

環境中に分布する放射性核種に対する
外部被ばく線量評価に関する研究

名古屋大学大学院医学系研究科
医療技術学専攻

斎藤 公明

平成 24 年度学位申請論文

環境中に分布する放射性核種に対する
外部被ばく線量評価に関する研究

名古屋大学大学院医学系研究科
医療技術学専攻

(指導：石樽 信人 教授)

齋藤 公明

要 旨

原子力事故時等で重要な外部被ばく線源となる、地中深さ方向に指数関数分布した線源の濃度から実効線量を評価するための換算係数を、数値人体モデルとモンテカルロ計算を利用して開発した。チェルノブイル原子力発電所や福島第一原子力発電所の事故のように、原子力事故時には地表面に沈着した放射性核種が長期にわたり環境中に存在して公衆に被ばくを与える。地表面に沈着した放射性核種は時間が経過すると指数関数で近似できる土壤中深度分布を示すことが多いため、事故後の長期被ばく線量評価には地中の指数関数分布線源に対する線量換算係数が必要となる。本研究では、臓器線量のリスク加重平均として定義され、放射線防護の分野で広く使用されてきた実効線量を評価することを目指した。

環境中外部被ばくシミュレーション手法の確立

実効線量は γ 線のエネルギーや人体への入射方向などにより様々に変化する性質を有しているため、環境中における外部被ばく線量を正しく評価するためには、環境 γ 線場の性質を適切に考慮できる線量評価シミュレーション手法が必要となる。そのために、環境 γ 線の輸送計算と人体の被ばく計算を分離し、環境 γ 線場を正確に再現できる2次仮想線源を介してシミュレーションを行う手法を開発した。開発した手法に関して、人体を置かずに環境 γ 線の輸送計算を行うことの妥当性、ならびに2次仮想線源から構築される γ 線場が環境 γ 線の輸送計算結果を良く再現できることについて十分に検証した上で使用した。本手法では、人体を置かずにシミュレーションを行うためジオメトリの対称性を利用して水平方向の無限の広がりを模擬することが可能であるのに加え、同じ γ 線場を繰り返して使用することができるため、シミュレーション計算全体の効率が大きく増大した。

環境 γ 線輸送計算モンテカルロコードの開発

環境 γ 線の輸送計算には、環境特有の条件を容易にシミュレーションに組み込むことが可能な、著者らが独自に開発した環境 γ 線専用の輸送計算モンテカルロコードを使用した。本コードは、様々な状況の環境 γ 線測定結果を解析するためのシミュレーションに用いられ、人工放射線及び自然放射線両方に対して実測結果を良く再現できることが確かめられている。実効線量の計算には、国際放射線防護委員会の新勧告において導入された西欧標準人男女のボクセルファントム、ならびに年齢による実効線量の差異を明らかにする目的で、ドイツ放射線防護研究所が開発した乳児のボクセルファントムを使用した。

地中の指数関数分布線源に対する実効線量換算係数の開発

環境中の外部被ばく評価において潜在的に重要な多くの核種を対象にするために広い γ 線エネルギー範囲を想定するとともに、放射性核種の地中への移行の指標となる緩衝深度が沈着後の時間や環境条件により様々に変化することを考慮し、0~100 g/cm²の範囲の14種類の緩衝深度を想定して換算係数を開発した。まず、15 keVから10 MeVまでの単色エネルギー γ 線を放出する線源に対する換算係数を計算し、さらに最新の核データを使用して事故時等に問題となる可能性のある人工放射性核種及び重要な天然放射性核種に対する換算係数を合成した。この過程で、単色エネルギー線源に対する空気カーマから実効線量への換算係数 (Sv/Gy)に関し、0.5 g/cm²の深さの平面線源に対する換算係数が、様々な緩衝深度を持つ指数関数分布線源の換算係数を許容される誤差で代表できるという知見を利用し、シミュレーションのケース数を減少させた。また、著者らが過去に開発した指数関数分布線源の濃度から空気カーマへの換算係数 (Gy per photon/m²)の結果を活用した。開発した実効線量換算係数は、線源エネルギーや緩衝深度により顕著に変動する傾向を示しており、様々な条件を持つ指数関数分布線源に柔軟に対応して適切なデータを選んで線量計算を行うことが可能である。実効線量を計算するのに使用される組織加重係数の変更は、少なくとも環境中における γ 線外部被ばくに関しては、実効線量に重大な影響を与えないことが確認された。

体格に起因する実効線量の変動の解析

開発した成人及び乳児を対象とした換算係数を比較した結果、原子力事故時の外部被ばくに寄与する主要な放射性核種に関しては、成人の換算係数を用いることにより50%以内の不確かさで全ての年齢の実効線量を評価できることが明らかになった。また、環境中外部被ばく線量を体重の関数で近似する手法を用いて、人種、性別、体重の個人差、年齢による臓器線量・実効線量の変動の範囲を解析した結果、年齢以外の要因による線量の変動は大きくないことが明らかになった。

福島第一原子力発電所事故の環境測定データへの適用

さらに、福島第一原子力発電所事故により放出された放射性核種の土壌沈着量の実測データに、開発した実効線量換算係数を適用し、観測された放射性核種の実効線量率への寄与を評価した結果、今後の被ばくに関しては放射性セシウムが重要な役割を果たすことを確認した。また、事故直後においては、外部被ばくについても¹³¹Iが大きな寄与をした可能性を示唆する結果を得た。

以上、一連の研究により、環境中での被ばく線量を適切にシミュレーションするための技術的基盤を確立するとともに、事故時に不可欠であった指数関数分布線源に対する換算係数を開発した。開発した技術ならびに換算係数は、今後環境中での外部被ばく線量評価に有効に使用されていくことが期待される。

Abstract

Conversion coefficients from source density to effective doses were developed using anthropomorphic phantoms and Monte Carlo simulation for exponentially distributed ground sources which are important in nuclear accidents. In severe nuclear accidents such as the Chernobyl Nuclear Power Plant accident and the Fukushima Daiichi Nuclear Power Plant accident, radionuclides deposited on ground remain in the ground and keep on giving exposures to the public for a long time. Since, in many cases, radionuclides deposited on ground show distributions approximated by exponential functions of depth, long-term dose evaluation after nuclear accidents needs dose conversion coefficients for exponentially distributed sources.

As the effective dose varies according to energy and incident direction of gamma rays, a method to calculate effective doses taking into account the characteristics of environmental gamma rays is necessary for proper dose evaluation in the environment. Thus, a new method was developed to simulate exposures in the environment. This method utilizes a secondary simulated source to reconstruct environmental gamma ray fields, and separate the environmental gamma ray transport calculation from the dose calculation using phantoms. The developed method was validated from two different viewpoints: first, it was confirmed that environmental gamma ray transport without a human body would not significantly perturb the calculated gamma ray fields; second, it was checked that gamma rays emitted from the secondary simulated source would properly reconstruct the gamma-ray fields obtained from the transport calculation in the environment.

Environmental gamma ray transport calculations were performed using a Monte Carlo code developed by the authors dedicated to environmental research, which can easily consider conditions particular to the environment. The code has been utilised to analyze results from environmental measurements carried out under various conditions, and the simulated results have shown good agreements with the experimental data. For dose calculation, in addition to the reference voxel phantoms defined in the new ICRP (International Commission on Radiological Protection) publication, a voxel phantom of 8-week old developed at GSF (Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung) was used to investigate difference in doses due to age.

In order to cover many radionuclides which are potentially important in dose evaluation in the environment, a wide energy range was considered; further, 14 relaxation depths in the range of 0 to 100 g/cm² was postulated, since the

relaxation depth variously change according to conditions. First, effective dose conversion coefficients were calculated for exponentially distributed sources emitting mono-energetic gamma rays; next, effective dose conversion coefficients for radionuclides were composed using new nuclear data. As a result, effective dose conversion coefficients which can apply to versatile situations were developed. Change of tissue weighting factors from the definition in ICRP 60 to that in ICRP 103 did not significantly affect effective doses at least in dose evaluation in the environment.

The developed effective dose conversion coefficients were compared between adults and a baby; consequently, it was found that using conversion coefficients for adults can estimate effective doses for any age with uncertainty below 50%. The effect of factors related to body size, that is, race, sex, individual difference in body weight, and age was investigated. The other factors except age were found not to significantly affect effective doses in the environment.

Further, the developed conversion factors were applied to the data observed in the Fukushima site; it was confirmed that radioactive cesium would play the most important role in exposures in future. On the other hand, it was suggested that ^{131}I could contribute to external doses as well as internal doses in the early stage of the accident.

According to these studies, the technical bases to properly evaluate external doses in the environment were established; further, the effective dose conversion coefficients for exponentially distributed sources in ground inevitable to dose evaluation in accidents were developed. It is expected that the developed techniques and basic data will be utilized in many ways from now on.

目 次

第1章 序論	1
1.1 研究の背景	1
1.1.1 環境中 γ 線源の種類と放射線場の特徴	1
1.1.2 シミュレーションによる環境中での線量評価方法	3
1.1.3 従来の研究の概要	4
1.2 研究の目的	5
1.3 論文の構成	6
第2章 環境中被ばくシミュレーション手法の開発	7
2.1 3ステップの被ばくシミュレーション	9
2.1.1 3ステップシミュレーションの利点	9
2.1.2 2次仮想線源の構築方法	12
2.1.3 3ステップシミュレーションの妥当性の検証	14
2.2 線量計算に用いるファントム及び実効線量	25
第3章 環境 γ 線輸送計算モンテカルロコード YURI の開発	30
3.1 コードの概要	30
3.2 コードの検証	31
第4章 土壌中の指数関数分布線源に対する線量換算係数の開発	40
4.1 平面線源に対する空気カーマから実効線量への換算係数	44
4.2 単色の指数関数分布線源に対する線源濃度から空気カーマへの換算係数	46
4.3 単色の指数関数分布線源に対する線源濃度から実効線量への換算係数	49
4.4 指数関数分布核種に対する線源濃度から実効線量率への換算係数	50
第5章 体格による被ばく線量の変化の解析	57
5.1 線量換算係数の統計解析	57
5.2 臓器線量の関数表示	58
5.3 体格に関連する要因による臓器線量・実効線量の変動	60

第 6 章 開発した線量換算係数の福島事故データへの適用	65
6.1 福島第一原子力発電所事故により地表面に沈着した放射性核種のマップ作成	65
6.2 福島事故データへの適用	66
第 7 章 結論	70
謝辞	74
参考文献	75
略語・略称一覧	83
本論文に関連する原著論文	84
その他の参考となる論文	85
Appendix I	87

第1章 序論

放射線防護の分野では被ばく線量を評価するのに、臓器線量あるいは臓器線量のリスク加重平均として定義される実効線量が広く使用されてきた。臓器線量・実効線量は測定困難な量であるため、測定可能な量例えば空気吸収線量から換算係数を用いて評価する手法が広く使用されている。放射線防護を中心にこれまで一般に行われてきた外部被ばくに対する線量評価においては、放射線の入射ジオメトリーを単純化しかつ放射線のエネルギーも単色と仮定して計算をしたものがほとんどであった。一方、単純な照射条件では近似できない被ばく状況があり、そのような条件を対象とした線量評価法は十分には開発されていない。環境中における外部被ばく線量評価に関して言えば、環境 γ 線場（空間における γ 線のエネルギー分布、方向分布等）はその線源分布及びエネルギーにより様々に異なる性質を示すことが分かっており、これらの性質を考慮して線量を評価することが不可欠である。本研究では、環境中に分布する放射性核種に対する外部被ばく線量評価手法を確立し、事故時に特に重要となる地中に指数関数分布した線源から放出される γ 線に対する実効線量換算係数を開発することを主たる目標とした。

1.1 研究の背景

1.1.1 環境中 γ 線源の種類と放射線場の特徴

環境中において人間は様々な線源からの γ 線により被ばくを受けている[UNSCEAR 2008]。環境中の γ 線源は、人間の活動により生じる人工放射性核種及び自然界に由来から存在する天然放射性核種に大別される。

(1) 人工放射性核種

人工放射性核種の主なものとして、核爆発実験に起因するフォールアウト核種、及び、核燃料サイクルの各施設から放出される放射性核種があげられる。現在は、大気圏核実験は殆ど行われず、過去に放出された核種も減衰したため、核実験に起因するフォールアウト核種は極めて少量存在するのみとなっている。核施設からは通常も僅かの放射性物質が気体状及び液体状廃棄物の形で環境中に放出されている。また事故時には、チェルノブイル原子力発電所や福島第一原子力発電所の事故のように大量の放射性核種が環境に放出され、広い範囲の人間に相当量の被ばくを与える場合もある。

環境中に放出された放射性核種が空中に留まっている場合が空中線源である。施設から放出される核種は移流、拡散により運ばれるが、定常的に放出される核種の空中での分布を表わすのに、風の流れと直角の2つの軸について正規分布に従って分布す

ると仮定したガウスプルームモデル [Pasquill 1961]がよく用いられる。放出源からある程度の距離以上の位置では空中での放射性核種の分布は一様分布（サブマージョンモデル）で近似される。

放射性核種が地面に沈着した場合は地表面沈着線源となる。沈着当初は、核種は地面のごく表面に存在するため、地表面付近の平面線源として取り扱うことが可能である。時間が経つにつれ地中へ移行してゆくため、体積線源として扱わなければならない。沈着した放射性核種が地表面から地中へ移行した場合の核種濃度の深度分布は、一般に指数関数分布で近似される。原子力事故の初期には空中線源が、長期的観点からは沈着線源が重要な被ばく源となる。

(2) 天然放射性核種

外部被ばくに寄与する天然放射性核種で重要なものは、 ^{238}U 系列核種、 ^{232}Th 系列核種、 ^{40}K の3種類である。これらの核種はあらゆる場所で地中に存在する。地中の天然放射性核種は一様分布した体積線源として扱うことが可能である。また、家屋、ビル、道路等の人工建造物にも天然放射性核種は多く含まれ、自然放射線場を複雑にしている。

^{238}U 系列核種の一つであるラドン (^{222}Rn) は、気体状であるため土や建造物から空中へ放出される。ラドンの壊変生成核種はエアロゾルの形で空中に留り γ 線源となる。体内被ばくの観点からは重要であるラドンとその壊変生成核種も、外部被ばくの観点からすると重要な線源ではない。

(3) 環境 γ 線場の特徴

環境中での線源の分布や放射性核種が放出する γ 線のエネルギーに従って環境 γ 線の性質が様々に変化することが知られている。

環境 γ 線の地上における入射方向分布はその線源分布に従って特徴的な分布を示す [Saito et al. 1998]。空中あるいは地中に一様分布した体積線源の場合には、地上1 mにおける γ 線の主要成分は線源が存在する半球方向からほぼ等方的に入射し、線源が存在しない半球方向からは僅かな散乱線が入射するだけである。一方、地表面に分布した線源の場合には、水平方向から主要な γ 線が入射するという特徴を持つ。

エネルギー分布についても、環境線源は特有の分布を有している。線源から放出される γ 線が単色エネルギーである場合でも、環境中を輸送する過程で環境媒体による散乱や吸収を受け、人体に入射する時点では特有のエネルギー分布を持つ。

一方、天然放射性核種である ^{238}U 系列核種と ^{232}Th 系列核種は、次々と壊変して非常に多くの γ 線を放出する。 ^{40}K は1.46 MeVの単色 γ 線を放出する。地中に一様分布した ^{238}U 系列核種、 ^{232}Th 系列核種及び ^{40}K による地上1 mのエネルギー分布は系列核種毎に特有のエネルギー分布を持つことが知られている [Saito and Moriuchi 1986]。特に、 ^{238}U 系列核種及び ^{232}Th 系列核種からのエネルギー分布は、多数のピークを持つ複雑な分布を示す。

また、線源分布により γ 線強度の地上高度依存性が明らかに異なる場合もある。例えば、地中に一様分布した天然放射性核種からの γ 線による空間線量率は地上高度とともに緩やかに減少するが、地表面に沈着した放射性核種による空間線量率は高度とともに急激に減少する [Saito and Jacob 1995, 1998]。福島第一原子力発電所事故により汚染した場所では、地表面と地上 1 m で空間線量率が明らかに異なることが報告されているが、これは事故により汚染された場所の特徴の一つである。

1.1.2 シミュレーションによる環境中での線量評価方法

被ばく線量を評価するのに、ICRP (International Commission on Radiological Protection)が提示した西欧標準人データに基づいて構築された数値人体ファントムとモンテカルロ計算を組み合わせた手法が広く用いられてきた。線量評価用の数値人体ファントムとして、人体及び臓器・組織の形状を数式で表現した MIRD (Medical Internal Radiation Dose Committee)タイプのファントムが長い間使用されてきた [Snyder 1969]。しかし、数式ファントムには数式を用いて人体を用いる手法に起因する制限が存在し、また人体形状に関して具体的なデータに基づいて作成されたモデルではないため、人体及びその臓器・組織の形状を現実非常に近い形で表現することは難しかった。そのため、ICRP は Publication103 にまとめた最新の基本勧告で [ICRP 2007]、CT 画像データに基づいて構築された特定のボクセルファントムを今後線量評価に用いる事を提案した。

数値人体ファントムは、一般にモンテカルロ計算と組み合わせて線量評価に用いられる。モンテカルロ計算は、乱数を用いてシミュレーションを行う手法の一般的な名称であるが、線量評価においては放射線の個々の反応過程を乱数を用いて追跡し、放射線が人体に付与するエネルギーを臓器・組織毎に加算することで、臓器線量を求める計算手法のことをさす。得られた臓器線量に、臓器・組織毎の放射線感受性の違いを考慮するための組織加重係数を乗じて加算することにより実効線量を計算する。

実効線量の基本的な考え方は、ICRP Publication 26 にまとめられた 1977 年勧告で導入された実効線量当量の考え方を引き継ぐものである [ICRP 1977]。ICRP Publication 26 に初めて示された組織加重係数の値は、その後 ICRP Publication 60 [ICRP 1991]、ICRP Publication 103 [ICRP 2007]と、放射線生物学に関する新しい知見の積み重ねに伴って変更されてきた。実効線量当量と実効線量は、線質の考慮の方法に違いはあるものの、臓器・組織による放射線リスクの違いを考慮した全身平均線量という意味付けは共通であり、放射線防護の目的で広く用いられてきた。

環境中の被ばく評価においても、施設における線量評価と同様に、線量換算係数を用いて測定可能な物理量から線量を評価する方法が用いられる。測定可能な物理量としては空気カーマあるいは環境媒体中の放射性核種濃度が一般に用いられる。具体的な評価手順としては、1) 地上 1 m の空気カーマから実効線量を評価する方法、2) 放

放射性核種濃度から実効線量を評価する方法、3) 放射性核種濃度からまず地上 1 m の空気カーマを評価し続いて実効線量を評価する方法等がある。

1) では空気カーマ (Gy)から実効線量 (Sv)を評価するための換算係数、2) では放射性核種濃度 (Bq/m³、Bq/kg、Bq/m²) から実効線量 (Sv) を評価するための換算係数、3) では放射性核種濃度 (Bq/m³、Bq/kg、Bq/m²) から空気カーマ (Gy) を評価するための換算係数と 1)で用いた換算係数を、それぞれ使用して評価を行なうことになる。これらの評価に必要な換算係数を得るために、数値人体ファントムを利用したシミュレーションが実施される。1.1.1 で述べたように、環境中には様々なγ線源が存在し、その分布とエネルギーに応じて様々な環境γ線場をつくりだす。環境γ線に対する線量換算係数を計算する際には、このような環境γ線の性質を十分に考慮して計算する必要がある [Saito and Moriuchi 1986]。

環境γ線の考慮の方法には、例えば全方向からの等方入射を想定するなどの単純な方法から、詳細な環境γ線場を考慮する方法まで、異なるレベルのものが存在する。数値人体ファントムとしては一般に数式ファントムが用いられてきたが、一部ボクセルファントムを使用した例もある。以下に、著者の研究を中心に従来行われた研究を概観する。

1.1.3 従来の研究の概要

著者らは以前に、環境γ線の性質を詳細に考慮しつつ数値人体ファントムを用いて被ばく線量を評価する手法を開発し、いくつかの典型的な環境線源分布を想定してシミュレーション計算を行ない、臓器線量及び実効線量を評価するための換算係数を開発した [Saito et al. 1990]。ここでは、a) 空中一様分布線源、b) 地表面一様分布線源、c) 地中一様分布線源の3種類の線源から放出されるγ線に対する被ばく線量計算をモンテカルロ法により行なった。

線源 a)は原子力施設等から大気中に放出された人工放射性核種が空中に留まっている状況を、線源 b)はこれらの核種が地表面に沈着した直後の状態をそれぞれモデル化したものである。まず単色エネルギーγ線を放出する線源に対する換算係数を計算し、このデータを基に核データを考慮して様々な核種に対する換算係数を合成した。

線源 c)は地中の天然放射性核種を想定しており、放射平衡にある ²³⁸U 系列核種及び ²³²Th 系列核種、ならびに ⁴⁰K から放出されるγ線スペクトルを最初から考慮してシミュレーションを行なった。

数値人体ファントムとしては、ドイツの旧放射線防護研究所 (GSF) が開発した、西欧標準人男女の数式ファントム Adam と Eva [Kramer et al. 1982]に加えて、7歳児のボクセルファントム Child 及び生後8週のボクセルファントム Baby [Zankl et al. 1988; Veit et al. 1989]も使用して、成人、幼児、乳児の線量換算係数を開発した [Saito et al. 1990, 1991, 1998; Saito 1991; Jacob et al.1990; Petoussi-Henns et al.

1991, 2008; Petoussi-Henns and Saito 2009]。

環境 γ 線に対する換算係数をシミュレーションにより求める試みは、他の研究者によっても 1970 年代から行なわれてきている [Poston and Snyder 1974; Dillman 1974; O'Brien and Sanna 1976; Koblinger and Nagy 1985; Jacob et al. 1986; DOE 1988; Eckerman and Ryan 1993]。これらの研究では著者等が実施した上記の線源のいずれかに分類される、あるいはより単純な環境条件を考えている。土壌中の指数関数分布線源に対する換算係数はこれまで存在していない。また、子供の線量評価を行なった研究は著者等の研究を除いてほとんど存在しなかった。

1.2 研究の目的

本研究においては、これまでに開発してきた環境中における γ 線外部被ばくシミュレーション手法を活用し、原子力施設の事故時において長期にわたり重要な被ばく源となる、地中の指数関数分布線源に対する実効線量換算係数を開発することを目的とする。成人に対する実効線量換算係数に加え乳児に対する実効線量換算係数を開発し、体格による被ばく線量の変動について考察する。さらに、開発した実効線量換算係数を福島第一原子力発電所周辺の環境調査データに適用し、実測された放射性核種による実効線量率への寄与を評価する。

1.3 論文の構成

本論文の構成は以下の通りである。

まず第2章において、線量換算係数の開発に直接に関係ある、環境中における被ばくシミュレーション手法の開発について述べる。仮想線源を利用した本手法の開発により、環境 γ 線のエネルギー分布、入射方向分布、高度分布を詳細に考慮しつつ、数値人体ファントムとモンテカルロ計算を用いて被ばく線量を効率良く計算することが可能となった。本手法の詳細ならびに妥当性の検証結果について説明する。

第3章では、環境 γ 線専用の輸送計算モンテカルロコード YURI (Young-eyed User-code for Simulation of Radiation Intensity in the Environment)の開発について述べる。本コードは、環境 γ 線の輸送計算を効率よくシミュレーションすることが可能であり、旧日本原子力研究所で実施してきた環境放射線の測定結果を解析するために広く使用されてきた。広範な条件の実測データとの比較結果により、計算結果の精度ならびに環境シミュレーションへの適応性について示す。

第4章においては、本研究の主たる目的である土壌中の指数関数分布線源に対する実効線量換算係数の開発について説明する。ここでは、第3章で記述する環境 γ 線輸送計算コードを用いたシミュレーション結果に基づき、第2章に示す環境中被

ばくシミュレーション手法で用いる仮想線源を構築し、成人と乳児のボクセルファントムを使用して実効線量を計算する過程について説明する。この中で、空気カーマから実効線量への換算係数、単色エネルギー γ 線を放出する線源の強度から実効線量への換算係数、主要な放射性核種の濃度から実効線量への換算係数を順次開発した過程について記述する。

第5章では、第4章で開発した成人及び乳児に対する換算係数、ならびに参考文献から取得した換算係数を統計解析することにより、環境中被ばくにおける成人と乳児の実効線量の違いについて考察する。また、臓器線量・実効線量の体重依存性を近似的に表す関数を使用して、線量の体格依存性について解析する。この中で、人種の違い、性別、体重の個人差、年齢による線量変動の傾向について明らかにする。

第6章においては、第4章で開発した換算係数を、福島第一原子力発電所事故で汚染された地域で観測された放射性核種の沈着量データに適用する。福島周辺で検出された主要な沈着核種の最大沈着量に換算係数を適用することにより、各放射性核種に対して想定される最大の実効線量率を評価する。また、同じく観測された放射性核種の平均的な沈着量を求め、これに換算係数を適用して各放射性核種の実効線量率への寄与割合を評価する。さらに、過去に遡って ^{131}I の空間線量率への寄与の可能性について考察する。

第2章 環境中被ばくシミュレーション手法の開発

シミュレーション結果に基づき、環境 γ 線の特徴的な性質の例を以下に示す。Fig.2-(1)には、3種類の典型的な環境線源から放出された γ 線による空気吸収線量の、地上1 mにおける入射方向分布が表されている [Saito et al. 1998]。この図からわかるように、環境中線源はその分布によりそれぞれ特徴のある入射方向分布を有する。地表面に分布した線源の場合には、水平方向から主要な γ 線が入射する。これは、Fig. 2-(2)に示すように、検出器から見た単位立体角に含まれる線源の量が、地表面線源の場合には水平方向に近づく程大きくなることに起因すると考えられる。

天然放射性核種である ^{238}U 系列核種と ^{232}Th 系列核種は非常に多くの γ 線を放出するが、それぞれ約90本の代表的な放出 γ 線を考慮すれば適切なシミュレーションを行うことが可能であることが確かめられている [Saito and Jacob 1998]。地中に一様分布した ^{238}U 系列核種、 ^{232}Th 系列核種及び ^{40}K からの γ 線の地上1 mにおけるエネルギー分布をFig. 2-(3)に示す [Saito and Moriuchi 1986]。系列核種毎に特有のエネルギー分布を持つことがわかる。

また、Fig. 2-(4)に地中の体積線源、地表面の平面線源、地中 0.5 g/cm^2 の深さの平面線源に対する空間線量率の高度依存性を示す [Saito and Jacob 1995, 1998]。線源分布により空間線量率の高度依存性が明らかに異なることが分かる。

これらの性質を適切に考慮できる、著者の開発した手法を以下に説明する。

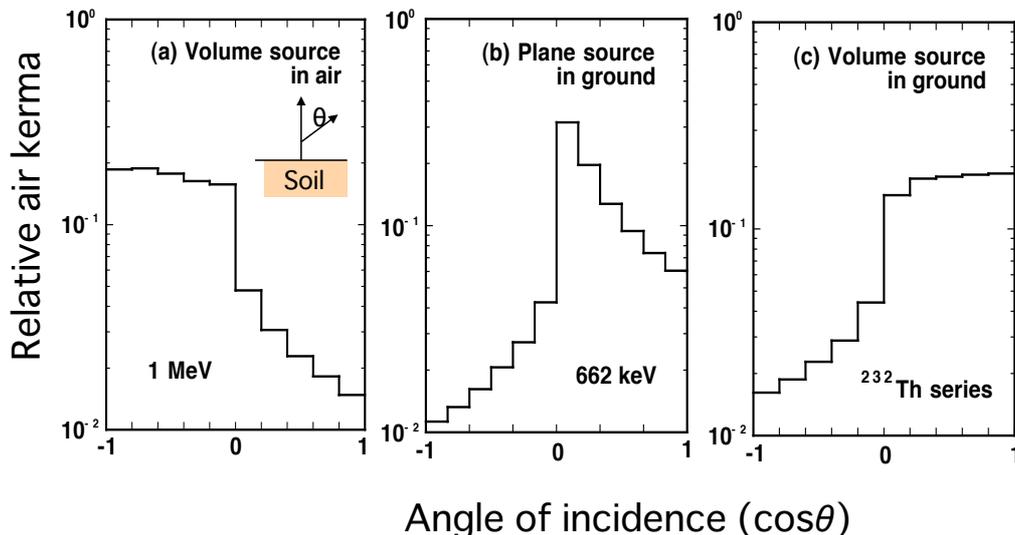


Fig. 2-(1) Angular distributions of air kerma due to gamma rays from typical environmental sources. The total air kerma was taken to be unity for each case.

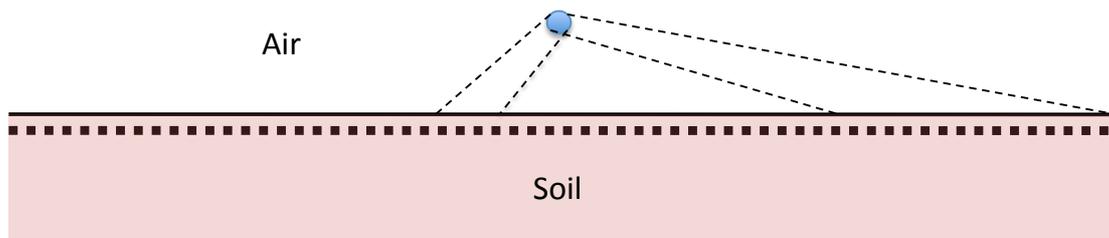


Fig. 2-(2) Difference in radiation source amount extended by unit solid angle. The amount increases rapidly as the direction approaches to the horizon.

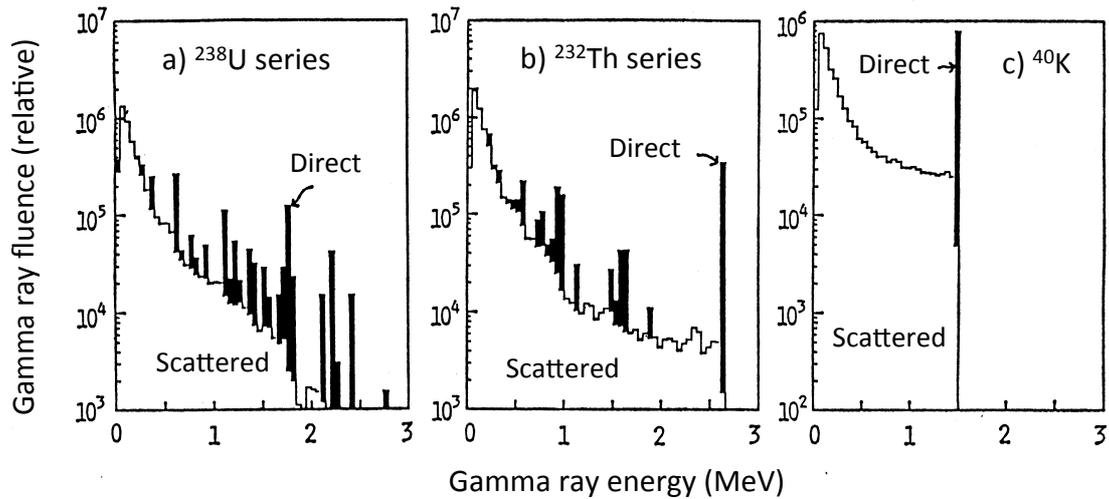


Fig. 2-(3) Energy distributions at 1 m height for gamma rays emitted from ^{238}U series, ^{232}Th series and ^{40}K uniformly distributed in soil.

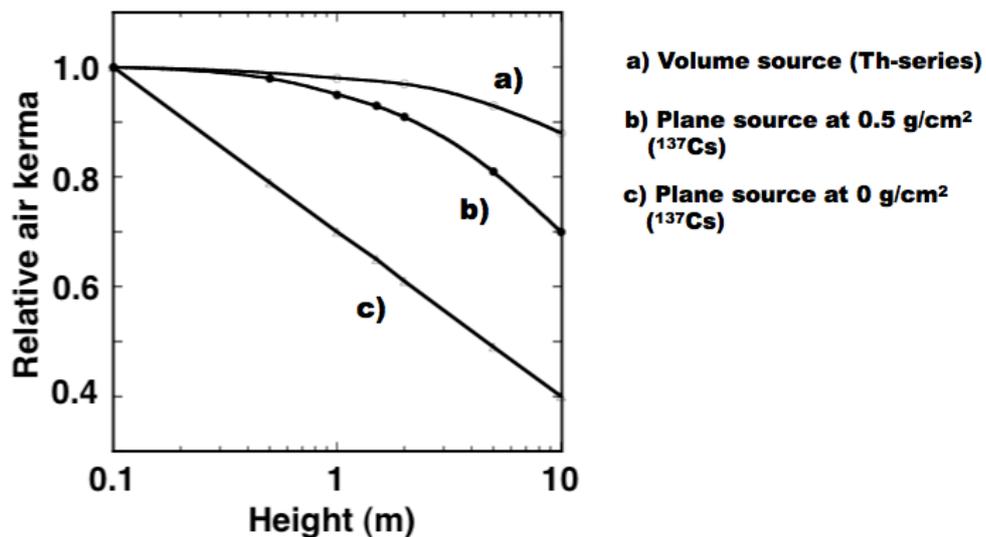


Fig. 2-(4) Height dependency of air kerma for sources having different distributions in and on ground.

2.1 3ステップの被ばくシミュレーション

環境 γ 線の性質を詳細に考慮した被ばく線量の評価手法として、以下の3ステップでシミュレーションを行う方法を開発した [Saito et al. 1990]。(1)まず、環境中に分布する線源を想定し、人体が存在しない状態で線源から放出される γ 線の環境中での輸送計算を実施し、地上の詳細な γ 線場を求める。(2)次に、この γ 線輸送計算の結果に基づいて円筒形の仮想線源を作成する。この円筒形線源から放出される γ 線が、ステップ(1)の輸送計算結果を良く再現するように放出条件を設定する。(3)最後に、仮想円筒形線源の中に数値人体ファントムを設置し、線源表面から放出された γ 線に対する被ばく計算を実施する。この計算体系の概念図を図 2-1-(1)に示す。

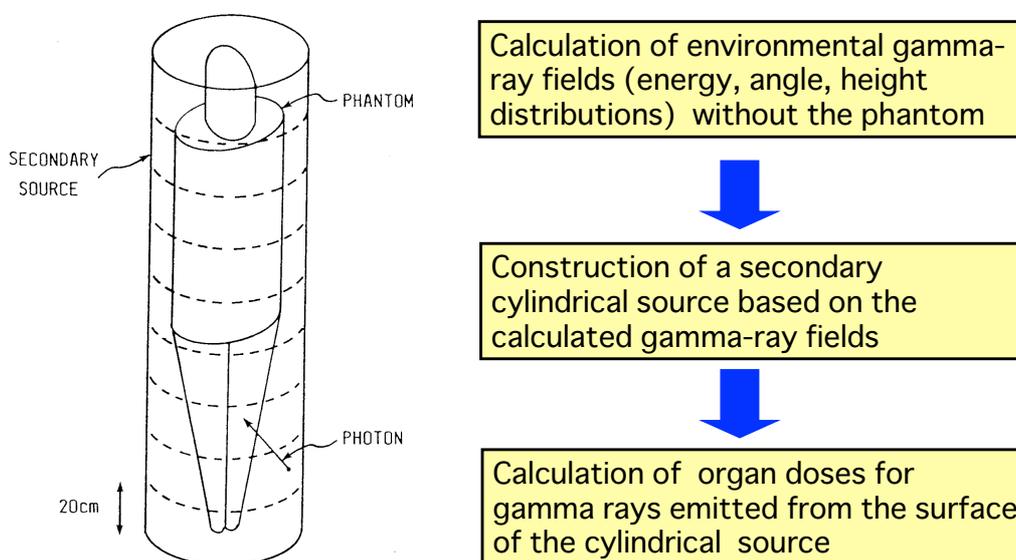


Fig. 2-1-(1) Schematic picture of the developed method for dose evaluation in the environment.

2.1.1 3ステップシミュレーションの利点

このように環境中輸送計算を被ばく計算と分離することにより、2つの観点からシミュレーション全体の効率を大きく上げることが可能となった。以下、2つの利点について記述する。

まず、人体を置かずに輸送計算を行なうことで、ジオメトリーの対称性を利用して水平方向の無限をうまく模擬することができる。人体を想定したシミュレーションにおいては、人体の位置を特定しなければならないために、無限の広がりを持つ線源をモデル化することが難しい。特に水平方向に関しては、人体からの距離が離れるにつ

れ、線源の領域が距離の2乗に比例して増加するのに対し、線源から放出された γ 線が人体の存在する位置に達する確率は距離の2乗分の1に近い割合で減少するため、モンテカルロ計算の効率は極端に悪くなる。すなわち、遠方の線源からは多数の γ 線を放出させなければならないのに、それが人体に入射する確率は低く、モンテカルロ計算においては結果に寄与しない多くの無駄な計算を実施する必要がある。モンテカルロ計算の効率を上げるための手法がいろいろ開発されてきているが、いずれにしても真の無限をモデル化するのは難しい。

水平方向の線源の広がりや空間線量への寄与割合を調べてみると、遠方の線源がそれなりの寄与をしていることが分かる。Fig. 2-1-1-(1)は、地中に一様分布した天然放射性核種からの γ 線による空間線量率と線源半径との関係を示している [Saito 1991]。高度を地上1 m から 200 m まで変更して行ったシミュレーションの結果を示した図であるが、地上1 m の場合でも線源半径 100 m 以遠の線源からやってくる γ 線による線量が10%程度存在することがわかる。地表面に沈着した線源についてはさらに遠方の線源の寄与が大きくなる。従って、水平方向に実質的な無限の広がりを考慮できることが望ましい。

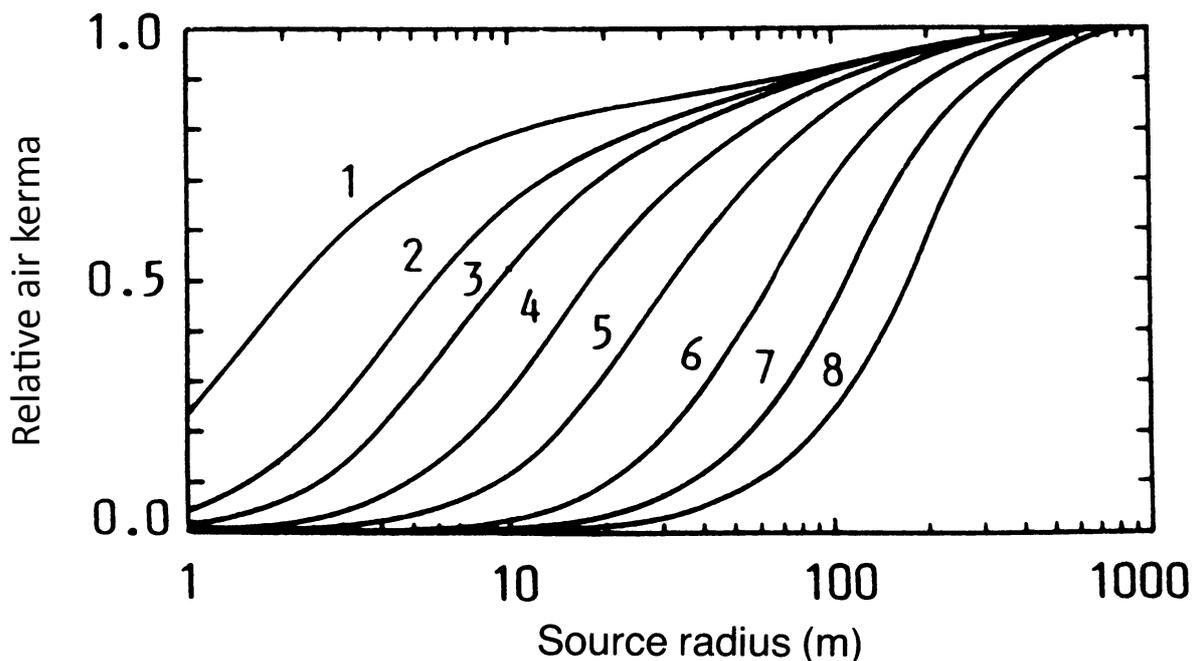


Fig. 2-1-1-(1) Portion of air kerma attributed to the source in a cylinder with a source radius R . The air kerma is normalized to the air kerma from a semi-infinite source ($R=\infty$) at each height. Natural radionuclide of ^{238}U series, ^{232}Th series and ^{40}K uniformly distributed in the ground were considered. The numbers in the figures denote detector heights: 1=1 m, 2=3 m, 3=5 m, 4=10m, 5=20 m, 6=50 m, 7=100 m, 8=200 m.

一方、人体を設定しないシミュレーションでは、ジオメトリーの対称性を利用して水平方向の無限をモデル化することが可能となる。地表面線源を例として考えてみる。Fig. 2-1-1-(2)に示すように、半径 $R1$ から $R2$ の地表面に分布する線源から放出される γ 線を線源中心の地上 1 m に設置した点検出器で検出する事象は、地表面においた点線源から放出された γ 線を地上 1 m に設置した半径 $R1$ から $R2$ の間の面線源で検出する事象と等価であることがわかる。検出されるフルエンスを数式で表すと以下のようになる。

$$2\pi \int_{R1}^{R2} \phi(x_s \rightarrow x_d) \cdot dR \quad 2-1-1-(1)$$

ここで x_s は線源から γ 線が放出された点の座標、 x_d は γ 線が検出された点の座標である。 ϕ は x_s から放出された γ 線が x_d の位置に達することによるフルエンスである。この中には、線源から放出されて何も反応を起こさずに検出器へ達する直接線フルエンス、散乱を受けた後に検出器に達する散乱線フルエンスの両方が含まれる。

円盤の半径をゼロから無限までとすると、すなわち $R1=0$ 、 $R2=\infty$ とすると水平方向に無限の線源をモデル化できる。すなわち、無限の広がりをもつ線源からの γ 線を地上 1 m の点検出器で検出することは、点線源から放出された γ 線を無限の広がりをもつ検出器で検出することと等価である。検出器は 100% の検出効率を持つと想定する。これは、表現を変えれば水平方向の位置に関わらず 1 m の位置を通過した γ 線を全てカウントすることであり、シミュレーションにこの検出器を組み込むことは容易である。

3ステップシミュレーションのもう一つの利点は、同じ輸送計算の結果を繰り返し使用できることである。ある特定の条件（線源分布やエネルギー等）を想定して輸送計算を行いその結果を保存しておくことで、異なるファントムや人体姿勢を対象として同じデータを何度でも使用してシミュレーションすることが可能である。すなわち、成人男女のファントム、年齢別のファントム、あるいは直立したファントムの代わりに横たわった姿勢のファントムの計算等について、同じ環境 γ 線輸送計算結果を用いてシミュレーションを繰り返し行うことが可能である。

この際、ファントムの大きさや向きに合わせて円筒形の 2 次仮想線源の高さと半径を調節することにより、線量計算をより効率的に実施することが可能となる。

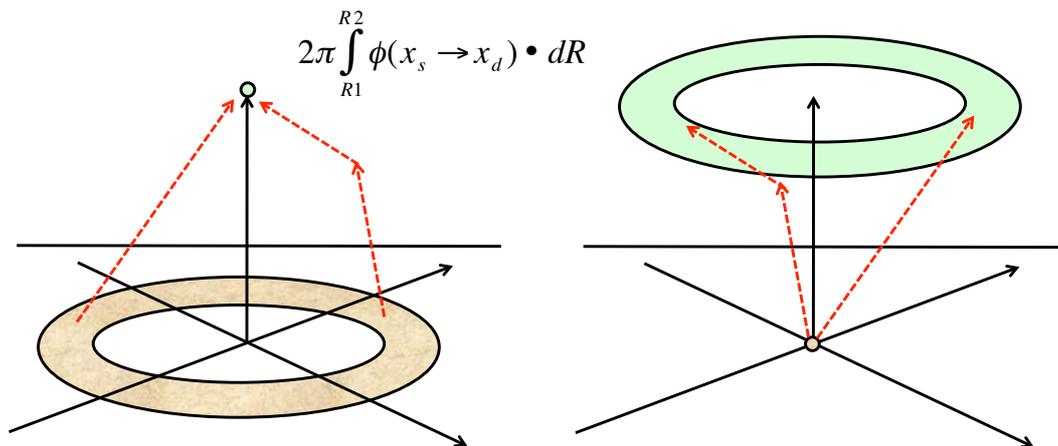


Fig. 2-1-1-(2) Modelling of infinity in horizontal directions utilizing geometrical symmetry. Detecting gamma rays emitted from ring-shaped source with a radius between $R1$ and $R2$ on the ground by a point detector at 1 m height is equal to detecting gamma rays emitted from a point source on the ground by a ring-shaped detector with a radius between $R1$ and $R2$ at 1 m height. If we take $R1 = 0$ and $R2 = \infty$, infinity can be simulated.

2.1.2 2次仮想線源の構築方法

環境 γ 線場、特に地表面沈着線源からの γ 線場は高度により変化する [Saito and Jacob 1995, 1998]。この高度変化を適切に再現するために、環境 γ 線場は地上で 20 cm 毎に変化すると仮定して2次仮想線源を構築することとした。これに対応した仮想線源構築の基礎データを得るために、環境 γ 線の輸送計算においては、地表面から 20 cm おきに平面検出器を設置して γ 線を検出した。検出に際しては、 γ 線の入射方向に関しては 10 の角度ビンを、エネルギーに関しては 10~15 程度のエネルギービンを設定して、2次元のビンを用いて平面を通過する γ 線をカウントし、2次微分フルエンスならびに2次微分カレントを検出した。

角度ビンについては、余弦の間隔が均等になるように 0 から 180° を 10 分割した。すなわち、 $\cos \theta$ の値が -1 から 1 の間で 10 分割されるように角度ビンを設定した。このように角度ビンをとることにより、立体角が各角度ビンで均等に分配される。エネルギービンについては、直接線を分けて検出するように、放出 γ 線の部分のエネルギービンを十分に小さな幅とし、それ以下のエネルギーについては均等に近い形でエネルギービンを設定した。

仮想線源を構築するためには、平面検出器で検出した環境 γ 線場の情報を円筒形線源の表面に投影する必要がある。投影を行う方法として、2次微分カレントから投影

する方法（方法1）、ならびに2次微分フルエンスから投影する方法（方法2）の2種類を考えた。カレントは平面を通過する光子数をそのまま検出した値（counts）であり、フルエンスは検出器高度を通過する光子を微小球体で検出して球体の断面積で割った値（counts/m²）である。円筒形の仮想線源のサイズは、成人に対しては高さ180 cm、半径30 cm、乳児に対しては高さ120 cm、半径15 cmとした。

20 cmの高さ毎に設置した検出器で得た環境γ線場の情報から円筒形の仮想線源を作成する方法を、ここでは、成人用の高さ180 cmの仮想線源を例にとって説明する。まず、円筒線源の上面と下面から放出するγ線は、環境γ線輸送計算において180 cm及び0 cmの検出器で検出したγ線2次微分カレントの中で、上面についてはγ線の進行方向が下方である成分を、下面については進行方向が上方である成分を選んで使用する。側面から入射するγ線については、20 cmの高度間では放出γ線の特性は変化しないと仮定し、20 cm幅の円筒要素をはさむ2つの平面検出器により検出したγ線場のデータを用いた。すなわち上記2検出器で検出した環境γ線場を平均して当該円筒要素のデータとして用いた。

円筒線側面の2次微分カレントを得るのに、既に述べたように、水平面上の2次微分カレントから円筒表面へ投影する方法（方法1）、2次微分フルエンスから円筒表面へ投影する方法（方法2）、の2つの方法を試みた。θを地表面に垂直なベクトルに対するγ線の角度とする。投影に際しては、方法1では水平面上のカレントに表面積の比に対応するtan θ_{av}を乗じて円筒上のカレントを求めた。一方、方法2では、フルエンスにsin θ_{av}を乗じることを行った。

ここで

$$\theta_{av} = \cos^{-1} [(\cos \theta_1 + \cos \theta_2)/2] \quad 2.1.2-(1)$$

θ₁, θ₂: 角度ビンの境界

である。θ_{av}は立体角で重み付けした平均角度に相当する。結論から述べると、方法2の方がより再現性が良い仮想線源を構築できた。これに関しては後で議論する。

これらの情報に基づき、円筒形仮想線源の表面から放出されるγ線の放出部分（上面、下面、9つの円筒側面要素）、エネルギービン、放出方向ビンを一つの乱数でサンプリングするための確率密度関数を作成した。被ばくシミュレーションにおいては、この確率密度関数と乱数を用いて放出部分、エネルギービン、放出角度ビンをサンプリングした後、各放出部分の面内では均一に放出位置が分布するとしてその放出位置を決定した。また、エネルギーと放出方向についてもそれぞれのビンの中で一様に分布するとして、放出されるγ線のエネルギーと放出方向を決定した。例えば、エネルギービンが1.1~1.2 MeVに設定されていれば、放出されるγ線のエネルギーはこの範囲内でランダムに選ばれた。放出角度に関しては、環境γ線は地表面に垂直なベクトルに対して天頂角方向に分布を持っており、方位角方向に対しては角度が一様に分布するとしてサンプリングを行った。

2.1.3 3ステップシミュレーションの妥当性の検証

開発した3ステップのシミュレーション手法の妥当性について検証を行なった。具体的には、人体をおかずに環境 γ 線輸送計算を行なうことの妥当性、円筒形仮想線源から放出される光子による環境 γ 線場の再現性について検討を行い、いずれも十分な精度で近似が行なわれていることを確認した [Saito et al. 1990]。

(1) 人体をおかずにシミュレーションを行うことの妥当性

環境中に人体が存在する状態と存在しない状態で環境 γ 線場が変わる可能性がある。もし人体の有無により環境 γ 線場に有意な差がある場合には、これが被ばく線量のシミュレーションにも影響を及ぼす可能性がある。そこで、以下の考え方で人体の存在の有無が環境 γ 線場に与える影響を評価した。

人体の存在しない2次仮想線源領域を想定する。想定した仮想線源領域に外部から入射する γ 線の総数 ϕ は、2つの異なる成分の和として以下の式により表される。

$$\phi = \phi_1 + \phi_2 \quad 2-1-3-(1)$$

ϕ_1 : 仮想線源領域に初めて入射する γ 線の数

ϕ_2 : 仮想線源領域に初めて入射した γ 線がその領域から一旦外に出た後その領域に再度入射する数

もし、仮想線源領域内に人体等の物体が存在した場合には、 ϕ_2 として戻ってくる γ 線の一部が人体と反応して ϕ_2 が変化する可能性がある。もし ϕ_2 が ϕ の中で占める割合が大きければ、物体が存在することにより ϕ に関して大きな摂動が生じる可能性がある。そこで、 ϕ_1 と ϕ_2 の関係を調べた。

元の輸送計算結果では、 ϕ_1 と ϕ_2 を区別することは難しい。ここでは ϕ_1 はほぼ ϕ に等しいという仮定をおいた。この仮定のもとに、人体の存在しない状態で仮想線源の表面から ϕ_1 の γ 線を放出して輸送計算を行い、その γ 線が仮想線源の体系を透過して環境中へでた後、散乱により再び仮想線源体系内へ戻る数、すなわち ϕ_2 を調べた。もし、ここで検出された ϕ_2 が十分に小さければ、最初においた仮定 ($\phi = \phi_1$) が適切で、また人体の存在が γ 線場に与える影響は小さいと判断される。

シミュレーションを単純にするために、円筒形ではなくて球形の仮想線源を考え、高度による γ 線場の変化はないと想定した。ここでは以下の計6条件の線源を想定するとともに、仮想線源内に存在する物体の大きさの影響を調べるために、球形仮想線源の半径を1 m、2 m、4 m と変化させてシミュレーションを実施した。シミュレーションの対象とした線源は、空中一様分布線源 (100 keV と 3 MeV の単色エネルギー線源)、地中の平面線源 (50 keV、100 keV、2 MeV の単色エネルギー線源) およ

び地中の天然放射性核種 (^{238}U 系列核種、 ^{232}Th 系列核種、 ^{40}K の混合線源) である。

Fig. 2-1-3-(1)~(6) にその結果を図により、また Table 2-1-3-(1)に、 ϕ_1 に対する ϕ_2 の比率並びに空気カーマの比率を数値で示す。次の性質が明らかになった。

- 1) 考慮した全ての条件に対して、 ϕ_2 による空気カーマは ϕ_1 による空気カーマの 6% を超えなかった。
- 2) 全般的に、土で散乱した γ 線が ϕ_2 に占める割合は、空気中で散乱した γ 線の割合よりも大きかった。これは、上向きに放出された γ 線が再び仮想線源領域に戻って来る確率が低いことを意味する。土による γ 線の吸収割合が大きくなる低エネルギー (50 keV) においては、空気による散乱線は土による散乱線と同程度であった。
- 3) ϕ_1 に対する ϕ_2 の割合は、下方向へ放出される γ 線が大きい割合を占める空中線源の場合に最大であった。
- 4) ϕ_1 に対する ϕ_2 の割合は、仮想線源の半径が増加するにつれて増えた。この増分は主に空気による散乱線の増加に起因し、土による散乱線の割合はそれほど増加しなかった。
- 5) ϕ_1 に対する ϕ_2 の割合は線源エネルギーとともに増加したが、空気カーマの割合は逆に減少した。これは、高エネルギー γ 線はコンプトン散乱により大きな比率でそのエネルギーを失うことに起因する。

いずれの場合も ϕ_1 に比べて ϕ_2 は十分に小さく、最初に設定した仮定が成り立つこと、従って、人体をおかずに環境 γ 線シミュレーションを行うことは妥当であることが確認された。

Table 2-1-3-(1) Quantative comparison of ϕ_2 to ϕ_1 for three different kinds of sources distributed in the environment. ϕ_1 is the number of photons which enter the source region for the first time, and ϕ_2 the number of photons which have escaped out of the source region and enter it again.

Source type	Initial energy (MeV)	ϕ_2/ϕ_1	Ratio of air kerma
Volume source in air	0.10	0.06	0.05 - 0.06
	3.00	0.10 - 0.11	0.02
Plane source in ground	0.05	0.01 - 0.02	0.01 - 0.03
	0.10	0.02 - 0.03	0.02 - 0.03
	2.00	0.04 - 0.05	0.004 - 0.005
Volume source in ground	Mixture of U, Th, K	0.05 - 0.07	0.01

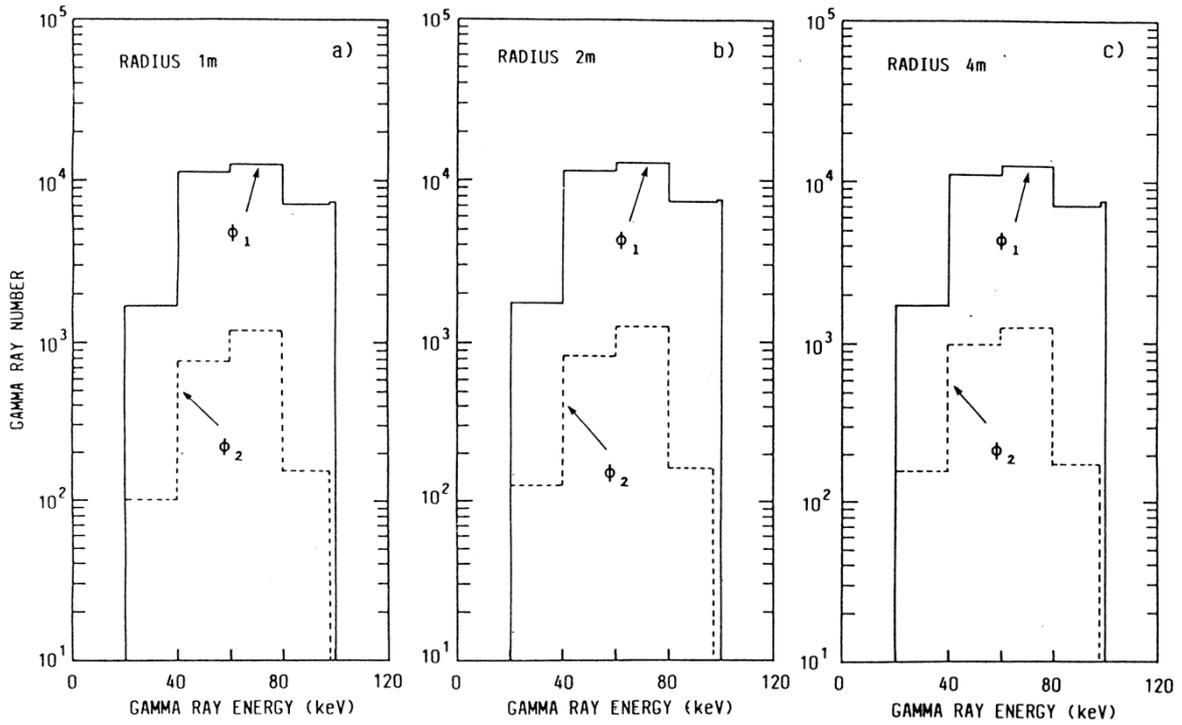


Fig. 2-1-3(1) Comparison of ϕ_2 to ϕ_1 for infinite volume source in air emitting 100 keV gamma rays. ϕ_1 is the number of photons which enter the source region for the first time, and ϕ_2 the number of photons which have escaped out of the source region and enter it again.

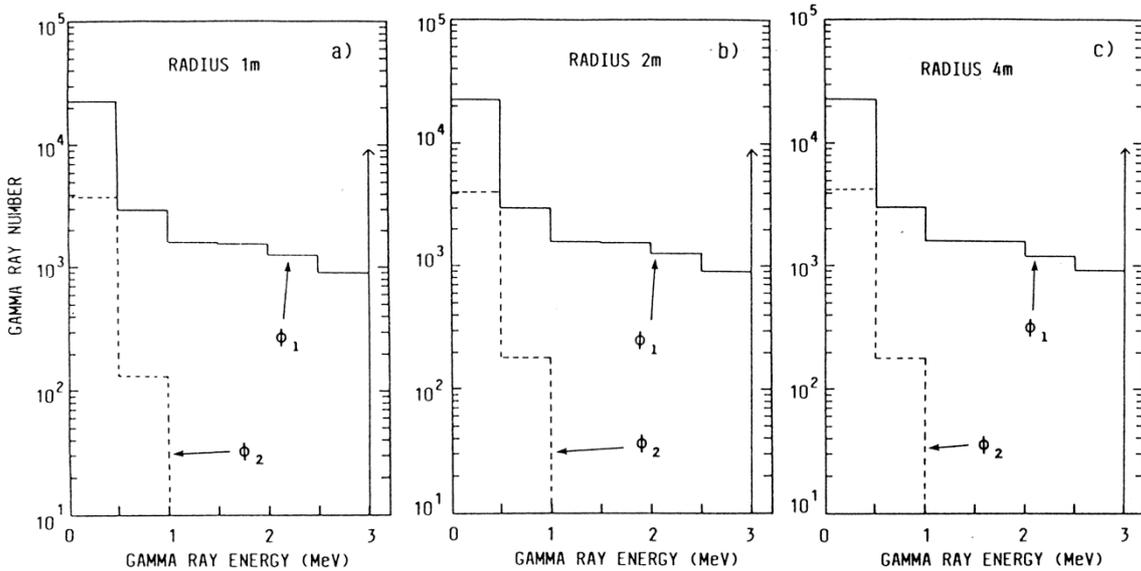


Fig. 2-1-3(2) Comparison of ϕ_2 to ϕ_1 for infinite volume source in air emitting 3 MeV gamma rays. ϕ_1 is the number of photons which enter the source region for the first time, and ϕ_2 the number of photons which have escaped out of the source region and enter it again.

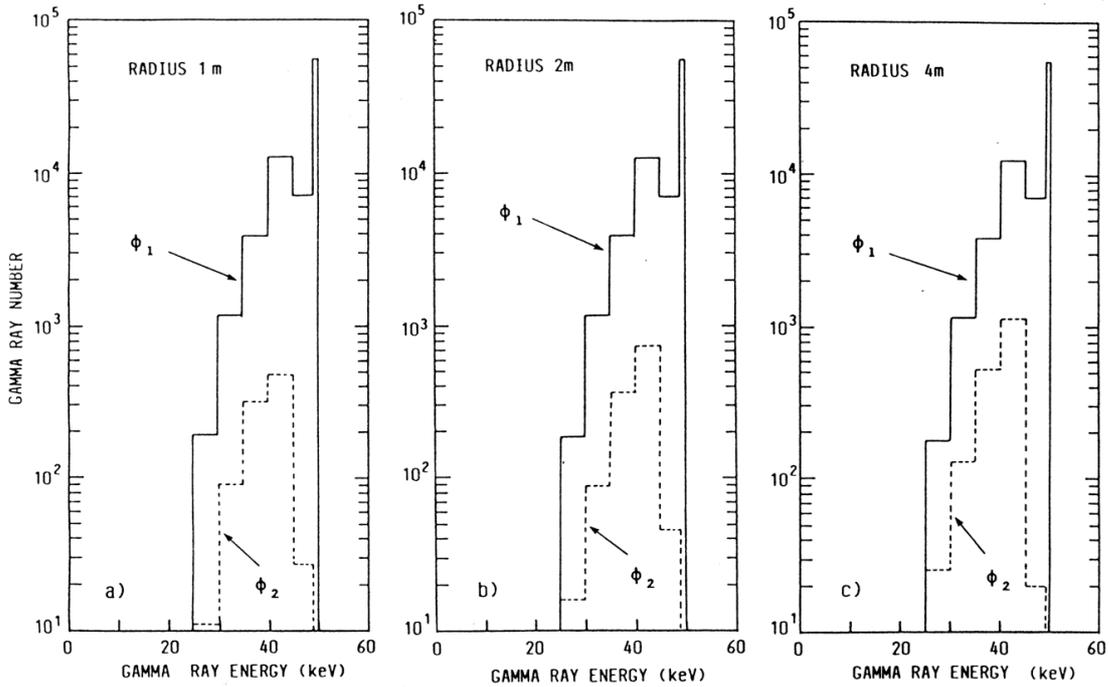


Fig. 2-1-3-(3) Comparison of ϕ_2 to ϕ_1 for infinite plane source in ground at depth of 0.133 g/cm^2 emitting 50 keV gamma rays. ϕ_1 is the number of photons which enter the source region for the first time, and ϕ_2 the number of photons which have escaped out of the source region and enter it again.

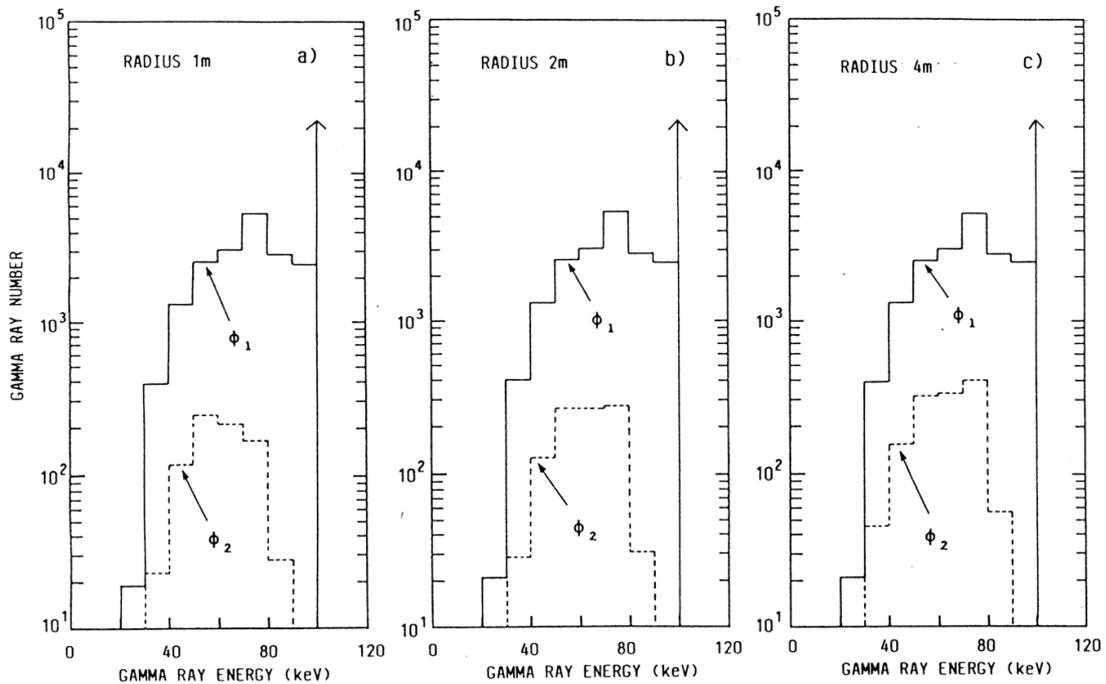


Fig. 2-1-3-(4) Comparison of ϕ_2 to ϕ_1 for infinite plane source in ground at depth of 0.133 g/cm^2 emitting 100 keV gamma rays. ϕ_1 is the number of photons which enter the source region for the first time, and ϕ_2 the number of photons which have escaped out of the source region and enter it again.

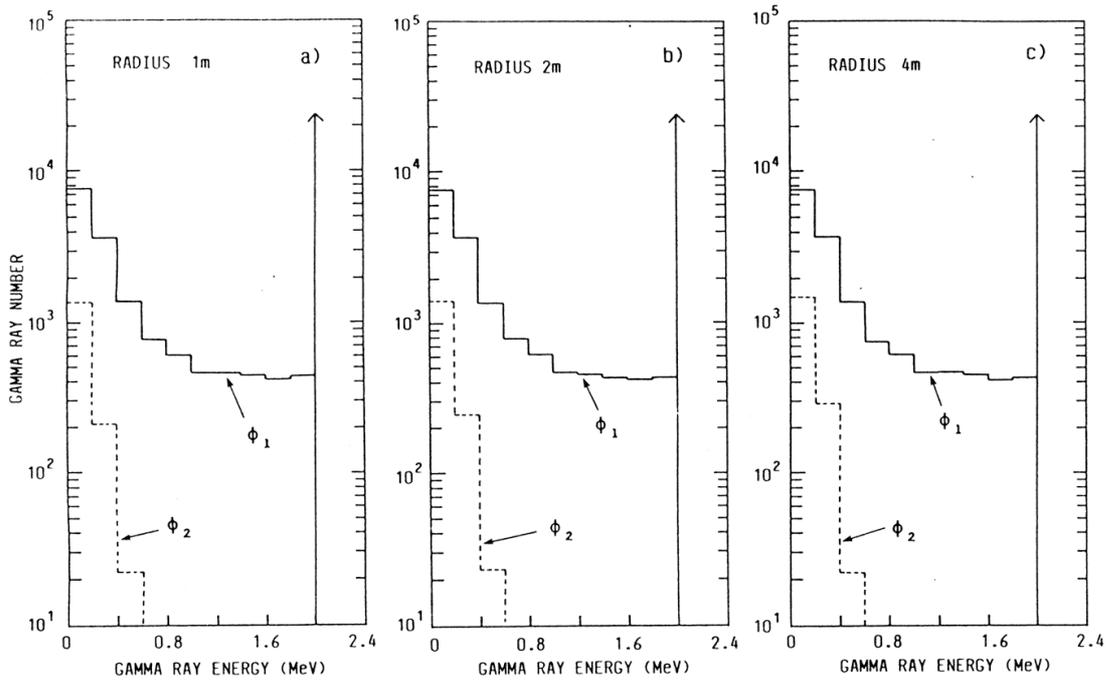


Fig. 2-1-3-(5) Comparison of ϕ_2 to ϕ_1 for infinite plane source in ground at depth of 0.133 g/cm^2 emitting 2 MeV gamma rays. ϕ_1 is the number of photons which enter the source region for the first time, and ϕ_2 the number of photons which have escaped out of the source region and enter it again.

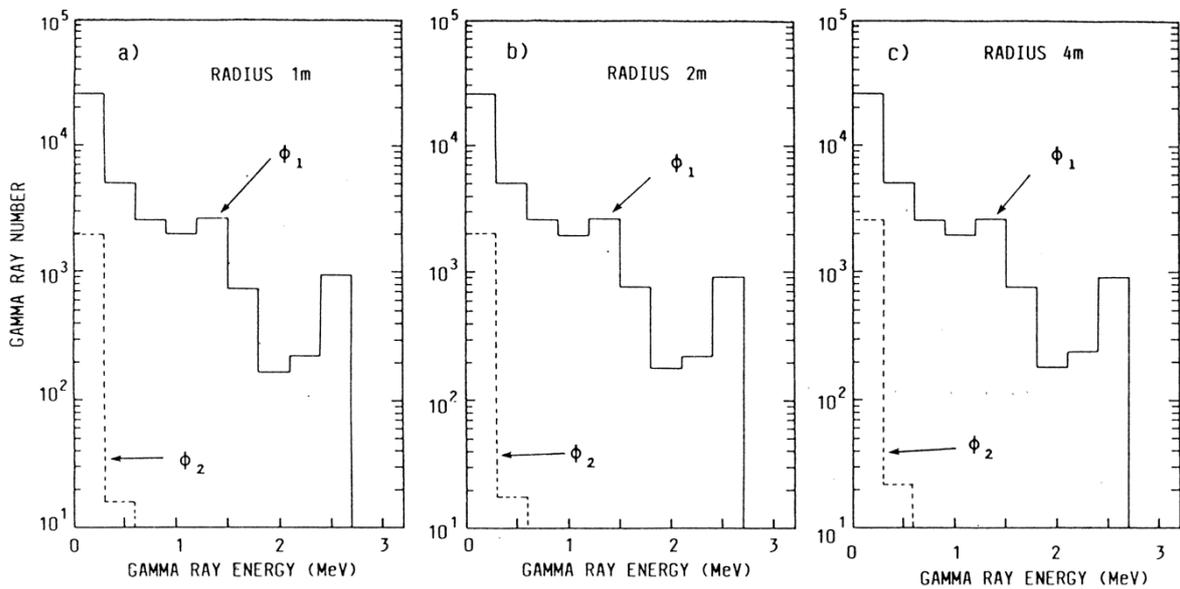


Fig. 2-1-3-(6) Comparison of ϕ_2 to ϕ_1 for natural radionuclides distributed uniformly in ground. ϕ_1 is the number of photons which enter the source region for the first time, and ϕ_2 the number of photons which have escaped out of the source region and enter it again.

(2) 仮想線源から放出された γ 線の再現性に関する検討

仮想線源から放出された γ 線が、輸送計算によって得られた元の環境 γ 線場を適切に再現できることの確認を行った。このために、成人用に構築した高さ 180 cm の円筒形仮想線源の内部 100 cm の高さに、半径 20 cm の検出器を設置して仮想線源から放出された γ 線を検出し、元の環境 γ 線場と比較した。ここでは、土壌中の 0.133 g/cm² 深さの平面線源に対する結果を示す。50 keV、100 keV、1 MeV、3 MeV、10 MeV の単色エネルギー γ 線を放出する線源を想定した。

Figs. 2-1-3-(7)~(11)はエネルギー分布の比較結果である。各図の a)は、第3章で述べる環境 γ 線輸送計算モンテカルロコード YURI による計算結果を示す。YURI による環境 γ 線の輸送計算では 10⁶/m² の強度の線源を想定する一方、2次線源からは総数で 10⁵ の γ 線を放出して検出した結果を示しているため、ここではエネルギー分布形状の相対的な比較を行った。いずれの線源エネルギーに関しても、エネルギー分布の形がうまく再現されていることがわかる。Figs. 2-1-3-(12)~(16) には、角度分布の比較を示す。こちらは、全フルエンスを 1 に規格化した形で示しているが、角度分布に関していも良い一致がみられている。これらの比較結果から、仮想線源から放出された γ 線が、さまざまな条件においても元の γ 線場を適切に再現できることが確認された。

また、環境 γ 線の輸送計算結果を仮想線源上に投影する2種類の方法について比較した。どちらの方法でも元の環境 γ 線場をそれなりに再現できるが、2次微分フルエンスを投影して確率密度関数を求める方法(方法2)のほうが、2次微分カレントを投影する方法(方法1)に比べより良い再現性を示すことがわかった。特に、方法1では水平方向に近い角度に関して、再現性が良くないことが図から明らかである。これは、方法1で投影に用いた $\tan \theta_{av}$ が適切な換算係数となっていないことを意味している。

ここで示した地中の平面線源以外にも、空中一様分布線源と地中の天然核種に対しても比較を行ったが、いずれも方法2を用いることで、適切に元の γ 線場を再現できることが確認できた。

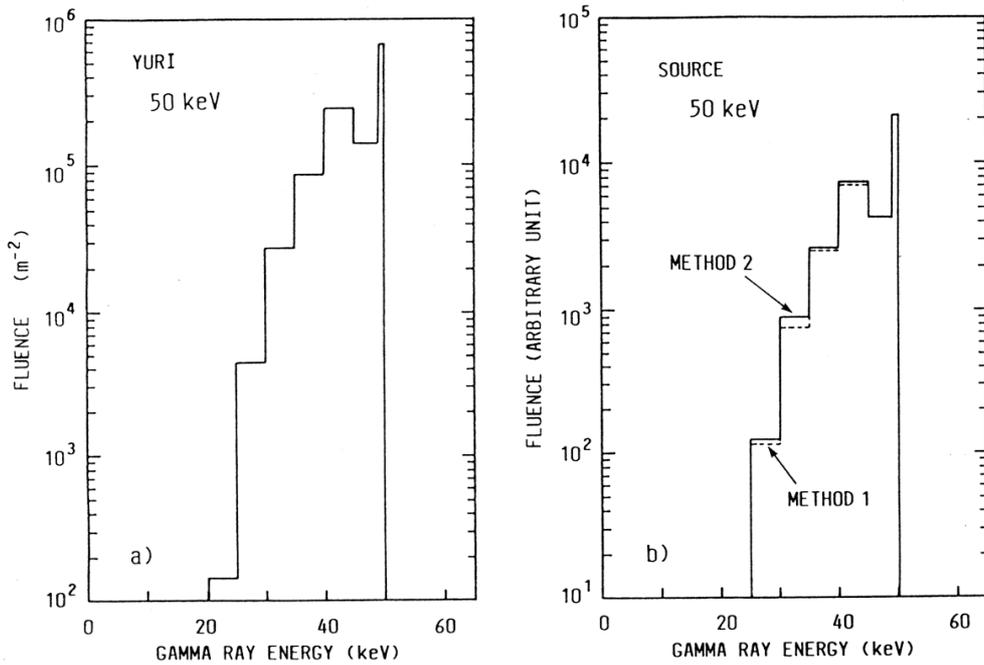


Fig. 2-1-3-(7) Comparison of energy spectra of photon fluence between a) the original gamma ray field calculated by YURI to b) the one reproduced by a simulated cylindrical source; infinite plane source in ground at depth of 0.133 g/cm^2 emitting 50 keV gamma rays.

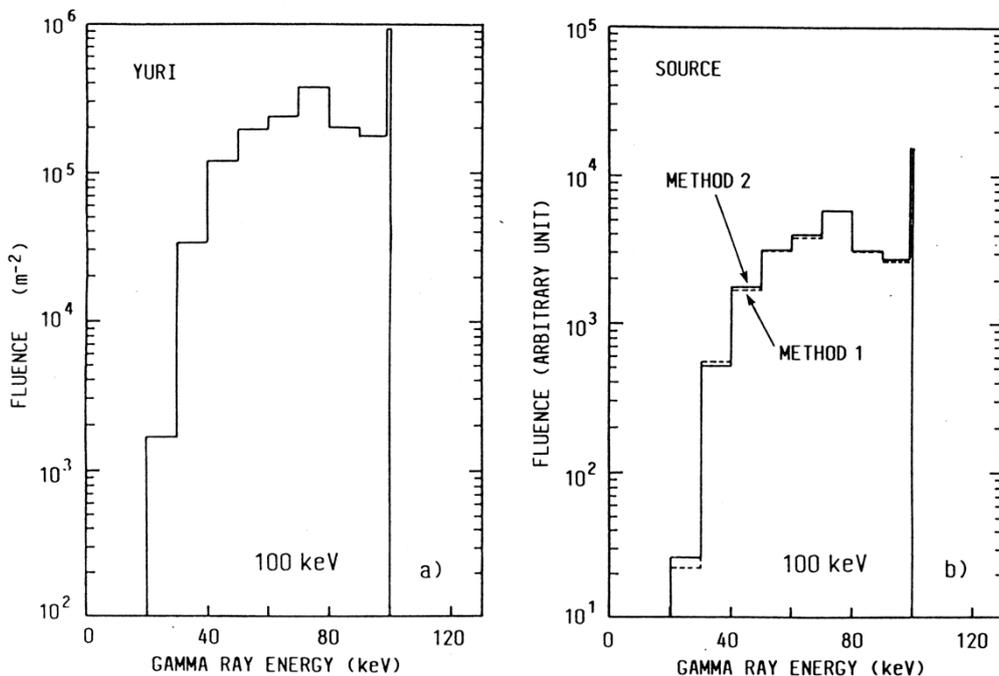


Fig. 2-1-3-(8) Comparison of energy spectra of photon fluence between a) the original gamma ray field calculated by YURI to b) the one reproduced by a simulated cylindrical source; infinite plane source in ground at depth of 0.133 g/cm^2 emitting 100 keV gamma rays.

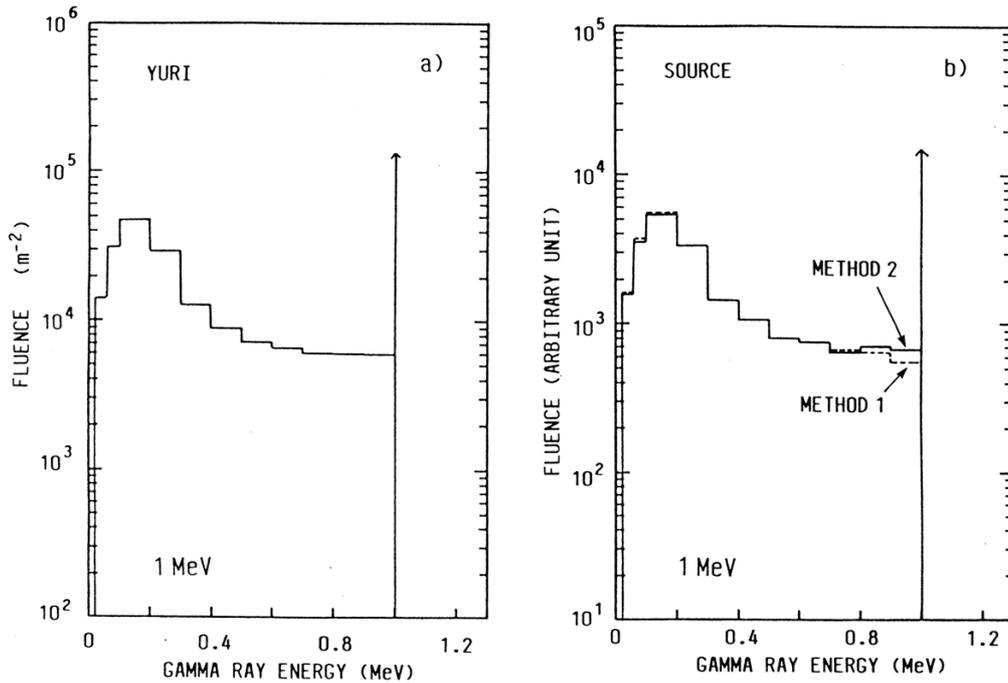


Fig. 2-1-3-(9) Comparison of energy spectra of photon fluence between a) the original gamma ray field calculated by YURI to b) the one reproduced by a simulated cylindrical source; infinite plane source in ground at depth of 0.133 g/cm² emitting 1 MeV gamma rays.

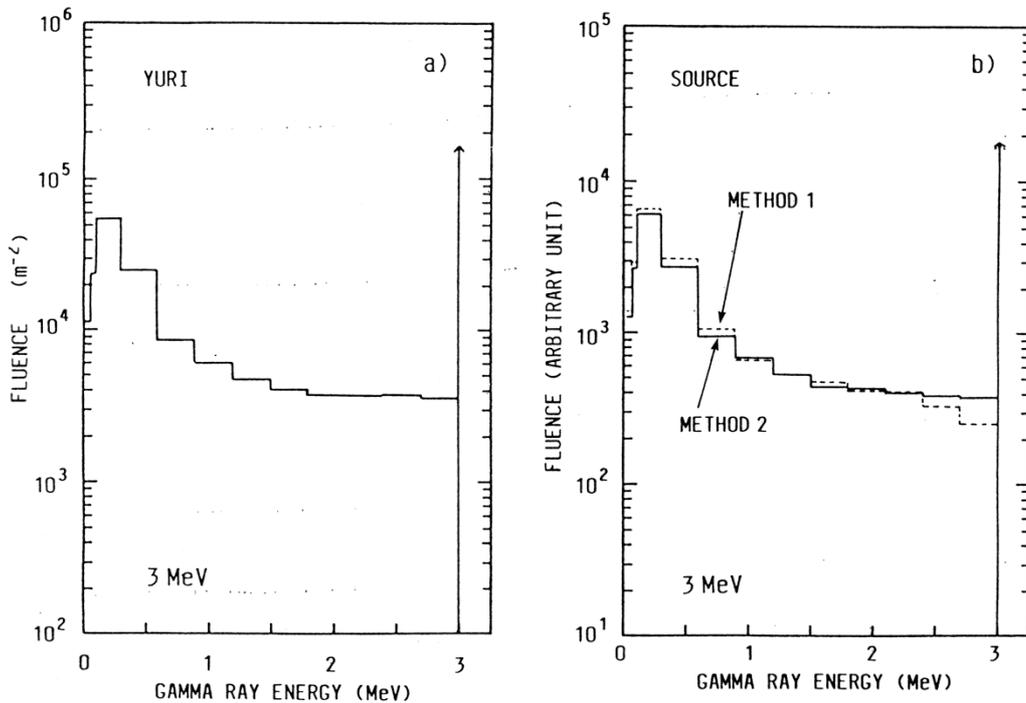


Fig. 2-1-3-(10) Comparison of energy spectra of photon fluence between a) the original gamma ray field calculated by YURI to b) the one reproduced by a simulated cylindrical source; infinite plane source in ground at depth of 0.133 g/cm² emitting 3 MeV gamma rays.

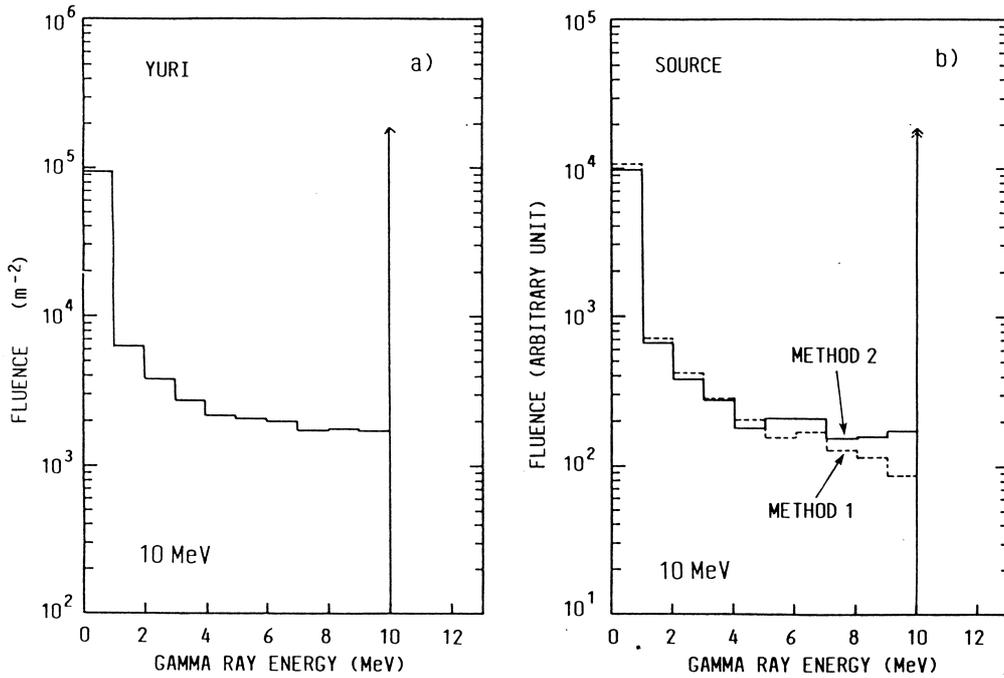


Fig. 2-1-3-(11) Comparison of energy spectra of photon fluence between a) the original gamma ray field calculated by YURI to b) the one reproduced by a simulated cylindrical source; infinite plane source in ground at depth of 0.133 g/cm² emitting 10 MeV gamma rays.

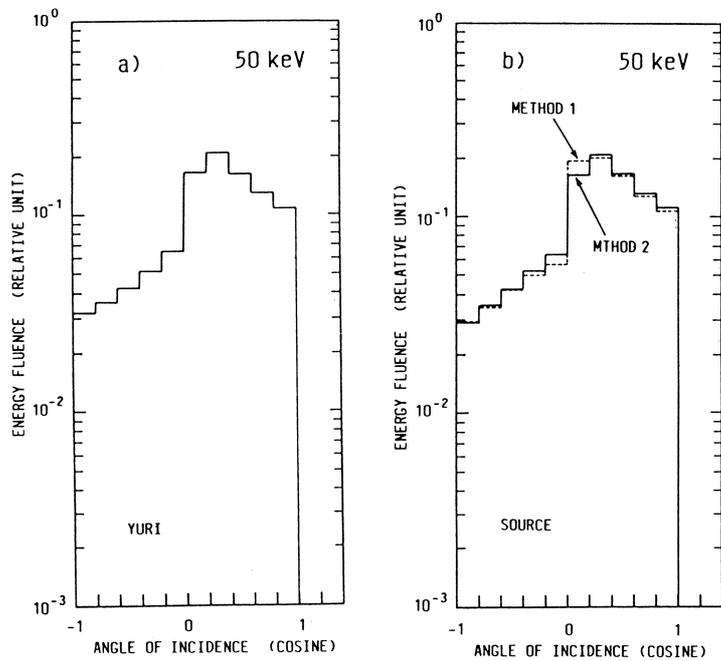


Fig. 2-1-3-(12) Comparison of angular distribution of energy fluence between a) the original gamma-ray field calculated by YURI to b) the one reproduced by a simulated cylindrical source; infinite plane source in ground at depth of 0.133 g/cm² emitting 50 keV gamma rays.

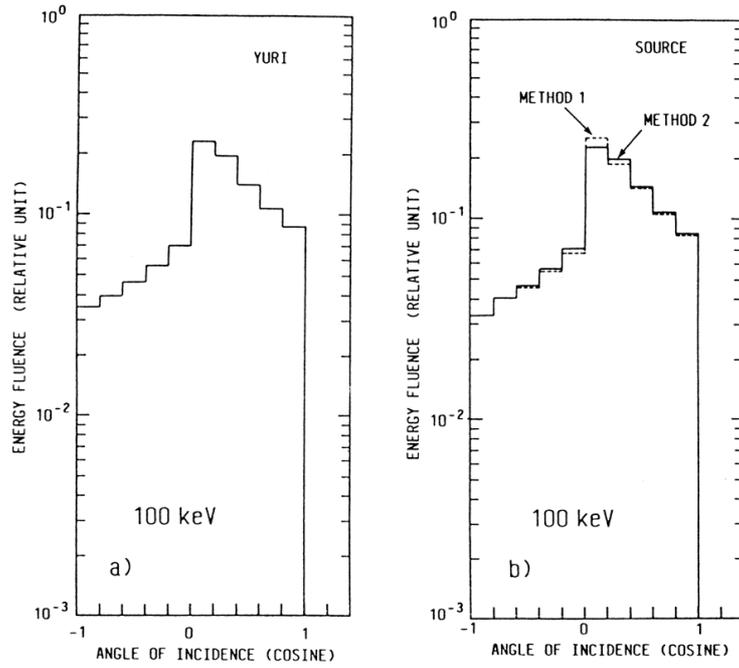


Fig. 2-1-3-(13) Comparison of angular distribution of energy fluence between a) the original gamm-ray field calculated by YURI to b) the one reproduced by a simulated cylindrical source; infinite plane source in ground at depth of 0.133 g/cm² emitting 100 keV gamma rays.

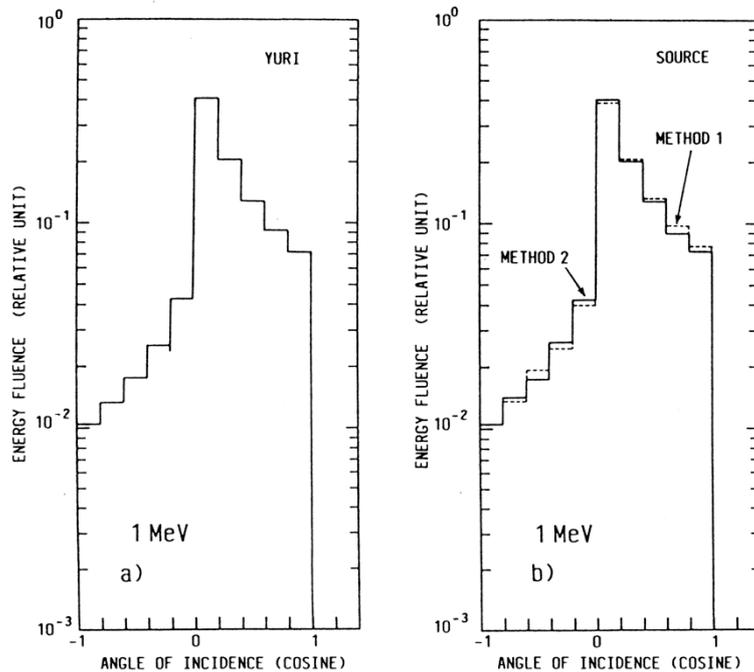


Fig. 2-1-3-(14) Comparison of angular distribution of energy fluence between a) the original gamm-ray field calculated by YURI to b) the one reproduced by a simulated cylindrical source; infinite plane source in ground at depth of 0.133 g/cm² emitting 1 MeV gamma rays.

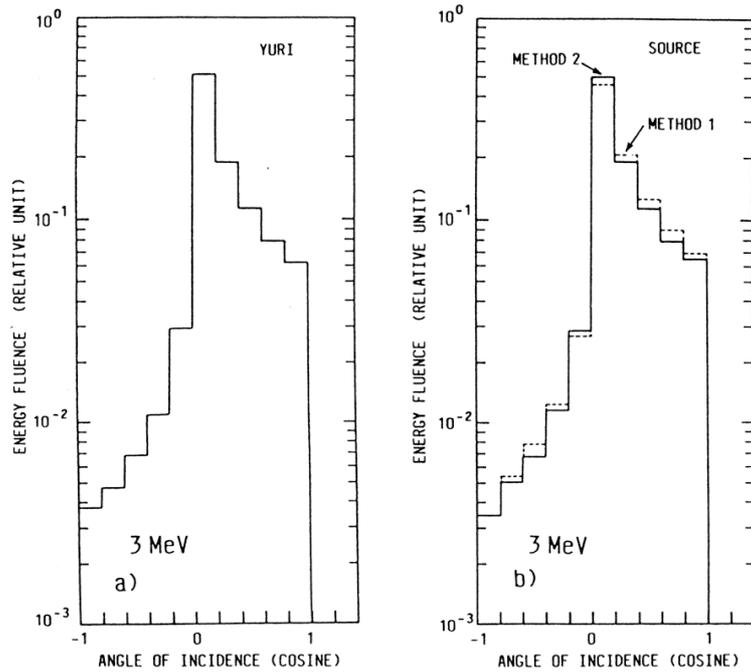


Fig. 2-1-3-(15) Comparison of angular distribution of energy fluence between a) the original gamm-ray field calculated by YURI to b) the one reproduced by a simulated cylindrical source; infinite plane source in ground at depth of 0.133 g/cm² emitting 3 MeV gamma rays.

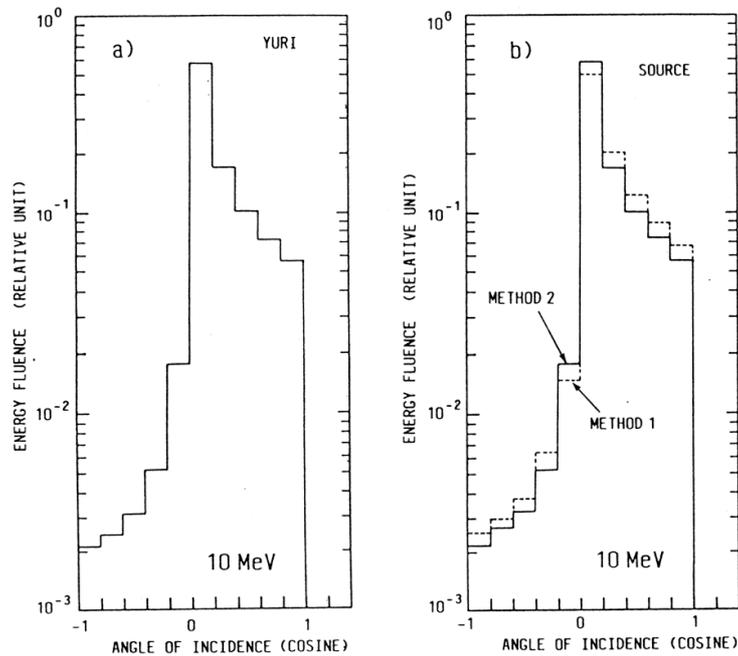


Fig. 2-1-3-(16) Comparison of angular distribution of energy fluence between a) the original gamm-ray field calculated by YURI to b) the one reproduced by a simulated cylindrical source; infinite plane source in ground at depth of 0.133 g/cm² emitting 10 MeV gamma rays.

2.2 線量計算に用いるファントム及び実効線量

人体及び臓器・組織の形状を数式で表現した数式ファントムは放射線防護や医療における線量評価のツールとして広く用いられ、多くの有用なデータを提供してきた。ICRP が基本的な考え方を提示してきた放射線防護の分野では、西欧人の成人を対象とした線量を防護の基準として用いることが基本とされている。そのため、西欧標準人という概念が提案され、西欧人に関する膨大な体格データの統計処理に基づき、西欧標準人の体格データが決定された [ICRP 1975, 2002]。この考えに従って、放射線防護で使用される数式ファントムの臓器・組織の重量は、標準人データに一致するように構築するのが通例であった。数式ファントムの一例として、ドイツの旧放射線防護研究所 (GSF) が開発した Adam と Eva を Fig. 2-2-(1)に示す [Kramer et al. 1982]。

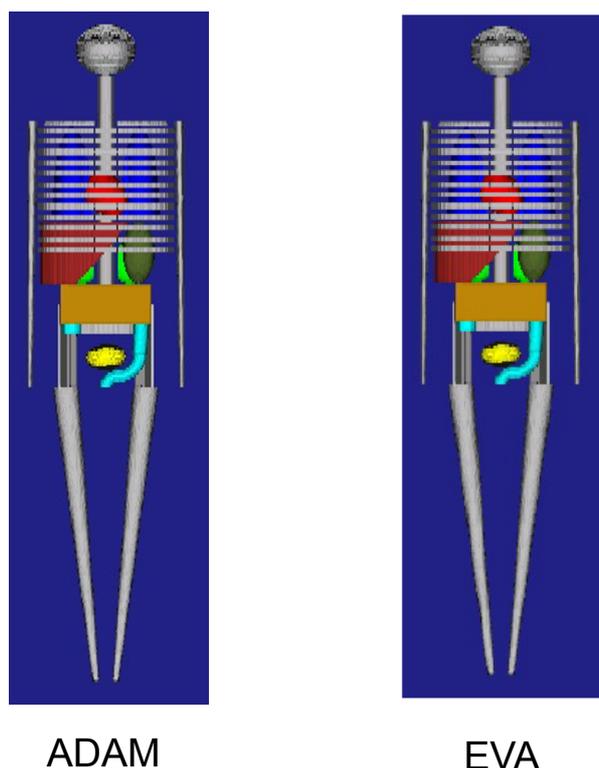


Fig. 2-2-(1) Stylized phantoms Adam and Eva developed at GSF, Germany modeling the ICRP reference male and female.

しかし、数式ファントムには数式を用いて人体を表現する手法に起因する制限が存在し、また人体形状に関して具体的なデータに基づいて作成されたモデルではないため、人体及びその臓器・組織の形状を現実に非常に近い形で表現することは難しかった。

た。近年では画像処理技術の発展を基盤として、CT 画像や MRI 画像等の人体の医療画像データに基づき作成するボクセルファントムが開発され、多く用いられるようになってきた。防護や医療で用いられる数値ファントムの歴史については複数の論文や著書にまとめられている [Saito 1998, 2007, 2011b; Petoussi-Henss et al. 2002; Xu and Eckerman 2010]。

著者らは、西欧人と日本人の線量の違いを明らかにすること等を目的に、世界で初めての東洋人ボクセルファントムとして位置づけられる日本人成人男女のボクセルファントム Otoko [Saito et al. 2001] と Onago [Saito et al. 2008] を開発した (Fig. 2-2-(2); Appendix I 参照)。これらのファントムは外部被ばく及び内部被ばくの線量計算に使用され、様々な状況を想定した被ばく線量の性質が明らかにされてきた。外部被ばくについていえば、多数臓器の平均的な線量について比較した場合には日本人と西欧人の線量の差は大きくないこと、個別の臓器に注目した場合には人種に起因する差よりも個人差のほうが重要であること等の知見が得られてきている [Saito et al. 2009a, 2009b, 2011; Sato et al. 2008; Ohnishi et al. 2004]。内部被ばくに関しても、線量評価の基礎データである吸収割合 (AF: Absorption Fraction)、比吸収割合 (SAF: Specific Absorption Fraction) 等の計算を行い、MIRD ファントムとの比較等が行われてきた [Kinase et al. 2003, 2004, 2005; Kinase and Saito 2007; Akahane et al. 2007; Tsuda et al. 2007]。また、Otoko と Onago の開発経験を基に、さらに高分解能の日本人ファントムが開発された [Sato et al. 2007a, 2007b, 2009]。放射線治療における線量評価への応用研究も実施された [Saito et al. 2006, 2007; Deloar et al. 2006; Kunieda et al. 2007]。

ICRP は Publication 103 で提示した最新の基本勧告において [ICRP 2007]、特定のボクセルファントムを今後線量評価用に用いることを提案し、具体的な成人男女のボクセルファントム AM と AF (Fig. 2-2-(3)) の詳細なデータを Publication 110 に示した [ICRP 2009]。この標準ボクセルファントムはドイツ環境健康研究センター (Helmholtz Zentrum Munchen, 旧 GSF) が開発したものであり、個人の CT 画像データを基にして基本モデルを作製し、身長、体重、臓器・組織の重量が西欧標準人の体格データに一致するように画像処理を用いて調整が行われた [Zankl et al. 2005]。

子供のボクセルファントムも複数開発されてきた。元々、線量計算のために最初に開発されたボクセルファントムは、GSF による 7 歳の幼児のファントム Child ならびに 8 週の乳児のファントム Baby であった (Fig. 2-2-(4)) [Zankl et al. 1988; Veit et al. 1989]。さらに、最近では年齢別の標準ファントムを作成しようという動きもある。

本研究では仮想円筒形線源の中に設置する線量計算用の数値ファントムとして、西欧標準人ボクセルファントム AM、AF と乳児ファントム Baby を使用した。臓器線量から実効線量を計算する際、男女の共通の臓器に対しては臓器線量を平均し、男性あるいは女性に特有の臓器についてはそれぞれの臓器の線量をそのまま用い、ICRP の新勧告に示された組織加重係数を用いて加重を行った後に加算した [ICRP 2007]。

Baby は女性であるが男性生殖腺を人工的に加えた構造を有している。また、ICRP 2007 年勧告において実効線量の対象臓器が増えたことに対応し新たに臓器をモデル化して加えており、実効線量の計算に必要な臓器を全て一体に具えている。これらの臓器線量に成人と同じ組織加重係数を用いて実効線量を計算した。但し、実効線量は正式には成人に対して定義されたものであり、ここでは体格の影響を明らかにするために成人と同様の定義で実効線量相当値を乳児に対しても計算した。

実効線量 E は ICRP による以下の定義に従って計算した [ICRP 2007]。

$$E = \sum_T w_T \sum_R w_R D_{T,R} = \sum_T w_T H_T \quad 2-2-(1)$$

ここで

w_T : 臓器・組織 T に対する組織加重係数 (-)

w_R : 放射線 R に対する放射線加重係数 (-)

$D_{T,R}$: 放射線 R により臓器・組織 T に与えられた平均吸収線量 (Gy)

H_T : 臓器・組織 T の等価線量 (Sv)

組織加重係数は放射線の確率的影響が臓器・組織により異なることを考慮するための加重係数である。放射線に起因して生じるがんによる死亡確率に、非致死がんの影響、がんによる寿命損失、遺伝的影響を考慮した補正を行ったデトリメントを臓器・組織ごとに計算し、各臓器・組織のデトリメントへの寄与分を表す係数として w_T は決められている。放射線加重係数は放射線の種類による生体影響の違いを補正するために導入された量であるが、本研究においては γ 線による被ばくを対象とするため $w_R = 1$ として実効線量を計算している。組織加重係数の値を Table 2-2-(1) に示す。

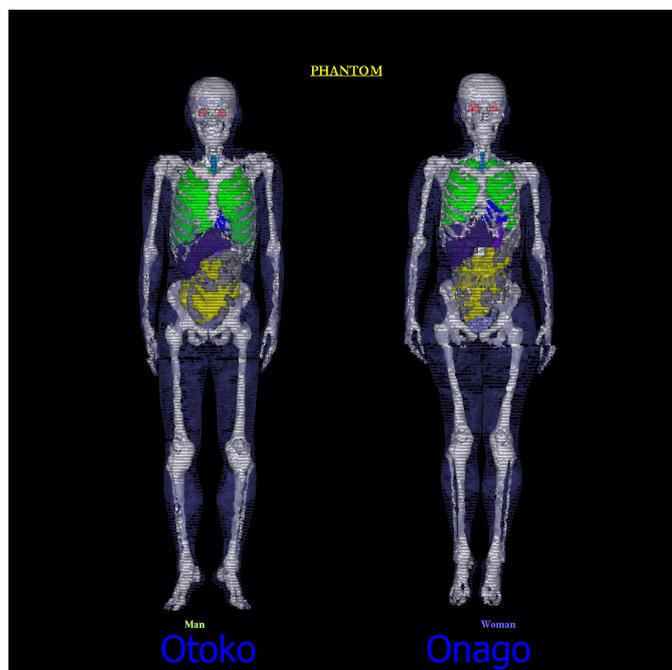


Fig. 2-2-(2) Voxel phantoms modeling Japanese male and female adults developed by the authors [Saito et al. 2001, 2008].

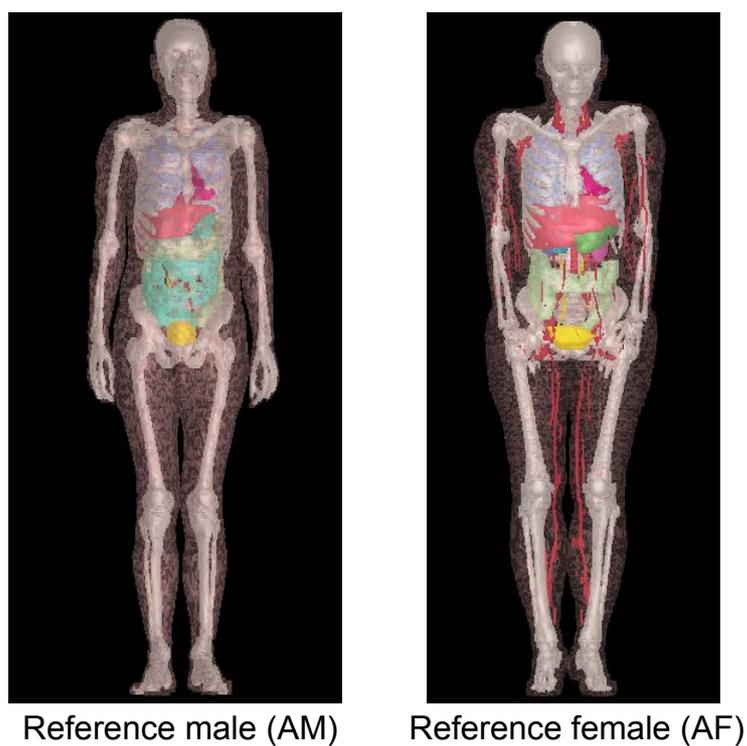


Fig. 2-2-(3) The voxel phantoms modeling the ICRP reference male and female defined in ICRP publication 110 [ICRP 2007].



Fig. 2-2-(4) Voxel phantom Baby modeling a 8-week-old baby developed at GSF, Germany [Zankl et al. 1988; Veit et al. 1989].

Table 2-2-(1) Tissue weighting factors indicated in ICRP Publication 26 [ICRP 1977], ICRP 60 [ICRP 1991], and ICRP 103 [ICRP 2007].

Tissue, organ	Tissue weighting factors		
	ICRP 26	ICRP 60	ICRP 103
Gonads	0.25	0.2	0.08
Bone-marrow (red)	0.12	0.12	0.12
Colon		0.12	0.12
Lung	0.12	0.12	0.12
Stomach		0.12	0.12
Bladder		0.05	0.04
Breast	0.15	0.05	0.12
Liver		0.05	0.04
Oesophagus		0.05	0.04
Thyroid	0.03	0.05	0.04
Skin		0.01	0.01
Bone surface	0.03	0.01	0.01
Brain			0.01
Salivary glands			0.01
Remainder tissues	0.3	0.05	0.12

第3章 環境 γ 線輸送計算モンテカルロコード YURI の開発

3.1 コードの概要

環境中における光子の輸送計算については、環境 γ 線に特化したシミュレーションを効率よく実施できる環境 γ 線輸送計算コード YURI (Young-eyed User-code for Simulation of Radiation Intensity in the Environment) を開発して [Saito and Moriuchi 1985] 使用した。このコードの特徴は、環境に特有な媒体や線源分布に関する情報を保持しており、これらの環境媒体や線源分布をシミュレーション条件の中に容易に組み込むことができること、ならびにジオメトリの対称性を利用して効率の良いシミュレーションが行えることである。

YURI で考慮している γ 線の物理反応過程は、光電吸収、コンプトン散乱及び電子対生成であり、電子対生成により生成された陽電子は生じた地点で消滅照射を起こし反対方向に2本の0.511 MeV 消滅 γ 線を放出すると想定している。

γ 線の輸送媒体としては、環境に特有の媒体として空気、土及び水を基本として考えている。理科年表を参照し、空気には N_2 、 O_2 及びArがそれぞれ75.5%、23.2%、1.3%の重量パーセントで含まれるとした [NAOJ 2006]。ただし、微量の分子を O_2 に含めているため、 O_2 の組成が実際よりも0.1%大きくなっている。一般的な土壌の主要成分である SiO_2 、 Al_2O_3 、 Fe_2O_3 、 H_2O により、土は構成されるとし [Takada et al. 1984]、各分子の重量パーセントを与えることにより質量吸収係数が自動的に計算される。また、空気と土については密度を入力する。

環境中の輸送計算体系としては空気と土が無限平面で接する体系が標準であり、シミュレーションの対象とされる環境条件はこの標準体系が使用できる場合が多い。また、必要に応じて平面、球、円柱、円錐、楕円柱、楕円体、双曲線柱、双曲線体、放物線柱、放物線体を組合せて体系を組み立てることが可能である。

線源形状として点線源、線状線源、面線源、体積線源を選択することができ、ジオメトリを指定することで様々な一様分布線源をモデル化できる。線源のモデル化にあたって、環境中にあり得る様々な形状の既製の線源が用意されており、線源形状番号とパラメータを指定することで容易に線源の設定が行なえる。特に、環境中の特徴的な線源として、空中のガウスプルーム線源ならびに地中の指数関数分布線源をパラメータの選択により設定することが可能である。

ガウスプルームモデルは、原子力施設から大気中に放出された放射性核種が風下に移流するとき、風向軸に垂直な2方向、すなわち垂直方向及び水平方向にその濃度が正規分布すると仮定したモデルであり、原子力施設から放出された放射性核種の施設近傍での分布を近似するのに広く用いられている。風下距離が増すに従って、分布の広がりを示すパラメータである正規分布の標準偏差が増加するが、風下距離と標準偏差の関係は大気安定度により変化する。大気安定度毎の標準偏差として、パスキルのデータ [Pasquill 1961] を解析的に表現した式 [Hayashi and Shiraishi 1980] を用

いた。Pasquillによれば大気安定度 (Atmospheric Stability)は A から G に分類されており、A は最も大気が不安定な状態すなわち、放出点からごく近い距離で風下軸に対して直角方向に広く放射性物質が拡散する状態を示す。一方最も安定な大気状態の G では、放出点から相当の遠方においても風下軸に直角方向への広がり小さい。YURI ではプルームの放出高さ、風速、大気安定度、ならびに γ 線放出を考慮する線源範囲を与えることで、ガウスプルームモデルに従った線源位置のランダムサンプリングを行うことが可能である。本研究の主題となっている地中の指数関数分布線源については、放射性核種の地中への移行の程度を示すパラメータである β を与えることで、線源の深さ方向位置のランダムサンプリングを行う。 β は緩衝深度と呼ばれるパラメータで、放射性核種が指数関数分布に従って分布するときに、地表面に比べて濃度が $1/e$ (e はネイピア数 ; 2.72) に減少する深度を意味している。

線源エネルギーとしては単色エネルギー、あるいはエネルギー分布を持った線源を考えることができる。環境中に特有の天然放射性核種である ^{238}U 系列核種、 ^{232}Th 系列核種については、放射平衡が成り立っているとの仮定のもとにスペクトルデータが与えられており、親核種である ^{238}U あるいは ^{232}Th の壊変数を入力すると、系列核種全体から放出される γ 線全体がその放出強度にしたがってランダムサンプリングされる。

検出器に関しては、地表面に平行な平面検出器を用いることが多いが、線源形状の説明の部分で示した様々な形状の平面を使用して検出を行うことも可能である。基本的に、指定した平面を γ 線が通過したときに 100% の効率で検出し、そのエネルギー分布と角度分布を記録するとともに、直接線、空気による散乱線、土による散乱線の種別を記録する。平面上で検出する領域を設定して検出することも可能である。

3.2 コードの検証

開発したコード YURI を用いて様々な状況を対象としたシミュレーションを実施して実測結果との比較を行った。比較結果は全般的に良い一致を示していることから、シミュレーション結果の精度及び環境シミュレーションへの適用性に関する妥当性が検証された。

人工放射性核種、天然放射性核種の両方を対象として多くのシミュレーションを実施した。シミュレーションの主な対象を以下に列挙する。人工放射性核種に関しては、ネバダ砂漠で空中に ^{60}Co をつり下げて行われた線源実験、渡良瀬遊水池の地上に ^{60}Co 及び ^{137}Cs を設置して行った航空機サーベイシステム校正実験、旧日本原子力研究所の研究用原子炉から放出された ^{41}Ar 放出量の航空機サーベイによる推定実験、チェルノブイルにおける環境 γ 線場の特徴解明のための環境調査、同じくチェルノブイルにおける走行サーベイ結果の地上値への換算係数の導出等があげられる。

一方、天然放射性核種に関しては、地中の ^{238}U 系列核種、 ^{232}Th 系列核種、 ^{40}K を

対象とし、これらの放射性核種から放出される地殻 γ 線の地上高度による減衰傾向のヘリコプターによる測定、地殻 γ 線の積雪による減衰、地上1 mにおけるエネルギー分布の解析、線源が張る立体角と空間線量率の関係の解析等がある。これらの比較・検証結果のうち主なものを以下に示す。

旧日本原子力研究所（現日本原子力研究開発機構）では、ヘリコプターを利用して広域の線量率分布を短時間に測定することを目的とした航空機サーベイシステムの開発を行った [Saito et al. 1985; Nagaoka et al. 1985; Tsutsumi et al. 1986]。この中で、開発した測定システムの校正や測定手法の検証等を行うために、いくつかの異なる線源を対象とした測定を実施した。ここで開発したシステムは現在原子力安全技術センターが所持しているシステムの前身として位置づけられ、原子力安全技術センターのシステムは福島第一原子力発電所事故後のサーベイでも使用されてきた。

航空機サーベイシステムの校正を行うために、渡良瀬遊水池の一部地区に臨時の管理区域を設定して線源を置き、ヘリコプターにシステムを搭載して一定の高度でその上を飛行して空間線量率分布を測定した。Fig. 3-2-(1)は、この時の測定結果と YURI によるシミュレーション結果を比較したものである [Saito et al. 1985]。図中にはシミュレーションにより求めた全空間線量率と直接線による空間線量率を実測値と比較している。線源の直上が最も高い空間線量率値を示し、線源からの距離が大きくなるにつれ線量率が減少するが、空間線量率がバックグラウンドレベルに比べて十分に大きいところでは実測値とシミュレーションは良い一致を示している。

また、同じ実験において得られた空間における γ 線エネルギー分布を Fig. 3-2-(2) に比較した。実測値のアンフォールディング手法としてストリッピング法を用いたため、662 keV のピークの広がりには多少の違いが見られるが、全体的に良い一致が見られる。

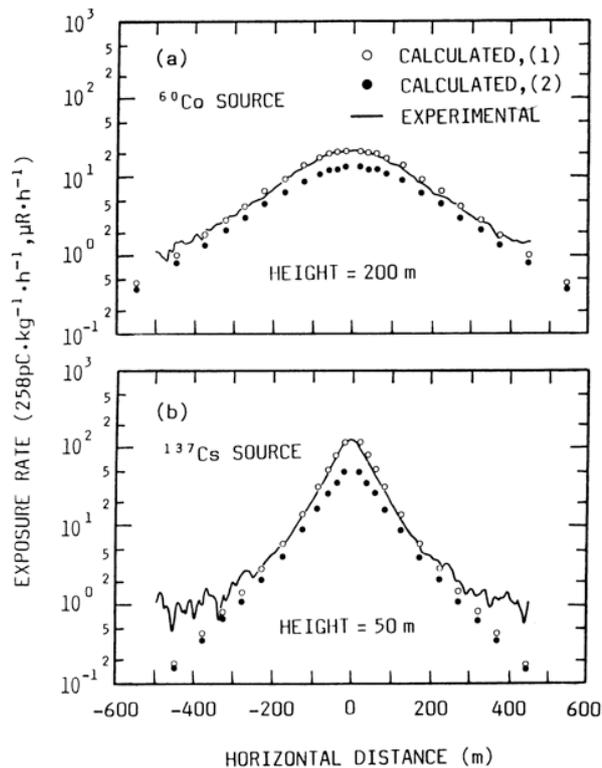


Fig. 3-2-(1) Comparisons of calculated exposure rates with experimental data for a point source of (a) ^{60}Co , (b) ^{137}Cs on the ground. Calculation (1) stands for total exposure rate, calculation (2) for contribution from scattered gamma rays. All data are normalized to a source intensity of 3.7×10^{10} Bq. Experimental data were obtained using a 5" diameter spherical NaI(Tl) detector on a helicopter flying at a constant height [Saito and Moriuchi 1985].

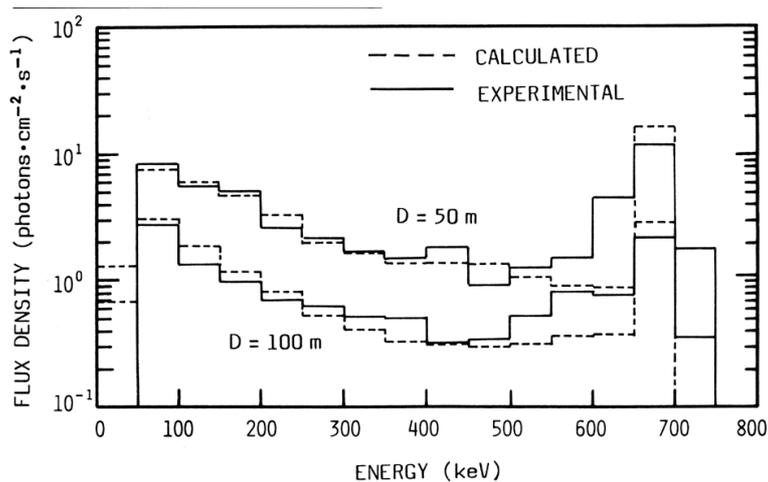


Fig. 3-2-(2) Experimental and calculated energy distributions of flux density. In the experiment, gamma rays from a 1.15×10^{10} Bq ^{137}Cs source on the ground were detected by a 3" diameter NaI(Tl) detector on a helicopter at a height of 20 m. The observed pulse-height spectra were unfolded using a stripping method [Saito and Moriuchi 1985].

航空機サーベイシステムを用いて原子力施設から放出される放射性核種の放出量を推定する方法を開発した [Saito et al. 1988; Saito and Moriuchi 1988]。本方法では、Fig. 3-2-(3)に示すように航空機を用いて施設から放出されるプルームの上空をプルーム軸と直角に飛行し、測定した空間線量率から放出量を推定する。放射性プルーム中の放射性核種濃度はガウスプルームモデルに従って空中に分布すると仮定し、様々な大気安定度、線源エネルギー、放射性プルームとヘリコプターとの高度差を想定してシミュレーションを行い、空間線量率から放出量への換算係数を開発した。具体的には、観測された最大空間線量率あるいは空間線量率の積分値から放出量を推定する。単一核種に対して開発した換算係数の例を Fig. 3-2-(4)に示す。事故後の放射性核種組成の変化を考慮した換算係数も合成した。

旧日本原子力研究所の研究炉から放射性されていた ^{41}Ar を対象にしてヘリコプターサーベイを実施し、この換算係数を用いて放出量の推定を行い、スタックモニターで測定した放出量と比較した [Saito et al. 1988]。この結果を Figure 3-2-(5)と Table 3-2-(1) に示す。複数回の測定においていずれもファクター2～3以内で、平均値ではファクター2以内で放出量を推定できた。これにより、放出量を適切に推定できる換算係数が開発されたと判断した。

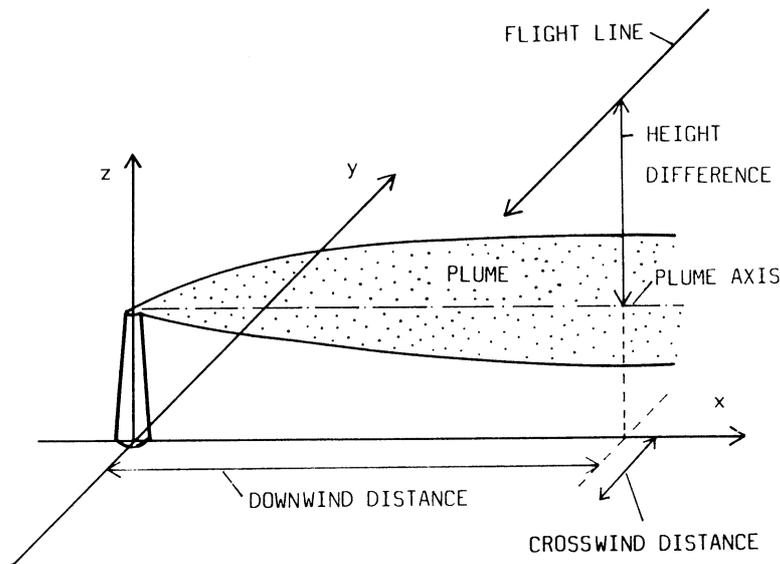


Fig. 3-2-(3) Schematic representation of positional relationships in the aerial survey for prompt estimation of release rates of gaseous radionuclides from a nuclear power plant.

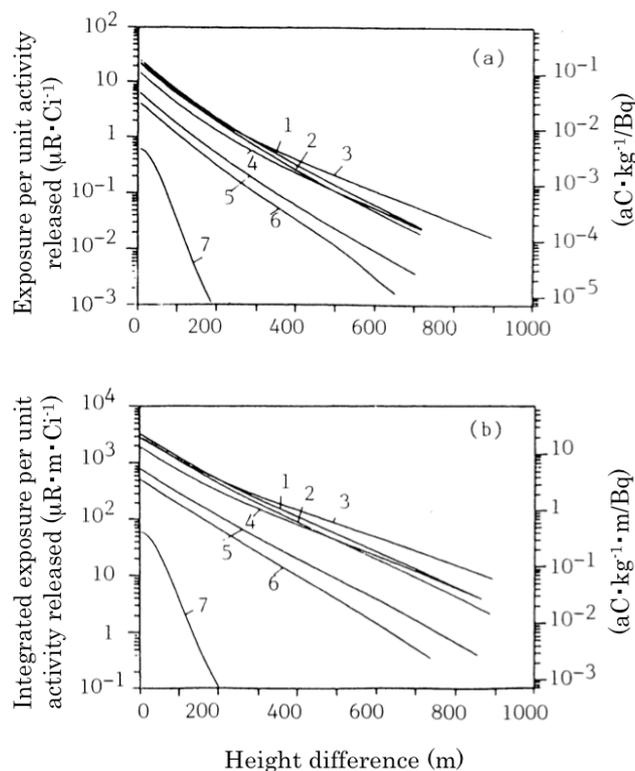


Fig. 3-2-(4) Examples of conversion coefficients to estimate release rates of radionuclide from a nuclear plant using an aerial survey (a) for method 1 converting the maximum air dose rate, (b) for method 2 converting the integrated air dose rates; coefficients for radioactive iodines: 1= ^{134}I , 2= ^{132}I , 3= ^{136}I , 4= ^{135}I , 5= ^{133}I , 6= ^{131}I , 7= ^{129}I [Saito et al. 1988].

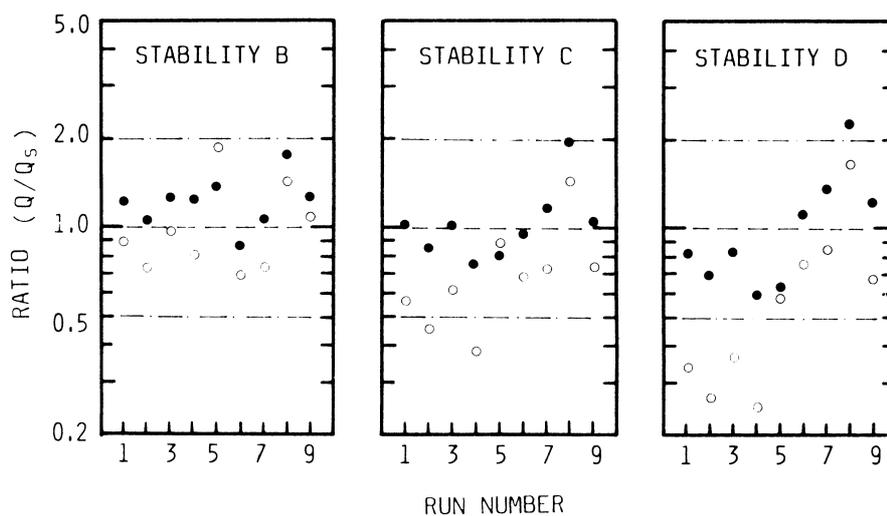


Fig. 3-2-(5) Ratios of estimated release rates (Q) to the values obtained by a stack gas monitor (Q_s). Run number indicates at various positions and times. The ratios are shown by open circles for method 1 and by closed circles for method 2. Three atmospheric stability categories of B, C and D were assumed for estimation [Saito et al. 1988].

Table 3-2-(1) Ratios of the average estimated release rate to that from a stack gas monitor. The value in brackets shows the standard deviation of estimated release rates [Saito et al. 1988].

Atmospheric stability category assumed	Average ratio (Q/Q _s)	
	Method 1	Method 2
B	1.03(36%)	1.25(19%)
C	0.72(40%)	1.06(32%)
D	0.64(64%)	1.05(47%)

著者らはかつてチェルノブイルにおいて自動車にサーベイシステムを搭載して広域の走行サーベイを実施し、空間線量率分布マップを作成してウクライナ国に提供した。この際に、自動車で測定した値を周辺の空間線量率へ換算する係数を整備した [Sakamoto and Saito 2003]。道路の地上 2 m 高度で測定した空間線量率を周辺の地上 1 m の空間線量率へ変換するために、実測を参考にしながら道路周辺の様々な汚染分布状況を想定したシミュレーションを実施して換算係数を整備した。この時に、シミュレーションにより得た換算係数と実測による換算係数を比較した結果を Fig. 3-2-(6) に示す。ここでもシミュレーションと実測が良い結果を示している。

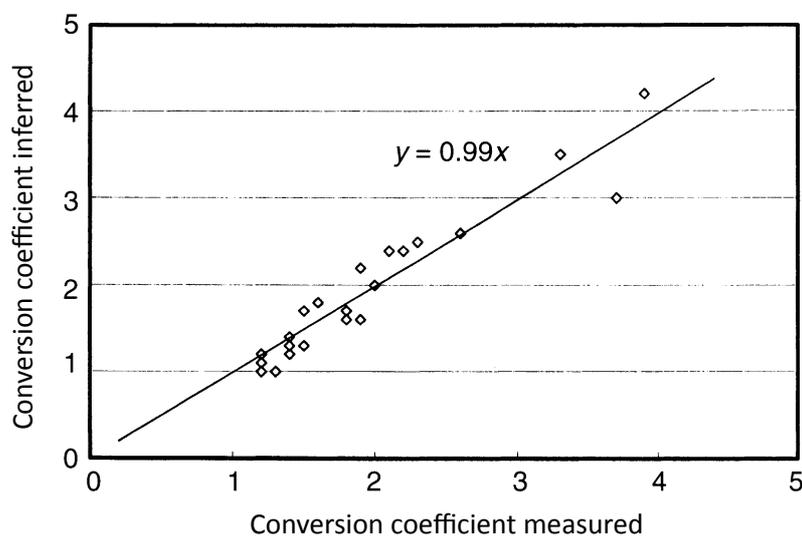


Fig. 3-2-(6) Relationship of conversion coefficients between measured and inferred values to convert dose rates in air measured on a road to those around the road. Measurements were performed in the Chernobyl area, and the inferred conversion coefficients were determined based on simulation using YURI [Sakamoto and Saito 2003].

一方自然放射線に関しては、航空機サーベイシステムを用いて高度を変えて測定を行い、地中に分布した天然放射性核種からの地殻 γ 線の高度変化を調べ、シミュレーション結果との比較を行った [Saito et al. 1985]。シミュレーションのための基礎データとなる ^{238}U 、 ^{232}Th 及び ^{40}K の土壤中濃度は、土壤試料を採取して Ge 検出器を用いた γ 線スペクトル分析により得た。複数の平坦地においてヘリコプターの高度を 0 m から 500 m まで変えて測定を実施した。Fig. 3-2-(7)に比較結果の一例を示す。地上から 400 m 程度まで、実測値とシミュレーション結果は良い一致を示している。400 m 以上においては、ラドンの寄与により実測の空間線量率のほうが高い値を示したと考えられる。

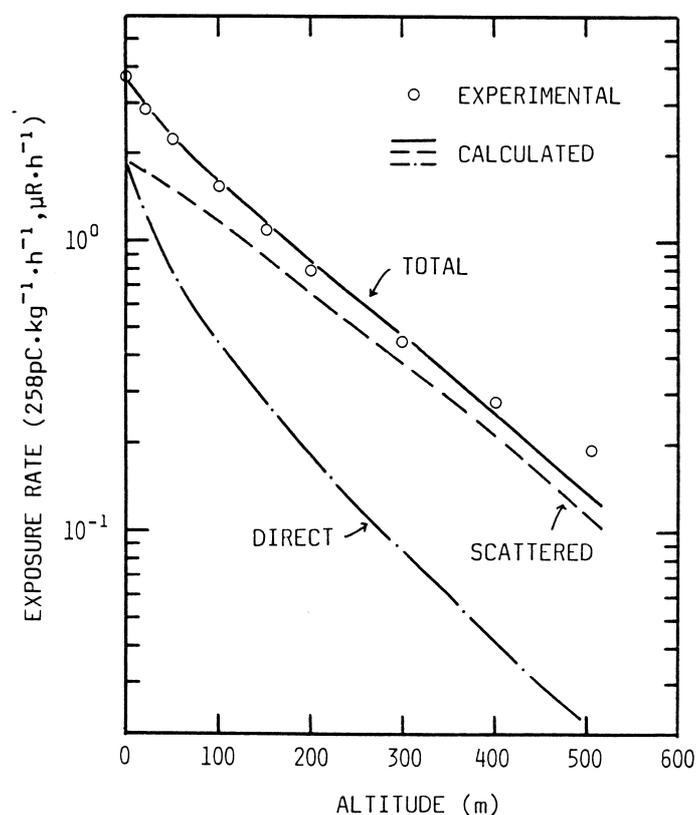


Fig. 3-2-(7) Variation of terrestrial gamma ray intensity with height. Calculated exposure rates were compared with experimental data using a 3" diameter spherical NaI(Tl) scintillation spectrometer at the Watarase experimental field [Saito and Moriuchi 1985].

また、地上の積雪により地殻 γ 線が減衰を受けることは古くから知られていたが、空間線量率の減衰傾向の定量的な議論をおこなうために実測とシミュレーションに

よる解析を実施した。雪はその状態により様々な密度を持つが、地殻 γ 線の遮蔽に直接関係があるのは積雪深度に密度を乗じた積雪水量である。旧日本原子力研究所では、長岡市の田圃において積雪がある時期と積雪がない刈入れ後の時期に空間線量率の測定を行い、この結果から積雪水量と地殻 γ 線の減衰の関係を調べた [Nagaoka et al. 1988]。さらに Fig. 3-2-(8)に示すように、地殻 γ 線の減衰傾向をシミュレーションにより求めて実測値と比較し、良い一致をみた [Saito 1991]。

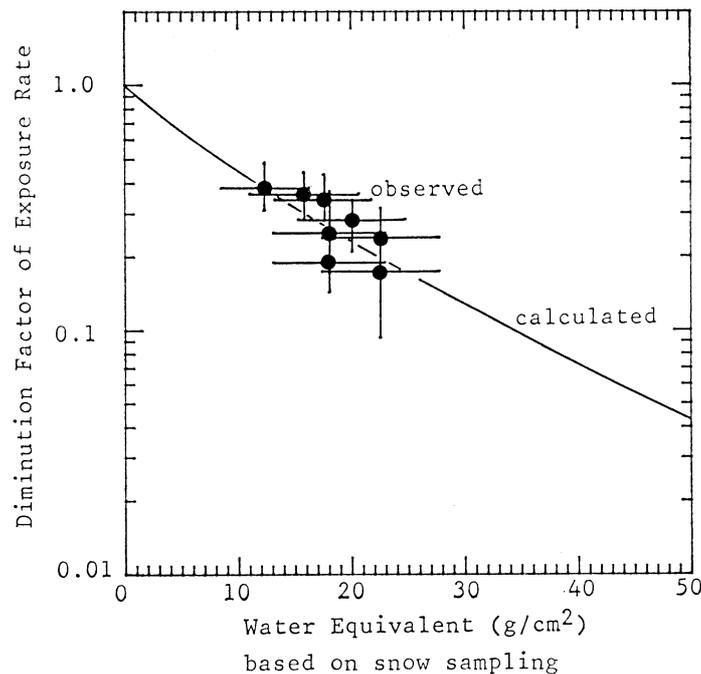


Fig. 3-2-(8) Diminuation tendency of terrestrial gamma rays by snow cover on the ground. Calculated deminiation factors were compared with observed values [Nagaoka 1988; Saito 1991].

以上、様々な条件における環境中の実測値を、開発したコードが適切に再現できることを確認する一方、広く使用されている汎用のモンテカルロコードによる計算結果との比較も実施して、シミュレーションの妥当性を調べた。Figs. 3-2-(9)、(10)は、ロスアラモス国立研究所で開発され原子力の分野を中心に広く使用されその精度が確認されてきた MCNP コード (Monte Carlo N-Particle Transport Code) [LANL Group X-6 1979] との比較を行った結果である [Saito et al. 1990]。いずれの比較においても YURI と MCNP の結果は良い一致を示している。

これらの比較、検討の結果から YURI コードは様々な条件において環境 γ 線の輸送シミュレーションを適切に実施できると判断した。

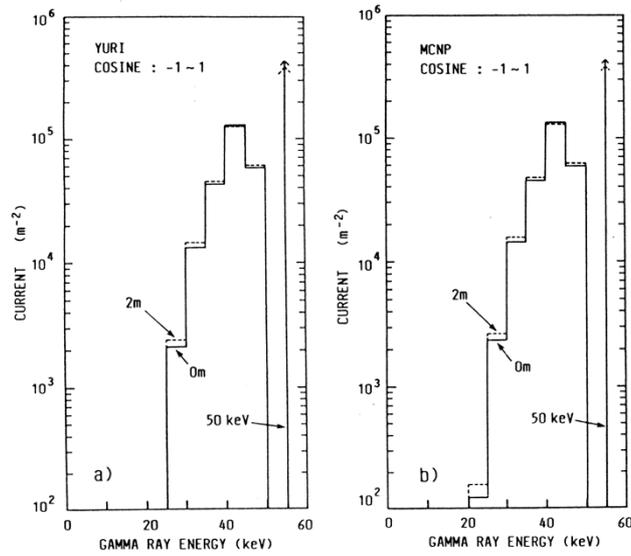


Fig. 3-2-(9) Comparison of energy spectra of photon currents calculated with (a) YURI and (b) MCNP for infinite plane source at a depth of 0.13 g/cm^2 emitting 50 keV gamma rays. Photon currents are shown at heights of 0 m and 2 m above the ground.

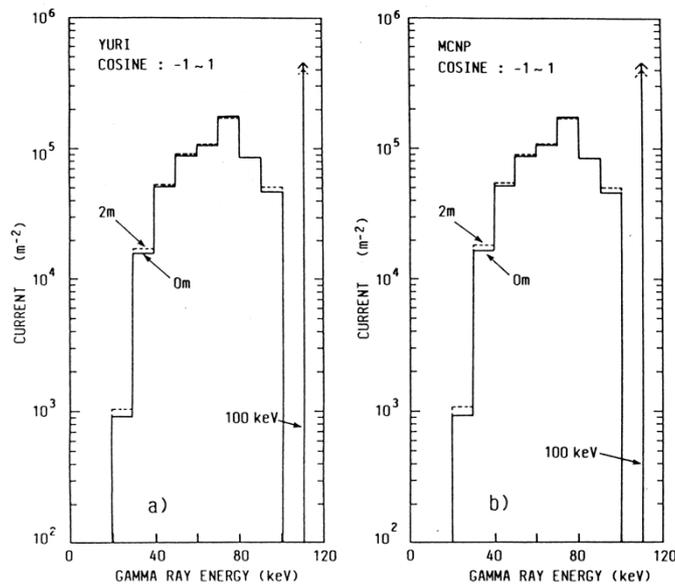


Fig. 3-2-(10) Comparison of energy spectra of photon currents calculated with (a) YURI and (b) MCNP for infinite plane source at a depth of 0.13 g/cm^2 emitting 100 keV gamma rays. Photon currents are shown at heights of 0 m and 2 m above the ground.

第4章 土壌中の指数関数分布線源に対する線量換算係数の開発

土壌に沈着した線源は、最初は地表面近くの平面線源として近似されるが、時間が経過するにつれ地中に浸透して行き、深さ方向に指数関数分布をした線源で近似されることが多い [ICRU 1994]。実際にチェルノブイル事故及び今回の福島事故においても、実測により観測される放射性核種の土壌中の深度分布は指数関数で近似できるものが相当部分を占めている [MEXT 2012]。Fig. 4-(1)は、チェルノブイル及び福島で測定された土壌中の深度方向の ^{137}Cs の濃度分布を示している。いずれも濃度が対数軸上で深度とともに直線的に減衰しており、次式で表される指数関数分布に近い分布を示していることが分かる。

$$A(t) = A_0 \exp\left(-\frac{t}{\beta}\right) \quad 4-(1)$$

$A(t)$: 深さ t における放射能濃度 (Bq/kg)

A_0 : 地表面における放射能濃度 (Bq/kg)

t : 地中の深度 (g/cm^2)

β : 緩衝深度 (g/cm^2)

緩衝深度 β は放射性核種の地中への移行の指標となるパラメータで、緩衝深度が大きい程地中への移行が大きいことを表している。ここでは、深度の単位として単位面積当たりの土壌重量を用いることが広く行なわれてきた。これは、線量評価の観点からは単位面積あたりの土壌重量で表された線源深度 (g/cm^2) が、地上の γ 線場と直接に関連付けられるためである。 β の値は事故後の経過時間、土壌、降雨の状況等で変化する。ICRU の Report 53 [ICRU 1994] に示された様々な β の観測例を Table 4-(1) に、また典型的な β の値を Table 4-(2) に示す。この資料によれば、降雨量が 3 mm 以上の条件における沈着後 1 年目の典型的な β の値は $1 \text{ g}/\text{cm}^2$ とされている。1～5 年目の典型的な値が $3 \text{ g}/\text{cm}^2$ 、5～20 年目の値が $10 \text{ g}/\text{cm}^2$ とされている。従って、様々な変化する β に対して線量評価を行なうことが必要となる。また、潜在的に環境中被ばくに寄与する核種に対する線量換算係数を整備しておくことが、原子力事故等による環境被ばくの評価を行ううえで必要となる。そのために、広い範囲の緩衝深度 β と線量評価の対象となりうる多数の放射性核種を対象とした換算係数を計算することとした。

重要な放射性核種が放出する光子のエネルギーをカバーできる広い範囲を考慮し、最初に単色エネルギーに対する換算係数を計算し、その後に核データを使用して様々な重要核種に対する換算係数を合成することとした。 β については $0 \sim 100 \text{ g}/\text{cm}^2$ の範囲で 14 種類の異なる β の値を想定するとともに、エネルギーとしては $10 \text{ keV} \sim 5 \text{ MeV}$ の範囲の 18 種類の単色エネルギーを想定した。

これらの組み合わせをそのままシミュレーションしようとした場合、3 体のファン

トムを用いることを考慮すると、全部で 756 ケースのシミュレーションが必要となる。これは相当の計算量となるため、ここでは、地上 1 m の空気カーマ Gy から実効線量 Sv への換算係数に関して、以下の前提をおいてシミュレーション数を減らすことを試みた。すなわち、0.5 g/cm² の深さに存在する平面線源に対する Gy から Sv への換算係数は、様々な β の値を持つ指数関数分布線源に対する換算係数を、許容できる誤差で代表できるという前提である。

この前提は、Fig. 4-(2)に示した結果に基づくものである [Saito et al. 1998]。ここでは、 β の値を 0 g/cm² (d=0 g/cm² の地表面線源に相当)、3 g/cm²、無限大 (体積線源に相当) と変化させて Gy から Sy への換算係数を計算し、0.5 g/cm² の深さの平面線源に対する換算係数と比べている。この結果によれば、0.5 g/cm² 深の平面線源の換算係数は、全ての指数関数分布線源の換算係数を 15%以内の誤差で近似可能であり、 β の値が事故後数年間の代表的な値である 3 g/cm² 以内であれば 10%以内の誤差での近似が可能である。環境中での線量評価における様々な誤差要因の影響度を考慮すれば、この誤差は十分に許容される範囲であると考えられる。

以上の前提に基づき、以下に示す手順で換算係数を求めた。

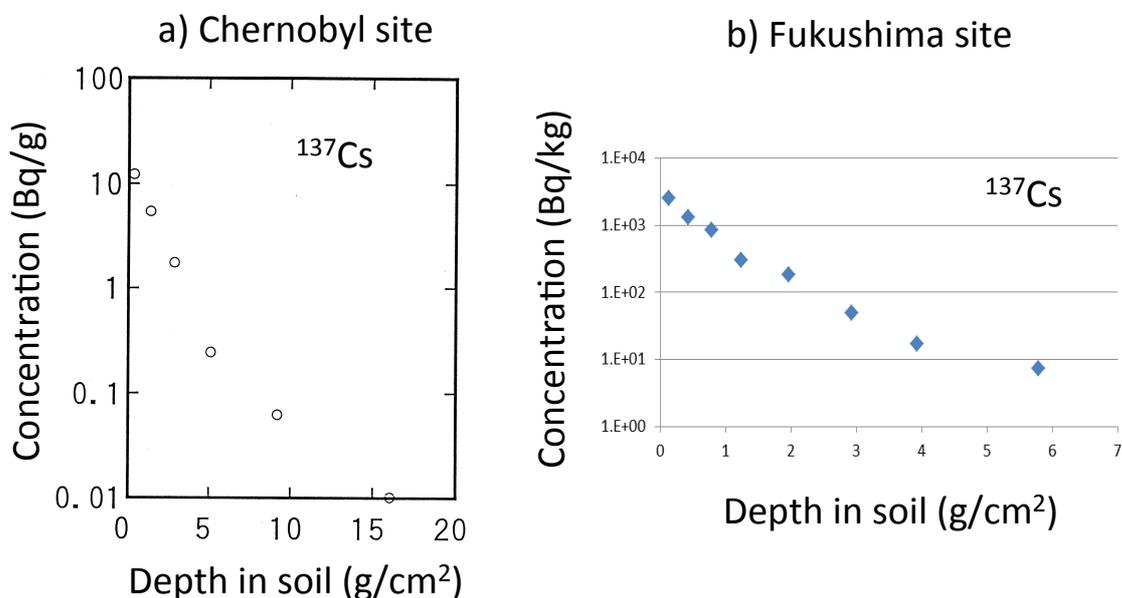


Fig. 4-(1) Depth profiles of ¹³⁷Cs in the ground observed (a) in the Chernobyl area and (b) in the Fukushima area. The both profiles fit to exponential functions.

Table 4-(1) Measured values of relaxation depth in various conditions for radiosecium. [ICRU 1994]

Time after deposition	Source of fallout	Location	Relaxation depth ^a g/cm ²
3-4 weeks	Chernobyl	Western Russia	0.1-2.0 ^b
5-6 weeks	Chernobyl	Germany	0.5-1.0 ^b
<1 y	Chernobyl	Sweden	2.2
<1 y	Chernobyl	Germany	1.4
<1 y	Chernobyl	Germany	0.5-4
1-3 y	Chernobyl	Germany	1.0-10
1-3 y	Chernobyl	Western Russia	1.4 ± 0.2
4 y	Chernobyl	Western Russia	1-7
4 y	Chernobyl	Belarus, Ukraine	1.4-5.6
1-5 y	Weapon test	Eastern U.S.	4.2
5 y	Chernobyl	Western Russia	2-4.5
3-6 y	Chernobyl	Germany	2.5-15
3-6 y	Chernobyl	Ukraine	1-4
3-6 y	Chernobyl	Western Russia	3.3 ± 0.7 ^b
>15 y	Weapon test	Western U.S.	14 ± 4 ^c
>15 y	Weapon test	Western U.S.	2.9 ± 1.6 ^d
>15 y	Weapon test	Southern U.S.	14-20
>15 y	Weapon test	Eastern U.S.	2-7 (forest) 8-19 (fields)

a ± indicates standard deviation of the mean.

b Wet deposition.

c Arid region, irrigated lawns.

d Arid region, natural sites.

Table 4-(2) Generic relaxation depth for undisturbed grassland for deposition with natural aerosols, annual precipitation not too different from average in moderate climate and not extreme soil types. [ICRU 1994]

Time period (y)	Precipitation (mm)	Relaxation depth* (g/cm ²)	Reduction of primary photon fluence	Reduction of kerma rate in air
0-1	<3	0.1	0.88	0.90
0-1	≥3	1.0	0.56	0.65
1-5	-	3.0	0.37	0.48
5-20	-	10	0.19	0.29

*Accumulated during and after the deposition.

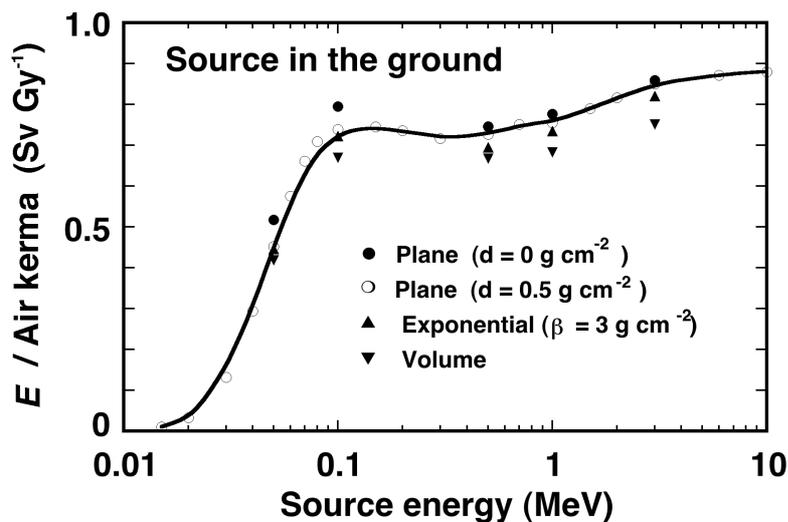


Fig. 4-(2) Variation of the conversion coefficients from air kerma to the effective dose due to difference in source distribution in the ground. The results for the surface plane source corresponding to $\beta = 0 \text{ g/cm}^2$, the uniform volume source in the ground, and the exponentially distributed source at relaxation depth of 3 g/cm^2 are compared with the results for plane source at 0.5 g/cm^2 [Saito et al. 1998].

4.1 平面線源に対する空気カーマから実効線量への換算係数

まず、地表面から 0.5 g/cm^2 の深さの地中に存在する平面線源に対する、空気カーマから実効線量を評価するための換算係数 (Sv/Gy) を計算した。ここでは 15 keV から 10 MeV までの 18 種類の単色エネルギー γ 線を放出する線源を想定し、単色線源に対する換算係数を求めた。そのために、2章で記述した方法に基づき、環境 γ 線場の計算、仮想線源の構築、さらにファントムを用いた被ばく線量計算を順次行った。

環境 γ 線場の計算においては、空気と土が無限平面で接するジオメトリーを考えた。土は SiO_2 、 Al_2O_3 、 Fe_2O_3 、 H_2O から構成され、その重量割合はそれぞれ 58.3、16.7、8.3、16.7% であるとした。土壌を構成する主要成分はこれらの分子であり [Takada et al. 1984]、またこれらの分子の組成割合が変化することの影響について検討した結果からは、 γ 線エネルギーが極端に低い場合を除き、組成の影響はごく小さいことが確認されている [Saito and Jacob 1995, 1998; Takada et al. 1984]。空気の密度は $1.2 \times 10^{-3} \text{ g/cm}^3$ 、土の密度は 1.0 g/cm^3 と想定した。実際の土の密度はこれよりも多少大きい場合が多いが、線源の深さを g/cm^2 の単位で考えれば土の密度はシミュレーション結果に影響を与えないことがわかっている。

地表面から地上 180 cm の高さまで 20 cm おきに無限平面検出器を設定した。地中の 0.5 g/cm^2 の深さに置いた点線源から単色エネルギーの γ 線を放出してその挙動をモンテカルロ法で追跡し、各検出器を γ 線が横切った場合にそのエネルギーと進行方向を記録した。各シミュレーションにおいて、線源から 1,000,000 の γ 線を放出してその挙動を追跡した。水平方向には無限の広さを想定したが、垂直方向には γ 線の追跡を中止する境界を設定することとした。境界の外へ逃れた γ 線は地表面付近の γ 線場にほとんど影響を与えないことを確認したうえで、空中で 1,000 m 以上の高さに達した γ 線ならびに地中で 1 m 以上の深さに達した γ 線はその時点で追跡を中止した。また γ 線のエネルギーが 10 keV 以下に低下した場合は追跡を中止した。 10 keV 以下の γ 線は被ばく線量に重要な寄与をすることはないためである。

地上 180 cm まで 20 cm おきに設置した検出器で検出した 2 次微分 γ 線フルエンスの結果をもとに、2.1.2 で述べた手法により 2 次仮想線源の確率密度関数を求めた。各条件に対する確率密度関数に従ってエネルギーと方向をサンプリングした γ 線をこの 2 次仮想線源から放出させ、その中に設置したファントム内でのエネルギー付与を計算し臓器線量を求めた。

ファントム内の γ 線輸送シミュレーションには、EGSnrc (Electron Gamma Shower) コードのバージョン v4-2-3-0 [Kawrakow and Rogers 2009] を使用した。EGSnrc コードは EGS4 コード [Nelson et al. 1985] を医療用のシミュレーションのために改良したコードであり、医療分野を中心に広く使用されその精度等が検証されている。 γ 線について考慮されている物理過程は、光電吸収、コンプトン散乱、電子対生成、レーリー散乱である。 γ 線の反応により生じた電子は衝突損失と制動放射によりそのエネルギーを失い、多重散乱によりその進行方向を変えるとされている。粒子

の追跡を中止するカットオフエネルギーは、環境 γ 線の輸送計算に対応して 10 keV 以下に設定した。

粒子がファントム内でエネルギーを付与した場合、その領域と付与エネルギーを記録し、最後に臓器・組織ごとに付与エネルギーを合計して臓器・組織の重量で割ることにより臓器線量を計算した。小さな臓器に対する統計誤差が 1%を越えないように、それぞれの照射条件毎にモンテカルロ計算におけるヒストリー数を 7,000,000 – 20,000,000 の範囲で適宜設定した。

Fig. 4-1-(1)に 0.5 g/cm² の深さの平面線源に対する空気カーマから実効線量への換算係数を示す。成人に比べて乳児の実効線量が多い。これは、人体による γ 線の遮蔽効果の違い、ならびに γ 線強度が地上高度により減少する効果によるものである。ここでは、ICRP の新しい基本勧告 Publication103 [ICRP, 2007] で定義された組織加重係数に加えて、ICRP の以前の基本勧告 Publication 60 [ICRP, 1991] で示された組織加重係数を使用した実効線量の計算結果も示した。少なくとも環境中での外部被ばくに関しては、組織加重係数の変化は実効線量にほとんど影響を与えないことが確認された。ICRP Publication 26 [ICRP, 1977] で定義された実効線量当量と ICRP Publication 60 で定義された実効線量の比較を以前に行ったが、ここでも大きな差は観察されなかった [Saito et al. 1998]。環境中の外部被ばくにおいては、体軸に対して回転対象性を持つ γ 線が入射するため、入射方向による臓器線量の違いが平均化されるためであると考えられる。

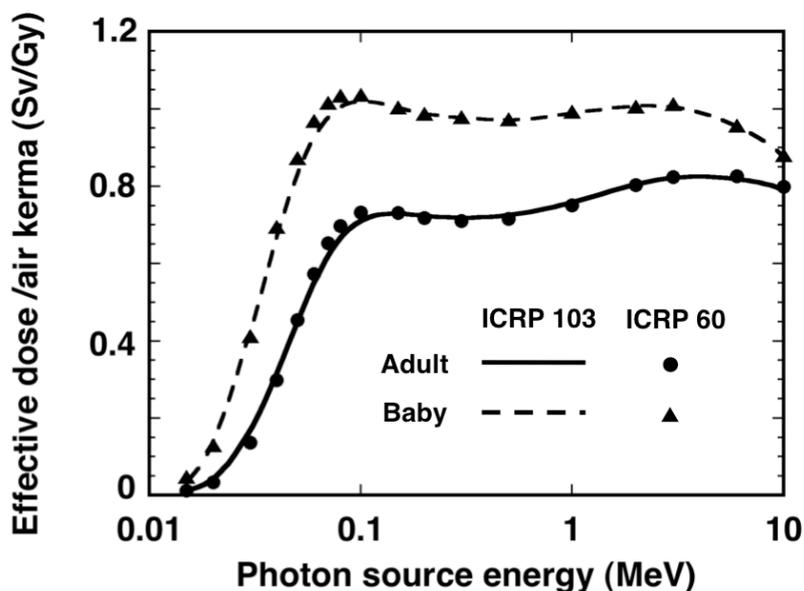


Fig. 4-1-(1) Conversion coefficients from air kerma to the effective dose for an infinite plane source in ground at depth of 0.5 g/cm². Conversion coefficients defined in ICRP Publication 103 are compared with those defined in ICRP Publication 60.

4.2 単色の指数関数分布線源に対する線源濃度から空気カーマへの換算係数

地中の指数関数分布線源濃度から地上 1 m の空気カーマを導出する換算係数 (Gy per photon/m²) については、以前に開発した係数を利用した。当人はかつて、地中の様々な深さの平面線源の強度と空気カーマとの関係をモンテカルロ計算により明らかにし [Saito and Jacob 1995, 1998]、この基礎データを積分することで、異なる緩衝深度を持つ指数関数分布線源に対して、線源濃度から空気カーマを計算するための換算係数を開発した。ここでは、0~200 g/cm² の範囲の 22 の深さの平面線源、0.01~5 MeV の 18 の単色エネルギー線源を考慮し、0.1~300 m の 12 の高度に平面線源を設定して γ 線輸送計算を実施し、単位線源強度あたりの空気カーマ (Gy per photon/m²)、及び環境中で反応を起こさずに検出位置へ達する直達線のフルエンス (photon/m² per photon/m²) の表を作成した [Saito and Jacob 1995, 1998]。平面線源に対する地上 1m における空気カーマのデータを Table 4-2-(1)に示す。

Table 4-2-(1) Air kerma at 1 m height due to mono-energetic gamma rays emitted from a plane source in ground [Saito and Jacob 1995, 1998].

Source depth (g.cm ⁻²)	Air kerma per unit source intensity (Gy per photon.m ⁻²)									
	Energy (MeV)									
	1.00E-02	1.20E-02	1.50E-02	2.00E-02	3.00E-02	5.00E-02	7.00E-02	1.00E-01	1.50E-01	
0.0	1.82E-16	2.17E-16	2.21E-16	1.88E-16	1.25E-16	8.15E-17	8.52E-17	1.10E-16	1.73E-16	
0.10	5.53E-18	1.92E-17	4.33E-17	6.72E-17	7.22E-17	6.42E-17	7.23E-17	9.71E-17	1.53E-16	
0.15	1.30E-18	7.37E-18	2.40E-17	4.76E-17	6.05E-17	5.93E-17	6.84E-17	9.28E-17	1.47E-16	
0.20	3.25E-19	3.04E-18	1.39E-17	3.49E-17	5.19E-17	5.55E-17	6.52E-17	8.93E-17	1.42E-16	
0.30	2.32E-20	5.61E-19	5.04E-18	2.01E-17	3.99E-17	4.92E-17	6.01E-17	8.34E-17	1.33E-16	
0.50	0	2.35E-20	8.02E-19	7.64E-18	2.56E-17	4.03E-17	5.26E-17	7.50E-17	1.21E-16	
0.70	0	0	1.43E-19	3.18E-18	1.75E-17	3.43E-17	4.71E-17	6.90E-17	1.12E-16	
1.00	0	0	1.19E-20	9.37E-19	1.05E-17	2.77E-17	4.10E-17	6.19E-17	1.01E-16	
1.50	0	0	0	1.36E-19	4.84E-18	2.03E-17	3.36E-17	5.33E-17	8.87E-17	
2.00	0	0	0	2.20E-20	2.37E-18	1.55E-17	2.80E-17	4.67E-17	7.94E-17	
3.00	0	0	0	6.64E-22	6.33E-19	9.35E-18	2.04E-17	3.71E-17	6.52E-17	
5.00	0	0	0	0	5.31E-20	3.79E-18	1.16E-17	2.47E-17	4.71E-17	
7.00	0	0	0	0	5.19E-21	1.63E-18	6.87E-18	1.71E-17	3.52E-17	
10.00	0	0	0	0	0	4.91E-19	3.25E-18	1.01E-17	2.31E-17	
15.00	0	0	0	0	0	7.23E-20	9.83E-19	4.35E-18	1.20E-17	
20.00	0	0	0	0	0	1.11E-20	3.10E-19	1.90E-18	6.26E-18	
30.00	0	0	0	0	0	2.63E-22	2.95E-20	3.63E-19	1.74E-18	
50.00	0	0	0	0	0	0	3.07E-22	1.42E-20	1.35E-19	
70.00	0	0	0	0	0	0	0	6.28E-22	9.51E-21	
100.00	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
150.00	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
200.00	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	2.00E-01	3.00E-01	5.00E-01	6.62E-01	1.00E+00	1.46E+00	2.00E+00	3.00E+00	5.00E+00	
0.0	2.40E-16	3.76E-16	6.35E-16	8.19E-16	1.18E-15	1.60E-15	2.03E-15	2.73E-15	3.99E-15	
0.10	2.14E-16	3.33E-16	5.60E-16	7.27E-16	1.05E-15	1.42E-15	1.81E-15	2.43E-15	3.52E-15	
0.15	2.05E-16	3.19E-16	5.35E-16	6.95E-16	1.00E-15	1.36E-15	1.73E-15	2.33E-15	3.37E-15	
0.20	1.98E-16	3.08E-16	5.16E-16	6.70E-16	9.64E-16	1.31E-15	1.67E-15	2.25E-15	3.26E-15	
0.30	1.86E-16	2.89E-16	4.84E-16	6.27E-16	9.05E-16	1.23E-15	1.57E-15	2.11E-15	3.08E-15	
0.50	1.68E-16	2.61E-16	4.37E-16	5.67E-16	8.16E-16	1.12E-15	1.42E-15	1.92E-15	2.81E-15	
0.70	1.56E-16	2.41E-16	4.03E-16	5.23E-16	7.53E-16	1.03E-15	1.32E-15	1.80E-15	2.62E-15	
1.00	1.42E-16	2.19E-16	3.66E-16	4.76E-16	6.86E-16	9.41E-16	1.20E-15	1.64E-15	2.40E-15	
1.50	1.24E-16	1.94E-16	3.22E-16	4.17E-16	6.04E-16	8.33E-16	1.07E-15	1.46E-15	2.15E-15	
2.00	1.11E-16	1.74E-16	2.90E-16	3.76E-16	5.45E-16	7.51E-16	9.69E-16	1.33E-15	1.96E-15	
3.00	9.30E-17	1.45E-16	2.44E-16	3.18E-16	4.62E-16	6.40E-16	8.28E-16	1.14E-15	1.70E-15	
5.00	6.85E-17	1.09E-16	1.86E-16	2.43E-16	3.58E-16	5.01E-16	6.55E-16	9.11E-16	1.37E-15	
7.00	5.24E-17	8.53E-17	1.48E-16	1.95E-16	2.90E-16	4.10E-16	5.42E-16	7.61E-16	1.15E-15	
10.00	3.62E-17	6.14E-17	1.09E-16	1.46E-16	2.21E-16	3.17E-16	4.24E-16	6.06E-16	9.35E-16	
15.00	2.02E-17	3.67E-17	6.96E-17	9.57E-17	1.50E-16	2.21E-16	3.01E-16	4.42E-16	6.98E-16	
20.00	1.13E-17	2.24E-17	4.53E-17	6.41E-17	1.04E-16	1.60E-16	2.23E-16	3.36E-16	5.43E-16	
30.00	3.65E-18	8.44E-18	1.98E-17	3.01E-17	5.33E-17	8.79E-17	1.29E-16	2.06E-16	3.48E-16	
50.00	3.85E-19	1.24E-18	3.99E-18	6.94E-18	1.50E-17	2.88E-17	4.79E-17	8.50E-17	1.62E-16	
70.00	3.94E-20	1.78E-19	8.32E-19	1.66E-18	4.27E-18	1.01E-17	1.86E-17	3.76E-17	8.05E-17	
100.00	1.30E-21	9.22E-21	6.50E-20	1.75E-19	6.87E-19	2.10E-18	4.70E-18	1.20E-17	2.99E-17	
150.00	0	0	0	0	2.99E-20	1.48E-19	4.89E-19	1.80E-18	6.30E-18	
200.00	0	0	0	0	0	0	6.05E-20	2.52E-19	1.36E-18	

N.B. E-16 means $\times 10^{-16}$.

この平面線源に対する放射線場に重み付けをして積分することにより、0~100 g/cm² の範囲の 14 の異なる緩衝深度 β を持つ指数関数分布線源に対する空気カーマならびにフルエンスの換算係数を整備した。Table 4-2-(2)に指数関数分布線源に対する地上 1 m の空気カーマの値を示す。さらに核データを参照して 129 の放射性核種に対する換算係数を開発した。この結果は、空中の体積線源及び地中の体積線源に対

する換算係数とともに ICRU の Report 53 [ICRU 1994] に採用され、環境 γ 線のスペクトル測定や線量評価のための基礎データとして使用されている。

文部科学省のマニュアル「ゲルマニウム半導体検出器を用いた in-situ 測定」[MEXT 2008] にもこの ICRU Report53 の換算係数が採用され、今回の福島第一原子力発電所の事故の in-situ 測定で使用されている。In-situ 測定においては、ポータブル Ge 検出器で測定したスペクトルのピーク計数率から土壌の放射性核種の沈着量 (Bq/m^2) を評価し、沈着量から核種ごとの空間線量率寄与を評価する。この手法により評価された沈着量は、土壌試料を採取して評価した沈着量と、また空間線量率はサーベイメータにより測定された空間線量率と合理的な一致を示している。

Table 4-2-(2) Air kerma at 1 m height due to monoenergetic gamma rays emitted from exponentially distributed source in the ground ($\text{mGy per photon/m}^2$) [ICRU 1994].

Photon energy keV	Relaxation mass per unit area g cm^{-2}						
	0.0	0.1	0.2	0.3	0.5	1.0	2.0
10	$1.82 \cdot 10^{-10}$	$6.90 \cdot 10^{-11}$	$4.03 \cdot 10^{-11}$	$2.84 \cdot 10^{-11}$	$1.79 \cdot 10^{-11}$	$9.26 \cdot 10^{-12}$	$4.71 \cdot 10^{-12}$
12	$2.17 \cdot 10^{-10}$	$8.74 \cdot 10^{-11}$	$5.23 \cdot 10^{-11}$	$3.72 \cdot 10^{-11}$	$2.36 \cdot 10^{-11}$	$1.23 \cdot 10^{-11}$	$6.31 \cdot 10^{-12}$
15	$2.21 \cdot 10^{-10}$	$1.00 \cdot 10^{-10}$	$6.33 \cdot 10^{-11}$	$4.63 \cdot 10^{-11}$	$3.02 \cdot 10^{-11}$	$1.61 \cdot 10^{-11}$	$8.37 \cdot 10^{-12}$
20	$1.88 \cdot 10^{-10}$	$1.02 \cdot 10^{-10}$	$7.05 \cdot 10^{-11}$	$5.44 \cdot 10^{-11}$	$3.76 \cdot 10^{-11}$	$2.13 \cdot 10^{-11}$	$1.15 \cdot 10^{-11}$
30	$1.25 \cdot 10^{-10}$	$8.51 \cdot 10^{-11}$	$6.72 \cdot 10^{-11}$	$5.65 \cdot 10^{-11}$	$4.36 \cdot 10^{-11}$	$2.83 \cdot 10^{-11}$	$1.69 \cdot 10^{-11}$
50	$8.15 \cdot 10^{-11}$	$6.77 \cdot 10^{-11}$	$6.00 \cdot 10^{-11}$	$5.48 \cdot 10^{-11}$	$4.74 \cdot 10^{-11}$	$3.67 \cdot 10^{-11}$	$2.61 \cdot 10^{-11}$
70	$8.52 \cdot 10^{-11}$	$7.47 \cdot 10^{-11}$	$6.86 \cdot 10^{-11}$	$6.42 \cdot 10^{-11}$	$5.79 \cdot 10^{-11}$	$4.80 \cdot 10^{-11}$	$3.70 \cdot 10^{-11}$
100	$1.10 \cdot 10^{-10}$	$9.93 \cdot 10^{-11}$	$9.27 \cdot 10^{-11}$	$8.78 \cdot 10^{-11}$	$8.08 \cdot 10^{-11}$	$6.94 \cdot 10^{-11}$	$5.63 \cdot 10^{-11}$
150	$1.73 \cdot 10^{-10}$	$1.57 \cdot 10^{-10}$	$1.47 \cdot 10^{-10}$	$1.40 \cdot 10^{-10}$	$1.29 \cdot 10^{-10}$	$1.13 \cdot 10^{-10}$	$9.32 \cdot 10^{-11}$
200	$2.40 \cdot 10^{-10}$	$2.18 \cdot 10^{-10}$	$2.05 \cdot 10^{-10}$	$1.95 \cdot 10^{-10}$	$1.80 \cdot 10^{-10}$	$1.57 \cdot 10^{-10}$	$1.31 \cdot 10^{-10}$
300	$3.76 \cdot 10^{-10}$	$3.41 \cdot 10^{-10}$	$3.19 \cdot 10^{-10}$	$3.03 \cdot 10^{-10}$	$2.81 \cdot 10^{-10}$	$2.45 \cdot 10^{-10}$	$2.04 \cdot 10^{-10}$
500	$6.35 \cdot 10^{-10}$	$5.73 \cdot 10^{-10}$	$5.36 \cdot 10^{-10}$	$5.09 \cdot 10^{-10}$	$4.70 \cdot 10^{-10}$	$4.10 \cdot 10^{-10}$	$3.42 \cdot 10^{-10}$
662	$8.19 \cdot 10^{-10}$	$7.41 \cdot 10^{-10}$	$6.94 \cdot 10^{-10}$	$6.59 \cdot 10^{-10}$	$6.09 \cdot 10^{-10}$	$5.31 \cdot 10^{-10}$	$4.45 \cdot 10^{-10}$
1,000	$1.18 \cdot 10^{-9}$	$1.07 \cdot 10^{-9}$	$9.99 \cdot 10^{-10}$	$9.50 \cdot 10^{-10}$	$8.78 \cdot 10^{-10}$	$7.67 \cdot 10^{-10}$	$6.43 \cdot 10^{-10}$
1,461	$1.60 \cdot 10^{-9}$	$1.45 \cdot 10^{-9}$	$1.36 \cdot 10^{-9}$	$1.29 \cdot 10^{-9}$	$1.20 \cdot 10^{-9}$	$1.05 \cdot 10^{-9}$	$8.84 \cdot 10^{-10}$
2,000	$2.03 \cdot 10^{-9}$	$1.84 \cdot 10^{-9}$	$1.73 \cdot 10^{-9}$	$1.65 \cdot 10^{-9}$	$1.53 \cdot 10^{-9}$	$1.34 \cdot 10^{-9}$	$1.13 \cdot 10^{-9}$
3,000	$2.73 \cdot 10^{-9}$	$2.48 \cdot 10^{-9}$	$2.33 \cdot 10^{-9}$	$2.22 \cdot 10^{-9}$	$2.06 \cdot 10^{-9}$	$1.82 \cdot 10^{-9}$	$1.54 \cdot 10^{-9}$
5,000	$3.99 \cdot 10^{-9}$	$3.61 \cdot 10^{-9}$	$3.38 \cdot 10^{-9}$	$3.23 \cdot 10^{-9}$	$3.00 \cdot 10^{-9}$	$2.65 \cdot 10^{-9}$	$2.27 \cdot 10^{-9}$

Photon energy keV	Relaxation mass per unit area g cm^{-2}						
	3.0	5.0	10	20	30	50	100
10	$3.16 \cdot 10^{-12}$	$1.91 \cdot 10^{-12}$	$9.56 \cdot 10^{-13}$	$4.79 \cdot 10^{-13}$	$3.20 \cdot 10^{-13}$	$1.92 \cdot 10^{-13}$	$9.59 \cdot 10^{-14}$
12	$4.24 \cdot 10^{-12}$	$2.56 \cdot 10^{-12}$	$1.29 \cdot 10^{-12}$	$6.45 \cdot 10^{-13}$	$4.30 \cdot 10^{-13}$	$2.58 \cdot 10^{-13}$	$1.29 \cdot 10^{-13}$
15	$5.65 \cdot 10^{-12}$	$3.43 \cdot 10^{-12}$	$1.73 \cdot 10^{-12}$	$8.66 \cdot 10^{-13}$	$5.78 \cdot 10^{-13}$	$3.47 \cdot 10^{-13}$	$1.74 \cdot 10^{-13}$
20	$7.87 \cdot 10^{-12}$	$4.82 \cdot 10^{-12}$	$2.45 \cdot 10^{-12}$	$1.24 \cdot 10^{-12}$	$8.27 \cdot 10^{-13}$	$4.98 \cdot 10^{-13}$	$2.49 \cdot 10^{-13}$
30	$1.21 \cdot 10^{-11}$	$7.72 \cdot 10^{-12}$	$4.06 \cdot 10^{-12}$	$2.09 \cdot 10^{-12}$	$1.40 \cdot 10^{-12}$	$8.49 \cdot 10^{-13}$	$4.27 \cdot 10^{-13}$
50	$2.04 \cdot 10^{-11}$	$1.44 \cdot 10^{-11}$	$8.31 \cdot 10^{-12}$	$4.52 \cdot 10^{-12}$	$3.11 \cdot 10^{-12}$	$1.91 \cdot 10^{-12}$	$9.76 \cdot 10^{-13}$
70	$3.06 \cdot 10^{-11}$	$2.29 \cdot 10^{-11}$	$1.42 \cdot 10^{-11}$	$8.17 \cdot 10^{-12}$	$5.73 \cdot 10^{-12}$	$3.59 \cdot 10^{-12}$	$1.86 \cdot 10^{-12}$
100	$4.81 \cdot 10^{-11}$	$3.77 \cdot 10^{-11}$	$2.49 \cdot 10^{-11}$	$1.50 \cdot 10^{-11}$	$1.07 \cdot 10^{-11}$	$6.85 \cdot 10^{-12}$	$3.60 \cdot 10^{-12}$
150	$8.10 \cdot 10^{-11}$	$6.52 \cdot 10^{-11}$	$4.48 \cdot 10^{-11}$	$2.79 \cdot 10^{-11}$	$2.03 \cdot 10^{-11}$	$1.32 \cdot 10^{-11}$	$7.02 \cdot 10^{-12}$
200	$1.14 \cdot 10^{-10}$	$9.29 \cdot 10^{-11}$	$6.47 \cdot 10^{-11}$	$4.09 \cdot 10^{-11}$	$3.01 \cdot 10^{-11}$	$1.97 \cdot 10^{-11}$	$1.06 \cdot 10^{-11}$
300	$1.79 \cdot 10^{-10}$	$1.46 \cdot 10^{-10}$	$1.04 \cdot 10^{-10}$	$6.66 \cdot 10^{-11}$	$4.93 \cdot 10^{-11}$	$3.26 \cdot 10^{-11}$	$1.77 \cdot 10^{-11}$
500	$3.01 \cdot 10^{-10}$	$2.47 \cdot 10^{-10}$	$1.77 \cdot 10^{-10}$	$1.16 \cdot 10^{-10}$	$8.67 \cdot 10^{-11}$	$5.79 \cdot 10^{-11}$	$3.17 \cdot 10^{-11}$
662	$3.91 \cdot 10^{-10}$	$3.23 \cdot 10^{-10}$	$2.33 \cdot 10^{-10}$	$1.53 \cdot 10^{-10}$	$1.15 \cdot 10^{-10}$	$7.75 \cdot 10^{-11}$	$4.27 \cdot 10^{-11}$
1,000	$5.67 \cdot 10^{-10}$	$4.70 \cdot 10^{-10}$	$3.42 \cdot 10^{-10}$	$2.29 \cdot 10^{-10}$	$1.74 \cdot 10^{-10}$	$1.18 \cdot 10^{-10}$	$6.54 \cdot 10^{-11}$
1,461	$7.82 \cdot 10^{-10}$	$6.51 \cdot 10^{-10}$	$4.79 \cdot 10^{-10}$	$3.25 \cdot 10^{-10}$	$2.49 \cdot 10^{-10}$	$1.70 \cdot 10^{-10}$	$9.56 \cdot 10^{-11}$
2,000	$1.01 \cdot 10^{-9}$	$8.42 \cdot 10^{-10}$	$6.26 \cdot 10^{-10}$	$4.30 \cdot 10^{-10}$	$3.31 \cdot 10^{-10}$	$2.29 \cdot 10^{-10}$	$1.30 \cdot 10^{-10}$
3,000	$1.37 \cdot 10^{-9}$	$1.16 \cdot 10^{-9}$	$8.71 \cdot 10^{-10}$	$6.07 \cdot 10^{-10}$	$4.72 \cdot 10^{-10}$	$3.30 \cdot 10^{-10}$	$1.89 \cdot 10^{-10}$
5,000	$2.03 \cdot 10^{-9}$	$1.72 \cdot 10^{-9}$	$1.31 \cdot 10^{-9}$	$9.26 \cdot 10^{-10}$	$7.28 \cdot 10^{-10}$	$5.15 \cdot 10^{-10}$	$2.99 \cdot 10^{-10}$

4.3 単色の指数関数分布線源に対する線源濃度から実効線量への換算係数

以下の式に基づいて、単色エネルギーの γ 線を放出する指数関数分布線源に対する換算係数を計算した。

$$E(e, \beta) = E(e)K(e, \beta) \quad 4-3-(1)$$

- $E(e, \beta)$: 単色エネルギー光子を放出する指数関数分布線源に対する、線源強度から実効線量への換算係数 (Sv per photon/m²)
 $E(e)$: 単色エネルギー光子を放出する 0.5 g/cm² の深度の平面線源に対する、空気カーマから実効線量への換算係数 (Sv/Gy)
 $K(e, \beta)$: 単色エネルギー光子を放出する指数関数分布線源に対する、線源強度から空気カーマへの換算係数 (Gy per photon/m²)
 e : 線源エネルギー (MeV)
 β : 指数関数分布線源の緩衝深度 (g/cm²)

10 keV～5 MeV の 18 の単色エネルギー、0～100 g/cm² の 14 の緩衝深度に対する換算係数を合成した。緩衝深度が 5 g/cm² までの換算係数の結果を、50 keV～2 MeV の範囲の 6 つのエネルギーを選んで Fig. 4-3-(1) に示す。この図から、指数関数分布線源に対する実効線量の基本的な特性がうかがえる。まず、 γ 線エネルギーが高いほど人体へ大きなエネルギーを付与する確率が増えるため、被ばく線量が大きくなる。例えば、成人に対する 2 MeV γ 線の換算係数は 50 keV γ 線の換算係数に比べ、緩衝深度が 0 g/cm² の場合には 44 倍、緩衝深度が 5 g/cm² の場合には 104 倍大きい。この差の主な原因は単位線源強度あたりの空気カーマの違いであるが、人体の遮蔽効果の違いがさらに線量の差を増幅させている。

緩衝深度が大きくなるほど、すなわち線源が深さ方向に移行するほど実効線量が小さくなる。これは土による遮蔽効果が大きく作用するようになるためである。緩衝深度による線量の減少は、線源エネルギーが小さいほど大きくなる。緩衝深度が 5 g/cm² の線量と緩衝深度が 0 g/cm² の線量との比率は、2 MeV のエネルギーでは 0.4 程度にとどまるが、線源エネルギーが 50 keV の場合には 0.2 以下になる。

成人と乳児の実効線量を比較すると、乳児の実効線量が大きくなる。また、成人と乳児の線量の差は線源エネルギーが小さくなるほど大きくなる。50 keV γ 線の場合には乳児の線量は成人に比べて 1.9 倍大きくなるが、2 MeV では 1.25 倍程度である。この傾向は基本的に、乳児のほうが人体による自己遮蔽効果が小さいこと、また、環境 γ 線場が地上の高度により減少することの両方の結果を反映している。

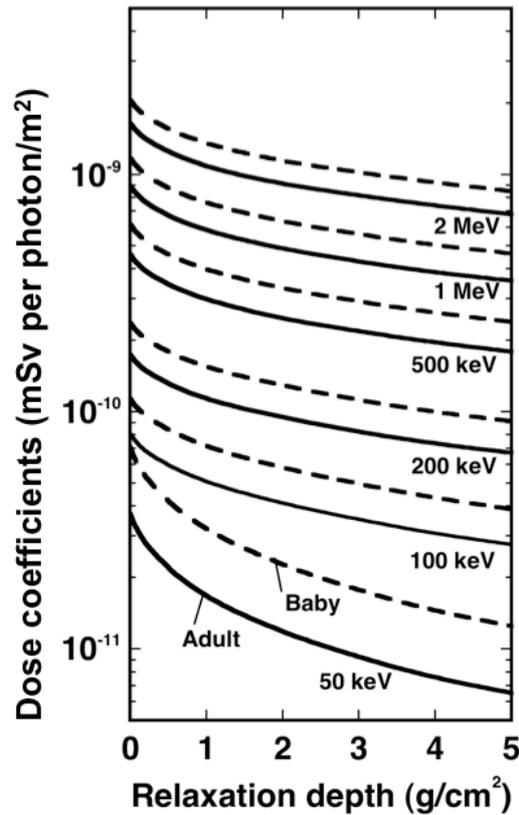


Fig. 4-3-(1) Effective dose conversion coefficients for exponentially distributed source in ground emitting mono-energetic photons.

4.4 指数関数分布核種に対する線源濃度から実効線量率への換算係数

次に核データを利用し、放射性核種に対する換算係数を以下の式により計算した。

$$E(N, \beta) = c \sum y_{N_i} E(e_{N_i}) K(e_{N_i}, \beta) \quad 4-4-(1)$$

$E(N, \beta)$: 指数関数分布した核種 N に対する、線源濃度から実効線量率への換算係数 (Sv/h per Bq/m²)

$E(e_{N_i})$: 単色エネルギー光子を放出する 0.5 g/cm² の深度の平面線源に対する、空気カーマから実効線量への換算係数 (Sv/Gy)

$K(e_{N_i}, \beta)$: 単色エネルギー光子を放出する指数関数分布線源に対する、線源強度から空気カーマへの換算係数 (Gy per photon/m²)

e_{N_i} : 核種 N の i 番目の γ 線のエネルギー (MeV)

y_{N_i} : 核種 N の i 番目の γ 線の強度 (-)

β : 指数関数分布線源の緩衝深度 (g/cm²)

c : 単位の補正係数

核データとしては、遠藤と山口がまとめ ICRP Publication 107 [ICRP 2008]の基本データとして採用された DECDC (Nuclear Decay Data Files for Dosimetry Calculation) を使用した [Endo and Yamaguchi 2003]。ICRP 107 は、放射線防護と放射線医療のための線量評価用データを計算するための核データを長期にわたり提供してきた ICRP 38 [ICRP 1983]に置き換わるものである。DECDCは ENSDF (Evaluated Nuclear Structure Data File)の1997年版の核データに新たなデータを加えて評価をしておいたものである。上式において、各放射性核種の e_{N_i} と y_{N_i} を与えるために DECDC が用いられた。

本研究においては、人工放射線核種と天然放射性核種をあわせて合計 185 核種の換算係数を計算した。人工放射性核種に関しては、原子力発電所や放射性廃棄物貯蔵施設等の原子力施設の事故の際に放出され外部被ばくに寄与する可能性がある核分裂及び核反応生成核種を広く対象とした。潜在的に環境中に放出される可能性のある放射性核種に対しては、被ばく線量の大小に関わらず、何らかの評価を行う必要があるためである。

天然放射性核種に関しては、宇宙線により恒常的に生成されている ${}^7\text{Be}$ ならびに ${}^{238}\text{U}$ 系列核種の壊変生成核種である ${}^{222}\text{Rn}$ 、 ${}^{214}\text{Bi}$ 、 ${}^{214}\text{Pb}$ 等を対象とした。 ${}^7\text{Be}$ は空中で生成した核種が地上へ落ちてきて地中へ移行して体積線源となると考えられる。土壤中に存在する ${}^{238}\text{U}$ の壊変生成核種のひとつである ${}^{222}\text{Rn}$ は気体状であるため地中から空中へ放出され、その壊変生成核種である ${}^{214}\text{Bi}$ 、 ${}^{214}\text{Pb}$ はエアロゾルに付着して空中を浮遊し、降雨があると地上に沈着して自然放射線量を上昇させる原因となる。降雨とともに地上に沈着したこれらの核種は、地中に浸透していき指数分布線源として近似可能な場合があると考えられる。これらの線量評価に用いるために、天然放射性核種を換算係数の対象に加えた。

成人に対する換算係数を Table 4-4-(1)に、乳児に対する換算係数 Table 4-4-(2)に示す。また、典型的な放射性核種に対する換算係数の例として ${}^{151}\text{Sm}$ 、 ${}^{241}\text{Am}$ 、 ${}^{141}\text{Ce}$ 、 ${}^{137\text{m}}\text{Ba}$ (${}^{137}\text{Cs}$ の壊変核種)、 ${}^{60}\text{Co}$ ならびに ${}^{214}\text{Bi}$ に対する換算係数を Fig. 4-4-(1)に示す。放出される γ 線が低い順に核種を示している。 ${}^{151}\text{Sm}$ の場合には乳児の実効線量は成人に比べて3倍程度高いことがわかるが、これは放出される γ 線が 22 keV と極端に小さいためである。60 keV の γ 線を放出する ${}^{241}\text{Am}$ に関しては、乳児の実効線量は成人に比べて 1.7-1.9 倍、 ${}^{137}\text{Cs}$ の壊変生成核種である ${}^{137\text{m}}\text{Ba}$ 、 ${}^{60}\text{Co}$ 、 ${}^{214}\text{Bi}$ については 1.3 倍程度である。

低エネルギー線源の場合には、緩衝深度が 0 から増加するにつれ、遮蔽効果の増加により実効線量は急激に減少する。 γ 線エネルギーが増加するにつれ、遮蔽効果は徐々に減少する。緩衝深度が 0 と 5 g/cm² の場合の実効線量の違いは、 ${}^{151}\text{Sm}$ を除いてファクター2~5の範囲にある。

Table 4-4-(1) Effective dose conversion coefficients for adults for radionuclides exponentially distributed in ground.

Nuclide	Dose conversion coefficients (Sv/h per Bq/m ²)													
	Relaxation depth (g/cm ²)													
	0	0.1	0.2	0.3	0.5	1.0	2.0	3.0	5.0	10	20	30	50	100
⁷ Be	1.66E-13	1.50E-13	1.40E-13	1.33E-13	1.23E-13	1.07E-13	8.94E-14	7.87E-14	6.45E-14	4.62E-14	3.03E-14	2.26E-14	1.51E-14	8.24E-15
²⁴ Na	7.08E-12	6.41E-12	6.00E-12	5.69E-12	5.27E-12	4.61E-12	3.86E-12	3.40E-12	2.81E-12	2.04E-12	1.36E-12	1.03E-12	6.97E-13	3.87E-13
⁴⁶ Sc	6.47E-12	5.86E-12	5.48E-12	5.21E-12	4.82E-12	4.21E-12	3.53E-12	3.11E-12	2.58E-12	1.89E-12	1.26E-12	9.56E-13	6.48E-13	3.60E-13
⁵¹ Cr	1.03E-13	9.35E-14	8.74E-14	8.30E-14	7.70E-14	6.71E-14	5.59E-14	4.91E-14	4.00E-14	2.85E-14	1.83E-14	1.36E-14	9.00E-15	4.89E-15
⁵⁴ Ma	2.72E-12	2.46E-12	2.30E-12	2.19E-12	2.02E-12	1.77E-12	1.48E-12	1.30E-12	1.08E-12	7.82E-13	5.18E-13	3.92E-13	2.66E-13	1.47E-13
⁵⁹ Fe	3.79E-12	3.43E-12	3.21E-12	3.04E-12	2.82E-12	2.47E-12	2.07E-12	1.83E-12	1.52E-12	1.11E-12	7.48E-13	5.71E-13	3.88E-13	2.16E-13
⁵⁷ Co	3.59E-13	3.25E-13	3.04E-13	2.89E-13	2.66E-13	2.31E-13	1.89E-13	1.63E-13	1.30E-13	8.85E-14	5.43E-14	3.92E-14	2.53E-14	1.34E-14
⁵⁸ Co	3.18E-12	2.88E-12	2.70E-12	2.56E-12	2.37E-12	2.06E-12	1.73E-12	1.52E-12	1.26E-12	9.10E-13	6.02E-13	4.54E-13	3.07E-13	1.69E-13
⁶⁰ Co	7.96E-12	7.21E-12	6.75E-12	6.40E-12	5.94E-12	5.20E-12	4.37E-12	3.85E-12	3.20E-12	2.35E-12	1.58E-12	1.21E-12	8.23E-13	4.60E-13
⁶⁵ Zn	1.85E-12	1.68E-12	1.57E-12	1.49E-12	1.38E-12	1.21E-12	1.01E-12	8.93E-13	7.41E-13	5.40E-13	3.63E-13	2.77E-13	1.88E-13	1.04E-13
⁸⁶ Rb	2.98E-13	2.70E-13	2.52E-13	2.40E-13	2.22E-13	1.94E-13	1.63E-13	1.43E-13	1.19E-13	8.67E-14	5.83E-14	4.44E-14	3.01E-14	1.67E-14
⁸⁵ Sr	1.63E-12	1.47E-12	1.38E-12	1.31E-12	1.21E-12	1.05E-12	8.77E-13	7.72E-13	6.34E-13	4.54E-13	2.98E-13	2.23E-13	1.49E-13	8.15E-14
⁸⁶ Sr	2.81E-16	2.55E-16	2.38E-16	2.26E-16	2.09E-16	1.82E-16	1.53E-16	1.35E-16	1.12E-16	8.11E-17	5.40E-17	4.09E-17	2.77E-17	1.53E-17
⁸⁸ Y	8.27E-12	7.49E-12	7.03E-12	6.69E-12	6.20E-12	5.42E-12	4.56E-12	4.05E-12	3.37E-12	2.48E-12	1.68E-12	1.29E-12	8.83E-13	4.97E-13
⁹⁰ Y	1.02E-18	5.24E-19	3.62E-19	2.85E-19	2.07E-19	1.35E-19	8.92E-20	7.11E-20	5.33E-20	3.58E-20	2.31E-20	1.74E-20	1.18E-20	6.62E-21
⁹¹ Y	1.15E-14	1.04E-14	9.76E-15	9.26E-15	8.59E-15	7.52E-15	6.31E-15	5.57E-15	4.63E-15	3.38E-15	2.28E-15	1.74E-15	1.18E-15	6.60E-16
⁹⁵ Zr	3.77E-12	3.41E-12	3.19E-12	3.05E-12	2.80E-12	2.44E-12	2.05E-12	1.80E-12	1.49E-12	1.08E-12	7.17E-13	5.42E-13	3.67E-13	2.03E-13
⁹⁵ Zr	2.40E-12	2.18E-12	2.04E-12	1.93E-12	1.79E-12	1.56E-12	1.31E-12	1.15E-12	9.50E-13	6.87E-13	4.53E-13	3.42E-13	2.31E-13	1.27E-13
⁹⁴ Nb	5.09E-12	4.61E-12	4.31E-12	4.10E-12	3.79E-12	3.30E-12	2.77E-12	2.44E-12	2.02E-12	1.46E-12	9.66E-13	7.29E-13	4.93E-13	2.72E-13
^{95m} Nb	2.08E-13	1.86E-13	1.74E-13	1.65E-13	1.52E-13	1.32E-13	1.10E-13	9.61E-14	7.84E-14	5.51E-14	3.50E-14	2.58E-14	1.70E-14	9.17E-15
⁹⁵ Nb	2.50E-12	2.27E-12	2.12E-12	2.02E-12	1.86E-12	1.63E-12	1.36E-12	1.20E-12	9.92E-13	7.18E-13	4.74E-13	3.57E-13	2.42E-13	1.33E-13
⁹⁹ Mo	4.81E-13	4.36E-13	4.08E-13	3.87E-13	3.58E-13	3.12E-13	2.61E-13	2.29E-13	1.89E-13	1.36E-13	8.92E-14	6.70E-14	4.51E-14	2.48E-14
¹⁰⁰ Ru	1.64E-12	1.48E-12	1.38E-12	1.32E-12	1.21E-12	1.06E-12	8.83E-13	7.77E-13	6.38E-13	4.57E-13	3.00E-13	2.24E-13	1.50E-13	8.20E-14
¹⁰⁶ Rh	6.76E-13	6.11E-13	5.72E-13	5.43E-13	5.02E-13	4.38E-13	3.66E-13	3.22E-13	2.65E-13	1.91E-13	1.26E-13	9.46E-14	6.36E-14	3.50E-14
^{108m} Ag	5.31E-12	4.80E-12	4.49E-12	4.26E-12	3.93E-12	3.43E-12	2.87E-12	2.52E-12	2.08E-12	1.50E-12	9.81E-13	7.36E-13	4.94E-13	2.72E-13
^{110m} Ag	8.81E-12	7.98E-12	7.47E-12	7.09E-12	6.56E-12	5.73E-12	4.81E-12	4.23E-12	3.51E-12	2.59E-12	1.69E-12	1.28E-12	8.69E-13	4.82E-13
¹¹¹ Ag	8.61E-14	7.79E-14	7.28E-14	6.92E-14	6.41E-14	5.59E-14	4.65E-14	4.08E-14	3.33E-14	2.37E-14	1.53E-14	1.13E-14	7.51E-15	4.08E-15
¹⁰⁶ Cd	4.38E-14	2.83E-14	2.22E-14	1.89E-14	1.49E-14	1.05E-14	7.23E-15	5.70E-15	4.11E-15	2.50E-15	1.43E-15	1.00E-15	6.30E-16	3.27E-16
¹²⁴ Sb	5.84E-12	5.29E-12	4.96E-12	4.72E-12	4.37E-12	3.82E-12	3.21E-12	2.84E-12	2.35E-12	1.72E-12	1.16E-12	8.79E-13	5.99E-13	3.35E-13
¹²⁵ Sb	1.42E-12	1.27E-12	1.19E-12	1.13E-12	1.04E-12	9.04E-13	7.53E-13	6.61E-13	5.43E-13	3.89E-13	2.54E-13	1.90E-13	1.27E-13	6.96E-14
¹²⁷ Sb	2.28E-12	2.06E-12	1.93E-12	1.83E-12	1.69E-12	1.47E-12	1.23E-12	1.08E-12	8.93E-13	6.45E-13	4.23E-13	3.17E-13	2.13E-13	1.17E-13
^{123m} Te	3.90E-13	3.90E-13	3.63E-13	3.43E-13	3.15E-13	2.73E-13	2.25E-13	1.95E-13	1.57E-13	1.08E-13	6.74E-14	4.91E-14	3.20E-14	1.70E-14
^{127m} Te	2.24E-14	1.50E-14	1.18E-14	9.95E-15	7.71E-15	5.08E-15	3.13E-15	2.29E-15	1.52E-15	8.40E-16	4.52E-16	3.10E-16	1.92E-16	9.84E-17
¹²⁷ Te	1.60E-14	1.44E-14	1.35E-14	1.28E-14	1.18E-14	1.03E-14	8.58E-15	7.55E-15	6.16E-15	4.40E-15	2.87E-15	2.13E-15	1.42E-15	7.72E-16
^{120m} Te	1.13E-13	9.81E-14	9.03E-14	8.48E-14	7.73E-14	6.62E-14	5.47E-14	4.78E-14	3.92E-14	2.82E-14	1.85E-14	1.39E-14	9.36E-15	5.15E-15
¹²⁸ Te	1.98E-13	1.77E-13	1.64E-13	1.55E-13	1.43E-13	1.24E-13	1.03E-13	9.05E-14	7.42E-14	5.31E-14	3.49E-14	2.61E-14	1.74E-14	9.55E-15
¹³² Te	7.11E-13	6.34E-13	5.90E-13	5.58E-13	5.12E-13	4.41E-13	3.65E-13	3.17E-13	2.57E-13	1.79E-13	1.13E-13	8.35E-14	5.48E-14	2.96E-14

Table 4-4-(1) Effective dose conversion coefficients for adults for radionuclides exponentially distributed in ground (cont.).

Nuclide	Dose conversion coefficients (Sv/h per Bq/m ²)															
	Relaxation depth (g/cm ²)															
	0	0.1	0.2	0.3	0.5	1.0	2.0	3.0	5.0	10	20	30	50	100		
¹²⁹ I	5.38E-14	3.76E-14	3.01E-14	2.56E-14	2.00E-14	1.35E-14	8.17E-15	5.92E-15	3.83E-15	2.04E-15	1.06E-15	7.11E-16	4.32E-16	2.18E-16		
¹³¹ I	1.25E-12	1.13E-12	1.06E-12	1.00E-12	9.29E-13	8.10E-13	6.74E-13	5.93E-13	4.85E-13	3.46E-13	2.25E-13	1.67E-13	1.11E-13	6.06E-14		
¹³² I	7.37E-12	6.67E-12	6.24E-12	5.93E-12	5.48E-12	4.79E-12	4.01E-12	3.53E-12	2.92E-12	2.12E-12	1.40E-12	1.06E-12	7.16E-13	3.96E-13		
¹³⁴ Cs	5.10E-12	4.62E-12	4.32E-12	4.10E-12	3.79E-12	3.31E-12	2.77E-12	2.44E-12	2.01E-12	1.45E-12	9.59E-13	7.22E-13	4.87E-13	2.69E-13		
¹³⁶ Cs	6.86E-12	6.22E-12	5.81E-12	5.52E-12	5.10E-12	4.46E-12	3.73E-12	3.29E-12	2.72E-12	1.97E-12	1.31E-12	9.94E-13	6.72E-13	3.72E-13		
¹³³ Ba	1.26E-12	1.12E-12	1.04E-12	9.81E-13	9.02E-13	7.78E-13	6.40E-13	5.59E-13	4.53E-13	3.20E-13	2.05E-13	1.52E-13	1.00E-13	5.44E-14		
^{137m} Ba	1.96E-12	1.78E-12	1.66E-12	1.58E-12	1.46E-12	1.27E-12	1.07E-12	9.35E-13	7.73E-13	5.57E-13	3.66E-13	2.75E-13	1.85E-13	1.02E-13		
¹⁴⁰ Ba	5.90E-13	5.31E-13	4.96E-13	4.70E-13	4.34E-13	3.78E-13	3.14E-13	2.76E-13	2.26E-13	1.62E-13	1.06E-13	7.88E-14	5.26E-14	2.88E-14		
¹⁴⁰ La	7.21E-12	6.53E-12	6.13E-12	5.82E-12	5.40E-12	4.72E-12	3.97E-12	3.51E-12	2.92E-12	2.14E-12	1.44E-12	1.10E-12	7.52E-13	4.21E-13		
¹⁴¹ La	8.39E-14	7.60E-14	7.13E-14	6.76E-14	6.28E-14	5.50E-14	4.63E-14	4.09E-14	3.41E-14	2.50E-14	1.70E-14	1.30E-14	8.87E-15	4.98E-15		
¹⁴¹ Ce	2.28E-13	2.05E-13	1.90E-13	1.81E-13	1.65E-13	1.44E-13	1.17E-13	1.01E-13	8.12E-14	5.55E-14	3.44E-14	2.50E-14	1.62E-14	8.61E-15		
¹⁴⁴ Ce	5.60E-14	4.95E-14	4.56E-14	4.29E-14	3.90E-14	3.34E-14	2.69E-14	2.30E-14	1.82E-14	1.23E-14	7.52E-15	5.42E-15	3.50E-15	1.85E-15		
¹⁴⁴ Pr	8.83E-14	8.00E-14	7.51E-14	7.14E-14	6.62E-14	5.79E-14	4.87E-14	4.33E-14	3.60E-14	2.65E-14	1.79E-14	1.37E-14	9.41E-15	5.29E-15		
¹⁴⁷ Nd	4.38E-13	3.89E-13	3.60E-13	3.40E-13	3.11E-13	2.67E-13	2.19E-13	1.90E-13	1.53E-13	1.07E-13	6.89E-14	5.11E-14	3.39E-14	1.84E-14		
¹⁵¹ Sm	9.49E-18	5.34E-18	3.80E-18	2.99E-18	2.11E-18	1.22E-18	6.70E-19	4.62E-19	2.85E-19	1.45E-19	7.37E-20	4.92E-20	2.96E-20	1.48E-20		
¹⁵² Eu	3.73E-12	3.37E-12	3.15E-12	2.98E-12	2.76E-12	2.41E-12	2.01E-12	1.77E-12	1.46E-12	1.06E-12	7.07E-13	5.36E-13	3.62E-13	2.01E-13		
¹⁵⁴ Eu	3.60E-12	3.25E-12	3.04E-12	2.89E-12	2.67E-12	2.33E-12	1.95E-12	1.72E-12	1.42E-12	1.03E-12	6.88E-13	5.22E-13	3.53E-13	1.96E-13		
¹⁵⁵ Eu	1.72E-13	1.52E-13	1.40E-13	1.31E-13	1.19E-13	1.00E-13	7.92E-14	6.67E-14	5.14E-14	3.32E-14	1.98E-14	1.40E-14	8.93E-15	4.68E-15		
¹⁵⁶ Eu	3.80E-12	3.44E-12	3.22E-12	3.06E-12	2.84E-12	2.48E-12	2.09E-12	1.85E-12	1.53E-12	1.13E-12	7.61E-13	5.82E-13	3.98E-13	2.23E-13		
¹⁶⁰ Tb	3.61E-12	3.27E-12	3.06E-12	2.90E-12	2.69E-12	2.34E-12	1.96E-12	1.73E-12	1.43E-12	1.04E-12	6.90E-13	5.23E-13	3.54E-13	1.96E-13		
¹⁶⁹ Yb	9.50E-13	8.39E-13	7.74E-13	7.28E-13	6.60E-13	5.57E-13	4.44E-13	3.77E-13	2.96E-13	1.98E-13	1.21E-13	8.77E-14	5.68E-14	3.02E-14		
¹⁸¹ Hf	1.72E-12	1.55E-12	1.45E-12	1.38E-12	1.27E-12	1.11E-12	9.18E-13	8.05E-13	6.57E-13	4.66E-13	3.03E-13	2.25E-13	1.49E-13	8.14E-14		
¹⁸² Ta	4.08E-12	3.69E-12	3.45E-12	3.27E-12	3.03E-12	2.64E-12	2.21E-12	1.95E-12	1.61E-12	1.17E-12	7.82E-13	5.95E-13	4.02E-13	2.24E-13		
¹⁸² Ir	2.67E-12	2.41E-12	2.26E-12	2.14E-12	1.98E-12	1.73E-12	1.44E-12	1.27E-12	1.03E-12	7.38E-13	4.78E-13	3.55E-13	2.36E-13	1.29E-13		
²⁰³ Hg	7.59E-13	6.89E-13	6.45E-13	6.12E-13	5.67E-13	4.95E-13	4.10E-13	3.59E-13	2.92E-13	2.07E-13	1.32E-13	9.74E-14	6.43E-14	3.48E-14		
²¹⁴ Pb	8.11E-13	7.33E-13	6.85E-13	6.50E-13	6.01E-13	5.23E-13	4.34E-13	3.80E-13	3.10E-13	2.20E-13	1.41E-13	1.05E-13	6.92E-14	3.76E-14		
²¹⁴ Bi	4.62E-12	4.19E-12	3.92E-12	3.73E-12	3.46E-12	3.02E-12	2.54E-12	2.25E-12	1.87E-12	1.37E-12	9.24E-13	7.05E-13	4.81E-13	2.69E-13		
²²² Rn	1.29E-15	1.16E-15	1.09E-15	1.03E-15	9.51E-16	8.30E-16	6.92E-16	6.09E-16	5.00E-16	3.58E-16	2.35E-16	1.76E-16	1.17E-16	6.43E-17		
²³⁹ Np	5.55E-13	4.81E-13	4.49E-13	4.26E-13	3.92E-13	3.39E-13	2.79E-13	2.42E-13	1.94E-13	1.34E-13	8.36E-14	6.10E-14	3.98E-14	2.13E-14		
²³⁸ Pu	1.54E-15	1.38E-15	1.28E-15	1.21E-15	1.13E-15	9.81E-16	8.27E-16	7.07E-16	5.87E-16	4.47E-16	3.17E-16	2.32E-16	1.50E-16	8.22E-17		
²³⁹ Pu	8.40E-16	7.52E-16	7.00E-16	6.63E-16	6.19E-16	5.33E-16	4.37E-16	3.76E-16	3.08E-16	2.22E-16	1.47E-16	1.09E-16	7.22E-17	3.98E-17		
²⁴⁰ Pu	1.47E-15	1.31E-15	1.22E-15	1.15E-15	1.07E-15	9.27E-16	7.63E-16	6.53E-16	5.37E-16	4.01E-16	2.92E-16	2.17E-16	1.50E-16	7.98E-17		
²⁴¹ Pu	4.57E-18	4.06E-18	3.76E-18	3.56E-18	3.26E-18	2.80E-18	2.28E-18	1.95E-18	1.54E-18	1.02E-18	6.21E-19	4.45E-19	2.86E-19	1.51E-19		
²⁴¹ Am	6.87E-14	5.54E-14	4.93E-14	4.53E-14	3.98E-14	3.17E-14	2.34E-14	1.88E-14	1.37E-14	8.20E-15	4.59E-15	3.19E-15	1.98E-15	1.02E-15		
²⁴² Cm	1.71E-15	1.53E-15	1.43E-15	1.35E-15	1.26E-15	1.07E-15	8.78E-16	7.58E-16	6.17E-16	4.48E-16	3.17E-16	2.32E-16	1.50E-16	8.07E-17		

Table 4-4-(2) Effective dose conversion coefficients for Baby for radionuclides exponentially distributed in ground.

Nuclide	Dose conversion coefficients (Sv/h per Bq/m ²)													
	Relaxation depth (g/cm ²)													
	0	0.1	0.2	0.3	0.5	1.0	2.0	3.0	5.0	10	20	30	50	100
⁷ Be	2.23E-13	2.01E-13	1.88E-13	1.79E-13	1.65E-13	1.44E-13	1.20E-13	1.06E-13	8.66E-14	6.20E-14	4.06E-14	3.04E-14	2.02E-14	1.11E-14
²² Na	9.25E-12	8.37E-12	7.83E-12	7.43E-12	6.88E-12	6.01E-12	5.04E-12	4.44E-12	3.67E-12	2.67E-12	1.78E-12	1.35E-12	9.09E-13	5.04E-13
⁴⁶ Sc	8.42E-12	7.63E-12	7.13E-12	6.77E-12	6.27E-12	5.47E-12	4.59E-12	4.05E-12	3.36E-12	2.44E-12	1.64E-12	1.24E-12	8.43E-13	4.68E-13
⁵¹ Cr	1.41E-13	1.27E-13	1.19E-13	1.13E-13	1.05E-13	9.14E-14	7.61E-14	6.68E-14	5.45E-14	3.89E-14	2.50E-14	1.85E-14	1.23E-14	6.66E-15
⁵⁴ Ma	3.55E-12	3.22E-12	3.01E-12	2.87E-12	2.65E-12	2.31E-12	1.94E-12	1.70E-12	1.41E-12	1.02E-12	6.78E-13	5.12E-13	3.47E-13	1.92E-13
⁵⁹ Fe	4.89E-12	4.43E-12	4.14E-12	3.93E-12	3.65E-12	3.19E-12	2.68E-12	2.36E-12	1.96E-12	1.43E-12	9.66E-13	7.37E-13	5.00E-13	2.79E-13
⁵⁷ Co	4.97E-13	4.50E-13	4.20E-13	3.99E-13	3.67E-13	3.19E-13	2.61E-13	2.25E-13	1.80E-13	1.22E-13	7.50E-14	5.41E-14	3.50E-14	1.85E-14
⁵⁶ Co	4.17E-12	3.78E-12	3.53E-12	3.36E-12	3.10E-12	2.71E-12	2.27E-12	2.00E-12	1.65E-12	1.19E-12	7.89E-13	5.95E-13	4.02E-13	2.22E-13
⁶⁰ Co	1.02E-11	9.26E-12	8.67E-12	8.22E-12	7.63E-12	6.68E-12	5.61E-12	4.95E-12	4.12E-12	3.01E-12	2.04E-12	1.56E-12	1.06E-12	5.91E-13
⁶⁵ Zn	2.41E-12	2.18E-12	2.04E-12	1.93E-12	1.79E-12	1.57E-12	1.31E-12	1.16E-12	9.61E-13	7.01E-13	4.72E-13	3.59E-13	2.44E-13	1.35E-13
⁸⁶ Rb	3.88E-13	3.51E-13	3.28E-13	3.12E-13	2.89E-13	2.52E-13	2.12E-13	1.87E-13	1.55E-13	1.13E-13	7.58E-14	5.77E-14	3.91E-14	2.17E-14
⁸⁸ Sr	2.18E-12	1.97E-12	1.84E-12	1.75E-12	1.61E-12	1.40E-12	1.17E-12	1.03E-12	8.47E-13	6.07E-13	3.98E-13	2.97E-13	1.99E-13	1.09E-13
⁸⁶ Sr	3.67E-16	3.33E-16	3.11E-16	2.96E-16	2.73E-16	2.38E-16	2.00E-16	1.76E-16	1.46E-16	1.06E-16	7.05E-17	5.34E-17	3.63E-17	2.00E-17
⁸⁹ Y	1.05E-11	9.54E-12	8.95E-12	8.52E-12	7.89E-12	6.90E-12	5.80E-12	5.16E-12	4.29E-12	3.16E-12	2.14E-12	1.68E-12	1.12E-12	6.31E-13
⁹⁰ Y	2.99E-18	1.47E-18	9.79E-19	7.46E-19	5.17E-19	3.07E-19	1.84E-19	1.38E-19	9.65E-20	5.98E-20	3.64E-20	2.68E-20	1.78E-20	9.77E-21
⁹¹ Y	1.49E-14	1.35E-14	1.26E-14	1.19E-14	1.11E-14	9.69E-15	8.14E-15	7.18E-15	5.96E-15	4.36E-15	2.94E-15	2.25E-15	1.53E-15	8.51E-16
⁸⁶ Zr	4.96E-12	4.48E-12	4.19E-12	3.98E-12	3.68E-12	3.21E-12	2.69E-12	2.37E-12	1.96E-12	1.42E-12	9.41E-13	7.11E-13	4.81E-13	2.66E-13
⁹⁵ Zr	3.14E-12	2.85E-12	2.66E-12	2.53E-12	2.34E-12	2.04E-12	1.71E-12	1.50E-12	1.24E-12	8.99E-13	5.93E-13	4.47E-13	3.02E-13	1.67E-13
⁹⁴ Nb	6.66E-12	6.03E-12	5.64E-12	5.37E-12	4.95E-12	4.32E-12	3.62E-12	3.19E-12	2.64E-12	1.91E-12	1.26E-12	9.54E-13	6.46E-13	3.56E-13
^{95m} Nb	2.94E-13	2.59E-13	2.41E-13	2.28E-13	2.09E-13	1.81E-13	1.51E-13	1.31E-13	1.07E-13	7.51E-14	4.77E-14	3.52E-14	2.31E-14	1.25E-14
⁹⁹ Nb	3.28E-12	2.97E-12	2.78E-12	2.64E-12	2.44E-12	2.13E-12	1.78E-12	1.57E-12	1.30E-12	9.39E-13	6.20E-13	4.67E-13	3.16E-13	1.74E-13
⁹⁹ Mo	6.36E-13	5.75E-13	5.38E-13	5.11E-13	4.71E-13	4.11E-13	3.44E-13	3.02E-13	2.49E-13	1.79E-13	1.17E-13	8.81E-14	5.93E-14	3.26E-14
¹⁰³ Ru	2.19E-12	1.98E-12	1.85E-12	1.76E-12	1.62E-12	1.42E-12	1.18E-12	1.04E-12	8.54E-13	6.12E-13	4.01E-13	3.00E-13	2.00E-13	1.10E-13
¹⁰⁶ Rh	8.94E-13	8.08E-13	7.56E-13	7.18E-13	6.64E-13	5.79E-13	4.84E-13	4.26E-13	3.51E-13	2.53E-13	1.67E-13	1.25E-13	8.40E-14	4.63E-14
^{106m} Ag	7.06E-12	6.37E-12	5.95E-12	5.65E-12	5.21E-12	4.54E-12	3.80E-12	3.34E-12	2.75E-12	1.98E-12	1.30E-12	9.73E-13	6.54E-13	3.59E-13
¹⁰⁶ⁿ Ag	1.15E-11	1.04E-11	9.72E-12	9.24E-12	8.54E-12	7.46E-12	6.26E-12	5.51E-12	4.56E-12	3.32E-12	2.20E-12	1.67E-12	1.13E-12	6.27E-13
¹¹¹ Ag	1.17E-13	1.06E-13	9.91E-14	9.41E-14	8.72E-14	7.61E-14	6.32E-14	5.56E-14	4.53E-14	3.23E-14	2.08E-14	1.54E-14	1.02E-14	5.55E-15
¹⁰⁹ Cd	1.23E-13	7.55E-14	5.72E-14	4.71E-14	3.59E-14	2.37E-14	1.52E-14	1.15E-14	7.96E-15	4.65E-15	2.60E-15	1.80E-15	1.12E-15	5.79E-16
¹²⁴ Sb	7.52E-12	6.81E-12	6.38E-12	6.07E-12	5.62E-12	4.91E-12	4.13E-12	3.65E-12	3.03E-12	2.21E-12	1.49E-12	1.13E-12	7.69E-13	4.30E-13
¹²⁵ Sb	1.94E-12	1.73E-12	1.61E-12	1.52E-12	1.40E-12	1.22E-12	1.01E-12	8.86E-13	7.26E-13	5.20E-13	3.40E-13	2.54E-13	1.70E-13	9.30E-14
¹²⁷ Sb	3.01E-12	2.72E-12	2.55E-12	2.42E-12	2.24E-12	1.95E-12	1.63E-12	1.43E-12	1.18E-12	8.50E-13	5.58E-13	4.19E-13	2.82E-13	1.55E-13
^{128m} Te	6.43E-13	5.62E-13	5.18E-13	4.88E-13	4.44E-13	3.82E-13	3.12E-13	2.70E-13	2.17E-13	1.49E-13	9.26E-14	6.75E-14	4.39E-14	2.34E-14
^{127m} Te	6.41E-14	4.26E-14	3.33E-14	2.79E-14	2.14E-14	1.39E-14	8.37E-15	6.06E-15	3.93E-15	2.12E-15	1.12E-15	7.60E-16	4.66E-16	2.37E-16
¹²⁷ Te	2.18E-14	1.96E-14	1.83E-14	1.74E-14	1.61E-14	1.40E-14	1.16E-14	1.02E-14	8.35E-15	5.96E-15	3.88E-15	2.89E-15	1.92E-15	1.05E-15
^{126m} Te	1.73E-13	1.45E-13	1.31E-13	1.22E-13	1.09E-13	9.19E-14	7.47E-14	6.48E-14	5.28E-14	3.76E-14	2.46E-14	1.84E-14	1.24E-14	6.83E-15
¹²⁶ Te	2.80E-13	2.46E-13	2.27E-13	2.14E-13	1.96E-13	1.69E-13	1.40E-13	1.22E-13	1.00E-13	7.15E-14	4.68E-14	3.50E-14	2.34E-14	1.28E-14
¹³² Te	1.05E-12	9.17E-13	8.47E-13	7.97E-13	7.27E-13	6.20E-13	5.09E-13	4.40E-13	3.56E-13	2.48E-13	1.56E-13	1.15E-13	7.53E-14	4.06E-14

Table 4-4-(2) Effective dose conversion coefficients for Baby for radionuclides exponentially distributed in ground (cont.).

Nuclide	Dose conversion coefficients (Sv/h per Bq/m ²)													
	Relaxation depth (g/cm ²)													
	0	0.1	0.2	0.3	0.5	1.0	2.0	3.0	5.0	10	20	30	50	100
¹²⁹ I	1.47E-13	1.03E-13	8.20E-14	6.96E-14	5.44E-14	3.61E-14	2.20E-14	1.60E-14	1.03E-14	5.48E-15	2.84E-15	1.91E-15	1.16E-15	5.83E-16
¹³¹ I	1.70E-12	1.53E-12	1.43E-12	1.36E-12	1.26E-12	1.10E-12	9.12E-13	8.02E-13	6.55E-13	4.68E-13	3.04E-13	2.26E-13	1.50E-13	8.18E-14
¹³² I	9.63E-12	8.72E-12	8.16E-12	7.75E-12	7.17E-12	6.25E-12	5.24E-12	4.62E-12	3.82E-12	2.77E-12	1.83E-12	1.38E-12	9.35E-13	5.17E-13
¹³⁴ Cs	6.70E-12	6.06E-12	5.67E-12	5.39E-12	4.98E-12	4.34E-12	3.64E-12	3.20E-12	2.84E-12	1.91E-12	1.26E-12	9.48E-13	6.40E-13	3.53E-13
¹³⁶ Cs	8.99E-12	8.15E-12	7.61E-12	7.23E-12	6.69E-12	5.84E-12	4.89E-12	4.30E-12	3.56E-12	2.58E-12	1.72E-12	1.30E-12	8.79E-13	4.86E-13
¹³³ Ba	1.84E-12	1.62E-12	1.49E-12	1.40E-12	1.28E-12	1.09E-12	8.94E-13	7.78E-13	6.27E-13	4.42E-13	2.83E-13	2.09E-13	1.38E-13	7.47E-14
^{137m} Ba	2.59E-12	2.34E-12	2.19E-12	2.08E-12	1.92E-12	1.67E-12	1.40E-12	1.23E-12	1.02E-12	7.32E-13	4.81E-13	3.61E-13	2.43E-13	1.34E-13
¹⁴⁰ Ba	8.06E-13	7.21E-13	6.72E-13	6.36E-13	5.86E-13	5.09E-13	4.23E-13	3.71E-13	3.04E-13	2.17E-13	1.41E-13	1.06E-13	7.04E-14	3.85E-14
¹⁴⁰ La	9.25E-12	8.38E-12	7.85E-12	7.46E-12	6.92E-12	6.05E-12	5.09E-12	4.50E-12	3.74E-12	2.74E-12	1.85E-12	1.41E-12	9.62E-13	5.39E-13
¹⁴¹ La	1.07E-13	9.68E-14	9.08E-14	8.61E-14	8.00E-14	7.00E-14	5.89E-14	5.21E-14	4.34E-14	3.19E-14	2.16E-14	1.66E-14	1.13E-14	6.34E-15
¹⁴¹ Ce	3.30E-13	2.93E-13	2.71E-13	2.56E-13	2.34E-13	2.02E-13	1.64E-13	1.41E-13	1.13E-13	7.68E-14	4.75E-14	3.45E-14	2.24E-14	1.19E-14
¹⁴⁴ Ce	8.61E-14	7.49E-14	6.84E-14	6.40E-14	5.77E-14	4.88E-14	3.88E-14	3.30E-14	2.59E-14	1.74E-14	1.06E-14	7.64E-15	4.93E-15	2.60E-15
¹⁴⁴ Pr	1.12E-13	1.02E-13	9.54E-14	9.08E-14	8.41E-14	7.36E-14	6.19E-14	5.49E-14	4.57E-14	3.37E-14	2.28E-14	1.74E-14	1.19E-14	6.71E-15
¹⁴⁷ Nd	6.38E-13	5.62E-13	5.17E-13	4.85E-13	4.42E-13	3.76E-13	3.06E-13	2.64E-13	2.12E-13	1.48E-13	9.44E-14	6.98E-14	4.62E-14	2.51E-14
¹⁵¹ Sm	3.02E-17	1.70E-17	1.21E-17	9.52E-18	6.72E-18	3.90E-18	2.14E-18	1.47E-18	9.07E-19	4.63E-19	2.35E-19	1.57E-19	9.45E-20	4.73E-20
¹⁵² Eu	4.94E-12	4.45E-12	4.15E-12	3.93E-12	3.63E-12	3.16E-12	2.64E-12	2.32E-12	1.91E-12	1.39E-12	9.23E-13	6.99E-13	4.73E-13	2.62E-13
¹⁵⁴ Eu	4.71E-12	4.26E-12	3.98E-12	3.77E-12	3.49E-12	3.04E-12	2.55E-12	2.24E-12	1.85E-12	1.34E-12	8.95E-13	6.79E-13	4.59E-13	2.55E-13
¹⁵⁶ Eu	2.66E-13	2.33E-13	2.14E-13	2.00E-13	1.81E-13	1.51E-13	1.19E-13	9.94E-14	7.62E-14	4.91E-14	2.91E-14	2.06E-14	1.31E-14	6.86E-15
¹⁵⁶ Eu	4.88E-12	4.41E-12	4.13E-12	3.93E-12	3.64E-12	3.18E-12	2.67E-12	2.37E-12	1.96E-12	1.44E-12	9.74E-13	7.44E-13	5.08E-13	2.85E-13
¹⁶⁰ Tb	4.74E-12	4.29E-12	4.01E-12	3.81E-12	3.52E-12	3.07E-12	2.57E-12	2.26E-12	1.87E-12	1.36E-12	9.02E-13	6.84E-13	4.62E-13	2.56E-13
¹⁶⁹ Yb	1.46E-12	1.28E-12	1.18E-12	1.11E-12	1.00E-12	8.39E-13	6.63E-13	5.59E-13	4.36E-13	2.89E-13	1.76E-13	1.27E-13	8.19E-14	4.35E-14
¹⁸¹ Hf	2.34E-12	2.11E-12	1.97E-12	1.87E-12	1.73E-12	1.50E-12	1.25E-12	1.09E-12	8.89E-13	6.31E-13	4.09E-13	3.04E-13	2.02E-13	1.10E-13
¹⁸² Ta	5.34E-12	4.83E-12	4.51E-12	4.28E-12	3.96E-12	3.45E-12	2.89E-12	2.54E-12	2.10E-12	1.52E-12	1.02E-12	7.73E-13	5.23E-13	2.91E-13
¹⁸² Ir	3.61E-12	3.27E-12	3.05E-12	2.90E-12	2.68E-12	2.34E-12	1.95E-12	1.71E-12	1.40E-12	9.98E-13	6.46E-13	4.80E-13	3.19E-13	1.74E-13
²⁰³ Hg	1.04E-12	9.43E-13	8.82E-13	8.38E-13	7.76E-13	6.75E-13	5.62E-13	4.91E-13	4.00E-13	2.83E-13	1.80E-13	1.33E-13	8.78E-14	4.76E-14
²¹⁴ Pb	1.11E-12	1.00E-12	9.35E-13	8.88E-13	8.21E-13	7.14E-13	5.92E-13	5.19E-13	4.22E-13	2.99E-13	1.92E-13	1.42E-13	9.42E-14	5.12E-14
²¹⁴ Bi	5.93E-12	5.37E-12	5.03E-12	4.78E-12	4.43E-12	3.88E-12	3.26E-12	2.88E-12	2.40E-12	1.76E-12	1.18E-12	9.02E-13	6.16E-13	3.45E-13
²²² Rn	1.72E-15	1.55E-15	1.45E-15	1.38E-15	1.27E-15	1.11E-15	9.26E-16	8.14E-16	6.69E-16	4.79E-16	3.14E-16	2.35E-16	1.57E-16	8.59E-17
²³⁹ Np	7.55E-13	6.73E-13	6.26E-13	5.92E-13	5.45E-13	4.70E-13	3.87E-13	3.35E-13	2.69E-13	1.85E-13	1.15E-13	8.41E-14	5.49E-14	2.94E-14
²³⁸ Pu	4.69E-15	4.27E-15	4.01E-15	3.81E-15	3.52E-15	3.07E-15	2.57E-15	2.26E-15	1.87E-15	1.36E-15	9.02E-16	6.84E-16	4.62E-16	2.56E-16
²³⁹ Pu	2.27E-15	2.05E-15	1.91E-15	1.81E-15	1.69E-15	1.47E-15	1.21E-15	1.05E-15	8.59E-16	6.21E-16	4.15E-16	3.04E-16	2.02E-16	1.10E-16
²⁴⁰ Pu	4.44E-15	4.01E-15	3.76E-15	3.57E-15	3.31E-15	2.86E-15	2.36E-15	2.05E-15	1.66E-15	1.17E-15	7.73E-16	5.73E-16	3.84E-16	2.14E-16
²⁴¹ Pu	6.71E-18	5.84E-18	5.38E-18	5.07E-18	4.63E-18	3.96E-18	3.21E-18	2.75E-18	2.16E-18	1.44E-18	8.72E-19	6.25E-19	4.02E-19	2.12E-19
²⁴¹ Am	1.31E-13	1.02E-13	8.89E-14	8.09E-14	7.02E-14	5.54E-14	4.05E-14	3.25E-14	2.36E-14	1.41E-14	7.88E-15	5.47E-15	3.39E-15	1.75E-15
²⁴² Cm	5.27E-15	4.72E-15	4.43E-15	4.21E-15	3.91E-15	3.34E-15	2.74E-15	2.36E-15	1.91E-15	1.36E-15	8.95E-16	6.70E-16	4.45E-16	2.41E-16

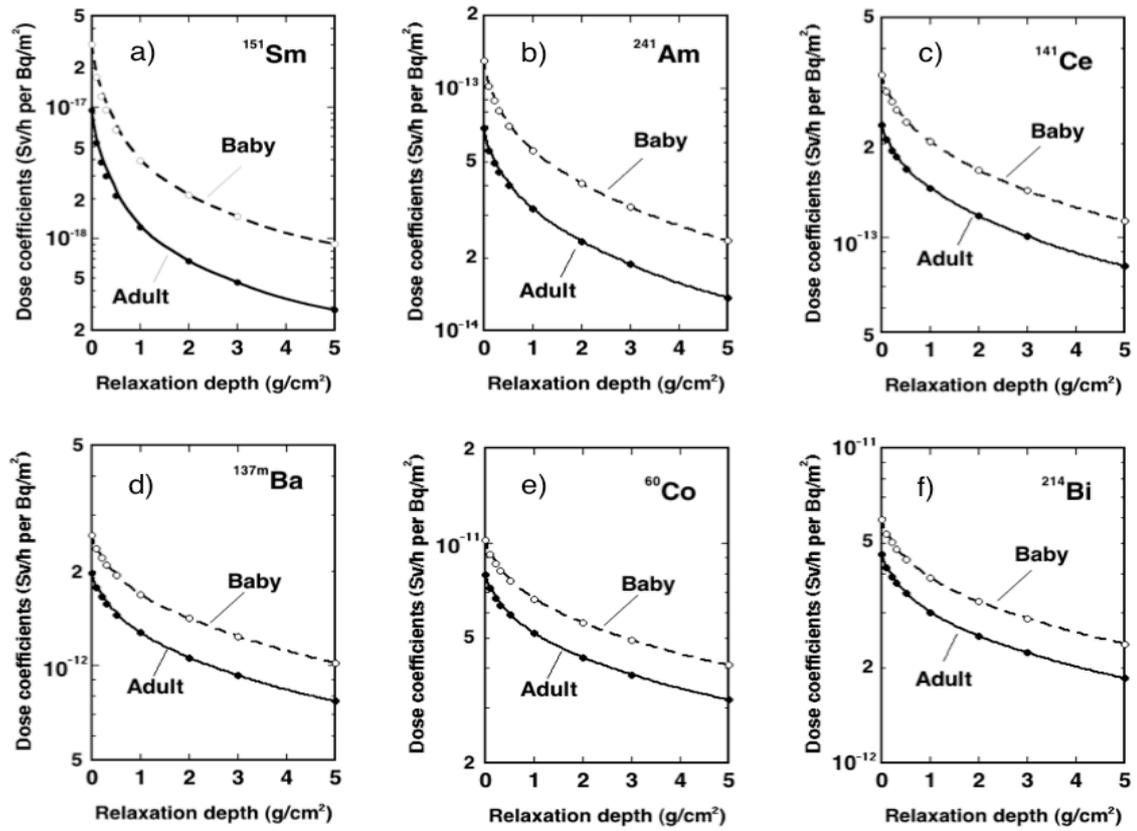


Fig. 4-4-(1) Effective dose conversion coefficients for several selected radionuclides exponentially distributed in ground.

第5章 体格による被ばく線量の変化の解析

5.1 線量換算係数の統計解析

開発した線量換算係数により、成人と乳児の実効線量の差異について統計解析を行った [Saito et al. 2012]。本研究で開発した 185 核種を対象に成人に対する乳児の実効線量の比を計算した結果を Fig. 5-1-(1) a) に示す。比較のために、空中一様分布線源について開発された換算係数に対する実効線量 [Petoussi-Henss et al. 2012] の比率の頻度分布を図の b) に示す。成人と乳児の線量の差は、土壌中指数関数分布線源の方が大きいことがわかる。空中一様分布線源では、成人に対する乳児の実効線量の比が最大で約 2.5 であるのに対し、指数関数分布線源の場合には、比の最大値は約 3 であった。また、比率の平均値は前者で約 1.4、後者で約 1.5 である。この主な原因は、指数関数分布線源においては空間線量率が地上高度により顕著に減少することであると考えられる。例えば、緩衝深度が 0.1 g/cm^2 の指数関数分布線源の場合、地上 1 m の空間線量率は 0.1 m に比べて 20% 小さい。この差は線源エネルギーが極端に低いケースではさらに顕著に現れる。本研究では、人体が地表面に直立していると想定しているため、重要な臓器の地上高度の違いが実効線量に反映されることとなる。

一方、80%以上のケースについては、成人に対する乳児の線量の差が 1.5 以内であることに注意を払うことが必要である。大きな差を示す放射性核種のほとんどは、外部被ばく線量に大きく寄与することのない超ウラン元素等である。チェルノブイル事故後に放出された主要な 24 核種を選んで行った統計解析でも、成人に対する乳児の線量の比は 1.5 以内におさまることが確認された。従って、標準成人に対する換算係数を用いることで、環境中において様々な年齢の人間が受ける実効線量を、ほとんどの場合に 50%以内の不確かさで評価することができることがわかった。

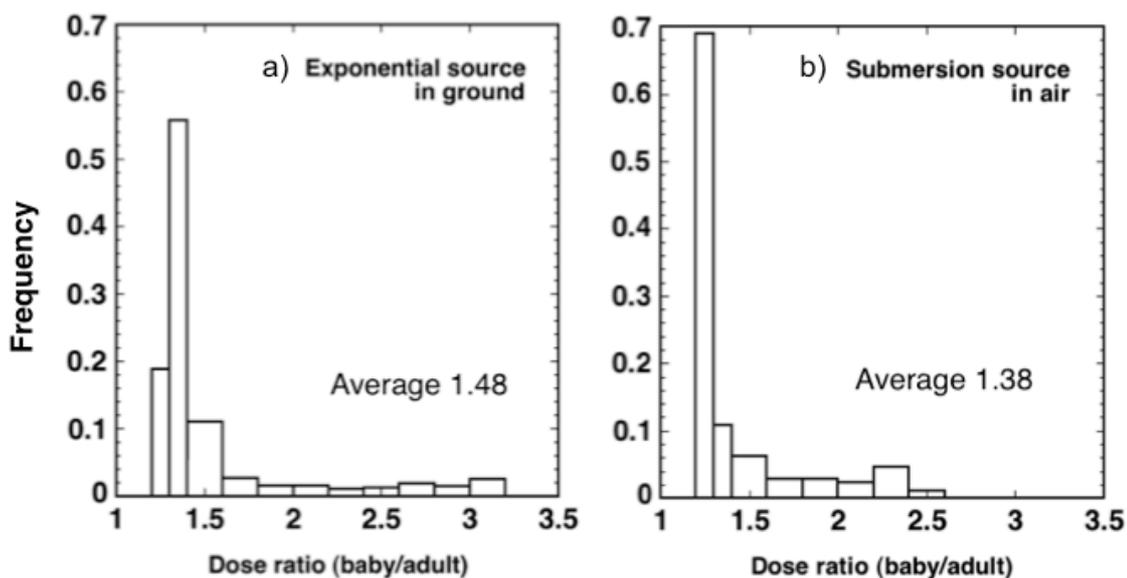


Fig. 5-1-(1) Distribution of effective dose ratios between Baby and adults a) for an exponential source in ground [Saito et al. 2012], and b) for a submersion source in air [Ptoussi-Henss et al. 2012].

5.2 臓器線量の関数表示

体格が被ばく線量に与える影響を系統的に調べるために、体格の異なる複数のファントムを使用して、臓器線量、実効線量を体重の関数として表現することを試みた [Saito et al. 1991]。ここでは、数式ファントム Adam と Eva、ボクセルファントム Baby と Child を用いるとともに、数式ファントムの体格をスケーリングにより変化させたファントムを構築し、これら全てを用いて被ばく線量シミュレーションを行い、その特性を調べた。ここで用いたファントムの体格データを Table 5-2-(1)に示す。環境線源として、a) 空中一様分布線源、b) 地表面一様分布線源及び c) 地中一様分布線源を想定し、前者の2線源については、0.05, 0.1, 0.5, 1, 3 MeV の5種類の単色エネルギーγ線を、また、最後の線源については ^{238}U 系列核種、 ^{232}Th 系列核種及び ^{40}K を考慮した。

Table 5-2-(1) Body characteristics of the phantoms used for investigation of effects of body size on organ doses [Saito et al. 1991].

Phantom	Age	Height (cm)	Weight (kg)	Body width (cm)	Body depth (cm)
Adam	Reference male	170	70.5	40.0	20.0
Eva	Reference female	160	59.2	37.6	18.7
Child	7 years	115	21.7	33.1	17.6
Baby	8 weeks	57	4.2	21.8	12.2

数学ファントムをスケーリングにより単純に拡大縮小したファントムにより適切な線量を評価できるかを調べるために、Adam と Eva の重量を Child の重量と同じになるようにスケーリングした数式ファントムを作成して、その臓器線量を Child の臓器線量と比較した。ここでスケーリングとは、各臓器の密度を一定に保ちつつ単純にディメンジョンを伸縮させて、ファントム間の体重が一致するようにファントムのサイズを調節することである。線源 a) と b) についてはそれぞれ5つの単色エネルギー、線源 c) については、3つの天然核種を想定することにより、各ファントムに対して全体で13ケースの臓器線量を計算した。スケーリングした Adam と Eva それぞれの臓器線量を Child と比較したため、全体で26ケースの比較を行なった。

この比較の結果、スケーリングしたファントムの主要な臓器に対する臓器線量データの80%が、Child の同一臓器の線量と10%以内の誤差で一致すること、実効線量を比較した場合には全てのケースにおいて5%以内で一致することが分かった。このことから、スケーリングを行ったファントムを用いて臓器線量の概略の値を評価することが可能であると判断した。

その上で Adam、Eva、Child、Baby に加え Adam 及び Eva を拡大して作成した100 kg の体重を有するファントムを使用して臓器線量をモンテカルロシミュレーションにより計算した。シミュレーションにより求めた臓器線量と実効線量をそれぞれの条件ごとに Fig 5-2-(1) にプロットした。横軸を体重の立方根に縦軸を線量の対数にとった図上においては、各条件においてプロットした点がほぼ直線上に位置することが確かめられた。すなわち、環境中における臓器線量は以下の式で近似できることが明らかになった。

$$D = a \exp (bw^{\frac{1}{3}}) \quad 5-2-(1)$$

D : 空気カーマあたりの臓器線量 (Sv/Gy)

a, b : 係数

w : 体重 (kg)

体重の立方根は人体の代表的な長さを表すと理解されるため、5-2-(1)式によれば、臓器線量・実効線量は人体の代表的長さに従って指数的に減衰するとの解釈が可能である。

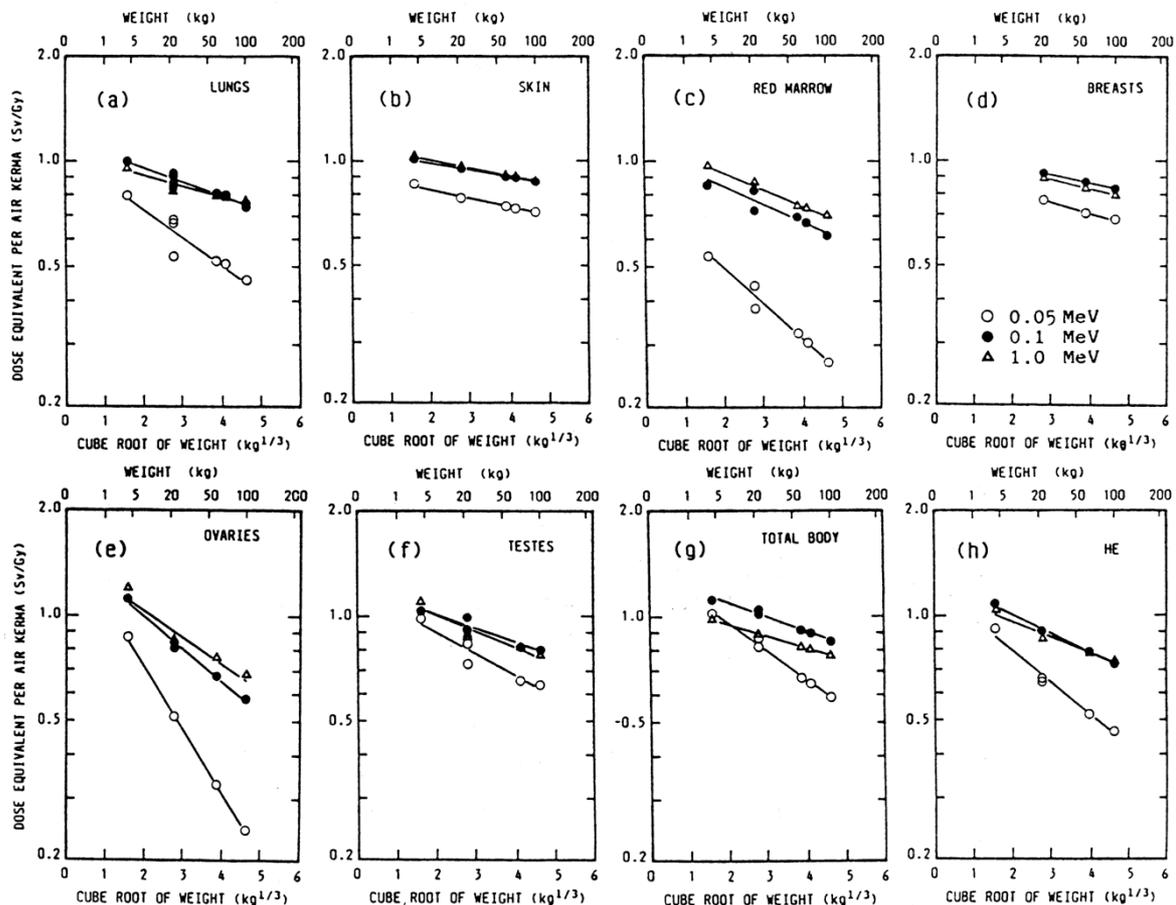


Fig. 5-2(1) Dependency of organ doses on total body weight for infinite plane source in ground [Saito et al. 1991].

5.3 体格に関連する要因による臓器線量・実効線量の変動

この関係式を使用し、体格に関連のあるいくつかの要因により臓器線量及び実効線量がどの程度変化するかを調べた。考慮した要因は、人種、性別、体重の個人差、年齢である。この比較には基本的に旧厚生省の統計資料 [MHW 1989]から抽出した性別、年齢別の平均体重データ、田中らが定義した標準日本人男女の体重 [Tanaka 1990]、ならびに西欧標準人男女の体重データを用いた。人種については西欧人と日本人の標準体重を用いて、男女の比較はそれぞれの人種に対する標準体重を用いて比較を行なった。また、体重の個人差については旧厚生省の統計データを参照し、体重が正規分布に従うとして標準偏差の2倍 (2σ) の体重の変化の影響を調べた。年齢

の影響については、日本人の年齢別平均体重の統計データをもとにして、年齢の影響を解析した。以下にその結果をまとめて記述する。

まず、人種および性別の影響については、個々の臓器線量の差は最大で 10%、実効線量の差は最大で 5%程度であることが確認された。実効線量は男女の臓器線量を用いて評価されるのが本来の定義であるが、男女の実効線量の比較に際しては、それぞれのファントムが所有する臓器のみの線量を用いて実効線量相当値を用いて比較を行った。

体重の個人差の影響に関しては、日本人成人男性、女性それぞれの体重統計データに正規分布関数をフィッティングした結果、成人男女それぞれの平均体重 61.5 kg、52.0 kg に対して標準偏差が 9.2 kg 及び 7.9 kg と評価された。体重の標準偏差を指標として臓器線量及び実効線量の変化を調べた結果を Fig. 5-3-(1)に示す。この図には、地中の平面線源に対する臓器線量の変動の様子を表している。変動が一番大きな臓器と小さな臓器の線量を、標準体重を持つ人間の臓器線量に規格化して示している。これによれば、 2σ の範囲での体重の変化による臓器線量の変動は最大で 20%、実効線量の変動は最大で 10%であることがわかった。

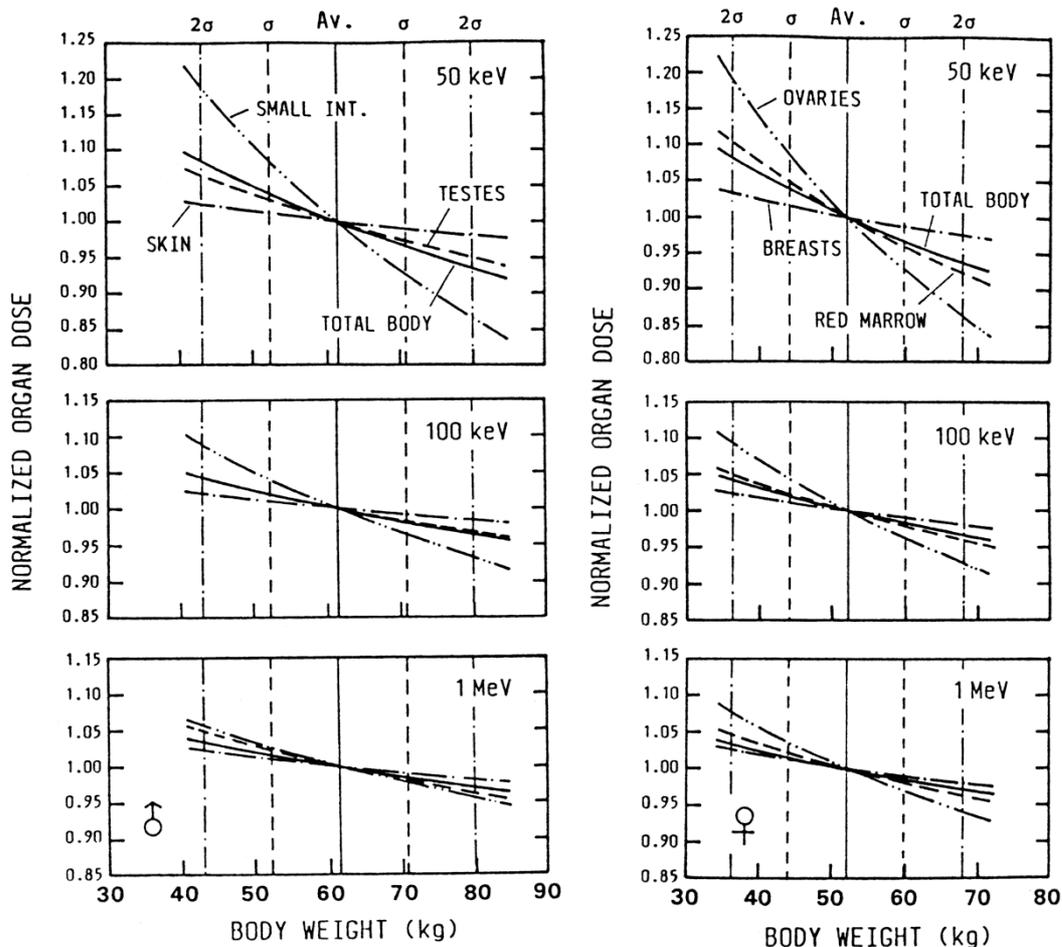


Fig. 5-3-(1) Variation of organ doses due to difference in body weight for infinite plane source in ground (left figure) for male adult, (right figure) for female adult [Saito et al. 1991].

年齢に関しては 0、1、3、6、9、12 歳及び成人の男女の平均体重を用いて臓器線量の変動を調べた。ちなみにそれぞれの年齢の平均体重は 4.2、10.6、14.8、21.2、29.6、42.9 及び 56.8 kg であった。地中の平面線源の 3 種類のエネルギーを例にとり、各年齢における線量変動の平均値、最大値及び最小値を Table 5-3-(1)に示した。22 の主要臓器に関して成人の値に規格化した臓器線量の統計を解析した結果である。新生児と成人を比較した場合には個々の臓器での線量の変動は最大でファクター 2～3 であった。また、実効線量における変動はファクター 2 以内であることがわかった。ここで考えているのは線源エネルギーが 50 keV 以上の場合であり、前項で観察された実効線量のより大きな差はさらに低いエネルギーの光子も対象としているためである。

年齢の増加により実効線量がどのように変化するかを調べるために、赤色骨髄、子宮、皮膚、全身線量について、成人の線量に規格化した各年齢の線量を Fig. 5-3-(2)に示す。ここでは 0、1、3、6、9 及び 12 歳の各年齢における実効線量と成人の実効線量の比をエネルギーの関数として示している。0 歳から 1 歳にかけて相対的に臓器

線量が大きく変化すること、1歳から12歳までは年齢に逆比例して線量が減少すること、12歳の実効線量は成人とほぼ同じであることが、明らかになった。

以上の解析結果のまとめを Table 5-3-(2)に示す。年齢以外の要因は、臓器線量の変化には大きくは影響を与えないことが確認された。

Table 5-3-(1) Variation of organ doses due to age: average, ranges of organ doses for different ages are shown being normalized to those for adults [Saito et al. 1991].

Age	Normalized organ dose								
	0.05 MeV			0.1 MeV			1.0 MeV		
	Average	Maximum	Minimum	Average	Maximum	Minimum	Average	Maximum	Minimum
0	1.83	2.42	1.13	1.38	1.67	1.11	1.27	1.52	1.12
1	1.55	1.92	1.10	1.26	1.45	1.08	1.19	1.36	1.09
3	1.44	1.73	1.08	1.22	1.36	1.07	1.16	1.29	1.08
6	1.33	1.53	1.06	1.16	1.26	1.05	1.12	1.21	1.06
9	1.21	1.35	1.04	1.11	1.17	1.04	1.08	1.14	1.04
12	1.09	1.15	1.02	1.05	1.07	1.01	1.04	1.06	1.02

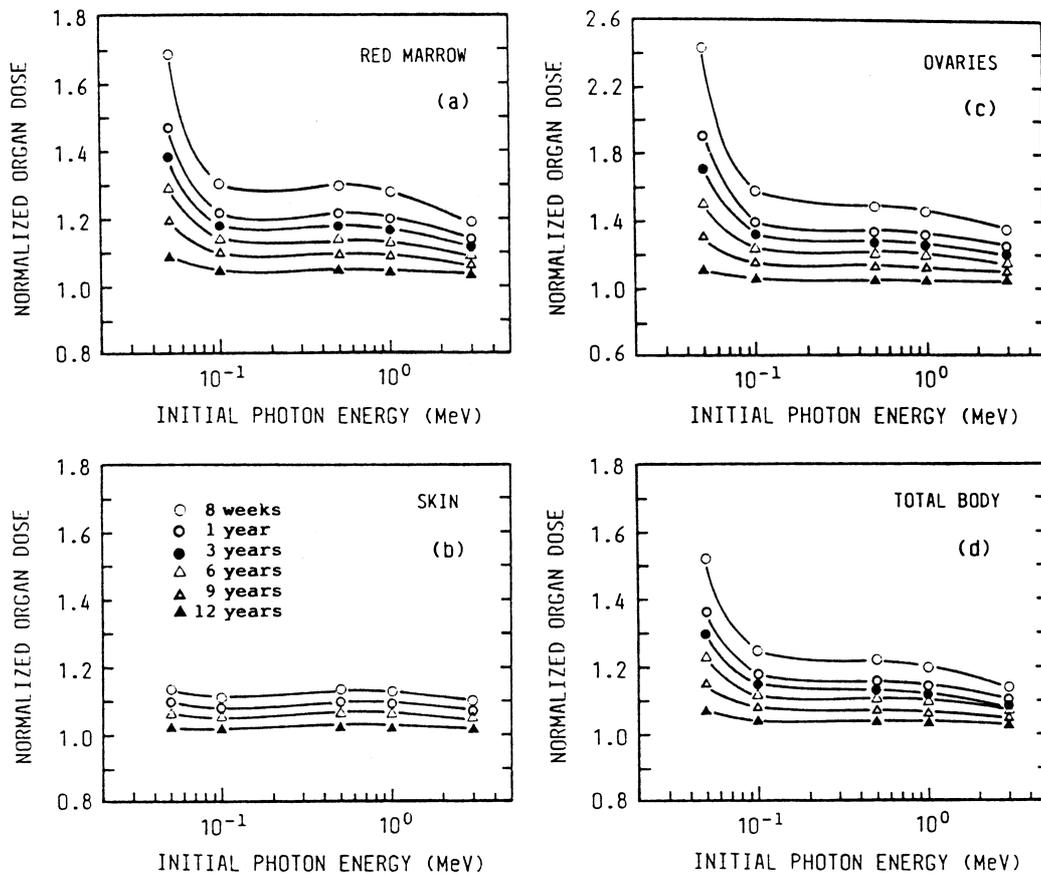


Fig. 5-3-(2) Variation of organ doses due to age: organ doses for different ages were normalized to those for adults [Saito et al. 1991].

Table 5-3-(2) Range of dose variation due to different factors related to body size

Factor	Organ doses	Effective dose
Race, Sex	10%	5%
Individual difference of body	20%	10%
Age	Factor 3	60-80%

第6章 開発した線量換算係数の福島事故データへの適用

6.1 福島第一原子力発電所事故により地表面に沈着した放射性核種のマップ作成

著者は福島第一原子力発電所事故（福島事故）が起きて以来、福島第一原発サイト周辺の土壌中放射性核種濃度の調査の総括を担当してきた。平成23年6月には、第1次分布状況調査として、福島第一原子力発電所周辺の約2,200箇所において土壌試料を採取して分析を行ない、主要放射性核種に対する詳細なマップを作成した。この活動の概要は以下のとおりである [Saito et al. 2011; MEXT 2012]。

福島事故の後、事故の状況を把握して影響を正しく評価し適切な対策をとるために、信頼のおけるモニタリングデータに基づく詳細な汚染マップの必要性が様々な分野の人間から指摘された。ボトムアップの活動としては、大学や研究機関に属する研究者・技術者が事故直後から環境モニタリングや汚染のスクリーニング等の活動に従事し、その活動の中で迅速かつ大規模な調査に基づくマップを作成することの必要性を訴えた。一方、文部科学省は事故後複数の機関が実施する環境モニタリングの責任機関としてモニタリングデータの集約を行ったが、この中で信頼のおける統一した手法を用いたモニタリング結果に基づく詳細マップの作成を提案した。このような動きが合致して、総合科学技術会議の科学技術戦略推進費により福島周辺の分布状況調査プロジェクトが行われた。著者は、多数の機関が参加して行われた当プロジェクトの統括役として、プロジェクトの準備、実施、データ解析、データの公表までの一連の活動を指揮した。

このプロジェクトの留意点として、1) 汚染の可能性のある地域を広くカバーした調査を行う、2) 事故直後の被ばくで重要な寄与をした可能性のある単半減期放射性核種、特に¹³¹Iを検出するためにできるだけ迅速に調査を実施する、3) 信頼のおける統一した手法を用いた測定データに基づいてマップを作成することを念頭においた。1) に関しては、既に発表されていた航空機モニタリングのデータを参考にして、調査の対象地域を決定した。ここでは、福島原発から100 kmまでの地域ならびに残りの福島県を対象として約2,200地点において5個ずつの土壌試料を採取した。2) に関しては、迅速に準備を行った結果6月4日から土壌採取を開始することができ、¹³¹Iに対しても相当の測定値を得てマップを作成した。

3) に関しては、土壌試料の採取方法について十分な検討を行った後に標準試料採取方法を決定し、マニュアルを作成した。予備調査により地表から5 cm以内にほとんどの放射性核種が含まれていることを確認した上で、100 ccの容量を有するU8プラスチック容器により5 cmまでの土壌を採取することを決定した。Ge検出器による定量を適切に行うために、採取した土壌を攪拌してU8容器に封入することとしたが、最適な攪拌手法についての検討結果に基づきマニュアルを作成した。土壌採取は400人以上の協力者により行われたが、測定手法を徹底するため毎日のように講習会を実施した。

Ge検出器を用いたスペクトル測定による γ 線放出核種の定量は22機関で実施された。これらの機関において同様の精度で測定が実施できるよう、IAEAの標準試料を測定参加機関に配布して測定の問題点を抽出し是正するとともに、測定した試料の約3%を複数の機関で測定し比較するクロスチェックを実施した。クロスチェックの結果、IAEAとの国際比較で検証されている日本分析センターの測定値に対し、標準偏差10数%以内で全ての参加機関の測定値が一致することが確認された。

これらの準備に基いた調査により、 ^{137}Cs 、 ^{134}Cs 、 ^{131}I 、 $^{129\text{m}}\text{Te}$ 及び $^{110\text{m}}\text{Ag}$ の土壤汚染地図を作成した。また、 α 線放出核種及び β 線放出核種については化学分析を行い、 ^{238}Pu 、 $^{239+240}\text{Pu}$ 、 ^{89}Sr 、 ^{90}Sr の定量を行いマップを作成した。

マップ作成のための調査をその後も継続して実施し、貴重なデータを蓄積してきた。また、プロジェクト全体の中では、地域を限定して放射性核種の環境中移行メカニズムの研究も実施されている。現在、第3次マップ調査を実施中であり、一連の調査で得られた結果を解析することにより、将来の汚染の状況を予測するためのモデルを開発中である。

6.2 福島事故データへの適用

前項で述べた福島周辺における土壤調査の結果に、当研究で開発した線量換算係数を適用し、各放射性核種の実効線量への寄与を評価した。ここでは、観測された最大沈着量を用いた実効線量の評価、ならびに平均的沈着量を用いた核種毎の全実効線量への寄与割合の評価を行った。換算係数を適用するには、指数関数分布線源の緩衝深度 β の想定をする必要がある。放射性核種が沈着した1年以内の典型的な値としてICRU Report 53を参照し [ICRU 1994]、 $\beta=1\text{ g/cm}^2$ と仮定して評価を行なった。

観測された最大沈着量に実効線量換算係数を乗じて計算した放射性核種毎の最大実効線量率をTable 6-2-(1)に示す。2011年6月14日に観測された最大沈着量は ^{134}Cs と ^{137}Cs に対してそれぞれ $1.4\times 10^7\text{ Bq/m}^2$ 及び $1.5\times 10^7\text{ Bq/m}^2$ であり、他の核種に比べて大きな沈着量が観測された。この結果から評価された実効線量率は、 ^{134}Cs と ^{137}Cs に対してそれぞれ $46\text{ }\mu\text{Sv/h}$ と $19\text{ }\mu\text{Sv/h}$ であった。沈着量が同じ程度であるのに ^{134}Cs の実効線量率が ^{137}Cs に比べて大きいのは、 ^{134}Cs は壊変あたり複数の γ 線を放出することに起因して線量換算係数が ^{137}Cs よりも2.7倍程度大きいためである。次に沈着量が多かった $^{129\text{m}}\text{Te}$ については、換算係数が小さいために実効線量率では $^{110\text{m}}\text{Ag}$ よりも低く評価されている。 ^{131}I は2011年6月の時点では、外部被ばくに重要な寄与はしていなかった。 ^{238}Pu 、 $^{239+240}\text{Pu}$ 、 ^{89}Sr 、 ^{90}Sr の寄与は桁違いに小さいことが確認された。

次に、外部被ばく線量に対する各核種の平均的な寄与割合を調べるために、異なる放射線レベルの地点からランダムに50程度の地点を選び出し、ここで測定された土壤濃度の値を核種毎に平均し、本研究で開発した実効線量換算係数を適用した。その

結果を Table 6-2-(2)に示す。この結果から、事故直後の 2011 年 6 月 14 日の時点で、外部被ばく実効線量への ^{134}Cs の寄与が 72%、 ^{137}Cs の寄与が 28%で、その他の放射性核種の寄与は ^{131}I 、 $^{129\text{m}}\text{Te}$ 、 $^{110\text{m}}\text{Ag}$ いずれも 1%以下であることが明らかになった。事故から 1 年が経過した 2012 年 3 月 1 日においては、 ^{134}Cs の寄与が数%減少、逆に ^{137}Cs の寄与が数%増加し、それぞれ約 68%と約 32%の寄与となった。その他の核種については $^{110\text{m}}\text{Ag}$ からの線量率への寄与がわずかに見られるのみであった。

さらに、事故直後の各放射性核種の寄与を推定した。この際 ^{131}I の最大の寄与を推定するために、大きな ^{131}I 沈着量を観測した地点のデータを用いた。この地点で観察された各放射性核種の沈着量をもとに、物理半減期を考慮して 2011 年 6 月 14 日から過去に遡って放射性核種毎の沈着量の経時変化を推定した。放射性核種の沈着した時期が明確には特定されておらず、また環境中における放射性核種の移行についても考慮していないため、この推定には不確かさが含まれることに注意する必要がある。その上で、短半減期核種に事故直後の外部被ばくへの寄与の可能性について考えるために、時間を遡った評価を行った。

ここでは、高濃度の ^{131}I が検出された 2 地点を選んで評価を行った。その結果を Fig. 6-2-(1)と(2)に示す。事故による沈着が起ったと考えられる 3 月 10-20 日に向かって遡るに従って、 ^{131}I の寄与が増加し、3 月 26 日の時点において地点 1 ではその実効線量の 70%が、地点 2 においては 40%が ^{131}I からの寄与と評価された。従って、内部被ばくの観点から重要な核種である ^{131}I は、事故直後においては外部被ばくにおいても大きな寄与をしていた可能性が示唆された。

以上の結果から、今後の線量評価については放射線セシウムを考慮すれば十分であるが、事故直後には外部被ばく線量についても ^{131}I が重要な寄与をした可能性があり、 ^{131}I による被ばくを適切に評価する必要があることが明らかになった

Table 6-2-(1) Effective dose rates estimated from maximum radioactivity per area for radionuclides observed in the environment around the Fukushima Nuclear Power Plants. Observed radioactivity was normalized to June 14, 2011.

Radionuclide	Activity per area (Bq/m ²)	Conversion coefficients (Sv/h)/(Bq/m ²)		Effective dose rate (μSv/h)	
		Adult	Baby	Adult	Baby
¹³⁴ Cs	1.4E+07	3.31E-12	4.34E-12	4.6E+01	6.1E+01
¹³⁷ Cs	1.5E+07	1.21E-12	1.59E-12	1.9E+01	2.5E+01
^{110m} Ag	8.3E+04	5.73E-12	7.46E-12	4.8E-01	6.2E-01
^{129m} Te	2.7E+06	6.62E-14	9.19E-14	1.8E-01	2.4E-01
¹³¹ I	5.5E+04	8.10E-13	1.10E-12	4.5E-02	6.0E-02
²³⁸ Pu	4.0E+00	1.67E-16	4.74E-16	6.7E-10	1.9E-09
²³⁹⁺²⁴⁰ Pu	1.5E+01	1.83E-16	4.57E-16	2.6E-09	6.6E-09
⁸⁹ Sr	2.2E+04	1.82E-16	2.38E-16	4.0E-06	5.2E-06

Table 6-2-(2) Contributions of dominant radionuclides to the total external effective dose rate estimated from averaged radioactivity over 50 locations having different radiation levels.

Radionuclide	Contribution to effective dose (%)	
	June 2011	March 2012
¹³⁴ Cs	70.9	68.0
¹³⁷ Cs	28.1	32.0
^{110m} Ag	0.3	0.04
^{129m} Te	0.6	–
¹³¹ I	0.1	–

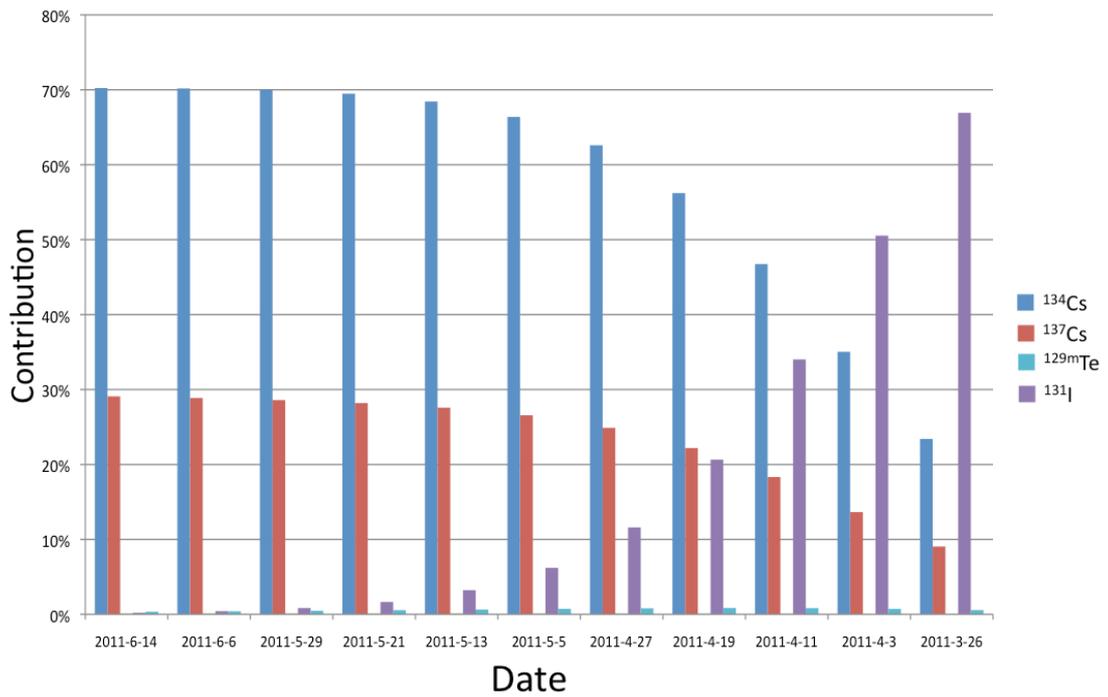


Fig. 6-2-(1) Contributions of dominant radionuclides to the total external effective dose rate estimated from observed radioactivity per area going back in time (Location 1).

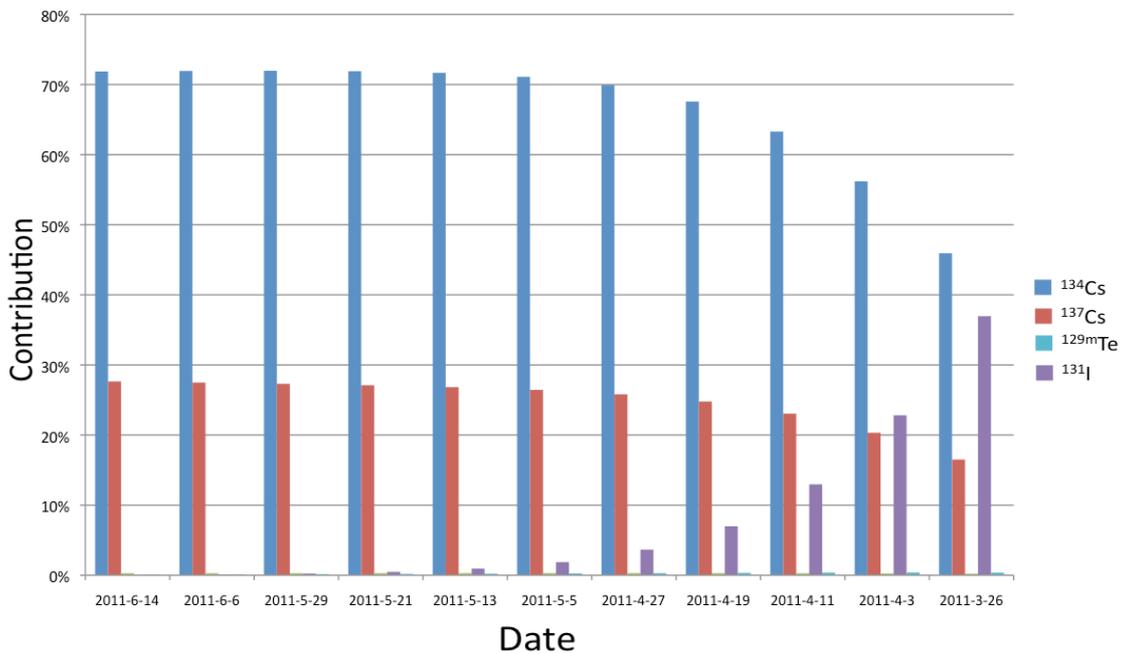


Fig 6-2-(2) Contributions of dominant radionuclides to the total external effective dose rate estimated from observed radioactivity per area going back in time (Location 2).

第7章 結論

原子力事故時等に重要となる環境中における外部被ばく線量を、環境 γ 線の性質を考慮して適切に評価するための手法に関する一連の研究を行った。この中で、環境中の γ 線挙動のシミュレーション、及び数値人体ファントムを用いた被ばくシミュレーションを組み合わせて環境中の被ばく計算を行う手法について研究し、その成果を指数関数分布線源に適用して実効線量換算係数を開発するとともに、この換算係数を汚染環境のデータに適用して実効線量率の評価を行なった。

この中で、a) 環境中の外部被ばくシミュレーション手法の開発、b) 環境 γ 線輸送計算用モンテカルロコードの開発と検証、c) 指数関数分布線源に対する実効線量換算係数の開発、d) 環境中の被ばくにおいて体格が被ばく線量に与える影響の解析、e) 福島第一発電所事故で観測された放射性核種の線量評価への適用、を行なった。それぞれの課題について以下の知見が得られた。

a) 環境中の外部被ばくシミュレーション手法の開発

数値人体ファントムとモンテカルロ計算を利用し、環境中に分布した線源からの γ 線による外部被ばく線量を精度よくかつ効率よくシミュレーションするための手法を開発した。ここでは、環境 γ 線の環境媒体中における輸送計算と人体内部の被ばく過程を分離し、人体の周りに設置した仮想線源を介して線量計算を行なう3ステップのシミュレーション手法を開発した。この手法の開発により、環境中における水平方向の無限の広がり、近似を用いることなく効率よくモデル化でき、また、同じ環境 γ 線場のデータを繰り返し使用することが可能となった。これらの特徴により、環境中における外部被ばくシミュレーションの効率が大幅に増大した。

開発した手法の妥当性を2つの観点から検証した。まず、人体をおかずに環境 γ 線の輸送計算を行なうことの妥当性については、人体が存在する場合と存在しない場合で、仮想線源に入射する γ 線のフルエンスと空気吸収線量がどの程度変化するかをモンテカルロ計算により調べ、人体の存在が環境 γ 線場に重大な影響を与えないことを、複数の条件に対して明らかにした。また、円筒形の仮想線源から放出される γ 線の2次微分フルエンスが、元の γ 線場を良く再現することを複数のケースに対して実証した。

b) 環境 γ 線輸送計算用モンテカルロコードの開発と検証

環境 γ 線の輸送計算を専門に取り扱うためのモンテカルロ計算コード YURI を開発した。本コードは、環境に特有の媒体、線源の情報を予め保有しており環境中の γ 線輸送計算に必要な条件設定を容易に行なえること、ジオメトリーの対称性を利用して効率の高いモンテカルロ計算を行なえること等の特徴を有しており、環境測定結果を解析するために広く使用されてきた。この中で、人工放射線及び自然放射線を対象に様々な条件に対するシミュレーションを行った。航空機サーベイシステムの校正、

チェルノブイル周辺における測定の解析、 ^{238}U 系列核種、 ^{232}Th 系列核種及び ^{40}K による環境 γ 線場の解析等を目的として多くのシミュレーションを実施し、実測データとの比較を通して YURI コードの精度ならびに多様な環境条件への適用性が確認された。また、汎用モンテカルロコード MCNP と計算結果が良く一致することも確かめられた。

本コードを用いて計算された環境 γ 線場に関するデータは、ICRU の Repot 53 において、環境測定及び環境線量評価のための基礎データとして採用され、ポータブル Ge 検出器を用いた in situ 測定等の分野で広く使用されてきた。福島第一発電所事故による環境汚染の in situ 測定の解析にも当データが使用され、本データに基づき適切な解析が行なえることが多数の測定データに基づき検証された。

c) 指数関数分布線源に対する実効線量換算係数の開発

開発した環境中被ばくシミュレーション手法を適用し、事故後の長期被ばくで重要な地中の指数関数分布線源から放出される γ 線に対する外部被ばく実効線量を評価するための換算係数を開発した。ここでは、空気カーマから実効線量への換算係数 (Sv/Gy) に関して、 0.5 g/cm^2 の深さに存在する地中の平面線源に対する換算係数が、様々な緩衝深度 β を持つ指数関数分布線源に対する換算係数を、許容できる誤差の範囲で代表できるという事実を利用して換算係数を整備した。

まず、 0.5 g/cm^2 の深さの平面線源に対する空気線量から実効線量への換算係数 (Sv/Gy) を単色エネルギー γ 線に関して計算した。ICRP が新たに導入した西欧標準人のボクセルファントム AM と AF ならびにドイツの旧放射線防護研究所が開発した Baby を使用して臓器線量を計算し、ICRP の新基本勧告 Publication 103 に示された組織加重係数を使用して実効線量を求めた。この際、ICRP の旧基本勧告 Publication 60 に示された組織加重係数も使用して実効線量を計算し比較したが、環境中の γ 線外部被ばくにおいては組織加重係数の変更は実効線量には大きな影響を与えないことがわかった。

最新の核データを利用して、環境中被ばくで潜在的に重大な被ばくを起こす可能性のある多くの放射性核種に対して、面積あたりの放射エネルギー (沈着量) から実効線量率を評価するための換算係数 (Sv/h per Bq/m²) を合成した。事故時等に重要な人工放射性核種に加えて、自然環境中被ばくで重要な天然放射性核種に対しても係数を求めた。これにより、種々の核種 (全 185 核種)、及び様々な状況を想定した線量評価が可能となった。

d) 環境中の被ばくにおいて体格が被ばく線量に与える影響の解析

c) で開発した指数関数分布放射性核種に対する換算係数、ならびに別途開発された空中に一様分布した放射性核種に対する換算係数を用いて、成人と乳児の実効線量の違いの統計解析を行なった。指数関数分布線源からの被ばくでは空中一様分布線源に比べ、 γ 線の入射方向や地上高度分布の違いに起因して、成人に対する乳児の線量の

比率が全般に高いことがわかった。成人に対する乳児の線量の比率は、アクチノイド核種等の低エネルギー光子を放出する核種の場合は2～3に達することもあるが、事故における被ばくで重要な核種に関しては、その比率は1.5以内であった。

また、体格の異なる複数のファントムを使用して臓器線量の計算を行なった結果をもとに、体格が被ばく線量に与える影響の一般的な傾向の解析を行なった。ここでは、体重の立方根の関数として臓器線量がうまく近似できる事実を見だし、この関数を用いて、体格に関連のあるいくつかの要因と臓器線量・実効線量の変動との関係を明らかにした。人種の差及び男女差による線量の違いは小さく、個々の臓器線量の差は最大で10%、実効線量の差は5%以内であることが分かった。体格の個人差の影響について明らかにするために、成人の体重を標準偏差の2倍(2 σ)の範囲で変化させて調べたが、臓器線量の変動は20%以内、実効線量の変動は10%以内であった。

被ばく線量に最も影響があるのは年齢で、成人と乳児を50 keV以上の環境 γ 線源について比較した場合、個々の臓器では最大ファクター3の線量の変動、実効線量でもファクター2弱の変動があることが明らかになった。また、年齢毎の線量の変化を解析した結果、0歳から1歳にかけて相対的に大きく線量が増加すること、1歳から12歳までは年齢に反比例する形で線量が減少すること、12歳の線量は成人の線量とほぼ同じであることが分かった。

e) 福島第一発電所事故で観測された放射性核種の線量評価への適用

福島第一発電所の事故により放出された放射性核種の地表面への沈着量測定データに、本研究で開発した線量換算係数を適用した。事故直後の2011年6月14日に観測された ^{134}Cs 、 ^{137}Cs 、 ^{131}I 、 $^{129\text{m}}\text{Te}$ 、 $^{110\text{m}}\text{Ag}$ の単位土壌面積当たりの放射能(Bq/m²)の最大値から評価した実効線量率は ^{134}Cs と ^{137}Cs に対し成人で46 $\mu\text{Sv/h}$ 、19 $\mu\text{Sv/h}$ 、乳児で61 $\mu\text{Sv/h}$ と25 $\mu\text{Sv/h}$ であった。沈着量の平均値からの外部被ばく実効線量率を評価した。この結果、 ^{134}Cs の寄与が71%、 ^{137}Cs の寄与が28%、その他の核種の寄与は1%以内であり、プルトニウム及びストロンチウムの線量は非常に小さいことが確認された。また、2012年の3月の測定データから実効線量を評価した結果によれば、 ^{134}Cs の線量が数%程度小さくなることが分かった。

2011年6月14日に観測された放射性核種沈着量から物理半減期により過去に遡って、事故直後の外部被ばく線量への各核種の寄与割合を推定した。ここでは、高い ^{131}I 沈着量が観測された地点を選んで推定を行なったが、3月26日の段階では ^{131}I が外部被ばくにおいても最大70%程度寄与した可能性を示唆するデータが得られた。

本研究で確立した環境中での被ばくシミュレーション手法並びに線量換算係数は今後も広く使用されて行くことが期待される。実際に、ドイツ環境健康研究センターにおいても、本手法ならびに過去に著者が整備した仮想線源用の確率密度関数のデータを使用して換算係数の開発が行なわれてきている[Petoussi-Henss and Saito, 2010; Petoussi-Henss et al. 2012]。今後は、線源条件や環境条件をさらに広げなが

らシミュレーションを行なうことにより、さらに有用な情報が得られると期待する。

謝辞

本研究は名古屋大学大学院医学系研究科医療技術学専攻の石博信人教授の指導の元に実施いたしました。研究の遂行においてまた論文執筆に関して適切かつ心のこもったご指導をいただき、また、福島第一原子力発電所事故への対応で研究を続けることが困難な時期にも暖かなご鞭撻を賜りました。心より感謝申し上げます。

本論文をまとめるにあたり、名古屋大学大学院医学系研究科医療技術学専攻の小寺吉衛教授と磯田治夫教授には数々の貴重なコメントとご助言を賜りました。心より感謝申し上げます。

数値人体ファントムを使用した線量評価の研究は、ドイツ放射線防護研究所 (GSF) に留学した時に開始して、帰国後も GSF のメンバーと協力しながら発展させてきたものです。GSF の Dr. Nina Petoussi-Henss, Dr. Maria Zankl, Dr. Richard Veit, Dr. Helmut Schlattl, Dr. Alfred Wittmann, Dr. Peter Jacob, Dr. Gunter Drexler には公私にわたりまた長期にわたりご指導をいただきました。感謝申し上げます。

様々な環境における貴重な環境放射線測定データは、旧日本原子力研究所環境物理研究室の森内茂博士、長岡鋭博士、坂本隆一研究員、堤正博研究員と共に、長い時間をかけて蓄積したものです。これらのメンバーとはチェルノブイルにおける環境調査やヘリコプターによる測定実験等、他では得られない経験をさせていただきました。改めて感謝の意を表します。

日本人ボクセルファントムの開発の基礎となる CT 画像の撮影に関して、藤田保健衛生大学の故古賀佑彦教授と井田義宏先生には快くご協力頂きました。また、開発した日本人ボクセルファントム技術の発展と応用のために、原子力研究開発機構の木名瀬栄博士、佐藤薫博士、高橋史明博士、遠藤章博士、野口宏博士、山口恭弘博士、Dr. Akram Mohammadi、放射線医学総合研究所の赤羽恵一博士、首都大学東京の齋藤秀敏教授、明上山温准教授、東海大学の国枝悦夫教授、茨城県立医療大学の藤崎達也教授、弘前大学の成田雄一郎講師、バリアンメディカルシステムズの金子勝太郎博士、三菱総合研究所の佐藤理博士、高木俊治博士、船曳淳博士、エレクトアの平井奈々子博士等、多くの方にご尽力いただきました。皆様に感謝申し上げます。

福島第一原子力発電所事故の汚染状況の調査においては、日本原子力研究開発機構の福島技術本部の皆様、また外部機関からプロジェクトに参加いただいた多くの方々のご協力により貴重なデータを取得できました。心より感謝いたします。

参考文献

- Akahane K, Nishizawa K, Iwai K, Saito K (2007) Estimation of uncertainties on dose calculations of the ^{99m}Tc -MDP injected patients in nuclear medicine. *Radiat Prot Dosim* 127: 558-562
- Deloar HM, Kunieda E, Kawase T, Saitoh H, Ozaki M, Saito K, Takagi S, Sato O, Fujisaki T, Myojoyama A, Sorell G (2006) Investigations of different kilovoltage x-ray energy for three-dimensional converging stereotactic radiotherapy system: Monte Carlo simulations with CT data. *Med Phys* 33: 4635-4642
- Dillman LT (1974) Absorbed gamma dose rate for immersion in a semi-infinite radioactive cloud. *Health Phys* 27: 571-580
- DOE (1988) External dose-rate conversion factors for calculation of dose to the public. DOE/EH-0070. Department of energy, Washington DC
- Eckerman KF, Ryan JC (1993) External exposure to radionuclides in air, water, and soil. Federal Guidance Report N0. 12. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN
- Endo A, Yamaguchi Y, Eckerman KF (2003) Development and assessment of a new radioactive decay data-base used for dosimetry calculation. *Radiat Prot Dosim* 105: 565-569
- Funabiki M, Terabe M, Zankl S, et al. (2000) An EGS4 user code with voxel geometry and a voxel phantom generation system. *KEK Proceedings* 20: 56-63
- Hayashi T, Shiraishi T (1980) Assessment of gamma exposure rate due to a radioactive cloud from a stack. JAERI-M 8793, Japan Atomic Energy Research Institute, Tokai-mura, Ibaraki-ken, Japan (In Japanese)
- IAEA (2006) Environmental consequences of the Chernobyl accident and their remediation: Twenty years of experience. International Atomic Energy Agency, Vienna
- ICRP (1975) Publication 23. Reference Man: Anatomical physiological and metabolic characteristics. International Commission on Radiological Protection. Pergamon Press, Oxford
- ICRP (1977) Publication 26. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. International Commission on Radiological Protection. Pergamon Press, Oxford

- ICRP (1983) Publication 38. Radionuclide transformations - Energy and intensity of emissions. International Commission on Radiological Protection. Pergamon Press, Oxford
- ICRP (1991) Publication 60. The 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. International Commission on Radiological Protection. Pergamon Press, Oxford
- ICRP (1996) Publication 74. Conversion coefficients for use in radiological protection. International Commission on Radiological Protection. Pergamon Press, Oxford
- ICRP (2002) Publication 89. Basic anatomical and physiological data for use in radiological protection reference values. International Commission on Radiological Protection. Pergamon Press, Oxford
- ICRP (2007) Publication 103. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. International Commission on Radiological Protection. Pergamon Press, Oxford
- ICRP (2008) Publication 107. Nuclear decay data for dosimetric calculations. International Commission on Radiological Protection. Pergamon Press, Oxford
- ICRP (2009) Publication 110. Adult reference computational phantoms. International Commission on Radiological Protection. Pergamon Press, Oxford
- ICRP (2010) Publication 116. Conversion coefficients for radiological protection quantities for external radiation exposures. Pergamon Press, Oxford
- ICRU (1994) Report 53. Gamma-ray spectrometry in the environment. International Commission on Radiation Units and Methods. Maryland, USA
- Jacob P, Paretzke HG, Rosenbaum H, Zankl M (1986) Effective dose equivalents for photon exposures from plane sources on the ground. *Radiat Prot Dosim* 14: 299-310
- Jacob P, Rosenbaum H, Petoussi-Henss N, Zankl M (1990) Calculation of organ doses from environmental gamma rays using human phantoms and Monte Carlo methods, Part II: Radionuclides distributed in the Air or Deposited on the Ground. GSF-Report 12/90. GSF - National Research Center for Environment and Health, Neuherberg, Germany
- Kawrakow I, Mainegra-Hing E, Rogers DWO, Tessier F and Walters BRB (2009) The EGSnrc code system: Monte Carlo simulation of electron and photon transport. NRCC Report PIRS-701, National Research Council of Canada, Ottawa, Canada

- Kinase S, Zankl M, Kuwabara J, Sato K, Noguchi H, Funabiki J, Saito K (2003) Evaluation of specific absorbed fraction in voxel phantoms using Monte Carlo simulation. *Radiat Prot Dosim* 105: 557-563
- Kinase S, Zankl M, Funabiki J, Noguchi H, Saito K (2004) Evaluation of S values for beta-ray emitters within the urinary bladder. *J Nucl Sci Technol Supplement 4*: 136-139
- Kinase S, Watanabe R, Saito K (2005) Specific absorbed fractions for photon and electron to a simple stomach model considering stem cells. *Japanese J Health Phys* 40: 360-364
- Kinase S, Saito K (2007) Evaluation of self-dose S values for positron emitters in voxel phantoms. *Radiat Prot Dosim* 127: 197-200
- Kinase S, Takagi S, Noguchi H, Saito K (2007) Application of voxel phantoms and Monte Carlo method to whole-body counter calibration. *Radiat Prot Dosim* 125: 189-193.
- Koblinger L, Nagy G (1985) Calculation of the relationship between gamma source distribution in the soil and external doses. *Sci Total Environ* 45: 357-364
- Kramer R, Zankl M, Williams G, Drexler G (1982) The calculation of dose from external photon exposures using reference human phantoms and Monte Carlo Methods Part I: The Male (Adam) and Female (Eva) Adult Mathematical Phantoms. GSF-Report S-885. GSF - National Research Center for Environment and Health, Neuherberg, Germany
- Kunieda E, Deloar H, Takagi S, Sato K, Kawase T, Saitoh H, Saito K, Sato O, Sorell G, Kubo A (2007) Interface software for DOSXYZnrc Monte Carlo dose evaluation on a commercial RTP system. *Radiat Med* 25: 309-14
- LANL Group X-6 (1979) A general Monte Carlo code for neutron and photon transport. LA-7396-M, Los Alamos National Laboratory
- MEXT (2008) 放射能測定法シリーズ 33 ゲルマニウム半導体検出器を用いた in-situ 測定法. Ministry of education, culture, sports, science and technology-Japan (in Japanese)
- MEXT (2012) Results of the research on distribution of radioactive substances discharged by the accident at TEPCO's Fukushima Dai-ichi NPP. http://radioactivity.mext.go.jp/old/ja/distribution_map_around_Fukushima_NPP/5600_201203131000_report2-1.pdf, Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology-Japan (in Japanese)
- MHW (1989) National Nutrition Survey in Japan. Ministry of Health and Welfare-Japan (in Japanese)

- Nagaoka T, Sakamoto R, Saito K, Tsutsumi M, Miyasaka, Moriuchi S (1985) Development of aerial radiation survey system III, Analysis of flight experiment in artificial gamma radiation field. JAERI-M 84241. Japan Atomic Energy Research Institute, Tokai-mura, Ibaraki-ken, Japan (in Japanese)
- Nagaoka T, Sakamoto R, Saito K, Tsutsumi M, Moriuchi S (1988) Diminution of terrestrial gamma ray exposure rate due to snow cover. *Hoken Buturi* 23: 309-315 (in Japanese)
- NAOJ (2006) 理科年表. National Astronomical Observatry of Japan (in Japanese)
- Nelson WR, Hirayama H, Rogers DWO (1985) The EGS4 code system. SLAC-R-265, Stanford Linear Accelerator Center, Stanford, California, USA
- O'Brien K, Sanna R (1976) The distribution of absorbed dose-rates in humans from exposure to environmental gamma rays. *Health Phys* 30: 71-78
- Ohnishi S, Odano N, Nariyama N, Saito K (2004) Analysis of localised dose distribution in human body by Monte Carlo code system for photon irradiation. *Radiat Prot Dosim* 111: 65-71
- Pasquill F (1961) The estimation of the dispersion of windborne material. *Meteorol Mag* 90:33-49
- Petoussi-Henss N, Zankl M, Jacob P, Saito K (1991) Organ doses for fetuses, babies, children and adults from environmental gamma rays. *Radiat Prot Dosim* 37: 31-41
- Petoussi-Henss N, Zankl M, Fill U, Regulla D (2002) The GSF family of voxel phantoms. *Physics in Medicine and Biology* 47:89-106
- Petoussi-Henss N, Schlattl H, Zankl M, Saito K, Endo A (2008) Organ doses from environmental exposures calculated using the ICRP Reference Male and Reference Female voxel phantoms. IRPA12, Buenos Aires
- Petoussi-Henss N, Saito K (2009) Applications to environmental exposures. In: Xu G, Eckerman K, eds. *Handbook of anatomical models for radiation dosimetry*: CRC Press, Taylor and Francis Group, 377-388
- Petoussi-Henss N, Schlattl H, Zankl M, Endo A, Saito K (2012) Organ doses from environmental exposures calculated using voxel phantoms of adults and children. *Phys Med Biol* 57: 5679-5713
- Poston JW, Snyder WS (1974) A model for exposure to a semi-infinite cloud of a photon emitter. *Health Phys* 26: 287-293
- Saito K, Moriuchi S (1985) Development of a Monte Carlo code for the calculation of gamma ray transport in the natural environment. *Radiat Prot Dosim* 12: 21-28

- Saito K, Nagaoka T, Sakamoto R, Tsutsumi M, Moriuchi S (1985) Development of aerial radiation survey system IV, Simulative calculation of field experiments and accumulation of fundamental data on environmental gamma ray characteristics. JAERI-M 85-004, Japan Atomic Energy Research Institute, Tokai-mura, Ibaraki-ken, Japan. (in Japanese)
- Saito K, Moriuchi S (1986) Characteristics of environmental gamma rays and dose assessment. Journal of the Atomic Energy Society of Japan 28: 725-730 (in Japanese)
- Saito K, Sakamoto R, Tsutsumi M, Nagaoka T, Moriuchi S (1988) Prompt estimation of release rates of gaseous radioactivity from a nuclear plant using an aerial survey. Radiat Prot Dosim 22: 77-85
- Saito K, Moriuchi S (1988) Conversion factors for estimating release rate of gaseous radioactivity by an aerial survey. JAEA-M 88-016, Japan Atomic Energy Research Institute, Tokai-mura, Ibaraki-ken, Japan
- Saito K, Petoussi-Henss N, Zankl M, Veit R, Jacob P, Drexler G (1990) Calculation of organ doses from environmental gamma rays using human phantoms and Monte Carlo methods. Part I: Monoenergetic sources and natural radionuclides in the ground. GSF-Report 2/90. GSF - National Research Center for Environment and Health, Neuherberg, Germany
- Saito K, Petoussi-Henss N, Zankl M, Veit R, Jacob P, Drexler G (1991) Organ doses as a function of body weight for environmental gamma rays. J Nucl Sci Technol 28: 627-641
- Saito K (1991) External dose due to terrestrial gamma rays on the snow cover. Radiat Prot Dosim 35: 31-39
- Saito K, Jacob P (1995) Gamma-ray fields in the air due to sources in the ground. Radiat Prot Dosim 58: 29-45
- Saito K, Petoussi-Henss N, Zankl M (1998) Calculation of the effective dose and its variation from environmental gamma ray sources. Health Physics 74: 698-706
- Saito K, Jacob P (1998) Fundamental data on environmental gamma-ray fields in the air due to sources in the ground. JAERI-Data/Code 98-001. Japan Atomic Energy Research Institute, Ibaraki-ken, Japan.
- Saito K (1998) Mathematically defined phantoms for organ dose calculation. Hoken Butsuri 33: 255-263 (in Japanese)
- Saito K, Wittmann A, Koga S, Ida Y, Kamei T, Funabiki J, Zankl M (2001) Construction of a computed tomographic phantom for a Japanese male adult and dose calculation system. Radiat Environ Biophys 40: 69-76
- Saito K, Sato K, Kinase S, Noguchi H, Funabiki J, Takagi S, Sato O, Emoto Y,

- Koga S (2005) Dose calculation using Japanese voxel phantoms for diverse exposure. *The Monte Carlo Method: Versatility Unbounded In A Dynamic Computing World*, Chattanooga, Tennessee
- Saito K, Kunieda E, Narita Y, Kimura H, Hirai M, Deloar HM, Kaneko K, Ozaki M, Fujisaki T, Myojoyama A, Saitoh H (2006) Dose calculation system for remotely supporting radiotherapy. *Radiat Prot Dosim* 116: 190-195
- Saito K (2007) Phantom development for radiation dose estimation (1). Current development and application of voxel phantoms. *Radioisotopes* 56: 621-624 (in Japanese)
- Saito K, Saitoh H, Kunieda E, Narita Y, Myojoyama A, Fujisaki T, Kawase T, Kaneko K, Ozaki M, Deloar HM, Hirai M, Oku Y, Tajima T, Yamagiwa M, Koga JK, Esirkepov TZ, Bulanov SV, Miyajima S, Okazaki Y, Date H, Sutherland KL, Hishikawa Y, Murakami M (2007) Super-parallel simulation systems for sophisticated radiation therapy. *IPSJ Magazine* 48: 1081-1088 (in Japanese)
- Saito K, Koga S, Ida Y, Kamei T, Funabiki J (2008) Construction of a voxel phantom based on CT data for a Japanese female adult and its use for calculation of organ doses from external electrons. *Japanese J Health Phys* 43:122-130
- Saito K, Sato K, Kinase S, Nagaoka T (2009a) Japanese computational phantoms: Otoko, Onago, JM, JM2, JF, TARO, Hanako, pregnant woman, and deformable child. In: Xu G, Eckerman K, eds. *Handbook of anatomical models for radiation dosimetry*: CRC Press, Taylor and Francis Group, 221-253
- Saito K, Sato K, Endo A, Kinase S (2009b) Recent progress on Japanese voxel phantoms and related techniques at JAEA. *Nucl Technol* 168: 213-219
- Saito K (2011a) Detailed investigation on contamination around the Fukushima site. *Jpn J Health Phys* 46: 210-214. (in Japanese)
- Saito K (2011b) Computational human phantoms and their applications to radiation dosimetry. In: Hatano Y, Katsumura Y, Mozumder A, eds. *Charged particle and photon interactions with matter*: CRC Press, Taylor & Francis Group, 623-646
- Saito K, Sato K, Kinase S, Takahashi F, Endo A (2011) Development of Japanese voxel phantoms and dose evaluation. *Radiological Technology* 67:266-275 (in Japanese)
- Saito K, Ishigure N, Petoussi-Hens N, Schlattl H (2012) Effective dose conversion coefficients for radionuclides exponentially distributed in the

- ground. *Radiation and Environmental Biophysics* 51:411-423. DOI 10.1007/s00411-012-0432-y
- Sakamoto R, Saito K (2003) Conversion factors for a mobile survey method by car in the Chernobyl area. *Radiat Prot Dosim* 106:165-175
- Sato K, Noguchi H, Emoto Y, Koga S, Saito K (2007a) Japanese adult male voxel phantom constructed on the basis of CT images. *Radiat Prot Dosim* 123: 337-344
- Sato K, Noguchi H, Endo A, Emoto Y, Koga S, Saito K (2007b) Development of a voxel phantom of Japanese adult male in upright posture. *Radiat Prot Dosim* 127: 205-208
- Sato K, Endo A, Saito K. (2008) Dose conversion coefficients calculated using a series of adult Japanese voxel phantoms against external photon exposure. JAEA-Data/Code 2008-016, Japan Atomic Energy Research Institute, Tokai-mura, Ibaraki-ken, Japan
- Sato K, Noguchi H, Emoto Y, Koga S, Saito K (2009) Development of a Japanese adult female voxel phantom. *J Nucl Sci Technol* 46: 907-913
- Snyder WS, Ford MR, Warner GG, Fisher HL (1969) Estimates of absorbed fractions for monoenergetic photon sources uniformly distributed in various organs of a heterogeneous phantom. MIRD Pamphlet No. 5. *J Nucl Med* 10, Suppl. No. 3
- Takada K, Saito K, Moriuchi S (1984) Parametric study on environmental gamma radiation field. JAERI-M 84-101, Japan Atomic Energy Research Institute, Tokai-mura, Ibaraki-ken, Japan (in Japanese)
- Tanaka G (1990) Japanese Reference Man. *Hoken Butsuri* 25:49-60 (in Japanese)
- Tsuda K, Kinase S, Fukushi M, Saito K (2007) Evaluation of the dose coefficient from in vivo counting to organ doses in FDG-PET. *Japanese J. Health Phys.* 42: 349-352 (in Japanese)
- Tsutsumi M, Saito K, Sakamoto R, Nagaoka T, Moriuchi S (1986) Development of aerial radiation survey system I, Measuring instruments of gamma radiation and position data, and data processing method. JAERI-M 86-072, Japan Atomic Energy Research Institute, Tokai-mura, Ibaraki-ken, Japan (in Japanese)
- UNSCEAR (2008) 2008 Report Vol I. Sources ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
- Veit R, Zankl M, Petoussi N, Mannweiler E, Williams G, Drexler G (1989) Tomographic anthropomorphic models, Part I: Construction technique and description of models of an 8 week old baby and a 7 year old child.

- GSF-Report 3/89. GSF - National Research Center for Environment and Health, Neuherberg, Germany
- Xu XG, Eckerman KF eds (2010) Handbook of anatomical models for radiation dosimetry. CRC Press, Taylor and Francis Group
- Zankl M, Veit R, Williams G, Schneider K, Fendel H, Petoussi N, Drexler G (1988) The construction of computer tomographic phantoms and their application in radiology and radiation protection. Radiation and Environmental Biophysics 27: 153-164
- Zankl M, Drexler G, Petoussi-Henss N, Saito K (1997) The calculation of dose from external photon exposures using reference human phantoms and Monte Carlo methods. Part VII: Organ doses due to parallel and environmental exposure geometries. GSF-Report 8/97. GSF - National Research Center for Environment and Health, Neuherberg, Germany
- Zankl M, Becker J, Fill U, Petoussi-Henß N, Eckerman K F (2005) GSF male and female adult voxel models representing ICRP Reference Man - the present status. In: The Monte Carlo Method: Versatility Unbounded in a Dynamic Computing World, Chattanooga, TN, USA

略語・略号一覧

略語・略号	非省略名称	日本語名称・内容
AF	Absorption fraction	吸収割合
AF	Adult Female	西欧標準人女性ボクセルファントム
AM	Adult Male	西欧標準人男性ボクセルファントム
CT	Computed Tomography	コンピュータ断層撮影
DECDC	Nuclear Decay Data Files for Dosimetry Calculation	核データ
DOE	Department of Energy	米国エネルギー省
EGS	Electron Gamma Shower	汎用輸送計算モンテカルロコード
ENSDF	Evaluated Nuclear Structure Data File	核データ
GSF	Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung	ドイツ放射線防護研究所
IAEA	International Atomic Energy Agency	国際原子力機関
ICRP	International Commission on Radiological Protection	国際放射線防護委員会
ICRU	International Commission on Radiation Units and Measurements	国際放射線単位測定委員会
MCNP	Monte Carlo N-Particle Transport Code	汎用輸送計算モンテカルロコード
MEXT	Ministry of Education, Sports, Science and Technology	文部科学省
MHW	Ministry of Health and Welfare	厚生省
MIRD	Medical Internal Radiation Dose	委員会名
MRI	Magnetic Resonance Imaging	核磁気共鳴画像法
NAOJ	National Astronomical Observatry of Japan	国立天文台
SAF	Specific Absorption Fraction	比吸収割合
UNSCEAR	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation	原子放射線の影響に関する国連科学委員会
YURI	Young-eyed User-code for Simulaton of Radiation Intensity in the Environment	環境 γ 線輸送計算モンテカルロコード

本論文に関連する原著論文

- 1) Saito K, Ishigure N, Petoussi-Henss N, Schlattl H (2012) Effective dose conversion coefficients for radionuclides exponentially distributed in the ground. *Radiation and Environmental Biophysics* 51:411-423. DOI 10.1007/s00411-012-0432-y
- 2) Saito K, Petoussi-Henss N, Zankl M (1998) Calculation of the effective dose and its variation from environmental gamma ray sources. *Health Physics* 74:698-706
- 3) Saito K, Jacob P (1995) Gamma-ray fields in the air due to sources in the ground. *Radiat Prot Dosim* 58: 29-45
- 4) Saito K, Petoussi-Henss N, Zankl M, Veit R, Jacob P, Drexler G (1991) Organ doses as a function of body weight for environmental gamma rays. *J Nucl Sci Technol* 28: 627-641
- 5) Saito K (1991) External dose due to terrestrial gamma rays on the snow cover. *Radiat Prot Dosim* 35:31-39
- 6) Saito K, Sakamoto R, Tsutsumi M, Nagaoka T, Moriuchi S (1988) Prompt estimation of release rates of gaseous radioactivity from a nuclear plant using an aerial survey. *Radiat Prot Dosim* 22: 77-85
- 7) Saito K, Moriuchi S (1985) Development of a Monte Carlo code for the calculation of gamma ray transport in the natural environment. *Radiat Prot Dosim* 12: 21-28

その他参考となる論文

- 1) Petoussi-Henss N, Schlattl H, Zankl M, Endo A, Saito K (2012) Organ doses from environmental exposures calculated using voxel phantoms of adults and children. *Phys Med Biol* 57: 5679-5713
- 2) Saito K (2011a) Detailed investigation on contamination around the Fukushima site. *Jpn J Health Phys* 46: 210-214. (in Japanese)
- 3) Saito K, Sato K, Kinase S, Takahashi F, Endo A (2011) Development of Japanese voxel phantoms and dose evaluation. *Radiological Technology* 67:266-275 (in Japanese)
- 4) Saito K (2011) Computational human phantoms and their applications to radiation dosimetry. In: Hatano Y, Katsumura Y, Mozumder A, eds. *Charged particle and photon interactions with matter*: CRC Press, Taylor & Francis Group, 623-646
- 5) Saito K, Sato K, Kinase S, Nagaoka T (2009a) Japanese computational phantoms: Otoko. Onago. JM, JM2, JF, TARO, Hanako, pregnant woman, and deformable child. In: Xu G, Eckerman K, eds. *Handbook of anatomical models for radiation dosimetry*: CRC Press, Taylor and Francis Group, 221-253
- 6) Saito K, Sato K, Endo A, Kinase S (2009b) Recent progress on Japanese voxel phantoms and related techniques at JAEA. *Nucl Technol* 168: 213-219
- 7) Petoussi-Henss N, Saito K (2009) Applications to environmental exposures. In: Xu G, Eckerman K, eds. *Handbook of anatomical models for radiation dosimetry*: CRC Press, Taylor and Francis Group, 377-388
- 8) Saito K, Koga S, Ida Y, Kamei T, Funabiki J (2008) Construction of a voxel phantom based on CT data for a Japanese female adult and its use for calculation of organ doses from external electrons. *Japanese J Health Phys* 43:122-130
- 9) Petoussi-Henss N, Schlattl H, Zankl M, Saito K, Endo A (2008) Organ doses from environmental exposures calculated using the ICRP Reference Male and Reference Female voxel phantoms. IRPA12, Buenos Aires
- 10) Saito K, Saitoh H, Kunieda E, Narita Y, Myojoyama A, Fujisaki T, Kawase T, Kaneko K, Ozaki M, Deloar HM, Hirai M, Oku Y, Tajima T, Yamagiwa M, Koga JK, Esirkepov TZ, Bulanov SV, Miyajima S, Okazaki Y, Date H, Sutherland KL, Hishikawa Y, Murakami M (2007) Super-parallel simulation systems for sophisticated radiation therapy. *IPSJ Magazine* 48: 1081-1088 (in Japanese)
- 11) Sakamoto R, Saito K (2003) Conversion factors for a mobile survey method by car in the Chernobyl area. *Radiat Prot Dosim* 106:165-175

- 12) Saito K, Wittmann A, Koga S, Ida Y, Kamei T, Funabiki J, Zankl M (2001) Construction of a computed tomographic phantom for a Japanese male adult and dose calculation system. *Radiat Environ Biophys* 40: 69-76
- 13) Saito K, Jacob P (1998) Fundamental data on environmental gamma-ray fields in the air due to sources in the ground. JAERI-Data/Code 98-001. Japan Atomic Energy Research Institute, Ibaraki-ken, Japan.
- 14) Petoussi-Henns N, Zankl M, Jacob P, Saito K (1991) Organ doses for fetuses, babies, children and adults from environmental gamma rays. *Radiat Prot Dosim* 37: 31-41
- 15) Saito K, Petoussi-Henss N, Zankl M, Veit R, Jacob P, Drexler G (1990) Calculation of organ doses from environmental gamma rays using human phantoms and Monte Carlo methods. Part I: Monoenergetic sources and natural radionuclides in the ground. GSF-Report 2/90. GSF - National Research Center for Environment and Health, Neuherberg, Germany
- 16) Saito K, Moriuchi S (1988) Conversion factors for estimating release rate of gaseous radioactivity by an aerial survey. JAEA-M 88-016, Japan Atomic Energy Research Institute, Tokai-mura, Ibaraki-ken, Japan
- 17) Saito K, Moriuchi S (1986) Characteristics of environmental gamma rays and dose assessment. *Journal of the Atomic Energy Society of Japan* 28: 725-730 (in Japanese)
- 18) Saito K, Nagaoka T, Sakamoto R, Tsutsumi M, Moriuchi S (1985) Development of aerial radiation survey system IV, Simulative calculation of field experiments and accumulation of fundamental data on environmental gamma ray characteristics. JAERI-M 85-004, Japan Atomic Energy Research Institute, Tokai-mura, Ibaraki-ken, Japan. (in Japanese)

Appendix I

日本人ボクセルファントムの開発と応用

日本人成人男女の CT 画像データに基づいてボクセルファントムを開発した [Saito et al. 2001, 2008]。開発を開始した 1998 年には、西欧人も含めて開発されたボクセルファントムの数は数体に限られていた。さらに、日本人あるいは東洋人のボクセルファントムは他には存在しなかった。従って、日本人の被ばく線量の特徴を西洋人と比べることを当初の目標として開発を行なった。

日本人成人の CT データの取得に関しては、健常者のボランティアに被験者となることを依頼して全身の CT データの撮影を行なった。この際、研究の目的と意義、CT 撮影に伴うリスク等について十分に説明した上で、同意に基づいて撮影を行った。また、ボクセルファントムの開発に伴う CT 撮影に関して、CT 撮影を行った藤田保健衛生大学の倫理委員会での了承を得て撮影を行った。

成人男性ファントムの開発は、ドイツの旧放射線防護研究所(GSF)において画像処理装置 MIPRON を使い、また成人女性ファントムの開発は旧日本原子力研究所において画像処理ソフト Visilog 4 を用いて行った。CT 画像 1 枚毎に画像処理により主要な臓器・組織の分割、すなわち臓器・組織の輪郭の形状を決定する処理を行った。CT 画像の元になる CT 値は電子密度を数値化したものになる。密度が周囲の臓器・組織と明確に異なる場合には、その臓器・組織の輪郭を抽出することは比較的容易である。例えば、骨や肺等は周囲と明らかに密度が異なるため、CT 値のしきい値を設定することで輪郭の抽出が可能である。一方、周囲の臓器・組織と CT 値が近い場合には、しきい値を様々に変更したり得られた形状を画像処理で修正したりして、様々な試行錯誤を繰り返しながら最適と判断される輪郭形状を決定していく。輪郭形状が決定された臓器・組織を構成するピクセルにはその臓器を表す同じ ID 番号を付与した。

画像処理の例を図 A-I-(1)に示す、それぞれ、頭部、肩部、胸部、腹部の処理を行った例である。頭部に関しては比較的処理は簡単で、皮膚、頭蓋骨、脳が分割されている。骨の一つ一つの部分に異なる ID 番号を与えたため、特に体幹部の骨部の分割には相当の労力を要した。例えば、肋骨は骨片毎に異なる ID 番号を、また脊柱を構成する骨片にもそれぞれ異なる ID 番号を付与した。また、近い密度を持つ臓器・組織が密集して存在する腹部の分割には特に多くの労力が必要であった。

2 次元的に分割された画像を重ねることで、人体の 3 次元モデルが構成される。3 次元人体モデルでは、同じ ID 番号を持つボクセルの集合として臓器・組織が表現される。同じ臓器については同じ元素組成と密度が付与されるのが普通である。著者らが開発した男性ファントム *Otoko*、女性ファントム *Onago* についても同一の組織・組織を構成する全てのボクセルは同じ元素組成と密度を持つとしている。骨部に関しては、GSF が開発した手法に従い、CT 値を用いて一つのボクセル内を皮質骨と骨髄に分割して異なる領域として線量計算を行うようにした。

さらに、開発したファントムと組み合わせて線量計算を実施するための輸送計算コードシステムの整備を行った。外部被ばく線量評価、内部被ばく線量評価、体外計測の校正、放射線治療線量評価への適用を想定し、それぞれの目的に適合した EGS4 コードのユーザコードを作成した [Funabiki et al. 2000]。開発したファントムは様々な目的で使用され、有用なデータを提供してきた。

線量計算の応用例として、Otoko と Onago を用いた γ 線外部被ばくに対する臓器線量計算の例を図 A-I-(2)に [Saito et al. 2001]、電子線外部被ばくに対する臓器線量及び実効線量の例を図 A-I-(3)と(4)に [Saito et al. 2008]それぞれ示す。

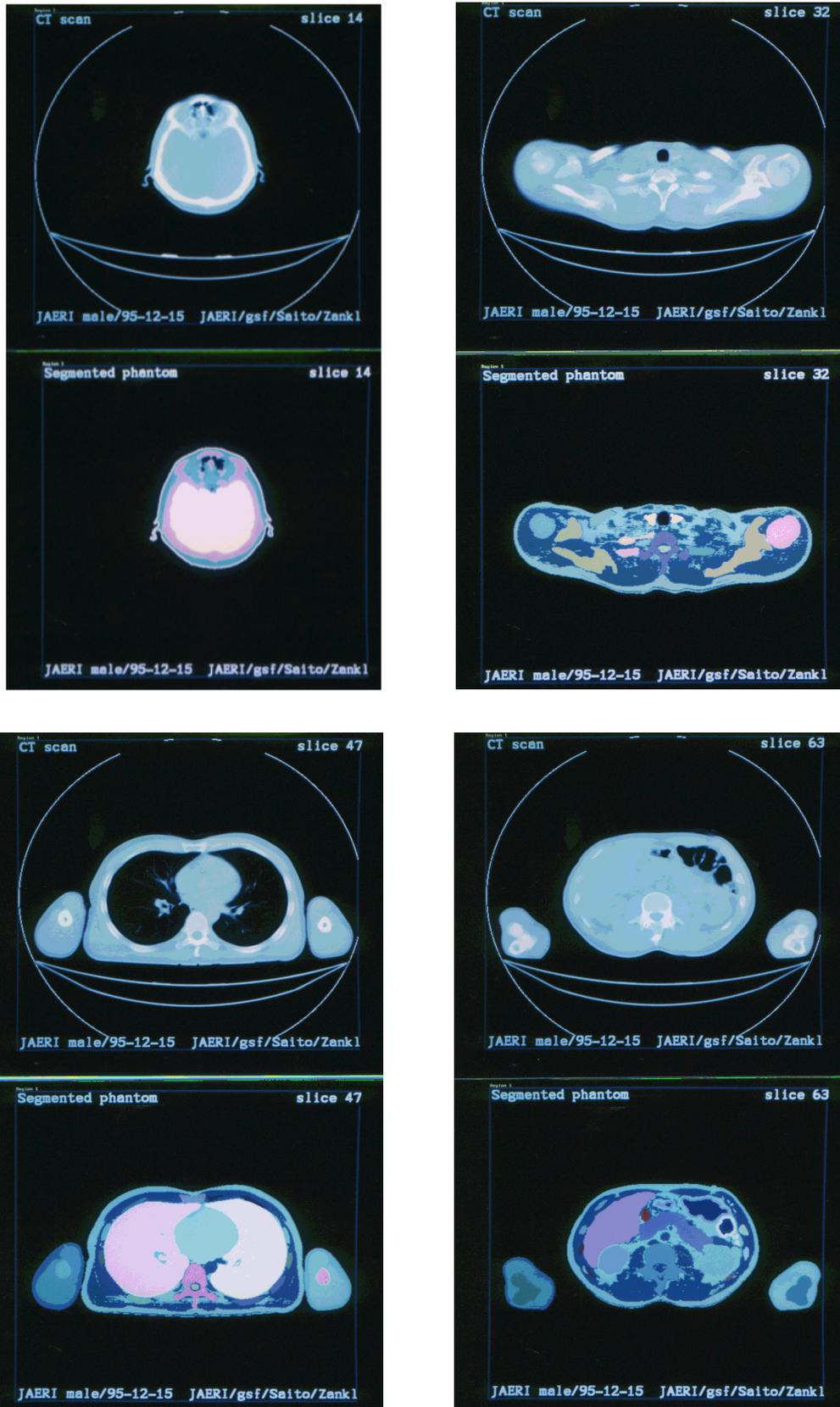


Fig. A-I-(1) Examples of segmentation for the Japanes male voxel phantom Otoko. The above is CT pictures, the blow segmented model.

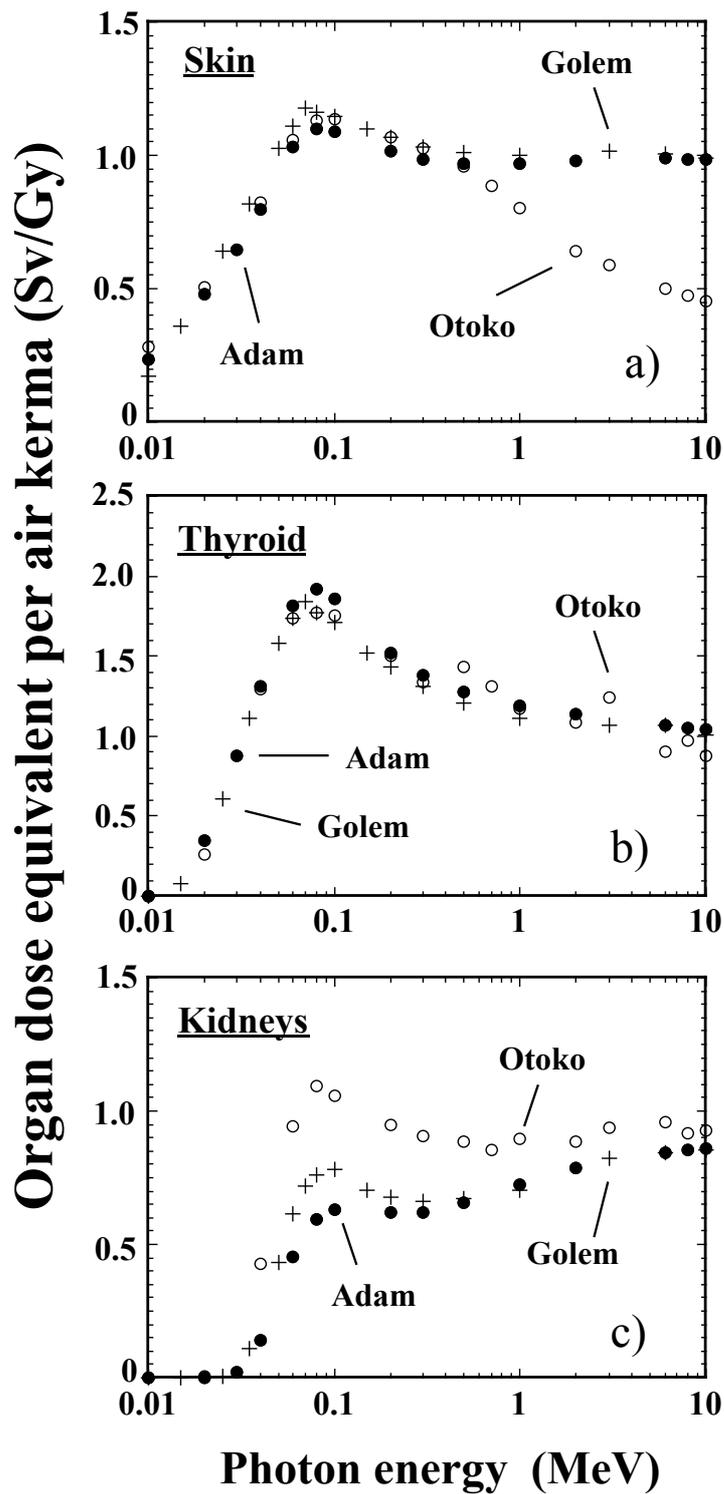


Fig. A-I-(2) Examples of organ doses calculated using the developed Japanese voxel phantom for external photon exposures.

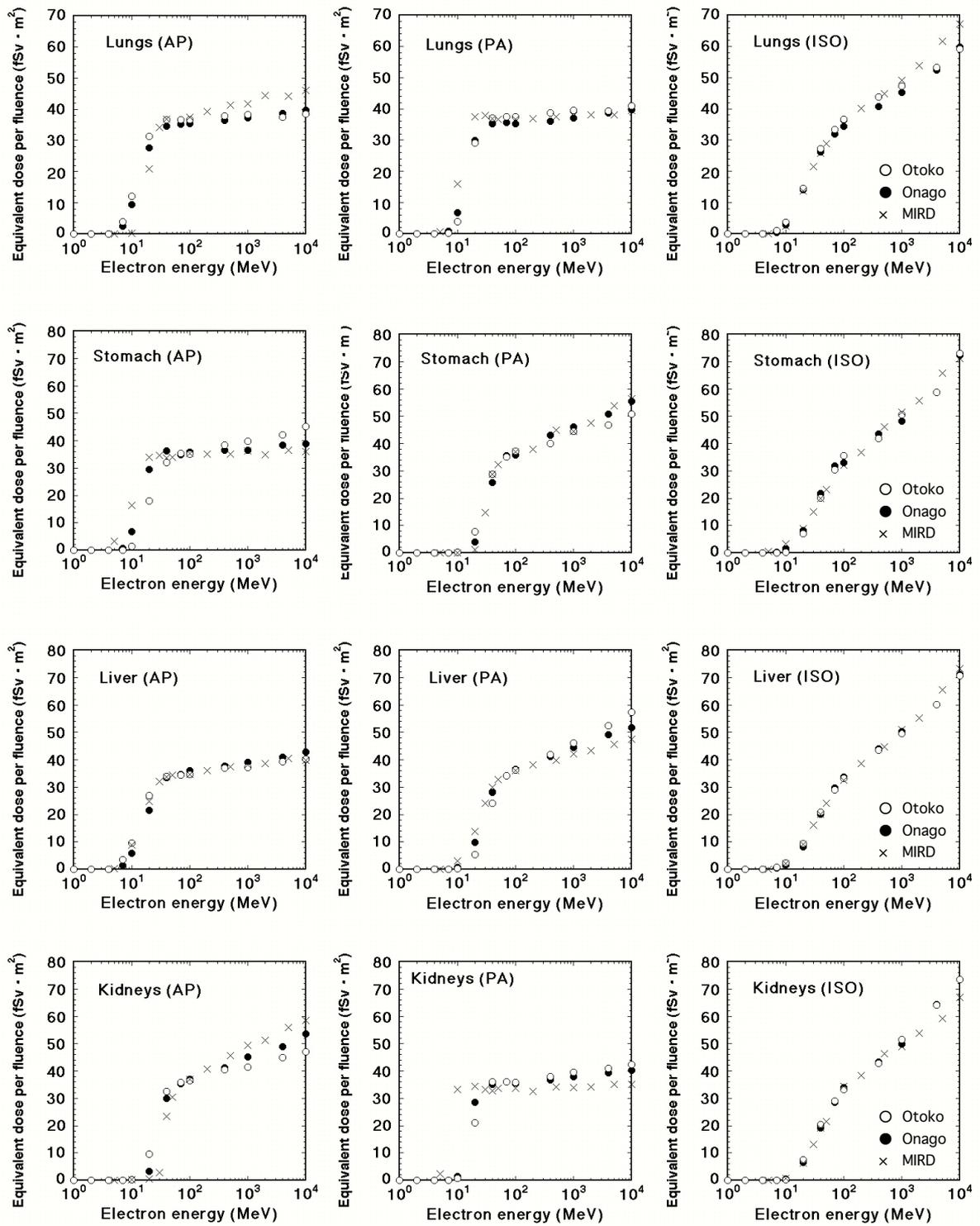


Fig. A-I-(3) Organ doses for external electron exposures calculated using the developed male and female voxel phantoms.

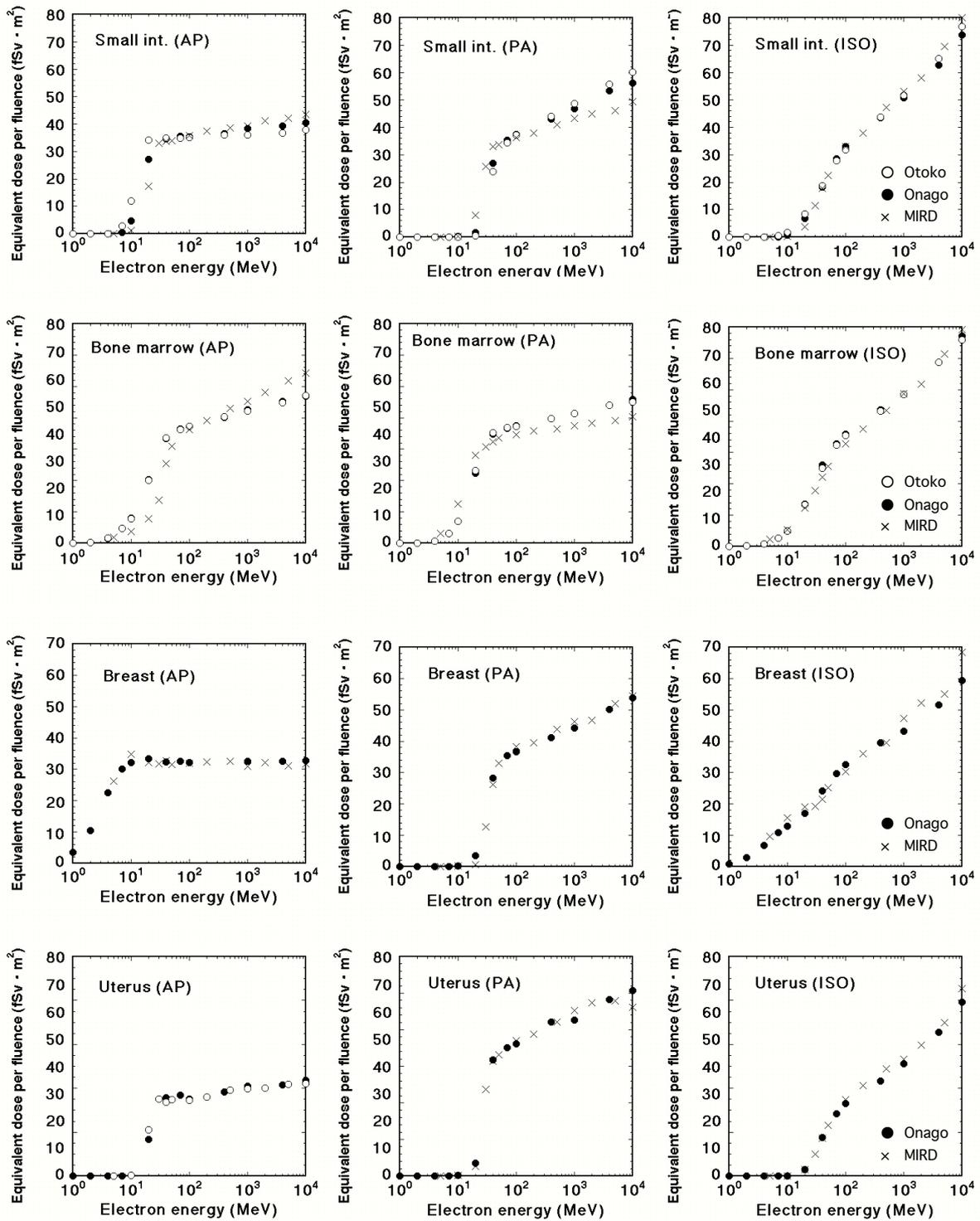


Fig. A-I-(3) Organ doses for external electron exposures calculated using the developed male and female voxel phantoms (cont.).

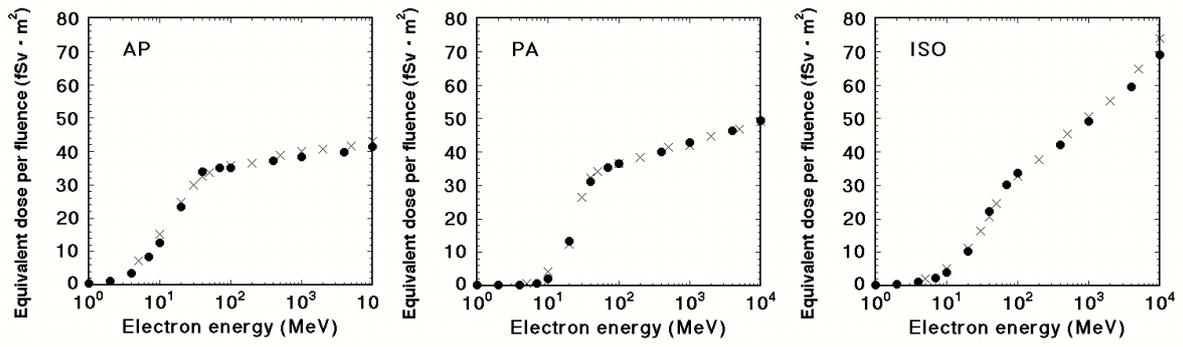


Fig. A-I-(4) Effective doses for external electron exposures calculated using the developed male and female voxel phantoms.