原著論文

福島周辺の家屋の内外における γ 線スペクトルの評価谷村 嘉彦^{*1, #}, 富田 純平^{*1}, 吉 富 寛^{*1}, 吉澤 道夫^{*1}, 箱崎 亮三^{*2}, 高橋 荘平^{*2}

(2016 年 4 月 15 日受理)

(2016 年 5 月 30 日再受理)

Evaluation of Gamma-ray Spectra Measured Inside and Outside a House in Fukushima

Yoshihiko TANIMURA,^{*1, #} Jumpei TOMITA,^{*1} Hiroshi YOSHITOMI,^{*1} Michio YOSHIZAWA,^{*1} Ryouzou HAKOZAKI^{*2}
and Souhei TAKAHASHI^{*2}

Photon spectra were measured inside and outside a house in Minami-Soma city by using a NaI(Tl) scintillation spectrometer. The photons were categorized into three groups according to their energy. The groups were (1) scattered photons, which include low energy photons, (2) direct photons from ^{134}Cs and ^{137}Cs sources and (3) the other photons. Then the ratios of the ambient dose equivalents $H^*(10)$ of the scattered photons to those of the direct photons from the ^{134}Cs and ^{137}Cs sources have been evaluated from the measured photon spectra. The ratios are high inside the house compared with those out of the house. It was found that the scattered photons contribute to the $H^*(10)$ by more than 50% inside the house. The ambient dose equivalent average energies of the scattered photons are around 0.25 MeV both inside and outside the house. These data is worthwhile to design the optimum shielding for the protection against the public radiation exposure.

KEY WORDS: gamma-ray spectrum, Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant, NaI(Tl) scintillator, scattered photon, Minami-Soma city, ambient dose equivalent.

I 緒 論

福島第一原子力発電所の事故では、大量の放射性物質が環境に放出され、環境中の放射線量を大きく増加させている。特に、放射性セシウム (^{134}Cs 及び ^{137}Cs) から放出される γ 線により、生活環境中の線量が増加し、帰還を困難にしている。住民が安心して帰還するためには、

適切な除染の実施により線量を下げることが最も重要である。しかし、除染による線量低減効果にも限界がある。そこで、帰還した住民が安心して生活を送るためには、寝室などの滞在時間が長い場所に線量率が低い場所を選ぶ、遮蔽などにより線量を低減させる等の放射線防護対策を講じることが有効である。このうち、遮蔽の効果は、線量に寄与する γ 線のエネルギーに大きく依存する。このため、遮蔽等の防護対策を適切に行うためには、生活環境中の詳細な γ 線スペクトルの情報が必要である。そこで、生活環境のうち最も滞在時間が長い家屋内に加え、周辺の屋外における γ 線スペクトルを実測により簡便に評価することを試みた。測定には、可搬型 NaI(Tl) スペクトロサーバイメータ (BNC 社製 SAM-940) を用いた。サーバイメータで取得した γ 線の波高分布に対して、サーバイメータの応答関数を考慮したアンフォールディング処理を行うことにより、 γ 線スペクトルを導出した。そして、低エネルギー成分を含む散乱線の線量寄与を指

^{*1} (国研) 日本原子力研究開発機構原子力科学研究部門原子力科学研究所放射線管理部; 茨城県那珂郡東海村白方白根 2-4 (〒319-1195)

Department of Radiation Protection, Nuclear Science Research Institute, Sector of Nuclear Science Research, Japan Atomic Energy Agency; 2-4 Shirakata-Shirane, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki 319-1195, Japan.

^{*2} (一社) 南相馬除染研究所; 福島県南相馬市原町区二見町 1-6 (〒975-0005)

Minamisouma Decontamination Laboratory; 1-6 Futamicyou, Minami-Souma-shi, Fukushima 975-0005, Japan.

Corresponding Author; E-mail: tanimura.yoshihiko@jaea.go.jp

標として、家屋内外における γ 線スペクトルの分布の特徴を評価した。実測は、平成25年6月17日及び18日に南相馬市馬場地区にある木造家屋（平成26年12月まで特定避難勧奨地点に指定）で実施した。本論文では、応答関数の作成、アンフォールディング法、 γ 線スペクトルの測定例と散乱線の分布状況について報告する。

II 測定器の応答関数の作成

本研究で使用したスペクトロサバイメータでは、NaI(Tl)シンチレータからの波高分布が測定できる。しかし、入射した γ 線は、結晶内部でコンプトン散乱など全エネルギーが結晶に吸収されない相互作用の影響を受けるため、測定された波高分布がそのまま γ 線のエネルギー分布となるわけではない。このため、エネルギー分布を得るためには、波高分布にアンフォールディング処理を行う必要がある。これには、サーバイメータの応答関数を精度よく決定することが非常に重要となる。

応答関数の作成には、三次元粒子輸送モンテカルロコードMCNP-4Cを用いた¹⁾。MCNPで計算できるのは、入射した γ 線によりNaI(Tl)シンチレータ内部に吸収されたエネルギーであり、発光過程での統計的揺らぎや電子回路のノイズなどの効果が含まれていない。そこで、MCNPの計算結果にガウス分布関数による広がりを持たせることにより、実測される波高分布を再現した。

ガウス分布の広がり（標準偏差）をどの程度持たせればよいかを決定するために、²⁴¹Am, ¹³³Ba, ¹³⁷Cs, ⁶⁰Coチェックソースを用いて、 γ 線エネルギーごとの広がり幅を測定した。そして、MCNPで用いられている、広がり幅とエネルギー E の関係を表す(1)式¹⁾のパラメータA, B及びCを、実測した広がり幅 σ を再現するように決定した。

$$\sigma = A + B \times \sqrt{E + C \times E^2} \quad (1)$$

$A = -0.00404$, $B = 0.029$, $C = 0.2961$ としたときの実測値と結果をFig. 1に示す。この関数により、実際の広がり幅のエネルギー依存性をよく再現できることがわかる。そして、MCNPで計算した単色光子に対する応答に上記関数で計算した広がり幅を持つガウス分布を持たせることにより、測定器の応答関数を作成した。

応答関数の計算体系として、2インチ×2インチのNaI(Tl)シンチレータ結晶以外に、検出器のケーシング、アクリル製ライトガイド及びアルミで模擬した光電子増倍管を入力した。次に、 γ 線の入射条件について検討した。福島周辺の環境中では、線源は広い範囲に散らばっ

Fig. 1 Relationship of Gaussian width to photon energy.

ている。このため、 γ 線はさまざまな方向から入射してくることになる。そこで、応答関数作成時に γ 線は、 4π 方向（ISO）から入射するとして計算した。

III アンフォールディング法

NaI(Tl)スペクトロサバイメータで測定された波高分布から γ 線スペクトルへの導出に用いるアンフォールディングには、PTB（独国物理工学研究所）で開発されたMAXEDコードを使用した²⁾。同コードは、OECD-NEAコードバンクで配布されているUMG3.3コードパッケージに含まれており、最大エントロピー法の原理に基づいて、測定された波高分布を再現できる γ 線スペクトルを推定する。アンフォールディングには、初期値として光子スペクトルを入力し、応答関数に基づく波高分布と実測による波高分布の差が小さく収束するまで、反復計算を行う。この初期入力スペクトルが、実際と大きくかけ離れていると、反復計算の回数が不必要に多くなり、解が大きく振動してしまう。福島周辺の環境では、事故前から天然に存在している⁴⁰Kの他に、¹³⁴Cs, ¹³⁷Csによる線量の寄与が大きいことが予想される。そこで、これらの核種による γ 線のピーク³⁾（⁴⁰K：1.461 MeV, ¹³⁴Cs：475 keV, 569 keV, 605 keV, 796 keV, ¹³⁷Cs：662 keV）を初期スペクトルとして入力した。これにより、アンフォールディング計算の収束を早め、望ましくない解の振動を回避した。

作成された応答関数とアンフォールディング法の信頼性を確認するために、日本原子力研究開発機構放射線標準施設（FRS）の γ 線校正場で基準線量を照射する試験を行った⁴⁾。線源として、¹³⁷Cs及び⁶⁰Co線源を用いて、0.8 μ Gy/hから10 μ Gy/hの範囲の空気カーマ率の場で校

正試験を実施した。そして、アンフォールディング処理により得られた γ 線スペクトルにICRP Publ.74に記載されている光子フルエンスから空気カーマへの換算係数を乗じて、空気カーマ率を計算した⁵⁾。上記測定により得られた空気カーマ率を国家標準（産業技術総合研究所）で校正した基準電離箱を用いた測定から得られた空気カーマ率と比較した結果をTable 1に示す。両者は $\pm 5\%$ 以内で一致した。これにより、応答関数及びアンフォールディング法の妥当性が確認できた。

IV γ 線スペクトルの測定

福島県南相馬市馬場地区にある木造モルタル二階建ての民家において、家屋内の γ 線スペクトルの詳細な分布状況を測定した。測定に用いたNaI(Tl)スペクトロサベイメータ（米国BNC製SAM-940）は、直径2インチ、長さ2インチの円柱型NaI(Tl)シンチレーション結晶を放射線検出器として使用しており、バッテリー駆動で簡単にスペクトルの測定が可能である。家屋の内外において得られた γ 線スペクトルの例をFig. 2に示す。縦軸は、単位周辺線量当量あたりに規格化した光子フルエンスである。測定時間は、一地点あたり1.5分から3分とした。アンフォールディング処理を行うエネルギー範囲は、下限は25 keVと、上限は ^{40}K の1.461 MeV γ 線を考慮して1.6 MeVとした。光子エネルギーが0.3 MeV以下の領域において、複数のピーク形状が確認できる。これは、アンフォールディング処理において、振動が発生しにくいように初期推定スペクトルを選定しているが、コンプトン連続部がある低エネルギー部では若干の振動の発生が避けられないため、疑似ピークが発生した。周辺線量当

量での評価においては、この振動の影響は小さく、考慮する必要はないと考えられる。

スペクトルを見比べると、低エネルギー部分のスペクトルに相違があることがわかる。これを系統的に表すために、 γ 線スペクトルを536 keV以下の散乱線（低エネルギー成分）、536 keV～824 keVの放射性セシウム（Cs）直接線及び824 keV以上のその他の合計3つの区分に分類した。そして、それぞれの区分の周辺線量当量を計算した。低エネルギー成分を含む散乱線の量を表す指標として、(2)式に示すCs直接線に対する散乱線の線量比（散乱線-Cs直接線比と呼ぶ）を用いた。

$$R_{H^*(10)} = \frac{\int_{25 \text{ keV}}^{536 \text{ keV}} h^*(E) \times \phi(E) dE}{\int_{536 \text{ keV}}^{824 \text{ keV}} h^*(E) \times \phi(E) dE} \quad (2)$$

ここで、 E は光子エネルギー、 $h^*(E)$ は光子フルエンス-周辺線量当量率換算係数、 $\phi(E)$ は光子フルエンス率を表す。

V γ 線スペクトルの解析結果

家屋の内外で測定した散乱線-Cs直接線比と周辺線量当量の関係をFig. 3に示す。屋内の方が屋外と比べて散乱線（低エネルギー成分）が多い傾向があることが明らかになった。さらに、散乱線の線量割合が50%を超える場合が多く、屋内においては、この散乱線を遮蔽するだけでも、線量を半減できることがわかる。

次に、家屋内の配置と測定箇所をFig. 4に、周辺線量当量率及び散乱線の分布をFig. 5及びFig. 6に示す。横軸は、家屋の壁に最も近い屋外の測定箇所（測定箇所がない場合は壁）を起点とした屋外からの距離を表す。

Table 1 Air kerma rate measurements at reference calibration fields using ^{137}Cs and ^{60}Co gamma-ray sources.

Source	Air kerma rate [$\mu\text{Gy/h}$]		
	Measurement (M) ^{*1}	Reference (R) ^{*2}	R/M ratio
^{137}Cs	1.099 ^{*3}	1.145	1.042
	1.154 ^{*4}	1.145	0.992
	2.658 ^{*3}	2.743	1.032
	2.798 ^{*4}	2.743	0.980
	10.387 ^{*3}	10.327	0.994
^{60}Co	0.853 ^{*3}	0.883	1.035
	0.892 ^{*4}	0.883	0.990

^{*1} Air kerma rate evaluated using the photon spectra measured by the NaI(Tl) spectrometer.

^{*2} Air kerma rate measured by our reference ionization chamber.

^{*3} Photons entered parallel to the cylindrical axis of the NaI(Tl) scintillator.

^{*4} Photons entered orthogonally to the cylindrical axis of the NaI(Tl) scintillator.

Fig. 2 Photon fluence spectra measured inside and outside the house.

Fig. 3 Ratio of the ambient dose equivalent for the scattered photons to that for direct photons from Cs sources.

Fig. 5 Profile of the ambient dose equivalent rate $H^*(10)$ inside the house. Horizontal axis is the distance of the measurement position from outside of the house.

Fig. 4 Layout of the house and the measurement points used in this study. The values near the measurement points means the ambient dose equivalent rate $H^*(10)$ at 100 cm height from the floor in units of $\mu\text{Sv/h}$.

Fig. 6 Profile of the ambient dose equivalent $H^*(10)$ ratio of the scattered photons to the direct photons from Cs sources. Horizontal axis is the distance of the measurement position from outside of the house.

Fig. 5 より、家屋の内部に入るほど、周辺線量当量率は減少することがわかる。しかし、Fig. 6 より、散乱線に着目すると、周辺線量当量率とは逆に、家屋内部に入るほどCs直接線に対する比が相対的に増加していることがわかる。この原因として、線源がどこにあるかが大きく関係していることが考えられる。家屋内部は、清掃などにより線源がほとんどない状態である。また、釉薬による表面加工がなされた瓦屋根であることから、屋根に降り注いだ線源についても、周辺の土壌等と比べて風雨で流されやすい状況であると考えられる⁹⁾。このため、家屋内部の線量に寄与する主要な線源は、屋外の土壌等

にあることが予想される。このため、屋内に入り、線源からの距離が遠ざかるほど線量率が減少し、散乱線が相対的に増加すると考えられる。

家屋内外において測定した高さ方向の周辺線量当量率及び散乱線-Cs直接線比の分布をFig. 7及びFig. 8に示す。屋内においては、高さとともに線量は増加するが散乱線の割合は相対的に減少することがわかる。一方、屋外においては、高さとともに線量が減少し、散乱線の割合が相対的に増加するという、屋内とは全く逆の傾向を示すことが分かった。家屋内において高さとともに線量率が増加する原因として、主な線源が屋内ではなく周

Fig. 7 Relationship of the ambient dose equivalent rate $H^*(10)$ to the height from floor or ground level. The open and solid symbols mean the dose rates measured at outdoor and indoor points, respectively. Each symbol means the dose rates were measured at each point with changing the height from the floor or ground.

Fig. 8 Relationship between the ambient dose equivalent $H^*(10)$ ratio of scattered photons to direct photons from Cs sources and the height from floor or ground level. The open and solid symbols mean the dose rates measured at outdoor and indoor points, respectively. Each symbol means the ratio evaluated at each point with changing the height from the floor or ground.

辺の屋外の地面にあり、高さとともに、線源を見込む立体角が大きくなること及び線源が地中にある場合に遮蔽となる土壌の透過距離が小さくなることが報告されている⁷⁻¹⁰⁾。このことから、直下に線源がある屋外では、高さとともに線源から離れることにより線量率が減少するのに対して、周囲のみに線源がある屋内においては、上述の理由で高さとともに線量率が増加したと考えられる。また、散乱線の割合が屋内と屋外で逆の傾向を示すことについては、散乱線の起源が土壌以外に、家屋の壁、スカイシャイン等があることを考慮すると、高さ及び場

所による散乱体を見込む立体角の変化による散乱線の線量率変化はそれほど大きくなく、直接線の線量率変化の影響を受けていることが考えられる。これらの原因を明らかにするためには、詳細なシミュレーション計算を用いた解析を行う必要がある。

全エネルギー領域及び散乱線成分のみについて、(3)式を用いて導出した、周辺線量当量平均エネルギー $\widetilde{E}_{H^*(10)}$ を Fig. 9 に示す。

$$\widetilde{E}_{H^*(10)} = \frac{1}{H^*(10)} \int_{E_{\min}}^{E_{\max}} E \times h^*(E) \times \phi(E) dE \quad (3)$$

ここで、 $H^*(10)$ は周辺線量当量率、 $E_{\max}$ は各領域の最大エネルギー、 $E_{\min}$ は各領域の最小エネルギーを表す。

散乱線の周辺線量当量平均エネルギーは、屋内・屋外の別及び線量率によらず、0.23 MeV ~ 0.27 MeV 程度であることがわかる。一方、全エネルギー領域で評価した平均エネルギーは 0.45 MeV ~ 0.6 MeV となり、特に屋外においては平均エネルギーが高い傾向にあることがわかる。これは、屋内よりも屋外の方が直接線に対する散乱線の線量比が小さいことと矛盾しない。

VI 結 論

南相馬市馬場地区にある民家において、生活環境中の γ 線スペクトルを測定した。散乱線（低エネルギー成分）の量に着目して解析したところ、屋外と比べて屋内において、散乱線が多く、その線量寄与は 50% を超える傾向にあることが明らかになった。分布においても、家屋内部に入ると、散乱線が増加することがわかった。家屋内部で散乱線が増加する原因として、線源が家屋内部ではなく、周辺の屋外にあることが考えられる。散

Fig. 9 Photon energies averaged over the ambient dose equivalent rate $H^*(10)$ spectra of the scattered photons compared with those of the direct photons from Cs sources.

乱線の周辺線量当量平均エネルギーを評価したところ、0.23 MeV ~ 0.27 MeV であり、屋内においては、これらの γ 線を遮蔽するだけでも線量を半減できる可能性があることがわかった。

謝 辞

家屋内の測定に協力いただいた南相馬市及び（一社）南相馬除染研究所の方々に感謝申し上げます。

参 考 文 献

- 1) J. F. BRIESMEISTER (Ed.) ; MCNP-a general Monte Carlo n-particle transport code version 4C, LA-13709-M (2000).
- 2) M. REGINATTO, P. GOLDHAGEN and S. NEUMANN; Spectrum unfolding, sensitivity analysis and propagation of uncertainties with the maximum entropy deconvolution code MAXED, *Nucl. Instr. Meth. A*, **476**, 242–246 (2002).
- 3) 村上悠紀雄, 團野皓文, 小林昌敏 (編); “放射線データブック”, (1982), 地人書館, 東京.
- 4) M. YOSHIZAWA, S. SHIMIZU, Y. KAJIMOTO, T. KAWASAKI, K. FUJII, J. SAEGUSA, Y. TANIMURA and H. YAMAMOTO; Present Status of Calibration Facility of JAERI-Facility of Radiation Standards. Proceedings of the 11th International Congress of International Radiation Protection Association (IRPA11). 2004. CD-ROM.
- 5) ICRP; Conversion coefficients for use in radiological protection against external radiation, ICRP Publication 74. Ann. ICRP, **26** (3–4) (1996).
- 6) 環境省; 放射性物質による局所的汚染箇所への対処

ガイドライン, 環境省 (2013).

- 7) 日本原子力研究開発機構; 文部科学省平成 24 年度放射能測定調査委託事業「福島第一原子力発電所事故に伴う放射性物質の長期的影響把握手法の確立」成果報告書, 74–79 (2013).
- 8) 古田琢哉, 高橋史明; 環境に沈着した事故由来の放射性セシウムからのガンマ線に対する建物内の遮蔽効果及び線量低減効果の解析, *JAEA-Research* 2014-003 (2014).
- 9) M. TAKADA, S. KAMADA, K. YAJIMA, K. IWAOKA, H. ENOMOTO, H. TABE, H. YONEHARA and N. SUGIURA; Measurement of radiation environment inside residential houses in radioactive contaminated areas due to the Fukushima nuclear accident, *Prog. Nucl. Sci. Technol.*, **4**, 43–46 (2014).
- 10) T. KUROSAWA, H. IWASE and N. SAITO; Field photon energy spectra in Fukushima after the nuclear accident, *J. Nucl. Sci. Technol.*, **51**, 730–734 (2014).

谷村 嘉彦 (たにむら よしひこ)

大阪大学大学院工学研究科電子情報エネルギー工学専攻博士後期課程修了。博士(工学)。日本原子力研究所を経て、現在、(国研) 日本原子力研究開発機構原子力科学研究所において放射線管理計測技術の開発に従事。

E-mail: tanimura.yoshihiko@jaea.go.jp