ラドン・トリロン散逸率と空間ガンマ線線量率および天然放射性核種濃度との関係

細田 正洋^{*1,*2}, 下 道國^{*3}, 杉野 雅人^{*4}, 古川 雅英^{*5}, 福士 政広^{*6}

(2005 年 12 月 12 日受理)

(2006 年 1 月 23 日再受理)

Relation between the Radon and Thoron Exhalation Rates and the Environmental Gamma-ray Dose Rate and the Natural Radionuclide Concentrations

Masahiro HOSODA,^{*1,*2} Michikuni SHIMO,^{*3} Masato SUGINO^{*4} Masahide FURUKAWA^{*5} and Masahiro FUKUSHI^{*6}

KEY WORDS: radon, thoron, exhalation rate, gamma-ray dose rate, uranium series concentration, thorium series concentration, potassium concentration.

I はじめに

自然放射線による年間実効線量の世界平均値は 2.4 mSv であり, そのほぼ 50% を占める 1.3 mSv がラドン・トリロンとそれらの壊変生成核種であると報告されている¹⁾。ラドン・トリロンの発生源は主に土壤中であり, 土壌中のラジウムが壊変することによって発生したラド

ン・トリロンは土壌粒子の間隙を抜け地表面から散逸すると考えられている²⁾。この散逸過程において, ラドン・トリロンは土壌中および地表面状態のさまざまな影響を受けると考えられ, 現在までにわれわれはラドン・トリロン散逸率の *in situ* 測定を行い, それらの地域差の要因として地質や土壌成分に着目して報告してきた^{3~5)}。ここでは, ラドン・トリロン散逸率と空間ガンマ線線量率との関係および土壌中での ²³⁸U 系列核種濃度や ²³²Th 系列核種濃度の違いがラドン・トリロン散逸率に及ぼす影響について報告する。

II 測定方法

1. ラドン・トリロン散逸率の測定

ラドン・トリロン散逸率の測定には蓄積法を応用した *in situ* 型ラドン・トリロン散逸率測定器 (MSZ) を用いた^{6,7)}。MSZ については, ラドン・トリロン散逸率の測定とともに前報で詳述している³⁾ので, 本報では MSZ の概略を以下に簡単まとめる。検出器には 40 × 30 cm の ZnS(Ag) シンチレータを用いており, 13 l のガス溜め容器を備えている。MSZ を設置後, 30 秒間隔で 30 分間の計測を行い, 得られた計数率に ²²²Rn と ²²⁰Rn の換算係数を乗じることによって散逸率の算出を行う。換算係数はそれぞれ, 0.521 mBq・m⁻²・s⁻¹・cpm⁻¹, 18.1 mBq・m⁻²・s⁻¹・cpm⁻¹ である。前報と同様に測定値が小さいサイトもあるため, MSZ による測定値が有意であるかの判断は多少甘めに

^{*1} 中央医療技術専門学校; 東京都葛飾区立石 3-5-12 (〒124-0012)

E-mail: m_hosoda@ccmt.ac.jp

Chuoh College of Medical Technology; 3-5-12, Tateishi, Katsushika-ku, Tokyo 124-0012, Japan.

^{*2} 東京都立保健科学大学大学院; 東京都荒川区東尾久 7-2-10 (〒116-8551)

Graduate School of Tokyo Metropolitan University of Health Sciences; 7-2-10, Higashiogu, Arakawa-ku, Tokyo 116-8551, Japan.

^{*3} 藤田保健衛生大学; 愛知県豊明市沓掛町田楽ヶ窪 1-98 (〒470-1192)

Fujita Health University; 1-98, Dengakugakubo, Kutsukake-cho, Toyoake, Aichi 470-1192, Japan.

^{*4} 群馬県立県民健康科学大学; 群馬県前橋市上沖町 323-1 (〒371-0052)

Gumma Prefectural College of Health Sciences; 323-1, Kamioki-cho, Maebashi, Gunma 371-0052, Japan.

^{*5} 琉球大学; 沖縄県中頭郡西原町字千原 1 番地 (〒903-0213)

University of the Ryukyus; 1, Senbaru, Nishihara, Okinawa 903-0213, Japan.

^{*6} 首都大学東京; 東京都荒川区東尾久 7-2-10 (〒116-8551)
Tokyo Metropolitan University; 7-2-10, Higashiogu, Arakawa-ku, Tokyo 116-8551, Japan.

見積もって下記の検出目安値により行った（誤解を招かないように検出下限値の用語を用いない）³⁾。ここで、バックグランド計数率を n_b 、トリウムの計数率を $Tn(T_1)$ 、ラドンとトリウムの換算係数をそれぞれ CF_R 、 CF_T とすると、トリウムとラドン散逸率の検出目安値はそれぞれ

$$Tn : \sqrt{n_b} \times CF_T \text{ mBq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1} \quad (1)$$

$$Rn : \sqrt{\frac{2}{3} n_b + Tn(T_1) \times CF_R} \text{ mBq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1} \quad (2)$$

として算出される。

測定サイトは前報と同様にラドンおよびトリウム散逸率の地域差とその要因について検討することを目的としているため、地質分布に着目して選定した。測定サイトの概要を **Table 1** に示す。なお、測定はいずれのサイトも晴天または曇天時に実施し、測定値は降雨の影響は受けていない。

2. 空間ガンマ線線量率の測定

ラドン・トリウム散逸率の測定サイトにおける空間ガンマ線線量率の測定は、CsI(Tl)シンチレータを用いたポケットサーベイメータである MYRATE(PDR-101 ALOKA) を用いて行った（全 20 サイト）。MYRATE の時定数が 1～3 秒であるため、本調査では地表面から 1 m の高さ

において 10 秒間隔で 12 回の測定を行い、最大値と最小値を除いた合計 10 データの平均値をその場の空間ガンマ線線量率とした。ここで、MYRATE で得られる値は 1 cm 線量当量率 ($\mu\text{Sv} \cdot \text{h}^{-1}$) であるため、空気吸収線量率 ($\text{nGy} \cdot \text{h}^{-1}$) へ変換するために、あらかじめ環境中で校正されている $2'' \phi \times 2''$ NaI(Tl)シンチレーションサーベイメータ (S-1857 応用光研株式会社) との同時測定によって変換係数 0.83 を得た。したがって、MYRATE によって得られた 1 cm 線量当量率に 0.83 を乗じることによって空間ガンマ線線量率とした。また、MYRATE における二次宇宙線の寄与は 2% 程度でありガンマ線の測定にはほとんど寄与しないため、得られた値は全てガンマ線によるものとして評価した。

3. 天然放射性核種濃度の測定

土壌中の ^{238}U 系列核種濃度（以下ウラン系列濃度とする）、 ^{232}Th 系列核種濃度（以下トリウム系列濃度とする）、 ^{40}K 濃度の評価を行うためにラドン・トリウム散逸率の測定サイトにおいて、100 mm $\phi \times$ 105 mm のスチール製容器を表層 10 cm に打ち込み土壌を採取した（全 17 サイト）。また、表層が固くて容器の打ち込みができなかったサイトにおいては、スコップで 10 cm 程度まで

Table 1 Outline of the measurement site of the radon and thoron exhalation rates and environmental gamma-ray dose rates.

Prefecture	City	Number of measurement	Geology
Ibaraki	Tsukuba City*	3	Granite
	Yasato Town	2	Granite
Chiba	Chiba City**	22	Kanto loam
Tokyo	Katsushika-ku*	4	Kanto loam
Nagano	Komoro City*	2	Basalt
	Saku Town*	1	Sedimentary rock
	Minamiaiki Village*	1	Sedimentary rock
	Minamimaki Village*	2	Andesite
Toyama	Jouhana Town	1	Sedimentary rock
	Himi City	1	Sedimentary rock
	Asahi Town	1	Sedimentary rock
Kumamoto	Ubuyama Village	2	Basalt
	Aso Town	3	Andesite
	Oguni Town	2	Basalt
	Ohtsu Town*	1	Basalt
Miyazaki	Miyazaki City*	3	Sedimentary rock
	Miyakonojo City*	2	Shirasu
Kagoshima	Kagoshima City	2	Shirasu
	Yoshida Town	2	Shirasu
	Sakurajima Town*	5	Basalt

*This measured points was not sampled of soil.

**The soil sample number of this measured point was one.

の土壌を採取した。採取土壌はできる限り現場の状況を反映させるために、小枝や枯葉などは取り除いたが、篩にかけて粒径を整えたり 105℃で 24 時間以上の乾燥をさせたりというような前処理は行わなかった。採取土壌は上部 63 mmφ, 下部 58 mmφ, 高さ 44 mm の円錐台の容器に封入し、これを測定試料とした。この試料は、土壌中の ^{226}Ra とその壊変によって容器内に蓄積された ^{222}Rn が放射平衡になるまで、40 日間以上実験室で放置された。

試料の測定には高純度 Ge 半導体検出器 (GMX10P ORTEC) を用いて 30,000 秒間の計数値を測定した。土壌試料からはさまざまなピークが観測されるが、ウラン

系列濃度, トリウム系列濃度の算出には, 40 日間の放置で ^{222}Rn 以下の核種では 99.9%, ^{220}Rn 以下の核種では 99.9% 以上放射平衡が成立していると仮定し, それぞれ 609 keV (^{214}Bi :放出割合 46.1%), 2,614 keV (^{208}Tl :放出割合 99.8%) から, ^{40}K 濃度は 1,461 keV (放出割合 11%) の全エネルギー吸収ピークから求めた。また, それぞれのピークの正味計数率は Covell 法⁸⁾によって算出した。なお, 本検出器のピーク効率モンテカルロシミュレーション (EGS4 コード⁹⁾) によって求めた。ここで線源の高さがそれぞれ異なる 3 種類の ^{137}Cs 標準容積線源を用いて得られたピーク効率の信頼性を検討した結果, 計算値は実測値の 2.3% 高いことが確認さ

Fig. 1 (a) Correlation between the radon exhalation rate and the gamma-ray dose rate estimated at each measurement site. (b) Correlation between the thoron exhalation rate and the gamma-ray dose rate estimated at each measurement site.

Fig. 2 (a) Correlation between the radon exhalation rate and the uranium series concentration estimated at each measurement site.
 (b) Correlation between the thoron exhalation rate and the thorium series concentration estimated at each measurement site.

れたが比較的良好に両者が一致していたため、本研究では EGS4 で求めたピーク効率を用いて放射能の算出を行った。なお、609 keV、2,614 keV、1,461 keV のピーク効率はそれぞれ 5.2×10^{-3} 、 1.0×10^{-3} 、 2.0×10^{-3} である。

III 結 果

1. ラドン・トリウム散逸率と空間ガンマ線線量率

Figure 1(a)にラドン散逸率と空間ガンマ線線量率、Figure 1(b)にトリウム散逸率と空間ガンマ線線量率との関係を示した。ラドン散逸率およびトリウム散逸率と空間ガン

マ線線量率との相関係数はそれぞれ 0.51、0.56 であった。ここで、相関の有無を Spearman の順位相関係数で検討したところ、ラドン散逸率およびトリウム散逸率と空間ガンマ線線量率の間にはいずれも正相関が認められると判断された ($p < 0.05$)。

2. ラドン・トリウム散逸率と天然放射性核種濃度

Figure 2(a)にラドン散逸率とウラン系列濃度、Figure 2(b)にトリウム散逸率とトリウム系列濃度との関係を示した。いずれのグラフにおいても白丸は氷見市サイトのデータである。この氷見市サイトの土壌試料中のウラン系

列濃度とトリウム系列濃度の比 (U/Th) は 4.2 であった。また全データの U/Th の平均値 $\pm$ 標準偏差は 1.4 ± 0.8 であり, 日本の平均値と同程度であった^{10, 11)}ことから, 氷見市サイトは特異的なサイト (ウランリッチな土壤) であったと評価した。また, ラドン散逸率とトロン散逸率で解析データ数が異なるのは, それぞれのデータで MSZ の検出目安値を上回ったデータ数が異なるためである。

ラドン散逸率とウラン系列濃度との相関係数は, 氷見市サイトを含めた全 15 データでは 0.38, 氷見市サイトを除いた全 14 データでは 0.49 であった。同様にトロン散逸率ではそれぞれ, 0.72, 0.74 であった。相関の有無について, Spearman の順位相関係数で検討したところ, ラドン散逸率とウラン系列濃度との間には相関は認められなかった ($p > 0.05$) が, トロン散逸率とトリウム系列濃度との間には正相関が認められた ($p < 0.05$)。ここで, トロン散逸率を E_T , トリウム系列濃度を Th とすると, (3) 式に示した回帰式が得られた。

$$E_T = 63.5e^{0.0637Th} \quad (3)$$

(1) 式に氷見市サイトを除いた 16 サイトのトリウム濃度を代入してトロン散逸率を算出した平均値は $432 \text{ mBq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ であった。また, この 16 サイトでの実測値の平均値は $531 \text{ mBq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ であり, 計算値は実測値より 19% 低い結果となった。ここで, それぞれのデータの平均値が異なると仮定して t 検定を行ったところ, $p > 0.05$ となり計算値と実測値の平均値は等しいと判断された。また, 著者らはすでに 10 都県におけるラドン・トロン散逸率の *in situ* 測定 (全 23 サイト) においてラドン散逸率 (E_R) とトロン散逸率との間に正相関がみられ, (4) 式に示す回帰式を報告した³⁾。

$$E_T = 110E_R^{0.85} \quad (4)$$

(3) 式を用いて 16 サイトのトリウム濃度からトロン散逸率を算出し, これと (4) 式を用いてラドン散逸率を算出した結果, その平均値は $5.0 \text{ mBq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ となった。また, この 16 サイトでの実測値の平均値は $6.9 \text{ mBq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ であり, その差は 28% であった。トロン散逸率と同様の仮定で t 検定を行ったところ, $p > 0.05$ となり, ラドン散逸率においても計算値と実測値の平均値は等しいと判断された。なお, 千葉市サイトの定点において 22 回測定した結果, ラドン散逸率の平均値 $\pm$ 標準偏差は $1.7 \pm 0.95 \text{ mBq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ (検出目安値 $\sim 3.9 \text{ mBq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$), トロン散逸率では $183 \pm 127 \text{ mBq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ (検

出目安値 $\sim 482 \text{ mBq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$) となり, かなり大きい標準偏差が付いた。したがって, 定点測定においても土壤中の環境条件によっては測定値に大きな幅をもつことを考慮すると, ラドン・トロン散逸率のおよその値を推定するために本研究で得られた実験式を適用することは, 適切である場合もあると思われる。

3. 空間ガンマ線線量率と天然放射性核種濃度

Figure 3(a)に空間ガンマ線線量率とウラン系列濃度, Figure 3(b)にトリウム系列濃度, Figure 3(c)に ^{40}K 濃度との関係を示した。それぞれの相関係数はウラン系列濃度とは氷見市サイトを含めた全 17 データでは 0.59, 氷見市サイトを除いた全 16 データでは 0.84, トリウム系列濃度および ^{40}K 濃度とはいずれも 0.91 であり, 空間ガンマ線線量率と天然放射性核種濃度との間にはかなり強い正相関が認められた。

IV 考 察

1. ラドン・トロン散逸率と空間ガンマ線線量率の関係

Figure 1(a)および Figure 1(b)で示したように, ラドン・トロン散逸率と空間ガンマ線線量率との間には弱いながらも正相関を示した。下らによれば, 両者の関連については, 気象条件によっては, 大気中のラドン壊変核種濃度が 3 倍程度高くなり, その影響によって空間ガンマ線線量率が 1.2 倍程度高くなると報告している¹²⁾。また, 散逸率は地質や地下構造, 土壤中水分量, あるいは地表面状態など多くの要素によって影響を受けるとされ, それらの一部を実証した報告もある^{3, 13~18)}。一方, 空間ガンマ線線量率には, 地質や土壤密度, 土壤中水分量などが関与すると考えられる。したがって, 両者にともに関与する要素があることから, ラドン・トロン散逸率と空間ガンマ線線量率との間には強い正の相関関係が認められると期待されたのにもかかわらず, 前述したように, 実測では相関関係は弱かった。このことは, 地下の状況を十分に把握しなければ両者の関係が理解できないことを示唆しているが, われわれの現場での実測では, これらの要素を逐一測定もしくは状況を十分に観察していなかった。したがって, 今回はラドン・トロン散逸率と空間ガンマ線線量率のそれぞれに, どの要素がどのように影響していたのか, あるいはしていなかったのかを分析することはできなかった。

2. ラドン・トロン散逸率と天然放射性核種濃度の関係

前述したように, 氷見市サイトの U/Th は 4.2 であった。このサイトでは粘土鉱物であるカオリンが多く含まれていることを目視しているが, カオリン族粘土鉱物の

Fig. 3 (a) Correlation between the gamma-ray dose rate and the uranium series concentration estimated at each measurement site. (b) Correlation between the gamma-ray dose rate and the thorium series concentration estimated at each measurement site. (c) Correlation between the gamma-ray dose rate and the potassium concentration estimated at each measurement site.

代表的なものはカオリナイト ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$) であり、ラジウムの吸着性が高いことが知られている¹⁹⁾。したがって、このサイトの土壌試料では他のサイトと比べてラジウムがより多く濃縮されていたため、U/Th が高くなったと考えられる。著者らは、前報で 10 都県の 23 サイトで行ったラドン散逸率の算術平均値 $\pm$ 標準偏差は $7.6 \pm 2.6 \text{ mBq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ であること、氷見市サイトはウランリッチな状態の土壌にも関わらずラドン散逸率は $7.1 \pm 3.7 \text{ mBq} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ と平均値と同等であることを報告している³⁾。このことは、ラドン散逸率は一義的には土壌中のウラン系列濃度に依存するものの、ラドンが発生して地表面から散逸するまでの過程においてさまざまな因子の影響を受けることを示唆している。

次に、ラドン散逸率とウラン系列濃度との間には相関が認められなかったにも関わらず、トロン散逸率とトリウム系列濃度との間には比較的よい正相関が認められたことについて検討する。両者の違いの理由として、ラドンの半減期 (3.82 日) がトロンの半減期 (55.6 秒) と比べて非常に長いことが考えられる。ここで、MEGUMI は、地表に散逸してくるトロンは土壌表面から 4 cm の深さ (これを限界寄与深度とする) 以内で発生したトロンであると報告している¹⁷⁾。この値は、すぐ後の計算で示すように拡散距離の 2.5 倍に相当する。しかし、ラドンについては限界寄与深度に関するデータが無いため、ラドンの限界寄与深度もトロンと同様に拡散距離の 2.5 倍に等しいと仮定して、拡散距離から限界寄与深度を推定した。拡散距離 L [m] は (5) 式から計算できる。

$$L = \sqrt{\frac{D_e}{\lambda}} \quad (5)$$

ただし、 D_e はラドンの実効拡散係数 [$\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$]、 λ は着目核種の壊変定数 [s^{-1}] である。ここで、完全乾燥状態の土壌の間隙率を 0.30 と仮定したときの実効拡散係数は $3.0 \times 10^{-6} \text{ m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$ である²⁰⁾。また、この値は含水率の増加にともない減少してゆく。(5) 式より、トロンとラドンの拡散距離はそれぞれ 1.6 cm, 120 cm であった。したがって、ラドンの限界寄与深度は 120 cm を 2.5 倍して 3 m と推定される。この発生源の違いは、例えば、地表面は乾燥していたとしても、地下数 m では間隙中に水分が存在するためラドンが地表面まで到達し難い環境を作るが、トロンは地表面近傍から散逸してくるためラドンと比べるとこのような影響は受け難いと思われる、ラドン散逸率と比べて相関関係がよくなると考えることは不合理ではない。したがって、ラドン散逸率はト

ロン散逸率よりも土壌中の状態の影響を受け易くなり、相関関係が認められなかったと思われる。

3. 空間ガンマ線線量率と天然放射性核種濃度の関係

今回の測定データでは、空間ガンマ線線量率は、ラドン・トロン散逸率との間の相関よりも土壌中の天然放射性核種濃度の間に強い正相関が認められた。また、これを核種・系列別に相関度の強さの観点からみると、ウラン系列がトリウム系列や ^{40}K よりも相関係数が小さく、したがって相関度が弱いことがわかる。

これらの相関関係は、空間ガンマ線線量率は土壌および空気中の放射性核種に由来するため当然と言える。また、大気中のトリウム系列核種はウラン系列核種よりも濃度は相当に低い²¹⁾ ため、空気中からの寄与分は概ねウラン系列によるとみてよい。ラドン・トロンの大気中濃度は地表面からの散逸率のほかに気象因子にも大きく影響を受けるために、その濃度分布は時間的・空間的に大きく変動していて一定ではない。これらの事象を考慮すると、濃度変動の無い ^{40}K および大気中濃度に変動があってもその寄与自体が小さいトリウム系列核種は、測定場所の土壌中の天然放射性核種濃度がそのまま空間ガンマ線線量率に反映すると考えられる。一方、ウラン系列核種は大気中成分の寄与が 10 ~ 30% 程度あること¹²⁾ に留意すると、ウラン系列核種との相関度が他の核種ほどにはよくないことは十分にありうることで、今回の結果はそれを示している。

V ま と め

ラドン・トロン散逸率と空間ガンマ線線量率との相関関係およびそれらに影響を与えると考えられる土壌中の天然放射性核種濃度を実験室において定量し、現場での実測データとの関係を検討した結果、以下の知見が得られた。

- (1) ラドン散逸率およびトロン散逸率と空間ガンマ線線量率との相関係数はそれぞれ 0.51, 0.56 と弱いながらも正相関が認められた。
- (2) ラドン散逸率とウラン系列濃度との相関係数は 0.49 と相関は認められなかったが、トロン散逸率とトリウム系列濃度との相関係数は 0.74 と比較的よい正相関が認められた。
- (3) 土壌中トリウム濃度から測定サイトの平均的なラドン・トロン散逸率の概算値を推定し得ることを示した。
- (4) 氷見市サイトの U/Th は 4.2 とウランリッチな土壌であったにも関わらず、ラドン散逸率は 7.1 ± 3.7

$\text{mBq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ であり10都県の平均値 (7.6 ± 2.6 $\text{mBq}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) と同等であった。このことは、ラドン散逸率は土壌中のウラン濃度に依存するものの、壊変して発生して地表面から散逸するまでの過程においてさまざまな因子の影響を受けることを示唆している。

本研究の実施に際しては、高エネルギー加速器研究機構の波戸芳仁、首都大学東京の乳井嘉之、藤田保健衛生大学の江尻和隆、南一幸の各氏より助言と助力を得た。記して謝意を表します。

参 考 文 献

- 1) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation; Sources and effects of ionizing radiation UNSCEAR 2000 report to the general assembly with scientific annexes, Volume I Sources: 8-156, United Nations, New York (2000).
- 2) A. B. TANNER; Radon migration in the ground: A review, Proc. of the Natural Radiation Environment III, pp. 5-56, U. S. National Technical Information Service (1980).
- 3) 細田正洋, 下 道國, 杉野雅人, 古川雅英, 福士政広; ラドン・トロン散逸率の *in situ* 測定および地質的解釈, 保健物理, **39**, 206-214 (2004).
- 4) M. HOSODA, M. SHIMO, M. SUGINO, Y. YAMADA and M. FUKUSHI; Radon and thoron exhalation rates and their some correlating factors, Proc. of the 11th International Congress of the International Radiation Protection Association (in CD-ROM) (2004).
- 5) 細田正洋, 福士政広, 杉野雅人, 古川雅英, 下 道國; 三宅島の環境放射線 (能), 保健物理, **40**, 365-371 (2005).
- 6) 下 道國, 三枝 純, 辻本 忠, 山崎敬三, 山内常生; In-situ 型ラドン・トロン散逸率測定器の開発, 岐阜医療技術短期大学紀要, **10**, 19-26 (1994).
- 7) J. SAEGUSA, K. YAMASAKI, T. TSUJIMOTO, Y. YAMAUCHI and M. SHIMO; Development of an apparatus for measuring ground exhalation rates of ^{222}Rn and ^{220}Rn , *Environ. Int.*, **22**, 483-490 (1996).
- 8) G. GILMORE, J. D. HEMINGWAY 著, 米沢仲四郎, 松江秀明, 宮本ユタカ, 鈴木大輔, 安田健一郎, 伊奈川潤, 齋藤陽子 共訳: “実用 ガンマ線測定ハンドブック”, pp. 122-126 (2002), 日刊工業新聞社, 東京.
- 9) W. R. NELSON, H. HIRAYAMA and D. W. O. ROGERS; The EGS4 code system, Stanford Linear Accelerator Center Report SLAC-265 (1985).
- 10) 恵 和子; 土壌中天然放射性核種の分布—ウラン系列濃度, トリウム系列濃度, カリ-40—, 保健物理, **22**, 93-100 (1987).
- 11) 松尾健一, 細田正洋, 野沢 崇, 古川悌史, 福士政広, 大友結子, 古川雅英, 下 道國; わが国の土壌中天然放射性核種濃度の分布, 第6回環境放射能研究会プロシーディング, pp. 111-115 (2005).
- 12) 下 道國, 山崎敬三, 水間満郎, 児島 紘, 阿部史朗, 辻本 忠; 環境放射線の変動要因解析 I 気中ラドンの影響, 京都大学原子炉実験所 第24回学術講演会講演要旨集, pp. 87-92 (1990).
- 13) J. KOARASHI, H. AMANO, T. IIDA, H. YAMAZAWA and H. NAGAI; Development of model for water and ^{222}Rn in unsaturated soil, Proc. of the 10th International Congress of the International Radiation Protection Association (in CD-ROM) (2000).
- 14) 飯本武志; Rn-220 散逸量を変動させる環境因子の検討, 第3回環境放射能研究会プロシーディング, pp. 189-194 (2002).
- 15) Y. ISHIMORI, K. ITO and S. FURUTA; Environmental effects of radon and its progeny from uranium waste rock piles: part 1 — measurements by passive and continuous monitors, Proc. of the 7th Tohwa University International Symposium, pp. 282-287 (1997).
- 16) Q. GUO, K. SUN and J. CHENG; Methodology study on evaluation of radon flux from soil in China, Proc. of the 11th International Congress of the International Radiation Protection Association (in CD-ROM) (2004).
- 17) K. MEGUMI and T. MAMURO; Emanation and exhalation of radon and thoron gases from soil particles, *J. Geophys. Res.*, **79**, 3357-3360 (1974).
- 18) N. WANG, N. XIAO, C. LI, Y. HUANG and Y. CHENG; A Detailed Study of Indoor ^{222}Rn Level Associate with ^{222}Rn Exhalation from Sediment and the Character of sediment in High background Granite Area, South China, Proc. of the 11th International Congress of the International Radiation Protection Association (in CD-ROM) (2004).
- 19) P. BENES, P. STREJC and Z. BOROVEC; Interaction of radium with freshwater sediments and their mineral components, II Kaolinite and montmorillonite, *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **89**, 339-351 (1985).

- 20) V. C. ROGERS, K. K. NIELSON and G. B. MERRELL; Radon generation, adsorption, absorption, and transport in porous media, Rep. DOE/ER/60664-1, U. S. Depart of Energy, Washington. D.C. (1989).
- 21) 下 道國, 池辺幸正; 自然環境における ^{222}Rn , ^{220}Rn およびそれらの短半減期娘核種の濃度, 保健物理, **14**, 251-259 (1979).

細田 正洋 (ほそだ まさひろ)

1974 年静岡県生まれ。中央医療技術専門学校助手。東京都立保健科学大学大学院保健科学研究科保健科学専攻博士課程在学中。岐阜医療技術短期大学在学中にラドン・トロンに興味を持ち、現在はラドン・トロン散逸率に関する研究等を行っている。

E-mail: m_hosoda@ccmt.ac.jp