

ICRP

Publication 115

ラドンと子孫核種による
肺がんのリスク

●

ラドンに関するICRP声明

公益社団法人

日本アイソトープ協会

ラドンと子孫核種による 肺がんのリスク



ラドンに関する ICRP 声明

2011年4月 主委員会により承認

2009年11月 主委員会により承認

公益社団法人

日本アイソトープ協会

ICRP

Publication 115

Lung Cancer Risk from Radon and Progeny
and
Statement on Radon

Editor

C.H. CLEMENT

Authors on behalf of ICRP

M. Tirmarche, J.D. Harrison, D. Laurier, F. Paquet,
E. Blanchardon, J.W. Marsh

Copyright © 2017 The Japan Radioisotope Association. All Rights reserved.
Authorised translation from the English language edition published for
the International Commission on Radiological Protection by Elsevier Ltd.
Copyright © 2011 The International Commission on Radiological Protection
Published by Elsevier Ltd. All Rights reserved.

*No part of this publication may be reproduced, stored in a retrieval system or
transmitted in any form or by any means electronic, electrostatic, magnetic tape,
mechanical photocopying, recording or otherwise or republished in any form,
without permission in writing from the copyright owner.*



Japanese Translation Series of ICRP Publications
Publication 115

This translation was undertaken by the following colleagues.

Supervised by

Michiaki KAI

Translated by

Nobuhiko BAN

Editorial Board

The Committee for Japanese Translation of ICRP Publications,
Japan Radioisotope Association

working in close collaboration with Japanese ICRP & ICRU members.

◆ Committee members ◆

| | | |
|--------------------------------|------------------------------|------------------|
| Ohtsura NIWA (Chair; ICRP, MC) | Keiko IMAMURA (Vice-chair) | |
| Reiko KANDA | Michiya SASAKI ¹⁾ | Yasuhito SASAKI* |
| Gen SUZUKI | Kenzo FUJIMOTO ²⁾ | Michio YOSHIZAWA |

◆ Supervisors ◆

| | |
|-------------------------|-------------------------------|
| Nobuhiko BAN (ICRP, C1) | Nobuhito ISHIGURE* (ICRP, C2) |
| Akira ENDO (ICRP, C2) | Yoshiharu YONEKURA (ICRP, C3) |
| Michiaki KAI (ICRP, C4) | Toshimitsu HOMMA (ICRP, C4) |
| Kazuo SAKAI (ICRP, C5) | Hideo TATSUZAKI (ICRU) |

* Former ICRP member. ¹⁾ From May 2014, ²⁾ To March 2014.

邦訳版への序

本書は ICRP の主委員会によって 2011 年 4 月に承認され 2011 年 12 月に刊行された (電子版)、ラドンと子孫核種による肺がんのリスクに関する報告書と、2009 年 11 月に主委員会により承認されたラドンに関する ICRP の声明から成る

Lung Cancer Risk from Radon and Progeny and Statement on Radon
(Publication 115. *Annals of the ICRP*, Vol. 40, No. 1 (2010))

を、ICRP の了解のもとに翻訳したものである。

翻訳は、伴信彦氏 (原子力規制委員会委員, 翻訳時・東京医療保健大学) によって行われた。この訳稿をもとに、ICRP 勧告翻訳検討委員会において推敲を重ね、第 4 専門委員会の甲斐倫明氏の監修をいただき、最終稿を決定した。原著の記述に対する疑問は原著者に直接確認し、誤りと判明した場合は修正し、必要と思われた場合は訳注を付した。

ラドンは自然界に存在する放射性核種であり、ウラン-238 から始まる一連の崩壊 (壊変) のなかで生じる。そのため歴史的には、もともとラドン濃度の高いウラン鉱山で働く作業者の間で放射線の健康影響が問題となってきた。このことから、ラドン濃度測定を基本としたワーキングレベルマンス (WLM) という単位が、被ばくの単位として長く使われてきた。この単位は、空気中の濃度を基本として呼吸した累積濃度で表現される。これを「累積被ばく量 (cumulative exposure)」と ICRP は定義している。本稿では「ラドンの単位被ばく量 (Jh/m^3 または WLM) あたりの致死的肺がんのリスク」などのように使われている。累積被ばく量 (WLM) あたりの実効線量 (Sv) としての線量係数は、今後、呼吸気道モデルを用いて ICRP が推定し発表されるであろう。

またラドンは、人の居住空間との関わりの深さから、自然放射性物質で初めて線量規制の対象として検討されている核種でもある。本書が、その背景について理解を深める上で役立つことを願うものである。委員会事情により刊行まで年月を経たが、関係各位のご尽力に衷心の感謝を申し上げたい。

平成 29 年 3 月

ICRP 勧告翻訳検討委員会

(公社)日本アイソトープ協会
ICRP 勧告翻訳検討委員会

委員長 丹羽 太貫 (ICRP 主委員会, 福島県立医科大学)
副委員長 今村 恵子 (前 聖マリアンナ医科大学)
委員 神田 玲子 ((独)放射線医学総合研究所)
佐々木道也¹⁾ ((一財)電力中央研究所)
佐々木康人 (湘南鎌倉総合病院附属臨床研究センター)
鈴木 元 (国際医療福祉大学クリニック)
藤元 憲三²⁾ (元(独)放射線医学総合研究所)
吉澤 道夫 ((独)日本原子力研究開発機構)

監 修 者

伴 信彦 (ICRP 第 1 専門委員会, 東京医療保健大学)
石樽 信人 (前 ICRP 第 2 専門委員会, 名古屋大学)
遠藤 章 (ICRP 第 2 専門委員会, (独)日本原子力研究開発機構)
米倉 義晴 (ICRP 第 3 専門委員会, (独)放射線医学総合研究所)
甲斐 倫明 (ICRP 第 4 専門委員会, 大分県立看護科学大学)
本間 俊充 (ICRP 第 4 専門委員会, (独)日本原子力研究開発機構)
酒井 一夫 (ICRP 第 5 専門委員会, (独)放射線医学総合研究所)
立崎 英夫 (ICRU 委員, (独)放射線医学総合研究所)

(※ メンバーおよび所属は校閲時
1) 2014 年 5 月より 2) 2014 年 3 月まで)

目 次

| | 頁 (項) |
|--|----------------|
| 招待論説..... | (v) |
| Part 1 ラドンと子孫核種による肺がんのリスク | |
| 抄 録 | (xi) |
| 序 文 | (xiii) |
| 総 括 | (xv) |
| 用語解説..... | (xix) |
| 1. 緒 論..... | 1 (1) |
| 1.1 参考文献 | 2 (1) |
| 2. 住居でのラドンとその子孫核種への被ばくに伴う | |
| 肺がんリスクの疫学 | 5 (7) |
| 2.1 緒 論 | 5 (7) |
| 2.2 1990年以降に発表された研究 | 5 (10) |
| 2.3 プール研究 | 8 (15) |
| 2.4 参考文献..... | 10 |
| 3. 地下鉱山におけるラドンとその子孫核種への被ばくに伴う | |
| 肺がんリスクの疫学 | 13 (25) |
| 3.1 <i>Publication 65</i> 以降の結果のレビュー | 13 (25) |
| 3.2 100ワーキングレベルマンスあたりの過剰相対リスク推定値の概要 | 14 (31) |
| 3.3 ラドンと喫煙による肺がんのリスク | 16 (34) |
| 3.4 参考文献..... | 17 |
| 4. ラドンとその子孫核種への被ばくによる損害の評価 | 21 (36) |

| | |
|-------------------------------|----------|
| (iv) 目次 | |
| 4.1 肺がん以外のリスク | 21 (36) |
| 4.2 地下鉱山労働者に対する肺がん生涯リスク推定値の計算 | 22 (41) |
| 4.3 地下鉱山と家屋内の被ばくに対する結果の比較 | 25 (50) |
| 4.4 参考文献 | 26 |
| 5. 結論 | 29 (55) |
| 5.1 参考文献 | 30 |
| 付属書 A. 地下鉱山労働者の疫学研究の結果 | 31 |
| A.1 参考文献 | 32 |
| 付属書 B. 線量評価 | 33 |
| B.1 ラドン | 33 (B1) |
| B.2 トロン | 37 (B14) |
| B.3 参考文献 | 38 |
| | |
| Part 2 ラドンに関する ICRP 声明 | |
| ラドンに関する ICRP 声明 | 43 (1) |
| 参考文献 | 44 |

招待論説

ラ ド ン

ラドンはよく知られた肺がんの原因である。気体であるラドン-222はウラン-238崩壊系列を構成する核種の1つである。その直近の親核種であるラジウム-226は地殻に遍在しており、ラドンはあらゆる建物の中および地下に存在する。ラドンは一般公衆にとって重要な放射線被ばく源であり、時として就労中の主要な被ばく源になることがある。しかし、その場所の地質、建物の種類と換気、居住者の行動によって、被ばくのレベルは極めて大きく変動する。

被ばく源としてのラドンの重要性、そして建物内のラドン濃度が少なくとも原理的には制御可能であるという事実により、委員会はラドンに対する防護について勧告することとなった。これらの勧告は *Publication 65* (ICRP, 1993) として 1993 年にまとめられ、委員会の放射線防護体系 (ICRP, 1993) に組み込まれている。ラドンに対する委員会の防護方針は、ラドンによる年間実効線量レベルをおよそ 10 mSv に設定することを基本とし、そのレベルを超える場合、被ばくを低減するための対策はほぼ確実に正当とみなされる。この線量は、線量換算規約を用いて Bq/m³ で表される実用的な対策レベルに変換される。委員会の方針は世界中でのラドンに対する防護の根拠となっている。最近、委員会は 2007 年勧告 (ICRP, 2007) を発表し、1990 年勧告 (ICRP, 1991) を正式に置き換えた。2007 年勧告は放射線被ばくに関して、計画被ばく状況と現存被ばく状況を区別している。ほとんどのラドン被ばくは、その制御についての決定を下さなければならない時点で被ばく源が存在しているため、現存被ばく状況である。ラドンに対する防護は、参考レベルの適用と最適化によって達成される。

参考レベルを設定するには、ラドン被ばくの健康リスクに対する理解が不可欠である。ラドンの肺がんリスクに関するこの課題グループの報告書は、住居および職業被ばくにおける最近の疫学的研究をレビューすることにより、ラドンの健康リスクに関する最新の情報を提供している。重要な結論は、ラドン被ばくに対する、損害で調整された名目リスク係数を、従来想定していた値のおよそ 2 倍とみなすべきだということである (ICRP, 1993)。さらにラドンは、被ばく集団における肺がんのもともとの発生率に対して、相加的というよりは相乗的に作用するようである。そのため同じラドン被ばくであっても、喫煙者におけるラドンの肺がんリスク

(vi) 招待論説

は非喫煙者よりもかなり大きくなる。比較は複雑であるが、確認できる範囲では、住居での被ばくによる生涯リスク推定値は低いレベルの被ばくをした地下鉱山労働者に対する値と整合しており、そのことが全体的な結論をより強固なものにしている。

喫煙との相互作用は難しい問題である。ICRP がラドンの防護基準を設定すべきは喫煙者なのか非喫煙者なのか、あるいは現在そうであるように両者の混合なのかという問いを提起する。忘れてならないのは、防護体系の目的は被ばく源と被ばくを制御することであって、特定の個人の放射線リスクを制御するのではないということである。防護体系はまた、世界中で適用されることを意図している。主たる線量計測量である実効線量は、年齢、性別について平均化された特徴をもつ標準人の「線量」の推定値である。組織の相対的放射線感受性を表す組織加重係数は、がん発生率のベースラインが時には大きく異なることもある集団間での放射線リスクの転換に基づく判断であり、リスクの転換には相乗リスク予測モデルと相加リスク予測モデルの折衷が使用されている。実効線量は放射線防護のために定義された量であり、組織加重係数および放射線加重係数に関して新しい判断が下されれば、それに応じて時とともに変わりうる。実効線量は、個人に対する線量あるいはリスクの最良推定値を与えるものではない。しかし委員会は、実効線量で表す量を含めて、委員会の防護体系は依然として、被ばくと被ばく源に対する防護のための最適なアプローチであると信じ続けている。さらに、放射線被ばくと直接関連のない生活習慣要因に基づいて防護体系の中で個人を区別しようとしても、不当に複雑化するだけで防護を向上させるものではなく、必要以上に面倒で、ともすると差別的な体系になってしまうだろう。

この巻には、ポルトガルのポルトでの 2009 年会合における、委員会のラドンに関する声明も掲載されている。声明はこの課題グループ報告書の重要な見解を考慮し、ラドンの名目リスク係数の変更に沿って、住居内ラドンに対する参考レベルの上限を引き下げている。同様に、委員会は作業場の参考レベルも引き下げ、1000 Bq/m³ という単一の値を職業人の放射線防護要件を適用するための出発点とすることを勧告する。また重要なこととして委員会は、現在の線量換算規約に代えて線量評価によるアプローチを導入し、ラドンを他のすべての内部放射性核種と同様に扱う意向を表明する。この線量評価アプローチではラドンの線量に関連する様々なパラメータを考慮し、それらの値は被ばくの状態に応じて変化しうる。そのため、同じ濃度のラドンでも、状況に応じて線量は変わることがある。したがって委員会は、線量評価アプローチが完成した時点で、ラドンに対する防護方針が一貫性を有し、釣り合いのとれたものとなるよう再検討する予定である。

ラドンが肺がんの原因であることが分かったのは、ようやく前世紀になってからであるが、ラドン被ばくによる肺がんは、何世紀にもわたりウランその他の地下鉱山労働者の間で明らか

に発生していた。ラドンの肺がんリスクに関するこの報告書は、21世紀に向かってのラドンに対する防護に寄与するであろう。委員会は現在、住居内および作業場のラドンに対する防護の新たな勧告をどのように履行すべきか、実際的な助言を準備しているところである。

ICRP 主委員会名誉委員
JOHN COOPER

参考文献

- ICRP, 1991. The 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. Ann. ICRP 21(1-3).
- ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23(2).
- ICRP, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37(2-4).

ラドンと子孫核種による 肺がんのリスク

2011年4月 主委員会により承認

抄 録

肺がんとラドンおよびその崩壊生成物への被ばくとの関連について、最近の疫学研究をレビューした。住居での被ばくの症例対照研究に関するプール解析と、比較的低い濃度のラドンに被ばくした地下鉱山労働者のコホート研究に特に重点を置いている。住居および鉱山労働者の疫学研究は、肺がんリスクについて一貫した推定値を与えており、それぞれ約 200 Bq/m^3 の平均年間濃度と、約 50 ワーキングレベルマンズ (working level month: WLM) の累積職業レベルで有意な関連が観察されている。鉱山労働者に対する疫学研究の複合解析による最近の結果に基づき、ラドンおよびラドン子孫核種によって誘発される肺がんの名目確率係数として、これからは生涯過剰絶対リスク $5 \times 10^{-4}/\text{WLM}$ [$14 \times 10^{-5}/(\text{mJh/m}^3)$] という値を、*Publication 65* (ICRP, 1993) における従来の値 $2.8 \times 10^{-4}/\text{WLM}$ [$8 \times 10^{-5}/(\text{mJh/m}^3)$] に代えて使用すべきである。肺以外の器官のラドン関連リスクについての現在の知見によれば、ラドン誘発肺がんに対する致死係数と異なる損害係数を選択する正当性はない。

Publication 65 (ICRP, 2003) は、ラドンとラドン子孫核種による線量は疫学データに基づく線量換算規約を用いて計算すべきであると勧告していた。今回、ICRP の防護体系内で、ラドンとその子孫核種を他の放射性核種と同じように扱うべきであると結論づけた。すなわち、ラドンとその子孫核種による線量は、ICRP の体内動態および線量評価モデルを使って計算すべきである。ICRP は、特定の平衡係数とエアロゾル特性に対する、いくつかの家屋内および職業被ばくの標準条件に対して、ラドンとその子孫核種の単位被ばく量あたりの線量係数を提示する予定である。

キーワード：ラドン，肺がん，放射線防護，リスク

参考文献

ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23 (2).

序 文

アルファ線を放出する放射性核種によるリスクについて調査し報告するために、2005年にICRP第1専門委員会の課題グループが委員会によって設置された。最初の情報収集期間の後、2007年に、この課題グループはまずラドンとその子孫核種によるリスクに焦点を当てるよう依頼された。課題グループのメンバーには、ICRPの第1、第2、第4専門委員会の委員が含まれている。

本報告書は、住宅と地下鉱山でのラドンとその子孫核種の吸入に伴う肺がんの疫学研究をレビューしたものである。

課題グループは、アルファ線を放出する他の放射性核種によるリスクの調査を引き続き行う。課題グループのメンバーは以下のとおりである。

| | | |
|--------------------|---------------|---------------|
| M. Tirmarche (委員長) | J.D. Harrison | F. Paquet |
| M. Blettner | D. Laurier | N. Shilnikova |
| E. Blanchardon | J.F. Lecomte | M. Sokolnikov |
| E. Ellis | J.W. Marsh | |

課題グループの通信メンバーは以下のとおりである。

| | | |
|------------|----------|---------------|
| B. Grosche | J. Lubin | C.R. Muirhead |
|------------|----------|---------------|

助言を行なった顧問は以下のとおりである。

| | | |
|---------------|------------|-------------|
| F. Bocchichio | L. Tomášek | D. Chambers |
|---------------|------------|-------------|

報告書原案の査読者は以下のとおりである。

| | | |
|----------|-------------|------------|
| J. Boice | D. Chambers | J. Lochard |
|----------|-------------|------------|

2005年から2009年の第1専門委員会のメンバーは、以下のとおりである。

| | | |
|------------------|---------------|--------------|
| J. Preston (委員長) | C.R. Muirhead | M. Tirmarche |
| A. Akleyev | R. Ullrich | P.-K. Zhou |
| M. Blettner | D.L. Preston | |
| R. Chakraborty | W. Rühm | |
| J. Hendry | R.E. Shore | |
| W.F. Morgan | F.A. Stewart | |

(xiv) 序 文

2005年から2009年の第2専門委員会のメンバーは、以下のとおりである。

| | | |
|--------------------|----------------|--------------|
| H.-G. Menzel (委員長) | K.F. Eckerman | A.S. Pradhan |
| M. Balonov | J.D. Harrison | Y.-Z. Zhou |
| V. Berkovski | N. Ishigure | |
| W.E. Bolch | P. Jacob | |
| A. Bouville | J.L. Lipsztein | |
| G. Dietze | F. Paquet | |

2009年から2013年の第1専門委員会のメンバーは、以下のとおりである。

| | | |
|------------------|----------------|--------------|
| J. Preston (委員長) | C.R. Muirhead | D. Stram |
| T. Azizova | N. Nakamura | M. Tirmarche |
| R. Chakraborty | W. Rühm | R. Wakeford |
| S. Darby | S. Salomaa | P.-K. Zhou |
| J. Hendry | A.J. Sigurdson | |
| W.F. Morgan | F.A. Stewart | |

2009年から2013年の第2専門委員会のメンバーは、以下のとおりであった。

| | | |
|--------------------|---------------|-------------------|
| H.-G. Menzel (委員長) | G. Dietze | J.L. Lipsztein |
| M. Balonov | K.F. Eckerman | J. Ma |
| D.T. Bartlett | A. Endo | F. Paquet |
| V. Berkovski | J.D. Harrison | N. Petoussi-Henss |
| W.E. Bolch | N. Ishigure | A.S. Pradhan |
| R. Cox | R. Leggett | |

総 括

(a) 鉱山労働者の職業被ばくと公衆の家屋内の被ばくに関する疫学研究は、ラドンとその子孫核種の吸入に伴う肺がんのリスクについて、有力かつ相補的な証拠を提示している。地下鉱山労働者の大規模コホートでは、個々の鉱山労働者の全労働期間にわたって、年間の職業被ばくが考慮された。したがってこれらの研究は、時間依存性の修飾要因、例えば被ばく時年齢と被ばくからの時間を考慮して、線量反応関係を解析することができる。住居でのラドン被ばくに伴う肺がんリスクは、これまで数多くの症例対照研究において評価されており、これには肺がんと診断される以前の30年間にわたる家屋内のラドン被ばく推定値が必要である。そのような研究の弱点は、研究期間中の測定が被ばく期間全体に有効だと仮定していることである。しかし重要な長所は、住居での研究では多くの場合詳細なインタビューが実施されており、統計解析に際して、喫煙や自宅・職場での肺に対するその他の潜在的発がん物質への曝露について調整できるという点である。

(b) 1999年にBEIR VI報告書は、中国、チェコ共和国、米国、カナダ、スウェーデン、オーストラリア、フランスの鉱山労働者コホートに関する包括的な解析を提示した(NRC, 1999)。鉱山労働者の肺がんに対する最近の研究の中には、比較的低濃度のラドンとその子孫核種を対象とし、追跡期間が長く、そして一人ひとりの被ばくについてデータの信頼性が高いものがある(Tomášekら, 2008; UNSCEAR, 2009)。これらの結果は、鉱山労働者の統合的研究に関する以前の解析と一致しており、50ワーキングレベルマンス(WLM; すなわち180 mJh/m³)という低い被ばくレベルでも、累積ラドン被ばく量と肺がん死亡率の間に有意な関連があることを示している。生涯過剰絶対リスク(lifetime excess absolute risk: LEAR)の計算、*Publication 103* (ICRP, 2007)の基準バックグラウンド死亡率/罹患率、およびプール解析から導き出されたりスクモデル(NRC, 1999; Tomášekら, 2008)に基づいて、損害で調整された名目リスク係数として $5 \times 10^{-4}/\text{WLM}$ [$14 \times 10^{-5}/(\text{mJh}/\text{m}^3)$]という値を放射線防護の目的のために今回勧告する。この値は、*Publication 65*の値 $2.8 \times 10^{-4}/\text{WLM}$ [$8.0 \times 10^{-5}/(\text{mJh}/\text{m}^3)$]に置き換わるものである。

(c) 3つの包括的文献が、欧州(Darbyら, 2005)、北米(Krewskiら, 2005, 2006)、中国(Lubinら, 2004)の家屋内症例対照研究のデータに関する共同解析について報告している。いずれの共同解析も診断前の30年間にわたる被ばくを考慮した上で、家屋内のラドン濃度の上昇に伴って肺がんリスクが増加することを示した。3つの共同解析において、単位濃度あたりの肺がんの増加に関する推定値は非常に近接しており、統計学的に矛盾がない。具体的には、

(xvi) 総 括

欧州、北米および中国のそれぞれについて、 100 Bq/m^3 あたり 1.08, 1.10 および 1.13 という値であった。これら3つの地域の研究を総合して計算した推定値は 100 Bq/m^3 あたり 1.09 (UNSCEAR, 2009) であった。これらの結果はいずれも、喫煙習慣を調整して得られたものである。個人の累積された被ばく量がより完全に推定された症例と対照に解析を限定した場合、線形の被ばく反応関係の勾配はわずかに増加し、 100 Bq/m^3 あたり 1.11 になった (UNSCEAR, 2009)。

(d) これらの共同解析は、ラドン濃度の変動に伴う不確かさについても調整を行った。例えば欧州のプール解析 (Darby ら, 2005) では、測定の不確かさを調整することによって、相対リスク推定値が 100 Bq/m^3 あたり 1.08 から 1.16 へ顕著に増加した。欧州の解析を年間被ばくが比較的低い症例と対照に限定した場合、 200 Bq/m^3 以下でリスクが増加するという証拠が得られた。北米と中国の研究の解析は変動幅がもっと大きく、統計精度において劣る。しかしながら、少なくとも25年間にわたる累積被ばくであることを考えれば、住居でのラドンに関する研究は肺がんのリスクについて一貫した推定値を示しており、住宅内での低濃度のラドンによる遷延被ばくに関するリスク管理のための根拠を提供するものと結論づけられる。

(e) 比較は複雑であるが、住居での被ばくについて推定されたラドンとその子孫核種による肺がんの累積された過剰絶対リスクは、低いレベルの被ばくをした鉱山労働者から得られたリスクと一致しているようである。

(f) 家屋内の被ばくに関する欧州のプール解析では、肺がんリスクの有意な傾向は喫煙者に観察され、それとは別個に非喫煙者にも認められた (Darby ら, 2006)。したがって、かつて鉱山労働者の研究 (Lubin ら, 1995) が示したとおり、喫煙がない場合でもラドンが肺に対する発がん物質であることを住居での研究は示した。しかし、肺がんの生涯リスクに対してはタバコの影響が支配的であるため、一定レベルのラドン濃度に起因する肺がんの過剰絶対リスクは、生涯タバコを吸い続ける人の方が非喫煙者よりもはるかに高くなる。

(g) 家屋内被ばくの管理は、疫学データに由来する単位被ばく量あたりの肺がんリスク推定値、すなわち住宅内のラドン濃度に直接基づくことができる。

(h) しかし、線量限度と拘束値を用いた職業被ばく管理のためには、単位被ばく量あたりの線量の推定値が必要である。Publication 65 と 66 (ICRP, 1993, 1994) において、ラドンとその子孫核種の単位被ばく量あたりの実効線量は、いわゆる「線量換算規約」を使って求められていた。このアプローチは、ラドンとその子孫核種の単位被ばく量あたりの損害を、単位実効線量に伴う総損害と比較したものであり、その単位実効線量に対する総損害は主に日本の原爆被爆者の研究に基づいて推定されたものである (ICRP, 1993)。得られた値は、作業員に対して 5 mSv/WLM [$1.4 \text{ mSv}/(\text{mJh}/\text{m}^3)$]、公衆の構成員に対して 4 mSv/WLM [$1.1 \text{ mSv}/(\text{mJh}/\text{m}^3)$] であった。

(i) ラドンとその子孫核種による線量は、種々の線量評価モデルを使って計算することも

できる。線量評価モデルを使って得られたラドン子孫核種の単位被ばく量あたりの実効線量の文献値に関するレビューが、この報告書の付属書 B としてまとめられている。実効線量の値はおよそ 6 から 20 mSv/WLM [1.7-5.7 mSv/(mJh/m³)] であり、ヒト呼吸気道モデル (Human Respiratory Tract Model : HRTM ; ICRP, 1994) を使った場合、被ばくシナリオに応じておよそ 10 から 20 mSv/WLM [3-6 mSv/(mJh/m³)] の範囲である。

(j) ラドンとその子孫核種は防護体系の中で他の放射性核種と同じように扱われるべきであると、ICRP は結論づけた。すなわち、ラドンとその子孫核種からの線量は、HRTM や ICRP 組織系動態モデルなど、ICRP の体内動態・線量評価モデルを使って計算すべきである。近い将来 ICRP は、平衡係数とエアロゾルの特性によって規定される、いくつかの家屋内および職業被ばくの標準条件に対して、ラドンとその子孫核種の単位被ばく量あたりの線量係数を提示する予定である。しかし、これらの線量係数は 2 倍かそれ以上大きくなるであろうことを認識しておくべきである。

参 考 文 献

- Darby, S., Hill, D., Auvinen, A., et al., 2005. Radon in homes and risk of lung cancer : collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *Br. Med. J.* 330, 223-227.
- Darby, S., Hill, D., Deo, H., et al., 2006. Residential radon and lung cancer-detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 persons with lung cancer and 14,208 persons without lung cancer from 13 epidemiological studies in Europe. *Scand. J. Work Environ. Health* 32 (Suppl. 1), 1-84.
- ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. *Ann. ICRP* 23 (2).
- ICRP, 1994. Human respiratory tract model for radiological protection. ICRP Publication 66. *Ann. ICRP* 24 (1-3).
- ICRP, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. *Ann. ICRP* 37 (2-4).
- Krewski, D., Lubin, J.H., Zielinski, J.M., et al., 2005. Residential radon and risk of lung cancer. A combined analysis of 7 North American case-control studies. *Epidemiology* 16, 137-145.
- Krewski, D., Lubin, J.H., Zielinski, J.M., et al., 2006. A combined analysis of North American case-control studies of residential radon and lung cancer. *J. Toxicol. Environ. Health Part A* 69, 533-597.
- Lubin, J.H., Boice Jr., J.D., Edling, C., et al., 1995. Radon-exposed underground miners and inverse dose-rate (protraction enhancement) effects. *Health Phys.* 69, 494-500.
- Lubin, J.H., Wang, Z.Y., Boice Jr., J.D., et al., 2004. Risk of lung cancer and residential radon in China : pooled results of two studies. *Int. J. Cancer* 109, 132-137.
- NRC, 1999. Health Effects of Exposure to Radon. BEIR VI Report. National Academy Press, Washington, DC.
- Tomášek, L., Rogel, A., Tirmarche, M., et al., 2008. Lung cancer in French and Czech uranium miners-risk at low exposure rates and modifying effects of time since exposure and age at exposure. *Radiat. Res.* 169, 125-137.
- UNSCEAR, 2009. UNSCEAR 2006 Report. Annex E. Sources-to-Effects Assessment for Radon in Homes and Workplaces. United Nations, New York.

用語解説

〔見出し語は五十音順で配列。⇔ は参照先を示す。〕
〔原著の配列順による見出し語訳は本項末尾を参照。〕

計画被ばく状況 [Planned exposure situations]

計画被ばく状況は、線源の意図的な導入と操業を伴う状況である。計画被ばく状況は、発生が想定された被ばく（通常の被ばく）と、想定されていない被ばく（潜在被ばく）を生じる可能性がある。

現存被ばく状況 [Existing exposure situations]

制御についての決定を行わなければならない時点で、すでに存在している被ばく状況。そのような状況には、自然バックグラウンド放射線への被ばく、天然に存在する放射性物質への被ばく、委員会の防護体系の下で行われなかった操業の結果生じた環境中の残留物からの被ばく、そして原子力事故や放射線源事象による汚染地域での被ばくなどが含まれる。

コホート研究 [Cohort study]

疫学研究の一種で、様々なレベルのラドンとその子孫核種に被ばくした集団を、疾患（肺癌を含む）の発症に関して経時的に追跡するもの。この疫学研究デザインは、地下鉱山労働者の研究において最も多く用いられた。時間ごとの被ばく量は、被験者一人ひとりについて年単位で評価された。

参考レベル [Reference level]

現存する制御可能な被ばく状況において、それを超えた被ばくの発生を認める計画は不適切と判断され、それ以下で防護の最適化が実施されるべき線量あるいはリスクのレベルを表す。参考レベルの値の選択は、考慮している被ばくのその時点で広く見られる状況に依存する。

参考レベルの上限 [Upper reference levels]

各国が独自に国内参考レベルを ICRP の示す値以下に設定するよう、国の当局に対して ICRP が勧告する被ばく量の最大値。

症例対照研究 [Case-control study]

疫学研究の一種で、着目する疾患に罹患している被験者集団（例えば肺癌の症例）を、当該疾患に罹患していないが類似した特徴（性別、到達年齢など）をもつ被験者集団（比

(xx) 用語解説

較対照)と比較するもの。この疫学研究デザインは、屋内ラドンの研究において最も多く用いられた。被験者一人ひとりについて、現在居住中および以前居住していた住居でのラドン濃度の測定から、これまでの被ばく量が推定されている。

コホート内症例対照研究は、症例と対照の両方を1つのコホート研究から抽出する特殊なタイプの症例対照研究で、コホート全体で可能である以上に、より詳細な評価を得ることを目的とする。

線量換算規約 [Dose conversion convention]

この方法は *Publication 65* (ICRP, 1993) で定義されたもので、等量の損害に基づいて、ラドン子孫核種の被ばく量 (WLM または Jh/m^3 で表される) を実効線量 (mSv で表される) に関連づけるために用いられる。

損害 (デトリメント) [Detriment]

損害は ICRP の概念である。損害は放射線源に集団が被ばくした結果、被ばくした集団と、その子孫が経験する健康上の全ての害を表す。損害は、多次元的概念である。その主要な構成要素は確率的な量、すなわち被ばくに起因する致死がんの確率、非致死がんの重みづけ確率、重篤な遺伝性影響の重みづけ確率、および害が生じた場合の寿命損失期間である。

トロン子孫核種 [Thoron progeny]

ラドン-220 の崩壊生成物のことで、ここではポロニウム-216 からポロニウム-212 またはタリウム-208 に至る短寿命崩壊生成物という、さらに限定的な意味で用いられる。

ヒト呼吸気道モデル [Human Respiratory Tract Model]

吸入粒子の呼吸気道での沈着とクリアランス、およびそれによる肺組織の線量を評価するために、*Publication 66* (ICRP, 1994) で用いられたモデル。

非付着割合 [Unattached fraction]

周囲のエアロゾルに付着していない、短寿命ラドン子孫核種のポテンシャル・アルファ・エネルギー濃度の割合。

平衡係数 [Equilibrium factor]

平衡等価濃度の、ラドン・ガス濃度に対する比。言い換えれば、ラドン崩壊生成物の実際の混合物におけるポテンシャル・アルファ・エネルギー濃度の、放射平衡の時に適用される濃度に対する比。

平衡等価濃度 [Equilibrium equivalent concentration]

実際に存在している非平衡な混合物と同等なポテンシャル・アルファ・エネルギー濃度を持つ、短寿命子孫核種と平衡状態にあるラドン・ガスの放射能濃度。

ポテンシャル・アルファ・エネルギー濃度 [Potential alpha energy concentration]

空気中の短寿命ラドン-222 またはラドン-220 の混合物において、ラドン-222 の子孫核種

から鉛-210に、あるいはラドン-220の子孫核種から鉛-208に完全に崩壊するまでに放出されるアルファ線のエネルギーとして表される、単位体積の空気中の短寿命ラドンまたはトロン子孫核種の濃度。

ラドン子孫核種 [Radon progeny]

ラドン-222の崩壊生成物のことで、この報告書ではポロニウム-218からポロニウム-214に至る短寿命崩壊生成物という、さらに限定的な意味で用いられる。ラドン子孫核種は「ラドン崩壊生成物」とも呼ばれる。

リスク [Risk]

リスクは、ある結果（例えば肺がん）が起こる確率または見込みに関係している。リスクに関する用語を以下に列挙する。

- 過剰絶対リスク [Excess absolute risk]

放射線被ばくによる過剰リスクは線量に応じて増加し、もともと存在する（ベースライン）リスクに積み重なるが、自然またはバックグラウンドリスクとは独立であるという仮定に基づくリスクの表現。この報告書では肺がんの生涯過剰絶対リスクを計算している。

- 相対リスク [Relative risk]

着目する疾患（例えば肺がん）の罹患率または死亡率についての、被ばくした集団の非被ばく集団に対する比。

- 過剰相対リスク [Excess relative risk]

被ばくした集団における疾患の率を非被ばく集団における疾患の率で除して、1を引いた値。線量反応関係を調べる際に、1 Gy または 1 Sv あたりの過剰相対リスクとして表される。すなわち（相対リスク-1）/単位被ばく量。

- リスク係数 [Risk coefficient]

単位被ばくまたは単位線量あたりのリスクの増加。一般的には WLM あたり、 Jh/m^3 あたり、 100 Bq/m^3 あたり、あるいは Sv あたりの過剰相対リスクとして表される。

- リスクモデル [Risk model]

リスク係数の変動を、被ばくからの時間、到達年齢、被ばく時年齢などの修飾要因の関数として記述したモデル。年齢別ベースライン・リスクの倍数として関連づけることもあり（相乗的）、あるいはベースライン・リスクに付加することもある（相加的）。

- 生涯リスク [Lifetime risk]

ある一定の年齢までに個人に累積されるリスク。本報告書で用いられる推定値は、慢性被ばくのシナリオに関連した生涯過剰絶対リスクであり、10,000 人年あたり、WLM あたりの死亡数で表される（放射線誘発過剰死亡という形で表現されることもある）。本報告書では特に明記しない限り、ICRP の出版物で一般にみなされているように生涯の期間を 90 年とし、また *Publication 65* (ICRP, 1993) で提案されているように、18 歳から 64 歳ま

(xxii) 用語解説

で1年あたり2 WLMの一定した低レベルの被ばくを受けるというシナリオを採用している。

● 損害で調整されたりスク [Detriment-adjusted risk]

影響の重篤度を表現するために損害の様々な成分を考慮に入れて修正した、確率的影響の発生確率。

ワーキングレベル (WL) [Working level (WL)]

1 リットルの空気中に、 1.3×10^5 MeV のポテンシャル・アルファ・エネルギーを放出するラドンの短寿命子孫核種の任意の混合濃度。

$$1 \text{ WL} = 2.08 \times 10^{-5} \text{ J/m}^3.$$

ワーキングレベルマンス (WLM) [Working level month (WLM)]

1 作業月、すなわち170時間にわたって、1 WLの濃度の空気を呼吸することによる累積被ばく量。

単 位 [Units]

● ジュール (J) : $1 \text{ J} = 6.242 \times 10^{12} \text{ MeV}$

● ポテンシャル・アルファ・エネルギー濃度:

ラドン子孫核種の場合:

$$\text{平衡状態のラドン } 1 \text{ Bq/m}^3 = 3.47 \times 10^4 \text{ MeV/m}^3 = 5.56 \times 10^{-9} \text{ J/m}^3$$

トロン子孫核種の場合:

$$\text{平衡状態のトロン } 1 \text{ Bq/m}^3 = 4.72 \times 10^5 \text{ MeV/m}^3 = 7.56 \times 10^{-8} \text{ J/m}^3$$

● ワーキングレベル:

$$1 \text{ WL} = 1.3 \times 10^8 \text{ MeV/m}^3$$

$$1 \text{ WL} = 2.08 \times 10^{-5} \text{ J/m}^3$$

● ワーキングレベルマンス:

$$1 \text{ WLM} = 3.54 \times 10^{-3} \text{ Jh/m}^3$$

$$1 \text{ WLM} = 6.37 \times 10^5 \text{ Bqh/m}^3 \text{ 累積平衡等価ラドン濃度}$$

$$1 \text{ WLM} = 6.37 \times 10^5 / F \text{ Bqh/m}^3 \text{ (a) 累積ラドン濃度}$$

$$\text{ラドン } 1 \text{ Bq/m}^3 \text{ で } 1 \text{ 年間} = 4.4 \times 10^{-3} \text{ WLM 住宅内 (b)}$$

$$\text{ラドン } 1 \text{ Bq/m}^3 \text{ で } 1 \text{ 年間} = 1.26 \times 10^{-3} \text{ WLM 作業場 (b)}$$

$$1 \text{ WLM} = 4.68 \times 10^4 \text{ Bqh/m}^3 \text{ 累積トロンの平衡等価濃度}$$

(a) F = 平衡係数

(b) 屋内に7,000時間/年、あるいは2,000時間/年の作業で、F=0.4と仮定 (ICRP, 1993)。

参考文献

- ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23(2).
 ICRP, 1994. Human respiratory tract model for radiological protection. ICRP Publication 66. Ann. ICRP 24(1-3).

用語解説の見出し語

〈原著配列順〉

| | |
|---|--|
| Case-control study 症例対照研究 | Potential alpha energy concentration ポテンシャル・アルファ・エネルギー濃度 |
| Cohort study コホート研究 | Radon progeny ラドン子孫核種 |
| Detriment 損害 (デトリメント) | Reference level 参考レベル |
| Dose conversion convention 線量換算規約 | Risk リスク |
| Equilibrium equivalent concentration 平衡等価濃度 | Thoron progeny トロン子孫核種 |
| Equilibrium factor 平衡係数 | Unattached fraction 非付着割合 |
| Existing exposure situations 現存被ばく状況 | Upper reference levels 参考レベルの上限 |
| Human Respiratory Tract Model ヒト呼吸気道モデル | Working level (WL) ワーキングレベル (WL) |
| Planned exposure situations 計画被ばく状況 | Working level month (WLM) ワーキングレベルマンス (WLM) |
| | Units 単位 |

1. 緒 論

(1) ラドン-222 は、半減期 3.8 日の天然に存在する放射性ガスである。ラドン-222 はラジウム-226 (半減期 1600 年) の崩壊生成物として形成され、ラジウム-226 はウラン-238 崩壊系列を構成する核種の 1 つである。ウランとラジウムは、土壌や岩石中に自然に存在し、ラドンの持続的な供給源となっている。ラドン・ガスは地球の地殻から発散され、結果として、屋外および作業場を含むすべての建物内の空気中に存在している。ラドンの屋内空気中濃度には大きな幅があるが、これは主に、その地域の地質、そして換気率・建物内の暖房・気象条件といった建物内外の圧力差に影響を及ぼす要因によるものである。

(2) ラドンは不活性であるため、吸入されたガスは引き続いてほとんどすべて呼気として吐き出される。しかしラドン-222 は崩壊して一連の固体の短寿命放射性同位体となり、それらが吸入されると呼吸気道内に沈着する。半減期が比較的短い (<30 分) ため、ラドン子孫核種はクリアランスが起こる前に主に肺で崩壊してしまう。これらの短寿命子孫核種のうちの 2 つ、ポロニウム-218 とポロニウム-214 はアルファ粒子を放出する。そして、肺への線量および付随する肺がんのリスクに支配的な影響を及ぼすのは、これらのアルファ粒子からのエネルギーである。

(3) ラドンはこれまで長きにわたって肺がんの原因と認められており、1986 年には世界保健機関によってヒトの肺がんに対する発がん物質に指定された (WHO, 1986; IARC, 1988)。ラドン誘発肺がんのリスクに関する主な情報源は地下鉱山労働者の疫学的研究であり (ICRP, 1993), より最近の研究はより低いレベルの被ばくに対するリスクについて有益なデータを提示している (例えば Lubin ら, 1997; NRC, 1999; EPA, 1999, 2003; Tomášek ら, 2008)。さらに、肺がんと住居のラドン被ばくについての症例対照研究のデータに対する最近の複合解析は、リスクが高まることを示している (Lubin ら, 2004; Darby ら, 2005, 2006; Krewski ら, 2006)。

(4) ウランの採掘環境に適用されるラドン子孫核種の被ばくの単位は、歴史的にワーキングレベルマンズ (WLM) が使われており、これはラドンの短寿命子孫核種のポテンシャル・アルファ・エネルギー濃度に関係している。1 WLM は、170 時間に相当する 1 作業月の間 1 ワーキングレベル (WL) の濃度の空気を呼吸することによる累積被ばく量と定義される。1 WL の濃度は、空気 1 リットル中で、 1.3×10^5 MeV のアルファ・エネルギーを放出することになる、短寿命ラドン子孫核種の任意の組み合わせである。1 WLM は SI 単位の 3.54×10^{-3} Jh/m³ に等しい。被ばく量は、Bqh/m³ で表されるラドン・ガスの累積放射能濃度として定量

2 1. 緒 論

化することもできる。2つの単位は、平衡係数 (F), すなわちラドンとその短寿命子孫核種間の非平衡の程度の尺度によって関連づけられる ($1 \text{ WLM} = 6.37 \times 10^5 / (\text{FBqh}/\text{m}^3)$; $1 \text{ Jh}/\text{m}^3 = 1.8 \times 10^8 / (\text{FBqh}/\text{m}^3)$)。したがって、滞在時間を 7000 時間/年, $F=0.4$ とすれば、家屋内の $227 \text{ Bq}/\text{m}^3$ のラドンの一年間の被ばくが 1 WLM になる。

(5) ラドンによる線量とリスクを詳述し管理することが複雑なのは、線量を2つのやりかた、すなわち「疫学的」アプローチと「線量評価」アプローチから計算できるからであった。*Publication 65* (ICRP, 1993) は、ラドンの単位被ばく量 (Jh/m^3 または WLM) あたりの致死肺がんのリスクを、単位実効線量 (Sv) あたりの (損害として表される) 全リスクと比較する疫学的アプローチを勧告した。それによって mJh/m^3 あるいは WLM あたりの mSv (実効線量) 値が求められ、それが「線量換算規約」と呼ばれた。もう1つの方法として、ICRP (1994) モデルを含め、ヒト呼吸気道の様々な線量評価モデルを、ラドンとその子孫核種の単位被ばく量あたりの肺等価線量および実効線量を推定するために使用することもできる。放射線被ばくのリスク推定と、線量評価モデルを用いた線量の計算にはそれぞれ固有の不確かさがあることからすれば、ラドンの単位被ばく量あたりの実効線量を計算する2つのアプローチによって異なる値が得られていたことは驚くにはあたらない。実際、その違いは著しく小さい。しかし異なる機関、特に ICRP (1993) と UNSCEAR (2000) が異なる値を使用していることは、一貫したアプローチを明確化かつ定式化することの必要性を示唆している。ICRP は現在、ラドンとその子孫核種を他の放射性核種と同じように扱い、ICRP の防護体系に用いられるモデルで計算した線量係数を発表する意向である。

(6) 本報告書では、*Publication 65* (ICRP, 1993) 以降に発表されたラドンのリスクに関する疫学データを検討し、特に低レベルの遷延被ばくに関する研究に焦点を当てている。住居に関する症例対照研究のプール解析の結果が第2章で、低い被ばくを扱った最近の鉱山労働者疫学研究の結果が第3章で考察されている。鉱山労働者のデータは、ラドンとその子孫核種による低レベルの遷延被ばくにおける、ラドン子孫核種の単位被ばく量あたりの肺がん生涯リスク推定の修正値を勧告するために用いられている。付属書では、鉱山労働者の研究 (付属書 A) から得られた疫学結果に関する追加の情報を提供するとともに、ヒトの呼吸気道線量評価モデルを用いて計算された、ラドン子孫核種およびトリウム子孫核種の単位被ばく量あたりの線量に関する報告値をレビューしている (付属書 B)。

1.1 参考文献

- Darby, S., Hill, D., Auvinen, A., et al., 2005. Radon in homes and risk of lung cancer : collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *Br. Med. J.* 330, 223-227.
Darby, S., Hill, D., Deo, H., et al., 2006. Residential radon and lung cancer-detailed results of a collabo-

- rative analysis of individual data on 7148 persons with lung cancer and 14,208 persons without lung cancer from 13 epidemiological studies in Europe. *Scand. J. Work Environ. Health* 32 (Suppl. 1), 1-84.
- EPA, 1999. Proposed Methodology for Assessing Risks from Indoor Radon Based on BEIR VI. Office of Radiation and Indoor Air, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- EPA, 2003. Assessment of Risks from Radon in Homes. Publication EPA 402-R-03-003. Office of Air and Radiation, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- IARC, 1988. Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risk to Humans : Man-made Fibres and Radon. IARC 43. International Agency for Research on Cancer, Lyon.
- ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. *Ann. ICRP* 23 (2).
- ICRP, 1994. Human respiratory tract model for radiological protection. ICRP Publication 66. *Ann. ICRP* 24 (1-3).
- Krewski, D., Lubin, J.H., Zielinski, J.M., et al., 2006. A combined analysis of North American case-control studies of residential radon and lung cancer. *J. Toxicol. Environ. Health Part A* 69, 533-597.
- Lubin, J.H., Tomášek, L., Edling, C., et al., 1997. Estimating lung cancer mortality from residential radon using data for low exposures of miners. *Radiat. Res.* 147, 126-134.
- Lubin, J.H., Wang, Z.Y., Boice Jr., J.D., et al., 2004. Risk of lung cancer and residential radon in China : pooled results of two studies. *Int. J. Cancer* 109, 132-137.
- NRC, 1999. Health Effects of Exposure to Radon. BEIR VI Report. National Academy Press, Washington, DC.
- Tomášek, L., Rogel, A., Tirmarche, M., et al., 2008. Lung cancer in French and Czech uranium miners-risk at low exposure rates and modifying effects of time since exposure and age at exposure. *Radiat. Res.* 169, 125-137.
- UNSCEAR, 2000. Sources and Effects of Ionizing Radiation. UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. United Nations, New York.
- WHO, 1986. Indoor Air Quality Research : Report on a WHO Meeting, 27-31 August 1984, Stockholm. World Health Organization, Copenhagen.

2. 住居でのラドンとその子孫核種への被ばくに伴う肺がんリスクの疫学

2.1 緒 論

(7) 1988年、国際がん研究機関は、動物の実験データと、比較的高濃度のラドンとその子孫核種に被ばくした地下鉱山労働者の疫学研究の知見をレビューし、ラドンをヒトの肺に対する発がん物質に分類した。本報告書は、ラドンとその子孫核種の比較的低い年間被ばくに対して、肺がんリスクの線量反応関係に関する情報を提供し得る疫学研究に焦点を当てている。個々人の被ばく評価と、潜在的な交絡因子または補助因子（例えば喫煙）について個人ごとの評価が行われた研究に特に重点が置かれる。がん罹患率と国または地域ごとの平均被ばく量を検討した生態学的研究は、個々人の被ばくデータがないため考慮しない。これらの研究はリスクに関する信頼できる情報を提供することができず、喫煙を含めた交絡因子の影響が不明で、研究対象区域への人々の出入りの影響も不明であり、限界がある（WHO, 1996; NRC, 1999）。

(8) 地下鉱山労働者の研究を、住居のラドン濃度に対するラドン誘発肺がんの推定に適用できるかどうか、過去20年にわたって主要な不確かさの原因であった。鉱山から住居へのこの外挿においては、様々な要因を考慮する必要がある。具体的には、線量反応関係の直線性；女性や小児を含めた一般集団と成人男性とのリスクの違い；その他の環境曝露、とりわけヒ素、石英およびディーゼル排気などに関する違い、ラドンとその短寿命子孫核種に対するF値の違い、呼吸率の違いなどである。

(9) 家屋内のラドン濃度のリスクに関する直接的な情報を得るのが望ましいことから、1980年代後半から1990年代前半にかけて、住居での被ばくに関する多数の疫学研究が開始された。住居の被ばく濃度で有意なリスクを実証するための統計的検出力を確保するには、データを統合する必要があるかもしれないことも認識されていた（LubinとBoice, 1997）。各個人の現在および以前の住宅における長期的なラドン測定によって、長期間にわたる個人の被ばく状態を確実に推定することが、疫学研究の重要な必須条件であった。住居における個人の習慣と換気条件も考慮されなければならなかった。

2.2 1990年以降に発表された研究

(10) 本節では、少なくとも200例の肺がん症例を含み、長期の家屋内ラドン測定を実施

6 2. 住居でのラドンとその子孫核種への被ばくに伴う肺がんリスクの疫学

した分析疫学研究について検討する。表 2.1 は、1990 年から 2006 年の間に発表された 20 件の症例対照研究についてまとめたものである。より広範囲にわたる詳細な情報が他で入手可能である (UNSCEAR, 2009)。

(11) ほとんどの研究において、住居ごとの固有の状態の差異および気候や季節の変化を考慮に入れるために、標準的な方法論を用いてラドンとその崩壊生成物の 1 年を通じた測定が行われた。大部分はアルファ線飛跡検出器を使って空気中の濃度を測ったものである。いくつかの研究では、ガラスを用いた遡及的な検出器も使用された。

(12) 多くの欧州の研究は、プール解析を行うことを意図してデザインされた (2.3 節参照)。異なった国々で研究を開始する前に、同様のプロトコルに従うよう相当な努力が払われた。それらはすべて症例対照研究であり、症例 (肺がん患者) と対照 (病院での対照または一般集団からの対照) の両方に対して、可能な限り直接会って面接が行われた。タバコの消費量、ラドン以外への職業上の曝露、社会・経済的身分に関する指標について調整し、家屋内ラドン被ばくとの関連で肺がんのリスクを解析するために、同一の詳細な調査票が使用された。これらの研究は喫煙者と非喫煙者に対するラドンの肺がんリスクに関する情報を提供するとともに、喫煙年数、喫煙開始年齢、喫煙を中止してからの年数、1 日あたりの平均喫煙本数に関する調整を可能にしている。いくつかの大きな症例対照研究がカナダと米国、そして中国の 2 箇所 (瀋陽と甘肅) でも行われた。

(13) 表 2.1 に挙げた研究は、肺がんと家屋内ラドン被ばくの関連を評価したものである。ほとんどの研究において、肺がんの診断に先立つ 20-30 年にわたって平均化された放射能濃度 100 Bq/m^3 あたりの相対リスクとして結果が示されている。2 つの研究だけが喫煙未経験者について検討しており、ほとんどの研究は男女および喫煙者と非喫煙者という区分で評価を行っていた。ラドン被ばくのリスクは喫煙習慣について調整され、いくつかの研究では肺がんに対する潜在的な発がん物質 (例えばアスベスト) であることが知られている職業上の曝露についても調整を行っている。ほとんどの研究 (20 件の独立した研究のうち 17 件) が、被ばく量の増加にともなって肺がんリスクが高まる正の傾向を報告していたが、有意な傾向はほとんどなかった。少数ではあるが、いくつかの研究は正の傾向を認めなかった。単独で見るといずれの研究も統計的検出力が低く、大きな信頼区間 (CI) とともに単位被ばく量あたりのリスク推定値を示した。ほとんどの研究において喫煙未経験者の肺がんは少数例しかなく、そのため非喫煙者集団におけるラドン崩壊生成物と肺がんの関連を評価するには限界があった。

(14) ほとんどの研究において、ラドン濃度を測定できなかった住宅がある (例えば、家屋が取り壊されていた場合)。このような場合は、統計解析を行うためにラドン濃度を推定しなければならなかった。ラドン濃度が測定された場合でさえ、同じ住宅で同じ期間、繰り返して測定するとラドンのレベルが大きく変動するという意味で、測定には不確かさが伴っていた。多くの研究が個別には関連を検出できないのは、後ろ向きのラドン被ばく評価の質が低く、

表 2.1 1990 年から 2006 年の間に発表された 200 例以上の肺がん症例を有する住居ラドン症例対照研究と 1 つのコホート研究

| 文献 | 地域 | 集団 | 症例/対照数 | 測定期間 | 100 Bq/m ³ あたりの 相対リスク | 95% CI |
|----------------------|------------------------|------------|---------------------------------|----------|-------------------------------------|-----------|
| Schoenberg ら (1990) | 米国 (ニュージャージー) | 女性 | 症例 480, 対照 442 | 1 年 | 1.49 | 0.89-1.89 |
| Blot ら (1990) | 中国 (瀋陽) | 女性 | 症例 308, 対照 356 | 1 年 | 0.95 | 不定-1.08 |
| Pershagen ら (1992) | スウェーデン | 女性 | 症例 201, 対照 378 | 1 年 | 1.16 | 0.89-1.92 |
| Pershagen ら (1994) | スウェーデン | 男性および女性 | 症例 1281, 対照 2576 | 3 ヶ月 | 1.10 | 1.01-1.22 |
| Letourneau ら (1994) | カナダ | 男性および女性 | 症例 738, 対照 738 | 1 年 | 0.98 | 0.87-1.27 |
| Alavanja ら (1994) | 米国 (ミズーリ) | 女性, 喫煙未経験者 | 症例 538, 対照 1183 | 1 年 | 1.08 | 0.95-1.24 |
| Auvinen ら (1996) | フィンランド | 男性および女性 | 症例 517, 対照 517 | 1 年 | 1.11 | 0.94-1.31 |
| Ruosteenoja ら (1996) | 南フィンランド | 男性 | 症例 318, 対照 1500 | 2 ヶ月 | 1.80 | 0.90-3.50 |
| Darby ら (1998) | 英国 | 男性および女性 | 症例 982, 対照 3185 | 6 ヶ月 | 1.08 | 0.97-1.20 |
| Alavanja ら (1999) | 米国 (ミズーリ) | 女性 | 症例 447, 対照 516 | 1 年 | 1.27 | 0.88-1.53 |
| | | | 症例 387, 対照 473 | | 1.3 | 1.07-2.93 |
| Field ら (2000) | 米国 (アイオワ) | 女性 | 症例 413, 対照 614 | 1 年 | 1.24 | 0.95-1.92 |
| Kreienbrock ら (2001) | ドイツ (西) | 男性および女性 | 症例 1449, 対照 2297 | 1 年 | 0.97 | 0.82-1.14 |
| Lagarde ら (2001) | スウェーデン | 喫煙未経験者 | 症例 436, 対照 1649 | 3 ヶ月 | 1.10 | 0.96-1.38 |
| Wang ら (2002) | 中国 (甘肅) | 男性および女性 | 症例 768, 対照 1659 | 1 年 | 1.19 | 1.05-1.47 |
| Kreuzer ら (2003) | ドイツ (東) | 男性および女性 | 症例 1192, 対照 1640 | 1 年 | 1.08 | 0.97-1.20 |
| Baysson ら (2004) | フランス | 男性および女性 | 症例 486, 対照 984 | 6 ヶ月 | 1.04 | 0.99-1.11 |
| Bochicchio ら (2005) | イタリア | 男性および女性 | 症例 384, 対照 404 | 6 + 6 ヶ月 | 1.14 | 0.89-1.46 |
| Sandler ら (2006) | 米国 (コネチカット + ユタ・南アイダホ) | 男性および女性 | 症例 1474, 対照 1811 | 1 年 | 1.01 | 0.79-1.21 |
| Tomašek ら (2001) | チェコ共和国 | 男性および女性 | 12,000 人の住民からなるコホートのうち症例が 173 例 | 1 年 | 1.10 | 1.04-1.17 |

CI, 信頼区間

同時に／あるいはラドン濃度が 200 Bq/m^3 を超える住宅に住む症例や対照がほとんどいなかったためかもしれない。いくつかの研究では、症例および対照が居住していた住宅の時間加重ラドン濃度の平均値は低く、ごく少数の研究 [例えばチェコ共和国、フィンランド、フランス、スウェーデン、甘肅 (中国)] において、被ばくレベルが 400 Bq/m^3 を超える家の居住者がいた。

2.3 プール研究

(15) 2000年以降、いくつかの共同解析が発表されており、これらは症例と対照の基本的な個人データを統合し、選択基準の定義と統計解析に標準的な方法論を適用したものである。なお、ラドン研究についていくつかの有益なメタ解析が実施されたが、同じ方法で個人データを扱うこれらのプール解析ほどには、統計的な強みを持つものではなかった (Lubin と Boice, 1997; NRC, 1999; UNSCEAR, 2009)。欧州 (Darby ら, 2005)、北米 (Krewski ら, 2005, 2006)、中国 (Lubin ら, 2004) のデータを基に3つの共同解析が行われた (表 2.2)。いずれの共同解析も、家屋内ラドンの累積された被ばく量の増加に応じて肺がんリスクが高まるという証拠を示した。考慮された被ばく期間は、北米と中国の共同解析では肺がんの診断前の少なくとも30年、欧州の共同解析では診断に先立つ35年であった。地下鉱山労働者の研究データ (NRC, 1999) に基づき、肺がんの誘発から診断まで少なくとも5年のラグ・タイムが想定されたため、どの解析でも診断前の5年間について推定されたラドン濃度は考慮されなかった。結果として、単位被ばく量あたりの推定リスクは、診断の5年前～30年前 (欧州のプール解析については5年前～34年前) の期間に対する時間加重平均被ばく量に基づいている。単位被ばく量あたりの肺がんのリスク増加に関する推定値は3つの共同解析において非常に近く、統計学的に矛盾がない (表 2.2)。欧州、米国、中国について得られた値は、 100 Bq/m^3 あたりそれぞれ 1.08, 1.10, 1.13 であった。欧州、北米、中国を総合した推定値は、 100 Bq/m^3 あたり 1.09 (UNSCEAR, 2009) であった。

(16) 肺がんの相対リスクは、喫煙者の間でも非喫煙者の間でも増加することが示された。欧州の共同解析では、 100 Bq/m^3 あたりの推定相対リスクは生涯非喫煙者の場合 1.11 (95% 信頼区間 1.00-1.28) であり、北米の共同研究でも非喫煙者の相対リスクは同じレベルであったが (1.10)、有意ではなかった (95% 信頼区間 0.91-1.42)。

(17) 注目すべきことに、累積被ばく量が最も正確に推定された個人に解析を限定した場合 (例えば、過去20年間同じ家屋に住んでいた個人に限定した場合)、直線的な被ばく反応関係の勾配は増加していた。北米の研究 (Krewski ら, 2005, 2006) では、住居に関する安定性 (すなわち、診断の5年前～30年前の期間に1ないし2軒だけの家に居住) およびラドンモニタリングの完全性 (対象期間のうち少なくとも20年間にわたって測定) の点で対象を限定し

表 2.2 ラドン濃度測定値に基づく住居でのラドン被ばくと肺がんに関する症例対照研究のプール解析

| プール解析 | 対象とした研究数 | 症例数 | 対照数 | 100 Bq/m ³ あたりの 相対リスク (95% CI) |
|----------------------|----------|------|--------|--|
| 欧州 (Darby ら, 2006) | 13 | 7148 | 14,208 | 1.08 (1.03-1.16) |
| 北米 (Krewski ら, 2006) | 7 | 3662 | 4,966 | 1.10 (0.99-1.26) |
| 中国 (Lubin ら, 2004) | 2 | 1050 | 1,995 | 1.13 (1.01-1.36) |

CI, 信頼区間

た解析において、推定相対リスクは 100 Bq/m³あたり 1.18 となった。中国での解析 (Lubin ら, 2004) では、現在の家に 30 年以上住んでいた者だけを対象とした場合、推定相対リスクは 1.32 (95% 信頼区間 1.07-1.91) であった。UNSCEAR 2006 年報告書によれば、累積された個人被ばく量がより正確に評価された症例と対照だけに絞って解析した場合、3 つの共同解析をすべて合わせると、直線的な被ばく反応関係の勾配は 100 Bq/m³あたり 1.11 であった (UNSCEAR, 2009)。

(18) これらの共同解析は、被ばくの変動に伴う不確かさに関する検討も試みている (Fearn ら, 2008)。欧州のプール解析 (Darby ら, 2005, 2006) では、ラドン測定の実験変動による不確かさを考慮したところ、推定相対リスクが 100 Bq/m³あたり 1.08 から 1.16 に増加した。

(19) 欧州の解析を年間被ばくが相対的に低い症例と対照に限定した場合、200 Bq/m³未満のレベルで被ばくした人々において肺がんのリスク増加を示す確かな証拠が得られている (Darby ら, 2006)。

(20) これらのプール解析の強みの 1 つは、ほとんどの研究において直接的な面接調査により詳細な過去の喫煙習慣の情報を収集する努力が行われ、いずれの解析でも喫煙に対する調整が行われていることである。欧州のプール解析 (Darby ら, 2005, 2006) においては、住居でのラドン被ばくと喫煙の間に負の相関が認められており、このことは、喫煙を考慮していなければ、ラドンによるリスクの推定がゼロ方向へ偏っていたであろうことを意味する。研究、地域、年齢、性別について層別化し、喫煙について層別化しなかった場合の 100 Bq/m³あたりの肺がんの相対リスクは 1.02 であった。7 つのカテゴリー (喫煙未経験者; 現在喫煙者で 1 日喫煙本数 15 本未満, 15-24 本, 25 本以上; 喫煙歴 10 年未満または喫煙歴 10 年以上の元喫煙者; 不明) を用いて喫煙についても層別化すると、この推定値は 1.05 に増加した。現在の喫煙者を喫煙開始年齢でさらに層別化し、元喫煙者を喫煙本数によって層別化するとさらに増加が認められ、1.08 となった。

(21) 結論として、住居でのラドン被ばくによる肺がんリスクの共同解析は、肺がん診断の 5 年前から 30-35 年前の被ばく期間を考慮すると、100 Bq/m³あたり少なくとも 8% のリ

スク増加があることを示している。被ばくの測定がより正確と思われる対象者に解析を限定した場合、いずれの共同解析でもリスクの増加が観察された。欧州のプール解析は、測定されたラドン放射能濃度の不確かさを考慮すると、過剰相対リスク (excess relative risk: ERR) の増加が 100 Bq/m³ あたり 16% であることを報告した。この値は、25-30 年の期間にわたる被ばくを考慮すると、住宅での比較的低レベルの長期にわたるラドン被ばくに伴うリスクの合理的な推定値と考えられるだろう。

(22) 多くの肺がん症例 (男性 268 例, 女性 616 例, および 5,000 人以上の対照) に基づく欧州のプール解析では、解析を生涯非喫煙者に限定した場合でもなお、有意な正の傾向が観察されている。(Darby ら, 2006)。

(23) 欧州のプール解析の結果に基づけば、生涯非喫煙者に対して 75 歳までの肺がんの累積リスクは、0, 100, 400 Bq/m³ のラドン放射能濃度について、それぞれ 0.4%, 0.5%, 0.7% と推定される。生涯喫煙者の肺がんのベースライン・リスクは、非喫煙者よりおよそ 25 倍高い。生涯喫煙者に対する 75 歳までの肺がんの生涯累積リスクは、0 (被ばくのない理論的条件)、100, 400 Bq/m³ のラドン放射能濃度について、それぞれ 10%, 12%, 16% に近く、ラドンの寄与の有無にかかわらず、肺がんの生涯リスクに対しタバコ使用の影響が支配的であることを反映している。

(24) Sarah Darby (オックスフォード大学) の調整の下、25 の研究からの 13,700 例以上の肺がん症例を対象とした「世界プール」解析が進められている。それには 3 つの追加の研究、すなわちロシア (ウラル) からの 1 件と北米からの 2 件 (マサチューセッツとニュージャージー) が含まれるであろう。この大規模な共同解析の結果は近々まとまる予定である。それによって補助因子をさらに適切に調整できるかもしれないが、そこに含まれる主要な研究については、本報告書でも欧州、北米、中国の 3 つの共同解析の中で検討されているため、全体としての結論は同じであると予想される。すなわち診断以前の少なくとも 30 年の居住期間にわたる家屋での累積されたラドン被ばくに関連して、肺がんの相対リスクが増加するという明確な証拠である。

2.4 参考文献

- Alavanja, M.C., Brownson, R.C., Lubin, J., et al., 1994. Residential radon exposure and lung cancer among nonsmoking women. *J. Natl. Cancer Inst.* 86, 1829-1837.
- Alavanja, M.C., Lubin, J.H., Mahaffey, J.A., Brownson, R.C., 1999. Residential radon exposure and risk of lung cancer in Missouri. *Am. J. Public Health* 89, 1042-1048.
- Auvinen, A., Mäkeläinen, I., Hakama, M., et al., 1996. Indoor radon exposure and risk of lung cancer: a nested case-control study in Finland. *J. Natl. Cancer Inst.* 88, 966-972.
- Baysson, H., Tirmarche, M., Tymen, G., 2004. Indoor radon and lung cancer in France. *Epidemiology* 15, 709-716.

- Blot, W.J., Xu, Z.Y., Boice Jr., J.D., et al., 1990. Indoor radon and lung cancer in China. *J. Natl. Cancer Inst.* 82, 1025–1030.
- Bochicchio, F., Forastiere, F., Farchi, S., et al., 2005. Residential radon exposure, diet and lung cancer : a case-control study in a Mediterranean region. *Int. J. Cancer* 114, 983–991.
- Darby, S., Whitley, E., Silcocks, P., et al., 1998. Risk of lung cancer associated with residential radon exposure in south-west England : a case-control study. *Br. J. Cancer* 78, 394–408.
- Darby, S., Hill, D., Auvinen, A., et al., 2005. Radon in homes and risk of lung cancer : collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *Br. Med. J.* 330, 223–227.
- Darby, S., Hill, D., Deo, H., et al., 2006. Residential radon and lung cancer—detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 persons with lung cancer and 14,208 persons without lung cancer from 13 epidemiological studies in Europe. *Scand. J. Work Environ. Health* 32 (Suppl. 1), 1–84.
- Fearn, T., Hill, D.C., Darby, S.C., 2008. Measurement error in the explanatory variable of a binary regression : regression calibration and integrated conditional likelihood in studies of residential radon and lung cancer. *Stat. Med.* 27, 2159–2176.
- Field, R.W., Steck, D.J., Smith, B.J., et al., 2000. Residential radon gas exposure and lung cancer : the Iowa Radon Lung Cancer Study. *Am. J. Epidemiol.* 151, 1091–1102.
- Kreienbrock, L., Kreuzer, M., Gerken, M., et al., 2001. Case-control study on lung cancer and residential radon in western Germany. *Am. J. Epidemiol.* 53, 42–52.
- Kreuzer, M., Heinrich, J., Wölke, G., et al., 2003. Residential radon and risk of lung cancer in Eastern Germany. *Epidemiology* 14, 559–568.
- Krewski, D., Lubin, J.H., Zielinski, J.M., et al., 2005. Residential radon and risk of lung cancer. A combined analysis of 7 North American case-control studies. *Epidemiology* 16, 137–145.
- Krewski, D., Lubin, J.H., Zielinski, J.M., et al., 2006. A combined analysis of North American case-control studies of residential radon and lung cancer. *J. Toxicol. Environ. Health Part A* 69, 533–597.
- Lagarde, F., Axelsson, G., Damber, L., et al., 2001. Residential radon and lung cancer among never-smokers in Sweden. *Epidemiology* 12, 396–404.
- Letourneau, E.G., Krewski, D., Choi, N.W., et al., 1994. Case-control study of residential radon and lung cancer in Winnipeg, Manitoba, Canada. *Am. J. Epidemiol.* 140, 310–322.
- Lubin, J.H., Boice Jr., J.D., 1997. Lung cancer risk from residential radon : meta-analysis of eight epidemiologic studies. *J. Natl. Cancer Inst.* 89, 49–57.
- Lubin, J.H., Wang, Z.Y., Boice Jr., J.D., et al., 2004. Risk of lung cancer and residential radon in China : pooled results of two studies. *Int. J. Cancer* 109, 132–137.
- NRC, 1999. Health Effects of Exposure to Radon. BEIR VI Report. National Academy Press, Washington, DC.
- Pershagen, G., Liang, Z.H., Hrubec, Z., et al., 1992. Residential radon exposure and lung cancer in Swedish women. *Health Phys.* 63, 179–186.
- Pershagen, G., Akerblom, G., Axelson, O., et al., 1994. Residential radon exposure and lung cancer in Sweden. *N. Engl. J. Med.* 330, 159–164.
- Ruosteenoja, E., Mäkeläinen, I., Rytömaa, T., et al., 1996. Radon and lung cancer in Finland. *Health Phys.* 71, 185–189.
- Sandler, D.P., Weinberg, C.R., Shore, D.L., et al., 2006. Indoor radon and lung cancer risk in Connecticut and Utah. *J. Toxicol. Environ. Health A* 69, 633–654.
- Schoenberg, J.B., Klotz, J.B., Wilcox, H.B., et al., 1990. Case-control study of residential radon and lung cancer among New Jersey women. *Cancer Res.* 50, 6520–6524.
- Tomášek, L., Kunz, E., Müller, T., et al., 2001. Radon exposure and lung cancer risk—Czech cohort study on residential radon. *Sci. Total Environ.* 272, 43–51.
- UNSCEAR, 2009. UNSCEAR 2006 Report, Annex E. Sources-to-Effects Assessment for Radon in Homes

12 2. 住居でのラドンとその子孫核種への被ばくに伴う肺がんリスクの疫学

and Workplaces. United Nations, New York.

Wang, Z., Lubin, J.H., Wang, L., et al., 2002. Residential radon and lung cancer risk in a high-exposure area of Gansu Province, China. *Am. J. Epidemiol.* 155, 554-564.

WHO, 1996. Radon. World Health Organization, Copenhagen.

3. 地下鉱山におけるラドンとその子孫核種への被ばくに伴う肺がんリスクの疫学

3.1 *Publication 65* 以降の結果のレビュー

(25) *Publication 65* (ICRP, 1993) は、鉱山労働者の7つのコホートについての研究 [コロラド (米国), オンタリオ (カナダ), ニューメキシコ (米国), ビーバーロッジ (カナダ), 西ボヘミア (チェコ共和国), CEA-COGEMA (フランス) およびマルムバージェット (スウェーデン)] (付属書 A 表 A.1) に基づいて、ラドン被ばくによる肺がん死亡リスクを推定した。鉱山労働者の総数は、31,486 人であった。これらの研究における 100 WLM あたりの ERR の加重平均は 1.34 (95% 信頼区間 0.82-2.13) であった。この ERR 係数は 20 年の追跡期間に対するものであり、5 年のラグ・タイム (最小潜伏期間) を考慮している。すなわち、肺がんによる死亡に先立つ 5 年間 (あるいはその他の鉱山労働者に対する同等の期間) の被ばくに関するラドンの結果は解析から除外された。被ばく時年齢と被ばくからの時間 (time since exposure: TSE) による修飾効果を考慮してモデルが導出された (ICRP, 1993)。

(26) ラドンに被ばくした鉱山労働者の 11 のコホートに基づく疫学調査結果の包括的解析が 1994 年に発表された (Lubin ら, 1994)。*Publication 65* 報告書と比べた場合、いくつかのコホートの結果が更新され [コロラド (米国), オンタリオ (カナダ), ビーバーロッジ (カナダ), 西ボヘミア (チェコ共和国) およびマルムバージェット (スウェーデン)], 他のコホートが追加されていた [雲南 (中国), ニューファンドランド (カナダ), ポートラジウム (カナダ), ラジウム・ヒル (オーストラリア)]。この解析による 100 WLM あたりの ERR は 0.49 (95% 信頼区間 0.2-1.0) であった (Lubin ら, 1994)。同じ 11 のコホートについて若干の更新があった後、新たな共同解析が BEIR VI 報告書で発表された (NRC, 1999)。この共同解析は合計 60,606 人の鉱山労働者のデータに基づいており、肺がんによる死亡は合計 2,674 例であった (付属書 A 表 A.2)。被ばくに関するラグ・タイムを 5 年と仮定した場合、100 WLM あたりの ERR の総合した推定値は 0.59 であった。到達年齢と TSE, そして被ばく期間または平均被ばく率のいずれかによる修飾効果を考慮して、2つのモデルが導き出された。累積被ばく量の範囲を 100 または 50 WLM 未満に限定した解析も実施された (NRC, 1999)。

(27) BEIR VI 報告書 (NRC, 1999) 以降、以下のコホートについて新たな結果が報告された。チェコ共和国の西ボヘミア・コホート (ウラン鉱山) と北ボヘミア・コホート (すず鉱山) (Tomášek と Placek, 1999; Tomášek, 2002; Tomášek ら, 2003; Tomášek と Zarska, 2004),

カナダのニューファンドランド・コホート（蛍石鉱山）（Villeneuve ら, 2007）とエルドラド・コホート（ポートラジウムとビーバーロッジの作業者を含む）（Howe, 2006; Lane ら, 2010）、米国のコロラド高原・コホート（Schubauer-Berigan ら, 2009）；ドイツのヴィスマート・ウラン鉱山（Kreuzer ら, 2002, 2008, 2010; Grosche ら, 2006; Schnelzer ら, 2010; Walsh ら, 2010 a,b）、フランスのCEA-COGEMA 鉱山（Rogel ら, 2002; Laurier ら, 2004; Vacquier ら, 2008, 2009）。

(28) UNSCEAR 2006 年報告書（UNSCEAR, 2009）は、合計 126,000 人以上の鉱山労働者を含む 9 つの研究 [ニューメキシコ（米国）とオーストラリアの研究は含まれなかった] から得られた疫学調査結果の包括的レビューを行っている（付属書 A 表 A.3）。ERR の加重平均値は 100 WLM あたり 0.59（95% 信頼区間 0.35-1.0）であった（UNSCEAR, 2009）。

(29) UNSCEAR 2006 報告書（UNSCEAR, 2009）の後、チェコとフランスの鉱山労働者コホートの共同解析の結果が発表された。この解析は 10,100 人の鉱山労働者を対象としており、追跡期間が比較的長く（平均およそ 24 年）、累積被ばくレベルは比較的低い（平均 46.8 WLM）。100 WLM あたりの推定 ERR は 1.6（95% 信頼区間 1.0-2.3）であった（Tirmarche ら, 2003; Tomášek ら, 2008）。

(30) 他にも鉱山労働者に関する研究が報告されているが、ラドンとがんリスクの関係についての定量的情報がほとんど無いか、全く無いため、本報告書あるいは他の包括的な要約の中で通常取り上げられることはない。

3.2 100 ワーキングレベルマンスあたりの過剰相対リスク推定値の概要

(31) 表 3.1 に要約した複合解析の結果は、100 WLM あたりの ERR に関する単純な線形推定値として表されている。それらの値は対象としたコホートの集団全体に当てはまるが、コホート間またはコホート内のリスクの変動は反映されていない。追跡期間、到達年齢、就労期間、被ばくレベルおよび肺がんのバックグラウンド死亡率などの、コホートのいくつかの特性によって、100 WLM あたりの推定 ERR のばらつきを説明できるかもしれない。したがって、

表 3.1 鉱山労働者研究の複合解析に基づいて発表された 100 ワーキングレベルマンス（WLM）あたりの過剰相対リスク（ERR）の概要

| 文献 | コホート数 | 鉱山労働者数 | 人-年 | 100 WLM あたりの ERR | SE | 95% CI |
|------------------|-------|---------|-----------|------------------|------|-----------|
| ICRP (1993) | 7 | 31,486 | 635,022 | 1.34 | | 0.82-2.13 |
| Lubin ら (1994) | 11 | 60,570 | 908,903 | 0.49 | | 0.20-1.00 |
| NRC (1999) | 11 | 60,705 | 892,547 | 0.59 | 1.32 | |
| UNSCEAR (2009) | 9 | 125,627 | 3,115,975 | 0.59 | | 0.35-1.00 |
| Tomášek ら (2008) | 2 | 10,100 | 248,782 | 1.60 | | 1.00-2.30 |

SE, 標準誤差；CI, 信頼区間

表 3.2 被ばくレベルが低く、低い被ばく率のサブグループに基づくワーキングレベルマンス (WLM) あたりの過剰相対リスク (ERR) 推定値

| 文献 | モデル | 被ばく量 | 100 WLM あたりの ERR | 95% CI |
|------------------------|-------------------------------|-------------|---------------------|-----------|
| NRC (1999) | BEIR VI 範囲を限定 | <100 WLM | 0.81 | 0.30-1.42 |
| NRC (1999) | BEIR VI 範囲を限定 | <50 WLM | 1.18 | 0.20-2.53 |
| NRC (1999) | BEIR VI TSE-年齢-濃度モデル | 被ばく率<0.5 WL | 3.41 ^{a)} | - |
| Howe (2006) | ビーバーロッジ | 平均 85 WLM | 0.96 | 0.56-1.56 |
| Kusiak et al. (1993) | オンタリオ | 平均 31 WLM | 0.89 | 0.5-1.5 |
| Vacquier et al. (2008) | 1956 年以後に雇用されたフランスの コホート | 平均 17 WLM | 2.0 | 0.91-3.65 |
| Tomášek et al. (2008) | チェコとフランスの共同コホート ^{b)} | 平均 47 WLM | 2.7 ^{a)} | 1.7-4.3 |

TSE, 被ばくからの時間; CI, 信頼区間; WL, ワーキングレベル

a) 被ばくから 15-24 年後の到達年齢が 55-64 歳の場合

b) ラドン被ばくが測定されている鉱山労働者に限定

ラドンとその子孫核種への被ばくに伴うリスクの評価においては、そのような要因を考慮することが重要となる。それでも、現在入手可能なほとんどの情報を要約した 3 つの大規模な解析 (Lubin ら, 1994; NRC, 1999; UNSCEAR, 2009) は、累積 WLM 被ばく量と肺がんリスクの関連について、よく一致した推定値を提供している。

(32) すべての複合解析といくつかの個別の研究が、TSE による修飾効果、そして程度は小さいが到達年齢による修飾効果を示している (ICRP, 1993; Lubin ら, 1994; NRC, 1999; Howe, 2006; Tomášek ら, 2008)。逆被ばく率効果* (または遷延増強効果) もほとんどの解析において観察されて来た (Lubin ら, 1994; NRC, 1999)。もっとも、そのような修飾効果は低レベルの累積 WLM 被ばく量では見られず (Lubin ら, 1995; Tomášek ら, 2008), 改良された個人線量評価データを使用した場合にはもはや明らかではなくなった (Vacquier ら, 2009)。TSE, 年齢, 被ばく率による修飾効果を組み合わせるためのモデルが開発されている。BEIR VI 報告書では、TSE-年齢-濃度モデルと TSE-年齢-期間モデル (NRC, 1999) という 2 つのモデルが提唱された。これらのモデルは、カテゴリー変数に基づく年齢および濃度/期間による修飾効果を加味した上で、異なる累積被ばく期間に対するリスク係数を提供している。これに代わるアプローチがチェコとフランスのコホートを使った共同解析において提案されており、累積ラドン被ばくに伴うリスクをモデル化し、TSE と到達年齢の修飾効果を連続変数として組み込んでいる (Tomášek ら, 2008)。

* (訳注) 原語は inverse exposure-rate effect。「逆被ばく率効果」と訳したが、単位期間あたりの累積被ばく量 (ワーキングレベルの単位に相当する) が大きいほど、相対リスクが小さくなる傾向を示すことをいう。この効果は、逆線量率効果と同じ意味であるが、ラドンの累積被ばく量が減少すると小さくなり、低レベルの場合には観察されていない。

(33) 目下の放射線防護の目的からすると、鉱山労働者に関する結果のうち最も着目すべきは、累積被ばくのレベルが低く、追跡期間が長く、良質なデータを備えた集団に関するものである。総じて、被ばくレベルが低いコホート（例えばオンタリオ、ビーバーロッジおよびフランスのコホート）から推定された100 WLMあたりのERRは、信頼区間は広いが、累積被ばくレベルが高いコホートから推定された値より高い（付属書A表A.3）。いくつかの出版物が被ばく範囲を限定した解析に基づく推定値を提供している（Lubinら, 1997）。BEIR VI報告書では、そのような解析の結果、100 WLMあたりのERRが100 WLM未満では0.81, 50 WLM未満では1.18であった（NRC, 1999）。さらに、修飾要因を考慮したモデルから、低い被ばく率に対応した係数を得ることもできる。BEIR VI報告書では、0.5 WL以下の低い被ばく率に対して、100 WLMあたり3.41というERRが得られた（TSE-年齢-濃度モデルにおいて到達年齢55-64歳、被ばく後15-24年）（NRC, 1999）。フランスとチェコのコホートに関する最近の解析は、低レベルの被ばくで、かなり良質の被ばく評価（「測定された被ばく」）によるリスク推定値を提供しており、100 WLMあたりのERRの値は2.0から3.4の間でばらばらしている（Tomášekら, 2008; Vacquierら, 2008）。これらのリスク推定値の要約が表3.2に示されており、低レベルの累積被ばくにおいて累積ラドン被ばく量と肺がん死亡率の間に有意な関連があることを示している。

3.3 ラドンと喫煙による肺がんのリスク

(34) 肺がんに関して喫煙は群を抜いて強力なリスク因子であるが、地下鉱山労働者に対するほとんどの研究では喫煙習慣を考慮することができなかった。いくつかの研究、すなわち雲南コホート（中国）、コロラド高原コホート（米国）、ニューファンドランド蛍石鉱山労働者コホート（カナダ）、スウェーデン・コホート、ニューメキシコ・コホート（米国）、ラジウム・ヒル・コホート（南オーストラリア）などにおいて、部分的ではあるが喫煙のデータが得られている。肺がんリスクに対するラドン被ばくと喫煙の相互作用を研究するために、鉱山労働者の症例対照研究も行われている（Qiaoら, 1989; Lubinら, 1990; L'Abbéら, 1991; Thomasら, 1994; Yaoら, 1994; Brüske-Hohlfeldら, 2006; Leuraudら, 2007; Amabileら, 2009）。現在、カナダ（オンタリオ・コホート）と欧州（チェコ、ドイツ、フランスのコホート）において、コホート研究と症例対照研究の新たなデータセットを整備中であり（Tirmarcheら, 2010）、ラドンとタバコ喫煙に伴う肺がんのリスクについて、より詳細な情報が将来得られるはずである。

(35) 現在入手可能なデータを検討すると、喫煙習慣を考慮した場合でも肺がん死亡率とラドン被ばくの間には関係があることを、一連の結果は示唆している。BEIR VI報告書のために行われた解析は、ラドン被ばくと喫煙状態の間に相乗的相互作用があることを示している（NRC, 1999）。ニューファンドランド蛍石鉱山労働者のコホートでは、喫煙未経験者（100

WLMあたりのERRが0.42)と喫煙歴のある者(100 WLMあたりのERRが0.48)の間で、100 WLMあたりのERRに有意差はなかった。しかし、1日の喫煙本数が増えるに従い100 WLMあたりのERRが有意に上昇することが報告されている(Villeneuveら, 2007)。最近のフランスのコホート内症例対照研究では、累積ラドン被ばくに関する肺がんのERRは、喫煙について調整すると100 WLMあたり0.85であった(Leuraudら, 2007)。喫煙についての調整は、ラドンに伴う肺がんリスクをわずかに変化させるだけであった(Leuraudら, 2007; Schnelzerら, 2010)。Tirmarcheら(2003)は、喫煙状態を考慮していない地下鉱山労働者のコホート研究に基づく現在利用可能なモデルは、喫煙者と非喫煙者の両方を含む集団におけるラドンの肺がんリスク推定に適当なようだと結論づけた。喫煙状態が既知である場合、非喫煙者の方が喫煙者よりも(有意差はないとしても)一般にERR推定値は大きい(Lubinら, 1994; Tomášek, 2002)。

3.4 参考文献

- Amabile, J.C., Leuraud, K., Vacquier, B., et al., 2009. Multifactorial study of the risk of lung cancer among French uranium miners : radon, smoking and silicosis. *Health Phys.* 97, 613-621.
- Brüske-Hohlfeld, I., Rosario, A.S., Wölke, G., et al., 2006. Lung cancer risk among former uranium miners of the WISMUT Company in Germany. *Health Phys.* 90, 208-216.
- Grosche, B., Kreuzer, M., Kreisheimer, M.A., 2006. Lung cancer risk among German male uranium miners : a cohort study, 1946-1998. *Br. J. Cancer* 95, 1280-1287.
- Howe, G.R., 2006. Updated Analysis of the Eldorado Uranium Miner's Cohort : Part I of the Saskatchewan Uranium Miner's Cohort Study. RSP-0205. Columbia University, New York.
- ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23(2).
- Kreuzer, M., Brachner, A., Lehmann, F., 2002. Characteristics of the German uranium miners cohort study. *Health Phys.* 83, 26-34.
- Kreuzer, M., Walsh, L., Schnelzer, M., et al., 2008. Radon and risk of extrapulmonary cancers : results of the German uranium miners' cohort study, 1960-2003. *Br. J. Cancer* 99, 1946-1953.
- Kreuzer, M., Schnelzer, M., Tschense, A., et al., 2010. Cohort profile : the German uranium miners cohort study (WISMUT cohort), 1946-2003. *Int. J. Epidemiol.* 39, 980-987.
- Kusiak, R.A., Ritchie, A.C., Muller, J., Springer, J., 1993. Mortality from lung cancer in Ontario uranium miners. *Br. J. Ind. Med.* 50, 920-928.
- L'Abbé, K.A., Howe, G.R., Burch, J.D., et al., 1991. Radon exposure, cigarette smoking, and other mining experience in the Beaverlodge uranium miners cohort. *Health Phys.* 60, 489-495.
- Lane, R.S., Frost, S.E., Howe, G.R., et al., 2010. Mortality (1950-1999) and cancer incidence (1969-1999) in the cohort of Eldorado uranium workers. *Radiat. Res.* 174, 773-785.
- Laurier, D., Tirmarche, M., Mitton, N., et al., 2004. An update of cancer mortality among the French cohort of uranium miners : extended follow-up and new source of data for causes of death. *Eur. J. Epidemiol.* 19, 139-146.
- Leuraud, K., Billon, S., Bergot, D., et al., 2007. Lung cancer risk associated to exposure to radon and smoking in a case-control study of French uranium miners. *Health Phys.* 92, 371-378.
- Lubin, J.H., Qiao, Y.-L., Taylor, P.R., et al., 1990. Quantitative evaluation of the radon and lung cancer association in a case control study of Chinese tin miners. *Cancer Res.* 50, 174-180.

- Lubin, J., Boice, J.D., Edling, J.C., et al., 1994. Radon and Lung Cancer Risk : A Joint Analysis of 11 Underground Miner Studies. Publication No. 94-3644. US National Institutes of Health, Bethesda, MD.
- Lubin, J.H., Boice Jr., J.D., Edling, C., et al., 1995. Radon-exposed underground miners and inverse dose-rate (protraction enhancement) effects. *Health Phys.* 69, 494-500.
- Lubin, J.H., Tomášek, L., Edling, C., et al., 1997. Estimating lung cancer mortality from residential radon using data for low exposures of miners. *Radiat. Res.* 147, 126-134.
- NRC, 1999. Health Effects of Exposure to Radon. BEIR VI Report. National Academy Press, Washington, DC.
- Qiao, Y.L., Taylor, P.R., Yao, S.X., et al., 1989. Relation of radon exposure and tobacco use to lung cancer among tin miners in Yunnan Province, China. *Am. J. Ind. Med.* 16, 511-521.
- Rogel, A., Laurier, D., Tirmarche, M., Quesne, B., 2002. Lung cancer risk in the French cohort of uranium miners. *J. Radiol. Prot.* 22, A101-A106.
- Schnelzer, M., Hammer, G.P., Kreuzer, M., et al., 2010. Accounting for smoking in the radon-related lung cancer risk among German uranium miners : results of a nested case-control study. *Health Phys.* 98, 20-28.
- Schubauer-Berigan, M.K., Daniels, R.D., Pinkerton, L.E., 2009. Radon exposure and mortality among white and American Indian uranium miners : an update of the Colorado Plateau cohort. *Am. J. Epidemiol.* 169, 718-730.
- Thomas, D., Pogoda, J., Langholz, B., Mack, W., 1994. Temporal modifiers of the radon-smoking interaction. *Health Phys.* 66, 257-262.
- Tirmarche, M., Laurier, D., Bergot, D., et al., 2003. Quantification of Lung Cancer Risk After Low Radon Exposure and Low Exposure Rate : Synthesis from Epidemiological and Experimental Data. Final Scientific Report, February 2000-July 2003. Contract FIGH-CT 1999-0013. European Commission DG XI, Brussels.
- Tirmarche, M., Laurier, D., Bochicchio, F., et al., 2010. Final Scientific Report of Alpha Risk Project. Funded by the European Commission EC FP 6 (Ref. FI 6 R-CT-2005-516483). European Commission DG XII, Brussels. <<http://www.alpha-risk.org>>.
- Tomášek, L., 2002. Czech miner studies of lung cancer risk from radon. *J. Radiol. Prot.* 22, A107-A112.
- Tomášek, L., Placek, V., 1999. Radon exposure and lung cancer risk : Czech cohort study. *Radiat. Res.* 152, S59-S63.
- Tomášek, L., Zarska, H., 2004. Lung cancer risk among Czech tin and uranium miners-comparison of lifetime detriment. *Neoplasma* 51, 255-260.
- Tomášek, L., Plaček, V., Müller, T., et al., 2003. Czech studies of lung cancer risk from radon. *Int. J. Low Radiat.* 1, 50-62.
- Tomášek, L., Rogel, A., Tirmarche, M., et al., 2008. Lung cancer in French and Czech uranium miners-risk at low exposure rates and modifying effects of time since exposure and age at exposure. *Radiat. Res.* 169, 125-137.
- UNSCEAR, 2009. UNSCEAR 2006 Report, Annex E. Sources-to-Effects Assessment for Radon in Homes and Workplaces. United Nations, New York.
- Vacquier, B., Caer, S., Rogel, A., 2008. Mortality risk in the French cohort of uranium miners : extended follow-up 1946-1999. *Occup. Environ. Med.* 65, 597-604.
- Vacquier, B., Rogel, A., Leuraud, K., et al., 2009. Radon-associated lung cancer risk among French uranium miners : modifying factors of the exposure-risk relationship. *Radiat. Environ. Biophys.* 48, 1-9.
- Villeneuve, P.J., Morrison, H.I., Lane, R., 2007. Radon and lung cancer risk : an extension of the mortality follow-up of the Newfoundland fluorspar cohort. *Health Phys.* 92, 157-169.
- Walsh, L., Dufey, F., Tschense, A., et al., 2010 a. Radon and the risk of cancer mortality-internal Pois-

- son models for the German uranium miners cohort. *Health Phys.* 99, 292-300.
- Walsh, L., Tschense, A., Schnelzer, M., et al., 2010 b. The influence of radon exposures on lung cancer mortality in German uranium miners, 1946-2003. *Radiat. Res.* 173, 79-90.
- Yao, S.X., Lubin, J.H., Qiao, Y.L., et al., 1994. Exposure to radon progeny, tobacco use and lung cancer in a case-control study in southern China. *Radiat. Res.* 138, 326-336.

4. ラドンとその子孫核種への被ばくによる損害の評価

4.1 肺がん以外のリスク

(36) ラドンとその子孫核種は、全身臓器や消化管に比べてはるかに多くの線量を肺に与える。それでも、計算結果が示すところによれば、赤色骨髄及びその他の全身臓器も多少の線量を受けるかもしれない (Khursheed, 2000; Kendall と Smith, 2002, 2005; Marsh ら, 2008)。

(37) 地下鉱山労働者の研究は総じて、ラドン被ばくに伴う肺がん以外のがんのいかなる増加も認めていない (Darby ら, 1995; NRC, 1999; UNSCEAR, 2009)。個々の研究では関連を示唆する場合もあるが、他の研究では再現されておらず、一貫したパターンは出現していない。例えば、チェコ共和国における最近の研究は、慢性リンパ性白血病の罹患率との関連を示しているが (Rericha ら, 2006)、この知見はチェコ共和国での他の研究 (Tomášek と Malatova, 2006) およびドイツの研究 (Möhner ら, 2006, 2010) では確認されていない。また、いくつかの解析が示唆した喉頭がんの増加は、他の研究では確かめられなかった (Laurier ら, 2004; Möhner ら, 2008)。最近の研究は、非ホジキンリンパ腫; 多発性骨髄腫; 腎臓がん, 肝臓がん, 胃がんについて、ラドン被ばくに伴う特異的な増加又は傾向を指摘している (Vacquier ら, 2008; Kreuzer ら, 2008; Schubauer-Berigan ら, 2009)。しかしそのような観察結果は他の研究では確認されていない。

(38) 白血病と屋内ラドン濃度の潜在的関連性について、疫学研究が実施されてきた (Laurier ら, 2001; Raaschou-Nielsen, 2008)。Evrard ら (2005, 2006) の最近の知見を含むいくつかの生態学的研究において、小児白血病と家屋内のラドン被ばくの間に関連が観察されている。すべての対象者の住宅でアルファ線飛跡測定を実施したものを含む大規模な症例対照研究がいくつか行われたが、ラドン被ばくと白血病リスクの関連を確認することはできなかった (Lubin ら, 1998; Steinbuch ら, 1999; UK Childhood Cancer Study Investigators, 2002)。デンマークにおける最近の研究は、包括的なモデリングに基づいて推定されたラドン濃度と、急性リンパ性白血病の間に有意な正の関連があることを示唆しているが、急性非リンパ球性白血病の間には有意ではない負の関連が認められた (Raaschou-Nielsen ら, 2008)。最近のレビューは、ラドンの屋内被ばくと小児白血病の間に関連が存在する可能性はあるものの、現時点での疫学的証拠は薄弱であり、デザインを改善してさらに研究を進める必要があると結論づけている (Raaschou-Nielsen, 2008)。

(39) 結論として、入手可能な疫学的証拠をレビューしたが、ラドン濃度と肺がん以外の

がんの関連を示す一貫した証拠は認められない。

(40) なお、入手可能なデータのほとんどは成人集団に関するものである。線量評価計算によれば、小児と成人の間で単位被ばく量あたりの線量がそれほど異なるわけではないが（付属書 B, B 10 項を参照）、小児期に受ける被ばくの影響を定量化するには、更なる情報が必要である。

4.2 地下鉱山労働者に対する肺がん生涯リスク推定値の計算

(41) ほとんどの鉱山労働者研究は、累積されたラドン被ばくと肺がんリスクの關係に、被ばく時年齢や TSE といった時間修飾要因が存在することを示している。研究集団の特性（到達年齢、追跡期間）に違いがあるため、異なるコホートの ERR を直接比較すると誤解を招く可能性がある。具体的な被ばくシナリオと関連付けられた生涯リスクの計算では、そのような特性の違いを考慮することができる（Thomas ら, 1992）。生涯リスクの計算には以下のものが必要である。

- 到達年齢などの修飾要因がある場合、あるいはない場合の、1 つまたは複数の疫学研究に基づくリスク係数
- 疫学研究が対象とした範囲（被ばく量の範囲、性別、年齢）外にリスクを外挿し、他の集団に転換することを可能にする予測モデル
- 全死因と肺がんの死亡に対する基準バックグラウンド死亡率、そしてラドン濃度に対する被ばくシナリオ

(42) 地下鉱山労働者の研究に基づいて、いくつかのラドン濃度での長期被ばくに伴う肺がんのリスクを推定するために、*Publication 65* ではこのアプローチが採用された（ICRP, 1993）。その後いくつかの生涯リスク推定値が発表されているが（NRC, 1999; EPA, 2003; Tomášek ら, 2008 a）、推定値の性質または前提となる仮定が異なるために、簡単に比較することはできない。本報告書では、*Publication 65*（ICRP, 1993）における検討と同様に、ラドンとその子孫核種による肺がん死亡の生涯過剰絶対リスク（LEAR）の推定に焦点を当て、特定の国のバックグラウンド死亡率に対して導出された推定値は除外する。単独の研究よりもプール解析から得られたモデルを重視する。公表された推定値が表 4.1 にまとめられている。

(43) 表 4.1 に示す LEAR の推定にあたって考慮された被ばくシナリオは、*Publication 65*（ICRP, 1993）で提案されたものと同じである。すなわち、18 歳から 64 歳までの成人期に 1 年あたり 2 WLM という低レベルの一定な被ばくをしたとして、90 歳ないし 94 歳までのリスクを推定するというものである。*Publication 60*（ICRP, 1991）における肺がんの基準バックグラウンド死亡率を用いて、*Publication 65*（ICRP, 1993）ではラドン被ばくに対する肺がんの LEAR（名目確率係数または致死確率とも呼ばれる）を $2.8 \times 10^{-4}/\text{WLM}$ とした。損害はすべて

表 4.1 地下鉱山でのラドンとその子孫核種の濃度に対する肺がんの生涯過剰絶対リスク (LEAR) の推定値 [18 歳から 64 歳まで 1 年あたり 2 ワーキングレベルマンス (WLM) で一定の被ばくをするという *Publication 65* のシナリオ]

| 基本となるリスクモデル | 予測モデル | 基準バックグラウンド死亡率 | LEAR ($\times 10^{-4}$ /WLM) | 文献 |
|---|-------|--|----------------------------------|-------------------------|
| <i>Publication 65</i> (ICRP, 1993) | 相対リスク | <i>Publication 60</i> (ICRP, 1991) | 2.8 | ICRP (1993) |
| <i>Publication 65</i> (ICRP, 1993) | 相対リスク | <i>Publication 103</i> (ICRP, 2007) | 2.7 | Tomášek et al. (2008 b) |
| BEIR VI モデル TSE-年齢-濃度 (NRC, 1999) | 相対リスク | <i>Publication 103</i> (ICRP, 2007) | 5.3 | Tomášek et al. (2008 b) |
| チェコフランス共同解析モデル* (Tomášek et al., 2008 a) | 相対リスク | <i>Publication 103</i> (ICRP, 2007) | 4.4 | Tomášek et al. (2008 b) |

Publication 60 基準死亡率：5 カ国の男女平均

Publication 103 基準死亡率：アジアおよび欧米集団の男女平均

* 最も精度の高い被ばく評価が行われた就労期間に依拠したモデル。

肺がん死亡率によるものであったため、委員会はこの致死係数に等しい総損害係数を採用した (ICRP, 1993)。

(44) Tomášek ら (2008 b) は *Publication 65* (ICRP, 1993) と同じリスク係数を *Publication 103* (ICRP, 2007) における基準バックグラウンド死亡率に適用し、肺がんの LEAR を 2.7×10^{-4} /WLM と計算した。この比較から、*Publication 60* と *Publication 103* の間でバックグラウンドがん死亡率算出のための基準集団が変更されても、LEAR 推定値への影響はわずかであることが見て取れる。

(45) *Publication 65* (ICRP, 1993) と同じ被ばくシナリオと *Publication 103* (ICRP, 2007) の基準バックグラウンド死亡率を使用して、Tomášek ら (2008 b) は BEIR VI の TSE-年齢-濃度モデル (NRC, 1999) を用いた LEAR も計算した。このモデルは 11 の鉱山労働者コホートのデータに関する複合解析に依拠し、到達年齢、TSE および被ばく率 (当該シナリオは最も低い被ばく率のカテゴリのみに対応している点に注意) による修飾効果を考慮している。このモデルに基づく LEAR 推定値は、 5.3×10^{-4} /WLM であった。

(46) 同じ仮定 [*Publication 65* (ICRP, 1993) の被ばくシナリオと *Publication 103* (ICRP, 2007) の基準バックグラウンド死亡率] に基づいて、Tomášek ら (2008 b) はチェコフランス・コホートの複合解析により開発されたモデル (Tomášek ら, 2008 a) を用いて LEAR を計算した。このモデルは、最も高い精度で被ばく評価が行われた就労期間に対する被ばくデータを用いている。また、被ばく時年齢と TSE による修飾効果を考慮している。被ばくレベルの低い鉱山労働者を対象としたため、この解析では被ばく率の影響は観察されなかった (Tomášek ら, 2008 a)。チェコフランスのモデルに基づく LEAR 推定値は、 4.4×10^{-4} /WLM

であった (Tomášek ら, 2008 a)。

(47) 表 4.1 は, *Publication 65* (ICRP, 1993) のモデルを用いて推定した LEAR と比べて, BEIR VI モデルとチェコフランス・モデルの両方を用いて推定した LEAR がかなり高いことを示している。公表されている他の生涯リスク推定値は特定の国のがん死亡率に基づいており, したがって *Publication 65* (ICRP, 1993) で推定された LEAR とは直接比較できないものの, やはり以前の値に比べて生涯リスクの推定値が高くなる傾向にあることを支持している (EPA, 2003)。LEAR 推定値のこのような増加は, 部分的には, 慢性的な低率の被ばくを考慮したこと, また部分的には, 最近の研究において 1 WLM あたりの ERR 推定値が増加したことに関係している。

(48) 公表されている結果の妥当性を確認し, 異なるモデル, シナリオおよびバックグラウンド死亡率を用いて, 根本にある様々な仮説の感度分析を行うために, 追加の LEAR 計算が課題グループにより行われた。内部での品質チェックのために, いくつかの計算は異なる専門家によって独立に行われた。その結果, BEIR VI モデルとチェコフランス・モデルを使用した場合に, LEAR 推定値が高くなることが確認された。プール解析に由来するこれらのモデルに加え, 単独の研究から得られた他の最近のモデルも考慮された [フランス CEA-AREVA コホート (Vacquier ら, 2008), カナダ・エルドラド・コホート (Howe, 2006), ドイツ・ヴィスマート・コホート (Grosche ら, 2006)]。これらの研究は, 使用するモデルによって, LEAR 推定値が 1 WLM あたりおよそ $3\sim 7\times 10^{-4}$ の範囲で変動しうることを示している。これらの研究は, 推定値がモデルの選択によって左右されることも示しており, プール解析に基づくモデルが好ましいことを改めて確認することとなった。他の計算はまた, LEAR 推定値がバックグラウンド死亡率の影響を受けることを実証している。欧米およびアジアの集団に対する男女平均の基準 (死亡) 率 (ICRP, 2007) の代わりに欧米男性の基準死亡率を使うと, LEAR の推定値はおよそ $7\times 10^{-4}/\text{WLM}$ となる。この違いは, 欧米男性では肺がんのバックグラウンド死亡率が高いことに起因する。逆に言うと, 低い肺がんバックグラウンド死亡率を使用すれば (例えば女性または非喫煙者), 1 WLM あたりの推定 LEAR はもっと低くなるであろう。

(49) これまでの考察に基づき, 委員会は今回, ラドンおよびラドン子孫核種が誘発する肺がんの名目確率係数として, *Publication 65* の値 $2.8\times 10^{-4}/\text{WLM}$ [$8\times 10^{-5}/(\text{mJh}/\text{m}^3)$] の代わりに, $5\times 10^{-4}/\text{WLM}$ [$14\times 10^{-5}/(\text{mJh}/\text{m}^3)$] という LEAR を使用すべきであると勧告する。肺以外の臓器のラドン関連リスクについての現在の知見によれば, ラドン被ばくに対する致死係数と異なる損害係数を選択することは正当化されない。肺がん死亡率に関する LEAR の推定値は致死性の肺がんの寄与確率 (または名目致死確率係数) に対応しており, したがってラドンとその子孫核種への被ばくに関連した生涯の損害を反映するものと考えられる。

4.3 地下鉱山と家屋内の被ばくに対する結果の比較

(50) 鉱山労働者の研究と屋内の研究の結果を比較することは単純ではない。これは主に、被ばくの尺度が異なること（鉱山ではWLM、住宅ではラドン・ガス濃度）に加えて、異なる疫学研究デザインを使用していること（鉱山労働者に対する研究はほとんどがコホート研究で、屋内被ばくの研究は症例対照研究）による。鉱山労働者の研究は個人ごとのラドン被ばくの時間的分布を考慮することができ、それによって年齢とTSEの修飾効果を考慮できるという長所があるが、多くの場合、喫煙などの補助因子の影響を考慮することができない。家屋内の症例対照研究は、多くの潜在的補助因子についての詳細な情報を提供するという長所があるが、過去数十年間のラドン濃度を推定するのに現代的な手段を駆使しなければならない。それらの研究は一般に、特定の期間にわたる住宅の平均ラドン濃度しか考慮しておらず、被ばく－リスク関係の潜在的な時間修飾因子について解析することができない。

(51) 推定された主要なリスク係数が、屋内研究について表2.1と2.2に、鉱山労働者研究について表3.1と3.2（および付属書A）に示されている。*Publication 65*によれば、居住時間を1年あたり7000時間、 $F=0.4$ と仮定すると、 1 Bq/m^3 の濃度のラドン・ガスは 4.40×10^{-3} WLMの屋内被ばくをもたらすことになる（ICRP, 1993）。ほとんどの屋内の症例対照研究は、被ばくに関するラグ・タイムを5年として、診断前の30年間または35年間のラドン濃度を推定している。したがって期間を30年（すなわちラグ・タイムを5年として診断前35年間）、時間加重平均濃度を 100 Bq/m^3 とすると、 $2.1 \times 10^7 \text{ hBq/m}^3$ の累積被ばくが、 $F=0.4$ と仮定した場合に約13 WLMの累積被ばくに相当する。これらの値を用いると、屋内被ばくに対する 100 Bq/m^3 あたりのERR 0.16（欧州プール研究において不確かさを補正して得られた値；Darbyら, 2006）は100 WLMあたり1.2というERRに相当し、50 WLM以下の低レベル被ばくに限定したBEIR VI報告書の解析（NRC, 1999；表3.2参照）で得られた値とほぼ同じになる。このアプローチは、肺癌死亡率に対して推定されたりリスク係数が、屋内研究と低レベル被ばくの鉱山労働者研究の間で合理的によく一致することを示している。同じ推論が幾人かの研究者によって提示され、同じ結論に至っている（Zielinskiら, 2006；Tomášekら, 2008 a；UNSCEAR, 2009）。

(52) 上記のアプローチは、鉱山労働者研究によって明らかにされている年齢とTSEによる被ばく－リスク関係への修飾効果を考慮していない。肺癌リスクの生涯推定値はこれらの修飾要因を考慮することができ、鉱山労働者研究の結果を屋内ラドン研究の結果と比較するためのもう1つの方法となる。それでも、バックグラウンド死亡率、考慮する生存期間、被ばくシナリオが異なるため、鉱山労働者研究（ICRP, 1993；NRC, 1999；EPA, 2003；Tomášekら, 2008 a）と屋内の研究（Darbyら, 2006）について、発表されている生涯推定値を比較する際

にはかなりの注意が必要である。

(53) 鉱山労働者研究と欧州の屋内研究の間でリスク推定値の比較を可能にするため、利用可能なデータの特性ができる限り近くなるように選定したパラメータを用いて、追加の計算が行われた。欧州の屋内研究における個人の特性を反映させるため、特別なシナリオが設定された（診断時の平均年齢に相当する70歳の到達年齢、診断の5年前から30年前の期間にわたる 100 Bq/m^3 の一定の被ばく）。鉱山労働者研究は男性に対するリスク推定値を与えるという事実を考慮するために、 100 Bq/m^3 あたりのERRとして、欧州のプール研究で男性について得られた0.25が用いられた（Darbyら, 2006）。これらのパラメータを使用して、鉱山労働者研究の2つのプール解析（BEIR VI 報告書とフランス-チェコ・コホート）と屋内被ばくに対する欧州のプール解析について推定された70歳までの累積の絶対リスクの値は、それぞれ3.5, 2.7, $2.7 \times 10^{-4}/\text{WLM}$ であった。

(54) 結論として、現在入手可能な結果は、鉱山労働者研究と屋内研究から得られた肺がんリスク推定値が、かなりよく一致していることを示している。

4.4 参考文献

- Darby, S.C., Whitley, E., Howe, G.R., et al., 1995. Radon and cancers other than lung cancer in underground miners : a collaborative analysis of 11 studies. *J. Natl. Cancer Inst.* 87, 378-384.
- Darby, S., Hill, D., Deo, H., et al., 2006. Residential radon and lung cancer—detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 persons with lung cancer and 14,208 persons without lung cancer from 13 epidemiological studies in Europe. *Scand. J. Work Environ. Health* 32 (Suppl. 1), 1-84.
- EPA, 2003. Assessment of Risks from Radon in Homes. Publication EPA 402-R-03-003. Office of Air and Radiation, United States Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- Evrard, A.S., He' mon, D., Billon, S., et al., 2005. Childhood leukemia incidence and exposure to indoor radon, terrestrial and cosmic gamma radiation. *Health Phys.* 90, 569-579.
- Evrard, A.S., He' mon, D., Morin, A., et al., 2006. Childhood leukaemia incidence around French nuclear installations using a geographic zoning based on gaseous release dose estimates. *Br. J. Cancer* 94, 1342-1347.
- Grosche, B., Kreuzer, M., Kreisheimer, M.A., 2006. Lung cancer risk among German male uranium miners : a cohort study, 1946-1998. *Br. J. Cancer* 95, 1280-1287.
- Howe, G.R., 2006. Updated Analysis of the Eldorado Uranium Miner's Cohort : Part I of the Saskatchewan Uranium Miner's Cohort Study. RSP-0205. Columbia University, New York.
- ICRP, 1991. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. *Ann. ICRP* 21 (1-3).
- ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. *Ann. ICRP* 23 (2).
- ICRP, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. *Ann. ICRP* 37 (2-4).
- Kendall, G.M., Smith, T.J., 2002. Doses to organs and tissues from radon and its decay products. *J. Radiol. Prot.* 22, 389-406.
- Kendall, G.M., Smith, T.J., 2005. Doses from radon and its decay products to children. *J. Radiol. Prot.* 25, 241-256.

- Khursheed, A., 2000. Doses to systemic tissue from radon gas. *Radiat. Prot. Dosim.* 88, 171–181.
- Kreuzer, M., Walsh, L., Schnelzer, M., et al., 2008. Radon and risk of extrapulmonary cancers : results of the German uranium miners' cohort study, 1960–2003. *Br. J. Cancer* 99, 1946–1953.
- Laurier, D., Valenty, M., Tirmarche, M., 2001. Radon exposure and the risk of leukemia : a review of epidemiological studies. *Health Phys.* 81, 272–288.
- Laurier, D., Tirmarche, M., Mitton, N., et al., 2004. An update of cancer mortality among the French cohort of uranium miners : extended follow-up and new source of data for causes of death. *Eur. J. Epidemiol.* 19, 139–146.
- Lubin, J.H., Linet, M.S., Boice Jr., J.D., et al., 1998. Case-control study of childhood acute lymphoblastic leukemia and residential radon exposure. *J. Natl. Cancer Inst.* 90, 294–300.
- Marsh, J.W., Bessa, Y., Birchall, A., et al., 2008. Dosimetric models used in the Alpha-Risk project to quantify exposure of uranium miners to radon gas and its progeny. *Radiat. Prot. Dosim.* 130, 101–106.
- Möhner, M., Lindtner, M., Otten, H., Gille, H.G., 2006. Leukemia and exposure to ionizing radiation among German uranium miners. *Am. J. Ind. Med.* 49, 238–248.
- Möhner, M., Lindtner, M., Otten, H., 2008. Ionizing radiation and risk of laryngeal cancer among German uranium miners. *Health Phys.* 95, 725–733.
- Möhner, M., Gellissen, J., Marsh, J.W., et al., 2010. Occupational and diagnostic exposure to ionizing radiation and leukemia risk among German uranium miners. *Health Phys.* 99, 314–321.
- NRC, 1999. Health Effects of Exposure to Radon. BEIR VI Report. National Academy Press, Washington, DC.
- Raaschou-Nielsen, O., 2008. Indoor radon and childhood leukaemia. *Radiat. Prot. Dosim.* 132, 175–181.
- Raaschou-Nielsen, O., Andersen, C.E., Andersen, H.P., et al., 2008. Domestic radon and childhood cancer in Denmark. *Epidemiology* 19, 536–543.
- Rericha, V., Kulich, M., Rericha, R., et al., 2006. Incidence of leukemia, lymphoma, and multiple myeloma in Czech uranium miners : a case-cohort study. *Environ. Health Perspect.* 114, 818–822.
- Schubauer-Berigan, M.K., Daniels, R.D., Pinkerton, L.E., 2009. Radon exposure and mortality among white and American Indian uranium miners : an update of the Colorado Plateau cohort. *Am. J. Epidemiol.* 169, 718–730.
- Steinbuch, M., Weinberg, C.R., Buckley, J.D., et al., 1999. Indoor residential radon exposure and risk of childhood acute myeloid leukaemia. *Br. J. Cancer* 81, 900–906.
- Thomas, D., Darby, S., Fagnani, F., et al., 1992. Definition and estimation of lifetime detriment from radiation exposures : principles and methods. *Health Phys.* 63, 259–272.
- Tomášek, L., Malatova, I., 2006. Leukaemia and lymphoma among Czech uranium miners. *Med. Radiat. Radiat. Saf.* 51, 74–79.
- Tomášek, L., Rogel, A., Tirmarche, M., et al., 2008 a. Lung cancer in French and Czech uranium miners—risk at low exposure rates and modifying effects of time since exposure and age at exposure. *Radiat. Res.* 169, 125–137.
- Tomášek, L., Rogel, A., Tirmarche, M., et al., 2008 b. Dose conversion of radon exposure according to new epidemiological findings. *Radiat. Prot. Dosim.* 130, 98–100.
- UK Childhood Cancer Study Investigators, 2002. The United Kingdom Childhood Cancer Study of exposure to domestic sources of ionising radiation : 1 : radon gas. *Br. J. Cancer* 86, 1721–1726.
- UNSCEAR, 2009. UNSCEAR 2006 Report, Annex E. Sources-to-Effects Assessment for Radon in Homes and Workplaces. United Nations, New York.
- Vacquier, B., Caer, S., Rogel, A., 2008. Mortality risk in the French cohort of uranium miners : extended follow-up 1946–1999. *Occup. Environ. Med.* 65, 597–604.
- Zielinski, J.M., Carr, Z., Repacholi, M., Krewski, D., 2006. World Health Organization's International Radon Project. *J. Toxicol. Environ. Health A* 69, 759–769.

5. 結 論

(55) ラドンの疫学に対する今回のレビューおよび解析により、以下の結論が得られた。

- 地下鉱山労働者のコホート研究と住居内ラドン被ばくの症例対照研究から、ラドンとその子孫核種が肺がんの原因となり得ることを示す説得力のある証拠が得られている。肺がん以外の固形腫瘍および白血病については、現在のところ、ラドンとその子孫核種への被ばくに伴って過剰発生するという説得力のある、あるいは一貫した証拠はない。
- 欧州、北米および中国の3つの住居症例対照プール研究は同じような結果であり、ラドン濃度が 100 Bq/m^3 上昇すると肺がんリスクが少なくとも8%増加することを示した (Lubin ら, 2004; Darby ら, 2005; Krewski ら, 2006)。
- ラドンの放射能濃度測定における統計変動による不確かさを補正した結果、欧州の住居症例対照プール研究では、 100 Bq/m^3 の増加につき16% (95%信頼区間: 5-31%) というERRが得られた (Darby ら, 2005)。このリスクが少なくとも25年の被ばく期間に対するものであることを考慮すれば、住宅での比較的長く長期にわたるラドン被ばくに対して、この値はリスク管理のための合理的な推定値であると考えられるだろう。
- 欧州の住居症例対照プール研究によって、長期間の平均ラドン濃度が 200 Bq/m^3 未満のレベルであっても肺がんのリスクが存在するという証拠が得られている (Darby ら, 2005)。
- 生涯非喫煙者の75歳までの肺がんの累積リスクは、0, 100, 400 Bq/m^3 のラドン放射能濃度に対して、それぞれ0.4%, 0.5%, 0.7%と推定されている。生涯喫煙者の75歳までの肺がんの累積リスクは、0, 100, 400 Bq/m^3 のラドン放射能濃度に対して、それぞれ約10%, 12%と16%である (Darby ら, 2005, 2006)。喫煙は引き続き、肺がんの最も重要な原因である。
- 鉱山労働者研究と屋内研究の肺がんリスク推定値は、適切な比較の下でよく一致している。
- 比較的低いレベルの被ばくの研究を含む地下鉱山労働者の疫学研究のレビューに基づき、ラドンの単位被ばく量あたりの肺への損害として、損害で調整された名目リスク係数 $5 \times 10^{-4} / \text{WLM}$ ($0.14 / (\text{Jh/m}^3)$) を採用する。この $5 \times 10^{-4} / \text{WLM}$ ($0.14 / (\text{Jh/m}^3)$) という値は成人期の被ばくを考慮した最近の研究から得られたものであり、*Publication 65* (ICRP, 1993) で計算された値の2倍近い値である。

(56) 屋内疫学研究から得られたリスク推定値は、公衆の防護が住居の濃度レベルに基づいて実施できるほどに十分に堅固である。*Publication 65* (ICRP, 1993) は、ラドンとその子孫核種による線量は、鉱山労働者の疫学研究に基づく線量換算規約を用いて計算すべきである

と勧告した。本報告書ではそのような換算規約は提案しない。

(57) 職業上の防護の目的では、限度および拘束値に準拠していることを示すために、線量推定が必要である。疫学データのレビューに加えて、ラドンと子孫核種に対する線量計算の文献についてもレビューした(付属書B参照)。ヒト呼吸気道モデル(Human Respiratory Tract Model: HRTM)に基づくラドン子孫核種の吸入による実効線量の公表値は、被ばくシナリオに応じておよそ10から20 mSv/WLM [3-6 mSv/(mJh/m³)]である。これらの係数は*Publication 65* (ICRP, 1993)で導き出した換算係数より2倍あるいはそれよりも大きいことに留意するべきである。

(58) 委員会は今回、ラドンとその子孫核種を防護体系の中で他の放射性核種と同じように扱うこととし、近い将来に線量係数(単位被ばく量あたりの線量)を発表する予定である。ラドンとその子孫核種からの線量は、*Publication 66* (ICRP, 1994)のHRTMとICRP組織系動態モデルを含むICRPの体内動態・線量評価モデルを用いて計算されるであろう。これはラドンとその子孫核種だけでなく、トロンとその子孫核種にも適用されることになる(付属書B参照)。特定のエアロゾル特性とF値に対する様々な標準的被ばく条件について、ラドンとその子孫核種の単位被ばく量あたりの標準ICRP線量係数が発表されるであろう。

5.1 参考文献

- Darby, S., Hill, D., Auvinen, A., et al., 2005. Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *Br. Med. J.* 330, 223-227.
- Darby, S., Hill, D., Deo, H., et al., 2006. Residential radon and lung cancer—detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 persons with lung cancer and 14,208 persons without lung cancer from 13 epidemiological studies in Europe. *Scand. J. Work Environ. Health* 32 (Suppl. 1), 1-84.
- ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. *Ann. ICRP* 23(2).
- ICRP, 1994. Human respiratory tract model for radiological protection. ICRP Publication 66. *Ann. ICRP* 24(1-3).
- Krewski, D., Lubin, J.H., Zielinski, J.M., et al., 2006. A combined analysis of North American case-control studies of residential radon and lung cancer. *J. Toxicol. Environ. Health Part A* 69, 533-597.
- Lubin, J.H., Wang, Z.Y., Boice Jr., J.D., et al., 2004. Risk of lung cancer and residential radon in China: pooled results of two studies. *Int. J. Cancer* 109, 132-137.

付属書 A. 地下鉱山労働者の疫学研究の結果

表 A.1 *Publication 65* (ICRP, 1993) で用いられたコホートの特性

| 場所 | 国 | 鉱山の種類 | 追跡期間 | 鉱山労働者の数 | 累積被ばく (WLM) | 人-年 ^{a)} | 100 WLMあたりの ERR | 95% CI |
|--------------------|--------|-------|-----------|---------------|-------------|-------------------|-----------------|------------------|
| コロラド ^{a)} | 米国 | ウラン | 1951-1982 | 2975 | 510 | 66,237 | 0.60 | 0.30-1.42 |
| オンタリオ | カナダ | ウラン | 1955-1981 | 11,076 | 37 | 217,810 | 1.42 | 0.60-3.33 |
| ニューメキシコ | 米国 | ウラン | 1957-1985 | 3469 | 111 | 66,500 | 1.81 | 0.71-5.46 |
| ビーバーロッジ | カナダ | ウラン | 1950-1980 | 6895 | 44 | 114,170 | 1.31 | 0.60-3.01 |
| 西ボヘミア | チェコ共和国 | ウラン | 1953-1985 | 4042 | 227 | 97,913 | 1.70 | 1.21-2.41 |
| CEA-COGEMA | フランス | ウラン | 1946-1985 | 1785 | 70 | 44,005 | 0.60 | 0.00-1.63 |
| マルムバージェット | スウェーデン | 鉄 | 1951-1976 | 1292 | 98 | 27,397 | 1.42 | 0.30-9.57 |
| 合計 | | | | 31,486 | 120 | 635,022 | 1.34 | 0.82-2.13 |

WLM, ワーキングレベルマンス；ERR, 過剰相対リスク；CI, 信頼区間

^{a)} 2000 WLM 未満。

表 A.2 BEIR VI 報告書 (NRC, 1999) で考慮されたコホートの特性

| 場所 | 国 | 鉱山の種類 | 追跡期間 | 鉱山労働者の数 | 累積被ばく (WLM) | 人-年 ^{a)} | 100 WLMあたりの ERR | SE |
|------------|---------|-------|-----------|---------------|--------------|-------------------|-----------------|-------------|
| 雲南 | 中国 | すず | 1976-1987 | 13,649 | 286.0 | 134,842 | 0.17 | |
| 西ボヘミア | チェコ共和国 | ウラン | 1952-1990 | 4320 | 196.8 | 102,650 | 0.67 | |
| コロラド | 米国 | ウラン | 1950-1990 | 3347 | 578.6 | 79,556 | 0.44 | |
| オンタリオ | カナダ | ウラン | 1955-1986 | 21,346 | 31.0 | 300,608 | 0.82 | |
| ニューファンドランド | カナダ | 螢石 | 1950-1984 | 1751 | 388.4 | 33,795 | 0.82 | |
| マルムバージェット | スウェーデン | 鉄 | 1951-1991 | 1294 | 80.6 | 32,452 | 1.04 | |
| ニューメキシコ | 米国 | ウラン | 1943-1985 | 3457 | 110.9 | 46,800 | 1.58 | |
| ビーバーロッジ | カナダ | ウラン | 1950-1980 | 6895 | 21.2 | 67,080 | 2.33 | |
| ポートラジウム | カナダ | ウラン | 1950-1980 | 1420 | 243.0 | 31,454 | 0.24 | |
| ラジウム・ヒル | オーストラリア | ウラン | 1948-1987 | 1457 | 7.6 | 24,138 | 2.75 | |
| CEA-COGEMA | フランス | ウラン | 1948-1986 | 1769 | 59.4 | 39,172 | 0.51 | |
| 合計 | | | | 60,606 | 164.4 | 888,906 | 0.59 | 1.32 |

WLM, ワーキングレベルマンス；ERR, 過剰相対リスク；SE, 相乗標準誤差

^{a)} 被ばくした者に対する値

表 A.3 UNSCEAR (2009) で考慮されたコホートの特性

| 場所 | 国 | 鉱山の 種類 | 追跡期間 | 鉱山労働者の 数 | 累積被 ばく (WLM) | 人-年 | 100 WLM あたりの ERR | 95% CI |
|------------|--------|-----------|-----------|----------------|--------------------|------------------|------------------------|-----------------|
| コロラド | 米国 | ウラン | 1950-1990 | 3347 | 807 | 75,032 | 0.42 | 0.3-0.7 |
| ニューファンドランド | カナダ | 螢石 | 1951-2001 | 1742 | 378 | 70,894 | 0.47 | 0.28-0.65 |
| 雲南 | 中国 | すず | 1976-1987 | 13,649 | 277 | 135,357 | 0.16 | 0.1-0.2 |
| ヴィスマート | ドイツ | ウラン | 1946-1998 | 59,001 | 242 | 1,801,626 | 0.21 | 0.18-0.24 |
| マルムバージェット | スウェーデン | 鉄 | 1951-1990 | 1415 | 81 | 32,452 | 0.95 | 0.1-4.1 |
| 西ボヘミア | チェコ共和国 | ウラン | 1952-1999 | 9979 | 70 | 261,428 | 1.60 | 1.2-2.2 |
| CEA-COGEMA | フランス | ウラン | 1946-1994 | 5098 | 37 | 133,521 | 0.80 | 0.3-1.4 |
| オンタリオ | カナダ | ウラン | 1955-1986 | 21,346 | 31 | 319,701 | 0.89 | 0.5-1.5 |
| ビーバーロッジ | カナダ | ウラン | 1950-1999 | 10,050 | 23 | 285,964 | 0.96 | 0.56-1.56 |
| 合計 | | | | 125,627 | | 3,115,975 | 0.59 | 0.35-1.0 |

WLM, ワーキングレベルマンス；ERR, 過剰相対リスク；CI, 信頼区間

A.1 参考文献

- ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23 (2).
- NRC, 1999. Health Effects of Exposure to Radon. BEIR VI Report. National Academy Press, Washington, DC.
- UNSCEAR, 2009. UNSCEAR 2006 Report, Annex E. Sources-to-Effects Assessment for Radon in Homes and Workplaces. United Nations, New York.

付属書 B. 線量評価

B.1 ラド ン

(B 1) ラドンとその短寿命子孫核種の吸入による肺の等価線量は、HRTM (ICRP, 1994) やその他のヒト呼吸気道に関するモデルを使って計算することができる。吸入されたガスは引き続きほとんど吐き出されるため、肺の線量はほぼすべてラドン子孫核種の吸入によるものであり、ラドン自体によるものではない。しかし吸入されたラドン子孫核種は、大部分が肺の呼吸気道に沈着する。半減期が短いために (<30 分)、血液への吸収や消化管への粒子輸送によるクリアランスが起こる前に、肺組織に線量が与えられる。2つの短寿命ラドン子孫核種 (ポロニウム-218 およびポロニウム-214) はアルファ粒子を放出して崩壊し、これらのアルファ粒子からのエネルギーが、肺に比較的高い線量をもたらす。それに比べて、全身臓器と消化管領域の線量は低い。実効線量は肺の等価線量によって決まる。

(B 2) 空気中のラドン子孫核種のエアロゾルは2つのステップで生成される。ラドン・ガスの崩壊後、新たに生じた放射性核種 (ポロニウム-218, 鉛-214, ビスマス-214) は微量のガスや蒸気と瞬時に反応し (<1 秒)、クラスター形成によって成長して 1 nm 程度の粒子となる。これらは「非付着粒子」と呼ばれる。非付着粒子は 1-100 秒以内に空気中に存在しているエアロゾル粒子にも付着することがあり、いわゆる「付着粒子」を形成する。付着粒子は 3 峰性の放射能粒度分布を示し、3つの対数正規分布の重ね合わせによって記述することができる (Porstendörfer, 2001)。これらは空気力学的放射能中央径 (AMAD) が 10 nm から 100 nm の核形成モード、AMAD が 100-400 nm の凝集モード、AMAD > 1 μm の粗大モードから構成される。一般に、最も放射能が高い分画は凝集モードであり、幾何標準偏差がおよそ 2 である。

(B 3) 呼吸気道の線量評価モデルは、形態計測、吸入された物質の沈着、呼吸気道からのクリアランス、リスクに曝される標的組織と標的細胞の位置を記述する必要がある。ラドン子孫核種に対しては、肺の気管支・細気管支領域の標的細胞の線量が重要である。それに対して、肺胞領域の線量はかなり低い (UNSCEAR, 1982; Marsh と Birchall, 2000)。

(B 4) 利用可能な線量評価モデルについて NEA (1983) がレビューを行っており (Hofmann ら, 1980; Jacobi と Einfeld, 1980; Jacobi と Einfeld, 1982; James ら, 1982; Harley と Pasternack, 1982), ICRP (1987) はそのレビューによるラドンの単位被ばく量あたりの線量値を使用した。UNSCEAR 報告書 (1982, 1988, 1993) はラドンの吸入による線量について同様の

推定値を使用し、2000年報告書では屋内および屋外の被ばく（表B.1）に対して5.7 mSv/WLM [1.6 mSv/(mJh/m³)，すなわちラドンの累積平衡等価濃度（equilibrium equivalent concentration: EEC）1 Bq/m³あたり9 nSv]という実効線量の値を引き続き採用した。2000年報告書においてUNSCEARは、新しい線量評価モデルを使用したより最近の計算では線量換算係数の値が高くなることを認識していた。しかし線量換算規約（ICRP, 1993）を用いた計算では値が低くなることから、累積EEC 1 Bq/m³あたり9 nSvという従前の値は、線量換算係数としてとり得る値の範囲に十分納まっており、したがって線量評価に引き続き使用されるべきだと、UNSCEARは結論づけた（UNSCEAR, 2000, 2009）。

（B5）表B.1は、*Publication 66*のHRTM（ICRP, 1994）およびその他のモデルを用いて計算された、ラドン子孫核種の単位被ばく量あたりの実効線量値 [mSv/WLM または mSv/(mJh/m³)] も提示している。その他のモデルには、決定論的気道分枝モデル（Harleyら, 1996; Porstendörfer, 2001; Winkler-Heil と Hofmann, 2002）と確率論的気道分枝モデル（Winkler-Heilら, 2007）が含まれる。主要な最近の計算結果が表B.1およびMarshら（2010）に

表 B.1 線量評価モデルを用いて計算されたラドンとその子孫核種の吸入による成人男性の実効線量の公表値

| 文献 | モデルのタイプ | 被ばくシナリオ | 実効線量 (mSv/WLM) | 実効線量 [mSv/(mJh/ m ³)] |
|---------------------------------|--------------------|------------------|-------------------|---|
| ICRP (1987) | NEA (1983) | 屋内 | 6.4 | 1.8 |
| | | 屋外 | 8.9 | 2.5 |
| UNSCEAR (2000) | NEA (1983) | 屋内および屋外 | 5.7 | 1.6 |
| Harley et al. (1996) | | 屋内および鉱山 | 9.6 ^{a)} | 2.7 |
| Porstendörfer (2001) | Zock et al. (1996) | 自宅 ^{b)} | 8 | 2.3 |
| | | 作業場 | 11.5 | 3.2 |
| | | 屋外 | 10.6 | 3.0 |
| Winkler-Heil and Hofmann (2002) | 決定論的気道分枝モデル | 自宅 | 7.6 | 2.1 |
| Winkler-Heil et al. (2007) | 決定論的気道分枝モデル | 鉱山 | 8.3 | 2.3 |
| | 確率論的気道分枝モデル | 鉱山 | 8.9 | 2.5 |
| | HRTM (ICRP, 1994) | 鉱山 | 11.8 | 3.3 |
| Marsh and Birchall (2000) | HRTM (ICRP, 1994) | 自宅 | 15 | 4.2 |
| James et al. (2004) | HRTM (ICRP, 1994) | 鉱山 ^{c)} | 20.9 | 5.9 |
| | | 自宅 ^{b)} | 21.1 | 6.0 |
| Marsh et al. (2005) | HRTM (ICRP, 1994) | 鉱山 | 12.5 | 3.5 |
| | | 自宅 ^{b)} | 12.9 | 3.6 |

WLM, ワーキングレベルマンス；HRTM, ヒト呼吸気道モデル

^{a)} 気管支領域に対して、吸収線量は6 mGy/WLM [1.7 mGy/(mJh/m³)]と計算された。そして、アルファ粒子に対する放射線加重係数20と肺の気管支および細気管支領域に対する組織加重係数0.08 (= 2/3×0.12)により、単位被ばく量あたりの実効線量が計算された（ICRP, 1993）。

^{b)} 喫煙のない住宅

^{c)} 吸湿成長はないものと仮定

まとめられている。1956年から1998年に発表された値のより包括的な一覧が、UNSCEAR (2000) によってまとめられている。

(B 6) ラドン子孫核種の単位被ばく量あたりの肺に対する等価線量の計算において、変動と不確かさの主要な原因には以下のものがある。

- ラドン子孫核種エアロゾルの放射能粒度分布
- 呼吸率
- 呼吸気道へのエアロゾルの沈着を予測するために使用されるモデル
- 肺から血液へのラドン子孫核種の吸収
- 標的細胞の特定と気管支および細気管支上皮内におけるそれらの位置
- 様々な細胞のタイプの放射線に対する相対的感受性
- 肺の部位による放射線感受性の違い

Marsh と Birchall (2000) は、家屋内で見い出される条件下でラドン子孫核種の単位被ばく量あたりの肺への等価線量 (H_{lung}) に有意な影響を及ぼす HRTM のパラメータを特定するために、感度解析を実施した。他の感度解析についても報告されており (NCRP, 1984; NRC, 1991; Zock ら, 1996; Tokonami ら, 2003), UNSCEAR (1988) では考慮する標的細胞次第で等価線量が約 3 倍変動する可能性があることを指摘した。

(B 7) Winkler-Heil ら (2007) は同じ入力パラメータ値について、HRTM, 決定論的気道分枝モデルおよび確率論的気道分枝モデルを用いてラドン子孫核種の吸入に対する実効線量を求め、結果を比較した。8.3 から 11.8 mSv/WLM [2.3-3.3 mSv/(mJh/m³)] の範囲で、ほぼ同じような結果が得られた (表 B.1)。著者らは、比較に影響する重要な事項の 1 つが気道分枝モデルで計算された線量の平均化手順であることを指摘した。

(B 8) Porstendörfer (2001) は、様々な被ばくシナリオにおけるラドン子孫核種への被ばく線量を、Zock ら (1996) が開発した気道分枝モデルを使って計算した。住宅、作業場、屋外での「通常の」エアロゾル条件について計算された実効線量は、8.0 から 11.5 mSv/WLM [2.3-3.3 mSv/(mJh/m³)] (表 B.1) の範囲であった。しかし、1 つの支配的なエアロゾル発生源が高い粒子濃度を生じる場所 (例えば喫煙やディーゼルエンジンの燃焼エアロゾル) では、実効線量の計算値は低くなり、4.2 から 7.1 mSv/WLM [1.2-2.0 mSv/(mJh/m³)] であった。これらの計算のために仮定された放射能粒度分布と非付着割合は、ドイツにおける屋内および屋外の空気、そして様々な作業場の空気中での実測に基づいている。

(B 9) Baiaş ら (2010) は、4 つの異なるカテゴリーの喫煙者に対する線量換算係数 (mSv/WLM) を、確率論的気道分枝モデルで計算した。喫煙によって誘発される肺の生理的、形態的变化は、鉱山の空気に対して設定したエアロゾル・パラメータの値を用いて考慮された。少量短期喫煙者に対して計算された線量は、非喫煙者の値 (7.2 mSv/WLM) と約 1% しか違わなかった。少量長期喫煙者と大量短期喫煙者の場合、粘液層の肥厚により 1 WLM あた

りの実効線量は15%以上減少すると計算された。しかし大量長期喫煙者の場合、主に粘膜線毛クリアランスの低下、呼吸数の増加、閉塞性肺疾患による肺気量の減少により、1 WLMあたりの実効線量は非喫煙者に比べて約2倍増加するとみなされた。

(B 10) Jamesら(2004)は、鉱山と住宅におけるラドン子孫核種からの実効線量を、HRTMを用いて計算した。BEIR VI報告書(NRC, 1999)の放射能粒度分布が仮定された。著者らは、吸湿成長のため呼吸気道内で付着粒子のサイズが2倍になるかどうか、また住宅での喫煙の有無によって、鉱山に対し[18-21 mSv/WLM; 5.1-5.9 mSv/(mJh/m³)]および住宅に対し[16-21 mSv/WLM; 4.5-5.9 mSv/(mJh/m³)]という範囲の値を算出した。これらの推定値は他の推定値に比べて高いが(表B.1)、これは主に放射能粒度分布の仮定が他の研究者と異なっていたことによる。Marshら(2005)も、HRTMと欧州での実測に基づく放射能粒度分布を用いて、鉱山と住宅について、約13 mSv/WLM [3.7 mSv/(mJh/m³)]という値を算出した(表B.1)。

(B 11) HRTMを使った計算は、単位被ばく量あたりの肺の等価線量が相対的に年齢の影響を受けにくいことを示した(NRC, 1999; MarshとBirchall, 2000; KendallとSmith, 2005; Marshら, 2005)。例えば、成人の肺の線量は小児(>1歳)と約10%しか変わらない。その理由は、競合する影響が存在し、それぞれが打ち消し合う傾向にあるからである。小児は呼吸率が低いことで摂取量と肺の線量が低下する一方、標的組織の質量が小さいために線量が増加し、それによって部分的に相殺される。また、小児は気道が小さい分、拡散による沈着は増えるが、しかし滞留時間が短いことにより拡散沈着は減少し、これも部分的に相殺される。

(B 12) HRTMから導かれる、ラドン子孫核種の吸入による実効線量の値は、被ばくシナリオに応じておよそ10から20 mSv/WLM [3-6 mSv/(mJh/m³)]までの幅がある(表B.1)。住宅と鉱山における典型的なエアロゾル条件について、実効線量は約13 mSv/WLM [3.7 mSv/(mJh/m³)] (Marshら, 2005)である。しかし、住宅と同じエアロゾル条件で、屋内作業場に対する値として適当と思われる、標準的な作業者の呼吸率(1.2 m³/h)を仮定すると、実効線量は、13 mSv/WLM [3.7 mSv/(mJh/m³)]から約20 mSv/WLM [6 mSv/(mJh/m³)]に増加する。

(B 13) 委員会は、ラドンとその子孫核種は、防護体系の中で他の放射性核種と同じように扱われるべきだと結論づけた。言い換えれば、ラドンとその子孫核種からの線量は、HRTMとICRPの組織系動態モデルを含む、ICRPの体内動態および線量評価モデルを用いて計算すべきだということである。このアプローチの長所の1つは、肺以外の臓器の線量も計算できることである。ICRPは、特定の平衡係数とエアロゾル特性に対する、いくつかの家屋内および職業被ばくの標準条件に対して、ラドンとその子孫核種の単位被ばく量あたりの線量係数を提示する予定である。

B.2 トロン

(B 14) トロン (ラドン-220) ガスは、ラジウム-224 の崩壊生成物で、トリウム-232 崩壊系列の一部である。トロンは半減期が短く (56 秒)、半減期が 10.6 時間の鉛-212 を含む、一連の固体の短寿命放射性同位元素に崩壊する。トロンの半減期は短いため、ラドンほどには生じた場所から漏れ出ることができない。その結果、建材が最も一般的な屋内のトロン被ばく源となる。

(B 15) ラドンと同様に、トロンとその子孫核種の吸入による線量は、子孫核種の崩壊に伴うアルファ粒子の放出によって決まる (Jacobi と Einfeld, 1980, 1982)。非常に短い半減期のせいで、トロンのガス放射能濃度は部屋の中でかなりばらつき、そのため線量評価にトロン・ガスの濃度を用いることはできない。したがって管理の目的では、トロン被ばくを推定するためにトロン子孫核種のポテンシャル・アルファ・エネルギー濃度を決定すべきである。しかし、単位吸入放射能あたりのポテンシャル・アルファ・エネルギーは鉛-212 が他のトロン子孫核種よりもおよそ 10 倍高い (ICRP, 1987) ため、防護の目的では通常、鉛-212 の摂取を管理するだけで十分である。

(B 16) UNSCEAR (2000) と BEIR VI 委員会 (NRC, 1999) は、トロン子孫核種のラドン子孫核種に対するポテンシャル・アルファ・エネルギー濃度の比についてのデータを示した。その値は 0.1 から 5 の範囲であった。最も高い値は、日本で見られる木造枠組みの土壁の家、および火山由来の建材を使ったイタリアのいくつかの家に対するものであった。UNSCEAR はまた、英国において、換気率が高くラドン濃度が著しく低い家屋について 30 という高い値が観察されたことを指摘した (Cliff ら, 1992; UNSCEAR, 2000)。BEIR VI 委員会は、ラドン濃度が高い住居については、トロン子孫核種が重要な追加の被ばくおよび線量の原因にはならないようだと結論づけた (NRC, 1999)。

(B 17) 線量評価モデルを用いて計算されたトロン子孫核種の線量係数が表 B.2 にまとめられている。線量係数の値は、1.5 から 5.7 mSv/WLM、すなわち $0.42\text{--}1.6 \text{ mSv}/(\text{mJh}/\text{m}^3)$ または累積 EEC $1 \text{ Bqh}/\text{m}^3$ あたり $10\text{--}122 \text{ nSv}$ である。

(B 18) *Publication 50* (ICRP, 1987) の線量係数は、Jacobi と Einfeld (1980, 1982) および James ら (1980, 1982) のモデルをレビューした OECD/NEA (1983) の専門家グループの成果に基づいている。気管支上皮と肺組織の線量だけが考慮された。

(B 19) UNSCEAR は、1982 年の報告書の中で、Jacobi と Einfeld (1980) の研究に基づく肺線量を考慮しただけでなく、*Publication 30* (ICRP, 1979) に示された線量評価モデルを用いて他の組織の線量についても検討した。屋内と屋外の被ばくについて、それぞれ、 $1.9 \text{ mSv}/\text{WLM}$ [$0.54 \text{ mSv}/(\text{mJh}/\text{m}^3)$] および $2.5 \text{ mSv}/\text{WLM}$ [$0.71 \text{ mSv}/(\text{mJh}/\text{m}^3)$] という値が推奨

表 B.2 直接線量評価によるトロン子孫核種に対する線量換算係数^{a)}の計算値の要約文献

| 文献 | モデルのタイプ | 被ばくシナリオ | 実効線量 (mSv/WLM) | 実効線量 ^{b)} [mSv/(mJh/ m ³)] |
|---------------------------|---------------------------|---------|-------------------|---|
| ICRP (1987) | NEA (1983) | 屋内および屋外 | 1.8 | 0.51 |
| UNSCEAR (1993) | Jacobi and Einfeld (1982) | 屋内 | 1.5 | 0.42 |
| | | 屋外 | 0.47 | 0.13 |
| Marsh and Birchall (1999) | HRTM (ICRP, 1994) | 住居 | 3.8 | 1.1 |
| Porstendörfer (2001) | Zock et al. (1996) | 屋内 | 2.4 | 0.68 |
| | | 屋外 | 2.0 | 0.56 |
| Ishikawa et al. (2007) | HRTM (ICRP, 1994) | 屋内 | 5.4 | 1.5 |
| Kendall and Phipps (2007) | HRTM (ICRP, 1994) | 屋内 | 5.7 | 1.6 |

WLM,ワーキングレベルマンス；HRTM,ヒト呼吸気道モデル

^{a)} 成人男性に対する計算値

^{b)} 1 WLM = 4.68×10^4 Bq/m³ (トロンの累積平衡等価濃度)

された。1988年のUNSCEAR報告書で示されたトロン子孫核種の実効線量係数はJacobiとEinfeld (1982)の計算に基づいており、ポテンシャル・アルファ・エネルギーの単位量あたりの実効線量は0.7 mSv/mJとなった。これらの値は1993年報告書(UNSCEAR,1993)でも採用され、表B.2に示されている。UNSCEAR (2000, 2009)はそれ以降、屋内および屋外の被ばくに対してEEC 1 hBq/m³あたり40 nSv [すなわち1.9 mSv/WLMまたは0.54 mSv/(mJh/m³)]という値を採用しており、これは*Publication 50* (ICRP, 1987)の値とほぼ同じである。

(B 20) HRTMを使用して得られた線量係数の値(MarshとBirchall, 1999; Ishikawaら, 2007; KendallとPhipps, 2007)は、ICRP (1987)およびUNSCEAR (1993)が勧告する値よりも高い。KendallとPhipps (2007)は、HRTMと鉛(ICRP, 1993)とビスマス(ICRP, 1979)に関する最新の体内動態モデルにより、トロン子孫核種の実効線量換算係数を計算した。彼らは、一般的に肺の線量が実効線量の97%以上に寄与すること、そして鉛-212の摂取だけで総線量の約85%を占めることを示した。様々な年齢層(>1歳)に対する計算は、単位被ばく量あたりの線量が10%以下しか変わらないことを示している(KendallとPhipps, 2007)。

(B 21) 防護の目的ではラドンの同位体を他の放射性核種と同じように扱うという決定により、ラドン-222と同様、ラドン-220についても、線量係数を提供するために体内動態および線量評価のモデルが用いられるであろう。

B.3 参考文献

- Baias, P., Hofmann, W., Winkler-Heil, R., Cosma, C., Dului, O.G., 2010. Lung dosimetry for inhaled radon progeny in smokers. *Radiat. Prot. Dosim.* 138, 111-118.
- Cliff, K.D., Green, B.M.R., Mawle, A., et al., 1992. Thoron daughter concentrations in UK homes.

- Radiat. Prot. Dosim. 45, 361–366.
- Harley, N.H., Cohen, B.S., Robbins, E.S., 1996. The variability in radon decay product bronchial dose. *Environ. Int.* 22 (Suppl. 1), S 959–S 964.
- Harley, N.H., Pasternack, B.S., 1982. Environmental radon daughter alpha dose factors in a five-lobed human lung. *Health Phys.* 42, 789–799.
- Hofmann, W., Steinhäusler, F., Pohl, E., 1980. Age-, sex-, and weight-dependent dose patterns due to inhaled natural radionuclides. In : *Natural Radiation Environment III. CONF-780422*, US Department of Energy, 1980, Houston, Texas, USA, pp. 1116–1114.
- ICRP, 1979. Limits for intakes of radionuclides by workers, Part 1. ICRP Publication 30. *Ann. ICRP* 2(3/4).
- ICRP, 1987. Lung cancer risk from indoor exposures to radon daughters. ICRP Publication 50. *Ann. ICRP* 17(1).
- ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. *Ann. ICRP* 23(2).
- ICRP, 1994. Human respiratory tract model for radiological protection. ICRP Publication 66. *Ann. ICRP* 24(1–3).
- Ishikawa, T., Tokonami, S., Nemeth, C., 2007. Calculation of dose conversion factors for thoron decay products. *J. Radiol. Prot.* 27, 447–456.
- Jacobi, W., Eisfeld, K., 1980. Dose to Tissues and Effective Dose Equivalent by Inhalation of Radon-222, Radon-220 and their Short-lived Daughters. GSF-S-626. GSF, Neuherberg.
- Jacobi, W., Eisfeld, K., 1982. Internal dosimetry of inhaled radon-222, radon-220 and their short-lived daughters. In : *Vohra, K.G., Mishra, U.C., Pillai, K.C., Sadavisan, S. (Eds.), Proceedings of the 2nd Special Symposium on the Natural Radiation Environment, January 1981, Bombay. Wiley Eastern, New Delhi*, pp. 131–143.
- James, A.C., Greenhalgh, J.R., Birchall, A., 1980. A dosimetric model for tissues of the human respiratory tract at risk from inhaled radon and thoron daughters. *Radiation Protection—a Systematic Approach to Safety, Proceedings of the 5th IRPA Congress, March 1980, Jerusalem, Vol. 2. Pergamon, Oxford*, pp. 1045–1048.
- James, A.C., Jacobi, W., Steinhäusler, F., 1982. Respiratory tract dosimetry of radon and thoron daughters. The state-of-the-art and implications for epidemiology and radiobiology. In : *Gomez, M. (Ed.), Radiation Hazards in Mining : Control, Measurements and Medical Aspects. Soc. Mining Engineers, New York*, pp. 42–54.
- James, A.C., Birchall, A., Akabani, G., 2004. Comparative dosimetry of BEIR VI revisited. *Radiat. Prot. Dosim.* 108, 3–26.
- Kendall, G.M., Phipps, A.W., 2007. Effective and organ doses from thoron decay products at different ages. *J. Radiol. Prot.* 27, 427–435.
- Kendall, G.M., Smith, T.J., 2005. Doses from radon and its decay products to children. *J. Radiol. Prot.* 25, 241–256.
- Marsh, J.W., Birchall, A., 1999. The thoron issue : monitoring activities, measuring techniques and dose conversion factors. *Radiat. Prot. Dosim.* 81, 311–312.
- Marsh, J.W., Birchall, A., 2000. Sensitivity analysis of the weighted equivalent lung dose per unit exposure from radon progeny. *Radiat. Prot. Dosim.* 87, 167–178.
- Marsh, J.W., Birchall, A., Davis, K., 2005. Comparative dosimetry in homes and mines : estimation of Kfactors. *Natural Radiation Environment VII. Seventh International Symposium on the Natural Radiation Environment (NRE-VII), May 2002, Rhodes, Greece. Radioactivity in the Environment, Vol. 7. Elsevier Ltd, Amsterdam*.
- Marsh, J.W., Harrison, J.D., Laurier, D., et al., 2010. Dose conversion factors for radon : recent developments. *Health Phys.* 99, 511–516.
- NCRP, 1984. Evaluation of Occupational and Environmental Exposures to Radon and Radon Daughters in the United States. NCRP Report No. 78. National Council on Radiation Protection and Measure-

- ments, Bethesda, MD.
- NEA, 1983. Dosimetry Aspects of Exposure to Radon and Thoron Daughters Products. Nuclear Energy Agency Report. NEA/OECD, Paris.
- NRC, 1991. Comparative Dosimetry of Radon in Mines and Homes. National Academy Press, Washington, DC.
- NRC, 1999. Health Effects of Exposure to Radon. BEIR VI Report. National Academy Press, Washington, DC.
- Porstendörfer, J., 2001. Physical parameters and dose factors of the radon and thoron decay products. *Radiat. Prot. Dosim.* 94, 365–373.
- Tokonami, S., Matsuzawa, T., Ishikawa, T., et al., 2003. Changes of indoor aerosol characteristics and their associated variation on the dose conversion factor due to radon progeny inhalation. *Radioisotopes* 52, 285–292.
- UNSCEAR, 1982. Sources and Effects of Ionizing Radiation. 1982 Report to the General Assembly with Annexes. United Nations, New York.
- UNSCEAR, 1988. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. 1988 Report to the General Assembly with Annexes. United Nations, New York.
- UNSCEAR, 1993. Sources and Effects of Ionizing Radiation. 1993 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. United Nations, New York.
- UNSCEAR, 2000. Sources and Effects of Ionizing Radiation. 2000 Report to the General Assembly with Scientific Annexes. United Nations, New York.
- UNSCEAR, 2009. UNSCEAR 2006 Report, Annex E. Sources-to-Effects Assessment for Radon in Homes and Workplaces. United Nations, New York.
- Winkler-Heil, R., Hofmann, W., 2002. Comparison of modelling concepts for radon progeny lung dosimetry. Proceedings of Fifth International Conference-High Levels of Natural Radiation and Radon Areas : Radiation Dose and Health Effects, September 2000, Munich. Elsevier, Amsterdam, pp.169–177.
- Winkler-Heil, R., Hofmann, W., Marsh, J.W., Birchall, A., 2007. Comparison of radon lung dosimetry models for the estimation of dose uncertainties. *Radiat. Prot. Dosim.* 127, 27–30.
- Zock, C., Porstendörfer, J., Reineking, A., 1996. The influence of the biological and aerosol parameters of inhaled short-lived radon decay products on human lung dose. *Radiat. Prot. Dosim.* 63, 197–206.

ラドンに関する ICRP 声明

2009年11月 主委員会により承認

ラドンに関する ICRP 声明

2009年11月 主委員会により承認

(1) 委員会は2007年(ICRP, 2007)に、放射線防護体系に関する勧告の改訂版を発行した。これは委員会の1990年勧告(ICRP, 1991)を正式に置き換えるものであり、放射線源からの被ばくの管理についての手引きを改訂、強化し、追加のガイダンスを作成した。委員会は以前に、*Publication 65* (ICRP, 1993)で、住宅および職場のラドン-222に対する防護について勧告している。

(2) 委員会は今回、ラドンとその崩壊生成物への被ばくに起因する健康影響について、最近公表された科学的情報のレビューを行った。委員会のレビュー全体は本声明とともに供される。このレビューの結果、放射線防護の目的で委員会は、子孫核種と平衡状態にあるラドン-222ガスの累積被ばくについて、全年齢集団に対し $8 \times 10^{-10} / (\text{Bq} \cdot \text{h} / \text{m}^3)$ (すなわち $5 \times 10^{-4} / \text{WLM}$)という損害で調整された名目リスク係数をここに勧告する。この委員会の見解は、原子放射線の影響に関する国連科学委員会が国連総会に提出したもの(UNSCEAR, 2009)を含めて、他の包括的な推定値と一致している。

(3) 2007年勧告を受けて、委員会は放射性核種の吸入および経口摂取に対する線量係数の改定値を公表する予定である。委員会は今回、標準の体内動態・線量評価モデルを用いて、他の放射性核種に適用されるのと同じアプローチをラドンとその子孫核種の摂取に適用すべきであると提案する。吸入されるエアロゾルの特性やラドンとその子孫核種間の非平衡などの要因を考慮に入れ、家屋内および職業上の被ばくの様々な標準条件に対して線量係数が提供されるであろう。幅広い状況について具体的な計算が行えるよう、十分な情報を提供する予定である。ラドンとその子孫核種の線量係数は、ラドンと外部放射線のリスクを比較した疫学研究から算出した放射線損害の名目値に基づく*Publication 65*の線量換算規約を置きかえることになる。線量係数が利用可能になるまでは、現在の線量換算値を使用しても構わない。この変更によって、単位被ばく量あたりの実効線量は2倍程度増えるであろうことを、委員会は忠告しておく。

(4) 委員会は、手を加えられていない地殻のラジウム-226濃度による住居におけるラドン被ばく、あるいは委員会の防護体系の中で実施されなかった過去の行為によるラドン被ばくは、現存被ばく状況であることを再確認する。さらに、これらの状況に対する委員会の防護方針として、被ばく低減のための対策がほぼ確実に正当とみなされるであろう場面では、ラドンによる年間線量のレベルを10 mSv程度にすることを、引き続き基本とする。それゆえ委員会

は新しい知見を考慮し、住居におけるラドン・ガスの参考レベルの上限値を、2007年勧告(ICRP, 2007)の値である600 Bq/m³から300 Bq/m³に変更した。国の当局はその地域の実情に応じて、さらに低い参考レベルの設定を検討すべきである。ラドン被ばくを国の参考レベル以下に低減するために、防護の最適化の原則を用いて、あらゆる合理的な努力がなされるべきである。また、世界保健機関も現在、同様のアプローチを勧告している(WHO, 2009)。

(5) 住宅と作業場で過ごす時間に約3倍の違いがあることを考慮すると、およそ1000 Bq/m³のラドン・ガスのレベルが、現存被ばく状況に対して職業上の防護要件を適用するための出発点となる。*Publication 103*において委員会は、職業安全基準の国際的調和のために、国際的に確立された1000 Bq/m³という値を全世界で使用できるのではないかと考えていた(ICRP, 2007)。委員会は、現存被ばく状況で職業上の放射線防護要件を適用するための出発点として、1000 Bq/m³をここに勧告する。そして、その状況は計画被ばく状況として管理されることになる。

(6) 委員会は、計画被ばく状況については、労働の結果として被る作業員のラドン被ばくは、どんなに少なからうとも、職業被ばくとみなされるべきであるという方針をあらためて確認する(ICRP, 2007, 第178項参照)。

参考文献

- ICRP, 1991. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. Ann. ICRP 21(1-3).
- ICRP, 1993. Protection against radon-222 at home and at work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23(2).
- ICRP, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37(2-4).
- UNSCEAR, 2009. UNSCEAR 2006 Report. Annex E. Sources-to-Effects Assessment for Radon in Homes and Workplaces. United Nations, New York.
- WHO, 2009. WHO Handbook on Indoor Radon: a Public Health Perspective. WHO Press, Geneva.

ICRP Publication 115

ラドンと子孫核種による肺がんのリスク／
ラドンに関する ICRP 声明

2017 年 3 月 31 日 初版第 1 刷発行

監修 甲 斐 倫 明

翻訳 伴 信 彦

編集 I C R P 勧 告 翻 訳 検 討 委 員 会

発行 公益社団法人日本アイソトープ協会

〒113-8941 東京都文京区本駒込二丁目 28 番 45 号

電 話 代表 (03) 5395-8021

U R L <http://www.jrias.or.jp>

© The Japan Radioisotope Association, 2017

Printed in Japan

組版 株式会社 恵友社

ISBN 978-4-89073-259-3 C3340

【非売品】