

東京電力（株）福島第一原子力発電所事故後の
放射線モニタリングと除染の分野における

福島県とIAEAとの間の 協力プロジェクト

最終報告書

（2013年－2022年）

【福島県提案プロジェクト】

2023年3月

福島県

目次

はじめに	1
1. FIP1 モニタリングに基づく放射性セシウムの動態が水圏に与える影響 の評価	
1.1. 要旨	3
1.2. 目的	3
1.3. 実施内容	4
1.4. 結果	9
1.5. まとめ	22
2. FIP2 野生動物における放射性核種の動態調査	
2.1. 要旨	24
2.2. 目的	24
2.3. 2013 年から 2017 年における実施内容及び結果	25
2.4. 2018 年以降の実施内容及び結果	37
2.5. まとめ	68
3. FIP3 陸水域における持続可能な放射性物質対策	
3.1. 要旨	71
3.2. 目的	71
3.3. 実施内容	71
3.4. 結果	76
3.5. まとめ	87
4. FIP4 GPS歩行サーベイによる環境マッピング技術の開発 (2015年度で終了)	
4.1. 要旨	89
4.2. 目的	89
4.3. 実施内容	90
4.4. 結果	92
4.5. まとめ	99
5. FIP5 放射性物質を含む廃棄物の適正な処理の検討	
5.1. 要旨	100
5.2. 目的	100
5.3. 焼却灰中への放射性セシウム分配	100
5.4. 放射性セシウム溶出試験	113
5.5. 埋立処分場放射性セシウム浸出状況調査	129
5.6. 安全性評価ツールを用いた埋立処分場における被ばく線量評価	136
5.7. 埋立処分終了後の埋立処分場管理	150
5.8. まとめ	153
報告書総括	155

はじめに

2011年3月11日に発生した東北地方太平洋沖地震及びこれに伴う東京電力㈱福島第一原子力発電所¹の事故により、福島県は甚大な被害を受けた。環境中に放出された放射性物質によって県土が汚染されるなど、様々な要因により16万人以上の県民が避難生活を余儀なくされた。事故から11年が経過した2022年9月現在でも、約2万9千人の県民が県内外に避難し、依然として帰還できずにいる²。

福島県がこの前例のない原子力災害から環境を回復し、県民が将来にわたり安心して暮らせる環境を創造していくためには、世界の英知を結集して対応することが必要であることから、原子力に関する分野において高度な知見を有する国際原子力機関（以下「IAEA」という。）と連携して取り組むこととし、2012年12月に福島県とIAEAとの間で協力に関する覚書を取り交わした。

この覚書に基づき、放射線モニタリング及び除染の分野に関する福島県とIAEAとの間の実施取決めに同日付けで署名し、福島県協力プロジェクト(Fukushima Cooperative Project)（以下「FCP」という。）が始まった。

その後、福島県が実施するプロジェクトに対してIAEAから支援を受ける新たな枠組みとして、2013年4月及び10月に協力期間を3年間とする実施取決めに署名し、福島県提案プロジェクト(Fukushima Initiative Project)（以下「FIP」という。）が始まった。さらに、2016年4月に協力期間の延長及び協力範囲の修正³に関する実施取決めに署名し、2017年12月までFIPを実施した（以降、2013年4月から2017年12月までに実施したFIPを「前プロジェクト」と表記する。）。

【2013年4月～2017年12月のFIPの研究テーマ（前プロジェクト）】

- FIP 1 河川等における放射性核種の動態調査
- FIP 2 野生動物における放射性核種の動態調査
- FIP 3 河川・湖沼等における放射性物質対策
- FIP 4 GPS 歩行サーベイによる環境マッピング技術の開発
- FIP 5 一般廃棄物焼却施設における放射性物質を含む廃棄物の適正な処理の検討

前プロジェクトの成果を「東京電力㈱福島第一原子力発電所事故後の放射線モニタリングと除染の分野における福島県とIAEAとの間の協力プロジェクト最終報告書（2013年～2017年）【福島県提案プロジェクト】」⁴（以下「前プロジェクトの最終報告書」という。）として、2018年3月付けで取りまとめた。

¹ 東京電力㈱福島第一原子力発電所は、2016年4月1日から東京電力ホールディングス㈱福島第一原子力発電所に移行した（以下同じ。）。

² ふくしま復興のあゆみ（第31.2版）/2022年12月27日発行
<https://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/547379.pdf>

³ FIP4を終了とFIP1～3及び5の協力範囲を修正した。

⁴ 福島県ホームページにて閲覧が可能。
<https://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/298/iaeasummary2017.html>

前プロジェクトの協力期間を終えてもなお、本県の環境回復は道半ばであり、IAEAから更なる支援を受けることが必要であったことから、2022年12月まで協力を延長することで合意が得られ、2017年12月に再度実施取決めを取り交わした⁵（以降、2018年1月から2022年12月までに実施したFIPプロジェクトを「本プロジェクト」と表記する。）。

【2018年1月～2022年12月のFIPの研究テーマ（本プロジェクト）】

FIP1 モニタリングに基づく放射性セシウムの動態が水圏に与える影響の評価

FIP2 野生動物における放射性核種の動態調査

FIP3 陸水域における持続可能な放射性物質対策

FIP5 放射性物質を含む廃棄物の適正な処理の検討

本報告書は、前プロジェクト及び本プロジェクトの最終報告書である。

⁵ FIP1～3 及び 5 の協力範囲を修正した。

1. FIP1 モニタリングに基づく放射性セシウムの動態が水圏に与える影響の評価

1.1. 要旨

2011 年 3 月に発生した東京電力（株）福島第一原子力発電所事故によって、放射性物質が放出され、福島県の広い地域に沈着した。このため、沈着した放射性物質の河川における動態について情報提供を行うことが、福島県内河川の安全な利用のため重要となった。そこで、福島県内を流れる河川を対象として調査を行い、河川を通じての放射性物質の動態の解明と数値モデルによる将来予測を目指した。

阿武隈川水系及び浜通りの主要な河川において、河川水中の放射性セシウムの動態調査を実施した。その結果、事故から 10 年以上経過した 2021 年 3 月時点においても懸濁態及び溶存態放射性セシウム濃度が継続して低下していることを明らかにした。また、河川を介した放射性セシウムの移行に、流域内でのダムが存在や除染活動が影響を及ぼすことを明らかにした。時間の経過とともに放射性セシウム濃度は低下傾向にある中で、特異的に高い濃度を示す浮遊砂試料があったため調査し、放射性セシウム微粒子（CsMPs）の存在を確認したが、その放射能寄与度は小さいことが示唆された。さらに、広瀬川及び口太川流域において収集したデータを基に、平水時及び出水時の放射性セシウム濃度の変化を数値モデルによって計算し、概ね実測値を再現することができた。出水時における河川敷の浸食および河床堆積物の再浮遊による懸濁物質成分の負荷が懸濁態放射性セシウム輸送量の増加に大きく寄与していることが推定された。

1.2. 目的

2011 年 3 月の東京電力（株）福島第一原子力発電所事故により、多量の放射性物質が環境中に放出され、福島県内への降下及び沈着が確認された。このため、飲料水の原水や農業・工業用水として幅広く利用される河川水の安全な利用に向けて、河川での放射性物質（特に放射性セシウム）動態の実態を明らかにし、将来予測等に関する情報と併せて提供することが重要となった。

河川水中の放射性セシウムは、その存在形態により懸濁態（微粒子に吸着された状態）及び溶存態（水に溶けた状態）に大別されるが、その形態の違いにより環境中における動態は異なるものと推察される。従って、河川での放射性セシウム動態を包括的に明らかにするためには、形態を分離した放射性セシウム濃度の把握が必要となる。加えて、福島県内の河川上流部には多くの場合、未除染の森林域等が存在するため、社会情勢の変化（例：面的除染の終了、避難指示の解除に伴う住民の帰還及び営農再開等）や突発的事象の発生（例：山林火災、台風・大雨等による大規模出水等）など、河川を取り巻く環境の変化が、河川による放射性セシウムの動態に及ぼす影響についても注視していく必要がある。

本プロジェクトでは、福島県内の河川における形態別の河川水中放射性セシウム濃度について長期的な観測調査を行い、河川水中放射性セシウム濃度の低下状況を把握するとともに、観測結果から河川による放射性セシウムの移行量を算出した。併せて、濃度や移行量の変化に寄与しうる要因（除染・放射性セシウム微粒子の存在）について

調査を実施した。

また、河川中における放射性セシウムの動態の解明や将来予測に向けて、モデル計算による放射性セシウム濃度変化の再現に取り組むとともに、懸濁物質の有機物の特性（全炭素、安定同位体比）を活用し、懸濁態放射性セシウムの負荷源の推定等を行った。

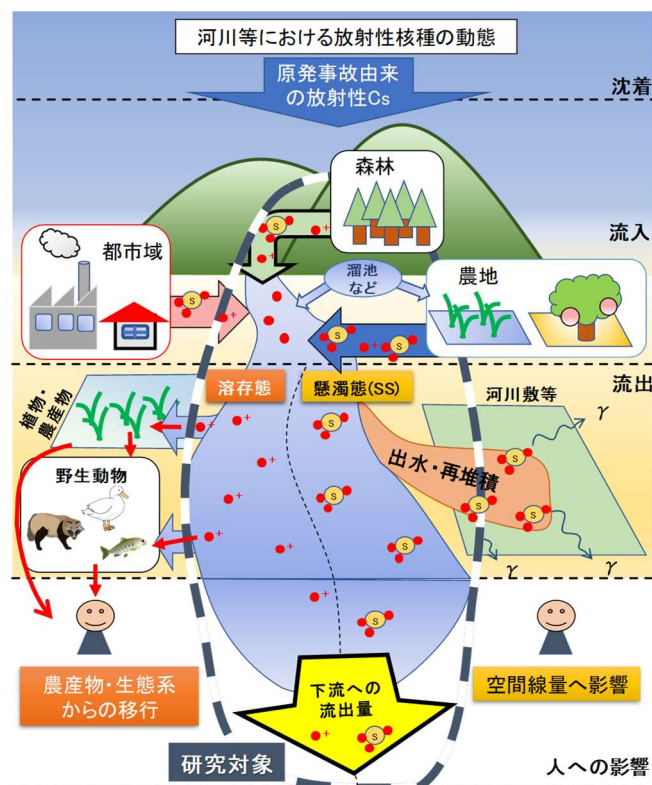


図 1. 放射性セシウムの河川流域における動態の模式図

1.3. 実施内容

本プロジェクトのために整備した河川観測地点を図 2 に示す。地図の背景色は、2011 年 7 月 2 日時点での放射性セシウムの地表面への沈着量をあらわし、本節ではこれを初期沈着量として扱う。図 2(b)には広域多地点調査のために阿武隈川水系及び浜通りの主要な河川に整備した観測地点、図 2(a)及び(c)には単流域内調査のために阿武隈川支流である口太川流域及び広瀬川流域に設置した観測地点を示している。

1.3.1. 広域多地点調査

1.3.1.1. 長期観測調査

1.3.1.1.1. 目的

広域多地点調査は、阿武隈川水系及び浜通りの 8 水系を対象とし、図 2(b)に示す河川観測地点において 2015 年度より実施した。この調査では、統一した方法により多数の河川を対象とした継続調査を行うことで、長期的な変化や流域の特徴との関係などを明らかにすることを目的としている。なお、本調査は文部科学省及び原子力規制庁の委託事業により、筑波大学が 2011 年 6 月から 2014 年度末まで実施していた調査を引

き継いだものである。本報告書では、筑波大学が実施した過去の観測データも併せて報告する。

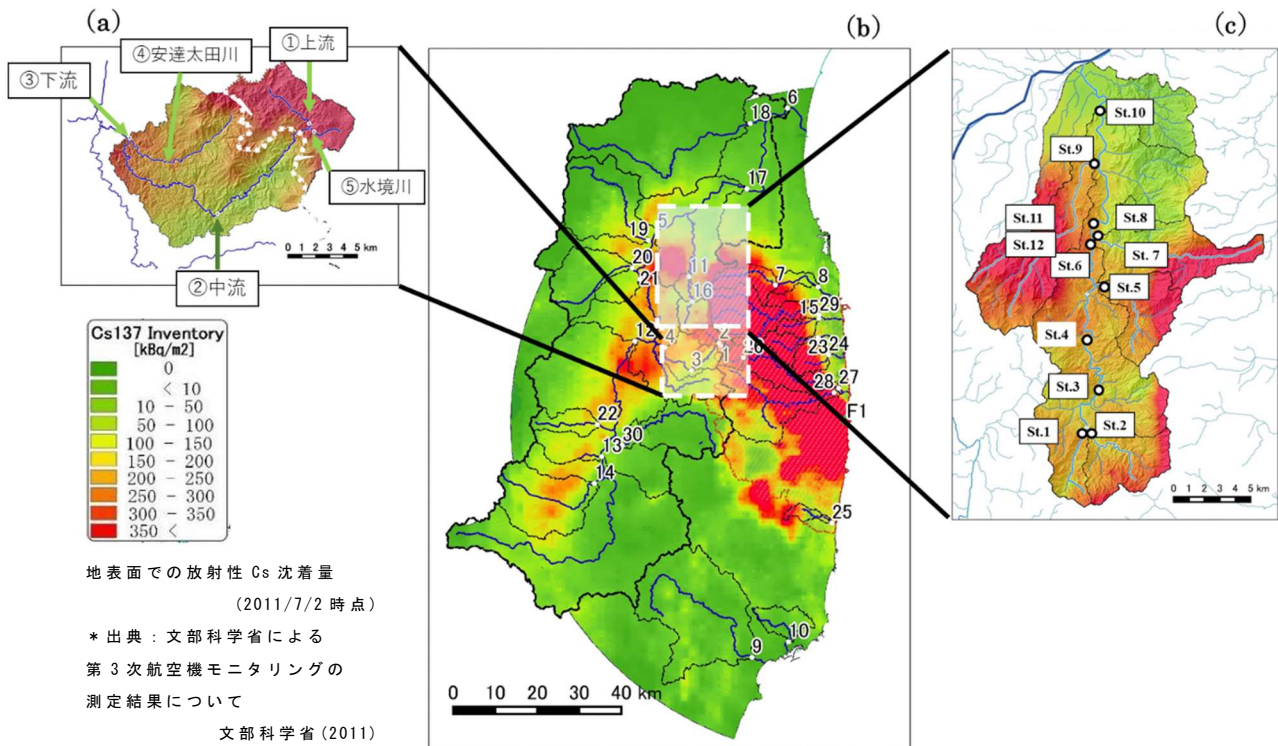


図 2. 河川観測地点の概要 (a)単流域内調査（口太川流域）、(b)広域多地点調査、(c)単流域内調査（広瀬川流域）

1.3.1.1.2. 方法

各観測地点には、河川を流下する浮遊砂を捕集するための浮遊砂サンプラー、濁度計及び水位計を設置した。ただし、一部の地点については水位計を設置せず、福島県や国土交通省が取得しているテレメータ水位を用いた。浮遊砂サンプラー内に捕集された浮遊砂を 1～3 ヶ月おきに回収し、乾燥処理（2018 年末までは加熱乾燥（110℃、24 時間）、2019 年以降は真空凍結乾燥）を行った。乾燥後の試料について、ゲルマニウム半導体検出器によりセシウム 137 濃度を測定した。濁度及び水位データは 10 分間隔で取得し、それぞれ作成した換算式を用いて浮遊砂濃度（mg L⁻¹）及び河川流量（m³ s⁻¹）を算出した。懸濁態セシウム 137 移行量は、浮遊砂濃度、河川流量及び当該期間中に採取された浮遊砂に含まれるセシウム 137 濃度を掛け合わせることで推定した。

加えて、年 2 回程度 40～100 L の河川水を採取し、図 3 に示す多段ろ過装置を用いて形態別に放射性セシウムを回収した。回収後の試料はゲルマニウム半導体検出器により測定し、河川水中の懸濁態及び溶存態セシウム 137 濃度を算出した。



図 3. 放射性セシウム回収装置（多段ろ過装置）

1.3.1.2. 河川水中の放射性セシウム微粒子探査

1.3.1.2.1. 目的

これまでに広域多地点調査で採取された浮遊砂試料の中には、通常よりも極めて高い放射性セシウム濃度を示す試料がいくつか存在した。その例を図 4 に示す。時間の経過とともに放射性セシウム濃度が低下する傾向にある中で、特異的に浮遊砂試料の放射性セシウム濃度を上昇させた要因を明らかにすることは、河川を介した放射性セシウムの輸送動態を把握する上で重要である。既往の研究において、原子力発電所事故に由来する放射性セシウムが濃縮された放射性セシウム微粒子 (CsMPs) が環境中に存在することが報告されている^{1), 2), 3)}。そこで本研究ではこの要因として、CsMPs が河川へと流入し浮遊砂の中に混入したためではないかとの仮説を立て、当該試料内でのその存在の有無及び寄与度等についての実態を把握するための研究を行った。

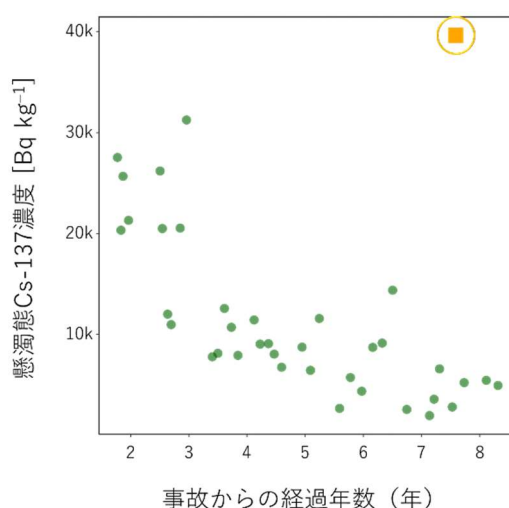


図 4. 広域多地点調査の観測地点の 1 つ（浜通り）における懸濁態セシウム 137 濃度の経年変化

(2018 年 10 月の採取試料から、徐々に濃度が低下する傾向から大幅に外れた高濃度のセシウム 137 が検出された。)

1.3.1.2.2. 方法

広域多地点調査において浮遊砂サンプラーで採取した浮遊砂試料のうち、通常よりも特異的に高い放射性セシウム濃度を示す試料を対象とし、浮遊砂試料中の高放射能粒子の実態調査を行った。粒子の放射能をゲルマニウム半導体検出器及びイメージングプレート（IP）により測定し、粒子の粒径及び元素分析を走査型電子顕微鏡（SEM）及び電子線マイクロアナライザー（EPMA）により測定した。併せて、このような試料が存在した場合に、CsMPs の存在の有無を簡易的に判定する方法について検討した。

1.3.2. 単流域内調査

1.3.2.1. TODAM モデル¹による放射性セシウム動態のシミュレーション

1.3.2.1.1. 目的

河川を介した放射性セシウムの移動と再堆積について、将来にわたっての影響を検討することが目的である。本研究では、中通り地域を流れる阿武隈川の支流である、広瀬川と口太川へ数値モデルを適用し、放射性セシウム動態のシミュレーションを実施した。図 2(c) に示すように、広瀬川流域の南東側の流域界付近等では、比較的多量の放射性セシウムが沈着したエリアが確認された。支流の布川流域及び小国川流域において放射性セシウム沈着量が多いことが確認された（表 1）。

表 1. 広瀬川流域における各河川の流域面積とセシウム 137 の平均沈着量の関係

	流域面積 [km ²]	Cs-137 の平均沈着量 [kBq m ⁻²]
広瀬川	267.9	231
高根川	19.2	270
布川	18.6	343
石田川	30.1	290
小国川	40.4	343

この流域を対象とした河川水中の放射性セシウム動態のシミュレーションを目的として、2013 年から 2021 年にかけて、図 2(c)に掲げる 12 地点において観測を行った。このうち St. 4 は 2019 年以降に観測を実施している。

また、口太川流域では、広域多地点調査で実施している調査地点を基に、図 2(a)に示される 5 地点において、2017 年から 2021 年にかけて観測を実施した。各観測地点における流域の放射性セシウム平均沈着量を計算し、表 2 に示した。

¹ Time-dependent One-dimensional Degradation And Migration model ^{4), 5)}、IAEA 専門家である大西康夫氏から 2015 年に提供を受けたもの。その後の計算実施に際しても、大西氏より助言を受けた。

表 2. 口太川流域における各観測地点の流域面積とセシウム 137 の平均沈着量の関係

	流域面積 [km ²]	Cs-137 の平均沈着量 [kBq m ⁻²]
水境川	7.52	587
口太川上流	21.4	408
口太川中流	62.8	304
安達太田川	17.6	235
口太川下流	135.2	247

1.3.2.1.2. 方法

各観測地点において、平水時（2～3 ヶ月毎）及び出水時（1 出水イベントあたり 7 回採水、1 出水イベントあたり 24 時間）に河川水を 1 回あたり約 100 L 採取した。併せて、水質（pH、EC、Eh）及び懸濁物質（SS）濃度を測定した。河川水試料から、図 5 に示す放射性セシウムモニタリング装置⁶⁾を用いて、セシウムモニタリング用カートリッジフィルタ⁷⁾に懸濁態及び溶存態放射性セシウムを捕集し、それぞれをゲルマニウム半導体検出器により測定した。このほか、河川の形状調査（横断面）、土壌採取（河川敷、河床土）等の調査を行った。

放射性セシウム動態を検証するため、これらのデータを基に、TODAM モデルの適用を試みた。TODAM モデルは、河川水や河床堆積物などに含まれる放射性核種の時間変動を予測することができる。例えば、放射性物質が河川を通じて海洋に流入した量の推定、河川流路において土砂が堆積しやすい地点の推定や、河川流域での除染が河川の土砂流出に与える影響の評価等を行うことができる。本プロジェクトでは TODAM モデルを用いた計算によって、平水時及び出水時における河川水中の放射性セシウム濃度及びその変化を推定した。

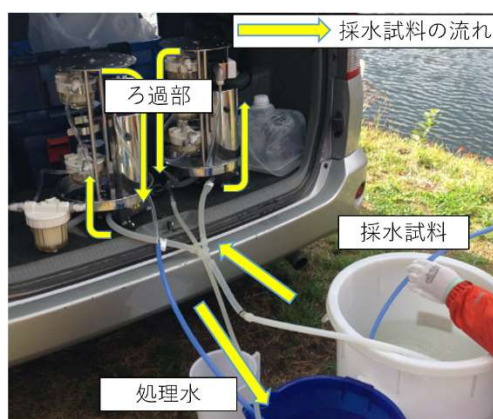


図 5. 放射性セシウム回収装置（放射性セシウムモニタリング装置）⁶⁾

1.3.2.2. 懸濁態セシウム 137 負荷源の推定

1.3.2.2.1. 目的

SS はセシウム 137 を懸濁態として輸送する重要な役割を担っている。一般に、河川水中の SS 濃度は出水時に上昇するため、たとえ 1 回だけの出水イベントであったとし

てもきわめて多量のセシウム 137 の輸送につながる。そこで、平水時と出水時の河川を流れる懸濁態セシウム 137 に対して、流域内に存在する潜在的な負荷源からの相対寄与率の違いを明らかにするために、SS 中のセシウム 137 濃度、全有機炭素 (TOC) 濃度、及び炭素安定同位体組成 ($\delta^{13}\text{C}$ 値) を用いて、ベイズ推定を利用した同位体混合モデル (SIAR ver. 4.2) によるシミュレーションを行った。

1.3.2.2.2. 方法

SS 中の TOC 及び $\delta^{13}\text{C}$ 測定のために、上述のセシウム 137 濃度測定のための試料採取と同時に 0.5 又は 1.0 L の河川水を採取し、事前に 450℃ で 4 時間強熱したガラス繊維ろ紙 (GF/F) によりろ過した。本プロジェクトでは、潜在的負荷源として森林土壌、リター、河川敷土壌、及び河床堆積物の 4 つを選定した。森林土壌及びリターは広瀬川源流域に位置する森林から採取し、河川敷土壌及び河床堆積物は流域内の本川及び支川から採取した。これらの物質は 40℃ で 48 時間以上乾燥させた。試料は元素分析計付安定同位体比質量分析計により測定した。詳細は Arai et al. (2021)⁸⁾ に記載されている。

1.4. 結果

1.4.1. 広域多地点調査

1.4.1.1. 長期観測調査

阿武隈川水系及び浜通りの河川における懸濁態及び溶存態セシウム 137 濃度の経時変化 (2021 年 3 月時点) について、それぞれ図 6(a) 及び 6(b) に示す。各流域の初期沈着量が異なることから、懸濁態セシウム 137 濃度にはばらつきが見られた。しかし、いずれの地点においても共通して、事故発生から約 1 年の期間に濃度が急激に低下し、その後は緩やかに低下する傾向がみられた^{9), 10)}。ただし、その低下速度には観測地点間で差が見られた。これは流域内での土地利用率の違いに起因することが指摘されている。事故直後と比較して、2021 年 3 月時点の懸濁態セシウム 137 濃度は概ね 1/10 以下となっていた (図 6(a))。溶存態セシウム 137 濃度についてもデータ欠損期間があるものの、懸濁態セシウム 137 と同様に低下傾向を示していた (図 6(b))。このことから、福島県を流れる河川において、放射性セシウム濃度は時間の経過とともに徐々に低下し、現時点でもその傾向が継続していることが確認された。

2012 年から 2021 年に取得した濃度データを用いて推定した、懸濁態及び溶存態セシウム 137 の実効環境半減期を図 7 に示す。懸濁態セシウム 137 の実効環境半減期は概ね 3.2 年、溶存態セシウム 137 のそれは 2.8 年と推定された。事故直後の懸濁態セシウム 137 の実効環境半減期は、阿武隈川で 0.24 年と計算された。一方、チョルノービリ原子力発電所事故後のプリピャチ川で 0.31 年であったと推定されている¹¹⁾。河川水中の懸濁態放射性セシウム濃度の 2 年目以降の低下速度は、初期の速度と比較して 1/10 程度まで低下するものの、福島県内の河川におけるセシウム 137 の実効環境半減期の推定値は、チョルノービリ原子力発電所事故後のヨーロッパの河川で推定された値の

範囲（1～4 年程度）と同程度であることが確認された¹¹⁾。

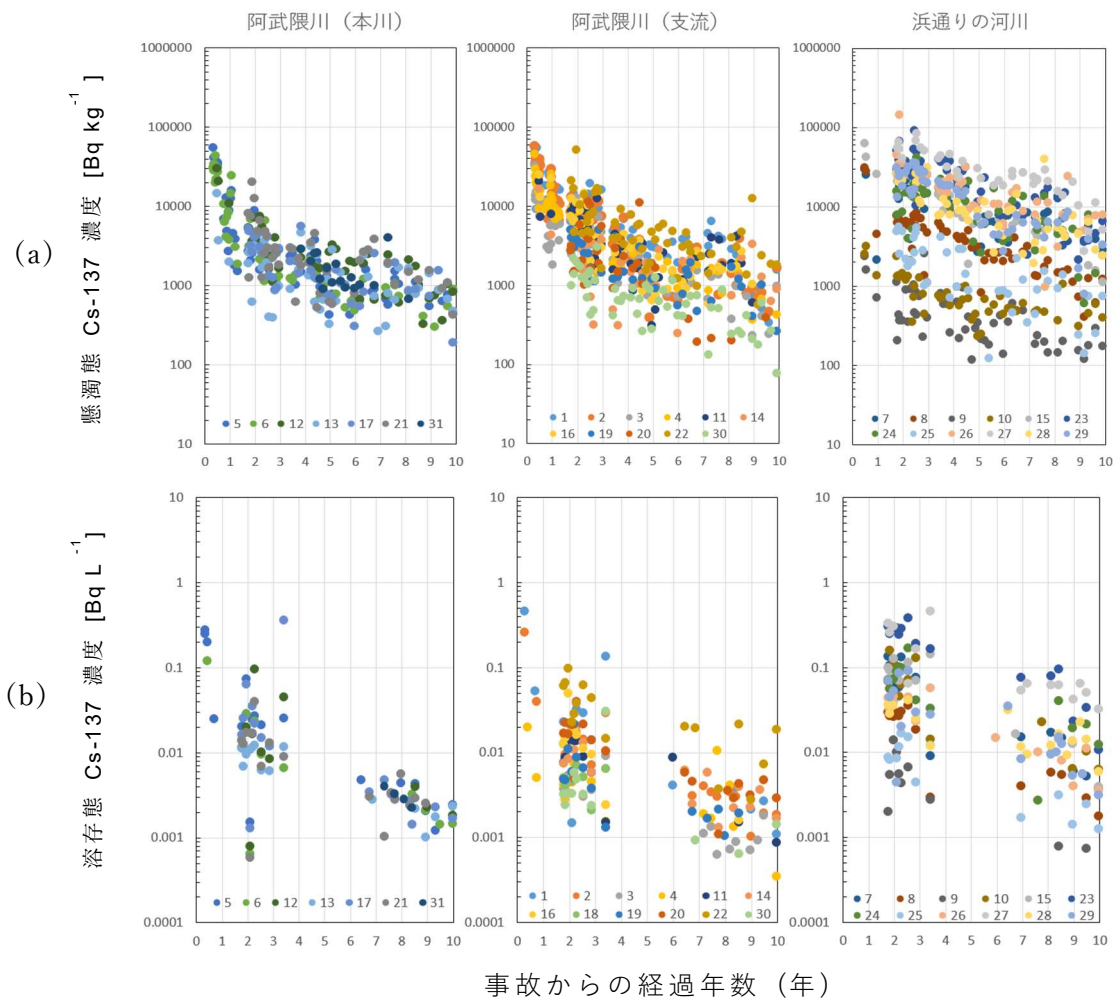


図 6. 河川水中のセシウム 137 濃度 (a) 懸濁態、(b) 溶存態

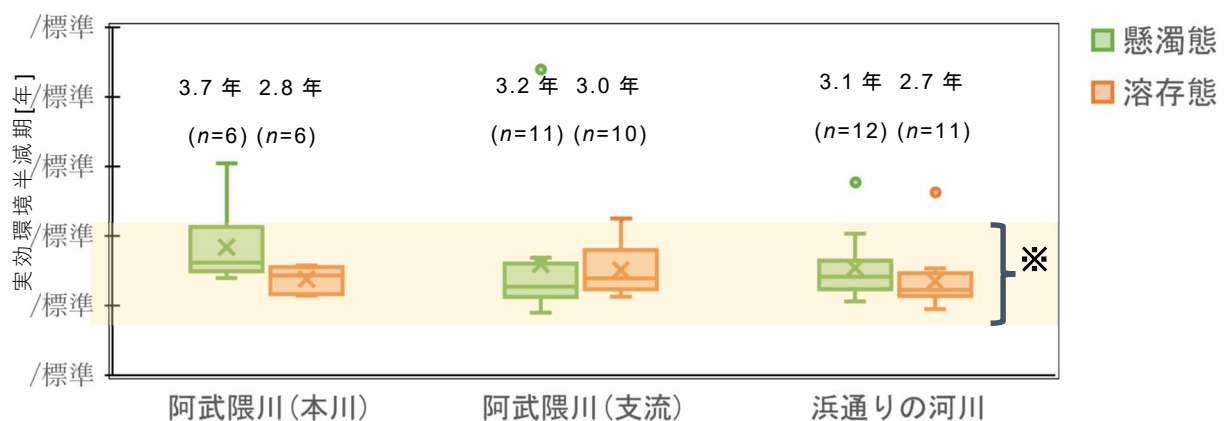


図 7. 各地域での河川水中のセシウム 137 濃度の実効環境半減期
(2012-2021 年データ) (※はチェルノーベリ原子力発電所事故後の
欧州の河川で報告された実効環境半減期の範囲)

2011 年に観測を開始した 6 地点における、2018 年 12 月までの懸濁態セシウム 137 の月間移行量（各観測地点における通過量）の推移を図 8 に示す。月間移行量は、河川流量・浮遊砂濃度が大きな変動を示すことから、懸濁態セシウム 137 濃度の経時変化とは異なり明瞭な減少傾向はみられなかった。対象期間を通して積算した懸濁態セシウム 137 移行量は、各地点の流域におけるセシウム 137 沈着量（流域面積×セシウム 137 初期沈着量）に対して、阿武隈川本川の 2 地点で 3.0～4.0%、支流に位置する 4 地点では 0.6～2.2%の割合であった。

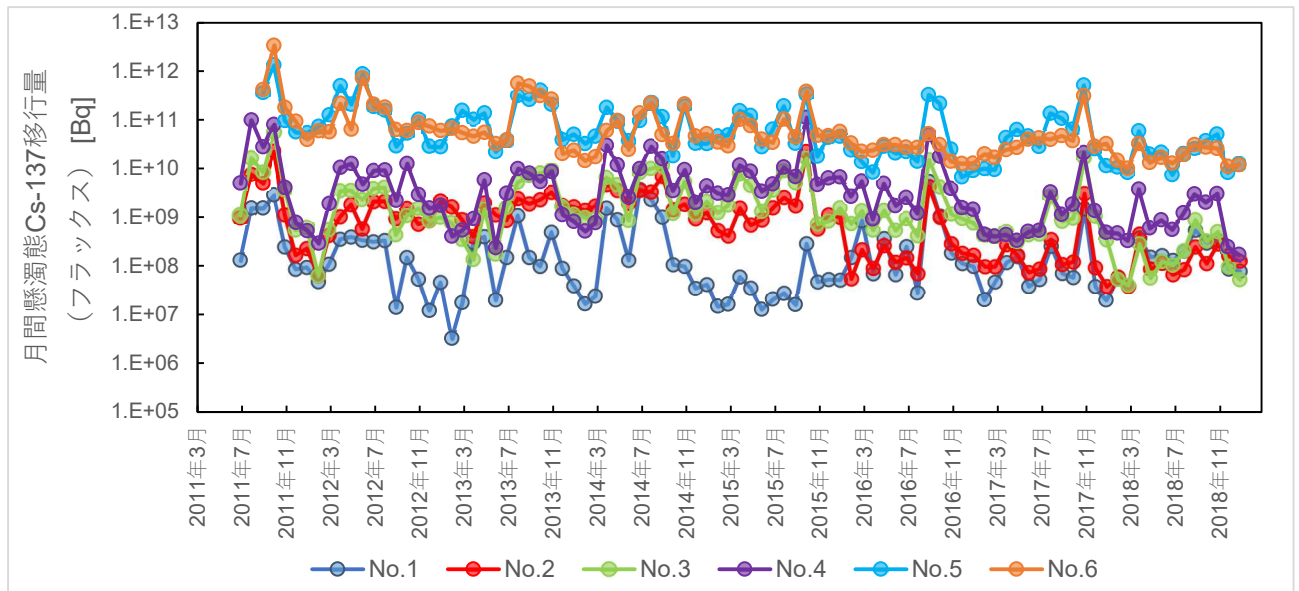


図 8. No. 1～6 地点における、2018 年 12 月までの懸濁態セシウム 137 移行量の推移

図 9 に、懸濁態セシウム 137 の移行量（2012 年 10 月から 2014 年 10 月の懸濁態セシウム 137 移行量。上のグラフ）と、その流域内に大規模なダムを包有する地点での流域面積に対するダム集水域の割合（下のグラフ）を示す（No. 1, 17, 18 は、漂着物付着及び機器故障等の問題により十分なデータが得られていないことから、グラフから除外した）。流域面積に対するダムの集水域面積の寄与率が高い地点（グラフ中の赤い網掛けの地点）では、ダムによる懸濁物質のトラップが起き、セシウム 137 移行量が少なくなっていることがわかった。

県内で行われた除染作業が河川水中の放射性セシウム濃度に与えた影響について、阿武隈川支流である口太川流域を対象として検討した。図 6 で見られたような河川水中の放射性セシウム濃度の低下傾向は、除染作業が実施されていないチヨルノービリ原子力発電所事故後の欧州の河川においても観測されていることから¹¹⁾、自然減衰が低下傾向の大きな要因として考えられる。一方、陸上で除染が実施された面積は観測地点の流域面積に対して極めて小さいため、除染作業が河川水中の放射性セシウム濃度に与える影響は明らかではなかった。そこで、流域内での除染作業の進行に伴う河川水中の懸濁態放射性セシウム濃度の変化を詳細に検討するため、流域全体が除染特別地域に指定されていた口太川流域を対象として解析を行った。

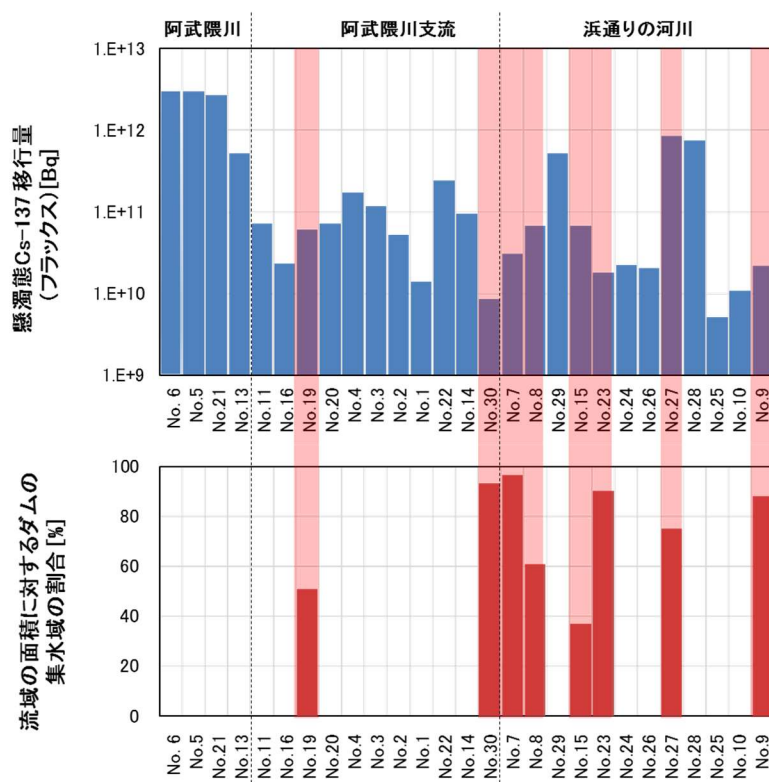


図 9. 2012 年 10 月～2014 年 10 月の期間における、懸濁態セシウム 137 移行量
赤網掛け：流域面積に対するダムの集水域面積割合が高い地点

対象流域での除染は、2012 年 8 月に計画が策定され、2013 年 3 月から 2015 年 12 月にかけて実施された²。図 10 に、当該地域において除染された農地面積の経時変化を示す。2013 年 3 月から農地除染は開始されたが、2014 年 3 月まではその進捗度は低いことが示されている。その後、2014 年 4 月から集中的に農地除染が実施され、2015 年 12 月に完了している。そこで、この図を基に農地除染が実施されていない 2013 年 2 月以前を「除染前」、進捗度の低い 2013 年 3 月から 2014 年 3 月までを「除染中①」、集中的に除染が実施された 2014 年 4 月から 2015 年 12 月までを「除染中②」、2016 年 1 月以降を「除染後」とし、各期間での懸濁態セシウム 137 濃度の変化を解析した。

観測を実施した 3 地点（上流、中流、下流。図 2(a)）における懸濁態セシウム 137 濃度の変化を図 11 に、推定された各期間での実効環境半減期を表 3 に示す。特徴的な結果として、除染特別地域内に位置する上流及び中流地点では、農地除染が集中的に行われた「除染中②」の期間に、懸濁態セシウム 137 濃度の低下速度が上昇したが、下流地点では一貫して濃度は低下し、その速度は期間後半には鈍化した。加えて、降水量あたりの土砂流出量については、農地除染の開始後増加する傾向を示し、「除染中②」の期間に顕著に増加した（図 12）。「除染後」には、「除染前」より高いものの、土砂流出量は減少に転じた（図 12）。これは、既往研究で報告されている、浜通りを流れる新田川における解析結果と同じ傾向を示している¹²⁾。

² 環境省除染情報サイト、<http://josen.env.go.jp/area/details/kawamata.html>



図 10. 農地除染の進捗

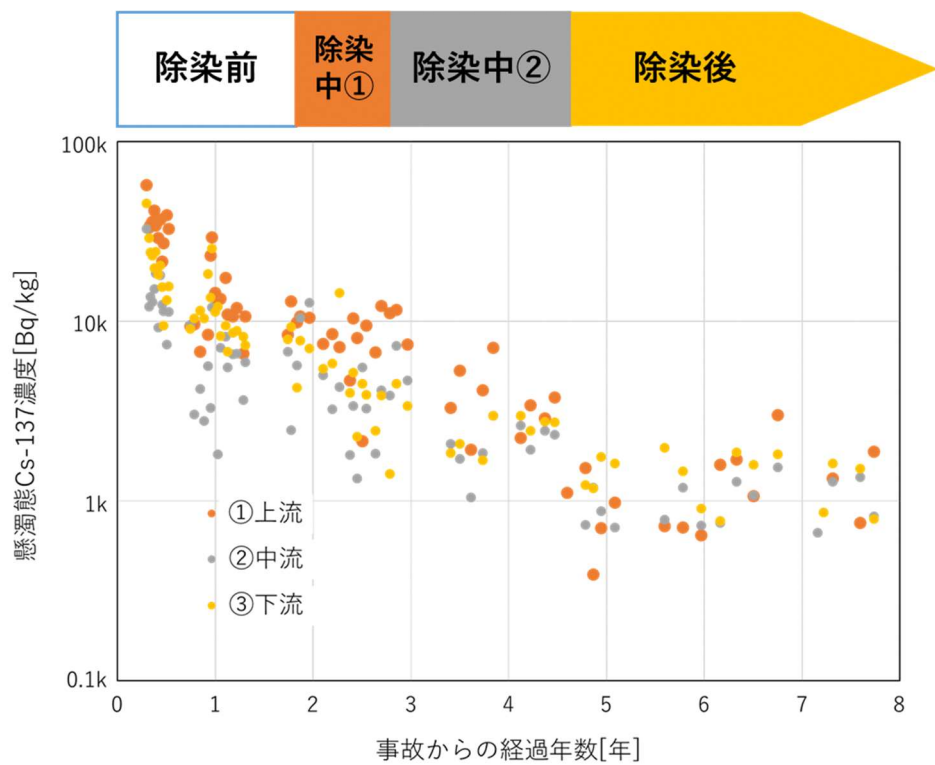


図 11. 除染の進捗に対する懸濁態セシウム 137 濃度の変化

表 3. 各期間における実効環境半減期（年）

地点	除染前	除染中①	除染中②	除染後
① 上流	0.77	<i>n. s.</i>	0.98	<i>n. s.</i>
② 中流	1.2	<i>n. s.</i>	1.6	<i>n. s.</i>
③ 下流	0.86	0.59	4.2	4.8

n. s. は、各期間中の懸濁態セシウム 137 濃度は有意な変化を示さなかったことを意味する。

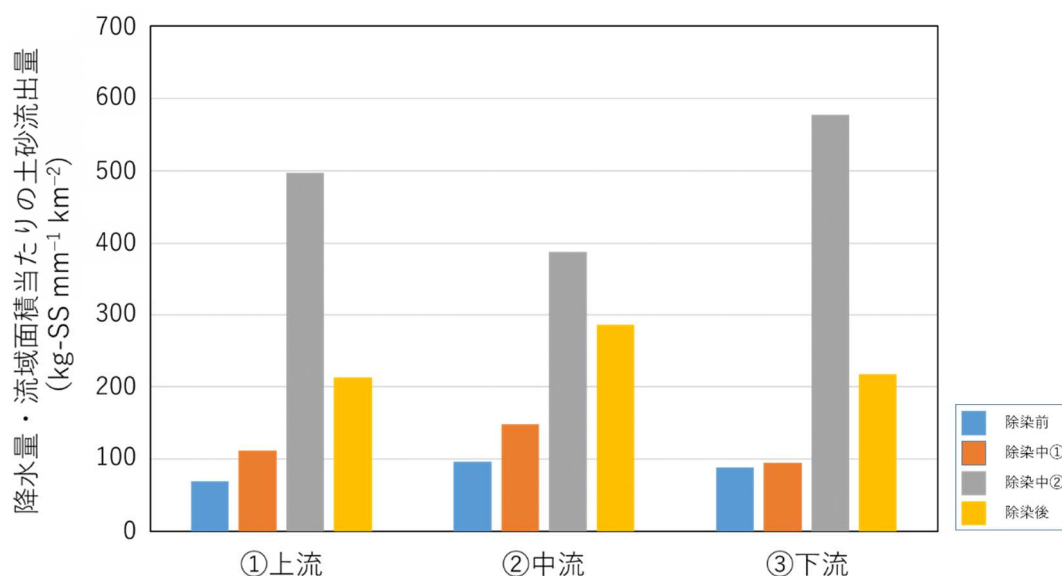


図 12. 除染の進捗度と土砂流出量との関係

1.4.1.2. 河川水中の放射性セシウム微粒子探査

今回対象とした浮遊砂試料において、2つの球形のCsMPs粒子(A、B)の存在が確認された(表4)。さらに、放射能測定の結果から、このCsMPsは試料中の全放射能の約13%を占めると推定された。

表 4. 浮遊砂試料から同定されたCsMPsの特徴

試料名	粒径 (μm)	¹³⁷ Cs (Bq)	検出元素
A	4.2	14±0.1	0, Si, Cl, Fe, Zn, Sn, Cs
B	1.0	0.25±0.01	0, Si, Cl, Fe, Zn, Cs

このような特異的に高いセシウム 137 濃度を示す浮遊砂試料が見つかった場合、より簡易的にCsMPsの有無の判定を可能とする手法について検討した。試料から1つのCsMPsを探索・分離する手法として、乾式法^{2), 3)}及び湿式法¹⁾が報告されている。一方、試料から1つの粒子を分離せずにCsMPsの放射能及び個数を簡易的に判定する方法が報告されている^{1), 13)}。本研究ではこの簡易的に判定する方法を適用した。すなわ

ち、放射能が既知の CsMPs を利用して、放射能と IP の輝度の関係式を作成し、浮遊砂試料に含まれる CsMPs の有無の判定を試みた。なお、CsMPs の放射能の閾値は、CsMPs 以外の 1 つの粒子で最大の放射能の値 (0.189 Bq)¹⁴⁾とし、この放射能以上の粒子を CsMPs とした。表 5 に適用結果を示す。2018 年～2019 年に採取された 5 つの浮遊砂試料に含まれる CsMPs の有無を調査した結果、9 つの CsMPs が存在すると推定された。今回の試料では、複数の CsMPs の存在を示したが、その試料に対する CsMPs の寄与度は非常に小さいことが明らかとなった。

表 5. 浮遊砂試料に含まれる CsMPs 測定結果及び放射能寄与率

試料名	試料中の Cs-137 濃度 (Bq/g)	試料 重量 (g)	試料中の		各 CsMP の			試料中の
			Cs-137 放射能 (Bq)	CsMPs の数	Cs-137 放射能 (Bq)			CsMPs 放射能 寄与率 (%)
1-NZ1910	3.2±0.07	2.7	8.7	0				N/A
2-SU1910	18±0.3	1.4	23	2	0.48	0.22		3.0
3-SD1910	23±0.3	1.4	32	6	0.41	0.36	0.32	5.7
					0.30	0.23	0.19	
4-NR1810	2.1±0.03	3.2	6.7	0				N/A
5-TR1907	4.9±0.12	3.0	15	1	0.46			3.1

1.4.2. 単流域内調査

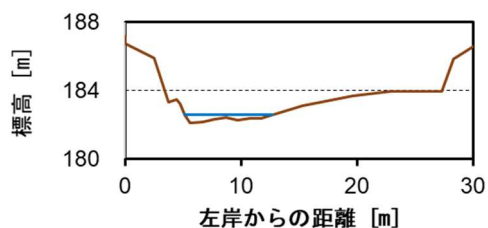
1.4.2.1. TODAM モデルによる放射性セシウム動態のシミュレーション

図 13 に広瀬川の上流部に位置する St. 3 と、下流部に位置する St. 10 における河床横断面図を示す。両地点は約 24 km 離れている。両地点における水深に大きな違いは見られないが、St. 10 では、河川敷まで含めた川幅が St. 3 の約 2 倍となっている。観測期間中には、出水に伴い河床や土手が削られることや、新たな土砂が河床に堆積する事象がみられたが、各観測地点の河床断面が大きく変化することはなかった。

広瀬川各観測地点における平水時の懸濁態セシウム 137 濃度と SS 濃度の変化を図 14 に示す。一部の支流で高濃度の懸濁態セシウム 137 が観測されているが、これは当該流域の初期沈着量が多かったことによるものと考えられる。また、観測地点や項目（懸濁態セシウム 137 濃度と懸濁物質濃度）によらず、観測ごとのデータのばらつきがみられた。

TODAM モデルを広瀬川流域に適用した際の観測網（模式図）を図 15 に示す。阿武隈川と広瀬川の合流点から高根川と広瀬川の合流点までの距離は 31,732 m とした。また、広瀬川の本流においては約 200 m 間隔で計算を行い、広瀬川流域に 150 の計算点を設定した。その上で、広瀬川流域に整備した観測地点で収集したデータを基に、TODAM モデルを用いた計算を行った。

(a) St. 3



(b) St. 10

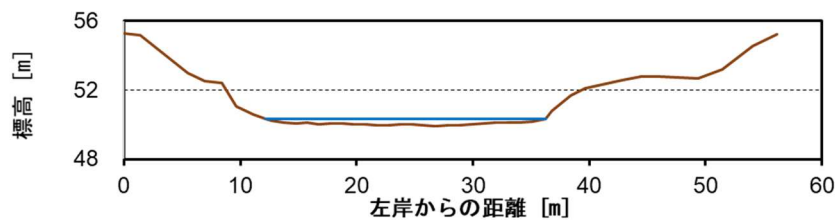


図 13. 広瀬川流域の St. 3 と St. 10 における河床横断面図

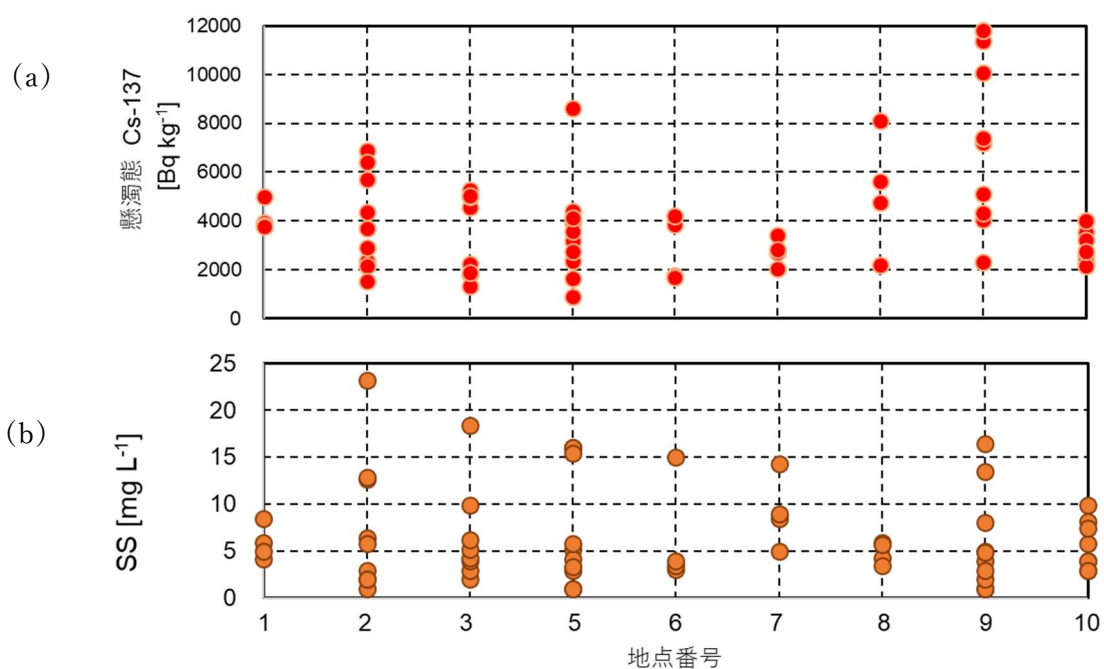


図 14. 広瀬川各観測地点における平水時の懸濁態セシウム 137 濃度 (a) と SS 濃度 (b)

平水時のデータを用いた、TODAM モデルによる広瀬川の流れに沿った懸濁態及び溶存態セシウム 137 濃度の計算結果及び実測データを図 16 に示す。実線が TODAM モデルによる推定値、箱ひげ図が広瀬川本川に設置した観測地点（6 地点）で得られた実測値を表す。広瀬川本川上に設けた 6 つの観測地点で得られた実測データを TODAM モデルにより再現することができた。

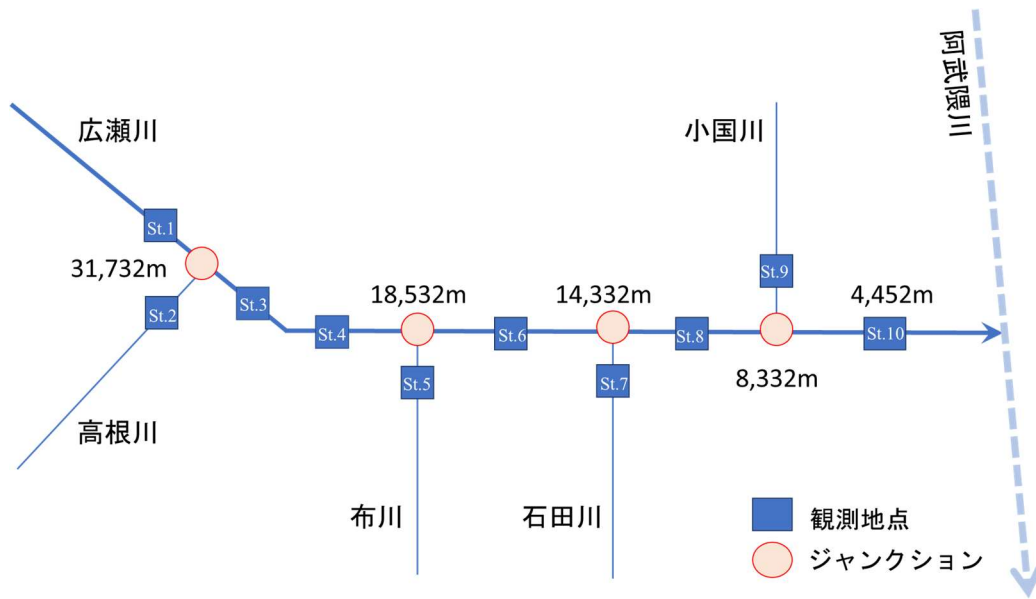


図 15. 広瀬川への TODAM モデル適用のための観測網の模式図

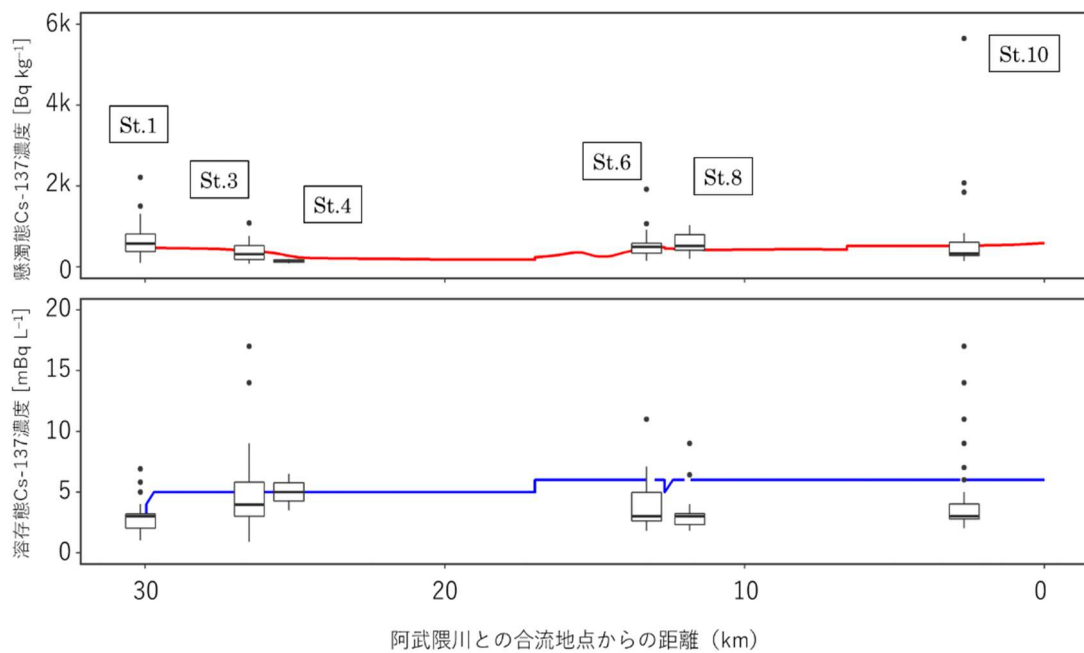


図 16. TODAM モデルによる平水時のセシウム 137 濃度変化のシミュレーション結果（広瀬川）

出水時での河川水中のセシウム 137 濃度の変化について、2016 年 8 月 16 日から 19 日にかけての出水時（総降水量 67 mm（AMeDAS（福島県梁川地点）¹⁵⁾）のデータを基に、シミュレーションを実施した結果を示す（図 17）。この出水イベント時の広瀬川本川に設けた観測地点（St. 3, 6, 8 及び 10）での実測値とシミュレーションの結果を比較すると、一部の点でやや乖離が見られるものの、濃度変化のパターンについては概ね再現されていた。

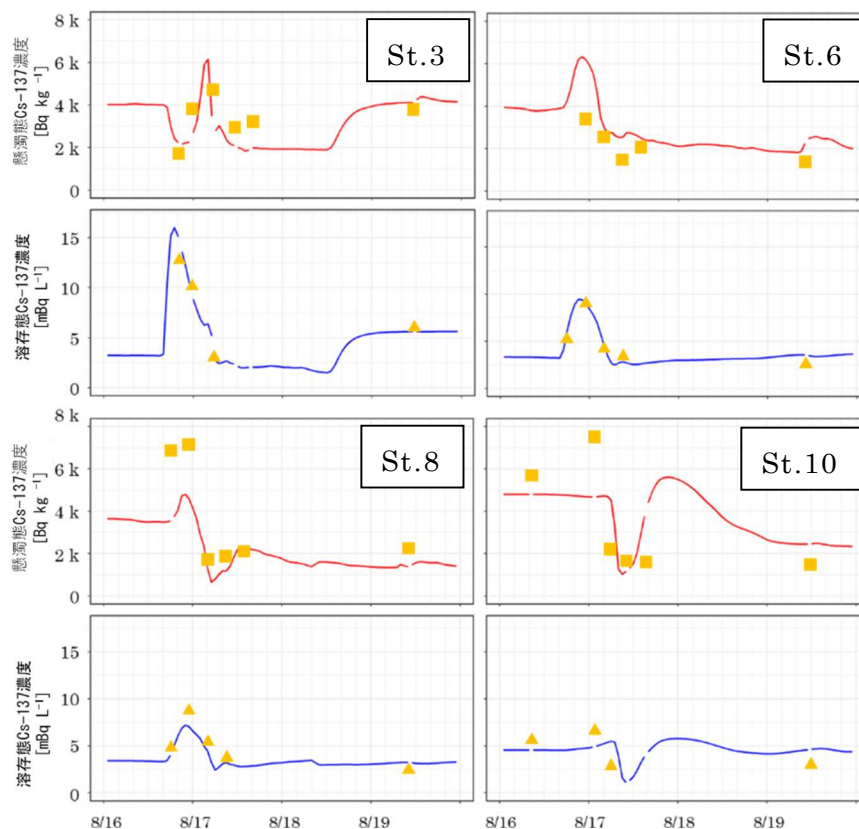


図 17. TODAM モデルによる出水時のセシウム 137 濃度変化のシミュレーション結果（広瀬川）

【上段：懸濁態セシウム 137 濃度、下段：溶存態セシウム 137 濃度】（2016 年 8 月 16 日～2016 年 8 月 19 日の出水イベント）

口太川流域（図 2(a)）における適用結果を図 18 及び 19 に示す。平水時のデータを用いた計算結果では、②中流地点において溶存態・懸濁態ともにセシウム 137 濃度が低いという特徴を概ね再現できた（図 18）。また、2018 年 7 月 5～6 日にかけての出水時のデータ（総雨量 36 mm（AMeDAS（福島県津島地点）¹⁵⁾）による、③下流地点におけるシミュレーション結果（図 19）についても、浮遊土砂濃度および形態別セシウム 137 濃度の経時変化を再現することができた。

この協力プロジェクトを通じて、複数の河川に対して TODAM モデルによる放射性セシウム 137 動態のシミュレーションを実行することができた。これらの河川における放射性セシウム 137 の動態予測のほか、今後は他の河川、他の汚染物質に関する動態への応用が考えられる。

このようなシミュレーションは、データの集積によるキャリブレーションを経て、予測の精度を上げていく必要がある。とくに、対象河川の水位と流量の関係や、流量と浮遊土砂濃度・粒径分布の関係という、水文学的なデータが必要となる。原子力災害に備えて事前に影響評価を行う際には、これらのデータを事前に取得しておくことが必要と考えられる。

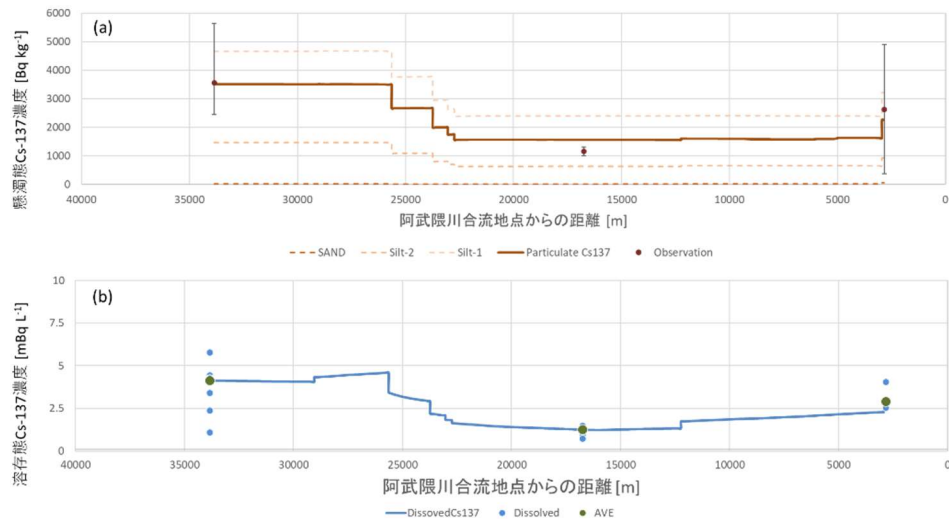


図 18. TODAM モデルによる平水時のセシウム 137 濃度のシミュレーション結果（口太川）

(a) 懸濁態セシウム 137 濃度、(b) 溶存態セシウム 137 濃度

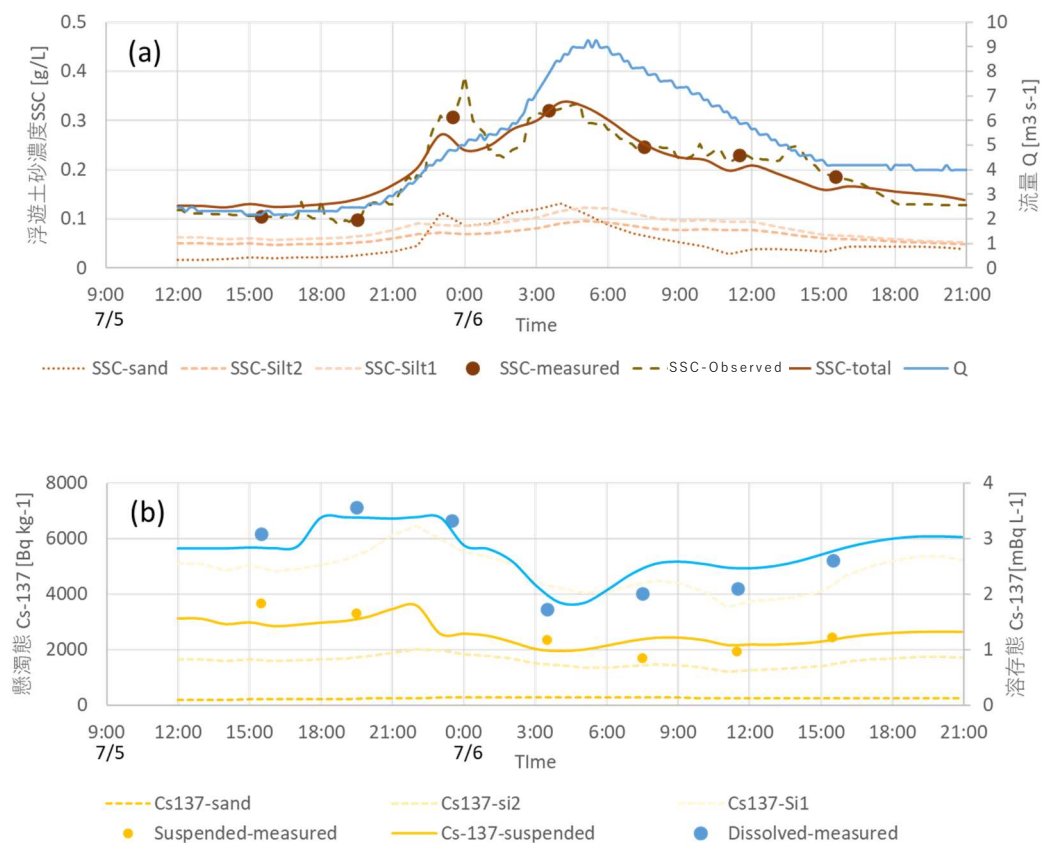


図 19. TODAM モデルによる出水時のセシウム 137 濃度変化のシミュレーション結果（口太川、③下流地点）

(a) 浮遊土砂濃度および流量、(b) セシウム 137 濃度

(2018 年 7 月 5 日～2018 年 7 月 6 日の出水イベント)

1.4.2.2. 懸濁態セシウム 137 負荷源の推定

河川水中の懸濁態セシウム 137 及び有機炭素含量は、SS 濃度の上昇に伴い増加していた（図 20）。これらの結果から、セシウム 137 及び有機炭素は SS と共に移動していることを再確認できた。一方、河川水中の SS 濃度と SS 中のセシウム 137 及び TOC 濃度の間には有意な関係は見られなかった（図 20）。ただし、平水時の河川水中に存在する SS のセシウム 137 及び TOC 濃度の平均値は出水時よりも高い濃度を示していた。これは、出水イベント時に河川へと流入する SS 中のセシウム 137 及び TOC 濃度は、平水時の河川を流れる SS よりも低濃度であることを意味している。言い換えれば、出水イベント時にはセシウム 137 濃度の低い無機物が供給されることで、SS 全体としてのセシウム 137 濃度及び有機炭素濃度は希釈される結果となる。SS 中の $\delta^{13}\text{C}$ 値は、河川水中の SS 濃度が上昇するにつれて低下する傾向を示しており（図 20）、河川を流れる有機物の供給源が徐々に変化することを示唆している。

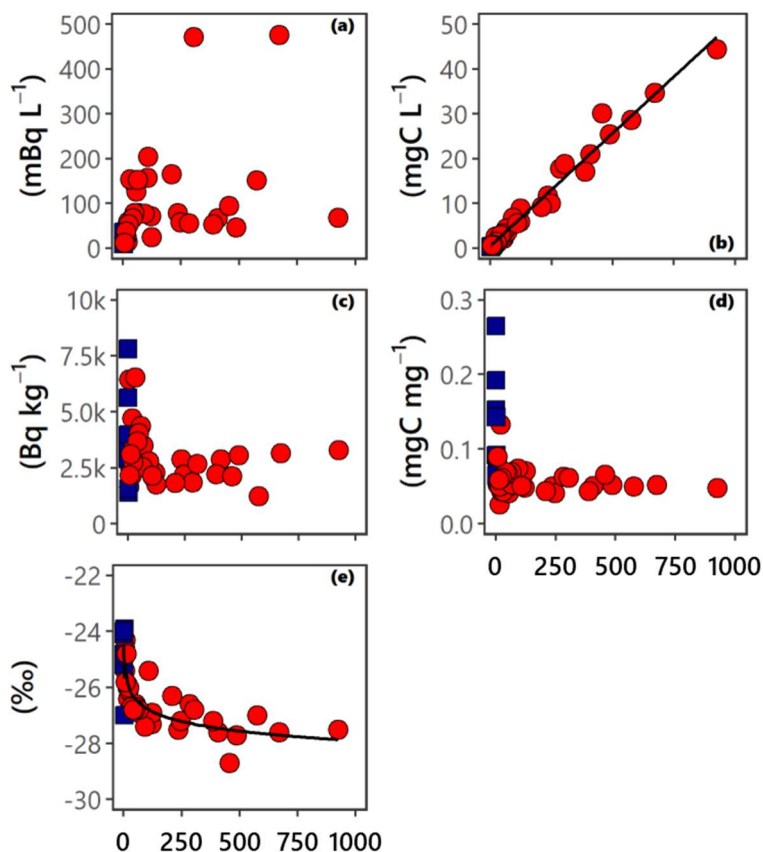


図 20. SS 濃度に対する河川水中の含量の変化 ((a) 懸濁態セシウム 137 含量、(b) 有機炭素含量及び SS 中の特性変化、(c) セシウム 137 濃度、(d) TOC 濃度、(e) $\delta^{13}\text{C}$ 値)

青四角は平水時、赤丸は出水イベント時を示す。

表 6 に、本プロジェクトで定義した 4 つの潜在的負荷源が有するセシウム 137 濃度、TOC 濃度、及び $\delta^{13}\text{C}$ 値を示す。当初からの想定通り、いまだ除染作業が行われていないことから森林土壌が最大のセシウム 137 濃度を示した。森林リターは最大の TOC 濃度

を示し、最も低い $\delta^{13}\text{C}$ 値を示した。河川敷土壌と河床堆積物は相対的に低いセシウム 137 及び TOC 濃度を示していた。SIAR によるシミュレーションの結果、平水時においては森林土壌が最大の SS 負荷源であり、他の負荷源の寄与度は低いと推定された

(図 21)。一方、出水時では森林土壌の寄与率はかなり低下したが、その寄与率は依然として高いレベルで維持されていた。これらの結果から、出水時には河川敷土壌の浸食及び河床堆積物の再浮遊により河川水中へセシウム 137 濃度の低い SS 成分が供給されることで、出水時の河川水中に存在する SS のセシウム 137 濃度が希釈されると結論付けた。今後は、新たなトレーサーやフィンガープリント法に資する項目の結果を加えることで、出水時の河川水中の SS 形成メカニズムおよびその結果を用いたシミュレーションの精度を評価することが必要である。

表 6. 4つの潜在的負荷源の特性

平均値と標準偏差、データ数

Type	^{137}Cs	n	$\delta^{13}\text{C}$	n	TOC	n
	Bq kg^{-1}		‰		mgC mg^{-1}	
森林土壌	5400 ± 1600	12	-26.9 ± 0.6	12	0.105 ± 0.021	12
森林リター	240 ± 150	16	-30.0 ± 0.5	16	0.468 ± 0.011	16
河川敷土壌	470 ± 530	46	-26.4 ± 0.8	15	0.018 ± 0.015	15
河床堆積物	110 ± 110	175	-25.4 ± 0.8	21	0.001 ± 0.001	21
p 値 *	<0.001		<0.001		<0.001	

* Kruskal-Wallis H 検定の結果

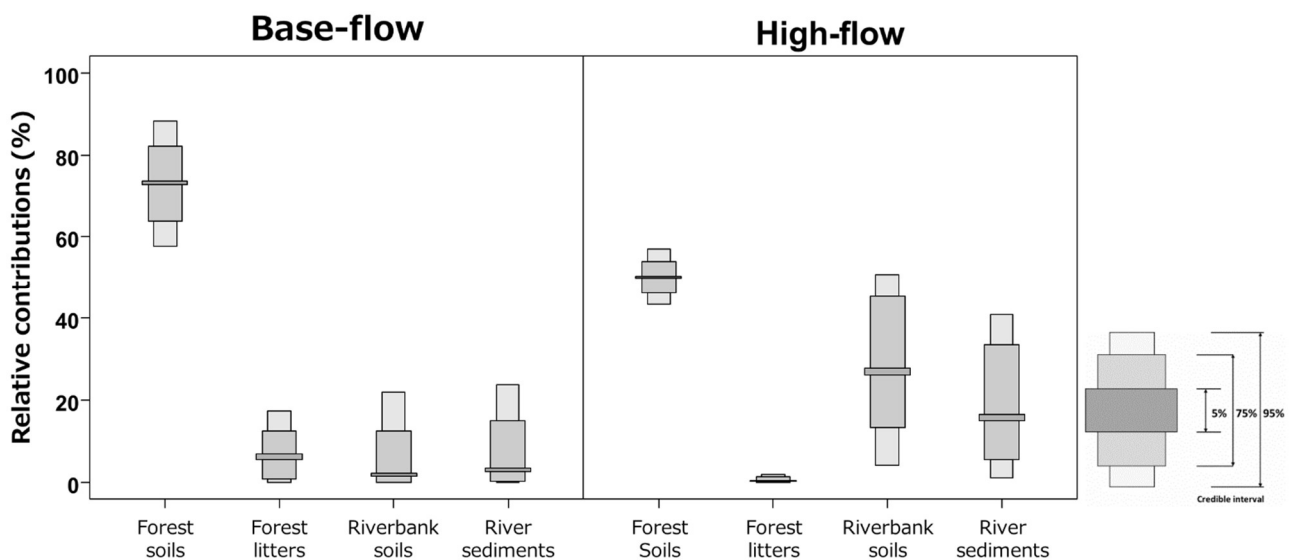


図 21. 平水時及び出水時における 4つの潜在的負荷源からの寄与率のシミュレーション結果（結果には信頼区間を示した）

1.5. まとめ

阿武隈川水系及び浜通りの主要な河川を対象にした広域多地点調査において、懸濁態及び溶存態放射性セシウム濃度はともに、事故直後から見られた時間の経過とともに低下する傾向が維持されていることが確認された。流域内にダムがある地点では懸濁態放射性セシウムの移行量が減少すること、加えて、流域内で行われた除染は懸濁態セシウム137濃度に明瞭な影響を及ぼすことが明らかとなった。

特異的に高い放射性セシウム濃度を示す浮遊砂試料があったため、CsMPsの存在の有無及び寄与度等について調査を行った。試料中からCsMPsの存在が確認されたが、この試料に対する放射能寄与度は小さいことが明らかとなった。

TODAMモデルによるシミュレーションについては、複数の河川において平水時・出水時の計算を実行し、観測結果をよく再現することができた。また、出水時の河川では河川敷の浸食および河床堆積物の再浮遊によるSS成分の負荷が河川水中のSS濃度、つまり懸濁態セシウム137輸送量の増加に大きく寄与していると推定された。

引用文献

- 1) Hikaru Miura, Yuichi Kurihara, Aya Sakaguchi, Kazuya Tanaka, Noriko Yamaguchi, Shogo Higaki, Yoshio Takahashi. 2018. Discovery of radiocesium-bearing microparticles in river water and their influence on the solid-water distribution coefficient (Kd) of radiocesium in the Kuchibuto River in Fukushima. 2018. *Geochem. J.* 52. (2). 145–154.
- 2) Yukihiro Satou, Keisuke Sueki, Kimikazu Sasa, Hideki Yoshikawa, Shigeo Nakama, Haruka Minowa, Yoshinari Abe, Izumi Nakai, Takahiro Ono, Kouji Adachi, Yasuhito Igarashi. 2018. Analysis of two forms of radioactive particles emitted during the early stages of the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station accident. 2018. *Geochem. J.* 52. (2). 137–143.
- 3) Yasuhito Igarashi, Toshihiro Kogure, Yuichi Kurihara, Hikaru Miura, Taiga Okumura, Yukihiro Satou, Yoshito Takahashi, Noriko Yamaguchi. 2019. A review of Cs-bearing microparticles in the environment emitted by the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident. *J. Environ. Radioact.* 205–206.101–118.
- 4) Onishi, Y., and Perkins, W.A. 1994. TODAM One-dimensional Sediment and Contaminant Transport Model with Multiply Connected Networks. Theory and Numerical Methods, vol. 1, Pacific Northwest National Laboratory, Richland, Washington.
- 5) Perkins, W., and Onishi, Y. 1994. TODAM One-dimensional Sediment and Contaminant Transport Model with Multiply Connected Networks User's Guide, vol. 2, Pacific Northwest National Laboratory, Richland, Washington.
- 6) 環境水等の放射性セシウムモニタリングコンソーシアム 技術資料改定 WG (2021)

技術資料 環境水中の放射性セシウムの前処理手法・分析法（第2版）、令和3年2月。
https://staff.aist.go.jp/t.yasutaka/MoniCons/MoniCons_index.html

- 7) Tsuji, H., Kondo, Y., and 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*, Volume 299, Issue 1, 139-147.
- 8) Arai, H., Fujita, K., Yoshita, H., Taniguchi, K., Differences in the Proportional Contributions of Particulate Radiocesium Sources under Base- and High-Flow River Conditions: A Case Study in the Central Region of Fukushima, *Water* 2021, 13(21), 3021.
- 9) Taniguchi, K., Onda, Y., Smith, H. G., Blake, W. H., Yoshimura, K., Yamashiki, Y., Kuramoto, T., Saito, K. 2019. Transport and redistribution of radiocaesium in Fukushima fallout through rivers. 2019. *Environ. Sci. Technol.* 53, 12339–12347.
- 10) 原子力規制庁（2015）平成26年度東京電力株式会社福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の分布データの集約及び移行モデルの開発事業成果報告書 part2 河川水系における放射性セシウムの移行状況調査。
<http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/560/list-1.html>
- 11) Smith, J.T., Voitsekhovitch, O. V., Konoplev, A. V., Kudelsky, A. V. 2005. Radioactivity in aquatic systems, in: Smith, J.T., Beresford, N.A. (Eds.), *Chernobyl - Catastrophe and Consequences*. Praxis Publishing, 139–190.
- 12) Feng, B., Onda, Y., Wakiyama, Y., Taniguchi, K., Hashimoto, A. and Yupan Zhang, 2022. Persistent impact of Fukushima decontamination on soil erosion and suspended sediment. *Nat Sustain* (2022). 1-11.
- 13) Ryohei Ikehara, Mizuki Suetake, Tatsuki Komiya, Genki Furuki, Asumi Ochiai, Shinya Yamasaki, William R. Bower, Gareth T. W. Law, Toshihiko Ohnuki, Bernd Grambow, Rodney C. Ewing, and Satoshi Utsunomiya. 2018. Novel Method of Quantifying Radioactive Cesium-Rich Microparticles (CsMPs) in the Environment from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant, *Environ. Sci. Technol.* 2018, 52, 6390–6398.
- 14) Taiga Okumura, Noriko Yamaguchi, and Toshihiro Kogure. 2019. Finding Radiocesium-bearing Microparticles More Minute than Previously Reported, Emitted by the Fukushima Nuclear Accident, *Chemistry Letters*, 2019, 48, 1336-1338.
- 15) 気象庁：気象データ <http://www.jma.go.jp/jma/menu/menureport.html>. 2022年7月29日閲覧.

2. FIP2 野生動物における放射性核種の動態調査

2.1. 要旨

福島県では生態系における放射性核種の動態を把握するため、生態系の一部を構成する野生動物への放射性核種の移行について調査・研究を行っている。

本研究では、野生動物の体内に含まれる放射性セシウム濃度を測定し、時間経過に伴う変化や種による違いを調査した。また、野生動物の放射性核種の動態には、野生動物の行動が密接に関係すると考えられ、体内に含まれる放射性セシウム濃度の高い個体が、比較的到低い濃度が検出される地域に移動してきている可能性があるため、個体群の移動・分散について調査した。

2.2. 目的

東京電力(株)福島第一原子力発電所の事故により、放射性物質による広範囲の環境汚染が生じた。環境中の放射性物質を食物などから体内に取り入れたことにより、自然環境に生息する多くの野生動物から放射性核種が検出されている。

福島県では、事故直後の 2011 年から県民の生活環境の安全・安心を確保するため、主に食用となり得る狩猟対象の野生動物について、筋肉中に含まれる放射性核種濃度のモニタリングを実施している。その結果、野生動物の筋肉中からガンマ線放出核種として、主にセシウム 134 とセシウム 137 が検出された。生態系から野生動物への放射性セシウムの移行に関する知見が不足していることから、野生動物の出荷制限解除と県民の不安解消のため、生態系における放射性セシウムの動態について調査・研究を開始した。

環境から野生動物へのセシウム 137 の移行には、食性や行動などの生物の生態が大きく影響していると考えられる。そこで 2013 年から 2017 年には、野生動物の体内に含まれる放射性セシウムの濃度を測定し、時間経過に伴う変化や種による違いを調査するとともに、野生動物の放射性核種の動態に密接に関係すると考えられる野生動物の食性や行動に関する調査を実施した。これまでに、イノシシを対象とした調査から、筋肉に含まれるセシウム 137 濃度と胃内容物のセシウム 137 濃度に正の関係が認められること¹⁾や、胃内容物に含まれる放射性セシウムの存在形態画分との関係²⁾について明らかにしている。現在、胃内容物の DNA 分析による食性調査に着手し、食性を介した体内への放射性セシウムの移行について詳細に調査している。また、イノシシ及びツキノワグマの行動圏について、GPS 発信機を用いた行動調査を実施してきたが、調査できた個体数は少ない現状にある。行動特性をより把握するため、上記の食性調査と併せて行動調査を実施した。

加えて、2018 年以降の研究では、野生動物の筋肉中に含まれるセシウム 137 濃度の季節変動を考慮した長期的な変動を明らかにするため、線形モデルによる解析を行った。また、帰還困難区域や居住制限区域内の長期間の無居住化により、個体数が増加し他地域への分散が懸念される野生動物の個体群構造を把握するため、DNA 解析を行った。

2.3. 2013 年から 2017 年における実施内容及び結果

本章は「東京電力(株)福島第一原子力発電所事故後の放射線モニタリングと除染の分野における福島県と IAEA との間の協力プロジェクト最終報告書（2013 年～2017 年）

【福島県提案プロジェクト】（2018 年 3 月、福島県）」より、項目番号、レイアウトのみを変更する再掲である。

2.3.1. 実施内容

本研究では、県内全域に広く分布し、チェルノブイリ原子力発電所事故の影響を評価した研究においても体内に取り込まれた放射性セシウムの時系列変化に明瞭な減少傾向が認められていないイノシシを主要な研究対象とした。

2.3.1.1. 野生動物における放射性核種の動態

2.3.1.1.1. 野生動物体内におけるガンマ線放出核種濃度の測定

野生動物体内における放射性核種濃度については、イノシシ、ツキノワグマ、ヤマドリ、キジ、カルガモ、マガモなどの狩猟対象種を対象に、有害捕獲または狩猟により捕獲された個体を用い、図 1 に示す手順で、筋肉に含まれるガンマ線放出核種の測定（生重量）を行った。その測定結果を活用して、イノシシ等の筋肉に含まれるセシウム 137 の個体間のばらつきや事故後の時間経過に伴う変動傾向を調べた。また、イノシシの体内における放射性核種の分布を把握するため、胃内容物や各種臓器についても同様に測定を行っている。

対象となる野生動物の捕獲位置情報から、捕獲地点のセシウム 137 土壌沈着量を調べ、筋肉に含まれるセシウム 137 濃度との関係を調べた。なお、土壌沈着量は国立研究開発法人日本原子力研究開発機構が行った航空機サーベイの結果を使用している。



図 1. 野生動物における放射性核種の測定

2.3.1.1.2. 環境から野生動物体内への放射性核種の移行

野生動物の筋肉に含まれるセシウム 137 濃度に対する食物の影響を調べるため、2013 年度から 2015 年度までに二本松市内で捕獲されたイノシシの胃内容物に含まれるセシウム 137 濃度を測定し、同じ個体の筋肉中に含まれるセシウム 137 濃度との関係を調べた。

2.3.1.1.3. 胃内容物に含まれる放射性セシウムの存在形態

土壌中の放射性セシウムには 3 つの存在形態（図 2）があり、そのうち主に交換態画

分に含まれる放射性セシウムが植物等に吸収される。一方で粘土鉱物と結合した強固結合態画分の放射性セシウムは溶脱が難しく、植物等へ吸収されにくい。イノシシは地下部の食物を摂取する際や意図的にミネラル分を得る際に土壌を摂取すると考えられており、この土壌の摂取や土壌中の放射性セシウムの存在形態の違いが、他の野生動物に比べてイノシシの筋肉に含まれるセシウム濃度が高い原因となる可能性が考えられる。しかしながら、土壌や食物等のイノシシが摂食したもののうち、どれほどの放射性セシウムが体内に吸収・移行されるのかについては不明な点が多い。そこで、胃内容物に含まれるセシウム 137 の各画分の濃度と胃内容物中における割合とその体内への移行に注目して調査を進め、胃内容物に含まれるセシウム 137 の存在形態が、イノシシ体内へのセシウム 137 の移行に影響している可能性について、福島大学環境放射能研究所との共同研究により検証した。

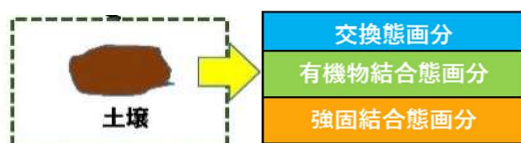


図 2. 土壌中におけるセシウムの状態

交換態画分：比較的溶けだしやすい

有機結合態画分：有機物と結合

強固結合態画分：土壌粒子中に存在

2.3.1.2. 野生動物の行動圏調査

イノシシの体に GPS データロガー(以下「GPS 首輪(図 3)」という。)を付け、その行動を調べた。15 分毎に GPS 衛星の電波を捕捉してイノシシの行動を 1 ヶ月以上記録し、避難指示区域内外におけるイノシシの行動を調査した(図 4)。



図 3. GPS 首輪



図 4. 有害鳥獣捕獲隊の協力で捕獲されたイノシシに麻酔下で GPS 首輪を装着

2.3.2. 結果

2.3.2.1. 野生動物における放射性核種の動態

2.3.2.1.1. 野生動物体内におけるガンマ線放出核種濃度の測定結果

図 5 に 2011 年 5 月から 2017 年 3 月までに福島県内全域で捕獲されたイノシシの筋肉に含まれるセシウム 137 濃度の推移を示した。

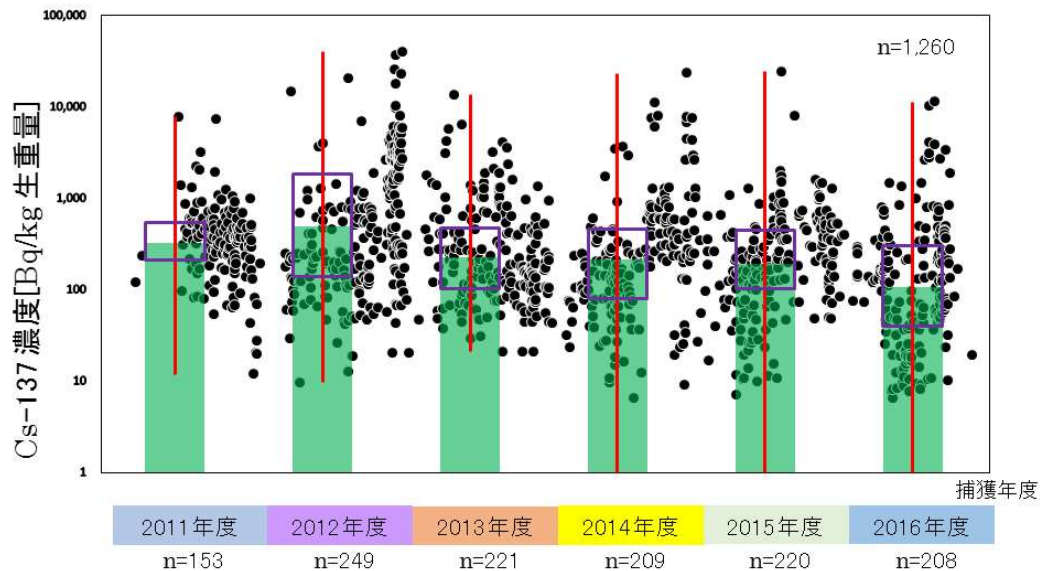


図 5. イノシシの筋肉に含まれるセシウム 137 濃度モニタリング結果
X 軸はイノシシの捕獲時期、Y 軸は対数変換したセシウム 137 濃度を示す。黒丸は各個体の測定値を示す。各年度におけるセシウム 137 濃度の幾何平均値を棒グラフで、25～75%の信頼区間を箱の上端と下端、最大値及び最小値をバーで示した。(2011 年 5 月～2017 年 3 月)

図 5 より、イノシシの筋肉に含まれるセシウム 137 濃度は個体間のばらつきが大きく、時間変化に伴う明瞭な傾向は認められなかった。

福島県内で捕獲されたイノシシの結果と比較するため、チェルノブイリ原子力発電所事故後にヨーロッパで捕獲されたイノシシの放射性セシウム濃度の年次変化について調査した、南ドイツのラーゲンスブルグの事例¹⁾を、図 6 に示す。ラーゲンスブルグの事例においても、セシウム 137 濃度は個体間のばらつきが大きく、明確な減少傾向が認められていない。福島県のイノシシの結果においても同様な傾向が認められていることから、今後、福島県内で捕獲されたイノシシでどのような傾向を示すか注視する必要がある。

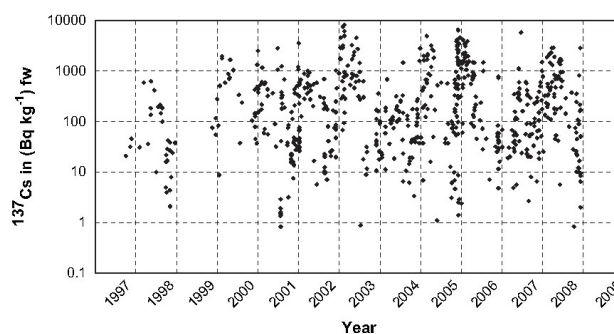


図 6. イノシシの筋肉に含まれるセシウム 137 の年次推移
(南ドイツ・ラーゲンスブルグ)¹⁾

イノシシと同じ森林生態系を生息地とするツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム 137 の濃度を図 7 に示す。ツキノワグマについては年度経過に伴いセシウム 137 濃度は減少する傾向が見られ、筋肉に含まれる放射性セシウム 137 濃度の年次変化は、野生動物の種により異なることが示唆された。

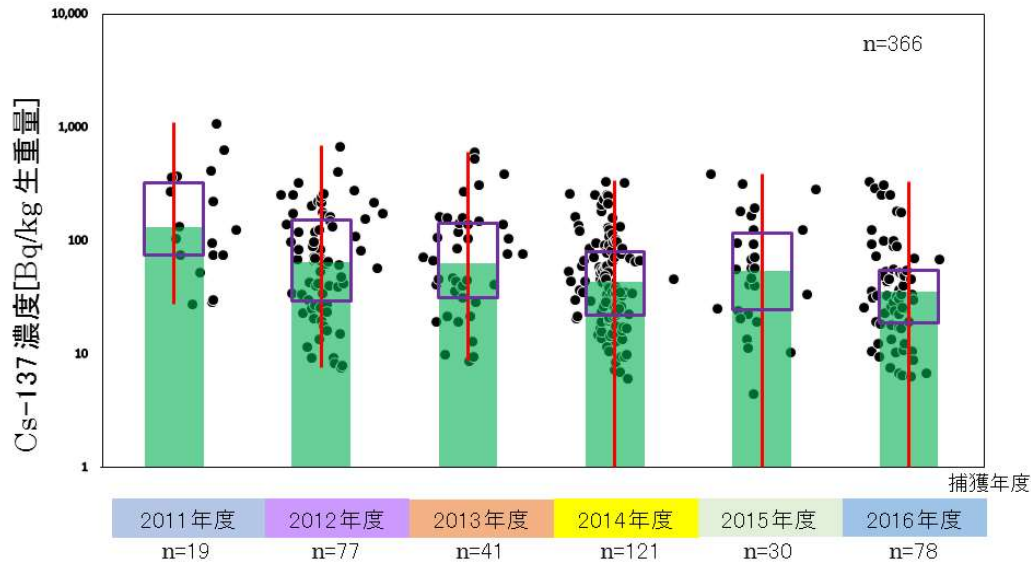


図 7. ツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム 137 濃度モニタリング結果

X 軸はツキノワグマの捕獲時期、Y 軸は対数変換したセシウム 137 濃度を示す。黒丸は各個体の測定値を示す。各年度におけるセシウム 137 濃度の幾何平均値を棒グラフで、25～75%の信頼区間を箱の上端と下端、最大値及び最小値をバーで示した。(年次変化:2011 年 5 月～2017 年 3 月)

イノシシとツキノワグマにおける捕獲地点のセシウム 137 土壌沈着量と筋肉に含まれるセシウム 137 濃度の関係を図 8 に示す。イノシシとツキノワグマの両方で、捕獲地点のセシウム 137 土壌沈着量と筋肉に含まれるセシウム 137 濃度の間に正の関係が認められ、セシウム 137 土壌沈着量が高い地点で捕獲されたイノシシとツキノワグマほど、筋肉に含まれるセシウム 137 濃度が高い傾向にあった。また、図中の回帰直線より、同じ土壌沈着量の場所で捕獲したイノシシとツキノワグマを比較した場合、イノシシの方が高い傾向が認められた。

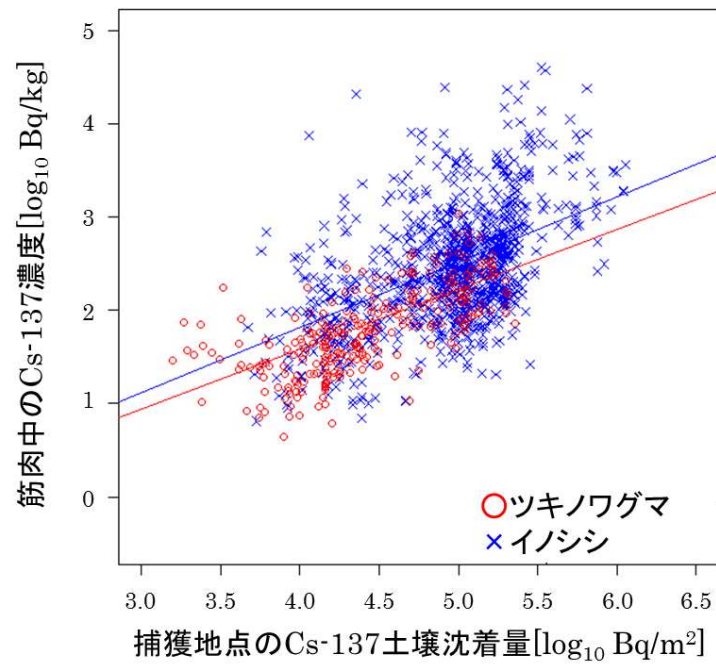


図 8. ツキノワグマ及びイノシシの筋肉に含まれるセシウム 137 濃度と捕獲場所のセシウム 137 土壌沈着量の関係

イノシシとツキノワグマのモニタリング結果を捕獲した地域別に色分けしたものを図 9 に示す。セシウム 137 土壌沈着量が比較的高い浜通りでは筋肉に含まれるセシウム 137 濃度が高い個体が多く捕獲され、セシウム 137 土壌沈着量が比較的低い会津地方では、筋肉に含まれるセシウム 137 濃度が低い個体が多く捕獲される傾向が見られた。

種により筋肉に含まれるセシウム 137 濃度が異なることは、鳥類においても確認されている。

図 10 に 2011 年 10 月から 2017 年 2 月までに捕獲されたヤマドリ、キジ、カルガモ及びマガモの筋肉に含まれるセシウム 137 濃度を示す。検出限界値 (N.D.) を考慮すると、季節による渡りを行わない留鳥であり森林生態系に生息するヤマドリでは、他の 3 種に比べ高いことが確認された。²⁾

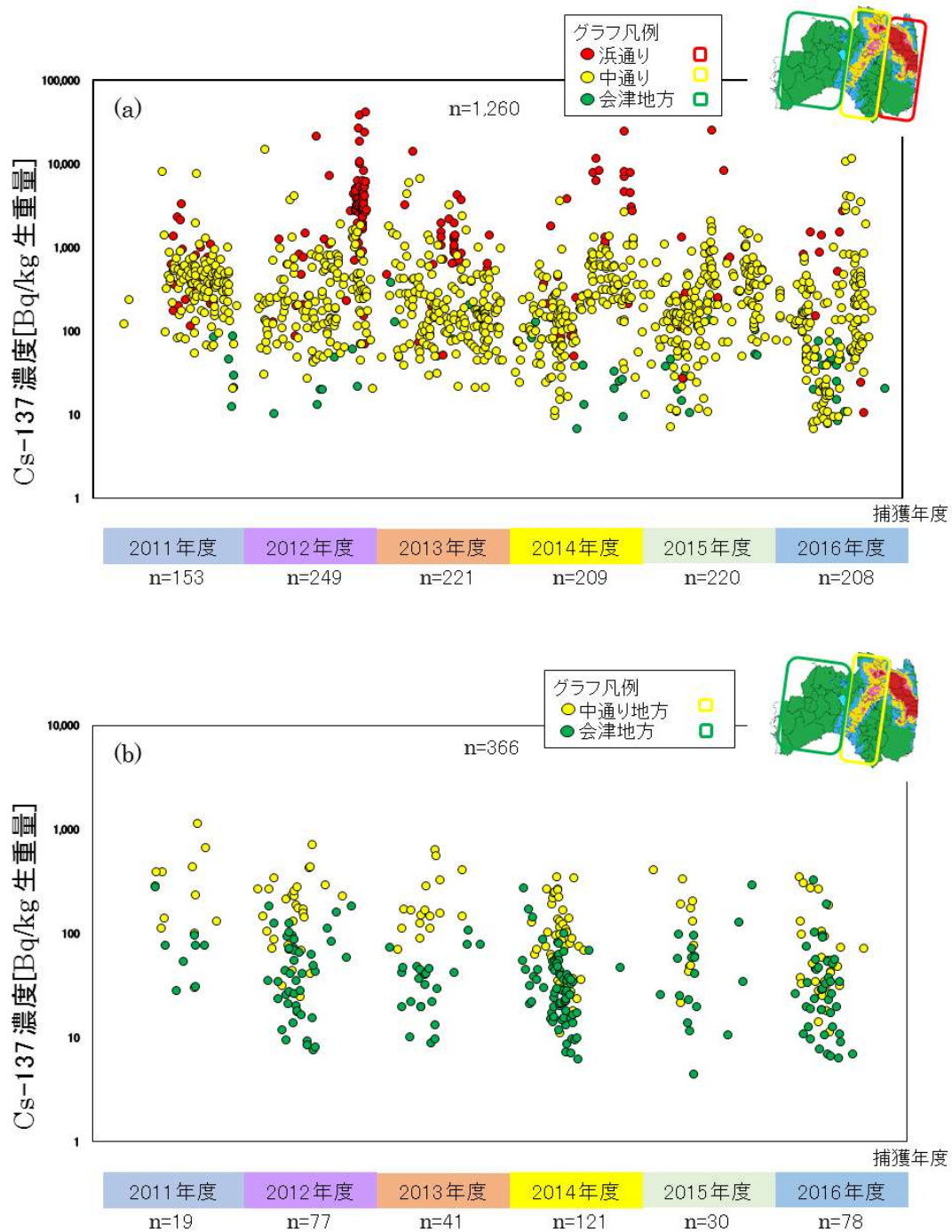


図 9. (a)イノシシ及び(b)ツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム 137 濃度モニタリング結果（捕獲地域別）

X 軸はイノシシ及びツキノワグマの捕獲時期、Y 軸は対数変換したセシウム 137 濃度を示す。赤丸は浜通り、黄丸は中通り、緑丸は会津地方でそれぞれ捕獲された各個体の測定値を示す。（年次変化：2011 年 5 月～2017 年 3 月）

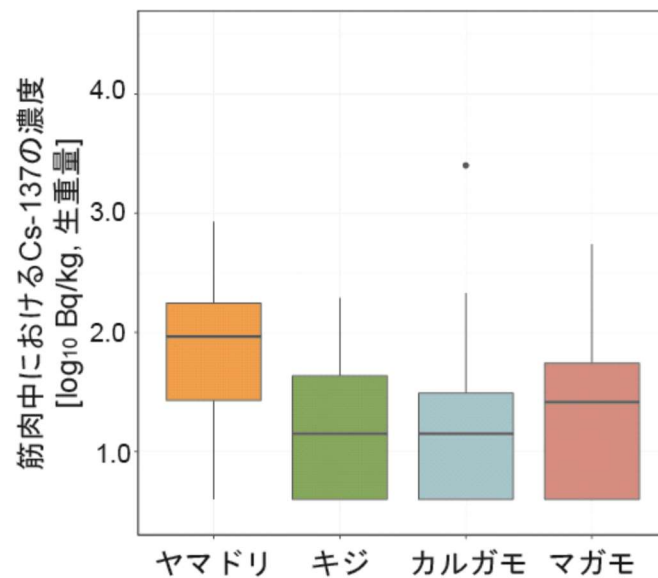


図 10. ヤマドリ、キジ、カルガモ及びマガモの筋肉に含まれるセシウム 137 濃度モニタリング結果（データ期間：2011 年 10 月～2017 年 11 月）
測定結果の検出限界値の範囲（4–9 Bq/kg）を考慮し、検出限界値未満であった個体は、のセシウム 137 の濃度を 4 Bq/kg（生重量）として集計した²⁾

図 11 ではキジ科に属する留鳥であるヤマドリとキジについて、その時系列変化を比較している。キジについては減少傾向が見られた一方で、ヤマドリについてはイノシシのように個体間のばらつきが大きく、明瞭な傾向は認められなかった。ヤマドリが森林を主な生息地とするのに対し、キジは里地・里山生態系を主な生息地としており、種間の違いが見られた理由としては、食性や生息環境中における放射性核種の蓄積状況が考えられる。²⁾

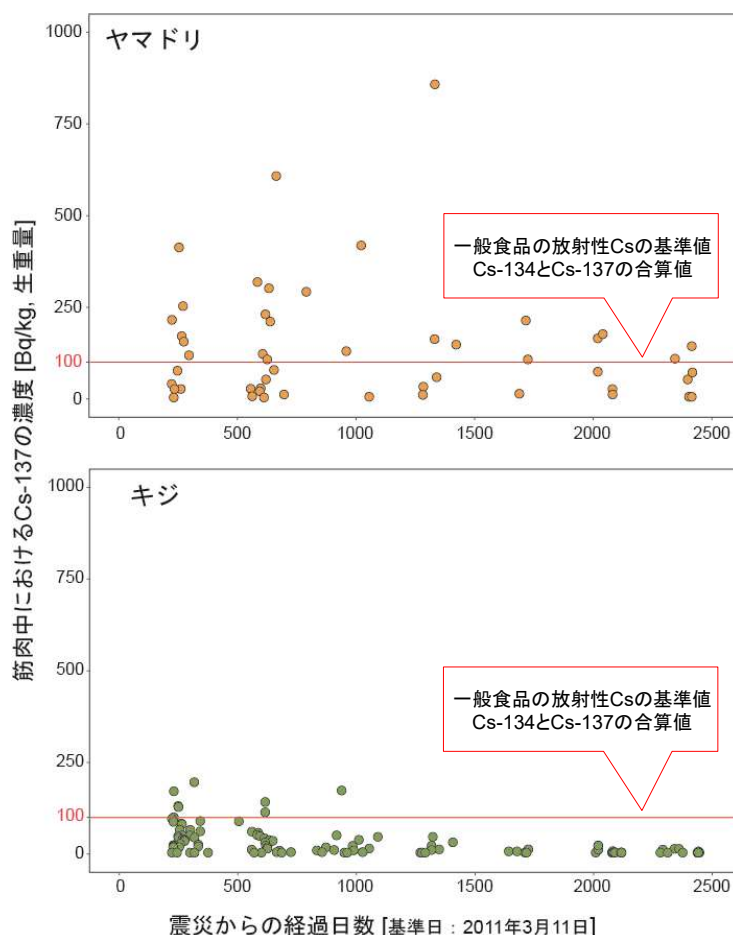


図 11. ヤマドリ、キジの筋肉に含まれるセシウム 137 濃度モニタリング結果(年次変化：2011 年 10 月～2017 年 11 月)

測定結果の検出限界値の範囲(4-9 Bq/kg)を考慮し、検出限界値未満であった個体は、セシウム 137 の濃度を 4 Bq/kg (生重量) として集計した²⁾

2.3.2.1.2. 環境から野生動物体内への放射性核種の移行

同一個体のイノシシの筋肉と胃内容物に含まれるセシウム 137 濃度の関係を図 12 に示す。イノシシの筋肉と胃内容物におけるセシウム 137 濃度は正の関係にあり、イノシシ体内に含まれるセシウム 137 濃度は食物や土壌中のセシウム 137 の摂食による影響を強く受けていることが示唆された。

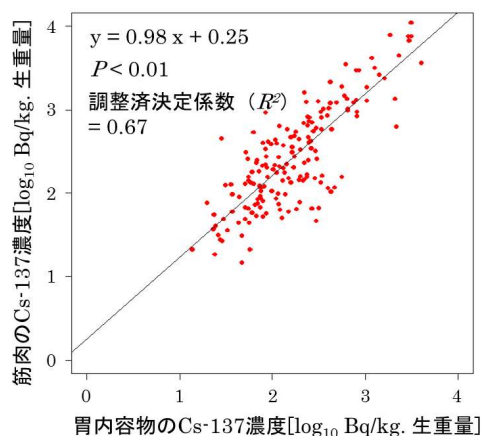


図 12. イノシシの筋肉と胃内容物に含まれるセシウム 137 濃度の関係

チェルノブイリ原子力発電所事故の影響を調べた研究では、野生動物の筋肉に含まれるセシウム 137 濃度は、食性や利用場所の変化といった生物学的な要因によって季節変動することが知られている。そのため、本県においても同様の季節変動が見られるのか明らかにするため、イノシシとツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム 137 濃度と各野生動物を捕獲した月との関係を解析した。その結果を図 13 に示す。

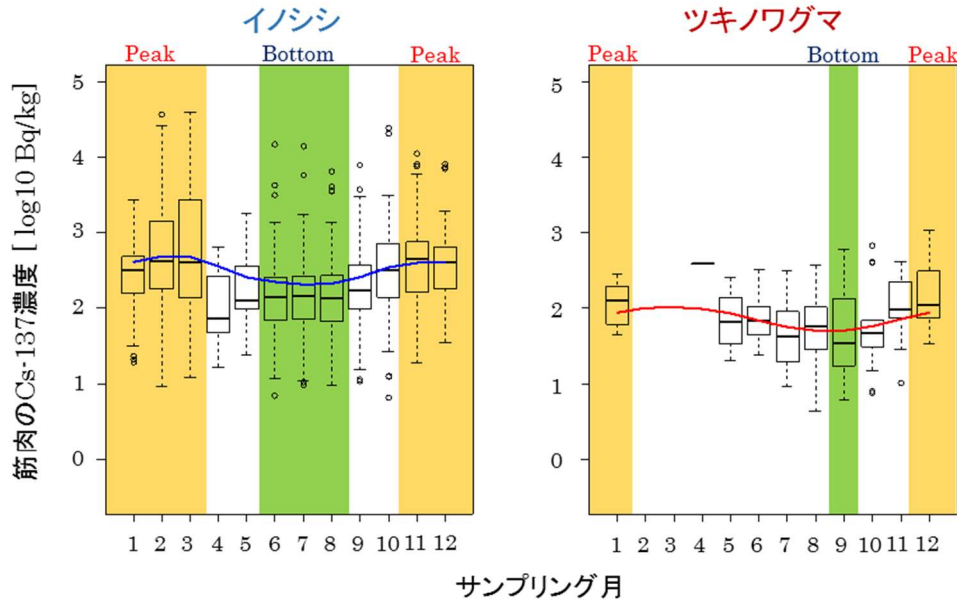


図 13. イノシシ及びツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム 137 濃度の季節変動

イノシシとツキノワグマの両種で筋肉に含まれるセシウム 137 濃度には季節変動が認められたが、その変動パターンは種間で異なっていた。イノシシでは、筋肉に含まれるセシウム 137 濃度は 5～8 月に低く、11～3 月に高い傾向にあった。ツキノワグマでは、筋肉に含まれるセシウム 137 濃度は 5～9 月にかけて減少し、その後、1 月まで上昇する傾向にあった。

2.3.2.1.3. 胃内容物に含まれる放射性セシウムの存在形態

図 14 に 2015 年に県内で捕獲されたイノシシの筋肉に含まれるセシウム 137 濃度と、胃内容物に含まれるセシウム 137 濃度の各存在形態画分における相関を示した。筋肉に含まれるセシウム 137 濃度は、交換態画分、交換態画分、および有機結合態画分を合算した濃度と高い相関が認められた。一方で、筋肉に含まれるセシウム 137 濃度と強固結合態画分の濃度の間に相関は認められなかった。このため、摂食物中に含まれる交換態画分及び胃において全てもしくは一部が分解されると考えられる有機結合態画分が、イノシシ体内へのセシウム 137 の移行に強く関連する可能性が示唆された。^{3, 4)}

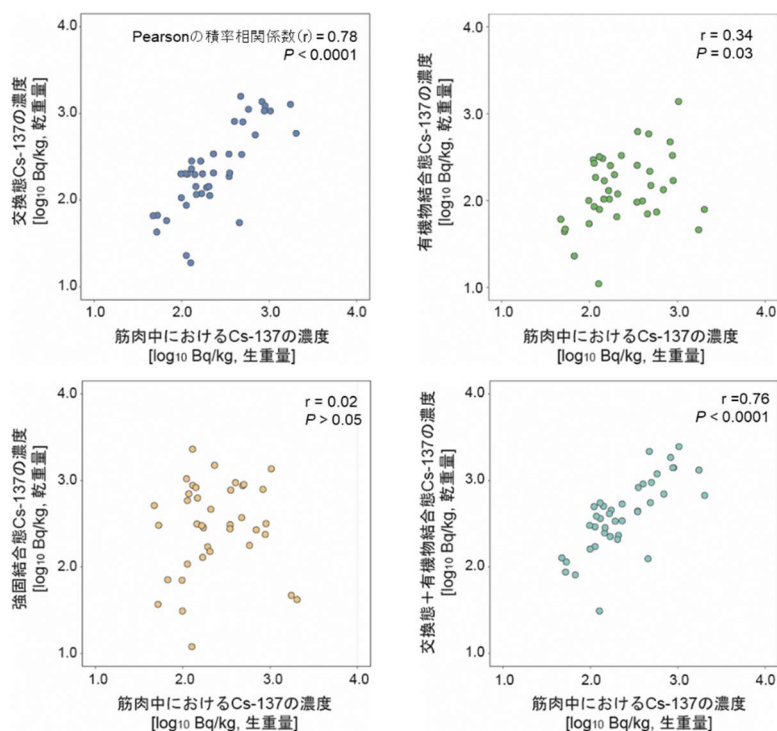


図 14. イノシシの筋肉に含まれるセシウム 137 濃度と胃内容物中セシウム 137 濃度の存在形態画分の相関

2.3.2.2. 野生動物の行動圏調査について

GPS 首輪を使用したイノシシの行動追跡により、図 15 に示すように、行動圏内をポイント密度が高い定住域(密度解析によりポイントの約 95%が含まれるエリア)と、全てのポイントが含まれる遊動域(最外殻)に分けることができた。この個体については 2 つの定住域をもち、その面積の合計は約 37 ha、また行動圏は 244 ha であった。

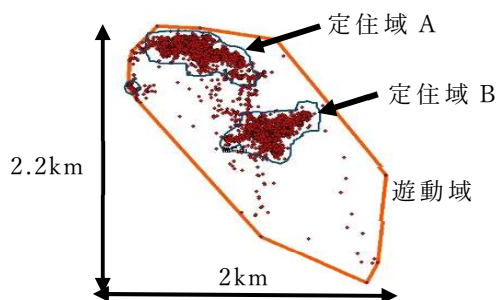


図 15. 行動圏の構造の例

避難指示区域外である福島市(N=2, 50-99 日間追跡)、二本松市岩代地区田沢(N=4, 9-110 日間追跡)において行ったイノシシの行動圏調査の結果を同一縮尺で図 16 に示した(図中のメッシュは 1 km 四方)。福島市は都市周辺型の環境であり、対する二本松市岩代地区田沢は中山間地域に位置している。今回調査を行ったイノシシは、約 20～50 ha の定住域と約 100～250 ha の行動圏をもっていた。

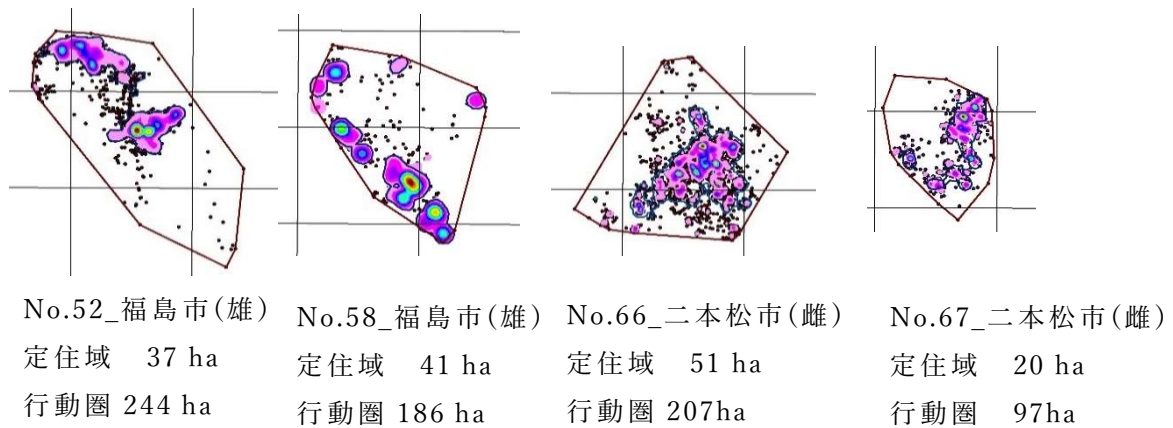


図16. 避難指示区域外におけるイノシシの行動圏の大きさ

人間の活動が低下した地域ではイノシシがどのような行動圏を構成するかを調べるため、避難指示区域である富岡町において、イノシシの行動圏調査を行った。避難指示区域内外において行動を追跡した個体の定住域と行動圏の面積を図17に示した。No. 50、No. 85、No. 208は避難指示区域内であり、No. 52とNo. 58は避難指示区域外の都市周辺部の環境下における状況、そして、No. 66とNo. 67は避難指示区域外の中山間地域で被害防除圧力を受けている状況と推測された。今回の調査ではサンプル数が少なく、各個体の雌雄、体重及びGPS首輪装着日数が異なっている(表1)が、人間からの圧力が強まることで行動圏が縮小しているように見える。

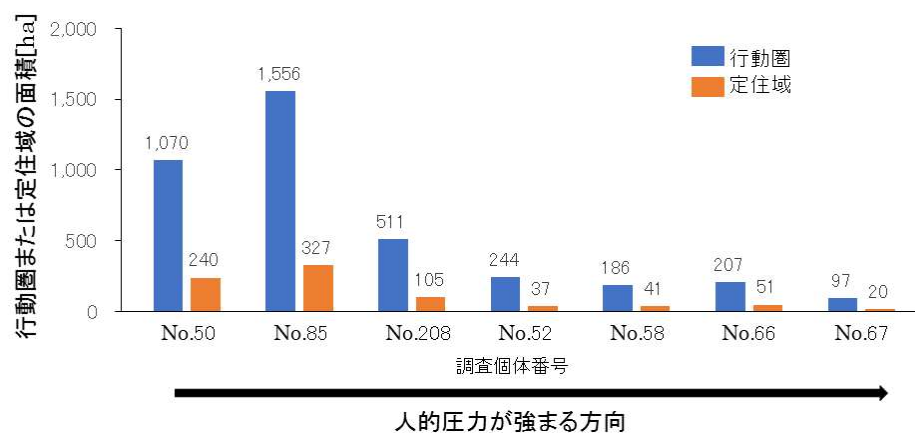


図17. 行動圏と定住域の面積の比較

表1. サンプルの雌雄・体重・GPS首輪装着日数一覧

ID	No.50	No.85	No.208	No.52	No.58	No.66	No.67
性別	オス	メス	メス	オス	オス	メス	メス
体重(kg)	37	48	51	44	70	35	37
首輪装着日数(日)	81	99	117	99	50	110	34

調査時期によりイノシシの行動圏が変化する可能性がある。このため、2013 年 11～12 月（冬季）と 2014 年 1～2 月（繁殖期）に 1 ヶ月以上データを取得できた 8 個体について行動圏サイズを比較した。サンプル数は少ないが、行動圏は避難指示区域外（メス 2 頭オス 1 頭）より避難指示区域内（メス 3 頭オス 2 頭）の方が大きい傾向が見られた（図 18）。

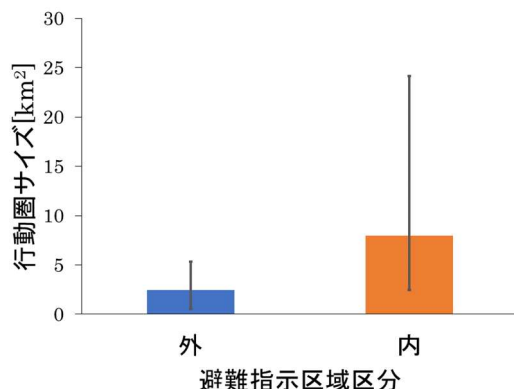


図 18. 避難指示区域内外におけるイノシシの行動圏サイズの平均（エラーバーは最小値と最大値を示す）

また、各個体の行動圏内の土地利用を見てみると、避難指示区域内の個体では農地が占める面積が多くなり、農地に行動圏を広げる傾向が見られた（図 19）。

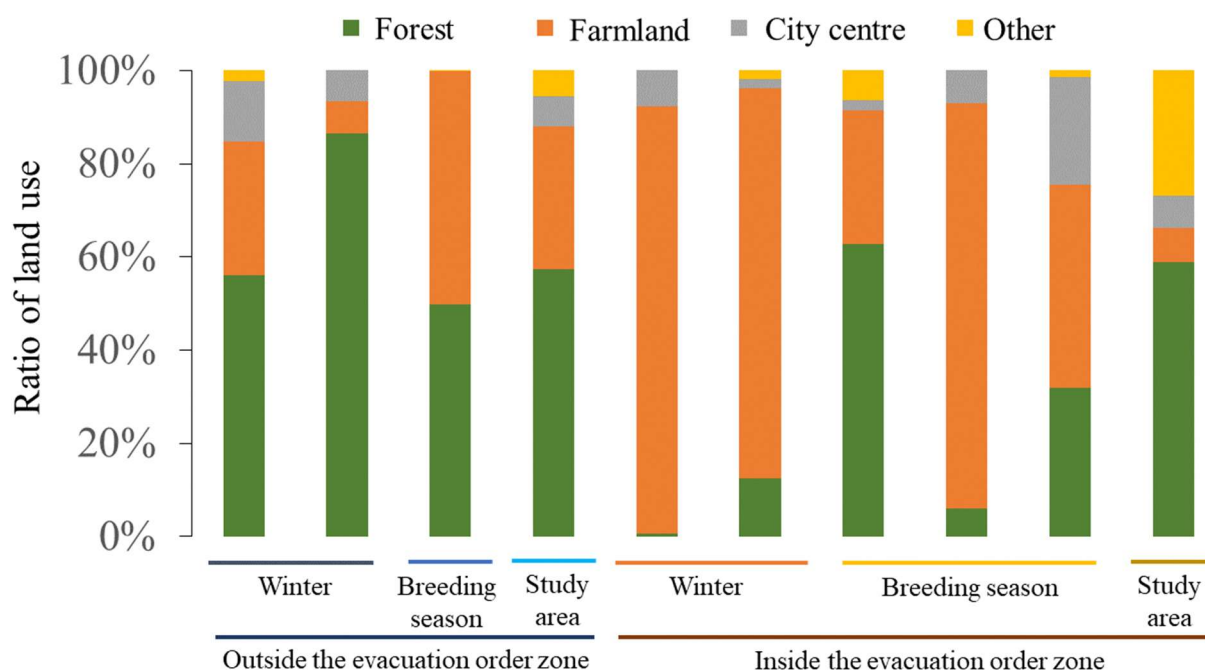


図 19. 避難指示区域内外（二本松市および富岡町）におけるイノシシの行動圏内の土地利用割合（各バーは個体ごとの値を示す）

2.4. 2018 年以降の実施内容及び結果

本研究では、2013 年から 2017 年の調査に引き続き、他の野生動物種に比べて放射性セシウム濃度が高い傾向にあるイノシシや、同じ森林生態系を生息地とするツキノワグマを主要な研究対象とした。

2.4.1. 実施内容

2.4.1.1. 野生動物体内の放射性核種濃度の変動とその要因

県内の野生動物における筋肉に含まれる放射性核種の濃度については、自然保護課がイノシシ、ツキノワグマ、ヤマドリ、キジ、カルガモ、マガモなどの狩猟対象種を対象に、有害捕獲または狩猟により捕獲された個体を用い、筋肉中放射性セシウム濃度（セシウム 134、セシウム 137）のモニタリング調査を行っている。その測定結果を活用して、イノシシ等の筋肉に含まれるセシウム 137 の個体間のばらつきや事故後の時間経過に伴う変動傾向を調べた。

筋肉に含まれるセシウム 137 濃度の季節変動パターンについては、2013 年から 2017 年の調査により明らかにしている(2.3.2.1.2.(図 13))⁵⁾。その季節変動パターンから、イノシシでは 4-8 月の低濃度期と 12-3 月の高濃度期に、ツキノワグマでは、7-9 月の低濃度期と 11-1 月の高濃度期にデータを分割し、各動物種の低濃度期、高濃度期、及び全期間のそれぞれのデータを使用して、 $\log_{10}$ 変換した筋肉中セシウム 137 濃度を目的変数、捕獲日と $\log_{10}$ 変換した捕獲場所のセシウム 137 土壌沈着量を説明変数とし、事故後からの時間経過に伴う筋肉中セシウム 137 濃度の変動を線形モデルにより解析した。

2.4.1.1.1. 採食物との関係

（「DNA 分析によるイノシシの食性の季節変動」の実施内容）

これまでの研究から、イノシシの筋肉と胃内容物におけるセシウム 137 濃度は正の関係にあり、イノシシ体内に含まれるセシウム 137 濃度は食物や土壌中のセシウム 137 の摂食による影響を強く受けていることが示唆された(図 12)。そこで、測定値がイノシシの個体間で非常に大きくばらつき、季節的な変動がみられる要因、および高いセシウム 137 濃度が継続する要因を調査することを目的に、(i) メタバーコーディング法(DNA 解析)に基づくイノシシの食性解析を行うとともに、(ii) イノシシの主採食物中に含まれるセシウム 137 濃度の測定を行い、イノシシの食性と筋肉に含まれるセシウム 137 濃度との関係性について解明を試みている。イノシシの食性解析には、十分に攪拌・破碎したイノシシの胃内容物から抽出した DNA を使用し、核 DNA の ITS-2 領域の塩基配列から、植物性食物を推定した。⁶⁾

また、イノシシは採食物だけでなく、地下茎の採食時や土壌の掘り返し時に、多くの土壌を摂食していると考えられるが、土壌の摂食によるイノシシの体内へのセシウム 137 の移行やその寄与については、不明である。そこで、土壌摂食によるセシウム 137 の移行について、調査手法を検討した。

イノシシの主採食物推定された植物種について、2016年から2019年に、二本松市内および安達太良・吾妻山系で試料を採集した。試料として、草本類・落葉低木類（シロツメクサ、ツクシハギ等）、堅果類（コナラ、ミズナラ、クリ等）および液果類（ウワミズザクラの果実等）を採取し、セシウム 137 濃度の測定を行った。

2.4.1.1.2. 生息地利用との関係

（「生息地利用の季節変化と筋肉中の放射性核種濃度の関係」の実施内容）

野生動物の筋肉中セシウム 137 濃度は食物中のセシウム 137 濃度と正の関係があり、さらに食物中のセシウム 137 濃度は環境中のセシウム 137 土壌沈着量と正の関係にあることが報告されており⁷⁾、筋肉中セシウム 137 濃度が季節変動する要因の一つとして、セシウム 137 汚染程度の異なる場所を季節によって使い分けていることが考えられる。そこで本研究では、福島県において GPS 首輪を装着したツキノワグマの行動データを使用し、生息地利用の季節変化と利用場所のセシウム 137 汚染程度の関係性を検証した。

（「ツキノワグマの被ばく量評価」の実施内容）

本調査地におけるツキノワグマとイノシシの被ばく線量率を評価するために、前述の福島県による野生鳥獣の放射線モニタリング調査におけるツキノワグマとイノシシの筋肉中セシウム 137 濃度（Bq/kg 生重量）と各個体の捕獲場所のセシウム 137 土壌沈着量（Bq/m²）⁸⁾を用いて、ERICA tool⁹⁾により被ばく線量率（ μ Gy/h）を推定した。

2.4.1.2. 放射性核種汚染地域における狩猟鳥獣の管理

2.4.1.2.1. モニタリング

（「筋肉中の放射性核種濃度が低い野生動物種の重点的なモニタリング」の実施内容）

2011年10月から2022年3月までの間に福島県全域で捕獲されたキジの筋肉中のセシウム 134 および 137 濃度の測定を実施した。

2.4.1.2.2. 避難指示区域周辺における野生動物の生息状況調査

（「ツキノワグマの移入状況把握」の実施内容）

※予定はしたが未実施。

（「イノシシの移動分散スケールや個体群サイズ」の実施内容）

福島県広域及び外群として熊本県の一部地域より採取されたイノシシの肉片からDNAを抽出し、MIG-seq解析¹⁰⁾を行い、福島県内におけるイノシシの個体群構造を調査した。遺伝的構造を明らかにするためのマーカーとしてゲノムワイドに SNP（Single Nucleotide Polymorphism、一塩基多型）の探索を行った。抽出された SNPs 情報を用いて、STRUCTURE解析¹¹⁾及びクラスター解析を行った。なお、本研究は、福島県環境創造センター、国立環境研究所および東京農業大学と共同で実施した。

2.4.1.2.3. 他地域と同様の施策を行うために必要な方法の検討

事故以降の摂取及び出荷制限設定の経緯等

① 原発事故による摂取制限・出荷制限の経緯

2011年3月11日に発生した東日本大震災に伴う原発事故により放射性物質が拡散されたことを受け、国において食品衛生法に基づく放射性物質の暫定規制値が設定され、同年4月4日付けで「検査計画、出荷制限等の品目・区域の設定・解除の考え方」（以下、「ガイドライン」という。）が取りまとめられた。

その後、国において、それまでの検査結果等を踏まえ、2012年4月1日から一般食品の放射性セシウムの基準値が100ベクレル/kgに設定された。

本県においては、環境省の調査業務委託を受託した民間研究機関が、調査に合わせて、研究のために筋肉組織の放射性核種の濃度調査を実施し、県に調査結果が提供されたため、結果を公表するとともに、食肉の放射性物質の暫定規制値1kgあたり500ベクレルを超えた検体が確認されたことから、狩猟団体や市町村を通じて広く県民に対し自家消費を控えるよう呼びかけた。

また、同年10月から、県民の生活環境の安全・安心を確保するため、県において県内の食用となりうる野生鳥獣の肉の放射性核種の濃度測定調査を実施・公表し、県内7方部において、イノシシ、ツキノワグマ、ニホンジカ、キジ、ヤマドリ、カモ類等について、調査を行ってきた。

そうした調査の結果、同年11月に相馬市のイノシシから5000ベクレルを超える放射性セシウムが確認されたため、国（原子力災害対策本部）から原子力災害対策特別措置法第20条第3項の規定に基づき相双地区内で捕獲されたイノシシの肉について、当分の間、摂取及び出荷を控えるよう指示が出された。

その後、県内の他の地域においても、基準値を超える検体が検出されたことから、2013年7月には全県においてイノシシ等の野生鳥獣の肉の出荷制限が、さらには、県北地方及び相双地方においては併せて摂取制限が指示され、現時点においても、継続されている状況にある。

② 福島県内における野生鳥獣（イノシシ）捕獲数の推移

2010年度以降の県内におけるイノシシの捕獲頭数の推移は以下のとおり。

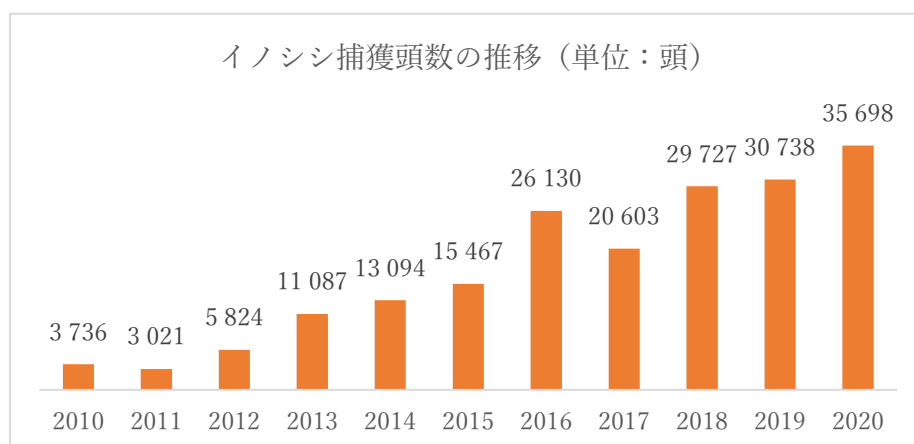


図 20. 捕獲頭数の推移（2010 年度～）

③ 福島県内における鳥獣被害額の推移

2010 年度以降の県内における鳥獣による農業被害額の推移は以下のとおり。

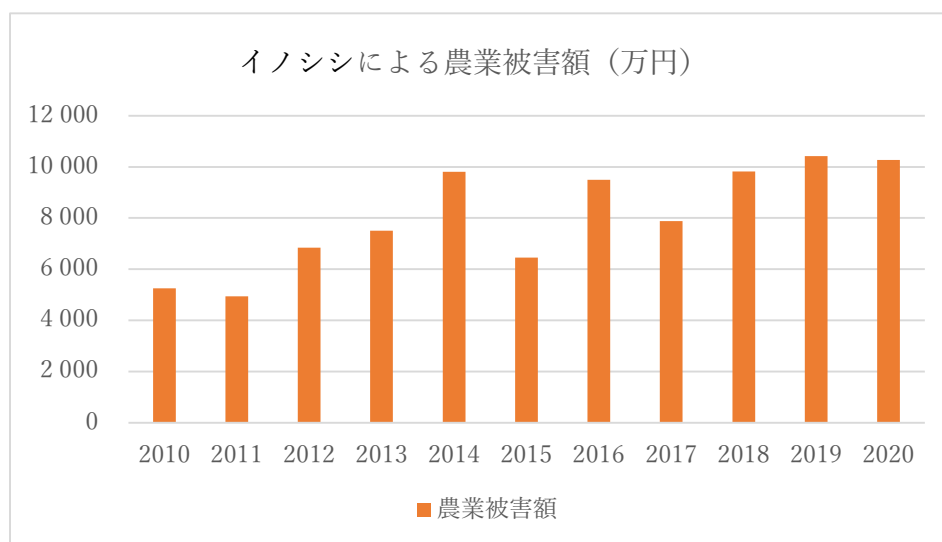


図 21. 農業被害額の推移（2010 年度～）

事故以降の放射性物質管理の仕組み

① 摂取・出荷制限に伴い出てきた課題

国の摂取・出荷制限により、県内で捕獲された野生鳥獣の肉が利用できなくなり、自家消費や販売のための捕獲が制限された。そのため、捕獲の圧力を十分にかけることができずイノシシ等の個体数増加や生息域の拡大が見込まれ、農作物被害も深刻化することが想定された。そのため、県としては、個体数の増加や生息域の拡大を防ぎ、農作物被害を抑えられるよう捕獲の強化に取り組んできた。（図 20-21）

② その課題を解決するために出荷制限解除を検討する必要性

県では、震災以降、県内での野生鳥獣による生活環境や農林水産業の被害を軽減するため、県による直接捕獲の実施や地域に専門家を派遣し、集落環境診断を実施するなど、地域の実情に応じた生息環境管理や電気柵等の設置による被害防除対策等の取組を継続している。

しかし、国による野生鳥獣の肉の摂取・出荷制限が課されている状況においては、捕獲した野生鳥獣をジビエ等に活用することができず、捕獲従事者の捕獲意欲の低下を招いている。

③ 国が定めた出荷制限解除要件（国のガイドライン一部抜粋）

【解除】

区域

県域を原則とする。ただし、県内の一部の地域で解除条件を満たし、当該地域で捕獲された個体のみが出荷されるよう、県、市町村等による管理が可能な場合は、市町村など地理的範囲が明確になる単位で解除することができる。

解除条件

解除しようとする地域において、野生鳥獣の移動性、個体差、季節変動、捕獲期間等を考慮して十分な検体数を確保しつつ検査を実施し、その結果が安定して基準値を下回っていること。

【一部解除】

県が定めた出荷・検査方針により、野生鳥獣の肉類を適切に管理・検査する体制が整備された場合は、基準値を下回ったものを出荷することができる。

④ 国の要件に対する現時点での県取組

県では、野生鳥獣の肉について、県民の安全・安心のため放射線モニタリング調査を実施し、調査結果を公表している。

調査対象としている野生鳥獣は、イノシシ、ツキノワグマ、キジ、ヤマドリ、カルガモ、マガモ、コガモ、ニホンジカ、ノウサギとしている。

なお、これまでの調査結果（イノシシ）の概要については、以下のとおり。

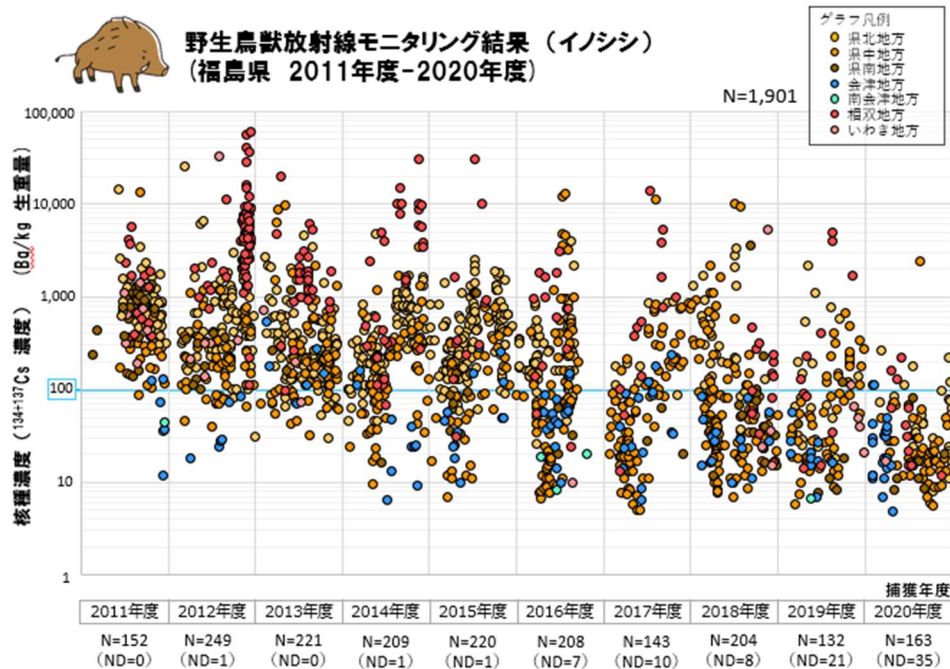


図 22. 野生鳥獣放射線モニタリング結果（イノシシ）（2011～2020 年度）

こうした状況を受け、IAEA の協力の下で、国による野生鳥獣の肉の摂取・出荷制限解除に向け、国の示す要件をどのような手法で解決していくのか等について議論を行った。

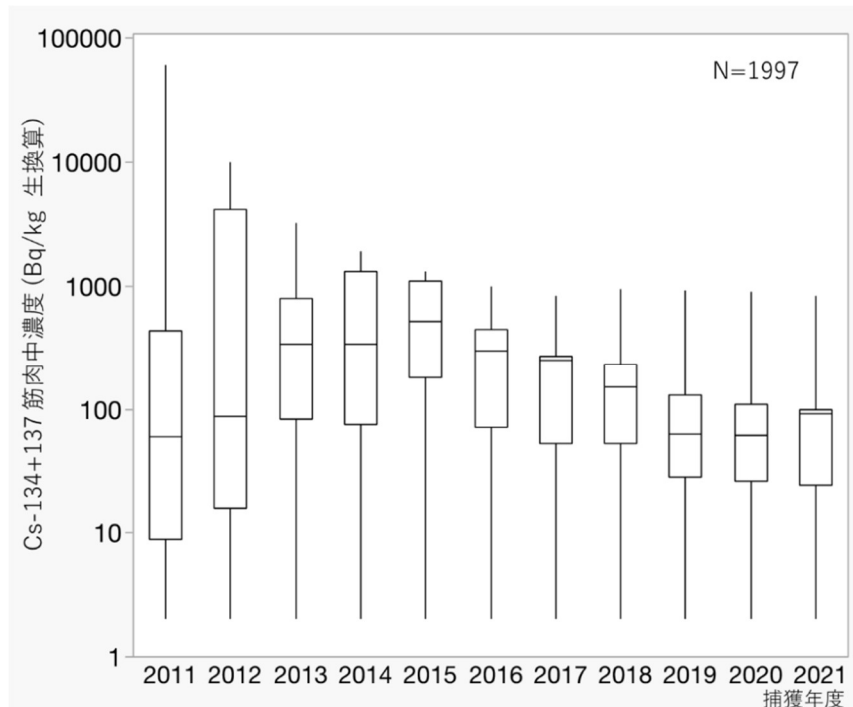
国がガイドラインで示す解除要件として「十分な検体数を確保」することとあるが、具体的な検体数や捕獲した場所と解除される区域との関係などが示されていない。

2.4.2. 調査結果

2.4.2.1. 野生動物体内の放射性核種濃度の変動とその要因

図 23 に 2011 年 5 月から 2022 年 3 月までに福島県内全域で捕獲されたイノシシ及びツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム 134+137 濃度の推移を示す。

a)



b)

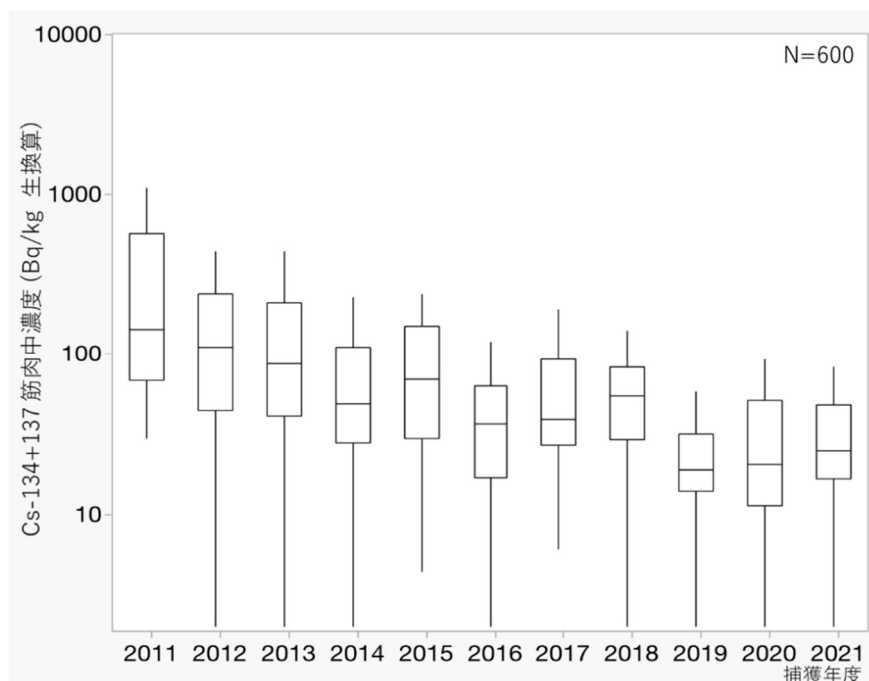


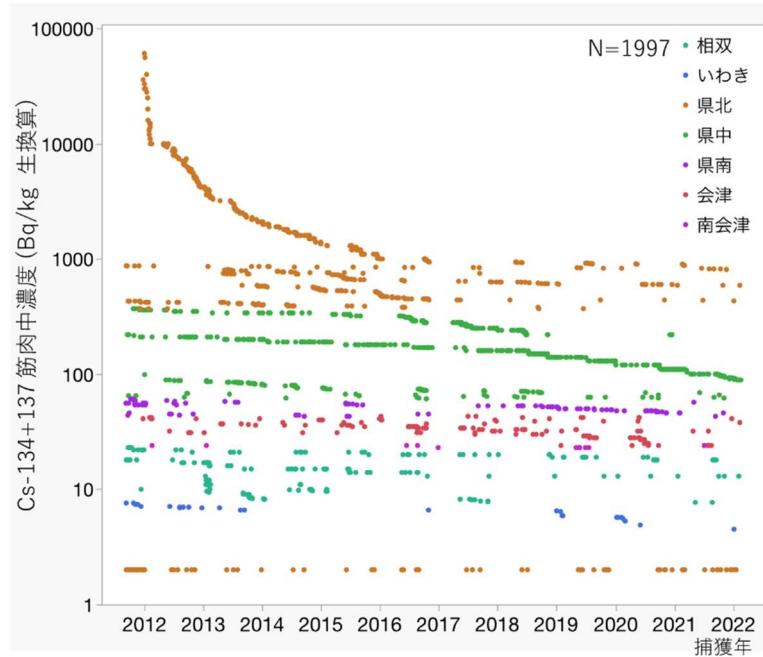
図 23. (a)イノシシ及び(b)ツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム 134+137 濃度モニタリング結果

※各年度におけるセシウム 134+137 濃度の 25%値及び 75%値を箱の上端と下端、最大値及び最小値をバーで示す（検出下限値未満を除く）。

イノシシの筋肉に含まれるセシウム 134+137 濃度は、個体間のばらつきが大きく、検出下限値未満となる個体もある一方、近年であっても食品基準値の 10 倍を超える個体がみられた。ツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム 134+137 濃度は、一般食品の基準値である 100Bq/kg を超過する個体が 2021 年度にも検出していた。

図 24 にイノシシ及びツキノワグマのモニタリング結果を、捕獲した地域別に色分けしたものを示す。

a)



b)

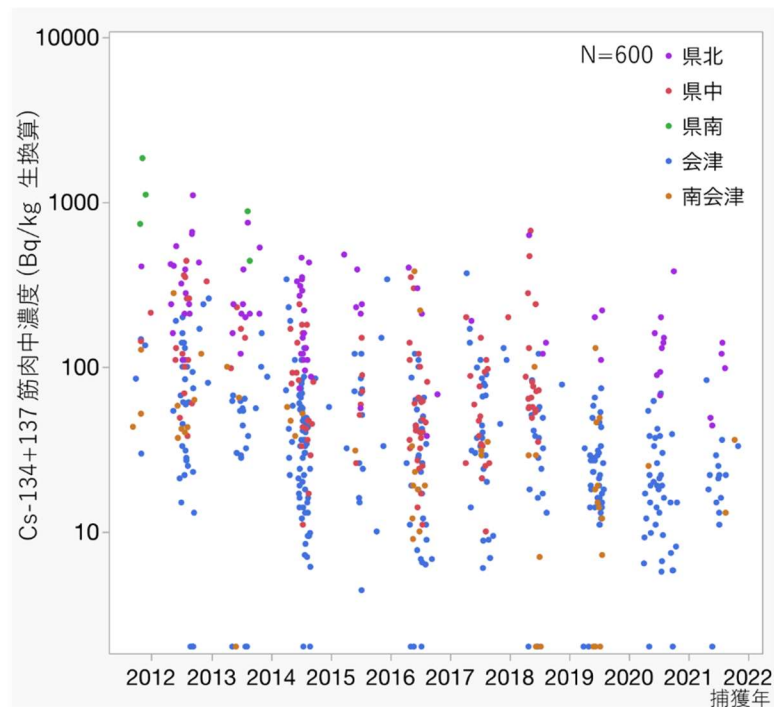


図 24. (a) イノシシ及び (b) ツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム 134+137 濃度モニタリング結果（捕獲地域別） ※ 丸は各個体の測定値を示す。

イノシシとツキノワグマにおける筋肉に含まれるセシウム 137 濃度と捕獲場所のセシウム 137 土壌沈着量に正の関係があることについては、2013 年から 2017 年の調査により明らかになっているが（2.3.2.1.1.（図 8））³⁾、セシウム 137 土壌沈着量が比較的高い相双地方、県北地方、県中地方では筋肉に含まれるセシウム 137 濃度が高い個体が多く捕獲され、セシウム 137 土壌沈着量が比較的低い会津地方や南会津地方では、筋肉に含まれるセシウム 137 濃度が低い個体が多く捕獲される傾向が確認された。

ツキノワグマとイノシシの筋肉中放射性セシウム濃度の長期変動

ツキノワグマおよびイノシシにおける筋肉中放射性核種濃度の長期的な変動を把握するために、各動物種の筋肉中セシウム 137 濃度の長期変動を解析した。各動物種の筋肉中セシウム 137 濃度については、福島県が行っている野生鳥獣の放射線モニタリング調査によるモニタリングデータのうち、2011 年 5 月から 2016 年 3 月までのデータを使用した。ツキノワグマとイノシシでは既に季節変動することが明らかになっているため⁵⁾、その報告を基に各データを低濃度期（ツキノワグマ：7-9 月、イノシシ：4-8 月）と高濃度期（ツキノワグマ：11-1 月、イノシシ：12-3 月）に分けて用いた。その後、低濃度期、高濃度期、およびそれらを合わせた全期間のデータを用いて、Log10 変換した筋肉中セシウム 137 濃度（Bq/kg 生重）を目的変数、各個体の捕獲日と Log10 変換したセシウム 137 土壌沈着量（Bq/m²）⁸⁾を説明変数として線形モデルを推定した。推定した線形モデルは AIC によりモデル選択を行った。

その結果、ツキノワグマでは、低濃度期、高濃度期、および全期間において説明変数として捕獲日と Log10 変換したセシウム 137 土壌沈着量が含まれるモデルが選択された（表 2）。各期間において長期変動として減少傾向が示されたが、高濃度期において推定値の 95%信頼区間は、時間経過に伴い増加する傾向にあった（図 25）。このことは、データ数が少ないことが要因と考えられる。

表 2. ツキノワグマにおける筋肉中セシウム 137 濃度の長期変動モデル

期間	AIC	Delta AIC	切片	説明変数 捕獲日	log10(Cs-137 土壌沈着量)
全期間	151.6	0.00*	7.729	-0.0002	0.6189
(n=271)	168.6	16.92	-1.057		0.6394
	319.7	168.03	13.930	-0.0002	
	337.6	186.00	1.768		
低濃度期	57.2	0.00*	6.819	-0.0002	0.7111
(n=191)	68.8	11.59	-1.497		0.7226
	222.7	165.47	12.520	-0.0002	
	230.5	173.25	1.706		
高濃度期	20.9	0.00*	-0.4854		0.5785
(n=28)	22.8	1.90*	1.2520	-4.036*10 ⁻⁵	0.5631
	35.5	14.52	12.3400	-2.486*10 ⁻⁴	
	36.0	15.07	2.0570		

*：有効なモデル (Delta AIC<2.0)

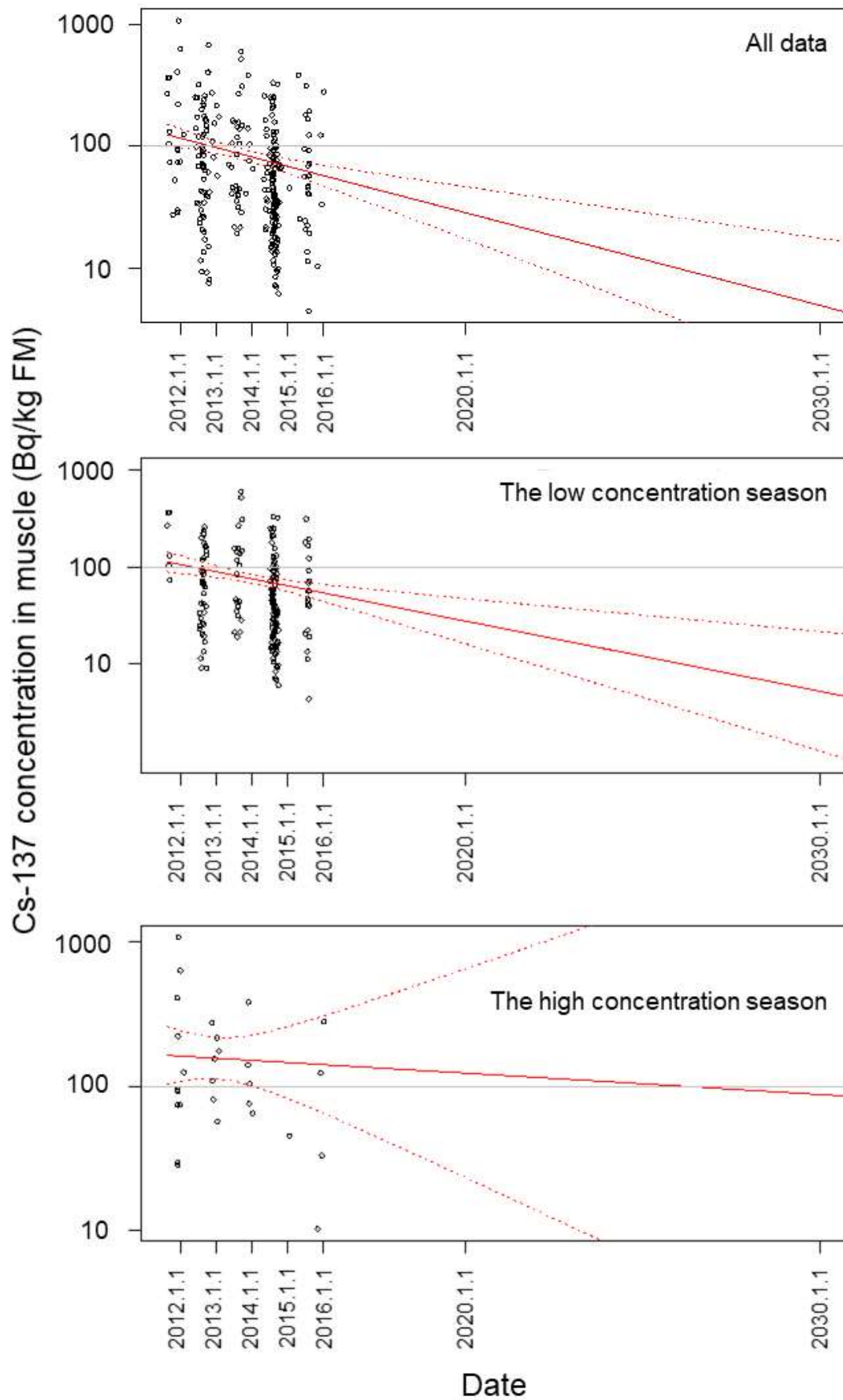


図 25. ツキノワグマにおける筋肉中セシウム 137 濃度の長期変動

イノシシにおいても、低濃度期、高濃度期、および全期間において説明変数として捕獲日とLog10変換したセシウム137土壌沈着量が含まれるモデルが選択された(表3)。各期間において、時間経過に伴い減少する傾向が認められたが、その減少程度はわずかであった。この傾向は、ヨーロッパにおけるイノシシの事例と類似の傾向であった¹²⁾。

表 3. イノシシにおける筋肉中セシウム 137 濃度の長期変動モデル

期間	AIC	Delta AIC	切片	説明変数 捕獲日	log10(Cs-137 土壌沈着量)
全期間	1514.0	0.00*	7.656	-0.0002	0.7409
(n=1031)	1578.9	37.87	-1.200		0.7377
	1865.6	324.62	10.960	-0.0002	
	1890.5	349.53	2.444		
低濃度期	338.6	0.00*	14.140	-0.0004	0.7353
(n=285)	367.6	28.98	-1.425		0.7342
	438.9	100.30	17.660	-0.0004	
	458.7	120.10	2.168		
高濃度期	720.9	0.00*	2.738	-9.061*10 ⁻⁵	0.7308
(n=456)	722.1	1.12*	-1.033		0.7320
	838.1	117.18	6.631	-9.671*10 ⁻⁵	
	838.9	117.92	2.612		

*：有効なモデル (Delta AIC<2.0)

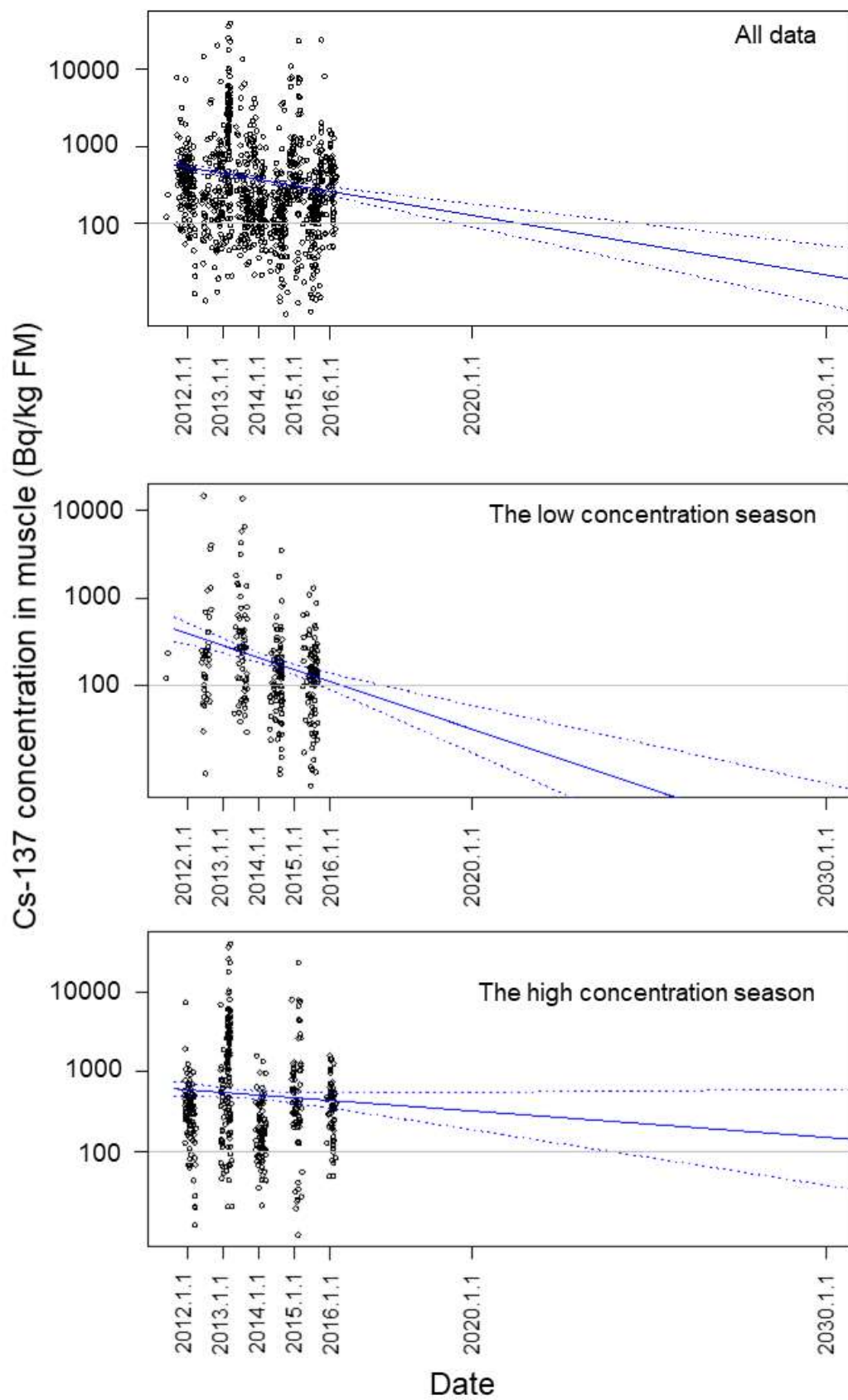


図 26. イノシシにおける筋肉中セシウム 137 濃度の長期変動

ツキノワグマとイノシシの筋肉中放射性セシウム濃度の性差

ツキノワグマおよびイノシシにおいて、環境中から体内への放射性核種移行程度が性別による違いを明らかにするため、1) ツキノワグマとイノシシの筋肉中放射性セシウム濃度の長期変動（以下、1）とする）と同じ福島県による野生鳥獣の放射線モニタリング調査によるモニタリングデータを用いて解析を行った。解析を行う際には、1）と同様に低濃度期と高濃度期に分けて使用した。低濃度期と高濃度期において、Log10変換した筋肉中セシウム 137 濃度 (Bq/kg 生重) を目的変数、各個体の捕獲場所における Log10 変換したセシウム 137 土壌沈着量 (Bq/m²)⁸⁾ を説明変数、性別を説明変数の交互作用項、各個体の捕獲年度をランダム効果とした線形混合モデルを推定し、筋肉中セシウム 137 濃度と捕獲場所セシウム 137 濃度との関係性に対する性別の影響を調べた。その後、AIC によりモデル選択を行った。

その結果、ツキノワグマとイノシシの両方で、各期間において選択させたモデルには説明変数として Log10 変換したセシウム 137 土壌沈着量 (Bq/m²) のみが含まれ、性別は含まれなかった（表 4、5）。この結果は、両種とも環境中から体内への放射性核種移行程度における性別による違いが無いことを示している（図 27、28）。野生動物において生態的要因の性差が生まれる要因として、体サイズの性的二型が重要であることが報告されている^{13,14)}。ツキノワグマとイノシシでは、行動圏サイズや生息地選択、行動パターンにおける性差の程度に地域差があることが知られており¹⁵⁻¹⁸⁾、本調査地のツキノワグマとイノシシでは、他地域に比べ性的二型やそれに伴う生態的要因の性差がない可能性がある。今後は、行動等の生態的要因や体サイズ等の性差を調べることで、その要因が明らかになる可能性がある。

表 4. ツキノワグマにおける筋肉中セシウム 137 濃度と捕獲場所セシウム 137 濃度との関係性に対する性別の影響を推定した線形混合モデル

期間	AIC	Delta AIC	切片	説明変数
低濃度期 (n=191)	69.1	0.0*	-1.372	$0.7076 \times \log_{10}(\text{Cs-137 土壌沈着量})$
	78.5	9.4	-1.370	$\log_{10}(\text{Cs-137 土壌沈着量}) \times$ 性別 メス : 0.7064 オス : 0.7076
	229.3	160.2	-1.804	
高濃度期 (n=28)	29.1	0.0*	-0.485	$0.5785 \times \log_{10}(\text{Cs-137 土壌沈着量})$
	34.5	5.4	-0.275	$\log_{10}(\text{Cs-137 土壌沈着量}) \times$ 性別 メス : 0.5535 オス : 0.5146
	41.2	12.1	2.057	

* : 有効なモデル (Delta AIC < 2.0)

表 5. イノシシにおける筋肉中セシウム 137 濃度と捕獲場所セシウム 137 濃度との関係性に対する性別の影響を推定した線形混合モデル

期間	AIC	Delta AIC	切片	説明変数
低濃度期 (n=285)	350.2	0.0*	-1.300	$0.7192 \times \log_{10}(\text{Cs-137 土壌沈着量})$
	356.9	6.7	-1.344	$\log_{10}(\text{Cs-137 土壌沈着量}) \times$ 性別 メス : 0.7178 オス : 0.7349
	442.4	92.2	2.211	
高濃度期 (n=456)	650.7	0.0*	-0.776	$0.5785 \times \log_{10}(\text{Cs-137 土壌沈着量})$
	659.0	8.3	-0.794	$\log_{10}(\text{Cs-137 土壌沈着量}) \times$ 性別 メス : 0.5535 オス : 0.5146
	762.6	111.9	2.561	

* : 有効なモデル (Delta AIC < 2.0)

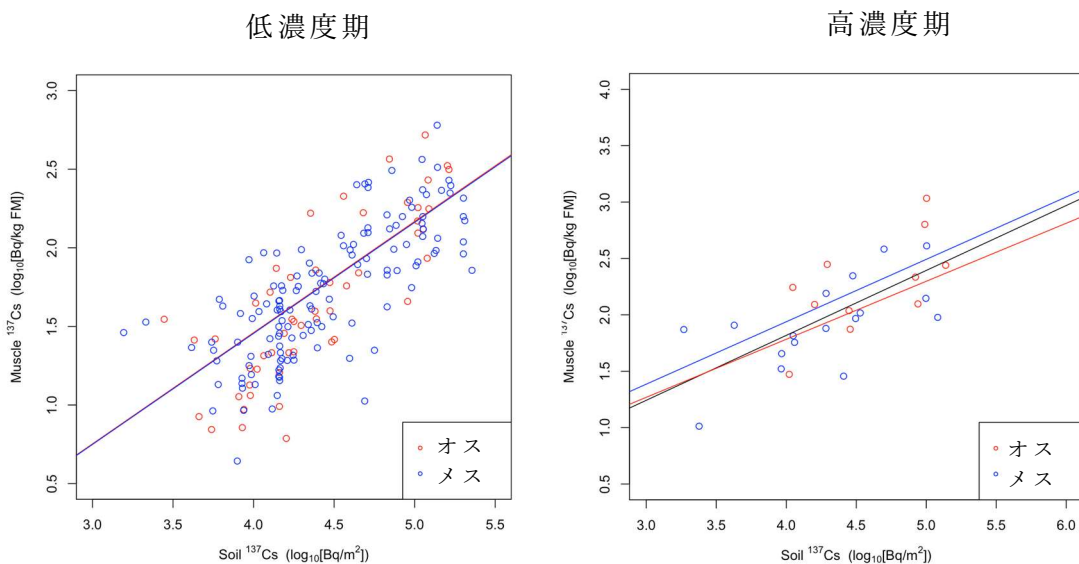


図 27. ツキノワグマの各性別における筋肉中セシウム 137 濃度と捕獲場所セシウム 137 濃度との関係性

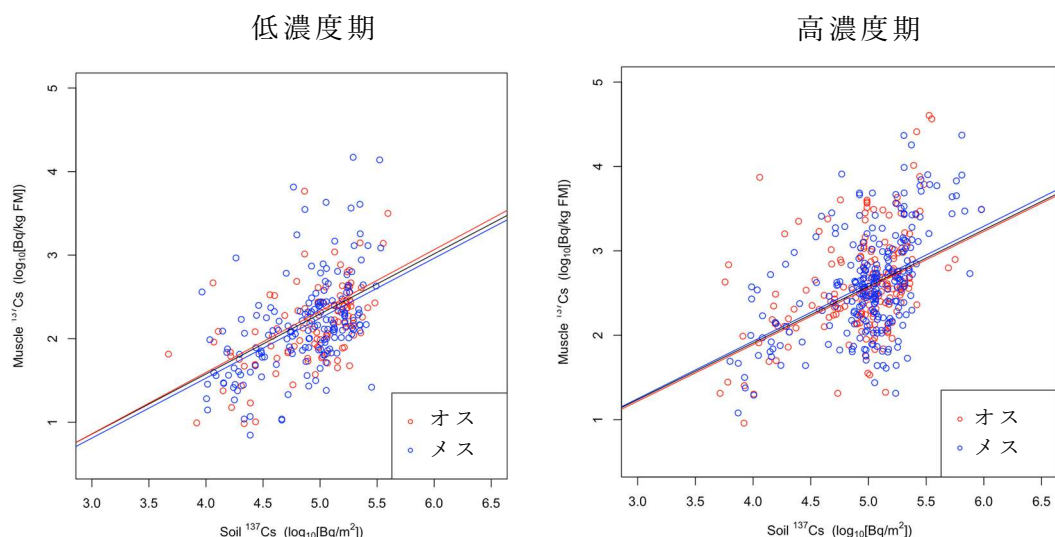


図 28. イノシシの各性別における筋肉中セシウム 137 濃度と捕獲場所セシウム 137 濃度との関係性

2.4.2.1.1. 採食物との関係

(「DNA 分析によるイノシシの食性の季節変動」の結果)

(「採食物中のセシウム 137 濃度分析」の結果)

2017 年度に二本松市で捕獲されたイノシシにおける食性解析の結果では、濃度上昇期（9 月から 11 月）や高濃度期（12 月から 3 月）に、ミズナラ、クリなどの堅果類を利用する個体が多く確認された。採食物中に含まれるセシウム 137 濃度の結果について、図 29 に示す。堅果類において、草本類・落葉低木類や液果類よりもセシウム 137 濃度が高い傾向にあった。イノシシの食性と筋肉に含まれるセシウム 137 濃度との関係性については、今後 DNA 解析等を用いて、共同研究者が主体となり、協力して調査を進めていくことになっており、福島県環境創造センターはこれに協力していく予定である。

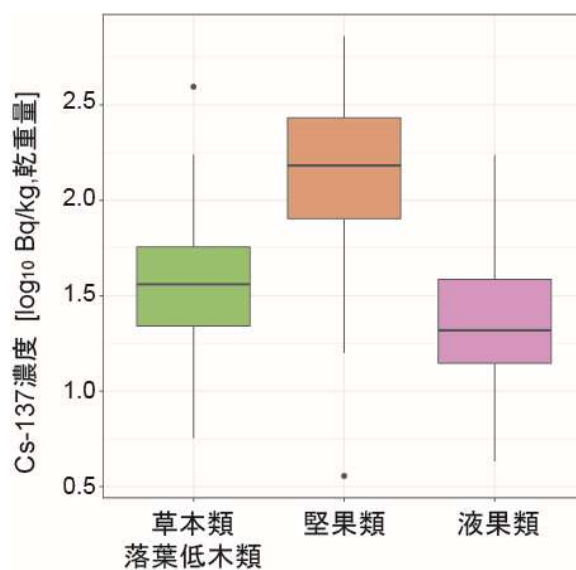
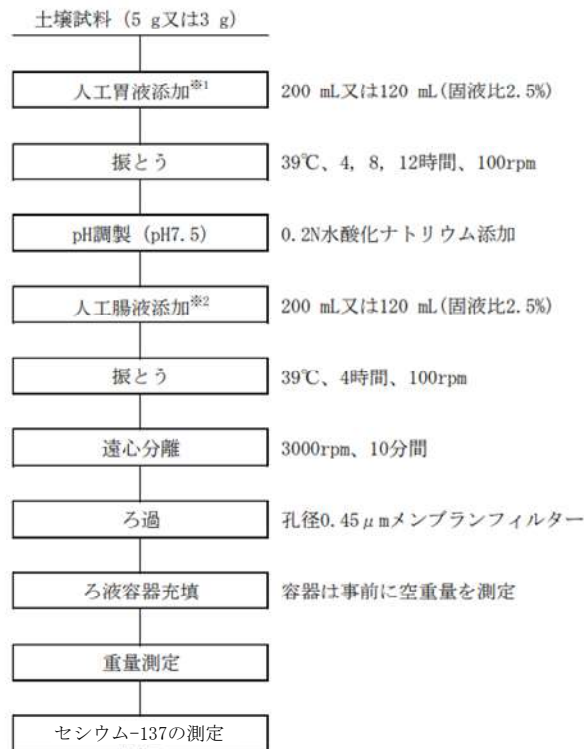


図 29. 草本類、堅果類及び液果類のセシウム 137 濃度

(「土壌摂食によるセシウム 137 の移行」の結果)

※予定はしたが未実施。



人工胃液※1: 0.075N塩酸溶液を用い、2.0 g/Lペプシン溶液（ペプシン(1:10,000)）を調製。

人工腸液※2: 0.2Mリン酸緩衝液（pH 7.5）を用い、1.5 g/Lパンクレアチン溶液を調製。

図 30. イノシシの胃及び小腸における土壌の放射性セシウムの溶出実験手法

イノシシの土壌摂食によるセシウム 137 の移行を評価する上で、「豚の胃及び小腸における消化を模倣した人工消化試験法¹⁹⁾」を参考にし、以下に示すイノシシの胃及び小腸における土壌の放射性セシウムの溶出実験手法を考案した（図 30）。今後、福島県内で採集した土壌を使用し、本手法を用いた実験を共同研究者が主体となり、協力して調査を進めていく予定である。

2.4.2.1.2. 生息地利用との関係

(「生息地利用の季節変化と筋肉中の放射性核種濃度の関係」の結果)

野生動物の生息地利用の変化と利用場所の放射性セシウム汚染

野生動物の筋肉中セシウム 137 濃度は食物中のセシウム 137 濃度と正の関係があり、さらに食物中のセシウム 137 濃度は環境中のセシウム 137 土壌沈着量と正の関係にあることが報告されており⁷⁾、筋肉中セシウム 137 濃度が季節変動する要因の一つとして、セシウム 137 汚染程度の異なる場所を季節によって使い分けていることが考えられる。そこで本研究では、福島県において GPS 首輪を装着したツキノワグマの行動データを使用し、生息地利用の季節変化と利用場所のセシウム 137 汚染程度の関係性を検証した。

2018 年に大玉村の国有林内に設置したクマ用捕獲罠（図 31）、および郡山市猟友会が郡山市内の森林で捕獲した 3 個体を対象に、麻酔による不動化後に GPS 首輪を装着しその場で放獣した。捕獲個体の情報を表 6 に示す。齢査定は、抜歯した第一小臼歯を切片化し、染色後に歯根部に形成された年輪を数えることにより行った。表 6 内の行動圏は 100%の最外郭法（以下、100%MCP とする）で推定した（図 32）。また、装着した GPS 首輪は、1 時間おきに 1 点の GPS 測位点を記録するように設定した。



図 31. 捕獲場所。水色線で囲った国有林内にクマ用捕獲罠を設置した。

表 6. 捕獲し GPS 首輪による行動データを取得した個体の情報

個体 ID	性別	年齢	体重 (kg)	データ期間	行動圏サイズ (km ² ; 100%MCP)
AM01	オス	9	74	2018/7/23- 2019/8/30	74
AM02	オス	10	114	2018/8/14- 2019/7/30	104
AM03	オス	4	53	2018/10/28- 2019/7/30	269

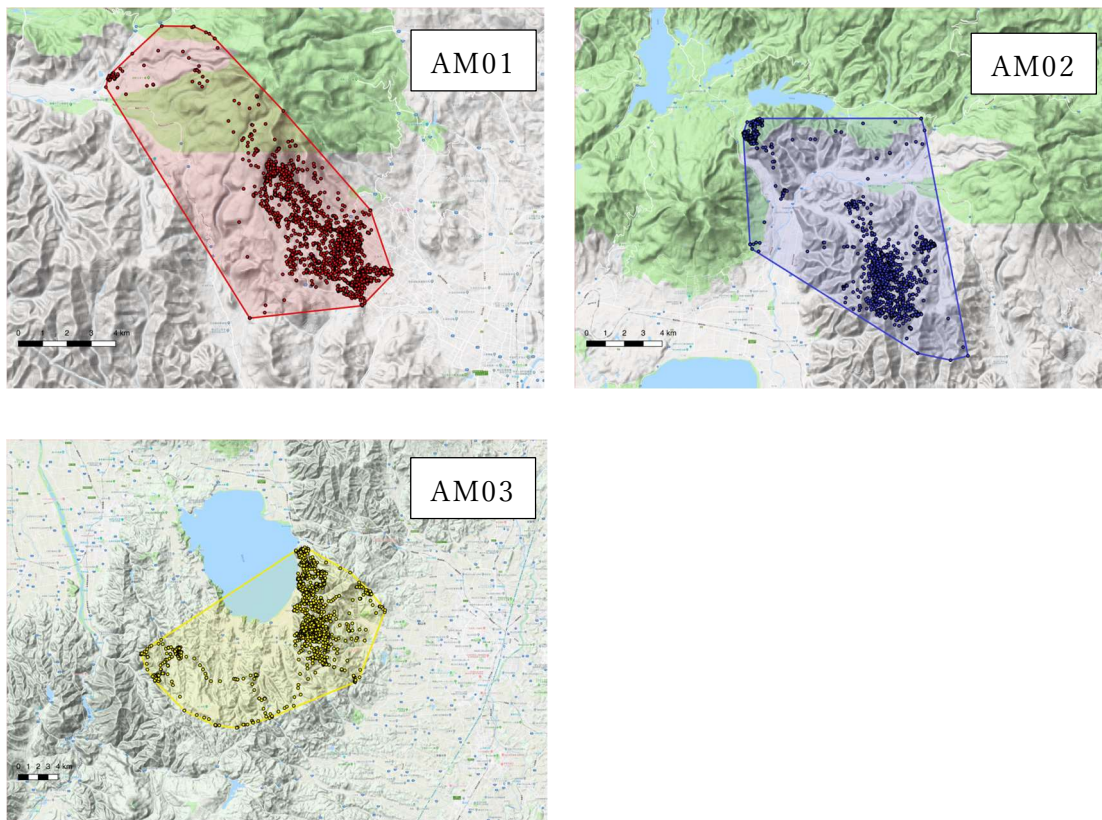


図 32. 100%MCP で推定した各個体の行動圏

これらの GPS 首輪による行動データを使用して、まず利用場所のセシウム 137 土壌沈着量 (Bq/m²)⁸⁾の季節変化を解析した。利用場所として、取得した GPS 点を用いて各個体・各月毎に 95%Brownian Bridge Movement Model²⁰⁾ (以下、BBMM とする) および 50%BBMM を用いて行動圏と集中利用域を推定した。その後、各行動圏および集中利用域に 100 点/km²の密度でランダム点を作成した。セシウム 137 土壌沈着量マップ⁸⁾より各ランダム点のセシウム 137 土壌沈着量 (Bq/m²) を取得した。取得したランダム点におけるセシウム 137 土壌沈着量を目的変数、ランダム点を発生させた行動圏および集中利用域の月を説明変数、個体 ID をランダム変数として、ガンマ分布を仮定した一般化加法混合モデル (以下、GAMM とする) を推定し、行動圏内および集中利用域内にお

けるセシウム 137 土壌沈着量の季節変動を推定した。推定したモデルは AIC によりモデル選択を行った。

次に、セシウム 137 土壌沈着量と環境要因の関係性を解析するために、全個体の GPS 点の外郭を作成し、外郭内に 100 点/km² のランダム点を発生させた。その後、各ランダム点における環境要因（標高、市街地からの距離、農地からの距離、植生[ブナ科林、ミズナラ林、液果林、人工林、針葉樹林、広葉樹林、混交林、低木林、草地・裸地]）とセシウム 137 土壌沈着量を取得した。各ランダム点におけるセシウム 137 土壌沈着量の目的変数と各環境要因を説明変数として線形モデルを推定した。推定したモデルは AIC によりモデル選択を行った。

加えて利用場所における各環境要因の季節変動パターンを明らかにするために、上記で行動圏および集中利用域に発生させたランダム点における環境要因を取得し、各環境要因を目的変数、行動圏および集中利用域を推定した月を説明変数、個体 ID をランダム変数として GAMM を推定した。

さらに、各月の生息地選択を明らかにするために、上記の各行動圏および集中利用域に発生させたランダム点において取得した環境要因を用いて、各ランダム点が行動圏内のものであれば 0、集中利用域内のものであれば 1 とする 2 値変数を目的変数、各環境要因を説明変数、個体 ID をランダム変数とし、2 項分布を仮定した一般化線形混合モデル（以下、GLMM）を推定した。推定したモデルは AIC によりモデル選択を行った。

その結果、行動圏内のセシウム 137 土壌沈着量は季節的に変化していなかった一方で、集中利用域内のセシウム 137 土壌沈着量は季節的に変化していた。しかしながら、その季節変動パターンは、春から夏にかけて減少し、その後冬にかけて増加する筋肉中放射性セシウム濃度の季節変動パターン⁵⁾とは異なり、4～6 月にかけて減少し、7 月に急増した後、冬にかけて減少する傾向を示した。

表 7. 行動圏内および集中利用域内のセシウム 137 土壌沈着量の月変動を推定した GAMM

利用場所	AIC	Delta AIC	切片	説明変数
行動圏	-316853.3	0*	2.29*10 ⁻⁵	
	-316631.4	221.89	2.30*10 ⁻⁵	月
集中利用域	-32344.5	0*	2.55*10 ⁻⁵	月
	-32240.4	104.16	2.55*10 ⁻⁵	

*：有効なモデル（Delta AIC<2.0）

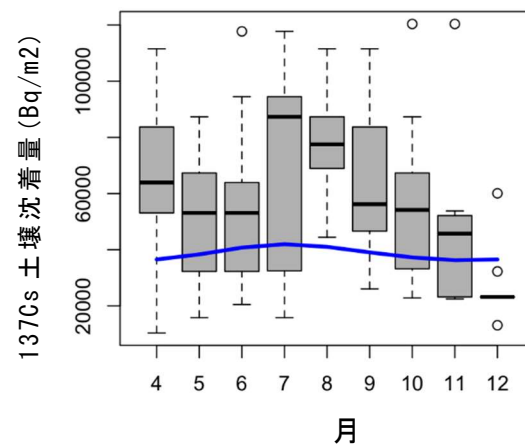


図 33. 集中利用域内におけるセシウム 137 土壌沈着量の季節変動。
中央の横線は平均値、箱はデータの 75%、バーはデータの 95%を示す。
青線は、GAMM で推定した回帰曲線を示す。

本調査地におけるセシウム 137 土壌沈着量と環境要因の関係性について結果を表 8 に示す。農地と市街地からの距離が近いほど、また標高が低い場所ほどセシウム 137 土壌沈着量が多い傾向にあった。また、ブナ科林、広葉樹林、針葉樹林、人工林、混交林、低木林、および草地・裸地の割合が多い場所ほどセシウム 137 土壌沈着量が多い傾向にあった。一方で、ミズナラ林および液果林の割合が多い場所ほどセシウム 137 土壌沈着量は少ない傾向にあった。

表 8. 本調査地におけるセシウム 137 土壌沈着量と環境要因の関係

環境要因	回帰係数	標準誤差	t value	Pr(> t)
農地からの距離	-1533.49	93.85	-16.34	<2e-16
市街地からの距離	-1820.86	87.26	-20.87	<2e-16
標高	-5415.76	102.71	-52.73	<2e-16
ブナ科林	22147.57	185.73	119.25	<2e-16
ミズナラ林	-9347.18	171.6	-54.47	<2e-16
液果林	-8170.12	111.73	-73.12	<2e-16
広葉樹林	10521.41	94.93	110.83	<2e-16
針葉樹林	1514.94	81.96	18.48	<2e-16
人工林	9818.76	103.88	94.52	<2e-16
混交林	1573.31	82.4	19.09	<2e-16
低木林	1901.41	82.66	23	<2e-16
草地・裸地	4363.89	88.4	49.37	<2e-16

行動圏および集中利用域における環境要因の季節変動について、上記の本調査地におけるセシウム 137 土壌沈着量と環境要因の関係性の結果を基に、セシウム 137 土壌沈着量との関係性が負のものと正のものとに分けて図 34~37 に記した。セシウム 137 土壌沈着量と負の関係にあった環境要因については、行動圏と集中利用域の両方において、液果林を除く全環境要因で筋肉中セシウム 137 濃度の季節変動と同様の変動パターンが見られた。このような環境要因の季節利用パターンが行動圏内でのセシウム 137 土壌沈着量の季節変動パターンが不明瞭なことや集中利用域内のセシウム 137 土壌沈着量の季節変動パターンが筋肉中セシウム 137 濃度の季節変動パターンと一致しない要因かもしれない。一方で、セシウム 137 土壌沈着量と正の関係にあった環境要因については、行動圏と集中利用域の両方において、ブナ科林において筋肉中セシウム 137 濃度の季節変動と同様の季節変動パターンが見られた。そのため、ブナ科林の利用の季節変動が筋肉中セシウム 137 濃度の季節変動に影響を与えていることが示唆された。また、利用場所の季節変動パターンから、本調査地のツキノワグマは、春から夏にかけては、徐々に低標高域にある広葉樹林や人工林、液果林を利用し、その結果、農地や市街地との距離が近くなる一方で、秋から冬にかけては、徐々に高標高域にあるミズナラ林やブナ科林を利用するようになることが明らかになった。

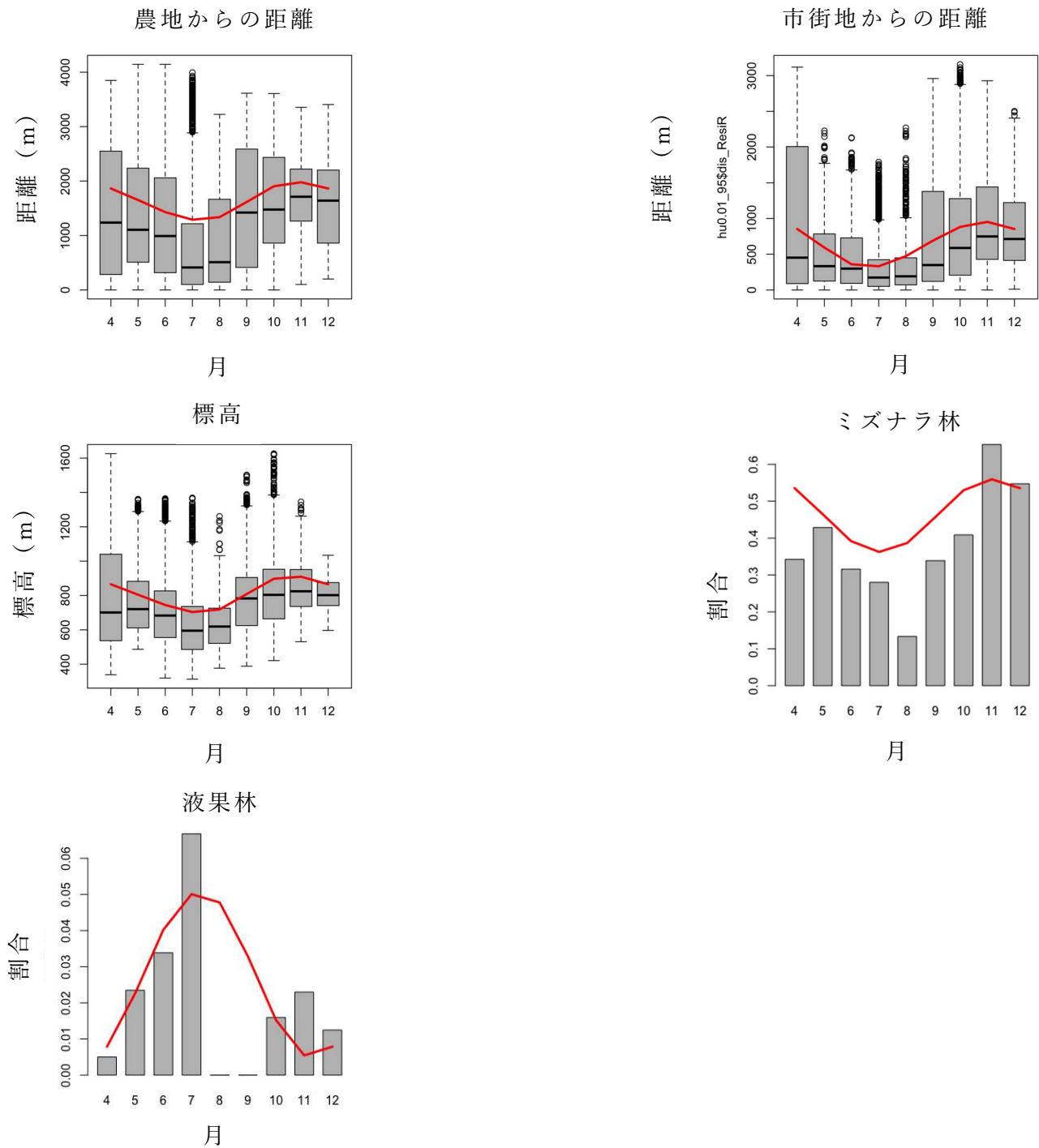


図 34. セシウム 137 土壌沈着量と負の関係にある環境要因の行動圏内における季節変動

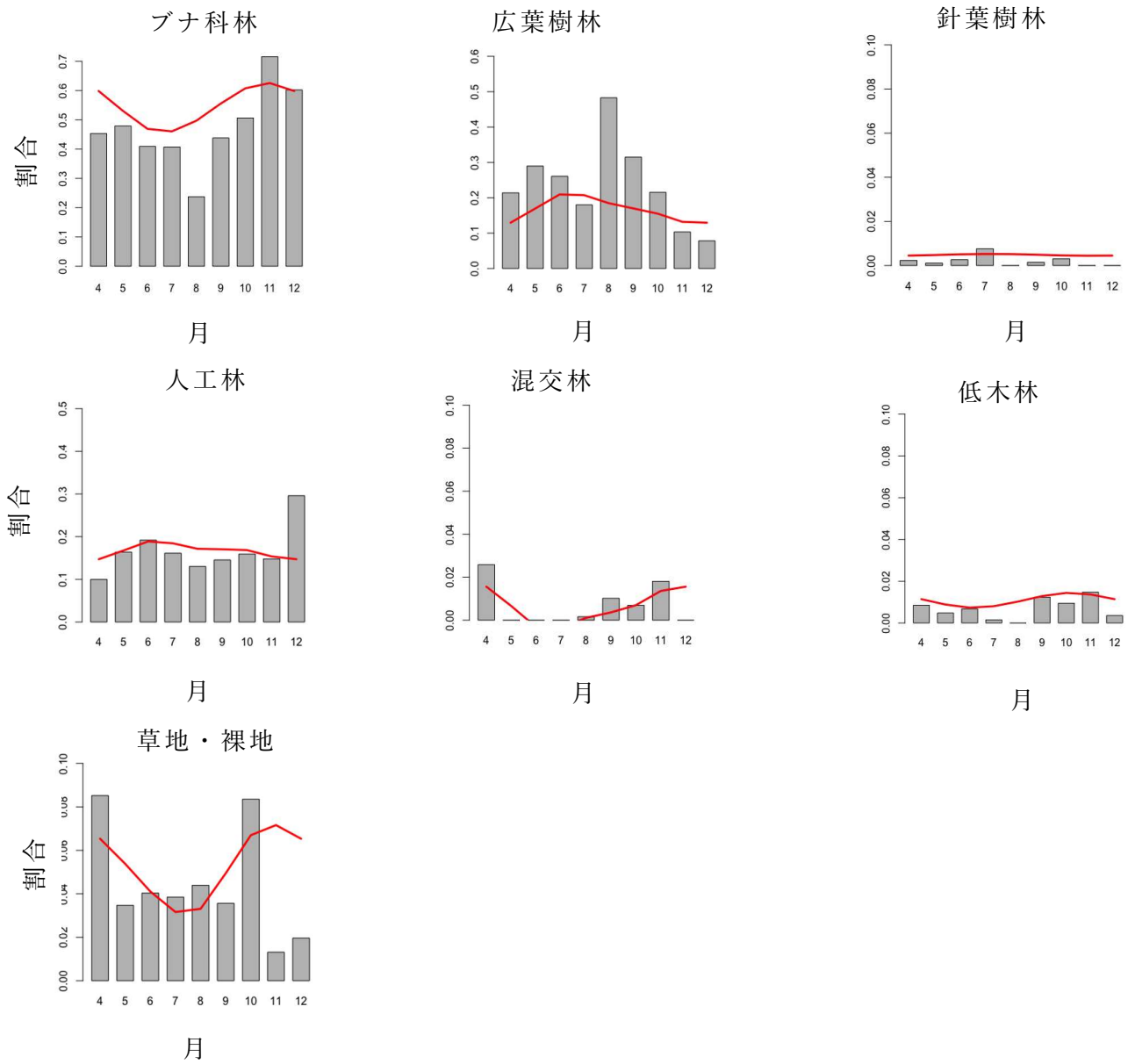


図 35. セシウム 137 土壌沈着量と正の関係にある環境要因の行動圏内における季節変動

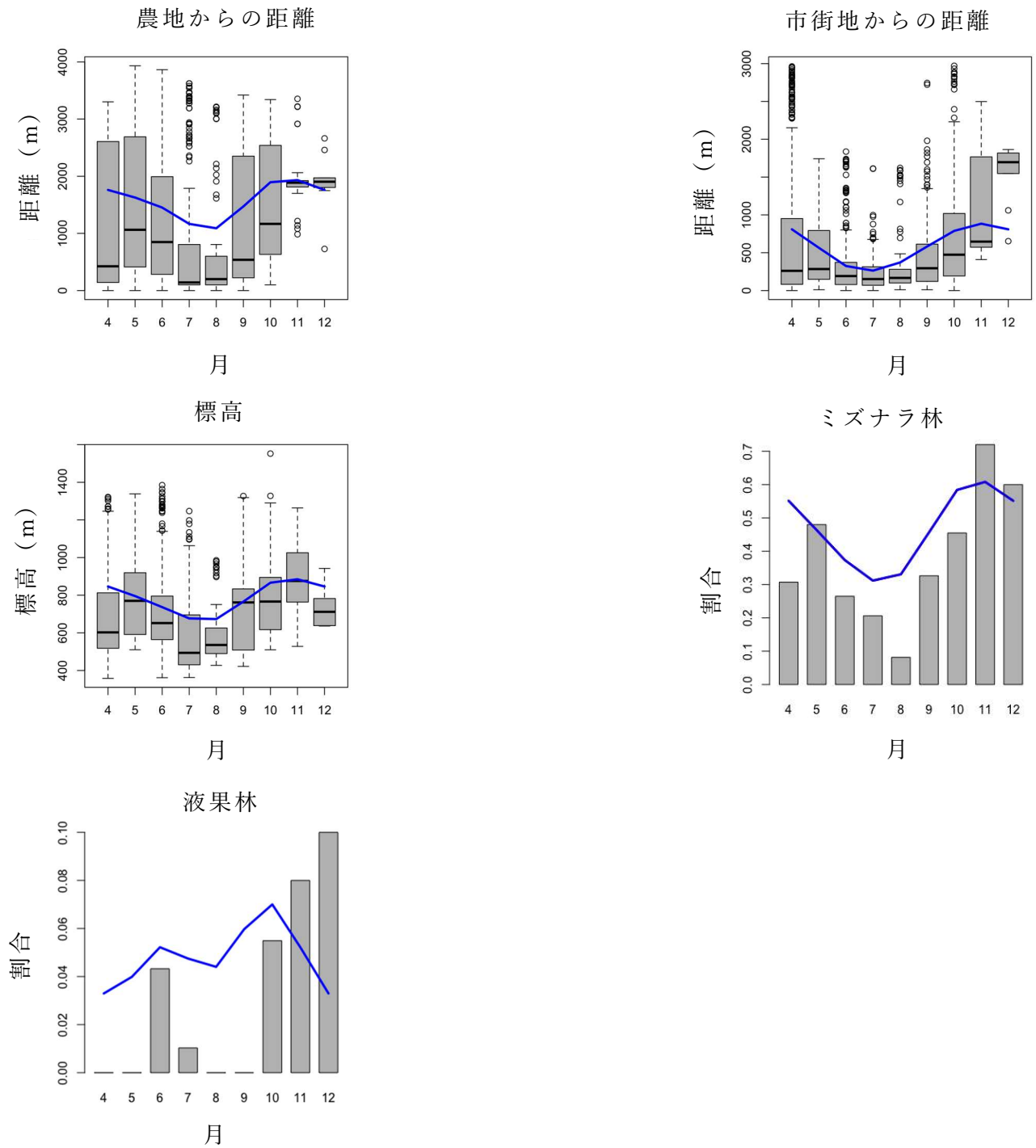


図 36. セシウム 137 土壌沈着量と負の関係にある環境要因の集中利用域内における季節変動

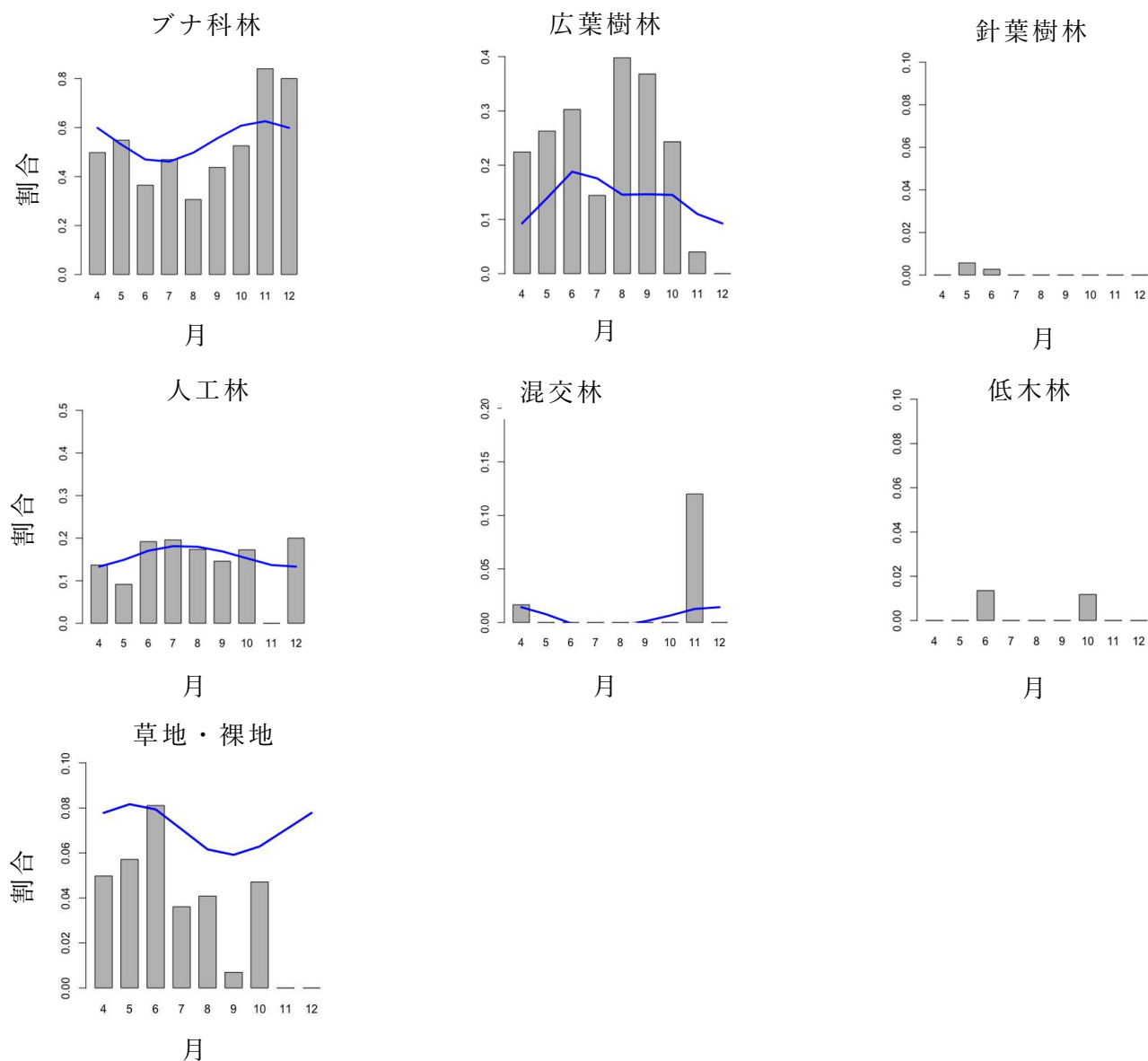


図 37. セシウム 137 土壌沈着量と正の関係にある環境要因の集中利用域内における季節変動

生息地選択解析の結果について、各環境要因を上記のセシウム 137 土壌沈着量と環境要因の関係性の結果を基に、セシウム 137 土壌沈着量と負の関係にある環境要因を図 38 に、正の関係にある環境要因を図 39 に記した。負の関係にある環境要因では、10・12 月には農地から遠い場所を選択していた。8・9・12 月は市街地から遠い場所を選択していた。4・6～10・12 月は標高が低い場所を選択していた一方で、11 月は高い場所を選択していた。ミズナラ林は 6・10・12 月には選択されていたが、一方で 5・7 月には忌避されていた。液果林は、6・10 月に選択されていたが、12 月には忌避されていた。セシウム 137 土壌沈着量と正の関係にある環境要因では、4・6・7 月にはブナ科林、広葉樹林、人工林、混交林、低木林など様々な植生を選択していた。いずれの環境要因においても、筋肉中セシウム 137 濃度の様な明確な季節変動パターンが見られなかったことから、筋肉中セシウム 137 濃度の季節変動には、生息地選択よりも生息地利用の季節変動、特にブナ科林の利用頻度の季節変動に影響している可能性が示唆

された。

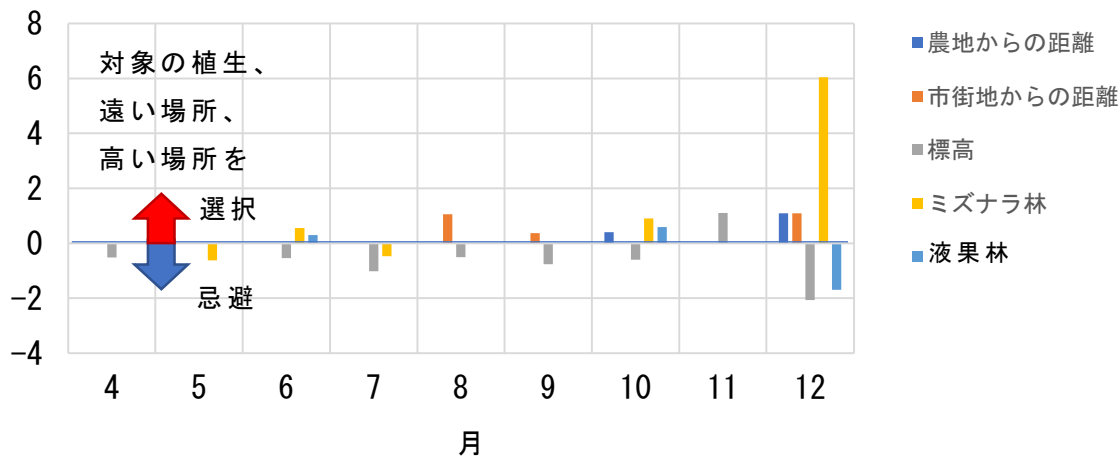


図 38. セシウム 137 土壌沈着量と負の関係にある環境要因の生息地選択性

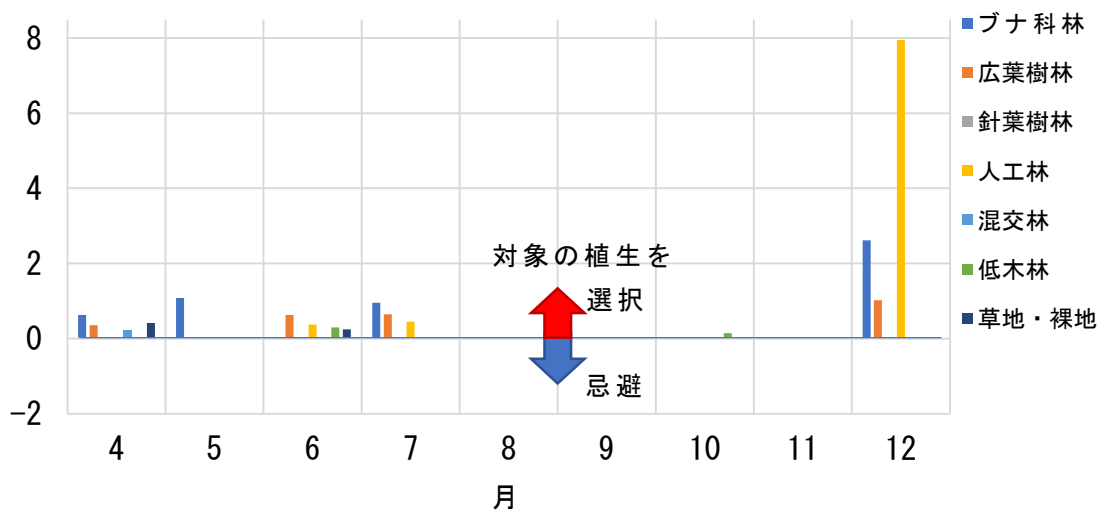


図 39. セシウム 137 土壌沈着量と正の関係にある環境要因の生息地選択性

2.4.2.2. 放射性核種汚染地域における狩猟鳥獣の管理

2.4.2.2.1. モニタリング

（「筋肉中の放射性核種濃度が低い野生動物種の重点的なモニタリング」の結果）

図 40 に 2011 年 10 月から 2022 年 3 月までに福島県内全域で捕獲されたキジの筋肉に含まれるセシウム 134+137 濃度の推移を示す。2013 年 10 月に捕獲された個体において食品基準値を超えるセシウム濃度が検出されたが、それ以降はセシウム濃度が食品基準値を超える個体は検出されていない。近年では多くの個体において検出限界未満のセシウム濃度で推移している。

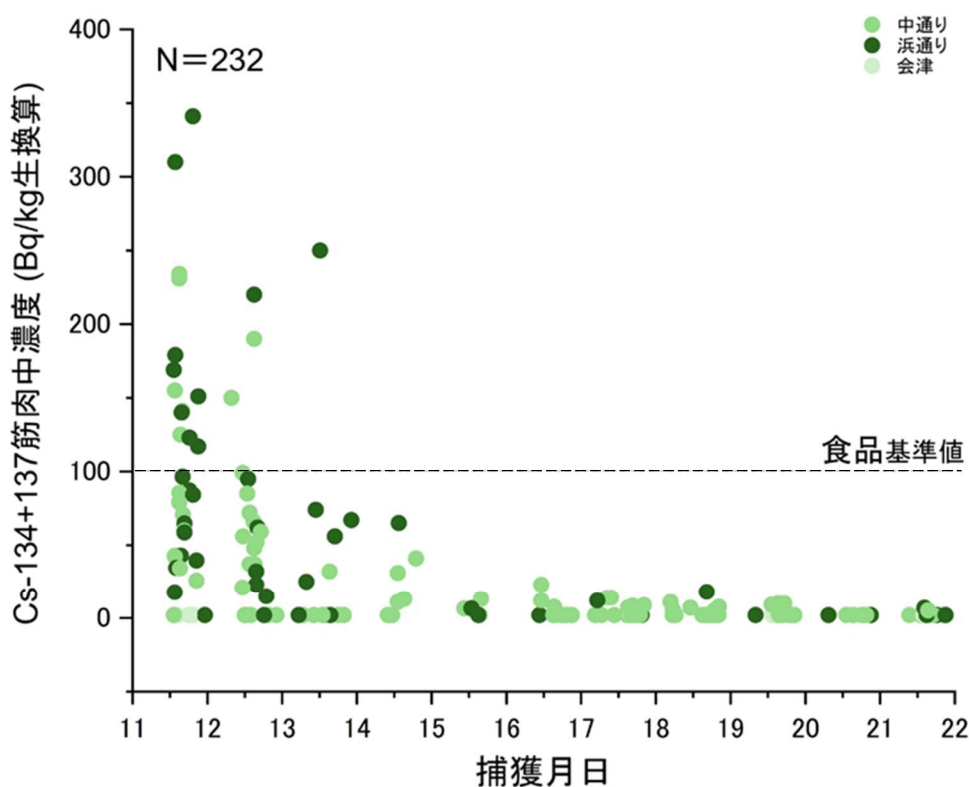


図 40. キジ筋肉中のセシウム 134+137 濃度

2.4.2.2.2. 避難指示区域周辺における野生動物の生息状況調査

(「ツキノワグマの移入状況把握」の結果)

※予定はしたが未実施。

(「イノシシの移動分散スケールや個体群サイズ」の実施内容)

福島県で採取した 179 検体及び熊本県で採取した 9 検体※のイノシシの肉片から DNA を抽出し、MIG-seq 解析^{4,10)}を行った結果、688 座の SNPs が抽出された²⁴⁾。イノシシの捕獲地点情報をもとに、福島県内を 7 グループ、熊本県を 1 グループの計 8 グループに分け、STRUCTURE 解析¹¹⁾及びクラスター解析を行い、遺伝的構造に基づく個体群構造を調査した(図 41)。

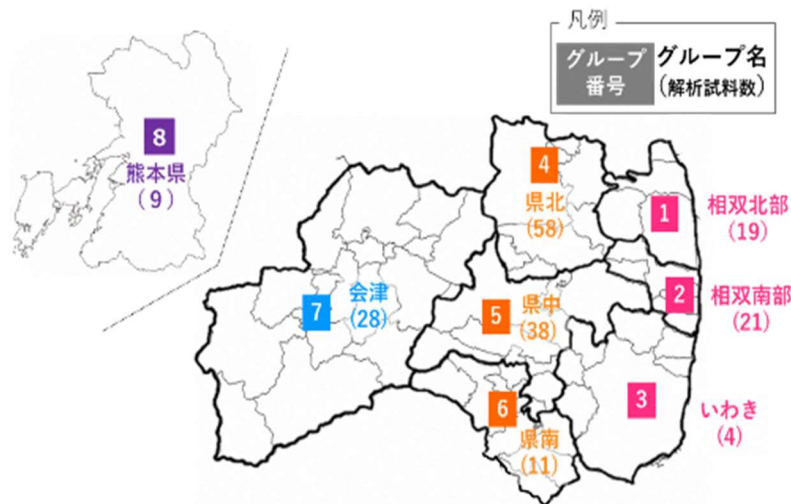


図 41. MIG-seq 解析を行った試料のグループ分けと解析数

STRUCTURE 解析による ΔK (対数尤度の変化率) より、解析したイノシシは、大きく 2 つの遺伝子系統に分かれることが示唆された (図 42)。また、クラスター解析の結果、福島県の相双北部、相双南部、いわき、県南に生息するグループ (東側集団) 及び県北、県中、会津及び熊本に生息するグループ (西側集団) に分かれることが明らかになった (図 43)。(※熊本県の検体については、宗政興産 (株) より提供いただいた。)

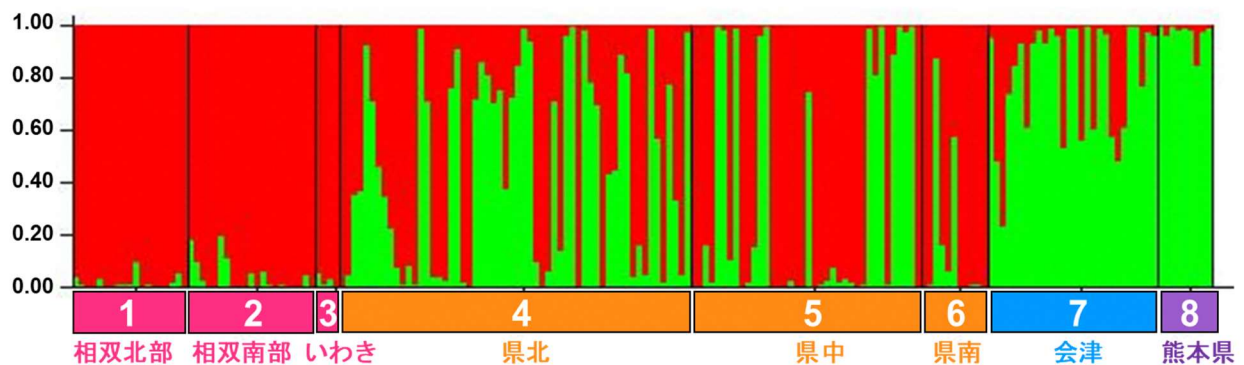


図 42. イノシシの DNA データに基づく STRUCTURE 解析の結果
縦棒が 1 個体を示しており、色の違いは各個体の 2 集団 (系統) に帰属する確率を示している。

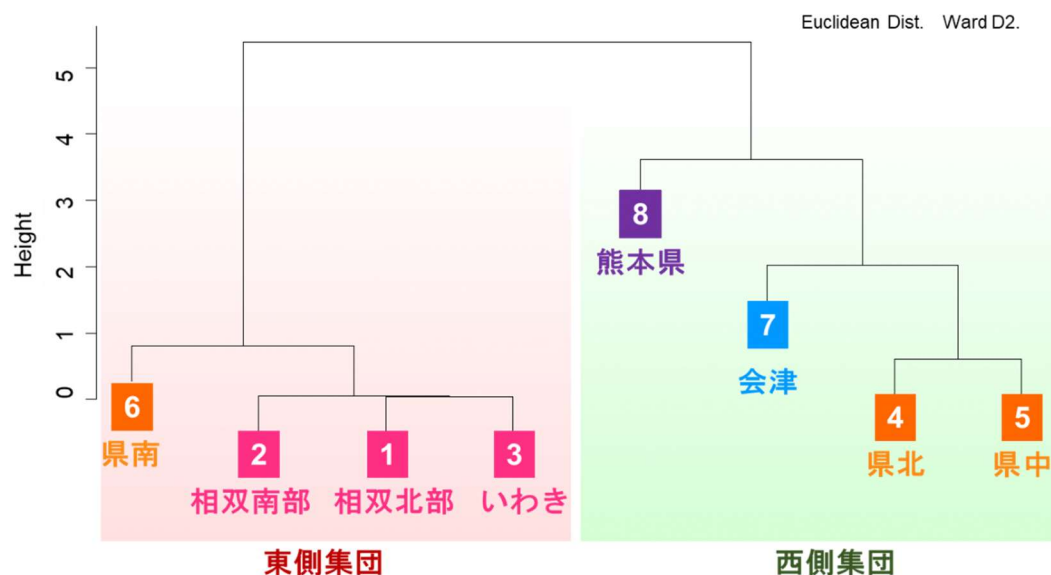


図 43. イノシシの DNA データに基づくクラスター解析の結果

さらに、STRUCTURE 解析により認められた 2 系統の検出割合を市町村ごとにまとめた結果を図 44 に示す。その結果、イノシシはおおよそ阿武隈川を境界とする県の西側と東側との間で移動が制限されている傾向が認められた。福島県の人口は阿武隈川沿いに集中しており、阿武隈川と市街地によりイノシシの移動と分散を妨げている可能性が示唆された。

阿武隈川の東側に分布するイノシシ集団と西側の集団について、ベイズ推定²⁵⁾により遺伝子の流れを推定した結果、東集団から西集団への遺伝子の流れ（10.3%）のほうが、西集団から東集団への遺伝子の流れ（3.3%）よりも大きいこと、東西の集団同士の遺伝子の交流よりも、東西それぞれの集団の中での遺伝子の交流の方が大きいことが示された（東集団内：96.7%、西集団内：89.7%）。東西の集団は阿武隈川と市街地を挟んでそれぞれ別の集団として維持され、互いの集団間での行き来が少ないことが予想された（図 44）²⁴⁾。

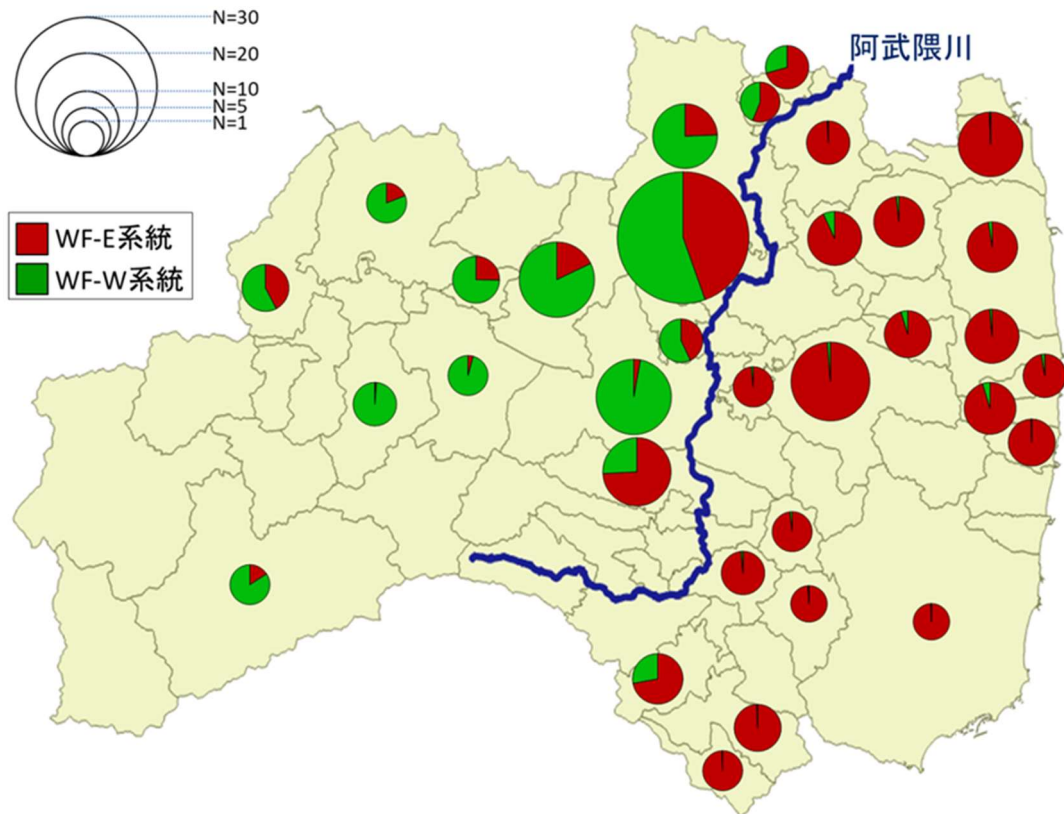


図 44. イノシシ 2 系統の地理的な分布
各市町村における STRUCTURE 解析により認められた 2 系統の検出割合。円の大きさは、サンプル数を反映している。

2.4.2.2.3. 他地域と同様の施策を行うために必要な方法の検討

IAEA からの提言

本県から IAEA に対して、その知見を伺い、以下の提言を受けた。

【海外の先行事例】

- ・海外の事例から、解除しようとする地域でのモニタリング結果が基準値を下回っていることのみをもって、地域単位で出荷制限等を解除することは困難である。住民が直接、モニタリングできる体制を整備し、基準値を下回った検体のみを自家消費又は出荷する方法を検討すべき。

提言を受けての検討内容

現在、本県では、消費者庁及び独立行政法人国民生活センターとともに、県民の身近なところにおいて自家消費野菜等食品の放射性物質の検査が実施できるよう市町村に対して放射性物質検査機器を貸与又は譲渡し、検査体制の充実・強化を図っているが、出荷制限及び摂取制限を受けている食品等は、検査の対象とされていない。

一方、商品としての出荷については、野生鳥獣のジビエ利活用推進のため、国（農林水産省）が市町村に対して食肉加工処理施設の建設等に補助する制度があるものの、国の補助金は建設費の二分の一であり、残りは市町村が負担しなければならないことや商品として採算が取れる見込みが少ないこと等から、現時点で県内において食肉加工処理施設を建設し運用している市町村はない。

こうしたことから、県としては、国に対して、引き続き、モニタリングの継続と野生鳥獣については検体数の確保が困難であることから、地域の実情に応じた解除要件とするよう要望をしている。

狩猟者への理解醸成を目的としたパンフレット作成

モニタリングの重要性と検体数の確保のため、IAEA の協力の下で、狩猟者向けのパンフレットを作成し、2021 年 10 月に県内の狩猟者に 4,000 部を配付した。

2.5. まとめ

イノシシ及びツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム 137 の濃度を比較した場合、イノシシの方が高く、ヤマドリとキジを比較した場合はヤマドリの方が高いなど、種により異なる傾向を示した。

イノシシの筋肉に含まれるセシウム 137 の濃度は、食べた物の影響を強く受けていることが確認された。また、イノシシもツキノワグマもパターンは異なるが冬季に高くなる季節変動が見られた。イノシシ及びツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム 137 濃度は、セシウム 137 土壌沈着量が多い地域で捕獲された個体ほど高い傾向にあったが、地域内における個体間のばらつきが大きかった。近年であっても一般食品における放射性セシウム濃度の基準値の 10 倍を超過する個体が捕獲されることがあった。さらに、イノシシ及びツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム 137 濃度の長期的な変動は、全期間と低濃度期には時間経過に伴う減少が見られたが、高濃度期では、両種とも時間経過に伴って推定値の幅が大きくなった。

避難指示区域外のイノシシに比べて、避難指示区域内に生息するイノシシは行動圏が広く、その場所も農地にシフトする傾向が見られた。また、福島県内のイノシシは、遺伝的に 2 系統群に分かれており、おおよそ阿武隈川を境界として東西に移動が制限されている可能性が示唆された

イノシシ及びツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム 137 濃度については、減少傾向は認められるものの、個体間のばらつきや季節的な変動もあり、長期的な変動の正確な推定のためにはさらなるデータの拡充が必要である。また、個体が移動・分散することが、同地域で捕獲された個体であっても筋肉に含まれるセシウム 137 濃度にばらつきが生じる一つの要因であることが考えられる。

今後は、引き続きイノシシ等の体内に含まれる放射性セシウム濃度の推移をモニタリングするとともに、一部の野生動物の放射性セシウム濃度が高い要因を調べ、野生動物の保護管理に資するための調査を行っていく予定である。

引用文献

- 1) Semizhon, T., et al., Time-dependency of the ^{137}Cs contamination of wild boar from a region in Southern Germany in the years 1998 to 2008. Journal of environmental radioactivity, 2009. 100 11: p. 988-92.
- 2) Saito, R., et al., Monitoring ^{137}Cs concentrations in bird species occupying different ecological niches; game birds and raptors in Fukushima Prefecture.

Journal of environmental radioactivity, 2019. 197: p. 67-73.

- 3) Saito, R., Y. Nemoto, and H. Tsukada, Relationship between radiocaesium in muscle and physicochemical fractions of radiocaesium in the stomach of wild boar. *Sci Rep*, 2020. 10(1): p. 6796.
- 4) Saito, R. and H. Tsukada, Physicochemical Fractions of Radiocesium in the Stomach Contents of Wild Boar and Its Transfer to Muscle Tissue, in *Behavior of Radionuclides in the Environment III*. 2022, Springer. p. 495-505.
- 5) Nemoto, Y., R. Saito, and H. Oomachi, Seasonal variation of Cesium-137 concentration in Asian black bear (*Ursus thibetanus*) and wild boar (*Sus scrofa*) in Fukushima Prefecture, Japan. *PLoS One*, 2018. 13(7): p. e0200797.
- 6) SAITO, R., et al., The use of DNA metabarcoding to analyse wild boar diets: Reproducibility of plant diet analyses and effective blocking of boar DNA amplification when evaluating animal dietary components. *日本生態学会誌*, 2020. 70(3): p. 163.
- 7) Nemoto, Y., et al., Effects of (137)Cs contamination after the TEPCO Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station accident on food and habitat of wild boar in Fukushima Prefecture. *J Environ Radioact*, 2020. 225: p. 106342.
- 8) JAEA, Results of Deposition of Radioactive Cesium of the Fifth Airborne Monitoring Survey and Air- Borne Monitoring Survey outside 80 Km from the Fukushima Dai-Ichi NPP. 2012: p. 31.
- 9) Brown, J.E., et al., A new version of the ERICA tool to facilitate impact assessments of radioactivity on wild plants and animals. *Journal of environmental radioactivity*, 2016. 153: p. 141-148.
- 10) Suyama, Y. and Y. Matsuki, MIG-seq: an effective PCR-based method for genome-wide single-nucleotide polymorphism genotyping using the next-generation sequencing platform. *Sci Rep*, 2015. 5: p. 16963.
- 11) Evanno, G., S. Regnaut, and J. Goudet, Detecting the number of clusters of individuals using the software STRUCTURE: a simulation study. *Mol Ecol*, 2005. 14(8): p. 2611-20.
- 12) Strebl, F. and F. Tataruch, Time trends (1986–2003) of radiocesium transfer to roe deer and wild boar in two Austrian forest regions. *Journal of environmental radioactivity*, 2007. 98(1-2): p. 137-152.
- 13) Rode, K.D., S.D. Farley, and C.T. Robbins, Sexual dimorphism, reproductive strategy, and human activities determine resource use by brown bears. *Ecology*, 2006. 87(10): p. 2636-2646.
- 14) Ciarniello, L.M., et al., Grizzly bear habitat selection is scale dependent. *Ecol Appl*, 2007. 17(5): p. 1424-1440.
- 15) Massei, G., et al., Factors influencing home range and activity of wild boar (*Sus scrofa*) in a Mediterranean coastal area. *Journal of Zoology*, 1997. 242(3): p. 411-

- 16) Morelle, K., et al., Towards understanding wild boar *Sus scrofa* movement: a synthetic movement ecology approach. *Mammal Review*, 2014. 45: p. 15-29.
- 17) Takahata, C., et al., Habitat selection of a large carnivore along human-wildlife boundaries in a highly modified landscape. *PloS one*, 2014. 9(1): p. e86181.
- 18) Nemoto, Y.K., C. ; Yamazaki, K. ; Koike, S. ; Masaki, T. ; Kaji, K., Individual and sexual variation in the selection of hard mast forests and artificial land by Asian black bears in fall. *Mammalian Science (Honyuryu Kagaku)* 2018. 58(2): p. 205-219.
- 19) Reyes, J., E. Delgado, and J. Ly, Digestion of sweet potato (*Ipomoea batatas* (L.) Lam) foliage in pigs. Ileal and fecal in vitro digestibility. *Cuban Journal of Agricultural Science*, 2013. 47(3).
- 20) Horne, J.S., et al., Analyzing animal movements using Brownian bridges. *Ecology*, 2007. 88(9): p. 2354-2363.
- 21) Yamazaki, K., *Ursus thibetanus* G. Cubier, 1823. The Wild Mammals of Japan Second Edition ed. I.Y. Ohdachi S, Iwasa M, Fukui D. 2015, SHOUKADOH Book Sellers and the Mammalogical Society of Japan.
- 22) Kodera, Y., *Sus scrofa* Linnaeus, 1758. The wild mammals of Japan Second Edition. 2015. 312-313.
- 23) JAEA, Results of Airborne Monitoring in Fukushima Prefecture and neighboring prefectures and the Thirteenth Airborne Monitoring in the 80km zone from the Fukushima Daiichi NPP. 2019: p. 5.
- 24) Saito, R., et al., Genetic Population Structure of Wild Boars (*Sus scrofa*) in Fukushima Prefecture. *Animals*, 2022. 12(4): p. 491.
- 25) Wilson, G.A. and Rannala, B. Bayesian inference of recent migration rates using multilocus genotypes. *Genetics*, 2003. 163: pp.1177-1191.

3. FIP3 陸水域における持続可能な放射性物質対策

3.1. 要旨

河川・湖沼等における放射性セシウムの挙動やその対策に関する知見を整理した。河川に対する除染方法を考案・試験し、その有効性と効果の持続性を確認するとともに、県内の河畔の公共利用地における汚染状況とその対策を考察した。また、大規模出水に伴う河川敷の汚染状況及び空間線量率の変化を調査した。

3.2. 目的

東京電力（株）福島第一原子力発電所事故に伴う、放射性セシウムをはじめとする放射性物質の環境中への拡散によって、水環境が汚染され、河川・湖沼等の利用や管理への支障が生じた。このため、行政及び研究機関を中心として、放射性物質の挙動を明らかにするための水・堆積物・水産物のモニタリング調査がなされたほか、除染等の対策が進められてきた。本プロジェクトでは、国内外の知見を踏まえ、本県に適用可能な放射性セシウム対策を整理するとともに、河川に対する外部被ばく低減を目的とした除染実証試験を実施し、その有効性と除染効果の持続性について検証した。また、県内の河川敷に設置された河川公園において、汚染状況を調査し対策に関する考察を行った。併せて、令和元年東日本台風（2019 年台風第 19 号、Hagibis）通過時の大規模出水による調査地点の汚染状況や空間線量率の変化等について検討した。

3.3. 実施内容

3.3.1. 本県に適用可能と考えられる放射性セシウム対策の抽出

東京電力（株）福島第一原子力発電所事故後の放射性物質の環境中への拡散に対する対策のうち、陸水域（河川・湖沼等）に沈着した放射性物質への対策やその有効性については明確となっていなかった。このため、本プロジェクトの開始に当たり、本県の河川・湖沼等の利用に関する課題と、これらの課題に適用可能と考えられる対策について、国内外の知見を踏まえ整理した。

3.3.2. 河畔の除染試験とその効果の持続性の確認

3.3.2.1. 目的

河畔の外部被ばく対策、特に除染の事例は限られている。福島県では多くの場合上流部に未除染の森林域等を有するため、放射性セシウムの付着した土砂が出水に伴って河川に供給される。このため、河畔には放射性セシウムを含む土砂が厚く堆積している場合がある。農地や森林、宅地等で実施されている土壌除染は表層数 cm に放射性セシウムが蓄積していることを前提としており、その方法が河畔に適用できるかは不明である。

また、除染を実施した河畔においても、放射性セシウムが付着した土砂の堆積に伴い再汚染される懸念がある。特に、河畔に植生が繁茂した状態では、植物の持つ土砂の捕捉作用により放射性セシウム濃度の比較的高い細粒土砂が堆積し、再汚染につながる

可能性がある。

そこで、河畔における有効な除染方法として、放射性セシウムの分布傾向を踏まえた堆積物除去を実施し、除染効果の持続性を調査した。また、除染実証試験を行った区画において以前と同様の種の植生が繁茂した状態を保ち、空間線量率や土砂堆積状況等を継続的にモニタリングすることで、植生の繁茂に伴う再汚染の有無について調査した。

3.3.2.2. 方法

試験地は東京電力ホールディングス（株）福島第一原子力発電所の北西 55 km に位置する阿武隈川の 3 次支流、上小国川の最下流部である（図 1(a)、1(b)）。放射性セシウム（セシウム 134、セシウム 137）の沈着量（2011 年 7 月 2 日時点）は 300～600 kBq/m² である¹⁾。流域の大部分は森林で覆われており、河川沿いに農地と宅地が分布している（図 1(b)）。除染区域は総延長 170 m で、兩岸の堤防の幅は平均 15 m、平水時の河道幅は 2-6 m である（図 1(c)、1(d)）。河川左岸は小学校とその通学路、右岸は樹園地、高水敷は小学校の授業等に利用されていた。小学校と通学路は試験前に除染されている。

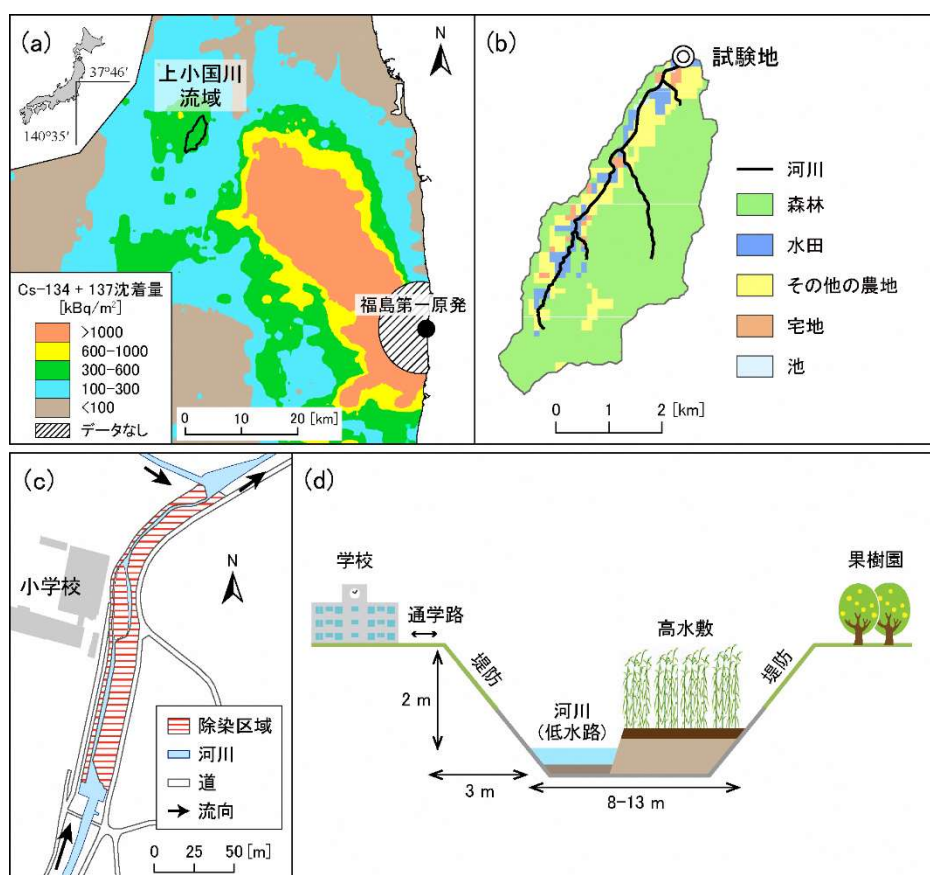


図 1. 調査地概要

放射性セシウムの沈着量は第 3 次航空機モニタリング（2011 年 7 月 2 日換算）の結果¹⁾から作成

※高水敷：常時水が流れている河川（低水路）より一段高い敷地

河畔の除染実証試験は 2014 年に、図 2 の工程で進められた。まず河川敷堆積物の放

放射性セシウム濃度の深度分布を測定し、分布に応じて土砂の削り取り深度を設定し、除染を行った。除染実証試験後から 2016 年末までは、河畔の植生を全て刈り取った状態で観測を実施し、2017 年からは植生の刈り取りを行わずに観測を実施した。2018 年には災害復旧工事として右岸上流側の堤防工事が行われた。



図 2. 試験のフロー

除染区域の地表 1 m における空間線量率は、NaI シンチレーション式サーベイメータを用いて平水時に測定した。除染実証試験前から 2016 年にかけて高水敷と河床の堆積物を採取するとともに、2017～2018 年に 7 地点において高水敷の堆積物を、リング法（観測開始時に地表にリングを置き、その上下によって堆積物の新旧を分ける手法。図 7 参照）によって、観測間に新たに堆積した土砂（新規堆積物）とそれ以前に堆積していた土砂（旧堆積物）に分けて採取した。堆積物は礫を除いたのちに放射性セシウム濃度を測定した。また、試料の全重量に占める泥画分（シルト及び粘土、粒径 63 μm 未満）の割合を算出した。

除染前後の年間の追加外部被ばく線量は次の方法で算出した。利用時間は左岸での通学に年 35 時間（1 日 10 分、年 210 日）、高水敷での授業等に年 24 時間（1 日 2 時間、年 12 日）と仮定した。これに本試験地の空間線量率の平均値から東京電力（株）福島第一原子力発電所事故前の空間線量率（0.04 $\mu\text{Sv}/\text{h}^2$ ）を差し引いた値を乗じた。

3.3.3. 河川公園の汚染状況の調査と対策法の検討

3.3.3.1. 目的

前述のように河畔には土砂堆積に伴って放射性セシウムが蓄積する場合がある。特に福島県東部の浜通り地方は上流域の汚染が著しいことから、下流の河畔は周囲よりも汚染されている可能性が高い。そこで浜通り地方の河川公園を対象として汚染状況を調査し、対策を検討した。

3.3.3.2. 方法

調査は福島県浜通りを流れる新田川の下流 2 地点で行った（図 3）。公園 A は新田川の本流沿いに、公園 B は新田川の 1 次支流である水無川沿いに位置する。公園 B の 5 km 上流にはダムが設置されている。流域の放射性セシウム（セシウム 134、セシウム 137）の沈着量は、上流部では 1000 kBq/m² を越えるが、最下流部では 100 kBq/m² 未満となる。公園 A の沈着量は 490 kBq/m²、公園 B が 210 kBq/m² である³⁾。面積は公園 A が 2.7 ha、公園 B が 1.6 ha である。

2015 年 8 月に可搬型ガンマ線計測装置（ガンマプロッターH、日本放射線エンジニアリング株式会社）を用いて調査地の地表 1 m における空間線量率を測定し、得られたデータをもとに、JAEA（国立研究開発法人日本原子力研究開発機構）によって開発された除染活動支援システム（RESET）¹を用いて平面空間マップを作成した。その後、2015 年 9 月 6～11 日に台風第 18 号（Eta）の通過に伴う大規模な出水が生じ（アメダス原町局（公園 A の南東 6 km）における期間中の総降水量は 385.5 mm⁵⁾）、公園の半分近くが冠水したことから、2015 年 9 月 28 日に再度空間線量率を測定した。2015 年 12 月に土壌コアを採取し、調査地における放射性セシウムの分布を調査した。

レクリエーション、散歩、整備などの公園の利用目的ごとの外部被ばく線量について積算線量計（DOSE e nano、富士電機株式会社）を用いて測定した。利用時間は両公園とも年 36 時間と仮定した²。

¹ Restoration Support System for Environment、除染による空間線量率の低減がどのくらい期待できるか、将来の空間線量率が時間とともにどのように変化するのかをシミュレーションすることができる⁴⁾。

² 公園 A：レクリエーションに年 12 時間（1 日 2 時間、年 6 日）、散歩に年 12 時間（1 日 1 時間、年 12 日）、花壇などの公園の整備に年 12 時間（1 日 1 時間、年 12 日）
公園 B：レクリエーションまたは遊具の利用に年 24 時間（1 日 2 時間、年 12 日）、散歩に年 12 時間（1 日 1 時間、年 12 日）

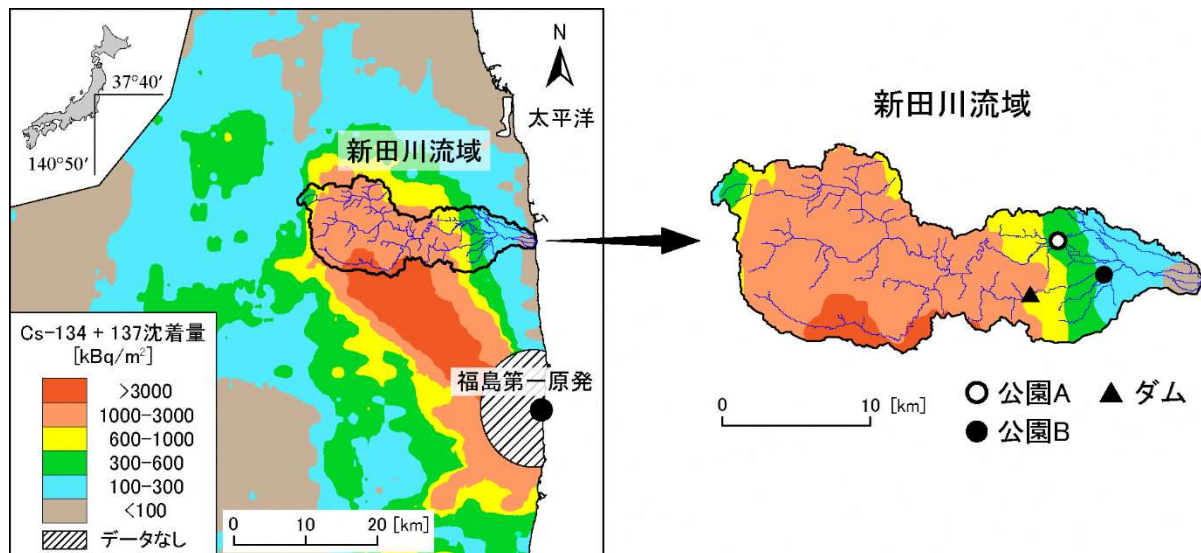


図 3. 調査地位置図

放射性セシウムの沈着量は第 3 次航空機モニタリング（2011 年 7 月 2 日換算）の結果¹⁾から作成

3.3.4. 水環境の安全性に関する社会的関心に関する調査

3.3.4.1. 目的

東京電力（株）福島第一原子力発電所事故に対する今後の中長期的な対策を考える上で、福島県のような関係者が抱える水環境に対する課題やその傾向を把握することは重要である。そこで本調査では、関係者へのインタビューにより水環境に対する課題を抽出し、世論調査の再解析を通じて、県民が抱える水環境への安全観の経年変化を明らかにすることを目的とした。

3.3.4.2. 方法

2016 年 5 月から 6 月にかけて、県民の様々な水利用に対する施策を行っている行政担当者を対象に、インタビュー形式によって水環境に関わる放射性物質による課題の聞き取りを行った。聞き取り結果から、課題に関する内容を抽出し整理した。また、福島県が毎年度実施している県政世論調査⁶⁾のうち 2010 年度から 2015 年度の生データについて、福島県総務部県民広聴室より提供を受けた。このうち、「あなたの住む地域は、水や大気など環境汚染に関して安全な生活環境が確保されていると思いますか。」の設問に着目し、性別、年齢別、居住地域別の傾向や経年変化について調査するとともに、設問「あなたの生活空間は、放射線から安心して暮らすことができる空間ですか。」（放射線リスク）との関連の有無についても解析を行った。

3.3.5. 大規模出水による河川敷の汚染状況の変化

3.3.5.1. 目的

河川敷には土砂の堆積に伴って放射性物質が蓄積する場合がある。一方で、河川敷においては台風をはじめとする大規模出水によって、河川敷土砂の侵食や新規土砂の堆

積が生じ、地中の放射性セシウム濃度の深度分布が変化することがある^{7, 8)}。このことによって河川敷の空間線量率が低下することが報告されている。ここではこの現象を自然減衰(natural attenuation)と呼ぶ。

2019 年 10 月に福島県を通過した令和元年東日本台風により、福島県内の各地の河川において河川堤防の決壊や越流等が生じ、河川に沿ったエリアにも浸水による大きな被害が発生した。出水時の侵食・堆積による再汚染、もしくは自然減衰による空間線量率の低下の有無を明らかにするため、令和元年東日本台風の通過に伴う河川敷及び河川公園の空間線量率の変化や汚染状況等について調査した。

3.3.5.2. 方法

調査は実施内容 3.3.2. に示した上小国川の実証試験地（図 1）及び 3.3.3. に示した新田川流域の 2 つの河川公園（図 3）において行った。

令和元年東日本台風は 2019 年 10 月 12～13 日にかけて福島県を通過した。公園 A 及び B に最も近いアメダス原町局では、一連の降雨によって 274.5 mm の降水量が観測された⁵⁾。県内では主要な河川である阿武隈川をはじめとして各地の河川で堤防の決壊や浸水被害が生じており、調査対象地においても河川堤防の損傷や越水等が発生した。台風通過前の 2018 年 1 月及び台風通過後の 2019 年 10 月に、可搬型ガンマ線計測装置を用いて、調査地の地表 1 m における空間線量率を測定した。また、台風通過後には河川敷及び公園内の土砂の侵食・堆積状況を現地踏査により確認した。

3.4. 結果

3.4.1. 本県に適用可能と考えられる放射性セシウム対策の抽出

河川・湖沼等の利用に関する課題と対策は、関係省庁のガイドライン^{9, 10)}やチョルノーベリ原発事故の経験に関する報告書¹¹⁾にて整理されていた。その主な内容を表 1 に簡潔に整理した。

表 1. 河川・湖沼等における利用目的ごとの課題と対策

課題	関連する媒体	対策
飲用による内部被ばく	河川・湖沼	水源の切り替え
灌漑水からの農作物への移行と農作業時の外部被ばく	河川・湖沼	汚濁防止膜を用いた土砂流入の軽減
	ため池	汚濁防止膜を用いた流出抑制、底質除染
	作物	吸収抑制のためのカリウム施肥
水産物摂取による内部被ばく	河川・湖沼	出荷規制 カリウムの投入（閉鎖性湖沼に限る）
水辺利用による外部被ばく （公園、道路、居住など）	河川・湖沼	利用の制限、露出土壤の除染 河床の堆砂除去による河畔への土砂堆積の軽減 堤防設置による氾濫の制御
	ため池（水抜時）	利用の制限、露出土壤の除染・覆土
全課題に共通		発生源の除染や土砂流出防止 利用への不安に対するリスクコミュニケーション

3.4.2. 河畔の除染試験とその効果の持続性の確認

除染前の高水敷堆積物の放射性セシウム濃度の深度分布を図 4 に示す。原発事故から 3 年半経過後の採取であったことから、セシウム 134 濃度は数 kBq/kg であったが、地点 1 及び 2 におけるセシウム 137 濃度は、深さ 10 cm 以深においても 10 kBq/kg を超過していた。これらの高濃度層は泥画分の割合が 39～56%と高かった（図 4）。放射性セシウムは粘土やシルトに強く吸着する性質を持つ¹²⁾ため、泥を多く含む層では、放射性セシウムが下方に浸透するとは考えにくい。したがって、これらの厚い高濃度層は土砂堆積によって形成されたものと考えられる。一方、地点 3～5 は比較的低濃度であった。この鉛直方向・平面方向に不均質な放射性セシウムの分布を踏まえ、除染実証試験における高水敷の削り取り深度を 15～35 cm に設定した。高水敷において同様の深度分布が報告されている^{7,13)}ことから、河畔の除染においては事前に深度分布を把握しておくことが重要と考えられる。

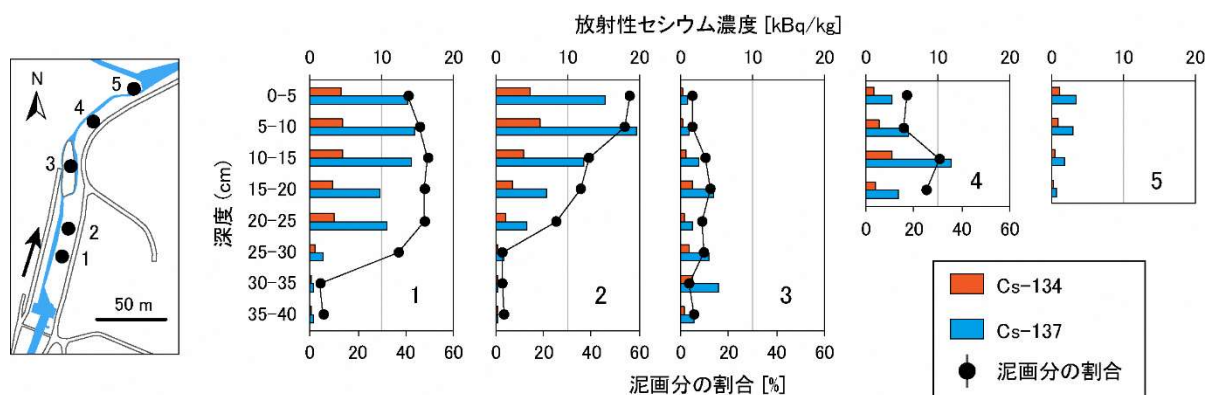


図 4. 除染前の高水敷堆積物の放射性セシウム濃度

除染実証試験前後の地表 1 m における空間線量率の分布を図 5 に示す。除染前の平均値は $0.66 \mu\text{Sv/h}$ （標準偏差 $0.22 \mu\text{Sv/h}$ ）だったが、除染完了時には $0.34 \mu\text{Sv/h}$ （標準偏差 $0.11 \mu\text{Sv/h}$ ）となりおおよそ半減したことから、本試験方法による除染の有効性が確認された。高水敷における表層 5 cm の堆積物（5 地点、図 4）中のセシウム 137 濃度も、除染後は全て 3 kBq/kg 未満となった。

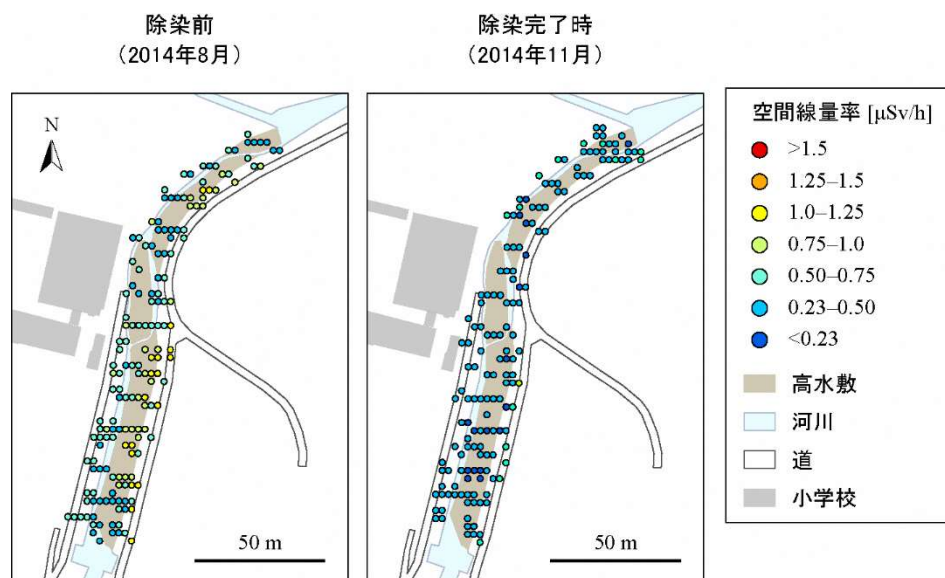


図 5. 除染前後の地表 1 m の空間線量率

除染前から 2018 年末までの地表 1 m における空間線量率の経時変化を図 6 に示す。本図には除染区域上流端の 20 m 上流に位置する非除染区間における測定値も併記した。アメダス梁川局（除染区域の北方 9 km）において、降水量 50 mm 以上の降雨は除染後 2 年の間に 4 回観測されており⁵⁾、高水敷は幾度か冠水していると考えられるが、その空間線量率は非除染区間と同じく緩やかに減少した。

除染区間では除染実証試験により空間線量率が概ね半減した後、放射性セシウムの物理減衰（セシウム 137 とセシウム 134 を考慮）よりやや早く低下した。非除染区間についても物理減衰より早い空間線量率の低下がみられた。指数関数を当てはめて得られた実効環境半減期は、除染区間の 8.1 年と比較して、非除染区間は 5.9 年とより短かった。最も大きな空間線量率の低下は 2015 年 9 月の台風第 18 号通過前後に生じており、大規模出水による影響が大きかったものと考えられる。

除染区間における植生の刈り取りを行わなかった 2017 年以降についても、空間線量率の低下傾向は継続しており、除染実証試験後の再汚染は確認されていない。

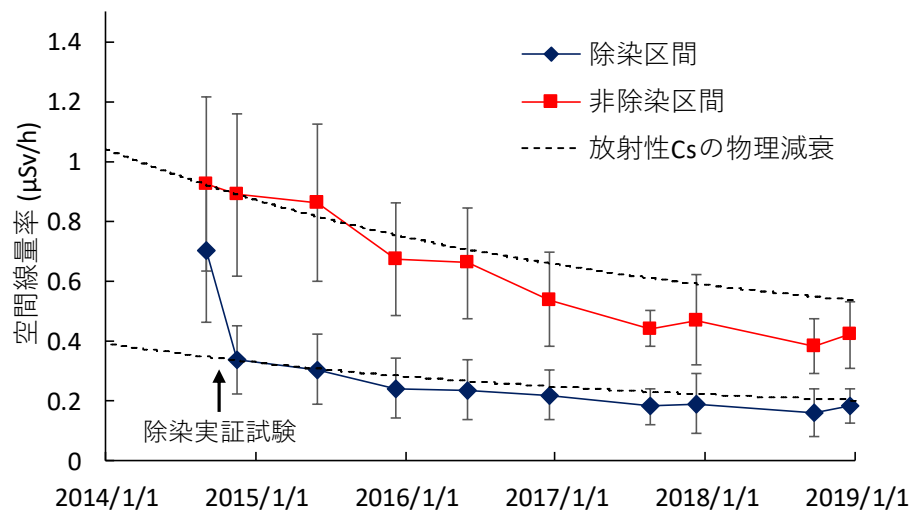


図 6. 地表 1 m の空間線量率の経時変化
値は平均値、エラーバーは標準偏差を示す

通学と高水敷の利用に伴う年間の追加外部被ばく線量は、除染前が年間 0.029 mSv、除染後（2014 年）が年間 0.016 mSv と見積もられた。試験地周辺の行政区域では、2013 年 7 月から 2014 年 6 月にかけてガラスバッジ³による測定結果から年間追加外部被ばく線量が推定されており、その値は年間 1.23 mSv と報告されている¹⁴⁾。したがって、試験地から受ける外部被ばく線量が生活全体の外部被ばく線量に占める割合は小さい（除染前：2.3%、除染後：1.3%）ものと推計された。

2016 年末から 2017 年 8 月の間に、植生の繁茂する河川敷に堆積した新規堆積物の放射性セシウム濃度は、2016 年末までに植生のない河川敷に堆積した新規堆積物や、2017 年 8 月に採取した旧堆積物と比べて高い濃度を示した（図 7）。これらの土砂は粘土・シルト分の割合も比較的高く、植生により細粒土砂の捕捉が促進されたと考えられる。ただし、除染実証試験前の河川敷堆積物に比べると放射性セシウム濃度は低く、泥画分の割合も小さかった。また、堆積量が多くなかったために、2017 年 8 月の測定では空間線量率が増加しなかったと考えられる。

一方、2017 年台風第 21 号（Lan）の通過後には厚さ 20 cm 程度の土砂が河川敷上に堆積した（図 7）。しかしながら、土砂の放射性セシウム濃度は除染実証試験後の河川敷堆積物に比べても低く、泥画分もわずかであった。2017 年夏時点の河川敷上の植生バイオマス量は、除染区域近傍（2019 年測定）と比較して 4 割に留まっていた。1 年間の植生回復量では、台風のような大出水に対する細粒土砂の捕捉効果は小さかったと考えられる。2018 年は土砂の堆積自体が生じるような大規模な降雨イベントが少なかったほか、堆積物は放射性セシウム濃度が低く、泥画分の割合も小さかった。

³ 放射線照射後に紫外線を当てることで蛍光を発する特殊なガラスを用いた積算線量計の一種。人体の胸部または腹部に取り付け、1 cm 線量当量を測定する。

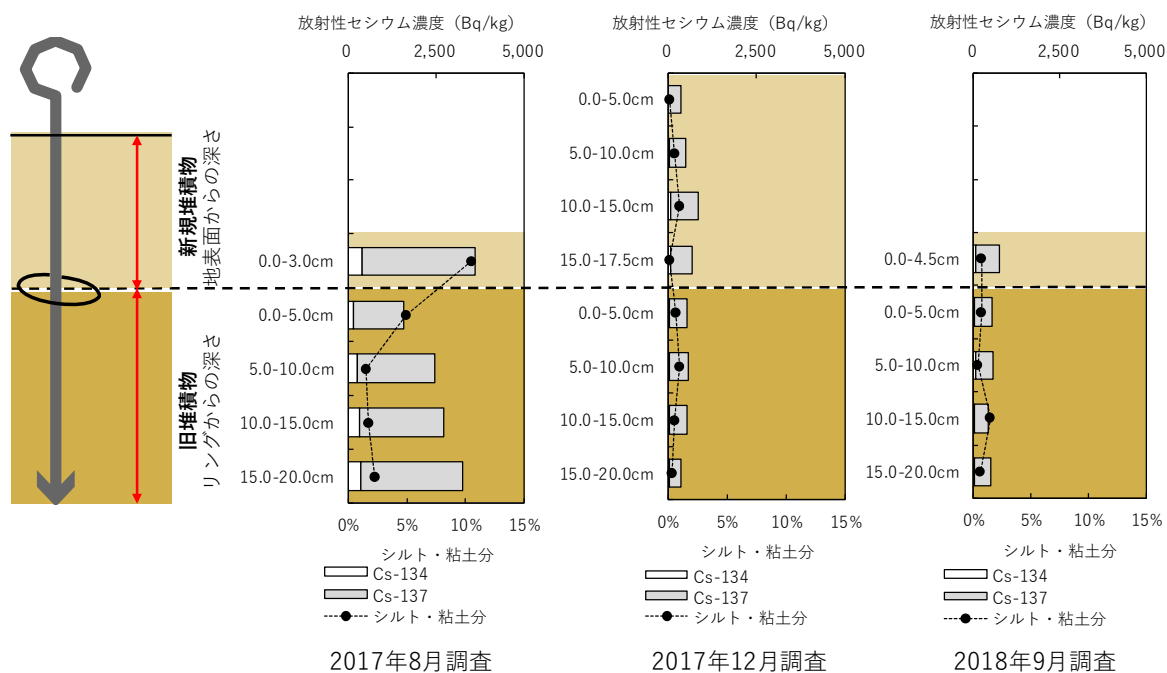


図 7. 除染後の河川敷堆積物中の放射性セシウム濃度の深度分布の一例（調査区域中央付近）

3.4.3. 河川公園の汚染状況の調査と対策法の検討

2015 年 8 月と 9 月（2015 年台風第 18 号の通過に伴う洪水の前後）に測定した公園 A の地表 1 m における空間線量率を図 8 に示す。洪水前は、1.0 $\mu\text{Sv/h}$ 以上の相対的な高線量地点は、河川沿いと北東部に分布していた。しかし、洪水後は、これらの高線量地点の多くは 1.0 $\mu\text{Sv/h}$ 未満に低下した。一方、公園 B では、洪水前後に目立った変化は確認されなかった（図 9）。

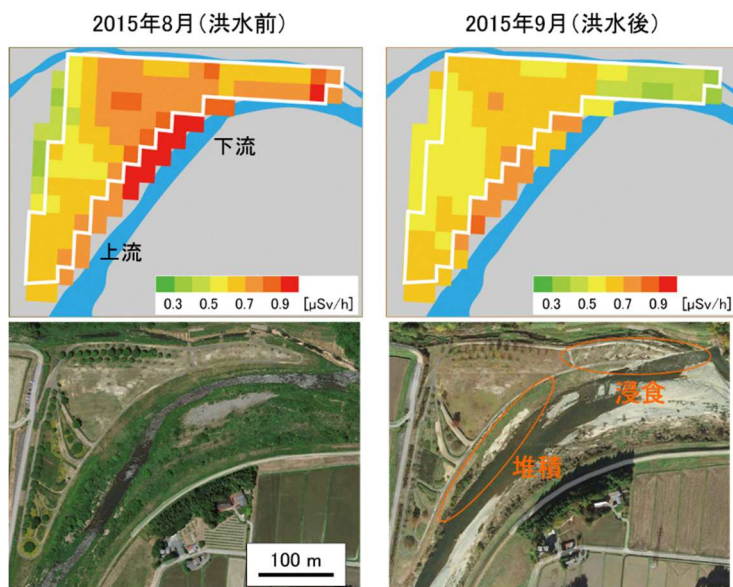


図 8. 公園 A の地表 1 m の空間線量率（白線内が公園）

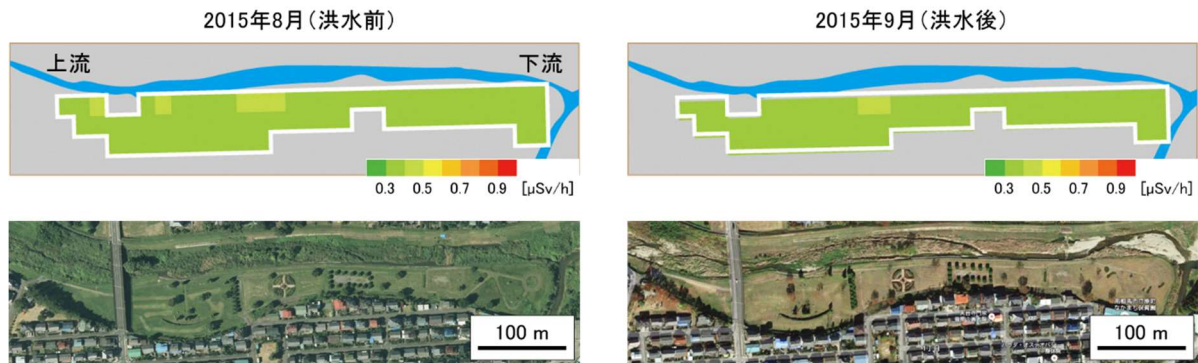


図 9. 公園 B の地表 1 m の空間線量率（白線内が公園）

公園 A の土壌中のセシウム 137 蓄積量と濃度を図 10 に示す。採取深度までのセシウム 137 の総蓄積量は、芝地や花壇では $200 \sim 400 \text{ kBq/m}^2$ であったが、河畔では最大 2400 kBq/m^2 と 10 倍近い蓄積が確認された。洪水前の河畔における空間線量率の高さは、この分布傾向を反映していたと言える。セシウム 137 の深度分布は、芝地では表層数 cm のみ高濃度であり、花壇は耕作による均質化のため深度 15 cm まで低濃度の層が均一に分布していた。一方、河畔では、低濃度の層が深度約 25～30 cm まで分布し、深度約 40～50 cm にピークが確認された。地点 3 の土壌断面を観察したところ、深度 30 cm 付近で明確に色調と堆積物の粒度が異なっていたことから、河畔の一部の表層 30 cm は 2015 年 9 月の洪水堆積物である可能性が高い。この低濃度層の形成と河川湾曲部にあたる北東部の浸食（図 8）により、空間線量率は洪水後に低下したと推察される。新田川流域では、この大規模な洪水に伴って、上流では著しい浸食、下流では低濃度の土砂堆積が生じ、流域各地の河畔で自然の除染作用が働いたと報告されている¹⁵⁾。公園 A の調査結果はこれと整合的である。一方、公園 B の採取深度までのセシウム 137 の総蓄積量は、冠水地・未冠水地の両地点とも $130 \sim 220 \text{ kBq/m}^2$ の範囲にあり、高濃度の層は表層 10 cm の範囲に留まっていることが確認された（図 11）。したがって、これまでほとんど土砂堆積は起きておらず（図 9）、このため空間線量率も変化していないと考えられる。このような両地点間での土砂堆積やセシウム 137 の蓄積傾向に関する違いは、以下のような理由により生じたと推察される。①公園 B の河畔は芝地だが、公園 A は河畔に高さ 1 m 程度の植生が繁茂しており土砂が捕捉されやすい、②公園 B は上流のダムに土砂が捕捉され、土砂供給量が少ない、③高汚染地域 ($> 1000 \text{ kBq/m}^2$) はダムの上流に分布するため（図 3）、公園 B には放射性セシウム濃度の高い土砂が供給されにくい。

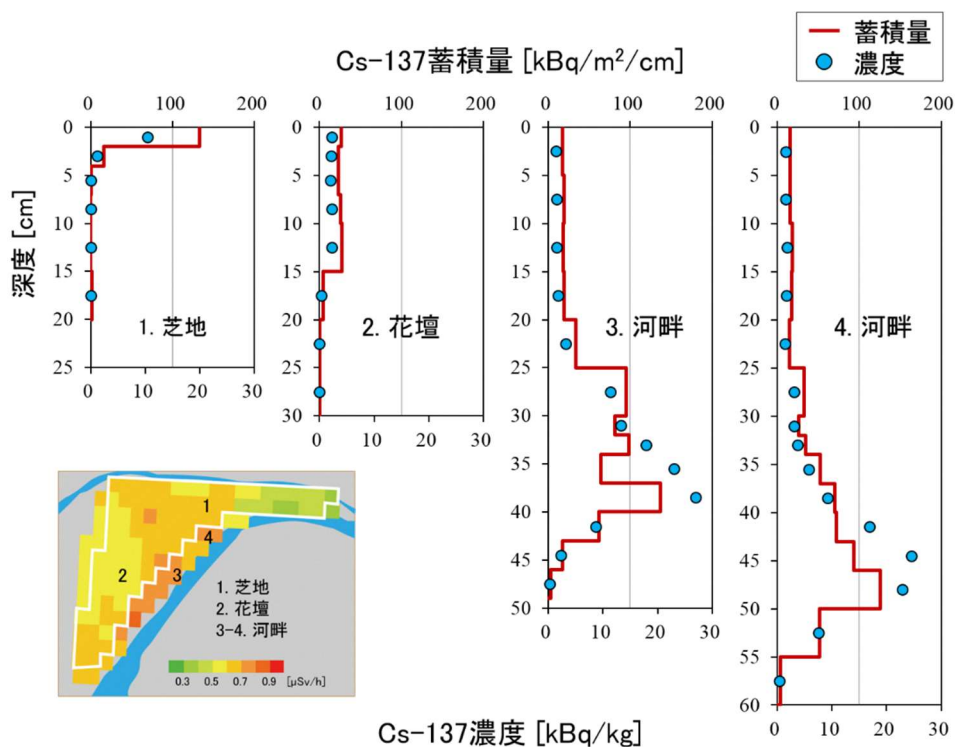


図 10. 公園 A の土壌中の放射性セシウムの深度分布（2015 年 9 月の洪水後）

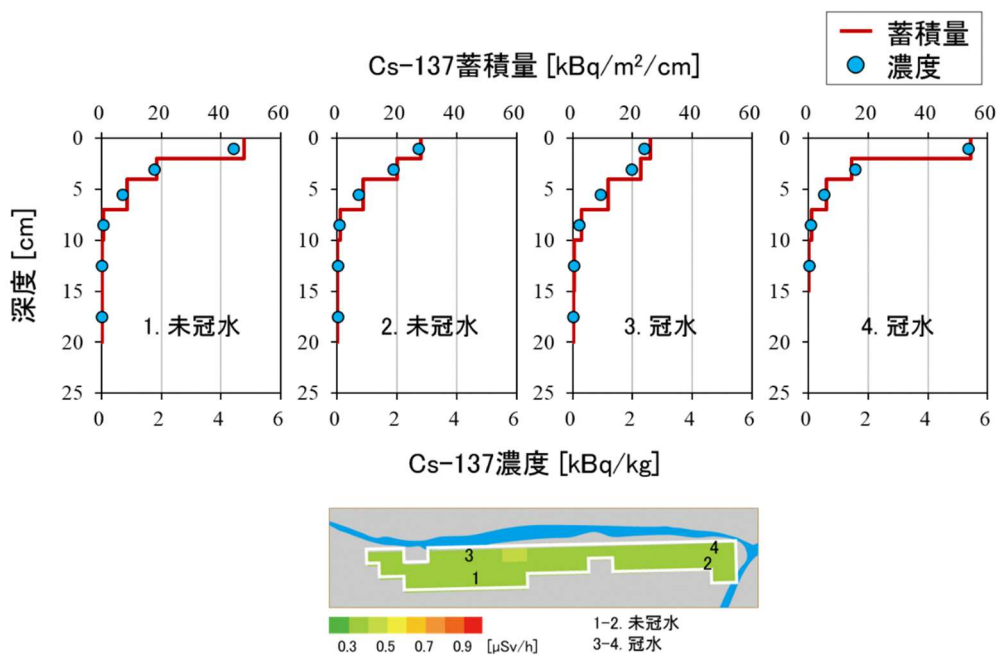


図 11. 公園 B の土壌中の放射性セシウムの深度分布（2015 年 9 月の洪水後）

公園 A と B の利用に伴う年間の追加外部被ばく線量は、それぞれ 0.018 mSv/年と 0.009 mSv/年と見積もられた。公園が位置する南相馬市でガラスバッジによる測定結果から推定された、生活全体で受ける年間追加被ばく線量は 0.44 mSv/年であり（計測時期：2015 年 7～9 月、計測値を 1 年間に換算）¹⁶⁾、公園利用に伴う年間の追加被ばくはその 2～4%に相当する。したがって、これらの公園について除染による被ばく軽減の効果は限定的である。前述の上小国川の結果も踏まえると、一般に河畔の利用時間は限

定的であり、また自然に除染される場合もある⁴ことから、河畔においてハード面の対策を行う重要性は必ずしも高くないと考えられる。

3.4.4. 水環境の安全性に関する社会的関心に関する調査

事故後 5 年を経過した中で、福島県の行政機関における、水環境に関して抱えている放射性物質などによる課題は、「事故前に行っていた活動の支障」、「放射性物質による将来的な影響」、「事故以降の対策の継続・維持」であることが分かった。また、福島県県政世論調査の結果から、福島県民の水や大気環境への安全観の回復には地域差があり、会津に比べて、中通り、浜通りで回復が遅い傾向にあった（図 12）。また、水や大気環境への安全観は放射線リスク認知と有意に関連することが明らかとなった。

⁴ このようなプロセスには、(1) より深い層に放射性物質が移動し、その上の物質によって遮蔽される、(2) 高濃度の放射性物質を含む堆積物の上により低濃度の土砂が堆積し遮蔽される、(3) 侵食により放射性物質を含む土砂が流去する、(4) 植物により放射線が遮蔽される、などが挙げられる。

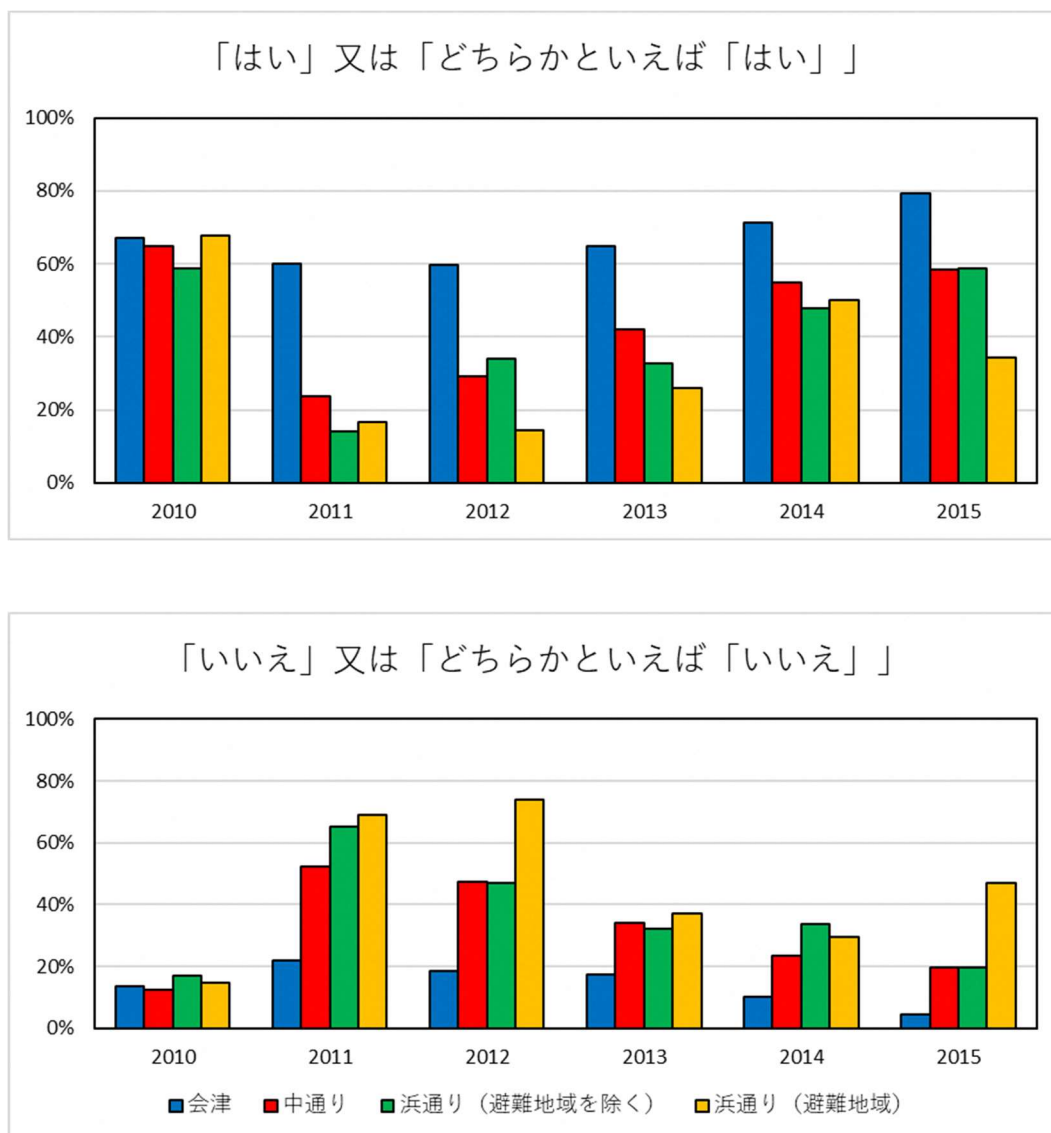


図 12. 設問「あなたの住む地域は、水や大気などの環境汚染に関して安全な生活環境が確保されていると思いますか。」に対する回答の経年変化

避難地域：東京電力（株）福島第一原子力発電所事故による避難指示区域が含まれる市町村（南相馬市、双葉郡及び相馬郡飯館村）

3.4.5. 大規模出水による河畔の汚染状況の変化

公園 A の空間線量率の測定結果について図 13 に示す。令和元年東日本台風通過前（2018 年 1 月 31 日）の空間線量率の平均値は 0.30 $\mu\text{Sv/h}$ 、台風通過後（2019 年 10 月 17 日）の平均値は 0.20 $\mu\text{Sv/h}$ であった。2 度の測定の間物理減衰によって空間線量率は 13%低下するため、これを考慮すると台風等の降雨の影響によって空間線量率は台風通過前から 23%低下した。2015 年 9 月の台風第 18 号の通過後には空間線量率が通過前から 14%低下していたことから、令和元年東日本台風の影響は以前の台風と比べても強かったことが明らかとなった。この影響度の違いは侵食・堆積の規模の違いによるものと

考えられる。令和元年東日本台風の通過後には、公園の航空写真(図 13)からも判別できるように、新田川沿いで河川敷の土砂が多量に侵食されており、台風前の測定で線量が最も高い箇所が流失し、公園の護岸が露出していた(図 14(a))。

このエリアには元々放射性セシウムが高濃度で蓄積されていたが、2015 年台風第 18 号の通過によって濃度の低い土砂が表面に堆積することで遮蔽され、空間線量率が低下していた。ただし図 14(b)に示すように、護岸上には土砂が堆積し植生が繁茂したままであった。令和元年東日本台風による空間線量率低下への影響は土砂の侵食による放射線源の消失によって生じているため、2015 年台風第 18 号の通過の際に生じた遮蔽に比べて効果が大きかったと考えられる。他方、公園内の新田川及び公園北側の支川の周辺には砂が多量に堆積していたことから(図 14(c)、(d))、公園内部における空間線量率の低下は遮蔽による影響であったと考えられる。

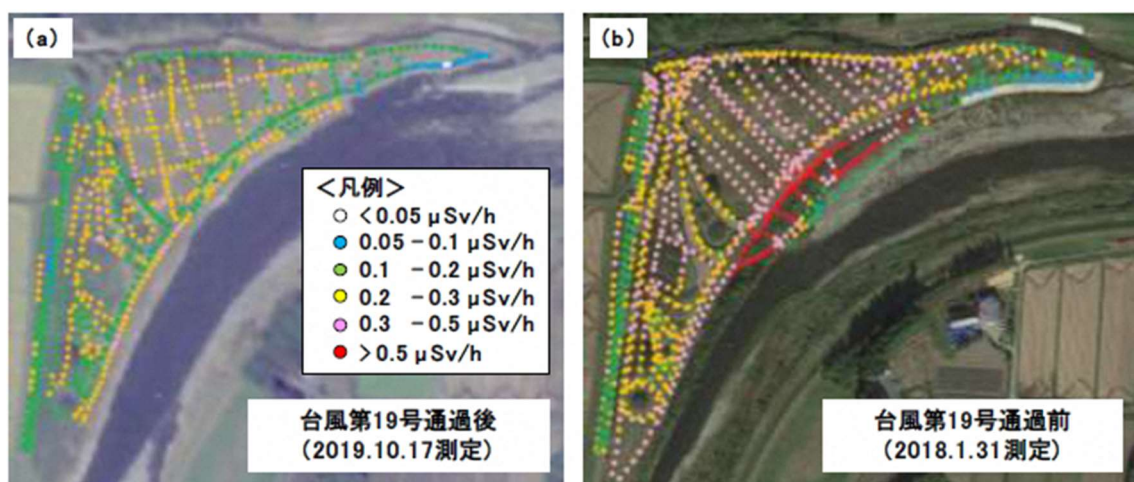


図 13. 公園 A における空間線量率分布。(a)令和元年東日本台風通過後、(b)通過前

注：(a)の背景写真は内閣情報調査室¹⁷⁾が 2019 年 10 月 17 日に撮影した衛星画像である。(b)の背景写真は Google Earth Pro¹⁸⁾より取得した(撮影日：2018 年 10 月 21 日)。

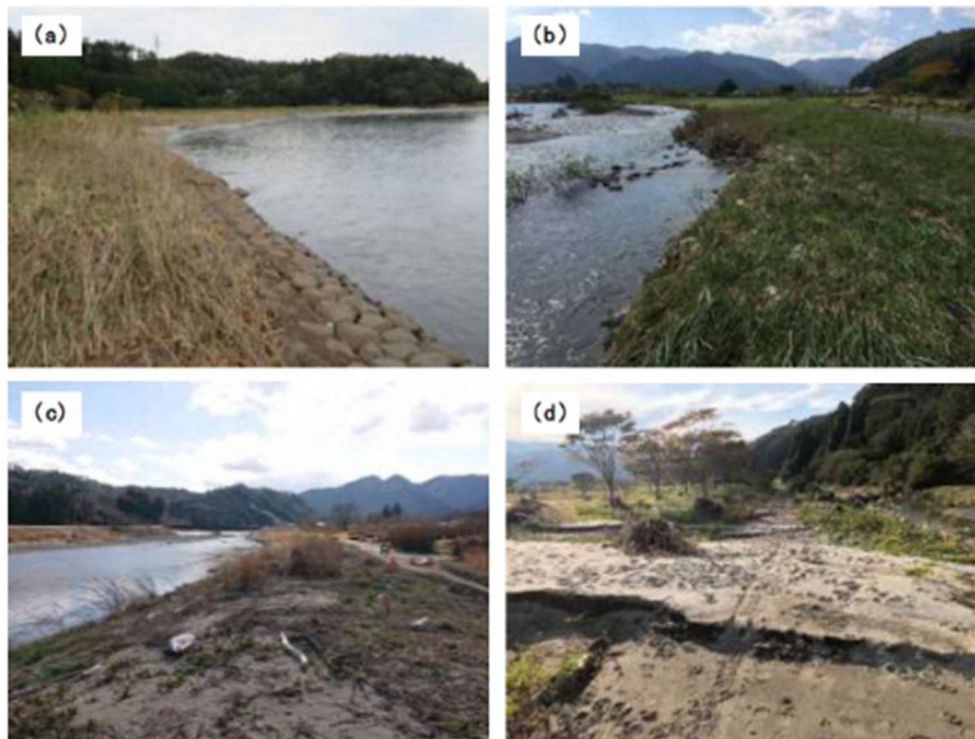


図 14. 河川敷の状況写真

(a) 令和元年東日本台風通過に伴う河岸堆積物の侵食により露出した河川敷護岸、(b) 侵食される前の河川敷で(a)を反対側から撮影した(2015年9月28日撮影)、(c) 新田川沿いに堆積した土砂、(d) 公園北側の支流沿いに堆積した土砂

公園 B における空間線量率の平均値は、台風通過前が $0.21 \mu\text{Sv/h}$ 、台風通過後が $0.16 \mu\text{Sv/h}$ であった。物理減衰を補正すると、令和元年東日本台風等の降雨による影響で通過前から 12%低下したことになる(図 15)。2015 年台風第 18 号の影響では通過前から 5%低下したことと比較すると、公園 A と同様、令和元年東日本台風の方が空間線量率を大きく低下させていた。公園 B については 2015 年台風第 18 号が通過した際には公園内の侵食・堆積はほとんど生じていなかったが、令和元年東日本台風の通過に伴い公園全体で冠水し、公園上流側の河道に変化が生じていたほか、公園内には特に上流側において砂や礫等が多量に堆積していた。上流側で空間線量率の低下が著しいことから、主に堆積土砂の遮蔽によって空間線量率が低下したものと考えられる。

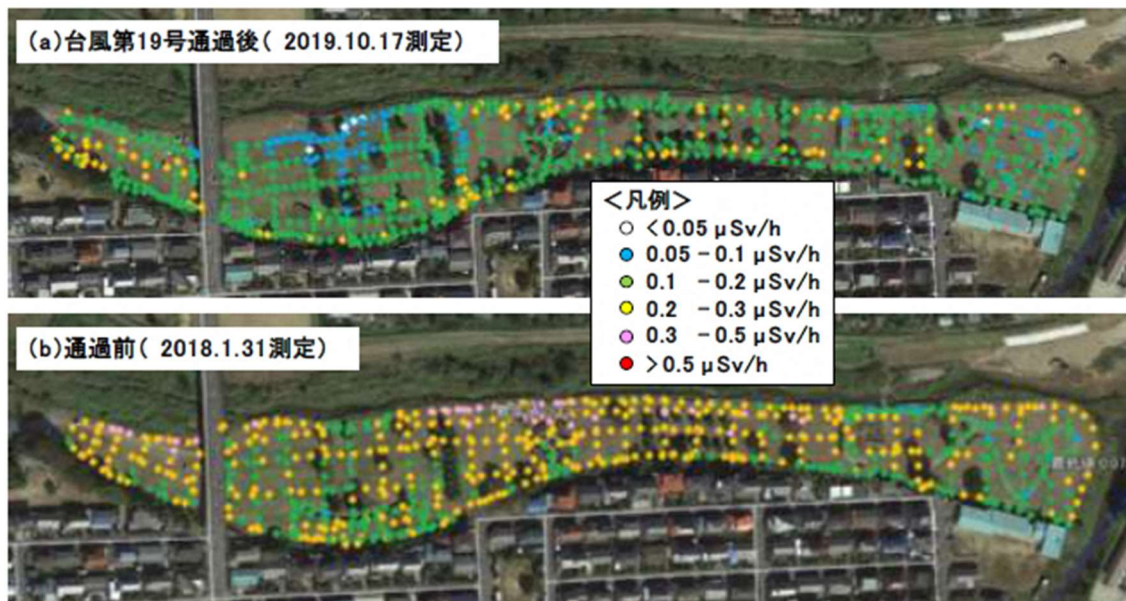


図 15. 公園 B における空間線量率分布。(a) 台風第 19 号通過後、(b) 通過前
注：背景写真は Google Earth Pro¹⁸⁾ より取得した（撮影日 2018 年 10 月 21 日）。

上小国川調査地においては河道内部だけでなく河川周囲の堤防上においても空間線量率が低下していた。河道内は直前に行われた河道掘削工事によって土砂の大半が撤去されていたが、河道内には新たに砂から礫に属する堆積物が多量に堆積していた。

本調査の結果、今回調査した全地点において令和元年東日本台風によって一般には再汚染は生じておらず、むしろ自然減衰（例えば、侵食、土砂の堆積）の作用によって空間線量率が低下していたことが確認された。

3.5. まとめ

本プロジェクトではまず、既往知見をもとに、福島県に適用可能な陸水域の放射性セシウム対策を整理した。また、河川敷に設定した試験地において、放射性セシウムの空間分布を踏まえた除染手法の有効性を実証するとともに、除染試験後にその効果が持続することを明らかにした。下流の河川敷には放射性セシウムが集積する場合があるものの、2015 年台風 18 号や県内に大きな被害をもたらした令和元年東日本台風のような大規模出水では土砂の堆積等に伴う再汚染はみられず、むしろ自然の除染作用が働き空間線量率が低下することを確認した。これらのことから、河川敷における外部被ばくは限定的であることが明らかとなった。このほか、世論調査結果の解析によって、汚染の深刻な地域において水環境に対する根強い不安が残されていることが確認された。

なお、本研究成果は福島県の関係各課に順次情報提供された。その後、河川敷の除染手法は河川整備施策への反映が行われた。

引用文献

- 1) 文部科学省(2011)文部科学省による第 3 次航空機モニタリングの測定結果について。

- https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/5000/4858/24/1305819_0708.pdf
- 2) 湊進 (2006) 日本における地表 γ 線の線量率分布. 地学雑誌, 115, 87-95.
 - 3) JAEA 放射性物質モニタリングデータの情報公開サイト.
<https://emdb.jaea.go.jp/emdb/>
 - 4) JAEA 福島環境安全センター業務概況 除染・減容技術の高度化.
<https://fukushima.jaea.go.jp/fukushima/work/work3.html>
 - 5) 気象庁 各種データ・資料. <http://www.jma.go.jp/jma/menu/menureport.html>.
 - 6) 福島県 福島県県政世論調査. <https://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/01010e/kouchou1-439.html>
 - 7) Konoplev A., Golosov V., Wakiyama Y., Takase T., Yoschenko V., Yoshihara T., Parenjuk O., Cresswell A., Ivanov M., Carradine M., Nanba K., Onda Y. (2018) Natural attenuation of Fukushima-derived radiocesium in soils due to its vertical and lateral migration. *Journal of Environmental Radioactivity*, 186, 23-33.
 - 8) Nakanishi T., Sato S., Matsumoto T. (2019) Temporal changes in radiocesium deposition on the Fukushima Floodplain. *Radiation Protection Dosimetry*, 184, 311-314.
 - 9) 環境省 (2013) 除染関係ガイドライン (第 2 版).
http://josen.env.go.jp/material/pdf/josen-gl-full_ver2_supplement_1803.pdf
 - 10) 農林水産省 (2016) ため池の放射性物質対策技術マニュアル (第 2 版).
https://www.maff.go.jp/j/nousin/saigai/attach/pdf/tamemanu_zentai-3.pdf
 - 11) IAEA (2006) Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: Twenty years of experience report of the Chernobyl forum expert group 'environment'. Vienna.
 - 12) Nakao, A., Funakawa, S., Tsukada, H., Kosaki, T. (2012) The fate of caesium-137 in a soil environment controlled by immobilization on clay minerals. *SANSAI Environ. An Environmental Journal for the Global Community*, 6, 17-29.
 - 13) Tanaka, K., Kondo, H., Sakaguchi, A., Takahashi, Y. (2015) Cumulative history recorded in the depth distribution of radiocesium in sediments deposited on a sandbar. *Journal of Environmental Radioactivity*, 150, 213-219.
 - 14) 伊達市 (2015) だて復興・再生ニュース (第 22 号).
<https://www.city.fukushima-date.lg.jp/uploaded/attachment/16650.pdf>
 - 15) Konoplev, A., Golosov, V., Laptev, G., Nanba, K., Onda, Y., Takase, T., Wakiyama Y., Yoshimura, K. (2016) Behavior of accidentally released radiocesium in soil-water environment: Looking at Fukushima from a Chernobyl perspective. *Journal of environmental radioactivity*, 151, 568-578.
 - 16) 南相馬市 (2016) 平成 27 年度第 2 回個人積算線量測定 (27 年 7 月～27 年 9 月) 結果.
https://www.city.minamisoma.lg.jp/portal/health/hoshasen_hibaku/3/1/3/4954.html
 - 17) 内閣情報調査室 (2019) 令和元年台風第 19 号に係る被災地域に関する加工処理画像について (第 2 報) <https://www.cas.go.jp/jp/houdou/191017csice.html>
 - 18) Google Earth Pro 航空写真. <https://www.google.co.jp/earth/>

4. FIP4 GPS 歩行サーベイによる環境マッピング技術の開発※¹

4.1. 要旨

福島県では局所的な空間線量率の分布を調査するためのツールとして GPS 歩行サーベイによる環境マッピング技術の開発を行った。

本報告においては、同技術の開発において必要となったパラメータの検証結果及び開発の経緯について報告する。

4.2. 目的

福島県では、東京電力(株)福島第一原子力発電所事故後の県内の空間線量率の把握のため、モニタリングポスト等による定点測定及び、GPS 連動型の空間線量率測定装置 KURAMA (Kyoto University Radiation Mapping system) -Ⅱ を利用した自動車走行サーベイ（以下「走行サーベイ」という。）による空間線量率測定を実施し、県のホームページ上で県民への情報提供を行っている（図 1、2）。



図 1. 現在実施されているモニタリングの例

(a) : 定点測定の例（リアルタイム空間線量率測定システム）

(b) : 走行サーベイの例（路線バス後部に搭載した KURAMA-Ⅱ）

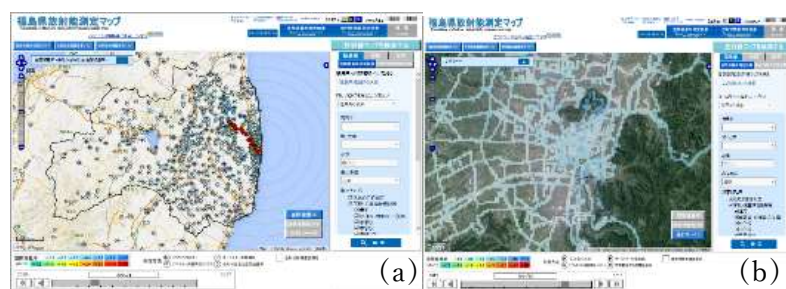


図 2. 福島県放射能測定マップ (<http://fukushima-radioactivity.jp/pc/>)

(a) : 定点測定の表示例

(b) : 走行サーベイの表示例

※¹ 2015 年度終了テーマにつき、前プロジェクトの最終報告書からの再掲（一部表現修正）及び最近の活用状況を追記

福島県内におけるモニタリングポスト等による定点での測定は、2016年3月時点では3,500地点以上で行われている。また、これらを補完する目的で路線バスなどによる走行サーベイが実施されている。

しかし、住宅地周辺の路地、公園及び森林など、定点測定や走行サーベイの実施が難しい場所や、同じ施設・敷地内においても測定する場所により空間線量率が異なる場合がある（図3）。このため、定点測定や走行サーベイに加え、より詳細な空間線量率の分布を把握するための測定技術も必要であり、その測定結果を分かりやすく公表することが求められている。

そこで、定点測定や走行サーベイの実施が難しい住宅地周辺の路地、公園、森林等を補完するため、IAEAが開発している無人飛行機（以下「UAV」という。）と併せて、GPS歩行サーベイ（以下「歩行サーベイ」という。）による環境マッピング技術の開発を行った。

福島県とIAEAでは「GPS歩行サーベイによる環境マッピング技術（FIP4）」と「無人飛行機（UAV）による環境マッピング技術（FCP3）」を分担して開発し、これらの技術を組み合わせ、測定結果を可視化することにより、より詳細で効果的な空間線量分布マップの作成を行うこととした。

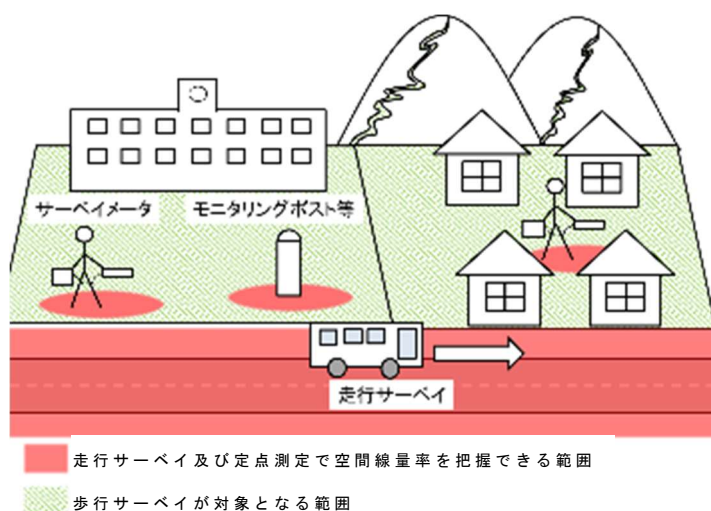


図3. 従来の測定法での測定範囲

4.3. 実施内容

4.3.1. 機器の整備

歩行サーベイには京都大学が開発したKURAMA-IIを利用することとし、歩行サーベイに適した構成となるように5台分の機材を整備した（図4）。橙色のバックパックにはCsI（Tl）シンチレーション検出器（以下「低空間線量率用CsI検出器」という。）と高精度GPSが収納されている。低空間線量率用CsI検出器で得られた空間線量率のデータと高精度GPSで得られた位置情報を組み合わせ、歩きながら測線上の空間線量率を測定していく。



図 4. 歩行サーベいの機器

(a) : 装置外観

(b) : 低空間線量率用 CsI 検出器（浜松ホトニクス C12137-01）
高精度 GPS（SOKKIA GIR1600）

測定画面を図 5 に示す。測定間隔は 3 秒、5 秒などから選択することができる。測定を開始すると現在位置及び空間線量率等の情報がノート型パソコンに記録され、パソコンの画面には位置情報、空間線量率、トレンド及びマッピング結果が表示される。

測定者は画面を見て測定位置や空間線量率等を確認しながら詳細な測定を行うことができる。



図 5. パソコン表示画面

4.3.2. GIS（地理情報システム）を利用したマッピング技術の開発

歩行サーベイにより得られた空間線量率及び位置情報のデータ、並びに UAV による航空サーベイにより得られた同様のデータを取り込み、組み合わせて地図上にマッピングする GIS ツールの仕様検討及び開発を行った。図 6 にツールの概要を示す。

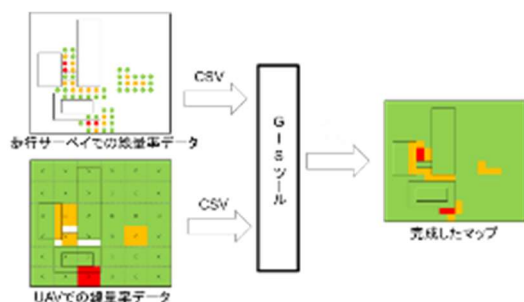


図 6. GIS ツールの概要

年月日	時間	緯度	経度	標高	速度	方位	線量率	検出器温度
2015/3/15	12:17:05	37.47682	140.9572	25.8	0.5	98.95	1.71	15.51
2015/3/15	12:17:08	37.47679	140.9572	26.7	8.5	165.71	1.78	15.51
2015/3/15	12:17:11	37.47676	140.9572	27.5	8.5	193.67	1.83	15.53
2015/3/15	12:17:14	37.47672	140.9572	28.2	7.8	168.79	1.73	15.53
2015/3/15	12:17:17	37.47669	140.9572	28.6	9.6	187.57	1.76	15.53
2015/3/15	12:17:20	37.47666	140.9572	28.9	8.9	224.37	1.78	15.54
2015/3/15	12:17:23	37.47663	140.9571	29.2	11.4	229.71	2.01	15.54
2015/3/15	12:17:26	37.47661	140.9571	29.2	10.4	221.91	1.98	15.54
2015/3/15	12:17:29	37.47657	140.9571	29.2	9.2	196.46	1.91	15.56
2015/3/15	12:17:32	37.47654	140.9571	29.3	9.1	190.88	1.96	15.56
2015/3/15	12:17:35	37.4765	140.9571	29.3	11.6	183.68	2.03	15.56
2015/3/15	12:17:38	37.47646	140.9571	29.3	9.2	186.22	2.14	15.56
2015/3/15	12:17:41	37.47643	140.9571	29.3	10.5	186.58	2.14	15.58
2015/3/15	12:17:44	37.47639	140.9571	29.2	7.7	151.32	2.16	15.58
2015/3/15	12:17:47	37.47636	140.9571	29.3	7.8	174.76	2.09	15.58

図 7. 空間線量率等のデータ

また、この GIS ツールでは歩行サーベイの結果からコンター図を作成することができる。歩行サーベイによりパソコンに取り込まれた CSV 形式のデータはエクセル形式のデータに変換される（図 7）。データに含まれる緯度、経度の情報から GIS ツールを用いて空間線量率の情報を持つポイントデータを作成する（図 8）。これを IDW (Inverse Distance Weighting、逆距離加重法) など任意の内挿補間のアルゴリズムを用いて、未測定的位置の空間線量率を推定し、コンター図を作成できる（図 9）。

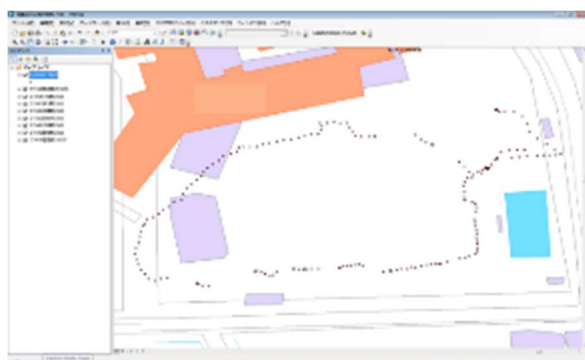


図 8. 地図データと空間線量プロット

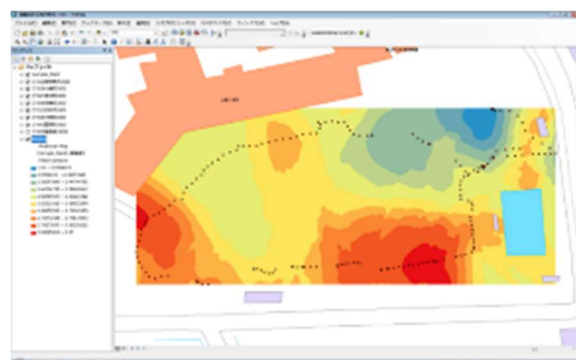


図 9. 内挿補間された空間線量マップ

4.3.3. 歩行サーベイの実施

補正係数など、歩行サーベイに必要なパラメータの収集を行い、いくつかのエリアで歩行サーベイを実施した。

4.3.4. マニュアルの整備

歩行サーベイの使用方をまとめたマニュアルを整備した。マニュアルは写真と文章を組み合わせて、未経験者でも分かりやすくなるように作成した。

4.4. 結果

4.4.1. 歩行サーベイに必要なパラメータの収集

歩行サーベイのフィールドテストを実施し、評価解析に向けたデータを収集した（図 10）。データは方向特性及び適切な測定密度の確認並びに補正係数の決定を行うため収集した。



図 10. 歩行サーベイ風景

4.4.1.1. 方向特性の確認

歩行サーベイは、測定者自身による 遮へいのため、方向によって放射線源からの寄与が異なる（図 11）。このため歩行速度を変化させて線源をまたぐように往復して歩行サーベイを行い、方向特性の影響を確認した。

その結果、ピークが現れる場所にずれが生じたものの、そのずれは 2 メートル程度の範囲に収まり、測定値における空間線量率の最大値は往路と復路ではほぼ同じであった（図 12）。また、歩行速度を遅くすると空間線量率分布のピークは鋭く高くなることが確認できた（図 13、図 14）。したがって、一定の歩行速度において方向特性による歩行サーベイの測定値への影響は小さいと考えられた。



図 11. 方向特性の測定

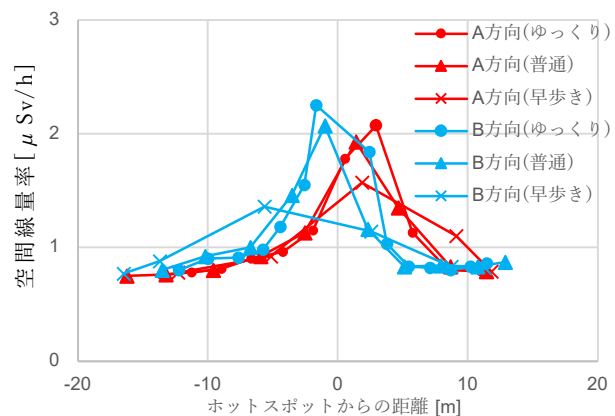


図 12. 速度と方向を変えての測定



図 13. 歩行速度の変化

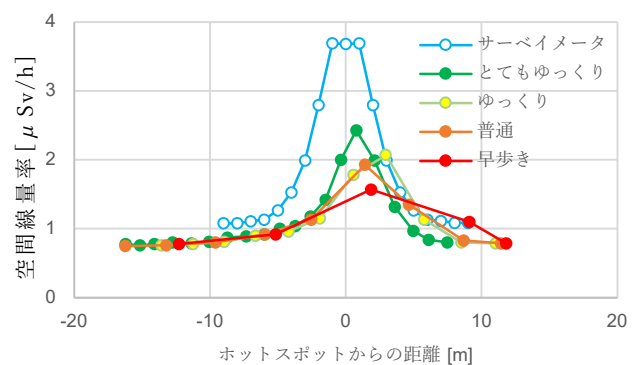


図 14. 歩行速度による測定値の変化

4.4.1.2. サーベイメータとの比較試験による補正係数の決定

トレーサビリティのある校正を実施した NaI (T1) シンチレーション式サーベイメータ (TCS-172B。以下「サーベイメータ」という。) による 1 m 高さでの空間線量率を最も確からしい値として、歩行サーベイの測定値と比較した (図 15)。

比較は空間線量率の異なる複数地点で行った。それぞれの地点では、方向特性を緩和するため東西南北の 4 方位を向き、各方位 5 回ずつの測定を行った。そして全方位の平均値をその地点の測定値とした。その後、サーベイメータに対する歩行サーベイの測定値をプロットし、補正係数を求めた。

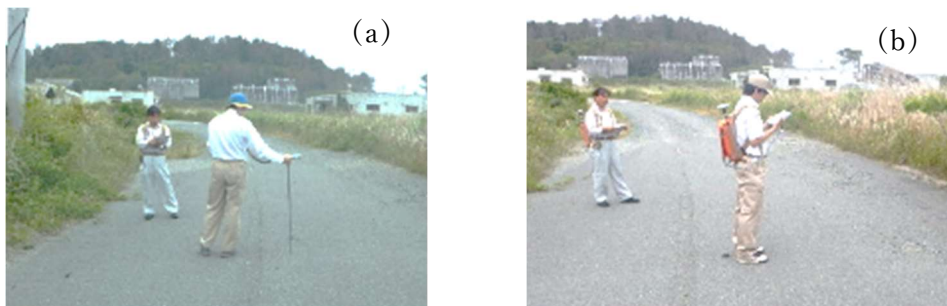


図 15. 比較の様子

(a) : サーベイメータでの測定

(b) : 歩行サーベイでの測定

ともに 4 方位に向きを変えながら測定を実施している

比較の結果を図 16(a)に示す。サーベイメータの測定値で $1 \mu\text{Sv/h}$ 以下では、サーベイメータに対する歩行サーベイの測定値にはよい直線性が見られた。しかし、サーベイメータでの測定値が $1 \mu\text{Sv/h}$ を超えた辺りからこの直線性は崩れた。これは、低空間線量率用 CsI 検出器に過大な数の放射線が入射し、計数が間に合わずに数え落としが発生しているためと考えられた。

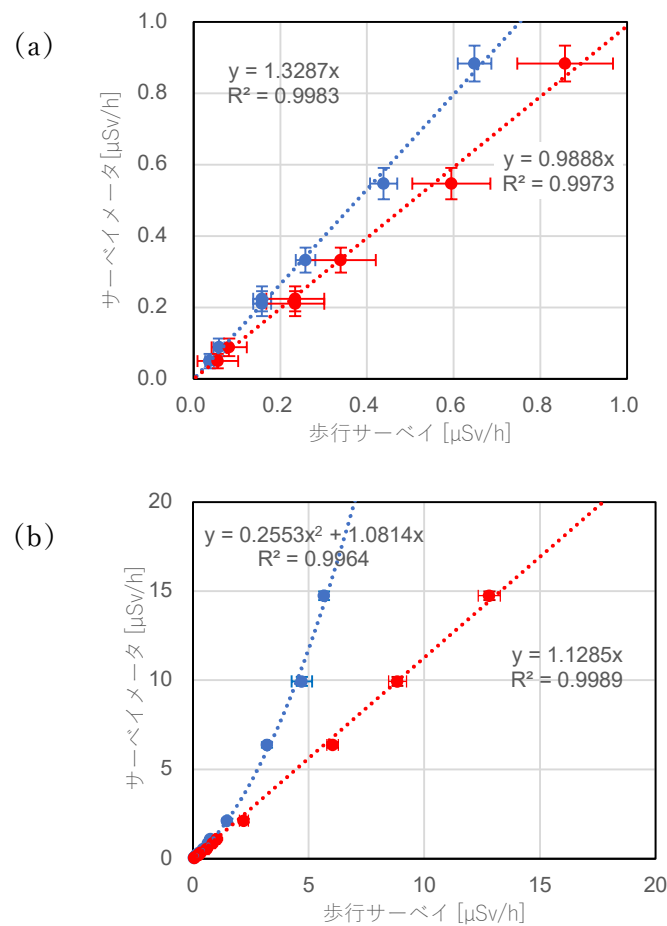


図 16. サーベイメータと歩行サーベイの比較

(a) : 1 $\mu\text{Sv/h}$ 以下のデータをプロットした図

(b) : 全てのデータをプロットした図

● : 低空間線量率用 CsI 検出器（セシウム 137, 662keV に対する測定範囲 0.001 ~ 10 $\mu\text{Sv/h}$ ）と NaI サーベイメータの比較

● : 高空間線量率用 CsI 検出器（セシウム 137, 662keV に対する測定範囲 0.01 ~ 100 $\mu\text{Sv/h}$ ）と NaI サーベイメータの比較

なお、近似曲線については測定機器等からのセルフدوز（自己放射能）の影響はないものとし、切片を 0 としている。

このことを踏まえ、検出器を高空間線量率用 CsI の検出器（図 17）に変えて、再度サーベイメータと測定値を比較した。その結果を図 16(b)に示す。検出器を変えた結果、高空間線量域においてもサーベイメータに対する測定値の直線性が保たれていることを確認した。



図 17. 高空間線量率用 CsI 検出器（浜松ホトニクス C12137）

また、フィールドテストにおいても高空間線量用 CsI 検出器は低空間線量率用 CsI 検出器に比べて高い空間線量率まで測定できていることを確認した。これは同一地点で検出器を変えての歩行サーベイ結果を示した図 18 からも確認できる。高空間線量率用 CsI 検出器では低空間線量率用 CsI 検出器と比較し、指示値の最大値が上昇し、赤色で示される高空間線量率の部分が現れ、放射線を数え落としすることなく測定していることがわかる。

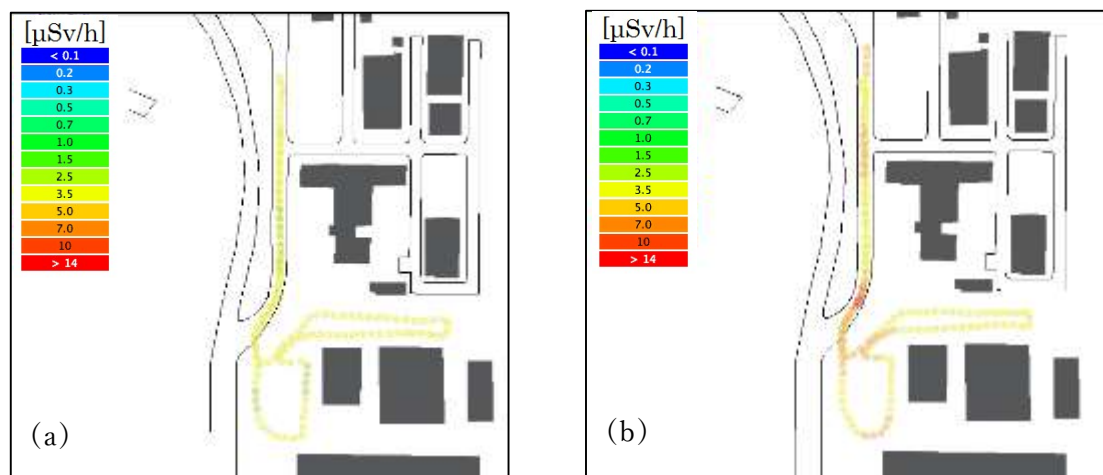


図 18. 検出器を変えての歩行サーベイ

(a) : 低空間線量率用 CsI 検出器での歩行サーベイ

指示値の範囲は 2.77~5.99 $\mu\text{Sv/h}$

(b) : 高空間線量率用 CsI 検出器での歩行サーベイ

指示値の範囲は 5.00~29.5 $\mu\text{Sv/h}$

以上の比較試験により、歩行サーベイの補正係数は、1 $\mu\text{Sv/h}$ 以下の地点で低空間線量率用 CsI 検出器を用いる場合については 1.3 とし、高空間線量率用の CsI 検出器を用いる場合については 1.1 とした。

4.4.1.3. 測定値のばらつきの確認

低空間線量率域における測定時間 3 秒でのばらつきを確認するため、定点測定を実施した。定点測定は低空間線量率用 CsI 検出器と高空間線量率用 CsI 検出器の両方で行った。

この結果、低空間線量率域においては高空間線量率用 CsI 検出器による測定値のばらつきの方が大きくなった (図 19)。測定値の標準偏差を平均値で除した変動係数は低空間線量率用 CsI 検出器が 19.7%であったのに対し、高空間線量率用では 42.7%となった。これは検出器のシンチレータである CsI 結晶の大きさの違いによるもので、結晶のサイズが大きい低空間線量率用は係数率が大きいため誤差が小さくなり、逆に結晶のサイズが小さい高空間線量率用では計数率が小さいため誤差が大きくなったと考えられる。

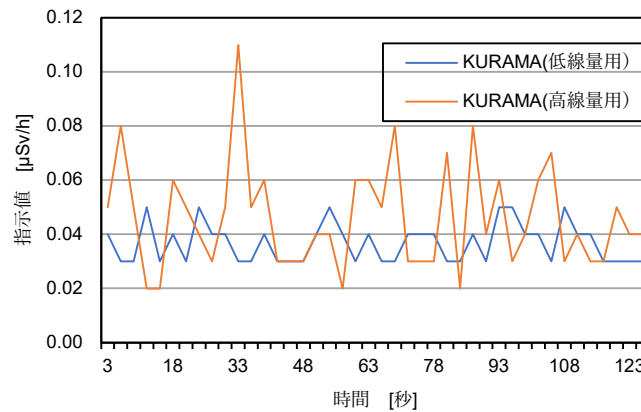


図 19. 測定値のばらつきの確認

したがって、空間線量率が $1 \mu\text{Sv/h}$ 未満の地点では低空間線量率での変動の小さい低空間線量率用 CsI 検出器を用いることとし、 $1 \mu\text{Sv/h}$ を上回る地点では高空間線量率用 CsI 検出器を用いることとした。

4.4.2. 歩行サーベイの実施

運用の検討及び基礎データの取得を目的として、条件の異なる場所で歩行サーベイを行った。以下にその例を示す。

4.4.2.1. 福島市西部での歩行サーベイ

福島市西部において歩行サーベイを試験的に実施した。当該地点中央にアスファルトによる舗装面があり、その縁には側溝がある。その外側は遮蔽物がなく大きく開けており、草地が広がっている。

この地点における歩行サーベイの結果を図 20 に示す。歩行サーベイを実施した範囲の中心は舗装面であり、周囲に比べて空間線量率が低くなっている。これは舗装面の除染が容易であるため、及びウェザリングの効果が大きいためと考えられる。また、側溝の近傍では周囲より空間線量率が上昇する傾向が見られた。これは周囲から放射性物質の流入があるためと考えられる。

密度高く歩行サーベイを行ったことから、GIS ツールによる内挿補間 (IDW) を試みた (図 21)。内挿補間の結果においても舗装面では空間線量が低く、側溝付近では空間線量が高くなる傾向がみられた。

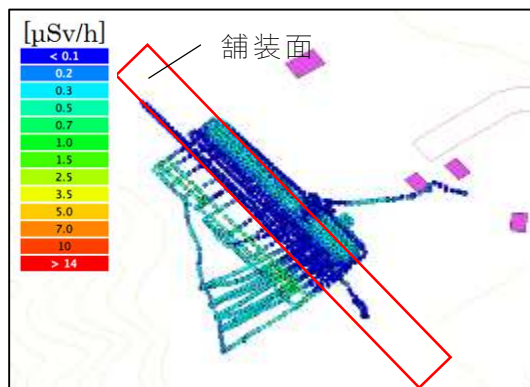


図 20. 福島市西部における歩行サーベイ結果

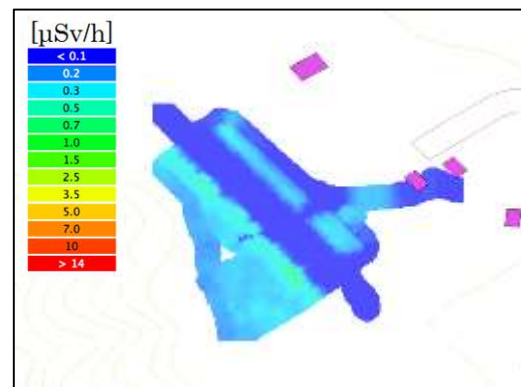


図 21. IDW による内挿補間の結果

4.4.2.2. 仮置場周辺での歩行サーベイ

福島県中通り地方にある仮置場及びその周辺で歩行サーベイを行った（図 22）。図中の赤枠部内が仮置場となっているが、仮置場近傍の空間線量率は、周辺の空間線量率と同等かそれ以下となっており、この仮置場では外部への除去土壌等の影響は見られなかった。

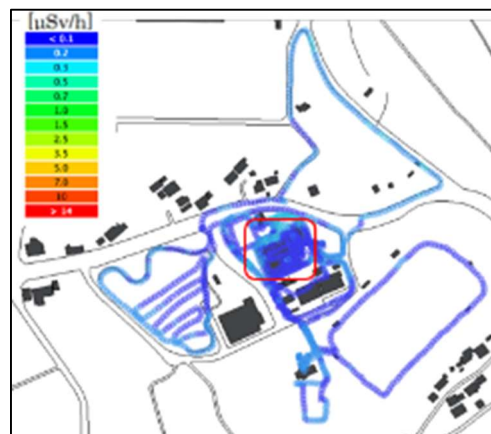


図 22. 線量マップ
赤枠部内が仮置場

4.4.2.3. 浜通り地方（避難指示区域外）での歩行サーベイ

福島県浜通り地方（避難指示区域外）の河川周辺で歩行サーベイを行った（図 23、24）。図中左側には舗装面があり、その他は砂利あるいは草地であった。舗装面では空間線量率が低く、その他の区域についてはほぼ一様の空間線量分布であった。

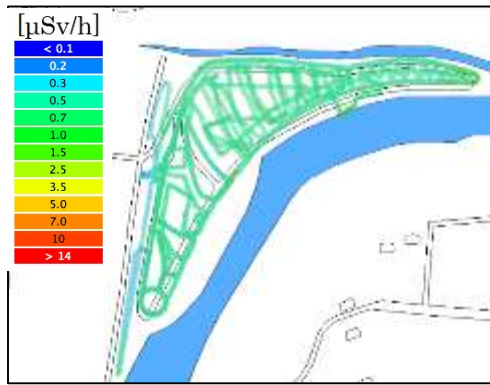


図 23. 空間線量マップ

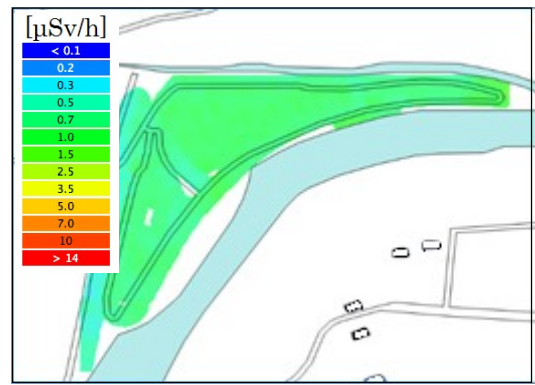


図 24. IDW による内挿補間の結果

4.4.2.4. 帰還困難区域内での歩行サーベイ

福島県の帰還困難区域内で歩行サーベイを行った（図 25、図 26）。歩行サーベイを行った区域はほぼ一様な草地であった。空間線量率についてもほぼ一様で大きな偏りは確認されなかった。

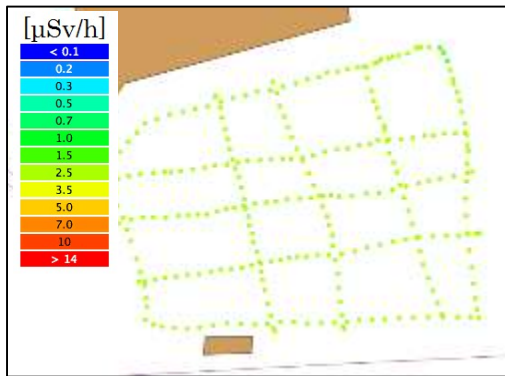


図 25. 空間線量マップ

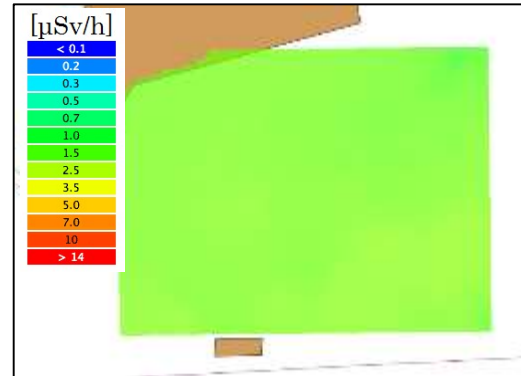


図 26. IDW による内挿補間の結果

4.5. まとめ

2015 年度までに歩行サーベイの開発は一定の成果が得られた。

機材の整備については京都大学の KURAMA を基本とし、より歩行サーベイに適した構成とした。そして、得られたデータの解析や UAV による航空機サーベイなどのモニタリングとの連携を想定し、GIS データ処理システムを整備した。

また、方向特性や校正定数など測定に必要なデータを収集し、歩行サーベイでの空間線量率測定が可能となった。そこで、いくつかの地点で歩行サーベイを実施し、空間線量率の測定や GIS データ処理システムによるコンター図の作成ができることを確認した。

そして、未経験者でも利用できるようにマニュアルを整備した。

2016 年度からは、市町村等の求めに応じて歩行サーベイを実施、または貸し出しするなどして活用しており、近年では、公共事業（里山再生モデル事業等）の放射線モニタリングに活用している。

5. FIP5 放射性物質を含む廃棄物の適正な処理の検討

5.1. 要旨

福島県内で発生する放射性セシウムを含む廃棄物を適正かつ円滑に処理・処分するため、燃焼条件等による焼却灰への放射性セシウムの移行挙動、粘土鉱物による焼却灰中放射性セシウムの溶出抑制及び埋立処分場内における放射性セシウムの挙動についての研究を行った。併せて、放射性セシウムを含む廃棄物を埋め立てた埋立処分場に関して、IAEA から提供された埋立処分クリアランスツールによる安全性評価並びに将来予測及び日本と海外の埋立処分場におけるモニタリング等の放射性セシウムに関する対策の比較を行った。

5.2. 目的

東京電力(株)福島第一原子力発電所の事故により飛散した放射性セシウムを含む一般廃棄物を焼却処理すると放射性セシウムは焼却灰に移行、濃縮する。事故から10年が経過し放射性セシウム濃度は相当程度低減したとはいえ、日常の一般廃棄物の焼却により放射性物質を含む焼却灰が日々発生しており、これを適正に処理処分することが課題となっている。特に放射性セシウムを含む廃棄物の最終的な受け入れ先となる埋立処分場においては、放射性セシウムを漏らさず減衰まで安全に貯留し続けることが求められる。そのため福島県では放射性セシウムを特に多く含む焼却飛灰から放射性セシウムが漏れないようにする手法、埋立処分場のからの放射性セシウムの浸出挙動の調査、個別処分場の安全性評価及び埋立終了後等のモニタリング等の管理に関しての事例収集を行うこととした。

5.3. 焼却灰中への放射性セシウム分配

廃棄物の焼却によって、排ガス処理の過程で発生する飛灰、炉底から排出される主灰の2種類の焼却灰が発生する。飛灰中の放射性セシウムは濃度が高く水に溶けやすいが主灰中の放射性セシウムは濃度が低く水に溶けにくいという特性がある。そこで、洗浄による放射性セシウムの分離や、放射性セシウムの安全な保管などの目的に応じ飛灰あるいは主灰への放射性セシウムの分配をコントロールする手法の探索を行った。

併せて、排ガス処理過程で飛灰を収集する設備であるバグフィルターを交換した際に発生する塵ろ布を焼却施設内で焼却処理する際の安全性を確認するため、塵ろ布の焼却試験を実施しその際に排出される排ガス及び焼却灰の調査を行った。

5.3.1. 実施内容

5.3.1.1. 放射性セシウムの主灰/飛灰間の分配

一般に、放射性セシウムは燃焼時に揮発し、主灰より飛灰に移行することが知られている。表1は原発事故の年に福島県内に設置されている11か所の一般廃棄物焼却施設における放射性セシウムの主灰/飛灰間の分配の状況を示している。この表から廃棄物由来の放射性セシウムの6割程度が飛灰に移行していることが分かる。

表 1. 福島県内の一般廃棄物焼却施設における放射性セシウムの
主灰/飛灰への分配率

施設	焼却能力 [t/d]	集じん方式	ごみ焼却量 (2011年度) [t/y]	焼却灰発生量		放射性Cs濃度		放射性Cs分配率	
				主灰	飛灰	主灰	飛灰	主灰	飛灰
				[t/y]		[Bq/kg]		[%]	
A	105	BF	16,035	2,053	632	12,220	49,400	45	55
B	120	BF	28,964	4,019	747	3,910	34,900	38	62
F	80	BF	20,230	2,190	1,076	16,640	33,900	50	50
G	100	EP	30,111	2,912	737	3,920	36,300	30	70
H	90	BF	16,948	1,392	681	1,494	6,640	31	69
J	60	BF	10,181	1,342	336	639	4,650	35	65
N	50	BF	837	93	41	3,140	13,110	35	65
P	50	BF	8,906	720	422	2,269	5,690	40	60
Q	150	EP	35,612	4,797	724	7,540	45,500	52	48
R	40	BF	12,401	2,190	262	2,200	17,360	51	49
S	30	BF	4,574	381	86	1,706	12,260	38	62

注1. この表の値は、水分や添加薬剤量による補正を行っていない。注2. 焼却炉の型式はいずれもストーカー炉。

注3. 放射性Cs濃度は2011年7月の測定結果。注4. 集じん方式 BF: バグフィルター、EP: 電気集じん機

上記の放射性セシウムの移行を規定している要因を、①燃焼温度、②空気比、③ごみ質、④薬剤の添加、⑤灰の粒径の5要因に整理した。

これら各要因のうち、運転中のごみ焼却施設における試験では、②空気比（空気量）の変更は排ガス速度等の様々な要素に影響を与える上、燃焼バランスの変化により一般廃棄物の完全燃焼にも影響するおそれがあること、③ごみ質の制御は不可能であること、⑤灰の粒径コントロールは技術的に難しいことから検討対象項目から外し、①燃焼温度及び④薬剤添加と放射性セシウム移行挙動の関係について、実証試験を行った。

5.3.1.1.1. 燃焼温度を変えた試験

試験は福島県内に存在する市町村所有の一般廃棄物焼却施設のうち、A～Dの4施設（いずれもストーカー炉）の協力を得て実施した。

燃焼室出口温度条件を通常よりも50℃程度上下させたときの主灰/飛灰への放射性セシウムの分配率を通常運転時の分配率と比較した。

通常運転時よりも50℃高い、あるいは50℃低い燃焼室出口温度を得るために、燃焼室に供給される燃焼用空気（一次空気）の温度を温度高運転時には通常運転時の温度から約50℃上昇、温度低運転時には50℃低下させる方法によることとした。なお、灰の巻き上げによる灰の飛散率（主灰と飛灰の生成割合）が変化しないように、燃焼用空気（一次空気）の量は変化させないこととした。炉内水噴霧や二次空気量の設定等は各施設で異なっている。

真の燃焼温度（炉内の燃焼帯）は直接測定できないため、施設で測定している燃焼室出口温度を燃焼温度の指標とし、この温度の変化が放射性セシウムの移行挙動に与える影響を評価した。しかし、施設Cでは、二次空気吹込みの自動制御が解除できず、燃

焼室出口温度の変化が実際の炉内温度の変化に対応しない可能性があるため、試験のために炉内に熱電対を挿入して炉内の温度を測定し、この温度を燃焼温度の指標とした。

また、試験運転の継続時間は燃焼状態の安定化に要する時間や、投入した一般廃棄物が焼却残渣である主灰として排出されるまでに要する時間を考慮し、1日（24時間）を基本単位とした。

主灰、飛灰及び排ガスの採取場所と採取時刻について、飛灰、排ガスは当該試験条件での運転を開始後1時間以上経過してから採取した。主灰は、焼却炉及び搬送装置内での滞留時間が長いから、搬送装置等の諸元に基づいた滞留時間の計算結果とマーカートテスト（金属缶をマーカーとして一般廃棄物と一緒に投入したトレーサ試験）で確認された搬送装置内滞留時間に基づき試料採取開始時刻を決定した。

図1に例として、施設Aの焼却施設内における主灰、飛灰及び排ガスのサンプル採取場所と主灰の推定滞留時間を示した。

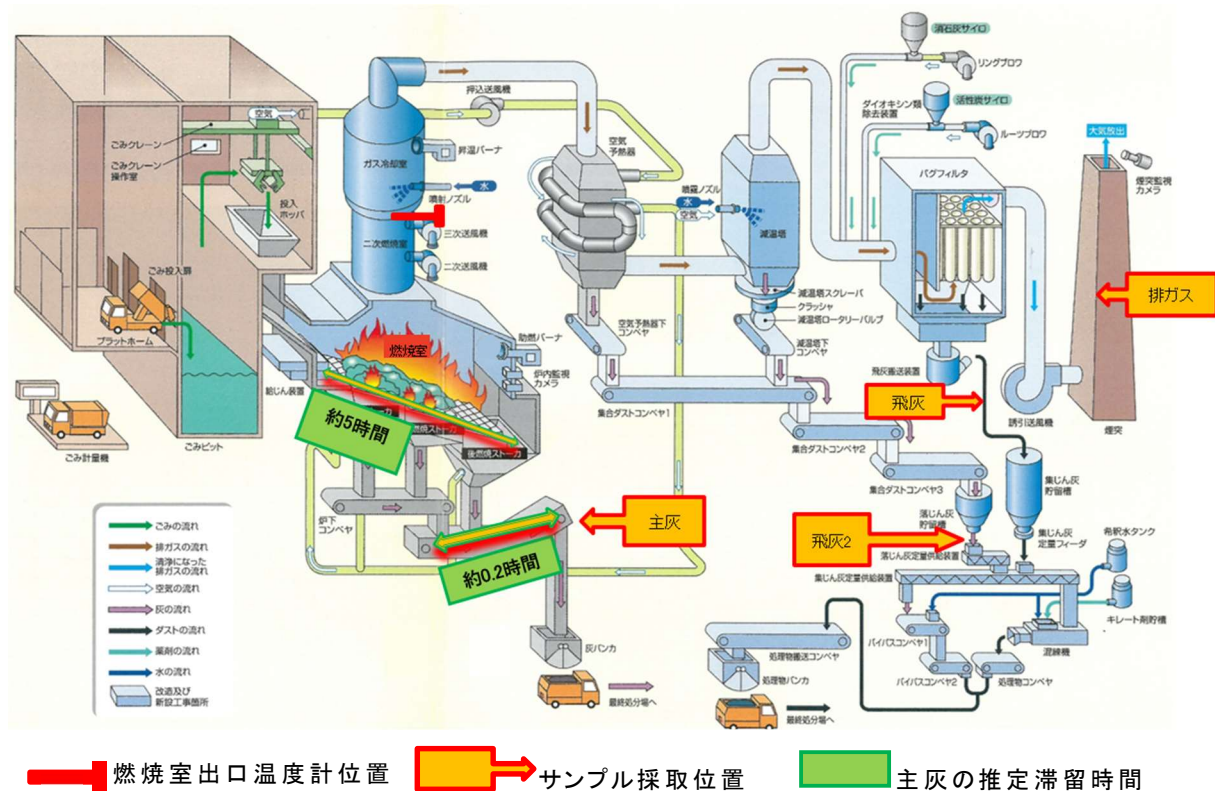


図1. サンプル採取場所とシステム内滞留時間（施設A）

以上のようにして採取した主灰、飛灰及び排ガスについて、表2に示す測定及び分析を行った。

表 2. 採取した試料と測定項目

・ごみ質	水分、灰分、可燃分、低位発熱量、種類組成 元素分析(C、H、N、O、S、Cl)
・主灰	放射性Cs濃度 ^(注1) 、熱しゃく減量 ^(注2) 元素分析(Cs、Na、K、Ca、Mg、Al、Si、P、Fe)
・飛灰	放射性Cs濃度 ^(注1) 、 元素分析(Cs、Na、K、Ca、Mg、Al、Si、P、Fe)
・排ガス	放射性Cs濃度 ^(注3) ダイオキシン類 ^(注2)

注1: 主灰、飛灰は1時間ごとに4試料を採取して、その混合物を分析試料としたが、
混合前の各4試料についても放射性物質濃度をNaI(Tl)シンチレーション
スペクトロメータで簡易測定
注2: 温度低条件のとき、燃焼悪化のないことを確認するため実施
注3: 温度高条件及び揮発促進剤添加のとき、セシウム増加のないことを
確認するため実施

もっとも基本的な情報であり、その違いが焼却過程での放射性セシウムの挙動を規定していることが考えられるごみ質の分析結果を表 3 に示す。

表 3. ごみ質測定結果

施設		A施設1回目		A施設2回目	B施設		C施設		D施設	
採 取 日		6月26日	6月27日	10月15日	7月9日	7月10日	7月29日	7月30日	11月25日	11月28日
見かけ比重 (kg/m ³)		220	217	131	139	223	97	126	184	176
水 分 (%)		45.65	47.12	39.18	43.16	45.13	36.38	45.78	49.38	45.15
灰 分 (%)		9.72	6.32	10.16	8.00	7.36	5.54	6.14	8.15	6.86
低位発熱量 (kJ/kg)		8,460	9,380	9,920	8,330	9,420	12,100	10,130	7,700	8,620
組成分析 (乾重量比)	紙・布類 (%)	53.0	38.4	39.4	59.2	45.4	56.3	37.5	39.0	49.7
	ビニール・合成樹脂・ゴム・皮革類 (%)	22.6	27.1	18.6	15.5	21.2	22.7	32.9	21.4	24.1
	木・竹・ワラ類 (%)	13.7	10.0	24.8	8.1	11.2	6.7	12.0	14.1	8.3
	厨芥類 (%)	3.7	14.3	9.5	13.9	10.4	9.2	8.4	14.9	10.0
	不燃物類 (%)	2.3	2.4	5.1	0.4	4.6	0.6	2.5	4.3	0.7
	その他(5mm以下) (%)	4.7	7.8	2.6	2.9	7.2	4.5	6.7	6.3	7.2
	合計 (%)	17.9	12.0	16.6	14.2	13.4	8.7	11.3	16.1	12.5
乾燥ごみ の灰分	紙・布類 (%)	5.6	4.4	5.0	7.7	2.9	4.9	4.3	3.7	4.5
	ビニール・合成樹脂・ゴム・皮革類 (%)	1.9	1.2	1.0	0.9	1.4	1.2	1.6	1.9	2.7
	木・竹・ワラ類 (%)	4.7	1.1	3.1	1.6	0.4	0.4	0.7	0.8	0.9
	厨芥類 (%)	0.7	1.0	1.1	2.5	1.5	0.6	0.6	3.1	1.7
	不燃物類 (%)	2.3	2.4	5.1	0.4	4.6	0.6	2.5	4.3	0.7
	その他(5mm以下) (%)	2.7	1.9	1.3	1.1	2.6	1.0	1.6	2.3	2.0
	合計 (%)	17.9	12.0	16.6	14.2	13.4	8.7	11.3	16.1	12.5
元素分析	炭素 (%)	40.36	49.98	47.11	44.15	48.27	50.91	54.47	44.37	46.90
	水素 (%)	6.36	8.10	7.19	6.49	7.19	8.23	9.30	7.07	7.10
	窒素 (%)	0.71	0.81	1.16	1.18	1.48	0.56	0.66	0.97	0.61
	硫黄 (%)	0.08	0.07	0.00	0.07	0.08	0.06	0.07	0.06	0.07
	塩素 (%)	0.31	0.16	0.81	0.15	0.57	0.42	0.42	0.21	0.21
	酸素 (%)	36.20	31.07	31.48	34.20	33.19	31.68	26.00	34.97	33.17

地域や季節の違いとごみ質との明瞭な関係は認められない。低位発熱量に着目すると、施設 A 及び B は 8,330～9,920 kJ/kg であったが、施設 C ではいずれも 10,000 kJ/kg を超え、夏季としては発熱量の高い一般廃棄物であり、逆に施設 D は秋季の 11 月末であるにもかかわらず、最も発熱量が低かった。

5.3.1.1.2. 連続サンプリング試験

運転条件の管理ではなく、通常運転時のままの燃焼温度と放射性セシウムの焼却灰への移行挙動（分配）を把握するための実証試験を実施した。

2施設（施設 B、F（いずれもストーカー炉））において 5 日間連続で 2 時間毎に主灰、飛灰を採取し、各々 NaI(Tl) シンチレーションスペクトルメーター（以下「NaI」という。）で測定した。また、各日の最初の 4 試料を混合したものについて、ゲルマニウム半導体検出器（以下「Ge」という。）により放射性セシウム含有量の測定を行うとともに、元素分析（Cs、Na、K、Ca、Mg、Al、Si、P、Fe）を行い、通常運転時の燃焼温度と放射性セシウムの移行挙動（主灰/飛灰への分配）の関係を調査した。

主灰、飛灰の採取場所や採取時刻の設定方法は 5.3.1.1.1. の試験の方法に倣った。

5.3.1.1.3. セシウム揮発促進剤・抑制剤の効果確認試験

放射性セシウムの揮発を促進することが期待される消石灰（ Ca(OH)_2 ）を添加する試験と放射性セシウムの揮発を抑制することが期待されるベントナイト（粘土）を添加する試験を以下の順に実施した。

① 施設 A において消石灰 2.4%およびベントナイト 2.2%添加試験

② 消石灰添加効果の再現性確認のために施設 A において、消石灰 2.6%および消石灰 5.5%添加試験

③ 施設固有の現象かどうかの確認のために施設 D において消石灰 2.2%添加試験

消石灰、ベントナイトの添加は、クレーンによるごみ投入ホッパへの一般廃棄物の投入ごとに一般廃棄物の上面に散布する方法で行った。

5.3.1.2. バグフィルター廃ろ布の適正処理試験

施設 B（ろ布素材がガラス繊維）及び施設 E（ろ布素材がテフアイヤー[®]）それぞれにおいて、廃ろ布を混焼しない通常の運転（Run-1）および放射性セシウムを含む廃ろ布の投入割合及び投入時間の間隔を変えた一般廃棄物との混焼試験（Run-2, Run-3）を実施した（表 4）。廃ろ布の混焼割合は、施設 B では実際に処理を行ったことのある施設のアンケート調査結果を基に、平均的な 0.20%と最大の 0.40%との 2 ケースとした。また、施設 E では、『清掃技報第 8 号平成 20 年東京二十三区清掃一部事務組合』などを参考にして、0.03%とした。炉型は両施設ともストーカー炉である。

ろ布に付着した飛灰に起因する放射性セシウムの影響やガラス繊維がごみの燃焼状態に与える影響、あるいはテフアイヤー[®]の燃焼で発生するフッ素化合物の影響について、試験前と試験時の焼却灰や排ガスを採取、分析し、あるいは施設が実施する計測データを収集し、その影響を調査した。サンプル採取場所や採取時刻の設定方法は 5.3.1.1.1. の方法に倣った。

表 4. 廃ろ布混焼試験の内容

施設名		B施設(60t/炉・日)			E施設(75t/炉・日)		
ろ布の材質		ガラス繊維			テフアイヤー®		
Run		Run1	Run2	Run3	Run1	Run2	Run3
焼却条件	混焼割合	通常 運転	0.20%	0.40%	通常 運転	0.03%	
	投入量		6.4kg/h	12.8kg/h		0.90kg/h	
	投入間隔		1.5本/0.5H	3本/0.5H		0.5本/1H	1.5本/3H
	継続時間		6H	6H		6H	6H
測定項目	廃ろ布	放射性Cs			○		
	排ガス	放射性Cs	○	○	○	-	○
		塩化水素	-	○	○	-	○
		硫酸化合物	-	○	○	-	○
		窒素化合物	-	○	○	-	○
		ダイオキシン類*2)	-	-	○	-	○
		フッ素化合物	-	-	-	○	○(4回)
	主灰	放射性Cs*1)	○	○	○	○	○
		熱しやく減量*2)	-	-	○	-	○
	飛灰	放射性Cs*1)	○	○	○	○	○
*1)NaI測定用に1時間に1回、計5回採取し、内4試料を混合、分取してGe測定用1試料とする *2) 最も厳しい条件のRUNで実施。		・ろ布の寸法164mmφ×5,250mmL ・重量は2.38kg/本 (製造メーカーの規格値: 880g/m ² から算出)			・ろ布の寸法140mmφ×6,000mmL ・重量は2.0kg/本(施設側実測値)		

-:測定実施せず

5.3.2. 結果

5.3.2.1. 放射性セシウムの主灰/飛灰間の分配

5.3.2.1.1. 燃焼温度を変えた試験

試験で得られた放射性セシウムの移行、分配に関するデータを表 5 に示す。温度変更等の操作を行わない通常運転時を基準運転とした。

試験は 4 施設で実施したが、施設 C では温度高運転で基準より高い炉内温度が得られなかった。

また、施設 D では、温度低運転で期待する低い燃焼室出口温度が得られなかった。

表 5. 各施設、各試験における燃焼温度と放射性セシウムの移行

施設	実施 月日	試験	一次空気 温度	燃焼室 出口温度	放射性Cs濃度 [Bq/kg] (測定値)		放射性Cs濃度 [Bq/kg] (補正值) ^{*2}		Csの飛灰への 分配率%	飛灰/主灰 Cs濃度 ^{*3}
			[°C]	[°C]	主灰	飛灰	主灰	飛灰		
A	6/23	基準1	125	904	1,580	8,300	1,900	13,000	60	6.8
	6/24	基準2	121	912	1,750	10,300	2,100	16,000	63	7.6
	6/26	温度高1	183	964	2,020	10,800	2,500	17,000	61	6.8
	6/27	温度高2	189	950	1,460	13,500	1,900	21,000	72	11.1
	7/2	消石灰 2.4%	119	923	840	14,800	1,100	23,000	84	20.9
	7/3	ベントナイト 2.2%	123	940	1,990	14,600	2,400	23,000	69	9.6
A追加	10/14	基準	121	904	1,260	14,500	1,400	20,000	76	14.3
	10/16	消石灰 2.6%	116	891	920	15,700	1,200	22,000	83	18.3
	10/17	消石灰 5.5%	116	904	540	10,400	650	15,000	84	23.1
B	7/8	温度低1	101	855	1,020	5,700	1,200	6,800	68	5.7
	7/9	温度低2	103	842	900	4,600	980	5,500	67	5.6
	7/10	温度高1	200	946	940	5,100	1,000	6,100	68	6.1
	7/11	温度高2	194	956	590	4,700	630	5,600	76	8.9
C	7/28	基準1	52	933 (1043) ^{*1}	930	7,800	1,100	12,000	71	10.9
	7/29	温度高1	100	931 (984) ^{*1}	1,110	6,400	1,300	9,900	64	7.6
	7/30	温度高2	100	924 (1040) ^{*1}	1,740	9,600	1,800	15,000	63	8.3
	7/31	基準2	52	937 (1075) ^{*1}	1,490	9,500	1,700	15,000	64	8.8
D	11/25	基準1	178	880	480	1,590	430	2,900	54	6.7
	11/26	温度低1	129	867	480	1,450	430	2,600	52	6
	11/27	温度低2	134	873	453	1,470	400	2,600	54	6.5
	11/28	基準2	177	883	530	1,250	470	2,200	46	4.7
	11/29	消石灰 2.2%	178	893	410	1,280	360	2,300	53	6.4

(*)1 熱電対による実測炉内温度
 (*)2 測定値から、プロセス途上で加えられた排ガス処理剤や水分等について補正した値。
 (*)3 補正値を用いた値

温度高運転で高い燃焼温度を得られた施設 A、B では、温度高運転 2 日目に飛灰への分配率が増加していた。1 日目のデータを除いて直線近似すると、焼却温度 10°C 上昇あたり、分配率 2.6%（施設 A）、0.8%（施設 B）の上昇が得られた（図 2、3）。

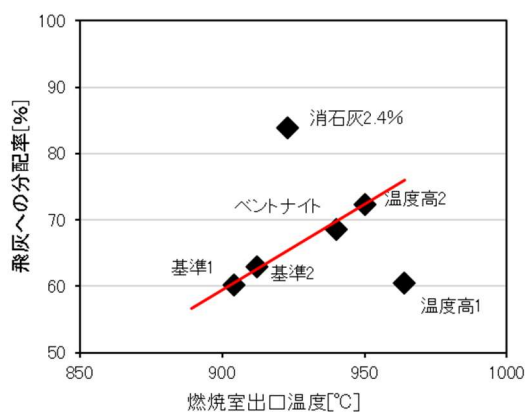


図 2. セシウムの飛灰への分配率と燃焼室出口温度（施設 A）

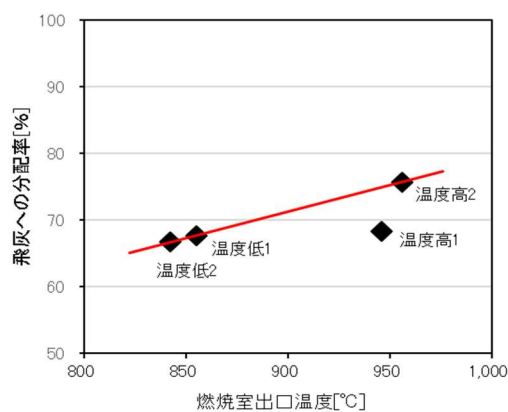


図 3. セシウムの飛灰への分配率と燃焼室出口温度（施設 B）

燃焼温度条件を基準運転から温度高運転に変更した前後での温度や放射性セシウムの移行状況の変動を見るため、施設 B の試験中 2 日間にわたって 2 時間おきに主灰、飛灰のサンプリングを行い、NaI 測定を実施した。これにより、温度低運転から温度高運転への切り替えに伴って、燃焼室出口温度が 850℃ から 950℃ へと期待どおり約 100℃ 上昇していること、温度の上昇に伴って放射性セシウム濃度の飛灰/主灰比が上昇していることが確認できた（図 4）。

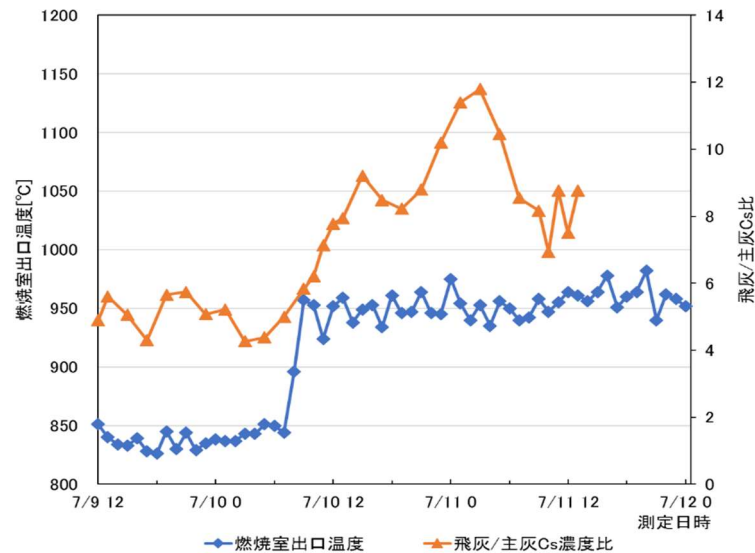


図 4. 燃焼室出口温度と放射性セシウム濃度の飛灰/主灰比（施設 B）

5.3.2.1.2. 連続サンプリング試験

試験時の燃焼室出口温度、NaI 測定で求めた主灰及び飛灰中の放射性セシウム濃度、これら放射性セシウム濃度に基づく放射性セシウムの飛灰への分配率（乾灰換算）、Ge 測定で求めた放射性セシウム濃度に基づく放射性セシウムの飛灰への分配率（乾灰換算）の関係を施設 B、施設 F それぞれ図 5、6 に示す。

燃焼室出口温度と放射性セシウムの飛灰への移行に明瞭な関係は見いだせなかった。

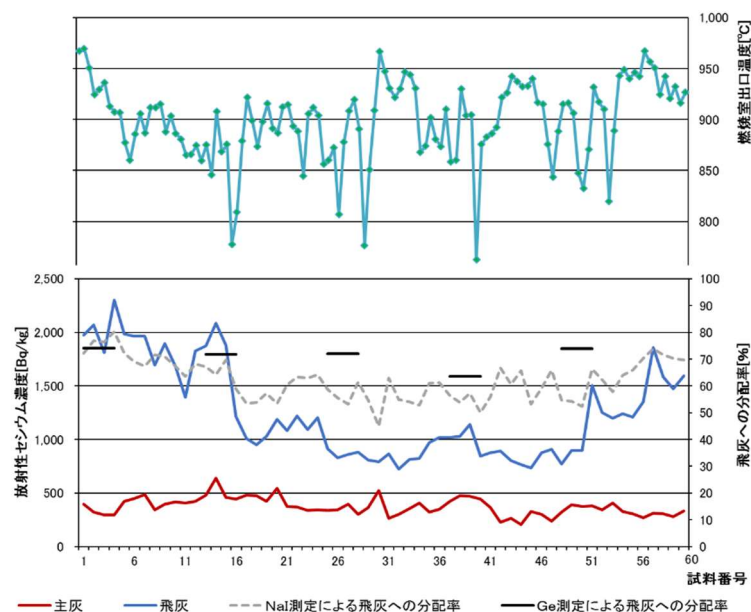


図 5. 施設 B における主灰、飛灰中の放射性セシウム濃度、NaI 測定と Ge 測定による放射性セシウム分配率（乾灰換算）と燃焼室出口温度

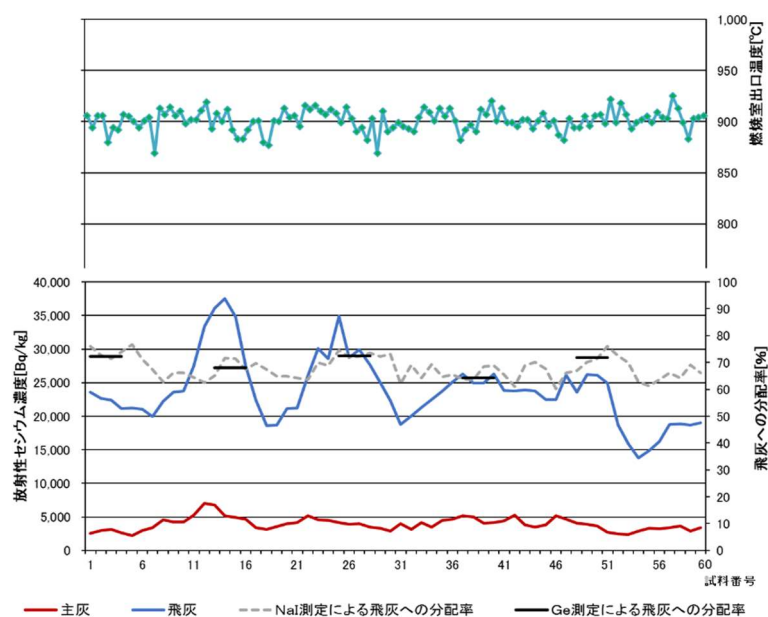


図 6. 施設 F における主灰、飛灰中の放射性セシウム濃度、NaI 測定と Ge 測定による放射性セシウム分配率（乾灰換算）と燃焼室出口温度

NaI 測定結果に基づいた飛灰への放射性セシウム分配率と温度の関係（図 7、8）を見ると、施設 B では燃焼室出口温度の上昇に伴い飛灰への分配率も上昇しており、温度と放射性セシウムの飛灰への分配率の間には正の相関が認められる。なお、施設 B で認められる何回かの温度の急激な低下は汚泥の投入に対応しており、ごみ質も大きく変化していると想定されることに留意が必要である。施設 F は燃焼室出口温度の変動幅が小さく、分配率と燃焼室出口温度に明確な比例関係は認められない。

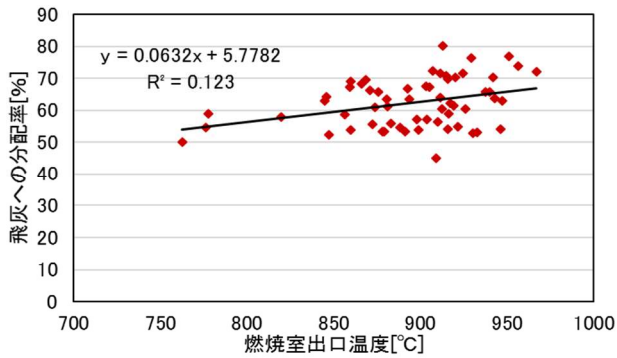


図 7. NaI 測定結果に基づく放射性セシウムの飛灰への分配率と燃焼室出口温度の関係（施設 B）

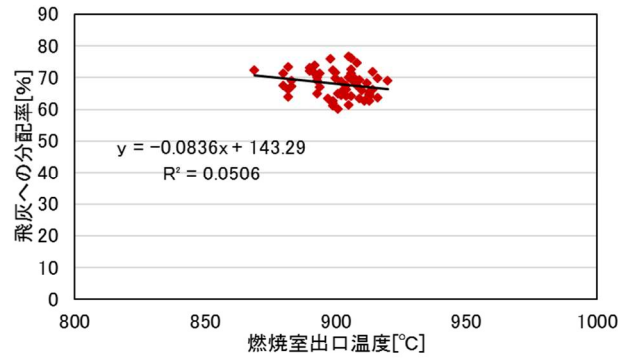


図 8. NaI 測定結果に基づく放射性セシウムの飛灰への分配率と燃焼室出口温度の関係（施設 F）

施設 B、F での実証試験の 5 日間の灰の化学組成から求めた焼却前の一般廃棄物の塩基度と飛灰への放射性セシウムの分配率(図 9、10)を見てみると、施設 F では両者の間に正の相関が認められるが、施設 B では確認できない。

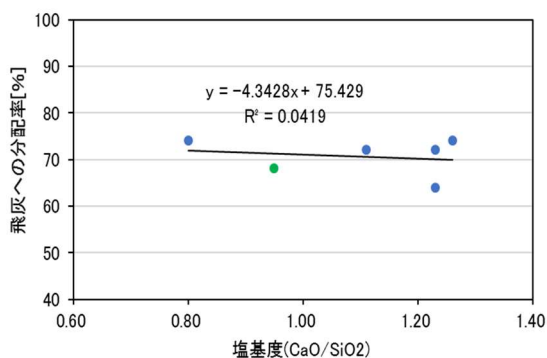


図 9. 灰の組成から求めた 5 日間の一般廃棄物の塩基度と飛灰への放射性セシウム分配率(施設 B)

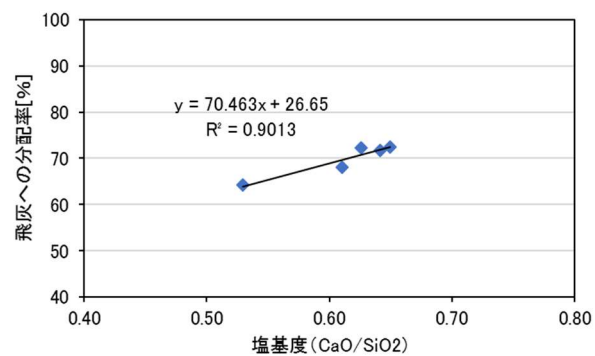


図 10. 灰の組成から求めた 5 日間の一般廃棄物の塩基度と飛灰への放射性セシウム分配率(施設 F)

5.3.2.1.3. セシウム揮発促進剤・抑制剤の効果確認試験

施設 A での 1 回目の消石灰 $\text{Ca}(\text{OH})_2$ 添加試験 (5.3.1.1.3. ①) で顕著な飛灰への放射性セシウム分配率の上昇(添加率 1% 当たり分配率 9.3% の上昇)を確認したが、ベントナイトの抑制効果は確認できなかった (図 11)。

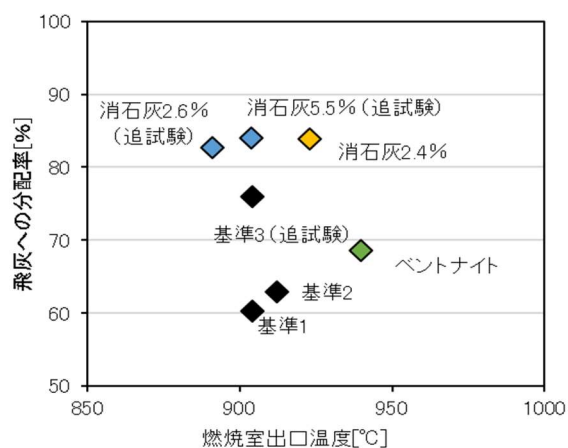


図 11. セシウム揮発促進剤・抑制剤添加の効果（施設 A）

消石灰の添加の効果の再現性の確認のために追試験を実施した。施設 A での追試験（5.3.1.1.3.②）では一定の効果を確認したが、1 回目ほど顕著なものではなく、また、施設 D での試験（5.3.1.1.3.③）では効果が確認されなかった（図 12）。

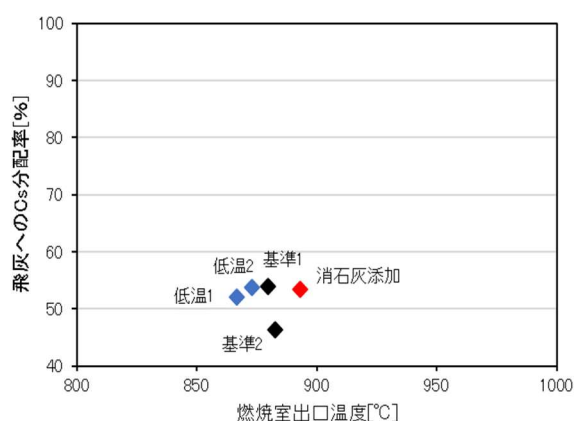


図 12. セシウム揮発促進剤添加の効果（施設 D）

焼却物の塩基度が高いと放射性セシウムの揮発が進むとされる¹⁾。表 6 は各施設の主灰、飛灰の化学分析結果から一般廃棄物の塩基度を求めてみたものであるが、施設 A の一般廃棄物の塩基度が他の施設よりも低いことを示している。低い塩基度の一般廃棄物に塩基度上昇剤である消石灰を添加したことにより、その効果が際だって現れたことが考えられる。一方、施設 D の場合は、塩基度が一定程度高いところに塩基度上昇剤を添加したため、その効果が現れなかった可能性がある。

表 6. 主灰・飛灰の化学組成からのごみの塩基度計算結果

施設	施設A						施設B		施設C		施設D		
採取月日 (2014年)	6/23	6/26	7/2	10/14	10/16	10/17	7/8	7/10	7/28	7/29	11/25	11/26	11/29
消石灰添加率[%]	－	－	2.4	－	2.6	5.5	－	－	－	－	－	－	2.2
CaO/SiO ₂	0.44	0.55	1.03※ ¹	0.65	1.02※ ²	1.42※ ²	0.82	1.11	0.96	0.62	0.67	0.75	1.42※ ³
	0.49						0.95		0.77		0.71		
(CaO+MgO+Al ₂ O ₃) /SiO ₂	0.81	0.97	1.43※ ¹	1.07	1.46※ ²	1.89※ ²	1.38	1.79	1.58	1.13	1.11	1.22	1.89※ ³
	0.88						1.56		1.33		1.16		
放射性Csの 飛灰への分配率[%]	60	61	84	76	83	84	68	68	71	64	54	52	53

※1: 6/23及び6/26の元素組成データの平均値を用いて、添加した消石灰量から計算した値

※2: 10/14の元素組成データを用いて、添加した消石灰量から計算した値

※3: 11/25及び11/26の元素組成データの平均値を用いて、添加した消石灰量から計算した値

本実証試験では、通常とは異なる運転条件で運転を行っており、排ガス濃度等に悪影響を及ぼす可能性が考えられることから、排ガス等の測定を行った。その結果、排ガス中の放射性セシウムは検出されなかった。また、排ガス中のダイオキシン類濃度、主灰の熱しゃく減量も関係法令の基準を満足するものであった（表 7）。

表 7. 主灰の熱しゃく減量及び排ガス中のダイオキシン類濃度

施設名	運転条件	測定日		排ガス中のダイオキシン類濃度 [ng-TEQ/m ³ N]		主灰の熱しゃく減量 [%]	
				測定値	基準値	測定値	基準値
施設B	温度低	2014年	7月8日	0.032	5	5.9	10
	温度低		7月9日	0.019		6.0	
施設C	温度低	2014年	11月26日	0.0004	0.1	<0.1	10
	温度低		11月27日	0.00038		0.2	

5.3.2.2. バグフィルター廃ろ布の適正処理試験

廃ろ布の一般廃棄物との混焼処理について、混焼割合を適切に管理して実施すれば安全かつ適正に処理できることを具体的に確認した。

多くの測定項目について、それらの値への廃ろ布投入の影響は認められなかった。その中で放射性セシウムの影響については、廃ろ布の混焼時の主灰と飛灰中の放射性セシウム濃度の測定結果を表 8 に示す。

表 8. 廃ろ布混焼試験時の放射性セシウム濃度（実測値）

施設		施設B			施設E		
試験RUN		RUN 1	RUN 2	RUN 3	RUN 1	RUN 2	RUN 3
廃ろ布投入量		なし	30分毎	30分毎	なし	1時間毎	3時間毎
			1.5本	3本		0.5本	1.5本
放射性Cs濃度 (Cs-134＋Cs-137合計) [Bq/kg]	廃ろ布	600			1,260		
	主灰	318	400	800	266	157	105
	飛灰	2,400	3,260	3,640	1,400	1,210	1,220

施設 B では主灰、飛灰ともに廃ろ布の投入量の増加に伴って測定値の上昇がみられたが、施設 E では変化がなかった。施設 B での主灰、飛灰中の放射性セシウム濃度の上昇は、廃ろ布に付着した放射性セシウム濃度から推定される放射性セシウム濃度より大きく、また、施設の 2015 年度の測定実績の範囲内であり、投入した廃ろ布の影響

というよりも、ごみ質の変動によるものとするのが妥当と考えられる。なお、排ガス中の放射性セシウム濃度は施設 B、E いずれも検出下限値未満であり、廃ろ布混焼による変化はなかった（表 9）。

表 9. 廃ろ布混焼試験時の排ガス中の放射性セシウム濃度

施設名			施設B			施設E			
採取場所			バグフィルタ出口			バグフィルタ出口			
採取月日(2015年)			7/28	7/29	7/30	10/26	10/27	10/28	
焼却条件			RUN1	RUN2	RUN3	RUN 1	RUN 2	RUN 3	
			ろ布投入なし	ろ布投入 1.5本/30min	ろ布投入 3本/30min	ろ布投入なし	ろ布投入 0.5本/h	ろ布投入 1.5本/3h	
放射性Cs濃度 [Bq/m³N]	ろ紙部	Cs-134	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	
		Cs-137	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	
	ドレン部	Cs-134	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	
		Cs-137	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	<0.3	
湿り排ガス量		[m³N/h]	56,000	63,900	64,600	37,600	38,500	35,300	
乾き排ガス量		[m³N/h]	44,400	54,700	52,200	26,100	27,100	25,600	
水分量		[%]	20.8	14.5	19.1	30.2	29.6	27.1	
ガス組成	二酸化炭素		[%]	2.9	2.5	3.2	5.6	6.7	6.3
	酸素		[%]	17.6	17.9	17.1	14.7	13.5	13.8
	一酸化炭素		[%]	<0.1	<0.1	<0.1	<0.01	<0.01	<0.01
	窒素		[%]	79.5	79.6	79.7	79.7	79.8	79.9

また、テフアイヤー®製のろ布を混焼した際に発生が懸念されるフッ素化合物についても、1～1.1 mg/m³N 未満となっている。燃焼状況が悪化した場合に影響を受けることが考えられる主灰の熱しゃく減量、排ガス中の有害物質、ダイオキシン類濃度等についても、両施設とも変化はなかった（表 10）。

表 10. 廃ろ布混焼試験時の排ガス中の有害物質、熱しゃく減量、ダイオキシン類

測定項目			施設B			施設E		
			RUN2	RUN3	通常時実績値	RUN2	RUN3	通常時実績値
排ガス	硫黄酸化物	(m ³ N/h)	<5	<5	<10 (2015年)	<5	<5	<3.5～80 (2015年)
	窒素酸化物	(ppm)	140	160	140～150 (2015年)	150	170	99～180 (2015年)
	塩化水素	(mg/m ³ N)	<10	<10	27～32 (2015年)	120	150	<5～310 (2015年)
	ダイオキシン類	(ng-TEQ/m ³ N)	-	0.010	0.046～0.072 (2015年)	-	0.0028	0.060～0.099 (H2015年)
主灰	熱しゃく減量	(%)	-	5.1	5.0～8.1 (2014年)	-	5.1	1.3～6.2 (2014年)

5.3.3 まとめ

一般に、放射性セシウムは燃焼時に揮発し、主灰より飛灰側に移行することが知られている。この放射性セシウムの移行を規定している要因を、燃焼温度、空気比、ごみの質、薬剤の添加及び灰の粒径の 5 要因に整理した。これら各要因のうち、比較的制御が容易である燃焼温度及び薬剤添加と放射性セシウム移行挙動の関係について、実施設

において実証試験を行った。その結果、燃焼温度を変更する方法は、廃棄物の処理及び清掃に関する法律で維持管理基準が定められていることもあり、稼働中の焼却炉において許される範囲での温度の変更自体が難しいことを確認した。また、薬剤を添加する方法は焼却ごみに消石灰を加えることで放射性セシウムの飛灰への移行の促進が一部においてみられたが、再現性に乏しいものであった。

施設 B（ろ布素材がガラス繊維）及び施設 E（ろ布素材がテフロン）、それぞれにおいて、廃ろ布を混焼しない通常の運転および放射性セシウムを含む廃ろ布の投入割合及び投入時間間隔を変えた一般廃棄物との混焼試験を実施した。その結果、バグフィルターの廃ろ布を、発生元の施設でゴミと混焼することについては、混焼割合を管理して行えば安全かつ適正に処理できることを確認した。

5.4. 放射性セシウム溶出試験

福島県内の一般廃棄物焼却施設において発生する焼却灰を採取し、放射性セシウムの溶出試験を実施した。併せてゼオライト等を用いて、放射性セシウム溶出率を低下させる手法についての室内実験を実施し、放射性セシウムの難溶化率及び重金属流出抑制剤に与える影響について調査した。

また、ゼオライトについて福島県内の実際に使用されている廃棄物焼却施設における添加試験を行い、異なる 2 つの設備においてゼオライトを添加した際の放射性セシウム溶出抑制能力、排ガス処理に与える影響及び重金属難溶化に与える影響についての調査を行った。

5.4.1. 実施内容

5.4.1.1. 放射性セシウム溶出試験

5.4.1.1.1. 主灰、飛灰からの放射性セシウムの溶出性の調査

福島県内の 15 施設の主灰、飛灰等合計 64 試料について放射性セシウムの溶出試験を実施し、放射性セシウムの溶出データを取得した。なお、一部データについては夏季と冬季の焼却灰を採取し、放射性セシウムの溶出性の季節依存性についても確認した。試験は、サンプルを有姿のまま容器に入れ、10 倍量（L/kg）の純水を加えた後に上部の液相部分をプロペラで攪拌する「JIS K0058-1 有姿攪拌試験」の方法に拠った。

5.4.1.1.2. 飛灰からの放射性セシウムの難溶化室内試験

焼却施設における飛灰の混練処理工程で添加混練することを念頭に、採取した焼却灰に放射性セシウムの溶出抑制効果が期待されるゼオライト、ベントナイト及び下水汚泥を添加剤に用いた。これら 3 種類の材料を施設 K の主灰、飛灰、ボイラー灰及び処理飛灰に異なる割合（灰の乾燥重量の 20%、5%）で添加し、かつ含水率が 30%となるように加水混合したものを異なる温度（25℃、80℃）で異なる期間（1 週間、1 ヶ月）養生し、それぞれについて放射性セシウムの溶出試験を実施した。

5.4.1.2. 放射性セシウム難溶化試験

5.4.1.2.1. ゲルマニウム半導体・有姿攪拌試験

福島県内の一般廃棄物焼却施設において採取した主灰、加湿等行った主灰（処理後主灰）、飛灰及び重金属を吸着するキレート剤の添加等の重金属溶出防止処理を行った飛灰（処理後飛灰）について、ゲルマニウム半導体検出器により放射性セシウム濃度を測定した。次いで放射性セシウムの溶出特性を調べるため、JIS K 0058-1 に従い、約 250 g の焼却灰に対して 2.5 L の超純水を用いて溶出試験を行った。放射性セシウム溶出率(%)は、 $[\text{溶出液の放射性セシウム濃度 (Bq/kg)} \times \text{溶出試験に使用した超純水の重量 (kg)} / \text{焼却灰の放射性セシウム濃度 (Bq/kg)} \times \text{有姿攪拌試験に使用した焼却灰の重量 (kg)}] \times 100$ により求めた。

5.4.1.2.2. 放射性セシウム難溶化試験（長期有姿攪拌試験）

保管時や埋立後に雨水等と接触した際に焼却灰からの放射性セシウムの溶出を抑制させる方法（難溶化手法）を検討するため、焼却灰に対して重量比 5%の酸性白土を加え、含水率を 30%となるように混練し、ゲルマニウム半導体検出器での測定と長期有姿攪拌試験を行った。攪拌時間は、6 時間、24 時間、7 日間、14 日間、30 日間に設定し、それぞれ実施した。放射性セシウム溶出率を求め、酸性白土混練の有無による放射性セシウムの溶出抑制効果を調べた。

5.4.1.2.3. 放射性セシウム難溶化試験（MP-AES・イオンクロマトグラフ試験）

酸性白土混練が焼却灰からの金属等の溶出に与える影響を調べるため、酸性白土の混練を行っていない焼却灰と混練を行った焼却灰を用いて溶出試験を行い、MP-AES 分光分析装置とイオンクロマトグラフ装置を用いて溶出液中元素等濃度を測定した。

5.4.1.3. 一般廃棄物焼却施設での焼却灰中の放射性セシウム難溶化試験

5.4.1.1.2. において焼却灰からの放射性セシウム難溶化に効果を示したゼオライトについて、実際の一般廃棄物焼却施設の 2 設備において添加試験を行い、焼却施設におけるゼオライトによる放射性セシウム溶出対策の実現可能性の検証を行った。

5.4.1.3.1. 通常運転時試験

通常運転を実施している期間を対象として合計 3 日間実施した。1 日につき、主灰・飛灰・処理後飛灰を午前(11:00)と午後(14:00)に採取し、放射性セシウム濃度や溶出特性を把握するための各試験を実施した。

5.4.1.3.1.1. ゲルマニウム半導体検出器・JIS K 0058-1 溶出試験・環告 13 号溶出試験

各試料の放射性セシウム濃度、放射性セシウムと重金属等の溶出特性を調べるため、表 11 に示す方法で試験を実施した。

表 11. 試験条件等

試料名		試験方法	使用装置	定量下限値
放射性 Cs 濃度	含有	文科省測定シリーズNo. 7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	ゲルマニウム半導体検出器 (ORTEC GEM20P4-70)	U8容器に高さ5cmで充填し、3,600秒測定
	溶出			2Lマリネリ容器に高さ12cmで充填し、20,000秒測定
pH	JIS K 0058-1		東亜ディーケーケー(株) GST-5741C	-
EC			東亜ディーケーケー(株) CM-30R	-
Hg	JIS K 0058-1 または 環境庁告示第13号 (環告13号)		日本インスツルメンツ(株)RA-3A	0.0005mg/L
Cd			Agilent technologies 7500ce ICP-MS または 7800 ICP-MS	0.009mg/L
Pb				0.03mg/L
As				0.01mg/L
Se				0.01mg/L
Cr				0.02mg/L
Cl-			ThermoFisher Scientific ICS-1100	0.1mg/L

5.4.1.3.1.2. 繰り返し溶出試験(JIS K 0058-1)

放射性セシウムと重金属等の繰り返し溶出量を調べるため、通常運転時試験期間中に飛灰の放射性セシウム濃度が最も高かった時間帯と同じ時間帯に採取した主灰と処理後飛灰について、表 11 に示す JIS K 0058-1 溶出試験を 4 回繰り返し行い(一度溶出試験を行った試料を再度新しい溶媒に浸し溶出試験を行う)試験毎に得られた各溶出液について、放射性セシウム濃度、重金属等濃度、pH、EC に関する試験を実施した。

5.4.1.3.1.3. 室内でのゼオライト添加試験

実施設におけるゼオライト添加試験でのゼオライト添加率を検討するため、通常運転時試験期間中に採取した飛灰と処理後飛灰の中で最も放射性セシウム濃度が高かったものに対して、ゼオライトを 5%～20%(5%間隔)の各添加率で添加し、含水率が 30%となるように加水混練を実施した。混練後の各試料に対して、表 11 に示す試験を実施し、放射性セシウム難溶化効果と重金属等の項目への影響の有無について確認を実施した。

5.4.1.3.2. 実施設での排ガス処理薬剤へのゼオライト添加試験

5.4.1.3.1. の一般廃棄物焼却施設において、ゼオライトを混合した排ガス処理薬剤を使用して、排ガス処理を 5 日間連続で行った。期間中、処理後飛灰を毎日午後(14:00)に採取し、放射性セシウム濃度や溶出特性を把握するための各試験を実施した。

5.4.1.3.2.1. 排ガス組成分析試験

混合薬剤を吹き込んだ際の排ガスへの影響有無を調べるため、混合薬剤添加試験期間中の 1 日のみを対象として、環整第 95 号別紙 3 のⅡと平成 23 年環境省告示第 111 号に示される方法で試験を実施した。

5.4.1.3.2.2. ゲルマニウム半導体検出器・JIS K 0058-1 溶出試験・環告 13 号溶出試験

混合薬剤添加試験期間中に採取した処理後飛灰の放射性セシウム濃度、放射性セシウムと重金属等の溶出特性を調べるため、表 11 に示す方法で試験を実施した。

5.4.1.3.2.3. 繰り返し溶出試験(JIS K 0058-1)

混合薬剤添加試験期間中に採取した処理後飛灰の放射性セシウム濃度の平均値を算出し、その値に最も近い試料について、表 11 に示す JIS K 0058-1 溶出試験を 4 回繰り返し行い(一度溶出試験を行った試料を再度新しい溶媒に浸し溶出試験を行う)、試験毎に得られた各溶出液について、放射性セシウム濃度、重金属等濃度、pH、EC に関する試験を実施し、さらに、溶媒を人工海水とした場合についても実施した。

5.4.1.3.3. 実施設での飛灰のキレート剤混練部へのゼオライト添加試験

5.4.1.3.1. の一般廃棄物焼却施設において、焼却灰中の重金属の難溶化処理を行うキレート剤混練機にゼオライトを添加した重金属難溶化処理を 5 日間連続で行った。期間中、処理後飛灰を毎日午後(14:00)に採取し、放射性セシウム濃度や溶出特性を把握するための各試験を実施した。

5.4.1.3.3.1. ゲルマニウム半導体検出器・JIS K 0058-1 溶出試験・環告 13 号溶出試験

混練添加試験期間中に採取した処理後飛灰の放射性セシウム濃度、放射性セシウムと重金属等の溶出特性を調べるため、表 11 に示す方法で各試験を実施した。

5.4.1.3.3.2. 繰り返し溶出試験(JIS K 0058-1)

混練添加試験期間中に採取した処理後飛灰の放射性セシウム濃度の平均値を算出し、その値に最も近い試料について、表 11 に示す JIS K 0058-1 溶出試験を 4 回繰り返し行い(一度溶出試験を行った試料を再度新しい溶媒に浸し溶出試験を行う)、試験毎に得られた各溶出液について、放射性セシウム濃度、重金属等濃度、pH、EC に関する試験を実施し、さらに、溶媒を人工海水とした場合についても実施した。

5.4.2. 結果

5.4.2.1. 放射性セシウム溶出試験

5.4.2.1.1. 主灰、飛灰からの放射性セシウムの溶出性の調査

福島県内の 15 の一般廃棄物焼却施設の主灰、飛灰からの放射性セシウムの溶出試験を実施し、一般に考えられているとおり主灰からの溶出は限られている(1%未満～16%)が、飛灰からは極めて高い割合(35%～94%)で溶出することを確認した(表 12-1、2、3、4)。

表 12-1. 溶出試験結果(1)

採取施設		A				B								C		D		E	
採取年月日		2014				2015								2014		2014		2015	
		6/23		7/2		9/7		9/8		9/9		9/10		9/11		7/28		11/25	
試料種類		主灰	飛灰	主灰	飛灰	主灰	飛灰	主灰	飛灰	主灰	飛灰	主灰	飛灰	主灰	飛灰	主灰	飛灰	主灰	飛灰
放射性Cs濃度 [Bq/kg]	Cs-134	400	2,100	300	3,900	45	380	43	320	25	280	65	250	24	190	300	1,700	92	390
	Cs-137	1,400	6,100	760	11,000	220	1,600	230	1,500	180	1,100	230	1,100	130	960	790	5,500	350	1,100
	合計	1,800	8,200	1,060	14,900	265	1,980	273	1,820	205	1,380	295	1,350	154	1,150	1,090	7,200	442	1,490
【溶出試験】 放射性Cs濃度 [Bq/L]	Cs-134	0.1	130	0.1	230	0.1	31	0.1	28	0.1	20	0.1	15	0.1	18	0.1	130	2	16
	Cs-137	1	360	3	670	1	130	0.1	110	0.1	94	0.1	70	0.1	77	2	380	5	54
	合計	1	490	3	900	1	161	0.2	138	0.2	114	0.2	85	0.2	95	2	510	7	70
溶出率		[%]		0.6		59		3.6		61		3.8		81		0		76	

表 12-2. 溶出試験結果(2)

採取施設		F										G			H		I		
採取年月日		2015										2016			2016		2016		
		10/13	10/12	10/14	10/13	10/15	10/14	10/16	10/15	10/17	10/16	3/11			3/1		3/17		
試料種類		主灰	飛灰	主灰	飛灰	主灰	飛灰	主灰	飛灰	主灰	飛灰	主灰	飛灰	処理飛灰	主灰	処理飛灰	主灰	飛灰	処理飛灰
放射性Cs濃度 [Bq/kg]	Cs-134	550	4,100	1,000	6,300	700	5,500	930	4,700	580	4,300	42	310	300	9	50	200	2,300	840
	Cs-137	2,300	17,000	4,500	27,000	3,100	23,000	3,900	20,000	2,500	18,000	220	1,600	1,500	40	260	1,200	11,000	4,200
	合計	2,850	21,100	5,500	33,300	3,800	28,500	4,830	24,700	3,080	22,300	260	1,900	1,800	49	310	1,400	13,000	5,000
【溶出試験】 放射性Cs濃度 [Bq/L]	Cs-134	3	290	3	350	2	330	1	310	2	300	<0.1	21	24	<0.1	5	1	75	80
	Cs-137	12	1,200	11	1,500	8	1,400	6	1,300	10	1,300	0.2	100	120	0.1	24	6	270	390
	合計	15	1,490	14	1,850	10	1,730	7	1,610	12	1,600	<0.3	120	140	<0.2	29	7	450	470
溶出率		[%]		5		71		3		56		3		61		1		65	

表 12-3. 溶出試験結果(3)

採取施設		J				K								L					
採取月日		8/24	2/10	8/24	2/10	8/24	2/10	8/24	2/10	8/24	2/10	8/24	2/10	8/24	2/9	8/25	2/9	8/25	2/9
試料種類		主灰		飛灰		主灰		飛灰		ポイラー灰		処理飛灰		主灰		飛灰		飛灰	
		夏	冬	夏	冬	夏	冬	夏	冬	夏	冬	夏	冬	夏	冬	夏	冬	夏	冬
灰中 放射性Cs濃度 [Bq/kg]	Cs-134	<6	10	48.3	81	74	10	340	129	553	298	274	103	31	16	244	232		
	Cs-137	44	67	315	560	404	67	2,010	841	3,110	1,960	1,640	718	174	105	1,480	1,570		
	合計	<50	77	363	641	478	77	2,350	970	3,660	2,260	1,910	821	205	121	1,720	1,800		
溶出水 放射性Cs濃度 [Bq/L]	Cs-134	<0.6	<0.4	3.9	6	<0.8	<0.4	29	10.2	19.6	11.5	26	9.2	<0.9	<0.4	19	19.5		
	Cs-137	<0.7	<0.4	24.6	42	0.8	<0.4	157	66.7	117	76.3	138	62.1	<0.7	0.5	113	134		
	合計	<1.3	<0.8	28.5	48	<1.6	<0.8	186	76.9	137	87.8	164	71.3	<1.6	<0.9	132	154		
溶出率 (Cs-134+Cs-137)		[%]		<26.0		<10.4		78.5		74.9		<3.3		<10.4		79.1		79.3	
溶出率(Cs-137)		[%]		<15.9		<6.0		78.1		75		2		<6.0		78.1		79.3	

※試料採取は2016年8月から2017年2月にかけて実施

表 12-4. 溶出試験結果(4)

採取施設		M								N				O			
採取月日		8/25	1/20	8/25	1/30	9/6	2/8	8/25	1/30	9/30	2/9	9/30	2/9	9/30	2/10	9/30	2/10
試料種類		主灰		飛灰		ポイラー灰		処理飛灰		主灰		飛灰		主灰		飛灰	
		夏	冬	夏	冬	夏	冬	夏	冬	夏	冬	夏	冬	夏	冬	夏	冬
灰中 放射性Cs濃度 [Bq/kg]	Cs-134	452	438	1,290	1,460	1,530	893	815	908	76	69	836	450	28	15	219	170
	Cs-137	2,460	2,780	6,960	9,150	8,570	5,720	4,710	5,860	409	464	4,750	3,040	187	103	1,190	1,120
	合計	2,910	3,220	8,250	10,600	10,100	6,610	5,530	6,770	485	533	5,590	3,490	215	118	1,410	1,290
溶出水 放射性Cs濃度 [Bq/L]	Cs-134	<0.9	<0.5	51	82	46	17.7	48	56.9	<0.6	<0.6	59	35.8	<0.7	<0.4	11	7.5
	Cs-137	1	<0.7	284	521	270	117	271	365	0.9	2.2	344	235	<0.8	<0.4	64	51.5
	合計	<1.9	<1.2	335	603	316	135	319	422	<1.5	<2.8	403	271	<1.5	<0.8	75	59
溶出率 (Cs-134+Cs-137)		[%]		<0.7		<0.4		40.6		56.9		31.3		20.4		57.7	
溶出率(Cs-137)		[%]		0.4		<0.3		40.8		56.9		31.5		20.4		57.5	

※試料採取は2016年8月から2017年2月にかけて実施

施設 D や M の灰のように飛灰にしては低い溶出率、主灰としては高い溶出率を示すものもあることに留意すべきである。また、施設間で焼却灰中の放射性セシウム濃度が大きく異なる場合が認められる。夏季と冬季の間での放射性セシウム溶出率の間には

特に明瞭な関係は認めなかった（図 13、14）。

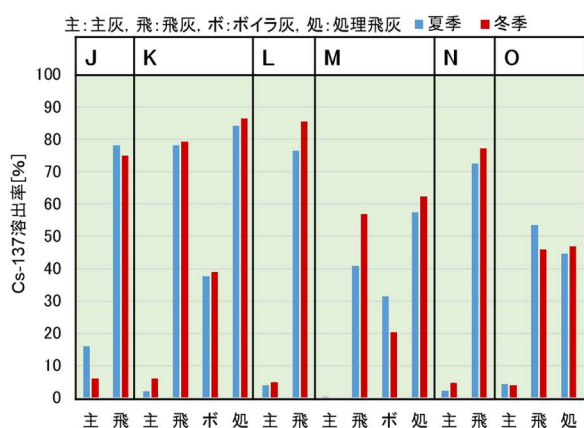


図 13. 施設毎、灰の種類毎の夏季
冬季の放射性セシウム濃度

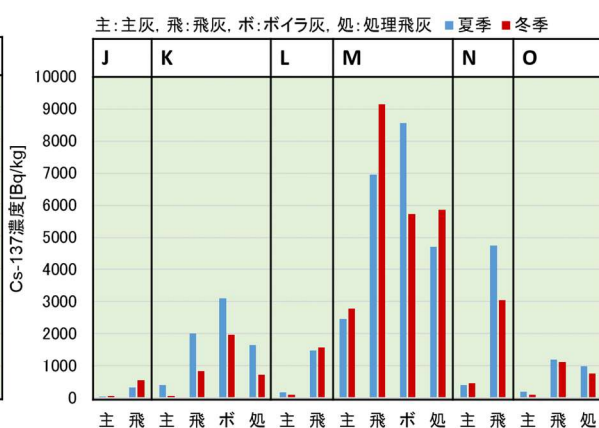


図 14. 施設毎、灰の種類毎の夏季
冬季の放射性セシウム溶出率

なお、ここでいう飛灰はバグフィルターで捕集され、キレート剤の添加等の処理が行われていない原灰である。処理されたものは処理飛灰(処)と表記している。一般には発生する量は少ないが、ボイラ灰(ボ)についても採取、測定を行った。今回の測定では、放射性セシウム濃度は飛灰のそれに近く、放射性セシウムの溶出率は主灰と飛灰の中間的な値を示している。

5.4.2.1.2. 飛灰からの放射性セシウムの難溶化室内試験

各試験体の作成条件（灰の種類、添加材の種類・添加率、養生温度、養生期間）と放射性セシウムの溶出率の関係を表 13、図 15 に示す。

表 13. 難溶化室内試験結果一覧

灰種	添加薬剤	添加割合	養生温度 [℃]	養生期間	Cs 溶出率[%]	
飛灰	薬剤未添加				79.1	
	ゼオライト	5%	25	1週	13	
				1月	18.3	
			80	1週	51.2	
				1月	57.8	
			20%	25	1週	4.3
					1月	4.8
		80		1週	17.3	
				1月	24.2	
		ベントナイト	5%	25	1週	41.9
					1月	45.5
				80	1週	53.4
					1月	67.2
	20%			25	1週	14.1
					1月	14.8
			80	1週	17.2	
				1月	28.7	
	下水汚泥		5%	25	1週	71.5
					1月	79.2
				80	1週	81.7
					1月	87.9
		20%	25	1週	66.2	
				1月	61	
	80	1週	66.5			
		1月	67.9			

灰種	添加薬剤	添加割合	養生温度 [℃]	養生期間	Cs 溶出率[%]	
処理 飛灰	薬剤未添加				85.9	
	ゼオライト ベントナイト 下水汚泥	20%	80	1月	24.8	
					14.7	
					59.4	
	主灰	薬剤未添加				2
		ゼオライト	5%	25	1週	<0.9
					1月	<1.1
				80	1週	<0.9
					1月	<1.1
			20%	25	1週	<1.0
					1月	<1.0
				80	1週	<1.1
					1月	<1.0
		ベントナイト	5%	25	1週	<1.0
					1月	1
				80	1週	<1.0
					1月	<0.9
			20%	25	1週	<1.1
					1月	<1.1
				80	1週	<1.2
1月					<1.0	

注: 黒数字はCs-134+Cs-137から、赤数字および青数字はCs-137から求めた溶出率、赤字は飛灰最難溶ケース

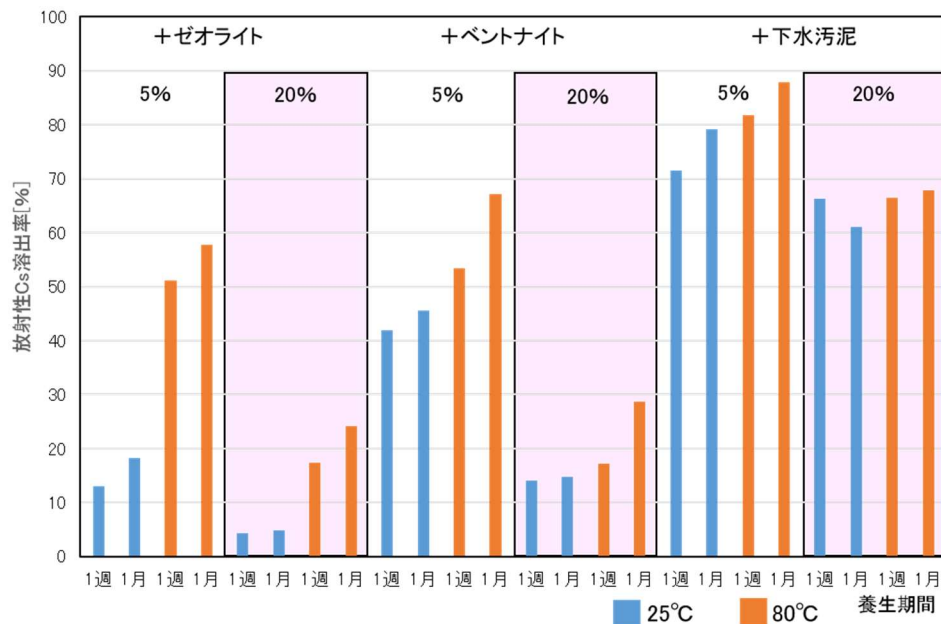


図 15. 飛灰添加剤の種類、添加割合、養生温度、養生期間と溶出率

難溶化の効果が大きかった灰の種類は飛灰であり、これに 20%のゼオライト（モルデナイト）を添加混合し 25°Cで 1 週間養生した場合、飛灰からの放射性セシウムの溶出率が 79.1%から 5%以下へと低下する顕著な難溶化の効果を確認した。

飛灰に対する添加材の難溶化の能力はゼオライト>ベントナイト>下水汚泥の順であった。ゼオライト、ベントナイトともに 20%添加の方が 5%添加に比較して溶出率が 1/3 となっている。ゼオライトはベントナイトとの比較においてより高温（80°C）条件

を好まない。長期（1 ヶ月）の養生期間は、わずかではあるがゼオライト、ベントナイトともに難溶化の効果を低下させる。

5.4.2.2. 放射性セシウム難溶化試験

5.4.2.2.1. ゲルマニウム半導体・有姿攪拌試験

表 14 に、固相の放射性セシウム濃度、有姿攪拌試験による液相の放射性セシウム濃度、放射性セシウム溶出率等の試験結果をまとめたものを示す。

固相試料の放射性セシウム濃度の結果からは、主灰と処理後主灰より、飛灰と処理後飛灰の方が放射性セシウム濃度は高い傾向がみてとれる。

また、固相試料の場合、同じ施設内のものであれば、飛灰より処理後飛灰の方が放射性セシウム濃度は低くなる。これは、飛灰中の重金属の溶出抑制対策を目的として行われる、キレート剤等での処理時に添加される水分が影響を与えているものと考えられる。液相試料の放射性セシウム濃度の結果からは、固相試料での試験結果と同様に、主灰と処理後主灰より、飛灰と処理後飛灰の方が放射性セシウム濃度が高くなる傾向がみられた。主灰と処理後主灰の放射性セシウム濃度を比較してみると、全体的に処理後主灰の方が放射性セシウム濃度は低くなる傾向がみられたが、飛灰と処理後飛灰の結果からは、同様の傾向はみられなかった。放射性セシウム溶出率の算出結果からは、全体的に主灰と処理後主灰より、飛灰と処理後飛灰の方が、放射性セシウム溶出率は高くなる傾向がみられた。

表 14. ゲルマニウム半導体・有姿攪拌試験結果

施設名	試料名	固相試料		液相試料			
		Cs134+137 (Bq/kg)	含水率 (%)	Cs134+137 (Bq/kg)	溶出率 (%)	pH	EC (mS/m)
施設1	主灰	1,400	0.3	7.2	5.1	12.5	820
	飛灰	13,000	2.0	450	34.6	8.6	2,470
	処理後飛灰	5,000	23.8	470	94.0	12.0	5,480
施設2	主灰	210	0.5	2.1	10.0	12.6	1,436
	飛灰	1,300	3.9	43	33.1	12.2	3,900
施設3	処理後主灰	49	32.0	0.1	2.0	11.5	244
	処理後飛灰	310	23.6	29	93.5	12.2	3,900
施設4	処理後主灰	550	26.2	1.1	2.0	12.1	385
	処理後飛灰	3,700	23.0	310	83.8	12.2	3,730
施設5	処理後主灰	260	29.0	0.2	0.8	11.6	235
	飛灰	1,900	2.1	120	63.2	12.4	4,110
	処理後飛灰	1,800	13.8	140	77.8	11.7	3,050
施設6	処理後主灰	150	26.2	0.5	3.3	12.2	460
	飛灰	1,500	0.9	81	54.0	12.2	4,230
	処理後飛灰	1,000	19.3	85	85.0	12.1	3,800
施設7	主灰	1,300	0.2	8.6	6.6	12.7	1,201
	飛灰	12,000	1.3	680	56.7	12.3	3,690
	処理後飛灰	6,100	17.5	390	63.9	11.7	2,650
施設8	処理後主灰	51	28.6	ND	ND	11.4	188
	飛灰	620	1.4	48	77.4	12.3	6,140
	処理後飛灰	350	19.2	33	94.3	12.2	3,610

5.4.2.2.2. 放射性セシウム難溶化試験（長期有姿攪拌試験）

図 16 に施設 1、3、4、5、6、7 の処理後飛灰に対して重量比 5%の酸性白土を混練した際の放射性セシウム難溶化試験の結果（放射性セシウム溶出率）をまとめたものを示す。

結果より、どの処理後飛灰も重量比 5%の酸性白土の混練により、放射性セシウムの

溶出率を 30%以下まで抑制することができ、酸性白土には放射性セシウムの溶出抑制効果があることを確認できた。放射性セシウムが粘土の主成分である粘土鉱物の構造中に取り込まれ溶出が抑制されていることが考えられる。さらに、試験は最大で 30 日間行なったが、その場合でも放射性セシウム溶出率が 30%を超えることは無かった。

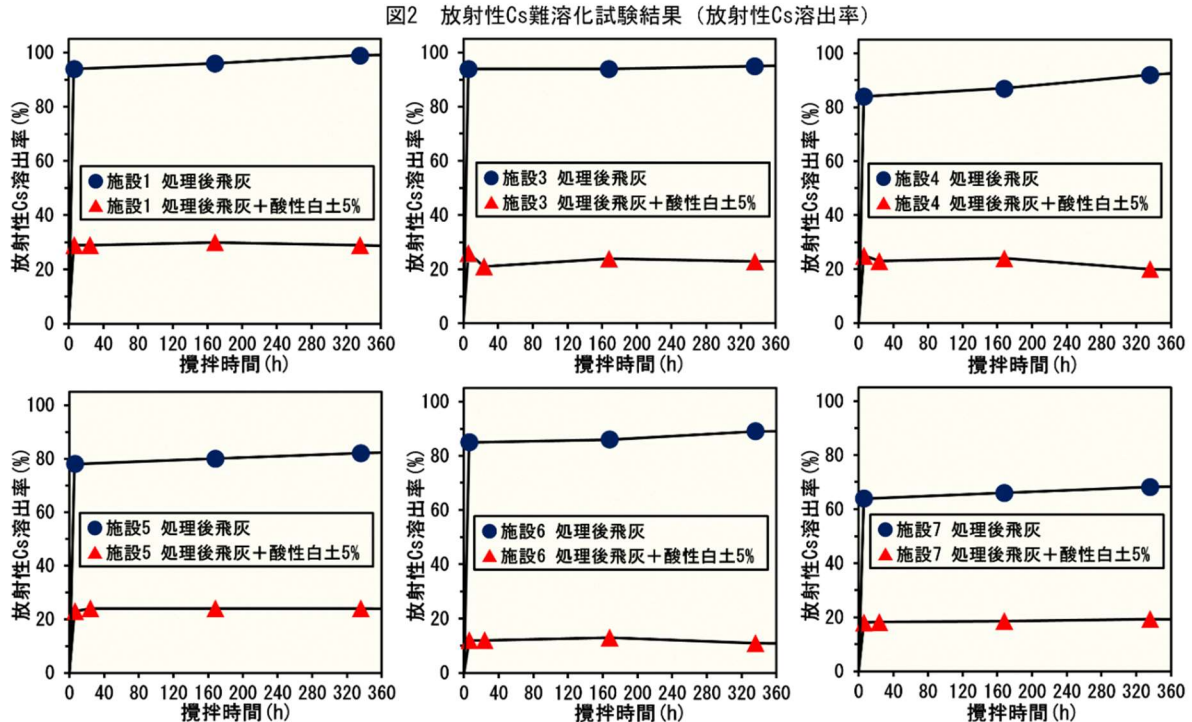


図 16. 放射性セシウム難溶化試験結果（放射性セシウム溶出率）

5.4.2.2.3. 放射性セシウム難溶化試験（MP-AES・イオンクロマトグラフ試験）

表 15 に溶出液中の金属等の濃度結果をまとめたものを示す。重量比 5%の酸性白土を混練した後 6 時間攪拌した場合と 30 日間攪拌した場合の結果からは、長期攪拌を行っても金属等の濃度にあまり変化はみられなかった。また、酸性白土を混練せず 30 日間攪拌した場合と混練した後攪拌した場合の結果を比較すると、酸性白土を混練した場合の方が濃度は低くなるものもみられたが、概ね濃度は同程度の値を示し、酸性白土を混練してもキレート剤による働きを阻害しないことがわかった。

5.4.2.3. 一般廃棄物焼却施設での焼却灰中の放射性セシウム難溶化試験

5.4.2.3.1. 通常運転時試験

5.4.2.3.1.1. ゲルマニウム半導体検出器・JIS K 0058-1 溶出試験・環告 13 号溶出試験

図 17 から図 19 に通常運転時試験で採取した、主灰・飛灰・処理後飛灰の放射性セシウム濃度(含有・溶出)と放射性セシウム溶出率の日時変動結果を示す。この結果から、主灰より飛灰や処理後飛灰の方が放射性セシウム濃度及び溶出率は高くなる傾向がみられた。

表 15. 放射性 Cs 難容化試験結果(溶出液中の金属等の濃度)※mg/L ※※g/L

施設名	試料名	金属										陰イオン			pH	EC (mS/m)
		Zn ※	Sr ※	Cu ※	Pb ※	Ba ※	Li ※	Ca ※※	Na ※※	K ※※	Cl ※※	Br ※	SO ₄ ²⁻ ※			
施設1	処理後飛灰+酸性白土5% 6時間攪拌	1.3	14.1	0.6	27.1	1.9	0.9	5.9	1.5	2.4	19	53	1240	12.3	4,580	
	処理後飛灰+酸性白土5% 30日間攪拌	0.7	13.5	0.4	11.1	1.9	0.6	5.2	1.3	1.9	17	52	990	12.2	4,260	
	処理後飛灰 30日間攪拌	2.1	15	0.4	55.2	1.2	1	7	1.8	2.8	25	85	940	12.2	5,440	
施設3	処理後飛灰+酸性白土5% 6時間攪拌	0.1	11.6	0.4	0.7	2.7	1.3	2.1	3.5	2.8	12	24	170	12.4	3,570	
	処理後飛灰+酸性白土5% 30日間攪拌	0.1	12.6	0.4	0.6	18.2	1.7	1.8	3.3	2.5	13	41	10	12.1	2,820	
	処理後飛灰 30日間攪拌	0.1	12.8	0.4	0.8	13.3	2.6	2.3	4.1	3.2	15	50	10	12.3	4,350	
施設4	処理後飛灰+酸性白土5% 6時間攪拌	0.1	10.4	0.4	0.8	1	1.1	2.5	2.1	2.2	11	30	440	12.4	3,110	
	処理後飛灰+酸性白土5% 30日間攪拌	0.2	11.4	0.3	0.6	2.7	1.8	2.2	2	2	11	43	80	11.9	2,920	
	処理後飛灰 30日間攪拌	0.1	11.9	0.4	0.3	3.1	2.6	2.5	2.3	2.5	13	63	10	11.9	3,920	
施設5	処理後飛灰+酸性白土5% 6時間攪拌	0.1	8.8	0.4	0.7	6.4	1	0.8	2.5	2.2	8	12	20	11.5	2,150	
	処理後飛灰+酸性白土5% 30日間攪拌	0.2	9.3	0.3	0.7	8.7	1.3	0.9	2.5	2	8	16	10	10.9	2,260	
	処理後飛灰 30日間攪拌	0.1	10.2	0.5	0.6	6	1.9	1.2	3.3	2.8	11	32	40	10.6	3,110	
施設6	処理後飛灰+酸性白土5% 6時間攪拌	0	11.8	0.4	0.4	2.7	1.3	2.6	2.7	2.4	11	57	380	12.3	3,320	
	処理後飛灰+酸性白土5% 30日間攪拌	0.1	13.3	0.3	0.5	10.7	1.6	2.2	2.6	2.2	12	73	40	11.7	3,130	
	処理後飛灰 30日間攪拌	0.1	13.8	0.4	0.3	6.6	2.4	2.5	3	2.7	16	91	30	11.7	3,910	
施設7	処理後飛灰+酸性白土5% 6時間攪拌	0.1	13.2	0.4	1.7	2.4	1.1	0.6	2.4	2.4	6	38	730	11.3	1,910	
	処理後飛灰+酸性白土5% 30日間攪拌	0.2	14.5	0.3	0.6	3.4	1.7	0.5	2.5	2.3	7	46	190	10.6	2,060	
	処理後飛灰 30日間攪拌	0.1	16	0.4	0.4	9	2.5	0.8	3.2	3.3	10	63	1060	9.4	2,950	
施設8	処理後飛灰+酸性白土5% 6時間攪拌	0	7.6	0.3	0.7	0.9	1.1	1.5	2.8	2.3	10	26	900	12.3	2,940	
	処理後飛灰+酸性白土5% 30日間攪拌	0.3	9.2	0.3	0.7	1.1	1.3	1.3	3	2.4	11	58	70	11.2	2,840	
	処理後飛灰 30日間攪拌	0.1	10.5	0.4	0.6	0.6	2.2	1.3	3.2	2.8	14	68	70	11.2	3,650	

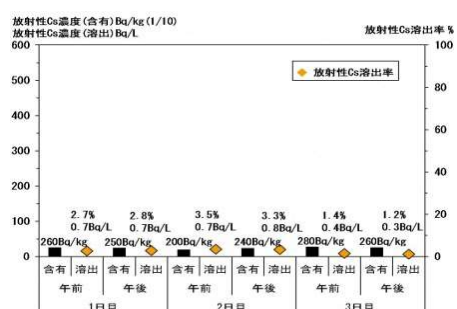


図 17. 主灰の日時変動結果(通常)

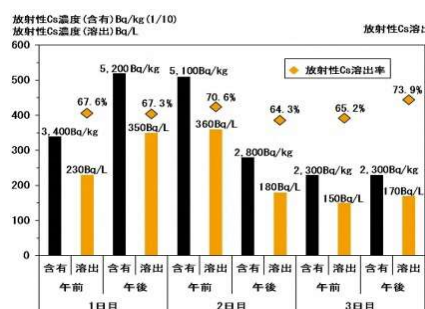


図 18. 飛灰の日時変動結果(通常)

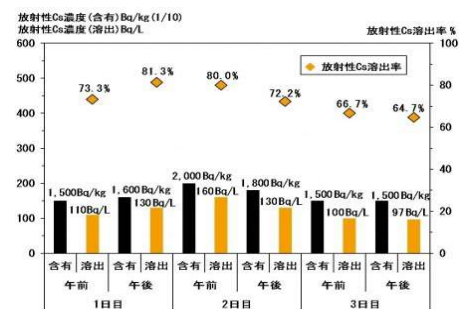


図 19. 処理後飛灰の日時変動結果(通常)

それぞれの値についてみると、主灰の放射性セシウム含有量は 200～280 Bq/kg (平均値：248 Bq/kg)、飛灰は 2,300～5,200 Bq/kg (平均値：3,517 Bq/kg)、処理後飛灰は 1,500～2,000 Bq/kg (平均値：1,650 Bq/kg) であった。また、放射性セシウム溶出量に関しては、0.3～0.8 Bq/L (平均値：0.6 Bq/L)、飛灰は 150～360 Bq/L (平均値：240 Bq/L)、処理後飛灰は 97～160 Bq/L (平均値：121 Bq/L) であった。

そして、放射性セシウム溶出率は、主灰が 1.2～3.5% (平均値：2.5%)、飛灰は 64.3～73.9% (平均値：68.2%)、処理後飛灰は 64.7～81.3% (平均値：73.0%) であり、環告 13 号溶出試験の結果からは、概ね重金属等の基礎項目を満たしている結果となった。

5.4.2.3.1.2. 繰り返し溶出試験(JIS K 0058-1)

表 16 (主灰) と表 17 (処理後飛灰) に繰り返し溶出試験結果を示す。今回は、1 日目の午後(14:00)に採取したものをを用いた。まず、それぞれの試料からの放射性セシウム溶出特性からは、繰り返し溶出試験においても、主灰より処理後飛灰の方が放射性セシウム溶出率は高くなる傾向がみられ、主灰からは 4 回の累計で 3.2%、処理後飛灰か

らは 81.9%の放射性セシウムが溶出した。各試料共に 1 回目が最も放射性セシウム溶出量・溶出率が高く、その後溶出試験を重ねるに伴い徐々にその値は低くなっていく傾向がみられた。

表 16. 主灰の繰り返し溶出試験結果
(通常)

項目		単位	主灰(1日目午後)			
			1回目	2回目	3回目	4回目
JISK0058-1	放射性Cs濃度 (溶出)	Bq/L	0.5	0.3	0	0
	pH	-	11.7	11.3	10.8	10.9
	EC	mS/m	420	109	55.0	42.9
	放射性Cs 溶出率※	%	2.0	1.2	0	0
	Hg	mg/L	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
	Cd		<0.009	<0.009	<0.009	<0.009
	Pb		<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
	As		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Se		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Cl-		1,010	136	46.0	14.7

※放射性 Cs 濃度(含有)250 Bq/kg として各値を算

表 17. 処理後飛灰の繰り返し溶出試験結果(通常)

項目		単位	キレート処理後飛灰(1日目午後)			
			1回目	2回目	3回目	4回目
JISK0058-1	放射性Cs濃度 (溶出)	Bq/L	120	10	1	0
	pH	-	12.4	12.5	12.6	12.6
	EC	mS/m	3,380	1,150	911	871
	放射性Cs 溶出率※	%	75.0	6.3	0.6	0
	Hg	mg/L	0.0006	<0.0005	<0.0005	<0.0005
	Cd		<0.009	<0.009	<0.009	<0.009
	Pb		0.16	0.10	0.14	0.14
	As		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Se		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Cl-		10,400	1,200	256	88.6

※放射性 Cs 濃度(含有)1,600Bq/kg として各値を算出

また、EC に関しては、溶出試験を重ねるに伴いその値は減少していく傾向がみられた。重金属等の結果からは、特異な数値はみられず、塩化物イオン濃度に関しては、EC の結果と同様に溶出試験を重ねるに伴い、値が減少していく傾向がみられた。

5.4.2.3.1.1. と繰り返し溶出試験結果から、処理後飛灰は、主灰と比較して放射性セシウム濃度(含有・溶出)、放射性セシウム溶出率も高く、さらに、震災以前から実施されてきていたキレート剤による処理では放射性セシウムの溶出を抑制することは難しい点から、一般廃棄物焼却灰に関しては、処理後飛灰の放射性セシウム難溶化方法の検討が重要であると考えられる。

5.4.2.3.1.3. 室内でのゼオライト添加試験

表 18(飛灰)と表 19(処理後飛灰)に結果を示す。さらに、ゼオライトの添加による、重金属等の項目への影響有無の検討も行うため、飛灰への添加試験では、試験を実施する施設で使用されていたキレート剤を一律 2%添加したものに対して、ゼオライトを 5%~20%(5%間隔)の各添加率で添加し、その後試験を実施した。

それぞれの結果を比較してみると、飛灰と処理後飛灰共にゼオライトを添加することで、放射性セシウムの溶出を抑制できる結果となり、添加率の増加に伴い放射性セシウムの難溶化効果も高くなる傾向がみられた。さらに、重金属等の結果からは、ゼオライトを添加してもキレート剤の働きを阻害しないことがわかった。

実施設での混合薬剤添加・混練添加試験では、最終的に生じた処理後飛灰からのセシウム 134+137 の合計溶出量が、10 Bq/L となることを目標としているため、今回の結果から、最低でも 15%以上のゼオライトが添加されるように、各方式で添加を実施しなければならないことが明らかとなった。そこで、放射性セシウム濃度の日時変動等の結果を考慮して、実施設での各添加試験では、約 20%のゼオライトが添加されるように、混

合薬剤と混練による各添加試験をそれぞれ実施することとした。

表 18. 室内での飛灰への添加試験結果

項目		単位	飛灰 (1日目午後)	飛灰 (1日目午後)+キレート剤 2%			
			未添加	5%	10%	15%	20%
放射性Cs濃度(含有)		Bq/kg	5,200	3,100	3,000	2,900	2,700
含水率		%	-	28.9	29.6	29.8	29.8
JISK0058-1	放射性Cs濃度 (溶出)	Bq/L	350	98	56	40	28
	pH	-	12.4	12.4	12.4	12.4	12.4
	EC	mS/m	5,490	3,860	3,720	3,630	3,560
放射性Cs溶出率		%	67.3	31.6	18.7	13.8	10.4
環告13号	Hg	mg/L	<0.0005※	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
	Cd		<0.009※	<0.009	<0.009	<0.009	<0.009
	Pb		9.2※	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
	As		<0.01※	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Se		0.02※	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Cl-		20,000※	12,000	9,980	11,000	10,700

※キレート未添加の値

表 19. 室内での処理後飛灰への添加試験結果

項目		単位	キレート処理後飛灰 (2日目午前)				
			未添加	5%	10%	15%	20%
放射性Cs濃度(含有)		Bq/kg	2,000	1,300	1,300	1,200	1,100
含水率		%	-	29.0	29.4	29.5	29.6
JISK0058-1	放射性Cs濃度 (溶出)	Bq/L	160	29	15	10	7
	pH	-	12.2	12.4	12.4	12.4	12.4
	EC	mS/m	3,740	2,820	2,720	2,620	2,550
放射性Cs溶出率		%	80.0	22.3	11.5	8.3	6.4
環告13号	Hg	mg/L	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
	Cd		<0.009	<0.009	<0.009	<0.009	<0.009
	Pb		0.06	0.13	0.08	0.06	0.04
	As		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Se		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Cl-		11,200	7,770	7,060	6,840	6,490

5.4.2.3.2. 実施設での排ガス処理薬剤へのゼオライト添加試験

5.4.2.3.2.1. 排ガス組成分析試験

表 20 に排ガス組成分析試験の結果を示す。通常運転時の結果と比較してみると、混合薬剤の吹き込みを実施しても、基礎項目等において特異な数値はみられず、排出基準を満たすことができる結果となった。

表 20. 排ガス組成分析結果

試料名		単位	通常	吹き込み
現場測定	排ガス温度	°C	141	155
	流速	m/s	17.2	16
	湿り排出ガス量	m³(N)/h	34,000	30,400
	湿き排出ガス量	m³(N)/h	24,200	18,700
	水分量	vol%	28.7	38.3
	二酸化炭素	vol%	9	9.2
	酸素	vol%	11	10.8
	一酸化炭素	vol%	<0.2	<0.2
	窒素	vol%	80	80
	空気比	-	2.07	2.03
ラボ測定	ばいじん(ダスト濃度)	g/m³(N)	0.039	0.014
	ばいじん(12%換算比)	g/m³(N)	0.036	0.013
	硫黄酸化物	ppm	9	7
	硫黄酸化物排出量	m³(N)/h	0.21	0.13
	窒素酸化物	ppm	57	110
	窒素酸化物(12%換算比)	ppm	51	100
	窒素酸化物排出量	m³(N)/h	1.3	2
	塩化水素	mg/m³(N)	16	39
	塩化水素(12%換算比)	mg/m³(N)	15	35
	塩化水素	ppm	10	23
	塩化水素(12%換算比)	ppm	9	21
	Cs-134+137	Bq/m³(N)	不検出	不検出

5.4.2.3.2.2. ゲルマニウム半導体検出器・JIS K 0058-1 溶出試験・環告13号溶出試験

表 21 に採取した処理後飛灰の放射性セシウム濃度や重金属等の濃度結果を示す。また、表 21 の結果を基に放射性セシウム濃度(含有・溶出)と放射性セシウム溶出率の日時変動をまとめたものを図 20 に示す。放射性セシウム含有量は 2,200~4,100 Bq/kg (平均値: 2,800 Bq/kg)、放射性セシウム溶出量は、8~16 Bq/L (平均値: 11 Bq/L)、

放射性セシウム溶出率は、3.1～5.5（平均値：4.1％）であった。

表 21. 処理後飛灰結果(混合薬剤添加)

項目		単位	キレート処理後飛灰(午後)				
			1日目	2日目	3日目	4日目	5日目
放射性Cs濃度(含有)		Bq/kg	2,200	2,300	2,800	4,100	2,600
JISK0058-1	放射性Cs濃度(溶出)	Bq/L	12	9	12	16	8
	pH	—	12.3	12.3	12.3	12.3	12.4
	EC	mS/m	3,440	3,060	2,710	2,800	2,250
放射性Cs溶出率		%	5.5	3.9	4.3	3.9	3.1
環告13号	Hg	mg/L	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
	Cd		<0.009	<0.009	<0.009	<0.009	<0.009
	Pb		<0.03	0.09	<0.03	<0.03	<0.03
	As		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Se		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Cl-		10,400	9,520	7,890	8,140	6,310

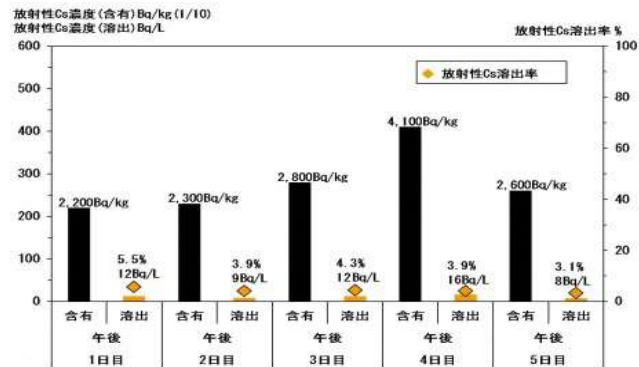


図 20. 処理後飛灰の日時変動結果(混合薬剤添加)

通常運転時試験の際に得られた処理後飛灰の放射性セシウムに関する各平均値と、今回混合薬剤添加試験で得られた各平均値とを比較してみると、放射性セシウム溶出量（通常：121 Bq/L→混合薬剤添加：11 Bq/L）と放射性セシウム溶出率（通常：73.0%→混合薬剤添加：4.1%）共に大幅に値を下げられることがわかった。また、環告13号溶出試験の結果から、室内でのゼオライト添加試験結果と同様に、実施設で消石灰とゼオライトとの混合薬剤の吹き込みを実施してもキレート剤による働きを阻害しないことが分かった。

5.4.2.3.2.3. 繰り返し溶出試験(JIS K 0058-1)

表 22（超純水）と表 23（人工海水）に繰り返し溶出試験結果を示す。混合薬剤添加試験期間中に採取した処理後飛灰の放射性セシウム濃度の平均値に最も近い3日目に採取したものを用いた。

表 22. 処理後飛灰の繰り返し溶出試験結果(超純水・混合薬剤添加)

項目		単位	キレート処理後飛灰(3日目午後)超純水			
			1回目	2回目	3回目	4回目
JISK0058-1	放射性Cs濃度(溶出)	Bq/L	35	3	0.7	0.3
	pH	-	11.6	11.8	11.9	11.9
	EC	mS/m	2,270	437	214	155
	放射性Cs溶出率※	%	12.5	1.1	0.3	0.1
	Hg	mg/L	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
	Cd		<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
	Pb		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	As		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Se		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Cl-		7,970	1,110	254	78

※放射性Cs濃度(含有) 2,800 Bq/kg として各値を算出

表 23. 処理後飛灰の繰り返し溶出試験結果(人工海水・混合薬剤添加)

項目		単位	キレート処理後飛灰(3日目午後)人工海水			
			1回目	2回目	3回目	4回目
JISK0058-1	放射性Cs濃度(溶出)	Bq/L	80	33	25	19
	pH	-	10.8	9.8	9.2	9.1
	EC	mS/m	6,910	5,770	5,720	5,660
	放射性Cs溶出率※	%	28.6	11.8	8.9	6.8
	Hg	mg/L	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
	Cd		<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
	Pb		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	As		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Se		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Cl-		28,000	22,800	22,900	22,900

放射性セシウム溶出特性として、溶媒を超純水として試験を実施した場合、4回の累計で14.0%の放射性セシウムが溶出したが、表17に示すゼオライト未添加の処理後飛灰の結果と比較してみると、放射性セシウムの溶出を大幅に抑制できる(通常4回累計:81.9%→混合薬剤添加4回累計:14.0%)結果となった。

しかし、溶媒を人工海水とした場合、累計放射性セシウム溶出率は高くなる(超純水4回累計:14.0%→人工海水4回累計:56.1%)傾向がみられたが、どちらの溶媒を用いた結果からも、通常の処理後飛灰の結果と比較して、ゼオライトの添加により、一定程度の放射性セシウムの難溶化効果はあるという結果となった。さらに、重金属等の結果からも、超純水・人工海水どちらの溶媒を用いた場合でもキレート剤の働きを阻害しないことが分かった。

5.4.2.3.3. 実施設での飛灰のキレート剤混練部へのゼオライト添加試験

5.4.2.3.3.1. ゲルマニウム半導体検出器・JIS K 0058-1 溶出試験・環告13号溶出試験

表24に採取した処理後飛灰の放射性セシウム濃度や重金属等の濃度結果を示す。また、表24の結果を基に放射性セシウム濃度(含有・溶出)と放射性セシウム溶出率の日時変動をまとめたものを図21に示す。放射性セシウム含有量は、1,200~1,400 Bq/kg

(平均値：1,280 Bq/kg)、放射性セシウム溶出量は、6～11 Bq/L (平均値：8 Bq/L)、また、放射性セシウム溶出率は、4.6～7.9% (平均値：5.9%) であった。

表 24. 処理後飛灰結果(混練)

項目		単位	キレート処理後飛灰(午後)				
			1日目	2日目	3日目	4日目	5日目
放射性Cs濃度(含有)		Bq/kg	1,400	1,200	1,200	1,300	1,300
JISK0058-1	放射性Cs濃度(溶出)	Bq/L	11	8	6	7	6
	pH	—	12.5	12.5	12.5	12.4	11.8
	EC	mS/m	3,370	2,980	2,840	2,350	2,170
放射性Cs溶出率		%	7.9	6.7	5.0	5.4	4.6
環告13号	Hg	mg/L	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
	Cd		<0.009	<0.009	<0.009	<0.009	<0.009
	Pb		<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
	As		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Se		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Cl-		10,000	8,930	8,080	6,970	7,290

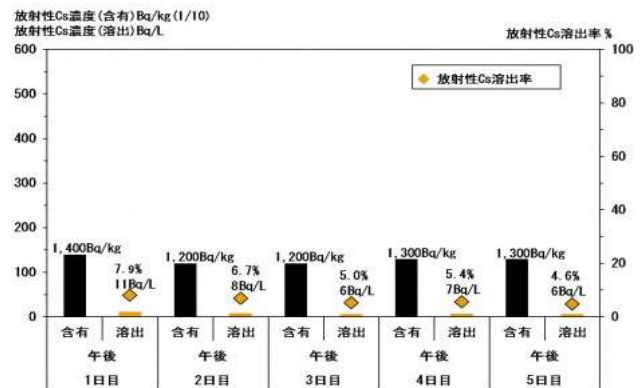


図 21. 処理後飛灰の日時変動結果(混練)

混合薬剤添加試験で得られた処理後飛灰の放射性セシウムに関する各平均値と混練添加試験で得られた各平均値を比較してみると、放射性セシウム溶出量(混合薬剤添加：11 Bq/L、混練添加：8 Bq/L、※通常：121 Bq/L)と放射性セシウム溶出率(混合薬剤添加：4.1%、混練添加：5.9%、※通常：73.0%)は両添加試験で同程度の値を示し、実施設での吹込みと混練どちらのゼオライト添加方式の場合も放射性セシウム難溶化効果はある結果となった。また、環告13号溶出試験の結果から、室内でのゼオライト添加試験と混合薬剤添加試験で得られた結果と同様に、実施設で飛灰・キレート剤・ゼオライトを同時混練させてもキレート剤の働きを阻害しないことが分かった。

5.4.2.3.3.2. 繰り返し溶出試験(JIS K 0058-1)

表 25 (超純水) と表 26 (人工海水) に繰り返し溶出試験結果を示す。今回は、混練試験期間中に採取した処理後飛灰の放射性セシウム濃度の平均値に最も近い 4 日目に採取したものをを用いた。

表 25. 処理後飛灰の繰り返し溶出試験結果(超純水・混練)

項目		単位	キレート処理後飛灰(4日目午後)超純水			
			1回目	2回目	3回目	4回目
JISK0058-1	放射性Cs濃度(溶出)	Bq/L	12	1	0.4	0
	pH	—	12.0	12.1	12.0	12.0
	EC	mS/m	2,240	664	316	235
	放射性Cs溶出率※	%	9.2	0.8	0.3	0
	Hg	mg/L	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
	Cd		<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
	Pb		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	As		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Se		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Cl-		6,660	1,140	340	108

※放射性Cs濃度(含有)1,300 Bq/kgとして各値を算出

表 26. 処理後飛灰の繰り返し溶出試験結果(人工海水・混練)

項目		単位	キレート処理後飛灰(4日目午後)人工海水			
			1回目	2回目	3回目	4回目
JISK0058-1	放射性Cs濃度(溶出)	Bq/L	26	12	10	8
	pH	—	11.4	11.0	9.9	9.2
	EC	mS/m	6,820	5,920	5,740	5,680
	放射性Cs溶出率※	%	20.0	9.2	7.7	6.2
	Hg	mg/L	<0.0005	<0.0005	<0.0005	<0.0005
	Cd		<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
	Pb		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	As		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Se		<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
	Cl-		27,400	23,900	22,300	22,400

※放射性Cs濃度(含有)1,300 Bq/kgとして各値を算出

放射性セシウム溶出特性として、溶媒を超純水として試験を実施した場合、4回の累

計で 10.3%の放射性セシウムが溶出したが、表 22 に示す混合薬剤添加試験で採取した処理後飛灰の結果とほぼ同様の結果(通常 4 回累計:81.9%→混合薬剤 4 回累計:14.0%、混練 4 回累計:10.3%)となった。

また、溶媒を人工海水として試験を実施した場合も同様の結果(混合薬剤添加人工海水:56.1%、混練添加人工海水 4 回累計:43.1%)となった。さらに、重金属等の結果からも、超純水・人工海水どちらの溶媒を用いた場合でも特異な数値はみられなかった。

混練添加試験での放射性セシウム難溶化効果と、室内での処理後飛灰へのゼオライト添加試験結果を踏まえて考えてみると、放射性セシウム濃度等の問題により、処理が難しく既に一時保管されているものに関しては、保管容器の詰め替え作業を実施する際に、内容物に対してゼオライトを添加・混練した上で、新しい容器へと詰め替えを実施していくことも安全性を高めていく有効な手段の 1 つであると思われる。

また、混合薬剤・混練どちらのゼオライト添加方式でも放射性セシウム難溶化効果は得られたが、埋立処分場への埋立を想定した場合、過剰なゼオライトの添加は、埋立物総量の増加を招いてしまうため、ゼオライトの添加率は最大でも 20%程度が妥当であると思われる。

そして、混合薬剤もしくは混練のどちらかのゼオライト添加方式を実施設で適用する場合、施設への追加改造が必要となる場合も考えられる。

そこで、混合薬剤添加方式の場合、既存の消石灰サイロを利用し、中身を全て消石灰から混合薬剤に入れ替えることになるが、この方法では、既存消石灰サイロを利用するため、施設で設定している定期点検の際に、消石灰のみの吹き込みを行っていた場合と比較して、配管の摩耗やバグフィルタの詰りの有無等について、詳細に検討しなければならない。

また、混練添加方式の場合、キレート剤混練機部でゼオライトを添加できるサイロと機構を新たに増設しなければならない可能性と、定期点検の際にキレート剤混練機部の摩耗について、より詳細に検討しなければならないことを考慮しなければならない。そのため、施設特性に応じて最適な添加方式と添加量を選択した上で現場適応の検討を進めていくのが望ましい。

5.4.3. まとめ

埋立処分場浸出水から放射性セシウムが検出される原因と思われる焼却灰(主灰、処理後主灰、飛灰及び処理後飛灰)からの放射性セシウム溶出性について、福島県内の焼却施設から採取した主灰、飛灰等の試料について放射性セシウムの溶出試験を実施し、セシウム溶出データを取得したところ、同一施設内において主灰(処理後主灰も含む)よりも飛灰(処理後飛灰を含む)の方が、放射性セシウム濃度が高くかつ放射性セシウム溶出率が高いことが確認された。

また、採取した施設 K の焼却灰にセシウムの溶出抑制効果が期待されるゼオライト、ベントナイトを加え、放射性セシウムの溶出試験を実施した。その結果、ゼオライト、ベントナイトが飛灰中の放射性セシウムの難溶化に優れた効果を示し、特にゼオライトの効果が顕著であった。さらに、放射性セシウムの溶出性が高い処理後飛灰に酸性白土を加え混練したところ、放射性セシウムの溶出性を低下でき、なおかつキレート剤の

重金属溶出防止効果を阻害しないことが確認できた。

焼却灰への添加時における放射性セシウム難溶化効果が認められたゼオライトに関して、実施設における飛灰への添加試験を実施した。その結果、消石灰等の吹込み薬剤にゼオライトを混ぜる手法及びキレート剤混練直前にゼオライトを添加する手法はともに放射性セシウム溶出を大幅に抑制でき、なおかつキレート剤による重金属抑制効果を阻害しないことが確認された。室内試験の結果等を合わせて考えると、焼却飛灰へのゼオライトの添加は、焼却施設から今後発生する飛灰だけでなく現在一時保管されている焼却灰に対しての放射性セシウム溶出対策にも有用であるが、実施設への適応に際しては、ゼオライト添加割合による埋立処分量の増加や実施設の構造等、焼却施設及び埋立処分場の特性を踏まえて検討する必要がある。

5.5. 埋立処分場放射性セシウム浸出状況調査

原発事故後に廃棄物焼却灰の埋立を行った福島県内の廃棄物埋立処分場を対象に、焼却灰の埋立状況と浸出水等中の放射性セシウム濃度の関係性を調査した。その結果、浸出水中から放射性セシウムが検出された処分場において、浸出水の定期採水を行い、浸出水中の放射性セシウム濃度及び浸出水中の各種元素と放射性セシウム浸出状況の関係性を調査した。

5.5.1. 実施内容

5.5.1.1. 埋立状況と放射性セシウムの浸出状況

5.5.1.1.1. 2015 年度

福島県内の 7 埋立処分場において焼却灰（主灰及び飛灰）の埋立状況を聞き取り調査し、2016 年 1 月から 3 月に浸出水、放流水、水処理汚泥及び周縁地下水を月 1 回採取し放射性セシウム濃度を測定して、埋立状況と放射性セシウムの浸出状況の関連性を調査した。

併せて浸出水中の放射性セシウム濃度と放流水中の放射性セシウム濃度を比較し、浸出水処理施設における放射性セシウムの処理状況を確認した。7 埋立処分場の焼却灰の埋立状況を表 27 に示す。7 埋立処分場における焼却灰の埋立状況は、事故以前と同様の方法で埋め立て、飛灰のみ雨水と接触しないようにして埋め立て、主灰のみ埋め立て、焼却灰の埋め立てをしない、の 4 通りであった。D 埋立処分場及び E 埋立処分場では、大型土のうに飛灰を詰めて埋め立てることで飛灰の雨水等との接触を防止している。

表 27. 焼却灰埋立状況

	A処分場	B処分場	C処分場	D処分場	E処分場	F処分場	G処分場
主灰	○	○	×	○	○	○	○
飛灰	○	○	×	△	△	×	×

○：事故以前と同様の方法で埋立をしている

△：雨水と接触しないようにして埋立をしている。

×：埋立をしていない。

5.5.1.1.2. 2016 年度

2015 年度に調査を行った 7 埋立処分場のうち、C、E、F、G の 4 埋立処分場に H 埋立処分場（焼却灰を事故以前と同じ方法で埋め立て）と I 埋立処分場（主灰のみ埋め立て）の 2 埋立処分場を加えた表 28 の 6 埋立処分場において、11 月と 2 月に浸出水、放流水、水処理汚泥及び周縁地下水の採取と放射性セシウム分析を行った。

表 28. 焼却灰埋立状況（2016 年度）

	C処分場	E処分場	F処分場	G処分場	H処分場	I処分場
主灰	×	○	○	○	○	○
飛灰	×	△	×	×	○	×

○：事故以前と同様の方法で埋立をしている。

△：雨水と接触しないようにして埋立をしている。

×：埋立をしていない。

5.5.1.2. 放射性セシウムの年間浸出状況とその他の元素の関連性

2017 年度から 2021 年度に A、B、D、H の 4 埋立処分場、2019 年度からは埋立処分場 J を含む 5 処分場において浸出水、放流水、水処理汚泥及び周縁地下水の採取及び放射性セシウム濃度の測定を行った。なお、水処理汚泥を採取したのは 2017 年度のみである。対象とした 5 埋立処分場のうち A、B、H、J の 4 埋立処分場は飛灰を原子力発電所事故以前と同様の方法で埋め立てており、D 埋立処分場は飛灰を大型土のうに格納し埋め立てているものの、事故直後に一部の飛灰を大型土のうに入れることなく埋め立てていた時期がある（表 29）。また、2017 年度については放射性セシウム以外に表 30 の各種元素等について濃度の測定を行った。さらに B、J の 2 埋立処分場に関しては 2011 年度以降の浸出水中放射性セシウム濃度の自主測定データの聞き取りを行った

表 29. 5 処分場焼却灰埋立状況

	A処分場	B処分場	D処分場	H処分場	J処分場
主灰	○	○	○	○	○
飛灰	○	○	△	○	○

○：事故以前と同様の方法で埋立をしている。

△：雨水と接触しないようにして埋立をしている。

表 30. 分析対象元素等

分析対象元素等
ナトリウム、マグネシウム、硫黄、カリウム、カルシウム、ルビジウム、バリウム、アンチモン、ニッケル、コバルト、モリブデン、セレン、セシウム、ストロンチウム、塩化物イオン、亜硝酸、硝酸

5.5.2. 結果

5.5.2.1. 埋立状況と放射性セシウムの浸出状況

2015 年度の放射性セシウムの分析結果を表 31 に示す。飛灰をそのまま埋め立てた A、B 処分場と飛灰の雨水接触防止対策をして埋め立てた D 処分場で浸出水及び放流水中に放射性セシウムが検出された。一方、焼却灰を埋め立てていない C 処分場、飛灰と雨水の接触防止をして埋め立てた E 処分場、主灰のみを埋め立てた F、G 処分場では浸出水及び放流水中の放射性セシウムは検出下限値（約 1 Bq/L）未満であった。なお、どの埋立処分場においても周辺地下水中の放射性セシウムは検出下限値（約 1 Bq/L）未満であった。

表 31. 2015 年度の浸出水等の放射性セシウム分析結果

単位：Bq/L（浸出水及び放流水）、Bq/kg（汚泥）

検出下限値：1 Bq/L または Bq/kg

	A処分場			B処分場			C処分場			D処分場			E処分場			F処分場			G処分場		
	浸出	放流	汚泥	浸出	放流	汚泥	浸出	放流	汚泥	浸出	放流	汚泥	浸出	放流	汚泥	浸出	放流	汚泥	浸出	放流	汚泥
1月	2.6	1.9	1.9	10.9	11.2	8.4	N.D.	N.D.	N.D.	2.4	1.6	5.3	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
2月	1.8	1.6	3.1	10	10.3	6.6	N.D.	N.D.	N.D.	1.7	N.D.	2.5	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	1.0
3月	2.2	1.7	1.8	9.7	10.7	6.0	N.D.	N.D.	N.D.	2.2	1.6	1.5	N.D.	N.D.	1.1	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.

2016 年度の放射性セシウムの分析結果を表 32 に示す。飛灰をそのまま埋め立てた H 処分場のみ、浸出水及び放流水から放射性セシウムが検出された。なお、表 32 のどの埋立処分場においても地下水中の放射性セシウムは全て検出下限値（0.1 Bq/L）未満であった。

表 32. 2016 年度の浸出水等の放射性セシウム分析結果

単位：Bq/L（浸出水及び放流水）、Bq/kg（汚泥）

検出下限値：0.1 Bq/L または Bq/kg

	C処分場			E処分場			F処分場			G処分場			H処分場			I処分場		
	浸出	放流	汚泥	浸出	放流	汚泥	浸出	放流	汚泥	浸出	放流	汚泥	浸出	放流	汚泥	浸出	放流	汚泥
11月	<0.1	<0.1	—	<0.1	<0.1	0.42	<0.1	<0.1	0.24	<0.1	<0.1	0.38	7.1	6.7	4.9	<0.1	<0.1	0.87
2月	<0.1	<0.1	—	<0.1	<0.1	0.17	<0.1	<0.1	0.26	<0.1	<0.1	0.11	3.9	4.5	6.0	<0.1	<0.1	0.19

2015 年度及び 2016 年度の結果から、放射性セシウムを含む飛灰を雨水との接触防止をせずに埋め立てた埋立処分場からのみ放射性セシウムが浸出水・放流水中に検出されたと考えられた。飛灰と雨水の接触防止をして埋め立てたにもかかわらず浸出水中から放射性セシウムが検出された D 処分場については、埋立状況の詳細な聞き取りを

行ったところ、事故直後、焼却施設復旧から環境省による焼却灰埋立停止の通知までの間に雨水との接触防止策を取らず埋め立てを行った飛灰が若干存在することが判明した。その飛灰から継続的に溶出している放射性セシウムが、D 処分場の浸出水及び放流水中に検出されたものと推定した。

5.5.2.2. 放射性セシウムの年間浸出状況とその他の元素の関連性

これまでに測定した浸出水中の放射性セシウム濃度及び聞き取りを行った B 処分場と J 処分場の自主測定による浸出水中の放射性セシウム濃度を図 22～26 に処分場ごとに示す。

5.5.2.2.1. A 処分場

A 処分場浸出水中の放射性セシウム濃度は最大で 5 Bq/L 程度であった。浸出状況に季節性はみられず、放射性セシウム濃度は徐々に低下している。埋め立てられる廃棄物、特に焼却灰中の放射性セシウム濃度も低いため、浸出水中の放射性セシウム濃度も検出下限値未満となっていくと考えられる。

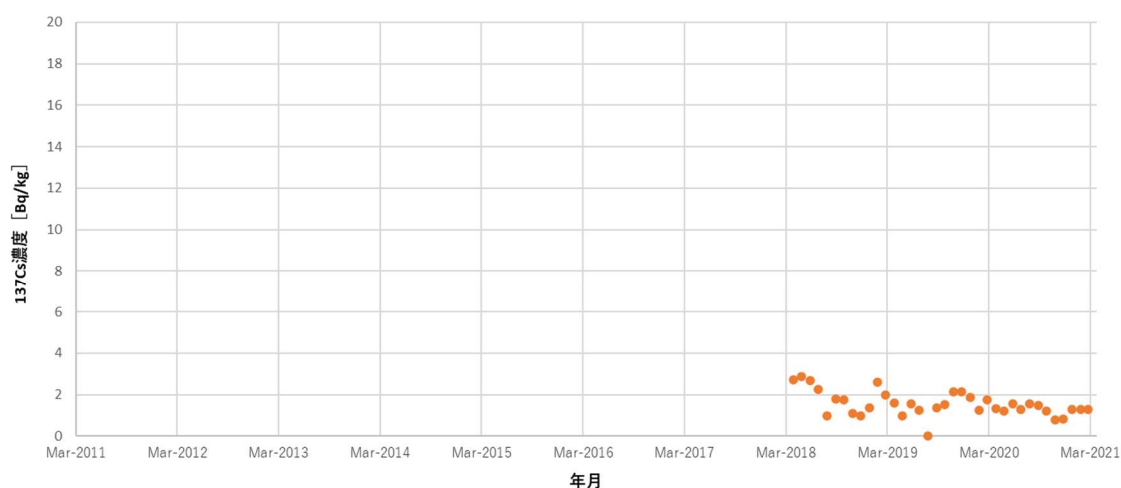


図 22. A 処分場浸出水中放射性セシウム濃度

5.5.2.2.2. B 処分場

B 処分場浸出水中の放射性セシウム濃度は最大で 15 Bq/L 程度であった。浸出水中の放射性セシウム濃度の変化に季節性はみられなかった。2011 年から 2015 年 3 月まで放射性セシウム濃度が上昇し、2018 年 1 月まで徐々に低下していたが、また上昇に転じ 2019 年 10 月にピークとなり再び減少に転じた。この時期に処分場かさ上げの工事が行われており、その影響が現れたものと考えられる。

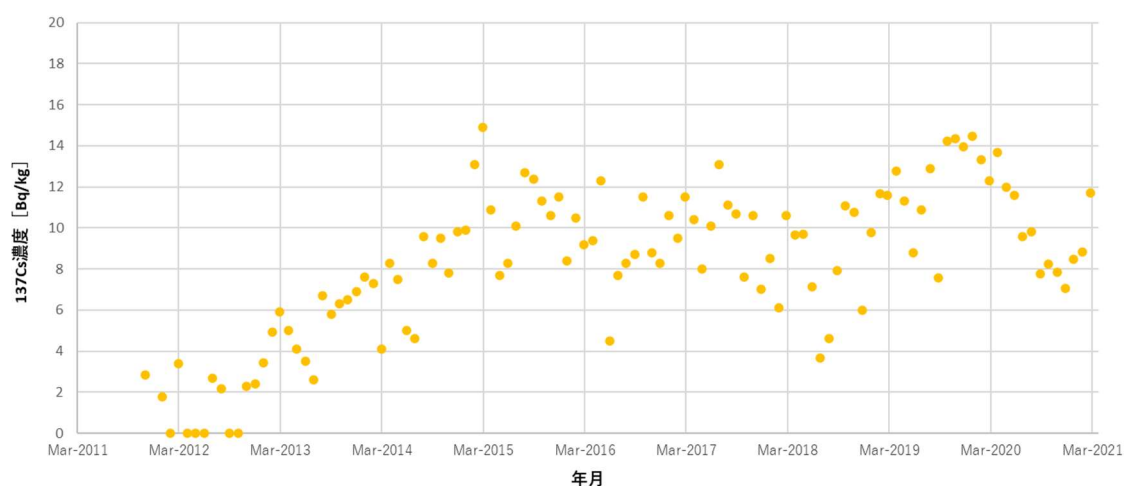


図 23. B 処分場浸出水中放射性セシウム濃度

5.5.2.2.3. D 処分場

D 処分場浸出水中の放射性セシウム濃度は最大で 3 Bq/L 程度であった。また、全体の放射性セシウム濃度は低く、検出下限値未満のことも多かったため、浸出水中の放射性セシウム濃度の季節性は検討できなかった。これは飛灰を大型土のうに入れて埋め立てており、水との接触が防がれているためだと思われる。

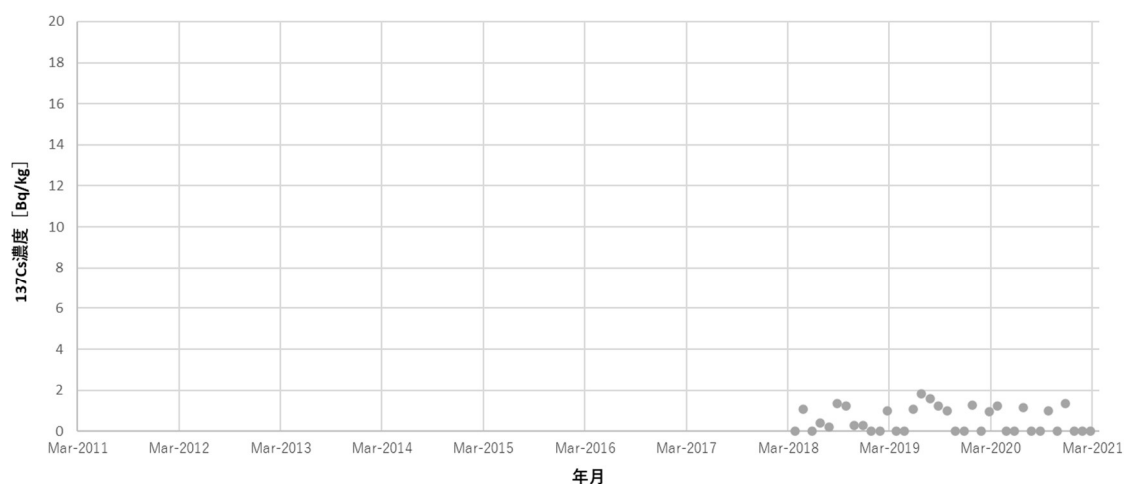


図 24. D 処分場浸出水中放射性セシウム濃度

5.5.2.2.4. H 処分場

H 処分場浸出水中の放射性セシウム濃度は最大で 8 Bq/L 程度であった。多少の放射性セシウム濃度の上下動はあるものの、季節性はみられない。埋め立てている焼却飛灰中の放射性セシウム濃度は B 処分場と同程度であるが、浸出水中放射性セシウム濃度は低いため、処分場構造及び覆土材のセシウム吸着能力などを B 処分場と比較していく必要がある。

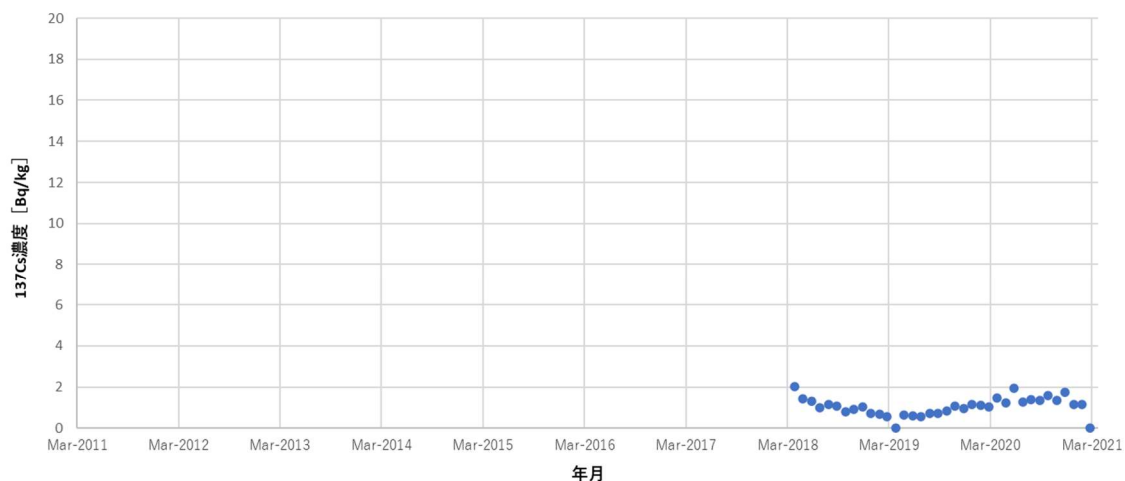


図 25. H 処分場浸出水中放射性セシウム濃度

5.5.2.2.5. J 処分場

J 処分場浸出水中の放射性セシウム濃度は最大で 11 Bq/L 程度であった。2018 年時点の浸出水中の放射性セシウム濃度は処分場 B に次いで高く、5 Bq/L 程度の濃度を維持すると考えられたが、2019 年 7 月に最終覆土を行って以降、放射性セシウムの濃度が低下した。最終覆土による浸透水量の低下などが原因であると考えられるため、引き続き調査及び原因の追究を行う必要がある。

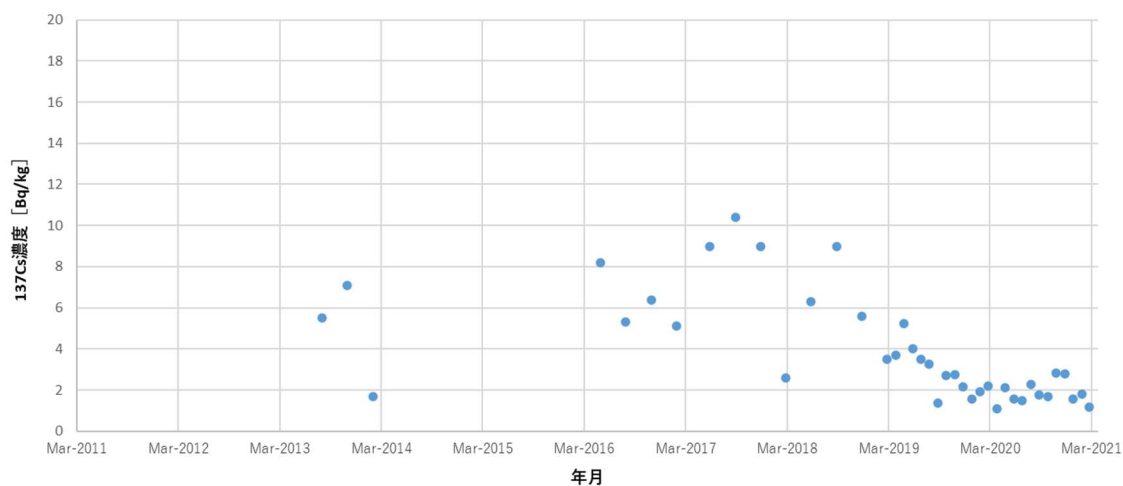


図 26. J 処分場浸出水中放射性セシウム濃度

浸出水中の元素の分析をした結果について 2017 年度の埋立処分場ごとの浸出水中の放射性セシウム濃度と塩化物イオン濃度を表としたものが表 33 である。比較すると塩化物イオン濃度が高いほど放射性セシウム濃度が高い可能性が示唆された。そこで、縦軸に放射性セシウム濃度、横軸に塩化物イオン濃度をプロットし、相関図（図 27）を作成したところ、放射性セシウム濃度及び塩化物イオン濃度に正の相関が認められた。

表 33. 放射性セシウム濃度と塩化物イオン濃度

	A 処分場		B 処分場		D 処分場		H 処分場	
	放射性Cs (Bq/L)	塩化物イオン (mg/L)	放射性Cs (Bq/L)	塩化物イオン (mg/L)	放射性Cs (Bq/L)	塩化物イオン (mg/L)	放射性Cs (Bq/L)	塩化物イオン (mg/L)
4月	0	83	8	13000	1	1400	8	4800
5月	1	2000	8	12000	2	1800	1	5200
6月	3	5100	10	12000	0	310	0	3900
7月	3	5700	13	13000	2	2300	0	3600
8月	4	7800	11	13000	3	1600	0	3000
9月	4	7600	10	13000	2	1900	0	4000
10月	4	7300	10	12000	0	1000	0	3900
11月	5	7600	11	12000	0	1000	0	2800
12月	4	7500	9	11000	2	1800	1	3700
1月	4	7500	8	12000	1	980	2	7200
2月	5	7800	10	12000	1	2100	3	8000
3月	5	8700	12	12000	2	1800	2	6400

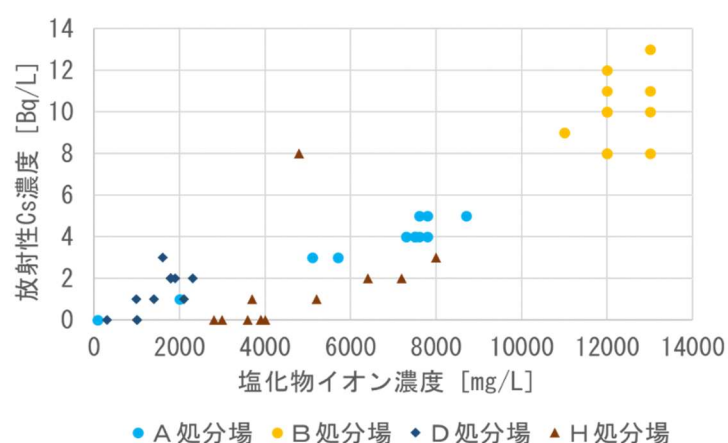


図 27. 放射性セシウム濃度と塩化物イオン濃度の相関

5.5.3. まとめ

今回の調査により埋立処分場においては埋立時に飛灰に遮水等の溶出対策をしないで埋め立てた場合、放射性セシウムが浸出することが確認された。また、浸出水中の放射性セシウム濃度については施設間共通の季節性はなく同一施設においても明確な季節性は見られないと推測される。さらに、放射性セシウムの浸出濃度と塩化物イオン浸出濃度には正の相関がみられたことから焼却灰中の塩化物イオンが放射性セシウムの動態に影響を与えている可能性があることが示唆された。処分場の構造や使用している覆土、覆土の状況などにより浸出水中の放射性セシウム濃度を低減できると考えられるため、今後も引き続き調査を行う。

5.6. 安全性評価ツールを用いた埋立処分場における被ばく線量評価

先にも述べたように福島県内の一般廃棄物処分場では福島第一原発事故以来放射性セシウムを含む廃棄物を受け入れてきた。その放射性セシウムの濃度は政府の定めた 8000 Bq/kg という基準以下ではあるが、県も一般市民も処分の長期の安全性についてはある種の懸念を感じてきた。今回、県としてこれら一般廃棄物処分場について独自の安全性評価ツールを開発することにした。

IAEA は廃棄物埋立処分場に安全に処分できる物の放射性物質の濃度を計算する埋立地のクリアランスツールを開発してきた。このツールは様々な種類の処分場に対して様々な汚染された物質を埋設するにあたり固有のクリアランスレベル (Bq/g) を導出するものである。被ばくのシナリオ、評価モデル、モデルへの入力データが導出に際して必要となる。

現在のプロジェクトで、県は IAEA の支援のもと、IAEA のクリアランスツールを福島県の状況を反映した安全性評価ツールに改訂した。改訂内容は福島県の状況や環境を反映したシナリオ及び実際の処分場に合わせた、もしくは測定されたパラメータの使用である。

評価モデルは B 処分場の浸出水で実測した放射性セシウム濃度を使って校正した。B 処分場を対象にしたのはこの処分場では廃棄物及び浸出水の放射性セシウム濃度について長期のデータがあるためである。住民の受ける被ばく線量の決定論的及び確率論的な評価値を算出し、線量基準と比較した。

5.6.1. 安全性評価に関するアプローチ

安全性評価ツールに用いた安全評価に関するアプローチは放射性廃棄物の処分にかかわる安全評価とセーフティケース構築に関する IAEA の勧告に基づいている (IAEA 2012)¹⁾。具体的には下記のような手順となる。

- (1) 評価の背景
- (2) 評価対象系の内容
- (3) シナリオの説明
- (4) モデルの説明
- (5) 線量評価と基準との適合性の解析

上記の事項について以下で説明する。

5.6.1.1. 評価の背景

5.6.1.1.1. 目的と範囲

放射性セシウムを含む廃棄物を受け入れる処分場について、廃棄物中の放射性セシウム濃度として 8000 Bq/kg という埋立基準値が、日本原子力研究開発機構 (JAEA) による「福島県の浜通りおよび中通り地方 (避難区域及び計画的避難区域を除く) の災害廃棄物の処理・処分における放射性物質による影響の評価について」に基づき定められている。ただし上記の JAEA の報告では実質的には不燃廃棄物を対象として評価しており、廃棄物からの放射性セシウムの溶出は考慮していない。実際は飛灰から放射性セシウムの溶出が起こりやすいことから、その後の廃棄物関連のガイドラインでは飛灰は

水と接触しないように処置して埋め立てるように定められた。しかしガイドラインに従って飛灰を埋めても実際の埋立地で雨水等により飛灰からの溶出が起こる可能性は否定できない。そこで福島県では IAEA のクリアランスツールを改訂した安全性評価ツールを用いて飛灰からの放射性セシウムの溶出を考慮した埋立地の安全評価を行った。

今回の目的は福島第一原発事故由来の放射性セシウムを含む飛灰を福島県の一般廃棄物処分場に処分したときの安全性評価である。

また、今回は一つの処分場（B 処分場）についてのみ評価をしたが、今後、福島県下の他の処分場を対象にした評価を行っていくことが考えられる。

5.6.1.1.2. 規制基準

今回用いた基準は IAEA の GSR Part 3 (IAEA 2014)²⁾において、放射性物質のリサイクルと埋立処分に係わる specific clearance levels (SCLs) を求める際に用いられる基準と同様の基準である。この基準において、通常起こりそうなシナリオ下でかつ現実的なパラメータを計算に用いた場合、公衆の被ばく線量は $10 \mu\text{Sv}/\text{年}$ を超えないことが求められる。さらに、通常は起こりそうにない低確率のシナリオ下において、被ばく線量は $1 \text{ mSv}/\text{年}$ を超えてはならない (IAEA2005、IAEA 2021)^{3) 4)}。起こりそうにないシナリオとは①放射線業務従事者でない作業員あるいは公衆の被ばくを起こすが現実には起こりそうもない出来事を想定している、②一つ以上のパラメータの値が過度に保守的である、の 2 種類である。

この基準の概要を表 34 にまとめる。

表 34. 通常起こりそうなシナリオおよび起こりそうにないシナリオ下での公衆及び埋立地の作業員に対する被ばく線量基準

想定する被ばく集団	起こりそうなシナリオ	起こりそうにないシナリオ
公衆（成人及び幼児）	$10 \mu\text{Sv}/\text{年}$ 未満	$1 \text{ mSv}/\text{年}$ 未満
放射線業務従事者でない作業員	$10 \mu\text{Sv}/\text{年}$ 未満	$1 \text{ mSv}/\text{年}$ 未満

この基準は IAEA 安全基準 (BSS) Part 3 (IAEA, 2014)²⁾ および IAEA SRS-44 (IAEA, 2005)³⁾ の General Clearance Levels (GCLs) の導出にも用いられている。この基準から求められたクリアランス基準を満足する物は十分に放射性物質濃度が低いと判断され、放射性物質としての規制を要しない (IAEA 2014)²⁾。

5.6.1.1.3. 評価の対象者

GCLs 導出に用いた方法 (IAEA 2005)³⁾ と同様に、被ばく線量の対象者は成人 (>17 歳) と幼児 (1-2 歳) の 2 種類の集団とした。

5.6.1.1.4. 評価の時間枠

評価は埋立地の運用を考慮し3つの時期について行った。

埋立中：埋め立てが行われている時期

埋立終了後：埋め立ては終了したが、処分場管理者による管理が行われている時期
(30年と想定)

処分場廃止後：処分場管理者による埋立地管理が終了した後の時期

5.6.1.1.5. 不確実性の取り扱い

埋立処分に起因する被ばく線量には、いくつかの異なる種類の不確実性が関与する。一つは公衆の被ばく経路に関する不確実性である。この種の不確実性は評価時に複数のシナリオを考慮することで考慮できる。評価に用いる数学モデルにも不確実性があるが、ここではIAEAの評価ツールの中で今回の評価内容に合わせたものを採用することで不確実性を減らしている。また、線量評価の際に用いるパラメータについてもデータ不足に伴う不確実性がある。ここでは、確率論的な方法でパラメータ不確実性を取り扱う(IAEA 2003a, b)^{5) 6)}。

確率論的な方法では、パラメータに確率密度関数(PDF)を割り当てる。パラメータのPDFは統計データのある場合は文献値から導くか、専門家の判断により決めるが、決定論的な方法で用いるパラメータとの整合性は取っておく必要がある。モンテカルロ法でモデル全体の不確実性を評価し(Vose, 1996)⁷⁾、線量の計算値の統計学的情報を導出する。この手法ではパラメータ値の相対尤度を考慮しつつあらゆる組み合わせ下での不確実性について、できるだけ現実的な評価を行うものである。また、この方法ではパラメータの感度解析も可能になる。

5.6.1.2. 評価対象系の内容

処分場Bは福島第一原発事故によるフォールアウト由来の放射性セシウムを含む焼却灰(放射性セシウム濃度<8,000 Bq/kg)を受け入れてきた一般廃棄物処分場(管理型相当)である。同処分場は山地型処分場で焼却残渣と共に有機汚泥も受け入れている。同処分場の浸出水の特性については5.5.2.を参照されたい。

5.6.1.3. シナリオ設定

評価の第一段階は放射性物質を含むものを処分した結果、公衆の被ばくにつながるすべての活動や被ばく状況を考慮したシナリオを構築することである。

IAEA (2021)⁴⁾に示す被ばくシナリオをここでは採用した。具体的にはIAEAのGCL導出にあたってIAEAのBSS GSR Part 3 (2014)²⁾およびIAEA SRS-44 (2005)³⁾で推奨された計算で使ったものを参考にした。浅地下処分場への放射性廃棄物処分に関するIAEAの報告(IAEA 2003b)⁶⁾も参考にした。

シナリオにおいては公衆が直接または間接に埋設された放射性物質に曝露される状況を考えた。被ばく場所は埋め立て地そのものまたはその近傍とした。また、通常起こりそうなシナリオおよび起こりそうにないシナリオの両方を考えた(図28参照)。

公衆の被ばくシナリオを表35にまとめる。評価ツールには放射性核種の半減期や線

量換算係数などの一般的なパラメータはデフォルトで含まれる。処分場 B に固有なパラメータは福島県が選定しシミュレーションで用いた。浸出水中の放射性セシウム濃度のシミュレーション結果をサイトでの実測値と比較した（較正段階）。異なるシナリオ下で得た線量評価値を規制基準と比較した（評価段階）。



図 28. 安全評価で考慮したシナリオの図解

表 35. 飛灰からの放射性セシウム溶出を考慮したシナリオ

略称	シナリオ名	埋め立て時期	被ばく集団	被ばく経路
RL_OP	埋立中近隣居住シナリオ	埋立中	近隣住民 (成人及び幼児)	・ 河川水飲用 ・ 河川水で灌漑した野菜の摂取 ・ 河川の魚の摂取
RL_PO	埋立終了後近隣居住シナリオ	埋立終了後	近隣住民 (成人及び幼児)	・ 河川水飲用 ・ 河川水で灌漑した野菜の摂取 ・ 河川の魚の摂取
RL_IC	処分場廃止後近隣居住シナリオ	処分場廃止後	近隣住民 (成人及び幼児)	・ 井戸水の飲用 ・ 井戸水で灌漑した野菜の摂取 ・ 河川の魚の摂取
RO	処分場廃止後跡地居住シナリオ	処分場廃止後	埋立地上に居住する住民 (成人及び幼児)	・ 埋立地浸出水の飲用 ・ 埋立地で栽培した野菜の摂取 ・ 埋立地地面からの外部被曝 ・ 再浮遊したダストの吸入 ・ 土壌の摂取 (誤食、子供のみ)
SE	処分場廃止後埋立地小規模掘削シナリオ	処分場廃止後	埋立地掘削作業を行う作業者 (成人)	・ 掘削物からの外部被曝 ・ 再浮遊したダストの吸入

シナリオのうち RL-OP, RL-PO, RL-IC および SE は起こりそうなシナリオに分類でき、これに対する線量基準は 10 μ Sv/年となる。

将来においては、埋立地の存在自体が忘れられ、その結果として被ばくが起きることも想定される。すなわち管理期間終了後、跡地が利用され、埋立地上に居住する住民が出てくる。住宅建設時には埋立地の被覆土壌がはがされて埋設した廃棄物が露出することも起こりうる (RO シナリオ)。しかし、埋立地の存在の記録が完全になることは通常考えにくいというえに、建設作業時に建設地が埋立地であることが発覚するのが普通であると考えられ、RO シナリオは 起こりそうにないシナリオと分類してよい (IAEA 2005, 2021)^{3) 4)}。RO シナリオについては 1 mSv/年の線量基準を当てはめる。

将来的には処分場を通過する道路が建設・使用されることも考えられる。しかし、過去の研究でこの道路シナリオでは処分場での滞在時間が RO シナリオに比べて短いため RO シナリオより被ばく線量は大幅に低いことが判っている (IAEA 2003b)⁶⁾。従って改めて道路シナリオを考慮せずとも RO シナリオを考慮することで充分である。

このようシナリオの尤もらしさをもとに分類する考え方は IAEA のこれまでの考え方 (IAEA2005、2021)^{3) 4)}と合致する。

5.6.1.4. モデル設定

5.6.1.4.1. モデル

埋立物中の放射性セシウム濃度について所与の値に対し、異なるシナリオ下で数学モデルを用いて年線量(Sv/年)を計算した。

IAEA の評価ツールではモデル化とシミュレーションのソフトウェアである Ecolego (www.ecolego.se)を用いて計算を行っている。用いたモデルは IAEA SRS-44 (2005)³⁾で用いられたもの、あるいは上記報告書の修正に使われたモデルと同じである。

もとのクリアランスツールの目的は、埋立地にある放射性物質による近隣住民の被ばく線量基準を満たすように、ありとあらゆる状況の処分場における、安全に埋め立てできる物の放射性物質の濃度を求めることである。このツールは埋立地から環境への放射性核種の移行、そして環境中で移行する放射性核種から公衆の被ばくを計算するための線量評価モデルから成る。モデルに対する入力として必要なパラメータとして、地下水流れ、食物消費、放射性核種の固液間（土壌-水間）分配比（以後 K_d ）等ものデータベースとして組み込まれている。ただしデフォルトのパラメータ値はありとあらゆる処分場に対応できるように用意された値であるので、県としては福島県の状況を反映したサイト固有のパラメータ値を設定・入力した。

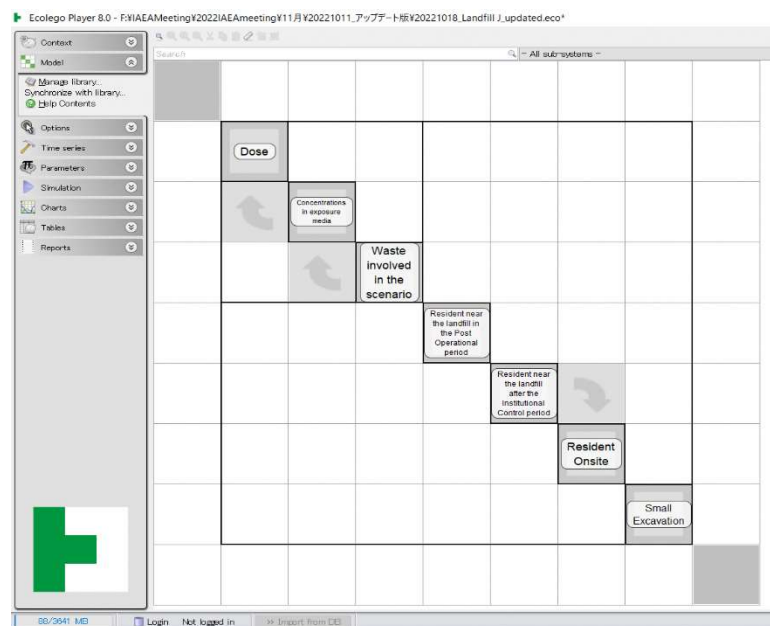


図 29. Ecolego の画面

図 30 に示す図は子供の全線量算出において、様々な被ばく経路（水の摂取、野菜の摂取、外部被曝、吸入、誤食）の中でどのような変数が関与し、それらがどのように相互に関連しているかを示しているインフルエンスダイアグラムである。インフルエンスダイアグラムの因子としては生物圏の主要な要素である表層土壌や河川水等が組み込まれている。これらの因子間を放射性核種が移行する。

今後、気候や農業のあり方、漁業のあり方に変化が起こることは想定されるものの、このシミュレーションでは現在のライフスタイルが踏襲されるとしている。

被ばくの起こり方に関連し、被ばく集団（例えば農業従事者、漁業従事者等）を地域の農水産物の摂取量に応じて決める必要がある。日本の平均的な食物摂取量を政府の統計値から得て、その値をシミュレーションに使った。

表 36. 重要なパラメータの値

パラメータ	単位	算術平均	標準偏差
廃棄物中の放射性セシウム濃度	Bq/g	1	n. a.
地下水流速度	m/年	112.2	125
焼却灰の K_d *1	cm^3/g	50	n. a.
埋立地内の土壌（粘土）層の K_d *1	cm^3/g	370	n. a.
コメの摂取	kg 生/年	108.6 (69.5) *2	64 (33) *2
淡水魚の摂取	kg 生/年	1.97 (1.68) *2	7.85 (5.66) *2
キャベツの摂取	kg 生/年	11.9 (4.38) *2	19.4 (7.99) *2
玉ねぎの摂取	kg 生/年	11.6 (7.77) *2	15 (7.63) *2
管理期間終了までの期間	年	30	n. a.
操業期間	年	13	n. a.
土壌からコメへの移行係数	kg 生/kgDW	0.03 *3	0.006 *3
土壌からキャベツへの移行係数	kg 生/kgDW	0.3 *3	1.5 *3
土壌から玉ねぎへの移行係数	kg 生/kgDW	0.05 *3	0.14 *3
淡水から魚への移行係数	L/kg 生	3667*3	3937*3

*1 校正段階で最適化

*2 1 歳から 6 歳の子供および 20 歳以上の成人の摂取率。線量評価では>17 歳を成人、1-2 歳を幼児としている。現行の食物消費量に関する政府統計値において、線量評価時とできるだけ近い年齢集団のデータを使った

*3 IAEA のデータベースから得た値を使った。なお、対数正規分布の平均 $E[X]$ および分散と $V[X]$ と算術平均 μ および標準偏差の σ の数学的な関係は $E[X] = e^{(\mu + 2\sigma^2)}$ 、 $V[X] = (e^{\sigma^2} - 1) e^{(2\mu + \sigma^2)}$

5.6.2. 線量評価および基準との比較

各シナリオに対するシミュレーションを実行して線量評価を行った。シミュレーションには決定論的なものと確率論的なものの 2 種類がある。

決定論的な評価は現実的なパラメータ値で 1 回の計算を実行する。統計学的なパラメータ分布が得られていればその平均値を決定論的なシミュレーションで用いる。統計学的なパラメータ分布のわからないときは専門家の判断によるパラメータ値を用いる。

確率論的なシミュレーションの実行においては PDF を用いる (5.6.1.1.5. を参照)。

5.6.2.1. 実測定データを用いたキャリブレーション

埋立物の K_d 値は、試行錯誤により浸出水のセシウム 137 濃度の平均値 8.7 Bq/L に合わせた結果、50 cm³/g となった。決定論的なアプローチではこの K_d 値を使った。

埋立物の K_d 値が対数正規分布を取るとして、1 万回のシミュレーションを行った結果、浸出水のセシウム 137 濃度は図 31 に示すようなヒストグラムになった。浸出水セシウム 137 濃度は 1 Bq/L から 40 Bq/L の範囲と広く分布し、埋立物の K_d 値が浸出水セシウム 137 濃度を定める重要な 因子の一つであることを示している。

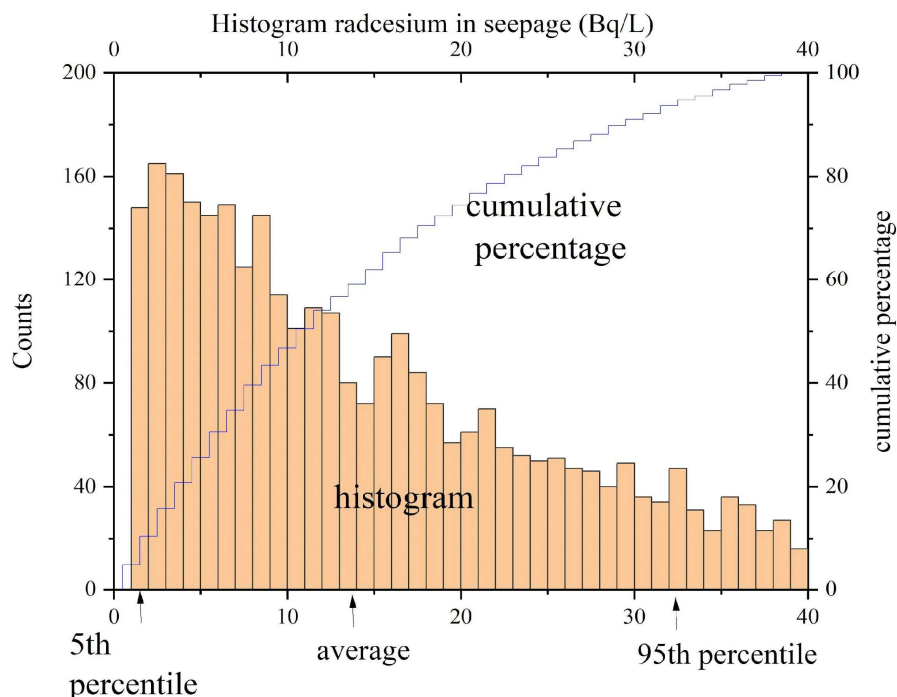


図 31. K_d 値を変化させたときのセシウム 137 の浸出水中濃度のヒストグラム

5.6.2.2. 安全性評価結果

住民の線量評価結果を各シナリオ下、決定論的評価と確率論的評価を表 37 に示す。確率論的評価の結果は 3000 回のシミュレーションに対する平均、標準偏差、5%タイル及び 95%タイル値、中央値としてまとめた。図 32 及び図 33 にも結果を示している。

表 37 からわかるように最も高い被ばく線量は R0 シナリオのものである（跡地に土壌の被覆なしに居住、起こりそうにないシナリオ）。表 37(d)の内訳をみると埋立物からの外部被曝線量と埋立地浸出水（浸透水）摂取の寄与が大きいことがわかる。他のシナリオについて関する被ばく線量は決定論的評価でも確率論的評価でも $RL_{OP} \cong RL_{IC} > RL_{P0}$ の順であった。

表 37. 各シナリオ下での線量評価

(a) RL_OP シナリオの結果

被ばく経路	年齢	確率論的 評価平均 μSv/y	標準偏差 μSv/y	5% タイル値 μSv/y	中央値 μSv/y	95%タイル値 μSv/y	決定論的 評価結果 μSv/y
魚摂取	成人	2.9E-03	2.1E-02	1.1E-05	3.2E-04	9.2E-03	1.6E-03
河川水飲用	成人	8.2E-04	6.3E-04	1.1E-04	6.6E-04	2.1E-03	4.4E-04
野菜摂取	成人	3.7E-05	4.0E-05	3.4E-06	2.4E-05	1.1E-04	2.0E-05
全経路の和	成人	3.7E-03	2.1E-02	1.8E-04	1.2E-03	1.1E-02	2.1E-03
魚摂取	幼児	2.1E-03	7.8E-03	8.9E-06	3.2E-04	8.2E-03	1.3E-03
河川水飲用	幼児	3.0E-04	2.3E-04	4.0E-05	2.4E-04	7.6E-04	1.6E-04
野菜摂取	幼児	2.0E-05	2.1E-05	1.8E-06	1.3E-05	6.1E-05	1.1E-05
全経路の和	幼児	2.4E-03	7.8E-03	8.3E-05	6.7E-04	8.7E-03	1.4E-03

(b) RL_PO シナリオの結果

被ばく経路	年齢	確率論的 評価平均 μSv/y	標準偏差 μSv/y	5% タイル値 μSv/y	中央値 μSv/y	95% タイル値 μSv/y	決定論的 評価結果 μSv/y
魚摂取	成人	1.7E-03	1.3E-02	5.7E-06	1.9E-04	5.4E-03	9.5E-04
河川水飲用	成人	4.8E-04	3.8E-04	6.6E-05	3.9E-04	1.2E-03	2.6E-04
野菜摂取	成人	2.2E-05	2.5E-05	1.9E-06	1.5E-05	6.6E-05	1.2E-05
全経路の和	成人	2.2E-03	1.3E-02	1.1E-04	7.4E-04	6.3E-03	1.2E-03
魚摂取	幼児	1.2E-03	4.4E-03	5.3E-06	1.9E-04	4.9E-03	7.5E-04
河川水飲用	幼児	1.8E-04	1.4E-04	2.4E-05	1.4E-04	4.4E-04	9.6E-05
野菜摂取	幼児	1.2E-05	1.3E-05	1.1E-06	7.8E-06	3.5E-05	6.3E-06
全経路の和	幼児	1.4E-03	4.5E-03	4.9E-05	4.1E-04	5.1E-03	8.5E-04

(c) RL_IC シナリオの結果

被ばく経路	年齢	確率論的 評価平均 μSv/y	標準偏差 μSv/y	5% タイル値 μSv/y	中央値 μSv/y	95% タイル値 μSv/y	決定論的 評価結果 μSv/y
魚摂取	成人	5.0E-07	1.1E-05	<1.0E-10	<1.0E-10	4.3E-08	<1.0E-10
井戸水飲用	成人	3.2E-03	8.0E-02	<1.0E-10	<1.0E-10	5.6E-04	<1.0E-10
野菜摂取	成人	2.0E-04	3.7E-03	<1.0E-10	<1.0E-10	4.7E-05	<1.0E-10
全経路の和	成人	3.4E-03	8.3E-02	<1.0E-10	<1.0E-10	6.1E-04	<1.0E-10
魚摂取	幼児	6.3E-07	1.4E-05	<1.0E-10	<1.0E-10	4.0E-08	<1.0E-10
井戸水飲用	幼児	1.2E-03	3.0E-02	<1.0E-10	<1.0E-10	2.1E-04	<1.0E-10
野菜摂取	幼児	1.0E-04	1.7E-03	<1.0E-10	<1.0E-10	2.7E-05	<1.0E-10
全経路の和	幼児	1.3E-03	3.1E-02	<1.0E-10	<1.0E-10	2.4E-04	<1.0E-10

(d) RO シナリオの結果

被ばく経路	年齢	確率論的 評価平均 $\mu\text{Sv/y}$	標準偏差 $\mu\text{Sv/y}$	5% タイル値 $\mu\text{Sv/y}$	中央値 $\mu\text{Sv/y}$	95% タイル値 $\mu\text{Sv/y}$	決定論的 評価結果 $\mu\text{Sv/y}$
外部被ばく	成人	1.1E+01	4.3E+00	5.7E+00	1.0E+01	2.0E+01	1.1E+01
ダストの吸入	成人	1.3E-04	1.3E-04	2.5E-05	9.6E-05	3.6E-04	1.3E-04
浸出水 (浸透水) の飲用	成人	3.5E+01	2.9E+01	4.2E+00	2.7E+01	9.4E+01	1.9E+01
野菜摂取	成人	1.2E+00	7.1E+00	3.6E-02	2.5E-01	3.5E+00	9.2E-01
全経路の和	成人	4.7E+01	3.0E+01	1.4E+01	3.9E+01	1.1E+02	3.1E+01
外部被ばく	幼児	1.3E+01	5.2E+00	6.8E+00	1.2E+01	2.4E+01	1.3E+01
ダストの吸入	幼児	2.9E-05	2.7E-05	5.4E-06	2.1E-05	7.8E-05	2.8E-05
浸出水 (浸透水) の飲用	幼児	1.3E+01	1.1E+01	1.5E+00	1.0E+01	3.5E+01	7.1E+00
野菜摂取	幼児	4.5E-01	2.5E+00	1.8E-02	1.2E-01	1.2E+00	3.6E-01
土壌の誤食	幼児	1.1E-01	4.1E-02	5.5E-02	9.9E-02	1.9E-01	1.0E-01
全経路の和	幼児	2.7E+01	1.2E+01	1.2E+01	2.4E+01	5.1E+01	2.0E+01

(e) SE シナリオの結果

被ばく経路	年齢	確率論的 評価平均 $\mu\text{Sv/y}$	標準偏差 $\mu\text{Sv/y}$	5%タイル値 $\mu\text{Sv/y}$	中央値 $\mu\text{Sv/y}$	95%タイル値 $\mu\text{Sv/y}$	決定論的 評価結果 $\mu\text{Sv/y}$
外部被ばく	成人	8.3E-02	3.8E-02	3.4E-02	7.4E-02	1.6E-01	8.3E-02
ダストの吸入	成人	4.0E-05	2.6E-05	1.2E-05	3.3E-05	9.3E-05	4.1E-05
全経路の和	成人	8.3E-02	3.8E-02	3.4E-02	7.4E-02	1.6E-01	8.3E-02

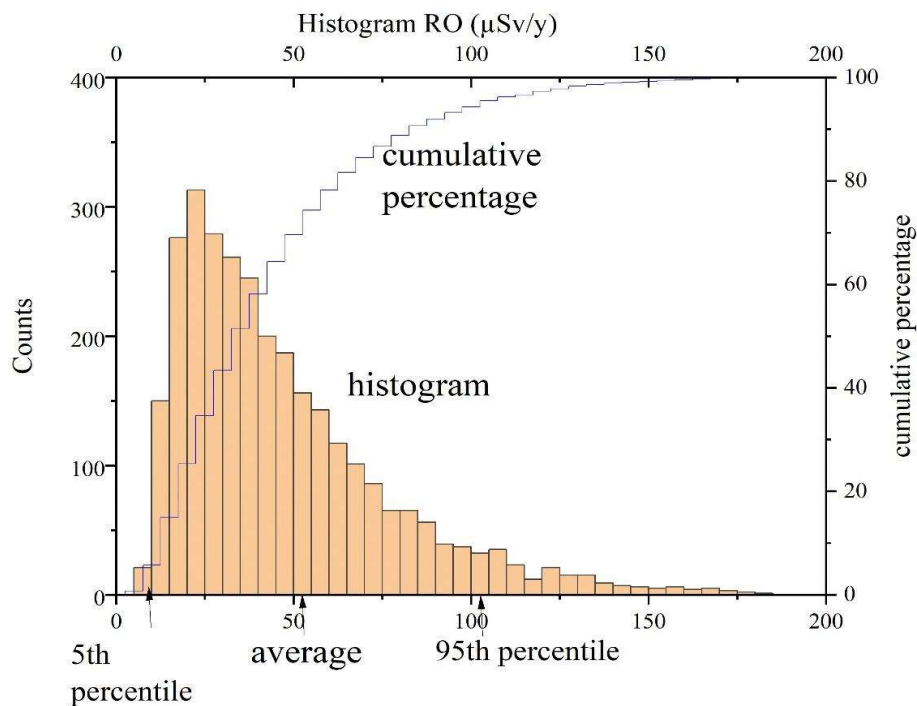


図 32. パラメータの組み合わせを変えたときの RO シナリオ下での被ばく線量のヒストグラム

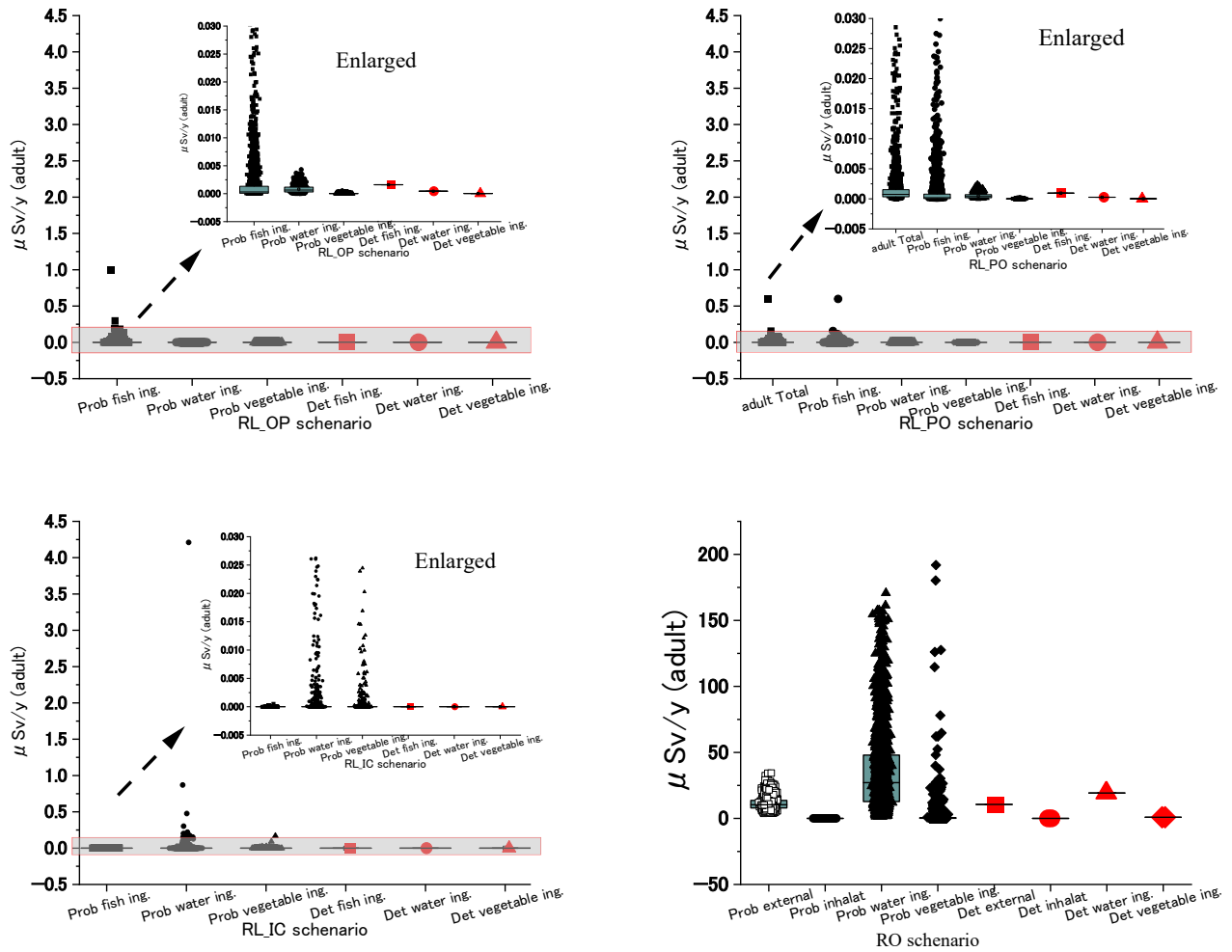


図 33. 確率論的及び決定論的な評価結果

図 33 に関して、グラフ上の点は各計算時の線量であるが、類似の線量値を与える結果の点は重なって表示される。ボックスチャートの箱は確率論的線量評価値の 25% 値から 75% 値の範囲を示す。

5.6.2.3. 感度分析

確率論的なシミュレーションの結果を使ってパラメータの感度解析を行った。パラメータの相対的な効果や、シミュレーションの最終結果の不確実性に対するパラメータの寄与を明らかにすることができる。

パラメータが例えば被ばく線量に対し正である（パラメータ値が大きくなれば線量が増加する、パラメータ値が小さくなれば線量は減少する）、あるいは負である（パラメータ値が小さくなれば線量が増加する、パラメータ値が大きくなれば線量は減少する）という表現をとする。これを表すのが、標準化リスク階級回帰係数（Standardized Rank Regression Coefficients、SRRC）である。SRRCs は各パラメータの変化がモデルの結果（線量）に与える影響を示す指標である。SRRC の算出はパラ

メータ値の変化に対するモデルの線量計算値を一次元の多項式（例えば $a+b_1x_1+b_2x_2+\dots+b_nx_n$ ）でフッティングし各パラメータと評価結果（この場合、線量）の依存性を示す手法がとられてきた（Saltelli et al. 2004）⁸⁾。

SRRC を図 34 に図示する。SRRC から被ばく線量に対して K_d の影響が大きいことが明らかである。

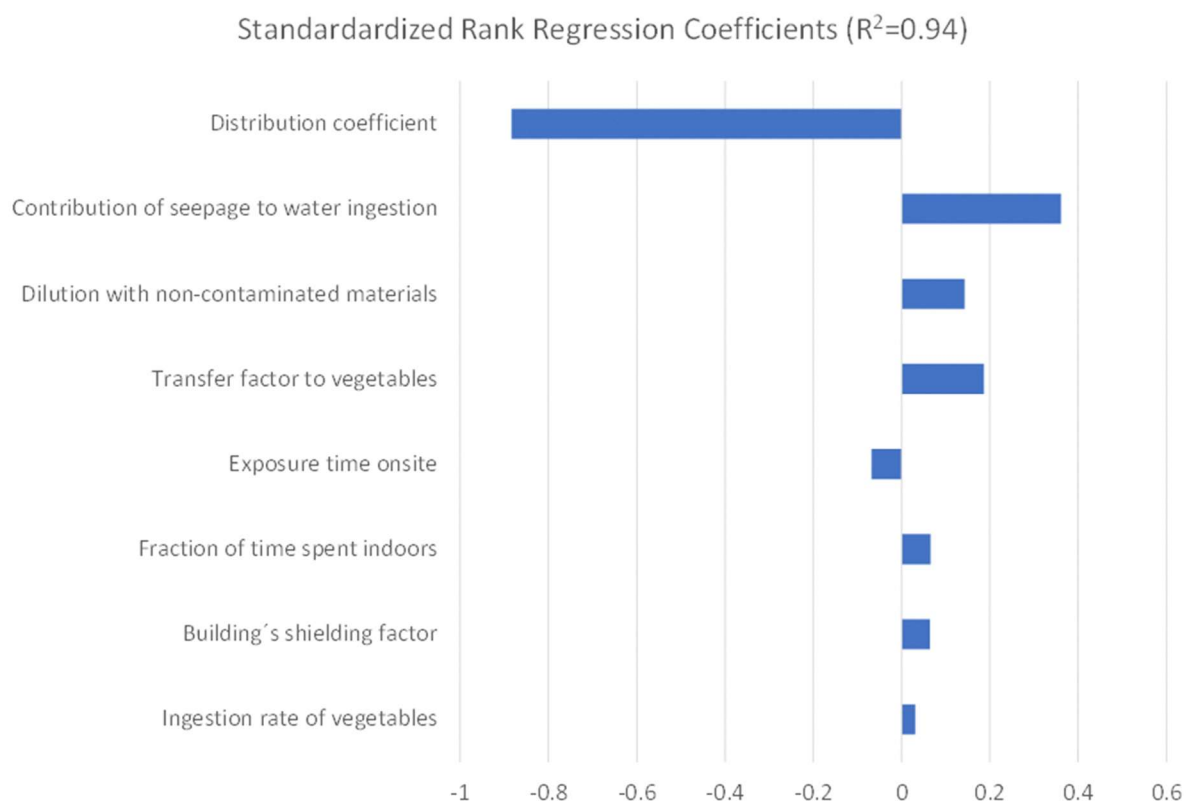


図 34. 線量評価へのパラメータの影響度合い

5.6.2.4. 線量基準に対するコンプライアンス分析

起こりそうなシナリオ (RL-OP、RL-P0、RL-IC、SE) 下では、決定論的及び確率論的なシミュレーションの結果（平均値、95%値）は規制基準 $10 \mu\text{Sv}/\text{年}$ より十分に低かった。これは、例えば廃棄物中の放射性セシウム濃度を現在想定した処分場の 1 Bq/g から 8 Bq/g (現在の一般廃棄物処分場等の受け入れ基準) に代えても同様であった。

起こりそうにないシナリオ (R0 シナリオ) でも、決定論的及び確率論的なシミュレーションの結果（平均値、95%値）は、 $1 \text{ mSv}/\text{年}$ よりも低かった。これは、例えば廃棄物中の放射性セシウム濃度を現在想定した処分場の 1 Bq/g から 8 Bq/g (現在の一般廃棄物処分場等の受け入れ基準) に代えても同様であった。

5.6.3. まとめ

IAEA が作成した埋立処分クリアランスツールを改訂し、福島県の実際の状況を反映するようにした安全性評価ツールを福島一般廃棄物埋立処分場に適用した。処分場 B を想定した評価では、近隣住民への被ばくはすべてのシナリオやパラメータの条件下でいずれも極めて低いことが判った。更に処分場廃止後、跡地に人が居住し処分場の浸出

水を飲用するという起こりそうにないシナリオの下でも対象者の被ばく線量は1 mSv/年未満であった。将来的には、評価を福島県内の他の処分場に拡大して適用していく。必要に応じ評価ツールのシナリオをさらに修正することや、放射性セシウムの動態をよりよく反映する動的なシミュレーションを実施するとともに、実処分場での監視を継続してシミュレーション結果と監視結果が整合するかどうかを検討していく必要がある。

5.7. 埋立処分終了後の埋立処分場管理

放射性セシウムを含む廃棄物を埋め立てた処分場のモニタリングを含めた将来にわたる維持管理基準を検討するため、IAEA から海外における産業廃棄物埋立処分場に放射性廃棄物を埋め立てることにした事例に関する情報提供を受け、その処分場におけるモニタリング基準と国内の放射性セシウムを含む廃棄物を埋め立てた処分場に課せられたモニタリング項目と頻度の比較を行った。

5.7.1. 実施内容

日本国内の埋立処分場は、廃棄物の処理及び清掃に関する法律（以下、廃棄物処理法という）及びそれに付随する法令により管理がなされてきた。それら法令は、放射性物質は廃棄物に含まれない、という前提の下で作られていたものであり、事故以後は汚染対処特措法により、放射性物質を含む廃棄物の管理について上乗せ基準がかけられることとなった。ただし、これら法律の中で規定されているのはほぼ埋立中における放射性セシウムを含む廃棄物の管理に関する事項であり、埋立終了後及び廃止時における放射性物質の確認に関しての記述はない。そのため、廃止までの期間の処分場の管理及び廃止時の放射性セシウムに関する確認方法を検討するため、国内における管理手法の参考とするため海外の産廃処分場に放射性セシウムを埋め立てている例に関して IAEA からの情報提供を受けた。

5.7.2. 結果

環境省のガイドラインにおいては放射性セシウムを含む廃棄物の埋立後の管理及び監視について表 38 のとおり特措法による上乗せ基準がかけられている。ただし、埋立中及び埋立終了後廃止までの表のと通りの維持管理基準はあるものの、放射性セシウム濃度に関しての廃止基準は存在しない（2022 年 12 月時点）。

表 38. 廃棄物関係ガイドラインによる処分場維持管理における上乗せ基準

	項目	廃棄物処理法	上乗せ
維持管理基準	地下水測定	地下水等検査項目、ダイオキシン類を埋立開始前及び年 1 回以上測定 電気伝導率又は塩化物イオンを埋立開始前及び月 1 回以上測定	放射性セシウム濃度を埋立開始前及び月 1 回以上測定
	放流水測定	排水基準項目、ダイオキシン類を年 1 回以上測定 pH, BOD, COD, SS, T-N を月 1 回以上測定	放射性セシウムの濃度を月 1 回以上測定
	空間線量率測定	—	埋立地敷地境界の放射線量を 7 日に 1 回以上測定
	記録	埋立物の種類と量、維持管理上の点検、検査と措置内容 （石綿含有一般廃棄物を埋め立てた場合は埋立位置の図面）	埋立物の種類と量、埋立処分を行った年月日、維持管理上の点検、検査と措置内容、埋立位置の図面
	記録の保管	廃止まで保管	廃止まで保管

一方、放射性セシウムを含む廃棄物を埋め立てている海外の産廃処分場においては、もともとの処分場管理に加え、放射性廃棄物に関してのセーフティーケース（安全管理基準）を作成し管理がされている。

そういった処分場の一例として Augean PLC が運営する ENRMF (East Northants Resource Management Facility) がある。この処分場は GRA として知られる低レベル汚染廃棄物処分場認可基準を受けてその基準を満たすようもともとの管理基準に上乗せで管理方法及び管理基準を設けて放射性廃棄物の受け入れを行っている。この基準も画一的な基準の適用ではなく施設の立地、構造、埋立手法及びこれまでに埋め立てた廃棄物などを勘案してうえで施設に応じた詳細な基準を作成している。特に安全監視については詳細なモニタリングプログラムが定められており、周辺線量率、ガス、浸出液、粉じん濃度、観測坑、周辺河川などの測定場所とその頻度が ESC に記されている。ESC に記載されている測定頻度は、周辺線量率が常時監視、ガス発生量、浸出液、粉じん濃度並びに観測坑中の水が月に 1 回の測定、周辺河川が年に 1 回の測定というものであった。

海外の処分場に埋め立てられる廃棄物は、実験施設及び原発周辺から排出される廃棄物であるため、ドラム缶に入れられているあるいは 2 重梱包されていることが前提となっているが、県内で排出される放射性セシウムを含む廃棄物はそのまでの管理がなされていないことが多い。この点を考慮して、ガイドラインでは水が浸入しない埋立方法をとるよう定められているが、半減期を考慮すると、いずれは水が浸透するようになると思われるため、その場合における監視及び対策を事前に検討する必要があると思われる。



図 35. ENRMF (East Northants Resource Management Facility)

5.7.3. まとめ

IAEA から廃棄物埋立処分場へ放射性廃棄物を埋め立てた際のその後のモニタリングや管理方法に関する情報提供を受けた。海外の事例でも、周縁地下水や放流水など国内でも廃棄物処理法に上乗せ基準として定められているモニタリング項目と同様の項目をモニタリングすることと定めており、国内の法令のモニタリング基準が妥当であることが確かめられた。一方、海外の事例においては、放射性廃棄物の受け入れ前に個別の処分場の構造やこれまでの管理さらには将来の取り扱いを勘案したうえでモニタリ

ング頻度や廃止までの管理が定められていたことから、国内の基準に関して処分場の特性ごとに廃止までの取り扱いやモニタリング頻度を検討することが必要と考えられる。

5.8. まとめ

福島県は IAEA の助言を受けながら廃棄物の焼却に関して、特に焼却灰中の放射性セシウムに関する調査・試験を行い、廃棄物焼却時に主灰/飛灰への放射性セシウムの分配をコントロールするのは困難であること、福島県内の一般廃棄物焼却施設から排出される飛灰中の放射性セシウムは水に溶けやすいこと、飛灰からの放射性セシウム溶出はゼオライト等を添加することで抑制でき、実際の廃棄物焼却施設においても十分な成果を示すことを明らかにした。

廃棄物の埋立に関しても調査を行い、焼却飛灰が水に接触する形で埋め立てられている場合に放射性セシウムが浸出するがその濃度は公共用水域における放射性セシウムの濃度基準と比べても十分に低いこと、浸出濃度に季節ごとの規則性はみられないこと、放射性セシウム濃度と塩化物イオン濃度との間に正の相関があることを明らかにした。

また、IAEA から埋め立て処分に関する安全性評価ツールの提供を受け、評価ツール中のシナリオの福島県内の状況に合わせた改変及び県内の埋立処分場の実際のデータを用いた安全性評価を行い、処分場 B における現在の廃棄物埋立が十分に安全であることを明らかにした。

さらに、環境省が示している埋立処分場における維持管理上の上乘せ基準に関するモニタリング項目及び頻度について、海外で行われている放射性廃棄物を埋め立てている処分場と比較を行い、今後埋立処分場廃止に向けて事前に処分場に応じたモニタリング項目及び頻度を検討する必要があることを確認した。

引用文献

- 1) IAEA (2012). The Safety Case and Safety Assessment for the Disposal of Radioactive Waste. IAEA Specific Safety Guide SGG-23, Vienna 2012.
- 2) IAEA (2014). Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards, General Safety Requirements Part 3, GSR Part 3, Vienna, Austria
- 3) IAEA (2005). Derivation of activity concentration values for exclusion, exemption and clearance. IAEA Safety Reports Series No 44. International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria
- 4) IAEA (2021). Derivation of specific clearance levels in materials being suitable for recycling, reuse, or for disposal in landfills. IAEA Safety Report Series, (IN PRESS)
- 5) IAEA (2003a) Evaluating the reliability of predictions made using environmental transfer models, Safety Series No. 100, IAEA, Vienna (1989)
- 6) IAEA (2003b). Derivation of activity limits for the disposal of radioactive waste in near surface disposal facilities. TECDOC-1380. International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria
- 7) Vose, D. (1996). Quantitative Risk Analysis – A guide to Monte Carlo Simulation Modelling, John Wiley and Sons, New York

- 8) Saltelli, A, Tarantola, E, Campolongo, F and Ratto, M. (2004). Sensitivity analysis in practice – A guide to assessing scientific models. John Wiley & Sons Ltd., Chichester

報告書総括

FIP1：モニタリングに基づく放射性セシウム動態が水圏に与える影響の評価

福島県の河川水中の懸濁態、溶存態放射性セシウム濃度の観測を実施した。その結果、形態の違いによらず時間の経過とともに低下する傾向が維持されていた。平水時及び出水時の河川水中の放射性セシウム濃度のシミュレーションをおこない、概ね実測値を再現した。

FIP2：野生動物における放射性核種の動態調査

イノシシ及びツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム 137 の濃度を比較した場合、イノシシの方が高く、ヤマドリとキジを比較した場合はヤマドリの方が高いなど、種により異なる傾向を示した。

イノシシの筋肉に含まれるセシウム 137 の濃度は、食べた物の影響を強く受けていることが確認された。イノシシ及びツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム 137 濃度の経年変化を確認した結果、近年であっても一般食品における放射性セシウム濃度の基準値の 10 倍を超過する個体が捕獲されていた。イノシシ及びツキノワグマの筋肉に含まれるセシウム 137 濃度の長期的な変動は、全期間、低濃度期、高濃度期に時間経過に伴う減少が見られたが、高濃度期については、データの拡充やモデルの再考が必要である。

避難指示区域外のイノシシに比べて、避難指示区域内に生息するイノシシは行動圏が広く、その場所も農地にシフトする傾向が見られた。また、福島県内のイノシシは、遺伝的に 2 系統群に分かれており、おおよそ阿武隈川を境界として東西に移動が制限されている可能性が示唆された。

FIP3：陸水域における持続可能な放射性物質対策

河川において適用しうる各種対策を整理するとともに河川敷において除染実証試験を行い、放射性セシウムの空間分布を踏まえた除染手法が有効であることを確認した。除染後の河川敷において継続的に調査を実施し、空間線量率は経年的に低下し除染効果が持続していることが確認された。このほか、令和元年東日本台風通過に伴う出水後に河川公園において汚染状況等の調査を行い、空間線量率は一般には上昇せず、出水に伴う再汚染がないことが確認された。これらの研究成果は福島県の関係各課に情報提供を行い、その後河川敷の除染手法は河川整備施策に反映された。

FIP4：GPS 歩行サーベイによる環境マッピング技術の開発

機材の整備については京都大学の KURAMA を基本とし、より歩行サーベイに適した構成とした。そして、得られたデータの解析や UAV による航空機サーベイなどのモニタリングとの連携を想定し、GIS データ処理システムを整備した。また、方向特性や校正定数など測定に必要なデータを収集し、歩行サーベイでの空間線量率測定が可能となった。そこで、いくつかの地点で歩行サーベイを実施し、空間線量率の測定や GIS データ処理システムによるコンター図の作成ができることを確認した。そして、未経験者で

も利用できるようにマニュアルを整備した。2016 年度からは、市町村等の求めに応じて歩行サーベイを実施、または貸し出しするなどして活用しており、近年では、公共事業（里山再生モデル事業等）の放射線モニタリングに活用している。

FIP5：放射性物質を含む廃棄物の適正な処理の検討

県内で発生する放射性セシウムを含む廃棄物の処理・処分及び管理手法を検討するために埋立処分場及び廃棄物焼却施設において調査及び試験を実施した。埋立処分場において浸出水等の調査を実施したところ、焼却飛灰を雨水等と接触する状況で埋め立てると焼却飛灰から放射性セシウムが溶出し、浸出水から放射性セシウムが検出されることなどが確認された。この焼却飛灰からの放射性セシウムの溶出を抑制するため各種焼却灰の溶出試験及びラボ並びに実施設における焼却灰中の放射性セシウム難溶化試験を実施した。その結果、ゼオライトを焼却灰中に添加することで顕著な放射性セシウム溶出抑制効果が得られることが判明したが、実施設への適用においては対象となる焼却施設あるいは埋立処分場に応じた、添加方法及び添加量の検討が必要と考えられる。また、IAEA から提供された安全性評価ツールの県内の状況に合わせた改良及び県内の実際の処分場の安全性評価を行った。安全性評価の結果、処分場 B における現在の廃棄物埋立は将来においても安全側であることが確認できた。今後他の処分場においても同じことが言えることを確認していく。さらに、県内における今後の処分場管理をしていくための参考として、海外の放射性廃棄物を埋め立てることになった処分場の管理についての情報提供を受けた。海外の事例だと、前もって廃棄物の状態や線量の管理方法が定められていることもあり、すべてが参考にできるわけではなかったが、処分場構造に応じた管理手法の検討方法や埋立終了後のモニタリング頻度に関して個々の県内処分場の管理に活用していくべき情報を得ることができた。