

ISSN 1881-7297

日本保健物理学会専門研究会報告書シリーズ

Vol.8 No.1

ラドンの防護規準に関する専門研究会

活動報告書

2012年10月

日本保健物理学会

日本保健物理学会専門研究会報告書シリーズ ISSN 1881-7297
Vol. 8, No. 1, ラドンの防護規準に関する専門研究会活動報告書

2012年10月

発行者 日本保健物理学会企画委員会
発行所 日本保健物理学会
〒105-0004 東京都港区新橋 4-29-6 寺田ビル 7階
日本保健物理学会事務局
TEL : 03-6450-1890
FAX : 03-6450-1891
E-mail : jhps@iips.co.jp
<http://www.jhps.or.jp/>

ラドンの防護規準に関する専門研究会
活動報告書

平成 24 年 10 月

日本保健物理学会

緒言

本報告書は、日本保健物理学会「ラドンの防護規準に関する専門研究会」が平成 21 年 10 月から平成 23 年 3 月までの間に行った活動をまとめたものである。

(1) 本研究会の設立の背景

ラドンに関する濃度対線量換算のための係数について大幅な変更が ICRP 等で検討されている。平成 21 年 6 月には英国健康保護庁 (HPA) によってイギリスの対策レベルを現行の 200 Bq m^{-3} から 100 Bq m^{-3} に引き下げるという内容のプレス発表を行った。さらに、9 月下旬には WHO の報告書が出され、ほぼ同時に米国で開催されるラドンシンポジウムでは、報告書の内容について議論された。一方、日本保健物理学会放射線標準化委員会では、「現存する被ばくの防護に関する安全規準」の枠組みの中で、ラドンの線量規準が提示された (平成 21 年 3 月) が、その具体的な現場運用についての議論はこれからである。参考となる状況別の資料や技術的な資料の策定が強く求められているが、専門性が極めて高いラドンに関する詳細な議論は、上記のような国際的機関の動向を注視しつつ、研究的な側面を導入しながらの専門家の意見交換が不可欠である。

本専門研究会では、放射線標準化委員会における具体案の策定のために、過去のデータや資料の整理を行うことを大きな目的とし、今までに得られた成果の生かし方を検討した。さらに、研究的側面から測定方法の標準化を目指している「ラドン測定標準化専門研究会 (平成 20~21 年度)」ともメンバーを重複することでより専門的な議論を行った。

(2) 専門研究会メンバーおよび開催記録

本研究会のメンバー (平成 23 年 3 月現在) は、次の通りである。

飯田孝夫 (元名古屋大学、主査)、飯本武志 (東京大学)、石川徹夫 (放射線医学総合研究所)、石森有 (日本原子力研究開発機構)、五代儀貴 (環境科学技術研究所)、岩岡和輝 (放射線医学総合研究所)、笠井篤 (元日本原子力研究所)、北口博司 (日立製作所)、黒澤龍平 (元早稲田大学)、真田哲也 (日本分析センター)、下道国 (元藤田保健衛生大学)、反町篤行 (放射線医学総合研究所)、田阪茂樹 (岐阜大学)、土井主尚 (放射線医学総合研究所)、床次眞司 (弘前大学)、橋本周 (原子力安全委員会)、安岡由美 (神戸薬科大学)、山崎敬三 (京都大学)、山西弘城 (核融合科学研究所)、柚木彰 (産業技術総合研究所)、吉永信治 (放射線医学総合研究所)、米原英典 (放射線医学総合研究所)、細田正洋 (弘前大学、幹事)

* 下線のメンバーは「ラドン測定標準化に関する専門研究会」の委員

本専門研究会では、原則的に電子メールにおいて情報および意見交換を行ったが、コアメンバーを中心として活動の方向性や状況を定期的に確認した。各開催日は以下の通りである。

- ラドン測定標準化に関する専門研究会と合同シンポジウム
平成 22 年 3 月 3 日 東京大学工学部 11 号館

- コアメンバー打ち合わせ
 - 第 1 回 平成 21 年 10 月 15 日 復但大学
 - 第 2 回 平成 22 年 2 月 9 日 核融合科学研究所
 - 第 3 回 平成 22 年 2 月 10 日 放射線医学総合研究所
 - 第 4 回 平成 22 年 3 月 9 日 核融合科学研究所
 - 第 5 回 平成 22 年 3 月 11 日 放射線医学総合研究所
 - 第 6 回 平成 23 年 1 月 13 日 放射線医学総合研究所

- 全体会合
 - 第 1 回 平成 22 年 3 月 3 日 東京大学工学部
 - 第 2 回 平成 22 年 8 月 26 日 東京大学工学部

- 日本保健物理学会第 44 回研究発表会での成果報告
平成 23 年 10 月 17 日 ホテル レイクビュー水戸

目次

1	国際関連機関の動向	1
1.1	UNSCEAR	1
1.2	WHO	2
1.3	ICRP	3
1.4	IAEA	4
1.5	OECD/NEA	5
2	過去の日本保健物理学会専門研究会・関連委員会報告のレビュー	6
2.1	はじめに	6
2.2	ラドン	6
2.3	トロン	13
3	線量評価に関する今後の課題	42
3.1	線量学的手法による線量評価	42
3.2	疫学手法による線量評価	43
3.3	動物実験手法による線量評価	45
4	日本保健物理学会第44回研究発表会「ラダンの防護基準に関する専門研究会」セッション	48
4.1	プログラム	48
4.2	発表要旨	49
5	まとめ	55

1. 国際関連機関の動向

1.1 UNSCEAR

国連科学委員会（UNSCEAR）の報告書は、ほぼ5～6年おきに出版されてきた。最初に出版されたのは1958年で、その後1964、1966、1969、1972、1977、1982、1988、1993、2000年と続き、近年2006年レポートが出版されたところである。ラドン・トロンに関する記述は1958年から始まっている。その後グローバルフォールアウトに記述が注力された1964、1966、1969年を除いて、全ての報告書にラドン・トロンに関する記述があり、最新の2006年報告書ではかなりの分量を割いて記述がされている。ラドンの線量換算係数に関する記述は1972年から始まった。そこでは、気管支線量として 280 mrad y^{-1} for 0.78 pCi/l EEC (equal to $25 \text{ nSv}/(\text{Bq h m}^{-3})$) と評価されている。1977年の報告書では、ラドンに関する線量換算係数は $4 \text{ nSv}/(\text{Bq h m}^{-3})$ と評価されていたが、1982年の報告書では、ラドン子孫核種の換算係数として $2.5 \text{ nSv}/(\text{Bq h m}^{-3})$ と変更された。ただし、ラドンの平衡ファクタに関しては屋内で0.3以下と与えられている。1993年の報告書で、ラドンのEECに対する線量換算係数として $9 \text{ nSv}/(\text{Bq h m}^{-3})$ (EEC) が与えられ、この数値が最新版（2006年）まで使われている。また屋内の平衡ファクタとして、0.4が与えられたのも1993年の報告書である。UNSCEARのラドンによる線量換算係数評価の際には、疫学的アプローチと線量計測学的アプローチの両方で評価された換算係数を参考にしてしている。疫学的アプローチに関しては、ウラン鉱夫に関するリスクと原爆被爆者のリスクから次のようにして計算したものである（いわゆるICRP Publ. 65（1993年）の線量換算規約）。ICRP Publ. 65の換算規約では、ラドンの線量換算係数 (mSv WLM^{-1})

$$= (\text{ラドンによるリスク} \cdot \text{WLM}^{-1}) / (\text{原爆被爆者によるリスク} \cdot \text{mSv}^{-1})$$

と評価する。原爆被爆者のリスク/シーベルト = 0.056 Sv^{-1} (労働者)

$$= 0.073 \text{ Sv}^{-1} \text{ (公衆)}$$

と評価されているので、公衆に関しては、 4 mSv WLM^{-1} ($6 \text{ nSv}/(\text{Bq h m}^{-3})$ EEC)、労働者に関しては、 5 mSv WLM^{-1} for Workers ($8 \text{ nSv}/(\text{Bq h m}^{-3})$ EEC) と評価される。すなわち、公衆に対する換算係数は $6 \text{ nSv}/(\text{Bq h m}^{-3})$ EEC である。一方で、線量学的な方法で換算係数を評価する研究も数多く行われており、UNSCEAR 報告書ではこれらの研究を概括し、評価されている線量換算係数は、 $6 \sim 15 \text{ nSv}/(\text{Bq h m}^{-3})$ EEC の間であると述べている。これと、疫学的アプローチから評価されている $6 \text{ nSv}/(\text{Bq h m}^{-3})$ EEC を考慮すると、1993年報告の換算係数 $9 \text{ nSv}/(\text{Bq h m}^{-3})$ EEC は妥当であると2000年報告書では述べており、2006年報告書でもこれを踏襲している。

参考文献

Naomi H. Harley: UNSCEAR: The 50th Anniversary Past, Present and Future: Sources and Effects with Emphasis on Radon, *Jpn. J. Health Phys.*, **41(1)** 27-29 (2006) .

1.2 WHO

WHO は、一般公衆にとってラドンがタバコに次ぐ 2 番目の肺がん要因であるとともに、妥当なコストで制御できる自然放射線源であると認識して、ラドンリスク低減に積極的である。「ラドンリスクの低減は、国家当局が確かな科学的根拠と堅実な公衆衛生政策に基づく施策と具体的手段を有することが重要」との考えに立って活動している。

WHO は 1979 年に初めて住居内ラドン被ばくによる健康影響について注意喚起した。そして、ラドンは 1988 年に国際ガン研究機関 (IARC) によって、発ガン物質と分類された。1993 年に開催した WHO 国際ワークショップ「Indoor air quality : a risk-based approach to health criteria for radon indoors」は、ラドン被ばくの制御と健康リスクに関わるコミュニケーションの指導を統一的に捉える第一歩となった。

2005 年に国際ラドンプロジェクト (IRP) が組織された。その目的は、ラドン被ばくを制御するガイドラインの策定と有効なリスク低減策を提供することである。IRP の会合は、2005 年 1 月、2006 年 3 月、2007 年 3 月と 3 回開催された。これらの会合には 27 カ国 40~60 数名の専門家が出席し、6 つの作業グループ (リスク評価、被ばくガイドライン、費用対効果、測定と低減、リスクコミュニケーション、プロジェクトの評価と取りまとめ) で検討してきた。その活動の成果として、2009 年 9 月に「屋内ラドンに関する WHO ハンドブック」を発行した。費用対効果、低減策やリスクコミュニケーションについても言及されていて、実践を意識した項目立てとなっている。

ハンドブックの第 1 章「ラドンの健康影響」では、「疫学研究によって、住居内のラドンが一般公衆の肺がんリスクを増加させることが確認された」と明言している。その主な根拠は、「ラドンに曝露された鉱山労働者の肺がんリスク」を記述した BEIR VI と、ヨーロッパ、北アメリカ、中国で実施された「屋内ラドンによる一般公衆の肺がんリスク」に関する疫学調査のプール解析結果である。多くの国で規制値とされている 200 Bq m^{-3} を下回っても肺がんリスクの増加が認められる。第 6 章では、屋内ラドン濃度のリファレンスレベルを 100 Bq m^{-3} と提案している。それが不可能ならば 300 Bq m^{-3} を越えないように設定するべきとしている。 300 Bq m^{-3} は、ICRP による最新の計算で約 10 mSv y^{-1} に相当する。

参考文献

1. WHO; WHO handbook on indoor radon (2009) .
2. 山田裕司, 米原英典; 住居内ラドンリスクに関する WHO プロジェクト第 1 回専門家会合,保健物理, **40(1)**, 26-31 (2005) .
3. 日本保健物理学会企画委員会 ; ラドン測定標準化及び関連の国際動向に関するシンポジウム, 2010 年 3 月 3 日, 東京大学.

1.3 ICRP

住居や職場環境における屋内ラドン濃度は、重要な現存被ばく状況であるとして 1994 年に Publication 65 として具体的な勧告を行った。この中で住居の対策レベルとして、200～600 Bq m⁻³を勧告した。それ以降、欧州（Darby ら）、北米（Krewski ら）及び中国（Lubin ら）で行われた住居内での症例 - 対照研究でも、肺がんのリスクと屋内ラドン被ばくとの間に有意な相関が実証された。これらの成果を受け、2007 年勧告（Publication 103）では、国の規制当局は、ラドン被ばくに対する防護の最適化を助けるために国の参考レベルを設定する必要があるとしている。そのレベルは、国の経済的・社会的情勢により設定するが、上限値は 600 Bq m⁻³とした。その後、第 1 専門委員会にラドン問題に関するタスクグループを立ち上げ、検討した結果を受けて、2009 年 11 月に主委員会はラドンに関する声明を公表した。この概要は、以下の通りである。

- (1) 最新の科学的知見に基づいて再検討された名目リスク係数は 8×10^{-10} / (Bq h m⁻³) である。これは UNSCEAR の 2006 年報告書と一致している。
- (2) 実効線量換算係数は Publication 65 の 2 倍程度に変更する予定である。
- (3) 住居のラドンは現存被ばく状況であることを再確認し、参考レベルを 10 mSv y⁻¹ に相当する 300 Bq m⁻³に変更する。
- (4) 作業場での現存被ばくの状況において、職業被ばくの防護要件を適用する入り口として 1000 Bq m⁻³を勧告する。そして、これは計画被ばくとして管理されるであろう。

Publication 65 では、濃度から実効線量への換算について、線量学的アプローチと疫学的アプローチの 2 つを示した。当時の ICRP では、暫定的に疫学的アプローチを使う事とし、この換算係数を線量換算規約とした。ここでは、ラドンの線量換算係数 (mSv WLM⁻¹) は、(ラドンによるリスク/WLM) を (原爆被爆者によるリスク/mSv) で除すことによって求めた。その結果、公衆に関して 4 mSv WLM⁻¹ (6 nSv/ (Bq h m⁻³)) とした。今回の声明を受け、疫学的アプローチの換算係数は 12 nSv/ (Bq h m⁻³) となる予定である。なお、2010 年 7 月 27 日に ICRP は報告書「ラドンおよび壊変生成核種からの肺がんリスク」のドラフトをホームページ (http://www.icrp.org/draft_lung.asp) で公開し意見募集を行った。

参考文献

1. 日本アイソトープ協会 ICRP 勧告翻訳検討委員会: 国際放射線防護委員会の 2007 年勧告, 日本アイソトープ協会, 東京 (2009).
2. 日本アイソトープ協会 ICRP 勧告翻訳検討委員会: 家庭と職場におけるラドン-222 に対する防護, 日本アイソトープ協会, 東京 (1995).
3. 米原英典: ラドン被ばくの防護に関する最新動向, *FBNews*, 401, 5-9 (2010).
4. ICRP ホームページ: <http://www.icrp.org/>, 2010/07/30 閲覧可.

1.4 IAEA

IAEA は、1996 年の国際基本安全基準 (International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources. 以下、BSS) の中で、 $1,000 \text{ Bq m}^{-3}$ を超えるような職場における労働者のラドン被ばくについて、職業被ばくとして管理することを要件として規定した。一方、住居環境については対策レベル (ICRP Publication 103 で「参考レベル」の枠組で整理されたもの) を規定してはいなかった。現在、この BSS 全体の改定作業が急ピッチで進められている。最新の公開草稿 (Draft Safety Requirements DS379) は、ドラフト 4.0 (2010 年 12 月、安全基準委員会 (SSC) への上程を承認。) である。この草稿および IAEA における関連の進捗状況は、<http://www-ns.iaea.org/committees/rassc/default.asp?fd=1016&dt=0> で確認することができる。BSS では「免除とクリアランス」「最適化と拘束値」「医療被ばく」「環境の防護」など、幅の広いキーワードの中で、「ラドン」も重要な検討の対象と位置づけられている。この BSS の全体改定にかかる本格的な作業は 2007 年 1 月に着手されたが、その後、同年 7 月に開催された技術会合を受け草稿を作成、翌 2008 年 1 月にはドラフト 1.0 に対する意見が約 1200 件、ドラフト 2.0 (2009 年 5 月) に約 500 件、ドラフト 2.5 (2009 年 9 月) に約 1000 件、ドラフト 3.0 (2010 年 1 月) に約 1500 件の意見が寄せられ、その経緯を整理しただけでも新 BSS は大変な難産の状態にあることが容易に理解できる。2010 年 9 月にはケニアで BSS ワークショップを開催、この手続きを経て、ついに 2010 年 12 月、上記ドラフト 4.0 が IAEA-SCC に上程することが承認されるに至っている。大きな流れとしては、住居環境に対する参考レベルとしてラドン濃度 300 Bq m^{-3} が規定され、職場環境に対しては、原則的には現存被ばくの状況として扱う一方で、参考レベル $1,000 \text{ Bq m}^{-3}$ より下にラドン濃度を低減できないような場合には、計画被ばく状況における職業被ばくの要件が課されることになりそうである。議論の過程で、日本側から IAEA に対し、居住環境や職場環境の管理の手法としてラドンの濃度のみを判断のパラメータとするのではなく、線量での規定も併記すべきであると強く主張した。ラドン被ばくの要因は不活性ガスのラドンではなく、その壊変生成物の呼吸器官への沈着が主である。気中のラドン濃度が非常に高くても、平衡係数 F (=壊変生成物濃度 (=平衡等価ラドン濃度 C_e) とラドン濃度 C_r の比 (C_e/C_r))。屋内環境では代表値として $F=0.4$ が使用される。屋外では $F=0.8$ 。) がデフォルトよりも極めて小さい環境や、その場所での実際の滞在時間が居住環境に対する線量評価上のデフォルト値である 24 時間/日、職場環境の 8 時間/日より短いのであれば、実際の被ばく線量は想定される参考レベル (年 10 mSv 相当) よりも小さくなることがあり得るからである。リスク低減を目的とする放射線防護の観点では、そのようなラドン環境まで含めて、一律に対策を課すことは合理的ではない。参考レベルを他の核種と同様に「線量」で示し (この場合は、一般的に測定するのに便利な「ラドン濃度」との併記がよい)、各国の規制当局が各国の状況を勘案して防護策をケースバイケースで選択できる余地を残したい。これが日本の主張の根拠である。それを受けてドラフト 4.0 では、参考レベル (ラドン濃度) に対応する線量 (実効線量として年 10 mSv のオーダー) が、脚

注に表記されるに至っている。新 BSS が確定した後、その内容をどのように各国の規制体系に反映するかは各国の議論に任された形になっているが、上記のような議論の経緯を整理した上での検討が重要であることはいうまでもない。

参考文献

1. 米原英典、ラドン被ばくの防護に関する最新動向、*FB News*、No.401、5-10 (2010)
2. International Atomic Energy Agency, International Basic Safety Standards for Protection against Ionizing Radiation and for the Safety of Radiation Sources Draft Safety Requirements (DS379) Draft 4.0 (updated after RASSC, WASSC, TRANSSEC and NUSSC) 9 September 17 December 2010, <http://www-ns.iaea.org/committees/rassc/default.asp?fd=1016&dt=0>
3. 伊藤公男、IAEA 第 27 回放射線安全基準委員会(RASSC)への出席概要報告、保健物理、**45(1)**、86-89 (2010)
4. 服部隆利、BSS 改訂に係る IAEA 技術会合 ラドンによる健康影響に係る最新勧告－規制要件への影響－出席報告、保健物理、**45(1)**、93-95 (2010)
5. 飯本武志；ラドンの被ばくの防護に関する国際動向；主任者「ニュース」；第 16 号、10-14(2010)
6. 伊藤公男、IAEA 第 28 回放射線安全基準委員会 (RASSC) への出席概要報告、保健物理、**45(3)**、293-297 (2010)

1.5 OECD/NEA

ラドンに関して OECD/NEA は、1976 年 10 月に Elliot Lake (カナダ)においてラドン、トロンとその娘核種の測定とモニタリングを討議する最初の専門家会議（参加 17 カ国）が開催された。その後、毎年ワークショップを持ち、ラドン、トロンとその娘核種の測定、ドシメトリの検討をおこなってきた。専門家会議の議長に F. Steinhausler (オーストリア) が、キーメンバーに W.Jacobi (ドイツ)、A.C.James (UK) がなり、日本からは木下睦 (動燃) が参加していた。

検討内容はその当時に ICRP や UNSCEAR で検討されていた内容とほとんど同じである。検討の結果は、1983 年に報告書 NEA EXPERTS REPORT 「DOSIMETRY ASPECTS OF EXPOSURE TO RADON AND THORON DAUGHTER PRODUCTS, OECD/NEA 1983」として纏められて刊行された。その後、OECD/NEA ではラドンに関する検討は行われていない。

2. 過去の日本保健物理学会専門研究会・関連委員会報告のレビュー

2.1 はじめに

ラドンに関する濃度対線量換算のための係数について、大幅な変更が ICRP 等で検討されている。2009年6月にはHPAによってイギリスの対策レベルを現行の 200 Bq m^{-3} から 100 Bq m^{-3} に引き下げるといった内容のプレス発表を行った。さらに、2009年9月下旬にはWHOの報告書が出され、ほぼ同時に米国で開催されたラドンシンポジウムでは、報告書の内容について議論された。それを受けてわが国においても参考となる状況別の資料や技術的な資料を、研究的な側面を導入しながら策定していく必要がある。本報では日本の状況に適合した資料の策定のための検討資料として利用されることを目的として、過去の保健物理学会専門委員会等のラドン、トロンに関連する報告を整理した。使用した報告書の一覧を表1-1に示す。

2.2 ラドン

2.2.1 測定器

● 過去のレビュー

生活環境中の平均的なラドン濃度を測定するには、長期積分測定可能で小型、安価、取り扱いが容易なパッシブ型ラドン濃度測定器が適しており、それら測定器としてアルファトラック測定器、活性炭吸着装置、エレクトレット電離箱などが挙げられる。ピコラドは濃度変動がない条件での測定が必須である。エレクトレット電離箱はトロンやエアロゾル濃度等の影響を考慮する必要がある。アルファトラック測定器の中でも、ラドン・トロン弁別可能な測定器はトロンの影響を無視してラドン測定可能である。

● 過去の結論

保健物理学会報告書 2005 において、生活環境中の平均的なラドン濃度測定装置として、アルファトラック測定器と長時間型エレクトレット電離箱が推奨されている。測定時期は、1日の平均気温 10°C 以下の暖房が必要な季節が推奨されており、測定期間は2~3ヶ月程度が推奨されている。設置場所については壁から25 cm以上離れた場所が推奨されている。

● 今後すべき課題、手付かずの課題

今後詳細に検討すべき課題として保健物理学会報告書 2005 においてトロンのラドン測定への影響調査が挙げられている。

2.2.2 各種パラメータ

ラドンの健康影響、防護規準、規制値を考える上で我々がどの程度ラドンによって被ばくしているのかを把握することが重要である。実効線量を評価する上で重要なパラメータとして、平衡ファクタ、所在時間、呼吸量、フリー成分、粒径分布等が挙げられる。それぞれのパラメータについて下記に述べる。

1) ラドン濃度

● 過去のレビュー

<屋内ラドン濃度>

日本におけるラドン濃度調査はいくつか行われている。主な調査データを表 2-1 に示す。日本国内の放医研と日本分析センターによって行われた全国調査によると、日本の屋内ラドン濃度は算術平均で 15.5 Bq m^{-3} 、標準偏差 13.5 Bq m^{-3} 、幾何平均、 12.7 Bq m^{-3} 、中央値は 11.7 Bq m^{-3} である。日本の屋内ラドン濃度はスウェーデン（算術平均 108 Bq m^{-3} ）や米国（算術平均 46 Bq m^{-3} ）などに比べて低い。家屋の構造別に分類するとコンクリートブロックやコンクリート造りの家屋が他の家屋よりも高いラドン濃度を有している。これらの構造別のラドン濃度の季節変動を見てみると、図 2-1 に示すようにすべての構造において冬場（温度を調節するために部屋をタイトに閉め切る季節）に高くなり、その変動はコンクリート家屋が他の家屋よりも大きい。このことは、家屋の構造によって気密性が異なることを示している。

<屋外ラドン濃度>

日本における各地域の屋外環境のラドン濃度について、表 2-2 に示す。年平均ラドン濃度は、 $2.0 \sim 12.1 \text{ Bq m}^{-3}$ の範囲にあり、単純平均は 5.4 Bq m^{-3} である。この報告によれば、対岸のない内陸はラドン濃度が高いことが指摘されている。

● 過去の結論

<屋内ラドン濃度>

NIRS-R-34 において、日本の屋内ラドンの代表値として放医研と日本分析センターによって行われた全国調査結果の値（平均値 15.5 Bq m^{-3} ）が与えられている。

<屋外ラドン濃度>

NIRS-R-34 において、日本の屋外ラドン濃度の代表値として表 2-2 の平均値をまとめた値 5 Bq m^{-3} 、その幅として $4 \sim 7 \text{ Bq m}^{-3}$ が与えられている。

● 今度すべき課題、手付かずの課題

<屋内ラドン濃度>

NIRS-R-34 において、全国ラドン濃度調査は居住家屋を対象に行われたものであり、すべての屋内環境をカバーするものではないため職業環境や学校等のラドン調査の重要性が述べられている。

<屋外ラドン濃度>

保健物理学会報告書 1998 において、ある地域に住む人のラドンによる被ばく線量を評価するには屋外のラドン被ばくを評価する必要があるため、これまでの屋内ラドン調査と同様の方法での全国屋外ラドン調査の必要性が述べられている。また、現在全国屋内ラドン調査と同一の方法で全国のラドン濃度調査が行われていることが述べられており、今後の調査結果が期待される。

2) 平衡ファクタ

● 過去のレビュー

ラドンによる被ばくを評価するにはラドン壊変生成物の濃度が重要となってくるがラドン壊変生成物を簡易的に測定するのは困難である。それゆえ、ラドン濃度と平衡等価ラドン濃度との比を表す平衡ファクタは線量を評価する上で重要な値である。

平衡ファクタはラドン壊変生成物の空気中からの輸送・除去過程に依存して変動する。ラドン壊変生成物はエアロゾル粒子であり、屋内の壁・床などに沈着し空気中から除去される。壊変生成物の一部はエアロゾルに付着した付着成分として、一部は付着していない非付着成分として存在し、それぞれの空気中での挙動が異なる。それゆえ壊変生成物ごとに移動度が大きく異なり、その違いによって表面への沈着速度も大きく異なる。

<屋内環境>

屋内環境のラドン濃度については、主に保健物理学会報告書 1998 において次のように述べられている。屋内環境におけるラドンおよびその壊変生成物の収支モデルは Jacobi や Porsterdorfer により提唱されている。屋内の j 核種の非付着および付着成分の濃度 $n_j^{(f)}$ 、 $n_j^{(a)}$ は次式で表される。

$$\frac{d(n_j j^{(f)})}{dt} = v n_a^{(f)} + \lambda_j n_j^{(f)} + r_{j-1} \lambda_j n_j^{(a)} - (v + \lambda_j + X + q^{(f)}) n_j j^{(f)}$$

$$\frac{d(n_j j^{(a)})}{dt} = v n_a^{(a)} + \lambda_j (1 - r_{j-1}) n_j^{(a)} + X n_j^{(a)} - (v + \lambda_j + q^{(a)}) n_j j^{(a)}$$

ここで $n_a^{(f)}$ は屋外の壊変生成物濃度、 r_{j-1} はリコイルファクタ、 v は換気率、 $q^{(f)}$ 、 $q^{(a)}$ は非付着、付着成分の沈着率、 X はエアロゾルへの付着率である。

日本の屋内環境で実際に測定された結果を表 2-3 に示す。研究室、実験室、オフィスといった屋内環境でのデータがほとんどである。

<屋外環境>

屋内環境のラドン濃度については、主に保健物理学会報告書 1998 において次のように述べられている。大気中でのラドンおよび壊変生成物の収支モデルは Jacobi (1972) も屋内モデルと同時に提唱しているが、地表面への沈着を考慮にいれていないため実測値とかけ離れた推定値になっている。そこで我々は Jacobi (1963) のラドンとその壊変生成物の垂直分布を与える拡散モデルを基本に、それに非付着成分の地表面への沈着を考慮に入れたモデルをつくり、平衡ファクタを計算した。ラドン (n_0) とその壊変生成物 (n_j) の高度依存性は次式により表せる。

$$\frac{d}{dz} \left(\frac{K(z) dn_0}{dz} \right) - \lambda_n n_0(z) = 0$$

$$\frac{d}{dz} \left(\frac{K(z)dn_i(z)}{dz} \right) + \lambda_{i-n} n_{i-n}(z) - (\lambda_i + \Lambda(z))n_i(z) = 0$$

ここで $K(z)$ は乱流拡散係数で、その垂直分布の値は **Jacobi** が与えている。 $\Lambda(z)$ は沈着率である。この沈着率の値として、

$$\Lambda(z) = f \lambda_f \exp\left(\frac{m}{2kT}\right)(1-z^2)$$

で与えた。 λ_f は地上 1 m での沈着率の値、 f は非付着成分の割合である。日本の屋外環境で実際に測定された結果を表 2-4 に示す。測定結果は 0.51~0.76 と幅があるが、この幅はエアロゾル濃度の違いによるものと考えられる。

- 過去の結論

<屋内環境>

NIRS-R-34 において、種々の環境での値に大きな差はなく、表 2-3 の値から平衡ファクタの代表値として 0.4、その幅として 0.3~0.5 が見積もられている。

<屋外環境>

NIRS-R-34 において、エアロゾル濃度の代表値を先に決め、それを基に平衡ファクタの代表値を決める方法が推奨されている。その方法から、屋外のエアロゾル濃度の妥当な値として 10^4 cm^{-3} が与えられ、屋外の平衡ファクタの代表値として 0.6 が見積もられている。

- 今後すべき課題、手付かずの課題

保健物理学会報告書 1998 において、換気率、エアコンの動作状況等が平衡ファクタの支配的要因であることを考慮に入れる必要があり、季節ごとに平衡ファクタの代表値を決めていくことが推奨されている。

3) 居住係数

- 過去のレビュー

居住係数に関しては、表 2-5 および表 2-6 に示す保健物理学会報告書 1998 において検討されている。総務省統計局平成 3 年社会生活基本調査報告を基に、生活行動を 20 の分類に分け、属性（性別、年齢、職業、学生、主婦、家族構成など）の割合等を考慮しながら居住係数が求められている。

- 過去の結論

NIRS-R-34 において、居住係数の代表値として屋内は 90%、屋外は 10% が与えられている。天候による行動の制限、祝祭日等の行動を考慮すると屋内居住係数の幅は 85-95% となることが述べられている。

- 今後すべき課題、手付かずの課題

表 2-7 に示す保健物理学会報告書 1998 において、精度を良くするための重要な統計上のファクタが示されている。これらのファクタについて検討の必要性が述べられている。

4) 呼吸量

● 過去のレビュー

表 2-8 に示すように日本人の呼吸速度は本田や下らによって調査されている。これらの結果は、欧米人よりも呼吸速度が小さい可能ことを示唆している。それゆえ主として欧米人のデータに基づく UNSCEAR の値（屋内 $0.8 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ 、屋外 $1 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ ）を代表値として用いるのは過大評価になることが考えられるが、日本人の標的組織の質量も欧米人と比べると小さいため、単位摂取あたりの線量は UNSCEAR の値とさほど変わらないように思われる。

● 過去の結論

NIRS-R-34 において、日本人の行動時間統計から呼吸速度に変換する方法が見当たらないためハッキリとした呼吸速度を提示できず UNSCEAR 値以外の値を示せない現時点では UNSCEAR 値を採用することが望ましいと述べられている。また、呼吸率の不確かさについても ICRP Publ. 23 や表 2-6 に示す日本人の行動時間等を参考にして検討されており、呼吸率の不確かさとしてマイナス方向のみ 30%が想定されることが述べられている。

● 今度すべき課題、手付かずの課題

各報告書に明確に述べられていないが、日本人の各行動（軽い運動、強い運動等）時の呼吸率に関する直接的なデータの蓄積が重要と考えられる。

→ 直接的なデータは得られているのか?

5) 非付着成分

● 過去のレビュー

表 2-9 に示すように日本における非付着成分の実測データは少ないものの、児島ら (Kojima, 1988)、服部 (服部, 1996) の実測データが最も参考になる。児島らは千葉の日本家屋内において 7 ヶ月におよぶデータを採取し、月平均値の分布が $0.031 \sim 0.064$ であり、その平均値が 0.043 であることを示している。服部は東京の屋外、オフィス内、原子力施設内外において 7~15 ヶ月間データを採取し、幾何平均値と幾何標準偏差がそれぞれ、 0.024 と 2.1 、 0.026 と 2.0 、 0.062 と 2.0 となることを示している。

● 過去の結論

NIRS-R-34 において、上述の児島ら、服部の測定結果と、下ら (Shimo, 1985)、山崎ら (山崎, 1987) の各環境データから、日本における非付着成分比の代表値として屋内・屋外とも 0.03 、その幅をそれぞれ $0.02 \sim 0.05$ および $0.02 \sim 0.06$ とするのが適当であると述べられている。

● 今後すべき課題、手付かずの課題

NIRS-R-34 において、これらの値は少ないデータからの結論であり、将来若干変動する可能性があることが述べられている。

6) 粒径分布

- 過去のレビュー

屋内環境のラドン濃度については、主にNIRS-R-34において次のように述べられている。保健物理学的見地から粒径分布の測定が行われたのは1970年代後半からであり、日本における付着成分に関する測定データは少なく、表2-10に示す伊知地ら（伊知地, 1992）、斉藤（斉藤, 1990）、下（下, 1985）、山崎（Yamasaki, 1997）の報告が参考になる。伊知地らはワイヤースクリーン拡散箱法を用いて、東京の屋外を2ヶ月間連続測定を行い、粒子径が対数正規分布に近いことを示し、幾何平均値が $0.17\ \mu\text{m}$ （中央径の分布 $0.095\sim 0.30\ \mu\text{m}$ ）、および幾何標準偏差が1.5～3.7に分布することを示している。斉藤はワイヤースクリーン拡散法を用いて名古屋周辺の屋内外環境を測定し、中央径が $0.28\sim 0.40\ \mu\text{m}$ および幾何標準偏差が2.5～3.0であることを示し、また屋内よりも屋外の方がデータの幅が大きいことを示している。下は同様の方法でトンネル内や屋内の測定を行い中央値および幾何標準偏差が $0.12\sim 0.19\ \mu\text{m}$ および2.0～2.5であることを示し、トンネル内と屋内で差がないことを示している。山崎は低圧アンダーセンサンプラを用いて原子力施設内での測定を行い、中央径および幾何標準偏差が $0.2\sim 0.24\ \mu\text{m}$ および2.0～2.5であることを示している。

- 過去の結論

NIRS-R-34において、屋内外のラドン壊変生成物の粒子分布を対数正規分布とし、屋内と屋外における中央値と幾何標準偏差の幅を共に $0.1\sim 0.3\ \mu\text{m}$ および2.0～3.0とすることが推奨されている。また代表値として中央値を $0.2\ \mu\text{m}$ 、幾何標準偏差を2.4とすることが推奨されている。

- 今後すべき課題、手付かずの課題

NIRS-R-34において、測定データが少なく、屋内と屋外で中央値、幾何標準偏差の代表値を示すことは困難であることが述べられている。

2.2.3 濃度から線量への換算法

実効線量算出方法は、

- ・線量学的手法
- ・疫学的手法

の2つが挙げられる。ICRP Publ. 65では後者による手法が採用されている。

- 過去のレビュー

線量学的手法および疫学的手法については、主に保健物理学会報告書1998において次のように述べられている。

<線量学的手法>

ラドン壊変生成物の被ばくによる実効線量を算出する場合、平衡ファクタ、所在係数などの様々な要因を考慮する必要がある。それぞれの要因がどこで関与するのかを図2-2に示す。線量計算式ではラドン濃度、平衡ファクタ、居住係数、線量換算係数の4因子に集約されるが、図2-2から明らかなように多くの要因が線量換算係数に含まれていることに留意

しなければならない。

i) 実効線量算定式

$$E=Q \cdot F \cdot T \cdot K \text{ (mSv)}$$

ここで Q :ラドン濃度 (Bq m^{-3})、 F :平衡ファクタ (—)、 T :所在係数×年間時間 (h)、 K :線量換算係数 [$\text{mSv}/(\text{Bq h m}^{-3})$]

ii) 線量換算係数の導入

①単位放射能あたりのポテンシャルアルファエネルギー

^{218}Po 1 原子あたりのポテンシャルエネルギーは下記である。

$$^{218}\text{Po} : 6\text{MeV} + 7.69\text{MeV} = 13.7\text{MeV} = 2.19\text{pJ}/1 \text{ 原子} \quad (1\text{MeV} = 1.602 \times 10^{-13})$$

^{218}Po の 1 Bq あたりのポテンシャルエネルギーは下記である。

$$2.19 \div \lambda \quad (0.00378) = 5.79 \times 10^{-10} \text{ J/Bq}$$

同様に ^{214}Pb と ^{214}Bi は、

$$^{214}\text{Pb}: 28.6 \times 10^{-10} \text{ J/Bq}$$

$$^{214}\text{Bi}: 21.0 \times 10^{-10} \text{ J/Bq}$$

であり、3 核種の和を取って $5.54 \times 10^{-9} \text{ J/Bq}$

②摂取量と実効線量の換算係数

身体に与えられるエネルギー (J) がどの程度の実効線量になるかは粒径分布、非付着成分比などを考慮して決めるべきであり、簡単に決まる値でないが UNSCEAR 1982 では屋内および屋外滞在者に対して下記の値を提示している。

屋内滞在者: 2 Sv/J

屋外滞在者: 3 Sv/J

単純に 1 J のエネルギーが肺に吸収されれば 2.4 Sv である (組織加重係数×放射線加重係数 = 0.12×20) に相当する。

③1 時間の呼吸量

UNSCEAR1982 では屋内滞在者に対して $0.8 \text{ m}^3/\text{h}$

屋外滞在者に対して $1.0 \text{ m}^3/\text{h}$

したがって、線量換算係数は

$$\text{屋内 } K = ① \times ② \times ③ = 8.7 \times 10^{-6} \text{ mSv/Bq h m}^{-3}$$

$$\text{屋外 } K = ① \times ② \times ③ = 17 \times 10^{-6} \text{ mSv/Bq h m}^{-3}$$

近年では屋内外の粒径分布は両者に違いがないことが上げられ、 $K = 9 \times 10^{-6}$ が示されている。

<疫学的手法>

i) 実効線量算定式

この方法は ICRP Publ. 65 で採用され、線量算定式は下記に示すとおりである。

$$E = Q \cdot F \cdot T \cdot K \text{ (mSv)}$$

ここで Q :ラドン濃度 (Bq m^{-3})、 F : 平衡ファクタ (—)、 T : 所在係数×年間時間 (h)、 K : 線量換算係数 [$\text{mSv}/(\text{Bq h m}^{-3})$]

ii) 線量換算規約の算定

線量換算規約の算定ではウラン鉱夫等の疫学データ（ラドン曝露量あたりの発ガン者数）と原爆被爆者集団などから推定された損害確率が用いられる。

①曝露量あたりの損害確率

曝露量あたりの損害確率（生涯致死確率係数）はこれまでのデータを用いて次の値が示されている。

$$\text{損害確率/曝露量} : 8 \times 10^{-4} (\text{mJ h m}^{-3})^{-1}$$

(1WLM = 3.54 mJ h m⁻³ の理論的關係を使用)

②実効線量あたりの損害確率

実効線量あたりの損害確率（損害確率/実効線量）は原爆被爆集団のデータからのリスク係数として、公衆と作業者に分けて求められている。

$$\text{損害確率/実効線量, 公衆} : 7.3 \times 10^{-4} \text{ mSv}^{-1}$$
$$\text{損害確率/実効線量, 作業員} : 5.6 \times 10^{-4} \text{ mSv}^{-1}$$

iii) 線量換算係数の算定

線量換算係数は①と②を用いることによって得られる。

$$\text{線量換算係数} = [\text{損害確率/曝露量}] / [\text{損害確率/実効線量}]$$

$$= [\text{実効線量/曝露量}]$$

$$= 1.1 [\text{mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})] \quad \text{公衆}$$

$$= 1.4 [\text{mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})] \quad \text{作業員}$$

最終的には公衆の線量換算係数は下記となる。

$$K = 1.1 [\text{mSv}/(\text{mJ h m}^{-3})] \times 5.54 \times 10^{-9} (\text{J/Bq})$$

$$= 6.09 \times 10^{-6} \text{ mSv}/(\text{Bq h m}^{-3})$$

<動物実験手法>

動物実験による線量換算係数の算定は、Lafuma (Lafuma, 1989)、Gilbert (Gilbert, 1990)、Khan (Khan, 1994)、Johnson (Johnson, 1994)、Cogema (Cogema, 1994)、Strong (Strong, 1996) によって行われている。表 2-11 に動物実験による線量換算係数の算定結果を示す。

● 過去の結論

現在、線量学的手法に不備があるとはいえ ICRP Publ.66 で新しい呼吸器モデルが提示されたもののラドンへの適用は見送られている状況にある。保健物理学会報告書 1998 においては、線量換算規約が特に優れているとは認められておらず、多数の因子を理論的に考慮することが可能となれば正確な評価が期待されることから、線量学的手法に基づく UNSCEAR の方法が推奨されている。また、表 2-12 に示すように NIRS-R-34 において、各種パラメータによる線量換算係数の不確かさを評価する分には ICRP Publ. 66 モデルの利用は有効であるとし、それを用いて検討された不確かさの値が述べられている。

● 今後すべき課題、手付かずの課題

NIRS-R-34 において、線量学的モデルの検討、疫学調査の統計力を高める努力、過去のウ

ラン鉱山の線量見直し等の必要性が述べられている。

2.2.4 防護のための留意すべき点

各報告書を整理すると、主に下記のような留意点が挙げられる。

i) 換気率

換気率については、家屋の違いによって平衡係数、非付着成分比、粒径分布が異なること考えられるため検討が必要である。

ii) 空気清浄器

空気清浄器の使用によって、壊変生成物が除去される一方で非付着成分比が増加する（線量は減少）ので、空気清浄機の利用している家屋は、利用時間等を考慮に入れる必要がある。

iii) 壁材

壁材については、 ^{226}Ra が多く含まれる物質であった場合、ラドンによる被ばくが高くなる可能性がある。

iv) 生活様式

線量で考慮すべき時間はラドン濃度が高くなる夜（睡眠時間）である。それゆえ夜の寝室のラドン濃度を考慮に入れて線量を評価する必要がある。

v) 地域性

各地域で使用される建材、その土地の気候等に応じた建築構造による換気率の違い、その土地のラドン濃度（土壌のラドン散逸率）の違い等を考慮する必要がある。

vi) 感受性

人種の感受性については、喫煙によるガンリスクが欧米より日本・アジアの方が低い可能性があり、ラドンによる被ばくについても感受性がことなる可能性がある。

vii) ホルミシス

ラドン温泉は、鎮痛作用、高血圧症の軽減など様々な効果があるとされ、ラットを用いたラドン吸入では鎮痛効果有する β エンドルフィンなどの分泌増加が確認されている。人に対してどのようなメカニズムで影響をもたらすかは分からないが、線量からリスクまで評価する場合は、こういった効果も考慮する必要があるかもしれない。

viii) 生活習慣

肺がんに関連するリスク要因として喫煙、食習慣、職業、既往病などが考えられる。またガンの予防要因としてビタミン類の摂取、身体活動などが挙げられる。線量からリスクまで評価する場合はこれらの生活習慣の相違を考慮する必要がある。

2.3 トロン

2.3.1 測定器

- 過去のレビュー

トロン測定器については、主に KURRI-TR-417 において次のように述べられている。

生活環境場においては、小型、安価、取り扱いが容易なパッシブ型測定器が適しており、パッシブ型のトロン測定器としてはカップモニタ、活性炭吸着器などが挙げられる。

カップモニタは、上下にカップがあり、上のカップはラドン・トロンを測定するために換気率が大きくとられており、下側カップはラドンのみ測定するために 1 mm 径の孔を通じた換気であり、換気率が小さくなっている。ラドン濃度 10 Bq m^{-3} 雰囲気中で約 30 Bq m^{-3} のトロン濃度まで検出できる。

活性炭吸着器は、入れた容器を、数時間放置することによってラドン・トロンを活性炭に吸着させ、回収後、 γ 線スペクトル分析を行い ^{212}Pb （トロンの壊変生成物）のカウント数を基にトロン濃度が測定される。4 時間の放置で 15 Bq L^{-1} 程度まで測定可能である。しかしながら、活性炭吸着器は濃度変動がない条件での測定が必須であることに留意する必要がある。

- 過去の結論

これまでの保健物理学会等の報告書においては、有効なパッシブ型測定器は明確に述べられていない。

- 今度すべき課題、手付かずの課題

KURRI-TR-417 において、一様なトロン濃度校正場を保證するには空気を循環させる必要があるが、循環させることによって測定器の空気換気率が変化するため、パッシブ型測定器の校正することの難しさが述べられている。また実験で得られた校正定数はあくまで参考値であると述べられている。

2.3.2 各種パラメータ

トロンの健康影響、防護規準、規制値を考える上で我々がどの程度トロンによって被ばくしているのかを把握することが重要である。実効線量を評価する上で重要なパラメータとして、平衡ファクタ、所在時間、呼吸量、フリー成分、粒径分布等が挙げられる。それぞれのパラメータについて下記に述べる。

1) トロン濃度

- 過去のレビュー

<屋内トロン濃度>

屋内トロン濃度については、主に NIRS-M-140 において次のように述べられている。

屋内トロン濃度は、図 2-3 に示すように建材・季節などによって変化するほか、図 2-4 に示すように屋内で拡散する前に壊変するため発生源から濃度分布を有している。木造土壁家屋のトロン濃度が高い理由としては、土壁は空隙が多くトロンが散逸しやすいことが挙げられる。

日本における屋内トロン濃度調査はいくつか行われている。調査データを表 3-1 に示す。科学技術庁のラドン・トロン弁別モニタを用いたラドン濃度全国調査によると、ラドン濃

度とともに参考データとして測定されたトロン濃度の平均値は 30 Bq m^{-3} である。UNSCEAR1993 の世界平均 3 Bq m^{-3} の 10 倍の値である。日本の測定結果は高濃度であるが測定器の位置が壁から 20 cm の位置に設置された結果であり、人が呼吸する部屋の中央付近ではその平均値よりも低いと考えられる。

<屋外トロン濃度>

屋内トロン濃度については、主に KURRI-TR-417 において次のように述べられている。

日本における屋外トロン濃度については Doi ら (Doi *et al.*, 1994) によって地上 0.7 m の位置で 9.5 Bq m^{-3} と報告されている。国外では表 3-2 に示すように $4 \sim 36 \text{ Bq m}^{-3}$ と幅広い値をもつことが報告されている。Knutson ら (Kuntson *et al.*, 1991) によるとアスファルト上でトロン濃度が低い理由としてアスファルトによるトロンの遮蔽を挙げている。

● 過去の結論

<屋内トロン濃度>

これまでの保健物理学会等の報告書においては、代表的なわが国の屋内トロン濃度は与えられていない。

<屋外トロン濃度>

KURRI-TR-417 において、日本の屋外トロン濃度の代表値は 10 Bq m^{-3} 程度であると述べられている。

● 今度すべき課題、手付かずの課題

<屋内トロン濃度>

NIRS-M-140 および KURRI-TR-417 において、トロン濃度は発生源から濃度分布をもっており、代表的な値を示すのは困難であるが、屋内トロン壊変生成物は室内で一定であることが述べられている。

2) トロン壊変生成物濃度

● 過去のレビュー

<屋内環境>

屋内のトロン壊変生成物濃度については、主に NIRS-M-140 および KURRI-TR-417 において次のように述べられている。

屋内トロン濃度は、図 2-5 に示すように発生源から距離により異なるが屋内トロン壊変生成物は一般的な拡散係数下で理論的に一定である。

日本における屋内トロン壊変生成物濃度調査は Guo ら (Guo *et al.*, 1995) によって行われている。その日本の調査結果を含む各国の主な調査データを表 3-3 に示す。世界の家屋では $0.1 \sim 4 \text{ Bq m}^{-3}$ の範囲にあり、UNSCEAR1993 での平均値は 0.3 Bq m^{-3} である。

<屋外環境>

屋外のトロン壊変生成物濃度については、主に KURRI-TR-417 において次のように述べられている。

日本における屋外トロン壊変生成物濃度については児島が、地表 1 ~ 1.2 m で ^{212}Pb の濃度

が 1 Bq m^{-3} 以下、平均値で 0.2 Bq m^{-3} であることを報告している。海外の研究報告（表 3-4）と比べてもほぼ同じレベルである。

- 過去の結論

<屋内環境>

KURRI-TR-417 において、日本の屋内トロン壊変生成物は $0.1 \sim 4 \text{ Bq m}^{-3}$ （平均値で 0.3 Bq m^{-3} ）程度であると述べられている。土壁の家屋に限っては 4 Bq m^{-3} 程度の家屋が多いと述べられている。

<屋外環境>

これまでの保健物理学会等の報告書においては、代表的なわが国の屋外トロン壊変生成物濃度は与えられていない。

- 今後すべき課題、手付かずの課題

KURRI-TR-417 においてトロン壊変生成物の測定は現在のところアクティブ法しかないことが述べられている。

3) 平衡ファクタ

- 過去のレビュー

屋外のトロン壊変生成物濃度については、主に NIRS-M-140 において次のように述べられている。

ラドンによる被ばく線量を得るためには、ラドン濃度に平衡ファクタを乗じて、壊変生成物濃度を算出する。しかし、トロン線量評価については、トロン濃度が線源からの距離に大きく変動することによって平衡ファクタも大きく変動するため、ラドンと同様の方法で求めればかなりの誤差が生じる。

- 過去の結論

これまでの保健物理学会等の報告書においては代表的なトロン平衡ファクタは与えられていない。

- 今後すべき課題、手付かずの課題

4) 居住係数

ラドンと同じ。

5) 呼吸量

ラドンと同じ。

6) 非付着成分

これまでの保健物理学会等の報告書においては、代表的なわが国のトロン壊変生成物の非付着成分比は与えられていない。

7) 粒子分布

これまでの保健物理学会等の報告書においては、代表的なわが国のトロン壊変生成物の粒子分布は与えられていない。

2.3.3 濃度から線量への換算手法

- 過去のレビュー

トロン、トロン壊変生成物濃度から線量への換算手法については、主に KURRI-TR-417 において次のように述べられている。

トロン、トロン壊変生成物の吸入量から線量への換算は数学モデルに基づく方法で行われる。これまでに Jacobi (Jacobi,1972) や James ら (James *et al*, 1980) によってトロン壊変生成物の線量評価モデルの研究が行われ、これらの結果を検討して ICRP Publ.50、UNSCEAR 1988 においてまとめられた「トロンガスの線量換算係数」「トロン壊変生成物の線量換算係数」を表 3-5 に示す。「トロンガスの線量換算係数」は「トロン壊変生成物の線量換算係数」に比べて非常に小さいが、トロンガスの場合は壊変生成物の数百倍のところもあるので無視できない場合もある。トロンガスを吸入した場合は、それ自体は呼吸器官で崩壊するが崩壊で生成される壊変生成物の半減期が長いため、骨内膜細胞、腎臓、肝臓、骨髄などに移行するので呼吸器官以外の臓器も被ばくの対象となる。壊変生成物を吸入した場合も同様にこれらの器官での被ばく線量が無視できない。

- 過去の結論

KURRI-TR-417 において「トロンガスの線量換算係数」として $0.11 \text{ nSv/Bq h m}^{-3}$ (屋内外) 「トロン壊変生成物の線量換算係数」として $32 \text{ nSv/Bq h m}^{-3}$ (屋内)、 $10 \text{ nSv/Bq h m}^{-3}$ (屋外) が与えられている。なお、UNSCEAR2000 においては「トロン壊変生成物の線量換算係数」として $40 \text{ nSv/Bq h m}^{-3}$ (屋内外) が与えられている。

- 今後すべき課題、手付かずの課題

NIRS-M-140 において、トロンによる線量寄与はラドンと比較して高くないと考えられるが、濃度のレベル、線量推定において未知な部分が多いことが述べられている。また土壁家屋の壁付近での睡眠する者、高線量地域の洞穴生活者などの特殊な環境での居住者のトロン被ばくの影響は無視できないことが述べられている。

2.3.4 防護のための留意すべき点

ラドンと同じ。

表1-1. 保物専門委員会等報告書

発行年	報告書名	報告書タイトル	発行元
2007.9	保健物理学会報告書2007	屋内ラドンリスクに関する疫学研究とその評価	保健物理学会
2005.11	保健物理学会報告書2005	屋内ラドンの規制に対する日本物理学会の提言	保健物理学会
1999.12	NIRS-M-140	ラドン、その人間への影響まで	放射線医学総合研究所
1998.5	保健物理学会報告書1998	ラドンの人体への影響評価研究専門委員会報告書	保健物理学会
1998.3	NIRS-R-34	ラドン濃度測定・線量評価最終報告書	放射線医学総合研究所
1997.3	NIRS-R-32	ラドン濃度全国調査最終報告書	放射線医学総合研究所
1995.8	KURRI-TR-417	トロンとその娘核種の性状と挙動に関する専門研究会報告書	京都大学原子炉実験所
1991.9	保健物理学会報告書1991	ラドン・ラドン娘核種の共同比較実験	電子科学研究所
1989.3	NIRS-M-73	放医研セミナーシリーズNo15	放射線医学総合研究所
1988.3	保健物理学会報告書1988	ラドン・トロン研究専門委員会(ラドンとその娘核種—測定と校正)	保健物理学会
1986.3	保健物理学会報告書1986	ラドン・トロン研究専門委員会報告書	保健物理学会

ラドンの線量評価に必要なパラメータは、主に保健物理学会報告書1998、NIRS-R-341、NIRS-R-32にまとめられている。ラドンについてはそれらを主として引用。
 トロンの線量評価に必要なパラメータは、主にNIRS-M-140、KURRI-TR-417にまとめられている。トロンについてはそれらを主として引用。

表2-1. 日本国内の屋内ラドン濃度

地域	屋内環境	備考	データ数	ラドン濃度 Bq/m ³					測定器	引用文献
				不明	算術平均	幾何平均	中央値	最小		
名古屋	木造A			6.4					静電式ラドンモニタ, CNフィルム	NIRS-M-73
名古屋	木造B			7.7					静電式ラドンモニタ, CNフィルム	NIRS-M-73
名古屋	新建築			8.4					静電式ラドンモニタ, CNフィルム	NIRS-M-73
名古屋	鉄筋コンクリートA			11.9					静電式ラドンモニタ, CNフィルム	NIRS-M-73
名古屋	鉄筋コンクリートB			18.9					静電式ラドンモニタ, CNフィルム	NIRS-M-73
名古屋	実験室A			18.2					静電式ラドンモニタ, CNフィルム	NIRS-M-73
名古屋	実験室B			22.1					静電式ラドンモニタ, CNフィルム	NIRS-M-73
名古屋	オフィス			17.3					静電式ラドンモニタ, CNフィルム	NIRS-M-73
名古屋	地下街			7.8					静電式ラドンモニタ, CNフィルム	NIRS-M-73
名古屋	地下鉄駅長室			8.6					静電式ラドンモニタ, CNフィルム	NIRS-M-73
名古屋	地下鉄駅ホーム			25.7					静電式ラドンモニタ, CNフィルム	NIRS-M-73
札幌	木造A			38.5					静電式ラドンモニタ, CNフィルム	NIRS-M-73
札幌	鉄筋コンクリートA			51.1					静電式ラドンモニタ, CNフィルム	NIRS-M-73
札幌	コンクリートブロックA			121.1					静電式ラドンモニタ, CNフィルム	NIRS-M-73
札幌	木造B			15.5					静電式ラドンモニタ, CNフィルム	NIRS-M-73
札幌	鉄筋コンクリートB			23.4					静電式ラドンモニタ, CNフィルム	NIRS-M-73
札幌	コンクリートブロックB			27.0					静電式ラドンモニタ, CNフィルム	NIRS-M-73
広島市	家屋		100	43.1	26.2	23.1	4.59	289	ベア法, CR39フィルム	NIRS-M-73
長崎市	家屋		93	13.6	9.9	10.2	0.12	75.6	ベア法, CR39フィルム	NIRS-M-73
美浜町	家屋		27	43	32.4	31.2	8.33	116	ベア法, CR39フィルム	NIRS-M-73
三朝町	家屋		31	37.2	27.7	24.4	6.71	149	ベア法, CR39フィルム	NIRS-M-73
滋賀県	家屋		95	28	21	19	1.14	128	ベア法, CR39フィルム	NIRS-M-73
広島市、長崎市、美浜町、三朝町、滋賀県	家屋		365	29.9	19.1	18.1	0.12	289	ベア法, CR40フィルム	NIRS-M-73
広島市、長崎市、美浜町、三朝町、滋賀県	家屋	-1925	24		29.1				ベア法, CR39フィルム	NIRS-M-73
広島市、長崎市、美浜町、三朝町、滋賀県	家屋	1925-1950	27		26.2				ベア法, CR39フィルム	NIRS-M-73
広島市、長崎市、美浜町、三朝町、滋賀県	家屋	1950-1960	56		26.2				ベア法, CR39フィルム	NIRS-M-73
広島市、長崎市、美浜町、三朝町、滋賀県	家屋	1960-1970	96		17				ベア法, CR39フィルム	NIRS-M-73
広島市、長崎市、美浜町、三朝町、滋賀県	家屋	1970-1980	119		15.2				ベア法, CR39フィルム	NIRS-M-73
広島市、長崎市、美浜町、三朝町、滋賀県	家屋	1980-	28		19.7				ベア法, CR39フィルム	NIRS-M-73
広島市、長崎市、美浜町、三朝町、滋賀県	石膏ボード使用家屋, 1950-1960		7		62.5				ベア法, CR39フィルム	NIRS-M-73
広島市、長崎市、美浜町、三朝町、滋賀県	石膏ボード使用家屋, 1960-1970		15		18.1				ベア法, CR39フィルム	NIRS-M-73
広島市、長崎市、美浜町、三朝町、滋賀県	石膏ボード使用家屋, 1970-1980		30		14.1				ベア法, CR39フィルム	NIRS-M-73
広島市、長崎市、美浜町、三朝町、滋賀県	石膏ボード使用家屋, 1980-		6		14.6				ベア法, CR39フィルム	NIRS-M-73
全国	家屋		250	10					静電式積分ラドンモニタ	NIRS-M-73
全国	家屋		7000	20.8	16.9	16			カールスルーエ型カップ法, ポリカーボネート	保健物理, 32.41-51.1997, 藤元憲三
北海道・東北	家屋		137	16		12.4		85	放医研型カップモニタ, ポリカーボネイト	NIRS-R-32
関東	家屋		173	14.1		9.7		70	放医研型カップモニタ, ポリカーボネイト	NIRS-R-32
中部	家屋		133	12.5		11.5		63	放医研型カップモニタ, ポリカーボネイト	NIRS-R-32
近畿	家屋		131	17.1		12.7		143	放医研型カップモニタ, ポリカーボネイト	NIRS-R-32
中国	家屋		94	16.7		14.4		55	放医研型カップモニタ, ポリカーボネイト	NIRS-R-32
四国	家屋		78	14.4		12.2		61	放医研型カップモニタ, ポリカーボネイト	NIRS-R-32
九州・沖縄	家屋		147	17.5		12.7		208	放医研型カップモニタ, ポリカーボネイト	NIRS-R-32
全国	家屋		899	15.5	12.7	11.7		208	放医研型カップモニタ, ポリカーボネイト	NIRS-R-32
全国	木造		593	12.9		10.9		78	放医研型カップモニタ, ポリカーボネイト	NIRS-R-32
全国	コンクリート		180	23.1		18.7		94	放医研型カップモニタ, ポリカーボネイト	NIRS-R-32
全国	鉄骨		89	12.8		10.9		77	放医研型カップモニタ, ポリカーボネイト	NIRS-R-32
全国	コンクリートブロック		16	42.5		22.6		208	放医研型カップモニタ, ポリカーボネイト	NIRS-R-32
全国	プレハブ		6	10		9.5		17	放医研型カップモニタ, ポリカーボネイト	NIRS-R-32
福岡	コンクリート (春) 1998		16	7.4			1.9	12.4	バッシブ型ラドン濃度測定器	保健物理, 35.435-442 (2000)
福岡	コンクリート (夏) 1998		16	6.3			3.8	9.3	バッシブ型ラドン濃度測定器	保健物理, 35.435-442 (2000)
福岡	コンクリート (秋) 1998		16	7.7			4.8	13.6	バッシブ型ラドン濃度測定器	保健物理, 35.435-442 (2000)
福岡	コンクリート (冬) 1999		16	7.3			3.8	10.9	バッシブ型ラドン濃度測定器	保健物理, 35.435-442 (2000)
福岡	コンクリート (春) 1999		16	5.9			2.4	9.2	バッシブ型ラドン濃度測定器	保健物理, 35.435-442 (2000)
兵庫、神戸市	アパート 2004年5月			86						Y. Yasuoka, J. Radioanal. Nucl. Chem. 279. 885-891 (2009)

福岡	コンクリート	1戸建-コンクリート	7	28.6	27.1	27.9	14.7	46.1	カールスルーエ型カップ法、ポリカーボネート	産業医科大雑誌, 12, 261-268(1990)
福岡	木造	1戸建-木造-土壁	58	31.6	28.1	25	11.7	95.4	カールスルーエ型カップ法、ポリカーボネート	産業医科大雑誌, 12, 261-268(1990)
福岡	木造	1戸建-木造-土壁なし	58	24.8	23.3	22.2	13.9	55.3	カールスルーエ型カップ法、ポリカーボネート	産業医科大雑誌, 12, 261-268(1990)
福岡	プレハブ	1戸建-プレハブ	17	20.4	19.9	20.6	13.9	31.4	カールスルーエ型カップ法、ポリカーボネート	産業医科大雑誌, 12, 261-268(1990)
福岡	コンクリート	アパート-コンクリート	24	32.1	28.3	25.7	14.7	94.6	カールスルーエ型カップ法、ポリカーボネート	産業医科大雑誌, 12, 261-268(1990)
福岡	木造	アパート-木造	3	32.1	32	33.8	28.2	34.4	カールスルーエ型カップ法、ポリカーボネート	産業医科大雑誌, 12, 261-268(1990)
鹿児島	コンクリート	1戸建-コンクリート	16	20.9	20.4	20.1	14.5	42.8	カールスルーエ型カップ法、ポリカーボネート	産業医科大雑誌, 12, 261-268(1990)
鹿児島	木造	1戸建-木造-土壁	22	18.4	17.8	17.8	11.4	42.8	カールスルーエ型カップ法、ポリカーボネート	産業医科大雑誌, 12, 261-268(1990)
鹿児島	木造	1戸建-木造-土壁なし	54	17.5	16.9	16.7	11.2	32.6	カールスルーエ型カップ法、ポリカーボネート	産業医科大雑誌, 12, 261-268(1990)
鹿児島	プレハブ	1戸建-プレハブ	11	16.5	16.2	15.7	12.3	24.4	カールスルーエ型カップ法、ポリカーボネート	産業医科大雑誌, 12, 261-268(1990)
鹿児島	コンクリート	アパート-コンクリート	17	28.1	24.9	23.6	14.4	96.8	カールスルーエ型カップ法、ポリカーボネート	産業医科大雑誌, 12, 261-268(1990)
鹿児島	木造	アパート-木造	2	20.5	20.2	20.5	17	24	カールスルーエ型カップ法、ポリカーボネート	産業医科大雑誌, 12, 261-268(1990)
兵庫県明石市	家屋	1戸建-土壁-畳	1	7.07					アクティブ、静電捕集	神戸高専研究紀要, 38-1, (1999)
兵庫県明石市	家屋	1戸建-土壁-板張り床	1	10					アクティブ、静電捕集	神戸高専研究紀要, 38-1, (1999)
兵庫県神戸市	マンション	鉄筋コンクリート	1	19.8					アクティブ、静電捕集	神戸高専研究紀要, 38-1, (1999)
兵庫県神戸市	マンション	鉄筋コンクリート	1	94.4					アクティブ、静電捕集	神戸高専研究紀要, 38-1, (1999)
熊本県	木造		10	25					パッシブ型ラドン濃度測定器	保険物理, 43, 349-353 (2008)
熊本県	木造以外		10	34					パッシブ型ラドン濃度測定器	保険物理, 43, 349-353 (2008)
群馬	オフィス		27	29			12	93	パッシブ型ラドン濃度測定器	M. Sugino, J. Radioanal. Nucl. Chem. 266, 205-209 (2005)
群馬	家屋		29	17			12	28	パッシブ型ラドン濃度測定器	M. Sugino, J. Radioanal. Nucl. Chem. 266, 205-209 (2005)
青森	オフィス		287	22.6					パッシブ型ラドン濃度測定器	S. Okikawa, J. Environ. Radioact., 87, 239-245 (2006)
青森	工場		178	10.1					パッシブ型ラドン濃度測定器	S. Okikawa, J. Environ. Radioact., 87, 239-245 (2006)
青森	学校		185	28.4					パッシブ型ラドン濃度測定器	S. Okikawa, J. Environ. Radioact., 87, 239-245 (2006)
青森	病院		50	19.8					パッシブ型ラドン濃度測定器	S. Okikawa, J. Environ. Radioact., 87, 239-245 (2006)
青森	青森 全体		700	20.8	15.5	1.4	182		パッシブ型ラドン濃度測定器	S. Okikawa, J. Environ. Radioact., 87, 239-245 (2006)
青森	ガラス温室、ハイブハウス		28	18	13	3.3	75		パッシブ型ラドン濃度測定器	T. Iyogi, J. Environ. Radioact., 354, 142-149 (2006)
青森	オフィス、病院、学校、工場		107	25	20				パッシブ型ラドン濃度測定器	T. Iyogi, J. Environ. Radioact., 354, 142-149 (2006)
青森	家屋	木造(2つの家屋以外木造)	109	14	13				パッシブ型ラドン濃度測定器	T. Iyogi, J. Environ. Radioact., 354, 142-149 (2006)
東京	木造		10	11.6					パッシブ型ラドン濃度測定器	杉浦ら, 保健物理, 30, 293-301 (1995)
東京	プレハブ		10	14.2					パッシブ型ラドン濃度測定器	杉浦ら, 保健物理, 30, 293-301 (1995)
東京	コンクリート		14	22.4					パッシブ型ラドン濃度測定器	杉浦ら, 保健物理, 30, 293-301 (1995)
鳥取 三朝							19	163	パッシブ	M. Inagaki et al. International congress series, 1276, 293-294 (2005)
山梨 増富								3300	パッシブ	T. Koga et al. International congress series, 1276, 295-296 (2005)
鳥取 三朝								4400	パッシブ	T. Koga et al. International congress series, 1276, 295-296 (2005)
福岡二丈町	家屋		10	18			9	27	パッシブ	T. Ishikawa et al. International congress series, 1276, 301-302 (2005)
北海道	コンクリート個別	暖房時期	6	53.09				98.4	アクティブ	横山ら, 室内環境学会誌, 6, 9-17 (2003)
北海道	コンクリート個別	非暖房時期	9	28.03				43.88	アクティブ	横山ら, 室内環境学会誌, 6, 9-17 (2003)
北海道	RC遠集合	暖房時期	9	35.33				65.02	アクティブ	横山ら, 室内環境学会誌, 6, 9-17 (2003)
北海道	RC遠集合	非暖房時期	13	27.95				65.34	アクティブ	横山ら, 室内環境学会誌, 6, 9-17 (2003)
北海道	木造	暖房時期	10	30.44				57.65	アクティブ	横山ら, 室内環境学会誌, 6, 9-17 (2003)
北海道	木造	非暖房時期	10	25.84				53.17	アクティブ	横山ら, 室内環境学会誌, 6, 9-17 (2003)
北海道	R-2000仕様		29	6.67				185.4	アクティブ	横山ら, 室内環境学会誌, 6, 9-17 (2003)
北海道	地下室		2	139.12				231.2	アクティブ	横山ら, 室内環境学会誌, 6, 9-17 (2003)
鳥取 三朝 三徳地区			12	25.2			9	63	パッシブ	古賀ら, 近畿大学原子力研究所年報, 33, 11-23 (1996)
鳥取 三朝 小倉地区			9	15.9			11	22	パッシブ	古賀ら, 近畿大学原子力研究所年報, 33, 11-23 (1996)
鳥取 三朝 三朝地区			29	66.2			25	121	パッシブ	古賀ら, 近畿大学原子力研究所年報, 33, 11-23 (1996)
鳥取 三朝 旭地区(高勢川沿)			12	45.4			11	78	パッシブ	古賀ら, 近畿大学原子力研究所年報, 33, 11-23 (1996)
鳥取 三朝 旭地区(竹田川沿)			22	54.1			15	194	パッシブ	古賀ら, 近畿大学原子力研究所年報, 33, 11-23 (1996)
鳥取 三朝 竹田地区(加谷川沿)			7	39.1			17	90	パッシブ	古賀ら, 近畿大学原子力研究所年報, 33, 11-23 (1996)
鳥取 三朝 竹田地区(天神川沿)			10	60.7			37	109	パッシブ	古賀ら, 近畿大学原子力研究所年報, 33, 11-23 (1996)
岡山県 人形峠			1	11.8					パッシブ	古賀ら, 近畿大学原子力研究所年報, 33, 11-23 (1996)
東大阪	研究所構内、研究室、倉庫等		28	15.6			7	33	パッシブ	古賀ら, 近畿大学原子力研究所年報, 33, 11-23 (1996)
	強化コンクリート	研究室	6				5.2	14	アクティブ	M. Simo et al., J. Environ. Radioact., 51, 49-57 (2000)
	強化コンクリート	研究室	5				4.7	9.7	アクティブ	M. Simo et al., J. Environ. Radioact., 51, 49-57 (2000)
	強化コンクリート	研究室	5				3.8	7.1	アクティブ	M. Simo et al., J. Environ. Radioact., 51, 49-57 (2000)
	木造	住居	11				3.5	29	アクティブ	M. Simo et al., J. Environ. Radioact., 51, 49-57 (2000)
	強化コンクリート	休憩所	3				0.27	0.87	アクティブ	M. Simo et al., J. Environ. Radioact., 51, 49-57 (2000)
岐阜	レストラン			55					パッシブ	Cs. Nemeth et al., J. Radioanal. Nucl. Chem., 267, 9-12 (2006)
岐阜	更衣室			39					パッシブ	Cs. Nemeth et al., J. Radioanal. Nucl. Chem., 267, 9-12 (2006)
岐阜	更衣室			45					パッシブ	Cs. Nemeth et al., J. Radioanal. Nucl. Chem., 267, 9-12 (2006)
岐阜	浴室			43					パッシブ	Cs. Nemeth et al., J. Radioanal. Nucl. Chem., 267, 9-12 (2006)
岐阜	浴室			35					パッシブ	Cs. Nemeth et al., J. Radioanal. Nucl. Chem., 267, 9-12 (2006)

表2-2. 日本国内の屋外ラドン濃度

地域	屋外環境	測定数	ラドン濃度(Bq/m ³)					測定器	引用文献	
			不明	算術平均	幾何平均	中央値	最小			最大
愛知県		21		5.7				EIRM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
岐阜県		10		8.4				EIRM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
三重県		9		6				EIRM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
北海道		15-20		5.1				EIRM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
秋田県		15-20		3.2				EIRM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
宮城県		15-20		2.8				EIRM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
新潟県		15-20		4.4				EIRM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
千葉県		15-20		4.1				EIRM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
愛知県		15-20		5.3				EIRM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
大阪府		15-20		4.4				EIRM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
島根県		15-20		7.6				EIRM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
広島県		15-20		12.1				EIRM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
愛媛県		15-20		5				EIRM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
佐賀県		15-20		5.7				EIRM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
鹿児島県		15-20		4.6				EIRM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
沖縄県		15-20		2				EIRM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
札幌市		1		2.4				EIRM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
金沢市		1		5.1				EIRM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
名古屋市		1		6.6				EIRM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
津市		1		9.7				EIRM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
舞鶴市		1		7.8				EIRM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
高知市		1		6.8				EIRM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
船橋市		1		4.8				ERM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
名古屋市		1		5.1				ERM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
春日井市		1		6				ERM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
土岐市		1		6.1				ERM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
金沢市		1		5.8				ERM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
泊市		5		3.9				EIRM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
浜岡町		5		3.8				EIRM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
若狭地区		105		5.5				N-CUP	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
青森県		10		3.4				D-CUP	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
柏江市		1		3.8				ERM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
全国				5.4				EIRM	保健物理学会報告書1998, NIRS-R-34	
福岡県	(春) 1998	3		4.4			2.7	6.2	パッシブ型ラドン濃度測定器	保健物理, 35, 435-442 (2000)
福岡県	(夏) 1998	3		4.2			1.6	6.4	パッシブ型ラドン濃度測定器	保健物理, 35, 435-442 (2000)
福岡県	(秋) 1998	3		1.6			0.2	2.9	パッシブ型ラドン濃度測定器	保健物理, 35, 435-442 (2000)
福岡県	(冬) 1999	3		3.3			1.1	5	パッシブ型ラドン濃度測定器	保健物理, 35, 435-442 (2000)
福岡県	(春) 1999	3		2.9			0	4.8	パッシブ型ラドン濃度測定器	保健物理, 35, 435-442 (2000)
兵庫県明石市	家屋の庭	1		7.23					アクティブ、静電捕集	神戸高専研究紀要, 38-1, (1999)
兵庫県神戸市	マンションバルコニ	1		3.3					アクティブ、静電捕集	神戸高専研究紀要, 38-1, (1999)
北海道				4.7					パッシブ型ラドン濃度測定器	S. Okikawa, J. Environ. Radioact., 65, 203-213 (2003)
関東				5.3					パッシブ型ラドン濃度測定器	S. Okikawa, J. Environ. Radioact., 65, 203-213 (2003)
北陸 中部				4.5					パッシブ型ラドン濃度測定器	S. Okikawa, J. Environ. Radioact., 65, 203-213 (2003)
近畿				5.7					パッシブ型ラドン濃度測定器	S. Okikawa, J. Environ. Radioact., 65, 203-213 (2003)
中国				6.5					パッシブ型ラドン濃度測定器	S. Okikawa, J. Environ. Radioact., 65, 203-213 (2003)
四国				9.8					パッシブ型ラドン濃度測定器	S. Okikawa, J. Environ. Radioact., 65, 203-213 (2003)
九州				7.5					パッシブ型ラドン濃度測定器	S. Okikawa, J. Environ. Radioact., 65, 203-213 (2003)
沖縄				5.7					パッシブ型ラドン濃度測定器	S. Okikawa, J. Environ. Radioact., 65, 203-213 (2003)
全国		696		6.1	5.9	5.5	1.8	35.3	パッシブ型ラドン濃度測定器	S. Okikawa, J. Environ. Radioact., 65, 203-213 (2003)

青森	水田	24	4.4				パッシブ型ラドン濃度測定器	T. Iyogi, J. Environ. Radioact. 262, 363-369 (2004)
青森	畑	24	4.2				パッシブ型ラドン濃度測定器	T. Iyogi, J. Environ. Radioact. 262, 363-369 (2004)
青森	果樹園	9	5.7				パッシブ型ラドン濃度測定器	T. Iyogi, J. Environ. Radioact. 262, 363-369 (2004)
青森	森	16	8.1				パッシブ型ラドン濃度測定器	T. Iyogi, J. Environ. Radioact. 262, 363-369 (2004)
青森	漁船	16	3.3				パッシブ型ラドン濃度測定器	T. Iyogi, J. Environ. Radioact. 262, 363-369 (2004)
青森	港	6	3.7				パッシブ型ラドン濃度測定器	T. Iyogi, J. Environ. Radioact. 262, 363-369 (2004)
青森	繁華街	21	4.5				パッシブ型ラドン濃度測定器	T. Iyogi, J. Environ. Radioact. 262, 363-369 (2004)
青森	家屋の庭	15	4.5	4.4			パッシブ型ラドン濃度測定器	T. Iyogi, J. Environ. Radioact. 262, 363-369 (2004)
富士山	秋		0.63		0.51	0.74	アクティブ	Y. Inomata, Atmos. Environ., 44, 3856-3865 (2010)
富士山	冬		0.87		0.81	0.94	アクティブ	Y. Inomata, Atmos. Environ., 44, 3856-3865 (2010)
富士山	春		0.7		0.64	0.78	アクティブ	Y. Inomata, Atmos. Environ., 44, 3856-3865 (2010)
富士山	夏		0.77		0.7	0.85	アクティブ	Y. Inomata, Atmos. Environ., 44, 3856-3865 (2010)
岡山 JAFA人形峠			9.9					石森ら, 保健物理, 35, 193-201 (2000)
鳥取 方面堆積場出入口			49.9					石森ら, 保健物理, 35, 193-201 (2000)
鳥取 方面			14.2					石森ら, 保健物理, 35, 193-201 (2000)
鳥取 麻畑			10.8					石森ら, 保健物理, 35, 193-201 (2000)
鳥取 川上			8.8					石森ら, 保健物理, 35, 193-201 (2000)
鳥取 三朝			19.2					石森ら, 保健物理, 35, 193-201 (2000)
鳥取 倉吉			12.6					石森ら, 保健物理, 35, 193-201 (2000)
鳥取 穴鴨			15.1					石森ら, 保健物理, 35, 193-201 (2000)
東京		11	5.8				パッシブ型ラドン濃度測定器	杉浦ら, 保健物理, 30, 293-301 (1995)
鳥取 三朝					7	50	パッシブ	M. Inagaki et al. International congress series, 1276, 293-294 (2005)
鳥根 三朝						690	パッシブ	T. Koga et al. International congress series, 1276, 295-296 (2005)
北海道			2.12			4.33	アクティブ	横山ら, 室内環境学会誌, 6, 9-17 (2003)
鳥取 三朝 三徳地区		7	17.1		5	29	パッシブ	古賀ら, 近畿大学原子力研究所年報, 33, 11-23 (1996)
鳥取 三朝 小鹿地区		5	15.6		10	19	パッシブ	古賀ら, 近畿大学原子力研究所年報, 33, 11-23 (1996)
鳥取 三朝 三朝地区		22	39.8		9	72	パッシブ	古賀ら, 近畿大学原子力研究所年報, 33, 11-23 (1996)
鳥取 三朝 旭地区(高勢川沿)		11	41.4		13	73	パッシブ	古賀ら, 近畿大学原子力研究所年報, 33, 11-23 (1996)
鳥取 三朝 旭地区(竹田川沿)		10	41.2		11	150	パッシブ	古賀ら, 近畿大学原子力研究所年報, 33, 11-23 (1996)
鳥取 三朝 竹田地区(加谷川沿)		5	21.2		18.0	29	パッシブ	古賀ら, 近畿大学原子力研究所年報, 33, 11-23 (1996)
鳥取 三朝 竹田地区(天禰川沿)		7	37.8		13	65	パッシブ	古賀ら, 近畿大学原子力研究所年報, 33, 11-23 (1996)
岡山県 人形峠		20	23		6	59	パッシブ	古賀ら, 近畿大学原子力研究所年報, 33, 11-23 (1996)
東大阪	研究所構内、研究室、倉庫等	24	9.2		3	25	パッシブ	古賀ら, 近畿大学原子力研究所年報, 33, 11-23 (1996)
中部地方	居住エリアの庭	3			1.2	3.4	アクティブ	M. Simo et al., J. Environ. Radioact. 51, 49-57 (2000)
中部地方	農村部	4			0.78	3.8	アクティブ	M. Simo et al., J. Environ. Radioact. 51, 49-57 (2000)
中部地方	都心部(名古屋大学)	5			1.9	5.5	アクティブ	M. Simo et al., J. Environ. Radioact. 51, 49-57 (2000)
中部地方	郊外(道の近く)	8			0.98	14	アクティブ	M. Simo et al., J. Environ. Radioact. 51, 49-57 (2000)
中部地方	山地(森の中)	7			2.5	11	アクティブ	M. Simo et al., J. Environ. Radioact. 51, 49-57 (2000)

表2-3. 日本国内の屋内におけるラドンの平衡ファクタ

屋内の形態	備考	平衡ファクタ	換気率	エアロゾル	測定法	引用文献	孫引用文献
研究室		0.38			Passive	NIRS-R-34	Iida, 1988
一般家屋		0.43	0.5/h	$10^3-10^4/\text{cm}^3$	Active	NIRS-R-34	Kojima, 1993
研究室		0.34			Active	NIRS-R-34	Tokonami, 1996-2
オフィス		0.25			Active	NIRS-R-34	Tokonami, 1996-3
複数のオフィス		0.4	0.1/h	$1.5 \times 10^4/\text{cm}^3$	Active	NIRS-R-34	Hattori, 1994
実験室		0.51	3/h	$5 \times 10^3/\text{cm}^3$	Active	NIRS-R-34	Yamasaki, 1995-1
地下街		0.32		$1.6 \times 10^4/\text{cm}^3$	Active	NIRS-R-34	Narazaki, 2000
地下街	営業時間帯(8-21時)	0.21			Active	NIRS-R-34	Narazaki, 2000
家屋(コンクリート)		0.43			Active	T. Iimoto, Radiat. Prot. Dosim., 92, 319 (2000)	
アパート		0.42	0.18/h		Active	Y. Yasuoka, J. Radioanal. Nucl. Chem., 279, 885-891 (2009)	
コンピュータ室	エアコンON-換気OFF	0.21			Active	S. Tokonami, Radioisotopes, 52, 285-292 (2003)	
コンピュータ室	エアコンOFF-換気ON	0.54			Active	S. Tokonami, Radioisotopes, 52, 285-292 (2003)	
コンピュータ室	エアコンON-換気ON	0.39			Active	S. Tokonami, Radioisotopes, 52, 285-292 (2003)	
コンピュータ室	エアクリーナのみON	0.22			Active	S. Tokonami, Radioisotopes, 52, 285-292 (2003)	
一般家屋		0.14			Active	K. Chutima, Appl. Radiat. Isot., 67, 1127-1132 (2009)	
一般家屋	エアクリーナON	0.04			Active	K. Chutima, Appl. Radiat. Isot., 67, 1127-1132 (2009)	
ガラス温室、パイプハウス		0.26			Active	T. Iyogi, J. Environ. Radioact., 354, 142-149 (2006)	
住居		0.33			Active	C. Nemeth et al, Internationl congress series, 1276, 283-284 (2005)	

表2-4. 日本国内の屋外におけるラドンの平衡ファクタ

屋外の形態	備考	平衡ファクタ	データ量	測定法	引用文献	孫引用文献
名古屋市内		0.6		Passive	NIRS-R-34	Iida, 1988
名古屋市内		0.76	年間	Active	NIRS-R-34	Yamasaki, 1995-2
千葉県住宅地		0.51	年間	Active	NIRS-R-34	Kojima, 1996
東京都心		0.4, 0.43	2-3日	Active	NIRS-R-34	Tokonami, 1996-4
東京都心		0.69	年間	Active	NIRS-R-34	Hattori, 1995
青森	水田 8:30-17:30	0.54		Active	T. Iyogi, J. Environ. Radioact., 262, 363-369 (2004)	
青森	畑 8:30-17:30	0.45		Active	T. Iyogi, J. Environ. Radioact., 262, 363-369 (2004)	
青森	果樹園 8:30-17:30	0.57		Active	T. Iyogi, J. Environ. Radioact., 262, 363-369 (2004)	
青森	森 8:30-17:30	0.34		Active	T. Iyogi, J. Environ. Radioact., 262, 363-369 (2004)	
青森	港 8:30-17:30	0.63		Active	T. Iyogi, J. Environ. Radioact., 262, 363-369 (2004)	
青森	繁華街 8:30-17:30	0.56		Active	T. Iyogi, J. Environ. Radioact., 262, 363-369 (2004)	
青森	水田 17:30-8:30	0.52		Active	T. Iyogi, J. Environ. Radioact., 262, 363-369 (2004)	
青森	畑 17:30-8:30	0.47		Active	T. Iyogi, J. Environ. Radioact., 262, 363-369 (2004)	
青森	果樹園 17:30-8:30	0.51		Active	T. Iyogi, J. Environ. Radioact., 262, 363-369 (2004)	
青森	森 17:30-8:30	0.3		Active	T. Iyogi, J. Environ. Radioact., 262, 363-369 (2004)	
青森	港 17:30-8:30	0.59		Active	T. Iyogi, J. Environ. Radioact., 262, 363-369 (2004)	
青森	繁華街 17:30-8:30	0.62		Active	T. Iyogi, J. Environ. Radioact., 262, 363-369 (2004)	
岡山	JAEA人形峠	0.44		Active	石森ら、保健物理、35, 193-201 (2000)	
鳥取	方面堆積場出入口	0.15		Active	石森ら、保健物理、35, 193-201 (2000)	
鳥取	方面	0.36		Active	石森ら、保健物理、35, 193-201 (2000)	
鳥取	麻畑	0.5		Active	石森ら、保健物理、35, 193-201 (2000)	
鳥取	川上	0.64		Active	石森ら、保健物理、35, 193-201 (2000)	
鳥取	三朝	0.58		Active	石森ら、保健物理、35, 193-201 (2000)	
鳥取	倉吉	0.78		Active	石森ら、保健物理、35, 193-201 (2000)	
鳥取	穴鴉	0.59		Active	石森ら、保健物理、35, 193-201 (2000)	

表2-5. 行動場所別変換率(%)

		住居	仕事場		学校		一般施設		交通	屋外	その他
			内	外	内	外	内	外			
1	睡眠	100									
2	身の回りの用事	100									
3	食事	80			2		18				
4	通勤・通学								100		
5	仕事	2	65	33							
6	学業	7			86	7					
7	家事	98					1			1	
8	介護・看護	63					37				
9	育児	90								10	
10	買い物						87	13			
11	移動								100		
12	テレビラジオ新聞雑誌	100									
13	休養・くつろぎ	79	18		3						
14	学習・研究(学業以外)	70					29			1	
15	趣味・娯楽	57					24	14		5	
16	スポーツ	17					16	67			
17	社会的活動						20	80			
18	交際・付き合い	21					79				
19	受診・診療						100				
20	その他										100

引用文献: 保健物理学会報告書1998

表2-6. 場所別行動時間

		分	行動時間(分)										
			屋内				屋外						
			住居	仕事場	学校	一般施設	仕事場	学校	一般施設	交通	屋外	その他	
1	睡眠	426	462	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	身の回りの用事	66	66	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	食事	97	78	0	2	17	0	0	0	0	0	0	0
4	通勤・通学	35	0	0	0	0	0	0	0	35	0	0	0
5	仕事	260	5	169	0	0	86	0	0	0	0	0	0
6	学業	33	2	0	28	0	0	2	0	0	0	0	0
7	家事	93	91	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
8	介護・看護	3	2	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
9	育児	13	12	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
10	買い物	22	0	0	0	19	0	0	3	0	0	0	0
11	移動	21	0	0	0	0	0	0	0	21	0	0	0
12	テレビラジオ新聞雑誌	143	143	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
13	休養・くつろぎ	81	64	15	2	0	0	0	0	0	0	0	0
14	学習・研究(学業以外)	12	8	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
15	趣味・娯楽	36	21	0	0	9	0	0	5	0	0	0	0
16	スポーツ	11	2	0	0	2	0	0	7	0	0	0	0
17	社会的活動	5	0	0	0	1	0	0	4	0	0	0	0
18	交際・付き合い	29	6	0	0	23	0	0	0	0	0	0	0
19	受診・診療	9	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0
20	その他	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10
場所別集計時間(分)			962	184	33	85	86	2	19	56	2	10	
割合(%)			67	13	2	6	6	0	1	4	0	1	
居住内在室割合(居住係数)			88%				12%						

引用文献: 保健物理学会報告書1998

表2-7. 生活行動から場所変換する際に気をつけること

		場所変換する際影響を受ける重要な要素、◎:重要、○:要注意、△:注意							
		年齢	性別	職業の有無	仕事内容	家族構成	生活地域	休みの制度	その他
1	睡眠				△				
2	身の回りの用事	○	○				△		
3	食事	△			○	○		○	
4	通勤・通学						○		
5	仕事				◎			○	
6	学業	○						△	
7	家事			○		○			
8	介護・看護	○	○	○		○			
9	育児	○	○	○		○			
10	買い物		○	○		○			
11	移動			○					
12	テレビラジオ新聞雑誌				○				
13	休養・くつろぎ			○	○				
14	学習・研究(学業以外)	○	△						
15	趣味・娯楽	○	△						
16	スポーツ	○	△						
17	社会的活動	○	△						
18	交際・付き合い	○	△						
19	受診・診療	○	○						
20	その他								

引用文献: 保健物理学会報告書1998

表2-8 日本人の呼吸量

呼吸状態	呼吸率(m ³ h ⁻¹)	呼吸量(m ³)	備考	引用文献	孫引用文献
安静時(30歳男性)	0.32		基礎代謝量等から換算	NIRS-R-34	放医研環境セミナーシリーズNo16, 本田, 1990
最大運動時(30-34歳男性)	5.2		酸素摂取量の実測等から換算	NIRS-R-34	放医研環境セミナーシリーズNo16, 本田, 1990
安静時(30歳男性)	0.33		基礎代謝量等から換算	NIRS-R-34	環境ラドン, 下, 1992
最大運動時(30-34歳男性)	5.8		酸素摂取量の実測等から換算	NIRS-R-34	環境ラドン, 下, 1992
屋内(有業者男性)	0.75		生活時間に関する統計データおよびICRP Publ.23から計算	NIRS-R-34	環境ラドン, 下, 1992
屋外+車中(有業者男性)	1.14		生活時間に関する統計データおよびICRP Publ.23から計算	NIRS-R-34	環境ラドン, 下, 1992
屋内(有業者女性)	0.73		生活時間に関する統計データおよびICRP Publ.23から計算	NIRS-R-34	環境ラドン, 下, 1992
屋外+車中(有業者女性)	1.01		生活時間に関する統計データおよびICRP Publ.23から計算	NIRS-R-34	環境ラドン, 下, 1992
年間呼吸量(非有業者男性)		4060-6470	生活時間に関する統計データ、体重あたりの換気量等から換算	NIRS-R-34	環境ラドン, 下, 1992
年間呼吸量(非有業者女性)		3190-3970	生活時間に関する統計データ、体重あたりの換気量等から換算	NIRS-R-34	環境ラドン, 下, 1992

表2-9. 日本におけるラドンの非付着成分比

場所	測定場所	備考	非付着成分比					引用文献	孫引用文献
			不明	分布	平均値	幾何平均値	幾何標準偏差		
屋内	千葉の日本家屋			0.031-0.064	0.043±0.012			NIRS-R-34	Kojima, 1988
屋内	東京のオフィス					0.026	2.0	NIRS-R-34	服部, 1996
屋外	東京の屋外					0.024	2.1	NIRS-R-34	服部, 1996
屋内外	地方の原子力施設屋内外					0.062	2.0	NIRS-R-34	服部, 1996
屋外	鳥取の方面ウラン鉱山	境界付近 秋				0.2		K. Ito, IRPA10, p-6a-280	
屋外	鳥取の方面ウラン鉱山	トンネル前 夏				0.5		K. Ito, IRPA10, p-6a-280	
屋外	鳥取の方面ウラン鉱山	トンネル前 秋				0.36		K. Ito, IRPA10, p-6a-280	
屋外	鳥取の方面ウラン鉱山	人形峠 夏				0.1		K. Ito, IRPA10, p-6a-280	
屋内	コンピュータ室	エアコンON-換気OFF	0.13					S. Tokonami, Radioisotopes, 52, 285-292 (2003)	
屋内	コンピュータ室	エアコンOFF-換気ON	0.1					S. Tokonami, Radioisotopes, 52, 285-292 (2003)	
屋内	コンピュータ室	エアコンON-換気ON	0.13					S. Tokonami, Radioisotopes, 52, 285-292 (2003)	
屋内	コンピュータ室	エアクリナーのみON	0.56					S. Tokonami, Radioisotopes, 52, 285-292 (2003)	
屋内	一般家屋			0.05-0.21	0.19			K. Chutima, Appl. Radiat. Isot., 67, 1127-1132 (2009)	
屋内	一般家屋	エアクリナーON		0.30-0.71	0.52			K. Chutima, Appl. Radiat. Isot., 67, 1127-1132 (2009)	

表2-10. 日本におけるラドンの付着成分の粒径分布

場所	場所	備考	粒径分布			引用文献	孫引用文献
			中央径 (μm)	幾何標準偏差	幾何平均粒径 (μm)		
屋内	トンネル内や屋内		0.12-0.19	2.0-2.5		NIRS-R-34	下, 1985
屋内	原子力施設		0.20-0.24	1.7-2.4		NIRS-R-34	Yamasaki, 1997
屋外	東京屋外		0.095-0.3	1.5-3.7		NIRS-R-34	伊知地, 1992
屋内外	名古屋周辺屋内外		0.28-0.4	2.5-3.0		NIRS-R-34	斉藤, 1990
屋外	鳥取の方面ウラン鉱山	境界付近 秋			0.2	K. Ito, IRPA10, p-6a-280	
屋外	鳥取の方面ウラン鉱山	トンネル前 夏			0.02-0.48	K. Ito, IRPA10, p-6a-280	
屋外	鳥取の方面ウラン鉱山	トンネル前 秋			0.11	K. Ito, IRPA10, p-6a-280	
屋外	鳥取の方面ウラン鉱山	人形峠 夏			0.26	K. Ito, IRPA10, p-6a-280	
屋内	コンピュータ室	エアコンON-換気OFF			0.12	S. Tokonami, Radioisotopes, 52, 285-292 (2003)	
屋内	コンピュータ室	エアコンOFF-換気ON			0.135	S. Tokonami, Radioisotopes, 52, 285-292 (2003)	
屋内	コンピュータ室	エアコンON-換気ON			0.11	S. Tokonami, Radioisotopes, 52, 285-292 (2003)	
屋内	コンピュータ室	エアクリーナのみON			0.112	S. Tokonami, Radioisotopes, 52, 285-292 (2003)	
屋内	強化コンクリート	研究室	0.26-0.36	2.7-4		M. Simo et al., J. Environ. Radioact., 51, 49-57 (2000)	
屋内	強化コンクリート	研究室	0.28-0.40	2.8-5		M. Simo et al., J. Environ. Radioact., 51, 49-57 (2000)	
屋内	強化コンクリート	研究室	0.28-0.38	2.5-3.7		M. Simo et al., J. Environ. Radioact., 51, 49-57 (2000)	
屋内	木造	住居	0.18-0.36	2.0-3.5		M. Simo et al., J. Environ. Radioact., 51, 49-57 (2000)	
屋内	強化コンクリート	休憩所	0.16-0.34	1.9-2.6		M. Simo et al., J. Environ. Radioact., 51, 49-57 (2000)	
屋外	居住エリアの庭		0.14-0.46	2.8-2.9		M. Simo et al., J. Environ. Radioact., 51, 49-57 (2000)	
屋外	農村部		0.36-0.40	1.8-2.8		M. Simo et al., J. Environ. Radioact., 51, 49-57 (2000)	
屋外	都心部(名古屋大学)		0.32-0.38	1.9-2.3		M. Simo et al., J. Environ. Radioact., 51, 49-57 (2000)	
屋外	郊外(道の近く)		0.2-0.42	1.6-4.4		M. Simo et al., J. Environ. Radioact., 51, 49-57 (2000)	
屋外	山地(森の中)		0.12-0.44	1.6-4.0		M. Simo et al., J. Environ. Radioact., 51, 49-57 (2000)	

表2-11. ラドンの線量換算係数

手法		線量換算係数		
		mSv/Bqhm ⁻³ (EERC)	mGy/WLM	mGy/Bqhm ⁻³ (EERC)
線量学的手法		9.00E-06		
疫学的手法		6.00E-06		
動物実験手法	Lafuma, 1989		5.00 - 10.00	7.9E-06 - 1.6E-05
動物実験手法	Gilbert, 1990		4.90	7.8E-06
動物実験手法	Gilbert, 1990		3.50	5.6E-06
動物実験手法	Gilbert, 1990		3.00 - 12.00	4.8E-06 - 1.9E-05
動物実験手法	Khan, 1994		0.79	1.3E-06
動物実験手法	Johnson, 1994		9.80	1.6E-05
動物実験手法	Cogema, 1994		4.30	6.8E-06
動物実験手法	Strong, 1996		1.50	2.4E-06

1 WLM = 3700 Bq/m³EEC × 170 h = 6.29 × 10⁵ Bqh/m³EEC

表2-12. ラドンの線量換算係数に含まれる不確かさの見積もり結果

因子	代表例	線量換算係数の変化(%)
非付着成分比	0.03 → 0.02	-4
	→ 0.05	7
粒径分布、中央径(μm)	0.2 → 0.1	53
	→ 0.3	-17
粒径分布、幾何標準偏差	2.4 → 2.0	-9
	→ 3.0	14
呼吸率 $\text{m}^3 \text{h}^{-1}$	0.80 → 0.56	-20
年齢	成人 5歳児	8

表3-1. 日本国内の屋内トロン濃度

屋内環境の種類	データ数	トロン濃度 Bq/m ³						測定器	引用文献	孫引用文献
		不明	算術平均	幾何平均	中央値	最小	最大			
木造		160.0						Passive (Cup) at 20cm from wall	NIRS-M-140	Okamoto et al, AA Hoken Butsuri 1994
鉄筋コンクリート		42.0						Passive (Cup) at 20cm from wall	NIRS-M-140	Okamoto et al, AA Hoken Butsuri 1994
プレハブ		23.0						Passive (Cup) at 20cm from wall	NIRS-M-140	Okamoto et al, AA Hoken Butsuri 1994
家屋(広島)	21		84.7					Cup at 20cm from wall	NIRS-M-140	Doi et al., Health Phys., 1994
家屋	280		29.6	13.5		0	425	Cup	NIRS-M-140	科学技術庁調査
レストラン			ND					Passive	Cs. Nemeth et al., J. Radioanal. Nucl. Chem., 267, 9-12 (2006)	
更衣室			49					Passive	Cs. Nemeth et al., J. Radioanal. Nucl. Chem., 267, 9-12 (2006)	
更衣室			ND					Passive	Cs. Nemeth et al., J. Radioanal. Nucl. Chem., 267, 9-12 (2006)	
客室			39					Passive	Cs. Nemeth et al., J. Radioanal. Nucl. Chem., 267, 9-12 (2006)	
客室			326					Passive	Cs. Nemeth et al., J. Radioanal. Nucl. Chem., 267, 9-12 (2006)	

表3-2. 屋外トロン濃度

トロン濃度(Bq/m ³)	備考	引用文献	孫引用文献
16.0	海外	KURRI-TR-417	Schery, Health Phys., 49, 1061-1067(1985)
22	海外	KURRI-TR-417	Zarcone et al., Atmos.Environ., 20, 1273-1279(1986)
4	海外	KURRI-TR-417	Knutson et al., Radat. Prot. Dosim., 56, 263-266(1994)
36	海外	KURRI-TR-417	Knutson et al., Radat. Prot. Dosim., 56, 263-266(1994)
5	アスファルト上	KURRI-TR-417	Knutson et al., Radat. Prot. Dosim., 56, 263-266(1994)
9.5	日本	KURRI-TR-417	Doi et al., Health Phys., 67, 385-392(1994)

表3-3. 屋内におけるトロン壊変生成物濃度

国	屋内環境	備考	サンプル数	平衡トロン濃度 (Bq/m ³)				引用文献	孫引用文献
				平均値	中央値	最小	最大		
西ドイツ			32	0.37				NIRS-M-140	Wick 1979
西ドイツ			250			0.3	0.6	NIRS-M-140	Jacobi 1980
ノルウェー			22	0.7		0.1	1.1	NIRS-M-140	Stranden, 1980
カナダ			95	1.5				NIRS-M-140	Gunning et al, 1982
西ドイツ			148		0.2			NIRS-M-140	Keller et al, 1982
アメリカ			68	0.28				NIRS-M-140	Schery, 1985
香港			10	0.77				NIRS-M-140	Tso et al, 1987
イギリス			390	0.6				NIRS-M-140	Wrixon et al., 1988
アメリカ			70			0.15	2.6	NIRS-M-140	Dudney et al, 1990
スウェーデン			9	0.3		0.1	0.6	NIRS-M-140	Kmajones, 1992
日本	コンクリート			0.72				NIRS-M-140	Guo et al, 1992
日本	レンガ			3.52				NIRS-M-140	Guo et al, 1992
日本			23	1.72				NIRS-M-140	Guo et al, 1992
日本	倉庫	低換気率	1	ND				W. Zhuo et al, Radioactivity in the environment, 7, 352-360 (2005)	
日本	オフィス	エアコンON	1	0.18				W. Zhuo et al, Radioactivity in the environment, 7, 352-360 (2005)	
日本	オフィス	エアコンON/OFF	1	0.38				W. Zhuo et al, Radioactivity in the environment, 7, 352-360 (2005)	
日本	オフィス	エアコンOFF	1	0.34				W. Zhuo et al, Radioactivity in the environment, 7, 352-360 (2005)	
日本	リビング	エアコンON/OFF	1	1.07				W. Zhuo et al, Radioactivity in the environment, 7, 352-360 (2005)	

表3-4 屋外におけるトロン壊変生成物濃度

国	平衡トロン濃度(Bq/m ³)	引用文献	孫引用文献
香港	0.33	KURRI-TR-417	Tso 1987
アメリカ グランドジャンクソン	0.16	KURRI-TR-417	Martz 1990
西ドイツ	0.17	KURRI-TR-417	Reineking 1992
アメリカ ニューメキシコ	0.25	KURRI-TR-417	Schery 1995
日本	0.2(Pb-212)	KURRI-TR-417	

表3-5 トロンの線量換算係数

場所	トロンガスの線量換算係数 (nSv/Bq h m ⁻³)	トロン壊変生成物の線量換算係数 (nSv/Bq h m ⁻³)	引用文献	孫引用文献
Indoor	-	39	KURRI-TR-417	ICRP Publ.50 1986
Outdoor	-	39		
Indoor	0.11	32	KURRI-TR-417	UNSCEAR 1988
Outdoor	0.11	10		
Indoor	0.11	32	KURRI-TR-417	UNSCEAR 1993
Outdoor	0.11	10		
Indoor	0.11	40	UNSCEAR 2000	
Outdoor	0.11	40		
Indoor		83	J W Marsh et al, Radiat. Prot. Dosim., 81, 311-312 (1999)	
Indoor		106	T Ishikawa et al., J. Radiol. Prot., 27, 447-456 (2007)	
Outdoor		106		

3. 線量評価に関する今後の課題

3.1 線量学的手法による線量評価

線量学的手法による線量評価では、ICRPの呼吸気道モデル^{1,2)}を用いて、次のような流れで子孫核種の吸入から被ばくまでを計算する。

1) 呼吸気道の各部位（気管支、細気管支、肺胞など）への粒子沈着割合

吸入した粒子のうち、呼吸気道内に沈着する割合を計算する。呼吸気道の各部位をフィルタとして考え、それぞれのフィルタに捕集される割合を計算することで、各部位に沈着する割合を計算する。沈着せずに呼気とともに排出される割合もある。沈着割合は、吸入する粒子径や呼吸率などに依存して変化し、ICRP Publ.66に沈着割合を計算するための数式が与えられている。

2) 沈着後の粒子の移動

粒子が溶解せずに、繊毛運動によって気道内壁上を移動する過程と、粒子が血液中に溶解して血液の流れとともに各臓器・組織に移動する過程が考えられる。どちらの過程が支配的であるかは、粒子の溶解度に依存する。

3) アルファ線の放出、標的細胞の被ばく

上記2)の過程において、各子孫核種の物理学的半減期に従って、呼吸気道、あるいはその他の臓器・組織が被ばくを受ける。(2)の過程において粒子の移動速度が小さく、かつ物理的半減期が短い場合には、呼吸気道以外への被ばくは小さくなる。ラドン子孫核種の場合でも、ほとんどが呼吸気道への被ばくと考えられる。標的細胞の深さや、呼吸気道の各部位に関する組織荷重係数（肺の組織荷重係数0.12を各部位へ分配する割合）も線量評価に影響を与えるパラメータである。

このような手法で線量を評価する研究は、特にICRP Publ. 66²⁾が発行されて以来、多くの研究がなされてきた³⁻⁵⁾。線量換算係数の評価値は、想定する環境条件（粒子径の分布、粒子密度など）や生理学的パラメータ（血液中への溶解半減期、標的細胞の深さなど）によって、様々に変化する。ICRP Publ. 66では、線量学的手法による線量評価は、異なる環境下での換算係数を相対的に比較するのには有用であるが、ラドンに関する線量換算係数については疫学的手法を用いることを推奨していた。UNSCEAR 報告書⁶⁾では、線量学的手法による換算係数は疫学的手法による線量換算係数に比べて2-3倍程度大きいと述べており、この差については長い間議論があった。

ところが、近年ICRPでは、疫学的手法による線量換算係数を2倍に改訂することとし、線量学的手法によって線量換算係数を計算することを推奨する声明を発表した^{7,8)}。これにより上記のような2-3倍の不一致はほぼ解消されることとなる。一方でICRPは、線量換算係数の改訂までは、今の換算係数を使うのが妥当であるとも述べている。このような事情から当面は、UNSCEARが推奨している値で、現在の疫学的手法、及び線量学的手法と大きく矛盾しない9 nSv/(Bq h m⁻³)が線量換算係数の代表値として使われるであろう。

参考文献

- 1) ICRP. Limits for intakes of radionuclides by workers. ICRP Publication 30: 1979.
- 2) ICRP. Human respiratory tract model for radiological protection. ICRP Publication 66: 1994.
- 3) Porstendorfer. Physical parameters and dose factors of the radon and thoron decay products. *Radiat. Prot. Dosim.* **94**, 365-373: 2001.
- 4) 石川徹夫、床次眞司、米原英典、福津久美子、山田裕司. ラドン娘核種に関する線量換算係数の粒径依存性. 保健物理 36, 329-338: 2001.
- 5) Marsh JW and Birchall A. Sensitivity analysis of the weighted equivalent dose per unit exposure from radon progeny. *Radiat. Prot. Dosim.* **87**, 167-178: 2000.
- 6) UNSCEAR. UNSCEAR 2006 Report, Annex E. Sources-to-effects assessment for radon in homes and workplaces: 2006.
- 7) ICRP. Statement on radon. ICRP ref 00/902/09: 2009.
- 8) ICRP. Lung cancer risk from radon and progeny (Draft report for consultation). ICRP ref 4843-4564-6599: 2010.

3.2 疫学手法による線量評価

疫学的手法に基づいた線量評価では、まず鉱山労働者の疫学データに基づく累積曝露量あたりの肺がん過剰相対リスクを用いて、集団における累積曝露量あたりの過剰生涯リスクを求め、その値を原爆被爆者の疫学データに基づいて算定された実効線量あたりのデトリメントで除することにより、ラドンへの累積曝露量あたりの実効線量を求める。この線量換算方式を線量換算規約と呼んでいる。

$$\text{線量換算係数} = (\text{過剰生涯リスク} / \text{ラドン累積曝露量}) \div (\text{デトリメント} / \text{実効線量})$$

ICRP では Publication 65¹⁾でこの方法を採用し、公衆に対する線量換算係数として $6 \text{ nSv (Bq m}^{-3} \text{ h)}^{-1}$ を提示している。この計算の基となった鉱山労働者の疫学データでは、肺がん過剰生涯リスクが 100 WLM あたり 2.8%であった。また、ICRP では公衆における実効線量 1 Sv あたりのデトリメントとして Publication 60 では 7.3%と推定している²⁾。これらの数値を用いると公衆では 1 WLM あたり約 4 mSv と換算され、これは上記の $6 \text{ nSv (Bq m}^{-3} \text{ h)}^{-1}$ に相当する。

以上については「ラドンの人体への影響評価専門研究会」で検討した通りであるが³⁾、最近では、ラドンへの曝露量が比較的低い鉱山労働者の疫学データを用いた場合、肺がんリスクは ICRP Publ. 65 で用いられた数値よりも低く推定されることが報告されている。例えば、100 WLM あたりの肺がん過剰相対リスクは ICRP Publ. 65 で 1.34 とされているのに対し、BEIR-VI 報告書⁴⁾では 0.5 WL 未満に対し 3.41、また Tomasek ら⁵⁾では 2.7 と報告されている。これらの推定の際に用いられたリスクモデルに違いはあるが、いずれも曝露量あたりの肺

がん過剰相対リスクが ICRP Publ. 65 よりも高く推定されることにより、必然的に曝露量あたりの肺がん過剰生涯リスクも高く推定される結果となっている。例えば、Tomasek ら⁶⁾はチェコとフランスの鉱山労働者の疫学データに基づき、100 WLM あたりの肺がん過剰生涯リスクを4.4%と推定し、これは前述した ICRP Publ. 65 での推定値2.8%よりもかなり高い。この数値を5%とし、ICRP Publ. 103⁷⁾で示された公衆の1 Sv あたりのデトリメント5.7%を用いると、公衆では1 WLM あたり約9 mSv の実効線量となり、従来の約2倍の線量換算係数となる。

上記の鉱山労働者の疫学データ解析に基づく新たな知見は、住居内ラドンと肺がんの症例・対照研究のデータをプール解析した Darby ら⁸⁾および Krewski ら⁹⁾の研究結果とともに、ICRP に線量換算係数の改訂を検討させる契機となった。

線量換算のための疫学的手法は線量学的手法と比べ、ラドン曝露量あたりの実効線量が3倍程度小さくなるのが以前から指摘されてきたが¹⁰⁾、疫学的手法による線量換算係数が2倍に改訂されることにより、今度は疫学的手法に基づく換算の方が線量学的手法に基づくものを上回ることになる。しかしながら、疫学手法で用いた疫学データやリスクモデルに関連した不確かさが依然大きいことを考慮すれば、両方法による線量換算が大きく食い違うとは言えない。

参考文献

- 1) ICRP. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23(2): 1993.
- 2) ICRP. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. Ann. ICRP 21(1-3): 1991.
- 3) 日本保健物理学会. ラドンの人体への影響評価専門研究会報告書. 平成10年5月.
- 4) NRC. Committee on Health Risks of Exposure to Radon. Board on Radiation Effects Research. Health effects of exposure to radon. BEIR VI report. National Academy Press, Washington, D.C., National Research Council. 1998.
- 5) Tomasek *et al.* Dose Conversion of Radon Exposure According to New Epidemiological Findings. *Radiation Protection Dosimetry* **130(1)** 98-100: 2008.
- 6) Tomasek *et al.* Lung Cancer in French and Czech Uranium Miners: Radon-Associated Risk at Low Exposure Rates and Modifying Effects of Time since Exposure and Age at Exposure. *Radiation Research* **169**, 125-137: 2008.
- 7) ICRP. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37(2-4): 2007.
- 8) Darby *et al.* Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *Brit. Med. J.* **330**, 223-227: 2005.
- 9) Krewski *et al.* Residential radon and risk of lung cancer. A combined analysis of 7 North

American case-control studies. *Epidemiol.* 137-145: 2005.

- 10) 米原英典ら. 屋内ラドンリスクに関する疫学研究とその評価. 保健物理 42(3), 201-213: 2007.

3.3 動物実験手法による線量評価

動物実験手法は、一般に曝露条件やその他の要因を十分に制御することにより実施される。動物実験は、ヒトにおける反応を厳密に再現するものではないが、疫学研究では得られない様々な情報を提供し、ラドンの線量評価の精度を高めるために重要な役割を担っている。動物実験研究における主な課題としては、ラドンの吸入モデルや線量測定の見直し、生体影響のメカニズムの解明などが挙げられる。特に、数量的なリスク評価や疫学データとの直接的な比較などの観点から、多数の動物個体を用いたラドンの長期曝露実験が重要である。これらの実験では、ラドンに曝露させたラットやイヌなどの死亡時における肺がん発生の有無を調べ、線量反応関係、線量率効果、他の要因との複合効果などの解析を行うことが中心的なテーマとなっている。このような長期曝露実験は主にフランス、アメリカ、イギリスなどで行われている。

動物実験手法による線量評価は、表 3-1 に示したようにラドンによる発がん影響と中性子、 γ 線の比較、発がん影響に対する分類評価、曝露後の *in vivo* (WLM) と *in vitro* (mGy) の反応の比較、ラドン曝露による吸収線量に対する ^{238}Pu の *in vitro* 実験からの肺胞マクロファージの小核形成を指標とした評価、ラット肺の放射能測定値からの吸収線量による評価、などの方法により行われている¹⁻⁶⁾。また、キャリアエアロゾルとして、大気塵、 $^{239}\text{PuO}_2$ 、ウラン鉱石ダスト、タバコ煙、カルナバワックスなどが用いられているが、吸入エアロゾル粒径の違いなどから実験から算定する線量換算係数に 1 桁以上の差異がある。したがって、曝露量から線量を正確に推定することを含めて、線量換算係数を精度よく算定することが極めて重要である。その際に、放射線の種類や線質まで考慮に入れた細胞へのエネルギー付与に関する精密な知見が求められる。

参考文献

- 1) Lafuma, J., Chmelevsky, D., Chameaud, J., Morin, M., Masse, R. and Kellerer, A. M., Lung carcinomas in Sprague-Dawley rats after exposure to low doses of radon daughters, fission neutrons, or γ rays. *Radiation Research* **118**, 230-245: 1989.
- 2) Gilbert, E. S., Cross, F. T., Sanders, C. L. and Dagle, G. E., Models for comparing lung-cancer risks in radon- and plutonium-exposed experimental animals. *Proc. 29th Hanford Symposium on Health and the Environment*, pp. 783-802: 1990.
- 3) Khan, M. A., Cross, F. T., Jostes, R., Hui, E., Morris, J. E. and Brooks, A. L., Micronuclei induced by radon and its progeny in deep-lung fibroblasts of rats in vivo and in vitro. *Radiation Research* **139**, 53-59: 1994.

- 4) Johnson, N. F. and Newton, G. J., Estimation of the dose of radon progeny to the peripheral lung and the effect of exposure to radon progeny on the alveolar macrophage. *Radiation Research* **139**, 163-169: 1994
- 5) COGEMA, Radon. Trente ans de recherches sur ses effets biologiques á doses élevées. COGEMA, Vélizy: 1994.
- 6) Strong, J. C. and Baker, S. T., Lung deposition in rodents during exposure to attached radon progeny. *Environmental International* **22**, S905-S908: 1996.

表 3-1 動物実験手法によるラドンの線量換算係数

評価方法	動物	曝露方法 (蓄積曝露量)	キャリアエアロゾル (粒径)	線量換算係数 nGy (Bq m ⁻³ h) ⁻¹	文献
ラドンによる発がん影響を中性子、γ線と比較	ラット (Sprague-Dawley)	1 h/日、2 日/週、3.3、6.3 カ月 (25、50 WLM)	大気塵 (0.8 mm)	7.9-16	1
発がん影響を分類して評価	ラット (Wistar)	5、50 WLM/週 (320 ~ 5120 WLM)	²³⁹ PuO ₂	7.8 ^{a)} 5.6 ^{b)} 4.8-19 ^{c)}	2
in vivo (WLM) と in vitro (mGy) とで曝露を行い、その反応を比較	ラット (Wistar)	in vivo では、18 h/日、3 日/週 →100 WLM/日 (0 ~ 323 WLM)	ウラン鉱石ダスト (0.5 ± 2.0 mm)	1.3	3
ラドン曝露による吸収線量を ²³⁸ Pu の in vitro 実験から肺胞マクロファージの小核形成を指標に評価	ラット (F334)	80,000 WL で 3~5 h (0 ~ 915 WLM)	タバコ煙	16	4
ラット肺の放射能測定値から吸収線量を評価	ラット	3 h	?	6.8	5
ラット肺の放射能測定値から吸収線量を評価	ラット	24 ~ 150 h	カルナバワックス (0.15 mm)	2.4	6

a)偶発的な腫瘍. b)致命的な腫瘍. c)腫瘍のタイプ別に評価、腺腫、悪性腺腫.

4. 日本保健物理学会第 44 回研究発表会「ラドンの防護基準に関する専門研究会」セッション

4.1 プログラム

日 時：平成 23 年 10 月 17 日（月）第 1 日目

場 所：ホテルレイクビュー水戸 鳳凰（B 会場）17：00～18：00（60 分間）

座長：甲斐倫明（大分県立看護科学大学）

① 国際機関の動向（10 min）

発表者：飯本武志（東京大学）

② ラドンの防護基準に関する専門研究会の意義と活動内容（7 min）

発表者：細田正洋（弘前大学）

③ 測定に関する検討（10 min）

発表者：岩岡和輝（放射線医学総合研究所）

④ 線量評価に関する検討（10 min）

発表者：下道國（藤田保健衛生大学客員教授）

⑤ 専門研究会からの提案（8 min）

発表者：飯田孝夫（名古屋大学名誉教授）

意見交換（15 min）

4.2 発表要旨

4.2.1 国際機関の動向

○飯本武志 (東大)、石川徹夫 (放医研)、山西弘城 (近大)、細田正洋 (弘大)、笠井篤 (元原研)

○T. Iimoto (The Univ. Tokyo), T. Ishikawa (NIRS), H. Yamanishi (Kiniki Univ.), M. Hosoda (Hirosaki Univ.), A. Kasai (JAEA)

UNSCEAR

さまざまな研究で評価されている線量換算係数は、 $6 \sim 15 \text{ nSv}/(\text{Bq m}^{-3} \text{ h})$ EECの間であるとしている。別に評価された疫学的アプローチから評価されている $6 \text{ nSv}/(\text{Bq m}^{-3} \text{ h})$ EEC を考慮すると、1993年報告の換算係数 $9 \text{ nSv}/(\text{Bq m}^{-3} \text{ h})$ EEC は妥当であると2000年報告書では述べており、2006年報告書でもこれを踏襲している。

WHO

一般公衆にとってラドンがタバコに次ぐ2番目の肺がん要因であるとともに、妥当なコストで制御できる自然放射線源であると認識し、ラドンリスク低減に積極的である。「ラドンリスクの低減は、国家当局が確かな科学的根拠と堅実な公衆衛生政策に基づく施策と具体的手段を有することが重要」との考えに立ち、2005年に国際ラドンプロジェクト (IRP) が組織された。「疫学研究によって、住居内のラドンが一般公衆の肺がんリスクを増加させることが確認された」と明言している。その主な根拠は「ラドンに曝露された鉱山労働者の肺がんリスク」を記述した BEIR VI と、ヨーロッパ、北アメリカ、中国で実施された「屋内ラドンによる一般公衆の肺がんリスク」に関する疫学調査のプール解析結果である。屋内ラドン濃度の参考レベルに 100 Bq m^{-3} を提案し、それが不可能ならば 300 Bq m^{-3} (約 10 mSv y^{-1}) を越えないように設定すべきとしている。

ICRP

主委員会は2009年11月にラドンに関する声明を公表した。住居のラドンが現存被ばく状況であることを再確認し、参考レベルを 300 Bq m^{-3} (10 mSv y^{-1} 相当) に変更した。作業場での現存被ばくの状況において、職業被ばくの防護要件を適用する入り口として 1000 Bq m^{-3} を勧告 (計画被ばくとして管理) している。今回の声明を受け、疫学的アプローチの換算係数を $12 \text{ nSv}/(\text{Bq m}^{-3} \text{ h})$ EEC に変更する方向で議論を進めている。

IAEA

1996年の国際基本安全基準 (BSS) の中で、 1000 Bq m^{-3} を超えるような職場における労働者のラドン被ばくについて、職業被ばくとして管理することを要件として規定した。2011

年 8 月現在、この BSS 全体の改定作業が最終段階にある。大きな流れとしては、住居環境に対する参考レベルとしてラドン濃度 300 Bq m^{-3} が規定され、職場環境に対しては、原則的には現存被ばくの状況として扱う一方で、参考レベル 1000 Bq m^{-3} より下にラドン濃度を低減できないような場合には、計画被ばく状況における職業被ばくの要件が課されることになりそうである。最新草稿（2011 年 6 月発表）では、参考レベル（ラドン濃度）に対応する線量（実効線量として年 10 mSv のオーダー）が、脚注に表記されている。新 BSS が確定した後、その内容をどのように各国の規制体系に反映するかは各国の議論に任された形になっている。

OECD/NEA

1983 年に NEA EXPERTS REPORT を発表した以降、ラドンに関する大きな活動はない。

4.2.2 測定に関する検討

○岩岡和輝^{1,2}、飯田孝夫²、飯本武志²、石川徹夫²、石森有²、五代儀貴²、笠井篤²、北口博司²、黒澤龍平²、真田哲也²、下道国²、反町篤行²、田阪茂樹²、土居主尚²、床次眞司²、橋本周²、細田正洋²、安岡由美²、山崎敬三²、山西弘城²、柚木彰²、吉永信治²、米原英典²

(¹放医研、²ラドンの防護規準に関する専門研究会)

○K. Iwaoka^{1,2}, T. Iida², T. Iimoto², T. Ishikawa², Y. Ishimori², T. Iyogi², A. Kasai², H. Kitaguchi², R. Kurosawa², T. Sanada², M. Shimo², A. Sorimachi², S. Tasaka², K. Doi², S. Tokonami², M. Hashimoto², M. Hosoda², Y. Yasuoka², K. Yamasaki², H. Yamanishi², A. Yunoki², S. Yosinaga², H. Yonehara²

(¹NIRS, ²JHPS Research Group for Criteria for Protection against Radon)

生活環境中のラドン濃度測定には、小型、安価、取り扱いが容易なパッシブ型の測定器が適しており、それらの具体的な測定器として固体飛跡検出器、活性炭吸着器、エレクトレット測定器などが挙げられる。それぞれの測定器の測定上の問題点等を検討した結果について下記に述べる。

固体飛跡検出器

固体飛跡検出器の代表的なものとして CR-39 が挙げられ、固体飛跡検出器に入射したアルファ線の飛跡数から環境中のラドン濃度を評価することができる。固体飛跡検出器をむき出しの状態で設置した場合は、ラドンとラドン壊変生成物との平衡状態によって校正定数が大きく異なるため、固体飛跡検出器を容器の中にセットして外気から進入してくるラドンを測定するのが一般的である。しかし、容器内にはラドンのみならずトロンも進入する可能性があり、トロン濃度が高い場所ではラドン濃度を過大評価する可能性があるため、ラドン・トロンを弁別できる容器を用いる必要がある。わが国で入手可能なラドン・トロン弁別可能な測定器として「ラデュエット」が挙げられる。

活性炭吸着器

活性炭がラドン・トロンを吸着する性質を利用した測定器で、吸着したラドンの壊変生成物が発するガンマ線を測定する、あるいは液体シンチレーションカウンタで吸着したラドンおよびラドン生成物のアルファ・ベータ線を測定することで環境中のラドン濃度を評価することができる。活性炭吸着器は、短期間（48 時間程度）で結果が得られるという利点があるが、湿度の影響を受けるため、湿度が高い場所で使用する際は注意が必要である。代表的な活性炭吸着器として「PicoRad」が挙げられる。

エレクトレット測定器

あらかじめある電圧を電離箱に充電しておき、放射線によって電荷 ΔQ が生成した場合、静電容量に蓄えられていた電荷が ΔQ だけ減少することを利用した測定器である。電圧降下分から環境中のラドン濃度を評価することができる。バックグラウンドの空間ガンマ線によっても電圧の降下は生じるので、バックグラウンドの空間ガンマ線の評価を適切に行う必要がある。このタイプの測定器は、電圧を元に戻すことで繰り返し測定が可能であることや数日程度で測定結果がわかることが利点として挙げられるが、湿度やトロンの影響を受けるため、湿度やトロン濃度が高い場所で使用する場合は注意が必要である。代表的なエレクトレット測定器として、「E-PERM」が挙げられる。

4.2.3 線量評価に関する検討

○下道國¹、吉永信治²、石川徹夫²、反町篤行³

(¹藤田保衛大、²放医研、³弘前大)

○M. Shimo¹, S. Yoshinaga², T. Ishikawa², A. Sorimachi³

(¹FHU, ²NIRS, ³Hirosaki Univ.)

1. はじめに

本学会では、2009年にラドン防護基準に関する専門研究会を立ち上げ、ラドンに関する測定法、使用し得るデータの検討、線量評価に使われる各種のパラメータ、リスク評価、線量換算係数、特殊用語ならびに参考レベルについて、これまでのデータの収集と分析、および知見の整理をした。ここでは、線量評価に関連する各種パラメータの適用法と線量算出手法について紹介する。

2. 各種パラメータの適用法

ラドンの健康影響、防護規準、規制値を考える上で実効線量が用いられるが、ラドン濃度から実効線量を求める代表的な計算手法は、

実効線量＝ラドン濃度×平衡ファクタ×所在係数×線量換算係数

である。その際の重要なパラメータは、平衡ファクタ（短寿命子孫3核種の和のラドンに対する濃度比であるが、潜在的に有する α 線エネルギーが加重された比）、所在時間（所在係数、あるいは居住係数）、呼吸量、フリー成分濃度（短寿命子孫核種の単体で空気中に存在する非付着原子濃度）、（エアロゾルに付着した粒子の）粒径分布である。なお、フリー成分比が関与する平衡ファクタと所在時間は、線量算定過程で直接目に見える量である。フリー成分濃度はまた、粒径とともに線量換算係数の算定過程で用いられるが、この場合は直接的に見えない。

3. 線量換算係数

線量換算係数は、線量学的手法、疫学手法、実験動物学手法の3手法で検討されている。線量学的手法では、呼吸器モデル、吸入粒子径、特に子孫核種中の非付着原子の割合、呼吸量、放射線加重係数、組織加重係数のほかに、過去の鉍夫の吸入摂取量と吸収線量の相関を示す実データ等を勘案して、沈着放射能から換算した摂取エネルギーによって実効線量が算出される量として与えられた2 Sv/Jを用いて9 nSv/(Bq h m⁻³)を求めている。疫学的手法では、鉍山労働者の疫学データに基づく累積曝露量当りの肺がん過剰相対リスクを用いて、集団における累積曝露量当りの過剰生涯リスクを求め、その値を原爆被爆者の疫学データに基づいて算定された実効線量あたりのデトリメントで除して、累積曝露量当りの実効線量を求める。これを線量換算規約と云い、6 nSv/(Bq h m⁻³)がPublication 65 (1993年)で採用された。実験動物学的手法では、ラドンに曝露させたラットやイヌなどの死亡時に

おける肺がん発生の有無を調べ、線量反応関係、線量率効果、他の要因との複合効果などの解析を行って、線量換算係数が算定されているが、実験データにより 0.79~12 mGy/WLM と1桁の開きがある。

4. まとめ

多くの核種に比べて、ラドンの線量評価は遅れている。その理由は、パラメータの多さとその実測データの不足、および線量換算係数が十分に確定していない点にある。これらの現状を紹介したが、今後の進展の一助となることを期待する。

5. まとめ

日本保健物理学会放射線標準化委員会は2009年3月に「現存する被ばくの防護に関する安全規準」の枠組みの中で、ラドンの線量規準を提示した。本専門研究会では、最新の国内外の動向に注目しつつ、日本の状況に適合した屋内ラドン濃度の参考レベルについての具体的な議論を行ってきた。以下に、専門研究会での議論の要約を示す。

国際放射線防護委員会 (ICRP) は1994年のPubl.65で、住居の屋内ラドン濃度の対策レベルとして200~600 Bq m⁻³を、職場環境の対策レベルとして500~1500 Bq m⁻³を勧告している。これらのラドン濃度は3~10 mSv y⁻¹の被曝に対応する。屋内ラドン濃度の低減対策は比較的容易にできるので、対策レベルには幅のある値であった。多くの国が屋内ラドンの対策レベルとして、下限値を採用している。2007年のICRP Publ. 103では、住居の屋内ラドン濃度の参考レベルとして600 Bq m⁻³(10 mSv y⁻¹)を、職場環境には1500 Bq m⁻³(10 mSv y⁻¹)を勧告している。疫学調査を基にしたラドンの線量換算係数(線量換算規約)は6 nSv/(Bq m⁻³ h)としている。

国連科学委員会 (UNSCEAR) はラドンの線量換算係数について、1977年報告から検討を行ってきており、1993年報告から9 nSv/(Bq m⁻³ h)を採用している。

21世紀に入って、疫学調査の解析の結果を参考に活発に議論が進められた。世界保健機構 (WHO) は2009年に「屋内ラドンに関するWHOハンドブック」を発行し、屋内ラドン濃度の参考レベルとして100 Bq m⁻³ (3 mSv y⁻¹程度)を、最大でも300 Bq m⁻³ (10 mSv y⁻¹程度)を越えないように設定すべきであると提案している。ICRPでも検討が行われ、2010年の報告書では、住居の屋内ラドン濃度の参考レベルとして300 Bq m⁻³ (10 mSv y⁻¹程度)、職場環境には1000 Bq m⁻³ (10 mSv y⁻¹程度)を勧告している。国際原子力機関 (IAEA) でも国際基本安全基準の中で検討が行われ、2010年のドラフトでは、住居の屋内ラドン濃度の参考レベルとして300 Bq m⁻³ (10 mSv y⁻¹程度)が規定され、職場環境には1000 Bq m⁻³ (10 mSv y⁻¹程度)以下に低減できない場合は職業被曝とするのとしている。これらのラドンの線量換算係数は12 nSv/(Bq m⁻³ h)に相当している。

疫学調査結果から推定される線量換算係数には、肺癌の発生率の評価と生活している住居内のラドン濃度評価結果に多くの不確定性を含んでいる。その上、タバコ喫煙による影響が交絡因子として十分には排除されていない。ラドン被曝の線量評価は、一般に、

$$\text{実効線量} = \text{ラドン濃度} \times \text{平衡ファクタ} \times \text{所在係数} \times \text{線量換算係数}$$

の式で行われる。屋内ラドンは日変動や季節変動が存在する。多くの調査に使用されている平均ラドン濃度を求めるパッシブ法には、トロンの影響を受けている測定器が多々存在する。平衡ファクタは屋内では0.2から0.6まで分布しており、屋内代表値の0.4が採用されている。住居内の所在係数は0.8が採用されているが、人の生活習慣によって幅を持って

いる。呼吸軌道モデルを基に計算される線量換算係数の中には、粒径分布や非付着成分比、呼吸率、呼吸軌道モデル、アルファ線の放射線加重係数等の多くの不確かな成分が含まれている。これらの問題は、2010年9月の日本保健物理学会のシンポジウム「ICRP レポート“Lung cancer risk from radon and progeny“を考える」でも議論されている。

最近のラドン被曝線量評価の新しい国際的な動きがある前の2005年11月に、日本保健物理学会専門研究会で「屋内ラドンの規制に対する日本保健物理学会の提言」を以下のように行っている。「わが国においては、その地質環境および家屋構造を考慮すれば、極端に屋内ラドン濃度が高くなる可能性は低いと考えられる。さらに高濃度化要因分析を行うことにより効果的なラドン低減化措置は比較的容易に実施できることから、最近の疫学調査による結果も配慮しつつ、ICRPが勧告している対策レベルの範囲において最も低い値となる 200 Bq m^{-3} を、法的拘束力を持たない値として採用するのが妥当である。また一般職場環境についても、ICRPの考え方を踏襲して最も低い値となるガイドライン値として 500 Bq m^{-3} が合理的である。」この提言では、対策レベル導入に伴う問題として、測定プロトコール：調査方法、一般公衆の受容性、調査から改善に至るまでの一連の流れにおける課題、わが国における低減対策の費用見積もりなど、実際に生起する可能性のある問題も検討している。

本専門研究会が、国際的な新しい動きに沿って、ラドン濃度の参考レベルとして、住居環境の参考レベルとして 300 Bq m^{-3} (10 mSv y^{-1} 程度)、職場環境の参考レベルとして 1000 Bq m^{-3} (10 mSv y^{-1} 程度)を採用するようにこの報告書で提言するには、上述のように多くの問題点が残っている。1994年のPubl.65の勧告で存在していた濃度の下限値 200 Bq m^{-3} (3 mSv y^{-1})と上限値 600 Bq m^{-3} (10 mSv y^{-1})の幅が考慮されていない。以上の考察より、現状では2005年の専門研究会の提言を変更する根拠は弱い。今後の、国際的な議論の動向や進展を待つて判断する必要がある。