

総 説

原子力災害での体表面汚染から吸入による甲状腺等価線量を導き出すモデルの不確実性

Uncertainty in models for leading thyroid equivalent doses from body surface contamination following a nuclear disaster

大葉隆¹⁾、石川徹夫²⁾、長谷川有史³⁾、鈴木元⁴⁾

Takashi Ohba¹⁾, Tetsuo Ishikawa²⁾, Arifumi Hasegawa³⁾, Gen Suzuki⁴⁾

1) 福島県立医科大学保健科学部診療放射線科学科、

2) 福島県立医科大学医学部放射線物理化学講座

3) 福島県立医科大学医学部放射線災害医療学講座、

4) 保内郷メディカルクリニック

1) Department of Radiological Sciences, Fukushima Medical University, School of Health Sciences

2) Department of Radiation Physics and Chemistry, Fukushima Medical University, School of Medicine

3) Department of Radiation Disaster Medicine, Fukushima Medical University, School of Medicine

4) Honaigo Medical Clinic

キーワード：原子力災害、甲状腺等価線量、体表面汚染、内部被ばく、放射性ヨウ素

和文要旨

原子力災害における甲状腺線量の推計は、小児の甲状腺がんの発生予測に重要な役割を果たす。福島第一原子力発電所（福島第一原発）事故時に、多数の住民を対象に甲状腺線量を実測することは困難であった。そこで、福島第一原発事故後に、体表面汚染の計数率から吸入による甲状腺等価線量を推計する手法が報告された。しかしながら、この手法には多くの不確実性が存在した。本報告では、この手法の不確実性を検討し、これらの不確実性の因子において既知的であるか、未知的であるかを議論することが目的である。体表面汚染実測値から吸入による甲状腺等価線量を導き出すモデルでは、まず、避難経路毎に集団の体表面汚染レベルの分布より確率密度分布を求め、そして、放射性物質の体表面への沈着速度の確率密度分布を一様分布として仮定し、最終的に、甲状腺等価線量をこれらの分布から2次元モンテカルロ・シミュレーション法により求めた。このモデルの既知的な不確実性の因子としては、大気中の放射性核種割合や沈着速度補正係数にかかわる化学組成、GMサーベイメータ装置に関する不確実性、甲状腺等価線量への換算係数が挙げられた。また、未知的な不確実性の因子としては、体表面汚染状況における乾性沈着と湿性沈着の混在における沈着速度の不確実性や、体表面汚染における測定者の習熟度、自然脱落率の個人差や暴露からの汚染検査までの時間経過が該当すると考えた。これらは、研究が進んでいなかった、もしくは、福島第一原発事故後の体表面汚染の情報として残すことが難しい部分であったと考えられた。今後、未知的な不確実性の因子について、改善が進んでいけば、体表面汚染から甲状腺等価線量を導き出すモデルについて、精緻化が進んでいくと考える。

利益相反：開示すべき利益相反はない。

Corresponding author: Takashi Ohba, R.T., Ph.D., 10-6 Sakae-machi, Fukushima City, Fukushima, 960-8516, Japan, Tel +81-24-581-5568, E-mail tohba@fmu.ac.jp

Abstract

Estimation of thyroid dose in a nuclear disaster plays an important role in predicting the occurrence of thyroid cancer in children. After the Fukushima Daiichi nuclear power station (FDNPS) accident, it was difficult to directly measure thyroid doses for large numbers of evacuees. A method for estimating thyroid equivalent doses resulting from inhalation using the count rate of body surface contamination has been reported since the FDNPS accident. However, many uncertainties exist regarding this method. This report aims to examine and discuss the factors driving known or unknown uncertainty in this method. The following steps were taken to generate this model to derive thyroid equivalent doses due to inhalation from measurement by body surface contamination after the FDNPS accident: 1) probability density distributions were obtained as the distribution of body surface contamination levels in the affected population for each evacuation route; 2) a uniform probability density distribution of the deposition velocity of radioactive materials on the body surface was assumed; 3) the thyroid equivalent doses in the affected population for each evacuation route were combined and estimated by a two-dimensional Monte Carlo simulation method. Known uncertainty factors in this model included the radionuclide ratio in the air, the chemical composition involved in the deposition velocity correction factors, uncertainties related to GM survey meters, and conversion factors of thyroid equivalent doses. Unknown factors included the uncertainty of deposition velocity in the body surface contamination under the mix of dry and wet depositions, the surveyor's proficiency of the measurements of body surface contamination, individual differences in natural removal rates, and the time lapse between a contamination exposure and a body surface examination. These were areas where research had not progressed or where it was difficult to acquire information on body surface contamination examinations after the FDNPS accident. Future improvements regarding the unknown uncertainty factors may refine the model for deriving thyroid equivalent doses from body surface contamination.

1. はじめに

原子力災害は稀な災害であるが、大規模な災害が起きれば、住民への健康影響が甚大になる。特に、チョルノービリ原子力発電所事故（1986年）において、小児の甲状腺がんの発生が原子力災害の甚大な影響として報告された¹⁾。チョルノービリ原発事故だけでなく、原爆被爆や医療被ばくの疫学調査から小児の甲状腺がんは、線量依存的に増加すると報告されている²⁾。原子力災害における甲状腺線量のモニタリングは、小児の甲状腺がんの発生予測に重要な役割を果たす。東京電力福島第一原子力発電所（福島第一原発）事故（2011年）後、住民の直接的な甲状腺線量の測定が実施されたがその数は限定的であった^{3,4)}。その他に、ホールボディカウンターによる内部被ばくの測定結果からの甲状腺等価線量の推計やシミュレーションによる甲状腺等価線量の推計の報告も見られた⁵⁻⁷⁾。このように甲状腺等価線量の推計は、福島第一原発事故後に、様々な手法が用いられた。

福島第一原発事故の発生後に、大規模な体表面汚染検査（当時の呼び名でスクリーニング検査）が

実施された⁸⁾。当時の体表面汚染検査では、GMサーベイメータを使用して、全身の汚染検査をするとともに、測定による計数率や測定情報を記録用紙へ残していた⁹⁾。体表面汚染検査の記録情報は、住民の大気中から吸入した放射性核種濃度へ変換できると仮定して、Ohbaらは体表面汚染の計数率から吸入による甲状腺等価線量を推計する手法を開発した^{10,11)}。すなわち、避難経路毎の集団の体表面汚染密度の核種情報から体表面への沈着速度を仮定して大気中の放射性核種濃度をシミュレーションし、吸入による甲状腺等価線量の推計が可能であった。

しかし、体表面汚染の計数率から甲状腺等価線量を推計する手法は、モデルのパラメータや人的な要因など多くの不確実性を要しており、さらに改良する必要がある。

本報告は、体表面汚染の計数率から甲状腺等価線量を推計する手法について、その不確実性に関する因子を検討するとともに、これらの不確実性の因子において既知的であるか、未知的であるかを議論することが目的である。本報告により、不

確実性に対する課題が明らかになり、今後の研究発展に寄与すると考える。また、本報告は、倫理的な配慮を必要とする事項に該当せず、申告が必要な利益相反も存在しない。

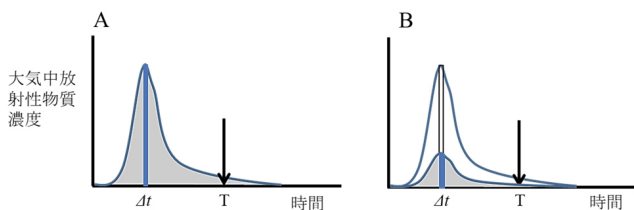
2. 方法

2-1. 体表面汚染から甲状腺等価線量を導き出すモデルの構築^{10,11)}

体表面汚染は、放射性ヨウ素を含む放射性物質による大気中からの沈着速度を仮定すると、甲状腺等価線量と相関する。図 1A のように、 t 時間目の大気中の放射性核種 i の濃度を $y=A_i(t)$ (単位: Bq/m³) と定義すると、図 1B のように、 $0\sim T$ 時間に体表面上に沈着する放射性核種 i の表面汚染密度 $S_i(T)$ は、 $A_i(t)$ と沈着速度 v_i (単位: cm/s) の積の積分値として求められる(式 1)。

$$S_i(T) = 3.6 \times 10^{-3} \int_0^T v_i A_i(t) dt \quad (\text{式 1})$$

図 1. 避難途上における経過時間と大気中放射性核種の濃度から見た体表面汚染の傾向



(A: 避難途上における大気中放射放射性核種の暴露時間 (Δt) と経過時間 ($0\sim T$ 時間) の傾向、B: 避難途上における体表面汚染に記録された大気中放射放射性核種の暴露時間 (Δt) とある時間 T の傾向)

ここで、 3.6×10^{-3} は、沈着速度 v_i に対する単位換算であり、時間の単位で sec を hour へ変換する $60 \times 60 = 3,600$ を容積の単位で cm³ から m³ へ変換する 10^6 で割った値である。つまり、 $3,600 \div 10^6 = 3.6 \times 10^{-3}$ となる。

ICRP (国際放射線防護委員会) の呼吸モデルから導き出された呼吸率 B 、核種 i における甲状腺等価線量換算係数 f_i とすると¹²⁾、(式 1) より吸入による $0\sim T$ 時間の間の甲状腺等価線量 $ED_{thy,i}(t)$ (単位: Sv) は、以下の積分値として式 2 が表現される。

$$\begin{aligned} ED_{thy,i}(T) &= B \times T \times f_i \times \frac{\int_0^T A_i(t) dt}{T} \\ &= B \times f_i \times \frac{S_i(T)}{3.6 \times 10^{-3} v_i} \end{aligned} \quad (\text{式 2})$$

一方、 $S_i(T)$ (単位: Bq/cm²) は、体表面上に沈着した放射性物質を GM サーベイメータで測定値から求められる。環境バックグラウンドおよび計数率をそれぞれ N_b 、 N (単位: cpm)、 $\epsilon_{e,i}$ 、 $\epsilon_{s,i}$ をそれぞれ機器効率、表面汚染の線源効率、 W (単位: cm²) を GM サーベイメータのプロブ断面積で 19.6 cm²、 ER_i を核種 i の β 線放出比とすると、式 3 となる。

$$\begin{aligned} S_i(T) &= \frac{(N - N_b)}{\epsilon_{e,i} \times \epsilon_{s,i} \times W \times ER_i \times 60} \\ &= \frac{(N - N_b) \times C_i}{1} \\ C_i &= \frac{1}{\epsilon_{e,i} \times \epsilon_{s,i} \times W \times ER_i \times 60} \end{aligned} \quad (\text{式 3})$$

ここで、 $\epsilon_{e,i}$ はアロカ製 TGS-125、133、136、146 製の GM サーベイメータにおける機器効率を使用した。また、 $\epsilon_{s,i}$ は ISO (国際標準化機構) を満たした JIS (日本産業規格) の報告に準じて、0.4 MeV 以上の β 線エネルギーに対して、0.5 を用い、0.4 MeV 未満の β 線エネルギーを 0.25 とした¹³⁾。表 1 のように、 C_i として、式 3 に該当する本報告の表面汚染密度換算係数は放出比が 70% 以上の β 線エネルギーを対象に再計算した。Ohba らにおいて β 線エネルギーの放出比を 1% 以上としていたが¹⁰⁾、本報告では、GM サーベイメータの測定で寄与率の低い β 線は対象外として、再計算した。また、¹³²I は放出比が 2.7% ~ 18.9% の 9 種類の代表的な β 線エネルギーを対象としたが、放出比が低いため、これらを平均して 1 本の β 線エネルギーとみなして表面汚染密度換算係数を算出した。これにより、本報告の C_i は、表 1 のように放射性核種における GM サーベイメータの換算係数を使用した (単位: Bq·cm²/cpm)。

体表面汚染に関して、皮膚表面に沈着したサブミクロン粒子は、皮膚からの自然脱落の半減期が 14.7 時間と報告されていた¹⁴⁾。さらに、ガス状の放射性ヨウ素の自然脱落に関しては、報告がないが、解析では

表 1. GM サーベイメータの表面汚染密度換算係数 (単位: Bq·cm⁻²/cpm)

	¹³¹ I	¹³² I	¹³³ I	¹³² Te	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs
本報告	0.004	0.004	0.004	0.014	0.005	0.004
Ohba.et al, 2019 ¹¹⁾ における報告	0.004	0.003	0.003	0.014	-	-

表 2. 福島第一原発事故での報告を含めた代表的な大気中の放射性核種の濃度比率と放射性核種の物理学的半減期

プルームの種類	¹³¹ I	¹³² I	¹³³ I	¹³² Te	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs
プルーム A (¹³¹ I 単独の想定)	1	0	0	0	0	0
プルーム B (2011 年 3 月 12 日午後) *	1	1.5	1.1	1.5	0.1	0.1
プルーム C (2011 年 3 月 15 日午前 4 時 ～午後 8 時) *	1	0.85 [‡]	0.15 [‡]	0.85 [‡]	0.1	0.1
プルーム D (2011 年 3 月 15 日午後 8 時 ～3 月 16 日午前 6 時) *	1	0.2	0.095 [‡]	0.2	0.014 [§]	0.014 [§]
プルーム E (2011 年 3 月 12 日午後) †	1	1.9	1.4	1.9	0.1	0.1
放射性核種の物理学的半減期	8.0 日	2.3 時間	20.8 時間	3.2 日	2.1 年	30.1 年

* Katata et al. 2015¹⁵⁾, † Ohba et al. 2017¹⁰⁾.

‡ 体表面汚染濃度から大気中の放射性核種の割合を導き出すために、Katata らの報告より、核種比率は中間値を使用した。

§ ¹³⁴Cs と ¹³⁷Cs は Katata らの報告と同じく小数点以下 3 桁目まで採用した。

同じ半減期で脱落 (再浮遊) すると仮定した。また、プルームへの曝露時間から体表面汚染スクリーニング時期までの時間 Tscr (単位: h) とすると、表 2 の物理学的半減期 HL_i と自然脱落率 14.7 時間の補正により、プルーム曝露時の核種 i の体表面汚染密度 S_i(at plume) は、式 4 で表される。さらに、式 4 は P_i を係数とした式へと変換できる。

$$\begin{aligned}
 S_i(\text{at plume}) &= S_i(T) \times \left(0.5 \frac{T_{scr}}{HL_i} \times 0.5 \frac{T_{scr}}{14.7} \right) \\
 &= (N - N_b) \times C_i \times P_i \\
 P_i &= 0.5 \frac{T_{scr}}{HL_i} \times 0.5 \frac{T_{scr}}{14.7}
 \end{aligned}$$

(式 4)

さらに、体表面汚染核種 i が全体の放射性物質に占める割合を示せば、計数率における核種 i の甲状腺等価線量を沈着速度 v_i の関数として推計できる。最終的なモデル式は、式 1～4 より、式 5 が導ける。本手法について最も注目すべきポイントは、式 5 の最終モデルへ放射性核種を含んだプルームに晒されていた時間 (T) が吸入被ばくの経過時間 (T) となるため、時間の概念を考慮せずに済むことであった。

$$\begin{aligned}
 ED_{thy,i}(\text{at plume}) &= B \times f_i \times \frac{S_i(\text{at plume})}{3.6 \times 10^{-3} v_i} \\
 &= B \times f_i \times \frac{(N - N_b) \times C_i \times P_i}{3.6 \times 10^{-3} v_i}
 \end{aligned}$$

(式 5)

式 5 より、避難経路毎に集団の体表面汚染レベル (S_i(at plume)=(N-N_b) × C_i × P_i) の分布より体表面汚染の確率密度分布が得られれば、放射性物質の体表面への沈着速度 v_i の確率密度分布を一様分布として仮定して、2 次元モンテカルロ・シミュレーション法を用いて甲状腺等価線量をシミュレーションする事ができる。

2-2. モデルのベースとなる初期設定因子

大気中の放射性核種の濃度比率は初期設定として表 2 のように、プルーム A～E の 5 種類を用いて、本報告ではシミュレーションした。表 2 のプルーム A は放射性ヨウ素の ¹³¹I 単独のプルームであり、仮想的な単一放射性核種のプルームの想定とした。そして、プルーム B～D は、Katata らが報告したプルームの比率を用いた¹⁵⁾。この比率は、Furuta らと Ohkura らの報告より JAEA (日本原子力研究開発機構) で大

表 3. 1 歳児における放射性核種と化学形態ごとの甲状腺等価線量換算係数 (mSv/kBq)

化学形態	¹³¹ I	¹³² I	¹³³ I	¹³² Te	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs
粒子	1.4	1.60×10 ⁻²	3.50×10 ⁻¹	2.90×10 ⁻¹	6.30×10 ⁻³	4.40×10 ⁻³
元素ガス	3.2	3.80×10 ⁻²	8.00×10 ⁻¹	-	-	-
メチルヨウ素ガス	2.5	-	-	-	-	-

|| ICRP publication 71¹²⁾

気中のダストサンプリング結果から特記する状態で算出された^{16, 17)}。プルーム E は、Ohba らが福島県双葉郡大熊町近辺で実施されたダストサンプリングの結果を利用した報告であった¹⁸⁾。加えて、表 2 の Katata らのプルームの比率は 0.8-0.9、0.1-0.2 など幅を持って報告されていたが¹⁵⁾、我々は体表面汚染濃度から大気中の放射性核種の割合を導き出すために、0.8-0.9 の場合 0.85 のように中間値を採用した。これは、ある一定の幅のある中で、代表的な値になりえると考えたためであった。他は、Katata らの報告と同じ値をすべて採用した¹⁵⁾。

2-3. 体表面汚染計数率の利用

Ohba らは、体表面汚染の計数率について、個人の頭頸部にある汚染レベルを用いていた^{10, 11)}。体表面汚染の計数率は、頭頸部（頭部、顔面、頸部）以外に、両手（手のひら、手の甲）、体幹部などの衣服部分（胸部、腹部、臀部、上腕、両大腿部、両下腿）、そして両足（足の甲、足裏）からなっていた。Ohba らの報告より、これらの部位の体表面汚染の計数率の傾向は、計測した時期により異なっていた⁹⁾。この報告で、2011 年 3 月 17 日～25 日に計測した 20 km 圏内の住民の幾何平均の計数率は、頭頸部を 1.0 とした場合、両手：衣服部分：両足の比率が 1.2：2.4：6.3 であった。当時の気象情報として、3 月 15 日の夜から 16 日にかけて、降雪や降水が認められた¹⁵⁾。これにより、衣服や両足には、放射性核種の湿性沈着が発生した。また、両足の靴には、土壌に取り込まれた放射性核種が付着したため、他の部位よりも突出して体表面汚染の傾向が高くなった⁹⁾。ここから、大気中の放射性核種からの吸入による甲状腺等価線量を式 5 のように評価する場合、体表面汚染の計数率は湿性沈着による部位でなく、頭頸部のように主に乾性沈着を示す部位を参照することが適切であった¹⁰⁾。

2-4. モデルに必要なその他のパラメータ

沈着速度 v_i は、¹³¹I の沈着速度について、英国のウィンズケール原子炉火災事故（1957 年）および米国の SL-1 原子炉事故（1961 年）の実測値から、0.1～0.5 cm/s の範囲であることが報告された^{19, 20)}。モンテカルロ・シミュレーションで式 5 にて沈着速度を考慮する際には、0.1～0.5 cm/s の範囲の一様分布とした¹¹⁾。

また、過去の報告では、福島第一原発事故時の大気中と体表面汚染のある衣服の ¹³²Te/¹³¹I、および ¹³⁷Cs/¹³¹I 比がほぼ同じであったことから、粒子状のテルルと粒子状・ガス状の混合である放射性ヨウ素の沈着速度は同一とした¹⁰⁾。ここで、大気中の放射性ヨウ素 ¹³¹I における化学形態の比率は、Katata らの報告より、粒子：ガス：メチル = 2:2:1 とした¹⁵⁾。また、¹³²I と ¹³³I の化学形態は粒子：ガス = 1:1 と設定した。

ただし、メチル化ヨウ素は、化学的性質により、体表面への沈着が乏しいため^{19, 20)}、メチル化ヨウ素の組成比、放射性ヨウ素の沈着速度を補正した。Katata らの報告より、メチル化ヨウ素は 20% を占めており¹⁵⁾、Ohba らは体表面への ¹³¹I による沈着は、 $1 \div (1-0.2)$ から沈着速度補正係数を 1.25 倍とした¹⁰⁾。また、Ohba らは、大気中の ¹³²Te/¹³¹I の比率と体表面汚染のある衣服の ¹³²Te/¹³¹I の比率の比からも 1.25 倍であり¹⁰⁾、福島第一原発周辺の自治体から避難した人々の沈着速度補正係数も同様にした。

さらに、本報告では、体表面汚染から甲状腺等価線量を導き出すモデルのベースとして、1 歳児の呼吸率 B は、0.35 m³/h とした。甲状腺等価線量換算係数 f_1 は表 3 のように ICRP 報告書から抜粋した¹²⁾。ここで、放射性ヨウ素の粒子の化学形態における設定は、保守的に線量を算出するために、Type F ($f_1=1.0$) として、AMAD (Activity median aerodynamic diameter) が 1 μm の設定を用いた。

表 4. 体表面汚染の計数率に対する 1 歳児の甲状腺等価線量の各プルームにおける比率

	プルーム A	プルーム B	プルーム C	プルーム D	プルーム E
比率	1	1.15	0.9	0.84	1.24

3. 不確実性に関する課題

3-1. 体表面汚染から甲状腺等価線量を導き出すモデルのパラメータに関する不確実性

3-1-1. 大気中の放射性核種の濃度比率に関する不確実性

原子力災害において放出される放射性核種は複数存在する。そのため、体表面汚染から甲状腺等価線量を導き出すモデルを用いる際に、大気中に複数の放射性核種が存在することを仮定することとなる。表 2 のように、 ^{131}I 単独の大気中放射性核種を想定することができるが、実際に福島第一原発事故において、Katata らや Ohba らによる放射性核種の比率を示した^{14, 15)}。さらに、沈着速度 v_i を 0.3 cm/s として固定した場合に、式 5 から特定の体表面汚染の計数率に対する 1 歳児の甲状腺等価線量が算出できる。そして、表 2 のプルーム A ~ E について、プルーム A を 1.00 としたときの 1 歳児の甲状腺等価線量の比率は、表 4 のように、0.84 ~ 1.24 となった。つまり、 ^{131}I 単独のプルームと比較して、福島第一原発事故時のプルームは表 2 の大気中の放射性核種の濃度比率が影響して、幅を持った甲状腺等価線量となることを示していた。さらに、表 2 のプルーム B や E のように短半減期核種である $^{132}\text{Te}/^{132}\text{I}$ 、 ^{133}I がプルームに高い割合で混合していると、甲状腺等価線量は ^{131}I 単独のプルームと比較して、高くなることが示された。このように、大気中の放射性核種の濃度比率は体表面汚染から甲状腺等価線量を導き出すうえで、重要な不確実性の因子となりえる。

3-1-2. 沈着速度に関する不確実性

過去の Ohba らの報告では、体表面汚染の計数率から大気中の放射性核種濃度を算出する際の沈着速度を 0.1~0.5 cm/sec の範囲で一様分布と仮定していた¹¹⁾。これは、過去の放射性核種が放出された際の記録をベースに決めた沈着速度の範囲であった。体表面汚染をきたす要因として、天候により乾性沈着と湿性沈着による違いが発生するため、この沈着の性状が不確実

性となる。乾性沈着の不確実性について、我々は過去の報告より、0.1 ~ 0.5 cm/sec とした幅を用いた。一方で、福島第一原発事故時で、2011 年 3 月 15 日 ~ 16 日にかけて、降雨や降雪による湿性沈着の影響を受けた地域があった¹⁵⁾。大気汚染の研究において、PM2.5 (空力サイズが 2.5 μm 未満の粒子) に関する湿性沈着は、乾性沈着に比べて約 60 倍となることが報告された²¹⁾。我々は、乾性沈着の体表面汚染による単独影響と考えてきたが、今後は、体表面汚染から吸入による甲状腺等価線量を推計する際に、湿性沈着の影響を組み合わせたモデルを構築する必要性が考えられた。

合わせて、体表面汚染から甲状腺等価線量を推計するモデルで、 ^{131}I の化学組成が変化することによる不確実性も存在する。 ^{131}I の化学形態について、Ohba らの報告は、Katata らより報告があった粒子：ガス：メチル = 2:2:1 の割合を使用していた¹⁵⁾。ここから、沈着速度補正係数を 1.25 倍と仮定していた。英国のウィンズケール原子炉火災事故および米国の SL-1 原子炉事故の傾向から、同一の放出源からの ^{131}I を含んだプルームは飛行距離によって、 ^{131}I の沈着速度が遅くなる傾向が見られた^{19, 20)}。この理由として、 ^{131}I の化学形態の粒子型ヨウ素やガス状の元素ヨウ素が飛行途中で沈着していき、最終的にプルーム内にメチル化ヨウ素が残るため、その影響により、沈着速度が遅くなるためであることが考えられた。表 5 は、プルーム A-E について原子炉から環境中に飛散した時点でのメチル化ヨウ素の割合を変化させた場合、沈着速度を 0.3 cm/s と固定して式 5 から特定の体表面汚染の計数率に対する 1 歳児の甲状腺等価線量の違いを評価した。表 5 ように、沈着速度補正係数を 1.25 倍、1.5 倍、2 倍とした場合、甲状腺等価線量への影響は、プルーム A のように ^{131}I 単独の想定で、メチル化ヨウ素の割合が増えるにつれて、線量への影響が 1.21 倍、1.64 倍と大きくなった。しかし、プルーム B-E のように多核種が混合している状況下では、メチル化ヨウ素の割合の変化があっても、 $\pm 3\%$ 以内であった。つまり、 ^{131}I 単独プルームの場合、甲状腺等価線量は、メチル化ヨウ素の割合に影響を受けるが、短半減期核

表5. メチル化ヨウ素の割合変化による体表面汚染の計数率に対する1歳児の甲状腺等価線量の各プルームにおける比率

比率	沈着速度	プルーム	プルーム	プルーム	プルーム	プルーム
	補正係数	A	B	C	D	E
粒子：ガス：メチル＝2:2:1	1.25	1	1	1	1	1
粒子：ガス：メチル＝1:1:1	1.5	1.21	0.99	1	1.01	0.99
粒子：ガス：メチル＝1:1:2	2	1.64	0.98	0.99	1.02	0.97

種である $^{132}\text{Te}/^{132}\text{I}$, ^{133}I がプルームに含まれる場合、 ^{131}I のメチル化ヨウ素の影響が最小限になることが分かった。ここから、メチル化ヨウ素の割合は、甲状腺等価線量を推計する上で、プルーム内の放射性核種の構成により、不確実性を与えることが考えられた。

3-2. 体表面汚染密度における不確実性

3-2-1. GM サーベイメータ装置と体表面汚染の測定手法に関する不確実性

GM サーベイメータ側の個体差や測定時の手技による体表面と距離の不確実性が存在する。本報告では、以下の3点が挙げられた。

A) GM サーベイメータ測定器の機種による違いが存在する。体表面汚染測定に関して、計数率を cpm で結果を表示するが、この cpm は GM サーベイメータの窓面積に依存している。表1では、窓面積を 19.6 cm^2 として計算していた^{10, 11)}。窓面積が異なる表面汚染検出器により、計数率の違いが報告されており²²⁾、式3を導き出す際に注意が必要となる。

B) 体表面汚染の測定に関して、測定時の手技による体表面と測定器の距離が不果実性の要素として挙げられた。過去の報告で、体表面と測定器の距離は、 5 cm 固定で検討していた^{10, 11)}。この体表面と測定器の距離が $1\sim 2\text{ cm}$ ずれるだけで計数率が変動する事が報告されている²²⁾。そのため、測定手技は、体表面汚染の計数率へ大きな不確実性の影響を与えることが考えられる。

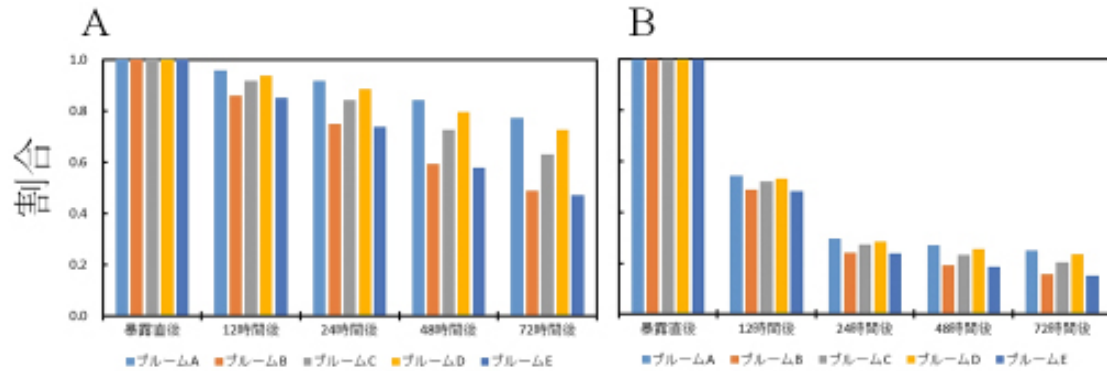
C) GM サーベイメータに関する個体差は、複数の要因が存在する。まず、これは機器効率の違いであった。機器効率の違いは、福島県立医科大学で所有している GM サーベイメータ ($n=26$) を調査した時、そ

の平均±標準偏差は 0.51 ± 0.03 であった。この時の変動係数 (CV) は約7%となった。このように GM サーベイメータごとに、固有の機器効率が与えられており、個体差が存在する。そして、GM 管の劣化による分解時間の延長が挙げられる。GM 管はアルゴンに微量の有機多原子ガスを封入したものが多い。特徴としては、有機多原子ガスには、 10^{10} カウント程度と寿命が存在する。有機多原子ガスは放電消滅 (β 線検出による電子なだれを抑制する効果) と関連するため、その寿命による劣化が進むと、分解時間の延長につながる。分解時間の延長は、計数率の数え落としに影響する。最後に、GM サーベイメータ測定器の機種によっては、体表面と測定器の距離が変われば、検出効率も変化することも報告されていた²²⁾。このような点を改善するためには、GM サーベイメータ装置毎に、固有の補正係数を事前に準備しておくことで、真の計数率を短時間で求められる。

3-2-2. 放射性核種特有の時間的な影響

体表面汚染に関連する放射性核種は物理学的半減期と自然脱落率の両方の影響を受ける。物理学的半減期は放射性核種特有であり、表2のように時間が特定されている。また、Hession らの報告より、ヒト皮膚からの粒子の自然脱落は指数関数的で、その半減期は $0.5\ \mu\text{m}$ の粒子で 14.7 時間であると実験的に求められた¹⁴⁾。この実験的観察結果から、Ohba らは、 24 時間程度は半減期 14.7 時間で自然脱落が続き、サブミクロンの粒子についてそれ以降自然脱落は止まると暴露から 24 時間後には大幅な減少を示し、 72 時間後でプルーム E が 0.15 まで減少を示した。このように、体表面汚染の計数率には、物理学的半減期と自然脱落率の両方のファクターが関連しており、式4で不確

図 2. 大気中の放射性核種の暴露直後から時間経過における体表面汚染減衰割合



大気中の放射性核種の濃度比率（プルーム A～E）は表 2 を参照。（A: 物理学的半減期のみを考慮した場合の体表面汚染減衰割合、B: 物理学的半減期と自然脱落率の両方を合わせた体表面汚染減衰割合）

実性として補正をすることが求められた。

3-2-3. 体表面汚染の計数率へ影響する行動記録の重要性

上記の、物理学的半減期と自然脱落率の両方は、補正するために、経過時間の情報が必要となる。この経過時間とは、放射性核種を含むプルームを暴露した時刻を基準点として、体表面汚染の測定を受けた時刻が終点となる。この基準点と終点の日時が記録として残っていることで、本研究手法が成立する。実際に、行動記録のような情報があれば、本手法の基準点と終点の日時が明確である。しかし、行動記録が無い場合、経過時間の情報を得られず、計数率の補正に対して不確実性は増加する。図 2B のように、プルーム A～E に関わらず、計数率は 12 時間後で約半分、24 時間後で約 0.25 まで減少する。物理学的半減期と自然脱落率の組み合わせによる補正は、24 時間以内の経過時間の影響が大きいため、正確な時刻の記録が重要と考える。

3-3. 甲状腺等価線量換算係数に関する不確実性

我々の過去の検討は、表 3 のように ICRP 報告書の甲状腺等価線量換算係数を用いた¹²⁾。この係数は、ICRP 報告書の甲状腺モデル（年齢別甲状腺体積、年齢別呼吸換気量、各放射性核種の体内動態）に基づいて求められた。特に、¹³¹I のような放射性ヨウ素について、年齢別甲状腺体積およびその体内動態のパラメータは日常生活で安定ヨウ素の摂取量が多い日本人が世界的な平均と異なっていると指摘されていた²³⁾。Kudo らは、事故死者剖検の情報から年齢別甲状腺体積に関しては ICRP 報告書と齟齬はないものの、体内

動態に関して、放射性ヨウ素の甲状腺取り込み率が $18.6 \pm 6.0\%$ と ICRP が報告しているモデルの 30% より小さいことを報告した²³⁾。ここから、Ohba らの報告では、福島県「県民健康調査」の基本調査をベースに行動パターンからシミュレーションで推計した甲状腺等価線量について、放射性ヨウ素の甲状腺等価線量換算係数の補正係数として $(0.186 \pm 0.06) \div 0.3 = (0.62 \pm 0.2)$ の確率密度分布を使用して、算出していた²⁴⁾。体表面汚染から甲状腺等価線量を導き出すモデルについて、甲状腺等価線量換算係数に対する日本人特有の補正係数が必要であり、世界的に用いられている甲状腺甲状腺取り込み率との差が不確実性として存在した。

4. 考察

体表面汚染は、避難途上に暴露したプルームの組成や量を反映しており、貴重なデータソースである。事故直後の大気拡散シミュレーションではプルームが飛んでいないと評価された地域からの避難者に Ohba らは比較的高い体表面汚染があることを報告した¹⁰⁾。さらに、避難住民の衣服の核種組成が明らかにできたことより、GM サーベイメータの測定値を使って体表面汚染から吸入による甲状腺等価線量を導き出すモデルを開発する事ができた¹¹⁾。しかし式 5 を用いた本手法により、甲状腺等価線量の算出は可能であるが、多くの既知および未知の不確実性がある。

沈着速度に関しては、過去の文献情報に基づき $0.1 \sim 0.5 \text{ cm/s}$ による一様分布を仮定していた¹¹⁾。2011 年 3 月 12 日のプルームに関しては、乾性沈着と仮定して問題ないが、3 月 15 日から 16 日のプルームに関しては、地域と時間帯によっては湿性沈着が加味さ

れており、0.1～0.5 cm/s の一様分布を仮定すると過大評価になる。避難者のプルーム暴露状況の情報(今回は未知)を取得することにより不確実性を減ずる事が可能となる。また、今後の研究で湿性沈着の影響を受けにくい身体部位が特定されるなら、その身体部位の汚染密度を利用することにより過大評価を避けることができるであろう。

大気中放射性核種の組成は既知の不確実性因子である。体表面汚染のβ線測定値から甲状腺等価線量を推計する本手法では、¹³¹I のみのプルームと3月12日のプルームのように¹³²Te/¹³²I/¹³³Iなどの短半減期核種が混在しているプルームの場合、前者で仮定すると過小評価になる。さらにメチル化ヨウ素の割合情報が沈着速度補正係数に関係しており、プルームの核種組成や化学組成の情報の有無が既知的な不確実性の因子となる。放出源の核種組成情報だけでは炉心から大気中に漏洩する過程での修飾があるため、不確実性がある。大気中の核種分析、化学組成分析と避難者の衣服に付着した汚染の核種分析を組み合わせることができるなら、不確実性は低減されるだろう。

体表面汚染に関する自然脱落率は、実測値の未だ少ない未知的な不確実性因子である。今回我々は半減期を14.7時間として、24時間程度で脱落が終了すると仮定していた¹¹⁾。これは、サブミクロン粒子のように粒子径が小さいほど、皮膚の毛包内に取り込まれる性質が示されており¹⁴⁾、ある一定量の放射性物質は皮膚に固着して、脱落は起こらなくなることを我々は想定していた。ただし、自然脱落率の検討は、このように皮膚の状態に依存するため、年齢や性別で個人差がどの程度あるかわかっていない。様々な粒子径で24時間を越えた自然脱落率の知見を増やす必要がある。加えて、図2Bのように体表面汚染の計数率の補正について、時間経過の不確実性が自然脱落率で影響が大きかった。基準点と終点の時刻が不明な場合、自然脱落率の不確実性が大きくなる。体表面汚染検査時の聞き取りで、場所と滞在時間、その時の天候等の情報を取得することにより、不確実性を減ずることができる。

GMサーベイメータ装置に関する不確実性や甲状腺等価線量換算係数について、知見が集約してきており、これらは既知的な不確実性として考えることができる。しかし、体表面汚染密度における測定手法は、多くの測定者が絡んだ測定となる^{8, 25)}。特に、測定者は体表面と測定器を一定の距離で表面汚染測定をすることに苦慮するため、これらは測定者の習熟度に依存し、

診療放射線技師への調査より習熟の必要性が指摘されていた²⁶⁾。一方、福島第一原発事故のように、1か月程度で毎日120名以上の測定者が対応していた場合⁸⁾、体表面汚染測定時の体表面と測定器距離は、ランダムエラーにより、一定の値に収束すると考える。例えば、原子力災害の際には、様々な習熟度合いの測定者が集合する。従って、このような測定者のGMサーベイメータ装置のプロープと体表面の距離の平均と分散が分かれば、体表面汚染の測定手技を数値化できるが、現在は未知的な不確実性因子として残っている。また、甲状腺等価線量換算係数の日本人向け補正係数も既知的の不確実性因子である。我々は、Kudoらのグループが報告した甲状腺取り込み率の確率密度分布を使って^{23, 24)}、その不確実性を評価できた。

報告の限界点として、我々の提示した不確実性の因子以外にも、明らかになっていない不確実性が存在するかもしれない。本報告は、影響を与えやすい不確実性の因子を議論してきた。そのため、未知的な不確実性の因子へ研究を遂行することで、本モデルの新たな道が開けると考える。

5. 結語

結論として、本報告は、体表面汚染から吸入による甲状腺等価線量を導き出すモデルについて、不確実性の因子に関して述べてきた。未知的な不確実性については、研究を通じて改善することにより、その範囲が明らかになると考える。このように、不確実性の因子に関する改善が進んでいけば、体表面汚染から吸入による甲状腺等価線量を導き出すモデルについて、精緻化が進んでいくと考える。

謝辞

この総説のベースとなる研究は、環境省委託事業「平成26年度～令和3年度放射線健康管理・健康不安対策事業（放射線の健康影響に係る研究調査事業）」において実施された。また、本報告の一部は、第12回日本放射線事故・災害医学会 年次学術集会（北九州市）でポスターにより発表した。最後に、本報告の投稿に必要な支援として、JSPS 科研費 24K15826 の助成を活用した。

引用文献

- 1) Brenner AV, Tronko MD, Hatch M, et al. I-131 dose response for incident thyroid cancers in Ukraine related to the Chernobyl accident. *Environ Health Perspect.* 2011. 119(7). 933-939.
- 2) Lubin JH, Adams MJ, Shore R, et al. Thyroid cancer following childhood low-dose radiation exposure: A pooled analysis of nine cohorts. *J Clin Endocrinol Metab.* 2017. 102(7). 2575-2583.
- 3) Kim E, Yajima K, Hashimoto S, et al. Reassessment of internal thyroid doses to 1,080 children examined in a screening survey after the 2011 Fukushima nuclear disaster. *Health Phys.* 2019. 118(1). 36-52.
- 4) Tokonami S, Hosoda M, Akiba S, et al. Thyroid doses for evacuees from the Fukushima nuclear accident. *Sci Rep.* 2012. 2. 507.
- 5) Kim E, Igarashi Y, Hashimoto S, et al. Estimation of the thyroid equivalent doses to residents in areas affected by the 2011 Fukushima nuclear disaster due to inhalation of ¹³¹I based on their behavioral data and the latest atmospheric transport and dispersion model simulation. *Health Phys.* 2022. 122(2). 313-325.
- 6) Ishikawa T, Ohba T, Hasegawa A, et al. Comparison between external and internal doses to the thyroid after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident. *J Radiat Res.* 2023.64(2):387-398.
- 7) Suzuki G, Ishikawa T, Ohba T, et al. Estimation of children's thyroid equivalent doses in 16 municipalities after the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident. *J Radiat Res.* 2022. 63(6). 796-804.
- 8) Kondo H, Shimada J, Tase C, et al. Screening of residents following the Tokyo electric Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. *Health Phys.* 2013. 105(1). 11-20.
- 9) Ohba T, Miyazaki M, Sato H, et al. A strategy for a rapid radiological screening survey in large scale radiation accidents: a lesson from an individual survey after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accidents. *Health Phys.* 2014. 107(1). 10-17.
- 10) Ohba T, Hasegawa A, Kohayagawa Y, et al. Body surface contamination levels of residents under different evacuation scenarios after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. *Health Phys.* 2017. 113(3). 175-182.
- 11) Ohba T, Hasegawa A, Suzuki G. Estimated thyroid inhalation doses based on body surface contamination levels of evacuees after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident. *Health Phys.* 2019. 117(1). 1-12.
- 12) ICRP. Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides - Part 4 inhalation dose coefficients. *Ann ICRP.* 1995. 25. 1-405.
- 13) JIS(日本産業規格). Z4504 放射性表面汚染の測定方法 - β線放出核種(最大エネルギー0.15MeV以上)及びα線放出核種. JIS(日本産業規格). 東京. 2008, p1-9.
- 14) Hession H, Byrne M, Cleary S, et al. Measurement of contaminant removal from skin using a portable fluorescence scanning system. *J Environ Radioact.* 2006. 85(2-3). 196-204.
- 15) Katata G, Chino M, Kobayashi T, 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. *Atmos. Chem. Phys.* 2015. 15(2). 1029-1070.
- 16) Furuta S, Sumiya S, Watanabe H, et al. Results of the environmental radiation monitoring following the accident at the Fukushima Daiichi nuclear power plant -Interim report (ambient radiation dose rate, radioactivity concentration in the air and radioactivity concentration in the fallout)-. *JAEA-Review.* 2011. 1-87.
- 7) Ohkura T, Oishi T, Taki M, 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. 1-37.
- 18) 福島県放射線監視室. 緊急時モニタリングにおける大気浮遊じんのγ線核種分析結果について. <https://www.pref.fukushima.lg.jp/uploaded/attachment/194216.pdf> (検索日2024年7月5日).
- 19) Shemel GA. Particle and gas dry deposition: A review. *Atmos. Environ.* 1980. 14. 983-1011.
- 20) Chamberlain AC. Deposition of iodine-131 in Northern England in October 1957. *Q. J. R. Meteorol. Soc.* 1959. 85(366). 362-370.
- 21) Wu Y, Liu J, Zhai J, et al. Comparison of dry and wet deposition of particulate matter in near-surface waters during summer. *PLoS One.* 2018. 13(6). e0199241.
- 22) 中西 千, 平山 悠, 秋山 聖. GM管式サーベイメータの計数値とOIL4の初期設定値との対応関係. *保健物理.* 2014. 49(3). 139-144.
- 23) Kudo T, Inano A, Midorikawa S, et al. Determination of the kinetic parameters for ¹²³I uptake by the thyroid, thyroid weights, and thyroid volumes in present-day healthy Japanese volunteers. *Health Phys.* 2020. 118(4). 417-426.
- 24) Ohba T, Ishikawa T, Nagai H, et al. Reconstruction of residents' thyroid equivalent doses from internal radionuclides after the Fukushima Daiichi nuclear power station accident. *Sci Rep.* 2020. 10(1). 3639.
- 25) 大葉 隆, 真船 浩一, 菅野 修一, et al. 原子力災害に対応できる診療放射線技師の人材育成の要点 - 福島第一原子力発電所事故の経験と教訓から. *日本診療放射線技師会誌.* 2023. 70(844). 131-140.
- 26) 大葉 隆, 真船浩一, 菅野修一, et al. 診療放射線技師の個人的背景に基づいた原子力災害への人材育成研修プログラム最適化の提案—福島第一原子力発電所事故の経験を生かして— *日本放射線技術学会雑誌.* 2022. 78(11). 1282-1294.