

## テーマ（４）

### 事故初期の内部被ばく線量評価の精緻化に関する包括的研究

#### 4－1 事故初期の住民内部被ばく線量評価の精緻化に関する包括研究

鈴木 元（国際医療福祉大学クリニック 院長）

## 4-1 事故初期の住民内部被ばく線量の精緻化に関する包括研究

主任研究者 鈴木 元 (国際医療福祉大学クリニック)

分担研究者 永井晴康 (日本原子力研究開発機構)

栗原 治 (量子科学技術研究開発機構)

楠原洋之 (東京大学大学院薬学系研究科)

### 研究要旨

【背景】福島第一原子力発電所事故後の放射性ヨウ素の環境資料の実測値および小児甲状腺に蓄積した放射性ヨウ素の実測値は少ない。このため、国連科学委員会 (UNSCEAR) は、2013 年報告書で大気輸送・拡散・沈着モデル (ATDM) により甲状腺吸収線量を推計した。しかし、多くの不確実性が有り、国連科学委員会の推計値は 1080 名の小児甲状腺実測値等と比較して過大評価になっていた。私たちは、線量推計の不確実性を減ずるため、包括的な研究を実施した。

【方法論】第一に、2013 年以降に発掘された測定値、とりわけ福島県の浮遊粒子状物質 (SPM) の観測ステーションの SPM 収集濾紙に残されていた放射性セシウムの連続測定値を使って ATDM の一種である世界版緊急時環境線量情報予測システム (WSPEEDI) による推計の精緻化と最適化を行った。第二に、3 月 12 日に浪江町で被曝した住民の衣服の  $\gamma$  スペクトル分析結果に基づき、I-131 以外の短半減期核種の甲状腺線量への寄与率を求めた。第三に、避難シナリオを見直し、19 歳以下の県民の行動調査票を市町村別に無作為抽出し、市町村別に複数の避難行動パターンとその割合を同定した。第四に、ICRP のモデルの 30% と比較すると日本人の甲状腺ヨウ素クリアランス率が 20% と低い事、しかし甲状腺体積はほぼ同じである事を確認し、線量評価の際に甲状腺等価線量換算係数に 0.667 の補正係数を乗じて線量評価を行った。第五に、他の研究者が行った実験的に求められた日本家屋の屋内退避防護係数を利用した。屋内退避防護係数は建造時期、風速、退避経過時間等により異なるので、風速  $2.5\text{ms}^{-1}$ 、経過時間 6h の場合の、2008 年の福島県の個人住宅の建造時期別戸数の統計を使って建造時期加重平均の屋内退避防護係数を計算した。全てのプルーム曝露に使う防護係数として 0.5 を使った。第六に、水道水からの経口被ばく線量を推計するに当たり、先行研究で確立したワン・コンパートメント・モデルの方法論を踏襲しつつも、新たに全国のアンケート調査により得られた 1 歳児、10 歳児、成人の水道水摂取量 (中央値、平均値、95 パーセンタイル (以下 95% 値という)) を使い線量を推計した。

【結果】WSPEEDI による大気中放射性セシウム濃度の 6 時間平均値の推計結果は、SPM 測定局の測定値と大凡合致した。プルーム毎に I-131/Cs-137 比を設定し、I-131 の大気中濃度 (粒子、 $\text{I}_2$ 、メチルヨウ素) および沈着量の時間空間分布データベース WSPEEDI\_2019DB を完成させた。このデータベースと詳細な各市町村別の行動パターンに基づき吸入被ばく線量および水道水からの経口被ばく線量を推定した。一歳児の吸入被ばくの平均値と水道水か

らの経口被ばくの平均値と 95%値の合計は、それぞれ 4.5~15.4mSv と 14.1~33.8mSv と評価された。これらの評価値は、飯館村や南相馬市の甲状腺直接測定に基づく評価値とほぼ同じ値となっている。Ishikawa らにより報告されている福島県民の外部被ばく線量評価値を加えると、平均値は 5.5~19.5mSv となる。この評価値は、UNSCEAR 2013 年報告書の一歳児甲状腺吸収線量の避難地区市町村別の平均値 15~83mGy より低く、実測値に近い評価値となった。

#### キーワード

福島原子力発電所事故、ATDM、吸入被ばく、経口被ばく、甲状腺等価線量、行動調査

研究協力者氏名（所属）	大葉 隆	（福島県立医大、放射線災害医療センター）
	石川徹夫	（同上、放射線物理化学講座）
	長谷川有史	（同上、放射線災害医療センター）
	稲野彰洋	（同上、臨床研究センター）
	緑川早苗	（同上、放射線健康管理学講座）
	織内 昇	（同上、先端臨床研究センター）
	伊藤 浩	（同上、医・放射線医学講座）
	國島直晃	（自衛隊中央病院 放射線科治療医長）

## I. 研究目的

**【研究の背景】** 福島第一原子力発電所事故後の放射性ヨウ素の環境実測値および甲状腺に蓄積した放射性ヨウ素の実測値が不足しており、小児の甲状腺被ばくの地域的広がり、そのレベルに関する情報が不足している。国連科学委員会（UNSCEAR）2013年報告書の甲状腺線量評価値は不確実性が残されており、さらなる精緻化が求められている。

**【目的】** 避難地域7市町村の19歳以下の住民の避難パターンを細分化し、大気輸送・拡散・沈着モデル（ATDM）の一種である精緻化された世界版緊急時環境線量情報予測システム（WSPEEDI）の放射能時間空間分布データベースを用いて事故初期の吸入および水道水摂取に伴う甲状腺等価線量を評価する。

**【必要性】** 同じ市町村であっても事故当時の所在地や避難パターンによって線量は大きく異なるため、無作為抽出された行動調査票をベースに複数の避難パターン毎の内部被ばく線量を評価する必要がある。また、そのようにして評価されたシミュレーションベースの線量と甲状腺実測値等との比較検討により、シミュレーションベースの評価値の不確実性を検討する必要がある。

## II. 研究方法

本研究は、昨年度から継続して相互に関連した5つの研究を実施し、線量評価の精緻化のための研究を行う。第1の研究は、福島第一原子力発電所からの時間当たりの放射性物質放出量（ソースターム）と気象場データをベースにATDMシミュレーションを実施して、福島県内の大気中放射性濃度のデータベースを作成する研究である。ATDMモデルの一種であるWSPEEDIの改良とソースターム、気象場の精緻化により、大気中浮遊物質（SPM）中のCs-137実測値との整合性を高める研究を実施し、放射能時間空間分布データベースを構築する。第2の研究は、避難行動パターンの再検討である。UNSCEARは、放射線医学総合研究所が公表していた代表的18避難シナリオに基づき線量評価を行っていたが、市町村1~2パターンであり、小児の避難パターンを代表しているかどうかに関して再検討が必要であった。ATDMシミュレーションにより得られた放射性物質の時間空間データベースを利用して住民の吸入被ばく線量を計算するために、避難地町村の19歳以下の住民の行動調査票を無作為抽出し行動パターンを解析し、行動パターンに応じた吸入線量を付与する研究である。第3の研究は、同じくATDMシミュレーションにより得られた経時的放射性ヨウ素の土壌沈着量を使って、実測値がなかった時期の水道水汚染濃度を推定する研究である。成人および小児の飲水量に関するアンケート調査結果を用いて経口被ばく線量を精緻化する。第4の研究は、シミュレーションベースの線量評価と実測値ベースの線量評価で系統的な誤差の原因となる因子を検討する研究で、その一つは日本人の甲状腺体積および血中から甲状腺へのヨウ素クリアランス値とICRPの甲状腺モデルとの違いに関する研究であり、あと一つは、屋内退避による放射線防護係数に関する文献調査である。第5の研究は、上記のシミュレーションベースの線量評価の妥当性を検討するための研究で、事故後早期に実施された甲状腺測定やホールボディカウンター実測値や体表面汚染データ等から推計される甲状腺等価線量との比較による妥当性検討の研究である。最終的に、以上の調査研究結果を統合して、市町村別の年齢階層別の甲状腺等価線量を推計する。以下、それぞれのテーマについて述べる。

## II 小児甲状腺等価線量の精緻化

### II-1. 世界版緊急時環境線量予測システム (WSPEEDI) の精緻化

#### II-1-1. 気象場の再現性向上

昨年度は、気象場の再現性を向上するための研究開発として、太平洋上に輸送されたプルームの再流入を考慮するために拡散計算領域の拡大 (図 II-1)、及び気象モデル WRF によるアンサンブル計算手法を開発した。本アンサンブル計算では、初期値誤差に起因する気象場の不確定性を考慮するため、複数のアンサンブル初期値を用いて気象場を複数ケース計算し、各ケースの気象場に基づく放射性物質の大気拡散シミュレーションを実施する。これらの計算結果の中からモニタリングデータを最も再現するケースを選定することで、気象場の再現性向上を目指すものである。平成 29 年度に実施した 2011 年 3 月 12 日～14 日までを対象とした試験計算の結果、この計算手法により気象場の再現性を向上できる見通しを得た。そこで、本年度は、全解析期間に対してこの計算手法を適用し、再現性を向上した気象データセットを構築する。これにより拡散データベースを再構築する。

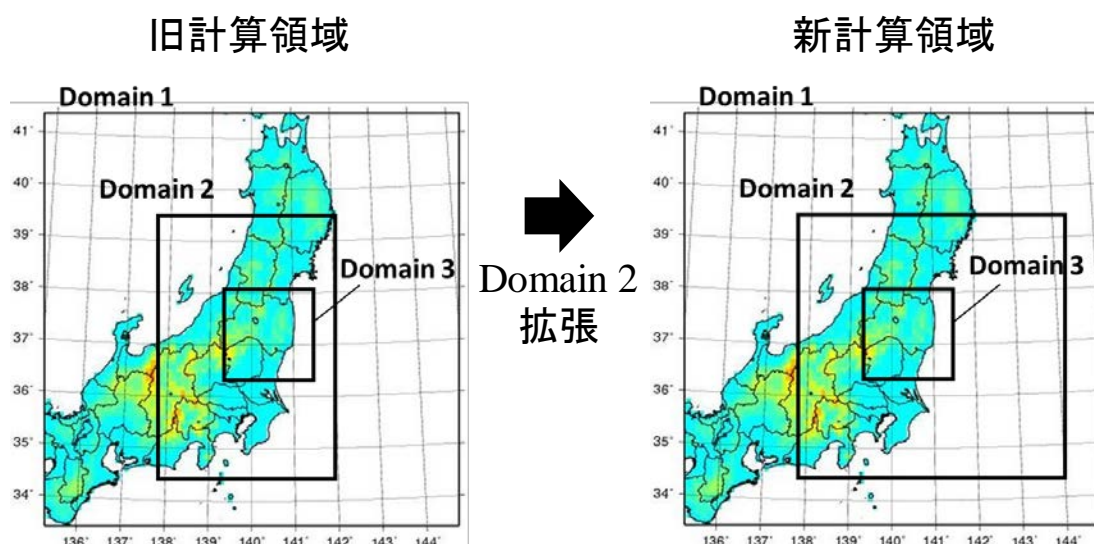


図 II-1 計算領域の変更

#### ① 気象モデルとデータ同化計算

気象場の計算には、米国大気研究センター National Center for Atmospheric Research (NCAR) を中心に現在開発が進められており、気象学と計算科学の最新の知見が導入されている Weather Research and Forecasting model (WRF Version 3.6.1、以下「WRF」という)<sup>1)</sup>を用いた。WRF は、標高、土地利用等の地形データや数値気象予報値や客観解析値等の気象格子点データを入力として、運動量 3 成分、熱エネルギー、水蒸気量、雲水量等についての保存式を解くことにより、対応する風速や気温、降水量等の気象要素を計算する三次元非静力学気象予測モデルである。大気放射、地表面熱収支、大気境界層乱流、雲・降水などの物理過程を考慮することが可能である。

本研究では、四次元変分法<sup>2)</sup>を用いて、WRF による気象場の計算への気象観測値のデータ同

化を実施した。四次元変分法は、気象モデルの計算値と観測値との差異を定量的に表す評価関数を設定し、計算値を修正することにより観測値に最も整合する最適値を探索する手法であり、先行研究で福島第一原子力発電所事故の大気拡散計算に対してその有効性が示された（平成 28 年度研究報告書）。本研究では、NCAR で開発されたデータ同化解析システム WRFDA Version 3.6.1<sup>3,4)</sup>、以下「WRFDA」という）を用いた。

WRF の計算条件については分担研究報告書を参照されたい。WRFDA を用いたデータ同化解析は Domain 1（図 II-1）を対象領域とし、先行研究と同じ観測値を同化データとして使用した（平成 28 年度研究報告書）。このデータ同化解析によって修正された初期値及び境界値を用いて、WRF のネスティング計算により子領域（Domain 2 及び Domain 3）の気象場を計算した。

## ② アンサンブル計算手法

気象場アンサンブル計算のためのアンサンブル初期値は、WRF 及び WRFDA によって計算されたコントロール実験の結果に、Lagged Average Forecasting (LAF 法)<sup>5)</sup> を適用して作成した。LAF 法は、計算時刻をずらして初期値にすることで初期値に摂動を与える手法であり、気象予報計算で広く使われている。

## ③ 気象場の最適化手法

アンサンブル計算結果を用いて気象場を最適化する解析手法には、昨年度開発したベイズ推計による最適化手法を応用する。解析手法は、Bayesian synthesis method<sup>6)</sup> を用いた CO<sub>2</sub> 放出量推定手法<sup>7)</sup> を参考にしたものであり、以下のコスト関数  $J$  を最小にする放出率  $\mathbf{s}$  を求める。

$$J = [(\mathbf{M}\mathbf{s} - \mathbf{d})^T \mathbf{C}(\mathbf{d})^{-1} (\mathbf{M}\mathbf{s} - \mathbf{d}) + (\mathbf{s} - \mathbf{s}_0)^T \mathbf{C}(\mathbf{s}_0)^{-1} (\mathbf{s} - \mathbf{s}_0)]/2$$

変数の定義は以下のとおり。

- $\mathbf{M}$  : 1 時間間隔の放出区分に対するソース・レセプター行列
- $\mathbf{s}$  : 1 時間間隔の放出率ベクトル
- $\mathbf{s}_0$  : 放出率の先験情報
- $\mathbf{d}$  : 測定値ベクトル
- $\mathbf{C}(\mathbf{x})$  : ベクトル  $\mathbf{x}$  に関する不確実性の共分散行列 ( $\mathbf{C}(\mathbf{x}) = \sigma_{\mathbf{x}(i)}^2 \delta(i, j)$ )

$J$  が最小となる放出率  $\mathbf{s}$  は、以下のようになる（文献 8）。

$$\mathbf{s} = \mathbf{s}_0 + [\mathbf{M}^T \mathbf{C}(\mathbf{d})^{-1} \mathbf{M} + \mathbf{C}(\mathbf{s}_0)^{-1}]^{-1} \mathbf{M}^T \mathbf{C}(\mathbf{d})^{-1} (\mathbf{d} - \mathbf{M}\mathbf{s}_0)$$

ここでは、アンサンブル計算による各ケースからコスト関数 ( $J$ ) が最小になるケースを探索することで、先験情報として用いた放出率を大きく変更することなく、濃度の時系列データで示されるブルーム通過を再現可能な気象場を選定する。

解析に用いるパラメータとして、放出率の先験情報には、Katata らが報告した原子力機構の放出量推定結果<sup>9)</sup> を Chino らの報告<sup>10)</sup> にもとづき改訂したものを、1 時間間隔に設定しなおした放出率を用いた。この放出率についての不確実性の共分散行列  $\mathbf{C}(\mathbf{s}_0)$  の  $\sigma_{\mathbf{s}_0(i)}$  値としては、各時刻の放出率の 100% を与えた。また、測定値には、SPM 濃度時系列データ<sup>11)</sup> (99 地点、有効データ総数 14331) 及び福島県内<sup>12)</sup>、原子力機構<sup>13-15)</sup>、日本分析センター<sup>16)</sup>、高エネルギー加速器研究機構(文献 17)等で行われたダストサンプリング (47 地点、有効データ総数 382) による Cs-137 濃度データを用いた。測定値の不確実性の共分散行列  $\mathbf{C}(\mathbf{d})$  の値として、SPM データについては測

定地点ごとに全測定値の標準偏差を求め、ダストモニタリングについては、各データの全測定値に対する標準偏差を基に一定の不確実性（70 Bq m<sup>-3</sup>）を与えた。また、それらの測定地点と時刻における計算値の不確実性として、その格子点と周辺格子点（東、南、西、北の4点）との差異を用いて求めた地点及び時刻ごとに変化する不確実性を加えた。具体的には、測定点の格子点値と周辺の4格子点値との差の絶対値の合計をこれら5格子点値の平均で割った値を、各測定値の不確実性の値にかけることで測定地点における計算値の不確実性とした。これは、測定地点での計算による水平分布の勾配が大きいほど、計算が時間、空間的にずれた際の計算値の変化が大きくなることから、計算結果の不確実性が大きくなることを表している。

#### ④ 気象場の最適化の流れ

気象場アンサンブル計算により得られた計算結果を用いて、気象場を最適化する流れ（図 II-2）を記載する。本最適化では、解析期間（2011年3月12日～31日）を3～4日程度の区間に分割し、それぞれに対してアンサンブル計算を行うことで、気象場のパターンをより多く生成できるようにした。その際に、区間の境界は気象計算の不連続性の影響を低減するため、気象変動が小さい夜間でブルームの陸上通過がないような表 II-1 に示す期間に設定した。最適化では、まず、第1区間のアンサンブル気象計算と拡散計算を実行し拡散データベースを作成し、これに対してベイズ推計による最適化手法を適用する。最適ケースが選定されたら、その計算を次の区間まで延長し、次の区間のアンサンブルを生成する。これを繰り返し、最適気象場の連続データを作成し、それを基に全解析期間の拡散データベースを再構築する。

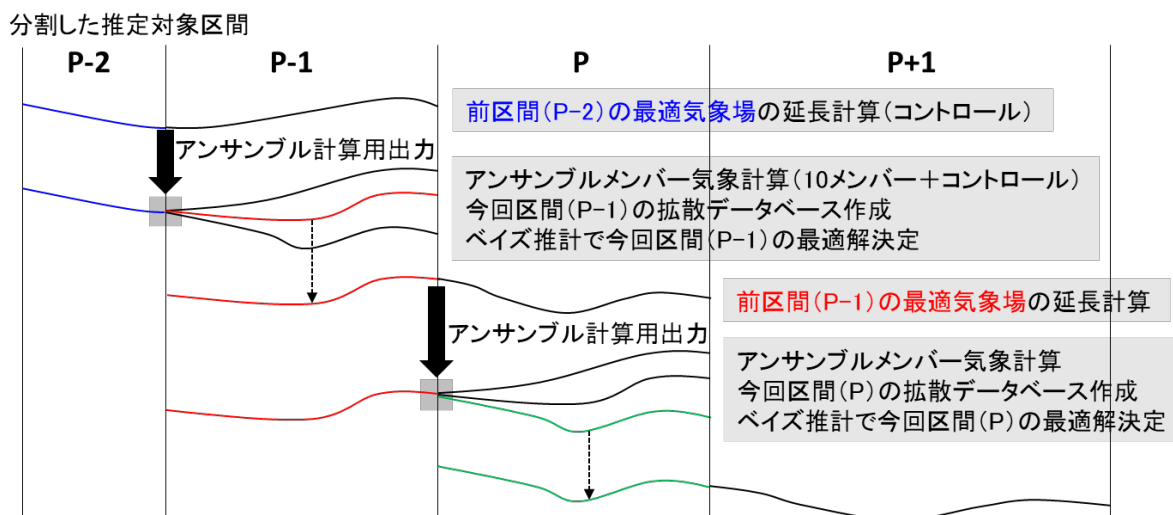


図 II-2 アンサンブル計算により気象場を最適化する流れ

表 II-1 区間分割気象計算の解析期間

区間	解析期間 (JST)	SPM データに基づく拡散範囲
1	3/11 21:00～3/14 3:00 (2日+6h)	浜通り (北部)
2	3/14 3:00～3/17 3:00 (3日)	浜通り、中通り、関東
3	3/17 3:00～3/20 3:00 (3日)	浜通り
4	3/20 3:00～3/24 3:00 (4日)	浜通り、中通り、関東
5	3/24 3:00～3/28 3:00 (4日)	浜通り (北部)
6	3/28 3:00～4/1 0:00 (3日+21h)	

## II-1-2. 放出源情報と拡散計算の最適化

昨年度開発したベイズ推計による最適化手法 (前節に記載) を、気象場の再現性向上により再構築した拡散データベースに適用し、放出源情報と拡散計算の最適化を行う。前節と同様に、放出率の先験情報  $s_0$  としては、原子力機構の放出量推定結果 (Katata et al., 2015<sup>9</sup>) を Chino et al., 2016<sup>10</sup>)の結果に基づき改訂) を、1 時間間隔に設定しなおした放出率を用いた。この放出率についての不確実性の共分散行列  $C(s_0)$  の値としては、各時刻の放出率の 100% を与えた。

まず、Cs-137 については、測定データ  $d$  としては、Cs-137 についての SPM 濃度時系列データ<sup>11)</sup> の 99 地点に Tsuruta et al. 2018<sup>18)</sup> の檜葉地点を追加した 100 地点、有効データ総数 14605)、航空機モニタリングの沈着量分布<sup>19)</sup> (データ格子数 3523)、日降下量測定データ<sup>20)</sup> (13 地点、有効データ総数 260)、福島県内<sup>12)</sup>、原子力機構<sup>13-15)</sup>、日本分析センター<sup>16)</sup>、高エネルギー加速器研究機構<sup>17)</sup>等で行われたダストサンプリングによる濃度データ (47 地点、有効データ総数 382) を用いた。測定値の不確実性の共分散行列  $C(d)$  の値として、SPM データについては測定地点ごとに全測定値の標準偏差を求め、他のデータについては、各データの全測定値に対する標準偏差を基に一定の不確実性 (航空機モニタリングの沈着量:  $300000 \text{ Bq m}^{-2}$ 、日降下量:  $1000 \text{ Bq m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 、ダストサンプリングによる濃度:  $70 \text{ Bq m}^{-3}$ ) を与えた。また、それらの測定地点と時刻における計算値の不確実性として、その格子点と周辺格子点 (東、南、西、北の 4 点) との差異を用いて求めた地点及び時刻ごとに变化する不確実性を前節と同様に考慮した。最適化した放出率が負の値になることもあるが、その場合は放出率に  $0 \text{ (Bq h}^{-1}\text{)}$  を与えた。さらに、他の研究項目による被ばく線量評価研究の結果を反映して、データの使用方法について検討した。これまでの試験結果から、拡散計算によるプルームの動きが実際とずれている場合に、本解析手法をそのまま適用すると非現実的な放出率の推定結果となることが分かっている。気象場の再現性向上によりプルームの動きを改善しているが、完全に再現できているわけではなく、まだプルーム通過位置や通過時刻にずれが残っている。そこで、プルームの通過時刻のずれを吸収するために、SPM 濃度時系列データについて、1 時間ごとの値をそのまま用いるのではなく、時間平均値を使用することとした。ここでは、被ばく線量推計が午前 0 時からの 6 時間区切りで評価されていることから、この 6 時間区切りでの時間平均値で SPM 濃度測定値と計算値の比較を行う。これにより、計算された濃度上昇期間が実際と 2、3 時間程度ずれていたとしても、被ばく線量推計の入力に用いる 6 時間積算濃度としては測定値を再現するように計算値を最適化することができる。

次に、I-131 については、一定の化学組成比「無機ガス：有機ガス：粒子=2:3:5」を仮定し、



全ヨウ素放出量を最適化した。測定データ **d** としては、I-131 についての航空機モニタリングの沈着量分布<sup>21)</sup> (データ格子数 4126)、日降下量測定データ<sup>20)</sup> (13 地点、有効データ総数 260)、福島県内<sup>12)</sup>、原子力機構<sup>13-15)</sup>、日本分析センター<sup>16)</sup>、高エネルギー加速器研究機構<sup>17)</sup>等で行われたダストサンプリングによる濃度データ (47 地点、有効データ総数 416) を用いた。また、SPM 濃度時系列データについては、I-129 の測定データはあるものの、十分な検証を経た公開データとなっていないこと及び I-131 に換算する際に多くの仮定を用いる必要があり、その妥当性が確認できていないため、本解析では使用しないこととした。それに代わり、Cs-137 についての SPM 濃度時系列データ<sup>11,18)</sup> について、ダストサンプリングによる濃度測定データの I-131/Cs-137 比率を適用することで、I-131 の濃度データに換算して利用することとした。なお、このデータを利用する期間は、2011 年 3 月 12 日から 16 日までとした。その理由は、これまでの放出源推定において、この期間はダストサンプリングによる濃度測定データが少なく、主に地表面に沈着した核種からのグラウンドシャインによる空間線量率の測定データを用いた推定により不確実性が大きいことから、濃度データを用いた再推定が必要であった。また、この期間に I-131 の沈着量が増加したため、それ以降は濃度測定における I-131/Cs-137 比率に地表からの I-131 の再放出が大きく影響している可能性があり、そのまま利用することは不適切と考えたためである。I-131/Cs-137 比率は、ダストサンプリングの測定データに基づき、以下のように決定した。2011 年 3 月 12～13 日における福島県浜通り北部のプルーム通過については、事故初期段階の原発周辺におけるダストサンプリング<sup>22)</sup> 及び 3 月 12 日のプルームに曝露されたと考えられている避難住民・地域住民の体表面汚染データの解析結果<sup>23)</sup> から、I-131/Cs-137=10 とした。3 月 14～15 日における関東及び福島県内のプルーム通過については、福島県内<sup>12)</sup>、原子力機構<sup>13-15)</sup>、日本分析センター<sup>16)</sup>、高エネルギー加速器研究機構<sup>17)</sup>等で行われたダストサンプリング結果から、I-131/Cs-137=10 とした。3 月 15 日夜から 16 日朝にかけて南下して関東東部を通過したプルームについては、原子力機構<sup>13-15)</sup>、日本分析センター<sup>16)</sup>、高エネルギー加速器研究機構<sup>17)</sup>で行われたダストサンプリング結果から、関東の SPM 測定地点については I-131/Cs-137=60 とした。また、SPM 檜葉地点については、輸送中の沈着過程の違いによる比率の変化(Katata et al., 2015<sup>6)</sup>)を考慮して、I-131/Cs-137=30 とした。測定値の不確実性の共分散行列 **C(d)** の値として、各データの全測定値に対する標準偏差を基に一定の不確実性(航空機モニタリングの沈着量: 1700000 Bq m<sup>-2</sup>、日降下量: 10000 Bq m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>、ダストサンプリングによる濃度: 700 Bq m<sup>-3</sup>、SPM データについては測定地点ごとに全測定値の標準偏差に I-131/Cs-137 比率を適用)を与えた。また、計算値の不確実性の考慮及び最適化した放出率が負の値になった際の処理は、Cs-137 と同様に実施した。(詳細は永井の分担研究報告を参照されたい。)

## II-2. 避難行動パターンの再検討と吸入線量計算

19 歳以下住民の行動調査票を無作為抽出し、双葉町、大熊町、富岡町、檜葉町、浪江町、飯館村に関しては 100 サンプル、南相馬市からは 300 サンプル抽出した。2011 年 3 月 12 日から 3 月 31 日までの滞在地在を 6 時間ステップでデータ化した。各地域を 6 時間ステップで行動調査票を区分し、線量の高くなる時間帯を抽出する。そして、その時間帯の滞在地に注目して市町村別にクラスター解析を実施し、代表的な避難行動パターンを各市町村毎に複数抽出した。吸入被ばく線量それぞれの滞在値について WSPEEDI\_2019DB の地上 1m の大気中 I-131(粒子状、元素ガス、

メチル化ガス)濃度とICRP Publ.71表6の年齢別呼吸量と表5-19の年齢別甲状腺等価線量換算係数を用いて線量を付与した。南相馬市に関しては小高区と原町区・鹿島区別に行動パターンを抽出した。クラスター解析は、JMP ver. 14.2.0 (SAS Institution Inc)を使った。

I-131以外の短半減期核種(I-132,Te-132,I-133,I-135)の吸入被ばく線量に関しては、3月12日のプルーム曝露に関しては先行研究で実施した避難住民の衣服の核種分析結果<sup>23)</sup>を用いて、3月15日・16日のプルームに関しては、東海村で実測された核種分析結果<sup>9)</sup>を用いて、年齢別にI-131吸入被ばく線量を補正する短半減期寄与補正係数を発表してきた<sup>23)</sup>(表II-2.)。今回、この補正係数を用いて1才児について短半減期核種の寄与分を含めた吸入線量を試算した。

表II-2. I-131甲状腺等価線量から短半減期核種(I-131,I-132,I-133,Te-132)の甲状腺等価線量に補正する係数\*

	3月12日プルーム	3月15日プルーム
1歳児	1.59	1.09
10歳児	1.45	1.07
成人	1.44	1.06

\*放射性ヨウ素の化学型が粒子50%、元素ヨウ素蒸気20%、メチルヨウ素30%の時に3月12日にプルーム曝露した避難住民の衣服の核種分析および3月15日に東海村で採取されたダストの核種分析結果を使いI-131,I-132,I-133,Te-133による甲状腺等価線量とI-131による甲状腺等価線量の比を示す。Ohoba et al.2017<sup>23)</sup>

### II-3. 水道水からの経口被ばく線量精緻化

先行研究においては、Hirakawaら<sup>25)</sup>の調査に基づき、水道水を使った調理水、飲料水の合計を避難住民の成人・10歳児は1.2L/日、非避難住民は1.8L/日、1歳児で避難住民および非避難住民共に1L/日と仮定し、線量を計算した。避難住民と非避難住民の水道水摂取量の違いは、前者にはペットボトル水が支給された事による。そして、水道水のI-131濃度の実測値のある期間は実測値を使い、実測値のない期間はワン・コンパートメント・モデルによりWSPEEDI\_2016OPデータベースを使って計算された水源へのI-131沈着量/時から水道水のI-131濃度を推計し、線量計算を行った<sup>26)</sup>。今回、ワン・コンパートメント・モデルの方法論は踏襲しつつ、WSPEEDI\_2019DPを使い、推計を更新すると共に、水道水の使用量についても見直した。即ち、厚生労働省の松井班が実施したアンケート調査結果(Ohno et al. 2018<sup>27)</sup>)を用いると共に、松井班のアンケート調査で対象外であった5歳児,1歳児の飲水量について、松井班のアンケート調査手法を踏襲して全国にモニターを持つ調査会社に依頼し、本研究でアンケート調査を実施した。アンケートは、日常生活での水道水だけでなく果汁飲料やペットボトルのお茶・水の摂取量、調理水も調べており、水道水以外の水分摂取も評価されている。そこで、震災後の状況では果汁飲料やペットボトルのお茶・水が利用できない事も考えられるため、これらの水分を水道水で代替した摂取量であるpTWI(Potential Tap Water Intake)<sup>27)</sup>を採用した。

## II-4. 実測値とシミュレーション結果の系統的誤差要因の検討

### II-4-1. ICRP 甲状腺モデルの日本人適合性の検討

先行調査において、文献調査およびボランティアに対する I-123 試験投与結果を基に、日本人の甲状腺クリアランス値は ICRP 甲状腺モデルの 30%より低い事が報告されていた<sup>28,29)</sup>。これは、日本人の食生活で安定ヨウ素の摂取量が多いためである。一方、日本人の甲状腺体積は、ICRP の標準人 (Reference person) と変わらないと報告されていたが、最近、福島県民健康調査の甲状腺超音波検査結果を基に Suzuki ら<sup>30)</sup>は日本人の甲状腺体積が ICRP の標準人より小さいと報告した。甲状腺の線量は甲状腺に取り込まれた放射性ヨウ素の体積当たりの放射活性で決まるので、仮に放射性ヨウ素の甲状腺クリアランス値が ICRP 甲状腺モデルより小さく 20%であり、かつ甲状腺体積が ICRP 標準人と同じであれば、I-131 甲状腺等価線量換算係数は 2/3 に補正しないと過大評価に陥る。一方、甲状腺の I-131 活性を直接測定して線量評価する場合には、ICRP 甲状腺モデルを使って I-131 の吸入量が計算され、その吸入量に基づいて I-131 甲状腺等価線量換算係数を使って線量を計算するため、例え放射性ヨウ素の甲状腺クリアランス値が ICRP 甲状腺モデルより小さく約 20%であっても、I-131 の吸入量が自動的に 2/3 に補正されて線量評価されている。このため、シミュレーションベースの線量評価と実測値ベースの線量評価では、放射性ヨウ素の甲状腺クリアランス値が系統誤差の原因となる。

将来、福島の内部被ばくによる甲状腺がんの疫学調査を原爆被爆者や医療被ばくの小児甲状腺がんの疫学調査と比較する際には、Suzuki らの報告が正しく、日本人の甲状腺体積が ICRP 標準人より小さいとすると、系統誤差の原因となる。すなわち、甲状腺ヨウ素クリアランス値が 20%と低い場合でも、日本人の甲状腺体積が ICRP 標準人より小さく、2/3 の体積であれば甲状腺等価線量換算係数はそのまま正しい線量を計算するが、2/3 よりさらに小さい場合には線量の過小評価に繋がる。本研究で、東京都監察院の剖検所見のデータを解析し、また、ボランティアを募り甲状腺体積を核磁気共鳴法 (MRI) と超音波法により解析した。(詳細は、楠原の分担報告書を参照)

### II-4-2. 屋内退避による吸入被ばく防護効果に関する文献調査

シミュレーションベースの吸入被ばく線量評価では、ブルームに曝露したときに住民がどのような状況であったか明確ではないため、UNSCEAR 2013 年報告書では屋外で曝露したとして吸入被ばく線量の最大値を評価していた。現実的な線量評価のためには、日本家屋に退避した場合の吸入被ばく防護効果に関する情報が必要である。

## II-5. 甲状腺簡易測定データ、ホールボディカウンター測定データ再解析

### II-5-1. 避難行動と内部被ばく線量の相関解析

個人の避難開始時刻や避難経路等の条件と内部被ばく線量との関連性を見いだせば、注視すべき避難パターンの抽出の参考になる。そこで、多数の個人の避難行動データを様々な条件で分類し、ホールボディカウンタ (WBC) を用いて実測された体内セシウム残留量に基づく内部被ばく線量との相関について解析を行った。膨大な避難行動データの可視化等の処理のために、

Python 言語によるプログラムを作成した。なお、本研究で使用した避難行動データは、国が原発事故直後に実施した小児甲状腺被ばくスクリーニング検査の被検者及び日本原子力研究開発機構（以下、原子力機構）が 2011 年 7 月上旬から 2012 年 1 月末までに実施した（WBC）測定 of 被検者から得られたものであり、それぞれ約 300 名分及び約 5,000 名分のデータである。

## II-5-2. ヨウ素／セシウム摂取量比の評価

2012 年度に量研・放医研が環境省（当時は資源エネルギー庁）からの委託研究により行った線量推計では、小児甲状腺被ばくスクリーニング検査（15 歳以下の子ども）及び WBC 測定の両方の被検者（成人）の体外計測の実測値が得られた飯舘村及び川俣町を対象として、同一地域の子どもと成人がそれぞれ標準的な呼吸量で同一の核種組成比 ( $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ ) の空気を吸入したと仮定してヨウ素／セシウム摂取量比を導出した<sup>31)</sup>。本研究では、摂取量比の基になった 2 種類の実測値の妥当性を検証するため、小児甲状腺被ばくスクリーニング検査については、同検査に用いられた NaI(Tl)サーベイメータの年齢別換算係数（正味計測値【 $\mu\text{Sv h}^{-1}$ 】から甲状腺残留  $^{131}\text{I}$  量【Bq】に換算するための係数）を、Ulanovsky と Eckerman が作成した数学ファントム<sup>7)</sup>（0 歳児，1 歳児，5 歳児，10 歳児，15 歳児及び成人の計 6 体）を一部変更したものをを用いたシミュレーション及び物理ファントム（ORINS 型ファントム<sup>32)</sup>）を用いた実験値を参考にして見直しを行った。また、WBC 測定については、成人男性の体格を模擬した物理ファントムを用いて校正が行われたことから、子どもに対しては体内セシウムの残留量が幾分過大評価となっていることが分かっているものの<sup>33)</sup>、より重要と考えられる摂取シナリオの妥当性について検討した。すなわち、事故発生から数カ月以降に開始された WBC 測定において、検出率が時間の経過とともに減少しないことに着目し、この現象を説明するには、連続的な経口摂取を仮定した場合に 1 日どの程度の摂取量が見込まれるのかをモンテカルロ法の一つであるマルコフ連鎖モンテカルロ法(MCMC 法)を用いて推定した。既存の線量評価では、事故発生翌日の 3 月 12 日のみに吸入摂取があったとして線量が算定されているため（いわゆる、急性吸入摂取シナリオ）、セシウム摂取量は過大評価となり、その結果、ヨウ素／セシウム摂取量比が見かけ上小さく評価されている可能性が考えられる。

## II-5-3. 体表面汚染データからの線量評価

先行研究において、事故後早期に実施された避難住民の体表面汚染検査データをもとに避難途上の吸入線量を評価し、論文発表してきた<sup>23,34)</sup>。今回、行動調査票に基づく線量評価の妥当性を検討するため、公表データとの比較を行う

### （倫理面への配慮）

栗原分担研究において使用した個人の避難行動データの利用については、放医研および福島県立医科大学の両機関における臨床研究審査委員会から承認が得られている（承認番号：13-011）。

小児の飲料水に関するアンケート調査は H29 年度に国際医療福祉大学の倫理委員会から研究計画書の承認を受け（承認番号：13-B-277）、H30 年 4 月～5 月に調査を実施した。7 市町村の 19 歳以下の行動調査票の無作為抽出に関する研究計画書は、県の委託研究の範疇で実施する研究計画書への変更申請後に福島県立医大の倫理委員会から承認され（承認番号：一般 29100）、H30 年

度に担当部門から 900 件のデータを入手した。

体表面汚染スクリーニングのデータと行動調査票との突合に関する研究計画書は、H28 度に調査を開始するに当たり国際医療福祉大学および福島県立医大の倫理委員会から承認を得ている（承認番号：13-B-185、及び一般 29100）。突合するデータの範囲は、県からの委託業務の範疇で解析する事と成り、H30 年度に福島県が管理するデータ約 6,700 件を入手した。

甲状腺容積の調査研究は、平成 29 年度に福島県立医大の倫理委員会（承認番号：一般 29220）および東京大学大学院薬学系研究科・薬学部の倫理委員会（承認番号：29-7 再）で承認を受けた。

### III. 研究結果

#### III-1. 世界版緊急時環境線量予測システム（WSPEEDI）の精緻化

##### III-1-1. 気象場の再現性向上

気象場アンサンブル計算により得られた計算結果に対して最適化手法を適用し、分割区間ごとに選定された最適気象場ケースについて、以下に各区間の解析結果を記す。

区間 1（3/11 21:00～3/14 3:00）については、+72 分ケース（コントロールケースの初期時刻より 72 分後の出力を初期値とした計算）が最適の結果となった。これは、福島県浜通り北部の 3 地点（原町、相馬、新地）での SPM 測定による Cs-137 大気中濃度の時間変化との比較（図 III-1）において、これまでの計算（コントロールケース）では風速が大きいことによりプルームの移動が早く、濃度上昇が 6 時間程度早くなっていたのに対して、プルームの到達時刻が遅くなるように風速が弱まる遅い時刻が初期値のケースが選定されたと考えられる。しかし、気象場の最適ケース選択と同時に行われた放出源情報の最適化をそのまま用いると、相馬及び新地の 2 地点についての計算値は測定値とほぼ一致したが、原町地点についてはプルーム通過時刻がまだ 3 時間程度早くなっているため、計算の濃度上昇がなくなってしまう結果となった。これは被ばく線量評価において過小評価につながることから、「II. 研究方法 2. 放出源情報と拡散計算の最適化」にも記載したように、プルームの通過時刻のずれを吸収するために、SPM 濃度時系列データの時間平均値を使用することとした。被ばく線量推計が午前 0 時からの 6 時間区切りで評価されていることから、この 6 時間区切りでの時間平均値で SPM 濃度測定値と計算値の比較を行い、計算された濃度上昇期間が実際と 2、3 時間程度ずれていたとしても、被ばく線量推計の入力に用いる 6 時間積算濃度としては測定値を再現するように計算値を最適化することとした。

区間 2（3/14 3:00～3/17 3:00）については、+72 分ケース（コントロールケースの初期時刻より 72 分前の出力を初期値とした計算）でコスト関数 J が最小となったが、このケースの沈着分布の計算結果は、この期間で形成された福島県内の高濃度沈着分布の再現性が低く、高濃度プルームが通過した地域が実際とずれる結果となっていた。これは、この最適化においては、コスト関数 J の評価に沈着分布データが使われていないことと、福島県内の高濃度沈着地域に SPM 測定点が存在しないことにより、高濃度プルームの通過の再現性が考慮されていないためである。そこで、沈着量分布も確認した結果、コスト関数 J が 2 番目に小さいコントロールケースで沈着分布の再現性が最も高いことから、コントロールケースをこの区間の最適ケースに選定した。

区間 3（3/17 3:00～3/20 3:00）については、+72 分ケース（コントロールケースの初期時刻より 72 分後の出力を初期値とした計算）が最適の結果となった。しかしながら、プルーム通過時刻の大きなずれはあまり改善できなかった。本気象場の改善手法はここまでが限界であり、区間 1 と同様に SPM 濃度時系列データの時間平均値を用いることによる放出源情報の最適化が必要である。

区間 4（3/20 3:00～3/24 3:00）については、コントロールケースが最適の結果となった。この区間は、アンサンブル計算により気象場が大きく変わることはなく、再現性に課題があった福島県中通地域のパルーム通過を再現する気象場ケースは得られなかった。

区間 5（3/24 3:00～3/28 3:00）については、-96 分ケース（コントロールケースの初期時刻より

96 分前の出力を初期値とした計算) でコスト関数  $J$  が最小となったが、2 番目に小さいコントロールケースと僅差であった。そこで、大気中 Cs-137 濃度分布を比較したところ、2011 年 3 月 25 日 14 時前後のプルームが、コントロールケースでは茨城県北部にかかっていたが、-96 分ケースでは福島県内にとどまっているという差異があった。この違いが見られた範囲に SPM 測定地点が存在しないことから、コスト関数  $J$  にはこの結果が反映されていなかった。そこで、この範囲に存在する空間線量率の測定地点 (いわき<sup>24)</sup>、北茨城、高萩、大子<sup>25)</sup>) における空間線量率時間変化から、どちらのケースが実際の状況を再現しているかを調べた。その結果、2011 年 3 月 25 日 14 時前後において、北茨城及び高萩のデータにプルーム通過と考えられる空間線量率の上昇が見られることから、コントロールケースの方が実際の状況を再現していると判断し、この区間の最適ケースに選定した。

区間 6 (3/28 3:00~4/1 0:00) については、-48 分ケース (コントロールケースの初期時刻より 48 分前の出力を初期値とした計算) が最適の結果となった。この区間は、アンサンプル計算により気象場が大きく変わることはなく、拡散計算結果に大きな差は見られなかった。

以上の結果から、最適気象場の連続データを作成し、それを基に全解析期間の拡散データベースを再構築した。

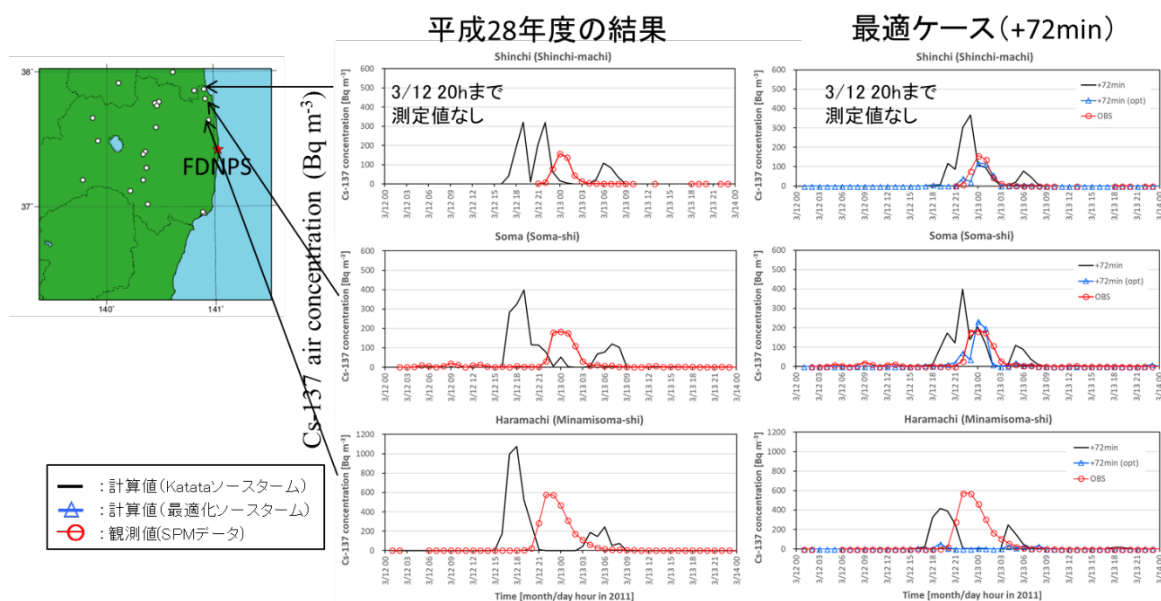


図 III-1 SPM 大気中 Cs-137 濃度の時間変化と計算値の比較：福島県浜通り北部 3 地点 (原町、相馬、新地)、3/11 21:00~3/14 3:00

### III-1-2. 放出源情報と拡散計算の最適化

最適気象場の連続データにより再構築した拡散データベースに対して、利用可能な測定データ (濃度データ、降水量データ、沈着量データ) を全て用いた最適化手法を適用し、放出源情報と拡散計算の最適化を行った。その結果得られた Cs-137 及び I-131 の放出率時間変化を図 III-2 及び図 III-3 に示す。本最適化手法では、1 時間ごとに放出率の推計値が得られるが、変動が大きいため先験情報の分割区間ごとに平均化したものを最適化放出率とした。これまでの放出量推

定結果 (Katata et al., 2015<sup>9</sup>) を Chino et al., 2016<sup>10</sup>)の結果に基づき改訂) からの変化は、以下のとおりであった。Cs-137 については、3 月 12 日の 1 号機ベントに対応する放出率が 0.25 倍程度、1 号機水素爆発に対応する放出率が 0.39 倍程度に減少した。また、3 月 14 日夜から 15 日未明にかけての放出率が低下しピーク時刻が遅くなった。その他、3 月 15 日午前中、3 月 18 日から 19 日、3 月 20 日、3 月 21 日夜から 23 日にかけての放出率が低下した。一方、I-131 については、3 月 12 日の 1 号機ベントに対応する放出率が 1.8 倍程度に増加し、1 号機水素爆発に対応する放出率が 0.55 倍程度に減少した。3 月 14 日夜から 15 日未明にかけての放出率は、14 日 23 時のピークの放出率が増え、15 日 1 時のピークの放出率が低下し、Cs-137 の放出率と連動しない変動になった。また、3 月 16 日朝に関東東部を通過した I-131/Cs-137 比率が高いプルームを再現するために、3 月 15 日 22 時の放出率が増加した。その他、3 月 16 日 9 時から 10 時のピーク、3 月 18 日から 19 日、3 月 20 日から 23 日、3 月 28 日から 29 日にかけての放出率が低下した。

この改訂放出率を用いた拡散計算結果と SPM 濃度測定値との時間変化及び航空機モニタリングによる沈着量分布との比較を行い、拡散計算の再現性を確認した。拡散計算結果と SPM 測定による Cs-137 大気中濃度時間変化について、3 月 12 日～14 日の浜通り、3 月 15 日～17 日の福島県に関して図 III-4 および図 III-5 に示す。その他の期間や地域に関しては、分担研究報告書を参照されたい。2011 年 3 月 12 日～14 日福島県浜通りについては、原町地点を除いてほぼ測定値を再現するようになり、原町地点についても時間のずれはあるものの被ばく線量評価に用いる 6 時間濃度積算値としては測定値と同等な値を与えることができる。それ以外の期間については、時系列変化では明らかな再現性向上はみとめられないが、統計値 (表 III-1) では地域、期間ごと及び全体的に再現性が向上していることが分かる。

拡散計算結果と SPM 測定による I-129 大気中濃度時間変化について、福島県における期間ごとの比較に関しては、分担研究報告書を参照されたい。SPM 測定における I-129 の濃度は、SPM 計のろ紙に付着した粒子状のものだけが測定されている。また、環境研究総合推進費課題「原発事故により放出された大気中微粒子等のばく露評価とリスク評価のための学際研究 (5-1501)」によると、SPM 計のろ紙に付着した I-129 は、計測までに 20～30%揮散していると評価されているが、この減少に対する補正は行っていない。一方、I-129 の拡散計算においては、全 I-131 の放出率に対して粒子状の割合 0.5 及び 1 から 3 号機の総インベントリの I-129/I-131 比を適用して粒子状 I-129 の放出率を設定した。従って、I-129 の計算値及び測定値には未検証の仮定や不確実性が含まれていることに留意が必要である。結果としては、Cs-137 の比較と同様な傾向となっているが、3 月 12 日から 13 日のプルーム通過については、福島第一原子力発電所近傍の双葉地点において不確実性を考慮しても過大評価傾向となっているため、被ばく線量評価において注意が必要である。

航空機モニタリングによる Cs-137 及び I-131 の沈着量分布と平成 28 年度及び本年度の解析結果の比較を図 III-6 と図 III-7 に示す。比較による統計値は、分担報告書を参照されたい。Cs-137 の比較においては、原発北西方向の高沈着エリアの方向と原発南側の過大評価が改善されている。一方、低い沈着量の範囲での過小評価が増えているが、高い沈着量の範囲の一致度が増しており、統計値とも合わせて、全体的に再現性が向上していると考えられる。I-131 の比較においては、Cs-137 と同様に分布図では明確ではないが、散布図及び統計値 (から再現性が向上していることが分かる (散布図、統計量に関しては分担報告書参照)。



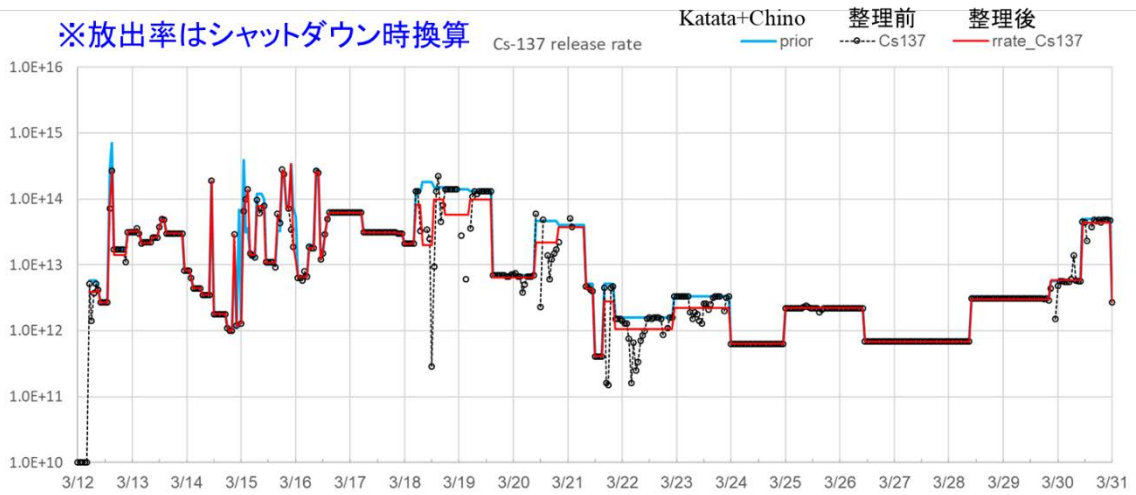


図 III-2 Cs-137 放出率時間変化：青線は放出率の先験情報 (Katata et al., 2015<sup>9)</sup>を Chino et al., 2016<sup>10)</sup>の結果に基づき改訂)、○は1時間ごとの推計値、赤線は最適化放出率 (1時間ごとの推計値を先験情報の分割区間ごとに平均化)

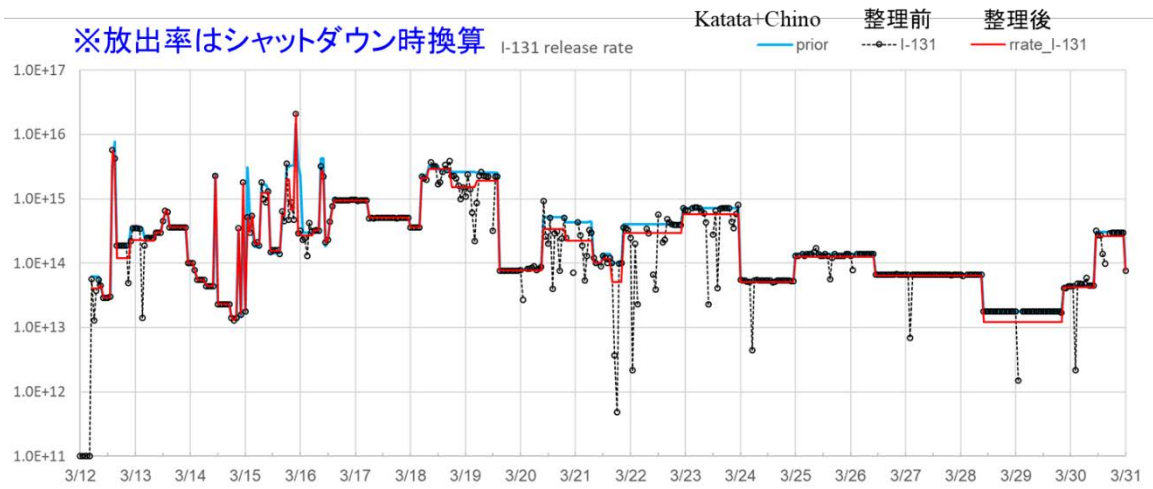


図 III-3 I-131 放出率時間変化：青線は放出率の先験情報 (Katata et al., 2015<sup>9)</sup>を Chino et al., 2016<sup>10)</sup>の結果に基づき改訂)、○は1時間ごとの推計値、赤線は最適化放出率 (1時間ごとの推計値を先験情報の分割区間ごとに平均化)

### 3/12~3/14(福島県:浜通り)

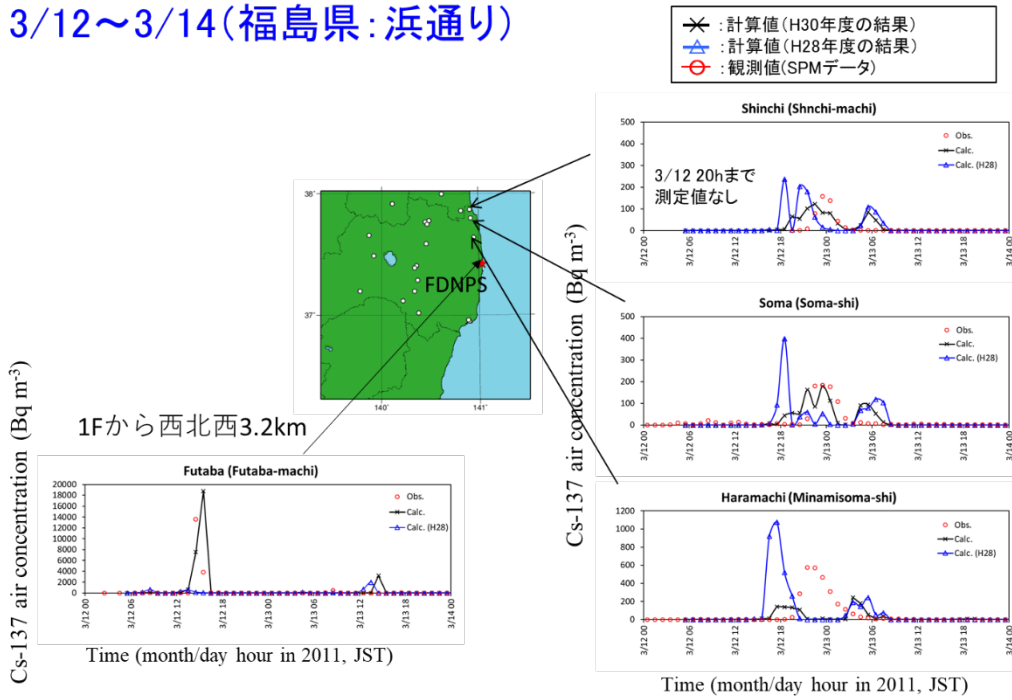


図 III-4 計算結果と SPM 測定の Cs-137 大気中濃度時間変化の比較 (2011 年 3 月 12 日~14 日 福島県浜通り)

### 3/15~3/17(福島県)

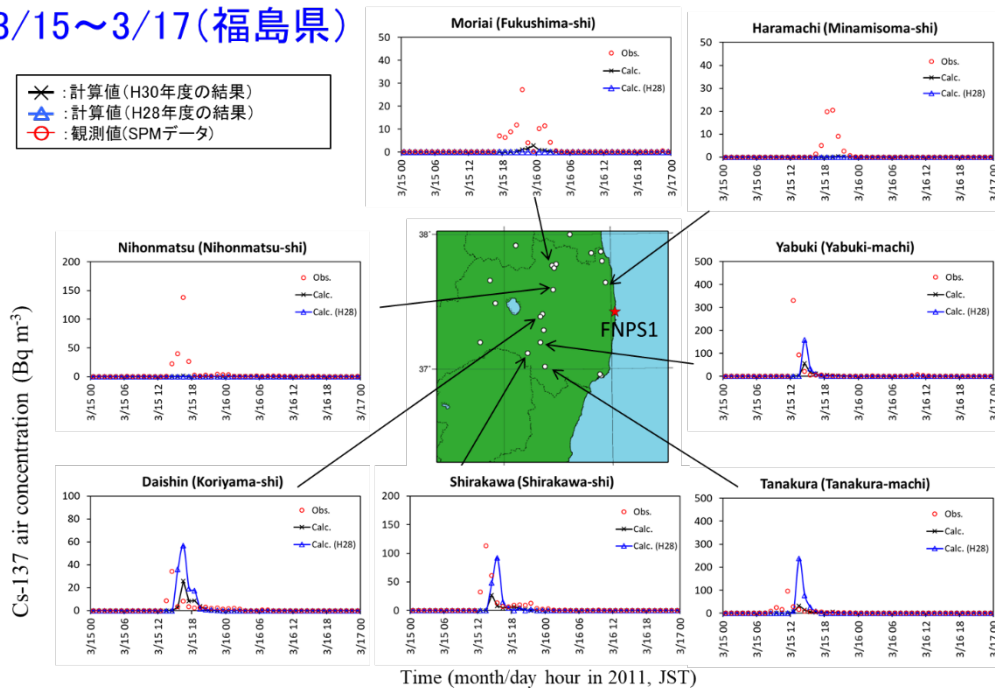


図 III-5 計算結果と SPM 測定の Cs-137 大気中濃度時間変化の比較 (2011 年 3 月 15 日~17 日 福島県)

表 III-1 計算結果と SPM 測定の Cs-137 大気中濃度 6 時間平均値（被ばく線量評価に用いる 0-6 時、6-12 時、12-18 時、18-24 時）の比較による統計値（平成 28 年度の結果→本年度の結果、赤字は向上、青字は低下）

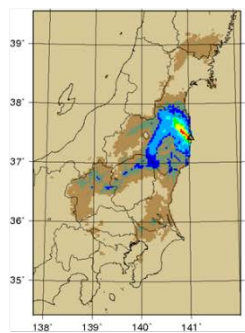
地域・期間	FA2(%)	FA5(%)	FA10(%)	CC
(1)浜通り北部 3月12～14日	10.8→ <b>24.3</b>	27.0→ <b>32.4</b>	32.4→ <b>35.1</b>	0.40→ <b>0.67</b>
(2)関東 3月15～16日	13.6→ <b>19.6</b>	26.8→ <b>40.7</b>	32.1→ <b>48.6</b>	0.69→ <b>0.76</b>
(3)福島県 3月15～16日	6.9→ <b>8.0</b>	17.2→ <b>16.1</b>	19.5→ <b>25.3</b>	0.07→ <b>0.57</b>
(4)浜通り北部 3月18～19日	10.7→ <b>17.9</b>	21.4→ <b>25.0</b>	25.0→ <b>28.6</b>	0.87→ <b>0.47</b>
(5)東北南部 3月20～21日	4.8→4.8	8.9→ <b>13.7</b>	13.1→ <b>19.0</b>	0.12→ <b>0.16</b>
(6)関東 3月20～21日	12.8→ <b>15.6</b>	28.8→ <b>30.0</b>	35.2→ <b>36.4</b>	0.81→ <b>0.86</b>
全体	10.8→ <b>13.3</b>	22.7→ <b>25.8</b>	28.5→ <b>33.3</b>	0.07→ <b>0.25</b>

FA2, FA5, FA10: the percent within a factor of two, five, and ten

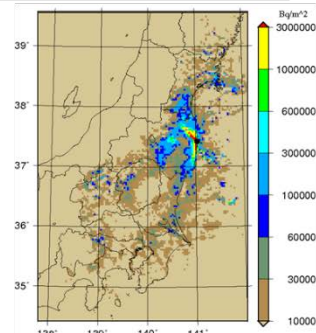
CC: correlation coefficient

### Cs-137沈着量分布(広域)

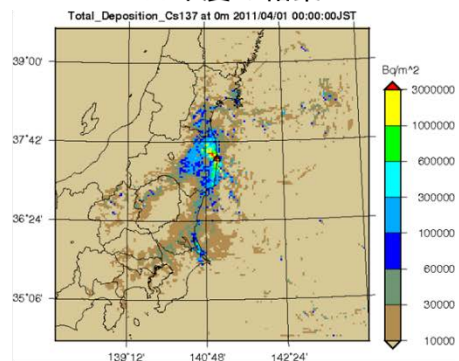
#### 航空機モニタリング



#### H28年度の結果

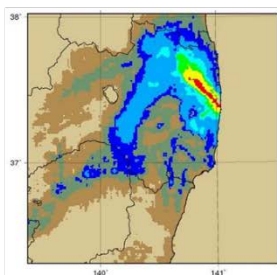


#### H30年度の結果

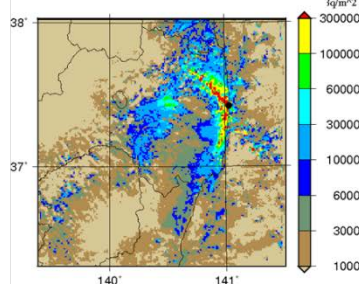


### Cs-137沈着量分布(局所域)

#### 航空機モニタリング



#### H28年度の結果



#### H30年度の結果

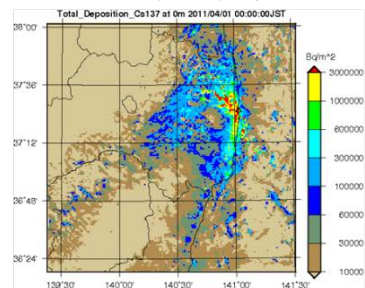
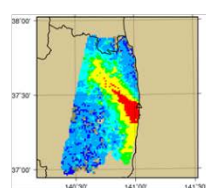


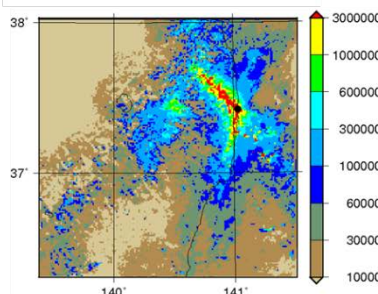
図 III-6 航空機モニタリングによる Cs-137 沈着量分布と平成 28 年度及び本年度の解析結果の比較

## I-131沈着量分布(局所域)

### 航空機モニタリング



### H28年度の結果



### H30年度の結果

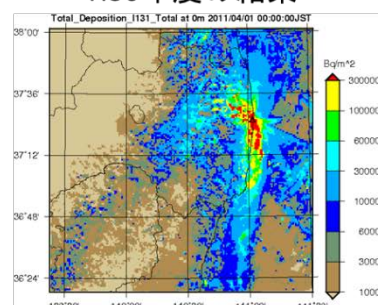


図 III-7 航空機モニタリングによる I-131 沈着量分布と平成 28 年度及び本年度の解析結果の比較

## III-2. 避難行動パターンの再検討と吸入線量計算

図 III-8 に代表例として無作為抽出された双葉町、檜葉町および浪江町の 19 歳以下の住民の行動調査票をクラスター解析した例を示す。6 時間ステップで行動調査票を区分し、線量の高くなる時間帯を 15 時間帯抽出する。そして、その 15 時間帯の滞在地に注目して市町村別にクラスター解析を実施した。それぞれの 15 時間帯について青色から赤色に線量の相対的な変化を示している。市町村毎に 4~7 のクラスターを抽出した。UNSCEAR 2013 年報告書で採用していた代表的 18 避難シナリオ (以下「代表的避難シナリオ」と略す) との比較で以下コメントを付ける。富岡町の場合、UNSCEAR2013 報告書では「代表的避難シナリオ」#1 (3 月 12 日川内村、3 月 16 日郡山市ビックパレット) 一つであったのに対し、クラスター解析では 5 つのクラスターが抽出され、5% の避難民は線量が高くなる避難パターンであった。同様に大熊町の場合、「代表的避難シナリオ」#2 の大熊町から 3 月 12 日に田村市船引訓練センターに避難する 1 シナリオのみであったが、クラスター解析では 5 つのクラスターが抽出された。このうち、線量が高くなる避難経路は、一旦南相馬市に移動し、その後いわき市に避難したシナリオで、8% の子供がこの経路で避難した。双葉町に関しては、「代表的避難シナリオ」#3 (3 月 12 日 8 a.m. に川俣小へ移動、3 月 19 日さいたまスーパーアリーナに避難) と #4 (3 月 12 日 21 p.m. に川俣小へ移動、後は同じ) が採用されていた。以前のソースタームと ATDM シミュレーションでは、#3 と #4 のシナリオの差は線量に関係しなかった。しかし、図 III-4 に示したように 3 月 12 日の午後、1 号炉のベント・水素爆発のプルームは双葉町に流れており、両者の差は線量推計上大きい。今回、双葉町の行動調査票の解析から判ったことは、#4 に相当する避難が遅れた住民は 5% に過ぎず、しかも避難が遅れた住民の中で濃いプルーム曝露を受ける地区に残っていた住民は 2% だけであった。一方、双葉町から 3 月 12 日に浪江町や南相馬市方向に避難した別のクラスターが十数%、この避難経路は比較的線量が高い。檜葉町に関しては、「代表的避難シナリオ」#5 (3 月 12 日いわき市役所、3 月 31 日に田村市へ避難)、#6 (3 月 12 日にいわき市役所、3 月 16 日会津美里町へ避難) が採用されていた。抽出されたクラスターの内、#6 あるいは会津以外の線量の低い地域に移動した割合は 50% を超すが、いわき市の線量の異なる地域に滞在したクラスターが 3 パターン抽出された。浪江町に関して「代表的避難シナリオ」#7 (3 月 12 日に津島活性化センターへ避難)

に関しては、線量評価上、より詳細な避難パターンの抽出が重要であることが判った。#7 のプルーム曝露前に津島に避難した割合は約 50%で、3 月 12 日に浪江町あるいは南相馬市小高区でプルーム曝露した可能性のあるクラスターが 20%、原町区や鹿島区でプルーム曝露した可能性のあるクラスターが 15%あった。「代表的避難シナリオ」#9 南相馬市（3 月 15 日に伊達市役所、3 月 31 日に福島市に避難）に関して、以前のソースタームと ATDM シミュレーションでは線量の低いシナリオであったが、図 III-4.に示したように 3 月 12 日の夜に 1 号炉のプルームが到達している。小高区からの避難住民の約 80%はプルーム曝露を受けた。注意しなければならないのは、「II. 研究方法 2. 放出源情報と拡散計算の最適化」で述べたように、この日の午後の気象場の再現性が悪く WSPEEDI シミュレーションでは原町に 3 時間早くプルームが到達するシミュレーションとなっており、この違いを 6 時間平均値でシミュレーションと SPM 実測値が整合するようになっている事である。この影響は、小高区住民の避難開始時刻がプルーム到達前であったかどうかに関わり、線量評価の上で不確実性の原因となっている。今後、2 時間遅くプルームが到達したと仮定した場合に線量評価がどの程度変わるか、感度解析を行う必要がある。南相馬市の非避難地区（原町区、鹿島区）の住民に関しては、3 月 12 日のプルームは夜間に経験しており、屋内退避中であったことは間違いない。一方、「代表的避難シナリオ」#17 では 5 月 20 日まで南相馬市に留まったシナリオになっていたが、行動調査票の解析では#17 に相当する南相馬市、相馬市、新地に留まった割合は、10%未満であった。最後に、「代表的避難シナリオ」#15 および#16 の飯館村であるが、全く代表性に欠ける。19 歳以下の小児の行動調査票から抽出されるシナリオは、3 月 13 日から五月雨に避難が進行するシナリオであり、3 月 20 日までには 80%以上の子供が避難していた。

無作為抽出された行動調査票と WSPEEDI\_2019 データベースを使い、甲状腺等市町村別の吸入被ばく線量については、III-7 の最後に述べる。

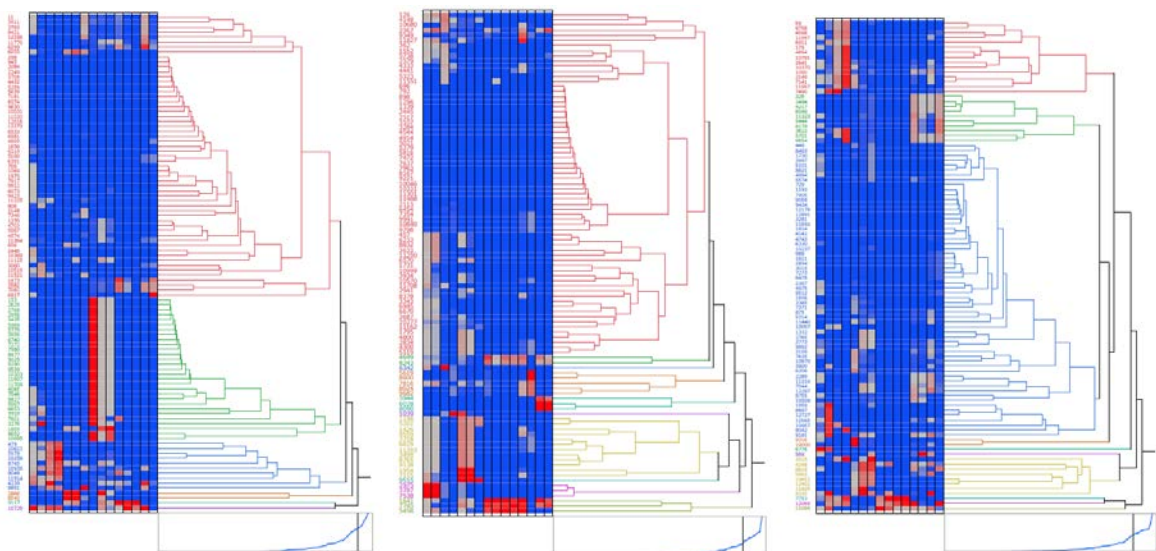


図 III-8 行動調査票のクラスター解析の例（左から双葉町、楡葉町、浪江町）

3 月 12 日から 3 月 31 日まで行動調査票を 6 時間ステップで区分し、特に線量寄与が大きい日時に注目して 15 の時間帯(縦の帯)に着目してクラスター解析を行った。青から赤に線量が高くなる事を示しているが、絶対的な線量ではなく、それぞれの時間帯での相対的な違いを示している。

### III-3. 水道水からの経口被ばく線量精緻化

#### III-3-1. ワン・コンパートメント・モデル

先行研究において、実測値が無い時期の水道水の I-131 濃度を推計するワン・コンパートメント・モデルを報告した<sup>26)</sup> (図 III-9, Kawai)。このモデルでは、実測値のある水道水の汚染濃度と水源への I-131 の時間当たりの沈着量(WSPPEEDI の計算値)から推計し、実測値のない水道事業に関しては、実測値のある水道で得られた換算係数や実効減衰係数の平均値を使って不確実性を減らしている。WSPPEEDI の推計値が先行研究から変わってきても、自動的に換算係数や実効減衰係数が補正されるため、最終的な水道水の I-131 濃度の推計値は大きく変わることはない頑健性を有している。実際、先行研究と同じ避難シナリオ (表 III.2) と水道水使用量 (非避難の成人および 10 歳児 1.8L/日、避難の成人および 10 歳児 1.2L/日+ボトル水 0.6L、非避難及び避難の 1 歳児 1L/日) を仮定した場合の経口被ばくによる甲状腺等価線量は、線量の元々低かった葛尾村を除くと -65%~+11% の変化であった。

	市町村	代表的な避難パターン
1	田村市	3/12:船引中学校→3/14:田村総合体育館
2	南相馬市 1	3/12:石神第二小学校(原町区)→3/15:(伊達市) 染川体育館
2'	南相馬市 2	3/12:石神第二小学校(原町区)→3/23:新潟県
3	川俣町	3/12:いきいき荘
4	広野町	3/12:広野町老人センター→3/15: 小野町体育館
5	楡葉町	3/12:(いわき市) 草野中学校
6	富岡町	3/12:川内小学校→3/16:(郡山市) ビックパレットふくしま
7	大熊町	3/12:(田村市) デンソー東日本
8	双葉町	3/12:川俣小→3/19:埼玉県
9	浪江町	3/12:津島活性化センター→3/15:(二本松市) 東和文化センター
10	葛尾村	3/12:地域福祉センターみどり荘→(福島市) あづま総合運動公園
11	飯舘村	3/12:草の小学校体育館→3/16-21:栃木県 (または非避難)
12	川内村	3/12:川内小学校→3/16:(郡山市) ビックパレットふくしま

表 III-2. 水道水からの経口被ばく甲状腺等価線量の推計で用いた代表的避難パターン

#### III-3-2. 水分摂取量に関するアンケート調査

成人、10 歳児および 1 歳児の水道水の摂取量 (pTWI) の算術平均は、非避難住民で各々 1.65 L、1.65L、0.76 L、避難住民で各々 1.06L、1.06L、0.76L として、線量計算を行った。経口摂取の甲状腺等価線量換算係数は、ICRP Publ.68、ICRP Publ.72 の数値を使い線量計算した後に、日本人のヨウ素甲状腺取り込み率 20%の時の線量に補正した(表 III-3)。ヨウ素甲状腺取り込み率 20%および甲状腺体積の関する考察は、次節の III-4 で述べる。また、その詳細に関しては楠原分

担研究報告書を参照されたい。経口摂取からの線量が最も高い飯館村の1歳児で、算術平均で10.8 mSv, 95%値で21.9 mSvであり、その他の避難地域住民の水道水からの線量は、1歳児の算術平均で5 mSv未滿であった。飯館村に関しては、全ても子供が一旦草の小学校に避難した事になっているため、飯館村の水道事業所の中で最も汚染レベルの高い滝下上水場の水を摂取したシナリオになっている。このため、表 III-3.の飯館村の評価値は、最大値を評価していると言える。それぞれの自宅から段階的に飯館村から避難した場合には、主要な3簡易水道事業所が供給する平均的汚染レベルを用いた方が現実的であるが、その場合には約20%線量が低下する。又、簡易水道を利用していない世帯が38%あり、これらの世帯は汚染がないと考えられる井戸水を利用していたため、平均的な水道からの内部被ばく線量は、さらに38%低下しうる。

先行研究との線量評価の違いは、主に水道水の摂取量が現実を反映した値に修正されたこと、および日本人の甲状腺ヨウ素代謝に即した線量推計になった事による。

$$\frac{dC}{dt} = p - \lambda C$$

$$\frac{dC}{dt} = ap' - \lambda C$$

( $p = ap'$ )

C	水道水中の核種濃度 (Bq kg <sup>-1</sup> )
p	水への沈着率 (Bq kg <sup>-1</sup> hour <sup>-1</sup> )
p'	地表面沈着率 (Bq m <sup>-2</sup> hour <sup>-1</sup> )
a	換算係数 (m <sup>2</sup> kg <sup>-1</sup> )
λ	実効減衰係数 (hour <sup>-1</sup> )

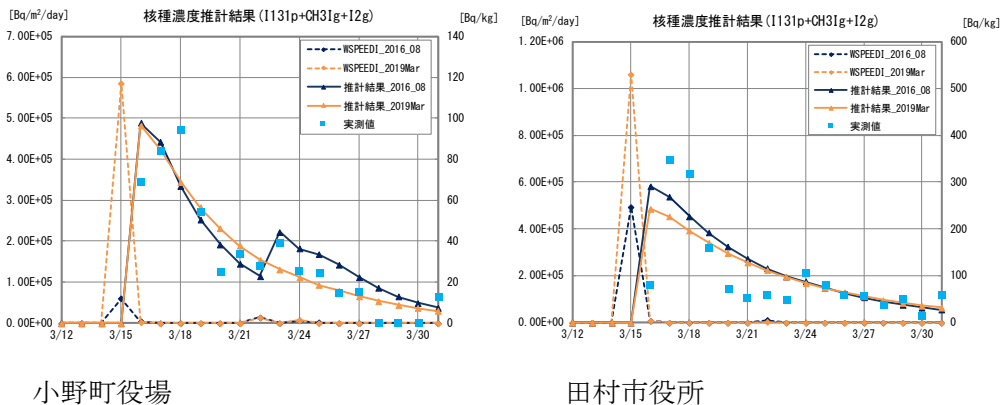


図 III-9. ワン・コンパートメント・モデルによる代表的水道水実測値とシミュレーション結果

表 III-3. 水道水からの経口被ばくによる甲状腺等価線量 (甲状腺ヨウ素取り込み率 20%の場合)

	年齢区分	成人			10 歳児			1 歳児		
		中央値	算術 平均値	95%値	中央 値	算術平 均値	95%値	中央値	算術平 均値	95%値
		摂水量 (mL/d)	1546	1653	2913	1546	1653	2913	708.1	759.8
1	田村市	0.7	0.7	1.3	1.6	1.7	3.0	2.6	2.8	5.7
2	南相馬市	0.3	0.3	0.5	0.6	0.7	1.2	1.0	1.1	2.3
2'	南相馬市 2	0.8	0.9	1.6	1.9	2.1	3.7	3.2	3.4	7.0
3	川俣町	0.7	0.7	1.2	1.5	1.6	2.9	2.5	2.7	5.4
4	広野町	0.5	0.5	0.9	1.1	1.2	2.1	1.8	1.9	3.9
5	檜葉町	0.5	0.6	1.0	1.2	1.3	2.3	2.0	2.2	4.4
6	富岡町	0.8	0.9	1.5	1.9	2.0	3.5	3.1	3.3	6.7
7	大熊町	0.7	0.7	1.3	1.6	1.7	3.0	2.6	2.8	5.7
8	双葉町	0.5	0.5	0.9	1.0	1.1	2.0	1.7	1.9	3.8
9	浪江町	0.4	0.4	0.8	0.9	1.0	1.8	1.5	1.7	3.4
10	葛尾村	0.1	0.1	0.1	0.2	0.2	0.3	0.3	0.3	0.6
11	飯舘村	2.6	2.8	5.0	6.1	6.5	11.5	10.1	10.8	21.9
12	川内村	0.8	0.9	1.5	1.9	2.0	3.5	3.1	3.3	6.7

\* 甲状腺等価線量換算係数 1 歳児 3.60E-06 Sv/Bq, 10 歳児 1.00E-06 Sv/Bq, 成人 4.30E-07 Sv/Bq を用いて線量を求めた後に、日本人の甲状腺ヨウ素取り込み率を 20%として補正した。

### III-4. 実測値とシミュレーション結果の系統的誤差要因の検討

#### III-4-1. 日本人の体内ヨウ素モデル

血中から甲状腺へのヨウ素クリアランス値および甲状腺体積は、甲状腺の I-131 活性を直接測定した値に基づく線量評価値と比較する場合、系統的誤差の原因となる。先行研究で分担研究者の楠原らは、実験的に I-123 を服用後の放射性ヨウ素の体内動態を調べ、ヨウ素制限が無い一般的な食事をしている日本人の体内ヨウ素動態を検討し、15 名の解析がこの研究で得られた体内ヨウ素動態のパラメータ（甲状腺クリアランス値、腎クリアランス値等）の分布を使い、ワン・コンパートメントの体内ヨウ素動態モデルを構築しシミュレーションを行った。この結果、血中ヨウ素の甲状腺取り込み率は  $18.6 \pm 6.0\%$  と ICRP 甲状腺モデルの 30% 小さい事を報告した(図 III-10)<sup>29)</sup>。この値は、ICRP 甲状腺モデルの F 値 30% より低く、文献調査による日本人の 24 時間甲状腺ヨウ素取り込み率とほぼ同じである。

甲状腺の体積に関しては、東京監察院の解剖材料の結果を入手して解析した。甲状腺基礎疾患がない日本人の摘出甲状腺重量は、図 III-11 に示すように ICRP 標準人と同等である。20 歳代の男性ボランティアを募って甲状腺超音波法と核磁気共鳴法 (MRI) により甲状腺体積を測定した



ところ、超音波法で  $17.5 \pm 5.2 \text{ mL}$ , MRI 法で  $14.2 \pm 5.3 \text{ mL}$  と測定法により違いがあったが、摘出甲状腺重量のバラツキを考えると誤差の範囲と考えられた。摘出甲状腺重量に関しては、1980 年代に放医研の研究者が報告している<sup>35)</sup>が、その値と同じであった

以上の結果、日本人の甲状腺等価線量を推計する際には、日本人の甲状腺ヨウ素クリアランス値 20%を使って、ICRP の甲状腺モデルで計算されている線量換算係数に  $2/3$  を乗じ、吸入被ばくと経口被ばくの甲状腺線量を補正する事とした。

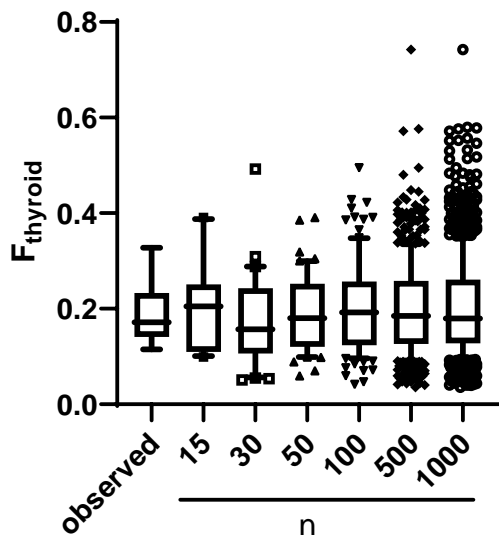


図 III-10 日本人の甲状腺ヨウ素取り込み率 ( $F_{\text{thyroid}}$ ) のシミュレーション

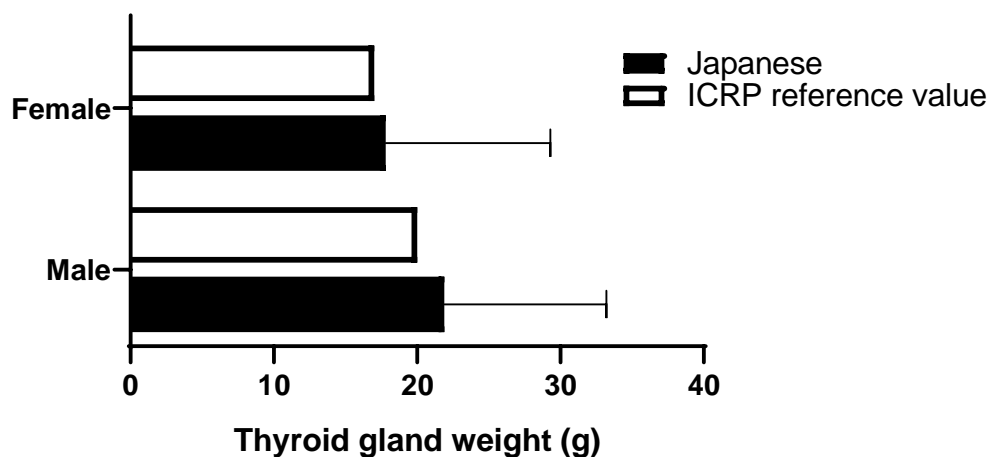


図 III-11 日本人甲状腺重量の分布と ICRP 標準人の比較

#### III-4-2. 屋内待避の防護効果に関する文献調査

屋内待避による放射性プルームからの吸入被ばく防護効果に関して、福島原発事故後に原子力規制庁の委託をうけ、日本原子力開発研究機構が日本家屋を用いて調査を行っている<sup>41)</sup>。放射性

プルームは家屋の自然換気率に応じて屋内に侵入するが、日本家屋の自然換気率は、建築の年代、温暖な地域か寒冷な地域かで異なっており、福島県を含めた東北地方の家屋は自然換気率が低い。建築基準法が 1980 年と 1992 年に改訂されている影響で、1980 年前の日本家屋は相対的に自然換気率が高く、また一軒家は集合住宅より自然換気率が高かった。1980 以降は一軒家と集合住宅の自然換気率はほぼ同じとなっている。とりわけ 1992 年の建築基準法の改定以降は、一段と自然換気率が低くなっている<sup>41)</sup>。

Hirouchi らは、1980 年前の日本家屋、1980-1992 年の日本家屋、1992 年以降の 3 種類の日本家屋について、風速 ( $1\sim 4\text{ms}^{-1}$ )、屋内待避の継続時間 ( $0\sim 24\text{h}$ ) を変数に屋内待避の防護係数をシミュレーションした<sup>42)</sup>。風速が早いほど防護効果は減少し、屋内待避の継続時間が長くなるほど防護効果は減少する。Hirouchi らの論文<sup>42)</sup>の図から判断すると、風速  $1\text{ms}^{-1}$  と  $4\text{ms}^{-1}$  の時の 3 時間 (9 時間) の屋内退避の防護係数は、1980 年以前の日本家屋ではそれぞれ 0.4, 0.9 前後 (0.55, 0.95 前後)、1980 年-1992 年の日本家屋ではそれぞれ 0.1, 0.6 前後 (0.2, 0.85 前後) であり、1992 年以降の日本家屋ではそれぞれ 0.05, 0.3 前後 (0.15, 0.5 前後) であった。平成 20 年住宅・土地統計調査<sup>43)</sup>の福島県の統計 (第 4 表 住宅の種類 (2 区分)、構造(5 区分)、建築の時期(13 区分)別住宅数一都道府県、14 大都市) を使い、直近の 5 年間ないし 10 年間の新築率を使って補正すると、福島県の専用住宅の分布は、1980 年以前建造の住宅が 40%、1981-1991 年建造の住宅が 19.7%、1992 年以降の建造が 40.3%である。表 III-4 に福島県の専用住宅の建造年度別の割合で加重した屋内退避の防護係数を示す。

東日本大震災後に多くの住民が地震による建物倒壊を恐れて公共施設に避難したことを考慮すると、必ずしも住宅建造時期加重防護係数が適切ではないかもしれない。また、3 月 12 日の午後、北方向に移動した放射性プルームは直線距離で約 26Km の原町に 6 時間後に到達しているので、風速約  $1.2\text{ms}^{-1}$  で移動した。被ばく線量が高い 3 月 12 日に浪江町や南相馬市で屋内退避していた住民に対しては、0.3 の屋内退避防護係数が適切かもしれないが、その後、異なる風速や退避経過時間で繰り返しプルーム曝露の機会があった住民もいることより、本研究では風速  $2.5\text{ms}^{-1}$  で数時間プルーム曝露した場合の吸入被ばくからの屋内退避の防護係数を一律 0.5 と丸めて使用する。

表 III-4. 屋内退避の吸入被ばく防護係数

	風速 ( $\text{ms}^{-1}$ )	1		4	
		3	9	3	9
	退避経過時間 (h)				
建 造 年 代	-1980	0.4	0.55	0.9	0.95
	1981-1991	0.1	0.2	0.6	0.85
	1992-	0.05	0.15	0.3	0.5
	住宅建造時期加重*	0.20	0.32	0.60	0.75

\*平成 20 年住宅・土地統計調査<sup>43)</sup>の福島県の統計 (第 4 表 住宅の種類 (2 区分)、構造(5 区分)、建築の時期(13 区分)別住宅数一都道府県、14 大都市) を使って福島県の個別住宅の建造時期別の割合で補正

### III-4-3. 外部被ばく線量に関する文献調査

本研究においては、福島県民の外部被ばく線量に関する再解析は行っていない。福島県民の外部被ばくによる実効線量に関しては、福島県民健康調査基本調査で実施されており、Ishikawa らにより原著論文として発表されている<sup>42)</sup>。それによれば、避難地区市町村の外部被ばくによる実効線量は年齢によらず、飯舘村の 4.1mSv を例外とすれば、全て 1mSv 未満である。甲状腺等価線量の推計に際しては、Ishiwaka らの推計値を使用する。

## III-5. 甲状腺簡易測定データ、ホールボディカウンター測定データ再解析

### III-5-1. 小児甲状腺被ばくスクリーニング検査の再解析

詳細は、栗原分担研究報告書を参照されたい。更新した年齢別換算係数を用いて、小児甲状腺被ばくスクリーニング検査被検者の甲状腺等価線量を再計算した(図 III-12、13、表 III-5、6)。前報<sup>36)</sup>と比較して線量分布はほとんど変わらないものの(3月15日の急性吸入摂取シナリオを設定した場合)、同検査の素データには検査時点で住所のある自治体名が含まれていたために、検査が行われた3自治体の他に南相馬市と福島市の結果を追加した。被検者が数名程度しかいなかった自治体については、その他として結果を示した。なお、3月16日から検査日前日までの毎日において等量で経口摂取を続けた場合(慢性経口摂取シナリオ)の計算も行ったが、甲状腺等価線量は前シナリオを仮定した場合の約半分となった(表 III-6)。南相馬市については、3月12日の急性吸入摂取シナリオを採用すると、甲状腺等価線量は図より約40%高くなる。

小児甲状腺被ばくスクリーニング検査が行われた3自治体に住所のある被検者の年齢群ごとの甲状腺等価線量の分布を図 III-13 に示す。ここで各年齢群の範囲は ICRP 刊行物のものと同じである<sup>37)</sup>。

同検査の測定精度に係る不確かさについては、同検査を模擬した実験(研修)から得られた結果から、スクリーニングレベル(バックグラウンドを差し引いた正味値で  $0.2 \mu\text{Sv h}^{-1}$ ) 以下ではファクター2程度が見込まれることが分かった<sup>38)</sup>(詳細は分担研究報告書を参照)。

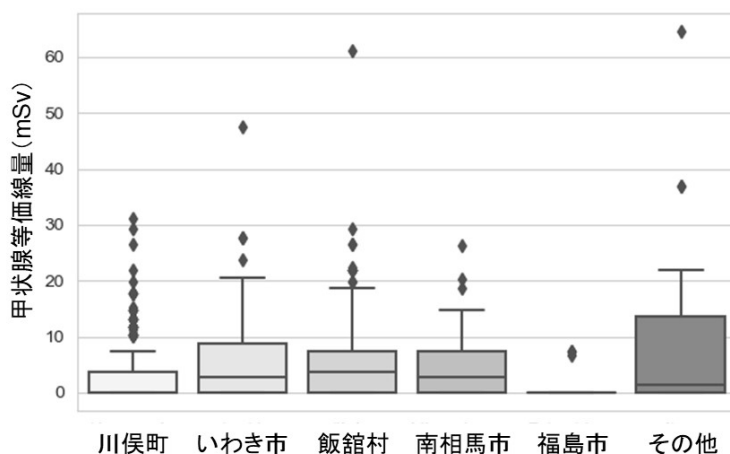


図 III-12 自治体別甲状腺等価線量の分布

※その他は被検者が数名程度の自治体のデータを集約

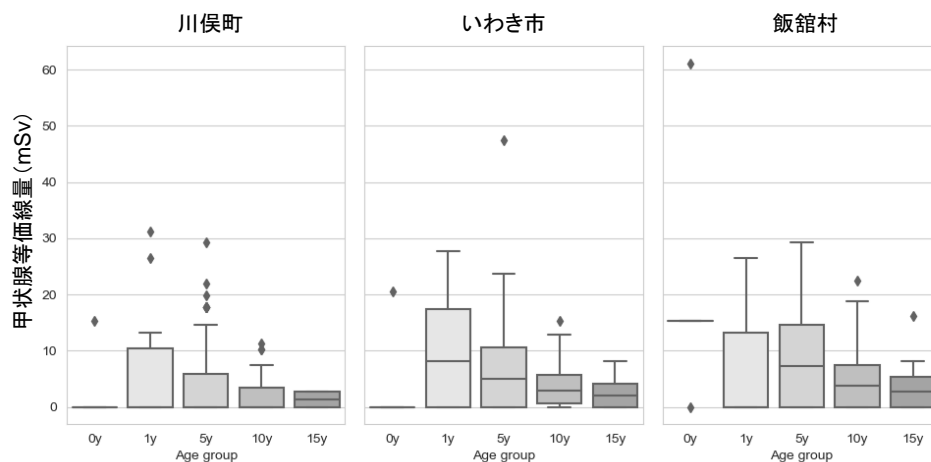


図 III-13 年齢群別の甲状腺等価線量

表 III-5. 自治体別甲状腺等価線量。 3月15日急性吸入摂取シナリオ

	川俣町	いわき市	飯館村	南相馬市	福島市	その他
人数	593	123	291	31	22	20
最大値	31.2	47.5	61.1	26.3	7.3	64.6
75%値	3.7	8.8	7.5	7.5	DL未満	13.6
中央値	DL未満	2.8	3.7	2.8	DL未満	1.4

表 III-6. 自治体別甲状腺等価線量。慢性経口摂取シナリオ（摂取期間：3月15日～測定日）

	川俣町	いわき市	飯館村	南相馬市	福島市	その他
人数	593	123	291	31	22	20
最大値	13.4	25.0	20.3	11.4	3.0	29.9
75%値	1.6	4.5	3.3	3.3	DL未満	5.2
中央値	DL未満	1.5	1.6	1.3	DL未満	0.7

### III-5-2. ホールボディカウンター計測値からの甲状腺等価線量推計（再解析）

先行研究では、ホールボディカウンター（WBC）で計測されたCs-137の残留量を全て3月15日の急性摂取と仮定し、かつ、Kimらによって報告<sup>39)</sup>されたI-131/Cs-137比=3.8を使ってI-131摂取量を推計する手法を用いた。このI-131/Cs-137摂取比は、Tokonamiら<sup>40)</sup>によって実測された南相馬市からの避難住民と浪江町鹿島地区住民の甲状腺をガンマ線スペクトロメータで測定したI-131の線量分布と浪江町からの避難住民のWBC測定によるCs-137の線量分布を比較して

得られたものであった。しかしながら WBC 測定値が急性摂取シナリオに基づいて評価されていたため過大評価となっており、そのため I-131/Cs-137 比が過小に評価されていた可能性がある。本研究で、栗原らは WBC の測定値そのものの再検討を行い、浪江町の避難住民を例に取れば、3月12日の水素爆発を避難前に経験した住民 (Group 2) と、水素爆発前に 20Km 圏外に避難していた住民 (Group 1) で WBC で Cs-137 が検出される率に差がある事を見いだした (図 III-14)。そして、Group 1 の検出率は慢性的な放射性セシウムの摂取や衣服の汚染で説明できる範囲である事を検証した。さらに、3月12日の水素爆発の前に避難した住民とその後に避難した住民との Cs-137 摂取量の差 (表 III-7) が3月12日の吸入被ばくに因るものと推測された。試算として、この数字をベースに WBC の実測値が検出限界以下であった1歳児の Cs-137 摂取量を推計し、インベントリの I-131/Cs-137 比=10 を使って推計すると、避難が遅れた1歳児の甲状腺等価線量の中央値は約 20mSv になると推計された。しかし、I-131/Cs-137 比には不確実性が大きく、さらに大きい可能性もある。注意を要するのは、避難が遅れた浪江住民は全体の 20%程度であり、早く避難した住民の線量は WBC の計測値では避難が遅れた住民の 1/3 程度であるが、測定値自体が食品由来の慢性摂取や衣服汚染の影響があり不確実性が高く WBC の計測値からは推計が難しい事である。(詳細は、栗原分担研究報告書を参照されたい。)

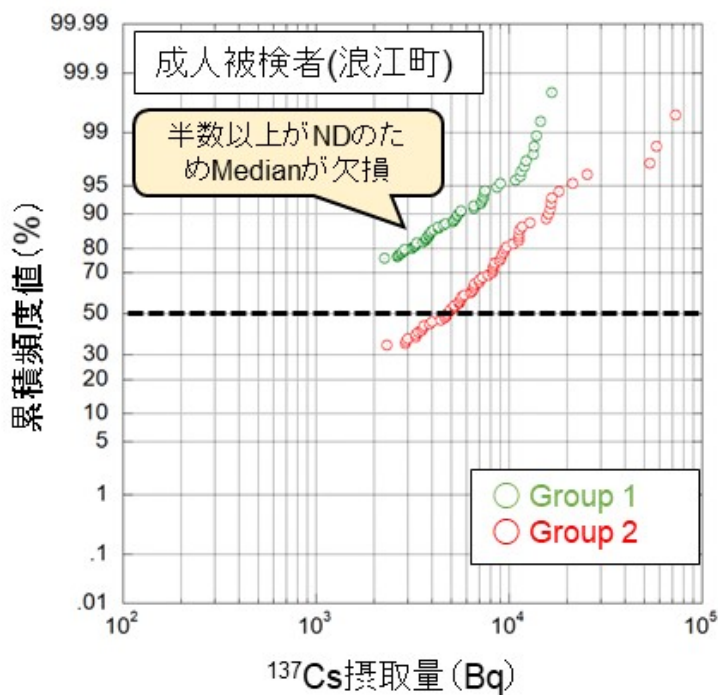


図 III-14 Group 1 と Group 2 の成人被検者の <sup>137</sup>Cs 摂取量分布

表 III-7. Group 1 と Group 2 の <sup>137</sup>Cs 摂取量の中央値 (Bq)

	成人	15歳児
Group 1 (G1)	1.13E+03	1.92E+03
Group 2 (G2)	4.45E+03	4.59E+03
G2-G1	<b>3.32E+03</b>	<b>2.67E+03</b>

### III-5-3. ホールボディカウンター計測値と行動調査票の突合

栗原らは、WBCの実測値のある避難住民の行動調査票を解析することにより、どのタイミングでどの方向に避難した住民にCs-137検出率が高いかを検討した。浪江町では、3月12日の15時に浪江町に残っていた住民、あるいは津島地区あるいは南相馬市に避難市住民に検出率が高い(図III-15)。同様に双葉町では、3月12日の15時に双葉町に残っていた住民、あるいは浪江町や津島地区や南相馬市に避難した住民に検出率が高い(図III-16)。この結果は1号炉の3月12日のベントを実施した14時30分頃、および水蒸気爆発が発生した15時36分によるプルーム曝露が線量に大きく寄与している事を改めて示した。

WBC計測者の行動調査票は、概ねIII-2で述べた無作為抽出された19歳以下の行動調査票の解析と同じ傾向を示している。将来、WBCを受けた成人の避難行動と小児の避難行動の違いがあるかどうかを検証する必要がある。

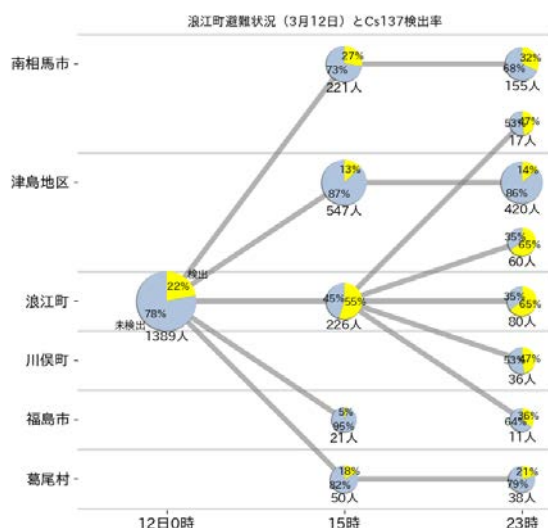


図 III-15. 浪江町住民の3月12日の避難行動による類型化と<sup>137</sup>Cs検出率

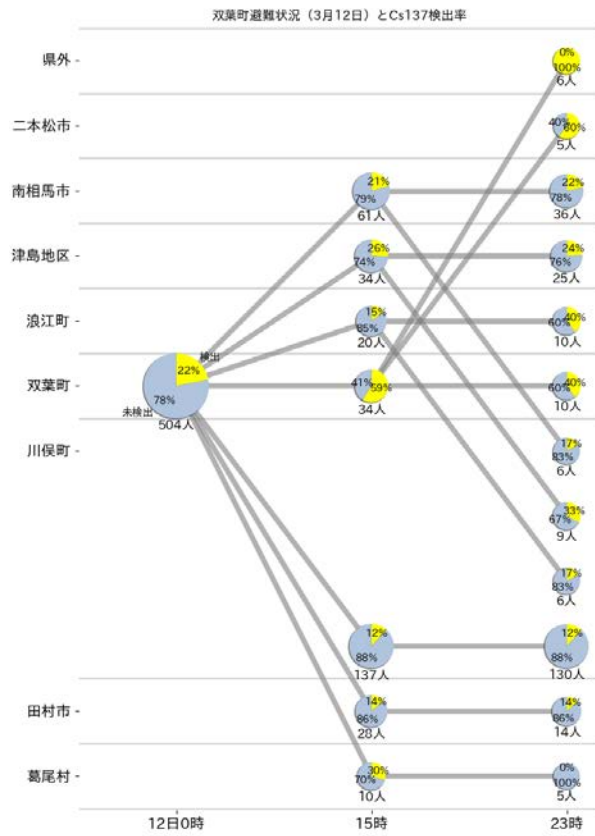


図 III-16 双葉町住民の3月12日の避難行動による類型化と<sup>137</sup>Cs検出率

### III-6. 体表面汚染データからの線量評価（再録）

先行研究において避難住民の体表面汚染スクリーニングデータから体表面核種（I-131, I-132, Te-132, I-133）の汚染濃度分布を求め、避難途上の吸入被ばく線量を推計した<sup>34)</sup>。しかしプルーム曝露の時刻が不確実で、その結果 GM サーベイメータによる体表面汚染を受けるまでの経過時間に不確実性があった。そこで、本研究では体表面汚染検査を受けた住民の行動調査票を入手し、プルーム曝露の場所と時間を特定し、体表面汚染からの線量評価を精緻化する予定であった。しかし、体表面汚染検査を受けた住民の行動調査票を入手する手続きが遅れて、研究年度内に解析することが出来なかった。次の節で無作為抽出した行動調査票と WSPEEDI\_2019 を使った吸入被ばくによる甲状腺等価線量を示すが、南相馬市小高区住民の線量に関する議論の材料として、先行研究において報告した体表面汚染の汚染分布<sup>23)</sup>を再提示しておく（図 III-17）。

ちなみに先行研究で体表面汚染分布を使った I-131, I-132/Te-132, I-133 の甲状腺等価線量の推計結果は、3月12日のプルーム曝露では浪江町の1歳児が最大で、次いで南相馬市の1歳児が大きかった。無作為抽出した住民の避難パターンのうち、どのパターンが体表面汚染検査を受けた住民に近かったのか、今後さらなる検討が必要である。

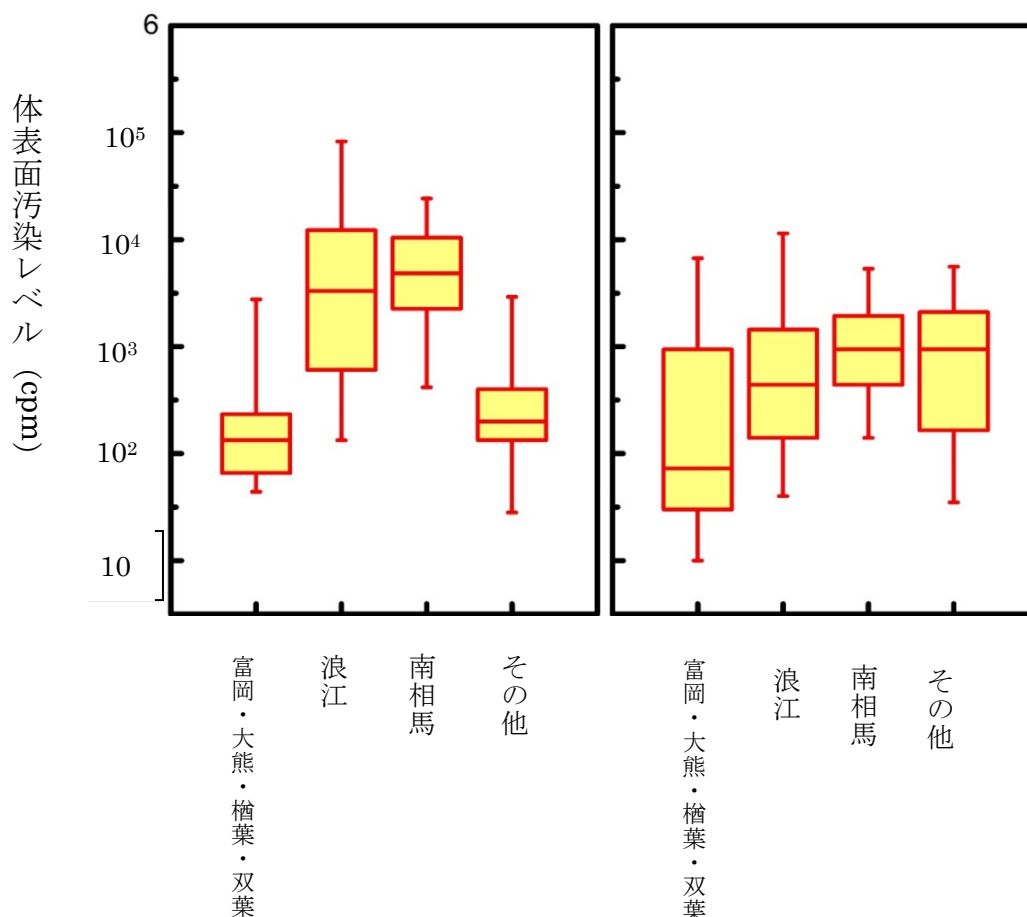


図 III-17. 市町村別の体表面汚染分布（左 3月13-14日測定、右 3月15日-17日測定）



### III-7. 無作為行動調査票と WSPEED\_2019DB を使った甲状腺等価線量推計

無作為抽出された 19 歳以下の住民の行動調査票の解析により避難シナリオを精緻化し、WSPEEDI\_2019DB の地上 1m の I-131（粒子、無機ヨウ素蒸気、メチル化ヨウ素）の時間空間分布データを使って年齢別吸入線量を評価した（表 III-8）。

表 III-8. 2011 年 3 月末までの I-131 吸入被ばくによる甲状腺等価線量（mSv）。無作為抽出行動調査票からの推計。

年齢区分	1 歳児			10 歳児			19 歳		
	中央値	平均値	95%値	中央値	平均値	95%値	中央値	平均値	95%値
富岡町	0.6	1.1	7.4	0.5	0.9	6.3	0.3	0.6	3.7
大熊町	1.7	2.1	7.8	1.4	1.8	6.6	0.9	1.1	3.9
檜葉町	0.9	2.1	7.8	0.8	1.8	6.6	0.5	1.1	3.9
双葉町	1.3	3.6	19	1.1	3	16	0.7	1.8	9.5
浪江町	0.8	4	20	0.7	3.4	17	0.4	2	10
南相馬市 小高区	10	9.8	19	8.5	8.3	16	5.1	5	9.8
南相馬市 原町区・ 鹿島区	3.2	4.7	18	2.7	4	15	1.6	2.4	9.1
飯舘村	5.1	4	8	4.3	3.4	6.8	2.6	2	4

## IV. 統合的解析および考察

### IV-1.短半減期核種からの内部被ばく、および外部被ばくを統合した線量評価

3 月 12 日のプルーム曝露では、I-131 以外の短半減期核種による線量が無視できないため、1 歳児について I-131 以外の短半減期核種の寄与分を補正した吸入線量を推計する必要がある。そこで、先行研究で実施した体表面汚染避難住民の衣服の核種分析結果から 3 月 12 日のプルームに占める I-131,I-132,I-133,Te-132 の割合を決定し、その値を使って WSPEEDI\_2019DB と無作為抽出行動調査票を使った市町村毎の I-131 吸入被ばく線量から I-132,I-133,Te-132 からの甲状腺線量を推計し、表 IV-1.にまとめた。

線量評価に当たり、甲状腺ヨウ素取り込み率値を 20%として補正し、屋内退避の防護係数を 0.5 として推計している。表 IV-1 の 95%値の線量が最も高くなるのは双葉町の 1 歳児で、吸入と経口を合計した線量は 33.8mSv であった。平均値が最も高くなるのは飯舘村の 1 歳児で 15.4mSv と評価された。

さらに、Ishikawa らが空間線量率と行動調査票の解析から推計した福島県民の事故後 4 ヶ月間の外部被ばく線量を加えた甲状腺等価線量の合計を表 IV-2 にまとめた。飯館村を例外とすると、他の市町は外部被ばく線量が 1mSv ないしそれ以下である。外部被ばくを含めた甲状腺線量の平均は、5~19.5mSv と評価された。

表 IV-1. 2011 年 3 月末までの I-131 以外の短半減期核種を含めた 1 歳児甲状腺等価線量 (mSv)。無作為抽出行動調査票からの推計。

データ種別	吸入被ばく*			水道水からの経口被ばく		
	中央値	平均値	95%値	中央値	平均値	95%値
富岡町	0.6	1.2	7.5	3.1	3.3	6.7
大熊町	2.4	2.9	9.1	2.6	2.8	5.7
檜葉町	1.0	2.3	9.7	2	2.2	4.4
双葉町	1.5	5.3	30	1.7	1.9	3.8
浪江町	0.9	5.7	30	1.5	1.7	3.4
南相馬市小高区	16	15	25	0.3	0.3	0.5
南相馬市原町区・鹿島区	4.8	6.3	19	0.8	0.9	1.6
飯館村	5.6	4.4	9.1	10	11	22

\*短半減期核種 (I-131,I-132/Te-132, I-133) による等価線量

表 IV. 1 歳児の外部被ばく・内部被ばくからの甲状腺等価線量の平均値

避難市町村		1.外部被ばく線量 (mSv) <sup>#</sup>	2. 吸入被ばく線量 (mSv) <sup>\$</sup>	3. 経口被ばく線量 (mSv)*	1+2+3 (mSv)
富岡町		0.7	1.2	3.3	5.2
大熊町		0.9	2.9	2.8	6.6
檜葉町		0.5	2.3	2.2	5
双葉町		0.8	5.3	1.9	8
浪江町		1	5.7	1.7	8.4
南相馬市	小高区	0.8	15	0.3	16.1
	原町区・鹿島区	0.8	6.3	0.9	8
飯館村		4.1	4.4	11	19.5

# Ishikawa 等の論文から引用(事故後 4 ヶ月の外部被ばく線量の平均値)

\$\* 表 III-9 の吸入被ばく, 水道水からの経口被ばくの平均値

## IV-2. 考察・妥当性の検討

平成 26 年度から 3 年間先行研究を実施し、引き続き平成 29 年度から 2 年間研究を積み重ねた。WSPEEDI の精緻化も行った。即ち、WSPEEDI に大気輸送・拡散・沈着モデル計算に使うプログラムを最新のバージョンに取り替え、従来の空間線量率と地表面の Cs-137 あるいは I-131 の汚染マップを使ってプログラムを最適化する方法から、SPM の実測データを用いて最適化する方法に変更した。これによって、地上 1m の大気中核種濃度の推計は精度が向上した。しかし、気象場の再現性が悪い地域と時間帯が有り、今回の解析では 6 時間の平均値で SPM の値と整合させることとした。この決断により、多くの地域で線量評価の妥当性が増したと考えられる。それにもかかわらず、表 III-1 に示した様に、6 時間平均でも未だ WSPEEDI の核種の拡散分布の推計値と個々の SPM 実測データでは、齟齬が残っている。

WSPEEDI と行動調査票をベースにした線量評価では、WSPEEDI のシミュレーションの不確実性に加え、避難行動の不確実性、屋内退避によるプルーム防護効果の不確実性、放射性ヨウ素の甲状腺取り込み率の不確実性、飲水量の不確実性など多くの不確実性因子がある。本研究では、行動調査票の無作為抽出により、子供の地域的な人口密度を反映しつつ、避難行動の多様性を反映させ、避難行動の不確実性を減じた。また、屋内退避の防護効果に関しても、東北地方の住宅を使った換気率の実測値を使い、建造時期を反映した評価を行うことにより、不確実性を減じた。放射性ヨウ素の甲状腺取り込み率の不確実性に関しても、日本人のヨウ素代謝のワン・コンパートメント・モデルを構築し、実測値に基づきヨウ素の甲状腺取り込み率の分布を求めた。また、水道水の利用実態を調べ、実態に即した水道水からの内部被ばく線量評価を行った。これらの努力により、総合的な線量評価の不確実性を減じてきた。将来、これらの不確実性の確率密度分布を用いて、評価値の不確実性の幅を検討する。

シミュレーションベースの線量評価の妥当性を検討するためには、甲状腺実測値との比較が有効である。1080 名の小児甲状腺直接測定に基づく線量評価のうち、飯舘村は 3 月 15 日以降の曝露であることは明確であり、行動調査票ベースの I-131 線量評価との比較が可能である。まず、図 III-13 および表 III-5 の甲状腺実測値の線量分布と、WSPEEDI\_2019DB を使った表 III-3 の水道水からの内部被ばく線量評価と行動調査票を使った表 III-8 の吸入被曝線量評価とを合算して比較する。後者の中央値 ( $5.6+10 = 15.6\text{mSv}$ ) は前者の 75% 値と同程度となっており、未だ過大評価の可能性が残っている。しかし、表 III の飯舘村の評価値は、全ての子供が最も汚染レベルの高い滝下浄水場からの給水を受けていた草の小学校に避難していたと仮定しているため、過大評価になっている。III-3-2 で議論した補正、すなわち飯舘村の 3 カ所の浄水場の供給割合で加重平均をとった水道水の汚染濃度(20%減)を使い、且つ水道を利用していない世帯割合(38%)を補正すると、後者の中央値は ( $5.6 + 10 \times 0.8 \times 0.62 = 10.6\text{mSv}$ ) となり、小児甲状腺の実測値からの評価と近くなる。

南相馬市に関しては、小児甲状腺検査を受けた住民のプルーム曝露の詳細な日時や場所が不明なことから、行動調査票と WSPEEDI\_2019DB からの線量推計と比較する場合、不確実性を伴う。仮に原町区・鹿島区からの避難住民として比較するのであれば、表 III-5 の南相馬市の線量を 3 月 12 日の急性吸入被ばくとして約 40% 高く修正すると、表 III-8 の評価値とほぼ同じレベルとなる。

シミュレーションで 3 月 12 日のプルームが実際より 2~3 時間早く現地に到達したという推定

になった南相馬市小高区では、実際にプルーム到達前に避難した場合でもプルーム到達後に避難したと誤判断されるケースが出ていると思われ、行動調査票と WSPEEDI\_2019DB による甲状腺等価線量の推計値は過大評価になっている可能性がある。例えば、図 III-17 の体表面汚染データは、小高区からの避難住民が多数含まれている南相馬市からの避難住民より、浪江町からの避難住民の方が高いプルーム汚染を受けていた。体表面汚染検査は、小高地区と原町区を区別していないため、単純に行動調査票ベースの解析結果と比較することは難しい。そこで、弘前大学の床次らが 2011 年 4 月に現地にガンマ線スペクトロメータを持ち込み、小高区からの避難住民を直接測定したデータを入手し、大柿ダムに滞在し続けた一家 5 名を除き、3 月 12 日に吸入被ばくしたとして再解析したデータと比較した。即ち床次らの成人集団 32 名の I-131 等価線量の中央値、算術平均値は、各々 4mSv, 5.9mSv となる。表 III-8 小高区の 19 歳の中央値 5.6mSv、算術平均値 6.1mSv と比べると、ほぼ同等の線量評価になっていると言えよう。行動調査票と WSPEEDI\_2019DB からの吸入被ばく線量評価で算術平均より中央値が高かったのは、比較的線量が高い亜集団がいることを意味しており、この線量の高い亜集団には、III-4-5. で言及したように、3 月 12 日の風速 (1.2ms<sup>-1</sup>) での屋内退避防護係数より高い係数 0.5 を全てのプルームに設定していることにより線量が高く評価された住民、およびプルーム到達後に避難したと誤判断された住民が含まれていると思われる。今後プルーム到達時間をずらした場合の感度解析や、防護係数を減じた場合の感度解析などを行いたい。また、行動調査票と体表面汚染データの突合作業の中で明らかにしていきたい。

以上、先行研究と合わせて合計 5 年間の研究成果として、ATDM と行動調査票をベースとした市町村別の年齢別甲状腺等価線量が、比較できる飯舘村と南相馬市で実測値と齟齬のないレベルで推計された。

## V. 結論

2011 年 3 月 11 日から 3 月 31 日までの福島原発事故後の小児甲状腺被ばく線量を推計した。避難地区および近傍の市町村の 1 歳児の甲状腺等価線量は、外部被ばく、吸入被ばくと水道水からの経口被ばくの単純合計は、平均値で 5~19.5mSv であった。この値は、UNSCEAR 2013 年報告の同じ市町村の平均値(15~83mGy)より大幅に低い。

## VI. 次年度以降の計画

本研究は、今年度が最終年度である。2019 年度から、鈴木班と栗原班が別個に残された課題に関して調査を継続することが決まっている。以下、鈴木班の積み残した課題に関して記述する。

①WSPEEDI\_DB と行動調査票の突合を自動化するプログラム開発を進め、多数のサンプル解析に耐える研究手法を整える。②積み残していた体表面汚染検査を受けた住民の行動調査票が年度末に漸く入手できた。浪江町、南相馬市に関しては、体表面汚染データと行動調査票の突合により、体表面汚染とプルーム曝露の解析をすることにより、3 月 12 日のプルームが浪江町や小高区や原町区に何時到達したのかを検証する。この解析により、すでに Health Physics に論文発表した体表面汚染からの吸入被ばく線量評価手法の妥当性が検証できる。また、屋内退避の防護効果に関する示唆が得られると考える。③新たに、いわき市や広野町など今回解析できなかった周

辺自治体の行動調査票を解析し、3月15日以降のプルームにどのような割合の住民が曝露していたのかを解析する。④線量推定の不確実性の幅をモンテカルロシミュレーション法により評価する。⑤ATDMシミュレーションの不確実性の改善に関しては、環境研究総合推進費を使い山澤班が気象場、ソースターム、ATDMの精緻化研究を行っており、2020年度にその成果が公表される予定である。それに伴いWSPEEDIのデータベースも更新される予定である。2019年度～2021年度の研究期間に、WSPEEDIのデータベース更新結果も踏まえて、線量再評価を予定する。

## 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) E. Kim, K. Yajima et al. “Reassessment of thyroid internal doses of 1,080 children examined in a screening survey after the 2011 Fukushima nuclear disaster”. *Health Phys.* (accepted).
- 2) N. Kunishima, K. Tani et al. “Numerical simulation based on individual voxel phantoms for a sophisticated evaluation of internal dose mainly from  $^{131}\text{I}$  in highly exposed workers involved in the TEPCO Fukushima Daiichi NPP accident”. *Health Phys.* 116(5):647-656, 2019.
- 3) K. Yajima, E. Kim et al. “A screening survey exercise for thyroid internal exposure from radioiodine after a nuclear accident”. *Radiat. Prot. Dosim.* 2018.
- 4) O. Kurihara, C. Li et al. Experiences of population monitoring using whole-body counters in response to the Fukushima nuclear accident. *Health Phys.* 115(2): 259-274, 2018.
- 5) N. Kunishima, O. Kurihara et al. “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(6): 512-525, 2017.
- 6) O. Kurihara, E. Kim et al. “Development of a tool for calculating early internal doses in the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident based on atmospheric dispersion simulation. EPJ Web of Conference 2017, 153, 08008.
- 7) E. Kim, O. Kurihara et al. “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(5): 451-464, 2016.
- 8) E. Kim, O. Kurihara et al. “Internal thyroid doses to Fukushima residents – estimation and issues remaining”. *J. Radiat. Res.* 2016; 57(S1): i118-i126.
- 9) E. Kim, K. Tani et al. “Estimation of early internal doses to Fukushima residents after the nuclear disaster based on the atmospheric dispersion simulation”. *Radiat. Prot. Dosim.* 2016; 171: 398-404.
- 10) E. Kim, O. Kurihara et al. “Intake ratio of  $^{131}\text{I}$  to  $^{137}\text{Cs}$  derived from thyroid and

whole-body doses to Fukushima residents”. *Radiat. Prot. Dosim.* 2016; 168: 408-418.

- 11) O. Kurihara, T. Nakagawa et al. “Internal doses of three persons staying 110 km south of the Fukushima Daiichi nuclear power station during the arrival of radioactive plumes based on direct measurements”. *Radiat. Prot. Dosim.* 2016, 170: 420-424.
- 12) Hirakawa S, Yoshizawa N et al. : Surveys of food intake just after the nuclear accident at the Fukushima Daiichi nuclear power station. *Shokuhin Eiseigaku Zasshi*, 58(1): 36-42, 2017.
- 13) Ohba T, Hasegawa A, Kobayakawa Y, Kondo H, **Suzuki G**: Body-surface contamination levels of residents under different evacuation scenarios after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. *Health physics* 117(3): 175-182, 2017.
- 14) Kawai M, Yoshizawa N, **Suzuki G**: <sup>131</sup>I dose estimation from intake of tap water in the early phase after Fukushima Daiichi Power Plant accident. *Radiation Protection Dosimetry*, 2017. Doi:10.1093/rpd/ncx208.
- 15) Miyatake H, Yoshizawa N, **Suzuki G**: *Radiation Protection Dosimetry*, 2018, doi:10:1093/rpd/ncy075.
- 16) 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.

## B. 論文：査読なし

なし

## C. 国内学会発表

- 1) ○寺田宏明, 永井晴康, 都築克紀, 門脇正尚, “任意の期間と放出源情報に対する大気拡散計算結果を即座に提供可能な大気拡散データベース計算手法の開発”, 日本原子力学会 2018 年秋の大会, 2018.09.05-07 (岡山)
- 2) ○永井晴康, 寺田宏明, 都築克紀, 古野朗子, 門脇正尚, 掛札豊和, “福島第一原子力発電所事故による被ばく線量評価のための大気拡散解析”, 日本原子力学会 2018 年秋の大会, 2018.09.05-07 (岡山)
- 3) ○山澤弘実, 大浦泰嗣, 森口祐一, 寺田宏明, 関山剛, 五藤大輔, 鶴田治雄, “原子力事故データの総合解析・事故時の有害物質大気中動態評価法の高度化”, 第 59 回大気環境学会年会, 2018.09.12-14 (春日)
- 4) ○佐藤陽佑, 滝川雅之, 関山剛, 梶野瑞王, 寺田宏明, 永井晴康, 近藤裕昭, 打田純也, 五藤大輔, D. Quélo, A. Mathieu, A. Quérel, S. Fang, 森野悠, P. Schoenberg, H. Grahn, N. Brännström, 平尾茂一, 鶴田治雄, 山澤弘実, 中島中島映至, “統一気象場・放出源情報を用いた福島第一原子力発電所事故起源のセシウム (<sup>137</sup>Cs) を対象とした大気拡散モデルのモデル間比較プロジェクト”, 第 59 回大気環境学会年会, 2018.09.12-14 (春日)

- 5) ○栗原治. “原子力災害時における初期内部被ばく線量の測定と評価”. 日本放射線技術学会, 20171019-21 (広島市) (招待講演)
- 6) ○栗原治, 金ウンジュ, 谷幸太郎, 明石真言葉, 國島直晃. “放射性ヨウ素からの甲状腺被ばく線量推計の現状と課題”. 日本放射線影響学会, 20171025-28 (千葉市) (招待講演)
- 7) 大葉、長谷川、鈴木: 福島第一原発事故における体表面汚染密度からの避難途上の吸入による小児の甲状腺等価線量分布の推定. 第 45 回日本放射線技術学会秋季学術大会, 2017、広島、
- 8) 大葉、長谷川、鈴木: 福島第一原発事故による体表面汚染密度からの避難途上の吸入による小児甲状腺等価線量分布の推定. 日本放射線影響学会第 60 回大会, 2017、千葉
- 9) 宮武、義澤、鈴木: 福島第一原子力発電所事故後の福島周辺県の外部被ばく線量への短半減期核種の寄与、日本放射線影響学会 第 60 回大会、千葉、2017
- 10) 鈴木、大葉、長谷川、河合、義澤: 体表面汚染サーベイデータ、水道水  $^{131}\text{I}$  濃度推計からの初期甲状腺被曝の推計、日本放射線影響学会 第 60 回大会、千葉、2017
- 11) 河合、義澤、鈴木: 事故初期における水道水の摂取による内部被ばく線量の推計、日本放射線影響学会 第 60 回大会、千葉、2017
- 12) 大葉、長谷川、鈴木: 表面汚染密度と衣服の核種分析を基にした甲状腺等価線量の推定. 日本保健物理学会第 50 回研究発表会、日本放射線安全管理学会第 16 回学術大会合同大会、大分、6 月 28 日-30 日、2017
- 13) 宮武、義澤、鈴木: 福島周辺県における短半減期核種起因の外部被ばく線量の評価、「日本原子力学会」2017 年春の年会
- 14) 宮武、義澤、鈴木: 空間線量率の時系列データと諸パラメータの分布を考慮した福島事故後の外部被ばく線量の推計、「日本原子力学会」2018 年春の年会
- 15) 大葉、石川、長谷川、鈴木. 福島第一原発事故における 19 歳以下の行動パターンによる放射性物質の複数回の吸入によるばく露の可能性. 日本放射線影響学会第 61 回大会、長崎、11 月 7 日-9 日、2018
- 16) 大葉、長谷川、鈴木. 福島原発事故時の体表面汚染密度を用いた避難中吸入による小児甲状腺線量分布の推定. 第 88 回日本衛生学会学術総会、東京、3 月 22 日-25 日、2018
- 17) 鈴木: 福島住民における甲状腺被曝線量推定の方法論・現状と課題、第 77 回日本公衆衛生学会、2018 年、郡山

#### D. 国際学会発表

- 1) ○Y. Sato, M. Takigawa, T. T. Sekiyama, M. Kajino, H. Terada, H. Nagai, H. Kondo, J. Uchida, D. Goto, D. Quélo, A. Mathieu, A. Quérel, S. Fang, Y. Morino, P. Schoenberg, H. Grahn, N. Brännström, S. Hirao, H. Tsuruta, H. Yamazawa, T. Nakajima, “Model Intercomparison Study for Atmospheric  $^{137}\text{Cs}$  from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident using Identical Input Data”, EGU General Assembly 2018, 2018.04.08-13 (Vienna, Austria).

- 2) Kawai, Yoshizawa, Suzuki : 131I THYROID DOSE ESTIMATION FROM FOOD AND DRINK IN THE EARLY PHASE AFTER FUKUSHIMA DAIICHI NUCLEAR POWER PLANT ACCIDENT、2017 アジア・オセアニア核医学会シンポジウム, 横浜, 10月6日, 2017
- 3) Takashi Ohba, Arifumi Hasegawa, and Gen Suzuki. Estimation of thyroid equivalent dose for 1-year-old children by inhalation based on body surface contamination levels after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. 2017 アジア・オセアニア核医学会シンポジウム, 横浜, 10月6日, 2017
- 4) Ohba, Hasegawa, Ishikawa, Suzuki : The proportion of evacuees with multiple plume exposures judging from the random sampled evacuation behavioral questionnaire records of less than 19 years old subjects after the Fukushima Daiichi nuclear power station accident. Conference on Radiation & Health, Chicago, 9月23日-25日, 2018
- 5) Ohba, Hasegawa, Suzuki : Estimation of thyroid equivalent dose at 1 year-old children by inhalation including short half-life radionuclides based on body surface contamination level after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. ICRP - ERPW Symposium, Paris, France, 10月10日-12日, 2017

#### E. 著書

- 1) 鈴木 : 「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

#### F. 講演

- 1) ○永井晴康, 寺田宏明, 谷森達, “原子力事故時の大気拡散シミュレーションの現状”, 日本原子力学会 2019 年春の年会計算科学技術部会企画セッション: 自然現象に立ち向かう計算科学技術の最前線, 2019.03.20-22 (水戸)
- 2) O. Kurihara. “Experiences of population monitoring for internal contamination in the Fukushima nuclear disaster”. 3<sup>rd</sup> Asian Dosimetry Group (ARADOS) meeting. 20171108-1110 (QST-NIRS, Chiba city).
- 3) O. Kurihara. “Experiences of population monitoring for internal contamination in the Fukushima nuclear disaster”. On-site Radiation Medical Preparedness and Dose Assessment. 20171201 (KHNP, Seoul)

#### 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) W. C. Skamarock, J. B. Klemp, J. Dudhia, et al., “A description of the Advanced Research WRF Version 3”, NCAR Tech. Note NCAR/TN - 475+STR., National Center for Atmospheric Research (NCAR), Boulder, Colorado 2008, 125pp.
- 2) O. Talagrand, P. Courtier, “Variational Assimilation of Meteorological Observations With the Adjoint Vorticity Equation. I: Theory”, *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 1987; 113: 1311-1328.
- 3) X. Y. Huang, Q. Xiao, D. M. Barker, et al., “Four-Dimensional Variational Data Assimilation for WRF: Formulation and Preliminary Results”, *Monthly Weather Review* 2009; 137: 299-314.
- 4) D. Barker, X-Y. Huang, Z. Liu, et al., “The Weather Research and Forecasting Model's Community Variational/Ensemble Data Assimilation System: WRFDA”, *Bulletin of American Meteorological Society* 2012; 93: 831-843.
- 5) R.N. Hoffman, and E. Kalnay, “Lagged average forecasting, an alternative to Monte Carlo forecasting”, *Tellus*, 1983; 35A: 100-118.
- 6) I. G. Enting, “Inverse Problems in Atmospheric Constituent Transport”, Cambridge University Press, Cambridge, U. K, 2002, 392pp.
- 7) K. R. Gurney, R. M. Law, A. S. Denning, et al., “TransCom 3 CO<sub>2</sub> inversion intercomparison: 1. Annual mean control results and sensitivity to transport and prior flux information”, *Tellus* 2003; 55B: 555-579.
- 8) A. Tarantola, “Inverse Problem Theory”, Elsevier, Amsterdam, 1987, 600pp.
- 9) G. Katata, M. Chino, T. Kobayashi, et al., “Detailed source term estimation of the atmospheric release for the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident by coupling simulations of an atmospheric dispersion model with an improved deposition scheme and oceanic dispersion model”, *Atmospheric Chemistry and Physics* 2015; 15: 1029-1070.
- 10) M. Chino, H. Terada, H. Nagai, et al., “Utilization of <sup>134</sup>Cs/<sup>137</sup>Cs in the environment to identify the reactor units that caused atmospheric releases during the Fukushima Daiichi accident”, *Scientific Reports*, 2016; 6:31376, DOI: 10.1038/srep31376.
- 11) Y. Oura, M. Ebihara, H. Tsuruta, et al., “Database of Hourly Atmospheric Concentrations of Radiocesium (<sup>134</sup>Cs and <sup>137</sup>Cs) in Suspended Particulate Matter Collected in March 2011 at 99 Air Pollution Monitoring Stations in Eastern Japan”, *J. Nucl. Radiochem. Sci.* 2015; 15: 15-26.
- 12) 文部科学省, “文部科学省によるダストサンプリングの測定結果”, available from [http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/8000/7572/24/dust%20sampling\\_All%20Results%20for%20May%202011.pdf](http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/8000/7572/24/dust%20sampling_All%20Results%20for%20May%202011.pdf), 2011.
- 13) T. Ohkura, T. Oishi, M. Taki, et al., “Emergency Monitoring of Environmental Radiation and Atmospheric Radionuclides at Nuclear Science Research Institute, JAEA Following

- the Accident of Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant”, JAEA-Data/Code 2012-010, Japan Atomic Energy Agency.
- 14) 古田定昭, 住谷秀一, 渡辺均, 他, “福島第一原子力発電所事故にかかわる特別環境放射線モニタリング結果; 中間報告(空間線量率, 空气中放射性物質濃度, 降下じん中放射性物質濃度)”, JAEA-Review 2011-035, Japan Atomic Energy Agency.
- 15) 山田純也, 瀬谷夏美, 羽場梨沙, 他, “福島第一原子力発電所事故に係る JAEA 大洗における環境放射線モニタリング; 空間線量率, 大気中放射性物質, 気象観測の結果”, JAEA-Data/Code 2013-006, Japan Atomic Energy Agency.
- 16) H. Amano, M. Akiyama, B. Chunlei, et al., “Radiation measurements in the Chiba Metropolitan Area and radiological aspects of fallout from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plants accident”, *J. Environ. Radioact.* 2012; 111: 42-52.
- 17) 高エネルギー加速器研究機構, “環境放射線の測定結果”, available from <http://www.kek.jp/ja/Research/ARL/RSC/Radmonitor/>, 2011.
- 18) H. Tsuruta, Y. Oura, M. Ebihara, et al., “Time-series analysis of atmospheric radiocesium at two SPM monitoring sites near the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant just after the Fukushima accident on March 11, 2011”, *Geochemical Journal*, 2018; 52: 103-121.
- 19) 文部科学省, “①北海道の航空機モニタリングの測定結果、及び②東日本全域の航空機モニタリングの結果の天然核種の影響を詳細に考慮した改訂について”, [https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/6000/5847/24/203\\_0727.pdf](https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/6000/5847/24/203_0727.pdf), 2011.
- 20) 文部科学省, “環境放射能水準調査結果(定時降下物)”, available from <http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/195/list-1.html>, 2011.
- 21) T. Torii, T. Sugita, C.E. Okada, et al., “Enhanced analysis methods to derive the spatial distribution of  $^{131}\text{I}$  deposition on the ground by airborne surveys at an early stage after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident”, *Health Phys.*, 2013; 105: 192-200.
- 22) 経済産業省, “東京電力株式会社福島第一原子力発電所及び福島第二原子力発電所周辺の緊急時モニタリング調査結果について(3月11日～15日実施分)”, available from <http://warp.ndl.go.jp/info:ndljp/pid/6086248/www.meti.go.jp/press/2011/06/20110603019/20110603019.html>, 2011.
- 23) T. Ohba, A. Hasegawa, Y. Kohayagawa, et al., “Body surface contamination levels of residents under different evacuation scenarios after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident”, *Health Phys.*, 2017; 117: 175-182.
- 24) 福島県, “20km～50km 圏付近環境放射能測定結果(暫定値)”, available from [http://www.pref.fukushima.lg.jp/sec\\_file/monitoring/m-3/20-50km0312-0331.pdf](http://www.pref.fukushima.lg.jp/sec_file/monitoring/m-3/20-50km0312-0331.pdf), 2011.
- 25) Hirakawa S, Yoshizawa N et al. : Surveys of food intake just after the nuclear accident at the Fukushima Daiichi nuclear power station. *Shokuhin Eiseigaku Zasshi*, 58(1): 36-42, 2017.
- 26) Kawai M, Yoshizawa N, **Suzuki G.**:  $^{131}\text{I}$  dose estimation from intake of tap water in the early phase after Fukushima Daiichi Power Plant accident. *Radiation Protection Dosimetry*, 2017 . Doi:10.1093/rpd/ncx208.

- 27) K. Ohno, M Asami, Y Matsui : I s the default of 2 liters for daily per-capita water consumption apprioiate? A nationwide survey reveals water intake in Japan. *J. Water Health*, doi:10.2166/wh. 2018.281
- 28) Y. Yoshizawa, T. Kusama. “Weight, iodine content and iodine uptake of the thyroid gland of normal Japanese”. *Japan. Health Phys.* 1979, 11: 123-128 (in Japanese).
- 29) H. Kusuhara, K. Maeda: Determination of kinetic parameters for <sup>123</sup>I thyroid uptake in healthy Japanese. *WPJ Web of Conferences* 153, 08007 (2017)
- 30) Suzuki S, Midorikawa S, Fukushima T, Shimura H, Ohira T, Ohtsuru A, Abe M, Shibata Y, Yamashita S, Suzuki S. Systematic determination of thyroid volume by ultrasound examination from infancy to adolescence in Japan: the Fukushima Health Management Survey. *Endocr J.* 2015;62:261-8
- 31) E. Kim, O. Kurihara et al. “Intake ratio of <sup>131</sup>I to <sup>137</sup>Cs derived from thyroid and whole-body doses to Fukushima residents”. *Radiat. Prot. Dosim.* 2016, 168: 408-418.
- 32) M. Brucer. “Thyroid radioiodine uptake measurement a standard system for universal intercalibration”. Oak Ridge Institute for Nuclear Studies, Inc. Oak Ridge. Tennessee. ORINS-19. 1959.
- 33) T. Momose, C. Takada et al. “Whole-body counting of Fukushima residents after the TEPCO Fukushima Daiichi nuclear power station accident”. Chiba, Japan: National Institute of Radiological Sciences. NIRS-M-252. 2012: 67-82.
- 34) 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.
- 35) G Tanaka, Y Nakahara, Y Nakajima: [Japanese reference man 1988-IV. Studies on the weight and size of internal organs on normal Japanese] [Article in Japanese], *Nihon Igaku Hoshasen Gakkai Zasshi*, 25: 49(3): 344-64, 1989.
- 36) E. Kim, O. Kurihara et al. “Internal thyroid doses to Fukushima residents-estimation and issues remaining”. *J. Radiat. Res.* 2016, 57: i118-i126.
- 37) International Commission on Radiological Protection. “Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: part 4 inhalation dose coefficients”. *ICRP Publication 71. Ann. ICRP* 25 (3-4). 1995.
- 38) K. Yajima, E. Kim et al. “A screening survey exercise for thyroid internal exposure from radioiodine after a nuclear accident”. *Radiat. Prot. Dosim.* 2018.
- 39) E. Kim, O. Kurihara et al. “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.* 2016, 111: 451-464.
- 40) S Tokonami, M Hosoda, S Akiba, A Sorimachi, I Kashiwabara, M Balonov. Thyroid doses for evacuees from the Fukushima nuclear accident. *Scientific Reports*, DOI: 10.1038/srep00507.
- 41) J Hirouchi, S Takahara, H Komagamine, M Watanabe, M Munakata: Factors affecting the

effectiveness of sheltering in reducing internal exposure. Paper ID ASTRAM2017-1001

42) J Hirouchi, S Takahara, H Komagamine, M Munakata: Investigation of reduction factor of internal exposure for sheltering in Japan. Paper ID ASTRAM2018-010..

43) T. Ishikawa, S. Uasumura, K. Ozasa et al. The Fukushima Health Management Survey: estimation of external doses to residents in Fukushima Prefecture. Sci. Rep. (2015) 5:12712. DOI:10.1038/srep12712.

44) <https://www.stat.go.jp/data/jyutaku/kekka.html>

# A comprehensive study on the reconstruction of early internal doses for residents after the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station accident

Gen Suzuki<sup>1</sup>, Haruyasu Nagai<sup>2</sup>, Osamu Kurihara<sup>3</sup>, Hiroyuki Kusuhara<sup>4</sup>

*<sup>1</sup>International University of Health and Welfare Clinic,*

*<sup>2</sup>Nuclear Science and Engineering Center, Japan Atomic Energy Agency ,*

*<sup>3</sup>National Institute of Radiological Sciences of National Institutes for Quantum and Radiological Science and Technology (QST-NIRS),*

*<sup>4</sup>Graduate School of Pharmaceutical Sciences, the University of Tokyo*

**Key words :** Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station accident, ATDM, inhalation, ingestion, thyroid equivalent dose, questionnaire survey on whereabouts after the accident

## **Abstract**

**【Background】** There were scarce measurements of I-131 in the environmental or human thyroid glands after the FDNPS accident. Therefore, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) estimated thyroid doses based on simulations by an atmospheric transport, diffusion and deposition model (ATDM) in its scientific report, UNSCEAR 2013 Report. However, there were many sources of uncertainty and UNSCEAR's estimates were much greater than thyroid doses deduced from direct thyroid measurements in 1080 children. In order to reduce uncertainty in estimating thyroid doses, we conducted a comprehensive study.

**【Methods】** First, ATDM simulation using WSPEEDI was refined and optimized based on the continuous measurements of Cs-137 on filters that had been found at many SPM stations especially in Fukushima prefecture after the publication of UNSCEAR 2013 Report. Second, the attribution fraction of short-lived nuclides other than I-131 on thyroid doses was evaluated based on the gamma-spectrometry analyses of clothing of evacuees exposed on March 12 from Namie town. Third, evacuation scenarios were re-evaluated based on the random-sampled questionnaire sheets of children under 19 years old and several different scenarios and their usage rates were determined for each municipality. Fourth, we have confirmed that a thyroid clearance rate of 30% in the ICRP thyroid model is larger than an actual value of 20% in Japanese, while thyroid volume in Japanese is not different from ICRP reference man. Thus, we calculated thyroid equivalent doses using age-specific ICRP dose conversion factors with correction factor of 0.667 in the present study. Fifth, we utilized the results of experimental investigation on the decontamination factor

by sheltering in Japanese houses conducted by other researchers. Decontamination factors differ by construction years of house, wind speed, elapse time etc. and we adopted a number of 0.5 as a constructing year weighted- and 6-hour averaged decontamination factor at 2.5 m/s wind speed. Sixth, we adopted an one-compartment model that had been established in the former study and utilized new results about the volumes of tap water consumption (median, mean, 95 percentile) for 1 and 10 year old children and adult that were obtained by nationwide survey in Japan.

**【Results】** Six hours-averaged Cs-137 concentrations in air estimated by WSPEEDI were roughly concordant with 6 h-averaged Cs-137 concentrations at SPM monitoring stations. Under the assumption of I-131/Cs-137 ratio for each plume, a WSPEEDI\_2019DB database of spatiotemporal I-131 concentrations in air and I-131 depositions for particulate, I<sub>2</sub> and methyl-iodine was established. Utilizing this DB and detailed evacuation scenarios for each municipality, inhalation as well as ingestion thyroid equivalent doses were estimated. The sums of the mean (95 percentile) of inhalation and ingestion doses for 1 year children were 4.5 (14.2) mSv for Tomioka Town, 5.7 (14.8) mSv for Ohkuma Town, 4.5 (14.1) mSv for Naraha Town, 7.0 (33.8) mSv for Futaba Town, 7.4 (33.4) mSv for Namie Town, 15.3 (25.5) mSv for Odaka area and 7.2 (20.6) mSv for Haramachi Kashima areas of Minamisouma City, and 15.4 (31.1) mSv for Iitate Village, respectively. This estimated figures were in good agreement with thyroid equivalent doses deduced from direct thyroid measurements in Iitate Village or Minamisouma City, and much lower than those estimated by UNSCEAR 2013 Report.

## 4-1 -a 事故初期の住民内部被ばく線量評価の精緻化に関する包括研究

### (分担) 事故初期段階の住民の初期内部被ばく線量の 精度 向上に関する研究

分担研究者：栗原 治（量子科学技術研究開発機構 部長）

#### 研究要旨

東電福島第一原発事故により住民が受けた放射性ヨウ素（主としてヨウ素-131,  $^{131}\text{I}$ ）による甲状腺内部被ばく線量の正確な把握のため、人の実測データ、避難行動データ、大気拡散シミュレーション等を活用した線量評価を試みた。原発近隣住民の避難行動データの解析から、事故発生翌日（2011年3月12日）の避難開始時期によってホールボディカウンタ（WBC）により測定された放射性セシウムの体内残留量が有意に異なることを明らかにし、住民の一部については、同日の1号機建屋における水素爆発により生じた放射性プルームによる曝露の影響があることが示唆された。一方、大量放出のあった3月15日には住民の大半は遠方に避難を完了しており、吸入の影響は比較的小さかったことがWBCの解析から示された。小児甲状腺被ばくスクリーニング検査の再解析では、更新した年齢別換算係数を用いて、甲状腺等価線量の再評価を行った。その結果、前報と大きな差異はなく、被検者の大半が30 mSv以下であった。浪江町住民の内、3月12日に吸入摂取をしたと考えられる住民の $^{131}\text{I}$ による甲状腺等価線量は、 $^{131}\text{I}$ の摂取量が $^{137}\text{Cs}$ の摂取量の10倍であった場合、成人の放射性セシウム体内残留量の中央値（約3,000 Bq）から誘導される1歳児の甲状腺等価線量は中央値で19.2 mSv（90パーセントイル値では約3倍）となった。しかしながら、摂取量比及びWBCの解析等の不確実性があるため、さらなる検証が必要である。

#### キーワード

東電福島第一原発事故，ヨウ素，セシウム，内部被ばく，線量評価，甲状腺等価線量

#### 研究協力者

研究協力者 石川徹夫（福島県立医科大学 教授）

研究協力者 國島直晃（自衛隊中央病院 放射線科治療医長）

#### 研究参加者

研究参加者 金ウンジュ（量子科学技術研究開発機構 主任研究員）

研究参加者 谷幸太郎（量子科学技術研究開発機構 研究員）

研究参加者 矢島千秋（量子科学技術研究開発機構 主任研究員）

研究参加者 石博信人（量子科学技術研究開発機構 主幹研究員）

研究参加者 小島隆行（量子科学技術研究開発機構 次長）

研究参加者 岸本理和（量子科学技術研究開発機構 医長）

研究参加者 土屋洋貴（量子科学技術研究開発機構 診療放射線技師）

## I. 研究目的

東電福島第一原発事故が発生してから現在に至るまで、福島県住民を対象とした事故起因の被ばく線量の評価に関して多くの調査研究が行われてきた<sup>(1)</sup>。これらの調査研究の共通の見解としては、一般公衆が受けた被ばく線量は総じて低かったということである。しかしながら、事故初期に受けた被ばく、特に放射性ヨウ素による甲状腺の内部被ばく線量に関しては、放射性ヨウ素が比較的小さい人体組織である甲状腺に集中して線量を与えることや、チェルノブイリ原発事故において小児の甲状腺がんの発生率が増加したことなどから、より詳細な評価が必要とされている。本研究の目的は、研究分担者が所属する量子科学技術研究開発機構（研究開始当初は放射線医学総合研究所、以下、放医研と略す）において、これまでに実施してきた研究成果<sup>(2-6)</sup>を基礎とし、より正確な福島県住民の事故初期の内部被ばく線量（特に放射性ヨウ素からの甲状腺等価線量）を推計することである。具体的には、甲状腺や全身の体外計測の実測値を有する者の行動情報を活用することにより避難行動と内部被ばく線量との関連性を解析することや、大気拡散シミュレーションから再現された放射性核種の空气中濃度の時空間マップに避難パターンごとの滞在場所を重ねることにより吸入摂取を算出すること等により甲状腺等価線量の推計を試みた。既存の推計値についても、基になった体外計測の実測値の検証を行った。

## II. 研究方法

本研究で用いたデータ及び解析方法については、昨年度の報告書に記載した内容とほぼ同様である。

### 1. 大気拡散シミュレーションを用いた初期内部被ばく線量推計

先行研究（「東京電力福島第一原発事故における住民の線量評価に関する包括研究」（鈴木元（研究代表者））、2014年度から2016年度、環境省）において日本原子力研究開発機構から提供された WSPEEDI のヨウ素-131 ( $^{131}\text{I}$ ) やセシウム-137 ( $^{137}\text{Cs}$ ) 等の大気中濃度の時空間マップに、福島県立医科大学から提供された体外計測値を有する者の避難行動データ（原発事故発生後の滞在場所の時期列データ）を同時刻で突合することにより、吸入摂取による内部被ばく線量を計算する。

### 2. 避難行動と内部被ばく線量の相関解析

個人の避難開始時刻や避難経路等の条件と内部被ばく線量との関連性を見いだせば、注視すべき避難パターンの抽出の参考になる。そこで、多数の個人の避難行動データを様々な条件で分類し、ホールボディカウンタ（WBC）を用いて実測された体内セシウム残留量に基づく内部被ばく線量との相関について解析を行った。膨大な避難行動データの可視化等の処理のために、Python 言語によるプログラムを作成した。なお、本研究で使用した避難行動データは、国が原発事故直後に実施した小児甲状腺被ばくスクリーニング検査の被検者及び日本原子力研究開発機構（以下、原子力機構）が2011年7月上旬から2012年1月末までに実施したWBC測定の実測値から得られたものであり、それぞれ約300名分及び約5,000名分のデータ



である。

### 3. ヨウ素／セシウム摂取量比の評価

2012 年度に放医研が環境省（当時は資源エネルギー庁）からの委託研究により行った線量推計では、小児甲状腺被ばくスクリーニング検査（15 歳以下の子ども）及び WBC 測定の方の被検者（成人）の体外計測の実測値が得られた飯舘村及び川俣町を対象として、同一地域の子どもと成人がそれぞれ標準的な呼吸量で同一の核種組成比（ $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ ）の空気を吸入したと仮定してヨウ素／セシウム摂取量比を導出した<sup>(3)</sup>。本研究では、摂取量比の基になった 2 種類の実測値の妥当性を検証するため、小児甲状腺被ばくスクリーニング検査については、同検査に用いられた NaI(Tl)サーベイメータの年齢別換算係数（正味計測値【 $\mu\text{Sv h}^{-1}$ 】から甲状腺残留  $^{131}\text{I}$  量【Bq】に換算するための係数）を、Ulanovsky と Eckerman が作成した数学ファントム<sup>(7)</sup>（0 歳児，1 歳児，5 歳児，10 歳児，15 歳児及び成人の計 6 体）を一部変更したものをを用いたシミュレーション及び物理ファントム（ORINS 型ファントム<sup>(8)</sup>）を用いた実験値を参考にして見直しを行った。また、WBC 測定については、成人男性の体格を模擬した物理ファントムを用いて校正が行われたことから、子どもに対しては体内セシウムの残留量が幾分過大評価となっていることが分かっているものの<sup>(9)</sup>、より重要と考えられる摂取シナリオの妥当性について検討した。すなわち、事故発生から数カ月以降に開始された WBC 測定において、検出率が時間の経過とともに減少しないことに着目し、この現象を説明するために、連続的な経口摂取を仮定した場合に 1 日どの程度の摂取量が見込まれるのかをモンテカルロ法の一つであるマルコフ連鎖モンテカルロ法（以下、MCMC 法）を用いて推定した。既存の線量評価では、事故発生翌日の 3 月 12 日のみに吸入摂取があったとして線量が算定されているため（いわゆる、急性吸入摂取シナリオ）、セシウム摂取量は過大評価となり、その結果、ヨウ素／セシウム摂取量比が見かけ上小さく評価されている可能性が考えられる。

#### （倫理面への配慮）

本研究において使用した個人の避難行動データの利用については、放医研及び福島県立医科大学の両機関における臨床研究審査委員会から承認が得られている（13-011）。

### III. 研究結果

#### 1. 小児甲状腺被ばくスクリーニング検査の再解析

更新した年齢別換算係数（図 III-1）を用いて、小児甲状腺被ばくスクリーニング検査被検者の甲状腺等価線量を再計算した（図 III-2）。前報<sup>(4)</sup>と比較して線量分布はほとんど変わらないものの（3月15日の急性吸入摂取シナリオを設定した場合）、同検査の素データには検査時点で住所のある自治体名が含まれていなかったために、検査が行われた3自治体の他に南相馬市と福島市の結果を追加した。被検者が数名程度しかいなかった自治体については、その他として結果を示した。なお、3月16日から検査日前日までの毎日により等量で経口摂取を続けた場合（慢性経口摂取シナリオ）の計算も行ったが、甲状腺等価線量は前シナリオを仮定した場合の約半分となった（表 III-1）。

小児甲状腺被ばくスクリーニング検査が行われた3自治体に住所のある被検者の年齢群ごとの<sup>131</sup>I摂取量と甲状腺等価線量の分布を図 III-3 と図 III-4 に示す。ここで各年齢群の範囲はICRP 刊行物のものと同じである<sup>(10)</sup>。

同検査の測定精度に係る不確かさについては、同検査を模擬した実験（研修）から得られた結果から、スクリーニングレベル（バックグラウンドを差し引いた正味値で $0.2 \mu\text{Sv h}^{-1}$ ）以下ではファクター2程度が見込まれることが分かった（図 III-5）<sup>(11)</sup>。

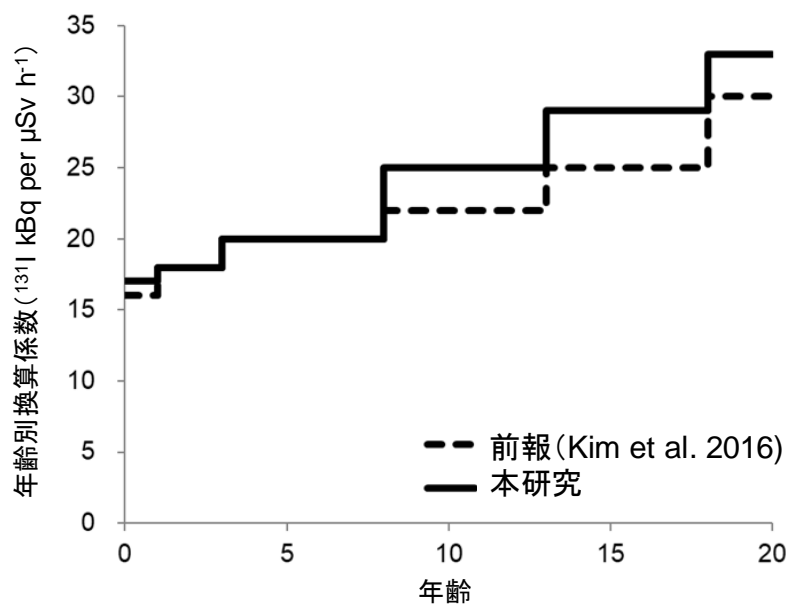


図 III-1 更新した NaI(Tl)サーベイメータの年齢別換算係数

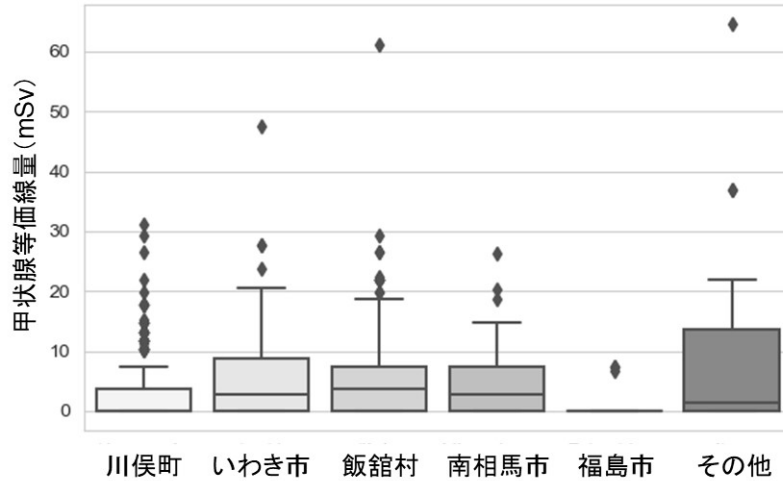


図 III-2 自治体別甲状腺等価線量の分布  
 ※その他は被検者が数名程度の自治体のデータを集約

表 III-1 自治体別甲状腺等価線量の分布

(1) 急性吸入摂取シナリオ (摂取日：3月15日)

	川俣町	いわき市	飯舘村	南相馬市	福島市	その他
人数	593	123	291	31	22	20
75%値	3.7	8.8	7.5	7.5	DL未満	13.6
中央値	DL未満	2.8	3.7	2.8	DL未満	1.4

(2) 慢性経口摂取シナリオ (摂取期間：3月16日～測定日前日)

	川俣町	いわき市	飯舘村	南相馬市	福島市	その他
人数	593	123	291	31	22	20
75%値	1.6	4.5	3.3	3.3	DL未満	5.2
中央値	DL未満	1.5	1.6	1.3	DL未満	0.7

※表中の最大値, 75%値, 中央値の単位は mSv。DL未満は検出器の正味値がゼロであったことを示す。

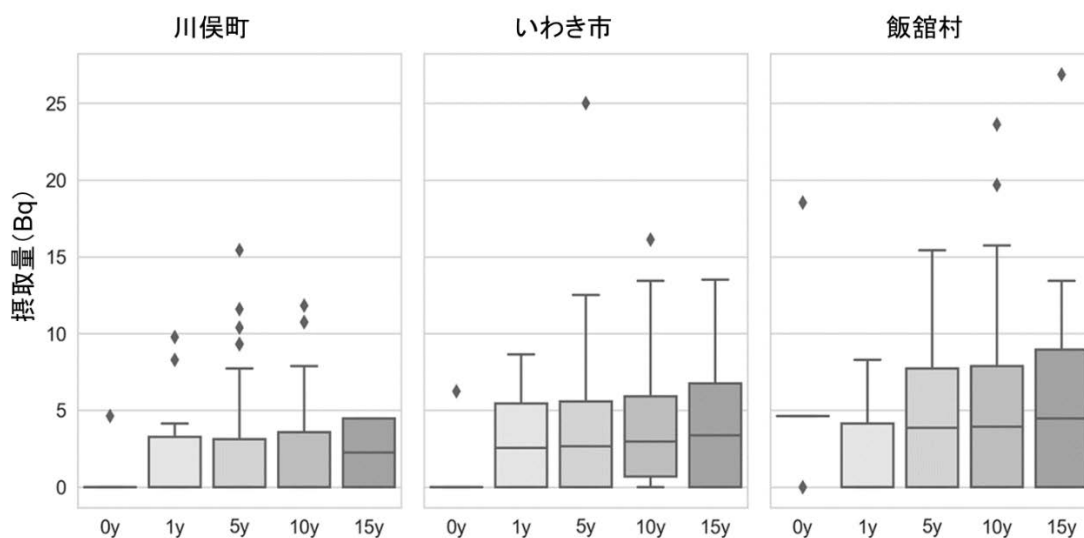


図 III-3 年齢群別の<sup>131</sup>I摂取量分布

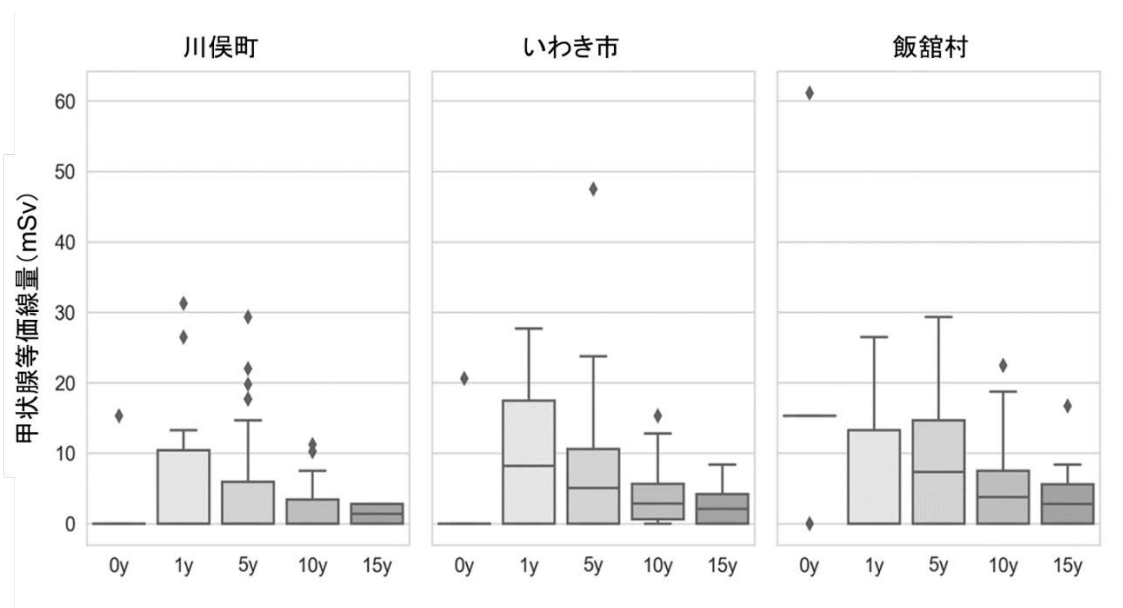


図 III-4 年齢群別の甲状腺等価線量

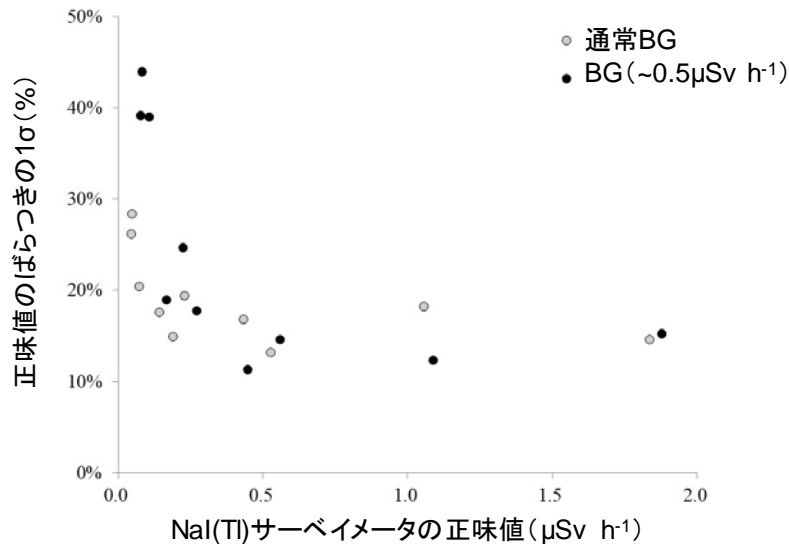


図 III-5 NaI(Tl)サーベイメータの正味値のばらつき<sup>(11)</sup>

注：同図はポイント線源を内蔵した（頭頸部のみの）マネキンを用いて小児甲状腺被ばくスクリーニング検査と同様に研修参加者（20名10組）に測定してもらい得られた正味値のばらつきを示したものである。通常のBG環境下と密封線源をマネキン背後に設置してBGを0.5 μSv h<sup>-1</sup>程度上昇させた環境下の両方のデータ。詳細は文献を参照。

## 2. WBC測定結果と避難行動の関連性

本研究で使用したWBC測定結果は、放医研及び原子力機構が事故発生から数カ月以降（具体的には、放医研では2011年6月27日から同年7月28日までWBC測定を実施。原子力機構では2011年7月11日から現在まで測定を継続しているが、本研究に使用したデータは2012年1月末までのもの）に開始された測定から得られたものである。したがって、これらのWBC測定結果が、甲状腺内部被ばくに寄与する<sup>131</sup>Iと同時期に摂取された<sup>134</sup>Cs/<sup>137</sup>Csであるか否かは重要な点である。他方、Nomuraらは南相馬市の住民を対象としたWBC測定において、セシウムの検出率は避難の有無に依らないことを報告した<sup>(12)</sup>。また、Matsudaらは長崎から福島に派遣された短期滞在者のWBC測定から、6月以降は吸入よりも経口の寄与が大きいと推定した<sup>(13)</sup>。以上の背景から、原子力機構がWBC測定を行った浪江町を住所に持つ被検者の内、避難行動データを提供が得られた約1,600名について、3月12日15時前に20 km圏外に避難したグループ（Group 1）と同日16時以降に20 km圏外に避難したグループ（Group 2）に分類し、両者のWBC測定結果を比較した。解析した約1,600名の年齢、性別構成は図III-6に示すとおりであり、Group 2の人数は全体の約2割であった。

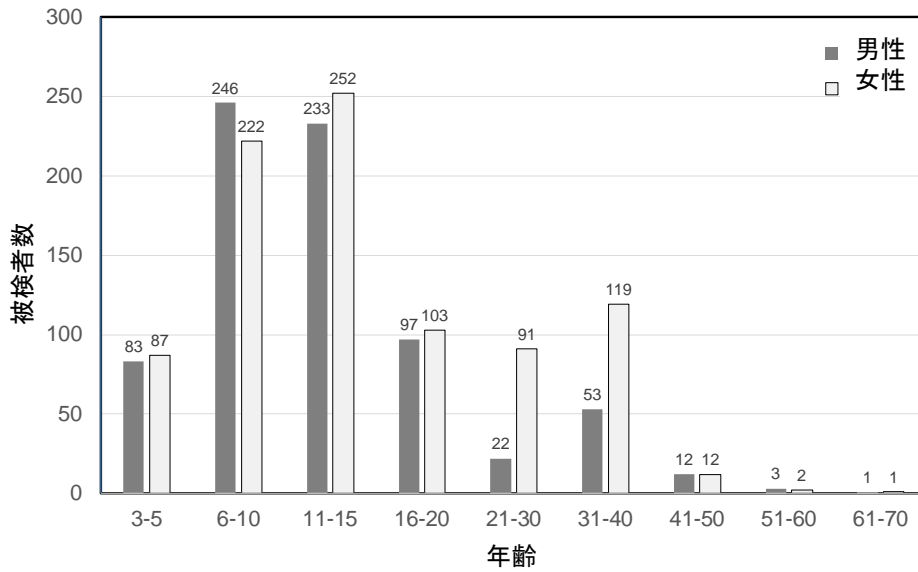


図 III-6 解析した浪江町住民の年齢、性別構成

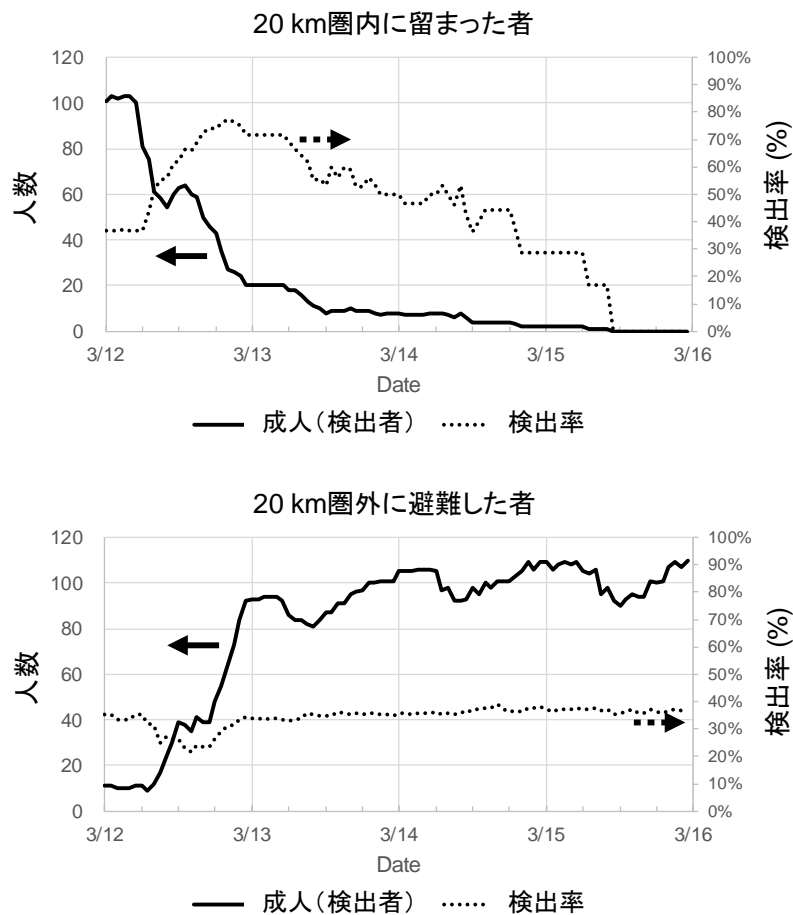


図 III-7 20 km 圏内外の成人被検者 ( $^{137}\text{Cs}$  検出者) の人数及び検出率の時間変化  
20 km 圏内の留まった者 (上), 20 km 圏外に避難した者 (下)

図 III-7 には、 $^{137}\text{Cs}$  が検出された浪江町の成人被検者を対象として、行動データの与えられている 1 時間毎に居場所が 20 km 圏内か 20 km 圏外かで弁別し、その人数と（成人被検者全体に対する） $^{137}\text{Cs}$  検出率の時間変化を例示した。同図から、対象者は 3 月 12 日中には大半が 20 km 圏外に避難を完了していることが分かる。一方、対象者の  $^{137}\text{Cs}$  検出率は、20 km 圏内外に弁別した際に顕著な違いがある。すなわち、20 km 圏内に留まった対象者の  $^{137}\text{Cs}$  検出率は同日の午後から増加し、同日夜にピークとなり、その後は徐々に減少してゆくのに対し、20 km 圏外への避難を完了した対象者の  $^{137}\text{Cs}$  検出率はほとんど変化しない。このことから、前者については、3 月 12 日の午後が発生した 1 号機建屋における水素爆発事象に起因する暴露の可能性が示唆される。

図 III-8 から図 III-10 には、前述した Group 1 と Group 2 の  $^{137}\text{Cs}$  体内残留量（WBC 測定値）、 $^{137}\text{Cs}$  摂取量（3 月 12 日の急性吸入摂取シナリオを仮定して算出）、（預託）実効線量（ $^{134}\text{Cs}$  と  $^{137}\text{Cs}$  の両核種からの線量を合算）を示す。図 III-8 から両 Group には有意な差があり、20 km 圏内からの避難が比較的遅かった Group 2 の方が  $^{137}\text{Cs}$  体内残留量の分布が高いことがわかる。また、避難の早かった Group 1 については、箱ひげ図で表示した場合に  $^{137}\text{Cs}$  検出者が全て外れ値（注）となっており、Group 1（対象になっており約 1600 名内、被検者の約 8 割）に対する  $^{137}\text{Cs}$  体内残留量（WBC 測定値）の 50 パーセンタイル値及び 75 パーセンタイル値が検出下限値以下であることを確認できた。そのため、Group 1 の  $^{137}\text{Cs}$  検出者の  $^{137}\text{Cs}$  摂取量（図 III-9）、（預託）実効線量（ $^{134}\text{Cs}$  と  $^{137}\text{Cs}$  の両核種からの線量を合算）（図 III-10）も外れ値となっている。

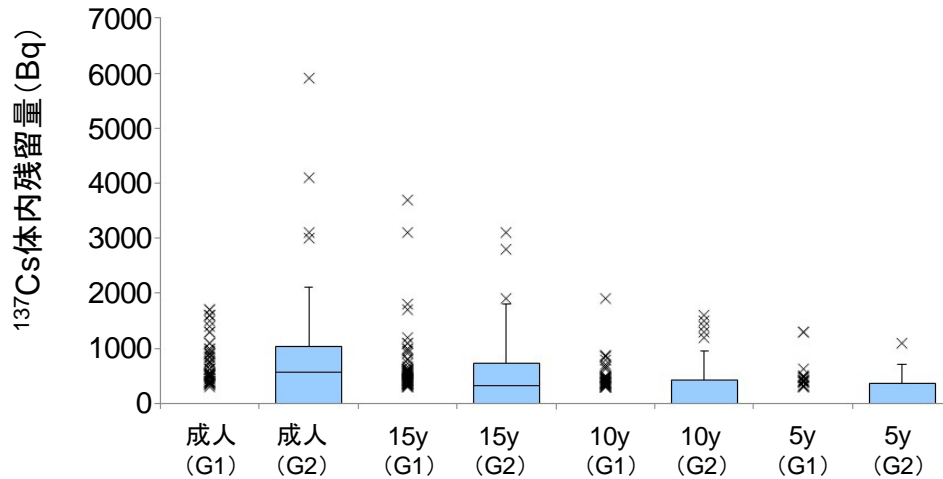


図 III-8 Group 1(G1)と Group 2(G2)の  $^{137}\text{Cs}$  体内残留量の年齢群毎の比較

注：箱ひげ図の箱の中央線が分布の中央値、箱の上端と下端がそれぞれ分布の第三四分位（75 パーセンタイル値）と第一四分位（25 パーセンタイル値）を示す。第三四分位から第一四分位を引いた値が四分位範囲（IQR：Inter Quarter Range）であり、第三四分位+1.5×IQR 及び第一四分位-1.5×IQR が箱から延びるひげの上限と下限となる。この上限より高い値、または、下限より低い値が外れ値（同図中の x）としてプロットされる。他の図も同様。

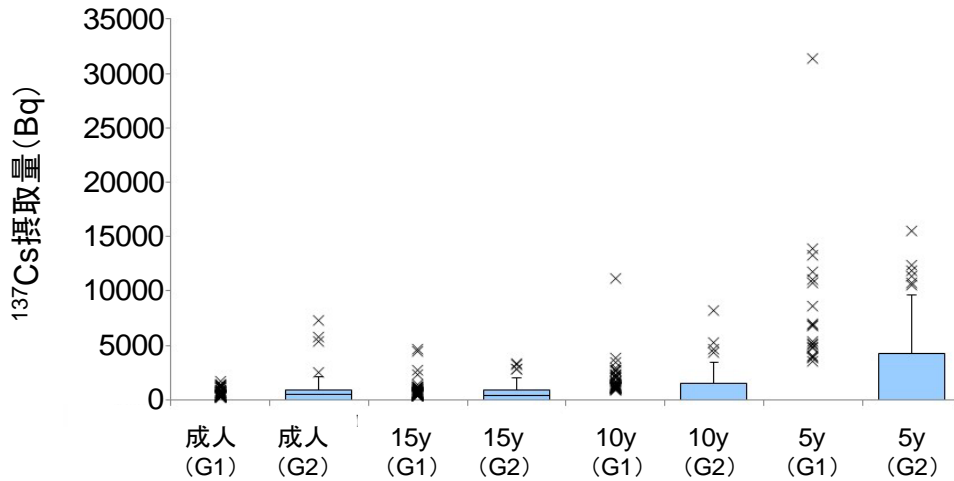


図 III-9 Group 1(G1)と Group 2(G2)の  $^{137}\text{Cs}$  摂取量の年齢群毎の比較

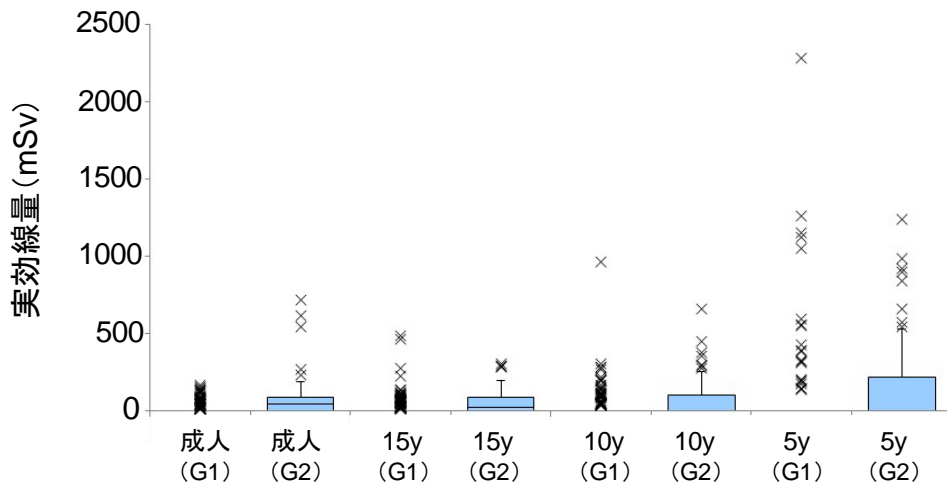


図 III-10 Group 1(G1)と Group 2(G2)の実効線量の年齢群毎の比較

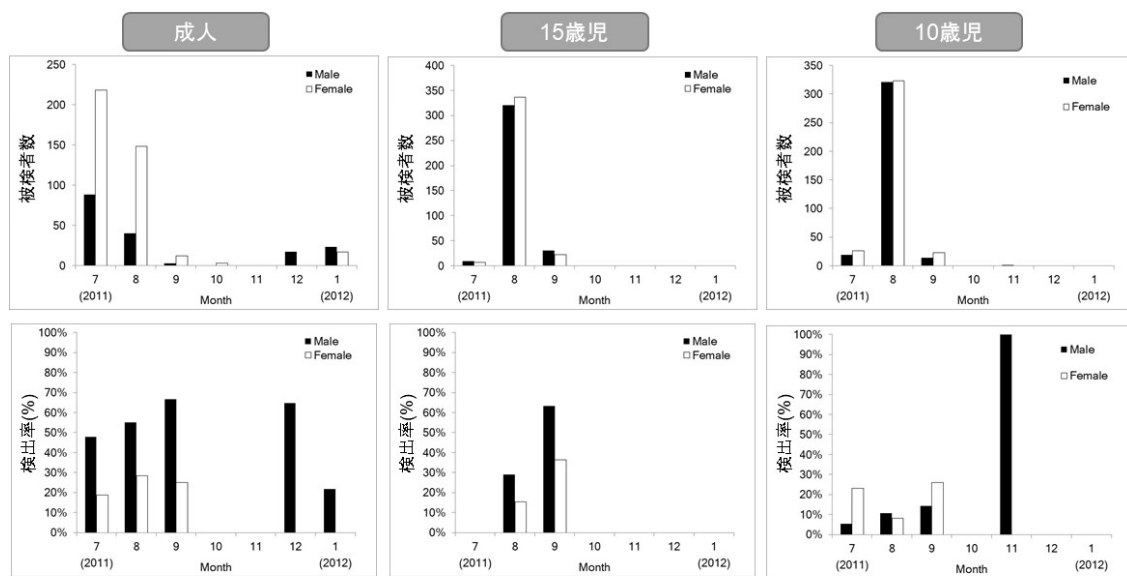
図 III-9 と図 III-10 に示す  $^{137}\text{Cs}$  摂取量及び実効線量については、両 Group とともに年齢群が若くなるほど線量分布が高い方に広がっているように見られる。Momose ら<sup>(9)</sup>も同様な結果を報告しており、若年層の方が成人よりも摂取量、実効線量ともに高くなる原因として着衣に付着した微量の汚染の可能性を指摘している。

### 3. WBC 測定結果の解釈

前述したように本研究に用いた WBC 測定値は、事故発生から数カ月以降に得られたものである。図 III-11 に示すのは、原子力機構による WBC 測定で得られた浪江町住民（成人、15 歳児、10 歳児）のセシウム検出者（ $^{134}\text{Cs}$  と  $^{137}\text{Cs}$  の両方が検出された者）の時間推移である。検出されたセシウムがヨウ素と同じ時期だけに摂取されたものであれば、事故発生からの経過時間とともに体内のセシウム残留量が減少し、未検出者の割合が増加してゆく傾向が WBC 測定結果に見られるはずであるが、同図に示した結果とは乖離があるように見える。



このことから、直ちに日々の経口摂取を仮定することは、個人の避難行動や避難後の生活が様々である等の要因も考えられることから必ずしも正しくないが、図 III-11 に示した検出率の時間推移を再現するような 1 日当たりの経口摂取量を、MCMC 法を用いて試算した。シミュレーション計算の一例を図 III-12 に示す。同図中のプロット及び実線は、それぞれ前述した Group 1 (成人被検者) の測定値 ( $^{137}\text{Cs}$ ) とシミュレーションにより得られた  $^{137}\text{Cs}$  体内残留量の推移を示している。なお、Group 1 (成人被検者) の大半は未検出者であるため (すなわち、 $^{137}\text{Cs}$  体内残留量の中央値が WBC の検出下限値以下となる)、検出者の  $^{137}\text{Cs}$  体内残留量に対数正規分布を適合させることにより  $^{137}\text{Cs}$  体内残留量の全体の分布を推定した。シミュレーションでは、この分布を再現するように、同じく対数正規分布を仮定して 1 日当たりの経口摂取量を計算している。この結果、WBC 測定で得られた  $^{137}\text{Cs}$  検出率をシミュレーションでは良好に再現し (図 III-12 に示した例では、 $^{137}\text{Cs}$  検出率【測定】は 19.4%、 $^{137}\text{Cs}$  検出率【計算】は 20.6%)、1 日当たりの経口摂取量 (図 III-13) は、推定幅は広いものの中央値では数 Bq となり、陰膳法等により得られた報告値と同等であった<sup>(14, 15)</sup>。



(上段: 被検者数, 下段:  $^{134}\text{Cs}$ と $^{137}\text{Cs}$ の両方が検出された被検者の割合)

図 III-11 セシウム検出者の時間推移

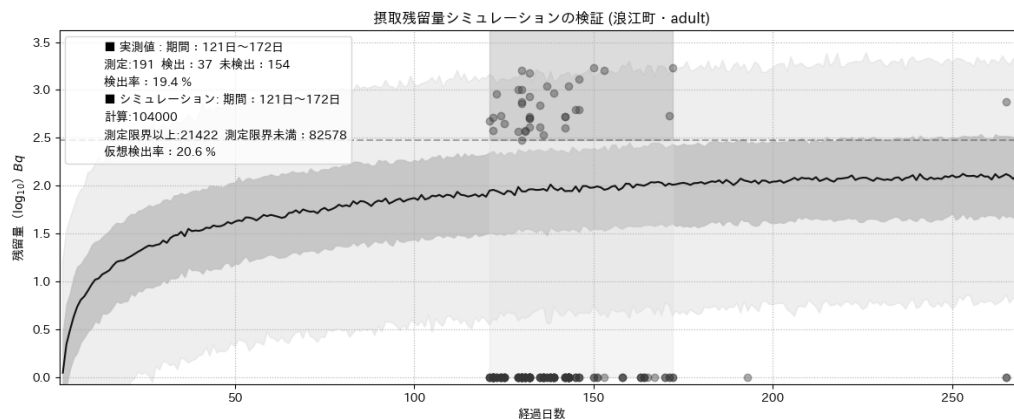


図 III-12  $^{137}\text{Cs}$  体内残留量の測定値と計算値の比較 (Group 1 の成人被検者)

※未検出者は  $^{137}\text{Cs}$  体内残留量を 0 としてプロット

<sup>137</sup>Cs 1日平均経口摂取量見積値の年齢区分比較

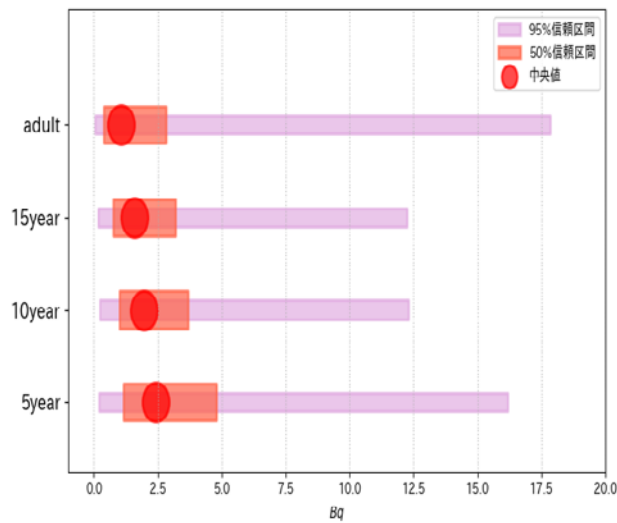


図 III-13 1日当たりの<sup>137</sup>Cs 経口摂取量

図 III-14 には、前述した Group 1 と Group 2 の成人被検者の<sup>137</sup>Cs 摂取量を対数確率紙にプロットした結果を示す（元データは図 III-9 にある成人被検者と同じであり、未検出者は表示していない）。表 III-2 には、各 Group の成人被検者及び 15 歳児の<sup>137</sup>Cs 摂取量の中央値を示した。同表には Group 2 の中央値から Group 1 の中央値を差し引いた結果も表記しているが、成人では  $3.32\text{E}+03$  Bq, 15 歳児では  $2.67\text{E}+03$  Bq となった。各 Group の 90 パーセンタイル値を用いると、成人では  $1.04\text{E}+04$  Bq, 15 歳児では  $7.80\text{E}+03$  Bq となった。これらの結果は 3 月 12 日起因の摂取量と見なすことができる。

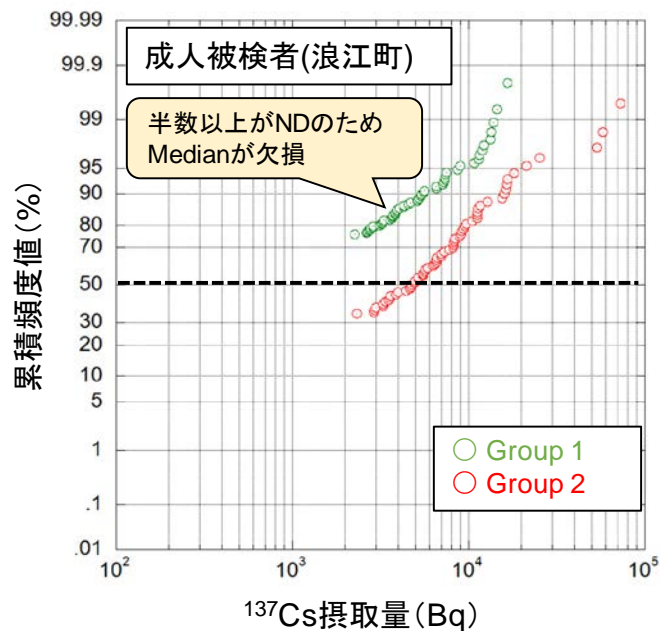


図 III-14 Group 1 と Group 2 の成人被検者の<sup>137</sup>Cs 摂取量分布

表 III-2 Group 1 と Group 2 の  $^{137}\text{Cs}$  摂取量の中央値 (Bq)

	成人	15 歳児
Group 1 (G1)	1.13E+03 Bq	1.92E+03 Bq
Group 2 (G2)	4.45E+03 Bq	4.59E+03 Bq
G2-G1	3.32E+03 Bq	2.67E+03 Bq

#### 4. 避難行動の類型化

福島県立医科大学から提供を受けた避難行動データ（約 5 千件）には、事故初期の個人の居場所（緯度経度）の時系列データが含まれる。このデータをマップ上に可視化することや、原発からの距離及び滞在市町村の時間推移については集計を完了した。これまでに示した結果のとおり、原発近隣住民の初期内部被ばくの推計においては、事故翌日の 3 月 12 日の避難行動が重要であることが示唆されたことから、同日に滞在した自治体により避難行動の類型化を行った。その一例を図 III-15 から図 III-18 までに示す。原発に近接した浪江町と双葉町では、避難開始が遅い住民に対して  $^{137}\text{Cs}$  検出率が比較的高い傾向が見られた。

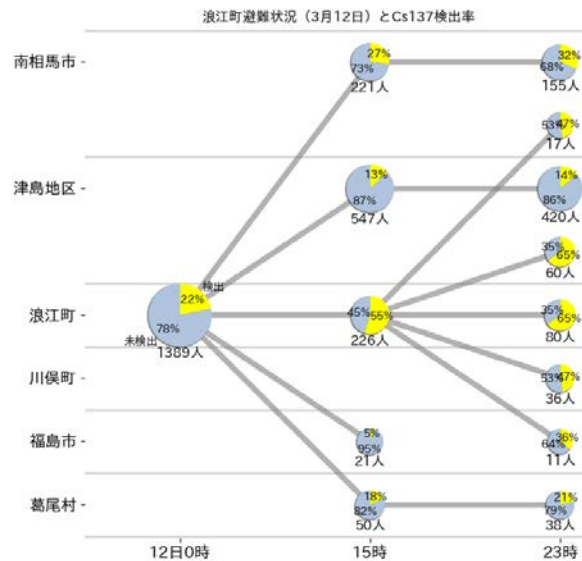


図 III-15 浪江町住民の 3 月 12 日の避難行動による類型化と  $^{137}\text{Cs}$  検出率

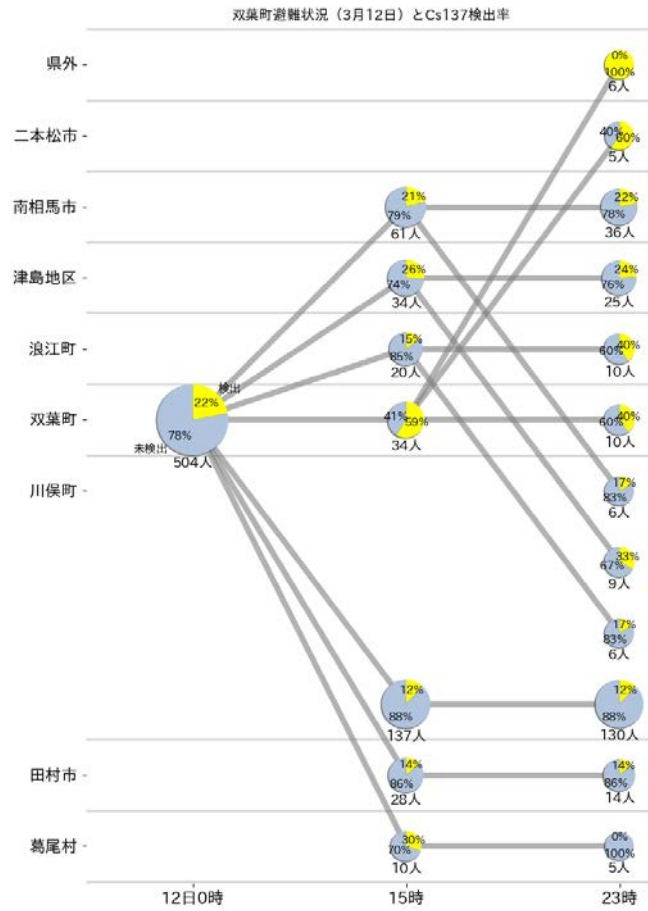


図 III-16 双葉町住民の3月12日の避難行動による類型化と<sup>137</sup>Cs検出率

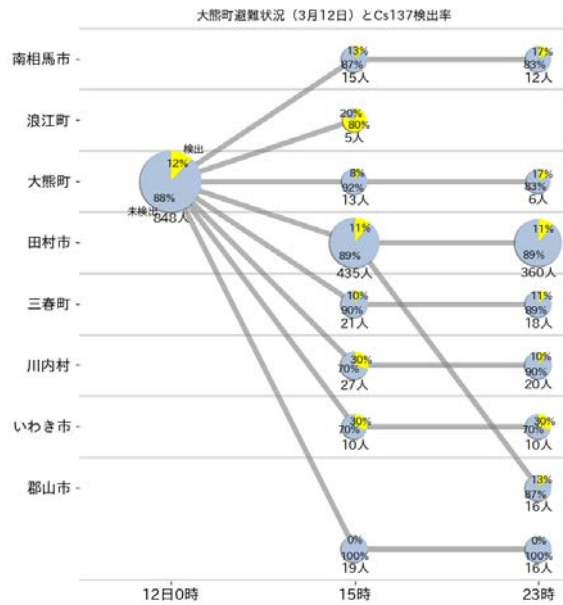


図 III-17 大熊町住民の3月12日の避難行動による類型化と<sup>137</sup>Cs検出率

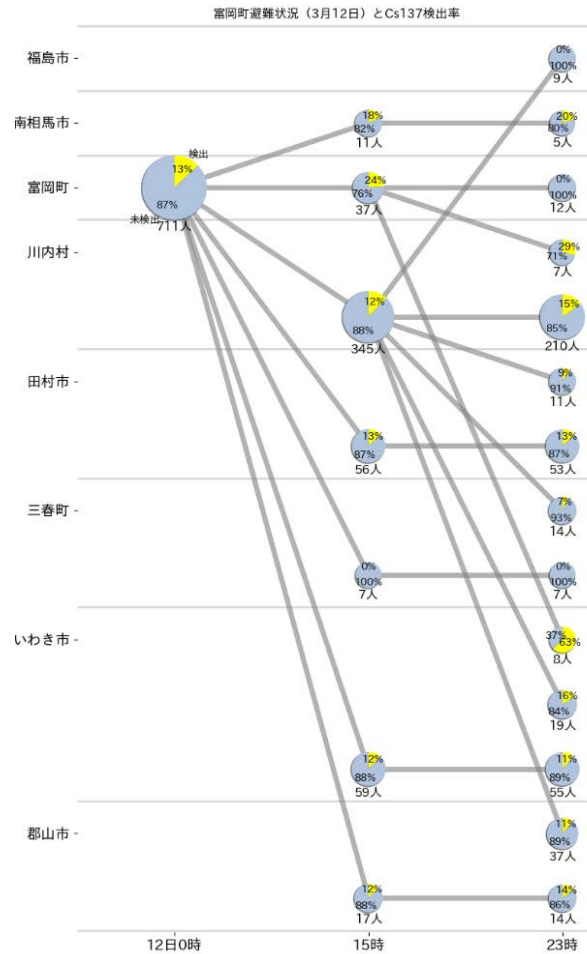


図 III-18 富岡町住民の3月12日の避難行動による類型化と<sup>137</sup>Cs検出率

### 5. WSPEEDIの初期内部被ばく線量推計への適用

WSPEEDIから得られる核種の大気中濃度の時系列マップと避難行動データを同時刻で突合することで、吸入摂取による内部被ばく線量を計算することが可能であるが精度には限界がある<sup>(16)</sup>。そこで、原子力機構においてWBC測定を受けた者の内、避難行動データを有する約5千人について、主要な摂取日の全体的な傾向を見るために、計算により吸入摂取量が最大となる日の分布を自治体毎に集計した。その結果を表 III-3 (<sup>131</sup>I) 及び表 III-4 (<sup>137</sup>Cs) に示す。なお、吸入摂取量は、居場所に最も近いWSPEEDI (2018年12月に提供されたデータ) の格子点の地表高の大気中濃度を抽出し、それに年齢群に応じた呼吸率と屋内滞在時の低減係数 (0.5, 屋外滞在時は1.0) を乗じ、日毎に算出した。移動中は、移動時間の前半は移動元、後半は移動先の大気中濃度を用いて吸入摂取量を計算した。同表から、吸入摂取に寄与したと予測される日は3月12日と15日 (飯舘村では15日と16日) であり、3月12日の寄与が大きいと予測される自治体は浪江町、双葉町及び大熊町であった。図 III-19 には、WSPEEDIの大気中濃度マップ (<sup>137</sup>Cs) と浪江町及び双葉町からの避難者の居場所を重ねて表示した一例を示す。

表 III-3 <sup>131</sup>I の吸入摂取量が最大となる日の分布（上：人数，下：百分率）

<sup>131</sup>I：人数（人）

region	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	All
浪江町	970	11	0	328	83	0	15	31	4	17	168	1	6	3	0	0	0	0	1	1638
大熊町	729	0	0	205	6	0	0	5	0	11	18	0	3	0	0	0	0	0	0	977
富岡町	235	1	0	387	57	0	1	2	3	32	83	0	5	8	0	0	0	0	0	814
双葉町	372	0	0	148	4	0	2	1	1	12	32	0	0	2	0	0	0	0	0	574
檜葉町	99	0	0	187	90	0	0	0	1	52	24	0	13	3	0	0	0	1	3	473
飯館村	8	0	0	36	239	0	3	0	3	0	37	0	0	1	0	0	0	0	0	327
広野町	39	0	0	144	20	0	0	0	0	21	7	0	1	1	0	1	0	0	1	235
川内村	16	0	0	105	17	0	0	1	0	4	2	0	2	5	0	0	0	0	0	152
川俣町	0	0	0	90	8	0	1	0	0	0	23	0	0	1	0	0	0	0	0	123
葛尾村	10	0	0	35	8	0	0	0	4	0	28	0	0	3	0	0	0	0	0	88
その他	13	0	0	5	4	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	25
All	2491	12	0	1670	536	0	22	40	16	150	424	1	30	27	0	1	0	1	5	5426

<sup>131</sup>I：構成比（%）

region	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	All
浪江町	59	1	0	20	5	0	1	2	0	1	10	0	0	0	0	0	0	0	0	100
大熊町	75	0	0	21	1	0	0	1	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	100
富岡町	29	0	0	48	7	0	0	0	0	4	10	0	1	1	0	0	0	0	0	100
双葉町	65	0	0	26	1	0	0	0	0	2	6	0	0	0	0	0	0	0	0	100
檜葉町	21	0	0	40	19	0	0	0	0	11	5	0	3	1	0	0	0	0	1	100
飯館村	2	0	0	11	73	0	1	0	1	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	100
広野町	17	0	0	61	9	0	0	0	0	9	3	0	0	0	0	0	0	0	0	100
川内村	11	0	0	69	11	0	0	1	0	3	1	0	1	3	0	0	0	0	0	100
川俣町	0	0	0	73	7	0	1	0	0	0	19	0	0	1	0	0	0	0	0	100
葛尾村	11	0	0	40	9	0	0	0	5	0	32	0	0	3	0	0	0	0	0	100
その他	52	0	0	20	16	0	0	0	0	4	8	0	0	0	0	0	0	0	0	100
All	46	0	0	31	10	0	0	1	0	3	8	0	1	0	0	0	0	0	0	100

表 III-4 <sup>137</sup>Cs の吸入摂取量が最大となる日の分布（上：人数，下：百分率）

<sup>137</sup>Cs：人数（人）

region	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	All
浪江町	1086	37	0	291	10	0	8	33	113	37	12	0	3	5	0	0	0	0	3	1638
大熊町	803	1	0	134	1	0	0	4	10	18	5	0	0	0	0	0	0	0	1	977
富岡町	285	3	1	403	17	0	0	2	41	43	5	0	1	9	0	0	0	0	4	814
双葉町	425	4	0	104	0	0	0	4	9	23	3	0	0	2	0	0	0	0	0	574
檜葉町	95	0	0	213	56	0	0	0	16	78	5	0	3	3	0	0	0	1	3	473
飯館村	14	3	0	151	76	0	7	0	65	7	1	0	0	2	0	0	0	0	1	327
広野町	39	0	0	151	12	0	0	0	1	29	0	0	0	1	0	1	0	0	1	235
川内村	16	0	0	114	3	0	0	1	6	5	0	0	0	7	0	0	0	0	0	152
川俣町	0	0	0	94	4	0	2	0	20	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	123
葛尾村	10	0	0	42	1	0	0	0	15	0	17	0	0	3	0	0	0	0	0	88
その他	13	0	0	7	2	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	25
All	2786	48	1	1704	182	0	17	44	298	241	50	0	7	33	0	1	0	1	13	5426

<sup>137</sup>Cs：構成比（%）

region	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	All
浪江町	66	2	0	18	1	0	0	2	7	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	100
大熊町	82	0	0	14	0	0	0	0	1	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	100
富岡町	35	0	0	50	2	0	0	0	5	5	1	0	0	1	0	0	0	0	0	100
双葉町	74	1	0	18	0	0	0	1	2	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	100
檜葉町	20	0	0	45	12	0	0	0	3	16	1	0	1	1	0	0	0	0	1	100
飯館村	4	1	0	46	23	0	2	0	20	2	0	0	0	1	0	0	0	0	0	100
広野町	17	0	0	64	5	0	0	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100
川内村	11	0	0	75	2	0	0	1	4	3	0	0	0	5	0	0	0	0	0	100
川俣町	0	0	0	76	3	0	2	0	16	0	2	0	0	1	0	0	0	0	0	100
葛尾村	11	0	0	48	1	0	0	0	17	0	19	0	0	3	0	0	0	0	0	100
その他	52	0	0	28	8	0	0	0	8	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100
All	51	1	0	31	3	0	0	1	5	4	1	0	0	1	0	0	0	0	0	100

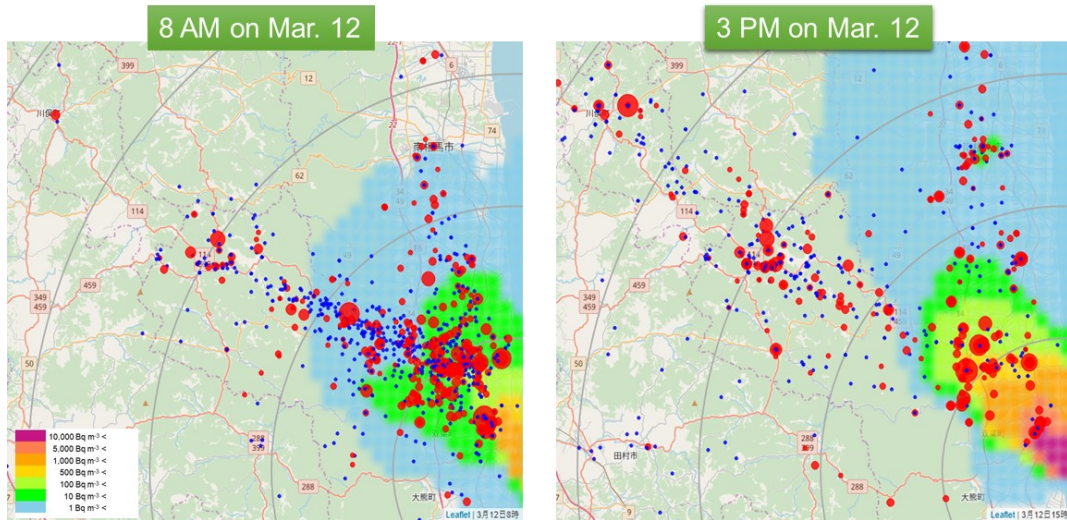


図 III-19  $^{137}\text{Cs}$  大気中濃度マップ上に展開した浪江町・双葉町住民の居場所

注：赤プロットが  $^{137}\text{Cs}$  検出者でプロットの大きさが  $^{137}\text{Cs}$  体内残留量を表す。青プロットは未検出者。

その他、WSPEEDI のこれまでの改訂による初期内部被ばく線量の推計値の変化を確認するため、代表的避難行動パターン（18 パターン，図 III-20）に突合した  $^{131}\text{I}$  吸入摂取による 1 歳児の甲状腺等価線量（避難行動時，屋外に居続けたと仮定）を表 III-5 に示した。18 パターンは住民の行動情報に基づいてモデル化したものである。また，本研究において提供された最新版の WSPEEDI の計算値の一部を付録に掲載した。

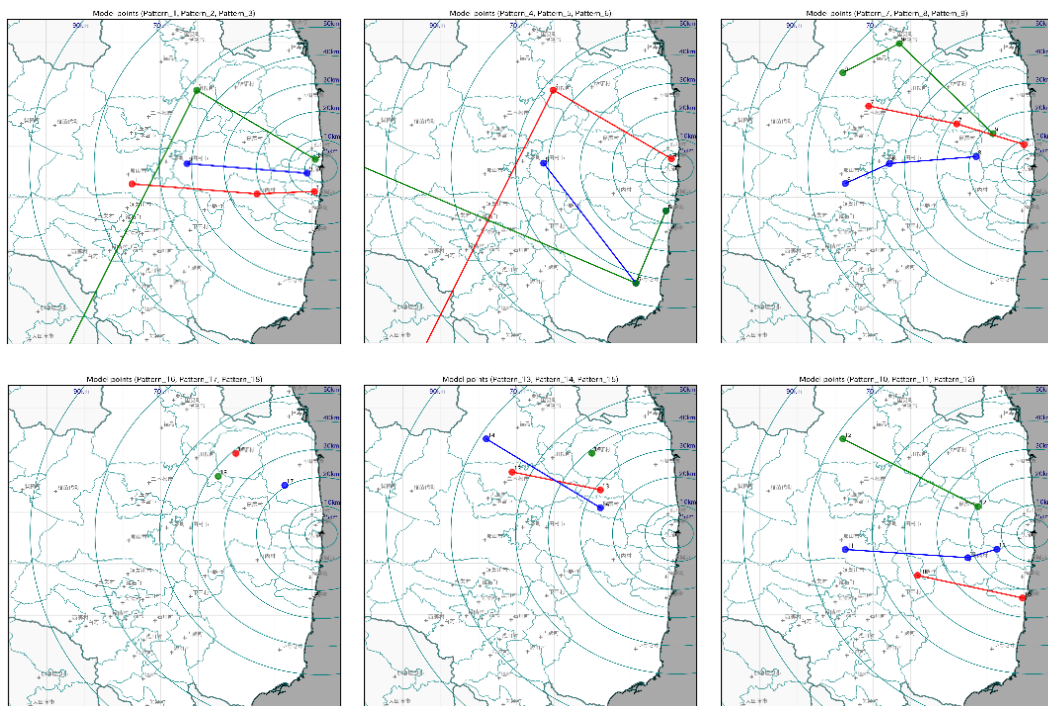


図 III-20 代表的避難行動パターン（18 パターン）

表 III-5 代表的避難行動パターンに対する  $^{131}\text{I}$  吸入摂取による 1 歳児甲状腺等価線量

モデル \ パターン	1	2	3	4	5	6	7	8	9
2012 年度版	4	2	41	86	30	10	91	2	9
2015 年度版 (狭域)	13	5	2	100 <	65	54	86	3	97
2015 年度版 (広域)	10	4	3	100 <	62	48	50	3	94
最新版 (狭域)	2	8	4	100 <	29	7	35	3	3
最新版 (広域)	3	5	6	100 <	34	7	25	3	5

モデル \ パターン	10	11	12	13	14	15	16	17	18
2012 年度版	10	3	< 1	104	40	31	31	78	67
2015 年度版 (狭域)	6	10	2	92	12	41	41	100 <	9
2015 年度版 (広域)	7	10	1	55	11	42	42	100 <	8
最新版 (狭域)	5	2	1	47	29	19	19	31*	8
最新版 (広域)	5	3	1	35	29	17	17	33*	8

※単位は mSv。2012 年度版は参考文献[2]から再掲。パターン 17\*は UNSCEAR2013 の緯度経度を使用。



#### IV. 考察

放医研のこれまでの推計では、住民の大半については吸入が主たる被ばく経路と仮定し、大量放出のあった3月15日を主たる摂取日と考えた<sup>(8)</sup>。しかしながら、本研究から得られた以上の結果から、原発近傍の住民の内、特に避難開始が遅かった一部の住民に対しては、3月12日の1号機建屋の水素爆発やその事前に行われたベント操作等に起因する放射性プルームによる暴露の有無が初期内部被ばくの評価に重要であることが示唆された。同日中の暴露では、<sup>131</sup>I以外の短半減期核種による線量寄与についても考慮する必要がある<sup>(17)</sup>。一方、3月15日以降の放射性プルームによる暴露は、原発近傍自治体の住民の多くが遠方に避難を完了しており、その影響は比較的小さかったと推定される。

事故発生から数カ月以降に行われたWBC測定については、このデータが住民の初期内部被ばく線量の推計に有用か否かはこれまで十分に精査されてこなかった。III. 結果2 (WBC測定結果と避難行動の関連性) に示したように、浪江町住民のWBC測定結果は3月12日の1号機建屋の水素爆発のイベントに関連していることが考えられ、避難開始時期が比較的早い集団と遅い集団とではセシウムの体内残留量に有意差が認められた。この傾向は、放医研が行ったWBC測定の被検者でも見られており<sup>(6)</sup>、その過程は図IV-1に示すようなものと推測される。しかしながら、個人毎に避難行動データを見た場合、避難の遅い人が必ずしも測定値が高いということではない。WBC測定におけるセシウム検出率の時間推移を見ると、事故発生からの経過日数に応じて減少してゆく傾向は見られず、被検者の避難行動や避難後の生活環境が様々であることから断定はできないものの、事故発生からWBC測定を受けるまでの期間(数月から半年)の間に何かしらの要因により偶発的な摂取があった可能性が考えられる。事故後1年以内に行われた陰膳方式等による食事からのセシウム摂取に関する調査では1日当たりの経口摂取量は数Bq程度であり<sup>(14, 15)</sup>、これは本研究で行ったシミュレーションの結果(図III-12, 図III-13)とも一致している。このような連続的な経口摂取があったとすると、セシウムの摂取量は測定までに数百Bq程度になるが、それによる実効線量は微量(※10歳児の<sup>134</sup>Cs及び<sup>137</sup>Csの経口摂取における実効線量係数は $1.4E-08\text{ Sv Bq}^{-1}$ ,  $1.0E-08\text{ Sv Bq}^{-1}$ である。両核種を100Bqずつ経口摂取した場合の実効線量は $2.4\mu\text{Sv}$ )であるが、セシウムの体内残留量は徐々に増加していくため、得られたWBCの測定値から3月12日の急性吸入摂取シナリオを仮定して摂取量及び実効線量を算定した場合、特に小児において著しい過大評価となる<sup>(9, 18)</sup>。

WBC測定結果から事故初期のみに起因するセシウムの摂取量を評価する一つの方法として、浪江町住民の測定データを用い、避難の早い集団(Group 1)と避難の遅い集団(Group 2)それぞれの摂取量の中央値を計算し、後者から前者を差し引くことを試みた(表III-2)。計算された摂取量は3月12日起因のものを見なすことができ、成人では $3.32E+03\text{ Bq}$ 、15歳児では $2.67E+03\text{ Bq}$ となり、呼吸量の違いによる摂取量の違いを反映した結果が得られた。なお、10歳児及び5歳児では未検出者が多く、摂取量分布の推定が困難であった。成人のWBC測定結果から、この成人と同じ行動をした子ども(1歳児及び10歳児)の甲状腺等価線量は、摂取量比(<sup>131</sup>I/<sup>137</sup>Cs)を変数として図IV-2に示すとおり導出できる<sup>(3)</sup>。

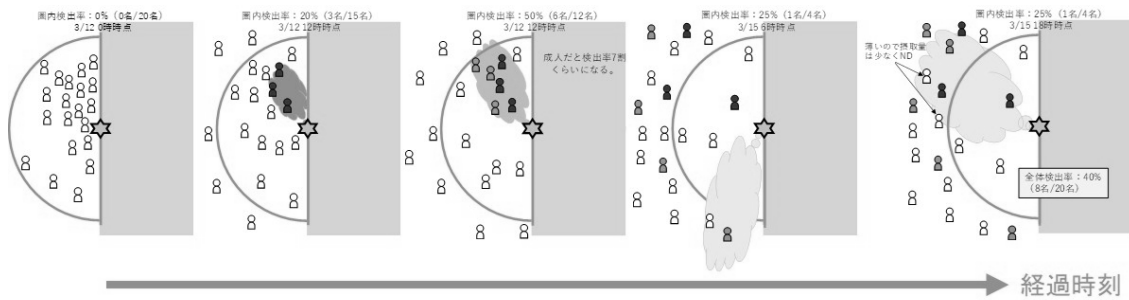


図 IV-1 WBC 測定におけるセシウム検出率の時間推移の過程

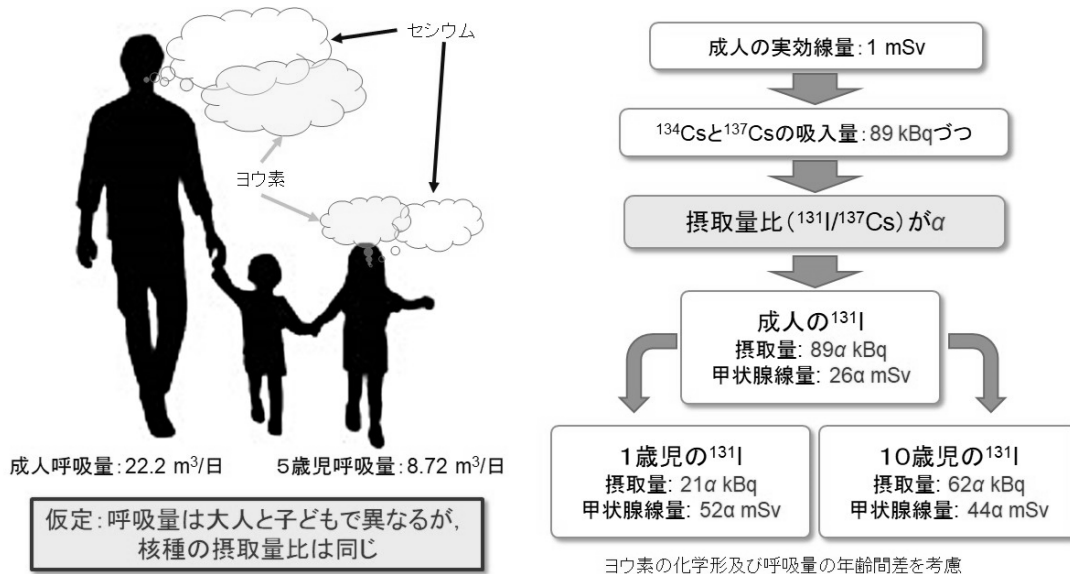


図 IV-2 WBC 測定結果から各年齢群の甲状腺等価線量の導出<sup>(3)</sup>

ここで摂取量比を推定放出量の比を丸めた 10 とすると、前述した成人の  $^{137}\text{Cs}$  摂取量(中央値)から 1 歳児の  $^{131}\text{I}$  による甲状腺等価線量は約 20 mSv となる。(※成人の  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  摂取量を  $3.32\text{E}+03 \text{ Bq}$  とすると、図 IV-2 から成人の実効線量は  $3.32\text{E}+03 \div 8.9\text{E}+04 = 0.037 \text{ mSv}$  となる。1 歳児の甲状腺等価線量は  $52 \times 10 \times 0.037 = 19.2 \text{ mSv}$  と計算される。) また、 $^{137}\text{Cs}$  摂取量として 90 パーセントイル値を用いた場合には、甲状腺等価線量はこの約 3 倍となる。

前述のとおり、放医研による従前の初期内部被ばく線量の推計では、大量放出のあった 3 月 15 日を主たる摂取日と考えてきた。同推計のために導出した摂取量比 ( $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ ) は、 $^{131}\text{I}$  を対象とした小児甲状腺被ばくスクリーニング検査と  $^{134}\text{Cs}$  及び  $^{137}\text{Cs}$  を対象とした WBC 測定の両方が行われた川俣町と飯舘村の住民のデータを用い、図 IV-1 に示す関係から導出(その値は 3)した。事故後に観測された福島県内各地の周辺線量当量率の時系列から、川俣町と飯舘村に放射性プルームが到達したのは 3 月 15 日午後以降と考えられる。したがって、3 月 12 日と 15 日の放射性プルームの中の放射能比 ( $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ ) の違いについて留意する必要があるが、WSPEEDI(最新版)の結果からは顕著な差異が浪江町、川俣町、飯舘村(の各役場付近)において認められなかった(図 IV-3)。その一方、双葉町や南相馬市(原町地区)において採取された SPM

(Suspended Particular Matter ; 浮遊粒子物質) 試料の分析から、3月12日の大気中の放射能比 ( $^{131}\text{I}/^{137}\text{Cs}$ ) について 20~30 という報告も得られている<sup>(19)</sup>。

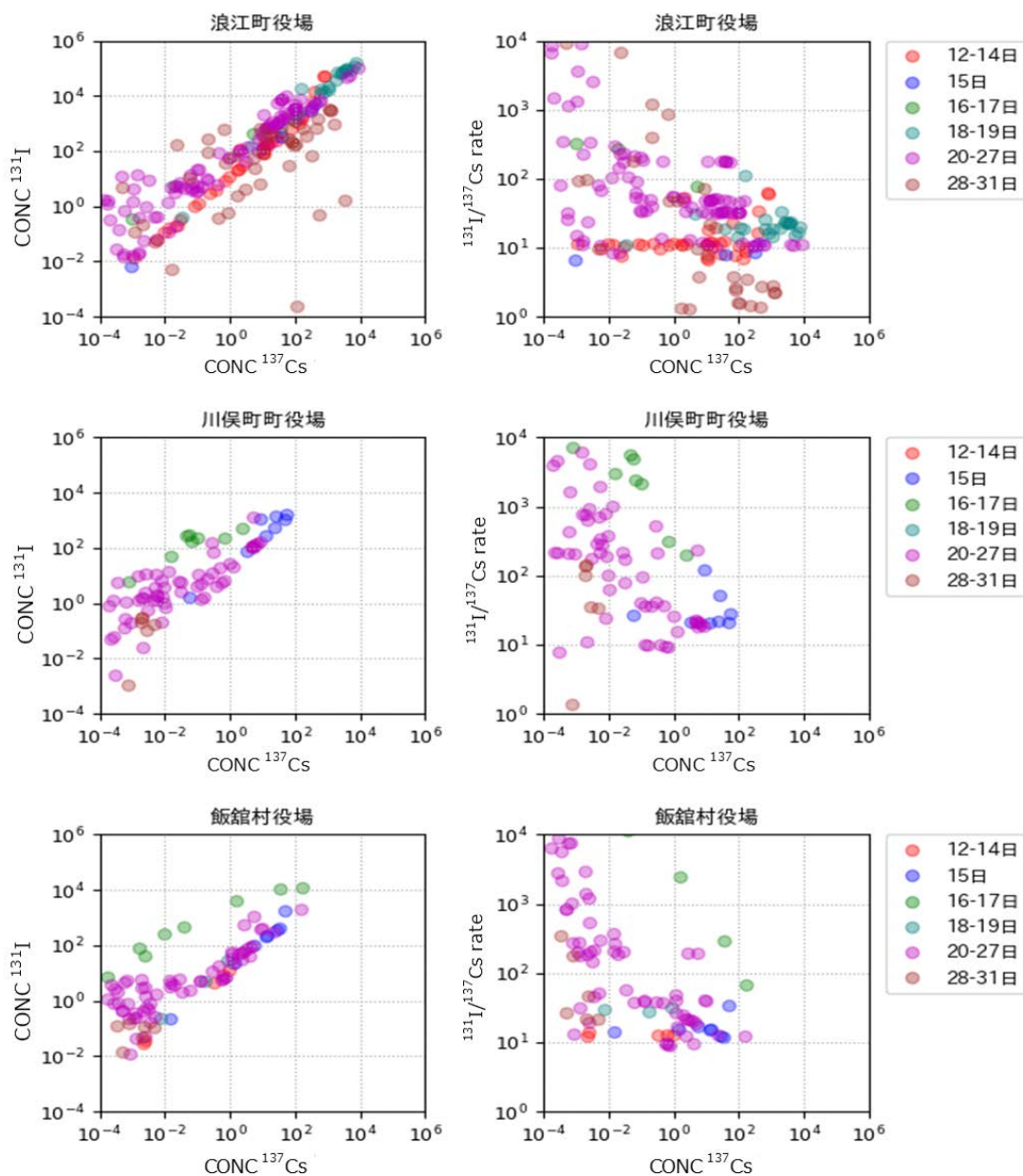


図 IV-3 浪江町，川俣町，飯舘村における  $^{131}\text{I}$  及び  $^{137}\text{Cs}$  の地表高大気中濃度比

人の実測値から導出された摂取量比と大気中の放射能比との乖離は、日本人の平均的なヨウ素の甲状腺アップテークが、内部被ばく線量評価に用いられる標準人モデルに比べて約半分から 3分の2程度である<sup>(20)</sup>ことその他、WBC測定から推定されたCs摂取量の過大評価によるためと考えられる。

小児甲状腺被ばくスクリーニング検査に関しては、同検査に使用された機器の年齢別換算係数や摂取シナリオ等を見直し、被検者 1,080 名の甲状腺等価線量の再評価を行った。その結果、総じて前報<sup>(4)</sup>と同様な評価となった。また、年齢群毎の評価と対象者の数は少ないものの南相馬市及び福島市の評価が追加された。被検者の主たる摂取経路については、摂取量の年齢群間の差異があ

まり見られないことから、吸入摂取よりも経口摂取の形態に近いように見えるが、現時点で結論を出すのは難しい。他方、飯館村で観測された高濃度の  $^{131}\text{I}$  を含む水道水の影響は、飯館村と水道水濃度の低かったいわき市の甲状腺等価線量の分布に顕著な差異は認められないことから、軽微であったと推察される。その他、同検査の測定精度について、おおよそファクター2程度と評価した。

WSPEEDI の初期内部被ばく線量推計への適用に関して、大気中濃度と避難行動データに収録された個人の居場所を同時刻で突合し、吸入摂取量が最大となる日の傾向を自治体毎に集計した。その結果、吸入摂取が重要と考えられるのは3月12日と15日（飯館村では15日と16日）であり、原発近傍の浪江町、双葉町及び大熊町については3月12日の吸入摂取の影響がより大きいことが示唆された。また、代表的避難行動パターン（18パターン）の甲状腺等価線量については、最新版の WSPEEDI では原発から北西方向に位置する地域への避難者や住民に対する推計値（屋外に居続けたと仮定）が従前に比べて全体的に下がる傾向にあり、実測値から評価した甲状腺等価線量に近づく結果となった。その一方、双葉町から3月12日夕刻から避難を開始するパターン4については100 mSv を超過する結果となった。

## V. 結論

東電福島第一原発事故における近隣住民の主として  $^{131}\text{I}$  による甲状腺内部被ばく線量の推計を、利用可能な人実測データ、個人の避難行動データ及び大気拡散シミュレーションを用いて試みた。小児甲状腺被ばくスクリーニング検査の結果から、被検者の甲状腺等価線量を再評価し、前報と同様な数値（被検者の大半が30 mSv 以下）であることを確認するとともに、南相馬市や福島市の線量評価を追加した。また、WBC 測定結果と避難行動データの関連性の解析において、浪江町の一部の住民に対して、避難開始時期が初期内部被ばく線量に影響する可能性が高いことを明らかにした。総じて、2012年度に放医研が行った初期内部被ばく（ヨウ素-131による甲状腺等価線量）の推計値を大きく変える新たな事実は見出されなかった。しかしながら、引き続き初期内部被ばく線量の推計精度を向上に努める必要がある。

## VI. 次年度以降の計画

本年度で終了となる研究課題である。

## 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) E. Kim, K. Yajima et al. “Reassessment of thyroid internal doses of 1,080 children examined in a screening survey after the 2011 Fukushima nuclear disaster”. Health Phys. (Accepted).
- 2) N. Kunishima, K. Tani et al. “Numerical simulation based on individual voxel phantoms for a sophisticated evaluation of internal dose mainly from  $^{131}\text{I}$  in highly exposed workers involved in the TEPCO Fukushima Daiichi NPP accident”. Health Phys. 2019.

- 3) K. Yajima, E. Kim et al. “A screening survey exercise for thyroid internal exposure from radioiodine after a nuclear accident”. *Radiat. Prot. Dosim.* 2018.
- 4) O. Kurihara, C. Li et al. Experiences of population monitoring using whole-body counters in response to the Fukushima nuclear accident. *Health Phys.* 2018, 115: 259-274.
- 5) N. Kunishima, O. Kurihara. et al. “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.* 2017, 112: 512-525.
- 6) O. Kurihara, E. Kim et al. “Development of a tool for calculating early internal doses in the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident based on atmospheric dispersion simulation. EPJ Web of Conference 2017, 153, 08008.
- 7) E. Kim, O. Kurihara et al. “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.* 2016; 115: 451-464.
- 8) E. Kim, O. Kurihara et al. “Internal thyroid doses to Fukushima residents – estimation and issues remaining”. *J. Radiat. Res.* 2016; 57(S1): i118-i126.
- 9) E. Kim, K. Tani et al. “Estimation of early internal doses to Fukushima residents after the nuclear disaster based on the atmospheric dispersion simulation”. *Radiat. Prot. Dosim.* 2016; 171: 398-404.
- 10) E. Kim, O. Kurihara et al. “Intake ratio of  $^{131}\text{I}$  to  $^{137}\text{Cs}$  derived from thyroid and whole-body doses to Fukushima residents”. *Radiat. Prot. Dosim.* 2016; 168: 408-418.
- 11) O. Kurihara, T. Nakagawa et al. “Internal doses of three persons staying 110 km south of the Fukushima Daiichi nuclear power station during the arrival of radioactive plumes based on direct measurements”. *Radiat. Prot. Dosim.* 2016, 170: 420-424.

B. 論文：査読なし

なし

C. 国内学会発表

- 1) ○栗原治. “原子力災害時における初期内部被ばく線量の測定と評価”. 日本放射線技術学会, 20171019-21 (広島市) (招待講演)
- 2) ○栗原治, 金ウンジュ, 谷幸太郎, 明石真言葉, 國島直晃. “放射性ヨウ素からの甲状腺被ばく線量推計の現状と課題”. 日本放射線影響学会, 20171025-28 (千葉市) (招待講演)

D. 国際学会発表

なし

E. 著書

なし

F. 講演

- 1) O. Kurihara. “Experiences of population monitoring for internal contamination in the

Fukushima nuclear disaster”. 3<sup>rd</sup> Asian Dosimetry Group (ARADOS) meeting. 20171108-1110 (QST-NIRS, Chiba city).

- 2) O. Kurihara. “Experiences of population monitoring for internal contamination in the Fukushima nuclear disaster”. On-site Radiation Medical Preparedness and Dose Assessment. 20171201 (KHNP, Seoul).

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) O. Kurihara. “External and internal dose assessments of Fukushima residents after the 2011 nuclear disaster”. J. Natl. Inst. Public Health. 2018, 67: 11-20.
- 2) E. Kim, K. Tani et al. “Estimation of early internal doses to Fukushima residents after the nuclear disaster based on the atmospheric dispersion simulation”. Radiat. Prot. Dosim. 2015, 171: 398-404.
- 3) E. Kim, O. Kurihara. et al. “Intake ratio of <sup>131</sup>I to <sup>137</sup>Cs derived from thyroid and whole-body doses to Fukushima residents”. Radiat. Prot. Dosim. 2016, 168: 408-418.
- 4) E. Kim, O. Kurihara et al. “Internal thyroid doses to Fukushima residents-estimation and issues remaining”. J. Radiat. Res. 2016, 57: i118-i126.
- 5) E. Kim, O. Kurihara et al. “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. 2016, 111: 451-464.
- 6) N. Kunishima, O. Kurihara. et al. “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. 2017, 112: 512-525.
- 7) A. V. Ulanovsky, K. F. Eckerman. “Modifications to the ORNL phantom series in simulation of the responses of thyroid detectors”. Radiat. Prot. Dosim. 1998, 79: 429-431.
- 8) M. Brucer. “Thyroid radioiodine uptake measurement a standard system for universal intercalibration”. Oak Ridge Institute for Nuclear Studies, Inc. Oak Ridge. Tennessee. ORINS-19. 1959.
- 9) T. Momose, C. Takada et al. “Whole-body counting of Fukushima residents after the TEPCO Fukushima Daiichi nuclear power station accident”. Chiba, Japan: National Institute of Radiological Sciences. NIRS-M-252. 2012: 67-82.

- 10) K. Yajima, E. Kim et al. “A screening survey exercise for thyroid internal exposure from radioiodine after a nuclear accident”. *Radiat. Prot. Dosim.* 2018.
- 11) International Commission on Radiological Protection. “Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: part 4 inhalation dose coefficients”. ICRP Publication 71. *Ann. ICRP* 25 (3-4). 1995.
- 12) S. Nomura, M. Tsubokura et al. “An evacuation of early countermeasures to reduce the risk of internal exposure after the Fukushima nuclear incident in Japan”. *Health Policy and Planning.* 2016, 31: 425-433.
- 13) N. Matsuda, N. Morita et al. “Internal radioactivity of temporary residents in Fukushima within one year after the radiological accident”. *J. Environ. Occup. Sci.* 2013, 2: 123-130.
- 14) A. Koizumi, KH. Harada et al. “Preliminary assessment of ecological exposure of adult residents in Fukushima Prefecture to radioactive cesium through ingestion and inhalation”. *Environ. Health. Prev. Med.* 2012, 17:292–298.
- 15) KH. Harada, Y. Fujii et al. “Dietary intake of radiocesium in adult residents in Fukushima Prefecture and neighboring regions after the Fukushima nuclear power plant accident: 24-h food-duplicate survey in December 2011”. *Environ. Sci. Technol.* 2013, 47: 2520–2526.
- 16) O. Kurihara, E. Kim et al. “Development of a tool for calculating early internal doses in the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident based on atmospheric dispersion simulation. EPJ Web of Conference 2017, 153, 08008.
- 17) S. M. Shinkarev, K. V. Kotenko et al. “Estimation of the contribution of short-lived radionuclides to the thyroid dose for the public in case of inhalation intake following the Fukushima accident”. *Radiat. Prot. Dosim.* 2015, 164: 51-56.
- 18) O. Kurihara, C. Li et al. Experiences of population monitoring using whole-body counters in response to the Fukushima nuclear accident. *Health Phys.* 2018, 115: 259-274.
- 19) 東京大学 (研究代表機関). 環境研究総合推進費終了研究報告書. “原発事故により放出された大気中微粒子等のばく露評価とリスク評価のための研究”. 平成 30 年 5 月.
- 20) Y. Yoshizawa, T. Kusama. “Weight, iodine content and iodine uptake of the thyroid gland of normal Japanese”. *Japan. Health Phys.* 1979, 11: 123-128 (in Japanese).

# Study to improve the accuracy of early internal dose estimates of residents in the 2011 Fukushima nuclear disaster

Osamu Kurihara

*National Institute of Radiological Sciences of  
National Institutes for Quantum and Radiological Science and Technology (QST-NIRS)*

**Keywords:** Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Station accident, iodine, cesium, internal exposure, dose estimation, thyroid equivalent dose

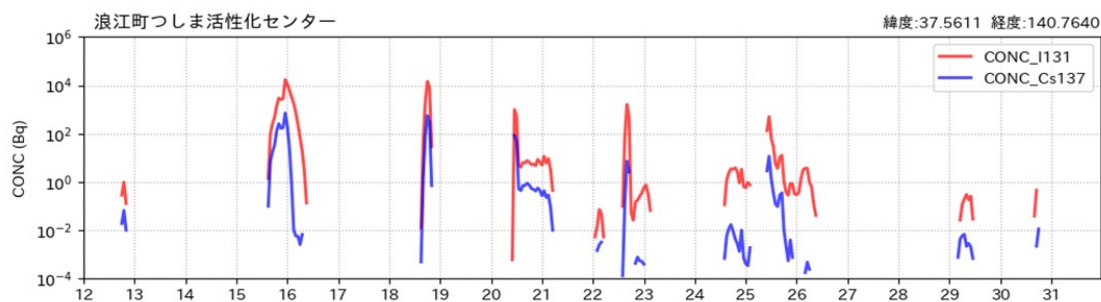
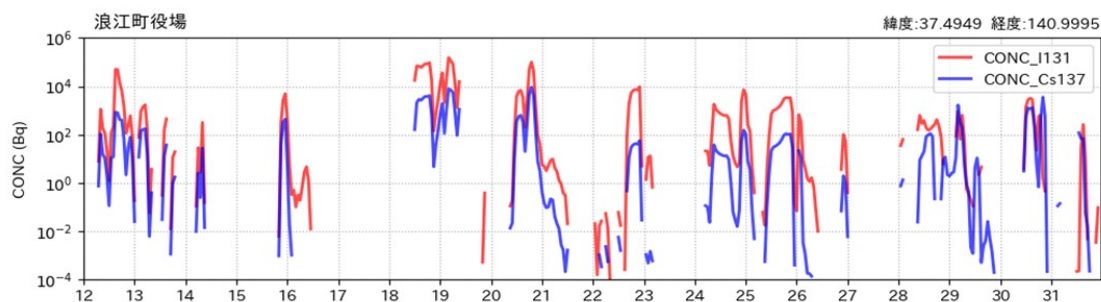
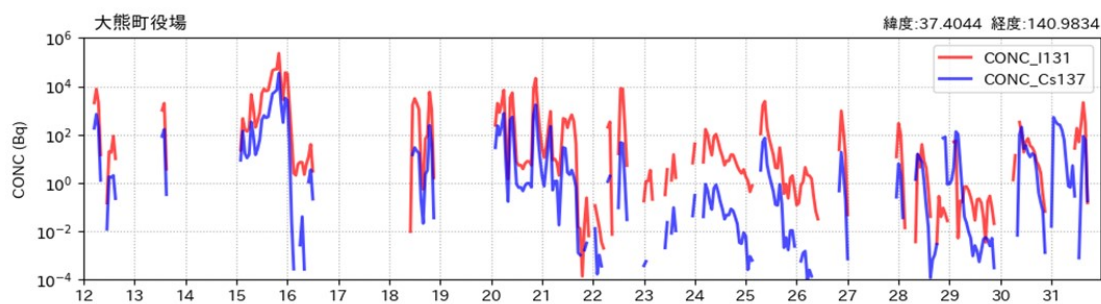
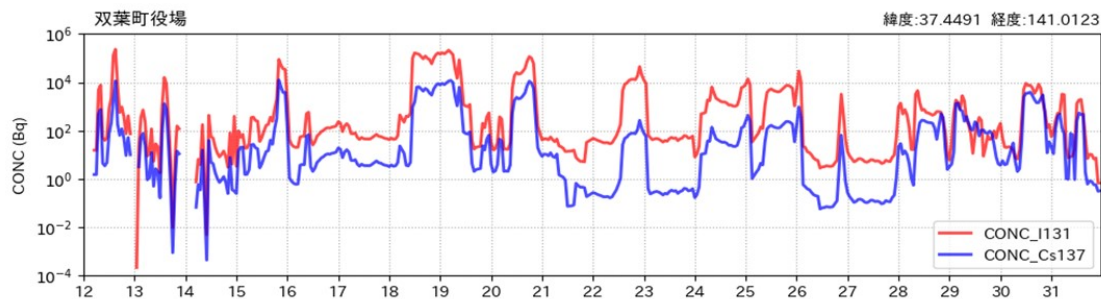
## **Abstract**

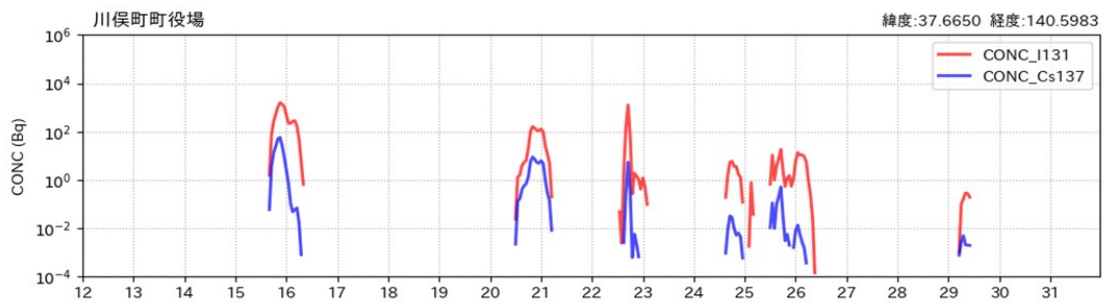
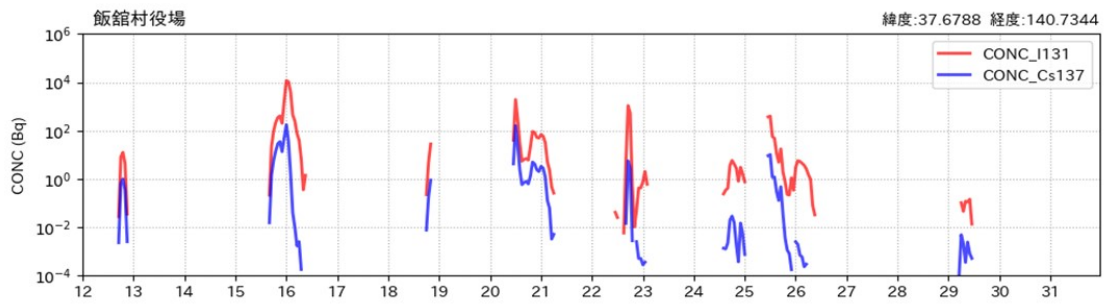
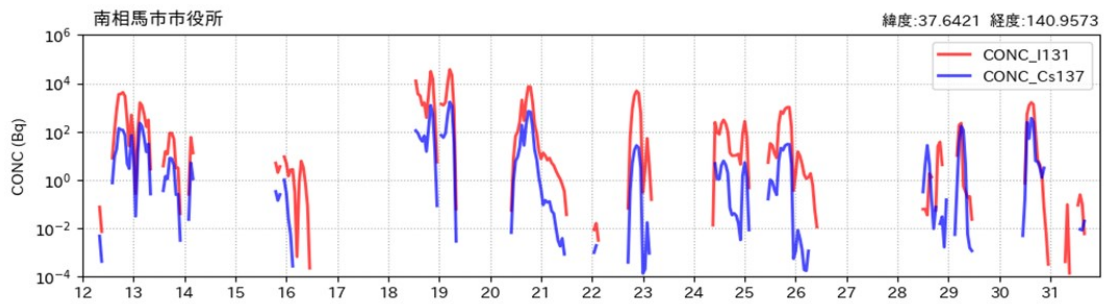
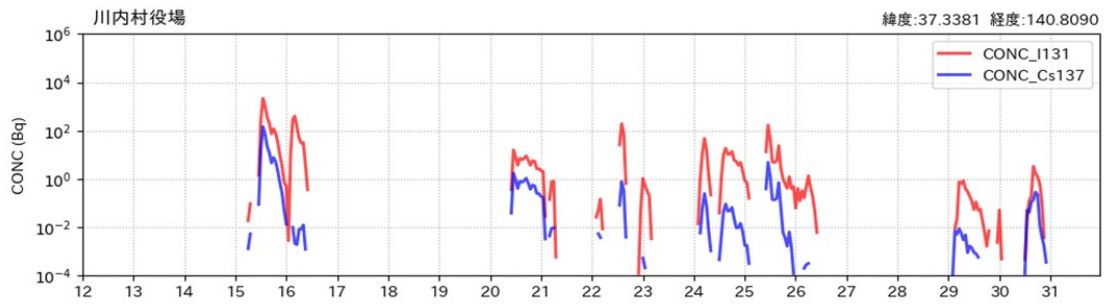
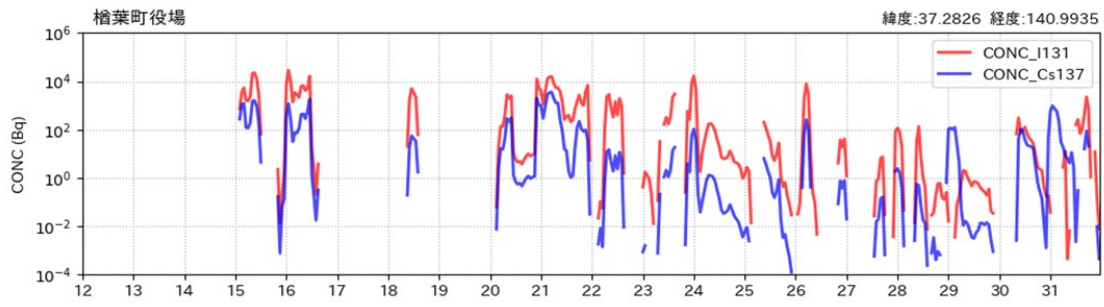
In order to understand accurate internal thyroid doses of residents from radioiodine (mainly,  $^{131}\text{I}$ ) due to the 2011 TEPCO Fukushima Daiichi nuclear power plant accident, we attempted dose estimation using measurement data of humans, their personal behavior data and atmospheric transport and dispersion model (ATDM) simulations. From the analyses of the personal behavior data, it was revealed that the time of evacuation on March 12, 2011 influenced the Cs contents of subjects living near the plant in whole-body counter (WBC) measurements, suggesting a possibility of inhalation originating from an event of hydrogen explosion at the Reactor 1 building. On the other hand, it was expected that residents who evacuated promptly had less internal exposure because they had already moved to remoted areas. The reassessment of thyroid doses of the 1,080 children examined in the screening campaign in the late March provided similar results to the previous study demonstrating that most of subjects did not exceed 30 mSv in thyroid equivalent dose. On the other hand, it was estimated that residents of Namie town who would be significantly exposed on March 12 received 19.2 mSv as a median value (around 3 times larger for 90 percentile) assuming that the intake ratio of  $^{131}\text{I}$  to  $^{137}\text{Cs}$  was 10. However, further study should be made on uncertainties in the estimation, such as the intake ratio of  $^{131}\text{I}$  to Cs, WBC measurements, and so on.

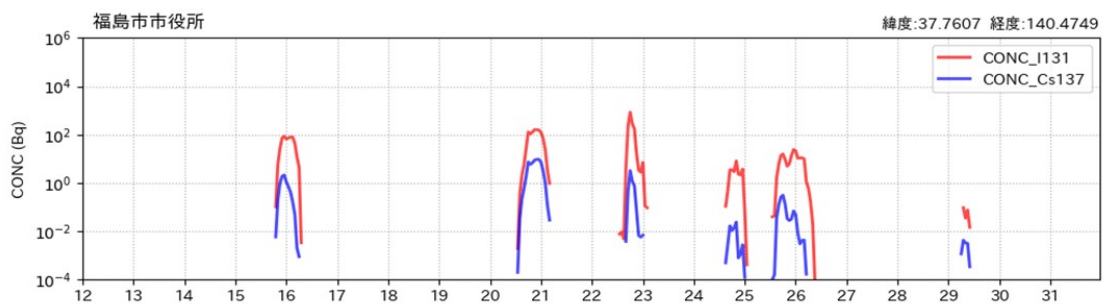
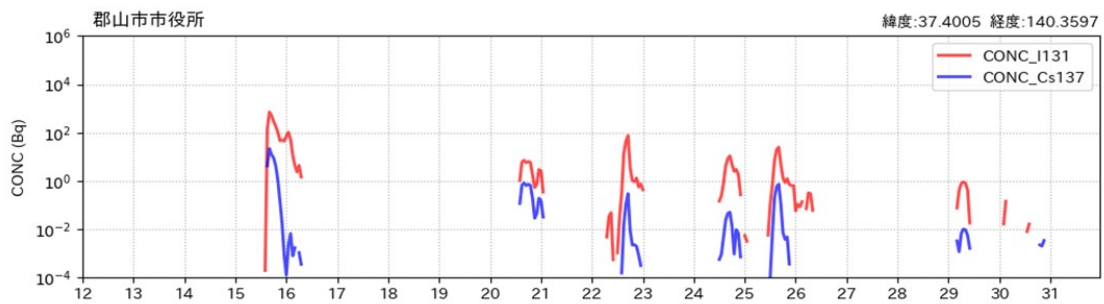
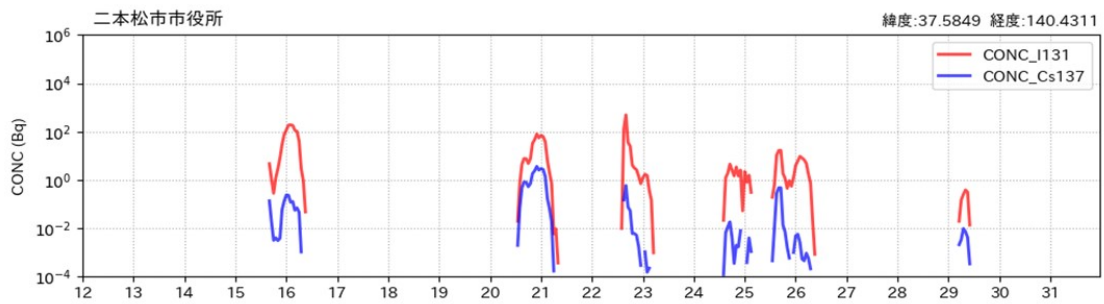
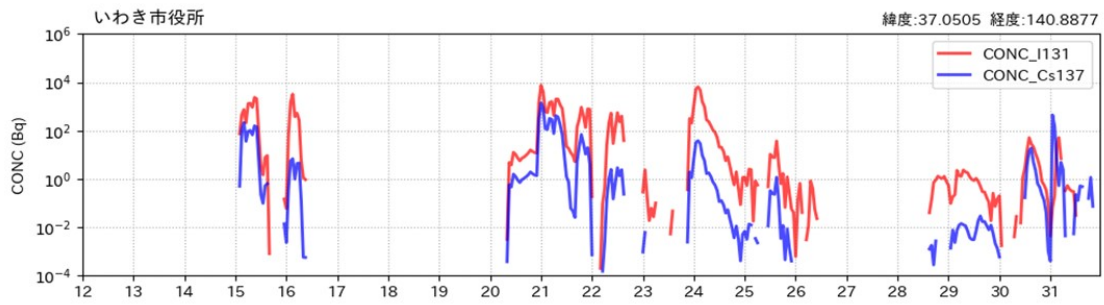
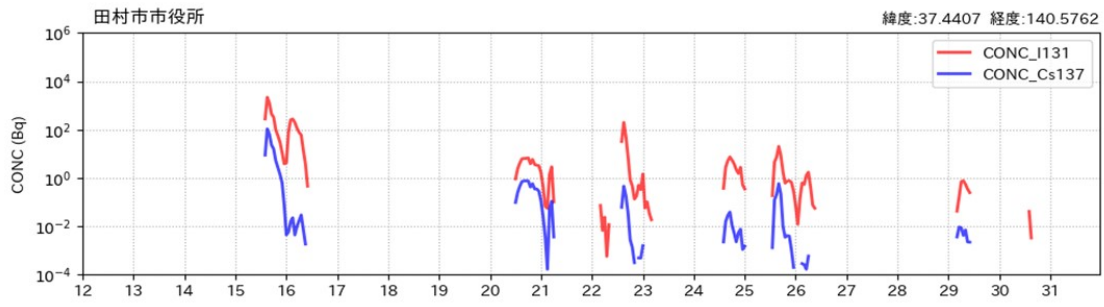


付録 WSPEEDI の計算値—福島県内各地の大気中放射性核種濃度

※WSPEEDI は 2019 年 3 月 5 日に日本原子力研究開発機構から提供された狭域 version







## 4-1-b 事故初期の住民内部被ばく線量評価の精緻化に関する包括研究

### (分担) 日本人甲状腺モデルの構築

分担研究者 楠原 洋之 (東京大学大学院薬学系研究科 教授)

#### 研究要旨

日本人における放射性ヨウ素の甲状腺摂取量の予測を目的として、日本人パラメータを収集し、ICRP レファレンス値と比較した。平均甲状腺重量ならびに容積は、ICRP のレファレンス値と同程度であった。日本人を被験者とした経口投与後の放射性ヨウ素の体内動態解析を実施し、その体内動態パラメータを決定した。甲状腺移行クリアランス( $CL_{\text{thyroid}}$ )は以前に決定された日本人データと一致した。 $CL_{\text{thyroid}}$  ( $0.499 \pm 0.258$  L/h) および腎クリアランス( $CL_R$ ,  $2.10 \pm 0.39$ )から算出される甲状腺集積率 ( $F_{\text{thyroid}}$ ) の平均値は、 $18.6 \pm 6.0\%$ であった。ICRP レファレンス値(30%)と比較して低値であった。対数正規分布を仮定して、 $CL_{\text{thyroid}}$  および  $CL_{\text{thyroid}}$  について仮想的なパラメータ集団を発生させ、 $F_{\text{thyroid}}$  の個人差を算出できることを示した。これらの日本人パラメータは、原発事故後の避難中ならびに福島滞在中の曝露シナリオに従った、放射性ヨウ素甲状腺摂取量の予測精緻化に貢献するものである。

#### キーワード

ICRP レファレンス値, 甲状腺重量/容積, 放射性ヨウ素, 体内動態解析, 甲状腺集積率

#### 研究協力者

稲野彰洋 (福島県立医科大学 臨床研究センター 副センター長 (准教授))

緑川早苗 (福島県立医科大学・放射線健康管理学講座、甲状腺内分泌学 准教授)

#### 研究参加者

前田和哉 (東京大学大学院薬学系研究科 講師)

## I. 研究目的

日本人における放射性ヨウ素の甲状腺集積に関する個人間変動予測を精緻化するため、甲状腺容積および体内動態パラメータを収集することを目的とした。平成 25 年度に実施した放射性ヨウ素(123-I)の体内動態試験において、超音波エコーグラムを用いて測定した甲状腺容積は、重量から推定される値の半分程度であった。福島県内で実施された子供を対象とした検診で得られた甲状腺容積が報告<sup>1)</sup>されているが、その平均値は従来の値よりも小さい。1986 年に中村らが CT を用いて推定した甲状腺重量の平均値は 15g 程度である<sup>1)</sup>。超音波エコーグラムによる甲状腺容積推定は、10~50 mL の範囲において、MRI と同等とする報告<sup>2)</sup>もあるものの、超音波エコーグラムでは、近似法である方法論に由来する過小評価、実際に甲状腺容積が減少傾向にある可能性も否定できない。甲状腺容積については、従来通りの値を想定して各種推定が行われていることから、現代日本人において、甲状腺容積値の集団情報を得ることは不可欠である。そこで平成 29 年度において、1) 東京都監察医務院における摘出甲状腺の重量データ、2) 超音波エコーグラムおよび MRI を用いて甲状腺容積を推定し、両者を比較する試験を行った。その結果、顕著な甲状腺重量ならびに容積の変動は認められなかった。これらの値を ICRP レファレンス値と比較すること、ならびにこれらの臨床データを論文発表するため、放射性ヨウ素の体内動態の追加解析ならびに英語論文を作成することに取り組んだ。

## II. 研究方法

### 1. 日本人甲状腺重量および体積に関する比較

#### ① レファレンス値との比較

昨年度取得した甲状腺重量ならびに容積について、ICRP のレファレンス値と比較した。

### 2. 放射性ヨウ素の体内動態解析

#### ① 放射性ヨウ素の体内動態パラメータの最適化

健康成人で取得した放射性ヨウ素の血中濃度( $C_B$ )の時間推移ならびに、甲状腺および尿中への累積移行量を説明するためのパラメータを決定した。血中濃度の時間推移を、投与した全ての放射性ヨウ素が一次吸収速度に従い吸収されるとの仮定のもと、1 コンパートメントモデル、ないし 2 コンパートメントモデル (式 1 は 2 コンパートメントモデル式を示す。図 II-1 左) で解析し、パラメータを決定した。経口後の吸収相が認められない場合には、式 2 を用いてパラメータを最適化した。

$$\text{式 1 } V_B \frac{dC_B}{dt} = k_a \text{Dose} \cdot \exp(-k_a t) - (k_{12}V_B + CL_{tot})C_B + k_{21}X_2$$

$$\frac{dX_2}{dt} = k_{12}V_B C_B - k_{21}X_2$$

パラメータ：

$C_B$ :放射性ヨウ素の血中濃度

$X_2$ :末梢コンパートメントにおける放射線ヨウ素量

Dose:投与量

$V_B$ :血液体積 (L)

$k_a$ :吸収速度定数 ( $h^{-1}$ )

$k_{12}$ :中心コンパートメントから末梢コンパートメントへの移行速度定数 ( $h^{-1}$ )

$k_{21}$ : 中心コンパートメントから末梢コンパートメントへの移行速度定数 ( $h^{-1}$ )

$CL_{tot}$ :全身クリアランス (L/h)

$$\text{式 2 } C_B = A \cdot \exp(-\alpha \cdot t) + B \cdot \exp(-\beta \cdot t)$$

式 2 を用いた場合、 $C_B$  の時間 0 から無限大時間までの積分値 (Area under the plasma concentration time curve,  $\int_0^{\infty} C_B dt$ ) を算出し、投与量 (Dose) から、下記の式により  $CL_{tot}$  を算出した。

$$\text{式 3 } CL_{tot} = Dose / \int_0^{\infty} C_B dt$$

血中濃度の時間推移を最適化後、甲状腺への累積移行量( $X_{thyroid}$ )および尿中排泄量( $X_{urine}$ )の時間推移(それぞれ式 4, 式 5)を説明するため、下記の式を用いて甲状腺移行クリアランス( $CL_{thyroid}$ , L/h)および腎クリアランス( $CL_R$ , L/h)を決定した (図 II-1 右)。

$$\text{式 4 } \frac{dX_{thyroid}}{dt} = CL_{thyroid} C_B$$

$$\text{式 5 } \frac{dX_{urine}}{dt} = CL_R C_B$$

パラメータの最適化は、非線形最小二乗法を用いて実施した。アルゴリズムは Damping Gauss Newton 法を用いて、MULTI プログラム<sup>3)</sup>あるいは MULTI-RUNGE プログラム<sup>4)</sup>を用いて行った。

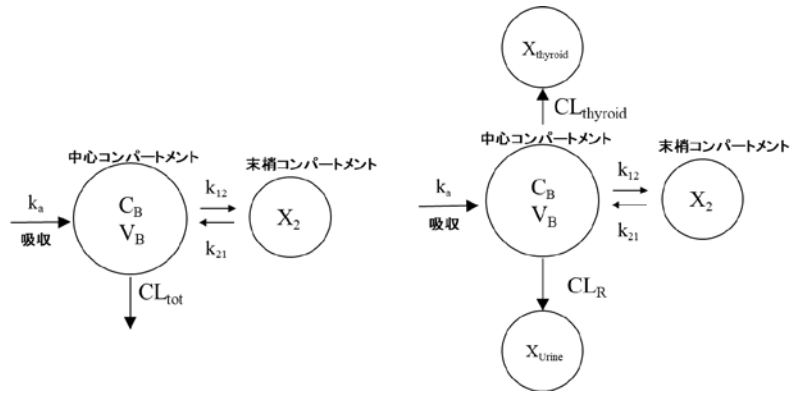


図 II-1 放射性ヨウ素の体内動態モデル

左図 放射性ヨウ素の血中濃度を説明するためのモデルおよびパラメータ，右図，血中濃度に加えて，甲状腺への集積および尿中排泄の時間推移を説明できるモデルおよびパラメータ

② 甲状腺累積移行量の個人間変動の算出

項目①で決定した  $CL_{thyroid}$  および  $CL_R$  について，対数正規分布を仮定して平均値ならびに分散を算出した。加藤ら<sup>5)</sup>の報告に従い，ランダム関数( $u_i$ )を利用して，それぞれのパラメータの確率分布に従い， $CL_{thyroid}$  および  $CL_R$  のパラメータセットを発生させた。

$$\begin{aligned}
 \text{式 6} \quad Z_i &= (-2 \ln u_i)^{0.5} \cos(2\pi u_{i+1}) \\
 Z_{i+1} &= (-2 \ln u_i)^{0.5} \sin(2\pi u_{i+1}) \\
 \text{parameter} &= e^{\mu + \sigma Z} \\
 \mu &= \ln(\text{arithmetic mean}) - \sigma^2/2 \\
 \sigma &= \sqrt{\ln[(CV/100)^2 + 1]}
 \end{aligned}$$

$CL_{thyroid}$  および  $CL_R$  間のパラメータの独立性を仮定した。①の解析の結果，血中からの放射性ヨウ素は，甲状腺へ蓄積するか，あるいは尿中に排泄されることから，式 4 に従って，放射性ヨウ素の甲状腺集積率 ( $F_{thyroid}$ ) を算出した。15, 30, 50, 100, 500, 1,000 人分の仮想パラメータを用意し，甲状腺集積率の分布を観察値と比較した。

$$\text{式 7} \quad F_{thyroid} = CL_{thyroid} / (CL_{thyroid} + CL_R)$$

(倫理面への配慮)

本研究では，すでに取得したデータの追加解析であり，倫理面の問題がない。

### III. 研究結果

#### 1. 日本人甲状腺重量および体積に関する比較

平成 30 年度に取得した甲状腺重量ならびに甲状腺容積を、ICRP レファレンス値と比較した (図 III-1)。甲状腺重量は加齢に伴い減少することから、19~52 歳を対象とした。男性 2204 人および女性 698 人において、ICRP レファレンス値と同程度の値が得られた。同様に、健康成人男性において、推定した甲状腺容積との比較を図 III-2 に示した。超音波法で推定した甲状腺容積は、ほぼ ICRP レファレンス値と同程度であった。

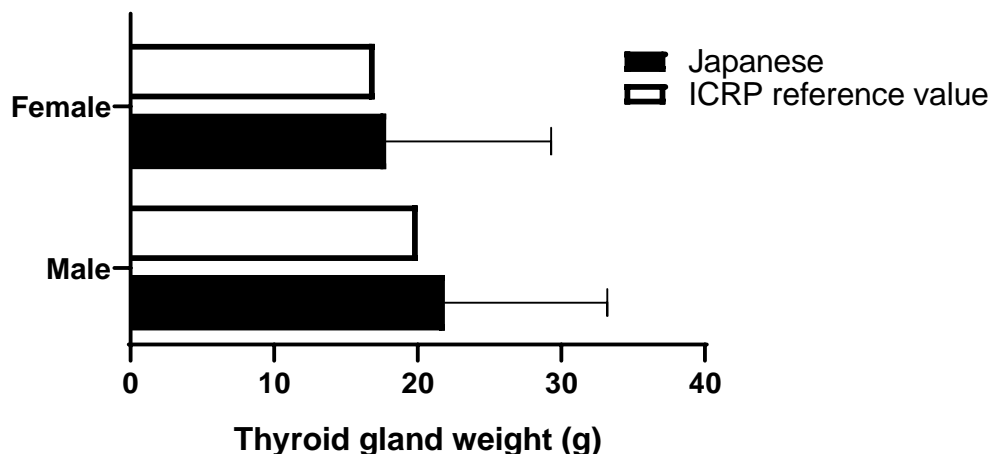


図 III-1 日本人甲状腺重量と ICRP レファレンス値との比較

19~52 歳男性および女性の甲状腺重量 (平均±SD) と ICRP レファレンス値とを比較した。

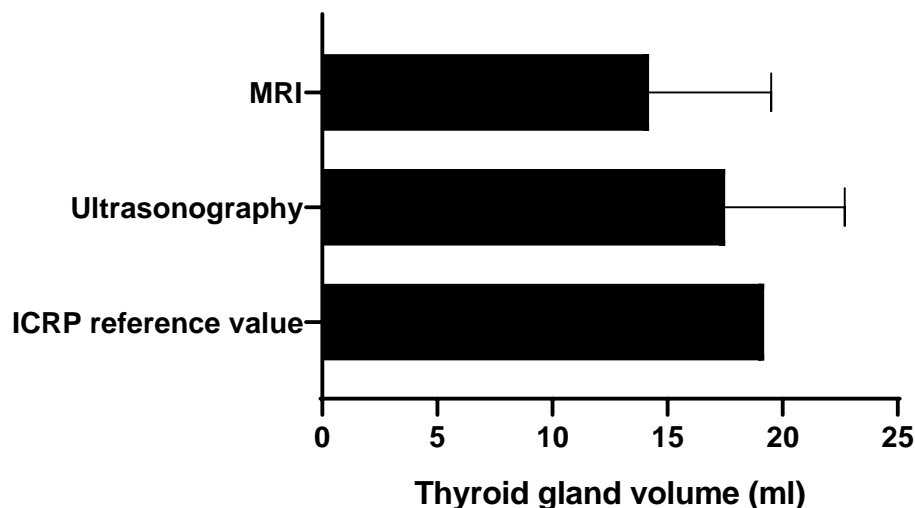


図 III-2 日本人男性甲状腺容積と ICRP レファレンス値との比較

超音波法および MRI により推定した健康成人男性の甲状腺容積 (平均±SD) を ICRP レファレンス値と比較した。



## 2. 放射性ヨウ素の体内動態パラメータの決定

### ① 放射性ヨウ素の体内動態モデル再解析

平成 25 年度に解析した際には、腎クリアランスは尿中排泄量と血中濃度の AUC から算出した値を固定して、解析を行った。また、血中からの消失先は、甲状腺への集積、尿中への排泄の 2 経路のみを想定していた。腎クリアランスの見積誤差が  $CL_{\text{thyroid}}$  の見積に影響を与えてしまっていた。そのため  $CL_{\text{tot}}$ 、 $CL_{\text{thyroid}}$  および  $CL_{\text{R}}$  をそれぞれ解析した。その結果、 $CL_{\text{thyroid}}$  は以前の推定値の -34~+67% の、 $CL_{\text{R}}$  では -19%~+47% の変動が認められた。モデルで使用したパラメータを表 III-1 にまとめた。全身クリアランスのうち、 $CL_{\text{thyroid}}$  と  $CL_{\text{R}}$  の和で説明できるのは、 $92 \pm 18(\%)$  であり、血中からの消失の大部分が甲状腺集積および尿中への排泄で説明できることが確認できる。一般的に放射性ヨウ素の甲状腺集積率は静脈投与 24 時間後の集積率で評価されるが、24 時間が経過すると、ほぼ取り込みは plateau に達していることから、式 7 で得られる値が指標となる。今回のパラメータで計算される  $F_{\text{thyroid}}$  は 19% であり、実測値とは 20% 程度の違いが認められた。

表 III-1 放射性ヨウ素の体内動態パラメータ

各パラメータは平均  $\pm$  SD として示した。

$k_a$ ( $h^{-1}$ )	$CL_{\text{tot}}$ (L/h)	$k_{12}$ ( $h^{-1}$ )	$k_{21}$ ( $h^{-1}$ )	$V_B$ (L)	$CL_{\text{thyroid}}$ (L/h)	$CL_{\text{R}}$ (L/h)	$F_{\text{thyroid}}$ (%)
2.46 $\pm 1.84$	2.96 $\pm 0.62$	0.400 $\pm 0.349$	0.310 $\pm 0.170$	17.5 $\pm 6.33$	0.499 $\pm 0.258$	2.10 $\pm 0.39$	18.6 $\pm 6.0$

### ② $F_{\text{thyroid}}$ の個人差の予測

$F_{\text{thyroid}}$  の平均値は 19% 程度であるが (表 III-1)、試験を行った 15 人では 11.5~32.8% までの幅をとる。このような分布を再現するために、 $CL_{\text{thyroid}}$  と  $CL_{\text{R}}$  の平均値と分散を考慮して、 $CL_{\text{thyroid}}$  と  $CL_{\text{R}}$  の組み合わせを複数発生させ、 $F_{\text{thyroid}}$  を算出した。図 III-3 に示すように、試行数 ( $n$ ) の増加に伴い、 $F_{\text{thyroid}}$  が著しく低いおよび高い事例が認められた。試行回数が十分に大きいところでは、10~90% の区間をとることで、実測値と同程度の値が得られている。

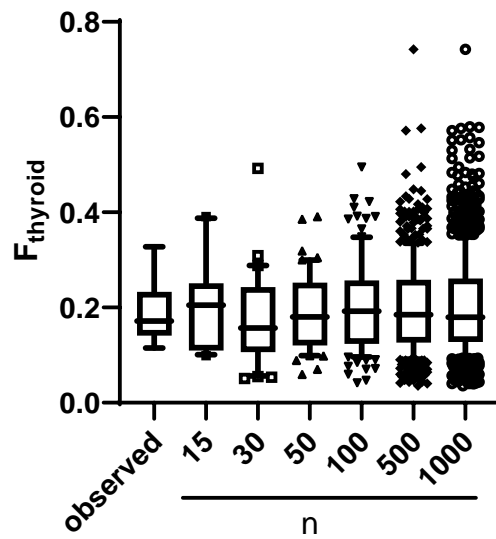


図 III-3  $F_{\text{thyroid}}$  の個人間変動のシミュレーション

対数正規分布を仮定し， $CL_{\text{thyroid}}$  および  $CL_R$  についてランダムに発生させ， $F_{\text{thyroid}}$  を計算した。図中  $n$  は試行回数を示す。表 III-1 の個別データを”observed”として示した。結果は箱ひげ図で示した。Box 中の実線はメジアンを，箱は 25 および 75 パーセントイルを示す。ひげは observed では最小値と最大値を示し，他のプロットでは 10~90%の区間を示す。

### 3. 投稿論文の作成と英文雑誌への投稿

上記，臨床試験の結果，ならびに甲状腺重量および体積をまとめた原著論文を作成し，英文誌 Health & Physics Journal に投稿した。

#### IV. 考察

放射性ヨウ素の甲状腺集積率（24 時間値 実測値 16%）は、ICRP レファレンス値（30%）に比較して低いことを報告しているが、甲状腺重量および容積は検証されていなかった。臨床試験では、甲状腺容積が従来報告値よりも低値を示していたが、十分な例数のもとでは、甲状腺重量・容積のいずれも ICRP レファレンス値と同程度の値を示したことから、超音波法および MRI 法で推定した値との間には良好な相関関係が認められたことから、現代日本人において、大きく甲状腺重量が低下していることはないと考えてよい。そのため、本研究の研究協力者、鈴木元先生とも協議の上、甲状腺容積の絶対値をさらに詳細に検討することは包括研究全体のへの寄与率は限定的であり、追加試験を不要と判断した。

以前に実施した放射性ヨウ素の体内動態解析において、経口投与された放射性ヨウ素は全て吸収され、尿中に排泄されるか、甲状腺へ集積するとの仮定のもと、パラメータを決定した。その仮定のもとでは、経口投与後の循環血中への吸収率や体内からの消失経路における両経路以外の経路の寄与率などの不確かさが、 $CL_{\text{thyroid}}$  の推定に影響を与えることが懸念される。そこで、血中濃度と、甲状腺集積率および尿中排泄の時間推移それぞれに当てはめ計算したことにより、両パラメータの解析精度の向上が期待される。最適化の結果、パラメータの絶対値に対する影響が認められた。再解析の結果得た  $CL_{\text{thyroid}}$  も Nagataki らの報告値<sup>7)</sup>と一致するものであり、Nagataki らが試験を行った当時と比較して、放射性ヨウ素の薬物動態パラメータのメジアンや分散は同程度であり、現在の日本人において体内動態パラメータが大きく変動していないという以前の結論は変わらない。決定した  $CL_{\text{thyroid}}$  には最大で 6 倍の個人差が認められた。 $CL_{\text{thyroid}}$  は血中の無機ヨウ素濃度に依存した非線形性が報告<sup>7)</sup>されており、日常的な食事の違いによるものと考えている。その一方で、50 名の被験者の中で、甲状腺容積は 5 倍程度の違いが認められている。甲状腺重量ならびに容積の平均値は ICRP レファレンス値と同程度の値を得た（図 III-2 および図 III-3）が、このような甲状腺容積と  $CL_{\text{thyroid}}$ 、さらには  $F_{\text{thyroid}}$  との相関については、同一被験者における測定データがないため不明である。

全身クリアランスの大部分（～90%）は  $CL_{\text{thyroid}}$  と  $CL_R$  との和となることが確認された。そのため、 $F_{\text{thyroid}}$ （式 7）を静脈内投与後の甲状腺集積率と見なした。他の消失経路がある場合、この比は甲状腺集積率を過大に評価し、あるいは経口吸収が 100%ではない場合には、経肺および経口で曝露した際の 24 時間後の甲状腺集積率は過小評価する。経口投与後の 24 時間後の甲状腺集積率は 16%であり、 $F_{\text{thyroid}}$  の平均値とは 15%程度ほどの差異が認められた。これがいずれの理由（あるいは両方）であるかについては、本試験からのみでは同定することはできない。 $F_{\text{thyroid}}$  として評価しても、その平均値は 19%であり、ICRP のレファレンス値よりも小さい。

$CL_{\text{thyroid}}$  と  $CL_R$  の平均と分散を考慮して、仮想的にポピュレーションデータを発生させることができる。少ない例数での臨床試験で得たパラメータの信頼性を推定することに有益である（図 III-3）。その一方で、あくまで確率分布に従ったランダム抽出であるため、試行回数の増加に伴い低確率で発生する事象、 $F_{\text{thyroid}}$  が著しく低い、あるいは高い事例も発生してしまう（図 III-3）。極端なパラメータに基づいた推定は被ばく線量の過大・過小評価につながることから、実測値を目安として、採用する値の範囲を設定することが望ましいと考える。 $F_{\text{thyroid}}$  の実測値との比較では、10～90%の信頼区間の値が目安の 1 つであろう。また、甲状腺重量および容積についても、

多数のデータを取得していることから、仮に  $CL_{\text{thyroid}}$  とは共相関しないのであれば、同様に複数の甲状腺容積を発生させることで、放射性ヨウ素の濃度に依存して発生する現象に対して対応可能である。

## V. 結論

$F_{\text{thyroid}}$  とは異なり、甲状腺重量および容積について、十分な例数に基づいて比較した結果、ICRP のレファレンス値とほぼ同程度の値を得た。パラメータの再解析により、放射性ヨウ素の体内動態パラメータに多少の増減は認められたものの、1)  $CL_{\text{thyroid}}$  は過去の日本人データとも一致していたこと、2)  $F_{\text{thyroid}}$  も ICRP レファレンス値より低いことの 2 点を改めて確認した。避難時の放射性ヨウ素の曝露シナリオに基づいて、放射性ヨウ素の甲状腺摂取量を推定する際に、これら日本人パラメータが有用である。

## VI. 次年度以降の計画

食事制限を行わず、甲状腺機能が正常な被験者における放射性ヨウ素の体内動態パラメータならびに甲状腺重量・容積に関する情報収集を行った結果、ICRP レファレンス値と日本人とは異なるパラメータを得た。甲状腺容積と動態パラメータとの関連は今後の課題として残るものの、食事・飲料水を通じて、あるいは大気中からの吸入など、福島原発事故後の避難時および福島滞在時における種々曝露シナリオに従い、放射性ヨウ素の甲状腺摂取量の推定の精緻化に貢献するものである。

## 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  
該当なし
- B. 論文：査読なし  
該当なし
- C. 学内学会発表  
該当なし
- D. 国際学会発表  
該当なし
- E. 著書  
該当なし
- F. 講演  
該当なし

G. 主催した研究集会

該当なし

H. 特許出願・取得

該当なし

I. その他

該当なし

VIII. 参考文献

- 1) 中村修、秋山三郎、佐野芳知、内山暁 CT による甲状腺重量（体積）の測定、日本放射線技術学会雑誌、1986;42:612-619
- 2) van Isselt JW1, de Klerk JM, van Rijk PP, van Gils AP, Polman LJ, Kamphuis C, Meijer R, Beekman FJ. Comparison of methods for thyroid volume estimation in patients with Graves' disease. *Eur J Nucl Med Mol Imaging.* 30(4):525-31, 2003
- 3) Yamaoka K, Tanaka H, Okumura K, et al. An analysis program MULTI(ELS) based on extended nonlinear least squares method for microcomputers. *Journal of pharmacobiodynamics.* 1986;9(2):161-73.
- 4) Yamaoka K, Nakagawa T. A nonlinear least squares program based on differential equations, MULTI (RUNGE), for microcomputers. *J Pharmacobiodyn.* 1983 Aug;6(8):595-606.
- 5) Kato M, Chiba K, Ito T, Koue T, Sugiyama Y. Prediction of interindividual variability in pharmacokinetics for CYP3A4 substrates in humans. *Drug Metab Pharmacokinet.* 2010;25(4):367-78.
- 6) ICRP. Basic anatomical and physiological data for use in radiological protection: reference values, 2002.
- 7) Nagataki S, Shizume K, Nakao K. Thyroid function in chronic excess iodide ingestion: comparison of thyroidal absolute iodine uptake and degradation of thyroxine in euthyroid Japanese subjects. *The Journal of clinical endocrinology and metabolism.* 1967;27(5):638-47.

# Construction of thyroid model in Japanese

Hiroyuki Kusuhara

*Graduate School of Pharmaceutical Sciences, the University of Tokyo*

**Key word :** ICRP reference value, thyroid gland weight/volume, radio-iodide,  
pharmacokinetic analysis, thyroid uptake

## **Abstract**

To help estimate thyroid uptake of radio-iodide in Japanese, Japanese parameters were collected and compared with ICRP reference values. The average thyroid weight and volume were similar to the corresponding ICRP reference values. Pharmacokinetic analysis of radio-iodine after oral administration was conducted in Japanese subjects and the pharmacokinetic parameters were determined. Thyroid uptake clearance ( $CL_{\text{thyroid}}$ ) was consistent with previously determined Japanese data. The average thyroid accumulation rate ( $F_{\text{thyroid}}$ ) calculated from  $CL_{\text{thyroid}}$  ( $0.499 \pm 0.258$  L / h) and renal clearance ( $CL_R$ ,  $2.10 \pm 0.39$ ) was  $18.6 \pm 6.0\%$ . It was lower than the ICRP reference value (30%). Assuming lognormal distribution of  $CL_{\text{thyroid}}$  and  $CL_R$ , we showed that virtual parameter sets can be generated and interindividual differences of  $F_{\text{thyroid}}$  can be simulated. These Japanese parameters contribute to estimation of the radiation dose accumulated in the thyroid gland according to the exposure scenario of radioactive iodine during evacuation from or a period staying in Fukushima after the power plant accident.

## 4-1-c 事故初期の住民内部被ばく線量評価の精緻化に関する包括研究

### (分担) ソースタームと大気拡散シミュレーションの精緻化

分担研究者：永井 晴康（日本原子力研究開発機構 原子力科学研究部門 原子力基礎工学研究センター 環境・放射線科学ディビジョン ディビジョン長）

#### 研究要旨

東京電力福島第一原子力発電所（1F）の事故時に放出された放射性物質による住民の被ばく線量について、平成 26 年度より 3 年計画で実施してきた研究「東京電力福島第一原子力発電事故における住民の線量評価に関する包括研究」の成果をふまえ、被ばく線量評価のさらなる精緻化を行う。本研究テーマにおいては、先行研究で整備した「放射性物質大気濃度・沈着量の時間空間分布データベース」について、当時利用可能となっていなかった新規測定データや放出源に関する情報を調査・収集し、データベースに反映させる。これにより、放出源情報及び拡散解析結果のさらなる精緻化を行い、住民の行動パターンや移行モデルと組み合わせた被ばく線量の推計の高精度化に資する。

本年度は、昨年度の調査により取得した環境省 SPM フィルターの分析による濃度の時系列データのうち、1F 近傍の 2 地点（双葉、楡葉）の Cs-137 データ及び I-129 データの一部（11 地点）をデータベースに取り込んだ。また、昨年度開発し妥当性を確認した気象モデル WRF のアンサンブル計算手法及びベイズ推計に基づく最適化手法を用いて、気象場の再現性を向上したデータベースを再構築し、放出源情報と拡散計算の最適化を行った。そして、最適化した拡散計算結果を他の分担研究による線量推計の入力データとして提供した。さらに、「放射性物質大気濃度・沈着量の時間空間分布データベース」を完成するとともに、公開用の簡易版データベースを構築した。

#### キーワード

放出源情報、大気拡散シミュレーション、福島第一原発事故、線量再構築、放射性物質の時間空間分布データベース

#### 研究協力者

山澤弘実（名古屋大学 大学院工学研究科 エネルギー理工学専攻 教授）

Matthew Hort（UK Met Office, Head）

## 研究参加者

- 寺田宏明（日本原子力研究開発機構 原子力科学研究部門 原子力基礎工学研究センター  
環境・放射線科学ディビジョン 環境動態研究グループ 研究副主幹）
- 都築克紀（日本原子力研究開発機構 原子力科学研究部門 原子力基礎工学研究センター  
環境・放射線科学ディビジョン 環境動態研究グループ 技術副主幹）
- 古野朗子（日本原子力研究開発機構 原子力科学研究部門 原子力基礎工学研究センター  
環境・放射線科学ディビジョン 環境動態研究グループ 研究副主幹）
- 門脇正尚（日本原子力研究開発機構 原子力科学研究部門 原子力基礎工学研究センター  
環境・放射線科学ディビジョン 環境動態研究グループ 研究員）
- 掛札豊和（日本原子力研究開発機構 原子力科学研究部門 原子力基礎工学研究センター  
環境・放射線科学ディビジョン 環境動態研究グループ 派遣労働者）

## I. 研究目的

東京電力福島第一原子力発電所（以降、福島第一原発と称す）の事故時に放出された放射性物質による住民の被ばく線量の把握において、ヨウ素 131 等の短半減期核種による事故初期段階における内部被ばく線量については、現時点では実測に基づく評価が困難である。また、外部被ばく線量についても、実測データがない地点でのプルーム通過時の直接線量と地表汚染からの線量の積算を評価することはできない。そこで、放射性物質の空間分布及び時間変化を再現可能な大気拡散シミュレーションを活用し、実測データと整合するように拡散状況を再現することにより、実測データを時間空間的に補完した線量推計が可能となる。本研究では、上記目的で実施した先行研究において作成した「放射性物質大気濃度・沈着量の時間空間分布データベース」について、新規実測データ、解析手法等を反映することによりさらに精緻化することを目的とする。このデータベースと他の研究項目で実施する住民の行動パターン及び陸上の核種移行モデルを組み合わせることで、実態に近い被ばく線量評価が可能となる。また、データベースの公開により、事故による環境影響の把握と将来予測にも有効な基礎・基盤的な技術及び知見としての活用が期待される。

平成 29 年度は、新規測定データや放出源に関する情報について文献調査を行い、環境省 SPM フィルターの I-129 濃度の時系列データ、大気拡散解析、炉内の事故進展解析等の情報を収集し整理した。また、これまでに構築した「放射性物質大気濃度・沈着量の時間空間分布データベース」の維持管理と機能拡張を行い、解析機能を強化し利便性を向上した。さらに、放出源情報の最適化手法と気象場の再現性を向上するための計算手法として、ベイズ推計による最適化と不確実性を評価する手法と気象モデル WRF によるアンサンブル計算手法を開発し、これらの解析結果の妥当性を確認した。

本年度は、昨年度の文献等の調査に基づき、新規データのデータベースへの取込み、昨年度開発した気象モデル WRF のアンサンブル計算手法を用いた気象場の再現性向上、ベイズ推計による最適化手法を用いた放出源情報と拡散計算の最適化を行うことで、「放射性物質大気濃度・沈着量の時間空間分布データベース」の精緻化を完了することを目的とする。また、完成したデータベースについて、簡易版を構築し公開を目指す。



## II. 研究方法

本研究では、先行研究において大気拡散シミュレーションにより事故時の放射性物質の拡散状況を再現することで構築した「放射性物質大気濃度・沈着量の時間空間分布データベース」（図 II-1）について、新規測定データや放出源に関する情報を反映させることで、放出源情報及び拡散解析結果のさらなる精緻化を行った。

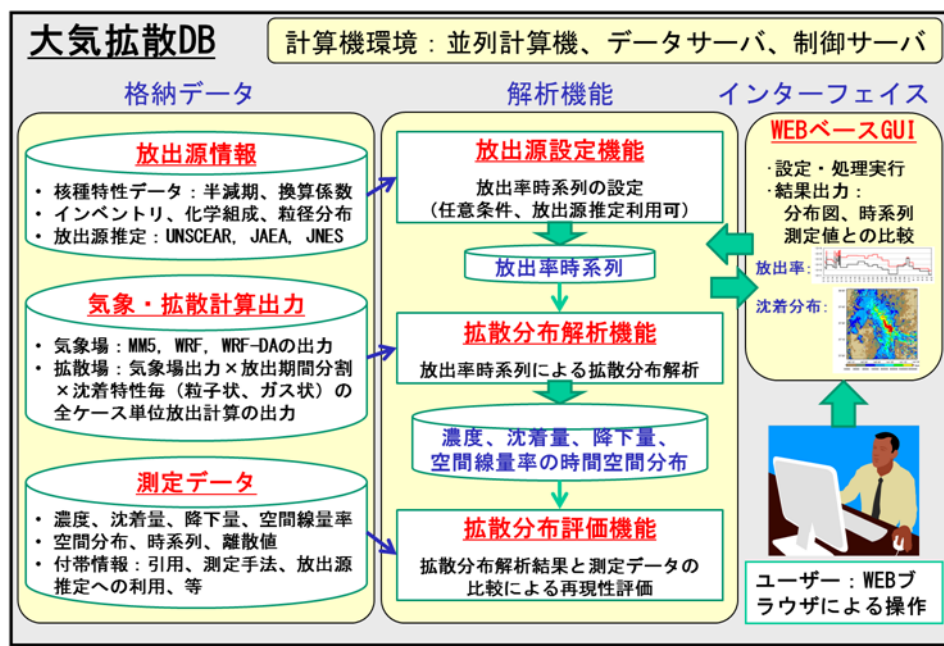


図 II-1 放射性物質大気濃度・沈着量の時間空間分布データベースの概念図

この目的を達成するために、具体的に以下の課題を実施した。

### 実測データや解析に関する文献調査：

先行研究におけるデータベース構築の際に利用可能となっていなかった新規測定データや放出源に関する情報について文献調査を行った。具体的には、環境省の SPM 捕集用ろ紙に付着した放射性核種分析による大気中の放射性核種濃度の多地点・連続データについては、Cs-134、Cs-137 だけでなく、I-129 の分析が進めた。また、炉内の事故進展解析と環境測定データに基づく拡散解析の融合により、放出源情報や拡散挙動のさらなる精緻化を目指す取り組みが行われてきたが、これらの情報を収集・整理した。

### 放出源情報と大気拡散シミュレーションの精緻化：

収集・整理した新規測定データや放出源に関する解析結果を「放射性物質大気濃度・沈着量の時間空間分布データベース」に導入し、データベースの解析機能を用いて放出源情報及び拡散過程の再解析を実施した。また、放出源情報の最適化手法や気象場の再現性を向上するための計算手法の検討を行った。さらに、他の研究項目によるデータベースを用いた被ばく線量評価研究からのフィードバックを反映させることにより、放出源情報及び拡散計算の精緻化を行った。

平成 30 年度は、昨年度の文献等の調査に基づき新規データをデータベースへ取込み、昨年度

開発した気象モデル WRF のアンサンブル計算手法を用いて、「1. 気象場の再現性向上」、ベイズ推計による最適化手法と他の研究項目による被ばく線量評価研究の結果を反映して、「2. 放出源情報と拡散計算の最適化」、及びこれらにより完成したデータベースについて、「3. 公開用の簡易版データベース構築」を進めた。各研究項目の実施方法を、以下に記述する。

## 1. 気象場の再現性向上

昨年度は、気象場の再現性を向上するための研究開発として、太平洋上に輸送されたプルームの再流入を考慮するために拡散計算領域の拡大（図 II-2）、及び気象モデル WRF によるアンサンブル計算手法を開発した。本アンサンブル計算では、初期値誤差に起因する気象場の不確定性を考慮するため、複数のアンサンブル初期値を用いて気象場を複数ケース計算し、各ケースの気象場に基づく放射性物質の大気拡散シミュレーションを実施した。これらの計算結果の中からモニタリングデータを最も再現するケースを選定することで、気象場の再現性向上を目指すものである。平成 29 年度に実施した 2011 年 3 月 12 日～14 日までを対象とした試験計算の結果、この計算手法により気象場の再現性を向上できる見通しを得た。そこで、本年度は、全解析期間に対してこの計算手法を適用し、再現性を向上した気象データセットを構築した。これにより拡散データベースを再構築した。計算条件及び解析の流れを以下に示す。

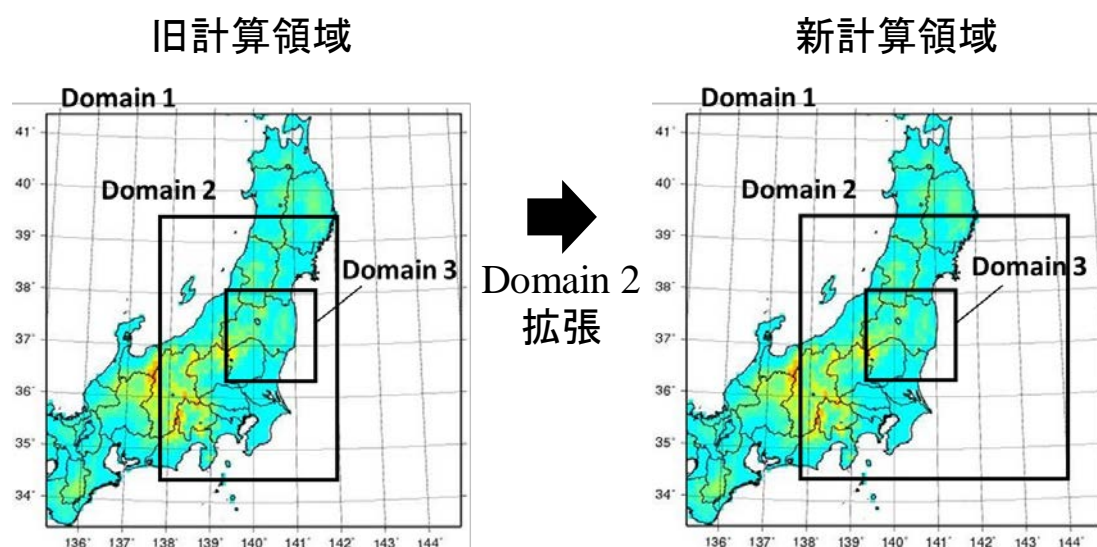


図 II-2 計算領域の変更

### ① 気象モデルとデータ同化計算

気象場の計算には、米国大気研究センター National Center for Atmospheric Research (NCAR) を中心に現在開発が進められており、気象学と計算科学の最新の知見が導入されている Weather Research and Forecasting model (WRF Version 3.6.1、以下「WRF」という) (Skamarock et al., 2008) <sup>1)</sup>を用いた。WRF は、標高、土地利用等の地形データや数値気象予報値や客観解析値等の気象格子点データを入力として、運動量 3 成分、熱エネルギー、水蒸気量、雲水量等につい

ての保存式を解くことにより、対応する風速や気温、降水量等の気象要素を計算する三次元非静力学気象予測モデルである。大気放射、地表面熱収支、大気境界層乱流、雲・降水などの物理過程を考慮することが可能である。

本研究では、四次元変分法 (Talagrand and Courtier, 1987)<sup>2)</sup>を用いて、WRFによる気象場の計算への気象観測値のデータ同化を実施した。四次元変分法は、気象モデルの計算値と観測値との差異を定量的に表す評価関数を設定し、計算値を修正することにより観測値に最も整合する最適値を探索する手法であり、先行研究で福島第一原子力発電所事故の大気拡散計算に対してその有効性が示された (平成 28 年度研究報告書)。本研究では、NCAR で開発されたデータ同化解析システム WRFDA Version 3.6.1 (Huang et al., 2009<sup>3)</sup>; Barker et al., 2012<sup>4)</sup>、以下「WRFDA」という)を用いた。

WRF の計算条件について表 II-1 に示す。WRFDA を用いたデータ同化解析は Domain 1 (図 II-2) を対象領域とし、先行研究と同じ観測値を同化データとして使用した (平成 28 年度研究報告書)。このデータ同化解析によって修正された初期値及び境界値を用いて、WRF のネスティング計算により子領域 (Domain 2 及び Domain 3) の気象場を計算した。

表 II-1 WRF の計算条件

計算領域		Domain 1	Domain 2	Domain 3
時間ステップ		45秒	15秒	5秒
格子数		100×100×31	190×190×31	190×190×31
水平格子幅		9 km	3 km	1 km
物理モデル	雲微物理	WSM6		
	積雲対流	Betts-Miller-Janjic	なし	
	接地境界層	MYNN		
	地表面過程	5-layer thermal diffusion		
	大気境界層	MYNN Level 2.5		
	大気放射	RRTM (長波放射) 及びDudhia (短波放射)		
解析値ナッジング		不使用		

Domain1～3は図 II-2を参照

## ② アンサンブル計算手法

気象場アンサンブル計算のためのアンサンブル初期値は、WRF 及び WRFDA によって計算されたコントロール実験の結果に、Lagged Average Forecasting (LAF 法 : Hoffman and Kalnay, 1983<sup>5)</sup>) を適用して作成した。LAF 法は、計算時刻をずらして初期値にすることで初期値に摂動を与える手法であり、気象予報計算で広く使われている。コントロール実験からアンサンブル初期値を作成する手法について、2011 年 3 月 11 日 21 時～3 月 14 日 0 時 (日本時間) を対象としたケースを例に示す。

コントロール実験の計算は 3 月 11 日 9 時から開始し、3 月 11 日 21 時を中心として、前後 2 時間にアンサンブル初期値作成期間を設け、その期間内のコントロール実験の 24 分ごとの出力 (リ

スタート用ファイル) をアンサンブル初期値とした。これらのアンサンブル初期値 (10 ケース) とコントロール実験で用いた境界値を入力として、2011 年 3 月 11 日 21 時~3 月 14 日 0 時の WRF ネスティング計算を実施することで、コントロール実験を含む合計 11 メンバー(コントロール実験及びメンバー実験 A : -120 分、B : -96 分、C : -72 分、D : -48 分、E : -24 分、F : +24 分、G : +48 分、H : +72 分、I : +96 分、J : +120 分) の気象場を計算した (図 II-3)。

上記の手法で得られた 11 メンバーの気象場を入力として、放出期間を 1 時間ごとに分割した単位放出条件の大気拡散シミュレーションを実施することで、次項③で述べるベイズ推計が必要となるソース・レセプター行列を作成するための拡散データベースを作成した。大気拡散モデルは先行研究で改良した GEARN を用いて、先述の計算領域のうち Domain 2 と Domain 3 のネスティング計算を行った。その他の大気拡散計算の計算条件を表 II-2 に示す。

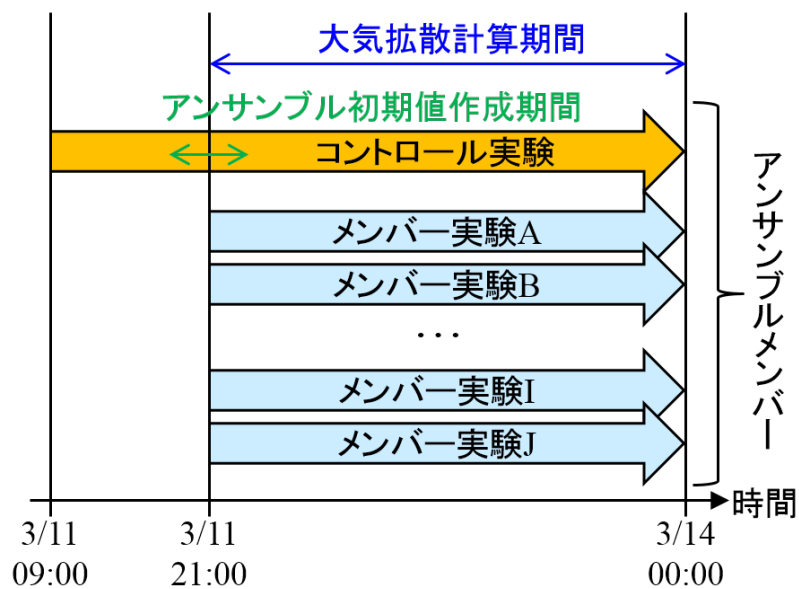


図 II-3 コントロール実験とアンサンブル初期値

表 II-2 GEARN の計算条件

計算領域	Domain 2	Domain 3
時間ステップ	12秒	4秒
格子数	188×188×29	188×188×29
水平格子幅	3 km	1 km

### ③ 気象場の最適化手法

アンサンブル計算結果を用いて気象場を最適化する解析手法には、昨年度開発したベイズ推計による最適化手法を応用する。解析手法は、Bayesian synthesis method (Enting, 2002) <sup>8)</sup>を用いた CO<sub>2</sub> 放出量推定手法 (Gurney et al. 2003) <sup>9)</sup>を参考にしたものであり、以下のコスト関数 J を最小にする放出率 **s** を求める。

$$J = [(\mathbf{M}\mathbf{s} - \mathbf{d})^T \mathbf{C}(\mathbf{d})^{-1} (\mathbf{M}\mathbf{s} - \mathbf{d}) + (\mathbf{s} - \mathbf{s}_0)^T \mathbf{C}(\mathbf{s}_0)^{-1} (\mathbf{s} - \mathbf{s}_0)]/2$$

変数の定義は以下のとおり。

- $\mathbf{M}$  : 1時間間隔の放出区分に対するソース・レセプター行列
- $\mathbf{s}$  : 1時間間隔の放出率ベクトル
- $\mathbf{s}_0$  : 放出率の先験情報
- $\mathbf{d}$  : 測定値ベクトル
- $\mathbf{C}(\mathbf{x})$  : ベクトル  $\mathbf{x}$  に関する不確実性の共分散行列 ( $\mathbf{C}(\mathbf{x}) = \sigma_x(i)^2 \delta(i, j)$ )

$J$  が最小となる放出率  $\mathbf{s}$  は、以下のようになる (Tarantola, 1987) <sup>10)</sup>。

$$\mathbf{s} = \mathbf{s}_0 + [\mathbf{M}^T \mathbf{C}(\mathbf{d})^{-1} \mathbf{M} + \mathbf{C}(\mathbf{s}_0)^{-1}]^{-1} \mathbf{M}^T \mathbf{C}(\mathbf{d})^{-1} (\mathbf{d} - \mathbf{M}\mathbf{s}_0)$$

ここでは、アンサンブル計算による各ケースからコスト関数 ( $J$ ) が最小になるケースを探索することで、先験情報として用いた放出率を大きく変更することなく、濃度の時系列データで示されるブルーム通過を再現可能な気象場を選定する。

解析に用いるパラメータとして、放出率の先験情報には、原子力機構の放出量推定結果 (Katata et al., 2015<sup>6)</sup> を Chino et al., 2016<sup>7)</sup> の結果に基づき改訂) を、1時間間隔に設定しなおした放出率を用いた。この放出率についての不確実性の共分散行列  $\mathbf{C}(\mathbf{s}_0)$  の  $\sigma_{s_0(i)}$  値としては、各時刻の放出率の 100% を与えた。また、測定値には、SPM 濃度時系列データ (Oura et al., 2015<sup>11)</sup>、99 地点、有効データ総数 14331) 及び福島県内 <sup>12)</sup>、原子力機構 <sup>13-15)</sup>、日本分析センター<sup>16)</sup>、高エネルギー加速器研究機構 <sup>17)</sup> 等で行われたダストサンプリング (47 地点、有効データ総数 382) による Cs-137 濃度データを用いた。測定値の不確実性の共分散行列  $\mathbf{C}(\mathbf{d})$  の値として、SPM データについては測定地点ごとに全測定値の標準偏差を求め、ダストモニタリングについては、各データの全測定値に対する標準偏差を基に一定の不確実性 (70 Bq m<sup>-3</sup>) を与えた。また、それらの測定地点と時刻における計算値の不確実性として、その格子点と周辺格子点 (東、南、西、北の 4 点) との差異を用いて求めた地点及び時刻ごとに変化する不確実性を加えた。具体的には、測定点の格子点値と周辺の 4 格子点値との差の絶対値の合計をこれら 5 格子点値の平均で割った値を、各測定値の不確実性の値にかけることで測定地点における計算値の不確実性とした。これは、測定地点での計算による水平分布の勾配が大きいほど、計算が時間、空間的にずれた際の計算値の変化が大きくなることから、計算結果の不確実性が大きくなることを表している。

#### ④ 気象場の最適化の流れ

気象場アンサンブル計算により得られた計算結果を用いて、気象場を最適化する流れ (図 II-4) を記載する。本最適化では、解析期間 (2011 年 3 月 12 日～31 日) を 3～4 日程度の区間に分割し、それぞれに対してアンサンブル計算を行うことで、気象場のパターンをより多く生成できるようにした。その際に、区間の境界は気象計算の不連続性の影響を低減するため、気象変動が小さい夜間でブルームの陸上通過がないような表 II-3 に示す期間に設定した。最適化では、まず、第 1 区間のアンサンブル気象計算と拡散計算を実行し拡散データベースを作成し、これに対してベイズ推計による最適化手法を適用する。最適ケースが選定されたら、その計算を次の区間まで

延長し、次の区間のアンサンブルを生成する。これを繰り返し、最適気象場の連続データを作成し、それを基に全解析期間の拡散データベースを再構築する。

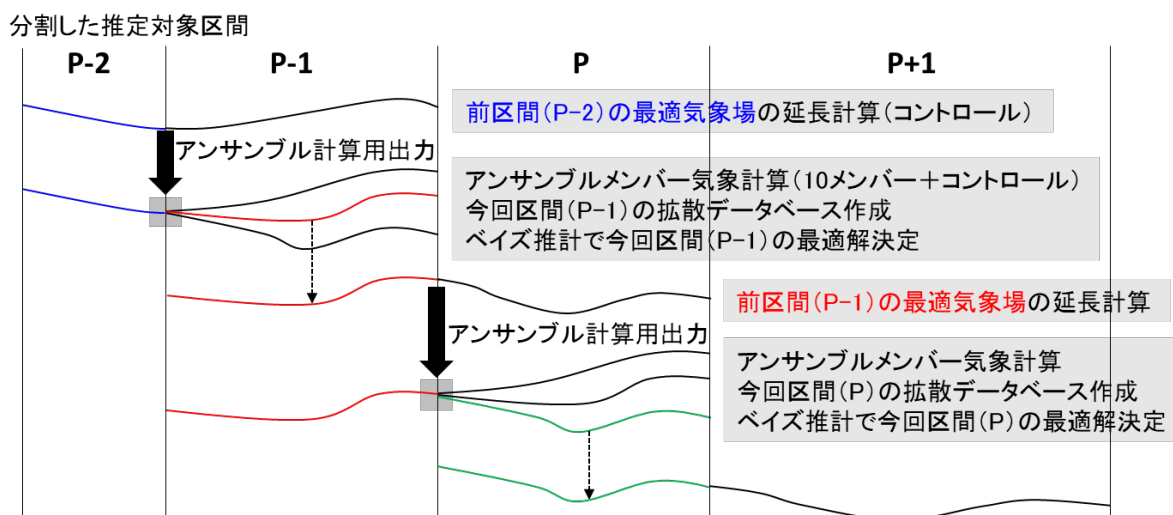


図 II-4 アンサンブル計算により気象場を最適化する流れ

表 II-3 区間分割気象計算の解析期間

区間	解析期間 (JST)	SPM データに基づく拡散範囲
1	3/11 21:00~3/14 3:00 (2日+6h)	浜通り (北部)
2	3/14 3:00~3/17 3:00 (3日)	浜通り、中通り、関東
3	3/17 3:00~3/20 3:00 (3日)	浜通り
4	3/20 3:00~3/24 3:00 (4日)	浜通り、中通り、関東
5	3/24 3:00~3/28 3:00 (4日)	浜通り (北部)
6	3/28 3:00~4/1 0:00 (3日+21h)	

## 2. 放出源情報と拡散計算の最適化

昨年度開発したベイズ推計による最適化手法（前節に記載）を、気象場の再現性向上により再構築した拡散データベースに適用し、放出源情報と拡散計算の最適化を行う。前節と同様に、放出率の先験情報  $\mathbf{s}_0$  としては、原子力機構の放出量推定結果（Katata et al., 2015<sup>6</sup>）を Chino et al., 2016<sup>7</sup>の結果に基づき改訂）を、1時間間隔に設定しなおした放出率を用いた。この放出率についての不確実性の共分散行列  $\mathbf{C}(\mathbf{s}_0)$ の値としては、各時刻の放出率の100%を与えた。

まず、Cs-137については、測定データ  $\mathbf{d}$ としては、Cs-137についてのSPM濃度時系列データ（Oura et al., 2015<sup>11</sup>）の99地点にTsuruta et al. 2018<sup>18</sup>の檜葉地点を追加した100地点、有効データ総数14605）、航空機モニタリングの沈着量分布<sup>19</sup>（データ格子数3523）、日降下量測定データ<sup>20</sup>（13地点、有効データ総数260）、福島県内<sup>12</sup>、原子力機構<sup>13-15</sup>、日本分析センター<sup>16</sup>、高エネルギー加速器研究機構<sup>17</sup>等で行われたダストサンプリングによる濃度データ（47地点、有効データ総数382）を用いた。測定値の不確実性の共分散行列  $\mathbf{C}(\mathbf{d})$ の値として、SPMデータにつ

いては測定地点ごとに全測定値の標準偏差を求め、他のデータについては、各データの全測定値に対する標準偏差を基に一定の不確実性（航空機モニタリングの沈着量：300000 Bq m<sup>-2</sup>、日降下量：1000 Bq m<sup>-2</sup> day<sup>-1</sup>、ダストサンプリングによる濃度：70 Bq m<sup>-3</sup>）を与えた。また、それらの測定地点と時刻における計算値の不確実性として、その格子点と周辺格子点（東、南、西、北の4点）との差異を用いて求めた地点及び時刻ごとに变化する不確実性を前節と同様に考慮した。最適化した放出率が負の値になることもあるが、その場合は放出率に0 (Bq h<sup>-1</sup>) を与えた。さらに、他の研究項目による被ばく線量評価研究の結果を反映して、データの使用方法について検討した。これまでの試験結果から、拡散計算によるプルームの動きが実際とずれている場合に、本解析手法をそのまま適用すると非現実的な放出率の推定結果となることが分かっている。気象場の再現性向上によりプルームの動きを改善しているが、完全に再現できているわけではなく、まだプルーム通過位置や通過時刻にずれが残っている。そこで、プルームの通過時刻のずれを吸収するために、SPM濃度時系列データについて、1時間ごとの値をそのまま用いるのではなく、時間平均値を使用することとした。ここでは、被ばく線量推計が午前0時からの6時間区切りで評価されていることから、この6時間区切りでの時間平均値でSPM濃度測定値と計算値の比較を行う。これにより、計算された濃度上昇期間が実際と2、3時間程度ずれていたとしても、被ばく線量推計の入力に用いる6時間積算濃度としては測定値を再現するように計算値を最適化することができる。

次に、I-131については、一定の化学形組成比「無機ガス：有機ガス：粒子=2:3:5」を仮定し、全ヨウ素放出量を最適化した。測定データ **d** としては、I-131についての航空機モニタリングの沈着量分布<sup>21)</sup>（データ格子数4126）、日降下量測定データ<sup>20)</sup>（13地点、有効データ総数260）、福島県内<sup>12)</sup>、原子力機構<sup>13-15)</sup>、日本分析センター<sup>16)</sup>、高エネルギー加速器研究機構<sup>17)</sup>等で行われたダストサンプリングによる濃度データ（47地点、有効データ総数416）を用いた。また、SPM濃度時系列データについては、I-129の測定データはあるものの、十分な検証を経た公開データとなっていないこと及びI-131に換算する際に多くの仮定を用いる必要があり、その妥当性が確認できていないため、本解析では使用しないこととした。それに代わり、Cs-137についてのSPM濃度時系列データ（Oura et al., 2015<sup>11)</sup>、Tsuruta et al. 2018<sup>18)</sup>）について、ダストサンプリングによる濃度測定データのI-131/Cs-137比率を適用することで、I-131の濃度データに換算して利用することとした。なお、このデータを利用する期間は、2011年3月12日から16日までとした。その理由は、これまでの放出源推定において、この期間はダストサンプリングによる濃度測定データが少なく、主に地表面に沈着した核種からのグラウンドシャインによる空間線量率の測定データを用いた推定により不確実性が大きいことから、濃度データを用いた再推定が必要であった。また、この期間にI-131の沈着量が増加したため、それ以降は濃度測定におけるI-131/Cs-137比率に地表からのI-131の再放出が大きく影響している可能性があり、そのまま利用することは不適切と考えたためである。I-131/Cs-137比率は、ダストサンプリングの測定データに基づき、以下のように決定した。2011年3月12～13日における福島県浜通り北部のプルーム通過については、事故初期段階の原発周辺におけるダストサンプリング<sup>22)</sup>及び3月12日のプルームに曝露されたと考えられている避難住民・地域住民の体表面汚染データの解析結果<sup>23)</sup>から、I-131/Cs-137=10とした。3月14～15日における関東及び福島県内のプルーム通過については、福島県内<sup>12)</sup>、原子力機構<sup>13-15)</sup>、日本分析センター<sup>16)</sup>、高エネルギー加速器研究機構<sup>17)</sup>等で行われ

たダストサンプリング結果から、 $I-131/Cs-137=10$ とした。3月15日夜から16日朝にかけて南下して関東東部を通過したプルームについては、原子力機構<sup>13-15)</sup>、日本分析センター<sup>16)</sup>、高エネルギー加速器研究機構<sup>17)</sup>で行われたダストサンプリング結果から、関東のSPM測定地点については $I-131/Cs-137=60$ とした。また、SPM 檜葉地点については、輸送中の沈着過程の違いによる比率の変化 (Katata et al., 2015<sup>6)</sup>) を考慮して、 $I-131/Cs-137=30$ とした。測定値の不確実性の共分散行列  $C(d)$  の値として、各データの全測定値に対する標準偏差を基に一定の不確実性 (航空機モニタリングの沈着量:  $1700000 \text{ Bq m}^{-2}$ 、日降下量:  $10000 \text{ Bq m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ 、ダストサンプリングによる濃度:  $700 \text{ Bq m}^{-3}$ 、SPM データについては測定地点ごとに全測定値の標準偏差に  $I-131/Cs-137$  比率を適用) を与えた。また、計算値の不確実性の考慮及び最適化した放出率が負の値になった際の処理は、Cs-137 と同様に実施した。

### 3. 公開用の簡易版データベース構築

「放射性物質大気濃度・沈着量の時間空間分布データベース」について、気象場の再現性向上により拡散データベースを再構築し、放出源情報と拡散計算の最適化によりデータベースの精緻化を完了した。このデータベースは、3次元空間分布の上空部分など、通常は使用しないデータが多数含まれ、膨大な容量であるとともに、そこから必要なデータを切り出し表示するまでに複数のステップと時間を要することから、大規模な計算機環境でのみ運用可能である。そのため、このデータベースを公開するためには、データ容量を縮小し、迅速かつ簡便に結果を表示できるようにする必要がある。そこで、データベースから必要な部分だけを切り出し、機能を再構成した簡易版データベースを構築した。

(倫理面への配慮)

本研究は、放射性物質の大気拡散シミュレーションが実施内容であり、倫理面への配慮が必要な状況は発生しないと考えられる。



### III. 研究結果

#### 1. 気象場の再現性向上

気象場アンサンブル計算により得られた計算結果に対して最適化手法を適用し、分割区間ごとに選定された最適気象場ケースを表 III-1 に示す。以下に各区間の解析結果を記す。

区間 1 (3/11 21:00~3/14 3:00) については、+72 分ケース（コントロールケースの初期時刻より 72 分後の出力を初期値とした計算）が最適の結果となった。これは、福島県浜通り北部の 3 地点（原町、相馬、新地）での SPM 測定による Cs-137 大気中濃度の時間変化との比較（図 III-1）において、これまでの計算（コントロールケース）では風速が大きいことによりプルームの移動が早く、濃度上昇が 6 時間程度早くなっていたのに対して、プルームの到達時刻が遅くなるように風速が弱まる遅い時刻が初期値のケースが選定されたと考えられる。しかし、気象場の最適ケース選択と同時に行われた放出源情報の最適化をそのまま用いると、相馬及び新地の 2 地点についての計算値は測定値とほぼ一致したが、原町地点についてはプルーム通過時刻がまだ 3 時間程度早くなっているため、計算の濃度上昇がなくなってしまう結果となった。これは被ばく線量評価において過小評価につながることから、「II. 研究方法 2. 放出源情報と拡散計算の最適化」にも記載したように、プルームの通過時刻のずれを吸収するために、SPM 濃度時系列データの時間平均値を使用することとした。被ばく線量推計が午前 0 時からの 6 時間区切りで評価されていることから、この 6 時間区切りでの時間平均値で SPM 濃度測定値と計算値の比較を行い、計算された濃度上昇期間が実際と 2、3 時間程度ずれていたとしても、被ばく線量推計の入力に用いる 6 時間積算濃度としては測定値を再現するように計算値を最適化することとした。

区間 2 (3/14 3:00~3/17 3:00) については、+72 分ケース（コントロールケースの初期時刻より 72 分前の出力を初期値とした計算）でコスト関数  $J$  が最小となったが、このケースの沈着分布の計算結果は、この期間で形成された福島県内の高濃度沈着分布の再現性が低く、高濃度プルームが通過した地域が実際とずれる結果となっていた。これは、この最適化においては、コスト関数  $J$  の評価に沈着分布データが使われていないことと、福島県内の高濃度沈着地域に SPM 測定点が存在しないことにより、高濃度プルームの通過の再現性が考慮されていないためである。そこで、沈着量分布も確認した結果、コスト関数  $J$  が 2 番目に小さいコントロールケースで沈着分布の再現性が最も高いことから、コントロールケースをこの区間の最適ケースに選定した。

区間 3 (3/17 3:00~3/20 3:00) については、+72 分ケース（コントロールケースの初期時刻より 72 分後の出力を初期値とした計算）が最適の結果となった。しかしながら、プルーム通過時刻の大きなずれはあまり改善できなかった。本気象場の改善手法はここまでが限界であり、区間 1 と同様に SPM 濃度時系列データの時間平均値を用いることによる放出源情報の最適化が必要である。

区間 4 (3/20 3:00~3/24 3:00) については、コントロールケースが最適の結果となった。この区間は、アンサンブル計算により気象場が大きく変わることはなく、再現性に課題があった福島県中通地域のパルーム通過を再現する気象場ケースは得られなかった（図 III-3）。

区間 5 (3/24 3:00~3/28 3:00) については、-96 分ケース（コントロールケースの初期時刻より 96 分前の出力を初期値とした計算）でコスト関数  $J$  が最小となったが、2 番目に小さいコントロールケースと僅差であった。そこで、大気中 Cs-137 濃度分布を比較したところ、2011 年 3 月

25日14時前後のプルームが、コントロールケースでは茨城県北部にかかっていたが、-96分ケースでは福島県内にとどまっているという差異があった。この違いが見られた範囲にSPM測定地点が存在しないことから、コスト関数Jにはこの結果が反映されていなかった。そこで、この範囲に存在する空間線量率の測定地点（いわき<sup>24</sup>、北茨城、高萩、大子<sup>25</sup>）における空間線量率時間変化から、どちらのケースが実際の状況を再現しているかを調べた（図III-4）。その結果、2011年3月25日14時前後において、北茨城及び高萩のデータにプルーム通過と考えられる空間線量率の上昇が見られることから、コントロールケースの方が実際の状況を再現していると判断し、この区間の最適ケースに選定した。

区間6（3/28 3:00～4/1 0:00）については、-48分ケース（コントロールケースの初期時刻より48分前の出力を初期値とした計算）が最適の結果となった。この区間は、アンサンブル計算により気象場が大きく変わることはなく、拡散計算結果に大きな差は見られなかった。

以上の結果から、最適気象場の連続データを作成し、それを基に全解析期間の拡散データベースを再構築した。

表 III-1 分割区間ごとに選定された最適気象場ケース

区間	解析期間 (JST)	最適ケース
1	3/11 21:00～3/14 3:00 (2日+6h)	+72分ケース
2	3/14 3:00～3/17 3:00 (3日)	コントロールケース
3	3/17 3:00～3/20 3:00 (3日)	+72分ケース
4	3/20 3:00～3/24 3:00 (4日)	コントロールケース
5	3/24 3:00～3/28 3:00 (4日)	コントロールケース
6	3/28 3:00～4/1 0:00 (3日+21h)	-48分ケース

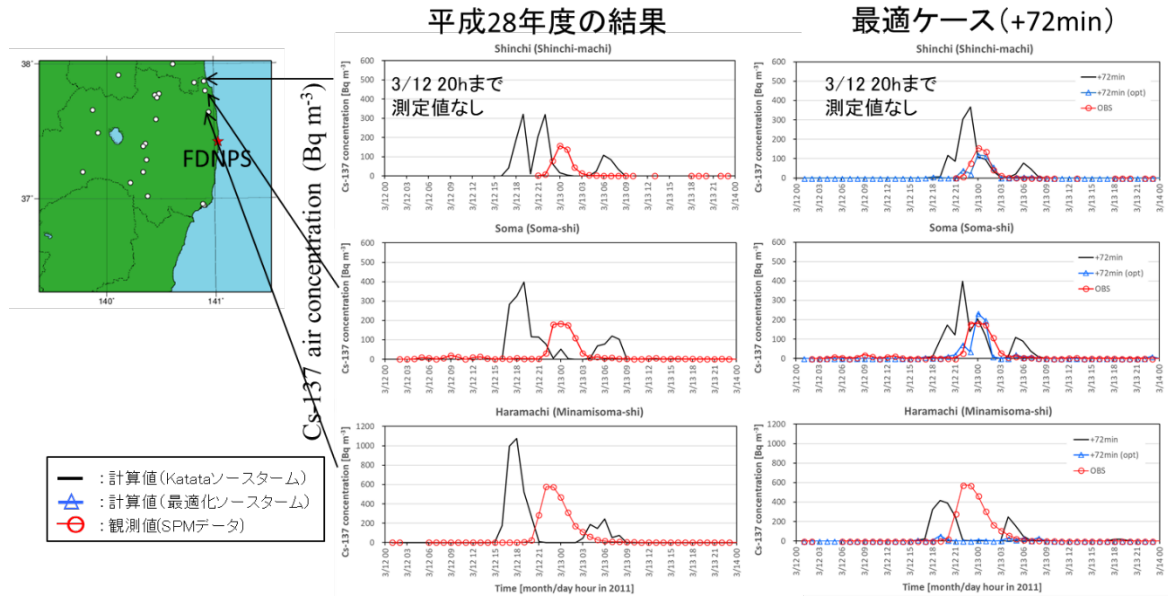


図 III-1 SPM 大気中 Cs-137 濃度の時間変化と計算値の比較：福島県浜通り北部 3 地点（原町、相馬、新地）、3/11 21:00～3/14 3:00

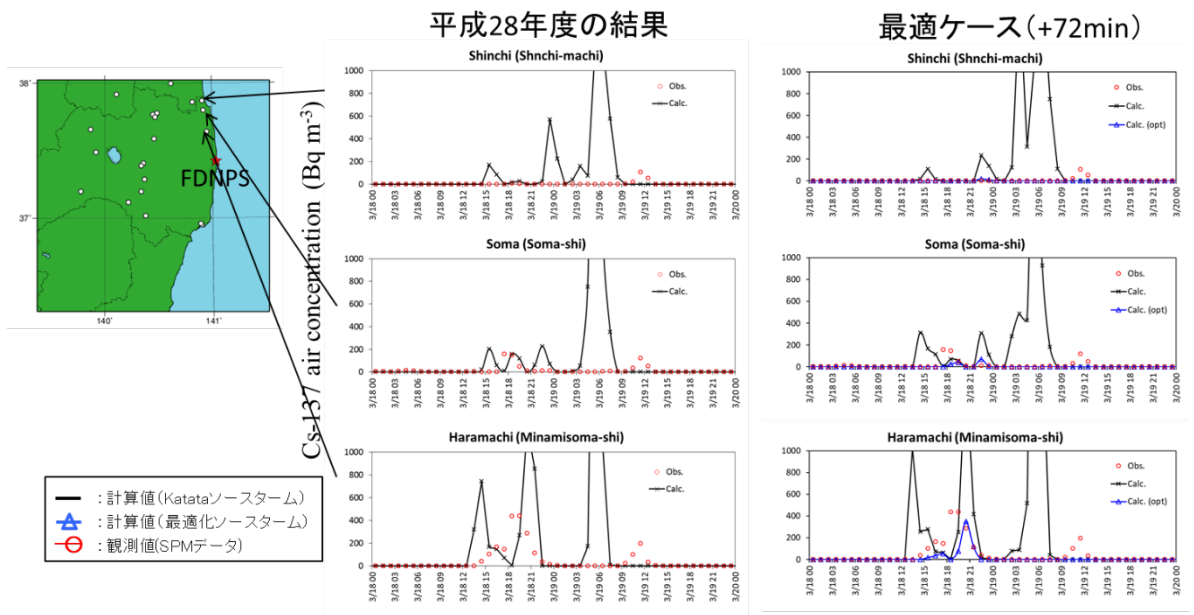


図 III-2 SPM 大気中 Cs-137 濃度の時間変化と計算値の比較：福島県浜通り北部 3 地点（原町、相馬、新地）、3/17 3:00～3/20 3:00

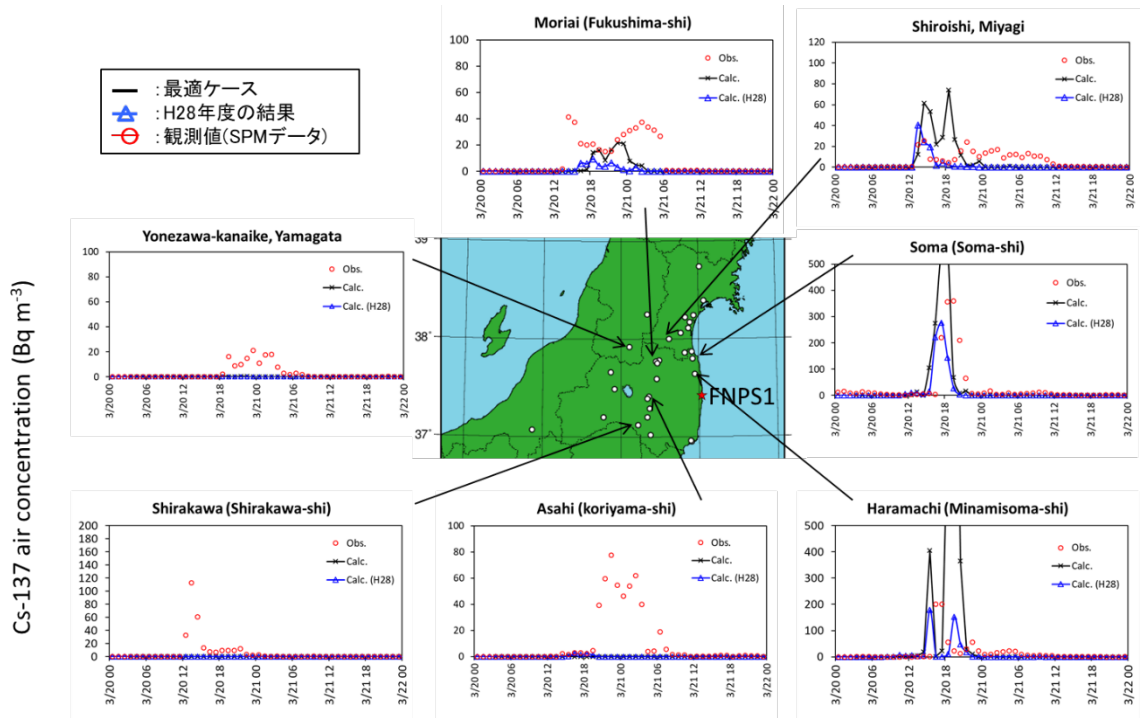


図 III-3 SPM 大気中 Cs-137 濃度の時間変化と計算値の比較：南東北、3/20 3:00~3/24 3:00

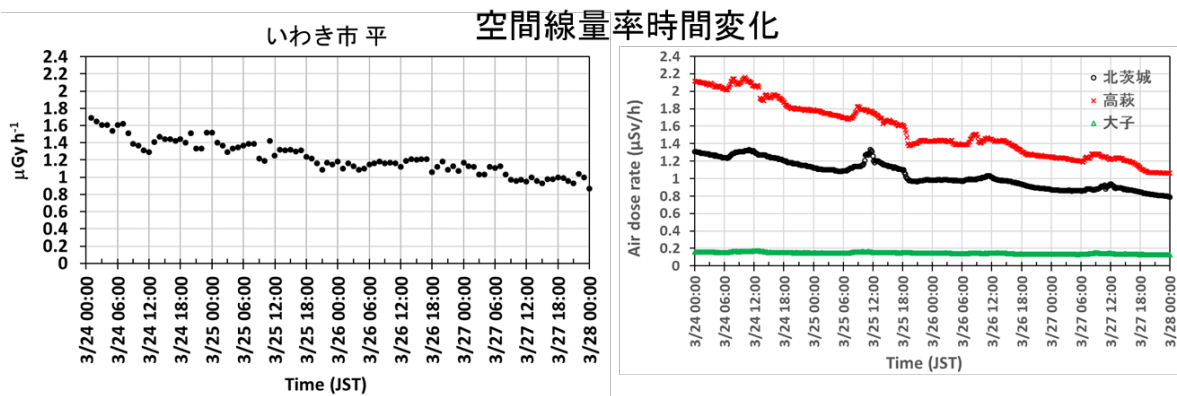
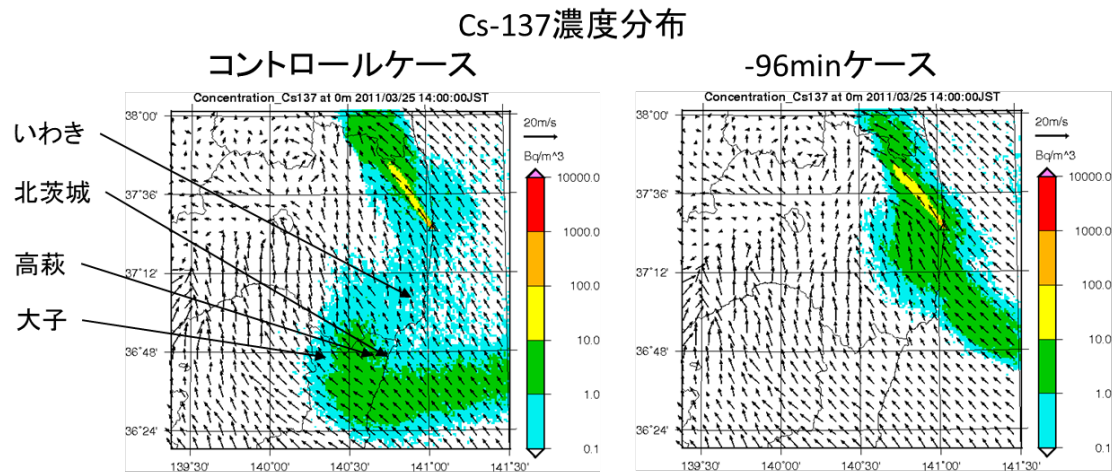


図 III-4 2011年3月25日14時における Cs-137 濃度分布の計算値 (コントロールケース、-96分ケース) といわき、北茨城、高萩、大子における空間線量率時間変化 (3/24 0:00~3/28 0:00)

## 2. 放出源情報と拡散計算の最適化

最適気象場の連続データにより再構築した拡散データベースに対して、利用可能な測定データ（濃度データ、降水量データ、沈着量データ）を全て用いた最適化手法を適用し、放出源情報と拡散計算の最適化を行った。その結果得られた Cs-137 及び I-131 の放出率時間変化を図 III-5 及び図 III-6 に示す。本最適化手法では、1 時間ごとに放出率の推計値が得られるが、変動が大きいことから先験情報の分割区間ごとに平均化したものを最適化放出率とした。これまでの放出量推定結果（Katata et al., 2015<sup>6)</sup>を Chino et al., 2016<sup>7)</sup>の結果に基づき改訂）からの変化は、以下のとおりであった。Cs-137 については、3 月 12 日の 1 号機ベントに対応する放出率が 0.25 倍程度、1 号機水素爆発に対応する放出率が 0.39 倍程度に減少した。また、3 月 14 日夜から 15 日未明にかけての放出率が低下しピーク時刻が遅くなった。その他、3 月 15 日午前中、3 月 18 日から 19 日、3 月 20 日、3 月 21 日夜から 23 日にかけての放出率が低下した。一方、I-131 については、3 月 12 日の 1 号機ベントに対応する放出率が 1.8 倍程度に増加し、1 号機水素爆発に対応する放出率が 0.55 倍程度に減少した。3 月 14 日夜から 15 日未明にかけての放出率は、14 日 23 時のピークの放出率が増え、15 日 1 時のピークの放出率が低下し、Cs-137 の放出率と連動しない変動になった。また、3 月 16 日朝に関東東部を通過した I-131/Cs-137 比率が高いプルームを再現するために、3 月 15 日 22 時の放出率が増加した。その他、3 月 16 日 9 時から 10 時のピーク、3 月 18 日から 19 日、3 月 20 日から 23 日、3 月 28 日から 29 日にかけての放出率が低下した。

この改訂放出率を用いた拡散計算結果と SPM 濃度測定値との時間変化及び航空機モニタリングによる沈着量分布との比較を行い、拡散計算の再現性を確認した。拡散計算結果と SPM 測定による Cs-137 大気中濃度時間変化について、福島県及び東北南部の期間ごとの比較を、図 III-7 から図 III-10 に、その他の地域、期間も含めた 6 時間平均値の比較による統計値を表 III-2 に示す。ここでは、平成 28 年度の結果も表示し、拡散計算の再現性の変化を示している。2011 年 3 月 12 日～14 日福島県浜通り（図 III-7）については、原町地点を除いてほぼ測定値を再現するようになり、原町地点についても時間のずれはあるものの被ばく線量評価に用いる 6 時間濃度積算値としては測定値と同等な値を与えることができる。それ以外の期間（図 III-8～図 III-10）については、時系列変化では明らかな再現性向上はみとめられないが、統計値（表 III-2）では地域、期間ごと及び全体的に再現性が向上していることが分かる。

拡散計算結果と SPM 測定による I-129 大気中濃度時間変化について、福島県における期間ごとの比較を、図 III-11 から図 III-14 に示す。SPM 測定における I-129 の濃度は、SPM 計のろ紙に付着した粒子状のものだけが測定されている。また、環境研究総合推進費課題「原発事故により放出された大気中微粒子等のばく露評価とリスク評価のための学際研究（5-1501）」によると、SPM 計のろ紙に付着した I-129 は、計測までに 20～30%揮散していると評価されているが、この減少に対する補正は行っていない。一方、I-129 の拡散計算においては、全 I-131 の放出率に対して粒子状の割合 0.5 及び 1 から 3 号機の総インベントリの I-129/I-131 比を適用して粒子状 I-129 の放出率を設定した。従って、I-129 の計算値及び測定値には未検証の仮定や不確実性が含まれていることに留意が必要である。結果としては、Cs-137 の比較と同様な傾向となっているが、3 月 12 日から 13 日のプルーム通過については、福島第一原子力発電所近傍の双葉地点において

不確実性を考慮しても過大評価傾向となっているため、被ばく線量評価において注意が必要である。

航空機モニタリングによる Cs-137 及び I-131 の沈着量分布と平成 28 年度及び本年度の解析結果の比較を図 III-15 から図 III-18 に、比較による統計値を表 III-3 及び表 III-4 に示す。Cs-137 の比較においては、分布図（図 III-15）では平成 28 年度との違いが明確ではないが、原発北西方向の高沈着エリアの方向と原発南側の過大評価が改善されている。一方、散布図（図 III-17）において、低い沈着量の範囲での過小評価が増えているが、高い沈着量の範囲の一致度が増しており、統計値（表 III-3）とも合わせて、全体的に再現性が向上していると考えられる。I-131 の比較においては、Cs-137 と同様に分布図（図 III-16）では明確ではないが、散布図（図 III-18）及び統計値（表 III-4）から再現性が向上していることが分かる。

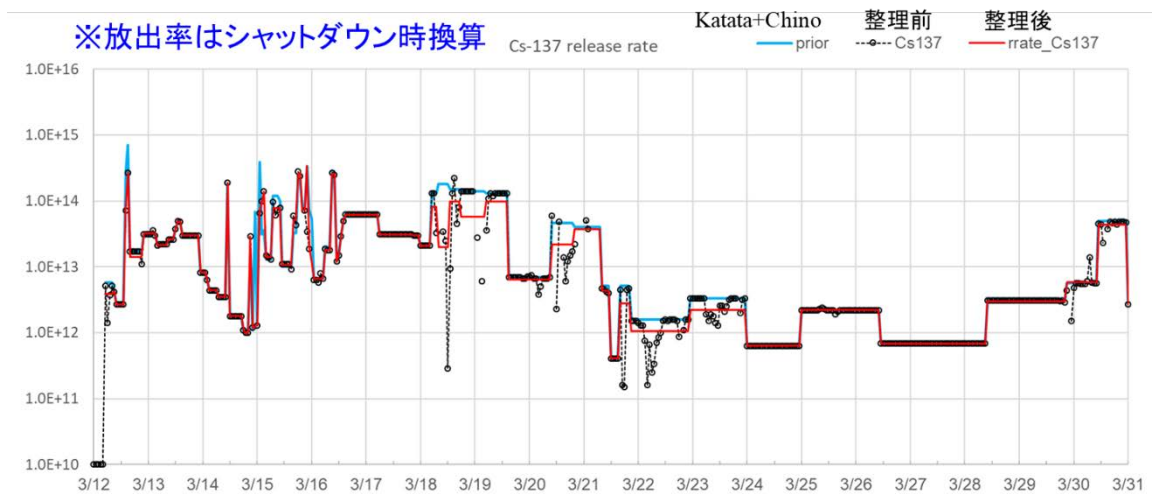


図 III-5 Cs-137 放出率時間変化：青線は放出率の先験情報（Katata et al., 2015<sup>6)</sup>を Chino et al., 2016<sup>7)</sup>の結果に基づき改訂）、○は 1 時間ごとの推計値、赤線は最適化放出率（1 時間ごとの推計値を先験情報の分割区間ごとに平均化）

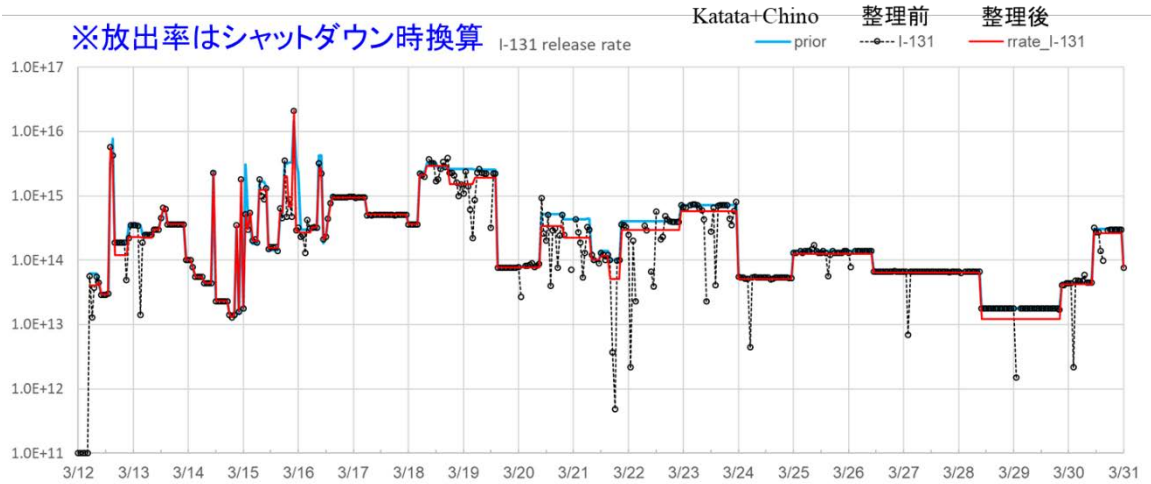


図 III-6 I-131 放出率時間変化：青線は放出率の先験情報（Katata et al., 2015<sup>6</sup>）を Chino et al., 2016<sup>7</sup>の結果に基づき改訂）、○は1時間ごとの推計値、赤線は最適化放出率（1時間ごとの推計値を先験情報の分割区間ごとに平均化）

3/12～3/14(福島県:浜通り)

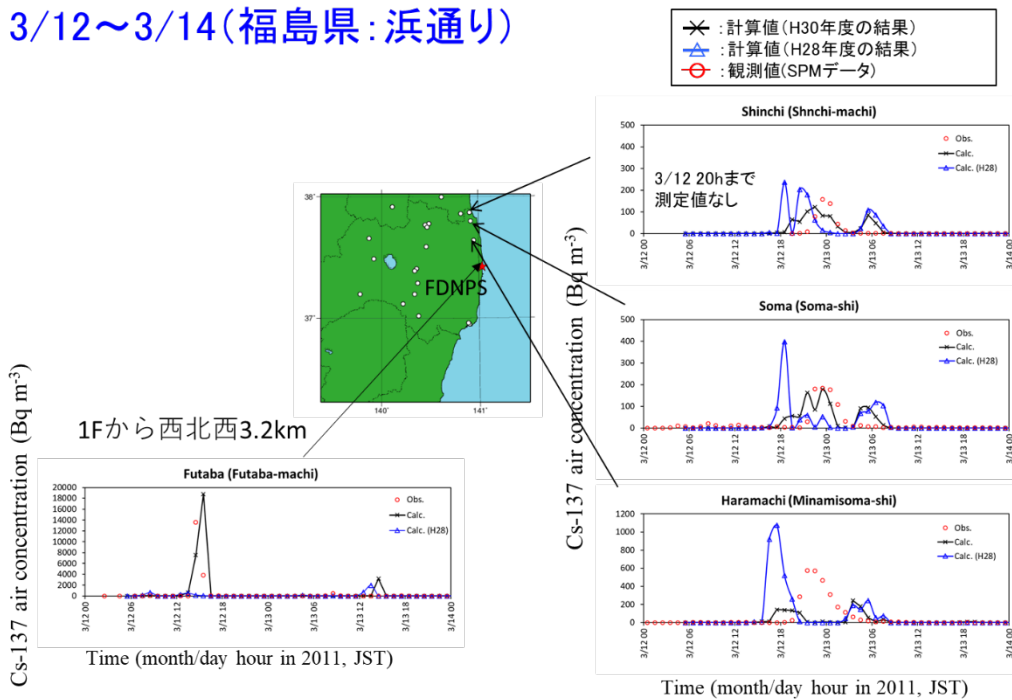


図 III-7 計算結果と SPM 測定 of Cs-137 大気中濃度時間変化の比較（2011年3月12日～14日 福島県浜通り）

### 3/15~3/17(福島県)

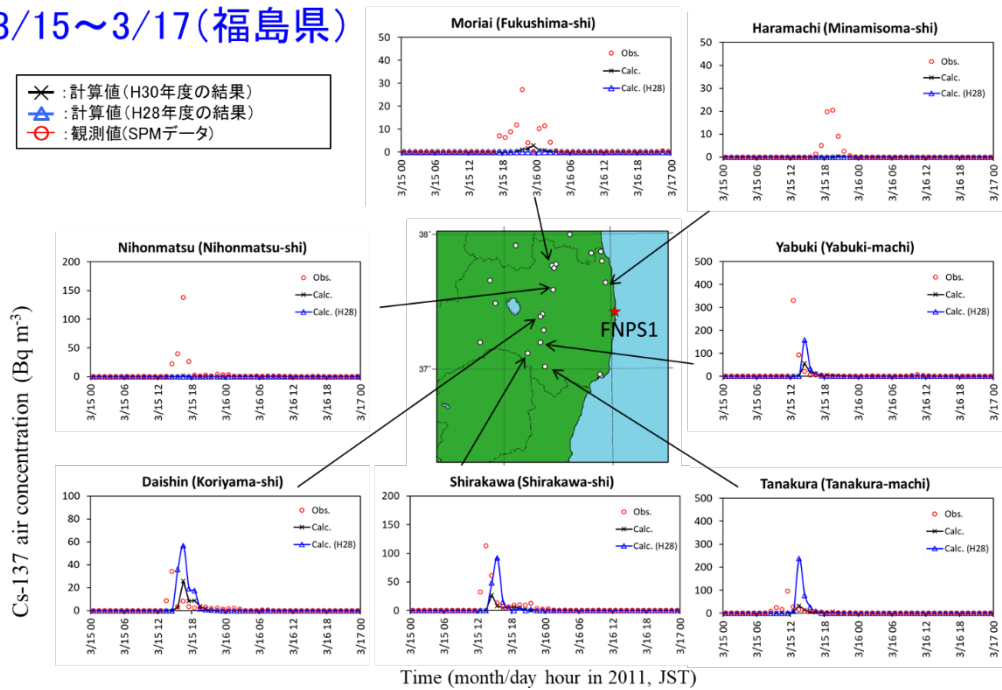


図 III-8 計算結果と SPM 測定の Cs-137 大気中濃度時間変化の比較 (2011年3月15日~17日 福島県)

### 3/18~3/20(福島県:浜通り)

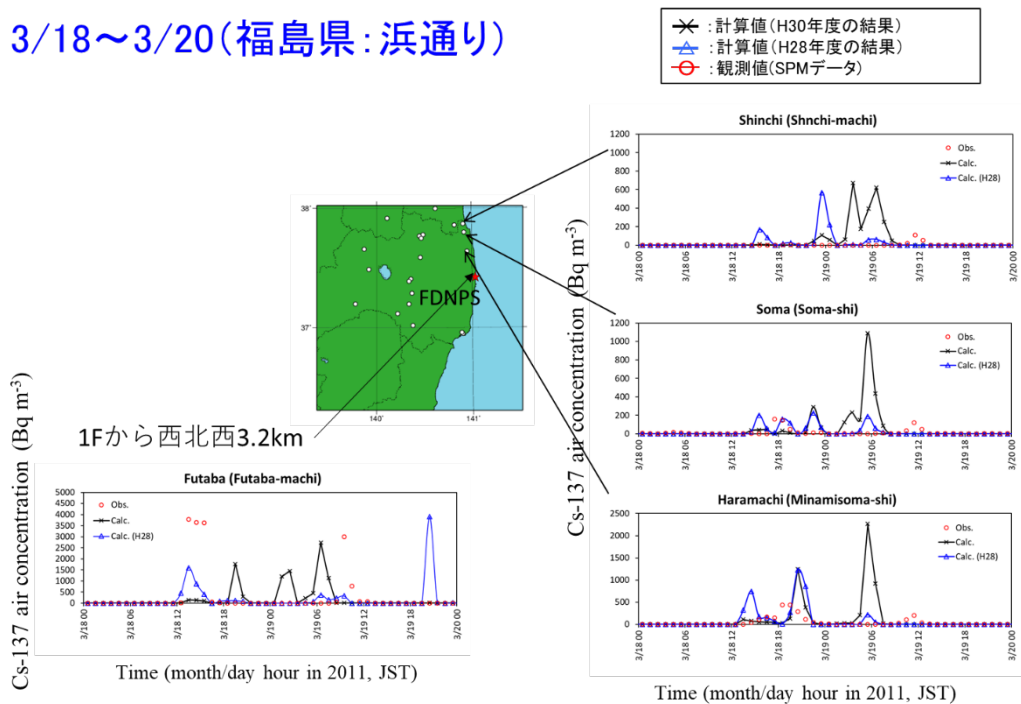


図 III-9 計算結果と SPM 測定の Cs-137 大気中濃度時間変化の比較 (2011年3月18日~20日 福島県浜通り)



### 3/20~3/22(南東北)

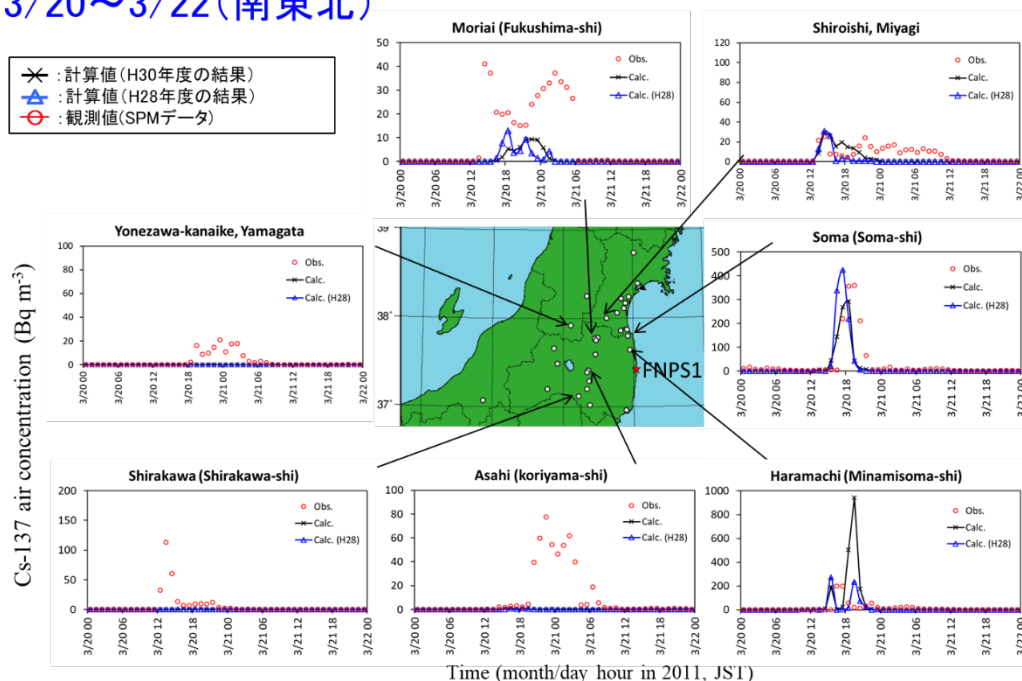


図 III-10 計算結果と SPM 測定の Cs-137 大気中濃度時間変化の比較 (2011 年 3 月 20 日~22 日 南東北)

表 III-2 計算結果と SPM 測定の Cs-137 大気中濃度 6 時間平均値 (被ばく線量評価に用いる 0-6 時、6-12 時、12-18 時、18-24 時) の比較による統計値 (平成 28 年度の結果→本年度の結果、赤字は向上、青字は低下)

地域・期間	FA2(%)	FA5(%)	FA10(%)	CC
(1)浜通り北部 3月12~14日	10.8→24.3	27.0→32.4	32.4→35.1	0.40→0.67
(2)関東 3月15~16日	13.6→19.6	26.8→40.7	32.1→48.6	0.69→0.76
(3)福島県 3月15~16日	6.9→8.0	17.2→16.1	19.5→25.3	0.07→0.57
(4)浜通り北部 3月18~19日	10.7→17.9	21.4→25.0	25.0→28.6	0.87→0.47
(5)東北南部 3月20~21日	4.8→4.8	8.9→13.7	13.1→19.0	0.12→0.16
(6)関東 3月20~21日	12.8→15.6	28.8→30.0	35.2→36.4	0.81→0.86
全体	10.8→13.3	22.7→25.8	28.5→33.3	0.07→0.25

FA2, FA5, FA10: the percent within a factor of two, five, and ten

CC: correlation coefficient

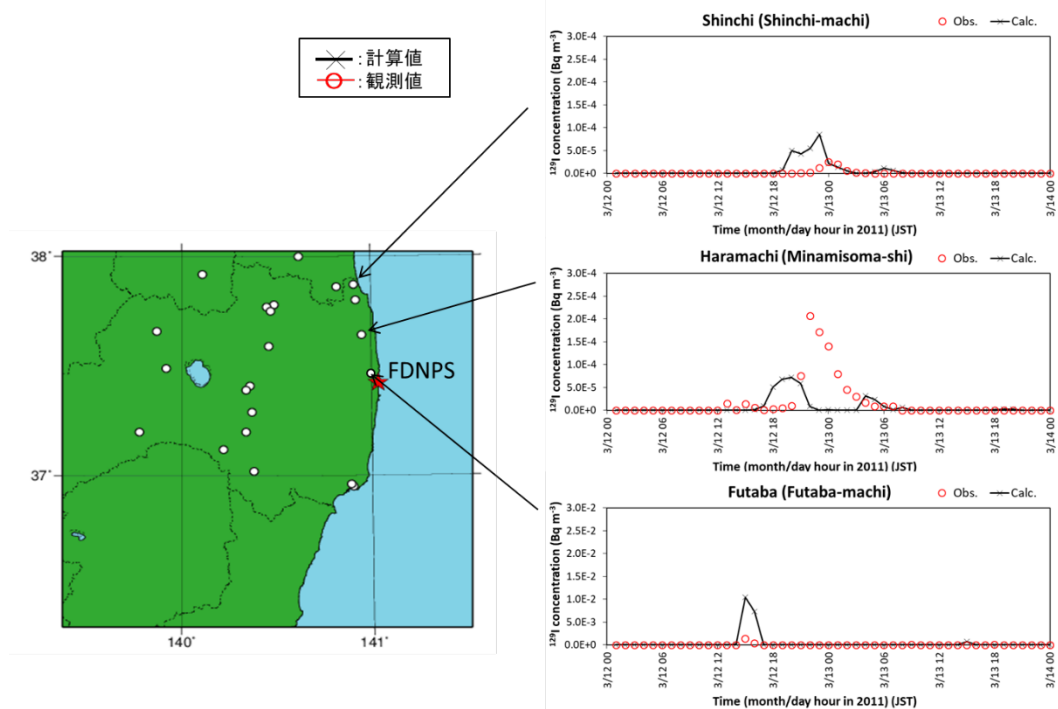


図 III-11 計算結果と SPM 測定の I-129 大気中濃度時間変化の比較 (2011 年 3 月 12 日～14 日 福島県浜通り)

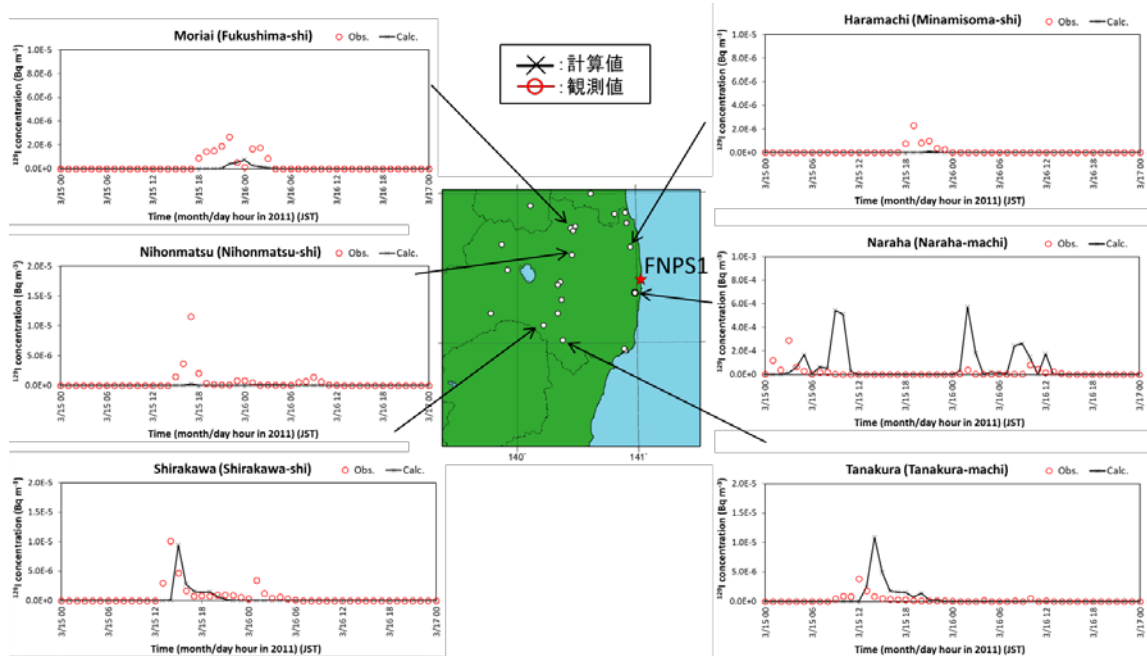


図 III-12 計算結果と SPM 測定の I-129 大気中濃度時間変化の比較 (2011 年 3 月 15 日～17 日 福島県)

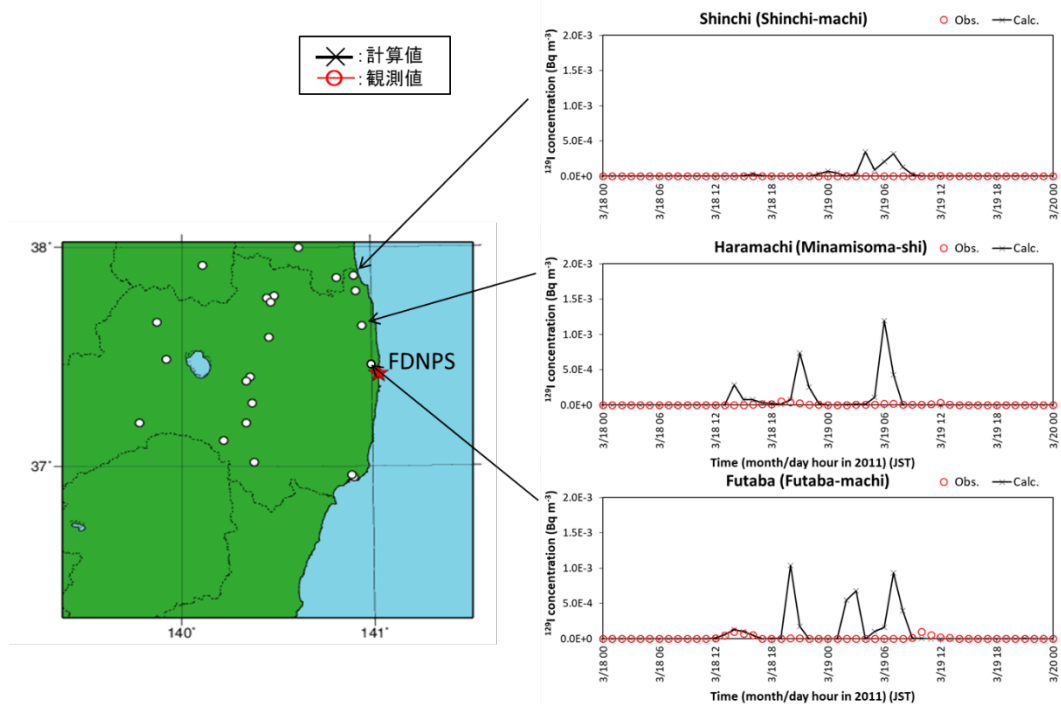


図 III-13 計算結果と SPM 測定 of  $^{129}\text{I}$  大気中濃度時間変化の比較 (2011 年 3 月 18 日～20 日 福島県浜通り)

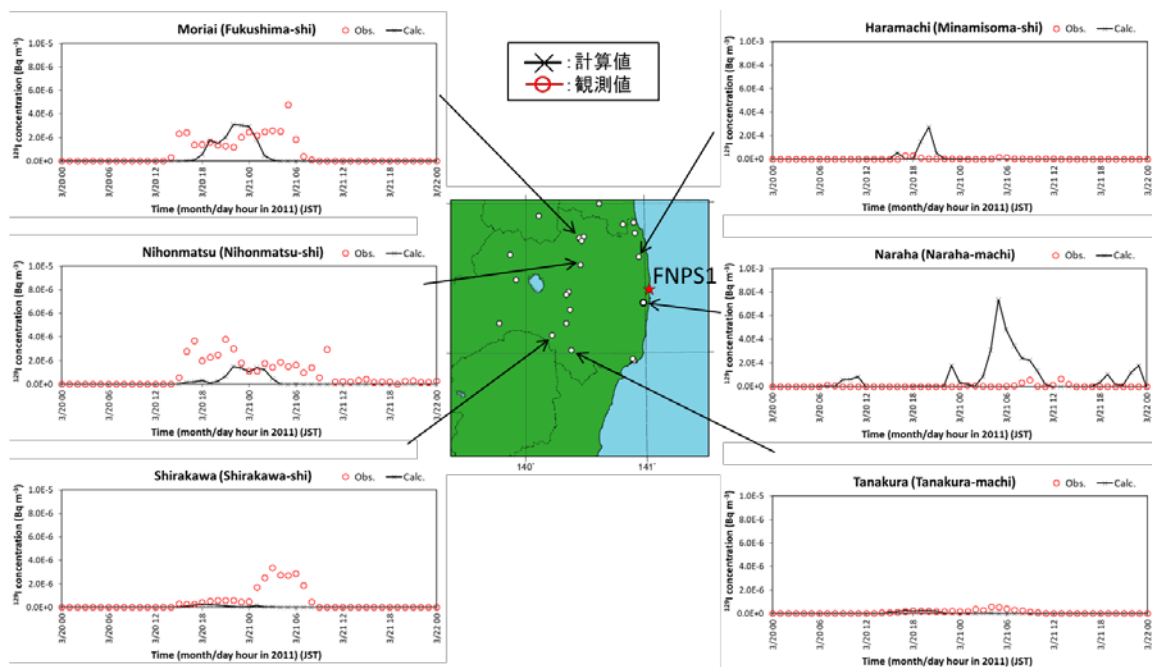
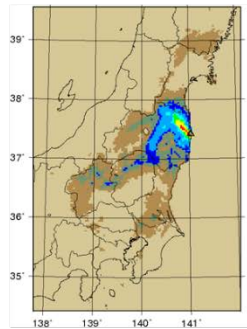


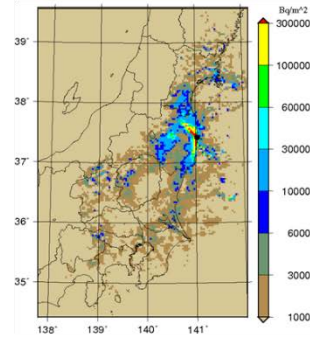
図 III-14 計算結果と SPM 測定 of  $^{129}\text{I}$  大気中濃度時間変化の比較 (2011 年 3 月 20 日～22 日 福島県)

Cs-137沈着量分布(広域)

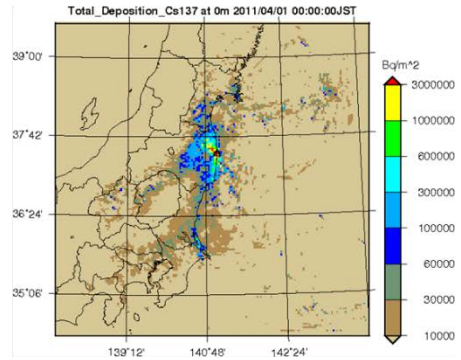
航空機モニタリング



H28年度の結果

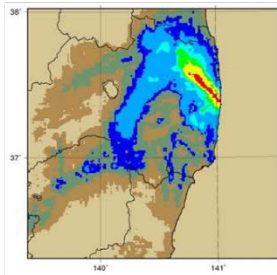


H30年度の結果

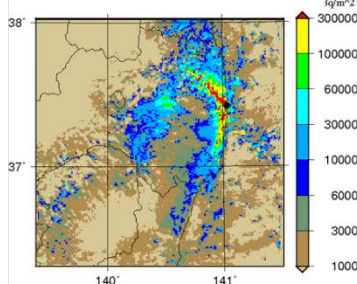


Cs-137沈着量分布(局所域)

航空機モニタリング



H28年度の結果



H30年度の結果

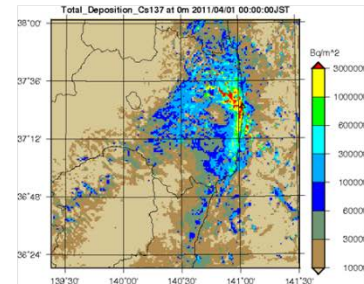
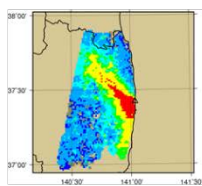


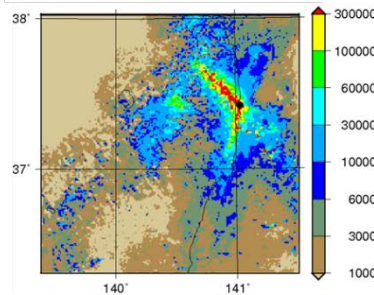
図 III-15 航空機モニタリングによる Cs-137 沈着量分布と平成 28 年度及び本年度の解析結果の比較

I-131沈着量分布(局所域)

航空機モニタリング



H28年度の結果



H30年度の結果

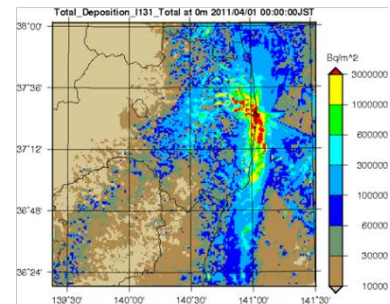


図 III-16 航空機モニタリングによる I-131 沈着量分布と平成 28 年度及び本年度の解析結果の比較

## Cs-137(広域)

H28年度の結果

H30年度の結果

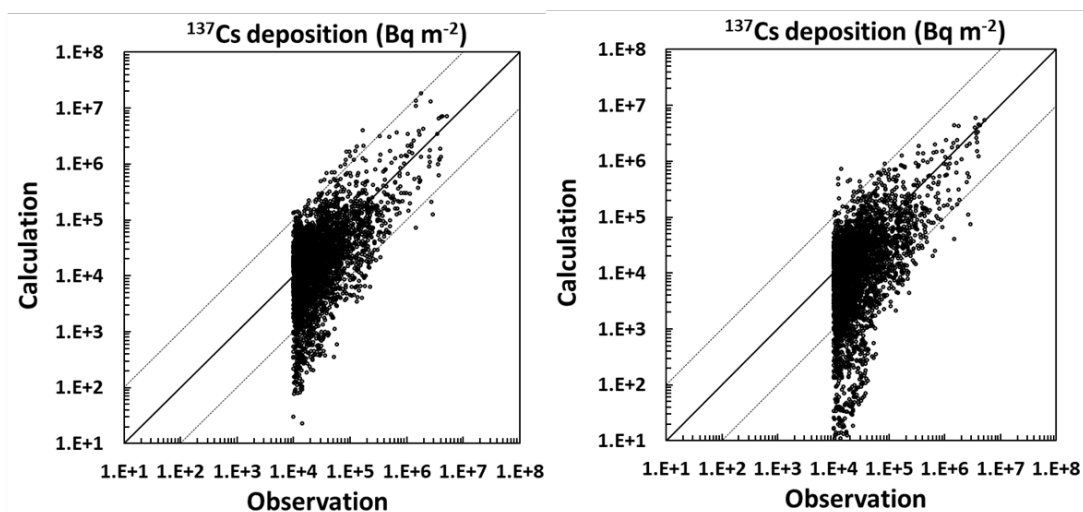


図 III-17 航空機モニタリングによる Cs-137 沈着量分布 (広域) と平成 28 年度及び本年度の解析結果の比較の散布図

表 III-3 航空機モニタリングによる Cs-137 沈着量分布 (広域) と平成 28 年度及び本年度の解析結果の比較による統計値

	FA2	FA5	FA10	CC	FB	NMSE
H28	44.8	76.7	88.6	0.57	0.19	35.3
H30	35.0	66.5	80.4	0.78	-0.22	7.8

FA2, FA5, FA10: the percent within a factor of two, five, and ten

CC: correlation coefficient, FB: fractional bias, NMSE: normalized mean square error

## I-131(局所域)

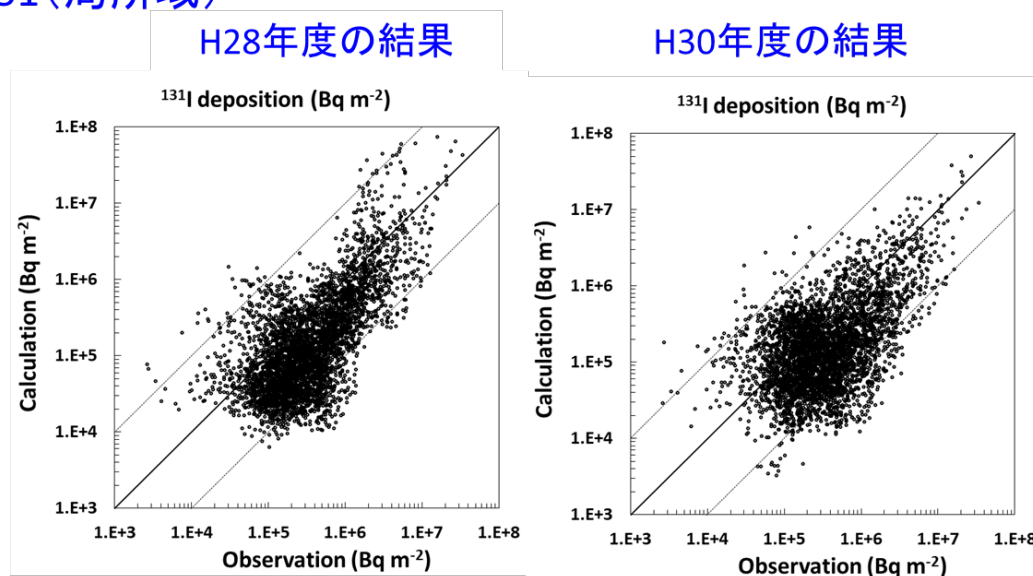


図 III-18 航空機モニタリングによる I-131 沈着量分布（局所域）と平成 28 年度及び本年度の解析結果の比較の散布図

表 III-4 航空機モニタリングによる I-131 沈着量分布（局所域）と平成 28 年度及び本年度の解析結果の比較による統計値

	FA2	FA5	FA10	CC	FB	NMSE
H28	30.9	71.0	89.8	0.57	-0.10	14.6
H30	32.6	71.1	88.7	0.68	-0.55	5.2

FA2, FA5, FA10: the percent within a factor of two, five, and ten

CC: correlation coefficient, FB: fractional bias, NMSE: normalized mean square error

### 3. 公開用の簡易版データベース構築

放出源情報と拡散計算の最適化により精緻化したデータベースについて、迅速かつ簡便に結果を表示できるように、必要な部分だけを切り出すことでデータ容量を縮小し、機能を再構成した簡易版データベースを構築した。元のデータベースでは、放出率時系列を任意に変更した拡散計算結果を作成可能であるが、簡易版においては最適化した拡散計算結果のみを表示することとした。選定した格納データ及び機能の構成を以下に記載する。

格納データ：

- ・核種分布データベース（netCDF）：大気中濃度（地上第1層のみ）、沈着量データ

+物理量：大気中濃度 CONC、総沈着量 DEPO、湿性沈着量 WETD、乾性沈着量 DRYD、霧水沈着量 FOGD、降水強度 RAINI

+核種：I131-total, I131-p, I131-I2g, I131-CH3Ig, Cs137, Cs134, Te132

・放出源情報の数値データ (csv)

+最適化された放出源情報

+核種：I131-total, I131-p, I131-I2g, I131-CH3Ig, Cs137, Cs134, Te132

・画像ファイル (png/jpg)

+放出率時系列、核種 I131-total, I131-p, I131-I2g, I131-CH3Ig, Cs137, Cs134, Te132

+分布図：地上大気中濃度（計算値+風速ベクトル）、積算沈着量（DEPO、WETD、DRYD、FOGD の計算値、航空機モニタリング、核種 Cs137, Cs134, I131-total、降水強度（計算値）

+濃度時系列：SPM 測定地点の地上大気中濃度（計算値+SPM 測定値（Cs-134、Cs-137 のみ）、核種 I131-total, I131-p, I131-I2g, I131-CH3Ig, Cs137, Cs134, Te132

機能：

・ Web ベース GUI

・ 格納ファイルの検索及び表示機能

・ 分布図の簡易動画表示機能（時間送り/戻し、コマ送り）

本簡易版データベースのデータ表示例を図 III-19 から図 III-24 に示す。

放出率時系列表示では、放出時刻での放出率とシャットダウン時刻での値に換算した放出率の 2 種類の放出率の定義での表示を選択できる。また、横軸を時刻、縦軸を放出率としたグラフ（図 III-19）と数値データのテーブル（図 III-20）が表示される。

分布図表示においては、物理量（大気流濃度 CONC、沈着量（総沈着量 DEPO（計算値及び航空機モニタリングの Cs134、Cs137、I131-total）、湿性沈着量 WETD、乾性沈着量 DRYD、霧水沈着量 FOGD）、降水強度 RAINI）、核種（I131-total, I131-p, I131-I2g, I131-CH3Ig, Cs137, Cs134, Te132）、領域（広域 Regional、局所域 Local）の組合せを選択し、時刻（2011 年 3 月 12 日 0 時～4 月 1 日 0 時）ごとの値を地図上に表示する（航空機モニタリングは測定された時刻のみ）。時刻ごとの表示は、アニメーション表示及びコマ送り表示可能となっている。3 つの表示ウィンドウがあり、それぞれに対して独立したデータの組合せを選択可能で、同時に時刻を変化させながら比較を行うことができる。表示例として、広域計算の Cs-137 大気中濃度分布、Cs-137 沈着量分布、降水強度分布を比較したケース（図 III-21）、及び航空機モニタリングによる広域 Cs-137 沈着量分布、計算による広域 Cs-137 沈着量分布、計算による局所域 Cs-137 沈着量分布を比較したケース（図 III-22）を示す。

濃度時系列表示では、SPM 測定地点における大気中濃度の計算値（I131-total, I131-p, I131-I2g, I131-CH3Ig, Cs137, Cs134, Te132）と SPM 濃度測定値（Cs-134 と Cs-137 のみ）を、表示する測定地点を選択して、横軸を時刻、縦軸を濃度としたグラフで表示する。SPM 測定地点は、画面左側にリスト表示されていて、県ごとに測定地点を地図上で確認することもできる（図 III-23）。そして、測定地点リストから選択した地点のグラフが画面右側に表示される（図 III-24）。

この例では、核種として Cs-137 を選んだケースを表示しており、SPM データが存在する核種 (Cs-134 と Cs-137) の場合は計算値と測定値が一緒に表示されるが、その他の核種では計算値のみが表示される。

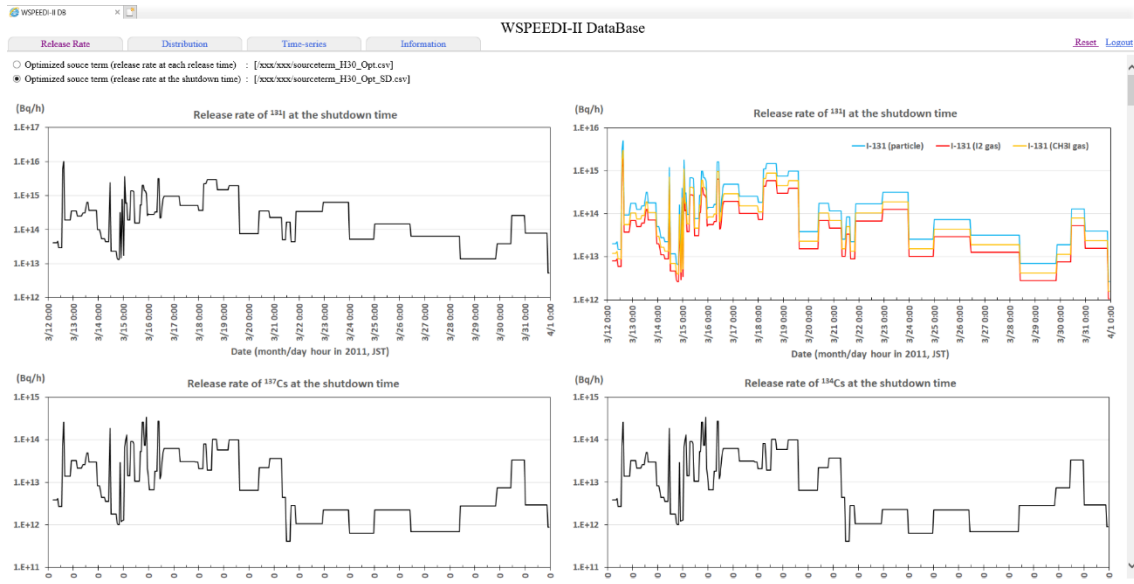


図 III-19 簡易版データベースのデータ表示例：放出率時系列グラフ表示

The table provides a detailed view of the release rate data. It includes columns for release start/end times in both Japanese Standard Time (JST) and Coordinated Universal Time (UTC), release rates for I-131 (particle, I2 gas, CH3I gas), Cs-137, Cs-134, I-132, and I-131 (total), release height, and a note. The data spans from 2011/9/11 21:00 to 2011/9/13 13:00.

Release start (JST-UTC+9)	Release end (JST-UTC+9)	Release start (UTC)	Release end (UTC)	I 131 particle (Bq/h)	I 131 I2 gas (Bq/h)	I 131 CH3I gas (Bq/h)	Cs 137 (Bq/h)	Cs 134 (Bq/h)	I 132 (Bq/h)	I 131 total (Bq/h)	Release height (m)	Note
2011/9/11 21:00	2011/9/12 00:00	2011/9/11 20:00	2011/9/11 21:00	2.01E+13	1.0E+12	1.22E+13	3.88E+12	3.88E+12	7.75E+13	4.05E+13	20	
2011/9/12 00:00	2011/9/12 7:00	2011/9/12 21:00	2011/9/12 22:00	5.03E+13	1.0E+12	1.22E+13	3.88E+12	3.88E+12	7.75E+13	4.05E+13	20	
2011/9/12 7:00	2011/9/12 13:00	2011/9/12 22:00	2011/9/12 23:00	2.01E+13	1.0E+12	1.22E+13	3.88E+12	3.88E+12	7.75E+13	4.05E+13	20	
2011/9/12 13:00	2011/9/12 19:00	2011/9/12 0:00	2011/9/12 1:00	2.73E+13	2.00E+12	1.35E+13	4.20E+12	4.20E+12	4.04E+13	4.50E+13	20	
2011/9/12 19:00	2011/9/12 11:00	2011/9/12 1:00	2011/9/12 2:00	1.48E+13	5.91E+11	8.87E+11	2.70E+12	2.70E+12	5.40E+13	2.56E+13	20	
2011/9/12 11:00	2011/9/12 11:00	2011/9/12 2:00	2011/9/12 3:00	1.48E+13	5.91E+11	8.87E+11	2.70E+12	2.70E+12	5.40E+13	2.56E+13	20	
2011/9/12 11:00	2011/9/12 13:00	2011/9/12 3:00	2011/9/12 4:00	1.48E+13	5.91E+11	8.87E+11	2.70E+12	2.70E+12	5.40E+13	2.56E+13	20	
2011/9/12 13:00	2011/9/12 14:00	2011/9/12 4:00	2011/9/12 5:00	1.48E+13	5.91E+11	8.87E+11	2.70E+12	2.70E+12	5.40E+13	2.56E+13	20	
2011/9/12 14:00	2011/9/12 15:00	2011/9/12 5:00	2011/9/12 6:00	3.10E+13	1.24E+13	1.86E+13	7.70E+13	7.70E+13	1.54E+13	6.20E+13	120	
2011/9/12 15:00	2011/9/12 15:00	2011/9/12 6:00	2011/9/12 7:00	4.95E+13	1.98E+13	2.97E+13	2.66E+14	2.66E+14	5.20E+13	9.90E+13	100x100x100	volcanic source with the center height of 50m a.g.l.
2011/9/12 15:00	2011/9/12 17:00	2011/9/12 7:00	2011/9/12 8:00	9.40E+13	3.76E+13	5.64E+13	1.40E+13	1.40E+13	2.80E+14	1.88E+14	20	
2011/9/12 17:00	2011/9/12 18:00	2011/9/12 8:00	2011/9/12 9:00	9.40E+13	3.76E+13	5.64E+13	1.40E+13	1.40E+13	2.80E+14	1.88E+14	20	
2011/9/12 18:00	2011/9/12 19:00	2011/9/12 9:00	2011/9/12 10:00	9.40E+13	3.76E+13	5.64E+13	1.40E+13	1.40E+13	2.80E+14	1.88E+14	20	
2011/9/12 19:00	2011/9/12 20:00	2011/9/12 10:00	2011/9/12 11:00	9.40E+13	3.76E+13	5.64E+13	1.40E+13	1.40E+13	2.80E+14	1.88E+14	20	
2011/9/12 20:00	2011/9/12 21:00	2011/9/12 11:00	2011/9/12 12:00	9.40E+13	3.76E+13	5.64E+13	1.40E+13	1.40E+13	2.80E+14	1.88E+14	20	
2011/9/12 21:00	2011/9/12 22:00	2011/9/12 12:00	2011/9/12 13:00	9.40E+13	3.76E+13	5.64E+13	1.40E+13	1.40E+13	2.80E+14	1.88E+14	20	
2011/9/12 22:00	2011/9/12 23:00	2011/9/12 13:00	2011/9/12 14:00	1.73E+14	7.00E+13	1.05E+14	3.23E+13	3.23E+13	6.47E+14	3.50E+14	20	
2011/9/12 23:00	2011/9/13 0:00	2011/9/12 14:00	2011/9/12 15:00	1.73E+14	7.00E+13	1.05E+14	3.23E+13	3.23E+13	6.47E+14	3.50E+14	20	
2011/9/13 0:00	2011/9/13 1:00	2011/9/12 15:00	2011/9/12 16:00	1.73E+14	7.00E+13	1.05E+14	3.23E+13	3.23E+13	6.47E+14	3.50E+14	20	
2011/9/13 1:00	2011/9/13 2:00	2011/9/12 16:00	2011/9/12 17:00	1.73E+14	7.00E+13	1.05E+14	3.23E+13	3.23E+13	6.47E+14	3.50E+14	20	
2011/9/13 2:00	2011/9/13 3:00	2011/9/12 17:00	2011/9/12 18:00	1.73E+14	7.00E+13	1.05E+14	3.23E+13	3.23E+13	6.47E+14	3.50E+14	20	
2011/9/13 3:00	2011/9/13 4:00	2011/9/12 18:00	2011/9/12 19:00	1.73E+14	7.00E+13	1.05E+14	3.23E+13	3.23E+13	6.47E+14	3.50E+14	20	
2011/9/13 4:00	2011/9/13 5:00	2011/9/12 19:00	2011/9/12 20:00	1.27E+14	5.08E+13	7.62E+13	2.15E+13	2.15E+13	4.30E+14	2.54E+14	20	
2011/9/13 5:00	2011/9/13 6:00	2011/9/12 20:00	2011/9/12 21:00	1.27E+14	5.08E+13	7.62E+13	2.15E+13	2.15E+13	4.30E+14	2.54E+14	20	
2011/9/13 6:00	2011/9/13 7:00	2011/9/12 21:00	2011/9/12 22:00	1.27E+14	5.08E+13	7.62E+13	2.15E+13	2.15E+13	4.30E+14	2.54E+14	20	
2011/9/13 7:00	2011/9/13 8:00	2011/9/12 22:00	2011/9/12 23:00	1.27E+14	5.08E+13	7.62E+13	2.15E+13	2.15E+13	4.30E+14	2.54E+14	20	
2011/9/13 8:00	2011/9/13 9:00	2011/9/12 23:00	2011/9/13 0:00	1.27E+14	5.08E+13	7.62E+13	2.15E+13	2.15E+13	4.30E+14	2.54E+14	20	
2011/9/13 9:00	2011/9/13 10:00	2011/9/13 0:00	2011/9/13 1:00	1.52E+14	6.08E+13	9.12E+13	2.60E+13	2.60E+13	5.20E+14	3.04E+14	20	
2011/9/13 10:00	2011/9/13 11:00	2011/9/13 1:00	2011/9/13 2:00	1.52E+14	6.08E+13	9.12E+13	2.60E+13	2.60E+13	5.20E+14	3.04E+14	20	
2011/9/13 11:00	2011/9/13 12:00	2011/9/13 2:00	2011/9/13 3:00	1.52E+14	6.08E+13	9.12E+13	2.60E+13	2.60E+13	5.20E+14	3.04E+14	20	
2011/9/13 12:00	2011/9/13 13:00	2011/9/13 3:00	2011/9/13 4:00	2.74E+14	8.96E+13	1.34E+14	3.80E+13	3.80E+13	7.60E+14	4.88E+14	20	
2011/9/13 13:00	2011/9/13 14:00	2011/9/13 4:00	2011/9/13 5:00	3.18E+14	1.27E+14	1.91E+14	4.93E+13	4.93E+13	9.90E+14	6.35E+14	20	

図 III-20 簡易版データベースのデータ表示例：放出率時系列テーブル表示



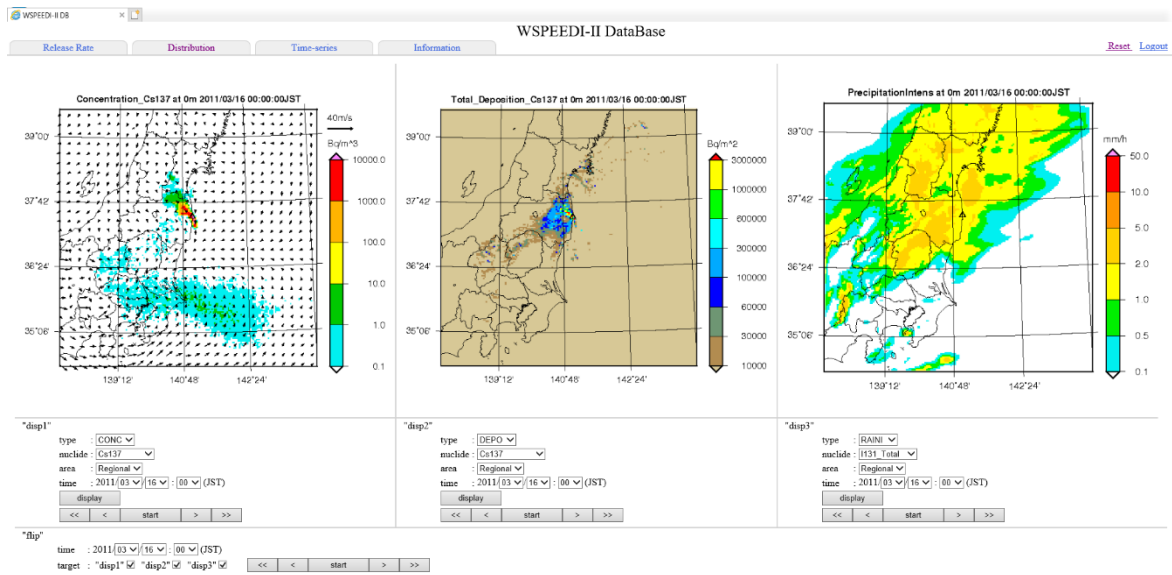


図 III-21 簡易版データベースのデータ表示例：分布図表示（広域計算の Cs-137 大気中濃度分布、Cs-137 沈着量分布、降水強度分布）

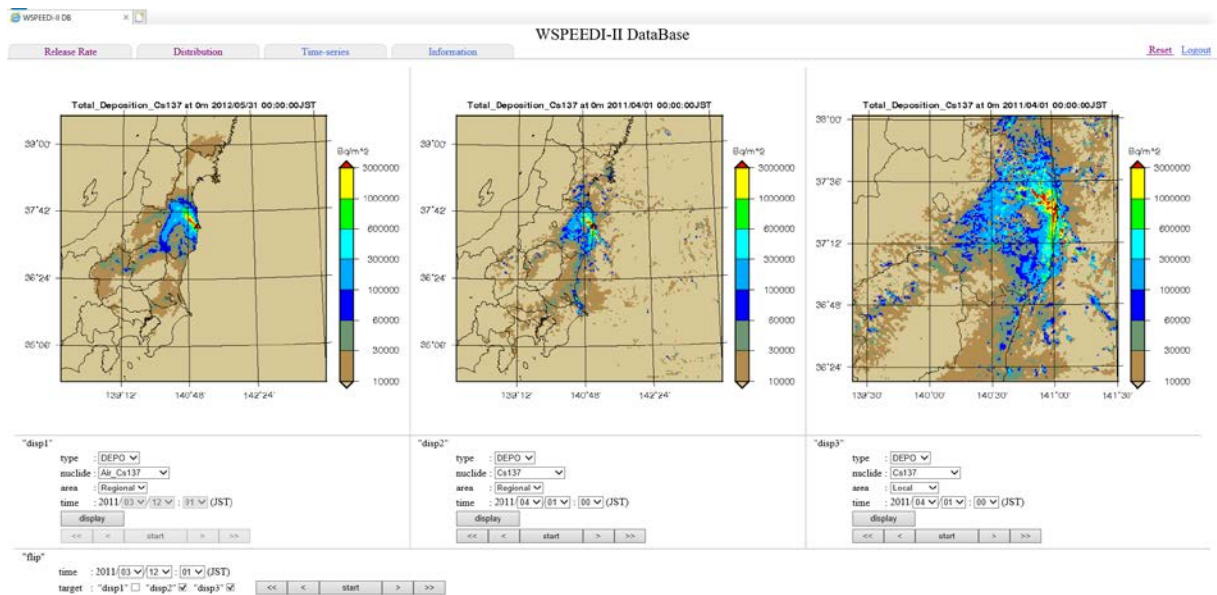


図 III-22 簡易版データベースのデータ表示例：分布図表示（航空機モニタリングによる広域 Cs-137 沈着量分布、計算による広域 Cs-137 沈着量分布、計算による局所域 Cs-137 沈着量分布）

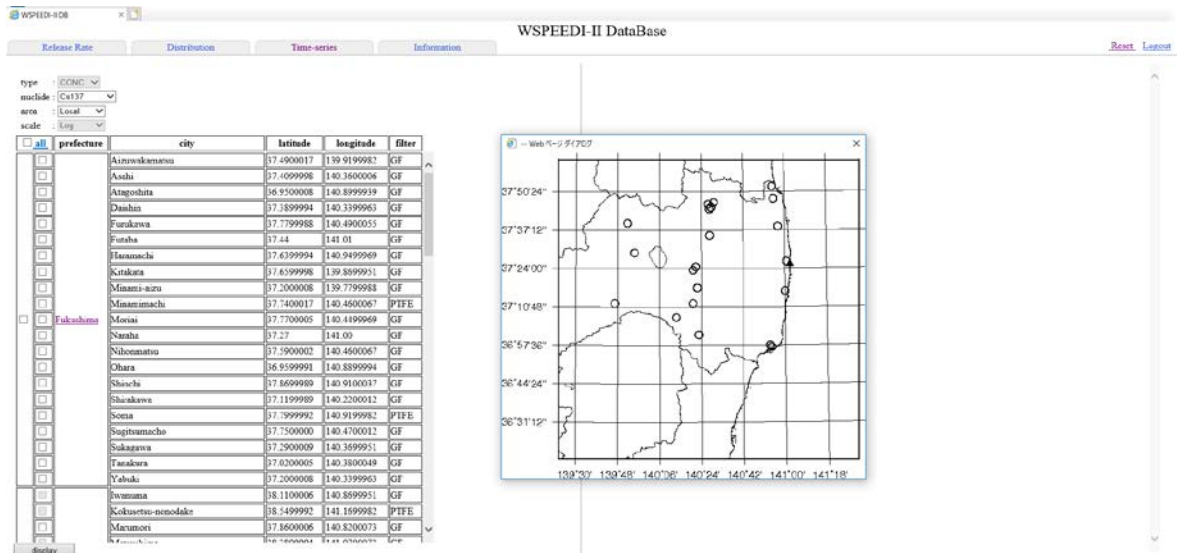


図 III-23 簡易版データベースのデータ表示例：濃度時系列表示における測定地点表示

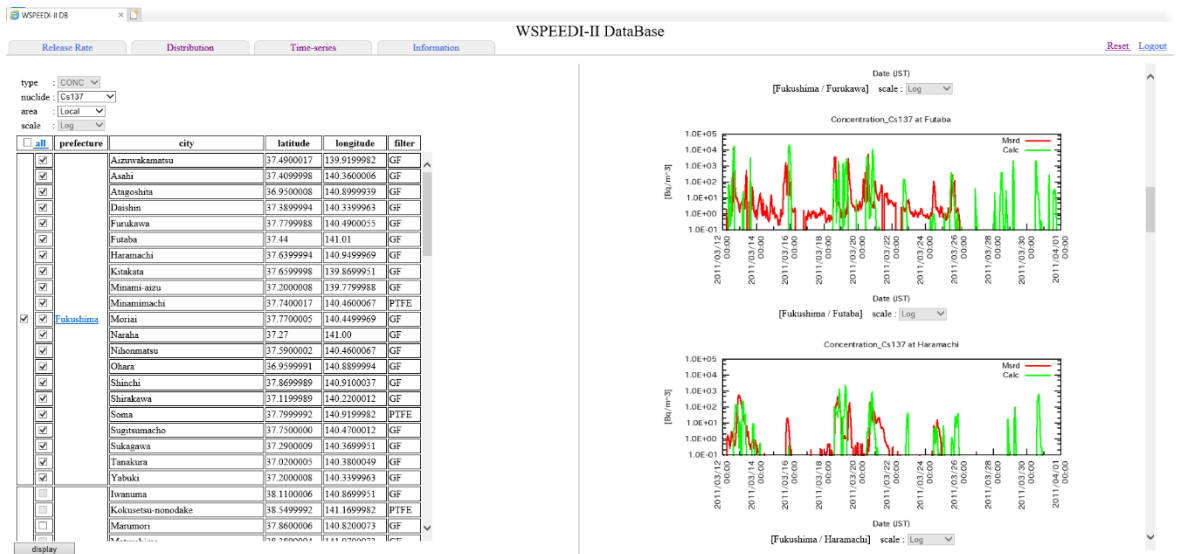


図 III-24 簡易版データベースのデータ表示例：濃度時系列表示（Cs-137 大気中濃度計算値と SPM 測定値の比較）

#### IV. 考察

本研究では、気象場の再現性向上のための新たな計算手法としてアンサンブル計算を導入した。気象場計算の再現性向上においては、これまでの気象観測データを気象計算に同化する手法では、震災の影響で気象観測データが得られないことから、改善に限界があった。そこで、様々な環境モニタリングデータから気象場の修正も含めた放出源情報と拡散計算の最適化を行う手法を適用した。この手法では、アンサンブル気象計算のそれぞれの気象場を用いて大気拡散計算を実施し、放射性物質や放射線の環境モニタリングデータを最も再現する気象場を特定することで、気象場と拡散計算を同時に最適化するものである。最適化された結果と測定値の地域、期間ごとの比較（表 III-2）から、全体的に拡散計算の精度が上がり、特に 2011 年 3 月 12 日から 14 日の福島県浜通り北部や 3 月 15 日から 16 日の関東は、気象場の再現性が大きく向上した。これにより、本気象場最適化手法は、大気拡散シミュレーションによる環境影響の把握を行う上で、計算精度に最も影響する気象場の再現性を向上する有効な基礎・基盤的な技術となりうることが示された。ただし、3 月 15 日から 16 日の福島県内については、関東ほどには再現性が向上していないこと、その他の期間の再現性向上も限定的であるなど、まだ気象場に改善の余地は残されている。この手法を適用して有効な結果を得るためには、アンサンブル気象計算で生成される多数の気象場の中に実際の気象場を再現するようなケースが含まれていることが必要となる。今回アンサンブルを生成するために用いた LAF 法（Hoffman and Kalnay, 1983<sup>5)</sup>）は、計算時刻をずらして初期値にすることで初期値に摂動を与える手法であるため、3 月 12 日から 14 日のように風速場の時間変動の時刻のずれに対しては時間をずらしたケースを生成し有効に機能したが、空間分布のずれには対応できなかつたと考えられる。今後、この最適化手法の有効性をさらに向上するためには、空間分布のずれに対して、アンサンブル計算で異なる空間分布を生成できるような方法を検討する必要がある。

放出源情報及び拡散計算の最適化においては、新たな測定データを取り込むとともに、ベイズ推計を応用した客観的な手法を用いた。これにより放出源情報の不確実性がどの程度低減されたか考察した。放出源情報の推定における不確実性の要因として、上記の気象場の再現性の他に、放出核種の組成と化学形、放出率の変動タイミング、拡散計算の各計算過程で用いるモデル（特に沈着過程）、測定データなどの情報不足や不完全さがある。これまでの放出量推定（Katata et al., 2015<sup>6)</sup>）では、事故の初期段階（2011 年 3 月 15 日以前）に濃度測定データが限られていたことから、沈着核種からの空間線量率を用いて、放出核種組成を仮定した拡散計算結果との比較から放出率を求めていた。そのため、核種組成の仮定と拡散計算における沈着過程の誤差により放出率の不確実性は大きかった。本最適化では、SPM 測定による Cs-137 の大気中濃度データを利用したことにより、核種組成の仮定と沈着計算の誤差を取り除くことができ、Cs-137 の放出率の不確実性は大幅に低減できたと考えられる。その他の期間についても、SPM データを追加することで大気中濃度データが大幅に増加するとともに、降水量データと沈着量分布データも複合的に利用して、ベイズ推計手法により様々な測定データを総合的に再現するように放出率を最適化することで、不確実性は低減されている。一方、I-131 については、SPM の Cs-137 濃度データに対して I-131/Cs-137 比を適用することで、事故初期段階の放出率の最適化を図った。用いた I-131/Cs-137 比に不確実性はあるものの、これまでの沈着核種からの空間線量率を用いた推定にお

ける沈着計算の要因は取りのぞかれ、不確実性は低減している。ただし、I-131の放出率最適化においては、ヨウ素の化学形に一定の組成比「無機ガス：有機ガス：粒子=2:3:5」を仮定している。また、ヨウ素はガス状の比率が多い状態で放出され、大気中を輸送される過程でガス状から粒子状に転換することが指摘されているが、今回の最適化ではこの過程を考慮していない。さらに、放出率変動タイミングについては、先験情報とした放出率（Katata et al., 2015<sup>6)</sup>を Chino et al., 2016<sup>7)</sup>の結果に基づき改訂）の放出率一定区間分割を踏襲しており、今回の最適化により変動タイミングを改訂することはできなかった。これらについては、炉内解析による新たな情報や実験や観測による基礎課程の解明が必要であり、今後これらの研究の進展による改善が期待される。

## V. 結論

東京電力福島第一原子力発電所の事故時に放出された放射性物質による住民の被ばく線量推計に必要となる、放射性物質大気濃度・沈着量の時間空間分布データベースの精緻化において、以下の成果を得た。

1) 気象場の再現性向上として、昨年度開発し妥当性を確認した気象モデル WRF のアンサンブル計算手法により作成した多数の気象場に基づく拡散計算結果から、ベイズ推計に基づく最適化手法を用いて最適な気象場を選定し、気象場の再現性を向上したデータベースを再構築した。

2) 気象場の再現性を向上したデータベースに対してベイズ推計に基づく最適化手法を適用し、放出源情報と拡散計算の最適化を行い、最適化した拡散計算結果を他の分担研究による線量推計の入力データとして提供した。

3) 気象場の再現性向上及び放出源情報と拡散計算の最適化により拡散データベースを再構築し、「放射性物質大気濃度・沈着量の時間空間分布データベース」を完成するとともに、公開用の簡易版データベースを構築した。

以上により、新規測定データ及び新たに開発した解析手法を適用し、放出源情報と拡散計算を最適化した拡散データベースを再構築したことで、本研究で目標とする「放射性物質大気濃度・沈着量の時間空間分布データベース」の精緻化を達成した。

## VI. 次年度以降の計画

本研究では、放出源情報と拡散計算の最適化に、環境省 SPM フィルターの I-129 濃度の時系列データを利用する計画であったが、I-129 濃度データの公開が限定的であったこと、そのデータを最適化に利用するための仮定が十分に検証できていなかったことなどから、十分に利用できなかった。また、放出源情報と拡散計算を最適化するための測定データとして、包括的核実験禁止条約機関 CTBTO の観測データが利用可能である。このデータを利用することで、日本国内のモニタリングでは測定できていない放射性プルームが海上に流れた期間も含めた最適化が可能となる。本研究は今年度で終了であるが、次年度以降は環境研究総合推進費「原子力事故データの総

合解析による事故時の有害物質大気中動態評価法の高度化 (1-1802)」において、これらのデータを用いるとともに、領域スケールから半球スケールまでのマルチスケール大気拡散計算により、放出源情報と拡散計算の最適化を進める計画である。この解析結果について、次年度以降も継続する被ばく線量評価研究に提供していく予定である。

## 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   なし

B. 論文：査読なし   なし

### C. 国内学会発表

1) ○寺田宏明, 永井晴康, 都築克紀, 門脇正尚, “任意の期間と放出源情報に対する大気拡散計算結果を即座に提供可能な大気拡散データベース計算手法の開発”, 日本原子力学会 2018 年秋の大会, 2018.09.05-07 (岡山)

2) ○永井晴康, 寺田宏明, 都築克紀, 古野朗子, 門脇正尚, 掛札豊和, “福島第一原子力発電所事故による被ばく線量評価のための大気拡散解析”, 日本原子力学会 2018 年秋の大会, 2018.09.05-07 (岡山)

3) ○山澤弘実, 大浦泰嗣, 森口祐一, 寺田宏明, 関山剛, 五藤大輔, 鶴田治雄, “原子力事故データの総合解析・事故時の有害物質大気中動態評価法の高度化”, 第 59 回大気環境学会年会, 2018.09.12-14 (春日)

4) ○佐藤陽佑, 滝川雅之, 関山剛, 梶野瑞王, 寺田宏明, 永井晴康, 近藤裕昭, 打田純也, 五藤大輔, D. Quélo, A. Mathieu, A. Quérel, S. Fang, 森野悠, P. Schoenberg, H. Grahn, N. Brännström, 平尾茂一, 鶴田治雄, 山澤弘実, 中島中島映至, “統一気象場・放出源情報を用いた福島第一原子力発電所事故起源のセシウム ( $^{137}\text{Cs}$ ) を対象とした大気拡散モデルのモデル間比較プロジェクト”, 第 59 回大気環境学会年会, 2018.09.12-14 (春日)

### D. 国際学会発表

1) ○Y. Sato, M. Takigawa, T. T. Sekiyama, M. Kajino, H. Terada, H. Nagai, H. Kondo, J. Uchida, D. Goto, D. Quélo, A. Mathieu, A. Quérel, S. Fang, Y. Morino, P. Schoenberg, H. Grahn, N. Brännström, S. Hirao, H. Tsuruta, H. Yamazawa, T. Nakajima, “Model Intercomparison Study for Atmospheric  $^{137}\text{Cs}$  from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant Accident using Identical Input Data”, EGU General Assembly 2018, 2018.04.08-13 (Vienna, Austria).

E. 著書   なし

### F. 講演

1) ○永井晴康, 寺田宏明, 谷森達, “原子力事故時の大気拡散シミュレーションの現状”, 日本原子力学会 2019 年春の年会計算科学技術部会企画セッション：自然現象に立ち向かう計算科学技術の最前線, 2019.03.20-22 (水戸)

- 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) W. C. Skamarock, J. B. Klemp, J. Dudhia, et al., “A description of the Advanced Research WRF Version 3”, NCAR Tech. Note NCAR/TN - 475+STR., National Center for Atmospheric Research (NCAR), Boulder, Colorado 2008, 125pp.
- 2) O. Talagrand, P. Courtier, “Variational Assimilation of Meteorological Observations With the Adjoint Vorticity Equation. I: Theory”, *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 1987; 113: 1311-1328.
- 3) X. Y. Huang, Q. Xiao, D. M. Barker, et al., “Four-Dimensional Variational Data Assimilation for WRF: Formulation and Preliminary Results”, *Monthly Weather Review* 2009; 137: 299-314.
- 4) D. Barker, X-Y. Huang, Z. Liu, et al., “The Weather Research and Forecasting Model's Community Variational/Ensemble Data Assimilation System: WRFDA”, *Bulletin of American Meteorological Society* 2012; 93: 831-843.
- 5) R.N. Hoffman, and E. Kalnay, “Lagged average forecasting, an alternative to Monte Carlo forecasting”, *Tellus*, 1983; 35A: 100-118.
- 6) G. Katata, M. Chino, T. Kobayashi, et al., “Detailed source term estimation of the atmospheric release for the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident by coupling simulations of an atmospheric dispersion model with an improved deposition scheme and oceanic dispersion model”, *Atmospheric Chemistry and Physics* 2015; 15: 1029-1070.
- 7) M. Chino, H. Terada, H. Nagai, et al., “Utilization of  $^{134}\text{Cs}/^{137}\text{Cs}$  in the environment to identify the reactor units that caused atmospheric releases during the Fukushima Daiichi accident”, *Scientific Reports*, 2016; 6:31376, DOI: 10.1038/srep31376.
- 8) I. G. Enting, “Inverse Problems in Atmospheric Constituent Transport”, Cambridge University Press, Cambridge, U. K, 2002, 392pp.
- 9) K. R. Gurney, R. M. Law, A. S. Denning, et al., “TransCom 3 CO<sub>2</sub> inversion intercomparison: 1. Annual mean control results and sensitivity to transport and prior flux information”, *Tellus* 2003; 55B: 555-579.
- 10) A. Tarantola, “Inverse Problem Theory”, Elsevier, Amsterdam, 1987, 600pp.
- 11) Y. Oura, M. Ebihara, H. Tsuruta, et al., “Database of Hourly Atmospheric Concentrations of Radiocesium ( $^{134}\text{Cs}$  and  $^{137}\text{Cs}$ ) in Suspended Particulate Matter Collected in March 2011 at 99 Air Pollution Monitoring Stations in Eastern Japan”, *J.*

Nucl. Radiochem. Sci. 2015; 15: 15-26.

12) 文部科学省, “文部科学省によるダストサンプリングの測定結果”, available from [http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/8000/7572/24/dust%20sampling\\_All%20Results%20for%20May%202011.pdf](http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/8000/7572/24/dust%20sampling_All%20Results%20for%20May%202011.pdf), 2011.

13) T. Ohkura, T. Oishi, M. Taki, et al., “Emergency Monitoring of Environmental Radiation and Atmospheric Radionuclides at Nuclear Science Research Institute, JAEA Following the Accident of Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant”, JAEA-Data/Code 2012-010, Japan Atomic Energy Agency.

14) 古田定昭, 住谷秀一, 渡辺均, 他, “福島第一原子力発電所事故にかかわる特別環境放射線モニタリング結果; 中間報告(空間線量率, 空气中放射性物質濃度, 降下じん中放射性物質濃度)”, JAEA-Review 2011-035, Japan Atomic Energy Agency.

15) 山田純也, 瀬谷夏美, 羽場梨沙, 他, “福島第一原子力発電所事故に係る JAEA 大洗における環境放射線モニタリング; 空間線量率, 大気中放射性物質, 気象観測の結果”, JAEA-Data/Code 2013-006, Japan Atomic Energy Agency.

16) H. Amano, M. Akiyama, B. Chunlei, et al., “Radiation measurements in the Chiba Metropolitan Area and radiological aspects of fallout from the Fukushima Dai-ichi Nuclear Power Plants accident”, J. Environ. Radioact. 2012; 111: 42-52.

17) 高エネルギー加速器研究機構, “環境放射線の測定結果”, available from <http://www.kek.jp/ja/Research/ARL/RSC/Radmonitor/>, 2011.

18) H. Tsuruta, Y. Oura, M. Ebihara, et al., “Time-series analysis of atmospheric radiocesium at two SPM monitoring sites near the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant just after the Fukushima accident on March 11, 2011”, Geochemical Journal, 2018; 52: 103-121.

19) 文部科学省, “①北海道の航空機モニタリングの測定結果、及び②東日本全域の航空機モニタリングの結果の天然核種の影響を詳細に考慮した改訂について”, [https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/6000/5847/24/203\\_0727.pdf](https://radioactivity.nsr.go.jp/ja/contents/6000/5847/24/203_0727.pdf), 2011.

20) 文部科学省, “環境放射能水準調査結果(定時降下物)”, available from <http://radioactivity.nsr.go.jp/ja/list/195/list-1.html>, 2011.

21) T. Torii, T. Sugita, C.E. Okada, et al., “Enhanced analysis methods to derive the spatial distribution of  $^{131}\text{I}$  deposition on the ground by airborne surveys at an early stage after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident”, Health Phys., 2013; 105: 192-200.

22) 経済産業省, “東京電力株式会社福島第一原子力発電所及び福島第二原子力発電所周辺の緊急時モニタリング調査結果について(3月11日~15日実施分)”, available from <http://warp.ndl.go.jp/info:ndljp/pid/6086248/www.meti.go.jp/press/2011/06/20110603019/20110603019.html>, 2011.

23) T. Ohba, A. Hasegawa, Y. Kohayagawa, et al., “Body surface contamination levels of residents under different evacuation scenarios after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident”, Health Phys., 2017; 117: 175-182.

24) 福島県, “20km～50km 圏付近環境放射能測定結果 (暫定値)”, available from [http://www.pref.fukushima.lg.jp/sec\\_file/monitoring/m-3/20-50km0312-0331.pdf](http://www.pref.fukushima.lg.jp/sec_file/monitoring/m-3/20-50km0312-0331.pdf), 2011.

25) 茨城県, “茨城県の放射線量の状況”, available from [http://www.pref.fukushima.lg.jp/sec\\_file/monitoring/m-3/20-50km0312-0331.pdf](http://www.pref.fukushima.lg.jp/sec_file/monitoring/m-3/20-50km0312-0331.pdf), 2011.



# Refinement of source term and atmospheric transport dispersion simulations

Haruyasu Nagai<sup>1</sup>, Hiromi Yamazawa<sup>2</sup>, Matthew Hort<sup>3</sup>, Hiroaki Terada<sup>1</sup>, Katsunori Tsuduki<sup>1</sup>, Akiko Furuno<sup>1</sup>, Masanao Kadowaki<sup>1</sup>, Toyokazu Kakefuda<sup>1</sup>

<sup>1</sup>*Nuclear Science and Engineering Center, Japan Atomic Energy Agency*

<sup>2</sup>*Department of Energy Engineering and Science, Nagoya University*

<sup>3</sup>*Atmospheric Dispersion and Air Quality Team, UK Met Office*

**Key word:** Source term; Atmospheric dispersion simulation; Fukushima nuclear accident; Dose reconstruction; Database for spatiotemporal distribution of radionuclide

## Abstract

In order to assess the radiological dose to the public resulting from the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station (1F) accident in Japan, further refinement of dose estimation is carried out, based on the previous study “Comprehensive studies on the dose reconstruction for residents in Fukushima Nuclear Accident”. In this study, by refining the source term of radioactive materials discharged into the atmosphere and modifying the atmospheric dispersion simulation using new data released after the previous study, “database of spatiotemporal distribution of radioactive materials in the air and on the ground” is improved. This database is used for the dose assessment by coupling with the behavioral pattern of evacuees from the nuclear accident.

In this year, new monitoring data such as hourly air concentrations of Cs-137 at two points (Futaba and Naraha) near 1F and those of I-129 at 11 points by SPM filter analysis were incorporated into the database. The new analysis methods, ensemble calculation method using WRF model and optimization method of source term based on Bayesian analysis, were applied to improve and optimize the source term and atmospheric dispersion calculation. This optimized calculation results were provided to other teams of this project as the input for the dose assessment. Moreover, the “database of spatiotemporal distribution of radioactive materials in the air and on the ground” was completed and its simplified version was also developed for opening to the public.