

テーマ（１）

放射線健康管理に資する線量評価に関する研究

- 1-1 浪江町民のための被ばく線量調査
床次 眞司（弘前大学 被ばく医療総合研究所 教授）
- 1-2 大規模放射線災害に対応できる複数の生物学的指標を組み合わせた線量推定システムの技術基盤構築
盛武 敬（産業医科大学 産業生態科学研究所 放射線健康医学教室 准教授）
- 1-3 効果的な個人被ばく線量管理に資する線量の測定と評価に関する実践的研究
内藤 航（産業技術総合研究所 安全科学研究部門 研究グループ長）
- 1-4 避難行動データの多角的解析に基づく福島原発事故初期の内部被ばく線量推計
栗原 治（量子科学技術研究開発機構 部長）
- 1-5 大気拡散シミュレーションによる時間空間放射能データベースを用いた避難行動パターン毎の初期線量評価
鈴木 元（国際医療福祉大学クリニック 院長、教授）
- 1-6 乳歯を用いた福島県在住小児の被ばく線量評価事業
佐々木 啓一（東北大学大学院 歯学研究科 研究科長）
- 1-7 被ばく線量に影響を及ぼす住家内外の要因に関わる研究
吉田 浩子（東北大学大学院 薬学研究科 ラジオアイソトープ研究教育センター 准教授）

1-1 浪江町民のための被ばく線量調査

主任研究者：床次 眞司（弘前大学被ばく医療総合研究所 教授）

研究要旨

浪江町は2017年3月に帰還困難区域を除く地域の避難指示が解除され、それとともに住民の帰還が始まった。我々は住民の帰還に際し、放射性セシウム及び天然放射性核種による内部被ばく及び外部被ばく線量の評価を実施する。内部被ばく線量評価のために、町内の5か所で大気中放射性セシウムをろ紙上に採取し、高純度Ge半導体検出器で放射能濃度を評価した。また、環境水への影響を評価するために町内の5か所（ただし、2018年からは4か所）において河川水と底質土をサンプリングし、放射性セシウム濃度を評価した。さらに、ラドンによる吸入被ばく線量を評価するために家屋内外にパッシブ型ラドン・トロン弁別モニタ（RADUET）を設置した。一方、個人外部被ばく線量の評価のために住民が携帯しているDシャトルのデータ解析を行った。また、浪江町内の線量分布の全体像を把握するために3インチ×3インチNaI(Tl)シンチレーションスペクトロメータを用いた自動車走行サーベイを行った。その結果をもとに、町内を1km×1kmのメッシュに区切り、その中で3インチ×3インチNaI(Tl)シンチレーションスペクトロメータを用いた空間線量率の定点観測を行った。定点観測で得られたγ線波高分布は応答行列法によって天然成分と人工成分とに分けて空間線量率を評価し、マッピングを行った。

キーワード

浪江町	線量評価	外部被ばく
内部被ばく	自然放射線	人工放射線

研究協力者

岩岡 和輝（量子科学技術研究開発機構・主任研究員）
城間 吉貴（琉球大学グローバル教育支援機構・特任助教）

研究参加者

柏倉 幾郎（弘前大学大学院保健学研究科・教授）
赤田 尚史（弘前大学被ばく医療総合研究所・教授）
細田 正洋（弘前大学大学院保健学研究科・講師）
田副 博文（弘前大学被ばく医療総合研究所・助教）
小山内 暢（弘前大学大学院保健学研究科・助教）
工藤 ひろみ（弘前大学大学院保健学研究科・助教）
山口 平（弘前大学大学院保健学研究科・助教）
辻口 貴清（弘前大学大学院保健学研究科・助教）

小倉巧也（弘前大学大学院保健学研究科・特任助教）

玉熊 佑紀（弘前大学被ばく医療総合研究所・助教）

プロイクラトック・タマボーン（弘前大学被ばく医療総合研究所・研究機関研究員）

研究参加者

ミクロス・ヘゲデウス（弘前大学被ばく医療総合研究所・研究機関研究員）

I. 研究目的

弘前大学は2011年9月に浪江町と協定を締結し、町の意向に沿った形で様々な支援活動を実施してきている¹⁾。この支援活動の中で、帰還を前に浪江町民は帰還困難区域から放射性セシウムを含む大気を吸入することによる内部被ばく、生活に直結する河川水の汚染に対して大きな不安を抱えていることを把握した。さらに、浪江町民に実施した放射線の基礎知識に関するアンケート調査の結果によれば、浪江町民の多くは対照地域である青森県民と異なり、同じ被ばく線量であっても東京電力福島第一原子力発電所事故発由来の人工放射線による被ばく影響は自然放射線によるものと異なると考えていることが明らかになった²⁾。つまり、住民のニーズに即したデータを蓄積するとともに、人工放射線と自然放射線による被ばくの実態を明らかにし、住民に対するリスクコミュニケーションに活用するために信頼できるデータを取得することは帰還後の住民の不安の軽減につながると考えられる。浪江町は2017年3月に帰還困難区域を除く地域の避難指示が解除され、それにともない住民の帰還が始まった。そこで本研究では、帰還を予定している浪江町民のニーズに即した調査を実施し、帰還住民のより詳細な線量評価を実施することで住民の不安を軽減するデータの取得を行うとともに、人工成分と天然成分に弁別した外部被ばく線量評価、天然放射性核種として内部被ばく線量に大きく寄与するラドンによる線量評価を実施することにした。そこで平成29年度より、①大気中の放射性物質濃度の調査、②河川水及び底質土中の放射性物質濃度の調査、③帰還した浪江町民の個人被ばく線量の評価、④帰還した浪江町民の家屋内におけるラドンによる内部被ばく線量評価、⑤浪江町全域の自然放射線による空間線量率マップ、人工放射線の寄与率マップの作成を実施した。本研究は継続的にデータを取得することに意義があるため、本年度も同様の調査を実施したとともに、得られたデータの一部を住民への放射線リスクコミュニケーションに活用した。

II. 研究方法

1. 大気中の放射性物質濃度の調査

図 II-1 に示す町内の5か所において本年度は2019年6月と9月に大気試料を採取した。沢上消防屯所及び田末消防屯所の2か所では電源を確保することができたためハイボリュームサンプラを用いた。捕集フィルタとしてPTFE バインダーフィルタ (TF98, SHIBATA, フッ素処理を行ったフィルタ) を使用し、流量は500 L/min に設定した。一方、北棚塩集会所、浪江にじいるこども園及び高瀬消防屯所の3か所では電源を確保することが困難であったため、バッテリー駆動式のローボリュームサンプラを用いた。捕集フィルタとしてガラス繊維

ろ紙フィルタ（GF/F, Whatmann）を使用し、流量は 30 L/min に設定し電源が切れるまで捕集を続けた。捕集後のフィルタは研究室に持ち帰った後、80°C で乾燥処理を行い、乾燥重量を測定した。その後、TF98 は折り畳み、GF/F は捕集面を下にして U8 容器（直径 56 mm × 高さ 68 mm で容積が 100 mL）に詰めた（図 II-2）。その後、高純度 Ge 半導体検出器（GEM30P4-70, ORTEC 社）で測定を行った。使用した高純度 Ge 半導体検出器の分解能（FWHM）は 1.68 keV（ ^{60}Co の 1.33 MeV の γ 線）、ピークコンプトン比は 74（ ^{60}Co の 1.33 MeV の γ 線）、相対効率率は 35%（ ^{60}Co の 1.33 MeV の γ 線）である。測定時間は、ハイボリュームサンブラで捕集したフィルタは約 1 日（80,000 秒）、ローボリュームサンブラで捕集したフィルタは 1 週間（604,800 秒）以上の測定を行った。 ^{134}Cs 及び ^{137}Cs の放射能濃度は、ソフトウェア（Gamma Studio, SEIKO EG&G）に必要な情報を入力し、解析を行った。 ^{134}Cs 及び ^{137}Cs の放射能濃度の評価には、それぞれ 795 keV 及び 662 keV の全エネルギー吸収ピークの計数値を用いた。



図 II-1 大気中放射性物質の採取地点と大気試料採取の様子。



図 II-2 フィルタ試料を U8 容器に封入した様子（左：GF/F、右：TF98）。

2. 河川水及び底質土中の放射性物質濃度の調査

調査開始当初は図 II-1 に示す町内の 5 か所において採水を行ったが、2018 年 2 月より棚塩は河川敷堤防工事によりサンプリングができない状況にあるので、本年度も棚塩以外の 4 地点において 2019 年 6 月と 9 月に河川水を採水した。いずれの採水地点においてもバケツによって 10 L の河川水を汲み上げコンテナ容器に採水した。さらに、底質土を 500 mL のポリ容器に封入し、研究室に持ち帰った。

河川水の処理は Ueda らの報告³⁾に従って処理を行った。それぞれ 4 L の試料水を孔径 0.45

μm のフィルタでろ過した試料とろ過をしてない試料の 2 種類準備した。ろ過していない試料を高純度 Ge 半導体検出器で測定したものを全濃度 (①とする) とした。また、ろ過した試料を測定したものを溶存態濃度 (②とする) とした。さらに、①から②を差し引いた濃度を懸濁態濃度とした。

分析には粉状イオン交換樹脂 (POWDEX 樹脂、Ecodyn Co., USA) を用いた。陰イオン交換樹脂として PAO、陽イオン交換樹脂として PCH をそれぞれ 40 g ずつビーカーに移し、純水を約 1.5 L 入れながら攪拌した。数分経ってから上澄みを捨て、さらに純水を加えて 1.5 L にした後にスターラで 30 分間攪拌した。図 II-3 に示すようにカラムにろ紙をセットし、純水で洗いながらカラムに樹脂を全量入れた。流速を 20 mL/min 程度を目安にして試料水をカラムに流した。その際、カラムの出口から出てきた試料水の電気伝導度を測定し、溶存イオン成分が全て吸着されていることを確認した。試料水を全て流し込んだ後、20 分程度静置した。その後、樹脂を乾燥させるときに使う磁性皿の重量を測定し、樹脂を磁性皿の中に全て移した。80°C で 48 時間以上の条件で樹脂を乾燥させた。乾燥後、デシケータ内で 20 分程度冷却し、樹脂及び磁性皿の重量を測定した。樹脂をユニパックに全て移し塊を細かくパウダー状にした後、U8 容器に封入した。

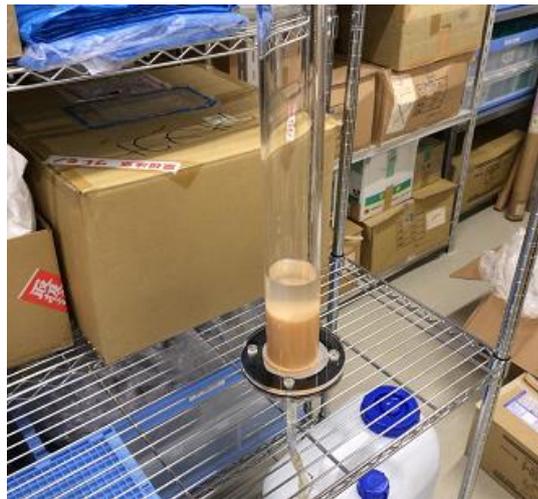


図 II-3 カラムにイオン交換樹脂を入れて試料水を流している様子。

底質土は、105°C で 24 時間以上の乾燥処理を行った後、U8 容器に封入し、高純度 Ge 半導体検出器で 80,000 秒間の測定を行った。河川水と底質土中の ^{134}Cs 及び ^{137}Cs の放射能濃度は、フィルタ試料と同様に Gamma Studio を使って解析を行った。

3. 帰還した浪江町民の個人被ばく線量と居住区域内での空間線量率の評価

浪江町では、帰還した住民の個人被ばく線量を評価するため別事業で D シャトル (株式会社千代田テクノル) を配布している。本研究では、浪江町経由で 20 名の D シャトルの測定データを提供してもらい、携帯期間中の個人線量当量の積算値を評価した。浪江町では、D シャトルで被ばく線量を把握した上で利用を終了する町民が多くみられたため、昨年度に引き続き今年度についても新たなデータ提供はなく、したがって結果の更新はしなかった。

帰還住民の12軒の住居敷地内において γ 線波高分布の測定を実施し、空間線量率を自然成分と人工成分とに分けて評価するとともに、得られた結果は5に示す空間線量率マップにも反映した。

4. 帰還した浪江町民の家屋内外におけるラドンによる内部被ばく線量評価

2017年8月以降、93軒の家屋を訪問し、調査協力の承諾を得た家屋内外に測定器を設置した(図 II-4)。ラドンの測定には、Tokonami ら⁴⁾によって開発された、パッシブ型ラドン・トロンモニタ(RADUET、図 II-5)を使用した。RADUETは、国際的にも多くの国や地域で使用されている標準的なラドンモニタである。その大きさは縦6cm、横11cm、高さ3cm程度で内容積が約30cm³と小型で軽量である。また、測定に電源を必要とせず、臭いも音も発しない。RADUETは、換気率の異なる2つ容器(一つは低換気率であり、もう一つは高換気率である)を持ち、それぞれの容器の底にCR-39(バリオトラック、長瀬ランダウア株式会社)が1枚ずつ張り付けられている。大気中のラドンは拡散し、容器と蓋の隙間を通過して容器内に侵入する。一方、トロンの半減期は55.6秒とラドンの半減期(3.824日)と比べると非常に短いため、容器内には殆ど侵入しない。したがって、低換気率容器内のCR-39では殆どがラドンによる α 線を検出する。一方、高換気率容器には側壁に直径6mmの穴が等間隔に6つ開けられているためラドンとトロンは容易に容器内に侵入し、それらから放出される α 線はCR-39の表面にトラックを形成する。さらに、高換気率容器の内壁には導電性スポンジが設置されており、塵やゴミが容器内に侵入しないように工夫されているとともに内外壁の電荷を同一に保っている。

ラドン濃度は季節変動を示すことが知られているため、3か月を1期とした4期の測定をしている。2017年8月に設置したRADUETは11月末から12月初旬にかけて回収した。その後、次の3か月間のデータを取得し、これを繰り返した。実施途中で浪江町に住んでいる住民がラドンの測定を希望した場合もあった。そのような場合には、4期の測定が終了するまで測定を継続した。

回収後のRADUETからCR-39を取り出し、60°Cの6M NaOH溶液に24時間浸し化学エッチング処理を行った。その後、CR-39を乾燥させ、デジタルカメラを取り付けた光学顕微鏡を用いてCR-39のエッチピットを撮影した。得られた写真を1枚ずつImageJ(写真解析ソフト)によってエッチピット数を計数し、ラドン濃度やトロン子孫核種濃度を計算した。なお、RADUETではトロン濃度も評価されるが、これはラドン計測におけるトロンの妨害を取り除くことが主たる目的である。トロンは半減期が短いため、ラドンとは異なり家屋内では均一な分布とならず、その濃度は測定器の設置場所に依存することが知られている。したがって、本研究ではラドン濃度のみを示すこととした。



図 II-4 家屋内外にモニタを設置した様子。



図 II-5 RADUET の外観。左が低換気率容器であり、右が高換気率容器である。
高換気率容器には 6 個の穴が開いている。

5. 浪江町全域の自然放射線及び人工放射線による空間線量率マップの作成

初年度に実施した自動車走行サーベイの結果をもとに、本年度も浪江町内を 1 km × 1 km に区切り、空間線量率の定点観測を実施した。測定には 3 インチ × 3 インチ NaI(Tl)シンチレーションスペクトロメータを用いた。各測定地点での測定時間を 15 分間として γ 線波高分布を取得した。 γ 線波高分布の解析には 49 × 49 の応答行列⁵⁾を用いてアンフォルディングし、空間線量率（正確には、空気吸収線量率）を評価した。さらに、この手法によって天然由来と放射性セシウム (^{134}Cs 及び ^{137}Cs) 由来の空間線量率とを弁別して評価した（図 II-6）。全メッシュのうちの 8 メッシュにおいて、それぞれのメッシュ内で 3 から 5 か所の測定地点を探し、ガンマ線波高分布を取得した。

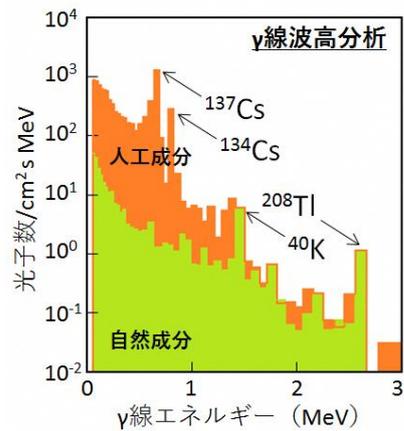


図 II-6 γ 線波高分布の定点観測の様子（左）と応答行列法によって得られた γ 線エネルギースペクトル。

（倫理面への配慮）

本研究で実施する浪江町に帰還した住民の行動調査に関しては、弘前大学大学院保健学研究科の倫理委員会に諮り承認（2016-61）を得て実施している。具体的な内容を下記に記す。

1) D シャトルによる個人外部被ばく線量に関して

1. 帰町開始前に浪江町役場の協力の下、研究者らは対象者に説明文書と口頭による説明を行い、線量把握について署名により同意書を得る。
2. 町民は D シャトルにより外部被ばく線量を測定し、かつ弘前大学が作成した行動記録票を記入する。
3. 町民は測定済みの D シャトルを別事業の担当機関の担当者に返却する。
4. 別事業の担当機関は、収集した D シャトルの読み取りデータに対してセキュリティ保護を施した形で弘前大学の研究者に送付する。弘前大学ではこれらのデータを用いて分析を実施する。
5. 解析結果は別事業の担当機関に報告するとともに個人にも還元する。

2) 家屋内外のラドン濃度調査と住宅環境の情報に関するアンケート調査

パッシブ型ラドン・トロン弁別モニタの設置と質問紙調査を実施する。調査の依頼は、浪江町が実施する D シャトルによる外部被ばく線量把握の対象者の中から同意の得られた 100 名に対して行う。ただし、100 名の中には同一家族が含まれることが予想されるため、その場合には 1 家族に対して 1 枚の質問紙調査を行う。手順は以下の通りである。

1. 浪江町役場の協力の下、弘前大学は対象者に対する説明を行うと同時に質問紙の口頭説明を行い、署名により同意を得る。なお、説明文書には調査目的・方法、回収方法、倫理的配慮などを記載し、自由意思により参加を判断してもらう。
2. 同意が得られた町民にパッシブ型ラドン・トロン弁別モニタと質問紙を戸別訪問により手渡しする。その際に、質問紙調査も自由記載及び聞き取りで行う。本調査で使用するパッシブ型ラドン・トロン弁別モニタは小型で電源を必要とせず、任意の場所に 3 か月

程度置いておくだけでよい。質問紙の内容には、対象者の氏名および住所、家屋構造（建築様式、築年、設置場所等）、設置開始日時及び回収日時、喫煙歴とする。

それ以外の線量調査、ラドン調査、大気試料サンプリングは、環境測定や環境試料を扱うもので、直接、ヒトを対象としたものではない。倫理的な配慮は特に必要がないものと思われる。

III. 研究結果

1. 大気中の放射性物質濃度の調査

大気中の放射性セシウム（ ^{134}Cs 及び ^{137}Cs ）の放射能濃度の経時変化を図 III-1 に示す。浪江にじいろこども園は 2017 年 10 月以降、北棚塩集会所は 2019 年 9 月のサンプリングまでは検出下限値以下（ND）であった。いずれのサンプリング地点においても総じて減少傾向にあったが、2019 年 9 月のサンプリング結果では、浪江にじいろこども園以外の 4 箇所において ^{137}Cs が検出され、 $0.20 \pm 0.02 \text{ mBq/m}^3$ （沢上消防屯所）から $0.40 \pm 0.11 \text{ mBq/m}^3$ （北棚塩集会所）であった。

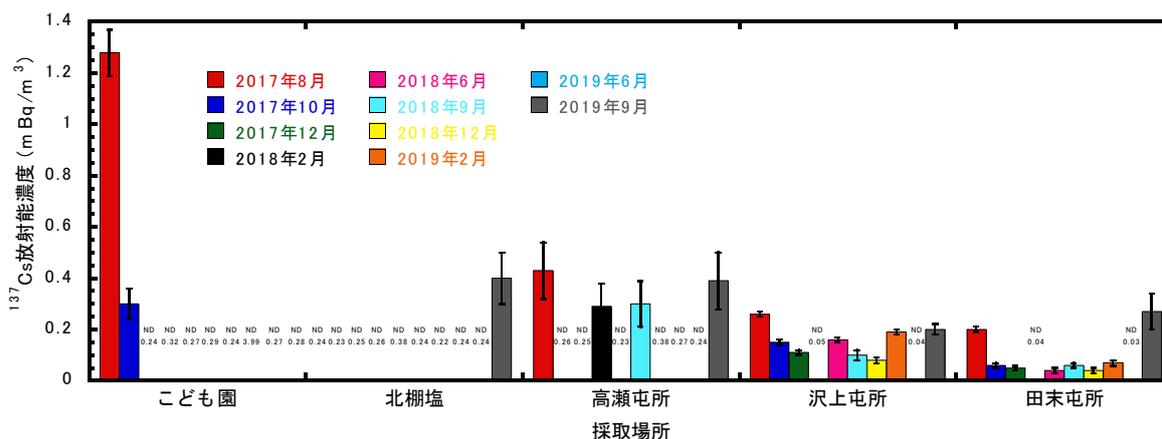


図 III-1 大気中の ^{137}Cs 放射能濃度の経時変化

2. 河川水及び底質土中の放射性物質濃度の調査

河川水中の ^{137}Cs の放射能濃度の経時変化を図 III-2、底質土中の ^{134}Cs 及び ^{137}Cs 放射能濃度の経時変化を図 III-3 にそれぞれ示す。2017 年 8 月に採水した河川水中の ^{134}Cs 放射能濃度は、棚塩及び幾世橋以外では検出されたものの、溶存態濃度が評価できたのは酒田のみであり、それ以外の 4 地点では全て ND であった。さらに、2017 年 10 月に採水した河川水中の ^{134}Cs 放射能濃度は、酒田及び棚塩のみで検出されたが、全ての溶存態濃度が ND であった。また、2017 年 12 月に採水した河川水中の ^{134}Cs 放射能濃度は全ての地点において ND であった。2018 年 6 月に酒田の溶存態中の ^{134}Cs 放射能濃度が $20.0 \pm 5.9 \text{ mBq/L}$ であったものの、それ以外の地点はいずれも ND であった。したがって、 ^{134}Cs については図として示さなかつ

た。

2019年9月の全濃度（懸濁態+溶存態）は、全てのサンプリング地点で2019年6月と比べて優位に上昇した。また、帰還困難区域に近い酒田では、溶存態濃度も同様に上昇した。一方、底質土中の ^{134}Cs 及び ^{137}Cs 放射能濃度はいずれのサンプリングポイントにおいてもこのような傾向は顕著ではなかった。福島県の報告で同様の傾向を示しており、2019年8月中旬以降からサンプリング時まで降雨が続いていた影響を反映している可能性がある。

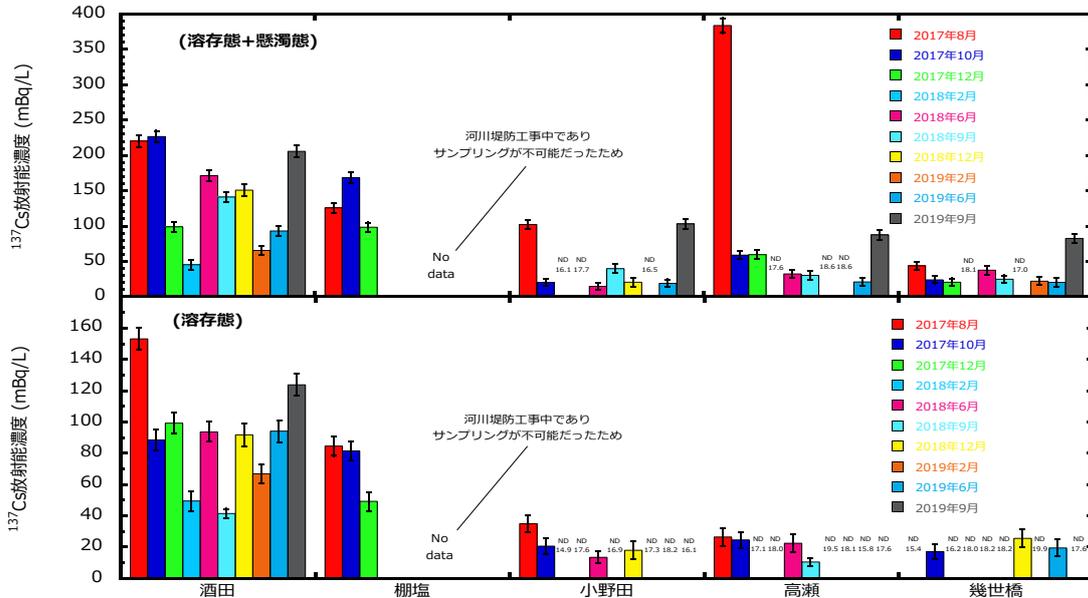


図 III-2 河川水中の ^{137}Cs 放射能濃度の経時変化。上段は溶存態と懸濁態中の濃度変化、下段は溶存態のみの濃度変化を示す。

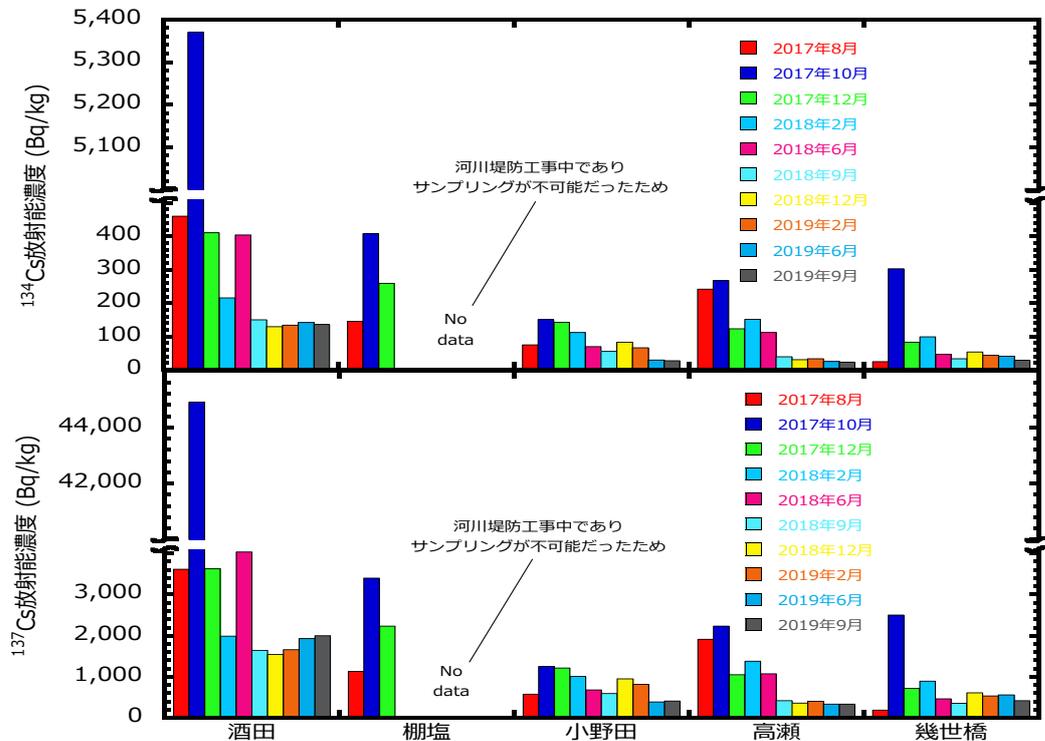


図 III-3 底質土中の放射性セシウムの放射能濃度の経時変化。上段は ^{134}Cs 放射能濃度の変

化、下段は ^{137}Cs 放射能濃度の変化を示す。

3. 帰還した浪江町民の個人被ばく線量と居住区域内での空間線量率の評価

D シャトルを携帯していた 20 名の携帯期間は 43 日間から 192 日間であった。この 20 名の携帯期間中の個人線量当量(自然放射線による成分を含む)の積算値は 0.19 mSv から 1.8 mSv であった。20 名の一泊あたりの個人線量当量に換算すると 1.9 μSv から 12.3 μSv と幅があった。詳細な行動記録が得られているわけではないので、十分な検討はできないが、帰還困難区域の立ち入り時間などに依存している可能性が示唆される。また、12 軒の家屋敷地内において空間線量率を評価し、その結果をマップに反映させた。

4. 帰還した浪江町民の家屋内外におけるラドンによる内部被ばく線量評価

家屋内外で得られたラドン濃度を図 III-4 に示す。四期間の屋内ラドン濃度の範囲と中央値は、それぞれ ND ($\sim 13 \text{ Bq/m}^3$) から 242 Bq/m^3 、 30 Bq/m^3 であった。中央値の計算では、ND となった家屋のラドン濃度を一律に 13 Bq/m^3 とした。我が国の屋内ラドン濃度(算術平均値は 15.5 Bq/m^3)⁶⁾、と比較すると中央値は 1.9 倍程度高い。換気回数が少ないことや、主たる基盤地質がラジウムを多く含む花崗岩や花崗閃緑岩であることが要因として考えられる。特に、木造家屋でも 100 Bq/m^3 を超えた家屋も発見されたが、RADUET の設置場所や部屋の利用頻度、換気回数によっては、この程度のラドン濃度になる可能性は十分にあり得る。行動調査を入手した後、設置場所や換気回数等を含めて情報を入手することで高濃度の要因を検討する必要がある。

また、屋外ラドン濃度の範囲と中央値は、それぞれ ND ($\sim 13 \text{ Bq/m}^3$) から 211 Bq/m^3 、 21 Bq/m^3 であった。我が国の屋外ラドン濃度の算術平均値⁷⁾は 6.1 Bq/m^3 と比較すると中央値は 3.4 倍程度高い。屋内と同様に ND となった家屋における屋外ラドン濃度は一律に 13 Bq/m^3 として計算した。実際の屋外ラドン濃度の中央値はさらに低い値になると考えられる。一方、我が国の屋外ラドン濃度の 3 倍以上の値を示した場所もあり、おそらく設置場所の状況に由来していると考えられる。つまり、降雨の影響を避けるために壁に密着させて設置をせざる得ない状況にあった場合、大気中のラドンというよりも壁材からのラドンを検出している可能性がある。この場合には、我が国の算術平均値よりも高いラドン濃度が検出される可能性は十分にある。

現在までに得られた四期間分の屋内及び屋外ラドン濃度 Q の中央値を用いて、設置家屋に滞在したと仮定した際に受けるラドン由来の年間実効線量 E (内部被ばく線量) を(1)式から評価した。ただし、現段階ではここで示したラドン濃度は暫定値であるため、評価された線量も暫定的な値であることに注意が必要である。

$$E = \{(Q \cdot F \cdot T \cdot K)_{\text{indoor}} + (Q \cdot F \cdot T \cdot K)_{\text{outdoor}}\} \quad (1)$$

ここで、 F は屋内及び屋外の平衡ファクタで、それぞれ 0.4 及び 0.6 とした。 T は所在係数で、一日のうち屋内に 90%、屋外に 10% 滞在するとした⁸⁾。 K は線量換算係数で $17 \text{ nSv/Bq h m}^{-3}$ である。その結果、ラドンによる年間実効線量は 1.9 mSv であると評価された。

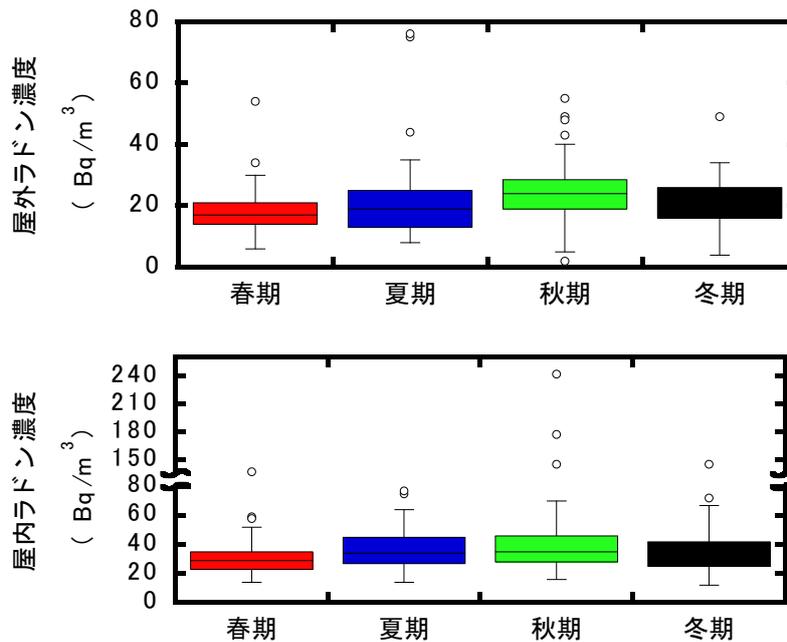


図 III-4 家屋内外のラドン濃度の変化。上段が屋外ラドン濃度、下段が屋内ラドン濃度を示す。

5. 浪江町全域の自然放射線による空間線量率マップ、人工放射線の寄与率マップの作成

自動車走行サーベイの結果をもとにして浪江町内の侵入可能な 175 地点において定点観測を実施した結果得られた天然成分+人工成分の空間線量率の最小値、最大値、中央値はそれぞれ 0.045 $\mu\text{Gy/h}$ 、11.9 $\mu\text{Gy/h}$ 、1.32 $\mu\text{Gy/h}$ であった。また、天然成分の空間線量率の最小値、最大値、中央値はそれぞれ 0.015 $\mu\text{Gy/h}$ 、0.068 $\mu\text{Gy/h}$ 、0.034 $\mu\text{Gy/h}$ であった。さらに、人工成分の空間線量率の最小値、最大値、中央値はそれぞれ 0.014 $\mu\text{Gy/h}$ 、11.9 $\mu\text{Gy/h}$ 、1.29 $\mu\text{Gy/h}$ であった。居住区域内に限定すると、天然成分と人工成分の中央値は、それぞれ 0.032 $\mu\text{Gy/h}$ 及び 0.242 $\mu\text{Gy/h}$ であった。

定点観測を実施した結果得られた天然成分及び人工成分の空間線量率分布図を図 III-5 及び図 III-6 に示す。空間線量率の天然成分と人工成分による年間実効線量は、居住区域内のそれぞれの中央値を用いて以下のように評価した。天然成分では、家屋内外での空間線量率の比を 1 として評価した。一方、人工成分では、Yoshida らの報告⁹⁾に基づき低減係数を 0.43 とした。所在係数は、ラドンによる線量評価と同様に、屋内を 0.9、屋外を 0.1 とした。また、天然成分の空気吸収線量 (Gy) から実効線量 (Sv) への換算係数には森内らによって報告されている 0.748 Sv/Gy を用いた¹⁰⁾。本来は、この換算係数は空気吸収線量から実効線量当量への換算係数として報告された。しかし、対象となる γ 線エネルギーに対する換算係数は ICRP Publ.51 と ICRP Publ.116 とでそれぞれ報告されているが、その差は 2% 未満であるため、本線量評価において 0.748 Sv/Gy を実効線量への換算係数として使用することは問題がないと判断した。一方、人工成分に対する換算係数には Omori らによって報告された 0.73 Sv/Gy を用いた¹¹⁾。その結果、居住区域の天然成分と人工成分による年間実効線量は、それぞれ 0.21 mSv 及び 0.49 mSv であり合わせて 0.70 mSv と評価された。

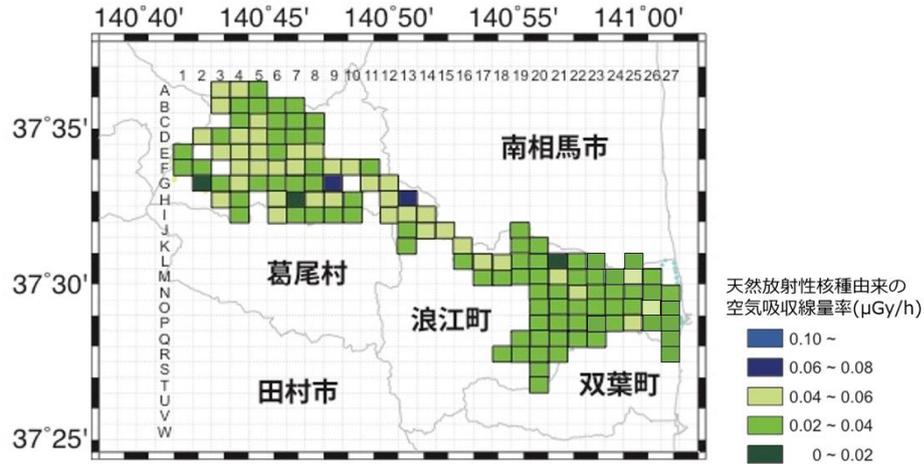


図 III-5 天然成分の空間線量率分布。

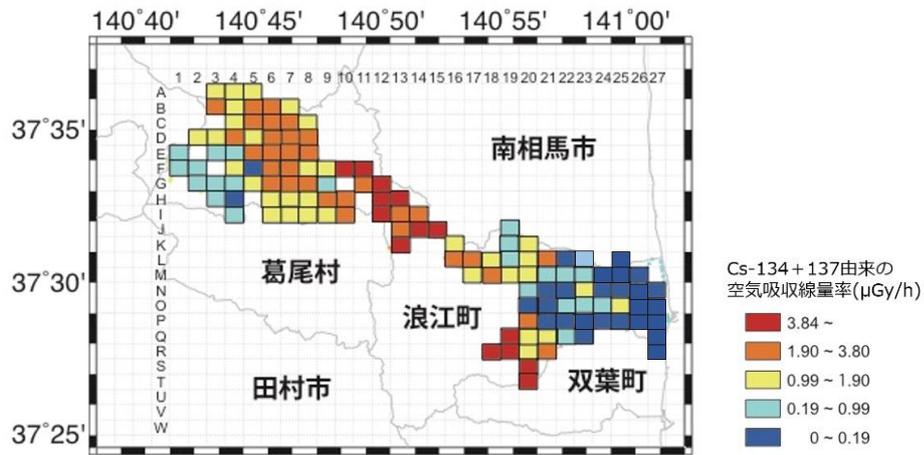


図 III-6 人工成分の空間線量率分布。

IV. 考察

大気中の放射性セシウム濃度に関して、大気中の放射性セシウム濃度は殆ど検出下限値以下であった。しかし、2019年9月のサンプリングでは濃度上昇が認められた。復興作業や除染活動によって再浮遊する可能性もあることから、定期的なモニタリングは住民の不安軽減に役立つと考えられる。大気中の放射性セシウムを吸入摂取することによる内部被ばく線量は、2017年8月の浪江にじいろこども園で観測された値を用いることで安全側に余裕を持たせた評価をした。その結果、5歳児では1.0 nSv/day (= 0.04 nSv/h)、成人では1.3 nSv/day (= 0.05 nSv/h)であり、年間実効線量に換算すると約5歳児では365 nSv、成人では475 nSvとなる。

河川水中の放射性セシウム濃度の評価結果より、河川水及び底質土中の放射性セシウム濃度は減少傾向にあるものの、台風の通過や連続的な降雨の後には上昇傾向が認められる。したがって、継続して調査を行うことで季節変動を検討し、環境水への影響の有無を明らかにしていく必要があると考える。

D シャトルによる外部個人被ばく線量に関しては、データの蓄積はできなかったが、個人の外部被ばく線量を評価する上で、効果的なツールであると考えられるので、町役場の協力のもとデータを蓄積し、行動記録や対象者への聞き取り調査によって、線量の変動要因等について検討することは、住民が安心して生活できる一つのエビデンスになると思われる。

ラドンによる内部被ばく線量評価に関しては、屋内においては 100 Bq/m^3 を超える家屋も発見されたが、住民の家屋の滞在時間や換気状況を反映していると考えられる。屋内外のラドンによる年間実効線量の中央値は 1.9 mSv 程度と評価された。近年、国際放射線防護委員会からラドンの線量換算係数に関する新しい報告があった¹³⁾。この ICRP の報告では、新しい線量換算係数は $17 \text{ nSv/Bq h m}^{-3}$ であり、この新しい線量換算係数を用いて線量評価を行った。

空間線量率の定点観測は 175 データを取得し、立ち入りが可能な調査地点の全データの取得が完了した。その結果、居住区域内の γ 線（天然成分と人工成分）による年間実効線量は 0.70 mSv と評価された。さらに、全メッシュのうちの 8 メッシュにおいて、それぞれのメッシュ内で 3 から 5 か所の測定地点を探し、ガンマ線波高分布を取得した。1 メッシュ内のデータの相対標準偏差は 7% から 53% であった。また、この相対標準偏差は空間線量率には依存しなかった。このように、測定地点によって 1 km メッシュ内であってもその変動は大きく異なるものの、この程度のメッシュサイズであれば最大概ね 50% 程度の変動で評価ができる可能性が示唆された。

3 年間の調査によって得られた成果を基に、浪江町民が受ける年間実効線量の中央値を表 IV-1 にまとめる。ここで、経口摂取による人工放射性核種由来の内部被ばく線量として、既報の文献値の最大値を用いた^{14,15)}。Hayano らは、2013 年で三春町の学生 1338 名に対するホールボディ検査の結果を報告した¹⁴⁾。その結果、全てにおいて検出下限値以下であり、15 歳では 0.01 mSv 、10 歳では 0.02 mSv 、6 歳では 0.04 mSv と評価した。また、Tsubokura らは、2013 年に南相馬市の 3255 名の学生に対するホールボディ検査の結果を報告した¹⁵⁾。その結果、全てで検出下限値以下であり、15 歳では 0.03 mSv 、10 歳では 0.04 mSv 、6 歳では 0.07 mSv と評価した。これらの報告の最大値である 0.07 mSv をここでは用いた。ただし、福島県では検出下限値以下として評価された場合、 1 mSv 以下として報告している。

表 IV-1 浪江町民が受ける年間実効線量の中央値（暫定版）

要因		自然成分	人工成分
外部被ばく	大地ガンマ線	0.21 mSv	0.49 mSv
	二次宇宙線	0.27 mSv	---
内部被ばく	経口摂取	0.99 mSv	0.07 mSv
	吸入摂取	1.9 mSv	$5 \times 10^{-4} \text{ mSv}$
合計		3.4 mSv	0.56 mSv

ラドンの測定結果は、放射線リスクコミュニケーションの一環として住民に返却し、直接一対一で説明をしている。その際、図 IV-1 に示す調査結果返却レポートを浪江町と連携して

作成し、説明資料とした。2020年3月31日現在で82軒に返却した。その際、下記にまとめるような意見を住民から得ることができた。

町民の気持ち

- 自分たちで判断するための材料となるデータが多いと安心できる。河川水の放射能に関する情報など、もっとあればうれしい。
- 浪江には色々な大学がきているけど、弘前大学さんは訪問してくれてたくさんお話しする機会があるから、何をしてもらっているかが見えて安心する。
- 今まで自然の放射線について知らなかったから、原発事故由来の放射線と自然由来の放射線の比較ができて参考になった。

放射線の調査に関する要望

- 放射線の調査は経費がかかるかもしれないけど、これからも続けてほしい。継続することに意味があると思う。
- 食品安全に関する情報が知りたい。そしてその情報を広く発信してほしい。
- 未来がある子どもたちの健康を守ってほしい。そのためにも、今だけじゃなくてこれからも放射線の調査をお願いしたい。

町民対話で寄せられた様々な疑問・質問

- 1 mSv ってどのくらいの放射線なの？
- 0.2 とか 0.4 μ Sv って孫に影響があるの？
- 今後の放射線の量は減っていくの？
- 放射線は植物にどんな影響を与えるの？
- ラドン温泉のラドンは健康にいいの？
- 川の水の放射線の量は？
- ダムの底の泥は放射能が多いの？
- 食品の放射能の減らし方は？
- こどもは外で遊んでも大丈夫なの？
- 他の地域の放射線量はどうかの？ 等

町民が日ごろ抱える放射線に関する疑問や悩みを傾聴し、質問に対して本事業で得られたデータに基づいて丁寧に回答し、考えや思いを共有する機会となった。

2019年〇月〇日(〇)
 〇〇 〇〇 様

測定期間：2018年〇月〇日～2019年〇月〇日

◇屋内空气中ラドン濃度の測定結果	Bq / m ³
◇屋外空气中ラドン濃度の測定結果	Bq / m ³

(世界保健機関が示す基準値 100 Bq / m³)

家屋の屋内・屋外の空气中ラドン濃度は世界保健機関が示す基準値を下回っておりラドンによる放射線被ばくのリスクは低いものと考えられます。

(参考)

身の回りの放射線 自然・人工放射線からの被ばく線量

自然放射線 (日本)

- 宇宙から 0.3mSv
- 食物から 0.99mSv
- 空気中のラドン・トロンから 0.48mSv
- 大地から 0.33mSv

自然放射線による年間線量 (日本平均) 2.1mSv
 自然放射線による年間線量 (世界平均) 2.4mSv

東京～ニューヨーク 航空機旅行 (往復) 0.11～0.16mSv

人工放射線

- CT検査 (1回) 2.4～12.9mSv
- 胸部X線検査 (1回) 0.06mSv

mSv：ミリシーベルト

出典：国連科学委員会 (UNSCEAR) 2008年報告、原子力安全研究協会「新生活環境放射線 (平成23年)」、ICRP103 値より作成

環境省「放射線による健康影響等に関する統一的な基礎資料(平成30年度版)」
 ※ 空气中ラドン濃度30 Bq/m³はおおよそ1mSvに相当します

図 IV-1 調査結果返却レポート

V. 結論

研究計画に基づき3年間で全ての調査が完了し、その結果は住民に還元している。得られた成果をまとめると以下の通りである。

1. 自然成分と人工成分を弁別した空間線量率マップが完成した。
2. 大気中の放射性セシウム濃度は殆ど検出下限値以下であった。しかし、2019年9月のサンプリングでは濃度上昇が認められた。復興作業や除染活動によって再浮遊する可能性もあることから、定期的なモニタリングは住民の不安軽減に役立つと考えられる。
3. 3年間の調査によって、大気中の放射性セシウムの吸入摂取による被ばく線量は無視できるレベル (最大でも 10^{-4} mSv 程度) であった。
4. 河川水及び底質土中の放射性セシウム濃度は減少傾向にあるものの、台風の通過や連続的な降雨の後には上昇傾向が認められる。定期的なモニタリングは住民の不安軽減に役立つと考えられる。

5. 家屋内外のラドン濃度と吸入被ばく線量評価を行うことができた。一部の屋外のラドン濃度が国内平均と比べて高い傾向を示した。これは、設置場所に由来するものであると考えられ、放射線リスクコミュニケーションと同時に設置状況を確認した。

一方、3年間の研究を通じて以下の課題が生じた。

1. 復興作業によって立ち入りができない箇所があり、居住区域において空間線量率の測定ができなかった場所がある。特に、1メッシュ当たりの空間線量率のバラツキの評価には、測定場所を確保する必要がある、役場のみでなく、住民の協力も必要となる。
2. 住民の声にあるように、自然放射線を人工放射線の比較対象にすることは意義があるように思われる。本調査では、浪江町のみを対象としたが、福島県全域のバックグラウンド放射線レベルを、本研究の手法を用いれば明らかにすることができる。
3. ラドンの吸入被ばく線量やDシャトルを用いた個人線量評価においては、対象者の行動記録が重要である。しかし、継続的な行動記録を取得することは難しく、その対策が必要であると考えられる。

VI. 次年度以降の計画

本年度が最終年度であるため今後の展望を整理する。本調査研究によって自然と人工の放射性核種濃度や空間線量率の時空分布が明らかとなった。この結果は、本学の放射線リスクコミュニケーション教育部門との共同によって適宜住民に還元しており、浪江町役場の協力を得ながら住民に対する放射線リスクコミュニケーションを継続する。その際、住民の声に耳を傾けつつ、科学的根拠に基づいた対応を継続することで、帰還した住民や、帰還を検討している住民の不安解消に貢献していく必要がある。

VII. この研究に関する現在までの研究状況、業績

A. 論文：査読あり

1) Y. Shiroma, M. Hosoda, K. Iwaoka, M. Hegedús, H. Kudo, T. Tsujiguchi, M. Yamaguchi, N. Akata, I. Kashiwakura, S. Tokonami. Changes of absorbed dose rate in air by car-borne survey in Namie Town, Fukushima prefecture after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *Radiation Protection Dosimetry* 184(3-4) 527–530 (2019).

2) M. Hegedús, Y. Shiroma, K. Iwaoka, M. Hosoda, T. Suzuki, Y. Tamakuma, R. Yamada, T. Tsujiguchi, M. Yamaguchi, K. Ogura, H. Tazoe, N. Akata, I. Kashiwakura, S. Tokonami. Cesium concentrations in various environmental media at Namie, Fukushima. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* <https://doi.org/10.1007/s10967-019-06942-7> (2019)

B. 論文：査読なし

なし

C. 国内学会発表

1) ミクロス・ヘゲデウス, プロイクラトック・タマボーン, 城間吉貴, 岩岡和輝, 山田椋平, 辻口貴清, 山口平, 鈴木崇仁, 小倉巧也, 玉熊佑紀, 田副博文, 赤田尚史, 細田正洋, 柏倉幾郎, 床次眞司, The progress of environmental monitoring of ^{134}Cs and ^{137}Cs levels in Namie, 日本保健物理学会第 52 回研究発表会, 2019.12.5.

2) ミクロス・ヘゲデウス, 城間吉貴, 岩岡和輝, 鈴木崇仁, 玉熊佑紀, 山田椋平, 辻口貴清, 山口平, 細田正洋, 柏倉幾郎, 床次眞司, Environmental monitoring of ^{134}Cs and ^{137}Cs levels in Namie Town, 日本保健物理学会第 51 回研究発表会, 2018.6.29.

D. 国際学会発表

1) M. Hegedűs, H. Tazoe, G. Yang, M. Hosoda, N. Akata, S. Tokonami, Caesium retention characteristics of KNiFC-PAN resin from river water, The 5th International Conference on Environmental Radioactivity 2019.9.8.

2) Y. Shiroma, M. Hosoda, K. Iwaoka, M. Hegedus, H. Kudo, T. Tsujiguchi, M. Yamaguchi, N. Akata, I. Kashiwakura, S. Tokonami, Changes of absorbed dose rate in air by car-borne survey in Namie Town, Fukushima prefecture after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident, 9th International Conference on High Level Environmental Radiation Areas -For Understanding Chronic Low-Dose-Rate Radiation Exposure Health Effects and Social Impacts, 2018.9.27.

3) M. Hosoda, Y. Tateyama, T. Suzuki, Y. Tamakuma, R. Yamada, K. Iwaoka, H. Kudo, Y. Shiroma, M. Hegedűs, T. Tsujiguchi, M. Yamaguchi, I. Kashiwakura, S. Tokonami, N. Akata, Progress report of a new research project on dose assessment for residents of Namie Town, Fukushima Prefecture-Focused on radon research, VI. Terrestrial Radioisotopes in Environment International Conference on Environmental Protection, 22-25 May 2018.

4) S. Tokonami, Y. Shiroma, M. Hegedűs, T. Tsujiguchi, M. Yamaguchi, H. Kudo, T. Suzuki, Y. Tamakuma, R. Yamada, K. Iwaoka, M. Hosoda, I. Kashiwakura, N. Akata, Overview of a new research project on dose assessment for residents of Namie Town, Fukushima, VI. Terrestrial Radioisotopes in Environment International Conference on Environmental Protection, 22-25 May 2018.

E. 著書

なし

F. 講演

なし

G. 主催した研究集会

なし

H. 特許出願・取得

なし

I. その他

なし

VIII. 参考文献

- 1) 床次眞司, 細田正洋, 岩岡和輝, 工藤ひろみ. “弘前大学による福島県浪江町復興支援プロジェクトの概要”. *保健物理* 2015;50(1):11-19.
- 2) 工藤ひろみ, 床次眞司, 細田正洋, 岩岡和輝, 葛西幸彦. “一般市民の放射線の基礎知識に関するアンケート調査-放射線の基礎知識の講演会に参加した浪江町民と青森県 3 市民の比較から-”. *保健物理* 2016;51(2):92-97.
- 3) Ueda S, Hasegawa H, Kakiuchi H, Akata N, Ohtsuka Y, Hisamatsu S. “Fluvial discharges of radiocaesium from watersheds contaminated by the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant accident, Japan”. *Journal of Environmental Radioactivity* 2013;118:96-104.
- 4) Tokonami S, Takahashi H, Kobayashi Y, Zhuo W. “Up-to-date radon-thoron discriminative detector for a large scale survey”. *Review of Scientific Instruments* 2005;76:113505.
- 5) Minato S. “Diagonal elements fitting technique to improve response matrixes for environmental gamma ray spectrum unfolding”. *RADIOISOTOPES* 2001;50(10):463-471.
- 6) Sanada T, Fujimoto K, Miyano K, et al. “Measurement of nation-wide indoor Rn concentration in Japan”. *Journal of Environmental Radioactivity* 1999;45:129-37.
- 7) Oikawa S, Kanno N, Sanada T, et al. “A nationwide survey of indoor radon concentration in Japan”. *Journal of Environmental Radioactivity* 2006;87:239-45.
- 8) Hosoda M, Tokonami S, Omori Y, Ishikawa T, Iwaoka K. “A comparison of the dose from natural radionuclides and artificial radionuclides after the Fukushima nuclear accident”. *Journal of Radiation Research* 2016;57:422-30.
- 9) Yoshida-Ohuchi, H., Hosoda, M., Kanagami, T., Uegaki, M., Tashima, H. “Reduction factors for wooden houses due to external c-radiation based on in situ measurements after the Fukushima nuclear accident”. *Scientific Reports* 2004;4:7541; DOI:10.1038/srep07541.
- 10) 森内茂, 堤正博, 斎藤公明. “自然放射線における空気吸収線量から実効線量当量への換算係数の評価”. *保健物理* 1990;25:121-128.
- 11) Omori, Y., Wakamatsu, H., Sorimachi, A., Ishikawa, T. “Radiation survey on Fukushima Medical University premises about four years after the Fukushima nuclear disaster”. *Fukushima Journal of Medical Science* 2016;62:1-17.
- 12) Nishizawa, Y., Yoshida, M., Sanada, Y., Torii, T. “Distribution of the $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$ ratio around the Fukushima Daiichi nuclear power plant using an unmanned helicopter radiation monitoring system”. *Journal of Nuclear Science and Technology* 2016;53:468-474.
- 13) 床次 眞司. “新しいラドン線量換算係数を考える”. *保健物理* 2018;53:282-293.
- 14) Hayano, R., Tsubokura, M., Miyazaki, M., Satou, H., Sato, K., Masaki, S., Sakuma, Y. Comprehensive whole-body counter surveys of Miharuto-town school children for three consecutive years after the Fukushima NPP accident. *Proc. Jpn. Acad., Ser. B.* 2014; 90:211-213.
- 15) Tsubokura, M., Kato, S., Nomura, S., Morita, T., Sugimoto, A., Gilmour, S., Kami, M., Oikawa, T., Kanazawa, Y. Absence of internal radiation contamination by radioactive cesium

among children affected by the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant disaster. *Health Phys.* 2015;108(1):39-43.

Investigation of internal and external doses for the residents in Namie Town, Fukushima Prefecture

Shinji Tokonami¹, Ikuo Kahiwakura², Naofumi Akata¹, Masahio Hosoda², Hirofumi Tazoe¹, Minoru Osanai², Hiromi Kudo², Masaru Yamaguchi², Takakiyo Tsujiguchi², Koya Ogura², Yuki Tamakuma¹, Miklos Hegedűs¹, Ploykrathok Thamaborn¹, Kazuki Iwaoka³, Yoshitaka Shiroma⁴

Hirosaki University, Institute of Radiation Emergency Medicine¹, Hirosaki University Graduate School of Health Sciences², National Institutes for Quantum and Radiological Sciences and Technology³, University of the Ryukyus⁴

Key word : Namie Town, dose estimation, external dose, internal dose, natural radiation, artificial radiation

Abstract

Namie Town, Fukushima Prefecture allowed the evacuees to return to their houses from March 2017. We will estimate internal and external doses for the residents of Namie Town from both radiocesium and natural radionuclides. Airborne radiocesium concentrations at five points are analyzed by HPGe detector to estimate internal doses. To estimate an internal dose by radiocesium in domestic water, we are collecting river water and sediment at five points (four points from 2018). Furthermore, indoor and outdoor radon concentrations are measured using a radon-thoron discriminative monitor (RADUET) to estimate internal doses by its inhalation. On the other hand, individual external doses for the residents are estimated using an integral pocket dosimeter (D-shuttle). A car-borne survey along the main road was carried out using a 3-in × 3-in NaI(Tl) scintillation spectrometer to know the dose rate distribution in Namie Town. Ambient dose rates are measured using a 3-in × 3-in NaI(Tl) scintillation spectrometer at the fixed measurement points in each 1 km to make a dose rate distribution map. The gamma-ray pulse height distributions are analyzed using a response matrix method to evaluate the dose rates for natural and artificial components.

1-2 大規模放射線災害に対応できる複数の生物学的指標を組み合わせた

線量推定システムの技術基盤構築

主任研究者：盛武敬（産業医科大学産業生態科学研究所放射線健康医学教室 准教授）

分担研究者：志村勉（国立保健医療科学院生活環境研究部 上席主任研究官）

分担研究者：中村麻子（茨城大学理学部 教授）

研究要旨

大規模放射線災害の発生時には、生物学的指標による線量推定(バイオドシメトリ)が不可欠である。対策の頑強性を保ち、線量推定結果への信頼性を高めるため、複数の手法を組み合わせた線量推定システムを確立する必要がある。

研究代表者と研究分担者は、被ばく後早期(数分～数日)の生体応答をそれぞれ異なる観点から研究してきた。本研究では、各々の研究をバイオドシメトリ手法に昇華させ、さらにそれらを組み合わせることによって、感度と精度が担保された、簡便性・迅速性・経済性に優れたバイオドシメトリシステムの技術基盤構築を目指す。具体的には、①血液抗酸化能、ミトコンドリア損傷、DNA 損傷、テロメア損傷について、被ばく後の変化パターンとメカニズムを明らかにする ②これら生物学的指標を測定する簡便かつ迅速な手法の開発を行う ③これら生物学的指標を組み合わせたバイオドシメトリシステムを社会実装するための提案を行う。

初年度(H30 年度)は、被ばく後の血液抗酸化能の変化パターンをマウス実験によって詳細に調べた。また、被ばく後のミトコンドリア損傷やテロメア損傷を細胞実験によって定量した。さらに、DNA 損傷評価(γ H2AX 染色)を迅速化するデバイスの開発やミトコンドリア損傷を定量するシステムの構築を行った。

本年度(H31/R1 年度)は、微量ヒト血液サンプルを用いて DNA 損傷を迅速かつ簡便に定量する新規マイクロ流路チップ「PDMS チップ」を開発し、これを用いて放射線被ばく評価が可能であることを示して特許出願した。また、新たな線量推定指標として、血漿過酸化脂質、血漿抗酸化能、リンパ球 NRF2 発現、リンパ球テロメア長、血球代謝物の定量を試みた。血漿過酸化脂質、血漿抗酸化能の定量では十分な精度・感度が認められなかったが、リンパ球 NRF2 発現、リンパ球テロメア長、血球代謝物の定量では線量依存的かつ鋭敏な変化が認められ、これらが工夫次第で有用な線量推定指標となる可能性を示した。継続して行ってきた i-STrap 法(血液(全血)抗酸化能測定法)を用いた実験では、局所急性被ばくや全身慢性被ばく後の抗酸化能の変化を明らかにしつつあり、次年度も引き続きデータを取得する予定である。さらに、3 指標組み合わせ(血液抗酸化能+DNA 損傷+ミトコンドリア損傷)による線量推定手法の精度・感度を評価するため、新たな実験を開始した。

キーワード

放射線災害	バイオドシメトリ	レドックス
ミトコンドリア	DNA 損傷	テロメア

研究協力者

孫略（産業技術総合研究所健康工学研究部門 研究員）

千田浩一（東北大学災害科学国際研究所 教授）

河合秀彦（広島大学大学院医歯薬保健学研究院 准教授）

鈴木孝明（群馬大学大学院理工学府知能機械創製部門 教授）

I. 研究目的

放射線事故/災害発生時には、主に2つの被ばくパターンが考えられる。

1つは、一瞬にしてたくさんの放射線を浴びる急性被ばくである。1999年のJCO臨界事故の際には、急性被ばくにより2名が死亡した。近年、核や放射線(ダーティボム)がテロに使用される危険性が高まっており、予期せぬ放射線被ばくが様々な場面で発生する可能性がある。このような場合、一定時間内に被ばく線量を推定して緊急被ばく医療の必要性を判断し、治療優先順位を決める(トリアージする)必要がある。様々なトリアージ手法が報告されているが、物理的な手法(個人線量計やサーベイメーターなどの測定値から推定する方法)の場合、被ばく時にそれらの測定器を携帯している必要があるため、多くの一般市民が被ばくするような大規模放射線災害には適応できない。そこで、被ばく後に生物学的な痕跡から線量を推定するバイオドシメトリが必要となる。バイオドシメトリのゴールドスタンダードのひとつとして、細胞遺伝学的手法(リンパ球の染色体異常を検出する方法)が知られているが、この手法は熟練した手技が必要となる上、一度に処理できるサンプル数も少ない。また、その他の手法においても、所要時間、検出限界、個人差、環境誤差、測定誤差など個々の課題を考慮すると、単一の線量評価法では不十分であると考えられるため、複数の手法を組み合わせることが必要である。多くの対象者に、短時間で、過度の侵襲を与えずに、1Gy以上の放射線被ばくの有無を検査する方法は、未だに確立していない(1)。

もう1つの被ばくパターンは、長期間かけて被ばくする慢性被ばくである。東京電力福島第一原発(以後、福島原発)やチェルノブイリ原発の事故では、環境中に大量の放射性物質が飛散したことで慢性被ばくのリスクが上昇し、周辺住民が転居を余儀なくされた。福島ではその後、除染が進み、徐々に住民も帰還しつつあり、平成26年に国が開催した専門家会議の中間とりまとめでは「今後も放射線被ばくによって何らかの疾病のリスクが高まることも可能性としては小さいと考えられる」(2)とした。しかし、住民の放射線被ばくへの不安は十分に解消されたとは言えず、多くの住民が将来的に何らかの疾病リスクが高まることを恐れている。それは、上記とりまとめの大前提である被ばく線量の推定値が、シミュレーションや空間線量率測定などの結果から求められた不確かなものであり、各個人の実際の被ばく線量を推定したものではないからである。ゆえに、各個人の線量評価と同時に、放射線誘発疾患の発症につながるバイオインディケーターや初期症状を同定することが重要である(3)。

以上の2点を総合すると、急性被ばく、慢性被ばくの両方に対応できる生物学的線量推定が複数必要であり、それらは多数の対象者に実施できる、すなわち「簡便に実施でき、安価で再現性が高い」必要がある。さらに、そこから将来の放射線誘発疾患の発症リスクを算出できれば、なお良いと考える。

そこで本研究では、血液抗酸化能・ミトコンドリア損傷・DNA損傷・テロメア損傷を指標とした新規バイオドシメトリの実現可能性を動物実験により評価し、これらの手法を組み合わせるシステムの概念提唱を目指している。

既存のバイオドシメトリである染色体異常法や歯のエナメル質のラジカルを計測する方法は、放射線の物理化学作用によってできた痕跡を評価している。それに対し、本研究で提案する血液抗酸化能とミトコンドリア損傷では放射線被ばくによる生体反応を、DNA損傷ではその修復カインेटィクスを評価することによって(DNA修復能という)生体反応を観測することができる。生体反応には個人差があるため、被ばく「物理線量」の推定を目的とした場合、これらの指標は既存法より精度が劣ると考えられる。しかし、放射線による人の死亡閾線量は1.5Gy程度、全致死線量は8Gy程度と言われており、同じ線量でも影響の出方は人それぞれである。ゆえに、個人差を勘案した被ばく「影響」の推定が目的ならば、本研究で提案する指標の方が有用であると考えられる。

平成29年3月31日に国立研究開発法人 量子科学技術研究開発機構 放射線医学総合研究所 放射線リスク・防護研究基盤準備委員会が中心となってまとめた『放射線リスク・防護研究基盤準備委員会報告書』には、「放射線により誘導されると考えられる疾患について、将来的にその疾患の発症に繋がるバイオインディケーターや初期症状を同定することが重要である。」とある(3)。本研究で提案する指標は、がんの晩期影響である発がん、白内障、動脈硬化などとの関連が指摘されていることから、バイオインディケーターとしても有望な候補であると考えられる。

初年度(H30年度)は、①動物実験または細胞実験により、個々のパラメータの線量推定精度に関して検討を行なった ②個々のパラメータを簡便かつ迅速に測定・評価するための検討を行なった ③複数の指標を組み合わせるシステム理論について考察を行なった。

第二年度(H31/R1年度)は、①新たな線量推定指標として、血漿過酸化脂質、血漿抗酸化能、リンパ球NRF2発現、リンパ球テロメア長、血球代謝物の定量を試みた ②微量ヒト血液サンプルを用いてDNA損傷を迅速かつ簡便に定量する新規マイクロ流路チップを開発し、これを用いて放射線被ばく評価が可能であることを示して特許出願した ③局所急性被ばくや全身慢性被ばく後の抗酸化能の変化をi-STrap法(血液(全血)抗酸化能測定法)を用いて解析した(実施継続中)。④3指標組み合わせ(血液抗酸化能+DNA損傷+ミトコンドリア損傷)による線量推定手法の精度・感度を評価するための実験を行った(実施継続中)。

II. 研究方法

ここには、研究代表者が実施した研究(実験)方法を記載する。研究分担者の研究(実験)方法については、分担者の報告書をご覧いただきたい。

1. マウスの飼育

6週齢のオスの C57BL/6J マウスを日本 SLC 社より購入した。マウスは 1 ケージに 4 匹、12 時間の明暗サイクル(明期 7:00-19:00)、室温 22~25 度、自由摂食・給水瓶方式下で、アイソレータ内にて飼育した。ケージは床敷を使用し、週に 1 回滅菌洗浄ケージに交換した。餌はオリエンタル酵母工業(株)の MF をオートクレーブにて滅菌したものを使用した。水も餌同様、滅菌したものを使用した。アイソレータ内で 7 日間飼育した後、X 線照射した。

2. X 線照射

① 全身急性照射

マウスを小動物実験用簡易吸入麻酔装置(NARCOBIT-E; 夏目製作所)に入れ、セボフルラン(富士フイルム和光純薬)を用いて麻酔した。ガス濃度は、導入 5%、維持 3%。眠らせたマウスを照射専用容器に入れ、X 線照射装置(MBR-1520R-3; 日立パワーソリューションズ)にて、線量率 0.69Gy/min, 焦点~テーブル面距離 550mm, 管電圧 150kV, 電流 20mA, フィルター: 0.2mmCu および 0.5mmAl の条件下で、回転させながら照射した。

全身慢性照射のポジティブコントロールとして実施した急性照射には、産業医科大学 RI センターに設置されたガンマセル(セシウム 137)装置を用いた。線量率は約 0.7Gy/min であった。

② 局所急性照射

マウスの腹腔内に 200 μ L/20g の三種混合麻酔(メドトミン・ドルミカム・ベトルフェール)を注射し、マウスが完全に眠ってから、照射対象となる左脚以外を約 5mm 厚の鉛板により遮蔽した。X 線照射装置(MBR-1520R-3; 日立パワーソリューションズ)にて、線量率 0.816Gy/min, 焦点~テーブル面距離 550mm, 管電圧 150kV, 電流 20mA, フィルター: 0.2mmCu および 0.5mmAl の条件下で、回転させながら照射した。なお、蛍光ガラス線量計を用いて測定した遮蔽効率は約 96.5% であった。

③ 全身慢性照射

産業医科大学 RI センターに設置されたガンマ線(セシウム 137)照射装置を用いて照射を行った。照射中は、マウスを 1 ケージに 4 匹、12 時間の明暗サイクル(明期 7:00-19:00)、室温 22~25 度、自由摂食・給水瓶方式下で、ガンマ線照射台の上で飼育した(図II-1)。線量率は 12.5mGy/h または 42mGy/h とした。



図II-1 ガンマ線照射装置の写真

3. 採血

照射時と同様に麻酔をして眠らせたマウスの右頬に、アニマルランセット(5MM ; goldenrod)を穿刺し、1.5mL のマイクロチューブ(BIO-BIK)に採血した。抗凝固剤として 2000U のヘパリンナトリウム(和光純薬) 20 μ L を使用し、採血後は氷中保存した。

4. i-STrap 法(正式名称 : i-STrap W.B.: 同仁グローバル・同仁化学研究所社製)による血液抗酸化能測定 (図II-2)

① i-STrap ステップ 1 《反応》

Reaction tube (キット同梱)に、常温に戻した Solution A (tert-butyl hydroperoxide (tBuOOH) ; キット同梱)を各 20 μ L 分注し、生理食塩水を 100 μ L 加えてボルテックスで攪拌したのち、サンプル(全血)を 100 μ L 加え、さらにボルテックスで攪拌した。そこへ、常温に戻した Solution B (2-diphenylphosphinoyl-2-methyl-3,4-dihydro-2H-pyrrole N-oxide (DPhPMPO) ; キット同梱)を 20 μ L ずつ、各チューブ 10 秒間隔で加え、ボルテックスで攪拌した。全てのチューブに添加後、さらにボルテックスで攪拌した。1 本目のチューブへの Solution B 添加時点から 30 分間、常温で静置した。

② i-STrap ステップ 2 《抽出》

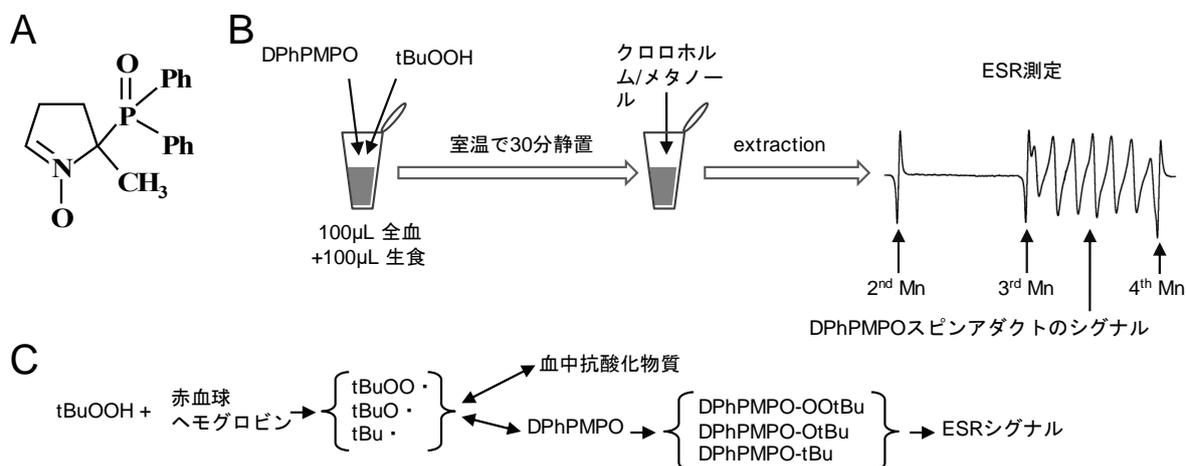
30 分間の静置後、Reaction tube にクロロホルム/メタノール(2 : 1)溶液を 1000 μ L ずつ、各チューブ 10 秒間隔で添加(揮発性溶媒のため、マイクロピペット内のエアを十分に置換してから、リバースピペッティング法にて添加)し、1 本目のチューブへのクロロホルム/メタノール溶液添加時点から 10 分間、ボルテックスで振とうした。10 分間の振とう後、予め 4 度に冷却した冷却遠心機(KUBOTA)に Reaction tube をセットし、チューブ内の温度が 4 度となるように 5 分間予冷却した。その後、4 度、3000G で 10 分間遠心し、遠心終了冷却後、上層(水層)をマイクロピペットで吸引して廃棄した。続いて、下層(クロロホルム/メタノール層)をマイクロピペットで分取し、Dehydration tube(キット同梱。乾燥剤として、硫酸ナトリウム 0.3g が入っている)に入れて軽く攪拌し、氷中で 15 分間冷却した後、-80 度で保存した。

③ i-STrap ステップ 3 《ESR 測定》

解凍して常温に戻した各サンプル 160 μ L を石英フラットセル(RST-LC09F ; Flashpoint)に引き入れ、X バンド ESR 分光法(JES-TE200 ; 日本電子)によって測定した。ESR 条件は以下の通り。マイクロ波周波数 : 9.423719000GHz, マイクロ波出力 : 2.00000mW, フィールドセンター : 332.000mT, スイープ幅 : 0.3000 mT, 掃引時間 : 4.0 分, 時定数 0.3 秒。また、DPhPMPO スピン付加物強度のシグナルは、左から 2 本目のマンガンマーカ (Mn²⁺)強度によって補正された。

④ i-STrap の抗酸化能測定原理に関する説明

tBuOOH と血液中のヘモグロビンが反応し、tBuOO \cdot (tert-butylperoxyl radicals)が生成される。tBuOO \cdot はさらに血中の物質と相互作用し、tBuO \cdot (tert-butyloxy radicals)や tBu \cdot (tert-butyl radicals)が発生する。これらのラジカルは、血液中の抗酸化剤または DPhPMPO と競合的に反応する。したがって、血液に含まれる抗酸化剤の量が少ない(血中抗酸化剤能力が低い)と、DPhPMPO によって捕捉されるラジカルが増え、高い ESR シグナルが観察される。



図II-2 i-STrap の実験工程と原理 (A) DPhPMPO の化学構造式 (B)実験工程 (C)測定原理

5. 血漿過酸化脂質および血漿抗酸化能の定量

採取した血液を 3000G、4 度で 15 分間遠心し、血漿と血球を分離した。血漿をマイクロピペットで取り出して新しいチューブに入れ、測定時まで -80 度で保存した。血漿過酸化脂質および血漿抗酸化能の測定には、アークレイ社製の免疫反応測定装置スポットケム IM SI-3511 とその専用試薬のスポットケム i-Pack Oxystress Test を使用した。4 度保存してある i-Pack Oxystress Test を常温に戻してから、血漿を 70 μ L 添加し、IM SI-3511 にセットして測定を開始した。測定された酸化ストレス度(OS)を血漿過酸化脂質、抗酸化力(AP)を血漿抗酸化能とした。

6. 血球代謝物の定量

① サンプルの前処理

採取した血液を、3000G、4 度で 15 分間遠心し、血漿と血球を分離した。200 μ L の血球をマイクロピペットで回収し、0 度に冷やした 1800 μ L のメタノールと内部標準(H3304-1002, Human

Metabolome Technologies, Inc., Tsuruoka, Japan)の混合液と混ぜた。さらに、2000 μ Lのクロロホルムと800 μ LのミリQ水(MilliporeSigma, Burlington, MA, USA)と混合し、2300G、4度で5分間遠心した。400 μ Lの上清をMillipore 5-kDa cutoff filterにかけ、タンパクを除去した。さらに、凍結乾燥させ、50 μ LのミリQ水に再懸濁させ、メタボローム解析に使用した。

② CE-TOFMSによる測定

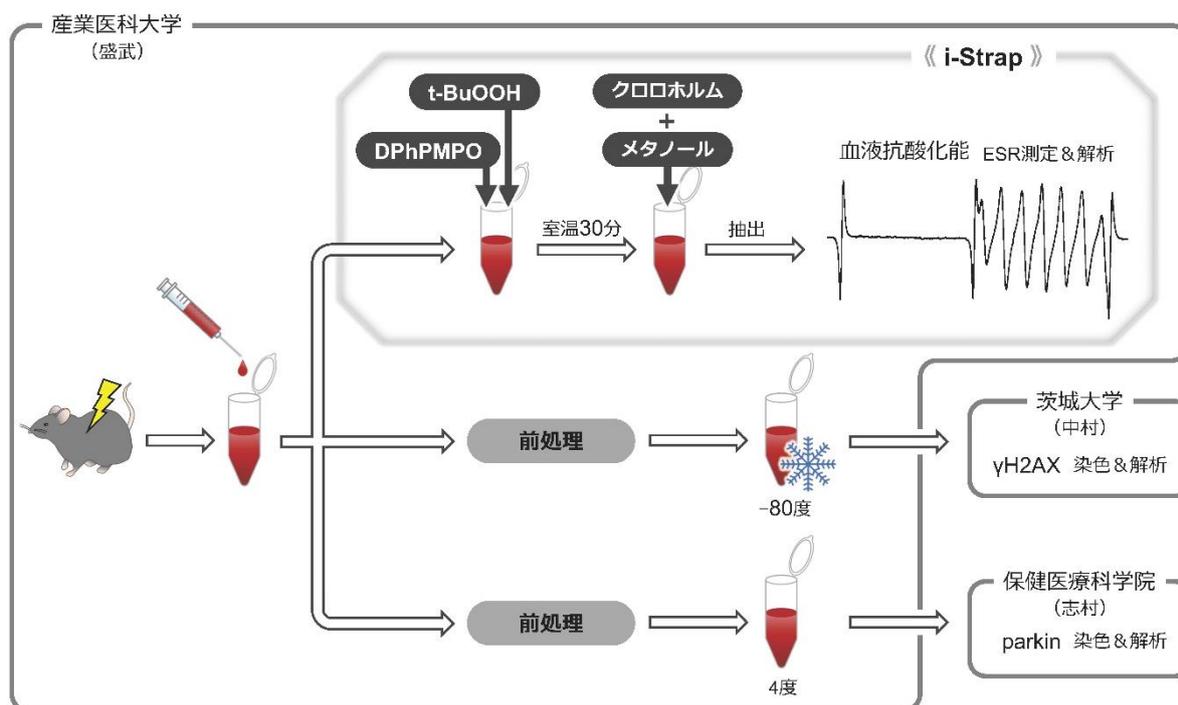
メタボローム解析はHuman Metabolome Technologies社のベーシックスキャンパッケージを使用し、Capillary Electrophoresis Time-of-Flight Mass Spectrometry (CE-TOFMS)により測定した。シグナルノイズ比が3倍以上あるピークをHuman Metabolome Technologies社内データベースと照合し、代謝物をアノテーションした。

7. 3 指標組み合わせ（血液抗酸化能+DNA 損傷+ミトコンドリア損傷）による線量推定手法の精度・感度を評価するための実験（図II-3）

採取した血液(全血)のうち、100 μ Lをi-STrap実験に使用し、残りをDNA損傷測定とミトコンドリア損傷測定のサンプル前処理に使用した。

《DNA損傷測定用サンプル》全血200 μ Lに4%パラホルムアルデヒドりん酸緩衝液（和光純薬工業）200 μ Lを入れ、ボルテックスにて十分に混合したのち、室温で20分間静置した。グリセリン（和光純薬工業）0.267mLを加え、ボルテックスにて十分に混合したのち、室温で60分間（途中、数回ボルテックスで混和）置き、-80度で保存した。その後、ドライアイスを含めた発泡スチロール箱に入れ、ヤマト運輸社に委託して研究分担者の中村へ送付し、中村が γ H2AX解析を行った。

《ミトコンドリア損傷測定用サンプル》全血1.5 μ LとPBS1.5 μ Lを懸濁してカバーガラス上に薄く引き伸ばし、室温にて乾燥させた。-20度のメタノール（富士フィルム和光純薬）・アセトン（富士フィルム和光純薬）（7：3）1mLに入れて、-20度で6分間固定した。メタノール・アセトンを取り除いてPBSで2回洗い、4%パラホルムアルデヒドりん酸緩衝液（和光純薬工業）1mLに入れて10分間静置した。4%パラホルムアルデヒドりん酸緩衝液を取り除いてPBSで2回洗った後、PBS2mLに入れて4度で保存した。PBSがこぼれないよう、容器の縁をPCR用プレートシールOptical Adhesive Covers (biosystems)でシールしてから蓋をし、ラップフィルムで容器全体を巻き、4度を保持した状態で、ヤマト運輸社に委託して研究分担者の志村へ送付し、志村がparkin解析を行った。



図II-3 組み合わせ実験のスキーム

8. 統計学的解析

各データ点について、平均および標準偏差(SD)を計算した。ウェルチの t 検定を使用し、グループ間の差の統計的有意性を分析した。また、ピアソンの相関係数検定を使用し、相関係数の有意性を分析した。P<0.05 の値は、両方の試験について統計的有意性を示すと考えられた。

ROC 曲線および AUC(Area Under ROC Curve)は、Graphpad Prism 7(エムデーエフ；日本国内販売代理店)または、JMP ソフト(SAS Institute, Cary, NC, USA)を用いて計算した。

メタボローム解析には、繰り返し検定を避けるために One-way ANOVA and post-hoc Dunnett's tests を用いて有意差を計算し、P<0.05 の時に有意差ありとした。PCA と PLS-DA の計算には MetaboAnalyst (<https://www.metaboanalyst.ca/MetaboAnalyst/home.xhtml>)を用いた。ステップワイズ法は JMP ソフトを用いて解析した。PCA、PLS-DA、ステップワイズ法の解析では、平均と SD を用いてデータを正規化した。

組み合わせ実験の回帰解析と重回帰解析には JMP ソフトを使用した。

(倫理面への配慮)

本研究における動物実験は、各々の所属機関が設置する動物実験倫理委員会の許可を得て実施した。(産業医大：承認番号 AE-15009、研究課題名「放射線暴露後の血中抗酸化能変化およびそれに付随する影響に関する研究」)。

本研究におけるヒト由来試料を用いた実験は、各々の所属機関設置する倫理審査委員会または同等委員会の承認を得て行った。(茨城大学：茨城大学生命倫理規定に基づいた申請書を作成し、

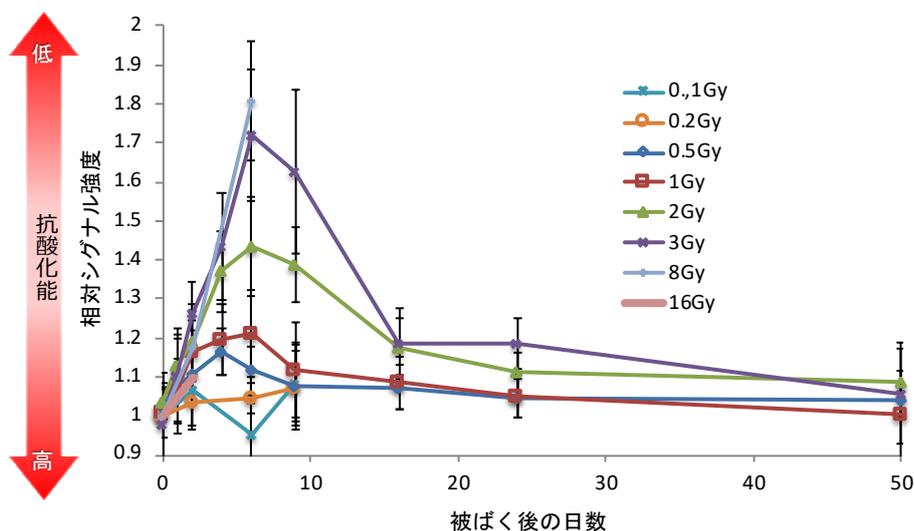
審査委員会による承認を受けた。承認番号 150401、研究課題名「新規放射線誘発 DNA 損傷モニタリングシステムの開発」)

III. 研究結果

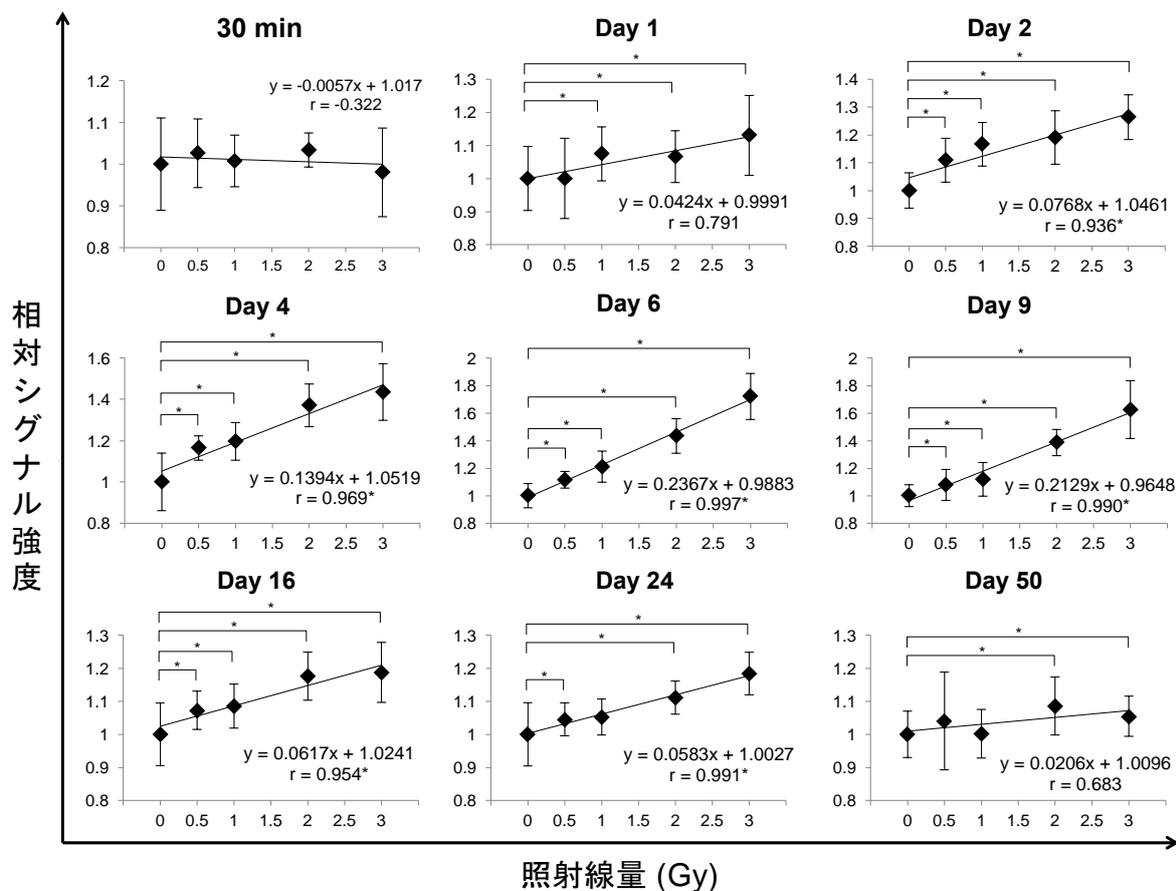
1. 急性全身被ばく後の血液抗酸化能の変化

マウスの全身に 0.1~16 Gy を照射し、照射後 30 分~50 日の全血の抗酸化能を i-STrap によって調べた。その結果(図III-1)、0.1 および 0.2 Gy の照射群では抗酸化能低下は認められなかった。0.5 および 1 Gy の照射群では、照射直後~2 日目にかけて抗酸化能が低下し、その低い抗酸化能を 6 日目まで維持した後、徐々に回復し、24 日目でコントロール(非照射)レベルまで回復した。2 および 3 Gy の照射群では、6 日目まで抗酸化能の低下を示し、その後回復し始めたが、50 日目においてもコントロール(非照射)レベルには達しなかった。8Gy の照射群では照射後 7~8 日目、16 Gy の照射群では照射後 4~5 日目にマウスが死亡したが、死亡前までの解析では、3 Gy 照射群と同様の变化を示した。

これらの結果により、0.5~3 Gy において、抗酸化能の低下量と照射線量とは非常に高い相関を示し(相関係数、 $r > 0.9$; $P < 0.05$)、血液抗酸化能の新規バイオドシメトリマーとしての可能性を示唆した(図III-2)。そこで、ROC 曲線による診断能の評価を実施し、表III-1 の結果を得た。i-STrap による推定では、1Gy の被ばく後 2~6 日で AUC が 0.95 程度あり、かなり高い精度で線量を推定できることがわかった(表III-1)。また、2Gy での比較では、i-STrap は既存の他のバイオドシメトリと同等の診断能を有していた(表III-2)。



図III-1 被ばく後の血液抗酸化能の変化



図III-2 被ばく後の血液抗酸化能の変化 *: P<0.05 v.s. 0 Gy

表III-1

i-STrapの被ばく後の診断能

AUC (vs 0Gy)	0.5Gy	1Gy	2Gy	3Gy
day0.04	0.617	0.537	0.690	0.532
day1	0.736	0.747	0.890	0.761
day2	0.849	0.945	0.946	0.993
day4	0.968	0.950	0.999	0.998
day6	0.896	0.948	0.998	1.000
day9	0.736	0.796	1.000	0.997
day16	0.808	0.829	0.969	0.959
day24	0.718	0.728	0.914	0.977
day50	0.600	0.521	0.795	0.742

表III-2

既存のバイオドシメトリの診断能

AUC (vs 0Gy)	2Gy
歯のEPR	0.997
Dicentric	0.998
qPCR	0.991

Radiation Protection Dosimetry (2016), Vol. 172,
No. 1-3, pp. 145-151より引用

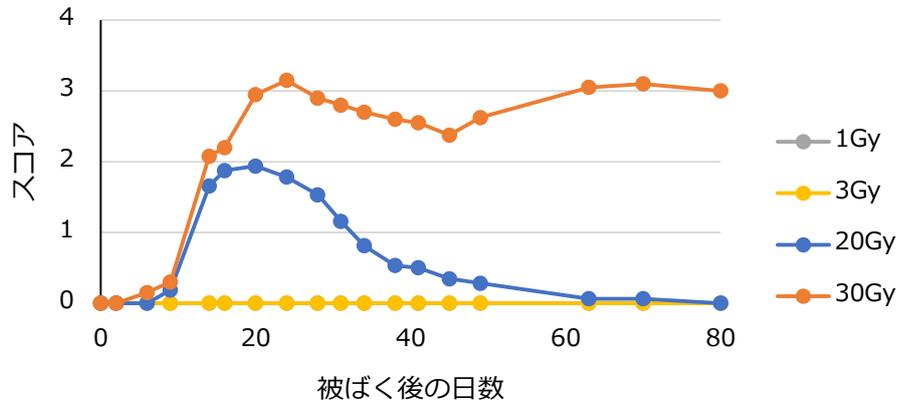
2. 急性局所被ばく後の血液抗酸化能の変化

マウスの左脚大腿部に 1, 3, 20, 30Gy を照射し、1~80 日後に全血の抗酸化能を i-Strap によって調べた。また、皮膚炎の程度を目視により観察し、表III-3 を用いてスコアリングした。その結果、1, 3Gy では皮膚炎は認められなかったが、20Gy では一過性の皮膚炎、30Gy では持続性の皮膚炎を認めた(図III-3)。また、1, 3Gy では有意な抗酸化能低下は観察されなかったが、20, 30Gy では線量依存的な抗酸化能低下が観察された(図III-4)。20Gy では、有意な抗酸化能低下が認められたのは照射後 6 日目だけだったが、30Gy では、照射後 2~80 日まで断続的に抗酸化能低下が観察された。特に興味深いのは、皮膚炎が現れるのは照射後 10 日前後であるのに対して、抗酸化能低下はそれよりも前(2 日目とか 6 日目)に現れることである。この結果から、抗酸化能と皮膚炎とは関連があると考えられ、抗酸化能低下は放射線皮膚炎の予想指標となりうると思われる。放射線治療や画像下治療(IVR)の副作用として発生する患者の皮膚炎の予想マーカーとして、抗酸化能が利用できるかもしれない。

表III-3

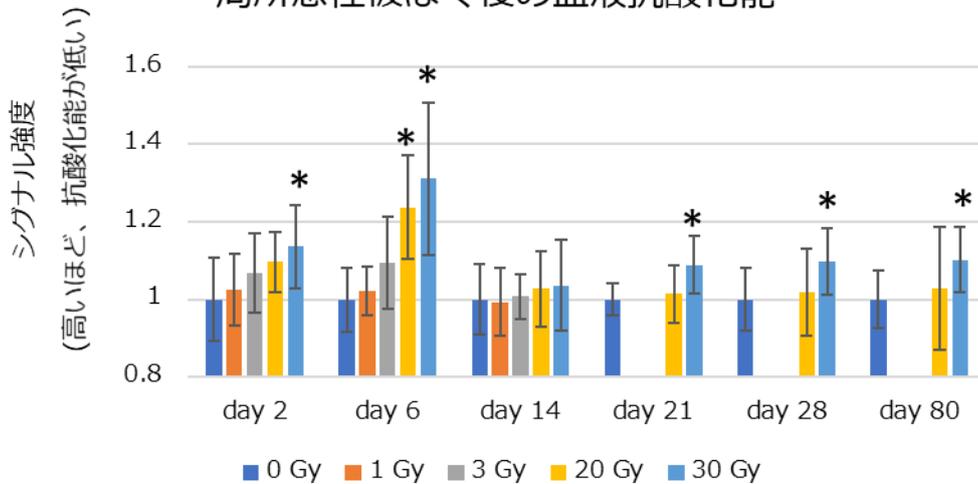
スコア	所見
0	変化なし
0.5	50/50通常との違い、疑いがある
0.75	明確であるがわずかな異常
1	赤みを伴う明確な異常
1.25	重度の発赤および/または白い鱗屑および/または腫れ
1.5	1つの非常に小さな領域では、鱗状または痂皮状の外観
1.57	小さな領域での湿潤落屑 (1.5より明確)
2	広い領域の損傷(湿性)
2.5	明確な湿った滲出液を伴う皮膚の広い領域の損傷
3	湿った滲出液を伴った皮膚の大部分の損傷
3.5	四肢の完全な湿潤分解 - 身体にしばしば付いている

皮膚障害の程度



図III-3

局所急性被ばく後の血液抗酸化能

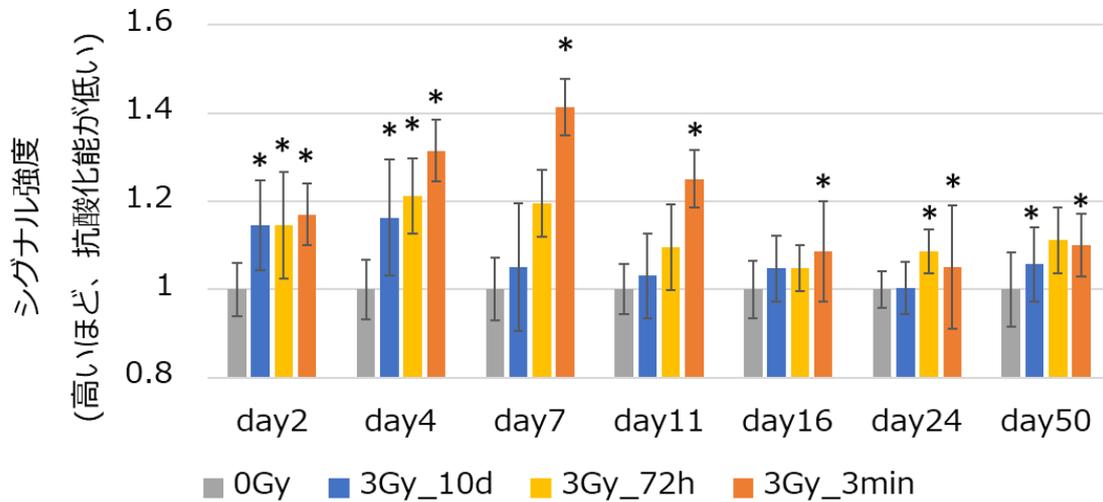


図III-4 *: P<0.05 v.s. 0 Gy

3. 慢性全身被ばく後の血液抗酸化能の変化

マウスの全身に、線量率 12.5mGy/h で 10 日間、または 42mGy/h で 3 日間、いずれも総線量 3Gy となるように連続でガンマ線を照射した。ポジティブコントロールとして、線量率 0.7Gy/min のガンマ線を使用して 3Gy を照射した群を設定した。照射後 2~50 日まで経時的に採血し、i-STrap 法を用いて血液抗酸化能を測定した。照射後 2 日目の抗酸化能低下は全ての線量率で同程度であったが、4 日目以降は線量率依存的な抗酸化能低下が見られ、線量率が低いほど、正常状態に戻るのも早かった(図III-5)。

全身慢性被ばく後の血液抗酸化能

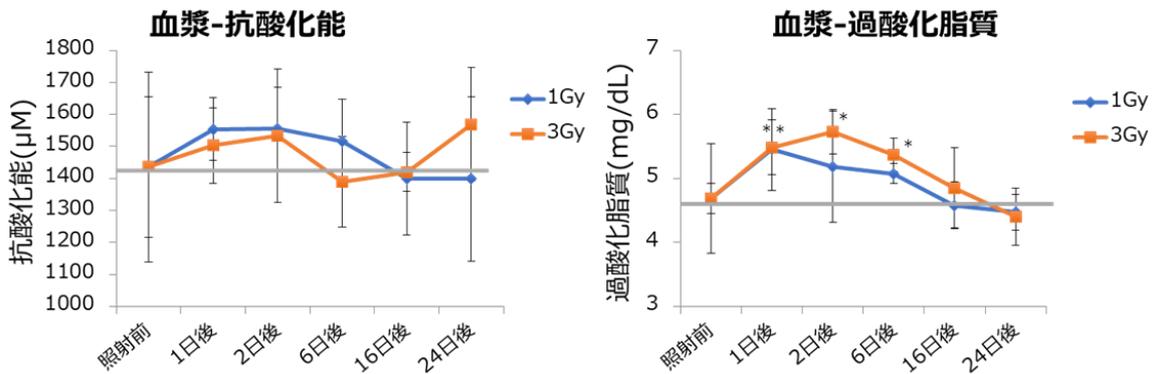


図III-5 *: P<0.05 v.s. 0 Gy

4. 急性全身被ばく後の血漿過酸化脂質量と血漿抗酸化能の解析

上記 1~3 の結果より、放射線被ばく後に血液抗酸化能の低下が観察できる i-STrap 法はバイオドシメトリ指標として利用できる可能性がある、と示唆できる。しかし、i-STrap 法は実験室レベルの手法であり、現段階では多くの対象者を短時間で測定することは困難である。

そこで、市販の抗酸化能測定法を試してみることにした。全血や血球を測定するものは見つからなかったが、血漿を測定対象とするものは 2~3 社から販売されていたため、そのうちの 1 つを用いて測定を行った。C57 マウスの全身に急性照射を行い、その後経時的に採血し、血漿の抗酸化能を測定した。また、使用した装置では過酸化脂質量も同時に測定できたので、その結果も併記する(図III-6)。1.3Gy の被ばくにおいて、血漿抗酸化能の有意な変化は見つからなかったが、血漿過酸化脂質量は一過性に有意に増加することがわかった。さらに、血漿過酸化脂質量の診断能を ROC 曲線法を用いて解析したところ、照射後 1 日目は i-STrap の結果より診断能が高かったが、2 日目以降は i-STrap の結果の方が診断能が高かった(表III-4)。



図III-6 *: P<0.05 v.s. 0 Gy

表III-4

血漿過酸化脂質の被ばくの診断能

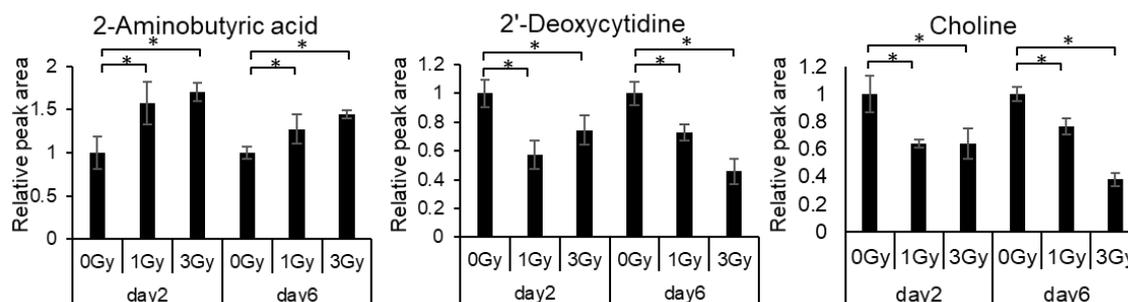
AUC(vs 0Gy)	1Gy	3Gy
day1	0.84	0.92
day2	0.65	0.89
day6	0.85	0.95

5. 急性全身被ばく後の血球代謝物の変化

昨年度の検討で、i-STrap 法による血液抗酸化能評価は、血球成分の抗酸化能に大きく左右されることが明らかとなった。また、血球中のグルタチオン濃度が被ばくによって低下することも明らかとなった。我々が得たこれらの知見と並行して、柳田らの研究グループが、液体クロマトグラフィー質量分析(LC-MS)によってヒトの赤血球と血漿の代謝物を定量し、14種の年齢関連代謝物のうち、酸化還元関連代謝産物である酸化型グルタチオン、NAD⁺、NADP⁺を含む6種が、赤血球に豊富に含まれていることを示した(4)。この事は、赤血球の酸化還元状態が、健康状態および体調の重要なマーカーであることを示唆している。我々は、放射線被ばく後のマウスの血球中の代謝物も大きく変化すると推測し、これが新たなバイオドシメトリ指標となる可能性があると考えた。そこで我々は、血球中の代謝物を CE-TOFMS 用いて、網羅的に解析することにした。

マウスの全身に 1Gy または 3Gy を照射し、2日後と6日後に採血して血球中の代謝物を測定した。MS 解析は基本的に相対濃度しか求められないので、0Gy における各代謝物の測定値を 1 とし、相対的な変化量を求めた。なお、照射後 2日目と6日目のサンプルを別日にサンプリング、解析したため、照射後 2日目と6日目の比較はできなかった。測定および解析の結果、我々は、合計 316 個のピークを検出し、うち 306 個については化合物名がアノテーションできた。38 代謝

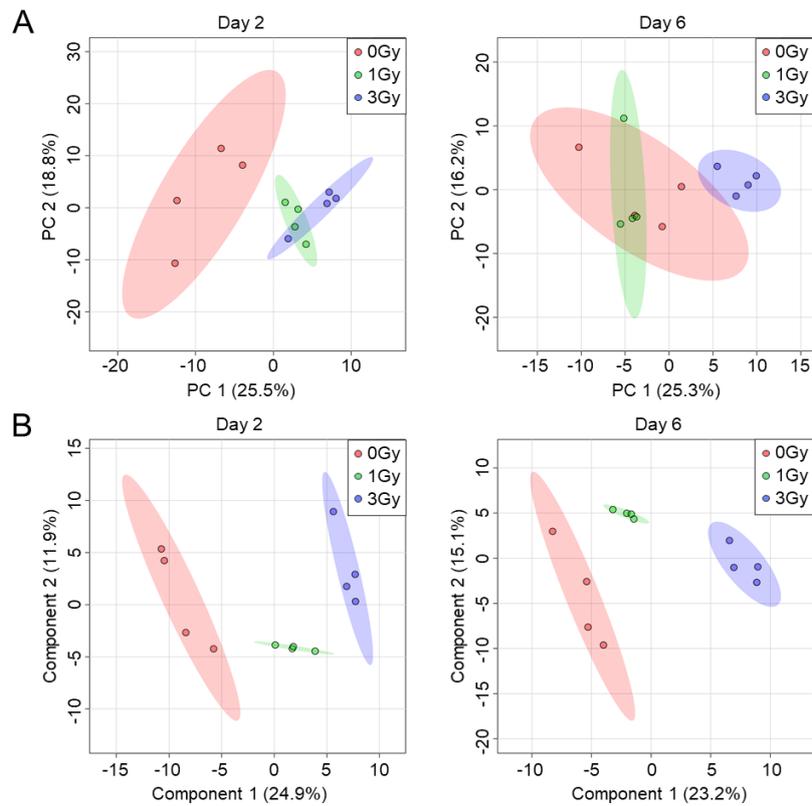
物が 0Gy 群に比べて有意に増加し、61 代謝物が 0Gy 群に比べて有意に低下していた。特に、2-aminobutyric acid は 1Gy、3Gy の両方において、被ばく後 2 日目と 6 日目のどちらも有意に増加していた。一方、2'-deoxycytidine と choline(コリン)は 1Gy、3Gy の両方において、被ばく後 2 日目と 6 日目のどちらも有意に低下していた(図III-7)。



図III-7 *: P<0.05 v.s. 0 Gy Sun, Lue, et al. "Identification of Potential Biomarkers of Radiation Exposure in Blood Cells by Capillary Electrophoresis Time-of-Flight Mass Spectrometry." International journal of molecular sciences 21.3 (2020): 812.より引用

代謝物量の被ばくによる変化の特徴を明らかにするため、主成分分析(principal component analysis; PCA)を行った(図III-8A)。その結果、照射後 2 日目において、0Gy と 1Gy、3Gy とは分離されたが、1Gy と 3Gy とは重なっていた。照射後 6 日目では、1Gy と 3Gy とは分離されたが、0Gy のばらつきが大きく、1Gy も 3Gy もそれぞれ 0Gy と重なった。

次に、グループ間の差が最大となるようにモデルを考える partial least squares discriminant analysis (PLS-DA)を行った(図III-5B)ところ、照射後 2 日目、6 日目ともに全グループで分離でき、さらに、1Gy が 0Gy と 3Gy の間に存在する結果となった。



図III-5 A : PCA、B : PLS-DA Sun, Lue, et al. "Identification of Potential Biomarkers of Radiation Exposure in Blood Cells by Capillary Electrophoresis Time-of-Flight Mass Spectrometry." International journal of molecular sciences 21.3 (2020): 812.より引用

PLS-DA は分別モデルであって、回帰モデルではない。つまり、我々の実験系で言えば、PLS-DA の場合、0Gy に近いのか、1Gy に近いのか、3Gy に近いのかの判断はできるが、線量を推定することはできない。そこで、回帰モデルであるステップワイズ法を用いて、線量推定モデルを構築した(表III-4)。その結果、照射後 2 日目、6 日目ともに、10 個の代謝物が抽出され、 $R^2=1$ の回帰直線を得ることができた。

表III-4 Sun, Lue, et al. "Identification of Potential Biomarkers of Radiation Exposure in Blood Cells by Capillary Electrophoresis Time-of-Flight Mass Spectrometry." International journal of molecular sciences 21.3 (2020): 812.より引用

Metabolite	Coefficient	Standard Error	T-Value	p-Value
Two days after irradiation ($R^2 = 1; p < 0.001; F\text{-value} = 4.76 \times 10^{10}$)				
Constant	1.333	0.000000065	20,573,133	<0.001
Trigonelline	-0.731	0.000000704	-1,037,888	<0.001
γ -Glutamyl-cysteine	0.842	0.000000709	1,186,369	<0.001
Kynurenine	-0.382	0.000000265	-1,441,436	<0.001
Isethionic acid	-0.286	0.000000521	-548,634	<0.001
UDP-glucuronic acid	-0.181	0.000000773	-234,621	<0.001
Hypotaurine	-0.042	0.000000209	-202,910	<0.001
N ⁶ -Acetyllysine	0.029	0.000001165	24,655	<0.001
NADPH_divalent	0.005	0.000000767	6794	<0.001
S-Methylcysteine	-0.0002	0.000000627	-333	0.0019
Adenine	-0.00005	0.000000725	-72	0.0089
Six days after irradiation ($R^2 = 1; p < 0.001; F\text{-value} = 1.1 \times 10^{11}$)				
Constant	1.333	0.00000120	1,109,219	<0.001
Choline	-1.180	0.00000631	-186,890	<0.001
Dihydroxyacetone phosphate	-0.115	0.00000407	-28,344	<0.001
Histamine	0.095	0.00000211	45,188	<0.001
Glycerophosphocholine	-0.129	0.00000559	-23,197	<0.001
Ornithine	0.092	0.00000387	23,692	<0.001
Fructose 1,6-diphosphate	0.063	0.00000397	15,820	<0.001
Ethanolamine	-0.017	0.00000413	-4103	<0.001
Methionine sulfoxide	0.004	0.00000381	1075	<0.001
Threonic acid	0.002	0.00000447	346	0.0018
Spermidine	-0.0004	0.00000684	-67	0.0094

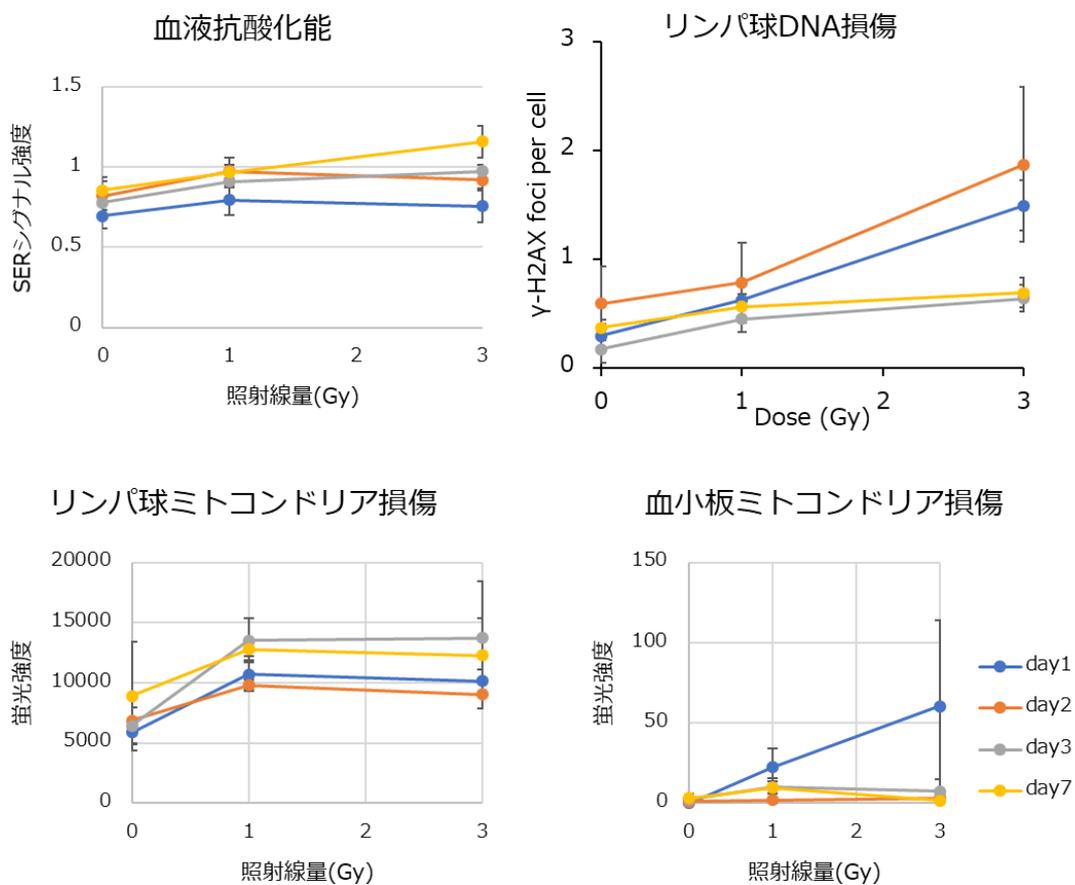
これらの結果を総合すると、放射線被ばくが血球の代謝物に影響を与えることは明らかであり、それらの代謝物を測定することで被ばく後に線量を推定できる可能性があると言える。

6. 3 指標組み合わせ（血液抗酸化能+DNA 損傷+ミトコンドリア損傷）による線量推定手法の精度・感度を評価するための実験

複合指標によるバイオドシメトリの有用性を評価するための実験を開始した。実験スキームは図II-3の通りである。マウスに照射、採血し、同一マウスの血液から i-STrap、 γ H2AX、パーキンの測定を行った。照射、採血、i-STrap は産業医大で実施した。 γ H2AX、パーキンについては、前処置までを産業医大で行い、サンプルを茨城大学または保健医療科学院に郵送し、中村と志村がそれぞれ染色&カウントを行った(図II-3)。

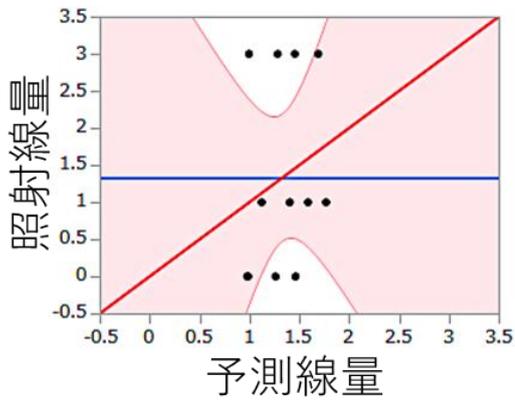
まず、各指標単独の結果を図III-6に示す。なお、パーキンはリンパ球での発現と血小板での発現を解析した。初めての試みであり、一回しか実験していないので(各群マウス 4 匹ずつ)誤差の大きいところもあるが、おおむねこれまでどおりの結果が得られた。次に、各指標単独の場合と

組み合わせの場合の推定精度を解析するため、回帰解析を行った(図III-7~11)。ばらつきの指標として、二乗平均平方根誤差 **RMSE**、**R** 二乗を使用し、 $P < 0.05$ を有意とした。その結果、どのポイントにおいても、組み合わせは単独より **RMSE** と **R** 二乗が小さくなった。また、組み合わせの **p** 値はいずれのタイムポイントでも **0.05** 以下であり、この回帰解析直線が有意、つまり線量推定精度を解析する方法として信用できる、ということの意味する。さらに突き詰めるならば、単独と組み合わせとで、診断精度や予測精度に有意差があるか、調べる必要があると思われる。なお、今回はサンプル数が少なかったため、**ROC** 曲線解析は行っていない(来年度実施予定)。



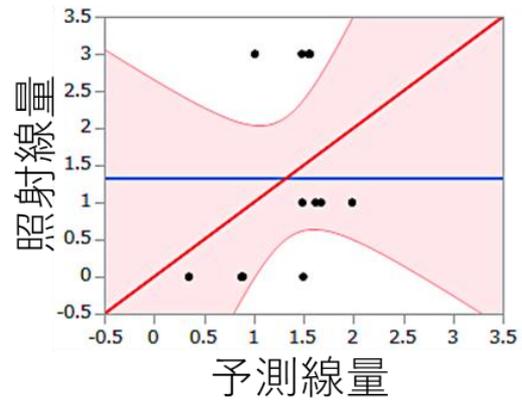
図III-6

day1



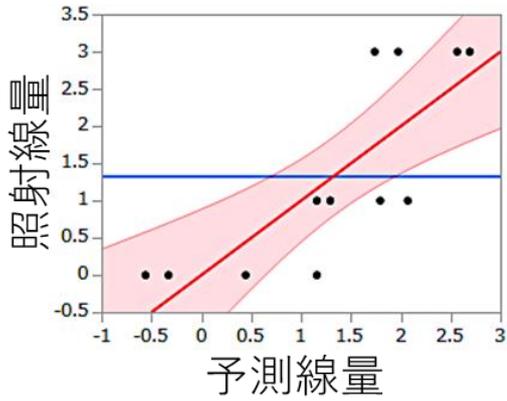
RMSE=1.3355 / R2=0.04 / p=0.5102

day2



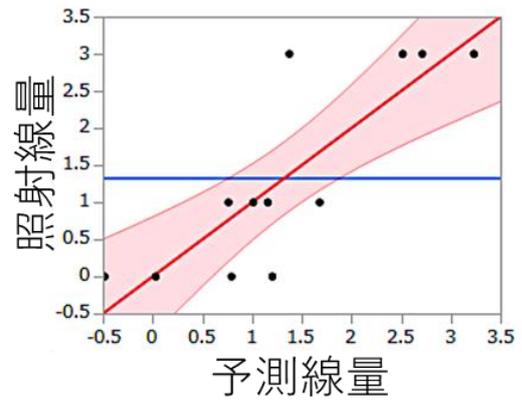
RMSE=1.2803 / R2=0.12 / p=0.2659

day3



RMSE=0.8231 / R2=0.64 / p=0.0019

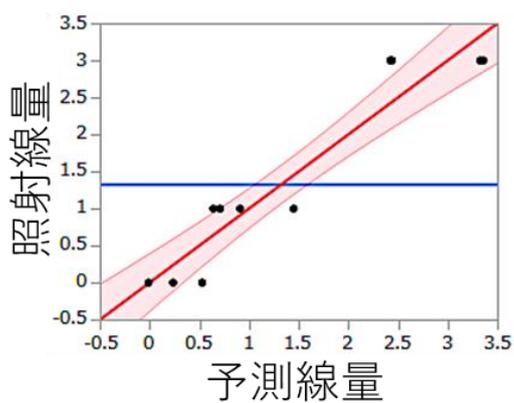
day7



RMSE=0.766 / R2=0.69 / p=0.0009

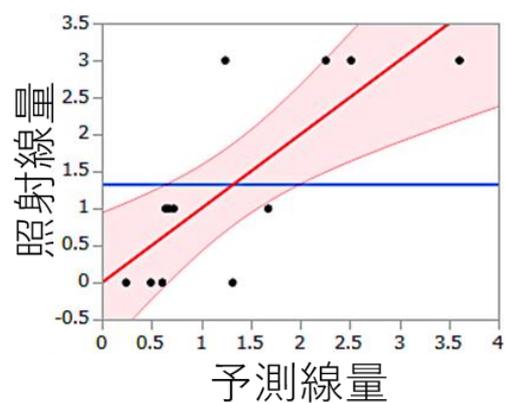
図III-7 血液抗酸化能

day1



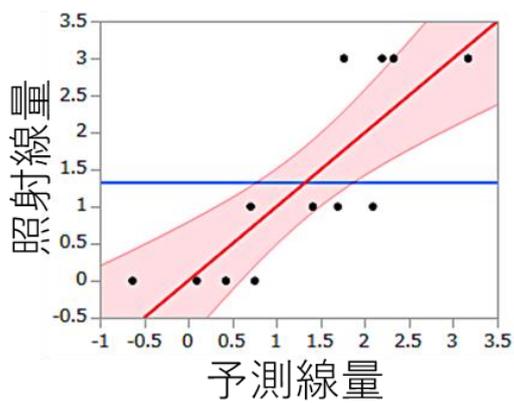
RMSE=0.4055 / R2=0.91 / $p \leq 0.0001$

day2



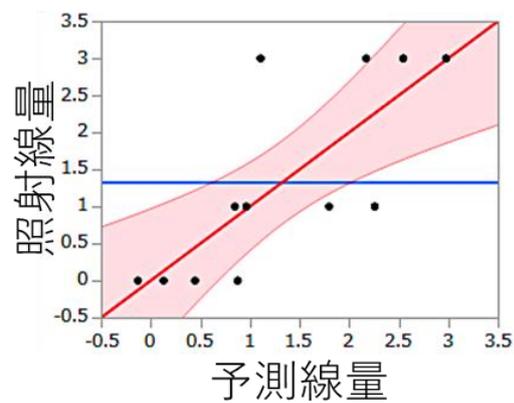
RMSE=0.8614 / R2=0.60 / $p=0.0030$

day3



RMSE=0.7577 / R2=0.69 / $p=0.0008$

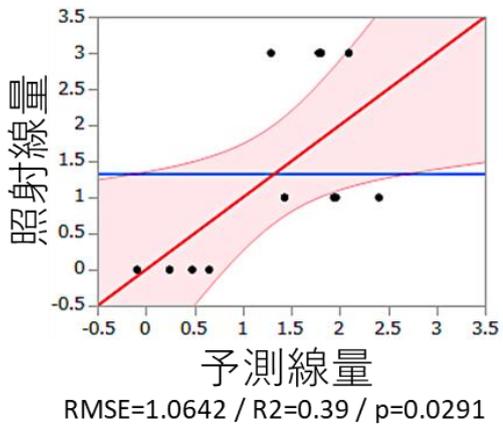
day7



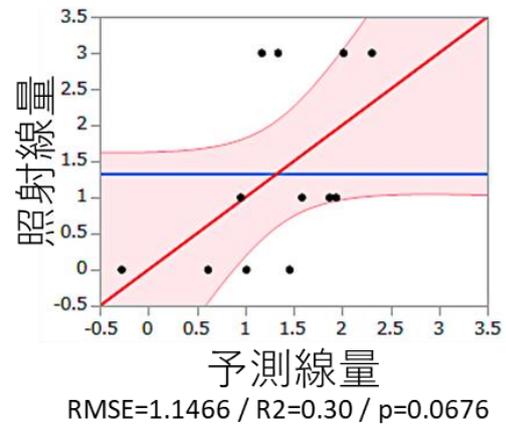
RMSE=0.8786 / R2=0.59 / $p=0.0037$

図III-8 リンパ球 DNA 損傷

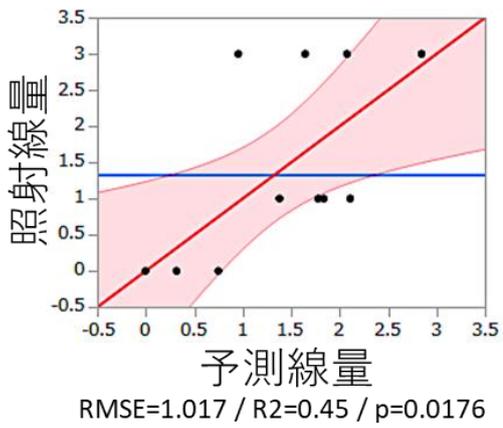
day1



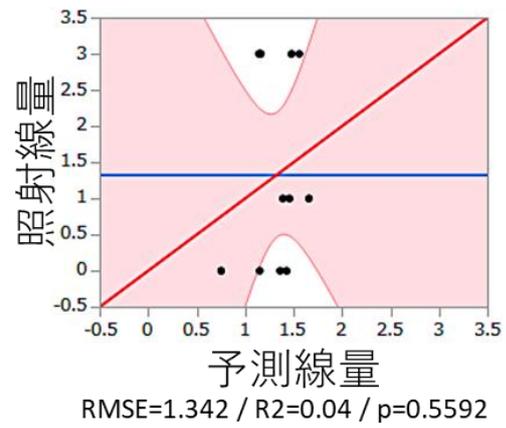
day2



day3

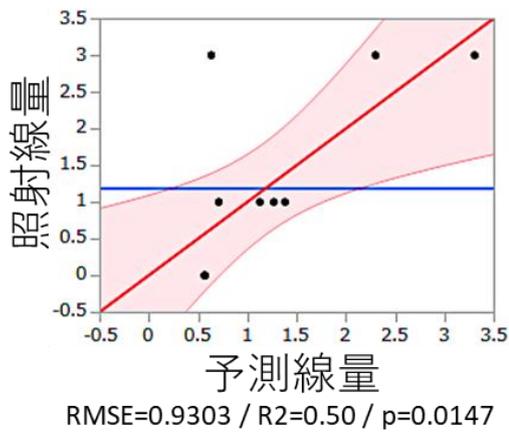


day7

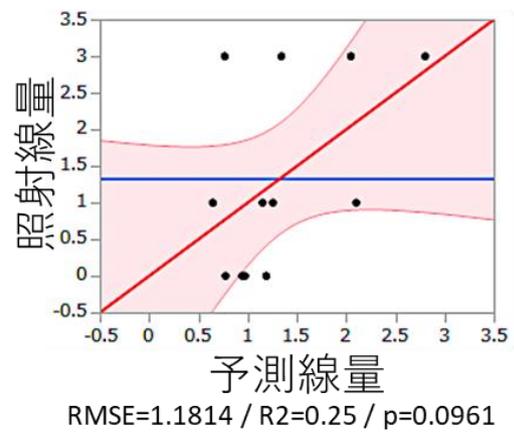


図III-9 リンパ球ミトコンドリア損傷

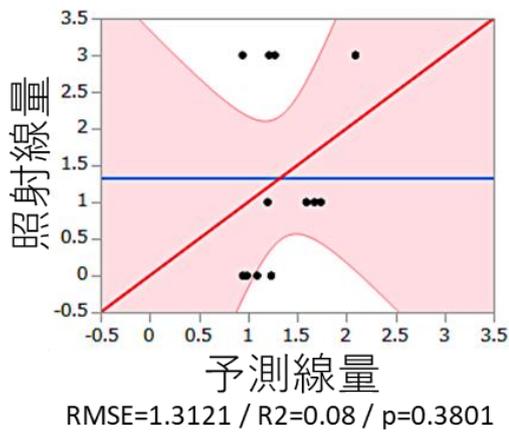
day1



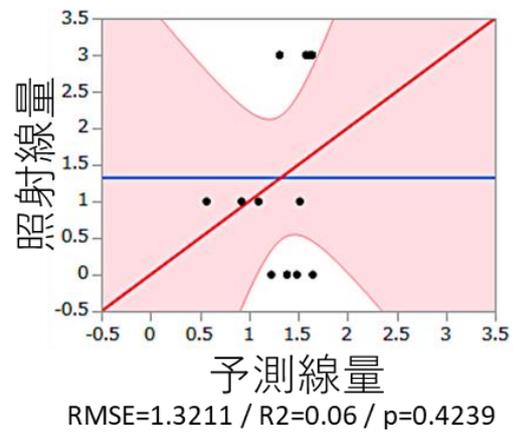
day2



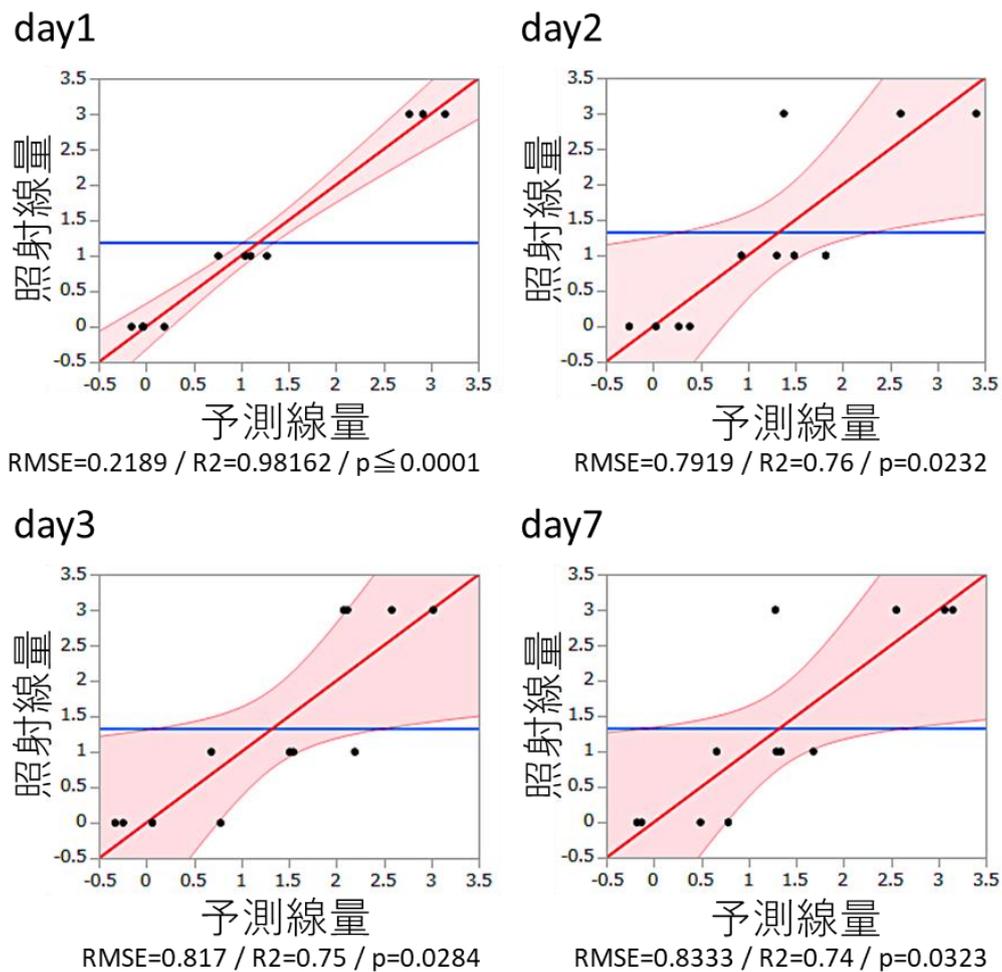
day3



day7



図III-10 血小板ミトコンドリア損傷



図III-10 組み合わせ

7. 分担者実施の研究

分担者は、各々独自に、 γ H2AX 測定用チップの開発、バイオドシメトリ指標としてのテロメア長測定の有用性の検討、バイオドシメトリ指標としてのミトコンドリア損傷(パーキン染色)の有用性の検討、バイオドシメトリ指標としての Nrf2 の発現解析の有用性の検討などを行っている。それらに関しては、各分担者の報告書をご参照いただきたい。

IV. 考察

<全身急性被ばく>

生体内の酸化還元バランスは、好気性生物にとって非常に重要である。適切なレベルの活性酸素(ROS)は、細胞の生存や生理的機能において重要な役割を果たすが、ROS の増加や抗酸化システムの低下は酸化ストレスを引き起こし、様々な病気の原因になる。一方、放射線は、DNA の直

接電離や DNA 付近の H_2O の電離を引き起こし、その際に発生された ROS によって DNA に損傷を与える。さらに、放射線照射後はミトコンドリアの ROS 産生が増加し、酸化ストレスが増加する。この放射線誘発性の遅延性酸化ストレスは、アポトーシス、細胞老化、突然変異に対し、部分的に寄与する(5-7)。しかし、「放射線が生体の酸化還元状態にどのような影響を与えるか」を調べた論文は、わずかである。

血液は、細胞成分(主に赤血球)と非細胞成分(血漿、血清)からなる。しかし、ほとんどの研究が非細胞成分にのみ焦点を当てており、赤血球に着目した研究は少ない。最近、柳田らの研究グループが、液体クロマトグラフィー質量分析(LC-MS)によってヒトの赤血球と血漿の代謝物を定量し、14種の年齢関連代謝物のうち、酸化還元関連代謝産物である酸化型グルタチオン、 NAD^+ 、 $NADP^+$ を含む6種が、赤血球に豊富に含まれていることを示した(4)。この事は、赤血球の酸化還元状態が、健康状態および体調の重要なマーカーであることを示唆している。本研究で用いている i-STrap 法は、ラジカルの量を直接測定することができる電子スピン共鳴(Electron Spin Resonance : ESR)を用いて全血の抗酸化能を測定するというユニークな方法で、佐藤圭創教授(当時・熊本大、現・九州保健福祉大)と同仁化学研究所が共同開発したものである。我々は、そこから技術提供をいただいている。i-STrap の基本的な特徴は昨年度の報告書に記載した通りで、血球の抗酸化能に(血漿より)強く依存することがわかっている。これは、血球中により多くの抗酸化物質が含まれているからであると考えられる。

我々は、マウスの全身に急性照射を行い、経時的に採血し、i-STrap 法による血液抗酸化能の解析を行った。その結果、0.5Gy 以上の急性被ばく後に一過性の血液抗酸化能低下が観察されることを、世界で初めて明らかにした。また、0.5~3Gy では線量依存的な抗酸化能低下、3Gy 以上では 3Gy と同等の抗酸化能低下が観察された。血液抗酸化能低下のピークは被ばく後 1 週間程度のところにあり、被ばく直後は血液抗酸化能低下が観察されなかった。つまり、被ばく後の血液抗酸化能低下は、放射線によって発生された ROS が寄与したものではなく、被ばくによる 2 次的な生物学的作用が引き起こしたものと考えられる。さらに、2Gy 以上の被ばくでは、抗酸化能の低下が少なくとも 50 日以上継続することを発見した。放射線の晩期影響のほとんどが酸化ストレスと密接に関連していることから、これは非常に興味深い現象である(8-10)。いくつかの先行研究では、ミトコンドリアの電子伝達系の機能増強とミトコンドリアの ROS 産生を介して、細胞の酸化ストレスが放射線照射後数時間~数日間誘導される、と報告されており(11-12)、ROS 増加のメカニズムの 1 つとして、DNA 損傷のセンサー遺伝子である ATM の関与が指摘されている。しかし、被ばく線量が 1~3Gy ならば、DNA 損傷応答は被ばく後 24~48 時間程度でほぼ完了するため、これらの先行研究は、我々が見出した現象を完全には説明できない。

そこで、血漿中の抗酸化能と過酸化脂質の量を市販の方法により測定した。これは、より簡便な測定法を探索するという目的と、血球の抗酸化能を反映している i-STrap とは異なる切り口として、血漿中の変化にフォーカスして評価するという 2 つの目的があった。その結果、血漿の抗酸化能は被ばく後に変化しなかったが、過酸化脂質の量は増加した。血漿抗酸化能が変わらないことから、血漿中の酸化ストレス度(ROS 量)が増加していると考えられる。血球の抗酸化能が低下する一方で、酸化ストレスの原因となる赤血球中のヘモグロビン(鉄)の量が低下しないので、鉄に起因する過酸化脂質が血漿中に流れこんだ可能性がある。ROC 曲線の AUC(Area Under ROC

Curve)を用いて診断能を評価したところ、照射後1日目ではi-Strapより血漿過酸化脂質の方が診断能が高かったが、染色体異常法や歯のEPRといった既存方法より良いとは言えない。一方で、照射後2~9日目においては、i-Strapは既存方法と同程度の診断能をもつことがわかった。

昨年度の解析で、血球中のグルタチオン濃度が被ばくにより有意に低下することが明らかになり、我々は、血球中の代謝物もドラマチックに変化しているのではないかと考えるようになった。そこで、CE-TOFMSを用いて血球中の代謝物を網羅的に解析することにした。バイオドシメトリ指標として血液の代謝物を測定した報告は多数存在するが、そのほとんどはGC-MSやLC-MS、NMRを用いた解析であり、CE-MSを用いた解析はなかった。また、評価する試料も唾液、血漿、血清、尿を使用しており、血球を試料とした解析はなかった。つまり、我々の解析は、CE-MSを用いたという点と、血球を試料としたという点において、世界初の解析となった。なお、「CE-MS、GC-MS、LC-MSの違いは何か」「先行研究にはどんなものがあるか」といった疑問の答えは、我々が本年度出版した論文に記載があるので、そちらをご覧ください(業績論文A1)。

メタボローム解析の結果、我々は、316個のピークを検出し、うち306個について化合物名をアノテーションできた。そのうち、38代謝物が0Gy群に比べて有意に増加し、61代謝物が0Gy群に比べて有意に低下していた。特に、2-aminobutyric acidは1Gy、3Gyの両方において、被ばく後2日目と6日目のどちらも有意に増加していた。一方、2'-deoxycytidineとcholine(コリン)は1Gy、3Gyの両方において、被ばく後2日目と6日目のどちらも有意に低下していた。つまり、この3個の化合物は、照射後2~6日目にかけて有意に増加or低下すると考えられる。さらに、ステップワイズ法を用いて線量推定に必要な代謝とその寄与を計算したところ、照射後2日目、6日目ともに10個の代謝物が選ばれ、いずれも $R^2=1$ となった。数値的には、誤差なく線量を推定できるということになってしまいが、あくまでも得られた結果を後ろ向きに解析した結果なので、これがどれほどの予測能を持つか前向きの解析が必要である。これらの結果は、被ばくが血球の代謝物を大きく変化させることを示しており、血球の代謝物が新たなバイオドシメトリ指標となりうる可能性があることを示している。しかしながら、バイオドシメトリとして活用するうえで大きな問題点が存在することも同時に示している。例えば、①上記3化合物のうち、2-aminobutyric acidと2'-deoxycytidineはこれまで私が見たことも聞いたこともない化合物で、どのような機能があるか調べてもよくわからなかった。また、cholineは神経伝達物質関連物質であり、サーカディアンリズム(概日リズム)に関連する可能性があるため、採血の時間帯によって大きく変動する可能性があると考えられる。②今回、ステップワイズ法により照射後2日目と6日目でそれぞれ10個の代謝物が抽出されたが、2日目と6日目で抽出された代謝物が大きく異なっていた。これは、被ばく後に代謝物が複雑に変化することを示すと同時に、被ばく後の日数ごとに複数の推定パネルを作成する必要性を示している。③MS解析は基本的に相対値しか出さないため、絶対定量をするには、各代謝物の標準物質サンプルを複数濃度準備し、それに当てはめる必要があるため、大変な労力が必要となる。④これまで血漿や血清を標的としたMS解析が主流であったため、正常なヒトの血漿や血清の代謝物については、そのデータベースが一部に構築(東北大学日本人多層オミックス参照パネル(jMorp): <https://jmorp.megabank.tohoku.ac.jp/202001/> など)されているが、私の知る限り血球代謝物のデータベースは構築されておらず、今後のデータ蓄積が必要である。

今回我々が実施したメタボローム解析は、代謝物の測定がバイオドシメトリとして利用できる可能性を示すと同時に、様々な観点からの技術革新とデータ蓄積が必要であることを示している。

<局所急性被ばく>

3.11 の福島原発事故では、作業員が汚染水に足をつっこみ、その足が被ばくしたケースがあった。また、医療分野では、放射線治療や画像下治療(IVR)などによる局所医療被ばくが皮膚障害を引き起こすことがある。そのため、局所急性被ばくにおいても、血液抗酸化能がバイオドシメトリ指標として利用できるか解析した。その結果、1~3Gy では有意な抗酸化能の変化は認められず、バイオドシメトリ指標としての利用性はないと考えられた。一方で、20Gy、30Gy の皮膚障害の発生を伴う被ばくでは、線量依存的な抗酸化能低下が観察された。特に興味深いのは、皮膚炎が照射後 10 日前後で現れるのに対して、抗酸化能の低下はそれよりも前(2 日目とか 6 日目)に現れたという点である。この結果から、抗酸化能と皮膚炎とは関連があると考えられ、抗酸化能低下は放射線皮膚炎の予想指標となりうると思われる。放射線治療や画像下治療(IVR)の副作用として発生する患者の皮膚炎の予想マーカーとして、抗酸化能が利用できるかもしれない。先行研究では、被ばく後 1~2 日目から予防的治療を始めると、その後に発生する皮膚障害の程度が低減できることを報告しており、被ばく後早期の皮膚炎の発生予測は一定の意義があると考えられる。(特許出願済)

<全身慢性被ばく>

原子力発電所の事故による被ばくは、慢性被ばくであることが多い。我々は、慢性被ばくによる血液抗酸化能の変化を明らかにする実験を開始した。まずは、総線量を 3Gy として、3 日間照射(42mGy/h)、10 日間照射(12.5mGy/h)し、血液抗酸化能を測定した。ポジティブコントロールとして、急性被ばく(0.7Gy/min)を同時に測定した。その結果、照射後 4 日目以降は、おおむね線量率依存的な抗酸化能低下が観察された。一方、照射後 2 日目は、被ばく群において線量率に関わらず、ほぼ同程度に抗酸化能が低下していた。これは、被ばくの途中から、抗酸化能の低下が始まっていることを意味しているのではないかと考えている。今後は、線量率や総線量を下げて、抗酸化能低下が見られなくなるポイントを明らかにする。さらに、ROC 曲線解析により診断能を評価する。

<複合バイオドシメトリの有用性の検討>

研究分担者の志村と中村が実施した実験結果に関する考察は、各研究分担者の報告書をご覧ください。ここでは、本研究班が昨年度の報告書で提案した、複数の指標を組み合わせた《複合バイオドシメトリ》の理論の実用性について考察する。

本研究班では、それぞれの研究者が別々の指標に着目し、研究を行っている。盛武が血液抗酸化能、志村がミトコンドリア損傷、中村が DNA 損傷とテロメア損傷である。今年度は、これらの指標を組み合わせることの有用性を明らかにするための実験を行った。具体的な理論は昨年度の報告書をご覧ください。

中村が DNA 損傷を簡便に評価するデバイス開発に注力していたため、テロメア損傷の実験が

予定より少し遅れている点と、志村がリンパ球と血小板とでミトコンドリア損傷パターンが異なることを明らかにした点とを考慮し、血液抗酸化能、リンパ球のミトコンドリア損傷、血小板のミトコンドリア損傷、リンパ球の DNA 損傷の 4 指標で解析した。また、推定の精度を評価する方法として、回帰解析を行った。血液抗酸化能は、照射後 3 日目と 7 日目で推定精度が良く ($P < 0.05$)、リンパ球 DNA 損傷は、すべてのポイント(照射後 1,2,3,7 日目)で $P < 0.05$ であった。リンパ球のミトコンドリア損傷は照射後 1 日目と 3 日目で $P < 0.05$ 、血小板のミトコンドリア損傷は照射後 1 日目のみで、有意であった。また、4 指標の組み合わせは、すべてのポイント(照射後 1,2,3,7 日目)で $P < 0.05$ であり、かつ誤差を示す RMSE と R^2 が単独指標よりも小さくなった。これにより、複数の指標を組み合わせの方が、単独指標よりも推定精度が良くなると考えられる。さらに突き詰めるならば、単独と組み合わせとで、診断精度、予測精度に有意性があるか、調べる必要があると思われる。この点に関しては勉強中であるが、AUC の差の検定などが使えるようであり、来年度に結果を出したいと考えている。なお、今回は 1 回(各群マウス 4 匹)しか実験ができておらず、サンプル数が少なかったため、ROC 曲線解析は行っていない(来年度実施予定)。

実施上の優位性として、この 4 つの指標(血液抗酸化能、リンパ球のミトコンドリア損傷、血小板のミトコンドリア損傷、リンパ球の DNA 損傷) すべてを測定するのに必要な血液量は 301.5 μ L であり、侵襲性は低い。中村が開発した測定チップを使用すれば、必要血液量はわずか 108.5 μ L となり、さらに侵襲性を下げることができる。

本研究は、今のところマウスを用いた実験室内での実験であるが、今後ヒトサンプル実験やフィールド実験に繋げていく必要がある。そのためには、測定装置の開発なども必要になってくると思われる。

V. 結論

本研究は、大規模放射線災害に対応できる、複数の生物学的指標を組み合わせた線量推定システムの技術基盤構築を目指している。これまでのバイオドシメトリ法とは異なり、放射線に対する生体反応を指標とすることで、被ばく線量の推定のみならず、被ばく影響の予測をも期待している。具体的には、血液抗酸化能・ミトコンドリア損傷・DNA 損傷・テロメア損傷を指標とした新規バイオドシメトリの実現可能性を動物実験により評価し、これらの手法を組み合わせたシステムの概念提唱を目指している。

本年度は、各指標の有効性、有用性の評価に加え、組み合わせによる精度向上を検証する研究を実施した。

VI. 次年度以降の計画

次年度は、①本年度開始した組み合わせの検証実験を継続する。②ヒト検体(サンプル)を用いた研究を行う。③本研究班の成果を専門家および一般市民に対して情報提供することを目指す。

VII. この研究に関する現在までの研究状況、業績

A. 論文：査読あり

1) Sun, L.; Inaba, Y.; Kanzaki, N.; Bekal, M.; Chida, K.; Moritake, T. Identification of Potential Biomarkers of Radiation Exposure in Blood Cells by Capillary Electrophoresis Time-of-Flight Mass Spectrometry. Int. J. Mol. Sci. 2020, 21, 812.

2) Shimura T., Koyama M, Aono D, Kunugita N. Epicatechin as a promising agent to countermeasure radiation exposure by mitigating mitochondrial damage in human fibroblasts and mouse hematopoietic cells. The FASEB J 2019; 33 (6), 6867–6876

B. 論文：査読なし

1) Nakamura AJ. Assessment of DNA Damage Induction in Farm Animals After the FNPP Accident. "Low-Dose Radiation Effects on Animals and Ecosystems. Long-Term Study on the Fukushima Nuclear Accident" (2019): 153-161. <https://link.springer.com/book/10.1007/978-981-13-8218-5>

C. 学内学会発表

1) Mahesh Bekal, Lue Sun, Susumu Ueno, Ryuji Okazaki and Takashi Moritake, Behavioural alterations induced by One Gy irradiation. 日本放射線影響学会第 62 回, 2019

D. 国際学会発表

1) MAHESH BEKAL, LUE SUN, NORIE KANZAKI SUSUMU UENO, RYUJI OKAZAKI and TAKASHI MORITAKE, Acute effects of low doses of Radiation on cognition, The 2nd GI-CoRE Summer School for Radiation Biology 2019 & Hokkaido Summer Institute 2019 – Radiation Biology School 2019

2) Mahesh Bekal, Lue Sun, Susumu Ueno, Takashi Moritake. Effect of low dose radiation on Cognition, Cortisol, Serotonin and Antioxidant status. The 10th IBRO World Congress of Neuroscience, 2019

E. 著書

1) 孫略：被ばくによる血中抗酸化能低下メカニズムの解明と応用、放影協ニュース、No.99p16–17 2019 年

2) Shimura T., Yamaguchi I. Kunugita N. Encyclopedia of Environmental Health, 2nd Edition. Fukushima nuclear disaster: Emergency response to the disaster, Toshihiro Kawamoto ed, ELSEVIER : 2019

F. 講演

1) 盛武敬：大規模放射線災害初期対応のための新規生物学的被ばく線量推定法と IoT による核物質探索訓練システムの開発、第 10 回 東北大学災害科学研究拠点セミナー、第 23 回「災害と健康」学際研究推進セミナー、2019 年(招待講演)

G. 主催した研究集会

- 1) なし

H. 特許出願・取得

- 1) 「固液分離装置」特許出版番号：特願2019-238400、出願日：令和1年12月27日、発明者：中村麻子・鈴木孝明、出願人：国立大学法人茨城大学、国立大学法人群馬大学
- 2) 「放射線被ばくによる皮膚炎発生の予測」特許出版番号：特願2020-072182、出願日：令和2年4月14日、発明者：孫略・盛武敬・千田浩一・稲葉洋平、出願人：産総研・産業医大・東北大

I. その他

- 1) MAHESH BEKAL, Silver Award,, The 2nd GI-CoRE Summer School for Radiation Biology 2019
- 2) 中村麻子、2019年9月21日（土）第6回バイオテックグランプリ、DNA損傷モニタリングシステム「iKnowDamage」プロジェクト、「ロート賞」「吉野家賞」受賞
- 3) 中村麻子、ベンチャー企業「株式会社Dinow（ディノウ）」設立

VIII. 引用文献

1. 樺田尚樹、労災疾病臨床研究事業費補助金、緊急被ばく医療が必要とされるような事故発生時におけるトリアージのための線量評価手法の確立に関する研究、総合研究報告書、2018年3月
2. 東京電力福島第一原子力発電所事故に伴う住民の健康管理のあり方に関する専門家会議、中間とりまとめ、2014年12月
3. 国立研究開発法人量子科学技術研究開発機構放射線医学総合研究所放射線リスク・防護研究基盤準備委員会、放射線リスク・防護研究基盤準備委員会報告書、2017年3月31日
4. Chaleckis, Romanas, et al. "Individual variability in human blood metabolites identifies age-related differences." *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113.16 (2016): 4252-4259.
5. Kobashigawa, Shinko, et al. "Ionizing radiation-induced cell death is partly caused by increase of mitochondrial reactive oxygen species in normal human fibroblast cells." *Radiation research* 183.4 (2015): 455-464.
6. Ogura, Aki, et al. "Redox regulation in radiation-induced cytochrome c release from mitochondria of human lung carcinoma A549 cells." *Cancer letters* 277.1 (2009): 64-71.
7. Tominaga, Hideyuki, et al. "Involvement of reactive oxygen species (ROS) in the induction of genetic instability by radiation." *Journal of radiation research* 45.2 (2004): 181-188.
8. Kobashigawa, Shinko, et al. "Relief of delayed oxidative stress by ascorbic acid can suppress radiation-induced cellular senescence in mammalian fibroblast cells." *Mechanisms of ageing and development* 146 (2015): 65-71.

9. Yamamori, Tohru, et al. "Ionizing radiation induces mitochondrial reactive oxygen species production accompanied by upregulation of mitochondrial electron transport chain function and mitochondrial content under control of the cell cycle checkpoint." *Free Radical Biology and Medicine* 53.2 (2012): 260-270.
10. Morris, Claudia R., et al. "Erythrocyte glutamine depletion, altered redox environment, and pulmonary hypertension in sickle cell disease." *Blood* 111.1 (2008): 402-410.
11. Lang, Calvin A., et al. "Low blood glutathione levels in healthy aging adults." *The Journal of laboratory and clinical medicine* 120.5 (1992): 720-725.
12. Unt, Eve, et al. "Red blood cell and whole blood glutathione redox status in endurance-trained men following a ski marathon." *Journal of sports science & medicine* 7.3 (2008): 344.

Construction of a technological platform for a dosimetry system combining biological indices applicable in the event of a large-scale radiation disaster

Takashi Moritake¹, Tsutomu Shimura², Asako J. Nakamura³

¹*Department of Radiological Health Science, Institute of Industrial Ecological Sciences, University of Occupational and Environmental Health, Japan.* ²*Department of Environmental Health, National Institute of Public Health.* ³*Department of Biological Sciences, College of Science, Ibaraki University.*

Key words: Radiation disaster, biodosimetry, redox, mitochondria, DNA damage, telomeres

Abstract

Dosimetry based on biological indices (biodosimetry) is essential in the event of a large-scale disaster. To maintain a robust response to a radiation disaster and to increase the reliability of dosimetry readings, biodosimetric methods involving multiple techniques must be devised. The principal investigator and co-investigators have previously studied body responses soon (several minutes to several days) after radiation exposure from different perspectives. One aim of the current study is to translate those findings into biodosimetric techniques. A second aim of this study is to combine those techniques to construct a technological platform for a biodosimetric system with assured sensitivity and accuracy and exceptional simplicity, rapidity, and economic viability.

In specific terms, this study will: 1) ascertain patterns of changes in and mechanisms of the anti-oxidative capacity of blood, mitochondrial damage, deoxyribonucleic acid (DNA) damage, and telomeric damage after radiation exposure; 2) develop simple, rapid techniques to measure these biological indices; and 3) propose a biodosimetric system combining the identified biological indices for widespread implementation.

During this fiscal year, we developed a microfluidic chip that rapidly and conveniently quantifies deoxyribonucleic acid (DNA) damage. We measured plasma lipid peroxide, plasma antioxidant capacity, lymphocyte nuclear respiratory factor (NRF) 2 expression, lymphocyte telomere length, and blood cell metabolites to investigate whether or not they are useful as a new index for dosimetry. Sufficient accuracy and sensitivity could not be attained for plasma lipid peroxide and plasma antioxidant capacity. Quantification of lymphocyte NRF2 expression, lymphocyte telomere length, and blood cell metabolites may become useful in dosimetry. However, further innovation is necessary for its application. We also analyzed the blood antioxidant capacity after local acute exposure and whole-body chronic exposure with the i-STrap method. Furthermore, we started an experiment that evaluates the accuracy and sensitivity of a dosimetry method that combines three indices—blood antioxidant capacity, DNA damage, and

mitochondrial damage.

1-2 大規模放射線災害に対応できる複数の生物学的指標を

組み合わせた線量推定システムの技術基盤構築

(分担) 新たな生物学的評価法の指標としてのミトコンドリア損傷の

検討

分担研究者： 志村 勉 (国立保健医療科学院 上席主任研究官)

研究要旨

被ばく線量評価では、放射線による DNA 二重鎖切断を核 DNA の損傷マーカーであるヒストンリン酸化(γ -H2AX)や染色体異常を指標として検出し被ばく線量を評価する解析法の開発が進められている。しかし、DNA 損傷は修復されると消失するため、 γ -H2AX の解析は被ばく後の時間経過した場合には適さない。また、染色体異常の解析では試料の作成や評価に時間や専門的知識を必要とすることなどから、迅速な線量評価は困難である。このため線量評価を迅速に、評価可能な期間を被ばく後より長く、高精度に実施するためには、いくつかの生物学的指標を組み合わせた線量評価法の確立が重要であると考えられる。細胞は、DNA 二重鎖切断に対して、細胞周期チェックポイント、DNA 修復などの防御機構を備えており、このような応答にはエネルギーが必要である。このため、エネルギー生産を制御する細胞小器官ミトコンドリアは、放射線照射後に活性化されることが知られている。放射線は、細胞核とともにミトコンドリア自体が独自に持つ DNA(ミトコンドリア DNA : mtDNA)に損傷を誘導するため、ミトコンドリアは放射線の主な標的器官と考えられている。核 DNA とは異なる DNA 修復機構のため修復効率が低いことから、放射線による DNA 損傷の影響が残存し放射線影響が顕著に現れることが予想される。ミトコンドリアの最大の特徴は活性酸素の発生源であることで、エネルギー生産の副産物として発生する活性酸素は近傍のミトコンドリアを攻撃し、酸化損傷を誘導する。以上のことから、放射線によるミトコンドリア損傷は放射線の高感度なバイオマーカーとして有効であると考えられる。これまでヒト正常線維芽細胞を用いた結果から、X 線照射 3 時間後から活性酸素が増加し、6 時間後にはその発生源であるミトコンドリアに酸化損傷を誘導することを明らかにしている¹⁾。(Shimura et.al. Cell Cycle 2017;16(24):2345-2354)。

本研究では、ヒト培養細胞、マウス個体、ヒトリンパ球を用いて、被ばく線量評価のための新たな指標としてミトコンドリア損傷の解析が有効であるかどうかを明らかにし、抗酸化能(盛武)、DNA 損傷(中村)の被ばく指標と組み合わせて放射線の線量評価法の確立に取り組む。

キーワード

生物学的指標、ミトコンドリア、活性酸素

研究協力者

河合秀彦（広島大学・大学院医歯薬保健学研究院 准教授）

I. 研究目的

複数の生物学的指標を組み合わせた線量推定システムの技術基盤構築において、担当する分担研究では放射線による酸化ストレスに着目し、ミトコンドリア損傷の放射線のバイオマーカーとしての有効性を、ヒト正常線維芽細胞や動物モデルマウスを用いて検討した。細胞小器官ミトコンドリアはエネルギー生産の過程で酸素を消費し、一部の酸素は活性酸素として放出されることから、細胞内の活性酸素の発生源として知られている。放射線による DNA 損傷に対する細胞応答に必要なエネルギーを供給するため、ミトコンドリアは活性化される。高線量の放射線照射では、ミトコンドリアから持続的に活性酸素が発生し、発生源のミトコンドリアに酸化損傷を誘導する。ミトコンドリア DNA (mtDNA) の構造は核 DNA とは異なり、ヌクレオソーム構造を持たない。また、DNA 修復機構の違いから mtDNA の修復効率は核 DNA と比べて低い。以上のことから、放射線が誘導する mtDNA 損傷や活性酸素ストレスは残存し、放射線による酸化ストレス影響は被ばく後長期間、顕著に現れることが予想され、被ばく線量評価の指標として適していると考えられる。ミトコンドリア損傷の検出は以下のマーカーを使用した。膜電位差が低下したミトコンドリアは、エネルギー産生ができないため、ミトコンドリアのオートファジー(マイトファジー)により選択的に分解される。リン酸化酵素 phosphatase and tensin homolog (PTEN)-induced putative kinase 1 (PINK1)は、パーキンソン病原因遺伝子であるユビキチン化酵素 parkin をリン酸化し、異常なミトコンドリアの認識に働く。これを利用し、parkin の抗体を用いた蛍光免疫染色法により、ミトコンドリアへの parkin の集積性を測定してミトコンドリア損傷を評価した。本年度は、主に、マウスを用いた動物実験の解析により、放射線の被ばく線量とミトコンドリア損傷の線量効果関係について検討をした。

本研究では、被ばく初期を核の DNA 損傷（分担研究者 中村）で、被ばく後期をミトコンドリア損傷（分担研究 志村）と抗酸化力（主任研究者 盛武）を指標として、これらを組み合わせて放射線の被ばく線量を評価する方法を確立する（図1）。本研究により、多くの被ばく指標を用いることで、より精度の高い線量評価法の確立が期待される。核 DNA 損傷とミトコンドリア損傷は、

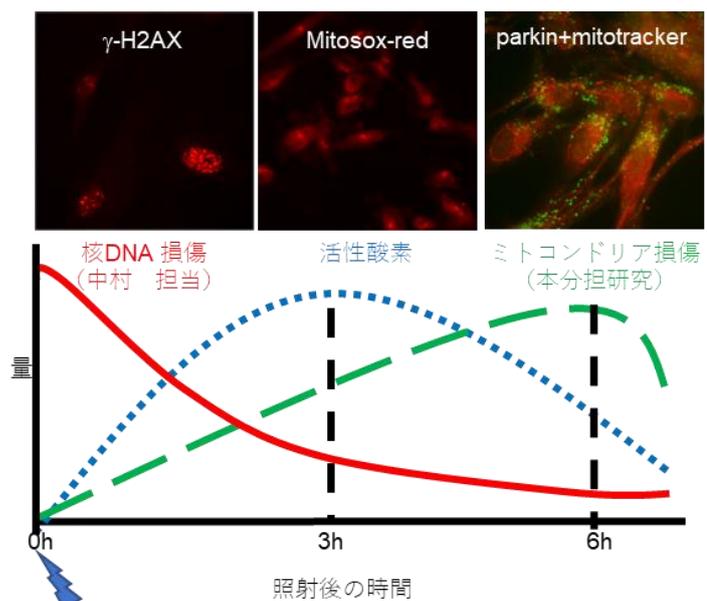


図1 放射線照射後の核DNA損傷、活性酸素、ミトコンドリア損傷の量の変化

1 つの試料で同時に検出を行うことが出来るため、染色に必要な数時間でこれらの指標の評価が可能であり、より迅速な評価法の確立が期待される。線量評価法の確立は早急に検討が必要な課題であり、本研究で得られた成果に対する社会への貢献は大きい。

II. 研究方法

1. 細胞培養と照射方法

ヒト胎児肺由来正常二倍体線維芽細胞 MRC-5、TIG-3 は、財団法人ヒューマンサイエンス振興財団より購入し、細胞培養用 T25 フラスコ内で、10% ウシ胎児血清と抗生物質を添加した alpha-minimum essential medium (alpha-MEM) 培養液を用いて、37°C、5%CO₂ の条件で培養した。X 線照射装置（日立、MBR-1505R2）を用いて、細胞に線量率 0.6Gy/分で、総線量 0.1~10Gy の急性照射を行った。

2. Nrf2 抗体を用いた蛍光免疫染色法

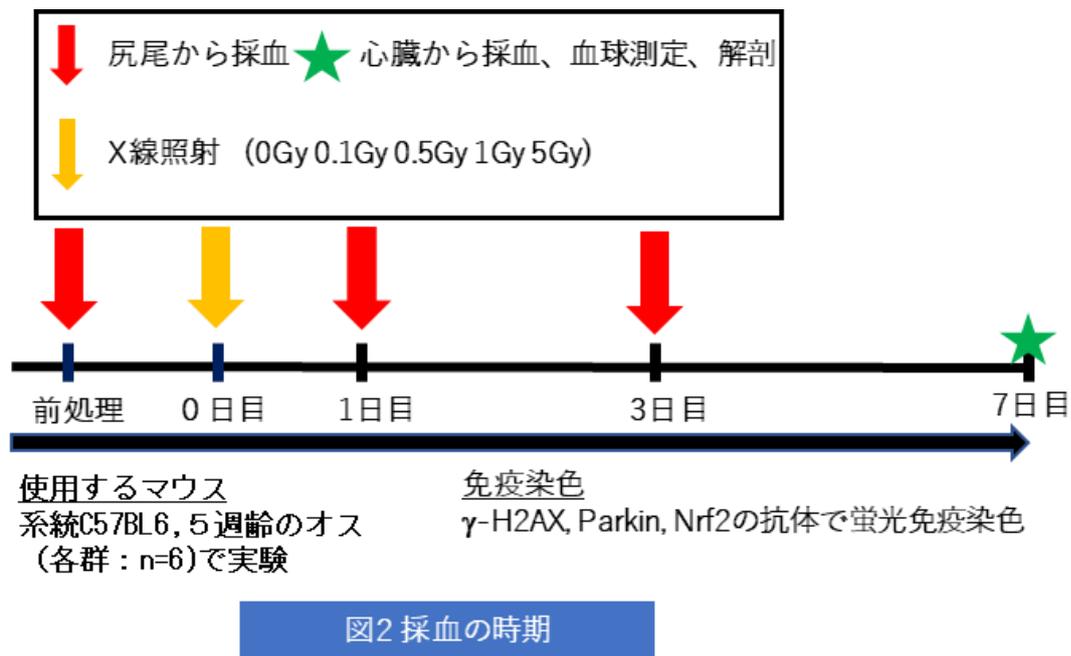
カバーガラス上で細胞を培養し、以下の染色を行った。酸化ストレス応答に関わる遺伝子群を活性化する転写因子 Nrf2 は酸化ストレス応答の指標として用いられている。カバーガラス上の細胞を 4%パラホルムアルデヒドで室温 10 分固定した後、0.5%トライトンで膜透過の処理を行った。5%ウシ胎児アルブミンで室温 15 分間ブロッキングを行った後、1 次抗体、蛍光標識された 2 次抗体を用いて、抗体反応を行った。細胞核はヘキストで染色した。蛍光免疫染色したスライドグラスは、キーエンス社 蛍光顕微鏡 Keyence BZ-X700 で 100 個以上の細胞を観察し、CCD カメラで 1 つのスライドに対して無作為に蛍光画像を 5 枚取得した後、解析ソフト Hybrid Cell Count software を用いて、画像解析を行った。ヘキストを用いた細胞核の染色で細胞数を求める解析条件を設定した後、自動で核内に局在する Nrf2 の輝度の総量を計測した。

3. マウスの飼育と照射方法

C57BL6 マウス 5 週齢（オス、体重 24-27g）は日本エスエルシーより購入した。マウスは専用の飼育ケージで、気温 23±1°C、相対湿度 50±5%、明暗が 12 時間ごとに調節される環境で飼育した。動物実験は国立保健医療科学院の動物実験委員会で承認を得たのち、倫理指針を遵守して行った。マウスへの照射は、X 線照射装置を用いて、線量率 0.6Gy/min で、0.1~5Gy の照射を行った。

4. 採血と血球分析

照射前、照射後 1 日目、3 日目に尻尾から約 10μL 採血を行った。採取した血液は EDTA 溶液と混ぜ凝固を阻害し、チューブに回収した。照射後 7 日目は、解剖後心臓から採血を行い、300ul を用いて、theVetScan HM2 cell counter (Abaxis 社)で血球数の測定を行った。



5. 血液細胞を用いた蛍光免疫染色法

マウスの血液を 1.5 μ L を使用し、等量の phosphate-buffered saline (PBS) と混ぜカバーガラス上にまいた後、3分間風乾した。アセトン-メタノール(7:3)混合溶液で、-20 $^{\circ}$ C 6分間処理した後、PBS で2回洗浄した。細胞の染色と同様の方法で、抗体反応を行った。血小板の指標 CD41 の抗体と parkin の二重染色で、血小板のミトコンドリア損傷を検討した。細胞核はヘキストで染色した。DNA 損傷と酸化ストレス応答は、 γ -H2AX 抗体と Nrf2 抗体で検討した。蛍光免疫染色したスライドガラスは、キーエンス社 蛍光顕微鏡 Keyence BZ-X700 で観察した。CCD カメラで1つのスライドに対して無作為に蛍光画像を5枚取得した後、解析ソフト Hybrid Cell Count software を用いて、画像解析を行った。CD41 で染色される血小板領域の選択とヘキストを用いた細胞核の染色で細胞数を求める解析条件を設定した後、自動で parkin、 γ -H2AX、Nrf2 の輝度の総量を計測した。

6. 統計処理

エラーバーは標準偏差を示す。全ての実験は、少なくとも3回以上の独立した試料を用いて繰り返し実験を行った。エクセル統計 2012 解析ソフトを用いて、一元配置 ANOVA 後に、Dunnett 法を用いて、多重比較検定を行った。

(倫理面への配慮)

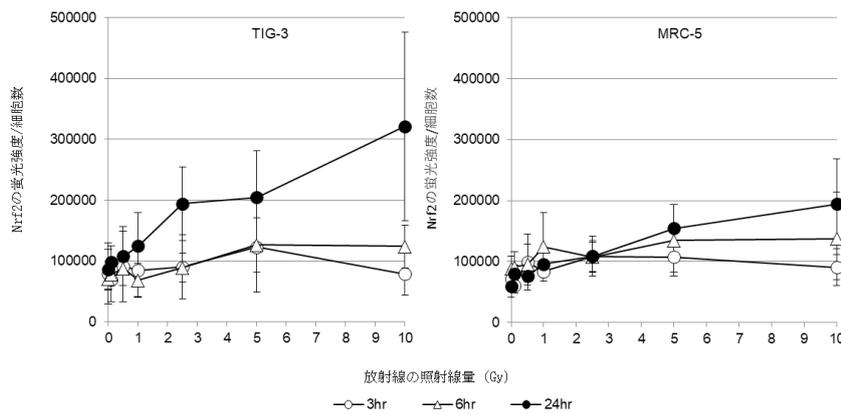
動物実験については、国立保健医療科学院の動物委員会により、実験計画の承認を得、実施している。

III. 研究結果

1. Nrf2 の放射線応答の解析

ヒト胎児肺由来正常二倍体線維芽細胞 MRC-5、TIG-3 に 0.1~10Gy の X 線を照射し、照射 24 時間後に Nrf2 抗体を用いて酸化ストレス応答を検討した。図 III-1 に示すように、照射 6 時間までは、Nrf2 の蛍光強度の増加は観察されなかった。一方、照射 24 時間後では、X 線 1Gy 以上の照射で核内の Nrf2 の蛍光強度が増加することを明らかにした。

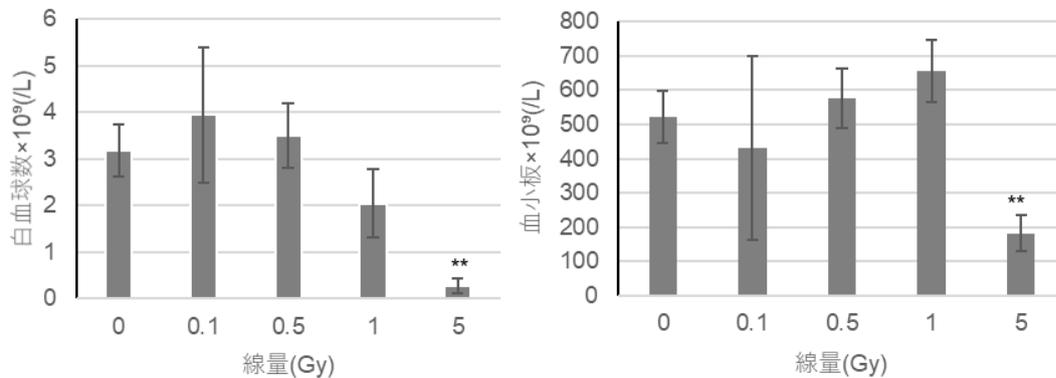
図 III-1 ヒト線維芽細胞における Nrf2 の放射線応答



2. マウス放射線被ばくによる白血球数、血小板の減少

放射線全身照射による血液細胞への影響を解析するために、照射後 7 日目に心採血により採取した血液の一部を用いて、Abaxis 社の the VetScan HM2 cell counter で、血液細胞数を測定した。0.5Gy までの照射では白血球数に変化は見られないが、1Gy 以上の照射では白血球数が減少する傾向にあり、統計的有意差は 5Gy 照射で観察された。血小板については、5Gy の照射のみで統計的有意に減少することが観察された。

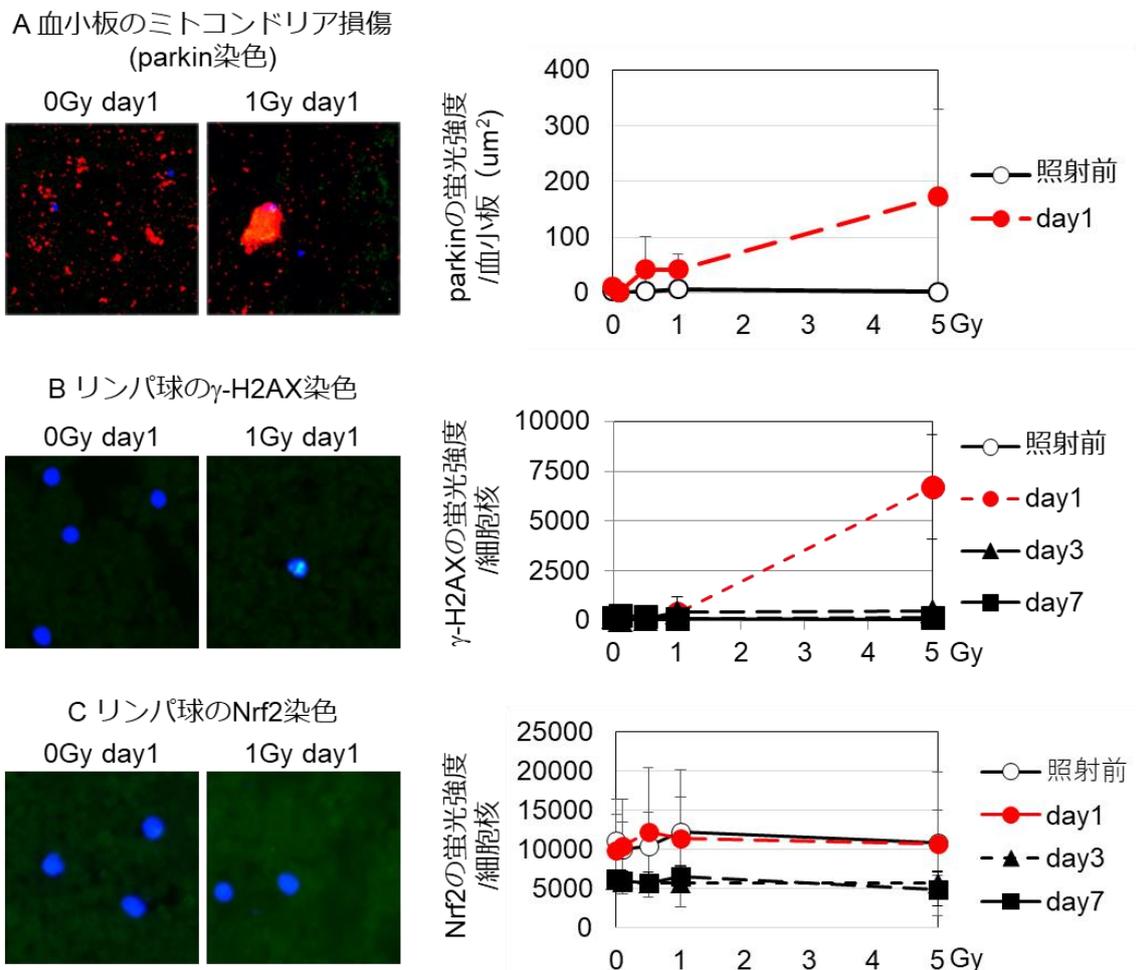
図 III-2 放射線による白血球数、血小板の減少



放射線誘発 DNA 損傷、ミトコンドリア損傷、酸化ストレス応答の解析

マウス血液細胞を用いて、生物学的指標を評価するために、DNA 損傷、ミトコンドリア損傷、酸化ストレス応答の線量効果関係を検討した。DNA 損傷は、損傷の場合でのヒストン H2AX のリン酸化(γ -H2AX) で、ミトコンドリア損傷は parkin で、酸化ストレス応答は酸化ストレス応答に関わる遺伝子群を活性化する Nrf2 で、それぞれの抗体を用いて蛍光免疫染色を行った。染色像を観察し、習得した画像を解析ソフト Hybrid Cell Count software を用いて自動解析を行い、血小板の面積当たりの parkin の輝度を測定した (図 III-2)。非照射コントロールと比べ、5Gy の照射 24 時間後に、マウス血小板のミトコンドリアに parkin の染色が観察された。DNA 損傷については、リンパ球を用いて解析し、照射 24 時間後 1 細胞当たりの γ -H2AX の蛍光輝度の増加が観察された。一方、Nrf2 の染色においては、非照射細胞でバックグラウンドのシグナルが高く、放射線による酸化ストレス応答が観察されなかった。

図 III-3 免疫染色の結果



IV. 考察

本研究では、線量評価のための生物学的指標として、ミトコンドリア損傷の有効性を評価するため、ミトコンドリア損傷と放射線の被ばく線量との相関関係を検討した。ミトコンドリア損傷

は、膜電位の低下した異常なミトコンドリアの分解に関わる parkin に対する抗体を用いて検出した。parkin は PINK1 と協同し、PINK1 によってリン酸化されることで異常なミトコンドリアに集積する。前年度のヒト胎児肺由来正常二倍体線維芽細胞 MRC-5、TIG-3 を用いた解析により、1Gy 以上の放射線照射 6 時間後にミトコンドリア損傷が観察され、照射 24 時間後まで持続することを明らかにした。放射線によるミトコンドリアの酸化損傷は、活性酸素が原因である。放射線照射により細胞内の抗酸化物質グルタチオンや活性酸素の除去に働くスーパーオキシドディスムターゼ (SOD) の活性が低下する。このことから、活性酸素除去機構が機能せず活性酸素が蓄積し、発生源のミトコンドリアに損傷を誘導することが考えられる。今年度はさらに、細胞の酸化ストレス応答について Nrf2 を用いて解析した。図 III-1 に示すように、1Gy 以上の放射線照射で照射 24 時間後に酸化ストレス応答が検出されることを明らかにした。

これまで得られた細胞での結果が生体内でも同様に観察されるかどうかマウス血液細胞を用いて検証した。まず、放射線全身照射によるマウス血液細胞への影響を解析するために、血球数の測定を行った。急性放射線傷害では、放射線高感受性の造血細胞や消化器組織に影響が表れることが知られている。マウス血液においても、5Gy の放射線照射では、統計的有意に白血球や血小板の数の減少が観察され、7 日目においても放射線の影響が観察されることを明らかにした。迅速な評価法を確立するために、少量の血液からカバーガラスに固定する方法を採用した²⁾。DNA 損傷、ミトコンドリア損傷を解析した結果、照射 24 時間後に 5Gy の照射では、DNA 損傷とミトコンドリア損傷が検出された。一方、Nrf2 の発現量や局在性については、放射線の影響は検出されなかった。DNA 損傷、ミトコンドリア損傷については、細胞での解析では、1Gy 以上の放射線照射で、有意な増加が観察される。一方、マウス血液細胞では、検出感度が悪く 5Gy でのみ検出された。また、Nrf2 の放射線応答はマウス血液細胞では、観察されなかった。現段階での染色方法では、全血を用いるため、血液細胞中にある大量の赤血球が蛍光免疫染色を阻害することが考えられる。このため、Ficoll を用いて密度勾配によりリンパ球画分を分離し赤血球を除く操作による改善を考えており、染色法の最適化を行う必要がある。分担研究者の中村は、リンパ球を迅速に分離するチップ技術の開発を進めている。この方法では、短時間で分離可能であり、分離工程を加えても迅速な評価が可能である。

V. 結論

本研究では、ヒト培養細胞とマウス血液細胞を用いて、1Gy 以上の放射線照射で酸化ストレス応答が検出されることを明らかにした。活性酸素は、ミトコンドリア損傷と Nrf2 の酸化ストレス応答を誘導する。これらの指標は、線量評価のバイオマーカーとして有用であると考えられる。

VI. 次年度以降の計画

これまでの予備的解析では、Nrf2 や parkin の染色において、非照射細胞でバックグラウンドのシグナルが高く、放射線によるミトコンドリア酸化損傷とストレス応答が培養細胞と比べて顕著に観察されてない問題がある。この原因として、血液細胞中にある大量の赤血球が蛍光免疫染色を阻害することが考えられる。このため、Ficoll を用いて密度勾配によりリンパ球画分を分離し赤血球

を除く操作による改善を考えており、染色法の最適化について検討を行う。また、分担研究者中村が開発するチップ技術を利用して分離したリンパ球を用いてミトコンドリア損傷の検出に挑戦する

この研究に関する現在までの研究状況、業績

A. 論文：査読あり

- 1) Shimura T, Koyama M, Aono D et al. Epicatechin as a promising agent to countermeasure radiation exposure by mitigating mitochondrial damage in human fibroblasts and mouse hematopoietic cells. *The FASEB J* 2019; 33 (6), 6867–6876
- 2) Shimura T, Yamaguchi I, Kunugita N. *Encyclopedia of Environmental Health, 2nd Edition. Fukushima nuclear disaster: Emergency response to the disaster*, Toshihiro Kawamoto ed, ELSEVIER : 2019
- 3) Shimura T, Yamaguchi I, Terada H et al. Lessons learned from radiation biology: Health effects of low levels of exposure to ionizing radiation on humans regarding the Fukushima accident. *Journal of the National Institute of Public Health*. 2018; 67:115-122.

VII. 引用文献

1. Shimura T, Sasatani M, Kawai H, et al. ATM-mediated mitochondrial damage response triggered by nuclear DNA damage in normal human lung fibroblasts. *Cell Cycle* 2017; 16:2345-54.
2. Heylmann D, Kaina B. The gammaH2AX DNA damage assay from a drop of blood. *Scientific reports* 2016; 6:22682.

Analysis of mitochondrial damage as a potential biological marker of radiation exposure

Tsutomu Shimura

Department of Environmental Health; National Institute of Public Health 2-3-6 Minami; Wako, Saitama, 351-0197, Japan

Key word : Biological marker, mitochondria, ROS

Abstract

Radiation-induced DNA double strand breaks (DSBs) cause the main biological concern including loss of genetic information, chromosomal aberrations and induction of apoptosis in irradiated cells. Measuring the amounts of DSBs using the marker γ -H2AX is thought to be a powerful tool for radiation dosimetry. However, γ -H2AX shows fluctuations after radiation and disappeared after the completion of DNA repair. In order to extend timing for dose assessment, it is essential to identify the other biological markers for radiation dosimetry. Mitochondria are sites of reactive oxygen species (ROS) production. IR is shown to stimulate generation of adenosine triphosphate via oxidative phosphorylation (OXPHOS) which induces mitochondrial ROS. Mitochondrial ROS attacks mitochondrial DNA (mtDNA) and cause mitochondrial oxidative damage. Excess mitochondrial ROS resulted in mitochondrial damage that was in turn recognized by Parkin, leading to mitochondrial autophagy (mitophagy) to protect the quality of mitochondria. Because mtDNA lacks histone protection and the efficient DNA repair system of nDNA, IR-induced mtDNA damage is thought to be more extensive and persistent over time than nDNA damage.

Here we investigated IR-induced mitochondrial damage in normal human fibroblasts and mouse blood cells. We immunostained irradiated cells with an antibody specific for the E3 ubiquitin ligase, parkin, which recognizes damaged mitochondria with low membrane potential. The goal of this study is to establish biological dosimetry systems in combination with several biological markers such as DSBs (Dr. Nakamura), mitochondrial damage (this study) and antioxidants capacity (Dr. Moritake).

1-2 大規模放射線災害に対応できる複数の生物学的指標を

組み合わせた線量推定システムの技術基盤構築

(分担) DNA 損傷レベルおよびテロメア長測定による放射線被ばく

線量評価—放射線の痕跡から辿る—

分担研究者：中村 麻子（茨城大学 理学部 教授）

研究要旨

現代社会において懸念されている放射線被ばくの影響を正確に知るためには、被ばく後の迅速かつ経時的な DNA 損傷レベルの評価が重要であることは疑う余地がない。高感度かつ簡便に DNA 損傷レベルをモニタリングする方法としてリン酸化 H2AX (γ -H2AX) の検出方法が挙げられるが、 γ -H2AX モニタリングを『現場』で行うための簡便かつ小型な汎用性の高いシステム開発はこれまでになされておらず、これまで以上に簡便なサンプリング、長期的かつ安定的なサンプルの保存、そして γ -H2AX レベルの迅速な解析を可能とするアッセイデバイスの開発が求められている。そこで、本研究では γ -H2AX による DNA 損傷のモニタリングという分子学的技法と、ナノマイクロデバイス技術を結びつけることで、これまでになかった放射線被ばく管理のための新規 DNA 損傷モニタリングシステムを開発する。またその一方で、DNA 損傷の指標である γ -H2AX は DNA が修復されると消失し、被ばく後の時間経過とともに減少する。線量評価が可能な期間を被ばく後より長く、高精度の線量評価を確立するためには、いくつかの生物学的指標を組み合わせることが重要であると考えられる。放射線は生体内に酸化ストレスを誘導することから、ミトコンドリアの酸化損傷レベルに加え、グアニン塩基が豊富な染色体末端構造であるテロメアの酸化損傷（酸化による短縮や構造異常）も線量評価のための生物学的指標としての可能性を有している。

本研究では、放射線被ばくを現場で評価するための新規 γ -H2AX 検出システムの開発および、ヒト培養細胞、マウス個体、ヒトリンパ球を用いて、被ばく線量評価のための新たな指標としてテロメア損傷の解析が有効であるかどうかを明らかにし、簡易的かつ効果的な被ばく線量測定システムを確立する。

キーワード

H2AX	DNA 損傷	線量評価
MEMS	テロメア	

研究協力者

鈴木孝明（群馬大学 教授）

I. 研究目的

原子力規制委員会「原子力災害対策指針」(平成 29 年 3 月 22 日全部改正)に基づき緊急被ばく医療体制の整備が進められる中で、検討課題として迅速な線量評価手法の確立が求められている。放射線の線量を測定する方法はさまざまあり、一般的な方法としてガイガー・ミュラー・カウンター (GM カウンター) やガラスバッチがある。しかし、事前にそれらの線量評価機器を携行・装着しておくことが必須であり、事故などによる予期せぬ被ばく時には個人が受けた放射線量を計測することができない。また、これらが測定するのは物理的な線量であり、放射線被ばくした人の生物学的影響を知ることは難しい。放射線被ばくによる健康影響を正しく評価するために生物学的指標を用いた生物影響評価が重要なことは間違いない。そこで本研究では生物学的影響の指標として放射線誘発の DNA 二本鎖切断 (double-strand break: DSB) に着目し、DNA DSB のバイオマーカーとして γ -H2AX を用いた。DNA 損傷のバイオマーカーである γ -H2AX は、1.2mGy 相当の低線量放射線の線量評価が可能であるほどに高感度であるとともに、染色体異常解析などの線量評価法と比較して簡便に検出が可能である。しかしながら、 γ -H2AX の検出は実験室ベースで行われているのが現状であり、緊急被ばく時に迅速な線量評価を行うためには、 γ -H2AX の検出を現場で行うための新規システムの開発が必要となる。そこで本研究では γ -H2AX の検出を迅速かつ簡便に「現場」で行うことを可能とするマイクロデバイスの開発を行う。

その一方で、 γ -H2AX の検出は DNA 損傷修復に伴い時間経過とともに消失していくことから、被ばく後時間が経過した後も信頼性のある線量評価そしてリスク管理を行うためには、細胞の代謝によって消失することのない、「放射線被ばく痕跡」となる生物学的指標が必要となる。そこで、本研究では放射線被ばくの長期的な線量評価指標としてテロメア損傷についてその有効性を検討する。本研究開発により、DNA 損傷だけでなく、ミトコンドリア損傷 (分担研究 志村) や抗酸化力 (主任研究者 盛武)、そしてテロメア損傷などの複数の生物学的指標を組み合わせた新しい、信頼性の高い線量評価手法が確立できると期待される。

昨年度までに血液からのリンパ球分離のために必要な流路内への親水コーティングの条件や、リンパ球を効率的に捕獲するための固定構造をほぼ確立し、すでに数マイクロリットルの微量血液サンプルから放射線線量評価に十分な細胞数を再現性良く固定することに成功している。一方、昨年度はチップ上での γ -H2AX 検出において、蛍光のバックグラウンドが非常に高く、低線量放射線被ばくの評価には十分に適用できないという問題が発生していた。そこで、本年度は引き続き、 γ -Chip での定量性の高い γ -H2AX 検出を可能にするために導入溶液さらには保存用液について検討を重ねるとともに、蛍光観察の質を上げるためのチップ構造の改良を検討した。

II. 研究方法

平成 31 年度 (令和元年度) は γ -H2AX 検出のための新規デバイス開発および被ばく線量評価指標としてのテロメア損傷の有効性検討のため以下の実験を行った。

1. PDMS チップでの γ -H2AX 免疫蛍光染色および観察

研究協力者（鈴木孝明・群馬大）が作成した PDMS チップはあらかじめ真空デシケーター内で十分に脱気を行った。PDMS チップに親水性のポリマー溶液を流し込み、流路内の親水処理を行った。親水処理後、再度真空デシケーター内で十分に脱気を行い、PBS を PDMS チップの inlet より滴下し、流路内を PBS で充填した。その後、PBS で希釈したヒト末梢血（あらかじめ X 線を 0, 1, 5Gy ex vivo 照射したサンプル）を 7 マイクロリットル程度流し込み、流路内構造にリンパ球を捕獲した。20%パラホルムアルデヒドを流路に滴下することで細胞固定を行い、洗浄を十分に行った後に、蛍光色素標識された γ -H2AX 抗体による直接標識法あるいは γ -H2AX に対する一次抗体および蛍光二次抗体による間接標識法のいずれかによる蛍光免疫染色を行った。染色後は十分に洗浄し、退色防止剤を含む DAPI 溶液を流しこみ封入した。染色した PDMS チップは蛍光顕微鏡下で観察を行い、蛍光画像を取得後、解析を行った。

2. 全身照射マウス由来リンパ球における γ -H2AX 免疫蛍光染色および測定

研究代表者である盛武班が作成した全身照射マウス由来のリンパ球を用いて γ -H2AX 免疫蛍光染色を行った。研究代表者のグループによって X 線 0、1、3Gy を照射されたマウスから経時的に（1 日後、2 日後、3 日後、7 日後）に血液サンプルを採取し、2%パラホルムアルデヒドによって血液細胞を固定した。固定された血液サンプルはグリセロールを添加し、凍結保存したのちに茨城大学に送付された。血液サンプルを PBS で数回洗浄後、細胞をサイトスピンによってスライドガラスに張り付けた。その後、 γ -H2AX に対する一次抗体および蛍光二次抗体による蛍光免疫染色を行った。染色後は十分に洗浄し、退色防止剤を含む PI 溶液を流しこみ封入した。染色したスライドサンプルは蛍光顕微鏡下で観察を行い、蛍光画像を取得後、DNA 損傷レベルの解析を行った。

3. 放射線照射細胞のテロメア長の測定

ヒト線維芽細胞 TIG-3 に対し、X 線を 0, 1, 5Gy 照射し通常の継代培養を行った。照射 1 時間後、1 週間後、2 週間後の細胞を回収した。なお、継代培養の際には継代数をカウントすることで、体細胞分裂の回数を評価した。回収した細胞は 2%パラホルムアルデヒドで固定し、十分に洗浄を行った。固定した細胞をサイトスピンによってスライドガラスに張り付けた。その後、DAKO 社のテロメア FISH キットのプロトコールに基づいてテロメアプローブのハイブリダイゼーションを行った。テロメアシグナルは蛍光顕微鏡下で観察し、得られた画像からシグナル強度を計測し、テロメア長レベルを評価した。

（倫理面への配慮）

本研究で用いるヒト培養細胞は市販されている培養細胞による解析であり、倫理委員会の審査は必要としない。本研究におけるヒト血液サンプルを用いた実験は、茨城大学生命倫理規定に基づいた申請書を作成し、審査委員会による承認を受けているものである（承認番号 150401、研究課題名「新規放射線誘発 DNA 損傷モニタリングシステムの開発」）。実施にあたっては、倫理指針

に則り、調査開始に当たり、本研究の目的・意義・方法・侵襲度・予測される危険性などについて説明し十分な理解を得る。参加は、本人に不利益を被らせることがないように配慮する。また、いつでも自由意志で参加の同意の撤回ができ、途中で参加を中止しても、本人に何ら不利な取り扱いを受けないことを保障する。この様な内容について十分に説明を行い、調査を実施し、情報の漏洩がないように努める。データは被験者が特定できないように、個人情報識別管理者の管理の下で、被験者番号を付けて連絡可能匿名化し分析する。

III. 研究結果

1. γ -H2AX 検出デバイスの開発および線量評価デバイスとしての有効性検討

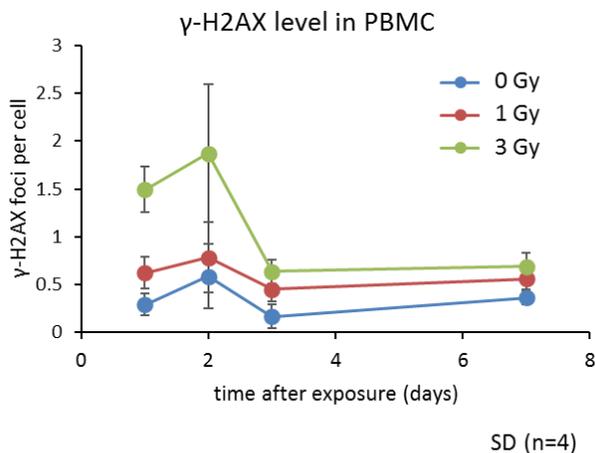
DNA 損傷を迅速かつ簡便に現場で行うために、新規マイクロ流路チップを開発した。昨年度まではヒト血液サンプルを用いて十分なリンパ球がチップ上に分離捕獲されるかを検討した結果、流路内に設置した捕獲構造に、解析に十分なリンパ球をトラップすることに成功した。その一方で流路内に捕獲したリンパ球に対して γ -H2AX に対する蛍光免疫染色を行った結果、一部の細胞では γ -H2AX が検出されたものの全体の蛍光バックグラウンドが高く、線量評価を行うことは困難であった。そこで本年度は PDMS チップそのものの厚さの変更に加え、流路高さもより低いものへと改良した。その結果、 γ -H2AX のフォーカスはより明確となり、線量依存的な DNA 損傷レベルを計測することが可能となった。

このような微量の全血からリンパ球を効率的に分離捕獲し、 γ -H2AX アッセイを連続して行うことができる新規デバイスとしての PDMS チップは世界初であり、チップの知財化に向けて 2019 年 12 月に特許申請を行った。今後は、PDMS チップでのより低線量被ばくサンプルを用いた γ -H2AX アッセイを行うことで、線量評価領域の検討を行っていくとともに、チップの実装化（大量生産を含む）に向けた検討を行っていく。

2. 同一生体サンプルを用いた放射線被ばく線量評価指標としての γ -H2AX の有効性検討

昨年度まで本研究で複数の線量評価指標について個々で解析を行ってきたが、今年度は同一のマウスサンプルを用いて複数の評価指標を解析し、指標の組み合わせによる放射線被ばく線量評価データの検出精度、検出限界、そして再現性について確認を行った。具体的には、X 線照射 1 日～7 日後のマウス由来の生体サンプルを用いて、 γ -H2AX アッセイによる DNA 損傷レベルの検出を行った。その結果、照射 7 日後を除き、すべてのタイムポイントにおいて非照射、1Gy 照射、3Gy 照射の γ -H2AX フォーカス数は有意差をもって検出された。照射 7 日後では、非照射と 3Gy 照射の DNA 損傷レベルは有意差をもって異なっていた (図 III-1)。このことは、 γ -H2AX アッセイによる照射 3 日後までは 1Gy 以上の放射線被ばくの線量評価が可能であること、照射 7 日後までは 3Gy 以上の放射線被ばくの有無の評価が可能であることを示している。

また、それぞれのタイムポイントにおける線量と γ -H2AX フォーカス数は比例関係にあり (図 III-2)、 γ -H2AX アッセイによる線量評価が照射後 3 日目までは高精度であることを示している。



t検定p値				
	Day1	Day2	Day3	Day7
0Gy vs 1Gy	0.016114	0.467113	0.019533	0.029987
0Gy vs 3Gy	9.2E-05	0.017737	0.001873	0.00628
1Gy vs 3Gy	0.000881	0.035408	0.07581	0.210735

図 III-1 全身照射マウス由来リンパ球における DNA 損傷レベルの経時変化

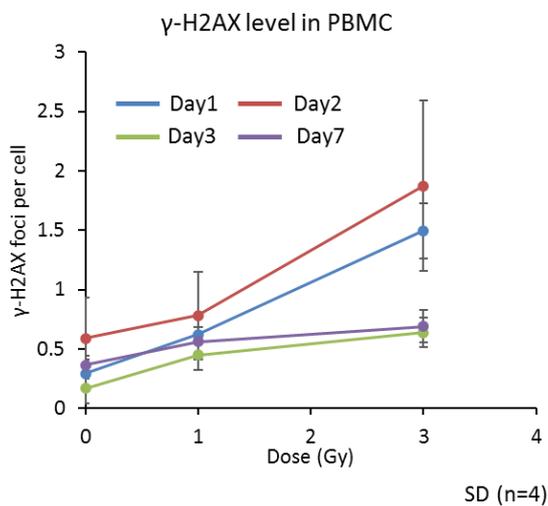


図 III-2 全身照射マウス由来リンパ球における DNA 損傷レベルと被ばく線量の関係

3. 放射線被ばく線量評価指標としてのテロメア損傷の有効性検討

放射線被ばくの痕跡を知るための長期的な被ばく線量評価マーカーとして、染色体末端構造であるテロメア長に着目した。昨年度は不死化した（つまりはテロメア延長酵素が発現している）ヒトリンパ芽球細胞を用いて、放射線照射後 1 時間でのテロメア短縮を評価したが、今年度はヒト正常線維芽細胞に放射線照射後、細胞培養を継続し、照射翌日、1 週間後、2 週間後のテロメア長を FISH 法により検出した。本実験により放射線照射後長期間でも放射線被ばくによるテロメア短縮を「記憶」しているかの評価が可能となる。その結果、線量依存的なテロメア短縮がすべてのタイムポイントで検出されるとともに、1 週間、2 週間後の被ばく線量とテロメア長シグナルの相関性はほぼ同じ近似曲線で示されることが明らかとなった。このことは、被ばく線量依存的なテロメア長短縮が生じ、さらにそのテロメア短縮が長期間記録されていることを示しており、テロメア長による線量評価の可能性を示唆している（図 III-3, 4）。

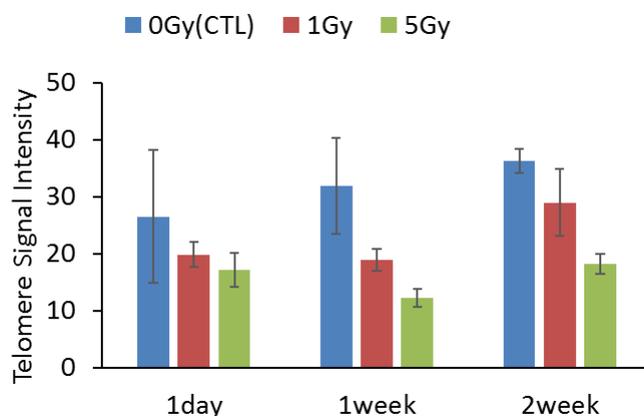


図 III-3 放射線照射後のヒト培養細胞におけるテロメア長変化

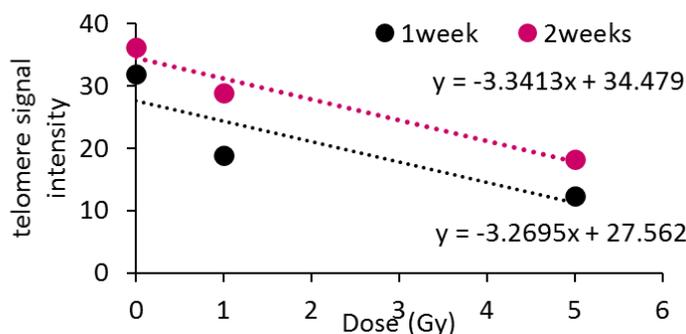


図 III-4 放射線照射後 1 週間および 2 週間のヒト培養細胞における照射線量とテロメア短縮レベルの相関性

IV. 考察

現代社会において懸念されている放射線被ばくの影響を正確に知るためには、被ばく後の迅速かつ経時的な DNA 損傷レベルの評価が重要である。高感度かつ簡便に DNA 損傷レベルをモニタリングする方法としてリン酸化 H2AX (γ -H2AX) の検出方法がある。すでに、 γ -H2AX による

DNA 損傷評価は福島原発事故後の被災家畜由来のリンパ球で実施されており、幅広い生物の放射線影響を評価するための指標として期待されている^[1]。一方、 γ -H2AX モニタリングを『現場』で行うための簡便かつ小型な汎用性の高いシステム開発はこれまでになされておらず、これまで以上に簡便なサンプリング、長期的かつ安定的なサンプルの保存、そして γ -H2AX レベルの迅速な解析を可能とするアッセイデバイスの開発が求められている。そこで、本研究では γ -H2AX による DNA 損傷のモニタリングという分子学的技法と、ナノマイクロデバイス技術^[2]を結びつけることで、これまでになかった放射線被ばく管理のための新規 DNA 損傷モニタリングシステムの開発を行った。その結果、今年度までに数マイクロℓの微量血液サンプルからリンパ球の分離を成功させ、さらには線量依存的な γ -H2AX フォーカス検出が可能である PDMS チップの開発に成功した。本 PDMS チップは「固液分離装置」として特許出願済である。今後、実装化にむけた検討を行っていく。またその一方で、これまでに γ -H2AX 以外の線量評価指標を同一個体由来サンプルで実施していなかったことから、複数の線量評価指標の組み合わせによる線量評価の正確性、再現性、検出限界などを検討するために、全身照射マウスサンプルを用いた経時的な γ -H2AX 検出を行った。その結果、これまでの報告通り、放射線被ばく後 3 日目までは正確に被ばく線量評価が可能であることが示され、さらに被ばく後 7 日目であっても 1Gy 以上の被ばくの有無を評価可能であることが分かった。

また、 γ -H2AX による線量評価に加え、グアニン塩基が豊富な染色体末端構造であるテロメアの酸化損傷（酸化による短縮や構造異常）も線量評価のための生物学的指標として有効であると考え、検討をおこなった。その結果、線量依存的なテロメア短縮が検出され、その短縮レベルは被ばく後長時間（現時点では 2 週間）経過した際においても、線量依存的に維持されていることが明らかとなり、テロメア短縮が被ばく後長時間経過した際の線量評価指標としての可能性を確認した。

V. 結論

福島第一原発事故のような放射線事故において最も必要なことは、被ばく線量をいち早く評価し、その生物学的リスクを予測・対応することである。そのためには、これまで以上に簡便なサンプリング、長期的かつ安定的なサンプルの保存、そして γ -H2AX を用いた DNA 損傷レベルの迅速な解析を可能とするアッセイデバイスの開発は必要である。本研究では現場での γ -H2AX アッセイを可能とする新規デバイスの開発を行い、微量のヒト血液サンプルから迅速かつ簡便にリンパ球を分離捕獲する PDMS チップを作成することに成功した。また、同じチップ上で γ -H2AX フォーカスの検出が可能であることも確認した。このような線量評価デバイスは放射線に対する健康リスクを正確に理解するために非常に有効であると考えられる。また、万が一、迅速な線量評価が不可能であった場合でもいかなるタイムフレームであっても十分な被ばく線量評価が可能である生物学的指標が必要であることから、テロメア長短縮に着目し、放射線被ばくに対するテロメア長評価を行った。その結果、線量依存的なテロメア短縮が検出されたことから、被ばく線量評価指標としての有効性が確認された。

VI. 次年度以降の計画

次年度以降は引き続き γ -H2AX アッセイデバイスの開発を行い、社会実装化にむけたより具体的な検証を行う。また PDMS チップによる γ -H2AX を用いた線量評価およびテロメア長による線量評価が低線量域放射線被ばくに対しても有効であるかを検討する。また、放射線被ばく線量評価指標としてのテロメア短縮の検証としては、より幅広いタイムフレームでのサンプリングを行う。テロメア長測定とともに DNA 二本鎖切断マーカーである γ -H2AX レベルの測定も同時に行い、線量評価に適した放射線線量域や検出時間域について比較検討を行う。

VII. この研究に関する現在までの研究状況、業績

A. 論文：査読あり

1) Sun L, Igarashi T, Tetsuka R, Li YS, Kawasaki Y, Kawai K, Hirakawa H, Tsuboi K, Nakamura AJ, Moritake T. Pilot clinical study of ascorbic acid treatment in cardiac catheterization. *J Radiat Res.* (2019) Jun 28. pii: rrz038. doi:10.1093/jrr/rrz038.

B. 論文：査読なし

1) Nakamura AJ. Assessment of DNA Damage Induction in Farm Animals After the FNPP Accident. "Low-Dose Radiation Effects on Animals and Ecosystems. Long-Term Study on the Fukushima Nuclear Accident" (2019): 153-161.
<https://link.springer.com/book/10.1007/978-981-13-8218-5>

C. 特許出願・取得

1) 「固液分離装置」特許出版番号：特願 2019-238400、出願日：令和1年1月27日、発明者：中村麻子、鈴木孝明、出願人：国立大学法人茨城大学、国立大学法人群馬大学

VIII. 引用文献

- 1) Nakamura AJ, Suzuki M, Redon CE, Kuwahara Y, Yamashiro H, Abe Y, Takahashi S, Fukuda T, Isogai E, Bonner WM, Fukumoto M. The causal relation between DNA damage induction in bovine lymphocytes and the Fukushima nuclear power plant accident. *Radiation Res.* (2017) 187:630-636.
- 2) Tamura T, Suzuki T. Seamless Fabrication Technique from Micrometer to Millimeter by Combining 3D Printing and Photolithography, *Japanese Journal of Applied Physics*, 2019

Validation of DNA double-strand break and telomere dysfunction as biodosimeter

Kenta Takahashi¹, Takahiro Tamura², Takaaki Suzuki², Asako J. Nakamura¹

¹*Department of Biological Sciences, College of Science, Ibaraki University, Mito, Ibaraki, Japan.*

²*School of Science and Technology, Gunma University, Kiryu, Gunma, Japan*

Key words: H2AX, DNA damage, biodosimeter, MEMS, telomere

Abstract

The risk of radiation exposure by space radiation, radiation therapy and unexpected radiation accident are concerned in modern society. To understand the biological effect of ionizing radiation on organisms, it is essential to assess the absorbed dose by exposure. Although the most common methods for biological dose evaluation is dicentric chromosome assay (DCA), it may not be appropriate for the situation needing the result immediately to determine medical care since it takes several days to complete the whole analysis and yield the result. In contrast, DNA damage detection using the phosphorylated histone H2AX (γ -H2AX) is more suitable due to its high sensitivity that detects the DNA damage equivalent to 1.2 mGy radiation dose and, rapidity of obtaining results (less than 24 hour). However, γ -H2AX assay is performed in the laboratory and a few challenges for being performed “on-site” still remain.

Therefore, in this study we developed Polydimethylsiloxane (PDMS) micro fluidic chip (PDMS chip) that isolate lymphocytes from peripheral blood to perform γ -H2AX assay on it. PDMS is one of the silicon gums allowing manufacture of complex high order structure. PDMS chip has a flow path with trap structures, which enable to separate lymphocyte. Furthermore, γ -H2AX assay can be performed directly on the PDMS chip with following drops of fluorescence staining agents. Here, we performed γ -H2AX assay of TK6 cells that were exposed to different dose of X-ray on PDMS chip and showed the dose dependent increase of DNA damage.

Thus, our results strongly suggest that PDMS chip is usable in DNA damage evaluating device and make it possible to assess the biological effects of radiation rapidly on-site.

1-3 効果的な個人被ばく線量管理に資する線量の測定と評価に関する

実践的研究

主任研究者： 内藤 航 （国立研究開発法人産業技術総合研究所 安全科学研究部門）

研究要旨

本研究では、主に避難指示が解除された区域における放射能汚染に対し、地域や個人の状況に応じた効果的な個人被ばく線量低減対策の検討を支援する放射線計測・評価技術の確立と検証を行うことを目的としている。具体的には、①実態に合う個人被ばく線量の評価手法の開発・検証とツール化および②被ばく低減策の検討や効果の評価を支援する計測・解析技術の確立に関する研究を実施する。

平成31年度は、実態に合う個人被ばく線量の評価手法の開発・検証とツール化の推進のため、個人線量計（D-シャトル）を用いて、避難指示が解除された区域に帰還し、日常生活を送る住民約20名を対象に個人被ばく線量の実態調査を行った。同時に居住地周辺の周辺線量当量の測定を行い、避難指示解除地域における個人の被ばく線量と各種周辺線量当量との関係の解析を行った。帰還住民の個人被ばく線量は、総じて年間1mSv程度まで低下しているが、個人の生活様式に大きく依存しており、比較的線量が高い個人に対する具体的な被ばく軽減策の検討には生活様式に応じた被ばく線量の把握が重要であることを改めて確認した。個人被ばく線量評価ツール（Web-based tool）の開発については、採用するパラメータ値の整理と分析、さらにはGUI等の改良を行い、ツールのプロトタイプを作成した。被ばく低減策の検討や効果の評価を支援する計測・解析技術の確立に関する研究については、土壌放射能濃度測定器の検出器を地上高1mに置いた場合について校正を行った。これにより、1m四方面程度のエリアに対する放射能濃度のおよその値を推定することが可能となった。また高エネルギーγ線までのスペクトル測定結果を用いて、福島県内における事故以前のバックグラウンド線量の推定を試みた。改良型無線通信機能搭載小型個人線量計については、BLE（Bluetooth Low Energy）無線通信対応放射線線量計センサー基板の改良を行い、ボタン電池1個で長期間の放射線線量の計測と線量記録の確認をできるようにした。

キーワード

個人被ばく線量	D-シャトル	線量推定
土壌放射能測定器	改良型無線通信機能搭載小型個人線量計	バックグラウンド線量

研究協力者

黒澤 忠弘（国立研究開発法人産業技術総合研究所分析計測標準研究部門），
岩瀬 広（大学共同利用機関法人高エネルギー加速器研究機構），
鈴木 良一（国立研究開発法人産業技術総合研究所分析計測標準研究部門），
金 京淑（国立研究開発法人産業技術総合研究所人工知能研究センター），
高原 省五（国立研究開発法人日本原子力研究開発機構 安全研究・防災支援部門安全研究センター），
黒田 佑次郎（福島県環境創造センター），
石井 秀樹（国立大学法人福島大学農学群食農学類）

I. 研究目的

福島（主に避難地域）における被ばく線量対策は、今後、空間線量率から一律に推定される被ばく線量ではなく、汚染状況に応じて、個人の被ばく線量（生活パターンを考慮し空間線量率から推測される値や個人線量計による計測値）に着目した、放射線防護のあり方や効果的な被ばく低減対策を検討していくことが必要である。個人の被ばく線量に着目した放射線の健康影響等に関する不安への対応については、いくつかの国等の施策・方針（例えば、「除染・復興の加速化に向けた国と4市の取組 中間報告」平成26年8月や「被災者生活支援等施策の推進に関する基本的な方針」平成25年10月）の中で取り上げられてきた。最近では、帰還困難区域の一部に、再び人が住めるように整備する特定復興再生拠点区域（復興拠点）について、個人線量計で被ばく管理することを柱とする放射線防護対策の検討が進められることとなった（原子力規制委員会、平成30年11月）。被災地において、申請者や自治体がこれまでに実施した個人線量計を用いた個人被ばく線量の調査の結果によれば、個人被ばく線量の計測値は、空間線量率から推定される被ばく線量に比べて低い傾向ではあるものの、個々の住民の生活や行動によってばらつきがあることが確認されている。また、被ばく線量で用いられる防護線量（実効線量と等価線量）や実用量（周辺線量当量や個人線量当量）は、単位は同じシーベルトであるが、これらの違いや関係は複雑で混同されやすい。さらに、防護線量や実用量は「標準人」の線量であるため、体形の異なる集団に対する評価においては注意が必要である。したがって、避難解除区域や今後避難が解除される区域で生活や仕事を行う住民に対して効果的な被ばく低減対策を検討するためには、個人の生活・行動と被ばく線量との関係の正しい理解と個人の行動に着目した対策の検討に資する放射線計測・評価技術の確立が重要である。本事業では、避難指示解除区域（特に長期目標である年間1mSv未達成の区域）に着目し、地域や個人の状況に応じた効果的な線量低減対策に資する放射線計測・評価技術の確立と検証を行う。具体的には、①実態に合う個人被ばく線量の評価手法の開発・検証とツール化および②被ばく低減策の検討や効果の評価を支援する計測・解析技術の確立を目的とする。①については、個人の行動パターンに応じた実態に合う個人被ばく線量の評価に必要なパラメータの精緻化と手法の検証を行い、その結果を反映させた評価ツールを作成して、公開する。この評価ツールは、個人の現在あるいは将来の積算線量を推定するだけでなく、どのような行動や滞在場所が積算線量に対して寄与が高いかを可視化する。さらに利用可能な空間線量率データや個人被ばく線量の評価手法（空間線量率から個人被ばく線量を推定する手法）の違

いが評価の結果にどのように影響するか等について比較検証を行い、個人や地域の状況や目的に応じた有効な評価手法のあり方を提案する。②については、指向性放射線計測装置、土壤放射能濃度測定器及び改良型無線通信機能搭載小型個人線量計の開発と実証を行う。指向性放射線計測装置と土壤放射能濃度測定器は、被ばくを受ける場所における放射線の発生源の特定とその大きさの把握に繋がる装置であり、物理的な線量低減対策の検討の際に有用な情報を提供する。改良型無線通信機能搭載小型個人線量計は、現場での個人線量の読み取りと場所との突合を可能にするため、積算線量に対して寄与が高い場所や行動をタイムリーに知ることができる。

① 実態に合う個人被ばく線量の評価手法の開発・検証とツール化：平成30年度は、申請者らが、避難指示解除区域等における調査において取得した個人被ばく線量の実測（D-シャトル使用）や空間線量（周辺線量当量）、さらには生活パターン情報と公表されている様々な空間線量率データ（航空機モニタリング、モニタリングポスト等）、土地利用等との関係についての詳細な解析を行った。滞在場所ごとの個人被ばく線量の実測値と空間線量の比（モデルパラメータ）の範囲や特徴について傾向を分析した。平成31年度は避難指示解除区域に帰還し日常生活を送っている住民に対する個人被ばく線量と行動記録と住宅周辺の空間線量データの調査を行い、避難指示解除後に被災地域で生活する住民の個人被ばく線量の実態把握と利用可能なデータに応じた被ばく線量の評価を可能にするモデルパラメータ選択に資する知見を得ることを目的とした。さらにこれまでの研究の知見を反映させたインターネット上で使える個人被ばく線量評価ツールのプロトタイプを開発する。

② 被ばく低減策の検討や効果の評価を支援する計測・解析技術の確立：平成30年度は、土壤放射能濃度測定器について、CsIシンチレータとMPPCとの組み合わせによるコリメート式の測定器、またより広範囲を計測できるプラスチックシンチレータによる測定器での土壤中の放射能測定の実証を行った。またCsI検出器について測定値を解析したパラメータを用いてのフィールドで使用できる測定システム（ソフトウェア）の開発を行った。改良型無線通信機能搭載小型個人線量計については試作機を開発を行った。平成31年度は、土壤放射能濃度測定器および指向性線量測定器については、住民の協力を得て現場での計測を行い、計測システムの検証やユーザーインターフェイスを改良すること、および改良型無線通信機能搭載小型個人線量計については、線量計センサー基板の改良と改良型無線通信システムの校正システム開発を行うことを目的とした。

II. 研究方法

1. 実態に合う個人被ばく線量の評価手法の開発・検証とツール化

① 避難指示解除地域における個人被ばく線量の調査

福島県の旧避難地域に居住する住人を対象に、個人線量計（D-シャトル）とGPSロガー（i-gotU GT600）を用いて帰還後の生活における行動と被ばく線量のデータを取得した。調査は一人あたり10日間程度の期間で、普段の生活を送るなかでD-シャトルとGPS機器の入ったポーチを携帯していただいた。また期間中は日々の行動の時間帯と内容、滞在場所（屋外か屋内か）を手書きで記録する行動調査票の記入をお願いした。調査協力者は飯舘村を中心に機縁法により選定した。

調査終了後、D-シャトル、GPS機器と行動調査票を回収し、被ばく線量・GPS軌跡・行動内容

のデータを ArcGIS 用いて 1 時間単位で突合し、いつ、どこで、どれくらい被ばくしているかが把握できるデータセットを作成した。取得した個人の線量データは返却用のデータシートを作成し、後日参加者に実際に会って返却した。その際に協力者と対話をしながら生活における個人被ばく線量に関して説明を行った。また、参加者の自宅周辺において NaI シンチレーションサーベイメーター (TCS-171、日立アロカメディカル社製) による空間線量の測定や CsI シンチレータを用いたスペクトル測定を行った。

② 個人被ばく線量評価ツール (Web-based tool) の開発

本事業で開発する個人被ばく線量評価ツールは、ユーザーの目的や利用可能なデータに応じて個人被ばく線量 (実効線量) を推定する複数の評価モデルを内蔵している。具体的には、サーベイメーターやリアルタイムモニタリングなどの空間線量率 (周辺線量当量率) の測定値に基づく評価モデル (評価モデル I)、可搬型モニタリング等の空気吸収線量[Gy/h]の測定値に基づく評価モデル (評価モデル II)、航空機モニタリングで得られたその地域の平均的な空間線量率 (周辺線量当量) に基づく評価モデル (評価モデル III)、個人線量計の測定値 (例えば D-シャトルによる測定値) に基づく評価モデル (評価モデル IV)、ガラスバッジによる個人被ばく積算線量の測定データに基づく評価モデル (評価モデル V) が含まれる。本評価ツールの特徴の一つとして、評価モデル III では、一般に利用可能な航空機モニタリングデータと関連させて、郵便番号や住所を入力すれば、その場所の空間線量率 (航空機モニタリングに基づく平均的な空間線量率) が把握できる機能を搭載した。本年度、個人被ばく線量評価ツール (Web-based tool) については、主に、上記の評価モデルの実装、GUI の改良と職業別の生活時間の更新を行った。

2. 被ばく低減策の検討や効果の評価を支援する計測・解析技術の確立

本課題では、放射性物質の線源や寄与を把握する測定器の開発と実証および個人被ばく線量の計測とその位置情報を同時に取得することを可能にする改良型無線通信機能搭載小型個人線量計の開発を行う。放射性物質の線源や寄与を把握する計測器については、コリメートされた CsI(Tl) シンチレータとそのスペクトル測定、また測定データの解析によって、線量の方向寄与率、また汚染域のおおよその距離が把握できる計測器と土壌中の放射性物質の放射能濃度を、サンプリング無しに現地で測定できる計測器の開発を行った。改良型無線通信機能搭載小型個人線量計については、試作機の開発・無線通信システムによる校正システムの開発と機能向上を行った。

① 土壌放射能濃度測定器および指向性線量測定器

土壌放射能濃度測定器および指向性線量測定器については、住民の協力を得て現場での計測を行い、計測システムの検証やユーザーインターフェイスを改良した。土壌放射能濃度測定器について、その使用方法によって得られる結果が異なることから、一般に使用しやすい測定条件の検討を行った。また土壌放射能濃度測定について、住民の方々に配布して常時使用することが可能となる安価に製造が可能な表面汚染測定器を用いて、放射能測定の可能性について検討を行った。

② 改良型無線通信機能搭載小型個人線量計の開発

省電力の放射線線量計を BLE (Bluetooth Low Energy) 無線通信に対応させるため、昨年度開発した放射線線量計センサー基板で見つかった不具合の改良を行うとともに、この基板と BLE 無線通信基板や省電力表示器を組み合わせて無線通信機能搭載線量計を試作し、無線によってセンサーデータの通信を行い、放射線量の校正ができるシステムを開発した。さらに、試作した線量計とパソコンやスマートフォンを BLE 無線で接続できるソフトウェアを開発し、線量データの通信試験を行った。

(倫理面への配慮)

本研究の推進にあたり、地元住民との協力により実施する被ばく線量や現場での線量測定については、国立研究開発法人産業技術総合研究所の人間工学実験委員会への申請・承認を得て実施する。線量の測定に協力いただく住民については、研究内容を事前に十分に説明し、文書にて同意を得たうえで実施する。取得したデータについては個人が特定されないよう十分に配慮し、参加者本人から承諾を得た範囲で使用する。避難指示を受けている地域での調査については事前に自治体の許可を得て実施する。

III. 研究結果

1. 実態に合う個人被ばく線量の評価手法の開発・検証とツール化

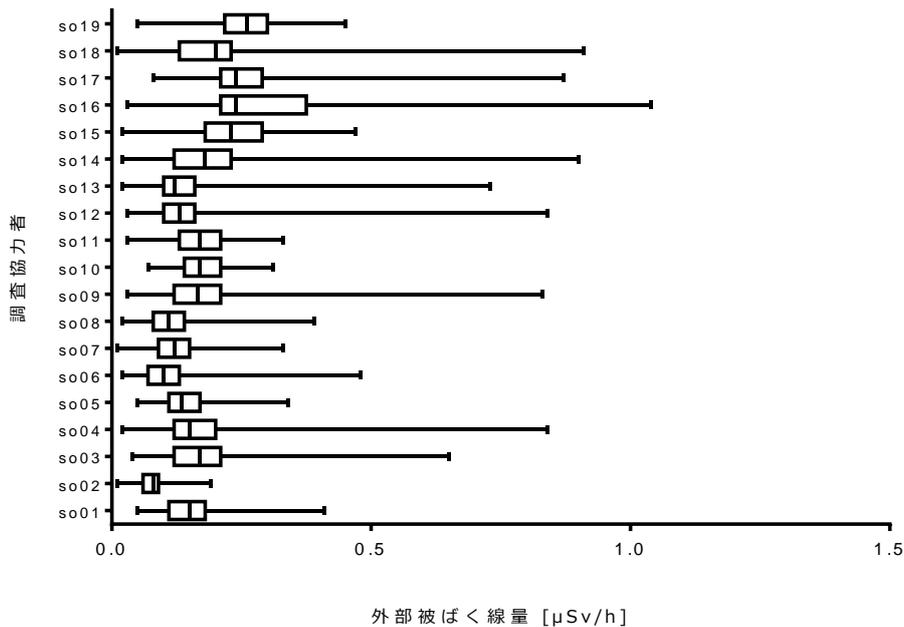
① 避難指示解除地域における個人被ばく線量の調査

調査は 2019 年 9 月 25 日から 2020 年 2 月 20 日の間に行われ、のべ 19 名の参加者を得た。参加者の居住地は飯舘村が 17 名、南相馬市が 1 名であった。総計で 4295 ポイント (時間分) の個人被ばく線量データを取得し、そのうち個人被ばく線量・GPS 記録・行動調査票による行動記録の三者を突合できた解析に有効なデータは 3498 ポイントであった。

調査期間に得られた被ばく線量データの概要を表 III-1 に箱ひげを図 III-1 示す。期間中の積算線量を 365 日分に換算した推定年間線量 (自然由来を含む) は 0.69 mSv から 2.80 mSv であり、平均値は 1.56mSv であった。自然由来の外部被ばくを 0.54mSv と仮定すると、推定年間追加被ばく線量は 0.15 から 2.26mSv の範囲にあり、平均値は 1.02mSv であった。被ばく線量と個人の滞在場所、空間線量率との関係については、新たに取得するデータと合わせて、今後解析する予定である。

表Ⅲ-1 調査協力者 19 人における被ばく線量の概要

調査協力者	ポイント数 時間	平均	標準偏差	最小	Q1	中央値	Q3	最大	年間換算 [自然由来含む]
									μSv/h
so01	177	0.16	0.06	0.05	0.11	0.15	0.18	0.41	1.38
so02	331	0.08	0.03	0.01	0.06	0.08	0.09	0.19	0.69
so03	168	0.18	0.09	0.04	0.12	0.17	0.21	0.65	1.58
so04	240	0.17	0.09	0.02	0.12	0.15	0.20	0.84	1.49
so05	240	0.14	0.05	0.05	0.11	0.14	0.17	0.34	1.24
so06	172	0.11	0.05	0.02	0.07	0.10	0.13	0.48	0.92
so07	240	0.13	0.06	0.01	0.09	0.12	0.15	0.33	1.15
so08	222	0.12	0.05	0.02	0.08	0.11	0.14	0.39	1.01
so09	240	0.17	0.08	0.03	0.12	0.17	0.21	0.83	1.50
so10	240	0.18	0.05	0.07	0.14	0.17	0.21	0.31	1.56
so11	223	0.17	0.06	0.03	0.13	0.17	0.21	0.33	1.49
so12	240	0.15	0.10	0.03	0.10	0.13	0.16	0.84	1.31
so13	352	0.15	0.09	0.02	0.10	0.12	0.16	0.73	1.27
so14	238	0.20	0.13	0.02	0.12	0.18	0.23	0.90	1.76
so15	240	0.23	0.08	0.02	0.18	0.23	0.29	0.47	2.02
so16	202	0.32	0.19	0.03	0.21	0.24	0.38	1.04	2.79
so17	167	0.27	0.12	0.08	0.21	0.24	0.29	0.87	2.34
so18	181	0.21	0.16	0.01	0.13	0.20	0.23	0.91	1.85
so19	182	0.26	0.07	0.05	0.22	0.26	0.30	0.45	2.25



図Ⅲ-1 個人被ばく線量の分布（自然由来被ばく線量を含む。範囲は最小値と最大値、箱は四分位範囲、箱の中の線が中央値を表す）

② 個人被ばく線量評価ツール（Web-based tool）の開発

a) ツールの概要

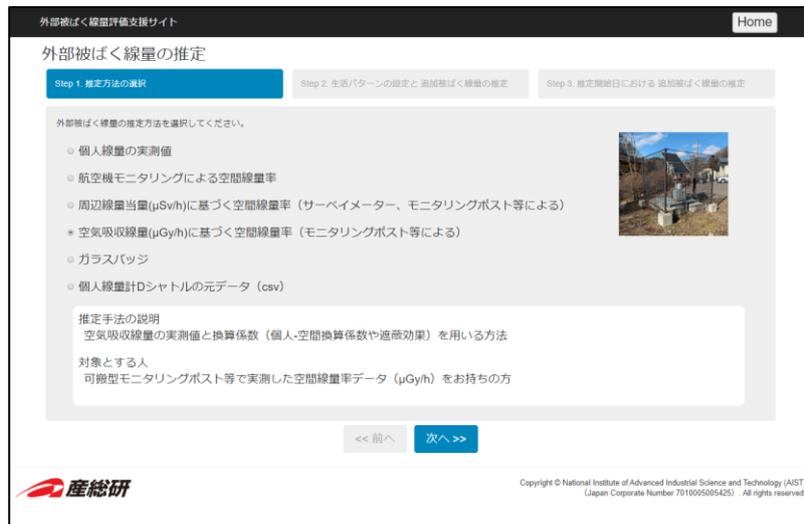
平成 31 年度は、ユーザーの目的や利用可能なデータに応じて個人被ばく線量（実効線量）を推定する複数の評価モデルを個人被ばく線量評価ツール（Web-based tool）に実装し、GUI の改良と職業別の生活時間の更新等を行った（表Ⅲ-2）。

表Ⅲ-2 個人被ばく線量評価ツールの主な改良点

改良の要点	変更点の詳細
複数の評価モデルの実装	<ul style="list-style-type: none"> ・ D-シャトルの元データ (csv) に基づく推定方法を新規追加 ・ オンサイト空間線量による推定を周辺線量当量 ($\mu\text{Sv/h}$) と空気吸収線量 ($\mu\text{Gy/h}$) に基づく空間線量の推定に分割
表記の改善	<ul style="list-style-type: none"> ・ 滞在場所の分類名を分かりやすいものに変更 （自宅／日中の活動場所／その他屋内／その他屋外／移動） ・ 結果資料の経過年数グラフの線量単位を mSv に統一
参照データの更新	<ul style="list-style-type: none"> ・ 空間線量のデータを更新（第 13 次航空機モニタリング） ・ 滞在時間の統計を最新のもの（平成 28 年度版）に更新（未実装）
その他	<ul style="list-style-type: none"> ・ バグの修正

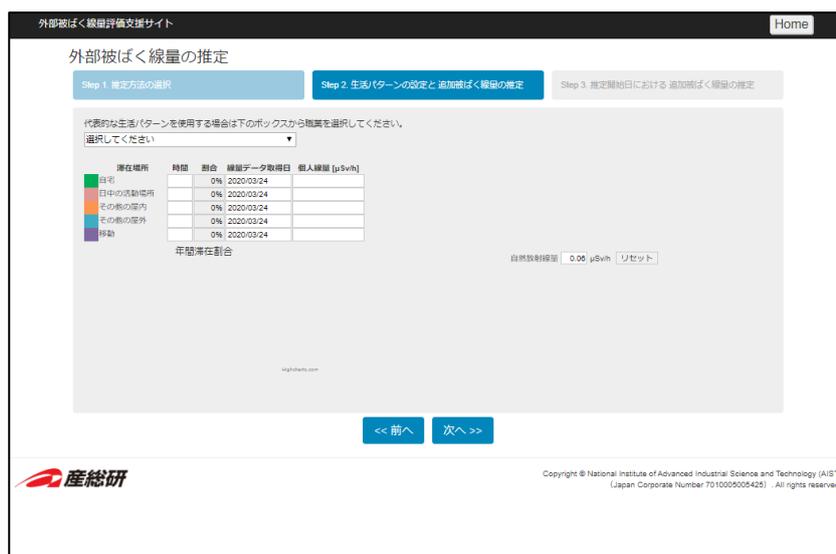
開発した個人被ばく線量評価ツール（Web-based tool）（以下、本ツールとする）のプロトタイプについて、スクリーンショットを示しながら主な機能と評価の流れを説明する。

本ツールでは、図Ⅲ-2 に示すように利用可能な線量データに応じて年間追加被ばく線量を推定するため、推定に利用する線量データの選択が可能である。個人線量の実測値は D-シャトル等の個人線量計で測定した数値を用いる（評価モデルⅣに相当）。空間線量率による推定は自宅周辺のサーベイメーターによる計測値やモニタリングポストの値を用いるものであるが、モニタリングポストの種類によって測定単位が周辺線量当量か空気吸収線量かの違いがあるため単位別の推定方法を用意した（評価モデルⅠ、評価モデルⅡと評価モデルⅢに相当）。また、ガラスバッジの測定結果や D-シャトルを読み取った csv データを用いて年間線量を計算することも可能である（評価モデルⅤに相当）。

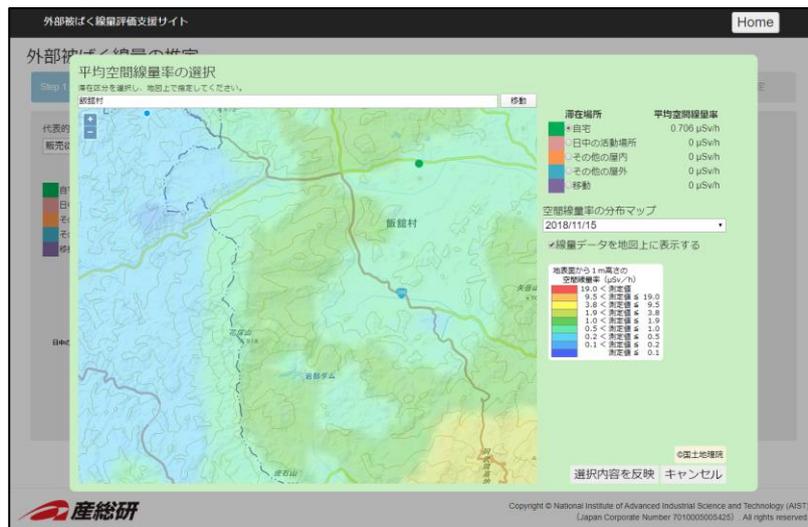


図Ⅲ-2 個人被ばく線量評価ツール（Web-based tool）における
Step 1. 推定方法選択画面

Step1 で推定方法を選択した後、Step2 では滞在場所ごとの滞在時間と線量の値を入力する（図Ⅲ-3）。図Ⅲ-3 では例として個人線量の実測値による推定方法を選んだ場合の入力画面を示す。ここでは、1日（24時間）のうちで自宅、日中の滞在場所、その他屋内、その他屋外、移動に分類した場所に、それぞれ何時間滞在するかを入力する。時間はすべて自由に入力することもできるし、福島県の生活時間調査を基にした職業別のデフォルト値を自動選択することもできる（図Ⅲ-4）。デフォルト値の根拠は後述する。



図Ⅲ-3 個人被ばく線量評価ツール（Web-based tool）における
Step 2. 生活パターンと個人線量の入力画面



図III-6 地図による航空機モニタリング空間線量率の入力画面

滞在場所別の時間と線量の値を入力した後、Step3 として年間追加被ばく線量の推計結果が表示される（図III-7）。ここでは滞在場所ごとの被ばく線量への寄与割合も円グラフで図示される。



図III-7 追加被ばく線量推定結果表示画面

「参考値を表示する」にチェックを入れることによって、目的の年間線量を達成するまでにかかる年数や、将来的に目安とする被ばく線量を実現するための一日あたりの追加被ばく線量を表示させることができる。

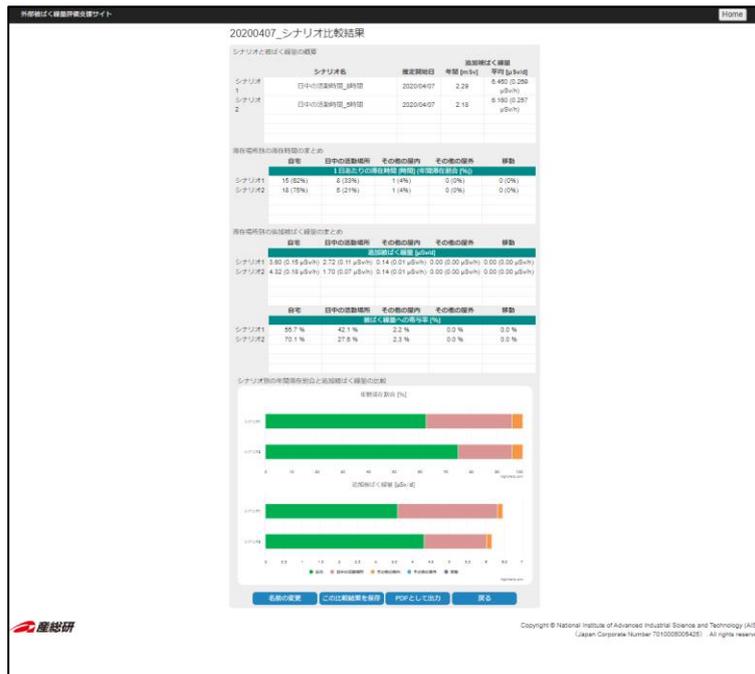
これらの推定結果は結果資料として表示させることができる（図III-8）。結果表示画面では滞在場所別の滞在割合や放射線量とともに、経過年数ごとの被ばく線量の減衰や数十年後までの積算

線量をグラフで知ることができる。グラフはマウスオーバーすることによって詳細な値を表示させることができ、pdf ファイルとして結果資料を保存することも可能である。



図III-8 結果シート表示・保存画面

推定のプロセス過程で設定した場所別の滞在時間や線量は評価のシナリオとして保存することができる(図III-9)。評価シナリオは複数を含めて比較表示することができ、これにより日中の活動時間を増減させた場合に被ばく線量がどのように変化するか等の対策の効果を知ることができる。



図III-9 複数シナリオの比較結果表示画面

b) 職業別・行動別の行動時間の算出方法

本ツールでは個人の滞在時間の目安として職業別の行動時間がデフォルトとして内蔵されている。ここではその算出方法と結果を合わせて示す。職業別・行動別の時間は平成28年社会生活基本調査生活時間—地域（調査票 A 時間帯に関する調査）に基づき作成した（総務省統計局2016）。参考とした情報を表III-3に示す。統計各表には都道府県や曜日、男女や職業等の属性別に「睡眠」「身の回りの用事」等の細かな行動の種類ごとの行動時間（分）が掲載されている。このうち、曜日は「週全体」、地域区分は「福島県」、男女は「総数」に合致する集計を抽出して採用した。各種職業や小中学生等の区分は「職業」の項目の職業区分と「ライフステージ」項目が小中学生と無業者のものを採用した。本ツールでは簡略化のため、表III-4に示すように詳細な行動の種類を統合し、5つの区分に分けた。分類した5つの行動区分ごとに1週間の行動時間（分）を合計し、一日の時間単位に換算して、各職業別の行動時間のデフォルト値を決定した（表III-5）。

表Ⅲ-3 職業・属性別行動時間の算出に使用した統計表

属性	出典統計表
各種職業	第68-7表 曜日,男女,職業,行動の種類別総平均時間(有業者)-全国, 都道府県
小学生・中学生・高校生・その他の在学者	第63-4表 曜日,男女,ライフステージ,行動の種類別総平均時間(10歳以上) -全国, 都道府県
無業者	第63-1表 曜日,男女,ふだんの就業状態,ライフステージ,行動の種類別総平均時間(15歳以上)-全国, 都道府県

表Ⅲ-4 行動区分の再分類

ツールにおける行動区分	統計表上の行動の種類
自宅	01_睡眠 02_身の回りの用事 03_食事 07_家事 08_介護・看護 09_育児 12_テレビ・ラジオ・新聞・雑誌 13_休養・くつろぎ 14_学習・自己啓発・訓練(学業以外) 15_趣味・娯楽
日中の活動場所	05_仕事 06_学業
その他屋内	17_ボランティア活動・社会参加活動 18_交際・付き合い 19_受診・療養 20_その他
その他屋外	16_スポーツ
移動	04_通勤・通学 11_移動(通勤・通学を除く)

表Ⅲ-5 各職業別の行動時間のデフォルト値

職業	滞在時間					滞在割合(%)				
	一日当たりの平均（週全体の滞在割合を24時間あたりに換算）					各滞在場所の週全体（1440時間）に対する割合				
	自宅	日中の活動場所	通勤・通学・移動	その他屋外	その他屋内	自宅	日中の活動場所	通勤・通学・移動	その他屋外	その他屋内
農林漁業従事者	17.40	5.32	0.85	0.02	0.43	73	22	4	0	2
管理的職業従事者	14.43	6.73	1.22	0.15	1.48	60	28	5	1	6
専門的・技術的職業従事者	14.57	7.05	0.93	0.13	1.32	61	29	4	1	5
事務従事者	15.53	6.17	1.05	0.13	1.10	65	26	4	1	5
販売従事者	15.17	6.58	0.98	0.08	1.18	63	27	4	0	5
サービス職業従事者	15.90	5.95	1.00	0.08	1.05	66	25	4	0	4
保安職業従事者	15.97	6.08	1.08	0.03	0.82	67	25	5	0	3
生産工程従事者	15.13	6.77	0.85	0.10	1.17	63	28	4	0	5
輸送・機械運転従事者	14.20	7.95	0.55	0.12	1.20	59	33	2	0	5
建設・採掘従事者	14.78	7.37	0.60	0.03	1.22	62	31	3	0	5
運搬・清掃・包装等従事者	16.32	5.37	1.00	0.18	1.13	68	22	4	1	5
小学生	16.97	4.77	0.90	0.45	0.90	71	20	4	2	4
中学生	15.05	6.38	0.65	0.97	0.95	63	27	3	4	4
高校生	14.47	6.42	0.70	1.18	1.22	60	27	3	5	5
その他の在学者	15.28	5.52	1.08	0.33	1.77	64	23	5	1	7
無業者	20.53	1.05	1.57	0.28	0.57	86	4	7	1	2

2. 被ばく低減策の検討や効果の評価を支援する計測・解析技術の確立

① 土壤放射能濃度測定器および指向性線量測定器

土壤中の放射性 Cs の濃度を計測するため、CsI(Tl)シンチレーション検出器を用いた。サイズは 2 inch×2 inch×2 inch の立方体で、MPPC と組み合わせて光信号を電気信号へ変換している。検出器及び MPPC は 2 cm 厚の鉛で覆われ、1 面のみ開放されたコリメート形状となっている。これにより、目的とする土壤からの γ 線の入射方向を限定し、目的とする土壤の放射能濃度を推定することが可能となる。回路系は USB から供給される電源で駆動し、付属のソフトによって波高スペクトル測定からガンマ線のピーク計数を評価し、放射能濃度 (Bq/kg) としている。この濃度については、深さ分布に大きく起因する。

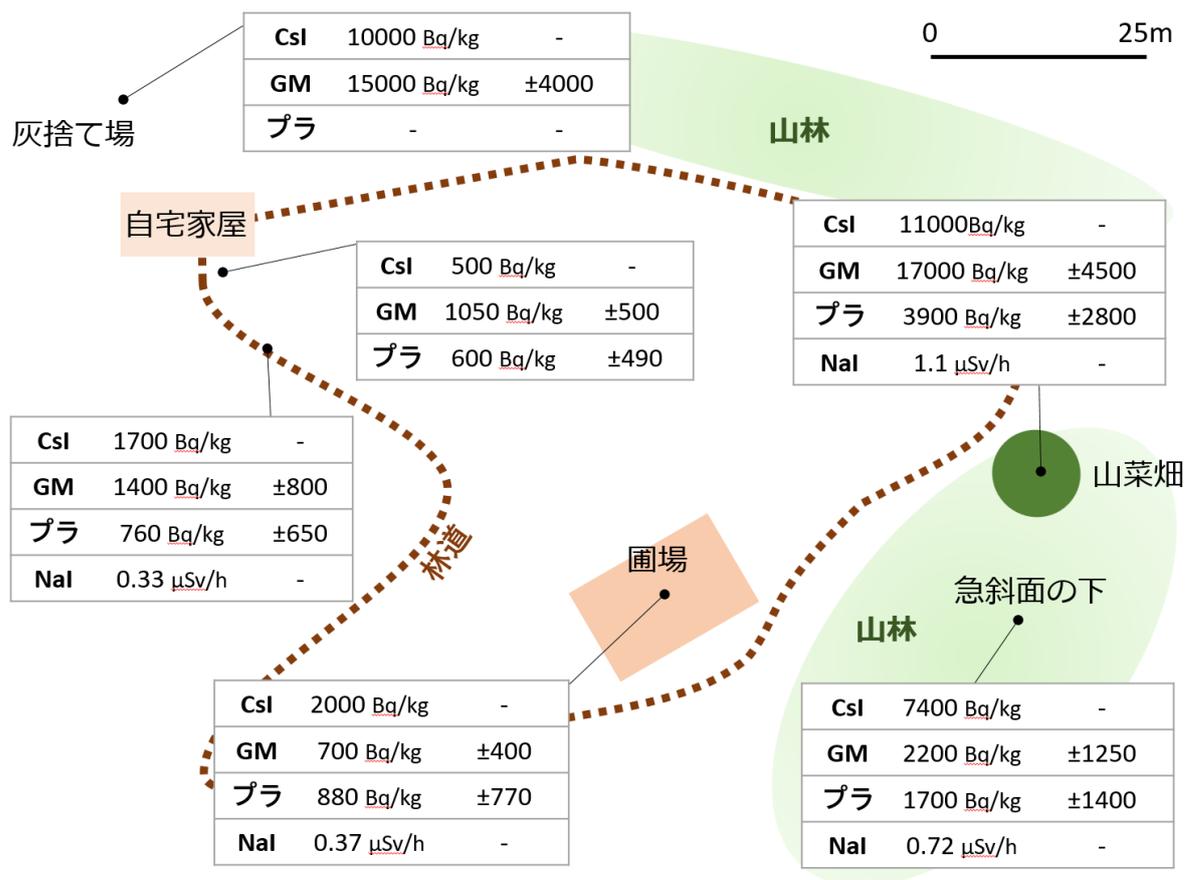
福島県飯舘村において住民の方にご協力いただき、宅地の庭や農地における濃度測定を行った。当初地面の上に直接検出器を置いて放射能濃度を測定していたが、特に未除染の場所では数 cm 計測地点が異なっただけで、濃度が 2 倍程度異なることがあった。未除染の土壤では、降雨などによって放射性物質が集積しやすい場所などがあり、場所による濃度のばらつきが大きい。本測定器の目的は、詳細な放射能濃度の測定よりも、その土地の大よその放射能濃度を知ることが重要である。そこで、検出器を設置する位置を地上 1m 程度とした場合の測定値の比較を行った。

現地での測定を開始する前に、サンプル土壤を用いて計測値から放射能濃度への換算のためのデータを取得した (図 III-10)。 サンプル土壤の測定では、土壤表面に設置した場合や検出器をサンプル土壤から 1m の高さに設置して測定を行った。サンプルに用いた土壤は 7700Bq/kg であった。これにより、1m 位置での測定値から大よその放射能を推定することが可能となった。計測する地表面積は、1.5m×1.5m 四方の範囲となっている。ただし、本測定手法では、測定周辺の大よその放射能が推定できるが、深さ分布が推定できない。そのため放射能濃度を求める際には、どの程度の深さまで放射性物質が分布しているか仮定する必要がある。同様の測定器、測定方法として in-situ の Ge 半導体検出器がある。本手法も同様の手法となっているが、鉛によるコリメートにより、測定範囲を下方の土壤のみとしており、測定範囲をより限定して計測することが可能となっている。また Ge 半導体検出器は冷却や回路系など持ち運びに難があるが、本測定器はコンパクトであり、容易に測定箇所を移動させることができる。



図 III-10 サンプル土壤を用いた土壤放射能測定

この検出器を用いて、実際のフィールドでの測定を行った。このフィールド測定では、上記に示した CsI(Tl)検出器の他に、主に表面汚染を測定する GM 管式測定器（自作機）、プラスチックシンチレーション測定器（日立製作所：TCS-1362）でも測定を行った。自作の GM 管式測定器は、2つの GM 管で、一つはベータ線が入射するよう薄い膜で、またもう一つはベータ線が入射できない厚さで窓を覆ったものの組み合わせとなっており、ガンマ線の寄与を差し引くようになっている。また測定ポイントの線量率についてもエネルギー補償型の NaI(Tl)シンチレーションサーベイメーター（日立アロカメディカル：TCS-172B）で測定した。その結果を図III-11に示す。それぞれの検出器の結果を見ると、同様の値を示す場合と、大きくずれている場合が見られた。表面汚染測定器では、測定しているエリアが小さく、また表面の状態によって値が大きく異なる可能性がある。特に山中では落ち葉などが多くあり、地表の凹凸が大きいため、ベータ線を計測して放射能濃度を測定することが難しかったと考えられる。CsI(Tl)については、計測しているのがγ線であり、また 1m 高さで計測していることから、表面の状態に大きく依存することなく放射能濃度を推定することが可能であることが分かった。



図III-11 飯舘村の某住宅周辺における土壌放射能濃度測定の結果

指向性線量測定器については、住民の方に表示について意見を伺った。現状は各方向の数値のみを示しており、どの方向からの値が大きいのか一目で分かりにくいという意見があった。また汚染域の距離についても数値ではなく視覚的に示したほうが良いとのアドバイスを受けた。今年度はこれらの意見をもとに、表示方法の設計を行った。次年度、これを元にプログラムの改良を行いたいと考えている。

本件はガンマ線のエネルギースペクトル測定により放射能濃度を推定しているが、このスペクトル測定の実用として、原発事故以前の自然放射線による線量が評価できないか試みた。手法としては、現在原発事故由来の γ 線として考えられる Cs-134 の 1.3 MeV ガンマ線よりも高いエネルギーによる波高分布のカウント数を積分し、このカウント数と自然放射線由来のバックグラウンド線量率を関連付けて評価する方法である。原発事故由来の放射線の影響がほとんどないと考えられる秋田、大阪において、このカウント数とバックグラウンド線量率をまとめたものが表Ⅲ-6 である。

表Ⅲ-6 秋田及び大阪における 1.4 MeV 以上の γ 線によるカウント数と線量率の関係

測定地点	サーベイメーターによる バックグラウンド線量率 ($\mu\text{Sv/h}$)	カウント /1hour	μSv /カウント
秋田市内	0.045	77.8	0.000578
大阪 (産総研関西センター)	0.075	167	0.000449
		平均	0.000514

現状では評価点が少なく、カウント数とバックグラウンド線量率の相関について精度の高い結果は得られていない。この値をもとに、飯舘村にて測定したスペクトルデータから、自然放射線由来のバックグラウンド線量率の推定を試みた(表Ⅲ-7)。その結果、場所によって、バックグラウンド線量率が大きくなっている箇所があった。ここでは K-40 のピークが顕著に見られていた。精度の高い評価を行うためには、より広範囲においてデータを取得し、評価方法の改良が必要であると考えられた。

表Ⅲ-7 飯舘村での自然放射線由来のバックグラウンド線量率の推定値

飯舘村での測定結果	カウント/1hour	推定されるバックグラウンド線量率 ($\mu\text{Sv/h}$)
地点 A	123.6	0.063
地点 B	93.9	0.048
地点 C	224.6	0.12

② 改良型無線通信機能搭載小型個人線量計の開発

a) BLE 無線通信対応放射線線量計センサー基板の改良

昨年度開発したサイズ 30 mm x 26 mm x 5 mm, 3V ボタン電池駆動の放射線線量計センサー基板において、衝撃センサー部や基準電圧部で改良すべき点が見つかったことから、センサー基板の改良を行い、偽カウントを抑える衝撃センサーや放射線センサーが設計通りの動作をすることを確認した。また、センサー部に専用の電磁波シールドを付け、電磁波による誤カウントを防ぐようにした（図Ⅲ-12）。

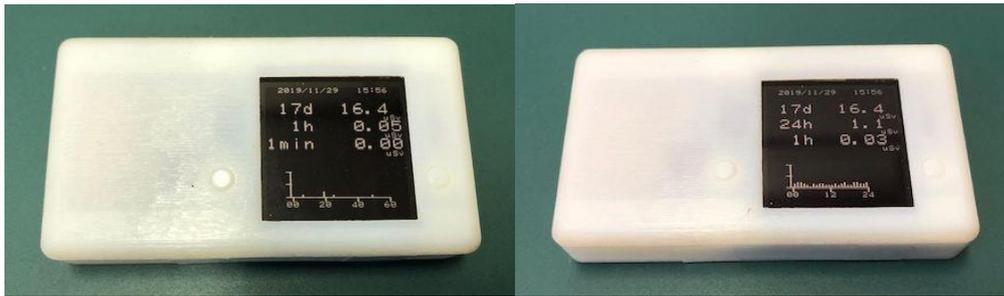


図Ⅲ-12. 改良した放射線線量計センサー基板

b) 無線通信対応線量計及び線量校正システムの試作

開発した線量計センサー基板と BLE 無線通信基板とを組み合わせることで線量計ユニットを試作した。線量計ユニットは、1時間毎及び1分毎のグラフを表示できるようにするとともに（図Ⅲ-13）、センサーのカウントから線量の数値を導出するための校正定数を決めるため、無線で線量データをパソコン等に転送できるようにした。この線量計を放射線量の標準場に設置することにより、照射前と照射後の線量とセンサーのカウントから、校正定数を計算し線量計に書き込むことにより、線量計の校正ができるようにした。

また、生活の中での線量計の使用を想定して、衝撃や電磁波の影響を確認した。衝撃に関しては、衝撃センサーによる偽カウント防止の反応時間等を調整することと、衝撃の事象を記録することにより、一般的な生活の中での線量計測で衝撃の影響を最小限にした。電磁波に関しては、携帯電話等と一緒に1週間ほど携帯しても特に影響がなかったが、強い電磁波環境下では若干偽カウントが増える場合もあり、センサー部は電磁波シールドの強化を検討することにした。



図Ⅲ-13 線量計ユニット（左1分毎グラフ表示、右1時間毎グラフ表示）

c) 線量データの無線転送試験

開発した線量計ユニットと、Android 系スマートフォン、Windows 系パソコン搭載無線機能、Windows 系のパソコンに専用の USB 無線通信アダプタを付けた場合について無線データ転送のソフトウェアを開発し、動作試験を行った（図Ⅲ-14）。その結果、24 時間の 1 時間毎のデータを転送する場合、専用の無線通信アダプタでは 2~3 秒以下、Android 系スマートフォンでは 10 秒程度、Windows 系のパソコン搭載の BLE 通信では 20 秒~1 分以上と通信するデバイスによって転送速度に差が出るのがわかった。今後、それぞれの転送速度を考慮して線量計の無線通信システムを開発する予定である。



図Ⅲ-14 スマートフォンのデータ表示画面

IV. 考察

避難指示解除地域である飯舘村等の住民の協力を得て、個人被ばく線量の測定値（D-シャトルによる測定値）の測定を実施した結果、各個人の被ばく線量の大きさは生活様式や滞在場所により大きく変化することが改めて確認された。今回の調査では個人被ばく線量(追加分)の年間換算値は大半が 1mSv 程度以下であり、最大でも 2.2mSv 程度であった。帰還後の住民の被ばく線量は総じて長期的な目標である 1mSv 程度以下になっていると推測されている²⁾。しかし、本調査の結果が示すように滞在場所や行動パターンによっては 2mSv 以上になるようなケースも考えられる。避難指示が解除された地域に帰還した住民の中には、山林や畑等の未除染地域へ行くなど、生活圏が徐々に広がっている住民もいる。個人被ばく線量が比較的高い住民に対して、長期的な目標値達成に資する具体的な行動変容や低減策を助言するためには、その住民の滞在場所や生活様式を把握できる個人被ばく線量の調査がより重要であると考えられる。そのようなデータの蓄積と各種空間線量データとの関係を明らかにすることは、避難指示解除地域における個人被ばく線量評価の高度化や結果の解釈・説明をする上で重要であると考えられる。

筆者らの飯舘村における個人被ばく線量の調査（Naito et al. 2017）では、見守り隊や特例宿泊等、日常とは異なる生活パターンであったため、実態に即したモデルパラメータの検討には限界があったが、本調査により、限られたデータ数ではあるが、避難指示解除地域の生活圏における日常的な生活の中での個人被ばく線量と各種空間線量との関係の解析が可能になった。より実態に即したモデルパラメータの設定や評価における課題を明確にするためには、季節や行動パターンの違いの解析を可能にするためのデータの蓄積が必要である。

空間線量データに基づき追加の個人被ばく線量をより精度高く推定するためには、自然由来の線量を正しく把握することが必要である。本調査ではガンマ線のエネルギースペクトル測定の応用として、原発事故由来の放射線の影響がほとんどないと考えられる秋田と大阪におけるスペクトル測定を利用して、福島における原発事故以前の自然放射線による線量の評価を試みた。飯舘村にて測定したスペクトルデータから、自然放射能由来のバックグラウンド線量率の推定を推定した結果、自然由来の線量率は場所により大きく異なる結果となった。K-40 のピークが顕著に見られていたため、人為的な活動により K-40 が地表面に増加した可能性がある。現状では評価点が少なく精度の高い評価はできない。より精度の高い評価を行うためには、広範囲においてデータを取得し、評価方法の改良が必要であると考えられた。日本国内において自然由来の被ばく線量がどの程度かを日本全体で把握することは、今後起こりうる原子力災害の備えや福島事故の線量評価の検証の観点からも重要な課題だと考えられる。

V. 結論

平成 31 年度は、避難指示解除後に被災地域で生活する住民の個人被ばく線量の実態把握と利用可能なデータに応じた被ばく線量の評価を可能にする評価モデルのパラメータ選択に資する知見を得ることができた。帰還住民の被ばく線量の測定を行なった結果、個人被ばく線量(追加分)の年間換算値は大半が 1mSv 程度以下であり、最大でも 2.2mSv 程度であった。各個人の被ばく線量の大きさは生活様式や滞在場所により大きく変化することが改めて確認された。これまで得られ

た知見に基づき個人被ばく線量評価ツール（Web-based tool）のプロトタイプを開発した。土壤放射能濃度測定器について、地元住民の協力を得て現場での計測を行い、計測システムの検証やユーザーインターフェースの改良を実施した。さらにガンマ線のエネルギースペクトル測定の実用として、福島における原発事故以前の自然放射線による線量の評価を試みた。飯舘村において自然放射能由来の線量率を推定した結果、自然由来の線量率は場所により大きく異なる結果となり、より精度の高い評価を実現するためには、広範囲でのデータの取得と評価方法の改良が必要であると考えられた。改良型無線通信機能搭載の小型線量計について、BLE 無線通信対応放射線線量計センサー基板の改良を行い、無線通信対応線量計及び線量校正システムを試作した。

VI. 次年度以降の計画

それぞれのテーマにおける令和2年度の計画は次の通りである。

■ 実態に合う個人被ばく線量の評価手法の開発・検証とツール化

個人被ばく線量の評価手法の検証に資する20人程度の個人線量データ（行動記録とGPS情報も含む）を飯舘村等避難指示解除地域において取得する。各評価モデルのパラメータの値・範囲とその根拠についてまとめ、複数のシナリオに基づき評価モデルの比較検討を行い、それぞれのモデルの特徴と限界を踏まえた有効な使い方についての考え方を提示する。本研究やこれまでの研究で得られたモデルパラメータを考慮した個人被ばく線量評価ツール（Web-based tool）の公表可能版を開発する。

■ 改良型無線通信機能搭載小型個人線量計の開発

基板等の改良を行い、放射線線量計としての性能を確認する。試作品による測定を行い、使用上の改善点を明らかにする。

■ 土壤放射能測定器及び指向性線量測定器の開発

土壤放射能測定器については、現地において地上から1m離れた位置での放射能濃度測定を行い、プラスチックシンチレータによる放射能濃度測定結果（実際の土壤の濃度データ）との比較を行う。また現状の検出器をドローンに搭載し、遠隔による計測を実証する。指向性線量測定器については、操作性をよりシンプルに、また表示についても情報が的確に分かるように現地の協力者と意見を伺いながら改良を行う。自然由来の放射線量に対する高精度の評価のための方法の改良を行う。

VII. この研究に関する現在までの研究状況、業績

A. 論文：査読あり

1)

B. 論文：査読なし

1)

C. 学内学会発表

1) 黒澤忠弘、岩瀬広、内藤航、上坂元紀「簡易土壤放射能測定器の開発」日本保健物

理学会第 52 回研究発表会（2019 年 12 月 5 日～7 日）、ポスター発表

2) 内藤航、上坂元紀、黒澤忠弘「実態に合う外部被ばく線量の評価手法確立に資する線量の実態調査と評価手法の比較検討」日本保健物理学会第 52 回研究発表会（2019 年 12 月 5 日～7 日）、ポスター発表

D. 国際学会発表

1)

E. 著書

1)

F. 講演

1)

G. 主催した研究集会

1)

H. 特許出願・取得

1)

I. その他

VIII. 参考文献

1) 総務省統計局 2016. 平成 28 年度社会生活基本調査 .
<https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?page=1&layout=datalist&toukei=00200533&tstat=000001095335&cycle=0&tclass1=000001095377&tclass2=000001095393&tclass3=000001095397>

(2020 年 4 月 9 日最終閲覧)

2) Nomura, S., et al., Low dose of external exposure among returnees to former evacuation areas: a cross-sectional all-municipality joint study following the 2011 Fukushima Daiichi nuclear power plant incident. *J. Radiol. Prot.* 40 (2019), 1-18.

3) Naito, W., Uesaka, M., Kurosawa, T., Kuroda, Y., Measuring and assessing individual external doses during the rehabilitation phase in Iitate village after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. *J. Radiol. Prot.* 37(2017), 606-622.

Practical Research on Measuring and Assessing Radiation Doses for Effective Individual External Dose Management

Wataru Naito

National Institute of Advanced Industrial Science and Technology,

Research Institute of Science for Safety and Sustainability

Key word : Personal exposure dose, D-shuttle, radiation measurement, dose estimation, soil radioactivity measurement device, compact dosimeter with improved wireless communication

Abstract

In the areas where the evacuation order was lifted and decontamination has been completed after the Fukushima accident, accurate information on individual external doses is needed to help predicting future individual external doses of people with different time-activity patterns and examine effective radiation protection countermeasures. The goals of this project are to establish and verify radiation measurement and assessment methods that support the examination of effective individual external dose mitigation according to local or individual dose conditions. The objectives of this project were twofold: (1) the development and verification of a tool for assessing realistic individual external doses, and (2) the establishment of radiological measurement and analysis techniques to help radiation dose mitigation for individuals. In fiscal year 2019, using a personal dosimeter (D-shuttle) and GPS logger along with lifestyle survey, we evaluated the individual external dose levels for those who returned to the former evacuation areas (approximately 20 local residents) after the evacuation orders were lifted. For detailed analyses on the relationships between various dose measurements which include actual measurement of the individual external doses and ambient dose rate, on-site measurements of ambient dose rate were conducted on the resident's property. The result of D-shuttle measurements showed that most individual exposure doses of the returnees observed in this study has decreased to near 1 mSv per year, but it depends largely on the lifestyle of the individual. This reconfirms that it is important to understand the exposure dose according to the lifestyle in order to examine the specific exposure reduction measures for individuals. As for the web-based individual external dose assessment tool, a prototype was developed by organizing model parameters and improving GUI. Regarding the establishment of radiological measurement and analysis techniques, the calibration of the radioactivity measurement in the soil 1m above the ground was carried out using a soil radioactivity measuring device. This made it possible to estimate the approximate value of the radioactivity for an area of about 1 m square. In addition, an attempt was made to estimate the background dose before the accident in Fukushima using the results of spectrum measurements up to high-energy γ rays. Moreover, for the small personal dosimeter equipped with the improved wireless communication and display functions, the BLE (Bluetooth Low Energy) wireless communication

compatible radiation dosimeter sensor substrate has been improved to enable long-term radiation dose measurement with one button battery.

1-4 避難行動データの多角的解析に基づく福島原発事故初期の

内部被ばく線量推計

主任研究者： 栗原 治（量子科学技術研究開発機構 部長）

研究要旨

本研究では、研究代表者らがこれまでに福島第一原発事故に伴う初期内部被ばく線量の推計のために収集した人の実測データや避難行動データを整理・集約するとともに、解析目的に応じて再編した二次データを、今後の研究のためにアーカイブ化することを試みた。元の避難行動データは1名1つのCSVファイルであり、滞在場所の時系列が記述されているが、時期によって形式が異なり解析には不都合であった。そのため1時間毎のレコードデータに再編するとともに、ホールボディカウンタ（WBC）被検者の計測値と統合したデータファイルを作成した。このファイルを用いて避難行動データの様々な可視化を行い、避難状況の全体像の把握を行うとともに、放射性セシウム体内残留量と事故直後の滞在場所（福島第一原発からの距離）との関連について解析した。

キーワード

福島第一原発事故	線量評価	初期内部被ばく
放射性ヨウ素	放射性セシウム	避難行動

研究協力者

石川 徹夫（福島県立医科大学 教授）

飯本 武（東京大学 教授）

I. 研究目的

福島第一原発事故から9年以上が経過し、この間、国内外の専門家により、避難住民を含む一般公衆に対する放射線被ばく線量の推計に係る研究が数多く行われてきた^{1,2)}。しかしながら、その大半は、事故発生から時間が経過した現存被ばく状況を対象とした研究であり、現在も課題とされている事故直後に受けた可能性のある、放射性ヨウ素に代表される短寿命核種による内部被ばく線量については、未だ十分に信頼性のある結論が得られていないのが現状である。その主な理由は、同推計の基礎となる事故初期の人及び環境の実測データが十分に得られなかったことに加え、複雑な人の行動に起因する内部被ばく線量推計自体の不確実性による。これまで研究代表者らは、限られた人の実測データ（甲状腺中ヨウ素測定やホールボディカウンタ（WBC）を用いた内部被ばく検査）を基礎として、大気拡散シミュレーション等を補完的に活用した初期内部被ばく線量の推計（各自治体住民に対する代表値）を行ってきた³⁻⁸⁾。2012年度に環境省の委託研

究の成果として研究代表者らが公表した線量推計値は、後の研究においても概ね妥当であったことが示されつつあるものの⁹⁾、福島県内で継続されている甲状腺検査の結果の解釈、すなわち、甲状腺がんと放射線被ばくとの因果関係を明らかにするために、より精緻な線量推計が望まれている。そこで、本研究では、研究代表者らの先行研究を発展させ、福島第一原発近傍の自治体住民の避難行動を多角的に解析するとともに、初期内部被ばくとの関連性を明らかにしてゆくことを目的とする。研究初年度となる今年度は、先行研究で入手した避難行動データ等を解析目的に応じて加工し、今後の研究のためのアーカイブ¹⁾データとして整理・集約することを試みた。初期内部被ばく線量の正確な推計は、福島県民健康調査に有益な情報をもたらす他、将来の原子力災害への備えとして、効果的な公衆被ばく線量推計を行う上での資料となりうる。

II. 研究方法

研究代表者らによる先行研究において入手した人の実測データ、避難行動データ、及び、大気拡散シミュレーションの計算結果等を用い、解析目的に応じてデータを再編及びチャート化した。入手した人の実測データ及び避難行動データは表 II-1 に示すとおりであり、後者は福島県民健康調査（基本調査）において同県民の外部被ばく線量推計に使用された電子データと同一である¹⁰⁾。避難行動データには震災当日から4カ月間（2011年3月11日から7月11日）の居場所の時系列が含まれるものの、期間によってデータフォーマットが異なる。具体的には、①3月16日までは1時間1レコード、②3月17日から3月25日までは1日1レコード（複数の居場所を含む）、③3月26日以降は1日1レコード（代表的な居場所1カ所のみ）である。一方、先行研究でも使用したWSPEEDIによる放射性核種（¹³¹I, ¹³⁴Cs, ¹³⁷Cs等）の時系列大気中濃度マップは1時間毎に与えられるため、避難行動データも同一時刻で突合できるように全期間1時間1レコードに変換した。ただし、入手したWBC被検者の避難行動データの多くは3月26日以降のデータが無かったため、25日までのデータを変換した。図 II-1 には変換した避難行動データの一例（エクセル）を示す。元の避難行動データは1名につき1つのCSVファイル²⁾であるが、同図に示すデータファイルのように自治体毎に解析対象者のWBCデータと各時刻における滞在場所の履歴を配列することにより、後述する種々の解析を容易に行うことができる。

表 II-1 入手した人の実測データ及び避難行動データ

人実測データ	避難行動データ
小児甲状腺被ばくスクリーニング検査（1,080名）	内309名
放医研（量研）パイロット調査（WBC）（174名）	内112名
原子力機構による内部被ばく検査（WBC）（9,488名）	内5,401名

注釈：人数については集計方法の変更により変わる可能性がある。

¹⁾ 複数のファイルを圧縮してひとつのファイルにまとめることを意味し、元々は保存しておく必要な文書やデータ等を安全かつ長期的に保管すること。

²⁾ CSVはComma Separated Valueの略でカンマ区切りのテキストファイルのこと。

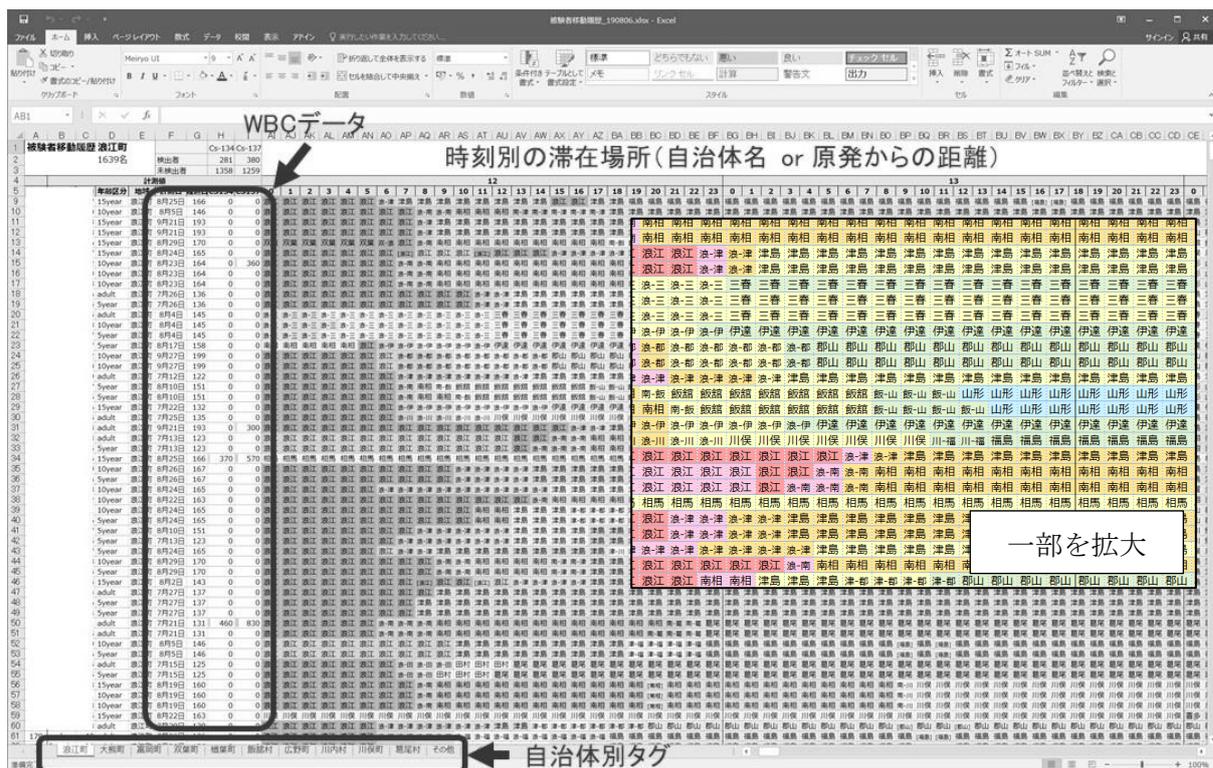


図 II-1 変換した避難行動データの一例 (エクセル)

(倫理面への配慮)

甲状腺中ヨウ素または全身セシウムを対象とした人の実測値及び個人の避難行動データの本研究での利用については、研究代表者らが所属する量研及び福島医大の臨床研究審査委員会での承認を得ている (量研 13-011、福島医大 1892)。研究目的外での利用、また、他機関への譲渡はしない。

III. 研究結果

1. 原発近隣自治体住民の事故初期の避難状況

福島第一原発近隣の 10 自治体 (浪江町、双葉町、大熊町、富岡町、楢葉町、広野町、飯館村、川俣町、川内村、葛尾村) において、放射性セシウムによる内部被ばく検査 (WBC 測定) を受検した住民 (原子力機構での被検者 5,401 名) の避難状況を行動データに基づきチャート化した。図 III-1 及び図 III-2 に一例 (浪江町) を示す。なお、移動中の居場所は不明であるため、移動元と移動先の自治体で移動時間を 1 時間単位で等配分 (ただし、5 時間のように奇数時間の場合は移動先を 3 時間、移動元に 2 時間を配分)、または、移動元と移動先の直線上を等速移動すると仮定し、移動中の居場所または福島第一原発からの距離を求めた。別添 1 及び別添 2 には他の自治体分と併せて示した。

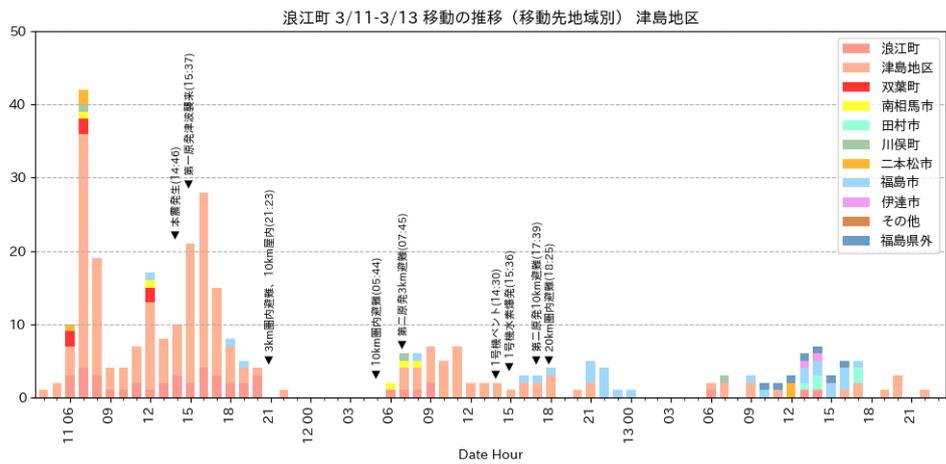
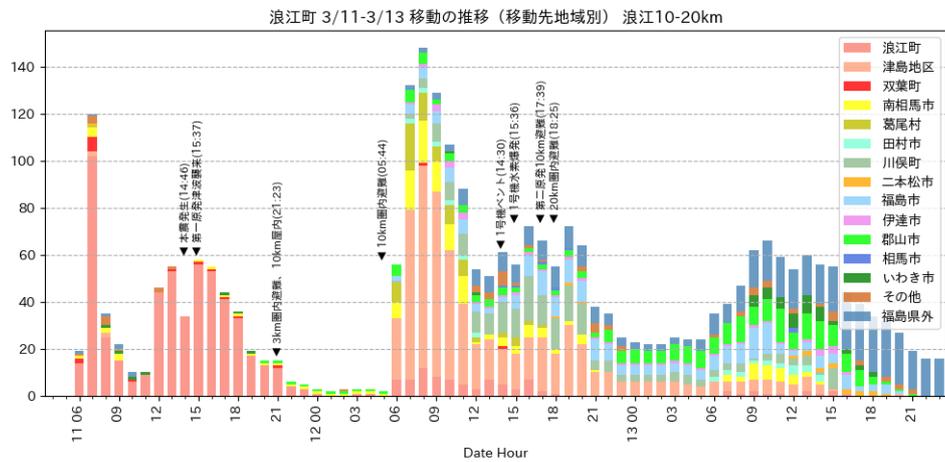
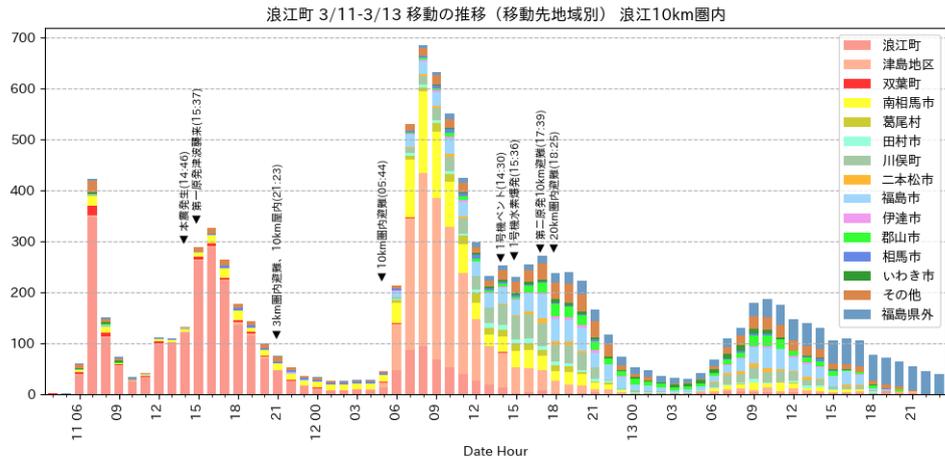


図 III-1 浪江町住民の避難状況 (1/2)

上段：各時刻における移動者の移動先自治体（10 km 圏内居住者）、中段：同（10-20 km 圏内居住者）、下段：同（津島地区居住者 ※便宜上 20 km 圏外を津島地区とした）

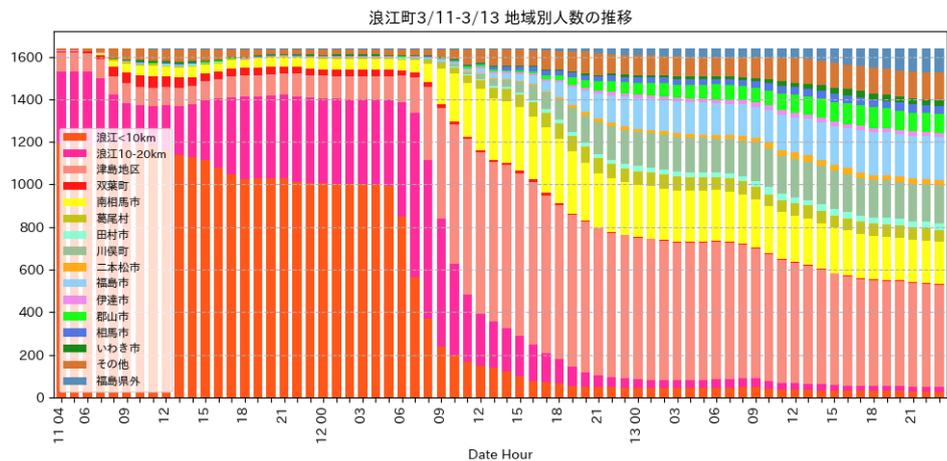
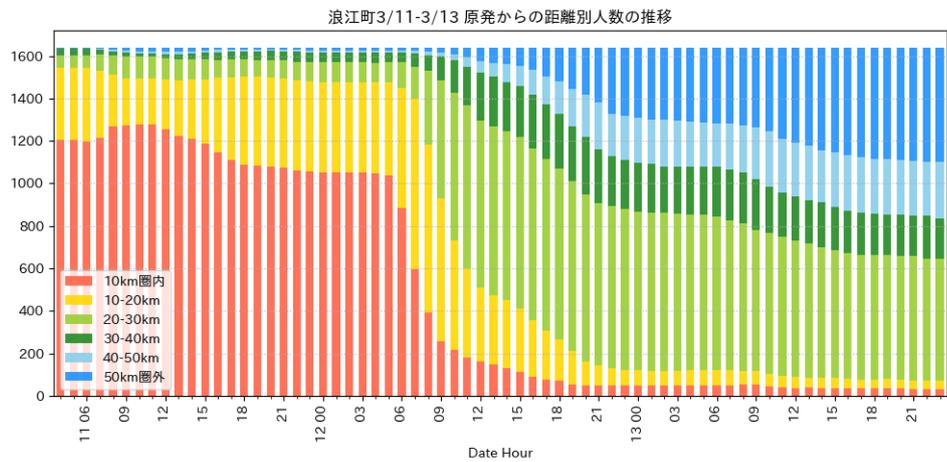
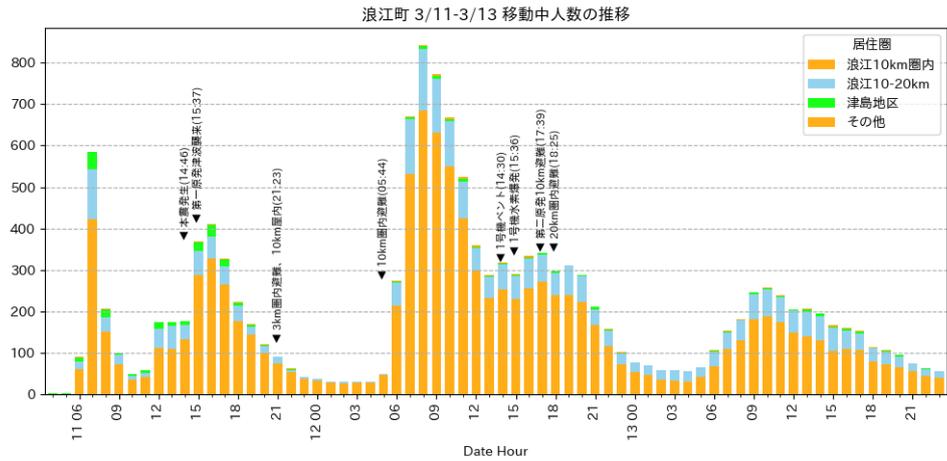


図 III-1 浪江町住民の避難状況 (2/2)

上段：各時刻における移動者の内訳、中段：各時刻における住民の福島第一原発一帯在場所間距離の分布、下段：各時刻における住民の滞在自治体の分布

2. 原発近隣自治体住民の避難行動分類

前項と同じ解析対象者について、どのような経路で避難したかを分類するため、3月13日0時時点に滞在した自治体から、以後移動した自治体についてチャート化した。図 III-2 に一例（浪江町）を示す。別添 3 には他の自治体分と併せて示した。

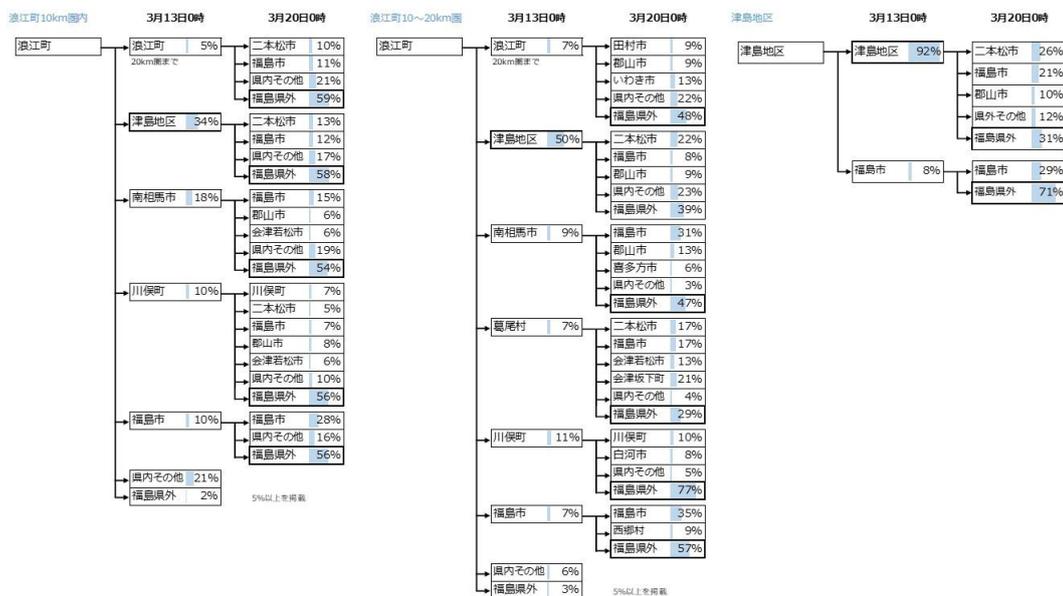


図 III-2 浪江町住民の避難行動分類

3. 放射性セシウム検出者・未検出者の避難行動の差異

WBC測定における ^{137}Cs 検出者と ^{137}Cs 未検出者の避難行動の差異を、福島第一原発一滞り場所間の距離で比較した。図 III-3 に一例（浪江町）を示す。解析対象者の分類は表 III-1 に示すとおりである。別添 4 には他の自治体分と併せて示した。

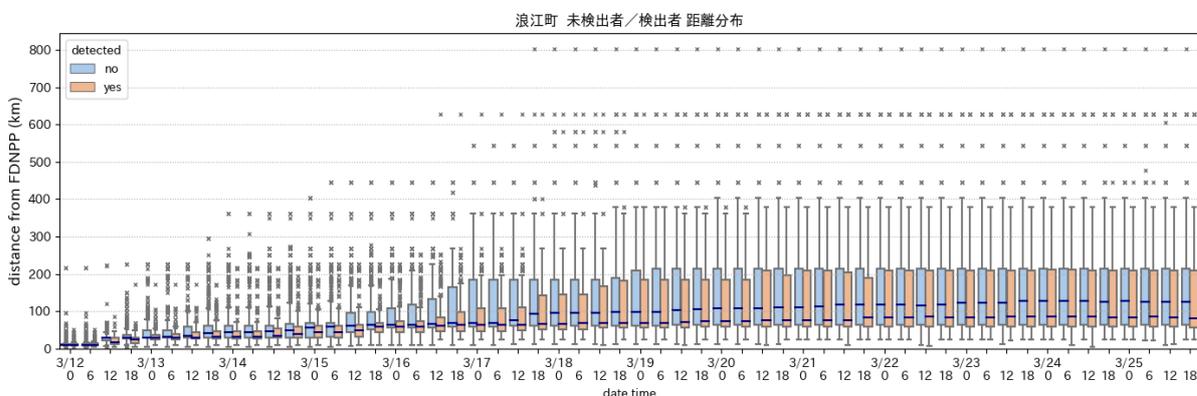


図 III-3 ^{137}Cs 検出者・未検出者の避難行動の差異（浪江町住民）

表 III-1 解析対象者数

自治体名	全年齢群		成人・15歳		10歳以下	
	未検出者数	検出者数	未検出者数	検出者数	未検出者数	検出者数
浪江町	1,249	389	540	265	709	124
大熊町	824	153	358	108	466	45
富岡町	691	123	265	84	426	39
双葉町	440	134	194	96	246	38
檜葉町	403	70	116	40	287	30
飯舘村	228	99	45	68	183	31
広野町	185	50	52	32	133	18
川内村	141	11	72	5	69	6
川俣町	77	46	37	38	40	8
葛尾村	83	5	26	5	57	0
計	4,321	1,080	1,705	741	2,616	339

4. 原発－居場所間距離による体内セシウム量の差異

摂取量が比較的多い成人被検者を対象として、福島第一原発から居場所までの距離に応じて2群化し、それぞれの¹³⁷Cs検出率と¹³⁷Cs摂取量を時系列で比較した。図III-4に一例（浪江町）を示す。別添5には他の自治体分と併せて示した。

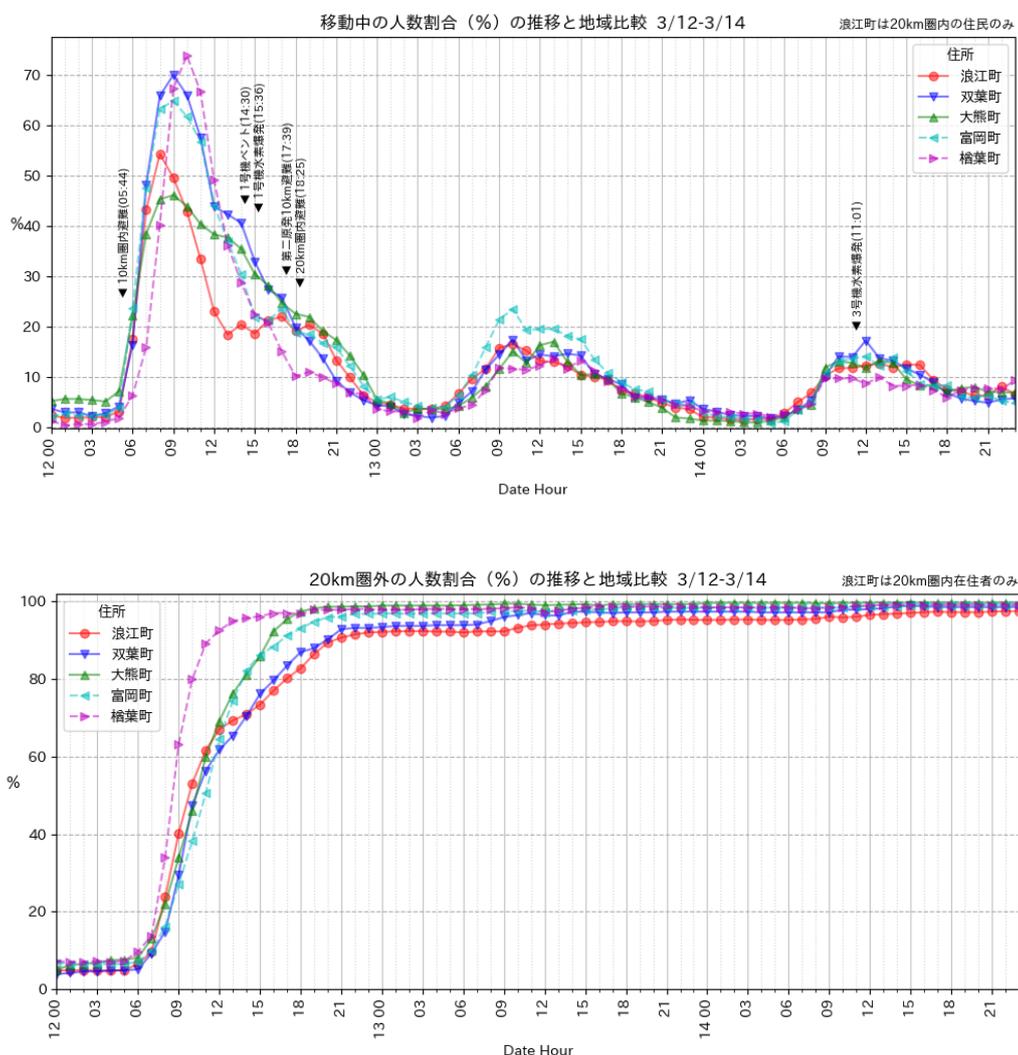
原発からの距離で分けた近い側と遠い側のCs137摂取量比較

浪江町 adult	摂取量分布	全体人数	計数対象者					対象外 20kBq~	*	有意水準5%で有意差あり
			未検出	~5kBq	~10kBq	~20kBq	小計			
		317	201	44	44	23	312	5		**
日時	原発からの距離	20km	30km	40km	50km	70km	100km			
		圏内 圏外 除外者	圏内 圏外 除外者	圏内 圏外 除外者	圏内 圏外 除外者	圏内 圏外 除外者	圏内 圏外 除外者			
3月12日 0時	人数	245 27 40	281 10 21	293 5 14	300 3 9	308 1 3	311 1			
	平均摂取量	2476.8 1687.6	2441.0 0.0 **	2453.9 0.0 **	2488.3 0.0 **	2510.4 0.0	2498.5 0.0			
	検出率	35.5% 22.2%	35.6% 0.0%	35.8% 0.0%	35.7% 0.0%	35.7% 0.0%	35.7% 0.0%			
3月12日 3時	人数	244 27 41	280 11 21	293 5 14	300 3 9	308 1 3	311 1			
	平均摂取量	2469.3 1687.6	2449.8 0.0 **	2453.9 0.0 **	2488.3 0.0 **	2510.4 0.0	2498.5 0.0			
	検出率	35.2% 22.2%	35.7% 0.0%	35.8% 0.0%	35.7% 0.0%	35.7% 0.0%	35.7% 0.0%			
3月12日 6時	人数	237 32 43	279 12 21	293 5 14	300 3 9	308 1 3	311 1			
	平均摂取量	2427.1 1628.5	2458.5 0.0 **	2453.9 0.0 **	2488.3 0.0 **	2510.4 0.0	2498.5 0.0			
	検出率	35.0% 21.9%	35.8% 0.0%	35.8% 0.0%	35.7% 0.0%	35.7% 0.0%	35.7% 0.0%			
3月12日 9時	人数	168 106 38	266 27 19	289 9 14	299 4 9	308 1 3	311 1			
	平均摂取量	3144.6 950.1 **	2567.9 205.0 **	2487.9 0.0 **	2496.6 0.0 **	2510.4 0.0	2498.5 0.0			
	検出率	43.5% 17.9% **	37.2% 7.4%	36.3% 0.0%	35.8% 0.0%	35.7% 0.0%	35.7% 0.0%			
3月12日 12時	人数	104 174 34	222 56 34	272 22 18	287 12 13	308 1 3	311 1			
	平均摂取量	4164.2 1084.9 **	2838.0 668.2 **	2622.5 127.4 **	2601.0 0.0 **	2510.4 0.0	2498.5 0.0			
	検出率	56.7% 18.4% **	41.0% 12.5% **	37.9% 4.5%	37.3% 0.0%	35.7% 0.0%	35.7% 0.0%			
3月12日 15時	人数	84 194 34	205 72 35	261 31 20	280 18 14	305 3 4	310 2			
	平均摂取量	4578.9 1222.8 **	3053.6 519.7 **	2733.0 90.4 **	2656.0 155.7 **	2535.1 0.0 **	2506.5 0.0 **			
	検出率	64.3% 19.1% **	43.9% 9.7% **	39.5% 3.2%	37.9% 5.6%	36.1% 0.0%	35.8% 0.0%			
3月12日 18時	人数	57 225 30	173 104 35	234 54 24	270 29 13	300 7 5	308 3 1			
	平均摂取量	4953.2 1594.0 **	3256.2 962.3 **	2972.8 166.2 **	2754.4 96.7 **	2577.3 0.0 **	2522.8 0.0 **			
	検出率	66.7% 24.9% **	46.8% 15.4% **	42.3% 5.6%	39.3% 3.4%	36.7% 0.0%	36.0% 0.0%			
3月12日 21時	人数	32 251 29	135 139 38	195 87 30	241 51 20	297 8 7	306 5 1			
	平均摂取量	5677.2 1885.8 **	3265.1 1423.7 **	3055.0 944.1 **	2798.3 838.5 **	2547.5 0.0 **	2539.3 0.0 **			
	検出率	75.0% 27.5% **	45.9% 21.6% **	43.6% 13.8% **	40.2% 11.8% **	36.7% 0.0%	36.3% 0.0%			
3月13日 0時	人数	25 258 29	128 147 37	183 99 30	224 65 23	294 10 8	305 6 1			
	平均摂取量	5600.0 1999.3 **	3264.1 1527.8 **	3065.2 1221.7 **	2978.5 657.9 **	2547.0 0.0 **	2547.6 0.0 **			
	検出率	72.0% 29.1% **	46.1% 23.1% **	43.7% 17.2% **	42.4% 9.2% **	36.7% 0.0%	36.4% 0.0%			
3月13日 3時	人数	25 258 29	127 150 35	178 104 30	223 66 23	294 10 8	304 7 1			
	平均摂取量	5600.0 1999.3 **	3289.8 1497.3 **	3095.3 1258.9 **	2991.9 648.0 **	2547.0 0.0 **	2556.0 0.0 **			
	検出率	72.0% 29.1% **	46.5% 22.7% **	43.8% 18.3% **	42.6% 9.1% **	36.7% 0.0%	36.5% 0.0%			
3月13日 6時	人数	25 258 29	126 151 35	176 106 30	219 70 23	293 11 8	304 7 1			
	平均摂取量	5600.0 1999.3 **	3315.9 1487.4 **	3130.5 1235.1 **	3001.0 753.4 **	2538.0 471.6 **	2556.0 0.0 **			
	検出率	72.0% 29.1% **	46.8% 22.5% **	44.3% 17.9% **	42.5% 11.4% **	36.5% 9.1%	36.5% 0.0%			

図 III-4 各時刻における原発－居場所間距離による¹³⁷Cs体内残留量及び¹³⁷Cs摂取量の差異

IV. 考察

以上の避難行動データの解析から、即時避難の指示が出された警戒区域内自治体の住民の避難は、迅速に行われたことが示唆された。図 IV-1 には、浪江町、双葉町、大熊町、富岡町及び楡葉町の3月12日から14日までの避難状況を比較して示した。同図から、5自治体住民の避難は12日未明には開始され、昼頃に約半数の住民が20 km 圏外に、また同日中に住民の9割以上が避難を完了したことが分かる。この結果は、住民の外部被ばく線量推計の参考として検討された代表的避難パターン¹¹⁾と比較して、より早い時間帯で住民避難が行われたことを示す。移動者数は、経過日数とともに減少しつつも、13日以降も日中に増加し夜半にかけて減少する周期的な変動を繰り返しており、避難を繰り返した住民が多数存在したとの報告¹²⁾を裏付ける結果が得られた。



IV-1 浪江町、双葉町、大熊町、富岡町及び楡葉町の3月12日から14日までの避難状況
 上段：各時刻における移動者数の割合、下段：20 km 圏外の避難者数の割合

WBC測定から得られた近隣住民の¹³⁷Cs体内残留量については、事故発生直後の避難状況が影響する可能性を示唆する結果が得られた。図 III-1 と同様なグラフを浪江町 WBC 被検者の¹³⁷Cs 検出者と¹³⁷Cs 未検出者のそれぞれに作成したところ、図 IV-2 に例示するように事故初期の避難状況に差異を認めた。

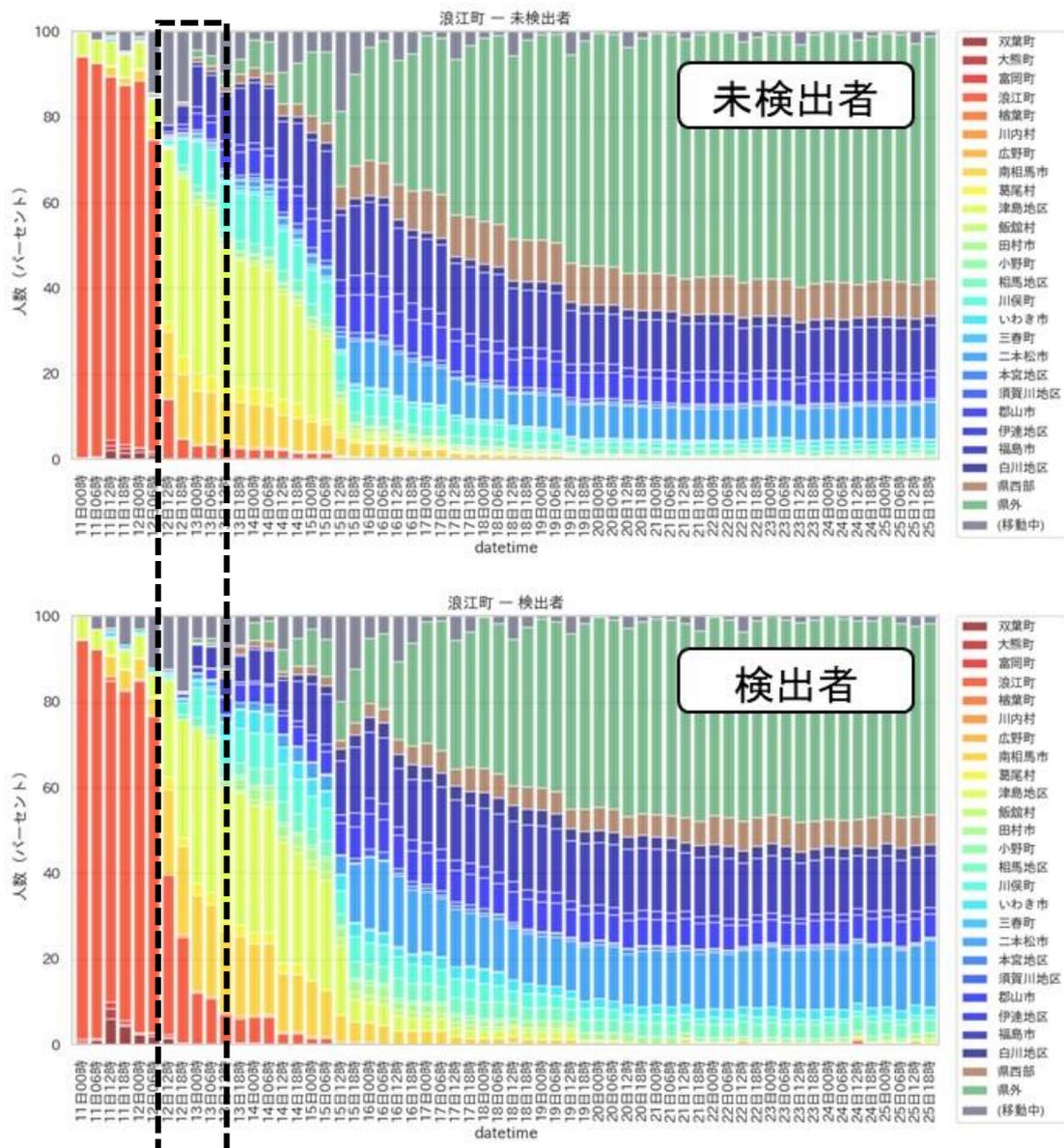


図 IV-2 浪江町 WBC 被検者の¹³⁷Cs 検出者・未検出者の避難状況の差異
 ※3月12日午後において浪江町滞在者の割合が異なる (点線枠内)

次に、1号炉が水素爆発した3月12日15時時点の解析対象者の居場所を福島第一原発の20km圏内外に分け、両グループの¹³⁷Cs検出率を比較したところ、20km圏外に居たグループ(G1)

は20%、20 km 圏内に居たグループ (G2) は60%であった。 ^{137}Cs 体内残留量については、図 IV-3 に示すとおり差異が認められた。解析対象者の WBC 測定の大半は2011年7月から9月までに行われているが、摂取日を3月12日のみとした急性吸入摂取シナリオに基づき ^{137}Cs 摂取量を算出すると、その90パーセンタイル値はG1グループで $5.3 \times 10^3 \text{ Bq}$ 、G2グループで $1.6 \times 10^4 \text{ Bq}$ であった。いずれの数値も摂取シナリオを保守的に設定していることから過大評価が見込まれるものの、両グループの ^{137}Cs 摂取量の差は3月12日の避難状況の違いに起因するものと解釈される¹³⁾。これは、大量放出が観測された3月15日及びそれ以降では、両グループとも福島第一原発から遠方に避難し、滞在場所の分布も類似していることから、ばく露量に大きな差異はなかったと推察されるからである。

本研究で作成した避難行動に関する様々なチャートを活用することにより、同様な解析を他自治体についても行うことができる。また、最新の大気拡散シミュレーションと解析対象者の居場所 (図 IV-4) を同時刻で突合することにより、事故初期の摂取状況の詳細が明らかになることが期待される。

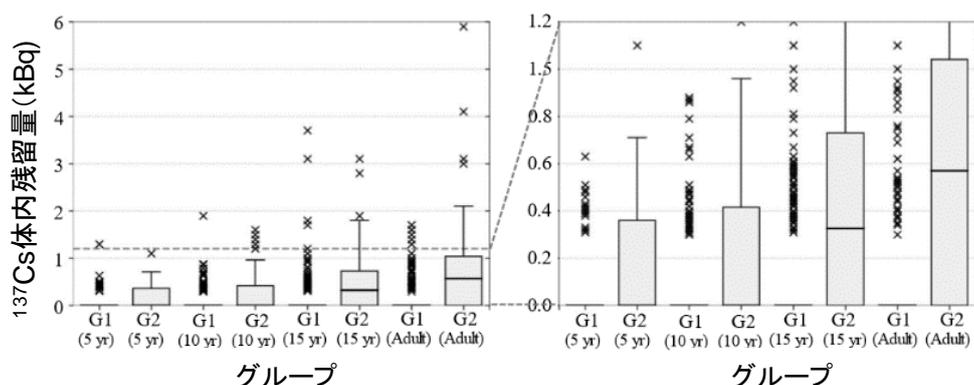


図 IV-3 避難行動及び年齢群の分類による ^{137}Cs 体内残留量の比較

3月12日15時時点で20 km 圏外に居た者 (G1)、20 km 圏内に居た者 (G2)

※右図は左図のスケールを拡大して表示したもの

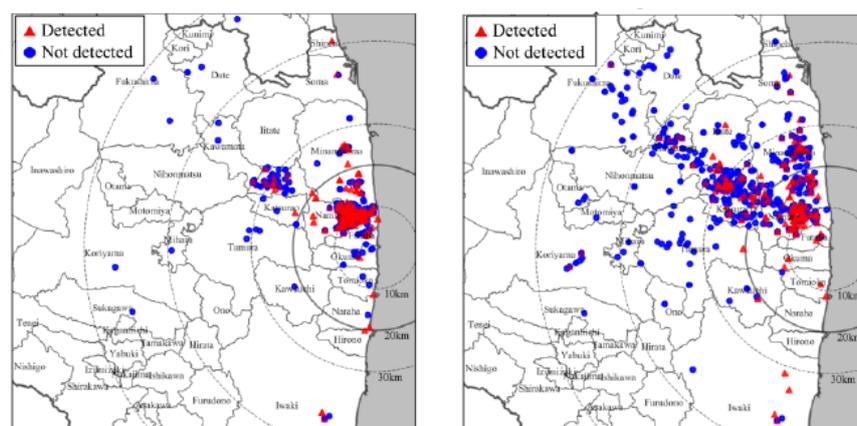


図 IV-4 浪江町解析対象者の滞在位置のプロット

※左図：3月12日午前3時、右図：同日午後3時

V. 結論

研究代表者らが先行研究で入手した避難行動データを、解析目的に応じて整理・集約するとともに、様々なチャート化を行った。これらは人の実測データと併せて、福島第一原発事故初期の近隣住民の内部被ばくの解明に役立つものと考えられる。福島第一原発近隣自治体の WBC 被検者の解析では、事故直後の滞在場所が放射性セシウム体内残留量に影響を及ぼした可能性を示した。

VI. 次年度以降の計画

次年度（令和 2 年度）は、今年度作成した避難行動に関するチャートデータを一層拡充させるとともに、最新の拡散シミュレーション結果と組み合わせた解析を追加し、近隣住民の事故初期の（吸入）摂取状況を明らかにしてゆく。

VII. この研究に関する現在までの研究状況、業績

A. 論文：査読あり（先行研究分を含む）

- 1) Kim E, Kurihara O, Kunishima N, Momose T, Ishikawa T, Akashi M. Internal thyroid doses to Fukushima residents—estimation and issues remaining. *J Radiat Res* 57: i118–i126; 2016
- 2) Kim E, Kurihara O, Kunishima N, Nakano T, Tani K, Hachiya M, Momomse T, Ishikawa T, Tokonami S, Hosoda M, Akashi M. Early intake of radiocesium by residents living near the TEPCO Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant after the accident. Part 1: internal doses based on whole-body measurements by NIRS. *Health Phys* 111: 451–464; 2016.
- 3) Kunishima N, Kurihara O, Kim E, Ishikawa T, Nakano T, Fukutsu K, Tani K, Furuyama K, Hashimoto S, Hachiya M, Naoi Y, Akashi M. Early intake of radiocesium by residents living near the TEPCO Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant after the accident. Part 2: relationship between internal dose and evacuation behavior in individuals. *Health Phys* 112: 512–525; 2017.
- 4) Kim E, Yajima K, Hashimoto S, Tani K, Igarashi Y, Iimoto T, Ishigure N, Tatsuzaki H, Akashi M, Kurihara O. Reassessment of internal thyroid doses to 1,080 children examined in a screening survey after the 2011 Fukushima nuclear disaster. *Health Phys* 118: 36–52; 2020.
- 5) Igarashi Y, Kim E, Hashimoto S, Tani K, Yajima K, Iimoto T, Ishikawa T, Akashi M, Kurihara O. Difference in the cesium body contents of affected area residents depending on the evacuation timepoint following the 2011 Fukushima nuclear disaster. *Health Phys* (accepted)

B. 論文：査読なし

なし

C. 学内学会発表

なし

D. 国際学会発表

なし

E. 著書

なし

F. 講演

1) 栗原治. 2011年東京電力福島第一原発事故における緊急時個人モニタリングの経験. 大規模原子力事故における人と環境の放射線防護に関する ICRP-QST シンポジウム. 2019年10月25日(東京).

2) Kurihara O. Experiences of individual monitoring for internal exposure in the 2011 Fukushima nuclear disaster. The joint workshop of QST-NIRS, CEA and IRSN. 28-29 October 2019 (Chiba).

G. 主催した研究集会

なし

H. 特許出願・取得

なし

I. その他

なし

VIII. 参考文献

1) Ishikawa T. Radiation doses and associated risk from the Fukushima nuclear accident: a review of recent publications. *Asia Pac J Public Health* 29 (Suppl 2): S18–S28; 2017.

2) Kurihara O. Review: external and internal dose assessments of Fukushima residents after the 2011 nuclear disaster. *J Natl Inst Public Health* 67: 11–20; 2018.

3) Kim E, Kurihara O, Kunishima N, Momose T, Ishikawa T, Akashi M. Internal thyroid doses to Fukushima residents—estimation and issues remaining. *J Radiat Res* 57: i118–i126; 2016.

4) Kim E, Tani K, Kurihara O, Kunishima N, Sakai K, Akashi M. Estimation of early internal doses to Fukushima residents after the nuclear disaster based on the atmospheric dispersion simulation. *Radiat Prot Dosim* 171: 398–404; 2015.

5) Kim E, Kurihara O, Tani K, Ohmachi Y, Fukutsu K, Sakai K, Akashi M. Intake ratio of ^{131}I to ^{137}Cs derived from thyroid and whole-body doses to Fukushima residents. *Radiat Prot Dosim* 168: 408–418; 2016.

6) Kim E, Kurihara O, Kunishima N, Nakano T, Tani K, Hachiya M, Momomse T, Ishikawa T, Tokonami S, Hosoda M, Akashi M. Early intake of radiocesium by residents living near the TEPCO

Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant after the accident. Part 1: internal doses based on whole-body measurements by NIRS. *Health Phys* 111: 451–464; 2016.

7) Kunishima N, Kurihara O, Kim E, Ishikawa T, Nakano T, Fukutsu K, Tani K, Furuyama K, Hashimoto S, Hachiya M, Naoi Y, Akashi M. Early intake of radiocesium by residents living near the TEPCO Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant after the accident. Part 2: relationship between internal dose and evacuation behavior in individuals. *Health Phys* 112: 512–525; 2017.

8) Kim E, Yajima K, Hashimoto S, Tani K, Igarashi Y, Imoto T, Ishigure N, Tatsuzaki H, Akashi M, Kurihara O. Reassessment of internal thyroid doses to 1,080 children examined in a screening survey after the 2011 Fukushima nuclear disaster. *Health Phys* 118: 36–52; 2020.

9) Kim E, Kurihara O. Thyroid doses in children from radioiodine following the accident at the Fukushima Daiichi nuclear power plant. *J Radiat Prot Res* 45: 2–10; 2020.

10) Ishikawa T, Yasumura S, Ozasa K, Kobashi G, Yasuda H, Miyazaki M, Akahane K, Yonai S, Ohtsuru A, Sakai A, Sakata R, Kamiya K, Abe M. The Fukushima Health Management Survey: estimation of external doses to residents in Fukushima Prefecture. *Sci Rep* 5:12712; 2015.

11) Akahane K, Yonai S, Fukuda S, Miyahara N, Yasuda H, Iwaoka K, Matsumoto M, Fukumura A, Akashi M. NIRS external dose estimation system for Fukushima residents after the Fukushima Dai-ichi NPP accident. *Sci Rep* 3: 1670; 2013.

12) 東京電力福島原子力発電所事故調査委員会. 国会事故調報告書. 2012.

13) Igarashi Y, Kim E, Hashimoto S, Tani K, Yajima K, Imoto T, Ishikawa T, Akashi M, Kurihara O. Difference in the cesium body contents of affected area residents depending on the evacuation timepoint following the 2011 Fukushima nuclear disaster. *Health Phys* (accepted).

Estimation of the early internal dose to the public following the Fukushima nuclear power plant accident based on multilateral analyses of evacuation behavior data

Dr. Osamu Kurihara

National Institutes for Quantum and Radiological Science and Technology (QST)

Key word: Fukushima Daiichi nuclear power plant accident, dose estimation, early internal dose, iodine, cesium, evacuation behavior

Abstract

In the present study, we rearranged and aggregated human measurement data and personal evacuation behavior data that had been collected by us for estimation of the early internal doses to residents following the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident, and also attempted to archive secondary data produced from these data depending on each purpose of analysis. The original files of personal evacuation behaviors contain time-series of whereabouts after the accident; however, are not suitable for further analyses because of the difference in data format depending on a period of time and a large number (one single CSV file per one person). Thus, we converted these original files into regular formatted files with one record for every hour and combined the arranged personal behavior data with individual measurement data by whole-body counters (WBCs). Using these files, we grasped movements of residents during their evacuation shortly after the accident and analyzed the relationship between the Cs body contents of subjects of measurements with WBCs and their whereabouts (the distance from the plant).

別添 1

近隣自治体住民の事故初期の避難行動状況（1/2）

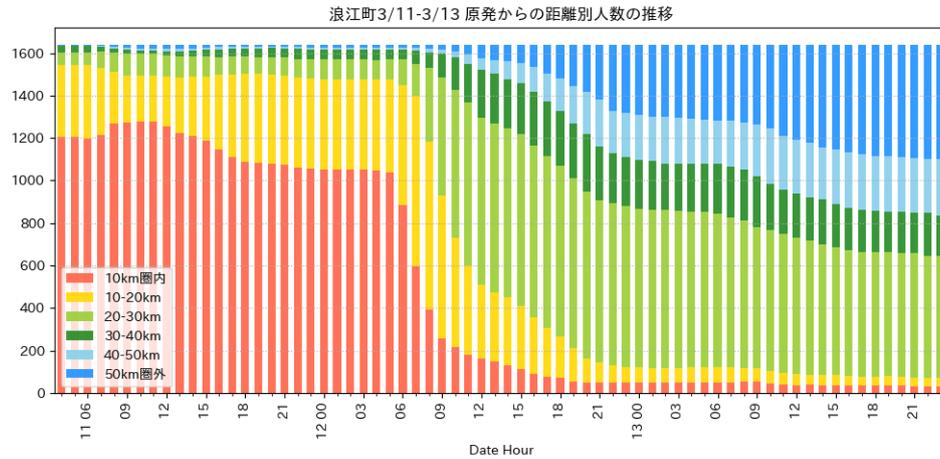
【概要】

浪江町、双葉町、大熊町、富岡町、楢葉町、広野町、飯舘村、川俣町、川内村、葛尾村の各自自治体住民の電子化された行動データを用い、各自自治体住民の各時刻における滞在場所の分布推移及び移動者の移動先自治体の推移についてチャート化した。

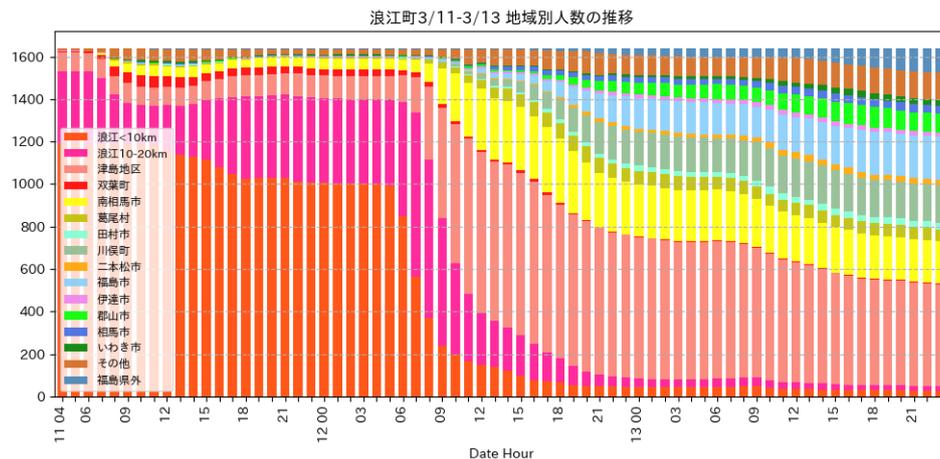
チャートリスト

1. 浪江町
 - ① 各時刻における滞在場所の分布推移（福島第一原発－滞在場所間距離、滞在場所の自治体）、移動者内訳の推移・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 17
 - ② 各時刻における移動者の移動先自治体の推移（10 km 圏内住民、10-20 km 圏内住民、津島地区住民 ※20 km 圏外を津島地区と便宜上定義した）・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 18
2. 双葉町
 - ① 各時刻における滞在場所の分布推移（福島第一原発－滞在場所間距離、滞在場所の自治体）、移動者内訳の推移・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 19
 - ② 各時刻における移動者の移動先自治体の推移（3 km 圏内住民、3 km 圏外住民）・・・・ 20
3. 大熊町
 - ① 各時刻における滞在場所の分布推移（福島第一原発－滞在場所間距離、滞在場所の自治体）、移動者内訳の推移・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 21
 - ② 各時刻における移動者の移動先自治体の推移（3 km 圏内住民、3 km 圏外住民）・・・・ 22
4. 富岡町
 - ① 各時刻における滞在場所の分布推移（福島第一原発－滞在場所間距離、滞在場所の自治体）、移動者内訳の推移・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 23
 - ② 各時刻における移動者の移動先自治体の推移（10 km 圏内住民、10 km 圏外住民）・・・・ 24
5. 檜葉町
 - ① 各時刻における滞在場所の分布推移（福島第一原発－滞在場所間距離、滞在場所の自治体）、移動者内訳の推移、移動者の移動先自治体の推移・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 25
6. 広野町
 - ① 各時刻における滞在場所の分布推移（福島第一原発－滞在場所間距離、滞在場所の自治体）、移動者内訳の推移、移動者の移動先自治体の推移・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 26
7. 飯舘村
 - ① 各時刻における滞在場所の分布推移（福島第一原発－滞在場所間距離、滞在場所の自治体）、移動者内訳の推移、移動者の移動先自治体の推移・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 27
8. 川俣町
 - ① 各時刻における滞在場所の分布推移（福島第一原発－滞在場所間距離、滞在場所の自治体）、移動者内訳の推移、移動者の移動先自治体の推移・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 28
9. 川内村
 - ① 各時刻における滞在場所の分布推移（福島第一原発－滞在場所間距離、滞在場所の自治体）、移動者内訳の推移、移動者の移動先自治体の推移・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 29
10. 葛尾村
 - ① 各時刻における滞在場所の分布推移（福島第一原発－滞在場所間距離、滞在場所の自治体）、移動者内訳の推移、移動者の移動先自治体の推移・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・・ 30

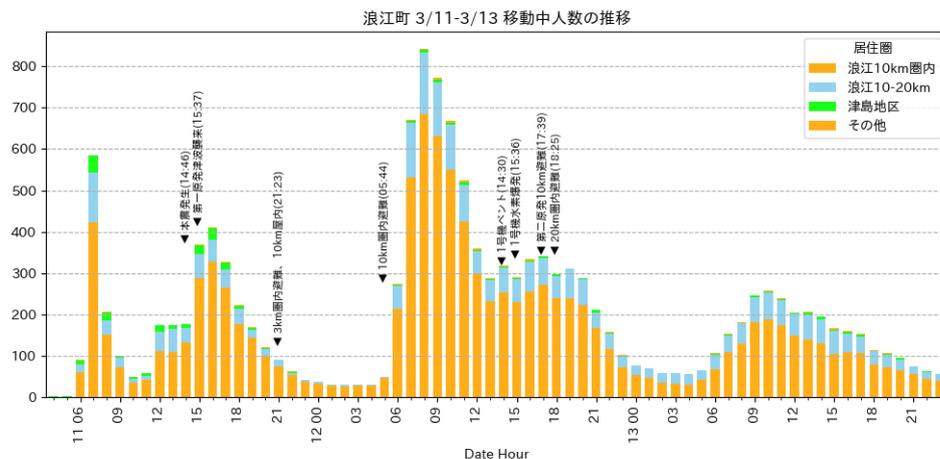
1. 浪江町 (①各時刻における滞在場所の分布推及び移動者内訳の推移)



福島第一原発—滞在場所間距離

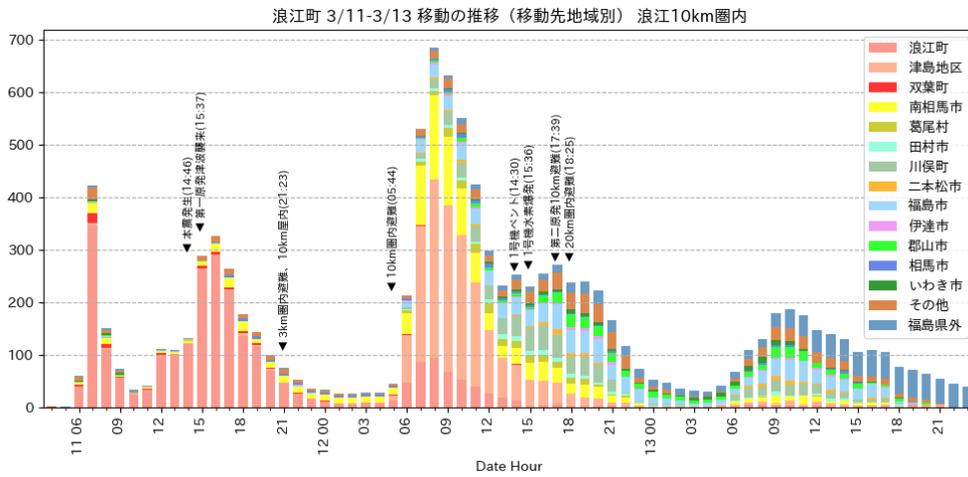


滞在場所の自治体

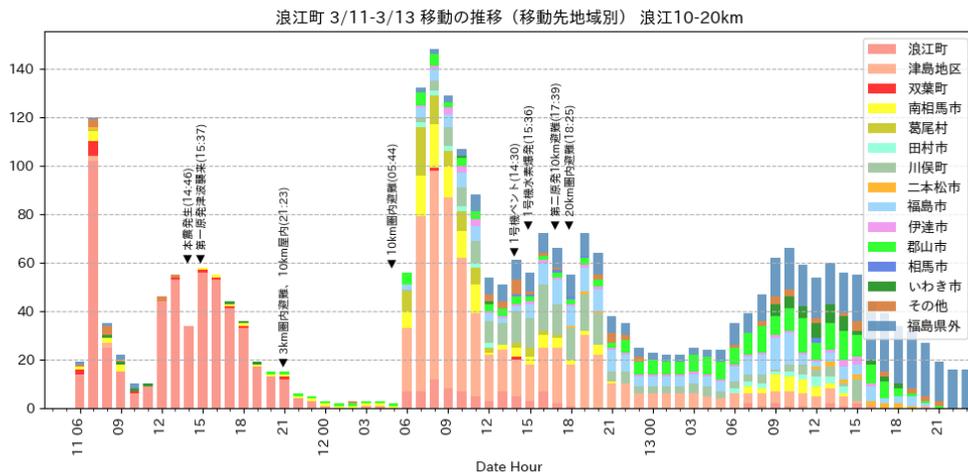


移動者内訳の推移

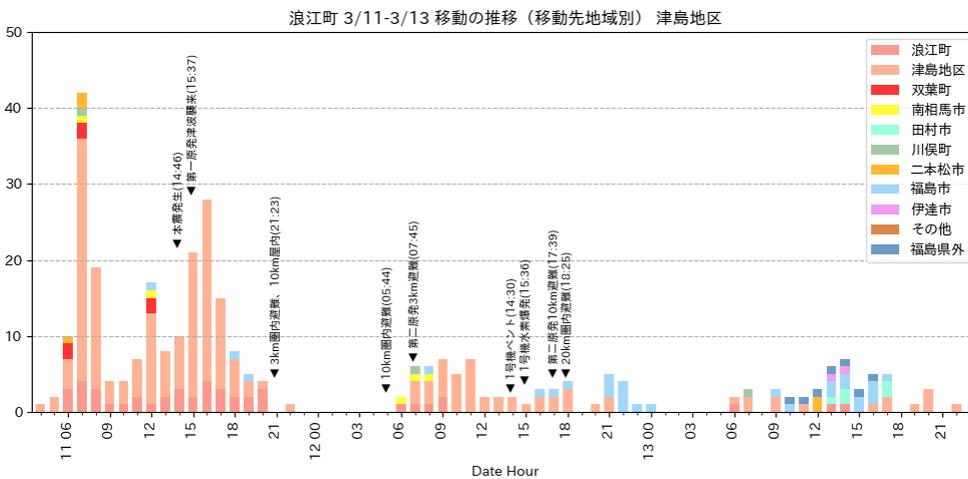
1. 浪江町 (②各時刻における移動者の移動先自治体の推移)



10 km 圏内住民

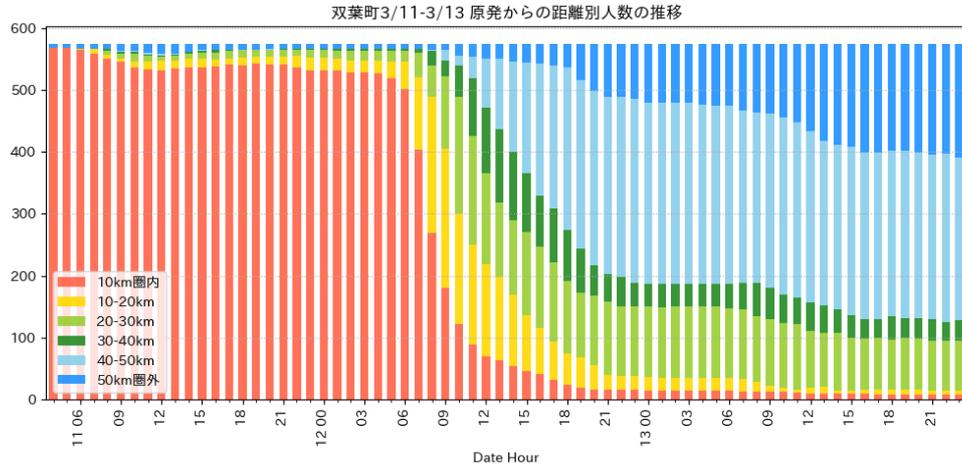


10-20 km 圏内住民

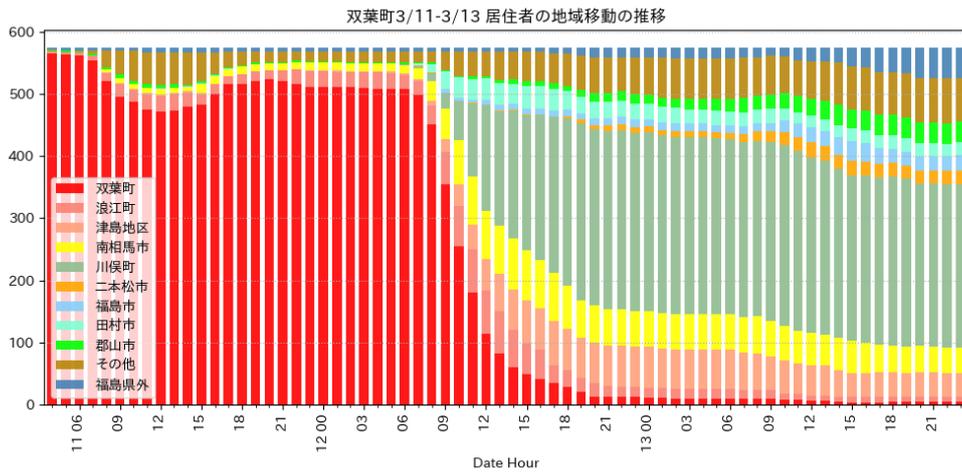


津島地区住民 ※20 km 圏外を津島地区と便宜上定義した

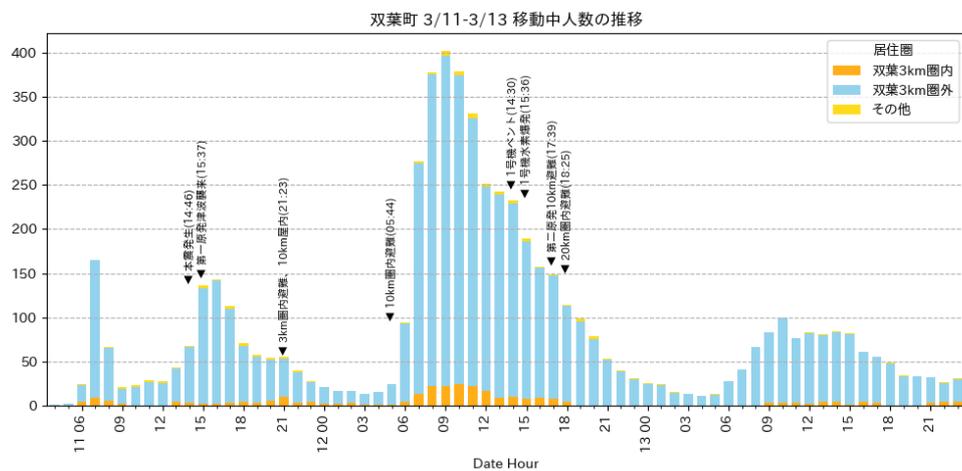
2. 双葉町 (①各時刻における滞在場所の分布推及び移動者内訳の推移)



福島第一原発—滞在場所間距離

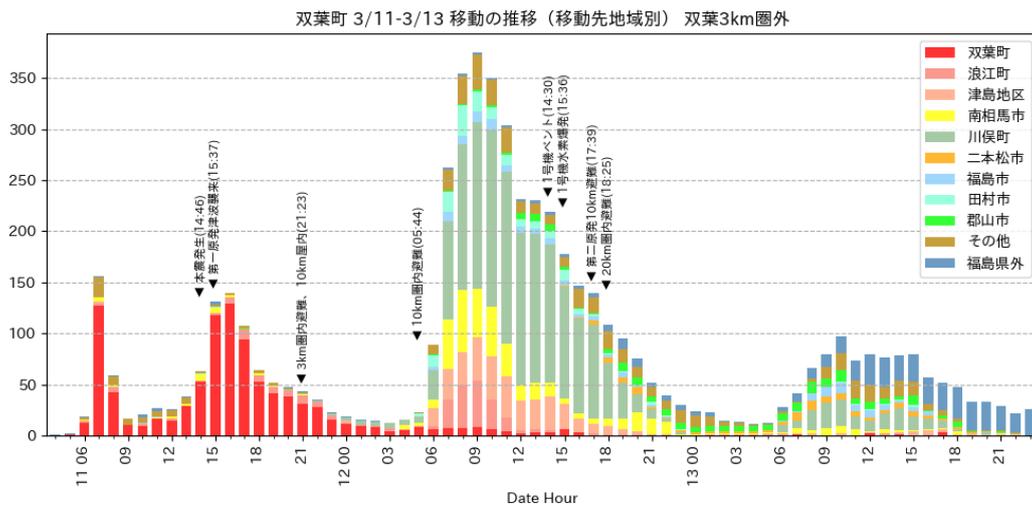
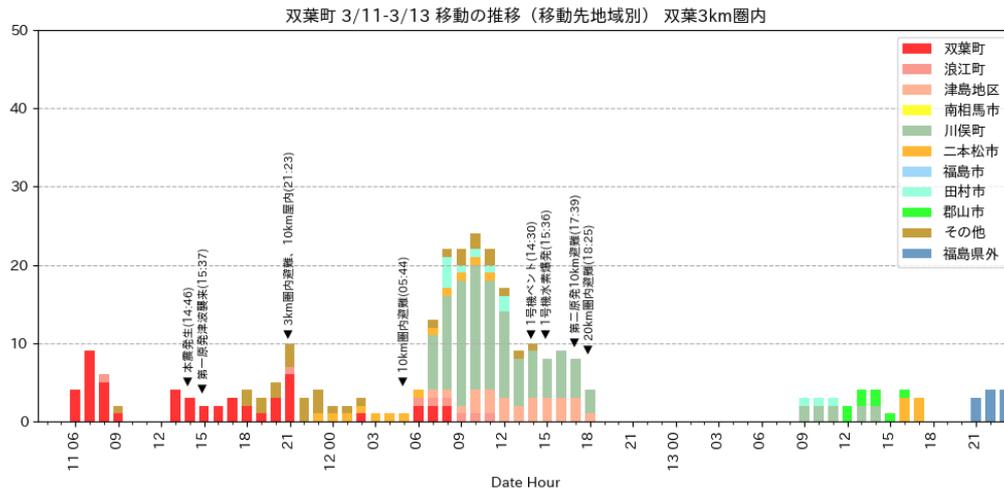


滞在場所の自治体

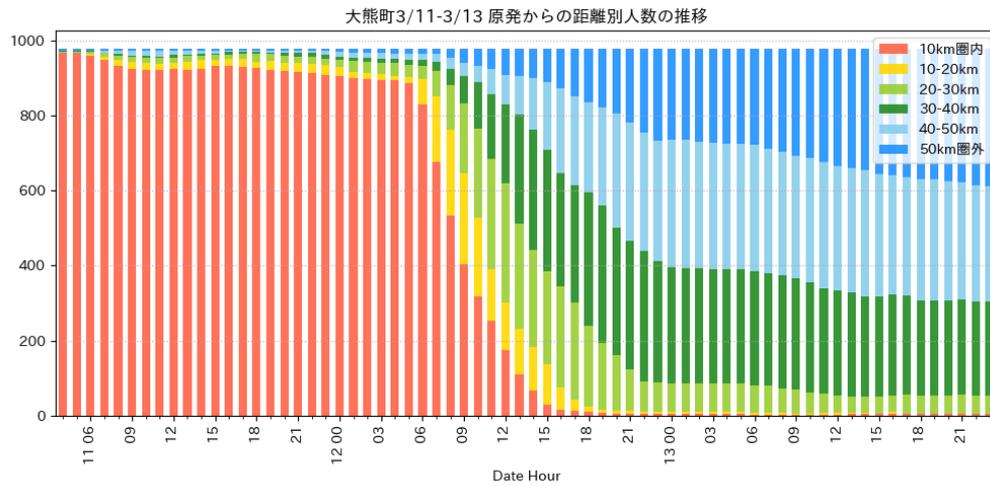


移動者内訳の推移

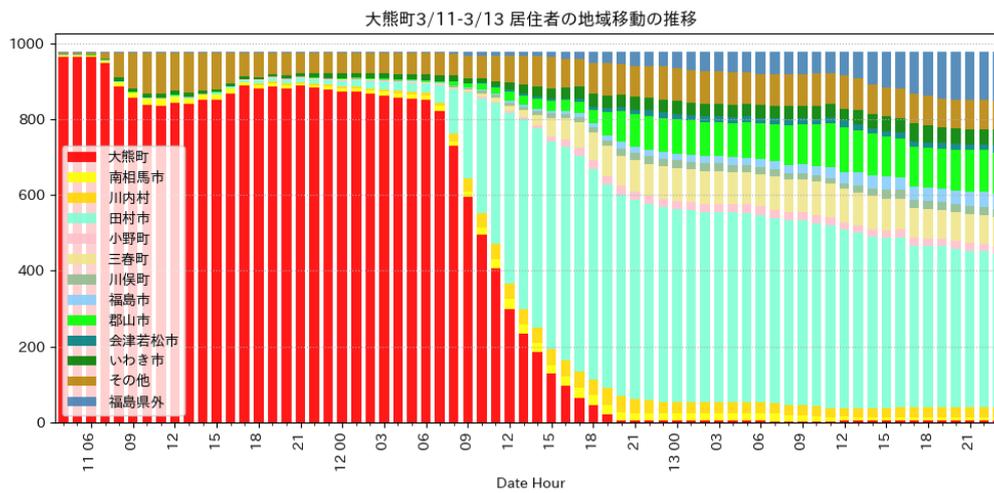
2. 双葉町 (②各時刻における移動者の移動先自治体の推移)



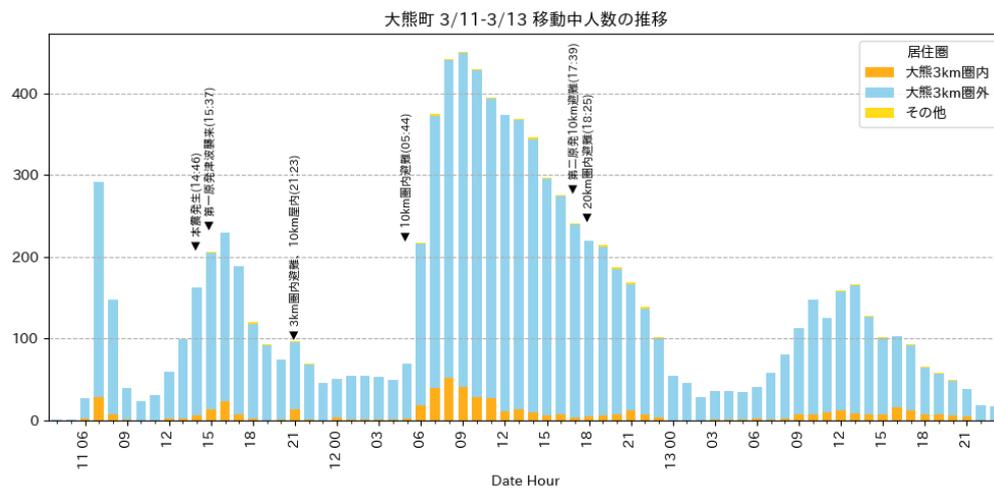
3. 大熊町 (①各時刻における滞在場所の分布推及び移動者内訳の推移)



福島第一原発一滞在場所間距離

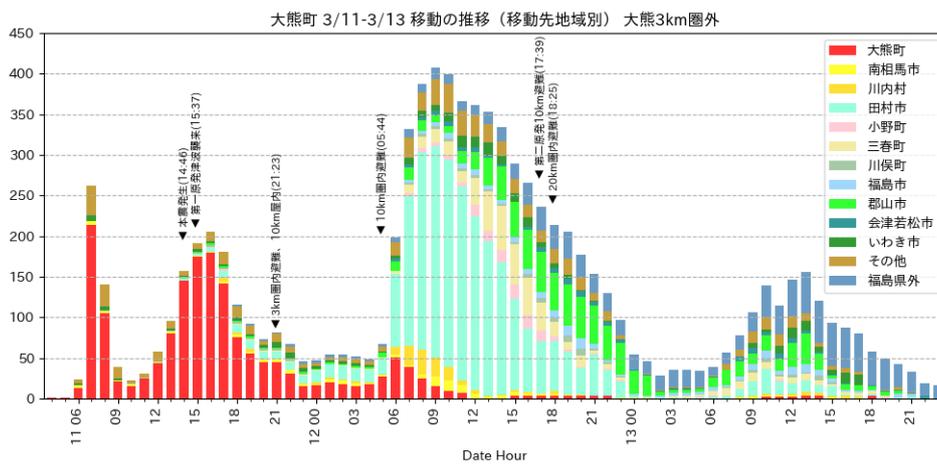
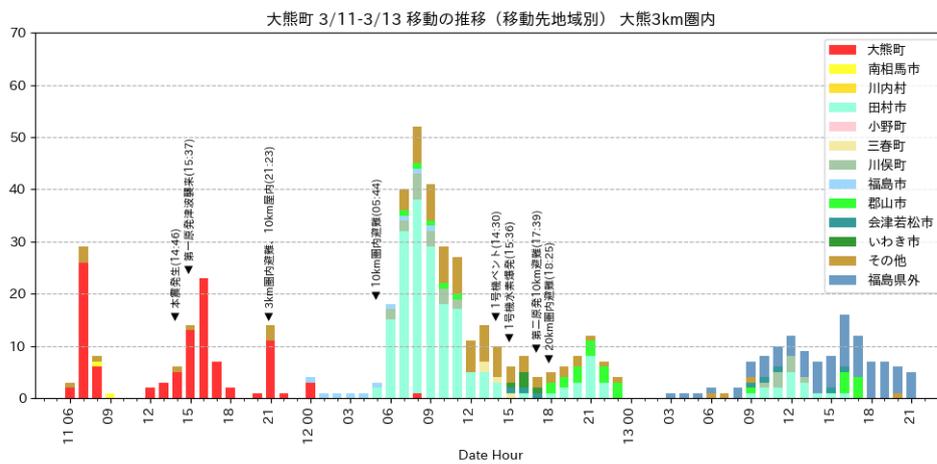


滞在場所の自治体

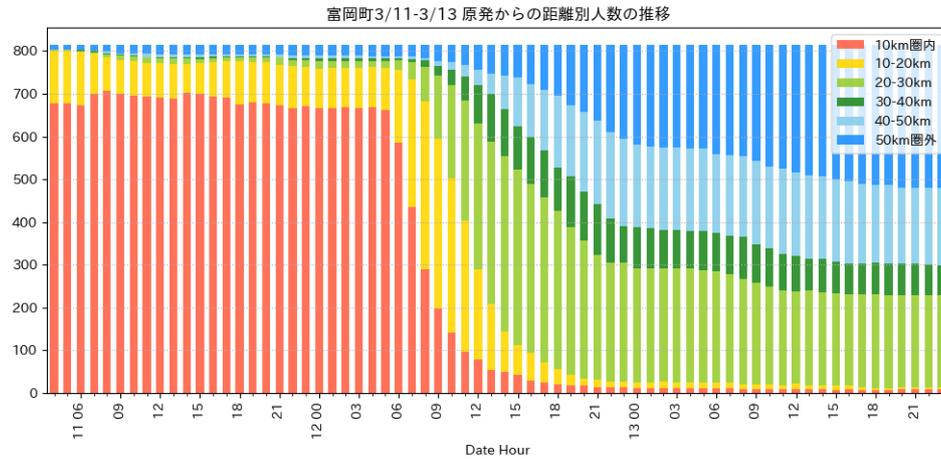


移動者内訳の推移

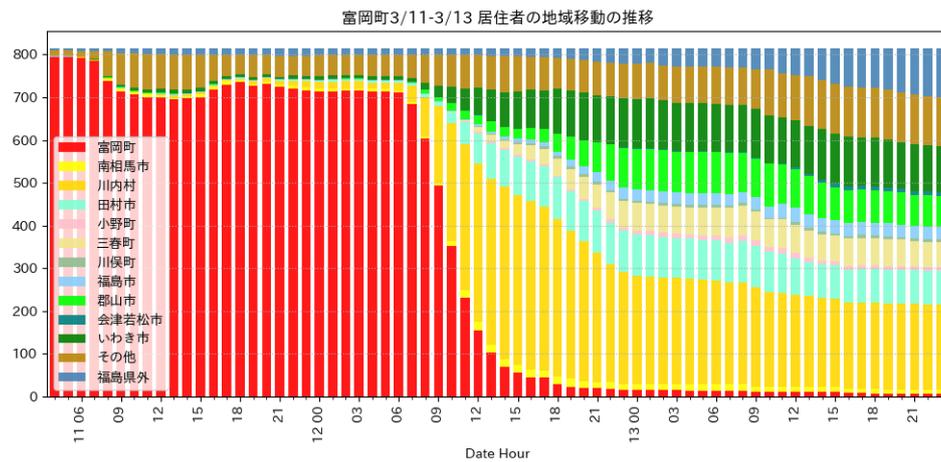
3. 大熊町 (②各時刻における移動者の移動先自治体の推移)



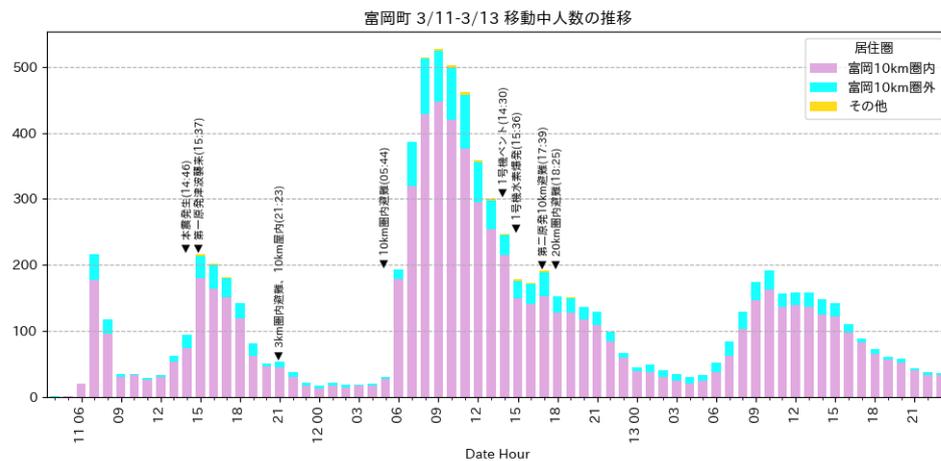
4. 富岡町（①各時刻における滞在場所の分布推及び移動者内訳の推移）



福島第一原発—滞在場所間距離

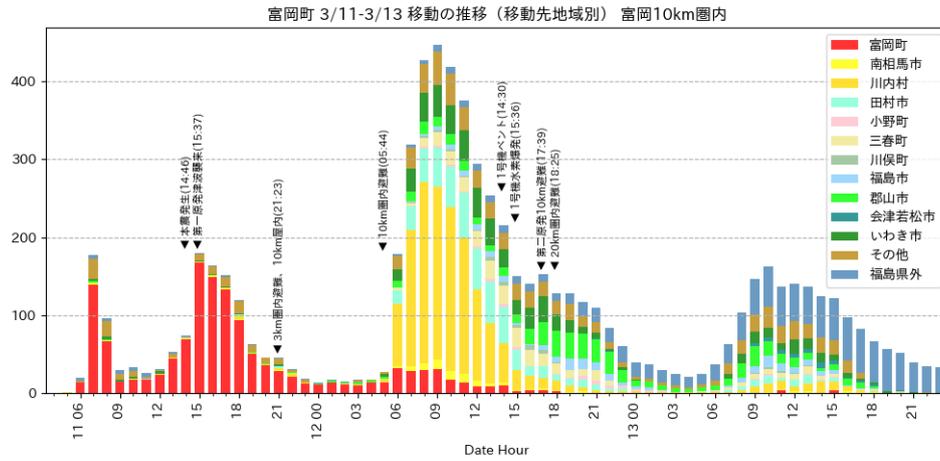


滞在場所の自治体

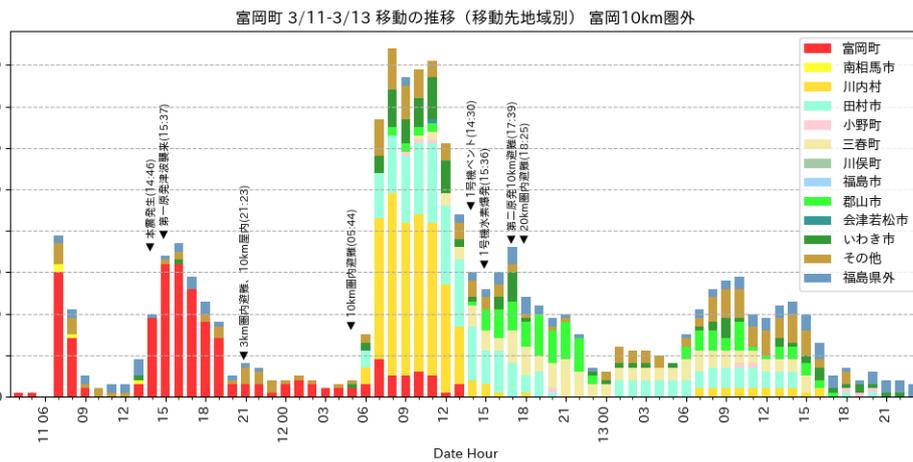


移動者内訳の推移

4. 富岡町（②各時刻における移動者の移動先自治体の推移）

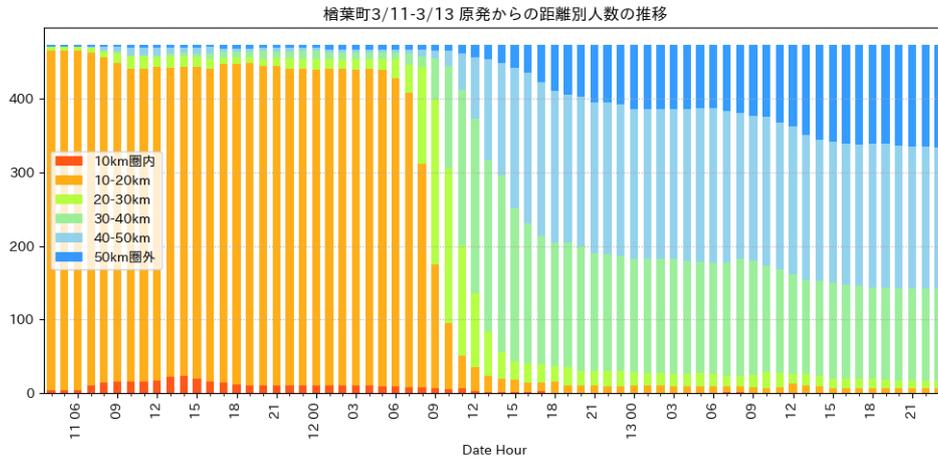


10 km 圏内住民

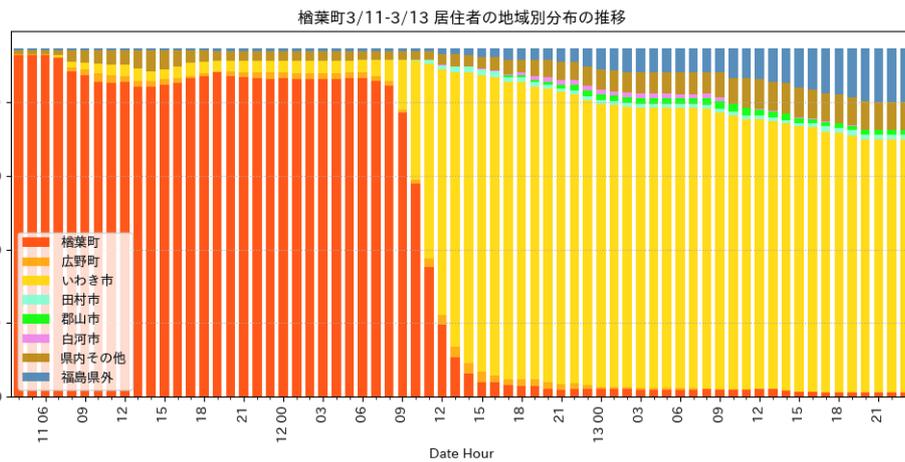


10 km 圏外住民

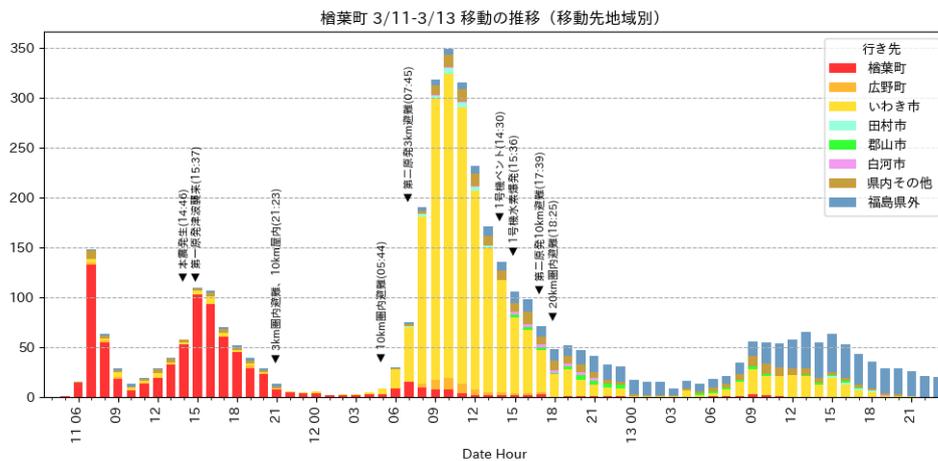
5. 檜葉町（各時刻における滞在場所の分布推移（①福島第一原発一滞在場所間距離、②滞在場所の自治体）、③移動者の移動先自治体の推移）



①福島第一原発一滞在場所間距離

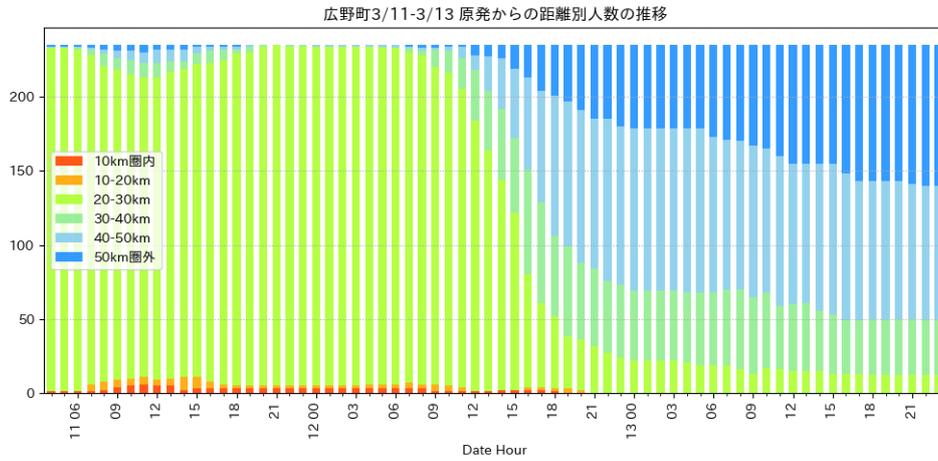


②滞在場所の自治体

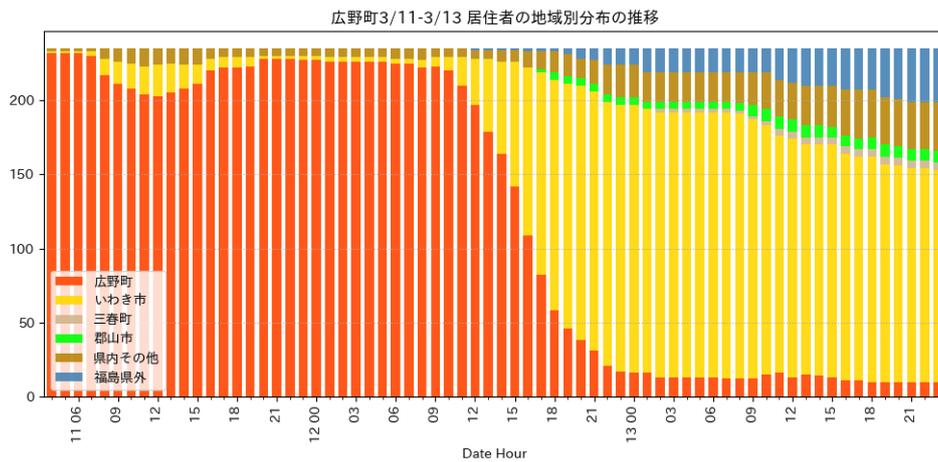


③移動者の移動先自治体の推移

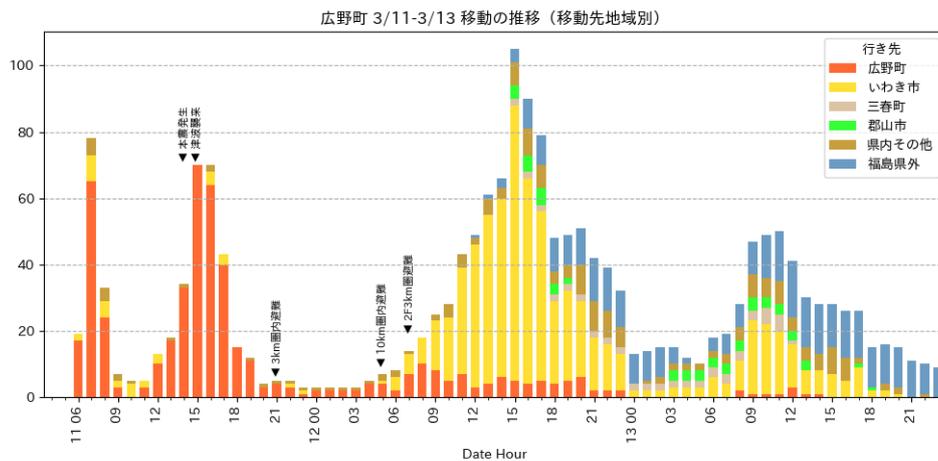
6. 広野町（各時刻における滞在場所の分布推移（①福島第一原発一滞在場所間距離、②滞在場所の自治体）、③移動者の移動先自治体の推移）



①福島第一原発一滞在場所間距離

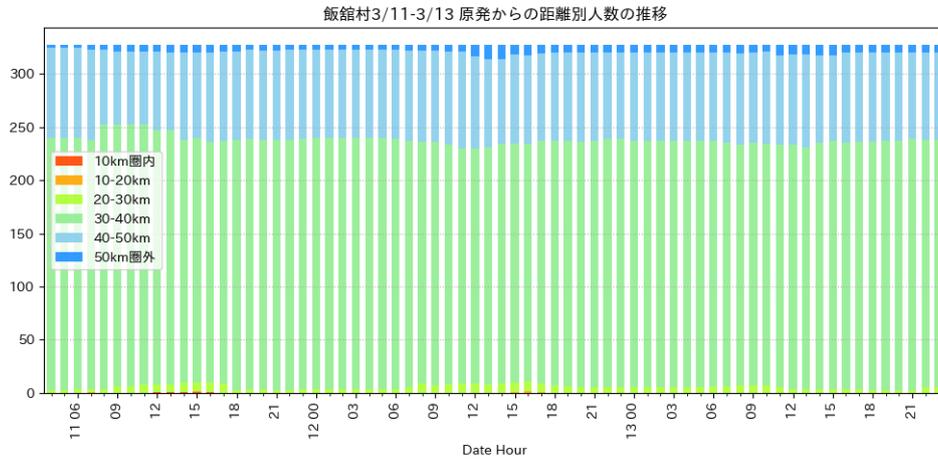


②滞在場所の自治体

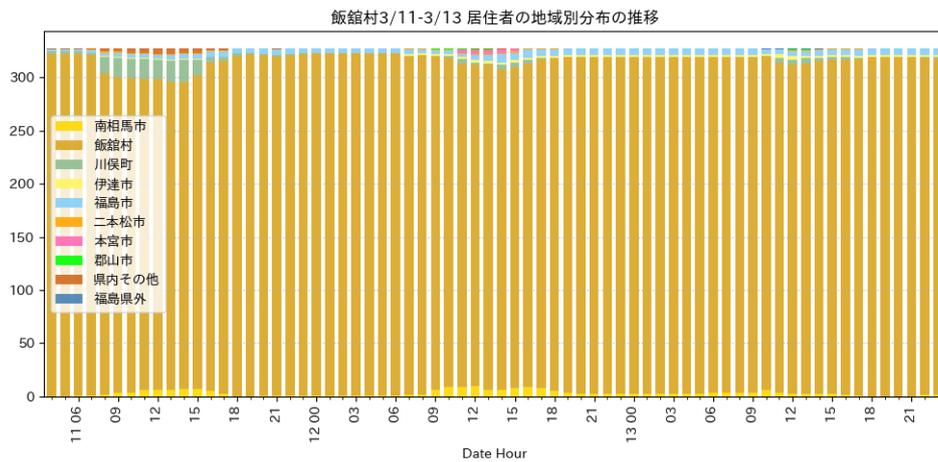


③移動者の移動先自治体の推移

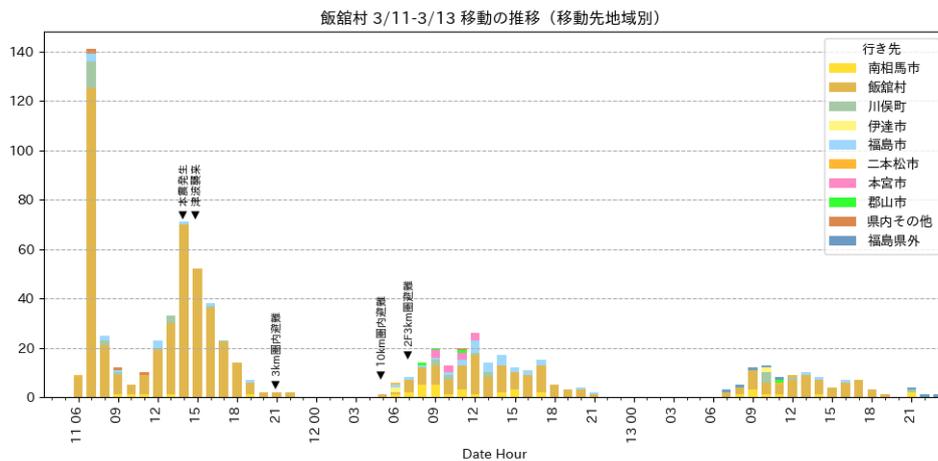
7. 飯館村（各時刻における滞在場所の分布推移（①福島第一原発一滞在場所間距離、②滞在場所の自治体）、③移動者の移動先自治体の推移）



①福島第一原発一滞在場所間距離

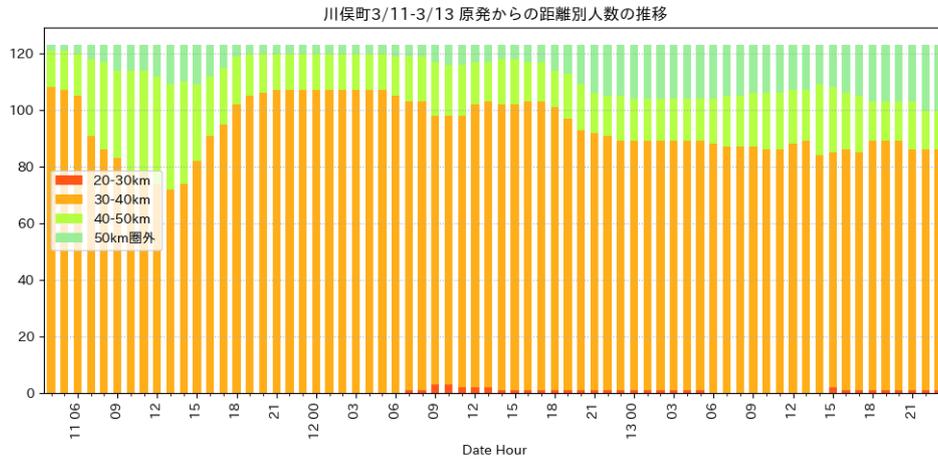


②滞在場所の自治体

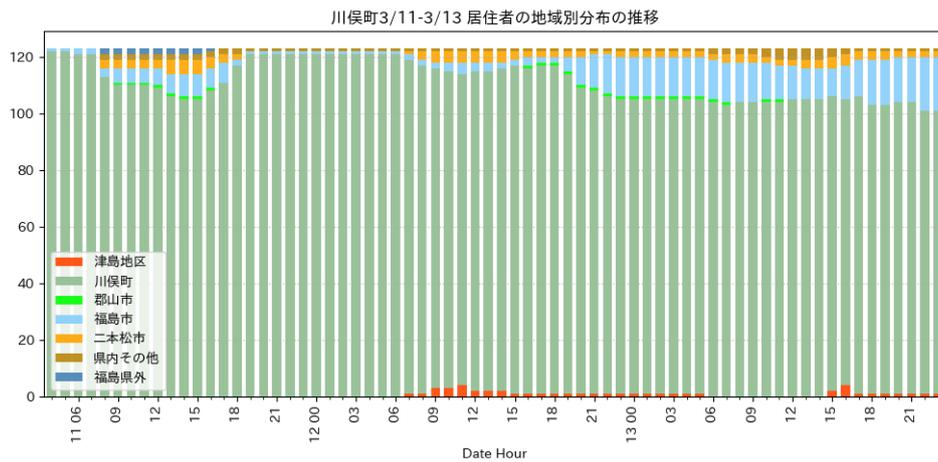


③移動者の移動先自治体の推移

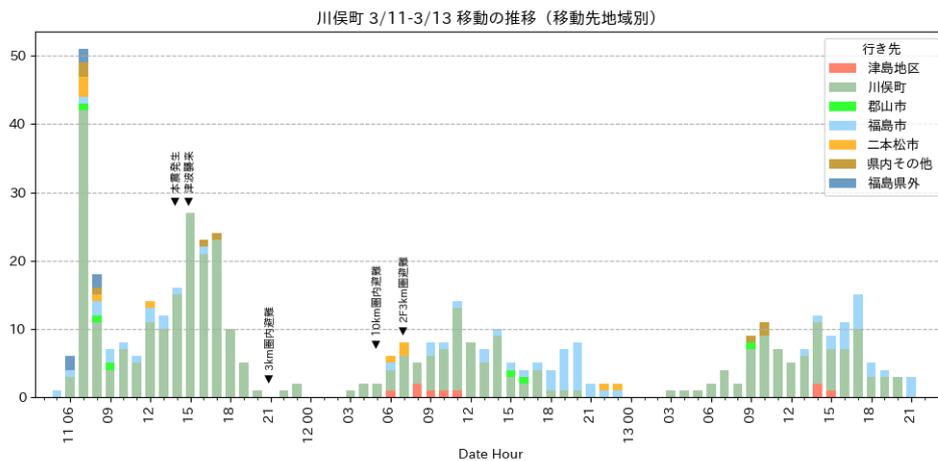
8. 川俣村（各時刻における滞在場所の分布推移（①福島第一原発一滞在場所間距離、②滞在場所の自治体）、③移動者の移動先自治体の推移）



①福島第一原発一滞在場所間距離

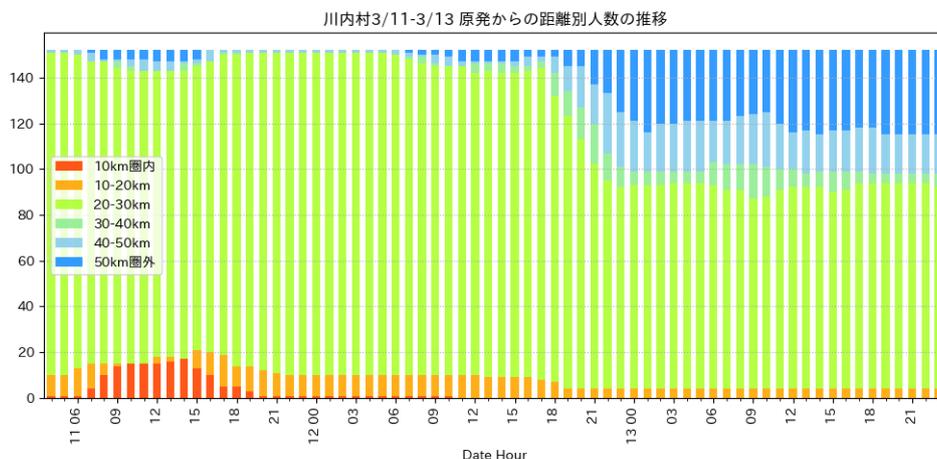


②滞在場所の自治体

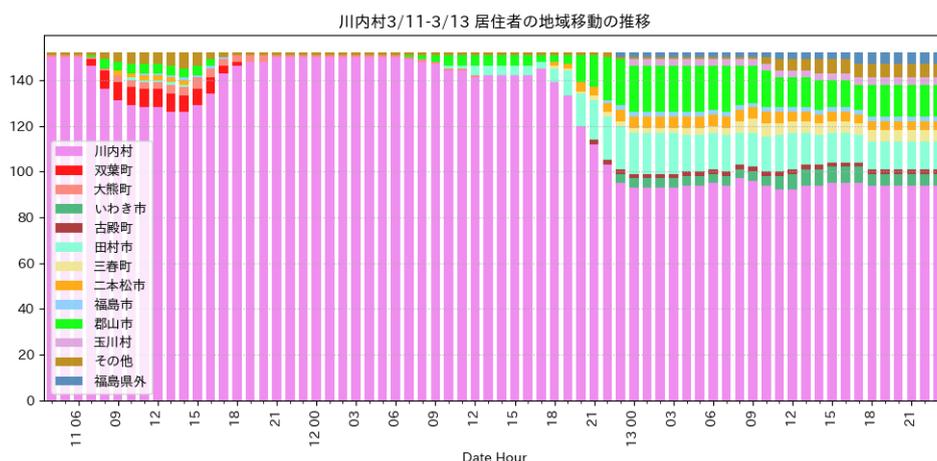


③移動者の移動先自治体の推移

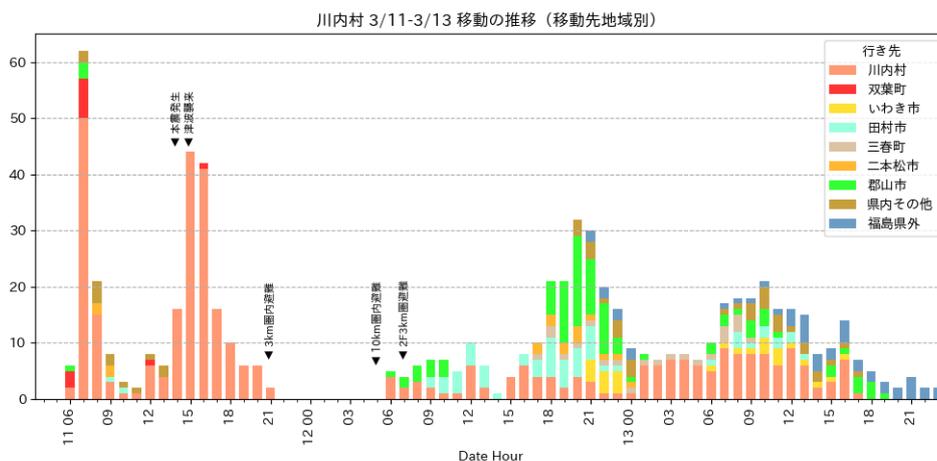
9. 川内村（各時刻における滞在場所の分布推移（①福島第一原発一滞在場所間距離、②滞在場所の自治体）、③移動者の移動先自治体の推移）



①福島第一原発一滞在場所間距離

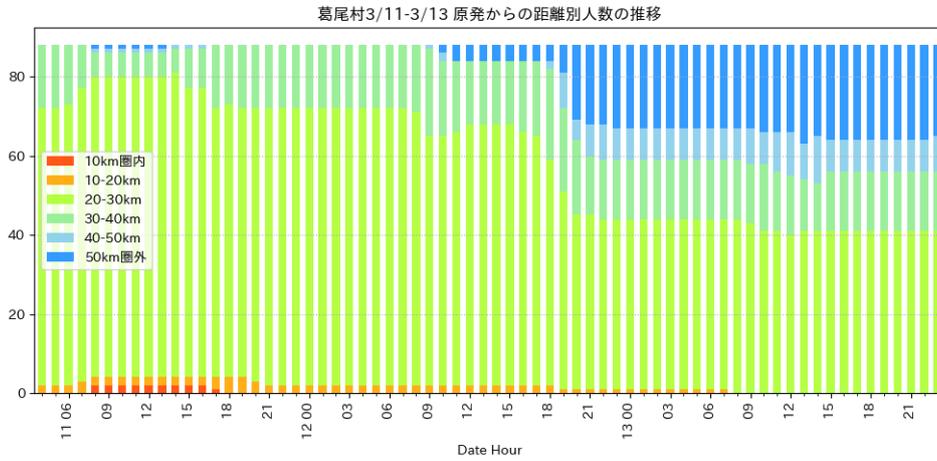


②滞在場所の自治体

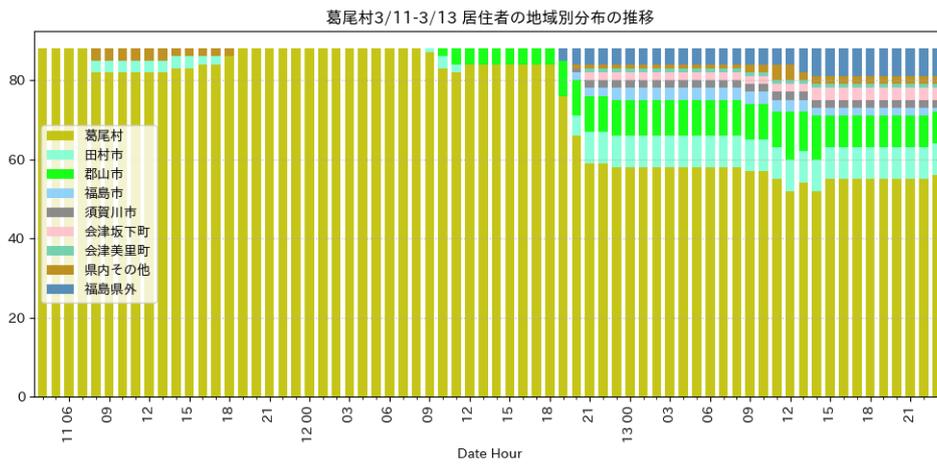


③移動者の移動先自治体の推移

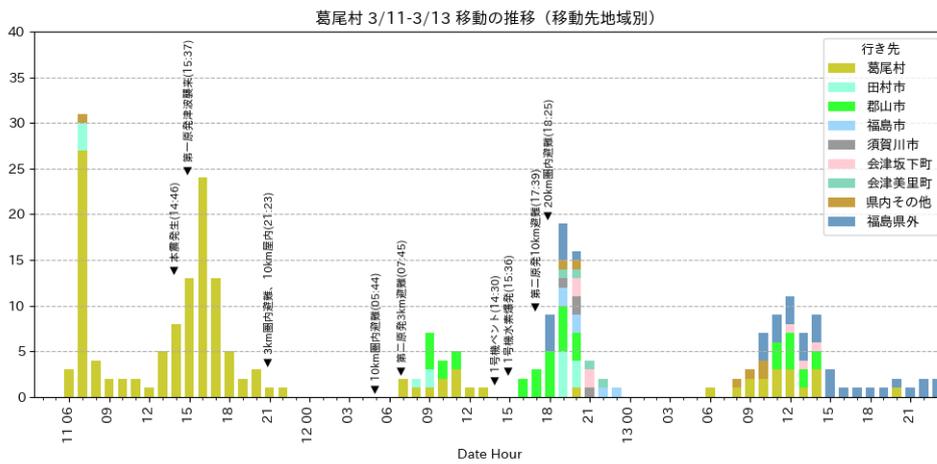
10. 葛尾村（各時刻における滞在場所の分布推移（①福島第一原発－滞在場所間距離、②滞在場所の自治体）、③移動者の移動先自治体の推移）



①福島第一原発－滞在場所間距離



②滞在場所の自治体



③移動者の移動先自治体の推移

近隣自治体住民の事故初期の避難行動状況 (2/2)

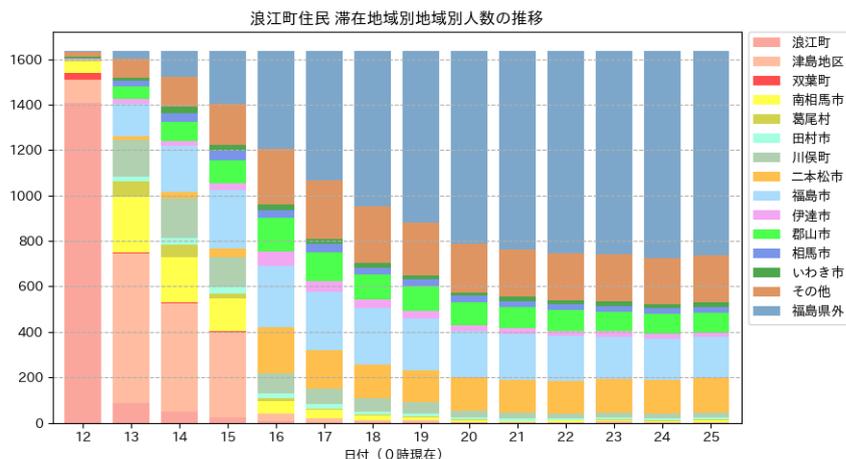
【概要】

浪江町、双葉町、大熊町、富岡町、檜葉町、広野町、飯舘村、川俣町、川内村、葛尾村の各自治体住民の電子化された行動データを用い、各自治体住民の①3月12日から25日までの滞在自治体、②3月12日から25日までの滞在場所、③浪江町：各滞在自治体の内数及び25日における滞在都道府県、他の自治体：3月13日及び25日における滞在場所分布についてチャート化した。

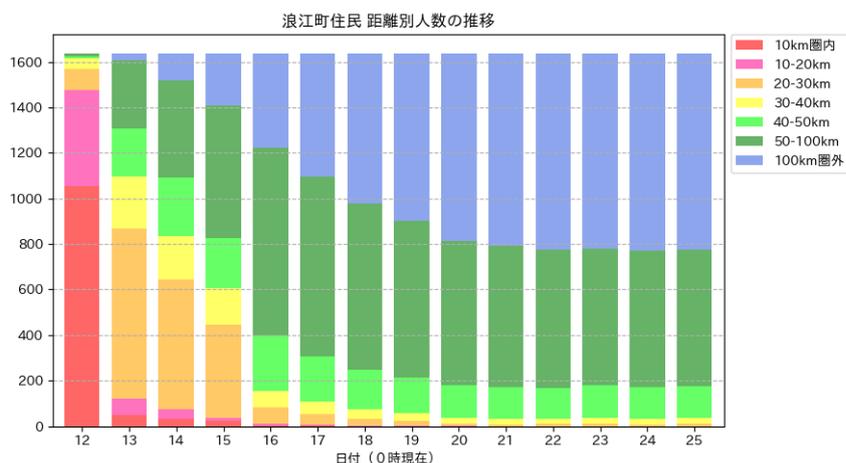
チャートリスト

1. 浪江町	32
2. 双葉町	33
3. 大熊町	34
4. 富岡町	35
5. 檜葉町	36
6. 広野町	37
7. 飯舘村	38
8. 川俣町	39
9. 川内村	40
10. 葛尾村	41

1. 浪江町

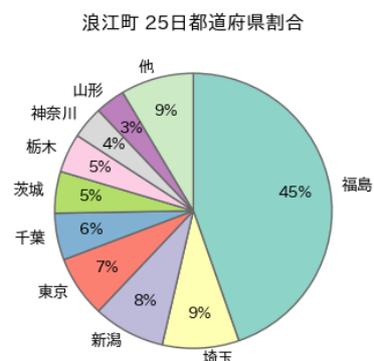


①3月12日から25日までの滞在自治体



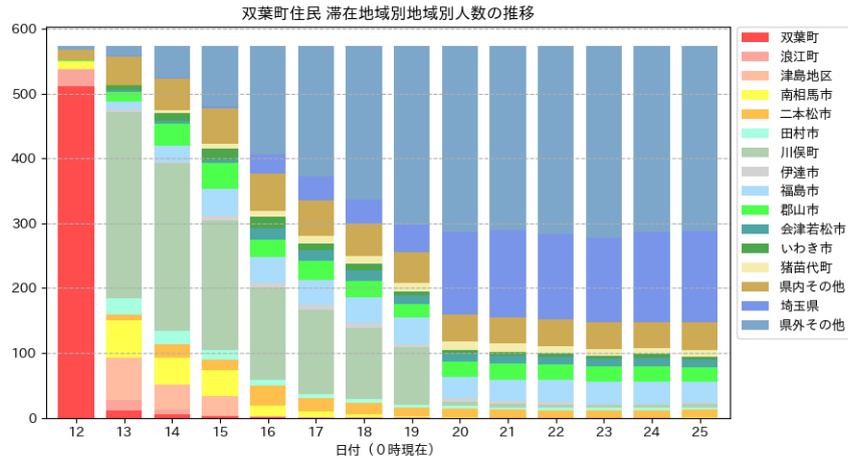
②3月12日から25日までの滞在场所（福島第一原発からの距離）

place	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
浪江町	1410	86	50	22	5	4	2	2	2	1				
津島地区	99	661	478	377	37	17	9	8	2	1	2	5	3	4
南相馬市	49	244	196	144	55	38	21	13	6	3	7	7	4	6
二本松市		17	27	39	202	167	146	141	148	143	144	149	149	152
田村市		23	30	30	25	22	14	16	12	13	8	8	8	11
川俣町	2	160	174	132	87	68	61	48	28	24	22	21	21	19
伊達市	4	18	19	26	63	48	37	33	25	24	24	25	20	20
福島市	2	145	205	258	271	257	248	229	204	204	195	184	182	182
郡山市	1	57	88	104	147	127	113	111	102	93	91	87	88	87
会津若松市		10	17	32	66	77	77	70	65	65	63	61	62	61
いわき市	6	10	29	24	27	23	21	18	15	19	14	22	20	20
相馬市	1	26	37	41	35	36	29	27	27	27	27	25	25	25
その他	60	146	172	175	187	181	176	163	150	145	149	148	144	149
福島県外	4	35	116	234	431	573	684	759	852	876	892	896	912	902

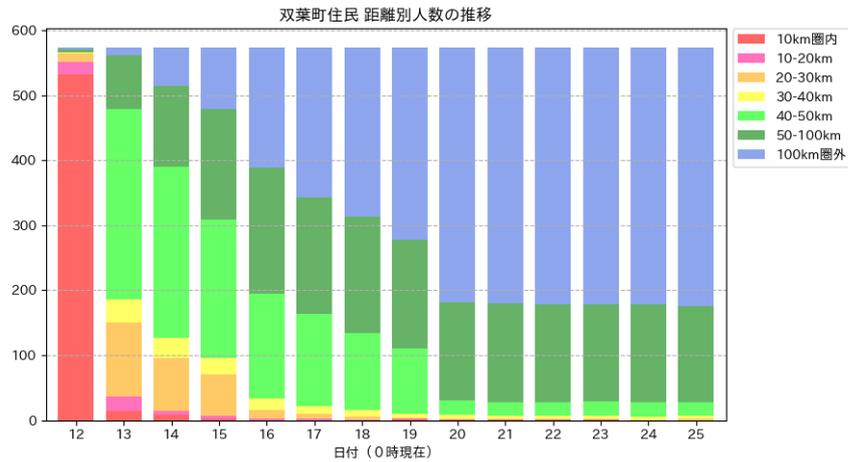


③各滞在自治体の内数及び25日における滞在都道府県

2. 双葉町

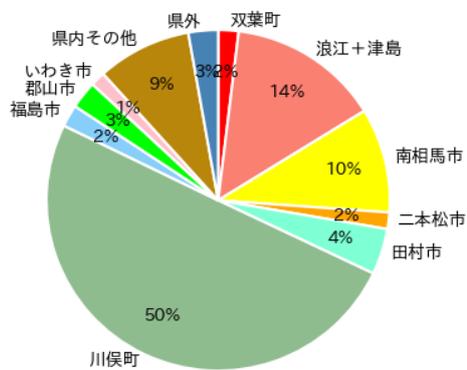


①3月12日から25日までの滞在自治体

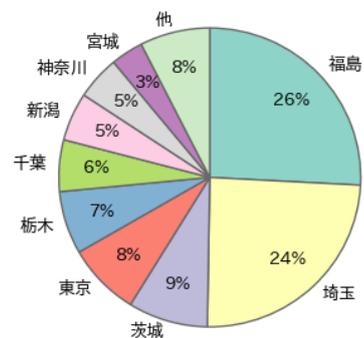


②3月12日から25日までの滞在场所 (福島第一原発からの距離)

3月13日0時時点の地域分布 (双葉町)

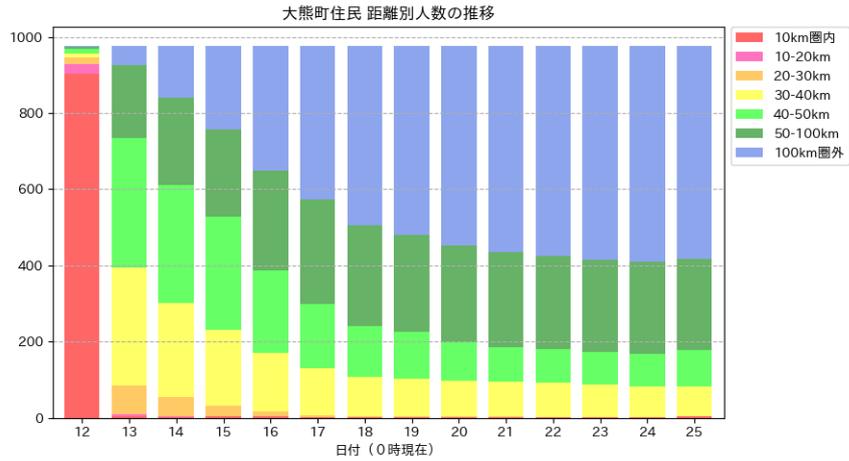


双葉町 25日都道府県割合

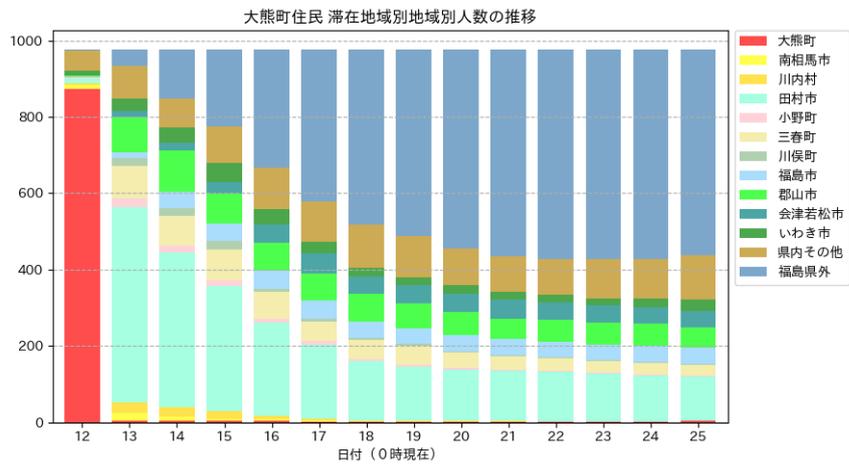


③3月13日及び25日における滞在场所分布

3. 大熊町

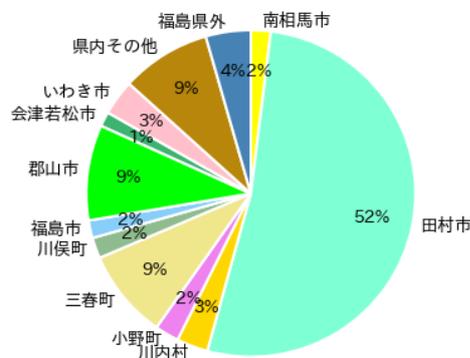


①3月12日から25日までの滞在自治体

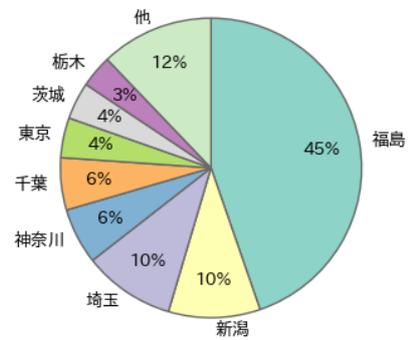


②3月12日から25日までの滞在场所 (福島第一原発からの距離)

3月13日0時時点の地域分布 (大熊町)

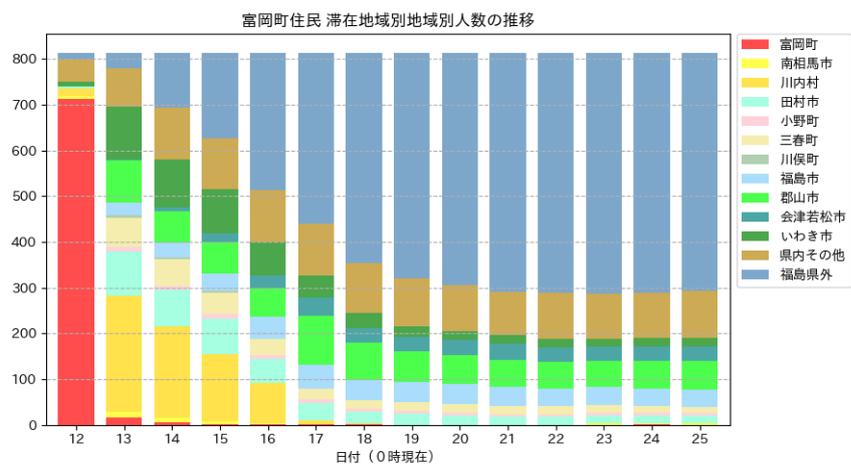


大熊町 25日都道府県割合

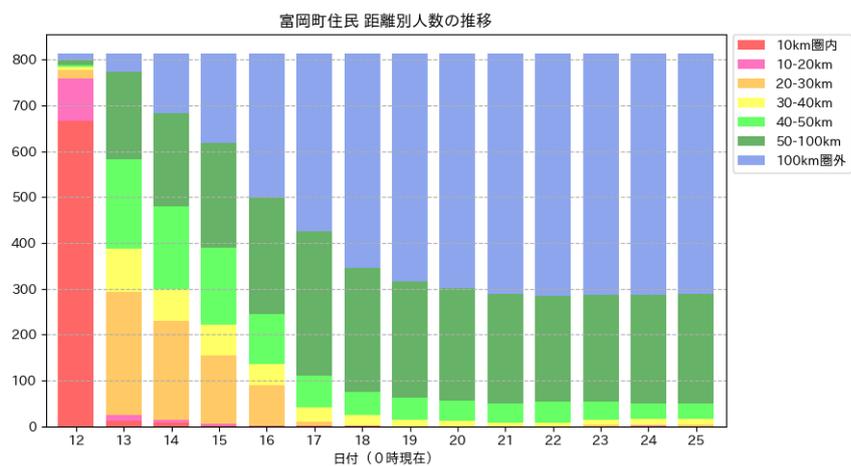


③3月13日及び25日における滞在场所分布

4. 富岡町

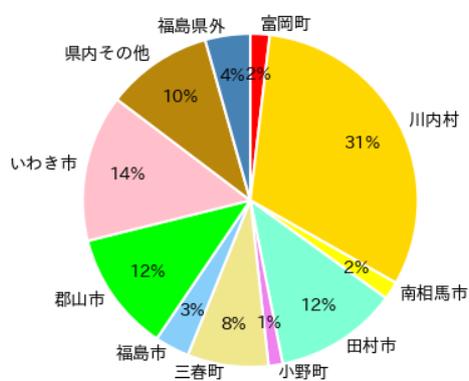


①3月12日から25日までの滞在自治体

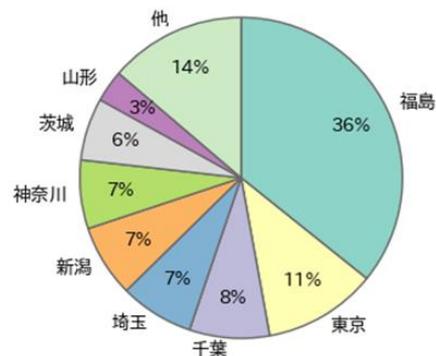


②3月12日から25日までの滞在场所（福島第一原発からの距離）

3月13日0時時点の地域分布（富岡町）

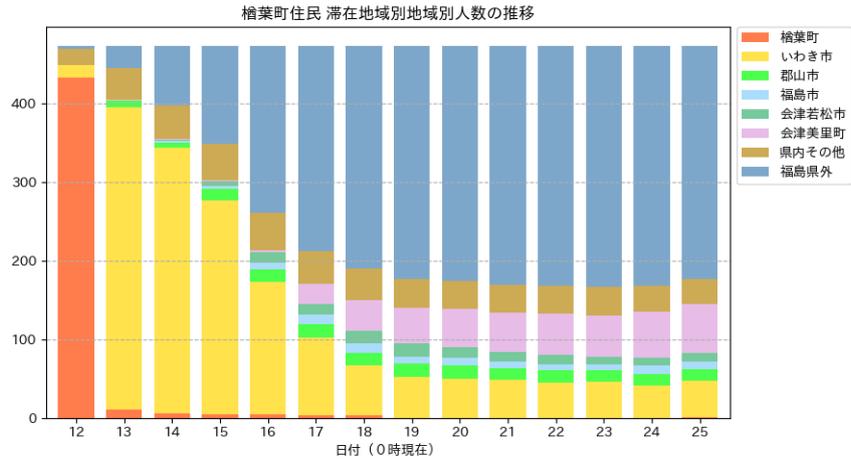


富岡町 25日都道府県割合

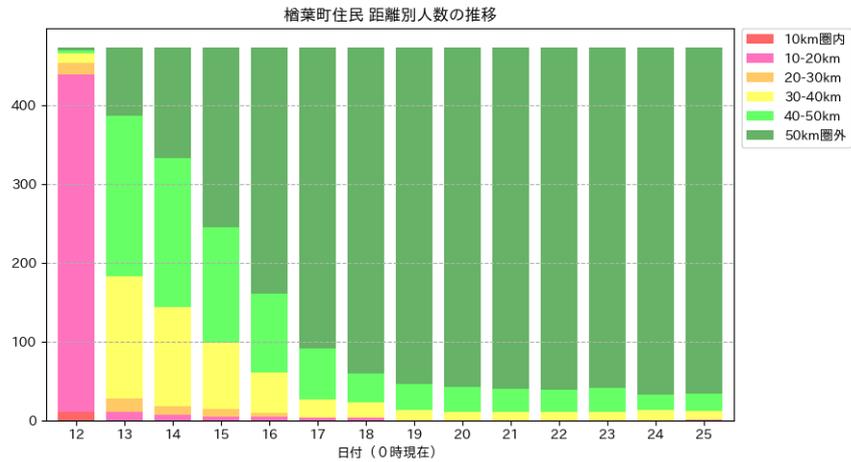


③3月13日及び25日における滞在场所分布

5. 檜葉町

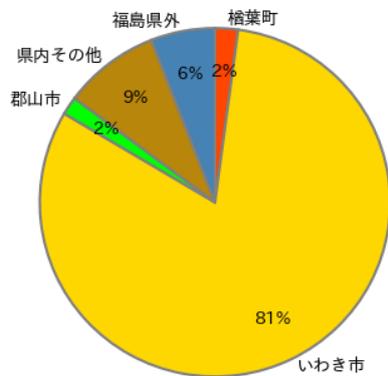


①3月12日から25日までの滞在自治体

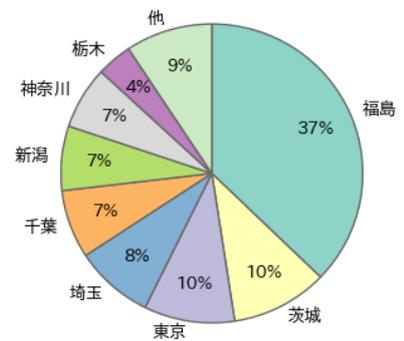


②3月12日から25日までの滞在場所 (福島第一原発からの距離)

3月13日0時時点の地域分布 (檜葉町)

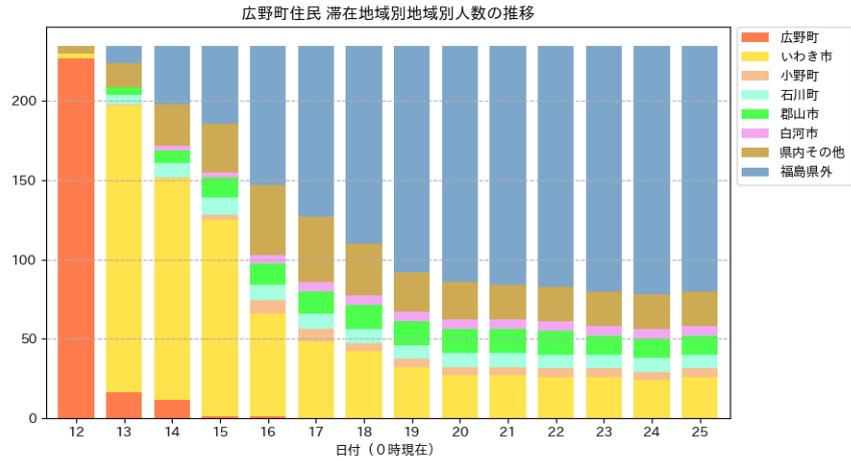


檜葉町 25日都道府県割合

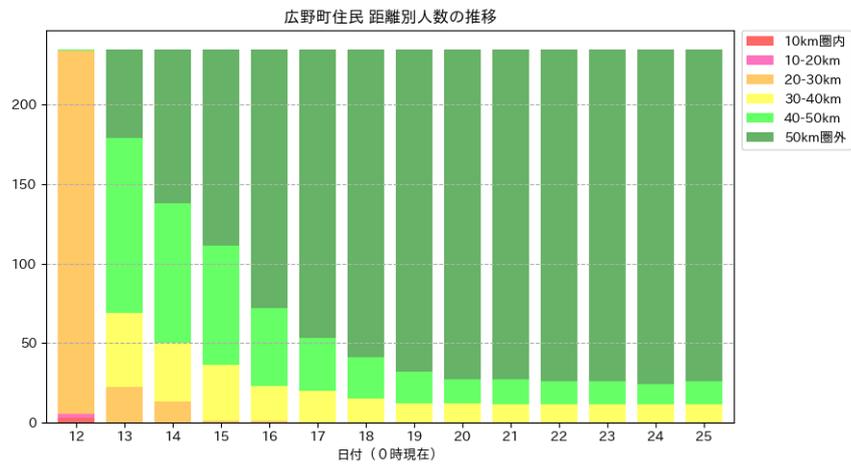


③3月13日及び25日における滞在場所分布

6. 広野町

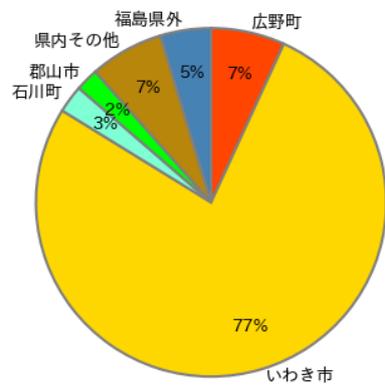


①3月12日から25日までの滞在自治体

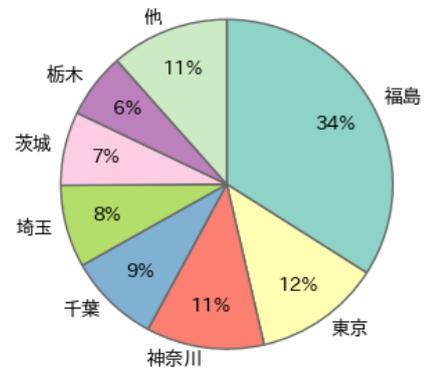


②3月12日から25日までの滞在場所（福島第一原発からの距離）

3月13日0時時点の地域分布（広野町）

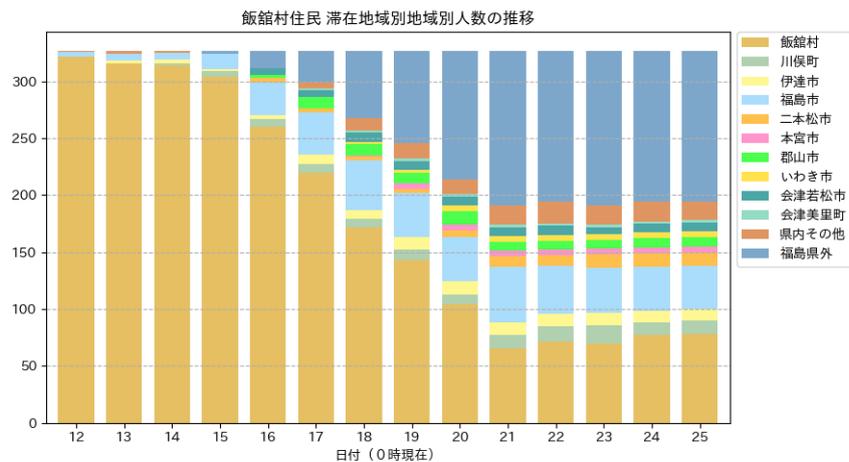


広野町 25日都道府県割合

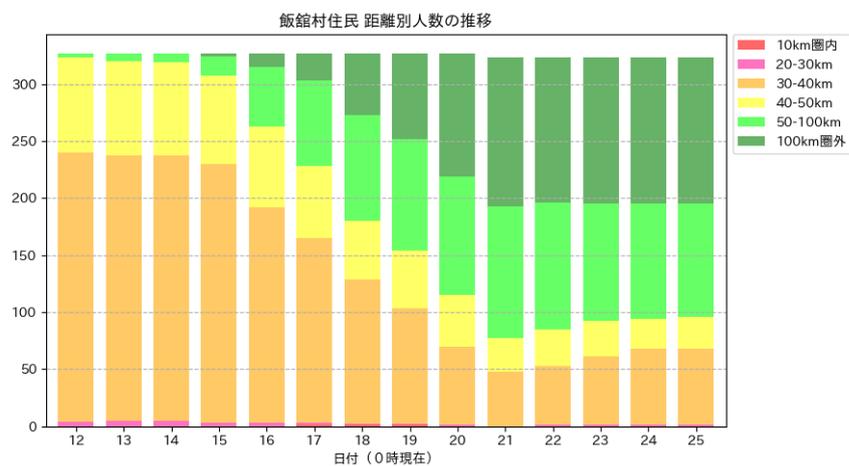


③3月13日及び25日における滞在場所分布

7. 飯舘村

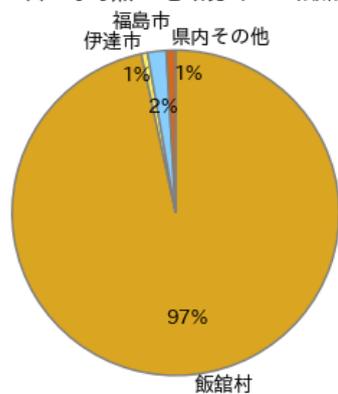


①3月12日から25日までの滞在自治体

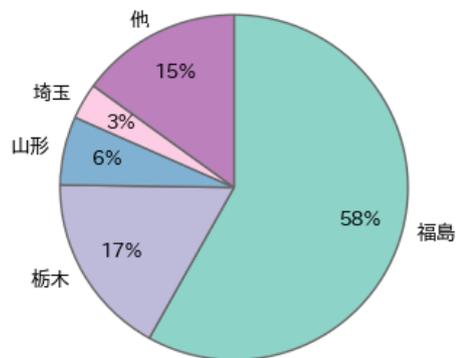


②3月12日から25日までの滞在場所（福島第一原発からの距離）

3月13日0時時点の地域分布（飯舘村）

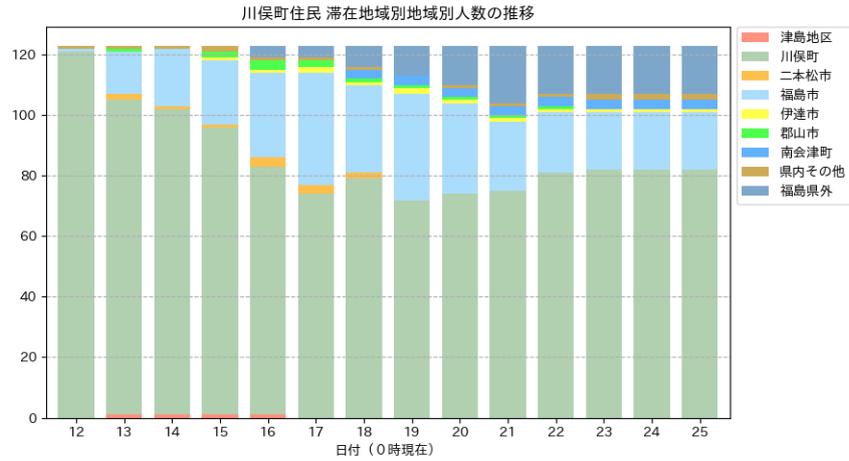


飯舘村 25日都道府県割合

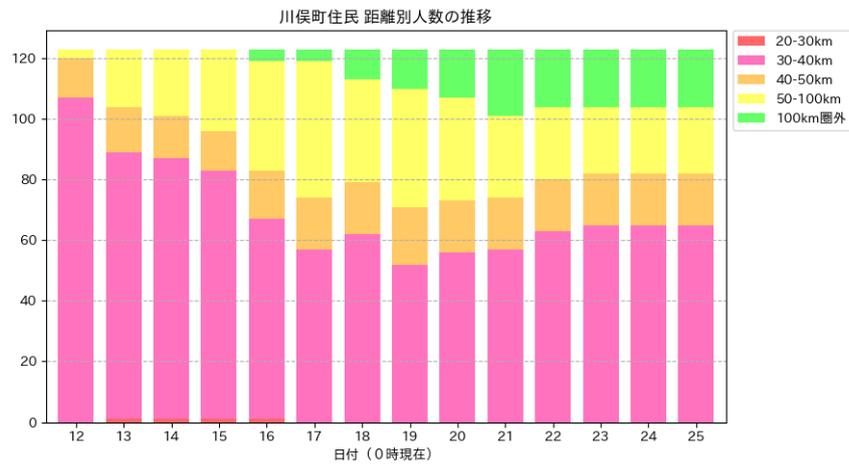


③3月13日及び25日における滞在場所分布

8. 川俣村

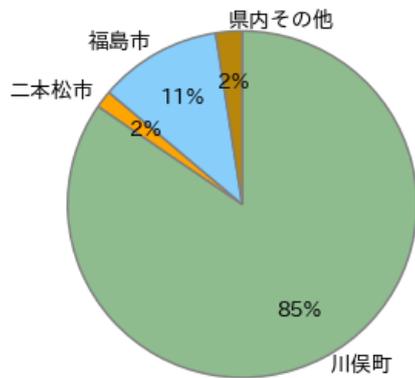


①3月12日から25日までの滞在自治体

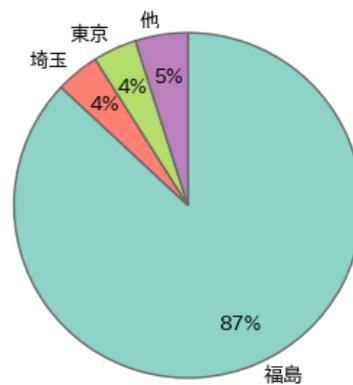


②3月12日から25日までの滞在场所 (福島第一原発からの距離)

3月13日0時時点の地域分布 (川俣町)

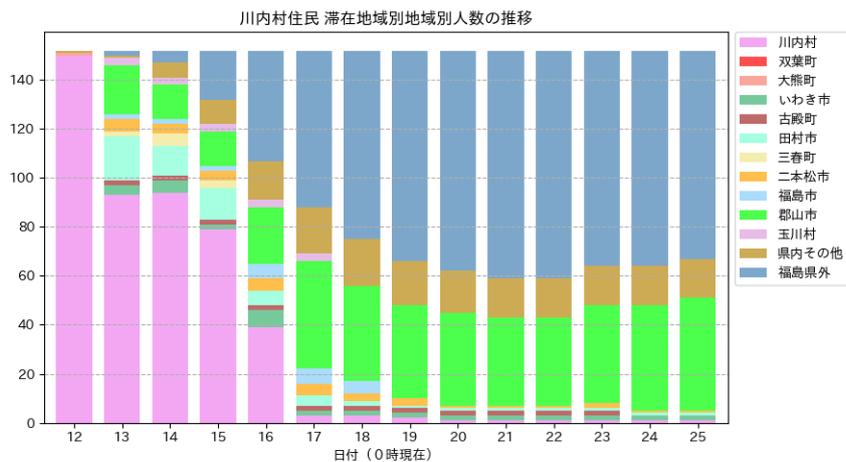


川俣町 25日都道府県割合

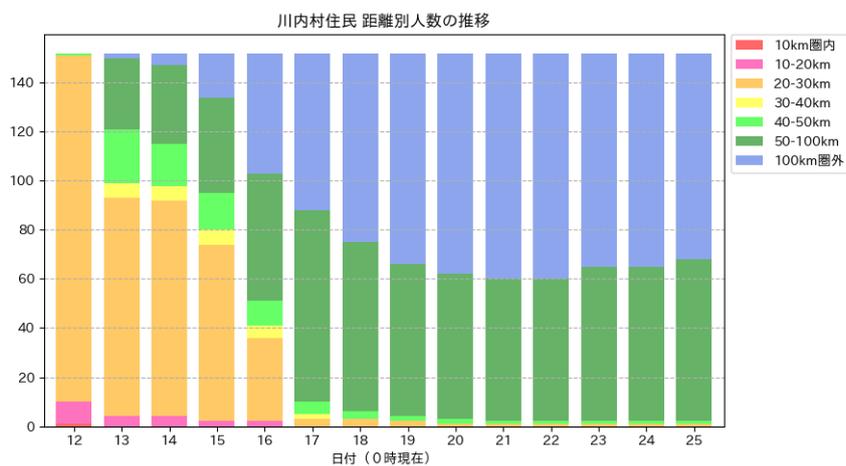


③3月13日及び25日における滞在场所分布

9. 川内村

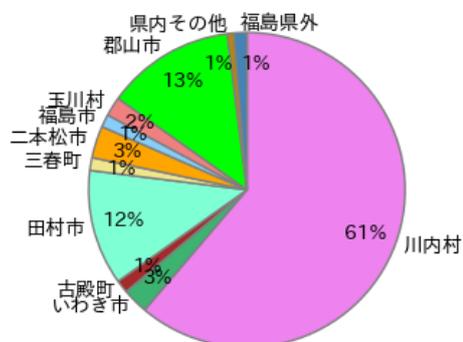


①3月12日から25日までの滞在自治体

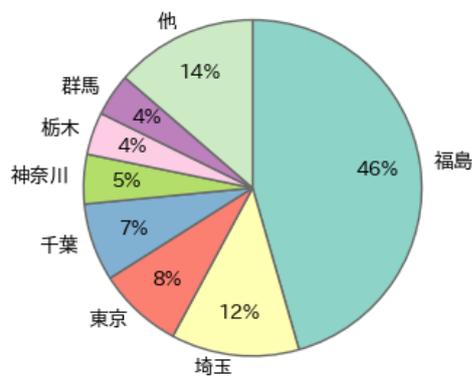


②3月12日から25日までの滞在场所（福島第一原発からの距離）

3月13日0時時点の地域分布（川内村）

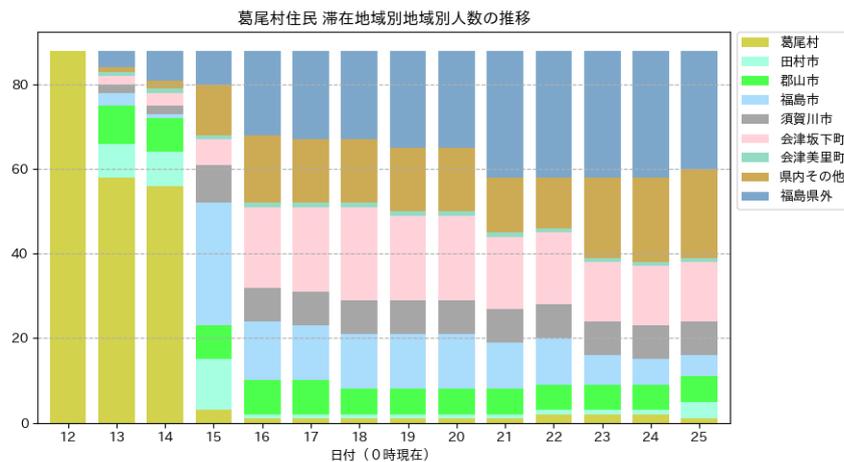


川内村 25日都道府県割合

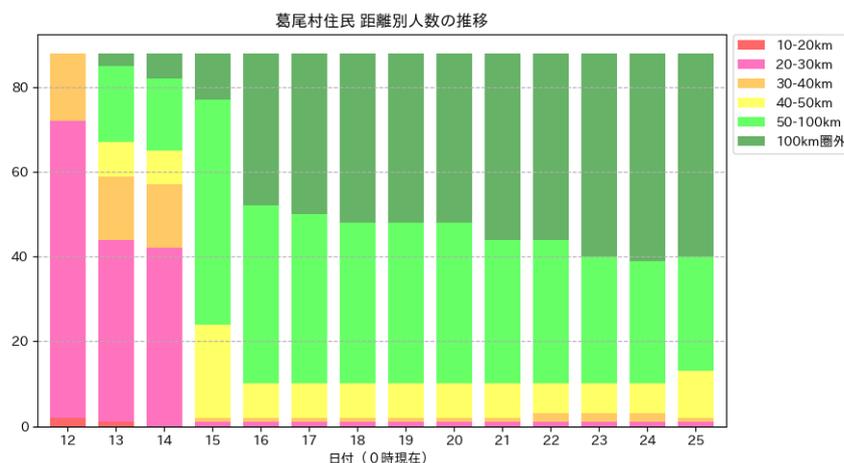


③3月13日及び25日における滞在场所分布

10. 葛尾村

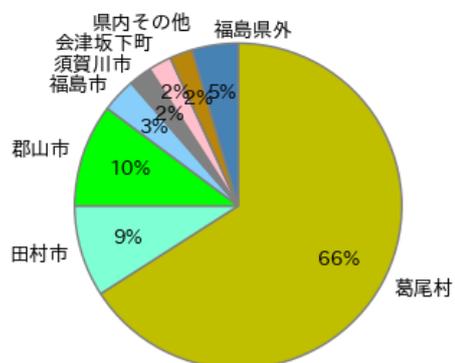


①3月12日から25日までの滞在自治体

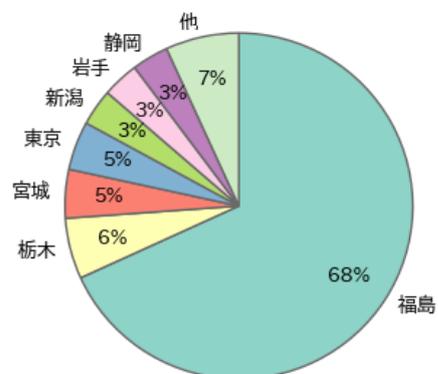


②3月12日から25日までの滞在场所 (福島第一原発からの距離)

3月13日0時時点の地域分布 (葛尾村)



葛尾村 25日都道府県割合



③3月13日及び25日における滞在场所分布

近隣自治体住民の事故初期の避難行動分類

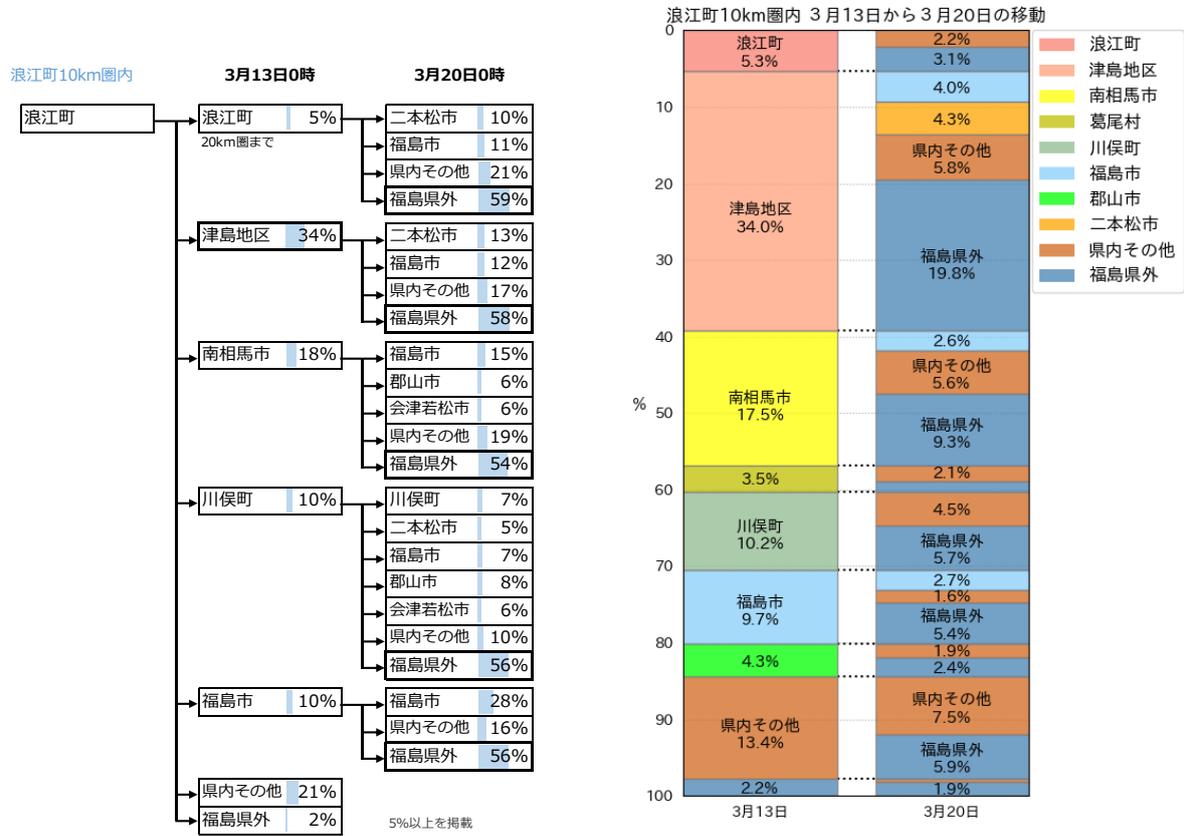
【概要】

浪江町、双葉町、大熊町、富岡町、楡葉町、広野町、飯舘村、川俣町、川内村、葛尾村の各自治体住民の電子化された行動データを用い、各自治体住民の3月13日0時時点の滞在場所から移動先の分布を分類した。

各自治体別の分布リスト

1. 浪江町	43-47
①福島第一原発から10km圏内の在住者	43-44
②福島第一原発から20km圏内の在住者	45-46
③津島地区（浪江町内の福島第一原発から20km圏外の地域）の在住者	47
2. 双葉町	48-49
3. 大熊町	50-51
4. 富岡町	52-53
5. 楡葉町	54
6. 広野町	55
7. 飯舘村	56
8. 川俣町	57
9. 川内村	58
10. 葛尾村	59

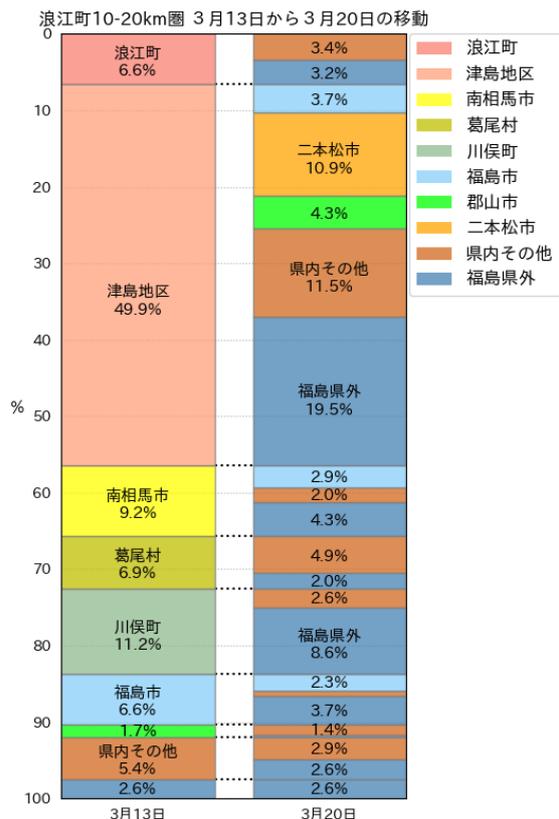
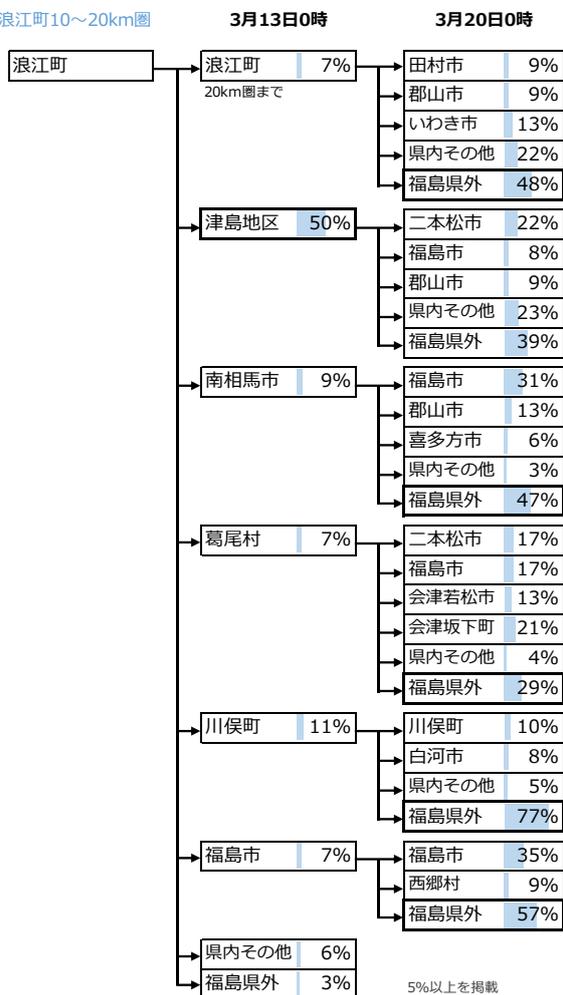
1. 浪江町 (1/5)



①福島第一原発から 10 km 圏内の在住者の 3月13日0時時点の滞在所から移動先の分布(1/2)

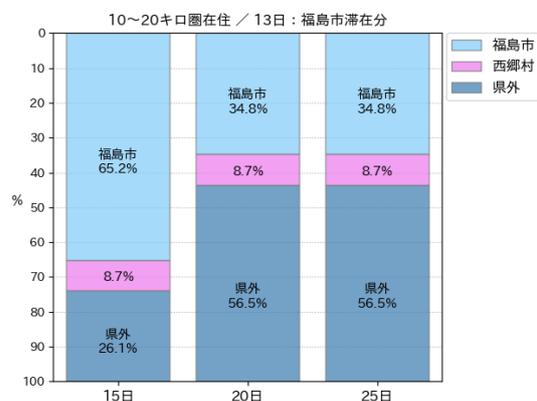
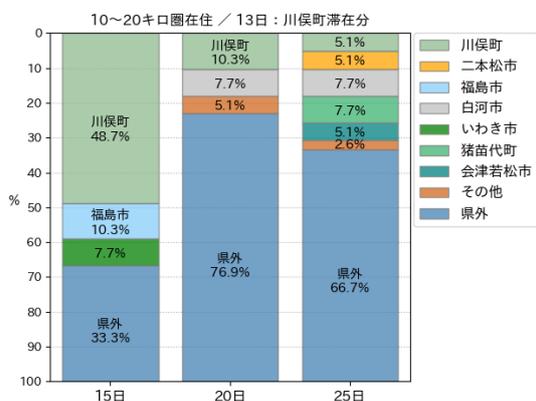
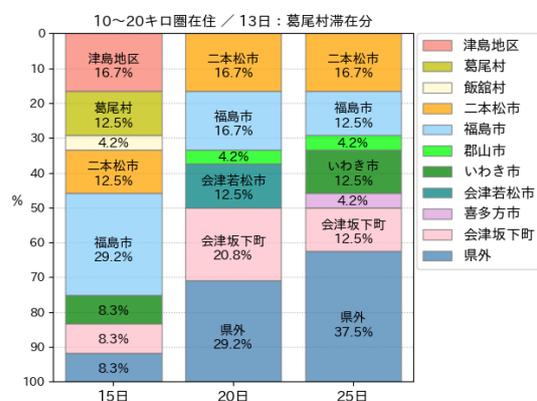
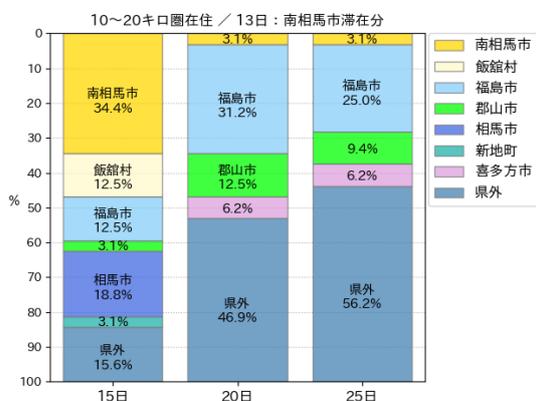
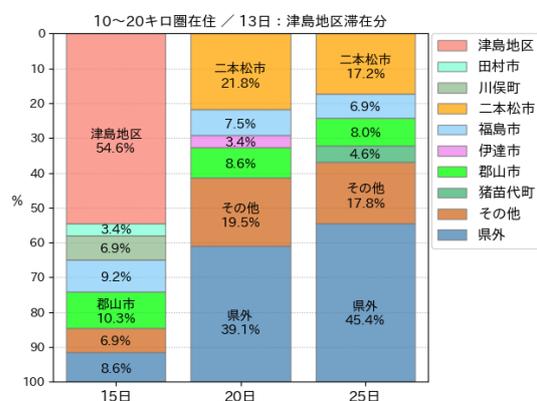
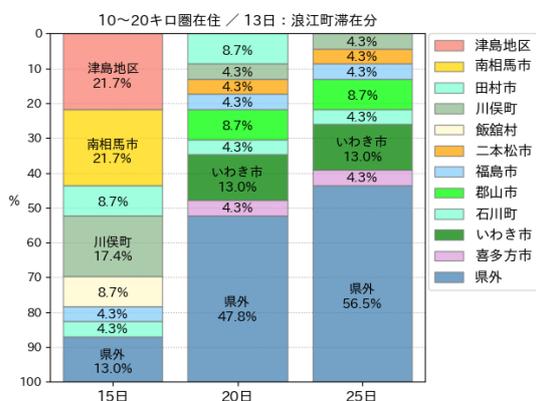
1. 浪江町 (3/5)

浪江町10~20km圏



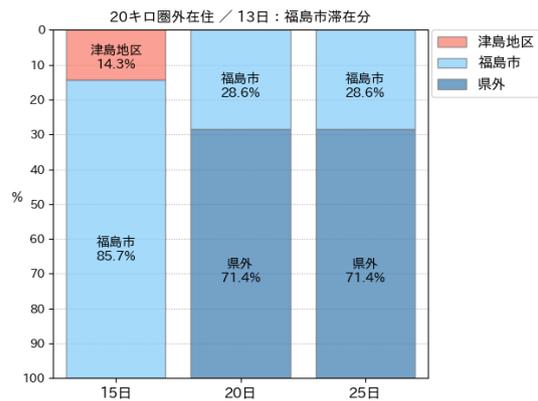
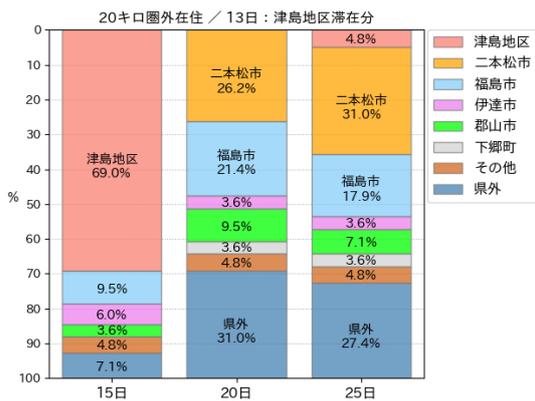
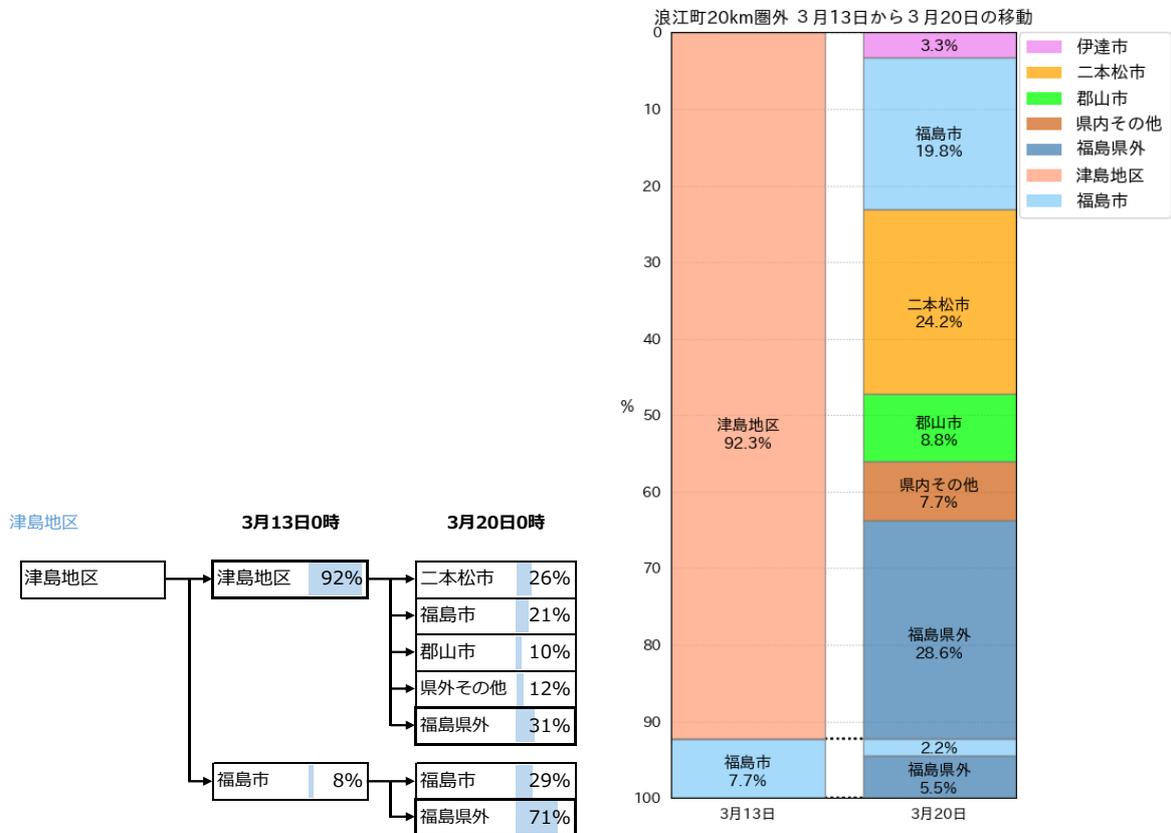
②福島第一原発から 20 km 圏内の在住者の 3月13日0時時点の滞在場所から移動先の分布(1/2)

1. 浪江町 (4/5)



②福島第一原発から 20 km 圏内の在住者の 3月13日 0 時時点の滞在场所から移動先の分布(2/2)

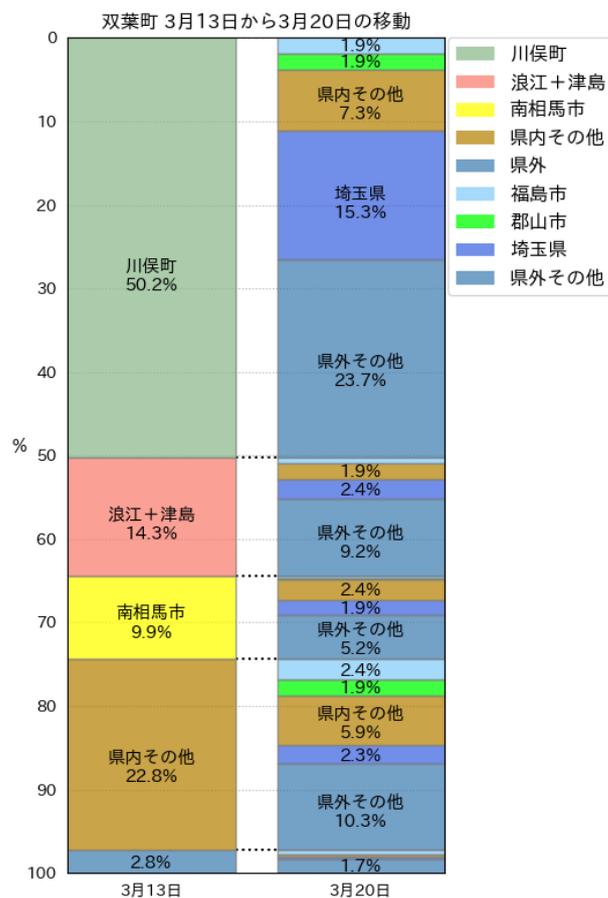
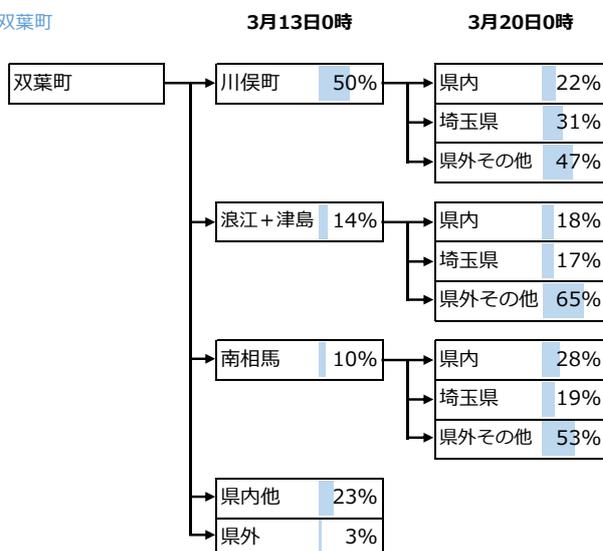
1. 浪江町 (5/5)



③津島地区（浪江町内の福島第一原発から20 km 圏外の地域）の在住者の3月13日0時時点の滞在場所から移動先の分布

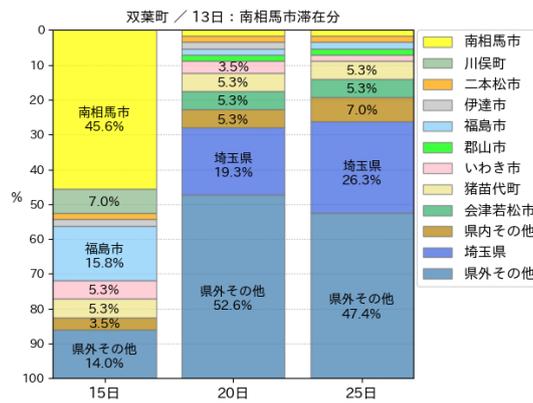
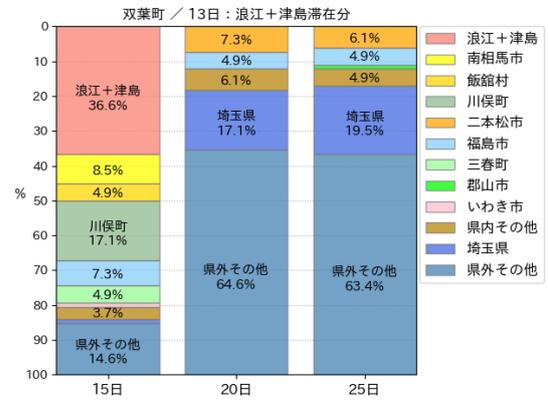
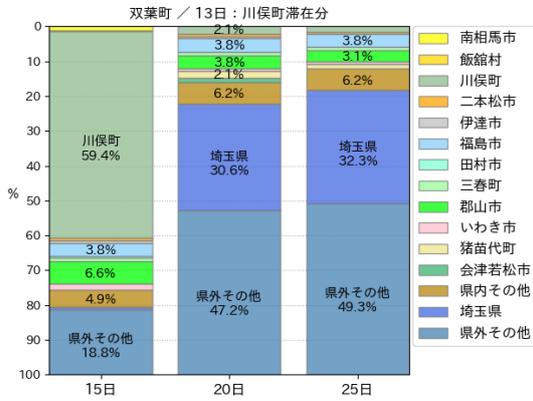
2. 双葉町 (1/2)

双葉町



3月13日0時時点の滞在場所から移動先の分布(1/2)

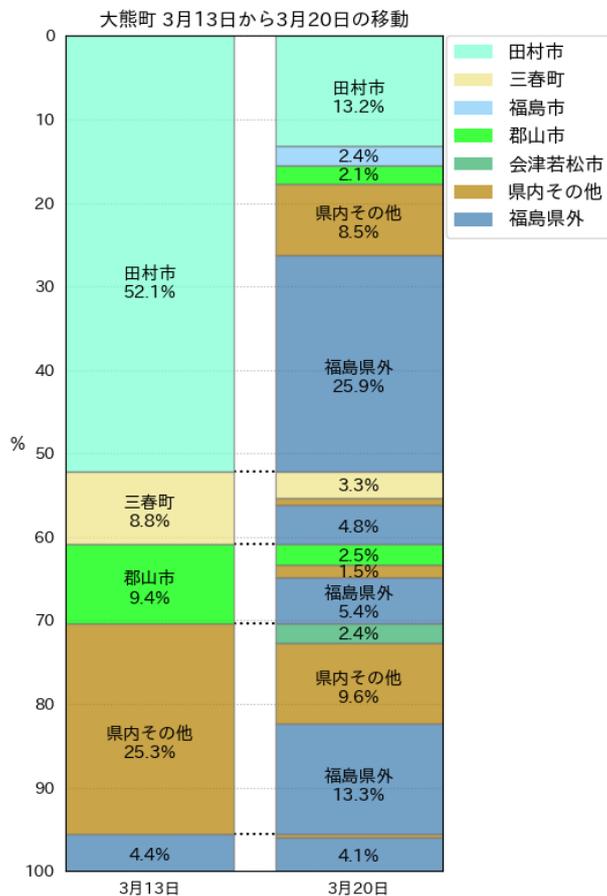
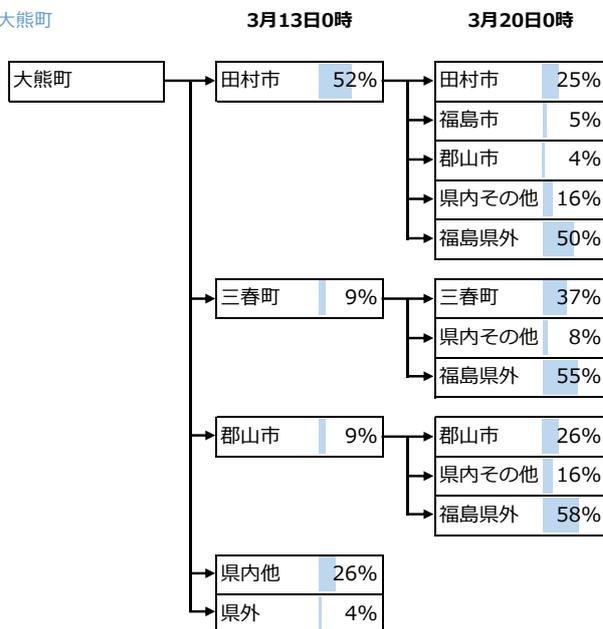
2.双葉町 (2/2)



3月13日0時時点の滞在场所から移動先の分布(2/2)

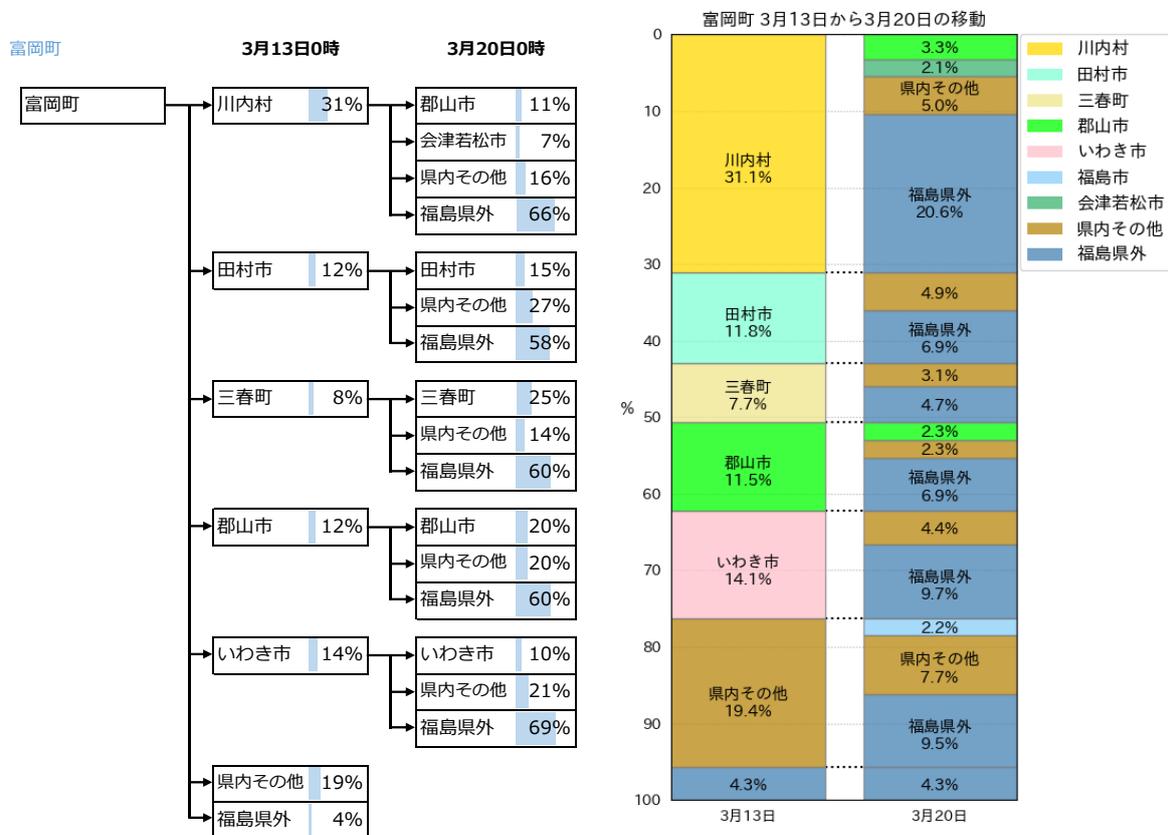
3. 大熊町 (1/2)

大熊町



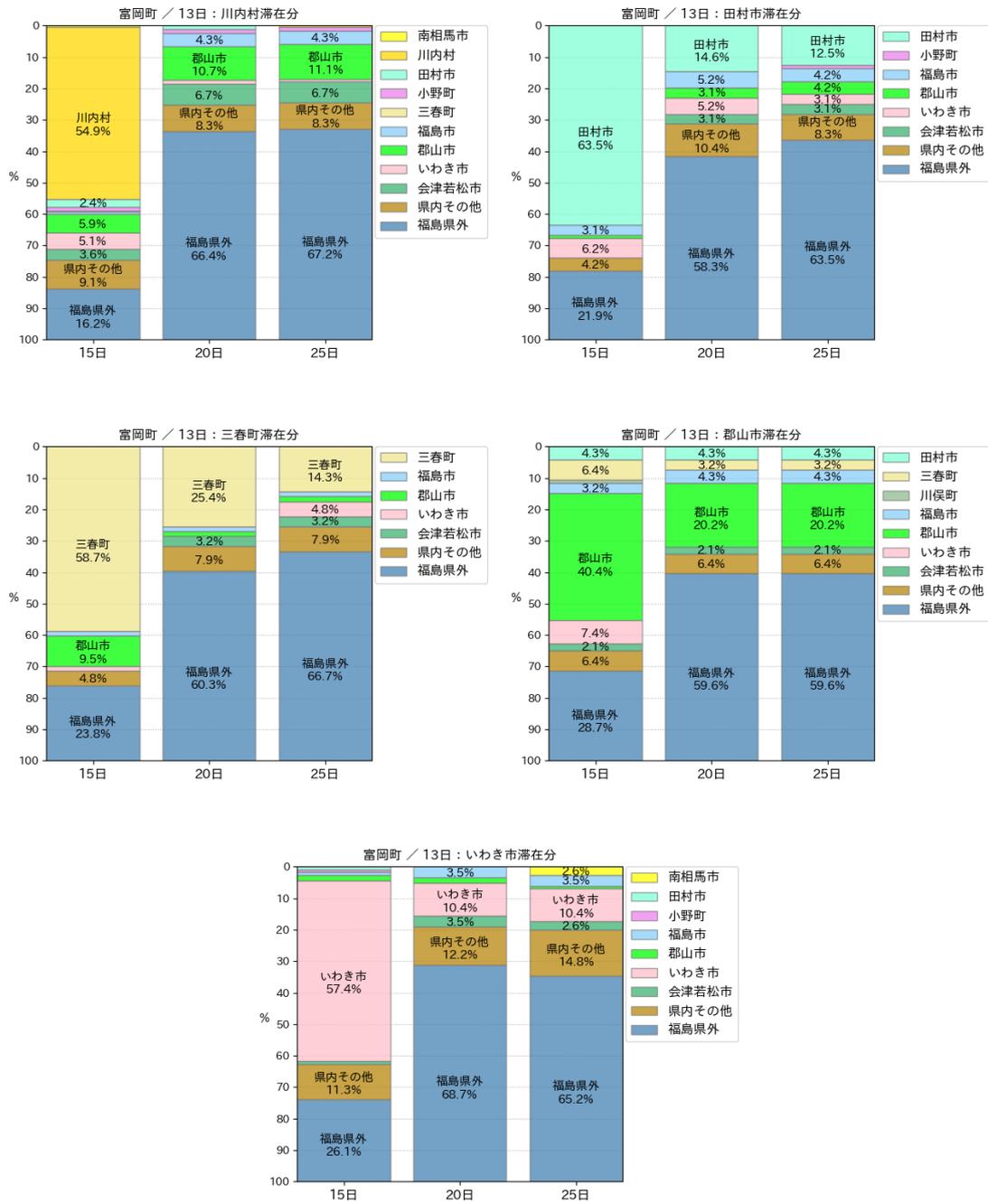
3月13日0時時点の滞在場所から移動先の分布(1/2)

4. 富岡町 (1/2)



3月13日0時時点の滞在場所から移動先の分布(1/2)

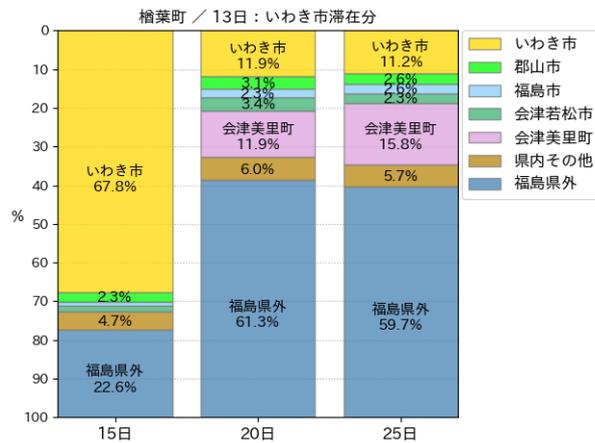
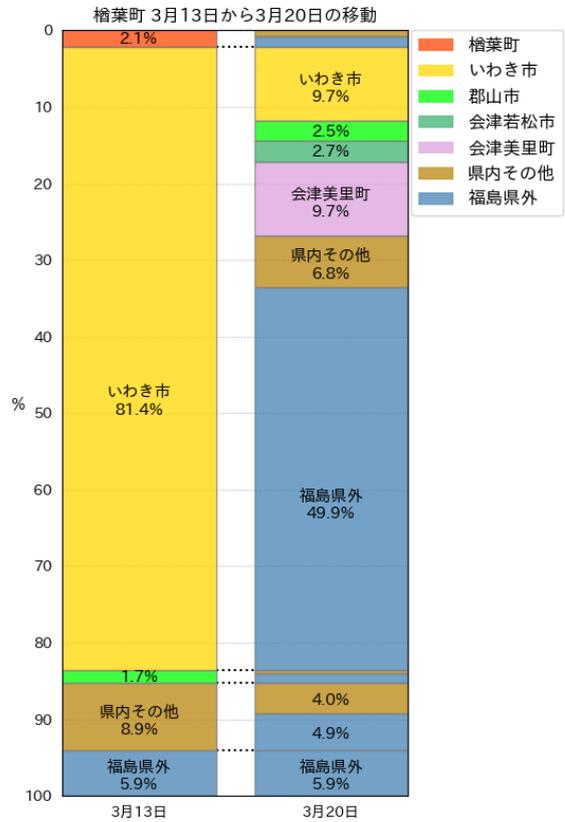
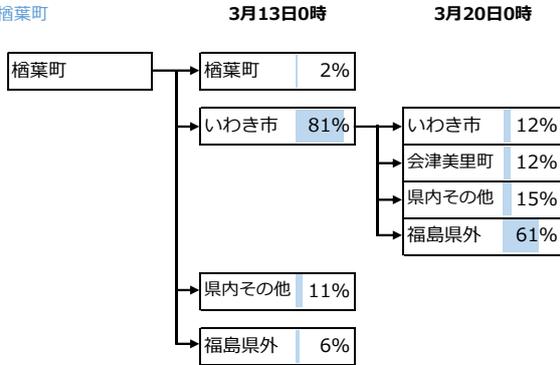
4. 富岡町 (2/2)



3月13日0時時点の滞在場所から移動先の分布(2/2)

5. 檜葉町

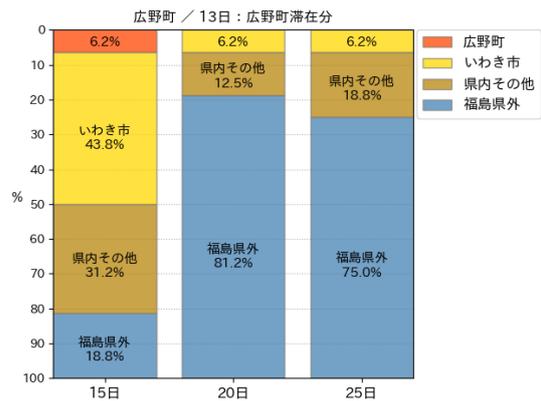
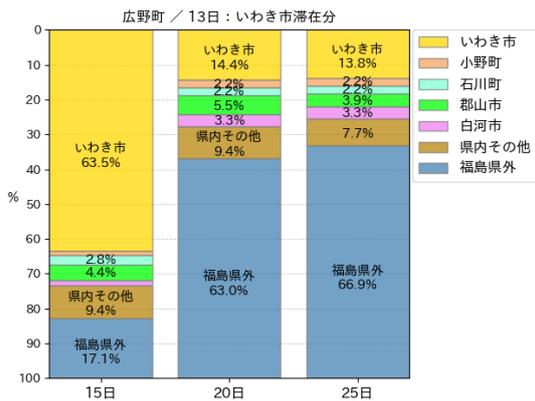
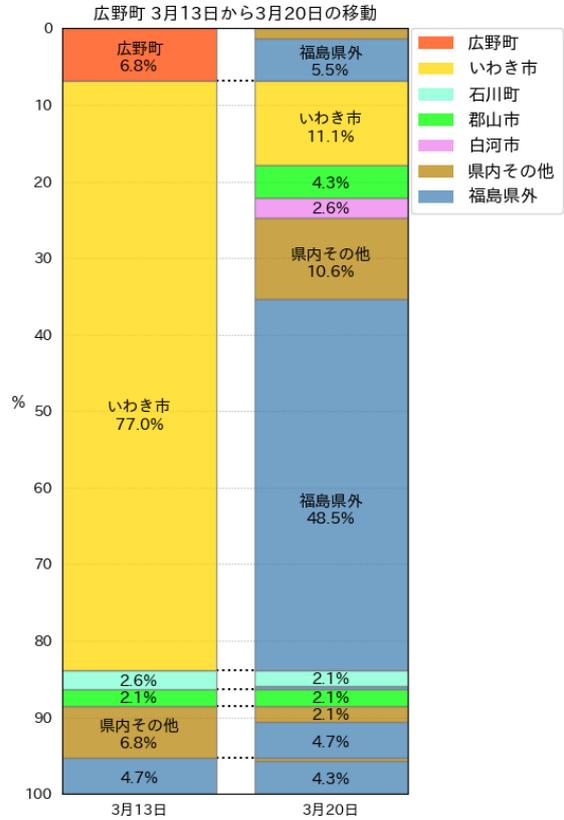
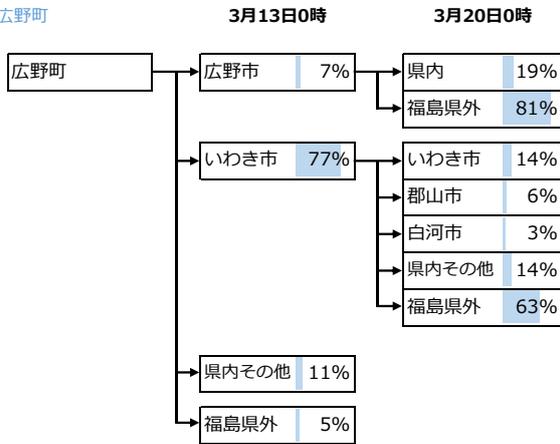
檜葉町



3月13日0時時点の滞在場所から移動先の分布

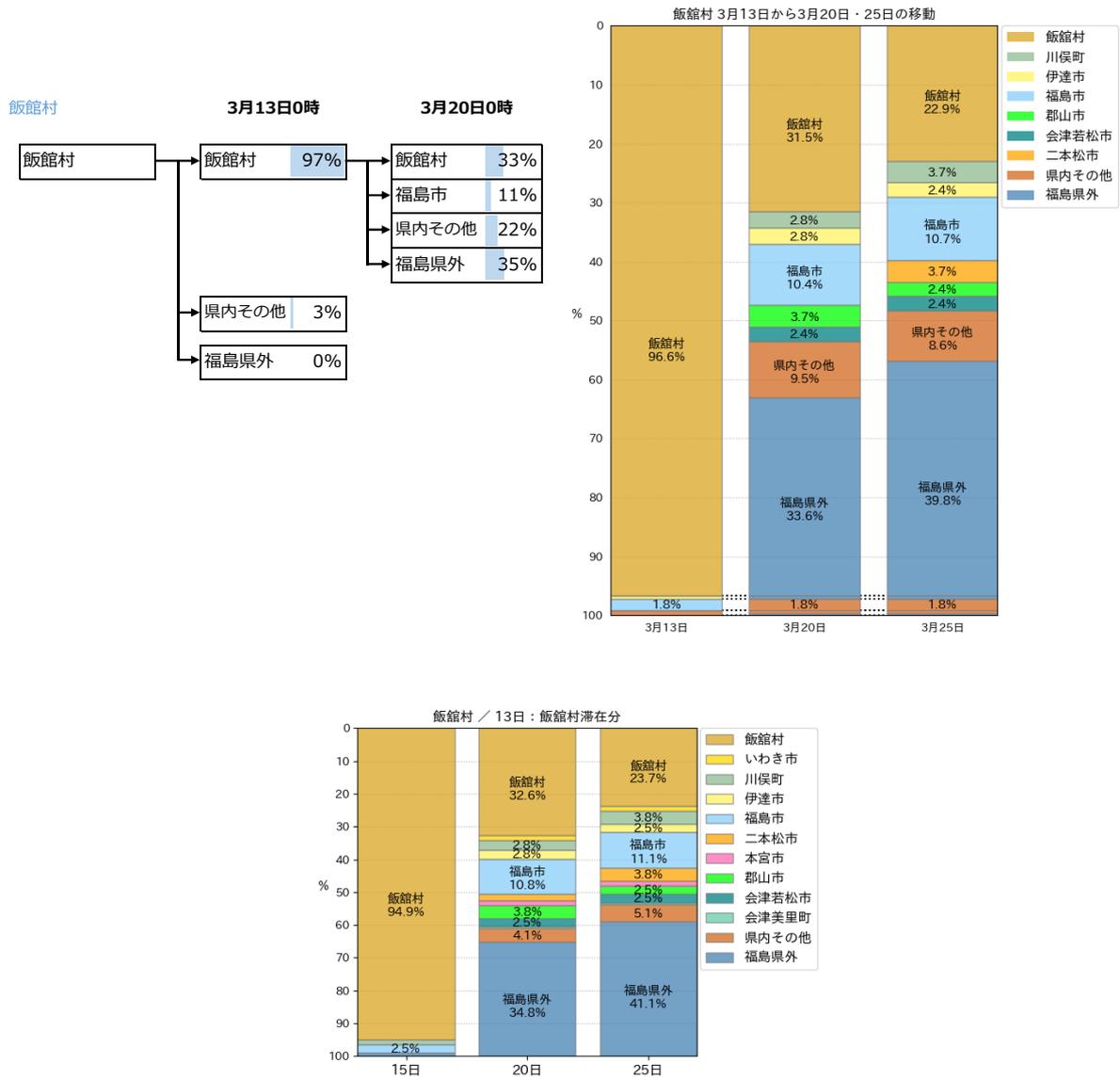
6. 広野町

広野町



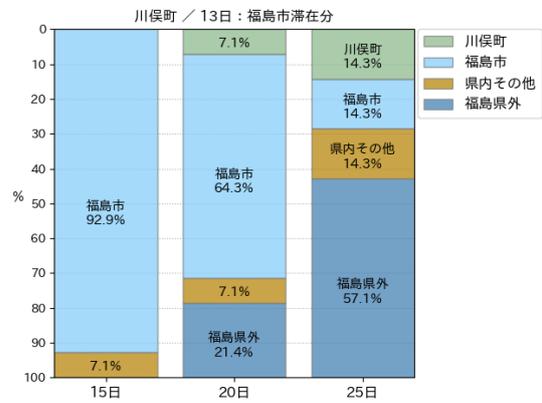
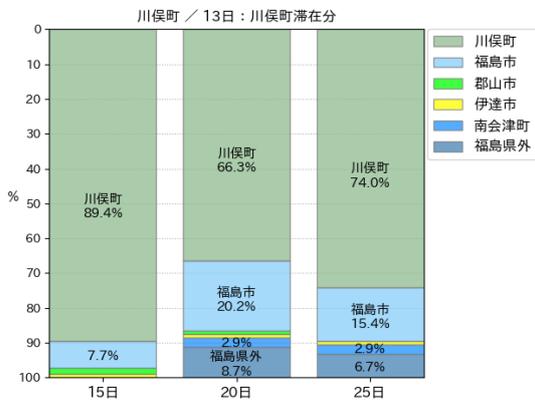
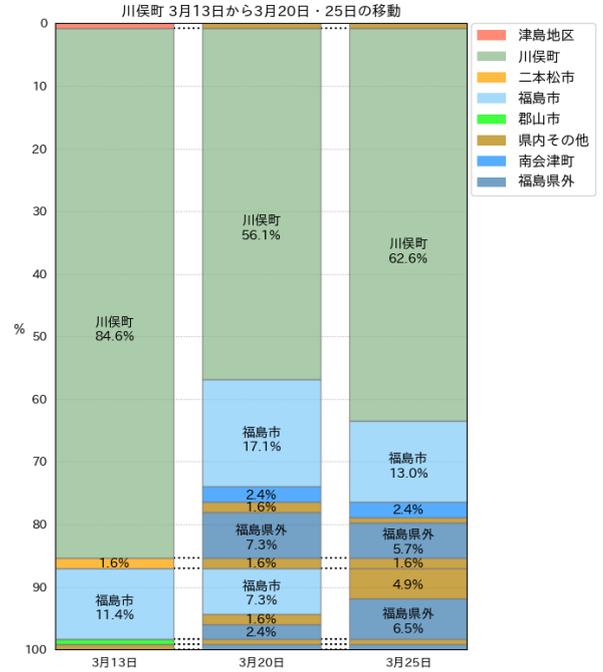
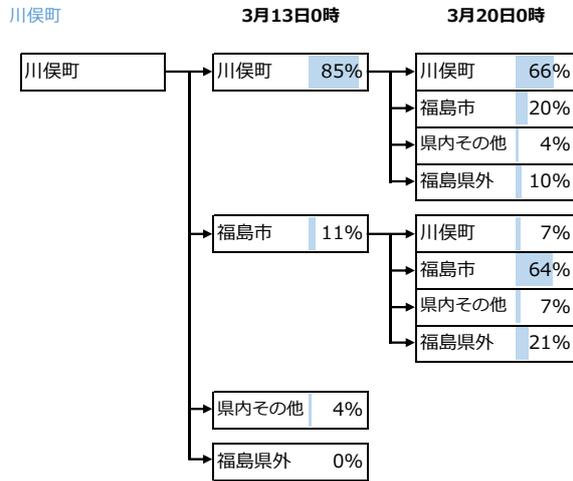
3月13日0時時点の滞在場所から移動先の分布

7. 飯舘村



3月13日0時時点の滞在場所から移動先の分布

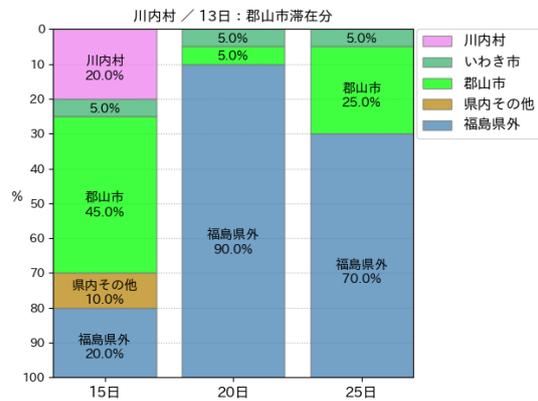
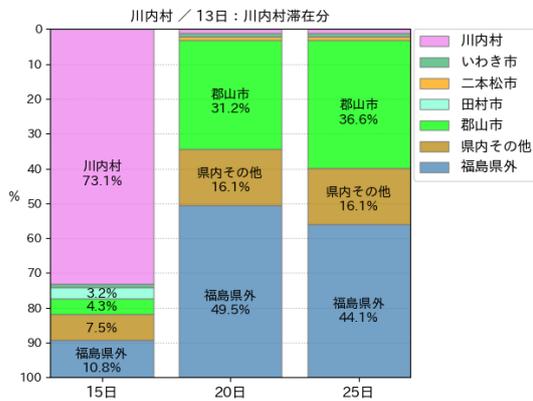
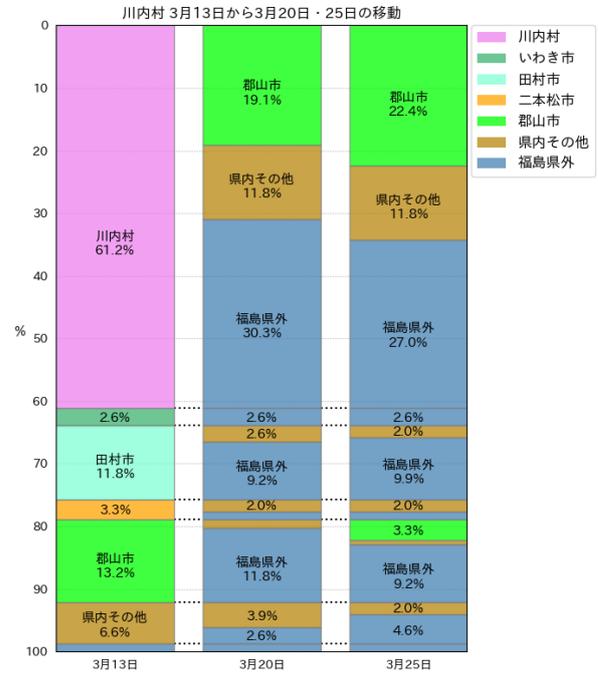
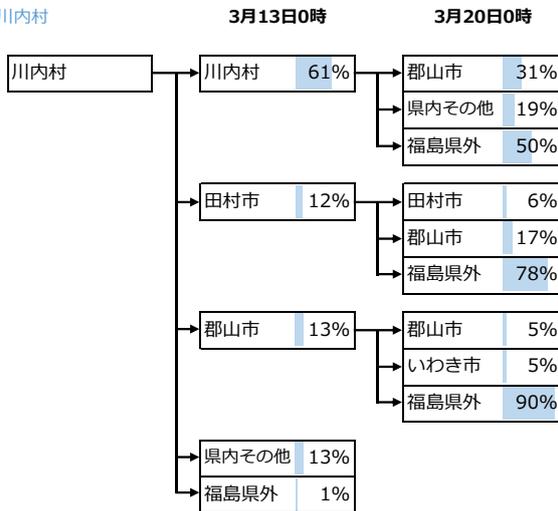
8. 川俣町



3月13日0時時点の滞在場所から移動先の分布

9. 川内村

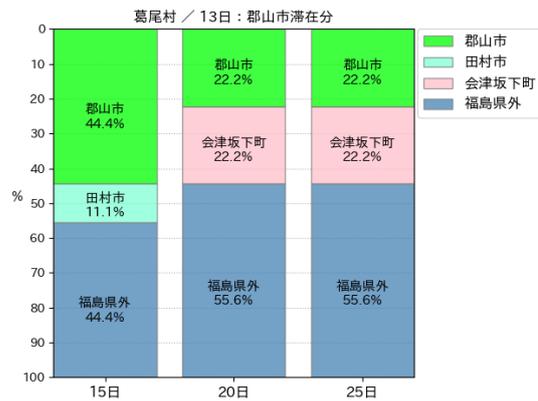
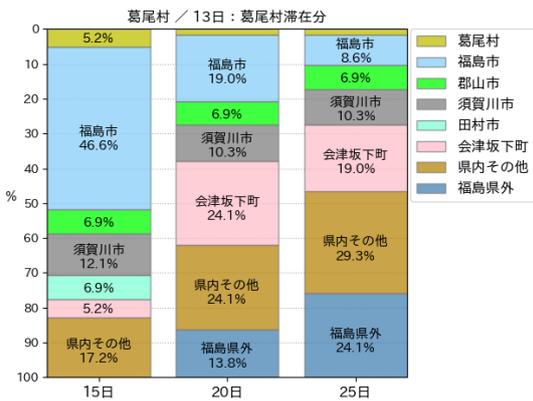
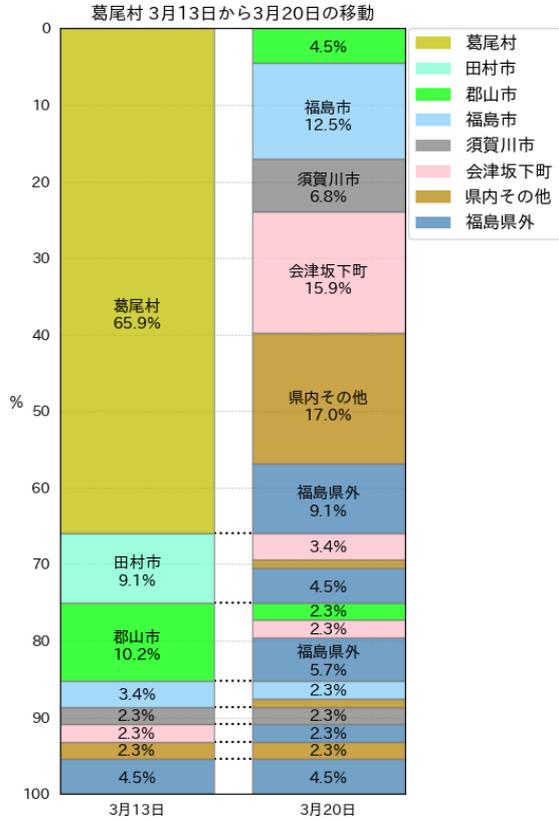
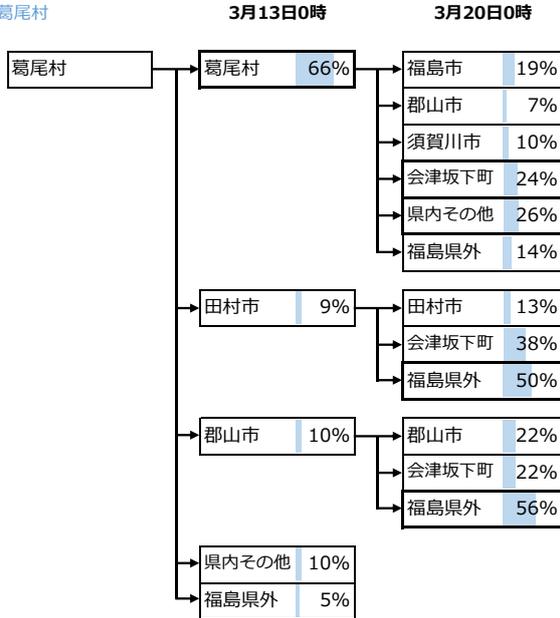
川内村



3月13日0時時点の滞在場所から移動先の分布

10. 葛尾村

葛尾村



3月13日0時時点の滞在場所から移動先の分布

別添 4

ホールボディカウンタ（WBC）測定における ^{137}Cs 検出者と ^{137}Cs 未検出者の避難行動の差異

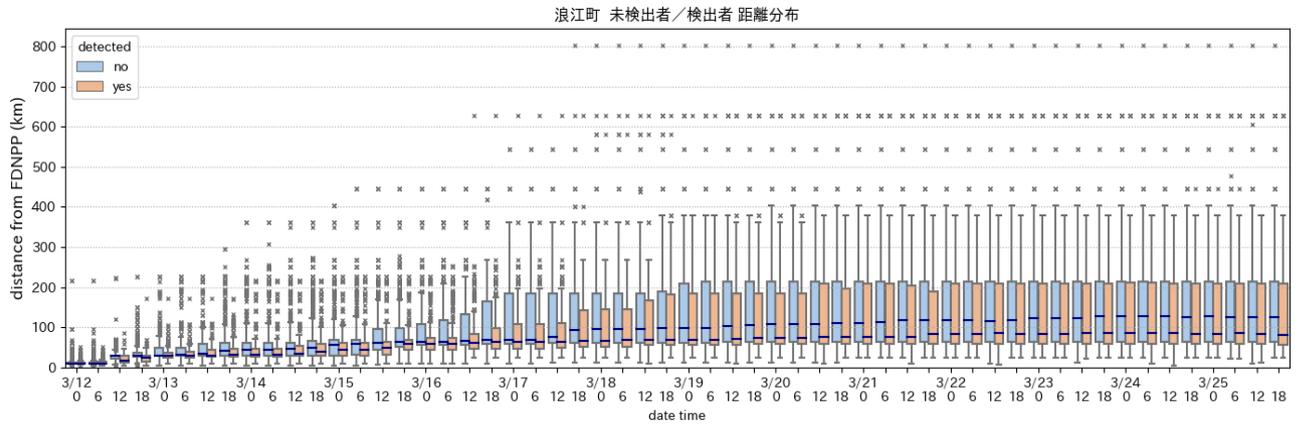
【概要】

浪江町、双葉町、大熊町、富岡町、楡葉町、広野町、飯舘村、川俣町、川内村、葛尾村の各自治体住民の電子化された行動データを用い、各自治体住民の対象期間（①3月12日0時から3月25日24時まで②対象期間:3月12日0時から3月16日24時まで）に対するWBC測定での ^{137}Cs 検出者と ^{137}Cs 未検出者の原発一滞在場所間距離の分布を比較した。

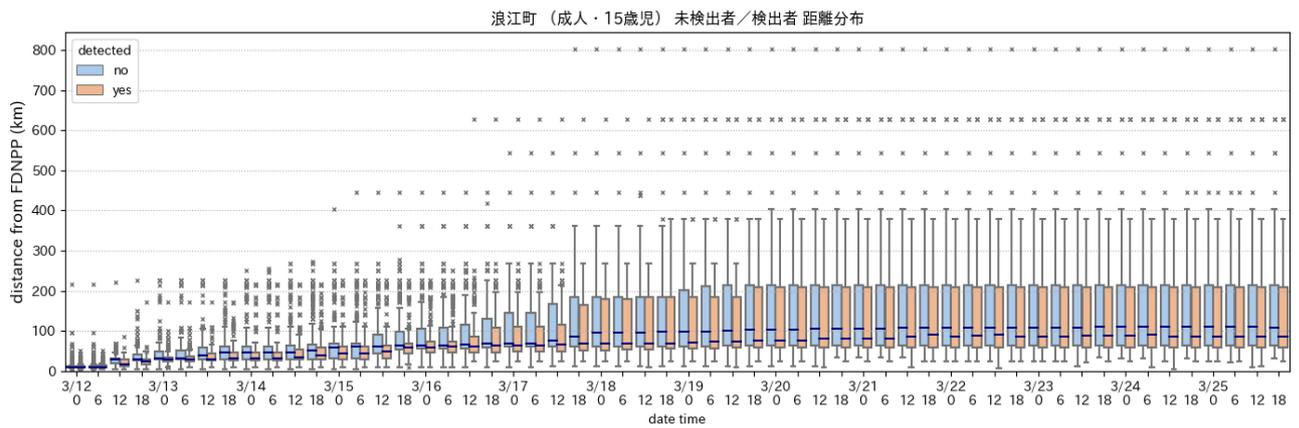
各自治体別の分布リスト

1. 浪江町	
①3月12日0時から3月25日24時まで	62
②3月12日0時から3月16日24時まで	63
2. 双葉町	
①3月12日0時から3月25日24時まで	64
②3月12日0時から3月16日24時まで	65
3. 大熊町	
①3月12日0時から3月25日24時まで	66
②3月12日0時から3月16日24時まで	67
4. 富岡町	
①3月12日0時から3月25日24時まで	68
②3月12日0時から3月16日24時まで	69
5. 檜葉町	
①3月12日0時から3月25日24時まで	70
②3月12日0時から3月16日24時まで	71
6. 広野町	
①3月12日0時から3月25日24時まで	72
②3月12日0時から3月16日24時まで	73
7. 飯舘村	
①3月12日0時から3月25日24時まで	74
②3月12日0時から3月16日24時まで	75
8. 川俣町	
①3月12日0時から3月25日24時まで	76
②3月12日0時から3月16日24時まで	77
9. 川内村	
①3月12日0時から3月25日24時まで	78
②3月12日0時から3月16日24時まで	79
10. 葛尾村	
①3月12日0時から3月25日24時まで	80
②3月12日0時から3月16日24時まで	81

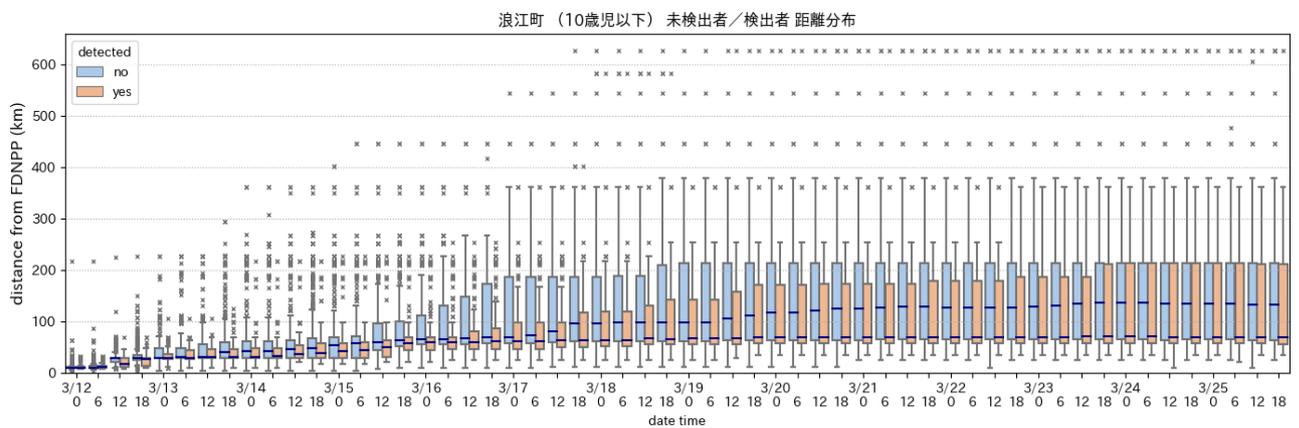
1. 浪江町 (①3月12日0時から3月25日24時まで)



全年齢群の比較

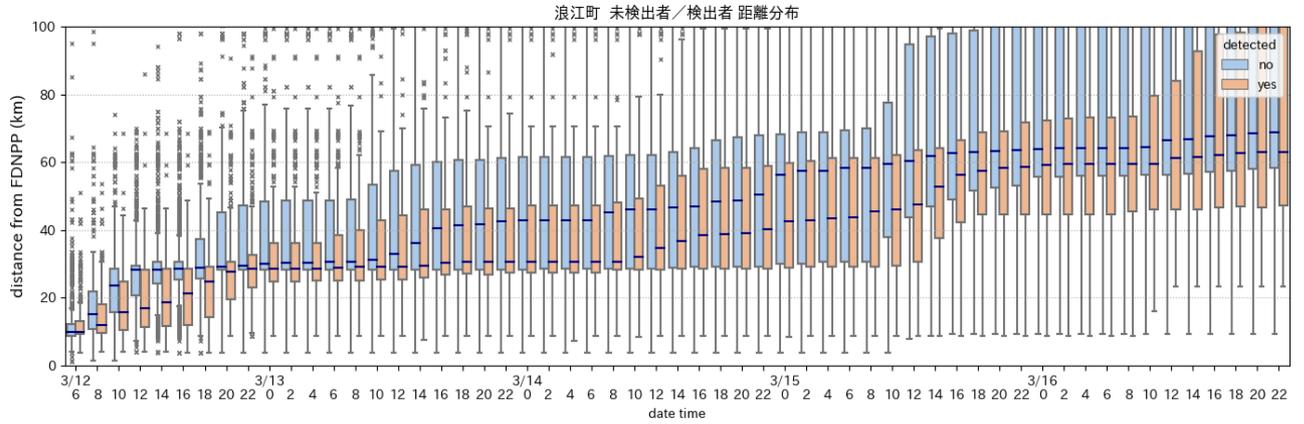


成人・15歳児の比較

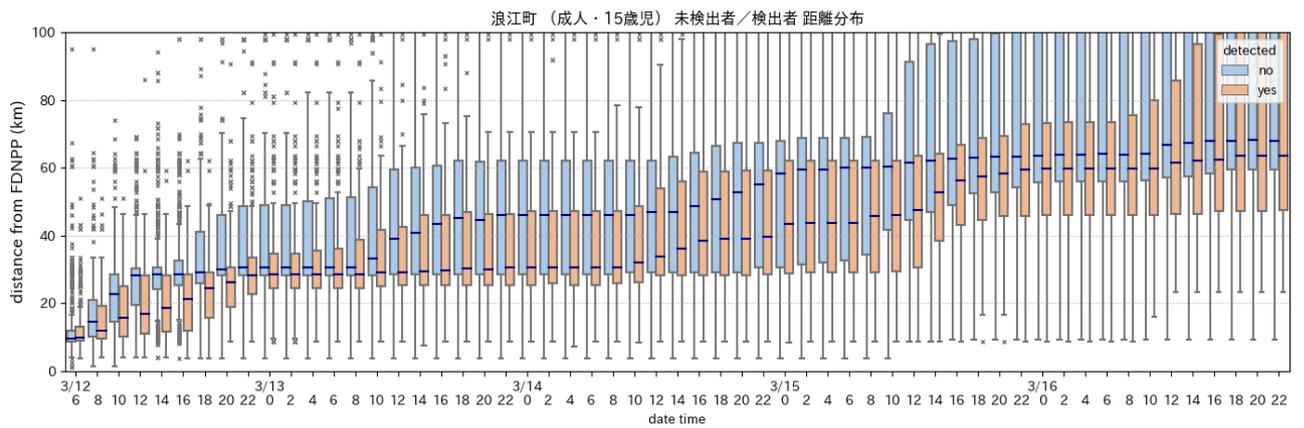


10歳児以下の比較

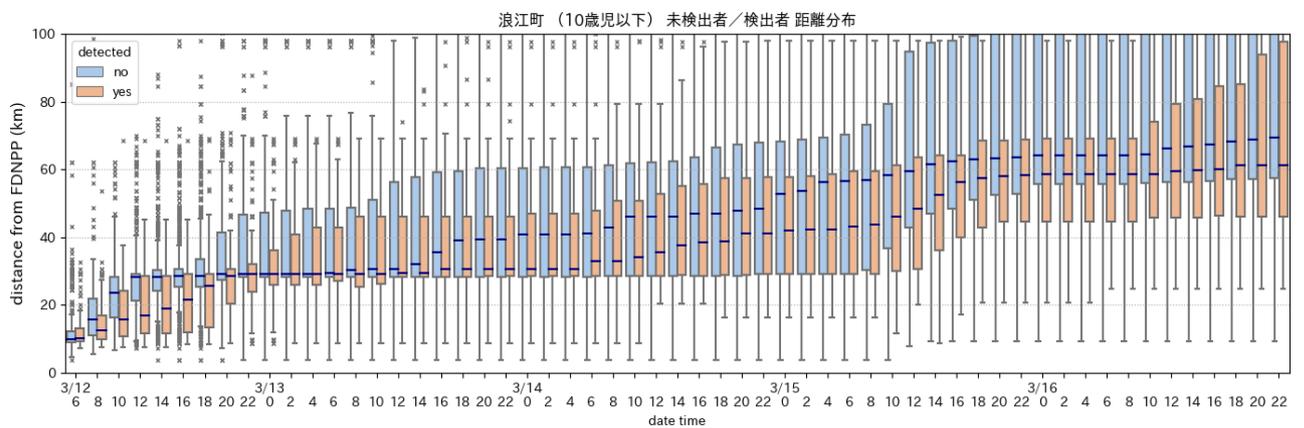
1. 浪江町 (3月12日0時から3月16日24時まで)



全年齢群の比較

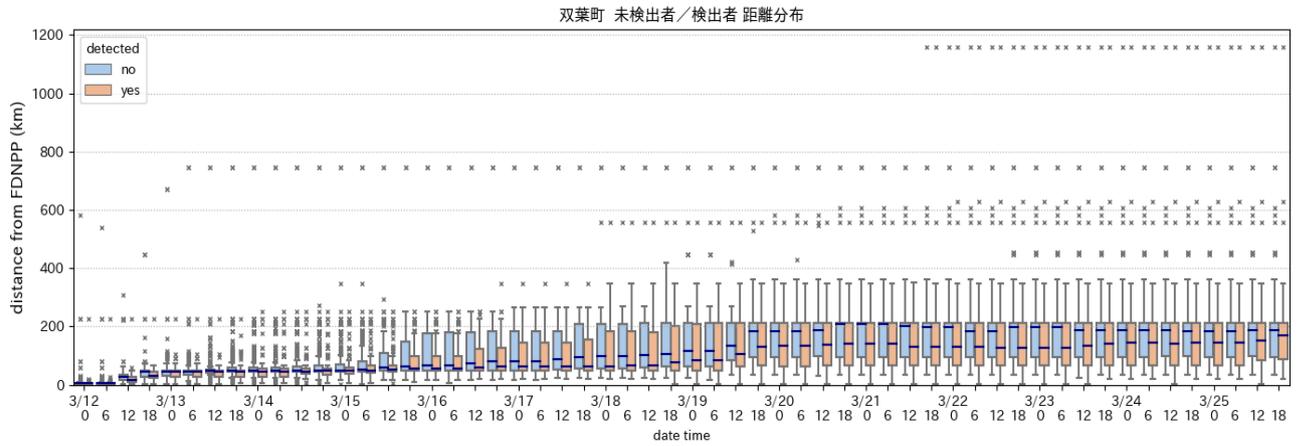


成人・15歳児の比較

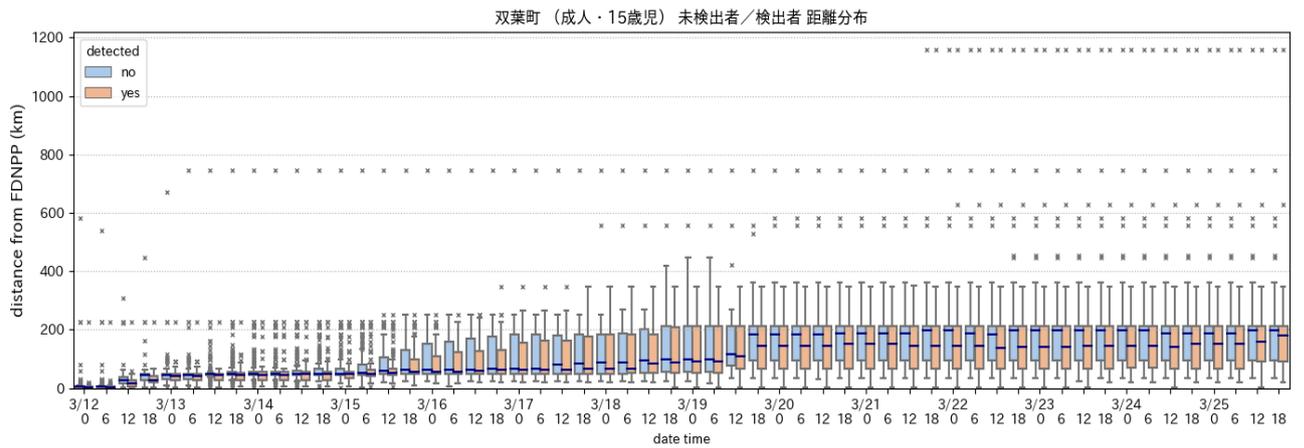


10歳児以下の比較

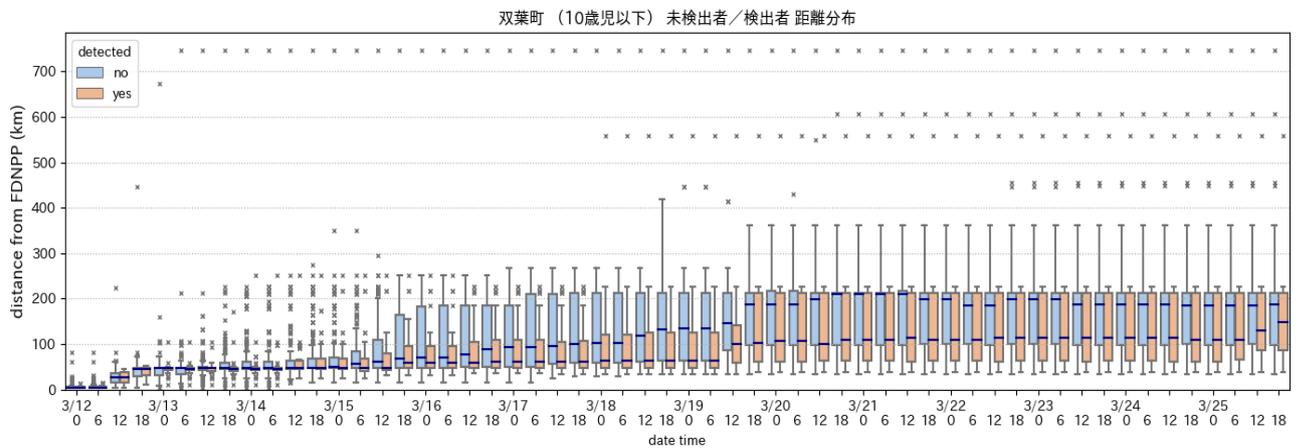
2. 双葉町 (①3月12日0時から3月25日24時まで)



全年齢群の比較

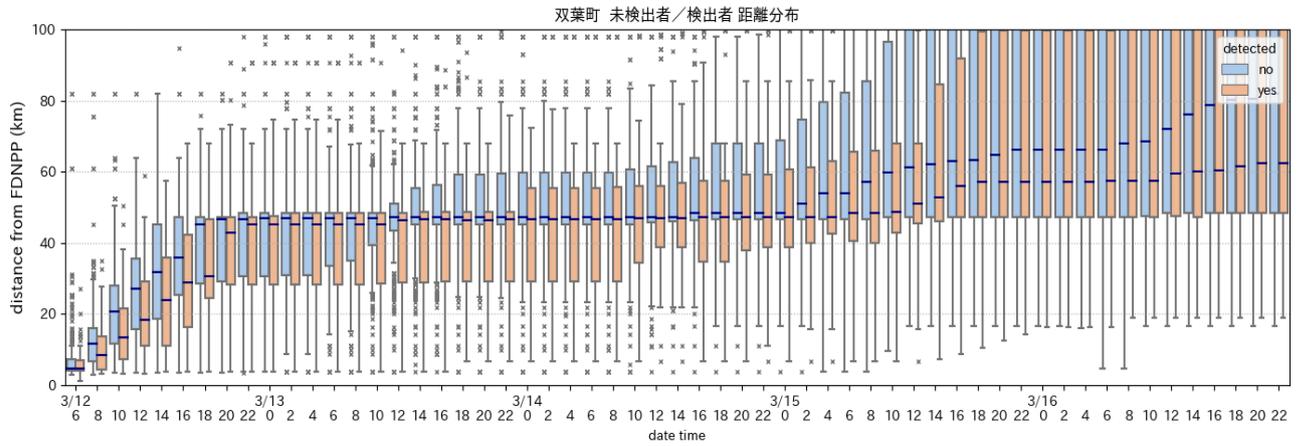


成人・15歳児の比較

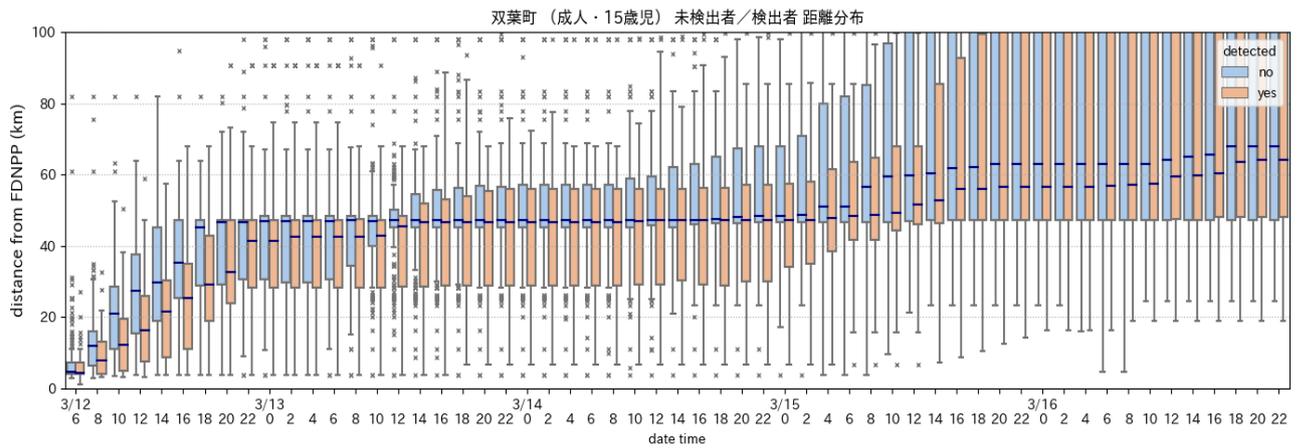


10歳児以下の比較

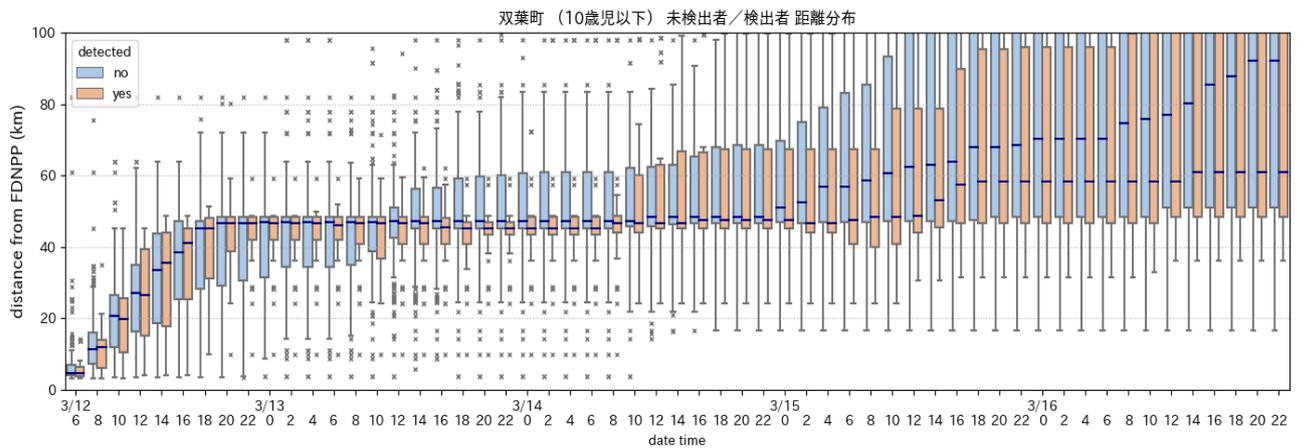
2. 双葉町 (②3月12日0時から3月16日24時まで)



全年齢群の比較

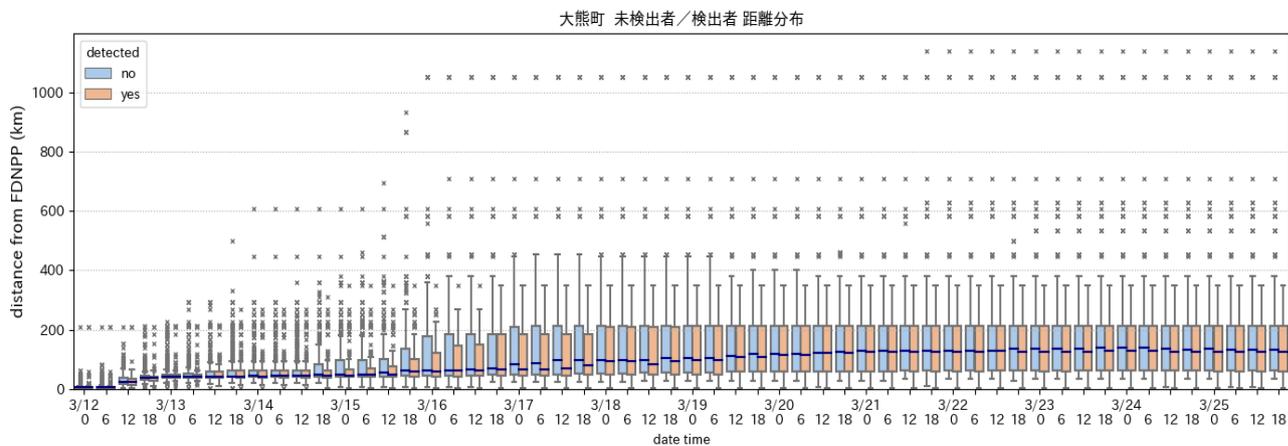


成人・15歳児の比較

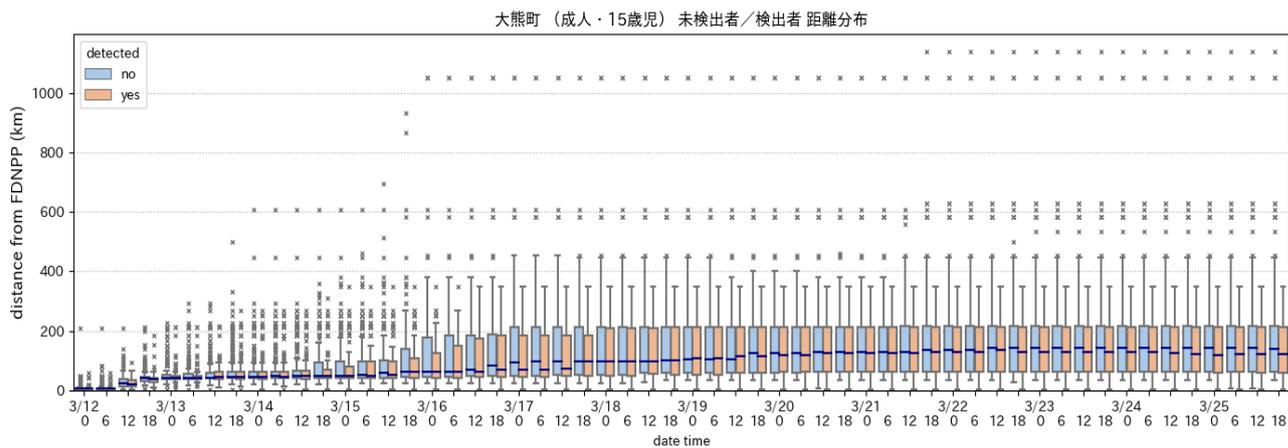


10歳児以下の比較

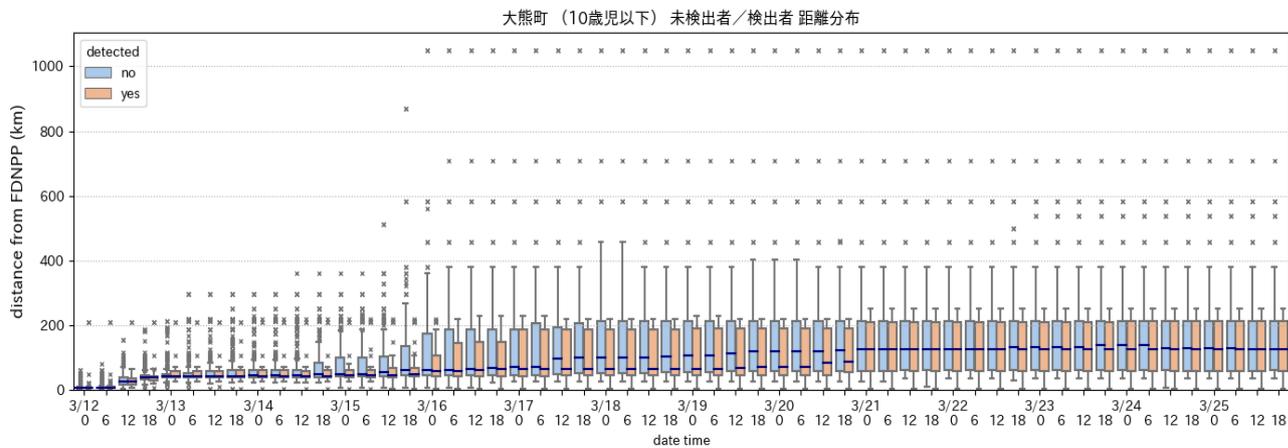
3. 大熊町 (①3月12日0時から3月25日24時まで)



全年齢群の比較

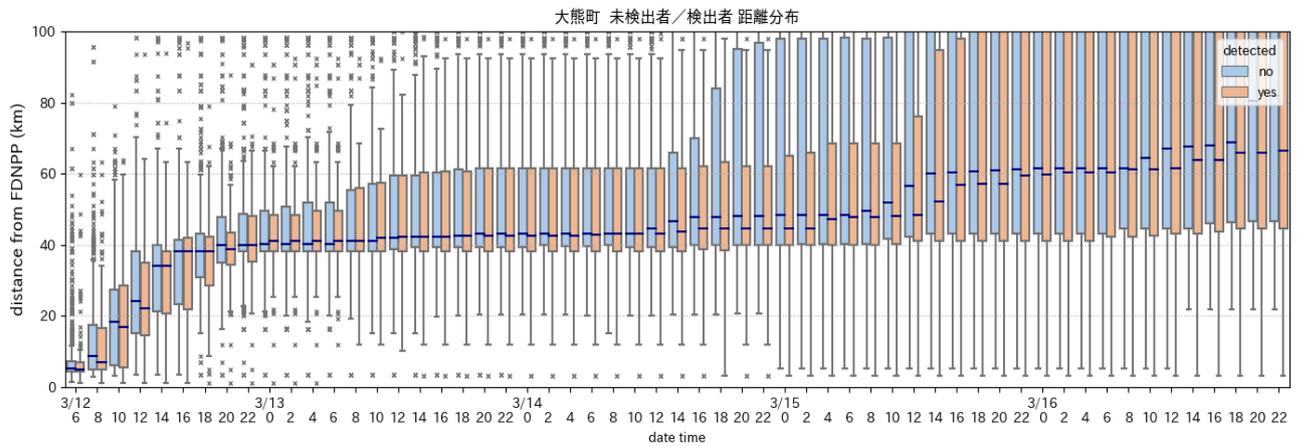


成人・15歳児の比較

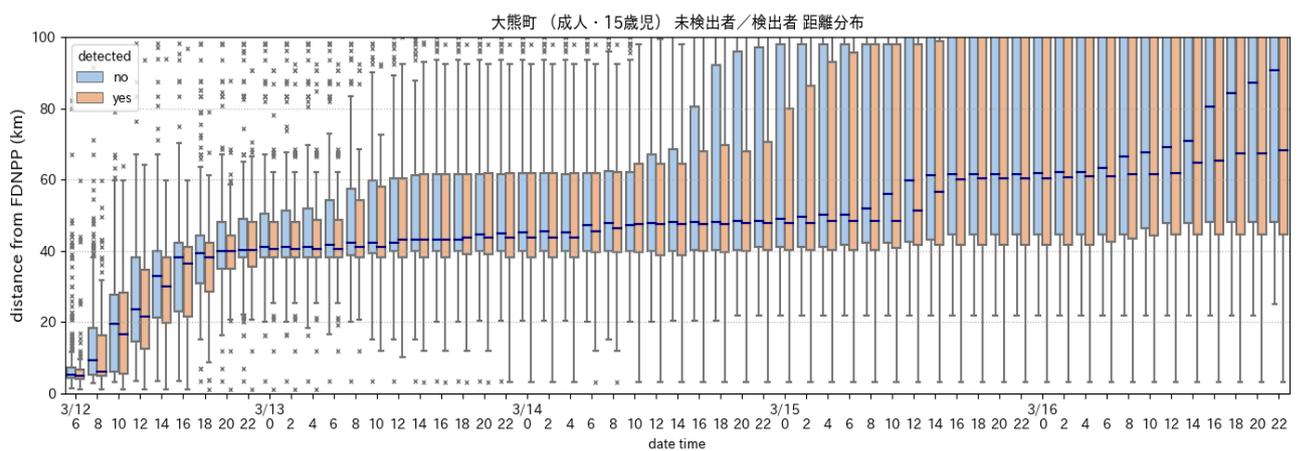


10歳児以下の比較

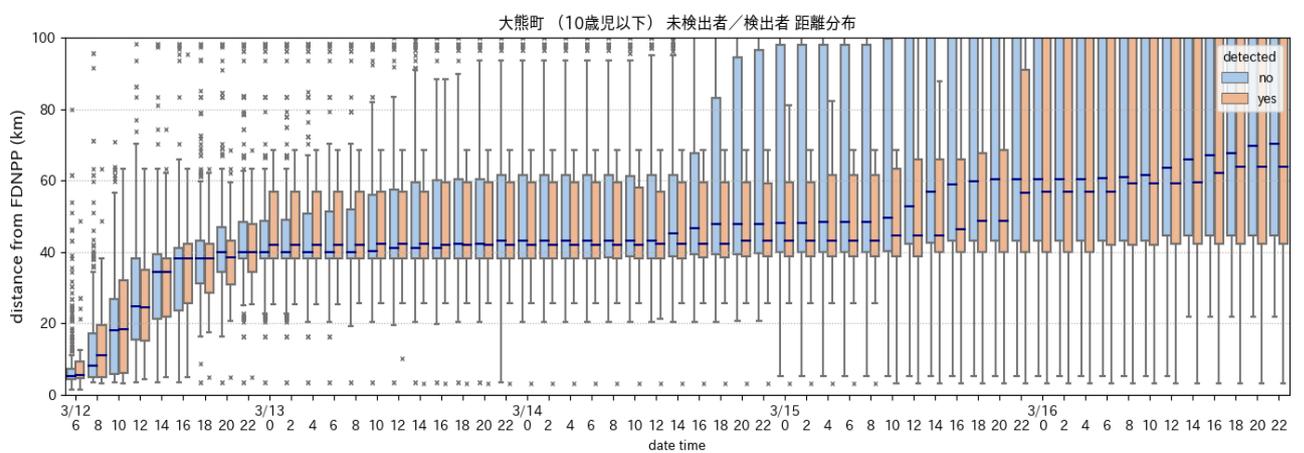
3. 大熊町 (②3月12日0時から3月16日24時まで)



全年齢群の比較

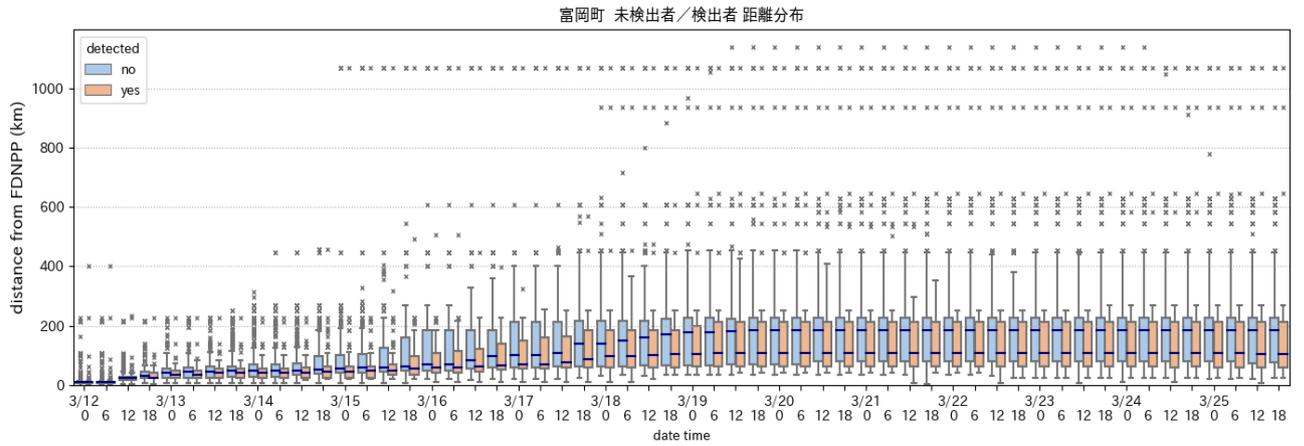


成人・15歳児の比較

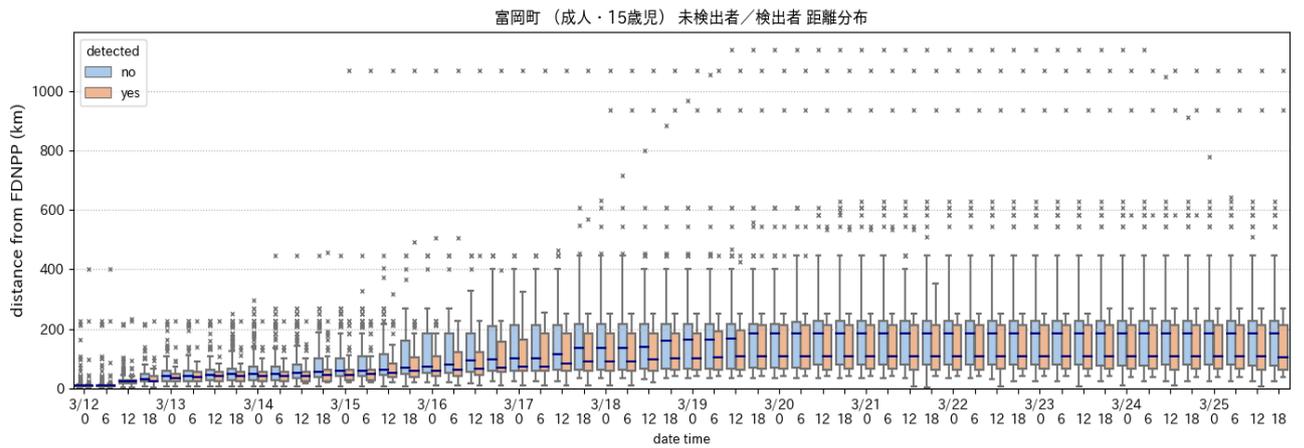


10歳児以下の比較

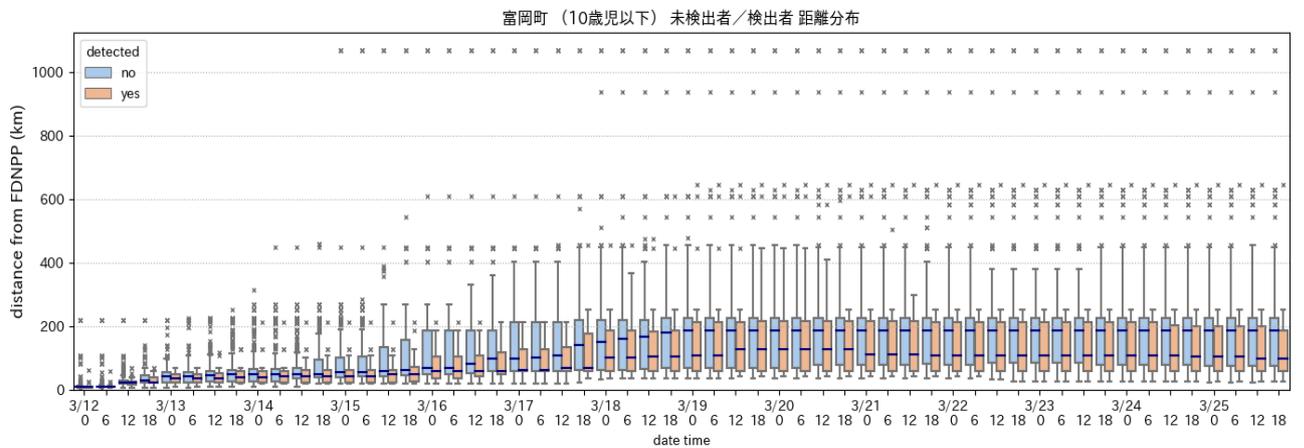
4. 富岡町 (①3月12日0時から3月25日24時まで)



全年齢群の比較

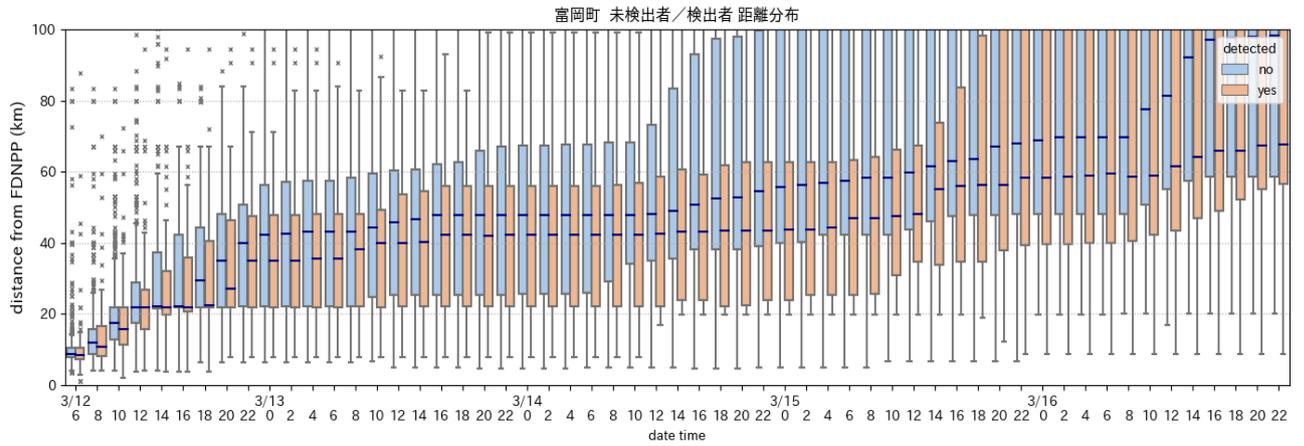


成人・15歳児の比較

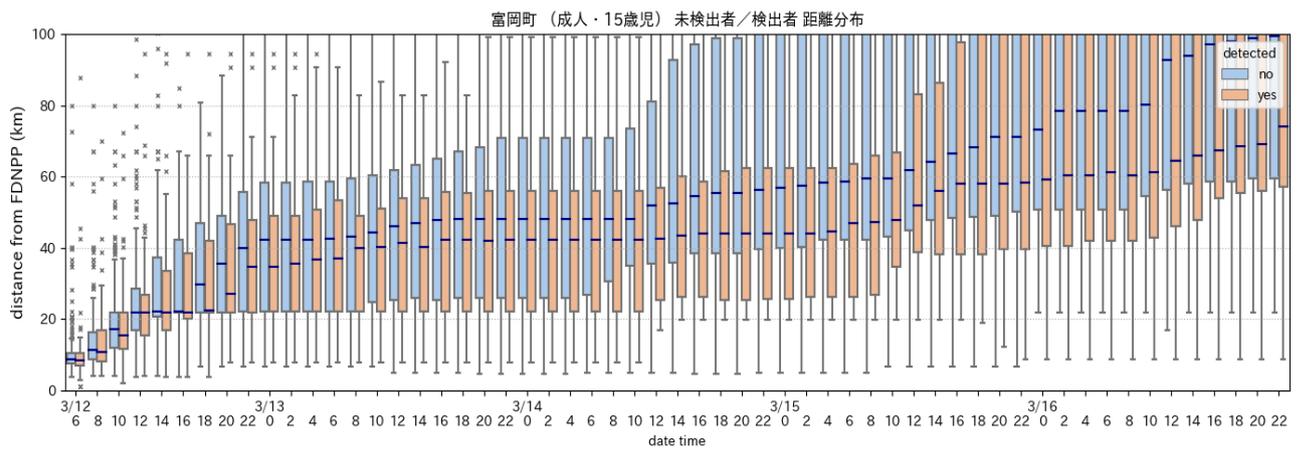


10歳児以下の比較

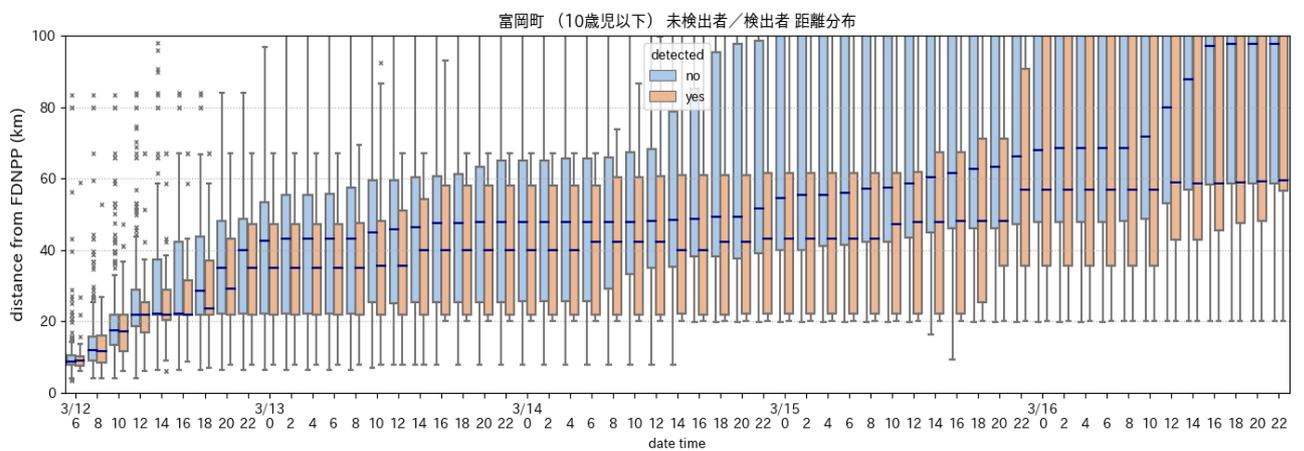
4. 富岡町 (②3月12日0時から3月16日24時まで)



全年齢群の比較

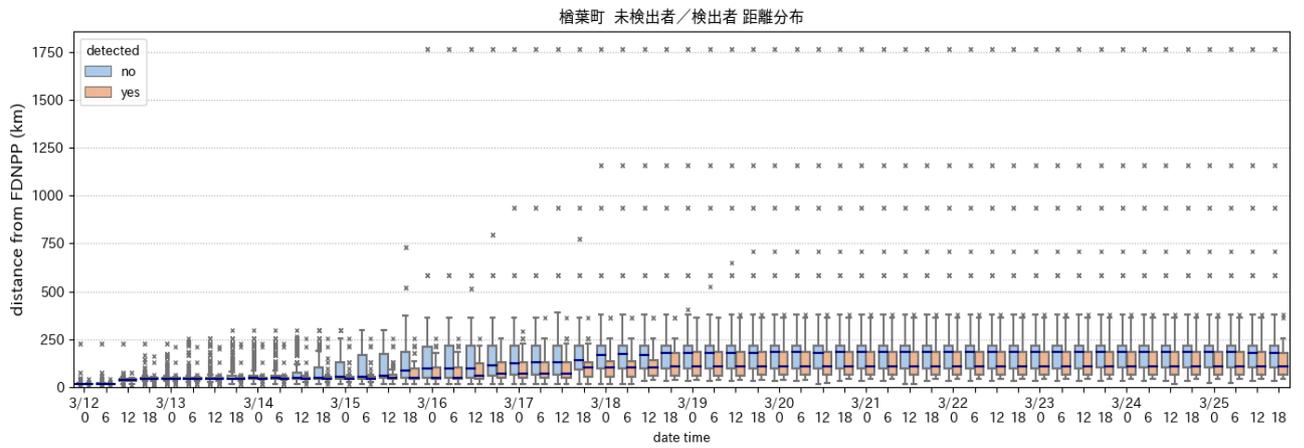


成人・15歳児の比較

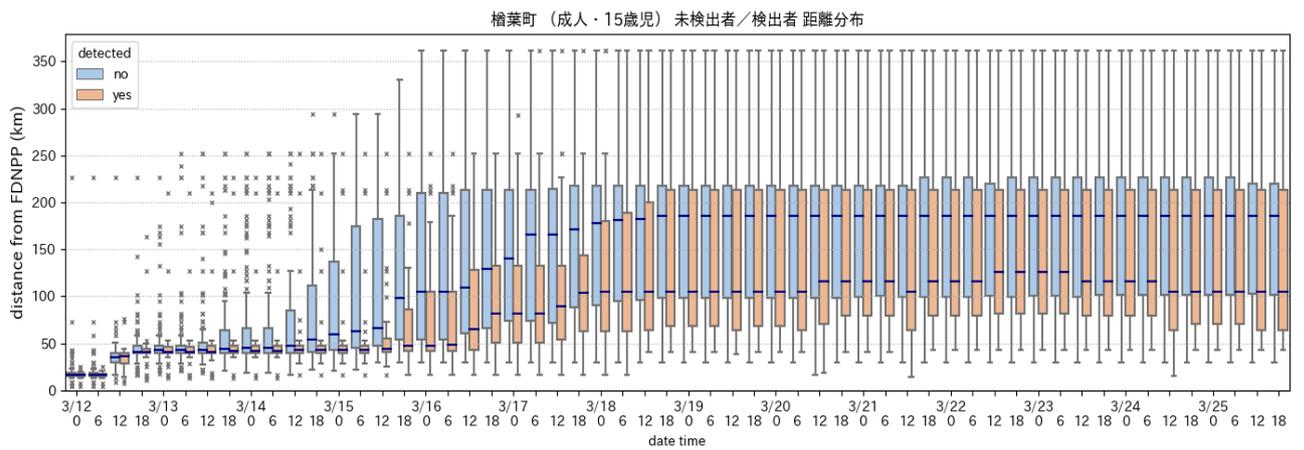


10歳児以下の比較

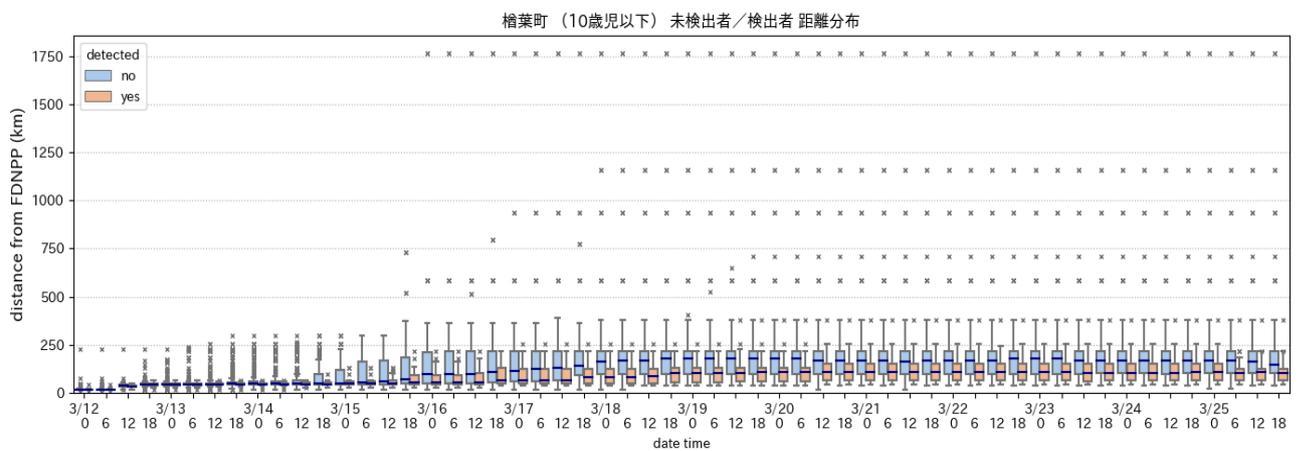
5. 檜葉町 (①3月12日0時から3月25日24時まで)



全年齡群の比較

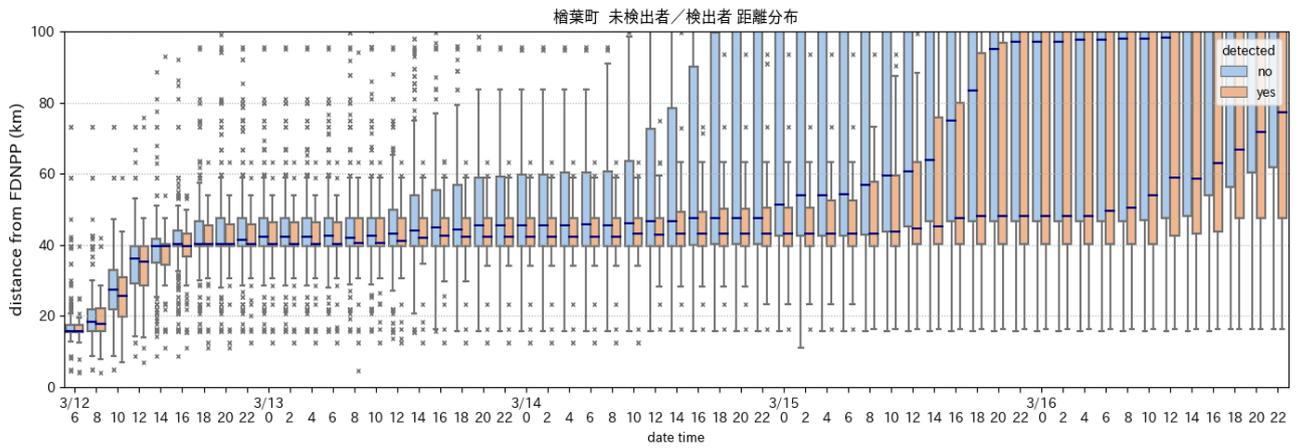


成人・15歳児の比較

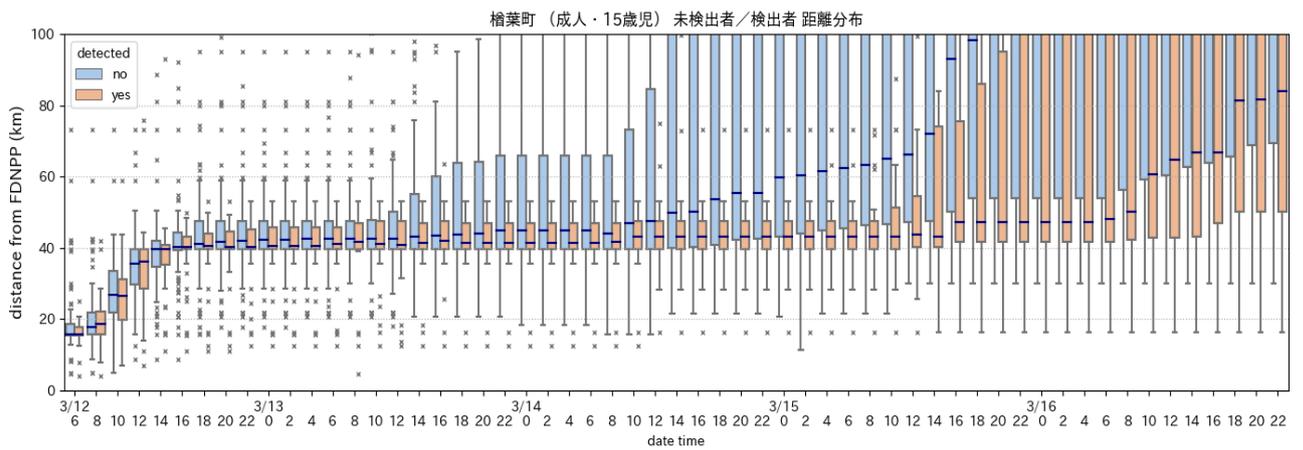


10歳児以下の比較

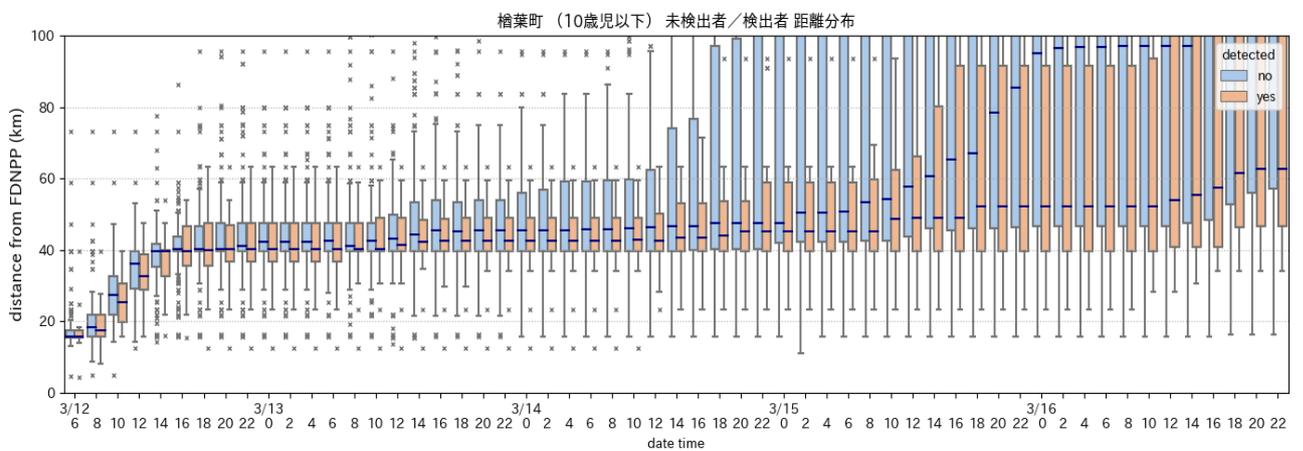
5. 檜葉町 (②3月12日0時から3月16日24時まで)



全年齡群の比較

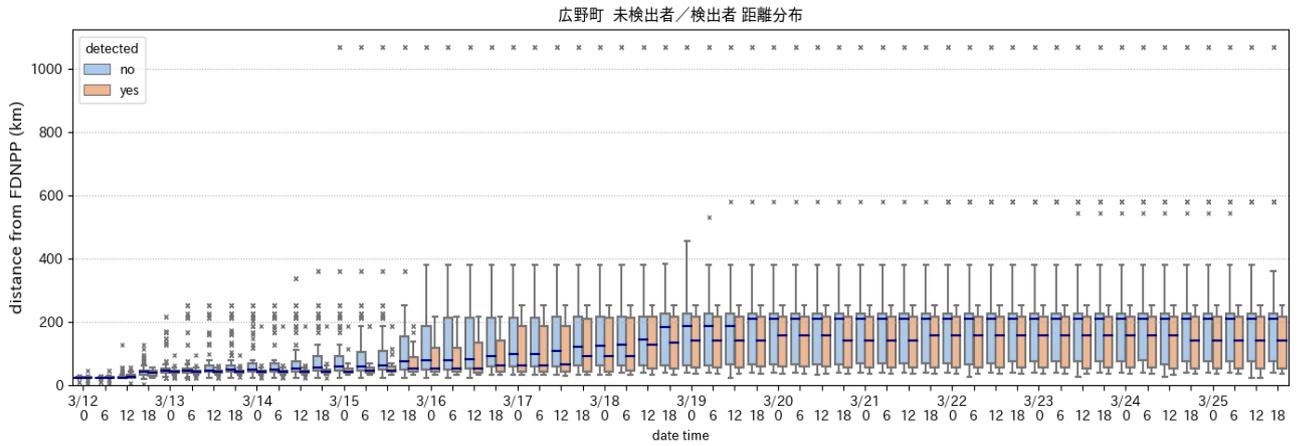


成人・15歳児の比較

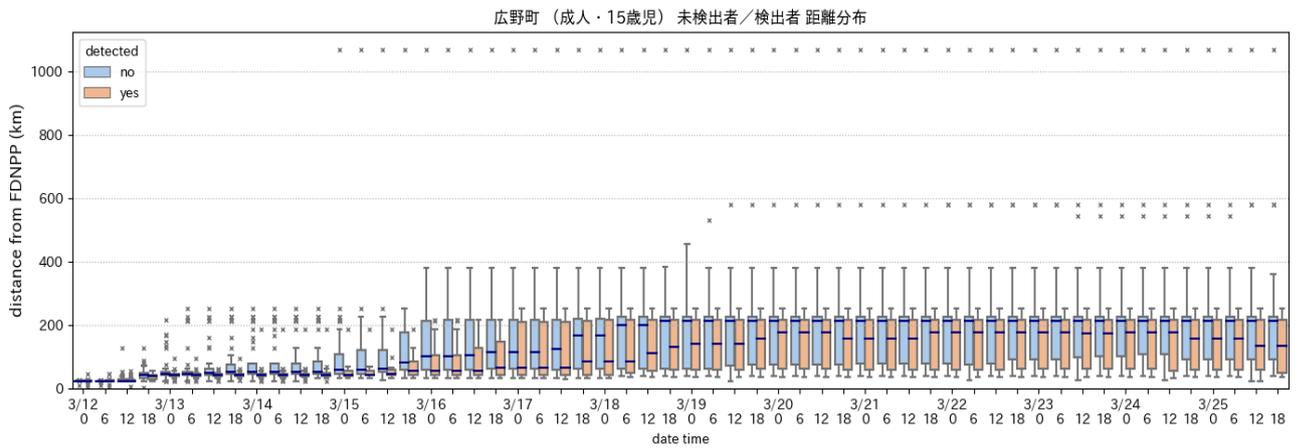


10歳児以下の比較

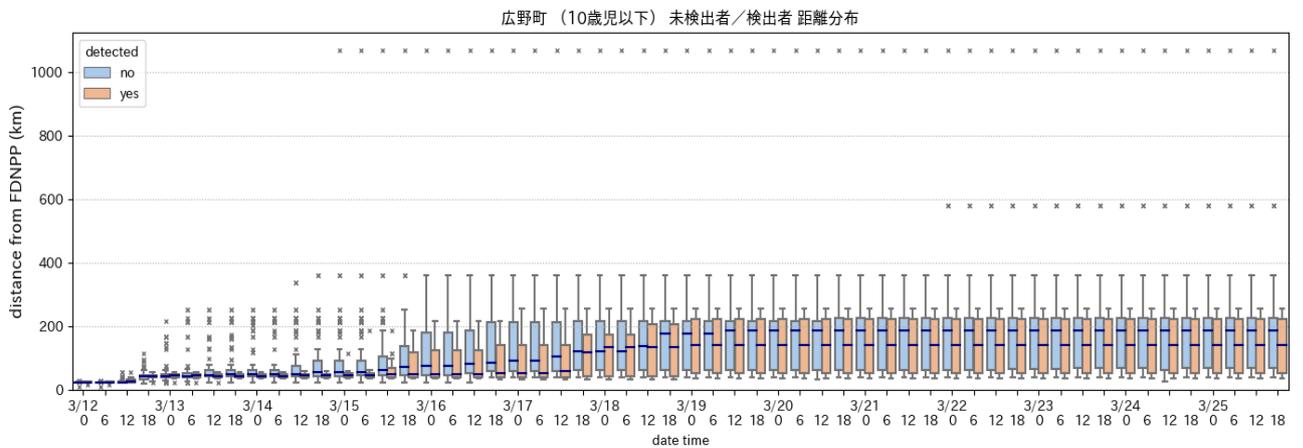
6. 広野町 (①3月12日0時から3月25日24時まで)



全年齢群の比較

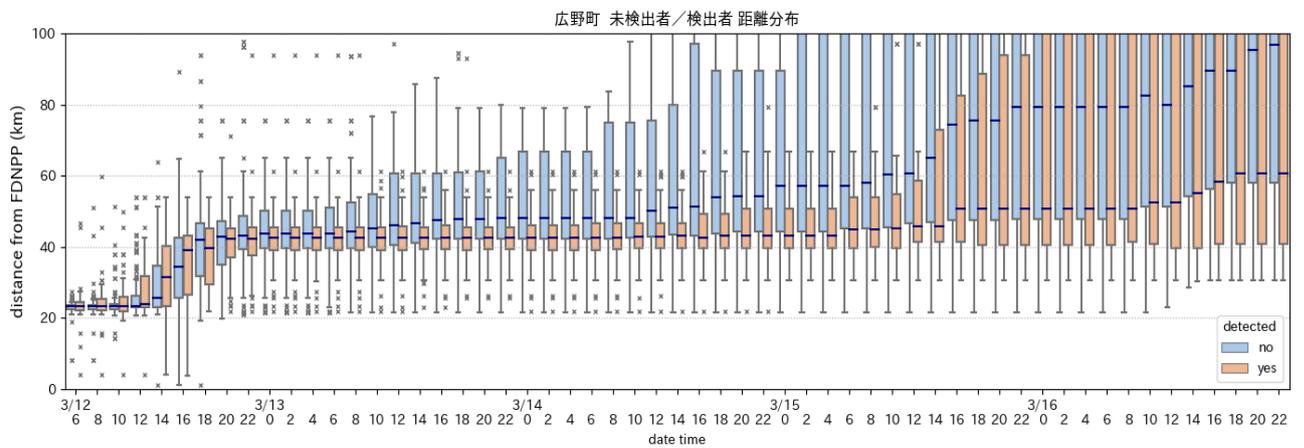


成人・15歳児の比較

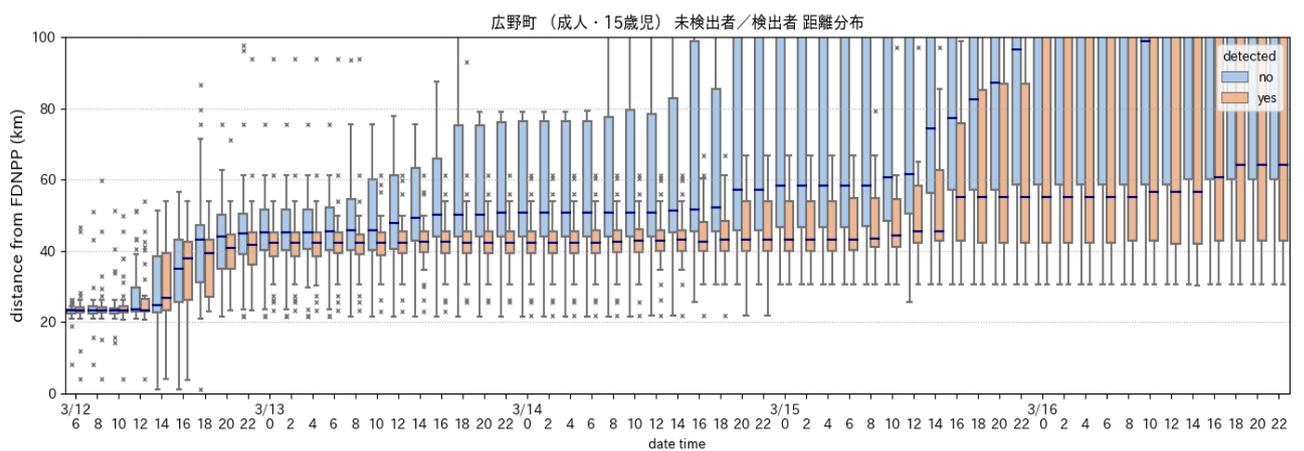


10歳児以下の比較

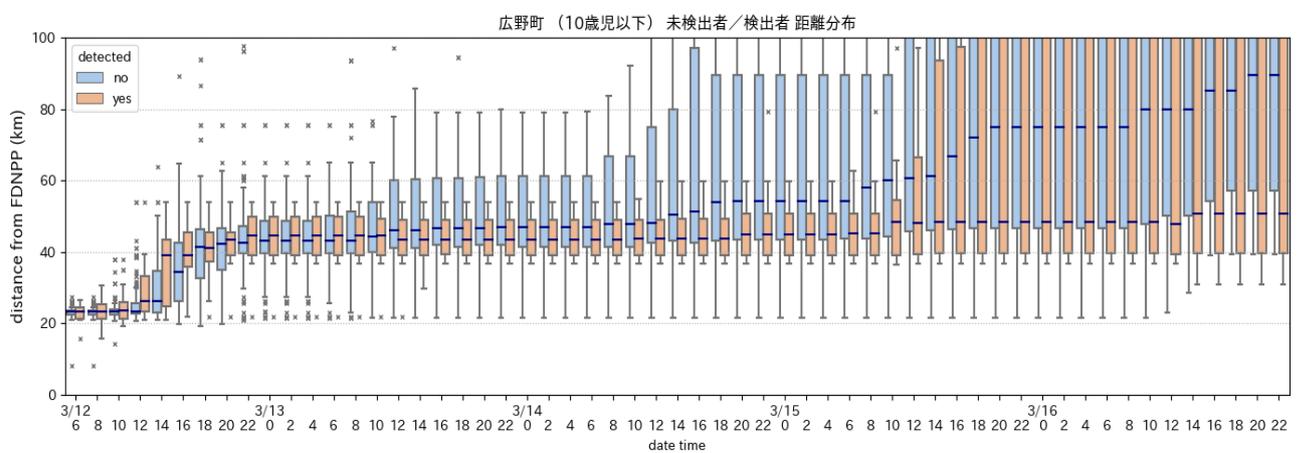
6. 広野町 (②3月12日0時から3月16日24時まで)



全年齢群の比較

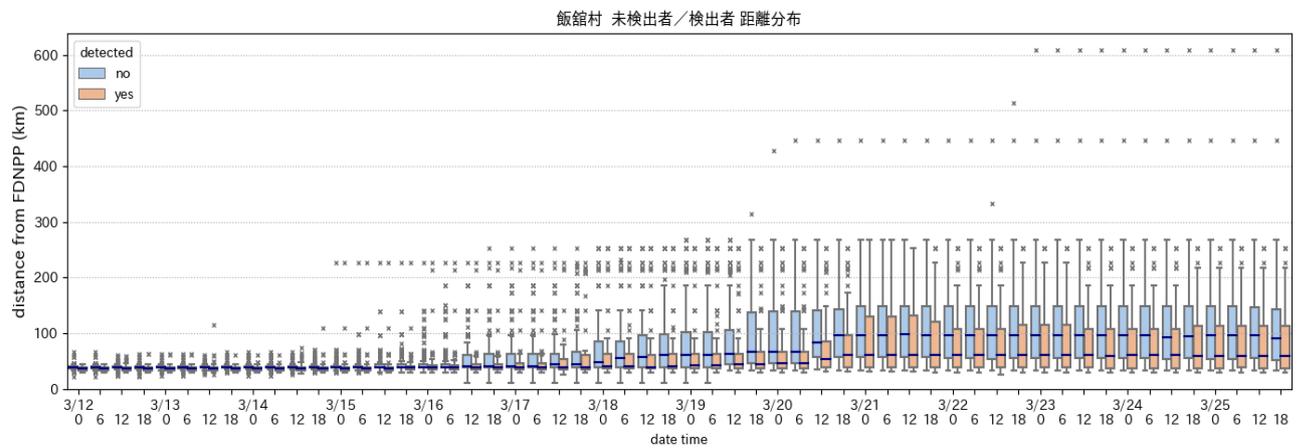


成人・15歳児の比較

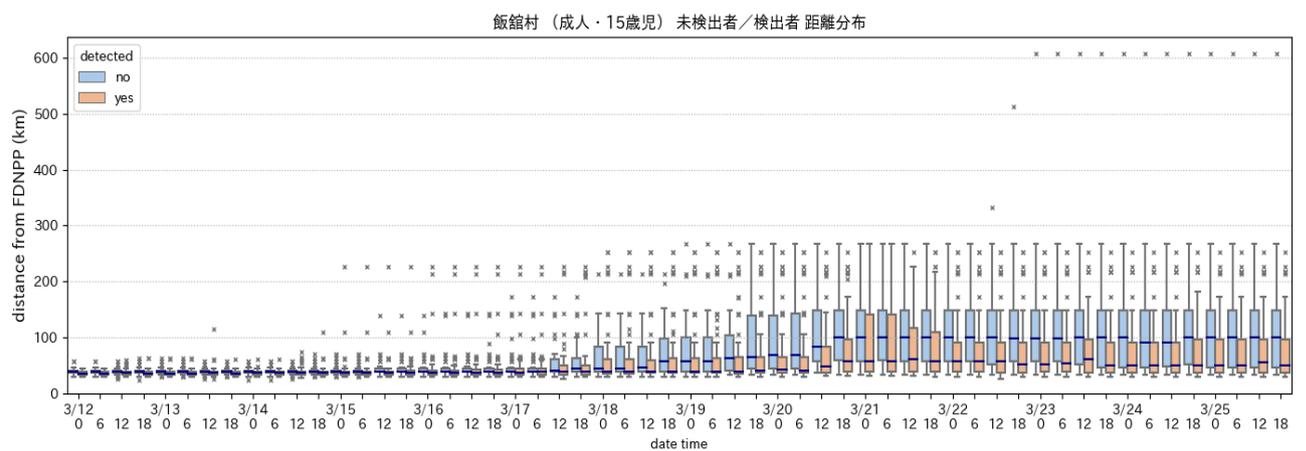


10歳児以下の比較

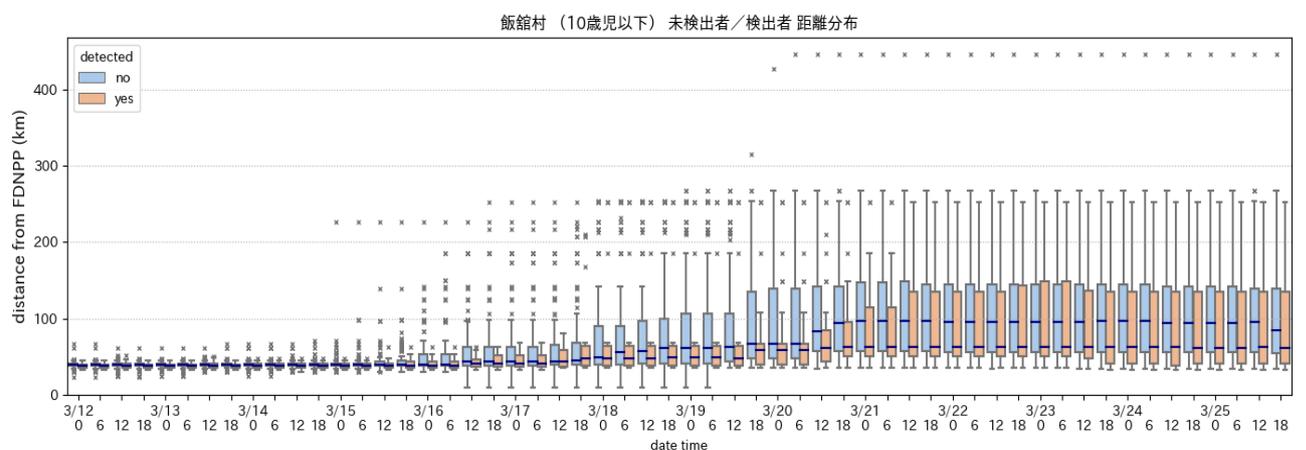
7. 飯舘村 (①3月12日0時から3月25日24時まで)



全年齢群の比較

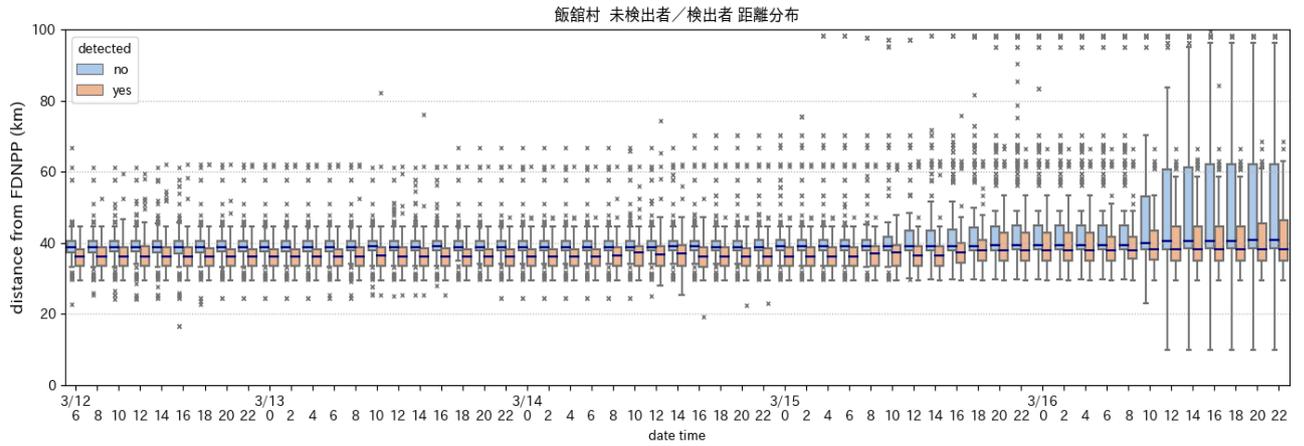


成人・15歳児の比較

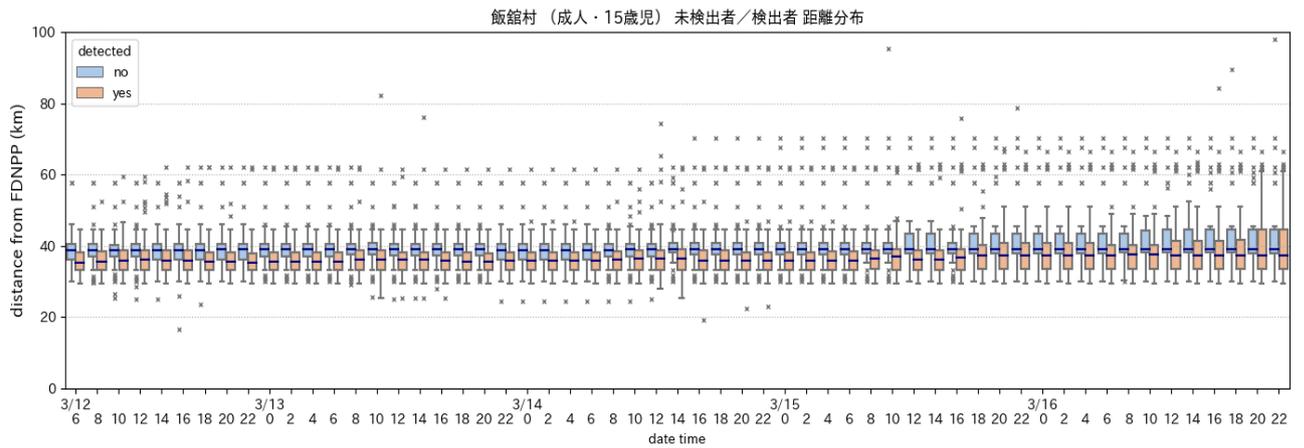


10歳児以下の比較

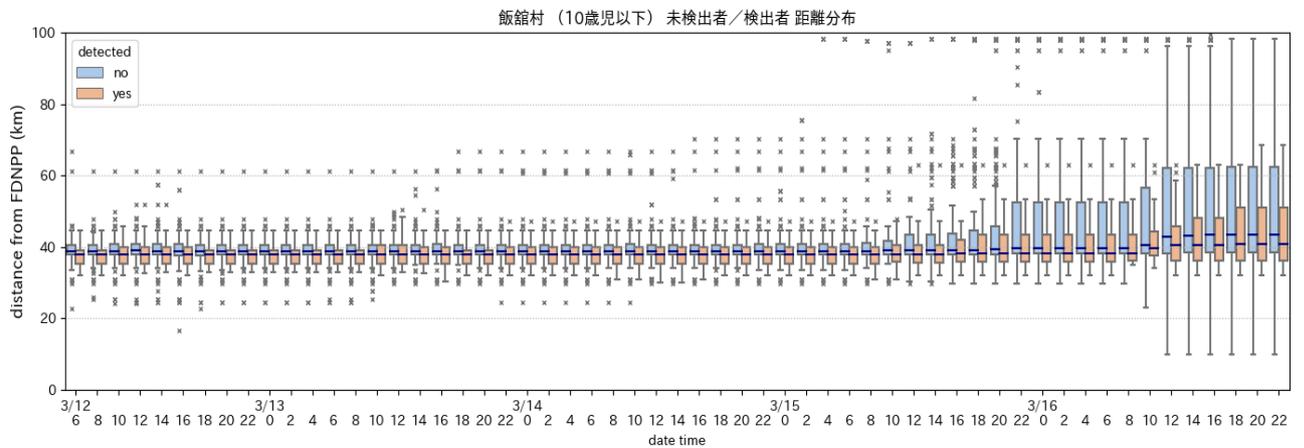
7. 飯館村 (②3月12日0時から3月16日24時まで)



全年齢群の比較

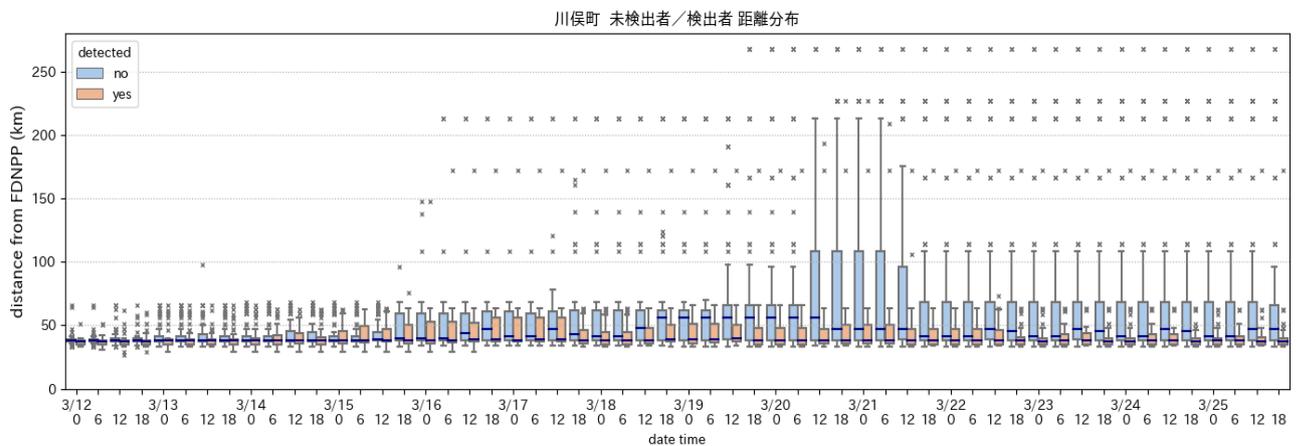


成人・15歳児の比較

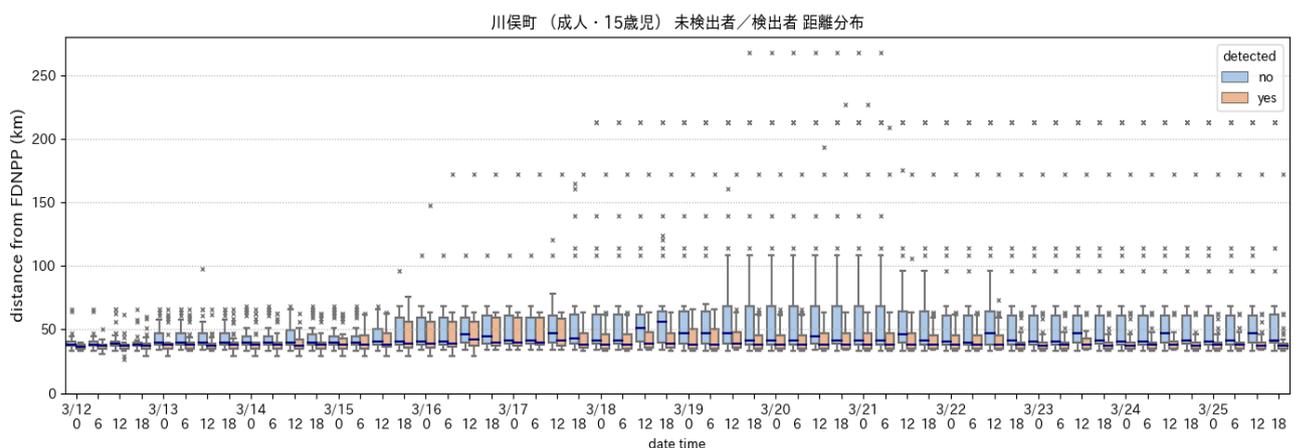


10歳児以下の比較

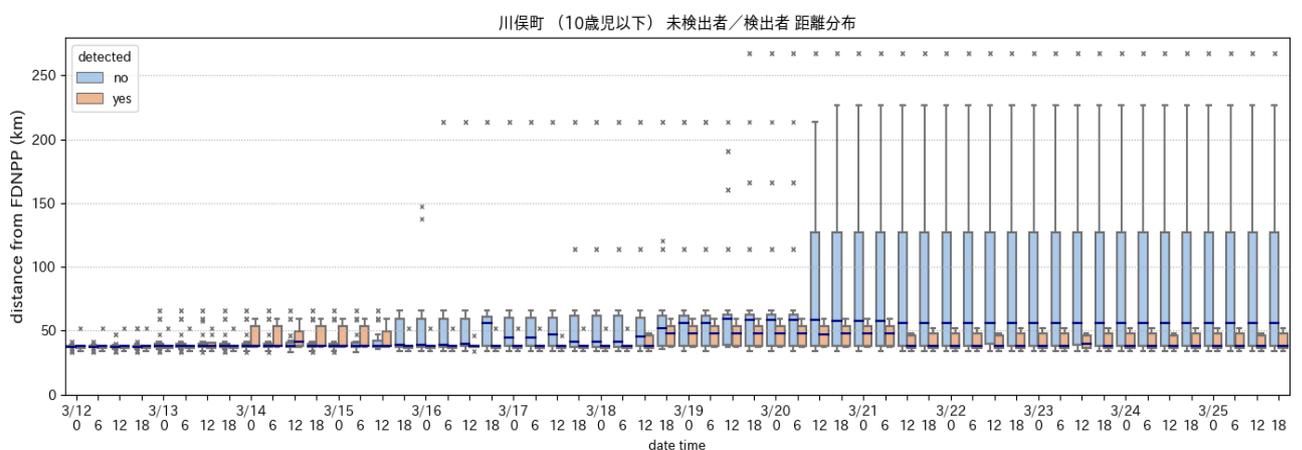
8. 川俣町 (①3月12日0時から3月25日24時まで)



全年齢群の比較

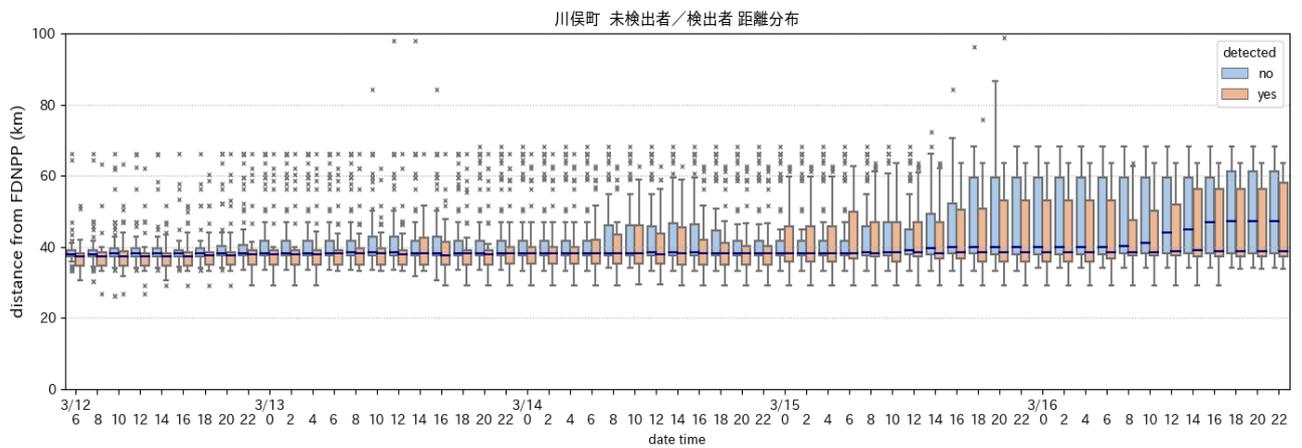


成人・15歳児の比較

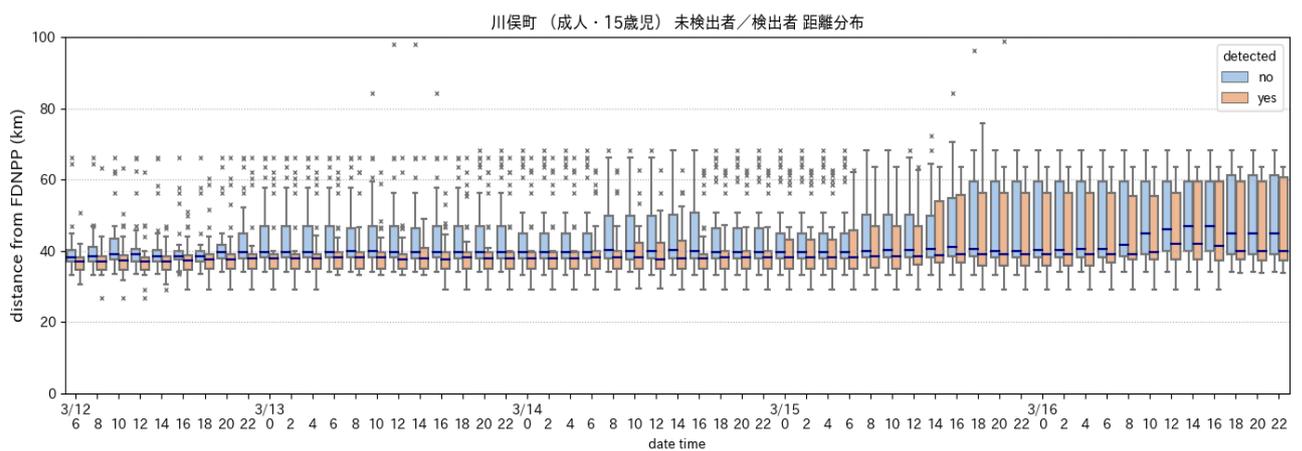


10歳児以下の比較

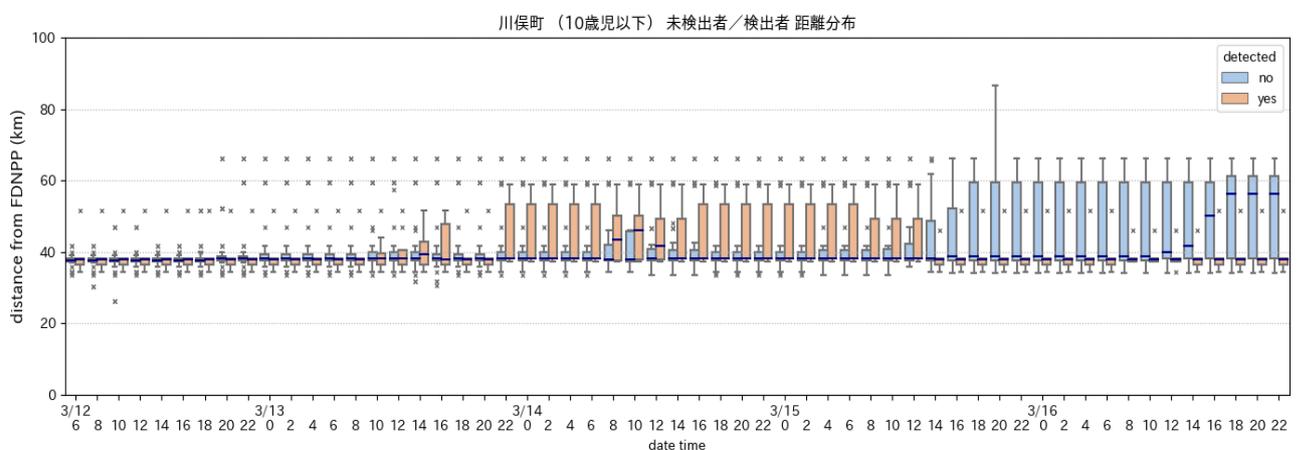
8. 川俣町 (②3月12日0時から3月16日24時まで)



全年齢群の比較

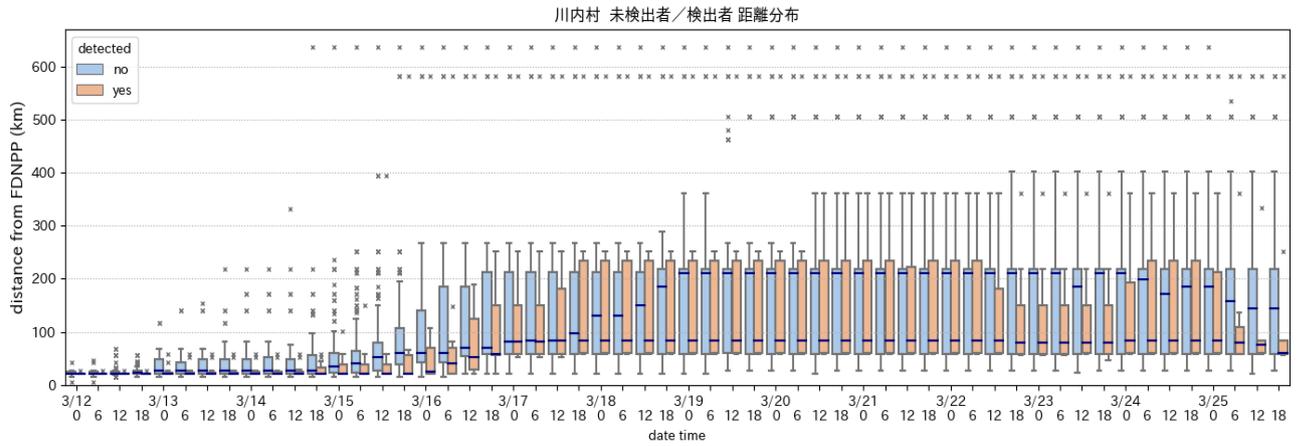


成人・15歳児の比較

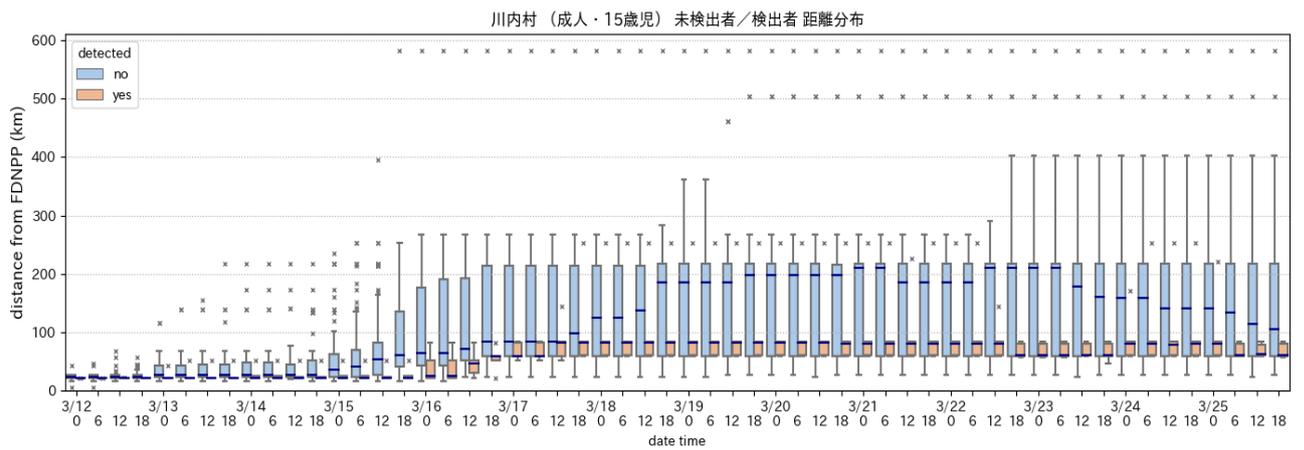


10歳児以下の比較

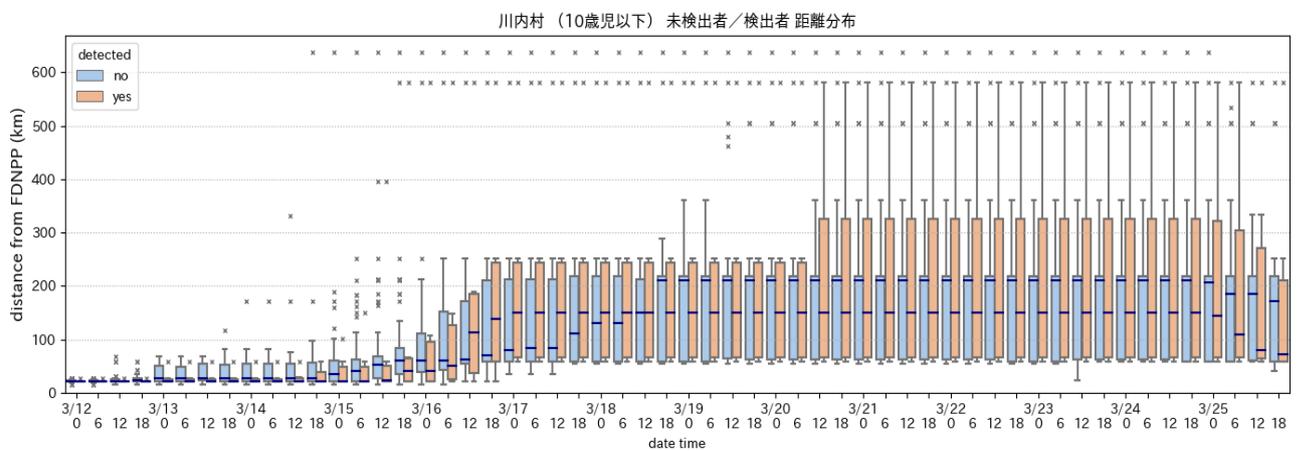
9. 川内村 (①3月12日0時から3月25日24時まで)



全年齢群の比較

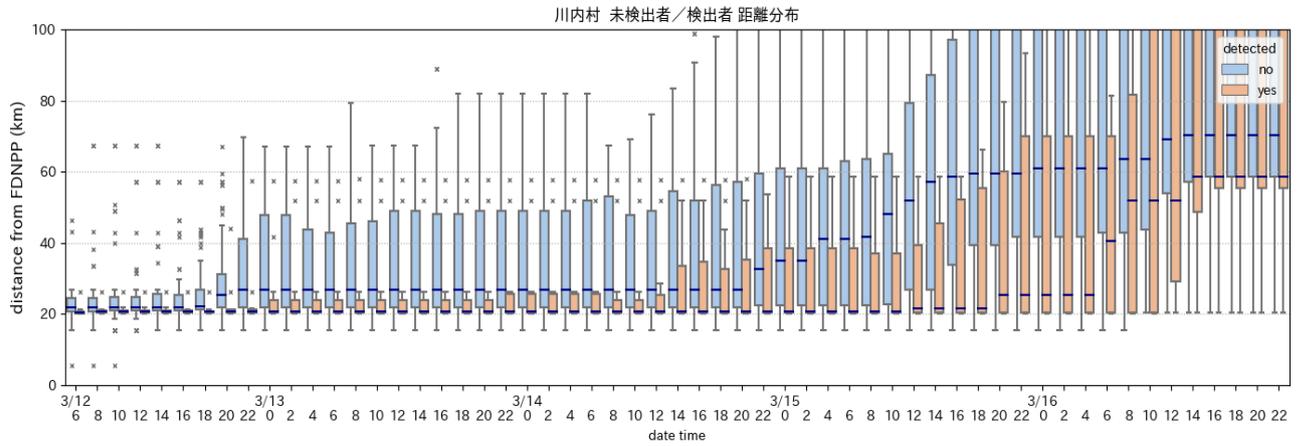


成人・15歳児の比較

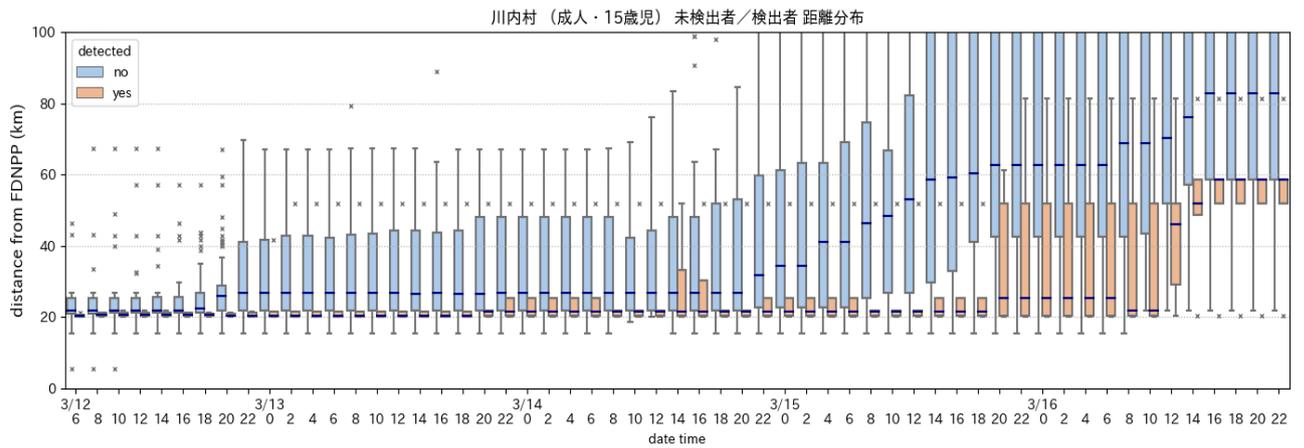


10歳児以下の比較

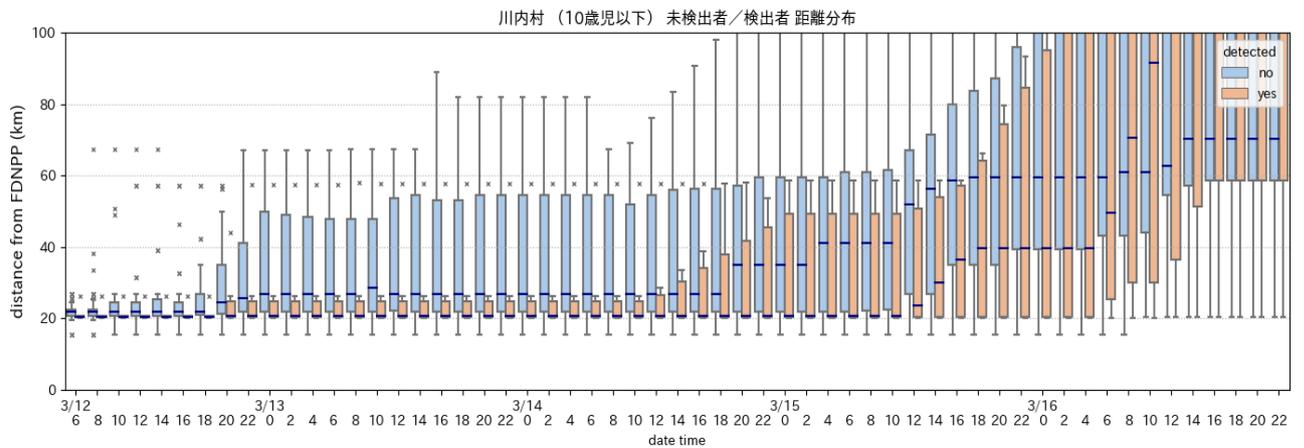
9. 川内村 (②3月12日0時から3月16日24時まで)



全年齢群の比較

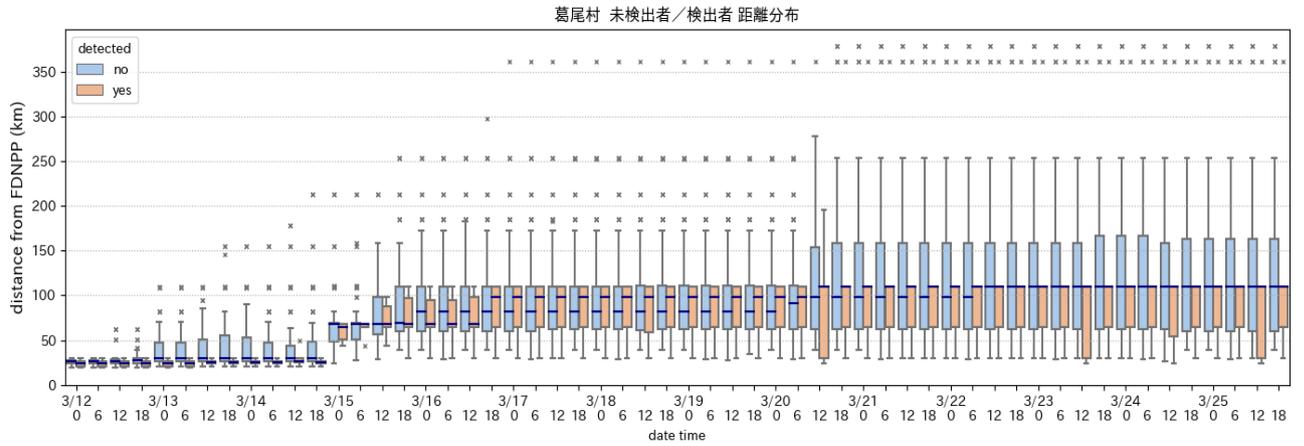


成人・15歳児の比較

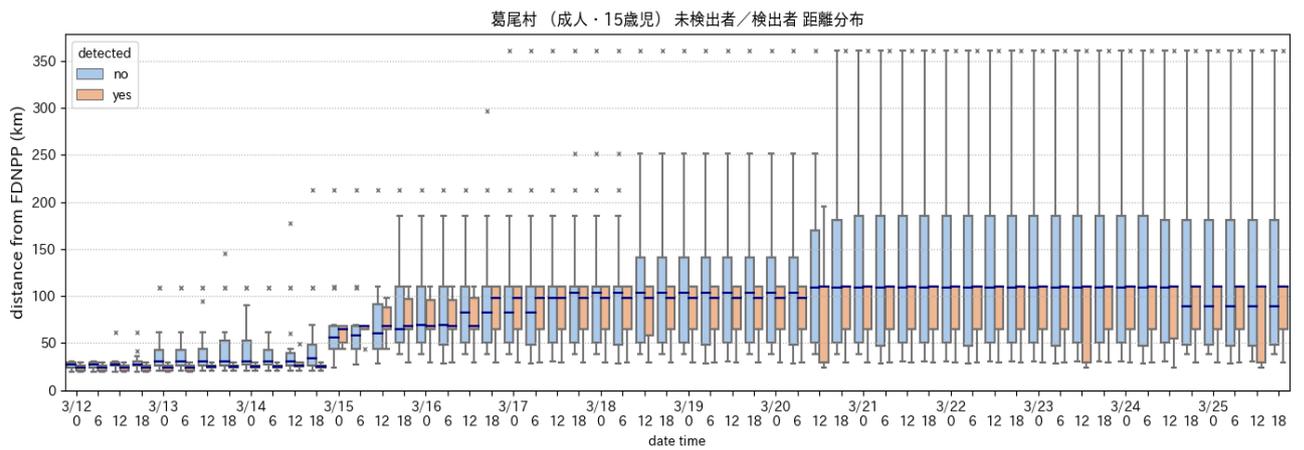


10歳児以下の比較

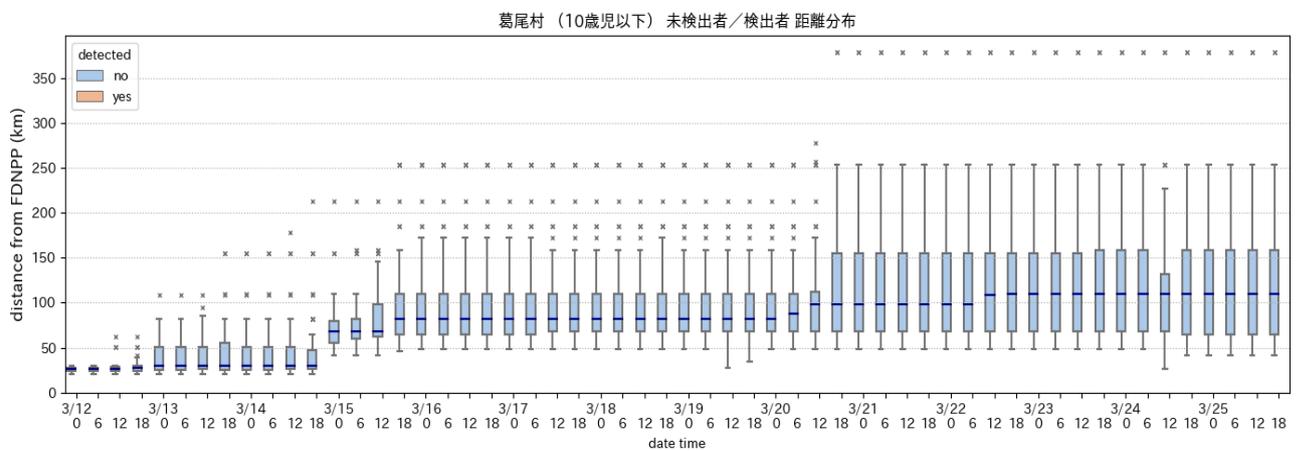
10. 葛尾村 (①3月12日0時から3月25日24時まで)



全年齢群の比較

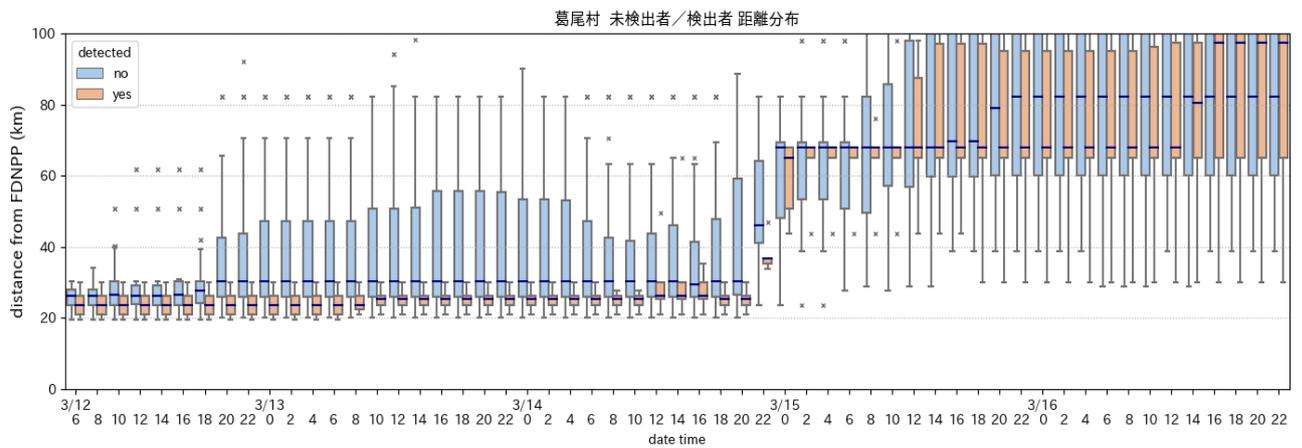


成人・15歳児の比較

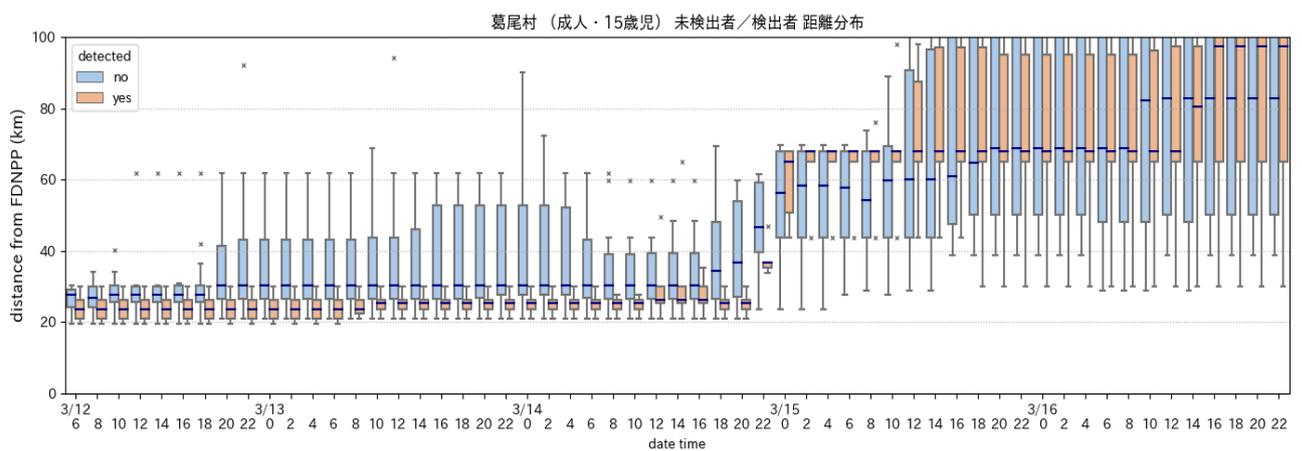


10歳児以下の比較

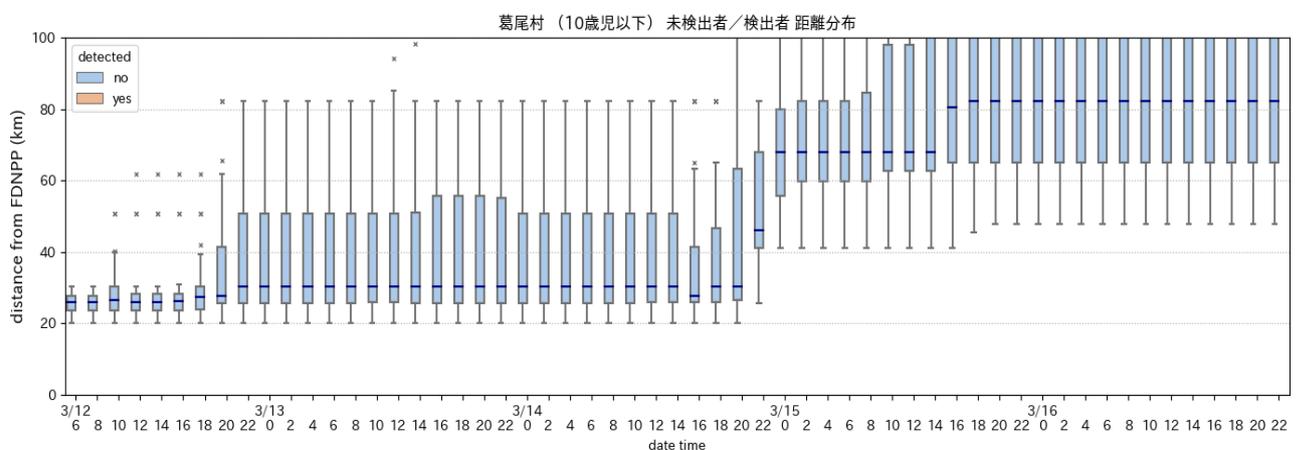
10. 葛尾村 (②3月12日0時から3月16日24時まで)



全年齢群の比較



成人・15歳児の比較



10歳児以下の比較

福島第一原発から滞在場所までの距離に応じた 2 群解析
(^{137}Cs 検出率及び ^{137}Cs 摂取量)

【概要】

浪江町、双葉町、大熊町、富岡町、楡葉町、広野町、飯舘村、川俣町、川内村、葛尾村の各自治体住民の電子化された行動データを用い、福島第一原発から滞在場所の距離に応じて 2 群化し、ホールボディカウンタ (WBC) 測定結果に基づく ^{137}Cs 検出率及び ^{137}Cs 摂取量について Welch の t 検定を行った。移動中の滞在場所と福島第一原発間の距離は、移動元と移動先の直線上を等速移動していると仮定して求めた。解析対象者は成人 (18 歳以上) とした。

自治体別のリスト

1. 浪江町	83
2. 双葉町	84
3. 大熊町	85
4. 富岡町	86
5. 楡葉町	87
6. 広野町	88
7. 飯舘村	89
8. 川俣町	90
9. 川内村	91
10. 葛尾村	92

1. 浪江町

原発からの距離で分けた近い側と遠い側のCs137摂取量比較

浪江町 adult	摂取量分布	全体					計数対象者					対象外 20kBq~							
		人数	未検出	~5kBq	~10kBq	~20kBq	小計	除外者	除外者	除外者	除外者								
		317	201	44	44	23	312				5								
日時	原発からの距離	20km			30km			40km			50km			70km			100km		
		圏内	圏外	除外者	圏内	圏外	除外者	圏内	圏外	除外者	圏内	圏外	除外者	圏内	圏外	除外者	圏内	圏外	除外者
3月12日 0時	人数	245	27	40	281	10	21	293	5	14	300	3	9	308	1	3	311	1	1
	平均摂取量	2476.8	1687.6		2441.0	0.0	**	2453.9	0.0	**	2488.3	0.0	**	2510.4	0.0		2498.5	0.0	0.0
	検出率	35.5%	22.2%		35.6%	0.0%		35.7%	0.0%		35.7%	0.0%		35.7%	0.0%		35.7%	0.0%	0.0%
3月12日 3時	人数	244	27	41	280	11	21	293	5	14	300	3	9	308	1	3	311	1	1
	平均摂取量	2469.3	1687.6		2449.8	0.0	**	2453.9	0.0	**	2488.3	0.0	**	2510.4	0.0		2498.5	0.0	0.0
	検出率	35.2%	22.2%		35.7%	0.0%		35.8%	0.0%		35.7%	0.0%		35.7%	0.0%		35.7%	0.0%	0.0%
3月12日 6時	人数	237	32	43	279	12	21	293	5	14	300	3	9	308	1	3	311	1	1
	平均摂取量	2427.1	1628.5		2458.5	0.0	**	2453.9	0.0	**	2488.3	0.0	**	2510.4	0.0		2498.5	0.0	0.0
	検出率	35.0%	21.9%		35.8%	0.0%		35.8%	0.0%		35.7%	0.0%		35.7%	0.0%		35.7%	0.0%	0.0%
3月12日 9時	人数	168	106	38	266	27	19	289	9	14	299	4	9	308	1	3	311	1	1
	平均摂取量	3144.6	950.1	**	2567.9	205.0	**	2487.9	0.0	**	2496.6	0.0	**	2510.4	0.0		2498.5	0.0	0.0
	検出率	43.5%	17.9%	**	37.2%	7.4%		36.3%	0.0%		35.8%	0.0%		35.7%	0.0%		35.7%	0.0%	0.0%
3月12日 12時	人数	104	174	34	222	56	34	272	22	18	277	12	13	308	1	3	311	1	1
	平均摂取量	4164.2	1084.9	**	2838.0	668.2	**	2622.5	127.4	**	2601.0	0.0	**	2510.4	0.0		2498.5	0.0	0.0
	検出率	56.7%	18.4%	**	41.0%	12.5%	**	37.9%	4.5%		37.3%	0.0%		35.7%	0.0%		35.7%	0.0%	0.0%
3月12日 15時	人数	84	194	34	205	72	35	261	31	20	280	18	14	305	3	4	310	2	2
	平均摂取量	4578.9	1222.8	**	3053.6	519.7	**	2733.0	90.4	**	2656.0	155.7	**	2533.1	0.0	**	2506.5	0.0	**
	検出率	64.3%	19.1%	**	43.9%	9.7%	**	39.5%	3.2%		37.9%	5.6%		36.1%	0.0%		35.8%	0.0%	**
3月12日 18時	人数	57	225	30	173	104	35	234	54	24	270	29	13	300	7	5	308	3	1
	平均摂取量	4953.2	1594.0	**	3256.2	962.3	**	2972.8	166.2	**	2754.4	96.7	**	2577.3	0.0	**	2522.8	0.0	**
	検出率	66.7%	24.9%	**	46.8%	15.4%	**	42.3%	5.6%		39.3%	3.4%		36.7%	0.0%		36.0%	0.0%	**
3月12日 21時	人数	32	251	29	135	139	38	195	87	30	241	51	20	297	8	7	306	5	1
	平均摂取量	5677.2	1885.8	**	3265.1	1423.7	**	3055.0	944.1	**	2798.3	838.5	**	2547.5	0.0	**	2539.3	0.0	**
	検出率	75.0%	27.5%	**	45.9%	21.6%	**	43.6%	13.8%	**	40.2%	11.8%	**	36.7%	0.0%		36.3%	0.0%	**
3月13日 0時	人数	25	258	29	128	147	37	183	99	30	224	65	23	294	10	8	305	6	1
	平均摂取量	5600.0	1999.3	**	3264.1	1527.8	**	3065.2	1221.7	**	2978.5	657.9	**	2547.0	0.0	**	2547.6	0.0	**
	検出率	72.0%	29.1%	**	46.1%	23.1%	**	43.7%	17.2%	**	42.4%	9.2%	**	36.7%	0.0%		36.4%	0.0%	**
3月13日 3時	人数	25	258	29	127	150	35	178	104	30	223	66	23	294	10	8	304	7	1
	平均摂取量	5600.0	1999.3	**	3289.8	1497.3	**	3095.3	1258.9	**	2991.9	648.0	**	2547.0	0.0	**	2556.0	0.0	**
	検出率	72.0%	29.1%	**	46.5%	22.7%	**	43.8%	18.3%	**	42.6%	9.1%	**	36.7%	0.0%		36.5%	0.0%	**
3月13日 6時	人数	25	258	29	126	151	35	176	106	30	219	70	23	293	11	8	304	7	1
	平均摂取量	5600.0	1999.3	**	3315.9	1487.4	**	3130.5	1235.1	**	3001.0	753.4	**	2538.0	471.6	**	2556.0	0.0	**
	検出率	72.0%	29.1%	**	46.8%	22.5%	**	44.3%	17.9%	**	42.5%	11.4%	**	36.5%	9.1%	**	35.5%	0.0%	**
3月13日 9時	人数	22	264	26	111	162	39	166	118	28	214	74	24	287	15	10	302	9	1
	平均摂取量	4818.1	2148.7	**	3564.3	1474.4	**	3213.5	1258.0	**	3040.6	801.1	**	2591.1	345.9	**	2555.7	576.4	**
	検出率	68.2%	30.7%	**	50.5%	22.8%	**	45.2%	18.6%	**	43.0%	12.2%	**	37.3%	6.7%	**	36.4%	11.1%	**
3月13日 12時	人数	15	273	24	97	175	40	146	132	34	197	88	27	283	19	10	297	10	5
	平均摂取量	4304.9	2207.3		3405.0	1760.9	**	3270.6	1548.3	**	3205.1	892.8	**	2614.2	473.9	**	2598.8	518.8	**
	検出率	60.0%	31.9%	*	47.4%	27.4%	**	45.9%	22.7%	**	44.7%	14.8%	**	37.5%	10.5%	**	37.0%	10.0%	**
3月13日 15時	人数	13	275	24	91	183	38	135	142	35	186	97	29	278	22	12	295	12	5
	平均摂取量	3458.1	2262.6		3538.6	1750.0	**	3345.5	1648.3	**	3250.2	987.1	**	2608.2	787.0	**	2603.4	750.4	**
	検出率	53.8%	32.4%		49.5%	27.3%	**	46.7%	24.6%	**	45.2%	15.5%	**	37.1%	18.2%	**	36.9%	16.7%	**
3月13日 18時	人数	12	277	23	87	188	37	130	149	33	179	102	31	271	29	12	287	18	7
	平均摂取量	3057.1	2286.6		3667.9	1754.2	**	3451.8	1609.7	**	3277.6	1113.7	**	2630.5	1018.2	**	2606.2	1257.1	**
	検出率	50.0%	32.9%	**	50.6%	27.7%	**	47.7%	24.8%	**	45.3%	17.6%	**	37.3%	20.7%	**	36.9%	22.2%	**
3月13日 21時	人数	11	279	22	83	192	37	127	152	33	177	104	31	269	30	13	283	22	7
	平均摂取量	2506.7	2343.0		3572.5	1835.3	**	3533.4	1577.9	**	3314.6	1092.3	**	2650.1	984.3	**	2632.8	1160.4	**
	検出率	45.5%	33.3%		50.6%	28.1%	**	48.8%	24.3%	**	45.8%	17.3%	**	37.5%	20.0%	**	37.1%	22.7%	**
3月14日 0時	人数	11	279	22	80	194	38	123	155	34	171	109	32	269	30	13	283	22	7
	平均摂取量	2506.7	2343.0		3342.6	1919.5	**	3319.1	1749.8	**	3194.1	1330.1	**	2650.1	984.3	**	2632.8	1160.4	**
	検出率	45.5%	33.3%		48.8%	28.9%	**	47.2%	25.8%	**	45.0%	19.3%	**	37.5%	20.0%	**	37.1%	22.7%	**
3月14日 3時	人数	11	279	22	80	194	38	123	155	34	171	109	32	267	32	13	281	22	9
	平均摂取量	2506.7	2343.0		3342.6	1919.5	**	3319.1	1749.8	**	3194.1	1330.1	**	2595.0	1547.8	**	2580.3	1160.4	**
	検出率	45.5%	33.3%		48.8%	28.9%	**	47.2%	25.8%	**	45.0%	19.3%	**	37.1%	25.0%	**	36.7%	22.7%	**
3月14日 6時	人数	11	279	22	79	195	38	123	155	34	171	109	32	267	32	13	281	22	9
	平均摂取量	2506.7	2343.0		3384.9	1909.6	**	3319.1	1749.8	**	3194.1	1330.1	**	2595.0	1547.8	**	2580.3	1160.4	**
	検出率	45.5%	33.3%		49.4%	28.7%	**	47.2%	25.8%	**	45.0%	19.3%	**	37.1%	25.0%	**	36.7%	22.7%	**
3月14日 9時	人数	9	283	20	73	200	39	115	161	36	168	113	31	265	33	14	281	22	9
	平均摂取量	2516.5	2367.6		3427.6	1878.3	**	3320.8	1761.9	**	3231.6	1312.0	**	2601.1	1500.9	**	2580.3	1160.4	**
	検出率	44.4%	33.9%		50.7%	28.5%	**	47.8%	26.1%	**	45.2%	19.5%	**	37.0%	24.2%	**	36.7%	22.7%	**
3月14日 12時	人数	8	288	16	68	208	36	110	166	36	161	122	29	256	40	16	275	26	11
	平均摂取量	2251.8	2458.5		3499.0	1959.1	*	3360.1	1882.5	**	3209.4	1339.5	**	2603.3	1809.6	**	2595.2	1419.6	**
	検出率	37.5%	34.7%		51.5%	29.3%	**	48.2%	27.1%	**	45.3%	20.5%	**	37.1%	27.5%	**	37.1%	23.1%	**
3月14日 15時	人数	7	290	15	62	215	35	99	175	38	152	130	30	249	47	16	268	32	12
	平均摂取量	1212.9	2474.4		3571.1	2024.2	**	3479.0											

2. 双葉町

原発からの距離で分けた近い側と遠い側のCs137摂取量比較

双葉町 adult	摂取量 分布	計数対象者					対象外 20kBq~	*	有意水準 5% 有意差あり	**	有意水準 1% 有意差あり									
		全体 人数	未検出	~5kBq	~10kBq	~20kBq						小計								
		212	133	9	33	28	203													
日時	原発からの距離	20km			30km			40km			50km			70km			100km			
		園内	園外	除外者	園内	園外	除外者	園内	園外	除外者	園内	園外	除外者	園内	園外	除外者	園内	園外	除外者	
3月12日	0時	人数 3241.9	181	6	16	188	6	9	191	5	7	194	4	5	197	2	4	198	2	3
		平均摂取量 34.3%	818.5 *			3193.2	818.5 *		3196.6	982.1		3296.6	1227.7		3272.5	2455.4		3256.0	2455.4	
		検出率	16.7%			33.5%	16.7%		35.5%	20.0%		34.5%	25.0%		34.5%	50.0%		34.3%	50.0%	
3月12日	3時	人数 179	179	7	17	187	7	9	191	5	7	194	4	5	197	2	4	198	2	3
		平均摂取量 34.6%	701.5 **			3210.3	701.5 *		3196.6	982.1		3296.6	1227.7		3272.5	2455.4		3256.0	2455.4	
		検出率	14.3%			33.7%	14.3%		33.5%	20.0%		34.5%	25.0%		34.5%	50.0%		34.3%	50.0%	
3月12日	6時	人数 178	178	8	17	187	7	9	191	5	7	194	4	5	197	2	4	198	2	3
		平均摂取量 34.3%	2046.1			3210.3	701.5 *		3196.6	982.1		3296.6	1227.7		3272.5	2455.4		3256.0	2455.4	
		検出率	25.0%			33.7%	14.3%		33.5%	20.0%		34.5%	25.0%		34.5%	50.0%		34.3%	50.0%	
3月12日	9時	人数 147	147	38	18	179	12	12	189	6	8	194	4	5	197	2	4	198	2	3
		平均摂取量 38.1%	1219.4 **			3256.8	409.2 **		3230.4	818.5 *		3296.6	1227.7		3272.5	2455.4		3256.0	2455.4	
		検出率	15.8%			34.1%	8.3%		33.9%	16.7%		34.5%	25.0%		34.5%	50.0%		34.3%	50.0%	
3月12日	12時	人数 94	94	91	18	141	47	15	172	10	11	188	8	7	197	2	4	198	2	3
		平均摂取量 45.7%	1826.9 **			3780.8	849.0 **		3380.9	829.2 **		3370.4	613.8 **		3272.5	2455.4		3256.0	2455.4	
		検出率	19.8%			39.7%	10.6%		35.5%	10.0%		35.1%	12.5%		34.5%	50.0%		34.3%	50.0%	
3月12日	15時	人数 59	59	129	15	116	68	19	148	40	15	187	9	7	196	3	4	198	2	3
		平均摂取量 51.7%	2077.4 **			4078.6	976.0 **		3741.0	876.3 **		3322.2	1920.8		3289.2	1636.9		3256.0	2455.4	
		検出率	22.5%			42.2%	13.2%		39.2%	10.0%		34.7%	33.3%		34.8%	33.3%		34.3%	50.0%	
3月12日	18時	人数 28	28	160	15	78	108	17	112	71	20	184	11	8	196	3	4	197	3	3
		平均摂取量 53.6%	2755.1			4189.9	2088.4 **		4105.9	1714.3 **		3324.0	2447.7		3289.2	1636.9		3272.5	1636.9	
		検出率	28.8%			43.6%	23.1%		41.1%	19.7%		34.8%	27.3%		34.7%	33.3%		34.5%	33.3%	
3月12日	21時	人数 14	14	174	15	67	119	17	82	98	23	158	27	18	188	4	11	196	4	3
		平均摂取量 57.1%	2792.8			4136.6	2311.4 *		4329.8	2116.8 **		3316.2	2836.3		3161.1	1227.7		3289.2	1227.7	
		検出率	30.5%			41.8%	26.1%		41.5%	24.5%		34.2%	29.6%		33.5%	25.0%		34.7%	25.0%	
3月13日	0時	人数 14	14	175	14	64	122	17	76	104	23	154	30	19	186	4	13	196	4	3
		平均摂取量 57.1%	2854.2			4256.9	2293.2 *		4609.8	2039.9 **		3402.4	2552.6		3162.9	1227.7		3289.2	1227.7	
		検出率	30.9%			42.2%	26.2%		43.4%	24.0%		35.1%	26.7%		33.3%	25.0%		34.7%	25.0%	
3月13日	3時	人数 14	14	175	14	64	122	17	76	104	23	154	30	19	184	5	14	196	4	3
		平均摂取量 57.2%	2854.2			4256.9	2293.2 *		4609.8	2039.9 **		3402.4	2552.6		3197.2	982.1		3289.2	1227.7	
		検出率	30.9%			42.2%	26.2%		43.4%	24.0%		35.1%	26.7%		33.7%	20.0%		34.7%	25.0%	
3月13日	6時	人数 13	13	176	14	62	122	19	76	104	23	152	31	20	184	5	14	196	4	3
		平均摂取量 61.5%	2838.0			4181.1	2293.2 *		4609.8	2039.9 **		3379.9	2799.8		3197.2	982.1		3289.2	1227.7	
		検出率	30.7%			41.9%	26.2%		43.4%	24.0%		34.9%	29.0%		33.7%	20.0%		34.7%	25.0%	
3月13日	9時	人数 6	6	180	17	55	128	20	72	107	24	149	35	19	182	7	14	195	5	3
		平均摂取量 67.99%	3007.3			4125.2	2438.4 *		4682.3	1982.7 **		3448.0	2479.8		3232.4	701.5 **		3306.1	982.1	
		検出率	31.7%			43.6%	26.6%		44.4%	23.3%		35.6%	25.7%		34.1%	14.3%		34.9%	20.0%	
3月13日	12時	人数 4	4	182	17	43	136	24	61	112	30	139	42	22	181	8	14	192	8	3
		平均摂取量 78.94%	3025.0			4282.5	2651.7 *		4926.3	2136.0 **		3433.8	2711.3		3250.2	613.8 **		3357.7	613.8 **	
		検出率	31.9%			46.5%	27.9%		47.5%	24.1%		36.0%	26.2%		34.3%	12.5%		35.4%	12.5%	
3月13日	15時	人数 4	4	183	16	38	139	26	51	119	33	128	49	26	175	12	16	191	9	3
		平均摂取量 80.0%	3008.4			4642.3	2650.1 *		4327.4	2559.3 *		3461.9	2791.8		3230.7	2319.7		3375.3	545.6 **	
		検出率	31.7%			50.0%	28.1%		45.1%	26.9%		36.7%	26.5%		34.3%	25.0%		35.6%	11.1%	
3月13日	18時	人数 4	4	184	15	38	140	25	48	120	35	119	52	32	168	17	18	187	12	4
		平均摂取量 78.94%	3020.0			4642.3	2667.9 *		4436.6	2602.4 *		3359.2	3090.8		3182.7	2589.3		3324.9	2319.7	
		検出率	32.1%			50.0%	28.6%		45.8%	27.5%		36.1%	28.8%		34.5%	23.5%		35.3%	25.0%	
3月13日	21時	人数 3	3	185	15	37	141	25	48	121	34	118	53	32	167	17	19	182	15	6
		平均摂取量 66.7%	3003.7			4767.8	2649.0 *		4436.6	2623.4 *		3387.7	3032.5		3201.8	2589.3		3247.7	2934.5	
		検出率	31.9%			51.4%	28.4%		45.8%	28.1%		36.4%	28.3%		34.7%	23.5%		35.2%	26.7%	
3月14日	0時	人数 3	3	185	15	37	141	25	47	122	34	115	55	33	165	19	19	181	15	7
		平均摂取量 66.7%	3003.7			4767.8	2649.0 *		4531.0	2601.9 *		3302.5	3285.1		3211.2	2572.1		3265.7	2934.5	
		検出率	31.9%			51.4%	28.4%		46.8%	27.9%		35.7%	30.9%		34.5%	26.3%		35.4%	26.7%	
3月14日	3時	人数 3	3	185	15	37	141	25	47	122	34	115	55	33	164	20	19	180	16	7
		平均摂取量 66.7%	3003.7			4767.8	2649.0 *		4531.0	2601.9 *		3302.5	3285.1		3138.7	3198.9		3283.8	2751.1	
		検出率	31.9%			51.4%	28.4%		46.8%	27.9%		35.7%	30.9%		34.1%	30.0%		35.6%	25.0%	
3月14日	6時	人数 3	3	185	15	36	141	26	47	122	34	115	55	33	164	20	19	180	16	7
		平均摂取量 66.7%	3003.7			4900.2	2649.0 *		4531.0	2601.9 *		3302.5	3285.1		3138.7	3198.9		3283.8	2751.1	
		検出率	31.9%			52.8%	28.4%		46.8%	27.9%		35.7%	30.9%		34.1%	30.0%		35.6%	25.0%	
3月14日	9時	人数 3	3	185	15	36	141	26	45	123	35	112	57	34	164	20	19	179	20	7
		平均摂取量 66.7%	3003.7			4900.2	2649.0 *		4732.4	2580.8 *		3391.0	3169.8		3138.7	3198.9		3302.2	2589.3	
		検出率	31.9%			52.8%	28.4%		48.9%	27.6%		36.6%	29.8%		34.1%	30.0%		35.8%	23.5%	
3月14日	12時	人数 2	2	188	13	33	146	24	44	127	32	107	63	33	160	24	19	177	19	7
		平均摂取量 96.72%	3125.3			4663.9	2781.4		4840.0	2624.7 *		3475.3	2993.8		3217.1	2665.8		3339.5	2316.7	
		検出率	33.0%			51.5%	29.5%		50.0%	28.3%		37.4%	28.6%		35.0%	25.0%		36.2%	21.1%	
3月14日	15時	人数 2	2	189	12	30	147	26	42	130										

3. 大熊町

原発からの距離で分けた近い側と遠い側のCs137摂取量比較

大熊町 adult	摂取量分布	全体		計数対象者					対象外		*	有意水準 5%で有意差あり	**	有意水準 1%で有意差あり					
		人数	未検出	~5kBq	~10kBq	~20kBq	小計	20kBq~	20kBq~										
		282	204	11	39	26	280												
日時	原発からの距離	20km			30km			40km			50km			70km			100km		
		区内	区外	除外者	区内	区外	除外者	区内	区外	除外者	区内	区外	除外者	区内	区外	除外者	区内	区外	除外者
3月12日 0時	人数	248	12	20	265	7	8	268	3	9	278	1	1	280	0	1	280	0	0
	平均摂取量	2569.8	562.7	**	2497.0	964.6		2469.0	2250.8		2448.7	6752.4		2455.3			2455.3		2455.3
	検出率	29.0%	8.3%		27.9%	14.3%		27.6%	33.3%		27.0%	100.0%		27.1%			27.1%		27.1%
3月12日 3時	人数	244	16	20	263	9	8	267	3	10	277	2	1	280	0	1	280	0	0
	平均摂取量	2570.6	1052.5	*	2499.9	1220.7		2478.3	2250.8		2457.6	3376.2		2455.3			2455.3		2455.3
	検出率	28.7%	18.8%		27.8%	22.2%		27.7%	33.3%		27.1%	50.0%		27.1%			27.1%		27.1%
3月12日 6時	人数	239	21	20	261	11	8	265	5	10	277	2	1	279	0	1	280	0	0
	平均摂取量	2570.6	1414.0		2519.0	998.8		2481.0	2197.3		2457.6	3376.2		2464.1			2455.3		2455.3
	検出率	28.9%	19.0%		28.0%	18.2%		27.5%	40.0%		27.1%	50.0%		27.2%			27.1%		27.1%
3月12日 9時	人数	175	92	13	230	42	8	253	18	9	269	10	1	278	1	1	279	1	1
	平均摂取量	2760.2	1808.4		2596.8	1219.6	*	2531.8	1550.0		2514.9	1098.7		2473.0	0.0		2464.1	0.0	2464.1
	検出率	31.4%	19.6%		29.1%	16.7%		28.1%	22.2%		27.5%	20.0%		27.3%	0.0%		27.2%	0.0%	27.2%
3月12日 12時	人数	92	175	13	184	87	9	230	39	11	260	18	2	273	6	1	277	2	1
	平均摂取量	3190.6	1858.8	*	2568.4	1795.0		2663.7	1430.7	*	2542.1	1475.2		2481.4	1681.2		2481.9	0.0	2481.9
	検出率	31.5%	23.4%		28.3%	24.1%		28.7%	23.1%		27.7%	22.2%		27.5%	16.7%		27.4%	0.0%	27.4%
3月12日 15時	人数	48	218	14	125	141	14	198	68	14	253	24	3	270	9	1	274	5	1
	平均摂取量	3536.2	1909.6		2510.6	2020.4		2635.4	2008.2		2552.4	1737.4		2468.4	2336.6		2452.3	3113.3	2452.3
	検出率	35.4%	23.4%		27.2%	24.8%		27.8%	26.5%		27.7%	25.0%		27.0%	33.3%		27.0%	40.0%	27.0%
3月12日 18時	人数	13	253	14	85	181	14	162	98	20	235	41	4	264	14	2	272	7	1
	平均摂取量	6654.9	1972.5	*	2560.0	2004.1		2844.0	1844.6		2608.4	1817.8		2508.0	1813.4		2450.2	3004.2	2450.2
	検出率	53.8%	24.1%	*	27.1%	24.9%		29.6%	24.5%		28.1%	24.4%		27.3%	28.6%		26.8%	42.9%	26.8%
3月12日 21時	人数	7	260	13	44	220	16	120	135	25	213	59	8	257	18	5	267	10	3
	平均摂取量	5020.7	2133.9		3232.3	1952.6		2999.7	1938.0		2511.6	2093.9		2460.8	1410.5		2453.7	2538.8	2453.7
	検出率	28.6%	25.4%		31.8%	24.1%		28.3%	25.9%		26.8%	27.1%		26.8%	28.2%		26.6%	40.0%	26.6%
3月13日 0時	人数	5	262	13	31	234	15	97	155	28	198	72	10	252	22	6	265	11	4
	平均摂取量	7029.0	2117.6		3376.2	2014.6		3156.3	1888.9		2507.0	2129.6		2490.9	1369.1		2472.2	2308.0	2472.2
	検出率	40.0%	25.2%		32.3%	24.8%		29.9%	24.5%		25.8%	29.2%		27.0%	22.7%		26.8%	36.4%	26.8%
3月13日 3時	人数	5	262	13	31	234	15	95	157	28	195	75	10	251	23	6	264	12	4
	平均摂取量	7029.0	2117.6		3376.2	2014.6		3222.8	1864.9	*	2518.5	2114.7		2500.8	1309.6		2481.6	2115.7	2481.6
	検出率	40.0%	25.2%		32.3%	24.8%		30.5%	24.2%		25.6%	29.3%		27.1%	21.7%		26.9%	33.3%	26.9%
3月13日 6時	人数	4	262	14	30	235	15	93	159	28	193	77	10	247	27	6	262	14	4
	平均摂取量	8786.3	2117.6		3488.7	2006.0		3292.1	1841.4	*	2544.6	2059.7		2520.0	1310.8	*	2480.4	2189.9	2480.4
	検出率	50.0%	25.2%		33.3%	24.7%		31.2%	23.9%		25.9%	28.6%		27.1%	22.2%		26.7%	35.7%	26.7%
3月13日 9時	人数	2	264	14	27	237	16	88	163	29	184	85	11	246	28	6	260	16	4
	平均摂取量	8730.2	2168.6		3221.4	1989.1		3278.2	1796.2	*	2524.2	1971.4		2530.2	1264.0	*	2499.5	1916.2	2499.5
	検出率	50.0%	25.4%		33.3%	24.5%		31.8%	23.3%		26.1%	27.1%		27.2%	21.4%		26.9%	31.3%	26.9%
3月13日 12時	人数	2	264	14	20	242	18	81	168	31	177	90	13	238	35	7	254	21	5
	平均摂取量	8730.2	2168.6		3189.5	2043.8		3358.1	1806.8	*	2532.4	1981.4		2480.6	1927.0		2508.6	2064.2	2508.6
	検出率	50.0%	25.4%		30.0%	25.2%		32.1%	27.8%		25.4%	27.8%		26.5%	28.6%		26.8%	33.3%	26.8%
3月13日 15時	人数	2	266	12	16	246	18	69	178	33	167	101	12	230	43	7	247	26	7
	平均摂取量	8730.2	2175.1		3986.9	2010.5		3601.1	1705.3	*	2606.5	1947.9		2523.1	1802.4		2521.6	2218.4	2521.6
	検出率	50.0%	25.6%		37.5%	24.8%		33.3%	22.5%		25.7%	27.7%		26.5%	27.9%		26.7%	34.6%	26.7%
3月13日 18時	人数	2	267	11	15	248	17	67	180	33	162	103	15	228	45	7	242	31	7
	平均摂取量	8730.2	2240.8		3848.1	2098.3		3414.2	1831.6	*	2539.9	2101.6		2545.3	1722.3		2548.4	2058.2	2548.4
	検出率	50.0%	25.8%		33.3%	25.4%		32.8%	23.3%		25.3%	28.2%		26.8%	26.7%		26.9%	32.3%	26.9%
3月13日 21時	人数	2	267	11	15	248	17	67	180	33	157	108	15	226	47	7	240	33	7
	平均摂取量	8730.2	2240.8		3848.1	2098.3		3414.2	1831.6	*	2527.4	2140.2		2415.6	2380.9		2426.3	2975.8	2426.3
	検出率	50.0%	25.8%		33.3%	25.4%		32.8%	23.3%		25.5%	27.8%		26.1%	29.8%		26.3%	36.4%	26.3%
3月14日 0時	人数	1	268	11	15	248	17	67	180	33	157	108	15	226	47	7	240	33	7
	平均摂取量	#####	2232.5		3848.1	2098.3		3414.2	1831.6	*	2527.4	2140.2		2415.6	2380.9		2426.3	2975.8	2426.3
	検出率	100.0%	25.7%		33.3%	25.4%		32.8%	23.3%		25.5%	27.8%		26.1%	29.8%		26.3%	36.4%	26.3%
3月14日 3時	人数	1	268	11	14	249	17	66	181	33	156	109	15	225	48	7	240	33	7
	平均摂取量	#####	2232.5		4122.9	2089.9		3465.9	1821.4	*	2543.6	2120.5		2426.3	2331.3		2426.3	2975.8	2426.3
	検出率	100.0%	25.7%		35.7%	25.3%		33.3%	23.2%		25.6%	27.5%		26.2%	29.2%		26.3%	36.4%	26.3%
3月14日 6時	人数	1	268	11	13	250	17	64	183	33	153	112	15	224	49	7	239	34	7
	平均摂取量	#####	2232.5		3202.5	2145.9		3223.4	1924.2		2488.3	2207.4		2437.2	2283.7		2436.5	2888.3	2436.5
	検出率	100.0%	25.7%		30.8%	25.6%		31.3%	24.0%		25.5%	27.7%		26.3%	28.6%		26.4%	35.3%	26.4%
3月14日 9時	人数	1	268	11	13	250	17	60	185	35	151	114	15	218	54	8	236	37	7
	平均摂取量	#####	2232.5		3202.5	2145.9		3220.4	1974.1		2422.3	2299.8		2361.9	2349.0		2467.5	2654.1	2467.5
	検出率	100.0%	25.7%		30.8%	25.6%		30.0%	24.9%		25.2%	28.1%		26.1%	27.8%		26.7%	32.4%	26.7%
3月14日 12時	人数	1	269	10	13	251	16	59	190	31	144	120	16	212	59	9	231	41	8
	平均摂取量	#####	2224.2		3202.5	2137.4		3275.0	1922.1		2465.5	2274.3		2368.6	2366.1		2386.5	2759.6	2386.5
	検出率	100.0%	25.7%		30.8%	25.5%		30.5%	24.2%		25.0%	28.3%		25.9%	28.8%		26.4%	31.7%	26.4%
3月14日 15時	人数	1	269	10	11	252	17	54	195	31	136	130	14	206	66	8	226	45	9

4. 富岡町

原発からの距離で分けた近い側と遠い側のCs137摂取量比較

富岡町 adult	摂取量分布	計数対象者					対象外 20kBq~	*	有意水準5%で有意差あり										
		全体 人数	未検出	~5kBq	~10kBq	~20kBq				小計									
		338	259	2	57	18	336		**	有意水準1%で有意差あり									
日時	原発からの距離	20km			30km			40km			50km			70km			100km		
		圏内	圏外	除外者	圏内	圏外	除外者	圏内	圏外	除外者	圏内	圏外	除外者	圏内	圏外	除外者	圏内	圏外	除外者
3月12日 0時	人数	292	24	20	307	18	11	313	11	12	321	9	6	325	6	5	328	4	4
	平均摂取量	1927.5	2132.4		1933.9	1914.3		1896.8	1514.4		1947.8	694.4		1923.8	1041.7		1939.8	1562.5	
	検出率	22.9%	25.0%		23.1%	22.2%		22.7%	18.2%		23.1%	11.1%		22.8%	16.7%		22.9%	25.0%	
3月12日 3時	人数	292	24	20	307	18	11	313	11	12	321	9	6	324	7	5	327	4	5
	平均摂取量	1927.5	2132.4		1933.9	1914.3		1896.8	1514.4		1947.8	694.4		1929.8	892.9		1945.8	1562.5	
	検出率	22.9%	25.0%		23.1%	22.2%		22.7%	18.2%		23.1%	11.1%		22.8%	14.3%		22.9%	25.0%	
3月12日 6時	人数	291	26	19	307	18	11	313	11	12	321	9	6	324	7	5	327	4	5
	平均摂取量	1934.1	1968.4		1933.9	1914.3		1896.8	1514.4		1947.8	694.4		1929.8	892.9		1945.8	1562.5	
	検出率	23.0%	23.1%		23.1%	22.2%		22.7%	18.2%		23.1%	11.1%		22.8%	14.3%		22.9%	25.0%	
3月12日 9時	人数	230	88	18	291	33	12	305	18	13	316	14	6	324	7	5	327	4	5
	平均摂取量	1850.9	1939.1		1910.1	1998.4		1843.3	2674.9		1902.3	2169.1		1929.8	892.9		1945.8	1562.5	
	検出率	21.7%	22.7%		23.0%	21.2%		22.3%	27.8%		22.8%	21.4%		22.8%	14.3%		22.9%	25.0%	
3月12日 12時	人数	128	191	17	249	74	13	285	33	18	307	19	10	322	8	6	327	4	5
	平均摂取量	2282.9	1627.8		1987.3	1587.2		1842.6	2193.8		1958.1	1598.3		1941.7	781.2		1945.8	1562.5	
	検出率	25.6%	19.9%		23.3%	18.9%		22.1%	24.2%		23.3%	15.8%		23.0%	12.5%		22.9%	25.0%	
3月12日 15時	人数	59	255	22	208	113	15	245	63	28	301	25	10	319	11	6	324	7	5
	平均摂取量	2855.1	1653.0		2075.2	1591.5		2054.9	1288.2		1916.5	2184.6		1927.4	1514.4		1931.6	2379.8	
	検出率	33.9%	19.6%	*	24.0%	19.5%		24.0%	14.3%		22.9%	24.0%		22.9%	18.2%		22.8%	28.6%	
3月12日 18時	人数	26	282	28	168	150	18	210	95	31	278	44	14	318	62	6	322	9	5
	平均摂取量	2946.5	1792.7		2170.3	1613.6		2056.1	1480.9		2003.5	1693.5		1933.4	1388.2		1943.6	1851.0	
	検出率	38.5%	20.6%		25.0%	19.3%		23.8%	17.9%		23.7%	20.5%		23.0%	16.7%		23.0%	22.2%	
3月12日 21時	人数	14	298	24	129	186	21	174	125	37	249	67	20	305	22	9	320	11	5
	平均摂取量	2587.1	1814.5		2256.7	1620.2		2031.7	1638.0		2121.2	1190.5 *		1977.6	757.2 *		1955.8	1514.4	
	検出率	35.7%	21.1%		25.6%	19.4%		24.1%	18.4%		24.5%	14.9%		23.3%	9.1%		23.1%	18.2%	
3月13日 0時	人数	12	300	24	119	194	23	155	141	40	228	82	26	299	27	10	316	14	6
	平均摂取量	1645.8	1823.8		2257.4	1669.3		2080.0	1636.6		2137.7	1083.4 *		2017.3	617.0 **		1980.5	1189.9	
	検出率	25.0%	21.3%		26.1%	19.6%		24.5%	18.4%		25.0%	13.4% *		23.7%	7.4%		23.4%	14.3%	
3月13日 3時	人数	12	300	24	118	195	23	153	143	40	226	84	26	298	28	10	313	16	7
	平均摂取量	1645.8	1823.8		2222.2	1693.5		2046.6	1678.5		2156.6	1057.6 **		2024.1	595.0 **		1999.5	1041.2	
	検出率	25.0%	21.3%		25.4%	20.0%		24.2%	18.9%		25.2%	13.1% *		23.8%	7.1%		23.6%	12.5%	
3月13日 6時	人数	11	301	24	113	200	23	150	145	41	221	88	27	298	28	10	311	18	7
	平均摂取量	1795.4	1817.2		2138.3	1754.2		2001.5	1744.3		2114.8	1114.8 *		2024.1	595.0 **		2012.4	925.5	
	検出率	27.3%	21.3%		24.8%	20.5%		24.0%	19.3%		24.9%	13.6% *		23.8%	7.1%		23.8%	11.1%	
3月13日 9時	人数	9	302	25	100	212	24	138	157	41	208	96	32	292	34	10	310	19	7
	平均摂取量	1434.4	1811.7		2297.4	1685.2		2026.3	1742.2		2142.4	1179.9 *		2044.0	676.1 **		2018.9	876.8	
	検出率	22.2%	21.2%		26.0%	19.8%		24.6%	19.1%		25.0%	14.6%		24.0%	8.8%		23.9%	10.5%	
3月13日 12時	人数	8	302	26	90	221	25	122	172	42	192	111	33	277	46	13	304	25	7
	平均摂取量	1613.7	1811.7		2465.6	1652.1		2194.9	1657.2		2234.7	1169.5 *		2154.7	499.7 **		2037.9	919.4	
	検出率	21.2%	21.2%		27.8%	19.5%		26.2%	18.6%		26.0%	14.4% *		25.3%	6.5%		24.0%	12.6%	
3月13日 15時	人数	6	304	26	86	226	24	114	184	38	183	122	31	272	51	13	293	34	9
	平均摂取量	1288.8	1822.3		2500.8	1674.0		2224.2	1461.8		2274.2	1169.8 **		2170.7	576.3 **		2114.4	676.1 **	
	検出率	16.7%	21.4%		27.9%	19.9%		26.3%	19.0%		26.8%	13.9% *		25.4%	7.8%		24.9%	8.8%	
3月13日 18時	人数	4	309	23	84	228	24	112	186	38	173	132	31	266	56	14	290	37	9
	平均摂取量	1933.2	1842.1		2560.3	1659.4		2202.8	1680.7		2329.2	1181.3 **		2186.5	524.8 **		2114.2	794.4 **	
	検出率	25.0%	21.7%		28.6%	19.7%		25.9%	19.4%		27.2%	14.4% *		25.6%	7.1%		24.8%	10.8%	
3月13日 21時	人数	4	309	23	83	229	24	111	187	38	172	133	31	258	61	17	284	40	12
	平均摂取量	1933.2	1842.1		2469.9	1696.1		2222.7	1671.7		2342.7	1172.5 **		2207.7	593.9 **		2140.6	734.8 **	
	検出率	25.0%	21.7%		27.7%	20.1%		26.1%	19.3%		27.3%	14.3% **		25.6%	8.2% **		25.0%	10.0%	
3月14日 0時	人数	4	309	23	83	229	24	111	187	38	172	133	31	258	61	17	281	43	12
	平均摂取量	1933.2	1842.1		2469.9	1696.1		2222.7	1671.7		2342.7	1172.5 **		2207.7	593.9 **		2163.5	883.5 **	
	検出率	25.0%	21.7%		27.7%	20.1%		26.1%	19.3%		27.3%	14.3% **		25.6%	8.2% **		25.3%	9.3%	
3月14日 3時	人数	4	309	23	83	229	24	111	187	38	172	133	31	258	61	17	281	43	12
	平均摂取量	1933.2	1842.1		2469.9	1696.1		2222.7	1671.7		2342.7	1172.5 **		2207.7	593.9 **		2163.5	883.5 **	
	検出率	25.0%	21.7%		27.7%	20.1%		26.1%	19.3%		27.3%	14.3% **		25.6%	8.2% **		25.3%	9.3%	
3月14日 6時	人数	4	309	23	82	230	24	110	188	38	172	133	31	258	61	17	280	44	12
	平均摂取量	1933.2	1842.1		2500.0	1688.7		2242.9	1662.8		2342.7	1172.5 **		2207.7	593.9 **		2171.2	668.0 **	
	検出率	25.0%	21.7%		28.0%	20.0%		26.4%	19.1%		27.3%	14.3% **		25.6%	8.2% **		25.4%	9.1%	
3月14日 9時	人数	4	309	23	75	236	25	106	192	38	168	135	33	256	64	16	280	44	12
	平均摂取量	1933.2	1842.1		2650.3	1645.7		2327.5	1628.2		2313.1	1261.3 *		2185.4	724.6 **		2171.2	668.0 **	
	検出率	25.0%	21.7%		29.3%	19.5%		27.4%	18.8%		27.4%	14.8% *		25.4%	9.4% **		25.4%	9.1%	
3月14日 12時	人数	4	310	22	69	243	24	94	200	42	156	145	35	248	71	17	276	48	12
	平均摂取量	1933.2	1836.2		2567.4	1687.3		2469.9	1604.6		2362.9	1241.9 **		2179.8	918.9 **		2169.8	801.4 **	
	検出率	25.0%	21.6%		27.5%	20.2%		28.7%	18.5%		27.6%	14.5% **		25.4%	11.3% *		25.4%	10.4% **	
3月14日 15時	人数	3	312	21	62	250	24	85	210	41	150	150	36	238	79	19	269	55	12
	平均摂取量	2577.6	1824.4		2520.3	1767.7		2329.1	1743.5		2283.7	1330.4 *							

5. 櫛葉町

原発からの距離で分けた近い側と遠い側のCs137摂取量比較

検査町 adult	摂取量 分布	計数対象者					対象外 20kBq~	* 有意水準 5% 有意差あり ** 有意水準 1% 有意差あり											
		全体 人数	未検出	~5kBq	~10kBq	~20kBq			小計										
		127	100	9	17	1	127	0											
日時	原発からの距離	20km			30km			40km			50km			70km			100km		
		内	外	除外者	内	外	除外者	内	外	除外者	内	外	除外者	内	外	除外者	内	外	除外者
3月12日	人数	96	10	21	109	6	12	113	2	12	123	2	2	124	2	1	125	1	1
0時	平均摂取量	1218.9	0.0	**	1408.7	0.0	**	1358.8	0.0	**	1296.1	0.0	**	1285.7	0.0	**	1275.4	0.0	
	検出率	0.0%	0.0%		23.9%	0.0%		23.0%	0.0%		22.0%	0.0%		21.8%	0.0%		21.6%	0.0%	
3月12日	人数	96	10	21	109	6	12	112	3	12	122	3	2	124	2	1	125	1	1
3時	平均摂取量	1218.9	0.0	**	1408.7	0.0	**	1370.9	0.0	**	1306.8	0.0	**	1285.7	0.0	**	1275.4	0.0	
	検出率	21.9%	0.0%		23.9%	0.0%		23.2%	0.0%		22.1%	0.0%		21.8%	0.0%		21.6%	0.0%	
3月12日	人数	92	14	21	108	7	12	112	3	12	122	3	2	124	2	1	125	1	1
6時	平均摂取量	1271.9	421.0		1421.7	0.0	**	1370.9	0.0	**	1306.8	0.0	**	1285.7	0.0	**	1275.4	0.0	
	検出率	22.8%	7.1%		24.1%	0.0%		23.2%	0.0%		22.1%	0.0%		21.8%	0.0%		21.6%	0.0%	
3月12日	人数	40	71	16	96	14	17	109	6	12	121	4	2	124	2	1	125	1	1
9時	平均摂取量	1403.1	755.7		1379.7	969.7		1354.6	982.4		1268.9	1473.6		1285.7	0.0	**	1275.4	0.0	
	検出率	25.0%	14.1%		22.9%	14.3%		22.9%	16.7%		21.5%	25.0%		21.8%	0.0%		21.6%	0.0%	
3月12日	人数	11	106	10	32	76	19	87	23	17	117	7	3	122	4	1	125	1	1
12時	平均摂取量	1761.4	954.0		1559.1	884.9		1253.2	1519.8		1267.7	1586.1		1215.8	1275.7		1275.4	0.0	
	検出率	36.4%	17.0%		28.1%	15.8%		28.1%	26.1%		21.4%	28.6%		20.5%	50.0%		21.6%	0.0%	
3月12日	人数	6	109	12	13	94	20	57	46	24	115	9	3	119	7	1	122	4	1
15時	平均摂取量	1295.6	989.4		1793.7	946.3		1012.8	1311.6		1389.8	1233.6		1246.4	1586.1		1315.8	2775.7	
	検出率	33.3%	17.4%		38.5%	16.0%		21.1%	21.7%		21.7%	22.2%		21.0%	28.6%		20.5%	50.0%	
3月12日	人数	4	111	12	11	96	20	46	58	23	107	13	7	116	10	1	121	5	1
18時	平均摂取量	1943.4	971.6		1508.5	996.6		1108.9	1156.2		1252.3	854.0		1278.6	1110.3		1225.8	2220.5	
	検出率	50.0%	17.1%		36.4%	16.7%		23.9%	19.0%		22.4%	15.4%		21.6%	20.0%		20.7%	40.0%	
3月12日	人数	3	112	12	8	98	21	43	60	24	104	15	8	114	12	1	118	8	1
21時	平均摂取量	2591.3	962.9		1478.3	1024.9		1075.4	1197.1		1288.5	740.2		1301.1	925.2		1257.0	1387.8	
	検出率	36.7%	17.0%		37.5%	17.3%		23.3%	20.0%		23.1%	13.3%		21.9%	16.7%		21.2%	25.0%	
3月13日	人数	2	112	13	8	98	21	41	61	25	101	17	9	113	13	1	117	9	1
0時	平均摂取量	1956.0	962.9		1478.3	1024.9		1127.8	1177.5		1260.2	653.1		1312.6	854.0		1267.7	1233.6	
	検出率	50.0%	17.0%		37.5%	17.3%		24.4%	19.7%		22.8%	11.8%		22.1%	15.4%		21.4%	22.2%	
3月13日	人数	1	113	13	6	100	21	41	61	25	101	17	9	112	14	1	116	10	1
3時	平均摂取量	3912.0	954.4		1971.0	1004.4		1127.8	1177.5		1260.2	653.1		1324.3	793.0		1278.6	1110.3	
	検出率	100.0%	16.8%		50.0%	17.0%		24.4%	19.7%		22.8%	11.8%		22.3%	14.3%		21.6%	20.0%	
3月13日	人数	1	113	13	6	100	21	40	62	25	100	18	9	111	15	1	116	10	1
6時	平均摂取量	3912.0	954.4		1971.0	1004.4		1156.0	1158.5		1272.8	616.8		1336.2	740.2		1278.6	1110.3	
	検出率	100.0%	16.8%		50.0%	17.0%		25.0%	19.4%		23.0%	11.1%		22.5%	13.3%		21.6%	20.0%	
3月13日	人数	1	113	13	5	102	20	38	64	23	98	21	8	109	17	1	114	12	1
9時	平均摂取量	3912.0	954.4		1554.8	1024.5		1110.2	1185.6		1298.7	528.7		1360.8	653.1		1301.1	925.2	
	検出率	100.0%	16.8%		40.0%	17.6%		23.7%	20.3%		23.5%	9.5%		22.9%	11.8%		21.9%	16.7%	
3月13日	人数	1	114	12	5	103	19	33	70	24	94	25	8	107	19	1	112	13	2
12時	平均摂取量	3912.0	997.6		1554.8	1071.6		1278.4	1084.0		1354.0	444.1	*	1386.2	584.3		1324.3	854.0	
	検出率	100.0%	17.5%		40.0%	18.4%		27.3%	18.6%		24.5%	8.0%		23.4%	10.5%		22.3%	15.4%	
3月13日	人数	1	114	12	4	103	20	32	73	22	87	31	9	103	23	1	109	17	1
15時	平均摂取量	3912.0	997.6		1943.4	1071.6		1318.4	1039.4		1403.5	358.1	**	1440.0	482.7	**	1360.8	653.1	
	検出率	100.0%	17.5%		50.0%	18.4%		28.1%	17.8%		25.3%	6.5%		24.3%	8.7%		22.9%	11.8%	
3月13日	人数	1	115	11	2	105	20	28	76	23	85	31	11	98	27	2	103	23	1
18時	平均摂取量	3912.0	1022.6		1956.0	1088.0		1368.8	1049.2		1436.6	358.1	**	1513.5	411.2	**	1440.0	482.7	
	検出率	100.0%	18.3%		50.0%	19.0%		28.6%	18.4%		25.9%	6.5%		25.5%	7.4%		24.3%	8.7%	
3月13日	人数	1	115	11	2	106	19	28	77	22	83	33	11	97	28	2	101	24	2
21時	平均摂取量	3912.0	1022.6		1956.0	1077.7		1368.8	1035.6		1471.2	336.4	**	1529.1	396.5	**	1468.5	462.6	
	検出率	100.0%	18.3%		50.0%	18.9%		28.6%	18.2%		26.5%	6.1%		25.8%	7.1%		24.8%	8.3%	
3月14日	人数	1	115	11	2	106	19	28	77	22	83	33	11	97	28	2	100	25	2
0時	平均摂取量	3912.0	1022.6		1956.0	1077.7		1368.8	1035.6		1471.2	336.4	**	1529.1	396.5	**	1483.2	444.1	*
	検出率	100.0%	18.3%		50.0%	18.9%		28.6%	18.2%		26.5%	6.1%		25.8%	7.1%		25.0%	8.0%	
3月14日	人数	1	115	11	2	106	19	28	77	22	83	33	11	97	28	2	100	25	2
3時	平均摂取量	3912.0	1022.6		1956.0	1077.7		1368.8	1035.6		1471.2	336.4	**	1529.1	396.5	**	1483.2	444.1	*
	検出率	100.0%	18.3%		50.0%	18.9%		28.6%	18.2%		26.5%	6.1%		25.8%	7.1%		25.0%	8.0%	
3月14日	人数	1	115	11	2	106	19	28	77	22	83	33	11	97	28	2	100	25	2
6時	平均摂取量	3912.0	1022.6		1956.0	1077.7		1368.8	1035.6		1471.2	336.4	**	1529.1	396.5	**	1483.2	444.1	*
	検出率	100.0%	18.3%		50.0%	18.9%		28.6%	18.2%		26.5%	6.1%		25.8%	7.1%		25.0%	8.0%	
3月14日	人数	1	117	9	2	107	18	25	79	23	80	36	11	97	28	2	100	25	2
9時	平均摂取量	3912.0	1005.1		1956.0	1067.7		1283.0	1009.4		1526.4	308.4	**	1529.1	396.5	**	1483.2	444.1	*
	検出率	100.0%	17.9%		50.0%	18.7%		28.0%	17.7%		27.5%	5.6%		25.8%	7.1%		25.0%	8.0%	
3月14日	人数	1	118	8	2	108	17	22	85	20	71	41	15	90	34	3	100	25	2
12時	平均摂取量	3912.0	1076.1		1956.0	1057.8		1236.3	938.1		1651.1	270.8	**	1593.8	326.5	**	1483.2	444.1	*
	検出率	100.0%	18.6%		50.0%	18.5%		27.3%	16.5%		29.6%	4.9%		26.7%	5.9%		25.0%	8.0%	
3月14日	人数	1	119	7	2	110	15	22	86	19	67	45	15	89	34	4	94	30	3
15時	平均摂取量	3912.0	1067.0		1956.0	1038.5		1236.3	927.2		1749.7	246.7	**	1611.7	326.5	**	1526.0	370.1	**
	検出率	100.0%	18.5%		50.0%	18.2%		27.3%	16.3%		31.3%	4.4%		27.0%	5.9%		25.3%	6.7%	
3月14日	人数	1	119	7	2	110	15</												

6. 広野町

原発からの距離で分けた近い側と遠い側のCs137摂取量比較

広野町 adult	摂取量 分布	計数対象者					対象外 20kBq~	* 有意水準 5% 有意差あり ** 有意水準 1% 有意差あり												
		全体 人数	未検出	~5kBq	~10kBq	~20kBq			小計											
		84	53	4	21	5	83	1												
日時	原発からの距離	20km			30km			40km			50km			70km			100km			
		園内	園外	除外者	園内	園外	除外者	園内	園外	除外者	園内	園外	除外者	園内	園外	除外者	園内	園外	除外者	
3月12日	0時	人数	77	6	66	1	16	69	1	13	78	0	5	82	0	1	83	0		
		平均摂取量	2948.2	2842.6	7299.3	2719.0	7299.3	2857.3	2806.9	2926.1	2806.9	2926.1	2806.9	2926.1	2806.9	2926.1	2806.9	2926.1	2806.9	2926.1
		検出率	36.4%	34.8%	100.0%	33.3%	100.0%	35.9%	35.4%	36.1%	35.4%	36.1%	35.4%	36.1%	35.4%	36.1%	35.4%	36.1%	35.4%	36.1%
3月12日	3時	人数	77	6	66	1	16	69	1	13	78	0	5	82	0	1	83	0		
		平均摂取量	2948.2	2842.6	7299.3	2719.0	7299.3	2857.3	2806.9	2926.1	2806.9	2926.1	2806.9	2926.1	2806.9	2926.1	2806.9	2926.1	2806.9	2926.1
		検出率	36.4%	34.8%	100.0%	33.3%	100.0%	35.9%	35.4%	36.1%	35.4%	36.1%	35.4%	36.1%	35.4%	36.1%	35.4%	36.1%	35.4%	36.1%
3月12日	6時	人数	77	6	66	1	16	69	1	13	78	0	5	82	0	1	83	0		
		平均摂取量	2948.2	2842.6	7299.3	2719.0	7299.3	2857.3	2806.9	2926.1	2806.9	2926.1	2806.9	2926.1	2806.9	2926.1	2806.9	2926.1	2806.9	2926.1
		検出率	36.4%	34.8%	100.0%	33.3%	100.0%	35.9%	35.4%	36.1%	35.4%	36.1%	35.4%	36.1%	35.4%	36.1%	35.4%	36.1%	35.4%	36.1%
3月12日	9時	人数	78	5	62	7	14	69	2	12	78	0	5	82	0	1	83	0		
		平均摂取量	2910.4	2738.2	4960.4	2719.0	3649.6	2857.3	2806.9	2926.1	2806.9	2926.1	2806.9	2926.1	2806.9	2926.1	2806.9	2926.1	2806.9	2926.1
		検出率	35.9%	33.9%	57.1%	33.3%	50.0%	35.9%	35.4%	36.1%	35.4%	36.1%	35.4%	36.1%	35.4%	36.1%	35.4%	36.1%	35.4%	36.1%
3月12日	12時	人数	81	2	55	14	14	63	8	12	75	3	5	81	1	1	82	1		
		平均摂取量	2888.3	3086.7	2939.6	2797.2	4337.8	2843.8	3194.4	2841.5	2961.8	2841.5	2961.8	2841.5	2961.8	2841.5	2961.8	2841.5	2961.8	2841.5
		検出率	35.8%	39.2%	35.7%	34.9%	50.0%	36.0%	33.3%	35.8%	0.0%	35.8%	0.0%	35.8%	0.0%	35.8%	0.0%	35.8%	0.0%	
3月12日	15時	人数	81	2	35	34	14	50	14	19	72	4	7	81	1	1	82	1		
		平均摂取量	2888.3	2500.2	3496.7	2903.3	3367.5	2962.3	2395.8	2841.5	2961.8	2841.5	2961.8	2841.5	2961.8	2841.5	2961.8	2841.5	2961.8	2841.5
		検出率	35.8%	31.4%	41.2%	34.0%	42.9%	37.5%	25.0%	35.8%	0.0%	35.8%	0.0%	35.8%	0.0%	35.8%	0.0%	35.8%	0.0%	
3月12日	18時	人数	82	1	19	51	13	29	31	23	68	6	9	77	3	3	82	1		
		平均摂取量	2961.8	3414.3	2929.4	3097.7	2881.8	3136.5	1597.2	2989.2	2961.8	2989.2	2961.8	2989.2	2961.8	2989.2	2961.8	2989.2	2961.8	
		検出率	36.6%	42.1%	35.3%	37.9%	32.3%	39.7%	16.7%	37.7%	0.0%	37.7%	0.0%	37.7%	0.0%	37.7%	0.0%	37.7%	0.0%	
3月12日	21時	人数	83	9	57	17	20	34	29	61	13	9	74	5	4	79	3	1		
		平均摂取量	2926.1	4132.1	3052.0	3107.5	2772.2	3252.1	1198.0	2989.9	3074.3	2989.9	3074.3	2989.9	3074.3	2989.9	3074.3	2989.9	3074.3	
		検出率	36.1%	44.4%	36.8%	35.0%	32.4%	41.0%	15.4%	37.8%	0.0%	37.8%	0.0%	37.8%	0.0%	37.8%	0.0%	37.8%	0.0%	
3月13日	0時	人数	83	7	58	18	17	36	30	59	13	11	74	5	4	77	5	1		
		平均摂取量	2926.1	1683.8	2999.4	3098.0	2618.1	3362.4	1198.0	2989.9	3154.1	2989.9	3154.1	2989.9	3154.1	2989.9	3154.1	2989.9	3154.1	
		検出率	36.1%	28.6%	36.2%	35.3%	30.6%	42.4%	15.4%	37.8%	0.0%	37.8%	0.0%	37.8%	0.0%	37.8%	0.0%	37.8%	0.0%	
3月13日	3時	人数	83	7	58	18	17	36	30	59	13	11	74	5	4	77	5	1		
		平均摂取量	2926.1	1683.8	2999.4	3098.0	2618.1	3362.4	1198.0	2989.9	3154.1	2989.9	3154.1	2989.9	3154.1	2989.9	3154.1	2989.9	3154.1	
		検出率	36.1%	28.6%	36.2%	35.3%	30.6%	42.4%	15.4%	37.8%	0.0%	37.8%	0.0%	37.8%	0.0%	37.8%	0.0%	37.8%	0.0%	
3月13日	6時	人数	83	6	59	18	15	37	31	58	14	11	74	5	4	77	5	1		
		平均摂取量	2926.1	778.6	3069.1	2449.9	2547.4	3420.4	1112.4	2989.9	3154.1	2989.9	3154.1	2989.9	3154.1	2989.9	3154.1	2989.9	3154.1	
		検出率	36.1%	16.7%	37.3%	33.3%	29.7%	43.1%	14.3%	37.8%	0.0%	37.8%	0.0%	37.8%	0.0%	37.8%	0.0%	37.8%	0.0%	
3月13日	9時	人数	83	3	62	18	13	40	30	55	17	11	72	7	4	76	6	1		
		平均摂取量	2926.1	1557.2	2920.6	2279.5	2534.2	3606.9	916.1	3073.0	3195.6	3073.0	3195.6	3073.0	3195.6	3073.0	3195.6	3073.0	3195.6	
		検出率	36.1%	33.3%	35.5%	30.8%	30.0%	45.5%	11.8%	38.9%	0.0%	38.9%	0.0%	38.9%	0.0%	38.9%	0.0%	38.9%	0.0%	
3月13日	12時	人数	83	3	62	18	8	42	33	52	21	10	70	9	4	75	7	1		
		平均摂取量	2926.1	1557.2	2920.6	2609.7	2413.5	3815.0	741.6	3160.8	3238.2	3160.8	3238.2	3160.8	3238.2	3160.8	3238.2	3160.8	3238.2	
		検出率	36.1%	33.3%	35.5%	37.5%	28.6%	48.1%	9.5%	40.0%	0.0%	40.0%	0.0%	40.0%	0.0%	40.0%	0.0%	40.0%	0.0%	
3月13日	15時	人数	83	3	63	17	7	45	31	52	21	10	68	10	5	74	8	1		
		平均摂取量	2926.1	1557.2	2874.3	2982.6	2252.6	3815.0	741.6	3253.7	3282.0	3253.7	3282.0	3253.7	3282.0	3253.7	3282.0	3253.7	3282.0	
		検出率	36.1%	33.3%	34.9%	42.9%	26.7%	48.1%	9.5%	41.2%	0.0%	41.2%	0.0%	41.2%	0.0%	41.2%	0.0%	41.2%	0.0%	
3月13日	18時	人数	83	2	64	17	7	48	28	48	25	10	66	12	5	73	8	2		
		平均摂取量	2926.1	0.0	2902.3	2982.6	2268.2	3976.6	923.1	3238.7	3326.9	3238.7	3326.9	3238.7	3326.9	3238.7	3326.9	3238.7	3326.9	
		検出率	36.1%	0.0%	35.9%	42.9%	27.1%	50.0%	12.0%	40.9%	8.3%	40.9%	8.3%	40.9%	8.3%	40.9%	8.3%	40.9%	8.3%	
3月13日	21時	人数	83	2	64	17	7	48	28	48	25	10	66	12	5	71	10	2		
		平均摂取量	2926.1	0.0	2902.3	2982.6	2268.2	3976.6	923.1	3238.7	3315.0	3238.7	3315.0	3238.7	3315.0	3238.7	3315.0	3238.7	3315.0	
		検出率	36.1%	0.0%	35.9%	42.9%	27.1%	50.0%	12.0%	40.9%	8.3%	40.9%	8.3%	40.9%	8.3%	40.8%	10.0%	40.8%	10.0%	
3月14日	0時	人数	83	2	64	17	7	48	28	46	27	10	65	13	5	70	11	2		
		平均摂取量	2926.1	0.0	2902.3	2982.6	2268.2	3994.8	1118.2	3288.5	3362.3	3288.5	3362.3	3288.5	3362.3	3288.5	3362.3	3288.5	3362.3	
		検出率	36.1%	0.0%	35.9%	42.9%	27.1%	50.0%	14.8%	41.5%	7.7%	41.5%	7.7%	41.5%	7.7%	41.4%	9.1%	41.4%	9.1%	
3月14日	3時	人数	83	2	64	17	7	48	28	46	27	10	65	13	5	70	11	2		
		平均摂取量	2926.1	0.0	2902.3	2982.6	2268.2	3994.8	1118.2	3288.5	3362.3	3288.5	3362.3	3288.5	3362.3	3288.5	3362.3	3288.5	3362.3	
		検出率	36.1%	0.0%	35.9%	42.9%	27.1%	50.0%	14.8%	41.5%	7.7%	41.5%	7.7%	41.5%	7.7%	41.4%	9.1%	41.4%	9.1%	
3月14日	6時	人数	83	2	64	17	7	48	28	46	27	10	65	13	5	70	11	2		
		平均摂取量	2926.1	0.0	2902.3	2982.6	2268.2	3994.8	1118.2	3288.5	3362.3	3288.5	3362.3	3288.5	3362.3	3288.5	3362.3	3288.5	3362.3	
		検出率	36.1%	0.0%	35.9%	42.9%	27.1%	50.0%	14.8%	41.5%	7.7%	41.5%	7.7%	41.5%	7.7%	41.4%	9.1%	41.4%	9.1%	
3月14日	9時	人数	83	2	64	17	7	48	28	46	27	10	65	13	5	70	11	2		
		平均摂取量	2926.1	0.0	2902.3	2982.6	2268.2	3994.8	1118.2	3288.5	3362.3	3288.5	3362.3	3288.5	3362.3	3288.5	3362.3	3288.5	3362.3	
		検出率	36.1%	0.0%	35.9%	42.9%	27.1%	50.0%	14.8%	41.5%	7.7%	41.5%	7.7%	41.5%	7.7%	41.4%	9.1%	41.4%	9.1%	

8. 川俣町

原発からの距離で分けた近い側と遠い側のCs137摂取量比較

川俣町 adult	摂取量 分布	全体 人数		計数対象者				対象外 20kBq~	*	有意水準 5% 有意差あり								
		64	34	未検出	~5kBq	~10kBq	~20kBq				小計							
日時	原発からの距離	20km		30km		40km		50km		70km		100km						
		園内	園外	園内	園外	園内	園外	園内	園外	園内	園外	園内	園外					
3月12日	人数	0	64	0	62	2	31	7	26	48	1	15	62	0	2	63	0	1
0時	平均摂取量		2477.8		2436.1		3730.3	764.1 **	2590.1	0.0	2428.2		2457.2		2457.2		46.0%	
	検出率		46.9%		45.2%		61.9%	28.6%	45.8%	0.0%	45.2%		46.0%		46.0%			
3月12日	人数	0	64	0	62	2	31	7	26	48	1	15	62	0	2	63	0	1
3時	平均摂取量		2477.8		2436.1		3730.3	764.1 **	2590.1	0.0	2428.2		2457.2		2457.2		46.0%	
	検出率		46.9%		45.2%		61.9%	28.6%	45.8%	0.0%	45.2%		46.0%		46.0%			
3月12日	人数	0	64	0	62	2	31	7	26	48	1	15	62	0	2	63	0	1
6時	平均摂取量		2477.8		2436.1		3730.3	764.1 **	2590.1	0.0	2428.2		2457.2		2457.2		46.0%	
	検出率		46.9%		45.2%		61.9%	28.6%	45.8%	0.0%	45.2%		46.0%		46.0%			
3月12日	人数	0	64	0	62	2	27	7	30	47	1	16	62	0	2	63	0	1
9時	平均摂取量		2477.8		2436.1		3593.5	764.1 **	2645.2	0.0	2428.2		2457.2		2457.2		46.0%	
	検出率		46.9%		45.2%		59.3%	28.6%	46.8%	0.0%	45.2%		46.0%		46.0%			
3月12日	人数	0	64	0	62	2	27	7	30	46	1	17	62	0	2	63	0	1
12時	平均摂取量		2477.8		2436.1		3593.5	764.1 **	2486.0	0.0	2428.2		2457.2		2457.2		46.0%	
	検出率		46.9%		45.2%		59.3%	28.6%	45.7%	0.0%	45.2%		46.0%		46.0%			
3月12日	人数	0	64	0	63	1	24	8	32	46	0	17	62	0	2	63	0	1
15時	平均摂取量		2477.8		2454.2		3162.4	1652.9	2486.0	0.0	2428.2		2457.2		2457.2		46.0%	
	検出率		46.9%		46.0%		54.2%	37.5%	45.7%	0.0%	45.2%		46.0%		46.0%			
3月12日	人数	0	64	0	63	1	24	8	32	44	1	19	62	0	2	63	0	1
18時	平均摂取量		2477.8		2454.2		3162.4	1652.9	2297.8	0.0	2428.2		2457.2		2457.2		46.0%	
	検出率		46.9%		46.0%		54.2%	37.5%	43.2%	0.0%	45.2%		46.0%		46.0%			
3月12日	人数	0	64	0	63	1	21	10	33	43	1	20	62	0	2	63	0	1
21時	平均摂取量		2477.8		2454.2		3429.0	1322.3	2260.8	0.0	2428.2		2457.2		2457.2		46.0%	
	検出率		46.9%		46.0%		57.1%	30.0%	41.9%	0.0%	45.2%		46.0%		46.0%			
3月13日	人数	0	64	0	63	1	21	10	33	42	2	20	62	0	2	63	0	1
0時	平均摂取量		2477.8		2454.2		3429.0	1322.3	2314.7	0.0 **	2428.2		2457.2		2457.2		46.0%	
	検出率		46.9%		46.0%		57.1%	30.0%	42.9%	0.0%	45.2%		46.0%		46.0%			
3月13日	人数	0	64	0	63	1	21	10	33	42	2	20	62	0	2	63	0	1
3時	平均摂取量		2477.8		2454.2		3429.0	1322.3	2314.7	0.0 **	2428.2		2457.2		2457.2		46.0%	
	検出率		46.9%		46.0%		57.1%	30.0%	42.9%	0.0%	45.2%		46.0%		46.0%			
3月13日	人数	0	64	0	63	1	20	10	34	42	2	20	62	0	2	63	0	1
6時	平均摂取量		2477.8		2454.2		3402.0	1322.3	2314.7	0.0 **	2428.2		2457.2		2457.2		46.0%	
	検出率		46.9%		46.0%		55.0%	30.0%	42.9%	0.0%	45.2%		46.0%		46.0%			
3月13日	人数	0	64	0	63	1	19	10	35	42	2	20	62	0	2	63	0	1
9時	平均摂取量		2477.8		2454.2		3581.1	1322.3	2314.7	0.0 **	2428.2		2457.2		2457.2		46.0%	
	検出率		46.9%		46.0%		57.9%	30.0%	42.9%	0.0%	45.2%		46.0%		46.0%			
3月13日	人数	0	64	0	63	1	18	10	36	41	2	21	62	0	2	63	0	1
12時	平均摂取量		2477.8		2454.2		3537.5	1322.3	2371.1	0.0 **	2428.2		2457.2		2457.2		46.0%	
	検出率		46.9%		46.0%		55.6%	30.0%	43.9%	0.0%	45.2%		46.0%		46.0%			
3月13日	人数	0	64	0	63	1	18	10	36	41	2	21	62	0	2	63	0	1
15時	平均摂取量		2477.8		2454.2		3537.5	1322.3	2371.1	0.0 **	2428.2		2457.2		2457.2		46.0%	
	検出率		46.9%		46.0%		55.6%	30.0%	43.9%	0.0%	45.2%		46.0%		46.0%			
3月13日	人数	0	64	0	63	1	18	10	36	39	3	22	62	0	2	63	0	1
18時	平均摂取量		2477.8		2454.2		3537.5	1322.3	2344.1	0.0 **	2428.2		2457.2		2457.2		46.0%	
	検出率		46.9%		46.0%		55.6%	30.0%	43.6%	0.0%	45.2%		46.0%		46.0%			
3月13日	人数	0	64	0	63	1	18	10	36	39	3	22	62	0	2	63	0	1
21時	平均摂取量		2477.8		2454.2		3537.5	1322.3	2344.1	0.0 **	2428.2		2457.2		2457.2		46.0%	
	検出率		46.9%		46.0%		55.6%	30.0%	43.0%	0.0%	45.2%		46.0%		46.0%			
3月14日	人数	0	64	0	63	1	18	10	36	39	3	22	62	0	2	63	0	1
0時	平均摂取量		2477.8		2454.2		3537.5	1322.3	2344.1	0.0 **	2428.2		2457.2		2457.2		46.0%	
	検出率		46.9%		46.0%		55.6%	30.0%	43.6%	0.0%	45.2%		46.0%		46.0%			
3月14日	人数	0	64	0	63	1	18	10	36	39	3	22	62	0	2	63	0	1
3時	平均摂取量		2477.8		2454.2		3537.5	1322.3	2344.1	0.0 **	2428.2		2457.2		2457.2		46.0%	
	検出率		46.9%		46.0%		55.6%	30.0%	43.6%	0.0%	45.2%		46.0%		46.0%			
3月14日	人数	0	64	0	63	1	18	10	36	39	3	22	62	0	2	63	0	1
6時	平均摂取量		2477.8		2454.2		3537.5	1322.3	2344.1	0.0 **	2428.2		2457.2		2457.2		46.0%	
	検出率		46.9%		46.0%		55.6%	30.0%	43.6%	0.0%	45.2%		46.0%		46.0%			
3月14日	人数	0	64	0	63	1	17	10	37	39	3	22	62	0	2	63	0	1
9時	平均摂取量		2477.8		2454.2		3745.6	1322.3	2344.1	0.0 **	2428.2		2457.2		2457.2		46.0%	
	検出率		46.9%		46.0%		58.8%	30.0%	43.6%	0.0%	45.2%		46.0%		46.0%			
3月14日	人数	0	64	0	63	1	15	11	38	38	3	23	62	0	2	63	0	1
12時	平均摂取量		2477.8		2454.2		3180.0	2329.6	2330.6	0.0 **	2428.2		2457.2		2457.2		46.0%	
	検出率		46.9%		46.0%		53.3%	36.4%	42.1%	0.0%	45.2%		46.0%		46.0%			
3月14日	人数	0	64	0	63	1	13	12	39	35	4	25	62	0	2	63	0	1
15時	平均摂取量		2477.8		2454.2		2936.7	2135.5	1801.9	3100.8		2428.2		2457.2		2457.2		46.0%
	検出率		46.9%		46.0%		53.8%	33.3%	37.1%	25.0%	45.2%		46.0%		46.0%			
3月14日	人数	0	64	0	63	1	13	12	39	34	4	26	62	0	2	63	0	1
18時	平均摂取量		2477.8		2454.2		2936.7	2135.5	1854.9	3100.8		2428.2		2457.2		2457.2		46.0%
	検出率		46.9%		46.0%		53.8%	33.3%	38.2%	25.0%	45.2%		46.0%		46.0%			
3月14日	人数	0	64	0	63	1	13	12	39	34	4	26	62	0	2	63	0	1
21時	平均摂取量		2477.8		2454.2		2936.7	2135.5	1854.9	3100.8		2428.2		2457.2		2457.2		46.0%
	検出率		46.9%		46.0%		53.8%	33.3%	38.2%	25.0%	45.2%		46.0%		46.0%			
3月15日	人数	0	64	0	63	1	12	12	40	33	4	27	62	0	2	63	0	1
0時	平均摂取量		2477.8		2454.2		2791.2	2135.5	1769.2	3100.8		2428.2		2457.2		2457.2		46.0%
	検出率		46.9%															

9. 川内村

原発からの距離で分けた近い側と遠い側のCs137摂取量比較

川内村 adult	摂取量 分布	全体 人数		計数対象者					対象外 20kBq~		* 有意水準 5%で有意差あり ** 有意水準 1%で有意差あり								
		31	28	0	3	0	31	0	31	0									
												未検出	~5kBq	~10kBq	~20kBq	小計			
日時	原発からの距離	20km			30km			40km			50km			70km			100km		
		園内	園外	除外者	園内	園外	除外者	園内	園外	除外者	園内	園外	除外者	園内	園外	除外者	園内	園外	除外者
3月12日	0時	人数 0	29	2	28	0	3	28	0	3	30	0	1	31	0	0	31	0	0
	平均摂取量		585.1		404.0		404.0		404.0		377.0		547.3		547.3		547.3		547.3
	検出率		10.3%		7.1%		7.1%		7.1%		6.7%		9.7%		9.7%		9.7%		9.7%
3月12日	3時	人数 0	29	2	28	0	3	28	0	3	30	0	1	31	0	0	31	0	0
	平均摂取量		585.1		404.0		404.0		404.0		377.0		547.3		547.3		547.3		547.3
	検出率		10.3%		7.1%		7.1%		7.1%		6.7%		9.7%		9.7%		9.7%		9.7%
3月12日	6時	人数 0	29	2	28	0	3	28	0	3	30	0	1	31	0	0	31	0	0
	平均摂取量		585.1		404.0		404.0		404.0		377.0		547.3		547.3		547.3		547.3
	検出率		10.3%		7.1%		7.1%		7.1%		6.7%		9.7%		9.7%		9.7%		9.7%
3月12日	9時	人数 0	29	2	27	0	4	27	0	4	30	0	1	31	0	0	31	0	0
	平均摂取量		585.1		418.9		418.9		418.9		377.0		547.3		547.3		547.3		547.3
	検出率		10.3%		7.4%		7.4%		7.4%		6.7%		9.7%		9.7%		9.7%		9.7%
3月12日	12時	人数 0	29	2	26	0	5	27	0	4	29	0	2	31	0	0	31	0	0
	平均摂取量		585.1		435.0		418.9		418.9		390.0		547.3		547.3		547.3		547.3
	検出率		10.3%		7.7%		7.4%		7.4%		6.9%		9.7%		9.7%		9.7%		9.7%
3月12日	15時	人数 0	30	1	25	1	5	26	1	4	29	0	2	31	0	0	31	0	0
	平均摂取量		565.6		452.4		435.0		435.0		390.0		547.3		547.3		547.3		547.3
	検出率		10.0%		8.0%		7.7%		7.7%		6.9%		9.7%		9.7%		9.7%		9.7%
3月12日	18時	人数 0	30	1	20	4	7	24	2	5	29	0	2	31	0	0	31	0	0
	平均摂取量		565.6		565.6		471.3		471.3		390.0		547.3		547.3		547.3		547.3
	検出率		10.0%		10.0%		8.3%		8.3%		6.9%		9.7%		9.7%		9.7%		9.7%
3月12日	21時	人数 0	31	16	8	7	21	5	5	26	2	3	31	0	0	31	0	0	
	平均摂取量		547.3		706.9		538.6		435.0		435.0		547.3		547.3		547.3		547.3
	検出率		9.7%		12.5%		9.5%		7.7%		7.7%		9.7%		9.7%		9.7%		9.7%
3月13日	0時	人数 0	31	15	8	8	18	6	7	23	3	5	31	0	0	31	0	0	
	平均摂取量		547.3		754.1		628.4		628.4		491.8		547.3		547.3		547.3		547.3
	検出率		9.7%		13.3%		11.1%		11.1%		8.7%		9.7%		9.7%		9.7%		9.7%
3月13日	3時	人数 0	31	15	8	8	18	6	7	23	3	5	31	0	0	31	0	0	
	平均摂取量		547.3		754.1		628.4		628.4		491.8		547.3		547.3		547.3		547.3
	検出率		9.7%		13.3%		11.1%		11.1%		8.7%		9.7%		9.7%		9.7%		9.7%
3月13日	6時	人数 0	31	15	8	8	18	6	7	23	3	5	31	0	0	31	0	0	
	平均摂取量		547.3		754.1		628.4		628.4		491.8		547.3		547.3		547.3		547.3
	検出率		9.7%		13.3%		11.1%		11.1%		8.7%		9.7%		9.7%		9.7%		9.7%
3月13日	9時	人数 0	31	14	9	8	17	7	7	23	3	5	31	0	0	31	0	0	
	平均摂取量		547.3		807.9		665.4		665.4		491.8		547.3		547.3		547.3		547.3
	検出率		9.7%		14.3%		11.8%		11.8%		8.7%		9.7%		9.7%		9.7%		9.7%
3月13日	12時	人数 0	31	14	9	8	17	7	7	22	4	5	31	0	0	31	0	0	
	平均摂取量		547.3		807.9		665.4		665.4		514.1		547.3		547.3		547.3		547.3
	検出率		9.7%		14.3%		11.8%		11.8%		9.1%		9.7%		9.7%		9.7%		9.7%
3月13日	15時	人数 0	31	13	9	9	17	7	7	22	4	5	31	0	0	31	0	0	
	平均摂取量		547.3		870.1		665.4		665.4		514.1		547.3		547.3		547.3		547.3
	検出率		9.7%		15.4%		11.8%		11.8%		9.1%		9.7%		9.7%		9.7%		9.7%
3月13日	18時	人数 0	31	13	9	9	16	7	8	21	4	6	31	0	0	31	0	0	
	平均摂取量		547.3		870.1		706.9		538.6		538.6		547.3		547.3		547.3		547.3
	検出率		9.7%		15.4%		12.5%		9.5%		10.0%		9.7%		9.7%		9.7%		9.7%
3月13日	21時	人数 0	31	13	9	9	16	7	8	21	4	6	31	0	0	31	0	0	
	平均摂取量		547.3		870.1		706.9		538.6		538.6		547.3		547.3		547.3		547.3
	検出率		9.7%		15.4%		12.5%		9.5%		10.0%		9.7%		9.7%		9.7%		9.7%
3月14日	0時	人数 0	31	12	10	9	16	7	8	21	4	6	31	0	0	31	0	0	
	平均摂取量		547.3		942.6		706.9		538.6		538.6		547.3		547.3		547.3		547.3
	検出率		9.7%		16.7%		12.5%		9.5%		10.0%		9.7%		9.7%		9.7%		9.7%
3月14日	3時	人数 0	31	12	10	9	15	8	8	21	4	6	31	0	0	31	0	0	
	平均摂取量		547.3		942.6		754.1		538.6		538.6		547.3		547.3		547.3		547.3
	検出率		9.7%		16.7%		13.3%		9.5%		10.0%		9.7%		9.7%		9.7%		9.7%
3月14日	6時	人数 0	31	12	10	9	15	8	8	20	5	6	31	0	0	31	0	0	
	平均摂取量		547.3		942.6		754.1		565.6		565.6		547.3		547.3		547.3		547.3
	検出率		9.7%		16.7%		13.3%		10.0%		10.0%		9.7%		9.7%		9.7%		9.7%
3月14日	9時	人数 0	31	12	11	8	15	8	8	20	5	6	31	0	0	31	0	0	
	平均摂取量		547.3		942.6		754.1		565.6		565.6		547.3		547.3		547.3		547.3
	検出率		9.7%		16.7%		13.3%		10.0%		10.0%		9.7%		9.7%		9.7%		9.7%
3月14日	12時	人数 0	31	12	12	7	15	10	6	19	6	6	30	1	1	31	0	0	
	平均摂取量		547.3		942.6		754.1		595.3		595.3		565.6		547.3		547.3		547.3
	検出率		9.7%		16.7%		13.3%		10.5%		10.5%		10.0%		10.0%		9.7%		9.7%
3月14日	15時	人数 0	31	12	12	7	15	10	6	19	6	6	30	1	1	31	0	0	
	平均摂取量		547.3		942.6		754.1		595.3		595.3		565.6		547.3		547.3		547.3
	検出率		9.7%		16.7%		13.3%		10.5%		10.5%		10.0%		10.0%		9.7%		9.7%
3月14日	18時	人数 0	31	12	14	5	14	11	6	18	8	5	30	1	1	31	0	0	
	平均摂取量		547.3		942.6		807.9		628.4		628.4		565.6		547.3		547.3		547.3
	検出率		9.7%		16.7%		14.3%		11.1%		11.1%		10.0%		10.0%		9.7%		9.7%
3月14日	21時	人数 0	31	11	15	5	14	11	6	18	8	5	28	3	2	29	2	2	
	平均摂取量		547.3		1028.3		807.9		628.4		628.4		605.9		585.1		585.1		585.1
	検出率		9.7%		18.2%		14.3%		11.1%		11.1%		10.7%		10.3%		10.3%		10.3%
3月15日	0時	人数 0	31	10	17	4	12	14	5	17	9	5	28	3	28	3	28	3	
	平均摂取量		547.3		1131.1		942.6		665.4		665.4		605.9		605.9		605.9		605.9
	検出率		9.7%		20.0%														

10. 葛尾村

原発からの距離で分けた近い側と遠い側のCs137摂取量比較

葛尾村 adult	摂取量 分布	全体 人数		計数対象者				対象外 20kBq~		* 有意水準 5%で有意差あり ** 有意水準 1%で有意差あり												
		19	17	未検出	~5kBq	~10kBq	~20kBq	小計	19		0											
		1	1	0	19	0	19	0	19		0											
日時	原発からの距離	20km			30km			40km			50km			70km			100km					
		園内	園外	除外者	園内	園外	除外者	園内	園外	除外者	園内	園外	除外者	園内	園外	除外者	園内	園外	除外者	園内	園外	除外者
3月12日	0時	0	19	0	12	5	2	19	0	0	19	0	0	19	0	0	19	0	0	19	0	0
	平均摂取量	474.5	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0
	検出率	10.5%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%
3月12日	3時	0	19	0	12	5	2	19	0	0	19	0	0	19	0	0	19	0	0	19	0	0
	平均摂取量	474.5	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0
	検出率	10.5%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%
3月12日	6時	0	19	0	12	5	2	19	0	0	19	0	0	19	0	0	19	0	0	19	0	0
	平均摂取量	474.5	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0
	検出率	10.5%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%
3月12日	9時	0	19	0	12	5	2	18	0	1	19	0	1	19	0	1	19	0	1	19	0	1
	平均摂取量	474.5	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0	500.9	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0
	検出率	10.5%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%	11.1%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%
3月12日	12時	0	19	0	12	5	2	18	0	1	19	0	1	19	0	1	19	0	1	19	0	1
	平均摂取量	474.5	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0	500.9	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0
	検出率	10.5%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%	11.1%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%
3月12日	15時	0	19	0	12	5	2	18	0	1	19	0	1	19	0	1	19	0	1	19	0	1
	平均摂取量	474.5	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0	500.9	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0	474.5	751.3	0.0
	検出率	10.5%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%	11.1%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%	10.5%	16.7%	0.0%
3月12日	18時	0	19	0	11	6	2	17	0	2	19	0	2	19	0	2	19	0	2	19	0	2
	平均摂取量	474.5	819.6	0.0	474.5	819.6	0.0	530.4	819.6	0.0	474.5	819.6	0.0	474.5	819.6	0.0	474.5	819.6	0.0	474.5	819.6	0.0
	検出率	10.5%	18.2%	0.0%	10.5%	18.2%	0.0%	11.8%	18.2%	0.0%	10.5%	18.2%	0.0%	10.5%	18.2%	0.0%	10.5%	18.2%	0.0%	10.5%	18.2%	0.0%
3月12日	21時	0	19	0	9	9	1	15	1	3	16	1	2	18	1	2	18	1	2	18	1	2
	平均摂取量	474.5	1001.8	0.0	474.5	1001.8	0.0	601.1	1001.8	0.0	563.5	1001.8	0.0	500.9	1001.8	0.0	474.5	1001.8	0.0	474.5	1001.8	0.0
	検出率	10.5%	22.2%	0.0%	10.5%	22.2%	0.0%	13.3%	22.2%	0.0%	12.5%	22.2%	0.0%	11.1%	22.2%	0.0%	11.1%	22.2%	0.0%	11.1%	22.2%	0.0%
3月13日	0時	0	19	0	9	9	1	15	1	3	16	1	2	18	1	2	18	1	2	18	1	2
	平均摂取量	474.5	1001.8	0.0	474.5	1001.8	0.0	601.1	1001.8	0.0	563.5	1001.8	0.0	500.9	1001.8	0.0	474.5	1001.8	0.0	474.5	1001.8	0.0
	検出率	10.5%	22.2%	0.0%	10.5%	22.2%	0.0%	13.3%	22.2%	0.0%	12.5%	22.2%	0.0%	11.1%	22.2%	0.0%	11.1%	22.2%	0.0%	11.1%	22.2%	0.0%
3月13日	3時	0	19	0	9	9	1	15	1	3	16	1	2	18	1	2	18	1	2	18	1	2
	平均摂取量	474.5	1001.8	0.0	474.5	1001.8	0.0	601.1	1001.8	0.0	563.5	1001.8	0.0	500.9	1001.8	0.0	474.5	1001.8	0.0	474.5	1001.8	0.0
	検出率	10.5%	22.2%	0.0%	10.5%	22.2%	0.0%	13.3%	22.2%	0.0%	12.5%	22.2%	0.0%	11.1%	22.2%	0.0%	11.1%	22.2%	0.0%	11.1%	22.2%	0.0%
3月13日	6時	0	19	0	9	9	1	15	1	3	16	1	2	18	1	2	18	1	2	18	1	2
	平均摂取量	474.5	1001.8	0.0	474.5	1001.8	0.0	601.1	1001.8	0.0	563.5	1001.8	0.0	500.9	1001.8	0.0	474.5	1001.8	0.0	474.5	1001.8	0.0
	検出率	10.5%	22.2%	0.0%	10.5%	22.2%	0.0%	13.3%	22.2%	0.0%	12.5%	22.2%	0.0%	11.1%	22.2%	0.0%	11.1%	22.2%	0.0%	11.1%	22.2%	0.0%
3月13日	9時	0	19	0	8	10	1	14	2	3	16	1	2	18	1	2	18	1	2	18	1	2
	平均摂取量	474.5	1127.0	0.0	474.5	1127.0	0.0	644.0	1127.0	0.0	563.5	1127.0	0.0	500.9	1127.0	0.0	474.5	1127.0	0.0	474.5	1127.0	0.0
	検出率	10.5%	25.0%	0.0%	10.5%	25.0%	0.0%	14.3%	25.0%	0.0%	12.5%	25.0%	0.0%	11.1%	25.0%	0.0%	11.1%	25.0%	0.0%	11.1%	25.0%	0.0%
3月13日	12時	0	19	0	8	10	1	14	2	3	15	2	2	17	1	1	18	1	1	18	1	1
	平均摂取量	474.5	1127.0	0.0	474.5	1127.0	0.0	644.0	1127.0	0.0	601.1	1127.0	0.0	530.4	1127.0	0.0	500.9	1127.0	0.0	474.5	1127.0	0.0
	検出率	10.5%	25.0%	0.0%	10.5%	25.0%	0.0%	14.3%	25.0%	0.0%	13.3%	25.0%	0.0%	11.8%	25.0%	0.0%	11.1%	25.0%	0.0%	11.1%	25.0%	0.0%
3月13日	15時	0	19	0	7	10	2	13	2	4	14	2	3	17	1	1	17	1	1	17	1	1
	平均摂取量	474.5	1288.0	0.0	474.5	1288.0	0.0	693.5	1288.0	0.0	644.0	1288.0	0.0	530.4	1288.0	0.0	530.4	1288.0	0.0	530.4	1288.0	0.0
	検出率	10.5%	28.6%	0.0%	10.5%	28.6%	0.0%	15.4%	28.6%	0.0%	14.3%	28.6%	0.0%	11.8%	28.6%	0.0%	11.8%	28.6%	0.0%	11.8%	28.6%	0.0%
3月13日	18時	0	19	0	7	10	2	13	2	4	14	2	3	17	1	1	17	1	1	17	1	1
	平均摂取量	474.5	1288.0	0.0	474.5	1288.0	0.0	693.5	1288.0	0.0	644.0	1288.0	0.0	530.4	1288.0	0.0	530.4	1288.0	0.0	530.4	1288.0	0.0
	検出率	10.5%	28.6%	0.0%	10.5%	28.6%	0.0%	15.4%	28.6%	0.0%	14.3%	28.6%	0.0%	11.8%	28.6%	0.0%	11.8%	28.6%	0.0%	11.8%	28.6%	0.0%
3月13日	21時	0	19	0	7	10	2	13	2	4	14	2	3	17	1	1	17	1	1	17	1	1
	平均摂取量	474.5	1288.0	0.0	474.5	1288.0	0.0	693.5	1288.0	0.0	644.0	1288.0	0.0	530.4	1288.0	0.0	530.4	1288.0	0.0	530.4	1288.0	0.0
	検出率	10.5%	28.6%	0.0%	10.5%	28.6%	0.0%	15.4%	28.6%	0.0%	14.3%	28.6%	0.0%	11.8%	28.6%	0.0%	11.8%	28.6%	0.0%	11.8%	28.6%	0.0%
3月14日	0時	0	19	0	7	10	2	13	2	4	14	2	3	17	1	1	17	1	1	17	1	1
	平均摂取量	474.5	1288.0	0.0	474.5	1288.0	0.0	693.5	1288.0	0.0	644.0	1288.0	0.0	530.4	1288.0	0.0	530.4	1288.0	0.0	530.4	1288.0	0.0
	検出率	10.5%	28.6%	0.0%	10.5%	28.6%	0.0%	15.4%	28.6%	0.0%	14.3%	28.6%	0.0%	11.8%	28.6%	0.0%	11.8%	28.6%	0.0%	11.8%	28.6%	0.0%
3月14日	3時	0	19	0	7	10	2	13	2	4	14	2	3	17	1	1	17	1	1	17	1	1
	平均摂取量	474.5	1288.0	0.0	474.5	1288.0	0.0	693.5	1288.0	0.0	644.0	1288.0	0.0	530.4	1288.0	0.0	530.4	1288.0	0.0	530.4	1288.0	0.0
	検出率	10.5%	28.6%	0.0%	10.5%	28.6%	0.0%	15.4%	28.6%	0.0%	14.3%	28.6%	0.0%	11.8%	28.6%	0.0%	11.8%	28.6%	0.0%	11.8%	28.6%	0.0%
3月14日	6時	0	19	0</																		

1-5 大気拡散シミュレーションによる時間空間放射能データベースを

用いた避難行動パターン毎の初期線量評価

主任研究者：鈴木 元（国際医療福祉大学クリニック 院長、
国際医療福祉大学健康管理センター 教授）

研究要旨

研究の目的は、第 1 に、避難地区 7 市町村および周辺 6 市町村の 19 歳以下の無作為抽出された住民の行動調査票と WSPEEDI_2019DB の地上 1m の放射性核種濃度の時間空間データベースを組み合わせ、福島第一原子力発電所事故後の吸入被ばく線量を評価すること、第 2 に、WSPEEDI によりシミュレーションされた水源への ^{131}I 沈着と実測値を用いたワン・コンパートメント・モデルにより汚染水道水からの内部被ばくによる経口被ばく線量を評価することである。先行して大熊町、富岡町、双葉町、楡葉町、浪江町、南相馬市、飯館村の解析を終了し、論文発表した。我々の開発した甲状腺等価線量評価法は、文部科学省が 2011 年 3 月末に実施した小児甲状腺簡易測定の際に測定された南相馬市および飯館村の小児の甲状腺等価線量分布、および弘前大学の床次らが実施した南相馬市からの成人避難者の NaI スペクトロメータ測定に基づく甲状腺等価線量分布と極めて整合性高く甲状腺等価線量を推計することができることを実証した。また、アンケート調査で得られた日本人の年齢階層別水道水摂取量(pTWD)を用い、WSPEEDI_2019DB を使ったワン・コンパートメント・モデルで、避難市町村の水道水からの甲状腺等価線量を再評価し報告した。

引き続き、いわき市から 1000 サンプル、田村市、伊達市、相馬市から各々 300 サンプル、川俣町、広野町、新地町、川内村、葛尾村から各々 100 サンプルの行動調査票を入手し、解析を開始した。

本研究で得られた方法論は、福島県民健康調査・甲状腺検査により発見された甲状腺がん（がん疑い症例）と放射線との関係性の解析に貢献する。

キーワード

大気拡散シミュレーション	甲状腺等価線量	行動調査票
吸入被ばく	経口被ばく	避難地区等 16 市町村

研究協力者

永井 晴康 （日本原子力研究開発機構）
大葉 隆 （福島県立医大、放射線災害医療センター）
石川 徹夫 （福島県立医大、医、放射線物理化学講座）
長谷川 有史 （福島県立医大、医、放射線災害医療講座）

I. 研究目的

研究の背景・目的： 東京電力福島第一原子力発電事故（以降、福島第一原発事故）に伴う健康影響を正しく評価するためには、住民の内部被ばく線量とりわけ小児の甲状腺等価線量(TED)の評価が重要である。事故後の甲状腺内の¹³¹I-放射活性を直接計測した人数は1200人あまりと少なく、福島県民のTED分布の全体像は不明である。本研究は、大気拡散シミュレーションと住民の避難行動パターンから自治体毎のTEDの分布を推計することを目的とする。

環境行政への貢献： 本研究成果は、国連科学委員会（UNSCEAR）が予定している2021年福島報告書の執筆作業に有用な情報を提供すると同時に、福島県県民健康調査・甲状腺検査により多数発見されている小児・思春期・若年成人の甲状腺がん症例の疫学解析に資するものである。

令和2年度以降の目標： 平成31年度は、避難地区7市町村の19歳以下の住民の行動調査票を無作為抽出し、2019年3月に永井らにより提供された大気拡散シミュレーションによる時間空間放射能分布データベース（WSPEEDI_2019DB）を使い、線量評価した。具体的には、1歳児の¹³¹IによるTEDおよびその他の短半減期核種（¹³²I/¹³²Te, ¹³³I）を含めたTEDを評価し、甲状腺実測値と比較検討した欧文論文を発表した[1]。令和2年度は、いわき市、田村市、伊達市、相馬市、広野町、新地町、川内村、葛尾村の19歳以下の住民票を無作為抽出し、同様にTEDを推計する。また、体表面汚染検査を受けた住民の行動調査票を解析し、3月12日のプルーム曝露の時間帯や屋内退避の効果に関する解析を行う。令和2年度末にはソースタームの改訂と気象場の精緻化に伴い、WSPEEDIデータベースが改訂される予定である。令和3年度は、平成31年度、令和2年度の研究で抽出された代表的な避難行動パターンをつかって線量計算し、WSPEEDI_2019DBから改訂データベースに変更した場合の線量を比較検討する。

II. 研究方法

II-1. 大気拡散シミュレーションに基づく放射性核種濃度の情報取得

先行調査により共同研究者の永井等のグループにより世界版緊急時環境線量情報予測システム（WSPEEDI）の精緻化が達成された[2]。具体的には、大気拡散シミュレーションに使う計算プログラムを最新化し、ソースタームを改訂し、浮遊粒子状物質（SPM）モニタリングステーションでの¹³⁷Csの経時的濃度変化や土壌沈着核種濃度等の実測値を用いてパラメータの最適化を実施した。大気拡散シミュレーションで使う気象場データに関しても、アンサンブル計算手法を用いて最適化を図った。福島第一原発から定常的に粒子状ヨウ素50%、蒸気状の元素ヨウ素20%、メチル化ヨウ素30%で放出されたと仮定しているが、ガス状ヨウ素が多いとされる特定のプルームに関しては、その比率を変更し、観測値に近づけている。その成果はWSPEEDI_2019DBとして公開された。避難地区等13市町村に関しては、量子科学技術研究開発機構放射線医学総合研究所（以下、放医研）の栗原博士より供与されたPythonプログラムを用いて、NetCDFプロトコールで書かれたWSPEEDI_2019DBデータベースから152カ所のランドマークの地上1mの¹³¹I（粒子状、元素ヨウ素、メチル化ヨウ素）濃度を抽出し、吸入被ばくの推計に使用した。令和元年度には、Pythonプログラムを独自に開発し、個々の行動調査票を一時間ステップの行動調査票に書き換えるプログラム、個々の行動調査票の緯度経度情報を使ってWSPEEDI_2019DBから経時的滞在地の地上1mの¹³¹I（粒子状、元素ヨウ素、メチル化ヨウ素）濃度を抽出するプログラムを完

成させ、作業の効率化をはかった。

II-2. 行動調査票の解析

先行調査で入手していた避難地区7市町村（南相馬市、浪江町、双葉町、大熊町、富岡町、楢葉町、飯舘村）の19歳以下の住民の行動調査票を解析した。平行していわき市1000名、田村市300名、伊達市300名、相馬市300名、広野町100名、新地町100名、川内村100名、葛尾村100名の19歳以下の行動調査票を無作為抽出し解析を開始した。小数点3位に丸めた緯度経度情報により行動調査票から6時間ステップ（0時-6時、6時-12時、12時-18時、18時-24時）での避難途上の居場所を特定した。6時間ステップの中で最も長くいた場所で吸入被ばく量を計算した。6時間ステップにしたのは、WSPEEDIによるプルーム到達時間に場所により2~3時間の時間的なずれがあることと、行動調査票自体に時間的な不確かさがあるからである。集団として解析する場合は、同じ市町村の住民であっても移動のタイミングの報告にランダムなバラツキがあると考えられるので、6時間ステップによる解析は線量評価の上で大きな偏りの原因とはならない。

次項で述べる方法で個々の避難シナリオに基づき¹³¹I吸入被ばく量（Bq）を推計したあと、吸入被ばく量を指標にJMP14.2.0（SAS Institute Inc.）を用いてWard法によりクラスタリング解析を行った。そして、市町村毎に4~5の主要な避難シナリオを抽出した。

II-3. 吸入被ばくによる¹³¹I-甲状腺等価線量（TED）の計算

市町村毎に抽出した行動調査票は、全ての年齢階層の避難行動パターンを反映すると仮定して解析している。吸入被ばくによるTEDは、式（1）により計算した。

$$E_{\text{Thyroid (inhal)}} = \sum_i \frac{56 V}{4} \times (C_{i-p} \times e_{\text{inhal-Thy-p}} + C_{i-el} \times e_{\text{inhal-Thy-el}} + C_{i-met} \times e_{\text{inhal-Thy-met}}) \times FC \times DF_{\text{shelter}}, \quad (1)$$

詳細版行動調査票は2011年3月11日から3月25日までの記載となっている。WSPEEDIによる線量計算は3月12日から始まるので、線量計算は3月12日から3月25日までの56の6時間ステップに関して行われた。上記の式でVは年齢別一日換気量(m³)、C_{i-p}、C_{i-el}、C_{i-met}は、各々粒子状¹³¹I、蒸気状元素¹³¹I、メチル化¹³¹Iの“i”番目の6時間ステップの平均ヨウ素濃度(Bq/m³)、e_{inhal-Thy-p}、e_{inhal-Thy-el}、e_{inhal-Thy-met}は、各々ICRP71の粒子状¹³¹I、蒸気状元素¹³¹I、メチル化¹³¹Iの年齢別甲状腺等価線量換算係数である(表II-1)。FCは年齢別甲状腺等価線量換算係数の修正項であり、楠原らの先行研究から日本人のヨウ素甲状腺取り込み率はICRPの甲状腺モデルの30%より低い18.6% (SD 6.0%)である一方、甲状腺体積はICRPリファレンスマンと変わらないという知見から本研究ではFCの平均値として0.62 (=18.6%/30%)を使っている。DF_{shelter}は、屋内退避による防護係数であり、家屋の構造、築年、風速などで変化する。日本原子力研究開発機構(JAEA)の広内らは、東北地方の家屋の実態調査を行い、様々な条件下で家屋の換気を実測し報告した[3, 4]。それによると木造かコンクリート建築かの違いよりは、建築時の建築コード(1880年以前のコード、1980年改定、1992年再改定)の違いが大きいことがわかった。そこ

で、2008年の国勢調査の福島県の建造物の建築年割合を用いて、風速 2.5m/s 時の建造年加重平均値として $DF_{shelter}=0.5$ を使い評価した (表 II-2)。なお、 FC と $DF_{shelter}$ の合成した不確実性の確率密度分布を、前者は 18.6/30 (SD 6.0/30) の正規分布、後者は最小 0.1、最大 0.95、ピーク 0.5 の三角分布としてモンテカルロシミュレーションを 10 万回行い、95% 不確実性幅を求めた。

II-4. ^{131}I , ^{132}I / ^{132}Te , ^{133}I 吸入による甲状腺等価線量 (TED)

福島第一原発事故初期とりわけ 3 月 12 日、15 日-16 日のプルームは短半減期核種による甲状腺被ばくが無視できない。3 月 12 日のプルームに関しては、環境中の ^{131}I 、 ^{132}Te 、 ^{137}Cs の測定件数が少なく、不確実性が高い。このため、本研究では 3 月 12 日の水素爆発後に避難してきた住民の衣服を使い実施した核種分析結果を基に[5]、短半減期核種の寄与率 SF を求め、式 (2) により短半減期核種を含めた甲状腺等価線量を計算した。

$$E_{\text{Thyroid (inhalation) with short}} = E_{\text{Thyroid (inhal)}} \times SF, \quad (2)$$

1 歳児、10 歳時、成人では、3 月 12 日のプルームに関しては、各々 $SF = 1.59$ 、 1.45 、 1.44 、3 月 15-16 日のプルームでは各々 $SF = 1.08$ 、 1.07 、 1.06 である。

II-5. ^{131}I 汚染水道水による経口摂取による甲状腺等価線量 (TED)

平川等の先行研究により[6]、福島県に関しては、市場に流通していた食品からの経口被ばくによる甲状腺等価線量は無視できると判断された。一方、水道水からの経口被ばくはあったと評価されたため、私たちは先行調査において $WSPEEDI$ によるシミュレーションで水源への ^{131}I 沈着量の経時変化から水道水への ^{131}I 以降を推計するワン・コンパートメント・モデルを構築し、線量評価してきた[7]。ワン・コンパートメント・モデルの ^{131}I 移行・減衰のパラメータは、水道水の ^{131}I 汚染濃度実測値がある市町村では、その値を使い最適化された。実測値のない市町村では、実測値のある市町村の平均値を使うことにより不確実性を減じ評価してきた。

今回、 $WSPEEDI$ のデータベースが更新されたので、その影響を評価するとともに、日本人の年齢階層別の水道水の摂取量に関する最新知見を取り入れ、再評価した。成人、10 歳時に関しては、既に大野等が水道水の摂取量を報告している[8]。今回、5 歳児、1 歳児に関して新たにアンケート調査を実施し、水道水の摂取量を求めた。

飯舘村は、水道水汚染レベルが高いため、吸入被ばくより経口被ばくによる甲状腺線量が高い傾向にある。このため、飯舘村の小児を対象に実施された甲状腺実測値から評価された TED と比較する場合、吸入被ばくのみで比較すると問題が生ずる。そこで、飯舘村の 3 浄水場と井戸水、その利用割合を反映した吸入被ばくと経口被ばくの TED 推計を個々の行動調査票を基に行った。飯舘村全体では水道普及率は 62% で、38% の世帯は井戸水を利用している。飯舘村の主要な簡易水道は、滝下浄水場、花塚浄水場、田尻浄水場から供給を受けており、それぞれ異なる水源を利用しており、汚染レベルも異なる。また簡易水道の供給地域での普及率は 70% である。飯舘村の水道水からの甲状腺等価線量は式 (3) を使って計算した。

$$E_{\text{Thyroid(ingestion)}} = \sum_j^{14} V_{\text{tap}} \times C_{\text{tap}} \times e_{\text{ing/thy}} \times FC \times Sf \times \frac{X_j}{3}, \quad (3)$$

"j"は、3月12日(第1日)から25日(第14日)まで日を意味し、朝食、昼食、夕食の摂取場所で水道水からの線量を評価した。 V_{tap} は、年齢階層別の調理水を含む水道水の摂取量で、1歳児、5歳児、10歳児・成人の平均値は、それぞれ0.76L/日、1.03L/日、1.65L/日である。 C_{tap} は当該水道水の ^{131}I 濃度(Bq/L)、 $e_{\text{ing/thy}}$ はICRP 67の経口摂取の甲状腺等価線量換算係数(表II-3)、 FC は(1)式と共通の甲状腺等価線量換算係数の修正項、 Sf は簡易水道普及率の修正項である。 Sf の確率密度分布は、 ${}_{100}C_{70}$ の二項分布に従うと仮定してモンテカルロシミュレーションを行った。 X_j は、当該日の摂取水道水を概算する係数で、朝食、昼食、夕食すべてその地で食べた場合は3、朝食後に別の場所に移動した場合は1、昼食後に移動の場合は2とした。

(倫理面への配慮)

本研究は、先行する5年間の包括研究を継続するものであり、先行研究計画書は国際医療福祉大学(13-B-79、13-B-185)および福島県立医大(一般29100)の倫理委員会に審査され、承認を受けてから研究を実施してきた。研究計画書「大気拡散シミュレーションによる時間空間放射能データベースを用いた避難行動パターン毎の初期線量評価」は、国際医療福祉大学の研究倫理委員会から平成31年3月28日付けで承認され(13-B-339)、また、福島県立医大の倫理委員会から承認され(No.29100-003)、弘前大学のデータを追加解析するに当たり弘前大学の倫理委員会からも承認を受けた(整理番号2019-039)。

III. 研究結果

III-1. Pythonプログラム開発

精緻化された大気拡散シミュレーションの一種であるWSPEEDIの詳細に関しては、寺田等の論文を参照されたい[2]。NetCDFプロトコールに従い作られているWSPEEDI_2019DBは膨大で、なおかつ放射線疫学を専門とする私たちには扱いにくい。本研究では、Python言語で書かれたプログラムにより、WSPEEDI_2019DBから行動調査票の緯度経度情報をキーに必要な情報を抽出するプログラムを作成した。避難地区等13市町村に関しては、放医研の栗原博士から供与されたプログラムを使ったが、代表的なランドマークの情報を抽出するには適していたが、個々人の行動調査票に記載されている緯度経度情報全てに対応することは困難であった。そこで、令和元年度には、①福島県から入手した市町村別行動調査票ファイルを個々人の行動調査票(3月11日から3月25日)に分割するプログラム(route_divider_ver1.01.py)、②同行動調査票を一時間毎の移動経路に従い緯度経度を表示するプログラム(route_resampling_ver1.05.py)、③移動経路の緯度経度情報から、その場所に最も近い1Kmメッシュおよび3KmメッシュのWSPEEDI_2019DBの地上1mの ^{131}I (粒子状、元素ヨウ素、メチル化ヨウ素)濃度を抽出するプログラム(route-radiation_ver1.04.py)、④これらのプログラムを合体し、個々人毎の1時間毎の移動経路とそれに対応する ^{131}I 濃度一覧を同一のCSVファイルに出力するプログラム(route_exposure_dose_ver1.01.py)を作成した。バグの発見とその修正を繰り返し、②および③のプログラムは、それぞれ5回、4回の改訂を経て問題なく作動する段階まで熟成された。プログ

ラム開発はまだ途中段階であり、④で出力された CSV ファイルから線量計算を行う段階は Excel ファイルの計算機能を使い手作業する工程が残されており、今後自動化を模索する。

III-2. WSPEEDI_2016 と WSPEEDI_2019DB の相違

WSPEEDI_2016 のシミュレーションでは、主に地表面の放射性セシウム累積沈着量を指標に大気拡散シミュレーションの最適化を行っていた。しかし、地表面の累積沈着量を指標にした場合には、一時間毎の沈着量を推計することは困難で、さらに、降雨や降雪の影響が無い時期の放射性プルームは、土壌沈着量が低いこともあり、大気中の放射性核種濃度の評価に困難を伴っていた。2018 年に福島県の浜通りの SPM モニタリングステーションのフィルターに残されていた一時間毎の放射性セシウム量から大気中の放射性セシウムの濃度推移を推計した論文とデータが公開された事によって[9]、そのデータを使い大気中の放射性核種濃度の評価は大いに改善した。これにより、湿性沈着量の多かった福島第一原発から北西方向の過剰評価が是正され、代わりに乾性沈着が主であった 3 月 12 日午後の北に向かったプルームによる線量評価値が高くなった(表 III-1)。

III-3. 無作為抽出された行動調査票に基づく線量評価

本研究の特色は、市町村毎に 100 ないし 300 無作為抽出された行動調査票に基づき避難途上の線量を評価したことである。放射性プルームの影響は、地域および時間帯により異なっており、市町村毎に 1 ないし 2 の避難シナリオでは、住民の避難行動の多様性を反映できない。行動調査票を無作為抽出することにより、市町村毎の地域的な人口密度分布を反映できるだけでなく、避難タイミングや避難先の多様性を反映する線量評価が可能となる。本研究では、個人調査票の当人の年齢は無視し、19 歳以下の全ての年齢階層の住民が 100 ないし 300 の行動パターンをとったと仮定して吸入による ^{131}I の甲状腺等価線量の分布を推計した (表 III-2)。95%不確実性の幅 (95%UI) は、屋内退避と甲状腺ヨウ素取り込み率の合成補正係数の不確実性幅を示している。

さらに、事故初期には ^{131}I 以外の短半減期核種による内部被ばくが大きいことを私たちのグループおよび Shinkarev 等が報告している[9]。そこで、3 月 12 日の午後にプルーム曝露し、福島県立医大で体表面検査を受けた住民の衣服の核種分析結果から推計された ^{131}I とその他の短半減期核種の構成比から推計した係数を用いて[5]、 ^{131}I の甲状腺等価線量から ^{131}I 、 $^{132}\text{I}/^{132}\text{Te}$ 、 ^{133}I による甲状腺等価線量を推計した (表 III-3)。表 III-2 と表 III-3 を比べると、3 月 12 日の北に向かったプルームに曝露した双葉町、浪江町、および南相馬市小高区の避難住民で吸入被ばく線量が高くなっている。しかし、1 歳児の TED の平均値は小高区の 15mSv を除くと 6.3mSv 以下と低く、95%値線量の高い双葉町、浪江町の 1 歳児でも 95%値は 30mSv、小高区で 25mSv と評価された。

III-4. 行動調査票のクラスター解析

表 III-1 と表 III-2 を比較すると、これまで放医研が報告し、UNSCEAR が線量評価に利用してきた代表的 18 避難シナリオ[10]が少なくとも 19 歳以下の住民の避難行動を代表しているとはいえない。私たちは、線量と関係しているプルーム曝露の日に何処に居たかを指標にクラスター解析を行い、市町村毎に 4 ないし 5 の避難シナリオとその利用割合を算出した。図 III-1、図 III-2 は、各市町村のクラスター解析結果を示す。また、図 III-3a~h は、それぞれの市町村の避難経路

を明示的に図示した。

双葉町の子供達は、代表的避難シナリオ3より早いタイミングで移動しており、FT1グループ(72.6%)は、3月12日の午前中に中通りや会津地方や県外に移動していた(図III-1、図III-3a)。このためプルーム曝露が少ない。代表的避難パターン4に近いFT5グループ(9.1%)は、3月12日の午後に双葉町ないし浪江町でプルーム曝露しており、プルーム曝露した場所により線量が高くなる傾向があるが、FT5の利用割合は小さい。

富岡町のTM3グループ(69%)は、代表的避難シナリオ1に相当する(図III-1、図III-3b)。早期に会津地方や県外、中通りに移動しており、ほとんどプルームに曝露していない。TM2グループ(8%)、TM4グループ(5%)は、3月15日以降にいわき市等でプルーム曝露していたが被ばくレベルは低い。

檜葉町のNR4グループ(44.9%)は、代表的避難シナリオ4に相当するグループであるが、3月15日には会津地方、県外、中通りに移動しており、プルーム曝露がほとんど無い(図III-1、図III-3c)。代表的避難シナリオ5に相当するいわき市に避難し続けたNR3グループ(6.1%)は、やや線量が高くなるが、その利用割合は小さい。

大熊町のOK2グループ(40%)は、代表的避難シナリオ2に相当するグループであるが、代表的避難シナリオ2と違い、田村市船引に留まる事無く会津地方や県外、中通りに移動しており、プルーム曝露は少なかった(図III-1、図III-3d)。OK5グループ(5%)は、3月12日に南相馬市や相馬市に避難しており、プルーム曝露があったため相対的にTEDが高くなっている。

浪江町のNM3グループ(55%)およびNM5グループ(16%)は、代表的避難シナリオ7に相当する(図III-2a、図III-3e)。NM3グループが3月12日プルーム到達前の時間帯に避難したのに対し、NM5グループおよびNM2グループ(6%)は、避難の時間帯が遅れており、浪江町ないし小高区でプルーム曝露があった。

飯館村は、計画的避難地域に該当し、代表的避難シナリオ15、16では、それぞれ5月29日ないし6月21日まで飯館村に居住していた事になっているが、3月25日まで飯館村に残っていたのはIT4グループ(21%)のみであった(図III-2b、図III-3f)。全体に吸入被ばくによるTEDは低いが、後述するように汚染水道水からのTEDは高くなっている。

南相馬市小高区の住民は、代表的避難シナリオ9では避難開始が3月15日になっていたが、多くの子供達は3月12日の午後から夕方にかけて避難を開始していた(図III-2c、図III-3g)。OD3(6.3%)を除く他のグループは、3月12日午後から夜にかけて小高区ないし原町区、鹿島区、相馬市あるいは新地町でプルームに曝露したため、TEDが高くなっている。

南相馬市の原町区、鹿島区の一部は、自主避難地域に該当し、代表的避難シナリオ17では原町区内での移動が想定されていた。しかし、図III-2dをみると、原町区に残ったか、あるいは北方向へ避難し相馬市や新地町などに滞在した子供達はHK4グループ(8.9%)のみで、多くの子供達は3月12日にほかの地域に避難を開始していた。この違いが表III-1の代表的避難シナリオ17の線量評価と表III-2の南相馬市の線量評価の違いとなっている。

III-5. 水道水摂取による甲状腺等価線量

WSPEEDIによる水源への経時的¹³¹I沈着量の推計値を使い、水道水の¹³¹I汚染濃度の推移をシミュレーションするワン・コンパートメント・モデルについては、既に報告してきたところで

ある[7]。今年度は、第1に、WSPEEDI_2016DBを使って報告した評価値とWSPEEDI_2019DBを使った評価値の違い、第2に、新たにアンケート調査により水道水の摂取量を再評価したので、調理水としての水道水、市販ペットボトル飲料等からの水分摂取量を全て水道水から摂取したと仮定した場合の摂取量(pTWI)の年齢別摂取量(平均値、中央値、95%値)とWSPEEDI_2019DBの推計値を使い再評価した。

WSPEEDI_2016DBを使った先行論文では、避難者および非避難者の水道水摂取量を各々1歳児では1Lおよび1L、10歳児・成人では1.2Lおよび1.8Lと仮定した[7]。今回アンケート調査でこの値は変更されたが、WSPEEDI_2016DBからWSPEEDI_2019DBへ変更した影響を評価するために、先行論文と同じ水道水摂取量で比較した。ワン・コンパートメント・モデルを使ったシミュレーションでは、WSPEEDIによる水源への¹³¹I沈着量推計値と16ポイントの水道水実測値を使ってパラメータ(実効的減衰係数)を求めている。このため、WSPEEDIのバージョンが変わるとパラメータも自動的に再計算される。同じ摂取量シナリオで比較した場合の水道水からのTEDの評価値は、WSPEEDI_2019DBを用いた場合WSPEEDI_2016DBを用いた時の-50%~+10%の範囲に収まることが判り、モデルの堅牢性が証明された[11]。

水道水からのTEDの分布を見るため、今回アンケート調査により得られたpTWIの平均値、中央値および95%値(表III-4)を使い、WSPEEDI_2019DBを使ったTEDを推計した(表III-5)。この表では、日本人のヨウ素甲状腺取り込み率の低さを反映した評価値を示す。表III-5から、飯館村を除く避難市町村の1歳児の水道水摂取によるTEDは、平均値で0.3~3.2mSv、95%値で0.5~6.5mSvと評価された。表III-5に示した飯館村は、平均値10.1mSv、95%値20.4mSv避難所の設定されていた地域に供給していた滝下浄水場の水道水汚染濃度を使い評価しており、保守的な評価となっている。主要な3浄水場の供給割合を考慮し、さらに簡易水道の供給割合62%(井戸水の利用頻度38%)を考慮すると、平均値は5mSvとなる。

III-6. 甲状腺実測値との比較

シミュレーションによるWSPEEDIの大気中¹³¹I濃度あるいは水源への¹³¹I沈着量と行動調査票を用いた線量評価値の妥当性を検討するために、数は限られるが甲状腺に取り込まれた¹³¹I活性を実測した報告と比較した(表III-6)。比較の対象としたのは、Kim等が報告したいわき市、川俣町、飯館村で実施された1080名の子供達の甲状腺簡易測定に基づく線量評価のうち南相馬市からの避難住民と飯館村住民のデータ[12]、およびTokonami等が報告した南相馬市小高区からの避難住民のデータ[13]である。Kimら、およびTokonami等は、3月15日にプルーム曝露があったと仮定して論文発表していたが、最新の研究より南相馬市からの避難住民は3月12日のプルームに曝露した事が明らかなので、Kimらの論文で言及しているように、オリジナル論文の値を1.4倍して表では比較している。一方、南相馬市小高区からの避難者に関しては、Tokonamiらの測定値を本調査で再解析し、表III-6に記載した。飯館村の住民は3月15日のプルームの吸入被ばくより水道水からの内部被ばくが大きかったため、表では個々人の居住地区に供給していた浄水場あるいは井戸の¹³¹I濃度を使い、吸入被ばくと飲水による経口被ばくを合算した値を表に纏めている。Kim等の簡易甲状腺測定データの25%値が全て0mSvとなっているが、解釈する場合注意が必要である。これは甲状腺に¹³¹I活性が無かったことを意味しているのでは無く、むしろガンマ線量率が0.12μSv/hと高いバックグラウンドでは甲状腺内の小さな¹³¹I活性を検出できな

った事を意味していると考えられる[12]。この 25% 値を除くと、私たちのシミュレーション・ベースの TED と甲状腺の ^{131}I 実測値ベースの線量評価は、非常に良く整合している。この結果、WSPEEDI_2019DB と個人の行動調査票を組み合わせた線量評価が、一定の妥当性を持つことが証明された。

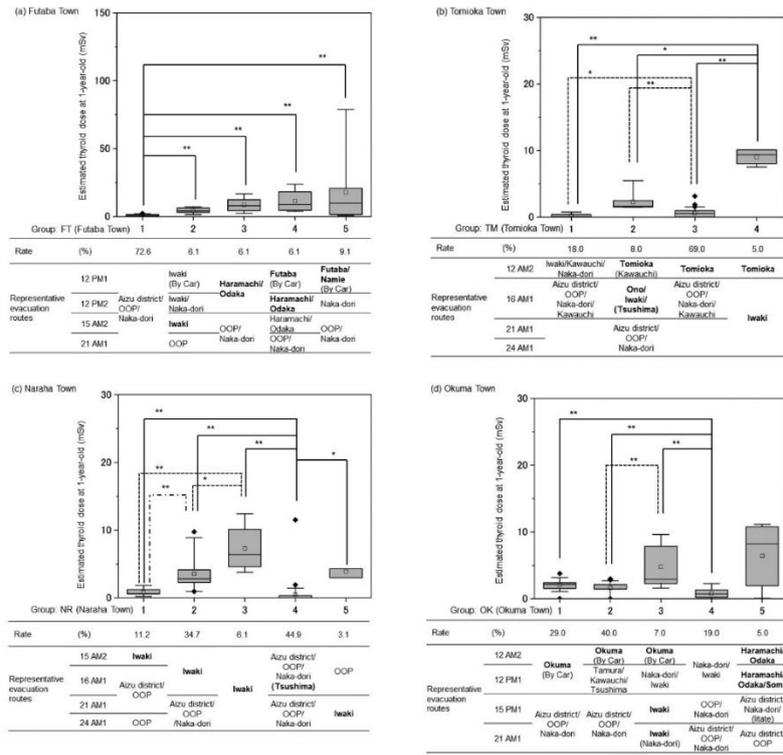


図 III-1. 双葉町、富岡町、楡葉町、大熊町の避難パターンとその利用頻度

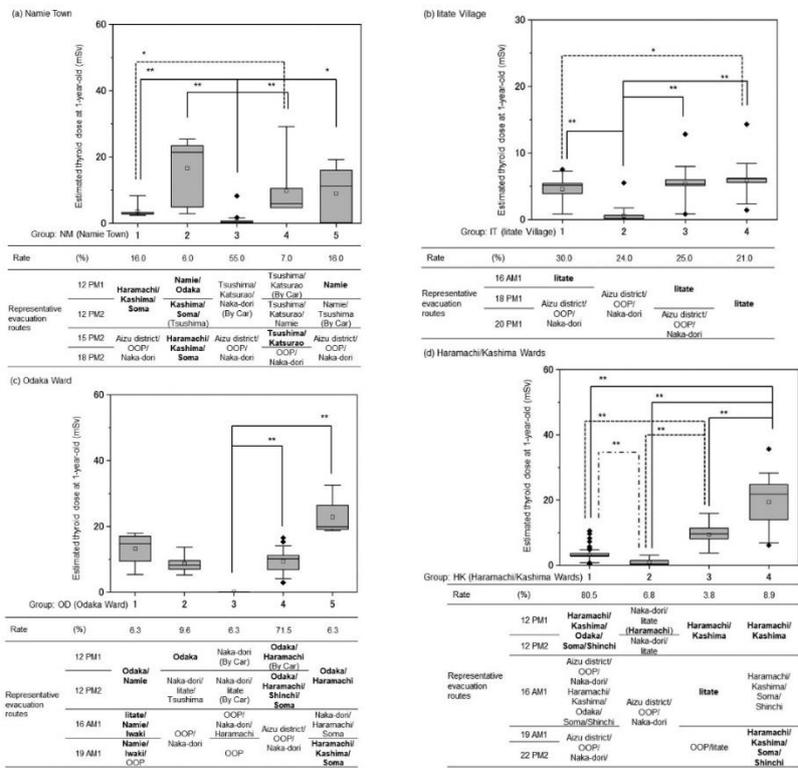
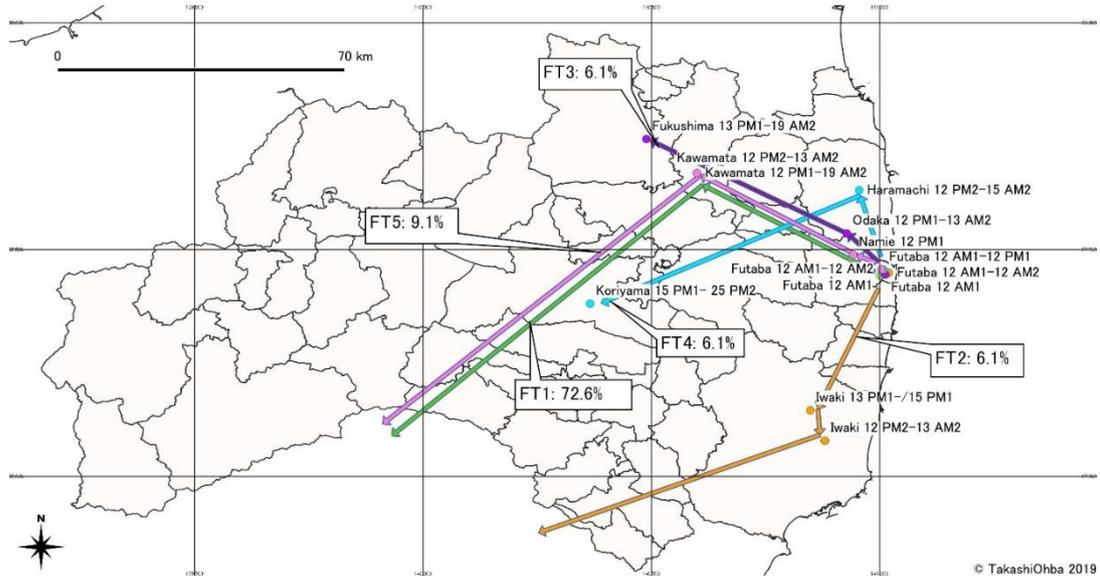
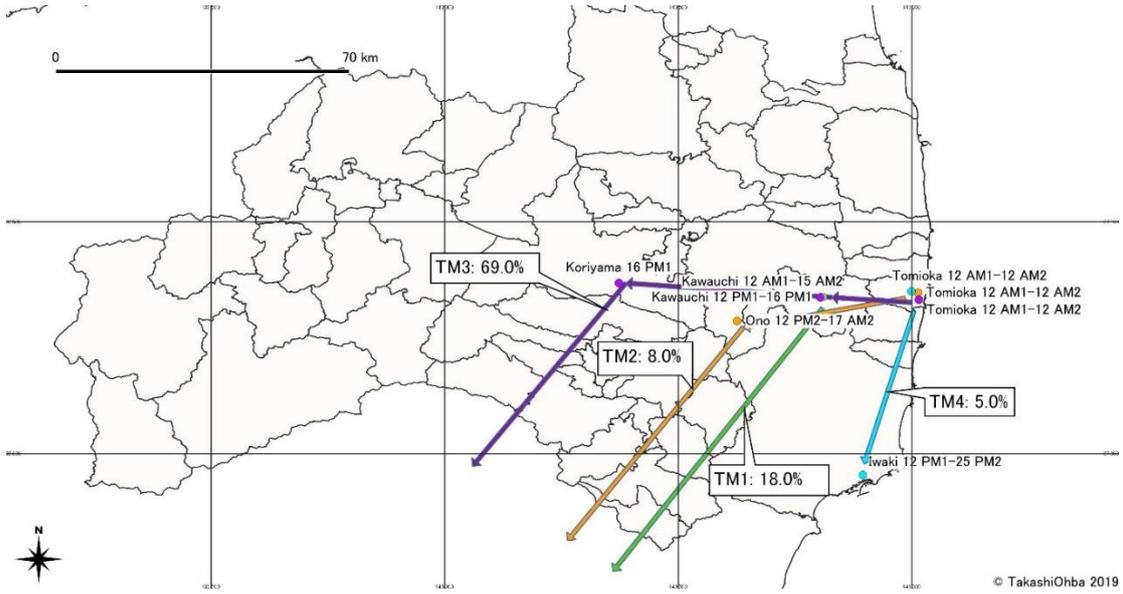


図 III-2. 浪江町、飯館村、南相馬市小高区、原町区・鹿島区の避難パターンとその利用頻度

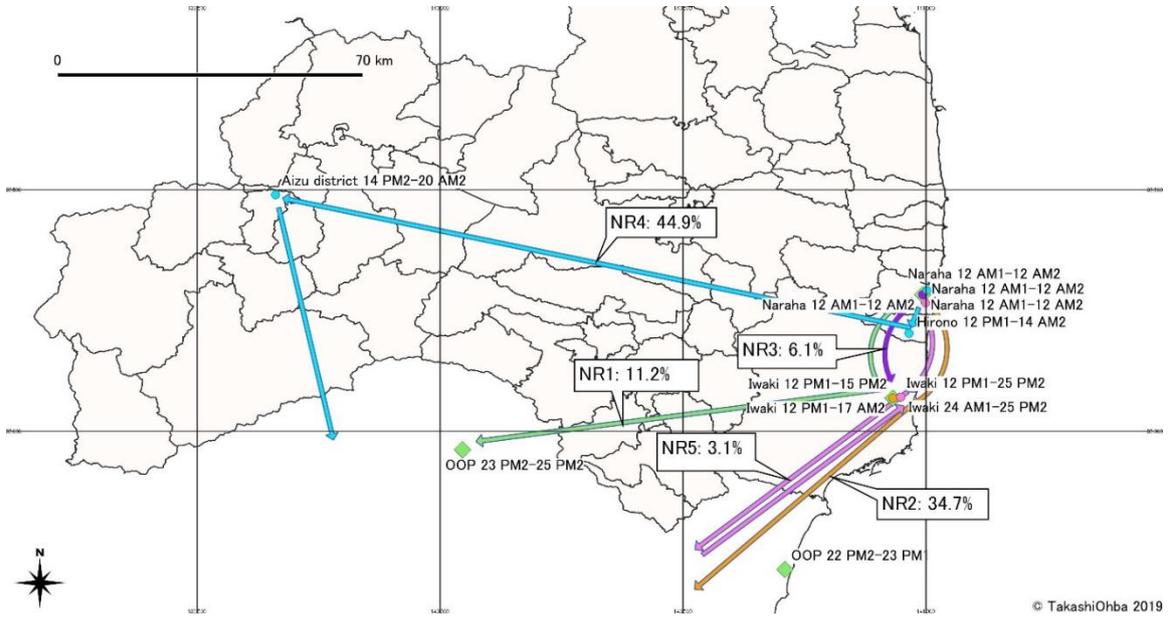
III-3a. 双葉町



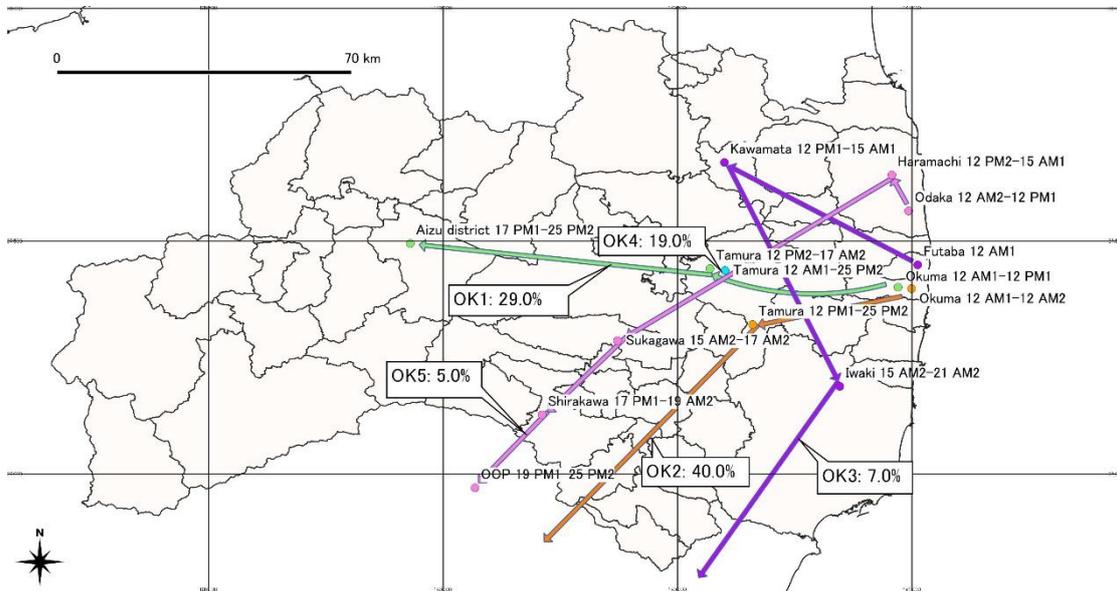
III-3b. 富岡町



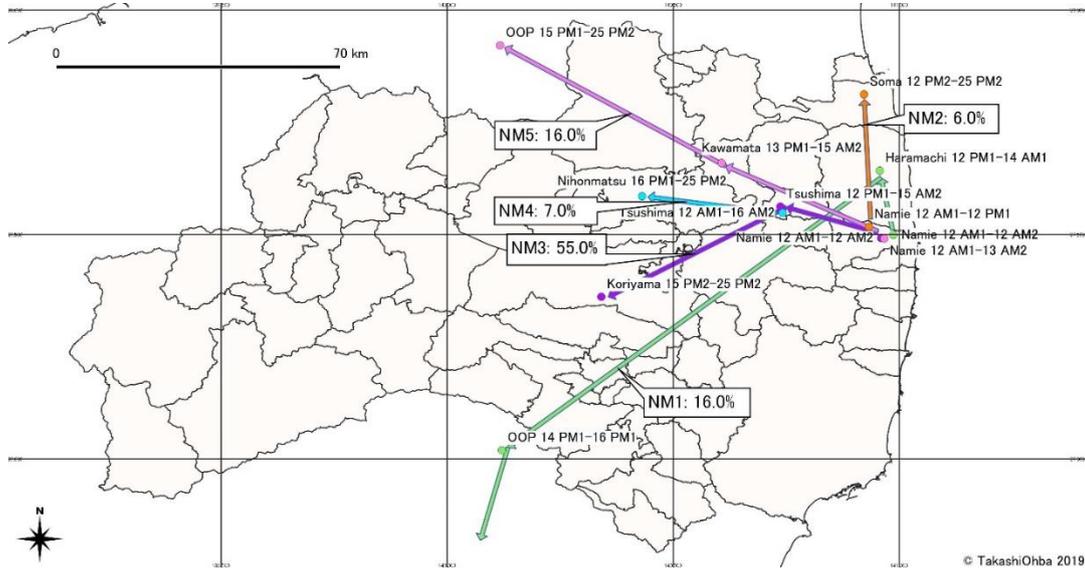
III-3c. 檜葉町



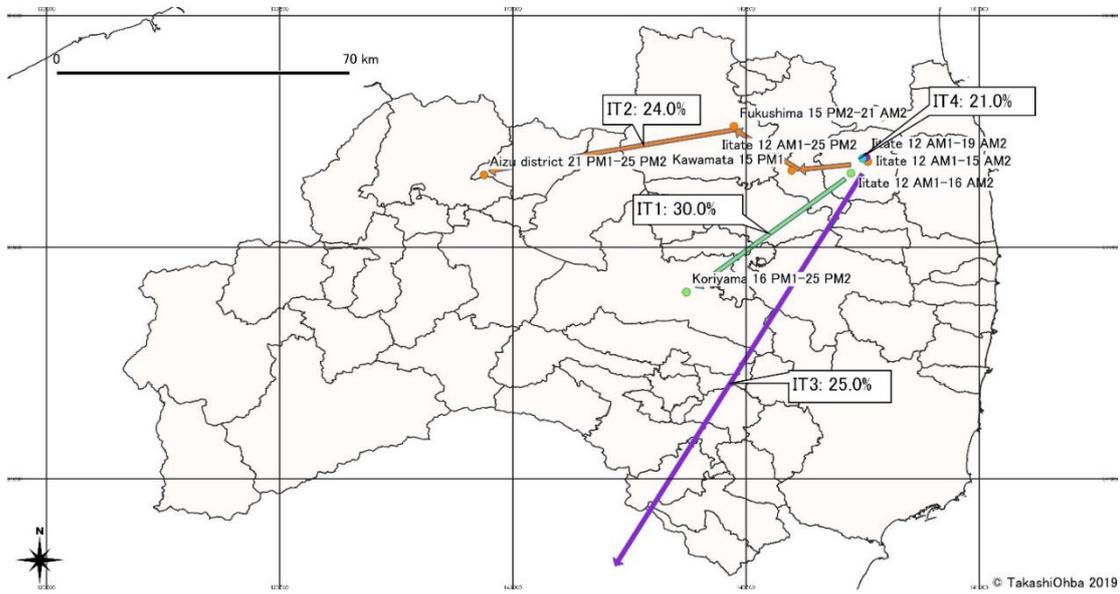
III-3d. 大熊町



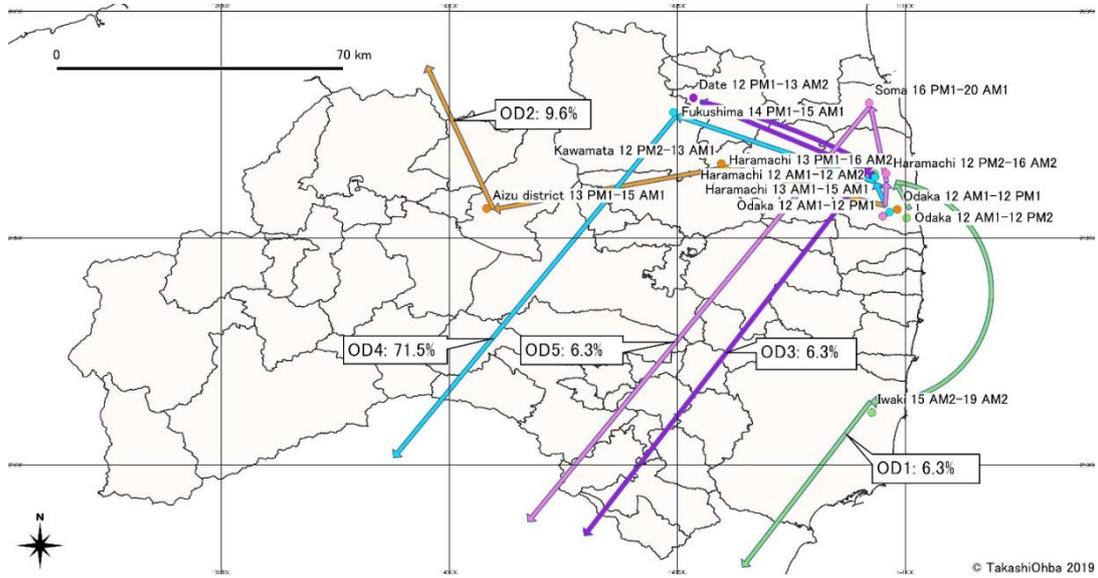
III-3e. 浪江町



III-3f. 飯館村



III-3g. 南相馬市小高区



III-3h. 南相馬市原町区・鹿島区

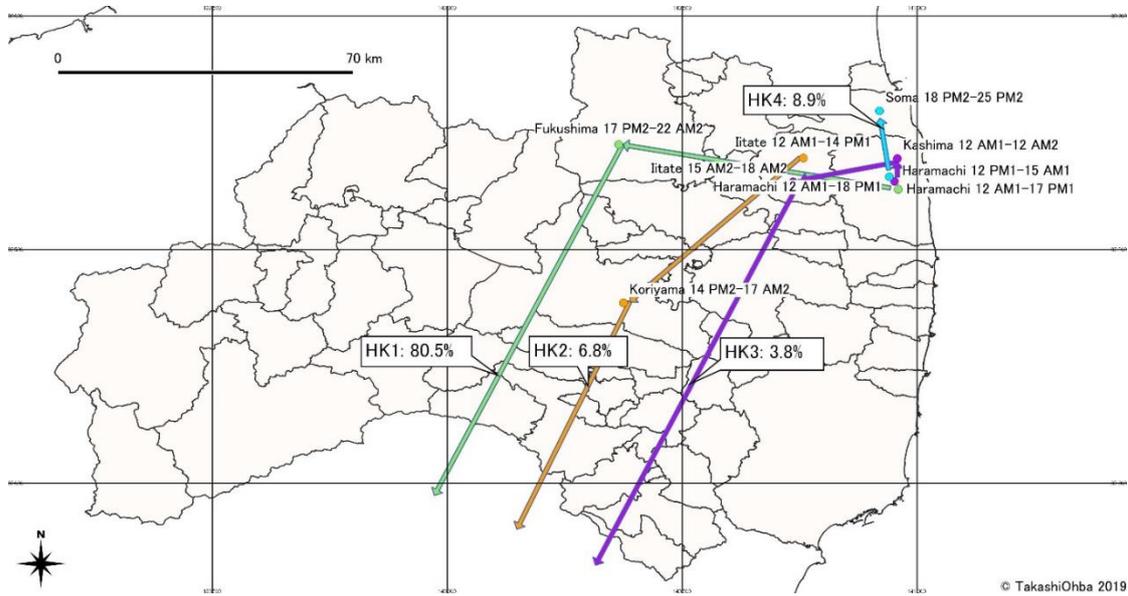


図 III-3. 7 市町村の代表的避難パターン

表 II-1. ICRP 71 報告書の ^{131}I 吸入被ばくに関連するパラメータ

	^{131}I 換算係数			摂取後 時間	換気率
	メチル化ヨウ 素	蒸気状元素	粒子状エアロ ゾル AMAD=1.0 μm , Type F		
単位	Sv/Bq			年	$\text{m}^3/\text{日}$
1 歳児	2.5×10^{-6}	3.2×10^{-6}	1.4×10^{-6}	69	5.16
5 歳児	1.5×10^{-6}	1.9×10^{-6}	7.3×10^{-7}	65	8.72
10 歳児	7.4×10^{-7}	9.5×10^{-7}	3.7×10^{-7}	60	15.3
15 歳児	4.8×10^{-7}	6.2×10^{-7}	2.2×10^{-7}	55	20.1 (男性)
成人	3.1×10^{-7}	3.9×10^{-7}	1.5×10^{-7}	50	22.2 (男性)

表 II-2. 屋内退避による吸入被ばく低減係数 — 福島県の建造年代別建造物の割合を考慮した低減係数

建造年代	2008 年度調査 における福島県 の建造物割合	それぞれの建造年代別、異なる風速条件下での 6 時間屋内退 避の場合の $DF_{shelter}$ 係数值 (Hirouchi et al[4].)		
		風速 (m/秒)		
		1.0	4.0	2.5
1980 以前	0.40	0.55	0.95	0.75
1980-1992	0.20	0.15	0.78	0.47
1992 以降	0.40	0.10	0.43	0.26
建造物年代割合を調整した $DF_{shelter}$ 計数值		0.29	0.70	0.50

表 II-3. ICRP 67 報告書の ^{131}I 経口摂取の線量換算係数

	換算係数	摂取後時間
	^{131}I , $f_1=1.0$	
単位	Sv/Bq	年
1 歳児	3.6×10^{-6}	69
5 歳児	2.1×10^{-6}	65
10 歳児	1.0×10^{-6}	60
15 歳児	6.8×10^{-7}	55
成人	4.3×10^{-7}	50

表 III-1. 代表的 18 避難シナリオにおける WSPEEDI_2016DB と WSPEEDI_2019DB の違い

		1	2	3	4	5	6	7	8
代表的 18 避難シナリオ		富岡町→ 3/12 川内村→3/16 郡山市	大熊町→ 3/12 田村市船引町	双葉町→ 3/12 午前 川俣町→ 3/19 埼玉県	双葉町→ 3/12 夕に 川俣町→ 3/19 埼玉県	檜葉町→ 3/12 いわき市→ 3/31 田村市船引	檜葉町→ 3/12 いわき市→ 3/16 会津	浪江町→ 3/12 津島 活性化セ ンター→ 3/16 二本 松市	田村市 (避難地 区)→3/12 田村市船 引→3/31 郡山市
WSPEEDI_2016		1.2	0.6	13	27	9	3	28	0.6
WSPEEDI_2019		0.9	0.9	1.6	44	9	1.2	5.9	0.9
9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
南相馬市 (小高 区)→3/15 伊達市→ 3/31 福島 市	広野町 →3/12 小野町	川内町 (避難地 区)→3/12 川内小学 校→3/16 郡山市	葛尾村→ 3/14 福島 市	浪江町 (自主避 難地区) →3/23 二 本松市	葛尾村 (自主避 難地区) →3/21 福 島市	飯舘村→ 5/29 福島 市飯野	飯舘村→ 6/21 福島 市飯野	南相馬市 (自主避 難地区) →5/20 南 相馬市役 所	川俣町山 木屋地区 →川俣町 役場
2.8	3.1	0.9	<0.3	32	12	9.6	9.6	24	21
11	1.6	0.6	0.3	15	9	5.9	5.9	56	2.5

Akahane 等[10]の提案した代表的 18 避難シナリオに基づき、¹³¹I の吸入被ばく等価線量を評価。
WSPEEDI_2016 の評価値は、Kim 等[12]の論文の値に屋内退避による防護効果および日本人の甲
状腺ヨウ素取り込み率を補正した TED を示す。

表 III-2. ¹³¹I 吸入被ばくによる 1 歳児の甲状腺等価線量(mSv)

市町村	双葉町	富岡町	檜葉町	大熊町	浪江町	南相馬市 小高区	南相馬市 原町区・ 鹿島区	飯舘村
平均値 (95% UI)	3.6 (0.9, 7.5)	1.1 (0.3, 2.3)	2.1 (0.5, 4.4)	2.1 (0.5, 4.3)	4.0 (1.0, 8.4)	9.8 (2.4, 21)	4.7 (1.2, 9.9)	4.0 (1.0, 8.5)
中央値 (95% UI)	1.3 (0.3, 2.8)	0.5 (0.1, 1.1)	0.9 (0.2, 1.9)	1.7 (0.4, 3.5)	0.8 (0.2, 1.7)	10 (2.5, 21)	3.2 (0.8, 6.6)	5.1 (1.3, 11)
95%値 (95% UI)	19 (4.7, 39)	7.4 (1.9, 16)	8.9 (2.2, 19)	7.8 (1.9, 16)	20 (5.0, 42)	19 (4.8, 41)	18 (4.5, 38)	8.0 (2.0, 17)

95%UI : 95%不確実性の幅

表 III-3. 短半減期核種 (^{131}I 、 $^{132}\text{I}/^{132}\text{Te}$ 、 ^{133}I) 吸入被ばくによる 1 歳児の甲状腺等価線量(mSv)

市町村	双葉町	富岡町	楡葉町	大熊町	浪江町	南相馬市 小高区	南相馬市 原町区・ 鹿島区	飯舘村
平均値 (95%UI)	5.3 (1.3, 11)	1.2 (0.3, 2.5)	2.3 (0.6, 4.7)	2.9 (0.7, 6.0)	5.7 (1.4, 12)	15 (3.7, 31)	6.3 (1.6, 13)	4.5 (1.1, 9.3)
中央値 (95%UI)	1.5 (0.4, 3.1)	0.6 (0.1, 1.2)	1.0 (0.3, 2.1)	2.4 (0.6, 5.1)	0.9 (0.2, 2.0)	16 (4.0, 33)	4.8 (1.2, 10)	5.6 (1.4, 12)
95%値 (95%UI)	30 (7.5, 63)	7.5 (1.9, 16)	9.7 (2.4, 20)	9.1 (2.3, 19)	30 (7.4, 62)	25 (6.3, 53)	19 (4.9, 41)	9.1 (2.3, 19)

95%UI : 95%不確実性の幅

表 III-4. ポテンシャル水道水摂取量 (pTWI)

水道水 pTWI (mL/day)			
	中央値	平均値	95%値
0 歳児	802.6	799.9	1455.8
1 歳児	708.1	759.8	1538.6
5 歳児	955.9	1025.1	1998.4
10 歳児	1546	1653	2913
15 歳児	1546	1653	2913
成人	1546	1653	2913

表 III-5. 水道水からの甲状腺等価線量再評価値[#]

避難シナリオ [#]	年齢区分 →	成人			10歳児			1歳児		
	参照データ →	大野論文[8]			大野論文(成人)を 準用			本研究実施アンケート		
	データ種別 →	中央値	平均値	95%値	中央値	平均値	95%値	中央値	平均値	95%値
	摂水量 (mL/d) →	1546	1653	2913	1546	1653	2913	708.1	759.8	1538
1	田村市	0.6	0.7	1.2	1.5	1.6	2.8	2.5	2.6	5.3
2	南相馬市	0.3	0.3	0.5	0.6	0.6	1.1	1.0	1.0	2.1
2'	南相馬市 2	0.8	0.8	1.5	1.8	1.9	3.4	3.0	3.2	6.5
3	川俣町	0.6	0.7	1.1	1.4	1.5	2.7	2.3	2.5	5.1
4	広野町	0.4	0.5	0.8	1.0	1.1	1.9	1.7	1.8	3.7
5	檜葉町	0.5	0.5	0.9	1.2	1.2	2.2	1.9	2.0	4.1
6	富岡町	0.7	0.8	1.4	1.7	1.9	3.3	2.9	3.1	6.2
7	大熊町	0.6	0.7	1.2	1.5	1.6	2.8	2.5	2.6	5.3
8	双葉町	0.4	0.4	0.8	1.0	1.0	1.8	1.6	1.7	3.5
9	浪江町	0.4	0.4	0.7	0.9	0.9	1.6	1.4	1.5	3.1
10	葛尾村	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	0.3	0.3	0.3	0.5
11	飯舘村*	2.4	2.6	4.6	5.7	6.1	10.7	9.4	10.1	20.4
12	川内村	0.7	0.8	1.4	1.7	1.9	3.3	2.9	3.1	6.2

ヨウ素の甲状腺取り込み率 18.6%として推計

* 飯舘村に関しては、避難所が開設されていた地域に供給していた浄水場からの水道水で評価。主要な3カ所の浄水場と井戸水の利用割合を加味すると、評価値はこの約50%となる。

避難シナリオに関しては、オリジナル論文[7, 11]を参照されたい。

表 III-6. 甲状腺実測値に基づく TED とシミュレーションによる TED の比較

方法論	シミュレーション			甲状腺直接測定							
	¹³¹ I-TEDs (mSv) 本研究			¹³¹ I-TEDs (mSv)* Kim 等				¹³¹ I-TEDs (mSv)# Tokonami 等			
	25%値 (95%UI)	中央値 (95%UI)	75%値 (95%UI)	(N)	25% 値	中央値	75%値	(N)	25% 値	中央 値	75%値
南相馬市, 1 歳児, (吸入)	2.7 (0.7, 5.7)	3.5 (0.9, 7.4)	7.4 (1.7, 15)	(31)	0	3.9*	11*	N.E.#			
小高区 1 歳児、(吸 入)	6.6 (1.6, 14)	10 (2.5, 21)	12 (3.0, 25)								
小高区、成 人 (吸入)	3.3 (0.8, 7)	5 (1.3, 11)	6 (1.5, 13)	N.E.				(32)	1.6 ^s	4 ^s	6 ^s
飯舘村 5 歳児 (吸入+ 水道)	1.5 (0.4, 2.9)	7 (1.9, 15)	14 (4.7, 26)	(99)	0	7.3	14.7	N.E.			
飯舘村 10 歳児(吸 入+水道)	1.2 (0.4, 2.5)	6.1 (1.6, 12)	12 (3.7, 22)	(114)	0	3.7	7.5				

*Kim 等[12]の南相馬市 1 歳児の評価値を 1.4 倍することにより、3 月 15 日曝露から 3 月 12 日曝露の場合の TED として再計算した。

#Tokonami 等[13]のオリジナルデータを使い、3 月 12 日曝露として再計算した。

UI：不確実性の幅

IV. 考察

本研究は、先行する包括研究を引き継いで実施されている。先行研究では、TED 推計の不確実性を減らすため、永井等のグループが WSPEEDI の精緻化の研究を行い、楠原らのグループが ICRP の甲状腺モデルをヨウ素摂取量の多い日本人に当てはめる場合の問題点（日本人ヨウ素代謝動態の違い、甲状腺体積）を検討し[14]、栗原らのグループが甲状腺実測値やホールボディカウンターデータを使った線量評価の検討を行い、鈴木等のグループが体表面汚染データの解析を行ってきた。この中から、代表的 18 避難シナリオの代表性に関する疑問が出てきたことが、個人の行動

調査票を再解析するきっかけとなった。また、他の研究グループからの報告が水道水摂取量の精緻化に繋がり、また、屋内退避の防護効果の不確実性の検討に繋がっている。このように、本研究の成果は、過去7年間の研究成果を集積したものである。表 III-6 に見られるように、不確実性の幅を考慮すると、本研究の TED 評価値は実測値とほぼ同じ値を推計できるまで精度が上がった。そして、甲状腺実測値の無い、あるいは乏しい地域の TED に関しても、精度良く推計できていることを示した。

従来の線量評価に比して改善された点は、①Oura 等の研究グループが発表した SPM モニタリング・ステーションの ^{137}Cs のデータを使い、WSPEEDI による大気拡散シミュレーションを最適化できたこと、②日本人の甲状腺ヨウ素代謝を反映するため ICRP の ^{131}I 等価線量換算係数の補正項とその不確実性幅を導入したこと、③Hirouchi らが実測した東北地方の日本家屋の換気率データを使うことにより、屋内退避の防護効果とその不確実性幅を導入したこと、④無作為抽出した行動調査票を使うことにより、市町村内の地域別人口密度を反映した評価が可能になったこと、などである。⑤また、3月12日や15日のプルームに関しては、短半減期核種の寄与分を追加した TED を評価した。

水道水以外の食品からの内部被ばくに関しては、既に先行調査でその寄与は大きくなく、家庭菜園から採れた野菜を摂取する住民がいたとしても、例外的であったと評価してきた[6]。

表 III-3 の平均値に表 III-5 の水道水からの線量の平均値を加えても、避難地区の1歳児の TED の平均値は、4.3~18mSv と低く、不確実性の幅を考慮してもその2倍の範囲と評価される。

V. 結論

従来に比べてより現実的で実測値に近いシミュレーション・ベースの評価が可能となった。避難地区7市町村の1歳児の甲状腺等価線量の平均値は、不確実性の幅を考慮しても40mSv未満である。

VI. 次年度以降の計画

令和2年度には、令和元年度までに評価できなかった避難地区7市町村の周辺自治体の線量評価を進める。また、令和3年度には、令和2年度末に再評価されるソースタームの変更により、線量評価がどの程度影響を受けるのかを、市町村毎の代表的な避難パターンを使って再評価する。

この研究に関する現在までの研究状況、業績

A. 論文：査読あり

- 1). Terada, H. et al. Refinement of source term and atmospheric dispersion simulations of radionuclides during the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident. *J. Environ. Radioact.* <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2019.106104> (2019).
- 2). Miyatake, H., Kawai, M., Yoshizawa, N., Murakami, K. & Suzuki, G. Estimation of internal dose from tap water after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident using newly obtained data. *J. Radiat. Res.* <https://doi.org/10.1093/jrr/rrz089> (2019).
- 3). Ohba T, Hasegawa A. and **Suzuki G.**: Estimated thyroid inhalation doses based on body surface contamination levels of evacuees after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident. *Health Physics*, 117 (1): 1-12, 2019.
- 4). T. Ohba, T. Ishikawa, H. Nagai, S. Tokonami, A. Hasegawa, G. Suzuki.: Reconstruction of residents' early internal doses after the Fukushima Daiichi nuclear power station accident. *Sci. Rep.*(2020) 10:3639 | <https://doi.org/10.1038/s41598-020-60453-0>

B. 論文：査読なし

- 1) なし

C. 国内学会発表

- 1)

D. 国際学会発表

- 1)

E. 著書

- 1) 鈴木 元「原子力のいまと明日」（日本原子力学会編）第6章分担「6.1 事故による放射線の健康影響」pp.126-136 ,丸善出版、東京,2019.3
- 2) 鈴木 元 「放射線医科学の事典」（日本影響学会編）分担執筆「1.9 福島原発事故による環境汚染と健康影響」（朝倉書店、2019. 10,東京）

F. 講演

- 1)

G. 主催した研究集会

- 1)

H. 特許出願・取得

- 1)

I. その他

1)

VII. 引用文献

1. Ohba, T., et al., *Reconstruction of residents' thyroid equivalent doses from internal radionuclides after the Fukushima Daiichi nuclear power station accident*. Sci Rep, 2020. **10**(1): p. 3639.
2. Terada, H., et al., *Refinement of source term and atmospheric dispersion simulations of radionuclides during the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident*. J Environ Radioact, 2020. **213**: p. 106104.
3. Hirouchi, J., Takahara, S., Komagamine, H., Watanabe, M., Munakata, M. *Factors affecting the effectiveness of sheltering in reducing internal exposure*. in *ASTRAM2017-1001*. 2017.
4. Hirouchi, J., Takahara, S., Komagamine, H., Munakata, M. *Investigation of reduction factor of internal exposure for sheltering in Japan*. 2018.
5. Ohba, T., et al., *Body Surface Contamination Levels of Residents under Different Evacuation Scenarios after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident*. Health Phys, 2017. **113**(3): p. 175-182.
6. Hirakawa, S., et al., *Surveys of Food Intake Just after the Nuclear Accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station*. Shokuhin Eiseigaku Zasshi, 2017. **58**(1): p. 36-42.
7. Kawai, M., Yoshizawa, N., Suzuki, G., *131I Dose estimation from intake of tap water in the early phase after Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident*. Radiat Prot Dosimetry, 2017.
8. Ohno, K., M. Asami, and Y. Matsui, *Is the default of 2 liters for daily per-capita water consumption appropriate? A nationwide survey reveals water intake in Japan*. J Water Health, 2018. **16**(4): p. 562-573.
9. Shinkarev, S.M., et al., *Estimation of the contribution of short-lived radioiodines to the thyroid dose for the public in case of inhalation intake following the Fukushima accident*. Radiat Prot Dosimetry, 2015. **164**(1-2): p. 51-6.
10. Akahane, K., et al., *NIRS external dose estimation system for Fukushima residents after the Fukushima Dai-ichi NPP accident*. Sci Rep, 2013. **3**: p. 1670.
11. Miyatake, H., et al., *Estimation of internal dose from tap water after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident using newly obtained data*. J Radiat Res, 2020. **61**(2): p. 231-236.
12. Kim, E., et al., *Reassessment of Internal Thyroid Doses to 1,080 Children Examined in a Screening Survey after the 2011 Fukushima Nuclear Disaster*. Health Phys, 2020. **118**(1): p. 36-52.
13. Tokonami, S., et al., *Thyroid doses for evacuees from the Fukushima nuclear accident*. Sci Rep, 2012. **2**: p. 507.
14. Kudo, T., et al., *Determination of the Kinetic Parameters for 123I Uptake by the Thyroid, Thyroid Weights, and Thyroid Volumes in Present-day Healthy Japanese Volunteers*. Health Phys, 2020. **118**(4): p. 417-426.

Estimation of doses in the early phase of accident utilizing a spatiotemporal radionuclides' distribution database by atmospheric transport, diffusion and deposition model simulation and the evacuation patterns of residents.

Gen Suzuki¹,

¹*International University of Health and Welfare Clinic*

Collaborators

Yoshiharu Nagai (JAEA)

Takashi Ohba (FMU)

Tetsuo Ishikawa (FMU)

Arifumi Hasegawa (FMU)

Key word: ATDM simulation, thyroid equivalent dose, whereabouts questionnaire, inhalation dose, ingestion dose, 16 municipalities in areas under evacuation order and surrounding areas

Abstract

Purposes of this study are firstly to estimate inhalation doses after Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station accident utilizing the randomly sampled whereabouts questionnaires of residents under 19 years at the time of accident who lived in 7 municipalities in evacuation area and 6 surrounding municipalities in combination with the spatiotemporal distribution database of radionuclides' concentration at one meter height, WSPEEDI_2019DB, and secondly to estimate ingestion doses via contaminated tap water that are estimated using an one-compartment model based on simulated ¹³¹I deposition onto water resources by WSPEEDI and actual measured data. Analyses have completed for Okuma town, Tomioka town, Futaba town, Naraha town, Namie town, Minamisoma city and Iitate village, and our estimated for thyroid equivalent doses (TED) in these municipalities have been reported. Our methodology successfully estimated TED distributions that were very close to those distribution of evacuees from Minamisoma city or Iitate village based on direct childhood thyroid measurements using NaI survey meters conducted by MEXT, Japan, on end of March, 2011, or direct measurements of ¹³¹I activities in adult thyroids conducted using an NaI spectrometer by Tokonami, Hirosaki University. In addition, we have updated the TED via ingestion of contaminated tap water utilizing WSPEEDI_2019DB and one-compartment-model in combination with newly obtained information by questionnaire survey on age category-specific potential tap water intake (pTWI) volumes of Japanese.

Now we are conducting the analyses on randomly sampled whereabouts questionnaire sheets 1000 from Iwaki city, 300 each from Tamura city, Date city, and Soma city, and 100 each from Kawamata town, Hirono town, Shinchi town, Kawauchi village, Katsurao village.

Our methodology for estimating TED will help the dose-incident analyses of thyroid cancer detected by the Fukushima Thyroid Examination campaign, Fukushima Health Management Survey.

1-6 乳歯を用いた福島県在住小児の被ばく線量評価事業

主任研究者： 佐々木 啓一 （東北大学大学院歯学研究科研究科長）

研究要旨

2020年2月まで収集した乳歯 6,976 本についてイメージングプレートの QL 値(Quantum Level)を指標に放射線量のスクリーニングを行った。また、QL 値に貢献する核種を特定するためにゲルマニウム半導体検出器によりガンマ線測定を、また、放射性ストロンチウムについては低バックグラウンドガスフロー 2π GM 管によりベータ線の測定を行った。その結果、(1) 福島第一原発事故前に形成された乳歯については、福島県からの乳歯が、他県からの乳歯に比べてわずかに低い値を示した。これは地域により環境放射線濃度が異なるためと考えられた。(2) 福島県内における7つの行政区での乳歯 QL 値には、わずかな地域差が認められた。(3) 歯種により QL 値には違いがあり、上顎乳切歯が最も高く、下顎乳臼歯が最も低かった。(4) 歯質中の自然放射性核種を測定した結果、ウラン系列およびトリウム系列の娘核種、および ^{40}K が検出された。 ^{40}K は測定したすべてのサンプル中で認められ、ウラン系列 (^{214}Pb) やトリウム系列(^{212}Pb)の娘核種と比較して相対的に高い値を示した。(5) 人工放射性核種である ^{137}Cs は9サンプル中7サンプルで検出され、 ^{90}Sr はすべてのサンプルで検出された。これらの核種は福島原発事故前に形成、脱落した歯からも検出され、さらに福島原発事故の影響がないと考えられる地域からの歯からも検出されたことから、今回の福島第一原発事故に由来するものとは考え難く、過去の核実験や原発事故などに由来するものと考えられた。(6) 2016年以降、福島第一原発事故後に形成された乳歯の収集割合が増加しているが、現在のところ、これらの乳歯の QL 値に増加傾向は認められなかった。

以上の結果は福島事故前に形成された歯についての検討結果であり、今後本格的に収集されてくる福島原発事故後に形成された歯を検討するうえで重要な基礎資料となると考えられる。

キーワード

福島第一原子力発電所事故	乳歯	内部被ばく
^{90}Sr	^{137}Cs	自然放射性核種

研究協力者

関根 勉 東北大学高度教養教育・学生支援機構・教授
木野 康志 東北大学大学院理学研究科・准教授
岡 壽崇 日本原子力研究開発機構・研究員

棚原 朗 琉球大学理学部海洋自然科学科・教授
廣瀬 公治 奥羽大学歯学部・教授
大野 敬 奥羽大学歯学部・教授

研究参加者

小坂 健 東北大学大学院歯学研究科・教授
篠田 壽 東北大学大学院歯学研究科・名誉教授
清水 良央 東北大学大学院歯学研究科・助教
高橋 温 東北大学病院 障害者歯科・助教
千葉 美麗 東北大学大学院歯学研究科・講師
鈴木 敏彦 東北大学大学院歯学研究科・准教授
相田 潤 東北大学大学院歯学研究科・准教授

I. 研究目的

放射線に対する外部被ばく量を推測する方法としては、空間線量率や行動調査を指標とした推定が一般的であり、また、高線量の場合には、歯を用いた ESR 法も知られている。一方、内部被ばく量を測定する方法としてはホールボディカウンターによる方法があるが、計測対象が γ 線放出核種であり、Sr-90 のように長期的な影響が懸念される β 線放出核種の計測には対応できない、などの問題点もある。

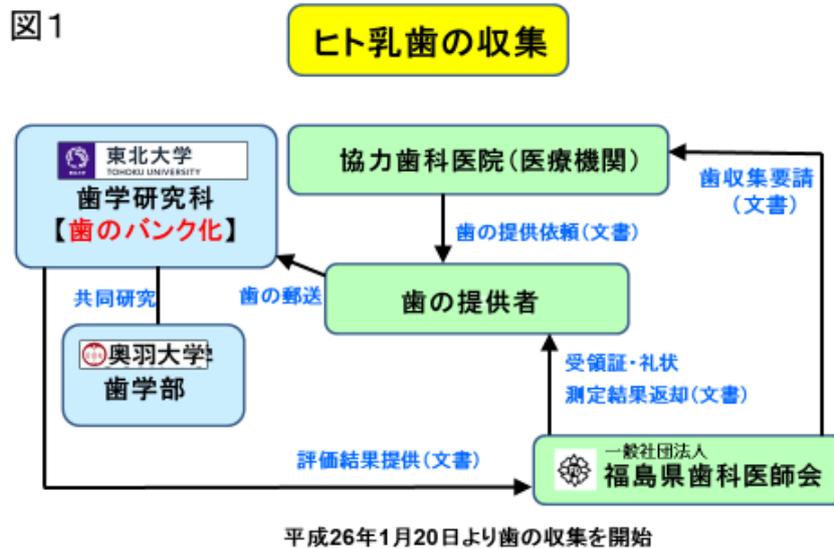
歯はその形成期に ^{90}Sr などの放射性物質を取り込み、それらは代謝されることなく歯質中に保持される。歯の中に蓄積する放射性物質の量は、体内に入った放射性物質の量に比例すると考えられるので、歯の中の放射性物質を測定することにより、その歯が形成された時期の内部被ばく状況を個体ごとに把握することが可能である。本研究の目的は、原発事故被災地およびその周辺地域に居住する幼小児を中心に、永久歯列への交換過程で脱落する乳歯や、歯科治療により抜去される歯を収集し、それらの歯に蓄積した放射性物質を物理化学的・生物学的に評価することにより、歯を用いて、個体の内部被ばく状況や被ばく歴を個体ごとに推測し、今回の福島第一原子力発電所事故による放射線の人体への影響を評価するための基礎資料を提供することにある。

II. 研究方法

1. 福島県在住小児の乳歯の収集とアーカイブ化

我々は平成 26 年から福島県歯科医師会および奥羽大学と連携し福島県を中心に広く全国から乳歯の収集事業を継続している。平成 28 年度から平成 30 年度に実施された「乳歯を用いた福島県在住小児の被曝線量評価」に引き続き、本年度においても下記の概略図に従い歯の収集とバンク化を行った。歯の収集は福島県歯科医師会、奥羽大学を中心に行い、収集乳歯は東北大学歯学

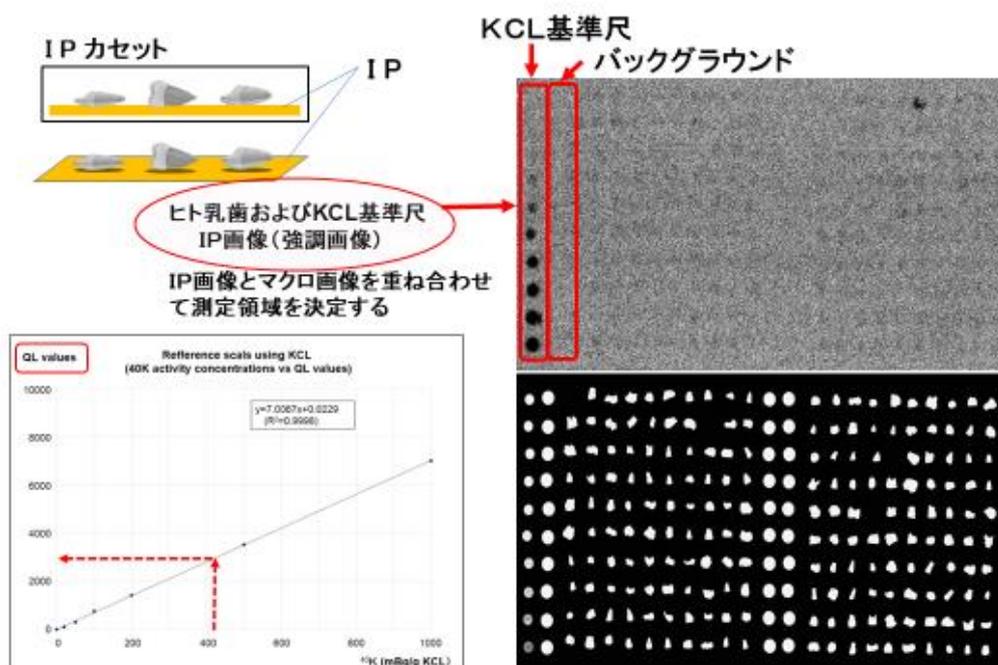
研究科において管理・バンク化した。乳歯収集に関する倫理面への配慮、歯のバンク化と管理の体制は、平成29年度までに確立した体制を維持・継続した（図1）。



2. イメージングプレート（IP）を用いた歯質中放射線量のスクリーニング

福島県内や全国各地から収集された乳歯数は 6,000 本を超える。これらの歯すべてについて、その中の放射線量を効率よくスクリーニングするための手法として、本年度においてもイメージングプレート(IP)を使用した。1枚のIP上には⁴⁰K基準尺と共に200本程度の歯を載せることが

図2:イメージングプレート(IP)による歯質中放射線量のスクリーニング



KCL基準尺により便宜的にKCL尺度のベクレル濃度を求め、測定に用いたIPから求めた回帰式により歯質中放射線量をQL値として求めた。バックグラウンドはIPごとに求め差し引いた。

可能であるので、複数の IP の使用により多数のサンプルを効率よく分析することができる。その具体的な測定手順や検出限界値等については平成 28 年度から平成 30 年度に実施された「乳歯を用いた福島県在住小児の被曝線量評価」で検証済みであり、この手法は本年度の研究においても用いた(図 2)。平成 28 年から原発事故後に形成された乳歯の自然脱落が始まっているので、本研究ではこれらの乳歯を順次収集解析し、原発事故前に形成された乳歯と比較し、原発事故後、歯質中放射線量に経時的な増加が見られたか否かを中心に検討を加えた。

3. 乳歯中ガンマ線放出核種の測定

福島原発事故前に形成が終了している乳歯（コントロール乳歯）について、井戸型検出器を持つ極低バックグラウンド仕様（古い鉛ブロックで遮蔽）のゲルマニウム半導体検出器を用い、歯質中のガンマ線放出核種について測定を行った。原発事故関連の核種として、現在も環境中に存在する可能性がある核種として ^{137}Cs や ^{134}Cs があり、これらの核種が収集乳歯に含まれるか否かの検討を行った。併せて自然放射性核種であるウラン系列、トリウム系列に属する核種、および放射性カリウムの測定を行った。測定試料として 4 つのコントロール乳歯サンプル（1 サンプルに 5-8 本の乳歯を含む）を準備し、サンプル毎に 100 万秒の測定を行った。また、100 万秒の測定では検出されない微量放射性核種の存在を仮定し測定時間を 160 万秒から 300 万秒に設定した乳歯 9 サンプル（1 サンプル 7-24 本の乳歯を含む）について測定を実施した。具体的には図 3 に示すように、福島県から 5 サンプル(事故前にすでに脱落し事故後口腔内に存在しなかった乳歯、事故後口腔内に 2 年未満存在した乳歯、口腔内に 4 年未満存在した乳歯、口腔内に 6 年未満存在した乳歯) と、福島県以外から 4 サンプル（北海道、静岡、新潟、熊本）について測定した。

図3:ガンマ線測定試料



2016年末までに収集された乳歯のうち震災前に形成が終了しているものをその脱落時期2年ごとに区切り、それぞれから試料としてまとめた。

福島県以外からは収集歯の多かった県からQL値が高い順に選択し、試料としてまとめた。これらの歯は事故後に脱落したものである。

4. 乳歯中の放射性ストロンチウム測定

乳歯中の放射性ストロンチウムの測定を発煙硝酸法により実施した。乳歯サンプルを灰化し、続いて発煙硝酸法により大量に共存する Ca から Sr を分離・抽出した。さらに Cs, Ra, Y などを BaCrO₄ や Fe(OH)₂ 沈殿法により化学分離し、低バックグラウンドガスフロー2πGM管によりベータ線測定を行った¹⁾。測定には事故前に形成が終了している乳歯を用い、数本を 1 サンプルとして用いた。測定を実施した乳歯の収集地は、福島県内のいわき市 3 試料、福島市 2 試料、郡山市 2 試料で、福島県外からは北海道 2 試料、新潟県 2 試料、静岡県 2 試料、熊本県 2 試料であった。

5. 倫理面への配慮

ヒト乳歯の収集に際しては、乳歯提供者の氏名、生年月日、住所等、基本的な個人情報を得ることが必要となる。また調査目的、社会的意義、調査結果の還元、結果の開示方法等についても、保護者からの理解が必要となるので、本研究では、乳歯の収集に際して書面でインフォームドコンセントを得ることとし、インフォームドコンセントが得られた検体についてのみ測定を行うこととした。

本調査研究で遂行する乳歯の収集方法から結果の開示に至るまでの一連の過程については、東北大学大学院歯学研究科研究倫理専門委員会による承認を得（平成 25 年 1 月 31 日、および平成 28 年 12 月 16 日、承認番号 23-19）、これに基づき調査研究を実施した。また、研究グループにおける乳歯収集・被ばく線量測定に関する倫理面での共通認識ならびに住民への配慮をより徹底させるために、福島県歯科医師会および奥羽大学においても倫理委員会での審議を経、承認を得た（福島県歯科医師会倫理委員会平成 25 年 12 月 17 日承認、および奥羽大学倫理審査委員会平成 26 年 3 月 18 日承認、平成 30 年 3 月 31 日まで。引き続き平成 30 年 4 月 1 日からさらに 5 年間の期間延長）。

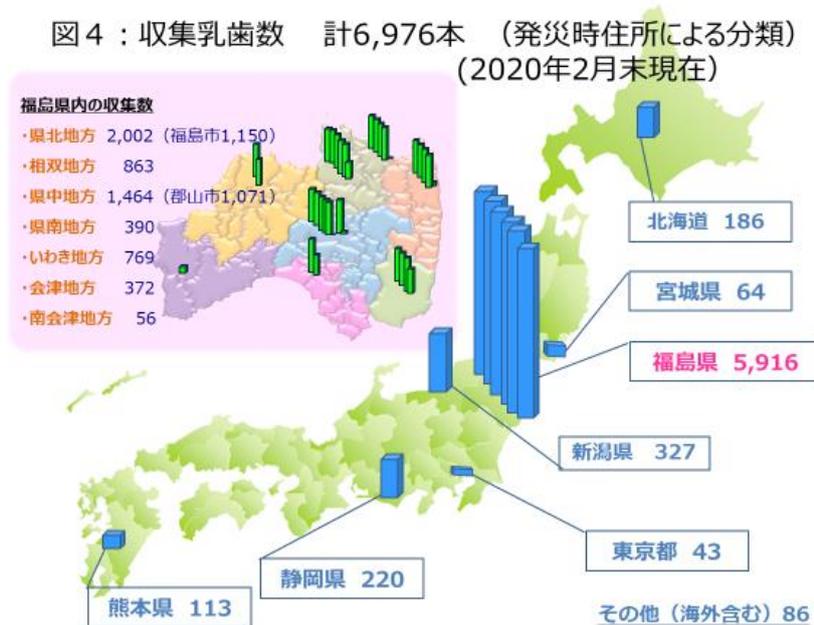
乳歯収集の過程や研究結果から得られる個人情報は匿名加工し、その匿名加工情報は主任研究者及び疫学解析責任者のみが保管した。また得られた測定値の被験者への伝達に当たっては、結果が適切に理解されるよう補助的な説明文書を添付するなど最大限の注意を払うこととした。このため関係者の情報管理を徹底すると共に、必要により関係研究機関、福島県歯科医師会、福島県庁や自治体とも協議できる体制をとった。

III. 研究結果

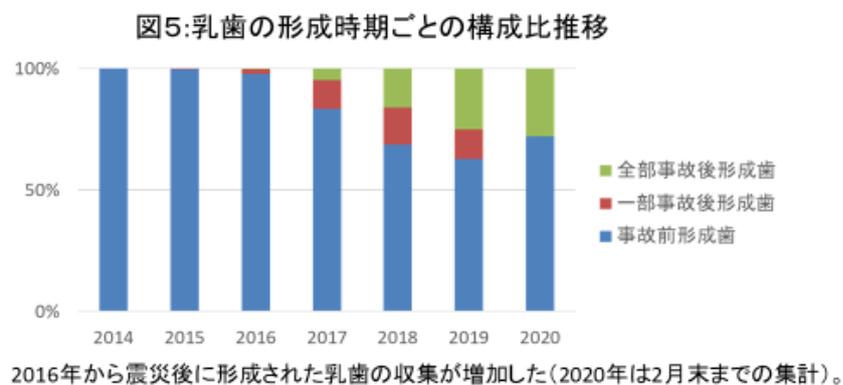
1. 福島県在住小児の乳歯の収集とアーカイブ化

2020 年 2 月末現在、全国より 6,976 本の歯を収集した。東日本大震災が起こった際の居住地（発災時住所）を基準とした収集地と収集本数を図 4 に示す。福島県内からの乳歯は、5,916 本で、福島市を有する県北地方、郡山市を有する県中地方、いわき市を有するいわき地方、そして福島第一原発の存在する相双地方からの比率が高い。福島県外では、北海道、新潟県、静岡県、熊本

県の4県からの乳歯が多数を占め、収集歯の分布については前年度までとほぼ同様の傾向を示した。



また、収集乳歯の形成時期の違いによる内訳をみると、平成28年以降、事故後に形成された歯の割合が次第に増加し、平成31年度においては、およそ3分の1の収集歯が事故後に形成された乳歯であった（図5）。

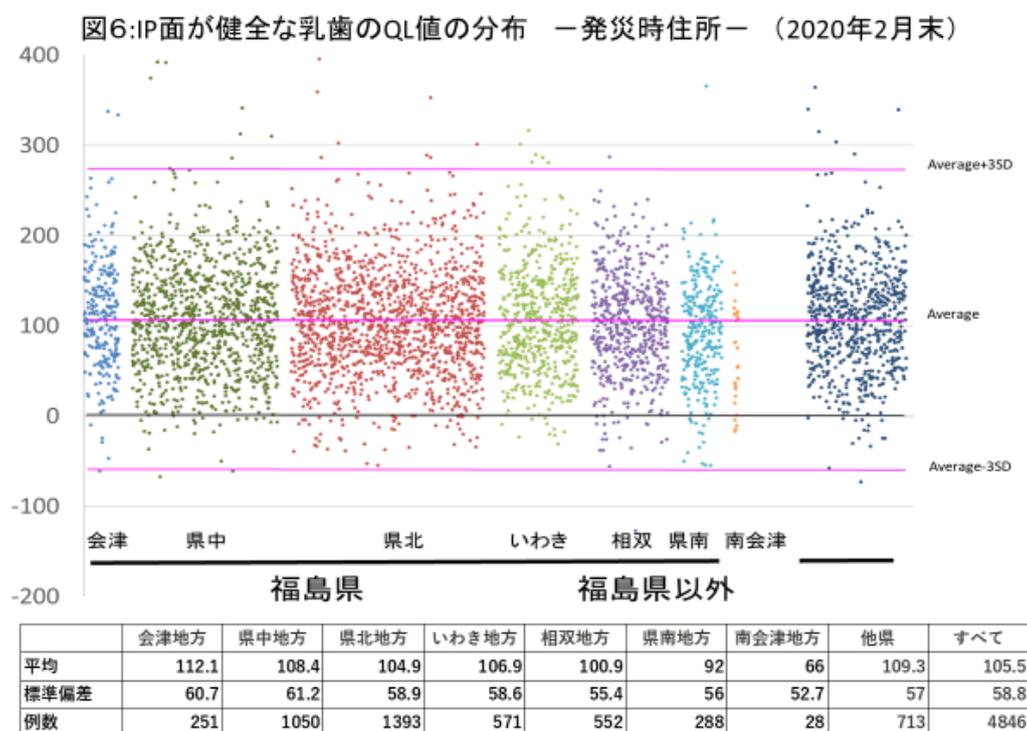


2. IPを用いた歯質放射線量のスクリーニング

① 収集地による違い

これまでの検討で、歯科治療に用いる充填物には高いQL値を示すものがあることが判明している。また、充填や齲蝕（虫歯）は本来の歯の特性を反映していないと考えられるため、検討した乳歯のうち、検査する歯面（IP面：IPに接する側の歯面で唇側面）に充填物がある歯、あるいは齲蝕が認められた歯については検討対象から除外した。2020年末時点での収集乳歯における

QL 値の発災時住所における分布を図 6 に示す。

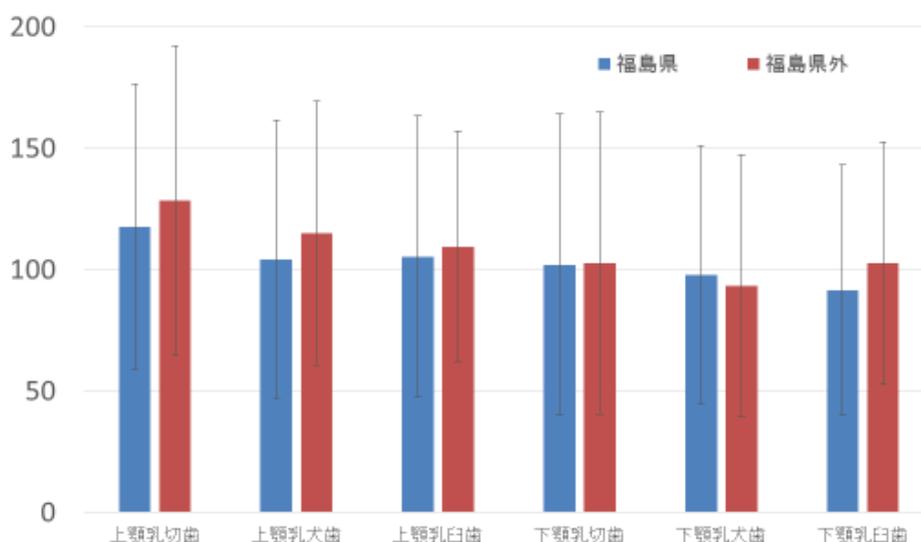


福島県県南地方および福島県南会津地方からの収集歯はほかの地域に比較して低い QL 値を示した。この傾向は平成 28 年度から平成 30 年度に実施された「乳歯を用いた福島県在住小児の被曝線量評価」事業の結果と同様であった。

② 歯種による違い

歯を乳前歯（乳中切歯、乳側切歯）、乳犬歯、乳臼歯（第一乳臼歯、第二乳臼歯）として分類し、さらに上下顎で分けた。それらの QL 値の分布を図 7 に示す。上顎乳切歯の QL 値が最も高く、この結果は平成 28 年度から平成 30 年度に実施された「乳歯を用いた福島県在住小児の被曝線量評価」事業の結果と同様であった。

図7:歯種別QL値分布 -発災時住所- (2020年2月末)

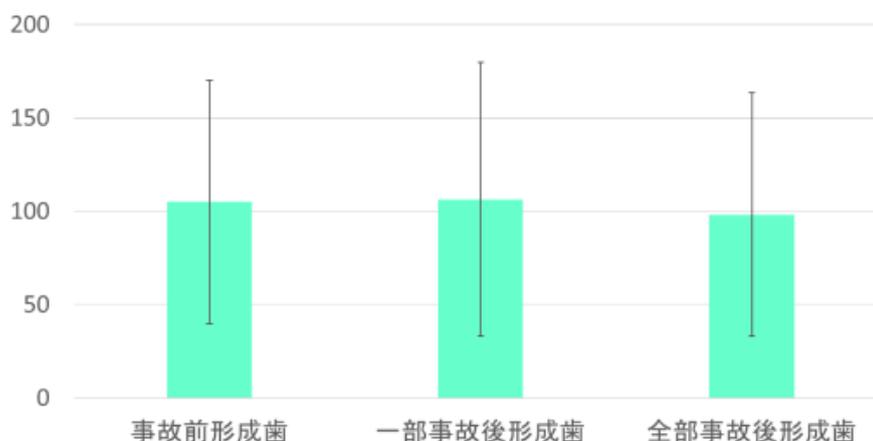


	福島県						福島県外					
	上顎乳切歯	上顎乳犬歯	上顎乳臼歯	下顎乳切歯	下顎乳犬歯	下顎乳臼歯	上顎乳切歯	上顎乳犬歯	上顎乳臼歯	下顎乳切歯	下顎乳犬歯	下顎乳臼歯
平均	117.7	104.1	105.4	102.1	97.7	91.6	128.4	115	109.5	102.6	93.3	102.7
標準偏差	58.9	57.4	58	61.9	53.3	51.7	63.6	54.3	47.5	62.3	54	49.8
例数	876	392	681	1470	329	385	119	86	158	198	48	104

③ 震災前と震災後に形成された乳歯の QL 値

歯の形成時に、原発事故由来の放射性物質の歯質内への有意の取り込みがあったか否かについて検証する目的で、形成時期の違いによる QL 値の違いを検討した。乳歯はこれまでの検討と同様に IP 面が健全である乳歯で、福島県からの収集歯とした。その結果を図 8 に示す。事故後に形成された乳歯の QL 値は事故以前に形成された乳歯に比べ現時点において有意な差を認めなかった。

図8:形成時期の違いによるQL値の分布 福島県



	事故前形成歯	一部事故後形成歯	全部事故後形成歯
平均	105.1	106.4	98.2
標準偏差	65.2	73.5	65.3
例数	1456	171	150

2018年1月から2020年2月までの収集歯を検討した。

3. 乳歯中のガンマ線放出核種

図8に極低バックグラウンドの環境下で100万秒測定した乳歯試料の結果を示す。測定した4サンプルのうち、ウラン系列に属する ^{214}Pb はすべてのサンプルに、また、トリウム系列に属する ^{212}Pb は2つのサンプルに認められた。また、 ^{40}K は測定したどのサンプルにも認められた。

図9： 歯中のガンマ線放出核種濃度(100万秒測定)

濃度 (mBq/g)	質量 (g)	^{214}Pb (^{226}Ra)	^{212}Pb (^{228}Th)	^{40}K	1サンプル当たりの 乳歯数
北海道-1	1.128	1.8±0.6	0.82±0.24	6.1±3.5	8
熊本-1	0.636	2.6±0.9	1.50±0.25	10.3±5.6	6
静岡-1	0.885	2.3±1.1	LTD	7.5±2.8	6
神奈川	0.914	3.3±0.9	LTD	7.7±3.7	5

(極低バックグラウンドゲルマニウム半導体検出器による100万秒測定)

また、図10に160-300万秒の測定結果を示す。本結果においては、ウラン系列に属する ^{214}Pb は多くのサンプル(7/9)に認められたのに対し、トリウム系列に属する ^{212}Pb が認められたサンプルは少なかった(3/9)。一方で ^{40}K は一定の範囲内(5-14mBq/g)ですべてのサンプルに認められた。 ^{137}Cs については9サンプル中7サンプルで検出され、また、原発事故以前に脱落・収集された乳歯にも認められた。さらに今回の原発事故に影響されていないと考えられた福島県以外の県からの乳歯にも認められた。

図10： 歯中のガンマ線放出核種濃度(160万～300万秒測定)

濃度. (mBq/g)	^{214}Pb (^{226}Ra)	^{40}K	^{137}Cs	^{210}Pb	^{212}Pb (^{228}Th)
福島高値A(8本)	LTD	10.9±2.8	0.79±0.09	LTD	0.39±0.15*
福島高値B(8本)	LTD	12.6±3.8	LTD	2.46±1.85	LTD
福島高値C(23本)	0.61±0.16	14.0±0.9	0.39±0.03	LTD	LTD
福島低値(7本)	1.01±0.56	9.7±3.2	LTD	LTD	LTD
福島震災前脱落(12本)	0.91±0.31*	7.9±1.5	0.21±0.07*	LTD	0.39±0.15*
北海道-2(21本)	0.57±0.14	10.2±1.1	0.14±0.04	1.68±0.23	0.27±0.07
静岡-2(24本)	0.65±0.16	5.4±1.0	0.07±0.02	LTD	0.24±0.03
新潟(8本)	0.65±0.38	7.9±2.2	0.60±0.16	18.5±1.85	LTD
熊本-2(14本)	0.41±0.18*	8.5±1.0	0.25±0.06	LTD	LTD

*誤差30%以上

4. 乳歯中の放射性ストロンチウム測定

図 11 に事故以前に形成された乳歯に含まれる放射性ストロンチウム濃度を示す。放射性ストロンチウムは福島県からの乳歯にも福島県外からの乳歯にも同程度に検出された。

図 11. ^{90}Sr 乳歯における ^{90}Sr 放射活性濃度

mBq/g Ca, 平均 \pm 計測誤差(サンプル当たりの乳歯数)

福島県		福島県外	
いわき市 -1	1.45 \pm 0.16 (6)	北海道 -1	1.63 \pm 0.13 (9)
-2	1.28 \pm 0.15 (8)	-2	<1.61 (14)
-3	2.05 \pm 0.67 (16)	新潟県 -1	2.01 \pm 0.09 (6)
福島市 -1	1.61 \pm 0.12 (14)	-2	<1.37 (14)
-2	<1.53 (16)	静岡県 -1	1.95 \pm 0.11 (6)
郡山市 -1	1.57 \pm 0.12 (13)	-2	<1.45 (17)
-2	1.77 \pm 0.70 (16)	熊本県 -1	1.45 \pm 0.08 (6)
		-2	1.88 \pm 0.73 (16)

IV. 考察

IP による線量評価と QL 値を構成する放射性元素

福島県および福島県外から提供を受けた乳歯について、IP により歯の中に含まれる放射線量について基礎的なスクリーニングを行った。その結果、福島県南会津地方および県南地方の乳歯の放射線量は、他の地域からの乳歯に比べて、やや低値を示すことが判明した。これまでの検討で、原発事故以前に形成された乳歯において、福島県は他の県と比較して低い QL 値を示すことが判明していたが、例数を増やして検討してもその傾向は同様であった。福島県において QL 値がほかの地域と比較して若干低いことは、福島県の環境放射性物質濃度が、他県のそれと比較してもともと低かったことが考えられる。日本地質学会による、原発事故前の日本の自然放射線量マップによれば福島県の中央部から南北に広がる地域の自然放射線量は、日本の中でも比較的、自然放射線量が低い地域に属している²⁾。歯の中には、ウラン系列やトリウム系列に属する自然放射性核種が含まれており、それらの濃度は、地域の放射線量を反映している可能性がある。福島県内からの乳歯についても QL 値に地域差が見られたが、この点に関しても、地域により、環境放射線量が異なることが関係している可能性が考えられる。歯の中の放射線量に地域差があることの原因は不明であるが、これらのデータは、今後、収集が始まる原発事故後に形成された歯を評価する上での基礎となる。

検討した乳歯の QL 値は平均で 105.5 を示したが、これがどのような核種によるのかを、物理化学的手法により検討した。その結果、乳歯中には自然放射性核種として、ウラン系列とトリウム系列の娘核種、および ^{40}K が存在し、さらに人工放射性核種として ^{137}Cs や ^{90}Sr が存在することが示された。

自然放射性核種のうち ^{40}K はどの歯にも比較的高い濃度 (5.0-14.0mBq/g) で認められた。カリウムは生体にとって必須の元素でありその体液中の濃度も一定範囲にコントロールされている。

歯質中の濃度もウラン系列やトリウム系列に比べて安定した高値を示した。このことから ^{40}K は歯の QL 値（平均値 105.5）発生に一定の寄与をしているものと考えられる。

一方、人工放射性核種としてほとんどの歯に ^{137}Cs が、また、すべての歯に ^{90}Sr が認められた。今回測定した歯はすべて福島原発事故以前に形成された歯であること、また収集地に関わらず福島県内の収集歯からも福島県外の収集歯からも検出された。これらの事実は今回認められた ^{137}Cs や ^{90}Sr が今回の福島原発事故に由来しない可能性が高いことを示唆している。このことは、福島原発事故以前に脱落していた歯からも ^{137}Cs が認められたこと、さらに福島原発事故以前の報告にも歯質中に ^{90}Sr の存在が報告されていることから支持される^{1,3)}。おそらく今回検出された ^{90}Sr や ^{137}Cs の由来は現在も環境中に存在する過去の大気圏核実験や原発事故に由来すると考えられる。

歯の QL 値に対する ^{137}Cs と ^{90}Sr の寄与率について考えた時、 ^{90}Sr の歯質中の濃度の方が ^{137}Cs 濃度に比べて一桁違い大きいこと（図 10,11）、さらに ^{137}Cs の崩壊エネルギーが 1.17MeV であるのに対し ^{90}Sr はその娘核種の ^{90}Y を含め 2.83MeV であることから、 ^{90}Sr の方が大きいと考えられる。

歯種の違いによる QL 値

本年度における検討においても歯種別に QL 値を測定した結果、福島県についても対照県についても、上顎乳切歯が最も高い値を示し、下顎の乳臼歯部が最も低い値を示した。上顎切歯は外気に触れやすく乾燥しやすいなどの性質があること、また ^{210}Pb の濃度が極端に高い例も認められたことなどからも空気中の ^{222}Rn などが歯に吸着されやすいことによるものと考えられた。歯種の違いにより QL 値が異なる事実は、歯を使って今後の線量評価を行う上で留意する必要がある。

原発事故後に形成された歯の QL 値

本年度においても図 8 に示すように原発事故後に形成された歯の収集割合が増加した。形成時期による QL 値の違いは認められなかったことから、少なくとも今回の調査の対象となった事故時に形成が進行していた歯（171 本）や、事故後に形成された歯（150 本）の QL 値の推移を見る限りにおいては、原発事故に関わる意味のある内部被ばくは無かったものと考えられる。今後収集が進む原発事故後に形成された乳歯の QL 値がどのような推移をたどるのかは注意深く見守る必要がある。

VI. この研究に関する現在までの研究状況、業績

A. 論文：査読あり

1) 小野 拓実、小荒井 一真、木野 康志、田巻 廣明、岡 壽崇、高橋 温、鈴木 敏彦、清水 良央、千葉 美麗、藤嶋 洋平、Varerie Goh Swee Ting、有吉 健太郎、中田 章史、鈴木 正敏、山城 秀昭、

福本 学、関根 勉、篠田 壽、三浦 富智：福島第一原発事故影響調査のための野生動物体内の放射性核種分布と被ばく線量の評価：KEK Proceedings of the 20th Workshop on Environmental Radioactivity, (2019) 189-194

2) 小荒井 一真, 木野 康志、小野 拓実、岡 壽崇、高橋 温、鈴木 敏彦、清水 良央、千葉 美麗、小坂 健、佐々木 啓一、鈴木 正敏、漆原 佑介、福田 智一、磯貝 恵美子、関根 勉、篠田 壽、福本 学：福島原発事故後のウシ、サルの硬組織への環境中からの ^{90}Sr の移行：KEK Proceedings of the 20th Workshop on Environmental Radioactivity, (2019) 183-188

B. 論文：査読なし

なし

C. 国内学会発表

1) 小野 拓実、小荒井 一真、木野 康志、田巻 廣明、岡 壽崇、高橋 温、鈴木 敏彦、清水 良央、千葉 美麗、藤嶋 洋平、Valerie Goh Swee Ting、有吉 健太郎、中田 章史、鈴木 正敏、山城 秀昭、福本 学、関根 勉、篠田 壽、三浦 富智：浪江町の野生アライグマの放射性セシウムによる被ばく線量評価：第 56 回アイソトープ・放射線研究発表会，東京大学，東京都文京区，2019/7/3-5.

2) 岡 壽崇，高橋 温，小荒井 一真，光安 優典，木野 康志，関根 勉，清水 良央，千葉 美麗，鈴木 敏彦，小坂 健，佐々木 啓一，漆原 佑介，鈴木 正敏，篠田 壽，福本 学：福島県で捕獲したニホンザルの電子スピン共鳴法による外部被ばく線量推定：日本分析化学会 第 68 年会，2019/9/11-13，千葉大学

3) 小荒井 一真，松枝 誠，藤 健壮，小野 拓実，木野 康志，岡 壽崇，奥津 賢一，高橋 温，鈴木 敏彦，清水 良央，千葉 美麗，小坂 健，佐々木 啓一，石井 弓美子，林 誠二，関根勉，福本学，篠田 壽，北村 哲浩：歯や耳石に記録された放射性核種の取り込み履歴：日本放射化学会第 63 回討論会（2019）：2019/9/24-26，いわき産業創造館

4) 篠田 壽，高橋 温，清水良央，千葉 美麗，鈴木 敏彦，木野 康志，小野 拓実，小荒井 一真，岡壽崇，山城 秀昭，中田 章史，葛西 宏介，有吉 健太郎，関根 勉，佐々木 啓一，三浦 富智：歯を用いた内部被ばく状況の把握：日本放射化学会第 63 回討論会（2019）：2019/9/24-26，いわき産業創造館

5) 清水 良央，高橋 温，千葉 美麗，鈴木 敏彦，木野 康志，岡 壽崇，小荒井 一真，小野 拓実，関根 勉，ゴー バレリ，葛西 宏介，有吉 健太郎，三浦 富智，篠田 壽：放射性物質汚染域に棲息するアライグマの硬組織および軟骨組織への放射性物質の取り込み：日本放射化学会第 63 回討論会（2019）：2019/9/24-26，いわき産業創造館

6) 高橋 温，千葉 美麗，相田 潤，清水 良央，鈴木 敏彦，木野 康志，岡 壽崇，小荒井 一真，池山 丈二，海野 仁，廣瀬 公治，大野 敬，小坂 健，棚原 朗，関根 勉，佐々木 啓一，篠田 壽：乳歯に含まれる放射性物質のスクリーニング -イメージングプレートを用いた検討-：日本放射化学会第 63 回討論会（2019）：2019/9/24-26，いわき産業創造館

7) 岡 壽崇，高橋 温，小荒井 一真，光安 優典，小野 拓実，田巻 廣明，木野 康志，関根 勉，清水良央，千葉 美麗，鈴木 敏彦，小坂 健，佐々木 啓一，藤嶋 洋平，漆原 佑介，Valerie See

Ting Goh, 有吉 健太郎, 中田 章史, 鈴木 正敏, 山城 秀昭, 福本 学, 篠田 壽, 三浦 富智: 電子スピン共鳴法による野生動物の外部被ばく線量推定法の検討: 日本放射化学会第 63 回討論会 (2019) :2019/9/24-26, いわき産業創造館

8) 小野 拓実, 木野 康志, 奥津 賢一, 岡 壽崇, 関根 勉: PHITS を用いた野生動物の被ばく線量評価のための動物ファントムの検討: 日本放射化学会第 63 回討論会 (2019) :2019/9/24-26, いわき産業創造館

9) 光安 優典, 岡 壽崇, 高橋 温, 小荒井 一真, 木野 康志, 奥津 賢一, 関根 勉, 清水 良央, 千葉 美麗, 鈴木 敏彦, 小坂 健, 佐々木 啓一, 漆原 佑介, 鈴木 正敏, 福本 学, 篠田 壽: 電子スピン共鳴分光法によるニホンザルの被ばく線量の検出限界の推定: 日本放射化学会第 63 回討論会 (2019) :2019/9/24-26, いわき産業創造館

10) 長沼 由泰, 高橋 温, 猪狩 和子: 乳歯硬組織における亜鉛と銅の分布-正期産児と早期産児の比較-: 第 36 回日本障害者歯科学会総会および学術大会:2019/11/22-24 長良川国際会議場・都ホテル岐阜長良川

11) 光安 優典, 岡 壽崇, 高橋 温, 小荒井 一真, 木野 康志, 奥津 賢一, 関根 勉, 清水 良央, 千葉 美麗, 鈴木 敏彦, 小坂 健, 佐々木 啓一, 漆原 佑介, 鈴木 正敏, 福本 学, 篠田 壽: ESR 法による帰還困難区域の動物の外部被ばく線量推定: ESR 応用計測研究会・ルミネッセンス年代測定研究会・フィッシュン・トラック研究会 2019 年度 合同研究会: 2019/11/27-29, セラトピア土岐, 岐阜県土岐市.

12) 小野 拓実, 木野 康志, 奥津 賢一, 山下 琢磨, 関根 勉: 放射線輸送コード PHITS を用いた野生動物の被ばく線量の推定: 第 2 回日本放射線安全管理学会・日本保健物理学会合同大会: 2019/12/4-7 東北大学青葉山新キャンパス青葉山commons, 仙台市

D. 国際学会発表

1) Takumi Ono, Yasushi Kino, Hiroaki Tamaki, Toshitaka Oka, Atsushi Takahashi, Toshihiko Suzuki, Yoshinaka Shimizu, Mirei Chiba, Yohei Fujishima, Valerie Goh Swee Ting, Kosuke Kasai, Kentaro Ariyoshi, Akifumi Nakata, Masatoshi Suzuki, Hideaki Yamashiro, Manabu Fukumoto, Tsutomu Sekine, Hisashi Shinoda, Tomisato Miura : Radioactive cesium concentration in internal organs and exposure dose of wild raccoons in Namie town, Fukushima : Tohoku University's Chemistry Summer School 2019, Sendai, Japan, 2019/8/27-28.

2) Yusuke Mitsuyasu, Toshitaka Oka, Atsushi Takahashi, Kazuma Koarai, Yasushi Kino, Tsutomu Sekine, Yoshinaka Shimizu, Mirei Chiba, Toshihiko Suzuki, Jun Aida, Ken Osaka, Keiichi Sasaki, Yusuke Urushihara, Masatoshi Suzuki, Hisashi Shinoda, Manabu Fukumoto : The estimation of detection limit of radiation exposed dose for Japanese macaque with electron spin resonance spectroscopy : Tohoku University's Chemistry Summer School 2019, Sendai, Japan, 2019/8/27-28.

3) Toshitaka Oka, Atsushi Takahashi, Kazuma Koarai, Takumi Ono, Hiroaki Tamaki, Yasushi Kino, Tsutomu Sekine, Yoshinaka Shimizu, Mirei Chiba, Toshihiko Suzuki, Jun Aida, Ken Osaka, Keiichi Sasaki, Yusuke Urushihara, Masatoshi Suzuki, Yohei Fujishima, Valerie See Ting Goh, Kentaro Ariyoshi, Akifumi Nakata, Hideaki Yamashiro, Tomisato Miura, Manabu Fukumoto, Hisashi Shinoda : External dose estimation of Japanese macaque and Procyon lotor using electron spin resonance spectroscopy : 16th

International Congress of Radiation Research (ICRR2019), 2019/8/25-29, Manchester, UK

4) Toshitaka Oka, Atsushi Takahashi, Kazuma Koarai, Yasushi Kino, Tsutomu Sekine, Yoshinaka Shimizu, Mirei Chiba, Toshihiko Suzuki, Jun Aida, Ken Osaka, Keiichi Sasaki, Yusuke Urushihara, Masatoshi Suzuki, Hisashi Shinoda, Manabu Fukumoto : Electron spin resonance dosimetry using tooth enamel of Japanese macaque: The 19th International Conference on Solid State Dosimetry (SSD19), 2019/9/15-20, Hiroshima, Japan

E. 著書

K. Koarai, Y. Kino, T. Oka, A. Takahashi, T. Suzuki, Y. Shimizu, M. Chiba, K. Osaka, K. Sasaki, T. Fukuda, E. Isogai, H. Yamashiro, T. Sekine, M. Fukumoto, H. Shinoda. “Incorporation and Accumulation of Strontium-90 in the Hard Tissue of Animals and Their Relationship with Strontium-90 Pollution in the Environment” in “Low-Dose-Rate Radiation Effects on Animals and Ecosystem-Long-Term Study on the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident” Ed. By M. Fukumoto (Springer, 2019).

F. 講演

なし

G. 主催した研究集会

なし

H. 特許出願・取得

なし

I. その他

なし

VII. 参考文献

1) Koarai K., et al.: ^{90}Sr in teeth of cattle abandoned in evacuation zone: Record of pollution from the Fukushima-Daiichi Nuclear Power Plant accident: Scientific Reports 6:24077 DOI: 10.1038/srep24077 (2016)

2) <http://www.geosociety.jp/uploads/fckeditor/hazard/2011/daishinsai/20110412imai/Radiation-m2.gif>

3) Chikayama Y., et al.: Accumulation of ^{90}Sr to cattle and horse bones in Hokkaido. Radioisotopes 48, 283–287 (1999).

Radiation dose assessment using deciduous teeth collected from children in Fukushima

Keiichi Sasaki

Tohoku University Graduate School of Dentistry, Dean

Radiation from 6,976 deciduous teeth, collected from children in Fukushima and other prefectures, were measured using imaging plates. The data were epidemiologically assessed to examine the dose differences in radiation, based on the Quantum Level (QL) values obtained from the teeth. The activity concentrations of radio nuclides in some of the teeth were determined using gamma-ray spectrometry and low background gas flow counter. With regards to the teeth formed before the Fukushima Daiichi nuclear power plant (FDNPP) accident, the QL values of the teeth collected from the resident children of Fukushima were slightly lower than those collected from children in other prefectures, which might be due to the difference in natural radioactivity in the environment. There were significant regional differences in the level of radiation in the teeth collected from 7 local government areas within Fukushima prefecture. The QL values differed with the type of teeth; the highest value was observed in the maxillary deciduous incisors, and the lowest in the mandible deciduous molars. Natural radionuclides in uranium and thorium series and ^{40}K were observed in these teeth. ^{40}K was detected in all the samples examined and its concentration was relatively higher than those of nuclides in uranium (^{214}Pb) and thorium (^{212}Pb) series. Among artificial radionuclides, ^{137}Cs was detected in 7 of 9 samples and ^{90}Sr was detected in all samples examined. These artificial radionuclides observed might not have originated from the FDNPP accident, but from nuclear weapon tests in the past, because they were detected even in the teeth that were formed and fallen out before the FDNPP accident. Furthermore, these radionuclides were detected even in the teeth from the prefectures where the effects of the FDNPP accident are considered to be negligible. After 2016, although the percentage of the teeth formed after the FDNPP accident increased, the QL values of these teeth have not shown any signs of an increase till now. Because the teeth examined in the present study were formed before the FDNPP accident, the aforementioned findings may serve as an important control data for future studies on teeth formation after the FDNPP accident.

1-7 被ばく線量に影響を及ぼす住家内外の要因に関する研究

主任研究者：吉田 浩子（東北大学大学院薬学研究科）

研究要旨

本研究は、平成 24~26 年度及び平成 28~30 年度に調査した住家おおよそ 150 戸のうち現在も調査が可能な住家について再調査を行い、被ばく線量に影響を及ぼす要因である線量低減係数及び屋内残留放射能（表面汚染密度）の経時変化について調べることを目的としている。今年（2019 年）度は飯舘村 34 戸、大熊町 2 戸、浪江町 8 戸、南相馬市小高区 9 戸の合計 53 戸での調査を実施した。その結果、以下のことが示唆された。以下で、「除染前」と「除染後」とあるのは主に平成 24~26 年度に行った調査での結果を示す。

1. 空間線量の低下率について 除染が大きな線量の低減をもたらしており、除染後の経時変化は物理的減衰以外にほとんど観察されない。除染前と 2019 年の値を比較した空間線量低下率は屋外で中央値 53.8%(n=38 戸)、屋内で 47.2%(n=38 戸)であった。屋内についての除染前から除染直後、除染前から 2019 年の調査時の空間線量低下率の 2 標本はマン=ホイットニーの U 検定により差が有意であった。

2. 線量低減係数, Reduction Factor (RF) について 今年度調査した住家について除染前 (n=199)、除染直後(n=71)、及び今年（2019 年）度 (n=393) それぞれの線量低減係数の中央値及び四分位範囲 (Q1-Q3) は 0.40 (0.34-0.47)、0.53 (0.48-0.67)、0.54 (0.46-0.66) と評価された。それぞれの住家について、線量低減係数の比を算出した。除染直後/除染前、2019 年/除染前について比の中央値は双方とも 1.3 で、2019 年/除染直後は 1.0 であり、除染後の経時変化はほとんど観察されなかった。除染前・除染直後及び 2019 年の線量低減係数をそれぞれの屋外の空間線量率に対してプロットした結果から、現在までの取得データの範囲において暫定的に近似式を $y = -0.086\ln(x) + 0.4667$ (x は屋外の空間線量率 ($\mu\text{Sv/h}$)、 y は線量低減係数) と評価した。

3. 屋内表面汚染密度について 飯舘村では採取したスミア 1186 試料のうち検出限界以下は 1150 試料 (97.0%)、検出限界を超えた 36 試料 (3.0%) についても表面汚染密度の値はきわめて低かった。南相馬市小高区で再調査した 9 戸では 362 の試料を採取し 261 の試料 (72.1%) で検出限界以下であり、検出限界を超えた試料は 101(27.9%)であった。浪江町で再調査した 8 戸では 389 の試料を採取し 193 の試料 (49.6%) で検出限界以下であり、検出限界を超えた試料は 196(50.4%)であった。大熊町で再調査した 2 戸では 73 の試料のうち 5 つの試料 (6.8%) で検出限界以下であり、検出限界を超えた試料は 68(93.2%)であった。前回の調査で表面汚染密度の値は福島第一原子力発電所（福島第一原発）からの距離と反比例関係にあり福島第一原発に近い地域ほど高くなる傾向があることが観察されたが、今回も同じ傾向が観察された。

4. シミュレーションのための住家周辺及び屋内の連続モニタリングについて ジャイロセンサーを有する γプロッターF の導入により、GPS 信号を十分にキャッチできない林の中及び室内での連続モニタリングが可能であることがわかった。家一軒あたり、比較的詳細なデー

タを取得することができ、これらの情報を使うと、屋外の空間線量率の分布と屋内の空間線量率の分布が得られるとともに、線量低減係数についてもあわせて得ることが可能となった。

キーワード

住家内外	経時変化	空間線量率
線量低減係数(RF)	屋内表面汚染密度	放射性セシウム (放射性 Cs)

研究協力者

町田昌彦（日本原子力研究開発機構）、金敏植（日本原子力研究開発機構）、
Alex Malins（日本原子力研究開発機構）、吉村和也（日本原子力研究開発機構）、
森内茂（元日本原子力研究開発機構）

I. 研究目的

福島県では避難指示区域の解除が進んでいる。解除がされていない帰還困難区域内にも特定復興再生拠点区域が認定され、令和 2 年 3 月 14 日の常磐線全線再開にともない双葉駅、大野駅、夜ノ森駅の 3 駅とその周辺の避難指示が解除された。これにともない、帰還・居住する住民の増加が今後予想されるなか、より適切に被ばく線量推定を行えるよう現状に即した情報が必要である。特に、住民がもっとも長い時間を過ごす住家屋内の放射線量の推定のために、屋外空間線量から屋内空間線量を算出する線量低減係数（Reduction Factor, RF）の値は重要となる。福島県では建造物の 78.7%及び一戸建ての 97.3%が木造であることから¹⁾、とりわけ木造住家についての線量低減係数の値を求めることが必要である。

原発事故が発生した平成 23 年当時木造住家を含めて日本家屋についての線量低減係数値は存在しなかったため、国際原子力機関による IAEA-TECDOC -225「核施設の放射線事故へのオフサイト対応プランニング」²⁾ 及び 1162「放射線緊急事態の評価および対応のための一般的手順」³⁾ に示される 1 階および 2 階建ての木造の家におけるしゃへい係数（線量低減係数）0.4 を適用して屋内の空間線量が推定された。原発事故直後から行われたいくつかの実測により日本家屋についての線量低減係数値が評価され、木造家屋で RF を代表値 0.4 として数値することは妥当であることが示された^{4,5)}。

しかしながら、この値は原発事故によって沈着が生じた初期には適切であったものの、除染や時間経過とともに住家周辺の屋外の空間線量率が低くなると線量低減係数値は大きく変化することが示されている⁶⁾。IAEA もしゃへい係数（線量低減係数）値, 0.4 は事故直後の緊急時に適用されるものであるとしている。今後も一律に RF を 0.4 として屋内線量を推定することは不適切であると考えられるが、いつまで 0.4 を使い続けることが妥当であるのか、屋外の空間線量率が変化するとき線量低減係数値として何を使えば良いのかは明らかにされていない。

住家に関してもう一つの住民の大きな関心は屋内の汚染状況に関する情報である。住家内は除

染の対象とはなっていないため、元の住家に帰還・居住する住民にとって屋内（及び放置してきた家財）についての情報は有用なものとなる。平成 24~26 年度及び平成 28~30 年度の本事業における主任研究者の研究調査により、住家屋内には放射性セシウムが入り込み、室内（家財）や天井裏等の表面に遊離性のハウスダストとして残存していること、表面汚染密度の値は福島第一原子力発電所（福島第一原発）からの距離と反比例関係にあり福島第一原発に近い地域ほど高くなる傾向があること⁶⁾、手に付着したハウスダストからの経口摂取や掃除等により舞い上がったエアロゾルの吸入摂取による内部被ばく線量は屋内表面汚染密度が高くなる、すなわち福島第一原発に近い住家では高くなること^{7~9)}を明らかにしてきた。大熊町や双葉町等の特定復興再生拠点区域では、上記のように避難指示の解除が進められつつあり、この地域の住家内の屋内残留放射能が時間経過によりどう変化するのか、知見を集める必要がある。

そこで、本研究では平成 24~26 年度及び平成 28~30 年度に調査した住家の計およそ 150 戸について～7 年経過後の再調査を行い、①線量低減係数をあらたに取得して除染や時間経過による変化を解析。残存環境放射線の屋内への寄与を構築したモデルと合わせて検討。②屋内残留放射能（表面汚染密度）の変化傾向を解析。③外部・内部被ばく線量に影響を与える要因を総合的に検討する、ことを研究期間を通じての目的とする。平成 31 年度は、飯舘村を主に再調査し、住家内外での放射線・放射能を測定することにより、①線量低減係数をあらたに取得し、これまでの数値と比較して除染や時間経過による変化を評価する。②屋内残留放射能（表面汚染密度）の変化傾向を解析する、ことを目的とする。

II. 研究方法

1. 調査住家

今年度は、飯舘村 34 戸、南相馬市小高区 9 戸、浪江町 8 戸、大熊町 2 戸の計 53 戸（図 I-1）について調査を行った。飯舘村 34 戸、南相馬市小高区 9 戸、浪江町の 3 戸の計 46 戸の住家は避難指示が解除された地域にあるが、浪江町の 5 戸及び大熊町 2 戸の計 7 戸は帰還困難区域にある。避難指示が解除された地域にある 46 戸のうち 30 戸で住民は帰還・居住している。

全調査住家 53 戸のうち 4 戸では前回調査時の住家は解体し、ほぼ同位置に新しく家を建て替えていた。また、帰還・居住されている住家 30 戸のほとんど全てではなんらかの形でリフォームが行われていた。

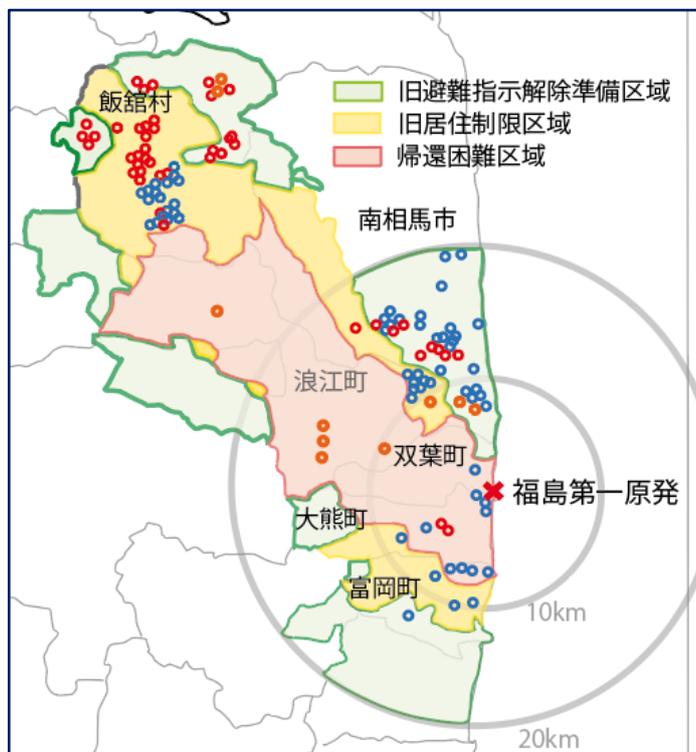


図 II-1 ○ 平成 31 年度 1 に調査を行った 53 戸
○ H24~26、28~30 年度に調査を行った住家

2. 住家内外の空間線量率の測定

地表または床から 1m の地点で 1”φx1” NaI シンチレーションサーベイメータ(TCS-172,日立製作所)を用いて測定し、1cm 線量当量率, $H^*(10)$ ($\mu\text{Sv/h}$) を取得した。測定にあたっては、住家外(家屋や植木などから十分に離れ地面は土もしくは砂利、開けた場所を選定)及び住家内(住民の許可を得られたすべての部屋及び廊下、もしくは住民がよく使う部屋、居間、寝室、子供部屋などについて窓から離れた各部屋中心)において検出器の方向を東西南北に向けて各 3 回行い、12 回の数値の平均をとった。住家周辺での計測は **uncontaminated effect**¹⁰⁾ (住家の真下は湿性沈着がなく放射性物質の沈着がほとんどないことによる屋内・屋外空間線量率の低減効果)があり、かつ、犬走りの影響で建屋に近接したところでは数値は低くなる。このため原則として家建屋の外壁から 500~600cm の場所で測定することとした。2019 年に測定した合計 555 箇所での計測における外壁からの距離の平均値は 470cm 中央値は 500cm であった。なお、時定数は屋外・屋内ともで原則として 30 秒とし東西南北での数値に大きな変動がない場合は 10 秒とした。住家周辺及び住家内での測定箇所の例を図 II-2 に、住家外での測定の様子を図 II-3 に示す。

セメン瓦からの上方向からの寄与を見るため、NaI シンチレーションサーベイメータ検出器周囲を 5cm 厚鉛で遮へい(周囲から入射する ^{134}Cs , ^{137}Cs の線量率への寄与を 1/100 以下にする)し、検出器先端面だけを遮へいせず開口しておき、開口部を上方に向けることで屋根方向からの入射の状況を測定し、5cm 厚鉛の蓋を別途用意して開口部を塞ぎ、蓋をした時としない時の差を屋根から直接入射してくる線量として評価する予定であったが、セメン瓦への放射性セシウムの浸透・吸着及びそこからの空間線量寄与について住民に広く周知されており、セメン瓦の住家はすべて解体されていたため実施できなかった。

屋内外の空間線量率分布をシミュレーション(コード: 3D-ADRES)(図 II-4)より明らかにするため、リモートセンシング技術(人工衛星・航空機・地上でのレーザースキャンや撮影等の情報)により、地形や住宅構造物の情報を取得した。シミュレーションに必要な家屋内外の情報(家屋内外の空間線量率分布の他、地形や土地利用情報及び家屋の詳細情報)の取得を試みた。

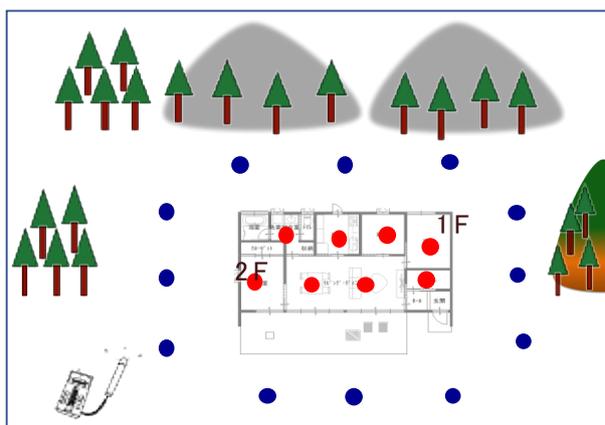


図 II-2 住家周辺及び住家内での測定箇所の例



図 II-3 住家外での測定の様子

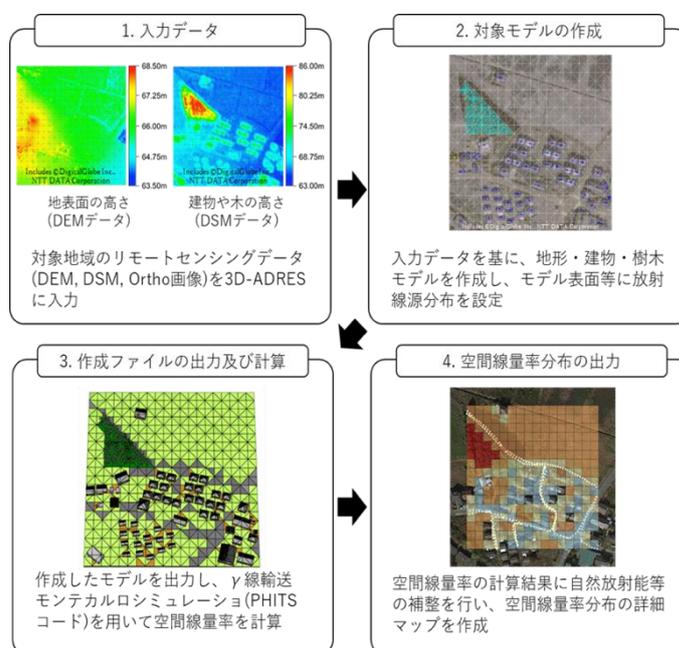


図 II-4 3D-ADRESによる住宅及び周辺環境のモデル化と空間線量率分計算

3. 住家内外のガンマ線スペクトルの測定

2.と同じ要領で住家内外で3”φx3” NaIy線用スペクトロメータ (JSM-112、日立製作所)を用いてガンマ線スペクトルを測定した。測定箇所数は屋外・屋内それぞれで原則として1箇所とし、900秒間測定してガンマ線波高分布を取得した。スペクトルの測定箇所では同時に1”φx1” NaIシンチレーションサーベイメータによる空間線量率の測定も行った。8月上旬にJSM-112が突然使用不能となりスペクトルが取得できなくなった。3”φx3” NaIy線用スペクトロメータ (EMF221、EMFジャパン株式会社)を大学の共同研究者から貸してもらったことができたため、10月からの後半の測定はEMF221を用いて同一条件で行った。住家内での測定の様子(EMF112)を図 II-5に、住

家内での測定の様子(EMF112)を図 II-6 に示す。

ガンマ線波高分布からエネルギー・スペクトルを取得し、アンフォールディングコードで得たブラックデータを解析して、自然放射線と放射性 Cs（以下 Cs と表記）の分離、Cs の直達線と散乱線の分離を行い、線量寄与について評価を行った。22x22 行の応答行列法により、波高分布をアンフォールディングして入射 γ 線のエネルギー・スペクトルを取得。自然環境 γ 線である ^{40}K 、 ^{214}Bi (^{238}U の娘核種)、 ^{208}Tl (^{232}Th の娘核種) のピークを利用して K、U、Th 濃度を決定し、自然環境ガンマ線と原発事故による放射性セシウムからの寄与分を分離した。0.4~0.9 MeV の散乱線を直線で近似して散乱線成分とし、全体から散乱線成分を差し引いた残差を直接線成分とすることにより両者を分別し、それぞれの線量率 ($\mu\text{Gy/h}$) を取得した。また、モデル化に向けたシミュレーションに使用する目的で、ストリッピング法による方法をあらたに開発し精緻化を試みた。



図 II-5 住家外での測定の様子 (EMF112)



図 II-6 住家内での測定の様子 (EMF112)

4. 屋内残留汚染の測定と表面汚染密度の評価

住民の許可を得られたすべての部屋で家具平面などに沈着している放射性物質（ダストに付着）を乾式スミア（拭き取り）法によりサンプリングした。スミアサンプリング箇所の例・模式図を図 II-7 に示す。部屋の大きさに応じて 1 部屋あたり 1~6 箇所について、主に木の表面を JIS Z 4504(2008) に準じ 10cm 角 (100 cm^2) の表面を同じ強さで均一にこすり、ほぼ一様に汚染が付着するようにして試料を採取した。試料は飯舘村 34 戸で 1186、南相馬市小高区 9 戸で 363、浪江町 8 戸で 389、大熊町 2 戸で 73 の計 53 戸で計 2010 を採取した。試料はプラスチックシンチレーション検出器 (JDC-5300、日立製作所) で ^{134}Cs 、 ^{137}Cs からのベータ線を 10 分間測定した。

スミアした（ふき取った）表面の単位面積あたりのベータ線放出核種の遊離性表面汚染の放射能（表面汚染密度） A_{sr} (Bq/cm^2) を式(1)により求めた¹¹⁾。

$$A_{\text{sr}} = (n - n_b) / (60 \cdot \epsilon_i \cdot F \cdot S \cdot \epsilon_s) \quad (1)$$

ここで、 n は測定された全計数率 (min^{-1})、 n_b はバックグラウンド計数率 (min^{-1})、 ϵ_i はベータ線に対する機器効率、 F は拭き取り効率、 S はふき取り面積 (cm^2)、 ϵ_s は放射性表面汚染の線源効率を表す。スミアした一部のサンプルを高純度ゲルマニウム半導体検出器 (EGPC 50-195-R、Eurisyss 社) で測定して放射能を評価しプラスチックシンチレーション検出器の測定値との相関

関数を作成して放射能の値付けを行った。相関関係を図II-8に示す。これにより補正係数 ($\epsilon_i \times \epsilon_s$) を0.18と評価した。拭き取り効率は繰り返し拭き取り法によって実測で評価した0.75⁹⁾を用いた。検出限界値は式(2)により求めた。

$$N_d = 3/2 \cdot \{3/T_s + [(3/T_s)^2 + 4 \times n_b \times (1/T_s + 1/T_b)]^{1/2}\} \quad (2)$$

ここで、 N_d は検出限界計数率 (cpm)、 n_b はバックグラウンド計数率 (cpm)、 T_s は試料測定時間 (min)、 T_b はバックグラウンド測定時間 (min)を表す。 T_s 、 T_b はともに10minである。

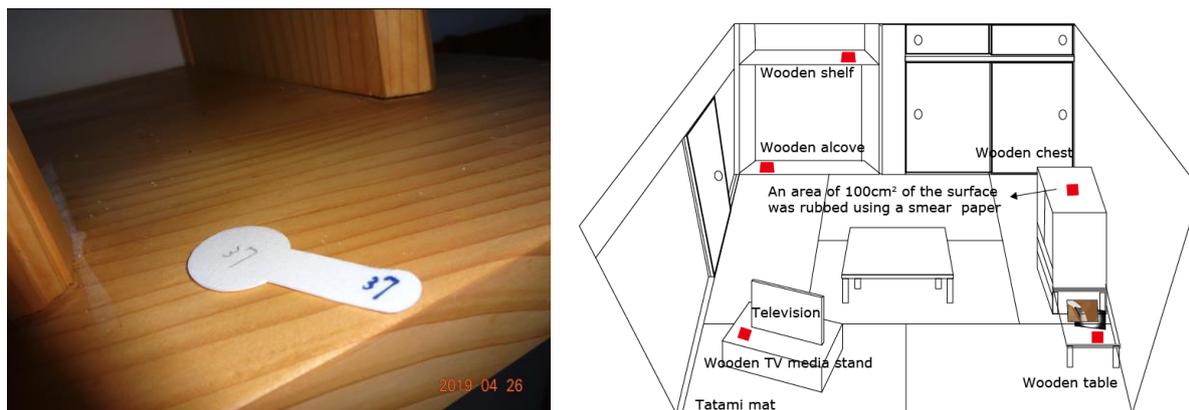


図 II-7 スミアサンプリング箇所例の模式図

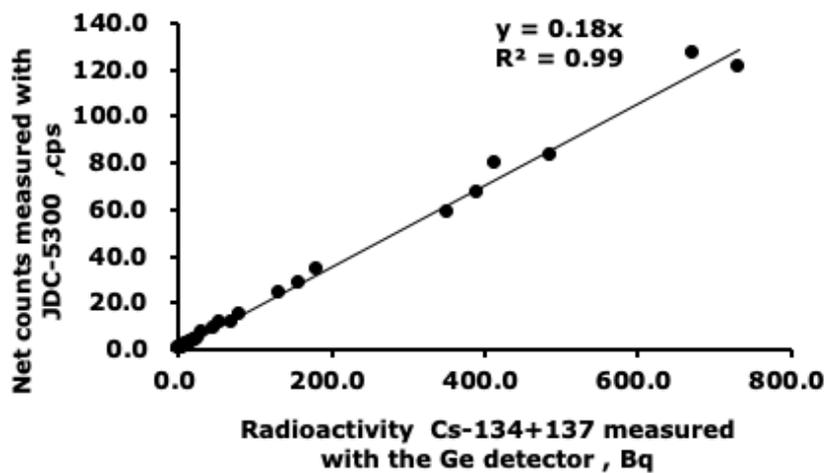


図 II-8 ゲルマニウム半導体検出器で測定した放射能, Bq とプラスチックシンチレーション検出器の測定値, cps との相関

5. Cs 沈着量の測定

本調査では、地表面における核種沈着量測定を目的とした3か所の家屋に加え、 γ 線輸送シ

シミュレーションやスペクトル解析に用いる γ 線スペクトルの取得を目的とした 15 か所の家屋を対象に測定を実施した。

γ 線スペクトルは、可搬型 Ge 半導体検出器 (FALCON-5000, CANBERRA, USA) を用い、1 m 高で 60 分間の測定により取得した。核種沈着量の測定に際しては、コリメータを使用した。Cs 沈着量を得るためのスペクトル解析は、In-Situ Object Calibration Software (CANBERRA, USA) により行った。解析に用いるパラメータとして、測定対象の密度は 1.6 g m^{-3} 、緩衝深度 (β) は舗装面の場合に 0.1 g cm^{-2} とした。土壌面の β は、原子力規制庁¹²⁾が 2011 年から 2018 年にかけて取得した β の経時変化から以下の式を求め、導出した。

$$\beta = 0.414 t + 0.870 \quad (3)$$

ここで t (year) は事故後の経過年数である。

6. シミュレーションのための住家周辺及び屋内の連続モニタリングについて

シミュレーションでは、家屋内外の線源分布、特に家屋外の詳細な分布情報が必要となる一方、地形、土地利用、家屋の構造、遮蔽物の情報等も必須である

空間線量率分布については、当初、1"φx1"NaI シンチレーションサーベイメータ検出器を用いて家屋内外の複数の点にて測定したが (図II-9)、シミュレーションに際し十分な情報が取得できなかったため、 γ プロッターH (図II-10) を用いて連続モニタリングを行うこととした。 γ プロッターH はプラスチックシンチレーション検出器を有し、2つの高さ(地上 100cm 及び 5cm)の線量率を同時に測定することができる。また、高精度 GPS(分解能約 60cm)を搭載し、PC 付属ソフトにて線量率データをリアルタイムにて地図上に表示することができる。しかし、樹木等により上部が遮蔽される場合、GPS 機能が働かず、主に家屋の北側に位置する林等の比較的高い空間線量率を示す地点での連続モニタリングが困難であったため、ジャイロセンサーを有する γ プロッターF (図II-11) の使用に切り替えた。 γ プロッターF の検出器等は γ プロッターH と同じである。



図 II-9 1”φx1”NaI シンチレーションサーベイメータ検出器を用いた
屋内外の空間線量率分布の測定の様子



図 II-10 ガンマプロッターH

図 II-11 ガンマプロッターF

7. 今回の研究方法と前2回の研究方法との相違点

1.調査住家 相違点はない。

2.住家内外の空間線量率の測定 前回は測定箇所と家建屋の外壁からの距離を目測していたが、今回は家建屋の外壁からの距離を測定した(500~600cm)。なお、以下が今回新規に加わった。

屋内外の空間線量率分布をシミュレーション(コード: 3D-ADRES)(図II-4)より明らかにす

るため、リモートセンシング技術（人工衛星・航空機・地上でのレーザースキャンや撮影等の情報）により、地形や住宅構造物の情報を取得した。シミュレーションに必要な家屋内外の情報（家屋内外の空間線量率分布の他、地形や土地利用情報及び家屋の詳細情報）の取得を試みた。

3.住家内外のガンマ線スペクトルの測定 今回は測定機器の故障のため同じ 3”φx3” NaIγ 線用スペクトロメータではあるが異なる機種を 10 月から使用した。

4.屋内残留汚染の測定と表面汚染密度の評価 相違点はない。

5.Cs 沈着量の測定 今回新規に加わった項目。

6.シミュレーションのための住家周辺及び屋内の連続モニタリングについて 今回新規に加わった項目。

（倫理面への配慮）

本研究では、個人の住家内の測定を行うため、その結果には個人情報が含まれる。調査にあたっては、本研究科における「ヒトを対象とする研究に関する倫理審査」の承認をすでに受けており、調査の方法は承認を受けた以下の手順による。

説明会もしくは書面の通知により「調査の目的と方法の説明および調査へのご協力をお願い」を書面により説明し、同意を書面で得る。住民が避難している場合は住民への説明は自治体を通して行う。得られた結果について、被験者に対し線量結果のお知らせを通知する。

さらに、個人の人権への対策として、研究実施に際しては、人間の尊厳を尊重するとともに、個人の人権の保障が科学的又は社会的利益に対して優先することを基本とし、個人情報の保護の徹底をはかる。

そのための具体的な配慮を以下に示す。

○被験者は本人の自由意思で実験への同意、非同意を決定することができる。

○被験者はいつでも本人の自由意思で実験の中止を決定できる。

○実験者は、被験者の人権を尊重し、実験終了後も結果の利用等において、被験者のプライバシーの保護を優先する。

○個人情報は実施責任者が厳格に管理及び取扱うこととし、研究目的以外には用いない。

○個人情報利用の際は、個人の特定に至ることはないように配慮する。

なお、あらたに個人の住家内の測定に用いることとなったガンマプロッターH,F 及び 3D レーザースキャンによる情報取得についても本研究科における「ヒトを対象とする研究に関する倫理審査」に研究実施計画書の変更を申請し、承認を受けた。（令和 2 年 2 月 18 日承認）

III. 研究結果

1. 住家内外の空間線量率の低下率の変化

平成 24~26 年度に 1 回目の調査を行った際の除染前の空間線量率は 1 軒あたりの平均値で屋外で 0.7~3.3 $\mu\text{Sv/h}$ 、屋内で 0.4~ 1.2 $\mu\text{Sv/h}$ であった。今回は屋外で 0.3~ 0.6 $\mu\text{Sv/h}$ 、屋内で

0.09~0.2 μSv/h と大きく低下していた。

空間線量率の低下率, Reduction rate (RR)を以下のように定義する。

$$\text{Reduction rate (\%)} = \frac{H_1 - H_2}{H_1 - H_{BG}} \cdot 100 \quad (4)$$

H_1 :除染前の空間線量率、 H_2 :除染後もしくは2019年の空間線量率、減衰補正あり

H_{BG} : 自然放射線による空間線量率 0.04 μSv/h (37.6 ± 7.6 nGy/h,前プロジェクトでの飯舘村、南相馬市小高区住家の自然放射線による空間線量率の評価値から)

除染前から除染直後、除染前から2019年の調査時の空間線量低下率の分布を屋外・屋内それぞれについて箱ひげ図で図 III-1 に示す。除染直後における低下率(中央値)は屋外:A_{outdoor}で54.6% (n=21 戸)、屋内:A_{indoor}で56.6%であり(n=21 戸)、2019年の調査時における低下率(中央値)は屋外:B_{outdoor}で53.8%(n=38 戸)、屋内:B_{indoor}で47.2%(n=38 戸)であった。除染直後に調査を行うことができなかった住家もあるため n 数が異なっている。これら4つの群について非正規分布をしていること、それぞれの群の標本の分布は大きく異なることから4つの群の標本が共通の分布に基づくかどうかについてマン=ホイットニーの U 検定を行った。その結果、屋内についての除染前から除染直後:A_{indoor}、除染前から2019年の調査時:B_{indoor}の空間線量低下率の2標本において帰無仮説が棄却され (p<0.05)、すなわち、両者間には有意な差があることが示された。一方、これ以外では標本間での帰無仮説は棄却されず、すなわち、有意な差は示されなかった。

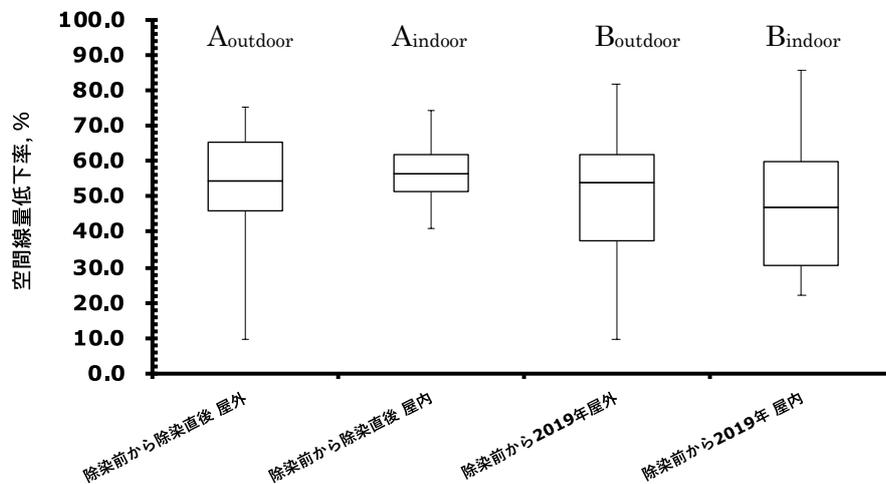


図 III-1 空間線量低下率 (屋外・屋内)

2. 線量低減係数の評価と経時変化

線量低減係数を下記⁵⁾により算出した。

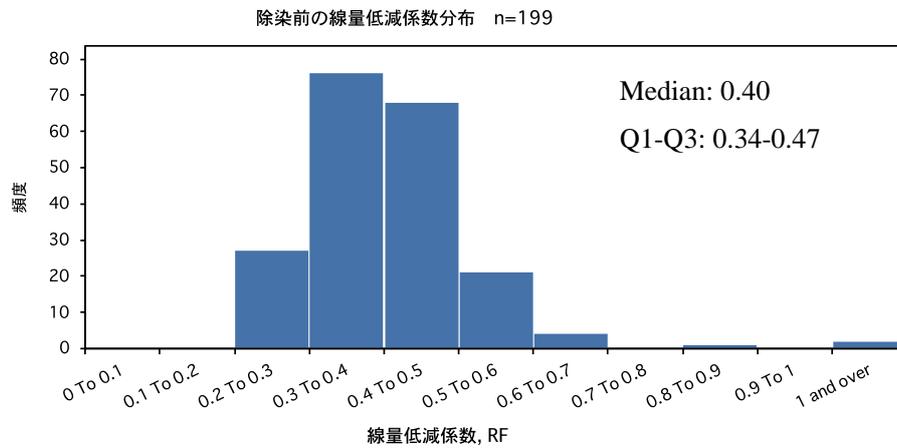
$$RF = H^*(10)_{in} / H^*(10)_{out} \quad (5)$$

ここで、RF は線量低減係数、 $H^*(10)_{in}$ 、 $H^*(10)_{out}$ はそれぞれ屋内、屋外の1cm線量当量率(検出器を東西南北に向けて各3回行ったその平均値)を表す。

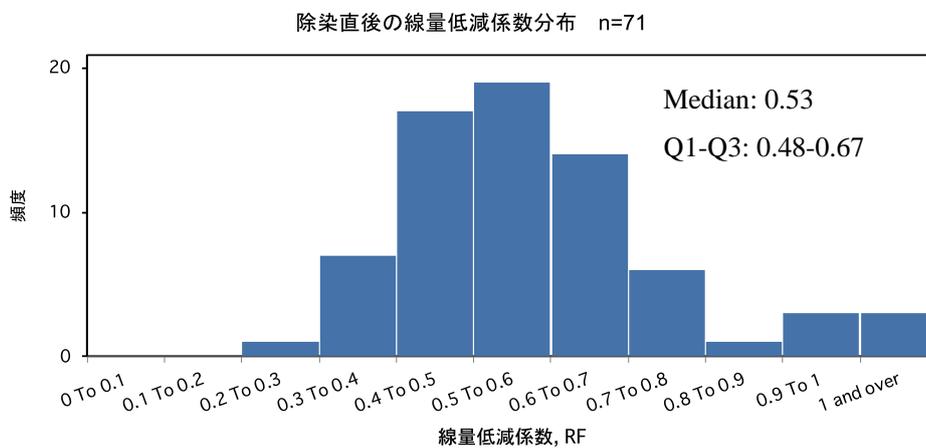
今年(2019年)度調査した住家について除染前(n=199)、除染直後(n=71)、及び2019年(n=393)それぞれの線量低減係数の頻度分布を図 III-2(a),(b),(c)に示す。中央値及び四分位範囲(中央の値50%が含まれる範囲)Q1-Q3はそれぞれ0.40(0.34-0.47)、0.53(0.48-0.67)、0.54(0.46-0.66)と評価された。除染前と除染直後の測定データは平成24~26年度及び平成28~30年度の本事業での測定結果によるものである。除染により大きく線量低減係数は変化(大きく)していることが明らかであるが、除染直後と2019年とに差は認められない。

それぞれの住家について、線量低減係数の比、除染直後/除染前、2019年/除染前、2019年/除染直後を算出した。除染直後/除染前、2019年/除染前について中央値は双方とも1.3で、2019年/除染直後は1.0であった。

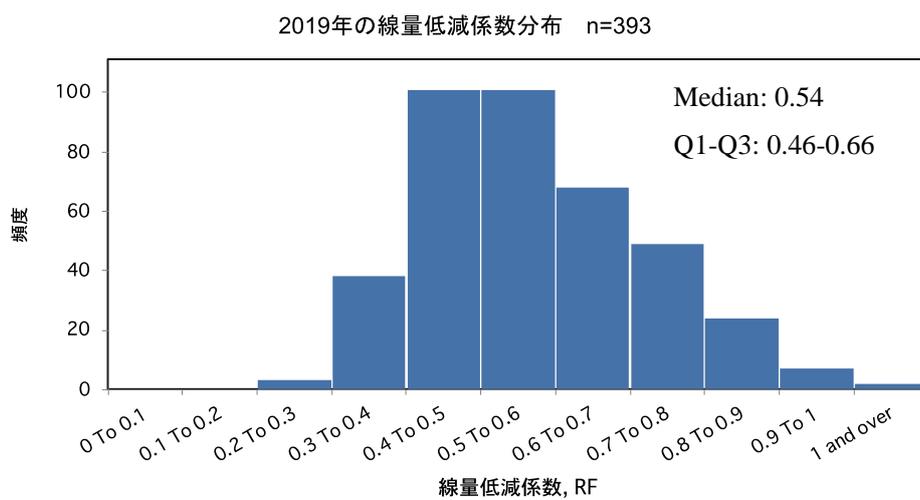
除染前・除染直後及び2019年の線量低減係数をそれぞれの屋外の空間線量率に対してプロットした。平成24~26年度の本事業により飯舘村・南相馬市小高区の調査住家での自然放射線からの γ 線の屋外・屋内比は0.86と評価されている⁴⁾。以上を考慮し、現在までの取得データの範囲において暫定的に近似式を $y = -0.086\ln(x) + 0.4667$ と評価した(xは屋外の空間線量率($\mu\text{Sv/h}$)、yは線量低減係数)。



(a)



(b)



(c)

図 III-2 線量低減係数 (a) 除染前、(b)除染直後、(c)2019年

3. 住家内外で取得したガンマ線スペクトルの解析と評価

7月末までの調査住家17戸（飯舘村15戸、大熊町2戸）では3”φx3” NaI γ 線用スペクトロメータJSM-112により波高分布を取得した。8月上旬にJSM-112が突然使用不能となりスペクトルが取得できなくなったが、10月からの16戸（飯舘村4戸、浪江町3戸、南相馬市小高区9戸）では3”φx3” NaI γ 線用スペクトロメータEMF221により測定を再開した。

これらの取得データについて、これまで行ってきたと同じ方法で解析・評価を行った。22x22行の応答行列法により波高分布をアンフォールディングして入射 γ 線のエネルギー・スペクトルを取得した。 ^{40}K 、 ^{214}Bi (^{238}U の娘核種)、 ^{208}Tl (^{232}Th の娘核種)のピークを利用してK、U、Th濃度を決定し、自然環境ガンマ線と原発事故による放射性セシウムからの寄与分を分離したこれらの結果を平成24~26年度及び平成28~30年度の事業で取得した結果と比較した。その結果、自然環境ガンマ線の寄与はほぼ同じである一方、原発事故による放射性セシウムからの寄与は大きく低減していることがわかった。また、散乱線成分(S)と直接線成分(U)とを分別し、それぞれの線量率($\mu\text{Gy/h}$)比(S/U)を取得し、その比を取得した。屋外と屋内それぞれ除染前と除染直後についての変化を図III-3に示す。除染の前後でのS/U比の増加は屋外のほうが屋内より大きいことがわかった。

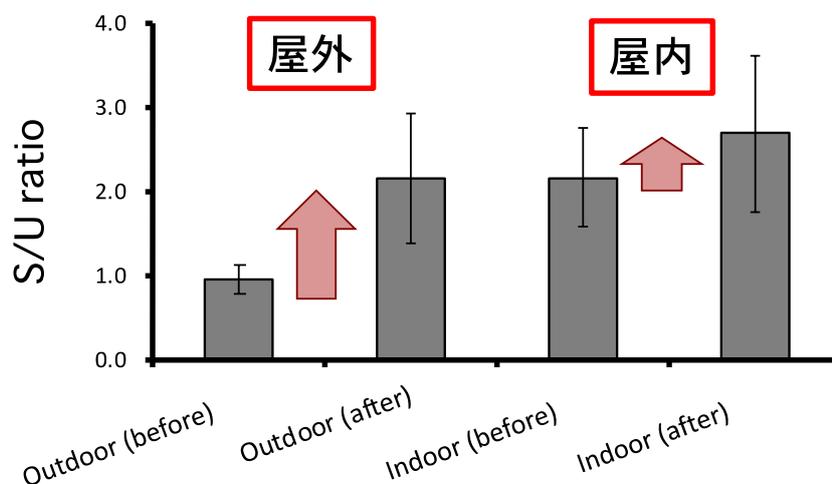


図 III-3 散乱線成分(S)と直接線成分(U)の比(S/U)、屋外と屋内それぞれ除染前と除染直後の変化

今回精緻化を目的としてストリッピング法による解析をあらたに試みている。しかしながら、JSM-112は製造後約10年が経過しており、スペクトル分解能が核種別のスペクトル分離計算に支障が出る程度までに低下している。(Cs-137核種の0.662MeV γ 線の全吸収ピークの半値幅FWHMが当初の7.4%から9.4%までに劣化)また、JSM-112の円柱状NaI結晶では入射方向に対する感度変化とスペクトル形状の入射角度依存性が懸念され、解析結果の精度に影響を及ぼす可能性がある。以上より、JSM-112はこの用途には不適切であることがわかった。来年度以降、より特性のよい球形シンチレータのスペクトロメータを原研から借り分離評価試験とデータ解析試験、解

析プログラムの整備を進めることとした。

4. 住家内残留放射能

飯舘村では採取した 1186 試料のうち検出限界以下は 1150 試料 (97.0%)、検出限界を超えた 36 試料 (3.0%) についても表面汚染密度の値はきわめて低かった。南相馬市小高区で再調査した 9 戸では 362 の試料を採取し 261 の試料 (72.1%) で検出限界以下であり、検出限界を超えた試料は 101(27.9%)であった。浪江町で再調査した 8 戸では 389 の試料を採取し 193 の試料 (49.6%) で検出限界以下であり、検出限界を超えた試料は 196(50.4%)であった。大熊町で再調査した 2 戸では 73 の試料のうち 5 つの試料 (6.8%) で検出限界以下であり、検出限界を超えた試料は 68(93.2%)であった。前回の調査で表面汚染密度の値は福島第一原子力発電所 (福島第一原発) からの距離と反比例関係にあり福島第一原発に近い地域ほど高くなる傾向があること⁶⁾が観察されたが、今回も同じ傾向が観察された。図 III-4 に屋内残留放射能 (表面汚染密度) の経時変化を中央値、Q1-Q3 で示す (2011 年 3 月の数値に減衰補正)。枠内が今回の測定値であるが、表面汚染密度は福島第一原発に近い地域ほど高い (大熊町>浪江町>飯舘村)。

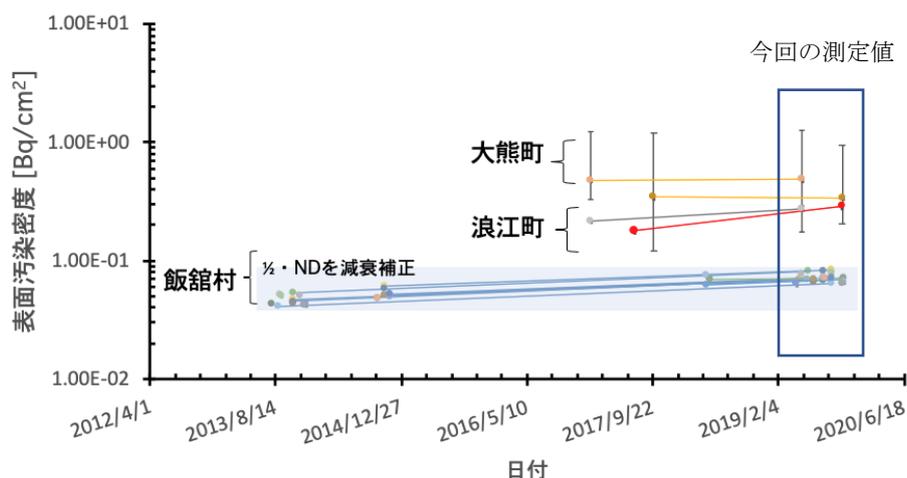


図 III-4 屋内残留放射能 (表面汚染密度) の経時変化 枠内が今回の測定値中央値、Q1-Q3 で示す。2011 年 3 月の数値に減衰補正

5. Cs 沈着量の測定

測定対象ごとのスペクトル数一覧を表 III-1 に示す。本調査により全 49 のスペクトルを取得した。得られたスペクトルデータは、放射線の起源 (自然核種/人工核種、直達線/散乱線など) の解析用データとして提供した。また核種 (Cs-134、Cs-137、K-40、TL-208、BI-214、AC-228) の沈着量を、3 つの対象家屋の 10 か所において測定した (表 III-2)。取得した沈着量データは、家屋における放射線場のシミュレーション解析用のデータとして提供した。

表III-1 測定対象一覧

対象	測定日	スペクトル数		測定目的
		屋外	屋内	
ID_O_1-2	2019/4/24	3	2	スペクトル取得
ID_I_12	2019/6/25	4	2	沈着量評価、スペクトル取得
ID_I_15	2019/6/27	3	1	沈着量評価、スペクトル取得
ID_I_24	2019/8/29	1	1	スペクトル取得
ID_I_25	2019/8/29	1	1	スペクトル取得
ID_I_26	2019/8/30	1	1	スペクトル取得
ID_I_27	2019/8/30	1	1	スペクトル取得
ID_I_28	2019/9/25	1	1	スペクトル取得
ID_I_30	2019/9/26	1	1	スペクトル取得
ID_I_31	2019/9/26	1	1	スペクトル取得
ID_I_8	2019/5/30	1	1	スペクトル取得
ID_I_9	2019/5/30	1	1	スペクトル取得
ID_N_1	2019/9/25	1	1	スペクトル取得
ID_N_2	2019/9/30	1	2	スペクトル取得
ID_N_3	2019/10/7	1	1	スペクトル取得
ID_N_4	2019/10/7	1	1	スペクトル取得
ID_N_5	2019/10/8	1	2	スペクトル取得
ID_N_6	2019/10/30	3	1	沈着量評価、スペクトル取得
計		27	22	

表 III-2 測定対象ごとの核種沈着量

屋外沈着量測定結果

対象家屋	測定日	地表タイプ	沈着量 (kBq m ⁻²)					
			Cs-137		K-40	TL-208	BI-214	AC-228
			4	7				
ID_I_12	2019/6/25	舗装面	2.8	35	39	1.4	2.9	1.9
	2019/6/25	林床	43	555	24	3.3	2.6	2.7
	2019/6/25	土壌面	56	721	22		1.6	1.9
	2019/6/25	土壌面	3.7	51	54	4.6	2.7	2.8
ID_I_15	2019/6/27	舗装面	11	140	52	2.1	2.5	2.5
	2019/6/27	砂利	5.0	71	45	2.5	3.3	2.2
	2019/6/27	土壌面	57	735	36	3.5	2.0	2.6
ID_N_6	2019/10/30	舗装面	34	499	71	ND	2.7	3.0
	2019/10/30	土壌面	217	3139	63	ND	2.4	3.8
	2019/10/30	土壌面	153	2237	98	ND	4.4	5.1

6. 住家周辺及び屋内の連続モニタリング

図 III-5 に $1''\phi \times 1''\text{NaI}$ シンチレーションサーベイメータ検出器による住家周辺の観測例を示す。

一般に線源の一部は連続的に分布しているが、所々にホットスポットもある他、除染されている地点や舗装面等の人の手が入り込んだ地点での空間線量率は周囲と比べて極めて低下しており、凡そ非一様な分布をしている。その非一様な線源分布を推定するシミュレーションに際し $1''\phi \times 1''\text{NaI}$ シンチレーションサーベイメータ検出器による測定では十分な情報が取得できないため、連続モニタリング装置として γ プロッターH (図 II-10) を使用することとした。ガンマプロッターH により測定された住家周辺の空間線量率分布例を図 III-6 に示す (左: 地上 5 cm, 右: 地上 100cm)。その結果、 γ プロッターH で測定することで、家屋外の比較的開けた土地、即ち屋外については、十分に連続的なモニタリング情報が得られることがわかった。

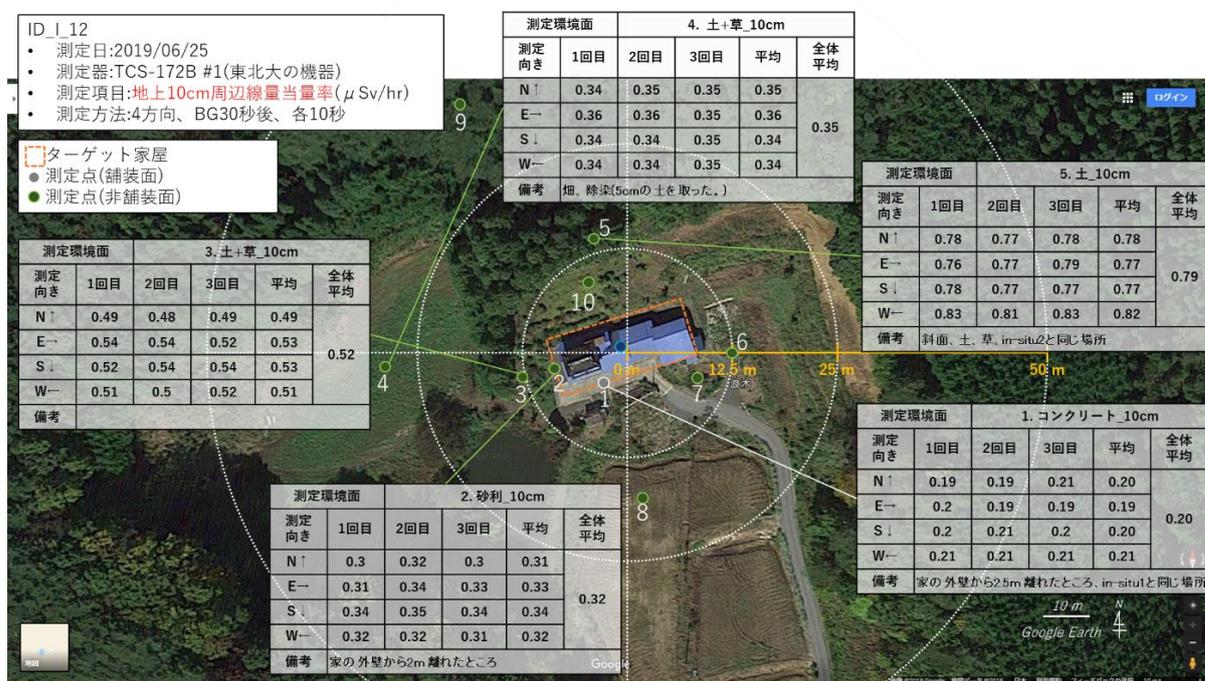


図 III-5 $1''\phi \times 1''\text{NaI}$ シンチレーションサーベイメータ検出器による住家周辺の観測例

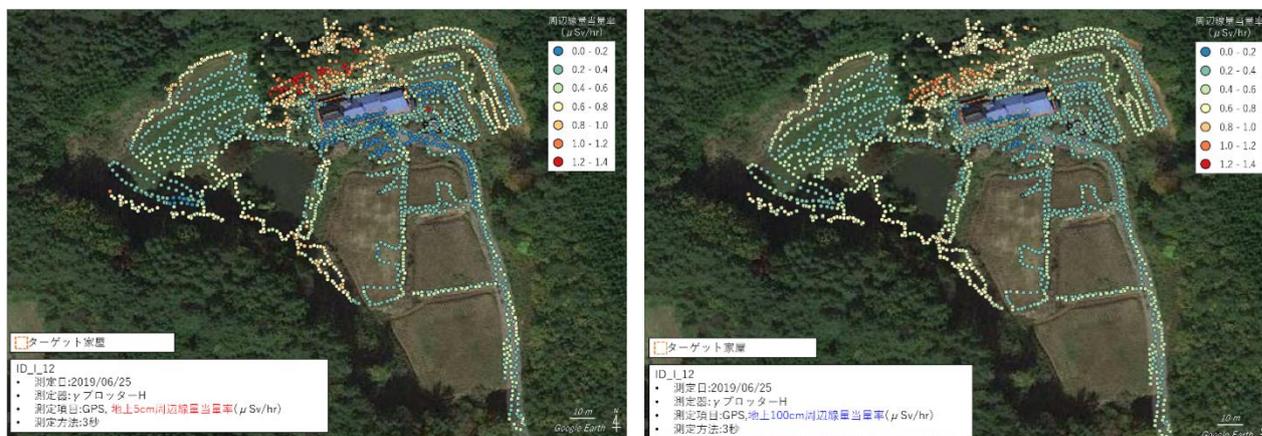


図 III-6 ガンマプロッターH により測定された住家周辺の空間線量率分布例。左: 地上 5cm、右: 地上 100cm

しかし、主たる対象となる飯館村の住宅には、北側に斜面があり、林となっていることが多く、除染等が実施されていないため、未だ比較的高い線量率を示すことが分かっている。γプロッターHを用いて調査を行った所、上部が十分に開放的となっている地点以外での観測は難しく(GPS信号を十分にキャッチできないと観測信号を記録できないため)、空間線量率分布に重要な影響を及ぼす線源分布についてのモニタリングが困難という事態が生じた。そこで、ジャイロセンサーを有するγプロッターF(図 II-11)に切り替えたところ、γプロッターHでは困難であった林の中での連続モニタリングも十分に可能であることが分かった他、更に室内での連続モニタリングも可能であることがわかった(図 III-7,8)。



図 III-7 ガンマプロッターFにより測定された住家周辺及び屋内の空間線量率分布例。(地上5cm)
特に家屋内で連続モニタリング情報が得られていることがわかる。



図 III-8 ガンマプロッターFにより測定された住家周辺及び屋内の空間線量率分布例。(地上100 cm) 特に家屋内で連続モニタリング情報が得られていることがわかる。

以上により、屋内外の空間線量率の連続モニタリングが可能となり、家一軒あたり、比較的に詳細なデータを取得することが可能となった(家屋内外で凡そ数万点に及ぶ空間線量率の分布)。これらの情報を使うと、屋外の空間線量率の分布と屋内の空間線量率の分布(図 III-9: 屋外・屋内ともおおよそ正規分布を示している。尚、測定した生データ(線量率毎の頻度分布)にはバラつきが見られるが、頻度分布の折れ線をスムージングすることで、上記のグラフが得られる)が得られるとともに、それらの量の単純な比(屋内の空間線量率/屋外の空間線量率)を取ることによって、線量低減係数についても併せて得ることが可能となった(図 III-10: ID_N_2の例、おおよそ正規分布を示している)。2019年の調査においてこのように家屋内外の空間線量率を取得できた住家数は6戸あり、同様の解析を実施中である。

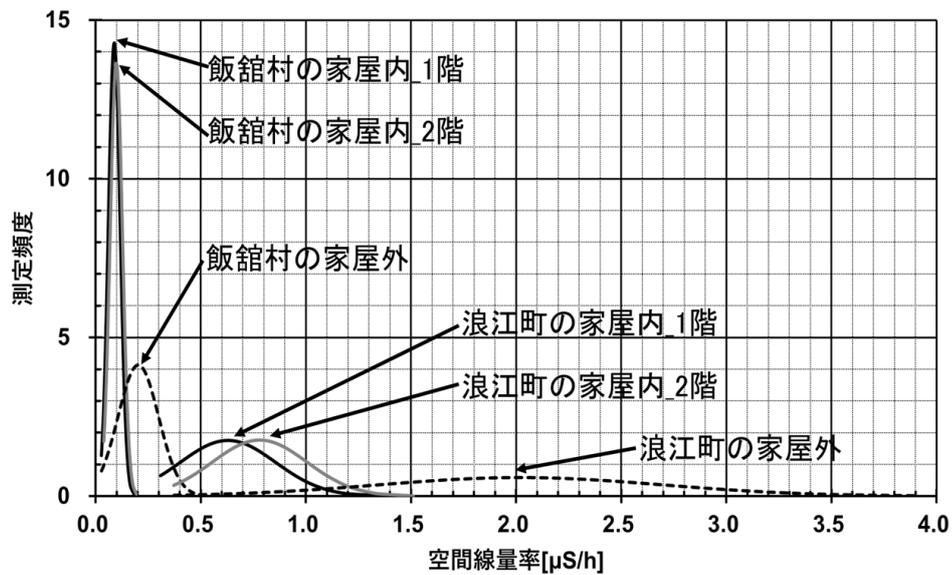


図 III-9 家屋（浪江町の1軒 ID_N_6、飯舘村の1軒 ID_I_28）内外の空間線量率の分布（連続モニタリングの結果、正規分布を示している）

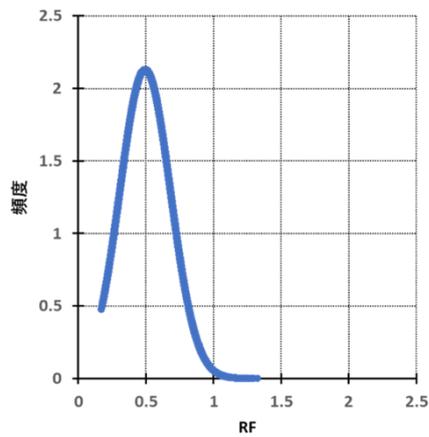


図 III-10 浪江町 ID_N_2 の住家内外の連続モニタリング値を用いた線量低減係数の計算結果（正規分布を示している）。

7. モデル化に向けたシミュレーション

シミュレーションでは、家屋内外の線源分布、特に家屋外の詳細な分布情報が必要となる一方、地形、土地利用、家屋の構造、遮蔽物の情報等も必須である。2019年は、これらの情報が取得可能か調査した結果、先ず、地形については、人工衛星画像を入手することで取得可能であることがわかった（図 III-11）。また、林や森林等の存在についても人工衛星画像を加工して得られる AW3D データを取得することでモデル化できることが判明した。次に、家屋の詳細な構造物としての情報を入手するため、3D レーザースキャンをテストした。3D レーザースキャンは、人が背負い固定し歩行することで自動的に周囲をレーザースキャンできるという優れた機能を持ち、1件当たり、30分以内で室内外を連続歩行することで、周囲の家屋内外の構造物情報を入手できることが分かった（図 III-12）。これらの詳細情報を基に 3D-ADRES のモデリングを行う技術を開発すれば、γプロッターF の情報を基に、家屋外の線源分布と家屋の遮蔽体の情報を反映した詳細なシミュレーションが可能になると考えられる。

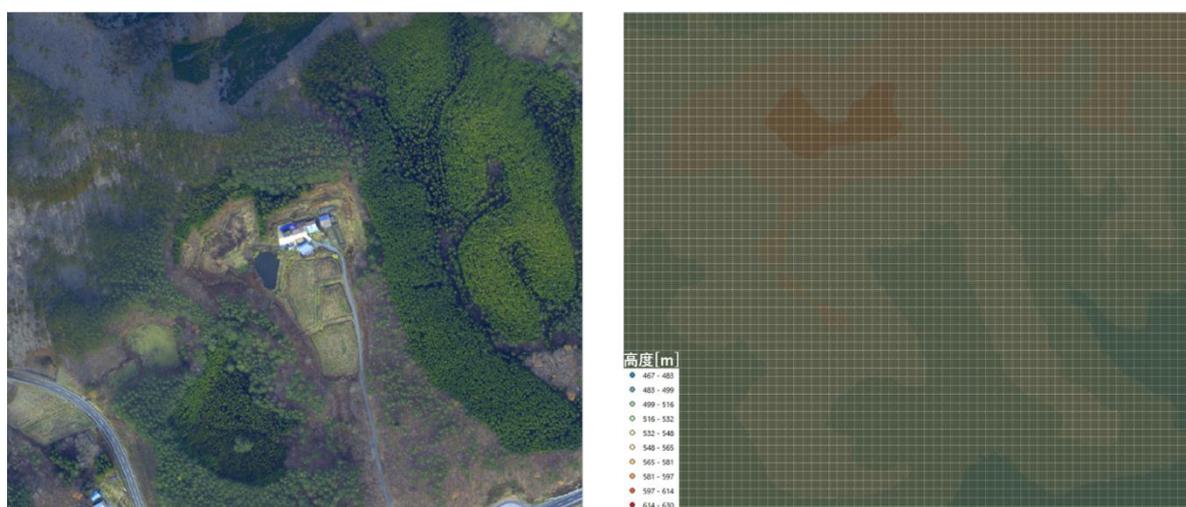
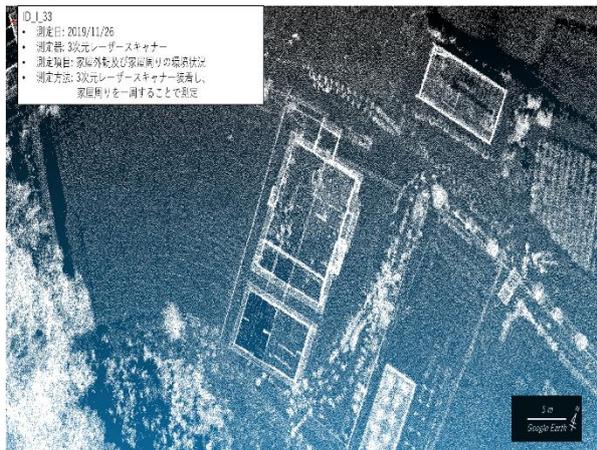
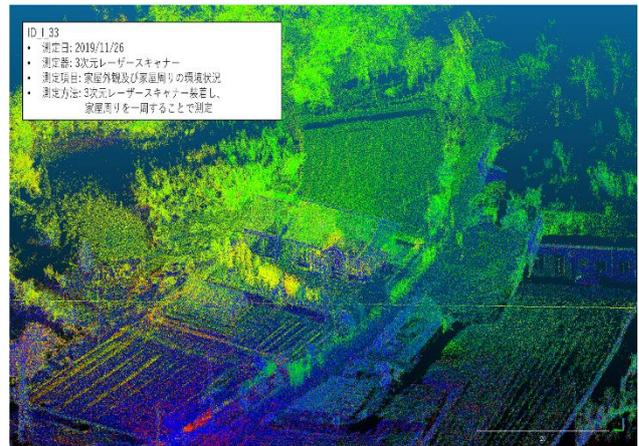


図 III-11 家屋 (ID_I_12) 周辺の衛星画像 (左図) とそれより抽出した標高 (高度) の 1 m 格子単位での情報 (右図)



ID_I_33
 • 測定日: 2019/11/26
 • 測定器: 3次元レーザースキャナー
 • 測定項目: 家屋外観及び家屋周りの環境状況
 • 測定方法: 3次元レーザースキャナー装着し、
 家屋周りを一周することで測定



ID_I_33
 • 測定日: 2019/11/26
 • 測定器: 3次元レーザースキャナー
 • 測定項目: 家屋外観及び家屋周りの環境状況
 • 測定方法: 3次元レーザースキャナー装着し、
 家屋周りを一周することで測定

ID_I_33
 • 測定日: 2019/11/26
 • 測定器: 3次元レーザースキャナー
 • 測定項目: 家屋外観及び家屋周りの環境状況
 • 測定方法: 3次元レーザースキャナー装着し、
 家屋周りを一周することで測定

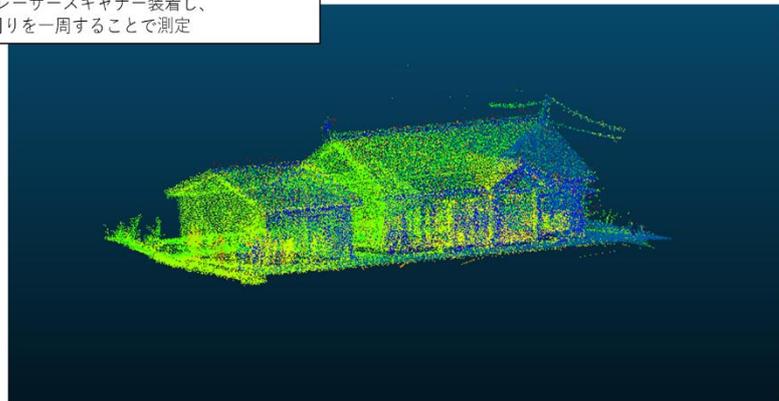


図 III-12 3D点群レーザースキャンにより取得した家屋内外の3D情報。左右上図は家屋外の取得情報。下図は家屋内も含めた家屋の取得情報。

IV. 考察

1. 住家内外の空間線量率の低下率の変化

屋内についての除染前から除染直後: A_{indoor} 、除染前から2019年の調査時: B_{indoor} の空間線量低下率の2標本において有意な差があることが示された(図 III-1)。一方、除染前から除染直後における屋外: A_{outdoor} と屋内: A_{indoor} の2群及び除染前から2019年の屋外: B_{outdoor} と屋内: B_{indoor} の2群の比較ではマン=ホイットニーのU検定により帰無仮説は棄却されなかった(有意差はない)。

除染前と除染直後の調査は平成24~26年度に行っており、その際に調査した37戸の木造住家(飯館村28戸、南相馬市小高区9戸)について除染効率 RE^* を下記の式により評価している¹³⁾。

$$RE^* = 1 - \left\{ \frac{(\text{Radiation dose after decontamination} - \text{Radiation dose due to natural radiation})}{(\text{Radiation dose before decontamination} - \text{Radiation dose due to natural radiation})} \right\} \quad (6)$$

屋外と屋内の除染効率を比較し、除染効率はそれぞれ 0.53 ± 0.12 、 0.41 ± 0.09 (平均 $\pm 1\sigma$) と屋

外のほうが屋内より除染効率が高いことを示した¹³⁾。式(4)と式(6)は全く同じなので、除染直後においても屋外と屋内で空間線量低下率に差が出るはずである。図 III-1 で差が出ていない理由としては、解析対象の住家数が 2019 年に実施した調査住家のみとしたため 21 戸と少ないことが影響していると考えられる。次年度以降に調査戸数が増えたあと、再度解析を行うこととする。

2. 線量低減係数の評価と経時変化

図 III-2(a),(b),(c) 及び図 III-3 により、除染後に線量低減係数は中央値で 1.3 倍の数値となり、2019 年にもそのまま変化がないことが示された。ただし、大きい線量低減係数を示している例の中身は変わっていた。図 III-2(a),(b)の除染前・除染直後において大きい線量低減係数を示している例（それぞれで 0.7～、0.9～）は測定を行った部屋が住家の裏手に位置している場合とセメン瓦の屋根をもつ場合である。前者について、特に飯館村では、山の斜面を切り開いて建てられた住家が多く、このような住家では家の裏手が山の斜面に直接面していて、土のノリ面がむき出しになっているかもしくは狭い裏庭をはさんで山が迫っている。除染前はノリ面の土及び放射性物質が沈着した落葉からの影響などにより裏手の部屋は表側の部屋に比べて線量が高くなる傾向があった。除染時にも二次災害の防止の観点から山の斜面は土剥ぎされず、表面の落ち葉等の除去や植物の根を深く刈る深刈り等により行われたため、除染後もこの傾向はそのまま観察された。後者について、セメン瓦は多孔性であるため雨水により湿性沈着が生じた際放射性物質が中に吸収、吸着され瓦自体が線源となっていると考えられ、セメン瓦の屋根をもつ住家の場合は、その屋根の下の部屋の屋内空間線量率が高い傾向が観察された⁴⁾。一方、図 III-2(c)において 0.9 を超える線量低減係数の例数は限定されており（1つの家の 2 階の 3 部屋のみ）かついずれも上記の 2つの要因には該当していなかった。除染前・除染直後において大きい線量低減係数を示していた住家について、2019 年の調査では山の斜面からの影響はまだ観察されるものの線量低減係数に及ぼす影響はさほど大きくはなく、また、セメン瓦の住家はすべて解体されていたためその影響の変化を観察することはできなかった。

再調査の戸数がまだ多くないため、近似式 $y = -0.086\ln(x) + 0.4667$ (x は屋外の空間線量率 ($\mu\text{Sv/h}$)、 y は線量低減係数) は暫定的なものである。除染前と比べて除染後、2019 年では線量低減係数は大きく変動する傾向が観察される。除染前と比べて屋外の空間線量率が大きく低下しているため式(4)の分母が小さくなる分、分子である屋内の空間線量の小さな変化に対しても比である線量低減係数が大きく変動することが理由であると考えられる。

3. 住家内残留放射能の経時変化

図 IV-1 に飯館村の住家 34 戸について平成 24~26 年度事業で行った除染前、除染直後及び 2019 年の調査での屋内表面汚染密度の中央値、Q1-Q3 を示す。これらの調査住家では除染前・除染後の調査及び 2019 年の調査でも殆どすべての試料が検出限界以下であり、除染前・除染後、今回の 3 回の調査結果間での差は認められなかった。検出限界を超えた試料についても表面汚染密度の値はきわめて低い。検出限界の 1/2 で表面汚染密度を評価している。検出限界以下が大半のため減衰補正はしていない。

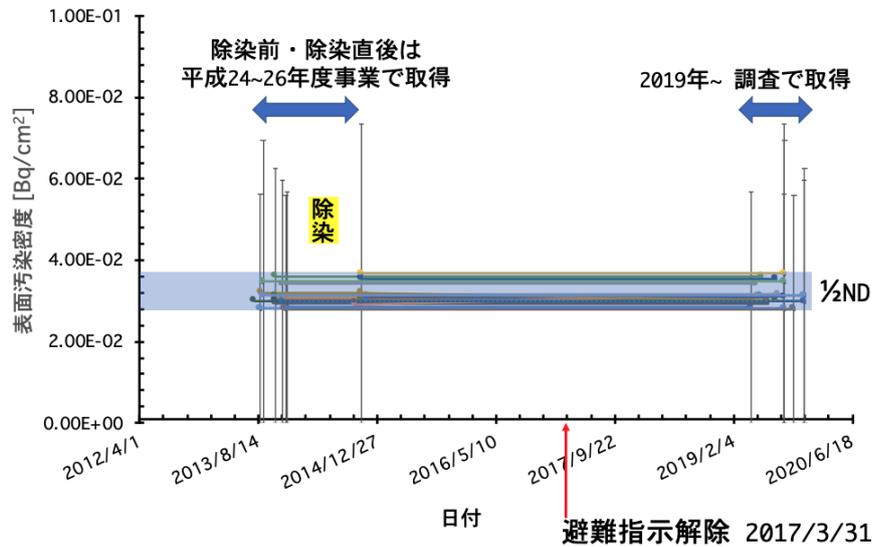


図 IV-1 2019年調査の飯舘村の住家内表面汚染密度。中央値,Q1-Q3 で示す。減衰補正なし。

図 IV-1 で評価した飯舘村の調査住家 34 軒の内 25 軒 (約 7 割) が帰還・居住しており住民は田や畑での農作業に従事するなど事故前と同じ生活をしている。殆どすべての試料が検出限界以下であった本結果は、日常生活において農作業等にもなう住家内への土の入り込みや持ち込みがないことを示唆している。

4. 連続モニタリング等の結果

ジャイロセンサーを有するプロッターF の導入により、GPS 信号を十分にキャッチできない林の中及び室内での連続モニタリングが可能であることがわかった。これによって家一軒あたり、比較的詳細なデータを取得することが可能となり、これらの情報を使うと、屋外の空間線量率の分布と屋内の空間線量率の分布が得られると共に、それらの線量率のデータを基に、線量低減係数についてもあわせて得ることが可能となった。尚、屋外については、比較的、広範囲に線量率を取った場合、空間線量率の頻度分布はおおよそ正規分布に近くなることが分かったが、家屋からどこまでを取るかにより、その分布自身 (平均値や分布の形) が有意に変化するため、求める線量低減係数も有意に変化することが分かった。これは、uncontaminated effect や除染のため家屋付近の空間線量率は低い、少し離れた林内や比舗装面等で比較的高い空間線量率が観測されるためであり、線量低減係数を求める際、どの地点までを含めるかを評価する必要がある。線量低減係数の適用にあたっては、屋外の空間線量値として何を使うか、広域の屋外の空間線量値の平均を使用する場合 (連続モニタリング値) と住家周辺の空間線量地の平均を使用する場合 (サーベイメータによる数値) とで適切な線量低減係数 (決定する際に屋外の数値としてどの地点まで含めるか) が異なると考えられる。また、屋内の空間線量値の取得方法についても同様で、連続モニタリングで取る場合家のすみずみまで測定した数値の平均を使用することになり、一方、窓から離れた各部屋中心でとった (IAEA-TECDOC-225²⁾,1162³⁾) 数値を屋内の空間線量値とする

かで線量低減係数の評価は変化する可能性がある。線量低減係数を求めるにあたって評価方法及び相違点（連続モニタリングでの評価とサーベイメータによる住家周辺での評価）を明らかにしておく必要がある。

V. 結論

今年度は、飯舘村 34 戸、南相馬市小高区 9 戸、浪江町 8 戸、大熊町 2 戸の計 53 戸について調査を行った。その結果、以下のことが示唆された。

1. 空間線量の低下率について 除染が大きな線量の低減をもたらしており、除染後の経時変化は物理的減衰以外にほとんど観察されない。除染前と 2019 年の値を比較した空間線量低下率は屋外で中央値 53.8%(n=38 戸)、屋内で 47.2%(n=38 戸)であった。屋内についての除染前から除染直後、除染前から 2019 年の調査時の空間線量低下率の 2 標本はマン=ホイットニーの U 検定により差が有意であった。

2. 線量低減係数、Reduction Factor (RF) について 今年度調査した住家について除染前 (n=199)、除染直後 (n=71)、及び今年 (2019 年) 度 (n=393) それぞれの線量低減係数の中央値及び四分位範囲 (Q1-Q3) は 0.40 (0.34-0.47)、0.53 (0.48-0.67)、0.54 (0.46-0.66) と評価された。それぞれの住家について、線量低減係数の比を算出した。除染直後/除染前、2019 年/除染前について比の中央値は双方とも 1.3 で、2019 年/除染直後は 1.0 であり、除染後の経時変化はほとんど観察されなかった。除染前・除染直後及び 2019 年の線量低減係数をそれぞれの屋外の空間線量率に対してプロットした結果から、現在までの取得データの範囲において暫定的に近似式を $y = -0.086\ln(x) + 0.4667$ と評価した。

3. 屋内表面汚染密度について 飯舘村では採取したスミア 1186 試料のうち検出限界以下は 1150 試料 (97.0%)、検出限界を超えた 36 試料 (3.0%) についても表面汚染密度の値はきわめて低かった。南相馬市小高区で再調査した 9 戸では 362 の試料を採取し 261 の試料 (72.1%) で検出限界以下であり、検出限界を超えた試料は 101(27.9%)であった。浪江町で再調査した 8 戸では 389 の試料を採取し 193 の試料 (49.6%) で検出限界以下であり、検出限界を超えた試料は 196(50.4%)であった。大熊町で再調査した 2 戸では 73 の試料のうち 5 つの試料 (6.8%) で検出限界以下であり、検出限界を超えた試料は 68(93.2%)であった。前回の調査で表面汚染密度の値は福島第一原子力発電所 (福島第一原発) からの距離と反比例関係にあり福島第一原発に近い地域ほど高くなる傾向があることが観察されたが、今回も同じ傾向が観察された。

4. シミュレーションのための住家周辺及び屋内の連続モニタリングについて ジャイロセンサーを有する γプロッター-F の導入により、GPS 信号を十分にキャッチできない林の中及び室内での連続モニタリングが可能であることがわかった。家一軒あたり、比較的詳細なデータを取得することができ、これらの情報を使うと、屋外の空間線量率の分布と屋内の空間線量率の分布が得られるとともに、線量低減係数についてもあわせて得ることが可能となった。

VI. 次年度以降の計画

来年度も年間で 50 戸の住家の調査を行う予定である。調査により取得し蓄積したデータの解析を進めるとともに測定結果の経時変化についてさらに詳細な検討を加える。具体的には①空間線量の低下率について、屋外・屋内の差をスペクトル等の変化から検討を加える。②線量低減係数の変化についてより明確な傾向を得る。③屋外の空間線量率にともなう線量低減係数の変化についてより明確な関係を得る。そのためには、屋外の空間線量率が $0.2\mu\text{Sv/h}$ 前後の空間線量率の住家の調査が必要である。すでに調査した住家の再調査に加えて、屋外の空間線量率が比較的低い地域でのあらたな住家調査を計画する。④スペクトルから自然放射線/放射性 Cs の放射線量を分けて評価することにより、1 回目の調査時と 2 回目の調査時の比較において、自然放射線由来の放射線量に対して事故由来の放射性 Cs からの放射線量寄与の変化を明らかにする。⑤表面汚染密度について帰還し居住している住家と居住していない住家との差（リフォームやクリーニングによる効果も含め）を検討する。⑥シミュレーションに向けて、土壤の放射性物質の深度プロファイルやバックグラウンドの補正等の課題がある他、家屋の構造物の遮蔽（屋根や壁等の材質モデリングをどのように実施すべきか等）に係る情報等、入手すべき情報が未だ十分でないものもある。今後は、これらの情報の入手手段を検討する一方、試験的シミュレーションにも着手し、家屋遮蔽についての研究を更に高度化する。さらに、住家周辺では空間線量が低下しているため、線量低減係数を評価するに当たりどのような目的に使用するかにより屋外・屋内の値として使うべき適切な値が変わると考えられ、この点に関して検討する。

VII. この研究に関する現在までの研究状況、業績

A. 論文：査読あり

1) Shinohara, N., Yoshida-Ohuchi, H. Radiocesium concentration in indoor air during residential house cleaning in Fukushima Dai-ichi nuclear power plant evacuation areas. *J. Environ. Radioact.* 205-206, 127-134 (2019).

B. 論文：査読なし

1) なし

C. 学内学会発表

1) ○吉田浩子 福島における放射性物質分布調査

旧・現避難指示区域の住家内外における放射性物質の分布状況の経時変化
日本原子力学会秋の大会 2019/9/11（富山）

2) ○金 敏植, Alex Malins, 町田 昌彦, 吉村 和也, 吉田 浩子, 斎藤 公明

福島県飯舘村における家屋周りの空間線量率分布の特徴について

第 2 回日本放射線安全管理学会・日本保健物理学会合同大会 2019/12/4～12/7

3) ○板津英輔, 阿部敬朗, 吉田浩子 ゲルマニウム検出器を用いる微量試料定量のため

のモンテカルロ・シミュレーションによる効率決定

第 2 回日本放射線安全管理学会・日本保健物理学会合同大会 2019/12/4～12/7

A. 国際学会発表

1) なし

B. 著書

1) なし

C. 講演

- 1) IAEA FMU 主催 Technical Meeting on Communication on Low-Dose Radiation – the Role of Science, Technology and Society 令和元年 5 月 28 日～30 日 福島医大
「Radiation monitoring in and around residential houses in post- accident recovery」
- 2) (公財)放射線影響協会主催 放射線防護に関する専門家意見交換会 令和 2 年 1 月 21 日 お茶の水、ホテル東京ガーデンパレス 「福島第一原発事故後の復旧期における住民の放射線防護」

D. 主催した研究集会

- 1) 第 2 回日本放射線安全管理学会・日本保健物理学会合同大会 2019 年 12 月 4 日(水)～12 月 7 日(土) 東北大学にて開催、日本保健物理学会理事として大会長を務めた。日本放射線安全管理学会理事として東北大学サイクロトロン・ラジオアイソトープセンター 渡部 浩司先生との共催。

E. 特許出願・取得

1) なし

F. その他

- 1) 大熊町除染検証委員会、委員 常磐線全線再開に向けての駅周辺区域解除を議論。

VIII. 参考文献

- 1) 政府統計の総合窓口 住宅・土地統計調査 平成 20 年住宅・土地統計調査 (2008)
<https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?page=1&toukei=00200522&tstat=000001028768>
- 2) IAEA. Planning for off-site response to radiation accidents in nuclear facilities. IAEA-TECDOC-225, 1979.
- 3) IAEA. Generic procedures for assessment and response during a radiological emergency, IAEA-TECDOC-1162, 2000.
- 4) Yoshida-Ohuchi H, Hosoda M, Kanagami T, Uegaki M, Tashima H. Reduction factors for wooden houses due to external gamma-radiation based on in situ measurements after the Fukushima nuclear accident. Sci Rep. 2014;4:7541.
- 5) Yoshida-Ohuchi H, Matsuda N, Saito K. Review of reduction factors by buildings for gamma radiation from radiocaesium deposited on the ground due to fallout. J Environ Radioact. 2018;187:32-39.
- 6) Yoshida-Ohuchi H, Kanagami T, Satoh Y, Hosoda M, Naitoh Y, Kameyama M, Indoor

radiocaesium contamination in residential houses within evacuation areas after the Fukushima nuclear accident. *Sci. Rep.* 2016;6: 26412.

7) Shinohara, N., Yoshida-Ohuchi, H. Radiocesium contamination in house dust within evacuation areas close to the Fukushima Daiichi nuclear power plant. *Environ. Int.* 2018;114:107–114.

8) Shinohara, N., Yoshida-Ohuchi, H. Radiocesium concentration in indoor air during residential house cleaning in Fukushima Dai-ichi nuclear power plant evacuation areas. *J. Environ. Radioact.* 2019;205-206:127-134.

9) 吉田 浩子, 篠原 直秀, 真辺 健太郎 福島第一原発に近い地域の住家内セシウム汚染の実態とこれによる内部被ばく線量評価, 日本原子力学会秋の大会, 2018 (岡山大学)

10) Matsuda N, Mikami S, Sato T, Saito K. Measurements of air dose rates in and around houses in the Fukushima Prefecture in Japan after the Fukushima accident. *J Environ Radioact.* 2017;166(Pt 3):427-435.

11) IS Z 4504(2008) 放射性表面汚染の測定方法-β線放出核種 (最大エネルギー0.15 MeV 以上) 及びα線放出核種

12) 平成 30 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事業報告書 (2019) <https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/576/list-1.html>

13) Yoshida-Ohuchi H, Kanagami T, Naitoh Y, Kameyama M, Hosoda M, Reduction of Outdoor and Indoor Ambient Dose Equivalent after Decontamination in the Fukushima Evacuation Zones. *J Radiat Prot Res.* 2017;42(1): 42-47.

Study on factors in and around residential houses that affect radiation exposure dose for the residents

Hiroko Yoshida

Graduate School of Pharmaceutical Sciences, Tohoku University

Key word : in and around residential house, temporal change, air dose rate, dose reduction factor, indoor surface contamination, radiocaesium

Abstract

The aim of this study is to examine the temporal changes in reduction factor and in indoor surface contamination, which affect radiation exposure dose for the residents, by re-examining about 150 dwellings that had been investigated. This year (2019), 53 residential houses (34 in Iitate Village, 2 in Okuma Town, 8 in Namie Town, and 9 in Odaka, Minamisoma City, respectively) were investigated. The findings are as follows:

1. Air dose reduction is greatly attributed to decontamination, and changes in air dose rate over time after decontamination are rarely observed other than physical decay. The median air dose reduction rate was 53.8% (n = 38) outdoors and 47.2% (n = 38) indoors during before decontamination and 2019. Two groups of indoor air dose reduction rates; during before decontamination and just after decontamination and during before decontamination and 2019, were analyzed by the Mann-Whitney U-test, resulting in the difference between them was significant.

2. The median reduction factor with an interquartile range was evaluated as 0.40 (0.34-0.47), 0.53 (0.48-0.67), and 0.54 (0.46-0.66), respectively for each house before decontamination, immediately after decontamination, and 2019. The ratio of reduction factors was also calculated for each house. These results indicate that changes over time after decontamination are rarely observed. A correlation between reduction factors and outdoor air dose rates was approximated as $y = -0.086 \ln(x) + 0.4667$.

3. Of the 1,186 smear samples collected from houses in Iitate Village, 1,150 (97.0%) were below the detection limit, and 36 samples (3.0%) exceeded the detection limit had quite low surface contamination values. Of the 362 samples collected from houses in Odaka, Minamisoma City, 261 (72.1%) were below the detection limit, and 101 (27.9%) exceeded the detection limit. Of the 389 samples collected from houses in Namie Town, 193 (49.6%) were below the detection limit and 196 (50.4%) exceeded the detection limit. Of the 73 samples collected from houses in Okuma Town, 5 (6.8%) were below the detection limit and 68 (93.2%) were above the detection limit. The surface contamination is inversely proportional to the distance from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plant (FDNPP), and tends to become higher in areas closer to the FDNPP. This is the same tendency that was observed in the previous study.

4. The application of a γ plotter F with a gyro sensor to the survey enabled continuous monitoring in forests and indoors where GPS signals cannot be sufficiently captured. By using the data collected by the γ plotter, we were able to obtain the distribution of outdoor and indoor air dose rates and reduction factor as well.