レポート

原子力事故後の家屋内における
さまざまな部材の拭き取り効率調査森 愛理^{*1, #}, 石 崎 梓^{*1}, 普天間 章^{*1}, 田 辺 務^{*2},
和田 孝雄^{*3}, 加 藤 貢^{*4}, 宗像 雅広^{*1}

(2018 年 9 月 11 日受付)

(2018 年 11 月 19 日採択)

Investigation of Removal Factors of Various Materials inside Houses after Nuclear Power Station Accident

Airi MORI,^{*1, #} Azusa ISHIZAKI,^{*1} Akira FUTEMMA,^{*1} Tsutomu TANABE,^{*2}
Takao WADA,^{*3} Mitsugu KATO^{*4} and Masahiro MUNAKATA^{*1}

Large quantities of radionuclides were released as a result of Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident. It is known that these radionuclides contaminated inside houses as well as outdoor environment. Considering the radiation protection of residents after a nuclear power station accident, it is important to know the influence of radionuclides inside houses to radiation dose to residents. In this study, we investigated removal factors and fractions of fixed contamination of various materials inside houses in Okuma Town, Futaba Town, and Namie Town to assess the contamination level inside house appropriately. Nine kinds of materials: fibers, woods (smooth), woods (rough), glasses, concretes (smooth), concretes (rough), plastics, PVCs and metals, were used in examinations. The lowest and the highest removal factors were $23\% \pm 16\%$ of woods (rough) and $79\% \pm 7.7\%$ of glasses, respectively. Removal factors of all materials were higher than 10% which is recommended by Japanese Industrial Standard. The negative correlation was found between removal factors and fractions of fixed contamination. Using this correlation, the decontamination efficiency, which means the ratio of the activity removed from the surface by one smear sample to the activity of the total surface activity, was proposed. The air dose rate from the contamination inside house was calculated using obtained decontamination efficiencies and removal factor of 10%. In the case using the removal factor of 10%, the air dose rate derived by indoor contamination was approximately 2 times higher than the case using obtained decontamination efficiencies. We found that the air dose rate derived by indoor contamination was much lower than the air dose rate outside house, and the influence of indoor contamination on the external exposure was small.

KEY WORDS: removal factor, smear method, Fukushima Daiichi Nuclear Power Station accident, evacuation area, inside house, air dose rate.

I 緒 論

東京電力福島第一原子力発電所（FDNPS）事故により放射性物質が環境中へと放出され、事故の影響を受け

た地域の住民は避難を余儀なくされた。事故後 6 年が経過する間に屋外の空間線量率の変化に伴って避難指示区域の再編が行われ、2017 年 4 月 1 日には大熊町、双葉町、及び帰還困難区域を除くすべての地域の避難指

^{*1} (国研) 日本原子力研究開発機構安全研究センター；茨城県那珂郡東海村白方白根 2-4 (〒319-1195)

Nuclear Safety Research Center, Japan Atomic Energy Agency; 2-4 Sirakata-Sirane, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki 319-1195, Japan.

^{*2} (国研) 日本原子力研究開発機構福島環境安全センター；福島県田村郡三春町深作 10-2 (〒963-7700)

Fukushima Environmental Safety Center, Japan Atomic Energy Agency; 10-2 Fukasaku, Miharu-machi, Fukushima 963-7700, Japan.

^{*3} (国研) 日本原子力研究開発機構核燃料サイクル工学研究所保安管理部；茨城県那珂郡東海村村松 4-33 (〒319-1194)

Safety Administration Department, Nuclear Fuel Cycle Engineering Laboratories, Japan Atomic Energy Agency; 4-33 Muramatsu, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki 319-1194, Japan.

^{*4} (国研) 日本原子力研究開発機構環境技術開発センター；茨城県東茨城郡大洗町成田町 4002 (〒311-1393)

Waste Management and Decommissioning Technology Development Center, Japan Atomic Energy Agency; 4002 Narita-cho, Oarai-machi, Higashiibaraki-gun, Ibaraki 311-1393, Japan.

[#] Corresponding author; E-mail: A.Mori@iaea.org

示が解除された¹⁾。2012年4月1日以降、避難指示区域は年間の積算線量の推定値を基準に定められ、20 mSv/y 以下になることが確実な地域を避難指示解除準備区域、20 mSv/y を超えるおそれがある地域を居住制限区域、50 mSv/y を超えていて、5年後も20 mSv/y を下回らないおそれがある地域を帰還困難区域としている²⁾。年間の積算線量は屋外の空間線量率の測定値を利用して計算されており³⁾、屋内の汚染は無いものと仮定されているが、近年の調査により、FDNPS 周辺では放射性物質は屋外だけでなく家屋内にも沈着していることが分かってきた⁴⁾。そのため、事故後における住民の放射線防護を考えるうえで、家屋内に沈着した汚染に由来する外部被ばく線量が全体の外部被ばく線量にどの程度影響するかを把握しておくことは重要である。

家屋内の汚染に由来する線量当量率は、屋外の汚染に由来する放射線の影響があるため NaI (TI) シンチレーション式サーベイメータ等により測定することはきわめて困難である。よって屋内に汚染がどの程度存在するか、つまり、表面汚染密度がどの程度であるかを測定する必要がある。表面汚染密度の測定には主に直接法と間接法の2通りの方法がある⁵⁾。直接法とは、GM 管式サーベイメータ等で物体表面の汚染の程度を直接測定する方法である。間接法とは、汚染を拭き取ったスミアろ紙等を GM 管式サーベイメータ等で測定する方法である。これらの手法は原子力施設等の管理区域において汚染を検出することを想定して開発されており、家屋内の汚染状況の把握に適用するためにはいずれの手法にも以下のような課題がある。

直接法においては測定対象以外の周辺汚染による測定値の不確実性が課題となる。FDNPS 周辺の地域では常に周囲に汚染が存在する状態となっているため、測定値はサーベイメータの検出窓以外から入射する放射線の影響を受ける。また、測定対象面の背面部等に汚染がある場合はその汚染の影響を受ける。例えば、家屋内の壁表面に付着した汚染を測定する場合は、外壁面に付着した汚染及び屋外に存在する汚染に由来する放射線が測定値に影響を及ぼす。テーブルの表面汚染を測定する場合は、テーブルの下の方及びテーブル天板の裏側に存在する汚染に由来する放射線が測定値に影響を及ぼす。このように、測定対象以外の箇所からの放射線の影響を受けるような場所の測定には直接法は不向きである。

間接法では、スミアろ紙等により汚染がどの程度拭き取れたかを示す拭き取り効率を求める必要がある。拭き取り効率に実験的データがない場合は、部材の種類にか

かわらず拭き取り効率を10%とすることがJISにより定められている⁵⁾。しかし拭き取り効率は部材により大きく異なることが知られている。これまで原子力施設等においては施設内の部材を構成するコンクリート類、塩化ビニル類、金属類等について拭き取り効率を求める実験が行われてきた⁶⁻⁹⁾が、いずれも拭き取り効率10%よりも大きい値を示しており、拭き取り効率を10%とすると表面汚染密度を数倍程度過大評価する可能性がある。また家屋内装部材の拭き取り効率、加えてFDNPS 事故の影響で汚染された実際の家屋における拭き取り効率に関する調査はほとんど例がない。さらに、間接法により測定できるのは、物質の全表面汚染のうち、ろ紙等により拭き取れる汚染、つまり遊離性表面汚染のみであり、ろ紙等により拭き取れない汚染、つまり固定性表面汚染は測定することができない。被ばく線量評価の観点から重要となるのは全表面汚染であるため、拭き取り効率の値だけではなく、固定性表面汚染の割合がどの程度であるかも知る必要がある。

以上の課題を踏まえ本研究では、家屋内汚染の適切な評価によって家屋内汚染に由来する被ばく線量を合理的に評価するため、大熊町、双葉町、及び浪江町の実家屋においてさまざまな部材の拭き取り効率等を調査し、汚染の評価手法を検討した。

II 実 験

本研究では家屋内の同一箇所の汚染面において、GM 管式サーベイメータ（日立アロカメディカル（株）、TGS-146B）を用いた直接法による表面汚染の測定と、スミアろ紙（ADVANTEC、杓子型、直径25 mm）を用いた拭き取り試験を行い、拭き取り効率及び固定性表面汚染の割合を求めた。

1. 測定対象

実験は、大熊町の家屋3軒（FDNPS から1.9 km 北西、3.7 km 西、及び5.5 km 南西）、双葉町の家屋1軒（FDNPS から3.6 km 北西）、及び浪江町の家屋1軒（FDNPS から12 km 北西）で行った。**Fig. 1**に調査を行った家屋の場所を示す。測定対象とした部材は、繊維類、木材類などの実際の家屋で用いられている部材である。**Table 1**に測定対象の分類と部材の例を示す。2a. 木材類（平滑）は木材の表面に塗装等の処理が施されているものを、2b. 木材類（凹凸）は表面が未処理のものを指す。測定対象の選定基準として、一般的な家庭にある材質で、かつ対象面の上部にテーブル等の被覆物がないこと、及び

Fig. 1 Location of houses in evacuation area. Black squares indicate houses, and white diamond indicates FDNPS.

Table 1 Materials used in examinations.

Group	Example of material	Note
1. Fibers	Tatami	
2a. Woods (smooth)	Flooring, shelf, etc.	Painted with wax or resin
2b. Woods (rough)	Flooring, top board of bay window, etc.	Untreated
3. Glasses	Glass table, mirror, etc.	
4a. Concretes (smooth)	Tile of bathtub	Smooth surface without joint
4b. Concretes (rough)	Tile of bathtub, floor of bathroom	Rough surface or with joint
5. Plastics	Cover of toilet bowl, top board of TV, etc.	
6. PVCs	Floor of lavatory, floor of bathroom, etc.	
7. Metals	Sink, toaster	

人の活動等で擾乱されていないことを条件とした。

2. 実験手順

(1) バックグラウンド (BG) の測定

本論文での BG とは、家屋内において GM 管式サーベイメータを遮蔽した状態で測定する値、または汚染のない研究室内において GM 管式サーベイメータを遮蔽せず測定する値を意味する。家屋内では GM 管式サーベイメータを鉛ブロック (50 mm × 100 mm × 200 mm) 2 個及びコリメータ ((株) 日本遮蔽技研, EARTHSHIELD® MODEL-E, 側面厚さ 15.9 mm) により遮蔽した。検出窓には β カッターまたはスペーサーを取り付けた。 β カッターとは厚さ 3 mm のポリプロピレン製のキャップであり、 β 線を遮蔽する。スペーサーとは検出器の窓が汚染面に接触しないようにするためのリング状のキャップである。どちらを付けた場合も対象物から検出窓までの距離は 5 mm に保たれる。 β カッターを付けた場合及びスペーサーを付けた場合の計数率の差から β 線による計数率を求め、BG の計算を行った。BG 測定では時定数を 30 秒に設定し、値が安定した後に測定値を 5 回記録した。

(2) 対象部材及びスミアろ紙の測定

家屋内の部材の測定対象範囲は JIS に則って 100 cm² (10 cm × 10 cm の正方形) とし、コリメータで遮蔽した GM 管式サーベイメータを用いて正方形の中心を直接法により測定した。次にスミアろ紙を用いて正方形の枠内を複数回 (10 回程度) 拭き取った。拭き取った試料は汚染拡大防止用のチャック付きポリ袋に保存した。最後に再び同じ場所を直接法により測定した。保存したスミアろ紙試料は BG の低い茨城県東海村の研究室内においてコリメータを使用せず GM 管式サーベイメータで測定した。複数回分の試料のうち、計数率が BG より有意に高かった回数のもので計算に使用した。対象部材及びスミアろ紙の測定では時定数を 10 秒に設定し、値が安定した後に測定値を 5 回記録した。これらの測定時も BG と同様に β カッター及びスペーサーを使用した。BG, 対象部材, 及びスミアろ紙測定時の機材等の構成を Fig. 2 に示した。

3. 拭き取り荷重

吉田ら (1964) がタイルを ⁶⁰Co 硝酸溶液で汚染させ拭き取る実験を行ったところ、拭き取り荷重 (直

Fig. 2 Configuration on measurements of BG, materials, and smear papers.

径 25 mm のスミアろ紙に上から加えられる荷重) が 0.5–1.0 kg の範囲ではスミアろ紙の測定値が変化しなかった⁶⁾。一方で杉浦ら (2007) が汎用ビニル床シート材であるロンリウムを⁶⁰Co 塩酸溶液で汚染させ拭き取る実験を行ったところ、拭き取り荷重が 1.0 kg より小さい場合は拭き取り効率が小さくなったため、適切な荷重は 1.0–1.5 kg 程度であるとしている⁸⁾。これらの実験結果を踏まえ、本研究では拭き取り荷重を 1 kg に設定した。拭き取り荷重を測定する際にはフォースゲージ((株)イマダ, ZTA-100N) にスミアろ紙を取り付け、数値を見ながら拭き取りを行うと同時に、荷重の経時変化を 1 秒あたり 10 回記録した。フォースゲージを用いた拭き取りの様子を Fig. 3 に示した。本研究における全試料の拭き取り荷重は 0.99 ± 0.068 kg であった。

4. 拭き取り効率及び放射能の計算

(1) 間接法における拭き取り効率の計算

間接法では拭き取り効率を用いて表面汚染密度を測定する。遊離性表面汚染の表面汚染密度 A_{sr} (Bq/cm²) を求めるための一般式は次のとおりである。

$$A_{sr} = \frac{n - n_{BG}}{\varepsilon_i \times F \times S \times \varepsilon_s} \quad (1)$$

ここで n は総計数率 (cps), n_{BG} は BG 計数率 (cps), ε_i は β 粒子に対する機器効率, F は拭き取り効率, S は拭

Fig. 3 Wipes with the force gauge. Wipe force is approximately 1 kg.

き取り面積 (cm²), ε_s は放射性表面汚染の線源効率である。本研究では上記の式内の拭き取り効率 F の実験的評価値を得るため複数回の拭き取りを行った。拭き取り効率 F は次の式で与えられる。

$$F = A_i / A_r \quad (2)$$

ここで, A_i は 1 回の拭き取りで拭き取った放射能 (Bq), A_r は拭き取りを行う前に存在した遊離性表面汚染の放射能 (Bq) である。 A_r は複数回の拭き取り試験で拭き取った放射能を合算することにより精度よく推定することができる⁵⁾。よって本研究では A_r を次の式のように定義する。

$$A_r = \sum_{i=1}^N A_i \quad (3)$$

ここで, N は拭き取り回数, A_i は i 回目の拭き取りで拭き取った放射能 (Bq) である。 A_i は次の式を用いて計算した。

$$A_i = \frac{(\overline{n_{i,\beta\gamma}} - \overline{n_{BG,\beta\gamma}})(\overline{n_{i,\gamma}} - \overline{n_{BG,\gamma}})}{\varepsilon_i \times \varepsilon_s \times C} \quad (4)$$

ここで, $\overline{n_{i,\beta\gamma}}$ はスペーサーを付けて測定した i 回目のスミアろ紙サンプルの計数率の平均値 (cps), $\overline{n_{BG,\beta\gamma}}$ はスペー

サーを付けて測定した BG 計数率の平均値 (cps), $\overline{n_{i,\gamma}}$ は β カッターを付けて測定した i 回目のスミアろ紙サンプルの計数率の平均値 (cps), $\overline{n_{BG,\gamma}}$ は β カッターを付けて測定した BG 計数率の平均値 (cps), C はろ紙を挟んだポリ袋の遮蔽係数である。本研究において、遮蔽係数 C は 0.85 であった。機器効率 ε_i は β 線の最大エネルギーや線源と検出器との幾何条件により異なる。線源効率 ε_s は測定対象の材質により異なる。本研究で使用したサーベイメータはアルミニウムプレート製の ^{36}Cl を線源とし線源と検出窓を 5 mm 離れた位置で校正を行い、計数率から放射能への換算係数を決定している。汚染の主な核種である ^{137}Cs 及び ^{134}Cs の β 線エネルギーの範囲では機器効率に違いはなく¹⁰⁾、ほとんどの部材がアルミニウムプレートと同様の線源効率 (0.6) であった¹¹⁾ ため、サーベイメータに記載の換算係数 ($7.4 \times 10^{-2} \text{ Bq/min}^{-1}$) を用いて放射能の計算を行った。木材の線源効率は 0.5 であり¹¹⁾、畳の線源効率は明らかでないため JIS に従い 0.5 としたため、畳及び木材類の測定時は換算係数に 0.6/0.5 を掛けて補正した。それ以外の部材やスミアろ紙の場合は線源効率に 0.6 を用いた。

(2) 直接法による表面汚染密度の計算

直接法では遊離性表面汚染だけでなく固定性表面汚染も測定している。本研究では、拭き取り前に直接法で測定した放射能を全表面汚染の放射能 A_t (Bq)、拭き取り後に直接法で測定した放射能を固定性表面汚染の放射能 A_r (Bq) とみなし、次のように定義する。

$$A_t = A_r + A_{st} \quad (5)$$

全表面汚染の表面汚染密度 A_{st} (Bq/cm^2) は次の式により計算した。

$$A_{st} = \frac{(\overline{n_{bfr,\beta\gamma}} - \overline{n_{BG,\beta\gamma}})(\overline{n_{bfr,\gamma}} - \overline{n_{BG,\gamma}})}{\varepsilon_i \times W \times \varepsilon_s} \quad (6)$$

ここで、 $\overline{n_{bfr,\beta\gamma}}$ は拭き取り前にスパーサーを付けて直接法により測定した計数率の平均値 (cps), $\overline{n_{bfr,\gamma}}$ は拭き取り前に β カッターを付けて直接法により測定した計数率の平均値 (cps), W は GM 管式サーベイメータの有効窓面積 (cm^2) である。本研究において W は 19.6 cm^2 であった。また、固定性表面汚染の表面汚染密度 A_{sf} (Bq/cm^2) は次の式で与えられる。

$$A_{sf} = \frac{(\overline{n_{aft,\beta\gamma}} - \overline{n_{BG,\beta\gamma}})(\overline{n_{aft,\gamma}} - \overline{n_{BG,\gamma}})}{\varepsilon_i \times W \times \varepsilon_s} \quad (7)$$

ここで、 $\overline{n_{aft,\beta\gamma}}$ は拭き取り後にスパーサーを付けて直接

法により測定した計数率の平均値 (cps), $\overline{n_{aft,\gamma}}$ は拭き取り後に β カッターを付けて直接法により測定した計数率の平均値 (cps) である。

(3) 検出限界の計算

(4) 式, (6) 式, 及び (7) 式の計算を行う際には、スパーサーまたは β カッターを付けて測定した各サンプルの計数率が検出限界の計数率を上回っていることを確認する必要がある。検出限界の計数率 $n_{d,p}$ (cps) は次の式で計算した¹²⁾。スパーサーを付けた場合は $p = \beta\gamma$, β カッターを付けた場合は $p = \gamma$ となる。

$$n_{d,p} = \frac{K}{2} \left\{ \frac{K}{2\tau_s m} + \sqrt{\left(\frac{K}{2\tau_s m} \right)^2 + 2\overline{n_{BG,p}} \left(\frac{1}{\tau_s m} + \frac{1}{\tau_{BG} m} \right)} \right\} \quad (8)$$

ここで、 K は標準偏差の倍数、 τ_s はサンプル測定時の時定数 (s)、 m は測定回数、 τ_{BG} は BG 測定時の時定数 (s) である。 K は一般的に 3 を用いる。本研究においては、 τ_s は 10 s、 m は 5 回、 τ_{BG} は 30 s とした。

III 結果と考察

1. 拭き取り効率

本試験の結果で示したすべての誤差には、サーベイメータの 5 回の読み取り値による計数率のばらつき、及び同一分類中における複数の異なる部材がもつそれぞれの拭き取り効率のばらつきが含まれている。本研究では、計数率のばらつき、各部材の拭き取り効率のばらつき、そしてそれらを合成した一分類としてのばらつきをすべて正規分布と仮定し、平均値と標準偏差を計算した。

各部材の拭き取り効率の結果を Fig. 4 に示す。拭き取り効率が最も高かった部材は 3. ガラス類及び 4a. コンクリート類 (平滑) で、それぞれ $79\% \pm 7.7\%$ 及び

Fig. 4 Removal factor (F) of each material. 1: fibers, 2a: woods (smooth), 2b: woods (rough), 3: glasses, 4a: concretes (smooth), 4b: concretes (rough), 5: plastics, 6: PVCs and 7: metals. Dotted line means removal factor of 10%.

76%±2.9%であった。最も低かった部材は2b. 木材類（凹凸）の23%±16%であったが、部材により拭き取り効率が大きく異なり、最も低いものは9.5%, 最も高いもので53%であった。2a. 木材類（平滑）の拭き取り効率は51%±11%であり、木材表面に塗装等の処理が施してある場合は、表面が未処理のものと比較して拭き取り効率が高くなった。同様に、4a. コンクリート（平滑）の拭き取り効率は4b. コンクリート（凹凸）の2倍程度であり、表面状態及び目地の有無により大きく異なっていた。1. 繊維類に分類した畳は拭き取り効率の誤差が非常に大きかった。これは主に計数率のばらつきが原因であると考えられる。畳はスミアろ紙により拭き取れた汚染がND-0.05 Bq/cm²と非常に少なかったため、各スミアろ紙の表面汚染密度を求める計算過程において、その誤差が相対的に大きくなったと考えられる。

本研究で調査した部材の中で拭き取り効率が10%未満となったのは2b. 木材類（凹凸）の中の一つの部材のみであり、それ以外の部材では10%を大きく上回っていた。また先行研究においても、汚染源や拭き取り荷重に関わらず10%より高い値であった⁶⁻⁹⁾。よって拭き取り効率が不明な部材に対して10%を適用することは表面汚染密度を過大評価する可能性が高いため、汚染の評価という観点では適切ではないことがわかった。

2. 固定性表面汚染の割合

拭き取り効率は遊離性表面汚染のうち1回目で拭き取ることができた汚染の割合であるため、間接法を用いて測定できるのは遊離性表面汚染の放射能のみである。家屋内汚染による外部被ばくを評価するためには固定性表面汚染の割合についてもどの程度であるかを知る必要がある。(6)式及び(7)式から求めた各部材の固定性表面汚染の割合をFig. 5に示す。固定性表面汚染の割合が最も低かったのは3. ガラス類及び5. プラスチック類で、それぞれ14%±11%及び15%±12%であった。一方最も高かったのは1. 繊維類の101%±16%であった。その要因として、畳の繊維の隙間に汚染が入り込み、複数回の拭き取りにもかかわらず汚染はほとんど拭き取れていなかったことが考えられる。畳は拭き取れた汚染が非常に少なかったため拭き取り前後で表面汚染に変化がなかった。よって計数率誤差の影響を受けて固定性表面汚染の割合が100%を超える場合があった。2a. 木材類（平滑）では65%±15%, 2b. 木材類（凹凸）では81%±9.7%となったことから、表面が未処理の木材は遊離性表面汚染の割合が少なく、かつその遊離性表面汚

Fig. 5 Fraction of fixed contamination (A_f/A_i) of each material. 1: fibers, 2a: woods (smooth), 2b: woods (rough), 3: glasses, 4a: concretes (smooth), 4b: concretes (rough), 5: plastics, 6: PVCs and 7: metals.

染も一度で拭き取ることは困難であることがわかった。4a. コンクリート類（平滑）は22%±2.5%, 4b. コンクリート類（凹凸）は76%±21%となり、汚染の大部分は凹凸部及び目地の部分に固定されていると考えられる。本研究では畳の汚染がほとんど拭き取れておらず、拭き取り効率を正確に算出できていない可能性があることがわかった。よってこれ以降は畳を除いた結果を議論していくこととする。

3. 汚染の回収率

(5)式に示したとおり、理論上は A_i と A_f の和が A_t となる。ここでは、拭き取り前に直接法で測定した放射能(A_i)に対して、複数回の拭き取りによって拭き取った放射能の合計(A_f)と拭き取り後に直接法で測定した放射能(A_f)との和がどの程度の割合であったかを汚染の回収率と呼ぶこととし、計算を行った。Fig. 6に、各部材の汚染の回収率を示した。汚染の回収率は最も低い

Fig. 6 Recovery rate of contamination. 2a: woods (smooth), 2b: woods (rough), 3: glasses, 4a: concretes (smooth), 4b: concretes (rough), 5: plastics, 6: PVCs and 7: metals. Dotted line means recovery rate of 100%.

もので $84\% \pm 17\%$, 最も高いもので $106\% \pm 22\%$ となり, すべての分類で 100% から大きく外れることはなかった。汚染の回収率が 100% にならなかった原因として考えられるのは, 拭き取り範囲の汚染の不均一性, 及び拭き取り行為によるサーベイメータ検出範囲内への汚染の流入または範囲外への汚染の流出である。これらの影響を調べるためには, 拭き取り前後の部材に付着している汚染の分布をイメージングプレート等により把握しておく必要がある。汚染の回収率は, 同一の部材上の複数個所における直接法による測定や, 直接法の測定範囲と間接法の拭き取り範囲を統一するといった方法により, 100% に近づけることができると考えられる。

4. 表面汚染密度

本研究において直接法で測定した拭き取り前の全表面汚染密度の範囲は $0.49\text{--}10\text{ Bq/cm}^2$, 中央値は 3.0 Bq/cm^2 であった。Fig. 7 に全表面汚染密度と拭き取り効率との関係を示す。各部材の測定値を含む範囲に影を付けた。7. 金属類を除いた部材では拭き取り効率は全表面汚染密度の影響を受けていないと考えられる。金属類については汚染レベルが低い場合に拭き取り効率が高く汚染レベルが高い場合に拭き取り効率が低いように見えるが, 汚染レベルの高い 2 点では全表面汚染密度が 2 倍以上異なる (4.1 Bq/cm^2 及び 9.3 Bq/cm^2) ものの拭き取り効率の差はわずか (28% 及び 23%) であり, 拭き取り効率と

全表面汚染密度との間に明確な相関があると判断することは難しい。杉浦ら (2007) では, 表面汚染密度が $0.05\text{--}50\text{ Bq/cm}^2$ の範囲においては拭き取り荷重が一定であれば汚染の大小により拭き取り効率は変化しないと述べられており⁸⁾, 本研究もこれに矛盾しない結果となった。

5. 拭き取り効率と固定性表面汚染の割合との関係

拭き取り効率 F と固定性表面汚染の割合 A_f/A_t との関係を Fig. 8 に示した。拭き取り効率 F と固定性表面汚染の割合 A_f/A_t には負の相関があった。これは遊離性表面汚染 A_f が少ない部材ほど 1 回目の拭き取りで取り除ける汚染が少ないことを示している。ここで, 本研究により求められた関係を用いて, 全表面汚染 A_t に対して 1 回目の拭き取りで取り除ける汚染の割合 (以下, 汚染除去率 D と呼ぶ) について考察する。

遊離性表面汚染の割合 A_f/A_t を $1 - A_f/A_t$ で表せると仮定すると, 汚染除去率 D は

$$D = (1 - A_f/A_t) \times F \quad (9)$$

で表される。また, 拭き取り効率 F と固定性表面汚染の割合 A_f/A_t が比例関係であるとする, a 及び b を定数とした関数

$$A_f/A_t = aF + b \quad (10)$$

Fig. 7 Relationship between total surface activity (A_t) and removal factor (F). 2a: woods (smooth), 3: glasses, 4b: concretes (rough), 5: plastics are in the left figure, and 2b: woods (rough), 4a: concretes (smooth), 6: PVCs and 7: metals are in the right figure. The range which contains the measurement data of each material was colored.

Fig. 8 Relationship between removal factor (F) and fraction of fixed contamination (A_f/A_t). 2a: woods (smooth), 2b: woods (rough), 3: glasses, 4a: concretes (smooth), 4b: concretes (rough), 5: plastics, 6: PVCs and 7: metals.

と (9) 式から、汚染除去率 D は

$$D = aF^2 + (1 - b)F \quad (11)$$

となる。本研究の結果から求めた拭き取り効率と汚染除去率との関係を **Fig. 9** に示す。図中の曲線は (11) 式より求めた二次関数のグラフである。最大 25% 程度の誤差はあるが、全体として本研究の結果もこの式を否定しないものであった。このように、拭き取り効率が低いほど実際に拭き取れる汚染の割合は加速度的に小さくなる可能性が示唆された。

6. 表面汚染密度の評価手法の違いが室内空間線量率に及ぼす影響

(国研) 日本原子力研究開発機構が 2012 年 12 月に調査を行った大熊町の家屋のうち最も汚染レベルが高かった家屋における床及び壁の計数率をもとに、本研究で求めた汚染除去率を用いて床及び壁の表面汚染密度を評価した。評価された表面汚染密度の中央値 (**Table 2**) を利用して、家屋内の高さ 1 m における空間線量率をシミュレーションにより計算した。計算には PHITS2¹³⁾ (Ver. 2.880) を用い、対象核種は ^{137}Cs 及び ^{134}Cs とした。計算体系を **Fig. 10** に示す。想定した家屋の大きさは 72 m²、天井高は 2.4 m とした。主な滞在場所となる 3 つの部屋 (それぞれ 12 m², 16 m², 20 m²) の高さ 1 m の地点における空間線量率を 25 cm × 25 cm のメッシュ毎に計算した。10% の拭き取り効率を用いて表面汚染

Fig. 9 Relationship between removal factor (F) and decontamination efficiency (D). 2a: woods (smooth), 2b: woods (rough), 3: glasses, 4a: concretes (smooth), 4b: concretes (rough), 5: plastics, 6: PVCs and 7: metals. Black line indicates a theoretical formula of relationship between removal factor (F) and decontamination efficiency (D) assuming that removal factor (F) and fraction of fixed contamination (A_f/A_t) are in proportion.

Table 2 Median of the assessed surface contamination inside house in Okuma Town (Bq/cm²). Case 1 and Case 2 mean the surface contamination calculated by using decontamination efficiency and 10% removal factor, respectively.

	Number of samples	Case 1 (Bq/cm ²)	Case 2 (Bq/cm ²)
Floor	76	4.2	7.5
Wall	38	0.069	0.16

密度を評価した場合についても同様に計算し、空間線量率を比較した。家屋内の空間線量率の分布を **Fig. 11** に、各部屋における空間線量率を **Table 3** に示す。家屋内汚染に由来する空間線量率は、汚染除去率を用いて評価した場合 (ケース 1) で 0.029–0.068 (算術平均値 0.053) $\mu\text{Sv/h}$, 10% の拭き取り効率を用いて評価した場合 (ケース 2) で 0.052–0.124 (算術平均値 0.096) $\mu\text{Sv/h}$ となり、ケース 2 の方が 2 倍程度高かった。汚染除去率を用いて計算した各部屋の空間線量率は、部屋 1 で 0.050 $\mu\text{Sv/h}$, 部屋 2 で 0.053 $\mu\text{Sv/h}$, 部屋 3 で 0.054 $\mu\text{Sv/h}$ となり、部屋の床面積が大きいほどわずかに高くなる傾向があった。家屋内の汚染に由来する空間線量率は、2012 年 12 月当時の屋外の空間線量率の算術平均値である 4.9 $\mu\text{Sv/h}$ ¹⁴⁾ の約 1% であり、外部被ばく線量に与える家屋内汚染の影響が非常に小さいことがわかった。

Fig. 10 Layout of the house which simulated air dose rate. Air dose rates were calculated for every mesh of $25\text{ cm} \times 25\text{ cm}$ at 1 m height in room 1 (12 m^2), room 2 (16 m^2), and room 3 (20 m^2). Dots indicate measurement points.

Fig. 11 Distribution of air dose rate ($\mu\text{Sv/h}$) inside house at 1 m height. Case 1 and Case 2 mean the air dose rate calculated by using decontamination efficiency and 10% removal factor, respectively.

Table 3 Average of air dose rate of each room ($\mu\text{Sv/h}$). Case 1 and Case 2 mean the air dose rate calculated by using decontamination efficiency and 10% removal factor, respectively.

	Floor area (m^2)	Case 1 ($\mu\text{Sv/h}$)	Case 2 ($\mu\text{Sv/h}$)
Room 1	12	0.050 ± 0.0088	0.091 ± 0.016
Room 2	16	0.053 ± 0.0091	0.096 ± 0.016
Room 3	20	0.054 ± 0.0092	0.098 ± 0.017

IV 結 論

原子力事故後において家屋内に浸入した汚染に由来する被ばく線量を正確に評価するため、大熊町、双葉町、及び浪江町の実家屋においてさまざまな家屋内装部材の拭き取り効率を調査した。その結果、畳を除くすべての部材で拭き取り効率が10%を上回った。拭き取り効率と固定性表面汚染の割合には負の相関があり、これにより拭き取り効率と汚染除去率の関係が二次関数である可能性が示唆された。実験により得られた汚染除去率及びJISに記載された10%の拭き取り効率を用いて家屋内汚染に由来する空間線量率を計算した結果、10%の拭き取り効率を用いた場合は汚染除去率を用いた場合と比較して空間線量率の計算結果が2倍程度高かった。汚染除去率を用いた場合の空間線量率は屋外の空間線量率の約1%にあたる $0.05\text{ }\mu\text{Sv/h}$ 程度となり、外部被ばく線量に与える家屋内汚染の影響が非常に小さいことがわかった。

V 今後の課題

帰還困難区域への立ち入り時間に制限があること、調査可能な家屋に限られていることなどにより、本研究における調査は各分類について3種類から8種類にとどまった。拭き取り効率及び汚染除去率の変化の範囲がどの程度であるかを議論するためには、同様の実験を繰り返して多くのデータを集積すること、及び条件を一定にした実験室実験を行うことが必要である。また汚染の回収率は固定性表面汚染の割合に影響を与えるため、回収率が100%とならない原因を明らかにする必要がある。これには拭き取り前後の汚染分布をイメージングプレートにより把握することが有効であると考えられる。これらの課題を解決するため、今後は実験室において一定の部材や汚染源を用いた体系的な実験を行い、拭き取り効率等に影響する要因を明らかにしていく。

謝 辞

本研究の調査にご協力いただき、ご自宅を提供してくださいました大熊町、双葉町、及び浪江町の家屋所有者の皆様には感謝申し上げます。

利益相反の開示

本研究の実施及び論文の執筆に関し、著者らが開示すべき利益相反関係にある企業等はありません。

参 考 文 献

- 1) Ministry of Economy, Trade and Industry; Areas to which evacuation orders have been issued (April 1, 2017) (2017). Available at: <http://www.meti.go.jp/earthquake/nuclear/kinkyu/hinanshiji/2017/pdf/0401gainenzu.pdf>, Accessed 19 July, 2018 (in Japanese).
- 2) Nuclear Emergency Response Headquarters; Basic Concept and Issues to be Challenged for Rearranging the Restricted Areas and Areas to which Evacuation Orders Have been Issued where Step 2 has been Completed (2011). Available at: http://www.meti.go.jp/english/earthquake/nuclear/roadmap/pdf/20111226_01.pdf, Accessed 19 July 2018.
- 3) Ministry of the Environment; Progress on Decontamination & Interim Storage Facility (2014). Available at: <http://www.mofa.go.jp/files/000051402.pdf>, Accessed 19 July 2018.
- 4) H. YOSHIDA-OHUCHI, T. KANAGAMI, Y. SATOH, M. HOSODA, Y. NAITOH and M. KAMEYAMA; Indoor radiocaesium contamination in residential houses within evacuation areas after the Fukushima nuclear accident. *Sci. Rep.*, **6**, Article number: 26412 (2016).
- 5) Japanese Industrial Standards Committee; Evaluation of surface contamination Beta-emitters (maximum beta energy greater than 0.15 MeV) and alpha-emitters. JIS Z 4504 (2008) (in Japanese).
- 6) Y. YOSHIDA, Y. SASAKI, M. MURATA, S. IZAWA and Y. IKEZAWA; Experiment study of smear survey. *J. At. Energy Soc. Jpn.*, **6**, 77–81 (1964) (in Japanese).
- 7) G. W. ROYSTER and B. R. FISH; Techniques for assessing “removable” surface contamination, B. R. FISH (ed.) “Surface Contamination”, pp. 201–207 (1964), Pergamon Press, Oxford.
- 8) N. SUGIURA, J. TAIRA, K. TAKENAKA, K. YAMANAKA, K. SUGAI and T. KOSAKO; Experimental analysis on removal factor of smear method in measurement of surface contamination. *Jpn. J. Health Phys.*, **42**, 214–220 (2007) (in Japanese).
- 9) T. ICHII and H. OGINO; Experimental evaluation of removal factor in smear method for surveying radioactive surface contamination of transport cask. *Jpn. J. Health Phys.*, **46**, 52–59 (2011) (in Japanese).
- 10) Japanese Industrial Standards Committee; Portable radiation surface contamination meters and monitors. JIS Z 4329 (2004) (in Japanese).
- 11) T. ICHII and H. OGINO; Experimental study on source efficiencies of various materials contaminated with radioactivity. *Trans. At. Energy Soc. Jpn.*, **6**, 370–375 (2007) (in Japanese).
- 12) M. KISHIDA and S. SUGA; Radiation Monitoring of the Workplace (XI): Air Monitoring (7) Measurement of Samples, Jpn. Radioisotope Assoc. (ed.) “Sagyoukankyou no Housyasen Monitaringu —Keikaku Ritsuan kara Hyouka made—” [Radiation Monitoring of the Workplace —from planning to assessment], 99–110 (1978) (in Japanese).
- 13) T. SATO, K. NIITA, N. MATSUDA, S. HASHIMOTO, Y. IWAMOTO, et al.; Particle and Heavy Ion Transport Code System PHITS, Version 2.52. *J. Nucl. Sci. Technol.*, **50**, 913–923 (2013).
- 14) Nuclear Regulation Authority; Readings of air dose in the 20km zone of Fukushima Dai-ichi NPP (December 2012) (2012). Available at: <http://radioactivity.nsr.go.jp/en/list/239/list-201212.html>, Accessed 19 July 2018.