

# ICRP

*Publication 65*

## 家庭と職場における ラドン-222に対する防護

社団法人日本アイソトープ協会

# 家庭と職場における ラドン-222に対する防護

国際放射線防護委員会専門委員会4の課題グループ報告書  
1993年9月に主委員会によって採択されたもの



Japanese Translation Series of ICRP Publications  
*Publication 65*

This translation was undertaken by the following colleagues.

Translated by

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

---

Hiromichi MATSUDAIRA* (Chair)	Tatsuji HAMADA (Vice-chair)	
Masami IZAWA**	Jiro INABA*	Tomoko KUSAMA
Sukehiko KOGA**	Sadayoshi KOBAYASHI	Kei NAKADA
Kazuyoshi BINGO	Tsuneo NUMAKUNAI	Kiyohiko MABUCHI*

---

\* ICRP member at the time.

\*\* Former ICRP member.

## 邦訳版への序

本書は、ICRPの主委員会によって1993年9月に採択され、Publication 65として刊行されたICRP専門委員会4の課題グループの報告書

Protection Against Radon-222 at Home and at Work

(*Annals of the ICRP*, 23, No.2(1993)に発表)

を、ICRPの了解のもとに翻訳したものである。

最初の訳文を機械翻訳によって作成し、これをもとに、ICRP勧告翻訳検討委員会において従来の訳書との整合性、新しい述語、その他訳語の妥当性等につき検討を重ね、成文とした。

本書においては次のような訳語を用いたことをあらかじめお断りしておく。

radon progeny            ラドン娘核種

radon-prone area        高ラドン地域

なお、このAnnalsには課題グループの報告のほかに、別の刊行物としてW.Jacobiの書いたラドン問題の歴史が収載されており、これもあわせて翻訳した。

平成7年2月

ICRP 勧告翻訳検討委員会

日本アイソトープ協会  
ICRP 翻訳検討委員会

- 委員長 松平 寛通 (新技術事業団)
- 副委員長 浜田 達二 ((社) 日本アイソトープ協会)
- 委員 伊沢 正実 (日本原子力発電 (株))
- 稲葉 次郎 (放射線医学総合研究所)
- 草間 朋子 (東京大学医学部)
- 古賀 佑彦 (藤田保健衛生大学)
- 小林 定喜 (放射線医学総合研究所)
- 中田 啓 (動力炉・核燃料開発事業団)
- 備後 一義 (日本原子力研究所)
- 沼宮内 弼雄 ((財) 放射線計測協会)
- 馬淵 清彦 ((財) 放射線影響研究所)

# 目 次

	頁	( 項)
序 文 .....		
1. 序 論 .....	1	( 1)
1.1 報告書の構成 .....	1	( 3)
1.2 ラドンの歴史 .....	2	( 9)
1.3 ラドンとその娘核種 .....	2	( 12)
1.4 特別な量と単位 .....	3	( 14)
1.5 防護の原則 .....	6	( 24)
2. 吸入されたラドンとその娘核種の健康影響 .....	8	( 29)
2.1 ラドンに被ばくした鉱山労働者の肺がん .....	10	( 39)
2.1.1 疫学調査 .....	10	( 40)
2.2 慢性被ばくに対する肺がんリスク推定値 .....	11	( 43)
2.2.1 肺がんに対するリスク予測モデル .....	12	( 45)
2.2.2 慢性職業被ばくからの生涯リスク .....	13	( 51)
2.2.3 公衆の慢性被ばくからの生涯リスク .....	13	( 52)
2.2.4 損害係数 .....	14	( 55)
2.2.5 被ばく量から実効線量への換算 .....	15	( 56)
3. 建物内のラドン .....	16	( 57)
3.1 建物内のラドン濃度 .....	16	( 59)
3.2 建物における居住 .....	16	( 61)
3.3 高ラドン地域を決めることの有用性 .....	17	( 62)
3.4 救済処置と予防処置 .....	17	( 64)
4. 住居における防護へのアプローチ .....	19	( 66)
4.1 政策上の問題 .....	19	( 66)

4.2 住居における実際的防護	20	( 71 )
4.2.1 住居における介入のための対策レベル	20	( 71 )
4.2.2 対策レベルの履行	20	( 74 )
4.2.3 新しい住居への適用	21	( 77 )
5. 作業場における防護へのアプローチ	23	( 82 )
5.1 該当する作業場の選択	23	( 84 )
5.1.1 介入が必要な作業場	23	( 86 )
5.1.2 行為についての防護体系を適用すべき作業場	24	( 87 )
5.1.3 公衆の構成員が使用する作業場	25	( 91 )
5.2 作業場における実際的防護	25	( 92 )
5.2.1 被ばく限度の選択と適用	25	( 94 )
5.2.2 防護体系の適用	26	( 97 )
6. 要 約	28	( 101 )
引用文献	31	
付属書A ラドンとその娘核種に被ばくした鉱山労働者の 疫学調査の実例	35	( A1 )~( A26 )
付属書B 被ばく限度に対する考え得る補正の大きさ	43	( B1 )~( B7 )
付属書C 用語集	45	
鉱山と家庭におけるラドン問題の歴史	47	

## 序 文

委員会はその1990年会合において、建物内のラドンに対する防護に関する報告書を準備するために、専門委員会4の中に課題グループを設立した。1991年に委員会は、鉱山における作業者の放射線被ばくの限度についての報告書を準備する作業班を設けた。

委員会の作業班の構成員は、W. Jacobi (座長) と H. J. Dunster であった。委員会4の課題グループの構成員は、R. V. Osborne (座長), J. H. Harley\*, A. C. James, M. C. O'Riordan, A. G. Scott, G. A. Swedjemark および P. Zettwoog であった。

両方の報告書は、1992年11月の会合で検討するために委員会に提出された。委員会では、この二つの調査を、住居と、鉱山を含む作業場でのラドンに対する防護に関する一つの報告書にまとめることが決定された。この合併された報告書は、以下の委員構成の委員会課題グループによって作成されたものである：

R. H. Clarke (座長)

H. J. Dunster

W. Jacobi

R. V. Osborne。

委員会は、意見を求めるために、この報告書の草案を1993年4月に公表した。修正されたテキストは、1993年9月に刊行が認められた。

---

\*訳注：1993年7月死去。





# 1. 序 論

(1) 自然放射性希ガスであるラドン ( $^{222}\text{Rn}$ ) は、屋外および、作業場を含めたすべての建物内の空気中に存在する。したがって、ラドンは家庭と職場の両方で避けることのできない放射線被ばくの源である。ある地理的場所では、空気中の高いラドンレベルが作業場を含めた建物で起こることがありうる。これに該当するのは、とくに地下の鉱山、天然の洞穴、トンネル、温泉にある医療区域、および、高いラドン濃度をもつ地下水を処理または貯留する給水施設のような作業場である。

(2) この報告書は、吸入されたラドンとその娘核種の健康影響についての現在の知識の範囲を要約し、また、住居と作業場におけるこの被ばくの制御について勧告する。国の助言機関と規制機関、および住居と作業場のラドンに関係する放射線防護の実務家に指針を与えるのがこの報告書の目的である。

## 1.1 報告書の構成

(3) 1990年勧告、ICRP Publication 60 (ICRP, 1991)、の中で委員会は、行為と介入および職業被ばくと公衆被ばくを別個に扱っている。ラドンによる被ばくは、すべてのこれらの状況と密接な関係にある。ラドンはすべての建物内に存在する。現存の住居においては、被ばくはある形の介入によってのみ減少させることができる。作業場においては、介入の必要性(住居と同じく)と、作業場内で実施される行為の一部としてのラドン被ばくの継続された管理の両方を考慮することが必要である。新しい建物における将来の被ばくもまた考慮しなければならない。すべてのこれらの問題を一貫して扱うことを意図しているこの報告書は、以下のような構成になっている。

(4) 第1節の以下の部分では、ラドンに関する序論的資料およびラドン濃度と被ばくを規定する際に用いられる量と単位、続いて、ラドンに適用できる防護のおもな原則の要約について述べる。この報告書の全体にわたって、“ラドン”という用語を、必ずしも平衡ではないが短寿命の娘核種を含むものとして非常にしばしば用いる。しかし、“ラドン濃度”は親核種の濃度にだけ関連させている。

(5) 第2節はラドン被ばくの健康影響に関する現在の情報を扱っている。この情報は、作業者と一般公衆のラドン娘核種による生涯被ばくの致死係数と損害係数の両方の推定値を提供する。ついで、これらの係数を、等しい損害に基づいて、ラドン被ばくと実効線量とを直接的に換算するために用いる。

(6) 第3節は建物内のラドンを簡単に扱い、ラドンとその娘核種の濃度を減らすための実際的アプローチを示す。第4節は住居内のラドンを制限するための方針を扱い、それ以上のレベルでは救済処置（介入）を行うべき住居内ラドンの対策レベルについての勧告を導く。新しい建物についての要件も検討する。

(7) 第5節は作業場内のラドンを扱う。ラドンはすべての作業場で発生しており、現存の濃度を減らすための措置が必要となることがある。それ以上のレベルではラドン濃度を減らすための救済処置（介入）をとるべきラドン濃度についての指針を与える。ICRP Publication 60の中で委員会は、職場におけるラドン被ばくは、該当する規制機関がそうでないと規定しないかぎり、行為についての委員会の防護体系から除外すべきである、と勧告した。第5節は、そのような規定をするさいに用いるべきラドン被ばくのレベルについての指針を与える。

(8) いったん委員会の防護体系の適用が決定されれば、被ばく限度を適用することが必要になる。この被ばく限度は、委員会の勧告する線量限度と等しい実効線量から生じる損害と同一レベルの損害に対応するように導かれた。作業場における実際的な管理上の処置についてのいくつかの追加的な指針が与えられている。

## 1.2 ラドンの歴史

(9) 欧州中部における鉱山労働者の死亡率が高いことは、1600年よりも前に認められており、そのおもな死因は肺がんであることが19世紀の末に確認された（HaertingとHesse, 1879）。このがんはラドン被ばくによるものであるかもしれない、ということが1924年に示唆された（LudewigとLorenser, 1924）。

(10) 初期の環境における測定は、多くの場合、大気中の電気、大気輸送および土壌ガスの発散といった多様な現象の調査のために、戸外の空気に限定されていた。最初の屋内における測定は1950年代に行われた（Hultqvist, 1956）が、あまり注意を惹かなかつた。近年になって、住居と作業場の中のラドンに関する関心が高まってきた。

(11) ラドンの歴史のもっと包括的な概説は、本書のp. 47にW. Jacobiによって述べられている。

## 1.3 ラドンとその娘核種

(12) ラドンの二つのおもな同位体は、自然放射性核種のウラン系列に由来するラジウム-226の直近の崩壊生成物のラドン-222と、トリウム系列に由来するラジウム-224の直近の崩壊生成物のラドン-220である。この二つの同位体は、その起源のゆえに、ラドンおよびトロンとしてふつう知られている。この元素は希ガスであり、両同位体は崩壊して固体元素の同位体になる。そしてその原子は、空気中に存在する凝縮核および粉塵粒子に付着する。ラドン-220（ト

表1 ラドン-222 と短寿命娘核種の崩壊特性

放射性核種	半減期	主要放射線のエネルギーと放出割合(y)					
		$\alpha$ 線		$\beta$ 線		$\gamma$ 線	
		エネルギー (MeV)	y (%)	エネルギー max(MeV)	y (%)	エネルギー (MeV)	y (%)
$^{222}\text{Rn}$	3.824 day	5.49	100	-	-	-	-
$^{218}\text{Po}$	3.05 min	6.00	100	-	-	-	-
$^{214}\text{Pb}$	26.8 min	-	-	1.02	6	0.35	37
				0.70	42	0.30	19
				0.65	48	0.24	8
$^{214}\text{Bi}$	19.9 min	-	-	3.27	18	0.61	46
				1.54	18	1.77	16
				1.51	18	1.12	15
$^{214}\text{Po}$	164 $\mu\text{s}$	7.69	100	-	-	-	-

出典：Browne と Firestone (1986)および ICRP(1983)。

ロン)によって生ずる問題は、ラドン-222による問題よりも範囲がずっと狭く、通常もっと扱いやすい。トロンに対する防護については、10.6時間の半減期をもつ崩壊生成物である鉛-212の摂取を制御するだけで通常十分である。この報告書はラドン-222に対する防護について述べる。ラドン-222の短寿命娘核種のおもな崩壊特性を表1に示す。ラドン-222は3.82日の半減期で $\alpha$ 線放出により崩壊し、ポロニウム-218になる。ポロニウム-214は崩壊して22.3年の半減期をもつ鉛-210となり、後者は崩壊して最終的に安定な鉛-206になる。

(13) ラドンとその娘核種の吸入と肺がんリスクの発生増加とを結びつける生物学的プロセスは複雑である。ラドンについて用いるために作られた特別な諸量が、被ばくとリスクの間の単純な関係を規定するのに実際上役立つことがわかっている。しかし、この目的のためのこれらの定量的意味は、これらの量自体の定義には含まれていない、たとえば非付着成分割合といった物理的因子によって修正されることがある(付属書C参照)。

#### 1.4 特別な量と単位

(14) この節は、空気中のラドンの短寿命娘核種の濃度と、その吸入による被ばくを特徴づけるのに用いられる特別な量と単位を説明する。

##### ポテンシャルアルファエネルギー

(15) ラドンの崩壊系列中の原子のポテンシャルアルファエネルギー  $\epsilon_p$  は、この原子が崩壊して比較的安定な  $^{210}\text{Pb}$  になるまでに放射する全アルファエネルギーである。着目する放射性核種の単位放射能 (Bq) あたりのポテンシャルアルファエネルギーは  $\epsilon_p/\lambda_r = (\epsilon_p t_r / \ln 2)$  で、

表2 原子あたりと単位放射能あたりのポテンシャルアルファエネルギー

放射性核種	半減期	原子あたり		単位放射能あたり	
		(MeV)	( $10^{-12}$ J)	(MeV Bq <sup>-1</sup> )	( $10^{-10}$ J Bq <sup>-1</sup> )
ラドン( <sup>222</sup> Rn)娘核種:					
<sup>218</sup> Po	3.05 min	13.69	2.19	3 615	5.79
<sup>214</sup> Pb	26.8 min	7.69	1.23	17 840	28.6
<sup>214</sup> Bi	19.9 min	7.69	1.23	13 250	21.2
<sup>214</sup> Po	164 $\mu$ s	7.69	1.23	$2 \times 10^{-3}$	$3 \times 10^{-6}$
合計 (平衡において), ラドン 1 Bq あたり				34 710	55.6

ここで  $\lambda_r$  はこの核種の崩壊定数,  $t_r$  はその放射性半減期である。  $\epsilon_p$  と  $\epsilon_p/\lambda_r$  の値は表2に記載されている。

#### 空気中濃度

(16) 空気中の短寿命ラドン娘核種混合物のポテンシャルアルファエネルギー濃度  $c_p$  は, 空気の単位体積あたりに存在するこれらの原子のポテンシャルアルファエネルギーの合計である。したがって,  $c_i$  を崩壊生成物核種  $i$  の放射能濃度とすれば, 娘核種混合物のポテンシャルアルファエネルギー濃度は,

$$c_p = \sum_i c_i (\epsilon_{p,i} / \lambda_{r,i})$$

である。この量は, SI 単位  $\text{J m}^{-3}$  ( $1 \text{ J m}^{-3} = 6.242 \times 10^{12} \text{ MeV m}^{-3}$ ) で表される。

(17) 空気中のラドン娘核種の任意の混合物のポテンシャルアルファエネルギー濃度も, それらの親核種ラドンのいわゆる平衡等価濃度  $c_{eq}$  で表すことができる。空気中のラドン娘核種の非平衡混合物に対応する平衡等価濃度は, 実際の非平衡混合物と同じポテンシャルアルファエネルギー濃度  $c_p$  をもつ短寿命娘核種と放射平衡にあるラドンの放射能濃度である。平衡等価濃度の SI 単位は  $\text{Bq m}^{-3}$  である。

(18) 平衡係数 ( $F$ ) は, 空気中の親核種ラドンの放射能濃度に対する平衡等価濃度の比として定義される。この係数は, 空気中の短寿命娘核種混合物とその親核種との非平衡を, ポテンシャルアルファエネルギーによって特徴づけるものである。

#### 個人の呼吸被ばく

(19) ラドン娘核種による個人の“被ばく”を表す量  $P$  は, その個人がある与えられた期間  $T$ , たとえば1年, にわたってさらされる空気中のポテンシャルアルファエネルギー濃度  $c_p$  の時間積分, あるいは, 対応するラドンの平衡等価濃度  $c_{eq}$  の時間積分として定義される。

$$\text{ポテンシャルアルファエネルギー被ばく} \quad P_p(T) = \int_0^T c_p(t) dt$$

$$\text{平衡等価被ばく} \quad P_{eq}(T) = \int_0^T c_{eq}(t) dt$$

(20) 被ばく量  $P_p$  の単位は  $\text{J h m}^{-3}$  である；また  $P_{eq}$  の単位は  $\text{Bq h m}^{-3}$  である。作業者のポテンシャルアルファエネルギー被ばく  $P_p$  は、歴史的な単位であるワーキングレベルマンズ (WLM) でしばしば表される。1 WL は、 $100 \text{ pCi } \ell^{-1}$  ( $3\,700 \text{ Bq } \ell^{-1}$ ) のラドンと放射平衡にあるラドン娘核種に関連したポテンシャルアルファエネルギー濃度として、もともと定義されていた。この濃度は約  $1.3 \times 10^5 \text{ MeV } \ell^{-1}$  であったが、正確な値は崩壊あたりのアルファエネルギーの推定値に依存していた。ワーキングレベルは現在、ポテンシャルアルファエネルギー濃度  $1.300 \times 10^8 \text{ MeV m}^{-3}$  として定義されている。この量は職業被ばくを規定するために導入されたものなので、1 か月は 170 時間とされた。1  $\text{MeV} = 1.602 \times 10^{-13} \text{ J}$  であるから、この歴史的単位と SI 単位との関係は次のとおりである：

$$1 \text{ WLM} = 3.54 \text{ mJ h m}^{-3}$$

$$1 \text{ mJ h m}^{-3} = 0.282 \text{ WLM}$$

(21) この報告書のこの項およびその他の項において、後の計算に用いる数値が、通常必要とされるより、またときにはデータの精度から正当化されるより、もっと多くの有効数字で与えられていることがある。以降の計算の中で用いられる量についてまるめられた値が与えられているときにはいつも、これらの計算の中で使用するためのまるめられていない数値が保存されている。ほとんどの値は SI 単位で与えてある。しかし、歴史的単位はまだ広く用いられているので、それが役に立ちそうな場合には換算値も与えてある。

(22) 濃度を表す量について、ポテンシャルアルファエネルギー濃度  $c_p$  と平衡等価濃度  $c_{eq}$  との間の換算係数が、また被ばくを表す量について、ポテンシャルアルファエネルギー被ばく  $P_p$  と平衡等価被ばく  $P_{eq}$  との間の換算係数が、表 3 に与えられている。

表 3 ラドン-222 に対するいろいろな濃度量と、対応する被ばく量についての換算係数

商	換算係数
$c_p/c_{eq}$	$5.56 \times 10^{-9} \text{ (J m}^{-3}\text{)}/\text{(Bq m}^{-3}\text{)}$
$c_{eq}/c_p$	$1.80 \times 10^8 \text{ (Bq m}^{-3}\text{)}/\text{(J m}^{-3}\text{)}$
$P_p/P_{eq}$	$5.56 \times 10^{-9} \text{ (J h m}^{-3}\text{)}/\text{(Bq h m}^{-3}\text{)}$
	$1.57 \times 10^{-6} \text{ WLM}/\text{(Bq h m}^{-3}\text{)}$
$P_{eq}/P_p$	$1.80 \times 10^8 \text{ (Bq h m}^{-3}\text{)}/\text{(J h m}^{-3}\text{)}$
	$6.37 \times 10^5 \text{ (Bq h m}^{-3}\text{)}/\text{WLM}$

量： $c_p$ -ポテンシャルアルファエネルギー濃度， $c_{eq}$ -ラドンの平衡等価濃度， $P_p$ -ポテンシャルアルファエネルギー濃度への時間積分被ばく， $P_{eq}$ -ラドン平衡等価濃度への時間積分被ばく。

(23) 家庭または職場における年間の被ばくとラドン濃度との間の関係は、表3から得ることができる。ほとんどの目的には、平衡係数0.4、職場に居住する時間として年2000時間または屋内に居住する時間として年7000時間を用いることが適切である(UNSCEAR, 1988)。この根拠により、 $1 \text{ Bq m}^{-3}$ ラドン濃度への継続する被ばくは、家庭における年間の被ばく $1.56 \times 10^{-2} \text{ mJ h m}^{-3}$  ( $4.40 \times 10^{-3} \text{ WLM}$ )をもたらし、職場におけるこれに対応する数字は、 $4.45 \times 10^{-3} \text{ mJ h m}^{-3}$  ( $1.26 \times 10^{-3} \text{ WLM}$ )である。

### 1.5 防護の原則

(24) ICRP Publication 60の中で、住居と作業場の両方における自然放射線源に対する防護の必要性について注意が喚起されている。ラドンに関連する勧告からの重要な抜粋をここに示す。

(25) 委員会は放射線被ばくの二つの状況を区別している。一つは人間活動が新しい線源または新しい被ばく様式を導入し、したがって総体的被ばくを増加させる場合であり、もう一つは人間活動が現存する線源による被ばくを減少させる場合である。委員会は、前者を行為、後者を介入と呼ぶ。委員会はまた、職場におけるラドン被ばくが、行為についての委員会の防護体系に従う必要があるかもしれない状況と、家庭におけるラドン被ばくに対する措置の必要性を考えるべき状況を明確にしている。ラドンはすべての建物で発生し、その濃度は建物ごとに大きく変わる。作業場内では、行為によるものとして扱うべきラドン濃度と、介入が必要であるかもしれない現存の状況によるものとして扱うべきラドン濃度との間にはっきりした区別を設けることが、ときには困難である。この区別に指針を与えるのがこの報告書の目的の一つである。

(26) 提案された行為と継続している行為について委員会が勧告している放射線防護の体系は、以下の一般原則に基づく。この項およびこの報告書の全体にわたって、ICRP Publication 60からの直接の引用に引用符をつけ、また参照した項の番号をイタリックで示す。この抜粋は112項からのものである。

“(a)放射線被ばくを伴うどんな行為も、その行為によって、被ばくする個人または社会に対して、それが引き起こす放射線損害を相殺するのに十分な便益を生むものでなければ、採用すべきでない(行為の正当化)。

(b)ある行為内のどんな特定の線源に関しても、個人線量の大きさ、被ばくする人の数、および、受けることが確かでない被ばくの起こる可能性、のすべてを、経済的および社会的要因を考慮に加えたうえ、合理的に達成できるかぎり低く保つべきである。本来の経済的および社会的な判断から生じそうな不公平を制限するために、この手順は、個人の線量に対する制約(線量拘束値)、あるいは、潜在被ばくの場合には、個人のリスクに対する制約

(リスク拘束値)によって、拘束されるべきである(防護の最適化)。

(c)すべての行為の複合の結果生ずる個人の被ばくは線量限度に従うべきであり、あるいは、潜在被ばくの場合にはリスクのなんらかの管理に従うべきである。これらは、通常の状態ではいつも、どの個人もこれらの行為から容認不可と判断されるような放射線リスクを受けることがないようにすることを目的とする。すべての線源が線源での措置によって管理が可能とは限らないので、線量限度を選択する前に、関連するものとして含めるべき線源を特定する必要がある(個人線量限度と個人リスク限度)。”

(27) 介入については、二つの一般原則に従うべきことを、委員会は勧告している。これらの一般原則は113項に述べられており、該当する部分は次のとおりである：

“(a)提案された介入は、害よりも益の方が大きいものであるべきである。すなわち、線量を引き下げた結果生ずる損害の減少は、この介入の害と社会的費用を含む諸費用とを正当化するのに十分なものであるべきである。

(b)介入のかたち、規模、および期間は、線量の低減の正味の便益、つまり放射線損害の低減の便益から介入に関する損害を差し引いたもの、を最大とするように、最適化されるべきである。”

(28) 委員会は131項でこの助言を明確化しており、該当部分は次のとおりである：

“委員会が勧告する線量限度は、行為の管理に使うことを意図したものである。これらの線量限度、あるいは事前に決めた他の任意の線量限度を、介入決定の根拠として使うことは、得られる便益とはまったく釣り合わないような方策を含むかもしれず、正当化の原則に矛盾するであろう。したがって委員会は、介入の必要性あるいはその規模の決定に線量限度を適用しないことを勧告する。しかしながら、重篤な確定的影響を生ずる線量に近い線量レベルでは、ある種の介入はほとんど必須となるであろう。”

委員会の方針のもっと詳細な説明は、第4節と5節に与えられている。



## 2. 吸入されたラドンとその娘核種の健康影響

(29) 電離放射線に被ばくすることによる健康への影響の推定値は、人間集団の疫学調査に基づくものが最もよい。放射線との関係においては、疫学は被ばくと健康影響との間の統計的な関連の確立に関心がある。これらの調査により、放射線は、疑いもなく、肺を含む身体の多くの臓器・組織に生ずるがんの原因であることが確かめられた。しかし、定量的な関連を確定することはさらに困難である。

(30) 時間または場所について相関のある事象が原因についても相関があるとは限らない、ということは、統計学のきわめて重要な教義である。実際、偶発的な関連が起こる可能性は確かにある。定量的な因果関係を確立するためには、生物学的証拠に基づいたモデルを使用することによって、疫学データを補うことが必要である。一連のそのようなモデルが提案されるとき、それらの間の統計学的優先を示すために疫学を用いることが妥当である。疫学は、提案されたモデルの改良またはその他の考えうるモデルを示唆することもある。しかし、一つの疫学調査におけるデータの統計学的適合を改善するだけのために、モデルを作ったり修正したりすることは、妥当でない。他の調査および考えられる生物学上の支持の中にも確証的な知見があるに相違ない。

(31) 疫学調査は、放射線被ばくと過剰の肺がんとの間に相関のあることを示した。これらの調査には、広島と長崎における原爆被爆者の“寿命調査”、強直性脊椎炎、子宮頸部がん、ホジキン病および乳がんの治療を受けた患者、ならびに職場でラドンにさらされた鉱山労働者が含まれている。肺の放射線被ばくから生じるリスクについての定量的情報の二つのおもな源は、“寿命調査”と鉱山労働者の調査である。“寿命調査”は、肺全体についてかなり均一な、主として $\gamma$ 線による被ばくについてのがん致死係数の推定値を提供する。鉱山労働者についての調査は、致死肺がんの発生率と鉱山作業環境中のラドン娘核種濃度との関係に関する情報を提供する。

(32) ここ10年ほどの間に、肺がんの発生率と住居でのラドン被ばくとの間の相関を見いだす目的をもった多くの調査も行われた。これらのいくつかは肯定的相関を示したが、多くはそうでなかった。これらの調査の総説がSamet (1989) およびStidleyとSamet (1993) によって書かれている。これらの調査の大部分は、地理的相関の調査であった。これらは、住居内の平均ラドン濃度の高いところと低いところの、2か所以上の地域を選んで行われたもので、現在の肺がん発生率が調べられ、統計的比較が行われている。

(33) あいにく、いくつかの重大な交絡因子が存在するため、地理的相関の調査は、定性

的にも解釈するのが難しい。一つのありうる交絡因子は、ラドン濃度と他の環境特性との相関である。ラドン濃度の高い地域は、人口と産業開発が集中しているような川の流域と沖積平野よりもむしろ岩や丘が多い地方にしばしば見られる。したがって、ラドン濃度と工業化とは逆の相関がある。ありそうなことであるが、もし肺がんと、たぶん喫煙と関連のある工業化との間に正の相関があるならば、このことは肺がんとラドンとの間に関係があってもそれを隠すか、あるいは逆の相関を示すことになるかもしれない。

(34) いろいろな交絡因子を考慮に入れることができたとしても、ある地域で死亡した多くの人々がつねにその地域で生活していたとはかぎらないので、定量的な結論を引き出すことはやはり難しい。その場合、観察された濃度は、個人の被ばくについて代表的なものではない。これらの困難は、コホート研究と症例-対照研究の使用によってかなり避けることができる。これらのいくつかは現在（1993）利用することができる。

(35) 交絡因子の問題を認めた場合、住居内ラドンの症例-対照研究（たとえば Schoenberg ら、1990）は鉱山における調査と一致してはいくはないが、それらの調査の大部分はまだ定量的データを提供するに至っていない。しかし、スウェーデン（Perschagen ら、1992, 1993）からの二つの症例-対照研究によって、統計学的には弱いですが、いくらか定量的なデータが提供されている。さしあたり、住居に関する調査の統計的な力が不足なので、委員会はこれまでどおりおもに鉱山労働者に関する疫学調査のデータに頼ることとする。

(36) ラドン疫学にはいくつかの不確実性の源がある。これらの中には、被ばく集団の大きさによる統計的制約、生涯リスクを推定するための予測モデルの選択の必要性、および、過剰リスクが直接観察できる被ばくレベルよりも低いレベルでのリスク推定値を得るための、被ばく-反応関係を仮定する必要性が含まれる。統計学的不確実性に加えて、これらの調査の中には次のようなランダムでない不確実性のいくつかの源がある：

- (a) 個人被ばく推定値の不確実性；
- (b) 適当な対照群を選択する困難；
- (c) 他の非放射性鉱石粉塵の影響を含む、鉱山内のいろいろな作業雰囲気；
- (d) 異なる喫煙習慣；および
- (e) 平均追跡期間の違い（約2倍）。

さらに、吸入によるポテンシャルアルファエネルギー被ばくという量は、吸入されたエアロゾルの粒径分布といった物理的パラメータの変動のために、最も適当な量ではないかもしれない。しかしながら、鉱山労働者についてのすべての疫学データはこの量で表されている。

(37) 委員会は、非常に広い範囲の状況において使用される、気道の改良線量算定モデルを採用した（ICRP, 1994）。このモデルの実際的適用はまだ開発中である。吸入された放射性物質についての致死係数と損害係数を評価するためにこのモデルを使用することは、いくつか

の重要な領域における不確実性によって複雑になる。このモデルの沈着と残留の面が、沈着物質とリスクの対象となる細胞との間の幾何学的関係を含む線量算定の段階で問題になる。次に、気道の異なる部分の細胞に対する線量の相対的重要性を評価することが必要である。これらの線量のがんをもたらす確率の現在の推定値は、“寿命調査”から得られた低 LET 放射線に対する均一な高線量率被ばくによる肺がんについてのリスク係数の推定に依存している。統計的制約のため、低線量での過剰相対リスクを直接観察することはできない。したがって、家庭と作業場におけるラドン被ばくからのリスクを推定するためにこれらのデータを使用することは、低 LET 放射線による肺がん誘発に関する線量・線量率効果係数の選択と、アルファ線の放射線荷重係数の選択とに依存する。

(38) 上述のアプローチには両方とも不確実性があるが、それらは大きく異なった結果をもたらすことはない。委員会は、鉱山におけるラドン疫学の使用のほうが直接的であり、したがって不確実性がより少なく、日本人データからの低 LET 放射線の疫学の間接的使用よりもこの報告書の目的のためにはもっと適当であると結論した。それゆえ委員会は、線量算定モデルはラドン被ばくの評価と制御に用いるべきでないと勧告する。したがって、この報告書の中の致死係数は、ラドンに被ばくした鉱山労働者の疫学調査に基づくものである。これらの結果は本来成人の男性に関するものなので、男性について観察されたリスクから女性と子供に対するリスクを予測するためにはなおいっそうの判断をすることが必要である。2.2.1と2.2.3を参照。

## 2.1 ラドンに被ばくした鉱山労働者の肺がん

(39) ラドンに被ばくした鉱山労働者の肺がんの疫学調査がいくつかある。これらは今なお継続しており、その結果は、個人とグループの両方（たとえば米国学術研究会議、NRC）の手によって総合され、ときどき再検討されている。いくつかの調査と論評が、この報告書の作成時において、準備中かまたは印刷中である。そのような調査の方法論の一つの表示として、また典型的結果の一般的表示を与えるために、委員会は限られた検討を実施し、この報告書の付属書 A に要約した。このような開発途上の状況なので、委員会はそれ自体の最終的解析を行わなかった。

### 2.1.1 疫学調査

(40) ラドンの吸入後の肺がん誘発についての疫学的証拠は、地下の鉱山労働者、とくにウラン鉱山労働者のいくつかのコホート研究と症例-対照研究に由来する。これらの知見は、他の報告書の中で要約され、検討されている (UNSCEAR, 1986, 1988 ; NRC, 1988 ; IARC, 1988 ; ICRP, 1991)。定量的リスク解析については、ウラン鉱山労働者コホートの次の調査が

特に重要である：ボヘミア(Sevcら, 1988, 1993), 米国, コロラド(WhittemoreとMcMillan, 1983; HornungとMeinhardt, 1987), 米国, ニューメキシコ(Sametら, 1989, 1991), カナダ, オンタリオ(Mullerら, 1985, 1989), カナダ, サスカチュワン(ビーヴァーロッジ)(Howeら, 1986; SENES, 1991; Chambersら, 1992), フランス(Tirmarcheら, 1992 a)およびカナダ, ポートラジウム(Howeら, 1987)。肺がんの過剰率は, スウェーデン, マルムベルゲトの鉄鉱山労働者(RadfordとRenard, 1984), カナダ, ニューファウンドランドの螢石鉱山労働者(Morrisonら, 1988), 中国, 雲南のすず鉱山労働者(Lubinら, 1990, Xiang-Zhenら, 1993)およびオンタリオの金鉱山労働者(Kusiakら, 1991)でもまた観察されている。

(41) これらの調査の多くは, 過剰リスクと累積被ばくの間比例(線形, しきい値なし)関係があることで一致している。しかし, そのいくつかは, 全被ばくグループについての平均値と比べて, 低い被ばくで単位被ばくあたりもっと高い過剰相対リスクになるという証拠を示している。米国エネルギー省(DOE, 1988)によって検討されたラットについての研究は, 低い被ばくレベルにおいて, しきい値のない線形の被ばく-リスク関係を支持している。この不一致にはいくつかの説明が可能である。ポテンシャルアルファエネルギー濃度で被ばく量を表すと, たとえば粒径分布, 換気率および非付着成分割合のような他の因子の影響を隠すかもしれない。被ばく-リスク関係はたとえばヒ素のような他の発がん物質の存在によってもゆがめられるかもしれない。

(42) いくつかの調査の結果が総合されたとき, 通常それは, 単位被ばく量あたりの推定された過剰相対リスクに基づいていることになる。これは, 原因の相対リスクモデルの使用を意味しており, そこでは過剰リスクは年齢別のベースラインリスク(喫煙からの増加を含む)の掛け算から得られる。しかし, 職業被ばくの初期の部分が原因で生ずるベースラインリスクのいかなる増加も無視されている。もしそれを含めたならば, このモデルは, もっと高い被ばくレベルで線形よりも速く上昇する過剰リスクを示すであろう。しかし, そのような上昇は外見上観察されなかった。真の原因の相対リスクモデルがあるならば, それは通常仮定されているよりも複雑であるように思われる。

## 2.2 慢性被ばくに対する肺がんリスク推定値

(43) これらの疫学的知見は, 長期間の被ばくに, 生涯リスクに, また調査された集団とは別の集団についての情報を得るために, 拡張されなければならない。比較的短い期間にわたるデータから生涯リスクを推定するために, 委員会は相加予測モデルでなく相乗予測モデルを用いてきた(ICRP, 1991)。しかし委員会は, 一つの集団から他の集団に推定値を移すのに, 相対リスクモデルと絶対リスクモデルのどちらがよいかについては適切な根拠がないことに注意を喚起した。この報告書では, 絶対過剰リスクの推定値が広範囲にわたる集団に当てはまる

と仮定されている。男性についてのリスク推定値を女性のリスク推定値に移すためのモデルの選択については先験的根拠はまだない。この選択は、放射線と喫煙の肺への影響の相互作用のために、複雑である。この問題は2.2.1で検討する。

(44) 防護に対する委員会の一般方針には、放射線の確率的影響からの寄与生涯リスクと損害が使用されている。したがって、疫学調査によって提供される、もっと限られた追跡期間のデータから出発して、寄与死亡の絶対生涯確率を推定することが必要である。

### 2.2.1 肺がんに対するリスク予測モデル

(45) 限られた追跡期間の疫学調査の結果から、吸入されたラドン娘核種による肺がんの可能な生涯リスクを推定するために、被ばく後の時間のような因子について修正を加えたものなど、いろいろの種類リスク予測モデルが提案されている(Harleyら, 1981; NCRP, 1984 a, b; ICRP, 1987; NRC, 1988; Jacobi, 1992)。

(46) 現在、肺がんの通常のベースライン率の年齢依存性との相関を仮定する相乗子モデルが、過剰リスクの時間分布をよりよく表すと考えられている。被ばくとリスクの比例関係を仮定することによって、これらの相対リスクモデルは、肺がんの年齢別死亡率から、18才に始まる慢性被ばくから生じる年齢別過剰発生率へと進む。積分には、被ばくと吸入されたラドン娘核種からの肺がんの発症との間の時間遅れ(最小潜伏期間)を考慮する。

(47) ICRP Publication 60の中で委員会は、ほとんどのがんと低LET放射線について、一定の乗数(相対リスク係数)をもつ予測モデルを用いた。しかし、ラドンに被ばくした鉱山労働者の疫学的知見は、今や、肺がんの過剰相対リスク係数は、被ばく後の時間と到達年齢によって大きく変化するという説得力のある証拠を示している。これは、BEIR IVの調査における米国とカナダのウラン鉱山労働者からのデータ(NRC, 1988)とボヘミアのウラン鉱山労働者のデータ(Sevcら, 1988, 1993)の解析によるものである。これらの知見に基づいて、複数の修正相乗リスク予測モデルが開発された(NRC, 1988; Jacobiら, 1992)。それらは付属書Aの中で比較されている。

(48) 喫煙に関しては、ラドンに被ばくした鉱山労働者の肺がんの調査のうちのあるものは定性的に協同作用的すなわち相乗的影響を示唆しているが、またあるものはそうでない。コロラドのウラン鉱山労働者の大規模な症例-対照研究から、いくらか定量的な情報が得られている。この調査によると、喫煙の影響は相乗的よりいくらか小さく、また相加モデルは否定されている(WhittemoreとMcMillan, 1983; HornungとMeinhardt, 1987)。しかし、これらの鉱山労働者は非常に高いラドンレベルにさらされていたことに注目すべきである。さらに、追跡期間が増すにつれて、この関係は相加モデルに近づくことが報告された(Jacobi, 1991)。同様の結果は、ニューメキシコの調査でも報告されている(Sametら, 1989)。後者の傾向は、一般

用語としての肺がんに含まれる二つの最もありふれた型のがんすなわち小細胞がんと扁平上皮がんの潜伏期間分布の違いに関連するのかもしれない。要するに、鉱山労働者からの疫学的証拠は、まだ喫煙の影響についてしっかりした定量的結論を提供していない (IARC, 1988)。

(49) この関連で、原爆被爆者の“寿命調査”では、女性について肺に対する単位等価線量あたりの肺がんの過剰相対リスクが男性の値の3ないし4倍高いことに言及しておくべきである (Shimizu ら, 1989)。単位線量あたりの絶対過剰リスクは、男性と女性とでほとんど同じであった。相対リスクにおけるこの性差は、喫煙と外部放射線被ばくの影響の加算性を仮定して修正すると、減ることが示された (Kopecky ら, 1986)。

(50) 絶対リスク係数が喫煙を含む同様の習慣をもつ男性と女性についてほぼ同じはずであるということは、生物学的にはもっともらしい。そうでないという明白な情報がないので、委員会は今回、防護の目的には男性と女性の両方について、ラドン娘核種に対する単位被ばく量あたりの絶対生涯リスクに同じ値を用いることを決めた。そのようにすると、女性についてはリスク係数が慎重すぎるのかもしれないことを認める。同じ相対リスクを用いると、女性については、たぶん喫煙のレベルがより低いことと関連して、もっと低い絶対致死係数が予測されたであろう。

### 2.2.2 慢性職業被ばくからの生涯リスク

(51) ICRP Publication 60 と同様、委員会は作業員 (年齢 18 から 65 歳) の慢性被ばくについて、名目確率係数を採用した。疫学調査はすべて、摂取量でなく、ポテンシャルアルファ放射能の濃度に対する被ばく量に関連づけられているので、これらの係数は被ばく量に関連したものである。それらは、標準呼吸率  $1.2 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$  を用いて、摂取量についての名目係数に変換することができる。発表されたリスク推定値は、BEIR IV 報告書 (NRC, 1988) の中のものと同様である。同報告書は米国人集団について、WLM あたり  $3.5 \times 10^{-4}$ 、 $(\text{mJ} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$  あたり  $9.99 \times 10^{-5}$  の生涯致死係数を与えた。委員会の標準集団は、“平均集団”についての参照データに対応し、日本、米国、プエルトリコ、イギリスおよび中国の集団について Land と Sinclair (1991) が示した値の非荷重平均値と決められた、生存確率と年齢別肺がん死亡率のベースライン値を持つ。この集団はいくらか低いベースラインがん死亡率を持っているのである。この根拠にもとづいて委員会は、男性と女性について  $(\text{mJ} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$  あたり  $8.0 \times 10^{-5}$  という名目 (致死) 確率係数を採用した。歴史的単位でのこれに対応する値は、WLM あたり  $2.83 \times 10^{-4}$  であり、これをまとめて WLM あたり  $3 \times 10^{-4}$  とした。

### 2.2.3 公衆の慢性被ばくからの生涯リスク

(52) 一般公衆についての致死確率係数は、子供を含むために、鉱山労働者の致死確率係

数よりいく分大きいかもしれない。しかし、子供の被ばく後の間もない期間における高い相対リスクの影響があってもそれは時間とともに減少する過剰相対リスクによって相殺されるであろう。がん一般の死亡率係数について、委員会は、公衆について Sv あたり  $5 \times 10^{-2}$ 、作業者について Sv あたり  $4 \times 10^{-2}$  という致死係数を用いており、その比は 1.25 である (ICRP, 1991)。しかし、ラドンによる被ばくについては、委員会は大人の値とは異なる子供の生涯リスク係数を採用する理由をもっていない。多くの他の因子が、ラドン娘核種による職業被ばくと公衆被ばくについての係数の違いに影響するかもしれない。それらには、粉塵量、粒径、凝縮核と粉塵粒子へのラドン娘核種の付着の程度、および年齢の関数としての気道の特性が含まれる。リスク係数を調整するためには、すべてのこれらの因子を考慮することが必要である。

(53) すべてを考慮すると、物理的パラメータと生物学的パラメータの値の違いから、鉱山におけるよりも建物内のほうが単位被ばくあたりの線量（したがってリスク）が低いことが示唆される。いくつかの機関は、暗黙のうちにまたは明白に、この相違について調整を行ってきた。その結果は、鉱山における被ばくについてのリスク係数を建物内の被ばくについてのリスク係数に変換するための係数として表される。この係数として、NEA (1983) による計算は 0.65、NCRP (1984 b) は成人の男性の場合について 1.4、Harley (1994) は 0.8 から 1.2 の範囲を与えている。ICRP (1987) は 0.8 の値を採用し、また NRC (1988) は 1 というデフォルト値を採用したが、後になって 0.6 から 0.9 の範囲を算出した (NRC, 1991)。

(54) 非付着成分の重要性にもかかわらず、これらの調整はすべて 1 に近い。これを考慮し、また暗に含まれている近似の程度を受け入れて、委員会は、防護の目的には、公衆について、作業者についての名目確率係数（致死）の値、すなわち ( $\text{mJ h m}^{-3}$ ) あたり  $8 \times 10^{-5}$  と異なる値を採用することは不十分な正当性しかないと結論した。

#### 2.2.4 損害係数

(55) ラドンに対する被ばくと他の線源に対する被ばくについて一貫した方針を確立するためには、死亡率を損害に変換する係数を考慮に入れることが必要である。ICRP Publication 60 (ICRP, 1991) で委員会は、非致死がん、遺伝的影響、および、失われたかあるいは損なわれた寿命の長さを考慮した。ラドンとその娘核種の吸入による主要な損害は、致死肺がんに関連した損害である。治癒しうる肺がんによるわずかな損害の追加と、すべてのがんの平均よりも短い長さの寿命損失によるわずかな損害の減少がある。ICRP Publication 60 の表 B-20 中の値から、肺がんについての損害係数は致死係数の 0.95 倍である。血液によって肺以外の組織に移行したラドンおよび吸入されたラドン娘核種に由来する、肺以外の組織の被ばくから生じる損害もいくらかある。付属書 B 中の情報によれば、これらは約 2% の損害の増加をもたらすであろう。これらの種々の因子を考慮して、委員会は、ラドン被ばくについて致死係数と

異なる損害係数を選択することは正当化されないと結論した。

### 2.2.5 被ばく量から実効線量への換算

(56) ラドンに被ばくしたほとんどの作業者は他の放射線源にも被ばくしているであろうから、ラドン被ばくから実効線量への換算を準備しておくことは有用である。委員会はラドンについて線量算定のアプローチを用いていないので、この換算は、単位実効線量に伴う損害と単位ラドン被ばく量に伴う損害との直接の比較によって得られた。単位実効線量あたりの損害は、作業者について mSv あたり  $5.6 \times 10^{-5}$ 、一般公衆について mSv あたり  $7.3 \times 10^{-5}$  である (ICRP, 1991)。ラドン娘核種による単位被ばく量あたりの損害は、作業者について ( $\text{mJ h m}^{-3}$ ) あたり  $8.0 \times 10^{-5}$  であり、公衆の構成員についても同じである。損害の観点からは、 $1 \text{ mJ h m}^{-3}$  のラドン娘核種による被ばくは、作業者について 1.43 mSv の実効線量、また公衆の構成員について 1.10 mSv の実効線量と等価である。1 WLM についての対応する数字は、作業者について 5.06 mSv、公衆の構成員について 3.88 mSv である。この相違はすべて、ICRP Publication 60 中の実効線量に対する損害係数の違いによるものである。このようにして得られたこれらの換算を、換算規約と呼ぶ。それらは、線量算定によるものではなく、損害の同等性に基づいたものである。まとめ値を表 7 に示す。



### 3. 建物内のラドン

(57) 地上の建物は、とくにそれがその地域で切り出された伝統的石材で作られまた地階をもっているならば、岩石圏と大気圏の間の移行領域と考えられよう。すべてのドアと窓が開いていれば、屋内の空気は戸外の空気と非常に異なることはないであろう。しかし、開口部がすべてしっかり閉じられていれば、屋内のラドン濃度は屋外よりかなり高くなる。

(58) トンネル掘削作業のような地下の作業は厳密には建物ではなく、ラドンとその娘核種の濃度を減らすための選択肢は、建物で利用可能なものとはいくぶん異なる。採鉱環境の記述は ICRP Publication 47 (ICRP, 1986) に与えられており、他の地下作業にもあてはまる。

#### 3.1 建物内のラドン濃度

(59) 住居と作業場の両方とも、ラドン濃度の分布はほぼ対数正規分布であり、高濃度のところでは、対数正規分布から予測される値よりもいくらか高くなる傾向を示す。この分布は、幾何平均 (GM) と標準偏差 (GSD) で記述される。また、有害な健康影響の平均確率を推定するためには算術平均 (AM) が用いられる。屋内のラドン濃度に関する包括的データは、国連の原子放射線の影響に関する科学委員会 (UNSCEAR) によってまとめられている。同委員会は、世界的な、人口で荷重した住居についてのこれらのパラメータの値は、 $AM=40 \text{ Bq m}^{-3}$ 、 $GM=25 \text{ Bq m}^{-3}$  および  $GSD=2.5$  であると結論した (UNSCEAR, 1988)。また平衡係数については、0.4 という典型的な値を採用した。

(60) 住居内のラドン濃度は、地質と気候、建築材料と建築技術、および家庭の習慣の違いがあるため、国によって異なる。国の値には、ラドン濃度の地域による著しい変動が隠されている。UNSCEAR の中央値の数倍に及ぶ地域的な高い値がかなり広く起こっており、数千  $\text{Bq m}^{-3}$  という値がフィンランド (Castren, 1987) とスウェーデン (Socialstyrelsen, 1988) の数千もの家の中で見いだされた。地上の作業場の系統的調査はまだまれであり、おもな例外は学校と保育園のような公共の建物である。

#### 3.2 建物における居住

(61) 測定された濃度からラドン被ばく量を計算するためには、居住係数の値が必要である。UNSCEAR (1988) は、世界全体の計算のために、屋内について 0.80、屋外について 0.20 を用いている。英国 (Brown, 1983) とスウェーデン (Mjones, 1986; Westrell, 1984) の調査によれば、北の国々では、屋内の居住係数はこれより高いようである。英国では、平均し

て、時間の90%以上が屋内で費やされ、75%が住居内で費やされている。夏と冬の違いは小さい。スウェーデンの調査は、時間の約85%から90%は屋内で費やされ、65%は住居内で費やされていることを示している。休日期間を含めると、これは60%になる。時間のおよそ5%から10%は屋外で費やされ、旅行にも同じパーセンテージが使われる。フランスでは、自宅にとどまっている女性について、居住係数は90%と述べられている(RoyとCourtay, 1991)。ここでは、年あたり7000時間に対応して、0.8というまるめられた居住係数を採用する。作業場については、居住を年あたり2000時間とするのが慣習である。これらの値は合理的な基準値であるが、必ずしも個々の建物内での状況を反映するものではない。この不確実性のために、まるめられた、しかしかなり代表的な居住係数の値を用いる必要性が強められる。

### 3.3 高ラドン地域を決めることの有用性

(62) 委員会の見解では、建物内のラドン濃度が国全体の代表値よりも高い値でありそうな高ラドン地域を決めることは有意義である。これによって、最もさし迫った場所のラドンに注意を集め、また最も効果のありそうな場所に措置を集中することができる。どんな高ラドン地域の定義もかなり一般的な表現で行われなければならないであろうから、高いラドン濃度をもつある場所が高ラドン地域の外側に起こるかもしれないことに注意しなければならない。“高ラドン地域”として扱うべき地域を選択する一つの方法は、住居内のサーベイの結果を用い、ある選ばれた値を超える濃度をもつ住居がある選ばれた割合になるということで、高ラドン地域を決めることである。これらの数字の選択は4.2.2で検討する。

(63) 地質と土壌の種類知識は、とくにラドンプログラムの最初のフェーズにおいて、高ラドン地域であるらしい地域を確定するさいに重要であるが、高ラドン地域の輪郭を決める最も信頼できる方法は、現存の住居の代表サンプルにおいてラドン濃度を測定することである。そうすれば、住居の種類と使用方法も反映するこの放射線の情報は、他の高ラドン地域を確定するさいの地質情報の使用方法の改善に用いられよう。地表と床岩の地質の関係、土壌ラドンと透過度との関係が、高ラドン地域の境界の調整又は説明のために用いられるかもしれない(Milesら, 1992)。ある地方では、地質の規準が直接適用できるほど相関が強いかもしれない(Åkerblomら, 1990; ClavensjöとÅkerblom, 1992)が、しかしある場合に成功することが、すべてにおいて成功するとはかぎらない。

### 3.4 救済処置と予防処置

(64) 屋内の高いラドン濃度を減らすための主要な方法は、次のとおりである：

- (a) 建物と土壌の間の圧力差を逆にするることによるラドンの供給の低減。これはしばしば土壌減圧と呼ばれる。これは、住居の下(またはその近くの)多孔質の区域または吊り下

げられた床の下の空間からラドンを引き出すために小さいファンを用いることによって、簡単に達成される。

- (b) 土壌ガスの侵入に対する基礎の抵抗を上げるか、または建物の材料を処理してラドンの漏出を減らすことによる、ラドン供給の低減。この封じ込めのプロセスは、地面からのラドンの侵入ルートがたくさんあるので、既存の建物で効果を挙げることは難しい。
- (c) ラドン源の除去。これは水の供給および、極端な場合、下にある土壌のような固体の物質については実行できそうである。
- (d) 換気率を増すことによるラドンとその娘核種の希釈。このプロセスの有効性は、ほとんどの建物で換気率はすでに居住者が希望するだけ高くなっており、また、それ以上の換気は暖房あるいは冷房の経費を増加させるので、制約を受ける。ある形式の換気は建物内の圧力を減少させ、そのためラドンの侵入を増加させる。
- (e) たとえば濾過またはラドン娘核種の沈着を強めるために屋内空気の流れを増加させることによる、ラドン娘核種濃度の低減。

これらの救済処置のあるもの、たとえば(a)と(d)は、それらが有効とわかっているならば、継続的な経費の支出にかかっている。局所的状況とラドンを発生する材料とが、方法の選択に影響する。

(65) 表4に、ラドンに対する救済作業についての種々の選択肢の経費と有効性の定性的な要約を示す。これらの方法の経費と有効性は地域ごとに変わりそうであり、国の当局は個々の状況にその方針を適応させるための最もよい地位ある。

表4 建物に対する種々の救済処置の経費と有効性の手引き

方 法	費 用	有 効 性 <sup>a</sup>
土壌減圧	中	高
床の封じ込め	中	中
水の処理	中	高
下層土の除去	高	高
換気の増強	中	低
空気の移動の増強	低	低

<sup>a</sup>有効性は、ラドン娘核種濃度のうち救済処置が適用される部分に対する効果で判断される。

## 4. 住居における防護へのアプローチ

### 4.1 政策上の問題

(66) 住居内のラドンは、個人線量と集団線量の大きさのゆえに、委員会により ICRP Publication 60 の中で特別の注意が向けられている (216-218 項)。委員会は、住居内のラドンを介入との関係においてのみ扱っており、住居での居住を行為として扱っていなかった。介入は“住居の改造または居住者の生活様式の変更”を含むと、委員会は見ている。生活様式とは、ここでは、居住者が住居を使用する仕方を意味するものとする。

(67) 委員会は続いて、介入を発動するために対策レベルの使用を勧告している：

“既存の住居における救済措置をどのようなときに要求しまたは助言するかを決定するさいに一助となる……。対策レベルの選定は複雑で、被ばくのレベルによるだけでなく考えられそうな対策の規模にも依存し、後者は地域社会と個人にとって経済的な係わり合いがある。対策をとるかどうかは所有者である居住者に任せられるであろうが、確固とした国の対策レベルが必要であろう。”

結論を述べた一節の中で、委員会は次のように勧告している、

“対策レベルの最適な選択は、救済作業を必要とする家の数がかなり多くはあるが収集不可能ではないようなレベルであってもよいであろう。したがって、同じ対策レベルがすべての国で適切であると期待することはできない。”

(68) 住居内のラドンをこのように扱うことによって、委員会は、集団の中の比較的高く被ばくする個人構成員を防護するための介入を強調してきた。この報告書の中では、全集団の被ばくのもっと広い公衆衛生との関わりを扱わなかった。一国の全住宅群に影響するようなどんな対策も、国民の集団線量の低減の観点からはなお費用効果的かもしれないが、極端に高価につくであろう。必要な資金が得られ、一般的なラドンの低減または住宅改善の他の面に最もよくそれを費やすかどうかは、国の当局の決めることである。

(69) 1.5 節の中で説明された方針に続き、この節では、自然放射線源に対する防護の原則が建物内のラドンに適用されるかもしれないような状況と、そうするための実際の手順とを考察する。この節はおもに住居を扱うが、問題の多くは作業場として用いられる建物にも等しくあてはまる。作業場の特別の問題は、第 5 節で扱う。

(70) ある住居内でラドンの高いレベルが生じていること、それらが生じる条件の確認が可能であること、救済処置および予防処置は通常簡単で手頃な経費ですむこと、および、高め

られた被ばくにかかなりのリスクが伴うこと、は明白である。したがって、介入は引き合う。おもな問題は、介入に着手すべき対策レベルの決定である。

## 4.2 住居における実際的防護

### 4.2.1 住居における介入のための対策レベル

(71) ここで、住居における介入のための対策レベルを採用する根拠を考察するのが適当である。この項およびこの報告書の全体にわたって、対策レベルは、建物内のラドンの年平均濃度と関連づけられている。とられる措置は、ラドン被ばくのかかなりの低減を意図したものであるべきことが重要である。ラドン濃度を対策レベルのすぐ下の値に引き下げることが目標とするにすぎないような最低限の改善を採用するのでは十分ではない。いったん介入が決定されたならば、介入の程度を最適化すべきである。

(72) 年間の実効線量が継続して 10 mSv を超える場合には、住居内のラドンに対するある種の救済処置がほとんどつねに正当化されることは、明白である。簡単な救済処置については、これよりいくらか低い数字が考慮できるかもしれない。しかし、1/5 ないし 1/10 に減らすと、対策レベルは自然バックグラウンド放射線源からの線量以下の値に下がってしまうであろう。したがって、年間実効線量についての対策レベルの選択は、およそ 3 から 10 mSv の範囲に限られる。対策レベルは当局によってこの範囲内に設定されるべきことを、委員会は勧告する。

(73) これに対応するラドン濃度の定められた値は、居住を年間 7 000 時間、平衡係数を 0.4 として、およそ 200–600 Bq m<sup>-3</sup> である。平均濃度がそれぞれ 200 Bq m<sup>-3</sup> および 600 Bq m<sup>-3</sup> であるときの連続した家庭内の被ばくは、表 5 にあるような年間の被ばく量となるであろう。

表 5 住居内の対策レベル 200 (Bq m<sup>-3</sup>) および 600 (Bq m<sup>-3</sup>) に対応する年間の被ばく量

対策レベル (実効線量)	3 (mSv y <sup>-1</sup> )	10 (mSv y <sup>-1</sup> )
対策レベル (ラドン濃度)	200 (Bq m <sup>-3</sup> )	600 (Bq m <sup>-3</sup> )
ラドンガスに対する年間被ばく	1.4 (MBq h m <sup>-3</sup> )	4.2 (MBq h m <sup>-3</sup> )
娘核種に対する年間被ばく	3.11 (mJ h m <sup>-3</sup> )	9.33 (mJ h m <sup>-3</sup> )
	0.88 WLM	2.63 WLM

### 4.2.2 対策レベルの履行

(74) 対策レベルを強制的なものにするかまたは助言的のものにするかを決めるのは、国の当局である。多くのことが、社会的および法律的地位についてとられる見方に依存するであろう。賃貸住宅の割合が大きく、かつ法律に基づいた法体系があるならば、家主に対策レベルに従うことを強いたいという気持ちになるかもしれない。所有者である居住者の優位を認める

判例法の及ぶ地域では、強制は望ましくないと思われるかもしれない。いずれの場合も、居住者が、借家人と所有者のどちらであっても、ラドンのリスクと救済の選択肢を充分に知るよう保証することがかなり重要である。屋内のラドンレベルのいかなる測定にも本来の不確実性があるので、対策レベルよりもわずか上または下の場合にはいくらかの柔軟性を許すことも重要である。リスク推定値が喫煙者と非喫煙者の混合集団に関連していることもまた記憶していなければならない。喫煙の影響が純粹に相加的でないかぎり、対策レベルは非喫煙者のリスクに関して過度に用心深いものとなっている。ラドン被ばくから実効線量への換算規約も、非喫煙者に対してはリスクを過大評価するであろう。二、三の状況においては、容易に利用可能な対策は、住居内のラドン濃度を対策レベルまで下げるのに十分でないかもしれない。その場合、委員会の勧告する対策レベルは、この節の中で検討された単純な処置だけに関連するものであることを、記憶しなければならない。たとえば移転のようなもっと厳しい処置は、低減できない濃度が採用された対策レベルより1桁以上高くないかぎり、適切ではないであろう。

(75) ラドンによる被ばくは健康に対する急性の脅威にはなりそうにないが、高いレベルがいったん見つけられたならば、救済措置を不当に遅らせないことが賢明であろう。国の当局は、この点の重要性を認めて、さまざまな実行計画を作成している。たとえば、スウェーデンでは、持ち家所有者は永久的改善策が達成できるまで、換気を増やすなどして、一時的に簡単な予防措置をとるよう勧められている(Socialstyrelsen, 1990)。措置の迅速さをラドンのレベルに関連させる傾向があったが、そのような計画だと、ラドン濃度が対策レベルをさほど超えていない住居の居住者の側では引き延ばすかあるいは何もしない結果となるかもしれないことを、国の当局は知っているべきである。

(76) 3.3節で高ラドン地域概念の概念に注意を喚起した。高ラドン地域は、住居の約1%が国の平均値の10倍を超えるラドン濃度をもつような地域と定義してよい。いかなる個々の場合においても、この定義は、全国にわたる分布と対策レベルの選択に影響されるであろう。一般的な定量的助言は、目安以上にはなりえない。地質学的状況のために措置を必要とする建物群を空間的にまとめることは有利である。すなわち、そうすることによって、測定と介入のプログラムの策定が容易になる。さらに、国の計画の中で優先順位をつける助けになる。優先順位を設定するさい、高ラドン濃度の地域のほうに緊急に措置をとり、一方、個々の家に見いだされる濃度に措置の緊急性の根拠を必ずしも置かないのが、慎重なやり方である。

#### 4.2.3 新しい住居への適用

(77) 前の諸節で強調したのは現存の住居についてであったが、採用されたアプローチは将来の住居にもまたあてはまる。いくつかの当局が設定したこの二つの状況についての対策レベルには大きな違いはなく、また、すべての当局は、古い住居と新しい住居を区別することが、

一つにはそのようなわずかな区別が説明するのに難しいかもしれないこと、また一つには、住居が完成し住まわれるまでは、新しい住居についての数字を厳密に適用できないこと理由で、役に立つとは考えていない。

(78) 高ラドン地域における新しい住居の建設に制約を負わせる目的は、完成した建物中のラドン濃度を合理的に達成できるかぎり低く保つことと、もし初めの建設が既存の建物についての対策レベル以下の濃度の達成に失敗したとき、追加の救済処置を容易に導入できるようにすることである。これらの目的は、建設行為の指針を出すことによって、もっともよく達成される。造成地にラジウムを含む廃棄物が捨てられたという情報があるならば、その場所の開発にはとくに慎重な考慮を払うべきである。この状況においては徹底的な定量的評価が必要であり、たぶん提案された敷地に建てた臨時の建物内での測定が助けになる。

(79) 高ラドン地域に新しい建物が建てられることになっているときには、高められたラドンレベルを防ぐために基礎部分の設計を変更するのが得策であろう。変更された基礎には、あとでの救済処置を容易にするものと、ラドン、もっと正しくは土壤ガスに抵抗性のものとの二つの型がある。ある状況においては、高められたラドン濃度は、ラジウム-226含有量の高い盛り土または建物材料の使用によって起こるかもしれない。そのような材料は $\gamma$ 線の放射によって容易に発見できるので、それを確認して、その使用をやめるかあるいは制限することを考慮すべきである。

(80) ラドン抵抗性のアプローチには、受動的手段によって土壤ガスが建物に入るのを防ぐために、基礎の設計と建設に比較的大きい変更が求められるが、その後、それ以上の経費はかからない。もっと簡単な解決策は、ラドンが抜け出るように、床板の下にラジウム含有量の低い抵抗性の少ない客土層を設けるといふ、“手近な改善”アプローチである。抜け出た空気用の内部排出ダクトのためのスペースを残してもよい。

(81) どちらのアプローチもラドン被ばくを減らすであろう。国の当局にとって好都合なアプローチは、その地方の建物様式、高ラドン地域の範囲とその重大性、および規制上の制度に依存する。国のラドンプログラムの初めのフェーズにおいては、当局は、予防と救済の手順が信頼できかつ長持ちすることを確かめるために、それらの結果を綿密に監視する必要がある。最も有効な選択肢は、二つのアプローチの組合せということになるかもしれない。

## 5. 作業場における防護へのアプローチ

(82) ラドンはすべての作業場内に存在する。ウラン鉱山のようないくつかの場所では、ラドンは被ばく源として認められており、すでに管理の対象にされている。建物と非ウラン鉱山のようなその他の場所では、ラドンは多くの場合無視されている。1.5節で示したように、行為によるものとして扱うべきラドン濃度と、現存する状況によるものとみなすべきラドン濃度を区別することには、いくらかの困難がある。委員会は今回、この選択のための根拠を明らかにするために、対策レベルの使用を勧告する。

(83) まず第一に、対策レベルは、ラドン被ばくを減らすために介入を行うべき、鉱山を含む作業場を決めるために必要である。第二に、行為に関する委員会の防護体系をラドン被ばくに適用すべき作業場と、この体系の対象とならない他の作業場を決めるために、対策レベルが必要である。この決定もまた一つの対策レベルで表すことができる。

### 5.1 該当する作業場の選択

(84) 住居について定められた高ラドン地域において作業場として用いられている建物内で、高レベルのラドンが生ずることがありそうである。しかし、そのような地域は、住宅地だけについて定められたものかもしれない。高ラドン地域を決めるとき、国の当局は、非住宅地も考慮すべきである。

(85) 規制機関または監督機関は、高ラドン地域の作業場において系統的サーベイの実施を確実にすることが望ましいであろう。どのような重要な地理的地域も見逃されていないことを確実にするために、国中にわたる作業場の代表例について追加の測定をすることもまた慎重なやり方であろう。作業場として関心のある地域を決めるために住居内の測定によるのならば、この二つの型の建物の系統的相違を確実に考慮するよう、注意を払わなければならない。しかしながら、住居と作業場について高ラドン地域の同じ境界を採用するのがよいとする、強い議論がある。そうすれば、境界が異なることによって起こりそうな混乱は避けられよう。地下の作業場や温泉のようなその他の作業場は、別に考察すべきである。

#### 5.1.1 介入が必要な作業場

(86) 職業的に放射線に被ばくするとみなされない作業者は、通常、公衆の構成員と同様に扱われる。そうすると、作業場における介入の対策レベルとして、住居についての対策レベルと同じレベルの実効線量を採用するのが論理的である。作業場における介入の対策レベルは、



住居についての対策レベルの範囲に 7 000/2 000 (居住の比) と 3.88/5.06 (線量換算係数の比) を乗ずることによって、きわめて簡単に誘導することができる。結果として得られる範囲 (まるめてある) は 500-1 500 Bq m<sup>-3</sup> である。住居と作業場についての対策レベルを選択するさい、当局はこの二つの範囲の中に同様に位置する値を選ぶべきである。ある鉱山内では、平衡係数が 0.4 からかなり異なっているかもしれない。そのとき国の当局は、ラドン濃度で表した異なる対策レベルをそのような鉱山内で用いることを望むかもしれない。

### 5.1.2 行為についての防護体系を適用すべき作業場

(87) 委員会は ICRP Publication 60 の中で、作業場について、放射線があまねく存在していること、および、すべての作業者は放射線防護の制度に従うべきであるという結論を避ける必要性を認めている。非現実的で不必要な防護処置を避けるために、委員会は、職場で受けた被ばくが“操業管理者の責任であると合理的にみなすことのできる状況”の結果であるときにのみ、行為についてのその防護体系を職場に適用すべきである、と結論した。

(88) 作業場内のラドンは、ある程度までそのように考えることができる。それにもかかわらず、委員会は次のように認めている (135 項)、

“すべての作業場所でラドンによるいくらかの被ばくがあるので、管理を必要としない個々の作業場所の免除は場所ごとに決定するという公式の体系を、ラドンには用いる必要はないようにすることが重要である。そのような作業場所は、ある種の一般的体系によって職業被ばくの管理から除外されるべきである。そのような体系を決めるには、相当な知識と判断が必要である。”

委員会は、“指定された地理的地域または行為について該当する規制機関がそうでないと規定しない限り”，ラドンによる被ばくをその防護体系から除外し、別個に扱うべきである、と引き続き勧告する。この節では、そのような裁定の根拠についての指針を提供する。

(89) 防護体系の適用を求めると、救済処置を制定するためとに、同じ対策レベルを採用することが明らかに有利である。それゆえ委員会は、この両方の目的に、500-1 500 Bq m<sup>-3</sup> の範囲の対策レベルを採用することを勧告する。これに対応する年間の実効線量の範囲は、3-10 mSv である。簡単な対策によってラドン濃度がこの対策レベル以下に減らないときには、その行為に委員会の防護体系を適用すべきである。

(90) 仕事に直接関連する被ばくすなわち人工線源からの被ばくを管理する必要性がすでにあるような作業場で、ラドンの管理もまた考慮することが必要な場合があるかもしれない。そのような状況について、委員会は次のように勧告している、“……もし自然線源による被ばくがそれ自体の必要性から管理されているならば、そしてその場合にのみ、これらの被ばくを考慮することで十分であろう。その他の場合は、モニタリングの結果または職業被ばくの統計報

告にそれらを含める必要はない” (137 項)。

### 5.1.3 公衆の構成員が使用する作業場

(91) ある作業場は、公衆の構成員によっても使用される。たとえばオフィス、図書館および劇場のように、公衆の居住が低いならば、これらの作業場は特別の処置を必要としない。たとえば、病院、居住用施設および学校のように、もし居住が高いならば、その建物は、救済処置の対策レベルを設定する目的には住居として扱うべきである。作業者は、ほかの作業場におけると同じ根拠で、行為についての委員会の防護体系に従うべきである。

## 5.2 作業場における実際の防護

(92) 対策レベルを採用したならば、規制機関または雇用主は、ラドン濃度が対策レベルを超える作業場について何をなすべきかを決める必要がある。ラドン濃度を対策レベルより十分低い値に引き下げるために必要な、なんらかの救済処置をまずとることが、最も良識的であろうと思われる。多くの建物では、そのような処置をとることに困難は少ないであろうが、大規模で複雑な建造物ではそうでないかもしれない。高ラドン地域の新しい建物では、予防のための方策を取り入れるべきである。

(93) ある建物の全部または一部あるいは地下の作業場において、ラドンを対策レベル以下に減らすことがきわめて難しいと判明したならば、放射線の防護体系は、作業者が職場で人工の空气中放射能に被ばくしたときと同じにすべきである。ラドン濃度が作業場のいろいろな場所で大きく変化するならば、対策レベルは作業場のそのいろいろな場所における時間で荷重した年平均濃度に基づいてよいであろう。

### 5.2.1 被ばく限度の選択と適用

(94) 実効線量について委員会が勧告する線量限度は、いかなる 1 年における実効線量も 50 mSv を超えるべきでないという条件付きで、5 年の期間にわたり平均して年あたり 20 mSv である (ICRP, 1991)。短期契約の作業者については、規制機関は、雇用契約期間を超えない平均期間を考慮するかもしれない。ラドン娘核種による被ばくについての対応する数字の選択は、等しい損害に基づくラドン被ばく量と実効線量の等価性についての取り決めの助けを借りて行うのが最良である。第 2 節で示したように、委員会はリスク推定値の根拠を主としてラドン疫学の結果に置くことを決めた。それゆえ、ラドン娘核種に対する単位被ばく量あたりの実効線量の線量算定に基づく推定値を、被ばく限度を選択するさいに用いなかった。

(95)  $(\text{mJ h m}^{-3})$  あたり 1.43 mSv という換算係数から、20 mSv は  $14.0 \text{ mJ h m}^{-3}$  (4.0 WLM) に対応し、また 50 mSv は  $35.0 \text{ mJ h m}^{-3}$  (10.0 WLM) に対応する。したがって、ラ

ドンについての対応する限度の数字は、次のとおりである：

5年にわたる平均で、年あたり  $14 \text{ mJ h m}^{-3}$  (年あたり 4 WLM)、および、  
1年につき  $35 \text{ mJ h m}^{-3}$  (1年につき 10 WLM)。

(96) 1年の被ばくのすべてを短い期間に受けたとしても、肺組織の吸収線量は確定的影響を起こすほどには高くないであろう。ラドンの誘導空気中濃度(年間の居住 2000 時間、平衡係数 0.4) はおよそ  $3000 \text{ Bq m}^{-3}$  (1年にわたって平均) となろう。被ばく限度と誘導空気中濃度は、管理の主要な根拠ではない。行為についての委員会の防護体系の全体を、選択肢の選択に何らかの拘束値を使用することをを含め防護の最適化を強調して、適用すべきである。

### 5.2.2 防護体系の適用

(97) 委員会の勧告する行為についての防護体系は、ラドン濃度が対策レベルを超えるかまたは超えるかもしれない作業場中のラドンに対し、放射性物質が非密封の形で扱われる作業場に対すると同様に適用される。とくに鉱山に関連する問題は、ICRP Publication 47(ICRP, 1986) の中で委員会により述べられている。それらは現在も有効である。もっと一般的な指針は以下の諸項の中で与えられており、これは ICRP Publication 60 の勧告に直接由来している。この指針は、委員会の防護体系を適用すると決定された作業場にだけ関連する。

(98) 区域の指定。ラドンがそこでの操業に直接関連しない作業場の区域は、濃度が時間とともに増加することのないことを確かめるため定期的測定を必要とするかもしれない監視区域として取り扱う必要がある。例外的に、濃度が高いため特別な操業手順を必要とし、したがって管理区域の設定が必要となることがあるかもしれない。ラドン濃度がおもに操業によるならば、ラドンによる被ばくを制御するために特別な作業手順をもつ管理区域が必要となることのほうがもっとありそうである。

(99) 個人被ばくのモニタリング。雇用主は、管理区域内のその作業者の被ばくを系統的方法で確実にモニタする必要がある( ICRP Publication 60 の 7.5 節参照)。ときには、個人モニタリングでなく、作業場モニタリングを用いることで十分であろう。固体飛跡検出器のような用具を、作業場モニタリングが作業期間に関連して行われるという前提で、いずれの目的にも用いてよい。対策レベルを超える正味の値ではなく、全体の被ばくを決定すべきである。対策レベルは、ラドン被ばくのすべてが操業管理者の責任であるとみなされる場合にラドン被ばくに防護体系を適用することを決めるための単なる道具にすぎない。

(100) 被ばくの加算性。作業者は、対策レベルを超えるラドンと、行為についての防護体系が適用されるたとえばエックス線装置のような他の線源との両方に被ばくすることがありうる。鉱山では、放射性鉱石の粉塵と  $\gamma$  線による被ばくがしばしば存在する。そのような状況では、線量限度と比較するために線量を総合することが必要である。そうするには、ラドン被ば

くを実効線量に換算するために線量換算規約を使用し、ついで、全体評価のためにそれを他の実効線量に加えるべきである。もっと一般的には、作業者が対策レベルを超えるラドンと、内部または外部いずれかの他の線源に被ばくする場合、個々の年間被ばくと限度との商を合計して1と比較するという通常の手順に従って、勧告された線量限度との適合をチェックすべきである。委員会は、疫学データを解釈するさいに、ラドン以外の被ばくを考慮に入れなかったことを知っている。それゆえ、管理目的のためにこれらの線源からの線量を加えることは、いくぶん慎重すぎる要求である。

## 6. 要 約

(101) 委員会はこの報告書において、ラドン被ばくの評価と制御のために疫学的根拠を用いた。すべての利用可能な疫学調査では、吸入されたポテンシャルアルファエネルギーという量が用いられているので、これをこの報告書で主要な量として使用した。委員会は、ラドン被ばくの評価と制御について、線量算定用の人の呼吸器モデル(ICRP, 1994)を使用することを勧告しない。

(102) 委員会は、通常よりも多くの建物が高いラドンレベルを示す高ラドン地域を設定することに実際的な利点があると考えます。住居については、建物の1%以上が国の平均濃度の10倍を超えるラドン濃度をもつような地域を高ラドン地域に指定することを示唆するが、この選択は局地的条件に依存するであろう。同様のアプローチは、非住宅地域においても採用されるかもしれない。ラドンに対する対策は、そのような高ラドン地域に集中すべきである。

(103) 建物内のラドンによる偶発的の被ばくに対し、介入の要請があることは明白である。適当な対策レベルより上では、介入は実行可能であり、通常放射線防護における他の投資よりも費用効果的である。

(104) 住居と作業場の、二つの型の建物を考察することが必要である。両方の場合とも、ラドン濃度は下にある地面からの土壌ガスの進入によって高められる可能性が最も高い。この状況を避けるための予防処置と救済処置を勧告する。採用される対策レベルは、表7に与えられた勧告値の範囲内にあるべきである。

(105) ラドンに対する実証された処置が容易に利用可能である。救済作業については、対策レベルよりも十分低い値にラドンレベルを保つことが最もよくできそうな技術的手順を最初から採用すべきである。介入は高いレベルが発見された直後に開始すべきであり、濃度が当局の採用する対策レベルよりかなり上のときにはとくにそうである。予防作業については、完成された建物内で一貫してラドン濃度が低く保てるように、建設規定と建築手引きを工夫すべきである。

(106) いかなる適当な救済処置の後にもラドン濃度が勧告された対策レベルを超えたままであるような作業場においては、建物と地下の両方とも、委員会の防護体系を適用し、ラドンを職場におけるほかの放射性物質と同様に扱うべきである。

(107) 換算係数に関連するデータを表6に示し、おもな定量的勧告を表7に要約する。歴史的単位で表した対応する値を表8に示す。

表6 換算係数の要約

量	単 位	値	節番号
被ばく量とラドンガスとの換算 (平衡係数 0.4)	WLM あたり ( $\text{mJ h m}^{-3}$ )	3.54	1.4
	( $\text{Bq h m}^{-3}$ ) あたり ( $\text{mJ h m}^{-3}$ )	$2.22 \times 10^{-6}$	
	( $\text{Bq h m}^{-3}$ ) あたり WLM	$6.28 \times 10^{-7}$	
単位ラドン濃度あたりの年間被ばく量 <sup>a</sup>			
家 庭	( $\text{Bq m}^{-3}$ ) あたり ( $\text{mJ h m}^{-3}$ )	$1.56 \times 10^{-2}$	1.4
職 場	( $\text{Bq m}^{-3}$ ) あたり ( $\text{mJ h m}^{-3}$ )	$4.45 \times 10^{-3}$	
家 庭	( $\text{Bq m}^{-3}$ ) あたり WLM	$4.40 \times 10^{-3}$	
職 場	( $\text{Bq m}^{-3}$ ) あたり WLM	$1.26 \times 10^{-3}$	

<sup>a</sup>屋内で年あたり 7 000 時間または職場で年あたり 2 000 時間の居住, また平衡係数 0.4 を仮定している。

表7 この報告書の中で勧告された値の要約

量	単 位	勧告値	節番号
家庭と職場における名目致死係数と損害係数	$(\text{mJ h m}^{-3})^{-1}$	$8 \times 10^{-5}$	2.2.2
			2.2.3
			2.2.4
線量換算規約, 単位被ばく量あたりの実効線量			
家 庭	$(\text{mJ h m}^{-3})$ あたり mSv	1.1	2.2.5
職 場	$(\text{mJ h m}^{-3})$ あたり mSv	1.4	
対策レベル (住居)			
ラドン濃度	( $\text{Bq m}^{-3}$ )	200-600 <sup>a</sup>	4.2.1
年実効線量	mSv	3-10	
対策レベル (作業場)			
ラドン濃度	( $\text{Bq m}^{-3}$ )	500-1 500 <sup>a</sup>	5.1
年実効線量	mSv	3-10	
職業上の年被ばく量限度	5年平均で, 年あたり ( $\text{mJ h m}^{-3}$ ) 単一の年あたり ( $\text{mJ h m}^{-3}$ )	14	5.2.1
		35	

<sup>a</sup>屋内で年あたり 7 000 時間または職場で年あたり 2 000 時間の居住, また平衡係数 0.4 を仮定している。

表8 表7の中の量に対応する、歴史的単位の量の要約

量	単 位	勧告値	節番号
家庭と職場における名目致死率と損害 係数	(WLM) <sup>-1</sup>	3×10 <sup>-4</sup>	2.2.2 2.2.3 2.2.4
線量換算規約, 単位被ばく量あたりの 実効線量			
家 庭	WLM あたり mSv	4	2.2.5
職 場	WLM あたり mSv	5	
対策レベル (住居)			
ラドン濃度	(Bq m <sup>-3</sup> )	200-600 <sup>a</sup>	4.2.1
年実効線量	mSv	3-10	
対策レベル (作業場)			
ラドン濃度	(Bq m <sup>-3</sup> )	500-1 500 <sup>a</sup>	5.1
年実効線量	mSv	3-10	
職業上の年被ばく量限度	5年平均で, 年あたり WLM 単一の年あたり WLM	4 10	5.2.1

<sup>a</sup>屋内で年あたり7 000時間または職場で年あたり2 000時間の居住, また平衡係数0.4を仮定している。

## 引用文献

- Åkerblom, G., Pettersson, B. and Rosén, B. (1990). Radon i bostäder. Markradon. Handbok för undersökning och redovisning av markradonförhållanden. Statens råd för byggnadsforskning. *Report R85*, Stockholm.
- Brown, L. (1983). National radiation survey in the U.K. : Indoor occupancy factors. *Radiat. Prot. Dosimetry* 5(4), 203-208.
- Browne, E. and Firestone, R. B. (eds) (1986). *Table of Radioactive Isotopes*, Wiley, New York.
- Castrén, O. (1987). Dealing with radon in dwellings : the Finnish experience. In : *Proceedings of the Second International Speciality Conference on Indoor Radon, Air Pollution Control Association*, pp. 45-56, Pittsburgh.
- Chambers, D. B., Stager, R. H., Bernard, F. D. and Low, L. M. (1992). Reconstruction of the radon daughter exposure of Beaverlodge uranium miners. In : *Proceedings of the Eighth International Congress of the IRPA*, pp.1586-1589, May, Montreal.
- Clavensjö, B. and Åkerblom, G. (1992). Åtgärder mot radon. Radonboken. Statens råd för byggnadsforskning. *Report T5 : 1992*, Stockholm.
- Darby, S. and Doll, R. (1990). Radon in houses : how large is the risk. *Radiat. Prot. Aust.* 8(4), 83-88.
- DOE (1988). Radon inhalation studies in animals. *DOE/ER-0396*. U.S. Department of Energy, Washington DC.
- GSF (1992). See Jacobi *et al.* (1992).
- Haerting, F. H. and Hesse, W. (1879). Der Lungenkrebs, die Bergkrankheit in den Schneeberger Gruben. Vierteljahreschrift für gerichtliche Medizin und öffentliches Gesundheitswesen. *Sanitätswesen* 30, 296-309 ; 31, 102-132, 313-337.
- Harley, N. H. and Pasternack, B. S. (1981). A model for predicting lung cancer risks induced by environmental levels of radon daughters. *Health Phys.* 40, 307-316.
- Harley, N. H. (1984). Comparing radon daughter dose : environmental versus underground mines. *Radiat. Prot. Dosimetry* 7, 371-375.
- Hornung, R. W. and Meinhardt, T. J. (1987). Quantitative risk assessment of lung cancer in U.S. uranium miners. *Health Phys.* 52, 417-430.
- Howe, G. R., Nair, R. C. *et al.* (1986). Lung cancer mortality (1950-1980) in relation to radon daughter exposure in a cohort of workers at the Eldorado Beaverlodge uranium mine. *J. Nat. Cancer Inst.* 77(2), 357-362.
- Howe, G. R., Nair, R. C. *et al.* (1987). Lung cancer mortality (1950-1980) in relation to radon daughter exposure in a cohort of workers at the Eldorado Port Radium uranium mine : Possible modification of risk by exposure rate. *J. Nat. Cancer Inst.* 79, 1255-1260.
- Hultqvist, B. (1956). Studies on naturally-occurring ionizing radiations —Thesis. *Kgl. Svenska Vetenskaps Handl.* 6(3), Series 4.
- IARC (1988). Evaluation of carcinogenic risks to humans : Man-made fibres and radon. *IARC Monograph Vol.43*. International Agency for Research on Cancer, Lyon.
- ICRP (1981). *Limits for Inhalation of Radon Daughters by Workers*. ICRP Publication 32. *Annals of the ICRP* 6(1).



- ICRP (1983). *Radionuclide Transformations. Energy and Intensity of Emissions*. ICRP Publication 38. *Annals of the ICRP* 11-13.
- ICRP (1986). *Radiation Protection of Workers in Mines*. ICRP Publication 47. *Annals of the ICRP* 16(1).
- ICRP (1987). *Lung Cancer Risk from Indoor Exposures to Radon Daughters*. ICRP Publication 50. *Annals of the ICRP* 17(1).
- ICRP (1991). *1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*. ICRP Publication 60. *Annals of the ICRP* 21(1-3).
- ICRP (1994). *Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection*. ICRP Publication 66. *Annals of the ICRP* 24(1-4).
- Jacobi, W. (1991). Radiation and lung cancer: problems and topics of future research. In: *The Future of Human Radiation Research*. British Institute for Radiology, Report 22, pp.15-19, London.
- Jacobi, W. (1992). Radiation and lung cancer. *Proceedings of the International Conference on Radiation Effects and Protection*. Mito, Ibaraki, Japan, March 18-22, 1992, in press.
- Jacobi, W., Henrichs, K. and Barclay, D. (1992). Verursachungs-Wahrscheinlichkeit von Lungenkrebs durch die berufliche Strahlenexposition von Uran-Bergarbeitern der SDAG WISMUT. GSF Research Centre for Environment and Health. *GSF-Report S-14/92* Munich/Neuherberg, Germany.
- Kopecky, K. J., Nakashima, E., Yamamoto, T. and Kato, H. (1986). Lung cancer, radiation and smoking among A-bomb survivors. *Report RERF TR 13-86*, Radiation Effects Research Foundation.
- Kusiak, A., Springer J., Richie A. C. and Muller J., (1991) Carcinoma of the lung in Ontario gold miners: possible aetiological factors. *Br.J.Ind.Med.* 45, 808-817.
- Land, C. E. and Sinclair, W. K. (1991). The relative contributions of different organ sites to the total cancer mortality associated with low-dose radiation exposure. In: *Risks Associated with Ionising Radiations*. *Annals of the ICRP* 22(1), 31-57.
- Lubin, J. H., Qiao, Y., 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.
- Ludewig, P. and Lorensen, E. (1924). Untersuchungen der Grubenluft in den Schneeberger Gruben auf den Gehalt an Radium-Emanation. *Z. Physik*, 22, 178.
- Miles, J. C. H., Green, B. M. R. and Lomas, P. R. (1992). Radon affected areas: Derbyshire, Northamptonshire and Somerset. *Documents of the NRPB*, Vol.3, No.4, Chilton.
- Mjöhnes, L.(1986). Sambandet mellan gammastrålning i bostäder och individuell gammaexponering. *Statens strålskyddinstitut Rapport 86-22*, Stockholm.
- Morrison, H. I., Semenciw, R. M., Mao, Y. *et al.* (1988). Cancer mortality among a group of fluorspar miners exposed to radon progeny. *Am. J. Epidemiol.* 128, 1266-1275.
- Muller, J., Wheeler, W. C., Gentleman, J. F., Suranyi, G. and Kusiak, R.A. (1985). Study of mortality of Ontario miners. In: *Proceeding of the International Conference on Occupational Radiation Safety in Mining*, pp. 335-343, (ed. H. Stocker). Canadian Nuclear Association, Toronto.
- Muller, J., Kusiak, R. A. and Ritchie, A. C. (1989). *Factors Modifying Lung Cancer Risk in Ontario*

- Uranium Miners, 1955-81*. Ontario Ministry of Labour, Workers Compensation Board, Atomic Energy Control Board of Canada.
- NCRP (1984a). Exposures from the Uranium Series with Emphasis on Radon and its Daughters. *NCRP Report No.77*, Bethesda, MD.
- NCRP (1984b). Evaluation of Occupational and Environmental Exposures to Radon and Radon Daughters in the United States. *NCRP Report No.78*, Bethesda, MD.
- NEA (1983). *Dosimetry Aspects of Exposure to Radon and Thoron Decay Products*. OECD, Paris.
- NRC (1988). Health risks of radon and other internally deposited alpha-emitters. *U.S. National Research Council Report BEIR IV*, National Academy Press, Washington DC.
- NRC (1991). Comparative dosimetry of radon in mines and homes. *Panel on Dosimetric Assumptions Affecting the Application of Radon Risk Estimates*, National Academy Press, Washington DC.
- Pershagen, G., Liang, Z. H., Hrubec, Z., Svensson, C., Boice, J. R. Jr, (1992). Residential radon exposure and lung cancer in women. *Health Phys.* **63**, 179-186.
- Pershagen, G., Axelson, O., Clavensjö, B., Damberg, L., Desai, G., Enflo, A., Lagarde, F., Mellander, H., Svartengren, M., Swedjemark, G. A. and Åkerblom, G. (1993). Radon i bostäder och lungcancer. En landsomfattande epidemiologisk undersökning. *IMM-rapport 2/93*, Stockholm.
- Peterman, B. F. and Perkins, C. J. (1988). Dynamics on radioactive chemically inert gases in the human body. *Radiat. Prot. Dosimetry* **22**(1), 5-12.
- Radford, E. P. and St. Clair Renard, K. G. (1984). Lung cancer in Swedish iron miners exposed to low doses of radon daughters. *New Eng. J. Med.* **310**(23), 1485-1494.
- Roy, M. and Courtaq, C. (1991). Daily activities and breathing parameters for use in respiratory tract dosimetry. *Radiat. Prot. Dosimetry* **35**, 179-186.
- Samet, J. M. (1989). Radon and lung cancer. *J. Nat. Cancer Inst.* **81**, 745-757.
- Samet, J. M., Pathak, D. R., Morgan, M. V., Marbury, M. C., Key, C. R. and Valdivia, A. A. (1989). Radon progeny exposure and lung cancer risk in New Mexico uranium miners: A case-control study. *Health Phys.* **56**, 415-421.
- Samet, J. M., Pathak, D. R., Morgan, M. V., Key, C. R., Valdivia, A. A. and Lubin, J. H. (1991). Lung cancer mortality and exposure to radon progeny in a cohort of New Mexico underground uranium miners. *Health Phys.* **61**, 745-752.
- Schoenberg, J. B., Klotz, J. B., Wilcox, H. B., Nicholls, G. P., Gil-del-Real, M. T., Stemhagen, A. and Mason, T. J. (1990). Case-control study of residential radon and lung cancer among New Jersey women. *Cancer Res.* **50**, 6520-6524.
- SENES Consultants (1991). *Detailed Reconstruction of Radon Daughter Exposures of Eldorado Beaverlodge Uranium Mine Employees*. Report SENES Consultants Ltd., Ontario.
- Sevc, J., Kunz, E., Tomásek, L., Placek, V. and Horacek, J. (1988). Cancer in man after exposure to Rn daughters. *Health Phys.* **54**, 27-46.
- Sevc, J., Tomasek, L., Kunz, E., Placek, V., Chmelevsky, D., Barclay, D. and Kellerer, A. M. (1993). A survey of the Czechoslovak follow-up of lung cancer mortality in uranium miners. *Health Phys.* **64**, 355-369.
- Shimizu, Y., Kato, H. and Schull, W. J. (1988). Life Span Study Report 11, Part 2. Cancer mortality in the years 1950-85 based on the recently revised doses (DS86). *Report RERF TR-5-88*.

- Radiation Effects Research Foundation, Hiroshima. (See also *Radiat. Res.* 118, 502-524.)
- Socialstyrelsen (1988). National Board of Health and Welfare and the National Institute of Radiation Protection. Kommunerna och radonfrågan. Activities related to radon done by local authorities in Sweden. Socialstyrelsen redovisar 1988 : 3 (in Swedish). A summary in English is available.
- Socialstyrelsen (1990). Radon och hälsoskydd. *Allmänna råd från Socialstyrelsen* 5, Stockholm.
- Stidley, C. A. and Samet, J. M. (1993). A review of ecologic studies of lung cancer and indoor radon. *Health Phys.* 65(3), 234-251.
- Tirmarche, M., Raphalen, A., Allin, F., Chameaud, J. and Bredon, P. (1992a). Etude épidémiologique de la mortalité d'un groupe de mineurs d'uranium en France. In: *Proceedings of the Eighth International Congress of IRPA*, Vol.1, p.550, Montreal, May, 1992.
- Tirmarche, M., Raphaelen, A., Allin, F., Chameaud, J. and Bredon, P. (1992b). Mortality of a cohort of French uranium miners exposed to relatively low radon concentrations. *Br. J. of Cancer*, submitted for publication.
- UNSCEAR (1986). *Genetic and Somatic Effects of Ionizing Radiation*. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 1986 Report on the General Assembly, with annexes, United Nations, New York.
- UNSCEAR (1988). *Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation*. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 1988 Report to the General Assembly, with annexes, United Nations, New York.
- Westrell, C. (1984). Levnadsvanor i Sverige. Sveriges Radio Public and Program Research Department, *SR/PUB No.8-1984*.
- Whittemore, A. S. and McMillan, A. (1983). Lung cancer mortality among U.S. uranium miners: A re-appraisal. *J. Nat. Cancer Inst.* 71(3), 489-499.
- Xiang-Zhen, X., Lubin, J. H., Jun-Yao, L., Li-Fen, Y., Qing Sheng, L., Lan, Y., Jian-Zhang, W. and Blot, W. J. (1993). A cohort study in Southern China of tin miners exposed to radon and radon decay products. *Health Phys.* 64, 120-131.

## 付属書A ラドンとその娘核種に被ばくした 鉱山労働者の疫学調査の実例

注：この付属書は1992年になされた研究の要約である。これは、調査を総合する方法論と、総合された知見を慢性被ばくの生涯リスクの観点から解釈する方法論とを例示するために、ここに示したものである。

(A1) この付属書は、被ばく限度の評価に重要な、いくつかの調査の疫学的知見を要約する。

(A2) すべてのこれらの調査における一つの一般的な不確実性は、ラドンとその娘核種による鉱山労働者の被ばく量の推定値に由来する。このことは、これらの鉱山でラドン測定がまったく行われていなかった初期の時代に被ばくした鉱山労働者について、とくにそうである。この初期の採掘時期において比較的信頼できる被ばく推定値のうち、ボヘミアのウラン鉱山労働者に関する推定値が利用できる。この調査コホートは、1948年から1957年までの間に地下作業を始めた平均年齢32歳（平均雇用期間8.2年）の、4042人の鉱山労働者からなっており、1953年から1985年まで追跡調査された。この鉱業地区における立坑あたりラドン測定の平均年間件数は、1948年の約100から1970年の約700に増加した（Sevcら、1993）。

### A.1 おもな調査グループ

(A3) 地下の鉱山労働者に関する七つの比較的定量的なコホート研究の特性を、表A.1に要約して示す。ビーヴァーロッジ（エルドラド）の鉱山労働者について、22 WLMという平均累積被ばく量が以前に推定されていた（Howeら、1986）。これらの鉱山労働者の被ばく条件と作業経歴の再解析は今なお進行中であるが、初期の結果は、彼らの真の被ばく量は、多分、平均して2倍以上高かったことを示している（SENES、1991；Chambersら、1992）。

(A4) 表A.1に記載されたコホート研究は、全体で、被ばく開始時の平均年齢約30歳の約31,500人からなっている。ウラン鉱山労働者の平均雇用期間は、すべてのコホート研究について平均して約8年であった。各グループの鉱山労働者の数で荷重された、地下作業中のその累積被ばく量の荷重平均値は、約120 WLMであった。これらの疫学的調査の平均追跡期間は、14年から32年まで変動しており、各調査におけるリスク対象となる人・年で荷重された平均期間は約20年である。

表 A.1 地下鉱山労働者に関する七つの調査コホートの特性データ

コホート研究と追跡期間	鉱山労働者数	リスク対象となる人・年	平均累積被ばく量 (WLM)	肺がん死亡数	
				観察数	期待数
<b>ウラン鉱山労働者</b>					
コロラド (米国), 1951-1982, 累積被ばく量 < 2000 WLM <sup>a</sup>	2 975	66 237	510	157	48.7
ニューメキシコ (米国), 1957-1985	3 469	66 500	111	68	17
オンタリオ (カナダ), 1955-1981	11 076	217 810	37	87	57.9
サスカチュワン, ビーヴァーロッジ (カナダ), 1950-1980	6 847	114 170	44(22) <sup>b</sup>	65	28.7
ボヘミア, 1953-1985	4 042	97 913	227	574	122
フランス, 1946-1985	1 785	44 005	70	45	21.1
<b>鉄鉱山労働者</b>					
マルムベルゲト (スウェーデン), 1951-1976	1 292	27 397	98	51	14.9
すべての調査の合計	31 486	635 022	120 <sup>c</sup>	1 047	310

<sup>a</sup> 肺がん発生率に細胞致死効果のある可能性があるため、もっと高い被ばくは除いた。

<sup>b</sup> もとの値 (Howe ら, 1986)。(A 7) 項参照。

<sup>c</sup> 各調査における鉱山労働者の数により荷重した値。

## A.2 被ばく量-リスク関係

(A 5) 一般に、表 A.1 に記載された鉱山労働者のコホート研究は、過剰相対肺がんリスクがラドン娘核種に対する累積被ばく量とともに単調に増加することを示している。過剰相対リスクの統計学上の信頼範囲を考慮すると、このデータは数百 WLM の累積被ばく量まで比例する被ばく量-リスク関係で適合させることができる (NRC, 1988)。

(A 6) さらに、過剰リスクデータを被ばくからの時間の関数として解析すると、放射線被ばくがないときの肺がんのベースラインリスク  $R_0$  といくらかの相関のあることが示される。このことは、相乗リスク予測モデルの使用を支持する。

(A 7) 表 A.2 に、表 A.1 に記載されたコホート研究から得られた、単位被ばく量あたりの肺がんの過剰相対リスクの平均値を示す。これらの相対リスク係数は、追跡期間および各調査のすべての被ばくコホートにわたって平均されている。コロラド鉱山労働者の場合、 $7 \text{ J h m}^{-3}$  (2000 WLM) より高い被ばく量のコホートは除外した。コロラド、オンタリオおよびマルムベルゲトの鉱山労働者についてのデータは、BEIR IV の調査に基づいている (NRC, 1988)。ボヘミア、ニューメキシコおよびフランスのウラン鉱山労働者についての値は、新しいかまたは更新された刊行物からとった (Sevc ら, 1993; Samet ら, 1991; Tirmarche ら, 1992 a, b)。ビーヴァーロッジの鉱山労働者の場合には、前の値 (Howe ら, 1986) に加えて、これらの鉱山労働者の新しい被ばく推定値に基づいた修正された値を与えてある (SENES, 1991)。

表 A.2 地下鉱山労働者のいろいろなコホート研究から得られた、ラドン子孫核種に対する単位累積被ばく量あたりの肺がんの平均過剰相対的リスク；値は追跡期間とすべての被ばくコホートにわたって平均されている。<sup>a</sup>

調査グループと追跡期間	J h m <sup>-3</sup> (282 WLM) <sup>b</sup> あたりの過剰相対リスク	
	平均値	95%信頼区間
<u>ウラン鉱山労働者</u>		
コロラド (米国), 1951-1982, 被ばく量<2000 WLM	1.7	0.85-4.0
ニューメキシコ (米国), 1957-1985	5.1	2.0-15.4
オンタリオ (カナダ), 1955-1981	4.0	1.7-9.4
サスカチュワン, ビーヴァーロッジ(カナダ), 1950-1980	3.7 <sup>c</sup>	1.7-8.5
ボヘミア, 1953-1985	4.8	3.4-6.8
フランス, 1946-1985	1.7	0-4.6
<u>鉄鉱山労働者</u>		
マルムベルゲト (スウェーデン), 1951-1976	4.0	0.85-27
すべての調査の荷重平均 <sup>d</sup>	3.79	2.3-6.0

<sup>a</sup> 表 A.1 に記載された調査に関連する。引用については本文を参照。

<sup>b</sup> 100 WLM あたりのリスク係数を得るためには、これらの値を 2.82 で割ること。

<sup>c</sup> これらの鉱山労働者に対する新しい被ばく推定値を考慮した修正値 (SENES, 1991)。

<sup>d</sup> リスク対象となる人・年について荷重されている。

(A8) 表 A.2 のいろいろなコホート調査から得られる過剰相対リスク係数は、あまり変わらない。すべてのこれらの調査結果を合計すると、追跡期間にわたって平均された過剰相対リスク係数の荷重平均値として、

(J h m<sup>-3</sup>)あたり 3.79 (2.3 から 6.0),

または 100 WLM あたり 1.34 (0.8 から 2.1)

(カッコ内は 95%信頼区間)

が得られる。

(A9) この節で引用されているが表 A.1 に記載されていない非ウラン鉱山労働者の調査は、ラドン被ばくとがんの過剰相対リスクの間のつながりについて定性的またはわずかに定量的な情報を提供するにすぎない。定量的結果は、表 A.2 に記載の結果と一致する。

(A10) それに加えて、ボヘミアのウラン鉱山労働者の統計的解析によれば、過剰相対リスク係数は、100 WLM 以下の被ばく量では、表 A.2 に記載された平均値と比較していくらか高いかもしれないことが示唆される (Sevc ら, 1993)。しかし、内部対照群がないために、この傾向が喫煙のような他の交絡因子によるかもしれないという可能性が除外できない。長びいた被ばくで単位被ばく量あたりの効果がいくらか高いという観察された傾向についても、同じことがあてはまる。コロラド鉱山労働者のデータ (Hornung と Meinhardt, 1987) から、同様の被ばく率効果が導かれた。しかし、BEIR IV委員会によって実施されたウラン鉱山労働者の

四つのコホート研究からのデータセットの解析は、この問題について一致したパターンを与えていない。低い被ばくにおける、より高いリスク係数を説明できる可能性のあるその他の因子は、ラドン被ばくとは無関係にさらされる他の発がん物質の存在であるかもしれない。住居内の被ばくについての情報がないことも一役買っているかもしれない。

(A 11) 単位被ばく量あたりの気管支線量は、ラドン娘核種が凝縮核に付着する割合の減少に伴って増加するという結論が、線量評価モデルから導かれる。そうすると、単位被ばく量あたりの気管支線量は、鉱山における作業区域の換気の増加とともに、または粉塵濃度の減少とともに増加する(NRC, 1991)。これらの線量算定の議論に従うと、よく換気された鉱山では不十分に換気された鉱山に比べて、単位被ばく量あたりもっと高い過剰肺がんリスクが期待されることになろう。この傾向は、単位被ばく量あたりの過剰リスクは被ばく量が低いほど大きくなるという知見を説明するのにいくらか役立つかもしれない。住居におけるスウェーデンの症例-対照研究の結果(Pershagen, 1993)は、この効果が表A.2のリスク推定値に影響しないことを示唆しているが、統計上の制約のため明確な結論は出せない。

(A 12) 最後に、ラドンに被ばくした鉱山労働者の肺がんの過剰リスクに関する主要なデータは、外部放射線と鉱山で吸入された長寿命放射性物質からのリスクの寄与を含むことを認識すべきである。考察されたウラン鉱山労働者コホートの被ばく条件の下では、これらの他の職業上の放射線源からの相対的寄与は、多分小さかったであろう。ICRP Publication 50(ICRP, 1987)の中では、約10-20%の相対リスクの補正を仮定した。付属書Bの中で説明する理由から、委員会はもはやこれらの係数についていかなる補正もしない。他の発がん物質にさらされたこともあったかもしれない。定量的推定値は二、三の研究の中でしか得られないので、観察された死亡率へのそれらの寄与を考慮せず、死亡率はすべてラドン被ばくによるものとした。

(A 13) 要約すると、これらの研究から得られる疫学的知見は、被ばく量-リスク関係の本当の形に関して、とくに低い累積被ばくでしっかりした結論を何も提供しない。それらは、比例関係と大体合致する。それらはまた、しきいのある関係と低被ばく量でリスク係数が高めらる関係を含めて、他の線量反応関係とも一致する。この比例関係から、職場における単位被ばく量あたりの致死肺がんの過剰相対リスクの中央推定値として、

$$(\text{J h m}^{-3})\text{あたり } 3.79,$$

$$\text{または } 100 \text{ WLM あたり } 1.34$$

が導かれる。過剰相対リスク係数のこの中央推定値は、5年の時間遅れ(最小潜伏期間)を考慮に入れた20年の追跡期間に関連するものである。

(A 14) 慢性被ばくの生涯リスクの推定値を得るには、予測モデルを仮定することが必要である。委員会は、この目的に相乗予測モデルを用いる。この付属書では、これらのモデルの三つの異なるバージョンを用いている:

- (a) 一定値のままで続く(過剰)相対リスクを使用する, ICRP Publication 50(ICRP, 1987)の中で用いられた相乗モデル (PRR モデル)。
- (b) 被ばく後の経過時間(TSE)と到達年齢による過剰相対リスクの変動を考慮に入れた, BEIR IVの調査 (NRC, 1988) で提案された修正予測モデル (BEIR IVモデル)。
- (c) 被ばく時年齢と被ばく後の経過時間の関数としての肺がんの年齢別過剰発生率を考慮する, GSF (Jacobi ら, 1992) で開発された修正予測モデル (GSF モデル)。

これらのモデルとそのもとの入力パラメータを, この付属書の終わりに要約する。GSF モデルは, 東部ドイツのザクセンおよびチューリンゲンにおけるウラン鉱山労働者の肺がんについての因果確率を評価するために, おもに開発されたものである。

(A 15) もとのモデルは, WLM あたり  $1.6 \times 10^{-2}$  の過剰相対リスク係数を用いていたが, ICRP モデルの場合には, 一定の過剰相対リスク係数の使用による過大評価が予想されるため, WLM あたり  $1 \times 10^{-2}$  に減らした。この報告書では, 過剰相対リスク係数は,  $1.33/1.6$  すなわち 0.83 倍に下げられている。

(A 16) この三つのモデルは, 年齢別過剰リスクにおいていくらかの相違を示すが, 肺がんの寄与生涯リスクの推定値のモデル選択に対する感度はもっとずっと小さい。

(A 17) これらのリスク予測モデルの入力パラメータは, 男性鉱山労働者の疫学データに基づいたものである。ICRP Publication 50 (ICRP, 1987) と BEIR IV の調査 (NRC, 1988) では, ラドン娘核種による同じ被ばく量で, 女性の年齢別肺がん発生率の相対的過剰は男性のそれと等しいと仮定された。喫煙の影響が純粹に相乗的であることを暗に意味するこの仮定の正当性は疑わしい。

(A 18) これらの予測モデルから導かれる, ラドン娘核種による職業被ばくからの致死肺がんの過剰相対リスクと過剰絶対リスクの生涯値が表 A.3 に記されている。これらの中央推定値は, 年あたり 3.5, 7 および 14  $\text{mJ h m}^{-3}$  (年あたり 1, 2 および 4 WLM) という一定の年間レベルでの慢性被ばくに対するものである。

(A 19) ラドン娘核種による職業被ばくに関する名目致死確率係数をこうして導くことができ, 表 A.3 に示す結果が得られる。利用できる三つのモデルのうち, もとの ICRP モデルは, 一定の過剰リスク係数が適当でないことから, 不満足なものである。BEIR IV モデルと GSF モデルは似た結果を与えるが, GSF モデルの過剰相対リスク係数のなめらかな変化のほうが生物学上もっともらしい。この付属書の中で採用された根拠は, GSF 予測モデルを用いることによる, 就労期間の年あたり  $7 \text{ mJ h m}^{-3}$  の被ばく量に対する致死がんの寄与確率である。これから確率係数 (致死)

$$(\text{mJ h m}^{-3}) \text{ あたり } 0.026 / (7.0 \times 47) = 7.90 \times 10^{-5}$$

$$(\text{WLM あたり } 2.80 \times 10^{-4})$$



表 A.3 ラドン ( $^{222}\text{Rn}$ ) 娘核種に対する年齢 18 から 64 歳までの慢性職業被ばくに起因する, "標準男性作業者" についての致死肺がんの過剰生涯相対リスクと生涯確率(ベースラインリスク  $R_0 = 0.042$ )。

リスク量	年間被ばく量 $\text{mJ h m}^{-3}$ (WLM)	予測モデル <sup>a</sup>		
		PRR モデル ICRP 50 (1987)	TSE モデル BEIR IV (1988)	TSE モデル GSF (1992)
過剰相対リスク	3.5(1.0)	0.35	0.29	0.31
	7.0(2.0)	0.68	0.56	0.62
	14.0(4.0)	1.33	1.12	1.19
過剰絶対リスク	3.5(1.0)	0.015	0.012	0.013
	7.0(2.0)	0.029	0.024	0.026
	14.0(4.0)	0.056	0.047	0.050

<sup>a</sup> これらのモデルの基礎をなしている過剰相対リスク係数は, モデルの中で用いられたもとの値に 0.83 を乗じて修正されている (本文参照)。

が導かれる。これらの値は, 年齢 18 歳から 64 歳まで (47 年間) の就労期間をもつ男性の作業者集団について導かれたものである。それらは, 同様の女性作業者集団にもあてはまると仮定する。

### A.3 リスク予測モデル

(A 20) この節は, この付属書の中で用いられたリスク予測モデルの形式を要約する。これらのモデルはすべて, 先立つ被ばくに起因する年齢別過剰肺がん率  $\lambda_r$  と, 到達年齢  $a$  (リスクの対象となる年齢) における肺がんの通常のベースライン率  $\lambda_0$  との相関を仮定する相乗リスク予測モデルである。これは, 喫煙の相乗的影響を暗に示す。さらに, これらのモデルはすべて, 年齢  $t_0$  (被ばく時年齢) のときに受けた被ばく量  $P_0$  と, 被ばくと肺がんの発現の間の時間遅れ  $\tau$  (最小潜伏期間) を考慮した, 以降の年における肺がんの寄与過剰率との比例関係から出発している。すべてのモデルは, もともと用いていたように, 男性と女性について同じ過剰相対率  $\lambda_r/\lambda_0$  を用いた。すべてのこれらの予測モデルは, 次の一般式から出発している:

$$\lambda_r(a) = \lambda_0(a) f(t_0, a) P_0(t_0) \quad a \geq (t_0 + \tau) \text{ について}$$

これらのモデルは, 挿入された年齢別ベースライン率のほか, 被ばく後の時間  $T = a - t_0$  と到達年齢  $a$  による過剰相対率の変化を表すいろいろな関数  $f(t_0, a)$  を使用している。

#### A.3.1 ICRP Publication 50 (ICRP 1987) で用いられたモデル

(A 21) ICRP Publication 50 で用いられた相対モデルは, 時間平均された平均相対リスク係数と, 寿命の終わりまで一定のまま続く過剰相対リスク係数から出発する (PRR モデル):

$$\lambda_r(a)/\lambda_0(a) = fP_p(t_0) \quad a > t_0 + \tau \text{ について}$$

ただし、 $\tau = 5$  年。

### A.3.2 BEIR IV モデル

(A 22) BEIR IV 委員会によって提案されたモデル (NRC, 1988) は、本質的にカナダと米国のウラン鉱山労働者からの肺がんデータの解析に基づいている。これは、被ばく後の時間と到達年齢とを考慮した修正相乗予測モデルである。最終的に勧告されたモデルは、次の関係によって与えられる：

$$\lambda_r(a)/\lambda_0(a) = s\gamma(a) [P_1 + 0.5 P_2]$$

$$a < 55 \text{ 年について} \quad \gamma(a) = 1.2$$

$$a = 55 \sim 64 \text{ 年について} \quad \gamma(a) = 1.0$$

および  $a = 65 \text{ 年について} \quad \gamma(a) = 0.4$

$s$  はもとの BEIR IV モデルに採用された被ばく量との比例定数で、0.025 である。

$P_1$  は、年齢  $a$  になる 5 年前から 15 年前の間に受けた、WLM で表したポテンシャルアルファエネルギー被ばく、また  $P_2$  は、この年齢より 15 年以上前に受けた、WLM で表した被ばくである。したがって、このモデルから、年齢別過剰率の階段状の減少が導かれる。

### A.3.3 GSF モデル

(A 23) この最近開発されモデル (Jacobi ら, 1992) のおもな目標は、東ドイツにおけるかつてのウラン鉱山労働者の間の肺がんの因果確率の評価であった。

(A 24) BEIR IV モデルと同様、これも修正相乗予測モデルである。そのおもな変数は、被ばく後の時間  $T = a - t_0$  である。1 回のポテンシャルアルファエネルギー被ばく  $P_p$  に関連するこのモデルの基本的式は：

$$\lambda_r(a)/\lambda_0(a) = s(t_0) P_p(t_0) \phi(T) \quad a > t_0 + \tau \text{ について}$$

ここで、 $\tau = 4$  年。

年で表された  $T$  の関数  $\phi(T)$  が、その最大値で 1 に規格化された相対的潜伏期間分布を特徴づける。最大値を超えたところでは、半減期 10 年をもつ過剰相対率の減少が仮定されている。

式で表すと、

$$\phi(T) = 0 \quad T \leq 4 \text{ 年について}$$

$$\phi(T) = 0.25(T - 4) \quad 4 \text{ 年} < T < 8 \text{ 年について}$$

$$\phi(T) = 1 \quad 8 \text{ 年} \leq T \leq 12 \text{ 年について}$$

および  $\phi(T) = \exp[-(\ln 2/10)(T - 12)] \quad T > 12 \text{ 年について。}$

関数  $s(t_0)$  は、被ばく時年齢  $t_0$  の増加による肺がんの感受性の減少を考慮する被ばく量との比

例性の関数である。もとのモデルでは、それは被ばく時年齢 20 歳の  $0.036 \text{ WLM}^{-1}$  から被ばく時年齢 60 歳の  $0.017 \text{ WLM}^{-1}$  に減少している。

BEIR IV のステップモデルと比較すると、GSF モデルは、年齢または被ばく後の時間とともに過剰相対肺がんリスクの単調な変動を示す。

#### A.3.4 過剰生涯リスク

(A 25) 被ばく量とリスクとのある比例関係を仮定することにより、すべてのこれらの相対リスクモデルは、到達年齢  $a$  における年齢別肺がん過剰率  $\lambda_r$  についての、次の一般式から導かれる。この年齢でのベースライン率は  $\lambda_0(a)$  である；

$$\lambda_r(a, P) = \lambda_0(a) \int_{18y}^{a-\tau} f_r(a, t_e) \dot{P}(t_e) dt_e$$

この関係は、18 歳という年齢  $t_e$  (被ばく時年齢) で始まる慢性被ばくに関連する。 $\dot{P}(t_e)$  は、年齢  $t_e$  における被ばく率である。 $f_r(a, t_e)$  は、年齢  $t_e$  における単位被ばく量のあたりの、到達年齢  $a$  における寄与過剰相対リスクである。積分は、被ばく量と、吸入されたラドン娘核種からの肺がんの発現との間の時間遅れ  $\tau$  (最小潜伏期間) を考慮する。

(A 26) 被ばくの開始から着目する年齢  $a$  までの生存確率  $p(a)$  を考慮すると、90 歳の年齢までの過剰生涯リスクは、

$$R_r = \int_{18y}^{90y} p(a) \lambda_r(a, P) da$$

になる。

## 付属書B 被ばく限度への考えうる補正の大きさ

(B1) 被ばく限度に対し考えうる三つの補正を考察する。一番目は、ラドンとその娘核種による被ばくによって起こる致死肺がんに関連した全損害の推定に関するものである。他の二つは、ラドン娘核種による被ばく以外の被ばくからの、観察された肺がん発生率への寄与の可能性に関するものである。

### B.1 肺がんからの損害以外の損害

(B2) ラドン娘核種に起因する致死肺がんに関連した全損害を評価するさい、肺以外の組織に溶解したラドンおよびラドン娘核種の直接の吸入による実効線量への寄与を評価することが必要である。吸入後に崩壊したラドンからの寄与を除いて、ラドン娘核種からの寄与のない  $1 \text{ Bq m}^{-3}$  のラドン濃度への継続被ばくからの実効線量当量率が推定されている (Peterman と Perkins, 1988)。表 B.1 は彼らのデータに基づいたものであるが、脂肪含有量の高い臓器からの寄与によるいくらかの増加を含めてある。また ICRP Publication 60 の組織荷重係数を用いている。

表 B.1 娘核種のない単位濃度のラドンの吸入による、肺以外の組織の被ばくからの実効線量

臓器または組織	単位被ばく量あたりの 実効線量 ( $\text{Bq h m}^{-3}$ )あたり $10^{-10}\text{Sv}$	組織荷重 係数	実効線量 への寄与 $10^{-10}\text{Sv}$
生殖腺	0.38	0.2	0.076
骨髄 <sup>a</sup>	2.00	0.12	0.24
結腸	0.66	0.12	0.079
胃	0.66	0.12	0.079
膀胱	0.33	0.05	0.165
乳房 <sup>b</sup>	1.50	0.05	0.075
肝臓 <sup>a</sup>	1.30	0.05	0.065
食道 <sup>c</sup>	0.66	0.05	0.033
甲状腺	0.66	0.05	0.033
骨	0.15	0.01	0.0015
皮膚 <sup>c</sup>	0.66	0.01	0.0066
残りの臓器 <sup>c</sup>	0.66	0.05	0.033
合計(まるめてある)			0.74

<sup>a</sup> Peterman と Perkins (1988)からの値のおよそ2倍である。

<sup>b</sup> Peterman と Perkins (1988)からの値のおよそ5倍である。

<sup>c</sup> Peterman と Perkins (1988)にある“血管に富む”組織に相当するとした。

(B3) 平衡係数0.4のラドンとその娘核種に対し年2000時間の居住で作業者が被ばくする場合、 $500 \text{ Bq m}^{-3}$ のラドン濃度は約 $3 \text{ mSv}$ の年実効線量に等価である、すなわち $1 \text{ Bq h m}^{-3}$ は $3 \times 10^{-6} \text{ mSv}$ に等価である。 $1 \text{ Bq h m}^{-3}$ のラドンだけの吸入からの実効線量(表B.1)は、 $0.74 \times 10^{-7} \text{ mSv}$ すなわち全実効線量の約2%である。

(B4) 直接吸入されたラドン娘核種による肺以外の組織からの実効線量を推定することは、推定値が沈着箇所から他の臓器および組織への移行率に決定的に依存するため、困難である。予備的推定値はその寄与が全実効線量の数パーセントであろうと示唆している。

(B5) 肺がんのみについては、損害係数は致死係数の0.95倍である。実効線量したがって全損害に対してこの二つの寄与が追加されることに基づいて、委員会は致死係数と等しい全損害係数を採用した。

## B.2 調査集団の外部放射線および鉱石粉塵による肺がん

(B6) 疫学データが得られている鉱山におけるラドン娘核種による被ばくの典型的レベルは、年あたり10 WLMの程度である。これは、年あたりおよそ $50 \text{ mSv}$ の実効線量に相当し、これは年あたり $3 \times 10^{-3}$ の致死率を与える。ウラン鉱山における年間のガンマ線量の推定値は、ICRP Publication 32と47(ICRP, 1981, 1986)で委員会によって与えられており、これらの推定値は年あたり5-10 mSvの範囲にあった。ICRP Publication 60の中の表B.20から肺がんについての致死係数はSvあたり $8.5 \times 10^{-3}$ であるから、これは年あたり $1 \times 10^{-4}$ の程度の外部放射線からの肺がん致死率を与える。これは、疫学の解釈に含めることを正当化するほどのものではない。そのような補正はいずれも、ラドン娘核種に関連する推定リスク係数を減少させる傾向をもつであろう。

(B7) 鉱石粉塵の吸入からの考えうる寄与は、非常に不確実である。 $10 \text{ mg m}^{-3}$ 程度の吸入性粉塵濃度はウラン鉱山では珍しくない。これらの粒子の比アルファ放射能は低いし、また発がん効果は放射能含有量よりも粉塵の物理形および化学形によって影響されるであろう。粉塵によって起こりうる肺がんを考慮に入れることには、適切な根拠がないようにみえる。そのような補正はいずれも、ラドン娘核種に関連する推定リスク係数を減少させる傾向をもつであろう。

## 付属書C 用語集

- 対策レベル： 住居または作業場内での被ばくを減らすために介入が勧告されるラドン濃度。
- 気管支系： 気道の中，気管からガス交換領域すなわち肺領域の入口までの，分枝する空気道。
- 凝結核： 蒸気の凝縮のための場所として働くことのできる微小粒子またはイオン。
- 線量換算規約： 等しい損害に基づいて，WLM で表されたラドン娘核種による被ばくと，mSv で表された実効線量とを関連づけるために用いられる方法。
- 平衡等価濃度  $c_{eq}$ ： 存在する非平衡混合物と同じポテンシャルアルファエネルギー濃度を持つ，短寿命娘核種と平衡にあるラドンの放射能濃度。
- 平衡係数  $F$ ： 平衡等価濃度とラドンガス濃度との比。
- ポテンシャルアルファエネルギー濃度  $c_p$ ： ポロニウム-214 まで完全に崩壊する間に放出されるアルファ線エネルギーで表した，空気中の短寿命ラドン娘核種の濃度。
- ポテンシャルアルファエネルギー被ばく  $P_p(T)$ ： 個人が与えられた時間  $T$ ，たとえば1年，にわたって被ばくした，空気中ポテンシャルアルファエネルギー濃度  $c_p$  の時間積分。
- ラドン娘核種： ラドン-222 の崩壊生成物。ここではポロニウム-218 からポロニウム-214 に至る短寿命崩壊生成物というもっと限定された意味で用いられている。
- 高ラドン地域： 土地の特性のため，高いラドンレベルの建物が通常よりも多くなる地域。
- 参考レベル： 記録レベルまたは調査レベルのように，そのレベルを超えたらある決められた対策をとるかまたは決定を下すべき，測定される量の値を確立するために用いられるレベル。
- リスク： リスクに関連した用語をここにまとめる。
- |               |                                |
|---------------|--------------------------------|
| リスク           | この報告書においては，致死肺がんが起る確率。         |
| 相対リスク         | 被ばく集団のリスクと，被ばくのない同様の集団のリスクとの比。 |
| 過剰相対リスク       | 相対リスクから1を差し引いた値。               |
| 絶対リスク         | 致死肺がんが起る確率。                    |
| 過剰リスクまたは寄与リスク | 被ばくによる過剰絶対リスクまたは被ばくの寄与によるリスク。  |
| リスク係数         | 単位被ばく量あたりのリスク。                 |

リスク予測モデル

被ばく後の時間の関数としてリスクの変化を記述するモデル。それには、ある乗数によって年齢別ベースラインリスクに関連づけられるもの（相乗モデル）と、ベースラインリスクに追加されるもの（相加モデル）とがある。

土壌ガス： 土壌体積内の自由スペース中のガス。

非付着成分割合： 短寿命ラドン娘核種のポテンシャルアルファエネルギー濃度のうち周辺のエアロゾルに付着していないものの割合。

ワーキングレベル：  $1.3 \times 10^5$  MeV のポテンシャルアルファエネルギー放出を生じる、空気1リットル中のラドン短寿命娘核種のあらゆる組合せ。

ワーキングレベルマンス：170時間の作業月に濃度1 WLの空気を呼吸することによる累積被ばく量。

## 鉱山と家庭におけるラドンの問題の歴史

### W. Jacobi

ラドンの物語は悲劇的特徴と政治的混乱因子をもつ科学的なスリラーである。この物語の歴史的ルーツは15世紀にさかのぼる。それはジレンマ、論争そして挫折に満ちた領域であり、その一部はなお尾を引いている。人は、Schüttmann (1988)およびStannard (1988)によって部分的に記述されたこの歴史から学ぶべきである。

#### 1. “シュネーベルグ肺疾患”

1470年頃、“エルツゲビルゲ”(鉱石山)の北斜面、ドイツのザクセンにある小都市シュネーベルグの地域で、銀の広範な採掘がはじまった。銀はまた、“鉱石山”の南オヘミア側にあるヨアヒムスタール(現在のヤヒモフ)の地域でも、同じ頃採掘されていた。16世紀の初めに両地方で使われていた採掘技術は、鉱物学の父として知られているAgricola (1494-1555)によって記述されており、彼は1527-1533年の間ヨアヒムスタールにおいて医者として働いていた(Agricola, 1556)。彼の最も有名な本De Re Metallicaは、アメリカの鉱山技師C. Herbert Hoover(彼は後に米国の大統領になった)および彼の妻Louによって、ラテン語から英語に翻訳されている。Agricolaの示したところによると、ヤヒモフでは銀鉱石は地表面またはその近くで採掘されているのに対し、シュネーベルグではすでにもっと深いところで採掘されており、ある立坑はおよそ400 mの深さに達していた。

16世紀初頭におけるシュネーベルグ地方の鉱山労働者のあいだに、若い作業者に起こる肺疾患からの異常に高い死亡率が観察された。最初の報告は、Paracelsus (1493-1541)の本Über die Bergsucht und andere Bergkrankheiten(鉱山病およびその他の鉱山労働者の病気について)に発する。Bergsuchtという用語は、鉱山労働者の中で観察された肺疾患の総称である。Paracelsusは1537年にこの本を書いたが、しかし、印刷されたのは彼の死後になってからのことである(Paracelsus, 1567, 新版1925)。

後に“Schneeberger Lungenkrankheit”(シュネーベルグ肺疾患)と呼ばれたこの肺疾患の頻度は、銀、コバルトおよび銅の採掘が強化された17世紀と18世紀に増加した(Rosen, 1943参照)。この病気は、HaertingとHesse (1879)により、最終的に肺がんと確認された。最初、これは気管支のリンパ節から起こるリンパ肉腫と想定され、気管支のがんとされたのはいくぶん後になってからである。HaertingとHesseは、このころシュネーベルグ地方の鉱山労働者の75%が肺がんで死亡した、と述べている。入手できる報告書の示すところによると、ヤヒモフの鉱山労働者でのパーセンテージはもっと低かったようである。



## 2. 原因の探索

Paracelsus (1567)は、“シュネーベルグ肺疾患”を“Mala Metallorum”と呼んでいた。肺がんは、いろいろな金属を含む鉱石粉塵の吸入によって起こると思われていたのである。原因となる発がん因子には、結核と粉塵中の砒素の存在が含まれると考えられた。

1898年に、MarieとPierre Curieは、ヤヒモフの鉱石からラジウム ( $^{226}\text{Ra}$ )とポロニウム ( $^{210}\text{Po}$ )を抽出した (Curie, 1898)。後になってラドン ( $^{222}\text{Rn}$ )と呼ばれるようになったいわゆるラジウムエマナチオンが、ラジウムの崩壊によって生成する放射性希ガスであることが確認された。ElsterとGeitel(1901)による最初のラドン測定に始まって、その後、シュネーベルグとヤヒモフの鉱山の空気中ラドン濃度の高いことが示された。エックス線によって誘発されたがん、とくに皮膚がんの最初の症例が、20世紀の始めに報告された (Frieben, 1902; Hesse, 1911)。

これらの知見に基づいて、肺がんとこれらの鉱山内の高いラドン含有量との関係が仮定された。Schuttman (1988)は、この因果関係を最初に認めたのは、ザクセンのツヴィッカウにいた鉱業所長 H. E. Muller であると考えている。Muller は、シュネーベルグの肺がんはこれらの鉱山における鉱石のラジウム含有量と空気の高いラドン含有量に原因する特異な職業病であり、これを吸入すると肺の空気道中にかん化の過程が始まる、と結論した。

この仮説は、シュネーベルグ (LorenserとLudewig, 1924)とヤヒモフ (PirchanとSikl, 1932)の鉱山において1920年代に実施されたもっと正確なラドン測定によって支持された。しかし、シュネーベルグ肺がんの原因となる因子としてのラドンの役割は、一般には受け入れられなかった。1926年に発表されたドレスデンの病理学者グループの総説には、この型のがんは有毒な鉱石粉塵の吸入によって起こされたものらしいとする意見が表明されている (Rostoskyら, 1926)。その後Lorenz (1944)は、ヒ素とその他の鉱山汚染物質および鉱山労働者の貧弱な健康が主要な原因であると主張した。

フランクフルト・アム・マインにあるカイザー・ウイルヘルム生物物理研究所 (後のマクス・プランク研究所) の B. Rajewsky により1936年に開始されたドイツにおける研究プログラムによって、ラドン濃度と肺がんとの関係がさらに解明された。この包括的調査には、シュネーベルグの近くの鉱山におけるラドン測定と、肺がんで死んだ鉱山労働者からの肺組織試料中のアルファ放射能の測定および組織病理学的分析が含まれていた (Hueck, 1939; Rajewsky, 1940)。その当時、シュネーベルグのほとんどの鉱山における平均ラドン濃度は  $70\text{--}120\text{ kBq m}^{-3}$  範囲内にあった。しかし、一つの鉱山内では、 $500\text{ kBq m}^{-3}$  という平均値が観察された。この鉱山のほとんどの作業者は肺がんで死んだことが知られており、この鉱山は“死の鉱山”と呼ばれていた。これらの観察とそれを支持する生物学的研究に基づいて、シュネーベルグ鉱山内

でのラドンの吸入が、シュネーベルグ地方の鉱山労働者の間の高い肺がん頻度の可能な原因の一つとなっているに相違ない、と結論された (Rajewsky, 1940)。

これが 1945 年における知識の範囲の要約である。シュネーベルグとヤヒモフから入手できるデータからは、ラドン被ばくと肺がんとの関係のいかなる定量的推定値も得ることができなかった。さらに、吸入されたラドンの短寿命崩壊生成物の可能な役割も、まだわからなかった。

### 3. ウラン採掘とラドン娘核種の役割

1940 年代になって、軍事目的のウランの大規模な採掘と処理が始まった。この時期におけるおもな供給源は、ベルギー領コンゴ(今のザイール)、カナダおよび米国のコロラドにあるウラン鉱床であった。1946 年には、ソ連政府の指令の下に、東ドイツ、シュネーベルグの歴史的な採鉱地域であるアウエにおいて、ウランの大規模な採鉱が開始された。ボヘミアにおいては、ヤヒモフでのラジウム生産から出発して、1948 年にウランの採鉱が始まった。フランスでも同じ時期に、ウランの採鉱が開始された。

ウラン採鉱のこの初期の段階の間、作業者の放射線防護にはわずかな注意しか払われなかった。これらの新しい鉱山内でのラドンレベルは、“鉱石山”の古い鉱山におけるよりもかなり低いと信じられており、ごく少数のラドン測定がこの期間に報告されているにすぎない。コロラドの鉱山では、ラドン試料は 1950 年以前に採取されておらず、また、東ドイツのウラン鉱山では、ラドンデータは 1955 年以後ようやく入手できるようになった (Jacobi, 1992)。

この期間中、吸入されたラドンの起こしうる効果に関する放射線生物学的研究と線量算定の研究は続けられていた。しかし、ロチェスターの William F. Bale (Bale, 1951) が、ラドンの崩壊生成物が原因物質であるかもしれないという考えを導入するまで、ラドンガスの吸入だけで肺がんの誘発を説明するすべての試みは失敗した。John Harley は、空気中にこれらのラドン崩壊生成物が高い濃度で存在することを、測定によって確かめた (Harley, 1953)。Bale は彼の覚書の中で次のように述べている：“ラドンに関連する障害についてのこれらの評価とその他の過去の評価において、ラドン自身が存在するほとんどの条件の下で空気中に存在するラドン崩壊生成物による放射線量は、ラドン自身およびラドンが気管支中に存在する間に形成された崩壊生成物による放射線量をおそらく大きく超えそうである、というきわめて重要な事実をまったく無視していたと思われる”。

その後、吸入されたラドンとトロン崩壊生成物の肺中における沈着と残留に関する実験的研究が、ロチェスター大学 (Bale と Shapiro, 1956 ; Shapiro, 1956) とフランクフルト・アム・マインのマックス・プランク生物物理学研究所 (Schraub ら, 1955 ; Aurand ら, 1955 ; Jacobi ら, 1956) において実施された。これらの研究の結果から、吸入されたラドン崩壊生成物による気管支上皮の平均アルファ線量の定量的推定を行うことが可能になった。気管支空気道に沿

った放射能と線量の分布の評価のための線量算定用肺モデルも開発された (Altschuler ら, 1964; Jacobi, 1964)。これらの種々の研究から、最大のアルファ線量は、気道の区域気管支の標的細胞に期待されるはずである、と結論された。現在ラドン娘核種と呼んでいる、吸入された短寿命ラドン崩壊生成物による肺線量の算定は、今なお重要でかつ論争の多い研究領域である。

これらの研究の結果として、鉱山におけるラドン娘核種のモニタリングについてもっと信頼できる方法の開発が続いて行われた。米国では、空気中のラドン娘核種のポテンシャルアルファエネルギー濃度の概念、いわゆる“ワーキングレベルの概念”が生まれた (Holaday, 1957)。モニタリングの目的とラドン娘核種による鉱山労働者の被ばくの評価のためのこの単純化の概念が適切であることは、実際の経験によって確かめられた。

同じ頃、コロラドのウラン鉱山労働者の健康状態と放射線被ばくに対する関係の研究が、米国公衆衛生総局の職業衛生部によって実施された。予備的結果は、これらの鉱山労働者の間に肺がんの有意な過剰を示した (Wagoner ら, 1964)。1967年の合衆国議会の原子力合同委員会における公聴会の後で、ウラン採鉱における放射線障害の制御に関する改訂指針が米国連邦学術研究会議によって策定された (FRC, 1967)。

1950年から1967年までの期間にわたる米国のウラン鉱山労働者のコホート研究の最初の定量的解析は、Lundin ら (1971)により出版された。1年後、チェコスロバキアにおけるウラン鉱山労働者の同様の研究の結果が報告された (Sevc ら, 1972; Sevc ら, 1976 も参照)。両方の研究から、肺がんリスクがラドン娘核種による累積被ばく量とともに単調に増加することが結論された。しかし、得られたこの線量反応関係の勾配は、チェコスロバキアの鉱山労働者のほうがかなり高かった。それ以来、ウラン鉱山労働者のいくつかの他のコホートの追跡が行われた。およそ 30 000 人のウラン鉱山労働者の追跡から構成されるすべてのこれらの調査の入手できる更新された結果は、この ICRP Publication 65 に要約されている。

これらの調査を平均すると、肺がんの過剰相対リスクは約 3 になる。この過剰は、広島と長崎の原爆被爆者の“寿命調査”におけるすべての型のがんからの過剰相対リスクよりかなり高いことは注目に値する。これらの疫学的コホート研究にはすべてのウラン鉱山労働者のうちわずかな部分しか含まれていないことを強調しておくべきである。たとえば、入手できる情報の示すところでは、東ドイツのウラン鉱山では 1946-1955 年という重要な年の間に、およそ 250 000 人が地下で働いていた。ラドン娘核種による彼らの平均被ばく量は、年あたりおよそ 100-200 WLM であると推定される (Jacobi, 1992)。今までのところ、これらの調査からは疫学データは何も得られていない。このように、1945 年から現在まで世界中で合計およそ 500 000 人の人がウラン鉱山内で働いていたと推定することができる。

高いラドンレベルは、非ウラン鉱山内でも観察されている。これらの鉱山労働者コホートの

いくつかに関する疫学的サーベイは、たとえばカナダ、ニューファウンドランドの蛍石鉱山労働者 (Morrison ら, 1988)、中国のず鉛山労働者 (Lubin ら, 1990, 1993) およびスウェーデンの鉄鉛石鉛山労働者 (Radford ら, 1984) に、肺がんの過剰リスクのあることを示している。

#### 4. 家庭内ラドンの問題の認識

一般公衆の肺がんリスクに対するラドンの影響の可能性は、鉛山における状況と比べて、もっとずっと最近になって見いだされた。ラドンの発見から1年後に、Elster と Geitel (1901) の測定から、ラドン (その当時は“ラジウムエマナチオン”と呼ばれていた) は、大気の普遍的成分であることが明らかになった。1907年4月にカナダの学会で発表された“放射能の宇宙的側面”と題された論文の中で、Ernest Rutherford は次のように述べている：“我々は、我々すべてがラジウムとトリウムのエマナチオンおよび電離している空気をつねに吸入していることを銘記しなければならない。ある人々は、放射性物質と電離した空気存在が生理的プロセスの中である役割を果たしているかもしれないと考えている” (Rutherford, 1907)。その後、ラドンの温泉療法への利用が始まったことは注目すべきである。最初の“ラジウム吸入所” (ラドン吸入所と呼ぶほうがもっと適切であるが) が、1912年にドイツのバードクロイツナッハに開設された。

初期における環境のラドンの測定は、おもに戸外の空気に限定されていた。スウェーデンにおける225の家屋を含む屋内ラドンの最初の一連の測定値が、Hultqvist (1956)によって公表された。Rolf Sievertによって始められたこの研究は、高いラジウム含有量をもつ明礬頁岩コンクリートで造られた少数の家の中に、かなり高いラドンレベルのあることを示した。この知見は局地的なスウェーデンの問題だと信じられたため、このことには、国際的にはほとんど注意が払われなかった。

およそ20年後に、屋内ラドンのもっと大きいサーベイがいくつかの国においてなされた。彼らの結果は、UNSCEARの報告書(1977, 1982, 1988, 1993)の中で要約されている。これらの調査は、家の中のラドンレベルには数  $\text{Bq m}^{-3}$  から  $100\,000 \text{ Bq m}^{-3}$  の範囲にわたる非常に大きい変動のあることを明らかにしている。このことは、集団のある構成員が、ウラン採鉛の初期段階における地下ウラン鉛山労働者のさらされたレベルと同程度の屋内ラドンレベルにさらされていることを意味する。高いラドンレベルをもつほとんどの家において、そのおもな源は建物材料ではなく、土壌からの対流によるラドンの流入であることが認められた。この知見は、ラドンレベルを減らすための効率的な介入技術を計画する上で大きな重要性をもつことがわかっている。

国によるこれらの調査からの屋内におけるラドン娘核種のレベルの平均値は、平衡等価濃度でおよそ  $5\text{--}50 \text{ Bq m}^{-3}$  の範囲にある。UNSCEAR (1988)は、全世界の平均値として約  $15 \text{ Bq}$

$\text{m}^{-3}$ , また気管支上皮への寄与等価線量の平均値として年あたりの約 15 mSv を想定しているが、これは他の自然線源からの肺以外の組織の平均線量の約 10 倍である。したがって、世界の平均に基づくと、自然線源からの全実効線量の約半分は住居内のラドン娘核種の吸入によることになる (ICRP, 1987; UNSCEAR, 1988, 1993)。

ラドン娘核種に対する屋内の被ばくからのあり得る肺がんリスクの推定値は、現在はラドンにさらされた地下鉱山労働者の疫学データに基づいている (ICRP, 1987; NRC, 1988)。Stidley と Samet (1993) によって指摘されたように、直接の地理的または生態学的相関の研究は、他の交絡因子の強い影響があるため価値が低いようである。一つのありうる例外は、オーストリアのチロルにある小集落ウムハウゼンにおける肺がんの頻度に関する最近発表された知見であるかもしれない (Ennemoser ら, 1993)。いくつかの国における屋内ラドンに関する症例-対照研究はもっと有望である (Neuberger, 1992)。比較的小さいこの種の調査の予備的結果が発表されている (Schoenberg ら, 1990; Pershagen ら, 1992, 1993)。これらの予備的知見は、鉱山労働者のデータからの範囲と一致して、屋内のラドンレベルと肺がんのあいだに正の相関があることを示しているが、統計誤差の範囲は大きい。

要約すれば、家屋内におけるラドンの問題の認識は、次の三つの要素から構成される：(1) 屋内のレベルの範囲の大きい変動；(2) 敏感な気管支上皮への比較的高い等価線量；そして、(3) ラドンにさらされた鉱山労働者の肺がんの過剰リスクという説得力のある証拠。残っている主要な不確実性は、喫煙の相乗作用的影響を含めて、ラドンとその娘核種による屋内被ばくからの発がん効果の評価である。このきわめて重要な問題に対する信頼できる定量的な答はまだ得られていない。

## 引用文献

- Agricola, G. (ca. 1550). *Bermannus oder über den Bergbau. Ein Dialog*; see G. Agricola-Ausgewählte Werke Vol. II, Berlin, 1955.
- Agricola, G. (1556). *De Re Metallica*, Libri VI, Basle 1556. English translation by H. C. and L. H. Hoover, Dover Publications, New York, 1950.
- Altshuler, B., Nelson, N. and Kuschner, M. (1964). Estimation of lung tissue dose from the inhalation of radon and daughters. *Health Phys.* **10**, 1137-1161.
- Aurand, K., Jacobi, W. and Schraub, A. (1955). Über die Bestimmung der Retention radioaktiver Aerosole im menschlichen Atemtrakt. *Naturwissenschaften* **42**, 398-399.
- Bale, W. E. (1951). *Hazards Associated with Radon and Thoron*. Unpublished memorandum to the U. S. Atomic Energy Commission (reprinted in *Health Phys.* **38**, 1061 (1980)).
- Bale, W. F. and Shapiro, J. V. (1956). Radiation dosage to lungs from radon and its daughter products. *Proceedings of the International Conference on the Peaceful Uses of the Atomic Energy*, Geneva, 1955. Vol. 13, pp. 233-236. United Nations, New York.
- Curie, M. and Curie, P. (1898). Sur une substance nouvelle radio-active contenue dans la pechblende.

- de. C. R. Hebd. seances. *C. R. Acad. Sci.* **127**, 175-178.
- Ennemoser, O., Ambach, W., Brunner, P., Schneider, P. and Oberaigner, W. (1993). Exposure to unusually high indoor radon levels. *The Lancet* **341**, 828-829.
- Elster, J. and Geitel, H. (1901). Über eine fernere Analogie in dem elektrischen Verhalten der natürlichen und der durch Becquerelstrahlen abnorm leitend gemachten Luft. *Phys. Z.* **2**, 590-593.
- Federal Radiation Council, U.S.A. (1967). Guidance for the control of radiation hazards in uranium mining. *Staff Report No. 8* (revised), Washington, DC.
- Friebe, A. (1902). Canceroid nach langdauernder Einwirkung von Röntgenstrahlen. *Fortschr. Röntgenstrahlen* **6**, 106.
- Haerting, F. H. and Hesse, W. (1879). Der Lungenkrebs, die Bergkrankheit in den Schneeberger Gruben. *V. gericht. Med. öff. GesundWes.* **30**, 296-309 and **31**, 102-132, 313-337.
- Harley, J. H. (1953). Sampling and measurement of airborne daughter products of radon. *Nucleonics* **11**, 12-15.
- Hesse, O. (1911). Symptomatologie, Pathogenese und Therapie des Röntgenkarzinoms. Abhandl. a. d. Gebiet d. mediz. Elek. Röntgen. Heft **10**, Leipzig.
- Holaday, D. A., Rushing, D. E., Coleman, R. D., Woolrich, P. F., Kusnetz, H. L. and Bale, W. F. (1957). Control of radon and daughters in uranium mines and calculations on biological effects. *U.S. Public Health Service Report 494*. U.S. Government Printing Office, Washington, DC.
- Hueck, W. (1939). Kurzer Bericht über die Ergebnisse anatomischer Untersuchungen in Schneeberg. *Z. Krebsforsch.* **47**, 108-111.
- Hultqvist, B. (1956). Studies on naturally occurring ionising radiations (Thesis). K. Svenska VetenskAkad. Handl. **6**(3). Almqvist u. Wiksells Boktryckeri, Stockholm.
- ICRP (1959). *Permissible Dose for Internal Radiation*. Report of Committee II. ICRP Publication 2.
- ICRP (1987). *Lung Cancer Risk from Indoor Exposures to Radon Daughters*. ICRP Publication 50. *Annals of the ICRP* **17**(1).
- Jacobi, W., Aurand, K. and Schraub, A. (1956). The radiation exposure of the organism by inhalation of naturally radioactive aerosols. *Proc. Int. Radiobiol. Conf. Stockholm*, pp. 310-318, in *Advances in Radiobiology*, 1957.
- Jacobi, W. (1964). The dose to the human respiratory tract by inhalation of short-lived  $^{222}\text{Rn}$  and  $^{220}\text{Rn}$  decay products. *Health Phys.* **10**, 1163-1174.
- Jacobi, W., Henrichs, K. and Barclay, D. (1992). Verursachungswahrscheinlichkeit von Lungenkrebs durch die berufliche Strahlenexposition von Uran-Bergarbeitern der WISMUT AG. GSF Research Center for Environment and Health, Neuherberg, Germany. *GSF-Report S-14/92*.
- Joint Committee on Atomic Energy, U.S.A. (1967). *Radiation Exposure of Uranium Miners*. Summary Analysis of Hearings, Congress of the United States. U.S. Government Printing Office, Washington, DC.
- Lorenz, E. (1944). Radioactivity and lung cancer: a critical review of lung cancer in the miners of Schneeberg and Joachimsthal. *J. natn. Cancer Inst.* **5**, 1-15.
- Lubin, J. H., You-Lin, Q., Taylor, P. R., Shu-Xiang, Y., Schatzkin, A., Bao-Lin, M., Jian-Yu, R. and Xiang-Zhen, X. (1990). Quantitative evaluation of the radon and lung cancer association in a case control study of Chinese tin miners. *Cancer Res.* **50**, 174.
- Ludewig, P. and Lorenzer, E. (1924). Untersuchungen der Grubenluft in den Schneeberger Gruben

- auf den Gehalt von Radium-Emanation. *Z. Phys.* **22**, 178-185.
- Lundin, F. E., Wagoner, J. K. and Archer, V. E. (1971). Radon daughter exposure and respiratory cancer: Quantitative and temporal aspects. *Joint Monograph No.1. NIOSH and NIEHS*, U.S. Department of Health, Education and Welfare, Public Health Service, Washington, DC.
- Morrison, H. E., Semenenciw, R. M., Mao, Y. and Wigle, D. T. (1988). Cancer mortality among a group of fluorspar miners exposed to radon progeny. *Am. J. Epidemiol.* **128**, 1266.
- Neuberger, J. S. (1992). Residential radon exposure and lung cancer: An overview of ongoing studies. *Health Phys.* **63**, 503-509.
- NRC (1988). Health risks of radon and other internally deposited alpha emitters. *U.S. National Research Council Report BEIR IV*, National Academy Press, Washington, DC.
- Paracelsus (1567). Von der Bergsucht und anderen Bergkrankheiten; s. Schriften aus dem Gesamtgebiet der Gewerbehygiene, Neue Folge, Heft 12. J. Springer, Berlin, 1925.
- Paracelsus (1567). Four treatises of Theophrastus v. Hohenheim (Paracelsus). Part II: On the miners' sickness and other miners' diseases. Translated by H. E. Sigerist. Johns Hopkins Press, Baltimore 1941.
- Pershagen, G., Liang, Z. H., Hrubec, Z., Svensson, C. and Boice, Jr, J. R. (1992). Residential radon exposure and lung cancer in women. *Health Phys.* **63**, 179-186.
- Pershagen, G., Axelson, O., Clavensjö, B., Damberg, L., Desai, G., Enflo, A., Lagarde, F., Mellander, H., Svartengren, M., Swedjemark, G. A. and Akerblom, G. (1993). Radon i bostäder och lung cancer. En landsomfattande epidemiologisk undersökning. *IMM-Rapport 2/93*, Stockholm.
- Pirchan, A. and Sikl, H. (1932). Cancer of the lung in the miners of Jachymov (Joachimsthal). *Am. J. Cancer* **61**, 681-722.
- Radford, E. P. and St Clair Renard, K. G. (1984). Lung cancer in Swedish iron miners exposed to low doses of radon daughters. *New Engl. J. Med.* **310** (23), 1485-1494.
- Rajewsky, B. (1944). Bericht über die Schneeberger Untersuchungen. *Z. Krebsforschung* **49**, 315-340.
- Rosen, G. (1943). The history of miner's diseases. A medical and social interpretation. New York.
- Rostoski, O., Saupe, E. and Schmorl, G. (1926). Die Bergkrankheit der Erzbergleute in Schneeberg in Sachsen. *Z. Krebsforsch.* **23**, 360-384.
- Rutherford, E. (1907). Some cosmical aspects of radioactivity. *J. R. Astron. Soc.*, Canada, 145-165.
- Schoenberg, J. B., Klotz, J. B., Wilcox, H. B., Nicholls, G. P., Gil-del-Real, M. T., Sternhagen, A. and Mason, T. J. (1990). Case-control study of residential radon and lung cancer among New Jersey women. *Cancer Res.* **50**, 6520-6524.
- Schraub, A., Aurand, K. and Jacobi, W. (1955). Untersuchungen zur strahlenbiologischen Bedeutung der Folgeprodukte des Radons. *Arch. phys. Ther.* **7**, 437-444.
- Schüttman, W. (1988). Beitrag zur Geschichte der Schneeberger Lungenkrankheit, des Strahlenskrebses der Lunge durch Radon und seine Folgeprodukte. NTM-Schriftenreihe, *Gesch. Naturwissenschaft. Tech. Med.* **25**, 83-96.
- Sevc, J. and Placek, V. (1972). Lung cancer risk in relation to long-term exposure to radon daughters. In: *Health Physics Problems of Internal Contamination*, pp. 129-136. Proc. 2nd European IRPA Congress, May 1972, Budapest. Akademiai Kiado, Budapest, 1973.
- Sevc, J., Kunz, E. and Placek, V. (1976). Lung cancer in uranium miners after long-term exposure to

- radon daughter products. *Health Phys.* **30**, 433-437.
- Shapiro, J.V. (1956). Radiation dosage from breathing radon and its daughter products. *AMA Arch. Ind. Health* **14**, 169-177.
- Stannard, J.N. (1988). *Radioactivity and Health. A History*. Office of Scientific and Technical Information. U.S. Department of Energy (available from Life Sciences Center, Batelle North West Lab., Richland).
- UNSCEAR (1977). *Sources and Effects of Ionising Radiation*. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. 1977 Report to the General Assembly, United Nations, New York.
- UNSCEAR (1982). *Ionising Radiation : Sources and Biological Effects*. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. 1982 Report to the General Assembly, United Nations, New York.
- UNSCEAR (1988). *Sources, Effects and Risks of Ionising Radiation*. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. 1988 Report to the General Assembly, United Nations, New York.





家庭と職場におけるラドン-222  
に対する防護

定価 2,472 円 (本体 2,400 円・税 72 円)

平成 7 年 3 月 1 日初版第 1 刷発行

© 1995

翻 訳 社 団 日 本 ア イ ソ ト ー プ 協 会  
お よ び 法 人  
発 行

113 東京都文京区本駒込二丁目 28 番 45 号

電 話 (03) 3946-9682

振 替 東京 8-143345

発売所 丸 善 株 式 会 社

電算写植 レオ・プロダクト

印刷・製本 ㈱萬友社

ISBN4-89073-080-X C3340