解	説
---	---

ラドンによる肺線量の推定と問題点

下 道 国^{*1}

(1987 年 10 月 1 日受理)

Lung Dose from Radon Daughters

Michikuni SHIMO^{*1}

KEY WORDS : lung dose, radon concentration, equilibrium equivalent concentration, exposure, dose conversion factor, radioactive aerosol, deposition, effective dose equivalent

1. はじめに

ラドンガス^{*2}は、1900 年に DORN によって発見されて以来、大気中に存在する放射性気体として認知され、古くから現在に至るまで気象学や地質探査、温泉学等の分野で調査・研究の対象とされてきて、一般にもラドン温泉などの名称でその名はかなりよく知られている。原子力関連分野では、バックグラウンド放射線・放射能として、とくにモニタリングや環境試料の微量放射線の測定上、問題となることも少なくない。保健物理学上では、数年前まではウラン鉱山や同精練所等での放射線管理において留意されることがあっても、それ以外の施設ではほとんど注意されてこなかったといつてよい。

ところが、1982 年に国連科学委員会報告「原子放射線

とその影響」(UNSCEAR 1982 と略)¹⁾が公表されて以来、保健物理学の分野においても、被曝評価の観点から、ラドンが注目されるようになったのは周知のことである。いうまでもなく、ラドンによる人体への影響そのものが、1982 年を境として変化したのではない。その評価手法の変化によって顕在化したのにすぎず、それ以前の国連科学委員会報告その他においても、ラドンによる影響は明かにされていた。たとえば、1977 年国連科学委員会報告²⁾では、器官別の吸収線量が記載され、ラドンの影響がもっとも大きい気管支上皮細胞に対して 160 mrad/y (1.6 mGy/y) で、つぎに影響の大きい肺(胞)に対しては 30 mrad/y (0.3 mGy/y) となっている。

一方、大地からの放射線はどの器官に対しても 32 mrad/y (0.32 mGy/y) であって、気管支上皮細胞に着目するとラドンの影響は大地放射線の 5 倍と大きくなっている。もっとも、ラドンはごく一部の器官にしか大きく影響しないのに対して、大地放射線は全身にほぼ均等に影響するため、両者をそのまま比較するのは少々無理があり、またそうであるからこそ、放射線の人体への影響を同一の視点から評価するための手段として、ICRP Publication 26³⁾によって荷重係数が導入されたといえる。

この導入によって、ラドンによる影響を局部だけではなく全身の線量、すなわち実効線量当量として求めることができ、大地放射線や宇宙線による影響と対比できるようにになった¹⁾。この結果、自然放射線による被曝線

^{*1} 名古屋大学工学部原子核工学教室；名古屋市千種区不老町(〒464)

Department of Nuclear Engineering, Faculty of Engineering, Nagoya University; Furo-cho, Chikusa-ku, Nagoya 464.

^{*2} この小論では用語の使用法をつぎのようにした。たんに「ラドン」は「ラドンガス (Rn-222, Rn)」と「ラドン娘核種 (RaA, RaB, RaC の総称)」を合わせた意味とする。ただし、英語では radon は Rn だけを示す。また、たんに「肺」は「気管・気管支 (TB)」と「肺胞 (P)」を合わせて用い、「呼吸器官」は「気管・気管支 (TB)」, 「肺胞 (P)」, 「鼻・咽頭 (NP)」の総称である。さらに、たんに「線量」は「吸収線量」と「線量当量」, 「実効線量当量」を厳格には区別しないで使用する。「線量当量」と「実効線量当量」の混乱はないように注意したが、単位が同じであるので、読者においても注意されたい。

第1図 各種放射線のヒトへの影響

量の半分はラドンに由来すると評価されるようになったのである。

一般に、ラドンとその娘核種を含めて「ラドン」と称したり、トロンとその娘核種を含めて「ラドン・トロン」と一括して呼ばれることが多いが、以下に見るように、人間への影響という面からみても明確に識別されており、それぞれの線量も推定されているのである。しかし、ラドン系列とトロン系列の各核種は、それらの気中放射能濃度の差異のほか、半減期とエネルギーの違いがあるが、気中での性状や挙動は類似しているため、本解説では、ラドン娘核種を中心として、ラドンによる肺線量の計算方法とそこに含まれる問題点を中心に述べる。

なお、Po-210(RaD)以下の長寿命娘核種の気中濃度は短寿命娘核種の1/1,000以下と低く⁴⁾、それらの人体への影響も呼吸器官というよりも全身に及ぶことであるから、これらの核種を含まないこととする。

2. 各種放射線の人体への影響の割合

本論に入る前に、各放射線による人体への影響がどのように見積もられているかを、UNSCEAR 1982の本文とTable 1, 2ならびにFig. 2¹⁾をもとに整理した図を第1図に示した。もとよりこれは概数であって、環境放射線・能の経時変化や地域的・局地的差異、あるいはデータの偏りなどをあまり考慮しない平均的な値である。

同図から、すべての放射線によって人間が1980年の1年間に被曝した量(実効線量当量)は約2 mSvであり、その半分の1 mSvが自然放射線によることがわかる。その内訳は、気中に浮遊している放射性物質の呼吸による吸入(吸気放射線)が約45%(~0.90 mSv)である。

さらにその中をみると、気体であるRn-222(Rn)、Rn-220(Tn)よりも、それらの短半減期娘核種の金属原子であるポロニウム、鉛、ビスマス(Rn娘核種:Po-

第2図 ラドン濃度による肺の実効線量当量計算のフローチャート

218 (RaA), Pb-214 (RaB), Bi-214 (RaC), Po-214 (RaC'), Tn娘核種: Pb-212 (ThB), Bi-212 (ThC))のほうが影響が相当に大きく、Rn娘核種により81%, Tn娘核種により16%, 合計97%以上となっている。POHLら⁵⁾は、Tn娘核種による影響をRn娘核種による影響以上に推定しているが、それは数少ないデータから推測されたもので、問題が残る。

しかし、少なくとも親核種のRnやTnよりも娘核種のほうが影響の大きいのは明らかである。前者が気体で、気道の空气中に浮遊するRn・Tnしか影響を与えず、かつそこから体内に入り込まれるのはわずかな量であるのに対して、娘核種は呼吸気道の表面に沈着し、しかも呼吸のたびに繰り返し蓄積されるからである。

3. 肺線量の計算方法

大気中のラドン娘核種から肺線量を推定するには、UNSCEAR 1982¹⁾によるのがわかりやすく便利である。その概略を、フローチャートで示した第2図を参考にしながら述べる。

いま、大気中のラドンガス濃度が λ [Bq・m⁻³]であるとき、その大気の平衡ファクター equilibrium factor F [-] と被曝時間 T [h] がわかれば、線量換算係数 H_{eff}/λ_{eq} [Sv/(Bq・h・m⁻³)] を用いることによって、肺の実効線量当量 H_{eff} [Sv] を推定することができる。これを式で表すと、

$$H_{eff} = \lambda \cdot F \cdot T \cdot \left(\frac{H_{eff}}{\lambda_{eq}} \right) \quad (1)$$

である。

平衡ファクターは、ラドン娘核種による人体への影響を推定する目的で導入された。それはたんに各核種の放射能濃度の比ではなく、その半減期が長いために先祖の核種よりも危険性がいちだんと低いとみなされるPb-210(RaD)に至るまでの間に、 α 線をいくつ放出するかを考慮に入れた「ポテンシャルアルファエネルギー

第1表 ラドンとその娘核種のポテンシャルアルファエネルギーの計算値¹⁾

核 種	ポテンシャルアルファエネルギー			単位放射能当りの ポテンシャルアル ファエネルギー濃 度 $10^{10} \text{ J} \cdot \text{m}^{-3} / (\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3})$
	1 原子当り		単位放射能当り	
	MeV	pJ	10^{10} J/Bq	
Rn-222	19.2	3.07	14,700	14,700
Po-218	13.7	2.19	5.79	5.79
Pb-214	7.69	1.23	28.6	28.6
Bi-214	7.69	1.23	21.0	21.0
Po-214	7.69	1.23	0.000003	0.000003
総 計*			55.4	55.4

* 総計は Po-218, Pb-214, Bi-214 のポテンシャルアルファエネルギーの合計である。

第2表 実効線量当量の計算に使う要素の平均値¹⁾

	屋内	屋外
ラドン濃度 ($\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$)	30	3
平衡ファクター (—)	0.5	0.6
居住係数 (—)	0.8	0.2
変換係数 ($\text{mSv}/(\text{Bq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$)	8.7	17
実効線量当量 (mSv/y)	0.91	0.054

potential α energy」(第1表)と密接に関係している。詳しくは後述する。

ラドンガス濃度に平衡ファクターを乗じた量 χ_{eq} ,

$$\chi_{\text{eq}} = \chi \cdot F \quad (2)$$

を平衡等価ラドン濃度 equilibrium equivalent radon concentration [$\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3}$] という。

χ_{eq} [$\text{Bq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$] は照射量あるいは曝露量と称される量で、次の関係がある。

$$\chi_{\text{eq}} = \chi_{\text{eq}} \cdot T = \chi \cdot F \cdot T \quad (3)$$

ラドンガス濃度と平衡ファクターは、場所や時間によってさまざまに変動しているが、UNSCEAR 1982 は環境を屋内と屋外に二分して、それぞれの代表的な数値をあげているので、これを第2表に示した。

生活環境での1年間の肺の実効線量当量を、同表の数値と式(1)を使って計算すると、次のようになる。1年間の肺の実効線量当量個々のケース(いまの場合は屋内と屋外)について計算して合算すればよいから、

^{*3} この 0.96 mSv/y と第1図の 0.76 mSv/y の違いは、前者が温帯地方の代表値であるのに対して、後者は地球の平均値(ラドン濃度が約 25% 低い)であることによる。この数値を丸めると 1 mSv/y となる。

$$H_{\text{eff}} = H_{\text{eff}}(\text{屋内}) + H_{\text{eff}}(\text{屋外})$$

$$= 30 \times 0.5 \times (8.76 \times 10^3) \times 0.8 \times 8.7$$

$$+ 3 \times 0.6 \times (8.76 \times 10^3) \times 0.2 \times 17 \text{ mSv}$$

$$= 0.91 + 0.054 \text{ mSv/y}$$

$$= 0.96 \text{ mSv/y}$$

と計算される^{*3}。

いくつかの国で求められた屋内の実効線量当量を、平衡等価ラドン濃度とともに第3表に示した¹⁾。

もう一つの例として、著者らが種々の環境で得たデータをもとにして作成した仮想的なケース(職場4例と家庭1例)について、実効線量当量を計算した結果を第3図に示す。この計算の基になったデータは次のとおりである。平衡等価ラドン濃度は、実測データに基づき⁶⁾ 屋外で、 $3.0 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ 、屋内の家庭で昼間 $5.6 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ 、夜間 $13 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ 、職場で6, 11, 40, $95 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ の4例とした。また居住係数は、年間で屋外が8.3%、家庭が64.5%、職場が27.2%とし、職場に行かない人の場合では、家庭91.7%、職場0%とした。呼吸量は UNSCEAR 1982 に示されている軽作業と休息の値を用いた。

家庭で夜間が高いのは、窓やドアを閉じることによって屋内にラドンが蓄積するからである。しかし、最近のように建物の気密性が大変よくなり、冷暖房を装備した住宅や寒冷地などではこれより高い濃度が報告されており⁷⁾、生活のスタイルや地域によってかなりの違いがある。職場で $6 \sim 11 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ 程度の開きは建物の構造、換気の有無やその方式などによって、十分ありうる。40, $95 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ は高度に気密性よい建物や、換気がリサイクル方式であったり、地下街などの特殊なところでは十分にありうる値である⁸⁾。

第3表 各国のタイプの異なる家屋についての平衡等価ラドン濃度と実効線量当量 (平衡ファクターは0.5と仮定)¹⁾

国または地方名	構 造 な ど	平衡等価ラドン濃度	実効線量当量
オーストリア	ザルツブルグでの平均値	12	0.7
カナダ	代表的な家屋	17	1.0
デンマーク	地下室, 厚い素材	4.8	0.3
フィンランド	2階建以上	17	1.0
西ドイツ	32の家屋の平均	8.1	0.5
ハンガリー	独立した家屋	20	1.2
	多くの平均値	120	7.3
ノルウェー	2階建以上	11	0.7
	平均値	26	1.6
ポーランド	平均値	6~17	0.4~1.0
スウェーデン	平均値	60	3.7
英 国	1戸建家屋	15	0.9
	平均値	13	0.8
米 国	ニュージャージーとニューヨークの平均	15	0.9
ソ 連	2階建以上	4.8	0.3
	1戸建平屋	16	1.0
他 の 諸 国	おもに石造の集合住宅	18	1.1

第3図はある生活スタイルを想定したケーススタディで、実効線量当量は0.68~2.80 mSv/y となったが、かなり多くの人はこの程度の幅の中で生活していると考えることができよう。

4. 肺線量計算上の諸問題

前節でみたように、気中のラドンガス濃度がわかれば、それによる肺線量を簡便に推定することができるが、計算過程でいくつかの仮定や割りきりなどを含んでいるので、それについて以下に述べる。

4.1 ラドンガス濃度

ラドンは、陸上と海上の大気中の濃度とそこでの動態から推測すると、その90%以上は陸上起源と考えることができる。陸上大気中の濃度は場所による差異のほか、時刻や季節により変動があり、通常、4 Bq・m⁻³ (~100 Bq・m⁻³) をはさんで、上下1桁近い幅を考慮する必要がある⁸⁾。人体へのラドンの影響を考える場合は、屋内濃度の方が屋外濃度よりも高いこと(日本の家屋では屋外濃度の数倍から十倍程度⁹⁾、欧米では数百倍の例もある¹⁾。後述の第5表参照)と、生活時間の長さに配慮しなければならない。

一般に、屋内濃度が屋外よりも高くなるのは、建材に使用するコンクリートや石、アスベスト、石膏ボードが

第4表 基準家屋内での各ラドン発生源の重要性の比較¹⁾

発 生 源	ラドンガス放出率 (kBq・d ⁻¹)	注 釈
建材と建物下の土壌*	60	散逸率2×10 ⁻³ Bq・m ⁻² ・s ⁻¹
水	4	4 kBq・m ⁻³ の水1日当り1 m ³ 消費, 100%放出
屋外空気	10	屋外のラドンガス濃度: 4 Bq・m ⁻³ , 換気率: 0.5 h ⁻¹
天然ガス	3	
LPG	0.2	

* 一部の家屋では、土壌がきわめて大きい発生源である

ウランやラジウムを含んでいて、そこで発生したラドンガスが屋内に漏れ出てくるため、建物の気密性や換気の有無にも強く関係している。また、地下室の利用や、アメリカなどでは生活用水や天然ガスの使用も原因となっている¹⁾。ここでは、仮想的な家屋で屋内ラドンガスの発生源の重要性について比較した例¹⁾を第4表に示すに留め、屋外および屋内の濃度やその変動ならびに挙動

第3図 ラドン濃度が変化した場合の1年間の実効線量当量の例

の詳しい解説は他書に譲る¹⁰⁾。

4.2 平衡ファクター

ラドンによる肺線量とは、先述したように、実際にはラドン娘核種による寄与をいうのであるため、本来の目的からするとラドン娘核種の各濃度を測定しなければならない。しかし、多くの場合それがラドンガスの測定に比べてかなり困難であるため、ラドンガス濃度を測定し、それから肺線量を推定する方法がとられており、それが前述した、ラドンガス濃度に平衡ファクターを乗ずる方法である。

平衡ファクターの定義は、「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を、ラドン濃度が等しくかつ娘核種が放射平衡状態にあるとしたときのポテンシャルアルファエネルギーで除した値」である。すなわち

$$F = \frac{\sum_{i=1}^3 X_{a,i} \frac{\epsilon_i}{\lambda_i}}{\lambda \sum_{i=1}^3 \frac{\epsilon_i}{\lambda_i}} \quad (i=1, 2, 3) \quad (4)$$

と表される。ここで、 λ はラドンガス濃度を、 $X_{a,i}$ はラドン娘核種濃度を、 ϵ_i は i 核種の1原子当りのポテンシャルアルファエネルギー（第1表参照）を、 λ_i は i 核種の崩壊定数を、 $i=1, 2, 3$ はそれぞれ RaA, RaB,

第5表 建屋内の平衡ファクターの例¹⁾

建物の種類と数	ラドンガス濃度 (Bq・m ⁻³)	平衡ファクター
フィンランド		
集合住宅, コンクリート (15)	48	0.45
独立住宅, コンクリート (2)	130	0.38
集合住宅, レンガ (7)	26	0.63
独立住宅, レンガ (5)	33	0.45
独立住宅, 木材 (6)	30	0.43
カナダ*		
ハリーツフィールド, トレーラー	18.5-152	0.2-0.4
ビッグアクラス, 地下室	<18.5	0.4
ジェルドレイク, 地下室	126	0.1
ハプリーレイク, 台所	26	>0.6
ハイランドパーク, 地下室	56	>0.2
居間	110	0.1
ウッドランド, 地下室	707	0.1
台所	240	0.4

* 水道水中のラドンガス濃度が高い

RaC (RaC' は半減期が短いので、便宜的に RaC から α 線が出るとして取り扱う) を表す。

平衡ファクターは、通常、既知として取り扱われることが多い。それは屋内外やトンネルなどいくつかの環境で、換気率を変えて実測したラドン娘核種濃度から求められているために、幅広い値の平均的な値である。ラドンガス濃度と平衡ファクターの実測例として、フィンランドとカナダでの値¹⁾を第5表に示した。同表からわかるように、通常、ラドンガスとその娘核種が放射平衡にあることはほとんどなく、平衡ファクターは0~1の間の数値をとる。このような値を環境条件などが違う場所に適用していくのは、必ずしも適切であるとはいえない。

なお、平衡ファクターは、部屋の大きさや換気率が決まれば、それから計算で娘核種濃度が求められるのであるが¹¹⁻¹³⁾、その使用に際しては、家具・調度品の存在や空気の流れの不均一性などへ配慮する必要がある。

現在、ラドン娘3核種はそれぞれの濃度を知ることの重要性が認識され、実測も行われつつある。近い将来、ラドン娘核種が直接連続的に精度よく測定できるようになれば、平衡ファクターは不用となる。

4.3 平衡等価ラドン濃度とポテンシャルアルファエネルギー濃度

平衡等価ラドン濃度 χ_{eq} [$Bq \cdot m^{-3}$] はラドンガス濃度に平衡ファクターを乗じて求めるか、ラドン娘核種から直接計算するかのいずれかである。前者の方法に問題のあることはすでに述べたとおりである。後者は、たんにラドン娘核種濃度 [$Bq \cdot m^{-3}$] の和を取るのではなく、個々の核種にポテンシャルアルファエネルギーの割合を乗じて (式(4)右辺から χ を除いた量)、和を取るのである。

さて、人体への被曝を計算する場合、単位時間当たり、単位体積当りに与えられるエネルギーを考えなければならないから、放射能濃度ではなく、実際に細胞をヒットする α 線のエネルギーの総和が問題となる。したがって、ポテンシャルアルファエネルギー濃度という量は合理的である。

ポテンシャルアルファエネルギー濃度 C_{pot} [$J \cdot m^{-3}$] は、次式で定義されており、式(4)右辺の分子に相当する。

$$C_{pot} = \sum_{i=1}^3 \chi_{a,i} \frac{\varepsilon_i}{\lambda_i} \quad (i=1 \sim 3) \quad (5)$$

なお、平衡等価ラドン濃度 χ_{eq} からポテンシャルアルファエネルギー濃度 C_{pot} への変換は、第1表の単位放射能当りのポテンシャルアルファエネルギーの値を使って、

$$C_{pot} = 5.54 \times 10^{-9} \chi_{eq} \quad (6)$$

で計算される。

4.4 被曝時間 (居住時間)

被曝時間あるいは居住時間とは、あるラドン濃度下にとどの位の時間滞在していたかを表す時間であり、1日に対する時間配分で表わすとき、居住係数 occupancy factor という。

これについて、BROWN¹⁴⁾ のイギリスにおける調査があり、それによると、全屋内の居住係数は90%、家庭では75%、主婦では83%となっており、家庭にいる75%の内41%は寝室で、34%は他の部屋となっている。この数値は生活様式によって変わるであろうし、また先に述べた屋内ラドン濃度との組合せで考えると、居住係数を細分化して扱うことも必要となろう。

なお、UNSCEAR 1982¹⁾ では、ある一定期間の被曝を推定する場合、一般公衆について、この量を屋内と屋外の滞在時間に二分して、前者に滞在する割合を0.8、後者を0.2としている。

4.5 照 射 量

これは、平衡等価ラドン濃度 χ_{eq} またはポテンシャル

第6表 公衆の屋内の線量変換係数¹⁾

変換係数	単 位	屋 内	屋 外
H_{eff}/I_{pot}	Sv/J	2.0	3.0
$H_{eff}/\tilde{C}_{pot}$	Sv/($J \cdot h \cdot m^{-3}$)	1.6	3.0
H_{eff}/χ_{eq}	nSv/($Bq \cdot h \cdot m^{-3}$)	8.7	17

アルファエネルギー濃度 C_{pot} に被曝時間を乗じた量であることは前述した。沈着している間にクリアランス等によってなくなった分は考慮されていない。それらについては、この後のステップで考慮されるので、照射量そのものには問題はない。

4.6 線量変換係数

式(1)では、線量変換係数は、照射量 $\tilde{\chi}_{eq}$ から実効線量当量 H_{eff} を求める場合の係数として与えられている。

ところで、線量変換係数は一つとは限らない。事実、UNSCEAR 1982 付属書D¹⁾ には、すでに示した「(平衡等価ラドン濃度で示した) 照射量-実効線量当量」変換係数 $H_{eff}/\tilde{\chi}_{eq}$ [$Sv/(Bq \cdot h \cdot m^{-3})$] のほかに、「(ポテンシャルアルファエネルギー濃度で示した) 照射量-実効線量当量」変換係数 $H_{eff}/\tilde{C}_{pot}$ [$Sv/(J \cdot h \cdot m^{-3})$] と、「摂取量-実効線量当量」変換係数 H_{eff}/I_{pot} [Sv/J] が記されている。なお、 $H_{eff}/\tilde{\chi}_{eq}$ と H_{eff}/C_{pot} はその中に H_{eff}/I_{pot} を含んでいる。これらを第6表にまとめた。摂取量 I_{pot} は照射量 $\tilde{C}_{pot}$ と呼吸量 V の積で表され、

$$I_{pot} = \tilde{C}_{pot} \cdot V \quad (7)$$

である。

5. 線量変換係数に含まれる諸要素

ここで問題となるのは H_{eff}/I_{pot} であるが、この係数はさまざまな知見を勘案して決められている。すなわち、解剖学に基づく肺の構造はどのようになっているのか、そこへどのような大きさの粒子が入ってきて、呼吸気道のどの部分にどれだけ沈着するのか、沈着粒子は排泄されるのか、沈着した粒子から出た α 線がどの細胞に損傷を与えるのか、などに関してである。これらの項目を第4図に示したが、これらの諸点を以下に述べる。

5.1 呼 吸 量

呼吸量あるいは呼吸パターンが個人個人に強く依存するのは、先に述べた被曝時間と同様か、それ以上である。年齢、性、活動状態 (運動中とか睡眠中などの違い)、あるいは人種等によってもかなり変化すると思われる。その例を第7表に示した。UNSCEAR 1982 では一般公衆の場合、屋内生活では $0.8 m^3/h$ 、屋外生活では $1.0 m^3/h$ 、職業人に対しては $1.2 m^3/h$ を与えている。

第4図 照射線量から実効線量当量を求めるフローチャート

5.2 呼吸器官の構造

放射性粒子の呼吸気道への沈着量を求める上で、呼吸器官の解剖学上の知見は重要である。FINDEISEN が1935年に粒子の呼吸器官への沈着量を計算して以来、LANDAHL, BEEKMAN, その他によって肺のモデルが使われてきたが、最近では、1963年に出された WEIBEL のモデル (Weibel A モデル)¹⁵⁾、あるいはそれを修正したモデルが使われてきた。ところが、1979年に YEH-SCHUM¹⁶⁾によってよりヒトの肺に近いモデルが出され、ごく最近はこの沈着量の推定が試られるようになった。WEIBEL のモデルが左右の肺葉が対称であるのに対して、YEH-SCHUM のモデルは左右の肺が非対称で、右上葉、左上・下葉は4次分岐以降を、右中・下葉は5次分岐以降を対称2分岐管としている点に特徴がある。YEH-SCHUM モデルの気管・気管支領域の分類とその解剖学的数値を第8表に示した。肺構造も年齢などによって変化するので、注意が必要である。

実際の線量評価では、これらの解剖学的モデルを用いて気道の各分岐点 generation での沈着量を計算し、呼吸器官を次の三つの部位にまとめて取り扱われる。すなわち、①鼻咽頭 Nasal Pharynx NP, ②気管・気管支 Tracheo Bronchia TB, ③肺胞 Pulmonary P である。NP と TB 領域は空気の通気道であり、P 領域は換気機能を有している。

5.3 放射性エアロゾル (フリー成分と付着成分)

大気中には多種多様の粒子 (大気エアロゾル) が浮遊しており、その大きさは原子オーダーから数十 μm まで

第7表 線量計算に用いられた呼吸率の例¹⁾

位置	時間数 (h)	呼吸率 ($l \cdot min^{-1}$)	活動状態
屋 内	5.5	20	軽い動き
	8	7.5	休 息
	5.5	12.5	中 間
屋 外	2	20	
	3	12.5	
屋内 (合計)	19	$15 m^3 \cdot d^{-1}$	
屋外 (")	5	$5 m^3 \cdot d^{-1}$	
総計	24	$20 m^3 \cdot d^{-1}$

第5図 放射性エアロゾルの粒径分布の概念図 (D : 拡散係数, K : 電気移動度)

あり、その形状、組成もさまざまで、しかも濃度も含めて場所・時刻によって変動している。いま着目しているラドン娘核種は、ラドンから生まれたばかりのときは単体原子 (フリー成分) であるが、時間の経過とともに大気エアロゾルに付着して、ミクロン・オーダーの自然放射性エアロゾル (付着成分) を形成する。その概略を第5図に示した。

屋内外の空気中にはフリー成分と付着成分が共存しているが、その存在比率は屋内外の環境条件によって種々に変化している。これは肺線量を推定する上で計算を複雑にしている。その理由は、フリー成分は拡散係数が大きいため、吸気した場合、気管・気管支にほとんど沈着するのに対して、付着成分は肺胞まで入り、しかも全部が沈着するわけではないからである (次項で詳述)。屋内外空気中のフリー成分の比 f_p ^{*4)} の測定例を第9表に示した^{17), 18)}。UNSCEAR 1982¹⁾ では $f_p=0 \sim 0.05$ 程

*4) f_p は、フリー成分のポテンシャルアルファエネルギー濃度 (これは式(5)から求められる) の、全成分のポテンシャルアルファエネルギー濃度に対する比である。また、フリー成分の放射能濃度の全成分放射能濃度に対する比は f で、 f_p と f は異なる。さらに、ラドンガス濃度に対するフリー成分濃度を f と定義して使用する例もみられるので注意がいる。

第8表 YEH-SCHUM 肺モデルによる気管-気管支領域の分類 (単位 cm)^{16,19)}

分岐次数	右 肺 葉						左 肺 葉			
	上		中		下		上		下	
	長さ	直径	長さ	直径	長さ	直径	長さ	直径	長さ	直径
0	10.0	2.01	10.0	2.01	10.0	2.01	10.0	2.01	10.0	2.01
1	3.09	1.75	3.09	1.75	3.09	1.75	5.63	1.38	5.63	1.38
2	1.22	1.02	3.02	1.33	3.02	1.33	1.45	1.03	1.42	1.15
3	0.800	0.760	2.27	0.720	0.880	1.01	1.08	0.835	1.33	0.905
4	1.27	0.650	1.34	0.620	1.09	0.800	1.02	0.640	1.13	0.680
5	1.25	0.579	1.63	0.528	1.33	0.650	1.09	0.535	0.891	0.559
6	0.827	0.454	1.04	0.376	1.22	0.583	1.02	0.426	1.02	0.454
7	0.988	0.355	1.04	0.317	0.796	0.471	0.751	0.341	0.836	0.365
8	0.798	0.278	0.691	0.268	0.803	0.367	0.832	0.307	0.778	0.316
9	0.557	0.216	0.527	0.199	0.880	0.347	0.555	0.234	0.771	0.298
10	0.401	0.158	0.394	0.147	0.900	0.317	0.482	0.178	0.611	0.286
11	0.350	0.118	0.266	0.106	0.591	0.249	0.388	0.135	0.544	0.211
12	0.250	0.088	0.225	0.083	0.449	0.181	0.343	0.100	0.431	0.146
13	0.194	0.070	0.172	0.064	0.337	0.134	0.267	0.078	0.302	0.102
14	0.143	0.058	0.118	0.051	0.257	0.101	0.215	0.061	0.224	0.076
15	—	—	—	—	0.222	0.077	—	—	0.188	0.061
16	—	—	—	—	0.158	0.066	—	—	—	—

第9表 放射性エアロゾル各成分の大気中での存在比の例^{17,18)}

	全 成 分			フリー成分			f_p	F
	RaA :	RaB :	RaC	RaA :	RaB :	RaC		
①	1	1	1	0.20	0.020	0.0044	0.033	1
②	1	0.78	0.78	0.49	0.050	0.011	0.11	0.80
③	1	0.80	0.80	0.55	0.088	0.032	0.14	0.82
④	1	0.24	0.12	0.60	0.084	0.011	0.39	0.28

(注) ①, ②は文献 17) ③, ④は文献18)

度と見ているが、この例から 0.1 以上の例のあることがわかる。また、同表に一緒に示してある全成分の存在比を合わせ見ることによって、全成分とフリー成分の比率も幅の広いことがわかる。

付着成分の放射能粒径分布を知ること、沈着量を評価する上できわめて重要であるが、最近までは低濃度に由来する測定上の困難から、自然大気中での実測例は、 f_p の実測と同様に大変少ない。測定例¹⁹⁾ を第6図に示した。同図の例では粒径分布に幅があるが、近年測定法の開発も進み²⁰⁾、杉山²¹⁾の最近の測定では、半径で 0.05~0.2 μm にピークのくる例が多い。さまざまな生

活環境において、 f_p を決める RaA, RaB, RaC のフリー成分と付着成分の粒径分布の実測は、低濃度のためかなり困難であるが、これからの課題である。

5.4 粒子の呼吸器官への沈着

現在まで、粒子の肺への沈着量は理論計算で推定されたものがほとんどである。この沈着量の計算は第7図に示した流れで行う。フリー成分は気道を円管に模擬することによって、GORMLEY-KENNEDY (G-K)²²⁾ の式で計算できる。付着成分については、単分散粒子の沈着率と実際の粒径分布とから求められる。この G-K 式および肺モデルには、先に述べた項目 (呼吸量や呼吸器官の構

第6図 自然大気中の放射性エアロゾルの粒径分布の測定例¹⁹⁾

W : WILKENING (1952), KK : KAWASAKI-KATO (1958), KN : KAWANO-NAKATANI (1961), M : MOHNEN (1969), S : SOILEUX (1970), N : 中谷 (1972), I : 石田 (1972), A : 下ら (1981)

第7図 放射性エアロゾルの呼吸器官への沈着量計算のフローチャート

造) が関与しており、それらは年齢、性等によっても変化するため、詳細な評価は簡単ではない。こうして得られたフリー成分の沈着量にフリー成分比 f を、付着成分の沈着量に $(1-f)$ を乗じて和をとることによって、全沈着量が得られる。この計算は多くの研究者によって行われてきたが、最近では、JACOBI-EISFELD²³⁾、JAMES-BERCHALL²⁴⁾らの詳しい計算がある。

ここでは、Weibel A モデルに若干の補正をくわえて計算した高橋・伊藤の単分散粒子の沈着率²⁵⁾に、実測で得た粒径分布を用い、標準的な大人の男性について求めた筆者らの沈着量の例²⁶⁾を、第8図に示した。また、この結果を用いて、RaA 濃度が $1 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ のときの NP, TB, P 各領域1時間当りに付与されるエネルギー (クリアランスは考えない) を求めた結果²⁷⁾を、第9図に示した*5。同図では、 $f_p = 0.1$ で沈着量が 100 GeV/h であ

るから、これを被曝量当りの吸収線量に直すと $16 \text{ nSv/} (\text{Bq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ となる。これは後述する線量変換係数 (第11表 b) と比較できる量で、このように半理論計算から線量換算係数が求められる (実際にはさらに補正がある)。なお TB への沈着量が P より少なくなっているが、質量当りに直すと同量かそれ以上になる。

最近、杉山²¹⁾は YEH-SCHUM のモデルにもとづく TAKAHASHI-KAWAMURA²⁸⁾ の沈着率計算に、実測粒径分布を作用させて沈着量を求めているが、それによると肺胞での沈着量が減少している以外はあまり大差がない。

後述する線量変換係数では、このような粒子系に対して、放射能中央径 $\text{AMD} = 0.2 \mu\text{m}$ (半径 $0.1 \mu\text{m}$) とわりきっているが、割り切ることに問題があるとしても、その取り方は妥当である。また、ICRP 肺動力学に関する作業部会²⁹⁾によると、エアロゾルが正規分布をしていれば、粒子の沈着量はその広がりに関係なく AMD でほとんど決まるとしている。

また、これまでフリー成分で鼻・咽頭などに沈着する量を無視していたが、吸入量の 50% 以上 (プラスチックモデルを用いた MARTIN-JACOBI の実験³⁰⁾、あるいは 62% (GEORGE-BRESLIN の実験³¹⁾) とする研究がある。さらに、年齢、呼吸器官の形状、呼吸量や生活時間配分の違いによって沈着量の変わり、しかもそれほど単純でないことが、HOFMANN ら³²⁾、XU ら³³⁾、SHINOHARA³⁴⁾ によって指摘されている。このような現状か

*5 他の量は、娘核種の存在割合は第9表、呼吸量は $1.3 \text{ m}^3/\text{h}$ 、粒子の平均粒径は $1.5 \mu\text{m}$ とした。

第 8 図 放射性エアロゾルの沈着量

(a)フリー成分, (b)付着成分, (c)フリー成分+付着成分¹⁹⁾ (TV: 1 回の呼吸量, $\hat{r}$: 平均粒子半径)

ら、粒子の呼吸気道への沈着量の詳細な評価もまた、模型や動物あるいはヒトでの実験的検証を含んだ、今後の重要な課題である。

5.5 基底細胞の位置

α 線の生体組織中での飛程は数十 μm であるから、 α 線を出す粒子の沈着場所とならんで、放射線によってダメージを受ける細胞の位置を知ることがきわめて重要である。標的となる気管支上皮細胞（細胞分裂を起こす基幹細胞）は気管支気道の表面から 22 μm の深さにある

とされる³⁵⁾。これより表面に向けて杯状細胞、繊毛、粘液があるが、それらは α 線を受けてもダメージとはならない。この細胞の位置はさらに深くなること³⁶⁾もあるようであるが、深くなるほど α 線から受けるダメージは軽減する²³⁾。

5.6 クリアランス

気管・気管支には繊毛がはえており、それは気道上の異物を常に粘液とともに一定の速度（ $\sim 1\text{ cm/s}$ ）で、外に向けて移動させており、気管から食道の方へ嚥下され

第9図 ラドン娘核種の沈着量

る。ここで問題となるのは、喫煙の習慣による繊毛の劣化である。しかし、喫煙による害は別にすると、線量評価では喫煙の習慣がそのままだちに線量を高めることには繋がらない³⁶⁾。これには、フリー成分が気管・気管支に多く沈着することは前述したが、喫煙者ではたばこの煙によってフリー成分はより大きい粒子に成長して、気管・気管支への沈着量が減るからであるとか、繊毛の燕下作用の低下によるからであるからなど、いくつかの説明が試みられているが、たとえば、気動内において粒子が水分子と結合して成長する重要性は指摘されているが、その実証データは皆無に等しく、いまひとつ明確ではない。

5.7 線質係数と荷重係数

α 線の線質係数については、10 から 20 に変更された値が UNSCEAR 1982 で使われている。吸収線量で評価する場合は、それ以前と変わらないが、線量当量では2倍となったわけである。

荷重係数は肺全体について 0.12 であるのに対して、これを 1/2 して気管・気管支とそれ以外部位に、それぞれ 0.06 を与えることは前述した。

実効線量当量を求めるときは、吸収線量に線質係数と荷重係数を作用させるのであるが、5.9 で述べるように、それほど単純に計算されるのではないので注意を要する。

5.8 肺線量評価モデル

肺線量評価モデルは、線量学的手法を入れて肺線量を評価する上で用いられる特別のモデルである。肺全体の癌の発生状況を見ると、肺癌の大部分は気管支癌である

という事実から、気管・気管支を重視する「局部肺線量評価法 Regional Lung Dose Model, RLD」と、肺全体を均等にみる「平均肺線量評価法 Mean Lung Dose Model, MLD」の二方法がある^{1,37)}。肺全体の重量を 1 kg としたとき、気管・気管支は 45 g しかなく、残りの部分が 955 g とする。RLD ではこの 45 g と残りの 955 g とを同じ重みで取り扱う。すなわち、線量当量から実効線量当量を求めるときの肺の荷重係数 0.12 を 1/2 して、0.06 ずつ与えるのである。他方、MLD では、肺を一つの組織として扱うため、荷重係数は分割しない。したがって、癌の発生状況にかかわらず、気管・気管支の重みは 95/1,000 でしかない。RLD は UNSCEAR Rept. 1982 によって採用された。具体的な取り扱いの例は次で述べる。

5.9 線量変換係数の導出

(1) 「照射量と吸収線量」の関係

まず、たんなる気中濃度と滞在時間の積で表される「照射量 WLM (または $\text{Bq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3}$)」と、実際に生体組織への吸収を表す「吸収線量 rad (または J)」の関係が明かにならなければならない (WLM は被曝量を表す単位で、詳しくは付録参照)。これも線量変換係数あり、きわめて重要な量である。ここでは、後述の線量変換係数とまぎらわしいので、「線量ファクター」とする。純粋な計算からは、呼吸量が $1.2 \text{ m}^3/\text{h}$ (作業者) の場合、 $0.42 \text{ rad}/\text{WLM}$ (付録から簡単に求められ、呼吸量 $1.0 \text{ m}^3/\text{h}$ で $0.35 \text{ rad}/\text{WLM}$, 同 $0.8 \text{ m}^3/\text{h}$ で $0.28 \text{ rad}/\text{WLM}$) であるにもかかわらず、過去さまざまな数値が与えられてきた。それがどのように違うか、NCRP Rept. 78³⁶⁾ から引用し、第 10 表に示した。

このようにさまざまな数値がある理由として、黒沢³⁸⁾ は実際の被曝量の推定にかなりの問題のあることを指摘している。すなわち、実際にそれぞれの作業現場で、線量を評価するための平衡等価ラドン濃度を的確に求めることは至難であろうし、また、すでに 5.4 でみたように、粒子の呼吸器官への沈着量は呼吸量や吸入する粒子の成分比や粒径に依存しているために、平衡等価ラドン濃度から推定される被曝線量 (WLM) が、そのまま実際に人体に吸収される線量とはならないのは当然であり、さらに 5.8 の肺線量評価モデルによっても異なるなど、その見積りが研究者によって違うということなのである。1980 年以降は rad/WLM ではなく、 Sv/J で示されているが、これは単位の変更によるものである。

(2) 「摂取量と線量当量 ($I_{\text{pot}}-H$)」の関係

JACOBI-EISFELD²³⁾ によると、摂取量 I_{pot} に対する線量当量 H (変換係数 A とする) は、肺を二つの領域に

第 10 表 照射量と吸収線量の関係（線量ファクター）

研 究 者	年	rad/WLM (1980 年以降：Sv/J)*	注 釈
BALE	1951	7.5	
MORGAN	1954	2.6	
SHAPIRO	1954	0.12	肺
		0.31	気管・気管支
BALE-SHAPIRO	1956	0.50	
CHAMBERLAIN-DYSON	1956	0.38	
HULTQVIST	1956	0.42	
USPHS	1957	0.11	肺
		1.4	気管・気管支
ALTSHLER <i>et al.</i>	1964	3.5	口呼吸
		1.9	鼻呼吸
JACOBI	1964	3.1	口呼吸
HAQUE-COLLINSON	1967	11.0	口呼吸
		8.0	鼻呼吸
FRC Report	1967	2.8	
HOLLEMAN	1968	0.8	
NELSON <i>et al.</i>	1969	14	口呼吸
		6	鼻呼吸
WALSH	1970	1.6	気 管
		0.5	気管支
NIOSH/NIEHS	1971	2.0	
JACOBI	1972	0.07-1.0	鼻呼吸
HARLEY-PASTERNAK	1972	0.23-1.1	鼻呼吸
UNSCEAR	1977	1.0	気管・気管支
		0.15	肺 胞
		0.2	肺全体
		0.15	肺全体
JACOBI-EISFELD	1980	18+170 f_p	基底細胞
		5.2(1- f_p)	肺 胞
		7+3 f_p	肺全体
HARLEY	1980	0.58	
JAMES-BIRCHALL	1980	14+560 f_p	基底細胞
ICRP Publ. 32	1981	15+100 f_p	基底細胞
		3.3(1- f_p)	肺 胞
		4.2+1.6 f_p	肺全体
UNSCEAR	1982	2(→0.68 rad/WLM* ²)	職業人, 肺全体
		2(→0.45 ")	公衆, 屋内, 肺全体
		3(→0.88 ")	公衆, 屋外, 肺全体
計算から		0.42 rad/WLM* ³	呼吸量 1.2 m ³ /h
		0.35	1.0 "
		0.28	0.8 "

*1 「実効線量当量」を示す Sv である。

*2 1979 年以前の値と比較できるように文献39) から筆者が計算。

*3 1 WLM=3.54×10⁻³ J・h・m⁻³ (付録参照) から計算。

第 11 表 線量変換係数

(a)被曝線量と吸収線量の関係(変換係数 A)、(b)摂取量と実効線量当量の関係(変換係数 B)と照射量と実効線量当量の関係(変換係数 C)

a.

領 域	変換係数 A $H/I_{\text{pot}}(\text{Sv/J})$
気 管 支	15~40
肺 胞	2~ 5

b.

対 象	変換係数 B $H_{\text{eff}}/I_{\text{pot}}(\text{Sv/J})$	変換係数 C $\text{nSv}/(\text{Bq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3})$
職 業 人	2	13.3
公衆, 屋内	2	8.7
屋 外	3	17

分け, f_p の関数として与えている。すなわち,

気管支領域: $a_{\text{TB}} + b_{\text{TB}}f_p$,

肺胞領域: $a_p(1-f_p)$

である。 a , b はそれぞれ付着成分とフリー成分の変換係数で, 種々の検討の結果, 第 11 表に示されているように, $a_{\text{TB}}=18$, $b_{\text{TB}}=170$, $a_p=5.2$ である。

ここで, フリー成分比を $f_p=0\sim 0.05$, 放射性粒子の放射能中央径 $\text{AMD}=0.2\ \mu\text{m}$, 線質係数を 20 とすると, H/I_{pot} が簡単に得られる(第 11 表 a に示した)。

(3) 「摂取量-実効線量当量 ($I_{\text{pot}}-H_{\text{eff}}$)」変換係数

UNSCEAR 1982¹⁾では, 第 11 表 a に示した JACOBI-EISFELD の結果を引用しているので, これに従って述べる。

この関係(変換係数 B)は以下のように求められる。どちらの肺線量評価モデルを使用するかを決めた上で, 変換係数 A , 気管・気管支と肺胞および荷重係数を用いる。 H/I_{pot} は, 気管・気管支領域が 15~40, 肺胞領域が 2~5 であるから, 局部肺線量評価法では,

$$\begin{aligned} H_{\text{eff}}/I_{\text{pot}} &= (15 \times 0.06 + 2 \times 0.06) \\ &\sim (40 \times 0.06 + 5 \times 0.06) \\ &= 1.02 \sim 2.9 \\ &= 1 \sim 3 \text{ Sv/J} \end{aligned}$$

となる。一般傾向として, フリー成分は拡散係数が大きいために物体表面によく沈着するから, 粒子群としては, 屋内のほうが屋外よりも粒径が大きいほうにシフトする。このことを考慮に入れて, UNSCEAR 1982 では, 職業人, 公衆の屋内と屋外の変換係数 B として, 割り切ってそれぞれ一定の値(第 11 表 b)を与えている。

(4) 「照射量-実効線量当量 ($\bar{x}_{\text{eq}}-H_{\text{eff}}$)」変換係数

この関係(変換係数 C)は以下のように求められる。

第 1 表の単位放射能当りのポテンシャルアルファエネルギーの総計の値を使う。これに呼吸量と変換係数 B を乗じて求める。呼吸量は, 職業人: $1.2 \text{ m}^3/\text{h}$, 公衆で屋内: $0.8 \text{ m}^3/\text{h}$, 同屋外: $1.0 \text{ m}^3/\text{h}$ であるから,

$$\begin{aligned} [\text{職業人}] \quad H_{\text{eff}}/\bar{x}_{\text{eff}} &= 55.4 \times 10^{-10} \text{ J/Bq} \times 1.2 \text{ m}^3/\text{h} \\ &\times 2 \text{ Sv/J} \\ &= 13.3 \text{ nSv}/(\text{Bq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}) \end{aligned}$$

となる(公衆の値とともに第 11 表 b にまとめた)。

5.4 で述べたように, この変換係数 B は半理論計算で求めることができるが, 実際にはここで示したように, 実際の作業現場での被曝量の推定と, 疫学調査等の結果を参考にして求められている。

ここで, UNSCEAR 1977 と UNSCEAR 1982 の線量変換係数を, 職業被曝の肺全体の値と比較すると, 前者が 0.2 rad/WLM , 後者が 0.68 rad/WLM (換算推定値)となっていて, 後者のほうが 1 WLM 当りの線量が大きくなっている。しかし, 前者は平均肺線量評価法での変換係数であるのに対して, 後者は局部肺線量評価法での変換係数であるから, このままこの数値だけを比較することはよくない。UNSCEAR 1977 の値を, 直接比較ができる局部肺線量評価法での変換係数に直すと, 逆に 1.15 rad/WLM と大きくなる³⁹⁾。肺の実効線量当量でみると, 変換係数と肺線量評価法の違いのほかに, ラドンガス濃度の違いなども入って, 結局あまり差のない結果となっている^{39,40)}。

5.10 推定被曝線量と発癌実数の関係

前項までに, 実際の吸収線量と推定される被曝線量の関係(「摂取量-実効線量当量」変換係数の導出過程)をみてきたが, もう一つ抜きにできないのは, 推定被曝線量と発癌実数との関係である。つまり, (実際の)摂取量-(場から予想される)推定被曝線量-発癌実数の関連である。そしてこれは, ウラン鉱夫以外のデータから導かれている「線量-発癌数」(リスク係数)と整合性がとれていなければならない。

そもそもラドンと肺癌との関係は, 16 世紀以来シェネーベルグ病として鉱山労働者に恐れられていた病気が, 1944 年 LORENZ によってラドンとその娘核種に起因するのである, と指摘されたことによる⁴¹⁾。それ以来, 欧米ではウラン鉱夫や蛍石鉱夫に関する多くの研究がある。

最近, KUNZ ら⁴²⁾は推定被曝線量と発癌実数との関係に関して報告している(第 10 図)。これは, 1948 年から 1975 年の間, チェコスロバキアのウラン鉱夫で得られた

第 12 表 線 量 の 変 動 幅³⁶⁾

要 素	変化の幅	線 量
1. フリー成分 (RaA : 7%)	4~20%	-10~+30%
2. 非平衡度 (1 : 0.9 : 0.7 : 0.7)	1 : 0.9 : 0.6 : 0.4	-20%
3. 沈着モデル		数%
4. 粒径分布 (=0.125 μm)	0.05~0.17 μm	+100~-20%
5. 上皮細胞への線量		数%
6. 呼吸パターン	活動~休息	+20~-25%
7. 気管の形態的な違い (大人)	小人	+60%
8. 粘膜繊毛による除去 (1cm/min)	静止	+10%
9. 粘膜の厚さ (15 μm)	無~2 倍層	+20~-30%
10. 標的細胞の位置 (22 μm)	45 μm	-80%

* 非平衡度の数値は放射能濃度比で、Rn : RaA : RaB : RaC の値。

第 10 図 ウラン鉱夫の過剰肺癌発生数⁴²⁾

データで、ラドン娘核種の被曝量に対する過剰な発癌を 1,000 人当りの数で示したものである。同図に示されているように、「線量と発癌」の関係 (線量-効果関係) は直接関係にあり、この関係は広島・長崎の原爆データなどと矛盾するものではない。これから、 $20\sim30\times10^{-5}/\text{WLM}$ または $10\times10^{-6}/\text{y}/\text{WLM}$ のリスク係数が得られる。ICRP が主勧告 Publication 26 で採用した値は KUNZ らの値よりも大きいが、同 Publication 32 では KUNZ らの値に近い。このような違いは、結局、照射量 (推定被曝線量) の見積りのあいまいさと、それと結びついた線量ファクターの不確かさに帰着される。

5.11 ま と め

アメリカ放射線防護委員会はその報告書 (NCRP No. 78)³⁶⁾ のなかで、上記要素の変動幅と、線量に及ぼす割合を整理しているので、これを第 12 表に示す。これから、上記要素の値が変動して、線量が大きく増加するのは、放射性エアロゾルの粒径分布と気管の形態学的な違

第 11 図 線量変換係数と f_p の関係³⁷⁾

いの場合であり、逆に線量が大きく減少するのは、標的細胞の位置が変わった場合であることがわかる。

この一例として、フリー成分比や肺線量評価モデルの相違によって、「照射量-線量当量」変換係数がどれほど違うかを第 11 図に示した³⁷⁾。UNSCEAR 1982 では、2 Sv/J、3 Sv/J と割り切っているが、かなり変わり (大きくなり) 得ることがわかる。

また、それほど影響を与えないのは、沈着モデルの相違や繊毛の除去速度がある。これらには今後の十分な調査・研究に待つの、個人差によるもの、環境の変動に由来するものなどがあり、厳密に値を決めるのはむずかしい。

さらに、個人線量を求める場合と集団線量を求める場合とで計算手法は自から違ってくるし、集団線量についても、同一レベルに近いいくつかのグループごとに線量を求めて総和を取ったり、あるいは相互に比較していくことが重要となってくるであろう。

6. 発癌の可能性

6.1 肺癌発生数の推定

推定された肺線量によって、実際にどの程度の肺癌が発生するかを見積もるのはリスク評価の課題である。しかし前節で述べたように、線量変換係数を決定する際に、疫学調査で得られたウラン鉱夫の肺癌と被曝線量の関係がもとになっている点で、関係が深いので簡単に触れる。

青山・米原⁴³⁾によると、わが国の屋内ラドンを原因とする肺癌死亡者数は、ICRP の肺癌に対するリスク係数を用いると 460 人で、100 万人当りの全肺癌死亡者数が 37,000 人あることから、屋内ラドンに起因する死亡者は全体の 1.2% と推定している。

三枝によると、スウェーデン放射線防護局は、ラドン濃度が $1 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ のとき、100 万人当り 1 年間に 2.5 人の肺癌死を推定しているとのことであるから⁴⁴⁾、これをそのままラドン濃度と人口だけ変えて ($30 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$, 1.2 億人として) 日本にあてはめると、9,000 人となる。厚生省の指標第 33 巻第 4 号⁴⁵⁾から、昭和 59 年の気管・気管支および肺の悪性新生物による死亡がおよそ 27,000 人と計算されるので、自然大気中のラドンによる肺癌死は約 33% となる。

一方、N.H. HARLEY-PASTERNAK⁴⁶⁾ はアメリカにおける自然レベル Rn による発癌のリスクを論じている。そこではいくつかの仮定で計算しているが、たとえば、一般にありそうな濃度 (屋内: $830 \text{ pCi} \cdot \text{m}^{-3}$ ($30 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$), 屋外: $180 \text{ pCi} \cdot \text{m}^{-3}$ ($6.7 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$)) で、年齢等を考慮した生涯リスクでみると 32,000 余人となり、これは大きすぎる。第 10 表に示したリスク係数の取り方によって (KUNZ らの値を使う)、この数値は 1/5 となるが、これらの数値は非喫煙者の肺癌死の 100~20% に相当するという。彼らは、他の研究者の計算やウラン鉱夫のデータを参考にして低い方の値をとり、自然環境中のラドンによる発癌は、非喫煙者の肺癌死の 20% 程度はありそうだとしている。

以上の例でもわかるように、肺癌発生数の推定はさまざまな仮定や推定、不確かな値、割りきりのほか、ラドン濃度も限られた値を用いて求められるので、ある程度の幅が出ることはやむをえない。

6.2 ウラン鉱夫のデータの解釈

たとえば、COHEN-COEN⁴⁷⁾ はウラン鉱夫に関する豊富な疫学資料から、線量効果関係の原点への直線外挿を支持しており、またこの取扱いは国際的合意を得ているところでもある。

しかし、放射線管理の視点からを別にすると、たとえ

ば第 10 図においてデータを直線で近似することについては、一考の余地があると思われる。事実、いく人かの研究者はしきい値の存在する可能性を示唆しており、具体的な数値として、たとえば、N.H. HARLEY ら⁴⁸⁾ は 20~30WLM 以下 (ARCHER による)、あるいは 15 WLM (SNIHS らによる) を挙げている。仮に低線量領域 (30 WLM) 以下で⁴⁶⁾、しきい値の可能性が否定できないものであるならば、自然大気中のラドンによる発癌もまた十分に検討されなければならないといえるだろう。したがって、「もし自然界のラドンによって肺癌が発生するとするならば、この程度はあるかもしれない」ということであろう。

7. おわりに

屋内自然大気中のラドン濃度は温帯地方の平均値として約 $3 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ ($80 \text{ pCi} \cdot \text{m}^{-3}$) で、屋内濃度は $30 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ ($800 \text{ pCi} \cdot \text{m}^{-3}$) であり、これによる肺全体の実効線量当量は 1 年間で約 1 mSv となることを、UNSCEAR 1982 から引用した。これは全自然放射能によって受ける人体の影響のうち、ほぼ半分に相当する。この推定を行う過程で多くの事項が関与しているが、これらを

① ラドン濃度と平衡ファクター

② 解剖学的・生理学的パラメータ (肺の構造、呼吸量標的細胞の位置、クリアランスなど)、人間の生活スタイル (居住係数など)

③ 放射性エアロゾルの沈着量

④ 線質係数など基礎事項

⑤ 疫学調査と線量学的方法の整合

に区分すると、ここではおもに、①と③について、また②と⑤についてはその一部の問題点を指摘し、いずれも今後の研究に待つ点も多いことを述べた。さらに屋内ラドン濃度レベルの発癌効果と、それに関する意見についても若干ふれた。

述べ足りなかった点や省略したこともあるので、引用文献その他を参考にされることを期待する。

付 録

(1) ラドンによる肺線量を評価する場合、WL, WLM (WL: Working level, WLM; Working Level Month) 単位がしばしば使われる。

WL の SI 単位および従来の単位との関係は以下のとおりである。

*6 $100 \text{ pCi} \cdot \text{m}^{-3}$ ($3.7 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$) のラドン濃度で、平衡ファクターを 1 とし、そこで 80 年間過ごしたとすると、約 4 WLM となる。また、第 2 表の条件で 80 年間生きるとすると、14 WLM である (付録参照)。

$$1 \text{ WL} = 1.3 \times 10^5 \text{ MeV/l} \\ = 2.08 \times 10^{-5} \text{ J/m}^3$$

いま、気中のラドン濃度が $100 \text{ pCi/l} (= 3.7 \text{ Bq/l})$ で、かつラドンとその娘3核種 (RaA, RaB, RaC) の間で放射平衡状態にあるとき、1 l 中のポテンシャルアルファエネルギーが $1.3 \times 10^5 \text{ MeV}$ となるから、この場合は

$$1 \text{ WL} = 100 \text{ pCi/l} = 3.7 \text{ Bq/l}$$

となる。

(2) 1 WLM とは、ラドン濃度が 1 WL である大気中に 170 時間曝露 (滞在) したときに被曝する量、すなわち被曝量 (曝露量) と定義されている。これは、SI 単位系の吸収線量 Gy, 線量当量 Sv, 実効線量当量 Sv と結びつけることが可能で、実際に、第 10, 11 表でそれがわかる。170 時間とは、ウラン鉱夫の 1 月の作業時間である。すなわち、

$$1 \text{ WLM} = 170 \text{ WL} \cdot \text{h} \\ = 2.2 \times 10^7 \text{ MeV} \cdot \text{h/l} \\ = 3.54 \times 10^{-3} \text{ J} \cdot \text{h/m}^3$$

である。なお、WLM 単位では時間のとり方に注意を要する。年間の被曝量を求めるときは、170 h が時間の単位となっているから、年間の時間 $8.76 \times 10^3 \text{ h}$ を掛けた後、170 h で割算しておかなければならない。

(3) これらの単位は、従来、作業環境で管理を目的として使用されてきたのであるが、アメリカをはじめ最近では他の国でも自然環境に対しても使用されている。

(4) 通常の屋外大気濃度は $100 \sim 200 \text{ pCi} \cdot \text{m}^{-3}$ ($3.7 \sim 7.4 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$) 程度である。濃度はかなり変動する上に、放射平衡もずれ、かつその平衡度も変化するが、概数として 1 mWL 程度と記憶しておくくと便利である。また、1 mWL の気中放射能の 1 年間の被曝量は 50 mWLM (正確には $8.76 \times 10^3 / 170 = 51.5 \text{ mWLM}$) 程度である。

(5) 第 2 表の値では、1 年間で $(3 \times 0.6 \times 0.2 + 30 \times 0.5 \times 0.8) / 3.7 \times (8.76 \times 10^3) / 170 = 173 \text{ mWLM}$ である。80 年間過ごした場合、約 14 WLM となる。

参 考 文 献

- 1) UNSCEAR; Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects, UNSCEAR Rept. United Nations, New York (1982) (邦訳: 放射線医学総合研究所(監訳); 放射線とその人間への影響, テクニプロジェクト, 東京 (1984)).
- 2) UNSCEAR; Sources and Effects of Ionizing Radiation, UNSCEAR Rept. United Nations, New York (1977).
- 3) ICRP Publication 26; Radiation Protection, Pergamon Press, New York (1977).
- 4) 阿部道子, 阿部史朗; 地球起源の放射性核種のレベルとその挙動, 「人間環境と自然放射線」報告文集, 放医研 (1979).
- 5) E. POHL and J. POHL-RULING; Dose calculations due to the inhalation of Rn-222 and their daughters, *Health Phys.*, **32**, 552 (1977).
- 6) 下 道国; 建屋内のラドン娘核種とそれによる線量評価(2), 日本保健物理学会第19回研究発表会講演要旨集, p.61 (1984).
- 7) 服部隆利, 飯田孝夫, 池辺幸正, 阿部史朗; CN フィルムを用いた積分型ラドンモニター, 日本保健物理学会第 21 回研究発表会講演要旨集, p. 68 (1986).
- 8) 下 道国; 大気中のラドン—研究の概観と人間への影響一, *ESI-NEWS*, **5**, 1 (1987).
- 9) T. AOYAMA, N. YONEHARA, M. SAKANOE, S. KOBAYASHI, T. IWASAKI, M. MIFUNE, E.P. RADFORD and H. KATO; Long-term measurements of radon concentrations in the living environments in Japan, In "ACS Symposium Series 331, Radon and Its Decay Products: Occurrence, Properties, and Health Physics" (ed. by P.K. HOPKE), pp. 124-134 (1987), American Chemical Society, Washington, D.C.
- 10) 望月 定, 下 道国; 屋内ラドンの挙動特性, 空気清浄, **25**, 2 (1987).
- 11) W. JACOBI; Activity and potential α -energy of Rn (222)- and Rn (220)-daughters in different air atmospheres, *Health Phys.*, **22**, 441 (1972).
- 12) J. PORSTENDÖRFER, A. WICKE and A. SCHRAUB; The influence of exhalation, ventilation and deposition processes upon the products in room air, *Health Phys.*, **34**, 465 (1978).
- 13) 下 道国, 加藤隆夫, 池辺幸正; 屋内空気中のラドンとその娘核種の濃度, 保健物理, **17**, 119 (1982).
- 14) L. BROWN; Natural radiation survey in the U.K.: Indoor occupancy factor, *Radiation Protection Dosimetry*, **5**, 203 (1984).
- 15) E.R. WEIBEL; "Morphometry of the Human Lung," Springer-Verlag, Berlin (1963).
- 16) H.C. YEH and G.M. SCHUM; Models of human lung airways and their application to inhaled particle deposition, *Bull. Math. Biol.*, **42**, 461

- (1980).
- 17) M. SHIMO, Y. ASANO, K. HAYASHI and Y. IKEBE; On some properties of Rn-222 short-lived decay products in air, *Health Phys.*, **48**, 75 (1985).
- 18) 山崎敬三, 辻本 忠, 桂山幸典; 原子力施設空気中のラドンとその娘核種の性状と挙動, 保健物理, **22**, 236 (1987).
- 19) 下 道国, 上田淳一, 池辺幸正; 自然放射性エアロゾルの粒度分布測定, 保健物理, **16**, 23(1981).
- 20) 杉山清浩, 下 道国, 池辺幸正; Screen Type Diffusion Battery による大気中放射性エアロゾルの粒度分布測定—基礎特性の検討, 測定条件の設定—, *Res. Lett. Atmosph. Electr.*, **6**, 67 (1986).
- 21) 杉山清浩; 気中放射性エアロゾルの粒度分布に関する研究, 名古屋大学大学院修士論文 (1987).
- 22) P.G. GORMLEY and M. KENNEDY; Diffusion from a stream flowing through a cylindrical tube, *Proc. Roy. Irish Acad.*, **32**, 163 (1949).
- 23) W. JACOBI and K. EISFELD; Dose to tissues and effective dose equivalent by inhalation of radon-222, radon-220 and their short-lived daughters, GSF-Report, S-626 (1980).
- 24) Expert Group of OECD/NEA; Dosimetry Aspects of Exposure to Radon and Thoron Daughter Products, OECD/NEA Report(1983).
- 25) 高橋幹二, 伊藤春海; 人体呼吸器官内のエアロゾル粒子沈着の新しい計算モデル, 保健物理, **9**, 3 (1974).
- 26) 下 道国, 鳥居敏明, 池辺幸正; 自然大気中における Free と付着 RaA の測定とそれらの呼吸器官への沈着量評価, 日本原子力学会誌, **23**, 881 (1981).
- 27) 下 道国; ラドン娘核種の呼吸器官への沈着量(計算), 日本保健物理学会第21回研究発表会講演要旨集, p.77 (1986).
- 28) K. TAKAHASHI and S. KAWAMURA; A computational model for deposition of various aerosol particles in the human lung, *Tech. Rep. Inst. Atomic Energy, Kyoto Univ.*, No. 205, 1 (1986).
- 29) Task Group on Lung Dynamics of ICRP; Deposition and retention models for internal dosimetry of the human respiratory tract, *Health Phys.*, **12**, 173 (1966).
- 30) D. MARTIN and W. JACOBI; Diffusion deposition of small sized particles in the bronchial tree, *Health Phys.*, **23**, 23 (1972).
- 31) A.C. GEORGE and A.J. BRESLIN; Deposition of radon daughters in human exposed to uranium mine atmospheres, *Health Phys.*, **17**, 115 (1969).
- 32) W. HOFMANN, E. STEINHAUSLER and E. POHL; Dose calculations for the respiratory tract from inhaled natural radioactive nuclides as a function of age-I, *Health Phys.*, **37**, 517(1979).
- 33) G.B. XU and C.P. YU; Effects of age on deposition of inhaled aerosols in the human lung, *Aerosol Sci. Tech.*, **5**, 349 (1986).
- 34) K. SHINOHARA; A preliminary approach to age-dependent deposition modeling for human respiratory tract, 保健物理, **22**, 159 (1987).
- 35) B. ALTSCHLER, N. NELSON and M. KUSCHNER; Estimation of lung tissue dose from the inhalation of radon and daughters, *Health Phys.*, **10**, 1137 (1964).
- 36) NCRP; Evaluation of Occupational and Environmental Exposures to Radon and Radon Daughters in the United States, NCRP Rept., No. 78, 1 (1984).
- 37) ICRP Publication 32; Limits for Inhalation of Radon Daughters by Workers, Pergamon Press, New York (1981).
- 38) 黒沢龍平; ICRP Publication 32「作業者によるラドン娘核種の吸入限度」, 保健物理, **18**, 67 (1983).
- 39) 日本保健物理学会企画委員会(編); ラドン・トロン及びそれら娘核種による被ばく線量評価法, p. 32 (1986).
- 40) 下 道国; ラドン・トロンとそれら娘核種による肺線量に関する一考察, 保健物理, **18**, 303 (1983).
- 41) M. アイゼンバッド(著), 阪上正信(監訳); “環境放射能—第二版—”, p.15, 産業図書, 東京(1979).
- 42) E. KUNZ, J. SEVC, V. PLACEK and J. HORACEK; Lung cancer in man in relation to different time distribution of radiation exposure, *Health Phys.*, **36**, 699 (1979).
- 43) 青山 喬, 米原英典; 屋内ラドン・ガス濃度と発

- がんのリスク, 建築保全, 8, 40 (1986).
- 44) 菅原 努(編); “被曝: 日本人の生活と放射線”, p.33, マグブロス社, 東京 (1984).
- 45) 吉村英子, 国本ヨウ子, 大沢洋子, 滝沢秀夫; 近年の悪性新生物死亡の動向, 厚生指標, 33(4), 32 (1986).
- 46) N.H. HARLEY and B.S. PASTERNAK; A models for predicting lung cancer risks induced by environmental levels of radon daughters, *Health Phys.*, 40, 307 (1981).
- 47) A.F. COHEN and B.L. COHEN; Tests of the linearity assumption in the dose-effect relationship for radiation-induced cancer, *Health Phys.*, 38, 53 (1980).