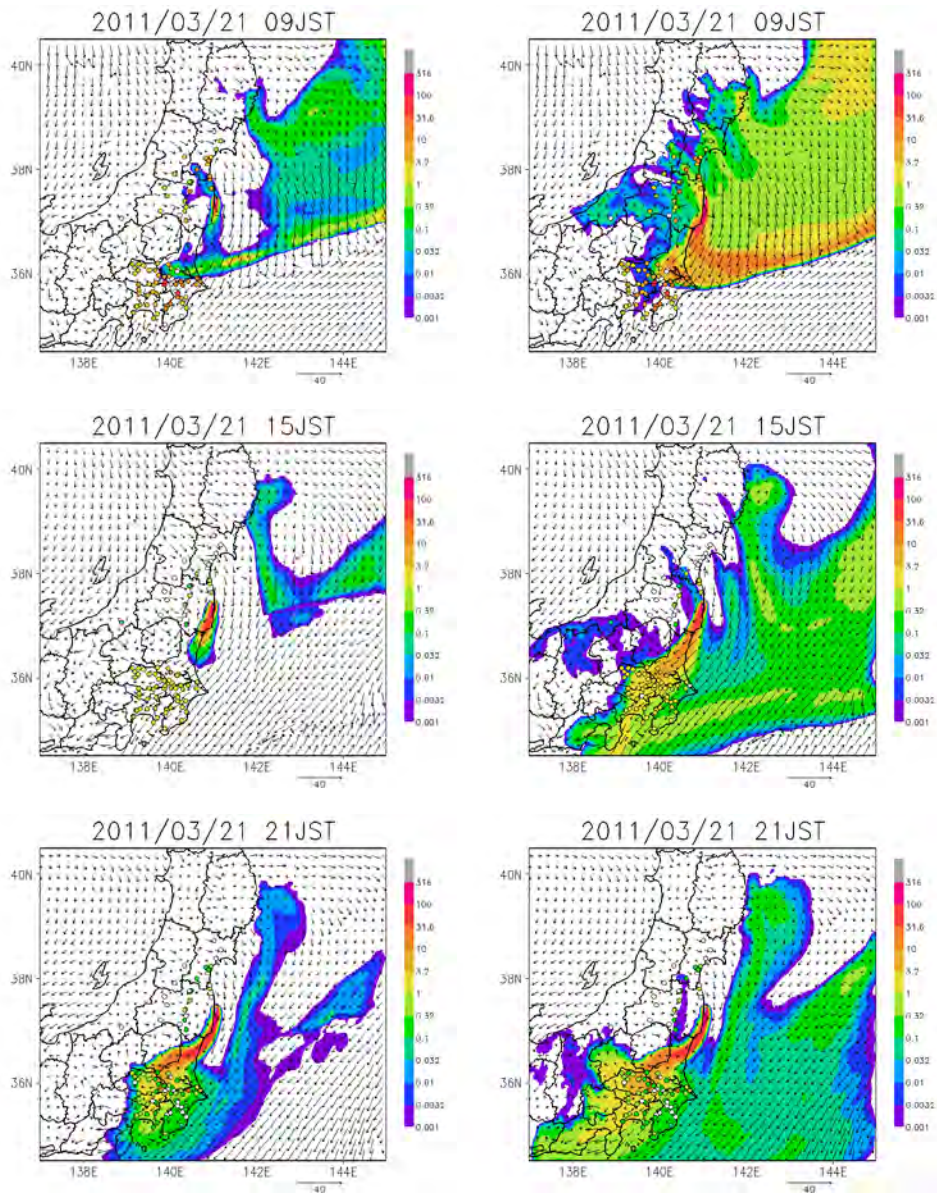


図2. 2-4b 3月21日におけるセシウム137の大気濃度の観測値（丸印）と計算結果（塗りつぶし）。左がSTD、右がWD2の計算結果を示す。

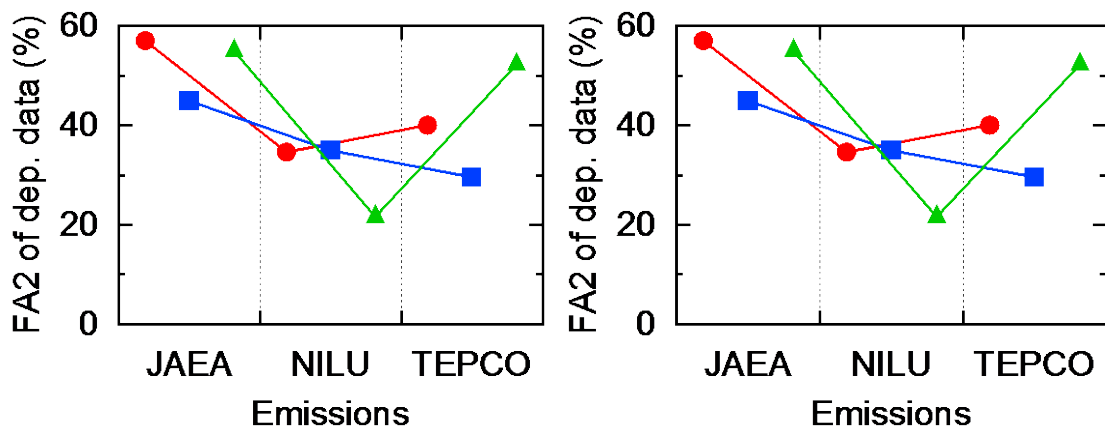


図 2.2-5a 航空機観測によるセシウム 137 沈着量データ (左)、およびベータ線計ろ紙の分析によるセシウム 137 大気濃度データ (右) を用いた、大気モデルの計算性能評価 (シミュレーションが実測値を 0.5-2 倍の範囲で再現する割合)。計算設定は表 2.2-1 の計算事例を参照。

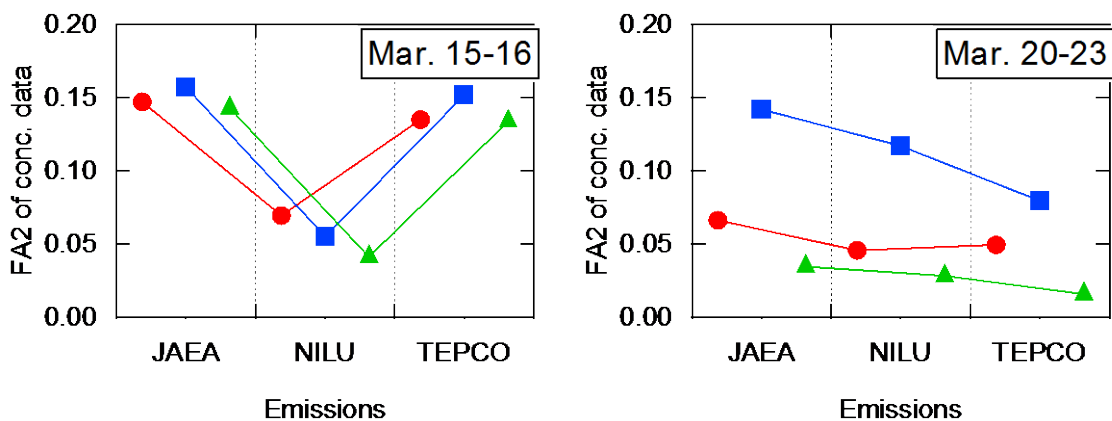


図 2.2-5b 2011 年 3 月 15-16 日 (左)、および 20-23 日 (右) におけるベータ線計ろ紙の分析によるセシウム 137 大気濃度データを用いた、大気モデルの計算性能評価 (シミュレーションが実測値を 0.5-2 倍の範囲で再現する割合)。計算設定は表 2.2-1 の計算事例を参照。

表 2.2-2 標準実験と感度実験における気象モデルの計算設定

	Microphysics	PBL	Surface-layer	Land-surface	Cumulus	Nudging
STD	WSM 5-class	Mellor-Yamada-Janjic (Eta) TKE	Monin-Obukhov (Janjic Eta)	unified Noah land-surface model	Grell-Devenyi ensemble	guv=2.5e-4 (PBL off)
SENS_m1	STD	STD	STD	STD	STD	OBSGRID
SENS_m2	WRF double moment, 5-class	STD	STD	STD	STD	STD
SENS_m3	STD	YSU	MM5 Monin-Obukhov	STD	STD	STD
SENS_m4	STD	ACM2 (Pleim)	MM5 Monin-Obukhov	STD	STD	STD
SENS_m5	STD	ACM2 (Pleim)	Pleim-Xiu	Pleim-Xiu	STD	STD
SENS_m6	STD	STD	STD	STD	Kain-Fritsch (new Eta)	STD
SENS_m7	STD	STD	STD	STD	Betts-Miller-Janjic	STD
SENS_m8	STD	STD	STD	STD	STD	guv=2.5e-4 (PBL on)
SENS_m9	STD	STD	STD	STD	STD	guv=2.5e-3 (PBL on)
SENS_m10	STD	STD	STD	STD	STD	guv=0.01 (PBL on)

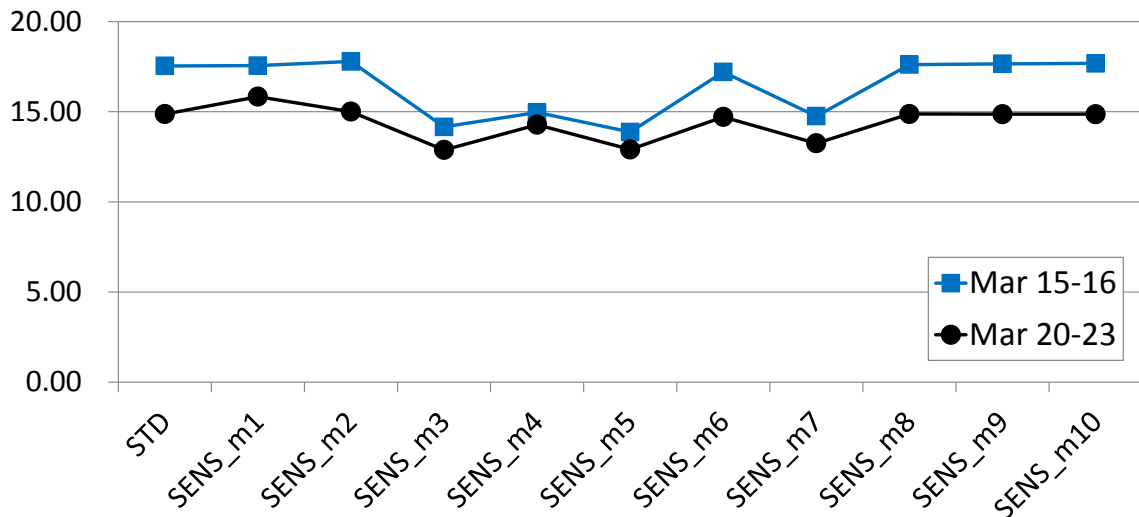


図2.2-6 2011年3月15-16日、および20-23日におけるベータ線計ろ紙の分析によるセシウム137 大気濃度データを用いた、大気モデルの計算性能評価（シミュレーションが実測値を0.5-2倍の範囲で再現する割合）。

2.2.4 事故後数年間にわたるセシウム 137 大気濃度のシミュレーション

2011年から2014年にかけてのセシウム137大気濃度の実測値とモデル計算値を比較した。なお、原発からの直接放出量は東電資料（東京電力，2012）を基に設定している。飯舘村（佐須）においては、実測で夏に増大・冬季に減少する季節変動が見えているが、シミュレーション結果も同様の季節変動を示していた。一方で、数kmしか離れていない飯舘村（伊丹沢）では実測値では明確な季節変動が見られなかった。なお、2012年以降は、モデル計算結果は実測値を2-4桁ほど過小評価していた。この過小評価の要因として、原発からの直接放出量の過小評価、あるいは本計算で考慮していない再飛散の寄与が考えられる。再飛散の寄与について次節で検討する。

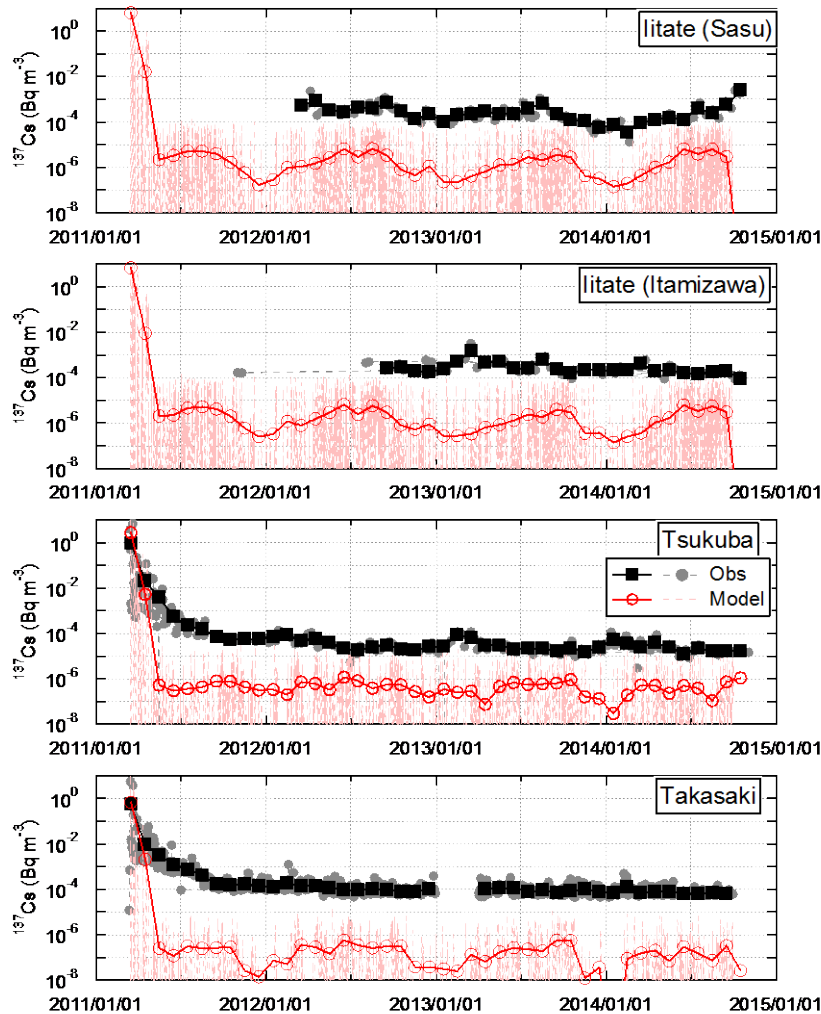


図 2.2-7 2011 年 3 月から 2014 年 9 月までの飯舘村（佐須と伊丹沢）、つくば、高崎におけるセシウム 137 の大気濃度の実測値とモデル計算値。

2.2.5 再飛散を考慮した大気シミュレーションとその初期評価

2011 年を対象として、再飛散放出量推計モジュールを結合した放射性物質の大気輸送・拡散モデルを用いて、大気シミュレーションを実施した。2014 年度は、新たに計算タイムステップ毎に、再飛散量の推計を行えるようモデルソースコードを改良して、再飛散放出量推計モジュールをシミュレーションモデル内部に組み込み、再飛散放出量推計をオンライン化した。

再飛散放出量推計モジュールは、Gillette and Passi (1988) の強風による土壌性粒子の飛散モデルを参考にした。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} (g/m²/sec) を

$$F_{dust} = C * C_{snow} * C_{wet} * u_*^4 * (1 - u_{*,th}/u_*) \quad (2.2-5)$$

で与え、これを用いて再飛散による放射性物質の発生 $F_{radioaer}$ (Bq/m²/sec) を

$$F_{radioaer} = C_{radioaer} * C_{srcfrac} * F_{dust} \quad (2.2-6)$$

と定義している。ここで、式 (2.2-5) 中の C は発生源定数 (g/m²/s³)、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 (2.2-6) 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、 $C_{radioaer}$ は舞い上げられた土壌性粒子 1g 当たりに含まれる放射性物質の量 (Bq) を示す係数である。 $C_{radioaer}$ は放射性物質の沈着量 D (Bq/m²) と Yasunari et al. (2011) の土壌変換係数 $C_{topsoil} = 53000$ (g/m²) から、 $C_{radioaer} = D / C_{topsoil}$ で算出した。式 (2.2-5) 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、 $C_{snow} = 0$ となる。 C_{wet} は、Gillette and Passi (1988) に基づき、その臨界値 (0.265 m³/m³) を超えた場合に $C_{wet} = 0$ 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 (1982)、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、Sandy loam、Loam、Sandy clay、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>) を基に推計しており、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こり得る種別と定義した (図 2.2-8)。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 4km のデータを基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2.2-8)。

再飛散を考慮した場合としない場合の計算結果の比較を図 2.2-9 に示す。いずれの地点においても、2011 年 4 月以降は再飛散を検討した場合にセシウム 137 の大気濃度が顕著に増大した。ただ、図 2.2-10、図 2.2-11 に示した通りに、再飛散を考慮したシミュレーションでは陸地に沈着したセシウム 137 の大部分が数か月の間に再飛散していた。また、2011 年 9 月以降は顕著にシミュレーション結果が実測された大気濃度を過大評価していた。今後、再飛散フラックスを精緻化して、再飛散量と直接飛散量の精緻化を図る予定である。

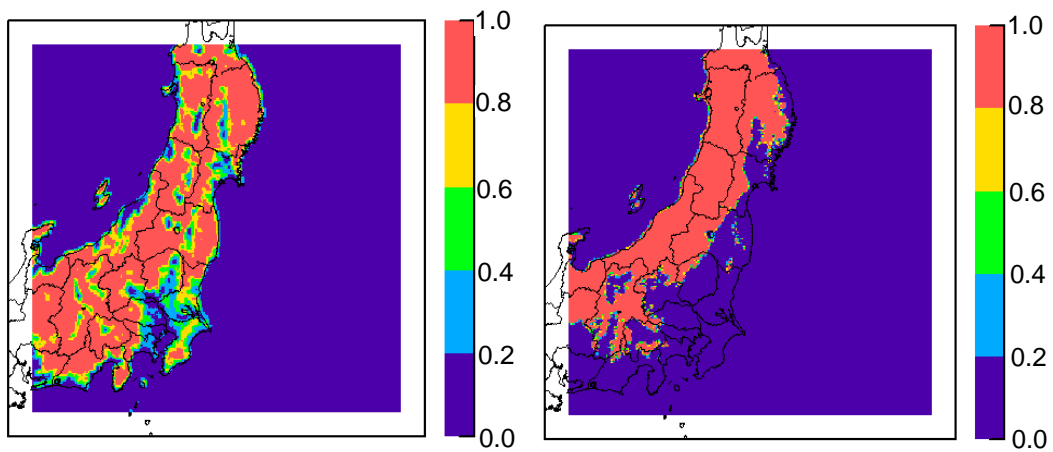


図2.2-8 土地利用データから作成したソースフラクション（左）、および積雪データ（2011年3月11日の例）

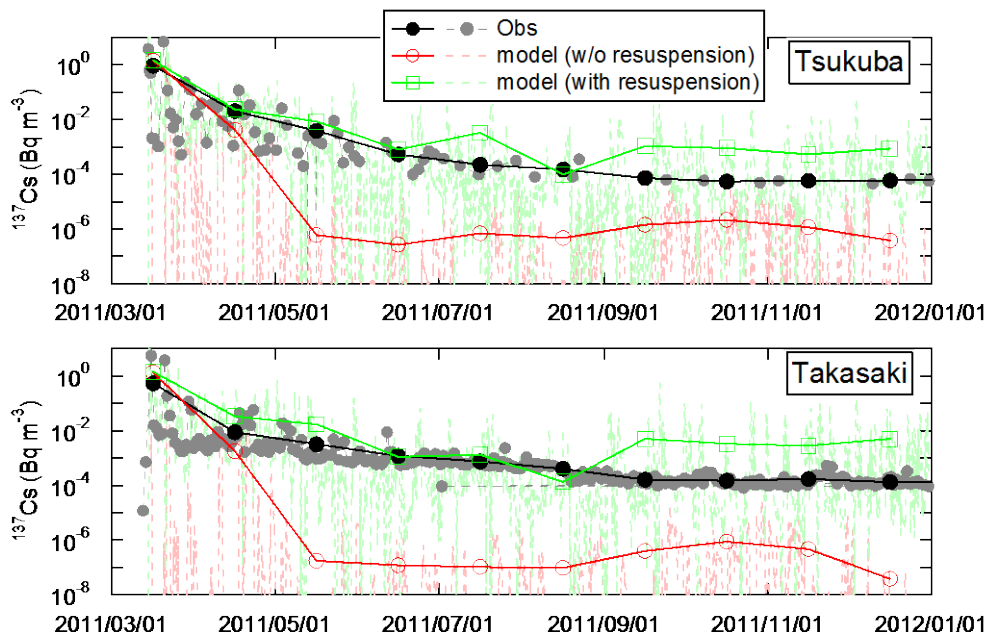


図 2.2-9 2011年3-12月にかけてのセシウム 137 大気濃度の実測値と再飛散を考慮した場合・考慮しない場合のシミュレーション結果

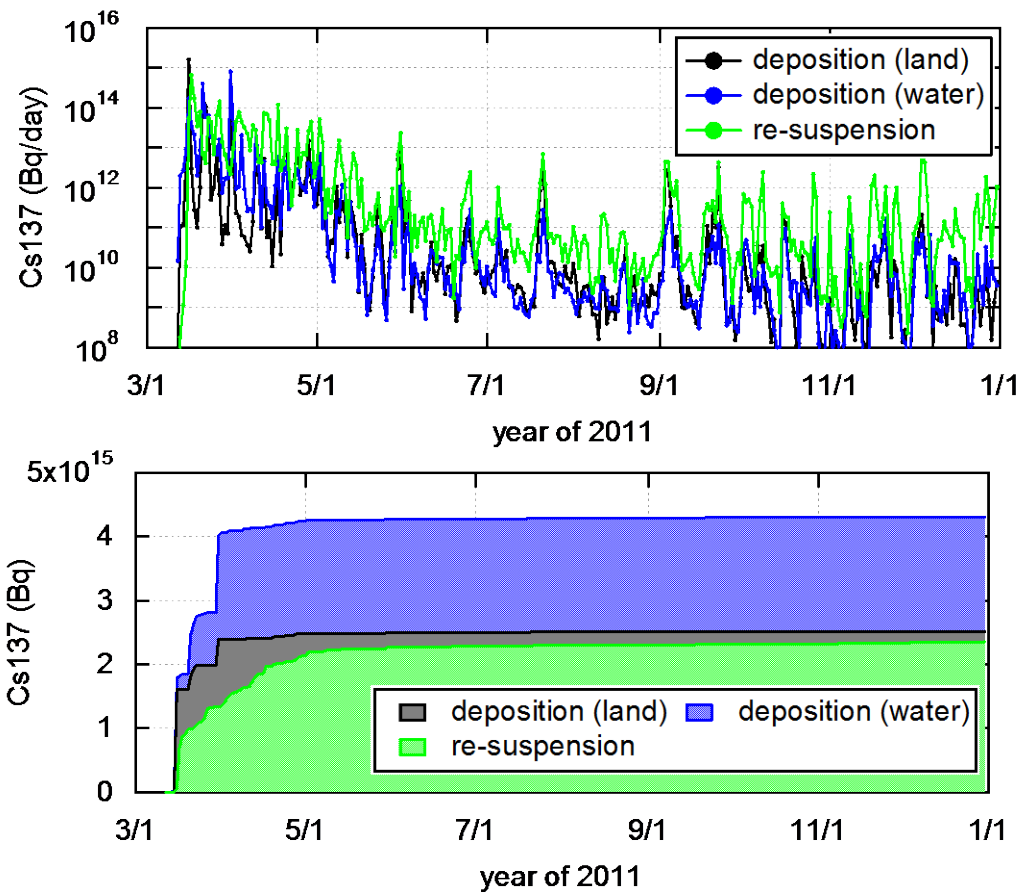
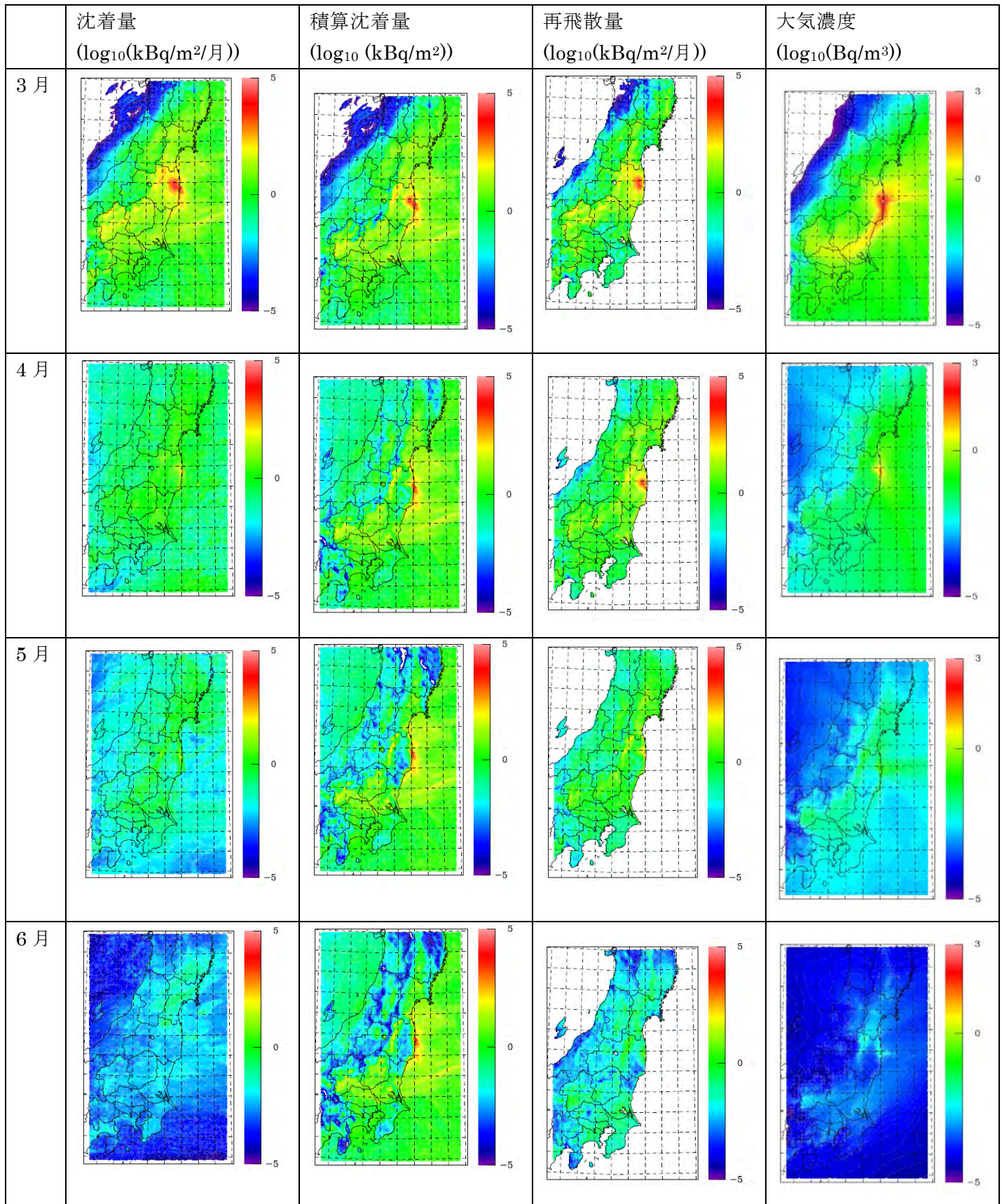
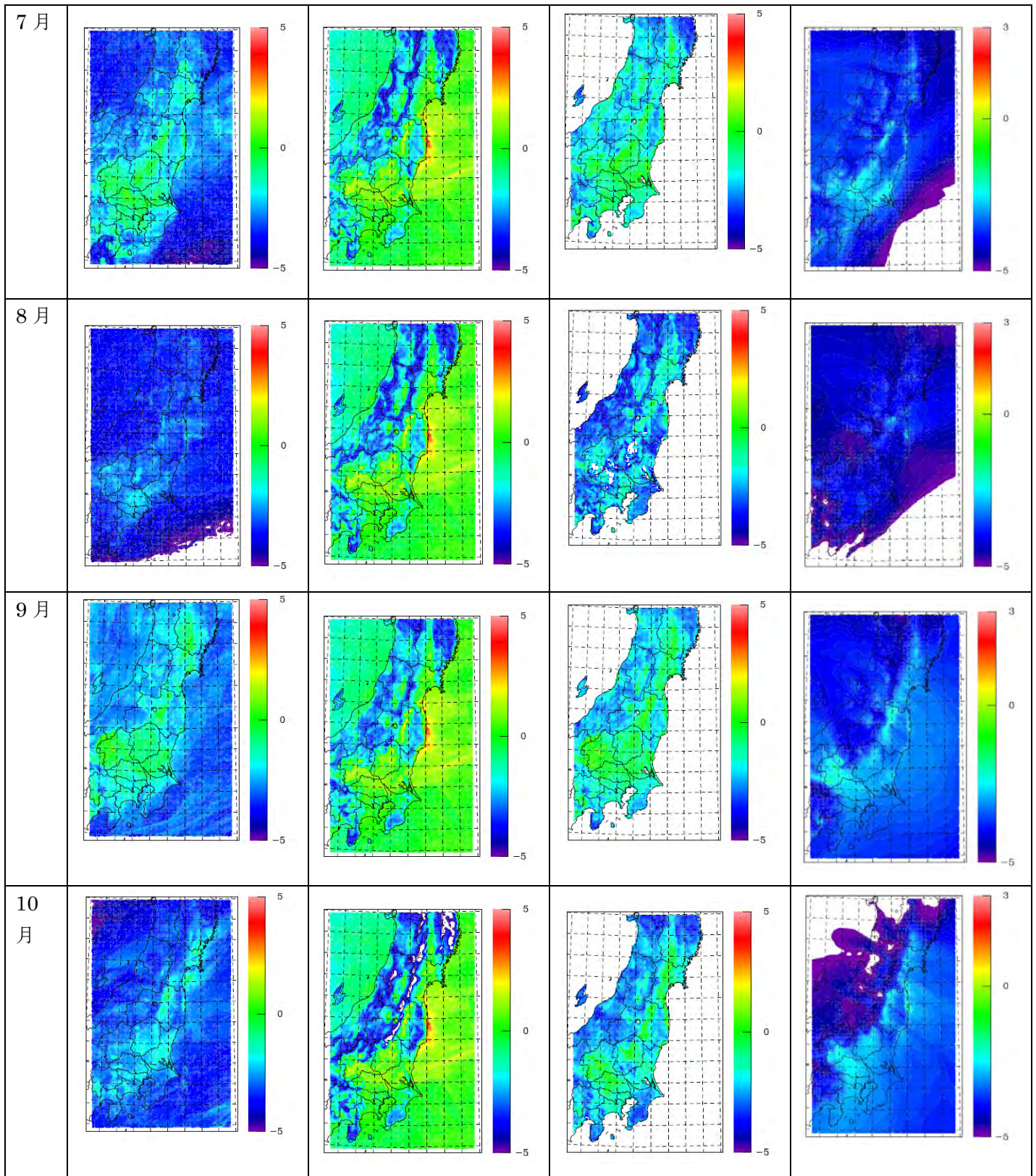


図 2.2-10 2011 年 3-12 月にかけての計算領域におけるセシウム 137 の沈着量と再飛散量のフラックス（上）と、積算した沈着量と再飛散量（下）。沈着量は海と陸それぞれの計算値を示した。





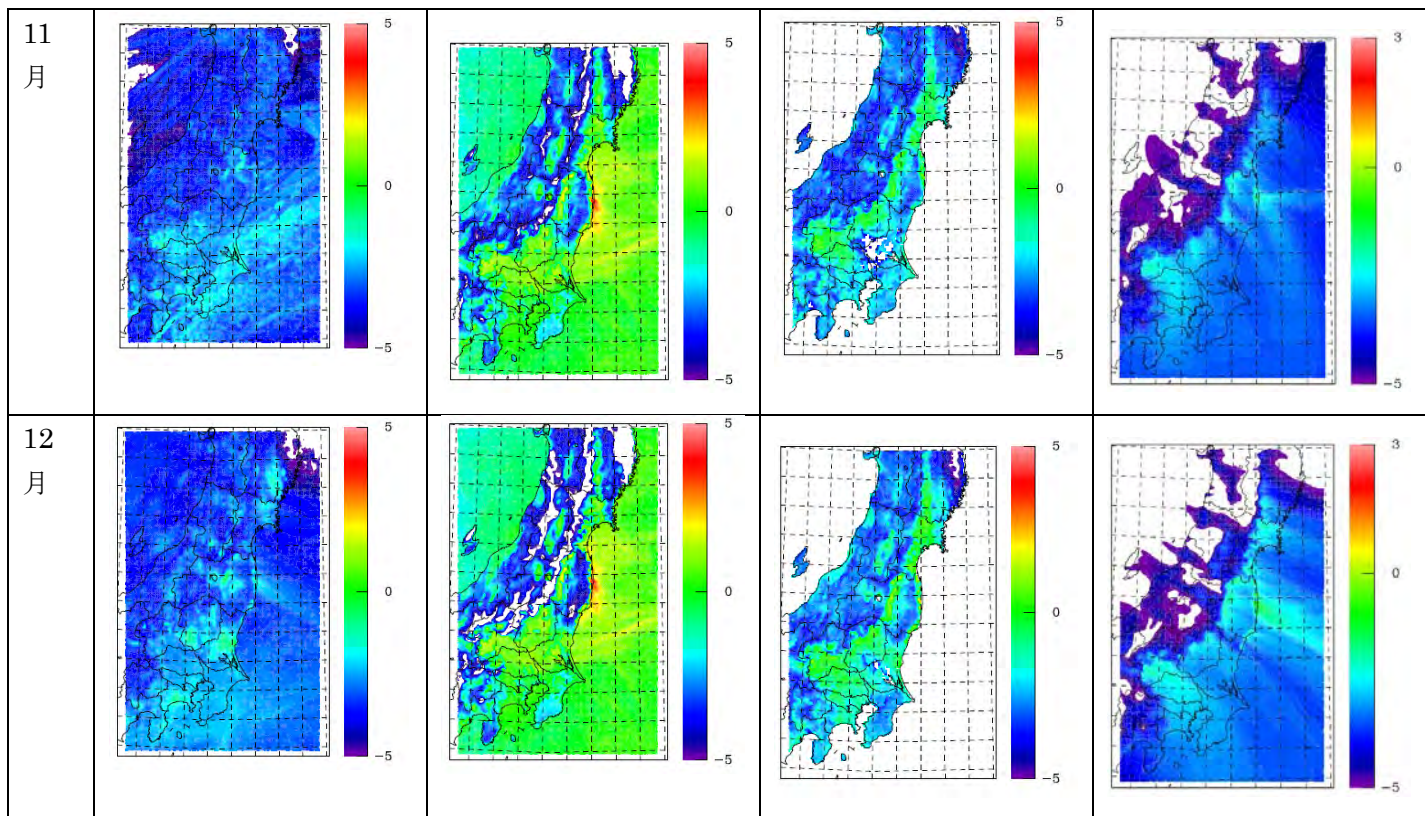


図 2.2-11 2011 年の各月積算の沈着量、月末の積算沈着量、月積算の再飛散量、月平均の最下層の平均濃度

2.2.6 まとめ

2014 年度は、事故後初期の大気濃度の推計精度向上のための、浮遊粒子状物質自動測定器のテープ紙の分析結果を活用した 2011 年 3 月におけるセシウム 137 の大気濃度の再現性評価、および中長期的なセシウム 137 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。

事故後初期、2011 年 3 月 15-16 日、および 20-23 日におけるセシウム 137 大気濃度観測データを基にしたモデル不確実性評価の結果、プロセスベースの湿性沈着モジュールが沈着量分布を最も適切に再現するのに対して、経験的パラメタを用いた湿性沈着モジュールが大気濃度を最も良好に再現していた。沈着量と大気濃度を最適に再現するモジュールが異なることから、今後は整合的な沈着場と濃度場のシミュレーションに取り組む必要があることが分かった。

また、2011 年以降、数年間の大気シミュレーションを実施して、実測データと比較した。既報の放出量を基にしたシミュレーション結果は実測されたセシウム 137 の大気濃度を 2-4 桁ほど過小評価していた。一方で、再飛散モジュールを大気シミュレーションモデルにオンライン結合して計算したところ、大気濃度を顕著に過大評価していた。また、2011 年 3 月から 2011 年 4 月にかけて積算沈着量が大きく減少して、4 月以降のシミュレーション結果は航空機モニタリングの実測値と比べて顕著に低かった。今後、再飛散モデルのさらなる評価が必要であるとともに、再飛散量と直接放出量の推計の精緻化が必要である。

参考文献

- Gillette D., J. Adams, D. Muhs and R.Kihl (1982) Threshold friction velocities and rupture moduli for crusted desert soils for the input of soil particles into the air. *J. Geophys. Res.*, 87, 903-905.
- Gillette D. and 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., and Nishizawa M. (2013) Episode Analysis of Deposition of Radiocesium from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident. *Environ. Sci. Technol.*, 47, 2314-2322.
- 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.
- 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..
- Stohl A., Seibert P., Wotawa G., Arnold D., Burkhardt J. F., Eckhardt S., Tapia C., Vargas A., Yasunari T. J. (2012) Xenon-133 and caesium-137 releases into the atmosphere from the Fukushima Dai-ichi nuclear power plant: determination of the source term, atmospheric dispersion, and deposition. *Atmos. Chem. Phys.*, 12(5), 2313-2343.
- Terada H., Katata G., Chino M., Nagai H. (2012) Atmospheric discharge and dispersion of radionuclides during the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. Part II: verification of the source term and analysis of regional-scale atmospheric dispersion. *J. Environ Radioactiv.*, 112, 141-54.
- Tokyo Electric Power Company (2012) Estimation of the released amount of radioactive materials into the atmosphere as a result of the accident in the Fukushima Daiichi Nuclear Power, http://www.tepco.co.jp/en/press/corp-com/release/betu12_e/images/120524e0205.pdf.
- 東京電力 (2012) 福島第一原子力発電所 1～4号機の廃止措置等に向けた中長期ロードマップ進捗状況 (概要版) . http://www.tepco.co.jp/nu/fukushima-np/roadmap/images/m120924_06-j.pdf.
- Tsuruta H., Oura Y., Ebihara M., Ohara T., and Nakajima T. (2014) First retrieval of hourly atmospheric radionuclides just after the Fukushima accident by analyzing filter-tapes of operational air pollution monitoring stations. *Scientific Reports*, 4, 6717.
- 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

2.3.1 はじめに

大震災に伴う福島第一原子力発電所の事故によって大気と海水中に排出された放射性物質は、大気の流れにより輸送され、湿性・乾性の沈着によって地表に落下したと考えられる。地表面に落下した放射性物質は、土壌や植生に残存し、そこから河川等への流出、底質等への沈降や分配を経て、下流に向けて流下するプロセスをたどる。このような多媒体間にまたがる放射性物質の環境動態プロセス全体をモデル化することにより、現在から将来にわたる放射性物質の動態、流出などの予測を可能にすることが出来れば、将来にわたる放射線被曝量の予測や除染などの対策効果の推定などの有効な手段となると考えられる。

本節では、福島県周辺地域における放射性物質の多媒体動態モデルのうち、特に陸域の動態を中心とするモデル検討の結果について報告する。具体的には、事故直後から20～30年程度の長期間の動態、特に土壌、河川、底質、湖沼や海洋への流出などの予測手法を構築することを目標に、これまで有機汚染物質を中心に開発を進めてきた環境多媒体モデル G-CIEMS (Grid-Catchment Integrated Modeling System) (Suzuki et al., 2004) を基礎として放射性物質の動態予測モデルの構築のための検討を進めている。本検討では、2013年度までの検討結果を踏まえて、モデルを高度化するために必要となる陸域観測データの解析、表面流出過程の高度化、河川情報の整備、森林域の詳細モデル構築に関する検討を実施した。

2.3.2 陸域環境での放射性物質の多媒体動態の予測

(1) G-CIEMS モデルの概要

環境多媒体モデル G-CIEMS は、大気、水（河川、湖沼、海域）、土壌（7土地利用区分）、森林、また各水媒体の底質中に存在する物質の媒体間および媒体内の移動を記述する多媒体モデルである（図 2.3-1）。本モデルの概念は、各媒体内での局所的な平衡分配（例えば土粒子と間隙水、間隙空気、あるいは水中での溶解・粒子吸着態の分配、底質中での粒子と間隙水の分配など）と、大域的な輸送（例えば土壌粒子の流出、水から底質への沈降、河川流下に伴う輸送など）を結合するものである。放射性セシウムの環境中での動態に関わる調査報告（IAEA, 2010）を参考に、既存の G-CIEMS のモデル構造や内部計算式に基づくモデル適用可能性の予備的検討を行った結果、分配と輸送を記述する基本的な定式化の構造はセシウムなど無機元素の扱いにおいても基本的には同等に適用可能と考えられた。また、日本全国を対象に、計算を実施するために必要になる空間情報や水文・気象情報などを含めたモデル計算用データセットも合わせて公開されており、本課題のためのデータセットを作成することが比較的容易であった。このため、本検討においては、まず現モデル構造に対して、放射性セシウム動態を記述するよう物性パラメータの設定を変更することで対応し、CMAQ シミュレーションより得られた大気沈着量（Morino et al., 2011）を入力することにより、予測計算を行うこととした。

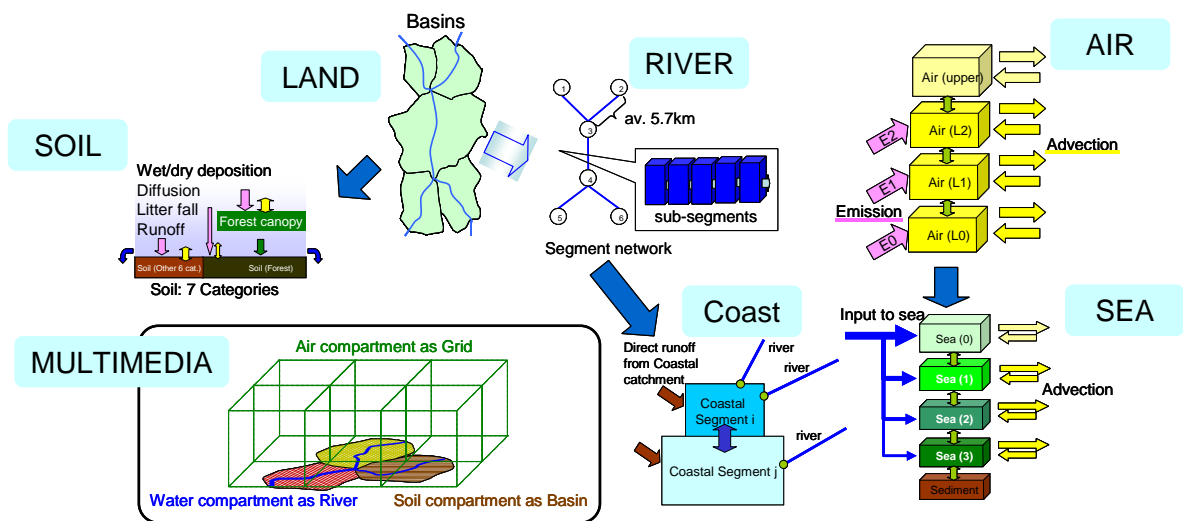


図 2.3-1 G-CIEMS モデルの基本構造

(2) 放射性セシウムの予測結果

本検討の計算対象核種としては、半減期が約 30 年と長く、長期間残留すると考えられるセシウム 137 を選んだ。

G-CIEMS モデルでは、陸域に関して河川流域を単位として計算領域を設定する。計算対象地域は福島県の太平洋沿岸の阿武隈川水系や久慈川水系、那珂川水系、利根川水系、荒川水系を含む約 15 水系（約 3.4 万 km²）とした。モデル計算上最小単位となる小流域（一つの面積がおおよそ 10 km²）は計算対象地域内に 3,532 個存在する。福島県の浜通り（太平洋沿岸側）には前述した大きな水系はなく、夏井川水系、鮫川水系などの中規模水系および多数の小規模水系が存在する。その他、計算に必要な環境条件や計算条件は、2013 年度の報告書などに記載した。

モデル計算の結果、計算対象地域に沈着したセシウム 137 の約 7 割が森林に沈着し、その多くは土壌表層に長く留まる傾向にあることを推定した。また、土壌からの流出諸過程の影響で、長期的な減少傾向は物理崩壊のみよりやや早い程度で減少することを推定した。福島県内の河川底質について、観測濃度の幾何平均値とモデル予測濃度を比較した結果、濃度分布の範囲全体としておおむね一致する結果が得られた。（図 2.3-2）さらに感度解析より、セシウム 137 の土壌との吸着性や、地表面からの土壌粒子の流出速度がセシウム 137 の環境中挙動に大きな影響を及ぼすことが推定された。なお、より詳細な検討結果は 2013 年度の報告書などに記載した。

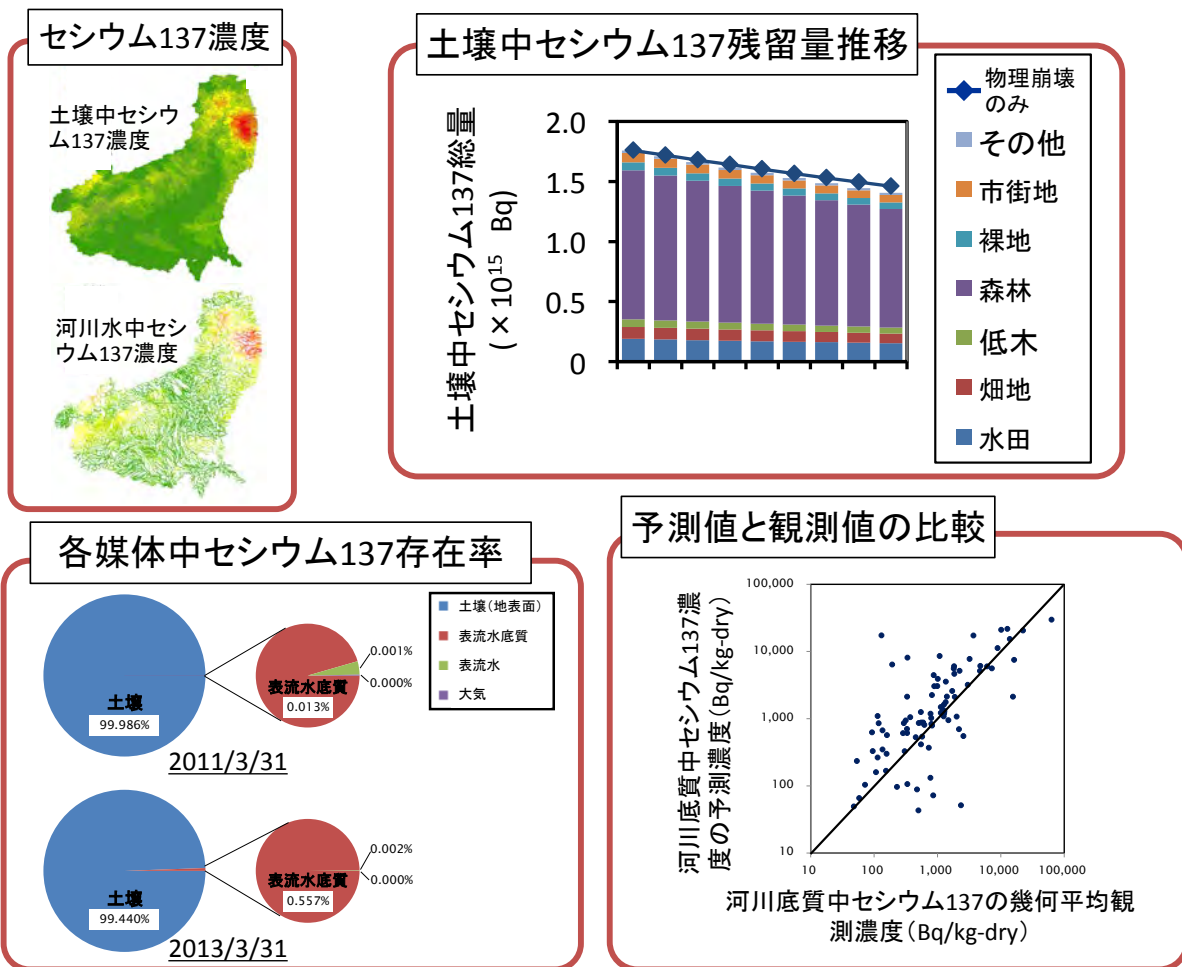


図 2.3-2 セシウム 137 の陸域シミュレーション結果の概要

(3) 他のモデルとの比較

放射性セシウムの環境動態の将来の分布を予測することを目的として、日本原子力研究開発機構（以下、原子力機構）福島環境安全センターでは、土壌流亡予測式（以下、USLE: Universal Soil Loss Equation）と土砂の運搬・堆積・再移動に関する水理公式を組み合わせた土砂・Cs 移行解析モデル（以下、SACT: Soil (Sediment) and Cesium (Contaminant) Transport）の開発を進めている（山口ら、2013）。我々と同様の対象についての研究であるものの、両動態予測モデルは異なる設計思想に基づき構成されているため、その利用目的や条件に応じて適切なモデル選択を可能にするための比較研究が必要である。また、両モデル間の情報共有を進めることにより、両モデルの信頼性向上や効率的な研究開発の推進に繋がると考えられる。その最初の試みとして、共通の対象流域から三水系（図 2.3-3、北村ら、2014 より転載）を選び、各流域におけるセシウム 137 の海への年間流出率を比較した（北村ら、2014）。

G-CIEMS では入力条件をいくつかのシナリオに基づき設定し、対象 3 流域における年間のセシウム 137 の流出率を予測した（図 2.3-4、北村ら、2014 より転載）。SACT は、地理情報システムソフトウェアに組み込まれた解析モデル構築機能を活用することにより、地表の河川や斜面を含む対象領域全体を 100m \times 100m のメッシュで分割し、分割した各小領域（セル）において、土

壤の侵食、土砂の運搬・堆積および再移動を計算するモデルである。土砂粒子を砂、シルト、粘土の3種類に区分けして、それぞれについて独立に計算した。それぞれの土砂粒子による流出をそれぞれ計算し、トータルの流出量および年間の流出率を算出した（表 2.3-1、北村ら、2014より転載）。両モデルを比較した結果、モデルの構成内容や用いた仮定に異なる点があるものの、地表からのセシウム 137 の流出率はともに 1%に満たないことが示され、オーダー評価としては良好な一致が見られた。

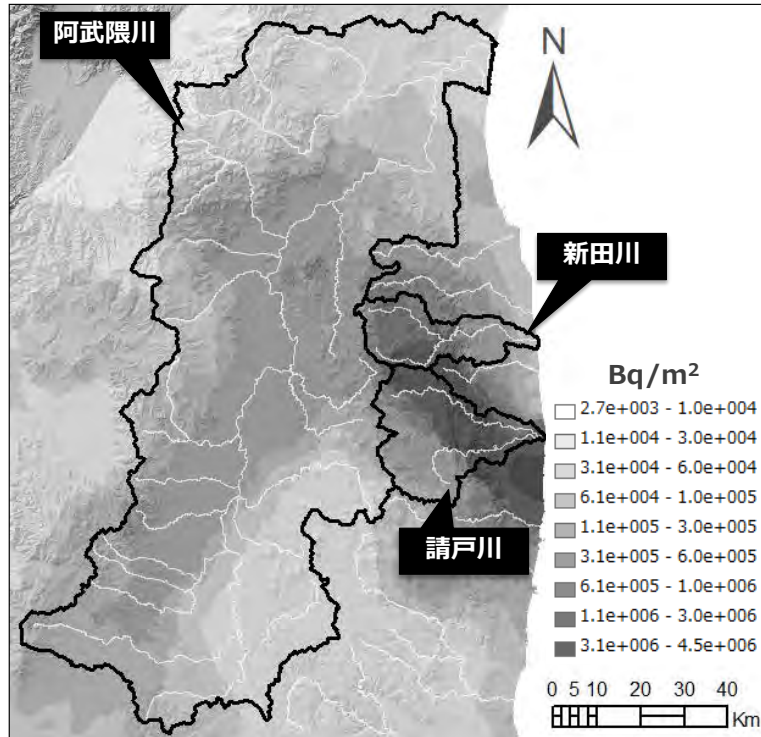


図 2.3-3 比較対象にした3つの流域

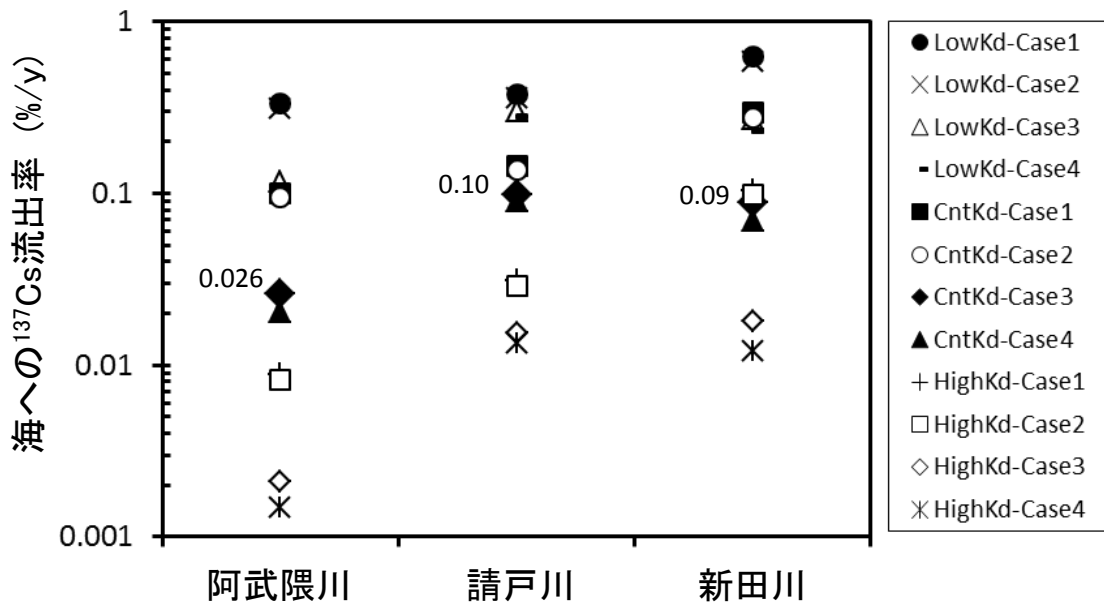


図 2.3-4 G-CIEMS によるセシウム 137 流出率解析結果

表 2.3-1 SACT によるセシウム 137 の海への年鑑流出率計算結果

河川名	土砂粒子の種類	海への土砂流出量 t/y	海への ¹³⁷ Cs 流出量 Bq/y	¹³⁷ Cs 初期沈着量 Bq	¹³⁷ Cs 年間流出率
阿武隈川	砂	5.8×10^4	5.3×10^{10}	1.6×10^{14}	0.03%
	シルト	1.1×10^3	6.6×10^{11}	1.6×10^{14}	0.4%
	粘土	7.6×10^4	2.3×10^{12}	8.0×10^{13}	2.9%
	全粒系	2.4×10^5	3.0×10^{12}	4.0×10^{14}	0.8%
請戸川	砂	1.4×10^4	1.0×10^{11}	1.5×10^{14}	0.07%
	シルト	7.6×10^3	3.7×10^{11}	1.5×10^{14}	0.2%
	粘土	5.9×10^3	1.5×10^{12}	7.4×10^{13}	2.0%
	全粒系	2.7×10^4	2.0×10^{12}	3.7×10^{14}	0.5%
新田川	砂	8.1×10^3	5.8×10^{10}	6.0×10^{13}	0.1%
	シルト	5.0×10^3	2.4×10^{11}	6.0×10^{13}	0.4%
	粘土	3.1×10^3	7.6×10^{11}	3.0×10^{13}	2.5%
	全粒系	1.6×10^4	1.1×10^{12}	1.5×10^{14}	0.7%

2.3.3 モデル高度化およびモデル検証に向けた観測結果の解析

放射性セシウムは土砂粒子に吸着しやすい性質を持ち、表流水中では大部分が土砂粒子に吸着していることが報告されている。河川底質中のセシウム 137 濃度の観測結果を用いた大まかなモデル検証については、2013 年度までの報告書等で実施しており、より詳細な検証のために、また実態をより詳細に把握するために、公表されている環境実態調査のうち、河川底質および湖沼底質の詳細なデータ解析を進めた。

(1) 河川底質および湖沼底質の経年変化

大規模に河川底質および湖沼底質の実態調査を実施している環境省による「東日本大震災の被災地における放射性物質関連の環境モニタリング調査：公共用水域」の平成 23 年度から平成 26 年度までの結果を解析対象とした。調査結果から、セシウム 137 が検出され、かつ土砂粒子密度など後述する補正計算に必要な情報が記載されているデータのみ解析対象とした。さらに、経年変化を算出するために同一地点で複数回、解析可能なデータが得られた地点のみ抜粋した。その結果、河川底質については 8 都県 374 地点、湖沼底質については 6 県 164 地点の調査結果を解析対象とした。なお、各地点において解析に用いたデータ数は 4 回分以上であった。

セシウムは、土砂粒子へ吸着しやすい性質を持つため、その土砂中濃度は粒径に依存する傾向がある。そこで、サンプル中の土砂の粒径分布の違いを補正するために環境省の報告書（環境省、2013）を参考に、単純な球の体積と表面積の関係から導出された He らによる方法（He et al., 1996）を用いて、比表面積 $90\text{cm}^2/\text{g}$ の底質粒子中の濃度に補正して以降の解析を実施した。各地点のセシウム 137 濃度の経年変化を単純な 1 次式に近似し、その濃度変化係数と近似残差を求めた（図 2.3-5）。なお、セシウム 137 補正濃度の常用対数値に対しての濃度変化係数であり、その値が -0.001 day^{-1} の時、1000 日経過後に濃度が 10 分の 1 になることを意味する。また、近似残差は、セシウム 137 補正濃度の常用対数値に対しての近似値との絶対差の平均値を意味する。

解析結果より、濃度変化係数の平均値は、河川底質に関しては $-8.0 \times 10^{-4}\text{ day}^{-1}$ 、湖沼底質に関しては $-4.4 \times 10^{-4}\text{ day}^{-1}$ であった。セシウム 137 の物理崩壊による半減期は約 30 年であることを考えると、物理崩壊の寄与は非常に小さく、流下や希釈により濃度減少したと考えられる。近似残差については、河川底質の方がやや小さい傾向が見られた。また、河川底質に比べて湖沼底質の方が経年変化のバラツキが大きく、河川底質と湖沼底質ではセシウムの経年変化の傾向が異なることが明らかになった。

セシウム 137 濃度の変化傾向の地理的分布を地図上に整理した（図 2.3-6）。河川底質、湖沼底質ともに、セシウム 137 濃度の変化傾向と地形的特徴・地理的傾向の間に明確な関連は観察されなかった。各地点におけるセシウム 137 濃度の経年変化の傾向については、初期沈着量と当該地点に流入してくるセシウムの量との関係や、堆積や洗掘などの底質の動態の傾向など、より詳細な検討が必要である。

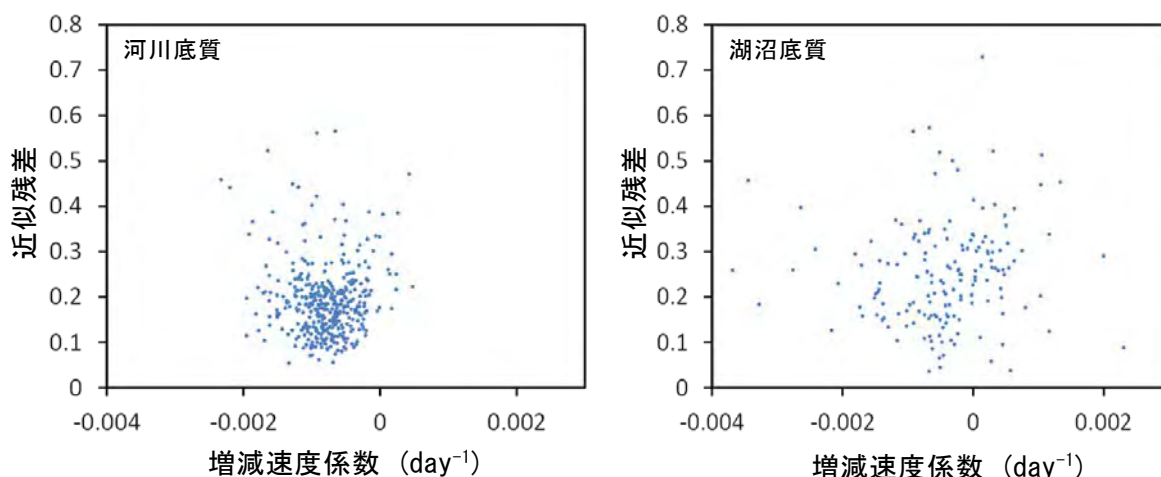


図 2.3-5 一次式近似による底質中のセシウム 137 濃度の変化傾向と近似残差

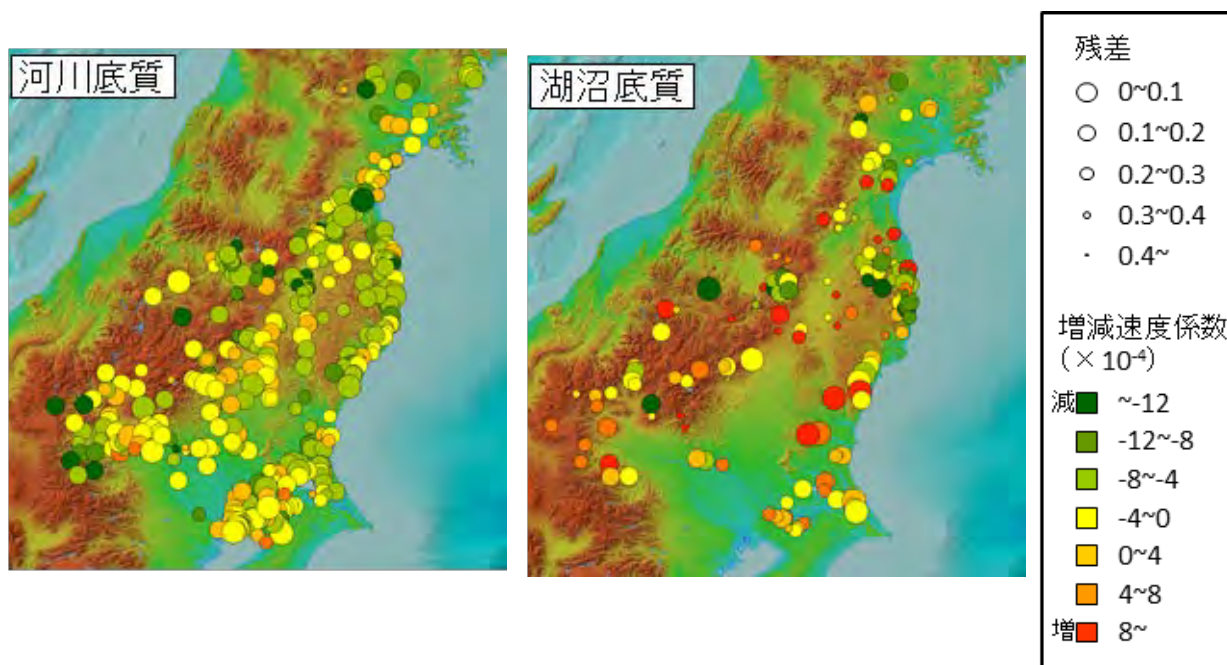


図 2.3-6 底質中セシウム 137 濃度の変化傾向

2.3.4 G-CIEMS モデル高度化に向けた検討

G-CIEMS モデルの高度化を進めるために、流出過程や河川・湖沼内挙動の精緻化に資する検討を進めた。

(1) 土砂流出過程の高精度化

2013 年度までの報告書等で報告している通り、地表面からの土砂粒子の流出現象を高精度化することがセシウム 137 の陸域動態を予測する上で重要である。そのために、2013 年度は土砂流亡予測式 (USLE : Universal Soil Loss Equation) を適用するための検討を進めた。2013 年度は、さ

らに実測値との比較などを進めた（今泉ら、2014）。

USLE では、土砂流出量に関連する係数の積として次式のように表す。

$$A = R K L S C P \quad (\text{式 2.3-1})$$

ここで、 A ：年間土砂流出予測量（t/ha/年）、 R ：降雨係数、 K ：土壌係数、 LS ：地形係数、 C ：作物係数、 P ：保全係数である。降雨係数 R は、当該地点の一連降雨ごとの降雨エネルギーとその降雨の 30 分間ピーク降雨強度の積の年間合計値であり、降雨による土砂流出を表す係数である。土壌係数 K は、土壌の流出しやすさを表す係数で、土質の違いを反映している。地形係数 LS は、斜面長係数（ L ）と勾配係数（ S ）で表される係数で、地形の違いを反映している。作物係数 C は当該農地の作物の違いを反映する係数であり、保全係数 P は当該農地の営農方法や管理方法の違いを反映する係数である。そのうち、最も時間変動の激しい係数である降雨係数に着目し、降雨データ（気象庁、解析雨量）を用いて算出した降雨係数 R と、森林域からの土砂流出量調査の結果を比較した。土砂流出量調査は、筑波山（Tsukuba）および宇多川水系上流部の二箇所（Uta1、Uta2）にて実施した。各調査流域において、流量や濁度等の自動連続観測（10 分間隔）結果を基に浮遊土砂（SS）流出量を算出した。調査流域の最近傍の三次メッシュ（54402130、56405660、56405641）における係数 R と、それぞれの調査地点の SS 流出量（欠測を除いた日平均値）とを比較した（図 2.3-7）。その結果、筑波山では概ね一直線に近い良好な関係を有しているものの、宇多川（特に Uta1）では季節性が存在することが示唆された。流出イベントを捉えることは可能であるが、定量的に土砂流出量を予測するためには、さらなる検証が必要である。

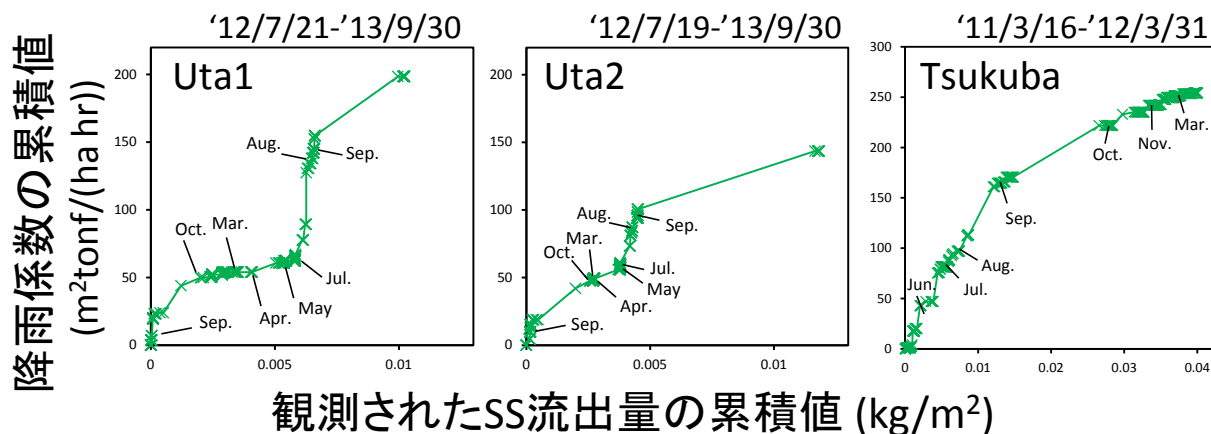


図 2.3-7 SS 流出量の累積値と同期間における降雨係数 R の累積値の比較

(2) 河川環境データの精緻化

森林からのセシウム 137 流出率が年間 1%未満であることが、モデル予測、実態調査両面から示された。この傾向から、事故直後におけるセシウム 137 の表流水面への直接沈着が河川底質や湖沼底質のセシウム濃度に及ぼす影響が比較的大きいことが推察される。そこで、表流水面への直接沈着量を高精度に再現するための手法を検討した。河川幅や表流水面の情報は地図情報などで十分に整備されていないため、河川幅のデータ化を目指して次の二つの検討を進めた。

G-CIEMS では比流量および流域面積から当該河道の流量を算出している。比流量を平水時や豊水時の値に変更することで流量の変動へも対応している。しかし、河川幅については非常に単純な仮定で内部的に設定しているだけであるため、河川流量から河川幅を求めることが現実的かどうかという着眼点で、流量と河川幅の関係を実際の河川断面図と流量・水位データより求めた。より具体的には、河川断面図を入手した水位・流量観測地点について、「流量と水位の関係」と「水位と河川幅（表流水面幅）の関係」を算出し、両者をつなぐことにより、流量と河川幅の関係を算出した（図 2.3-8）。その結果、観測地点によらず例えば平水時の流量と河川幅の関係は概ね共通の直線で表現できる傾向にあることを明らかにした。ただし、地点によっては 2, 3 倍の誤差が発生することが懸念された。

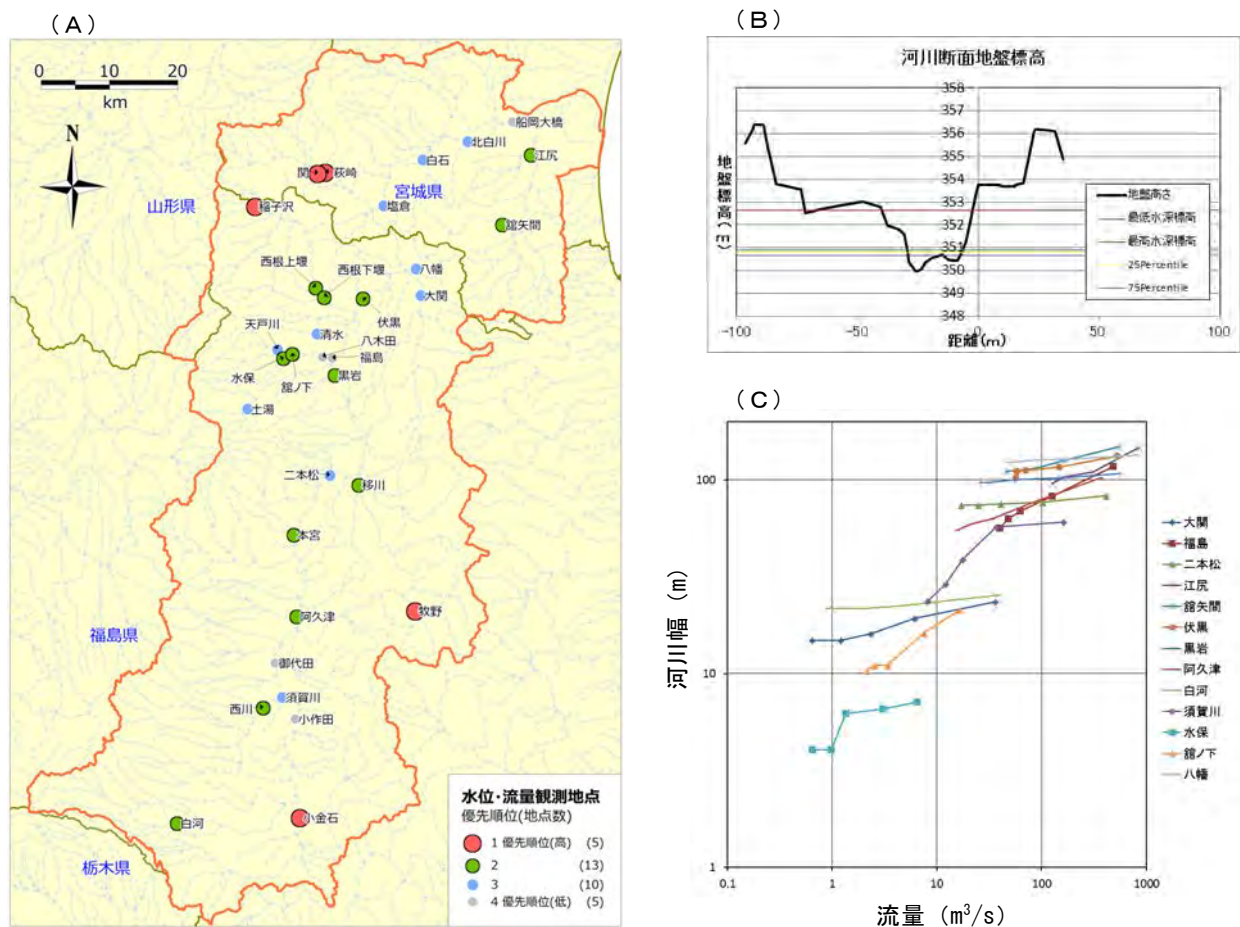


図 2.3-8 (A) 阿武隈川流域の水位・流量観測地点、(B) 河川断面図の例、(C) 観測地点における流量と河川幅の関係（各地点における 1、10、50、90、99 パーセントイル値）

より詳細に河川幅データを整備するために、数値地図（国土基本情報）などを元に河川および湖沼の GIS ポリゴンデータの作成を進めた。G-CIEMS の既存収録データでは、日本全国を対象にしており、ダム湖のような“小湖沼”はデータ化されていない。また、一級、二級河川をデータ整備対象にしているため、それ以外の支流もデータ化されていない。ただし、細かな支流までデータ化する場合は、地理データや河道ネットワーク情報を全て新規に作成する必要があり、非現

実的であるため、まずは、既存の河道およびダム湖のデータ化を進めた（図 2.3-9）。

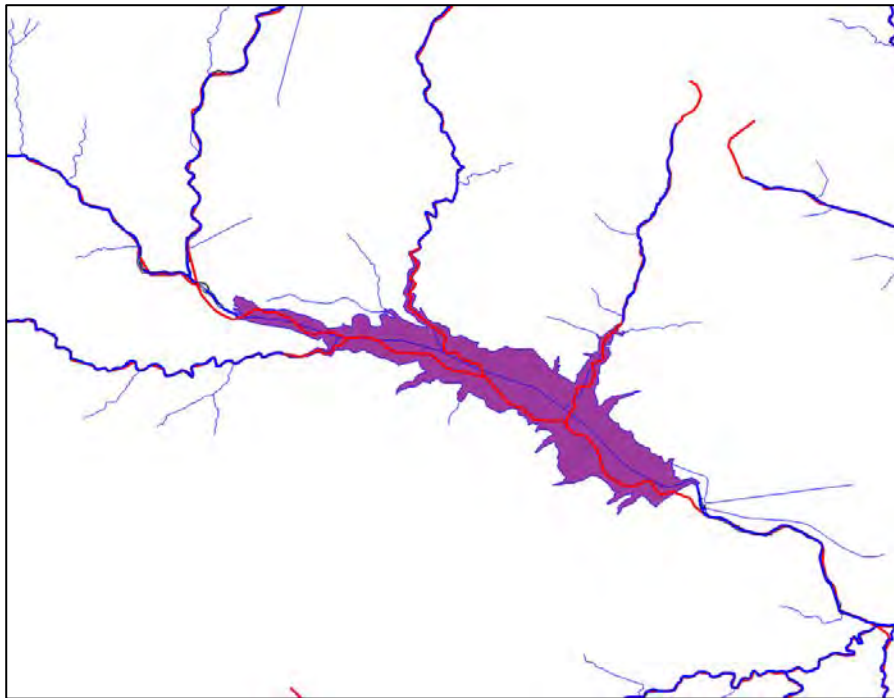


図 2.3-9 表流水面のデータ化の例（紫ポリゴン：ダム湖、青太線：G-CIEMS 河道に対応する数値地図上の河川ポリライン、青細線：支流およびダム湖内の数値地図上の河川中心線ポリライン、赤太字：G-CIEMS 河道）

2.3.5 森林域における放射性セシウム動態の長期予測

(1) はじめに

放射性セシウムの環境動態において森林の重要性は高い。日本の国土の 70%以上が森林を占めており、東日本においても放射性セシウム沈着量が $1000\text{kBq}/\text{m}^2$ 以上の地域の 66%が森林地域である（Hashimoto et al., 2012）。森林地域における放射性セシウムの動態は以前から研究されており、ドイツでの研究では、初期はセシウム沈着量の 70%が森林のキャノピーに保持されており、次第に半減期 90-230 日で林床に移行したが、リターフォールによる林床への移行（7%）は降雨や風による移行より小さいとされた（Bunzl et al., 1988）。福島原発事故後の調査では、2011 年 3-10 月の間にはヒノキ林では沈着量の 32%がキャノピーに存在し、その後、半減期 180 日で林床に移行した。時間とともに降雨による放射性セシウムの下方移行は減少する一方、リターによる林床移行量（31%）は顕著に減少しなかった（Hashimoto et al., 2012, Teramage et al., 2014）。ウクライナでは、チェルノブイリ事故以後、長期にわたって放射性セシウムの森林土壌における挙動が調査されている（Shcheglov et al., 2014）。一般には、セシウムと土壌固相（リター、粘土、土壌有機物等）の高い親和性のため、放射性セシウムの下方移動速度は極めて遅いとされている。チェルノブイリ発電所から 30km の地点において、土壌中の放射性セシウムの下方移動は 1986 年から 2011 年の間でわずか数 cm 程度であった。また、放射性セシウムの下方移行速度は土壌とリター

の性質に依存しており、土壌表面の、落葉等の形質が判別できるリター層中の放射性セシウムは数年で大きく減少するが、その下層の、分解が進み形質が判別しにくいリター層や、さらに下層の有機物に富む土壌では、セシウム沈着後数十年の長いオーダーでセシウムを保持すると考えられている (Shcheglov et al., 2014)。リターは年間を通してキャノピーからの放射性セシウムの下方移動に寄与し、さらに大雨時の放射性セシウム流出や、リターの分解による放射性セシウムの土壌への移行など、放射性セシウムの環境動態において重要な役割を果たす。また、樹種による放射性セシウム動態の違いもある。放射性セシウムの沈着特性はスギとヒノキで大きな違いはなかった (Kato et al., 2012) が、ドイツのトウヒ (Bunzl et al., 1989) とは大きく異なっていた。一方、ヒノキのリターは壊れやすく、スギ林に比べ土壌が流出しやすく、放射性セシウム流出量も大きいとされている (国立環境研究所)。これら放射性セシウムやリターの挙動を考えるには、気候や降雨量による違い等を考慮する必要がある。

本研究では、東日本の陸域における放射性セシウムの長期間の挙動をモデルにより広域に予測することを目的とする。特に森林域に着目し、樹種ごとのキャノピー、リターや土壌流出の特性、複数の土壌層 (リター、有機層、鉍物質層等) を考慮する。モデル化するプロセスの一例を図 2.3-10 に示す。各プロセスは今後精査し検討する。まず、福島県と宮城県にまたがる宇多川流域を対象とし、高い空間解像度でセシウム動態のモデリングを行う。当流域での実調査結果を利用し、インプットデータや検証データに用いる。さらに、福島県を中心とした広域のセシウム沈着域を対象として、G-CIEMS を活用し、河川流域単位でモデリングを行う予定である。

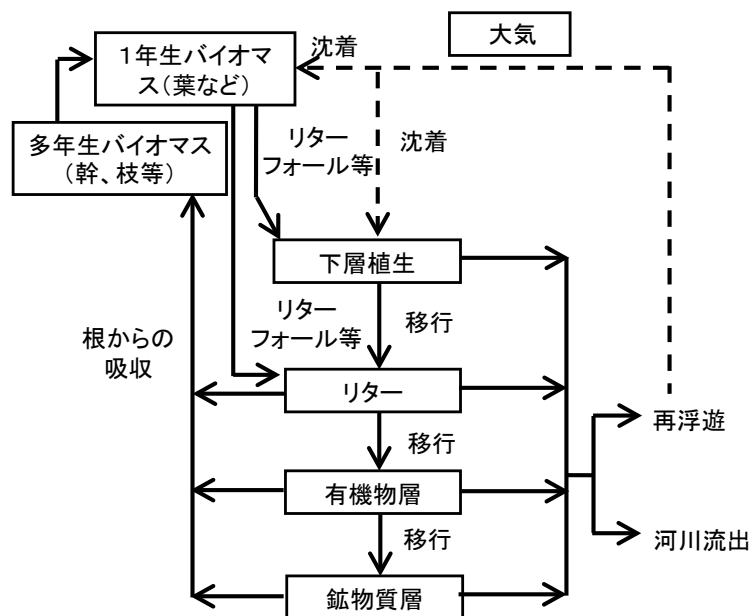


図 2.3-10 森林における放射性セシウムの動態

(2) 樹種データの取得

a) 概要

既に述べたように、森林における放射性セシウムの挙動に関し高精度で汎用性の高いモデルを構築するには、降雨イベントや樹種の違いを考慮することが重要であり、降雨イベントや樹種の

データを含めたモデルを設計する必要がある。このため、樹種については、高精度で広域のデータを得る方法を確立する必要がある。福島県で利用できる広域スケールの樹種データは、環境省の植生図（第4次基礎調査、1988-1992、5万分の1、GISデータ、図2.3-11左）があるが、データが古いこと、縮尺が小さいことから適当ではないと考えられる。また、国有林においては林野庁の林班図（2012年、紙ベース、図2.3-11右）が得られており、樹種データは環境省植生図より精度が高いと考えられる。そこで、林班図を正のデータとし、衛星画像を用いて樹種の空間分布を推定する。宇多川流域に関してはRapidEye画像（空間解像度5m、レッドエッジ波長を含む・5波長）を用い、空間解像度の高い推定を行う。広域モデリングには、より広い範囲でデータが得られるLandsat画像（空間解像度30m、計11波長）を用いる。

b) 樹種推定方法の検討

樹種推定方法の検討のため、予備的調査としてLandsat画像（2014年4月撮影）を用いて福島県浜通り中部の1つの流域（図2.3-12）を対象として画像分類を試みた。画像分類は、同地域の林班図データからそれぞれの樹種や土地利用ごとに代表的な地域を選択し（図2.3-13）、ArcGIS上で教師データとし最尤法により画像分類を行った。結果を図2.3-14に示す。

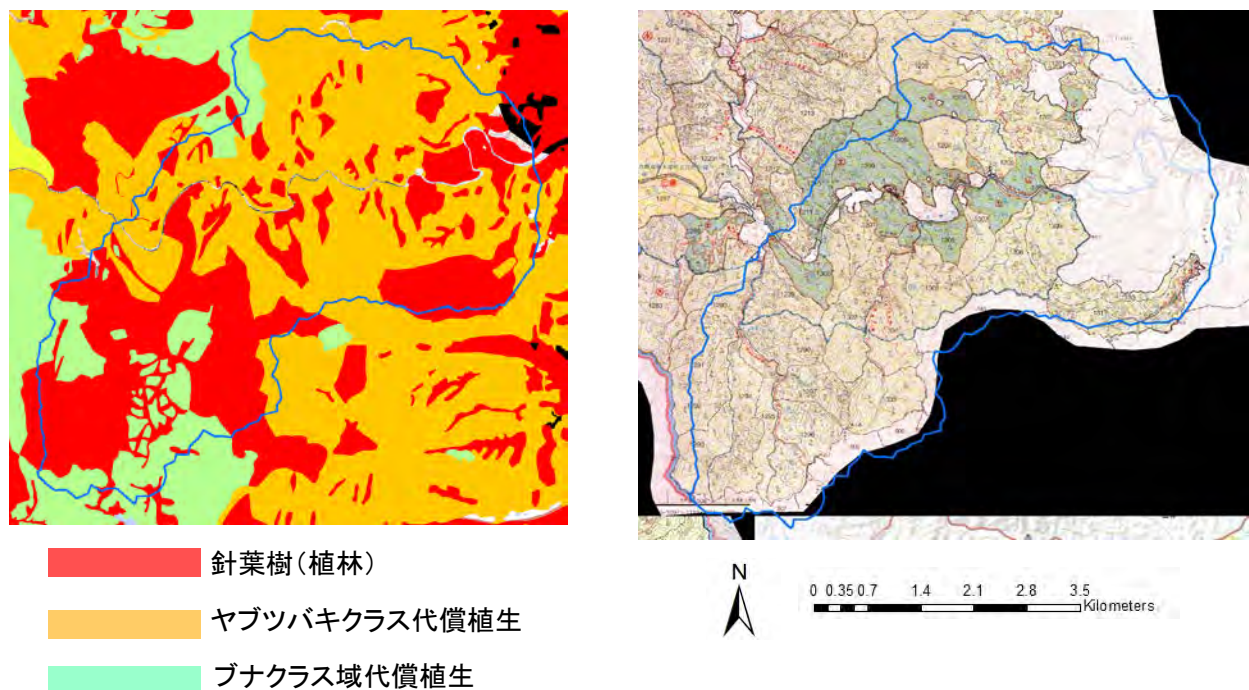


図2.3-11 (左)植生図(環境省、1989-1993、GISデータ)、(右)国有林林班図(林野庁、2012、紙ベース)

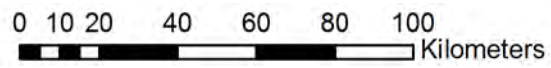
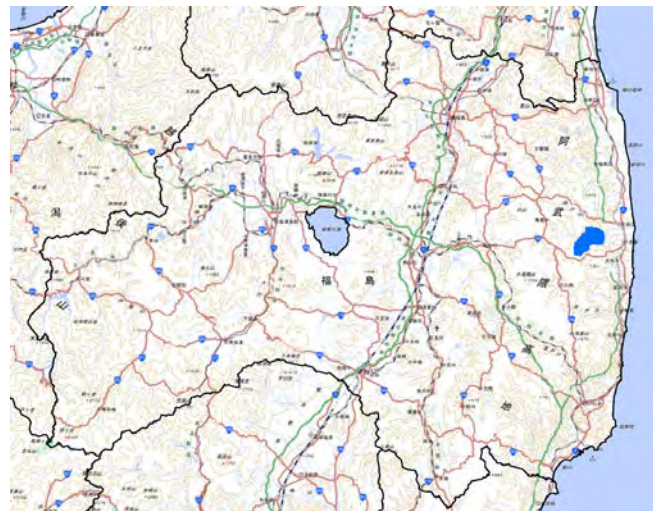


図 2.3-12 対象流域

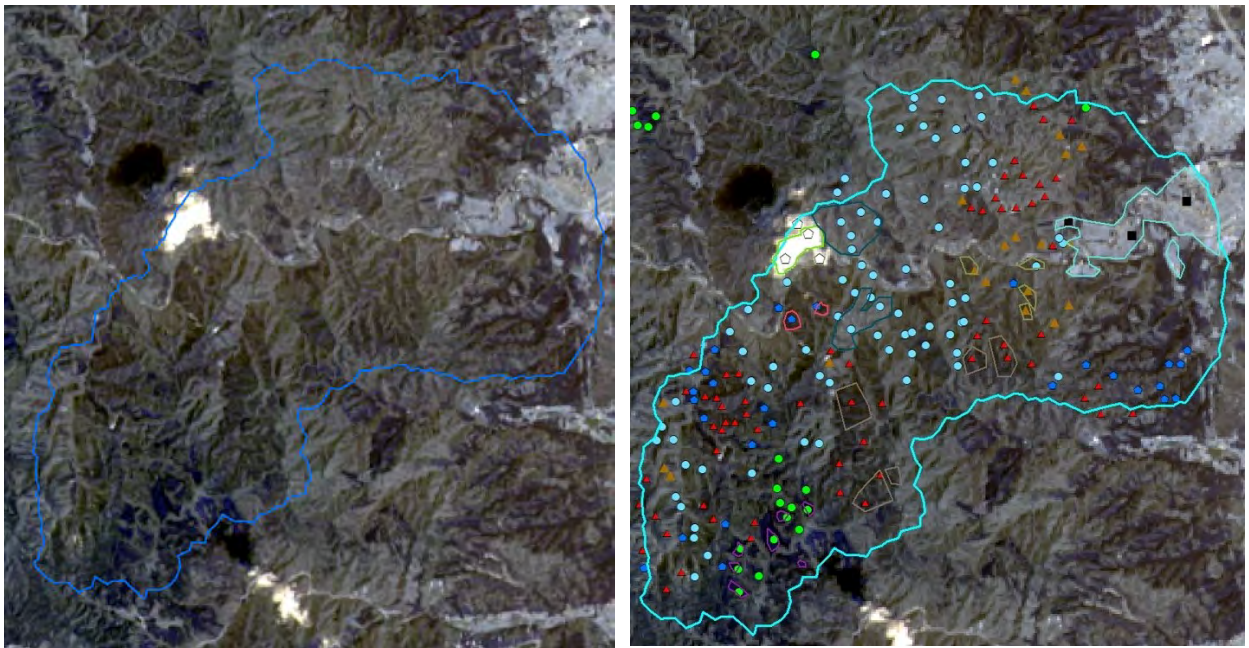


図 2.3-13 対象地域の Landsat7 画像。左) 元画像、右) 林班図から代表的な地域を選択し教師データとした。

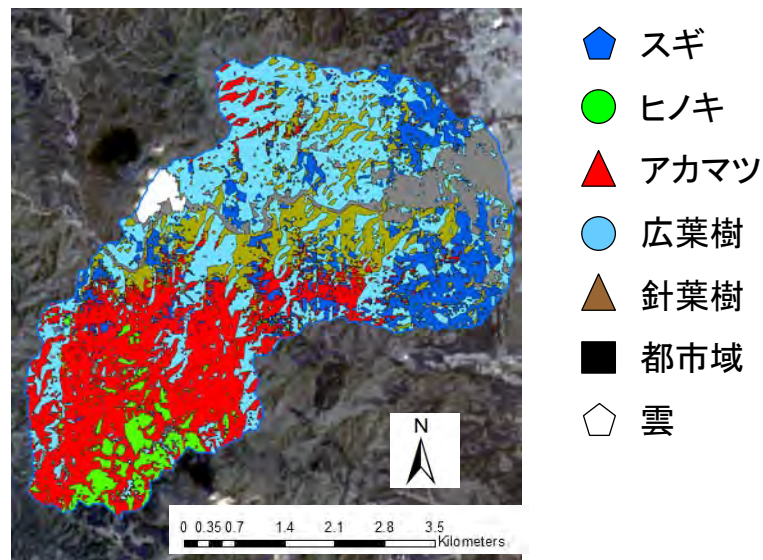


図 2.3-14 画像分類結果

画像分類結果を、林班図（林野庁、2012）データを用いて検証した結果を表 2.3-2 に示す。ヒノキの開花時期である 4 月の画像を用いたこともあり、ヒノキの分類精度は 73%と森林の中では最も精度が高かった一方、スギ、アカマツ、広葉樹、針葉樹は高い精度が得られなかった。都市域や雲はよく分類できていた。ヒノキ以外の樹種の分類精度が高くなかった理由には次が考えられる。

- ・ アカマツは枯れやすいため、樹齢が高いアカマツ林は枯れて広葉樹等になっている
- ・ 林班図のデータが古い（以前から更新されていない）ため、樹種が変わっている、または皆伐されている

表 2.3-2 画像分類の検証結果

分類	検証地点 数	分類精度	推定された土地利用の内訳						
			スギ	ヒノキ	アカマツ	広葉樹	針葉樹	都市域	雲
スギ	25	40%	10	3	4	7		1	
ヒノキ	15	73%	2	11	1				
アカマツ	57	58%	6		33	15	2	1	
広葉樹	72	42%	5		23	30	13	1	
針葉樹	17	35%				10	6	1	
都市域	3	100%						3	
雲	4	100%							4
面積			13%	4%	27%	33%	13%	9%	1%

c) 今後の課題

今後は、RapidEye 画像を用い、傾斜面の補正、複数の季節の画像の使用、標高と樹種の関係等

を考慮し、より高精度な推定を行う。また、森林 GIS（福島県）など、公のデータベースについても活用を試みる。

(3) まとめと今後の課題

Landsat 画像を用いて、林班図を教師データとして画像分類により樹種分布を推定した。分類精度には課題があるが、当方法によりスギ・ヒノキ・アカマツ等の樹種を広域で分類できる可能性を示した。今後は RapidEye 画像の使用などにより樹種推定の精度向上を目指すとともに、得られた樹種データを用いて宇多川流域でセシウムの動態を予測するモデルの構築を進める。

2.3.6 結論

陸域を対象としているモデル間の比較研究として、JAEA の SACT モデルとの比較検討を進め、良好な結論を得た。また、陸域モデルの高精度化を達成するために、公表されている環境実態調査の詳細解析を進め、河川底質および湖沼底質中のセシウム 137 の経年変化の傾向を解析した。地点別の増減傾向を比較した結果、湖沼底質の方がバラツキが大きく、湖沼底質の方が場所に依らず同程度の減少速度を有する傾向があることを明らかにした。また、その増減傾向の地理的分布には明確な傾向を見いだせなかった。

モデルの高精度化のために、土砂流亡予測式 (USLE) の適用のための検討や、河川環境データの整備を進めた。また、森林域での詳細モデル構築のために、衛星データを用いた画像分類により樹種分布を推定した。分類精度には課題があるが、当方法によりスギ・ヒノキ・アカマツ等の樹種を広域で分類できる可能性を示した。

参考文献

- Bunzl K and Kracke W (1988) Cumulative deposition of ^{137}Cs , ^{238}Pu , $^{239+240}\text{Pu}$ and ^{241}Am from global fallout in soils from forest, grassland and arable land in Bavaria (FRG). *J. Environ. Radioactiv.* 8: 1-14.
- Kato H, Onda Y and Gomi T (2014) Interception of the Fukushima reactor accident-derived ^{137}Cs , ^{134}Cs and ^{131}I by coniferous forest canopies, *Geophys. Res. Lett.* 39: 9, L20403.
- Hashimoto S, Ugawa S, Nanko K and Shichi K (2012) The total amounts of radioactively contaminated materials in forests in Fukushima, Japan. *Scientific Reports* 2: 416.
- He Q, Walling DE (1996) Interpreting particle size effects in the adsorption of Cs-137 and unsupported Pb-210 by mineral soils and sediments. *J. Environ. Radioactiv.* 30: 117-137.
- International Atomic Energy Agency (2010) Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments, in Technical Reports Series No. 472. : Vienna.
- 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.
- Shcheglov AI, Tsvetnova O and Klyashtorin A (2014) The fate of Cs-137 in forest soils of Russian Federation and Ukraine contaminated due to the Chernobyl accident, *J. Geochem. Explor.* 142: 75-81.
- Suzuki N, et al. (2004) Geo-referenced multimedia environmental fate model (G-CIEMS): Model formulation and comparison to the generic model and monitoring approaches. *Environ. Sci. Technol.*

2004. 38: 5682-5693.

Teramage M, Onda Y, Kato H and Gomi T (2014) *Sci. Total Environ.* 490: 435-439.

今泉圭隆, 林誠二, 錦織達啓, 鈴木規之 (2014) セシウム 137 の陸域動態モデルへの土壌流亡予測式 (USLE) 導入の試み. 環境化学討論会第 23 回, 同要旨集, 199-200.

環境省、植生図、第 4 次基礎調査 (http://www.biodic.go.jp/kiso/vg/vg_kiso.html)

環境省 (2015) 平成 24 年度 水環境中の放射性物質調査方法等検討業務報告書

関東森林管理局、第 4 次国有林野施業実施計画図、磐城森林計画区、平成 24 年度

北村哲浩、今泉圭隆、山口正秋、油井三和、鈴木規之、林誠二 (2014) 異なる陸域解析モデルによる福島第一原子力発電所事故に起因する ^{137}Cs 流出率の比較. 環境放射能除染学会誌, 2, 185-192.

国立環境研究所、災害環境研究の成果 (多媒体) (<http://www.nies.go.jp/shinsai/index.html>)

山口正秋、前川恵輔、竹内信司、北村哲浩、大西康夫 (2013) 土砂移動に着目した福島第一原子力発電所事故後の放射性物質分布に関する解析手法の開発. 原子力バックエンド研究, 20, 57-69.

2.4 海域

2.4.1 研究目的

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 3 年を経過した現在でも、海底土より ^{137}Cs が高い濃度レベルで依然として検出されている (原子力規制委員会, 2014ab)。 ^{137}Cs の海洋への流入は、主として大気からの沈着と福島第一原子力発電所からの直接漏出によるものであり、大気沈着量は 5.5~15 PBq (Kawamura et al., 2011; Miyazawa et al., 2013; Aoyama et al., 2013)、直接漏出量は 3.5~5.9 PBq (Kawamura et al., 2011; Tsumune et al., 2012, 2013; Miyazawa et al., 2013; Estournel et al., 2012) と推定されている。海水中における ^{137}Cs 濃度については、事故当初 (2011 年 4 月初旬) は福島第一原子力発電所周辺で 10^5 Bq/L のオーダーに達したが、数か月後には 10^2 Bq/L、1 年後には 10^1 Bq/L 以下にまですぐに低下した (TEPCO, 2011; MEXT, 2011)。一方、海底土の ^{137}Cs 濃度については、ここ数年ほとんど減少していないことが確認されている (原子力規制委員会, 2014ab)。 ^{137}Cs の半減期が長いこともあり、今後この大量の海底土中の ^{137}Cs がどう変化するのか注視・予測する必要がある。

これまでの多くの観測結果により、海底土の ^{137}Cs の空間分布にはいくつかの特徴が見られる。領域スケールの視点で特徴的なものとしては、幅 20 km 程度の帯状で、福島県南部の海岸から北東方向に等深線 50~100m に沿って横たわる、ホットスポットが挙げられる (Thornton et al, 2013; Ambe et al., 2014; 原子力規制委員会, 2014b)。ホットスポットが形成される要因の一つにはその海底土が主としてシルト・泥質で構成されていることが挙げられる。 ^{137}Cs はシルトや泥といった細かい粒子状物質に不可逆的に吸着しやすいため、 ^{137}Cs 濃度と海底土粒度の空間分布には相関関係が実際に認められている (例えば、Otosaka and Kobayashi, 2013; Kusakabe et al., 2013; Otosaka and Kato, 2014)。しかし、このホットスポットを形成するプロセス、つまり、なぜその海域に ^{137}Cs を吸着した海底土が集積しやすいかについては、いまだ十分に解明されていない。本研究では、2013 年度に構築した、移流拡散、吸・脱着、海底堆積・巻上、海底土中の拡散輸送を考慮した ^{137}Cs

(水平解像度 5km)、および気候データ同化システム JCDAS (気象庁) の下向き短波・長波放射量の 6 時間データ (水平解像度 110km) を用いた。外洋の開境界に与える水温・塩分には FRA-JCOPE2 (Miyazawa et al., 2009) の日平均値 (水平解像度 1/12°)、潮位には国立天文台の日本周辺海洋潮汐モデル NAO99Jb (Matsumoto et al., 2000) を与えた。また、計算を進めるにあたり、本モデルの地衡流特性が FRA-JCOPE2 の再解析値から大きく外れないように、Region-1 の水温と塩分に対して 3 次元ナッジング (TS 同化) を施した。ネスティング計算を行う Region-2 では、前述のとおり、Region-1 の 1 時間出力値を境界条件および TS 同化に用いた。

(2) 海水・海底土 ^{137}Cs 動態モデル

海水・海底土 ^{137}Cs 動態モデルの構造の概要を図 2.4-2a に示す。本モデルにおける ^{137}Cs の海底堆積プロセスは、大気沈着および福島第一原発からの直接漏出による ^{137}Cs (溶存態) の流入、強風や潮汐による海底からの懸濁粒子の巻上、鉛直混合、水中における溶存態 ^{137}Cs の懸濁粒子への吸着 (粒子態 ^{137}Cs の形成)、粒子態 ^{137}Cs の水中沈降および海底堆積の順で生じる。一度堆積した ^{137}Cs は、強い海底摩擦によって巻き上げられない限り、水平方向に移動はしないモデル構造になっている。

海水 ^{137}Cs 動態モデルは、溶存態 ^{137}Cs 濃度、粒子態 ^{137}Cs 濃度、および懸濁粒子濃度の 3 つを予測変数とし、それぞれ吸・脱着、崩壊および沈降が考慮された 3 次元移流拡散方程式 (2.4-1) ~ (2.4-3) で構成されている。なお、本研究では懸濁濁質の粒径 (シルト・泥を想定)、比重 (2.76) および沈降速度 (5 m day^{-1}) を単一に仮定している。

$$\frac{DC_d}{Dt} = \text{dif}(C_d) - k_{1m}C_d + k_{-1}mC_p - \lambda C_d \quad (2.4-1)$$

$$\frac{DmC_p}{Dt} = \text{dif}(mC_p) + \frac{\partial w_p m C_p}{\partial z} + k_{1m}C_d - k_{-1}mC_p - \lambda m C_p \quad (2.4-2)$$

$$\frac{Dm}{Dt} = \text{dif}(m) + \frac{\partial w_p m}{\partial z} \quad (3)$$

ここに、 C_d : 溶存態 ^{137}Cs 濃度 (Bq m^{-3})、 C_p : 粒子態 ^{137}Cs 濃度 ($\text{Bq kg}^{-1}\text{-dry}$)、 m : 懸濁粒子濃度 (kg m^{-3})、 w_p : 沈降速度 (m s^{-1}) (ただし、 z は上向きを正)、 λ : 崩壊速度 (s^{-1})、 k_{1m} および k_{-1} : ともに吸着平衡定数 (s^{-1})、 dif : 水平・鉛直渦拡散項である。

海底土 ^{137}Cs モデルは、鉛直 1 次元モデルであり、海底土中における溶存態・粒子態 ^{137}Cs の鉛直濃度分布、および海水—海底間における粒子態 ^{137}Cs と懸濁粒子 (海底における浮遊砂) の堆積・巻上量を算定する。懸濁粒子の堆積・巻上量の算定には式 (2.4-4)、(2.4-5) を採用している。

$$\text{sed}(m_b) = w_p m_b \quad (2.4-4)$$

$$\text{res}(m_b) = M(\tau_b / \tau_{cr} - 1) \quad (2.4-5)$$

ここに、 m_b : 海底直上における海水中の懸濁粒子濃度 (kg m^{-3})、 sed および res : それぞれ懸濁粒子の堆積、巻上フラックス ($\text{g m}^{-2} \text{s}^{-1}$)、 M : 巻上係数 ($\text{kg m}^{-2} \text{s}$)、 τ_b および τ_{cr} : それぞれ海底摩擦

応力 (N m^{-2})、巻上の限界摩擦応力 (0.10 N m^{-2} に設定) である。海底土中における粒子態、溶存態 ^{137}Cs の鉛直濃度分布を Euler 型でモデル化する場合、懸濁粒子の堆積・巻上に応じて時間とともに海底土表面の位置が変化するため、あらかじめ十分なグリッド数を用意して、海底土表面の位置を追跡しつつ粒子態、溶存態 ^{137}Cs を移動させるといったような煩雑なスキームが必要になる。本研究では、それを回避するために、次の手法を用いる。まず、本モデルの海底土は、海水 ^{137}Cs 動態モデルで用いた単一粒径・比重・沈降速度の仮定に加え、単一の空隙率 (0.62 に設定) であると見なし、堆積量と堆積厚の関係を単純化する。次に、海底土表面の位置を固定化した鉛直 1 次元の z' 座標系 (図 2.4-2b) を新たに使い、 ^{137}Cs の鉛直濃度分布を、堆積・巻上によって変化する海底土表面からの距離に対応させて、全体的に平行移動させる。さらに、海底土中の懸濁粒子は十分存在するものと仮定し、海底土鉛直 1 次元モデルの計算対象から除外する。以上の結果、海底土における粒子態、溶存態 ^{137}Cs の鉛直分布はそれぞれ式 (2.4-6) (2.4-7) によって求められる。

$$\frac{\partial m_s C_p}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z'} \left(w_m m_s C_p + D_z \frac{\partial m_s C_p}{\partial z'} \right) + k_{1m} \gamma C_d - k_{-1} m_s C_p - \lambda m_s C_p \quad (2.4-6)$$

$$\frac{\partial C_d}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z'} \left(w_m C_d + D_z \frac{\partial C_d}{\partial z'} \right) - k_{1m} C_d + \frac{k_{-1}}{\gamma} m_s C_p - \lambda C_d \quad (2.4-7)$$

ここに、 D_z : 分子拡散・バイオターベーション等による海底土中の鉛直拡散係数 ($\text{m}^2 \text{ s}^{-1}$)、 γ 空隙率である。 m_s は海底土の乾燥密度 (kg m^{-3}) であり、仮定した比重と空隙率より求められる ($1,049 \text{ kg m}^{-3}$)。 w_m は懸濁粒子の堆積速度 (m s^{-1}) であり、式 (2.4-4) (2.4-5) の堆積と巻上フラックスの差を単純に m_s で除して求められる。海水 - 海底土間の ^{137}Cs 交換量は、式 (2.4-4) (2.4-5) の懸濁粒子の海底堆積/巻上量に海水最下層/海底土最上層の懸濁態 ^{137}Cs 濃度を乗じることにより算定される。

^{137}Cs の流入条件には、福島第一原発からの直接漏出と大気からの沈着を与えた。2013 年度までのシミュレーションでは、前者には Tsumune et al. (2012) の推定値 (3.5 PBq)、後者には Morino et al. (2011) のシミュレーション結果 (Region-1 にて 2.3、Region-2 にて 1.5 PBq) をそのまま用いたが、最近の研究 (Miyazawa et al., 2013; Aoyama et al., 2013) によると、どちらも過小評価であると考えられたため、本解析では前者には全体を 1.65 倍 (5.9 PBq)、後者には 6.0 倍 (Region-1 にて 13.8、Region-2 にて 9.2 PBq) にしたものを与えた (図 2.4-3a)。

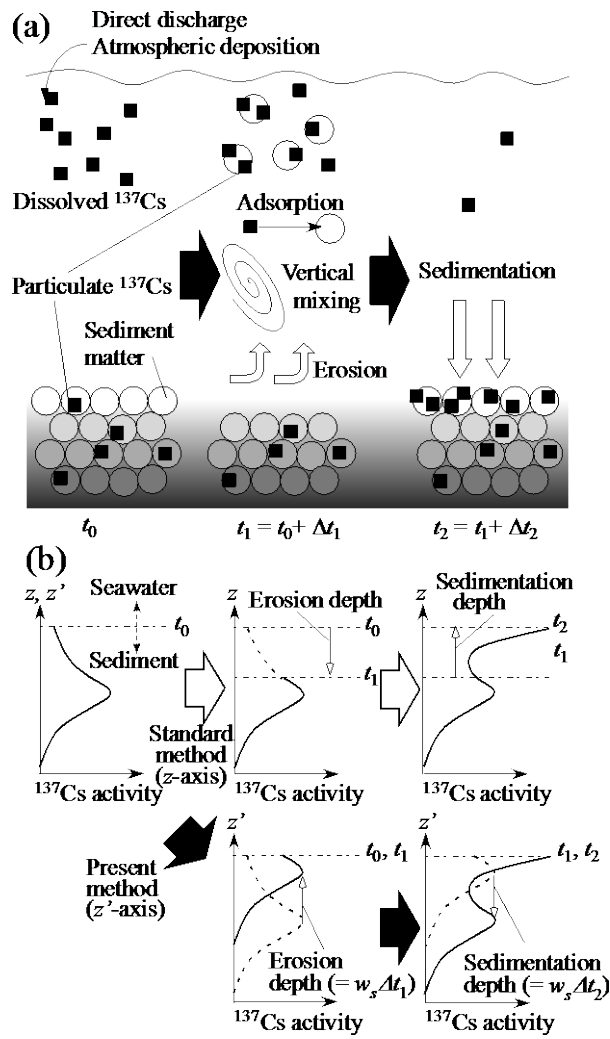


図 2.4-2 (a) 海水・海底土 ^{137}Cs モデル、および (b) 海底土中における鉛直濃度分布算定手法の概要

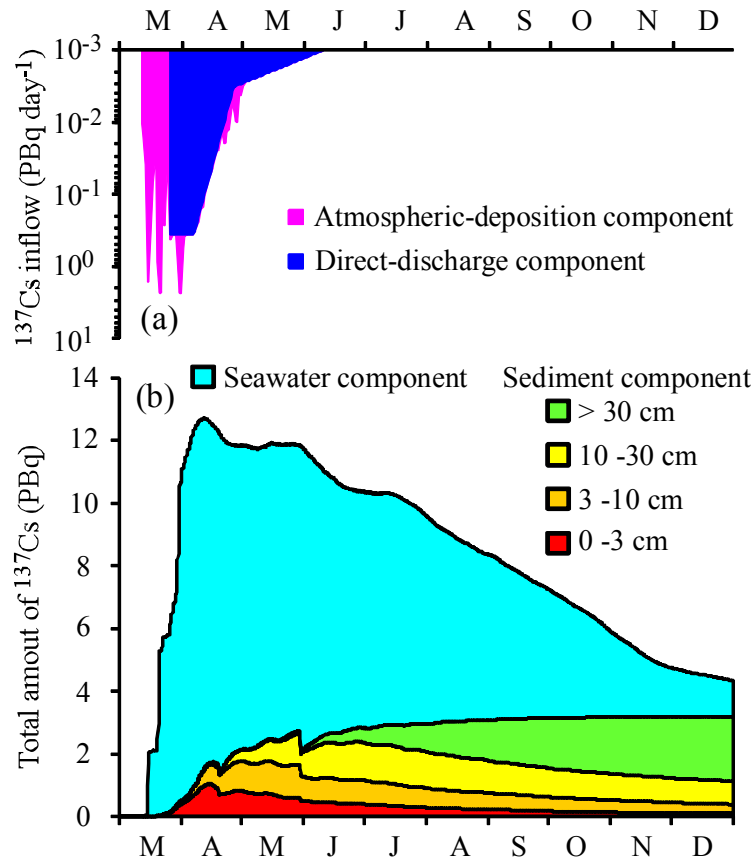


図 2.4-3 Region-2 における (a) 入力条件に用いた大気沈着量と福島第一原発からの直接漏出量、および (b) 計算値の ^{137}Cs 現存量の時系列 (積上げグラフ)

2.4.3 結果と考察

(1) 海水・海底土 ^{137}Cs モデルの再現精度

海水・海底土 ^{137}Cs 濃度の観測値と計算値を比較し、本モデルの再現精度を検討する。まず、福島第一原発周辺の 10 測点 (図 2.4-4j) における TEPCO の海水表層 ^{137}Cs 濃度の観測時系列データを用いて海水 ^{137}Cs 動態モデルの検証を行ったところ、本モデルの計算値は観測値と概ねよく一致した (図 2.4-4)。海水表層 ^{137}Cs 濃度は事故直後の大気沈着と直接漏出の影響を強く受けて急増し、4 月までは沿岸では $10^3 \sim 10^4 \text{ Bq L}^{-1}$ 、15 km 沖合では 10^2 Bq L^{-1} の高い濃度レベルで推移していること、5 月以降になると次第に濃度が低下し、6 月には沿岸域・沖合ともに 10^2 Bq L^{-1} 以下に収まっていることがうまく再現されている。

海底土 ^{137}Cs 動態モデルの検証には、主として福島第一原発近傍の東京電力 (TEPCO, 2011) (図 2.4-1c)、および沖合の文科省 (MEXT, 2011) の海底土表層 ^{137}Cs の観測データ (図 2.4-1b) を使用した。なお、TEPCO による当時の観測値は Bq/kg-wet で公表されていることに留意が必要である。海底土表層の ^{137}Cs 濃度の計算値は観測値の空間分布 (図 2.4-5) および時系列変動 (図 2.4-6 および 2.4-7) と概ねよく一致している。しかし、福島第一原発の北東沖 (MEXT の測点 B1 と C1、TEPCO の測点 5 と 6) では計算値は観測値を大きく過大評価している。過大評価をもたらした原因は次のとおりである。計算値の海底土表層 ^{137}Cs は、福島第一原発近傍では 3~4 月 (図 2.4-5

および2.4-7)、沖合では4~6月(図2.4-5および2.4-6)に急増している。最初の数ヶ月で急増した後は、福島第一原発近傍・沖合ともに、安定もしくは漸減で推移している(図2.4-6および2.4-7)。これらは、海底土表層 ^{137}Cs の時系列変動の再現精度は最初の数ヶ月の沈着量の再現に強く依存していることを示している。本モデルでは上述のように海底土の巻上げ、鉛直混合、懸濁粒子と溶存態 ^{137}Cs の吸着が生じない限り、 ^{137}Cs の海底土への移行は起こらない。そのうち海底侵食・巻上量は、本モデルでは均質組成の海底土を仮定しているため底層流の強さのみに支配されているが、実際には海底土の不均質な物理特性やシルト・泥の現存量に当然ながら依存する。したがって、海底土の侵食が現実では生じない海域においても本モデルでは懸濁粒子の巻上が生じたことが過大評価の原因として考えられる。事実、震災以前の調査データ(青柳・五十嵐, 1999)によると、本モデルの再現精度が良くない福島第一原発北東沖では、粒径が大きい砂礫域が広がっている。また、MEXTの調査データからも、測点B1のC1は他の測点よりも含水率が顕著に低く、両地点の海底土は砂礫であることが同様に示されている(Kusakabe et al., 2013)。

興味深いことに、本シミュレーションではMisumi et al., (2014)のように海底土表層の物理特性をモデルに考慮していないにもかかわらず、計算値の海底土表層 ^{137}Cs には福島南部の沿岸から北東方向に伸びる帯状のホットスポットが再現されている(図2.4-5j)。この形成メカニズムについては2.4.3(4)で詳述する。

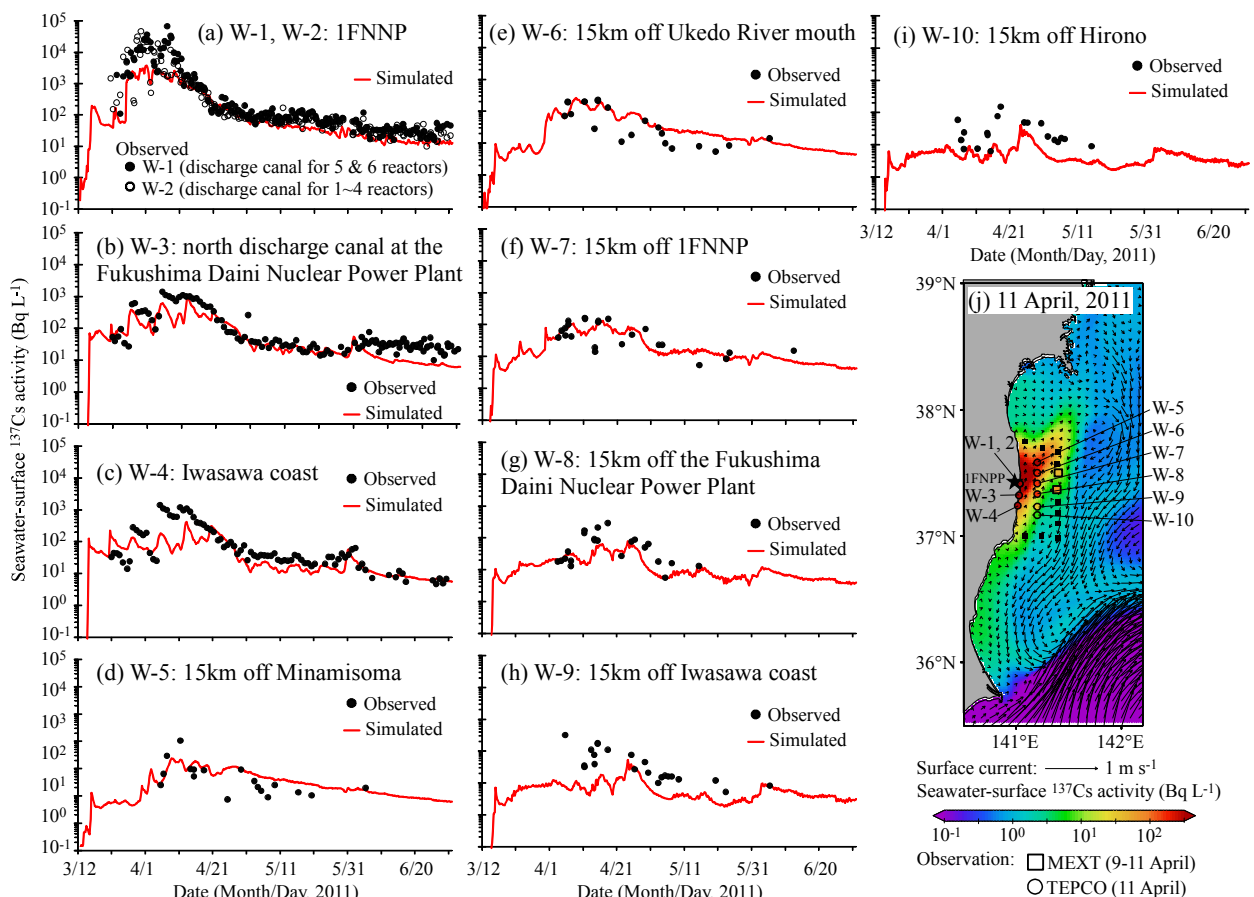


図 2.4-4 海水表層 ^{137}Cs 濃度の計算値と観測値(TEPCO, 2011)の比較

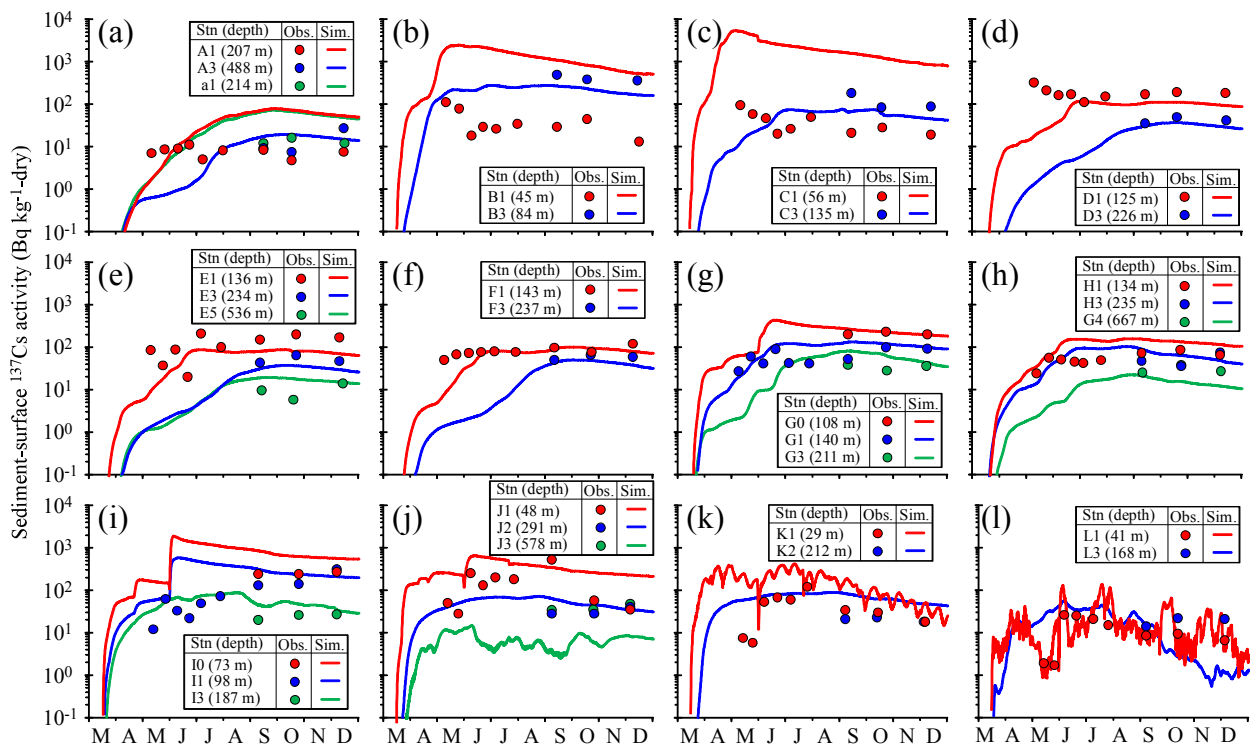


図 2.4-6 海底土表層 ^{137}Cs 濃度の計算値と観測値 (MEXT, 2011) の時系列の比較

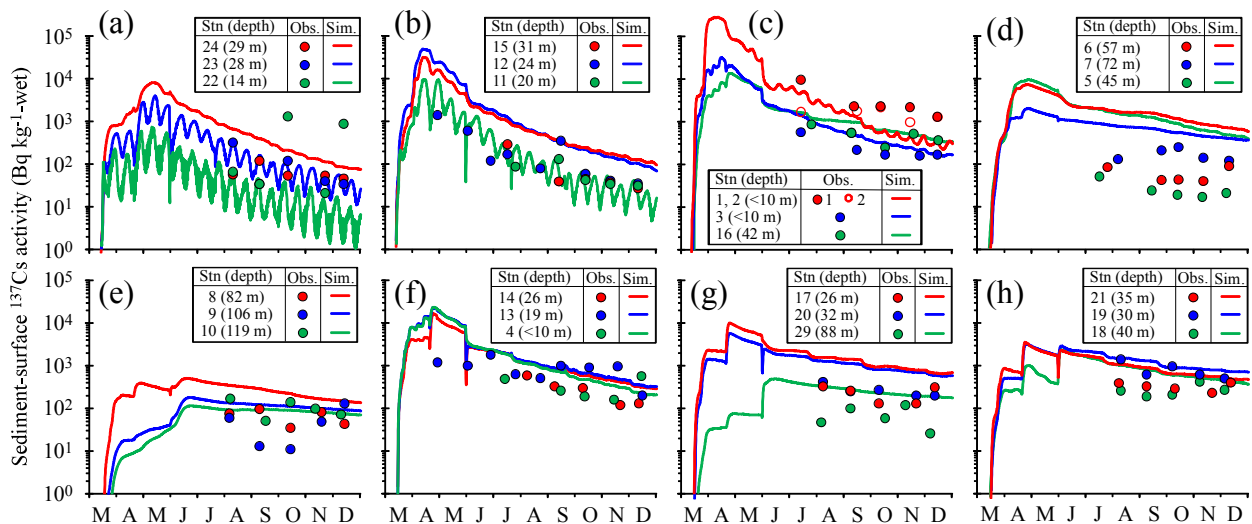


図 2.4-7 海底土表層 ^{137}Cs 濃度の計算値と観測値 (TEPCO, 2011) の時系列の比較

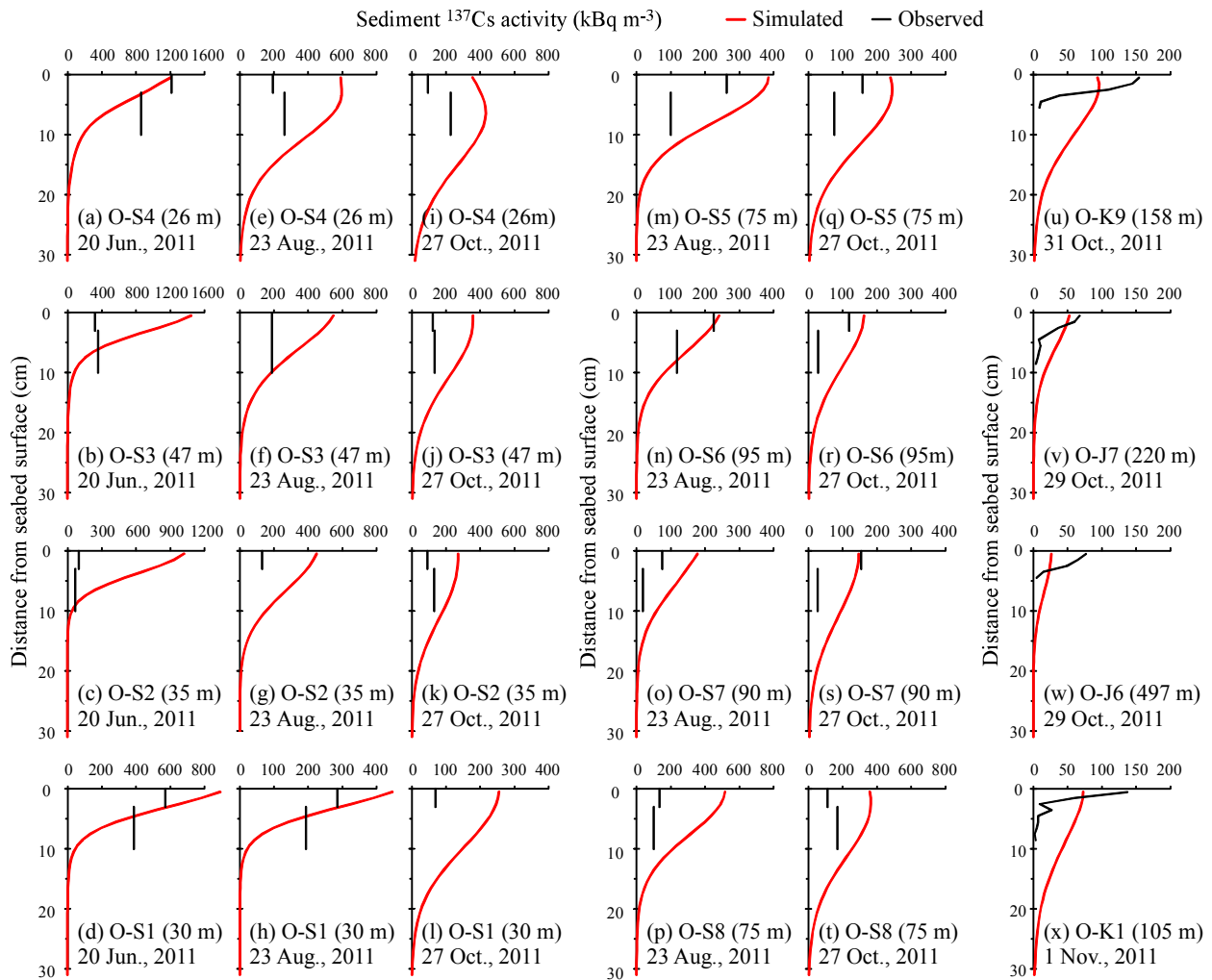


図 2.4-8 海底土 ^{137}Cs 鉛直分布の計算値と観測値 (Otosaka and Kobayashi, 2013; Otosaka and Kato, 2014) の比較

海底土 ^{137}Cs モデルの妥当性を明らかにするには、海底土中の ^{137}Cs の鉛直分布の再現精度の検証も重要であるが、残念ながら 2011 年における海底土 ^{137}Cs の鉛直分布の観測データは少ない。その中で本研究では計算値と観測値の比較に Otosaka and Kobayashi (2013) と Otosaka and Kato (2014) のデータを使用した。Otosaka and Kobayashi (2013) の観測点は茨城県北部の浅海域に位置し、本シミュレーション領域と比較すると非常に狭い範囲に限られている (図 2.4-1c)。サンプリングは上層 10cm の海底土を採取し、0~3cm と 3~10cm の 2 層分けて ^{137}Cs 濃度を計測している。Otosaka and Kato (2014) の観測点は茨城県南部から福島第一原発の沖合 (105~1,175m) に比較的広く分布している (図 2.4-1b)。こちらのサンプリングは上層 10cm の海底土を採取し、1cm 刻みで ^{137}Cs 濃度を計測しているが、比較的低濃度の結果が多く、海底土単位体積当たりの ^{137}Cs 現存量 (mC_p) が 50 kBq m^{-3} を超える測点は図 2.4-1b に示した 4 点のみである。また、上記 2 つの調査を併せても福島第一原発より北側の海域のデータがないことも問題である。

浅海域における上層0~3cmの mC_p の計算値は、観測値をやや過大評価する傾向があるものの、概ねオーダーは一致している(図 2.4-8a-t)。下層3~10 cmについては、上層よりも観測値に近い結果が得られている(図 2.4-8a-t)。とくに本モデルは、測点 O-S4 に示してあるように上層よりも下層の ^{137}Cs 濃度が高い特徴的な濃度分布形状を再現することに成功している(図 2.4-8a, e, i)。沖合の計算値は、表層では過小、下層では過大評価する傾向がある(図 2.4-8u-x)。とくに O-K9 と O-K1 においては、観測値では ^{137}Cs が概ね5cmより上層に留まっているが、計算値ではより深い20cm程度まで到達している(図 2.4-8u-x)。両測点では、懸濁粒子や粒子態 ^{137}Cs の堆積が過大に評価されていると考えられる。

いずれにしても、上述したように、ここで示した結果は限られた範囲と日時の観測値と計算値の比較より得られたものであるため、より長期のシミュレーションを実施するなど、より多くの観測データを使って本モデルの鉛直分布の再現精度と不確実性を今後さらに検討する必要がある。

(2) 潮汐と強風が浅海域の海底土 ^{137}Cs に及ぼす影響

前述のとおり本モデルでは海底土の攪乱が発生しない限り、海水中の溶存態 ^{137}Cs が海底土に移行しないし、堆積した海底土の ^{137}Cs も動かない。このことは、海底土 ^{137}Cs の時空間変動が底層流、すなわち海底摩擦に強く依存することを示している。一般に海底土を巻上げるほどの強い底層流は海流、潮汐、風浪などによって引き起こされる。擾乱によって発生する底層流の大きさは、海底地形に当然依存するものの、線形長波理論に従えば水深の平方根に反比例する。つまり、浅い海域ほど強い底層流が発生しやすいことになる。計算で得られた海底摩擦応力の空間分布(図 2.4-9)を見ると、大潮や強風によって50m以浅の沿岸域では沖合の50~200m深の沖合と比べて海底土を巻上げるほどの強い海底摩擦応力が頻繁に発生していることが分かる。なお、図 2.4-9では強い海底摩擦が200m以深の沖合で常時発生しているが、これは強い海流(黒潮)によるものである。

福島第一原発より北方の沿岸域および茨城県南部の沿岸域では、潮汐による海底摩擦および海底土の巻上・堆積が顕著に生じている(図 2.4-9b および 2.4-10b)。そこでは、海底土を巻上げるほどの海底摩擦応力(0.10 N m^{-2} に設定)が半月周期ごとに現れており(図 2.4-11a)、大潮-小潮変動と対応していると考えられる。連動した直上水の浮遊砂濃度や粒子態 ^{137}Cs の変動もそれに呼応している(図 2.4-11cd)。その結果、海底土表層 ^{137}Cs 濃度にも半月周期の変動が確認できる(図 2.4-10e および図 2.4-6abc)。このことは、海底土が年間を通じて絶えず潮汐によって攪乱されていることを示している。その海底土の攪乱は大潮時には巻上、小潮時には堆積が卓越する傾向にある(図 2.4-10ab)。巻き上がった海底土は数日中には沈降・再堆積するため短期的には水平移動量は顕著ではないが、長期的には堆積・侵食量の不均質な分布を形成する(図 2.4-10d)とともに、海底土表層 ^{137}Cs の減少トレンドをもたらしている(図 2.4-6abc、図 2.4-11a)。実際、2011年末時点の海底土表層 ^{137}Cs 計算値は、ピークのときよりも1オーダー以上小さくなっている(図 2.4-6abc、図 2.4-11a)。

福島県南部から茨城県北部にかけての沿岸域のように、全ての50m以浅の浅海域において潮汐による海底攪乱が生じるとは限らない。この海域では大潮時でさえ大きな海底摩擦は生じていない(図 2.4-9b)うえに、長期的には海底土が少ないながらも集積・堆積する場になっている(図 2.4-10d)。前節で述べた Otsuka and Kobayashi (2013) の測点 O-S4 は正にここに位置しており、

観測値、計算値ともに海底土表層（0-3cm）よりも下層（3-10cm）の方の¹³⁷Cs濃度が高い結果を示している。彼らは底生生態系による鉛直輸送・攪乱を指摘しているが、本シミュレーション結果では事故直後に堆積した¹³⁷Csのさらに上から懸濁粒子が堆積したことが原因であり、¹³⁷Csの下方移動は見かけ上のことであることを示している。

浅海域では強風による影響も大きい。5月末に温帯低気圧（台風201102号）が通過した福島県～茨城県沿岸の水深50m以下の浅海域では顕著な海底摩擦応力、およびそれに伴う顕著な侵食が発生している（図2.4-9c、2.4-10c）。福島第一原発に近い浅海域では、すでに海底土表層に多量の¹³⁷Csが堆積していたため、この低気圧通過時の巻上によって瞬間的に海底土表層¹³⁷Cs濃度が大きく下がる（1オーダー程度）ところが見られる（図2.4-7の測点2、4、11、14、20～23）。巻き上がった¹³⁷Csはすぐに再堆積するが、海底土表層¹³⁷Cs濃度は必ずしも元に戻るとは限らない（図2.4-7の測点1、2、4）。むしろ、低気圧通過後に海底土表層¹³⁷Cs濃度が上昇するところもある（図2.4-7の測点18、29）。これらの結果は強風による攪乱が海底土¹³⁷Csの水平輸送をもたらしたことを示している。

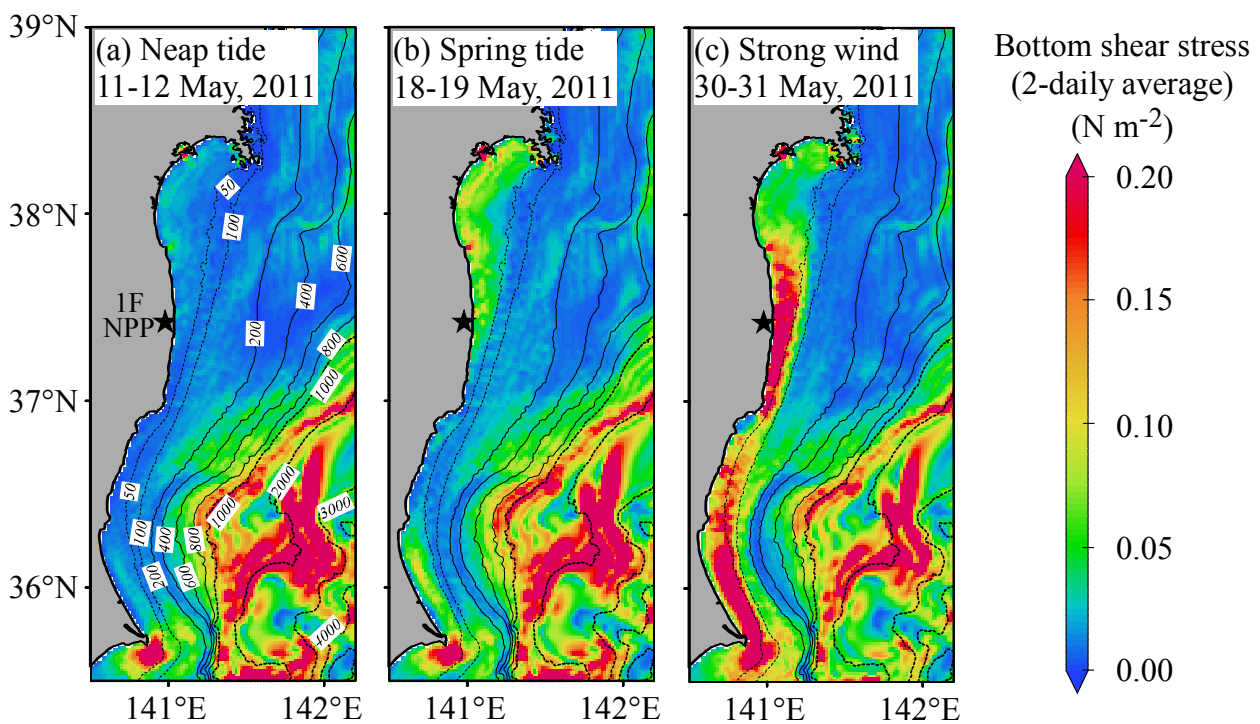


図 2.4-9 (a) 小潮期、(b) 大潮期、および (c) 強風時における海底摩擦応力（2日間平均値）の分布

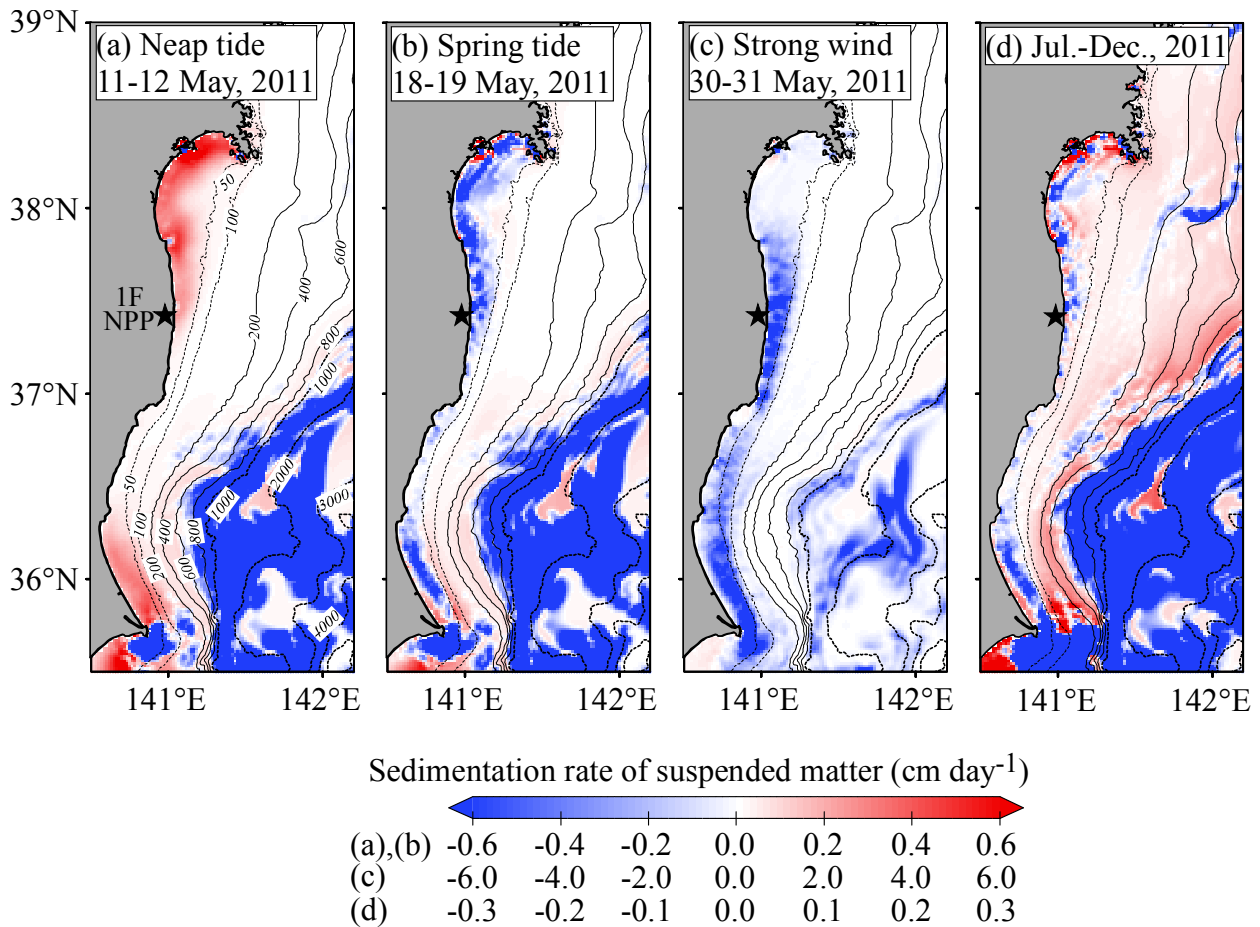


図 2.4-10 (a) 小潮期、(b) 大潮期、(c) 強風時における 2 日間平均、および (d) 2011 年 7 ~12 月平均の海底土堆積フラックス (負値は巻上) の分布

(3) 沖合域における海底土 ¹³⁷Cs の動態

前節とは逆に沖合では、水深が深くなるにつれて潮汐や強風による海底土の攪乱は小さくなる。浅海域において顕著な海底土攪乱をもたらした 5 月末の温帯低気圧通過時でさえも、水深 50~200m の沖合では海底摩擦応力がクリティカル応力を超えず(図 2.4-9c、図 2.4-11f)、海底土はほとんど巻上がっていない(図 2.4-10c、図 2.4-11h)。にもかかわらず、沖合の海底土表層 ¹³⁷Cs 濃度はこの直後に増加し始めている(図 2.4-6 の測点 C3、E1、D1、G0、G1、I0、I1、J1 および図 2.4-10j)。この濃度上昇は他の海域(ここでは西側の浅海域)より粒子態 ¹³⁷Cs が水平輸送されて堆積したことを示している。その様子は、高濃度の浮遊砂および粒子態 ¹³⁷Cs が 5 月末の低気圧通過時に突如表層付近に現れ、次第に沈降して堆積することからも確認できる(図 2.4-11hi)。

浅海域とは異なり、水深が 50m を超える沖合では、基本的に潮汐によって強い底層流は生じない(図 2.4-9b および図 2.4-11f)。ゆえに、浅海域より水平輸送されて深いところに堆積した ¹³⁷Cs はその後大きく動かない。事実、浅海域で見られた海底土表層 ¹³⁷Cs 濃度の減少傾向は沖合ではほとんど見られず、多くの測点では 5 月末の低気圧通過以降は横ばいに推移している(e.g. 図 2.4-7a, d, e-h)。なお、MEXT の測点 J3 と L3(図 2.4-6jl)は、水深が深いにも関わらず、海底土表層 ¹³⁷Cs の変動が比較的大きいが、これについては、季節的に変動する海流(黒潮)の影響を受けたものである。

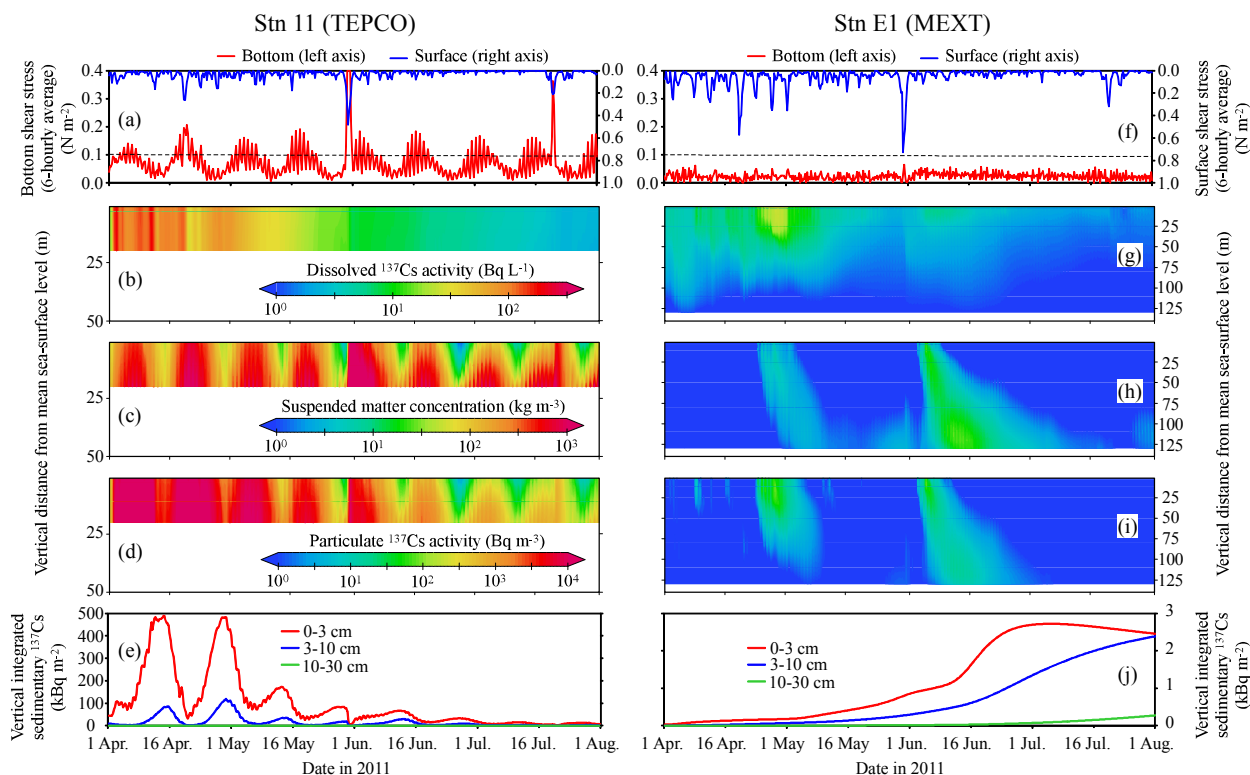


図 2.4-10 浅海域の TEPCO 測点 11 (左) と沖合の MEXT 測点 E1 (右) における (a, f) 海面・海底摩擦応力、海水中の (b, g) 溶存態 ^{137}Cs 、(c, h) 懸濁粒子、(d, i) 粒子態 ^{137}Cs の鉛直濃度分布、および (e, j) 海底土 ^{137}Cs の現存量の時系列変動

(4) 帯状ホットスポットの形成メカニズム

計算で再現された福島県南部から北東に伸び帯状のホットスポットは浅海域縁辺の 50~100m の等深線に沿って形成されている(図 2.4-5j)。概ね 6 月までは、福島県南部から北側に向かって 100m 以浅の浅海域に海底土表層 ^{137}Cs の高濃度領域が次第に広がっている(図 2.4-5a-e)が、その後、50m 以浅の浅海域では、先に述べた半月周期の潮汐流によって巻上-水平輸送-堆積が繰り返し発生し、結果的に海底土表層 ^{137}Cs が徐々に低下する(図 2.4-5f-j)。一方、浅海域縁辺の 50~100m 海域では、潮汐による攪乱が生じないため、浅海域より水平輸送されて堆積した ^{137}Cs が高濃度のまま表層に残る。この海域に ^{137}Cs が吸着した海底土が浅海域から顕著にもたらされたのは 5 月末の低気圧通過時である(図 2.4-11h-j)。以上が本モデルの帯状ホットスポットの形成プロセスである。このことは、Ambe et al. (2014)の観測研究でも報告されている、水深 100 m 程度の海域に高濃度ホットスポットがあることを裏付ける結果である。

沖合の帯状のホットスポットにおける底質はシルト・泥で構成されており、Misumi et al. (2014)の数値シミュレーションではあらかじめ底質の物理特性を与え、それを吸着特性に反映させることで、海底土表層 ^{137}Cs の不均質分布を再現している。本モデルと Misumi et al. (2014)のモデルのホットスポット形成プロセスは、一見違うように見えるが、全くの無関係というわけではない。本モデルでは、強い底層流が発生しやすい海域では浮遊砂が堆積しにくく、そうでない沖合(50~100m)では堆積しやすいことを表わした(図 2.4-9 および図 2.4-10)が、これらが実際の海底土の物理特性の分布と概ね対応していたため、本モデルが Misumi et al (2014)と同様にホットスポットの再現に成功したと考えられる。

(5) 海底土 ^{137}Cs の現存量

計算領域 (Region-2) における ^{137}Cs の現存量 (図 2.4-3b) は、大気沈着および直接漏出の影響を強く受けて、4 月初旬まで急激に増加する。6 月初旬までは高いレベル (約 10PBq) で安定に推移しているが、その後は減少傾向に転じる。最後の ^{137}Cs 減少は計算領域外すなわち外洋への輸送・拡散を示している。海底土 ^{137}Cs の現存量は、海水中の ^{137}Cs 濃度が高い 5 月まで増加し、5 月末の温帯低気圧の通過により一時的に急激に低下しているものの、その後は 2011 年末まで安定に推移している。

Kusakabe et al. (2013) は MEXT の観測値に基づいて海底土 (表層 3 cm) ^{137}Cs の現存量を推定した結果、2011 年 9~12 月において福島県およびそれに隣接する県の沖合の領域 ($2.2 \times 10^4 \text{ km}^2$) で 0.042~0.052 PBq と推定した。Otosaka and Kato (2014) は、水深、海底土の深さ、深さごとの ^{137}Cs 現存量の関係を整理し、200m 以浅の海域 ($1.5 \times 10^4 \text{ km}^2$) における海底土 ^{137}Cs の現存量を 0.20 PBq と推定した。それに対し、本シミュレーションの Region-2 全体 ($13.8 \times 10^4 \text{ km}^2$) における海底土表層 ^{137}Cs の現存量は、表層 3cm では 0.10、全層では 3.2PBq と算定された。本算定対象領域の面積が先行研究よりも広いことを考慮したとしても、本研究の算定値、とくに全層の現存量は先行研究の 10 倍以上と大きな差がある。しかし、上記の先行研究では、高濃度と推察される原発周辺 30 km 圏内の観測値に限られており、かつ採取した試料よりも深い海底土の ^{137}Cs が算定対象に含まれていないため、過小評価の可能性があると報告されている。実際に、福島第一原発周辺の海底土では、現在でも $10^3 \sim 10^4 \text{ Bq kg}^{-1}$ ($= 10^6 \sim 10^7 \text{ Bq m}^{-3}$) レベルの ^{137}Cs が表層のみならず、深さ 30 cm 以深においても多数観測されている。本シミュレーションの結果においても、福島第一原発を中心とした 30km 四方の海域 (140.88~141.21E, 37.29~37.56N) における海底土 ^{137}Cs の現存量は 1.0 PBq に達する。この領域だけで先行研究が推定した現存量を大きく上回っており、観測値より求められた現存量は過小評価であることが示唆される。

参考文献

- Ambe, D., Kaeriyama, H., Shigenobu, Y., Fujimoto, K., Ono, T., Sawada, H., Saito, H., Miki, S., Setou, T., Morita, T., and Watanabe, T. (2014) Five-minute resolved spatial distribution of radiocesium in sea sediment derived from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. *J. Environ. Radioact.*, 138, 264-275, doi:10.1016/j.jenvrad.2014.09.007.
- Aoyama, M., Tsumune, D., and Hamajima, Y. (2013) Distribution of ^{137}Cs and ^{134}Cs in the North Pacific Ocean: impacts of the TEPCO Fukushima-daiichi NPP accident. *J. Radioanal. Nucl. Ch.*, 296, 535-539, doi:10.1007/s10967-012-2033-2.
- Estournel, C., Bosc, E., Bocquet, M., Ulses, C., Marsaleix, P., Winiarek, V., Osvath, I., Nguyen, C., Duhaut, T., Lyard, F., Michaud, H., Auclair, F. (2012) Assessment of the amount of cesium-137 released into the Pacific Ocean after the Fukushima accident and analysis of its dispersion in Japanese coastal waters. *J. Geophys. Res.*, 117, C11014, doi:10.1029/2012JC007933.
- Furuichi, N., Hibiya, T., and Niwa, Y. (2012) Assessment of turbulence closure models for resonant inertial response in the oceanic mixed layer using a large eddy simulation model. *J. Oceanogr.*, 68, 285-294, doi:10.1007/s10872-011-0095-3.
- Hirt, C. W., and Nichols, B. D. (1981) Volume of fluid method for the dynamics of free boundaries. *J. Comput. Phys.*, 39, 201-225.
- Kawamura, H., Kobayashi, T., Furuno, A., In, T., Ishikawa, Y., Nakayama, T., Shima, S., and Awaji, T.

- (2011) Preliminary numerical experiments on oceanic dispersion of ^{131}I and ^{137}Cs discharged into the ocean because of the Fukushima daiichi nuclear power plant disaster. *J. Nucl. Sci. Tech.*, 48, 1349–1356.
- Kondo, J. (1975) Air-sea bulk transfer coefficients in diabatic conditions. *Bound.-Layer Meteor.*, 9, 91–112.
- Kusakabe, M., Oikawa, S., Takata, H., and Misonoo, J. (2013) Spatiotemporal distributions of Fukushima-derived radionuclides in surface sediments in the waters off Miyagi, Fukushima, and Ibaraki Prefectures, Japan. *Biogeosciences*, 10, 5019–5030.
- Matsumoto, K., Takanezawa, T., and Ooe, M. (2000) Ocean tide models developed by assimilating TOPEX/POSEIDON altimeter data into hydrodynamical model: a global model and a regional model around Japan. *J. Oceanogr.*, 56, 567–581.
- Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology (MEXT) (2011) Monitoring information of environmental radioactivity level. <http://radioactivity.nsr.go.jp/en/>
- Ministry of the Environment (MOE) (2011) Radioactive material monitoring surveys of the water environment. <http://www.env.go.jp/en/water/rmms/surveys.html>
- Misumi, K., Tsumune D., Tsubono T., Tateda Y., Aoyama M., Kobayashi T., and Hirose K. (2014) Factors controlling the spatiotemporal variation of ^{137}Cs in seabed sediment off the Fukushima coast: implications from numerical simulations. *Journal of Environmental Radioactivity*, 136, 218–228, doi:10.1016/j.jenvrad.2014.06.004.
- Miyazawa, Y., Zhang, R., Guo, X., Tamura, H., Ambe, D., Lee, J.S., Okuno, A., Yoshinari, H., Setou, T., and Komatsu, K. (2009) Water mass variability in the western North Pacific detected in a 15-year eddy resolving ocean reanalysis. *J. Oceanogr.*, 65, 737–756.
- Miyazawa, Y., Masumoto, Y., Varlamov, S.M., Miyama, T., Takigawa, M., Honda, M., Saino, T. (2013) Inverse estimation of source parameters of oceanic radioactivity dispersion models associated with the Fukushima accident. *Biogeosciences*, 10, 2349–2363.
- Morino, Y., Ohara, T., and Nishizawa, M. (2011) Atmospheric behavior, deposition, and budget of radioactive materials from the Fukushima Daiichi nuclear power plant in March 2011. *Geophysical Research Letters*, 38(7), L00G11, doi:10.1029/2011GL048689.
- Otosaka, S., and Kato Y. (2014) Radiocesium derived from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident in seabed sediments: initial deposition and inventories, *Environ. Sci.: Processes Impacts*, 16, 978–990, doi:10.1039/c4em00016a.
- Otosaka, S., and Kobayashi, T. (2013) Sedimentation and remobilization of radiocesium in the coastal area of Ibaraki, 70 km south of the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant, *Environ. Monit. Assess.*, 185, 5419–5433, doi:10.1007/s10661-012-2956-7.
- Smagorinsky, J. (1963) General circulation experiments with the primitive equations, I. The basic experiment. *Mon. Weather Rev.*, 91, 99–164.
- Thornton, B., Ohnishi, S., Ura, T., Odano, N., Sasaki, S., Fujita, T., Watanabe, T., Nakata, K., Ono, T., and Ambe, D. (2013) Distribution of local ^{137}Cs anomalies on the seafloor near the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant. *Mar. Pollut. Bull.*, 74, 344–350, doi:10.1016/j.marpolbul.2013.06.031.
- Tokyo Electric Power Corporation (TEPCO) (2011) Influence to surrounding environment| Archives.

<http://www.tepco.co.jp/en/nu/fukushima-np/fl/index2-e.html>

Tsumune, D., Tsubono, T., Aoyama, M., and Hirose, K. (2012) Distribution of oceanic ^{137}Cs from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant simulated numerically by a regional ocean model. *J. Environm. Radioact.*, 111, 100–108.

Tsumune, D., Tsubono, T., Aoyama, M., Uematsu, M., Misumi, K., Maeda, Y., Yoshida, Y., Hayami, H. (2013) One-year, regional-scale simulation of ^{137}Cs radioactivity in the ocean following the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *Biogeosciences*, 10, 5601–5617.

青柳和義, 五十嵐敏 (999) 福島県沿岸域の粒土組成について, 福島水試研報, 8, 69–81.

原子力規制委員会 (2014a) 放射線モニタリング情報. <http://radioactivity.nsr.go.jp/en/>

原子力規制委員会 (2014b) : 平成 25 年度放射性物質測定調査委託費 (海域における放射性物質の分布状況の把握等に関する調査研究事業)成果報告書, 80p.

http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/10000/9423/24/report_20140613.pdf

東博紀, 森野悠, 大原利眞 (2014) 福島第一原子力発電所事故で放出された放射性セシウム ^{137}Cs の海洋拡散・海底堆積の再現シミュレーション. 土木学会論文集 B2 (海岸工学), 70, I_1121–I_1125, doi:10.2208/kaigan.70.I_1121.

2.5 まとめと今後の課題

2.5.1 まとめ

- ・ 大気モデルは、事故後初期のセシウム ^{137}Cs の大気濃度の実測値を基にしたシミュレーションの不確実性評価、および中長期的なセシウム ^{137}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。大気濃度場と沈着場とで最善の湿性沈着モジュールが異なることを明らかにするとともに、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セシウム ^{137}Cs 大気濃度の実測値の再現に有効である可能性を示した。
- ・ 陸域を対象としているモデル間の比較研究として、JAEA の SACT モデルとの比較検討を進め、良好な結論を得た。
- ・ 陸域モデルの高精度化のために、土砂流亡予測式 (USLE) の適用のための検討や、河川環境データの整備を進めた。また、森林域での詳細モデル構築のための検討を進め、衛星データを用いて画像分類により樹種分布を推定し、スギ・ヒノキ・アカマツ等の樹種を広域で分類できる可能性を示した。
- ・ 海水・海底土セシウム ^{137}Cs 動態モデルは海底土表層の観測値に見られる、福島県南部の沿岸から 50~100 m の等深線に沿って北東に伸びる帯状のセシウム ^{137}Cs 高濃度地帯 (ホットスポット) を再現した。その形成には半月周期の大潮-小潮変動と強風による海底摩擦応力の空間分布・発生頻度が強く関わっていることを明らかにした。
- ・ 海底土セシウム ^{137}Cs の現存量は 2011 年末の時点で 3.2 PBq と算定され、先行研究が観測値を用いて推定した値は過小評価であることを示唆した。

2.5.2 今後の課題

- ・ 大気モデルでは、第一に事故後初期のセシウム ^{137}Cs 大気濃度場のシミュレーションによる再現性を向上させ、特に大気濃度場と沈着場を整合的に再現させる必要がある。第二に、中長

期的なセシウム 137 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セシウム 137 大気濃度の再現を目指す。

- 陸域モデルの高精度化のために、森林域での詳細モデルの構築、土砂流亡過程の高精度化、河川・湖沼環境内での浮遊粒子の挙動の詳細化などを進め、強降雨時などのセシウム 137 の移行に寄与するイベントの再現性向上を実現する必要がある。また、除染などの対策事業や人間活動によるセシウム 137 の移動を加味し、より現実に近い予測予測や、対策効果の推定に寄与する予測結果を算出できるモデルの構築を目指す。
- 海水・海底土セシウム 137 動態モデルは懸濁粒子がシルト・泥を想定した単一の物理特性であると仮定して構築されたものであるため、海底土が砂礫で構成されている福島第一原発の北東海域において海底土セシウム 137 を過大評価することが課題として確認された。陸域からの土砂流入量を適切に与え、懸濁粒子の海底存在量の時空間変動を的確に表現できるモデル構築が再現精度向上に必要であると考えられた。

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。この事故により原子力発電所より放出された放射性物質のうち放射性セシウム（ ^{137}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遺伝子組換え植物を作製し、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。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。また、福島県内の野生アカネズミの捕獲調査を行い、DNA あるいは生殖細胞の解析を通じて、繁殖に影響があるのかどうかについての調査を行った。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、松川浦及び福島沿岸域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年度から福島県生態系への人為影響についての調査を開始した。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、前年度までに得られた結果についての検証を行った。

3.2 放射線等の生物影響評価

3.2.1 相同組換え検出植物を用いた低線量放射線影響の調査

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。福島第一原子力発電所の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、Møller et al. (2012) による鳥類の個体数への影響調査及び Hiyama et al. (2012) による福島で採取したヤマトシジミにおける形態異常の増加や発生の遅延の報告など限られたものしかない。後者については後代への遺伝的な影響についても報告されている事から、DNA レベルでの影響があった可能性が示唆されているが、現在のところこの点については明らかにされていない。

福島第一原発事故に由来する放射線による生物の DNA 損傷及びそれに伴う遺伝子変異が懸念されている一方

で、DNA 損傷はガンマ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おり、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。2013 年度までに我々は生物への個体、細胞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 損傷量を調べることができる遺伝子組換え植物を開発した。これにより、現在の陸域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 損傷は主に外部被曝により生じている事、(3) 現在のレベルの放射線被ばく量は DNA への損傷は速やかに修復している事、を明らかにした。2014 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を行った。

DNA 修復頻度を検出する事ができる植物の開発

生物による DNA 損傷修復機構

放射線による DNA の損傷は、DNA 分子が直接電離し DNA 分子の化学結合が切断される作用 (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 損傷が修復されなければ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複数持っている。表 3-2-1 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研究結果のまとめである (Ward, 1988)。この結果によると、ガンマ線の照射により様々な DNA 損傷が生じるとともに生物はそれに対して特異的な修復機構を持っている事が分かる。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。この損傷は 1Gy 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) おき、相同組換え修復により修復される (表 3.2-1)。

表 3.2-1 ガンマ線照射による DNA 損傷とその修復経路

DNA 損傷	1Gyガンマ線照射時の細胞当たりDNA損傷量	主な修復経路
化学修飾	~3000	塩基除去修復
一本鎖損傷	1000	一本鎖修復
二本鎖損傷	40 (1%)	相同組換え修復
DNA-タンパククロスリンク	150	塩基除去修復

相同組換え修復では置換・欠失した塩基が除去され、二本鎖が切断された状態から始まる (図 3.2-1 の 1 段階目)。この二本鎖の切断面はヌクレアーゼによりにより 5'から 3'方向に向かって消化され、片側が一本鎖の状態になる (図 3.2-1 の 2 段階目)。次に、このむき出しになった一本鎖は対となる損傷を受けていない相同な DNA (図中の青い DNA) と相同組換えを起こす (図 3.2-1 の 3 段階目)。この正常な DNA の遺伝情報を用いて新規 DNA 合成がなされ、最後に相同組換えした部分が切断・再結合されて修復を終える (図 3.2-1 の 4 段階目)。つまりこの修復過程では必ず「相同組換え」の過程を経る。

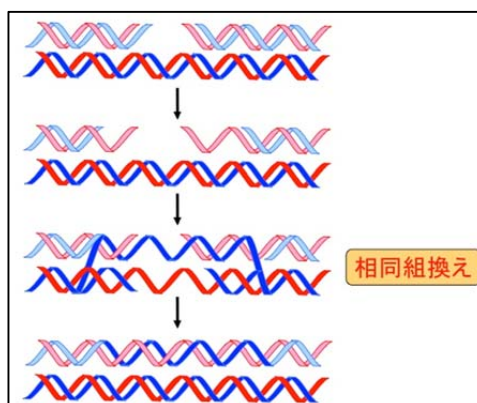


図 3.2-1 相同組換えによる DNA 損傷修復機構

2013 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。詳細は平成 2013 年度の報告書に示してあるが、その概要を図 3.2-2 に示す。この植物に放射線 (γ 線) が照射されると、ある一定の確率で細胞内の DNA に損傷 (二本鎖の切断) が生じる。DNA 損傷が起きた細胞ではこれを修復するために相同組換え修復に関わる一連のタンパク質群が増加し、DNA 修復活性が高まる。我々が開発した遺伝子組換え植物ではこの細胞における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。前年度までに 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) 作製したが (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 系統系統を用いて研究を行った。

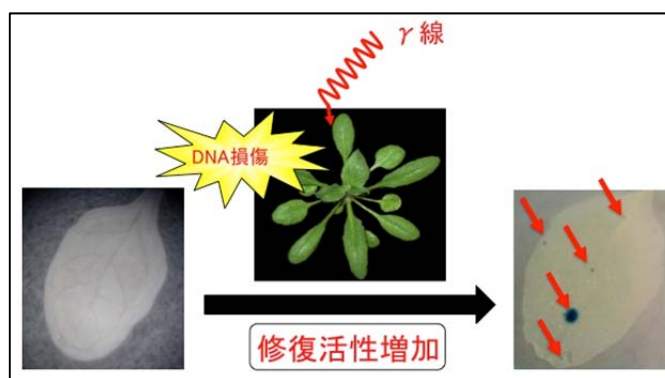


図 3.2-2 DNA 修復頻度を検出することができる植物

DNA 修復の検出には GU-US を導入した植物を用いた。この植物に γ 線があたり、DNA 損傷が起きるとその細胞で相同組換えに由来する修復活性の増加が起きる。相同組換えが起こった細胞では GUS が機能を取り戻し、染色により葉にスポット上の像が生じる (赤矢印)

遺 伝子組換え植物の培養細胞化による放射線影響評価手法の開発 培養細胞株を用いた DNA 損傷量の評価について

2013 年度までに DNA 損傷を検出する事が出来る遺伝子組換え植物を確立する事が出来たが、この植物を用いた野外における DNA 損傷の使用は困難である事が考えられた。なぜならば本研究で作製した植物は「遺伝子組換

え等の使用等の規制による生物の多様性の確保に関する法律（通称カルタヘナ法）」の規定では「第二種使用」の承認しか受けていないため、特定の研究施設での栽培・研究は認められているものの、野外における栽培は認められていない。したがって、現在のところこの植物を使って福島県内の異なる土壤放射線量における DNA 損傷を現地栽培で評価することは難しい。その一つの解決策としては遺伝子組換え植物の培養細胞化が挙げられる。カルタヘナ法施行規則第一条に、遺伝子組換え生物から除外されるものとして、「分化する能力を有する、又は分化した細胞等（個体及び配偶子を除く）であって、自然条件において個体に成育しないもの」と定義されている。植物由来の培養細胞は適切な条件下におけば分化する能力を有するが、自然条件では増殖及び個体に生育する事は無い。そのため、遺伝子組換え植物に由来する培養細胞は、カルタヘナ法による規制の対象外となる。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壤において被曝ガンマ線量による 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。その概要を図 3.2-3 に示す。すなわち本研究で用いた遺伝子組換え植物をカルス化し培養細胞を確立する。この培養細胞をシャーレごと汚染土壤中に埋設する。一定期間静置後シャーレを取り出し、培養細胞塊を GUS 染色を行う事により DNA 損傷の評価を行う事が出来るのではないかと考えた。

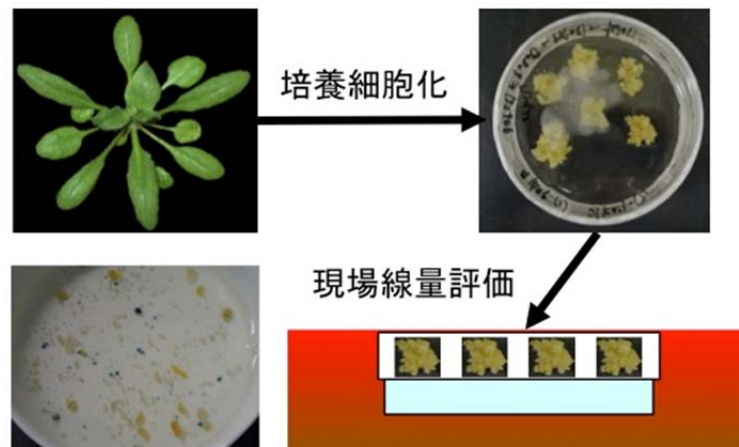


図3.2-3 培養細胞株による現場土壤におけるDNA損傷評価手法の概要

培養細胞株の確立

遺伝子組換え植物（#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、pH 5.7）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（図 3.2-4A）。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 3.2-4B）。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、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静置した。カルス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 1 週間でカルス形成が始まった（図 3.2-4C）。この後、1 週間おきにカルス化した部分（直径約 3mm）を新しい CIM 培地に植え継いでいき、カルスの大きさが直径 1 cm 程度になるまで培養を続けた。この大きさにカルスが成長するのに培養開始から 1 ヶ月を要した。その後、カルスの CIM 培地への植え継ぎ間隔

を2週間置きに変更した。この過程をカルスが安定して成長するようになるまで約2ヶ月続けた(図3.2-4D)。こうして安定して成長するようになったカルスを遺伝子組換え植物由来の培養細胞とした。

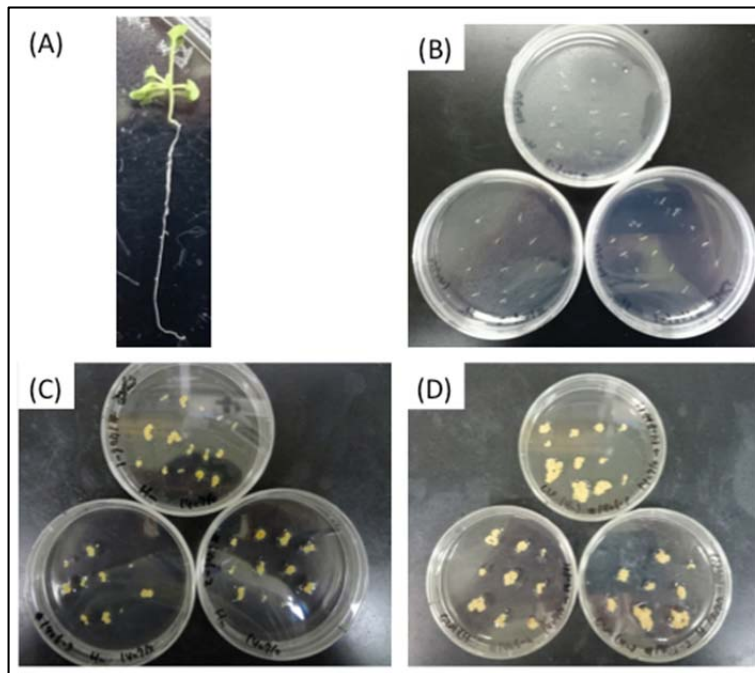


図3.2-4 遺伝子組換え植物の培養細胞化の様子

(A) 無菌培養したシロイヌナズナ。(B) CIM 培地に静置した直後の胚軸。(C) CIM 培地移植後20日目の写真。胚軸からのカルス誘導がおきている。(D) CIM 培地移植後40日目のカルスの様子。

培養細胞株を用いたDNA損傷の検出

#1406より確立した培養細胞を用いて、GUS活性を検出する事が出来るかどうかについて予備的実験を行った。CIM培地上で2週間カルスを培養し、成長したカルスを直径3mm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5cm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 365mm×270mm×55mm)を2枚重ねた上にシャーレを静置する事により外部被曝を行い、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カルス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(図3.2-5、表3.2-2)。カルスの培養は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で行った。このような条件下で21日間(501時間)培養を行った。培養期間中の積算ガンマ線量を積算線量計(Polimaster PM1621M)にて測定したところ、汚染土壌による外部被曝処理区では2,280 μSv (空間線量率4.55 $\mu\text{Sv/h}$)であり、対照区では55.1 μSv (空間線量率0.11 $\mu\text{Sv/h}$)であった。このようにして培養を行ったカルスを用いてGUS染色を行った。GUS染色にあたってはカルスを300mlのGUS染色溶液(50mM Naリン酸緩衝液 pH7.0、0.1% Triton-X、10mM EDTA、0.5mM K_3FeCN_6 、0.5mM K_4FeCN_6 、1mM X-Gluc)の入った500mlビーカーに入れ、染色液によく浸るように上からネットをかぶせてカルスを沈め、真空デシケータにて400mmHgで5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°C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カルス

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。その結果、対照区ではカルス 1 gFw あたりの GUS スポット数は 10 ± 3.21 (n=5) であり、外部被曝処理区では 12 ± 2.33 (n=5) であった。得られた結果から、汚染土壌における DNA 損傷量の変化が見られなかったため、同様な栽培条件にてカルスを 34 日間（816 時間）培養した。この培養期間中の積算ガンマ線量を積算線量計にて測定したところ、汚染土壌による外部被曝処理区では $2,960 \mu\text{Sv}$ （空間線量率 $3.63 \mu\text{Sv/h}$ ）であり、対照区では $89.76 \mu\text{Sv}$ （空間線量率 $0.11 \mu\text{Sv/h}$ ）であった。その結果、対照区ではカルス 1 gFw あたりの GUS スポット数は 8 ± 2.01 (n=3) であり、外部被曝処理区では 7 ± 2.98 (n=3) であった。このように 2 回のカルス栽培において汚染土壌と対照区とで DNA 修復量の差が見られなかったことから、今回の実験に使用したカルスは DNA 修復の検証には使えない事が明らかになった。このカルスの由来となった遺伝子組み換え植物#1406 系統では、積算被ばく量と DNA 損傷量とは高い比例関係にあったことから、培養細胞を得る過程で何らかの異変が起きたのではないかと考えた。一般に植物の組織培養過程において培養細胞中の染色体の倍数化、欠失、重複及び転座などが起き易い事が知られており、このような過程において起きる突然変異はソマクローナルバリエーションと呼ばれ（Larkin and Scowcroft, 1981）、積極的に育種にも利用されている。したがって、本研究で作成したカルスにおいても何らかの変異が生じ、この過程で元の植物体で見られたような DNA 修復の定量的な検出が出来なくなった可能性が推察された。

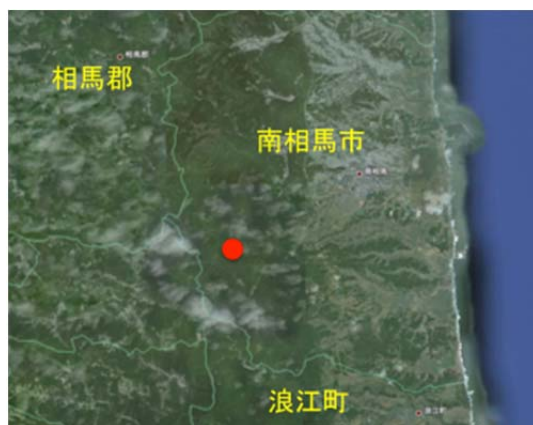


図 3.2-5 放射性物質汚染土壌の採取地
赤い点の地点で汚染土壌を採取

表 3.2-2 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' 485・E 140° 52' 877	9.99 $\mu\text{Sv/hr}$ 以上	46,166 \pm 875 Bq/kg DW

新規培養細胞系統の確立

2013 年度までに DNA 損傷を検出することができる遺伝子組換え植物を 4 系統（#11、#651、#1406、#1415）作製し、そのうち#1406 系統を培養細胞化した。しかしながら、その細胞はガンマ線量への応答性を欠失している事が明らかになった為、新規に遺伝子組換え植物#1415 系統及び#1406 系統を用いて培養細胞の確立を行った。培養細胞の確立方法は上述した通りである。得られた培養細胞を以下のような曝露実験に供した。すなわち、福

島県から採取してきた汚染土壌を敷き詰めたプラスチックバットを2枚重ねた上に2週間栽培したカルスを移植したシャーレを静置する事により外部被曝を行い、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カルス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 (図 3.2-6)。



図 3.2-6 培養細胞化したカルスのガンマ線外部曝露下での栽培の様子

写真 (左) は対照区で、写真 (右) は汚染土壌の上でのカルス培養を行っている。

遺伝子組換え植物由来のカルスの培養は 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 34 日間 (816 時間) 培養を行った。培養期間中の積算ガンマ線量を積算線量計 (Polimaster PM1621M) にて測定したところ、汚染土壌による外部被曝処理区では $2,960 \mu\text{Sv}$ (空間線量率 $3.63 \mu\text{Sv/h}$) であり、対照区では $89.76 \mu\text{Sv}$ (空間線量率 $0.11 \mu\text{Sv/h}$) であった。このようにして培養を行ったカルスを用いて GUS 染色を行った。GUS 染色も上述した方法で行い、得られた染色像を実体顕微鏡 (Olympus 社製、SZ-61) にて観察し、ペトリ皿上で染色細胞数を計測した (図 3.2-7)。

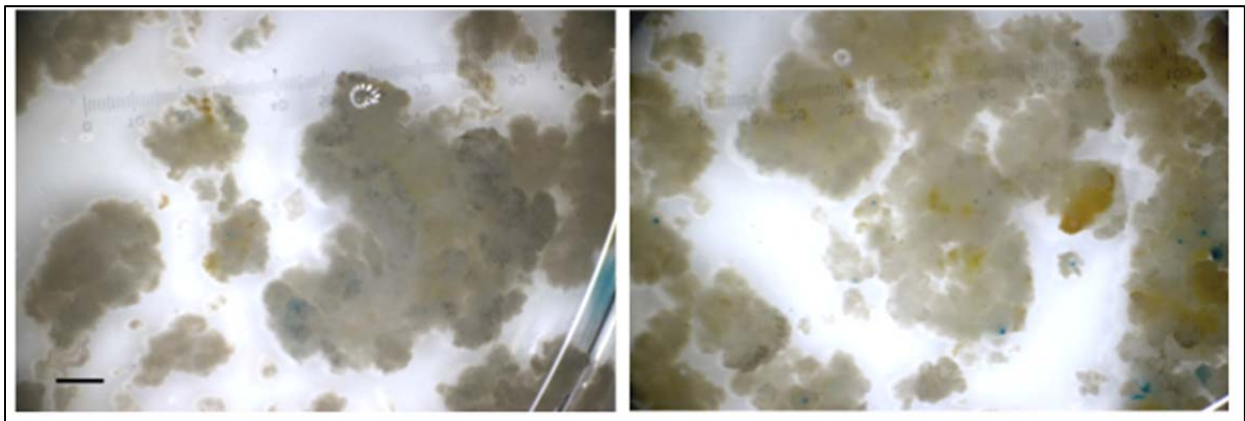


図 3.2-7 カルスにおける DNA 損傷の検出

写真 (左) は対照区で、写真 (右) は汚染土壌で培養したカルスにおける DNA 修復に由来する GUS スポットの検出例。DNA 修復された細胞では青紫色の GUS スポットが検出されている。Bar は 1 mm を示す。

計測後、カルスを脱色液（70%エタノール、20%グリセリン）ごとガラスフィルター（GF-D、47 mm、Whatman社製）で濾過し、フィルター上に残ったカルスの湿重を測定した後に、70°Cで72時間乾燥させ乾燥重量を求めた。得られた結果を図3.2-8に示す。対照区におけるカルス1 gFWあたりのDNA損傷検出数は、#1415系統で5.1個（1 g DWあたり195.4個）であったのに対し、#1406系統では1.8個（1 g DWあたり60.2個）であった。また、汚染土壌によりガンマ線曝露したカルス gFWあたりのDNA損傷検出数は、#1415系統で41.1±13.1個（1 g DWあたり1818.1±438.5個）であったのに対し、#1406系統では13.2±11.7個（1 g DWあたり448.0±393.3個）であった。得られた結果から、新規に培養細胞化した遺伝子組換え植物#1406系統においても汚染土壌によりDNA損傷量の増加を認める事が出来たが、その値は大きくばらつき不安定である事が明らかになった。一方で遺伝子組換え植物#1415系統に由来する培養細胞では対照区においても#1406系統より多数のGUSスポットが検出され、汚染土壌によりDNA損傷量が有意に増加する事が認められた（図3.2-8）。以上の結果から、新規に培養細胞化したカルスのうち#1415系統に由来する培養細胞が汚染土壌からのガンマ線によるDNA損傷の評価に使用できる事が示された。

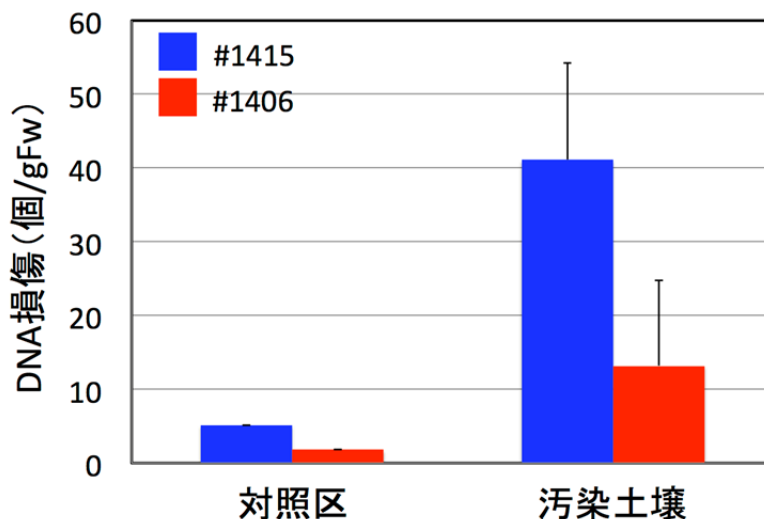


図3.2-8 ガンマ線外部曝露下においたカルスにおけるDNA損傷の検出

対照区及びガンマ線曝露区において栽培したカルス1 gFWあたりのDNA損傷（GUSスポット数）の変化を示す。Barは標準偏差を示す（n=3）。

遺伝子組換え植物由来のカルスを用いた現場土壌における放射線影響評価手法の開発

上述したように遺伝子組換え植物#1415系統に由来するカルスを用いる事により、図3.2-3で示した培養細胞株により現場土壌におけるDNA損傷を評価できるのではないかと考えられた。培養細胞は植物体と異なり、シャーレに入った培地内に炭素源を入れておく事により成長する。培養細胞を使用する事により現場土壌におけるDNA修復を評価することは植物体を利用する事に比べてカルタヘナ法による規制を受けない事以外にも以下のようなメリットがある。植物体をDNA損傷評価に利用する場合には、植物を野外において一定期間栽培する必要がある為、ほぼ毎日植物の様子を現場まで見に行く必要が生じる。またDNA損傷は土壌に由来するガンマ線の他に日射量、気温、降水量等の要因に起因する強光ストレス、乾燥ストレスによっても生じる事が予想され、これらにより評価結果が大きく左右される。一方で培養細胞をDNA損傷評価に使用する場合には、シャーレごと培養細胞を埋設する事により、日射量及び降雨量の外的要因を無視する事ができ、植物体を使用する場合に比べ

て土壌に由来するガンマ線の評価をより正確に出来る可能性と考えられる。さらに培養細胞は植物体と異なり、シャーレに入った培地内に炭素源を入れておく事により成長するため、一定期間放置しても自律的に成長できると考えられる。しかしながら、シャーレ内の培地はカルスへの水分供給を担っている為、培地からの水分蒸発が起きるとカルスの成長に影響を与える可能性がある。また、シャーレでの培養では炭素源が入った培地でカルスを生育する為、カビや菌類の繁殖等が予測され、これがガンマ線による DNA 損傷の評価結果に大きな影響を与える事も予測される。したがって現場での DNA 損傷の評価を行う前にこれらについて検証を行った。

シャーレ培養による水分蒸発の検証

前述したようにシャーレによるカルス培養では植物への酸素供給の必要があり、完全密閉状態での培養は困難であると考えられるが、一方である程度の通気性を保つと培地からの水分蒸発が増加し、これによりカルスへの水分供給不足が懸念される。そこで、実際の DNA 損傷評価に用いる培地を用いて水分蒸発についての評価を行った。「培養細胞株の確立」で示したように CIM 培地を入れたシャーレを 10 枚作製し、これを 2014 年 2 月 14 日から 3 月 14 日までの 28 日間温室内に放置した。温室の条件は 24°C、相対湿度は成り行き、自然光条件で行った。期間中にシャーレの重量を 0、7、21、28 日目に測定した。シャーレ内には植物及びカルスは入っていないため、シャーレの重量が減少すればそれは水の蒸発量であると推定される。28 日間のシャーレ重量の変化のグラフを図 3.2-9 に示す。実験開始時のシャーレ重量は 148.9 ± 9.2 g であり、重量減少は始めの 7 日間で 0.65 g、次の 14 日間で 1.64 g、最後の 7 日間で 0.91 g であった。合算すると 28 日間で開始時の重量の $2.15 \pm 0.13\%$ が失われたと計算された。以上の結果、想定される現場試験日数 (28 日間) におけるシャーレからの水分逸出は 2% 程度であると見積もられた。図 3.2-3 で示した想定される現場試験ではシャーレを土壌中に埋設するため、温室での予備実験に比べ温度変化は少なく、光の影響もないため、シャーレからの水分逸出はより少なく抑えられるのではないかと考えられる。

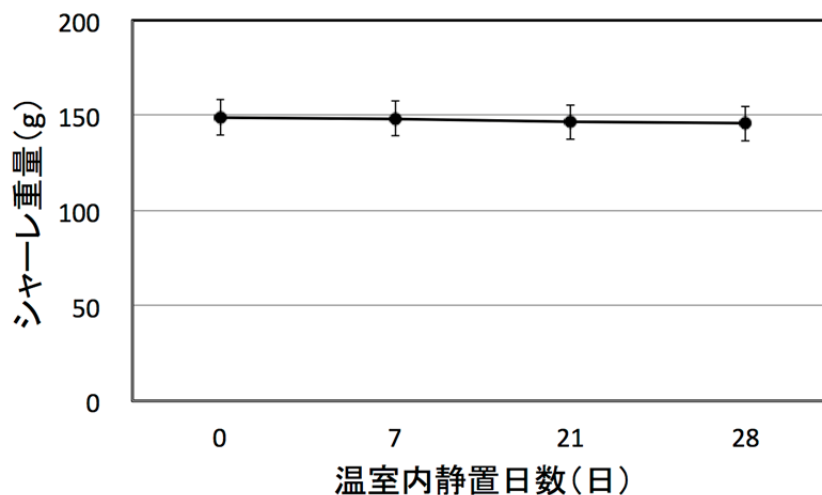


図 3.2-9 温室に静置したシャーレの重量変化

CIM 培地の入った 10 枚のシャーレを温室内に 28 日間放置した。その間、0、7、21、28 日目にシャーレの重量を測定した。Bar は標準偏差を示す。

培養細胞の入ったシャーレの埋設試験

図 3.2-3 で示した実験スキームのように現場土壌において培養細胞を用いた評価試験において懸念される事項として、培養期間中におけるシャーレへのカビ及び菌類のコンタミネーションが挙げられる。そこで、実際の福島県での埋設試験を行う為の予備的研究として、国環研内において埋設試験を行った。埋設試験は国立環境研究所生態系研究フィールドⅡにおいて行った。埋設試験は同フィールド内において異なる環境条件を持つと考えられる3地点（P1、P2及びP3）を選択して行った（図 3.2-10）。

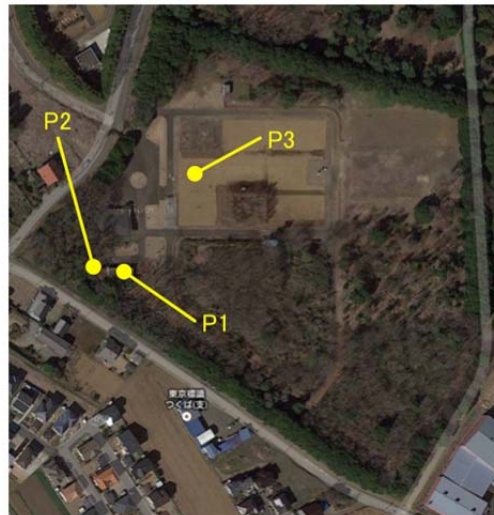


図 3.2-10 生態系研究フィールドⅡにおけるシャーレ埋設試験地点

生態系研究フィールドⅡの俯瞰写真。埋設試験を行った3地点（P1、P2及びP3）の位置を示す。各地点の詳細は図 3.2-11 に記述。

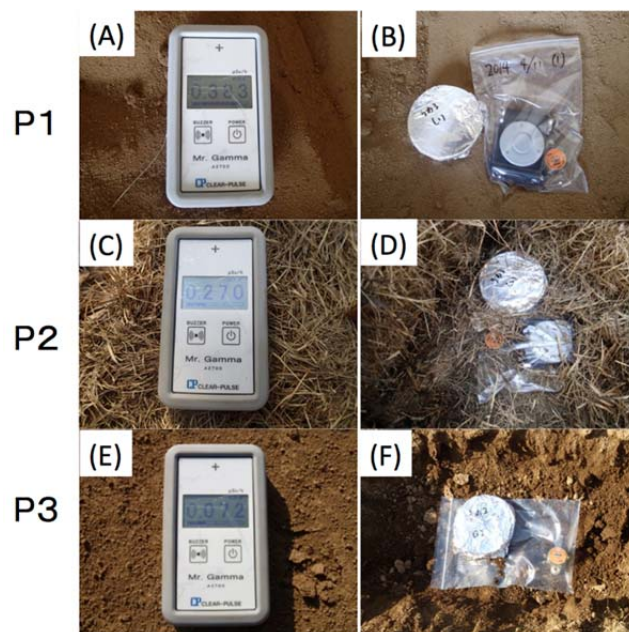


図 3.2-11 生態系研究フィールドⅡにおけるシャーレ埋設試験の様子

P1、P2、P3 は埋設地点の違いを示す。(A)、(C)及び(E)はそれぞれP1、P2及びP3の空間線量率を示す。(B)、(D)及び(F)はそれぞれP1、P2及びP3におけるシャーレ埋設地点の様子を示す。

シャーレの埋設地点 P1 は 2011 年に生態系研究フィールド II より採取した土壌を保管してあるコンテナである。したがって、他の場所に比べて空間線量率は $0.323\mu\text{Sv/hr}$ と比較的高く、またコンテナは日陰においてある為、日射が少なく、地温の変化が少ないことが予想された (図 3.2-11)。埋設地点 P2 はサツマイモのツルを積載した場所で、空間線量率は $0.270\mu\text{Sv/hr}$ と高めになり、昼間は日射がある為、高温多湿になり易いと考えられた。3 地点では最もカビ及び微生物の繁殖が起き易い環境にある。埋設地点 P3 は日当りの良い場所に設定した。そのため、3 地点の中では最も日射量の影響を受け、一日の気温変化が大きいと予想された。空間線量率は $0.072\mu\text{Sv/hr}$ と最も低い値を示した。以上の 3 地点に CIM 培地に移植したカルスを植え継いだシャーレを 2 枚ずつ 28 日間 (674 時間) 埋設した。福島県の土壌中の放射性物質の多くは土壌表層 5cm の範囲に滞留している事が知られている事から、シャーレは土壌表層から 5cm に埋設した。また、地温及び積算放射線量を測定する為に、ユニパックに入れた積算線量計 (Polimaster PM1621M) 及び温度ロガー (ティドビット v2) をシャーレと同じ深さに埋設した。埋設中にカルスが 28 日間浴びた積算放射線量は P1 で $225\mu\text{Sv}$ 、P2 で $168\mu\text{Sv}$ 、P3 で $63.7\mu\text{Sv}$ であった。28 日目にプレートを取り出したところ、P2 に埋設したプレートにはカビが生えていた。そのため、このプレートは破棄し、P1 及び P1 のプレートで生育させたカルスの GUS 染色を行った。その結果、P1 由来のカルスでの DNA 損傷検出数は 3 及び 6 個、P3 由来のカルスでは 145 個及び 163 個であった。前述したように P1 及び P3 カルスが暴露された積算放射線量は P1 で $225\mu\text{Sv}$ 、P3 で $63.7\mu\text{Sv}$ であったため、今回の埋設試験では放射線に依存的な DNA 損傷を検出することができなかった。この原因を探るために、シャーレと同時に埋設した温度ロガーの解析を行ったところ、P1 では埋設期間中の 1 日温度差は 10°C 程度であったのに対し、P3 では 18°C あった。また、 25°C 以上の温度も P1 では記録されていなかったのに対し、P3 では 5 回記録されていた。以上のことから DNA 損傷が放射線量依存的に検出できなかった原因として、土壌の温度と温度変化が関与していると推測される。また P3 では日射量変化が大きかったことがこの温度変化の生じた原因と考えられた。したがって、福島の現地土壌において埋設試験を行う際には、温度変化の少ないと考えられる一日中日陰になっている場所を選択する必要がある。また、P2 のように高温多湿の場所ではシャーレにカビが生えやすいことから、できれば水分条件の変化に乏しい場所を選択する必要があるだろう。

引用文献

- Møller, A. P., Hagiwara, A., Matsui, S., Kasahara, S., Kawatsu, K., Nishiumi, I., Suzuki, H., Ueda, K. and Mousseau, T. A. (2012) Abundance of birds in Fukushima as judged from Chernobyl. *Environ. Pollut.* 164: 36-39.
- Hiyama, A., Nohara, C., Kinjo, S., Taira, W., Gima, S., Tanahara, A. and Otaki, J. M. (2012) The biological impacts of the Fukushima nuclear accident on the pale grass blue butterfly. *Scientific Reports*, 2: Article number: 570.
- Kovalchuk, I., Kovalchuk, O., Arkhipov, A. and Hohn, B. (1998) Transgenic plants are sensitive bioindicators of nuclear pollution caused by the Chernobyl accident. *Nat. Biotechnol.* 16: 1054-1059.
- 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.
- Goodhead, D.T. (1994) Initial events in the cellular effects of ionizing radiations: clustered damage in DNA. *Int. J. Radiat. Biol.*, 65: 7-17.
- Larkin, P.J. and Scowcroft, W.R. (1981) Somaclonal variation - a novel source of variability from cell cultures for plant improvement. *Theor. Appl. Genet.*, 60: 197-214.

3.2.2 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

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な背景が均一な種を選ぶか、遺伝的な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のが容易である。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。

サクラの花粉熟成に対する影響

材料と方法

サクラ花序の採取と固定

福島県、茨城県、三重県（表3.2-3）の各地点で植樹されていた4~5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（エタノール：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。

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（図3.2-12Aのステージ5）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℃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3,000～5,000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（図3.2-12B）。撮影した写真をImage J（Rasband, 1997-2012）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。

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、採取した樹木の位置において個体ごとにNaI線量計を用いて、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。

サクラの品種同定

調査対象として樹木がソメイヨシノであること確認するために、Tsuda et al. (2009) に記載されているマイクロサテライトマーカーを用いて多型分析を行った。2013年度に分析を終了しており、2014年度調査対象とした樹木は、ソメイヨシノであることが確認された樹木である。

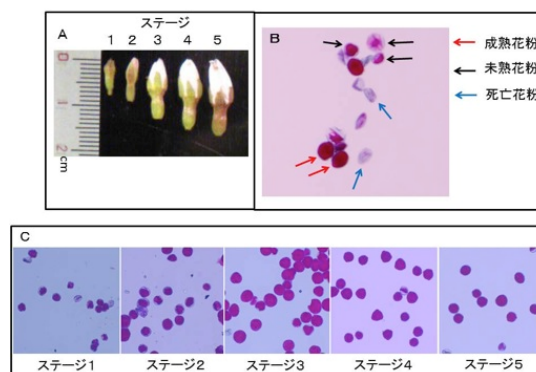


図3. 2-12 サクラ花序の生育ステージと花粉の染色像

(A) 花序の大きさで生育ステージを5つにわけた。(B) 花粉の成熟状態を示した写真 赤矢印：成熟花粉、黒矢印：未熟花粉、青矢印：死亡花粉。(C) 各ステージの花序から採取した花粉の染色画像

結果

2014年3月31日に国立環境研究所内で咲いていたサクラの花序を採取した。2014年4月3日に三重県保健環境研究所、4月19日に二本松市、4月24日に飯館村と浪江町を訪れ、開花直前のサクラの花序を採取した。二本松市ではサクラが開花してから3日で満開となってしまったため、開花直前の試料が採取できず、今年の調査から除外した。採取した場所での測定空間線量率を表3.2-3に示した。花粉の未熟率の平均値を地点ごとに示したのが図3.2-13である。高線量地域（津島小学校、津島中学校、飯館中学校、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。各地点の花粉の未熟率と空間線量率との関係を示したのが図3.2-14である。空間線量率と花粉の未熟率に弱い相関が見られた。

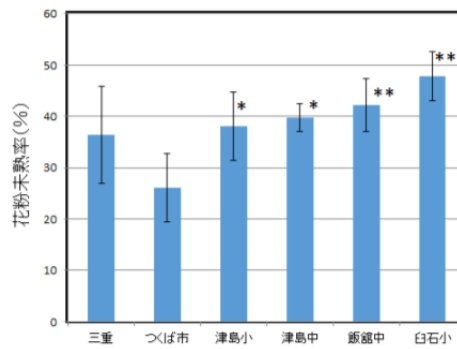


図3.2-13 調査地点の花粉の未熟率

三重：三重県保健環境研究所、つば市：国立環境研究所、津島小：津島小学校、津島中：津島中学校、飯館中：飯館中学校、白石小：白石小学校。 **：両側 t 検定で 三重の値に対して $p \leq 0.1$ で、つば市の値に対して $p \leq 0.05$ で有意差のあるデータを示す。*：両側 t 検定で つば市の値に対して $p \leq 0.05$ で有意差のあるデータを示す。エラーバーはSDを示す。

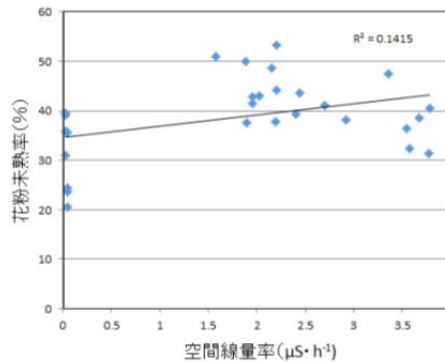


図3.2-14 未熟花粉の割合と採取地点の空間線量率との関係

表3.2-3 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

	積算線量 (μS)
三重県環境保健研究所	9.44
国立環境研究所	13.9
二本松市立第一中学校	25.5
二本松市立第二中学校	37.1
二本松市立第三中学校	38.6
浪江町立津島小学校	994.3
浪江町立津島中学校	470.3
飯館村率飯館中学校	541.4
飯館村立白石小学校	303.8

考察

2013年度までは空間線量率を求めるため、文部科学省のモニタリングポストのデータを利用してきた。しかし、被災地の除染事業が実施された結果、モニタリングポストの表示値とサクラが植えてある地点での空間線量率との間に相違が出てきた。そのため、2014年度は採取時に線量計を使って採取地点の空間線量率を測定した。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、未熟率は積算線量と弱い相関があった。三重県保健環境研究所と二本松市内中学校の試料では低線量率であるにも関わらず高い未熟率が観測された（データは未掲載）。2014年は3月下旬から4月はじめにかけて異常な低温が続き、その後急激に気温が上昇したため、二本松市と四日市ではサクラ開花から満開までの期間が極端に短かった。その結果、花序の開花に花粉の成熟が追いつかなかった可能性が高いと考えられる。二本松市内のデータを削除して空間線量率と未熟率との相関を求めたが2013年度のような強い相関は認められなかった。花粉の未熟率に影響を与える要因として、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。2014年の結果から、気温の変化が未熟率に大きな影響を与えることがわかったので、この結果が放射線の影響であることを確認するには、2014度の調査方法によりさらなる調査を行い、同じ採取地点のサクラ個体において開花期の気温などの気象データと空間線量率や積算線量との相関関係調べる必要がある。

引用文献

- Arkhjov, NP., 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., Gojbori, T., Yoshimaru, H. (2012) Clone identification in Japanese flowering cherry (*Prunus subgenus Cerasus*) cultivars using nuclear SSR markers. *Breeding, Science* 62, 248–255.
- Rasband, W.S. (1997-2012) ImageJ, U. S. National Institutes of Health, Bethesda, Maryland, USA, <http://imagej.nih.gov/ij/>
- 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

謝辞

本研究の実施にあたり、二本松市、浪江町、飯館村の教育委員会事務局に大変お世話になった。改めてお礼を申し上げます。

アサガオの生殖器官と遺伝子発現に対する影響調査

材料と方法

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）、東京古形標準型、ムラサキ（2品種とも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、前者は以後「TKS」と記載）、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で調べた。高線量地域として、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（表 3.2-4A）、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植え付けて栽培したアサガオを用い、花器・花色・種子の色や形態変化、葉の遺伝子発現と積算放射線量との関係を調査した。また、低線量地域として、新潟県新潟市、福島県郡山市、茨城県つくば市、埼玉県加須市、静岡県静岡市、愛知県名古屋市、鳥取県東伯郡湯梨浜町、福岡県太宰府市の各地の研究機関等の敷地内において（表 3.2-4B）、地植え、もしくは各地の土壌等を入れたプランターを用いて野外で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。各地の空間放射線量については、各地栽培地点で測定、または原子力規制委員会放射線モニタリング情報（原子力規制委員会, 2014）より、各研究機関敷地内または最寄りの測定地点のデータをダウンロードした。各地における平均空間線量率、栽培開始日、各試料の採集終了日、葉試料の検体数、各試料採集までの栽培日数と積算放射線量を表 3.2-4 に示す。

表 3.2-4 アサガオの栽培、試料採集状況と放射線量

A 高線量地域

栽培場所（機関名等）	所在地	平均空間線量率 ¹⁾ ($\mu\text{Sv/h}$)	栽培開始日	葉試料採集終了日	検体数 ²⁾	栽培日数	積算放射線量 ³⁾ (μSv)	種子試料採集終了日	栽培日数	積算放射線量 ⁴⁾ (μSv)
福島県立浪江高校津島分校	浪江	6.08	2014/6/26	2014/9/12	12	78	11288	2014/10/10	106	15473
浪江町立津島小学校	浪江	3.58	2014/6/26	2014/9/12	12	78	7114	2014/10/10	106	9118
浪江町立津島中学校	浪江	2.54	2014/6/26	2014/9/12	12	78	5257	2014/10/10	106	6462
つしま活性化センター	浪江	2.48	2014/6/26	2014/9/12	12	78	4463	2014/10/10	106	6314
国立環境研究所	つくば	0.13	2014/7/8	2014/9/24	9	78	300	2014/10/29	113	353

¹⁾ 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。

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

B 低線量地域

栽培場所（機関名等）	所在地	平均空間線量率 ¹⁾ ($\mu\text{Sv/h}$)	栽培開始日	種子試料採集終了日	栽培日数	積算放射線量 ²⁾ (μSv)
アジア大気汚染研究センター	新潟1, 2	0.07	2014/5/2	2014/11/30	212	356
福島県環境センター	郡山1	0.20	2014/6/16	2014/12/15	182	874
福島県環境センター	" 2	0.21	2014/6/16	2014/12/15	182	917
福島県環境センター	" 3	0.16	2014/6/16	2014/12/15	182	699
国立環境研究所	つくば	0.13	2014/6/1	2014/12/1	183	571
埼玉県環境科学国際センター	加須	0.07	2014/6/16	2014/10/31	137	230
静岡県環境衛生科学研究所	静岡	0.04	2014/5/1	2014/10/22	174	167
名古屋市環境科学調査センター	名古屋	0.07	2014/6/23	2015/1/9	200	336
鳥取県生活環境部衛生環境研究所	湯梨浜	0.06	2014/6/10	2014/9/26	108	156
福岡県保健環境研究所	太宰府	0.07	2014/5/14	2014/10/10	149	250

- 1) 栽培場所の地上 1m 値（新潟は最寄りのモニタリングポストの値）。栽培開始時、または栽培期間中に随時測定し、栽培期間中の平均値とした。
- 2) 種子採取終了までの期間の積算値。

葉の遺伝子発現解析

遺伝子発現解析には高線量地域で採集した SO 及びムラサキの葉を用いた。葉は採集後、ただちに適量の RNAlater (Life Technologies Co., Carlsbad, CA, USA) に浸漬して 4°C で一晩～数日間静置後、-20°C で保存し、RNA 調整時に解凍した。Total RNA 調整には RNeasy Plant mini kit (QIAGEN, Hilden, Germany) を用いた。各試料から調整した total RNA を用いて Omniscript RT kit (QIAGEN) により逆転写反応を行い、cDNA を合成した。放射線影響のマーカーとなる可能性の示唆されている酸化的ストレス反応または DNA 修復に関わる 4 つのシロイヌナズナ遺伝子 (Kovalchuk et al., 2004) と最も高い相同性を持つアサガオ EST クローンからなる contig 配列 (基礎生物学研究所星野敦博士データベース NIBB Japanese morning glory cDNA Database による。以後、便宜的に「遺伝子」と呼ぶ)、及び対照となるアサガオのアクチン (*Actin4*) の各々の塩基配列の特異プライマーを設計した。これらを用いて、合成した cDNA を鋳型に Light Cycler 480 II (Roche Diagnostics, Basel, Switzerland) ならびに KOD SYBR qPCR Mix (TOYOBO Co. Ltd., Osaka, Japan) を用いて定量 PCR (98°C2 分、98°C10 秒、55°C10 秒、68°C30 秒) 50 サイクル) を行い、それぞれの Fit point 1.0 における数値 (必要サイクル数) を求め、アクチンに対する他の遺伝子の相対発現量の値を得た。

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、形がひびつ、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。種子の形態の例を図 3.2-15 に示す。

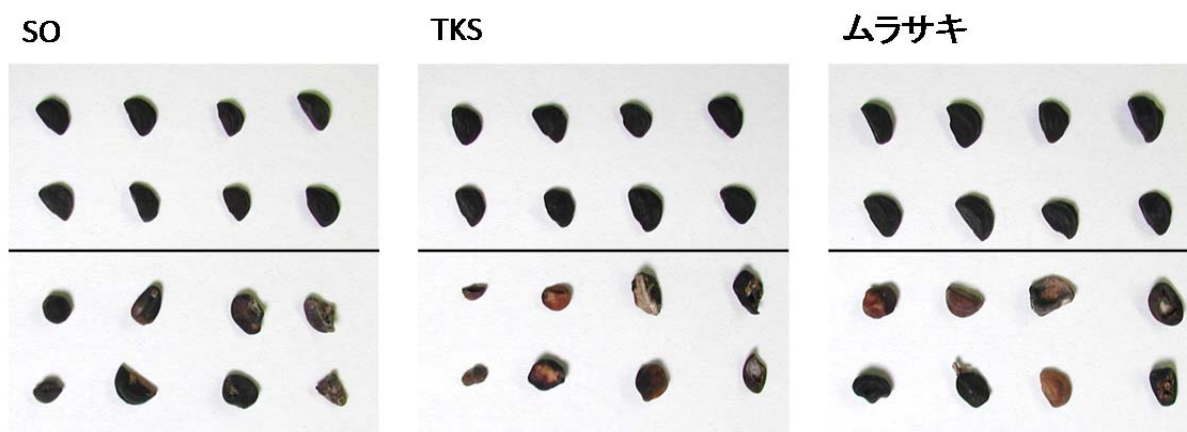


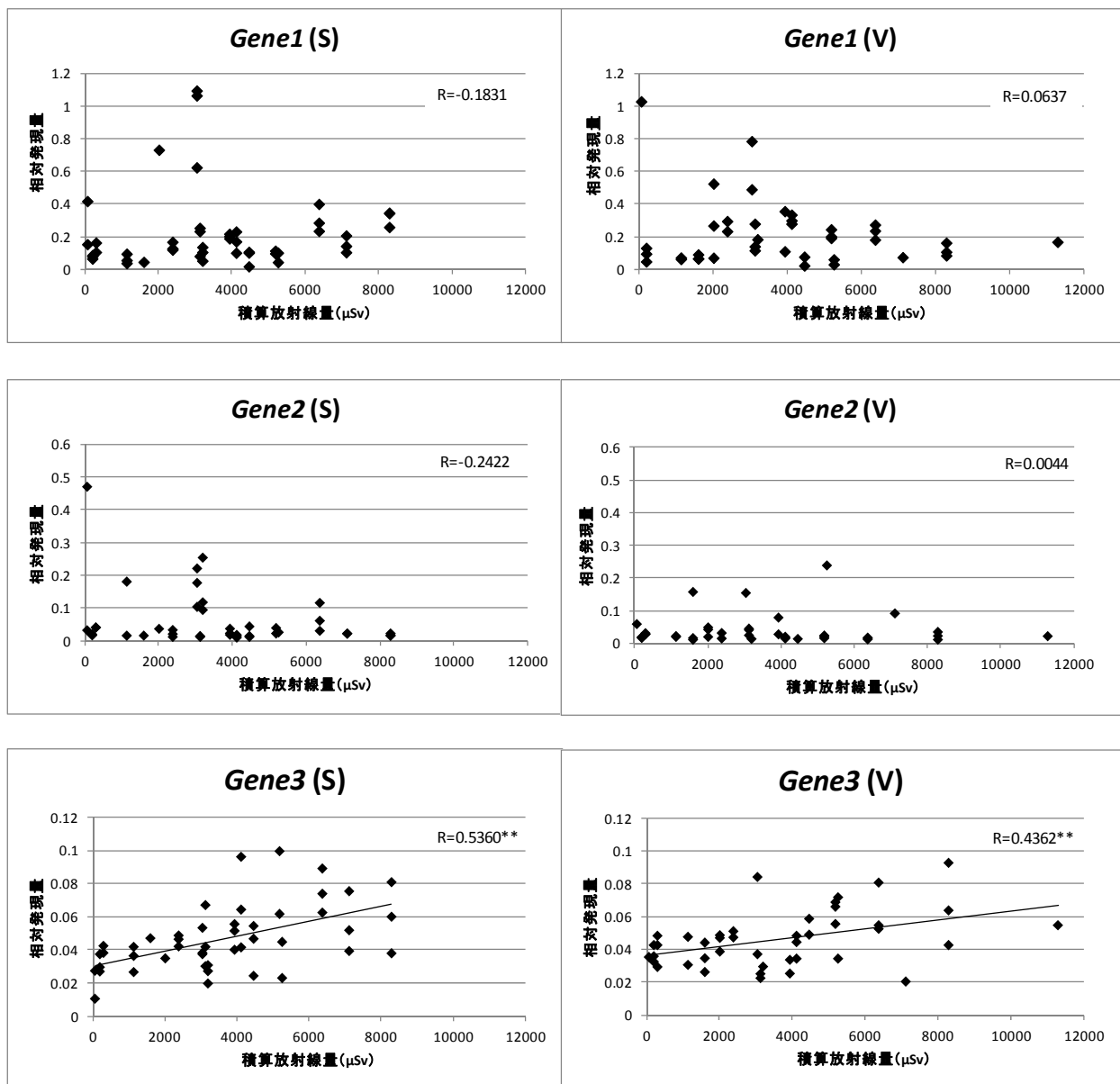
図 3.2-15 各品種アサガオ種子の形態の例

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。

結果

遺伝子発現と放射線量

2012、2013年度と同様、チェルノブイリの原発事故において高線量の環境放射線に暴露されたシロイヌナズナで発現が調べられた4つの遺伝子 (Kovalchuk et al., 2004) に注目し、高線量地域で栽培したアサガオ葉試料を用いて発現量の調査を行った。2014年度は、2つの遺伝子の相対発現量については積算線量との相関は認められなかったが、残り2つの遺伝子については有意な相関が認められた。一方、2014年度は相対発現量と積算線量との相関は見られなかった。2014年度は2013年度に相関が認められた遺伝子のうち1つの遺伝子において、相対発現量と積算放射線量との有意な中程度の正の相関がみられた。葉における各遺伝子の相対発現量と積算放射線量との相関を図3.2-16に示す。



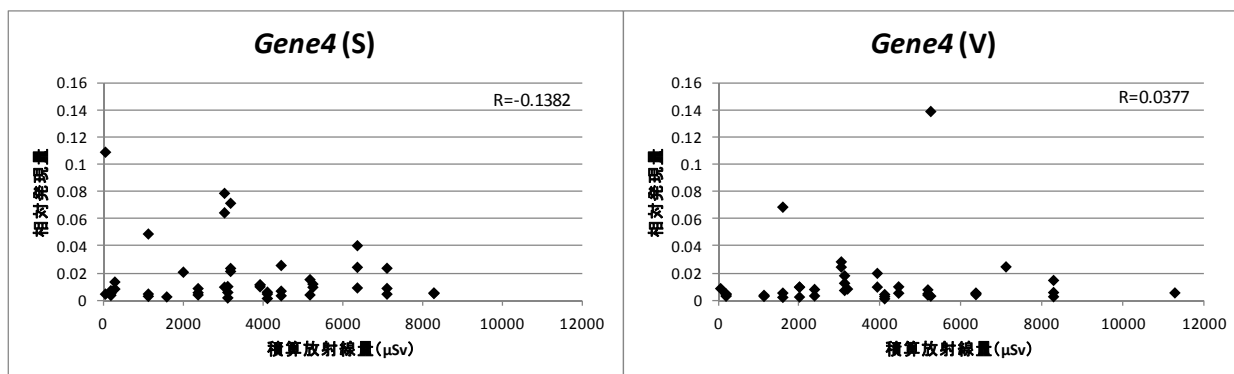


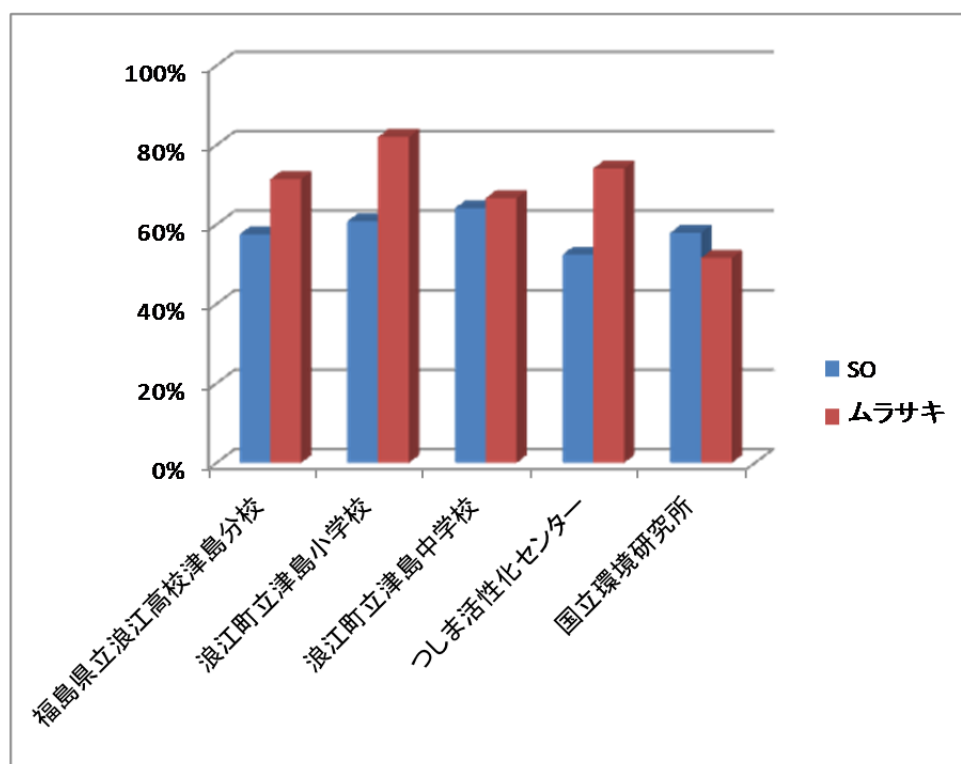
図 3.2-16 葉における各遺伝子の相対発現量と積算放射線量の相関

S：スカーレットオハラ、V：ムラサキ。相対発現量は、各試料中の各遺伝子の *Actin4* の発現に対する相対値。採取場所、検体数、積算放射線量については表 3.2.4 参照。R は相関係数。**P<0.01。

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 3.2-17 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 3.2-18 に示す。アサガオの栽培条件が異なるため、高線量地域と低線量地域に分けて解析を行った。なお、各地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。

A 高線量地域



B 低線量地域

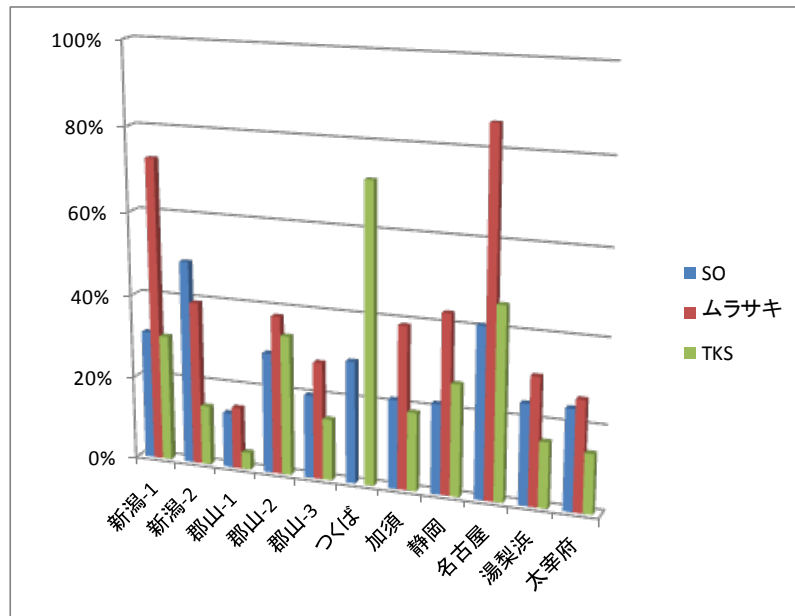
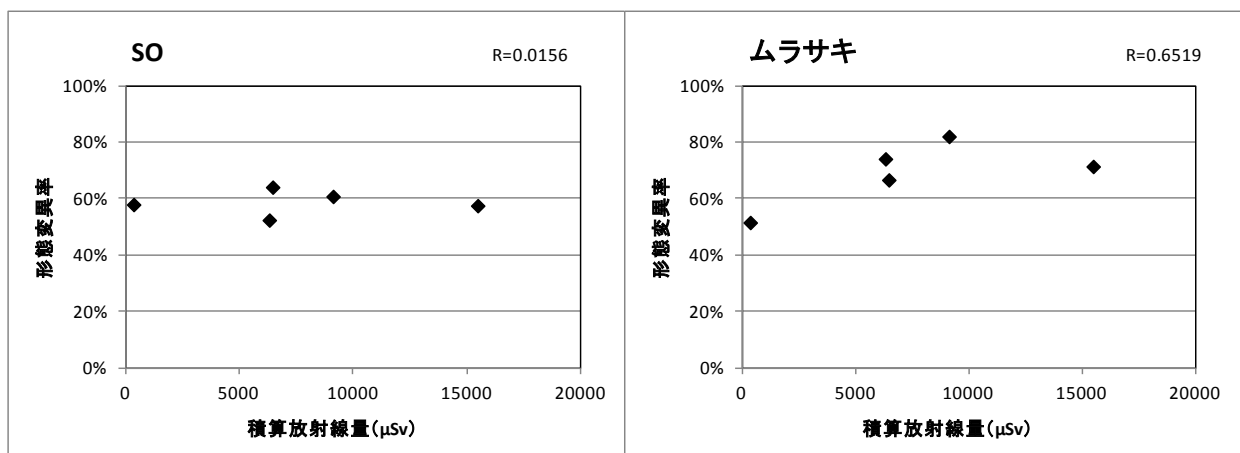


図 3.2-17 各地におけるアサガオ種子の形態異常率

SO、スカーレットオハラ。TKS、東京古形標準型。各地域については表 3.2-4 参照。なお、新潟では2か所で栽培、種子採取を行った。2か所の空間放射線量率は等しいものとした。

各地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 では高線量地域の各地の平均形態異常率が 58.6%、低線量地域では 27.5%、ムラサキでは高線量地域の各地の平均形態異常率が 69.2%、低線量地域では 41.8%、TKS (低線量地域のみ) では 26.3%で、同じ線量の地域で比較するとムラサキ、SO、TKS の順に高い異常率であった。品種間の異常率の違いについては 2012、2013 年度の結果と同様であった。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。高線量地域での形態異常率が低線量地域よりも高いが、これは対照である放射線量の低いつくばにおいても高い形態異常率を示していることから、栽培条件の違いによるものと考えられた。

A 高線量地域



B 低線量地域

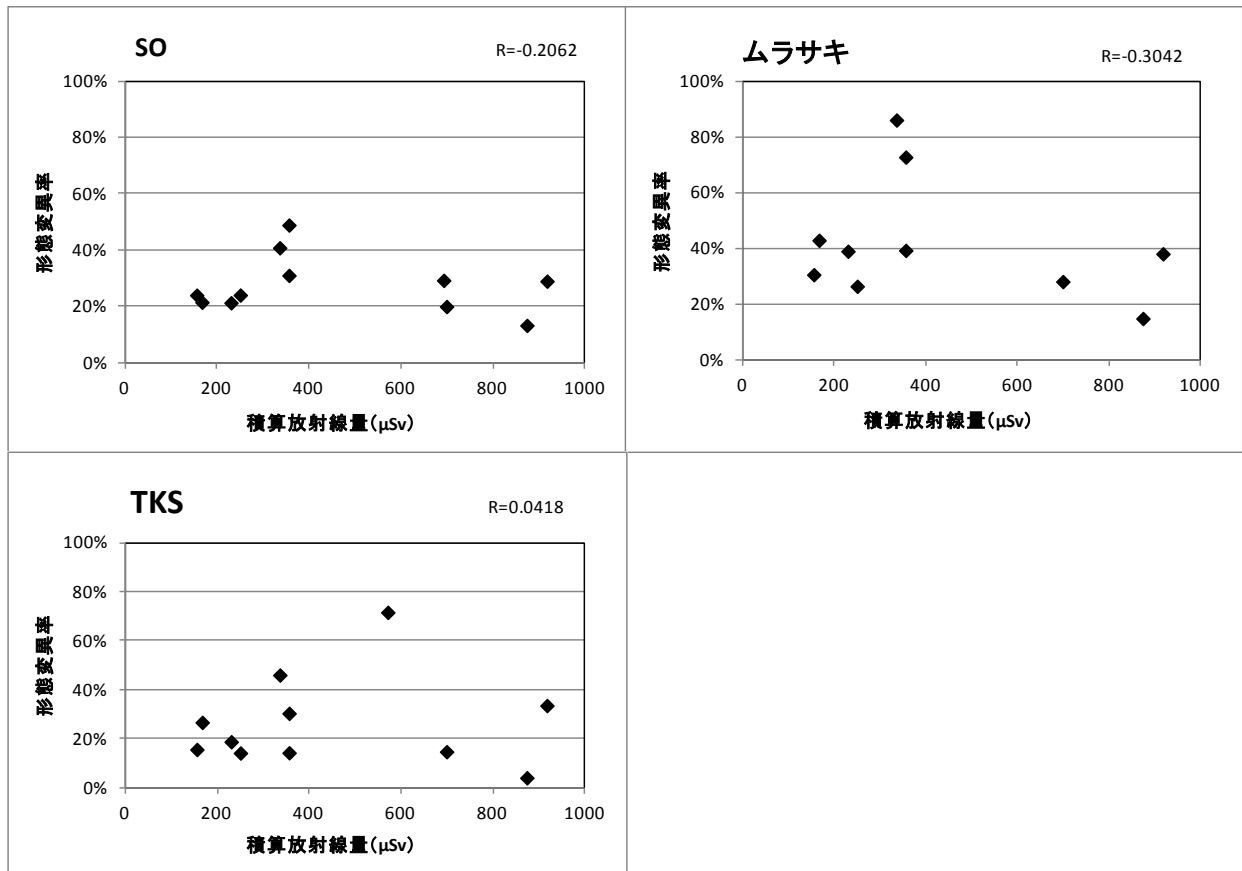


図 3.2-18 種子の形態異常率と積算放射線量との相関

各地域については表 3.2-4 参照。R は相関係数。

SO、TKS、ムラサキの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。

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 β 線（内部被曝）や γ 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、2013 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 年度は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、2013 年度の積算放射線量が最大で郡山の約 1,350 μSv だったのに比べ、2014 年度は同じく郡山で約 830 μSv 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。

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。2014年度はSOに加えムラサキも合わせて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年度、2014年度と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3年の調査で同様に認められた。

2014年度は、これまで他の地域よりも空間放射線量の高かった郡山で除染等により、放射線量が2013年度よりも低くなったことから、低線量地域として扱った。一方2014年度は、比較的高線量の地域（浪江町）において、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た。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

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

原子力規制委員会（2014）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、浪江町教育委員会事務局に大変お世話になった。改めてお礼を申し上げる。各地のアサガオの栽培と試料採取等に関しては、アジア大気汚染研究センター武直子氏、福島県環境センター 木賊幸子氏、埼玉県環境科学国際センター 三輪誠氏、静岡県環境衛生科学研究所 中村佐知子氏、名古屋市環境科学調査センター 岡村祐里子氏、鳥取県生活環境部衛生環境研究所 尾川成彰氏、福岡県保健環境研究所 須田隆一氏に担当いただいた。

3.2.3 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

はじめに

2013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。

- 福島県に分布するアカネズミの遺伝的多様性をミトコンドリア DNA (Cytb、D-loop) およびマイクロサテライトを指標に評価したところ対象地域 (富山県、青森県) との有意差は観察されなかった。
- アカネズミ 19 個体の成獣オス (体重 30g 以上、繁殖期) を対象に抗 8-OHdG 抗体による免疫染色を実施したところ、12 個体で 8-OHdG 陽性となる細胞を含む精細管が観察された。一方、精巣上体では 8-OHdG 陽性となる精子は観察されなかった。
- 福島県、富山県および青森県における精巣上体精子の奇形率を比較したところ統計的に有意な差は観察されなかった。
- 福島県浪江町で捕獲したアカネズミの Cs-134 および Cs-137 の合計蓄積量は 2,514~42,059 Bq/kg であった。また、アカネズミが採餌した植物種と個体線量には相関が認められず、個体線量は植物性の採餌パターンに依存していないと推定された。

2013 年度の結果から、福島県浪江町に分布するアカネズミの中にはセシウム蓄積量が 40,000 Bq/kg 以上のものが観察されており、この蓄積したセシウムからのベータ線による内部被ばくが生体に対して何らかの影響を及ぼしている可能性がある。ICRP は放射線による環境影響を評価する際に適切な 12 種類の動植物、「標準動物及び植物」を公表している。また、ICRP は各標準動植物及び植物が放射線を受けた場合に生じる影響について線量率ごとに情報を提供している (誘導考慮参考レベル、Derived Consideration Reference Levels)。ネズミ科の動物については、線量率が 0.1 mGy/d 以上となった場合に放射線による影響が発生する可能性があるとされている。

そこで 2014 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、新規に以下について調査を行った。

- 2012 年~2014 年にかけて福島県内で捕獲したアカネズミの総被ばく量 (ベータ線による内部被ばく量とガンマ線による外部被ばく量の合計) を推定。
- 放射線に高い感受性を有する骨髓細胞を利用した小核試験。

材料と方法

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 3.2-19、表 3.2-5)。福島県浪江町においては、2014 年 8 月時点で空間線量率 (地表) が 10 μ Sv/h 以上の地域 1 カ所 (浪江町 (高)) と 10 μ Sv/h 未満の地域 1 カ所 (浪江町 (低)) で捕獲を行った。各地の 2014 年 8 月時点での空間線量率 (地表) を、表 3.2-5 に示す。



図3.2-19 捕獲地 a: 青森県、富山県、b: 福島県浪江町 (拡大)

表3.2-5 捕獲地の緯度・経度、高度、および空間線量率 (地表、2014年8月)

捕獲地	緯度・経度	高度 (m)	空間線量率 ($\mu\text{Sv/h}$)	
福島県	浪江町(高)	N 37° 36' 02 · E 140° 45' 07	578	11.1~14.9
	浪江町(低)	N 37° 34' 32 · E 140° 43' 45	541	3.1~4.6
青森県十和田市	N 40° 35' 38 · E 140° 57' 43	388	0.05	
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10m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 (4および8月頃) を中心に、福島県は6および8月、青森県は4および7~9月、富山県は4、7および8月に行った (表3.2-6)。

表3.2-6 罠の設置期間

	4月	6月	7月	8月	9月
福島県	-	25, 26日	-	6, 7, 27, 28日	-
青森県	16, 17日	-	30, 31日	20, 22日	11, 12日
富山県	16, 17日	-	29, 30日	20, 21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) 中で細切し、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/0.165 M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 (500 μl) 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℃にて冷凍保存した（詳細は後述）。各部位の処理法を表3.2-7に示す。

表3.2-7 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℃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℃凍結保存

放射性物質蓄積量の計測

アカネズミのうち75個体（浪江町（高）23個体、浪江町（低）19個体、青森県17個体、富山県16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66～50,000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49,000～50,000秒）でCs-134およびCs-137の定量を行った。

体内被曝線量の推定

アカネズミの体内被曝線量は、モンテカルロ法による高エネルギーカスケード計算を行うプログラム EGS5: Electron Gamma Shower Version 5 (Hirayama et al., 2005) を用いて行った。アカネズミの体の形態を、オス（体重30 g以上の個体）は直径20 mm、長さ122 mmの円柱、メス（体重25 g以上の個体）は直径17 mm、長さ104 mmの円柱と見立て、体系データをジオメトリ作成プログラム Cgview (<http://rcwww.kek.jp/research/egs/kek/cgview/>) を用いて作成した。ベータ粒子の発生位置と吸収エネルギーをベータ線10万本の積算から予測し、各個体の体重および体内のCs-137蓄積量の値を用いて、1日当たりの個体への被曝線量（mSv/day）に換算した。

精巣組織を対象にした酸化ストレス指標の評価（精巣における酸化ストレス修復酵素発現量の測定）

解析には、2012年から2014年にかけて各捕獲地域にて採集しQIAZOLに浸漬保存されたアカネズミの精巣組織を用いた。繁殖期における影響を明らかにするため、組織は両精巣重量が原則として1 g以上のサンプルを用いた（ただし、2014年の青森県で採集されたサンプルは1 gに満たない個体が多いため、精子形成が確認できたサンプルとした）。

精巣からの全RNA抽出は、EZ1 RNA Universal Tissue Kit (QIAGEN, Hilden, Germany) を用いて行った。逆転写反応による一本鎖cDNAの合成は、全RNAの1 μgを鋳型にPrimeScript™ RT Master Mix (TaKaRa, Shiga, Japan) を用いて行った。次に酸化ストレス修復酵素であるSOD1 (Superoxide dismutase 1) とOGG1 (8-oxoguanine DNA glycosylase)、およびハウスキーピング遺伝子であるβ-actinのmRNA発現量を求めるため、Real-Time PCRを行っ

た。プライマー配列は、SOD1 には、As-SOD1_F: 5'-TCC ATT GAA GAT CGA GTG ATC TC-3' と As-SOD1_R: 5'-TCA CAC CACAAG CCAAGC-3' (本研究において新たに設計)、OGG1 には、As-OGG1_F: 5'-GAT TGC CCA TCG TGA CTA C-3' と As-OGG1_R: 5'-CAC TGA ACA GCA CTG CTT G-3' (本研究において新たに設計)、 β -actin には、As-ACTB-F: 5'-CAG GAT GCA GAA GGA GAT TAC-3' と As-ACTB-R: 5'-ACC GAT CCA CAC AGA GT-3' (Ishiniwa *et al.*, 2010) を用いた。PCR ポリメラーゼとして、KOD SYBR[®] qPCR Mix (TOYOBO, Osaka, Japan) を使用し、Light Cycler[®] 480 (Roche Diagnostics, Basel, Schweiz) を用いて以下の条件で増幅反応を行った。

【反応液組成】

KOD SYBR [®] qPCR Mix	10.0 μ L
Forward primer (4 pmol/ μ l)	2.0 μ L
Reverse primer (4 pmol/ μ l)	2.0 μ L
cDNA	2.0 μ L

【温度プロファイル】

初期変性	98°C 2 min
PCR反応	(95°C 10 sec、58°C 10 sec、68°C 30 secおよび単一蛍光測定) \times 40 cycles
融解曲線分析	95°C 5 sec、65°C 1 min、95°C 0.1°C/sの加熱速度および連続蛍光測定

PCRの増幅効率 (E) は特定のサンプルにおいて希釈系列を作成し、Real-Time PCRから得られたクロッシングポイント ($C_{p(\text{standard})}$) 値を用いて次の式で求めた。

$$E = 10^{\left(\frac{1}{ABS(X)}\right)}$$

(Xは、Y軸に $C_{p(\text{standard})}$ 値を、X軸に希釈倍率 (\log_{10}) を取った場合の傾きを表す)

各遺伝子の mRNA 発現量 (C_t) は、得られた増幅効率値 ($E_{(\text{SOD1})}=1.853$ 、 $E_{(\text{OGG1})}=1.973$ 、 $E_{(\beta\text{-actin})}=1.882$) を用いて次の式で求めた。

$$C_t = E^{C_p}$$

(C_p は各サンプルおよび遺伝子の Real-Time PCR 解析から得られたクロッシングポイントを示す)

最後に、酸化ストレス修復酵素の発現量をハウスキーピング遺伝子の発現量で除算し補正を行った。

統計解析は統計解析ソフト R (<http://www.r-project.org/index.html>) を用い、調査地域間の比較を年ごとに行った。

小核試験

小核試験は、幼若赤血球中の小核の有無を観察することにより、染色体異常を間接的に評価する方法として広く用いられている。

福島県・浪江町(高)、福島県・浪江町(低)および青森県で捕獲したアカネズミ各6個体を対象に小核試験を行った。大腿骨より骨髓細胞を採取し、牛胎子血清で骨髓細胞浮遊液を調整した。骨髓細胞浮遊液をスライドガラスに塗抹し、99.5%メタノールで5分間固定、アクリジンオレンジ (AO) 溶液 (6 μ M) で3分間染色、PBSで洗浄、カバーガラスをかけ周囲をシールした。蛍光顕微鏡下 (AO用フィルタセット) で、1個体あたり2,000個の幼若赤血球を観察し、小核を有する細胞数を調べた。

結果

捕獲

各地のアカネズミ捕獲結果を表3.2-8に示す。2014年度、福島県・浪江町（高）では27個体（オス14個体、メス13個体）、福島県浪江町（低）では19個体（オス10個体、メス9個体）、青森県では68個体（オス34個体、メス34個体）、富山県では39個体（オス19個体、メス20個体）、合計で153個体（オス77個体、メス76個体）の捕獲に成功した。

表3.2-8 捕獲数

		4月	6月	7月	8月	9月	合計	合計	
福島県	浪江町（高）	雄	-	2	-	12	-	14	27
		雌	-	3	-	10	-	13	
	浪江町（低）	雄	-	1	-	9	-	10	
		雌	-	2	-	7	-	9	
青森県	雄	6	-	11	10	7	34	68	
	雌	8	-	10	11	5	34		
富山県	雄	5	-	4	10	-	19	39	
	雌	0	-	7	13	-	20		

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3.2-20に示した。福島県・浪江町（高）における測定値は2,954～85,771 Bq/kg、福島県・浪江町（低）1,560～30,218 Bq/kg、青森県3～230 Bq/kg、富山県における測定値は0～6 Bq/kgであった。

アカネズミ捕獲地土壌の放射性物質の計測結果を図3.2-21に示した。福島県・浪江町（高）における測定値は90,824～722,400 Bq/kg、福島県・浪江町（低）26,220～229,382 Bq/kg、青森県7～21 Bq/kg、富山県5～58 Bq/kgであった。

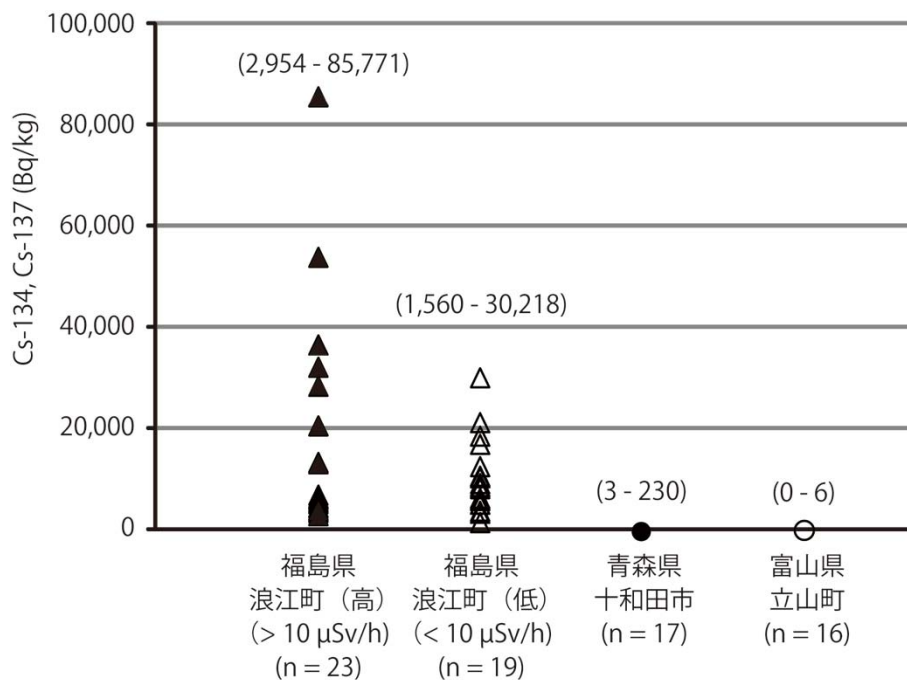


図3.2-20 アカネズミの放射性物質蓄積量

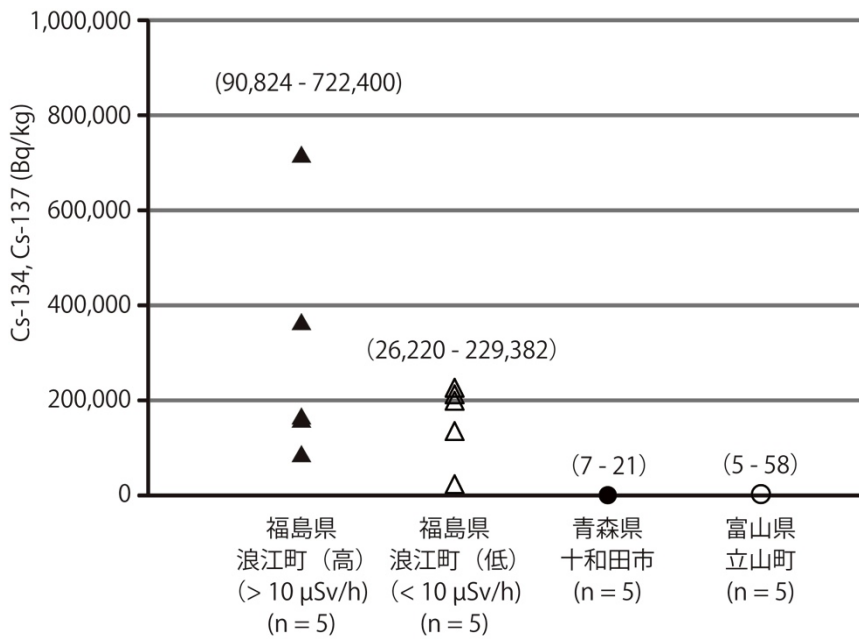


図 3. 2-21 アカネズミ捕獲地土壌の放射性物質蓄積量

体内被曝線量

EGS5 によるシミュレーションの結果、得られたアカネズミの体内被曝線量の平均値を図 3.2-22 に示す。対照地である青森県・富山県と比較し、福島県は浪江町（高）および浪江町（低）のどちらの地域においても高い体内被曝線量を示した。特に、2012 年の福島県・浪江町（高）で捕獲されたオスとメスはともに 0.1 mSv/day を超える高い被ばく線量を示し、この値は ICRP (2008) が提示する放射線による誘導考慮参考レベル (0.1~1.0mGy/day、ここでは Gy=Sv とする。) の範囲内であった。福島県・浪江町（低）および 2013 年以降の浪江町（高）では、被ばく線量は誘導考慮参考レベル未満であった。また、メスはオスより高い被ばく線量値を示す傾向が見られた。

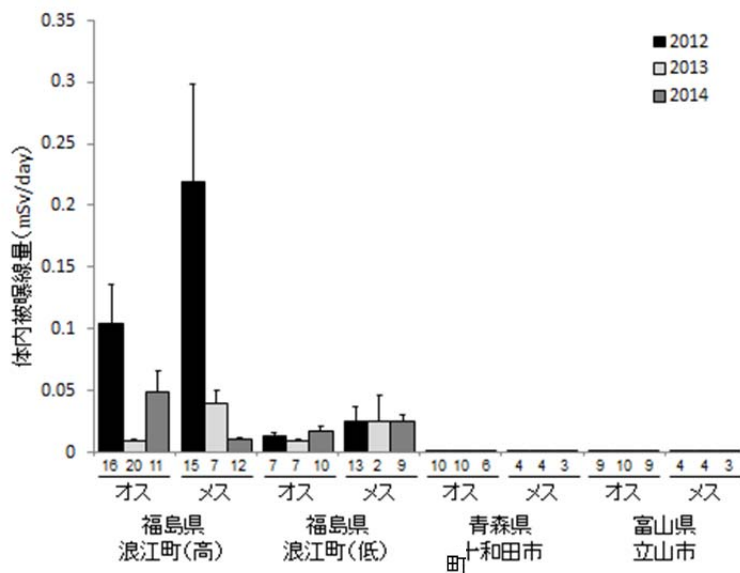


図 3. 2-22 アカネズミ体内被曝線量

エラーバーは標準誤差を示し、グラフ下の数値はサンプル数を示す。

酸化ストレス修復酵素の発現量

アカネズミの精巢中の酸化ストレス修復酵素の発現量を図 3.2-23、3.2-24 に示す。SOD1 の発現量は、2012 年の福島県・浪江町（高）および（低）で上昇しており、浪江町（高）では対象地域と比較して有意な差が見られた（Steel-Dwass test、 $p<0.05$ ）。2013 年の SOD1 発現量を各地域で比較すると、浪江町（高）と青森県で有意な差がみられたものの（Steel-Dwass test、 $p<0.05$ ）、各地域間での差は2012 年より小さくなり、2014 年では地域間の差は認められなかった。OGG1 の発現量においても、2012 年の福島県・浪江町（高）および（低）で高く誘導されており、浪江町（高）では対象地域と比較して有意な差が見られた（Steel-Dwass test、 $p<0.05$ ）。2013、2014 年は各地域において有意な差は認められなかった。

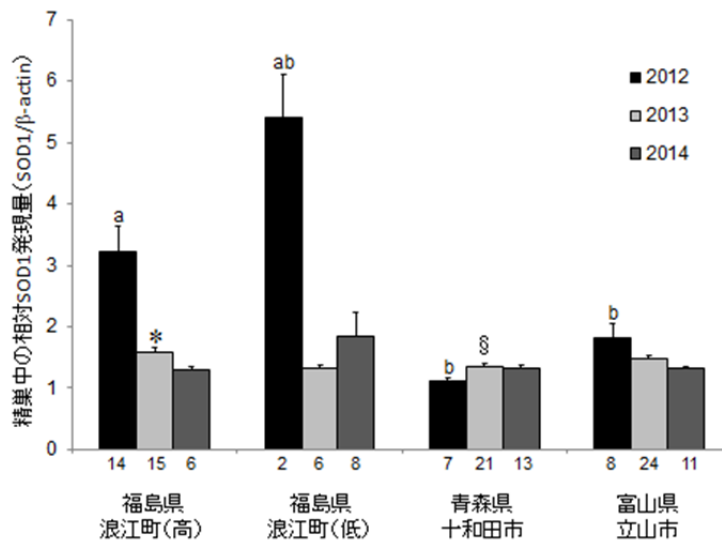


図 3.2-23 精巢中 SOD1 mRNA の相対発現量

エラーバーは標準誤差を示し、グラフ下の数値はサンプル数を示す。棒グラフ上部のアルファベットと記号は、異なる文字および記号の間で有意な差があることを示す（Steel-Dwass test、 $p<0.05$ ）

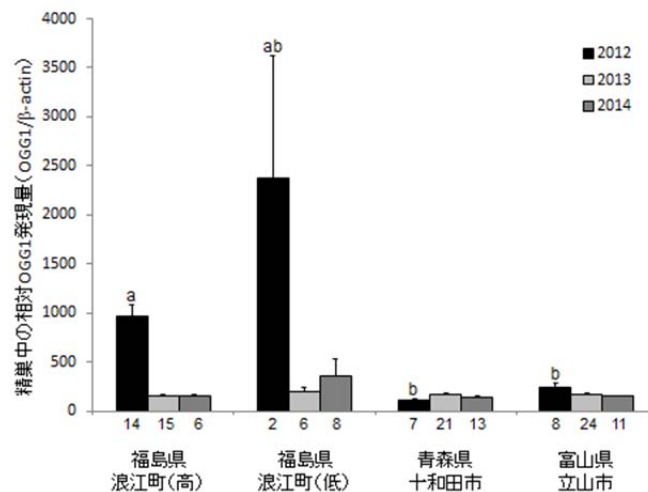


図 3.2-24 精巢中 OGG1 mRNA の相対発現量

エラーバーは標準誤差を示し、グラフ下の数値はサンプル数を示す。棒グラフ上部の文字は、異なる文字間で有意な差があることを示す（Steel-Dwass test、 $p<0.05$ ）

小核試験

アカネズミの骨髄より採取した幼若赤血球の小核（図3.2-25）の出現率を図3.2-26に示した。小核出現率は、福島県・浪江町（高）で0.15～0.60%、福島県・浪江町（低）0.15～0.70%、青森県0.10～0.70%であった。各地における小核出現率に、統計的に有意な差は見とめられなかった。

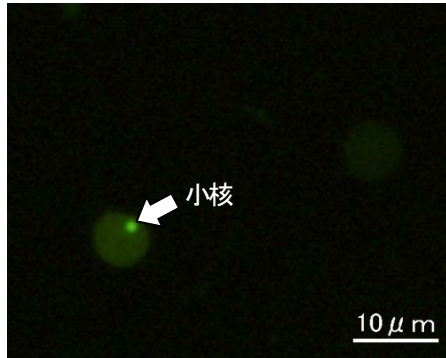


図3.2-25 アカネズミ幼若赤血球の小核（蛍光染色）

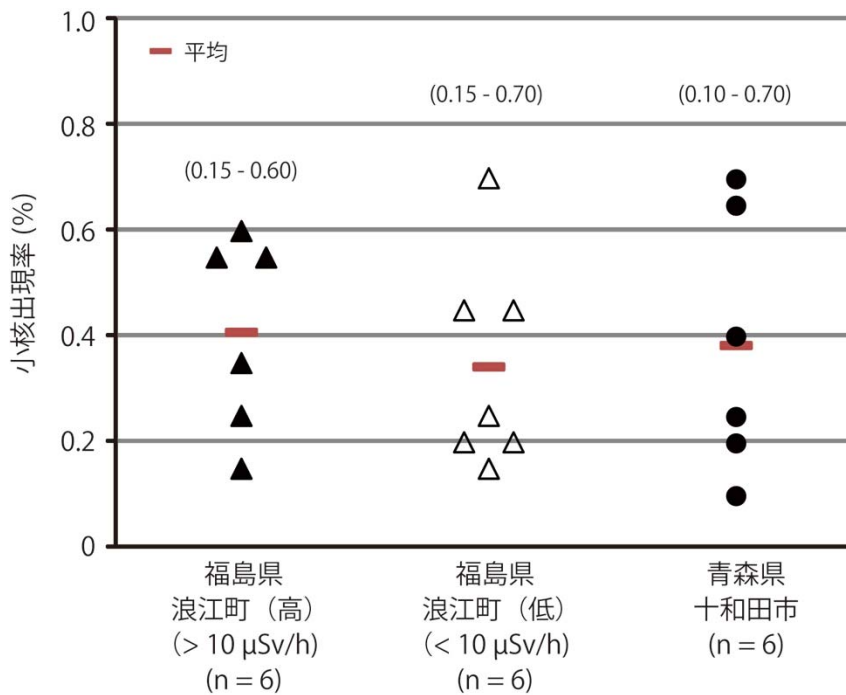


図3.2-26 アカネズミ幼若赤血球の小核出現率

考察

アカネズミの放射性セシウム（Cs-134 と Cs-137）の測定値は福島県・浪江町（高）で2,954～85,771 Bq/kg、福島県・浪江町（低）で1,560～30,218 Bq/kg となっており、2013年度の最高測定値42,059 Bq/kgと比較すると明確な減少傾向は認められていない。環境中からアカネズミへのセシウムの移行係数には変化が無いと考えられるため、捕獲地点の森林における放射性セシウムの蓄積量は昨年と大きな変化が無いと考えられる。今後は、森林において放射性セシウム量が維持されるメカニズムの解明を行う必要があり、これによって、アカネズミをはじめ

とする野生動物における放射性セシウム蓄積量の今後の動向を予測することができる可能性がある。

Gamier-Laplace et al. (2011) は、事故後 30 日間における森林性げっ歯類が受けた線量率を 3.9 mGy/d であったと報告している。この線量率を ICRP の誘導考慮参考レベル (表 3.2-9) に照らし合わせると、繁殖能力の低下が生じる可能性がある線量率となる。2014 年度実施したシミュレーションでは捕獲地点におけるアカネズミの内部被ばく量が 2012 年のみ 0.1 mGy/day を超えていた。また、酸化ストレスの指標となる OGG1 および SOD1 の遺伝子発現量も 2012 年は、青森県、富山県のものと比較して、有意に上昇していた。2012 年当時の捕獲地点における外部被ばく量は最高で約 0.36 mGy/day (空間線量率は約 15 μ Sv/h) である。そのため、2012 年においても、内部および外部被ばく量の合計は繁殖能力の低下が生じる可能性がある線量の 1.0 mGy/day を超えていなかったと推定される。したがって、OGG1 および SOD1 の遺伝子発現量の上昇は見られるものの、2012 年において福島県・浪江町に分布するアカネズミの造精機能に組織レベルでの異常はなく、Gamier-Laplace et al. (2011) が報告したレベルの被ばくは継続していなかったことが分かった。

今回のシミュレーションの結果で、2014 年の捕獲地点におけるアカネズミの内部被ばく量は約 0.03 mGy/day であることが分かった。捕獲地点の空間線量率から計算すると、外部被ばく量は約 0.3mGy/day である。これらの合計値を ICRP の誘導考慮参考レベルに照会すると、「非常に低い確率で影響が生じる。0.1~1.0mGy/day」相当となる。「非常に低い確率で影響が生じる」可能性はあるものの、2014 年度から導入した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いことが分かった。

表 3.2-9 ICRP の誘導考慮参考レベル (ネズミ科)

>1000 mGy/day :造血系障害による死亡 (成獣 :6-10 Gy LD _{50/30} 胚 :1Gy LD ₅₀)
100~1000 mGy/day :種々の原因による寿命短縮
10~100 mGy/day :晩発障害の増加。寿命短縮の可能性。繁殖能力の低下
1.0~10 mGy/day :雌雄の生殖能力低下による繁殖能力低下の可能性
0.1~1.0 mGy/day :非常に低い確率で影響が生じる
0.01~0.1 mGy/day :観察される影響無し
<0.01 mGy/day :自然放射線レベル

参考文献

- Hirayama H, Namito Y, Bielajew AF, Wilderman SJ, Nelson WR. 2005. The EGS5 Code System. KEK Report 2005-8.
- ICRP 2008. Environmental protection: the concept and use of reference animals and plants. ICRP publication 108.
- Ishiniwa H, Sogawa K, Yasumoto K, Sekijima T. 2010. Polymorphisms and functional differences in aryl hydrocarbon receptors (AhR) in Japanese field mice, *Apodemus speciosus*. Environ. Toxicol. Phar. 29: 280-289.
- Gamier-Laplace J, Beaugelin-Seiller K, Hinton TG. 2011. Fukushima wildlife dose reconstruction signals ecological consequences. Environ. Sci. Technol. 45:5077-5078.

3.2.4 松川浦における水生生物への移行について

はじめに

2011年3月11日の東日本大震災に伴う東京電力福島第一原発での事故により、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発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2014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。

松川浦における放射性物質の移行及び蓄積等を明らかにするためのモニタリング調査

図3.2-27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。すなわち、水質試料は調査定点において隔月1回海水5Lを採取し、実験室に持ち帰り放射性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、国立環境研究所(以下、「NIES」という)に冷蔵で送付した。

底質試料は調査定点において隔月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5cm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。

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}Cs 及び ^{134}Cs 濃度を測定し、試料採集時の濃度を求めた。

アサリ調査として、アサリ稚貝を対象として、黒点で示す定点A1～A6において毎月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。また、モンドリ調査として、マアナゴ等の底生魚類やカニ類等を対象として、黒点で示す定点A1～A6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60cm、目合い9mm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、定期採集の他にマアナゴ及びマハゼ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。一方、ビームトロール調査として、イシガレイ等の幼稚魚を対象として、黒線で示す定点T1～T6では網口2m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。ベントスの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1mm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。

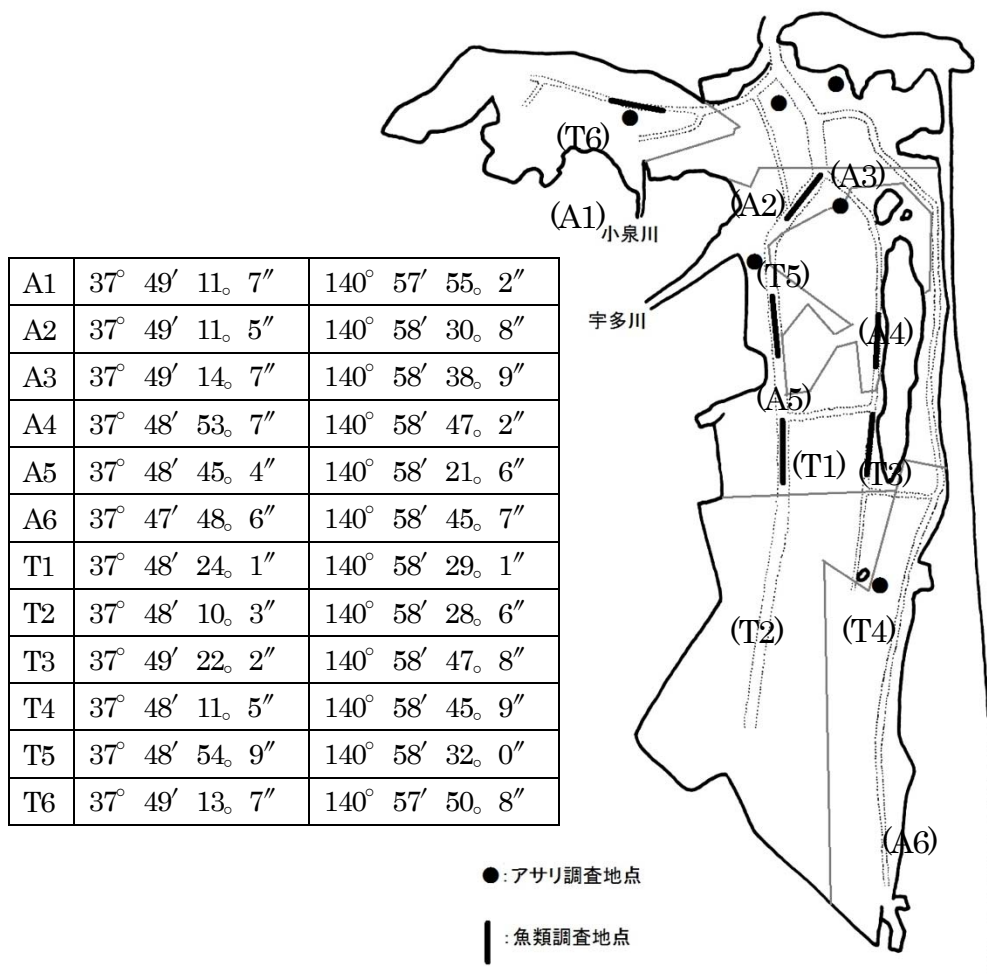


図3.2-27 調査地点図

これまでの進捗等について、以下に報告する。

水・底質調査として、12 定点 (A1～A6、T1～T6) において2014年5月から2015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3.2-10)。

また、生物調査の解析結果概要は、以下の通りである。

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。

結果

アサリ調査

A1～A6の定点において2014年5月～2015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3.2-11、図3.2-28)。

2013年級の稚貝の生息密度は0～4,392 個体/m²であった。最も高い生息密度は、湾口部近傍の定点A2で6月に見られ7月に大きく低下したが、期間を通じて他の定点より比較的高い値で推移した。2014年級の稚貝は8月から見られ、生息密度は0～776 個体/m²であった。最も高い生息密度は、湾口部近傍の定点A3で1月に見られた。2013年級については5～7月の期間に1,000 個体/m²を超える定点が複数見られたことと比較して、2014年

度は発生が少ないものと考えられる。成員の生息密度は1 m²あたり0~148 個体/m²であった。生息密度は湾口部付近の定点で高く、西部や南部の定点A5、A6では調査期間を通して0~16 個体/m²と低いことは、2013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3.2-29)。5月に6mmを中心としたピークは2013年級と考えられ、個体数は徐々に減耗し翌年1月に20mmとなった。8月には2014年級が出現し、2mm前後のピークは翌年1月まで個体数の増加傾向が見られた。

モンドリ調査

A1~A6の定点において2014年5月~2015年1月の調査で魚類6科7属9種53個体及び甲殻類ほか6種165個体が採集された(表3.2-12)。前年度調査で確認された魚類のうち3科4属5種は採集できなかった。2014年度は調査頻度を月1回から隔月1回に半減させており、前年度に採集数の少ない種については、漁獲努力量減少の影響が大きいと考えられる。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7科11属14種が確認された。2014年度の調査で最も多数の個体が得られた種は甲殻類のイシガニで、5~11月にかけて安定的に採集され、特に9、11月の秋季に多獲された。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、5~11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3.2-30)。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。

2014年度、モンドリ調査等で得られたマアナゴ31検体とビームトロール調査等で得られたマハゼ15検体について、放射性セシウム(¹³⁷Cs)濃度を測定した結果を図3.2-31に示す。マアナゴは、不検出(<1.68)~5.56 Bq/kg、マハゼは2.91~5.54 Bq/kgの範囲で検出された。季節的に外海と行き来し松川浦を利用するマアナゴと松川浦内で生活史を完結するマハゼについて、放射性物質の移行、蓄積の経過は異なることが予想される。

ビームトロール調査

T1~T6の定点において2014年5月~2015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3.2-13、表3.2-14に示す。ビームトロールにより、魚類11科15属16種159個体及び甲殻類ほか5種33個体が採集された。前年度調査で確認された魚類のうち9科10属11種は採集できなかった。モンドリ調査と同様に前年度に採集数の少ない種については漁獲努力量減少の影響が大きいと考えられる。また、新たに採集された1種とあわせて、これまでに魚類は延べ19科23属27種が確認された。2014年度、最も多数の個体が得られた魚種はカタクチイワシで5月に稚魚がまとまって入網した。その他、アサヒアナハゼやタケギンポ、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3.2-32)。採集数の多いアサヒアナハゼ他魚類2種及びイシガニについて前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。

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

表 3.2-10 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			直接採集	モドリ	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	H26.5.7	H26.5.7	H26.5.30	H26.5.28	H26.5.14	H26.5.14
	H26.7.30	H26.7.30	H26.7.29	H26.7.23	H26.7.15	H26.7.15
	H26.9.2	H26.9.2	H26.9.8	H26.9.9	H26.9.3	H26.9.3
	H26.11.10	H26.11.5	H26.11.7	H26.11.12	H26.11.10	H26.11.10
	H27.1.13	H27.1.13	H27.1.26	H27.1.21	H27.1.28	H27.1.28
	H27.3.17	H27.3.23	H27.3.25	H27.3.18	H27.3.13	H27.3.13

表 3.2-11 アサリの生息密度

		5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	1月
稚貝密度 (個体数/m ²)	2013年級									
	A1	384	148	220	144	88	208	16	0	48
	A2	456	4392	1460	1712	1416	1320	2240	1088	1080
	A3	276	308	488	328	176	16	40	0	24
	A4	944	84	1040	512	368	464	872	976	0
	A5	432	184	124	96	224	24	200	160	80
A6	176	68	0	0	0	0	0	8	16	
2014年級	A1				8	0	8	0	152	32
	A2				56	40	16	48	48	96
	A3				16	40	136	304	736	776
	A4				64	40	8	80	8	48
	A5				24	16	0	64	144	104
	A6				0	0	0	8	8	8
成貝密度 (個体数/m ²)	A1	8	28	8	0	32	48	8	0	48
	A2	128	148	0	8	0	0	0	0	0
	A3	24	48	4	8	0	32	16	16	40
	A4	60	40	4	8	16	8	16	0	0
	A5	4	8	4	0	8	0	8	8	0
	A6	4	16	4	0	0	0	0	16	0

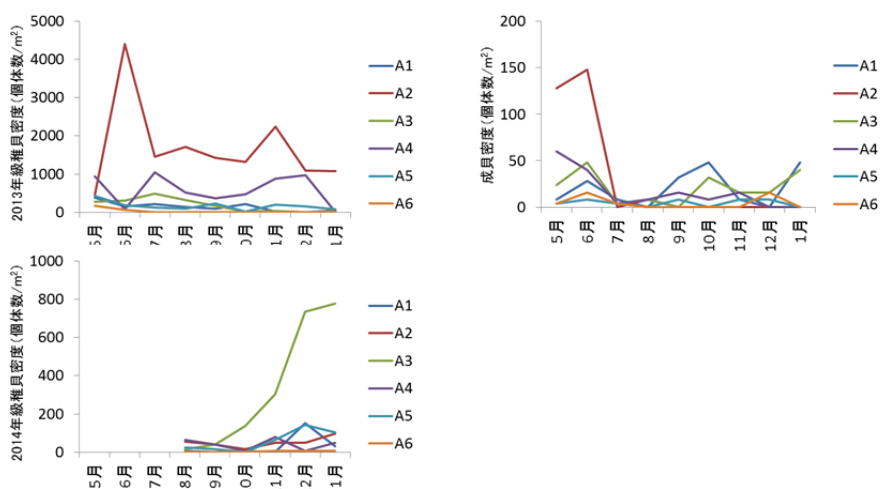


図 3.2-28 アサリの生息密度の推移

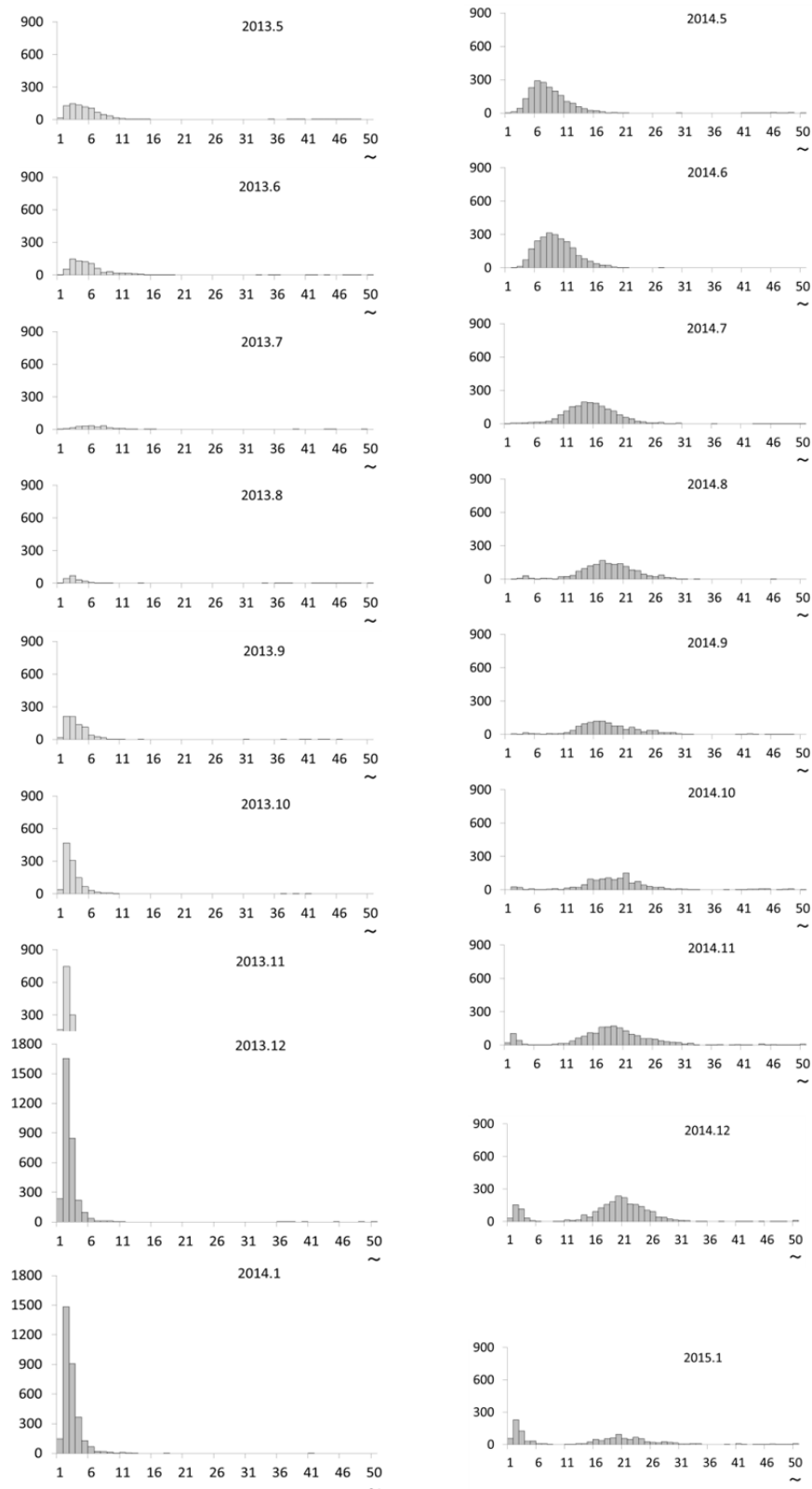


図 3.2-29 アサリの殻長組成の変化

表 3.2-12 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					H25 採集の有無	
				5月	7月	9月	11月	1月		合計
魚類	アナゴ科	クロアナゴ属	マアナゴ	6	6	12	15		39	○
	アイメ科	アイメ属	アイメ	1					1	○
			クジメ			1			1	-
	ガソカ科	アナハゼ属	アサヒアナハゼ		1				1	-
		キスガソカ属							-	○
	ニシキギンボ科	ニシキギンボ属	タギンボ						-	○
	ハゼ科	マハゼ属	マハゼ						-	○
		チチフ属	アカオビシマハゼ						-	○
			シモアジシマハゼ	1					1	○
		キラハゼ属	スジハゼ						-	○
	カレイ科	イシガレイ属	イシガレイ	1					1	○
		ツノガレイ属	マコガレイ	2					2	○
	フグ科	トラフグ属	マフグ	1					1	-
クサフグ			5		1			6	○	
	種数計			7	2	3	1	0	9	11
	個体数計			17	7	14	15	0	53	
甲殻類ほか	ガサミ亜科	ガサミ属	ガサミ						-	○
		イシガニ属	イシガニ	18	14	28	30		90	○
	モクスガニ亜科	モクスガニ属	モクスガニ	6	8				14	○
		イソガニ属	ケフサイイソガニ	1			4	43	48	○
	エビシヤコ科							3	3	○
	テッポウエビ科							1	1	○
	モエビ科								-	○
	ヤドカリ類							9	9	○
腹足類	ヒメゾホラ							-	○	
	種数計			3	2	1	2	4	6	9
	個体数計			25	22	28	34	56	165	

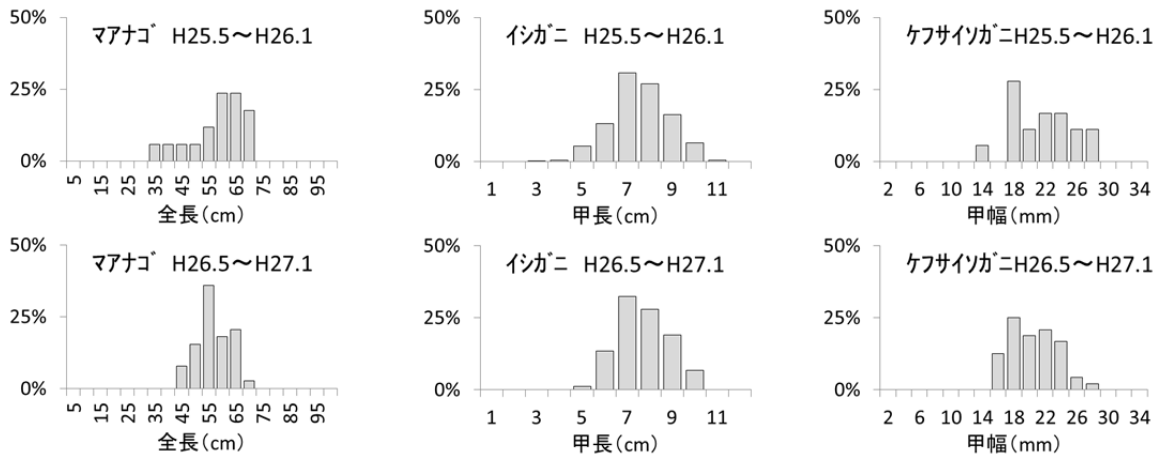


図 3.2-30 モンドリ調査の採集生物の体サイズ組成

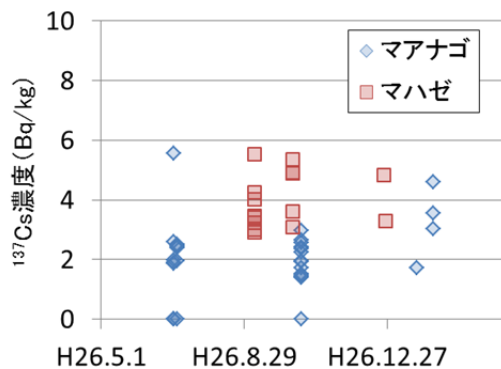


図 3.2-31 マアナゴ及びマハゼの放射性セシウム濃度

表3.2-13 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						H25 採集の有無		
		5月	7月	9月	11月	1月	合計			
魚類	カサチイワシ科	カサチイワシ属	カサチイワシ	45		5			50	○
	シラウオ科	シラウオ属	イシカワシラウオ						-	○
	ヨウジウオ科	ヨウジウオ属	ヨウジウオ						-	○
	メバル科	メバル属	シロメバル	1	2				3	○
			タノメバル	1					1	-
	コチ科	コチ属	マコチ				1		1	○
	スズキ科	スズキ属	スズキ		5				5	○
	クロダイ科	クロダイ属	クロダイ						-	○
	ヒメジ科	ヒメジ属	ヒメジ			2			2	○
	ウミタコ科	ウミタコ属	ウミタコ						-	○
	アイナメ科	アイナメ属	アイナメ	7	2	2			11	○
	ケムシカシカ科	ケムシカシカ属	ケムシカシカ						-	○
	カシカ科	アナハセ属	アサヒアナハセ	12	2	2	3		19	○
	ニシキギンポ科	ニシキギンポ属	タギンポ	5	3	2	6		16	○
	ネスッポ科	ネスッポ属		1		2	5		8	○
	ハセ科	マハセ属	マハセ	1	1		2		4	○
			アシンロハセ						-	○
			チチブ属	1	2	3	7		13	○
			シモフジマハセ						-	○
			キラハセ属	3		2	1		6	○
	ヒマハセ属	ヒマハセ		1	4	3	1	9	○	
	ヒラメ科	ヒラメ属	ヒラメ						-	○
	カレイ科	イシカレイ属	イシカレイ	4					4	○
		ツカレイ属	マコカレイ	4	2	1			7	○
	カワハキ科	アミハキ属	アミハキ						-	○
	フグ科	トラフグ属	コモンフグ						-	○
クサフグ								-	○	
	種数計		12	9	10	8	1	16	26	
	個体数計		85	20	25	28	1	159		
甲殻類ほか	ガサミ亜科	ガサミ属	ガサミ		1		1		2	○
		イシガニ属	イシガニ	2	8	3	5		18	○
	モクスガニ亜科	モクスガニ							-	○
	シヤコ科	シヤコ属	シヤコ		2				2	○
	クルマエビ科	クルマエビ属	クルマエビ		1				1	-
	ジントウイカ科	ジントウイカ属	ジントウイカ						-	○
	ダンゴイカ科	ダンゴイカ属	ダンゴイカ						-	○
	ナマコ綱	マナコ		4	3		2	1	10	○
		種数計		2	5	1	3	1	5	7
		個体数計		6	15	3	8	1	33	

表3.2-14 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								
多毛類 (個体数)	T1	183	407	169	196	195	1,150	多毛類 (湿重g)	T1	1.75	3.45	1.63	0.68	1.28	8.79
	T2	120	207	237	176	226	966		T2	2.54	3.30	2.87	3.64	4.94	17.29
	T3	373	208	303	263	167	1,314		T3	5.65	3.46	2.44	2.97	2.44	16.96
	T4	47	318	278	287	213	1,143		T4	0.55	4.83	2.49	4.64	1.63	14.14
	T5	171	207	144	30	52	604		T5	10.77	3.70	0.72	0.07	0.78	16.04
	T6	137	93	355	174	213	972		T6	2.86	2.20	3.56	1.63	1.63	11.88
	計	1,031	1,440	1,486	1,126	1,066	6,149		計	24.12	20.94	13.71	13.63	12.70	85.10
甲殻類 (個体数)	T1	8	4	5	11	9	37	甲殻類 (湿重g)	T1	0.01	0.27	0.06	0.09	0.11	0.54
	T2	58	10	11	52	33	164		T2	0.73	0.09	0.08	1.29	1.47	3.66
	T3	54	13	20	11	34	132		T3	0.44	0.12	0.19	0.07	0.86	1.68
	T4	9	70	46	2	19	146		T4	0.05	0.80	0.16	0.01	0.17	1.19
	T5	2	24	13	0	1	40		T5	0.01	0.19	0.04	0.00	0.01	0.25
	T6	11	4	0	4	41	60		T6	0.03	0.03	0.00	0.67	0.47	1.20
	計	142	125	95	80	137	579		計	1.27	1.50	0.53	2.13	3.09	8.52
貝類 (個体数)	T1	20	4	5	3	8	40	貝類 (湿重g)	T1	1.97	0.57	0.09	0.40	0.11	3.14
	T2	2	2	3	3	5	15		T2	0.03	2.57	0.70	0.01	0.30	3.61
	T3	7	1	3	5	2	18		T3	0.84	0.09	0.08	0.29	0.01	1.31
	T4	0	1	6	5	2	14		T4	0.00	0.05	0.03	33.53	0.21	33.82
	T5	24	3	0	0	13	40		T5	0.51	0.47	0.00	0.00	0.09	1.07
	T6	1	0	0	11	6	18		T6	0.03	0.00	0.00	0.71	0.12	0.86
	計	54	11	17	27	36	145		計	3.38	3.75	0.90	34.94	0.84	43.81

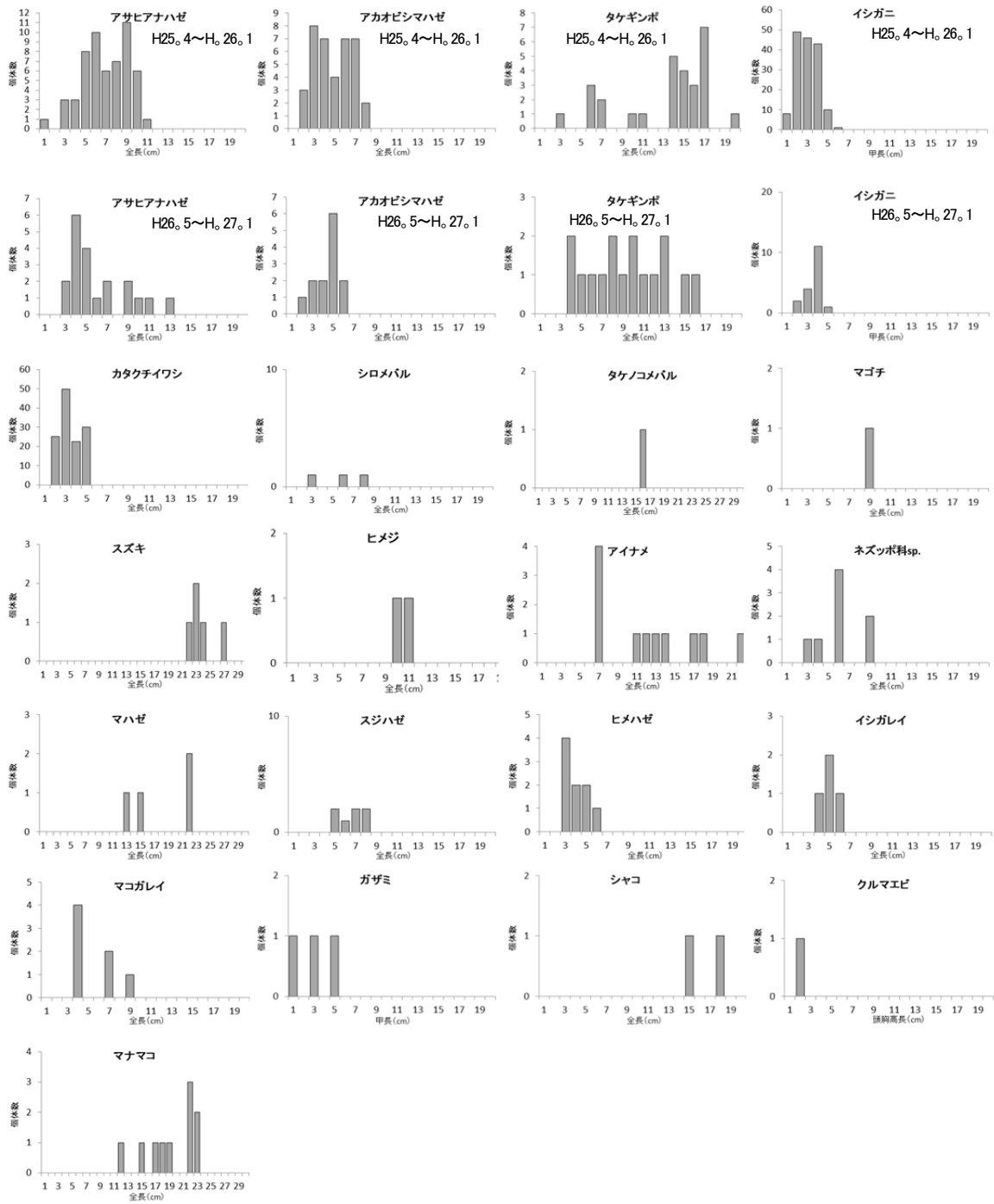


図 3.2-32 ビームトロールで採集した魚類の全長組成

3.2.5 福島沿岸域における環境・生物調査

はじめに

2011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、大量の放射性核種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核種濃度が高い。一方、海洋汚染という観点では、2011年3月から4月初旬にかけて福島第一原発から海域に直接漏洩したとされる高レベル汚染水による汚染と生物影響の懸念もある。そこで、2014年度も福島県沿岸及び沖合における放射性核種による汚染と潜在的生物影響の実態解明並びに評価に関する調査研究を実施した。すなわち、福島県の沿岸に定点を設け、定期サンプリング調査を行い、底質における放射性核種の分布と経時変化、生物（プランクトン、ベントス及び魚介類）中の放射性核種濃度、食物網経由の核種の移行・蓄積、当該海域における魚介類の個体群及び群集レベルでの変化（個体群豊度・重量、種数・種組成）等を明らかにするため、解析を行った。

底棲魚介類を対象とした放射性核種の移行及び蓄積

北部、中部（福島第一原発20 km 圏内）及び南部海域の水深約30 mの3定点（表3.2-15及び図3.2-33参照）でCTD/DOロガーにより水深別の水温、塩分及び溶存酸素濃度を観測した後、水質（バンドーン型採水器により表層と底層（海底直上1 m）；但し、中部海域（20 km 圏内）のみ10 m 間隔で採水）、底質（スミスマッキンタイヤ型採泥器により表層泥を採取）、プランクトン（植物プランクトン（採水器；表層と底層）及び大型動物プランクトン（北原式定量ネットの鉛直曳き）、ベントス（スミスマッキンタイヤ型採泥器により3回/定点）、及び魚介類（餌料板曳き網による15分間の試験底曳き）の各試料を採集した。また、北部、中部（福島第一原発20 km 圏内）及び南部海域の、それぞれ水深約10 mと約20 mの計6定点（表3.2-14及び図3.2-33参照）で魚介類（餌料板曳き網による15分間の試験底曳き）を対象とする試料採集も行った。これらの調査を年2回（夏季（2014年7月2日～4日）及び冬季（2015年1月10日、13日、14日））、実施した。

表3.2-15 調査地点の位置情報

北部 10 m	北部 20 m	北部 30 m
北緯 37° 48' 07"	北緯 37° 47' 41"	北緯 37° 47' 27"
東経 140° 00' 00"	東経 141° 01' 42"	東経 141° 03' 53"
中部 10 m	中部 20 m	中部 30 m
北緯 37° 26' 20"	北緯 37° 25' 19"	北緯 37° 25' 11"
東経 141° 02' 30"	東経 141° 03' 39"	東経 141° 05' 40"
南部 10 m	南部 20 m	南部 30 m
北緯 37° 05' 28"	北緯 37° 07' 27"	北緯 37° 08' 52"
東経 141° 00' 04"	東経 141° 01' 20"	東経 141° 03' 28"

但し、世界測地系による。

棒線は魚介類調査の曳網範囲
丸印は曳網開始の位置を表す

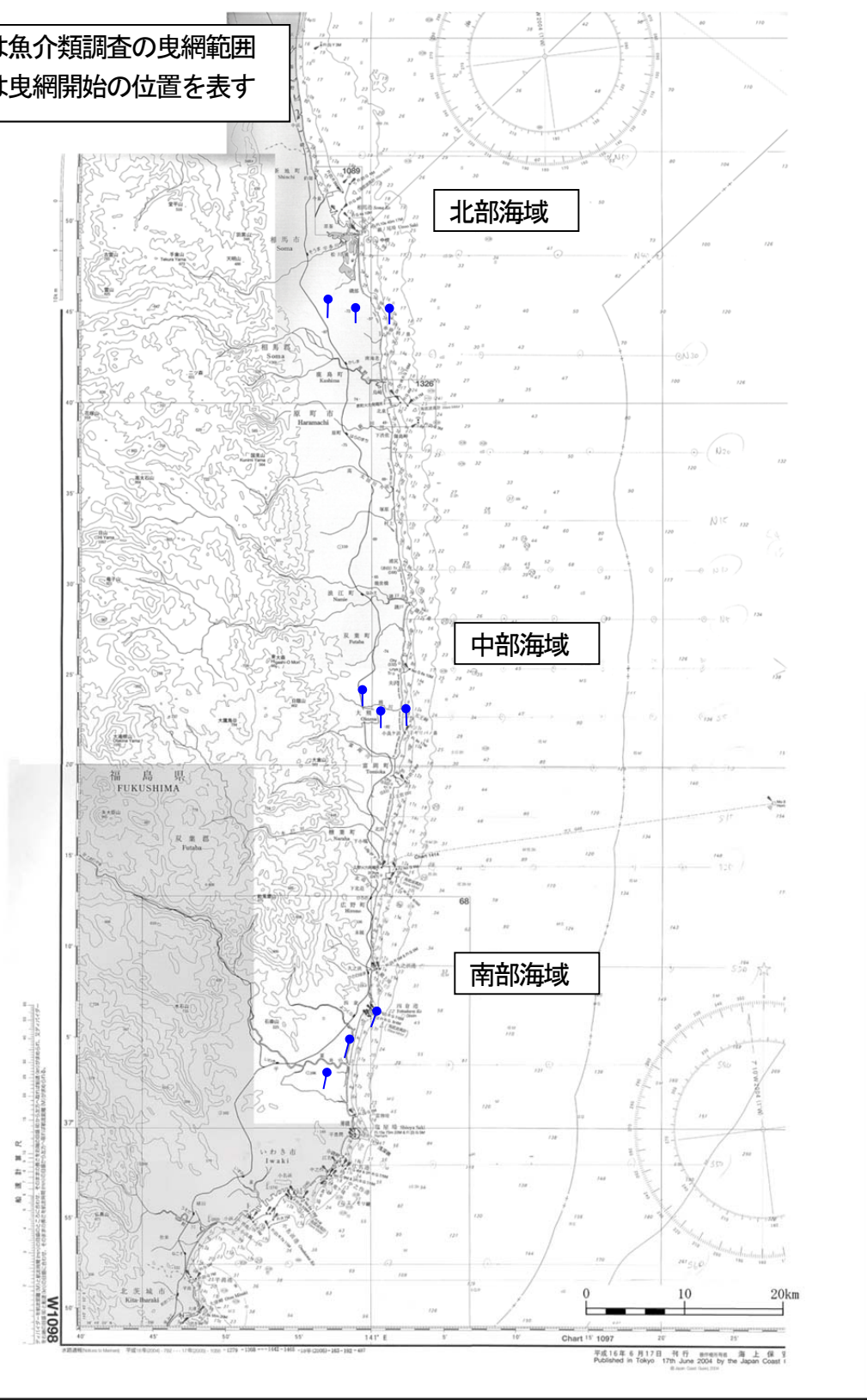


図 3.2-33 調査位置図

各調査において、魚介類試料のうち、異体類（ヒラメ・カレイ類）や板鰓類（サメ・エイ類）を中心に 30 個体前後については船上で水冷し、帰港後直ちに生殖巣、肝臓及び消化管を摘出して、それぞれ、ブアン液、ドライアイス及び 10%ホルマリン溶液を用いて固定した。後日、光学顕微鏡による検鏡等を行う。

また、プランクトン試料について、植物プランクトン等は 1L サンプル瓶に移し最終濃度が 3%になるよう中性ホルマリン液により固定し、大型動物プランクトンは 300 mL サンプル瓶に移し、最終濃度が 3%になるよう中性ホルマリン液により固定した。固定後の試料について、それぞれ種レベルまで同定し、細胞数あるいは個体数を算定した。

ベントス試料は、スミスマッキンタイヤ型採泥器（グラブサンプラー）を用いて各定点で 3 回採泥し、それぞれについてコアサンプラーにより採取したものをメイオベントス試料とし、また、採取された泥を目合い 0.5 mm の篩でふるい、篩上に残ったものをマクロベントス試料とした。メイオベントス及びマクロベントスともに船上で中性ホルマリン液により固定した。マクロベントス試料については、種判別（同定）と種別個体数・重量の算定・計測を行った。

採集された生物試料（魚介類）のほか、水質及び底質試料をゲルマニウム半導体検出器による γ 線核種の測定に供している。魚介類のうち、魚類は原則として筋肉を供試し、一方、甲殻類、軟体動物及び棘皮動物は全体（但し、イカ類では軟甲を除去）を用いている。水質試料はプレフィルター／セシウム選択性ラドディスクによるろ過・濃縮を行った後、溶存態及び懸濁態として測定を進めている。底質試料はスミスマッキンタイヤ型採泥器で採取された試料からサブコア試料を得て、2 cm 厚で切り出し、ブフナー漏斗を用いた吸引により粗水分を除去・乾燥後、ゲルマニウム半導体検出器による測定に供している。なお、各種環境試料中の放射性ストロンチウム (^{90}Sr) の分析・測定の準備にも着手した。

底棲魚介類を対象とした個体群・群集動態解析

上述の餌料板曳き網で採集された魚介類について種判別（同定）し、種別の個体数の算定と重量の計量を行い、一曳網当りの漁獲量データ（個体数 CPUE 及び重量 CPUE）を時空間的変化の観点で解析した。その結果を図 3.2-34 及び図 3.2-35 に示す。なお、2015 年 1 月調査分は、現在も処理・解析を続けている。

個体数は、総じて、海域及び水深によって変動傾向が異なる。例えば、北部海域 30 m の 2013 年 1 月はキシエビ、中部海域 20 m の 2013 年 7 月はエビジャコ、南部海域 20 m の 2013 年 9 月及び中部海域 20 m の 2013 年 10 月はマアジ稚魚の寄与が大きかった。一方、重量については、北部海域 10 m では、2013 年 7 月はショウサイフグ、2013 年 9 月はコモンカスベとアカエイが寄与した。北部海域 20 m では、2013 年 7 月はコモンカスベ、2013 年 9 月はコモンカスベとヒラメが寄与した。北部海域 30 m では、2013 年 7 月と 9 月ともにコモンカスベが寄与した。一方、南部海域 10 m 及び 20 m では、2013 年 7 月はコモンカスベとショウサイフグ、2013 年 9 月はホシザメとコモンカスベが、それぞれ、寄与した。南部 30 m では、2013 年 7 月はコモンカスベ、マダイ、異体類（ヒラメ・カレイ類）、2013 年 9 月はアカエイとホシザメが、それぞれ、寄与した。

このように、小型エビ類や板鰓類（サメ・エイ類）の出現により、時として高値が観察される場合があるものの、個体数 CPUE についても重量 CPUE についても有意な経時変化は見出されていない (two-way ANOVA, $P > 0.05$)。その一方、重量 CPUE は地点間で有意差が認められた (Tukey's test, $P < 0.05$)。すなわち、北部及び南部海域では板鰓類（サメ・エイ類）や異体類（ヒラメ・カレイ類）、フグ類あるいは棘皮動物が優占する重量 CPUE の高値が観察されたのに対し、中部海域では重量 CPUE が、概して、低値であった。南部海域の水深 30 m における甲殻類の個体数 CPUE 及び重量 CPUE が顕著に低いことが特筆され、北部海域における棘皮動物の減少の可

能性にも注目する必要がある。今後、引き続き、底棲魚介類群集の動向を追跡し、その質的・量的変化を明らかにするとともに、それに及ぼす環境因子の影響解析を進める必要がある。

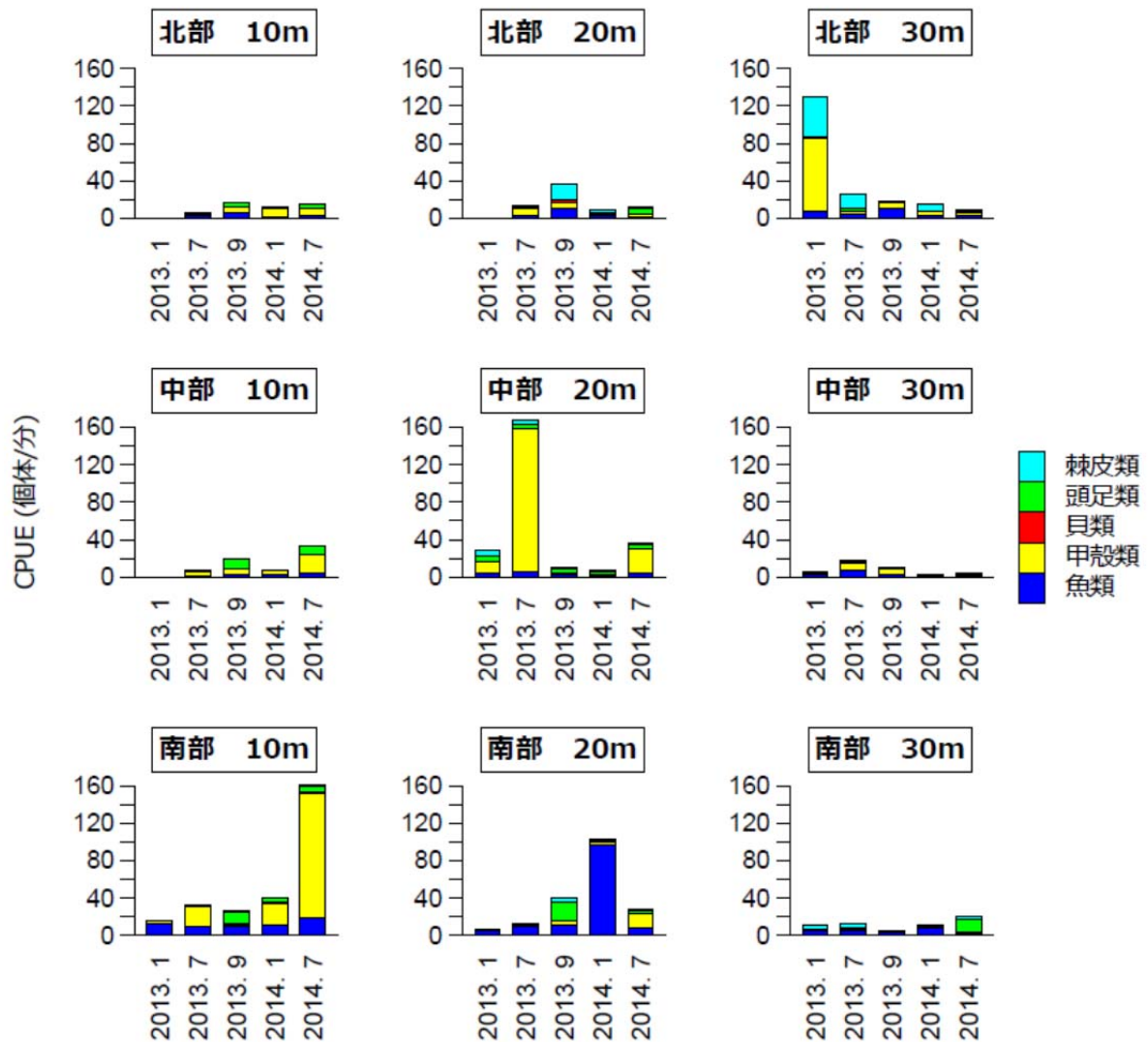


図 3.2-34 餌料板曳き網で採集された魚介類の一曳網当り個体数 (個体数 CPUE)

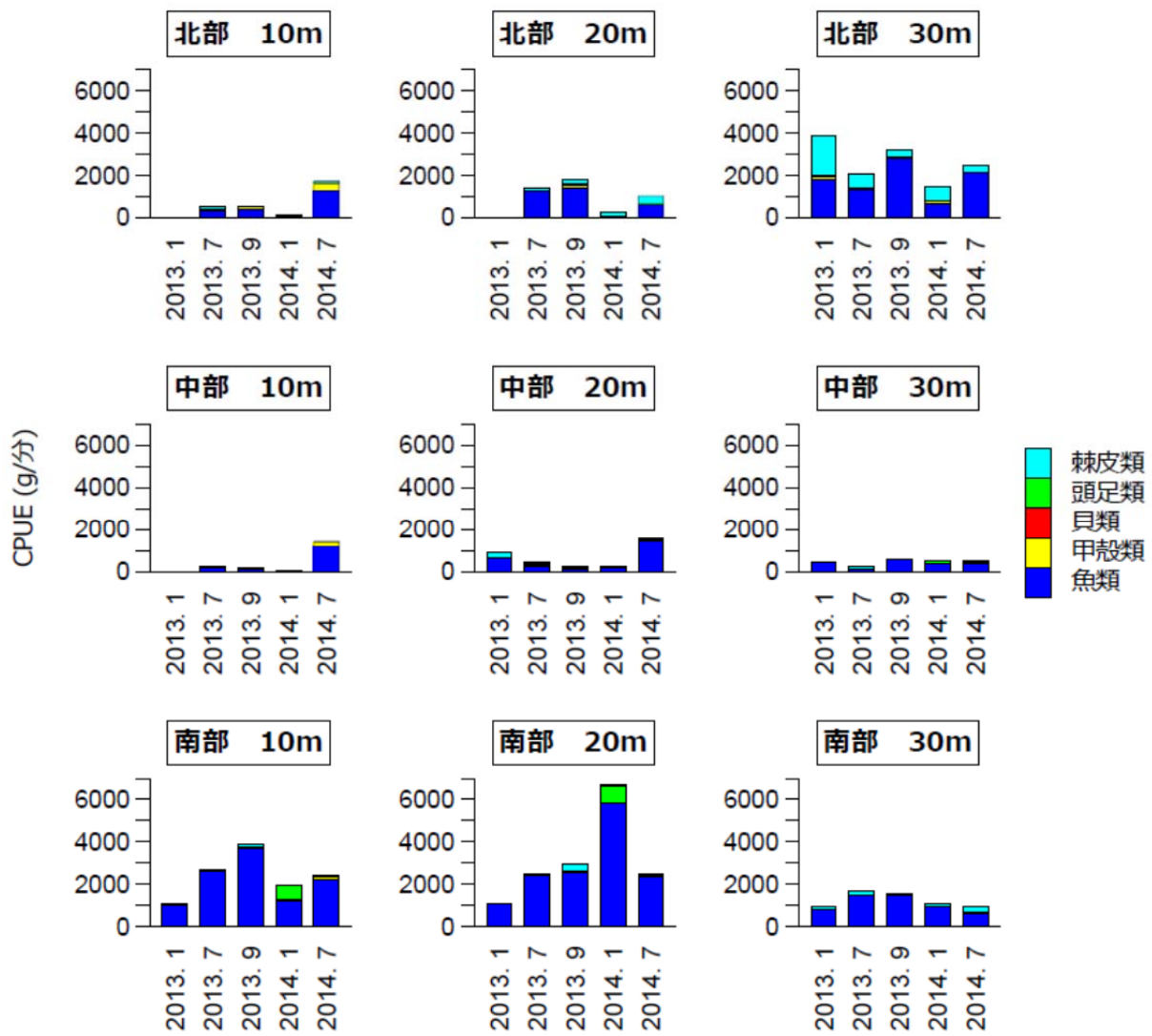


図 3.2-35 餌料板曳き網で採集された魚介類の一曳網当り重量 (重量 CPUE)

3.3 生態系変化の実態把握

3.3.1 生態系・景観モニタリング体制の構築

はじめに

東日本大震災に伴う福島第一原発の事故により、Cs-134 および Cs-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。

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。2014年度は、それに向けた情報基盤の整備のため、避難指示区域内外を対象とした生態系モニタリングの体制構築と、リモートセンシングに基づく景観変化の把握に向けた情報収集と整理を行った。

生態系モニタリング体制の構築

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・飛翔性昆虫類・鳥類・カエル類を対象とした長期モニタリングを開始した。哺乳類は森林内に設置した自動撮影カメラ、昆虫類は小中学校（休廃校含む）に設置した捕獲トラップ、鳥類およびカエル類は小中学校（休廃校含む）に設置した録音機を用いて調査した。調査地点の数は、各分類群につき50か所程度とした。

調査地の概要

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 3.3-1）。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（図 3.3-2）、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）。

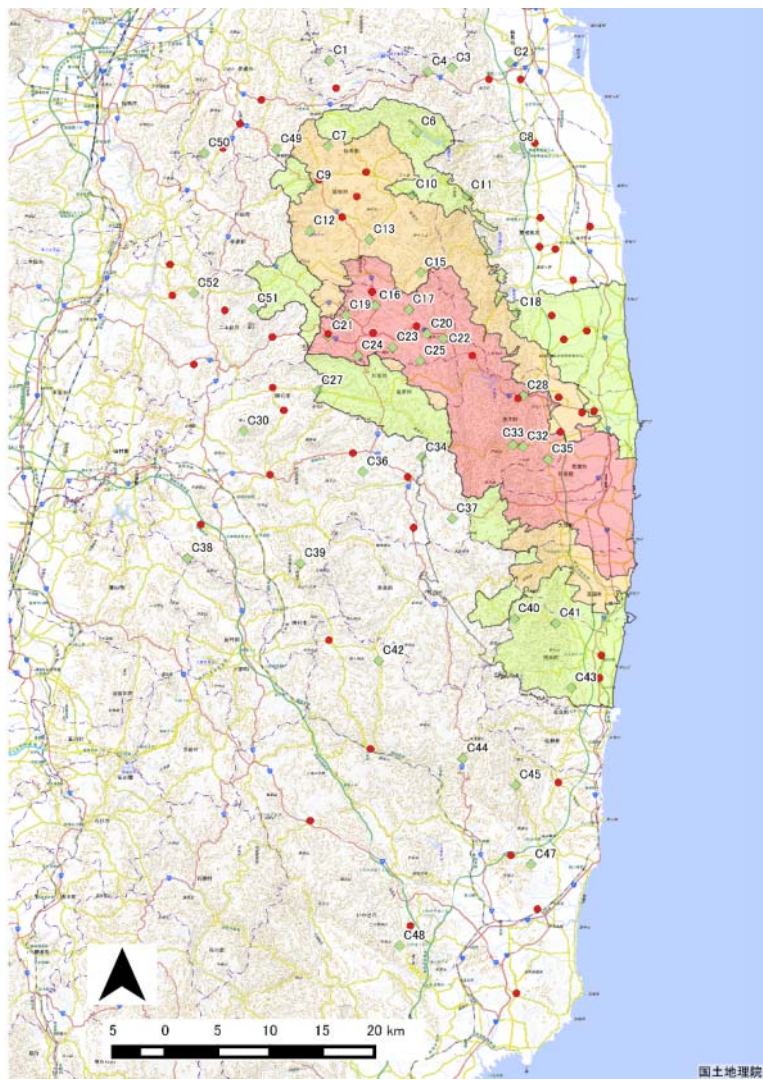


図 3.3-1 調査対象地域地図

緑ダイヤが哺乳類調査地点、赤丸が昆虫・鳥・カエル類調査地点に相当。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。



図 3.3-2 避難指示区域内の風景。農地では耕作が停止されている。

方法

哺乳類

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 49 か所設置した（図 3.3-3）。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 3-3-3）。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、10 月下旬に電池およびメモリ交換を実施した。



図 3.3-3 自動撮影カメラ

昆虫類

昆虫類の調査は上述した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、図3.3-4）を一基設置した。飛翔性昆虫群集を対象としたのは、比較的広い範囲の土地利用変化を反映することが期待されることに加え、ハナバチ、ハナアブ類等の送粉昆虫やアブ、ハエ類等の大型衛生害虫を含むため、生態系サービスの変化の指標となることが期待されるためである。

各マレーズトラップには容量500mlの取り外し可能な瓶が設置されており、トラップに飛来した昆虫は最終的にこの瓶内に入り、固定液に浸かることで採集される。本調査では児童がいる小中学校で使用することに配慮し、固定液には2倍に希釈した中性洗剤（ファミリーフレッシュ、（株）花王）250mlを使用した。一部のマレーズトラップは6月時点で相当量のサンプルが採集されていることが確認されたため、瓶を交換した。

採集されたサンプル（昆虫類、クモ類）に関して、体長約4mm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。



図3.3-4 マレーズトラップ

鳥類・カエル類

昆虫類と同じ地点において、5-7月頃に2か月間程度、定置型のICレコーダーを学校の校庭などの開けた場所に設置し、鳥類相把握のために日の出前後各10分間の録音を行い、カエル類の把握のため20:00から10分間の録音を実施した。なお、7月以降は電池切れによる欠測地点が増加したため、モニタリングには6月末までのデータを利用することにした。録音に使用したICレコーダーの機種はOLYMPUS社製“DS-850”であり、ペットボトル製のハウジングにより防水したICレコーダーを三脚に取り付けて使用した（図3.3-5）。



図 3.3-5 録音機材の設置方法

結果と考察

哺乳類

中大型哺乳類については、10月末に実施したメモリ回収の時点で計148,590時間の撮影を行い、のべ撮影個体数は1,320個体であった。その内訳を表3.3-1に示した。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。最も多く検出された種はイノシシであり、タヌキ・ニホンザルがそれに続いた。移入種・外来種としてハクビシン・ネコ・アライグマ・イヌの4種が検出された。侵略的外来生物に指定されているアライグマは検出数が4と少ないため、今後継続的にモニタリングする必要がある。

表 3.3-1 撮影された哺乳類のリストとのべ撮影個体数

種名	のべ撮影個体数
イノシシ(イノブタを含む)	457
タヌキ	211
ニホンザル	192
ハクビシン	156
ニホンノウサギ	156
アナグマ	56
ネコ	26
ニホンカモシカ	23
テン	22
キツネ	12
アライグマ	4
イヌ	3
ニホンイタチ	1
ツキノワグマ	1
種不明	9
計	1320

昆虫類

マレーズドラップによる調査の結果、一部のマレーズトラップで破損、転倒があったため、合計 47 地点で期間を通してサンプルを行うことができた（それ以外の 5 地点では、全期間、あるいは前半期間のサンプルが失われた）。47 地点において採集された昆虫の合計個体数は、目レベルでは図 3.3-6 のようになり、ハエ目、ハチ目、コウチュウ目が多く採集された。また、ミツバチ科の昆虫として、イワタチビツヤハナバチ、キオビツヤハナバチ、ヤマトツヤハナバチ、キムネクマバチ、シロスジヒゲナガハナバチ、ニッポンヒゲナガハナバチ、オオマルハナバチ、トラマルハナバチ、コマルハナバチ、ニホンミツバチ、セイヨウミツバチ、キマダラハナバチ属が確認された。

避難指示区域内外における各分類群の差は現在解析中であるが、キムネクマバチのように生データを見る限りでは避難指示区域内において個体数が少ない傾向がある種も確認されており、避難による環境変化の指標となる可能性ある。なお、現地の空間線量の値では、広域で昆虫類の個体群が放射線による直接的な負の影響を受けたとは考えにくい（ICRP, 2008; Garnier-Laplace et al., 2011; Garnier-Laplace et al., 2013）。

一方、マレーズトラップには運搬・設置のコストや破損・転倒のリスクがあるため、毎年全地点で設置するのは負担が大きいことが確認された。今後、長期的にモニタリングを行っていくことを考えると、衝突板トラップ等の他トラップを活用していくことが望ましい。

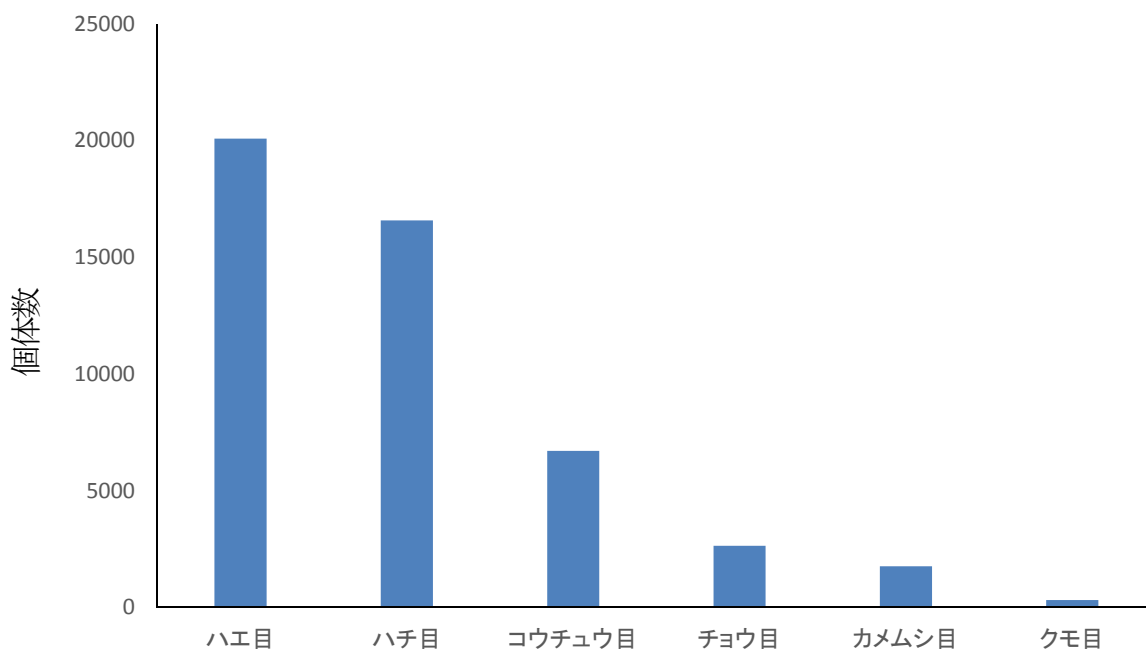


図 3.3-6 調査地点 (N = 47) において採集された主要な分類群の個体数の合計

鳥類・カエル類

鳥類については、のべ2,276日、総計45,520分の録音データを収集した。これらは、一部を2015年度に市民参加型のイベント形式で同定作業を行い、環境研で同定作業を実施したデータとマージしてデータベースとする予定である。

カエル類については、のべ2,534日、総計25,340分の録音データを収集した。本年度は、自動種判別のためのトレーニングデータとして、20秒単位に切り分けた音声ファイル202個に含まれる種の識別を人為的にを行い、表3.3-2に示した種の存在情報を得た。今後、検出数の少ないタゴガエルを除く5種について、自動判別のためのモデル構築を行う。

表 3.3-2 トレーニングデータに含まれた種ごとの検出数

種名	検出数
ニホンアマガエル	136
シュレーゲルアオガエル	97
トウキョウダルマガエル	40
ウシガエル	48
ツチガエル	35
タゴガエル	3

3.3.2 景観モニタリング体制の構築

はじめに

景観モニタリングとしての土地被覆の変遷モニタリングは、主に衛星画像を用いた手法によって実施する。プロジェクトの初年度である 2014 年度は、研究対象地域で優占している植物のフェノロジーの把握を含む土地被覆の現況調査を行った。また、調査結果で得られた土地被覆情報の広域的な抽出に適したデータおよび手法の検討を行った。現在進めている 2014 年時点での土地被覆図の作成は、主に光学衛星および合成開口レーダーのデータを用いて行い、画像分類の教師データの取得や耕作地領域の抽出を目的として空中写真データを補助的に用いている。本項では、これらの使用データについて紹介を行う。

衛星画像

RapidEye

A 主要諸元

センサの特性:

5 バンドマルチスペクトルイメージセンサー (Jena-Optronik 製のプッシュブルーム方式受動センサ)

観測波長帯:

Band1 : 440-510 nm (Blue)

Band2 : 520-590 nm (Green)

Band3 : 630-680 nm (Red)

Band4 : 690-730 nm (RedEdge)

Band5 : 760-850 nm (Near-Infrared)

地上分解能 / 観測幅:

5 m / 77 km (直下視)

B 撮影日およびプロダクト ID

2014 年 (または 2013 年) 5 月下旬 :

2013-05-14_RE3_3A_296425 (南部のみ)

2013-05-31_RE1_3A_294331 (南部のみ)

2014-05-28_RE1_3A_249321 (北部のみ)

2014-05-31_RE4_3A_249321 (北部のみ)

2014 年 10 月下旬 :

2014-10-25_RE3_3A_296427

C 購入範囲および画像サンプル

購入範囲 : 福島県浜通りおよび阿武隈山地 (図 3.3-7 参照)

D プロダクトの詳細 (供給元の URL)

<http://blackbridge.com/rapideye/all-products/ortho.htm>



図3.3-7 RapidEye 入手範囲 (赤枠)

国土地理院 地理院タイル (標準)、 国土数値情報 行政区域 (平成26年度) を用いて作成

ALOS2/Palsar-2

A 主要諸元

センサの特性：

Lバンド合成開口レーダー (周波数1.2GHz帯の能動型マイクロ波センサ)

観測モード情報：

観測モード: UBS (高分解能 単偏波) *

観測幅 (東西) : 55 km

観測幅 (南北) : 70 km

地上分解能: 3.0 m

*他の観測モードについてはD プロダクトの詳細を参照のこと

B 撮影日およびプロダクト ID

すべて Level3.1 単偏波 (HH または VV)

2014/08/19 : VV-ALOS2012930790-140819-UBSL3.1GUA

2014/08/27 : VV-ALOS2014042870-140827-UBSR3.1RUD

2014/10/21 : HH-ALOS2022250740-141021-UBSR3.1RUA

2014/11/17 : HH-ALOS2026172830-141117-UBSL3.1GUD

C 購入範囲および画像サンプル

購入範囲 : 飯館村/浪江町/相馬市/南相馬市

上記市町村をおおむねカバーする範囲 (図 3.3-8 参照)

D プロダクトの詳細 (供給元の URL)

<http://www.Eorc.jaxa.jp/ALOS-2/doc/jformat.htm>



図3.3-8 Palsar-2 サンプル画像

(使用シーン 2014/08/27 撮影 : WV-ALOS2014042870-140827-UBSR3.1RUD)

国土地理院 地理院タイル (標準)、 国土数値情報 行政区域 (平成26年度) を用いて作成

空中写真

林野庁撮影空中写真

A 主要諸元

撮影日時：

2008/11/06

使用カメラ：

RC-30 (F: 213.82 mm)

撮影縮尺：

1/20,000

B 撮影コース番号および写真番号

撮影地区 08-7 第 10 福島

C1: 1-17 (17 枚)

C2: 8-29 (22 枚)

C3: 7-27 (21 枚)

C 購入範囲および画像サンプル

購入範囲：飯舘村西部および川俣町東部（図 3.3-9 参照）

D プロダクトの詳細（供給元の URL）

http://www.Rinya.maff.go.jp/j/kokuyu_rinya/kutyu_syasin/



図3.3-9 空中写真 入手範囲

(購入後オルソ画像化したもの)

国土地理院 地理院タイル (標準)、 国土数値情報 行政区域 (平成26年度) を用いて作成

参考文献

- 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. *J. Environ. Radioactiv.* 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.
- 小寺祐二・神崎伸夫 (2001) イノシシ, イノブタ飼育とそれらの野生化の現状. *野生生物保護* 6 (2) :67-78.
- 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、鷲谷いづみ (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.

3.3.3 両生類への影響調査

はじめに

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、周辺地域には大量の放射性物質が拡散した。被曝による人や野生生物への影響が懸念されているが、これまでのところ野生生物に関する報告はあまり多くはない。その中でも異常が見られたり見られなかったりと様々である (Hiyama et al., 2012; Yamashiro et al., 2013; Fujita et al., 2014)。事故直後に異常が見られた生物では時間の経過とともにそのような異常が見られなくなったという報告があり (Akimoto, 2014)、また野生生物への放射性物質の蓄積量も減少しつつある。初期の被曝の影響については不明ではあるが、今後の影響については深刻な被害が出るおそれは低いかもしれない。

しかし、事故から4年経ち被災地域の空間線量率は低下しているが、避難した住民の多くの帰還は実現していない。また、被災地域とその周辺の農地では農作物への放射性セシウムの移行を懸念して農業が実施されていない。このため、多くの農地が耕作放棄地となり植生の変化が生じている。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。原発事故が与える生態系への影響は、放射線による被曝だけではなく、土地利用と植生の変化を含めた複合的な影響を考える必要があるだろう。

本研究では、両生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を調査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、カエル類は水田環境を主な生息地とする種が多い。放射性物質が大量に降下した地域は水田が広がる農業地域であり、また里山環境を含む場所も多く含まれる。カエル類は調査域に多く生息する生物種の1つである。

本研究では、2013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生殖腺など組織への影響と、(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、現在2013年に高線量地域及び対照地域で採集されたアカガエル2種の卵から飼育した個体の甲状腺及び生殖腺の組織切片を作成中である。(2)においては、現地でのセンサス調査と両生類各種が生息する地域の推定を行い、放射線量、生息環境の変化と生息状況の調査から個体群への影響を明らかにする。本章では(2)についての結果を報告する。

放射線と環境変化が両生類個体群へ与える影響

放射性物質の拡散によって、野外のある生物種の生息数に影響が出るためにはいくつかの可能性が考えられる。まずは、放射線による外部または内部被曝によって、その種に何らかの健康被害をもたらす直接的な影響が考えられる。また、その種に関わる他種(餌や捕食者)に影響があった結果として間接的に生存に影響を受ける場合と、住民の避難や除染によって土地利用が変化した結果として生息環境が変化して生息ができなくなるという間接的な影響である。

2013年秋と2014年の春から秋にかけて、両生類の生息状況調査を実施した。調査地点は75カ所である(図3.3-10)。調査地点は、両生類の生息地になりうる水田や湿地を選んだ。避難地域では、湿地がある場所や試験田などの両生類の生息しやすい環境を含む場所を選んだ。調査地点を15-30分間踏査し、出現した両生類の種を捕獲、目視または鳴き声で識別し記録した。特に、卵塊、幼生、幼体の有無を確認し、水域がある場合は適宜タモ網で両生類幼生を探索した。各地点のデータは、調査員の識別能力の差や調査人数の違いがあるため、カエル各種の個体数や密度ではなく、個体または繁殖の有無とした。調査は生息が想定される両生類各種の繁殖期、上陸時期および冬眠前の活動期にあわせて、出来る限り繁殖が確認しやすい時期に計6回行った。両生類は数年の寿命があるため、調査当時はまだ震災以前に生まれた個体が生存している可能性があった。そこで、当年生まれの個体を確認することで、調査地点が繁殖可能な環境条件を含む生息地であると判断した。これら調査結果から各

地点の生息していた種と繁殖していた種の情報を得た。確認された種は 11 種であり、生息が確認された地点数と繁殖が確認された地点数を表 3.3-3 にまとめた。

表 3.3-3 生息または繁殖が確認された種と地点数

科	種名	生息地点数	繁殖地点数
アマガエル科	ニホンアマガエル	65	58
アカガエル科	ニホンアカガエル	54	50
	ヤマアカガエル	17	17
	タゴガエル	3	-
	トウキョウダルマガエル	34	22
	ツチガエル	10	-
アオガエル科	ウシガエル	10	-
	シュレーゲルアオガエル	63	52
	モリアオガエル	7	7
ヒキガエル科	アズマヒキガエル	2	-
イモリ科	イモリ	14	-

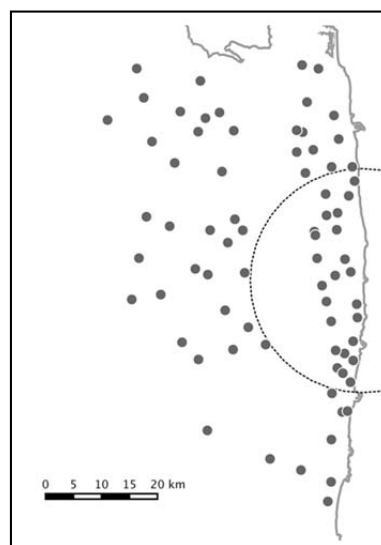


図 3.3-10 調査地点

放射線による繁殖への影響

放射線による過度の被曝は DNA への損傷を起こすため、細胞分裂が活発な組織や発生過程での過度の被曝はその後の個体の生存に深刻な影響を与える。そのため、成体と胚といった齢の違いによって被曝による影響が異なる可能性がある。この時、線量が高い地域では繁殖活動が行われ卵が生み出されたとしても、その後の発生や成長過程で異常が生じ、結果として幼生や幼体などが見られなくなることが考えられる。また、高線量地ほど体内に多量の放射性物質を取り込むため、内部被曝の影響で生殖細胞の異常が生じることも考えられる。そこで、

調査地点の空間線量率と確認された両生類各種の繁殖の有無に関係あるかを調べた。

確認された種のうち、出現回数が多いニホンアマガエル、ニホンアカガエル、ヤマアカガエル、トウキョウダルマガエル、シュレーゲルアオガエル、イモリの6種について、各地点の生息の有無に放射線量が影響するかを解析した。また、ニホンアマガエル、ニホンアカガエル、トウキョウダルマガエル、シュレーゲルアオガエルの4種においては、繁殖の有無への影響も解析した。調査地点の空間線量率は、東京電力が計測し公表している結果から求めた。調査地点から半径3 km以内で事故後から2011年9月までに計測された空間放射線量率の平均値を、調査地点の平均空間線量率とした。各種が確認された調査地の標高と空間線量率は表3.3-4の通りである。両生類の生息および繁殖に影響を与えられとされる15個の環境要因を組み入れた。これらの環境要因は調査地点を含む基準地域メッシュあたりの値として算出した。環境要因は次のとおりであり、水田及び農地の面積は震災後の土地利用を考慮した：調査地点の平均標高、傾斜度8度以下の面積割合、年最高気温、年最低気温、年間降水量、積雪量、水田と湿地を含む田・湿地面積、畑や牧草地などの農地面積、市街地面積、淡水域面積、森林面積、3~13m幅の道路長合計、田・湿地面積率と森林面積率の比、周囲9メッシュあたり田・湿地面積と周囲9メッシュあたり森林面積。これらを組み入れたロジスティック回帰式を作ってモデル選択を行った。

表 3.3-4 両生類各種の生息していた地点の標高および、生息していた地点の空間線量率

種名	標高 (m)	生息が確認された地点の 空間線量率平均 ($\mu\text{SV/h}$)	
		2011年	2013年
ニホンアマガエル	2.52-660.07	0.20-37.65	0.11-13.15
ニホンアカガエル	2.52-660.07	0.20-37.65	0.11-13.15
ヤマアカガエル	32.92-660.07	0.37-15.54	0.19-11.55
タゴガエル	517.40-608.86	0.86-3.09	0.39-0.77
トウキョウダルマガエル	2.52-580.98	0.20-22.52	0.11-13.15
ツチガエル	45.99-580.98	0.35-15.54	0.15-8.44
ウシガエル	5.23-147.79	0.47-12.83	0.17-11.55
シュレーゲルアオガエル	3.93-660.07	0.20-37.65	0.11-13.15
モリアオガエル	111.90-608.86	0.65-15.54	0.32-8.44
アズマヒキガエル	488.93-567.41	0.52-3.55	0.26-1.64
イモリ	54.08-608.86	0.23-12.83	0.14-11.55

生息の有無について、ニホンアマガエル、ニホンアカガエルとシュレーゲルアオガエルを除き空間線量率はAICの最も低いベストモデルには採用されなかった(表3.3-5)。ニホンアカガエルとシュレーゲルアオガエルではベストモデル中に空間線量率が含まれ、その係数は正の値をとった。つまり、空間線量率が高い地点ほどこの2種が生息しているという結果になった。また、繁殖の有無については、シュレーゲルアオガエルを除き、空間線量率はベストモデルには採用されなかった(表3.3-6)。シュレーゲルアオガエルでは、空間線量率は繁殖の有無に対して正の効果を持つという結果になった。ニホンアマガエルは、生息の有無において空間線量率はベストモデルに採用されたが、繁殖の有無では空間線量率はベストモデルから除かれた。

これらのことから、生息や繁殖において生息場所の放射線量は負の効果が見られないと考えられる。生息して

いた地点の空間線量率は年々低下している。そのため、調査時には既に個体に影響のないレベルまで空間線量率が低下したために、このような結果が得られたという可能性が考えられる。両生類は数年の寿命を持つため、震災以前に生まれた個体がまだ生きていた可能性が十分有り得る。もし、事故直後の放射線や放射性物質による外部・内部被曝によって彼らが産卵した卵や胚に影響があったとしても、成体への深刻な影響がなかったのならば、生息地の放射線量の低下とともに卵や幼生の生存率が上がるだろう。また、各地点で確認された個体が、震災以降に他の場所からの移入個体であったとしても、調査時にはすでにカエル類の繁殖や生存に影響を与えるレベルの空間線量率ではなかったと考えられる。

震災以降の生息環境の変化

原発事故で拡散した放射性物質による土壌汚染のため、福島県では農作物の生産が制限された。特に、米の生産制限のために福島第一原発周辺の多くの水田では水が入らず、特に立ち入りが制限された地域では水田は放置され草地になっていった。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。原発事故は、湿地としての水田を広範囲で同時に消失させた。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年に稲作制限された地域では46カ所、制限がされなかった地域では29カ所で調査が行われた。それぞれの地域で各種が生息または繁殖が確認された地点数を表3.3-7に示した。ほぼ全域で確認できたニホンアマガエル、シュレーゲルアオガエル、ニホンアカガエルに比べて、稲作制限をされた地域においてトウキョウダルマガエルは繁殖が確認された場所が少なかった。また、ヤマアカガエル、タゴガエル、モリアオガエル、アズマヒキガエルは山地または森林性の種であり、ウシガエルは沼や湖などに生息する。このためこれらの種は水田をおもな生息場所とはしないが、森林や沼などの近隣の水田では見つかることが多い。ツチガエルは福島県では準絶滅危惧種であり、生息数が少ない。そこで、ニホンアカガエル、トウキョウダルマガエルの2014年の現地を踏査した結果について比較してみた(図3.3-11)。

表 3.3-5 調査地点における両生類各種の生息の有無に影響する要因のモデル選択の結果

モデルに空間線量率が含まれている場合はその係数を示す。係数が有意な場合は*で示した。

モデル	AIC	係数
ニホンアマガエル		
すべての要因を入れたモデル	34	-0.269
平均標高+傾斜度+最高気温+最低気温+積雪量+田・湿地+淡水域+森林+9 メッシュあたり森林+空間線量率	22	-69.768
ニホンアカガエル		
すべての要因を入れたモデル	88.60	0.153
傾斜度+最高気温+最低気温+田・湿地+森林+9 メッシュあたり田・湿地+道路長+空間線量率	76.95	0.119
ヤマアカガエル		
すべての要因を入れたモデル	72.46	0.008
傾斜度+市街地+農地+森林+9 メッシュあたり田・湿地+田面積率×森林面積率	60.88	
トウキョウダルマガエル		
すべての要因を入れたモデル	93.97	0.019

農地+田・湿地+9 メッシュあたり田・湿地面積	78.73	
シュレーゲルアオガエル		
すべての要因を入れたモデル	62.82	0.803*
平均標高+傾斜度+積雪量+田・湿地+市街地+農地+田面積率×森林面積率+道路長+空間線量率	52.35	0.701*
イモリ		
すべての要因を入れたモデル	85.35	-0.034
9 メッシュあたり森林面積	67.53	

表 3.3-6 調査地点におけるカエル各種の繁殖の有無に影響する要因のモデル選択の結果

モデルに空間線量率が含まれている場合はその係数を示す。

モデル	AIC	係数
ニホンアマガエル		
すべての要因を入れたモデル	80.47	
最高気温+農地+9 メッシュあたり田・湿地+田面積率×森林面積率	63.53	
ニホンアカガエル		
すべての要因を入れたモデル	97.41	
最高気温+最低気温+田・湿地+9 メッシュあたり田・湿地+道路長	82.87	
トウキョウダルマガエル		
すべての要因を入れたモデル	63.27	
最低気温+市街地+田・湿地+農地+淡水域+9 メッシュあたり田・湿地+田面積率×森林面積率	58.20	
シュレーゲルアオガエル		
すべての要因を入れたモデル	96.83	
平均標高+最高気温+最低気温+田・湿地+農地+9 メッシュあたり田・湿地+田面積率×森林面積率+空間線量率	85.81	0.115

これらの調査結果に対し、震災によって生息場所が減ったと結論するのは難しい。調査で確認された各種の本州における分布は、調査地域が生息範囲内であることを示しているが（前田・松井 1999）、震災前にこの地域での両生類の生息状況が十分に調査されていないためである。そこで、近隣地域の生息情報と環境情報から調査した地域全域の生息適地を推定し、調査地域では確認された各種にとって十分に生息可能であったかを解析した。

生息適地の推定には the maximum-entropy approach : Maxent (Phillips et al., 2006) というニッチモデリングを用いた。これは、対象生物が存在する場所の環境のみで分布を推定するという利点がある。そして環境情報から、ある地点で対象種が存在するというデータが得られる確率分布を推定する。生息情報には宮城県での記録を用いた。環境情報は気温や降水量、積雪量などの気象データ、傾斜度などの地形データ、震災前の土地利用データを全て基準地域メッシュあたりの値として用いた。震災前のニホンアカガエルおよびトウキョウダルマガエルの生息適地の分布の推定結果は図 3.3-11 のようになった。どちらの推定結果も調査地点を含む東側の平野部に生息適地が広がっていることを示した。

これらのことから、トウキョウダルマガエルは震災以降に生息地が減少したことを示唆している。一方ニホンアカガエルはそのような減少傾向が見られなかった。ニホンアカガエルは田植え前の時期に浅い一時的な水たまり

りでも繁殖可能あるが、トウキョウダルマガエルは田植後の時期に水田などの広い面積の水域で繁殖する。このような水田の利用の仕方の違いが、各種の生息状況の違いを反映していると推測される。このことは、水田への依存性の高い種は稲作の制限や水田の草地化の影響を強く受け、水田地域の生物相が変化することを示唆する。今後は、生息適地推定モデルに震災以降の土地利用データを組み込み、震災以降の環境変化が生息状況に与える影響を広域的に推定する予定である。

表3.3-7 稲作が制限された地域とされていない地域における両生類各種の生息または繁殖が確認された地点数

種名	稲作制限地域		制限されていない地域	
	生息地点数	繁殖地点数	生息地点数	繁殖地点数
ニホンアマガエル	36	29	29	29
ニホンアカガエル	29	26	25	24
ヤマアカガエル	9	9	8	8
タゴガエル	1	-	2	-
トウキョウダルマガエル	13	5	21	17
ツチガエル	5	-	5	-
ウシガエル	9	-	1	-
シュレーゲルアオガエル	38	29	25	23
モリアオガエル	3	3	4	4
アズマヒキガエル	1	-	1	-
イモリ	7	-	7	-

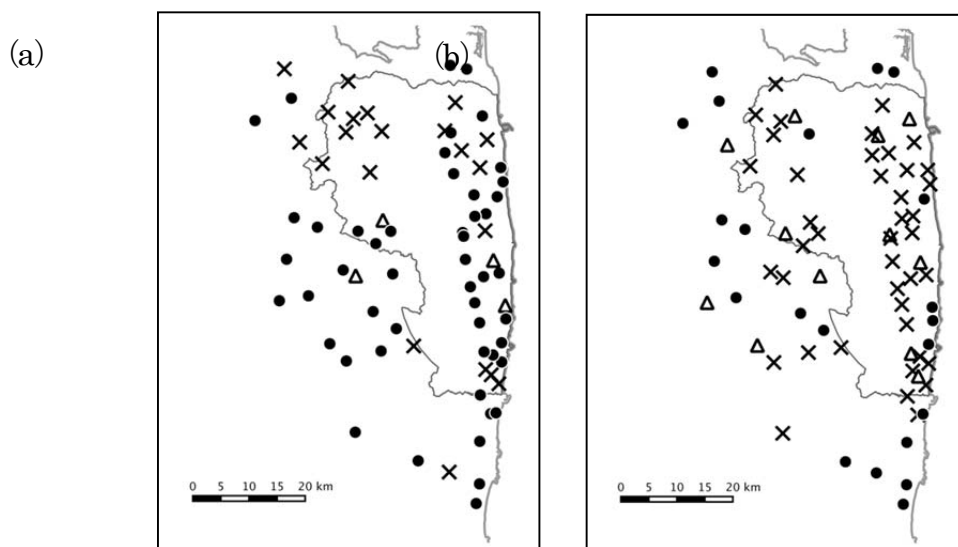


図3.3-11 ニホンアカガエル (a) とトウキョウダルマガエル (b) 種の生息確認地点

● は生息と繁殖を確認、△は生息のみ、×は確認できなかった地点を示す。
地図中の線で囲まれた地域は2014年度に稲作制限が実施された地域を示す。

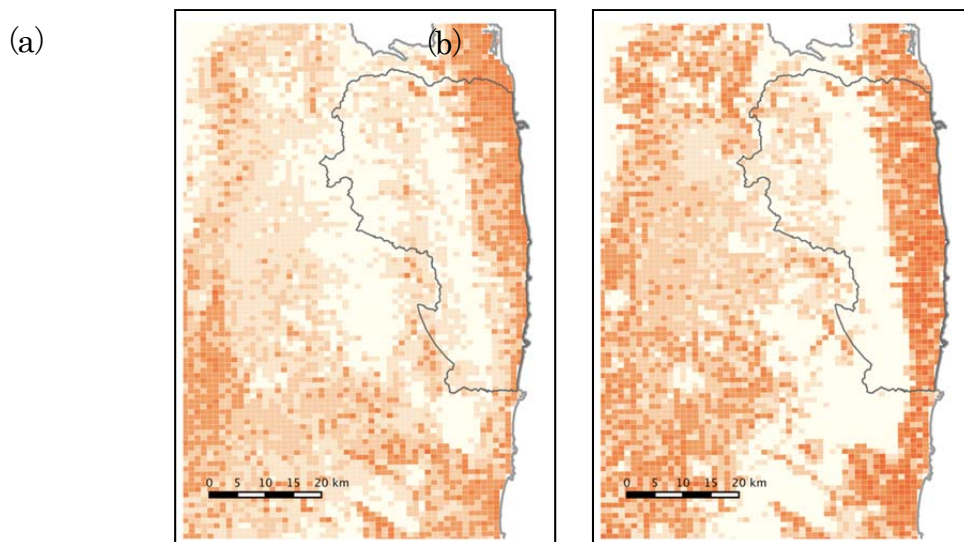


図3.3-12 ニホンアカガエル (a) とトウキョウダルマガエル (b) 種の生息適地推定マップ
色が濃いほど、生息地として適していることを示す。

参考文献

- Akimoto SI (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 et al. (2014) Environmental radioactivity damages the DNA of earthworms of Fukushima Prefecture, Japan. *Eur. J. Wildlife Res.* 60,145–148.
- Hiyama A et al. (2012) The biological impacts of the Fukushima nuclear accident on the pale grass blue butterfly. *Scientific Reports* 2, 570.
- 前田憲男、松井正文 (1999) 改訂版日本カエル図鑑。文一総合出版
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol. Model.* 190:231-259.
- Yamashiro H et al. (2013) Effects of radioactive caesium on bull testes after the Fukushima nuclear plant accident. *Scientific Reports* 3, 2850

3.3.4 潮間帯生物への影響調査

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、福島県とともに行った。すなわち、福島第一原発の半径20km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くことを考慮する必要はあるが、原発事故の後、警戒区域(当時)における潮間帯生物の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。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生息密度に関する再調査を実施した結果、福島第一原発周辺における潮間帯生物の種数及び棲息量が減少した可能性が示唆され、また、広野町～双葉町に至る約30kmの範囲でイボニシが激減した可能性が示された。

以上の調査結果を受けて、2013年には更なる検証に向けて、付着生物群集の解析のための50cm×50cm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)密度が低水準にあること、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。また、イボニシの生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かったことから、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50cm×50cm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}Cs 及び ^{90}Sr)の亜急性影響試験(曝露期間:約1ヶ月間)を行った。その結果及び経過を以下に報告する。

潮間帯生物（付着生物）に関するコドラート調査

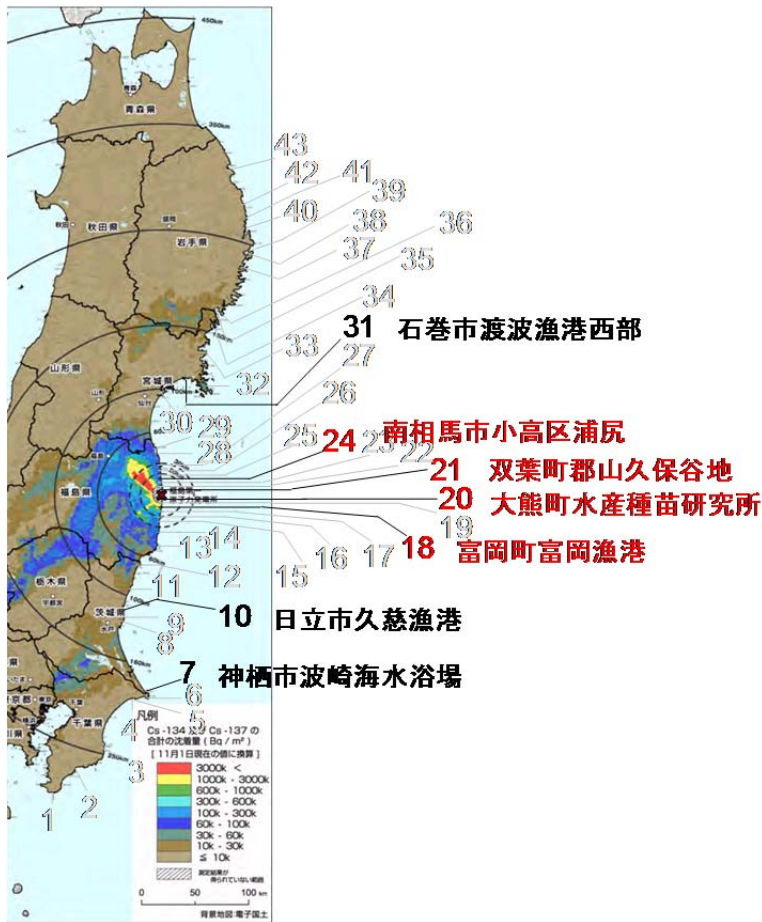


図 3.3-13 付着生物の調査地点図

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 3.3-13）。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。

種数、種組成、個体数及び湿重量の結果を図 3.3-14～図 3.3-17 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 3.3-14）。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、次いで日立市久慈漁港の①で多く、24 であった（図 3.3-14）。地点毎の種数比較のために延べの種数を図 3.3-15 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 3.3-15）。

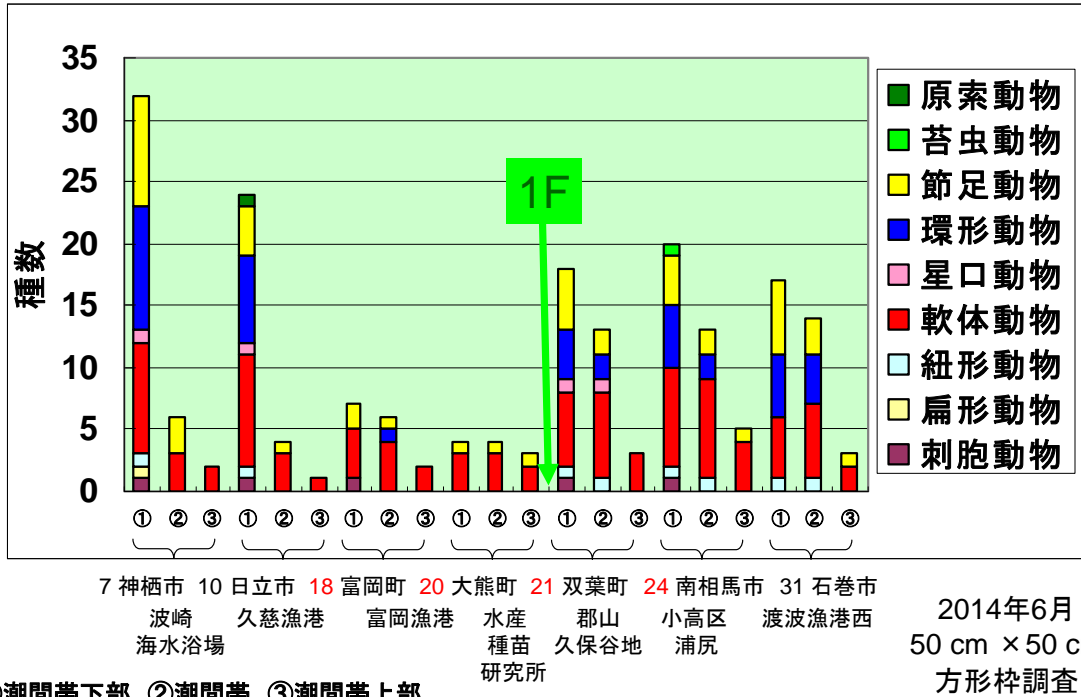


図3.3-14 各調査地点の水深帯別の種数

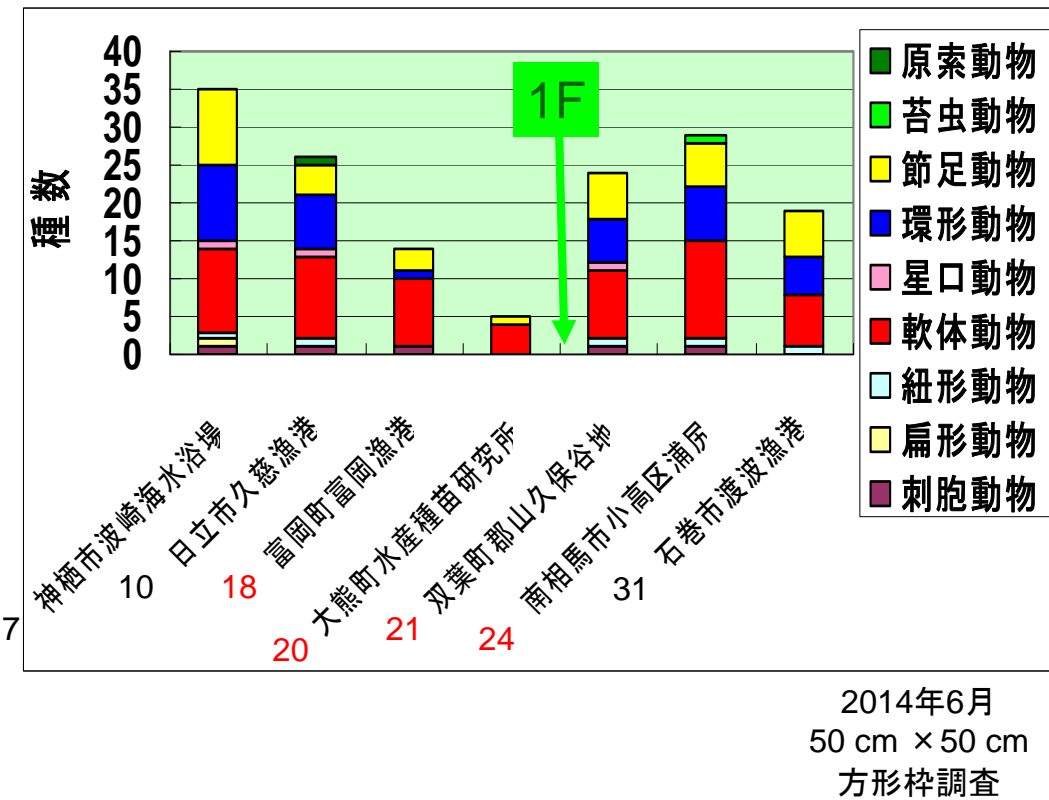


図3.3-15 調査地点毎の種数

1 m²当りの個体数（以下、個体数密度という：図 3.3-16）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（ムラサキガイやムラサキイソガイ、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 3.3-16）。各地点の最大個体数密度は、神栖市波崎海水浴場で 33,660、日立市久慈漁港で 5,528、富岡町富岡漁港で 2508、大熊町水産種苗研究所で 624、双葉町郡山久保谷地で 16,164、南相馬市小高区浦尻で 6,044、石巻市渡波漁港西で 33,480 であった（図 3.3-16）。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。

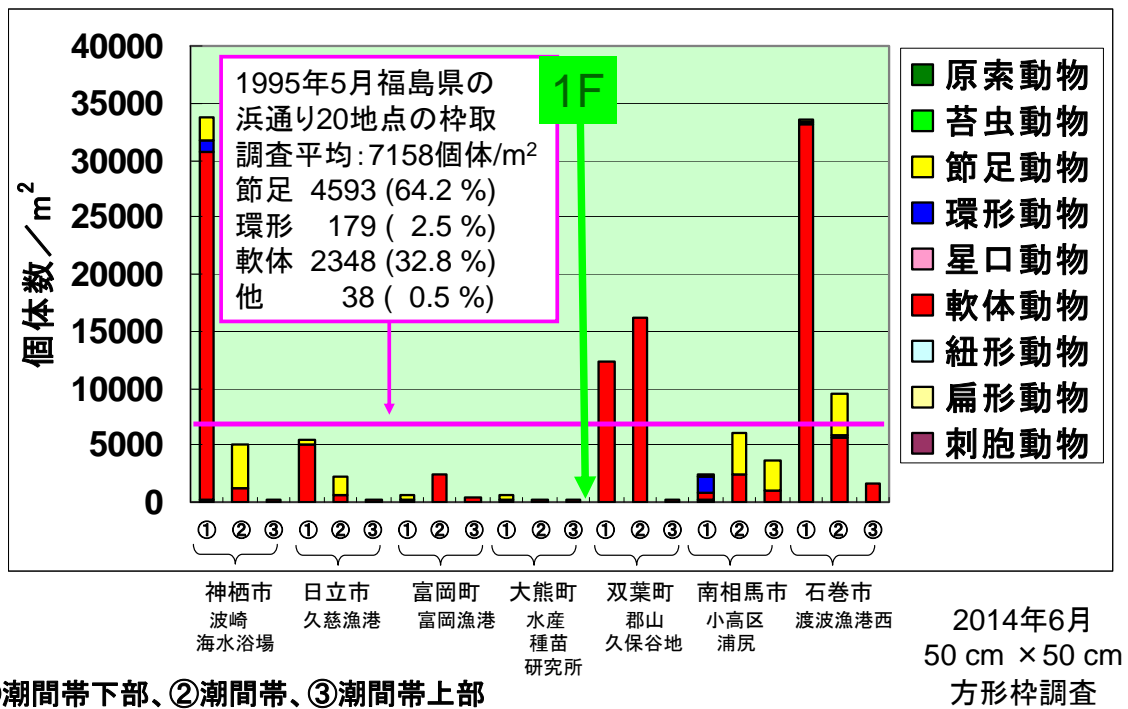


図 3.3-16 各調査地点の 1m² 当りの個体数

1 m²当りの湿重量 (g)（以下、重量密度という：図 3.3-17）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（特にムラサキガイとムラサキイソガイ）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 3.3-17）。各地点の最大重量密度は、神栖市波崎海水浴場で 17,356.84、日立市久慈漁港で 6078.4、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 2947.68 であった（図 3.3-17）。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、日立市久慈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立市久慈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。

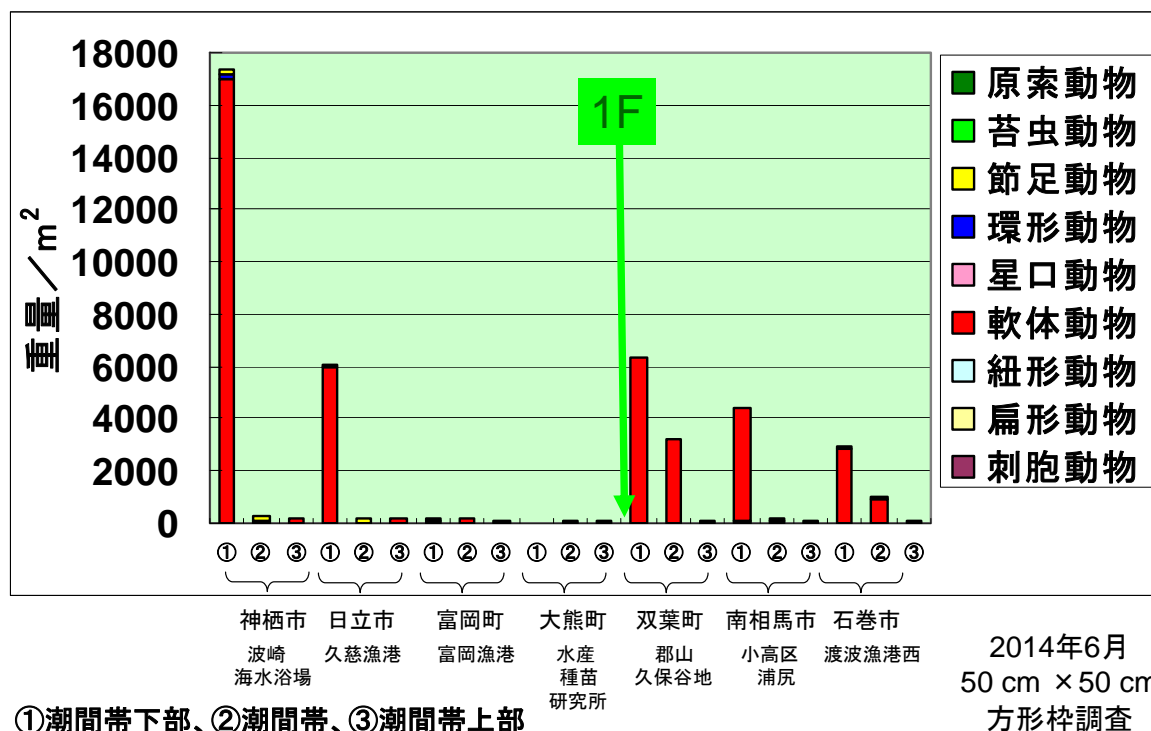


図3.3-17 各調査地点の1 m²当りの湿重量

以上の結果から、潮間帯生物、とりわけ付着生物の種数は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、その個体数や湿重量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。個体数と湿重量の内訳（種組成）を見ると、福島県の調査地点では個体数も湿重量も軟体動物（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では軟体動物とともに節足動物が優占し、湿重量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（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/m²」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単純な、

あるいは的確な比較ができず、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における出現種数が少ない、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、個体数及び湿重量の点で減少し、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。

イボニシの棲息及び産卵状況調査

イボニシの生息状況及び産卵状況の観察のため、2014 年 7 月～9 月初旬にかけて現地調査を行った。すなわち、7 月 13 日～14 日に富岡町富岡漁港、富岡町毛萱浜畑、大熊町熊川海水浴場、大熊町水産種苗研究所（以上、7 月 13 日）、双葉町郡山久保谷地地先、双葉町双葉海水浴場、浪江町請戸漁港、南相馬市小高区浦尻（以上、7 月 14 日）において調査を行った。また、8 月 11 日～12 日に富岡町富岡漁港、富岡町毛萱浜畑地先、大熊町熊川海水浴場、大熊町水産種苗研究所地先（以上、8 月 11 日）、双葉町郡山久保谷地地先、双葉町双葉海水浴場、南相馬市小高区浦尻地先（以上、8 月 12 日）において調査を行った。なお、9 月調査時は時化のため調査が困難であった。

その結果、大熊町の 2 地点（熊川海水浴場と水産種苗研究所）のうち、水産種苗研究所では依然イボニシが採集されなかったが、熊川海水浴場で当該調査開始後、初めて採集された。また、他の 6 地点（富岡町富岡漁港、富岡町毛萱浜畑、双葉町郡山久保谷地、双葉町双葉海水浴場、浪江町請戸漁港、及び南相馬市小高区浦尻）でもイボニシが採集された。2011 年 12 月、2012 年 4 月及び 2013 年 5～8 月調査の諸結果と比べて、2014 年には大熊町の一部の地点（熊川海水浴場）においてもイボニシが採集されたことから、福島県浜通りにおけるイボニシ個体群が回復しつつあるのではないかとみられる。イボニシは産卵期が夏季であり、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。このため、比較的遠方の水域から潮流等に乗って幼生が来遊・着底する可能性がある。2014 年調査において富岡町や双葉町等の地点に加えて大熊町の一部の地点でもイボニシが観察・採集されたのは、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加入によるものと推察される。したがって、2014 年調査の時点でなおイボニシが採集されなかった大熊町水産種苗研究所においても、今後、イボニシ幼生が浮遊拡散を経て来遊・着底し、その結果として成体の棲息が確認される可能性がある。今後、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。

なお、2014 年調査においてイボニシが採集された富岡町富岡漁港、富岡町毛萱浜畑、大熊町熊川海水浴場、双葉町郡山久保谷地、双葉町双葉海水浴場、浪江町請戸漁港、及び南相馬市小高区浦尻の 7 地点においても、産卵が観察されたのは富岡町毛萱浜畑及び南相馬市小高区浦尻の 2 地点のみであった（図 3.3-18）。産卵行動の確認までなされた地点は限られている。但し、イボニシの産卵は、地域によるが、概ね、5 月末から 8 月にかけてなされ、比較的長期に及ぶとみられるため、今後引き続き、福島県内におけるイボニシの産卵調査の頻度を増やしつつ観察精度を上げる必要がある。



図 3.3-18 富岡町毛萱浜畑で観察されたイボニシの産卵

赤い破線で囲まれた黄色い房の一つ一つがイボニシの卵囊である。卵囊の量は少なく、1 個体程度の産卵の可能性がある（2014 年 8 月 11 日）。

また、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。

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、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}Cs) 及び放射性ストロンチウム (^{90}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 Bq/L) の放射性セシウム (^{137}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 Bq/L) の放射性ストロンチウム (^{90}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。

3.3.5 広域環境モニタリング調査及び解析

はじめに

東京電力福島第一原発事故から放出された放射性物質は地表面や水界等に沈着し、その後の水界では湖水中や底質へ移行した。さらに放射性セシウムが存在状態・生物蓄積・系外への移動などの環境動態評価が重要となる。特に山岳地域の閉鎖性の強い貧栄養湖ではその汚染が長期化し放射性物質の挙動がダムや河川などの水界と異なると予想されることから、水理・水質を考慮した放射性セシウム濃度の陸水学的な研究が求められている。特に食料となるヒメマスなどの淡水魚類などへの放射性セシウム蓄積は主に動物プランクトン経由の餌から取り込まれ、湖の循環期に上昇することから汚染が長期化している。そこで、典型的な山岳地域の閉鎖性の強い貧栄養湖である沼沢湖のヒメマスのセシウム蓄積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。現地調査は福島県水産試験場、沼沢湖漁業協同組合の協力で遂行された。

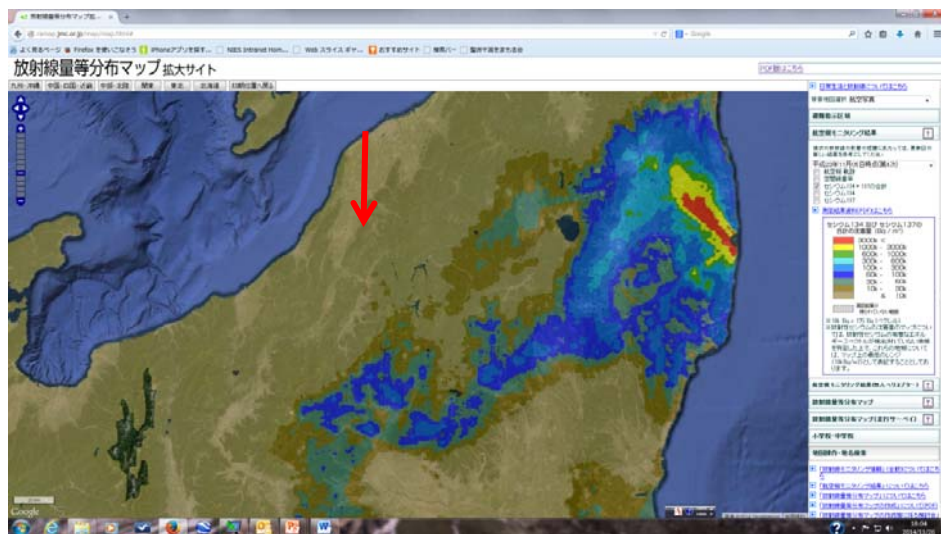


図 3.3-19 沼沢湖の位置 (赤い矢印の位置)

調査地および方法

福島県金山町にある山岳湖沼である沼沢湖（沼沢沼）は小型のカルデラ湖で最近では約 5000 年頃に火砕流噴火を起こしたことで知られる（図 3.3-19）。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 1km 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。湖の水面高度 474 m、湖岸線 7.5 km、面積 2.98 km²、最大深度 96.0 m、平均深度は 60.4 m で非常に急深である（西条 1957; 倉沢ら）。

採水調査は 2014 年 4 月より 10 月まで 5 回実施した。8 月及び 9 月には 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。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、日記・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（20L）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、1Lをルゴール液で固定した後、50mlに濃縮して検鏡した。動物プランクトンは目合い200 μ mの直径40cmのネットを0-20m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3.3-20、St.3)のブイに、直径10cm長さ50cmの塩ビパイプを水深20m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、ビーカーに移し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た。

8月には調査地点(図3.3-20)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6cm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50m \times 50m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°C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3.1km²に対して6時間で0.6m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 m³/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)。

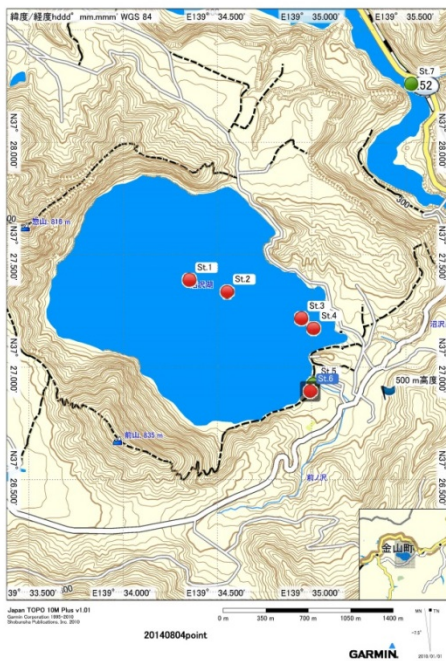


図3.3-20 沼沢湖の調査地点図

St.1:湖心、S.3: ブイ、St.4: 吸水・出水口付近、
St.5 流入河川(前ノ沢)、St.7: 只見川

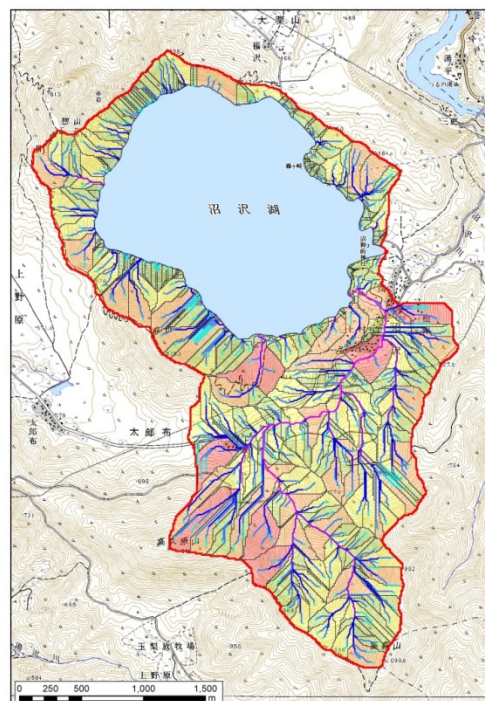


図3.3-21 沼沢湖の集水域と表層流路図

結果及び考察

国土地理院の地形図数値情報から沼沢湖の集水域の区分及び集水域面積を計算し、更に表層流路図を作成した(図 3.3-21)。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 3.3-22)。この水深データを元に後に揚水発電の評価を行った。

沼沢湖の湖心と沿岸で底質コアを採取し、放射性セシウムのインベントリーを明らかにした(図 3.3-23) 底泥表層から約 20cm に火山灰層と Cs-137 のみが見出された(図 3.3-23)。文献(山元、2014)によると榛名テフラと推定され降灰は 6 世紀(1500 年前)と推定された。堆積速度を単純計算すると 0.14 (mm/y) となった。一方、図 3.3-24 に示すように同位置に放射性セシウム (^{137}Cs) のピークがあり、1963 年頃の核実験時期のフォールアウトのピークとすると堆積速度に矛盾が起こった。一般には移動しないとされる放射性セシウム (^{137}Cs) はここではセシウムが溶存態として移動(4.5 mm/y) するとする仮定すると、カルデラ湖では地下水が極わずかの速度で下方に動くことが推測された。今後、溶存態と粒子態を分別して測定して放射性セシウム (^{137}Cs) の移動実態の確証を得る必要がある。

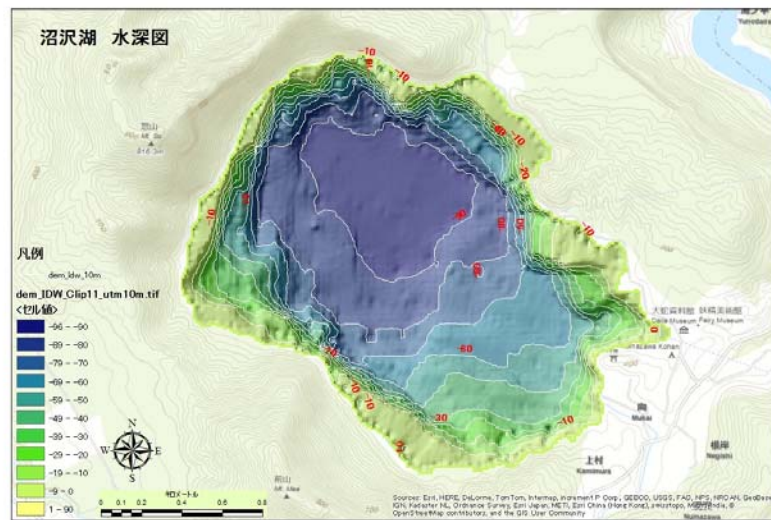


図 3.3-22 沼沢湖水深図

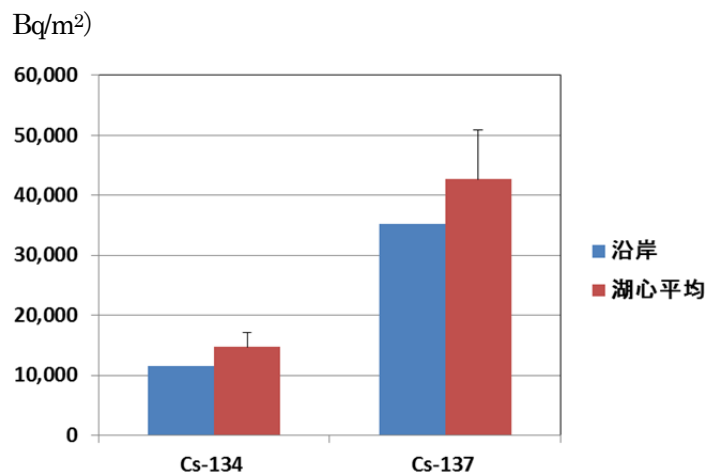


図 3.3-23 沼沢湖底質の放射性セシウムのインベントリー

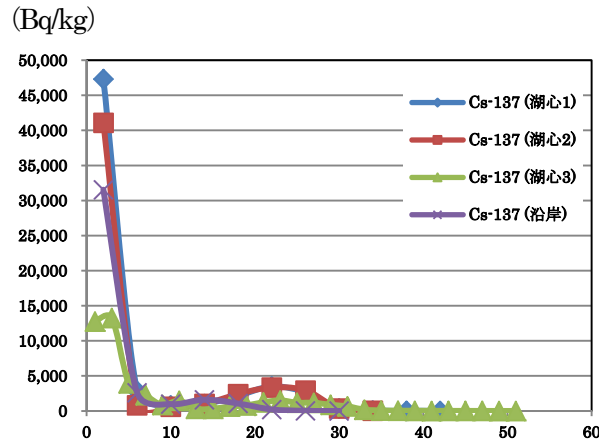


図 3.3-24 沼沢湖の底質コアにおける放射性セシウム (^{137}Cs) の深度別分布

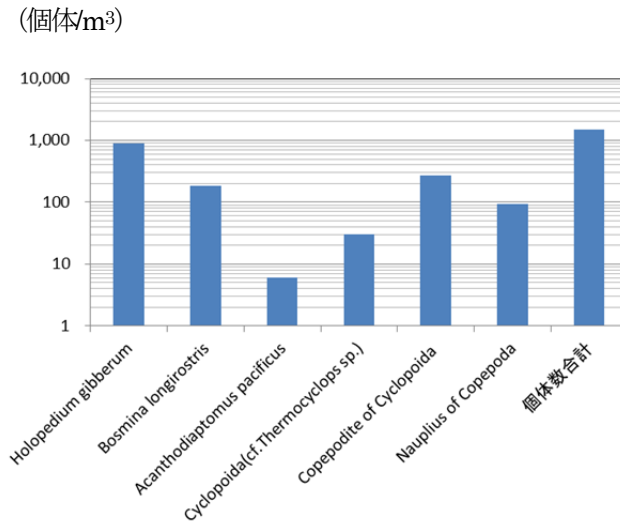


図 3.3-25 動物プランクトン分析結果 (2014 年 4 月)

図 3.3-25 に動物プランクトン分析結果 (2014 年 4 月) を示した。優占していた動物プランクトンは、ホロミジンコ (*Holopedium gibberum*)、ゾウミジンコ (*Bosmina longirostris*)、ヒゲナガケンミジンコ (*Acanthodiaptomus pacificus*)、Cyclopoida (cf. *Thermocyclops* sp.)、Copepodite of Cyclopoida、Nauplius of Copepoda で合計 1474 個体/m³あった。

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ップ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。沼沢湖で採集されたヒメマスは動物プランクトンのみを摂餌しており、特にハリナガミジンコやケンミジンコを多く摂餌していた。一般にヒメマスの主要な餌生物は撈脚類、枝角類およびユ

スリカ類であることが多い (Northcote and Lorz, 1966; Eggers, 1978; 真山, 1978; Jaenicke et al., 1987)。しかしながら、その主要な餌生物は動物プランクトン現存量の増減により大きく変化するとされており、いずれの場合も動物プランクトン現存量が多い場合には動物プランクトンが主要な餌生物となる (帰山 1991; Sakano et al., 2001)。また、Jaenicke et al. (1987) は動物プランクトンが少ないときにはユスリカ類がヒメマスにとって代替餌料となることを示した (紺野・坂野, 2010)。動物プランクトンがヒメマスにとって極めて重要な餌料であることが示唆されている。

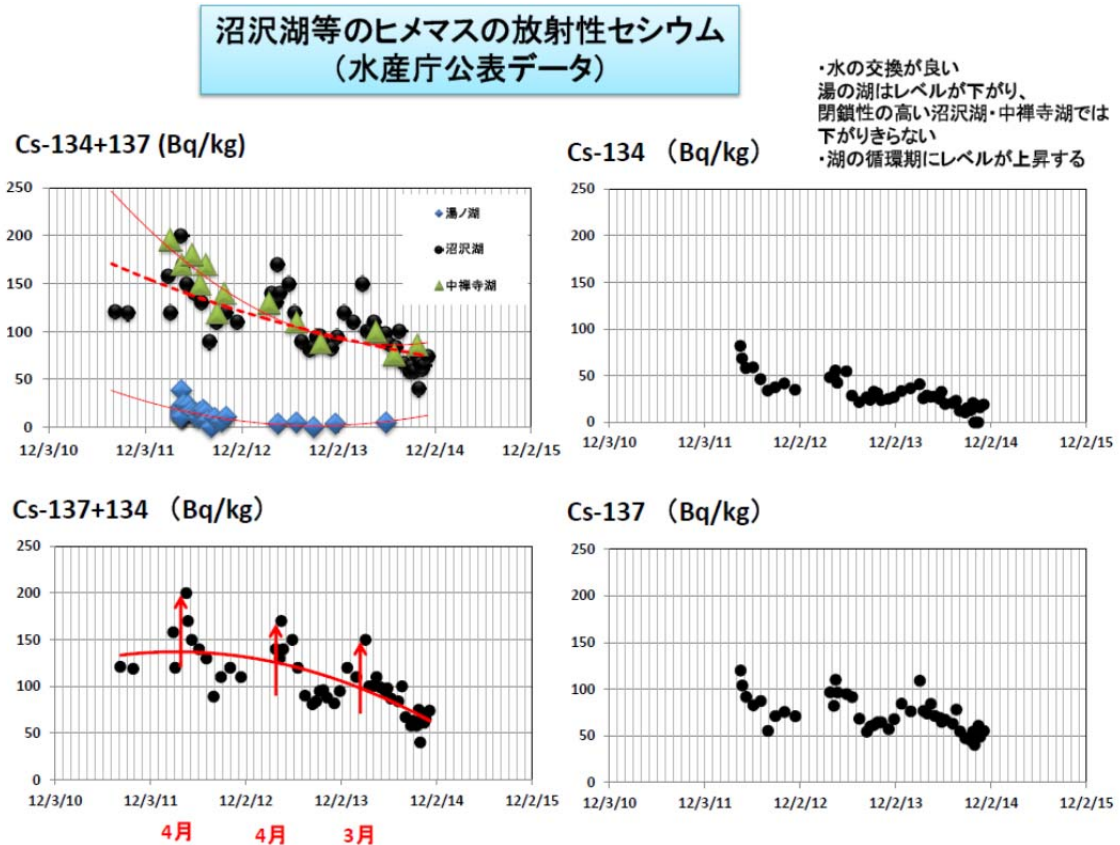


図 3.3-26 湯の湖、沼沢湖、中禅寺湖のヒメマスの放射性セシウムの年変化 (水産庁公表データ)

図 3.3-26 には水産庁公表データから湯の湖、沼沢湖、中禅寺湖のヒメマス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。

沼沢湖の躍層における懸濁態粒子の集積

下層との密度差が最大の層で、懸濁態粒子の全体積濃度が最大になっていた (図 3.3-27)。沈降式での有効密度 (粒子の密度—水の密度) の差 (粒子の密度は一定) が大きくなるので、沈降速度が相対的に急減するために粒子が滞留するためと思われた。

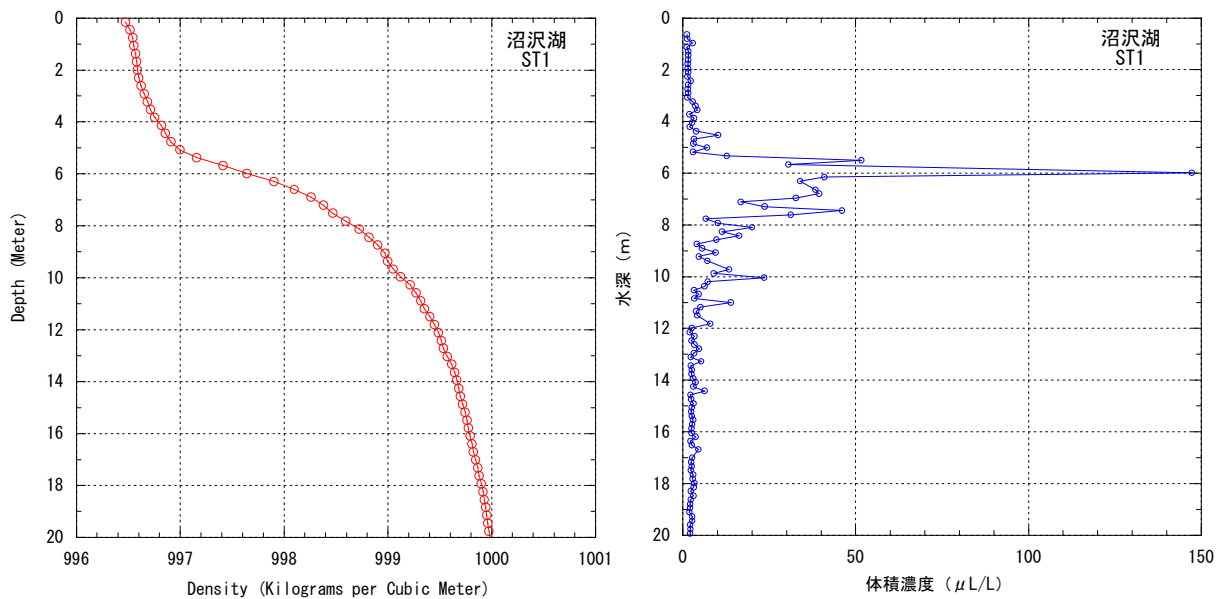


図 3.3-27 沼沢湖における水深別の水の密度と懸濁物質の体積濃度の関係

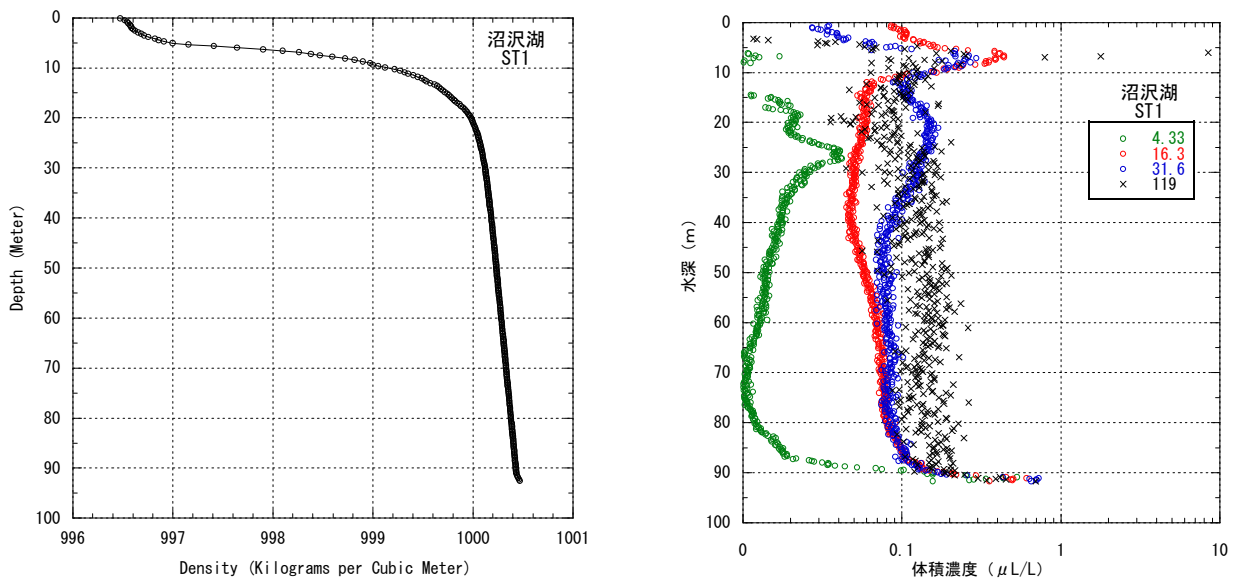


図 3.3-28 沼沢湖における代表粒子の鉛直分布

1次、2次、3次の粒子以外に揚水による16.3 μ mの土砂粒子を加えた(図3.3-28)。躍層以外に21.06mと27.22mに極大層があったが、躍層ではなかったため、揚水や発電取水による流れの影響(流れがある深さの下限)と思われた。

図3.3-29に沈殿量の季節変化を示した。季節的に変動するが、夏期の成層期に低下し、循環期に湖水の混合が起こり、栄養塩類の供給による藻類の生産・生長が盛んになったものと推定された。貧栄養湖の沈殿量はその湖の生物生産量に比例して小さい。そのため、沼沢湖のような貧栄養湖では懸濁態の放射性セシウムも長く滞留することになる。今後、沈降して行く放射性セシウムのフラックスの分析を求めてゆく必要がある。

沈殿量 (g/m²/day)

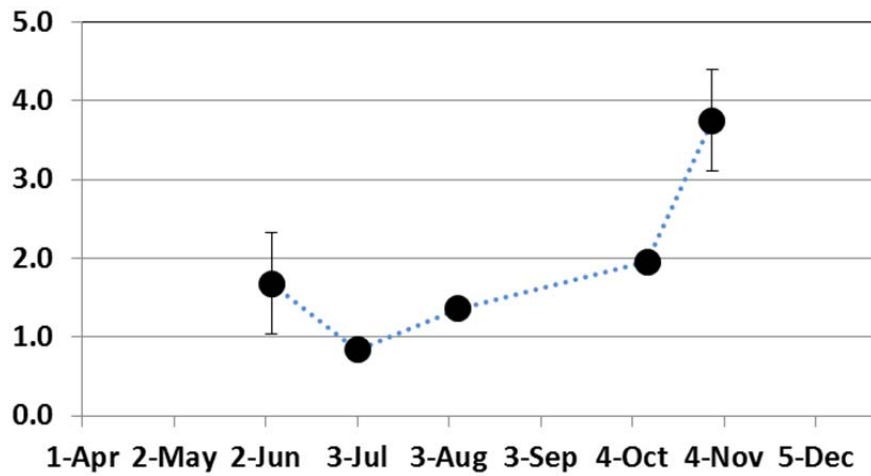


図 3.3-29 沈殿量の季節変化 (2014 年)

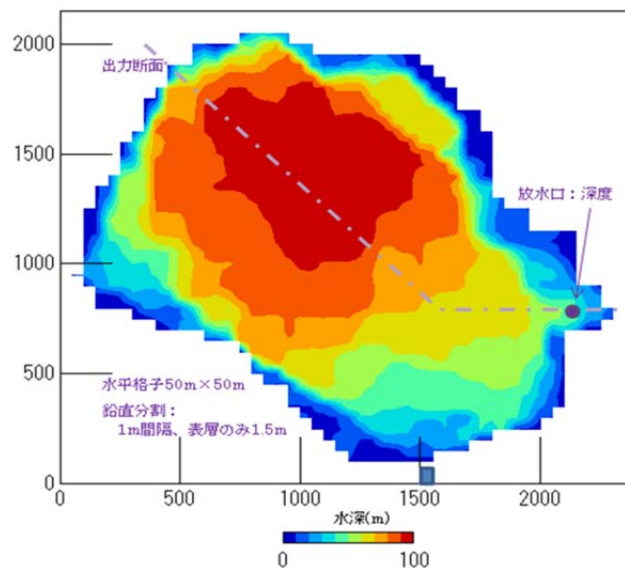


図 3.3-30 混合シミュレーションの検討ライン

揚水発電による混合の検討

1962 年 8 月の測定結果を採用し、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、17.5°Cに設定した（図 3.3-30, 3.3-31）。揚水パターンおよび計算時間は、パターンが明瞭に現れている時期を図 3.3-32 のように抽出した。これに基づき、シミュレーションにおける揚水・発電パターンを設定した。

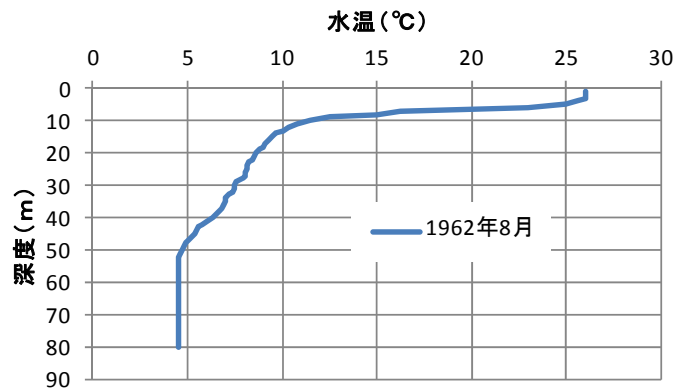


図3.3-31 初期水温

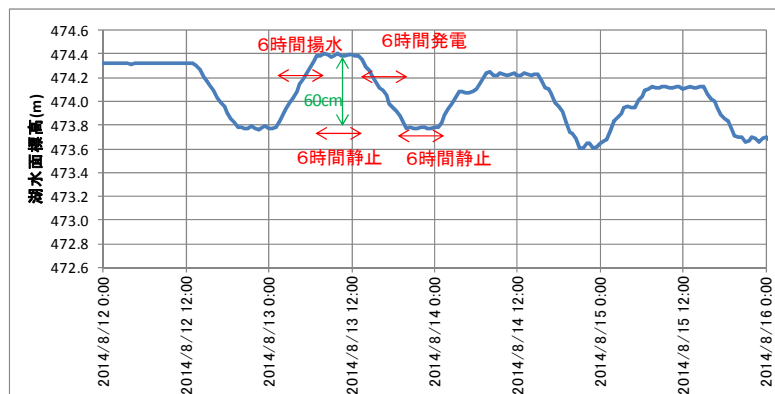
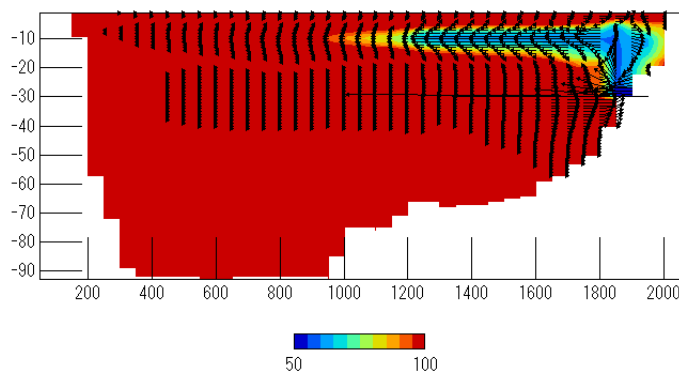


図3.3-32 夏期の揚水パターン例 (2014年8月)

計算結果

河川水と湖水の密度差による前記のような流動機構の下での湖水交換状況を見るために中立トレーサーを用いた検討を行った。すなわち、初期状態において湖内に存在する水のトレーサー濃度を一様に100とし、河川から揚水される水のトレーサー濃度を0として、濃度分布の変化から湖水交換状況の検討を行った。

図3.3-33は、出力断面に対するトレーサー濃度の変化を流速場とともに示したものである。揚水中である5時間時の様子(図3.3-33)に注目すると、取放水口周辺に向かう流れが生じるとともに、深度10m程度において湖心に向かう流れが生じている。湖内に揚水された河川水は密度差により周辺水と混合しながら上昇し、自らと同じ水温の層に達した時点で水平方向に流れを変えるものと推定される。この機構は、文献(倉沢ら, 1963)にも記されている。



a. 5時間経過
(1回目揚水終了前)

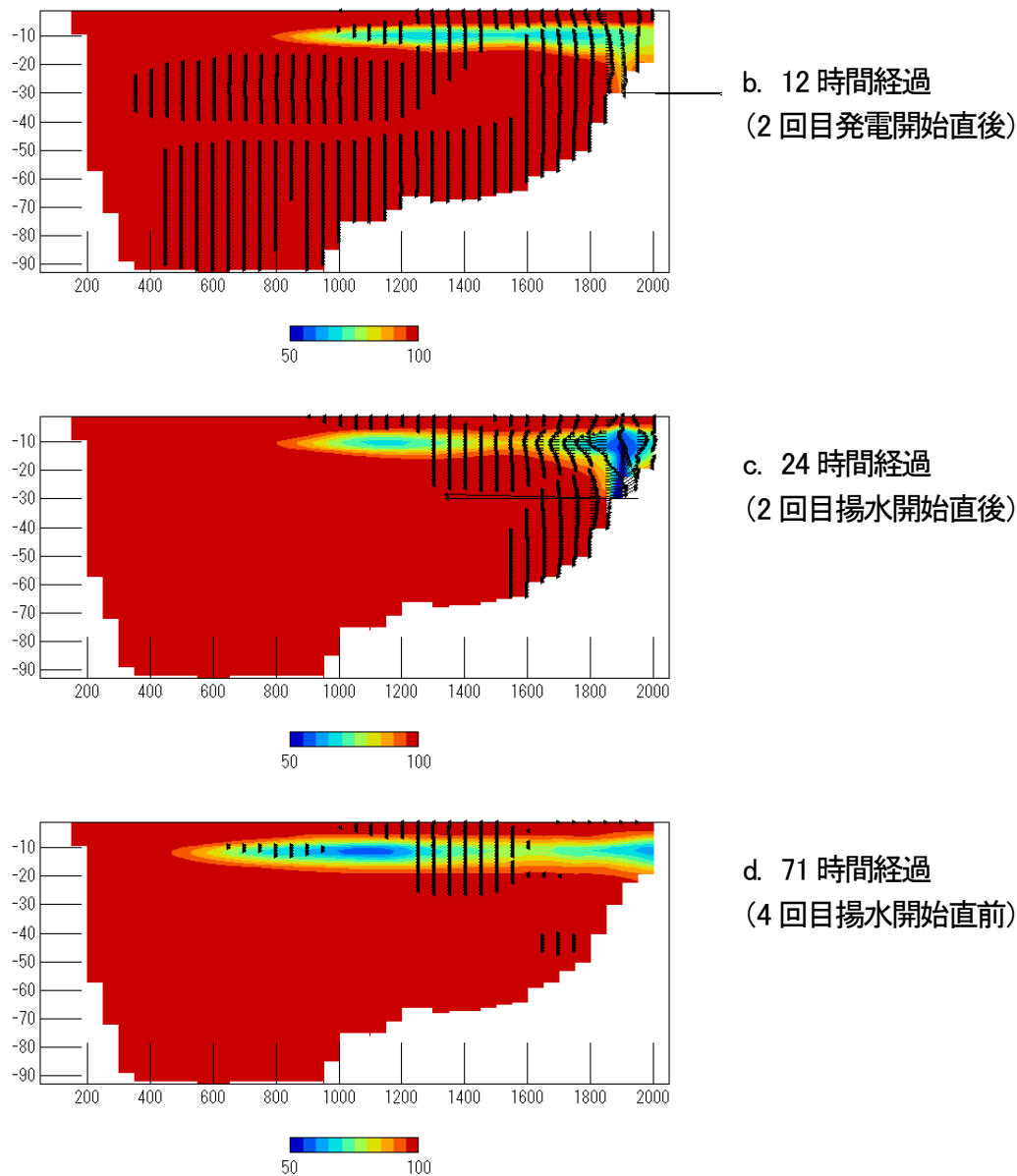


図 3.3-33 出力断面上での湖水交換状況

1 回目の発電開始直後である 12 時間時の結果 (図 3.3-33) によれば、揚水時に形成された深度 10m 付近の希釈域を残したまま取水口周辺の水のみが取水されている。このパターンが繰り返されることによって深度 10m 付近の交換域が次第に広がり、4 回目の揚水開始直前である 71 時間経過時には濃度が 1 割以上低下した領域が対岸付近にまで到達している。

中層貫入の深度は湖内の成層状況と只見川の水温や揚水流量によって変化する。また、循環期にはこういったパターンが現れない可能性もあり、季別の条件による検討が必要と考えられる。

今回の条件で中層貫入が顕著であった深度 10 m 層を対象に希釈 (湖水交換) 域の平面的な広がりがある。一方で、深層水は全く混合しておらず、揚水発電による水交換は表層に限定された。部分的であるが揚水時に拡大、

停止時および発電時に滞留というパターンを繰り返しながら湖水交換が進んでいると考えられる。

水の容量と河川からの出入りから単純に計算した水の交換速度は、揚水発電を考慮しても約 700 年で一度交換すると計算された。水の交換が極端に悪く、更に貧栄養湖である沼沢湖の放射性セシウムの低減は、自然崩壊による減衰の方が速いという予想となった。

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., M. S. Hoffman and M. L. Dahlberg (1987) Food habits of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) fry and threespine stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) in Lake Nunavagaluk, 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, pp.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の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).

3.4 まとめと今後の課題

2014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、影響を見る事が難しいとされていた低線量放射線によるDNA損傷の評価手法を確立する事ができ、さらにそ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いくつかの遺伝子発現量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あった。また、福島県内の野生アカネズミの捕獲調査を行い、DNAあるいは生殖細胞の解析を通じて、繁殖に影響があるのかどうかについての調査を行った結果、現在の放射線量では小型哺乳類への繁殖影響は認められないと結論づけられた。

また、福島県内水面及び海域における現状を把握する為に、松川浦及び福島沿岸域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。その結果、魚類への放射性物質の蓄積量については種間比較によりその変化が事なることが明らかになった。また、海域における生物資源量については地域間差が見られており、その差には甲殻類が大きく寄与していることが明らかになった。

また、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。2014年度は開始一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。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。

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

福島第一原子力発電所（以下、福島第一原発）事故によって、人々がどのくらい追加被ばくしたのか、そして今後どの程度被ばくする可能性があるのかを把握することは、そのリスクを考える上で、また対策を講じる必要があるかを判断する上で、非常に重要である。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につなげることができると思う。私たちは、これまで実測（モニタリング）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し、飯舘村における大気中放射性セシウムの観測、特性評価を継続している。また、重要な被ばく源の一つとして、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、モデルのパラメータ設定に必要な実測を行った。外部被ばく、内部被ばくそれぞれについて曝露モデルを構築し、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。

本章では、モニタリングの本年度の成果報告と、モデリングの2012年度からの成果と本年度の成果を合わせて報告する。さらに、加速器を用いた放射性ヨウ素の分析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の低い地域については避難指示が解除されつつある一方、現在も除染作業が十分に進展せず、除染後も線量が十分に下がりきらない地域も少なくない。

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。これらの経路について、被ばく源からの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1000Bq/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、食品と同等もしくはそれ以上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由の沈着の可能性もある。一方、福島県内での大気粉じんの観測からは、いくつかの放射性セシウムのピークが認められる。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。

2014 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。

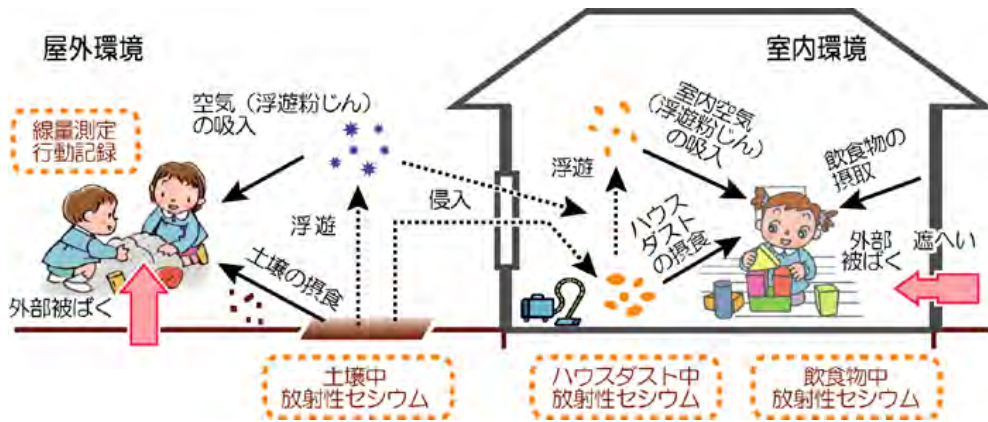


図 4.2-1 居住環境とばく露源・ばく露経路の模式図

4.2.1 試料・方法

2014 年の観測は、主として福島県飯館村で行った（図 4.2-2）。飯館村は、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、住民はいまも避難生活を余儀なくされている。2014 年に宅地の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、ほぼ宅地除染が完了している。除染廃棄物は各居宅の敷地や各行政区に一時的に集積されている（飯館村、2015）。



図 4.2-2 飯館村採取地点図

大気試料は、飯館村佐須で 2012 年 3 月から、飯館村役場（伊丹沢）では 2012 年 9 月から採取を行っている。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。ふくしま再生の会及び飯舘村役場の協力により、試料採取と輸送を行っている。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 500L/min (流量フィードバックつき)、採取期間は 1~2 週間 (約 5000m³/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 年夏に引きつづき、冬から翌夏にかけて行った。採取期間は、2013 年 12 月 23 日~2014 年 3 月 14 日と 3 月 14 日~6 月 19 日の 2 回、大気採取と同じ場所で地上 (高さ 1.5m) にて採取した。フィルター試料は捕集面をゲルマニウム半導体検出器にほぼ密着させる形で放射能測定した。

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、1ppm 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いる。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、主として飯舘村北部の佐須と南部の蕨平で行った。方法の詳細は各項で述べる。

被ばく源試料やデータを提供してくだ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などの協力得たことに、謝辞を表す。

4.2.2 大気粉じん中の放射性セシウム

大気粉じん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 と呼ぶ) 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。また、2014 年度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、空間線量率の大きな減少を示す (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空間線量率が低い。

大気粉じん中放射能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などについて比較解析を行った。

図 4.2-3 に飯館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 $10^{-4} \sim 10^{-3} \text{Bq/m}^3$ の濃度範囲で推移しており、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^3 のオーダーにとどまっている。採取点付近の空間線量は佐須で $0.7 \mu\text{Sv/h}$ 、除染の進んだ飯館村役場で $0.4 \mu\text{Sv/h}$ 程度であった（ともに 2015 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、土壌被覆と関連している可能性がある。一方、2012 年 3 月に放射性セシウム濃度が $2 \times 10^{-3} \text{Bq/m}^3$ を超え、翌週に漸減していた。2013 年 3 月には役場の敷石工事が行われた時期に放射性セシウム濃度が増加した（図中 1）。2013 年 8 月にかけて、2 回ほど濃度増加があり、そのうち 8 月のピークは 2 地点ともに現れている（図中 2）。空気体積あたりの放射能の増加が、大気中の粉じん量の増加によるものか、大気粉じん中の放射能濃度の増加によるものか判断するため、2013 年 3 月からは、粉じん濃度自体も測定することとした。2 地点の変動パターンは類似しており、役場の方が数割高い粉じん量が採取されていた。佐須の設置地点の近傍に牧舎があり、役場にくらべて空気の流通がよくないことが、粉じん量の差の原因と考えられる。

大気中放射能濃度を捕集した粉じん量で割ると、粉じん単位重量あたりの放射能が計算される。この値は、 $5000 \sim 50000 \text{Bq/kg}$ 程度であった。ほぼ、周辺土壌中の放射性セシウム濃度レベルと言える。したがって、大気粉じん中に巻き上げによって周辺土壌が混入しても、濃度だけから評価することは難しい。2013 年 3 月の役場のピークでは、粉じん量が増加し、かつ、粉じん中の放射性セシウム濃度も高いため、結果として大気中放射能が増加している。一方、8 月のピークでは、粉じん量は平均的な値だが、粉じん中放射能が高いため、放射能のピークとして現れていた。役場の工事時期を除いても、役場と佐須の粉じん中放射能のパターンは異なっている。粉じん重量が広域大気の影響を表しているのに対して、放射性セシウム濃度は、比較的近隣の影響を受けやすいのかもしれない。

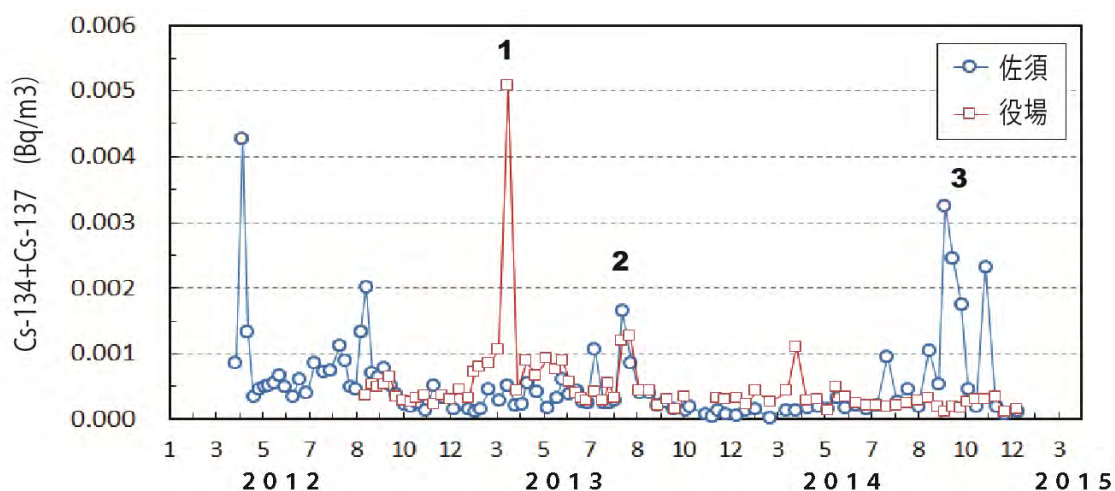


図 4.2-3 福島県飯館村での大気粉じん中放射性セシウム大気中濃度の経時変化
（飯館村佐須及び伊丹沢の飯館村役場。数字は可溶性等を調べたピーク）

飯館村のハイポリウムエアサンプラーを設置している高さは地上高であり、土壌の影響を受け

やすい条件にある。住民に対する経気道被ばくを考える際には、地上高での採取は適当ではあるが、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。2011年4月につくばで得た放射能の粒径分布では、放射性セシウムの極大ピークは数 μm のサイズにあって、粉じん重量の極大ピークと一致していなかった。この時点では大気中の放射性セシウムの起源は、原発自体と想定されたが、現在は、むしろ土壌の二次的な巻き上げが懸念されている。現在の飯舘村の放射性セシウム濃度は、粒径分布を測定した2011年4月のつくばと同程度かやや低いレベルにあるため、1~3ヶ月程度の採取期間を設けて、大気粉じんの粒径分布を4回にわたって計測した(図4.2-4)。2回目までの観測は、2013年度に図示し、解析した。2回とも、粉じん重量は、0.6、4 μm 程度にピークを持つ二山型の分布を取っていた。1回目の方が粉じん量が多く、放射性セシウムも多くの分級ステージにおいて、かつ、高い濃度で検出された。検出限界に近い場合、分析精度の問題が残るが、1 μm よりも小さい粒径に放射性セシウムは検出されなかった。また、粉じん重量と類似のピークは認めなかった。粉じん中に均質に放射性セシウムが分布していた場合、重量あたりの放射性セシウム濃度は一定となる。実際には、ほぼ一定か、小粒径にやや高いように見えるが、すべてのステージで放射性セシウムが検出されていないため、確定的なことは言えない。3回目は積雪時、4回目は融雪後に観測した。

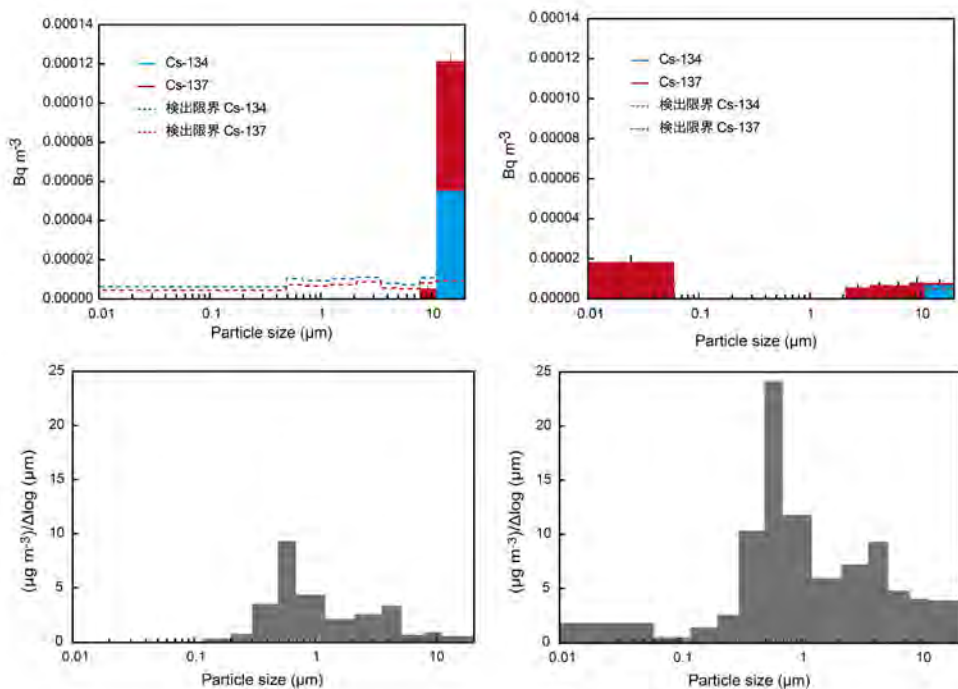


図 4.2-4 飯舘村大気粉じん中放射性セシウムの粒径分布

(左：2013年12月23日～2014年3月14日、右：2014年3月14日～6月19日
上段：放射能濃度、下段：粉じん濃度。いずれも飯舘村佐須で採取)

2013~14年の積雪期の粉じん量は、4回のうちもっとも低く、粒径分布はサブミクロンのピークが主で、大粒径のピークは小さい。放射能も低く、10 μm 超の粗大粒子しか検出できなかった。融雪後の粉じん量は、2013年夏と非常に似かよった粉じん粒径分布を示したが、放射能濃度は極めて低いままであった。2014年夏には、4段のハイボリウムアンダーセンサンプラ(東京ダイレック、AH-600)を用いた分級を行った。吸引量は大きいですが、この方法でも十分な粒径分布は得ら

れなかった。土壌の巻き上げによる被ばくについては、極めて低いことが示された。巻き上げ量や起源の評価については、粒径分布による方法は終了し、今後は元素濃度で比較する方法を行いたい。

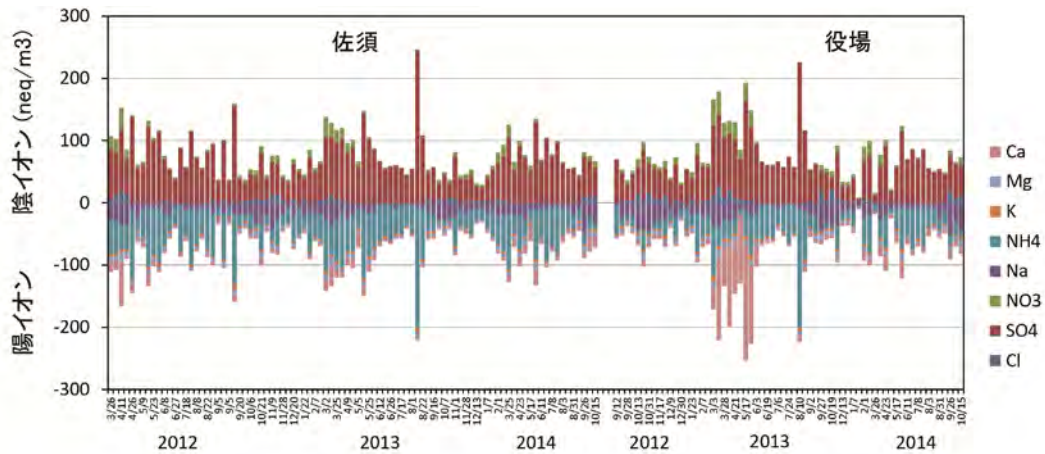


図 4.2-5 飯館村大気粉じん中の可溶性イオン成分の経時変化

図 4.2-5 は、大気粉じん中の可溶性イオン成分の変化を示したもので、粉じんの放射能変化を見る上での基礎データと言える。際だった特徴は、2013 年春の役場における高いカルシウム (Ca) 濃度ピークである。このピークは同時期の佐須では認められない。敷石工事における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。イオン成分と同様に、この時期の粉じん中放射性セシウム濃度は、近隣からの影響が強く、特徴的なものであった。2014 年の夏からは、佐須でも除染が行われたが、表層土壌の除去作業であったため、役場の除染と同様な傾向は見られなかった。

4.2.3 室内ダスト中の放射性セシウム

(1) 室内ダスト中の放射性セシウム濃度

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 21000Bq/kg、幾何平均 1420Bq/kg であった。

全村避難が続く飯館村では、時期を限っての一斉採取は難しかった。図 4.2-6 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。避難先を除いた試料の幾何平均は 25500Bq/kg であった。採取期間が 2 年間にわたっているため、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。

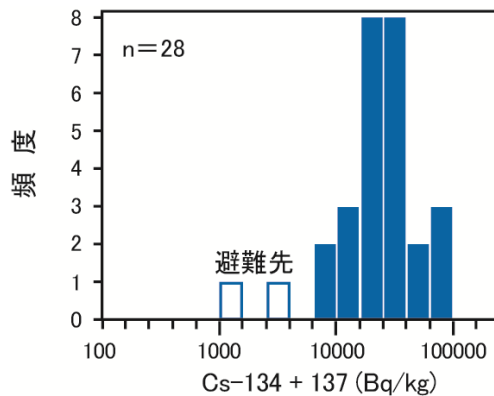


図 4.2-6 飯館村室内ダスト中放射性セシウム濃度の分布

常総地区および飯館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濃度の経時変化は、図 4.2-7 のようになっている。ID2201 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、2012 年 12 月、2014 年 7 月に放射性セシウム濃度が増加している。ID2103 も増減の幅が大きい。ID2102 の 2014 年 7 月の放射性セシウム濃度は、放射性セシウムの減衰を考慮すると調査開始時点では 5000Bq/kg に相当する。通常の清掃に加えて、屋外にむいた網戸を清掃したことが原因と考えられる。このように、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いる可能性がある。飯館村の家庭では、清掃頻度は低く、また、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そうである。

一部の家庭では、室内ダスト中放射性セシウム濃度は土壌のそれを上回っている。また、ダスト中の元素組成と周辺土壌の元素組成の類似性が低いことから、土壌の寄与だけでなく、大気経路の放射性セシウムの侵入、事故直後に付着した粉じんの混入など、複数の放射能濃度の混合によるものと考えられる。

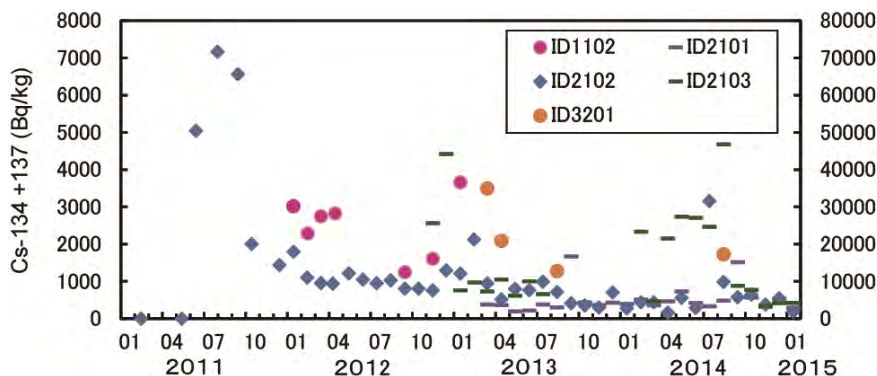


図 4.2-7 室内ダスト中放射性セシウム濃度の時系列変化

(ID3201 のみはスケールが十倍の右の軸)

(2) 可溶性を指標とする室内ダスト・土壌・大気粉じん中放射性セシウムの起源

2013 年度までの研究から、室内ダストの 2mm 以上画分に含まれる放射能は、他のサイズ画分よりも高く、その原因として繊維状粒子に高い放射能を持つ微粒子が付着していることが示されている。2mm 以上画分の洗浄と付着粒子の回収実験を行った。この実験は、室内ダストの放射性

セシウムの可溶性評価にも相当する。

飯館村 ID3101 ダストの結果を例示する（図 4.2-8 に実体顕微鏡写真）。もともとのダストには放射性セシウムが 21000Bq/kg 含まれていた。目開き 2mm のフルイ分けによって得た粒子（2mm 超画分）は、15000Bq/kg であり、色とりどりの繊維状粒子が存在していた（図中 1）。写真に示したスケールの 1 目盛はすべて 1mm である。繊維状粒子の繊維長は 2mm を超えているが、その繊維径は 0.1mm 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判別できない。2 は、1 の試料に対して安定 Cs 水を用いて 3 回の超音波抽出をほどこした後の 250 μ m 以上の粒径の粒子で、洗浄前と同様に、やはり繊維状粒子が卓越している。放射性セシウムが 6000Bq/kg 含まれていた。洗浄液は茶褐色に濁っており、ろ過により黄褐色の溶液となった。洗浄後の繊維状粒子も灰色から茶色に着色していた。3 は、2mm 超画分のダストから洗い出され、125 μ m 目開きのフルイを通過した微細粒子での写真である。個々の粒子の粒径は非常に小さく、繊維状のものは認められない。色は土壌を思わせる茶褐色であった。放射性セシウムの濃度は、60000Bq/kg に達した。4 は、250 μ m 目開きのフルイを通過した洗浄前のダストの写真である。薄い茶褐色をしており、細かい繊維状の粒子が含まれていることがわかる。放射性セシウムの濃度は、19000Bq/kg であった。元の試料に対しての放射性セシウム濃度は、洗浄済みの綿上粒子で 4400Bq/kg、洗い出された微粒子で 4000Bq/kg、可溶性の画分が 5600Bq/kg と、ほぼ等量に分配されていた。

この例のように、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。生活にともなって発生する綿状のほこりが、清掃とともに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。

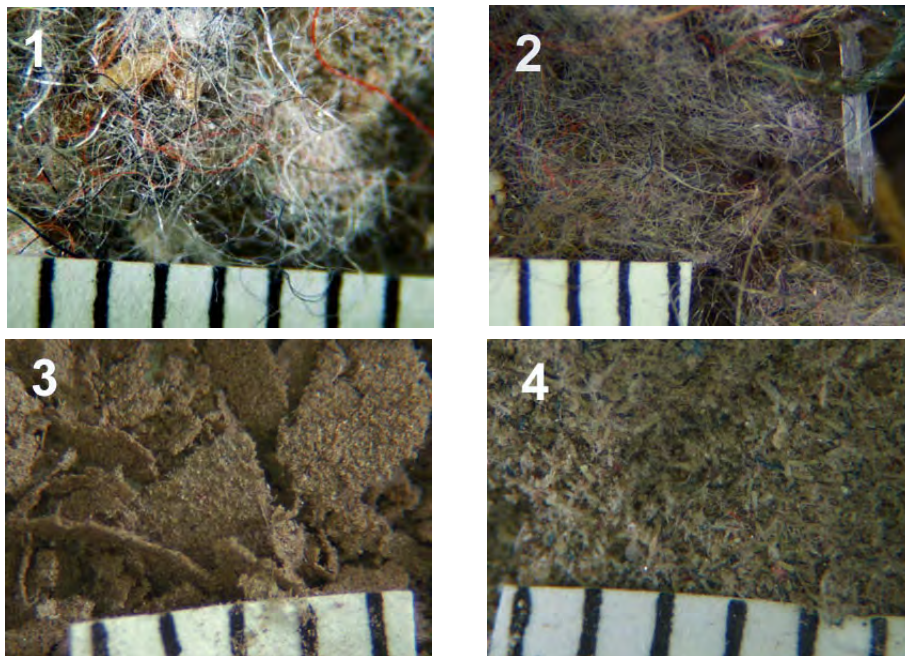


図 4.2-8 ダスト分画・水抽出試料の実体顕微鏡写真

（試料はすべて ID3101 ダスト。1：2mm 以上水抽出前、2：2mm 以上水抽出後綿状画分（250 μ m 以上）、3：2mm 以上水抽出後ろ過粒子、4：250 μ m 以下粒子。スケールの目盛りは 1mm）

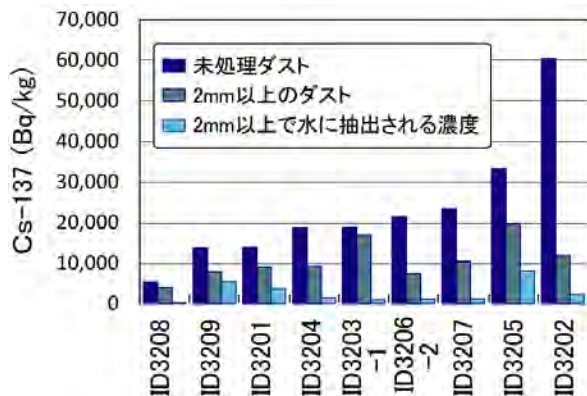


図 4.2-9 室内ダスト中放射性セシウムのサイズ分画と水可溶性 (飯館村採取)

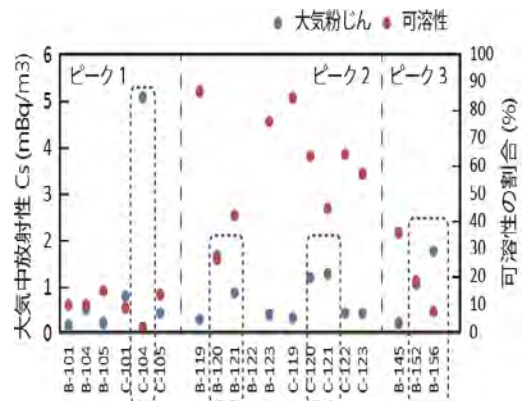


図 4.2-10 大気粉じん中放射性セシウムの水可溶性 (飯館村。図 4.2-3 のピーク 1～3)

飯館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た (図 4.2-9)。土壌試料の場合、250 μ m 以下の画分の水に抽出される割合は、1 検体を除きすべて 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。

石英繊維フィルターに捕集された大気粉じんの起源が土壌の再巻き上げによる場合、放射性セシウムの可溶性が低いことが予想される。図 4.2-3 の 3 回の放射性セシウムのピーク前後での大気粉じんの抽出結果 (図 4.2-10) を見ると、ピーク 1 (2013 年 3 月頃) の可溶性が全般に低く、特に役場でのピーク時の抽出率が低い。周辺で敷石敷設工事が行われた時期の試料であり、コンクリート由来と推定される可溶性 Ca の濃度が極めて高く (図 4.2-5)、放射性セシウム濃度も突出して高くなっている (図 4.2-3)。この試料には、工事に伴って発生した発じん粒子や土壌の混入が疑われる。その結果として放射性セシウムの濃度が高い割に、その抽出率が低かった可能性がある。

ピーク 3 (2014 年 9 月頃) は、佐須の居宅において除染が行われた時期であり、佐須のみで放射性セシウム濃度が高くなっている。この時期の可溶性は低い、ピークとの同期性は認められなかった。ピーク 2 (2013 年 8 月) は、南相馬周辺で放射性物質の濃度が上がり、福島第一原発のガレキ撤去工事と関連づける報道がされた時期と一致する。この時期の放射性セシウムの可溶性は、ピーク時期以外でも高く、ピークとの同期性は認められなかった。原発敷地内のガレキに付着している放射性セシウムについての可溶性に関する明確なデータはないが、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。この放出経路は、季節変化を示すと考えられる。植物由来のテルペン濃度の測定や、元素組成、季節変動の追跡など、データを積み上げる必要がある。ただし、これまでの観測において、大気経由の経気道被ばく量は、年間 0.001mSv 以下であることが示されているため、放射性セシウムの挙動の観点からは重要なテーマではあるが、外部被ばくを含めた総被ばく量の観点からは、外部被ばくの低減の方が重要である。

4.2.4 コリメータを利用した空間線量の方向別寄与の評価

(1) コリメータの指向性の評価

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%を超えていた。場の線量率と滞在時間の積和から外部被ばく線量が推定されるため、モデル計算を行う場合でも、両者を正確に予測する必要がある。また、外部被ばく線量を下げるには、高い線量率の場の滞在時間を短くする方策を探る必要がある。この目的のために、日常の活動における場の線量の特性をいくつかの方法で評価した。

空間線量率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。サーベイメータに鉛遮へいを取りつけることにより、指向性を持たせ、空間線量の方向別寄与を求めることとした。コリメータの基本的設計思想は鏡淵ら (2014) による。室内等で持ち運びながら測定するため、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、主として鉛 11mm 厚さの鉛とその表面を厚さ 2mm 程度のステンレスでカバーした遮へい体を採用した (図 4.2-11)。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 50mm)、前面を遮へいする部品 C (厚さ 36mm) の 3 つの部品からなる。総重量は 11kg 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、遮へいを通じ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線量率を算定した。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可変とした。



図 4.2-11 コリメータの外観

実験には Cs-137 の点状コイン状線源 (175kBq) を用いた。線源からの距離は 50cm とし、コリメータを乗せた台座を回転させることで角度分布を求めた。

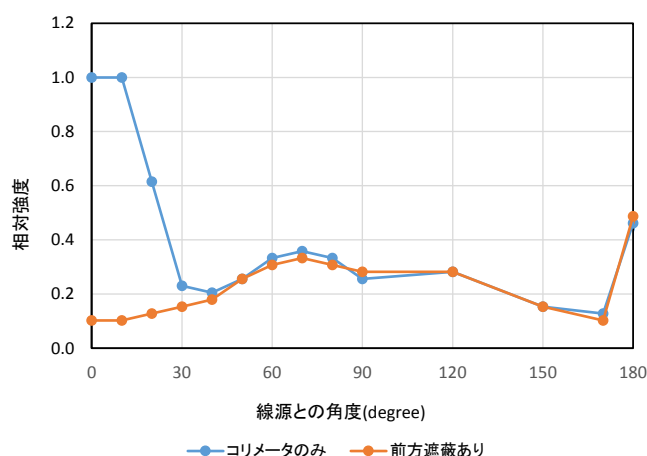


図 4.2-12 点線源によるコリメータ性能試験の例

図 4.2-12 に点線源を用いた測定例を示す。サーベイメータのプローブ先端から 5cm 長のコリメータを用いている (部品 A+B)。Cs-137 (661keV) の 11mm の鉛による線減衰は 30%程度であり、図の 60~120°における相対強度値とほぼ一致している。0~40°の範囲で、前方遮へいの有無の差が認められた。0~10°では、点線源からほぼコリメータにさえぎられることなくガンマ線が直達するため強度は等しく、10~40°の範囲で一部の光子が遮へいされている。図 4.2-11 の部品 B の中央にはプローブ先端の一部が見えている。隠れている部分は、部品 B の陰になっているため、この撮影点から放射されたガンマ線は正面からの照射にくらべて減少することになる。B の内部のプローブが全く見えない角度では、ほとんどの照射ガンマ線は遮へいされ、検出器に届かない。

この効果を確認するため、サーベイメータの NaI 結晶 (25.4φ x 25.4mm、実効中心 20mm。カタログ値) とコリメータの形状の数値を用いて、実測値と計算値の比較を行った。結晶軸に対して径の方向には 0.4mm、軸に対する回転角は 2°単位のボクセルを想定し、点線源から放出される光子がコリメータにさえぎられず上記結晶内に入射する割合を計算した。その結果を図 4.2-13 に示す。図では、前方照射 (0°) におけるネットの線量で規格化した相対強度を示している。遮へい体を設けない状態 (灰色の丸) では、-150~150°の範囲でほぼ一定の感度を示している。一方、プローブ前方に遮へいが 50mm 飛び出た場合 (部品 A+B での測定)、約±30°まで線源からの放射線が検出される計算となる。実測では、それよりもややにじみがあり 40°まで線源からの放射線が検出されたが、おおむね計算と実測は一致している。半値幅から±20°程度の方向を観測できるとみなせる。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、±80°程度に感度を有する。つまりほぼ前面 2π 方向に感度があることになる。計算値 (点線) と実測値 (◆) もほぼ一致している。さらに、プローブを遮へい体内に引き込むことにより、観測角をシャープにすることもできる。たとえば、前方 100mm まで遮へいを設けた場合、計算上では図の破線のように±15°程度に観測角を絞り込むことができる。

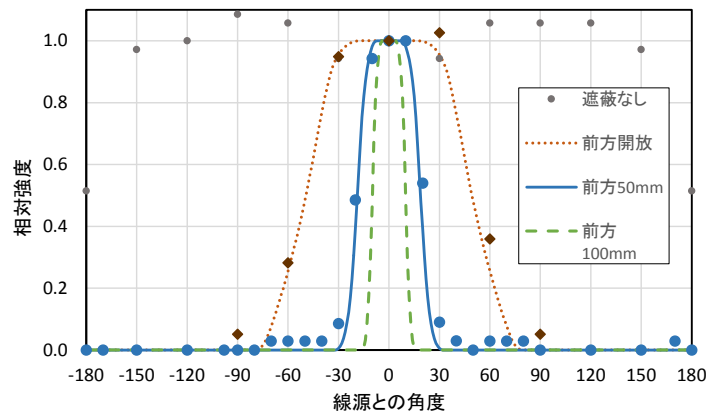


図 4.2-13 コリメータによる実測と計算値との比較

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、線量が下がることになる。福島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ぶ必要がある。

(2) 周辺環境の状況と線量の角度分布

コリメータ測定の本来の目的は、居宅や屋外活動などの生活の場面において、周辺環境のどのような部分から線量を受けているかを評価することである。ただし、屋内の線量によってはコリメータ測定が十分な感度で機能しないことも考えられる。そのため、典型的なケースで測定することで、線量の方向分布評価が可能か検討した。

検討を行ったのは、大気粉じんなどを採取している福島県飯舘村のうち、比較的線量の高い低い佐須地区（避難指示解除準備区域）と蕨平地区（居住制限区域）で、積雪がほぼ溶けた 2015 年 3 月 14 日の測定結果を示す。

はじめのケースは、山林が迫った道路上であり、2 階建ての居住高さまで裏山が迫っているケースに相当する。この地点は除染が行われておらず、空間線量率は $3.30\mu\text{Sv/h}$ (1m 高さ)、 $3.20\mu\text{Sv/h}$ (1cm 高さ) であった。地表面の空間線量の方が低いことは、周辺からの寄与が大きいことを示す。図 4.2-14 (上段) に、4 方向の写真と 5cm コリメータを用いて、 30° ごとに回転させた空間線量率の角度分布を示す。4 枚の写真が切れ目なくつながっていないため、写真と写真の間には多少のギャップがある。1m 高さにおける 12 方位に測定に加え、上方、下方（ともに 1m 高さ）の結果も同じスケールでプロットしている。 0° が北を指しており、縦軸の範囲が、コリメータが測定する上下の視野にほぼ対応している。この関係は他のケースでも同様である。

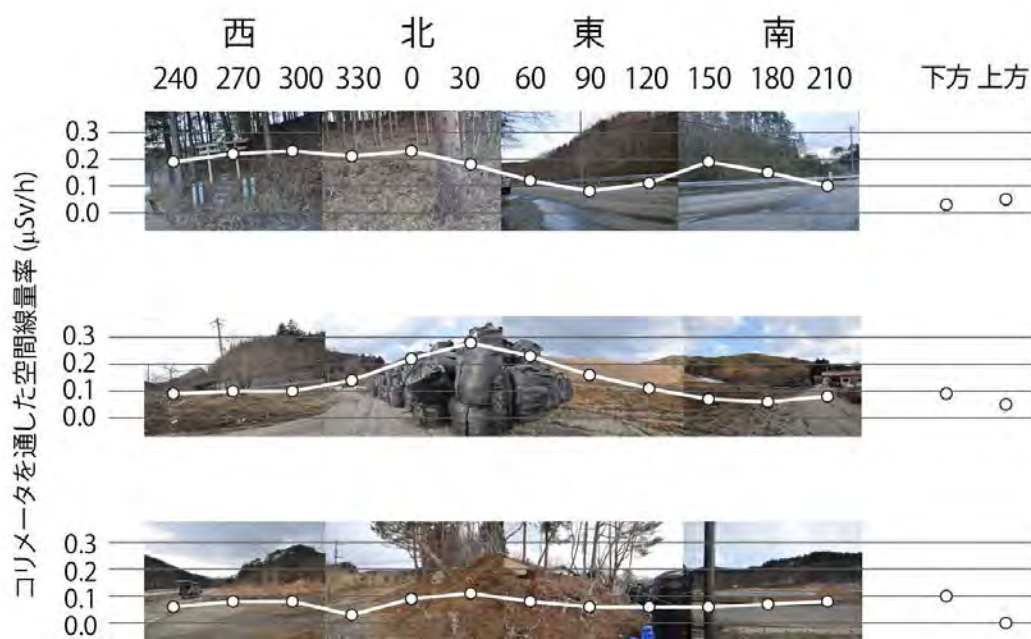


図 4.2-14 コリメータによる実測と計算値との比較

測定結果は、山林が迫っている 240°～0°～30°にかけて線量が高く、道路方向で低くなっていた。また、河川対岸の山林方向で再びピークを示していた。下方はもっとも線量が低く、道路の汚染度合いが、周辺にくらべて低いことと対応する。上方は山林から張りだした枝葉が多少認められ、クリアな空間になってはいない。その結果、枝葉からの直達および斜面からの放射線の散乱の影響により、上方は下方よりも高い線量を示した。

2 番目のケースは、除染が行われたが、まだ除染土壌が仮置き場などに移動していない状況の地点である。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 1.5m 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。結果（図 4.2-14 中段）は、下方測定から得た道路自体も汚染しているが、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、線量のほとんどは大気による散乱線と考えられる。

3 番目のケースは、除染作業後、居宅敷地隅にフレキシブルコンテナに草木類が残っているケースである。コンテナ表面の線量は、 $3\mu\text{Sv/h}$ 程度であり、空間線量率 $2.4\mu\text{Sv/h}$ と大差なかった。直近のフレキシブルコンテナから 1.5m の地点の道路上で測定を行った。結果（図 4.2-14 下段）は、コンテナを見通す角度よりも、除染の終わった小さいマウンド方向（0°～60°）の方が高い線量を示した。その直近の道路方向はもっとも低く、下方はマウンド方向と同程度であった。見通される範囲に放射性セシウムを含んだ物体があるかどうか、線量の角度分布には大きく寄与する。他の地点と比較して、全体に線量は低く、上方からの寄与も低い。

今回は、水平方向 12 点、鉛直方向 2 点の計 14 測定を行った。14 回測定の立体角の総和は、約 3π 、全体の 80% 程度をカバーすることになる。3 つのケースでは、14 回測定の総和は、遮へい体

のない測定値の 70、72、40%を占めていた。水平方向の見通し線上に発生源の少ないケース 3 では、斜め下方からの照射を受ける率が高いと考えられる。実際に、下方斜め 45°方向の平均的な線量率は 0.13 μ Sv/h で、水平方向よりも大きかった。他の 2 ケースについては、ほぼ期待される割合の線量を水平、鉛直方向から受けていた。なお、たとえば、斜め 45°上下方向の測定を水平方向と同様に 12 分割測定した場合の立体角は 8π と大過剰になり、4 分割測定した場合の立体角は 5π とやや過剰となる。また、部品 A のみを用いて水平 4 方向、上下 2 方向の計 6 回測定した場合の立体角総和も約 3π となり、線量の低い場所では、分解能よりも感度を優先することで、おおよその線量の寄与を評価することも可能だろう。

4.2.5 ロガー式線量計を利用した被ばく線量の評価

(1) ロガー式線量計による評価

2013 年度まで、被ばく線量は、光刺激ルミネセンス線量計（クイクセルバッジ X 線 γ 線用、長瀬ランダウア）による月間被ばく線量及びシリコン半導体式のポケット線量計（My Dose Mini、日立アロカメディカル）を使った積算被ばく量を用いて測定してきた。屋内外の行動パターンと被ばく線量との細かな関係を調べるためには、上記の方法では時間分解能が不足する。そこで、2014 年はシリコン半導体式線量計データをメモリーに蓄積するロガー型の線量計（D シャトル、千代田テクノル）を用いて、線量解析することとした。本装置は、産業技術総合研究所と民間が共同開発したもので、住民被ばくの算定のために 1 万台以上稼働している。本装置は、1 時間単位で積算線量を保存する標準仕様と、10 分間単位で積算線量を保存する特殊仕様の 2 種類がある。両者の特性を把握した上で、人に装着した被ばく量算定に加え、空間線量のロガーとして利用する方法を検討した。

D シャトルについては、メーカー側からガンマ線エネルギーに対する応答特性、方向特性、リニアリティなどについての特性が公開されている。それ以外のいくつかの特性について、10 分積算型の装置で検討した。

バックグラウンドノイズについては、20 個の D シャトルを Ge 半導体検出器用の遮へい体（鉛厚さ 10cm、内壁は無酸素銅とアクリルによる X 線遮へいつき）に収め、50 回測定した。通常の室内（茨城県つくば市）でのバックグラウンドについても、50 回測定した。装置間の機差については、コイン状 Cs-137 線源（1MBq）と同一平面上に、線源からの距離 30cm の位置に円形に 20 個ならべて 90 回測定した。この際、ポケット線量計（My Dose Mini）6 台による積算も同時に行った。機差のチェックとともに簡易的な検定にも相当する。

これらの結果を表 4.2-1 にまとめた。

表 4.2-1 D シャトル（10 分積算型）のいくつかの特性

バックグラウンドノイズ		バックグラウンド			機差・正確さ			
Dシャトル		Dシャトル		NaI	Dシャトル		MyDoseMini	NaI
指示値の範囲	平均値	平均値	平均値		平均値	平均値	平均値	平均値
(μ Sv/10分)	(μ Sv/10分)	(μ Sv/10分)	(μ Sv/h)	(μ Sv/h)	(μ Sv/10分)	(μ Sv/h)	(μ Sv/h)	(μ Sv/h)
0.00~0.05	0.003 \pm 0.001	0.012 \pm 0.002	0.07 \pm 0.01	0.08	0.19 \pm 0.01	1.12 \pm 0.04	0.88 \pm 0.03	0.87 \pm 0.01
n = 20	n = 20	n = 20	n = 20		n = 20	n = 20	n = 6	n = 5

NaI : NaI サーベイメータ

検出器を鉛遮へい体に設置した場合でも、最大 $0.05\mu\text{Sv}/10$ 分の線量を示すことがあり、平均値は $0.003\mu\text{Sv}/10$ 分であった（装置の最小分解能は $0.01\mu\text{Sv}$ ）。このバックグラウンドノイズは、遮へい体を通じたガンマ線によるもののほか、遮へい体内から発生する X 線、電波や熱雑音などのさまざまな要因によると考えられる。しかし、 $0.05\mu\text{Sv}/10$ 分（ $0.3\mu\text{Sv}/\text{h}$ ）という値は、放射性セシウムによって汚染が進んだ地域での空間線量率に匹敵するため、汚染や被ばくがあると誤認する可能性がある。一方、遮へいのない環境（空間線量率 $0.08\mu\text{Sv}/\text{h}$ ）では、平均で $0.012\mu\text{Sv}/10$ 分（ $0.07\mu\text{Sv}/\text{h}$ ）となり、多数回の測定を行えば、汚染度の低い地域での測定に使用できることが示された。

また、点線源を用いた照射試験では、20 台の平均値は $0.19\mu\text{Sv}/10$ 分（ $1.12\mu\text{Sv}/\text{h}$ ）で、変動係数は 3%程度であった。多数回の測定を行えば、機差による精度上の問題もないことが示された。一方、照射実験（約 $1\mu\text{Sv}/\text{h}$ ）以下の放射線場では、計数誤差等の要因により、測定値の精度が下がることが予想される。たとえば、遮へい体に置いた場での機種間の変動係数は 30%となっている。また、NaI サーベイメータとポケット線量計がほぼ等しい空間線量率（ $0.87\sim 0.88\mu\text{Sv}/\text{h}$ 、校正計数補正後）を示したのに対し、D シャトルの指示値は $1.12\mu\text{Sv}/\text{h}$ と、有意に高い数値を示した。本来、個人線量計は背後に人に相当する散乱・遮へい体があることで正確な値を示すものであり、今回のような空間に設置した場合は正確さを損なうおそれがある。また、正確な検定のためには、もっと強い線源を用いて、照射線量率、散乱係数等を考慮した計算が必要であるため、正確さの比較については、メーカー等の検定結果を待ちたい。

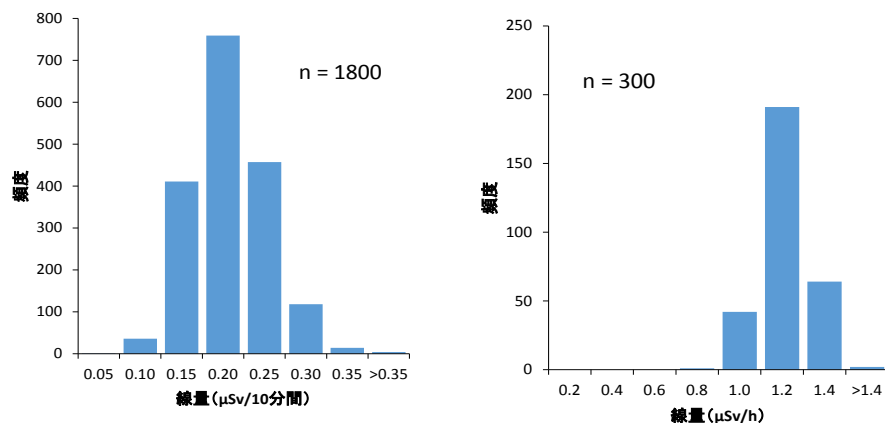


図 4.2-15 照射試験における指示値のヒストグラム

なお、照射試験で得られた 20 台、計 1800 回の指示値のヒストグラム（図 4.2-15）は、正規分布に近い形を示しており、計数の統計誤差に由来するものと推定された。この分布が統計誤差のみによると考えると、90 回の放射線を検出すると $1\mu\text{Sv}/\text{h}$ に相当すると計算された。この値は、NaI サーベイメータや、CsI 型小型線量計に比較して小さい値である。人への装着時に負担のないよう、装置を小型化するために、 $2.77\text{mm}\times 2.7\text{mm}$ の大きさの検出器を使ったことによると考えられる。放射線の検出数を算定することで、1 回の測定値に対しても計数不確かさを付記することができるようになる。

D シャトルを用いて、空間線量率の分布や遮へいの程度を検出可能か、室内実験を行った。線源は約 38MBq の Cs-137 を含む塩化セシウム溶液で、放射線管理区域内に置かれた鉛製の遮へい箱の扉を開いて照射を行った。開口部のサイズは幅 51.5cm×高さ 46.2cm であるが、線源を遮へい箱内の鉛ブロック上（高さ 10cm）、ほぼ開口部前面に置いたため、遮へい箱自体が前方への照射に大きく影響することはない。ヨコ（X 方向）4 個×タテ（Y 方向）5 個、計 20 個の 10 分積分型 D シャトルを各々 20cm 間隔に配置し、遮へい箱に対して平行にセットした。線源から床に鉛直な面への距離（Z 方向）を 25cm、50cm、100cm と変化させ、積分を行った。また、25cm の測定では、奥行 10cm×幅 5cm×高さ 10cm の鉛ブロックを線源の向かって右側に配置し、模擬的な遮へい体とした。

図 4.2-16 に、線源からの水平距離を 25cm（Z=25cm）にした際の空間線量分布を図示した。左が遮へい物のない状態の場合で、右は鉛ブロック遮へい物を置いた場合である。図中の点線は、鉛ブロックが置かれた位置を示している。左図からわかるように、線源の正面に位置する X=Y=0 の点の空間線量率が高く、左右対称の空間線量率分布が得られている。

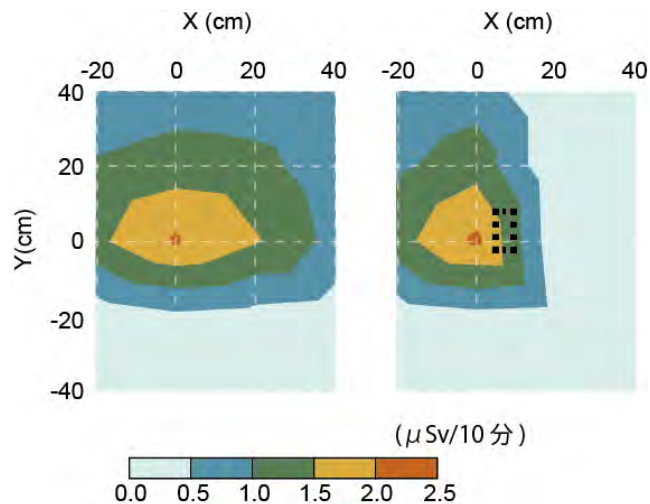


図 4.2-16 放射性セシウム溶液から放出されるガンマ線による空間線量率分布
（水平距離 25cm、左：遮へい物なし、右：遮へい物あり）

上下方向の分布は対称ではなく、下方の方が明らかに低い。線源は鉛ブロックに乗っているため、線源（塩化セシウム溶液）は、明らかに上方の空間よりも下方の鉛ブロックに近い位置にある。そのため、液体の一部が下方の鉛ブロックや鉛ブロックが置かれた遮へい箱の一部に遮へいされており、結果として D シャトルの計測において非対称の空間線量分布が得られたと考えた。線源の右手に遮へい体を置いた場合は、線源左側の分布の変化が少ないのに対し、右側の空間線量率が大きく減少している。図のみからでは判別しにくいですが、X=40cm の全測点、X=20cm の上から 3 つの測点で遮へいによる線量率の減少が顕著であった。つまり、検出器から遮へい体に隠されず線源を見通せるか否かが大きく線量率の値に効いていた。

これを確かめるために、各検出器と線源との距離と、得られた正味の空間線量率（表 4.2-1 の個々のバックグラウンド値を差し引いたもの）との関係を図示した（図 4.2-17）。検出器から線源

への仰角が小さい点（図 4.2-17 の●）では、線源からの距離減衰の関係が認められる。一方、検出器から線源への仰角が大きい点（図 4.2-17 の○）では、図 4.2-16 での $X=40\text{cm}$, $Y=-40\text{cm}$, $Z=15\text{cm}$ などの点で遮へいの効果が現れているように、仰角の小さい点群にくらべて低い空間線量率を示しており、距離との関係性は認められない。これらのことから、複数の D シャトルを用いて、線量の平面分布を観測すること、またそれらを移動させることで空間分布を得ることができると考えた。また、空間分布から、遮へい体の有無を推定することにも使える可能性が示された。さらに、隣接する検出器間の指示値の勾配から、線量の方向性解析、流れ込みの解析に使える可能性もある。ただし、今回の実験では空間線量率が $0.6\mu\text{Sv/h}$ 以上の比較的高い線量での分布を測定している。この場合でも、10 分間の計数は 10 カウント程度であり、1 回の測定では上記解析をするための精度は得られない。統計誤差を 3% 以下に抑えるためには、 $0.6\mu\text{Sv/h}$ の空間線量率の場所で 1000 分間程度の測定が必要となる。

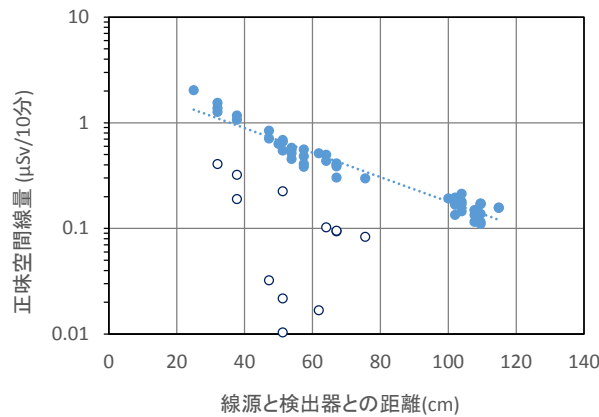


図 4.2-17 線源との距離と得られた正味の空間線量率との関係
 (●は線源が見通せる場合、○は線源が見通せない場合)

(2) ロガー式線量計を利用した行動パターンと被ばく解析

すでに述べたように、飯館村でも宅地除染が進んでおり、居宅周辺の空間線量率は下がっている。村では、これまで定期的に 20 行政区の宅地及び農地の空間線量率（地上 1m 及び 1cm）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。下記の居宅線量及び行動調査を行ったサイトの 1 つである佐須地区について、過去 4 年間の 1m 空間線量率の経時変化を図示した（図 4.2-18）。およそ 1 月から 3 月にかけては、積雪の遮へい効果によって空間線量率は下がる。また、2014 年に宅地の除染が行われた結果、空間線量率は大きく減少している。農地については、今後、順次除染が行われる予定であるが、図示した時点では除染は行われていない。

半減期の短い放射性ヨウ素などが環境中に残留していた 2011 年 3 月から 6 月にかけては、放射性セシウムに加えて、放射性ヨウ素等の他の核種からの放射線の寄与があるために、空間線量率の経時変化は大きい。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、沈着初期した 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）。半減期に応じた物理減衰曲線を破線で図

示した。実測値はそのラインよりも下回っており、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、土壌粒子の物理的移動や化学的流出、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。佐須地区では、農地の方が宅地よりも大きな減少を示していた。宅地で8年、農地で4年の環境中における半減期を与えた時の空間線量率の減衰曲線を実線で描いている。事故初期の実測と予想値の差分が、他の核種の寄与になる。その寄与は、沈着時に放射性セシウムの1.5~2倍程度、半減期は14~20日と、短寿命各種の中では半減期の長いヨウ素-131（以下 I-131 と呼ぶ）の8日よりも長くなっていた。沈着初期の放射性セシウムの移動が、ここで求めた環境半減期よりも早いことが、差異に現れたと考える。

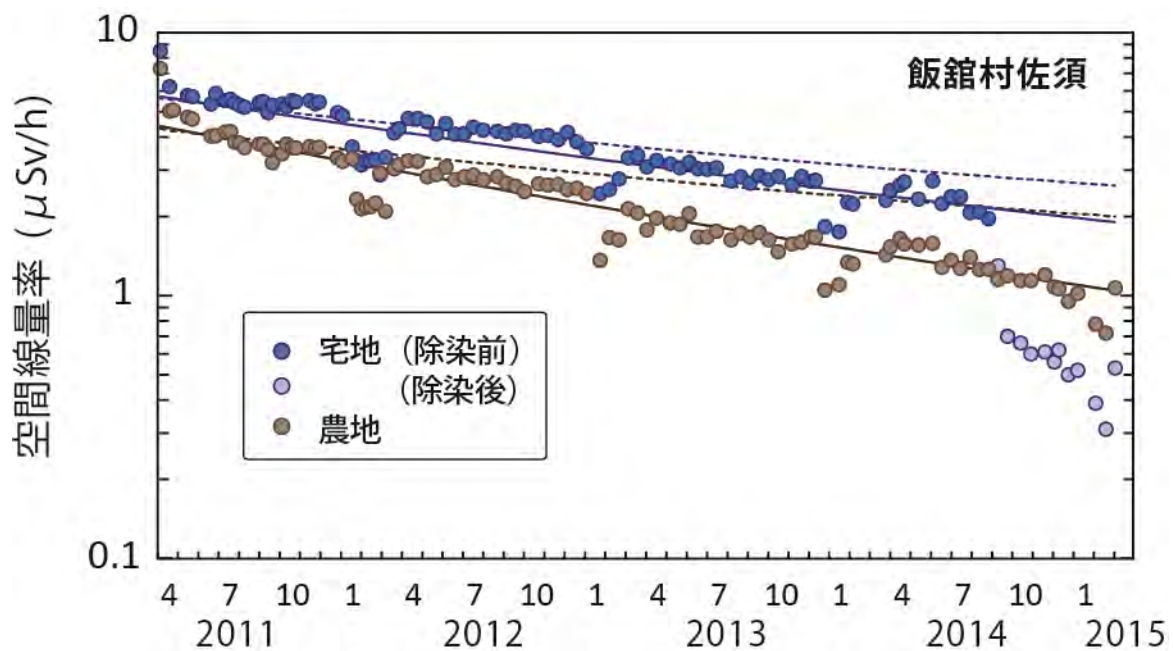


図 4.2-18 飯舘村佐須の宅地及び農地での空間線量率の経時変化
 (1m 高さ。破線は放射性セシウムの物理減衰による線量率の変化。
 実線は環境中の半減期を仮定した線量率の変化曲線)

自治体によって携帯型線量計を用いた住民被ばくの実測が行われており、日ごとの被ばく量やそれを積算した年間被ばく量の実測値を住民に提供している。1時間積分型のDシャトルでは、年単位でデータ回収し、日ごと、時間ごとの被ばくパターンを示す機能がある。一方、日常生活において、同一時刻に同じ行動（屋内事務、屋外作業、通勤等の移動）を行ったり、1時間以上同じ行動をしたり、同じ線量の場所にとどまったりしないケースも想定される。また、現在、空間線量率が高く、避難生活をしている住民にとっては、帰還後の行動パターン・場所と被ばくとの関係は十分にわかっておらず、今後の被ばく推定をする上でも細かい被ばくパターンを知る必要がある。10分積分型のDシャトルを用いた行動パターンと被ばくとの関係の調査例をいくつか示す（表 4.2-2）。5個の検出器をまとめて装着しており、装着部位は腹（女性）から胸（男性）周辺である。立位もしくは歩行時では、地表面または床面からの高さは約1~1.3m、屋外での休息時や屋内に座臥している時は床面から1m未満の高さになり、行動ごとに計測高さは変化して

いる。

屋内作業での被ばく量は、調べた行動パターンの中で最も低く、10分間の1回測定値での統計誤差は50%を超える。実際に得られた変動係数もほぼ同程度であり、くりかえし測定による誤差の改善と空間線量率の異なる室内間の移動による効果が相殺する結果になった。自動車に乗って屋外を移動する場合や道路を歩いて移動する場合は、通過する場の空間線量率の変動は屋内における活動よりも大きいことが想定される。飯舘村では、宅地と宅地の間の距離が離れていることが多いため、道路歩行時には道路除染の効果のみが現れることになる。道路上の空間線量率については、車載型のサーベイメータを用いた走行観測データが蓄積されている。表4.2-2の例では、徒歩での移動時の被ばく量の変動は統計誤差よりも大きく、自動車移動の場合はさらに大きな変動係数を示していた。徒歩移動の場合でも、通学のように決まったルートを通る場合は、日々の被ばく量は一定に近くなることが期待される。自動車移動の場合、金属車体による数割程度の遮へい効果は期待されるが、線量の高い場所にも容易に立ち入ることができることもあり、車内移動における単位被ばくは小さくはなかった。

表 4.2-2 行動パターンと被ばく線量との関係例

行動パターン	被ばく量 ($\mu\text{Sv}/10\text{分}$)	変動係数 (%)	1回測定での 統計誤差 (%)	被ばく量 ($\mu\text{Sv}/\text{h}$)	空間線量率 ($\mu\text{Sv}/\text{h}$)
屋内作業	0.04	54	≒	0.2 ± 0.1	< 0.2-0.5
車内移動	0.10	68	>>	0.6 ± 0.4	0.4-2.0 ¹⁾
道路歩行	0.17	38	>	1.0 ± 0.4	≒ 0.7-1.7
農作業	0.10	36	≒	0.6 ± 0.2	< 0.98
山林歩行	0.26	27	>	1.6 ± 0.4	> 0.80
森林作業	0.38	40	>>	2.3 ± 0.9	< 4.3

1)車内での測定

水田における農作業の場合、表層土の除染、もしくは天地返しの深耕によって、土壌表層の放射性セシウム濃度が周辺よりも低く、また比較的広い土地で作業するため周辺環境からの放射線の影響も小さいと考えられる。たとえば、周辺線量が1.2~1.6 $\mu\text{Sv}/\text{h}$ の環境中で、試験的な耕作を行っている水田では、1 $\mu\text{Sv}/\text{h}$ 程度の空間線量率であった。ここで作業したときの被ばく量は、空間線量率から推定される値よりも小さかった。変動係数は、統計誤差と大差なく、移動した場の線量の分布がそれほど大きな変化をしていないことが示唆された。一方、山林歩行や山林内での作業を模擬した行動では、空間線量率が高いために統計誤差は小さくなるが、変動係数は大きくなっている。また得られた被ばく量は、空間線量率よりも低くなるケースや、逆に高くなるケースもあった。これらのことは、森林土壌や樹冠での放射性物質の沈着・蓄積が不均質であり、空間線量率の変動が大きいことに由来すると考えられる。このような行動パターンの場合、航空機観測による土壌沈着量や空間線量率の値から推定するモデルでは、空間分解能の点の問題や樹林の状態などの影響、現実の行動パターンの複雑さにより、実際の被ばく量との差が出る可能性がある。個人に対する被ばく量を求めることに加え、このようなケースのモデル解析をする上で、時間分解能の高い線量計を装着する有用性が高い。

(3) ロガー式線量計を補助的に利用した空間線量分布測定

一般に空間線量率の測定では、NaI サーベイメータを用いて測定することで事足りることが多

い。しかし、サーベイメータのプロープが届かない空中での測定や、長期間での空間線量率の変動測定などのケースでは、(1) で用いたような小型軽量のロガーを活用することが考えられる。ただし、(1) で述べたように、D シャトルを用いた空間線量分布測定において、統計誤差を 3% 以下に抑えるためには、 $0.6\mu\text{Sv/h}$ の空間線量率の場所で 1000 分間程度の測定が必要となる。そのため、1 時間積分型の D シャトルを利用して空中での線量率の測定を行った。

測定は飯舘村内（避難指示解除準備区域）の協力家庭を利用した（図 4.2-19 に断面図）。木造 2 階建て住宅の東西（X 軸）が長手方向で、南側が道路、小さな川をはさんで向かい側が牛舎、それを超えて山林になっている。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 2m 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。測定は住宅北側外壁表面を基準に、東西平面を 1m メッシュでカバーするような線量測定を行い。その平面を南側へ平行移動するように、できるだけ同じメッシュで家屋内の空間線量を測定していった。また、サーベイメータの届かない屋外については、裏山斜面（図 4.2-19 の□の位置）に、2m 間隔で 1 時間積分型の D シャトルを、ロープを使って空中に設置し、約 6 日間の積分測定を行った。

この測定の背景には、飯舘村複数の居宅内での空間線量率の測定において、1 階でも 2 階でも、床面から高さが高くなるにつれて線量が上がる傾向が認められ、1 階天井近くと 2 階床面との間に線量率の連続性がないことがある（ふくしま再生の会、2015）。各家庭は構造が異なるため、この理由を解析するために、居宅全体の詳細なメッシュ測定を行った。

図 4.2-19 に住宅北側外壁表面（ $Z=0\text{m}$ ）と $Z=15\text{m}$ での横断面の空間線量率の分布を示した。家屋には家具や階段などの構造物、床下、天井裏などの測定できない部位があり、測点が限られている。また、裏山は登るのが難しいほどの急斜面であり、プロープが届かない空中（ $Y=4, 5\text{m}$ ）については、D シャトルのデータを利用した（図中の□）。

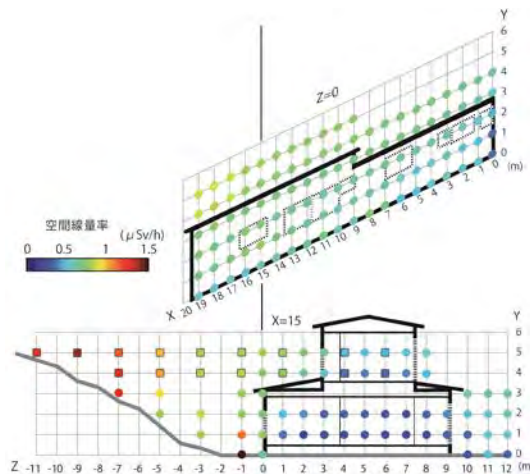


図 4.2-19 ロガー式線量計とサーベイメータを組み合わせた居宅内及び居宅周辺の放射線量の空間分布の測定例

(●：サーベイメータ、□：ロガー式線量計。点線は窓を示す)

屋外の空間線量率は、砂地の南側が低く、北側の斜面が高い。特に住宅近くの地表面が最も高く、屋根から流れ落ちた汚染が残っている可能性があった。斜面の空間線量率の分布も複雑ではなかった。 $Z=0$ の東西面の空間線量率分布からは、北側斜面との距離が近い西側（ $X=14\sim 19$ ）の線量率が高いことが見てとれる。 $X=15$ の南北断面の空間線量率分布からは、確かに床面

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。なお、一部のデータはDシャトルの吊り下げによって取っている。室内外の測定値とNaIサーベイメータが届いた観測点で得た測定値の比は1.03で、両者はよく一致していた。両者のデータを合わせたX=15、Y=4、5の測線に沿った空間線量率は、距離に応じてほぼ直線的な減衰を示しており、南北方向の平行光束で近似できる。また、室内南端では、南側からの線量の寄与を受けるため減衰は小さくなっていた。

外壁面測点と、そこから1m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%、15cm厚さ程度の壁材で27%~60%と明らかに異なっていた。1階居間中央(Z=6付近)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であった。床下が汚染源でないことも、南北面の距離減衰で放射線量を近似できる理由の1つであろう。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、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、線量率が上がった。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。一方、放射性物質の沈着した斜面が居宅に近い場合、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かった。また、距離減衰の効果が現れており、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。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。また、屋内各室の大まかな空間線量率を測定した上、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。

4.3 人の被ばく線量推計

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非常に重要である一方、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。今回は、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た。さらに、追加外部被ばく線量については、実測値とモデル推計値を比較し、モデルの検証をおこなった。また、モデル推計値と実測値と乖離の要因について解析した。

4.3.1 方法

(1) 被ばく線量推計モデル

我々は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(式1-9)。対象は一般公衆、範囲は東日本とし、各都道府県レベルで被ばく線量の分布を推定した。福島県や空間線量 $0.23\mu\text{Sv h}^{-1}$ (*) を越える地域「汚染状況調査重点地域」は市町村単位で評価することとした。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。

(*バックグラウンド線量 ($0.04\mu\text{Sv h}^{-1}$) を加味して、建物の遮蔽効果 (0.4倍) のある場所での滞在時間を16時間、屋外滞在時間を8時間としたとき、年間追加被ばく線量が 1mSv に相当する空間線量)

a. 外部被ばく

追加外部被ばく線量は、放射性セシウム ($i=\text{Cs-134}$ 、 Cs-137) に起因する空間線量率 (D_i)、遮蔽係数 (SF)、屋外の滞在時間 (τ) で決まり、式1で表される。Lは地域、Yは年齢を表す。遮蔽係数は構造物によって変わるため、大きく木造と非木造に分類し、各地域における木造および非木造住宅の人口割合 (B) を加味した。

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

ここで、

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

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

空間線量 (D_i) は土壌への放射性セシウム沈着量 (Bqm^{-2}) に、土壌沈着量から空間線量への換算係数 (ϕ) を掛け合わせることで求めた (式2)。土壌への放射性セシウム沈着量は、25mメッシュで再出力された文部科学省による第4次航空機モニタリングデータをGIS上で読み込み、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 (Bqm^{-2}) を基準 (時間 t) に、崩壊定数 λ (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とした。式1のパラメータである屋外滞在時間 τ 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。

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	
ϕ	線量換算係数	Cs-134: 5.4×10^{-9} (mSv h ⁻¹) (Bq m ⁻²) ⁻¹ Cs-137: 2.1×10^{-9} (mSv h ⁻¹) (Bq m ⁻²) ⁻¹	IAEA, 2000
τ	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

b. 内部被ばく（飲食物以外）

人の体内に放射性セシウムが侵入する経路として、土壌・室内ダストの経口摂取、屋内外の浮遊微粒粉塵の吸入摂取を想定した（図 4.3-1）。これまでも被ばく線量の推定は様々な機関でも試みられているが、室内ダスト、室内空気に関する推定はほとんどない。

各経路の内部被ばく線量推定式（式 4~7）、記号の説明を表 4.3-2 に示す。

土壌 (s) 経由

$$E_{int,s,i}(L, Y) = Cs_i(L) \times \frac{1}{\rho} \times M_2 \times IR_s(Y) \times K_i \quad (\text{式 4})$$

室内ダスト (d) 経由

$$E_{int,d,i}(L, Y) = \mathbf{Cs}_i(L) \times A \times M_2 \times IR_d(Y) \times K_i \quad (\text{式 5})$$

室内空気経由 (ina)

$$E_{int,ina,i}(L, Y) = \mathbf{Cs}_i(L) \times A \times M_1 \times C_{d,ina} \times IR_a(Y) \times (1 - \tau(Y)) \times K_i \quad (\text{式 6})$$

屋外大気経由 (outa)

$$E_{int,out,a,i}(L, Y) = \mathbf{Cs}_i(L) \times \frac{1}{\rho} \times M_1 \times C_{d,outa} \times IR_a(Y) \times \tau(Y) \times K_i \quad (\text{式 7})$$

表 4.3-2 内部被ばく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_{int}	内部被ばく線量	$mSv\ year^{-1}$	
IR_j	j の摂食量および呼吸率	$kg\ year^{-1}, m^3\ year^{-1}$	表 4.3-3, 4.3-4, 4.3-5 US EPA, 2011 に基づき 設定
A	侵入係数	$(Bq\ kg^{-1})(Bq\ m^{-2})^{-1}$	実測値に基づき設定
τ	屋外滞在時間	年齢区分による	表 4.3-1 と同様
ρ	土壌密度	$65\ kg\ m^{-2}$	$1300\ kg\ m^{-3} \times 0.05\ m$
K_i	核種 i の経口摂取による実効線量係数	$mSv\ Bq^{-1}$	ICRP Pub.72, 1996
M_1	浮遊微粒子への移行係数	2	暫定値
M_2	微粒子 (250 μm 以下) への移行係数	1.1: 土壌 2.2: 室内ダスト	実測値に基づき設定
$C_{d,ina}$	室内空气中粉塵濃度	$0.15 \times 10^{-6}\ kg\ m^{-3}$	建築物衛生法、厚生労働省
$C_{d,out}$	屋外空气中粉塵濃度	$0.1 \times 10^{-6}\ kg\ m^{-3}$	環境基本法-環境基準、 環境省 (1 時間値の 1 日平均値)

太字は分布としてモデルに導入した。

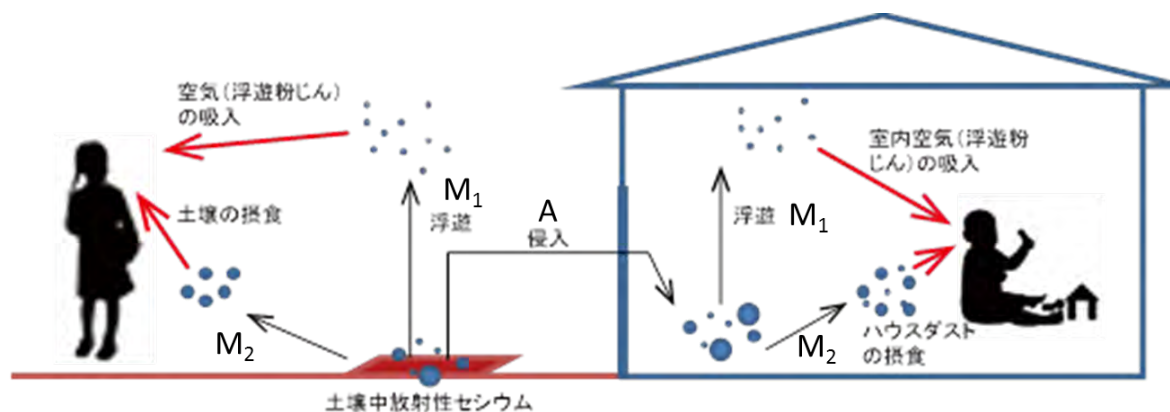


図 4.3-1 放射性セシウムの想定被ばく経路とモデルパラメーター

表 4.3-2 の侵入係数 A 、微粒子への濃縮係数 (M_2) は実測に基づき設定した。太字のものは、各パラメータの統計量から正規分布および対数正規分布に基づく乱数を発生させ計算した。実効線量係数は、ICRP publication 72 に記載されている年齢区分の係数のうち、対象年齢群にあてはまる最も値の大きい係数を採用した。室内空気粉塵濃度は、安全側の見積もりのため、室内空气中粉塵濃度の基準値とし、屋外空気粉塵濃度は、大気汚染に係る環境基準の 1 時間値の一日平均値を引用した。年齢層ごとの IR を表 4.3-3、4.3-4、4.3-5 に示す。

表 4.3-3 年齢群ごとの呼吸率のパラメータ

IRa (呼吸率)		m ³ year ⁻¹
年齢群	平均値	95 パーセンタイル
0-1	1971	3358
1-6	3687	5037
7-15	5548	7300
16<	5950	9125

表 4.3-4 年齢群ごとの土壌摂食量のパラメータ

IRs (土壌摂食量)		kg year ⁻¹
年齢群	平均値	95 パーセンタイル
0-1	0.011	
1-6	0.018	0.073
7-15	0.018	
16<	0.007	

表 4.3-5 年齢群ごとの室内ダスト摂食量のパラメータ

IRa (ダスト摂食量)		kg year ⁻¹
年齢群	平均値	95 パーセンタイル
0-1	0.011	
1-6	0.022	0.037
7-15	0.018	
16<	0.011	

c. 内部被ばく (食事)

厚生労働省が各都道府県や検査機関が測定した食品中の放射性物質濃度データを取りまとめている (厚生労働省)。収集されたデータのうち流通している食品のみを選択し、各食品を国民健康・栄養調査で用いられている 22 群に分類した。試料採取月ごとに各食品群における放射性セシウムの中央値 ($C_{f,i}$) を算出し、食品群摂取量 ($IR_{f,i}$) を掛け合わせて算出した (式 8)。検出下限以上の食品の数が少ないため、それぞれの食品群における放射線量の分布を求めることはできなかった。食品群の摂取量は、2010 年の国民健康・栄養調査の結果に基づき、東北 (青森県・岩手県・宮城県・秋田県・山形県・福島県)、関東 I (埼玉県・千葉県・東京都・神奈川県)、関東 II (茨城県・栃木県・群馬県・山梨県・長野県)、北陸 (新潟県・富山県・石川県・福井県)、東海 (岐阜県・愛知県・三重県・静岡県) に分けて推定した。食品は販売店で全国各地のものを購入できることから、食品中の放射線セシウムデータはどの地域も同じものを用いた。よって、自家栽培の農産物など非流通の食品を食している場合は除いた結果になる。0-1 歳群は母乳や離乳食のみを対象とした。なお、検出下限値以下の食品については、各検査機関における検出下限値の 2 分の 1 の値を用いた場合と、検出下限値以下を Cs-134、Cs-137 それぞれ 0.1Bq kg⁻¹ で置き換えた場合の両方で食品経由の被ばく線量を推定した。

$$E_{int,f,i}(L,Y) = C_{f,i}(Y) \times IR_{f,i}(L,Y) \times K_i \quad (\text{式 8})$$

(2) 各種係数の実験的導出

a. 侵入係数 A の導出

室内ダスト中のセシウム濃度の全国的な分布が不明であるため、他地域の室内ダスト中放射性セシウム濃度を、4.2 被ばく源に関する解析で収集した常総地域で収集した室内ダスト試料の分布から外挿した。室内ダスト中の放射性セシウムの起源を屋外と想定し、室内ダストを採取した家庭の近隣 5 点の航空機モニタリングデータを読み取り、その沈着量の平均値と室内ダスト中放射性セシウムの比を侵入係数 A（分布としてモデルに導入）と設定した。

b. 移行係数 M_2 係数の導出

土壌中放射性セシウム調査は、通常は 2mm メッシュ篩いでふるった試料が分析対象となる。室内ダストは掃除機ごみをふるい分けず、放射性セシウムの測定に供している。これらを、土壌および室内ダストのバルク試料とする。そのうち、ヒトが摂食する可能性のある粒径（手に付着しやすい粒径）である 250 μm 以下（Yamamoto et al., 2006）の画分濃度を求めた。バルク中濃度に対して、250 μm 以下の画分の濃度の比を求め、濃縮係数 M_2 とした。

土壌は千葉県および茨城県 8 地点と飯館村の 10 地点から採取して 2mm メッシュ篩いでふるい、室内ダスト（掃除機塵）は 247 軒分の試料のうち 47 軒分の試料をランダムに選出し、U8 容器に保存してゲルマニウム半導体検出器で放射性セシウムを測定した（バルク中濃度）。測定条件等は、4-2 の室内ダスト試料と同様である。さらに、その試料を 250 μm メッシュ篩いでふるい、U8 容器および管ビンに保存して 250 μm 以下の画分の放射性セシウムを測定した。

(3) 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 SAS ver9.3（SAS Institute, Cary, NC）の BASE/SAS プロダクトを利用して 4.3.1（1）における式 1～7 を計算した。

4.3.2 結果と考察

(1) 各種係数の実験的導出

a. 侵入係数 A 導出

室内ダスト中放射性セシウム濃度 (Bq kg^{-1}) と航空機モニタリングデータから読み取った周辺の土壌沈着量 (Bqm^{-2}) 比率をとると、右にゆがんだ分布を示した（図 4.3-2）。中央値は 0.03、95% 値は 0.18 であった。これらの統計量を示す対数正規分布を仮定し、侵入係数 A とした。

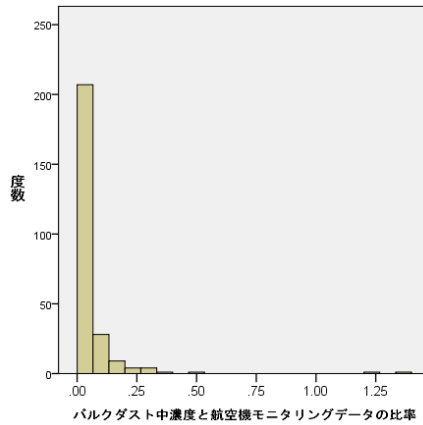


図 4.3-2 室内ダスト中放射性セシウム濃度と土壌沈着量の比率の分布

b. 移行係数 M_2 の検討

図 4.3-3 に土壌と室内ダストのバルク濃度と $250\mu\text{m}$ 以下の画分の濃度の関連図とバルク濃度と比率の関連図を示す。篩い分けた試料量が少量であったため、より精確に測定が可能な Cs-137 のみのデータを用いた。土壌については、比率の中央値は 1.1 であり、試料数が少ないこともあるが、バルク濃度と比率の関連性は不明瞭であった（図 4.3-3（左））。今回のモデルでは、バルク土壌から微細粒径への移行係数は、比率（ $<250\mu\text{m}$ /バルク）の中央値である 1.1 とした。室内ダストについては、土壌と比較して、比率に大きなばらつきが見られた（図 4.3-3 右）。室内ダストのバルク試料は土壌試料と比較して不均一であるためと考えられる。比率の中央値は 2.2 であり、バルクから微細粒径への比率は、バルク濃度と負の関連が明確となった（図 4.3-3 右）。よって、移行係数はバルク濃度の関数として導入することが望ましいと考えられる。今回のモデルにおいて、移行係数 M_2 は中央値の 2.2 と設定した。今後、より様々な汚染レベルの場所から採取した多数のデータに基づき、バルク濃度との関連性を含めたパラメータ設定が必要となる。

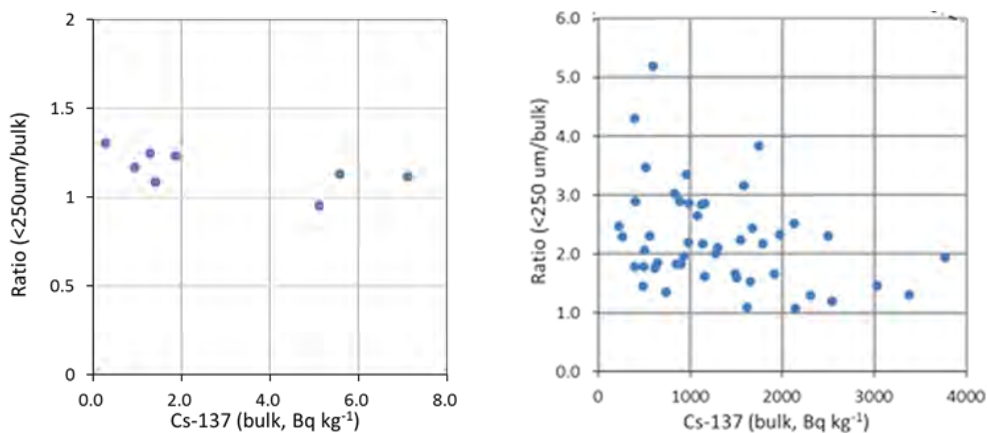


図 4.3-3 土壌の室内ダストのバルク試料と粒径 $250\mu\text{m}$ 以下試料の放射性セシウムの関連

左図：土壌 右図：室内ダスト

(2) 被ばく線量レベル

a. 外部被ばく

図 4.3-4 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。推定被ばく線量の分布から、50 パーセンタイル値と 95 パーセンタイル値を求め、マッピングを行った (図 4.3-5)。A 市における一般住民のモデル推定年間追加被ばく線量の 50 パーセンタイル値は年齢群ごとに、1.7 (0 歳)、1.9 (1-6 歳)、2.1 (7-15 歳)、2.3mSv year⁻¹ (16 歳以上) となり、95 パーセンタイル値は年齢群それぞれ、6.3、7.7、8.6、9.8mSv year⁻¹ となった。年齢層が高いほど推定被ばく線量が高いのは、屋外滞在時間 (τ) を年齢層が高くなるほど大きく設定したことに起因する。なお、避難対象地域に対しては、その場所に仮に一年住み続けた場合の推定値であり、避難に伴う人の移動を考慮していない。南関東の汚染状況重点調査区域の 1 つである B 市については、50 パーセンタイル値で 0.66 (0 歳)、0.73 (1-6 歳)、0.78 (7-15 歳)、0.83mSv year⁻¹ (16 歳以上)、95 パーセンタイル値で 0.94、1.3、1.6、2.0mSv year⁻¹ と推定された。

追加外部被ばく線量マップ (図 4.3-5) が示すように、都道府県全体の評価では、福島県、群馬県、を除く東日本の大部分が中央値の見積もりは 0.2mSv year⁻¹ 以下という結果になった。沈着量が少ない地域における航空機モニタリングの測定値は航空機測定による検出限界があるため、データを精査する必要がある。

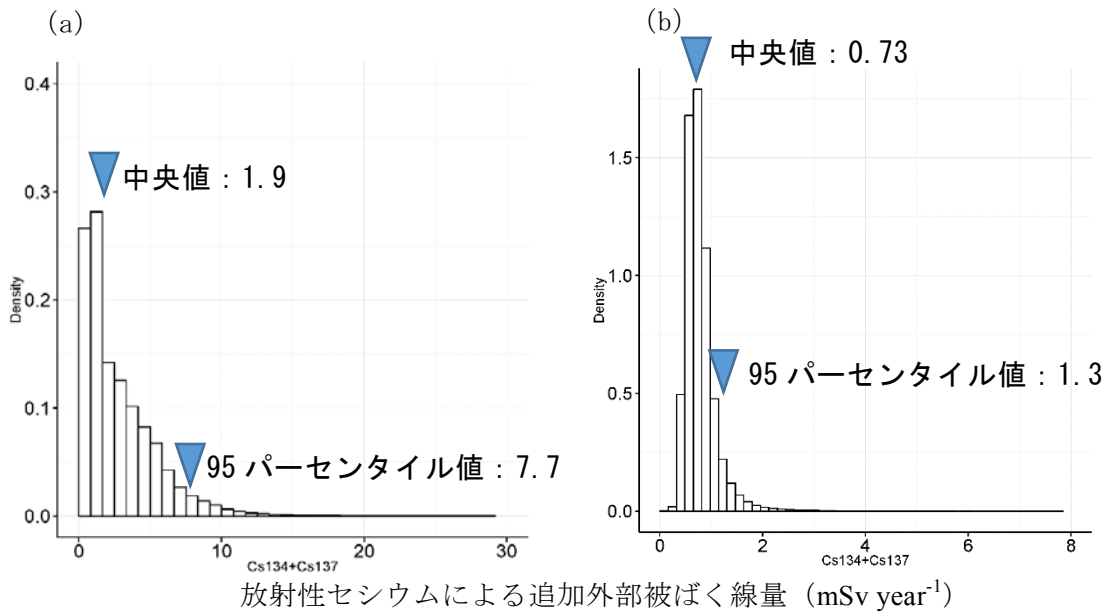


図 4.3-4 モデル推計外部被ばく線量分布 (a) A 市 (1-6 歳) (b) B 市 (1-6 歳)

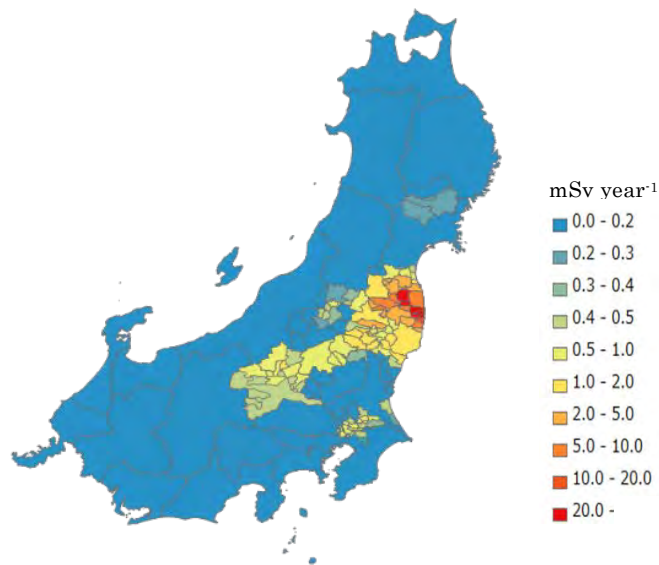


図 4.3-5 推定追加外部被ばく線量（モデル推計 1-6 歳の 50 パーセンタイル値）

（注意：避難に伴う人々の移動は考慮していない。その地域に 1 年間住み続けた場合の推定値。）

モデル推定値と、2011 年度から 2012 年度に実施した B 市のケーススタディにおける追加外部被ばく線量実測値（国立環境研究所、2014b）と比較することによって、モデルの確からしさの検証を行った（図 4.3-6）。ケーススタディの 5 名のうち 1 名は、東京都内へ通勤している者であったため、その 1 名は除いて比較した。4 名のポケット線量計による実測の平均値は、モデル推定値の 50 パーセンタイル値付近であり、モデル推定内におさまっていた。

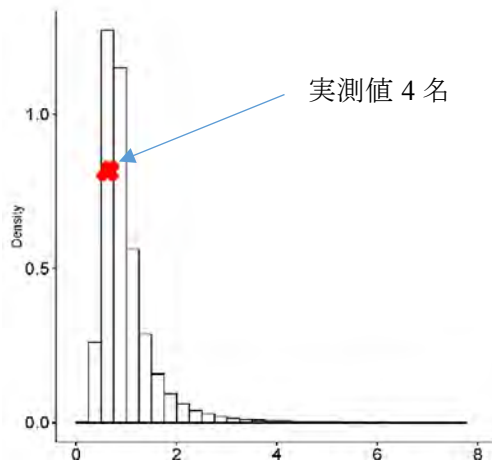


図 4.3-6 B 市における外部被ばくのモデル推定分布と実測値（赤点）との比較

さらに福島県内の市町村と栃木県の汚染状況重点調査地域では、2011 年度にガラスバッジ等を用いた外部被ばく線量の実測が行われていたため、実測データとの比較検証をおこなった。ただし、各市町村は、各個人における被ばく線量の把握が目的であるため、個人の行動の記録などは把握していない場合も多い。また、平均値や分散、中央値などの統計学的なデータは公表されて

いない市町村も多い。福島県内の A 市においても実測データ（平均値）が公表されており、2011 年度の調査における外部被ばく線量の平均値は $1.0 \text{ mSv year}^{-1}$ （中学生以下）であった。A 市におけるモデル推計平均値は $2.8 \text{ mSv year}^{-1}$ （1-6 歳）であり、3 倍程度モデル推計が過大評価であった。A 市を含め、福島県内のいくつかの市町村と、栃木県がホームページ等で公表しているデータから算出した実測値とモデル推計値との比率（モデル推計値/実測値）を、モデル推計値を横軸としてプロットしたものが、図 4.3-7 である。実測値は、福島県、栃木県の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を自治体ホームページで公開されている範囲で読み取った値を年間値に換算した。そのため、最初 1 年間の被ばく線量を完全に再現してはいない。中央値は、度数分布表やヒストグラムから読み取った中央値が存在する線量範囲の、中間の値を中央値とした。そのため、実際の中央値が、中央値の存在する線量範囲の低い側、高い側に偏っていた場合には、過小評価、過大評価となっている可能性はあるが、誤差は数倍の範囲である。可能な限り実測の年齢群とモデル推計値の年齢群を合わせて比較した。非常に大雑把な比較ではあるが、6 倍以上乖離している場所はなかった。全体として、モデル推計値が高めになる要因としては、屋外滞在時間が長めに設定されている点、人口の分布、土地利用が考慮できていない点、除染の効果が含まれていない点が挙げられる。また、モデル推計値が大きい場所ほど、モデル推計値が過大評価となっていた。線量が高い地域ほど、より屋外の滞在時間が少なかった可能性、線量が低い地域よりも除染の効果が高かったと推察される。これらの解析については 4.3.2 (3) に示す。

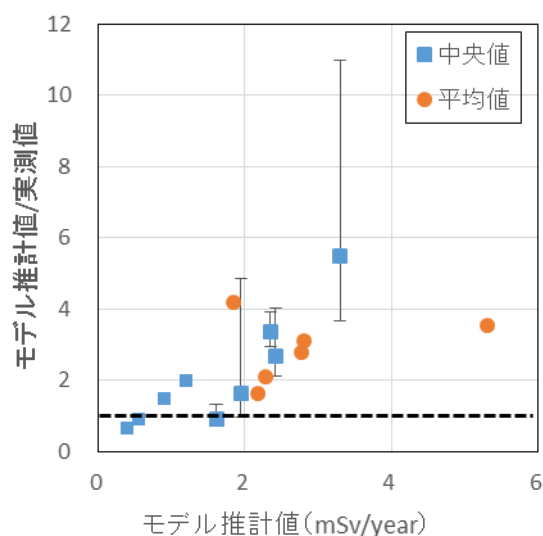


図 4.3-7 モデル推計値と実測値（自治体ホームページ公開データ）との比較

実測値は、福島県、栃木県の自治体ホームページで公開されている、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の中央値や平均値を、年間値に換算した値である。中央値は、度数分布表やヒストグラムから読み取った中央値が存在する線量範囲の、中間の値を中央値とした。エラーバーはその範囲を示す。実測値とモデル推計の年齢群は可能な限り一致させた。

b. 内部被ばく（食事・水道水除く）

例として表 4.3-6 に A 市、表 4.3-7 に B 市の食事や水道水以外の経路からの内部被ばく線量のモデル推定結果を示す。食事以外からの内部被ばくは A 市 50 パーセンタイル値で約 0.003 mSv year⁻¹程度、95 パーセンタイル値でも 0.026mSv year⁻¹であり、B 市では 50 パーセンタイル値が 0.001 mSv year⁻¹程度、95 パーセンタイル値は 0.007mSv year⁻¹であると推定された。浮遊粉塵への移行係数 M₁ に暫定的な値「2」を用いたが、「10」としても、室内空気および屋外大気経由の内部被ばく線量は<0.001 mSv year⁻¹と十分に低い値であった。ただし、今回のモデルでは放射性セシウムの物理的減衰のみを考慮しており、初期の放射性セシウムの大気中の移動による吸引曝露は考慮していない。別途推定する必要がある。

表 4.3-6 飲食物以外からの推定内部被ばく線量（A 市 1-6 歳, mSv year⁻¹）

	50 パーセンタイル	95 パーセンタイル
室内ダスト	0.003	0.03
土壌	<0.001	0.001
室内空気	<0.001	<0.001
屋外大気	<0.001	<0.001

表 4.3-7 飲食物以外からの推定内部被ばく線量（B 市 1-6 歳, mSv year⁻¹）

	50 パーセンタイル	95 パーセンタイル
室内ダスト	0.001	0.007
土壌	<0.001	<0.001
室内空気	<0.001	<0.001
屋外大気	<0.001	<0.001

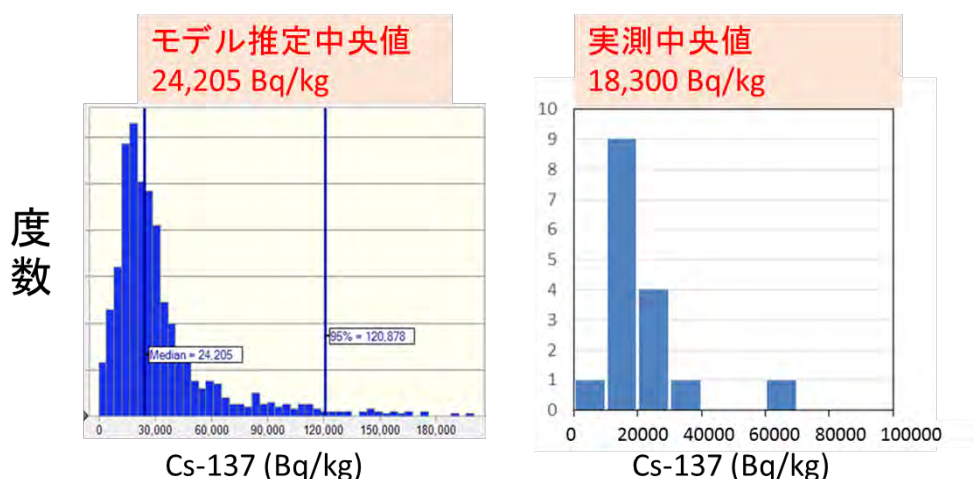


図 4.3-8 福島県内の C 市町村（避難解除準備区域、居住制限区域を含む）における、モデル推定ハウスダスト中放射性セシウム濃度（左）と実測値（右）

本研究での内部被ばく線量推計モデルにおいては、室内ダスト中濃度 (Bq/kg) は、周囲 (屋外) の放射性セシウムの土壌沈着量 (Bq m⁻²) と侵入係数 (A、4-3-2 (1) a) と濃縮係数 (M₂、4-3-2 (1) b) をかけ合わせて推定している。本モデルで推計した飯舘村における室内ダスト中放射性セシウム濃度分布を図 4.3-8 (左) に示す。前項 4-2 においてモデル推計の対象地で実際に採取した室内ダスト中放射性セシウム濃度分布 (図 4.3-8 (右)) と、よく一致していた。

c. 内部被ばく (食事)

厚生労働省の公表している食品中の放射性セシウムのスクリーニングデータに基づいて計算した食品由来の成人の推定内部被ばく線量を、表 4.3-8 に示す。食品中放射性セシウムは、検出下限値未満がほとんどであるが、その検出下限値が 25 や 50Bqkg⁻¹ という測定値を含んでいる。2011-2012 年度に実施した陰膳法による食事調査 (国立環境研究所, 2014b) では、放射性セシウムレベルはスクリーニングのための簡便な測定法では検出できないレベルにあった。厚生労働省は 2011 年 11 月と 2012 年 2-3 月にマーケットバスケット法と 3-5 月に陰膳調査を行っている (厚生労働省, 2011, 2012)。2011 年 11 月のマーケットバスケット法で推定された放射性セシウムによる年間実効線量は、0.0024-0.019 mSv year⁻¹ であった。今回の推定値 0.1 mSv year⁻¹ は大幅に過大評価である可能性が高く、現在検出下限値が十分に低い測定データによる推定などを検討中である。

表 4.3-8 食品由来の成人の推定内部被ばく線量の 50 パーセンタイル値 (mSv year⁻¹)

地域区分	検出下限以下濃度を検出下限値の半分とした場合	検出下限以下の濃度を 0.1 Bq kg ⁻¹ とした場合
東北	0.10	0.019
関東 I	0.11	0.023
関東 II	0.11	0.021
北陸	0.11	0.019
東海	0.11	0.022

d. 総被ばく線量に対する内部被ばく線量と外部被ばく線量

内部被ばくと外部被ばくを直接比較について、食事経由の被ばく線量を 1 桁以上過大に見積もった場合であっても、外部被ばくが 90%以上を占めた (図 4.3-9)。食事経由の追加内部被ばく線量は 1 桁以上、外部被ばくは数倍程度の過大評価の可能性を考慮しても、大部分は外部被ばく線量であることが分かる。

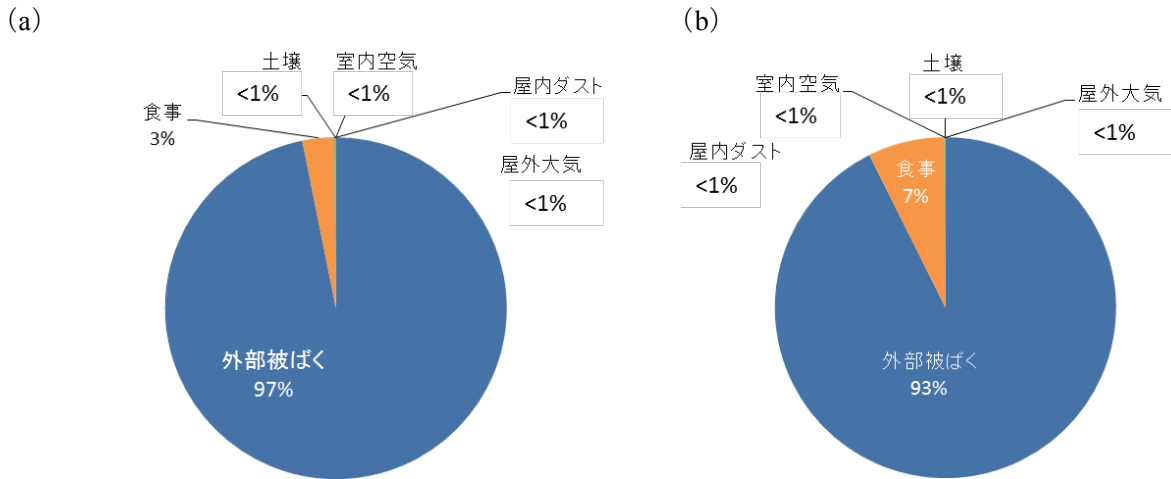


図 4.3-9 追加被ばく線量の内訳 (中央値に基づく) (a) A市 (b) B市

(3) 外部被ばく線量推計の実測値との乖離の要因解析

4.3.2 (2) a における外部被ばく線量推計と実測値の乖離の要因について解析した。

a. 人口分布

図 4.3-10 は、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である。これと同範囲の地域の人口密度分布 (2010 年の国勢調査) を図 4.3-11 に示す。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、

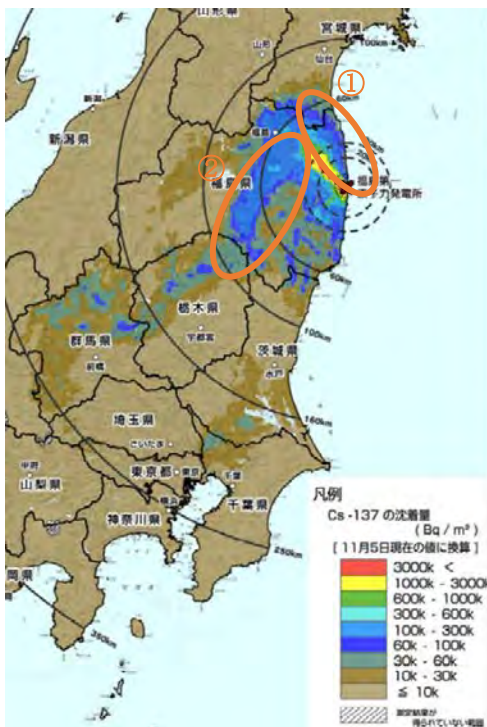


図 4.3-10 第 4 次航空機モニタリング

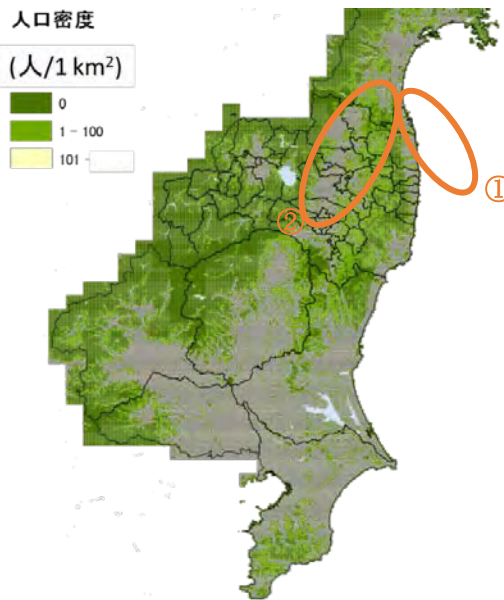


図 4.3-11 2010 年の国勢調査に基づく人口密度分布 (1km メッシュ)

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る。

b. 除染の効果

前項 4-2 の図 4.2-18 にある通り、除染が実施された宅地周辺では、除染前後で空間線量が低減している。国が直接除染を進める「除染特別地域」では、宅地では 23%-61%、農地では 15%-79% 空間線量率が除染前後で低減しており、除染前の線量が高いほど、低減率は高かった（環境省）。市町村が中心となって除染を進める「除染実施区域」では、各市町村が段階的に除染に取り組んでおり、2011 年度にはすでに優先的に保育園、幼稚園や小・中学校、公園等、感受性の高い小児がよく使用する場所の除染をはじめた市町村も多い（各市町村の除染実施計画）。したがって、物理的減衰しか考慮していない本モデル推計が過大評価となった原因のひとつと考えられる。今後、長期被ばく線量を推計するにあたり、除染の効果を考慮することは必須であると考えられる。

c. ウェザリング、地下浸透（地表面遮蔽）

地表面に沈着した放射性セシウムはほとんど移動しないことが、国立環境研究所の広域環境モニタリング調査結果（国立環境研究所、2014c）などから明らかとなっている。しかしながら、飯舘村の空間線量の観測結果では（飯舘村、2015b）、未除染で、コンクリートなど流出しやすい場所ではないにもかかわらず、多くの行政区の測定地点で佐須地区（図 4.2-18）同様に物理減衰から想定される線量より低くなる傾向があった。この要因は、4-2 で示した通り、土壌粒子の物理的移動や化学的流出、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ると考えられる。中でも地下浸透に関する研究は限られており、更なる調査が必要である。最初の 1 年間は、物理減衰曲線との差は小さいが、今後土壌に沈着した放射性セシウムによる人の被ばく線量の長期予測を行うためには、放射性セシウムの土壌地下浸透速度、浸透による遮蔽係数を実測し、モデルに組み込むことも必要である。

d. 積雪による遮蔽

前項 4-2 の図 4.2-18 に示す通り、冬季（1-2 月）には空間線量が他月に比べて低い。この地域（飯舘村）では、1-2 月は毎年積雪があり、雪が土壌に沈着した放射性セシウムから放出される放射線を遮蔽していることが考えられる。図 4.2-18 の佐須地域を含め、飯舘村が測定した村内 20 箇所の 2012 年 1-2 月の平均空間線量（農地地表 1m）は前後の月の平均空間線量の 16%-44%であった。福島県とその周辺の宮城県、群馬県、栃木県などの内陸部では、冬季の積雪は多い。よって、冬季の積雪量が重要なパラメータとなる。

(4) 本モデルを用いた推定および使用したデータの不確実性と制約・課題

下記の点について、本モデル推計では考慮していない。

- ・初期の放射性物質を高濃度に含むプルームを介した被ばく（外部被ばく、経気道被ばく）
- ・避難による人の移動（避難地域の推定については、その場所で仮に 1 年間過ごした場合の推定

値である)

- ・積雪による遮蔽効果
- ・人口分布、土地利用
- ・除染の効果、ウェザリング、地下浸透（環境中での放射性物質の移動）
- ・事故後の行動パターンの変化（特に小児の場合、屋外滞在時間を極力減らしていたと考えられるため）
- ・食品の自家栽培、地域消費、震災後の食品の選択の変化

また本研究では、放射性セシウムの土壌沈着量をベースに、追加外部被ばく線量および土壌、大気、室内ダスト、室内空気由来の追加内部被ばく線量を推定した。放射性セシウムの土壌沈着量は、広範囲に測定が実施された文部科学省の第4次航空機モニタリングデータを利用した。航空機より放射性セシウムの有意なスペクトルが検出されている地域の不確実性は比較的小さいと考えられるが、検出されなかった地域は不確実性が大きいと考えられる。東日本の多くの場所は、航空機からでは検出できないレベル（文部科学省の公表しているマップの最小メモリの 10KBq kg^{-1} 以下と表示）であり、被ばく線量推定への適用には限界がある。今後、ベースとなる放射性セシウムの土壌沈着量のデータの精査や、採取した土壌の測定データに基づくデータセットの用意が必要であると考えられる。

土壌、室内ダスト、大気、室内空気の推定に用いた各種パラメータについても、土壌や室内ダストの再浮遊の実測や、室内空気中の粉塵量など、仮定に基づいたものが多い。室内ダストは実測データを考慮しているものの、実測データはまだ非常に限られている。

我々の推定で用いた食事データは、より多くのデータから分布を推定することを目的としたため、厚生労働省が収集した食品スクリーニングデータを用いた。しかし、実際には大部分の食品は検出下限以下であった。スクリーニングは、基準値超過の有無を調べるためのものであり、検出下限値が $25\text{-}50\text{Bq kg}^{-1}$ である検査機関のデータも含まれている。これらデータを基に、正確な内部被ばく線量推定するのは困難であった。

(5) 自然放射線および人工放射線による被ばく線量と追加被ばく線量の比較

ラドンなどの天然由来の放射性核種からの外部被ばく線量は、世界平均でおよそ 2.4mSv year^{-1} 、国内ではおよそ 1.4 mSv year^{-1} である（放射線医学総合研究所）。厚生労働省のマーケットバスケットスタディから見積もられた食品由来の放射性カリウム（K-40）からの内部被ばく線量は、 $0.15\text{-}0.21\text{ mSv year}^{-1}$ 程度であり（厚生労働省、2012）、今回の追加内部被ばくは我々が日常で受ける内部被ばく線量の数%程度であると考えられる。外部被ばくについては、宇宙線による外部被ばく線量は 0.3 mSv year^{-1} 、大地からが 0.4 mSv year^{-1} と見積もられている（放射線医学総合研究所）。また医療被ばくでは、検診で撮影する胸部 X 線写真で $0.01\text{-}0.1\text{mSv}$ （放射線医学総合研究所）、CT 撮影 1 回の被ばく線量は $1\text{-}18\text{ mSv}$ 程度である（UNSCEAR, 2008）。 1mSv year^{-1} の追加被ばく線量は自然放射線による被ばく線量と同程度であり、 10 mSv year^{-1} の推定値であっても、CT 撮影による被ばく線量と同程度であることが分かる。

4.3.3 まとめと今後の課題

外部被ばく線量および内部被ばく線量推定モデルを構築し、2011年3月から2012年3月までの放射性セシウムによる年間積算線量を計算した（ただし初期の経気道の放射性セシウムによる被ばくは除く）。この1年間のモデル推定値と、実測値のある地域の実測データを比較した結果、外部被ばく線量については数倍の範囲で過大評価となっている市町村が多かった。

今後も引き続き、以下の課題に取り組む予定である。第一はモデルの検証である。実測値とモデル結果の比較検証を、多くの人・市町村を対象に行う必要がある。第二はモデルの精緻化である。データそのものの精査、土壌中放射性セシウムの地下浸透に関するパラメータなどを、実測データに基づき再検証する。構築したモデルを用いて、将来の追加被ばく線量の推定も行う予定である。また、この「環境中の多媒体（大気・水・土壌・生物・生態系等）での放射性物質等の実態把握・動態解明、モデリング、被ばく総量の評価・予測、低減手法等に関する研究」の成果である、環境中の放射性物質移行動態に関するモデルの成果をとりいれ、さらに精度のよい予測を目指す予定である。

4.4 放射性物質動態及び被ばく量解析のための加速器質量分析法等の先端的分析法の開発と応用

本研究報告において得られた放射能データの多くは、ゲルマニウムガンマ線スペクトロメータによるガンマ線放出核種の直接分析によって求められた。ゲルマニウムガンマ線スペクトロメータによる測定法については、それぞれの項において記載している。ここでは、放射性物質動態解析及び被ばく量解析のために開発された計測法とその応用について記載する。

4.4.1 井戸型ゲルマニウムガンマ線スペクトロメータによる微小試料中の放射性セシウムの測定

災害環境研究において測定対象となる媒体は、土壌、リター類のように比較的高濃度の放射性セシウムを含む試料や、水中懸濁粒子、大気粉じんのように試料量が少ないもの、環境水、食事試料のように放射性セシウム濃度が低いものなど、多岐にわたっている。これまで、灰化による多量試料の減容や吸着剤を利用した濃縮によって定量を行ってきた。一方、プランクトン・ベントス試料、血液などの生体試料のように、もともと少量の試料量しか採取できない場合や、灰化などの操作によって試料体積が極めて小さくなった場合のために、井戸型ゲルマニウムガンマ線スペクトロメータによる放射性セシウムの定量法を検討した。本装置は、放射線管理区域外に設置されているため、放射性物質を添加した自家製試料を利用することができない。そのため、二次標準物質を利用して検出効率を算定した。この操作自体は、特別に新規なものではないため、その結果を簡単に記載する。

用いた検出器は、キャンベラ社製 GCW7023（相対効率 70%）で、直径 16mm、深さ 40mm の井戸型の孔を持つ。検出器は、厚さ 150mm の低バックグラウンド鉛遮へい体に収めており、窒素ガスで内部をパージして、バックグラウンドの元となる放射性ラドンを遮へい体内から追い出している。試料容器は、外径 14.4mm、長さ 55.2mm の 6mL 容ポリエチレン製平底試験管（ザルスタット、73.680）で、厚さ 0.04mm のビニル袋で試料の漏れのないようにシールした。効率作成

に用いた試料は、主として福島原発事故に携わる日本国内機関向けに実施された IAEA の技能試験 IAEA-TEL-2012-03 に用いられた水系試料 2 種と、10%塩化カリウム水溶液中の K-40 を利用した。その放射能は、0.043~0.33B (Cs-134)、0.066~0.50Bq (Cs-137)、0.11~0.80Bq (Co-60)、0.86~6.6Bq (K-40) であった。

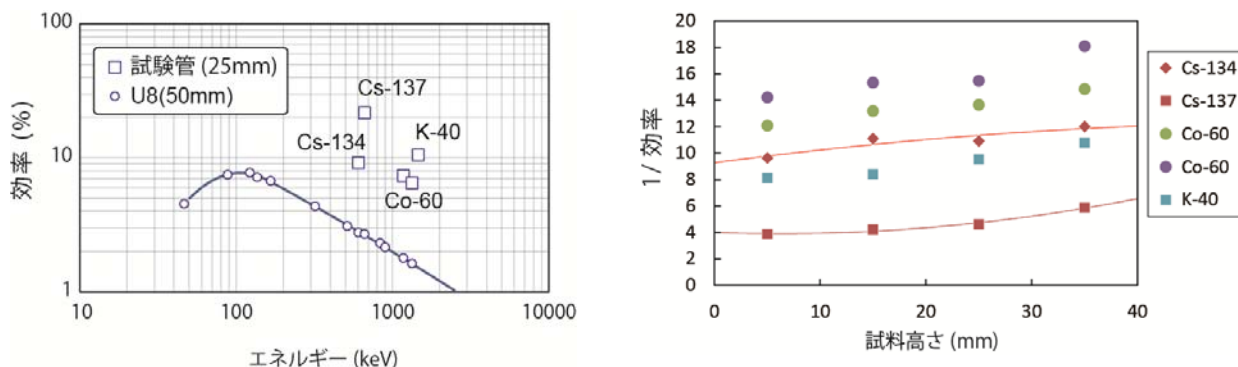


図 4.4-1 井戸型検出器の効率曲線

(左：対エネルギー効率。○：U8 容器 50mm 高さ試料の例。□：試験管 25mm 高さ試料の例。右：対試料高さ効率飯舘村。すべて水系試料で自己吸収補正なし)

図 4.4-1 に効率曲線の例をあげる。井戸型検出器の場合、試料全体が検出器の中に収まるため、放出された放射線の検出効率は高くなるが、サム効果もきわめて大きくなる。図では、これを補正していないため、ガンマ線エネルギーに対して滑らかな効率曲線は得られず、標準に含まれていない核種に対するエネルギー補間計算はできない。ここでは試料厚さの曲線を利用し、Cs-134、Cs-137 の 2 核種の定量に利用した。検出効率は U8 容器の 3~8 倍となり、検出下限は Cs-137 で 4mBq 程度となった。結果として数十倍の増感にあたる。

4.4.2 加速器質量分析法による事故後大気中の I-129

東日本大震災の直後におきた福島第一原発の事故により、環境中に放出された放射性同位体の中で、I-131 による人や野生生物への健康被害が懸念されている。放射性ヨウ素は甲状腺に蓄積しやすく、周囲の細胞に放射線を照射して甲状腺腫等を引き起こす恐れがある。本課題では原子炉から放出されてまだ環境中に残っている寿命の長い放射性ヨウ素であるヨウ素-129 (以下 I-129 と呼ぶ) の測定法を開発し、これをすでに崩壊して見えなくなった I-131 の代替として、その存在量や曝露量の空間分布などの推定に生かすことを目的とする。

これまでに国環研加速器質量分析装置 NIES-TERRA による I-129 測定の実現のために、装置のソフトウェアならびにハードウェアのアップデートと光軸調整作業、並びに海外機関との比較分析による精度確認作業を行うとともに、石英フィルターならびに活性炭フィルターからの I-129 抽出、試料調製システムの構築などを行い、測定データを蓄積してきた。その結果、事故後約 3 か月間にわたる大気捕集試料中の I-129 の測定結果を得、捕集当時に測定した I-131 との比を求めて、原子炉停止時に換算した値として平均 23 前後という値を得て 2013 年度報告した。これは土壌の測定に基づく報告値 $^{129}\text{I}/^{131}\text{I}=22.3$ (Miyazaki et al., 2012) に近い一方、福島で採取した雨水中の測定結果 $^{129}\text{I}/^{131}\text{I}=16\pm 1$ (Xu et al., 2013) よりも高めであった。

2013 年も報告したように、事故一か月後に大気中に存在する放射性セシウム並びに放射性ヨウ

素の存在状態を調べた結果では、Cs-137 も 134 も 1～数ミクロン程度の粒子状として大部分が存在していたのに対し、I-131 はガス状が 8 割程度で、粒子状は 1 ミクロン以下のサブミクロン粒子に主に存在しており、互いに存在状態が異なることがわかっている (Doi et al., 2013)。一方で、事故直後には粒子状の放射性ヨウ素の割合が高く、時間とともに次第に減っていった様子も認められている。人へのばく露を考える上では、水への溶けやすさなどの化学的な情報が必要であることから、本年度は I-129 の化学形態分析の経験を有する海外の研究者 (スコットランド大学 連合環境研究センター、並びにデンマーク工科大学) との共同で、事故直後の石英フィルターに付着した放射性ヨウ素並びに放射性セシウム の存在状態についての研究を行った。

(1) 実験：石英フィルターからの I-129 並びに Cs-134、137 の抽出

2cm×5cm の断片を 4 枚きりだし、それぞれについて水抽出、水酸化ナトリウム水溶液抽出を行った。残さを含めて各画分の放射性セシウム量をガンマ線測定装置で測定し、I-129 の測定を加速器質量分析法で実施した。なお、水抽出画分の I-129 はさらに陰イオン交換樹脂でヨウ化物イオン (I⁻) とヨウ素酸イオン (IO₃⁻) に分画してそれぞれの濃度を測定した。詳細は論文を参照されたい (Xu et al., 2015)。

(2) 結果並びに考察

4 枚のフィルターからそれぞれ水抽出、NaOH 抽出を実施した結果、Cs-134、137 については NaOH 画分が最も多くて 53～91%をしめ、次いで水抽出画分が 5～15%となった。一方、I-129 は水溶性画分が最も多くて 42～61%、ついで NaOH 抽出画分が 32～44%で、残さは 5～25%であった。水溶性 I-129 はそのほとんどが I⁻であった。先に測定した I-131 の値と比較し、フィルター上に残る I-129 の比率は $^{129}\text{I}/^{131}\text{I}=16\pm 2.2$ となって、福島 の雨水の測定結果とよい一致を示した。一方、 $^{129}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ 比は 3.5×10^{-7} から 5×10^{-6} の範囲で大きな変動を示し、これらの放射性核種の環境中の挙動が同一ではないことをさらに確認する結果となり、事故直後の I-131 の環境動態を明らかにする上で、放射性セシウムではなく I-129 を代替として利用すべきことが確かめられた。

NaOH 抽出画分は一般に有機物に結合した画分と考えられ、放射性セシウムは有機物結合体ならびに硫酸塩結合体为主要な形ではないかと想像される。一方の I-129 は 3 つの画分に分かれ、その存在状態が多様であることを示す結果と考えられた。水溶性画分には IO₃⁻はほとんど認められず、原子炉事故時のこれまでの研究から示唆されていたような、原子炉内での強いガンマ線による水の分解で活性酸素種ができてヨウ素が酸化される傾向は認められなかった。ただ、フィルターは捕集後室温で保存されており、その間に化学形態が変化した可能性も否定できないことから、事故直後の状況を解明するためにはさらなる検討が必要と考えられる。

4.4.3 環境試料からの放射性ストロンチウムの迅速分析法と沿岸環境動態

現在使われている主な放射性ストロンチウム分析法は時間、労力が非常にかかる分析法である。煩雑な処理工程、多大な処理時間と労力を軽減することは、放射性ストロンチウムの環境動態研究やモニタリングを進めるうえで重要な課題の一つである。前年度までの Sr 分離法検討の結果、Sr 分離法としてクラウンエーテル (Sr Resin、Eichrom) および水酸化鉄共沈処理を組み合わせた方法が有効であることが明らかとなった。そこで、2014 年はこの Sr 分離法を取り入れた放射性

ストロンチウム分析法（二枚貝（軟体部）、土壌、海水）の評価を行った。

(1) 二枚貝、海水、土壌分析法

二枚貝（軟体部）分析法の評価は以下の方法で行った。軟体部（ムラサキインコガイ）を灰化し、放射性ストロンチウム（Sr-89、90）をそれぞれ約 2Bq 添加した。次いで、酸分解（王水、硝酸）により、灰化試料を 8M 硝酸溶液に調製し、Sr Resin 処理用の試料とした。Sr Resin（6g）処理および水酸化鉄共沈処理における条件は、前年度の土壌における Sr 分離条件をそのまま適用した（国立環境研究所，2014）。この処理により得られた試料溶液を pH1 以下で 2 週間以上保管した。その後、Sr-89 測定のために炭酸塩沈殿の生成を行い、その沈殿物の乾燥重量およびベータ線測定を行った。この測定が終わったのち、沈殿を硝酸で溶解させて水酸化鉄沈殿法により試料中から放射性イットリウム（Y-90）を分離（ミルクング）して Y-90 のベータ線を測定し、Sr-89、90 の放射能を算出した（放射能計算は文部科学省の放射性ストロンチウム分析に従った）。ベータ線測定は低バックグラウンド 2π ガスフローカウンター（日立アロカメディカル）を用いて、1 回 60 分を 5 回以上繰り返し行った。なお、分析法評価に用いたムラサキインコガイの放射性ストロンチウム標準液未添加での放射能を把握するため、標準液未添加のムラサキインコガイ試料を用いた分析も同時に行った。

海水は 4 L に放射性ストロンチウム（Sr-89、90）をそれぞれ約 2Bq 添加し、炭酸塩沈殿を生成させて海水の濃縮を行った。その沈殿物は硝酸で溶解させて 8 M 硝酸溶液とし、以降の処理は二枚貝と同じ手順（Sr Resin：12 g）で分析を行った。

土壌は風乾させた土壌 100g を灰化して放射性ストロンチウム（Sr-89、90）をそれぞれ約 2Bq 添加し、硝酸による酸抽出処理を行った。その後、酸抽出液をガラス繊維濾紙でろ過して最終的に 8 M 硝酸溶液とした。以降の手順は上記の二枚貝と同じである。なお、土壌は 2013 年度に実験を実施しており、Sr-90 の結果は 2013 年度の報告書で報告している。今回は Sr-89 の結果も含めて再度記載し、土壌分析法の評価を行った。

(2) 分析法の評価

表 4.4-1 に分析結果をまとめて示した。二枚貝、海水、土壌ともに、回収率は 80%以上で、実際の分析値と未添加試料および添加した標準液の放射能から算出した参照値がほぼ一致した。この結果は、クラウンエーテルと水酸化鉄共沈処理を組み合わせた放射性ストロンチウム分析法（Sr-89、90）に大きな問題がないことを示している。

表 4.4-1 分析結果一覧

試料	試料量	Sr 回収率 (%) [*]	Sr-89 (Bq)		Sr-90 (Bq)	
			分析値	参照値	分析値	参照値
二枚貝	500g	85	2.2	2.2	1.5	1.7
海水	4L	80	1.3	1.2	2.2	2.0
土壌 ^{**}	100g	87	2	2.2	2.7	2.6

^{*}回収率は重量法により算出した

^{**}土壌の分析法評価は 2013 年度に実施し、一部データ（Sr-90）は報告済み

4.5 4章のまとめ

2014年度までに、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。本年度は大気粉塵中、室内ダスト中の放射性セシウムやその他元素やイオン、可溶性試験の結果より、大気粉塵中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。モニタリングおよびモデリングの成果より、人々の被ばく線量の大部分が外部被ばくであることが明確化したため、モニタリングも徐々に室内の線量に関する調査に重点をおきつつある。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。

東日本における追加被ばく線量の推計モデルを構築し、モデル検証と精緻化を実施したが、今後の長期被ばく線量推計のためには、パラメータ設定に考慮すべき因子がまだ多い。

また、人の被ばく線量評価には欠かせない、放射性ヨウ素の分析や放射性ストロンチウムの分析に関する研究も一定の成果が得られている。今後も引き続き実施する予定である。

参考文献

- Doi, T., Masumoto, K., Toyoda, A., Tanaka, A., Shibata, Y., Hirose, K. (2013) Anthropogenic radionuclides in the atmosphere observed at Tsukuba: Characteristics of the radionuclides derived from Fukushima, *J. Environ. Radioactiv.*, 122, 55-62.
- 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, pp.94
- Miyake, Y., Matsuzaki, T., Fujiwara, H., Saito, T., Yamagata, T., Honda, M., Muramatsu, Y. (2012) Isotopic ratio of radioactive iodine ($^{129}\text{I}/^{131}\text{I}$) released from Fukushima Daiichi NPP accident, *Geochem. J.*, 46, 327-333.
- UNSCEAR (2008) Sources and effects of ionizing radiation, Vol 1, http://www.unscear.org/docs/reports/2008/09-86753_Report_2008_Annex_A.pdf
- US EPA (2011) EXPOSURE FACTORS HANDBOOK: 2011 EDITION
- Xu, S., Freeman, S., Hou, X., Watanabe, A., Yamaguchi, K., Zhang, L. (2013) Iodine isotopes in precipitation: temporal responses to (^{129}I) emissions from the Fukushima nuclear accident, *Environ. Sci. Technol.*, 47, 10851-10859.
- Xu, S., Zhang, L., Freeman, S.P.H.T., Hou, X., Shibata, Y., Sanderson, D., Cresswell, A., Doi, T., Tanaka A. (2014) Speciation of Radiocesium and Radioiodine in Aerosols from Tsukuba after the Fukushima Nuclear Accident, *Environ. Sci. Technol.*, 49, 1017-1024
- 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
- 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
各市町村、除染実施計画
環境省、除染情報サイト、<http://josen.env.go.jp/>
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
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
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）
ふくしま再生の会（2015）私信
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/>
放射線医学総合研究所、放射線被ばくの早見表、<http://www.nirs.go.jp/index.shtml>
文部科学省 科学技術・学術政策局 原子力安全課防災環境対策室（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>