解 説

新しいラドン線量換算係数を考える

床次 眞司^{*1, #}

(2018 年 10 月 10 日受付)

(2018 年 11 月 5 日採択)

Some Thought on New Dose Conversion Factors for Radon Progeny Inhalation

Shinji TOKONAMI^{*1, #}

New dose conversion factors (DCF) for radon progeny inhalation have been presented in the latest ICRP publication 137. There used to be a large difference in the DCF between those derived from epidemiological (ICRP 65) and from dosimetric approaches (ICRP 66). In parallel, UNSCEAR has presented their own DCF. The UNSCEAR DCF fell in the two results given by ICRP. This revision results in a higher DCF than before. This is based on the recently new scientific findings obtained by pooled analyses of epidemiological data from European studies on residential radon and lung cancer. Although the publication 137 is used only for occupational exposures, it will be able to be applied because of the consistency. For occupational exposures the new DCF is two times higher than the previous value and is estimated to be 17 nSv per Bq h m⁻³. It may be different from the previous one by a factor of more than 3 for public exposures (approximately 21 nSv per Bq h m⁻³). Using the mean indoor radon concentration in Japan, an annual effective dose due to radon progeny inhalation indoors is estimated to be 0.9 mSv a⁻¹. As the DCF is calculated according to aerosol characteristics, site-specific DCFs can be provided.

KEY WORDS: ICRP, UNSCEAR, radon, radon progeny, potential alpha energy concentration, equilibrium equivalent radon concentration, dose assessment, dose conversion factor, particle size distribution, effective dose.

I は じ め に

原子放射線の影響に関する国連科学委員会 (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: UNSCEAR) の報告書では、公衆が受けるとされる自然放射線源からの被ばくに関して実効線量を用いた世界平均値が定期的に示されている。最新の報告書¹⁾においてこの内訳を見ると、世界平均で1年間あたり2.4 mSvを受けることになる。そのうちの約半分の1.3 mSvが、ラドン (²²²Rn) やトロン (²²⁰Rn) からの吸入摂取による内部被ばくによってもたらされている。これに続き、地殻ガンマ線と宇宙から降り注ぐ宇宙放射線の線量はそ

れぞれ0.5 mSv, 0.4 mSvと見積もられている。これら以外の被ばくとしては食物の経口摂取による内部被ばく (0.3 mSv) がある。一方、わが国の国民が受けるとされる自然放射線源からの被ばくとしての年間実効線量は2.1 mSvである²⁾。その内訳を見ると2つの点に関して世界との違いが鮮明である。一つは食物の経口摂取による内部被ばくに起因する線量が0.99 mSvと評価されて世界平均と比べても2倍以上高い点である。この点についてはここでは本題ではないためさらに言及しない。もう一つの着目すべき点としては、ラドン等の吸入摂取による内部被ばくの年間実効線量は、(公財) 日本分析センターが実施した全国の屋内外のラドン濃度調査結果に基づいて0.48 mSvと評価された^{3, 4)}。この値は世界平均の半分で、その主な理由としてはわが国の建築構造が高い換気率を有しているためと考えられている。いずれにせよ、世界と日本の自然放射線源からの被ばく線量はどちらも年間2 mSvを超えている。さて、こ

^{*1} 弘前大学被ばく医療総合研究所; 青森県弘前市本町 66-1 (〒036-8564)

Institute of Radiation Emergency Medicine, Hirosaki University; 66-1 Honcho, Hirosaki-shi, Aomori 036-8564, Japan.

[#] Corresponding author; E-mail: tokonami@hirosaki-u.ac.jp

でラドンの線量に注目すると、これまでは UNSCEAR の見解として独自の線量換算係数を用いて来た。その理由としては、国際放射線防護委員会 (International Commission on Radiological Protection: ICRP) が 1993 年に Publication 65⁵⁾ において勧告したラドンの線量換算規約 (dose conversion convention) が地下鉱山作業者に対する疫学調査結果から導かれたものであり、呼吸気道モデルを用いた線量推定から導かれた値と大きく異なっていたためであった。線量換算規約の方法は Publication 65 で定義されたもので、等量の損害に基づいてラドン子孫核種の累積ばく露量 (WLM または J h m^{-3}) を実効線量に関連づけるために用いられるものである。なお、ICRP は Publication 66 として吸入摂取による内部被ばく評価のための呼吸気道モデルを刊行したものの、このモデルはラドンに適用しないうと及していた⁶⁾。さらに、UNSCEAR による線量モデルによる結果は ICRP Publication 65 にある線量換算規約による値と 2 倍以内で一致しており、また線量換算係数は放射線加重係数に依存することから、両者の間にある UNSCEAR 独自の線量換算係数を使用してきた。しかしながら、近年の研究成果によりラドンの線量換算係数は疫学的手法によって導かれた値と線量モデルによって推定された値がきわめてよく一致することが最新の ICRP Publication 137⁷⁾ において示された。本稿ではラドンに関する用語等を概説した後に、この新しい線量換算係数についてこれまでの UNSCEAR 報告書、ICRP Publication 137 やそれに付随して刊行された報告書「Summary of ICRP Recommendations on Radon」⁸⁾ の内容を紹介しながら、この線量換算係数の改訂が今後公衆衛生対策や社会にどのような影響を及ぼすのかを論じてみたい。これまでの UNSCEAR と ICRP の役割として、前者は科学的な知見の収集及び評価に対して、後者はそれに基づいた基準の策定と認識されている。しかしながら、ラドンの線量換算係数について

て言及するならば、2006 年以降の UNSCEAR 報告書ではほとんど記載されておらず、ICRP が先に検討を進めてこの度の新しいラドンの線量換算係数を提案している。

II ラドンに対する特殊な数量と単位

ラドンからの被ばくによる健康リスクは、主として短寿命核種の吸入とそれによってもたらされる呼吸気道内での α 線照射に起因する。**Fig. 1** にラドン 222 の壊変系列を示す。呼吸気道にもたらす放射線量とそれに起因する潜在的な健康被害は子孫核種のエアロゾルの性状と被ばくした個人の生理学的パラメータの複雑な関数で示される。ラドンによるばく露量は J m^{-3} の単位を有するポテンシャルアルファエネルギー濃度で表現される。ポテンシャルアルファエネルギー濃度 (Potential Alpha Energy Concentration: PAEC) とは、体内に取り込まれたラドン子孫核種のうち ^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi (^{214}Po とは放射平衡にある) の 3 核種が比較的短い時間で ^{210}Pb まで壊変する間に放出すると期待される α 線エネルギーの総和となる。比較的短時間での α 線の放出では、体内に取り込まれた 3 核種が呼吸気道のみを被ばくの対象と考えられるからである。例えば ^{218}Po は ^{210}Po になるまでに 2 種類の α 線 (6.0 MeV と 7.7 MeV) を放出する。このエネルギーの和に ^{218}Po の原子数濃度 (放射能濃度を壊変定数で除する) を乗じると、 ^{218}Po についての PAEC になる。 ^{214}Pb と ^{214}Bi に関しては 1 種類の α 線 (7.7 MeV) のみを放出するので、そのエネルギーにそれぞれの原子数濃度を乗じれば潜在的なアルファ線エネルギー濃度が求められる。これら 3 つの核種の PAEC を合計したものがすなわちラドンの PAEC ということになる。仮に 3 つの核種が 100 pCi L^{-1} ($3,700 \text{ Bq m}^{-3}$) であるとき、同じような計算をして PAEC を算出すると $2.08 \times 10^{-5} \text{ J m}^{-3}$ となる。古くはこの濃度状態にある PAEC を 1 WL

Fig. 1 Decay series of radon-222.

(Working Level) と称していた。さらに、線量の概念に近いばく露量として、この濃度にばく露時間に乗じた時間積分値 1 WLM (Working Level Month) が用いられていた。鉱山作業者の 1 か月間の労働時間が 170 時間であることから、1 WLM を SI 単位で表記すると 3.54 mJ h m^{-3} ($= 2.08 \times 10^{-5} \times 170 \times 10^3$) となる。

これとは別に平衡等価濃度 (Equilibrium Equivalent Concentration: EEC) が用いられる場合がある。この濃度は、ある状態 (通常は非平衡) のラドン子孫核種濃度が有する PAEC と同量の PAEC を有するような 3 核種濃度が平衡状態にある場合を仮定した放射能濃度と定義される。平衡等価ラドン濃度 1 Bq m^{-3} は PAEC として表記するならば、 $5.6 \times 10^{-6} \text{ mJ m}^{-3}$ となる。この平衡等価ラドン濃度を実際のラドン濃度で除した比率を平衡ファクタと呼ぶ。

III ラドンの線量評価に必要な実測可能な物理的パラメータ

Fig. 2 に閉鎖環境におけるラドンとラドン子孫核種の物理的挙動を示す^{9, 10)}。放射性希ガスであるラドンは床下にある地面や壁等の建材中に含まれる ^{226}Ra から生成され、大気中に移行拡散して屋内に侵入する。ラドンは α 壊変により α 線を放出してラドン子孫核種 (^{218}Po) になるが、これらは固体であるためラドンの動きとは大きく異なる。生成直後のラドン子孫核種は拡散速度が大きく、空気中の水蒸気中にある水分子とクラスタを形

成しながら物質の表面に沈着する。その物質とは空気中に浮遊しているエアロゾルであり、屋内空間では床、壁、天井などである。エアロゾルに付着していないラドン子孫核種を非付着ラドン子孫核種 (unattached radon progeny), エアロゾルに付着したものを付着ラドン子孫核種 (attached radon progeny) という。非付着ラドン子孫核種は物質の表面に付着 (沈着) する性質を有することから、空気中に存在するエアロゾルに付着して付着ラドン子孫核種となる。非付着成分濃度を全成分 (非付着成分と付着成分の和) の放射能濃度で除した比率を非付着成分比 (f_p) と呼ぶ。 f_p と書かれている場合、これは PAEC に関する非付着成分比であり、線量評価の際にその数値が線量値に大きく影響する。例えば f_p が大きい場合、非付着成分のラドン子孫核種濃度が高いため、放射能濃度を構成する核種の粒径はかなり小さいものとなる。非付着成分のラドン子孫核種粒径分布を評価するために、多段式スクリーンアレイ (Graded Screen Array: メッシュ数の異なるワイヤスクリーンをメッシュ数の少ないものから直列に並べてホルダーに装填し、試料空気を流入させて拡散速度の速い超微粒子のラドン子孫核種を捕集して測定する) が主として用いられる¹¹⁾。この測定技術によって評価された粒径分布は単一の対数正規性を示し、放射能中央径は 0.7 nm から 1.7 nm の範囲にある¹²⁻¹⁵⁾。ICRP Publication 137 では、あらゆる被ばくシナリオにおいて熱力学的放射能中央径 (Activity Median Thermodynamic Diameter: AMTD) を 1.0 nm、幾何標準偏

Fig. 2 Physical behavior of radon and its progeny in indoor environment.

差 1.3 が用いられている。非付着成分が高い屋内環境では空气中に浮遊しているエアロゾルが少ないため、床や壁などに付着してしまい（プレートアウトと呼ぶ）、浮遊している子孫核種濃度の全量が減少する。空間内ラドン濃度は一般に換気によってのみ減少する。以上のプロセスから、非付着成分比が大きくなると平衡ファクタは小さくなる^{9, 16-24)}。屋内環境における平衡ファクタと非付着成分比の間の負の相関関係を考えると2つのパラメータによる線量評価値への影響が相殺されるので、屋内環境ではラドン濃度がPAECに比べてよりよい被ばくの指標であると示されている^{16, 20, 25, 26)}。

エアロゾルの粒径に関して、先述の熱力学的粒径のほか、空気力学的粒径が定義されている。前者の粒径は粒子の拡散（Diffusion）を利用して計測された粒子の直径であり、後者は粒子の慣性衝突（Impaction）を利用して計測された粒子の直径となる。特にラドン子孫核種の放射能粒径分布測定では、前者はメタルワイヤスクリーンを捕集材とした Graded Screen Array（GSA）法や拡散バッテリー（Diffusion Battery）法^{12, 27-32)}、後者は衝突板を捕集材とするカスケードインパクト（Cascade Impactor）法^{13, 14, 17, 33-35)}が用いられる。前者は小さい粒径を、後者は大きな粒径の測定をそれぞれ得意としているが、2つの原理でどちらも測定可能な粒径の範囲は大略 10 nm から 300 nm となっている。**Fig. 3** には屋内において観測されたラドン子孫核種の放射能粒径分布の一例を示す。この粒径分布は著者らが沖縄県の住宅内において実測した結果の一部である³⁵⁾。

時間がある程度経過した非付着成分のラドン子孫核

種はエアロゾル源がなくても非付着ラドン子孫核種同士で凝集が起こり粒径はある程度大きくなる。ICRP Publication 137 ではこの領域すなわち核生成モード（nucleation mode）の代表的な放射能中央径を 30 nm、幾何標準偏差を 2.0 と仮定している。また PAEC に関して核生成モードにおける成分比の代表値は 20% と与えられている。

付着成分の大部分を占めるラドン子孫核種の粒径分布はエアロゾル源に起因する。屋内環境のエアロゾル源として、例えばヒータに用いられる灯油、料理などで用いる食用油などの燃焼によるエアロゾルや喫煙によるタバコのエアロゾルがある。また、鉱山環境で用いられる発電機から発生するディーゼル排ガスは坑内の主なエアロゾル発生源である。屋内環境における付着成分のラドン子孫核種の放射能中央径は広い範囲に及び、代表的な値は 100 nm から 400 nm の範囲にある^{13, 14, 31, 35-39)}。ICRP Publication 137 では 250 nm の中央径と幾何標準偏差 2.0 が蓄積モード（accumulation mode）の粒径情報として与えられる。この粒径より大きい領域の粗大粒子モード（coarse mode）のエアロゾルが浮遊する環境も存在する。

屋内環境におけるラドンや子孫核種は換気や濾過によってそれらの放射能濃度が変動する。例えば室内の換気率が高くなるとラドン濃度や子孫核種濃度は一般に低くなる。なぜならば濃度の低い屋外空気が屋内に流入するためである。

エアロゾルが呼吸気道内に入ると、高湿な環境ではエアロゾルの吸湿性により粒径が大きくなると言われている。エアロゾルの平均的な吸湿成長係数（hygroscopic

Fig. 3 Example of PAEC-weighted particle size distribution of radon progeny. The distribution was observed in a dwelling in Okinawa. The figure was presented as Fig. 3 by KRANROD et al. (2009) and modified.

Table 1 Reference aerosol parameter values for different exposure scenarios for ^{222}Rn progeny.

Exposure scenario	f_p	Equilibrium factor, F	Attached aerosol characteristics in the ambient air						
			Mode, i	f_{pi}	AMTD (nm)	σ_{gi}	Density, ρ_i	Shape factor, χ_i	hgf_i
Indoor workplace	0.08	0.4	n	0.2	30	2.0	—	—	2.0
			a	0.8	250	2.0	—	—	2.0
Mine	0.01	0.2	a	1.0	250	2.0	0.7*	1.0*	1.0
Tourist cave	0.15	0.4	a	1.0	200	2.0	1.0	1.0	1.0

n: nucleation mode, a: accumulation mode.

* The values chosen for density and shape factor for a diesel-powered mine aerosol are based on the measurement of effective density of diesel exhaust particles, assumed to be 0.7 g cm^{-3} .^{41, 42)}

hgf : hygroscopic growth factor. It is assumed that AMTD increases by hgf instantaneously as the particles enters the nose or the mouth.

growth factor: hgf) として 1.5 から 1.9 が得られており⁴⁰⁾, ICRP Publication 137 では屋内作業環境に対して 2.0 が仮定されている。その他, 線量モデルではエアロゾル密度や形状係数 (shape factor) が入力データとして必要とされるが, 本稿ではこれらの物理パラメータに関する詳細な説明については割愛する。**Table 1** には ICRP Publication 137 で与えられた線量評価のためのラドン子孫核種に対する異なる被ばくシナリオにおけるエアロゾルのパラメータ代表値を示す⁷⁾。表中では, 屋内作業環境, 鉱山, 観光用洞窟の 3 つの被ばくシナリオについてそれぞれ線量評価に必要なパラメータが記載されている。屋内作業環境ではエアロゾルの特徴として, 核生成モードと蓄積モードの 2 領域でピークを有する粒径分布が与えられている。放射能の成分比で表記するならば, 核生成モード 20%, 蓄積モード 80% となっている。これに対して, 鉱山や観光用洞窟では核生成モードのエアロゾルは存在せず蓄積モードのエアロゾルのみが存在する。なお, 表中にある密度と形状係数の値は, ディーゼル排ガスに起因する鉱山エアロゾルの測定結果に基づいている^{41, 42)}。吸湿成長係数については, 屋内作業環境では一般的な相対湿度 30–60% から体内環境の 100% になるため吸湿による成長を見積もって 2.0 としている。これに対して鉱山や観光用洞窟では構内や洞内の相対湿度が元来かなり高湿であることから変化しないとして 1.0 を採用している。

ICRP Publication 137 にも示されているように, 線量モデルでは小さな粒径ほど単位放射能あたりの線量 (線量換算係数) は大きくなり, 一方粒径が大きくなるにつれて線量換算係数は小さくなる。**Fig. 4** に粒径を変数としたラドン子孫核種の線量換算係数を示す。今回の計算では IMBA Professional Plus を用いた⁴³⁾。また, この計算を行うために用意した入力パラメータの情報を **Table 2** に示す^{44, 45)}。

Fig. 4 Dose conversion factor expressed in mSv WLM^{-1} and $\text{nSv (Bq h m}^{-3})^{-1}$ as a function of particle size. The calculation was made with IMBA. Reference values as input data are given in Table 2.

最近の風潮として屋内環境の清浄化が好まれているが, 実のところ, エアクリナーを作動させた場合のエアロゾル環境では, エアクリナーが室内空気を濾過するため浮遊している子孫核種が捕集される。繰り返し空気がろ過されるのでエアロゾル濃度が減少していくが, 非付着ラドン子孫核種は次々に生成されるため相対的に非付着成分比が大きくなる。その結果として, 線量換算係数が著しく大きくなる傾向が見られている^{46, 47)}。

IV UNSCEAR におけるラドンの線量換算係数

UNSCEAR は 1977 年以来, 定期的に刊行している報告書において公衆による自然放射線源からの年間実効線量の世界平均値を提示してきた^{1, 48–52)}。それらの被ばくのうち, 約半分はラドン (及びトロン) 子孫核種の吸入摂取による線量であった。UNSCEAR が与えるラドン濃度から実効線量までの線量評価のフローを **Fig. 5** に示

Table 2-A Major input parameters used for dose calculation with IMBA.

Input category	Parameter	Input value
Deposition	Exposure	Light-worker
	Breathing rate ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$)	0.78
	Activity median diameter (nm)	0.6–10,000
	Geometric standard deviation (GSD)	1.3 (u)/2.0(n, a, c)
Absorption	Type of absorption behavior	Fast, $f_1 = 0.2$
Bio-kinetic model	–	ICRP 30
Dose calculation	Radiation weighting factor	20
	Tissue weighting factor	ICRP 60
	Assigned partition for tissue weighting factor among thoracic region (BB:bb:AI)	0.333:0.333:0.333

Table 2-B Input parameters for radon progeny in typical indoor conditions.

Parameter	Unattached	Attached		
		Nucleation	Accumulation	Coarse
Aerosol size (nm)	0.5–10	10–100	100–1,000	1,000–10,000
	AMTD	AMTD	AMAD	AMAD
Particle density (kg m^{-3})	1,000	1,400	1,400	1,400
Shape factor	1	1.1	1.1	1.1
Equilibrium factor	0.4			

す。ラドン濃度を直接の被ばくの原因となる平衡等価ラドン濃度に変換するために平衡ファクタを乗じる。この平衡ファクタの代表的な値として屋内では0.4が用いられることが多い。その平衡等価ラドン濃度に年間滞在時間（例えば屋内7,000時間、屋外1,760時間）を乗じて平衡等価ラドン濃度の時間積分値を求める。この値に線量換算係数を乗じれば年間実効線量が算出される。**Table 3**にUNSCEAR報告書における代表的な平衡ファクタ及びラドンの線量換算係数の変遷を示す⁴⁸⁻⁵³⁾。平衡ファクタの変遷を見ると、屋内の平衡ファクタが屋外よりも小さいことがわかる。また1988年以降は現在まで

0.4が代表値として示されている。この値は気候、家屋構造や屋内空気の性質によって異なることから国によってはさまざまな値を示す可能性がある。線量換算係数についてはこれまでICRPが提示してきた値とは独立した値を示している。なぜならば、冒頭でも触れたように、疫学調査から導かれたものと線量モデルから計算されたものと3倍程度違っていたためである。UNSCEARが与えた係数はそれらの間にあり、さらに、UNSCEARによる線量モデルによる結果はICRP Publication 65にある値と2倍以内で一致しているからである。UNSCEARでは屋内と屋外についてそれぞれ線量換算係数を与えているが、異なる係数を与えたのは1982年の報告のみであり、それ以降は屋内外で同じ係数を提示している。

V ICRPにおけるラドンの取り扱い

ラドンは地球上のあらゆる環境に存在しており、われわれが呼吸によって体内に取り込む放射性物質である。屋外のラドン濃度は一般的にかなり低いものの、建物の中や特に洞窟や鉱山のような地下空間では、かなり高い濃度で存在する場合がある。そこで、ICRPは人々に対して居住環境や職場環境におけるラドン被ばくに対する防護を勧告している。1970年、ICRPはウラン鉱山における放射線被ばくを調査するためのタスクグループを設置し、最初の勧告はPublication 24として1977年に刊行され⁵⁴⁾、ウラン鉱山や他の鉱山における防護に焦点を当てた。勧告がウラン鉱山のみに限らず他の鉱山を対象としたのは、ラジウム226がほとんど至る所にあるウラン

Fig. 5 Flowchart for dose assessment due to radon progeny inhalation.

Table 3-A Changes of typical equilibrium factor presented in UNSCEAR reports.

UNSCEAR		1977	1982	1988	1993	2000	2006
Equilibrium factor	indoors	0.5	0.5	0.4	0.4	0.4	0.4
	outdoors	0.6	0.6	0.8	0.8	0.6	0.6

Table 3-B Changes of radon progeny dose conversion factor presented in UNSCEAR reports.

UNSCEAR		1982	1988	1993	2000	2006
Dose conversion factor (nSv per Bq h m ⁻³)	indoors	8.7	10	9	9	9
	outdoors	17	10	9	9	9

238 壊変系列の核種であることによる。ここでは、ラドンに関する疫学研究の急速な進展によりラドン子孫核種による被ばくの年間限度は 12 WLM であると勧告された。

以上の勧告は更新されて、さらに住居内での防護まで拡張され、1993 年に Publication 65 として刊行された。この勧告ではラドン濃度に対して対策レベルが設定された。住居内のラドンに対する防護のために、200–600 Bq m⁻³ の範囲で対策レベルの設定が勧告された。このラドン濃度は住居内に年間あたり 7,000 時間滞在すると仮定すると、年間実効線量として約 3–10 mSv に匹敵する。これに対して、職場環境における防護は居住環境における防護とは別に考慮された。さらにラドンに対する防護は他の放射線被ばくに対する防護とは別に考慮された。その対策レベルは、住居の場合に使われた同じ年間実効線量 3–10 mSv を用いて、500–1,500 Bq m⁻³ の範囲で勧告された。この計算では、職業人に対する異なった線量換算係数と労働時間を年間 2,000 時間が用いられている。**Table 4** に Publication 65 に記載されている線量換算係数を示す。これらの換算係数は名目リスク係数 (8×10^{-5} per mJ h m⁻³) (2.8×10^{-4} WLM⁻¹) を ICRP Publication 60 に記載されている損害で調整された名目リスク係数 5.6×10^{-2} per Sv⁻¹ (作業員), 7.3×10^{-2} per Sv⁻¹ (公衆) でそれぞれ除することにより得られる。対策レベルに関連して、さらに職業被ばくとしての実効線量限度があり、5 年間で平均 20 mSv、いかなる 1 年でも 50 mSv を超えないというものである。これは換算すれば 5 年間

で平均 4 WLM、いかなる 1 年でも 10 WLM を越えないということになる。

2010 年、ICRP は Publication 115 として肺がんとラドン被ばくに関連した最新の学術成果に関する包括的な解説を刊行した⁵⁵⁾。この解説ではラドンとその子孫核種による被ばくによる肺がんリスクの評価値が更新された。ここでは低レベルのラドンに被ばくした鉱山作業員のコホート研究の結果に加え、初めて屋内ラドンによる肺がんに関する疫学研究結果も考慮された。その元となった大規模な欧州での疫学研究では、屋内ラドン濃度の増加とともに肺がんリスクが直線的に増加することが示された。またこの研究では、喫煙とラドンが肺がんに与える影響が同時に評価され、生涯にわたる非喫煙者では 75 歳までの肺がんの絶対リスクが、ラドン濃度 0, 100, 400 Bq m⁻³ についてそれぞれ 0.4%, 0.5%, 0.7% と評価された。喫煙者では非喫煙者に比べて肺がんリスクは約 25 倍高く、生涯にわたる喫煙者における同様の数値はそれぞれ、10%, 12%, 16% であった。これらの推定から、いずれにせよ喫煙が肺がんの最も重篤な原因であることを意味する^{56, 57)}。Publication 115 における重要な結論は次のようになる。すなわち、非喫煙者と喫煙者が混在した成人集団における肺がんに対する損害で調整された名目リスク係数は 8×10^{-10} per Bq h m⁻³ (1.4×10^{-4} per mJ h m⁻³) まで引き上げるべきで、この値は Publication 65 で勧告された数値の 2 倍に近い。その結果、これらの新たな知見に基づいて屋内ラドンに対する公衆衛生の方針を検討する上で重要な数値となる最大の参考レベルの勧告値が 600 Bq m⁻³ から 300 Bq m⁻³ まで引き下げられた。

ごく最近の放射線防護に関する基本的な勧告は 2007 年に Publication 103 として刊行された⁵⁸⁾。2014 年にラドンに関する勧告が更新され、Publication 115 にある新たな科学的知見と、Publication 103 にある最新の ICRP の原理原則と方法論が考慮されて、Publication 126 として刊行された⁵⁹⁾。これらの勧告では、すべての建物内のラ

Table 4 Dose conversion factors for radon progeny presented in Publication 65.

Exposure scenario	Work	Home
Dose Conversion Factor (mSv per WLM)	5	4
Dose Conversion Factor (mSv per mJ h m ⁻³)	1.4	1.1
Dose Conversion Factor (nSv per Bq h m ⁻³)	8	6

ドン被ばくに対する防護のための統合した取り組みが勧告された。建物の目的が何であれ、占有者が仕事をしているかどうかに関わらず、同じ参考レベルが適用され、すべての状況において防護が最適化されるべきであるとしている。そして、Publication 65 による年間約 10 mSv という上限基準値は引き続き勧告されている。当局が国家参考レベルを 100–300 Bq m⁻³ の範囲で合理的に達成可能な限り低く設定すべきであると示している。さらに Publication 126 は職業被ばく要件を適用する職場に対して特定の段階的な取り組みを勧告している。ラドンによる職業人の被ばくが職業被ばくとして考慮されない場所（例えばオフィスビル）では、第一段階は住居のために設定された同じ参考レベル以下まで合理的に達成可能な限り低いレベルまでラドン濃度を低減させることである。これに対応する年間線量は住居のそれより通常は低い。なぜなら職場での滞在時間が住居内での時間より少ないからである。もし第一段階で困難な状況に遭遇するならば、第二段階としてより現実的な取り組みが勧告される。その取り組みは、年間実効線量 10 mSv になるような参考レベルに加えて、被ばく状況すなわち滞在時間のような実際的なパラメータを用いた最適な防護から成り立っている。職場におけるラドン被ばくを低減させるあらゆる合理的な努力にも関わらず、もしその被ばくが実効線量として示した参考レベル以上の線量を維持しているならば、職業人は職業被ばくとして考慮されるべきである。このような場合、職業被ばくに関連した要求要件が適用されるべきである。いくつかのタイプの職場に対しては、国の当局は、濃度が参考レベルを上回っているか下回っているかに関わらず、作業者のラドン被ばくを職業被ばくとして考慮すべきであると決定してもよいだろう。なぜならば、作業者は必然的にかつ実質的にラドンに被ばくし、彼らのラドン被ばくはより深く明らかに彼らの作業活動に関連しているからである。当局はこのような作業環境や作業活動（例えば鉱山、他の地下作業場、温泉など）に関する国のリストを作ることを考慮すべきである。そして、作業者が職業的に被ばくするとみなされるかどうかに関わらず、実効線量は現存被ばく状況の上限値（年間 20 mSv）以下に維持されるべきである。

ラドンに対する防護は主として被ばくレベルの測定やその制御に基づいているものの、線量評価は作業者のある状況において必要とされる。線量評価は、作業者が地下鉱山の場合のように複数の線源から被ばくする際、防護の目的にとって価値あるものとなる。加えて、線量評

価は公衆被ばくの線源を比較するために必要とされる。Publication 115 にある名目リスク係数 (1.4×10^{-4} per mJ h m⁻³) と Publication 103 にある損害で調整された名目リスク係数 4.2×10^{-2} per Sv⁻¹（作業者）を用いると、成人に対する線量換算係数は 3.3 mSv per mJ h m⁻³ として与えられる。この値は基本的に疫学研究のエビデンスに基づいたものである。一方、線量モデルを用いた場合、その線量係数は鉱山作業員に対して 3.3 mSv per mJ h m⁻³、座って作業するオフィス労働者に対して 4 mSv per mJ h m⁻³ となる。同じ方法を用いて住居内での被ばくに対する線量係数は 3.7 mSv per mJ h m⁻³ となる。観光用洞窟と、作業者が滞在時間の 2/3 を活動すると仮定するような屋内作業環境では、それぞれの線量係数は 6.7 mSv per mJ h m⁻³、5.7 mSv per mJ h m⁻³ となる。線量学的計算によって得られた係数 3.3 mSv per mJ h m⁻³ と疫学的比較に基づいた換算係数 3.3 mSv per mJ h m⁻³ はきわめて良く一致している。両者の方法とそれに関連した不確かさを考慮して、Publication 137 では次のように丸めた線量係数が示されている。すなわち、建物と地下鉱山において、ほとんどの状況下における線量係数は 3 mSv per mJ h m⁻³（大略 10 mSv WLM⁻¹）と勧告する。ラドン 222 ガスによる被ばくとして表記した線量係数は、ラドンガス濃度と子孫核種濃度すなわち平衡等価ラドン濃度の間の平衡ファクタに依存する。平衡等価ラドン濃度 1 Bq m⁻³ はポテンシャルアルファエネルギー濃度に換算すると 5.6×10^{-6} mJ m⁻³ となるので、 16.7×10^{-6} mSv per Bq h m⁻³ と書き換えられる。多くの屋内状況での平衡ファクタが 0.4 という標準的な仮定を用いると、この線量係数は $6.7 (= 16.7 \times 0.4) \times 10^{-6}$ mSv per Bq h m⁻³ に相当する。Publication 137 では特に公衆被ばくに焦点を当てないが、この同じ線量係数は住居内被ばくに当てはまることを意図している。公衆を対象とした放射性物質摂取に対する線量係数は近いうちに刊行され、それにはラドンが含まれるであろう。300 Bq m⁻³ という国家参考レベル推奨値の上限におけるラドン被ばくは、標準的な仮定条件を用いると、年間実効線量としてそれぞれ作業環境で 4 mSv、居住環境で 14 mSv に相当する。かなりの物理的活動を含む屋内作業の特別な状況や、観光用洞窟での被ばくに対して、その線量係数は 6 mSv per mJ h m⁻³（大略 20 mSv per WLM）と勧告する。エアロゾルの性状が明らかに典型的な状況と異なり十分に信頼できるエアロゾルのデータが利用可能な場所において評価された線量がより詳細な考察を保証する場合には、Publication 137 で与えられるデータを用いた場所固

有の線量係数を計算することが可能である。Table 5 には Publication 137 で与えられたラドンの線量換算係数を示す。

VI 新しいラドン線量換算係数がもたらすもの

これまで UNSCEAR と ICRP ではラドンの線量換算係数をそれぞれ独立に与えてきた。事の発端は同じ ICRP でも疫学的手法から導かれた線量換算係数と線量モデルから推定した線量換算係数の間には3倍以上の開きがあったことによる。UNSCEAR の立場として、その中間値を取ることが妥当であることから ICRP とは違う値を提唱した。しかしながら ICRP において、さらに研究が進み、異なる2つのアプローチから導かれた線量換算係数は合致した。UNSCEAR が今後どのような線量換算係数を採用するかを見きわめたい。仮に今回 ICRP によって示された線量換算係数のうち、住居内の被ばくに関する値 $3.7 \text{ mSv per mJ h m}^{-3}$ ($21 \text{ nSv per Bq h m}^{-3}$) を用いて世界平均の屋内ラドン濃度 40 Bq m^{-3} から年間の屋内実効線量を計算すると 2.4 mSv となり、これまでのすべての自然放射線源からの年間実効線量と同程度になる。このことは自然放射線源からの被ばくの約 70% がラドン子孫核種の吸入摂取による内部被ばくの実効線量となることを意味する。ちなみに、わが国の屋内ラドン濃度の全国平均値 16 Bq m^{-3} を用いて同様の計算をすると、 0.9 mSv と評価され、これは食物の経口摂取による年間実効線量に匹敵する。日本では屋内ラドン濃度の平均値は高くないものの、一部の住居では 100 Bq m^{-3} を超える場合がある。この度の改訂に基づく線量増加により屋内ラドンの対策が必ずしも無視できないものとなってくることから、今後屋内ラドン対策がこれまでより重要になると思われる。

VII お わ り に

UNSCEAR の報告書や ICRP の刊行物を俯瞰して、ラドンの線量評価に関する歴史を紐解き、この度新しく提示されたラドンの線量換算係数について論じてみた。本稿ではトロンの線量評価については言及しなかった。ICRP Publication 137 ではトロンの線量換算係数について

言及されてはいるものの、ラドンに比べて圧倒的にデータが少ない。ラドンとトロンの線量評価の最も大きな違いの一つは、ラドンには疫学データがあるがトロンにはないという点である。今回両者のアプローチが一致したことにより、疫学データのないトロン被ばくについてトロン子孫核種の線量評価に対する重要性が高まるものと考えられる。トロン (^{220}Rn) の線量換算係数についてはわが国の特徴的な問題を有していることから近いうちに別報で論じたい。

わが国は、不幸にも 2011 年 3 月に東日本大震災に伴い福島県で原子力発電所の事故を経験した。事故直後から福島県内の原発近くにあった多くの自治体の住民が避難を余儀なくされた。事故後 7 年経過した今日、避難指示が解除された後でも多くの住民が戻らない現実がある。この理由の根底にあるものは公衆が持つ放射線のリスクに対する理解が十分ではない点にある。例えば計画被ばく状況下において、公衆に対する追加被ばく線量限度は年間 1 mSv 以下と決められている。事故後の福島県内では現存被ばく状況下で追加被ばく線量限度を 1 mSv 以下を目標として除染事業を展開している。このような背景から、地域住民は 1 mSv を安全と危険の閾値と誤解しがちである。そのため、専門家は地域住民に対して放射線のリスクを説明する際、自然放射線源による公衆の被ばく線量がどれだけ大きいのかを示すために、UNSCEAR が提示するデータをしばしば用いる。専門家は、住民が疑問として抱いている極低線量域での生体への影響を、追加被ばく線量限度の 1 mSv と自然放射線源による避けられない被ばくによる 2 mSv という線量の尺度で比較することにより、放射線リスクに対する理解を深めることを期待しているのではないだろうか。この度の線量換算係数の改訂は科学的なコミュニティでは長年の懸案であった不一致がある程度の収束を見たということで満足できるものとなった。しかしながら、この変更を一般公衆にどのように上手く説明して情報として共有できるかが、専門家と一般公衆との間の合意形成に向けた大きな課題となるであろう。

Table 5 Dose conversion factors for radon progeny presented in Publication 137.

Place	Buildings and underground mines	Tourist caves and indoor workplaces involving substantial physical activity
Dose Conversion Factor (mSv per WLM)	10	20
Dose Conversion Factor (mSv per mJ h m^{-3})	3	6
Dose Conversion Factor (nSv per Bq h m^{-3})	17	34

謝 辞

本稿を執筆するにあたり多くのご助言及びご支援をいただいた、広島大学原爆放射線医科学研究所吉永信治教授、福島県立医科大学放射線物理化学講座石川徹夫教授、弘前大学大学院保健学研究科細田正洋先生、IMBAによる線量換算係数の感度解析についてご協力いただいた弘前大学大学院保健学研究科博士後期課程2年Hu Jun氏、文献調査等にご協力いただいた弘前大学大学院保健学研究科博士前期課程2年玉熊佑紀君に記して感謝申し上げます。本研究の一部はJSPS科研費JP16H02667及びJP16K15368の助成を受けた。なお、開示すべき利益相反状態はない。

参 考 文 献

- 1) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: UNSCEAR 2008 Report to the General Assembly with scientific annexes: United Nations, New York.
- 2) Nuclear Safety Research Association; Seikatsu kankyou housyasenn (Kokuminn senryou no santei) [Radiation in living environment - Population dose in Japan] 2nd edition, p. 155 (2012), Nuclear Safety Research Association, Tokyo (in Japanese).
- 3) T. SANADA, K. FUJIMOTO, K. MIYAKO, M. DOI, S. TOKONAMI, et al.; Measurement of nationwide indoor Rn concentration in Japan, *J. Environ. Radioact.*, **45** (2), 129–137 (1999).
- 4) S. OIKAWA, N. KANNO, T. SANADA, N. OHASHI, M. UESUGI, et al.; A nationwide survey of outdoor radon concentration in Japan, *J. Environ. Radioact.*, **65** (2), 203–213 (2003).
- 5) ICRP; Protection against radon-222 at home and work, ICRP Publication 65, *Ann. ICRP*, **23** (1993).
- 6) ICRP; Human respiratory tract model for radiological protection, ICRP Publication 66, *Ann. ICRP*, **24** (1994).
- 7) ICRP; Occupational intakes of radionuclides: Part 3, ICRP Publication 137, *Ann. ICRP*, **46** (2017).
- 8) ICRP; Summary of ICRP recommendations on radon, ICRP ref 4836-9756-8598 (2018).
- 9) National Research Council; “Comparative dosimetry of radon in mines and homes,” (1991), National Academy Press, Washington (DC).
- 10) J. PORSTENDÖRFER; Properties and behaviour of radon and thoron and their decay products in the air, *J. Aerosol Sci.*, **25** (2), 219–263 (1994).
- 11) S. TOKONAMI; Determination of the diffusion coefficient of unattached radon progeny with a graded screen array at the EML radon/aerosol chamber, *Radiat. Prot. Dosim.*, **81** (4), 285–290 (1999).
- 12) Y-S. CHEN, T-R. CHEN, P. T. WASIOLEK and A. V. ENGEN; Radon and radon progeny in the Carlsbad caverns, *Aerosol Sci. Technol.*, **26** (1), 74–92 (1997).
- 13) A. EL-HUSSEIN, A. AHMED and A. MOHAMMED; Radiation dose to the human respiratory tract from inhalation of radon-222 and its progeny, *Appl. Radiat. Isot.*, **49** (7), 783–790 (1998).
- 14) A. MOHAMMED; Activity size distribution of short lived radon progeny in indoor air, *Radiat. Prot. Dosim.*, **86** (2), 139–145 (1999).
- 15) A. EL-HUSSEIN; A study on natural radiation exposure in different realistic living rooms, *J. Environ. Radioact.*, **79** (3), 355–367 (2005).
- 16) H. VANMARCKE, P. BERKVEN and A. PROFFIJN; Radon versus Rn daughters, *Health Phys.*, **56** (1), 229–231 (1989).
- 17) J. PORSTENDÖRFER and A. REINEKING; Indoor behaviour and characteristics of radon progeny, *Radiat. Prot. Dosim.*, **45** (1–4), 303–311 (1992).
- 18) S. TOKONAMI, T. IMOTO and R. KUROSAWA; Continuous measurement of the equilibrium factor f_p of radon progeny in the environment, *Environ. Int.*, **22** (Suppl. 1), 611–616 (1996).
- 19) C-J. CHEN, C-C. LIU and Y-M LING; Measurement of equilibrium factor and unattached fraction of radon progeny in Kaohsiung, Taiwan, *Appl. Radiat. Isot.*, **49** (12), 1613–1618 (1998).
- 20) A. VARGAS, X. ORTEGA and M. PORTA; Dose conversion factor for radon concentration in indoor environments using a new equation for the F-fp correlation, *Health Phys.*, **78** (1), 80–85 (2000).
- 21) C. HUET, G. TYMEN and D. BOULAUD; Long-term measurements of equilibrium factor and unattached fraction of short-lived radon decay products in a dwelling-comparison with praddo model, *Aerosol Sci. Technol.*, **35** (1), 553–563 (2001).
- 22) J. W. MARSH, A. BIRCHALL, G. BUTTERWECK, M-D DORRIAN, C. HUET, et al.; Uncertainty analysis of the weighted equivalent lung dose per unit exposure to radon progeny

- in the home, *Radiat. Prot. Dosim.*, **102** (3), 229–248 (2002).
- 23) J. VAUPOTIČ and I. KOBAL; Effective doses in schools based on nanosize radon progeny aerosols, *Atmos. Environ.*, **40** (39), 7494–7507 (2006).
- 24) J. VAUPOTIČ; Nano-size radon short-lived progeny aerosols in Slovenian kindergartens in wintertime, *Chemosphere*, **69** (8), 856–863 (2007).
- 25) A. C. JAMES, J. C. STRONG, K. D. CLIFF and E. STRANDEN; The significance of equilibrium and attachment in radon daughter dosimetry, *Radiat. Prot. Dosim.*, **24** (1–4), 451–455 (1988).
- 26) J. W. MARSH and A. BIRCHALL; Sensitivity analysis of the weighted equivalent lung dose per unit exposure from radon progeny, NRPB-M929 (1998).
- 27) S. B. SOLOMON, M. WILKS, R. S. O'BRIEN and G. GANAKAS; Particle sizing of airborne radioactivity field measurements at Olympic Dam, Report ARL/TR113, (1993).
- 28) S. B. SOLOMON, R. S. O'BRIEN, M. WILKS and A. C. JAMES; Application of the ICRP's new respiratory tract model to an underground uranium mine, *Radiat. Prot. Dosim.*, **53** (1–4), 119–125 (1994).
- 29) J. PORSTENDÖRFER; Radon: measurements related to dose, *Environ. Int.*, **22** (Suppl. 1), 563–583 (1996).
- 30) K. WU-TU, I. M. FISENNE and A. R. HUTTER; Short- and long-lived radionuclide particle size measurements in a uranium mine, Report EML-588, (1997).
- 31) C. HUET, G. TYMEN and D. BOULAUD; Size distribution, equilibrium ratio and unattached fraction of radon decay products under typical indoor domestic conditions, *Sci. Total Environ.*, **272** (1–3), 97–103 (2001).
- 32) A. VARGAS, N. MICHELSEN, C. LE MOING, M. RIO, G. TYMEN and X. ORTEGA; Determination of ^{218}Po nanometer size distribution in a controlled environment by two new systems, J. P. MACLAUGHLIN, S. E. SIMOPOULOS and F. STEINHAUSLER (eds.) "The natural radiation environment VII. Radioactivity in the Environment Vol. 7," p. 361–370 (2005), Elsevier, Oxford.
- 33) A. REINEKING, K. H. BECHER and J. PORSTENDÖRFER; Measurement of activity size distributions of the short-lived radon daughters in the indoor and outdoor environment, *Radiat. Prot. Dosim.*, **24** (1–4), 245–250 (1988).
- 34) A. REINEKING, E. A. KNUTSON, A. C. GEORGE, S. B. SOLOMON, J. KESTEN, et al.; Size distribution of unattached and aerosol-attached short-lived radon decay products: some results of intercomparison measurements, *Radiat. Prot. Dosim.*, **56** (1–4), 113–118 (1994).
- 35) C. KRANROD, S. TOKONAMI, T. ISHIKAWA, A. SORIMACHI, M. JANIK, et al.; Mitigation of the effective dose of radon decay products through the use of an air cleaner in a dwelling in Okinawa, *Appl. Radiat. Isot.*, **67** (6), 1127–1132 (2009).
- 36) K. W. TU and E. O. KNUTSON; Indoor radon progeny particle size distribution measurements made with two different methods, *Radiat. Prot. Dosim.*, **24** (1–4), 251–255 (1988).
- 37) K. W. TU, E. O. KNUTSON and A. C. GEORGE; Indoor radon progeny aerosol size measurements in urban, suburban, and rural regions, *Aerosol Sci. Technol.*, **15** (3), 170–178 (1991).
- 38) S. TOKONAMI, F. TAKAHASHI, T. IIMOTO and R. KUROSAWA; A new device to measure the activity size distribution of radon progeny in a low level environment, *Health Phys.*, **73** (3), 494–497 (1997).
- 39) J. PORSTENDÖRFER; Physical parameters and dose factors of the radon and thoron decay products, *Radiat. Prot. Dosim.*, **94** (4), 365–373 (2001).
- 40) W. LI and P. K. HOPKE; Initial size distributions and hygroscopicity of indoor combustion aerosol particles, *Aerosol Sci. Technol.*, **19** (3), 305–316 (1993).
- 41) R. J. PARK, F. CAO, D. B. KITTELSON and P. H. MCMURRY; Relationship between particle mass and mobility for diesel exhaust particles, *Environ. Sci. Technol.*, **37** (3), 577–583 (2003).
- 42) J. S. OLFERT, J. P. R. SYMONDS and N. COLLINGS; The effective density and fractal dimension of particles emitted from a light-duty diesel vehicle with a diesel oxidation catalyst, *J. Aerosol Sci.*, **38** (1), 69–82 (2007).
- 43) A. BIRCHALL, M. PUNCHER, J. W. MARSH, K. DAVIS, M. R. BALLEY, et al.; IMBA professional plus: a flexible approach to internal dosimetry, *Radiat. Prot. Dosim.*, **125** (1–4), 194–197 (2007).
- 44) T. ISHIKAWA, S. TOKONAMI, H. YONEHARA, K. FUKUTSU and Y. YAMADA; Effects of activity size distribution on dose conversion factor for radon progeny, *Jpn. J. Health Phys.*, **36** (4), 329–338 (2001) (in Japanese).

- 45) T. ISHIKAWA, S. TOKONAMI and C. NEMETH; Calculation of dose conversion factors for thoron decay products, *J. Radiol. Prot.*, **27** (4), 447 (2007).
- 46) S. TOKONAMI, M. FURUKAWA, Y. SHICCHI, T. SANADA and Y. YAMADA; Characteristics of radon and its progeny concentrations in air-conditioned office buildings in Tokyo, *Radiat. Prot. Dosim.*, **106** (1), 71–75 (2003).
- 47) K. IWAOKA, S. TOKONAMI, T. ISHIKAWA and H. YONEHARA; Mitigation effects of radon decay products by air cleaner, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **295** (1), 639–642 (2013).
- 48) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation; UNSCEAR 1977 Report to the General Assembly with scientific annexes: United Nations, New York.
- 49) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation; UNSCEAR 1982 Report to the General Assembly with scientific annexes: United Nations, New York.
- 50) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation; UNSCEAR 1988 Report to the General Assembly with scientific annexes: United Nations, New York.
- 51) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation; UNSCEAR 1993 Report to the General Assembly with scientific annexes: United Nations, New York.
- 52) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation; UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly with scientific annexes: United Nations, New York.
- 53) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation; UNSCEAR 2006 Report to the General Assembly with scientific annexes: United Nations, New York.
- 54) ICRP; Radiation protection in uranium and other mines, ICRP Publication 24, *Ann. ICRP*, **1** (1977).
- 55) ICRP; Lung cancer risk from radon and progeny and statement on radon, ICRP Publication 115, *Ann. ICRP*, **40** (2010).
- 56) S. DARBY, A. AUVINEN, J. M. BARROS-DIOS, H. BAYSSON, F. BONCHICCHIO, et al.; Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies, *BMJ* 2005; **330** (7485), 223–227 (2005).
- 57) S. DARBY, D. HILL, H. DEO, A. AUVINEN, J. M. BARROS-DIOS, et al.; Residential radon and lung cancer detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7,148 persons with lung cancer and 14,208 persons without lung cancer from 13 epidemiologic studies in Europe, *Scand. J. Work Environ. Health*, **32** (Suppl. 1), 1–83 (2006).
- 58) ICRP; The 2007 recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication 103, *Ann. ICRP*, **37** (2007).
- 59) ICRP; Radiological protection against radon exposure, ICRP Publication 126, *Ann. ICRP*, **43** (2014).

床次 眞司 (とこなみ しんじ)

1964年鹿児島県生まれ。早稲田大学大学院理工学研究科物理学及び応用物理学専攻。博士(工学)。放射線医学総合研究所研究員等を経て、現在は弘前大学被ばく医療総合研究所長、同放射線物理学部門教授、アイソトープ総合実験室長。その他長崎大学客員教授、首都大学東京客員教授、北海道科学大学客員教授、中国湖南省衡陽師範学院客員教授、タイ・チュラロンコン大学客員教授、国際標準化機構(ISO)委員、国際電気標準会議(IEC)委員、青森県顧問、日本保健物理学会副会長等を務める。