



放医研環境セミナーシリーズ No.15

# 生活環境における ラドン濃度とそのリスク

小林 定喜 編  
完倉 孝子

頁	該当箇所	正	誤
5	下から2行目	中ではラドン(及びトロン)が57%を占める…	……58%……
6	図2 最右文字 2行目	ヤヒモフ谷鉦山	ヨマヒム谷鉦山
25	上から11行目	……波高選別し得るとは限らない。	……波高選別し得ることは限らない。
27	上から16行目	……カップ状の(異なった型のものも多い) 容器の……	……カップ状の(異なった型のものも多い) の容器の……
305	見出し	1.測定法及び測定の現状と問題点(セッションI, II)	1.測定法及び測定の現状と多題点(セッションI, II)
306	上から13行目 16行目	……各要因の間のつなぎをやっていただいた ……入れていただいたかったのです。…	……やっていただいた ……たかったのです。……
307	上から13行目 と14行目の間	(次の文章を追加して下さい) ですから、そういった対策も考えておく必要 があると思います。	(1行脱落)
308	下から12行目	……。昨年からラドンの国民線量に…	……ラドン野……
327	最下段の照射量 (曝露量)間相互 の簡易換算表	(下段の表と差し換えて下さい。)	
333	左側下から16行目	市原 敦	市川 敦
"	左側下から1行目	猪越幸雄	猪越幸夫
334	左側上から18行目	久保田晴之	久保田 暁
335	左側下から2行目	松岡 理	松本 理
"	右側上から15行目	山口健治	山口健二
"	右側下から8行目	横山真太郎	横山英太郎
"	右側下から1行目	渡利一夫	渡利一天
336	上から8行目	藤元憲三 総括安全解析研究官付主任安全解 析研究官	藤元憲三 環境衛生研究部主任研究官

照射量(曝露量)間相互の簡易換算表

Bqhm <sup>-3</sup> (EEC)		Jhm <sup>-3</sup>	WLM		実効線量当量*(mSv)	
ラドン	トロン		ラドン	トロン	屋内	屋外
1.0		5.5×10 <sup>-9</sup>	1.6×10 <sup>-6</sup>		8.7×10 <sup>-6</sup>	1.7×10 <sup>-5</sup>
	1.0	7.6×10 <sup>-8</sup>		2.2×10 <sup>-5</sup>	4.0×10 <sup>-5</sup>	5.3×10 <sup>-5</sup>
1.8×10 <sup>8</sup>		1.0	2.9×10 <sup>2</sup>		1.6×10 <sup>3</sup>	3.0×10 <sup>3</sup>
	1.3×10 <sup>7</sup>	1.0		2.9×10 <sup>2</sup>	5.5×10 <sup>2</sup>	7.0×10 <sup>2</sup>
6.3×10 <sup>5</sup>		3.5×10 <sup>-3</sup>	1.0		5.5	1.1×10 <sup>1</sup>
	4.6×10 <sup>4</sup>	3.5×10 <sup>-3</sup>		1.0	1.9	2.5

\* UNSCEAR 1982 Report p.189

放医研環境セミナーシリーズ No.15

生活環境における  
ラドン濃度とそのリスク

小林 定喜 編  
完倉 孝子

**Radon in the Living Environment**  
**—— Levels and Risks ——**

**Proceedings of the 15th NIRS Seminar on Environmental  
Research held at Chiba, December 3-4, 1987**

**Edited by**  
**SADAYOSHI KOBAYASHI**  
**&**  
**TAKAKO KANKURA**

**March, 1989**  
**National Institute of Radiological Sciences**  
**Chiba, Japan**



# 序 文

第15回放医研環境セミナーは、日本保健物理学会との共催のもとに昭和62年12月3、4の両日にわたり、放医研講堂において開催された。

今回のセミナーの特徴は、従前の放医研環境セミナーが環境問題のみを扱ってきたのに対し、はじめて自然放射線の生物影響—健康リスクの問題を併せて取り上げたことである。近年ラドンは環境科学関係者のみならず、社会一般にも夙に関心の高い問題となっている。その一端を挙げると、

1970年代後半のオイル・クライシスによって省エネルギーが促進され、その結果として生じた建物内の換気率の低下による屋内ラドン濃度の増加の問題が注目を集めることになった。

1982年のUNSCEAR(原子放射線の影響に関する国連科学委員会)報告で「実効線量当量」の概念を導入した時、ラドンによる被曝線量は100mremと言う高い値とされた；

アメリカなどでウラン精錬残滓を廃棄した場所の近隣でラドン濃度の高い住宅が発見された；

ラドンは肺癌の有力な病因の一つに擬せられているために、生活環境中のラドン濃度にも人工放射能と同様のリスクを考えなくてはならなくなった；

などである。このような科学的、社会的気運の下で、わが国でもラドンとその娘核種の濃度測定装置の開発及び広い地域にわたる濃度調査が進み、ある程度のデータが蓄積された。このような状況を背景として本セミナーは企画された。

今回のセミナーでは、ラドン被曝研究の経緯と肺癌の病理学についての講演を導入部とし、まず測定器及び国内外での測定状況、ラドン濃度の変動に寄与する環境要因が論じられた。つぎに吸入による肺の内部被曝とその線量算定モデルについて取り上げ、国民線量への寄与の算定を目指す研究の実例として、全国調査実施中の各グループから結果が報告された。更にラドンの健康への影響に関し、動物実験及び疫学調査による呼吸器癌発生のリスク等について報告された。これらを受けて、世界各国での屋内ラドン濃度規制状況と、日本における被曝軽減策及び行政的な対応が論じられた。最後のパネルディスカッションでの結論として、現在のラドン濃度(娘核種を含む)の把握、線量計算は単純明快であるべきこと及び、各グループ間での測定値の相互比較ならびにそれらを統一的に理解するための処理方法の確立の必要性が提言された。

この記録は、屋内ラドン濃度調査、線量算出及びリスク推定の諸研究の進行途上の一時点における成果を総括するものとして刊行される。ラドン問題に関心を寄せられる研究者、環境行政担当者などの皆さんのお役に立てば幸いである。

ここにこのセミナーにご協力、あるいはご参加いただいた多くの方々、また、セミナーの企画・実施から出版に至るまで慎重な配慮のもとに進めて下さった小林定喜委員長をはじめ各委員、協力者の方々に深い感謝の意を表わすものである。

昭和63年3月

放射線医学総合研究所 所長

寺島東洋三\*

放射線医学総合研究所 科学研究官

市川龍資\*\*

---

\* 現在 原子力安全委員会委員

\*\* 現在 原子力安全研究協会理事

# 目 次

## 序 文

### I 序 論

- I-1 ラドン問題の経緯——屋内ラドンと健康リスク……………小林 定喜 3
- I-2 肺癌——その病理とリスク……………山口 豊 12

### II 測定法の現状と問題点

- II-1 測定方法の概説……………黒澤 龍平 23
- II-2 国内・国際比較と校正……………山崎 敬三 33
- 座長まとめ……………岩倉 哲男 39

### III ラドン濃度等測定 of 現状と問題点

- III-1 東海地方におけるラドン濃度測定……………飯田孝夫/池辺幸正/山西弘城 43
- III-2 北陸・中国・九州地方を中心としたラドン測定……………米原 英典 55
- III-3 特殊環境におけるラドン・ラドン娘核種測定  
……………天野 光/柳瀬信之/松永武/笠井篤 63
- III-4 屋内・外ラドン等の全国測定 ……………阿部道子/阿部史朗 79
- III-5 簡易型パッシブモニターによる全国調査プログラム  
……………内山正史/岩崎民子/完倉孝子/藤元憲三/中村裕二/小林定喜/松村一博 89
- 座長まとめ……………藤高 和信 101

### IV ラドン濃度に影響する環境因子

- IV-1 自然環境因子……………児島 紘 105
- IV-2 a 建築構造と換気率……………池田 耕一 114
- IV-2 b 室内ラドン濃度形成機構のモデルハウスによる検討  
……………浅野賢二/伊藤和夫 124
- IV-2 c 屋内ラドン濃度形成への建築材料の寄与 ……………伊藤和夫/浅野賢二 134

### V 討論とまとめ ラドン測定上の諸問題…………… 147

### VI 内部被曝線量算定——パラメータの検討

VI-1	呼吸生理と呼吸の動力学	力武 知之	159
VI-2	ラドンおよび娘核種の呼吸器被曝の生物学	松岡 理	169
	座長まとめ	土屋 武彦	178
<b>VII 内部被曝線量算定——線量算定モデル</b>			
VII-1	呼吸線量算定モデル——粒子沈着量の計算	高橋 幹二	181
VII-2	呼吸器線量算定上の諸問題	下 道國	191
	座長まとめ	丸山 隆司	208
<b>VIII 国民線量への寄与</b>			
VIII-1	屋内ラドン濃度を求める上での問題点(生活様式等)	森 利明/堀 靖治/武田篤彦	211
VIII-2	国民線量寄与の算定例	阿部 史朗	218
VIII-3	線量算定に係わるコメント		224
<b>IX ラドンの健康影響</b>			
IX-1	ラドンによる呼吸器癌の発生リスク——動物実験のReview	佐藤 文昭	231
IX-2	ラドンによる呼吸器癌の発生リスク——疫学調査のReview	吉本 泰彦	242
IX-3	環境起源の他の発癌要因による呼吸器癌発生リスクとの比較	香川 順	253
IX-4	三朝温泉地環境の自然放射能について	御船 政明	259
IX-5	日本人の家屋内ラドン被曝による健康障害リスク算定上の問題	青山 喬	270
	座長まとめ	滝澤 行雄	279
<b>X 屋内ラドンの対策と規制</b>			
X-1	ラドン濃度の規制	岩崎 民子	283
X-2	屋内ラドン軽減策	藤元 憲三	292
	座長まとめ	草間 朋子	302
<b>XI 討論まとめ・リスクからみた今後の研究方向</b>			
			305
<b>付録・ラドン基礎知識と換算表</b>			
		藤元憲三/土居雅広	325
編集後記			
			332
第15回放医研環境セミナー参加者名簿			
			333

## 座長一覧

セッション	I	松平 寛道	放射線医学総合研究所
セッション	II	岩倉 哲男	放射線医学総合研究所
セッション	III	藤高 和信	放射線医学総合研究所
セッション	IV	吉澤 晋	国立公衆衛生院
セッション	V	阿部 史朗	放射線医学総合研究所
		藤高 和信	放射線医学総合研究所
セッション	VI	土屋 武彦	産業医科大学
セッション	VII	丸山 隆司	放射線医学総合研究所
セッション	VIII	田中 栄一	放射線医学総合研究所
セッション	IX	滝澤 行雄	秋田大学医学部
セッション	X	草間 朋子	東京大学医学部
セッション	XI	小林 定喜	放射線医学総合研究所

## 執筆者一覽

(五十音順)

青山	喬	滋賀医科大学医学部
浅野	賢二	建築研究所
阿部	史朗	放射線医学総合研究所
阿部	道子	放射線医学総合研究所
天野	光	日本原子力研究所東海研究所
飯田	孝夫	名古屋大学工学部
池田	耕一	国立公衆衛生院
伊藤	和男	建築研究所
岩崎	民子	放射線医学総合研究所
内山	正史	放射線医学総合研究所
香川	順	東京女子医科大学
黒澤	龍平	早稲田大学理工学研究所
児島	紘	東京理科大学理工学部
小林	定喜	放射線医学総合研究所
佐藤	文昭	北海道大学獣医学部
下	道国	名古屋大学工学部
高橋	幹二	京都大学原子エネルギー研究所
武田	篤彦	大阪府立放射線中央研究所
藤元	憲三	放射線医学総合研究所
松岡	理	放射線医学総合研究所
御船	政明	岡山大学医学部
山口	豊	千葉大学医学部
山崎	敬三	京都大学原子炉実験所
吉本	泰彦	放射線影響研究所
米原	英典	滋賀医科大学医学部
力武	知之	千葉大学医学部

# I 序 論

- I-1 ラドン問題の経緯  
—— 屋内ラドンと健康リスク  
小林 定喜
- I-2 肺癌 —— その病理とリスク  
山口 豊

## I - 1 ラドン問題の経緯 ——屋内ラドンと健康リスク

小林 定喜

放射線医学総合研究所

Radon in the Living Environment—Levels and Risks  
Proceedings of the 15th NIRS Seminar, held at Chiba, December 3-4, 1987, PP.3-11

### Historical Development of Radon Problems ——Indoor Radon and Its Implication on Health Risks

Sadayoshi Kobayashi

National Institute of Radiological Sciences,  
9-1, Anagawa 4 chome, Chiba 260, Japan

#### Abstract

Historical development was reviewed on the measurement and interpretation of radon and its daughter nuclides in occupational and general environment, starting from the early 1950s when a report was made on the "mountain-disease" among the miners in Saxony, Germany up to the present when indoor radon concentration has become a subject of concern for the general public. A particular emphasis was placed on the importance of keeping overall consistency for the factors that are involved in the process of assessment and management of risks due to radon exposure with regard to the uncertainties which are attached to the various physical as well as physiological parameters. Subjects of importance were indicated for each step of researches that were necessary in the process of assessment and management of risks due to radon exposure.

#### 1. はじめに

原子放射線の影響に関する国連科学委員会(UNSCEAR)の1982年報告書<sup>1)</sup>において、世界の温帯地域における平均的な値として一般公衆の自然放射線による被曝線量が、実効線量当量で表わして年間2mSvであり、その約57%がラドン(娘核種)によることが報告された(図1)。それ以前からラドン(娘核種)による肺への器官線量の大きさは算定されていたが(平均年当り30

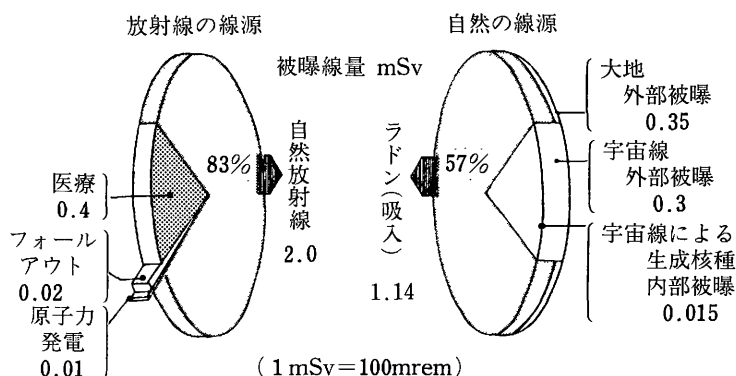


図1 被曝線量—線源別の寄与(1)

Fig.1 Annual effective dose equivalent—radiation source contribution (1).

mrad, UNSCEAR 1977年), 実効線量当量としてラドン(娘核種)の相対的寄与の大きさが明示されたのはこのUNSCEAR 1982年報告書が初めてである。これを契機としてわが国においても一般環境, 特に住宅屋内におけるラドン濃度について, 放射線環境科学者のみならず, 放射線リスクに係わる広い範囲の研究者や行政担当者, 更には社会一般の関心も高くなって来ている。本稿はわが国における「一般環境におけるラドン濃度とそのリスク」に係わる調査研究の現時点における総括的レビューの序論として「屋内ラドンとそのリスク」の問題の歴史的経緯を概観するものである。ラドン(娘核種)の科学的諸データについては当書巻末の付録に記載がある。

## 2. 職業環境におけるラドン(娘核種)

職業環境におけるラドン(娘核種)による健康障害のリスクは古く, かつ新しい課題である。ラドン(娘核種)による健康障害の記録は1500年代に遡る。中部ヨーロッパのサクソンとボヘミアにまたがるボヘミアの森, すなわちエルツ山脈のサクソン側にあるシュネーベルグ(雪山)鉱山の鉱夫達の間「山の病気」と呼ばれる奇病があり, これによって若死することが1500年頃からたびたび報告されている。1879年にはこの奇病が肺の腫瘍であることが臨床的, 解剖学的に示され, 1920年にはこれが肺癌であることが明らかにされている。しかしその原因は「鉱山で働くこと」以上には不明のままであった。

この鉱夫達の肺癌が, ラジウム・エマナチオンすなわちラドンによって生ずるものであることを, 仮設としてではあるが, 明確に述べたのはチェコスロバキアの2人の学者, A. PirchanとH. Siklである<sup>3)</sup>。彼等はエルツ山脈のボヘミア側ヤヒモフ溪谷の鉱山(Jachymov鉱山)で働く鉱夫達に肺癌が多いことを剖検によって確認し, その原因が鉱塵(岩石や金属)ではないこと, 最も疑わしい発癌原因としてラジウム・エマナチオンが考えられることを1930年に報告している。なおヤヒモフ鉱山は1516年から銀を産出し, 後にコバルト, ニッケル, ビスマス, ヒ素を, 更に1850年よりウラン顔料の原料としてウラン鉱(ピッチブレンド)を産出してい



る。このピッチブレンドはキューリー夫人がラジウムを精製発見した原材料であった。1930年からは国営工場が塩化ラジウムを年間2g程度生産して、第一次世界大戦に至るまで世界における独占的ラジウム供給源としての位置を保っていた。坑内から出る水は高濃度のラドンを含み、その水を用いた湯治場として、ヨアヒム渓谷は現在も繁栄している。この当時既に、この2人の研究者は鉱夫達を防護する手段としてラジウム・エマチオンを完全に吸着してしまう活性炭入りの吸入マスクを鉱夫達に使用させることを提案している。放射線防護の先駆的研究として注目に値する。

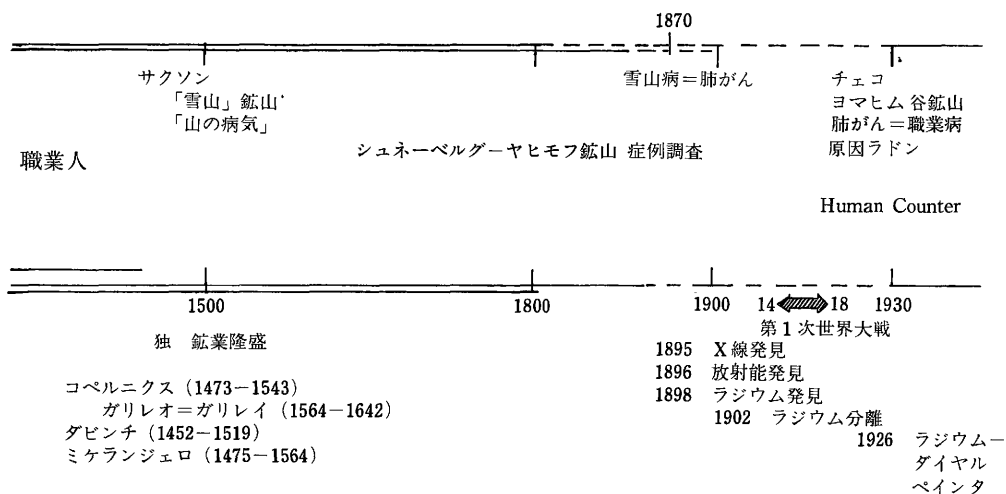
彼等の研究は第2次世界大戦の勃発によって中断されてしまうが、戦後になってこれらのウラン鉱夫についての疫学的追跡調査が再開され、その結果として、肺癌リスクの増加とラドン(娘核種)による被曝量(Working Level Month, WLM)とが関係づけられるようになった。米国のコロラド、及びカナダのオンタリオのウラン鉱山、ニューファンドランドの螢石鉱山、スウェーデン及びイングランドの金属鉱山の作業者についても疫学的研究が進み、これらの結果を集大成して考察することによって、現在、ラドン(娘核種)による肺癌リスクの推定値が得られている。これらの点に関しては、UNSCEAR(1977年報告書、1982年報告書)<sup>1)2)</sup>、米国科学アカデミー電離放射線の影響委員会(BEIR-III報告書、1980、及びBEIR-IV報告書、1988<sup>4)</sup>)、ICRP(Publication 32, 1981; Publication 50, 1986)<sup>5)6)7)</sup>による報告書に詳細な記載がある。

これらのリスク推定値に基づいてICRPはラドン娘核種による職業人の被曝についての勧告を出している。ICRPはまた、放射線作業者について「害の指標」の比較をしている<sup>8)</sup>。放射線作業者の、職業上の健康リスクは他の放射線被曝のない「安全な」職業に従事する人びとと同じレベルにあるのが一般的であるが、例外は鉱山における作業者である。鉱山ではラドン娘核種による被曝は典型的な場合に年間30mSv、死亡事故率は年間 $4 \times 10^{-4}$ 、年間の時間損失(=害の指標、1000作業者年当り)は放射線被曝による分が10.5年、事故による分が40年で、計50年となっていて、被曝線量も事故率も共に高い。放射線被曝を伴わない職業でこの「害」の大きさに相当する職業は $5 \times 10^{-4}$ の事故率の、リスクの高い職業である。

このような状況を踏まえて、欧州諸国では職業人(鉱内作業者)についてラドン被曝量の個人モニタリングが法的に義務づけられる段階に至っており、このための個人用モニタ装置が英国、仏、西独、などで開発されている。

### 3. 一般環境におけるラドン

近年に至って一般公衆の放射線被曝線量としてラドンが注目をあびるようになった。前述したごとく、世界温帯地域の平均的な様相として一般公衆の被曝線量についてみると、医療放射線などの人工放射線を含めた全ての線源に対して自然放射線が83%を占め、更に自然放射線の中ではラドン(及びトロン)が58%を占めるという状況が1982年のUNSCEAR報告書で明らかにされた<sup>1)</sup>。この報告はラドンについての関心を寄せる人びとの層を拓げるのに大きく貢献し



た。

欧米諸国においては、第1次、第2次石油危機を契機としてのエネルギー節約運動によって住宅の気密性が高まり、換気率が減ったこと、住宅敷地の土、岩石からのラドン放散率が高いこと、などが原因で、屋内ラドン濃度が高くなっている家屋が、特に北欧諸国や北米で多数観察された。米国においてはウラン鉱山の廃石を家屋敷地造成に用いたためにその地区の家屋のラドン濃度が異常に高くなった例が発見されたこともあり、社会的関心が高まっている。そのために一般の家庭で簡便にラドン濃度を知るためのさまざまな方式の簡易ラドン濃度測定器がスーパーマーケットで売られるという事態になっている。スウェーデン、英国、米国等では一般家屋内のラドン濃度が特に高い場合に何らかの低減策をとることが勧告されたこともあり、不動産の価格がラドン測定の結果によって左右される、ということも生じている。これらの国では行政当局による全国調査や対策の検討も進んでいる。全国調査は英国、西独など既に終了して次の規制段階に移っている国もあるが、わが国を含めて世界の多くの国々ではまだ進行中であり、その全貌は1988年末に公刊が予定されているUNSCEAR 1988年報告書において明らかになると思われる。

わが国の状況を述べると、ラドン研究の歴史は古く、ラドン温泉等の自然環境中のラドンについては多数の測定や研究が行われてきている。しかしながら一般家屋内のラドンについては、1982年～83年の時点においては環境放射線研究者の間では「殆ど全ての日本家屋は建物に

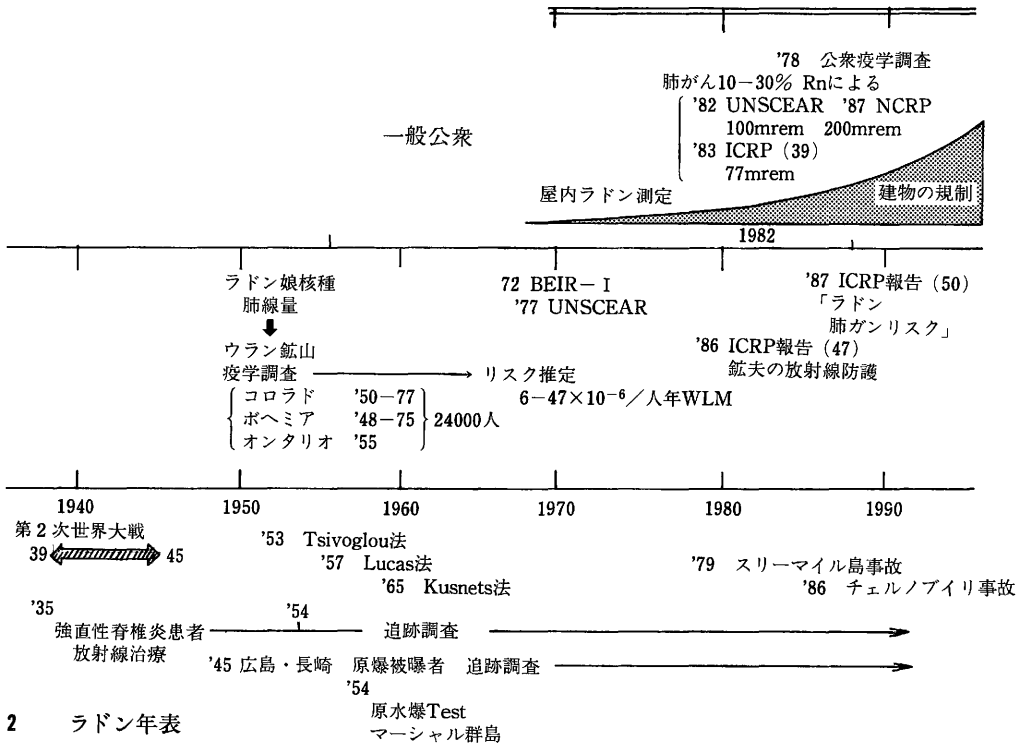


図2 ラドン年表  
Fig. 2 Chronological table of Rn problem.

放射能を含まず、ほぼ完全な換気状態と考えるとよいであろう。すなわち日本では、屋内のラドン娘核種濃度が屋外のラドン娘核種濃度と等しいと仮定できよう……云々。<sup>9)</sup>とする見解が多くを占め、一般家庭の屋内ラドン濃度については測定するまでもない、とする風潮が強かった。一方、環境放射線と生物影響との係わり合いに関心を持つ研究グループからは1982年UNSCEAR報告書を機として積極的な動きがあり、パイロット調査を経て本格的な調査が始められた<sup>10)</sup>。放医研の安全解析部門を中心をして各地の大学・研究機関等の協力の下に実施されている屋内ラドン全国調査もこの流れを汲むものである。上述の如き職業環境及び一般公衆の環境におけるラドン問題の歴史的展開を図2に年表として示してある。

#### 4. ラドンの健康リスクをめぐるさまざまな問題

一般環境内におけるラドン(娘核種)による被曝線量と、その健康リスクに関しては多くの問題が残されており、今後の解明が待たれる。ラドン濃度の測定からラドンによる健康リスクの管理に至るまでの過程における諸課題をまとめて表1に示した。これらの中で特に重要と思われる課題は、ラドン(娘核種)濃度から被曝線量を算定する際の日本人に適したモデルとパラメータ、算定値の不確かさの程度；線量から肺癌誘発のリスクを推定する際におけるリスク係数の値とその不確かさの程度、特に一般環境の平均的な濃度におけるリスクの大きさとその修飾要因；肺癌リスクの低減策、ならびにこれに関するパブリックアクセプタンスの問題などで

表1 ラドン研究上の諸課題  
Table 1 Subject of Rn researches.

1. 濃度の測定法——精密な方法, 簡単な方法	
(1) それぞれの特徴と実測への適用上の限界	
(2) 校正法の確立 (特に低濃度長期曝露に対するもの)	
(3) 目的に応じた新しい方法の開発 (特に一般家庭用, 個人モニタリング用)	
2. 日本における濃度——一般住宅, 職場, 特殊な場所	
(1) 中央値, 平均値, 「濃度-頻度」分布のパターン	
3. 濃度の変動原因 ——発生源, 地域, 建材, 季節, 建物, 暮らし方	
(1) それぞれの寄与の相対的な大きさ	
4. 濃度と被曝線量との関係	
(1) 被曝線量の算定法	
(2) モデルとパラメータ	
(3) 日本全体及び地域の特性 (社会的) を反映したパラメータの値とその幅	
(4) 被曝線量算定値の不確かさの範囲	
5. 健康への影響——リスクの推定	
(1) 「線量-効果」関係についての動物実験と疫学調査, リスク係数	
(2) 一般環境濃度におけるリスクの大きさ	
(3) リスクの修飾要因とその寄与	
(4) ホルメシスの関与の有無	
6. 規制と対策——規制のレベル, 濃度の減らし方	
(1) リスクのレベルと規制のレベル	行政学的課題
(2) 低減法の「費用-効果」関係	経済学的課題
(3) リスク管理のパブリックアクセプタンス	社会心理学的課題

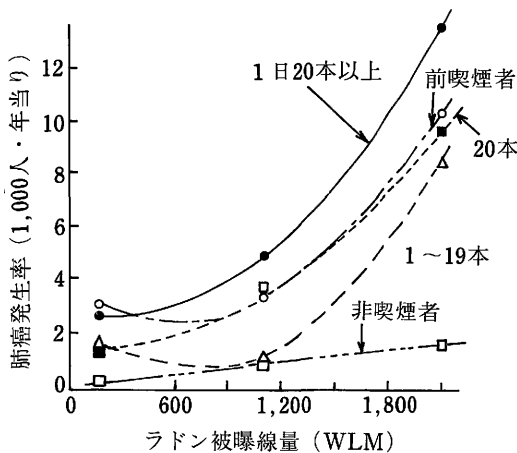


図3 タバコによる放射線発癌の促進—米国ウラン鉱夫の紙巻きタバコ喫煙量と肺癌発生率 [UNSCEAR(1982)]  
Fig. 3 Promotion of radiation-induced cancer incidence by cigarette smoking—relationship of cigarette smoking and incidence rate of lung cancer in uranium miners in U.S. [UNSCEAR(1982)].

あろう。近年の一般公衆の放射線・放射能についての関心の高さを考えると、ラドン濃度、各種のラドン発生源の被曝線量への寄与の相対的な大きさ、あるいは、個人のラドン被曝線量等を専門家でない一般の人々が簡便に知ることができるような測定法やシステムを開発すること

も、ゆるがせに出来ない課題である。

屋内のラドン(娘核種)による肺癌のリスクに関してはICRP Publication 50「ラドン娘核種への屋内曝露による肺癌のリスク」<sup>7)</sup>において最近の情報を基に詳細な検討が行われている。これによると、多くの国において肺癌の主要な原因はシガレット喫煙であると考えられるが、一般集団において観察されている肺癌発生のうちの無視できない割合がラドン娘核種の被曝によることが示された、とされている。図3に示すように、米国ウラン鉱夫の肺癌発生率についての疫学調査では、ラドン娘核種被曝線量(WLM)と肺癌発生との関係は喫煙によって大きく影響されることが明らかに示されている。非喫煙者では被曝線量と発生率との関係が直線的であるのに対して、すでに禁煙した場合も含めて喫煙者では上方に曲がる曲線で、ラドン(娘核種)による被曝と喫煙とが相乗の効果を示すように大幅に増加している<sup>8)</sup>。ICRP Publication 50ではこのような喫煙の影響を考慮して、喫煙者と、非喫煙者とに分けてラドン(娘核種)による肺癌リスクを算定する試みを行っており、例えば喫煙者を含む「標準集団」ではラドン(娘核種)(EECで屋内15, 屋外4Bq/m<sup>3</sup>を仮定)による「年当り10<sup>6</sup>人当り」の肺癌増加数が42人であるのに対して、非喫煙者では9.4人、としている。喫煙以外の職業上あるいは一般環境における肺癌誘発要因とラドンとの相関関係については全く解析がなされていない。

高レベルの屋内ラドン被曝集団における肺癌についてノルウェー等でパイロット疫学調査が開始されている。現在までに散発的に行われている小規模の調査では、屋内ラドン濃度と肺癌発生率とは相関していないという場合がいくつか報告されている。十分にコントロールされた動物実験と、疫学調査とが待たれる所以である。

環境衛生科学の観点から行われる一般環境中のラドン(娘核種)濃度の測定調査の目的は、第一義的にはラドン(娘核種)による健康リスクの大きさを算定し、そのリスクが許容出来ないようなレベルのものであれば、その低減を図ることにある(表2)。このリスク算定(まず線量算定に始まる)の過程でさまざまな地球物理、地球化学、生理学及び医学的知見が必要となるが、個々の研究分野について全体としての精度のバランスをとることが費用効果の面から重要であると思われる。今回のセミナーがこの全体的な流れを把握する一助になることを希望するものである。

表2 環境衛生科学の観点からのラドン研究の目的  
Table 2 The purposes of Rn researches in the view point of environmental health sciences.

- |    |  |
|----|--|
| 1. | 日本人の健康障害リスクの推定。そのための国民線量の推定。<br>物理学的、生理学的パラメータの決定。                             |
| 2. | その過程で高いリスクの家屋を発見する、あるいは高リスクの家屋を予測する方法を見いだす。<br>特に着目する要因：地域<br>工法、構造、材料<br>生活様式 |
| 3. | 対策の考案  |

## 参考文献

- 1) UNSCEAR 1982年報告書  
Ionizing Radiations: Sources and Biological Effects, United Nations Publication No. E. 82 IX 8, (New York)
- 2) UNSCEAR 1977年報告書  
Sources and Effects of Ionizing Radiation, United Nations, Publication No. E, 77 IX 1, (New York)
- 3) A. Pirchan, and H. Sikl, Cancer of the lung in the miners of Jachymov, *The Am. J. of Cancer* **16**, 4, 681-722, 1932
- 4) National Academy of Science  
BEIR-III, The Effects on Population of Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation: 1980, National Academy Press, Washington D. C.. 1980  
同上日本語版(放医研監訳), 低線量電離放射線の被曝によるヒト集団への影響(ソフトサイエンス社, 1983); (付BEIR-IV, Health Risks of Radon and other Internally Deposited Alpha-Emitters; 1988)
- 5) ICRP Publication 32, Limits for Inhalation of Radon Daughters by Workers, *Annals of the ICRP*, **6**, 1, 1981  
同上日本語版, アイソトープ協会「作業者によるラドン娘核種の吸入の限度」(昭和61年)
- 6) ICRP Publication 50, Lung Cancer Risk from Indoor Exposures to Rn Daughters, *Annals of ICRP* **17**, 1, 1987
- 7) 岩崎・小林, ICRP Publication 50, 「屋内におけるラドン娘核種への被曝による肺ガンリスク」の概要紹介, *Isotope News* **11**, 22-27, 1987
- 8) ICRP Publication 45, Quantative Bases for Developing a Unified Index of Harm, *Annals of ICRP* **15**, 3, 1985
- 9) 放射線影響協会「国民線量推定のための基礎調査(VII) (昭和58年12月31日)」13頁
- 10) T. Aoyama, et al, Long term measurements of radon concentrations in the living environments in japan-A Preliminary Report, in “Radon and Its Decay Products”, Ed. by P. K. Hopke, Am. Chem. Soc. 1987, pp. 124-136
- 11) B. L. Cohen, Test of the linear, non-threshold dose-response relationship for high-LET radiation, *Health Physics* **52**, 5, 629-631, 1987

---

〈討 論〉

**Q. 館野之男**

1. マッヘ単位は濃度の単位として使っている場合もあるようですが。
2. Electrostatiche Einheitという単位は？
3. トリウムX, /メソトリウムというのは何でしょうか。

**A. 小林定喜**

1. マッヘ(mache)は濃度の単位です(附録 325頁参照)

$$1 \text{ mache} = 37 \times 10^{-11} \text{ Ci/l}$$

2. 静電単位系(electrostatic system of unit)
3. 附録 325頁参照

**Q. 館野之男**

マッヘは電離を手掛りにした単位とのことですが、Electrostatiche Einheitというのもその類の単位ですか？

**A. 黒澤龍平**

単位について、マッヘはラドンまたはトロン自身による空気の電離量で評価した濃度で、放射能で評価した単位とは少し異なります。(1 マッヘとはラドンまたはトロン単独により、空気1 lに毎秒0.001CGS静電単位の電荷を生ずるような濃度)

**松平寛通**

小林定喜氏講演への追加

演者がスライドで示したラドンの線量(図1)は実効線量当量で表わされており、肺の線量当量はその約8倍になります。

## I - 2 肺癌—その病理とリスク

山 口 豊

千葉大学医学部肺癌研究施設外科

*Radon in the Living Environment—Levels and Risks*  
*Proceedings of the 15th NIRS Seminar, held at Chiba, December 3-4, 1987, PP.12-20*

### Lung Cancer — Its Pathology and Risk

Yutaka Yamaguchi

Institute of Palmonary Cancer Research, School of Medicine, Chiba University  
Inohana 1-8-1, Chiba-shi, Chiba 280, Japan

#### Abstract

It was discussed that in basic research, not only genetic but various acquired factors play important roles in carcinogenesis of the lung. The effects of passive smoking were discussed in the experiments of thin tobacco smoke inhalation combined with intra-peritoneal injections of N-methyl-N-nitroso-urethane using  $B_6C_3F_1$  mice. A new in vivo system was demonstrated by which investigations were made possible on the human lung carcinogenesis using human normal tracheobronchial epithelial cells.

In clinical treatment, because of the biological heterogeneity of lung cancer, the necessity was emphasized to select adequate combined therapeutic modalities to be applied to each lung cancer patient according to the histological type. Current diagnostic methods and therapeutic protocols on lung cancer were explained in detail with regard to their indication.

#### 1. はじめに

癌死が死因の1位を占めるようになり、癌患者の増加が新聞紙上等で取り上げられているが、実際には年齢別訂正死亡率でみると男女とも70歳以上の高齢者の死亡率の増加が明らかで、他の年齢層では低下の傾向さえみられる。また近年では子宮癌の減少、胃癌のゆるやかな減少がある反面、一方では肺癌、肝癌、大腸癌などの増加が顕著である。これら特定の癌の増



加に高齢者層における増加があいまって全体の癌の増加に現われているといっている。ここで取り上げる肺癌は気管から呼吸によって吸い込まれた空気から酸素を貰うガス交換を営む肺胞までの気道上皮のどこにでも発生する。

ここでは肺癌の発生要因の一部とその生物学的特性に少しく触れ、最近における肺癌の診断と治療にも言及する。

## 2. 肺癌の種類(表1)

腺癌、扁平上皮癌、小細胞癌、大細胞癌の4つの代表的な組織型がある。腺癌は亜区域気管支以下胸膜直下までの末梢に発生することが多い。腺癌にはクララ細胞に、あるいはII型上皮細胞に類似する小器管をもつ肺胞上皮癌が含まれる。扁平上皮癌は区域までの太い気管支に多く発生すると一般にいわれているが、末梢発生との比率はほぼ同率である。気管支上皮の幹細胞である基底細胞間に介在するクルチツキ細胞は気管支樹全体に分布し、癌の重要な発生母細胞で、多くの小細胞癌のうち機能性腫瘍は肺門から末梢まで広く発生する。

表1 肺癌組織分類(日本肺癌学会)  
Table 1 Histological Classification of Lung Carcinoma  
(Japan Lung Cancer Society)

類表皮癌	(扁平上皮癌)
小細胞癌	燕麦細胞型
	中間細胞型
腺癌	腺管型
	乳頭型
	細気管支肺胞型
大細胞癌	粘液形成型
	粘液非形成型
	巨細胞型
腺表皮癌	(腺扁平上皮癌)
カルチノイド	
腺様嚢胞癌	
粘表皮癌	
癌肉腫	
その他の癌	
分類不能	

## 3. 喫煙と肺癌

肺癌は環境因子と強く関連していることは既知のことであり、その代表的なものにタバコがあり、他に職業癌がある。このような外来性の原因による発癌実験には、ベンツピレン、ニトロソ化合物等の発癌剤が用いられている。そこで最近話題になっている受動喫煙と発癌との関連を追及すべく、動物実験を行った。マウスを用いて会議室で喫煙している状態を想定し、

CO濃度を30-80ppmに設定したチャンバー内でタバコ煙曝露と少量の発癌剤(MNU)投与併用による18カ月にわたる発癌実験を行った。その結果発癌剤のみを投与した群では癌の発生はみなかったが、タバコ煙曝露を併用した群では終末気管支でのクララ細胞の増殖を伴う腺腫様増殖像が認められるものが多く、中に僅かではあるが腺癌の発生をみた。

#### 4. 新しい発癌実験モデルによる発癌実験

発癌剤による発生肺癌はヒトの肺癌と少しく異なり、末梢性腺癌が主で、末梢性扁平上皮癌が少数みられる程度で、発生母細胞はクララ細胞およびII型上皮細胞が標的細胞であるとされている。しかしヒトの肺癌は太い気管支発生のもも多く、また実験的肺癌では小細胞癌の発生をみない。このことがヒトの肺癌と実験的肺癌との大きな相違である。このようなことから動物の気管やヒトの気管支を動物の皮下に埋めこむ器管培養法による実験が盛んに行われるようになった。しかしこれらの気道は既に環境汚染に曝露されていることの付加因子をもつ欠点をもっている。

最近われわれは進歩の著しい細胞培養法を駆使し、ヒト乳幼児の突然死症例より採取された気管支の組織培養から正常ヒト気管支上皮細胞を大量に得ることができるようになり、正常ヒト気管支上皮細胞に対するin vivoでの発癌物質の曝露により形質転換を来した細胞株が得られるようになった(図1)。この実験モデルはヒト肺癌の発生機序の今後の解明に大きく寄与し

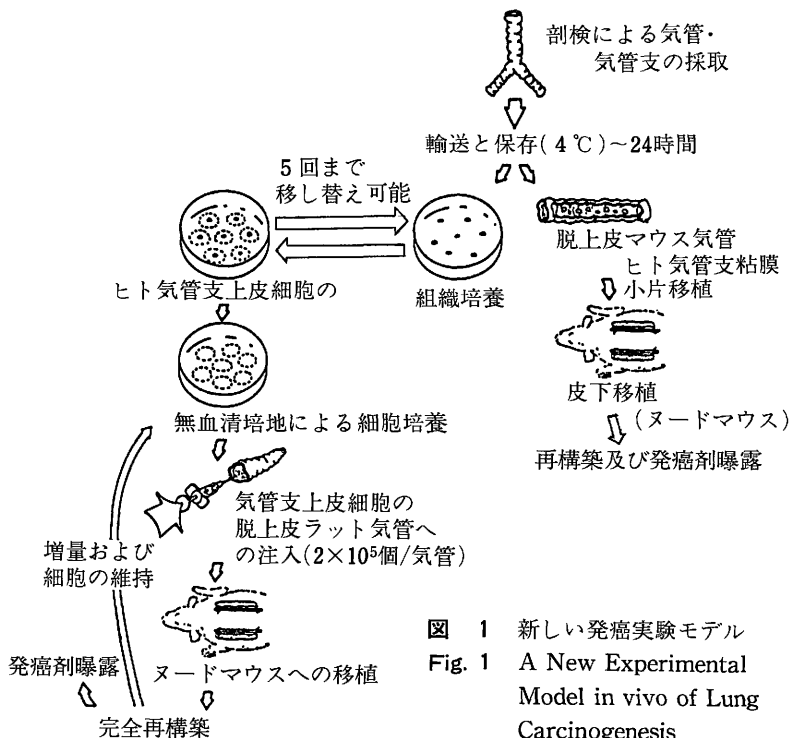


図 1 新しい発癌実験モデル  
Fig. 1 A New Experimental Model in vivo of Lung Carcinogenesis

うるものと期待している。すなわち組織培養によって得られた正常気管支上皮細胞を、摘出して脱上皮処理したラット気管に注入してヌードマウスの背部皮下に移植して4週後には移植気管内腔は綺麗に上皮によって覆われている。この上皮細胞はヒト特有のAluをプローブとした in situ hybridizationによってヒト由来であることが証明されている。また発癌剤を含有するペレットを挿入しておく、8週後には異型は少ないが、扁平上皮化生が認められた。また4ヵ月暴露の一気管から10回以上継代可能で40週以上生存する細胞株が得られた。この細胞は正常気管支上皮細胞に比較し多型性に富んでいる。この細胞の血清濃度の変化による増殖能を検討すると、正常気管支上皮細胞は2%以上の血清の存在下では分化し死滅するが、4ヵ月の暴露により血清抵抗性という形質転換がもたらされた、さらに今後とも癌腫の作成を目標に努力している。

### 5. 肺癌の発育速度

癌の大きさが2倍になるのに腺癌は116.8±88.9日、扁平上皮癌は105.9±81.1日、大細胞癌は61.3±41.4日、小細胞癌は77.4±51.3日である、また予測生存期間を100としたときの実測生存期間を切除例と非切除例で比較すると、大細胞癌、小細胞癌ともに有意差はないが、腺癌、扁平上皮癌では有意差が認められた、このようなことから他の肺癌に比べ小細胞癌、大細胞癌は発育速度が早いことが分かる。一方扁平上皮癌と腺癌例の手術のできなかった非手術例、すなわち内科的治療のみしかできなかった症例群の遠隔成績をみると、扁平上皮癌も腺癌もStage II-IVまでの進行したものではありませんべて3-4年以内の死亡してしまい、両者の間にほとんど差はないが、Stage Iの早期といえるものでは扁平上皮癌では4年以上生存したものは1例もないのに、腺癌では5年以上の長期生存を得ている者がいる。このことは扁平上皮癌は局所進展型で悪性度にそれ程の差はみられないが、腺癌では悪性度のバイアスが大き、すなわち腺癌では腫瘍が2倍の大きさになるのに3年も4年もかかるものもあれば、半年以内に2倍になってしまったり、転移をきたすものがあるというように悪性度に幅がある。

### 6. 肺癌の早期診断と新しい検査法

肺癌の治療成績を向上させる大きな要因は早期診断、早期治療にあることは論をまたない。肺癌を早期に発見して貰うには住民検診、職場検診等の検診を積極的に受けることである。また最近では老人保健法(老健法)が施行されるようになり、40歳以上の方を対象に胸部X線撮影と痰の検査が行われる。胸部X線写真では先に述べた亜区域気管支以下末梢の胸膜直下の肺野領域までの肺野型のは肺癌の陰影としてX線写真に明らかに写し出される。すなわち肺野型のは胸部X線写真で発見できる。ところが区域気管支までの太い気管支に発生する中枢発生のもものでは、それが早期癌でその大きさが小さければ小さい程、太い気管支に隠れ、さらに肺門の太い肺の血管や肋骨等と交錯してしまい、胸部X線写真には写ってこない。中枢発生のもので診断には痰の細胞診が威力を発揮するし、これは老健法にも取り入れられている。胸

部X線写真には全く影がないのに痰の細胞診で癌細胞が発見される早期の肺癌が最近では多く見つかるようになっている。

肺癌の診断のための検査法で最も進歩したものに気管支鏡がある。昔使われていた気管支鏡は硬性で、いくなれば長い金属性の筒を患者の喉から挿入するので、やられる者は大変な苦痛を訴えるものである。その後ガラスファイバーを明るい光の導光と明るい視野での観察に応用し、さらに先端を目的の方向に曲げることができるように創案されたフレキシブル気管支鏡が開発されて出現した。さらに肺癌であるという確定診断法としての威力を発揮する検査法として経気管支鏡的診断法がある。すなわちフレキシブル気管支鏡に装着されたチャンネルを通して、診断材料採取のための器具を挿入し、レントゲンで透視しながら採取器具が確実に肺癌病巣に到着していることを確認し、確実に診断材料を採取する、その材料を染色して鏡見し、細胞あるいは組織学的診断を行う、このような方法によって最近では100%近い確定診断が得られるようになった。

また最近広く普及してきた検査法にX線CTがある。CT(Computed Tomography)は身体の横断像で観察し得る利点がある。しかしCTは肺癌原発巣の診断には正面、横、斜位、断層像等による豊富な情報をもたらすX線撮影よりは劣っている。CTはむしろ右と左の胸腔を仕切る縦隔に存在する大動脈などの大血管、心臓、気管、食道、リンパ節等の臓器や組織の病変の診断には有用である。

最近、導入されるようになった最も新しい画像診断法にMRI(Magnetic Resonance Imaging)がある。矢状、冠状、横断面といった画像の3次元の立体的観察、血液の流れる血管は黒く描出される、心臓の拍動に同期させる画像が得られるといった利点を持っているものの、肺癌原発巣の診断には全く役に立たないといってよく、CTと同じく縦隔臓器および組織の病変の診断には非常に有用で、手術適応決定のための重要な情報も得られる。

## 7. 最近における肺癌の治療

### (1) 組織型別手術成績

組織型別に肺癌の手術成績をみると、5年生存率でも生存曲線でも腺癌と扁平上皮癌との間にほとんど差はみられない。大細胞癌の成績はこれら2つの組織型に比べやや劣っている。小細胞癌は他の3つに比べその成績は明らかに不良である。しかし手術例の中に5年以上の長期生存を得ている症例があることは、小細胞癌が肺癌の中で最も悪性度の高い癌ではあるが、外科治療の果たす役割もあることを示している。

### (2) 肺癌の集学的治療

このように肺癌が持ちあわせている生物学的特性を充分知り、またそれを利用した治療法を行うべきであり、それが集学的治療である。以後この集学的治療について述べることにする。

肺癌では先に述べたごとく、組織型によって性状が異なるのと同じく治療に対する反応も異

なっている。肺の小細胞癌は増殖進展が早く、さらに早期に血行性転移をきたす特性ばかりでなく、抗癌剤化学療法や放射線療法に対する感受性が高い。このことからわれわれは肺癌治療には組織型によって、すなわち小細胞癌と非小細胞癌の2つに大きく分けて治療法を工夫している。

### (3) 肺癌の治療プログラム(表2)

外来あるいは入院で患者さんが来院されると、先に述べた診断法によって肺癌の診断と同時に組織型と進展度を示す病期の診断を行って治療方針を決定する。

**表2** 原発性肺癌術後集学的治療プロトコール(非小細胞癌)(s.61.1~62.11)  
**Table 2** Our Protocols of Combined Therapies for Non-Small Cell Carcinoma of the Lung

I, II期	症例数
化学療法群(CDDP+VDS) .....	16
免疫療法群(TF, N-CWS) .....	17
コントロール群.....	17
III期 準治癒手術	
化学療法群.....	4
化学免疫療法群(LAK, IL-2+TF, NCWS) .....	4
コントロール群.....	6
III, IV期 非治癒手術	
放治+化学療法.....	9
放・化+免疫療法(LAK) .....	8

肺小細胞癌ではI, II期は手術の前に抗癌剤化学療法を行って抗癌剤の効果をみて手術を行う、さらに術後も化学療法を施行する。III期は化学療法を充分行って、50%以上の腫瘍縮小効果が認められ、進展度病期の再評価を行って手術適応を決める。腫瘍縮小効果が顕著でなく、あるいはあっても手術適応がない症例には別の処方による化学療法と放射線療法を行う。IV期は手術は施行せず、化学療法と放射線療法を行う。

非小細胞癌ではI-III期は手術が第一選択である。術後抗癌剤によるアジュバンド化学療法あるいは免疫化学療法を行う。IV期例は手術適応なく、化学療法、放射線療法、免疫療法を施行する。

### (4) 肺小細胞癌の治療

かつては小細胞癌と診断がただで進捗癌として扱われ、手術適応はないとされていた。さらにその後小細胞癌に対するいくつかの有効な抗癌剤の出現とその組み合わせによる治療法が考案され、その効果が顕著であったことから抗癌剤化学療法により小細胞癌は完全に治

癒させ得るとまで極論された。しかしその遠隔成績の評価がなされるようになって、胸部X線写真の上で完全に腫瘍陰影が消失し、臨床的にも効果が著しかった多くの症例に再発が、それも肺の原発巣に再発をしていくことが分かった。その再発を予防するには手術によって肺の原発巣を除去することが最もよいということになり、再び外科治療が日の目をみるようになった。

### (5) 非小細胞癌の治療

非小細胞癌の治療の第一選択は手術である。非小細胞癌でもシスプラチンを中心とした抗癌剤化学療法の効果が認められたとの報告が見られるようになり、今までは全く効果がないといわれていた術後アジュバント化学療法に、これらの効果の認められた治療法が再度取り入れられ、試みられるようになった。また最近ではネオアジュバンドとして術前に化学療法の効果のみられた症例に手術を施行した報告も散見されるようになった。

### (6) 肺癌切除材料を用いた治療(図2)

肺癌患者のリンパ球をInterleukin 2の存在下に培養すると、その患者の癌細胞に対する細胞障害活性をもつリンパ球が得られるが、その細胞をLAK(Lymphokine Activated Killer Cell)細胞という。LAK細胞の細胞源としてはその患者の末梢血中リンパ球、肺癌の手術をするときに必ず郭清する肺門や縦隔の所属リンパ節中のリンパ球、それとさらにこれらのリンパ球にMitomycin Cという抗癌剤によって不活性化したその患者の癌組織から採取、培養した癌細胞を加えてさらに培養して得られたリンパ球(stimulated LAK-St-LAK)の3種である。癌細胞に対する細胞障害活性は所属リンパ節リンパ球から得られたSt-LAKが最も高い。しかし培養癌細胞も得られるリンパ球数も異なるので、全例に同じように利用することは困難であるので、そのときは他の2種類のリンパ球から作成したLAK細胞を使っている。

また癌細胞に対する抗癌剤の感受性を癌細胞の変性像から判定することによって、その患者

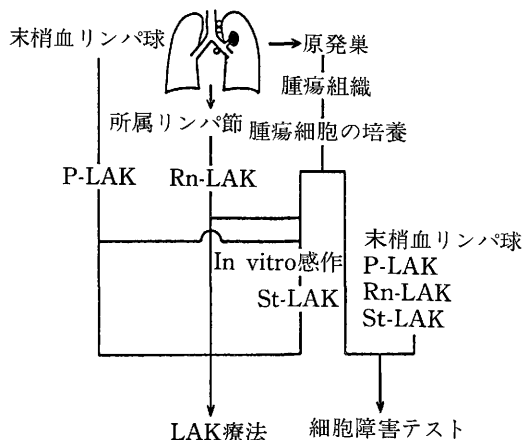


図 2 肺癌切除材料を用いた治療システム  
Fig. 2 A Therapeutic System Using Resected Tissues in Lung Cancer

に対する有効な抗癌剤を選択すべく検討中である。有効であるか否か分からない抗癌剤をやみくもに使用するのも、抗癌剤の副作用によるマイナスを考えれば、その使用は慎重でなければならないし、確実に効果のあることが分かっているものを使うべきであると考えからである。

## 8. おわりに

肺癌症例は平均余命の伸びに伴う高齢者層の増加に従って増加し、われわれを取り巻く環境は癌発生を助長するリスクの高い物質がみちみちている。またそのような物質が科学の進歩に伴って多数見出されてきた。われわれが営む呼吸によるこれらの物質の取り込みは当然考えられることで、肺癌になりうるリスクを常に持って生活し、生きていることを真剣に考えねばなるまい。

### 参考文献

- 1) 馬場雅行, 岩崎巖, 山口豊: 受動喫煙と肺癌発生との関連についての研究—微量タバコ煙暴露 MNU(N-methyl-N-nitrosourethane)の併用によるマウス肺癌の発生—, 千葉医学雑誌, 60: 293~303, 1984
- 2) M. Baba, A. J. P. Klein-Szanto, et al: Preneoplastic growth of xenotransplanted lung-derived human cell lines using deepithelialized rat tracheas, *Cancer Research*, 47: 573~578, 1987
- 3) 山口豊, 木村秀樹, 岩井直路他: 肺癌切除例の治療プログラム, 外科診療, 28: 898~909, 1986

---

## <討 論>

### Q. 青山 喬

肺癌の代表的な4つの組織型の扁平上皮癌, 腺癌, 大細胞癌, 小細胞癌のオリジンとなっている細胞は何か教えて頂きたい。

### A. 山口 豊

大変難しい質問ですが, 一応次のように考えられています。

\*扁平上皮癌: 気管支上皮細胞, 多くは気管支上皮組織の基底細胞由来

\*腺癌: 末梢細気管支のクララ細胞, II型肺胞上皮細胞, 気管支上皮細胞の基底細胞よりゴブレット細胞に分化したもの, 気管支腺由来(一般には腺様嚢胞癌または粘表皮癌となりますが, これらの未分化あるいは低分化のもの)

大細胞癌: 扁平上皮癌あるいは腺癌へ本来は分化すべきものが, 非常に低分化のため扁平上皮癌または腺癌の特徴的な組織学的表現を示さないものです。従って大細胞癌の由来はすべて

の上皮性細胞が加わっている可能性があります。

小細胞癌：次のような組織型で異なるといわれています。

燕麦細胞型—多くは気管支上皮や腺組織内にあるクルチツツキ細胞

中間細胞型—クルチツツキ細胞由来もあるかもしれませんが、他の細胞由来のものも含まれているのではないかと考えられています。

#### Q. 青山 喬

疫学統計によると、日本では腺癌が多く末梢型、米国では扁平上皮癌が多く肺門型といわれ、米国のそのような傾向は喫煙が多いためだと言われているように思う、日本も喫煙者が非常に増加しているとおっしゃったが、扁平上皮癌増加の傾向が見られるようになりましたか。

#### A. 山口 豊

昔は欧米では扁平上皮癌、小細胞癌、腺癌の順で、日本では腺癌、扁平上皮癌、小細胞癌の順序であった。欧米の腺癌の頻度と日本の小細胞癌の頻度がほぼ同じで、約15%位ですがこの頻度は昔も今も変わっていません。しかし最近日本では腺癌、扁平上皮癌の頻度がほぼ40%になってきましたのでそのような傾向がみられるとってよかろうと思います。また一般に男性に扁平上皮癌が多く、女性に腺癌が多いといわれ、欧米では昔は男女比は男性8：女性1であったのが、最近では日本の男性3～4：女性1の比率にかえて近づいてきたことからいうと、外国では女性の扁平上皮癌が増加してきたということになります。

#### C. 松平寛道

肺癌の組織型と放射線との関連は広島、長崎での統計によると、ある組織型がとくにめだつてふえているということはありません(J. Radiat. Res 28, 156, 1987)。

ラドンによって特別の型の肺癌が引き起こされるかは不幸にして知りませんので、後で調べることにします。



## II 測定法の現状と問題点

II-1 測定方法の概説 黒澤 龍平

II-2 国内・国際比較と校正  
山崎 敬三

## II 測定法の現状と問題点

### II-1 測定方法の概説

黒澤龍平

早稲田大学理工学研究所

Radon in the Living Environment—Levels and Risks

Proceedings of the 15th NIRS Seminar, held at Chiba, December 3-4, 1987, PP.23-32

#### A Review of Instrumentation for Determination of Radon and Its Daughters Concentration

Ryuhei Kurosawa

Science and Engineering Research Laboratory, Waseda University

17 Kikui-cho, Shinjuku-ku, Tokyo 162, Japan

#### Abstract

The aim of the review is to provide the aid for selection and understanding of the radon and its daughters measurement techniques which have been developed for radiation protection activities in various environments such as working or living environment. The practical purpose of the measurement for surveillance in environmental situation is the dose estimation for the public due to the inhalation of natural occurring radioactive materials.

The techniques for the determination of radon and thoron concentration by the active methods with the grab and continuous sampling, and also structures of radon monitors of various passive type are described. Explanation was made on the typical instruments for the determination of the potential alpha energy concentration (PAEC) of radon daughters by the various detecting systems such as solid state detector, and for the estimation of integrated PAEC in the various environments by the PAEC monitors using the cellulose nitrate film or TLD elements.

#### 1. はじめに

$^{222}\text{Rn}$ (ラドン, 以下Rn)や $^{220}\text{Rn}$ (トロン, 以下Tn)およびそれらの娘核種の濃度を測定する方法は数多くまたそれぞれ特徴をもっている。従って測定にあたっては当然のことながら目的に応じた方法を選択もしくは開発しなければならない。選定の基準は例えば測定の対象が気体で

あるRnやTn自身の濃度なのか、個別の娘核種濃度なのか、Potential Alpha Energy濃度(PAECと略、後項で詳述)なのか或いは要求される条件は精度なのか感度なのか、平均値なのか、時間的変化なのか、空間的分布のかなどである。

ここでは幾つかの目的に応じた代表的でしかも筆者が取り扱ったことのある測定法を主に述べることにしたい。

## 2. Rn, Tn濃度の測定

### (1) Grab Sampling

ある時刻における濃度を測定しそれを適当な時間間隔で繰り返して長時間の平均値を求めるsampling形式を表記のように呼ぶ。ここではただ1回のみ測定する場合も含めて述べる。代表的な測定法として電離箱法とシンチレーション・セル(又はフラスコ)法がある。

電離箱法は古くから使われている方法である。これには平均電流型とパルス型がある。後者の方が高感度となし得るがマイクロフォニック・ノイズが致命的な欠陥となり一般的ではない。

平均電流型電離箱はステンレスや黄銅で作られ、多くの場合中心に棒状電極を有する円筒型(外側電極)の密閉容器で構成されている。容器には気体の取り入れ口が設けられている。電極系の構造は高絶縁でかつ高い安定性が要求されるためガード・リングなどを用いた比較的複雑な構成が採用されている。適当な濾材で娘核種を除去したRn(時としてTn)を含む試料空気を容器内に導入し、2～3時間後、容器内で生成した娘核種がRnと放射平衡に近くなってから、中心電極と外側電極間に高電圧を加え $\alpha$ 線などによる電離によって生じたイオン対を捕集し、単位時間内に集められた電荷の量からRn濃度を推定する。 $\alpha$ 線により作られるイオン対の密度は $\gamma$ 線による場合と異なり極めて高く、従って強い電場によってイオン対の再結合を十分抑制する必要がある。捕集した電荷量の測定には振動容量型の電位計が用いられることが多い。またRn濃度が低く生成電荷量の少ない時は適当な容量(例えば10pF)の良質のコンデンサに電荷を蓄えその端子電圧の上昇速度を求め、平均のイオン対の生成量を推定する必要がある。一方電荷の生成量が多ければ電離電流を高抵抗による電圧降下法で電圧に変換して測定することになるが、 $\gamma$ 線と異なり入射した $\alpha$ 線1本あたりの電離電流が非常に大きいため変動が大きく、記録計などで電離電流を記録し平均化した方が良い結果が得られる。しかしパルス状の記録を単にその面積のみで平均化すると充電法で求めた平均値より低くなるので注意する必要がある。

電離箱の内部を真空にし、いったんシールしてから測定点でシールを開き前述の方法で試料空気を導入するのが標準的な封入法である。この際除湿のため塩化カルシウムなどを用いる。除湿剤として多用されているシリカゲルはRnを吸着するため使用されない。(しかしシリカゲルの分配係数はせいぜい数百で全く使えないというわけではない。)しかしこのような方法が適用できるのは電離箱を購入してから僅かの間で使用回数が増えると次第にリークが目立ち遂には真空法が使えなくなり乾燥剤と濾材を通して試料空気をポンプなどで電離箱内に導く循環方式が使われるようになる。電離箱内の空気を試料空気に置換するには電離箱容積の10倍以上流

す必要がある。

電離箱は高絶縁の材料を使うため真空法などで試料を封入すると機械的変形のため電荷が発生し一時的に不安定になることがある。またさらに試料空気中にもともとあったイオンを取り込むこともあって、たとえ真空法で試料を採取しても寿命の短いTnを安定した状態で測定することは難しい。Tn濃度が高ければ多少不完全でも電離箱内に試料を手早く封入し、電離電流の減少曲線とその後の上昇曲線とを記録し、前者よりTnの、後者よりRnの濃度の比を求め、その後充分時間をかけて測定した同一試料中のRn濃度とあらかじめ測定した濃度比からTn濃度を推定することができる。

電離箱の容積は1~1.5l程度である。 $\alpha$ 線が放出されるとパルス状の電離電流が流れるので、その数を記録計などで計数すれば一種のパルス型電離箱とすることができる。記録計の時定数は0.5~1秒位なので記録された波形により常に波高選別し得ることは限らない。専用のパルス型電離箱は絶縁性などに直接制約されず自作し易いがマイクロフォニック・ノイズを抑制することが難しい。しかし $\gamma$ 線などのバックグラウンドとの弁別性が良いため感度を高くすることも可能である。電離箱を通常の方法で使用すると30~50Bq/m<sup>3</sup>位のRn濃度まで測定できるが、パルス型にした場合汚染さえなければ3~5Bg/m<sup>3</sup>位までの測定も可能となる。

シンチレーション・セルはLucas Chamber<sup>1)</sup>またはシンチレーション・フラスコとも呼ばれ、100~300mlの一方の端が透明な窓となっている密閉容器の内面にZnS(Ag)シンチレータを塗布したもので、構造が簡単な割には安定した性能を有するので広範囲に使用されている。容器内に娘核種を除去したRn又はTnを含んだ試料空気を封入し窓側が光電子増倍管の光電面に接するように設置して(勿論暗箱内で)、Rnの場合は封入2~3時間後、Tnの場合は10~20秒後容器内壁に塗布したZnSシンチレータの発光数を計数する。発光強度は極めて強いのでChamberの窓と光電子増倍管の窓との間の光学的カップリングは殆ど問題とはならない。容器内では電離箱の場合と同様にRn娘核種の多くは内壁に付着しているものと考えられている。しかし一部の娘核種は付着していないらしく排気すると娘核種の一部は排出されてしまう。付着する割合は湿度の関数となるが通常あまり問題にはしていないようである。容器の窓が絶縁物で作られているため容器内に不均一な電場ができる可能性があり、窓の表面(内面)をSnCl<sub>2</sub>のような導電性の薄膜でコーティングすると良いといわれている。容器の構造が簡単なため気密性が高く容器をあらかじめ真空状態にしてバックグラウンドを計数した後真空を破れば試料空気を短時間に封入できる。このためTnのような短寿命の核種でも容易に測定できる。例えば封入に約10秒弱要するが計数を安定させるためにさらに10秒位放置してから90秒間計数すればTnと<sup>210</sup>Poに基づく $\alpha$ 放射能を検出することができる。この計数時間中のRnの $\alpha$ 線に基づく計数は例えば封入後10分以上経てから5分間計数し、それを上記時間に外挿すれば推定できる。

この形式の検出器は電離箱と異なり或る程度大形になると容積をそれ以上増加させても感度は増加しない。それは $\alpha$ 線の飛程に比して容器の大きさが大きくなり効率が減少するためである。300ml位の容積で大略40Bq/m<sup>3</sup>の濃度まで測定できる。Tn濃度は前記の方法を採用した

とき200Bq/m<sup>3</sup>程度までは測定できる。

電離箱にしてもLucas Camberにしても<sup>210</sup>Pbなどの長寿命核種が容器内壁を汚染しその結果<sup>210</sup>Poの $\alpha$ 線によるバックグラウンドが増加する。汚染の程度は測定容器内のRn濃度と放置時間の積に大略比例する。従って測定終了後は直ちに容器内の試料空気を除去しRnを含まない空気もしくは窒素などの気体で洗滌し、その後それらの気体をあらためて充填した後保存する必要が<sup>3</sup>ある。

## (2) 連続測定

Rn, Tn濃度を連続して測定する方法のうち、シンチレーション・セル法と二重フィルター法について簡単に述べる。

シンチレーション・セル法は前項のシンチレーション・セルと類似した測定容器を使用し、容器内の空気をポンプなどで排除し真空状態にした後バックグラウンドを測定し、次に濾材などを介して試料空気を容器内に封入し直ちに計数を開始し、一定時間後再び排気し同じ操作を繰り返す。試料を封入することに娘核種が付着するためバックグラウンドは次第に増加する。試料を封入する直前にバックグラウンドを測定したとしても試料測定中のバックグラウンドとは本質的に異なるためその回より前の幾つか(例えば5回分)の測定データからその回のバックグラウンドを推定し測定値から差し引かなければならない。この方法の感度は測定容器の大きさと計数時間に依存するが<sup>3</sup>10~30Bq/m<sup>3</sup>と言われる。

two filter法(二重フィルタ法)<sup>3)</sup>は比較的容積の大きな(5~200l)(Tn測定の場合は0.1l位)容器の上流側と下流側の2個所にフィルタを設置し、上流側のフィルタで娘核種を完全に除去し、Rn(もしくはTn)のみを容器内に導入する。試料空気中のRn(もしくはTn)が容器内を移動する間に<sup>218</sup>Po(もしくは<sup>216</sup>Po)が生成し下流側のフィルタに捕えられる。その放射能を下流側フィルタに対向させて設置した検出器で計数する方法である。サンプリング流速(5~20l/min)や容器の大きさによって感度が変わるばかりでなく、試料空気の湿度によって容器内壁への拡散による娘核種の付着割合が変化することもある。フィルタ上に捕集された<sup>218</sup>Poの $\alpha$ 線のみを測定すればよいのでエネルギー弁別の可能な半導体検出器が<sup>3</sup>使用されている。この装置の感度は測定条件で変化するが、30分程度の計数時間で大略3~8Bq/m<sup>3</sup>位である。

この他に<sup>7)</sup>例えばtwo filter法と同様上流側にフィルタを持った容器内に負電圧を与えた電極を設置し、容器内で生成し正の電荷を持った<sup>218</sup>Poを電極上に集め、その放射能を連続してZnSシンチレーション検出器で測定し、Rn濃度を推定する方法もある。

## (3) 積算型モニター

或期間内のRn濃度の時間的積分値を求めるための測定装置で、通常は小型簡便でかつ安価であり、さらに均一な性能が得られることが要求される。これらは或る測定点の長期間の平均値が把握できればよく、測定値の精度や感度もさることながら、それより広範囲でのRn濃度

の概略の分布を知ることが主眼として開発されている。長期間Rnやその娘核種が放出する $\alpha$ 線を検出し、記録する必要性から検出体には極めて簡単でかつ安定性の高い種類が選ばれている。過去にはフィルバッジのような写真乾板を利用した例もあったが、感光性があるため普及しなかった。現在硝酸セルロース(CNと略)、アリル・ジグリコール・カーボネート(例、CR-39)、ポリカーボネート(例、マクロフォル)などの飛跡検出器(SSTDと略)やCaSO<sub>4</sub>、LiF、Mg<sub>2</sub>SiO<sub>4</sub>などのディスク状のTLD素子など検出と記憶の両者が可能な検出体や活性炭のように蓄積のみが可能な材料が使用されている。

積算型のモニタには外部のエネルギーを使用しない受動型(以下passive型)と外部よりエネルギーの供給を受ける能動型(以下active型)がある。両者を必ずしも明確に分ける必要はないが、RnやTn濃度のモニタには前者が、娘核種のモニタには後者が使われることが多い。モニタの概念からいえばpassiveが理想なのでその実現の容易なRnやTn濃度のモニタが前者の型を採用するのは当然のことといえよう。しかしながらpassive型を使って娘核種の濃度モニタを成功させた例は聞いていない。

passive型のRn濃度モニタ<sup>4)</sup>はラドン・カップなどという呼び名からわかるように、種々の材料(金属製の方が望ましいと思うが高価で簡便さに欠けるといった理由からプラスチックが用いられている)で作られたカップ状の(異なった型のものも多い)容器の底(上側でも下側でもよい)にSSTDを置き頭部に娘核種の流入を阻止するための濾紙が設置されている。RnやTnは拡散などによって濾紙を通過するが通過に要する時間は濾紙の種類によって異なる。例えばメンブレン濾紙の場合はかなりの時間を要するので、その間にTnは減衰してしまうという。これを利用した高Tn濃度環境下でのRn濃度測定用のモニタも製作されている。SSTDに入射する $\alpha$ 線は容器内のRnからばかりでなくSSTDの表面や容器内壁に付着した娘核種からも放出されている。モニタの感度を高めるには後者の効果を利用する必要があり容器の大きさを $\alpha$ 線の最大飛程に比して小さく設計する必要がある。また容器内で生成した娘核種の多くは正の電荷をもっているため、負の電位をSSTDに与えるなどとしてそれらをSSTDの表面に集めることができれば感度は著しく上昇する。このような電場を形成するため通常高圧の電池などが使われるが、それでは簡便さが失われるのでエレクトレットを利用する試みが行われている。また感度が上昇すれば必ずしもSSTDを検出器に使う必要はなく、例えばTLD素子などを使うことも可能になる。

検出体のうちSSTDが最も感度が高く特にCR-39類は検出し得る $\alpha$ 線のエネルギーや入射角の範囲が広い。これに対しCNの場合は3.8Mev以上の $\alpha$ 線を通常のエッチング条件で検出することはできない。(エッチング時間を長くすれば可能である)この性質を利用しSSTDに入射する $\alpha$ 線のエネルギーを適当な物質で減速し、特定の $\alpha$ 線例えば<sup>218</sup>Poの $\alpha$ 線を<sup>214</sup>Poの $\alpha$ 線と分別して検出することも可能である。しかしSSTDはエッチング処理を必要とし、その上エッチピットの計数を顕微鏡などで行わなければならない。これを自動化するとなるとかなり大規模な装置を備えねばならない。一方TLD素子は $\alpha$ 線の照射によっても $\gamma$ 線や $\beta$ 線による照射と同様加熱によ

り発光し、入射した $\alpha$ 線の数を読みとることは容易であるが、 $dE/dx$ (比エネルギー損失)が大きくなると素子内での単位エネルギー吸収量に対する発光の強さは著しく減少する。このため入射した $\alpha$ 線のエネルギーと発光量は比例しない。また $\alpha$ 線を測定するには裸の平板状素子(ガラスカプセルに入っていない素子)を使用せねばならず、酸素などの影響を受けるので安定性に問題を残している。

活性炭にRnを吸収させた後、Rnの娘核種が放出する $\gamma$ 線や $\beta$ 線を測定すれば吸着したRnの量を求めRn濃度の時間的積算値を推定することができる。測定の方法には活性炭を容器のままNaIシンチレーション検出器などにのせ、Rnの娘核種が放出する $\gamma$ 線を計測するような方式<sup>6)</sup>や活性炭容器内に $\gamma$ 線測定用のTLD素子を埋め込む方式などが考えられている。活性炭と空気との間のRnに対する分配係数は常温で数千程度なので、単位時間ごとの吸着量とRn濃度が比例するには、容器内部の活性炭がRnの吸着に対して常に未飽和の状態にあること、また大気中のRn濃度が大幅に変動しないこと、大略完全に近い程度に除湿することなどが必要である。積算時間はRnの半減期程度までである。passive型の場合は活性炭層へRnが拡散によって拡がっていくようなモデルを考え、またactive型<sup>9)</sup>の場合は低流量のポンプにより活性炭層に試料空気を流さなければならない。活性炭は吸湿するとRnを全く吸着しないばかりでなく、一度吸着したRnを再放出するといわれている。

SSTDの感度はバックグラウンドに相当するエッチピットの密度もしくは疑似エッチピット(エッチピットか否か判定できぬもの)の密度や検出し得るエネルギー、および入射角の範囲によって大幅に異なる。しかし後の2者はSSTDとしての欠点というわけではない。バックグラウンドがなければエッチピットを計数する面積を広くすればそれだけ高感度になるが、しかしSSTDは帯電し易く空気中に裸で放置すると娘核種の付着などによって $\alpha$ 線の入射に基づくエッチピットを作る。CNでの経験によると使用する毎に封を開いてCNを取り出していたらその回数とバックグラウンドが大略比例していた。このようなバックグラウンドは大略均一に分布しているようであるが、これ以外の原因で生ずる疑似的なエッチピットがあり、それが不均一に分布するため統計的処理を難しくしている。SSTD用に製造している素子、例えばTS-16、LR-115などを使うべきであろう。

標準的なラドンカップの一つであるTerradex社の1984年10月のカタログによると、感度は通常の仕様で $150\text{Bq}/\text{m}^3\text{-month}$ ( $4\text{pCi}/\text{l-month}$ )であるが、追加料金(\$17, \$50, 当時)を払うことによって、それぞれ $37\text{Bq}/\text{m}^3\text{-month}$ ( $1\text{pCi}/\text{l-month}$ )、 $7.4\text{Bq}/\text{m}^3\text{-month}$ ( $0.2\text{pCi}/\text{l-month}$ )まで高めることができるという。つまり3ヵ月曝せば最高 $2.5\text{Bq}/\text{m}^3$ の濃度まで測定し得ることになる。大略同様の形状のラドンカップ(SSTDとしてTS-16使用)で測定した経験では $1.1\text{Bq}/\text{m}^3\text{-month}$ ( $0.03\text{pCi}/\text{l-month}$ )の感度を得たが、これはエッチピットの計数にかなりの時間を費しているので大量処理をするのならばTerradex社なみになるかもしれない。

### 3. 娘核種濃度の測定

#### (1) PAECの測定

Potential Alpha Energy Concentration (PAEC)とは空気中のRnもしくはTnの娘核種が比較的短い時間内(Rnの娘核種の場合はそれぞれの娘核種が $^{210}\text{Pb}$ まで壊変する間またTnの娘核種の場合はそれぞれの娘核種が $^{208}\text{Pb}$ まで壊変する間)に放出されるであろう $\alpha$ 線のエネルギーの総和で表した濃度で $\text{J}\cdot\text{m}^{-3}$ , WL, Mev/lなどで表わす。またこれと関連しEquilibrium Equivalent (Rn or Tn) Concentration ( $\text{EEC}_{\text{RN}}$  or  $\text{EEC}_{\text{TN}}$ ) (平衡等価(ラドン又はトロン)濃度)がある。これは考えている空気のPAECと等価でかつ娘核種(短寿命)が放射平衡の状態にあると想定した仮想的なラドン又はトロン濃度で,  $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ,  $\text{pCi}\cdot\text{l}^{-1}$ などで表わす。

個別の娘核種濃度を求めればPAECは直ちに求められるが<sup>3</sup>, ここでは直接PAEC<sup>1),6)</sup>を測定する方法について説明する。現在RnやTnおよびその娘核種の吸入に基づく被曝量評価はPAECによって行われている。現在の評価法では娘核種をunattached fractionとそれ以外に分けることはあっても、個別の娘核種濃度を必要とすることはない。もしさらに詳しい計算を行うのならば娘核種の粒径に関する情報の方が優先する。ただ測定の経過の中で $^{218}\text{Po}$ 濃度や平衡係数が求められるのならそれも情報として記録すべき重要な数値である。

PAEC測定の最も古典的な方法はKusnetz法である。これは毎分例えば1lの流量で5分間試料をフィルタ上に採取し、採取終了後40分から60分の間に採取された娘核種が放出する $\alpha$ 線の計数率を測定し、WLを決定する方法である。ここで1WLは空気1l中のPAECが $1.3\times 10^5$  MeVの時の濃度に相当し、 $\text{EEC}_{\text{RN}}$ は大略 $10^2\text{pCi/l}$ である。検出器としてZnSシンチレーション検出器(レート・メータ)が使われているが過去には携帯型の薄窓型電離箱サーベーター(Juno)が使われたこともある。フィルタはガラスせんい濾紙かメンブレン濾紙が使われている。フィルタは娘核種に対する捕集効率のみならずフィルタ表面付近に大部分の娘核種が捕えられていなければならない。よくサンプリングに使われているHE-40(T)はこのような $\alpha$ 線計測には不適當である。Kusnetz法は娘核種 $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$ のそれぞれが単位濃度であったときのPAECの比, 0.2783 : 1.347 : 1.000と計数した時刻における単位濃度の娘核種の計数率の比が等しくなるような放置時間が大略48分と30分になることから、この間の時間帯で測定すれば計数率とPAEC間の比例性は娘核種の存在比が多少変わっても一定に保たれるということの基本にしている。娘核種の存在比を換気率の関数として幾つか選定し、存在比の異なりによって生ずる比例係数の相対偏差を求めると採取45~50分後が最少値となる。このような理由に基づくKusnetz法の固有誤差は $\pm 11\sim 14\%$ で、 $10^3\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ (0.3WL)のレベルまで測定できるという。この方法を改良したModified Kusnetz法(Breslin法)があり、これは5分間20lの流量で娘核種を採取し、採取終了38~42分後の間 $\alpha$ 線計測をする方法である。これによる固有誤差は $\pm 8.9\%$ で、 $1.8\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ (0.47mWL)まで測定できる。感度についても固有誤差についても改善されている。この方法は非常に長い時間を要し不便なように見えるが<sup>3</sup>, 例えばウラン鉱山の坑内



で試料を採取し $\alpha$ 線計測に都合のよい坑外や坑内の適当な場所までフィルタを運び、そこで何試料かをまとめて計数することを考えれば必ずしも非能率的ということにはならない。

試料採取開始から計数終了までの時間を短くした測定法にRolleの方法がある。これは試料を5分間採取し、採取後15分までの適当な時間(例えば11.5分)に $\alpha$ 線計測を行う方法である。この場合、採取時 $^{218}\text{Po}$ であった娘核種と $^{214}\text{Pb}$ であった核種が測定時に放出する $\alpha$ 線の数の比は両者のPAECの比に近くかつ時間的に安定している。しかし $^{214}\text{Bi}$ が放出する $\alpha$ 線の数はPAECの比から大分離れるが $^{214}\text{Bi}$ の相対的存在比が他核種に比して小さいため娘核種が存在比が変わっても偏差は少ないものと考えられる。この方法の固有誤差は12%( $10^3\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}:0.3\text{WL}$ のレベルで)といわれる。

測定に要する時間を短くするには4~5分間試料を採取し、フィルタ上に集められた娘核種の放出する $\alpha$ 線と $\beta$ 線とを測定すればよい。このため幾つかの方法が考えられている。ソ連ではZnSとスチブレンを組合わせたシンチレータで測定しているというが、 $\alpha$ 線と $\beta$ 線の弁別法は波形弁別ではないことが確かなくらいで詳細は不明である。半導体検出器でも弁別可能であるがこの方式の欠点は $\beta$ 線検出器のバックグラウンドが高く、また測定場所などによって変動することである。 $\alpha$ 線と $\beta$ 線の弁別は波形又は波高で行うが弁別しない状態でも両者の検出効率の比が適切に選べればPAECは求められる。

また $^{218}\text{Po}$ と $^{214}\text{Po}$ の2種類の $\alpha$ 線を分別して測定してもPAECが求められる。この場合は娘核種が存在比を仮定しなければならない。

娘核種を採取しながら $^{218}\text{Po}$ と $^{214}\text{Po}$ の2種類の $\alpha$ 線を分別して計測すれば、本質的にPAECの定義通りの測定が可能である。さらに娘核種が存在比の範囲を仮定すれば長時間採取と計測を続けながらその間のPAECの時間的変化を測定することもできる。この方式については研究中である。

## (2) 積算型モニタ

娘核種の積算型モニタのうち、実用化されている形式はいわゆるactive型である。検出体としてはSSTDとTLD素子が使われている。何れの検出体を使用する場合でも、基本的には小電力のファン又はポンプでフィルタ上に娘核種を補集しそれらが放出する $\alpha$ 線などを検出記録するようになっている。SSTDを検出体とした例としてはフランス<sup>2)</sup>で開発したCNを使用するモニタが有名である。これにはフィルタに補集された娘核種(RnとTn)の出す3種類の $\alpha$ 線それぞれを適当な厚さの減速材によりCNが検出し得るエネルギー範囲の3.5MeV以下に減速し記録する方法が採用されている。分別能力を増したエッチピットの形状を整える必要からコリメータにより $\alpha$ 線の入射角をせまくしているため幾何的効率は低い。またターボファンを使うため流量もそれ程大きくない。しかしながらウラン鉱山の坑内では十分の感度でありまた積算型であるので $^{218}\text{Po}$ と $^{214}\text{Po}$ の $\alpha$ 線のみで正確なPAECが求められる。 $^{212}\text{Po}$ の $\alpha$ 線も別に記録され、 $^{218}\text{Po}$ の $\alpha$ 線と同じチャンネルに記録された $^{212}\text{Bi}$ の $\alpha$ 線の数の推定とTn娘核種のPAEC評価

に使用される。このモニタのフィルタや減速材・感度等についての記述が手元にはないが、大略同様の形式のモニタで実測した例(ただしフランス製よりは高感度)では流量1 l/分で8時間動作させた時 $EEC_{RN}$ で約 $1.4Bq \cdot m^{-3}$ (0.37mWL)のPAECまで測定できることがわかった。この場合のフィルタはワットマンGF/F、減速材はアルミ箔、ポンプはダイアフラム型で乾電池駆動でフランス製のように孔あきのコリメータは使用していないが実質的なコリメータが使われている。

CN以外のSSTD, 例えばCR-39を検出体とし娘核種の存在比の範囲を仮定したモニタも数多く、この形式の方が小型で高感度となり実用的である。しかし固有誤差はまぬかれない。実験した例では流量を0.5 l/分, 検出効率0.92%, 固有誤差は $\pm 14\%$ (通常環境で $\pm 3\%$ )で24時間駆動したとき $EEC_{RN} : 0.41Bq/m^3$ (0.11mWL)まで測定可能であった。

TLD素子はその発光効率が入射 $\alpha$ 線の比エネルギー損失に依存するため入射 $\alpha$ 線のエネルギーと発光量の比例性は不完全である。しかしこの素子を利用したモニタは或る程度のエネルギー比例性があるためCR-39などを使用したときより固有誤差は少なくなる。また感度は低いが記憶されたデータ(入射本数 $\times$ エネルギー)の読み出しが簡単なため高濃度の環境では実用性が高い。一般に2組の素子を使用し一方で記録した $\alpha$ 線や $\beta$ 線とバックグラウンドのデータから粒子線が入射しないようにした他方の素子のデータを引き去り、 $\alpha$ 線を主体とする入射粒子数を求めるようになっている。TLD素子にナショナルUD-100M8を使用し、フィルタとの距離を3 mm, 流量を1 l/分とした例では、168時間の駆動で $EEC_{RN} : 7.8Bq \cdot m^{-3}$ (0.21mWL)のPAECまで測定できることがわかった。この場合フィルタの目づまりの防止のためフィルタホルダの入口をノズル(0.8mm $\phi$ )状にし慣性衝突を利用して大型粒子を $\alpha$ 線測定に関係のないフィルタ中央部に集めるように設計されている。

#### 4. おわりに

以上細部にわたり説明できなかつたが、Rn, Tnとその娘核種の測定法について実例をあげて紹介した。幾つかの測定法を紙面の関係で割愛したがお許し願いたい。

#### 参考文献

- 1) Budnitz, R.J., Radon-222 and its daughters-a review of instrumentation for occupational and environmental monitoring, *Health Phys.* **26**, 145-163, 1974
- 2) Zettwoog, P., Chapuis, A.M. and Duport, P., Individual dosimeter for radon and thoron daughters, *Surveillance du radon monitoring*, 87-95, OECD-NEA, 1978
- 3) 黒澤, 戸部, 斎藤; two-filler法によるラドン濃度連続測定。理工学研究所報告。117, 80-84, 1987
- 4) 黒澤, 戸部; TS-16を用いたpassive型ラドンモニター。理工学研究所報告。117, 85-88, 1987
- 5) 黒澤; シンチレーション・カウンターによる $^{222}Rn$ 濃度の測定, 理工学研究所報告。**42**, 1-11,

1968

- 6) 岩田, 阪上; 活性炭吸着法による室内ラドンの測定, 大気中のラドン族と環境放射能, 55-64, 日本原子力学会, 1985
- 7) 飯田, 静電補集型ラドン濃度連続測定装置, 同上, 65-74, 同上
- 8) Metrology and monitoring for radon, thoron and their daughter products. OECD-NEA, 1985



## 〈討 論〉

### Q. 岩倉哲男

初歩的な質問ですが, アクティブ, パッシブの区別は具体的には空気を強制的に引くか引かないかの区別と理解してよいか。

### A. 黒澤龍平

その通りです。一般には検出前にエネルギーを加えて作動させることをアクティブというが, 電荷を与えるだけの場合はアクティブとはいわないようである。

### Q. 小林定喜

パッシブモニターは低濃度のとき, 低く出るのか。

### A. 黒澤龍平

逆に高くなる傾向があるようだ。

## II 測定法の現状と問題点

### II-2 国内・国際比較と校正

山崎 敬三

京都大学原子炉実験所

*Radon in the Living Environment—Levels and Risks  
Proceedings of the 15th NIRS Seminar, held at Chiba, December 3-4, 1987 PP.33-38*

National and International Intercomparison and Intercalibration  
of Measuring Equipments for Radon and its Daughter Products.

Keizo Yamasaki

Research Reactor Institute, Kyoto University, Noda, Kumotori,  
Sennan-gun, Osaka 590-04, Japan

#### Abstract

The recognition that radon and its daughter products contribute more than one-half of the average individual radiation dose from natural radiation sources has called attention to radon in the environment. Many countries have completed, or are engaged in, large-scale surveys of indoor radon levels with a diverse range of measurement methods and equipments. The necessity of national or international projects to intercompare the measurement methods was recognized by a number of organizations. Details of the intercomparison programme of OECD/NEA and CEC was explained, and reports were made on some selected results of past years' domestic or international intercomparison and intercalibration of radon and its daughter products measuring equipments.

#### 1. はじめに

UNSCEARの1977年報告<sup>1)</sup>において、ラドンとその娘核種の吸入による肺の被曝線量が取り入れられ、自然放射線による被曝線量への寄与が大きいことが示された。さらに、同1982年報告<sup>2)</sup>では、ラドン娘核種から放出される $\alpha$ 線の線質係数20や肺を気管—気管支領域と肺胞領域に分割した局部肺線量評価法を用いた実効線量当量が導入され、ラドン娘核種の吸入による被

曝線量が自然放射線の約半分を占めることが示された。また、北欧や北米において職業人の年間被曝限度50mSvをも超える事例が報告されていること、ラドンに関するデータが、日本をはじめ中低緯度地域で不足していることが示された。これに呼応して、各国におけるラドン濃度の代表値を得るため、広範囲で長期にわたる調査が、多種多様のPassive型ラドン測定器を用いて、それぞれ精力的に進められている。日本においても放医研の2グループによって実施されている。ところがラドンとその娘核種の測定に関しては、標準化された方法が確立されておらず、各グループが、それぞれ異なった測定器を独自の方法で校正して用いているのが現状である。このような状況の中で、相互比較や校正の必要性が強く認識され、数は少ないが国内・国際レベルでいくつか実施されている。

ここでは、日本国内および外国あるいは国際レベルで行われてきたラドンとその娘核種測定器または測定法の相互比較と校正について概説する。

## 2. 日本国内における相互比較と校正

ラドンとその娘核種の測定は、大気電気や環境放射能研究の立場で、比較的古くから行われてきたが、日本においてはウラン鉱山などが少ないため、法令に基づく業務として行うことはほとんどなかった。このため、測定法はまちまちで、データがばらついてもさほど問題視されていなかった。ところが名大の故川野教授ら<sup>3)</sup>はこれらの問題を取り上げ、1970年に京大炉の野外環境において8研究機関の参加で初めて全国規模の比較測定を実施した。その結果、同一事業所内での値のばらつきは比較的小さく、全体としての相関もかなり良いが、絶対値としては2～10倍の幅があったことを報告している。また福井大の岡部教授ら<sup>4)</sup>はラドン族調査研究委員会を組織し、1986年から1987年にかけて関西を中心とした8研究機関の参加で、名大のラドン娘測定器とラドン源を各機関に移動させて各機関の測定器と比較した。その結果、平衡仮定ラドン娘核種濃度については、平均値は相対偏差20%以内で一致するが、個々のデータのばらつきは比較的大きいこと、ラドンについても、1機関を除いて、20%以内で一致することを報告している。

1987年に京大炉で実施された相互比較は、日本保健物理学会のラドン・トロン測定研究専門委員会(主査：放医研、阿部研究室長)で検討された。委員会は実施のための検討資料を得る目的で、国内の主なラドン研究機関を対象として「ラドンおよびその娘核種の測定に関するアンケート」を実施した。その結果、測定器の校正に問題意識を持ち、相互比較の重要性を説く人が非常に多いことが判明した。これらに基づいて、外気の影響が小さく、建屋内のラドンおよびその娘核種の動態が比較的良くわかっている臨界集合体建屋を利用して、相互比較を行うこととした。測定項目は①ラドン、②平衡仮定ラドン娘核種、③RaA, RaB, RaC全成分、および④同フリー成分とした。測定は建屋内の換気装置を1週間程度継続して停止した後の定常状態(ラドン：350～400Bq/m<sup>3</sup>)と、換気装置を作動から停止に切替えた後の過渡的状态、(ラドン：80～140Bq/m<sup>3</sup>)において行われた。なお、データ間の相互比較を容易にするため、同時

並行測定を原則とした。参加者は、放医研、福島県医大、原研、動燃、東理大理工、東理大理、公衆衛生院、名大、滋賀医大、九大、大放研、セキスイおよび京大炉の13機関、22名であった。

結果の詳細については現在検討中であるが、大ざっぱに整理すると次のようになる。

- ①ラドン……11組のデータのうち感度に問題のあると思われる2組のデータを除くと、比較的良い一致を示すが、一部のデータについて校正に問題が認められる。Active法とPassive法での差は認められない。
- ②平衡仮定ラドン娘核種……5組のデータのうち1組が低い値を示すが、高い所は高いなりに、低い所は低いなりに比較的よくまとまっている。しかしサンプリング口からフィルター面までの損失の評価、サンプリング場所のちがいでによる差、計数効率や流量率の取り方に問題が認められる。Active法とPassive法の差は比較的小さい。
- ③RaA, RaB, RaC全成分……8組のデータのうち2組が低め、1組が高めで、ばらつきは②より少し大きい。RaAではばらつきが大きく、RaB, RaCでは比較的小さい。測定濃度範囲では、ばらつきの大きさは濃度にあまり依存しない。規格化された校正法がない割には、よい一致を示している。
- ④RaA, RaB, RaCフリー成分……5組のデータのうち、サンプリングに問題のある1組が低め、Passive法による1組(RaAのみ)が高めで、これらを除くと比較的よい一致を示すが、ばらつきは③よりも大きい。

以上、日本国内で行われてきた相互比較・校正について概説してきたが、1970年の故川野教授らの相互比較は先駆的な試みとして意義深い。また、岡部教授らの相互比較では、参加機関の大部分の測定器が、名大の測定器を基準として校正されていることもあり、比較的まとまりの良いデータとなっている。阿部室長らの相互比較では、感度等に問題のあるものは別として、測定者の熟練度が測定値の大きなずれに関係しており、検出器の計数効率や流量計の校正等が適格に行われていれば、比較的よい一致が得られることを示している。今までの相互比較により、データのばらつきの幅はつかめたので、今後幅を小さくする努力が必要であろう。

### 3. 外国あるいは国際レベルの比較・校正

ウラン鉱山の作業者に限られていたラドン問題が、1970年頃から一般公衆にも向けられるようになってきた。UNSCEARの1977年報告において、ラドンの吸入による肺線量が取り入れられて、大きく注目されることとなった。これに前後して、1976年には、OECD/NEA\*においても、この分野での活動が開始された。1978年にはGogolak<sup>5)</sup>らが、米国で開かれたNRE IIIにおいて、9グループの参加で、ラドンとその娘核種の相互比較を、洞穴内と野外環境で実施した。1979年には、OECD/NEAのラドンに関するExpert groupが、Phase I(線量評価)

\* OECD/NEA : Organization for Economic Co-operation and Development/Nuclear Energy Agency

とPhase II(測定法)について検討を始め、1983年にはPhase Iの報告書<sup>6)</sup>、1985年にはPhase IIの報告書<sup>7)</sup>をまとめている。この間、1981年にはFisenneら<sup>8)</sup>が、米国のEML\*のラドンチェンバーを用いて、12機関の参加でラドンの相互比較を行っている。また1982年には、Milesら<sup>9)</sup>が英国のNRPB\*\*において、CEC\*\*\*主催で、ラドンとその娘核種の相互比較を行っている。OECD/NEAとCECの共催による国際比較・校正が1983年からPart I(ラドン)とPart II(ラドン娘核種)について、能率と費用の面から、世界を3地域に分けて開始された。ホストになる4研究所は、ヨーロッパ地域では英国のNRPB、北アメリカ地域では米国のEMLとBOM\*\*\*\*、太平洋地域ではオーストラリアのARL\*\*\*\*\*である。各Partにおいて、4研究所間の相互比較・校正(Phase 1)を行い、系統的誤差を解消した後、各地域内での相互比較・校正(Phase 2)を行って、全体としての整合性を持たせるようにしている。Part Iでは、検出器あるいは容器を相互に送り、各ラドンチェンバーで発生させたラドンを封入あるいは照射後返送し、測定した後、データを報告している。一方Part IIでは各研究所にそれぞれの測定器を持ち込み、ラドンチェンバーで行っている。

Part I(ラドン)の結果については、OECD/NEAの報告書<sup>10)</sup>にまとめられている。それによると、Phase 1の4研究所間の相互比較は、1983年から1984年に3回行われており、最終的には、全体として変動係数7%で一致しているが、1カ所について他の3カ所との間に8%の系統的誤差があり、今後解決すべき問題として残っていることが述べられている。Phase 2は、ヨーロッパ地域ではPassive22機関、Active12機関、北アメリカ地域ではPassive12機関、Active24機関、太平洋地域ではPassive 3 機関、Active12機関の参加で、それぞれ1984年に実施されている。日本の4機関とオーストラリアの8機関が参加してARLで行われた太平洋地域の相互比較の結果は、Solomon<sup>11)</sup>らによって1985年にARLの技術報告にまとめられている。それによると、Passiveについては1回の比較であるが、非常によい一致が得られている。一方Activeについては、シンチセルを中心に、3回の比較が行われており、2機関に原因不明の系統的誤差があるが、平均値の半数が5%以内で一致している。また検出器や容器を送る方法では、リークによる損失や通関での問題があることも述べられている。

Part II(ラドン娘各種)のPhase 1は、1983年に英国のNRPBで、続いて1985年に米国のEMLで実施されており、それらの結果は前述のOECDの報告書の付録にまとめられている。それによると、測定項目は、線源と流量計の相互校正とラドンチェンバーを用いたラドン娘核種の全成分とフリー成分の相互比較である。EMLでの結果では、線源については後方散乱、流量計については値がばらつく、などの問題が指摘されている。また、全成分については、最

---

\* EML : Environmental Measurements Laboratory

\*\* NRPB : National Radiological Protection Board

\*\*\* CEC : Commission of European Communities

\*\*\*\* BOM : Bureau of Mines

\*\*\*\*\* ARL : Australian Radiation Laboratory

初、捕集用フィルタのちがいによる差があったが、メンブレンフィルタに統一すると、非常に良い一致を示したことが、しかし、研究所間で小さいながらも系統的誤差があり、これに関しては今後解決すべき問題として残ったことが述べられている。一方、フリー成分の相互比較は予備的性格を持つものではあるが、比較的良い一致が得られている。

ラドン娘核種のPhase 2はすでに測定は終了しているが、データの取りまとめを行っている最中で、結果について述べる段階ではない。太平洋地域における相互比較・校正は、日本の2機関とオーストラリアの6機関が参加して、1987年3月末から4月初めにかけて、メルボルン郊外のARLで行われた。測定は線源・流量チェックの後、ラドンチェンバーを用いて、凝結核数の高・中・低レベルでの全成分、および同レベルでのフリー成分について行われた。データは現在ARLで取りまとめ中で、詳細は不明であるが、比較的よい一致を示しているようである。最後に1987年からARLのホストにより、OECD非加盟国をも含んだアジア・オーストラリア地域諸国間のラドンの国際比較が実施されており、その成果が期待される。

#### 4. おわりに

以上、外国あるいは国際レベルで行われてきた相互比較・校正について概説してきた。この中で、Gogolakらの環境における比較を除いて、他はすべてラドンを人工的に発生させたテストチェンバーを利用している。従ってかなり高レベルの場で測定しており、データを比較するためには統計誤差を小さくできるので有効であろうが、一般環境における測定にこれらのデータを直接使用できるかどうか疑問が残る。

#### 参考文献

- 1) UNSCEAR 1977, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, "Sources and Effects of Ionizing Radiation"; Reports to the General Assembly, United Nations Publ., No. E.77. IX. 1. 1977.
- 2) UNSCEAR 1982, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, "Ionizing Radiation: Sources and Biological Effects"; Reports to the General Assembly, United Nations Publ., No. E.82. IX. 8. 1982.
- 3) 川野実, 真室哲雄, 沖四郎, 阿部史朗, 高橋寿郎, 笠井篤, 岡野真治, 桂山幸典; 環境放射能測定法に関する研究. KURRI-TR-107, 134, 1972.
- 4) ラドン族調査研究委員会 岡部茂(委員長), 下道国, ほか10名; ラドンとその娘核種濃度の共同比較実験, 日本原子力学会「昭62秋の大会」要旨集, 6, 1987.
- 5) Gogolak C.V. and Gesell T.F.; Intercomparison Experiment at NRE III, *Nat.Rad. Env.* III, Conf. 780422-2, 1698-1713, 1980.
- 6) OECD/NEA: Dosimetry Aspects of Exposure to Radon and Thoron Daughter Products, OECD Nuclear Energy Agency, Paris, 1983.



- 7) OECD/NEA : Metrology and Monitoring of Radon, Thoron and Their Daughter Products, OECD Nuclear Energy Agency, Paris, 1985.
- 8) Fisenne I.M., George A., and McGahan M. ; Radon Measurement Intercomparisons, *Health Physics*, **45**, 553-556, 1983.
- 9) Miles J.C.H., Stares E.J., Cliff K.D., and Sinnaeve J. ; Results from an International Inter-comparison of Techniques for Measuring Radon and Radon Decay Products, *Rad. Prot. Dos.*, **7**, 169-173, 1984.
- 10) OECD/NEA : International Intercalibration and Intercomparison of Radon, Thoron and Daughters Measuring Equipment. Part I Radon Measurement, OECD Nuclear Energy Agency, Paris, 1986.
- 11) Solomon S.B., Gan W., and Peggie J.P. ; OECD/NEA Radon Intercomparison and Intercalibration Programme. Pacific Region International Programme. Australian Radiation Laboratory Report No. ARL/TR068, 1985.

---

<討 論>

**Q. 黒澤龍平**

京大炉でのWLの相互比較で使用された測定法について聞かせてほしい。

**A. 山崎敬三**

娘核種を個別濃度から計算した場合と直接測定した場合とがあり、前者のほうが比較的良く一致している。

**Q. 小林定喜**

国内及び国際的比較・校正の今後の活動計画について。

**A. 山崎敬三**

国内について、現状で満足というわけではありませんが、現時点で次の予定はありません。一方、オーストラリアのARLにおいて、現在、アジア/オーストラリア地域でのOECD非加盟諸国を含めたラドンの国際比較が進行中です。OECD/NEAでは、一般環境での相互比較が検討されているようです。

## II 測定法の現状と問題点

本セッションでは、測定法の概説と国内・国際比較と校正についての講演を承った。ラドンおよびその娘核種の測定法に関しては、測定前の濃縮法、 $\alpha$ 、 $\beta$ の弁別測定法、娘核種混合状態での濃度測定法のいずれにおいても、個々の測定法については、若干の問題点はあるにせよ、ほぼ確立されているとの印象を受けた。むしろ問題は測定器の較正と相互比較にあり、較正時の正確な標準状態(平衡状態)の生成、測定実環境における定常状態か過渡状態かの確認などにより多くの解決すべき問題点があるように思われる。相互比較や校正のための努力は、近年、日本における測定委員会を始め、諸外国における測定専門機関の参加による国際的な活動によって高められつつある現状とお話であるので、近い将来、国内的にも、国際的にも、標準的な校正法が確立され、相互比較においても優れた結果が出るものと期待される。

### III ラドン濃度等測定の現状と問題点

#### III-1 東海地方におけるラドン 濃度測定

飯田孝夫/池辺幸正/山西弘城

#### III-2 北陸・中国・九州地方を中心と したラドン測定 米原 英典

#### III-3 特殊環境におけるラドン・ ラドン娘核種測定 天野 光

#### III-4 屋内・外ラドン等の全国測定 阿部 道子/阿部 史朗

#### III-5 簡易型パッシブモニターによ る全国調査プログラム 内山 正史他

### III-1 東海地方におけるラドン濃度測定

飯田孝夫／池辺幸正／山西弘城

名古屋大学工学部

*Radon in the Living Environment—Levels and Risks*

*Proceedings of the 15th NIRS Seminar, held at Chiba, December 3-4, 1987, PP.43-54*

#### Measurement of Mean Radon Concentrations in the Tokai Districts

Takao Iida, Yukimasa Ikebe and Hirokuni Yamanishi

Faculty of Engineering, Nagoya University  
Furo-cho, Chikusa-ku, Nagoya-shi 464, Japan

#### Abstract

This paper describes an electrostatic integrating radon monitor designed for the environmental radon monitoring and longterm measurements of mean radon concentrations in outdoor and indoor air.

The position of the collecting electrode within the monitor was determined based on the calculation of the internal electric field. The radon exchange rate between the monitor and the outside air through the filter was  $0.75 \text{ h}^{-1}$ . The exchange rate can make the radon concentration inside the monitor to follow thoroughly the outside concentration. Since the electrostatic collection of  $\text{RaA}^+$  ( $^{218}\text{Po}^+$ ) atoms depends on the humidity of the air, the inside of the monitor was dehumidified with a diphosphorus pentoxide ( $\text{P}_2\text{O}_5$ ) drying agent which is powerful and does not absorb radon gas. From the relationship between track density and radon exposure, the calibration factor was derived to be  $0.52 \pm 0.002 \text{ tracks cm}^{-2} (\text{Bq m}^{-3} \text{ h})^{-1}$ . The detection limit of mean radon level is  $1.2 \text{ Bq m}^{-3}$  for an exposure time of 2 months.

The mean radon concentrations in various environments were measured through the year using the monitors this developed. The annual mean outdoor radon level

in the Tokai districts was  $7.0 \text{ Bq m}^{-3}$ . The mean radon concentrations was found to vary from  $3.5$  to  $11.7 \text{ Bq m}^{-3}$  depending upon the geographical conditions even in this relatively small region. The annual indoor radon concentrations at Nagoya and Sapporo ranged from  $6.4$  to  $11.9 \text{ Bq m}^{-3}$  and from  $15.5$  to  $121.1 \text{ Bq m}^{-3}$ , respectively, with the type of building material and the ventilation rate. The mean radon concentrations in tightly built houses selected at Sapporo are about 10 times as high as those in drafty houses at Nagoya.

## 1. はじめに

種々の環境条件下で平均的なラドン濃度を求めるには、固体飛跡検出器が小型、安価、取り扱いが容易という点で適している。固体飛跡検出器を用いたラドン濃度測定法は数例報告されている<sup>1-3)</sup>。しかし、それらはいずれも自然環境中のラドン濃度(約  $4 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ )まで精度良く積分測定するには不十分である。

著者らは1977年以来、自然環境や生活環境条件下で長期間安定かつ多数台同時に使用できる実用的な積分型ラドンモニター装置の研究開発を行ってきた。この研究を通して、 $1 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$  から  $1000 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$  程度の範囲のラドン濃度を精度良く測定できるCNフィルムを用いた静電式積分型ラドンモニターを開発した。このラドンモニターの基礎特性と動作特性を調べ、実際の生活環境条件下で長期間の実証実験を行ない、実用に耐え得るラドンモニターに改良してきた。現在、1984年以後、このモニターを用いて、種々の屋内外の生活環境でラドン濃度の連続測定を行なっている。

## 2. 静電式積分型ラドンモニター

現在通年測定に使用している静電式積分型ラドンモニターを図1に示す。積分型モニターの

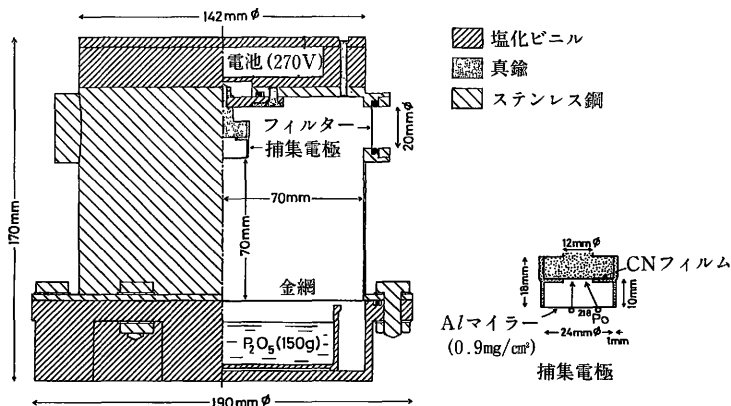


図 1 静電式積分型ラドンモニター

Fig. 1 Electrostatic integrating radon monitor

形状及び捕集電極位置はモニター内部の等電位面と電気力線の計算結果を参考にして決めた<sup>4)</sup>。このモニターの内容積は1.77lである。モニター内のラドンは側面のフィルターを通して自然に交換される。モニター内は五酸化リン(P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>)で除湿される。

捕集電極には乾電池で-270Vに印加する。捕集電極は図1の右図の構造をしている。ラドンの崩壊により生成されるRaA(<sup>218</sup>Po)は殆ど正に帯電している<sup>5)</sup>。そのため、RaAはアルミ蒸着したマイラー膜上に静電捕集される。RaAから放出される6.0MeVの $\alpha$ 線はA1マイラーと空気層10mmで減速されてCNフィルムに入射し、検出される。しかしながら、捕集電極の構造により、RaC'(<sup>214</sup>Po)の $\alpha$ 線は減速が不十分なのでエッチピットを作らない<sup>4)</sup>。この結果、モニター内で生成するRaB, RaCの複雑な振る舞いを考慮する必要はない。また、捕集電極の構造により、CNフィルムに入射するRaAの $\alpha$ 線のエネルギーは限定されるので、エッチングの不確定さを避けることができる。CNフィルムは2.5NのNaOH溶液を用いて、60°Cで180分エッチングする。エッチピットの計数には、ハードコピーのできるマイクロフィシュリーダーを用いた。CNフィルムの計数面積はエッチピット密度分布の様な中心から半径4mm以内、すなわち、0.503cm<sup>2</sup>に限定した。

### 3. 静電式積分型ラドンモニターの特性

#### (1) ラドンの交換率

モニター内のラドン原子は側面のフィルターを通して拡散で自然に交換される。モニター内のラドン濃度変化は次式で表わされる<sup>6)</sup>。

$$\frac{dn_{in}}{dt} = -\lambda n_{in} - \gamma(n_{in} - n_{out}), \quad (1)$$

ここで、 $n_{in}$ と $n_{out}$ はモニター内外のラドン濃度(m<sup>-3</sup>)、 $\lambda$ はラドンの崩壊定数(h<sup>-1</sup>)、 $\gamma$ はフィルターを通して拡散で自然にラドンが入れ替わる交換率(h<sup>-1</sup>)である。

モニターの交換率は次の手順で測定した。モニターを電離箱に改造した。内部にラドンを封入し、フィルター部分からラドンが漏れないようにゴム栓をした。ラドンと娘核種が平衡に達する3.5時間後に電離電流を測定する。ゴム栓を取り外して、1時間放置する。再びゴム栓をし、平衡を待って電離電流を測定する。両者の電流値の差から、ラドン濃度の減衰を考慮して、交換率を求める。このようにして得られたモニターのラドン交換率は0.75h<sup>-1</sup>であった。

ラドンの崩壊定数は0.00755h<sup>-1</sup>であるので、例えばモニター外部の環境中ラドン濃度が日変化しても、モニターで得られる積分ラドン濃度は外部の積分濃度の98%以上を与える。

トロンの崩壊定数は45h<sup>-1</sup>であるので、モニター内のトロン濃度は外部の約2%に減少する。それ故、トロン濃度が異常に高い地域を除いて、このモニターではトロンの影響は殆ど受けない。

## (2) 湿度依存性

屋内外の相対、或いは絶対湿度は季節によりかなり変動する。RaAの静電捕集効率は湿度依存する<sup>7)</sup>。それ故、静電式積分型ラドンモニターにとって湿度依存性は重要な問題である。

図2は、RaAの捕集効率の湿度依存性を測定した結果である。横軸は絶対湿度、縦軸は電

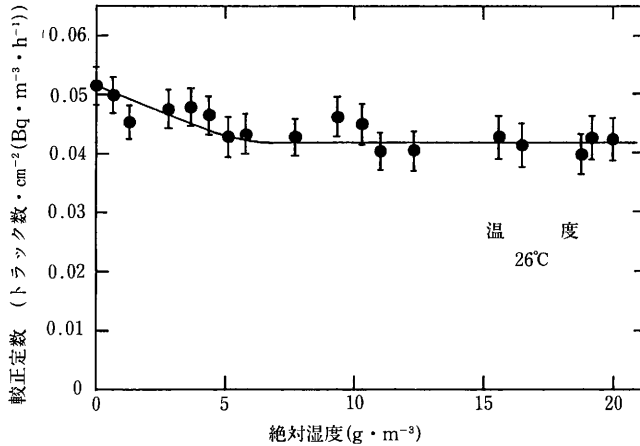


図2 較正定数の絶対湿度依存性

Fig. 2 Dependence of calibration factor upon absolute humidity

極表面に捕集されるRaAの割合に対応する較正定数で示されている。較正定数は0から $5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ までは次第に減少し、 $5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ 以上では20%低い一定の値になった。このように、捕集効率は湿度依存性を示すので、除湿が必要である。

除湿剤としては、除湿能力が強く、ラドンを吸収しない五酸化リンを用いた。約150gの五酸化リンを用いると、高温高湿度の日本の夏期でも2ヶ月間、内部を絶対湿度で $0.5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ 以下に保つことができる。

## (3) 較正定数

CNフィルム上のエッチピット密度から積分ラドン濃度に変換する較正定数は、250lの容器にラドンモニターを入れ、その容器内に既知濃度のラドンを封入することで測定した。一台のラドンモニターを用いて求めた積分ラドン濃度とエッチピット密度の関係を図3に示した。測定結果は $7 \times 10^2$ から $3 \times 10^5 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}$ の範囲で良い直線性を示している。

ラドンモニターを用いて実際の環境で測定する前に、11台のモニターを250lの容器に入れて較正定数の測定を行なった。モニター間の器差は少なく、平均の較正定数は、 $\text{CF} = 0.052 \pm 0.002$  [ $\text{tracks} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot (\text{Bq} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h})^{-1}$ ]を得た。

OECD/NEAが中心になって、各研究所で行なっているラドン濃度測定法の国際比較が行われた。太平洋地区はオーストラリア放射線研究所(ARL)がセンターであった。表1に、モニターをARLに送って、比較測定した時の結果を示す。1回目の1985年11月の結果は積分濃度、2回目の1987年9月の結果は平均濃度で表わされている。いずれの結果もARLの値と良く一致

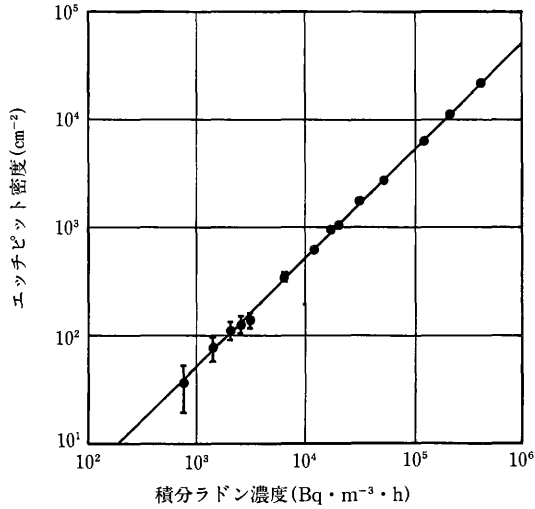


図 3 積分ラドン濃度とエッチピット密度の直線性  
 Fig. 3 Track density vs radon exposure for radon monitor

表 1 ラドンモニターの国際比較  
 Table 1 Intercalibration of passive radon monitor

年 月	オーストラリア放射線研究所	静電式積分型ラドンモニター
1985年11月	$2.42 \times 10^5 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}$	$(2.40 \pm 0.03) \times 10^5 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}$ $(2.34 \pm 0.03)$
1987年 9月	$(4067 \pm 188) \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$	$(4104 \pm 50) \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ $(4080 \pm 50)$ $(4040 \pm 50)$

している。この結果から、静電式積分型ラドンモニターで得られるラドン濃度は国際的にも十分信頼である。

上で求めた較正定数とラドンに曝露しないときのバックグラウンドエッチピット密度から、モニター検出下限を求めると、2カ月の放置期間で  $1.2 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$  である。よく用いられている50%の相対標準偏差では、 $0.7 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$  である。

#### 4. 種々の生活環境中での通年測定

##### (1) 屋外ラドン濃度の測定結果

屋外ラドン濃度の測定地点としては、最初は、名古屋大学以外、平野部の春日井市、山間部の中津川市と設楽町、海岸部の佐久島、及び北海道の札幌市の計5地点を選んだ。1984年2月から1986年1月までの2ヵ月平均の屋外ラドン濃度の測定結果を図4に示す。名古屋のラドン濃度は、 $3.7 \sim 7.4 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ の間で変動し、季節変動は少ない。この6地点間では、中津川市のラドン濃度が  $5.6 \sim 14.8 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$  と一番高い値を示した。これに対して、佐久島のラドン濃度



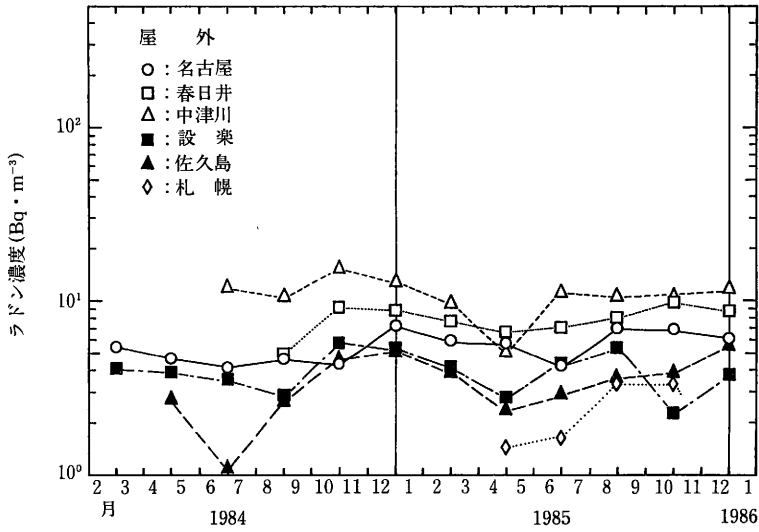


図 4 2ヵ月平均の屋外ラドン濃度

Fig. 4 Outdoor radon concentrations measured with the monitors at intervals of 2 months

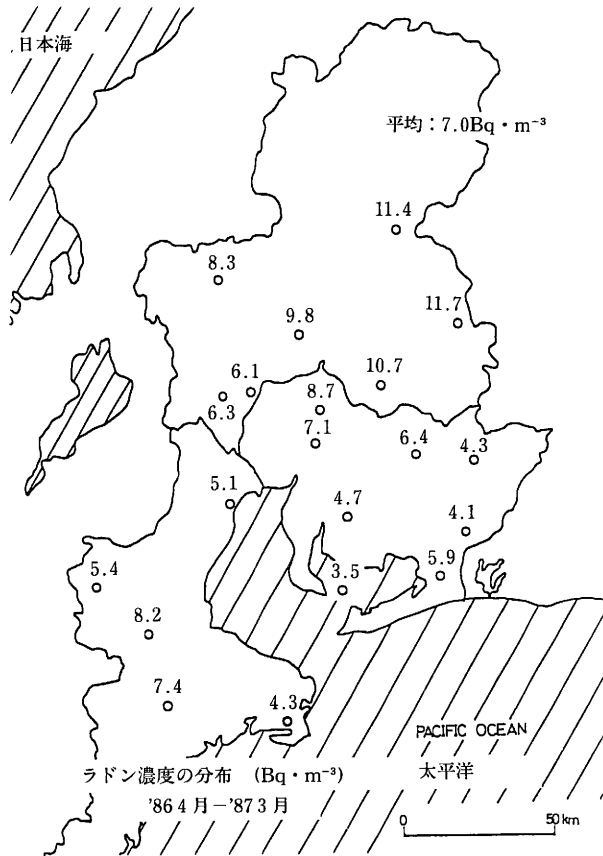


図 5 東海三県内の年平均屋外ラドン濃度分布

Fig. 5 Annual mean radon concentrations in outdoor at various locations

は $1.1\sim 5.2\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ と一番低い。札幌のラドン濃度は名古屋の約 $1/2$ であった。

これらの結果を参考に、中部電力の協力で、1985年8月から測定範囲を濃尾平野を中心とした愛知、岐阜、三重の東海三県に広げた。図5は、東海三県の地図と測定地点及び屋外ラドン濃度の測定結果を示す。測定地点は20点で、各地点間の距離が十分離れているように選んだ。測定地点の数字は1986年4月から1987年3月までの、年平均ラドン濃度を示している。20地点のこの期間の平均濃度は $7.0\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ であった。この図から分かるように、年平均ラドン濃度は海岸部で低く、山間部へ行くほど高くなっている。このように比較的狭い地域でも、地理的条件により、 $3.5$ から $11.7\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ と、年平均ラドン濃度レベルに差が認められる。

次に、測定地点20点全部と海岸部4点だけおよび山間部4点だけの平均ラドン濃度レベルの季節変動を比較してみた。図6が、その2ヵ月平均ラドン濃度レベルの季節変動を示している。ラドン濃度レベルの季節変動の様子は海岸部と山間部では異なっている。山間部のラドン濃度レベルの季節変動は大きく、平均ラドン濃度は約 $10\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ であった。これに対して、海岸部では季節変動が少なく、平均ラドン濃度は約 $4\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ であった。測定地点20点の平均は、この中間にきている。

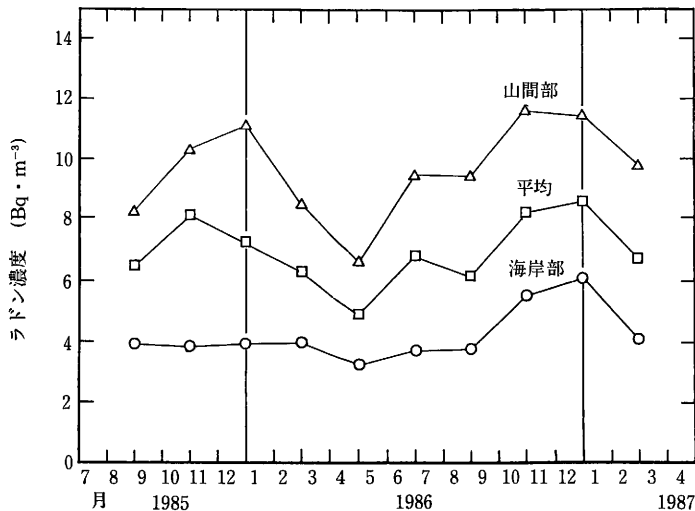


図 6 2ヵ月平均屋外ラドン濃度レベルの季節変動

Fig. 6 Seasonal variation of outdoor radon concentrations

## (2) 屋内ラドン濃度の測定結果

家屋内のラドン濃度の測定場所としては、最初は名古屋市内では代表的な木造家屋、新建材家屋、鉄筋集合住宅、札幌市内では近年普及し始めている密閉度の良い新しいタイプの木造家屋、鉄筋集合住宅、コンクリートブロック造家屋、の計6ヵ所を選んだ。住居以外の屋内環境として、実験室、オフィス、地下街の3ヵ所でも測定を行った。これらの測定結果を図7と図8に示す。

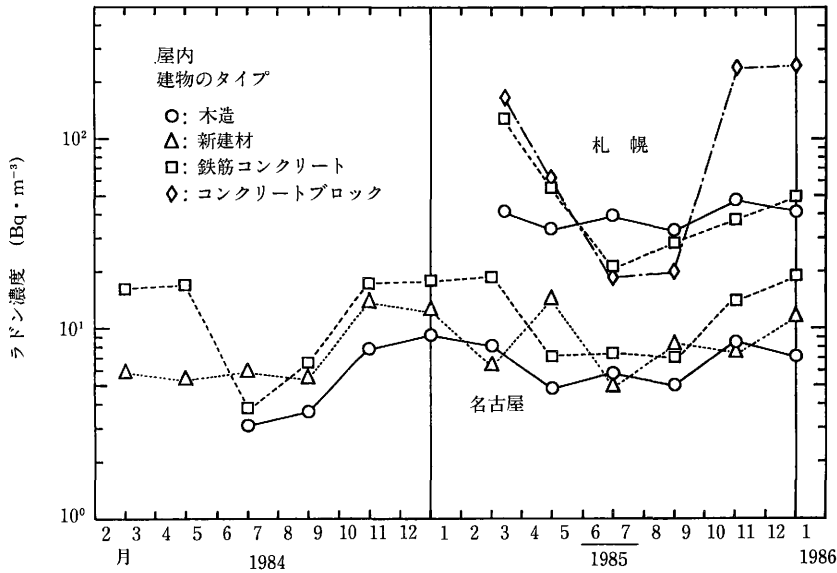


図 7 2ヵ月平均の住居内ラドン濃度

Fig. 7 Indoor radon concentrations in dwellings measured with the monitors at intervals of 2 months

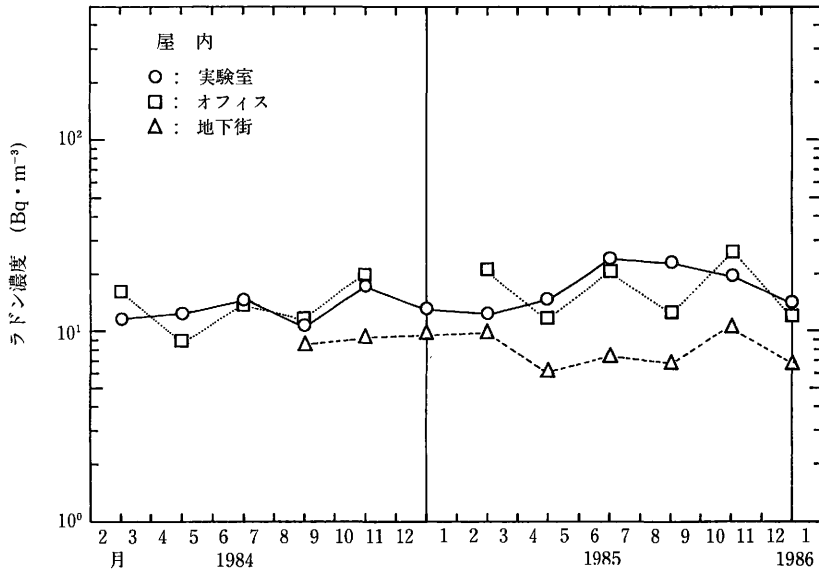


図 8 2ヵ月平均の屋外ラドン濃度

Fig. 8 Indoor radon concentrations measured with the monitors at intervals of 2 months

名古屋の木造家屋内のラドン濃度は $3.0 \sim 9.3 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ の間で変動しており、外気より僅かに高いだけであった。鉄筋集合住宅は $3.7 \sim 18.5 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ 間で変動し、外気濃度の約2倍であった。

札幌の木造家屋内のラドン濃度は $33.3 \sim 48.1 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ の間にあり、季節変動は認められない。これはモニターが地下室への階段上に設置されたためである。鉄筋集合住宅とコンクリートブロック造家屋のラドン濃度は $18.5 \sim 222 \text{ Bq} \cdot \text{m}^{-3}$ の広い範囲で変動している。札幌の密閉

度の良い新しいタイプの家屋内の年平均ラドン濃度は名古屋の代表的な家屋内より約10倍高い。

家屋内のラドン濃度は、夏季低く冬季高い傾向を示す。この原因は外気濃度の変動だけでなく生活習慣にも依存する。

実験室内とオフィス内のラドン濃度は $9.3\sim 25.9\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ の間で変動している。しかし、一般家屋内のような季節変動の傾向はみられない。地下街でのラドン濃度は変動幅が非常に少なく、 $7.4\sim 11.1\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ であった。換気が十分行われているので、外気の2倍程度とあまり高くない。

表2 種々の生活環境中での年平均ラドン濃度

Table 2 Annual mean radon concentrations in indoor air at various locations

		測定場所(建物のタイプ)	年平均ラドン濃度 ( $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ )
屋外		名古屋	5.9
		札幌	2.4
屋内	名	木造A	6.4
		木造B	7.7
		新建材	8.4
		鉄筋コンクリートA	11.9
		鉄筋コンクリートB	18.9
		古	実験室A
		実験室B	22.1
		オフィス	17.3
	屋	地下街	7.8
		地下鉄駅長室	8.6
		地下鉄駅ホーム	25.7
	札	木造A	38.5
		鉄筋コンクリートA	51.1
		コンクリートブロックA	121.1
幌	木造B	15.5	
	鉄筋コンクリートB	23.4	
	コンクリートブロックB	27.0	

表2に、上述の結果も含めて各測定地点での年平均ラドン濃度を示している。この表には、屋内ラドン濃度の指標となる屋外ラドン濃度も示されている。名古屋地区の一般家屋内のラドン濃度は外気に比べて2~3倍で、それほど高くない。地下鉄駅ホームは電車の移動による自然換気だけなのか少し高く、 $25.7\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ であった。

札幌では、図7に示した密閉度の良い新しいタイプの家屋以外に、平均的な家屋内のラドン濃度も測定した。表2に示すように、それらの家屋内のラドン濃度は名古屋地区の一般家庭のラドン濃度の2倍高い程度であった。

## 5. おわりに

本報告では、著者らが開発した静電式積分型ラドンモニターの構造と特性及び東海地方でのラドン濃度の通年測定について述べた。

積分型モニターの形状及び捕集電極位置はモニター内部の等電位面と電気力線の計算結果を参考にして決めた。モニター側面のフィルターを通してのラドン交換率は $0.75\text{h}^{-1}$ であった。モニター内は五酸化リンで除湿した。モニターの検出下限は、2ヵ月の放置期間で $1.2\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ であった。

積分型ラドンモニターを用いた通年測定から、東海地方の年平均ラドン濃度は $7.0\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ であった。名古屋地区で測った一般家屋内ラドン濃度は外気の2～3倍程度であった。寒冷地の札幌の平均的な家屋内ラドン濃度は名古屋の家屋内の約2倍高い。密閉度の良い新しいタイプの家屋内では名古屋の家屋内より10倍以上高いラドン濃度が観測された。

最後に、積分型ラドンモニターのCNフィルムの交換等にご協力を頂きました北海道大学落藤澄教授、名古屋大学空電研究所高木増美教授、中部大学鈴木国弘教授、中部電力畑卓夫課長をはじめ多くの方々に深く感謝を致します。

### 参考文献

- 1) Urban M., and Piesch E.: Low level environmental radon dosimetry with a passive track detector device. *Rad. Prot. Dosimetry*, **1**, 97-109, 1981.
- 2) Alter H. W., and Fleischer R. L.: Passive integrating radon monitor for environmental monitoring. *Health Phys.*, **40**, 693-702, 1981.
- 3) 飯田孝夫: Passive型ラドン濃度測定器について. 保健物理, **20**, 407-415, 1985.
- 4) Iida T., Ikebe Y., Hattori T., et al.: An electrostatic integrating  $^{222}\text{Rn}$  monitor with cellulose nitrate film for environmental monitoring. *Health Phys.*, **54**, 139-148, 1988.
- 5) Busigin A., van der Vooren A. W., Babcock J. C., and Philips C. R.: The nature of unattached RaA ( $^{218}\text{Po}$ ) particles. *Health Phys.*, **40**, 333-343, 1981.
- 6) Ward W. J., Fleischer R. L., and Mongo-Campero A.: Barrier technique for separate measurement of radon isotopes. *Rev. Sci. Instrum.*, **48**, 1440-1441, 1977.
- 7) Porstendörfer J., and Mercer T. T.: Influence of electric charge and humidity upon the diffusion coefficient of radon decay products. *Health Phys.*, **37**, 191-199, 1979.

---

### < 討 論 >

Q. 小林定喜

1. 測定器の電圧と効率の関係——270Vと315Vとで差がありますか？
2. 屋外測定の場合
  - (1) 地表からの高さ
  - (2) 雨、風などの気象条件のコントロールの仕方
3. 湿度の影響について、湿度80～100%が30日続く場合、五酸化リンの能力は充分ですか？  
この条件で何日位まで使えますか？

**A. 飯田孝夫**

1. 印加電圧が150V以上(370Vまで測定)で効率は一定
2. (1) 地表から60～100cmに設置。  
(2) フィルター面に直接雨滴が当たらないように、簡易百葉箱内に入れた。
3. 気温にもよりますが、梅雨時でも150g入れれば2ヵ月は使えます。

**Q. 吉澤 普**

ラドンモニターの絶対湿度の影響があるレベル以上では一定のようですがそれならば除湿装置は不要ではないか？

**A. 飯田孝夫**

湿度依存性の問題はそれほど単純ではない。実際に自然環境で除湿しないで測定した所、連続ラドンモニターの値に比べて、約1/2より低くなることが多く、ばらつきも大きい。除湿すれば、この問題は起こらない。

**Q. 天野 光**

1. 屋外ラドン濃度の測定値とそのあたりの場所における土壌中<sup>226</sup>Ra濃度との相関はどうか？
2. 屋内ラドン濃度についてはどうか？

**A. 飯田孝夫**

1. 土壌のサンプリングは済み、現在測定中である。Rnの散逸率との比較も行う予定である。
2. 屋内ラドン濃度については、調査を行っていません。

**Q. 横山真太郎**

1. 札幌市地下街の調査(空調時間10:00-20:15)の場合、システムがoffになると急激に濃度が上昇する。今の名古屋のレベルが外気の2倍ということですが、それは空調作動時間との関係で考えるべきであると思います。そこで今回の空調作動時間を教えて下さい。
2. 地下街のデータについて。

**A. 飯田孝夫**

1. 申し訳れないのですが、空調がoffになるかどうかわかりません。後日調査する予定です。

2. (地下街の測定例：地下鉄駅長室か地下街では平均濃度は外気の2倍程度、地下鉄ホームでは $26\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ でした。

**Q. 黒澤龍平**

地域によるラドン平均濃度の差を地質構造と比較する場合は地表からのラドンの発生量と比較すべきと思えるが、

**A. 飯田孝夫**

その通りである。現在、散逸率の測定を行っており、その結果と比較する予定です。

### III ラドン濃度等測定の現状と問題点

## III-2 北陸・中国・九州地方を中心とした ラドン測定

米原英典

滋賀医科大学

*Radon in the Living Environment—Levels and Risks*

*Proceedings of the 15th NIRS Seminar, held at Chiba, December 3-4, 1987, PP.55-62*

Measurements of Indoor Radon Concentrations in Several Districts  
in the Western Part of Japan.

Hidenori Yonehara

Department of Experimental Radiology, Shiga University of Medical Science  
Seta-Tsukinowa-cho, Otsu-shi, Shiga 520-21, Japan

#### Abstract

Measurements of indoor radon ( $^{222}\text{Rn}$ ) concentrations in 365 locations of several districts in the western part of Japan were carried out with more than 6 month exposures of CR-39 bare track detectors. The arithmetic mean value of all measurements was  $29.9 \text{ Bq/m}^3$ , the standard deviation was  $36.1 \text{ Bq/m}^3$ , the geometric mean was  $19.1 \text{ Bq/m}^3$  and the median was  $18.1 \text{ Bq/m}^3$ . The geometric means of the distributions for Hiroshima city, Nagasaki city, Mihama town, Misasa town, and Shiga prefecture were 26.2, 9.9, 32.4, 27.7, and  $21.0 \text{ Bq/m}^3$ , respectively.

Correlations between the concentration and various factors were analyzed from the results of the measurements. The factors analyzed were regional differences, construction materials, purpose of the room, age of the house, number of floors, etc. From the results of the studies, the regional differences and construction materials were found to have apparent correlations.

Personal monitoring was also carried out on 25 persons living in Misasa. The median value of the radon concentrations obtained from the personal monitoring approximately agreed with that obtained from the measurements in the dwell-



ings. On the other hand, no significant correlation was found between the individual values obtained from the personal monitoring and the measurement in the dwellings.

## 1. はじめに

生活環境におけるラドン濃度は、さまざまな自然環境因子及び生活環境因子に相関していることがこれまでの研究により明らかになってきたが、ラドン濃度とこれらの因子との相関性を分析することは、一般公衆のリスクの低減を考える上に重要である。特に屋内ラドン濃度は、土壌、建物や生活環境様式に関する多くの因子に複雑に関係するため、これらの因子とラドン濃度の関係を分析するには、多角的な研究の結果を総合的に評価する必要があるといえる。

## 2. 屋内ラドン濃度調査

われわれの研究グループ(滋賀医科大学 青山喬, 米原英典, 金沢大学LLRL 阪上正信, 放医研 小林定喜, 岩崎民子, 岡山大学 御船政明, 放射線影響研究所 E. P. Radford, 加藤寛夫)は、日本家屋における屋内ラドンと地域、土壌、建物、生活様式等の諸因子との関係の基礎データを得ることを念頭において、広島市、長崎市、福井県美浜町、鳥取県三朝町およびその他の地域における屋内ラドン濃度を測定調査した<sup>1)</sup>。また放射線医学総合研究所のパッシブ法による全国調査の滋賀県内のサンプルと同じ家屋についても測定を行った。測定には最も簡便で安価なBare Track Detector (固体飛跡検出器を用いた直接法)を用いた。この測定器にはラドンのみではなく娘核種からの $\alpha$ 線を検出することや娘核種の検出器表面への沈着などの原因による測定誤差が大きいという欠点があったが、トラックを形状で区別して計数する方法によってその測定誤差を低減し、一般生活環境での測定が可能になった<sup>2)</sup>。測定期間は、三朝町、滋賀県を除く各地域は、1年間(6ヵ月測定を2回または3ヵ月測定を4回)とし、三朝町、滋賀県については、6ヵ月間であった。

全サンプル数は365ヵ所(6ヵ月または1年間の測定で上記以外のサンプル19ヵ所を含んでいる)における屋内ラドン濃度の算術平均値は29.9Bq/m<sup>3</sup>、標準偏差は、36.1Bq/m<sup>3</sup>、幾何平均

表1 各地域の家屋内ラドン濃度測定結果 (ラドン濃度単位: Bq/m<sup>3</sup>)

Table 1 Results of the indoor radon measurements

地域	測定数	期間	平均値	±	S.D.	幾何平均値	中央値	レンジ
広島市	100	1年	43.1	±	54.0	26.2	23.1	4.59-289
長崎市	93	1年	13.6	±	11.9	9.9	10.2	0.12- 75.6
美浜町	27	1年	43.0	±	32.8	32.4	31.2	8.33-116
三朝町	31	6ヵ月	37.2	±	32.4	27.7	24.4	6.71-149
滋賀県	95	6ヵ月	28.0	±	24.6	21.0	19.0	1.14-128
全サンプル	365		29.9	±	36.1	19.1	18.1	0.12-289

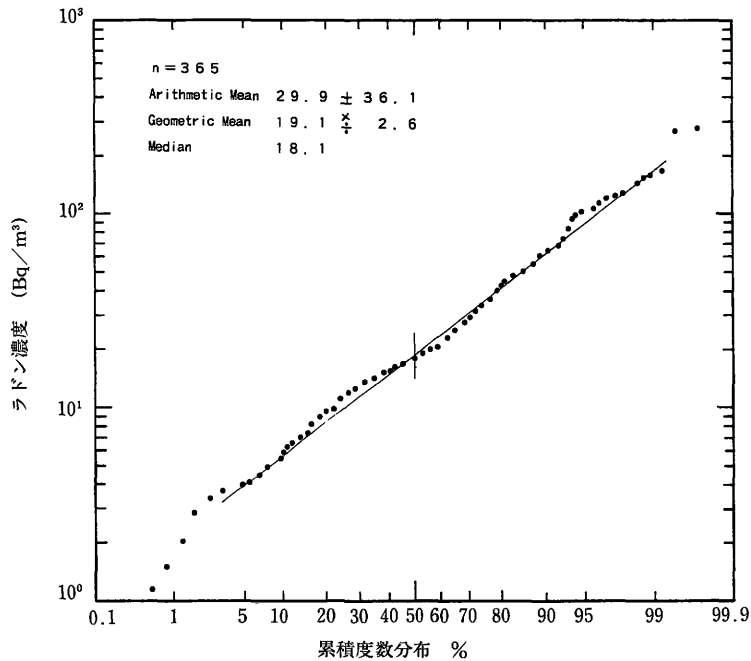


図 1 全サンプル 屋内ラドン濃度の分布

Fig.1 Cumulative frequency distribution of indoor radon concentrations for all locations

値は $19.1\text{Bq}/\text{m}^3$ 、中央値は $18.1\text{Bq}/\text{m}^3$ であった。各地域の測定結果と全サンプルにおける平均値・中央値・レンジを表1に示し、全サンプルの屋内ラドン濃度の分布を対数正規確率紙にプロットし、図1に示した。これらの結果をみると、全サンプルにおけるラドン濃度の分布は概ね対数正規分布をとっているが、各地域の平均値や中央値においては、かなりの差異があり、幾何平均値でみると、美浜、三朝、広島、滋賀県、長崎の順となった。これらの地域差は、土壌・建材(ラジウム含有率)や気温(窓の開閉に影響すると考えられる)の差によるものと推察できる。また図では示していないが、各地域のラドン濃度はほぼ対数正規分布にあてはめられるが、標準偏差の大きさなど分布の形においては差異が認められた。

三朝町には多数の放射能温泉があるが、家屋内のラドン濃度は他の地域と比べて特に高い値ではなかった。ただし詳細に調べると、家屋内に自噴温泉を持つサンプルの屋内ラドン濃度の幾何平均値は $37.5\text{Bq}/\text{m}^3$ で、これは他の地域を含めた全ての通常家屋の幾何平均値( $18.5\text{Bq}/\text{m}^3$ )より有意に高い。(ラドン濃度の対数値で分布を考え、t検定により有意水準5%で平均値の差の検定を行った。以下の検定も同様に行った。)

### 3. 屋内ラドン濃度と家屋構造との相関

次に全サンプルについて、ラドン濃度と家屋に関連する諸因子との関係について調べた。ま

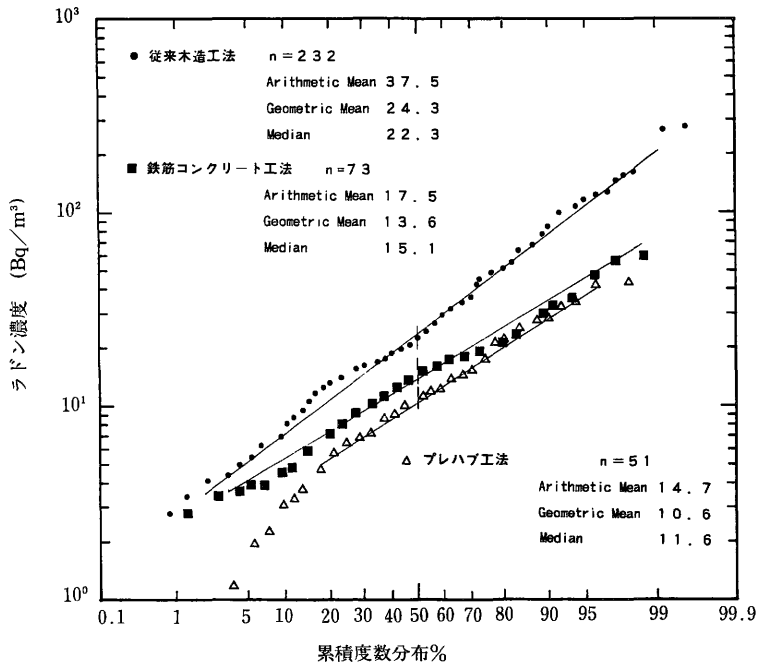


図 2 建築工法別ラドン濃度の分布

Fig. 2 Cumulative frequency distribution of indoor radon concentrations for dwellings with different house constructions

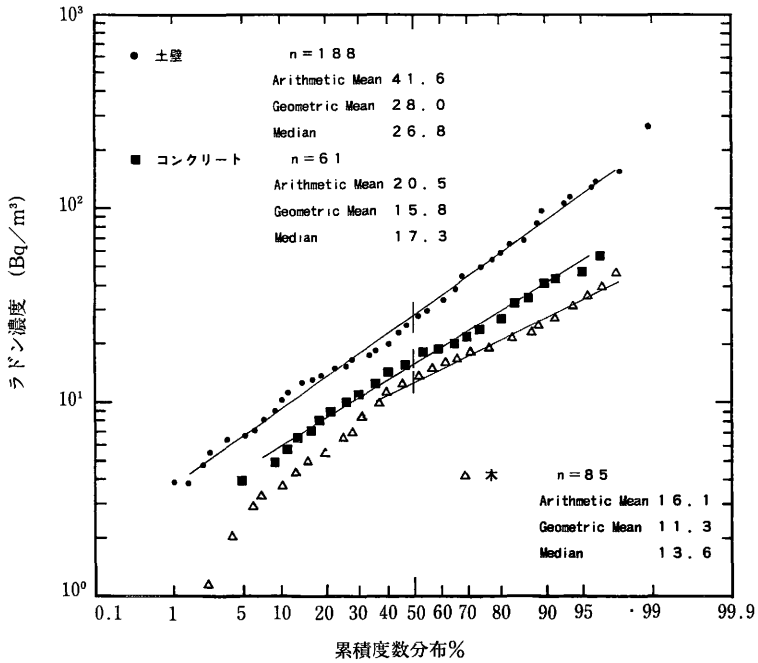


図 3 壁材別ラドン濃度の分布

Fig. 3 Cumulative frequency distribution of indoor radon concentrations for dwellings with different wall constructions

図2は全サンプルを建築工法で分類して、それぞれのラドン濃度の分布を示したものであるが、木造従来工法の家屋が最も分布の幅が広く、また幾何平均値(24.3Bq/m<sup>3</sup>)も最も高いという結果になった。次いで鉄筋コンクリート工法(幾何平均値13.6Bq/m<sup>3</sup>)、プレハブ工法(幾何平均値10.6Bq/m<sup>3</sup>)の順となり、それぞれ有意の差が認められた。

また図3は壁の材質で分類し、その分布をみたものであるが、これによると土壁の家屋が最も高く(幾何平均値28.0Bq/m<sup>3</sup>)、次いでコンクリート(同15.8Bq/m<sup>3</sup>)、木(同11.3Bq/m<sup>3</sup>)の順となり、それぞれ有意の差が認められた。また土壁の家屋はその他の家屋と比べ、やや広いラドン濃度の分布を持つことが分かった。天井の材質の種類で分類すると、石膏ボードおよび板張りの家屋が化粧合板やコンクリートの家屋に比べ、有意に高いという結果となった。床材についても調べたが、有意の差がでなかった。

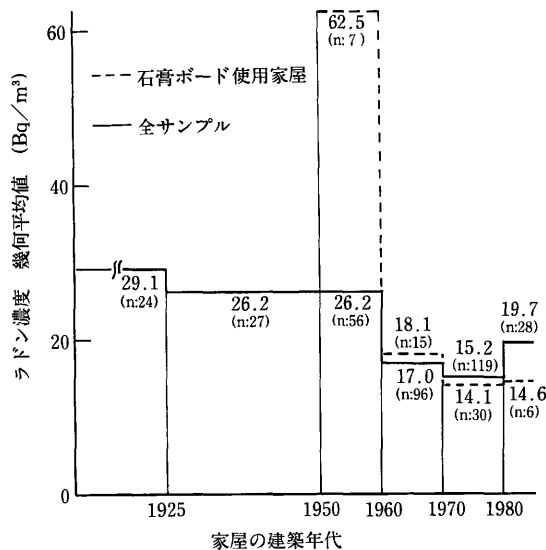


図 4 家屋の建築年代と屋内ラドン濃度の関係

Fig. 4 Relation between age of house and indoor radon concentrations

窓のタイプについて調べると、全サンプルにおいては、木製建具を使用した部屋のラドン濃度(幾何平均値が、23.6Bq/m<sup>3</sup>)が、アルミサッシを使用した部屋(同17.3Bq/m<sup>3</sup>)より有意に高いという意外な結果となった。しかし木製建具の家屋の75%が土壁の家屋であり、その割合が大きいためにこのような結果となったと考えられ、土壁の家屋だけで調べると両者には有意の差がなかった。

図4は家屋の建築年代と屋内ラドン濃度の幾何平均値との関係を示しているが、全サンプルにおいては昭和以前に建築された家屋から1970年代までの家屋は徐々に減少しているが、1980年代に入って逆に若干上昇しているという結果となった。1970年代までの家屋のラドン濃度が建築年代とともに減少しているのは、土壁の家屋の割合が減少していることが主な原因と考え

られる。特に石膏ボードを使用した家屋について調べると、1950年代に建てられた家屋はサンプル数は少ないが非常に高濃度でありその後現在にいたるまで減少しているという結果となった。このことは石膏ボードの製造年代による磷酸石膏の混合比の変化が関係していると考えられる。また断熱材の使用の有無について調べたが、断熱材を使用していない家屋のラドン濃度の方が有意に高いという結果になった。

次に測定した部屋を1階と2階以上に分類すると、幾何平均値がそれぞれ、 $20.3\text{Bq/m}^3$ と $15.4\text{Bq/m}^3$ となり、1階の部屋が有意に高いという結果が得られた。このことはラドンの発生源として床下が重要であることを示している。

部屋の使用目的別に分類すると幾何平均値は寝室、居間、勉強部屋、応接間、食堂の順となったが、有意の差はなかった。また部屋の広さの違いによる幾何平均値の差も認められなかった。

#### 4. おわりに

われわれの測定したサンプル集団は、土壁の家屋の割合が大きいことなど諸因子に偏りがあると考えられ、またサンプルが西日本の限られた地域であることから、上で述べた屋内ラドン濃度と諸因子の関係が必ずしも日本全体の傾向と一致はしないと考えられる。しかし上で述べた分析結果から、地域性や建物の諸条件が屋内ラドン濃度に深い関連性を持つことは明らかである。従って日本人全体のラドン被曝のリスクを評価するためには全国の地域をむらなく分布し、諸条件の偏りが少ないサンプル集団での測定が必要であると考えられる。

また三朝においては検出器を25名の人に装着して、2ヵ月間の測定を3回、6ヵ月に互り、個人モニタリングを行った。その結果、個人モニタリングの結果とその個人が居住する家屋内に固定した検出器の結果を比較すると、全サンプルの中央値ではほぼ一致したが、個々の値の相関は良くなかった(相関係数は0.2であった)。この結果から、屋内に逗留する時間の割合(逗留率)は人によってかなりのばらつきがあることがわかり、屋内ラドン濃度の測定値から各個人の被曝線量を評価する場合にはこの逗留率を調査することも重要であるといえる。

最後に、本稿で引用したBare Track Detectorによる測定値については、滋賀医大の実験室における較正実験により求めた較正定数を用いて算出したものであるが、他の種々の測定器との比較測定や国際較正の結果を検討すると、この測定値は、30%程度低い値である可能性があり、現在、この原因について検討中である。

#### 謝 辞

本稿で引用した屋内ラドン濃度の測定に関して、滋賀県理科教育研究会化学分科会及び美浜町商工観光課の方々の御協力を得たことに対し、深く感謝いたします。

## 参考文献

- 1) T. Aoyama, H. Yonehara, M. Sakanoue, S. Kobayashi, T. Iwasaki, M. Mifune, E.P. Radford, and H. Kato, Long-Term Measurements of Radon concentrations in the Living Environments in Japan, A Preliminary Report, ACS Symposium Series No.331, Radon and Its Decay Products: Occurrence, Properties, and Health Effects, 124-136, 1987.
- 2) H. Yonehara, H. Kimura, M. Sakanoue, E. Iwata, S. Kobayashi, K. Fujimoto, T. Aoyama, and T. Sugahara, Improving Bare-Track-Detector Measurements of Radon Concentrations, ACS Symposium Series No. 331, Radon and Its Decay Products: Occurrence, Properties, and Health Effects, 172-185, 1987.

---

 < 討 論 >

## Q. 下 道国

測定フィルムを設置された位置は部屋の中のどのあたりであったでしょうか。質問の趣旨は、部屋の中でも壁ぎわと部屋の真中では工法、建材、換気等を念頭に考えるのであればかなり影響を受けるのではないかと思われるからです。

## A. 米原英典

われわれの測定においては、多くの場合壁の近くに測定器を設置しました。ただし壁の近くはラドンやトロンが発生源に近い場合があるため、できる限り柱や家具等壁から距離をとった場所に測定器を設置するようにしました。

また同じ部屋で壁の近くと部屋の中央のラドン濃度をいろいろな家屋について同期間測定してみました。部屋の中央での値は壁の近くの値より少し低くなる(平均で20%程度低い)傾向にあることがわかりました。

## Q. 黒澤龍平

ラドンと娘核種それぞれがエッチピットを作る割合は

## A. 米原英典

ラドンと娘核種のそれぞれが作るエッチピットの割合を計算すると通常の屋内環境において娘核種が80%程度ということになります。ただしわれわれはエッチピットを円形のものとくさび形のものに判別し、{(円形ピットの密度) - 1.5 × (くさび形ピットの密度)}をピットの密度としているので通常的环境条件でラドン濃度との直線関係をもっています。詳しくは参考文献を参照して下さい。

## Q. 藤高和信

木造家屋とコンクリート家屋では前者の方がラドン濃度が高目になっているが、その場合測定した家屋群ではエアコンの設置率に木造—コンクリート造の間で差があったか？

**A. 米原英典**

木造従来工法と鉄筋コンクリート工法の家屋のエアコン設置率はそれぞれ35%と68%である。エアコンが設置されていない部屋の方がラドン濃度が高いという予想に反する結果は、ラドン濃度が高い傾向にある木造従来工法におけるエアコン設置率が低いことによる可能性があるといえる。

他の結果についてもこのように因子間の相関について調べる必要があると考えられる。

### III-3 特殊環境におけるラドン・ ラドン娘核種測定

天野 光／柳瀬信之／松永 武／笠井 篤

日本原子力研究所

*Radon in the Living Environment—Levels and Risks*

*Proceedings of the 15th NIRS Seminar, held at Chiba, December 3-4, 1987, PP.63-78*

#### Radon and Its Progeny at the Elevated Areas in Japan

Hikaru Amano, Nobuyuki Yanase, Takeshi Matsunaga, and Atsushi Kasai

Environmental Research Lab.II

Department of Environmental Safety Research

Japan Atomic Energy Research Institute

Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki 319-11, Japan

#### Abstract

Radon and its progeny provide through inhalation a significant internal radiation dose to the public. Such exposure is affected by physical, biological and social parameters. A research has been done concerning radon and its progeny to evaluate their characteristics and internal radiation dose to the public in Japan at some areas of elevated levels of radon and its progeny.

#### (1) Measurement of radon and its progeny in the enclosed cave

A simultaneous measurement of radon and its progeny has been made in the enclosed cave which is used for seismological observation. Radon sampling by adsorption in organic solvent followed by liquid scintillation method and alpha-ray spectrometry of radon progeny have been carried out. Emanation factor from rock in the cave has been estimated. A negative correlation was observed between the radon concentration in cave air and the barometric pressure. Size distributions of Pb-214 and Bi-214 were determined by using Andersen cascade impactor sampler. Obtained AMAD values of both nuclides were almost the same ( $0.5\mu\text{m}$ ). Internal dose by inhalation of radon and its progeny for the persons working in



this cave was estimated to be 1.4-14mSv.

## (2) Measurement of radon and its progeny at a Japanese spa

Another measurement has been done at a Japanese spa, which is famous for its high concentration of radon. Radon in spa and spa air, radon progeny in spa air have been measured. Concentration ratio has been proved to be small in spa air between Rn and its progeny, resulting in low dose when taking bath, in spite of its high concentration of radon in spa.

## (3) Investigation of radon and its progeny in an experimental house.

Indoor radon and its progeny have been measured using an experimental house which has a basement. Measurement was made on the environmental parameters including air exchange rate and wind velocity. Strong negative correlation has been observed between the radon and its progeny concentration at the 1-st floor and the wind velocity. Concentration ratio between Rn and its progeny has been proved to be larger at the 1-st floor than at the basement, resulting in comparable dose received in the 1-st floor in spite of higher radon concentration at the basement.

## 1. はじめに

ラドン(Rn-222)は、ウラン系列のラジウム(Ra-226)の娘核種であり、自然環境中の到る所に存在し、空気中のラドンとその娘核種は吸入により大きな内部被曝を公衆に与える<sup>1)</sup>。そのような被曝は大気中におけるこれら核種の濃度変動、ラドンと娘核種の存在比、ラドン娘核種の付着成分と非付着成分の割合および付着成分の粒径分布等といった要因に加えて、ヒトの呼吸気道の構造や機能の違いといった要因、さらには各人の生活様式の違いといったさまざまな要因に依存する。現在の主要な関心事は家屋内におけるラドンとその娘核種の吸入による内部被曝であるが<sup>2)</sup>、一般家屋に限らずヒトが生活する圏内でこれらの核種の吸入による内部被曝が高いと予想される場所や活動が存在する。ここではそうした場合の例として洞窟やコンクリート建家、温泉水入浴時及びまだ日本では一般的ではないが地下室のある家屋におけるラドンと娘核種の測定解析例及び内部被曝線量の評価例について報告する。

## 2. 測定項目及び方法の概要

水中及び空気中ラドン、ラジウムは、ある種の有機溶媒にラドンがよく吸着するという性質を応用した液体シンチレーション計数(LSC)法<sup>2,3)</sup>により測定、濃度定量した。

空気中ラドン娘核種については、それらの濃度はSi半導体検出器を用いたアルファ線スペクトロメトリ法により定量し<sup>4)</sup>、それらの粒径分布については、カスケードインパクトにより空気中ラドン娘核種の粒径を分級したのち、アルファ線スペクトロメトリ法により、各段に捕集さ

れたラドン娘核種の定量を行った。

ラドンと娘核種の環境中挙動に影響を及ぼすと考えられる環境因子として温度、湿度、気圧、風向、風速、換気率、家屋内外の圧力差、エアロゾル濃度等の測定を適時行った。このうち換気率の測定については、室内の一酸化炭素の濃度減少率を測定することにより行った。

### 3. 測定結果と解析

#### (1) 洞窟内におけるラドンと娘核種の測定

一般に洞窟内のように大気循環が少なく岩盤が露出している場所では、岩石中のRa-226濃度が特に高くなくても空気中のラドンと娘核種の濃度が高くなることから、鉱山などでは職業被曝が問題となっている。このようなことからこれまで、気象庁松代地震観測所洞窟内で、岩石中Ra-226、空気中ラドンと娘核種濃度を測定し、ラドンの岩石からの湧出率、空気中濃度変動とその要因、ラドンと娘核種の存在比、ラドン娘核種の粒径分布、呼吸による内部被曝線量等を明らかにしてきた。

##### (i) 洞窟内空気中ラドン濃度の変動要因

洞窟内空気中ラドン濃度を決定する要因としてまずラドン発生源としての岩石中ラジウム濃度が挙げられる。表1に本洞窟岩石中に含まれる放射性核種濃度の測定値を示す。岩石中ラジ

表1 松代地震観測所洞窟内における岩石中ラジウム濃度  
Table 1 Radionuclide concentration in crushed rocks collected in the cave at Matsushiro Nagano, Japan

試料	岩石中濃度( $\times 10^{-2}$ Bq/g)	
	Ra-226	Ac-228
No.1	1.67(3.3)*	1.07(7.7)
No.2	1.41(2.1)	1.92(2.8)
No.3	1.07(7.1)	1.22(10)
No.4	1.30(5.5)	1.37(8.5)
No.5	1.22(3.9)	1.74(7.1)
No.6	2.04(2.0)	1.63(3.9)
平均値	1.44(1.6)	1.48(2.7)

\* ( )内の数値は計数誤差(%)

ウム濃度は日本の他の場所と比べて特に高い値ではないが、洞窟内ラドン濃度は後に示すようになりに高い値となっている。次に空気の換気率が空気中ラドン濃度に影響を及ぼす大きな要因である。本洞窟には入り口に扉があって、洞窟内空気の換気率は非常に小さい。このため洞窟内空気中ラドンは高濃度となっている。空気中ラドン濃度に影響を及ぼす一つの環境因子として大気圧の変動が挙げられる。図1に本洞窟内で行ったラドン濃度と大気圧の測定の一例を示す。これらの測定結果から岩石中ラジウム濃度が高くなくても換気が少なければ空気中ラドン濃度は高くなること、大気圧の変動と空気中ラドン濃度の変動とに逆相関があること等が示

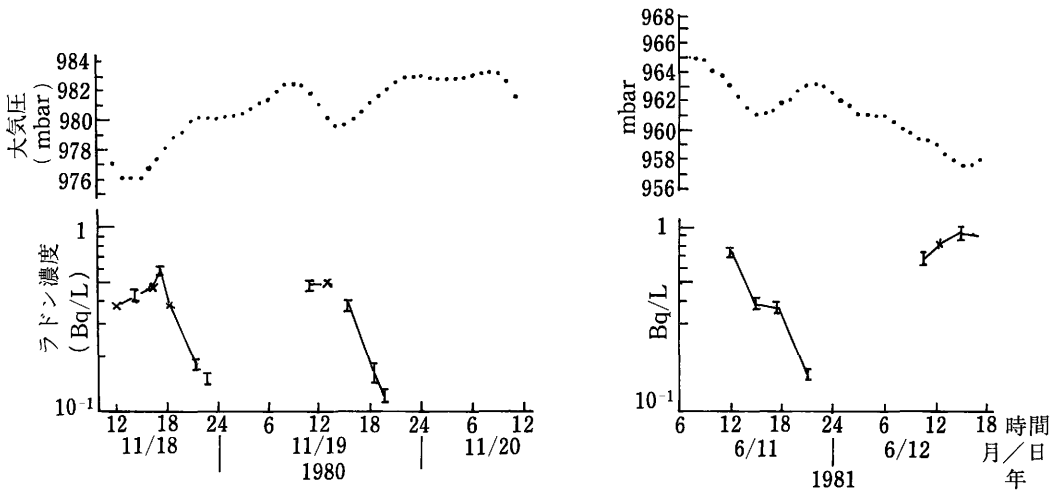


図 1 換気の少ない洞窟内における空气中ラドン濃度変動と大気圧変動との相関  
 Fig. 1 Variations of Rn concentration and barometric pressure in air in enclosed cave

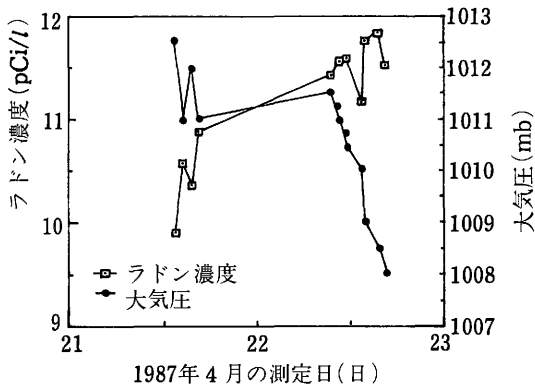


図 2-a 密閉したコンクリート建家内におけるラドン濃度と大気圧  
 Fig.2-a Rn and barometric pressure in enclosed concrete building

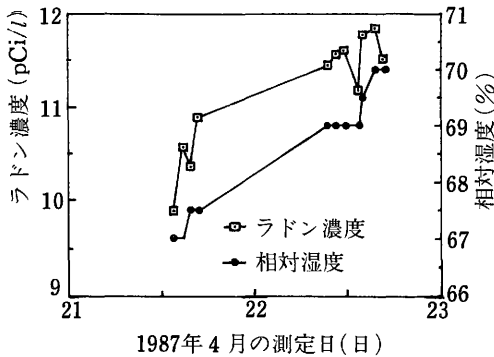


図 2-b 密閉したコンクリート建家内におけるラドン濃度と相対湿度  
 Fig.2-b Rn and relative humidity in enclosed concrete building

される。こうした環境因子の変動と空気中ラドン濃度の変動との相関の他の場所での測定例として、コンクリート建家内での測定例を図2に示す。これは京都大学原子炉実験所における、臨界集合体建家での測定であるが、このときは換気を停止した状態での測定値である。図2から見られるとおり大気圧の変動と逆相関、相対湿度の変動と正の相関が観測される。大気圧が減少すれば岩石やコンクリートの空隙に補足されていたラドンが大気中に放出されること、相対湿度が高くなると岩石、コンクリート表面空隙中の水分含有量が増し、反跳ラドン、空隙中ラドンが放出されるといった原因が考えられるが、他の要因に支配されているのかも知れない。

#### (ii) 岩石中Ra-226からのラドン(Rn-222)の湧出

岩石中Ra-226からのラドン(Rn-222)の湧出率を求める2通りの方法を紹介する。一つは、湧出面の全表面積とそれに接している空間の体積から求める方法である<sup>1)</sup>。密封系では、その空気中ラドン濃度 $C_{Rn}$ は例えば次式で表される。

$$C_{Rn} = \{E_d(S/V) + A_k/V\} / \lambda \quad (1)$$

ここで

$C_{Rn}$  : 密封系における空気中Rn濃度

$E_d$  : 単位面積あたりのRnの湧出率

S : 表面積

V : 密封系内の体積

$A_k$  : 他の源からのRnの湧出率

$\lambda$  : Rnの崩壊定数

観測を行った洞窟は、閃緑類岩及び黒色頁岩の岩盤をくり抜いたものであり、洞窟内においては、 $S/V = 2/r$  ( $r$ : 洞窟の半径) と近似できた。また本洞窟内では $A_k = 0$ であるので、(1)式から $E_d$ は次のように表される。

$$E_d = \lambda \times r \times C_{Rn} / 2 \quad (2)$$

ここで、実測濃度等：

$$C_{Rn} : 89-930 \text{ Bq/m}^3$$

$$r : 1.5 \text{ m}$$

$$\lambda : 2.1 \times 10^{-6} / \text{sec} \text{ に基づいて}$$

$E_d = 0.2-1.5 \text{ Bq/m}^2 \times \text{sec}$  と推測される。ここでラドンの湧出率に幅があるのは大気圧の変動等を反映して空気中ラドン濃度に幅があるためである。

岩石中Ra-226からのラドンの湧出率を求める別の方法として、湧出媒体(この場合は岩石)に着目し、湧出媒体中ラジウム、ラドン濃度が均一であるとして、拡散方程式を用いて解く方法がある<sup>5)</sup>。

定常状態では

$$k_e \cdot \times d^2 C_x / dx^2 - \lambda \times C_x + f = 0 \quad (3)$$

ラドンの生成率 $f$ は

$$f = \lambda \times C \times \rho \times \eta / \delta \quad (4)$$

(3)式をラドンの湧出率 $E_d$ について解くと

$$E_d = \lambda \times C \times \rho \times \eta \times R \times \{1 - e^{-(d/2R)}\} \quad (5)$$
$$R = (k_e^* / \lambda)^{1/2}$$

ここで

$k_e^*$ : 実効拡散係数

$C_x$ : 岩石深さ  $x$  mのところでのラドン濃度

$\lambda$ : ラドンの崩壊定数 :  $2.1 \times 10^{-6} / \text{sec}$

$f$ : ラドンの生成率

$C$ : Ra-226濃度 :  $1.4 \times 10^{-2} \text{Bq/g}$

$\rho$ : 岩石の密度 :  $2.7 \times 10^6 \text{g/m}^3$

$\eta$ : 散逸ファクタ :  $0.05 - 0.5$

$\delta$ : 空隙率(porosity)

$E_d$ : ラドンの湧出率

$d$ : 岩石の厚さ : 1 m以上(このとき $E_d$ は一定値となる)

$R$ : 緩和距離(Relaxation Length) : 0.1 m

ここで観測を行った洞窟内における各パラメータの値を上記のように定めると、 $E_d$ として、 $0.4 - 7.4 \text{mBq/m}^2 \times \text{sec}$ という値が得られる。ここで $E_d$ の値に幅があるのは主として散逸ファクタの推定値に幅があるためである。(5)式に見られる通りラドンの湧出率は岩石中ラジウム濃度、岩石の密度、散逸ファクタ等により支配されるが、その他大気圧の変動にも支配される。2通りの方法から求めたラドンの湧出率はほぼ一致している。

(iii) ラドンと娘核種の存在比

呼吸による内部被曝線量に大きな影響を及ぼすのは、ラドンよりもラドン娘核種、特にラジウムB(Pb-214)、ラジウムC(Bi-214)と、空气中エアロゾルに付着していないフリー成分のラジウムA(Po-218\*)である。このためラドン娘核種濃度の測定が重要である。ラドンと娘核種の存在比は、ラドンと娘核種の呼吸による内部被曝の一つの重要な指標である。表2に本洞窟内におけるラドンと娘核種の存在比の測定値を示す。洞窟内空气中におけるラドンと娘核種の存在比は換気率が小さいこと等を反映して、表2に見られるごとく大きな値を示している。

(iv) ラドン娘核種の粒径分布

空気力学的放射能中央径(AMAD-Activity Median Aerodynamic Diameter)は放射能を持ったエアロゾル粒子の集団を、空気力学的径の大きさの順に並べたとき、積算放射能の中央(50%)に相当する径であり、放射性エアロゾル粒子の呼吸器系への沈着評価にとって重要なパラメータである<sup>9)</sup>。

カスケードインパクタは、空気力学的径に基づいて放射性エアロゾルを分級捕集できる装置

表2 洞窟内空気中におけるラドンとラドン娘核種濃度の測定例と存在比

Table 2 Concentration of Rn-222 and its progeny in cave air

RUN	測定日	時間	Rn-222 (Bq/l)	Ra-A (Bq/l)	Ra-B (Bq/l)	Ra-C,C' (Bq/l)
1	81/10/28	11:55	0.46	0.43	0.35	0.40
2	81/10/28	15:10	0.44	0.34	0.31	0.35
3	81/10/28	17:25	0.26	0.17	0.20	0.15
4	82/11/09	16:35	0.46	0.33	0.17	0.13
平均値			0.41	0.32	0.26	0.26

RUN	Rn	Ra-A/Rn	Ra-B/Rn	Ra-C,C'/Rn
1	1	0.93	0.76	0.86
2	1	0.78	0.71	0.80
3	1	0.65	0.76	0.57
4	1	0.71	0.37	0.28
平均値	1	0.78	0.63	0.63

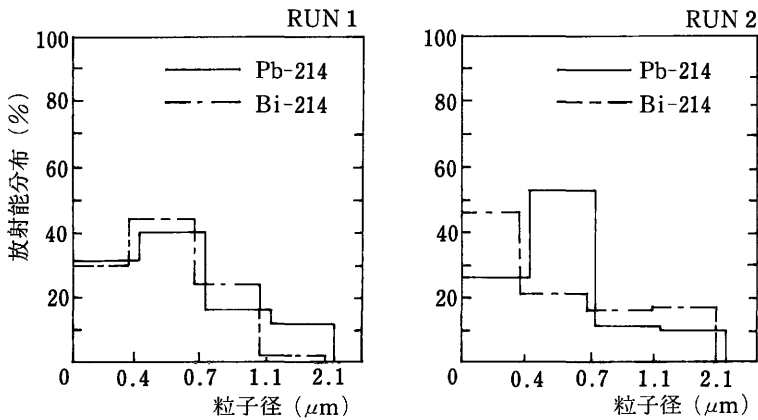


図 3 洞窟内空気中ラドン娘核種の粒径分布

Fig. 3 Particle size distributions of radon progeny in the enclosed cave

である。カスケードインパクトの各段にグラスファイバーフィルターを設置し、各々の段のフィルター表面に衝突捕集されたラドン娘核種の放射能をアルファ線スペクトロメトリーで定量した。得られた洞窟内空気中ラドン娘核種の空気力学的粒径分布の一例を図3に、AMADの測定値を表3に示す。表にはポータブルGe半導体検出器によるガンマ線スペクトロメトリーによる定量値も同時に示した。アルファ線スペクトロメトリーからの結果と同様な値を示している。洞窟内は相対湿度が90%と高く、このためAMADの値は大きな値となっているのかもしれない。

表3 気密性の良い洞窟内におけるラドン娘核種の空気力学的放射能中央径(AMAD)

Table 3 Activity Median Aerodynamic Diameter (AMAD) in the enclosed cave at Matsushiro, Nagano

測定年月日	捕集時間	測定法	AMAD ( $\mu\text{m}$ )		
			Po-218 (RaA)	Pb-214 (RaB)	Bi-214, Po-214 (RaC, RaC')
1983/09/08	10:54-11:14	$\gamma^{*1}$	-	0.45	0.42
1983/09/08	14:14-14:44	$\gamma$	-	0.43	0.35
1983/09/08	16:04-16:34	$\gamma$	-	0.39	0.38
1983/09/09	09:38-10:08	$\alpha^{*2}$	0.41	0.43	0.44
1984/11/09	11:00-11:10	$\alpha$	<0.43	0.53	0.52
1984/11/09	14:30-14:35	$\alpha$	<0.43	0.52	0.42

\*1  $\gamma$ 線スペクトロメトリ

\*2  $\alpha$ 線スペクトロメトリ

表4 松代地震観測所洞窟内ラドン及びその娘核種吸入による内部被曝線量

Table 4 An estimation of internal dose by inhalation for the persons working in the enclosed cave

核種	実効線量当量 (mSv)	
	最小	最大
Rn-222 (Rn)	$5.7 \times 10^{-2}$	$6.0 \times 10^{-1}$
Po-218 (RaA)	$6.0 \times 10^{-1}$	6.4
Pb-214 (RaB)	2.9	30
Bi-214 (RaC)	2.3	24
Po-214 (RaC')	$3.2 \times 10^{-7}$	$3.4 \times 10^{-6}$
合計	5.9(33)*	61

Rn-222濃度 0.09 - (0.52)\* - 0.93 Bq/l

呼吸による被曝 Class W or D

AMAD  $0.5 \mu\text{m}$

岩石中Ra-226濃度 15 Bq/kg (閃緑類岩)

\* ( )内の数値は平均値

れない。一般的にはAMADの値はもっと小さな値を示す。

(v) 洞窟内で作業する人の呼吸による内部被曝線量

実測値に基づいて、洞窟内で作業する人の呼吸による内部被曝線量評価を行った。ICRPの肺モデル<sup>6)</sup>を用いて、ラドンとラドン娘核種各々の濃度、ラドン娘核種のAMADの実測値により計算した内部被曝線量の計算の一例を実効線量当量で表4に示す。岩盤中ラジウム濃度が<sup>3</sup>高

くないにもかかわらず、大きな内部被曝線量を示している。この主な理由は、本洞窟内空気中ラドン娘核種の絶対濃度が高いためである。

## (2) 温泉におけるラドンと娘核種の測定

日本人は温泉に漬かるのが好きであるが<sup>3</sup>、温泉水はしばしばラドンを大量に含んでいる。温泉水入浴時に受ける被曝線量を推定する目的で山梨県増富温泉で実験を行ってきた。その結果の一部を報告する。増富温泉は高ラジウム温泉として有名である。増富温泉におけるラジウム、ラドンの測定例を表5に示す。温泉水中ラジウム、ラドン濃度の幅は大きい<sup>3</sup>、温泉水中ラドン濃度の特に高かった温泉Bにおいて、温泉水中ラドン、温泉空气中ラドン、ラドン娘核種濃度を測定した。その結果を表6に示す。温泉Bは冷泉(20°C)である。表6に示されるとおり、特徴的なことは、

1. 温泉水中ラドン濃度は非常に高いにもかかわらず、それと接している空気中ラドン濃度はそれほどではない。

2. 空気中ラドン濃度に対するラドン娘核種濃度の比率は非常に小さい。

ラドンの空気と水での分配比は温度の関数であるが<sup>3</sup>、水中濃度に対して空気中濃度は平衡状態で数十倍高い<sup>7)</sup>。1に示した結果は、温泉水が静穏なため温泉水とそれに接している空気中ラドンが平衡に達していないことによるものと思われる。2については温泉空气中ラドンの年

表5 増富温泉における温泉水中Ra-226とRn-222の測定例

Table 5 Concentrations of Ra-226 and Rn-226 in spa water at Masutomi, Yamanashi

測定日時	サンプル	水温(°C)	水中Ra-226(pCi/1)	水中Rn-222(pCi/1)
1981.06.13	温泉A	21	1.5	2160
1981.10.30	温泉A	20	7.6	1970
1981.10.30	温泉B	19	1.2	81300
1981.06.14	温泉C	40	0.6	4
1981.10.30	温泉D	26	8.1	144
1981.10.30	温泉E	29	11.7	240
1981.10.30	温泉F	25	23.9	719

表6 増富温泉Bにおける温泉水及び温泉空气中Rnと温泉空气中ラドン娘核種の測定例

Table 6 Concentrations of Rn in spa B and Rn and its Progeny in the air at spa B, Masutomi, Yamanashi

(単位: pCi/1)

測定日時	温泉中Rn-222	空气中Rn-222	Po-218	Pb-214	Bi214(Po-214)
1982.11.11 14:50	42241	51	9.3	0.9	0.2
1983.09.12 12:45	11392	35	4.6	0.9	0.3
1983.09.12 15:00	15855	55	7.6	0.7	0.5
1983.09.12 16:00	—	20	14.0	1.8	0.7
1983.09.13 10.40	—	45	29.6	3.2	1.0



表7 増富温泉における被曝線量評価例

Table 7 An estimation of effective dose equivalent by taking bath at Masutomi-spa B

1. 1時間入浴の場合の内部被曝線量	
空気中平均濃度	
Rn	41 pCi/l
Ra-A (Po-218)	13 pCi/l
Ra-B (Pb-214)	1.5pCi/l
Ra-C (Bi-214)	0.54pCi/l
Ra-C' (Po-214)	0.54pCi/l
呼吸率	15.8 l/min
ICRP肺モデル	
AMAD	0.3 $\mu$ m

呼吸による内部被曝線量(実効線量当量)：1日1時間入浴で1年間では 0.27 mSv

1日1時間入浴で1年間では	0.27 mSv
2. 30分入浴の場合の外部被曝線量	
水中Rn平均濃度	46,500 pCi/l
30分入浴, サブマージョン モデル	
ベータ, ガンマ線による外部被曝線量(実効線量当量)	
1年間では	0.20 mSv

齡が若い(ラドンが空気中に発生してからあまり時間がたっていない)こと、通常では換気率が比較的大きいといった原因が考えられる。

増富温泉Bの温泉水入浴時に受ける被曝線量の計算の1例を表7に示す。

計算上の仮定は内部被曝線量に関しては、1日1時間温泉空気を吸入するというものである。ICRPの肺モデルを使い、呼吸率15.8 l/分、AMADとして0.3ミクロン、すべてのラドン娘核種はエアロゾルに吸着していると仮定する。外部被曝線量に関しては、サブマージョンモデルで入浴時の30分間、実測濃度の温泉水中ラドン娘核種から外部照射を受けるというものである。

表7に見られるとおり、温泉水中ラドン濃度が非常に高いにもかかわらず、被曝線量(実効線量当量)は内部被曝線量及び外部被曝線量共にそれほど大きな値ではない。この理由は外部被曝としては、水による放射線のエネルギーの吸収が大きいためであり、内部被曝としてはラドン娘核種特にRaB, RaCの空気中濃度がそれほど高くないためである。もちろんこれは、あくまで実測の一例であり、今後ラドン温泉を含め色々な場所で測定を行う必要がある。

### (3) 地下室のある実験家屋内におけるラドンと娘核種

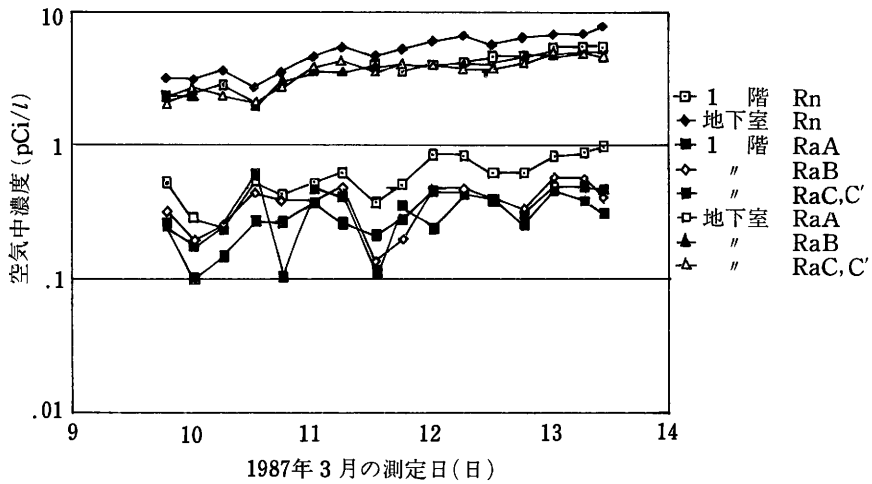


図 4 建設省建築研究所敷地内にある地下室のある実験家屋におけるラドンとラドン娘核種濃度の測定例—換気の少ない場合—

Fig. 4 Concentrations of Rn and its Progeny at an experimental house with a basement under low ventilation rate

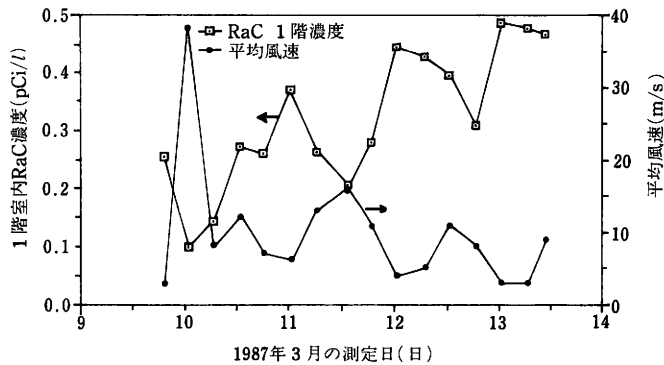
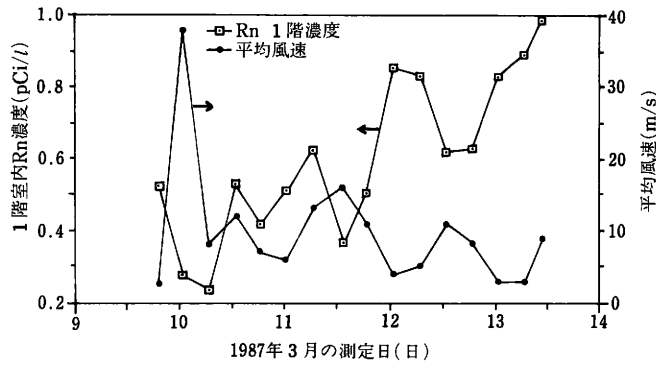


図 5 実験家屋一階室内における空气中ラドン及びラドン娘核種濃度と風速との関係—換気が少ない場合

Fig. 5 Radon and Ra-C concentration in the 1-st floor vs wind speed at 9-14 March, 1987

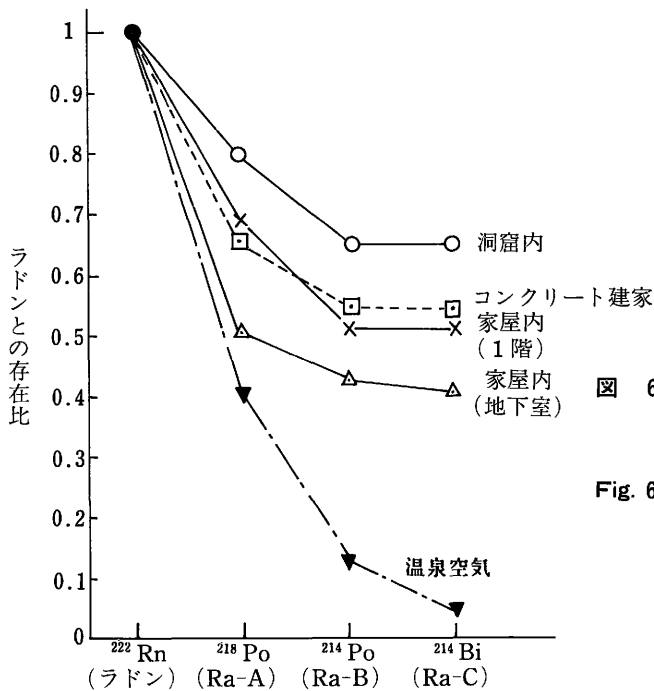


図 6 ラドンとラドン娘核種の存在比  
(換気が少ない場合)  
Fig. 6 Concentration ratio between Rn and its progeny at different places under low ventilation rate

洞窟のような特別の環境条件に限らず、普通の家屋内でもラドンと娘核種の濃度がかなり高い場合がある。このような居住環境では、建物の材料から湧出するラドンおよび土壌から建家内に浸入するラドンが問題となる。家屋内のラドンと娘核種の挙動と呼吸による内部被曝線量を明らかにするため、建設省建築研究所(つくば市)で地下室のある実験家屋内での測定を行っている。1階、地下室ともに約8畳で、建築材料は現在標準的に使われている材質で1階の床はコンクリート、壁と天井は石膏ボード、地下室はすべてコンクリートである。コンクリート及び石膏ボード中のラジウムの含有量は通常値と比べて低めであるにもかかわらず、換気が少ない場合の室内ラドン濃度は高い(図4)。気圧、温湿度に加えて風向風速と換気率の測定も行っている。1階室内においてラドンとラドン娘核種濃度は風速と強い逆相関を示す(図5)。これは風速が増すと、室内空気の換気率が大きくなるためである。換気が少ない場合、ラドン濃度に対する娘核種濃度の存在比は、地下室よりも1階のほうが高く(図6)、このため1階室内における呼吸による内部被曝線量は、ラドン濃度が1階は地下室に比べて1桁程低いにもかかわらず、それほど低くなっていない。

表8に、本実験家屋内で一年間生活した場合について、1階室内、地下室それぞれについて、呼吸による内部被曝線量を実効線量当量として評価した1例を示してある。

図6にこれまで報告したそれぞれの場所におけるラドンと娘核種の存在比の測定結果を例示した。いずれの場所でも、扉、窓等を閉めて、換気の非常に少ない状態で測定した値である。これはあくまでも測定例の1例であり、これらの値が一般的なものかどうかについてはさらに測定例を増やす必要がある。

表8 モデルハウス内空気中ラドンとその娘核種からの呼吸による内部被曝線量評価の一例

Table 8 An estimation of internal dose by inhalation of Rn and its progeny at the experimental house

実効線量当量 (mSv/year)

場所	最小	最大
地下室	2.2	4.5
一階	0.3	1.7
屋外	0.1	

評価モデル

ICRP肺モデル

仮定

- 1 すべての室内空気中ラドン娘核種はエアロゾルに付着している。
- 2 空気力学的放射能中央径(AMAD)=0.3ミクロン
- 3 吸入のクラス-W or D

#### 4. おわりに

一洞窟内のように大気循環が少なく岩盤が露出している場所では、岩石中Ra-226濃度が特に高くなくても空気中ラドンと娘核種濃度は高くなり大きな内部被曝線量を与える。

一換気の少ないコンクリート建家でも同様である。

一こうした場合、大気圧、相対湿度等の変動がラドン濃度の変動に大きく寄与する。

一換気が大きい場合はこうした影響は顕著でなく、むしろ換気そのものによりラドンと娘核種濃度は影響されよう。

一一般家屋において建材中ラジウム濃度が特に高くなくても、呼吸による内部被曝線量が大きい場合がありうる。それは換気率の小さい場合である。

一地下室のある実験家屋の場合ラドン濃度に対する娘核種濃度の比率は、換気率が小さい場合、地下室よりも1階のほうが高く、このため1階室内呼吸による内部被曝線量は、ラドン濃度が1階は地下室に比べて1桁低いにもかかわらず、それほど低くない。

一1階室内ラドン及び娘核種濃度の変動は、換気率が小さい場合風速の変動と逆相関がある。

一温泉水中のラドン濃度は温泉により変動が大きい。

一温泉水中のラドン濃度が高くても温泉水が静穏であれば、ラドン源が温泉水のみの場合、温泉空気中ラドン濃度はそれほど高くない。

一温泉空気中のRn及びRn娘核種濃度比はRnに対してRa-B, Ra-C, C'が非常に少ない。これは換気率が比較的大きいためであろう。このことは、温泉空気吸入による内部被曝線量を小さくしている。

表 9 換気の少ない場合における空气中Rn濃度と吸入による内部被曝線量のみやす(測定の一例)

Table 9 Comparison of effective dose equivalent in several occasions under low ventilation rate(one example)

場所	<sup>226</sup> Ra濃度 (Bq/kg)	<sup>222</sup> Rn濃度 (Bq/m <sup>3</sup> )	特徴に関する キーワード	内部被曝線量 (mSv/y)
洞窟	15	90-930	大気圧, 存在比	8(40hr/Wk)
大きなコンクリート建造物	—	400	大気圧, 湿度	同程度
実験家屋 一階	4	10-70	風速, 存在比	1
地下室	23	70-200		3
周辺土壌	20			
温泉水入浴 (増富温泉B)	0.04	水中 1,720,000 空气中 1,500	存在比	外部被曝 0.2 内部被曝 0.3

一温泉水入浴による外部被曝線量は、温泉水中ラドン濃度がかなり高くてもそれほど高くない。これは水による放射線のエネルギーの吸収が大きいためである。温泉における被曝線量評価の一般化のためには、しかしながら色々な場所で測定を行う必要があろう。

表 9 に、換気の少ない場合のこれらの特徴及び濃度の測定例、内部被曝線量評価の 1 例をまとめて示した。濃度の測定値及び内部被曝線量の数値は、あくまで 1 例であるが、上述した特徴をふまえて、さらにさまざまな場所で測定を行い、内部被曝線量が許容され得る以上に高い場合には、低減化の努力を行う必要があろう。日本において問題となりそうな場所は、換気の少ない家屋、コンクリート建家の学校やオフィス、一般作業環境、地下鉄や地下街、ある種のラドン温泉、鉱山といった場所であろう。いずれも換気率が低く、室内等滞在時間が長い場合に問題となろう。

## 謝 辞

気象庁松代地震観測所の所員の方々には、洞窟内での観測実験に際して色々と便宜を計って頂きました。京都大学原子炉実験所における臨界集合体建家での測定は、本来は測定器等の比較測定のため、日本保健物理学会、ラドントロン研究会主催の下で行われたものであり、京都大学原子炉実験所の山崎敬三氏、名古屋大学 下道國氏はじめ比較測定に参加された方々の助力を得ました。山梨県増富温泉での測定には地元の方々の協力を得ました。また温泉水入浴時に受ける外部被曝線量の計算には日本原子力研究所環境調査解析室の外川織彦氏の協力を得ました。建設省建築研究所の実験家屋内での測定に関して、共同研究者である建設省建築研究所の浅野賢二氏、伊藤和男氏の協力を得ています。またこれらのすべての実験を通じて、日本原子力研究所、環境第二研究室の室員の方々の協力を得ています。

ここに記して感謝いたします。

参考文献

- 1) UNSCEAR, *Ionizing Radiation : Sources and Biological Effects*. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation 1982 Report, United Nations, New York (1982)
- 2) 天野 光, 笠井 篤「液体シンチレーション計測法による大気中ラドンの簡便な測定」*Radio Isotopes*, **30**, 649 (1981)
- 3) Amano, H. and Kasai, A., Determination of Ra-226 and Rn-222 in Environmental Water. *J. Radiat. Res.* **24**, 84 (1983)
- 4) Amano, H., Kasai, A. and Matsunaga, T., Simultaneous Measurement of Rn and Its Progeny in Cave Air by Liquid Scintillation Techniques and  $\alpha$ -ray Spectrometry. *Health Physics* **49**, 509-511 (1985).
- 5) Jonassen, N. and Mclaughlin, J. P., Exhalation of Radon-222 from Building Materials and Walls, in *The Natural Radiation Environment III, Vol. 2, Symposium Proceedings*, Houston, Tex., April 23-28, 1978, US-DOE Report CONF-780422(Vol. 2), pp. 1211-1224, NTIS.
- 6) Task Group on Lung Dynamics, Deposition and Retention Models for Internal Dosimetry of the Human Respiratory Tract. *Health Physics* **12**, 173-207(1966).
- 7) Washburn, E. W., *International Critical Tables of Numerical Data, Physics Chemistry and Technology*. Vol. IV : *Solubility of Gases in Liquids*, pp. 254 (New York : McGraw-Hill) (1928)

---

<討 論>

Q. 御船政明

増富鉱泉Rn-222(81,300pCi/l, 20°C)では加温利用時, 浴槽水のRn-222の濃度はどの位ですか。入浴のため温泉水を加熱すれば, Rn-222はかなり減少する。

A. 天野 光

水中ラドン濃度が非常に高い温泉Bは加温しないで, そのまま使用している。

コメント: 温泉水を加熱すれば, 水中ラドン濃度は減少するが温泉空气中ラドン濃度は増加するものと思われます。

Q. 黒澤龍平

- 1 岩石中の拡散係数はどの程度か。
- 2 AMADが $0.4-0.5\mu\text{m}$ というのは大きすぎるのではないか。

A. 天野 光

- 1 緩和距離-Relaxation lengthとして0.1m, 実効拡散係数を $2.1 \times 10^{-8} \text{m}^2/\text{sec}$ として今回は

評価した。

2 AMAD 0.4-0.5 $\mu$ mは今回測定を行なった洞窟内の実測値である。

コメント：カスケードインパクタで採取後 $\alpha$ スペクトロメトリ及び $\gamma$ スペクトロメトリを行っているが、両方法での定量値は一致しており、測定値は信頼できると思われる。これまでに報告されているAMADの実測値には大きな幅がある。

### III-4 屋内・外のラドン等の全国測定

阿部道子／阿部史朗

放射線医学総合研究所

*Radon in the Living Environment—Levels and Risks*

*Proceedings of the 15th NIRS Seminar, held at Chiba, December 3-4, 1987, PP.79-88*

#### A Nation-wide Survey of Radon Indoors and Outdoors in Japan

Michiko Abe and Siro Abe

National Institute of Radiological Sciences

9-1, Anagawa 4 chome Chiba 260, Japan

#### **Abstract**

A nation-wide survey of radon concentration was conducted in order to estimate contributions of radon and its daughters to the population dose of Japan. The measurements were done using passive radon monitors which could count only alpha particles from Ra-A captured on a electroconductive membrane from the infiltrated air by aid of electrostatic field. The air was introduced by natural ventilation through a membrane filter. The radon concentration was estimated through density of etch tracks, enlarged by chemical processings, recorded on CN films due to bombardment of the alpha particles. The performance of this instrument was checked by both domestic and international intercomparisons, which gave satisfactory results.

A total of 500 monitors were distributed in 13 prefectures covering Hokkaido, Akita, Miyagi, Niigata, Chiba, Aichi (including adjoining districts), Osaka (including adjoining districts), Shimane, Ehime, Saga, Kagoshima, and Okinawa prefectures. Those locations were selected carefully taking into account geographical configurations to Pacific Ocean and Asian Continent which would be a significant source of radon. Also taken into account was that it involved areas of heavy snowfall, basin, and seagirt points.



The number of houses measured totaled to about 250 which involved wooden and concrete structures. The measurement was done both in indoor and outdoor conditions simultaneously at each house. As radon concentration indoors is controlled not only by its outdoor concentration but significantly by ventilation rate which reflects individual living habit, such simultaneous measurements would provide a critically important clue when one wants to overcome a problem of varying living habits.

The monitors were settled mainly in bed rooms or living rooms where inhabitants would stay for longest hours. The CN films along with drying agent ( $P_2O_5$ ) were exchanged every two months in general. Therefore, the etch tracks on the films represented the integrated radon concentration over two months. Such procedure was repeated for more than 1.5 years, and finally more than 5,000 films were obtained.

Analyses of the CN films have revealed the following features: (1) Radon concentration was generally high in between fall and spring, and low in summer. (2) Radon concentration was generally higher in northern areas than in southern areas. (3) Radon concentration indoors was generally double that outdoors. (4) The average concentration outdoors was about  $5 \text{ Bq/m}^3$  while that indoors was about  $10 \text{ Bq/m}^3$ . (5) These average concentrations did not largely differ from those obtained in United Kingdom.

本調査には、名古屋大学・工学部池辺教授ならびにその研究室の方々、国立公衆衛生院・建築衛生学部吉沢部長ならびに部内研究者の方々、北海道、秋田、宮城、新潟、千葉、愛知、大阪、島根、広島、愛媛、佐賀、鹿児島、沖縄の各道府県内の機関に属するの方々、さらに自宅等にモニタの設置を許された方々の絶大な協力を得たことを記し、感謝の意を表したい。

ラドン(トロンも含む)ならびにそれらの娘核種による日本国民への線量寄与を求めるために調査研究を行っている。第一にラドン娘核種群を中心とし、生活環境の中での線量算定上必要欠くことのできない各種パラメータについて難多く容易ではない調査研究を行いつつあり、第二にラドンを対象とした日本国内の全国分布に関する調査研究を行っている。ここでは、特に後者のラドン対象の全国調査について報告する。

## 1. ラドン測定器

本調査研究の、ラドン等による国民線量への寄与を求める目的からすれば、ラジウム-A, -B, -Cを直接的に、それも長期間計測することが一番望ましい。一般にラドンとその娘核種群の濃度は、我々の生活環境内ではまず、時間的に大きく変動し、地域によっても差が

出る。さらに屋内での値は、それらに加え付帯設備も含めた家屋構造、建築材料等によって差があるばかりでなく、換気等に影響する住人の活動状況によっても差が生ずる。

このような環境下で国民線量寄与の算定に十分な数、期間の計測対象としては、ラジウム-A, -B, -Cに関するパラメータが別に求められることを条件にして、ラドンガスそのものの測定が最も有効である。一般のラジウム-A, -B, -Cの測定器は感度が不十分で日本の生活環境での低いレベルを計測できないこと、できるものがあつたとしても一台あたりの値段が高価で台数が揃えられず、時間的に短いスポット的な測定しかできなくて環境等の状況を十分な数だけ把握し得ないことのためである。本調査研究では、別途、生活環境でのラジウム-A, -B, -Cに関する種々のパラメータについて着実にデータを集めつつある。

以上のように、ラドン等の国民線量への寄与を求めるにあたって、その値のバラツキ幅、また地域的な様子を知るにはかなりの数のまた長い期間のラドン測定を行うことが必要になる。もちろん科学的、環境的等の合理的観点から選択したものであれば、数は適当なもので十分である。

ラドンを計測する装置としては、長期間の濃度積分値を得るものと、瞬間的な値が得られるもの、さらに短い時間変化を連続的に追えるものと大別される。ここでは次のものを使用した。

用いた測定器は、名古屋大学で開発され、放医研阿部、アロカ大島の意見を入れて改良された静電式積分型ラドンモニタの市販型モデル、アロカ製ERM型ラドンモニタである。

本装置はメンブランフィルタを通して、自然換気によって容器内に入ったラドンガスが壊変してできたラジウムAのみを測れるようになっている、純粹のラドン-222のみの測定器である。日本の通常の屋外レベルでは3ヶ月以上の設置が測定可能である。2ヶ月ごとの設置を標準とし、使用するフィルムは硝酸セルロース(CN)である。電極に捕集されたラジウムAからのアルファ線によってできたフィルム上のトラック(飛跡)はエッチング処理をした後、そのトラックを計数する。

これは、低濃度、悪環境の場でも使用可能である。本器を用いた測定システムは、多くの利点を持ち、安定性に優れ、季節変化を計測することが可能である。

計測上の校正は、器差のチェックと同時に、全モニタから系統的に選んだ同型の15台を使用し、5回以上にわたって行っている。その結果、有効数字2行を十分保証し得ることがわかった。また、国際的な比較を名古屋大学を通じ、OECD/NEAの組織の下に行い、非常に良好な結果を得ている。国内的にも保物学会ラドン・トロン(測定)研究専門委員会の下に比較測定を行い良好な成果を得ている。また種々の型の計測装置による実環境の低レベルラドン濃度での比較測定を名古屋大学を中心にして行い、本測定に使用したモニタの有効性が認められている。<sup>1)</sup>

注1) *Health Physics*, 54, 1988, No.2, 139-148.

## 2. 本測定の方針と計測条件

計測器の数としてはあまり多くは望めないで、測定点は環境科学的な観点から選んだ。

測定器の台数は500台で、そのうち15台は校正用として使用した。この15台は500台のうちから偏りなくサンプリングし、器差を求める実験にも使用した。

これらのものを日本各地に設置した。設置は1県あたり30台～40台とし、北海道、秋田、宮城、新潟、千葉、愛知(近県を含む)、大阪(近県を含む)、島根、広島、愛媛、佐賀、鹿児島、沖縄、の各道、府、県である。これら各県の選定は、日本全国をほぼカバーし、地方的な落ちがないこと、次にあげる地域的な特質を把み得ることを目途に行った。

日本はアジア大陸の東端に近く位置し、大陸にくらべればあまり広くない日本海、東シナ海を隔てている。一方日本列島の東側は広大な太平洋に面している。一般に大陸上ではラドン濃度が高く、海洋上ではラドン濃度は極端に低い。ラドン-222の半減期が3.8日あるから大陸上の高濃度ラドンが風(冬季の北西季節風)によって日本列島に来てもおかしくない。一方夏季には太平洋からの風によって日本列島が低濃度ラドン空気で覆われると考えられる。このような広域で季節的な大規模なものに、より狭域な、日日変化、日周変化、時刻ごと等の変化分が加わって、もちろん注目する地域での土壌からのラドン発生をないがしろにはできないが、日本列島のラドン濃度分布を形成するラドンの供給源が理解される。

このような発生源からのラドンは広域的、地域的、局地的な地形気象条件によって変形され、日本の屋外のラドン濃度分布、濃度の時間変化が決まって来る。それには大陸、太平洋ばかりでなく瀬戸内海も何らかの寄与をしているかもしれない。1回の計測はほぼ2ヶ月ごとであるから日変化等の短い時間変化に関するものは積分されてしまい、計測結果に直接関係がない。どちらかと言えば季節的なものが問題となる。ただし日変化などの短期の変化と言ってもその原因となるものが季節的に濃度の偏りを作るかもしれないので結果を見るときはそのあたりを無視するわけには行かない。

以上の観点から上で挙げた各県を選定している。本来なら全都道府県を網羅すべきであろうが、測定器の数に限りがあり1地域の計測地点があまりに粗であってもならないので、合目的性も加味し本調査研究のように定めた。

すなわち、全国にわたる地理的な万遍さを考えて、各地方、約2県を選び、地理的に離れている沖縄はその事情を考慮し特に付加えた。

各地方ごとの県の選び方は、協力していただく問題もあるが、ラドン発生源とその環境での変調(モジュレーション)の状況を考慮して決めている。北海道地方は札幌付近、東北地方は日本海、大陸に面した秋田県と太平洋岸の宮城県、関東地方は千葉を中心とした地域、中部地方は日本海に面した積雪が多い新潟県と愛知県を中心とした太平洋側の地域、近畿地方は大阪を中心とした京都(盆地)も含んだ地域、中国地方は日本海側で積雪のあまり多くない島根県とその瀬戸内海に面する広島県、四国地方は、中国地方の島根、広島両県とならんで日本海、瀬戸

内海、太平洋の影響を見るために愛媛県、九州地方は大陸に近い佐賀県と海洋で囲まれている鹿児島、島の面積が小さい沖縄県を選んでいる。

このような各県内で30~40台のモニタを使用している。2台のモニタを1単位として各家屋に配置し、各家屋は屋内に1台、屋外に1台配置した。この際選定された家屋は、国民線量へのラドン娘核種寄与を求めるという目的に照らし、一般の居住用のものを主とした。またそのような家屋の選定にあたっては、長期間モニタを設置しても安定に、継続的に計測が可能であることを肝要として、コンクリート造り、木造の2者が可能な限り相当数含まれるようにした。すなわちこのような家屋構造が屋内、外のモニタの読み値の間の関係にどのように影響するか見たいためである。

屋外のもは日本全国を含めた広域のラドン濃度分布、また地域的、局地的なラドン濃度分布とその原因を解明するため、屋内のモニタ計測値と併せ考えて屋内、外の関係があればそれを抽出し線量推定に役立てるためである。もちろん屋内ラドン濃度にも地域差が一部あるという以前の研究結果に基づいている。また屋内データのチェック用にもなる。

屋外へのモニタの設置場所は割合自由であるが、屋外ということは第3者が自由に近付けること、シャワー状の降水があったとき地面に置いたモニタ下部が水没したりする恐れのあること、積雪があると積雪中に埋もれてしまう恐れのあることを考慮し、それらに対する対策上都合のよい処置を講じて設置した。

屋内の設置場所は、屋内であれば割合自由である。測定対象がラドンであるし、局所に偏在したラドン源の存在とそれに加え偏った室内空気流の存在がふつうの住居では考えられないことから、またモニタの測定期間が2ヶ月にもわたるために細かい空気流の変化等は考慮する必要がないことから屋内に自由に設置した。

ふつうは、居間、寝室が多い。もちろん特別な目的の場合には、地面につながる場所など特殊なところで計測することもある。

地域によっては、1985年12月から測定を開始している。フィルム、五酸化リンは約2ヶ月ごとに交換した。すなわち約2ヶ月に1回、約2ヶ月間の積算データが得られることになる。どの地域も少なくとも1年半、多くはそれ以上の期間測定を行っている。

### 3. 得られた成果

#### (1) データ数とその意味

全体で5000データ以上得ている。計測対象家屋数は約250軒と多くはない。しかし、地域的な分布を知るのに屋内データより都合のよい屋外データを、それも全国的な解析に有効な地域について得ているので、地域分布を求めるデータとして十分である。

また、屋外、屋内を対にして計測していることから、屋内についても家屋軒数より推定されるより多くの情報をもたらし、国民線量へのラドン等の寄与を得るにも十分なデータとなっている。

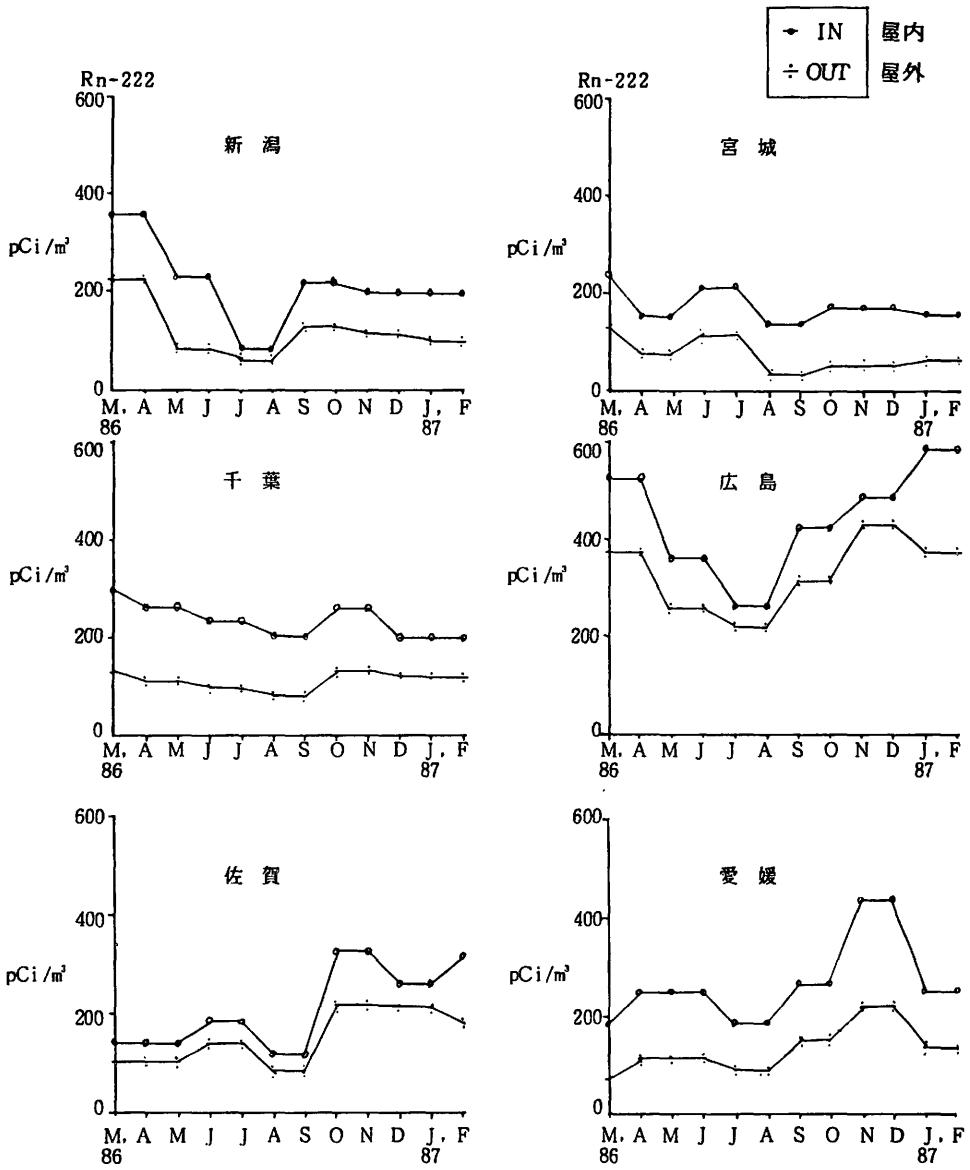


図1-1 各地の季節変化

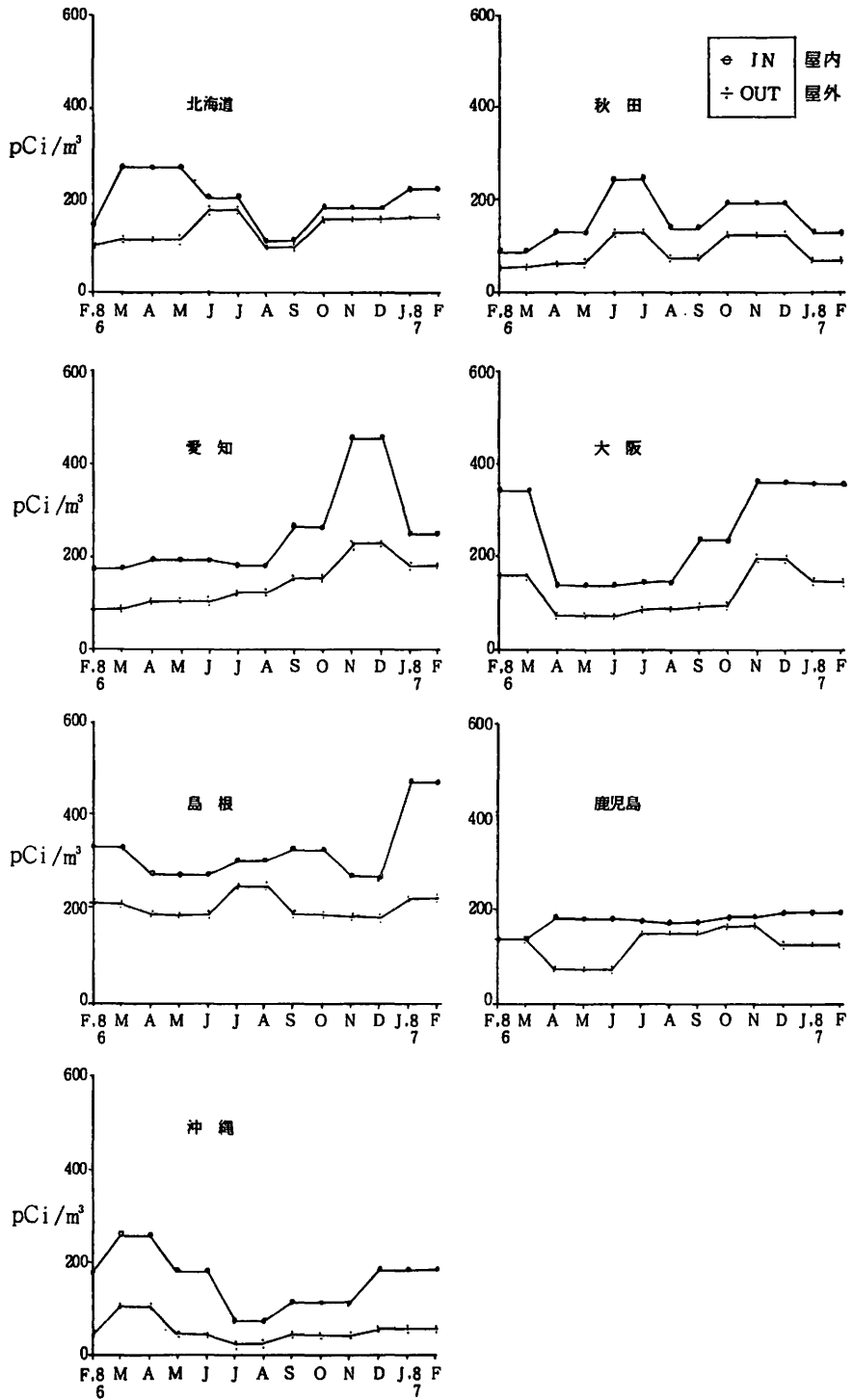


図1-2 各地の季節変化

データ数の重点が季節的な変化の部分に向けられている。季節的な変化を見得ることは、地域分布を考える上で重要な役割を果している。すなわち気象的、気候的影響を地域的なものとして捉えることができる。

ほとんど全家屋について実情を調査し、異常のあるデータは解析から除いた。

### (2) 季節変化

屋外、屋内とも、季節的な変動がある。ラドン濃度レベルは、秋から春にかけて高くなり、夏に低くなる傾向はどの地方でもほぼ同様にみられるが、地域によってはこの傾向があまり顕著でないところとか、最高値が秋のところ、冬のところ、春のところなど特徴的な傾向を示すものがある(図1)。

### (3) 地域的分布の各県の頻度分布

地域的に言えば、ラドン濃度は概して南ほど低く北ほど高いように見受けられるが、地域的な特性に基づく例外的なものも存在する(図2)。

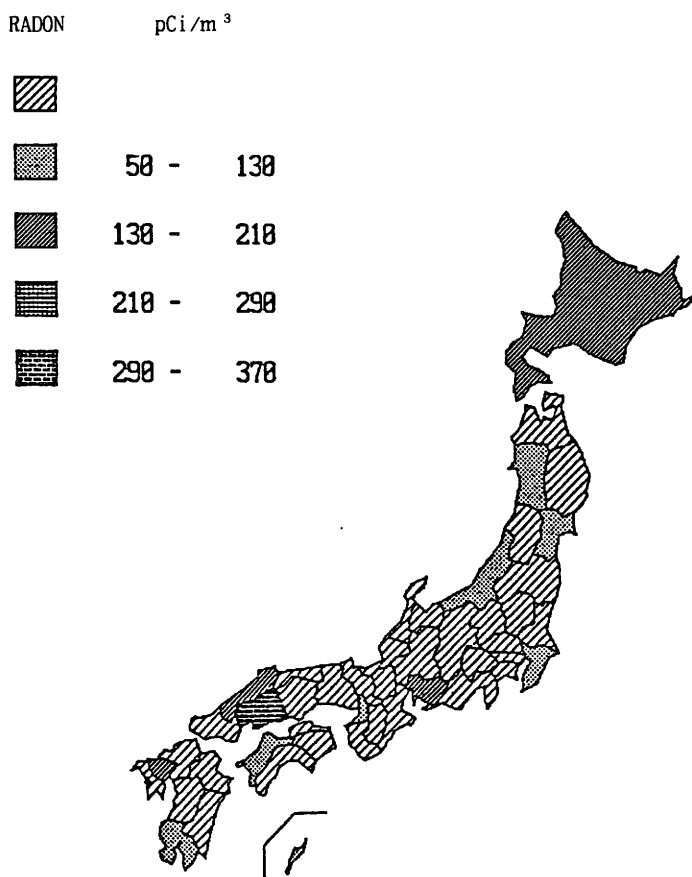


図2 屋外濃度(県別)

## (4) 屋内、屋外の濃度比

家屋内、外でラドン濃度に差があるところが多い。しかし、地域、季節によって殆ど差のないところもある。差のあるところでは概括的に言って、屋内ラドン濃度は屋外ラドン濃度の2倍に達する。屋内ラドン濃度の高い家屋は概して季節を問わずレベルが高い。

同一家屋の内外で、外の値が内に比べ極度に高いところは例外なく異常なものであるかまたは何かの原因が見出されている。

## (5) 屋内、外の平均濃度

全国にわたる通常の生活環境でのラドン濃度については、平均的な数値とし測定結果等から、屋外は約5 Bq/m<sup>3</sup>で木造家屋内は約10 Bq/m<sup>3</sup>を得ている。ここで得ている屋外、屋内の数値は英国での通常の地域での値とはほぼ同等である。英国の通常の地域の屋内濃度は、中央値(平均よりは低い値が出る)として11~15 Bq/m<sup>3</sup>と求められており、本調査よりはやや高めの値である。しかしこれは建築構造等の違い、中央値であることを考慮しても本調査研究の成果よりは高めであるが、それほど大きな違いはないと見てよい。

本報告を発表するにあたっては、以下の方々が著者と同等であることを記す。

放医研・藤高和信、東京理科大学・児島紘、名古屋大学・池辺幸正、飯田孝夫

[当論文は昭和62年度放射能調査研究報告書(NIRS-R-15) pp.20より転載]

---

 < 討 論 >

## Q. 横山真太郎

北海道のデータはある1軒のサンプルなのか? 平均値なのか?。教えてください。

## A. 福田一義

阿部先生より40台のラドンモニターの依頼を受けて調査にあたりましたのでお答え致します。札幌市内の全区(7区)と江別市大麻を対象地区として、モニターは各戸当り屋内・外に1台ずつ設置することとし、各地区について木造住宅と鉄筋コンクリート住宅とを1軒選んで調査に協力を頂いた(8地区×2×2=32台)。なお、当研究所には、各階の屋内に4台および屋上と屋外に合わせて6台を設置した。

## Q. 福田一義

札幌の測定結果について

冬季は家を閉めきってほとんど換気しないので室内の値は高く屋外との差が大きいのに対し、夏季は両者に大差ないと予測できる。「冬期の北海道で屋内・外のラドン濃度がほぼ同等のものが多くみられる」とのことであったが、冬季の屋外の値は、積雪や地面の凍結の効果により低くなると予想されるため屋内・外の比は、もっと高く出てよいのでは。



#### A. 阿部史朗

秋田県のデータでも冬の屋外値は低いので、積雪凍結により地面からのRn供給が減少するため、ということはある。大陸からRnが供給されることから、冬、大陸が雪に覆われる時にはRn濃度は下がり気味で、その直前の秋から冬に向う時期が高くなっている。(記録テープから収録)

### III-5 簡易パッシブモニターによる全国調査プログラム

内山正史／岩崎民子／完倉孝子／藤元憲三

中村裕二／小林定喜／松村一博\*

放射線医学総合研究所／\* 日本環境調査研究所

*Radon in the Living Environment—Levels and Risks*

*Proceedings of the 15th NIRS Seminar, held at Chiba, December 3-4, 1987, PP.89-100*

A program for nationwide investigation on indoor radon concentration  
by a passive monitor.

M. Uchiyama, T. Iwasaki, T. Kankura, K. Kujimoto,  
Y. Nakamura, K. Matsumura\* and S. Kobayashi

National Institute of Radiological Sciences

(\* Japan Environmental Monitoring Company)

9-1, Anagawa 4 chome, Chiba 260, Japan

#### Abstract

Dwellings of western type are increasing in Japan which have lesser natural ventilation than the traditional Japanese type. The dose to respiratory systems from indoor radon and its daughters is thus considered to increase because of the decreased ventilation. A nationwide program is in progress to determine radon concentrations in more than 6000 houses. From the standpoint of time and cost saving, the measurements are made mostly in the homes of high school science teachers, which were selected in each prefecture in a rate of 0.016% to the total number of houses. About 30% of the teachers who were approached agreed to join in the program. A passive type radon dosimeter, in which a sheet of polycarbonate film as the  $\alpha$ -ray detector is mounted, is used to measure indoor radon concentration. This dosimeter is strong in structure, easy to handle, and inexpensive. The radiosensitivity of the dosimeter is kept sufficiently stable to the changes in the ambient conditions. Two dosimeters are supplied to each dwelling to be set in 2 different rooms. Measurements are made at the same positions of the same room for 1 year by 2 successive periods of about 6 months each. According to the experience of the first year of the program, about 90% of the selected houses was

able to complete the full year measurement. Considering the losses at various steps in the procedures, the country average of the concentration will be assessed finally by the data obtained for about 70 to 80% of dosimeters distributed. As the preliminary result, about 40 Bq/m<sup>3</sup> was the average indoor radon concentration in Kyoto, Shiga and Osaka at the beginning of December 1987. The process and conditions are described which determine radon concentration practically in the present program.

## 1. はじめに

放射線に被曝して人類が受ける不利益を算定するため、国連ではラドン及びその娘核種(以下ラドン等)による被曝線量の調査を進めている。1982年報告書によると、1年間の被曝線量(実効線量当量)2mSvの50%強に当る1mSv程度がラドン等によるものである。さらに、この大半の線量を家屋内で受けていることが明らかにされつつある<sup>1)</sup>。この数値は、欧米で行われた全国を含む広域調査のデータから算定されている。人類の被曝線量を算定して、被曝することと受ける不利益を算定するためには、欧米以外の地域における屋内ラドン等濃度のデータが必要である。

日本では、自然放射線源からの被曝線量を把握し、その国民線量への寄与を算定するために、屋内ラドン等濃度の測定と、その線量評価の必要性は指摘されていた。しかし、在来の日本家屋は気密性が低かったため、ラドン等濃度は屋外と同程度であると推断されていた。しかし生活様式の欧米化が進み、家屋の気密性も高くなって来たため、欧米の例に見られるように、屋内のラドン等濃度が増加する傾向にあると考えられる。国民線量の現状を正しく把握し、その危険度を的確に判断するために、屋内のラドン濃度について再検討することが必要となった。

## 2. 全国調査プログラムの目標と方針

この全国調査プログラムの目標は、すでに欧米で公表されている屋内ラドン濃度の代表値と同程度の精度で日本の屋内ラドン濃度の代表値を設定することである。さらに、調査で得られたデータを用いて呼吸器線量やリスクの算定および高いリスク家屋を抽出して敷地、家屋構造との関係を解明する方向へ研究を進展させることである。

測定原理の異なる放射能測定装置を使用した場合、測定値を比較するために、装置間で測定効率の較正をする作業が必要となる。この較正には少なからぬ時間を費やすことになるので、時間の節約と測定値の整合性を維持するため、一つの型式の測定装置を選定して、プログラムの終了まで変更しない方針とした。さらに測定方法を始めとして、調査の手順を統一しておくことが、代表値を的確に設定するために必要な条件である。

本調査で得られるラドン等濃度のデータは、この線源から推定される健康障害のリスクを算

定するためにも使用される。したがってリスクを的確に算定できる方法で、濃度調査が進められなければならない。被曝線量を種々の線源について比較する場合、年間量で比較することが多い。ラドン等濃度についても、日々の変化があると予測されるので、理想的には毎日、屋内濃度を測定して年平均濃度を算定することになる。

しかし、欧米諸国と同等の精度をもつ代表値を得るためには、後述するように数千軒について屋内ラドン濃度を測定しなければならない。これは全く不可能であるので、毎日の濃度変化については情報は得られないが、濃度について積分された形で濃度を測定する方法が検討された。我々は、この様な積分型測定法として $\alpha$ -トラックフィルム法を採用することにした。

この目的で使用される放射能測定器(測定器)の備えるべき性能や条件がいくつか考えられる。まず測定器に使用する放射線検出器(検出器)は、つぎのような性能をもたなくてはならない。測定が長期間にわたるので、気温、湿度、塵埃等、検出器の測定効率に関わる因子が変動する。従って、これらの因子の影響を受けにくい検出器でなければならない。

つぎに、全国調査であるので調査件数が多く、測定期間後直ちに濃度の定量が行えるとは限らない。このため、検出器が備えるべき第2の性能として、放射線の衝突により検出器上に傷となって残る $\alpha$ 線の飛跡にフェーディングの生じがたいことが挙げられる。さらに、検出器は、放射線によって生じた傷の数から放射能を定量する操作を、容易に、かつ個人差なく行えるような材質で作られていることが必要である。

調査件数が多いため、測定期間中、測定器はラドン等濃度を測定する家屋の居住者によって管理される。測定器は取り扱いが容易で堅牢な構造でなければならない、また測定方法は簡易でなければならない。

放射線による健康障害リスクの算定を目的する家屋内ラドン等濃度の代表値は、経済的にも社会的にもあらゆる階層を含むように、全国から人口分布に対応する家屋数を無作為に抽出した標本について、算出するのが理想的である。

### 3. 当プログラムで採用した調査方法

#### (1) 測定家屋数

I節で述べた欧米でのラドン等濃度の代表値は全家屋数の0.数%までの家屋について調査して得られている。わが国で同等の精度で全国調査を実施するためには、少なくとも6000軒についての調査が必要となる。この数はわが国の全世帯数の0.016%に相当する。自治省振興課編「住民基本台帳に基く全国人口世帯数表」、総理府統計局「住宅統計調査」を用いて世帯数比に対応して、調査に必要な家屋数を各県に割り当てた。

#### (2) 測定家屋の抽出方法

前節で述べたように、わが国の代表値を設定するためには、濃度を測定する家屋は理想的には「あらゆる意味で無作為に」抽出されなければならない。予備的に千葉市の居住者を対象に、

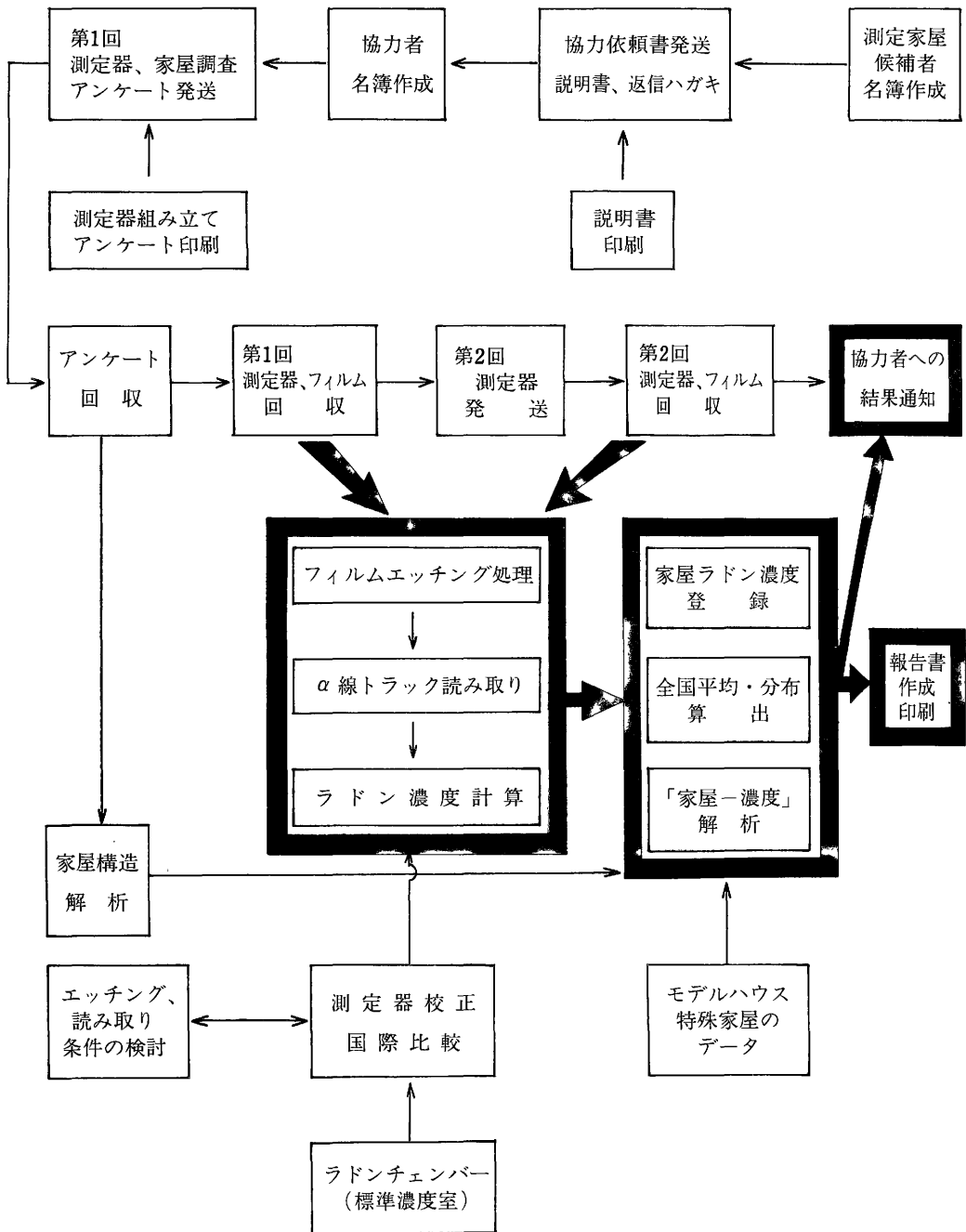


図 1 屋内ラドン濃度全国調査 (6000軒を目標)

Fig.1 A flow chart for nationwide indoor radon survey program

電話番号簿を利用して無作為抽出形式で測定家屋の抽出を試みた。しかし、この方法では協力の得られる確率がきわめて低いことが明らかになった。

予算と調査期間に対する制約と、求めるべき代表値の精度とを考慮して、無作為性を相当程度犠牲にしても、調査件数6000を確保する必要があった。このため当調査の趣旨に関心の高い階層として、高等学校の理科教員を調査階層に選び、調査家屋を選定した。

この目的で全国理化学協会の名簿が使用された。本調査の目的と内容についての趣意書と協力依頼書を教員個人宛に送付し、調査協力受託者について名簿を作成した。この名簿には調査家屋への測定器の配布と回収の記録、ラドン濃度の定量値、調査家屋の構造と測定器の設置場所の図解等の項目についても記載してある。この名簿はラドン濃度についての原簿としての性格をもっている。

図1に本プログラムの概要を示した。

### (3) 家屋構造と生活習慣についての調査

家屋内のラドン等濃度は種々の因子で決まる。これらの因子には、床下の空隙の程度、室内に使用されている建築材の材質、窓の密閉の程度などの家屋構造に関するもの、窓の開閉、室内温湿度調整装置の使用、敷物の使用、喫煙等の生活習慣に関するもの等がある。測定された濃度と家屋構造あるいは生活習慣との関連を解析するため、これらの因子についてアンケート調査を行った。

### (4) 測定器

本プログラムで扱う屋内ラドン等濃度調査では、6000軒以上の家屋について測定を行うので、測定器の設置と回収は濃度を測定する家屋の理科教員が行うことになる。測定器の取扱いについての知識には幅があるので、最も知識の少ない協力者でも扱えるように、簡易でかつ堅牢な構造をもつ測定器を使用しなければならない。また、濃度の定量方法が確立されていて、廉価であることも、多数の測定を必要とする本調査で採用する測定器の備えるべき条件である。

この諸条件をほぼ満たす測定器として、カールスルエ型測定器が採用された。その断面図を図2に示す。検出器にはポリカーボネート製フィルムが用いられる。空気中のラドン等は測定器の蓋にある間隙から測定器に入り、疎水性のガラス繊維フィルターに達する。ここで粒子状であるラドンの娘核種はフィルタに捕えられるが、気体であるラドンはフィルターを通過して検知器を設置してある測定容器の空間に入る。ここでラドンは壊変して娘核種が新たに発生するが、この際、 $\alpha$ 線が放出される。この娘核種はさらに短時間で壊変を重ね、 $\alpha$ 線を放出する。したがって、ラドンを含めて3種類の放射性核種からそれぞれエネルギーの異なる $\alpha$ 線が放出され、この $\alpha$ 線が検出器に衝突して、飛跡を残す。この飛跡からの空気中のラドン濃度の定量方法については、8項以下で述べる。この測定器の長所の一つに、ラドン等濃度の測定に動力を必要としない点が挙げられる。

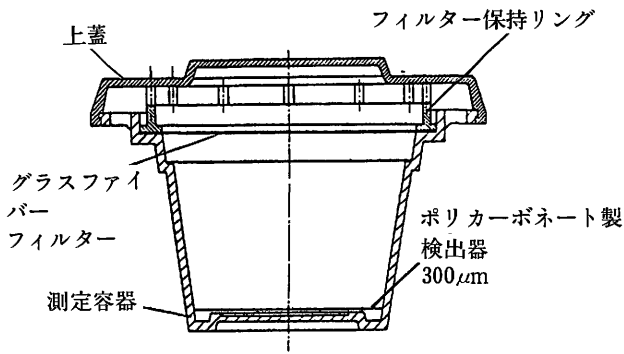


図 2 カールスルーエ型パッシブ  
ブラドンモニター<sup>2)</sup>  
(縦断面図)

Fig. 2 Cross section of the  
radon dosimeter  
(a passive type) by  
Karlsruhe Nuclear  
Research Center.

### (5) 測定期間と測定器の設置数

ポリカーボネート製フィルムである検出器上の $\alpha$ 線の飛跡は、過剰の $\alpha$ 線に曝露されると重複して濃度の定量が不可能になる。調査する空気中のラドン等濃度に適した曝露期間を設定することが望ましい。若干の予備テストの結論として、合計して1年間の曝露期間になるように連続した2期間、測定器を調査対象家屋の同一個所に設置することとした。同一家屋内での濃度分布を把握する目的で、居間と寝室等、使用目的の異なる室に1個ずつ検出器を設置した。

### (6) 測定器の配布とその回収方法

測定器の一部は放医研、一部は文末に記した研究所、大学から、濃度を測定する家屋へ郵送ないし託送で届けられた。曝露を終えた測定器は一部は直接放医研へ送り返される。一部は測定器の配布を担当した大学・研究所へ返送され、ここで検出器が取りはずされて、放医研へ送られる。

### (7) 曝露を終了した検出器の管理

放医研に集められた曝露を終了した検出器については、曝露期間、曝露期間中および郵送中の測定器の状況と検出器の装着状態等のラドン濃度測定値の正確さに係る情報を原簿に記載する。その後検出器は、保存中に空気中のラドン等に曝露されないように、減圧デシケータ内に保管している。

### (8) $\alpha$ 線飛跡の可視化

ラドン等濃度の定量は、検出器上の $\alpha$ 線飛跡数を濃度既知のラドン等で生じた $\alpha$ 線飛跡数と比較することにより行われる。放医研には濃度既知のラドン等を発生させ、検出器を曝露することのできる「ラドンチェンバー」がない。このため、西独カールスルーエ研究所で調製され、 $\alpha$ 線飛跡が可視化された検出器を二次標準として使用している。ポリカーボネート・フィルム上の $\alpha$ 線の飛跡は、可視化過程の条件を変化させると、飛跡の寸法も変化して来るので、録数可

能な飛跡数もまた異なってくる。

カールスルエ研究所で調整された二次標準を濃度の定量に使用するので、検出器上の $\alpha$ 線飛跡の可視化過程についても、カールスルエ研究所で採用している方法が適用されなければならない。カールスルエ研究所で用いられている $\alpha$ 線飛跡の可視化過程は、プレエッチングと電気化学エッチングの2段階で構成されている<sup>2)</sup>。通電液として1NKOH、エッチング液として6NKOH80%とエタノール20%の混液を使用する。20°Cで反応を進行させるが、1時間のプレエッチングにより厚さ30 $\mu$ mのポリカーボネートフィルムの表面に機械的についた傷が削り取られるので、 $\alpha$ 線によるエッチピットを録数する際のバックグラウンドが少なくなる。プレエッチング終了後、周波数2 KHz、電圧800Vで3.5時間電気化学エッチングを行う。バックグラウンド用検出器を含め、同時に60個の検出器について $\alpha$ 線飛跡の可視化過程が行われる。可視化の条件を表1に示した。

表1  $\alpha$ 線飛跡可視化処理操作

Table 1 Etching procedures for  $\alpha$ -track recorders yielding observable etched tracks

	時間	周波数KHz	電圧V	通電液	エッチング液	温度°C
化学エッチング	1時間	—	—	—	80% 6NKOH 20%エチル アルコール	20
電気化学エッチング	3.5時間	2	800	1NKOH	80% 6NKOH 20%エチル アルコール	20

この後、水道水、3N-HCl、水道水、蒸留水の順でフィルムを洗浄する。  
乾燥して、飛跡の録数時まで、保存する。

#### (9) ラドン濃度の定量

現在使用しているエッチピットの可視化装置は、5 cm径のポリカーボネートフィルム上で中央3 cm径の円内にあるエッチピットのみが可視化される。可視化過程を終えたフィルムについて、中央1 cm<sup>2</sup>の円内にあるエッチピットを録数し、二次標準の録数値と比較して、ラドン等濃度を算出する。

エッチピットの録数に計数者の主観による誤差の入るのを避けるため、実体顕微鏡により拡大された像をテレビカメラ撮影装置を介してモニター上に写し、自動粒子計数装置を用いて録数している。光源の水銀ランプから発生した光は光ファイバーで導かれ、録数するフィルムの中心1 cm<sup>2</sup>をむらなく照明する。この装置でエッチピット密度で200個/cm<sup>2</sup>までは、自動的に録数できる。これ以上の密度の場合には、エッチピットを画像拡大装置で17倍に拡大し、これを印刷して、フィルムの1/4 cm<sup>2</sup>に相当する部分のエッチピットを目視で録数する。いずれの録数方法についても、同一条件で録数した2次標準のエッチピット密度と比較して、濃度の較正を行っている。



西独カールスルエ研究所のパッシブ法によると、飛跡数密度とラドン濃度の関係は(1)式で与えられる。

$$X^{-1}_{rn} \left( \frac{N_1}{A_1} - \frac{N_0}{A_0} \right) = 16.2 \frac{\text{飛跡数/cm}^2}{\text{KBq m}^{-3} \cdot \text{d}} \quad (1)$$

ここで、濃度C(t)にT日間<sub>n</sub>露したときの積分濃度は、 $X_{\sigma T} = \int_0^T C(t) dt$ で表わされる。N<sub>1</sub>、N<sub>0</sub>はA<sub>1</sub>、A<sub>0</sub>cm<sup>2</sup>の視野の、曝露された検出器及びバックグラウンド用検出器上のα線のエッチピット数である。また、16.2は、実験的に求められた濃度-飛跡数換算係数である。

#### (10) ラドン等濃度データの管理

9項の手順で定量されたラドン等濃度の数値は、測定対象家屋の測定器を設置した室毎に、測定時期の前期、後期別に、原簿に登録していく。すなわち原簿ファイルが、家屋内ラドン等濃度全国調査全般の第1次データベースとなっているが、濃度データもここに入力して、管理することになる。

### 4. 調査結果の予備報告

#### (1) 測定器回収率で示した調査の達成率

表2に、ラドン屋内濃度全国調査への協力を求める調査趣意書の発送数、測定器の第1回及び第2回分の発送数、ならびに測定器設置に関する調査の達成率を都道府県別に示した。趣意書配布数は放医研で扱った都県について記載してある。

趣意書配布数と第1回目の測定器発送数とを比較して、調査協力受諾率が算出される。約30%の受諾率であった。

つぎに、第1回目と第2回目の測定器発送数を比較することで、測定器設置に関する調査の達成率が算出される。61年度調査分について、達成率は約93%であった。

調査の達成率は第2回目の測定器が返送され、これから検出器を取りはずしてα線飛跡の可視化過程を経て飛跡数による濃度定量の全過程を通過した検出器数の、第1回目に発送した検出器数に対する割合として算出される。この達成率を低くする要因は実に多様である。測定器の送付中においては、測定器の紛失、破損、検出器の測定器への正常取付け位置からの脱落等がこの要因として数えられる。測定対象家屋での濃度測定に関しては、測定器の取扱いの不馴れで生ずる測定器の破損、検出器の正常取付け位置からの脱落等で異常な状態で測定が行われたり、測定に関する記録の不備や転居等による測定の中止がある。測定器の送付前には、検出器の取付け等の不備、返送後には原簿への記入漏れ、α線飛跡の可視化過程におけるフィルムの破損等による録数不能のフィルムの発生等がある。さらには曝露期間が濃度に対して長すぎて録数不能になるフィルムの発生も、当然ながら達成率を低くする要因である。

上記の事情から全国調査の達成率は、プログラム発足時の測定器発送条件を踏襲した場合、2回の測定器発送状況から算出される93%より低く、70~80%であると予測される。所期の目

表2 ラドン屋内濃度全国調査

Table 2 Distribution of radon dosimeters in nationwide indoor radon survey program

61年度

都道府県	趣意書	第1回発送数	第2回発送数	回収率
北海道	—	300	( )	( )
福島	—	16	( )	( )
埼玉	799	227	206	90.8
千葉	1337	440	394	89.5
東京	1056	474	445	93.9
石川	—	55	( )	( )
岐阜	200	101	99	98.0
三重	532	213	200	93.9
滋賀	—	52	49	94.2
京都	—	137	119	86.9
大阪	—	451	425	94.2
兵庫	—	250	242	96.8
奈良	—	74	72	97.3
和歌山	—	55	54	98.2
広島	—	152	150	98.7
高知	25	14	10	71.4
福岡	—	192	( )	( )
鹿児島	—	142	125	88.0
他県	—	31	29	93.5
合計	3949	3376	( 2619)	93.1

62年度

都道府県	配布軒数	都道府県	配布軒数
青森	58	長野	177
岩手	184	静岡	306
宮城	223	愛知	179
山形	167	鳥取	30
群馬	87	島根	129
神奈川	385	岡山	250
新潟	121	愛媛	186
富山	85	熊本	97
福井	62	沖縄	91
山梨	102	他県	13
			2932

63年度

都道府県	配布軒数
秋田	58
茨城	130
栃木	85
山口	85
徳島	40
香川	50
佐賀	42
長崎	80
大分	65
宮崎	62
その他	300
	約1000

標を達成するためには不十分なデータを補完するための調査を含めて、表2の63年度調査予定数の20～30%増の家屋についての濃度調査が必要となる。

## (2) 屋内ラドン濃度と濃度分布

京滋および大阪地方について、調査が完了している。大阪地方における濃度のレンジには10倍の開きがあり、中央値は約40Bq/m<sup>3</sup>である。その濃度分布は対数正規分布に従う傾向が見える。

## 5. 残された課題

まず、算定された全国濃度値の代表性が問題になる。この数値は高等学校の理科教員の家屋について調査して算定されることになる。この集団の社会的・経済的な地位から、居住する家屋が日本の家屋の代表であるか検討する必要がある。代表性が低い場合、代表値を得るための方法論の検討が新たな課題となる。

つぎに調査する時期は県毎に前後しているが、調査期間はいずれも特定の1年間である。測定された濃度は測定する年によって変動する可能性も考えられる。全国調査の実施には通常多様な障害があるため、代表値の設定が不可能な場合もある。したがって一旦代表値的な数値が公表されると、長期間にわたりこの数値が使用されることになる。そして、数年から十年間単位の時間にわたる問題、例えば生涯に発生する障害の予測にこの数値が適用される場合も生じてこよう。的確な予測を行うためには、この数値の経年的変動を見積り、傾向を把握するために数次の調査が必要である。

最後に、呼吸器線量の算定と健康障害のリスク評価を行うために、重要度の大きいラドン娘核種濃度を、当プログラムで採用した測定方法で得られたラドン等濃度からの確に算定する方法論を確立し、必要とされる測定を実施して、ラドン娘核種濃度を評価することも解決すべき課題である。

## 6. おわりに

この全国調査プログラムは家屋内ラドン濃度のために測定器を設置している全国理化学協会会員の先生方の御協力をいたぐとともに、下記の大学、研究所の先生方には、測定器の配布・回収について多大な御尽力をいただいている。記して感謝の意を表したい。

北海道大学獣医学部、会津若松保健所、日本原子力研究所、滋賀医科大学、金沢大学低レベル放射能実験施設、大阪府立放射線中央研究所、広島大学原爆放射能医学研究所、産業医科大学。

なお、調査の個々の過程は定められた手順に従って、臨時職員により実施されている。その協力についても感謝したい。

### 参考文献

- 1) Ionizing radiation: sources and biological effects, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, 1982 Report to the General Assembly with annexes (1982), New

York.

- 2) Urban, M., Binns, D. A. C., and Estrada, J. J.: Radon measurements in mines and dwellings, KfK 3866, CNEN 1101 January 1985.

< 討 論 >

Q. 黒澤龍平

1. エッチング液の化学エッチング剤と云うのはプレエッチングか。
2. フタの裏に取りつけた検出器の特例は？

A. 内山正史

1. その通りである。
2. 娘核種の検出用である。

Q. 青山 喬

全国平均値を出したいと言われているが算術平均か、幾何平均か、中央値のどれを取るつもりか？

分布がlog-normalになると見られるので注意する必要があると思う。

A. 内山正史

分布の形に関してはよくわからないが、log-normalと見える分布でも、例数を重ねるとnormalになる事例があった。

(Rn濃度も確率的事象であるので)例数を重ねて、算術的平均で出せるとよいと思っている。分布の形については勉強してみます。

Q. 藤高和信

データは算術平均か？

A. 内山正史

そうです。

Q. 米原英典

環境放射能の多サンプルでの測定結果はlog-normal分布になった報告が多いですが、平均的な家屋でラドン濃度を比較する場合はmedian幾何平均値を用いる方がよいのではないのでしょうか。

A. 内山正史

分布の型については、よく勉強してみたい。算術平均で出せればよいと考えている。

**C. 阿部史朗**

コメント：平均といい、Medianといいその分布が問題である。分布のしだいでどち  
らをえらぶか決めるべきである。

**Q. 飯田孝夫**

1. モニターのバックグラウンド数？
2. 検出下限？

**A. 内山正史. 藤元憲三**

1. 7 ~ 10/cm<sup>2</sup>
2. バックグラウンド数の2倍程度

**Q. 草間朋子**

全国レベルの2つの調査結果を比較した時、値がかなり異なるのが気になる。本調査の値が  
高く出ているのはpassive型モニターが低濃度ラドンを高目に評価する(黒澤先生)というこ  
とがある程度関係しているのか？

**A. 内山正史**

高いか低いかについては検討していないのでわからないが、200個/cm<sup>2</sup>ぐらいまでであると、  
濃度としては数え易い範囲である。またbackgroundは10前後/cm<sup>2</sup>である。

**Q. 草間朋子**

検出器のフタのフィルターは何の目的でつけてあるのか。

**A. 内山正史**

ラドン娘核種測定用であるが、エッチング方法がまだ確立されていない。

### III ラドン濃度測定の現状と問題点

環境中のラドン濃度に関して欧米各国が大規模なサーベイ結果を続々と発表している中、我が国を始め最も人口の多いアジア地域の値が良く纏めていないのは世界的に見ても残念なことであった。実際問題として屋内・外のラドン濃度を精度良く、かつ十分なサンプル数を測定するのは決して容易なことではない。物理的な問題に加えてプライバシーの尊重という問題もあって研究者の立場だけでは測定できない。また、このセミナーでも強調されたように、人間被曝に影響の大きい建物内部のラドン濃度は建築様式や生活習慣といった社会的因子に大きく依存し、かつそれらの因子は時代と共に大幅に変動し得る。そのため、ある時期に測定された結果はそれが測定された時期・時代を反映した値に過ぎず、いつまでも代表的な値として留まり得ない。従って国民線量の算出を目的とする場合は、測定を何度も繰り返して更新し続ける必要があるだろう。逆に言うと、測定はできるだけ短期間に同一の手法で全国的に行うのが最善であり、余りに長期間を要したのでは各地の測定値が質的に異なってしまう恐れがある。これを考慮すると、各々の条件にとって確実かつ容易な測定方法を選択することが最も肝心なことの一つと言える。勿論より良い測定手段の開発のための実験的測定も極めて大切である。賢明な研究者達はこれらを考え、様々な手法を考案・開発してきた。このセミナーで紹介されただけでも静電型パッシブモニター、直接法固体飛跡検出器、液体シンチレーションモニター、簡易型純パッシブモニターと多彩である。測定結果は必ずしも互いに良い一致を見たとは言えないが、この種のサーベイで最初に必要なことは日本のラドン濃度レベルをまず大掴みにでも知ることであろうから、その意味では本来の目的に沿って動いていると言えるのではなかろうか。ただし今後は測定されたレベルが詳細に検討され、その値に責任を持つことが求められよう。いずれにせよここで我が国のラドン濃度のレベルと分布が明らかにされつつあるのを知るのは喜ばしいことである。

## IV ラドン濃度に影響する環境因子

IV-1 自然環境因子 兎島 紘

IV-2 a 建築構造と換気率 池田 耕一

IV-2 b 室内ラドン濃度形成機構の  
モデルハウスによる検討  
浅野賢二/伊藤和夫

IV-2 c 屋内ラドン濃度形成への  
建築材料の寄与  
伊藤和夫/浅野賢二

## IV—1 自然環境因子

児 島 紘

東京理科大学

*Radon in the Living Environment-Levels and Risks*

*Proceedings of the 15th NIRS Seminar, held at Chiba, December 3-4, 1987, PP.105-113*

Meteorological Factors Influencing on the Radon Concentrations  
in Indoor and Outdoor Airs

Hiroshi Kojima

Faculty of Science and Technology, Science University of Tokyo  
Yamazaki, 2641 Noda-shi 274, Japan

### Abstract

The factors influencing on radon concentrations in indoor and outdoor airs are discussed. The radon concentration in the air is determined by a balance between the source and the loss terms. The main source term refers to the exhalation rate from the ground outdoor and from the building materials indoor. The loss is caused by the turbulent diffusion outdoor and the ventilation indoor. Both terms are strongly dependent on meteorological factors.

A significant factor having influence on the exhalation rate of radon indoor and outdoor may be the change in atmospheric pressure. The drop of pressure feeds the high concentration air under the ground or building materials into the open air and contributes to the increased exhalation rate. Also, the exhalation rate of radon closely depends on the moisture content of the ground or building materials. Up to a certain level of moisture, the radon exhalation increases with increasing moisture content because the emanation power increases by a recoil effect of a fluid present in the internal pores of the materials. Beyond a certain level of moisture, the exhalation decreases rapidly because the pores are filled with water.

The radon exhaled from the ground is spread out by turbulent diffusion. The



turbulent diffusion may be related to wind velocity and the lapse rate of temperature. There is a remarkable difference between radon concentrations indoor and outdoor. The ventilation rate of a house has much effect upon the indoor radon concentration. The ventilation rate is influenced by meteorological factors together with human activities. Of such factors, wind velocity and temperature gradient between indoor and outdoor airs may be the most significant.

To test the validity of influencing factors stated above, the correlation coefficients between RaA or radon and some meteorological factors were calculated on the data from the long term measurements on radon and its decay products in and out of a house under normal living conditions. The results showed that the changes in atmospheric pressure and wind velocity are the significant factor in the variation of concentration of these nuclides.

## 1. はじめに

ラドンおよびその娘核種の屋内外での濃度は基本的には発生と消滅のバランスにより決まるが、その発生、消滅は種々の自然環境因子に依存する。

屋外の場合、ラドンの発生源は地中から大気中へのラドンの散逸(Exhalation)である。屋内では床、壁、天上に用いられている建材からのラドンの散逸や床下の地中からの高濃度のラドンを含んだ空気の流入である。また、屋内で生活上用いられるガスや水に高濃度のラジウムやラドンが含まれている場合、それらの消費が発生源となる。

ラドンの消滅として、屋外空気中では、ラドンの発生源が地表面であるので空気を上方へ輸送する乱流拡散が主なものである。屋内の場合、一般に屋内の空気は屋外に比べて高濃度のラドンを含んでいるので、屋外空気の流入は屋内のラドンの濃度を減らす。つまり、建物の換気率が屋内ラドンの主な消滅項になる。

以上述べた発生や消滅は自然環境因子に強く依存し、屋内外の濃度も自然環境因子に依存することになる。本文では前半で発生、消滅のそれぞれについて影響因子を述べ、後半では屋内外での実際の観測結果から、濃度変動と自然環境因子との関係について述べる。

## 2. 発生に影響する環境因子

ラドンの親核種は地中の土壌や岩石を構成する固体粒子に含まれるラジウムである。それら固体粒子から大気中へラドンとして散逸するためには、まず、固体粒子間空間へ飛び出ねばならない。一般には、その空間へ飛び出る過程として、粒子中でラドンに壊変し、分子拡散により出るか、ラジウムの $\alpha$ 線放出による反跳エネルギーにより出るか、であると考えられている(Tanner 1980)。この飛び出る過程は散逸(Emanation)と呼ばれている。この散逸は粒子間空間の水分量に依存し、水分量が増加すると、散逸の割合が増す。粒子間空間へ出たラドンが最

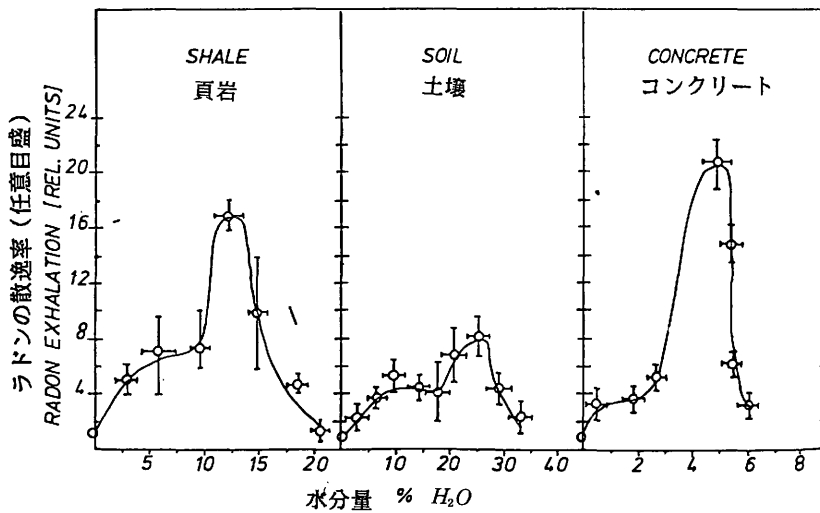


図1 頁岩、土壤、コンクリートについてのラドンの散逸への水分量の影響

Fig. 1 The influence of moisture on radon exhalation for shale, soil and concrete (by Stranden 1984).

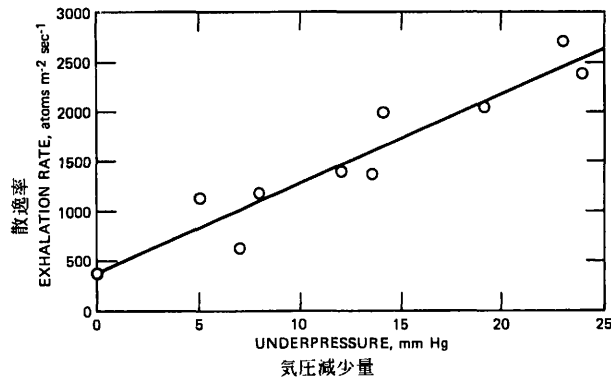


図2 気圧減少量を関数としたラドンの散逸率

Fig. 2 Exhalation rate of radon as a function of the underpressure (by McLaughlin 1980).

最終的に地表に達するにはその空間を拡散せねばならない。そのとき、水分量が多すぎると、空間が水で満たされ、拡散しにくくなり、地表から大気への散逸(Exhalation)は減ることになる。このようにラドンの散逸率は地中や建材中の水分量に大きく依存する。図1に散逸率と水分量の実験結果を示す(Strandenら1984)。散逸率はある水分量迄は増加し、それ以上増えると急激に減少する。上に述べた地中でのラドンの輸送過程を裏付けている。このことは、降雨がラドンの散逸率への影響因子になるが、増加か減少かは地中の状態と降雨強度に依存することを示している。

散逸率はラドン濃度が高い土壤、建材空気を大気中へ吸い出す過程全てに影響を受ける。例

えば気圧変化量，風速，気温，地中温度などである。それらのうち最も顕著に寄与するのが気圧変化量で，気圧が増加すると散逸率は減少し，逆の場合は増加する。Clementら(1974)は，気圧変化による土壌空気の運動を考慮に入れた分子散逸モデルからの値と実測値とを比較し，良い一致を得ている。この気圧の効果は建材についても当てはまる。図2にコンクリートからのラドンの散逸率と気圧変化量との室内実験の結果を示す。このように気圧変化量とラドンの散逸率は直線的な関係にある(McLaughlin 1978)。

### 3. 消滅に影響する環境因子

屋外空気中のラドンの発生源は地表面であるため，地表面近くで濃度が高く，上層ほど低くなる垂直分布を持つ。その垂直分布の形は気象条件に強く依存する(Jacobis 1963)。その垂直分布を決めるのが乱流拡散係数で，この係数の値が物質の上方への輸送の大小を示す尺度になる。さらに，この値が地表面付近のラドン濃度を定める大きな要素でもある。

この乱流拡散係数に關係する環境因子は気温の垂直分布，風速などである。特に気温の垂直分布は重要であり，例えば上層ほど気温が高くなる逆転層ができると，その層より上方への物質の輸送が極端に少なくなり，地表を発生源とするラドンの濃度は高くなる。また，風速も上方への物質の拡散に大きく寄与する環境因子である。地表(常に風速は零)から垂直方向への風速分布は乱流拡散に大きく影響し，上下層の物質の濃度差を減らし，結果として地表付近のラドン濃度を減らすことになる。なお，上層への物質の輸送の大小を表わす地表面で得られる環境因子として，風速や空の状態，つまり日射量や雲量が用いられることがある。

屋内のラドン濃度は前に述べたように，換気率と流入する屋外ラドン濃度に依存する。この換気率は戸や窓の開閉，強制換気装置の運転といった人為的な操作以外に自然環境因子にも依存する。その主なものは風速( $V$ )，屋内外の気温差( $\Delta T$ )である。Strandenら(1980)は屋内の換気率( $\lambda_w$ )を $\lambda_w = \alpha + \beta_1 V + \beta_2 \Delta T$ で表わし風速，気温差と関係づけている。 $\alpha$ ， $\beta_1$ ， $\beta_2$ は家屋特有の定数である。

さらに，建物の戸や窓の位置が，通常等方性でないので，建物に対する風の向きにより換気率が変わる。つまり，屋内ラドン濃度は風向にも依存する。

### 4. 実測例

前節迄は発生と消滅に分けて，それぞれに關係する環境因子について述べてきた。ここでは通常の生活が営まれている一軒の家屋内および屋外での長期間の観測データをもとに，ラドンの濃度変化と自然環境因子との關係について述べる。

観測は千葉県船橋市，家屋は2階建コンクリートプレハブ構造であり，この家屋では強制換気装置は用いられていない。測定器は屋内用は居間に，屋外用は庭に設置した気象用百葉箱内に置いて観測を行っている。なお，居間は隣の食堂と仕切り無しにつながっている。測定器はわれわれが開発したラドン娘核種モニター(児島ら1986)と静電式ラドンモニターを用い，そ

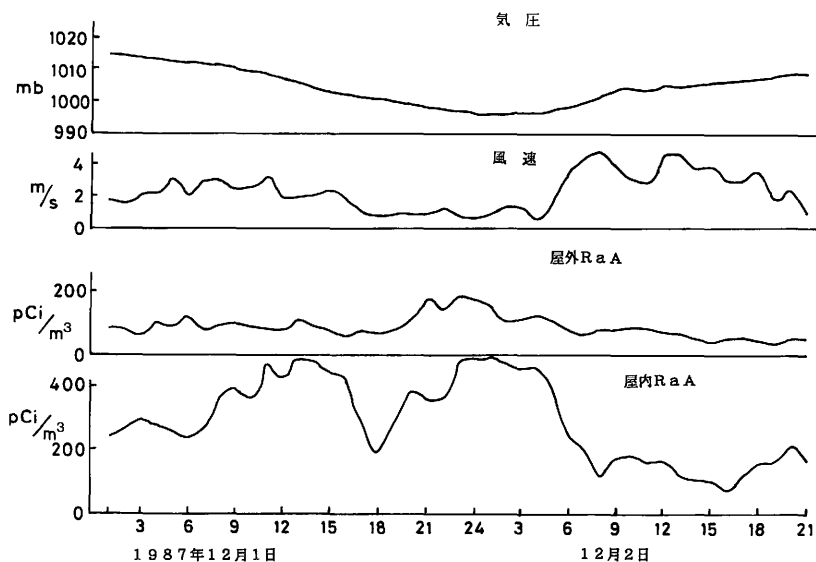


図3 気圧、風速、屋内外のRaA濃度の時間変化

Fig. 3 Time variation of concentrations of RaA indoor and outdoor, together with wind velocity and atmospheric pressure

表1 家屋内でのラドンまたはRaAと気象要素との相関係数

Table 1 Correlation coefficients between RaA or radon and some meteorological factors in a house

	1986年12月		1987年2月		1987年5月	
	屋内ラドン	屋内 RaA	屋内ラドン	屋内 RaA	屋内ラドン	屋内 RaA
屋内気温	0.01	0.05	-0.19	-0.16	-0.17	-0.03
屋内湿度	0.67	0.61	0.61	0.41	0.23	0.33
気圧	0	0	-0.21	0.19	0.11	0.08
気圧変化量	-0.34	-0.38	-0.40	-0.48	-0.04	-0.08
電気伝導度	-0.37	-0.41	-0.03	-0.21	0.12	0.08
風速	-0.61	-0.59	-0.47	-0.59	-0.36	-0.56
屋外RaA			0.19	0.50	0.53	0.48

れらから1時間毎のラドン、RaA、RaB、RaCの濃度を得ることができる。

図3に屋内外のRaAの2日間のデータを示す。この例は気圧と風速が大きく変化した場合である。図からわかるように、12月2日5時頃より急激に風速が増加し、屋内外のRaAの両方共、濃度が急激に下がっていることがわかる。このことは屋外では風速の増加が垂直混合を強め、屋内では換気率を増やしたことにより、説明できる。屋内の場合、風速の増加による換気率の増加と流入空気濃度の減少の二重の影響を受けることになる。このことは風速の増加後の屋内の濃度が、風速増加前の屋外の濃度と同じかそれ以下になっていることからわかる。また、同図の気圧の変化に着目してみると、家屋内の場合にはっきりと気圧減少による濃度変化の傾向が表われている。12月1日7時頃から2日5時頃にかけて非常に高いレベルを示してい

るが、このことは風速が比較的弱いことも加わり、気圧減少によるラドンの散逸率の増加によるラドンそしてRaA濃度の増加を示している。

以上は時系列データからの1例であるが、次に屋内の場合について、ラドン、RaAと各気象要素との間の相関という観点から、影響要素を調べてみる。表1に1986年12月、1987年2月と5月についての相関係数の値を示す。データは毎時の値で、各月150~200のデータを用いている。表中の電気伝導度の値はエアロゾル濃度を表すパラメータとして用いている。エアロゾル濃度が増加すると電気伝導度の値は減少するという関係にある。この表から、諸気象要素との相関関係において、ラドンとRaAとでは明瞭な差は無いことがわかる。屋内ラドンまたはRaAと良い相関を示す気象要素は、相対湿度、気圧変化量(5月のデータではあまり高い値ではない)、風速、屋外RaAであることがわかる。相関係数の値から現象を説明する場合、気象要素に相当する説明変数どうしの相関があり、見かけ上相関係数の値が大きくなったり、説明変数の変化幅が小さくて相関係数の値が小さくなったりするので、注意する必要がある。それらの点を考慮すると確実な影響要素は気圧変化量、風速であろう。屋外RaAと相対湿度は風速と相関があるので、屋内ラドンまたはRaAに直接的に影響するか否かの判定は、この結果だけからははっきりしない。

前節で述べたように、屋内と屋外のラドンに影響する自然環境因子は同じである。それゆえ、屋内と屋外とで同様な濃度変化を示すと考えられる。ただし、屋内の場合は自然因子以外に人為的な操作により換気率が変わるという点に相違がある。このように屋内と屋外のラドン濃度の比較から屋内のラドン濃度の変動が自然環境に強く支配されているか、人為的な操作に支配されているかの情報が得られるであろう。図4に屋内と屋外のRaAの日平均値を用いた散

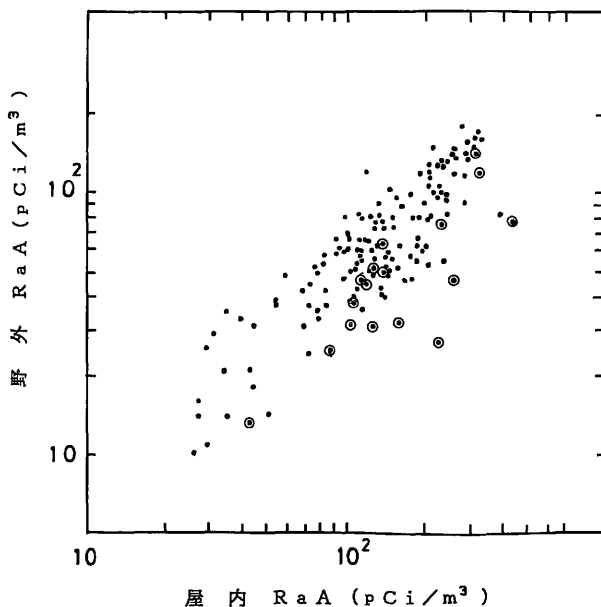


図4 屋内と屋外のRaA濃度の相関図

Fig. 4 Relation between the daily mean concentrations of RaA indoor and outdoor.

布図を示す。図からわかるように、両者の間に良い相関がある。この家屋では生活が営まれており、戸や窓の開閉が自由に行われている点を考慮すると非常に良い相関関係(相関係数の値は0.75)にあるといえる。以上の結果は屋内外のラドンは同じ自然環境因子に支配されていることを示している。人為的な操作、例えば窓を開けたりすると急激な濃度低下があることは事実であるが、日平均値で考える場合、人為的な操作による寄与は図中の各点のバラツキをつくる程度である。ここで注目すべきは図中の二重丸で示した、降雨時の値である。このように降雨時のデータは場合によって、屋内外の一般的な関係から大きくずれる。降雨が屋外ラドンだけに影響するためである。ただし、降水時にラドン濃度が減少する原因は単純ではなく、地表面からのラドンの散逸率の減少、降雨時の大気混合の増加が考えられる。さらに、ここで用いたデータの場合RaAの値であるため、雨滴の落下によるwashにより大気中から取り除かれた可能性がある。また、屋外のRaAは降雨時に常に低濃度になるわけでない。図1に示したように、土壌中の水分量によっては地表からのラドンの散逸が増える場合もあり、降雨による影響は複雑である。

次に季節変化といった長期間のデータの影響要素を考えてみる。図5に屋外のRaAの月平均値を示す。秋から冬にかけて高濃度、春から夏にかけて低濃度を示す季節変化をもつ。この

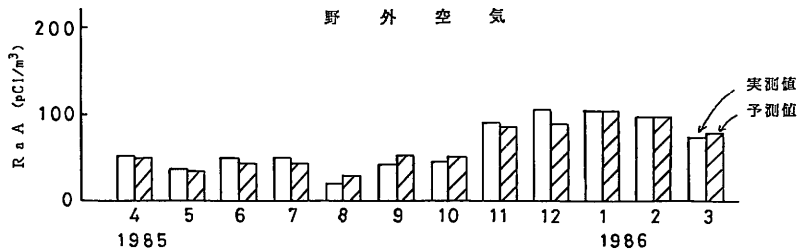


図5 屋外空気中のRaAの月平均値の実測値と推定値

Fig. 5 Measured and estimated monthly mean values of RaA concentration in the atmosphere.

季節変動にどのような自然環境因子の寄与が大きいかを考えてみる。2年間分の日平均値データを用いた。その結果、RaA濃度は風速(相関係数は $-0.45$ )、風向の南北成分( $-0.46$ )、気温( $-0.66$ )と良い相関が得られた。そこで風速と気温が主影響要素と仮定し、つまり両者が独立にRaAの濃度の変動に寄与するとして、回帰係数を求める。次に実測の月平均風速、気温を回帰式に代入し、RaAの月平均値を推定する。その結果は図5に予測値として示してある。実測値と予測値は夏の期間は若干相違が大きいですが、全体としてはよく一致していると言える。

以上のように風速と気温の値からRaAの月平均値の予測がかなりの精度で可能である意味を考えてみる。風速については前に述べたように乱流拡散に大きく寄与する環境要因とみるの

は問題が無いであろう。一方、気温の場合はどうか。気温は風向の南北成分と相関があり、また前に示したようにRaAは風向の南北成分と良い相関関係にある。また、気温の気象学上の重要な役割である水蒸気を含みうる容量を決めるという観点から、気温の変化は蒸気圧の変化と考えてもよいであろう。以上を考慮して、気温がRaAの季節変動と良い相関が得られたことの説明として次の2つが考えられる。第1は季節変動といった長期間を考えた場合、日平均気温が大気混合層の厚さ(冬には厚さが薄く、夏には厚い)や大気安定度の指標となっている可能性である。第2は、気温が発生源の大きさの指標となっているという考えである。前に述べたように、RaAは風速の南北成分と負の有意な相関がある(北を1, 南を9に割り当ててある)ので、北成分の風ほどRaAの濃度が高くなることを示す。つまり、太平洋側の観測地点では、北成分の風は比較的長時間地上を通ってきた空気になり、逆に南成分は発生源の小さい海面上を長期間通ってきた空気と考えることができる。このように、気温が夏冬の季節風、つまり発生源の大きさの指標となっている可能性がある。

## 5. おわりに

ラドン濃度の変動に寄与する自然環境因子として、これ迄はつきりしているのは気圧変化量と風速である。これらの因子は屋内外のラドンで影響の過程は異なるが、共通の因子になっている。土壌や建材中の水分量による影響は散逸率の変化という形で室内実験や野外での観測で証明されているが、実際に大気中の濃度変化に表われるほど大きな寄与を持つか否かの確証は無い。

以上はラドンとラドン娘核種を区別しないで議論してきたが、ラドンは気体で娘核種はエアロゾルであるため厳密には相違がある。例えば、娘核種はプレートアウトにより空気中から取り除かれ、地表や家屋の壁や床などに沈着する。実際に、屋内と屋外では娘核種の放射能平衡の割合が異なり、屋内の方が平衡からのずれが大きい。これは屋内は屋外より面積対容積比が大きい点、フリー成分(エアロゾルに付着していない娘核種)の割合が屋内の方が多い点から、屋内娘核種はプレートアウトしやすい状態にあるからである。このように平衡の割合はプレートアウトに依存するが、それを支配するのがエアロゾルの濃度と粒径である。エアロゾルの特性は娘核種がエアロゾルに付着しているか否かを決め、そして物体表面への沈着速度を決める。このように娘核種にとってエアロゾルの粒径分布が主要な因子として加わる。

ラドン濃度に影響する環境因子、特に自然環境因子について研究する場合、相手は自然であり長期間でしかも連続データを得る必要がある。また、日本のように濃度が低い環境での研究は他国と異り容易ではない。さらに進んだ研究には、そのような測定に適した測定法、測定器の開発が不可欠であろう。

## 参考文献

- 1) Tanner, A. B. Radon migration in the ground : A supplement review, *Nat. Rad. Env. III, DOE Symp. Ser.* **51**, 5-56, 1980.
- 2) Stranden, E., Kolstad, A. K. and Lind, B.; The influence of moisture and temperature on radon exhalation, *Rad. Pro. Dos.*, **7**, 55-58, 1984.
- 3) Clements, W. E. and Wilkening, M. H., Atmospheric pressure effects on Rn-222 transport across the earth-air interface, *J. G. R.*, **79**, 5025-5029, 1974.
- 4) McLaughlin, J. P. and Jonassen, N.; The effect of pressure drops on radon exhalation from walls, *Nat. Rad. Env. III, DOE Symp. Ser.* **51**, 1225-1236, 1980.
- 5) Jacobi, W. and Andre, K., The vertical distribution of radon 222, radon 220 and their decay products in the atmosphere, *J. G. R.*, **68**, 3799-3814, 1963.
- 6) Stranden, E. and Berteig, L.; Radon in dwellings and influencing factors, *Health Phys.*, **39**, 275-284, 1980.
- 7) 児島 紘, 阿部史朗 自然環境用ラドン娘核種モニター, 保健物理, **21**, 167-174, 1986.

---

 <討 論>

## Q. 佐藤信俊

RaA濃度と気温との相関について、降雨の影響はどうなっているか。<sup>222</sup>Rnはどう?

## A. 児島 紘

観測結果から、降雨時にはRaA濃度が減少する場合と変化が無い場合があった。この変化の傾向は降雨強度に依存するが、一般の強い雨の場合は濃度が減少すると考えてよいであろう。<sup>222</sup>Rnについて、定性的な見方から、降雨による濃度変化の傾向はRaAと同じであると考えられる。

## Q. 下 道國

温度とRn濃度の逆相関は純理論的には明確にいえないと思うが、見掛け上逆相関関係にあるのは、媒介要因(factor)として他に何が関与しているからであろうか。またこのような関係の利用として、どのような場合をお考えか。

## A. 児島 紘

気温が風速と共にラドン濃度と良い相関が得られた。その理由は明確でないが、気温が、例えば季節風など、発生源に関係するパラメータの1つのメジャーになっている可能性がある。(さらに詳しくは本文に記述)。



## IV-2a 建築構造と換気率

池田 耕一

公衆衛生院

*Radon in the Living Environment-Levels and Risks  
Proceedings of the 15th NIRS Seminar, held at Chiba, December 3-4, 1987, PP.114-123*

### The Relation between Ventilation Rates and Building Structures

Koichi Ikeda

The Institute of Public Health  
Shiroganedai 4-6-1, Minatoku, Tokyo 108, Japan

#### Abstract

As the concept of building and structure includes so various kinds of factors, the discussion in this paper on the ventilation rates refers mainly to the “residential buildings” of “reinforced concrete and timber frame”.

Although it was believed, since before the world war II, that the concrete structure was better in air tightness than the timber frame of which ventilation rates were estimated as more than one air change per hour or so, it is getting hard to decide which one is tighter and to estimate the amount of ventilation rate based on just only the construction style.

A description was given on the methodology to estimate the ventilation rate of a house using a simple chart. Outline of the values thus obtained is presented for the ventilation rates in Japanese residential buildings.

#### 1. はじめに

一口に「建築」・「構造」と言っても、いずれもきわめて多様であり、建築構造と換気率の関係を概括的に述べることは困難である。そこで、本稿では「建築」は住居建築に、また「構造」は木造とコンクリート造(以下RC造と略す)の2つに絞って稿を進める。

## 2. 換気率の重要度

図1に示したのは、著者らが実測したきわめて単純な形状をした重量コンクリートブロック造の実験住宅におけるラドン濃度の経時変動の実測値と、ラドンに関するマスバランスモデルを当てはめて計算した理論値との比較である<sup>7)</sup>。住宅の開口が完全に閉鎖(このとき換気率は0.07回/h)されているときは、室内濃度は理論式の予測どおり上昇し、3日ほど後に定常値に達し、そこで開口が開放されると(換気回数は3~5回/h程度になる)、室内濃度はやはり理論式の予測どおり直ちに低下している。

また、図2に示したのは同じ住宅において12時間毎に開口の開閉を繰り返した場合の濃度の経時変動の実測結果である<sup>7)</sup>。開口が閉鎖されていると濃度が上昇し始め、開放すると、濃度は直ちに下降しほとんど0となることが示されている。

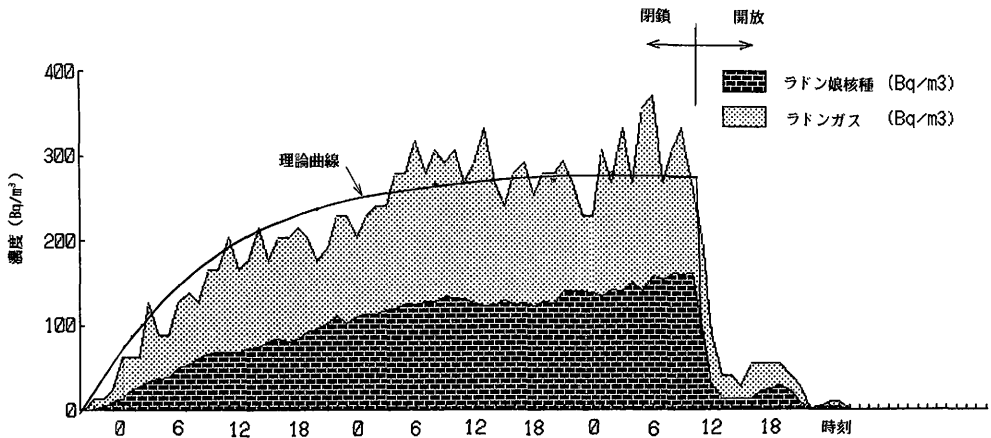


図1 実験住宅におけるラドン濃度実測結果(開口全閉)<sup>7)</sup>

Fig. 1 Indoor radon Concentration Fluctuation patterns in an Exprimental House (All Openings Closed)

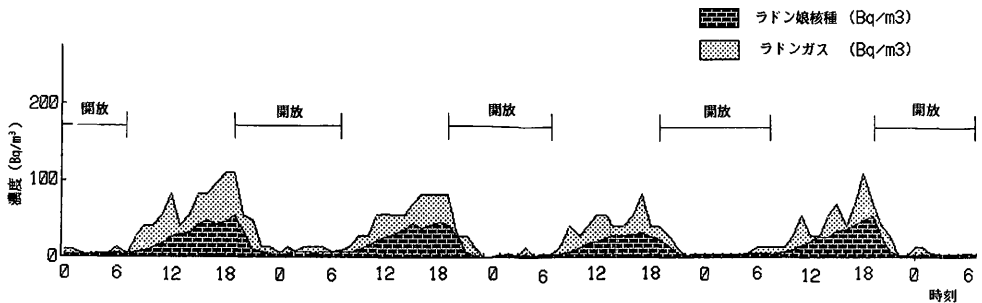


図2 実験住宅におけるラドン濃度実測結果(開口昼間のみ全閉)<sup>7)</sup>

Fig. 2 Indoor radon Concentration Fluctuation patterns in an Exprimental House (All Openings Closed only in the Daytime)

以上2つの図は、室内のラドン濃度はきわめて明確に換気率の影響を受けていることを示すものであり、ラドンによる室内空気汚染問題の検討のためのラドン濃度測定においては、単に濃度を測定するだけでは不十分で、換気率も同時に把握しておく必要があることを示している。

さらに換気率の重要性について述べると、換気率は室内のラドンガスおよび娘核種の濃度レベルや平衡ファクターに影響する(表1<sup>8)</sup>)だけではなく、室内気流への影響を通してラドン娘

表1 換気率が変わった場合の平衡比と平衡ファクター<sup>8)</sup>  
Equilibrium Ratios for Radon Daughters and  
Equilibrium Factor F for Various Ventilation Rates

換気率 $\lambda_v$ (h <sup>-1</sup> )	平衡比 $\chi_{a,j}/\chi_{a,Rn}$			平衡ファクター F
	<sup>215</sup> Po	<sup>214</sup> Pb	<sup>214</sup> Bi	
0.0	1.0	1.0	1.0	1.0
0.1	0.993	0.956	0.913	0.928
0.3	0.978	0.820	0.718	0.784
0.5	0.965	0.729	0.690	0.689
0.7	0.951	0.655	0.630	0.628
1.0	0.932	0.566	0.584	0.526
1.5	0.900	0.473	0.477	0.436
2.0	0.872	0.381	0.395	0.356
3.0	0.820	0.279	0.215	0.269
5.0	0.732	0.173	0.151	0.182
10.0	0.577	0.077	0.113	0.103

核種や、それが付着するエアロゾルの挙動にも少なからぬ影響をおよぼすということである。エアロゾルの挙動に及ぼす室内気流の影響及び室内気流と換気率の関係は、いずれも研究段階の課題であり、簡単には把握できるものではないので、ここでは単に指摘するだけにとどめるが、人の健康に直接的な影響という意味でより高い重要性をもつ娘核種の室内での挙動に関する研究が進展すれば、不可避の問題となってくるであろう。

### 3. 建築構造と気密性

一般に、RC造の建物は木造の建物より気密性が高いと考えられてきた。実際、篠原ら<sup>1)</sup>は気密度に関する次のような指標によって建物の気密性に関する大まかなランク付けを行っている。

- 気密度指標 1：気密な RC造
- 2：気密でないRC造
- 3：気密な 木造
- 4：気密でない木造

しかし、最近の木造建築建設技術の向上にともない、木造住宅の中にもかなり気密性の高いものも現れてきており、上記のようなランク付けが必ずしも適切でない場合も多くなってきていると思われる。例えば、指標2と3のどちらが本当に気密性が高いかは、在来からの建物に

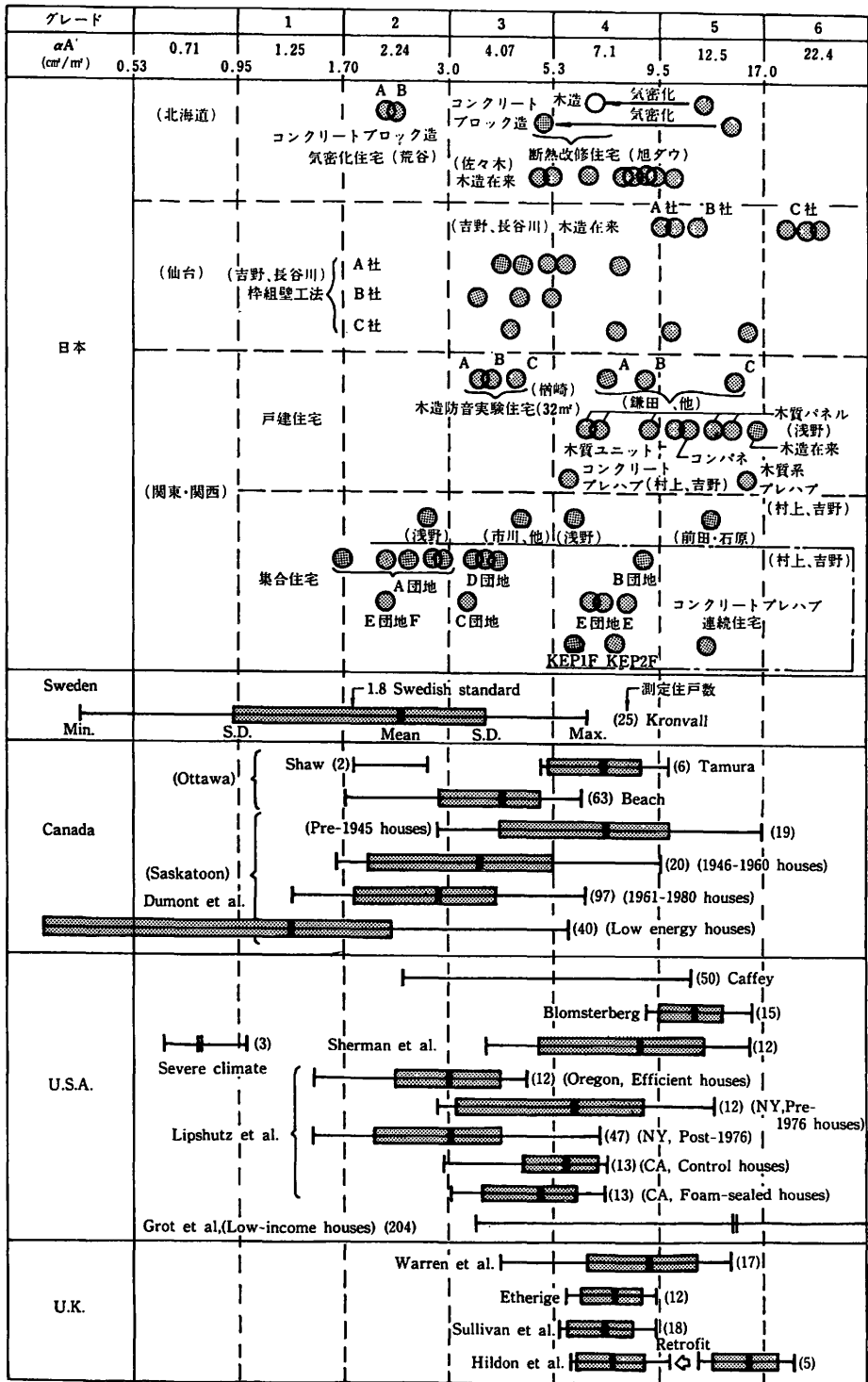
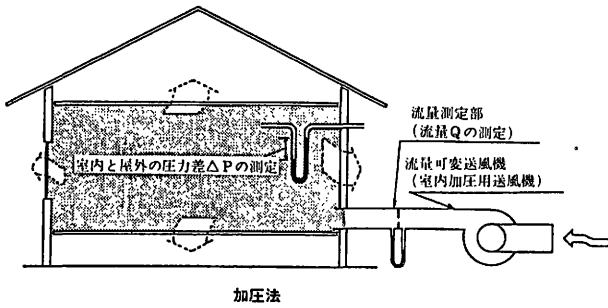
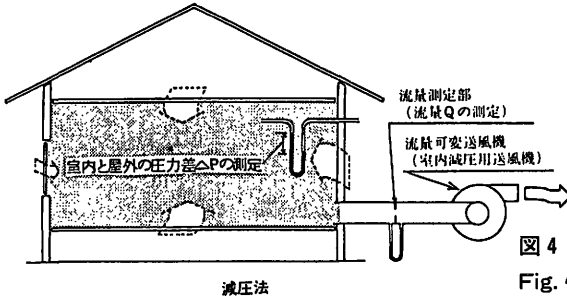


図3 住宅の気密性のグレード表<sup>2)</sup>

Fig. 3 Air Tightness Grades for Various Houses



加圧法



減圧法

図 4

図 4 気密性測定方法の例<sup>9)</sup>

Fig. 4 Examples of Air Tightness Measurement

についても簡単には結論できない種類の問題と思われるし、最近の高気密プレハブ等なら、建築後何年も経っているRC造より気密性が高いことは十分考えられるところである。従って、これからはRC造の方が、木造より気密性が高いと決めてかかるのではなく、建物の構造、建築後の年数、地方性(どの地方に建設されているか)、建物の工法(プレハブか在来工法か)などを考慮して対象とする建物の気密性を判断して行くべきであろう。

吉野ら<sup>2)</sup>は、自身をも含む内外の住宅の気密性に関する実測データを整理し、図 3 に示すような建物の隙間の相当開口面積( $\alpha A$ )の大小によるグレード分けを行っている。すなわち、わが国の 1 戸建て住宅は彼の言うグレードで 2~6 の範囲にあり、集合住宅の場合は 2~4 となる。これに対し、スウェーデンでは 1~3、カナダでは 2~4 となっている。

なお、この気密性能を測定するためには、図 4 に示すように住宅にダクトを接続すると共に送風機で加圧(減圧)し、その際送り込んだ(排気した)風量と室内外圧力差の値から、

$$\Delta p = \frac{\gamma}{2g} \times \frac{2.78 \times Q}{\alpha A}$$

ここで、 $\alpha A$  : 隙間の相当開口面積 ( $\text{cm}^2$ )

$\gamma$  : 空気の比重量 ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )

$\Delta p$  : 室内外圧力差 (Pa)

$g$  : 重力加速度 ( $\text{m}/\text{s}^2$ )

$Q$  : 風量 ( $\text{m}^3/\text{h}$ )

2.78 :  $\alpha A$  を  $\text{cm}^2$ 、 $Q$  を  $\text{m}^3/\text{h}$  で表したために生ずる定数

によって求められる。図5にその1例を示す<sup>2)</sup>。通常(吉野も含む)はこの $\alpha A$ を建物の床面積(外表面積ではないので注意)で除してその家の気密性能の目安としている。

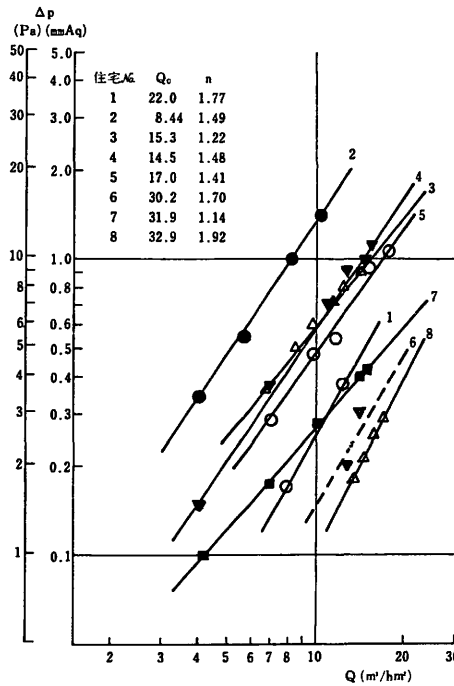


図5 室内外圧力差と漏気量の関係に関する測定例<sup>2)</sup>

Fig. 5 Typical results of the Relation between Indoor-Outdoor Pressure Difference and Air Leakage Rate

#### 4. 気密性からの換気率の推定

吉野はさらに、隙間が建物外周に一樣に分布しているとの仮定に基づく簡単な住宅モデルを想定し、周辺の状況が建て込んでいる場合とそうでない場合に分けて、外部風速と関連づけた気密性能と換気率の関係(図6)を導いており、これを用いれば住宅の換気率の概要をある程度推定することが可能となる。例えば、わが国の戸建て住宅のグレードは2~6であるので、図6より周辺状況や外部風速を想定して換気率を求めれば、0.3回/hから数回/h程度となる。

#### 5. 実測された換気率の現状

上記のような方法により、換気率の概略値を推定することはできるが、より実態に近い値を得るためにはかなりの数のケースについての実測から得られる統計値を求める方がよいことは言うまでもないことである。そのような観点にたった大量のケースについての実測例は、世界的にみてもそれほど多くないが、二、三の代表例を以下に紹介する。Grotら<sup>3)</sup>は、アメリカの

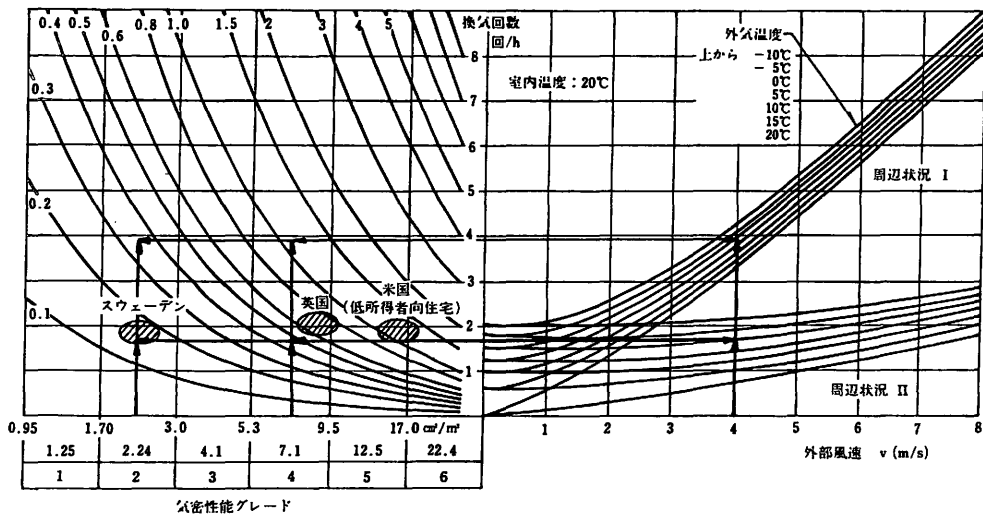


図6 気密性と換気率の関係<sup>2)</sup>

Fig. 6 Relations between Air Tightness and Ventilation Rate for Various Environmental Conditions

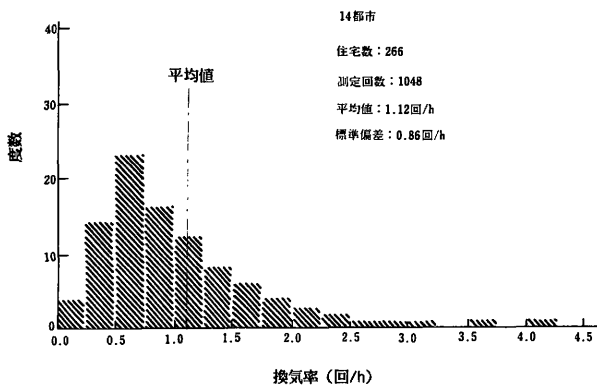


図7 米国14都市の低所得者向け住宅における換気率測定結果<sup>3)</sup>

Fig. 7 Results of Ventilation Rate Measurements for Low-Income Family Houses in 14 Cities the United States

2階建て以下の低所得者向け住宅266戸を対象とする1,048回の実測を行い図7に示すような結果を得ている。彼らの結果は、平均1.12回/hで、分布のピークは、0.5~0.75回/hにあることを示している。また、イギリスのWarren<sup>4)</sup>は、イギリスの3階建て以下の住宅25戸を対象に、130回の測定を行い図8に示すような結果を得ている。彼の結果は、平均が0.7回/hであり、アメリカの結果よりは少なくなっている。さらに、Kronvall<sup>5)</sup>は、スウェーデンの各種の住宅70戸を対象とする97回の測定を行い、平均値が0.6回/hを越える家が、全体の10%以下と言うような低い結果を得ている。これらの結果は、いずれも前述の気密性のデータから予測される

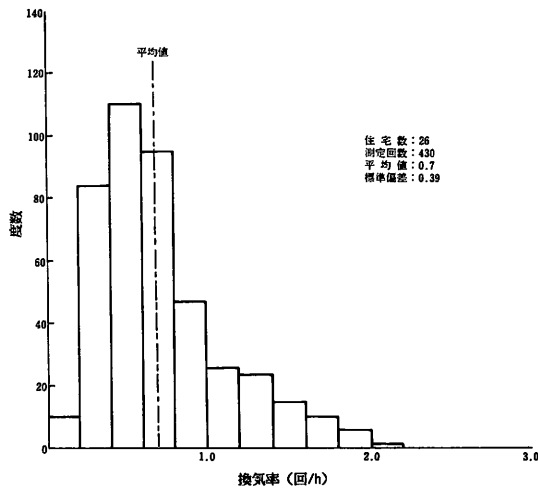


図 8 英国の各種住宅25戸における換気率測定結果<sup>4)</sup>

Fig. 8 Results of Ventilation Rate Measurements for Various Houses in the United Kingdom

表 2 千葉県内における居住状態の住室内のラドンおよび換気率の実測結果<sup>5)</sup>

Results of Indoor Radon Level and Ventilation Measurements for the Occupied Houses in Chiba, Japan

住宅	形式 (住戸位置)	構造	築後年数	居間の面積	周辺の状況	換気率 n (l/h)	風速 V (m/s)	温度差 $\Delta T$ (deg)	気密度 指標	ラドン ガス濃度 (pCi/l)
A	2階建て住宅	鉄骨造 (プレハブ)	5-10年	36m <sup>2</sup>	密集した住宅街。周囲に高層建物なし。	1.7	0.95	-	3	
						1.9	0.65	15.4	3	0
I	2階建て住宅	木造 (在来工法)	5-10年	16m <sup>2</sup>	区画整理の良い新興住宅地。周囲には未売却区画が、多い。	3.8	0.51	6.2	4	
						0.91	0.83	7.4	4	0
N	5階建て集合住宅 (4階)	RC造 (在来工法)	新築	12m <sup>2</sup>	住宅地の中に建つ公務員宿舎。敷地中の6区画の内、5区画が建設済み。周辺には更地が多い。	1.0	0.45	6.6	2	0.15
O	7階建て集合住宅 (7階)	SRC造 (在来工法)	3年以下	18m <sup>2</sup>	台地の端に建つ。敷地の東側は、3階位の高さとなっており、畑と人家が半々に存在。南北は、人家が、密集。	0.56	0.82	10.4	2	
						0.55	1.31	9.4	2	0.15
S	2階建て住宅	鉄骨造 (プレハブ)	5-10年	16m <sup>2</sup>	区画整理された新興住宅街。近くに競技場あり。	1.1	0.5	11.5	3	
						1.5	0.38	12.3	3	0
T	平屋建て住宅	木造 (プレハブ)	5-10年	16m <sup>2</sup>	区画整理された新興住宅街。人家が密集。	1.9	1.12	5.8	4*	
Y	2階建て住宅	木造 (在来工法)	5年以内	16m <sup>2</sup>	周辺は畑地。	0.62	1.18	9.4	3	0
						0.46	1.0	7.7	3	
						0.45	0.95	7.6	3	0

-: 事故によるデータの欠損。

\*1: このケースにおいては、居間の戸が、3cmほど開いていた。

傾向と矛盾しないものとなっている。

一方、目をわが国に移すと、著者らが首都圏におけるラドン濃度実測の一環として行った、千葉県内の7軒の住宅について行った14回の測定<sup>5)</sup>(表2)などはあるものの、残念ながら現在までのところ欧米のデータと比較できるような、大量のケースについての実測例の報告はない。しかしながら、著者らの結果は0.45~数回/h程度であり、吉野の方法からの推定値と似



たような値となっている上、気密性のデータから示されるようにスウェーデンや英米の値よりは高い値となっているので、著者らの実測値はわが国の換気率の実態からそれほど離れたものではないと思われる。

なお、ここで示したような換気率の測定は何らかのガス(通常はSF<sub>6</sub>やCO<sub>2</sub>が多い)をトレーサーとして室内に発生させておき、その濃度から求めるのが一般的である。トレーサーガスの発生を定常的にしておいて、濃度の定常状態の値から換気量を求めそれを室容積で除して換気率を計算するのが定常法、適当な高濃度まで高めておいてから発生をやめ、その後の濃度減衰の変化から直接換気率を求めるのを減衰法と呼んでいる。定常法はトレーサーガスを定常的に発生し続けるためにフローコントローラーや流量計を要するだけでなく、それらの精度が直接換気率の精度と関わってくる上に、室などの空間の形状が複雑な場合には、その実効的な容積を求めるのがきわめてむずかしい場合もあり得るので、減衰法の方が一般的である。いずれの方法の場合も対象とする空間内の濃度の分布は一様であることが望ましく、それを達成するために小型の攪拌ファンなどを用いるのが普通である。

また、以上示した例の大部分は建物の外殻としての外壁や窓の隙間を通しての換気率であった。すなわち、換気のモデルとしては最も単純な1つの空間が外部の空間と空気のやり取りをしていると考えている。居間と廊下、隣室、上階の部屋、下階の部屋、縁の下などの換気については多数空間換気の問題であり、これを求めるためには対象とするケース毎に換気モデルを設定し、それに基づいてモデル計算をすとか、2種以上のトレーサーを用いて濃度測定を行ってその結果を分析するなど、きわめて複雑な手続きを要するため一般的な推定方法の確立とか実態値の把握などには至っていない。

## 6. おわりに

最近の木造建築建設技術の向上により木造建築の気密性が向上し、少し前のようにRC造なら気密性が高く木造ならそうでないと言ったような簡単な判断を下すことはできなくなってきたが、建物の構造を含む工法、築後年数、地方性などを丁寧に検討して、吉野によってまとめられた図表を用いれば住宅の換気率の概略値を知ることができると思われる。

### 参考文献

- 1) 篠原：家屋等の放射能防護効果に関する調査報告書，原研委託研究，p44，1982
- 2) 吉野：住宅の気密性と漏気量の現状，空気清浄，第23巻，第2号，pp.29-40，1985
- 3) Grot, et al. : Air Leakage Characteristics and Weatherization Techniques for Low Income Housings, Proc. DOE/ASHRAE Conf., 1979
- 4) Warren, et al. : The Relation between Tracer Gas and Pressurization Techniques in Dwelling. 1st AIC Conf., 1980
- 5) Kronvall : Air-tightness Measurements and Measurement Methods, Swedish Council for

Building Research Report F8, 1980

- 6) 池田他：居住状態の住居室内に於けるラドンとその娘核種および換気率の実測，日本建築学会大会学術講演梗概集，pp.383-384，1986
- 7) 池田他：住居におけるラドン濃度構成機構に関する研究，日本建築学会大会学術講演梗概集，pp.1228-1228，1987
- 8) UNSCEAR Report, Annex D; Exposures to Radon and Thoron and their Decay Products, 1982
- 9) 鎌田元康：建物気密性・漏気量の測定法，空気清浄，第23巻，第2号，pp.2-12，1985

---

## < 討 論 >

### Q. 藤元憲三

一戸の家屋内の室による換気率の違いの大雑把な値が知りたい。

### A. 池田耕一

住宅屋内は多数の空間(居室、廊下、台所、トイレなど)に分かれており、その各々の空間の換気は極めて多くの互に関連し合う要因により支配されている。したがって、個々の部屋別の換気率は、たとえ概略値といえども求めるのは困難である。あえて求めるためには、空間の数だけのトレーサーを用意した実測を行うか、すべての空間について換気状況を仮定したモデルによる数値計算による推定を行うかしかなく、いずれにせよ多大の労力と時間を要することになる。そのような試みがなされた報告はあるものの、室別の概略値的なものを出すには至っていない。

### A. 吉澤 晋

池田先生のご発言に補足しますと、2室以上の住宅における室間の濃度関係は一般的にはまだ求めるに至っておりません。

### Q. 藤元憲三

配布資料中の日本住宅はプレハブらしいが、一般住宅の換気率はどうか？

### A. 池田耕一

資料中のデータよりやや多いと思われる。

## IV-2b 室内ラドン濃度形成機構の モデルハウスによる検討

浅野賢二／伊藤和男

建設省建築研究所

Radon in the living Environment-Levels and Risks  
Proceedings of the 15th NIRS Seminar, held at Chiba, December 3-4, 1987, PP.124-133

### Characteristics of Radon Entry Rates into a Basement of an Experimental House

Kenji Asano, Kazuo Ito

Building Research Institute, Ministry of Construction  
Tatehara, Tsukuba-shi, Ibaraki 305, Japan

#### Abstract

Soil is the most important radon source for houses. Therefore investigation was made on the features of Rn-222 entry into a basement of an experimental house.

The basement is of reinforced concrete and waterproofed, and its volume is 30 m<sup>3</sup>. Penetration holes of 55mm diameter were provided at 11 points at 1.0m below the ground on the wall surrounding the basement. During the experiment, some of the holes were closed with rubber plugs, and an exhaust fan was operated at some cases. Measurements were made on the ventilation rates, Rn-222 concentrations in the basement, temperatures, pressure differences between ground and the basement and the relevant meteorological factors. The Rn entry rates were calculated from the measured ventilation rates and Rn concentrations.

Main results of the experiment are as follows.

1) Very small pressure differences (0.05mmAq) caused by the chimney effect and the wind outside drove the soil gas including Rn-222 into the basement through the holes. The maximum entry rate was found to be 4.3 pCi/hr.

2) The exhalation ratio (emanating power) of the concrete constructing the basement was about 0.1 when all holes were plugged.

3) When the exhaust fan was operated, Rn entry rate was higher and varied greatly with time, from 30 to 8 pCi/hr. At the latter value which was found during the steady state, the soil volume contributing to the Rn entry rate was significantly large, with the width of the soil surrounding the house being not less than 3m from the wall.

## 1. はじめに

ラドンによる室内空気の高濃度汚染防止やその低減についての合理的対策を確立するためには、まず室内ラドン濃度形成のメカニズムを把握しなければならない。

そこで筆者等は、モデルハウスを用いて、室内濃度形成に関する実験を行っているが、ここでは地下室を対象に、コンクリートや土壌からのラドン湧出性状を検討する。

## 2. 室内ラドン濃度の形成要因

ある室のラドン濃度形成要因を図1に示す。定常状態での室内ラドン濃度は、同図中の記号を用いると、 $Cr = (CoN + M) / (\lambda + N)$ であり、もし、 $N \gg \lambda$ ならば、 $Cr = Co + M/N$ となる。(ただし $\lambda$ :壊変定数)。すなわち室内のラドン濃度は、外気中のラドン濃度、換気量およびその室へのラドン湧出量によって決まる。

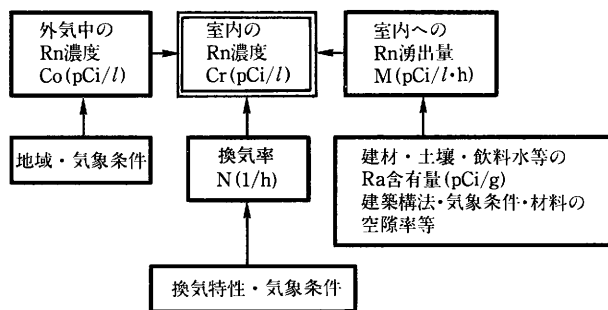


図1 室内ラドン濃度の形成要因

Fig.1 Factors affecting indoor radon concentration

ここで外気中のラドン濃度は、地域・季節・気象条件で変化するが、その値は0.1pCi/l程度のものであるので、高濃度汚染を問題とするときは、これを無視することができる。また換気量は、室内ラドン濃度を支配する要因であるが、その機構は既に明らかなものと考えてよいので、ここでは問題としない。そこで、残る要因はラドンの室内への湧出量であり、われわれが課題とするのはこのラドンの湧出性状の把握である。

ところで室内へのラドン湧出源としては、建築材料、土壌および飲料水があり、その湧出量

は種々の条件によって変わる<sup>1,2)</sup>。ラドン湧出量を支配する基本的条件は、まずRn-222の親核種であるRa-226のこれら材料等における含有量の多少であり、さらにはそこで発生したラドンの湧出経路の特性と輸送力の大小が係わる。

### 3. 実験方法

実験は当所の構内(筑波研究学園都市)に建設したモデルハウス(図2)を用い、その地下室を対象にラドンの湧出性状を検討した。

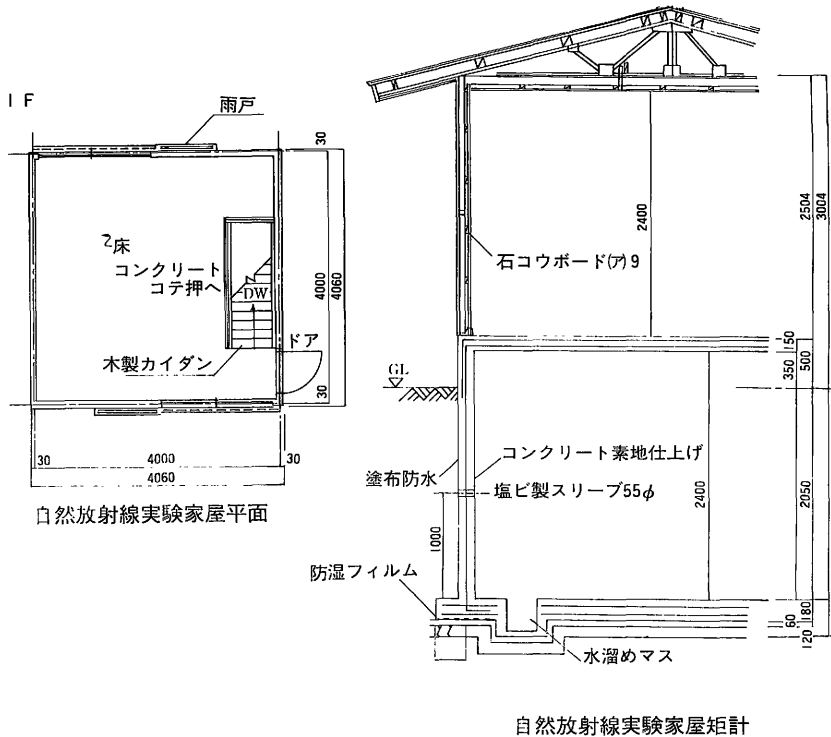


図2 モデルハウス  
Fig. 2 Experimental house

地下室は全面鉄筋コンクリート造で、 $30.7\text{m}^3$ の気積があり、その周壁には土壌に通じる $55\text{mm}\phi$ の貫通孔が11カ所ほぼ均等間隔に設けてある。また外壁上部の外気に面する位置1カ所に換気扇を取り付けている。

実験は周壁の貫通孔を全てゴム栓で閉鎖したり、それらのいくつかを開放したりして、気象条件等とともに換気量とラドン濃度を測定する。

換気量の測定は、一酸化炭素(約5%)をトレーサーとして用い、これをサーマルマスフローコントローラによって一定量を連続的に室内へ放出し、その濃度を赤外線ガス分析計(Full Scale 50ppm)で連続測定し、これらの値から、式(1)によって換気回数 $N$ を算出する。

またラドン濃度の測定には、ZnS(Ag)シンチレーターによるラドン検出器(BG.90.2cpm；感度10.5cpm/pCi/l)を用い、フィルター(0.4 $\mu$ )を通した被検空気を連続的に送入(1.5 l/min)して、20min毎のカウント値を出力させる。

室内へのラドン湧出量 $M$ は、これらの値から式(2)によって評価する。

$$N = \frac{\frac{M_c}{V} - \frac{dC_c}{dt}}{C_c - C_o} \quad (1)$$

$$M = \frac{dC}{dt} + (C - C_o)N + \lambda C \quad (2)$$

ただし、 $N$ ：換気回数(1/h)

$M_c$ ：換気トレーサー送入量(ml/h)

$V$ ：室容積 (m<sup>3</sup>)

$C_c, C_o$ ：室内、屋外のトレーサー濃度(ppm)

$M$ ：単位室容積，単位時間当りのラドン湧出量(pCi/lh)

$C, C_o$ ：室内、屋外のラドン濃度(pCi/l)

$\lambda$ ：ラドンの壊変定数(1/h)， $t$ ：時間(h)

なお、このモデルハウスの構成材料および周囲土壤中のRa-226含有量は予め測定してある。

#### 4. 実験結果

実験の結果はラドン湧出量等の時間変化として示す。湧出量 $M$ は、単位室容積，単位時間当りの放射能pCi/lhで表わしており、室内への全発生量はこの値に地下室容積30,000lを掛ければ求められる。風速 $V_o$ は屋外の10min平均風速を示す。圧力差 $\Delta P$ はモデルハウス近傍の地表1点と地下室の圧力差であり、10min毎の瞬時値である。温度は地下室と1階の室中心、および屋外の気温を熱電対で10min毎に測定している。

##### (1) 貫通孔からのラドン噴出

閉じられていた周壁の貫通孔を開放したときのラドンの湧出状況と室内のラドン濃度変化の様子を図3に示す。貫通孔の全てが閉じられていた間、ラドン湧出量は0.3pCi/lh程度で、濃度は地下室で4pCi/l，1階で2pCi/l程度であったが<sup>3</sup>，14：00に11ヶ所の貫通孔を一斉に開放すると、ラドンが地下室内へ噴出し、湧出量は最高3.8pCi/lhに達し、その後減衰している。これによって、ラドン濃度も上昇し、地下室で21pCi/l，1階でも4pCi/lに達している。

これは土壤中に蓄積していたラドンが、貫通孔の開放によって一気に流出した状況を抑えたものである。

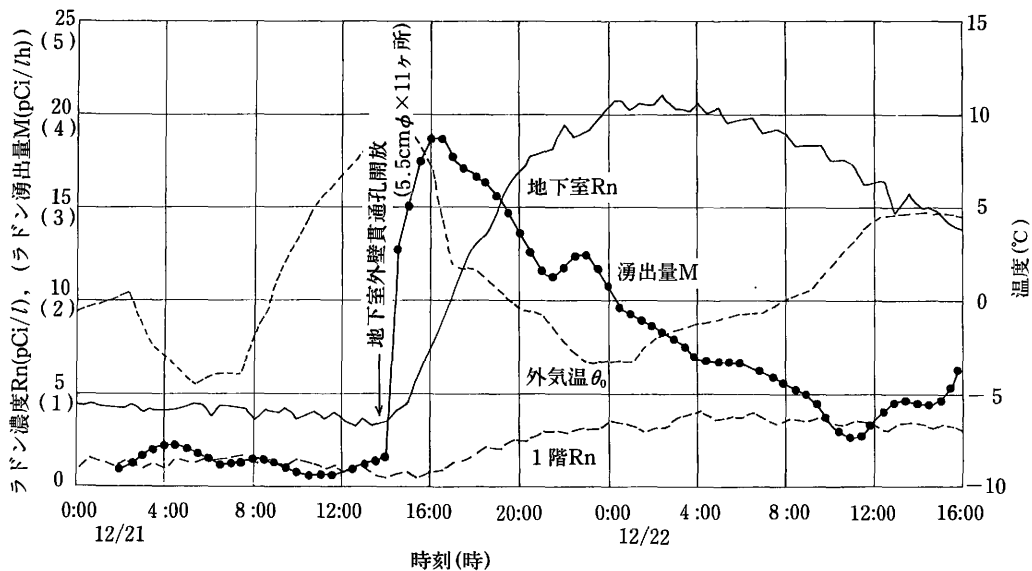


図3 室内ラドン濃度等の時間変化

Fig. 3 Radon entry rate etc. with time in an experimental basement (when holes opened)

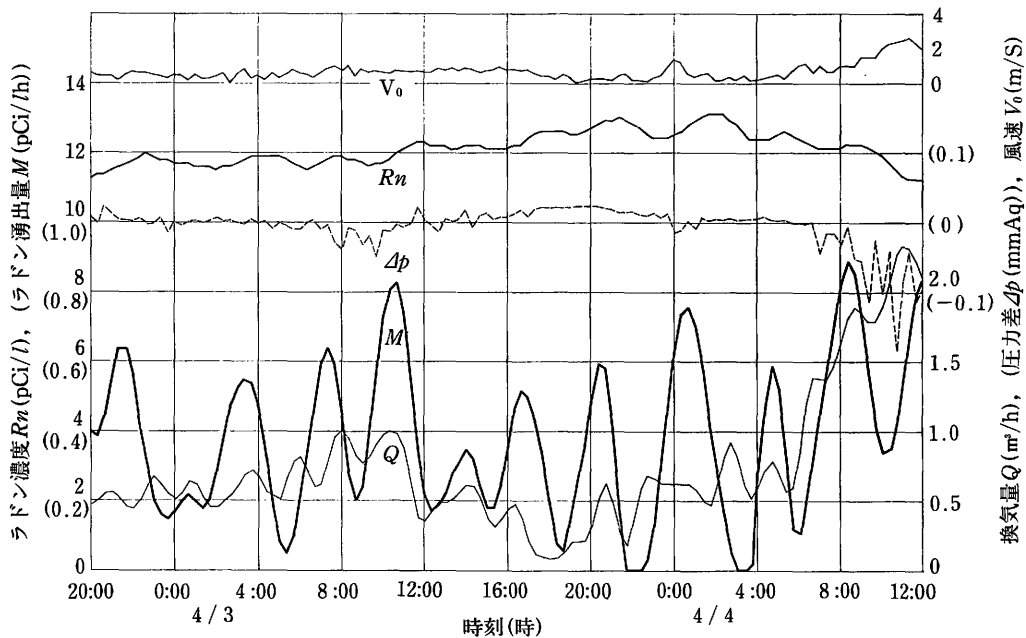


図4 ラドン湧出量等の時間変化(貫通孔閉鎖)

Fig. 4 Radon entry rate etc. with time in an experimental basement (all holes plugged)

## (2) 貫通孔閉鎖時のラドン湧出性状

壁貫通孔を全て閉鎖しているときのラドン湧出状況を図4に示す。

このときの室内ラドン濃度は、平均 $12\text{pCi/l}$ 程度、湧出量は平均 $0.4\text{pCi/h}$ 、換気量は $0.5\text{m}^3/\text{h}$ 以下である。この地下室のコンクリート量は約 $17\text{ton}$ で、Ra-226の含有量が $1.0\text{pCi/g}$ 程度であるから、そのEmanating Powerを $0.1^{2)}$ とすれば、コンクリートからのラドン湧出量が約 $0.4\text{pCi/h}$ となって測定値に一致する。なお地下室の外壁の土壤に接する面には、ウレタン塗布防水を施してあるので、この壁を透過して土壤から供給されるラドン量は少ないものと想像される。

## (3) 貫通孔を開放しているときのラドン湧出性状

8ヶ所の貫通孔を開放しているときのラドン湧出状況を図5に示す。

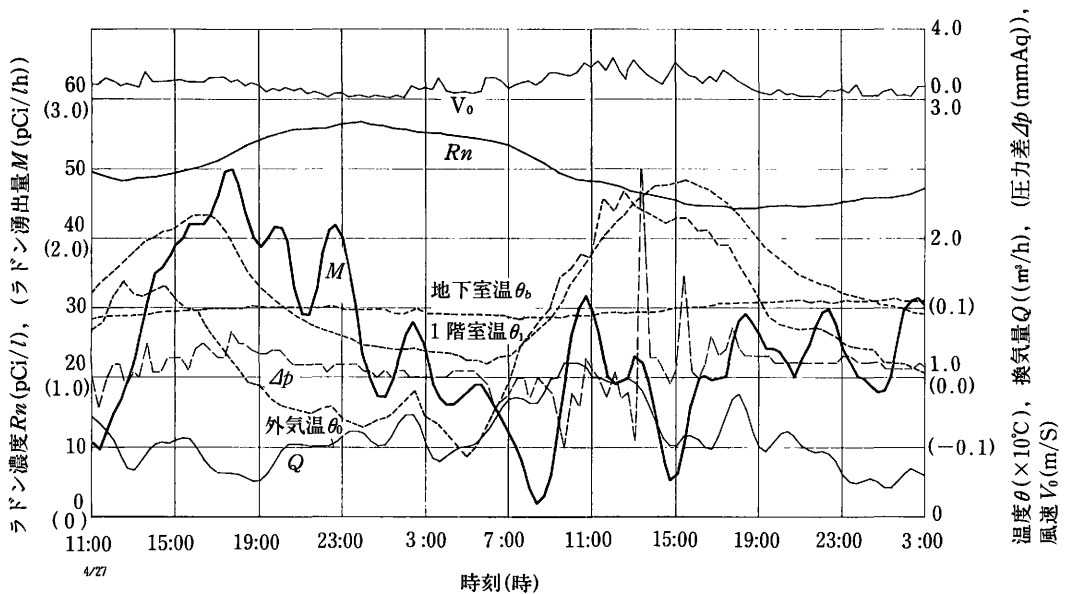


図5 ラドン湧出量等の時間変化(貫通孔 $5.5\text{cm}\phi \times 8$ ヶ所)

Fig. 5 Radon entry rate etc. with time in an experimental basement (8 holes opened)

風速が $1\text{m/s}$ 以下の静穏なときは、圧力差とラドン湧出量に高い相関があることが分る。圧力差は地表1点の値であるので、風がやや強くなって建物周囲に風圧力分布が生じるとラドン湧出量は、測定された圧力差と同調するとは限らない。なおこのときのラドン濃度は、最高 $56\text{pCi/l}$ 、湧出量は $2.5\text{pCi/h}$ であった。同様に11ヶ所の貫通孔を開放した時の状況を図6と図7に示す。図6は風の静穏なときのもので、換気量とラドン湧出量に高い相関がみられる。これは貫通孔を通しての土壤ガス流出量の増加が換気量を増加させると同時に、ラドンの湧出量を増大させているものと考えられる。図7は、 $5\text{m/s}$ 程度の風が吹いたときの状況を示しており、風速の増大とともに圧力差、換気量、ラドン湧出量が共に増加する様子が見られる。このときの湧出量は、



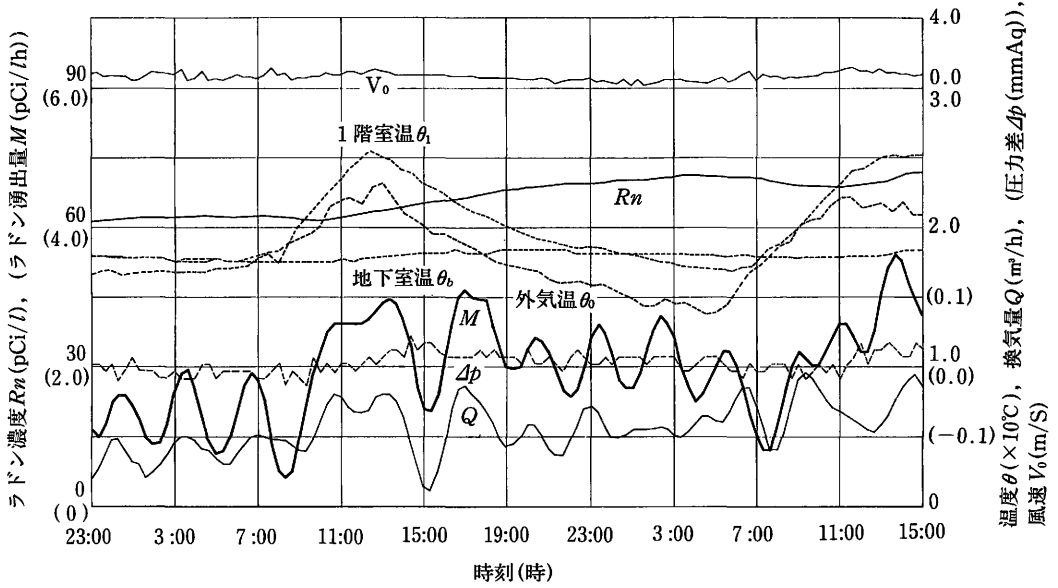


図6 ラドン湧出量等の時間変化(貫通孔5.5cmφ×11ヶ所)  
 Fig. 6 Radon entry rate etc. with time in an experimental basement (11 holes opened)

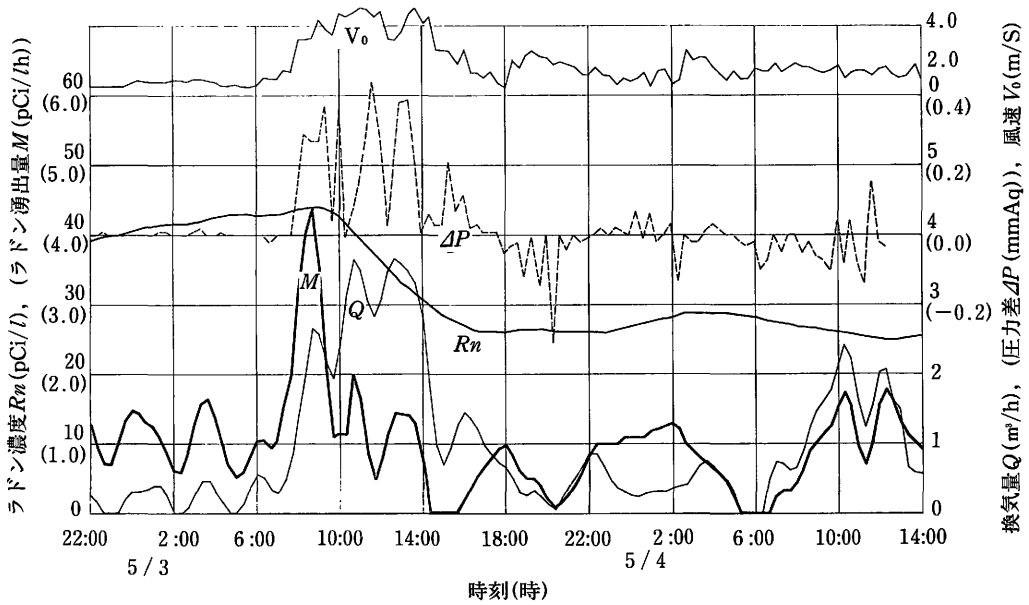


図7 ラドン湧出量等の時間変化(貫通孔11ヶ所)  
 Fig. 7 Radon entry rate etc. with time in an experimental basement (11 holes opened)

最高4.3pCi/lhに達した。

(4) 換気扇運転時のラドン湧出性状

貫通孔を開放した状態で換気扇を運転したときの状況を図8, 図9に示す。

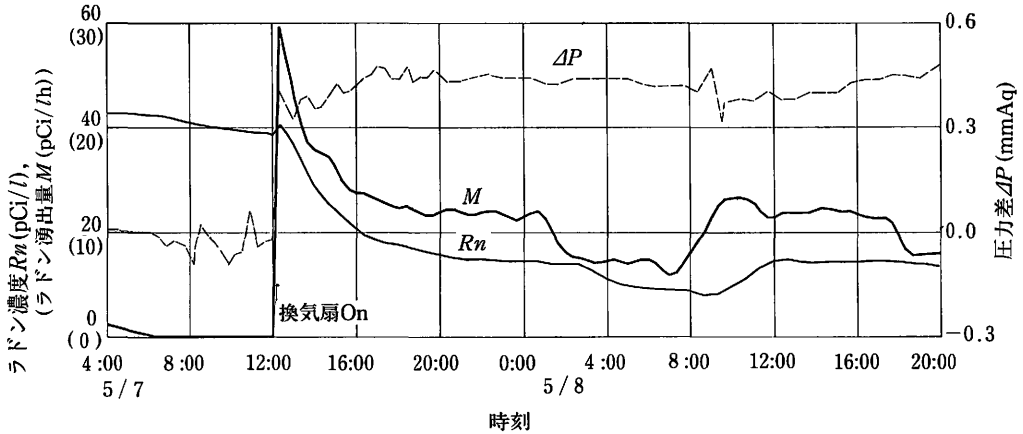


図8 換気扇始動時のラドン湧出量等の変化(貫通孔11ヶ所)

Fig. 8 Radon entry rate etc. with time in an experimental basement (When exhaust fan operated and 11 holes opened)

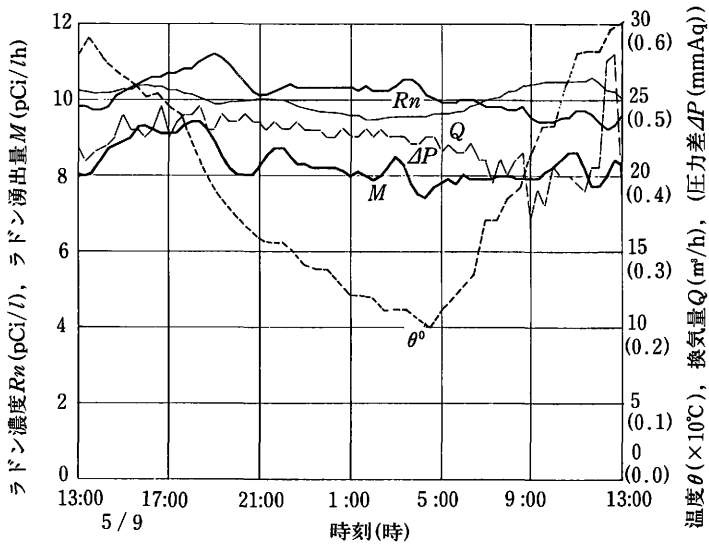


図9 ラドン湧出量等の時間変化(換気, ファン運転時, 貫通孔11ヶ所)

Fig. 9 Radon entry rate etc. with time in an experimental basement (for steady state when exhaust fan operating, 11 holes opened)

換気量は $25\text{m}^3/\text{h}$ 、圧力差は屋外に対し $-0.45\text{mmAq}$ 程度を示した。換気扇の起動直後はラドン湧出量が $30\text{pCi}/\text{h}$ に達したが、その後減衰し、60時間経過後の定常期には $8\text{pCi}/\text{h}$ となった。

この建物周囲の土壌のRa-226含有量は約 $0.6\text{pCi}/\text{g}$ であり、ここで発生するラドンのうち、土壌ガスへ移動する割合を大きめに0.5と仮定すると、室内への湧出量 $8\text{pCi}/\text{h}$ に相当する土壌量は約 $100\text{ton}$ となる。その密度を1.3とすると、容積は $77\text{m}^3$ であり、地下室へ流入するガスの通過する土壌層の厚さを地表から $1\text{m}$ (貫通孔より上方)とすれば、建物の周囲約 $3\text{m}$ の範囲の土壌がこのラドン湧出に寄与していることになる。

## 5. ま と め

今回の実験から得られた結果は以下の通りである。

1) Ra-226含有量が特に高くはない土壌の場所でも、土壌ガスが室内へ流入するような条件では、高濃度のラドン汚染が起り得る。

2) コンクリートからのラドン湧出によっても換気量が極端に少なければ、 $10\text{pCi}/\text{l}$ を越える濃度となることがある。

3) 建物内外の温度差や風による微小な圧力差( $0.05\text{mmAq}$ )によっても土壌ガスが流動し、それによってラドンが輸送される。このことは押し込み換気などによって室内を極めてわずかでも正圧に保持すれば、ラドンの湧出を効果的に抑制することができることを示している。

4) 相当に広範囲の土壌がラドン湧出源となり得る。

5) 換気扇の運転・停止などで内外の圧力差が変動すると、ラドン湧出量も大きく変動する。

6) 今後、室内のラドン濃度形成機構を把握するためには、土壌内やコンクリートなどの建築材料におけるラドンの拡散・流動性状等を明らかにする必要がある。

なお、本研究は原研(笠井篤、天野光、柳瀬信之)および放医研(小林定喜)との共同研究として行っているものの一部である。

## 参考文献

- 1) Ericson S.O., Lindvall T. and Månsson L. G., Indoor ionizing radiation, Swedish Council for Building Research, Art. NO : 6702607, 51pp. D7 : 1986
- 2) Fleischer R. L. and Turner L. G., Indoor radon measurements in the New York capital district, Health Phys. Vol. 46, No. 5, pp.999~1011, 1984
- 3) UNSCEAR, Exposures from natural sources of radiation, A/AC. 82R. 420, 12 March 1984



## IV-2c 屋内ラドン濃度形成への建築材料の寄与

伊藤和男／浅野賢二

建設省建築研究所

*Radon in the Living Environment-Levels and Risks*

*Proceedings of the 15th NIRS Seminar, held at Chiba, December 3-4, 1987, PP.134-144*

### Natural Radionuclides in Building Materials

Kazuo Ito, Kenji Asano

Building Research Institute, Ministry of Construction, Japanese Government  
Tatehara 1, Tsukuba-shi, Ibaraki 305, Japan

#### Abstract

Inorganic materials often contain significant traces of natural radionuclides such as uranium and thorium series nuclides as well as other primordial nuclides, while organic materials usually do not. Some building materials containing radium-226 and/or thorium-232 are considered to be the significant source of indoor radon gas. Accordingly, measurements were made on the content of radium-226 of uranium series nuclides and thorium-232 of thorium series nuclides in important building materials such as concretes, gypsum boards and raw materials.

Concrete is considered to be made of cements and aggregates. The mean value of radium-226 contents measured were  $1.4 \pm 0.6$  pCi/g,  $1.4 \pm 0.5$  pCi/g and  $1.5 \pm 0.4$  pCi/g for Portland cement, aggregate and concrete, respectively. The mean value of thorium-232 contents measured were  $0.4 \pm 0.1$  pCi/g,  $0.6 \pm 0.3$  pCi/g and  $0.7 \pm 0.1$  pCi/g for Portland cement, aggregate and concrete, respectively.

Gypsum board is considered to be made of any raw material of phosphogypsum, desulphogypsum, natural gypsum, or mixture of those. In these measurements, the ranges of radium-226 contents were from 19 to 25 pCi/g for phosphogypsum, less than 1 pCi/g for desulphogypsum and less than 0.5 pCi/g for natural gypsum. For some period of time, some phosphogypsum boards used to contain rather high

content of radium-226 up to 33pCi/g. The ranges of thorium-232 contents were less than 0.6pCi/g for phosphogypsum, desulphogypsum and natural gypsum.

Measurements were also made on the changes in contents of natural radionuclides such as radium-226 and thorium-232 in various types of gypsum boards with regard to the age of their production.

The relation was experimentally found between the radon exhalation rates and the radium-226 contents in various building materials.

## 1. はじめに

Ra-226やTh-232などの放射性核種を含む建築材料は屋内のラドン濃度形成に大きく関与するとみられる。

建築材料を大別すると図1のように分類される。建築材料は単一素材としての使用ばかりでなく、数種類の素材を複合したのも数多く使用されており、思わぬ材料がかなりの放射能を有していたりすることもある。

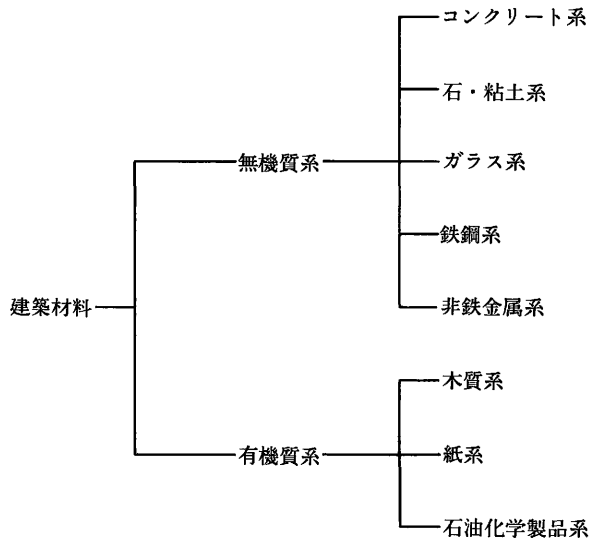


図1 建築材料の分類  
Fig.1 Classification of building materials.

建築材料は多種多様であり、そのすべてについて放射能含有量を測定することは時間と経費の関係で容易ではない。ここでは現在までに得られた測定結果のうち、放射能含有量が問題視される無機質系のコンクリートと石こうボードの測定例について述べる。測定した放射性核種は1)ウラン系列のRa-226, 2)トリウム系列のTh-232, 3)放射性壊変系列をもたないK-40の3核種である。このうちラドン源になるのはRa-226(Rn-222, Rn-218の発生源)とTh-232(Rn-220の発生源)の2核種である。Rn-218の半減期は $3.5 \times 10^{-2}$ 秒できわめて短いため、生成してもただちに消滅するとみてよく、われわれの生活環境で問題となるラドンはRn-222

とRn-220とみてよい。しかし、Rn-220の半減期も55.6秒でそれほど長いとはいえないので、場合によっては無視できることもある。それゆえ屋内において問題の対象となるのはRn-222(半減期：3.8日)であることが多い。Rn-222はさらに放射壊変して順次Po-218、Pb-214、Bi-214などの固体状の放射性核種を生成する。ラドンとしては以上の他にアクチニウム系列のRn-219があるが、これも半減期が3.96秒と短いため、屋内では対象外とみてよい。

K-40はラドン源ではないが、屋内における体外被曝線源になるので、参考までにその放射能含有量を示す。

なおここでは、建築材料の放射能含有量は放射能濃度(pCi/g)で示すこととする。

## 2. コンクリートについて

### (1) 概 説

コンクリートはセメント・骨材(細骨材=砂, 粗骨材=砂利など)・水を混合したもので、セメントと水の化学反応により堅固な硬化体となるので建築用構造材料として広く使用されている。

一般に使用されているセメントの90%以上は「普通ポルトランドセメント」である。その他として「高炉セメント」や「フライアッシュセメント」などがある。普通ポルトランドセメントの原料は石灰岩、珪酸質粘土を主体としている。高炉セメントは急冷した高炉スラグを混合して作ったポルトランドセメントで、高炉スラグの混合比によりA, B, Cの3種に分けられる。フライアッシュセメントはフライアッシュを混合して作ったポルトランドセメントで、フライアッシュの混合比によりA, B, Cの3種に分けられる。

コンクリート用骨材は「天然骨材」と「人工骨材」とに大別される。天然骨材としては川砂・川砂利・海砂・海砂利・山砂・山砂利などがある。火山れき軽量骨材なども天然骨材のなかに入る。人工骨材としては、岩石や玉石を適当な大きさに破碎して砂利や砂として用いる「碎石」や「碎砂」が多用されている。また焼成蛭石・真珠岩を焼成したパーライトなどの軽量骨材、天然軽量骨材をセメントで被覆した骨材、膨張頁岩・膨張粘土などの人工軽量骨材がある。

以下にセメント、コンクリート用骨材、コンクリートの放射能含有量について述べる。

### (2) セメントの放射能含有量

全国の14箇所のセメント工場で生産された市販のセメントの放射能含有量の測定結果を図2に示す。

この図によると普通ポルトランドセメントの場合、Ra-226の放射能濃度は0.6~2.7pCi/g(平均値：1.4±0.6pCi/g)の範囲内にあり、下限値と上限値との間に4倍以上の開きが見られる。また関東地方のセメントに比べて、関西・九州地方のセメントのほうがRa-226の含有量がいくぶん高く、“西高東低”の傾向にあることがうかがえる。

Th-232の放射能濃度についてみると0.2~0.6pCi/g(平均値：0.4±0.1pCi/g)の範囲内

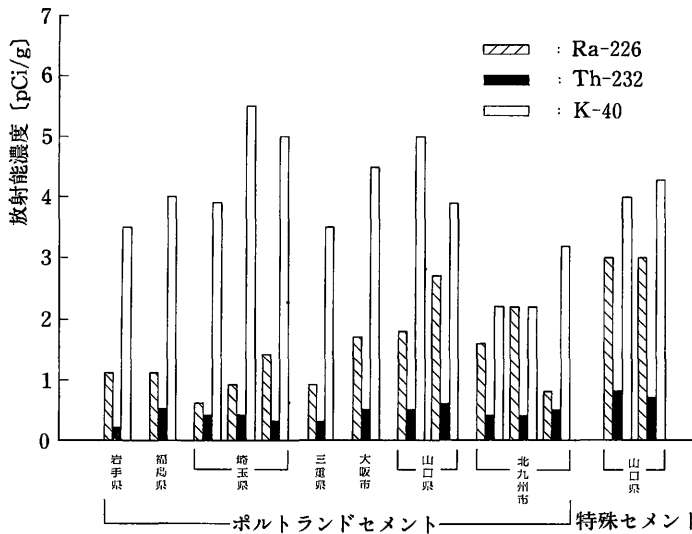


図2 セメントの放射能濃度<sup>1,2)</sup>

Fig. 2 Natural radionuclides in cements

にあり、下限値と上限値との間に3倍ほどの開きがみられるものの、Ra-226の場合のように“西高東低”といった地域的な差はみられない。また平均値で比較すると、普通ポルトランドセメントのTh-232の放射能濃度はRa-226の放射能濃度の1/3程度である。

K-40の放射能濃度は2.2~5.5pCi/g(平均値:  $4 \pm 1.1$ pCi/g)の範囲内にあり、バラツキはあるものの、地域的な差はみられない。

一方、高炉セメントやフライアッシュセメントのような特殊セメントは、普通ポルトランドセメントに比べてRa-226とTh-232の放射能濃度がやや高く、平均値でみて約2倍ほどになっている。

### (3) コンクリート用骨材の放射能含有量

図3は、主として関東・甲信越地方(東北地方および東海地方の一部を含む)で産出する天然骨材と人工骨材(主として砕砂・砕石)の放射能含有量の測定例である。

これによると、コンクリート用骨材のRa-226の放射能濃度は0.05~2.2pCi/g(平均値:  $1.4 \pm 0.5$ pCi/g)の範囲内にあり、下限値と上限値の間に大きな開きがみられる。しかし、骨材の種類による差や地域的な差については、この測定例だけでは判然としない(もっとデータ数を多くする必要がある)。平均値で比較すると、コンクリート用骨材のRa-226の放射能濃度は普通ポルトランドセメントの平均値と同等である。

Th-232の放射能濃度についてみると0.01~1.3pCi/g(平均値:  $0.6 \pm 0.3$ pCi/g)の範囲内にある。この場合も下限値と上限値の間に大きな開きがみられるが、骨材の種類による差や地域的な差についてはRa-226の場合と同様に、この測定例だけでは判然としない。平均値で比較すると、コンクリート用骨材のTh-232の放射能濃度は普通ポルトランドセメントの平均値と大差はない。



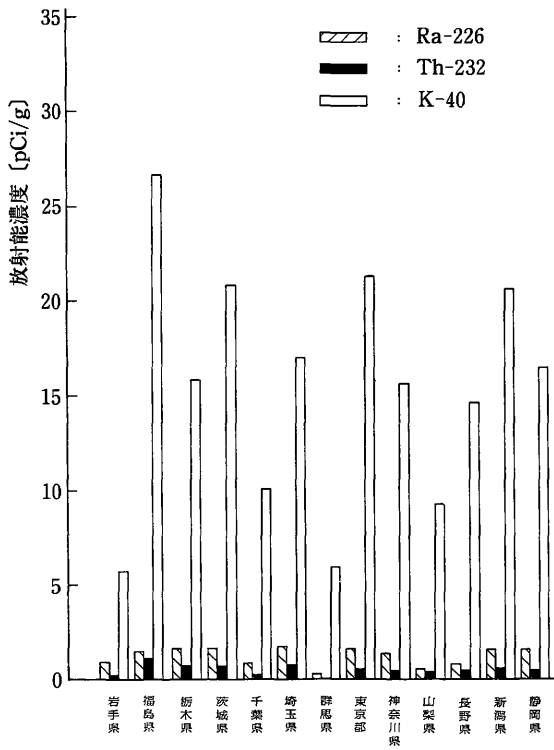


図3 コンクリート用骨材の放射能濃度<sup>1,2)</sup>  
 Fig. 3 Natural radionuclides in aggregates

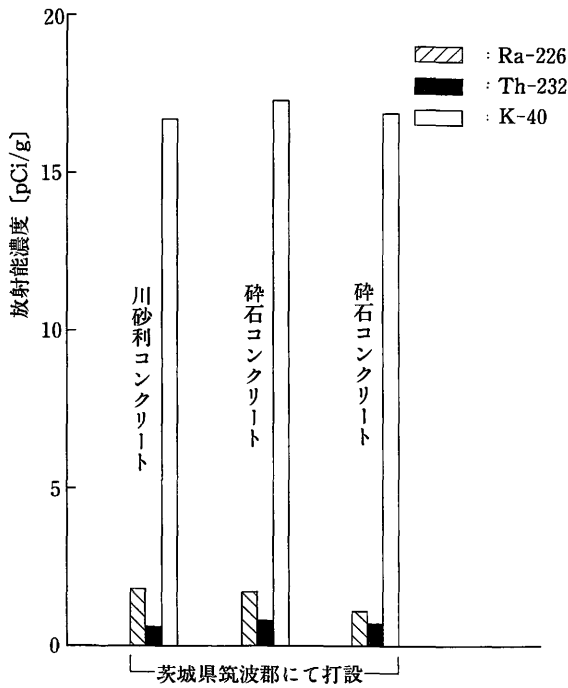


図4 コンクリートの放射能濃度<sup>1,2)</sup>  
 Fig. 4 Natural radionuclides in concretes

K-40の放射能濃度は4.5~32.9pCi/g(平均値:16.4±6.5pCi/g)の範囲内にあり、下限値と上限値の間にかかなりの開きがある。この場合にも骨材の種類による差や地域的な差については、この測定例だけでは判然としない。K-40の放射能濃度の平均値は普通ポルトランドセメントの平均値の約4倍に相当する。

#### (4) コンクリートの放射能含有量

図4は、茨城県筑波郡大穂町(現つくば市)で打設した普通コンクリートの放射能含有量の測定例である。

この図によると、普通コンクリート中のRa-226およびTh-232の放射能濃度の平均値は、それぞれ1.5±0.4pCi/g、0.7±0.1pCi/gであり、量的には普通ポルトランドセメントやコンクリート用骨材の平均値と大差のない放射能濃度であることがわかる。K-40の放射能濃度の平均値は、量的にはコンクリート用骨材の平均値と大差のない放射能濃度である。

これらのことから、コンクリートの放射能含有量は、コンクリートの原料であるセメントや骨材の放射能含有量に依存することがうかがえる。

### 3. 石こうボードについて

#### (1) 概 説

石こうボードは遮音性、吸音性、防火・耐火性等にすぐれているため、木質系、コンクリート系を問わず建物の天井、壁、壁下地用として多用されている。石こうボードの原料は、おおむね天然石こう・排煙脱硫石こう・磷酸石こうの3種類とみてよいが、それぞれを単独で使用する場合と適当に混合して使用する場合とがある。石こうボードは、原料の石こう分に対して15%程度のおがくず、パーライト、繊維材などを混入したものを水練りして板状にし、その両面に厚紙その他の繊維材を密着させて成形される。板厚については9mmのものと12mmのものが一般的に使用されている。

石こうは結晶水の形態により、無水石こう( $\text{CaSO}_4$ )、焼石こう( $\text{CaSO}_4 \cdot 1/2 \text{H}_2\text{O}$ )、二水石こう( $\text{CaSO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$ )に大別される。これらはまた、天然に産出される「天然石こう」と化学的に生産される「化学石こう」に分けられる。

天然石こうは、二水石こうあるいは無水石こうの形で存在する。

化学石こうはほとんどが二水石こうとして生産される。化学石こうのうちでは、化学肥料工業で燐鉱石から燐酸を製造する際に副次的に産出する「磷酸石こう」と、火力発電所や工場などの排ガス中の硫黄酸化物( $\text{SO}_x$ )を除去する際に副次的に産出する「排煙脱硫石こう」の2種類が最も多い。

その他に酸化チタンを製造する際に副次的に産出する「チタン石こう」がある。

以下に、石こう、石こうボードの放射能含有量について述べる。

### 3.2 石こうの放射能含有量

ここでは、わが国で使用されている石こうのうち、天然石こう、燐酸石こう、排煙脱硫石こう、チタン石こうについて述べる。天然石こうはすべて外国からの輸入品であり、燐酸石こうは外国から輸入した燐鉱石を原料として国内で副次的に生産されたものである。また排煙脱硫石こうとチタン石こうは、いずれも国内で副次的に生産されたものである。これらの石こうの放射能含有量の測定例を図5に示す。

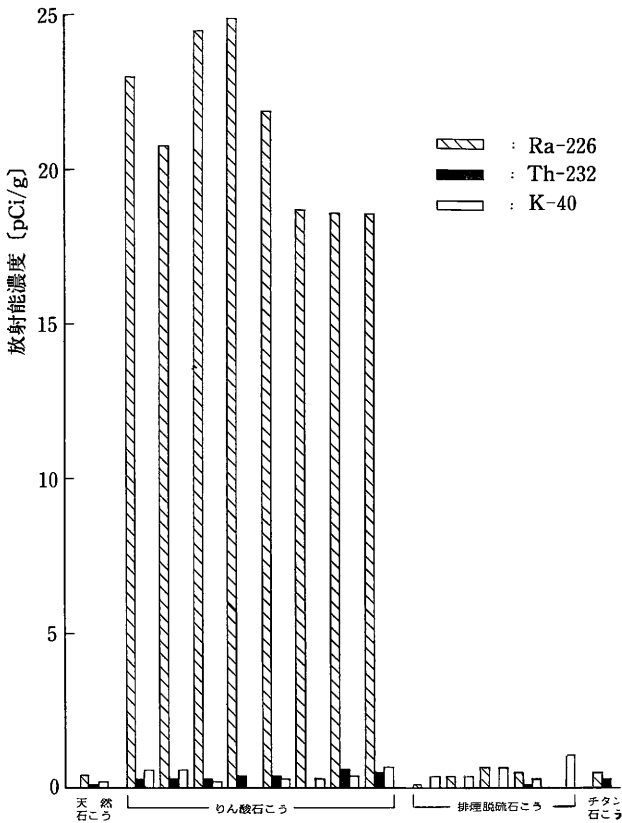


図5 石こうの放射能濃度<sup>1,2)</sup>

Fig. 5 Natural radionuclides in gypsums

各種の石こうのなかでRa-226の放射能濃度が最も高いのは燐酸石こうである。この測定例によればおおよそ19~25pCi/gほどのRa-226を含有していることがわかる。これに対し天然石こうや排煙脱硫石こうなどのRa-226含有量は燐酸石こうの50分の1程度であり、きわめて低い値を示している。

Th-232の放射能濃度はどの石こうも低くて、いずれも0.6pCi/g以下である。

K-40の放射能濃度はどの石こうも1.1pCi/g以下である。

#### (3) 石こうボードの放射能含有量

図6は原料および原料の混合比が既知の石こうボードを試験体として、その放射能含有量を

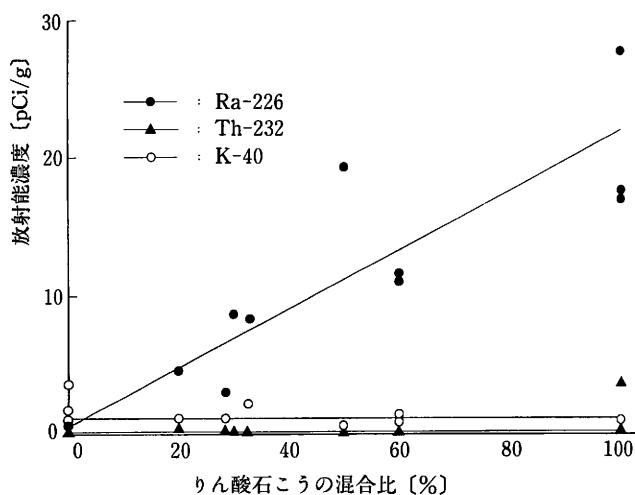


図6 石こうボードの放射能濃度<sup>1,2)</sup>

Fig. 6 Natural radionuclides in gypsum boards

測定した例である。

これによると石こうボードのRa-226の放射能濃度は磷酸石膏を100%使用して製造したボード(排煙脱硫石膏0%のボード)が最も高濃度(17~28pCi/g, 平均値: 21±6 pCi/g)となっている。これに対し, 排煙脱硫石膏を100%使用して製造したボード(磷酸石膏0%のボード)は0.6pCi/g以下の低いRa-226濃度となっている。これらのことから, 石こうボードのRa-226の放射能濃度は原料としての石こうのRa-226濃度および原料の混合比に依存することがうかがい知れる。

この測定例において, Th-232の放射能濃度は平均的にみて0.2pCi/g程度であり, 石こうの混合比によらず, ほぼ一定である。またK-40の放射能濃度は平均的にみて0.7pCi/g程度であり, これも石こうの混合比によらず, ほぼ一定である。

#### (4) 製造年代別にみた石こうボードの放射能含有量

市販の石こうボードは原料の石こう成分が不明であり, 放射能含有量の実態は十分に知られていないのが現状である。その実態の一端を解明するために, 昭和46年から昭和60年までの15年間に製造された石こうボードを選び, その放射能含有量を製造年代別に調べた結果が図7である。測定対象の石こうボードのうち, 昭和46年~昭和55年代に製造されたものは東京都内において, また昭和56年~昭和60年代に製造されたものは茨城県内において, それぞれ製造時に入手し保管していたものである。

図7によると, 石こうボード中のRa-226の放射能濃度は製造年代の古いものほど高くなっている。特に昭和46年~昭和50年代の製品のなかに33.3pCi/gという高濃度のものであることが注目される。上記の3.2の「石こうの放射能含有量」のところで, Ra-226の最大含有量が25 pCi/g程度であることを述べたが, 図7の事例はこれを大幅に上回る原料石こうも使用されていることをうかがわせる。この当時の石こうボードはほとんどが磷酸石膏で製造されていた

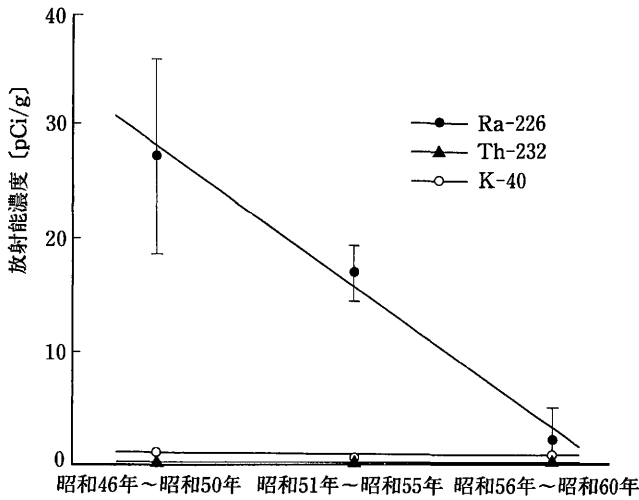


図7 製造年代別にみた石膏ボードの放射能濃度<sup>1,2)</sup>

Fig. 7 Changes with the age in contents natural radionuclides in various gypsum boards

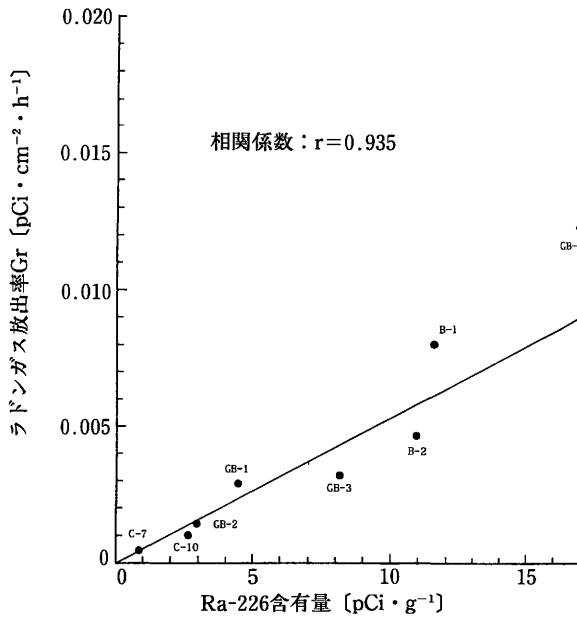


図8 建築材料のRa-226含有量とラドン放出率の関係<sup>3)</sup>

Fig. 8 Relation between radon exhalation rates and radium-226 contents in building materials

ものと推察される。最近の石膏ボードは磷酸石膏のみで製造することはあまりないようであり、排煙脱硫酸石膏や天然石膏のみで製造するか、あるいは数種類の石膏を適当に混合して製造することが多いようである。このような原料事情が昭和56年以降の製品のRa-226含有量の低下につながっているといえよう。

Th-232とK-40の放射能濃度については製造年代別の差はないとみてよい。

これらのことは今後新旧の建物内におけるラドン濃度を推定・評価する際に考慮すべき要因のひとつになると考えられる。

#### 4. 建築材料のラドン放出

以上にいくつかの建築材料中に相当量のRa-226やTh-232が含有されていることを述べた。そのような建築材料からはラドン(Rn-222, Rn-220)が放出されて、屋内空間のラドンおよびその娘核種の濃度を高めることになる。図8は建築材料のRa-226含有量とラドン放出率の関係を実験的に調べたものである。これによるとRa-226含有量の多い建築材料ほどラドン放出率(pCi/cm<sup>2</sup>/h)が大きくなり、その相関係数は0.935であり、両者の間に密接な関係があることがわかる。ラドン放出率は建築材料から屋内に放出されるラドン量を試算する際に必要な定数である。

#### 5. おわりに

屋内へのラドン供給源のひとつである建築材料については、過去に諸外国の規制値をかなり上回るものも広く使用されていたが、原料事情などにより最近ではそれほどなくなった事例もみられる。しかし今後Ra-226やTh-232等を多量に含有する建築材料が再び使用されたり、新たに出現して使用されないとも限らない。現にある種の製品に比較的高濃度の天然の放射性核種が含まれている例が散見される。Ra-226の含有量が多い建築材料ほどラドン(Rn-222)を多量に放出するわけであるから、建築材料の使用上の安全性を考慮すれば、いずれは建築材料の放射能含有量の規制に関する議論が必要となろう。この他にも建築材料に関してはラドン透過性や塗装材料のラドン放出防止性能などといった材料特性をも明らかにしてゆく必要があろう。

#### 参考文献

- 1) 伊藤和男, 浅野賢二; 居住環境における放射線に関する基礎研究, 建設省建築研究所年報(1983)
- 2) 伊藤和男, 斉藤茂郎; 建築材料の含有放射能(建設省建築研究所内部資料)
- 3) 伊藤和男; 建物内の放射線レベル(3)建築材料のラドンガス放出率, 日本建築学会大会学術講演梗概集(東海, 昭和61年10月)

#### 〈討 論〉

##### Q. 米原英典

石こうボードの材料として、りん酸石こうの混合比が昭和46年以降下降しているようですが、この傾向は石こうボードメーカー各社同じですか。

##### A. 伊藤和男

各社とも同程度であるかどうかは何ともいえない。しかし、天然石こう(=原石石こう。り

ん酸石こうに比してRa-226の含有量が極めて少ないもの)の輸入量の増加の状況からみて、近年は、りん酸石こうの使用量が比率的に減少しているのが、全体的傾向としてはそうだと思います。

**Q. 藤高和信**

コンクリート骨材として用いる砂が時代と共に山砂，川砂，海砂等変化しているはずだが，その変化によって生じる骨材中Ra濃度の変化はどれくらいあるか。

**A. 伊藤和男**

山砂，川砂，海砂といった種類ごとの測定例が少ないので，現状では不明である。

**Q. 黒澤龍平**

輸入された燐酸石膏を石膏ボードに使わないとするとどうなってしまったのだろうか。

**A. 伊藤和男**

われわれサイドではよくわからない。確かに，りん酸石こうの輸入量は増加しているようであるが，排煙脱硫石こうや天然石こうの使用量が量的に多くなってきたために，全体としては石こうボードのRa-226量が減少しているものと思われる。

**Q. 小林定喜**

建材としてコンクリート・石膏ボードの他にラドン源として問題となるような建材はあるか。

**A. 伊藤和男**

無機質系の建材が問題となろう。建材に使用される無機質系の材料は多種多様であるので，現状では明確にはいえないが，ある種の建材に多量のRa-226が検出された例もあり，今後の調査で明確にする必要があると考える。

## V 討論とまとめ



## ラドン測定上の諸問題

司 会：阿部史朗/藤高和信

発言者：青山 喬/飯田孝夫/伊藤和男/笠井 篤/草間朋子/黒澤龍平/  
下 道国/滝澤行雄/武田篤彦/御船政明/山崎敬三/吉澤 晋/  
吉田芳和/阿部史朗/小林定喜/藤高和信 (50音順)

阿部 ラドン濃度測定という仕事の目的からまず、つまり線量あり、その先にリスク、対策といろいろあります、その辺のところから討論していただきたいと思います。

草間 今日は先生方に日本のラドンのレベルをそれぞれお出しいただき、国民線量の評価あるいはさらにリスク算定というところに近づきつつあるという印象を受けました。

それで1つお願いがあります。沢山の先生方が屋内ラドンあるいは屋外ラドンという形で測定されています。たまたま京大の山崎先生がインターコンパリソンということで測定法の比較を話されましたので、それぞれの先生方がたまたま違う方法で測定されているのを大変良いことではないかと私は思います。3つの測定法で例えば一つの家屋の同じところを測定して比較し合うというようなことをぜひお願いしたいと思います。

青山 測定法の比較は、阿部先生の音頭取りなどがあったと思うのですが、国内国外でいろいろ行われていると思うのです。われわれもいろんなグループと協力してやっており、出来るだけ違った種類の測定器を同じところに置いて測定するように心掛けております。

明日私は「日本人のリスク算定における問題点」のところでわれわれの行った簡単な相互比較を発表させていただこうと思っておりますが、現在オーストラリアにいろいろな測定器を送ってやっているインターナショナルの相互比較が非常に大事だと思います。日本に報告が返ってきたように聞いておりますが、わかっておりましたら、どんな状況なのか教えていただけませんか。

山崎 オーストラリアでやられた分につきましてはですが、OECD/NEAで行われた国際比較測定で、ラドンに関しては結果が出ておりますが、ラドン娘核種の相互比較の方はまだ結果が出ておりません。それ以降のOECD加盟国以外に範囲を広げた方も現在2回目の測定結果をオーストラリアへ送っているという状況で、第3回目も行うか行わないか希望をとっている段

階なのです。

**草間** わが国のラドン濃度がどの位かということが国民線量という観点からは大事でございます。それで、例えば阿部先生のグループ、小林先生のグループ、あるいは青山先生のグループと、わざわざオーストラリアにお願いしなくても国内で十分インターコンパソンはできるのではないかという印象を部外者としては受けますので、そういう形でぜひお願いしたいと思います。

**笠井** 草間先生のご質問の、国内でのラドンに関する共同研究の実例を紹介します。

先程、浅野先生、伊藤先生から建築研のラドン測定用建屋での測定結果の紹介がありました。その実験建屋で、建築研、原研そして放医研の小林先生と三者共同でラドン濃度測定および被曝評価を行っています。これは3年計画で進めております。国内での共同研究の実例です。

**飯田** いろいろな器械を相互に持ち寄って比較するという事は行っていません。私たちの研究室には連続的に1時間ごとに測定できるラドンモニターがあります。それを基準にして、金沢大学からはチャコール充填容器を送っていただいて2回の1日曝露実験による校正を行いました。それから滋賀医大の米原さんが行っているベアー法についてCR-39フィルムを送って頂き、2ヶ月毎の曝露実験による相互比較を1年間続けました。

**阿部** 私は、先程山崎先生が話されたように、保健物理学会の専門研究委員会で、京大を中心としてインターコンパソンを、それも国際的にも繋げることを考えながらやっていますけれども、その保物学会専門委員会も来年3月迄で、3度目は委員会をつくれませんので、一応組織は解体しそうな感じです。ただし、私自身昔から考えて、15年前にも京大原子炉を使っていろいろ比較測定を全国的にやったのですが、この様な組織はそう簡単に崩れるものではないと思っています。全国的な規模での比較測定が必要と考えている人はずいぶんいますので、誰かが組織化しなくてはならないのですが、まだ具体的にはなっていません。京大原子炉を使うようなやり方は今後ともあり得ると考えております。

それとは別に、私は精度の高いキャリブレーション施設を日本で持たなければいけないと前から考えておりましたが、その建設ということになると、ラドンの方はまだよろしいのですが、ラドンドーターについては非常に困難です。高額の予算も必要ですし、組織のバックアップもなくては出来ません。そういうものができれば、またそれに助力する人がいれば、草間先生のおしゃったような国内での相互比較という仕事は可能であろうと考えております。

**滝澤** 測定法の問題は厄介だと思います。私達がよく行いますリング・テストでは例えば3

あるいは4機関がそれぞれ独自の測定方法でやりますと、精度の違いで当然値が違ってくると思います。しかし、繰り返し測定時の再現性がそれぞれの測定法で良好であればいいわけです。従って、例数を増して、時間的な経過とか、ライフスタイルによる測定値の違いなどを知るために、このまま2、3年続けていただきたいと思います。血糖の測定にHagedorn法とSomogyi法の2つの方法がありますが、正確度の違いで、前者の値が高く、後者のそれが低く出ます。そういう意味では再現性がよければ、必ずしも1つの方法でオーソライズする必要はないと思います。ラドン濃度の時間経過とか、ライフスタイル、環境ファクターなどとの関係のデータを揃えていただきたいと思います。また平行してインターキャリブレーション等もやっていたら、現在それぞれに鋭意工夫してやっておられる測定調査はそれなりに素晴らしいのではないかと、ちょっと個人的に思います。

**武田** 私の研究所では小林先生のパッシブタイプの測定作業に協力して、大阪府と兵庫県、和歌山県、奈良県の4府県について既に1年間の測定器の配布と回収をほぼ終ったところで、測定器の交換が半年間に1回ということは今日内山先生も話されました。この前半分についての生データはもういただきましたが、データの解析にはまだ手をつけずにいるところで、

このパッシブタイプで半年2回、1年間同じ家庭を測ったことの意味は、その家庭に1年間一体どれくらいのラドン関連の放射線があったかということをもっと知るということに在ると思います。したがって、今日も多くの先生がたのお話にありましたように、いろいろな条件でラドンというものは出たり入ったり動いたりするというものですから、そういったものをそのまま全部1年間のいわば風呂敷に包んで、この方法ではこれだけだということで一応出して、さてその数字は世界のほかの国に比べてどうなんだということをもっとやってみるということが、このパッシブタイプの仕事の最初の眼目ではないかと私は思います。

従いまして、設定条件を厳密にし、精度についても検討ずみの方法によって測定値を得るという問題については、他のグループがいろいろとご検討になっていますし、このパッシブタイプによる方法は当面、そういったところと狙いが少し違うという風に私は理解しております。ただ、他の測定装置と同じところにパッシブ法の簡単な装置をぶら下げることによって、いろいろなデータを相互に比較検討できるという道が広がってくれば非常にいいことだと思います。まあ桁違いに違っておれば別といたしまして、そうでなければ納得のゆく補正を施して比較すれば、一応話は進むのではないのでしょうか。むしろどちらかといえば疫学的な色彩の強いパッシブタイプの方については、滝沢先生がおっしゃいましたけれども、バラエティに富んだ実際の生活様式や、家の構造などと、測定値とかがどう繋がっているかということにもかなり目配りしております。滋賀の米原先生のところは既に大分やっておられるのですが、そういったことに学びながら、何か関連のつけられるものをつけていって、何か言えることがあればそれをまとめてゆく。そして出来れば、今度はこういうタイプの構造や生活様式のところではこうなる

ということが本当かどうかということ、そういうお宅に協力をお願いして、それを1年なり測定してみる。そして、こういうタイプの家庭と生活では大体こうなるんだということ、得られたデータから固めていくという風なことでもまとめられれば、パッシブタイプの仕事の所期の目的の大きな部分は上がりになるのではないかと私は思っております。

藤高 ラドンの場合は生活様式が大変大きな影響を及ぼしますし、さらに建築様式も影響を及ぼします。つまり自然現象以外の要素の影響が大きいということですが、これには皆さんもご賛成いただけると思います。ところがそうすると今測った値は20年後にはもう役に立たないかもしれない。すなわち、日本の代表的なラドンに関する値がこれこれしかじかである、今測った値はこうであるというのは今についてだけ言えることであって、20年後には20年後の値があるはずで。したがって常にその時代の値を更新して求めつづけていかなければならないのだらうと考えます。

ところで、一体自然現象と自然現象以外のものがラドン濃度に対して及ぼす影響はそれぞれどれくらいの割合を占めているのでしょうか。例えば温度とか湿度とか風速のように人間がコントロールしにくいものと生活様式とか建築様式のように人為的にコントロールできるものと、それぞれの位の割合で影響しているのでしょうか。例えば半分づつと考えていいのか、それとも圧倒的に片方が強いのか、どなたかに粗い表現でも言っていただいけませんか。

下 難しい質問ですね。藤高先生は御存じだと思いますけれども、国連科学委員会の82年レポートには屋内ラドンの発生割合として外部からこれぐらい、建材からこれぐらい、特にアメリカのデータですから、天然ガスからどれぐらい、それからシャワーを浴びますので、シャワー水からどれぐらいという値が出ていますね。この割合が、今後とも同じような生活スタイルで変わらないとするならばラドン濃度は随分とコントロールしやすくなるように思われます。それからさっきも出ておりましたけれど、例えば内壁や床のコーティングということがありますね。これも委員会レポートに出ておりますが、例えば有機性溶剤などでコーティングいたしますと、ラドンの発生が10分の1に落ちるといようなことがあります。これなどはコントロールしやすいものの一例と言えましょう。こうした後では、コントロールできない自然現象や人為的にコントロールしにくいことが残るでしょうが、その割合はなかなか言い難いと思います。また生活スタイルが時代とともに変わるといことであれば、当然発生源そしてコントロールすべきことも変わってまいりますね。こういうふうに考えていきますと、発生源が何かということとどのように出てくるかということ、そしてどのように抑えるかということは人間の生活スタイルと関連していて、非常に言い難いわけです。しかし、それが自然現象に深く結びついたものであれ、人為的なものであれ、コントロールのし易いものとし難いものは、時と共に変わり、その割合はといえばフィフティ・フィフティという感じがしますけれども、これは全然違うかもしれませんね。

**阿部** 話をちょっと戻して、武田先生の先ほどのご発言の趣旨をうかがいたいのですが。

**武田** 私が申し上げたのは、測定値の一致ということをごとまで重視するかという問題として、それはああいって非常に変幻自在な対象でありますから、測定器が変れば当然測定値はある程度変わってくるだろうと思います。ですからある時期におけるいろいろな方法で得られ、補正された測定値が大体合意できる範囲内で一致するなら、どれかの数値を選んでそれはもうその程度でよいのではないかと考えています。そして現時点における正確この上ない測定値をきちんと求めようという目的でそういう装置をお使いの作業グループは、それにむけてさらに努力していけばよいのではないかと、こういう意味でございますが。

**阿部** いつの世でもその時代までのデータはなるべく生かす、つまり、各種の測定法の特徴を生かしてやったらよろしいのではないかと、私は受け取っております。この問題を突き詰めていきますと、測定器の細かい問題になってきそうです。ただ、ここで1つ、測定器というものにはバイアスと測定精度の2つの面があります。その2つの面をいろんな生活条件による違い等とバランスをとっていくのが最良の方法でしょう。ただし、最良の方法というのはお金がかかったり、人手が要ったりします。ですからそれらを効果的に、経済的に使うことが実務者としての心構えで、そういう面に関するご指摘であったと考えます。

次に話題を変えて、ラドン発生源とそのモジュレーションの問題を取り上げます。発生源の方にもモジュレーションにも人間活動もあり、又天然の現象もありますので、その辺についてご討論下さいませんか。

**青山** 本日われわれの教室の米原が発表しましたように、関西から九州にかけて、広島、中国と限定された地域での結果ですが、意外と土壁を使った従来工法の日本式な建て方の家屋のラドンの測定値が高いという結果を得ました。土壁の寄与というのがかなりあるのではないかと思いますのですが、先ほど屋内ラドン濃度への建築材料の寄与というところで、これは非常に精密に測定しておられたと思いますが、どうも土壁のようなものが測定されていなかったのではないかと思います。セメントとか石とかというのではなく土壁というのはいろんなものの寄せ集めみたいのもので、しかもかなり地方性の高いものだと思います。そのような材料の測定はいかがなのか、お聞きしたいと思います。

**伊藤** 実際問題として土壁がらみの材料については多くは測っておりません。1つの理由として、最近土壁を使った家というのはどうもあまり無さそうであると考えたからです。何年も前にさかのぼってラドンの影響を知ろうとするためには多分必要なのだろうと思います。しかし、例えばコンクリートの骨材などをかき集めまして測ってはいますけれど、あ

いう骨材とかセメントにしても、氏素性のわかっている材料を人手を介して手に入れるというのはなかなか難しいという事情があります。

そういうことで、土壁に関しては最近あまり使われていないこともあって、サボっているといえばサボっているような形であります。もし本当に必要であるということであれば、ある程度精力的にやっつけていかなくてはならないと思います。ご指摘ありがとうございます。

**黒澤** 土壁につきましては全く知りませんでした。土壁が関西の方にそんなにあるということも存じませんでした。私の住んでいるところは土壁のツの字もありませんので、(笑い) ああ、そういうものかと思いました。

ただ、いま伊藤さんが言われたことでございますけれども、例えばこういう材料の中でどういうふうになっているか、その材料を集めるというのは非常に難しいことがございます。

もう1つは、例えば、これは極めて残念なことです、昔の日本の鉱山中のラドンがどうだったということは実は全くわからない。多分高かったろうと思います。ですけれども、これは例えば鉱山会社に掛け合まして、坑中のラドンを測らせろと言ったって、ノウ、と言うでしょうし、また間接的ですが言われたこともあります。

同じように例えば石膏ボードを生産しているところでその石膏ボードの組成がどうなっているか知りたいから材料をください、と言っても、建築研究所ならあるいは手に入るかもしれませんが、われわれでは全くだめだと思えます。聞きに来る時は勝手に向こうから聞きに来ますがそのまま帰ってしまいます。

こういう状態ですので、日本で疫学的調査をやるとか非常に広い範囲を測るとかいうときに、業界の壁というのか、秘密主義というのか、そういったものにしょっちゅうぶつかっております、それが何とかならないかと考えております。

**御船** 土壁について私も強い関心を持っております。と言いますのは、三朝附近では黒雲母花崗岩中のRaの濃度が高いのですが、以前仕事仲間の地質学部門の相馬徳蔵氏が、この花崗岩中の、例えば石英とか雲母とか長石の中の放射性鉱物について調べましたところ、放射性鉱物は黒雲母中に非常に多く含まれていることが分かりました。

ところで温泉が湧出する機構について考えてみますと、地下に温泉水が上昇する割れ目があるだけでは、温泉は出来ません。温泉水の上昇する通路としての割れ目があると同時に、この割れ目と交わる粘土化した断層がありまして、それが一種のダムの役目をして、温泉水を堰き止めますと、最初に話しました割れ目から、温泉水は上昇して地上に湧出して来ると言われております。この粘土化断層の粘土が温泉水中に溶存するUやRa(花崗岩より溶出した)を吸着すれば、その粘土中のRa濃度は高くなります。

三朝温泉では、かつて防火の目的で粘土混じりの赤土を使用した土蔵造りの住宅が沢山ありましたが、今も少しは残っております、壁土の採集は可能であります。そのうち、壁土中の

Ra濃度を測定したいと思っておりますが、まだ手を付けてはおりません。

**笠井** 今のお話と多少ずれるかもしれませんが、明日のテーマである被曝評価とリスク評価につながる問題としてコメントしたいと思います。

今日はラドンの測定が主なテーマでしたが、最終的には被曝評価、リスク評価につながる事柄です。その点から、演者の天野も触れましたが、ラドン、つまり親核種の $^{222}\text{Rn}$ とその娘核種との存在状態がどうなっているかが、被曝線量に大きく影響してきます。従って親核種である $^{222}\text{Rn}$ の濃度だけでなく、その娘核種の存在比がどうなっているかを、そのメカニズムも含めて明らかにして行かないと、実際にラドンによる被曝評価、リスク評価をするのには不十分と思います。具体例を挙げますと、ICRPが提案しているワーキングレベルはあくまでも放射線管理上の一つの基準値であって、やはり精度の良い被曝評価、リスク評価をするには、ポテンシャルアルファエネルギーを用いる方法ではなく娘核種の存在比がどうなっているかを明らかにし、それらによって評価する必要があります。

**阿部** 問題がちょっと離れましたが、本当に必要なデータというのは娘核種、それも生活環境での娘核種の値だということは皆さんご承知と思います。私は理科大の児島と組んで3年以上1時間ごとに連続測定したデータをもっており、今もサンプル数をふやしている所です。ところが、現実に線量を出すということになりますと、ただごとではない金と時間が必要です。

もう1つ、来週自然放射線環境の国際シンポジウムがあります。そこでの主題は娘核種です。娘核種も単に娘核種というのではなく、ラジウムABCを各々測るとか、フリー成分は一体どうであるか、粒度分布はどうであるか、そういう所も問題になっています。

ただ、線量の先のリスクを問題にする場合、現在出ている線量がそのまま使えるかということ、必ずしもそう簡単にはいかないということも、もちろんご承知の上でのご発言でしょうけれど、皆さんに蛇足ながらお断りしておきます。

**下** 問題に立ち返りまして、発生源というお話でしたので、こういう例があるということをご紹介します。例えば建物内にピットが掘ってある場合があります。私たちの居る建物ではピットは簡単に蓋があきますので、その中のラドン濃度を測りますと非常に高い。普通の部屋の10倍とか、あるいは20倍、30倍で、これは発生源になっているのではないかと疑われます。また例えば建屋が負圧管理になってますと、そういうところから空気が吹き込んできます。当然ながら部屋のラドン濃度がグンと上がりますね。そういう例も当然あります。

したがって、建物の材料がどうのこうのということも非常に大事なのですが、換気状況もそれに劣らず大切だと思います。換気は自然換気になっているのか。空気はどこから来ているのか。例えば地下室からなのか、地下室ではないけれども縁の下から来ているのではないのか、あるいはドレーンがあった場合に床や壁の間にすき間があって、そういうところから実

は入ってきているのではないかと。そうしますと建材云々よりもそういうところから出てくるものの方が圧倒的に、圧倒的という言葉が行き過ぎかもしれませんが、かなり多い面がありますので、建築関係の方で、そういう可能性についてコメントをいただけたらと思います。

吉澤 今の下先生の御質問に対してお答えになるかわかりませんが、こんな例があります。ひと頃酸欠事故があり、騒がれましたが、あれは結局地下鉄工事でシールド工事で圧入された空気が酸化鉄層を通して地下室に入ってきて、酸欠事故を起こしたという例でした。何かそういった事があつたりすると出てくる可能性はあるでしょう。

ちょっと話が違いますが、先ほど測定値の意味が変わってくるのではないかという話がありましたね。時代が変われば確かに生活様式やら何やらが変わってくるのですが、ただ、そのデータでも生かせる場合だってありますね。私どもごく最近非常に困ったことがあります。それはラドンの測定値は沢山あるのですが、パラメーターが書いていない。特に一番影響が大きいのは換気量ですけど、その瞬間の換気量が判らないと実は一般性がないんですね。逆にそのデータがあれば換気量が変わったときにきも予測がつけられます。ですから、例えば今建物の構造が変わって機密性が高くなったときに、換気量が半分になったとすれば、まさにこれは反比例関係でいきますので2倍になると予測できます。

あと建材など発生源の量はその瞬間でなくても存在するわけですから、第1次の予測はできます。そういった意味でのパラメータはぜひとっておいていただきたいという感じがいたします。それがあれば、一般性がないものではないということです。

それから今の換気量の問題につきましては、国民線量のことでお手伝いいたしましたとき、阿部先生始めこういうご質問がありました。日本の住宅の換気量は幾らですかと。で、私ども目をむいてしまいました。ちょうどこれは日本人というのは体重幾らかという質問と同じことなんです。われわれは1軒1軒の顔を見ていますので、とんでもないという話になりました。でも考えてみたら、日本の家と蒙古のパオとインドネシアのうちと、それから北欧の家と比べれば確かに差はあります。そういった意味でちゃんとつかまえられれば確かに出来るので、怠慢でした。

皆さん方がよく論文などで引用しておられるデータというのは私が生まれる前に出たものなんです。それが孫引き、孫引きで出てくる事が非常に多いのです。ですから今のようにプレハブが出来て以後はかなり変わってきていると言われていきます。

もう1つ、先ほど、1977年頃から屋内空気汚染の問題が非常にかしましくなってきました。これは1970年前後、例のオイル・ショックがありまして、世界的に換気量削減をやってしまったんですね。特に1975年にアメリカが換気量基準を4分の1に下げました。そのためにシックビル症候群(sick building syndrome)というのが起きまして、また改めて増やしたのですが、その辺のことはラドンなどのように稀釈に頼らざるを得ないものに影響があったという



感じを持っています。

そういった意味でも環境というのは1つの大きな要因であるということで、ぜひとも何かチャンスがありましたら、その鍵となるものだけは残しておきたいと思います。

**阿部** 含蓄深いお話をしていただきました。次に数値とデータの処理についてコメントをしたいということで、吉田先生どうぞ。

**吉田** 全国的なラドン濃度測定を始められて、そろそろ結果を中間的にまとめておられると思います。おやりになった方には研究的な意図などいろいろ意図があると思いますが、データの処理については目的別にわれわれが見た場合にわかり易いように単純明快にさせていただきたいという感じがするんです。測定技術に基づく誤差の問題やログ・ノーマル分布かガウス分布かというのは純技術的というか、純サイエンティフィックに処理していただければいいのですが、例えば平均値の出し方についてはエリアごとに面積平均とするのか、あるいは国民線量を出すために人口のウェイトをかけた平均とするのか、明確にする必要があらうと思います。また測定の数値の棄却の問題も紹介されましたが、そういう処理は非常に明快に(客観的に)わかるようにして頂きたい。最終的報告書では先ほどからいろいろ御意見が出ているように、パラメータの問題などいろいろありますけれど、後で精度は見直してもいいとして、まず第1に出てくるものが、どういう処理をしてどういう結果が出ているかということが単純にわかるようにお願いしたいということでございます。

**小林** 只今の吉田先生のご意見に私ども全く賛成でございます。屋内のラドン濃度は本当に千差万別でして、予測をしますと大抵はずれます。ですから予測をしないで黙々と実際に測定していくのが良い、という御意見を伺っておりますし、私どももそう思っております。それで私どもは、できるだけ短い年数の間に同一の方法で日本中測れる限り測定し、その結果を単純明快な形で出し、測定値の解釈はその先のことにするという方針で現在屋内ラドン濃度全国調査を進めております。

**滝澤** 私ども公衆衛生の立場から申しますと、住宅構造そのものは夏を中心に建てて、冬は二の次にするというのが公衆衛生学の考え方でございます。ところが最近クーラーが効くようになりまして、いわゆる西洋住宅的になりまして、日本家屋が少なくなり、むしろラドンによる被曝が多いということですが、最近はどうですか。そのために衣服衛生というのがありまして、夏暑いと裸になっても我慢できない、寒い時は衣服を着るということで私たちは長い間生活してきました。ところが今の住宅は冬を中心にするので機密性が高くなってきたのですが、これは多少変わってきているのでしょうか。どなたか建築関係の方にコメントをお願いします。

吉澤 明確に変わっておりますね。大体家屋の設計も風通しがいいようなことでなくて、1つの部屋にまとまっている。しかも方向性も、関東地方でいうと南向きが当たり前だったのが、今はそんなこと言って居られなくなりました。

ですから、いろんな意味で変わって、それが原因でいろんな問題が起きつつあるというふうに見た方がいいと思います。先ほどどなたか、湿度と関係があるとおっしゃいましたね。あれは部屋を閉めてしまいますと、今の場合だと換気がよくありませんので、相対湿度が上がってしまいます。それは換気の量の少ないのと裏腹でございます。ですから必ずしもラドンと湿度と関係があるとは私には思えないのです。それがカビがはえやすいとか、ダニによるアレルギー喘息の発症など、何か全部からんできまして、暫くの間そういったトラブルが起きて、その後で日本に適した新しいタイプの住宅が出てくると思います。

ただし、さっき土壁の問題がございましたけれど、1つのステイタス・シンボルとして、ああいう非常にトラディショナルな家をつくる人たちも出てきていますね。

阿部 ちょうど時間になりました。結局ここで討論した内容というのはラドン濃度の測定しようとするときは、人間というもの、人間の活動、それから人間のつくったもの、そういうものが無視できないということがまあ1つの結論かと考えます。

それからもう1つは、数字の処理が単純で分かりやすくなくてはならないということだと思います。

その意味の要望が随所に出ていますね。インターコンパリソンという形でもあるし、パラメーターという形でもあるし、結果の数字ということでもある。そのことを肝に銘じて今後仕事をすべきではないかと感じます。

以上でこの討論の集会を終わります。どうもありがとうございました。

## VI 内部被曝線量算定—パラメータ の検討

### VI-1 呼吸生理と呼吸の動力学

力武 知之

### VI-2 ラドン及び娘核種の

呼吸器被曝の生物学 松岡 理

## VI-1 呼吸生理と呼吸の動力学

力 武 知 之

千葉大学医学部

*Radon in the Living Environment-Levels and Risks*

*Proceedings of the 15th NIRS Seminar, held at Chiba, December 3-4, 1987, PP.159-168*

### Respiratory Function and Lung Dynamics

Tomoyuki Rikitake

School of Medicine,

Chiba University,

Inohana 1-8-1, Chiba-shi, Chiba 280, Japan

#### Abstract

In considering dust deposition in respiratory organs, it is required to divide them into three compartments, i.e., (1) upper airway (UA), (2) lower airway (LA) and (3) alveoli (A). In our respiration, airways play a role of dead space. The ventilatory dose of airway is different from alveolar one.

In the physiology of respiration, there are four static lung volumes, i.e., the inspiratory reserve volume (IRV), tidal volume (TV), expiratory reserve volume (ERV) and residual volume (RV). In addition, there are four capacities, i.e., inspiratory capacity (IC), functional residual capacity (FRC), vital capacity (VC) and total lung capacity (TLC). These volumes and capacities can be calculated by using predicting equations.

The minute volume ( $\dot{V}_E$ ) which is used as a unit of ventilation dose, is about 6 l/m at rest. This volume increases with the increase for demand of oxygen uptake ( $V_{O_2}$ ) till over 100 l/m during muscular exercise. The tidal volume (TV) increase upto the half volume of the vital capacity, with the minute volume increasing till about 50 l/m. When more minute volume is needed by exercise, only respiratory frequency can increase.

The lower airway compartment consists of the trachea, the bronchi and the bronchioles. The branch, by the irregular dichotomy, is divided into 23 generations on the average. The total cross sectional area of each generation increases rapidly after 10th generation. In the nasal cavity, the air flow is turbulent because of the complex construction of the cavity, so that inhaled dust particles of large size deposit on the airway wall by the impaction. In the lower airway, the inhaled air loses its flow rate by the rapid increase of total cross sectional area, so that the particles with middle size deposit on the wall by sedimentation. The particles with small size deposit on the alveolar wall by the Brownian movement. The particles which have been deposited on the wall are cleared away from respiratory organs by mechanical action of swallowing, and of mucociliary system as well as through phagocytic action of macrophages.

## 1. はじめに

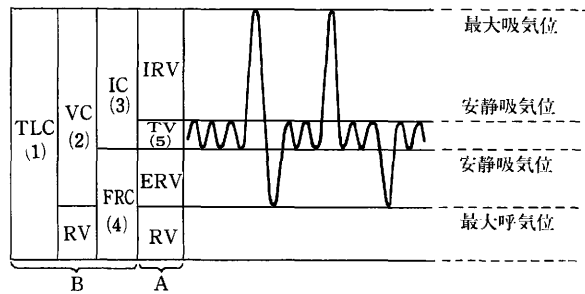
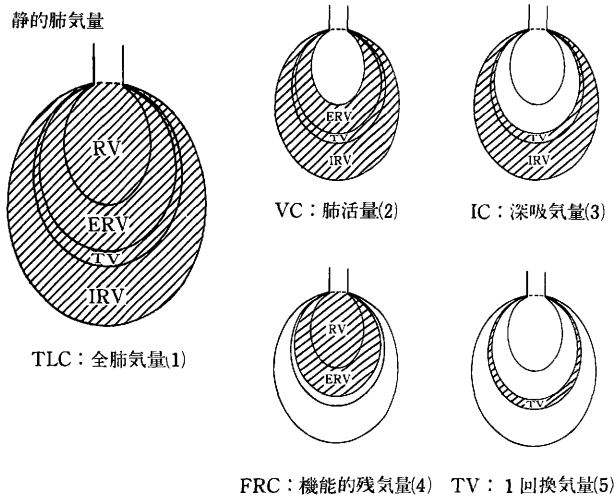
吸入性放射性物質による内部被曝を考えるにあたり、呼吸器の状態や吸気と一緒に体内に入り込む吸入粒子(dust)の行動について検討する必要があるが、ここでは換気に関する簡単な呼吸生理とdustの沈着(deposition)および排出(clearance)について考える。

## 2. 呼吸器の構造

呼吸器を構造上、上気道、下気道および肺胞部分(肺)の三つに区分する。鼻孔から鼻腔、咽頭を経て喉頭までを上気道、喉頭から気管、気管支を経て終末細気管支までを下気道、呼吸細気管支から肺胞までのガス交換を行う部分を肺胞部分(肺)という。肺は右が上葉、中葉および下葉、左は上葉および下葉の五つの葉からなる。気道を通じ肺へと吸入される外気は肺に均等に分布するわけではなく、下方に多く分布する<sup>1),2)</sup>。このため上葉より下葉のほうが換気量ははるかに多いものと考えられる。

## 3. 肺の気量

図1は肺の気量をしめしている。同図のスパイログラムによる呼吸曲線より最大吸気位、安静呼気位、安静呼気位、最大呼気位を得、安静呼吸曲線から一回換気量(Tidal Volume)を得ることができる。最大呼気位で呼吸器に残る気量を残気量(Residual Volume)、安静呼気位から最大呼気位までの肺の気量を呼気予備量(Expiratory Reserve Volume)、安静呼吸の吸気位から最大吸気位までの肺の気量を吸気予備量(Inspiratory Reserve Volume)と言う。これらの四肺気量を単肺気量と言い、この他にこれらが集まった複肺気量がある。呼吸に際して1回換気量に相当する外気が呼吸器に吸入され、ほぼ同量が呼出されるわけであるが、このとき機能的残気量に相当する空気が呼吸器内に常在し、吸入された外気はこのなかで拡散し、均等な分



A. 単肺気量の諸値 (Volumes) .

互いに重複しない基本的な4つの肺気量がある。

1. 1回換気量(Tidal Volume) 呼吸周期ごとに吸入ないし呼出されるガス量.
2. 吸気予備量(Inspiratory Reserve Volume) 安静吸気終末位よりさらに吸入しうる最大のガス量.
3. 呼気予備量(Expiratory Reserve Volume) 安静呼気終末位よりさらに吸入しうる最大のガス量.
4. 残気量(Residual Volume) 最大呼気位において肺内に残るガス量.

B. 複肺気量の諸値 (Capacities) .

2つ以上の単肺気量を含めた値で、4つの複肺気量がある。

1. 全肺気量(Total Lung Capacity) 最大吸気位の肺に含まれるガス量.
2. 肺活量(Vital Capacity) 最大吸気につづいて強制努力によって肺より呼出される最大のガス量.
3. 深吸気量(Inspiratory Capacity) 安静呼気終末位より吸入しうる最大のガス量.
4. 機能的残気量(Functional Residual Capacity) 安静呼気終末位において肺内に残存するガス量.

ここでは安静呼気終末位を基線として用いている。この方が吸気終末位より変動が少ないからである。

図1 肺気量分画

Fig.1 Subdivisions of lung volume

表1 肺気量予測式(性, 年齢, 身長, 体重, 体表面積の関数)  
Table 1 Equation of projected lung volume

肺気量分画 (ml, BTPS)	被験者	式
VC*	男	$(-38 \times \text{年齢}) + (121 \times \text{身長}) - 2,100$
	女	$(-22 \times \text{年齢}) + (110 \times \text{身長}) - 2,980$
ERV	男	$(-15 \times \text{年齢}) + (88 \times \text{身長}) - (9 \times \text{体重}) - 2,650$
	女	$(-8 \times \text{年齢}) - (29 \times \text{体重}) + (3,850 \times \text{体表面積}) - 1,340$
TLC	男	$(-11 \times \text{年齢}) + (176 \times \text{身長}) + (1,650 \times \text{体表面積}) - 4,630$
	女	$(-11 \times \text{年齢}) + (121 \times \text{身長}) - 2,400$
RV	男	$(26 \times \text{年齢}) + (110 \times \text{身長}) - (11 \times \text{体重}) - 4,570$
	女	$(10 \times \text{年齢}) + 1,320$
FRC	男	$(11 \times \text{年齢}) + (198 \times \text{身長}) - (20 \times \text{体重}) - 7,220$
	女	$(-44 \times \text{体重}) + (5,500 \times \text{体表面積}) - 580$
RV/TLC比率	男	$(0.50 \times \text{年齢}) + (0.66 \times \text{身長}) - (0.13 \times \text{体重}) - 7.8$
	女	$(0.37 \times \text{年齢}) - (0.08 \times \text{体重}) + 34.4$

肺気量諸値は, ATPS(Atmospheric temperature and pressure saturated)からBTPS(Body temperature and pressure saturated)に換算すると10%増加する。年齢は歳, 身長はインチ, 体重はポンド, 体表面積(BSA)は平方メートルで表わしてある。

\* 交換しうる式

VC 成人男子  $[27.63 - (0.112 \times \text{年齢(歳)})] \times \text{身長(cm)}$   
成人女子  $[21.78 - (0.101 \times \text{年齢(歳)})] \times \text{身長(cm)}$

表2 小児の肺活量の年齢又は身長による予測式  
Table 2 Equation of projected vital capacity

		式*
		(ml, BTPS)
男児 年齢(歳)	4~9	$VC = (193 \times \text{年齢}) + 88$
	10~12	$VC = (194 \times \text{年齢}) + 83$
	13~19	$VC = (338 \times \text{年齢}) + 1,720$
女児 年齢(歳)	4~11	$VC = (191 \times \text{年齢}) - 62$
	12~16	$VC = (200 \times \text{年齢}) - 121$
	17~18	$VC = (154 \times \text{年齢}) + 608$
男児 身長(cm)	98~118	$VC = (27.4 \times \text{身長}) - 1,770$
	123~148	$VC = (40 \times \text{身長}) - 3,330$
	153~173	$VC = (63 \times \text{身長}) - 6,730$
	178~188	$VC = (30 \times \text{身長}) - 1,050$
女児 身長(cm)	98~113	$VC = (27.8 \times \text{身長}) - 1,900$
	118~138	$VC = (32.2 \times \text{身長}) - 2,400$
	143~163	$VC = (43.2 \times \text{身長}) - 3,970$
	168~173	$VC = (26.5 \times \text{身長}) - 1,200$

\* ±20~30%

圧となった状態で, 肺内の血液とガス交換を行っている。言うまでもなく, 全肺気量はその個人が最大努力をして外気を吸入したとき呼吸器の気相内に存在する全気体量を意味し, 肺活量は最大呼気位から最大吸気位まで吸入したときの気体量である。これらの肺の気量はその能力を測定するときの条件で得られる呼吸機能の気量であって, 何らかの運動や労働をしているときに発揮できる機能での気量ではない。

成人での平均的な諸肺気量は肺気量予測値として表1に示されるように, 年齢, 性, 身長お

表3 標準的な体格での肺気量, 換気量その他  
Table 3 Standard value of lung volume and ventilation volume

肺 気 量 (BTPS)	
最大吸気量, ml	3,600
呼気予備量, ml	1,200
肺活量, ml	4,800
残気量, ml	1,200
機能的残気量, ml	2,400
全肺気量, ml	6,000
換 気 量 (BTPS)	
1回呼吸量, ml	500
呼吸数, 回/分	12
毎分呼吸量, ml/分	6,000
呼吸死腔量, ml	150
肺胞換気量, ml/分	4,200
O <sub>2</sub> 消費量, ml/分	240
全肺気量, ml	6,000

よび体重より得られる。臨床的に呼吸機能を評価する時にこれらの予測式はよく使われるが、肺活量の予測式はBaldwinの式が用いられる。小児の場合は表2に示されるStewartの予測式が用いられる。呼吸機能のように被験者の協力を得なければ不可能な検査では4歳未満児の検査は難しく、この予測値に恵まれない。肺活量のみならず、諸肺気量において標準的な値を求めることは難しいものと考えられる。

Baldwinを中心とした肺活量等の諸肺気量についての予測式から得られる値を日本人に適用することについての疑問が出されたが、これはそのまま適用してよいものと考えている。Baldwin等の式は呼吸器や循環器の疾患の臨床のみならず、外科系疾患で手術をする場合の麻酔前検査等々の場合、患者の呼吸機能評価のために対照値を得るべく汎用される。この値は呼吸器疾患のない日本人の標準値になるからである。これら予測値はそのパラメータにより変化するが、標準的な成人男子のおおまかな肺気量等は表3のような値である。

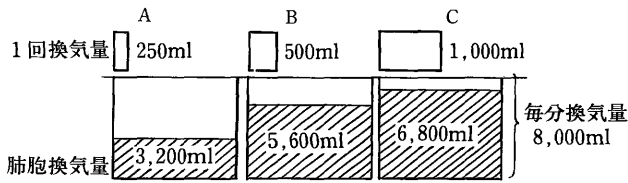
死腔(dead space)量について触れる。先述したように呼吸器の気相部分には上気道および下気道からなる気道部分と血液とのガス交換を行う肺胞部分がある。気道部分はガス交換を行わない。従って肺胞部分まで到達した外気はこの部分で気相内での拡散と血液とのガス交換の結果、動脈血と似た分圧のガス組成となって呼出されるが、気道部分からは吸入気に近い状態の組成で呼出される。吸入されても本来の呼吸の目的に意味をなさない部位を呼吸死腔と言い、その量は成人の場合約150ml程度である。呼吸死腔の呼吸に関する影響を図2に示す。一回換気量( $V_T$ )、死腔換気量( $V_D$ )および実効的な肺胞換気量( $V_A$ )の関係は

$$V_T = V_D + V_A$$

で示される。一分あたりの呼吸回数を $f$ とすれば毎分換気量( $\dot{V}_E$ )は



$$\begin{aligned}
 &1 \text{ 回換気量} \times \text{毎分呼吸数} = \text{毎分換気量} \\
 &(1 \text{ 回換気量} - \text{死腔量}) \times \text{呼吸数} = \text{肺胞換気量} \\
 &\left\{ \begin{array}{l} \text{毎分換気量 } 8,000\text{ml} \\ \text{死腔量 } 150\text{ml} \end{array} \right. \text{として}
 \end{aligned}$$



	A ml	B ml	C ml
1 回換気量	250	500	1,000
毎分呼吸数	32	16	8
1 回換気量 - 死腔量(150ml)	100	350	850
肺胞換気量	3,200	5,600	6,800

図2 1回換気量と呼吸数の組み合わせが異なる状態での1回換気量, 死腔量および肺胞換気量  
Fig. 2 Relationship of tidal volume, dead space and alveoli ventilation volume

表4 毎分換気量の予測式(基礎代謝状態)  
Table 4 Equation of projected minute volume

毎分換気量(l/分, BTPS)		
年齢	男子	女子
16~34.....	3.6×体表面積	3.2×体表面積
35~49.....	3.1×体表面積	3.2×体表面積
50~69.....	3.9×体表面積	3.4×体表面積

$$\dot{V}_E = V_T \times f = (V_D + V_A) \times f$$

であり, 毎分肺胞換気量( $\dot{V}_A$ )は $V_A \times f$ であるから,

$$\dot{V}_A = \dot{V}_E - V_D \times f$$

図2に示した $\dot{V}_E$ ,  $\dot{V}_A$ ,  $f$ の組み合わせの異なる3例から明らかであるが, 毎分換気量( $\dot{V}_E$ )が同一の8000mlとした場合,  $\dot{V}_E$ と $f$ とは死腔が一定値150mlとなるような組合せとなる。換言すれば1回換気量と呼吸回数の組合せが変わると実効的な毎分肺胞換気量( $\dot{V}_A$ )は大きく変化する。

換気量は個体の大きさや年齢により, また同じ個体でも代謝や運動により要求される酸素量が変化するのに従い変化するものである。表4は基礎代謝状態での毎分換気量の予測値である。ここで使用される体表面積(BSA)はDuBoisの式<sup>7)</sup>で,

$$BSA(\text{cm}^2) = (\text{体重}(\text{kg}))^{0.425} \times (\text{身長}(\text{cm}))^{0.725} \times 73.84$$

または新谷の

$$BSA(\text{cm}^2) = (\text{体重}(\text{kg}))^{0.425} \times (\text{身長}(\text{cm}))^{0.725} \times 73.58$$

が用いられる。この表から成人での基礎代謝での単位体表面積あたりの換気量は若年齢者で多く、高齢になって再び増加するのがわかる。若年者では代謝が活発で必要酸素量が多いためである。高齢者では酸素消費量低下にもかかわらず換気量が増大するのは換気の効率低下によるものと考えられる。

エルゴメータで運動を負荷すると、負荷が大きくなるにつれて毎分換気量( $\dot{V}_E$ )も増加する<sup>13)</sup>。同時に毎分酸素消費量( $\dot{V}_O$ )も増大している。基礎状態で $\dot{V}_{O_2}$ が $240\text{ml}$ 、 $\dot{V}_E$ が $6\text{ l}$ の点から、 $\dot{V}_{O_2}$ の増加に伴い $\dot{V}_E$ は $100\text{ l/min}$ 位まで上昇している<sup>4)</sup>。これらの運動負荷時の毎分呼吸量と1回換気量との関係は安静時の1回換気量(TV)が $500\text{ml}$ 程度であり、毎分換気量( $\dot{V}_E$ )が増加するに従い、TVは増加するが、 $\dot{V}_E$ が $50\text{ l/min}$ 位になり肺活量の $1/2$ 位になると増加はしなくなる。従ってこれ以上の負荷での $\dot{V}_E$ の増加はもっぱら呼吸回数の増加によっている<sup>12)</sup>。

#### 4. 下気道の構造

Weibelの模型ではつぎのような下気道の構造をもっている。下気道の構造は基本的二分岐の繰り返して末梢の肺胞におよぶ。分岐前が気管、一次分岐が左右の主気管支、二～三次分岐で気管支枝と分岐を進め、ほぼ十次の分岐で気管支枝から細気管支へ移行する。この形状の変化とともに壁の軟骨輪や粘膜の繊毛(cilia)もまた次第に不完全になってくる。十七次程の分岐で終末細気管支から呼吸細気管支へ移行し、ここからは肺循環系の血液との間で酸素および炭酸ガスのガス交換を行う肺胞部分となる。平均的には二十三次の分岐を行う。気道の直径は当初分岐のたびに細くなり、各次数での総断面積は低次では大きな変化を示さない。ところが十次の分岐あたりからは分岐後の直径は分岐前にほぼ等しくなり、気道総断面積は急に増加する。すなわち概念的には気道総断面積は口腔側から肺胞側にトランペット状に広がる変化を示す。細小面積は三次分岐程度で $2\text{ cm}^2$ 、最大面積は二十三次で $11,800\text{ cm}^2$ と数千倍に広がる<sup>5)</sup>。

#### 5. 呼吸器中の粒子の流れ

大気中の粒子は気流に乗り気道に入ってくる。鼻孔から吸入された空気は鼻腔のなかで広がるが、ここには甲介があり気道構造は複雑である。咽頭に入るときに気道は急に狭くなり、大きく方向を変える。喉頭は発声器官でもあるため、空気の流れる場所としては複雑な構造を有し、気道径は大きく変化する。これらの部位は気流に乗った粒子のうち大きなものが衝突(Impaction)をおこし沈着しやすい場所である<sup>6)</sup>。下気道は喉頭から始まる。喉頭の声門はきわめて狭い部位であるが、これにつづく気管に入るときに気道が急に広がるので流入して来た気流に乱流が生ずる。乱流は気道壁の喀痰、分岐部分などでも生じる。気管支の分岐が高次に進むにつれて気道総断面積が広がるため気流速度は急速に減少する<sup>7)</sup>。これら乱流や気流速度の減少により、下気道では沈降(Sedimentation)による粘膜への沈着が多くなる。更に細かい粒子は肺胞部分まで吸入され、ブラウン運動により気相内を拡散(Diffusion)し、粘膜に沈着する。図3には粒子の大きさ、沈着部位、沈着様式が示されている<sup>8)</sup>。呼吸器のなかでの粒子

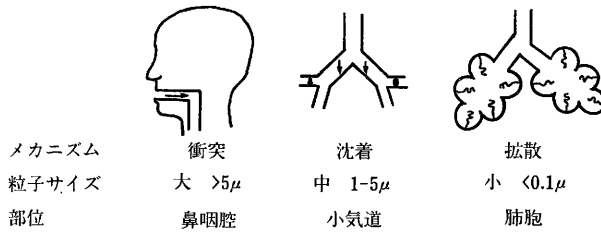


図3 粒子の沈着

Fig. 3 Deposition of particles

の沈着状態は概略つぎのようである。上気道には大きな粒子が，肺胞部分には小粒子が分布する。吸入された粒子のうち呼吸器中に沈着し難く，呼気と共に排出され易いのは約1.0 $\mu$ mの粒径をもつ粒子である。

### 6. 粒子の呼吸器からの排出機構

呼吸器は生体の防御機構として塵埃の排出機構を有している<sup>9)</sup>。Impaction, Sedimentation, Diffusionなどで大きな粒子が奥に入らないようにするろ過機構(Filtration)はその一つである。さらに，上気道に侵入した粒子等は各種の移送機構により呼吸器内部を移動し，その一部がくしゃみ，咳などの気道反射(airway reflex)により痰などとして排出される，塵埃の排出機構もある。多くは咽頭から食道に運ばれ，消化管内に入る。下気道での主な移送は粘液繊毛系(mucociliary system)が担っている。下気道粘膜の粒子はこの移送能力により上気道へ運ばれている。さらに肺胞部分に至った粒子は微小なものであるが，マクロファージに捕捉され，あるものは下気道に至り，粘液線毛系の移送系にのり，あるものはリンパ管流に乗り循環系へとり入れられる<sup>9)</sup>。図4は粘液線毛系の模式図である。粘液腺(mucous gland)および杯細胞(Goblet cell)から分泌される液は粘度の高い粘液層(gel layer)を形成し，この上に粒子を乗せて上気道方向へ運ばれるが，この動きのもとになるのは気管支上皮表面にある線毛の運動である。この線毛は先程とは別の気管支の粘液腺から分泌される粘度の低い粘液(sol layer)の間で1分間に約1000から1500回の運動を行うが，上方への運動時に先端をGel layerに触れることによって粒子を上気道へ移送する(Mucociliary escalator)。この線毛は気管や太い気管支ではよく発達しているが，細い気管支や細気管支になるとその密度は粗になる。このため粒子を運ぶ速度

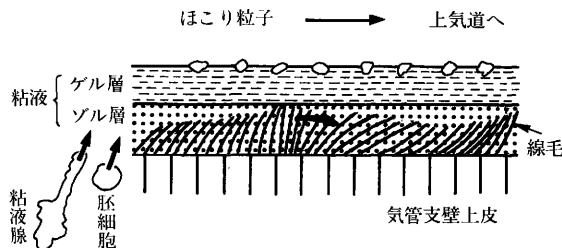


図4 下気道に入ったほこり粒子と粘液腺毛系

Fig. 4 Particles on the mucocilliary system in the lower airway

は末梢の細い気管支で1 mm/min, 気管内で2 cm/minとされ, 大分異なるが, これらの値は実験によってかなりの差がでている<sup>10)</sup>。いずれにせよ気道の末梢に沈着したもの, 肺胞に沈着したものはその粒子のクリアランスは極めて遅くなる<sup>11)</sup>。

## 7. おわりに

吸入された粒子の動きを考えると, 大気から吸入された粒子の一部はそのまま呼出されたり, 気道反射により痰や鼻汁として, 直接外に排出されるものがある。気道壁に沈着したものは気道から食道を経て消化管に取り込まれる。この後ほとんどは排泄されるが一部は吸収され血液に取り込まれるものと考えられる。気道, 肺胞からは大喰細胞に捕捉されてリンパや血液内に入るもの, 可溶性の粒子などは気道から直接に血液に吸収されうる。血液に入ったものは尿として排泄されたり, 一部は臓器に蓄積するものもあると考えられる。

### 参考文献

- 1) Bates, D.V. : Handbook of physiology (Section 3 : Respiration). Washington D.C. : American Physiological Society, 1965, 1425pp.
- 2) 力武知之 : 133Xeの特徴と臨床的応用。肺と心, 24 : 181-189, 1977。
- 3) 肺-臨床生理学と肺機能検査法 村尾誠, 本間威訳, 医歯薬出版(昭43年)  
The Lung : clinical Physiology and Pulmonary Function tests. J.H. Comroe, JR., et al., Year Book Medical Publishers INC. Chicago (1962).  
Comrose, J.H., Forster, II, R.E., Dubois, A.B., Briscoe, W.A., Carlsen, E. : The Lung, Clinical Physiology and Pulmonary Function Tests, 2nd Ed., Year Book Medical Publishers, Inc., 1962.
- 4) Asmussen E., and M. Nielsen : Studies on the regulation of respiration in heavy work. *Acta Physiol. Scand.*, 12 : 171-188, 1946.
- 5) Weibel, E.R. : Morphometry of the human lung. Berlin : Springer, 1963.
- 6) Proetz, A.W. : Applied Physiology of the Nose. St. Louis : Annals, 1953.
- 7) DuBois : Handbook of physiology (Section 3 ; Respiration). Washington, D.C., American Physiological Society, 1964, 931P.
- 8) West : Pulmonary Pathophysiology. Baltimore : The Wiliams & Wilkins Company. (1977).
- 9) Newhouse, M. et al. : Lung defence mechanisms. *N.Engl. J. Med.*, 295, 990-998, 1045-1052, 1976.
- 10) Wanner A. : Clinical aspects of mucociliary transport. *Am. Rev. Resp. Dis.*, 116, 73, 1977.
- 11) Lauweryns M. J. et al : Alveolar clearance and the role of the pulmonary lymphatics. *Am. Rev. Resp. Dis.*, 115, 625, 1977.
- 12) Asmussen, E., and E.H. Christensen : Die Mittelkapazität der Lungen bei erhöhten O<sub>2</sub>-Bedarf. *Skand. Arch. Physiol.*, 82 : 201-212, 1939.



## VI-2 ラドンおよび娘核種の呼吸器被曝の生物学

松岡 理

放射線医学総合研究所

*Radon in the Living Environment—Levels and Risks*

*Proceedings of the 15th NIRS Seminar, held at Chiba, December 3-4, 1987, PP.169-177*

### Biological Basis of Inhalation Exposure of Radon and its Daughters

Osamu Matusoka

National Institute of Radiological Sciences

9-1, Anagawa 4 chome, Chiba 260, Japan

#### Abstract

Since inhalation exposure by radon and its daughters is very specific type of internal exposure, it is necessary to understand its characteristic nature. The specificity originates from the nuclear feature of radon daughters and the biological micro-environment in the respiratory tract. Inhaled radon and its daughters exist in the respiratory tract as ions attached to air dusts and deposit on the mucus surface of the respiratory tract by various mechanisms such as impaction, sedimentation and diffusion. Deposition of radon daughters is predominant around the site of the fourth generation according to Weibel's model. Deposited particles with radon daughters are cleared by muco-cilliary transportation. Its speed is estimated to be about 1.0cm/min, at the upper region. Alpha decay will happen during transportation in the respiratory tract. Radon has no tissue affinity metabolically. Therefore, the irradiation is limited to the epithelial cells of respiratory tract. The cell components within 30-70 micron in depth are irradiated with alpha particle. Biological effectiveness of alpha radiation is very high compared with beta or gamma radiation. The target cell for carcinogenesis by radon exposure is considered to be the basal cell of epithelium. Lung cancer induced by radon inhalation is recognized to be squamous cell carcinoma, small cell carcinoma, or oat-cell

carcinoma and adenocarcinoma. The modification factors which influence the effect of radon exposure are co-inhalation of ore dust and smoking habit. According to epidemiological studies on lung cancer which occurred in uranium miners, it is suggested that the smoking habit strongly promotes lung cancer induction.

## 1. はじめに

ラドン及びその娘核種の吸入による内部被曝は、外部被曝からはもちろん内部被曝のなかでも特異な地位を占めており、独特の被曝様式をもっているため、その特異性についてよく理解する必要がある。ここでは、特にその生物学的側面について考察することにする。ラドンの吸入被曝の特殊性を理解するためには、ラドンそのものの固有の性格から考えなければならない側面と、ホストである人体の構造、機能の両面から考えていくことが適切である。ラドンの吸入被曝は、もともとウラン坑夫に多発した肺がんの原因究明のための研究からその重大性が次第に明らかになって来たものである。最初に人の病気が存在し、後からその原因がラドンであると推定されたという経過は、プラトニウムのように動物実験の結果から人類でもその病気が発現するであろうと推定されているとは全く異なっている。ラドンの吸入被曝はまた非常に複雑な環境要因に支配されている点も特色となっている。ラドンの吸入被曝の影響の解析を困難にしているのは、ラドン娘核種による被曝は、その対象核種が短寿命であり、気道内部で線源が絶えず移動していること、またここでのアルファ崩壊が単一の現象であることなどのために、実験的に被曝の実態を可視的に実証できないことである。

## 2. ラドン固有の性格に由来する問題

### (1) 放射線源としてのラドン

ラドンの吸入内部被曝に関連する放射能はラドンそのものだけでなく、短寿命の娘核種が関連するが、その主要なものはいずれもアルファ放射体である。(表1)しかもその照射は気道の特定の場所に沈着しての連続的照射ではなく、粒子が気道内を移動しているうちに起こる単発的な照射の積み重ねという形である。気道での存在形態としては、自由イオンと浮遊粒子付着イオンの形で存在し、他の放射性核種の場合のように元素そのものが粒子状の形で存在することはなく、したがって照射は単一の現象であり、いわゆる“ホットパーティクル”はありえないということが特徴である。ラドンの付着した大気塵などの浮遊粒子の粒子径は、0.2ミクロン付近のものが多くと報告されている。

### (2) ラドン及び娘核種の気道内での挙動

気道でのラドン及び娘核種の挙動は、気道の構造と呼吸機能に密接に関連し、吸入されたものは、一旦は気道に沈着するが、その沈着は、慣性衝突、重力沈降、ブラウン拡散の三つのメ

表1 ラドン娘核の核的データ

Table 1 Potential alpha energy per atom and per Bq activity of radon daughters

Radio-nuclide	$T_r$	Potential alpha energy			
		per atom (MeV)	per atom ( $10^{12}$ J)	per unit of activity (Mev/Bq)	per unit of activity ( $10^{-10}$ J/Bq)
$^{222}\text{Rn}$ (Rn) daughters :					
$^{218}\text{Po}$	3.05 min	13.7	2.19	3 620	5.79
$^{214}\text{Pb}$	26.8 min	7.69	1.23	17 800	28.6
$^{214}\text{Bi}$	19.7 min	7.69	1.23	13 100	21.0
$^{214}\text{Po}$	164 $\mu\text{s}$	7.69	1.23	$2 \times 10^{-3}$	$3 \times 10^{-6}$
$^{220}\text{Rn}$ (Tn) daughters :					
$^{216}\text{Po}$	0.15 s	14.6	2.34	3.32	$5.3 \times 10^{-3}$
$^{212}\text{Pb}$	10.64 h	7.8	1.25	431 000	691
$^{212}\text{Bi}$	60.6 min	7.8	1.25	40 900	65.6
$^{212}\text{Po}$	304 ns	8.78	1.41	$3.8 \times 10^{-6}$	$6.2 \times 10^{-9}$

カニズムによる。そして気道の部位により沈着のこれらのメカニズムの優位性が異なる。沈着の様式には、気流の速度、気道の直径、湿度などが密接に関連していると考えられる。従って動物種差が関連し、実験動物のデータと人とを結び付けることは難しい。ラドン娘核種が主として沈着する部位は、人の場合、気道の第4分岐の付近といわれている。気道の各部に沈着した粒子はその部位に留まることはなく、直ちに気道の粘液線毛運動によって上部へ逆送され、気道から消化管の方へ排除される。この時間は、数時間程度と考えられるが、この期間中アルファ崩壊が起きることによって気道の被曝が生ずるわけである。

### (3) 気道面でのアルファ線による被曝

ラドンの内部被曝に関連する $\alpha$ 線の組織内の飛程はかなり短く、40-70 $\mu\text{m}$ 程度と考えられるので、気道の表面の非常に限局した細胞だけが集中的に照射の影響を受けることになる。気道の粘膜組織の厚さは部位によって大きく異なり、発がんの標的となる細胞が気道の表面からどれくらい深いところにあるかがアルファ線の吸収線量という点で重要な問題となる。娘核種のエネルギーにも関連するが、全体として粘膜の表面から30-60ミクロンくらいの範囲が照射野となるようである。アルファ線の生物作用は $\gamma$ 線、X線や $\beta$ 線の生物効果に比しはるかに大きく、いわゆる生物効果比(RBE)は細胞致死という点では、はるかに高い。しかし同一線量の照射で生き残った細胞の数当たりの染色体異常はX線などよりも少ないとも言われている。したがってラドンの吸入被曝は気道壁への限局した照射、高い生物効果というのが特徴である。

ラドンのもう一つの特徴は組織親和性を持たないことで、脂肪に多少溶解するという性質があるが実際上は問題にならない。

### 3. ホスト(人間)側の関連要因



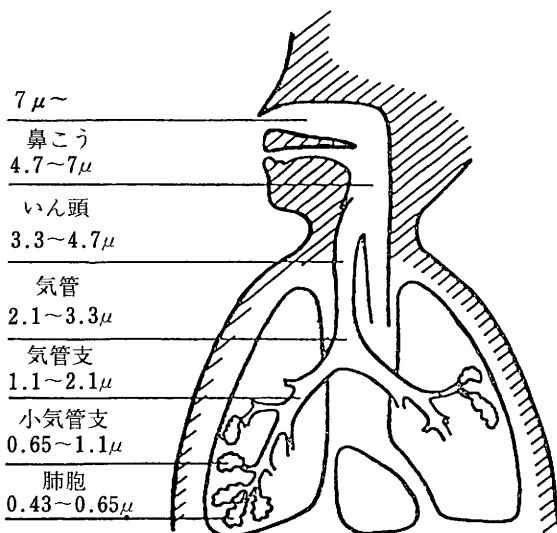
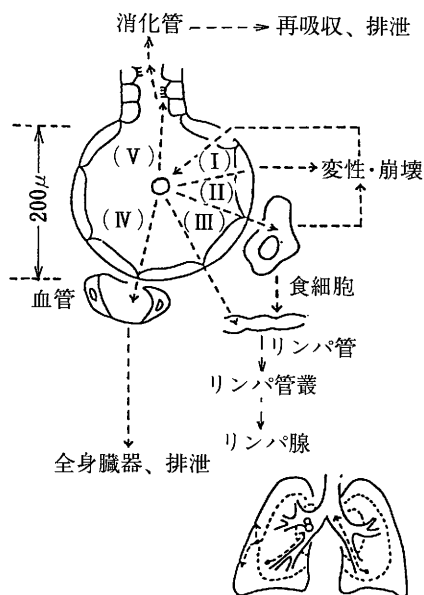


図 1 気道の構造  
Fig. 1 Structure of air way



### (1) 気道の解剖学

人の呼吸気道は、図1に示す如く、鼻孔または口から咽喉、気管をへて気管支となり、さらにそれが次々と分岐して細気管支となり、終末気管支をへて最後には肺胞という一重の細胞壁からなる袋状の部分に終わる。ラドン及び娘核種の吸入後の挙動は、呼吸気道の構造、機能に大きく支配され、そのなかには、口呼吸と鼻呼吸の割合、気道の太さ、分岐の仕方、気流の速度、粘液の性質、量、湿度などが問題となる。ラドン娘核種の気道での沈着の度合は、人間の場合、いわゆるWeibelの2分岐モデルでは、第4分岐付近に多いと推定されている。つまり23分岐もある気管支のうち比較的上部に沈着するのである。

### (2) 気道粘膜の構造

ラドンとその娘核種による吸入被曝に一番重要な役割を演じるのは気道粘膜の構造で、図2にその模式的な構造を示す<sup>1)</sup>。しかし、実際には、気道壁の細胞構造は気管、気管支と進む部位によって異なり、その厚さも順次変化して、肺胞部位では細胞が一層の構造となる(図3)。

粘膜組織の厚さ、粘液層の厚みなども直接誘発されるがんの発生部位や、がんの組織型と関連する。大部分の気道の表面には図2及び3に示す如く繊毛があり、更にその上には15ミクロン程度の厚さを持つといわれる粘液が覆っている。この粘液は一つにはアルファ線の照射という点では吸収体の役割を演ずるが、一方では異物排除機構の一部として繊毛粘液輸送に関連して重要な役割を果たし、粒子に付着したラドンの気道内の滞留時間を規定する重要な役割を持っている。この繊毛粘液輸送の速度は、若い成人の非喫煙者の場合で1.0cm/min程度で、高齢者や、喫煙者はその半分くらいと推定されている<sup>2)</sup>。喫煙などによるこの輸送能力の障害

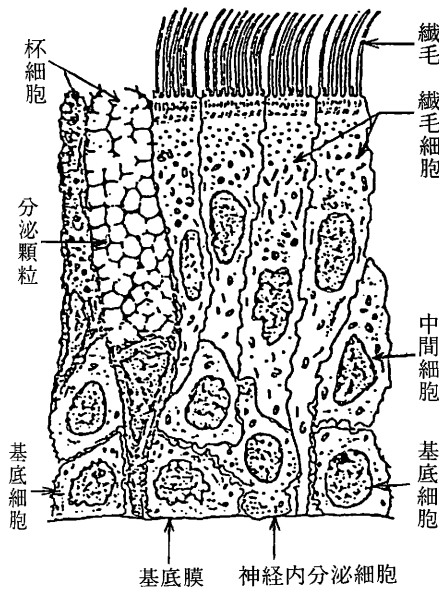


図 2 気管支上皮を構成する諸細胞  
Fig. 2 Cellular structure of epithelium of trachea

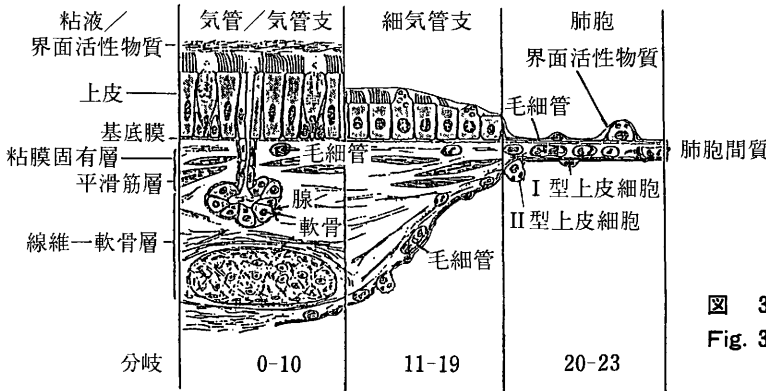


図 3 気道の粘膜の組織構造  
Fig. 3 Tissue structure of air way

は被曝の影響を増強する結果をもたらす。

### (3) 標的となる細胞

次に問題となる標的細胞については、照射がアルファ線の飛程の大きさから限局されるので、照射可能でかつ感受性の高い細胞が問題になるわけである。直接の照射による細胞の致死効果は、線量が少ないのでそれほど問題にならないが、発がんの原因となる標的細胞は何かということが問題となる。その細胞の種類は現在のところ気管支上皮の基底層の細胞とされている。ラドン被曝におけるヒトのがんの好発部位は、気管支の比較的上部であると考えられる。このことは、外部被曝の場合や、プルトニウムなどの内部被曝の場合とは、やや異なる点である。誘発されるがんの種類としては、扁平上皮がん、小細胞がん、オート細胞がんが主であ

り、ついで腺がんである。

#### (4) ラドン吸入による被曝線量

ラドン娘核種と人体との相互作用である被曝線量は、上に述べたことから推察されるようにかなりその線量分布は偏在している。図4に示すごとく、ラドン娘核種から気管支上部

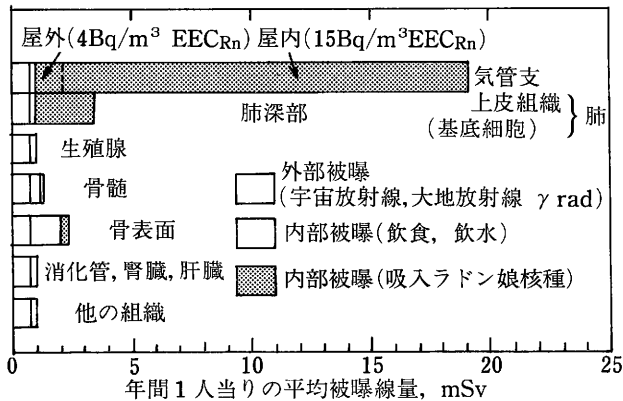


図4 吸入されたラドン娘核種の線量奇与  
Fig. 4 Contribution of inhaled radon daughters on tissue exposure dose

に被曝線量が集中し、肺胞部ではかなり少ない、このことは、肺胞部に長く沈着し、照射を続けるプルトニウムなどの吸入の場合と大きく異なる。また身体他の部分には殆ど被曝線量がないということに注目する必要がある。つまり、他の機能、例えば免疫機能などが全く影響を受けない状態での気道の被曝ということで、外部被曝とは全く異なった状況にあるということが理解されるであろう。

#### (5) 他の環境要因との併合

ラドン以外の他の環境要因との併合は、坑夫の場合は、粉塵(ウランなどの鉱石の粉末など)、喫煙などが主要なものであり、特に喫煙の影響は、ウラン坑夫の肺がんでは、有意の相関があるが、鉱山での作業期間と共に、1日当たりの喫煙量、喫煙開始年齢、喫煙継続期間などが複雑に関連している。喫煙の影響のメカニズムは、現在まだ完全には解明されていないが、繊毛粘液輸送を阻害するという動物実験の事実と、一方粘液分泌の促進を生じ、被曝を少なくするという説もあり複雑である。しかし、疫学的な事実は確実に発がんを増強する方向を示している。

#### (6) ラドン吸入被曝による発がんの疫学的事実

ラドン吸入によるウラン坑夫の肺がんの発生を疫学的調査から検討した科学的な価値のある論文として、国際放射線防護委員会(ICRP)の出版物50<sup>3)</sup>には、表2のごとく四つの国別の調査

表2 ウラニウム鉱夫の疫学的研究の基礎的データ

Table 2 Basic data of epidemiological studies among uranium miners

Quantity	Colorado <sup>1)</sup>	Bohemia <sup>2)</sup>	Ontario <sup>3)</sup>	France <sup>4)</sup>	
	USA	CSSR	Canada		
	1950-77	1948-75	1955-81	1947-83	
Initial number of miners	3 366	2 433	ca. 13 400	1957	
Average, follow-up-period per miner, years	19	26	15	25.9	
Surviving fraction at end follow-up, percent	72		ca. 80	81	
Median age at start of U-mining, years	30	35-40	ca. 25	ca. 30	
Average working period in U-mines, years	9	10	ca. 2	11.4	
Number of person · years at risk (PYR)	62 556	ca. 60 000	202 795	50 784	
Mean cumulated exposure, WLM	820	310	60±25		
Fraction of chronic cigarette smokers, percent	ca. 70	ca. 70	50-60	ca. 70	
Number of lung cancer excess during follow-up	observed	194	ca. 250	82	36
	expected	40	ca. 60	57	18.8
	excess	154	ca. 190	25	17.2
Relative risk, observed/expected cases	4.8	ca. 4.2	1.45	1.9	

ICRP Pub. 50 (1986)

1) White miners only

2) Study group A only ; the total group involved 4364 miners/Sc80, Se71/

3) Only U-miners without prior gold mining

4) Exposure data not yet available

を挙げている。これらの坑夫での肺がんは、鉱山での換気の改善などの環境条件の改善によって現在および将来、もはや発がんをみることはあり得ないと考えられる。

#### 4. おわりに—ラドン吸入被曝の全体像

気道粘膜の非常に限局された部位に対するアルファ線による非常に長期間にわたる連続微量照射の影響であり、この時身体の他の組織は殆ど全く被曝しないという特徴をもっている。公衆のラドン被曝のリスクを考える場合には、ラドン吸入被曝評価の基礎となった坑夫の場合とはかなり異なった社会条件下にあり、解析にはまた別の考慮が払われる必要がある。

#### 参考文献

1) 岡田慶夫ほか, 肺の構造, 早田義博編, 肺癌, p2, 全日本病院出版社, 1985

2) NCRP, Evaluation of Occupational and Environmental Exposure to Radon and Radon Daugh-

---

〈討 論〉

Q. 土橋創作

御発表の中でRn吸入のリスクがヒト1000に対しイヌ60とありましたが、この相違はどのような要因によるものと考えられるのでしょうか？

A. 松岡 理

原因は現在のところ全くわかりません。ラジウムの骨の発がんでは全く逆にイヌの方がヒトより10~100倍高くなっています。ただ言えることは、ヒトではウラン鉱夫の肺がんから、イヌの場合は比較的短期間の実験的吸入(高濃度のラドン)によるものとの相違が関係しているのかもしれない。

Q. 稲葉次郎

$\alpha$ 線の放射線生物学について、 $\alpha$ 線のcell killingとtransformation効果の関係につきもう少し詳しく説明を。

A. 松岡 理

transformationは生き残った細胞についてこそ言えるので、生き残った細胞当たりで計算すると、 $\alpha$ 線の方がtransformする率は低くなります。

Q. 黒澤龍平

直接 $\alpha$ 線がとどかない細胞に対する間接的影響はどうか。

A. 松岡 理

間接的影響はおそらくあると思われませんが、ラドン被曝の場合は実証的な実験をするほどの急性効果を示すことはできないので、証明が出来ないわけです。

Q. 青山 喬

1 気管支上皮で発がんのtarget cellは基底細胞だろうとおっしゃったが、私も同感であるが、肺がんの組織型は4種以上あるので、基底細胞にも何種かあるのか、分化の過程で違った時期に照射されると違った組織型の癌になるのか、どのように考えたらよいか？

2 気管支上皮細胞層の厚さ、粘液の厚さ、速度等について日本人のデータがあるのか？

A. 松岡 理

1 被曝した基底細胞がどのような分化をして4種以上の異なったがんになるかについては、

私はわかりません。

2 気管のサイズについてはデータがありますが、細胞層の厚さ、粘液の厚さ、速度についてはしらべてみましたが、日本人のデータはありません。

**Q. 小林定喜**

「組織線量を実証できない」ことについて、他のモデル的粒子で実証出来ませんか？

**A. 松岡 理**

0.2 $\mu$ 程度のラドン付着粒子をシュミレートするもので、光学顕微鏡で組織とはっきり区別して認められるものがあれば、瞬時凍結で一応の沈着状況は認めることができると思われませんが、 $\alpha$ 崩壊はとらえられません。本物のラドンでは切片を作る操作のうちに減衰し、また $\alpha$ の強度が低いので通常のオートラジオグラフィではとらえられません。

## VI 内部被曝線量算定 — パラメータの検討

方武氏の講演により、成人における呼吸生理についてはいろいろ解明されていることが理解できた。だが、生活環境におけるラドンによるリスクを考える場合には幼児、小児の呼吸生理をも考慮に入れる必要があるように思う。しかし、これに関する情報はとぼしいようである。幼児、小児においては呼吸量も成人に比してずっと大きいことが予想されるから、今後の問題として解明されることが期待される。

つぎに、ラドンによるリスクを考える場合のターゲットとなる細胞についてであるが、松岡氏も指摘しているように、気管支上皮の基底細胞であるとされる。これはウラン鉱でみられた肺がんの種類が気管支型であることから推定されているものである。一方、動物実験でのラドン吸入による肺がんの種類は肺泡型が主となっていることが示されている。この相異は、ウラン鉱山の場合はラドンのエアロゾルだけでなく鉱石のダストの影響が考えられる。ラドンの生活環境でのリスクについては、ラドンのエアロゾルが主体となるであろう。その場合におけるターゲット細胞をもう一度考え直す必要があるのではないだろうか。

## VII 内部被曝線量算定 — 線量算定モデル

### VII-1 呼吸線量算定モデル — 粒子沈着量の計算

高橋 幹二

### VII-2 呼吸器線量算定上の諸問題

下 道國



## VII—1 呼吸器線量算定モデル —粒子沈着量の計算—

高橋 幹 二

京都大学原子エネルギー研究所

*Radon in the Living Environment-Levels and Risks*

*Proceedings of the 15th NIRS Seminar, held at Chiba, December 3-4, 1987, PP.181-190*

### Computational Model for Lung Exposure — Calculation of Inhaled Particle Deposition

Kanji Takahashi

Research Section of Radiological Health and Safety

Institute of Atomic Energy, Kyoto University

Gokasho, Uji-shi, Kyoto 611, Japan

#### Abstract

A mathematical model, particularly a deposition model, is useful for evaluating the behavior of inhaled particles in the human lung. The particle deposition model is usually composed of a morphological model of the human lung, and models of respiration flow and of particle behavior in the lung. Recent development of deposition models is reviewed and some of the calculational examples are illustrated.

#### 1. はじめに

吸入粒子による内部被曝線量の算定には、粒子の吸入から呼吸器内の沈着までを対象とする沈着モデルと沈着粒子の体内移行・排泄を取扱うクリアランスモデルが用いられる。ICRP<sup>1)</sup>は吸入粒子の人体内挙動をこのようなモデルによって評価し、空气中放射性物質の許容濃度を算定した。図1はICRP<sup>2)</sup>の与えた呼吸器各部の粒子沈着率( $D$ )である。以下沈着モデルについて述べる。

粒子沈着量計算モデルは、これより以前からも研究され<sup>3)</sup>、さまざまな実験結果が蓄積されるにつれて改良が加えられてきた。そして計算モデルにより実験の困難なさまざまな条件に対

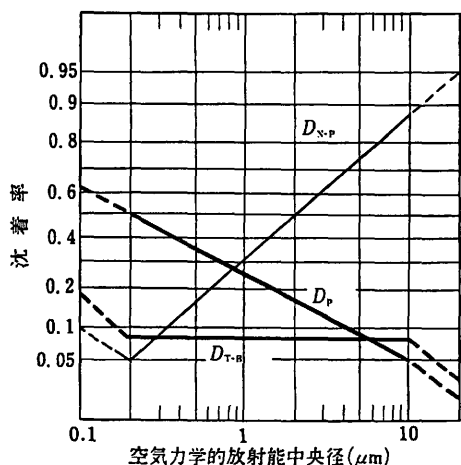


図1 ICRPによる人体呼吸器内の粒子沈着率  
(鼻呼吸, 粒径幾何標準偏差 $<4.5$ で有効)

Fig.1 Deposition of dust in human respiratory system according to ICRP

表1 人体呼吸器モデルの1例

Table 1 An example of model for human respiratory organ

分岐次数	個数	長さ L (cm)	直径 d (cm)	分岐角 $\theta$ (°)	重力との角 $\phi$ (°)	断面積 S (cm <sup>2</sup> )	容積 V (cm <sup>3</sup> )	累加容積 $\Sigma V$ (cm <sup>3</sup> )
1*	1	10.0	2.01	0	0	3.17	31.73	31.73
2	2	4.36	1.56	33	20	3.82	16.67	48.40
3	4	1.78	1.13	34	31	4.01	7.14	55.54
4	8	0.965	0.827	22	43	4.30	4.15	59.69
5	16	0.995	0.651	20	39	5.33	5.30	64.98
6	32	1.01	0.574	18	39	8.28	8.36	73.35
7	64	0.890	0.435	19	40	9.51	8.47	81.81
8	128	0.962	0.373	22	36	13.99	13.46	95.27
9	256	0.867	0.322	28	39	20.85	18.07	113.34
10	512	0.667	0.257	22	45	26.56	17.72	131.06
11	1024	0.556	0.198	33	43	31.53	17.53	148.59
12	2048	0.446	0.156	34	45	39.14	17.46	166.05
13	4096	0.359	0.118	37	45	44.79	16.08	182.13
14	8192	0.275	0.092	39	60	54.46	14.98	197.10
15	16,384	0.212	0.073	39	60	68.57	14.54	211.64
16+	32,768	0.168	0.060	51	60	92.65	15.57	227.21
17	65,536	0.134	0.054	45	60	150.09	20.11	247.32
18	131,072	0.120	0.050	45	60	257.36	30.88	278.20
19	262,144	0.092	0.047	45	60	454.81	41.84	320.04
20	524,288	0.080	0.045	45	60	833.84	66.71	386.75
21	1,048,576	0.070	0.044	45	60	1,594.39	111.61	498.36
22	2,097,152	0.063	0.044	45	60	3,188.78	200.89	699.25
23	4,194,304	0.057	0.043	45	60	6,090.97	347.19	1,046.44
24	8,388,608	0.053	0.043	45	60	12,181.95	645.64	1,692.08
25-	$3 \times 10^8$	0.025	0.030	45	60	—	3,871.80	5,563.88

\* Weibelモデルでは“0”。

+ 終末気管支, 1~16はT-B部。(Weibelモデルでは0~16)

- 肺胞は不完全球形で, 実際には次数 $\geq 17$ に分布する。

する定量的な予測や評価が可能となり、最近では、有害粒子の危険度評価のみならず、エアロゾル医薬の利用や呼吸器生理検査の予見的手段としても利用されつつある。

計算モデルでは、まず呼吸器を一つの流路系とみなしてその構造モデルを作成し、その中でエアロゾル粒子の輸送を考える。呼吸器は複雑な分岐円管系で、とくにその深部は伸縮性に富み、また呼吸流は往復流である。このような場での粒子輸送問題は工学的にも興味ある課題であるが必ずしも十分研究されているとはいえない。

## 2. 呼吸器構造モデル

人体呼吸器は、鼻(または口)咽頭部(N-P部またはM-P部と略称)、気管・気管支部(T-B部)および肺部(P部)の三つに大別される。N-P、T-B部は呼吸気流の伝導部分で、せんもう運動などの排泄機能がある。一方P部はガス交換の行われる肺胞をもつ部分で、伸縮性も極めて大きい。

T-B部の構造モデルとして代表的なものにWeibel<sup>4)</sup>の対称2分岐モデルがある。これは気管から順次対称的に23次まで分岐を繰返す円管系としたもので、1~16次がT-B部、17次以上がP部となる。Typical Path Lung Model (TPLM)<sup>5,6)</sup>はこれよりもさらに実態に近いモデルとして最近広く用いられている。これは5つの各肺葉までは実態に沿ったものを用い、各葉部については2分岐モデルを用いる。肺胞部は一般に不完全球形で近似される。同様のモデルは他の哺乳動物についても与えられている<sup>5)</sup>。表1は全呼吸器に対するTPLMの値を示す<sup>6)</sup>。

## 3. 呼吸流と気道内のエアロゾルの輸送特性

通常の呼吸流は正弦波がやや吸気側に歪んだ、比較的滑らかな往復流である。1回換気量( $V_T$ )は成人男子座位で約0.5l、呼吸回数(f)は12~15回/分、このときの平均流量は0.25l/s程度である。気管部でのレイノルズ数( $Re$ )は $10^3$ ~ $10^4$ で乱流であるが、深部に進むに従って全気道断面積が急激に増加するので $Re$ は急激に減少し分岐次数10では $Re < 10$ となる。

しかし、気道は3次元的に分岐を繰返しており、また各部分の管長/管径比は十分大きくないので、分岐部では偏流や2次流が生じ、さらにまた往復流であるために流れは不安定となる。こうして $Re$ が小さくとも流れの機械的混合が生じ、中に含まれているガスや粒子は分散輸送される。気道部分の死容積は1.2l程度であるから、0.5l程度の換気量では、吸気が肺の深部まで到達するためにはこのような混合・分散輸送の助けを借りなければならない。

流れの混合効果を表わす一つの方法は混合関数<sup>7)</sup>を用いるものであるが、ここでは流れ方向の分散係数( $D_e$ )としてSchererら<sup>8)</sup>の実験値を用いる。すなわち

$$D_e = D_B + \gamma \bar{u} d \quad (1)$$

ただし $D_B$ は粒子のブラウン拡散係数、 $\bar{u}$ は平均流速、 $d$ は気道直径、 $\gamma$ は実験値で吸気時1.08、呼気時0.37である。さらに、気道入口の流体力学的入口効果や往復流れ効果を加味した分散係数を用いた例もある<sup>9)</sup>。

#### 4. エアロゾル粒子の沈着機構

粒子沈着は重力沈降、拡散沈着と分岐部における慣性衝突による。この他せんい状粒子の場合はさえぎり効果も無視できない。粒子の帯電は一般に沈着を増大させるがその効果はさ程大きくはない。

直円管内の栓流または放物流れ場における粒子の重力沈降、拡散沈着については解析解が与えられており、また乱れのある場合の拡散沈着についても実用的な経験式がある。分岐部の慣性衝突についてはもっぱら実験式が用いられている。円管で近似できないN-P(またはM-P)部での沈着量計算には実験式が用いられる。これらの機構の詳細な説明は他の文献<sup>9,10)</sup>にゆずるが、一般に直円管気道および分岐部での粒子沈着率( $\eta = 1 - \text{出口濃度}/\text{入口濃度}$ )は、 $\eta$ が小さいときには次式で近似できる。

重力沈降(放物流れ)

$$\eta_G \approx 1.2 V_s \cdot \cos \phi \cdot L / d \bar{u} \propto d_{ae}^2 \cdot C_c \quad (2)$$

ただし  $V_s$  は重力沈降速度、 $\phi$ 、 $L$ 、 $d$  は表1参照、 $d_{ae}$  は空気力学的径で粒径  $d_p$ 、密度  $\rho_p$  とすると  $d_{ae} = d_p \sqrt{\rho_p}$ 、 $C_c$  は Cunningham の補正項である。

拡散沈着(放物流れ)

$$\eta_D \approx 6.5 (D_B \cdot L / d^2 \bar{u})^{2/3} \propto (C_c / d_p)^{2/3} \quad (3)$$

慣性衝突

$$\eta_I \approx 0.05 \bar{u} \cdot \sin \theta \cdot d_{ae}^2 \cdot C_c / d \mu \quad (4)$$

ただし  $\mu$  は空気の粘性係数である。

またこれらの機構が同時に加わったときの沈着率は近似的に次式で求められる。

$$\eta = (\eta_G + \eta_D - \eta_G \cdot \eta_D) (1 - \eta_I) + \eta_I \quad (5)$$

#### 5. 粒子沈着量計算法

前述のように気道を2分岐円管系とみなし、P部には肺胞を分布させた流路について、呼吸器の入口から深部に向かって逐次粒子沈着を計算していく。呼気時には逆の順序をたどる。計

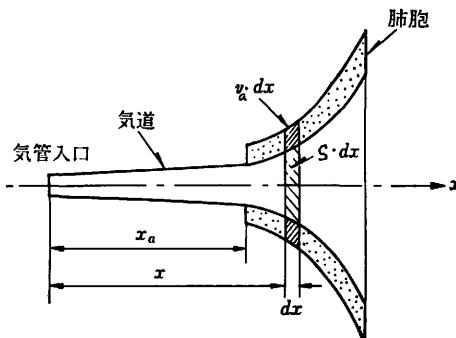


図2 可変断面積気道モデル概念図

Fig. 2 Schematic model of airway with variable cross-section

算手法にはくつかのものがあがるが、ここでは可変断面積気道計算法について述べる。

これは図2で示すように、呼吸器を断面積(表1の $S$ )が変化する一つの気道とその周辺に分布する肺胞部分で表わす。呼吸器寸法は表1の値を用いるが、吸入空気量によって $L$ 、 $d$ は変化する。5肺葉モデルを用いるときは吸気量を各肺葉に配分して肺葉別に沈着量を求める。

気道内、肺胞内の粒子濃度をそれぞれ $C(x, t)$ 、 $C_a(x, t)$ 、気道内軸方向の呼吸気流速を $u(x, t)$ 、軸方向の粒子輸送速度を $J(x, t)$ 、気道、肺胞部の粒子沈着フラックスをそれぞれ $L(x, t)$ 、 $L_a(x, t)$ とすると次式をえる。

$$S \frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{\partial}{\partial x}(SJ) - C_{ae} \frac{\partial V_a}{\partial t} - L \quad (6)$$

$$\frac{\partial}{\partial t}(V_a C_a) = C_{ae} \frac{\partial V_a}{\partial t} - L_a \quad (7)$$

ただし $\dot{V}_a$ はP部の気道単位長さ当りの肺胞容積、 $C_{ae}$ は吸気時には肺胞入口の粒子濃度に等しく、呼気時には $C_{ae} = C_a$ である。また

$$J = uC - D_e \frac{\partial C}{\partial x} \quad (8)$$

である。また $L$ 、 $L_a$ は4で述べた各式から求められる。

このような計算法はTaulbeeら<sup>11,12)</sup>、その他<sup>9,13)</sup>によって用いられており、この手法は任意の呼吸波形に対して、また任意の吸入形態(例えば吸入濃度が変化するとき)にも容易に適用できる。

## 6. 粒子沈着率計算例

5肺葉モデルを用いて全および各部位の粒子沈着率を計算した結果を図3に示す<sup>9)</sup>。実験値<sup>14-17)</sup>も合わせて示すがごく一部の粒径領域を除いてよく一致している。各部位の実験結果はここには示していないが、これも計算結果とかなりよく一致している。図4は吸湿性の乾燥食塩粒子の計算例で、吸入後の吸湿成長のため全体として大きな非吸湿性粒子と同等の沈着率を示す。

4. の各式からもわかるように、沈着率は粒子径、粒子密度、呼吸流速によって変わり、これらの因子が全沈着量に及ぼす影響は概ね図5のようになる。すなわち、小粒径側では拡散沈着が支配的で、T-B、Pのいずれの部分にもかなり沈着する。大粒子では重力沈降と慣性衝突が支配的でとくにM-P(またはN-P)部での沈着が大きい。0.1~1 $\mu$ mの領域ではいずれの沈着機構も小さく、とくにT-B部での沈着は小さい。呼吸流速の増大はとくに大粒径側の慣性沈着を増大させる。

図6はせんい状粒子の沈着率計算値である。横軸は同じ空気力学的径をもつ粒子の長さを示し、細長い粒子ほど全沈着率とくにN-P部での沈着率が大きい。

以上の他に、異なった呼吸器構造モデルを用いても全体的な計算結果に著しい差異はないこ

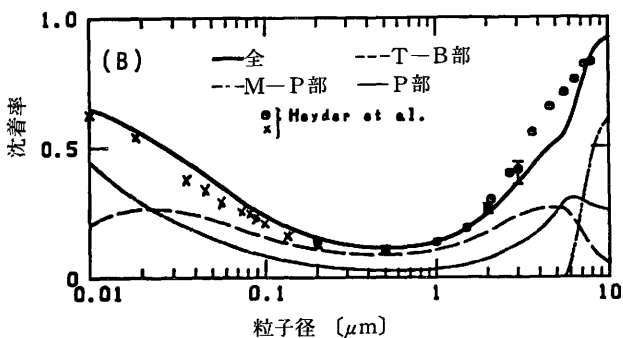
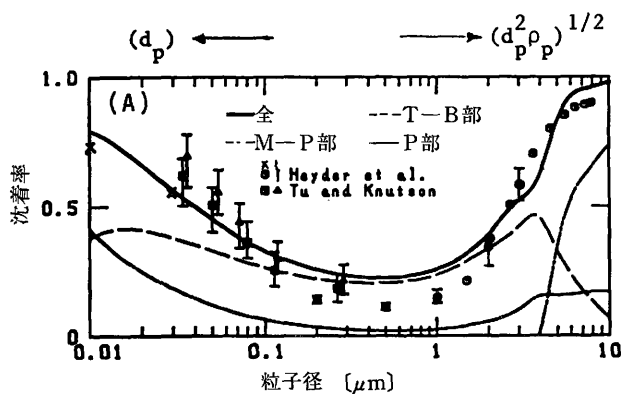


図3 粒子沈着率の計算値と実験値  
(口呼吸,  $V_T=1000\text{cm}^3$ (A) :  $500\text{cm}^3$ (B),  
 $f=15$ 回/min, 実験値は全沈着率)

Fig. 3 Deposited fraction of stable spherical particles (A) $V_T=1000\text{cm}^3$ ; (B) $V_T=500\text{cm}^3$ (mouth breathing,  $f=15\text{min}^{-1}$ )

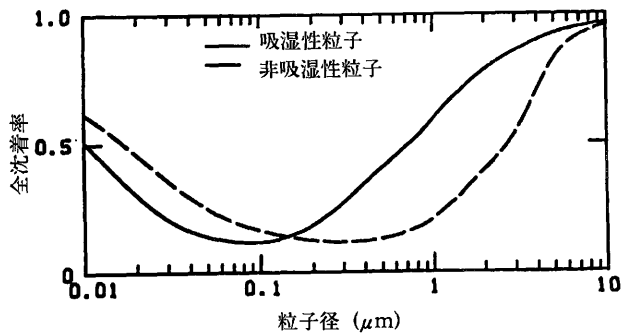


図4 吸湿性粒子の全沈着率計算値  
(NaCl粒子, 口呼吸,  $V_T=500\text{cm}^3$ ,  $f=15$ 回/min)

Fig. 4 Deposited fraction of hygroscopic(NaCl) and non-hygroscopic particles (mouth breathing,  $V_T=500\text{cm}^3$ ,  $f=15\text{min}^{-1}$ )

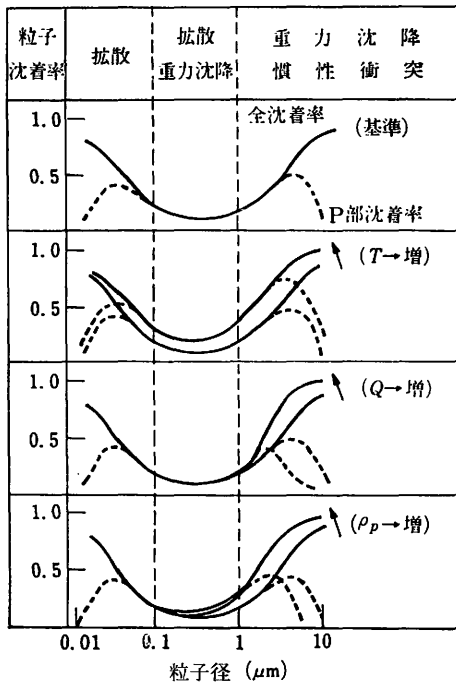


図5 各種因子の増加による粒子沈着率の変化  
(T: 滞留時間, Q: 流量,  $\rho_p$ : 粒子密度)  
Fig. 5 Variation in deposited fraction with the increase in some variances.(T: retention time, Q: flow rate)

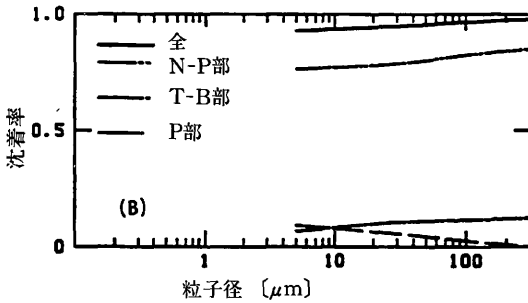
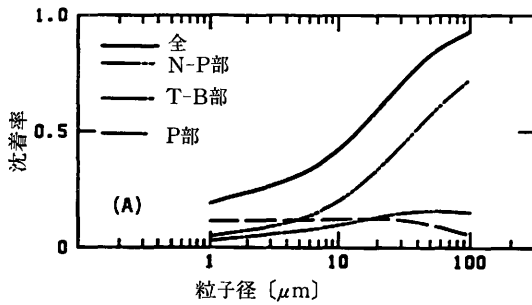


図6 せんい状粒子の沈着率計算値  
(鼻呼吸,  $V_T=500\text{cm}^3$ ,  $f=15\text{回}/\text{min}$ ,  $d_{ae}=1\ \mu\text{m}$ (A);  $5\ \mu\text{m}$ (B))  
Fig. 6 Deposited fraction of fibrous particles (A)  $d_{ae}=1\ \mu\text{m}$ ; (B)  $d_{ae}=5\ \mu\text{m}$  (nasal breathing,  $V_T=500\text{cm}^3$ ,  $f=15\text{min}^{-1}$ )

と<sup>18)</sup>, 成人に比して子供の場合はやや高い全沈着量を与えるがその差は小さいこと<sup>19)</sup>などが計算によって示唆されている。

## 7. 沈着量計算モデルの動物への適用

前述<sup>5)</sup>のような動物の呼吸器構造モデルを用い、またそれぞれの動物に特有な呼吸パターンを用いて、人体の場合と同様に粒子沈着量を計算することができる<sup>20,23)</sup>。図7は各動物の呼吸

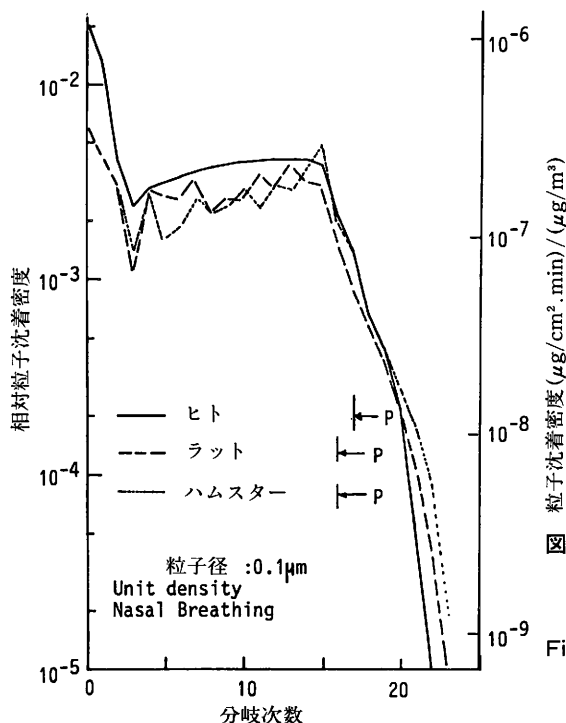


図7 ヒト、ラット、ハムスターの呼吸器各部位の粒子沈着密度(ヒトの $V_T=500\text{ cm}^3$ ,  $f=15\text{ 回/min}$ )  
Fig. 7 Deposition density of particles in the respiratory tract of man, rat and hamster ( $V_T=500\text{ cm}^3$ ,  $f=15\text{ min}^{-1}$ )

器各部位における $0.1\mu\text{m}$ の粒子の沈着密度を表わす。沈着密度は沈着量(または沈着率)を各分岐次数に相当する部分(P部では肺胞を含む)の表面積で割ったもので、縦軸右は単位濃度の粒子を1分間呼吸したときの単位表面積当りの沈着粒子量である。呼吸器入口部分を除いて、この場合の沈着密度は動物の場合も人体と大差はない。もっともこの値は粒径によってかなり異なり、とくに慣性衝突の支配的な大粒子では動物種間の差異が大きくなる。

### 参考文献

- 1) ICRP Task Group on Lung Dynamics : Deposition and retention models for internal dosimetry of the human respiratory tract, *Health Phys.*, **12**, 173-207, 1966.
- 2) ICRP : Limits for intakes of radionuclides by workers (ICRP Publication 30), 日本アイソトープ協会訳, 1980.
- 3) 高橋幹二, 応用エアロゾル学, 第1章, 養賢堂, 1984. にまとめられている。
- 4) Weibel, E. R.: Morphometry of the human lung, Academic Pr., 1963.



- 5) Yeh, H. C.: Respiratory tract deposition models, LF-72, 1980.
- 6) Yeh, H. C., and Schum, G. M. : Models of human lung airways and their application to inhaled particle deposition, *Bull. Math. Biol.*, **42**, 461-480, 1980.
- 7) Altschuller, B. : Calculation of regional deposition of aerosol in the respiratory tract, *Bull. Math. Biol.*, **21**, 257-270, 1959.
- 8) Scherer, P. W., et al. : Measurement of axial diffusivities in a model of the bronchial airways, *J. Appl. Physiol.*, **38**, 719-723, 1975.
- 9) Takahashi, K., and Kawamura, S. : A computational model for deposition of various aerosol particles in the human lung, Tech. Rep. Inst. Atomic Energy, Kyoto Univ., No.205, 1986.
- 10) 高橋幹二, 基礎エアロゾル工学, 養賢堂, 1982.
- 11) Taulbee, D. B., and Yu, C. P. : A theory of aerosol deposition in the human respiratory tract, *J. Appl. Physiol.*, **38**, 77-85, 1975.
- 12) Taulbee, D. B., et al. : Aerosol transport in the human lung from analysis of single breaths, *J. Appl. Physiol.*, **44**, 803-811, 1978.
- 13) Harley, N.H., and Pasternack, B. S. : Environmental Radon daughter alpha dose factors in a five-lobed human lung, *Health Phys.*, **42**, 789-798, 1982.
- 14) Heyder, J., et al. : Total deposition of aerosol particles in the human respiratory tract for nose and mouth breathing, *J. Aerosol Sci.*, **6**, 311-328, 1975.
- 15) Stahlhofen, W., et al. : Experimental determination of the regional deposition of aerosol particles in the human respiratory tract, *Amer. Ind. Hyg. Assoc. J.*, **41**, 385-399, 1980.
- 16) Heyder, J. : Physical and chemical characterization of individual airborne particles (ed. K. R. Spurny), Chapt. 4, Ellis Horwood, 1986.
- 17) Tu, K. W., and Knutson, E. O. : Total deposition of ultrafine hydrophobic and hygroscopic aerosols in the human respiratory system, *Aerosol Sci. Tech.*, **3**, 453-465, 1984.
- 18) Yu, C. P., and Diu, C. K. : A comparative study of aerosol deposition in different lung models, *Amer. Ind. Hyg. Assoc. J.*, **43**, 54-65, 1982.
- 19) Xu, G. B., and Yu, C.P. : Effects of age on deposition of inhaled aerosols in human lung, *Aerosol Sci. Tech.*, **5**, 349-357, 1986.
- 20) Schum, M., and Yeh, H. C. : Theoretical evaluation of aerosol deposition in anatomical models of mammalian lung airways, *Bull. Math. Biol.*, **42**, 1-15, 1980.
- 21) Yu, C. P., and Xu, G. B. : Predictive models for deposition of diesel exhaust particles in human and rat lungs, *Aerosol Sci. Tech.*, **5**, 337-347, 1986.
- 22) Xu, G. B., and Yu, C. P. : Deposition of diesel exhaust particles in mammalian lungs, *Aerosol Sci. Tech.*, **7**, 117-123, 1987.



## VII—2 呼吸器線量算定上の諸問題

下 道 國

名古屋大学工学部原子核工学科

*Radon in the Living Environment-Levels and Risks*

*Proceedings of the 15th NIRS Seminar, held at Chiba, December 3-4, 1987, PP.191-207*

### Problems in Assessing Radiation Dose to Respiratory Organ due to Radon Inhalation

Michikuni Shimo

Department of Nuclear Engineering,  
Faculty of Engineering,  
Nagoya University,

Furo-cho, Chikusa-ku, Nagoya-shi, Aichi 464, Japan

#### Abstract

A method of lung dose calculation is available as described in the UNSCEAR 1982 Report for estimating the human lung dose to radon daughter products in the atmospheric air. By using the method, the effective dose equivalent of the respiratory tract can be calculated from the products of four factors, i.e., radon concentration, the equilibrium factor, the exposure time and the dosimetric coefficient. Many problems or uncertainties, however, are included in the simplified method. They are classified into three categories : (1) items related to measurement ..... radon and daughter products concentrations in dwellings, ratio of unattached atom to total atom in the atmosphere, size distribution of radioactive aerosol particles in the atmosphere, accuracy and precision of observed values, sampled position and time, and conclusion based on statistics for date, (2) items related to human ..... occupancy factor, tidal volume, bronchial morphometry, deposition of radioactive aerosol particle, mucociliary clearance rate and location of target cells, and (3) items related to dose calculation ..... dose conversion factor, quality factor, weighting factor and lung dose model.

## 1. はじめに

大気中のラドン娘核種から呼吸器線量を推定するには、UNSCEAR 1982によるのが便利である。その手順はわかりやすいが、それだけに多くの仮定や割りきりを含んでおり、今後さらにつめるべき点も多い。このような点を列挙するに当り、必ずしも明確に区分できるわけではないが、大きく(1)計測に関する問題、(2)人間に関する問題、(3)狭い意味での線量計算上の問題、に分けてみる。(1)には、ラドンとラドン娘核種について、濃度、成分比、粒径分布などの測定法、値の確度と精度、データ取得の場所・時刻の選択、データの統計処理など測定に関するハードからソフトまでの事柄が含まれている。(2)には、人間の生活場所に対する時間配分、呼吸量、肺の構造、放射性エアロゾルの沈着量、沈着異物の除去、標的細胞の位置など人間の生活や生物としての事柄が含まれる。(3)には、(1)、(2)に基づいて実効線量当量を算出するときに関与する事項で、照射量と吸収線量の関係、線質係数、荷重係数、線量評価肺モデルなどがある。

以下では、はじめに実効線量当量の計算方法と概算値を示し、つぎに上記のいくつかの事項について、後出するフローチャートに従って述べるが、必ずしも上記項目どおり、またその順番にはならないことをお断りしておく。

## 2. 呼吸器線量の計算方法

ラドンによる呼吸器線量の推定方法をフローチャートで示した図1を参考にしながら述べる。同図から、大気中のラドンガス濃度が $\chi$  [ $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ]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  $DF$  [ $\text{Sv}/(\text{Bq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3})$ ]を用いることによって、呼吸器官の実効線量当量  $H_{\text{eff}}$  [Sv]を推定できることがわかる。これ

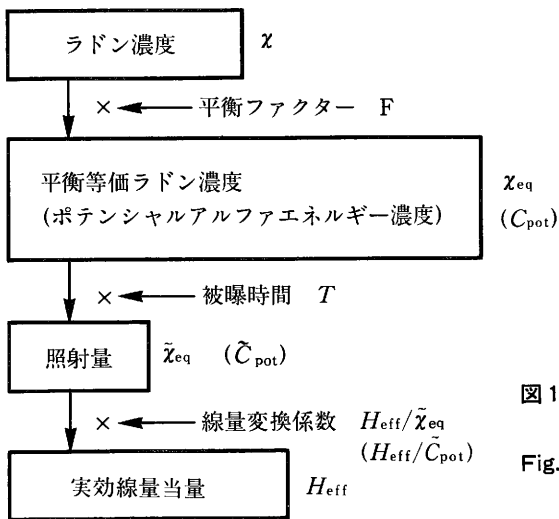


図1 ラドン濃度による肺の実効線量当量計算のフローチャート

Fig. 1 Flow-chart for calculating effective dose equivalent of human lung from radon daughters

で表すと、

$$H_{eff} = \chi \cdot F \cdot T \cdot DF \quad (1)$$

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量で、それは単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一段と低いとみなされるPb-210(RaD)に至るまでの間に、 $\alpha$ 線をいくつ放出するかを考慮にいたれた「ポテンシャルアルファエネルギー-Potential  $\alpha$  Energy」と密接に関係している。

ラドンガス濃度に平衡ファクターを乗じた量 $\chi_{eq}$ は平衡等価ラドン濃度Equilibrium Equivalent Radon Concentration[Bq $\cdot$ m $^{-3}$ ]と呼ばれ、 $\chi_{eq}$ [Bq $\cdot$ h $\cdot$ m $^{-3}$ ]は照射量(あるいは曝露量)Exposureと称される。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、これを他の値とともに表1に示した。

表1 実効線量当量の計算に使う要素の平均的な値

Table 1 Average values of radon concentration, equilibrium factor, occupancy factor, dose conversion factor and effective dose equivalent

		屋 内	屋 外
ラドン濃度	(Bq $\cdot$ 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	(nSv/Bq $\cdot$ h $\cdot$ m $^{-3}$ )	8.7	17
実効線量当量	(mSv/y)	0.91	0.054

生活環境での1年間の呼吸器の実効線量当量を、同表の数値と式(1)を使って計算する。実効線量当量は個々のケース(今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次のようになる。

$$\begin{aligned} H_{eff} &= H_{eff}(\text{屋内}) + H_{eff}(\text{屋外}) \\ &= 30 \times 0.5 \times (8.76 \times 10^3) \times 0.8 \times 8.7 + 3 \times 0.6 \times (8.76 \times 10^3) \times 0.2 \times 17 \text{ nSv} \\ &= 0.91 + 0.054 \text{ mSv/y} = 0.96 \text{ mSv/y} \end{aligned}$$

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表2に示した。

線量を論じる場合、環境や地域の違いを考慮したラドン濃度の違いだけで議論されることが多いが、以上の計算で使われた量は、以下に述べるように、それぞれが問題点を持っている。

### 3. 呼吸器線量計算上の諸問題

#### (1) ラドンガス濃度

呼吸器官の線量評価において、種々の生活環境におけるラドン濃度の正確な値を得ることが

表2 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)

Table 2 Effective dose equivalent

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
		Bq・m <sup>-3</sup>	mSv
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戸建家屋	16	1.0
他の諸国	主に石造の集合住宅	18	1.1

最初になすべき重要事項であることは言うまでもない。したがって、ラドン濃度の測定法、値の確かさや精度などハード面と、測定場所・時刻の選択やデータ処理法などのソフト面にわたり、多くの検討されなければならない点が残っているが、本書の他の項で述べられる！思うので省略する。

## (2) 平衡ファクター

ラドンによる呼吸器線量は、実際にはラドン娘核種による寄与がほとんどであるため、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に、ラドンガス濃度を測定し、これに平衡ファクターを乗じて平衡等価ラドン濃度を推定する方法がとられており、前述したとおりである。

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時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

$$F = \frac{\sum_{i=1}^3 \chi_{a,i} \cdot \epsilon_i / \lambda_i}{\chi \sum_{i=1}^3 \epsilon_i / \lambda_i} \quad (i=1 \sim 3) \quad (2)$$

と表わされる。ここで、 $\chi$ はラドンガス濃度を、 $\chi_{a,i}$ はラドン娘核種濃度を、 $\epsilon_i$ 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を、 $\lambda_i$ は*i*核種の崩壊定数を、*i*=1, 2, 3はそれぞれ

れRaA, RaB, RaC (RaC'は半減期が短いので, 便宜的にRaCから $\alpha$ 線が出るとして取り扱う)を表す。

通常, ラドンガスとその娘核種が放射平衡(放射能濃度が等しいこと)にあることはほとんどなく, したがって平衡ファクターは0~1の間の数値となる。測定例をラドン濃度とともに表3に示した。この値には, いくつかの場所で得られたデータを参考にして一定の値が使われることが多いが, 環境条件などが違う場所に一定の値を用いるのは, 必ずしも適切であるとはいえない。

表3 建屋内の平衡ファクターの例

Table 3 Equilibrium factors

建物の種類と数	ラドンガス濃度 (Bq・m <sup>-3</sup> )	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, レンラー	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
ハブリーレイク, 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。

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計算で求められるが, 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, ラドン娘核種が連続的に精度よく測定できるようになれば, 平衡等価ラドン濃度が次項で述べるように直接求められるので, 平衡ファクターは不用となろう。

### (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 $\chi_{eq}$ [Bq・m<sup>-3</sup>]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。後者は, 単にラドン娘核種濃度[Bq・m<sup>-3</sup>]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(2)右辺から $\chi$ 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、単位質量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 $\alpha$ 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で表した量は合理的である。

ポテンシャルアルファエネルギー濃度 $C_{pot}[\text{J}\cdot\text{m}^{-3}]$ は、式(2)右辺の分子の量をいい、平衡当価ラドン濃度 $\chi_{eq}$ に $5.5\times 10^{-9}$ を乗ずると、ポテンシャルアルファエネルギー濃度 $C_{pot}$ となる。

#### (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すとき、居住係数Occupancy Factorという。

UNSCEAR 1982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。

Brownのイギリスにおける調査によると、全室内の居住係数は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み合わせで考えるとき、居住係数を細分化して扱うことも必要となろう。

この量について、日本人の生活様式に即したデータの整備が必要である。

#### (5) 照射量

これは、平衡当価ラドン濃度 $\chi_{eq}$ またはポテンシャル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。これには器官表面に沈着した分のクリアランス等による効果は含まれていない。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とくに問題はない。

#### (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。さて、線量変換係数は一つとは限らない。すでに示した「(平衡当価ラドン濃度で示した)照射量-実効線量当量」変換係数 $DF(=H_{eff}/\tilde{\chi}_{eq})[\text{Sv}/(\text{Bq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3})]$ のほか、「(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 $DF^{**}(=H_{eff}/\tilde{C}_{pot})[\text{Sv}/\text{J}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}]$ と、「摂取量-実効線量当量」変換係数 $DF^*(=H_{eff}/I_{pot})[\text{Sv}/\text{J}]$ などもあり、他に直接ラドン濃度から実効線量当量を求める変換係数を考えることもできる。これらを表4にまとめた。

$DF$ と $DF^*$ はその中に $DF^{**}$ を含んでいる。摂取量 $I_{pot}$ は照射量 $C_{pot}$ と呼吸量 $V$ の積で表される。



表4 公衆の屋内外線量変換係数  
Table 4 Dosimetric coefficients

変換係数	単位	屋内	屋外
$H_{eff}/I_{pot}$	Sv/J	2.0	3.0
$H_{eff}/C_{pot}$	Sv/(J·h·m <sup>-3</sup> )	1.6	3.0
$H_{eff}/\tilde{\chi}_{eq}$	nSV/(Bq·h·m <sup>-3</sup> )	8.7	17

4. 線量変換係数に含まれる諸要素

ここで問題となるのはDF\*\*であるが、この係数はさまざまな知見を勘案して与えられている。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。これらの諸点を図2を参考にしながら以下に述べる。

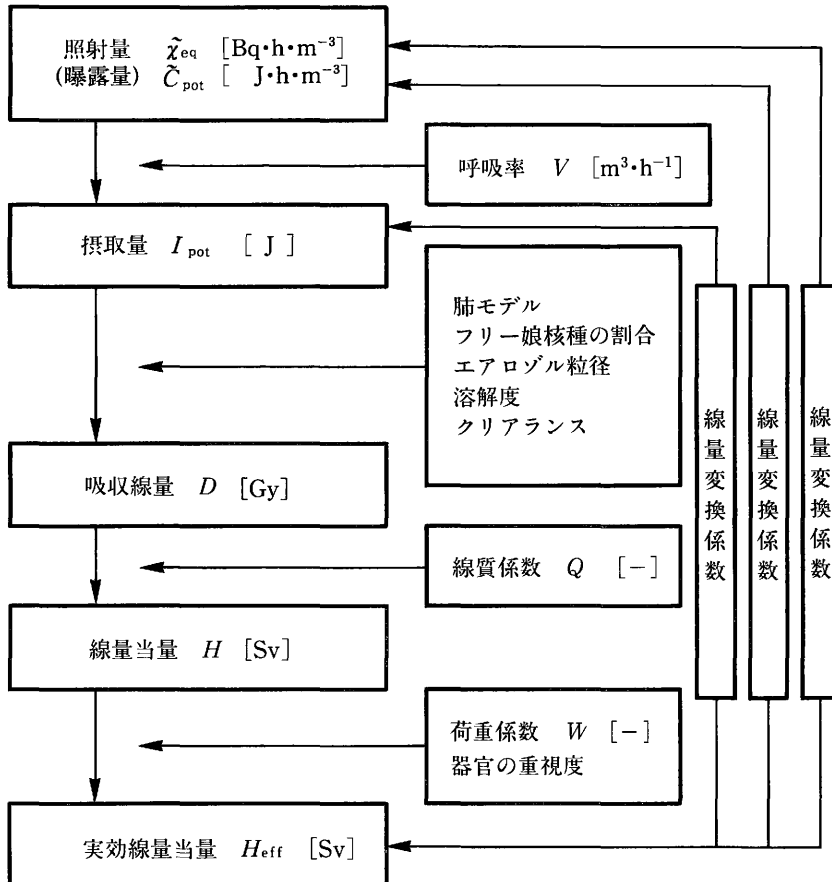


図2 照射量から実効線量当量を求めるフローチャート

Fig. 2 Flow-chart for calculating effective dose equivalent of human lung from exposure

### (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<sub>n</sub>時間と同様かそれ以上である。UNSCEAR 1982では一般公衆の場合、屋内生活では0.8m<sup>3</sup>/h、屋外生活では1.0m<sup>3</sup>/h、職業人に対しては1.2m<sup>3</sup>/hを与えている。しかし年齢、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、日本人に関するデータが整備されることが望まれる。

### (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、まず呼吸器官の解剖学上の知見を得ることが重要である。古くから幾つかの肺のモデルが用いられてきたが、最近では1963年に出されたWeibelのモデル、またはそれを修正したモデルが使われている。Yeh-Schumによって1979年によりヒトの肺に近いモデルが出され、最近はこれによる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。

Weibel, Yeh-Schumのどちらのモデルも、極めて少数の人体をもとに得られた値であり、代表性については疑問が残る。この種のデータも日本人については皆無ということであり、気にかかることである。しかし、細かい部分はともかく、肺全体で評価する場合はどのモデルもあまり差がないとも言われている。

なお、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、これを次の3つの部位にまとめて取り扱われることが多い。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。

### (3) 放射性エアロゾル(フリー成分と付着成分)

次に、吸入する放射性エアロゾルの大気中での状態や濃度を知る必要がある。生活環境の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まであり、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。その概略を図3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に、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

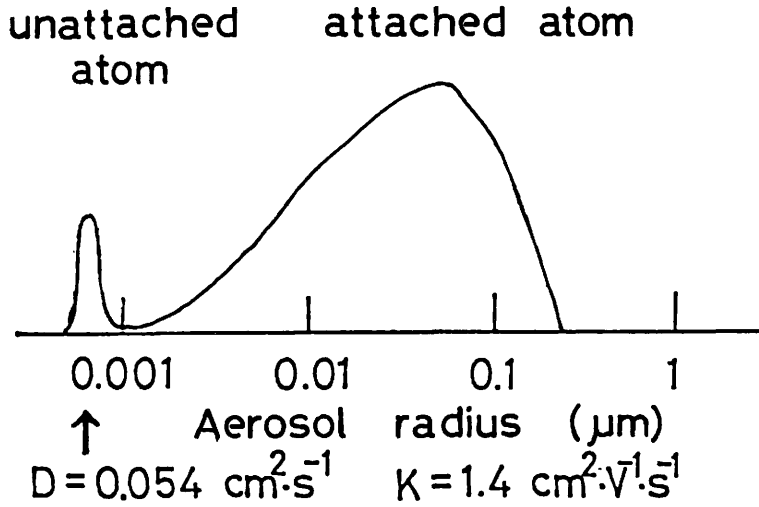


図3 放射性エアロゾルの粒径分布の概念図

Fig. 3 An outline of size distribution of radioactive aerosol particle

表5 「ラドン娘核種」エアロゾル各成分の大気中での存在比の例

Table 5 Activity ratios of attached and unattached atoms

	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

(次項で詳述)。屋内外空気中のフリー成分の比(フリー成分の全成分(フリー成分と付着成分の和)に対する放射能濃度比) $f$ と $f_p$ (フリー成分の全成分に対するポテンシャルアルファエネルギー濃度の比)の測定例を表5に示した。UNSCEAR 1982では $f_p=0\sim 0.05$ 程度と見ているが、この例から0.1以上の例のあることがわかる。また、同表と一緒に示してある全成分の存在比を合わせることによって、全成分とフリー成分の比率も幅の広いことがうかがえる。

付着成分の放射能粒径分布を知ることは、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さから、自然大気中での実測例は、 $f$ の実測と同様に大変少ない。図4に筆者らの最近の測定の一例を示したが、半径0.05~0.2 $\mu\text{m}$ 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、および付着成分の粒径分布の実測は、これからの重要な課題である。

(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

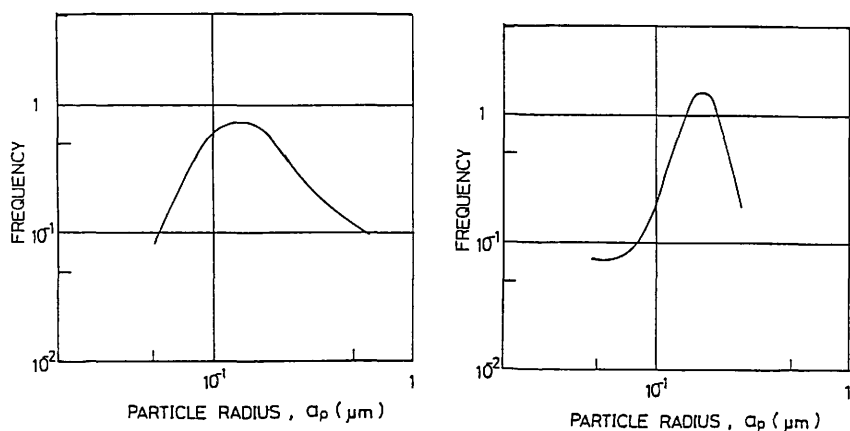


図4 放射性エアロゾルの粒径分布の測定例, 左: 屋内, 右: 屋外  
 Size distribution of radioactive aerosol particles, left side : indoors, and right side : outdoors

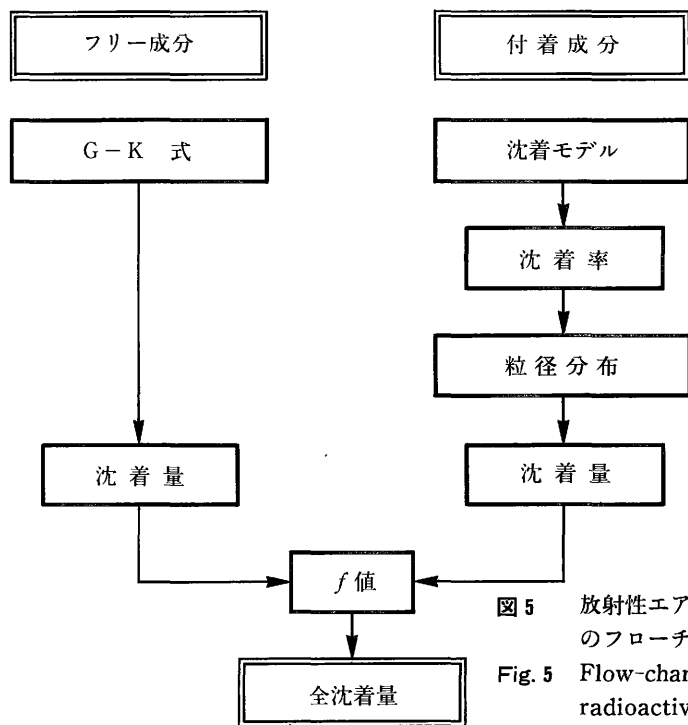


図5 放射性エアロゾルの呼吸器官への沈着量計算のフローチャート

Fig. 5 Flow-chart for calculating deposition of radioactive aerosol particle to respiratory tract

の計算は図5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)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、さまざまな条件下での沈着量を計算しておかなければならない。こうして得られたフリー成分の沈着量に $f$

を、付着成分の沈着量に $(1-f)$ を乗じて、両者の和をとることによって全沈着量が得られる。これについては、Jacobi-EisfeldやJames-Berchallらの詳しい計算があるが、代表的な粒径について求められているに過ぎない。

ここでは、Weibel Aモデルに若干の補正を加えて計算された高橋・伊藤の単分散粒子の沈着率に、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を図6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(クリアランスは入れていない)を求めた結果を、図7に示した。同図では、 $f_p=0.1$ で沈着量が $100 \text{ GeV}/\text{h}$ であるから、これを被曝量当りの吸収線量に直

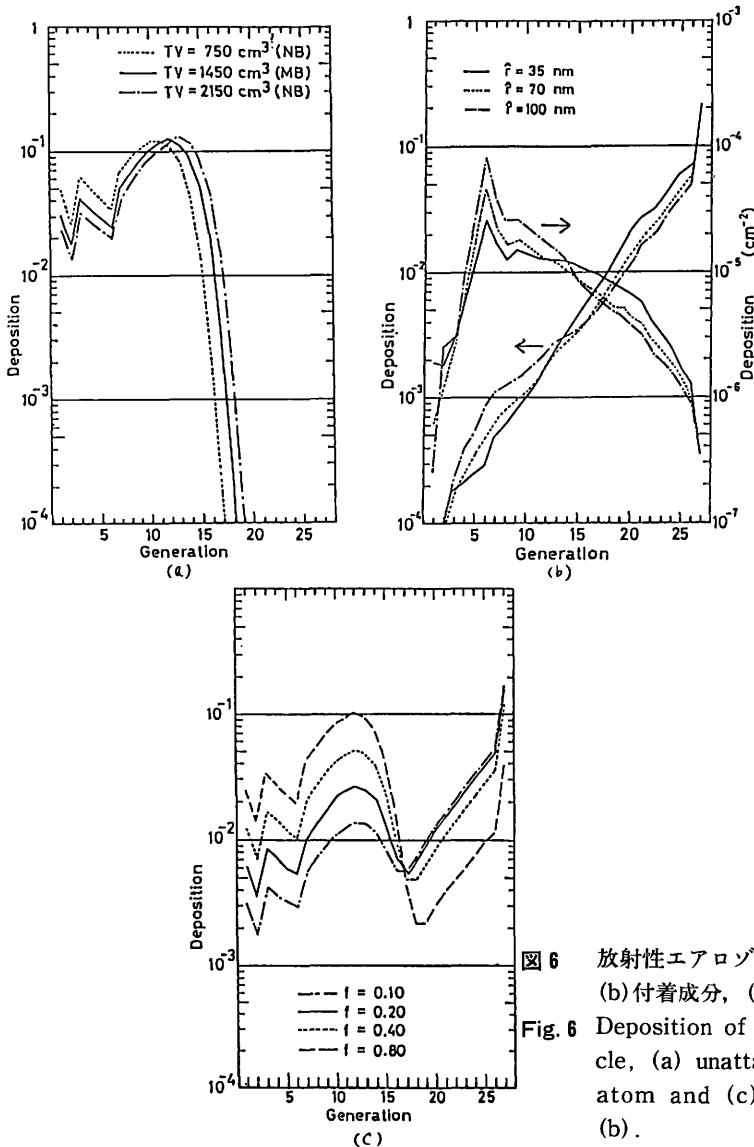


図6 放射性エアロゾルの沈着量, (a)フリー成分, (b)付着成分, (c)フリー成分+付着成分  
 Fig. 6 Deposition of radioactive aerosol particle, (a) unattached atom, (b) attached atom and (c) summation of (a) and (b).

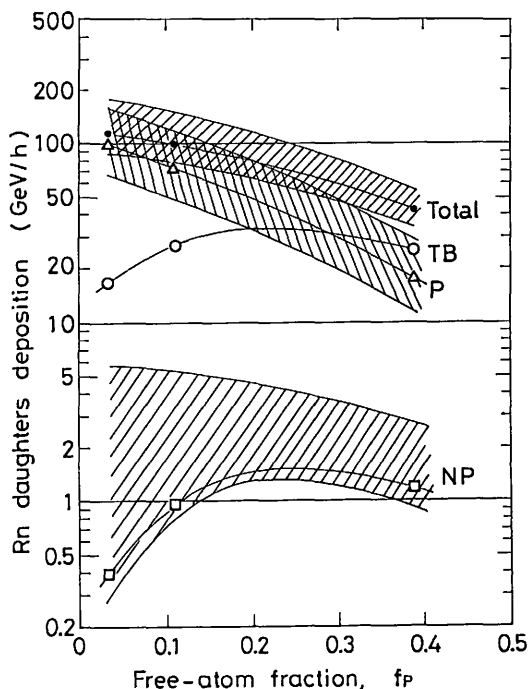


図7 ラドン娘核種の沈着量  
Fig.7 Deposition of radioactivity

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換算係数と比較できる量で、このように半実験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。

Yeh-Schumのモデルに基づく概算も、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。

ICRPの肺動力学に関する作業部会によると、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放射能中央径AMDでほとんど決まるので、AMDさえわかれば沈着量が得られるとしている。UNSCEAR 1982等に示されている線量変換係数は、多様な分布を有した粒子系に対して、単純に  $\text{AMD}=0.2\mu\text{m}$  (半径  $0.1\mu\text{m}$ ) と割りきることによって求められているので、この考えにそったものと言えよう。しかし、実際には多様に分散した粒子系であるから、このように単純に割りきってしまうことに問題が残る。

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、あるいは62%は沈着するという報告がある。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が変わり、しかもそれほど単純でないことが、複数の研究者の計算によって指摘されている。これまで、主に計算で求められていた呼吸気道への沈着量は、今後、動物やヒトによって実験的に検証されなければならない、それによって線量変換係数が大きく変わる可能性もあり、これからの重要な課題である。

**(5) 基底細胞の位置**

標的となる細胞が生体表面からどの深さにあるかは極めて重要な点であるが、筆者の守備範囲外なので、項目として挙げるに留める。

**(6) クリアランス**

気管・気管支に沈着した粒子が、どのように体外(または他の器官)に除去(運搬)されるということも重要な点であるが、前項と同様、検討事項として挙げるに留める。

**(7) 線質係数と荷重係数**

これらの係数をどのように取るかで実効線量当量が大きく変わるが、ここでは項目としてあげるに留める。

**(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から見ると、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。肺全体の質量を1kgとしたとき、気管・気管支は45gしかなく、残りの部分が955gとする。RLDではこの45gと残りの955g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ずつを与えるのである。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95/1000でしかない。

RLDはUNSCEAR Rept. 1982によって採用されたが、このような評価モデルの立て方や、またRLDの採用の是非についても、今後検討されてもよいであろう。

**(9) 線量変換係数の導出****(1) 「照射量と吸収線量」の関係**

まず、単なる気中濃度と滞在時間の積で表わされる「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わす「吸収線量rad(またはJ)」の関係が明らかでなければならず、線量変換係数を求めるにあたり、この見積りがきわめて重要である。純粹な計算からは、呼吸量が $1.2\text{m}^3/\text{h}$ (作業員)の場合、 $0.42\text{rad}/\text{WLM}$ 、 $1.0\text{m}^3/\text{h}$ で $0.35\text{rad}/\text{WLM}$ 、 $0.8\text{m}^3/\text{h}$ 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. 78からその一部を表6に示した。

このようにさまざまな数値があるのは、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ること、前述したように、粒子の呼吸器

表6 照射量と吸収線量の関係(線量ファクター)の例

Table 6 Some examples of dose conversion factor

研究者	年	rad/WLM	注	釈
Bale	1951	7.5		
Chamberlain & Dyson	1956	0.38		
Hultqvist	1956	0.42		
		3.5	口呼吸	
Altshler et al.	1964	1.9	鼻呼吸	
FRC Report	1967	2.8		
Jacobi	1972	0.07~1.0	鼻呼吸	
UNSCEAR	1977	1.0	気管・気管支	職業人
		0.15	肺胞	
		0.2	肺全体	
		0.15	肺全体	
UNSCEAR	1982	0.68*	肺全体	職業人
		0.45	屋内	肺全体、公衆
		0.88	屋外	

\*原本には、上から2, 2, 3Sv/Jとして与えられているのを、単位を合わせるために著者が換算した値。

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こと、さらに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ことであろう。

この量がわかれば、以下に述べる線量変換係数は簡単に求められるが、いずれも前述したように、問題点を含んでいるので注意したい。

### (2)「摂取量と線量当量( $I_{pot}-H$ )」の関係

Jacobi-Eisfeldは肺を二つの領域に分け、この関係をそれぞれ $f_p$ の関数として、摂取量 $I_{pot}$ に対する線量当量 $H_{eff}$ を求めている。この $f_p$ の関数が前項(1)で述べた係数に対応する。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 $AMD=0.2\mu m$ 、線質係数を20とすると、 $H/I_{pot}$ が得られる。これ以外にJames-Birchall、ICRPによる式があるが、両方ともJacobi-Eisfeldの式に類似している。いずれも $f_p$ や粒径分布などに検討の余知があると考えられるのは、前述のとおりである。

### (3)線量変換係数 $DF^{**}$

この関係は、肺線量評価モデルに、先に述べたRLDとMLDのどちらを使用するかを決めた上で、前項の結果に荷重係数を乗じて求める。 $H/I_{pot}$ 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、 $DF^{**}=(15\times 0.06+2\times 0.06)\sim (40\times 0.06+5\times 0.06)=1\sim 3Sv/J$ となる。



(4) 線量変換係数 $DF$ 

この関係は、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値に、呼吸量と前項の結果を乗じて求める。呼吸量は、職業人：1.2m<sup>3</sup>/h、公衆で屋内：0.8m<sup>3</sup>/h、同屋外：1.0m<sup>3</sup>/hであるから、たとえば職業人では $DF=55.4 \times 10^{-10} \text{J/Bq} \times 1.2 \text{m}^3/\text{h} \times 2 \text{Sv/J} = 13.3 \text{nSv}/(\text{Bq} \cdot \text{h} \cdot \text{m}^{-3})$ となる。

## (10) NCRP Report No. 78の見解

以上、筆者なりの私見をもって問題点を列挙してきたが<sup>3</sup>、アメリカ放射線防護委員会はその報告書(NCRP No.78)の中で、線量に及ぼす要素とその変動幅、線量の変動割合を整理しているので、これを参考として表7に示す。それには、線量が大きく増加するのは放射性エアロゾ

表7 線量の変動幅

Table 7 Variability of radon daughter bronchial dose

要	素	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 $\mu\text{m}$ )	0.05~0.17 $\mu\text{m}$	+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. 粘膜絨毛による除去(1cm/min)	静止	+10%	
9. 粘膜の厚さ(15 $\mu\text{m}$ )	無~2倍層	+20~-30%	
10. 標的細胞の位置(22 $\mu\text{m}$ )	45 $\mu\text{m}$	-80%	

\*非平衡度の数値は放射能濃度比で、Rn：RaA：RaB：RaC：の値。

ルの粒径分布と気管の形態学的な違いの場合であり、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示されているが、このような評価は重要である。

## 5. おわりに

ラドンによる呼吸器線量の問題は、基本的にはまずラドン(厳密にはラドン娘核種)の生活環境での濃度を知ることである。そのために測定法の検討、データの確度、精度等おもに放射線計測の観点から多くの努力が払われて、現時点では、細部をおくと問題はほぼ収束しつつある。これからはラドン娘核種に焦点が移り、単に濃度ばかりではなく、成分比や粒径分布など性状に関する知見が換算係数を求める上からも重要である。

測定上の問題以外にも、生活様式、生理学・解剖学、肺動力学上で検討されるべき点の多いことを述べた。

また線量評価の観点からは、いたずらにある量・因子の精度だけを追うのではなく、より大

きく効くものからつめていくことが肝要である。その意味でNCRP Report No.78に示されているような、ある因子が線量に及ぼす影響の割合を推定することは重要であって、われわれもまた、日本人に関するさまざまなデータを整備して、このような評価をしていくべきであろう。

さらに、全身ではなく呼吸器官にしか影響を与えないラドンについては、純学問的にはその部位の吸収線量で論ずべきであると思うが、実効線量当量で議論する意味を十分に把握しておく必要がある。

最後に、「実際に自然放射線程度の低い濃度レベルで癌が発生するのか」という原点に立ち返って問い直すことも、ここで述べた諸問題に劣らず重要であると思う。

#### 引用文献

- 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」テクノプロジェクト, 東京, 1984
- 2) ICRP ; Limits for Inhalation of Radon Daughters by Workers”, ICRP Publication 32, Pergamon Press, New York, 1981.
- 3) Brown, L. ; Natural radiation survey in the U.K. : Indoor occupancy factor, *Radiation Protection Dosimetry*, **5**, 203, 1984.
- 4) Weibel, E.R. ; “Morphometry of the Human Lung”, Springer-Verlag, Berlin, 1963.
- 5) Yeh, H.C. and Schum, G.M. ; Models of human lung airways and their application to inhaled particle deposition, *Bull. Math. Biol.*, **42**, 461, 1980.
- 6) 下道国 ; ラドンによる肺線量の推定と問題点, 保健物理, **22**, 487, 1987
- 7) 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.
- 8) Gormley, P.G. and Kennedy, M. ; Diffusion from a stream flowing through a cylindrical tube, *Proc. Roy. Irish Acad.*, **32**, 163, 1949.
- 9) Jacobi, W. and Eisfeld, K. ; Dose to Tissues and Effective Dose Equivalent by Inhalation of Radon-222, Radon-220 and Their Short-lived Daughters, GSF-Report, S-626, 1980.
- 10) Expert Group of OECD/NEA ; Dosimetry Aspects of Exposure to Radon and Thoron Daughter Products, OECD/NEA Report, 1983.
- 11) 高橋幹二, 伊藤春海 ; 人体呼吸器管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.
- 12) 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.
- 13) 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.
- 14) Task Group on Lung Dynamics of ICRP ; Deposition and retention models for internal

- dosimetry the human respiratory tract. *Health Phys.*, **12**, 173, 1966.
- 15) Martin D. and Jacobi W. ; Diffusion deposition of small sized particles in the bronchial tree, *Health Phys.*, **23**, 23, 1972.
- 16) George A.C. and Breslin A.J. ; Deposition of radon daughters in human exposed to uranium mine atmospheres, *Health Phys.*, **17**, 115, 1969.
- 17) NCRP ; Evaluation of Occupational and Environmental Exposures to Radon and Radon Daughters in the United States, NCRP Rept. No.78., 1984.

---

## 〈討 論〉

### Q. 松平寛通

$\alpha$ 線のポテンシャルエネルギーの意味ですがその時の相手はある容量の空気で、細胞の中で消費されたエネルギーという意味ではないのですね。

### A. 下 道国

1 原子のポテンシャルアルファエネルギーというのは、ラドンとかその娘原子が、 $^{210}\text{Pb}$  (RaD)に放射性崩壊で到達するまでの間に放出される $\alpha$ 線のエネルギーの和で、単位はMeVやJで表わされます。又単位放射能当りのエネルギーの和として表わされることもあります。この量は、空気中の濃度、すなわち単位容積当りのポテンシャルアルファエネルギー( $\text{J}/\text{m}^3$ )を表わすのに用いたり、このポテンシャルアルファエネルギー濃度に時間の量に乗じて被曝量(曝露量)( $\text{J}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h}$ )で表わしたりします。さらに、被曝量に呼吸量( $\text{m}^3/\text{h}$ )に乗じて、ある時間内に体内に吸入されたラドン娘核種から放出される $\alpha$ 線の総量(J)を表わす意味に用いています。したがって、細胞内で消費されたエネルギーの意味として用いてはおりません。

## VII 内部被曝線量算定 —— 線量算定モデル

ラドンの人体への影響を考えるには、吸入による実効線量当量等を算定する必要があるだろう。吸入されたラドンが気管支や肺などに沈着し、さらに体内に移行して種々の臓器・組織にエネルギーを付与する。その結果、肺や生殖腺などの主要臓器・組織は線量を受ける。

京大の高橋先生は、吸入から沈着までを扱う沈着モデルと沈着粒子の体内移行・排泄を取扱うクリアランス・モデルの2つを沈着量計算モデルとし、その概要と問題点について報告された。人体呼吸器構造モデル、呼吸器内モデル、呼吸器内での粒子沈着機構モデルなど、今後検討されなければならない問題はあるが、計算と実験のデータ間の一致はかなり良いようである。沈着量計算モデルが確立されれば、種々の核種による内部被曝線量計算に利用できるだけに、今後の研究が期待される。

下先生は肺など呼吸器の線量と実効線量当量の算定について、UNSCEAR(国連科学委員会)が示している方法を説明した。大気中のラドン濃度を屋内で $30\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ 、屋外で $3\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ としたとき、通常の生活環境では1年間に $0.96\text{mSv}$ の実効線量当量になるという。この計算は一見容易であるが、大気中での放射性エアロゾルの粒径分布、気管の形態学的な問題など線量を左右する種々の因子があり、また、計算の過程にも多くの仮定がなされているので、検討すべき課題は残っている。

両先生の講演を聞き、大気中のラドン濃度が測定されれば、ラドンの吸入による臓器・組織線量当量および実効線量当量の算定は可能であることがわかった。今後に残された問題をすべて解決しなければ、線量が算定できないわけではないので、問題は問題として、今できる範囲内で線量を算出し、問題が解決されたら補正すればよいと思う。早く up to date なデータを出すことが先決であろう。

## VIII 国民線量への寄与

### VIII-1 屋内ラドン濃度を求める 上での問題点(生活様式等)

森 利明/堀 靖治/武田篤彦

### VIII-2 国民線量寄与の算定例

阿部 史朗

### VIII-3 線量算定に係わるコメント

## VIII-1 屋内ラドン濃度を求める上での問題点 (生活様式等)

森 利明／堀 靖治／武田篤彦

大阪府立放射線中央研究所

*Radon in the Living Environment—Levels and Risks*

*Proceedings of the 15th NIRS Seminar, held at Chiba, December 3-4, 1987, PP.211-217*

Problems in Obtaining Indoor Radon Concentration —Life Style  
and Other Factors

Toshiaki Mori, Yasuharu Hori and Atsuhiko Takeda

Osaka Prefectural Radiation Research Institute  
Shinke-cho 174-16, Sakai-shi, Osaka 593, Japan

### Abstract

Indoor radon concentration of 427 houses in Osaka was measured by using passive dosimeter of Karlsruhe type. For each house two detectors were set in different room for successive two periods of six months to obtain a time integrated average dose for one year. Radon concentration of ferro-concrete houses was higher, on the average, than that of Japanese traditional wooden houses. The highest value found was 474 Bq/m<sup>3</sup> which occurred in a wooden house. Radon concentration of a basement was 134.2 Bq/m<sup>3</sup> which was relatively higher than the concentrations in an ordinary room. Between spring and summer period, radon concentration was lower than that of the period between autumn and winter, which reflected the ventilation condition of the room. When the survey of indoor radon concentration throughout Japan is completed, regional characteristic, the influence of materials of constructions and of mode of living will become apparent.

### 1. はじめに

人びとは日常生活において、また職業上でも、さまざまな電離放射線を受けている。電離放

射線を被曝すると受けた線量に応じてある割合で、発癌のような致死的な障害が起こることが知られている。ICRPは1977年の勧告において、放射線被曝管理を、人体の主要な臓器や組織ごとに算出された線量当量の和、すなわち実効線量当量で行うよう提案した。この方式で自然環境から受ける放射線の量を推定すると、肺の被曝線量が大きく、無視できなくなってきた。肺は主として自然環境中のラドン、トロンおよびその娘核種が減衰する際に放出する $\alpha$ 線によって被曝する。ラドン娘核種の吸入による肺癌発生のリスクを推定する報告書が最近出されたが<sup>1)</sup>、居住環境におけるラドンおよび娘核種の挙動について世界的に関心が集まっている<sup>2)-4)</sup>。通常、ラドンやトロンは家屋内の濃度が屋外よりも高いことが知られている。しかしその濃度は建材や、換気の状態など、生活様式の違いにより大きく変動するため、これらの諸条件に留意した日常生活における、日本国民の平均的な肺線量を推定するための調査が待たれていた。

われわれは1986年度から開始された放射線医学総合研究所の家屋内ラドン濃度測定全国調査に協力して、大阪、兵庫、奈良、和歌山の近畿4府県地域を対象に、ポリカーボネイトフィルムを用いた簡易型パッシブモニター法による濃度測定のための、測定器の配布、回収を担当した。

## 2. 調査協力者の選定と測定器の発送と回収

測定器は協力者1世帯ごとに2個を1組として郵送し、半年後に回収してフィルムを交換し、再度郵送してさらに半年間、合計1年間の測定を行う計画である。

対象地域での協力者については、1985年の国勢調査速報をもとにして、全国約6000世帯の調査対象の内、大阪457、兵庫262、奈良59、和歌山53の合計831世帯を目標として1986年5月以降協力者を募った。その結果、1986年9月現在で、大阪451、兵庫251、奈良74、和歌山55、合計831の協力者を得ることができ、第1回目の測定器郵送を同年9月末に完了した。

1987年3月から第1回目(前半期)の測定器回収作業を行った結果、96%の高回収率となった。折返し郵送した第2回目の測定器も、1987年12月でほぼ回収できた。

回収したフィルムのエッチングと、それにもとづくラドン濃度の測定は放射線医学総合研究所で行われた。今回、大阪府下の調査対象家屋における測定結果と生活様式の関連について以下その特徴点を報告する。

## 3. 測定結果

大阪府下で実施した調査では427家屋の測定結果が得られた。測定器は1家屋につき2個(AおよびB)をそれぞれ異なった部屋に設置した。その結果の一部を表1に示す。装着状態の項で×印を付けたものは回収した測定器の中でフィルムが正しく入っていなかったことを示している。フィルムは平滑面を表にして測定器に装着しなければ正しい測定結果を得ることができない。測定器はすべて郵送で調査協力者に届け、また回収も郵送で行ったが、返送された測定

表1 家屋内ラドン濃度測定結果の一例(大阪府)

Table 1 An example of indoor radon measurements (Osaka)

測定家屋 No.	測定期間		測定値 (Bq/m <sup>3</sup> )		測定器内のフ イルムの状態	
	開始	終了	A	B	A	B
1	86/9/27	87/3/10	46.6	41.5	×	×
2	86/9/21	87/3/24	32.9	35.5		
3	86/9/8	87/2/27	30.1	27.4		
4	86/9/5	87/3/20	54.2	1.9		×
5	86/9/7	87/3/14	47.3	42.5		
6	86/9/5	87/2/28	34.0	18.1		×
7	86/9/5	87/3/10	65.0	39.9		
8	86/9/4	87/3/8	18.7	52.3		

器のフィルムの中には時々測定面が裏返っているものがあった。これらは郵送途中のトラブルによるものと考えられるが、一定数このようなことが起ることは避けられない。×印を付けたものの中には測定は正常に行われ、返送途中でフィルムがはずれたと考えられるケースも含まれているが、その区別はできないため、これらについては一括して、正しい状態で測定が行われなかったものとして除外し、以下の解析を進めた。

#### 4. 生活様式の調査

家屋内のラドン濃度は建材の種類や床の構造、さらには換気の仕方などに大きく影響を受ける。家屋内ラドン濃度と生活様式との関連を調査する目的で、協力者には測定器の郵送と併せて表2に示す住宅構造のアンケートを同封して回答を求めた。アンケートは97%の回収率で

表2 「住宅構造についてのアンケート」

Table 2 Questionnaire form on house

下線部分は記入し、番号の部分は、該当する番号を丸で囲んで下さい。

郵便番号 \_\_\_\_\_  
 住所 \_\_\_\_\_  
 世帯主氏名 \_\_\_\_\_  
 電話番号 ( ) \_\_\_\_\_  
 家族数 \_\_\_\_\_ 名(うち、中学生以下 \_\_\_\_\_ 名)

設置家屋について

家屋の建設年月日 昭和 \_\_\_\_ 年 \_\_\_\_ 月 (建築後 約 \_\_\_\_ 年)  
 居住年数 昭和 \_\_\_\_ 年 \_\_\_\_ 月より(居住後 約 \_\_\_\_ 年)  
 家屋の構造 1. 木造 2. 鉄筋コンクリート  
 3. 鉄骨 4. ブロック・レンガ造り  
 5. プレハブ 6. その他



測定器を設置した部屋について

部屋の階	1. 1階	2. 2階	3. 3階
	4. 4階以上	5. 地下室	6. その他( )
部屋の用途	1. 居間	2. 寝室	3. 食堂
	4. 応接室	5. 勉強部屋	6. その他( )
部屋の広さ	1. 3畳以下	2. 4.5畳	3. 6畳
	4. 8畳	5. 10畳以上	6. その他( )
断熱材の有無	1. あり	2. なし	

部屋内の壁面, 天井, 床, 窓の材質について

壁	主な材質	1. コンクリート・モルタル 3. 金属(鉄, アルミなど) 5. 木 7. 石膏ボード	2. レンガ・ブロック 4. 土壁(真壁, しっくいなど) 6. 化粧合板 8. その他( )
	表面の仕上げ	1. ペンキ 3. ビニールクロス	2. 布クロス 4. その他( )
天井	主な材質	1. コンクリート・モルタル 3. 化粧合板 5. その他( )	2. 木 4. 石膏ボード
	表面の仕上げ	1. ペンキ 3. ビニールクロス	2. 布クロス 4. その他( )
床	主な材質	1. コンクリート・モルタル 3. 板 5. その他( )	2. タイル 4. 畳
	表面の仕上げ	1. 畳 3. カーペット(じゅうたん) 5. その他( )	2. 板 4. 樹脂系床材(ピータイル, ビニールクロス等)
窓		1. アルミサッシ 3. 木製窓(木枠のガラス, 障子窓)	2. スチールサッシ 4. その他( )

## 設置する部屋の状態について

気	すきま風	1. かなり感じる 3. 少し感じる	2. 感じる 4. 感じない
	どこから	1. 床下から	2. まわりから
密	換気孔の有無	1. 壁に開閉できるものがある 3. 開閉できるものがない	2. サッシ上部に開閉できるものがある 4. その他
	換気	1. いつも窓を開けている 3. 時々窓を開ける 5. 換気扇がありよく使う	2. 昼間は窓をいつも開けている 4. 閉めっぱなしである 6. 換気扇があり時々使う
エアコン	有無	1. あり	2. なし
	ありの場合	1. セパレート式 3. セントラルシステム	2. ウインド式 4. その他( )
暖房装置(冬)	有無	1. あり	2. なし
	ありの場合	1. 石油ストーブ 3. 電気ストーブ 5. 床暖房 7. その他( )	2. ガスストーブ 4. パネルヒーター 6. スチーム
喫煙の有無		1. よく吸う(毎日20本以上) 3. 毎日ではないが、たまに吸う	2. 時々吸う(毎日10本位) 4. 吸わない
室内でのペット(犬, 猫)		1. いる	2. いない

測定器を設置した部屋の簡単な見取図を描いて下さい。

窓, 扉, 家具などを記入して下さい。

測定器を設置した位置に×印をつけて下さい。

測定器の番号: \_\_\_\_\_

あった。

調査項目は多岐にわたっているのですが、すべての項目を家屋内ラドン濃度と対応させて検討することは、測定結果の整理が遅れたこともあって時間的に困難であった。そのため生活様式の特徴として家屋の構造、設置場所、壁の材質、気密性、窓の状態の5項目を選び、家屋内ラドン濃度と比較検討してみることにした(表3)。

427の家屋について1986年9月から1987年2月までの測定結果をみると、鉄筋コンクリート製の家屋は木造家屋に比べて相対的にラドン濃度は高い傾向を示すことが分かった。

また、1986年9月から1987年2月までの期間と1987年3月から1987年9月の期間を見ると後者の期間の方がややラドン濃度は低い傾向を示すことが分かった。これは後者の期間が春から夏の時期にあたり、窓の開放などにより室内の換気が良くなることを反映しているためと思われる。また427家屋の測定結果中の最高値は474Bq/m<sup>3</sup>であった。これは木造の家屋であった。

調査家屋の中には1軒だけ地下室で測定されたものがあったがこれは予想どおり134.2Bq/

表3 ラドン濃度と生活様式の特徴(その一部)

Table 3 Indoor radon and the characteristics of house and life style

家屋 No.	測定時期 前期:1後期:2	屋内ラドン濃度(Bq/m <sup>3</sup> )			生活様式の特徴				
		A	B	平均	家の構造	設置場所	壁の材質	気密性	窓の状態
2	1	32.9	35.5	34.2	鉄筋コンクリート	A 3階 B 3階	コンクリート "	良 "	良く開ける "
3	1	30.1	27.4	28.8	木造	A 2階 B 2階	コンクリート "	良 "	閉じている "
	2	30.2	36.3	33.3					
4	1	54.2		54.2	鉄筋コンクリート	A 2階 B	コンクリート	良	時々開ける
5	1	47.3	42.5	44.9	軽量鉄骨	A 3階 B 3階	コンクリート "	良 "	時々開ける "
6	1	34.0		34.0	鉄骨ブロック	A 1階 B 3階	ブロック "	良 良	よく開ける 時々開ける
	2	29.7	33.6	31.7					
7	1	65.0	39.9	52.5	木造	A 1階 B 1階	土壁 "	良 "	よく開ける "
8	1	18.7	52.3	35.5	木造	A 2階 B 1階	木製 土壁・木	良 良	時々開ける
9	1	29.7	31.2	30.5		A B			
	2	18.2	18.6	18.4					
10	1	34.2	33.4	33.8	木造	A 1階 B 2階	モルタル "	良 "	よく開ける 時々開ける
	2		35.8	35.8					
11	1		95.5	95.5	鉄筋コンクリート	A 9階 B 9階	コンクリート	良	よく開ける
12	1	27.3	28.8	28.1	木造	A 2階 B 1階	土壁 "	可 可	時々開ける 時々開ける
	2		25.8	25.8					
13	1	40.4	39.3	39.9	木造	A 2階 B 2階	化粧合板 土壁	良 良	時々開ける 時々開ける
14	1		43.2	43.2	鉄筋コンクリート	A 2階 B 2階	コンクリート	良	時々開ける
	2	27.3	26.9	27.1					
15	1	19.1	21.2	20.2	木造	A 1階 B 2階	土壁 木	可 良	よく開ける 換気扇使用
	2	24.8		24.8					
16	1	44.6	38.2	41.4	木造	A 2階 B 1階	土壁 "	可 良	時々開ける "
17	1	43.5	24.3	33.9	木造	A 1階 B 2階	土壁 "	可 "	時々開ける 時々開ける
	2		34.3	34.3					
18	1	21.3	26.7	24.0	木造	A 1階 B 1階	土壁 "	可 良	閉じたまま 換気扇使用
19	1	74.2		74.2	鉄筋コンクリート	A 9階 B 9階	コンクリート	良	時々開ける
20	1	95.7	92.1	93.9	鉄筋コンクリート	A 12階 B 12階	コンクリート "	良 "	よく開ける "
21	1	57.2	56.0	56.6	鉄筋コンクリート	A 4階 B 4階	コンクリート "	良 "	よく開ける 時々開ける

m<sup>3</sup>と比較的高い値を示した。現在、まだわが国では地下室の利用は少ないが今後は利用が増えると考えられている。その際はラドン濃度が高くなることに留意し、換気を良くするなどの対策が求められることもあるかと思われる。

## 5. おわりに

さて大阪府の測定結果を見て定性的に言えることを以下、箇条書きにする。

まず第1に指摘できることは木造およびプレハブ住宅は総合的にみて鉄筋コンクリート製の住宅よりは家屋内ラドン濃度が低かったということである。第2点は、家屋内ラドン濃度の特別に高い住宅は木造・土壁の住宅であったということ。第3点は、地下室のラドン濃度は予想どおり高い値を示したということ。第4点に季節的には春から夏の期間は秋から冬の期間に比べて相対的に室内ラドン濃度は低かったことである。この時期は窓を開ける機会が増え、換気が良くなることを反映しているものと思われる。

なお、アンケートに回答された部屋の気密性や窓の開閉状態と家屋内ラドン濃度の関係については、今回の検討では明確な相関関係を見出すことはできなかった。

さて、現在得られている測定値はまだ暫定的なものであり、今後フィルムのエッチング処理で現われたエッチピット数からラドン濃度を算出する換算係数(16.2tracks/cm<sup>2</sup>/(kBq/m<sup>3</sup>)/day)<sup>5)</sup>の妥当性の検討や、他の方法による測定結果との比較検討などを行うことによって、わが国の家屋内ラドン濃度のより適切な値を得ることができるようになるものと思われる。さらに全国の調査結果が出れば、地域的な特徴や生活様式などとの関連について比較検討することができであろう。

## 参考文献

- 1) ICPR Publication 50 : Lung Cancer Risk from Indoor Exposures to Radon Daughters. Annals of the ICRP, 17, (1). Pergamon Press, Oxford, 1987.
- 2) Phillip K. Hopke : ACS Symposium Series 331, Radon and Its Decay Products. American Chemical Society, Washington, D.C., 1987.
- 3) NCRP Report No.78 : Evaluation of Occupational and Environmental Exposures to Radon and Radon Daughters in the United States. NCRP, Bethesda, 1984.
- 4) ラドン族調査研究委員会 : 大気中のラドン族と環境放射能. 日本原子力学会. 1985年.
- 5) M. Urban, D.A.C. Binns and J.J. Estrada : Radon Measurements in Mines and Dwellings. Kernforschungszentrum Karlsruhe 3866, 1985.

## VIII-2 国民線量寄与の算定例

阿部史朗

放射線医学総合研究所

*Radon in the Living Environment—Levels and Risks  
Proceedings of the 15th NIRS Seminar, held at Chiba, December 3-4, 1987, PP.218-223*

### An Estimation of Contribution to the Population Dose in Japan

Siro Abe

National Institute of Radiological Sciences  
9-1, Anagawa 4 chome, Chiba 260, Japan

#### Abstract

Efforts were made to estimate radon dose for Japanese adults based on measured data of radon along with statistics on living habits. The ultimate purpose of this study is to derive the population dose of Japan.

In estimating the average individual dose (per caput dose) due to radon family, principally influential component for human bodies is not radon gas but its daughters. The measurement of radon daughters at many points is, however, not easy both technically and financially. Therefore it would be most practical to combine a large survey of radon gas concentration and measurements of radon daughter concentration at limited numbers of points only if a proper conversion between the two kinds of entities is possible.

In view of this, a nation-wide survey of radon gas concentration had been conducted by use of 500 passive radon monitors with electrostatic field over more than 1.5 years while long-term continuous measurements of individual radon daughter (Ra-A, B, C) concentrations were also done separately along with measurements of their free component concentrations.

The effective dose equivalent can be calculated as follows:

(effective dose equivalent)=(dose conversion factor)

×(equilibrium equivalent concentration)

×(exposure period)×(occupancy factor)

where (equilibrium equivalent concentration)=(equilibrium factor)

×(radon gas concentration)

Every parameter should be selected so that they were specific to Japan and Japanese in view of the ultimate purpose. The radon gas concentration indoors surveyed in Japan was about 10 Bq/m<sup>3</sup> while that outdoors was about 5 Bq/m<sup>3</sup>. The equilibrium factor was estimated from observed data on Ra-A, B, C as about 0.6 for outdoor condition and about 0.5 for indoor condition. The fraction of free components was estimated to be below 0.05.

Considering the above equilibrium equivalent factors and fractions of free components along with the particle size distribution, of which information was obtained experimentally by the author, the dose conversion factor would not differ largely from the values published by United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation(1982), 8.7nSv/(Bq h/m<sup>3</sup>) for indoor and 17nSv/(Bq h/m<sup>3</sup>) for outdoor conditions, only if one can assume similar somatic parameters as Caucasians. The occupancy factor can be referred to a separate domestic survey(NHK survey), which shows 0.2 for outdoor and 0.8 for indoor conditions as are published everywhere. Combining these values together, one can calculate in the end the national dose due to radon family.

## 1. 国民線量

日本国内に住む人々が受ける電離放射線被曝(国民線量?)への、短寿命ラドン壊変生成物による寄与を平均的に求めることを目的とする。

国民線量は集団線量 Collective Dose とまったく等しいわけではない。集団を考える場合、国民、施設周辺住民、地域住民、特定のグループ等種々の対象グループがとり上げられ得るからである。国民線量の対象はここでは日本国土に住む日本人とする。日本国土に住む外国人は日本人に比べ僅少である故、人口集団としては考慮しなくてよい。また日本人の海外旅行についても日本人の人口集団を考える限り問題外である。

集団の線量と言うとすぐ集団線量と直結する向きもあるが、集団の線量の代表値の表現にはいくつもあることに注意されたい(表1)。ここでは、国民線量への寄与として平均個人線量を使用する。

このような代表値とともに値の分布巾を表現するものがあると集団全体を見渡すのに好都合である。

表1 集団の線量の代表値の表現

代表値	その内容	使用上の優劣
1. 集団線量	集団内の個人線量の総和	集団全体を相互に比較するには有利、集団の人口の多少によって大きく値が違って来る。
2. 個人線量	個人ごとの線量の全リスト	集団の構成員が少なくないと求められない。 各個人の線量の比較、評価用であって集団の比較には不適当
3. 平均個人線量 (1人当たり線量)	1人あたりの平均線量	地域差、源の差を平均個人的に比較するのには有利、集団全体のインパクトを比較するには集団線量が有利

## 2. 国民線量寄与を求める目的

- (1) 他の線源からの寄与との比較，基本となる値を求める。
- (2) 現状の把握とその対応
- (3) 研究

このうち(1)比較のためには，平均個人線量(1人あたりの線量)が有用である。(2)現状把握に対しては，完全を望むなら全戸調査が必要である。しかし，我々が遭遇するような極低線量の領域での影響は問題視するほどではないと考えられるからこのようなことは不経済でもあるし，1億2000万人に対する全戸調査など望むべくもない。(3)研究については疫学などの分野への利用が考えられる。

対象とする核種はどんなものか。

生活環境中の天然生成ラドンとその娘核種群が人間活動によって変調され，ラドン娘核種群による被曝を惹き起こす。これらは文明の進展とともに長い年月を経て状況が変わって来る。被曝は時間的に一定のものではない。

## 3. 平均個人線量とその分布を求める際の測定上の考え方

理想的には，日本における全個人のまたは少なくとも分布が知れるていどの数の個人の体内量計測が希望されるが，まったく現実的でない。よって人体直接計測の代わりに環境の測定を行って生活行動パターンから線量を推定していく手法が次善の策として考えられる。この際も全環境量を測定することは現実的にできない。

一部の環境量を測定して線量につなげて行く方が現実的である。その際，直接線量に関係するラドン娘核種群を測る方が望ましいが，多くの数を測ることは多くの越えがたい困難を伴うのでラドンの多点計測ならびに線量への重要なつなぎ役としての娘核種の計測を行うのが現実的である。この際線量を求めて行くのに，日本人の生活慣習，各個人による生活の場の違いが結果に影響して来る。ただし，このようなすべてを採り入れて線量を求めることはできない。

すべて近似的にすすめる以外にない。ただし、人体に関する線量ファクタの不確かさと同等かそれ以内に測定等の不確かさを押えるよう努力せねばならない。

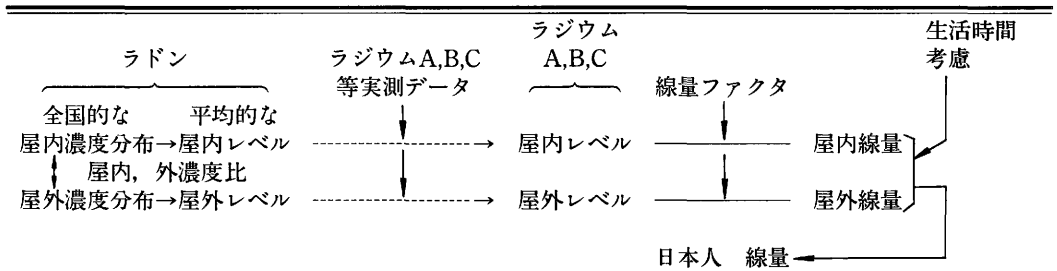
#### 4. 線量算定における重み付けの考えと手順

- 1) ここでは、国連報告とのつなぎの問題なども考慮に入れて、成人を対象とする。
- 2) 日本人の生活時間パターンは、過去のNHK生活時間調査のデータを参考にし表2のように処置する。
- 3) 線量算定の概略手順は表3のようにする。
- 4) ラドン娘核種に関するパラメータは可能な限り日本での実測値を使用する。

表2 日本人の生活時間の考慮

	調査の結果の丸め	ラドン等被曝線量算定の観点から
屋内活動	7(時間)	} 屋内(15時間)
睡眠	8	
仕事	7.5	
移動	1	} 屋外(9時間)
その他	0.5	

表3 線量算定の概略手順



そのため使える資料は、(1)ラドン-222の屋内、外濃度の全国にわたる値、(2)ラジウム-A, -B, -C( $^{218}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$ ,  $^{214}\text{Po}$ )屋内、外濃度の数年間にわたる連続測定例、(3)ラジウム-A, -B, -Cのフリー成分の連続測定例、(4)日本人の生活時間調査データ(NHK)、参考データの主なものとして日本における自然の空間放射線の分布データがある。

ここで線量を求めて行く過程には、(1)日本における住人の住環境(住居内、外が主となる)でのRn-222の平均的な濃度を知る。(2)Rn-222濃度に対するRa-A, -B, -C濃度の平均的な状況を知る。(3)Ra-A, -B, -Cのフリー成分の平均的な割合を知る。(4)以上(2), (3), その他のデータから線量換算係数を定める。(5)居住ファクタを定める。、等のことが含まれる。

Rn-222濃度の全国平均的な値は別論文で求めている。



屋内濃度：約10Bq/m<sup>3</sup>，屋外濃度：約5Bq/m<sup>3</sup>，屋内／屋外=1.85≒2

平衡ファクタ：我々グループのRa-A, -B, -Cの日本での(各200データ平均)実測例から屋外0.61,0.62≒0.6，屋内0.56,0.50,0.48,0.44≒0.5。よって

屋外平衡等価濃度=0.6×屋外Rn-222濃度，

屋内平衡等価濃度=0.5×屋内Rn-222濃度，とできる。

フリー成分：我々グループの日本での実測例(各200データ平均)0.032, 0.034, 0.043, 0.031, 0.045, 0.055, 0.064よりほぼ0.05より小さいとみなし得る。

平衡ファクタ，フリー成分の状況また粒子サイズ分布の資料から，日本人の身体的定数が外国人からあまりかけ離れていないとみなすと原子放射線の影響に関する国連科学委員会1982年報告「電波放射線；発生源と生物学的影響」にある線量換算係数 屋内で8.7，屋外で17nSV/(Bq·h/m<sup>3</sup>) を使用しても差支えないと考えられる。

居住ファクタ：日本人の生活時間を見ても屋内0.8，屋外0.2はそれほど外れているとは考えにくい。

短寿命Rn-222生成核種による被曝線量寄与(実効線量当量で表現する)は屋内，外について，

実効線量当量=線量換算係数×平衡等価濃度×期間×居住ファクタ

から求められる。それらを加算すれば実効線量当量寄与(mSv/y)が与えられる。ただし期間は1年(18760h(時間))。

屋内線量+屋外線量=実効線量当量寄与

なお，居住ファクタを，屋内に：0.63(15時間)，屋外に：0.38(9時間)としても屋外Rn-222濃度を，140pCi/m<sup>3</sup>に対し200pCi/mとしても，またRn-222濃度比(屋内／屋外)=2.3としても大差はない。

本報告を作るにあたっては，次の方々が著者と同等に作業されたことを記し，準著者として挙げたい。

放医研・阿部道子，藤高和信，名古屋大学・池辺幸正，飯田孝夫，東京理科大学・児島 紘

---

## 〈討 論〉

### Q. 黒澤龍平

平衡係数などの200例は軒数なのかそれとも少ない軒数で時間を変えて数多く測った数を言っているのか。

### A. 阿部史朗

後者である。

**Q. 丸山隆司**

国民線量とはpopulation doseの訳と思われるが<sup>3</sup>、実効線量当量を国民線量としていることはスライドでわかったが平均個人線量は何かをテキストに明確にしていきたい。

**A. 阿部史朗**

「平均個人線量」は、実効線量当量のことである。(記録テープから収録)

### VIII-3 線量算定に係わるコメント

発言者：青山 喬/稲葉次郎/草間朋子/

阿部史朗/田中栄一/松平寛通/丸山隆吉

田中 討論するほどの時間はありませんので、会場から御意見をコメントの形でいただきたいと思います。その他の討論は夕方の「討論とまとめ」のセッションでさせていただきます。

丸山 先程年齢分布でやられているというお話がありましたね。国民線量という言葉は人によって受取り方が違い、実効線量当量なのか単に身体表面の線量なのか、それとも空気中の線量なのか、はっきりした定義もないまま使われています。阿部先生に、環境を含めて国民線量という言葉の定義をしていただきたいのですが、いかがでしょうか。

医療被曝では先程申しましたような遺伝有意線量とか骨髄線量とか、UNSCEARが使っていたものをそのまま使っています。最近、ICRPの集団実効線量当量という言葉も使っています。医療被曝を評価するための線量は、この集団実効線量当量を人口で除して求めた1人当りの線量当量を用いています。環境部門の方とお話していると、話が合わないことがあります。

阿部 非常な難問で、いつも丸山さんに会うとこういう詰問をされて、私は非常に困るものですから、あえて抄録にあのように書いておきました。ところがあの抄録の書き方が不十分なために又言われてしまいました。

やはり組織線量、遺伝有意線量というふうな目的を持った線量か、全体的に、何と言ったらいいのでしょうかね。ICRPをそのまま公衆に適用するのは問題があります。特にリスク・ファクター、低線量被曝の公衆にあのリスク・ファクターをそのまま持つてくるのは非常に抵抗があるので、私も確固とした考えはありません。ただ、便利だから、国連報告でいろいろ比較するのに使っているから、というだけの理由であのような実効線量当量を使うわけです。それも自然放射線だったら年間というようなもの。ですから何の答にもなりません。かえって教えてほしいぐらいです。

稲葉 国民線量の話なのですが、私はこのように理解しています。国民線量というのは集団線量の1つの特異な形、すなわち国民全体を1つの集団と考えたときの線量であると考えています。

それからその表わし方は、丸山さんがおっしゃったように、実効線量当量でもよろしいし、組織線量でもいいし、それはまったく何でもよいのではないかと思います。集団の線量を何かの格好で評価して、その対象集団が国民全体であって、その線量が組織線量なら、たとえば甲状腺の国民線量と言えるし、あるいは実効線量当量なら実効線量当量で評価した国民線量と言えます。

**青山** 別にコメントをしたいと申し出たわけではないのですが、そういうふうにおっしゃいましたのでコメントをさせていただきます。質問も1つあります。

まず国民線量寄与を求める目的というところ、私はちょっとよく分かりません。やはり国民線量を求める上で一番大切な目的は日本国民のリスクを推定することではないでしょうか。ほかの線源の寄与との比較なども、もちろん必要なことでしょうけれど、それもやはり日本人のリスクを明らかにするためではないかと私は思います。

もう1つ、国民線量の話なのですが、集団線量と全く等しいわけではないとおっしゃっています。そういう定義が先にあって使われるのではないかと思うんです。はっきり分からないのですが、国民線量を何か違った形で、平均の線量あるいは、何か代表値みたいなものを先生はイメージしておられると思うのですが、そういう形にわざわざ言わなくてもいいのではないのでしょうか。もし先生の考えておられる線量があるのなら、別の名前でおっしゃった方が混乱しないと思います。われわれはというより、私はまったく混乱してます。

**田中** 私昨日から少し勉強させていただいて感ずることは、まず最初に、いろんな方がおっしゃったのですが、目的を明確にして早く1つの結論を出すべきだということ。その早く結論を出すということはUNSCEARに対する国際協力など、行政的な目的からあまり難しいことをいわずに、とにかくリーズナブルな代表値を出すことが1つの大きな目標だと思います。そういうレベルの話と、それから研究的な、詳細な話とを分けて考えた方がいいのではありませんか。

今日は阿部先生が線量の算定例を出されましたが、出て来た値そのものよりも、こういうセッションではどういうふうにして出したかという方法が問題になって、それがもっと議論になるのかと私は想像していたのですが。例えばラドンあるいはラドンの娘核種のレベルの推定がある程度進んで、レベル調査が行われているのですが、国民線量の推定にはさらにいろんなパラメーターがございます。まずきのうから問題になっている人口分布、地理的条件、人口密度なども考えなければならぬでしょうし、また建造物の分布、例えば土壁の住宅が重要かどうかということが話題になりましたが、それでは土壁の家が何%ぐらいあって、それが国民線量に影響するのかわからないのか、まずそれから出発すべきであったな、というふうな感じもいたします。

もしそれが問題になるのであれば、当然そのような場所をサンプルの中に入れておかなけれ

ばならなかったわけです。それからさらに生活様式もございます。それも様式だけでなく、大都会、中都会、小都会、あるいは農村、漁村、それぞれ生活態度が違おうでしょうし、そういう人口密度がどうなっているのか、そういうパラメーターをどう国民線量の算定に利用するのか、アルゴリズムをどう組むのかというのが一番のポイントだと思います。あんまり難しいことを言っても仕方がないのですが、その辺の議論が十分でないという印象を受けました。

それからアルゴリズムを出す場合に、昨日も吉田さんから「線量評価はわかりやすい数式でやってくれ」というコメントありましたが、それはおそらく、専門家の合意の得られるような数式であってほしいということでしょう。

昨日から2、3のグループの方がそれぞれ違った方法(あるいは多少違った考えもあるかもしれないが)でデータを出されているのですが、それらの値をどう組合せて国民線量を推定するのか。当然お金のかかる器械というのはそれだけ精度も高いでしょうし、感度も高いけれど、数に制限がありますから、統計的精度の点でどうしても不利になる。そうすると全国いろんなブロックでやられているのをどうまとめていくかが、一番重要なポイントではないかと私は感じました。

**松平** 国民線量を算出されるのは結構ですけれど、もうひとつラドン濃度のものすごく高いところがあったら、例えば家の建て方を変えろと言えるのですから、それもつかまえてほしいと思います。というのは、医療被曝で放射線を大量に受ける診断法は改良するなりやめさせることが出来ます。ですから別の面があるということを忘れてもらっては困ります。

**田中** 私が先程言いました行政目的というのは、そういうことが私の頭にもあったからですが。

**松平** 行政目的でなく、指摘してもらえばいいのです。例えばこういう家に住むとラドン濃度がふつうの家の10倍高くなるぞ、と。リスク計算すると、これはちょっと高いなという集団がもし出てきたなら、それを指摘してもらえば非常に有難いと思います。

**阿部** 私はハイ・リスク・グループの発見ということによく言うのです。先ほど、はずれたものはちょっと別な扱いをしますと言いましたが、それがそこなんです。

ただし、そういうものを見つけ出したり、その処置、対策ということでものをやるとすると相当の数をやりませんと、違ったら困るんですね。ですから、ほかにも相当の数をやっておられるところがあるから、そちらに期待された方が具体性があるてよろしいのではないかと。もちろん忘れてはおりません、ということをつけ加えておきます。

**草間** 国民線量の定義というか、あるいは評価の目的をはっきりさせるということは大事なことと思っています。丁度ハイ・リスク・グループというお話も出たので、私どもの考え方を申し上げますと、線量を評価するときに、まず個人に着目して線量を評価する考え方と線源に着目して評価するのと2つの手法があります。国民線量の評価という視点から考えても全く同様で、線源に着目したのがいわゆるソース・リレイテッド・クオンティティ、もう1つが個人に着目したインディビジュアル・リレイテッド・クオンティティといわれるものです。

今、丸山先生、阿部先生そのほかの先生方が出されている国民線量というのは線源に着目した線量であって、これは集団線量、あるいは先ほどちょっと出ました一人当たりの平均線量とか、そういったもので出すものだと思います。これに関してはできるだけ現実に近いものを出すのが目的だと考えます。もう1つのインディビジュアル・リレイテッドなものというのは、例えば個人の線量限度をどういうふうに割り当てるかとか、あるいは対策をにどうするかという問題ですので、高い値、最大値を算定するというのが目的となると思います。

そういう2つの視点から国民線量というのをとらえていかなければならないと考えています。どちらの目的で出すのかということを明確にしないと、仮定の置き方などがかわってくると思います。

**田中** どうもありがとうございました。

最後に座長として、私の印象を述べさせていただきますと、

1. 国民線量の推定は、UNSCEARへの協力、行政的要請等を考慮して、早急に行うべきで、それには問題のディテイルに関する研究とは別な割切りが必要と思います。

2. 国民線量の推定には、ラドン等の濃度レベルの全国調査データから、地域的な人口密度分布、建造物の種類別分布、生活様式(都市、農村、漁村の別や職業分類等も考慮)などの多くのパラメータをとり入れた適切な国民線量算定式(アルゴリズム)を確立することが肝要かと思っています。このアルゴリズムは、なるべく簡単に、多くの人びとの合意が得られるものである必要があります。

3. 現在、いくつかのグループによって、異なった測定器を用いてレベル調査が行われていますが、これらの質・量の異なったデータをどう組合せて、信頼性のある国民線量を推定してゆくかも、1つの重要なポイントであると思います。

まだまだ議論が尽きない難しい問題でございますが、時間がきましたので、この辺で終わらせていただきます。

## IX ラドンの健康影響

- IX-1 ラドンによる呼吸器癌の発生  
リスク —— 動物実験のReview  
佐藤 文昭
- IX-2 ラドンによる呼吸器癌の発生  
リスク —— 疫学調査のReview  
吉本 泰彦
- IX-3 環境起源の他の発癌要因によ  
る呼吸器癌発生リスクとの比  
較  
香川 順
- IX-4 三朝温泉地環境の自然放射能  
について  
御船 政明
- IX-5 日本人の家屋内ラドン被曝に  
よる健康障害リスク算定上の  
問題  
青山 喬

IX-1 ラドンによる呼吸器癌の発生リスク  
—— 動物実験のReview ——

佐藤文昭

北海道大学獣医学部

*Radon in the Living Environment—Levels and Risks  
Proceedings of the 15th NIRS Seminar, held at Chiba, December 3-4, 1987, PP.231-241*

Experimental Pulmonary Carcinogenesis by Radon and its Daughters

Fumiaki Sato

Faculty of Veterinary Medicine, Hokkaido University  
Kita-18, Nishi-9, Kita-ku, Sapporo-shi, Hokkaido 060, Japan

**Abstract**

Information on experimental pulmonary carcinogenesis by radon and its daughters has come mostly from experiments carried out in France and United States of America. In rats a dose response relation was estimated to be linear with dose at low dose region. Studies of rats exposed daily to radon and radon daughters indicated that the frequency of pulmonary cancer at total exposure greater than 3000 WLM was greater when the exposure rates were low. At low total exposures the dose-rate effect was less apparent. Cigarette smoke increased the pulmonary cancer in rats but decreased in dogs. The decrease may be due to a decrease of absorbed doses with increased secretion of mucus and to an enhancement of mucociliary clearance. After inhalation of  $^{222}\text{Rn}$  at equilibrium with radon daughters, rats were inoculated intrapleurally with asbestos fibres or glass fibres. The additive co-carcinogenic effects of this type of insult were demonstrated by the increased incidence of malignant thoracic tumours. As for species differences, dogs and hamsters are relatively resistant to cancer induction and rats are sensitive. While bronchogenic carcinomas are the most frequently observed radiation-induced pulmonary cancer in humans, bronchioloalveolar carcinomas are the most frequent type in most animal species.



## 1. はじめに

放射線のリスク評価は、疫学データに基づいて行われ、その際に動物実験のデータは補完的役割を果たしている。外部被曝に比べ、内部被曝の場合は疫学データが少ないので動物実験に依存する割合が高くなる。吸入発癌に限れば、唯一の疫学データはウラン鉱夫に関するものである。

発癌実験は通常は次のいずれかの方法で行われる。

### 終生飼育実験

#### 屠殺実験：観察期間の限定または経時的屠殺

完全な情報を得るためには、終生飼育実験と経時的屠殺の両方を行えばよいが、そのためには動物数が多くなりすぎて実施困難な場合が多い。終生飼育実験では高線量群で寿命短縮が大きく、潜伏期の長い腫瘍が観察されないことがある。観察期間を限定する場合には、各実験群の生存率が100%に近い範囲内で、着目する腫瘍が誘発される時期を含むように設定される。化学発癌実験と違って放射線発癌実験では、寿命短縮も観察したいということで終生飼育実験がよく行われてきた。以下にラドンとラドン娘核種の吸入実験の主なデータを紹介する。これらの実験の主たる部分は終生飼育である。

## 2. ラットを用いた実験

フランスの原子力委員会はラットにラドンとその娘核種を吸入させて、肺腫瘍誘発の実験を行っている。この研究は現在も継続中であるが、すでに発表された実験結果の概要を以下に紹介する。

実験に用いた動物はSPFのSDラットの雄で、90日齢からラドンとその娘核種の吸入実験を開始した<sup>1)</sup>。吸入はWLと曝露期間を変えて行い、対照群も含め18の実験群を用意し、ラット総数は1853匹であった。研究の対象とした肺腫瘍は悪性腫瘍(扁平上皮癌と腺癌)で、全体の腫瘍の約15%を占める腺腫は除いてある。これらの悪性腫瘍は病理所見から死因とは考えられていない。このことは同一実験群内の同一期間における死亡例と屠殺群の比較からも支持される。7000WLMの群で曝露開始後400~500日に死亡したラットの肺腫瘍発生率は5/27で、この期間の屠殺群の9/26に近い。同様に8000WLMで600日以降の死亡群では22/41で、屠殺群では22/45となり、類似の肺腫瘍発生率となっている。図1に平均寿命とWLMの関係を示した。高線量域での寿命短縮は明らかである。図2は腫瘍の発生率(未補正のもの)とWLMとの関係を示す。高線量域での発生率の減少は、寿命短縮が大きいためと考えられる。すなわち早期に死亡するラットが多く、肺腫瘍が誘発される時期まで生存するラットが少ないことを示しており、いわゆる危険の競合があったわけである。Chmelevskyら<sup>1)</sup>は以下に記すような統計的手法により、危険の競合を考慮に入れた修正発生率を推定している。なおこの統計的手法については、文末に〔註〕として本文の説明を補足してある。1987年の国連報告<sup>2)</sup>にも関連事項が記されているが、説明が適切でないと思われる点があるので、本文末に註を記した。

ある実験群内で、肺腫瘍の誘発は一定の確率密度関数に従って生ずるランダムな事象と考え

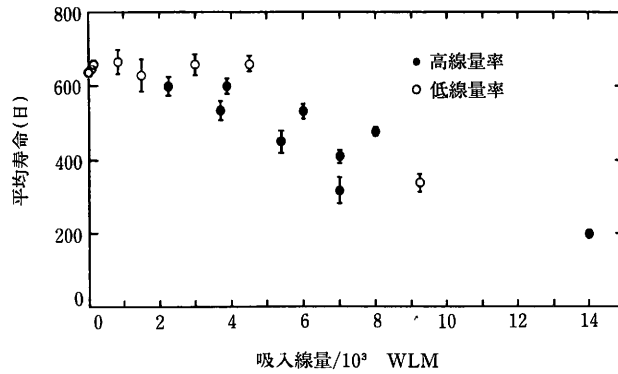


図1 吸入線量の関数として表した平均寿命とその標準誤差  
高線量率は1600WLM/月以上とした。

Fig. 1 The mean lifetime, with standard error, in each group as a function of inhalation dose

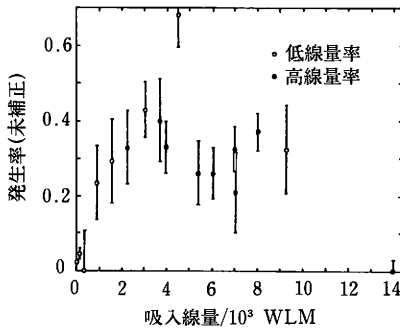


図2 吸入線量の関数として表した発生率(未補正)  
標準誤差は二項分布による。1600WLM/月以上を高線量率とした。

Fig. 2 Raw incidences as a function of inhalation dose

る。その群を終生飼育したときに最終的に観察される平均腫瘍数/ラットを $R(\infty)$ で表わし、個々のラットの腫瘍数は平均 $R(\infty)$ の囲りにポアソン分布するものと仮定する。腫瘍発生に係る確率密度関数に $R(\infty)$ を掛けたものをtumor rateと呼び、 $r(t)$ で表わすものとする(文末の〔註〕参照)。さらに時刻 $t$ における有病率を次のように定義する。

$$\text{有病率, } P(t) = \frac{\text{肺腫瘍を有する動物}(t)}{\text{生存数}(t)} \quad (1)$$

(1)式の分子は、より詳細に定義すると、時刻 $t$ で生存しているラットの中で、肺腫瘍を1個以上もっているラットの数ということになる。有病率は屠殺しなければ得られない情報であるが、これを屠殺しなかった終生飼育のデータから間接的に推定を試みる。そのために次式のよう cumulative tumor rate,  $R(t)$ を定義する。

$$R(t) = \int_0^t r(t') dt' \quad (2)$$

(2)式の $R(t)$ は時刻 $t$ までに誘発された平均肺腫瘍数/ラットを意味している(〔註〕参照)。

(1)と(2)の間には次の関係が成立する(〔註〕参照)。

$$P(t) = 1 - \exp(-R(t)) \quad (3)$$

$P(t)$ を各実験群毎に求めるために、線量依存性の異なる次の3つのモデルを仮定する。

Shifted time model

$$P_D(t) = P(t + s(D)) \quad (4)$$

ここで $D$ は線量を表わし、 $s(D)$ は線量の関数である。

Accelerated time model

$$P_D(t) = P(a(D) \cdot t) \quad (5)$$

ここで $a(D)$ は線量の関数で、このモデルは生存率解析におけるaccelerated failure time modelと呼ばれるものに相当する。

Proportional hazard model

$$P_D(t) = \lambda(D) \cdot R(t) \quad (6)$$

ここで $\lambda(D)$ は線量の関数である。図3にShifted time modelとAccelerated time modelを示

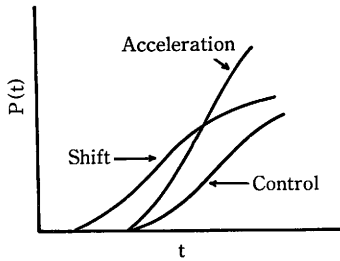


図3 有病率 $P(t)$ についての2つのモデル  
Fig. 3 Two models for prevalence,  $P(t)$ .  
Shift : shifted time model  
Acceleration : accelerated time model

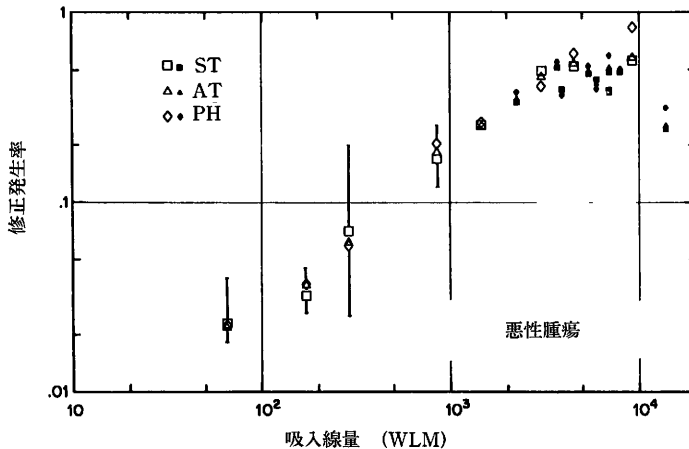


図4 3つのモデルによる修正発生率の比較  
Fig. 4 Comparison of the adjusted incidences  $I_D$  (minus control incidence of  $3 \times 10^{-3}$ ) as a function of the inhalation dose for the three basic models  
ST : shifted time model, AT : accelerated time model, PH : proportional hazards model

した。対照群の $P(t)$ を左に平行移動したのが(4)であり、時間軸を短縮させたのが(5)である。この3つのモデルを実験データにあてはめて、 $P_D(t)$ の推定値を求め、肺腫瘍の修正発生率、 $I_D$ を次式を用いて計算した。

$$I_D = \int_0^t m(t) \cdot P_D(t) dt \quad (7)$$

ここで $m(t)$ は対照群の死亡に関する確率密度関数である(〔註〕参照)。このようにして得られた $I_D$ と線量との関係を図4に示した。このように修正発生率では数千WLM付近での発生率の減少は認められなくなった。3つのモデルが共に同じような修正発生率を与えた。この結果より1000WLM以下での線量効果関係は次のように結論された。

$$I_D = kD^p \quad (8)$$

$$P \leq 1 \quad (9)$$

フランスの研究グループは、こうした研究結果を基にして、さらに低い線量を用いた研究を行った<sup>9)</sup>。表1に寿命短縮のデータを示した。全群についての平均生存期間には、線量に依存する寿命短縮は認められなかった。一方で肺癌のラットのデータから、癌の発生は対照群に比べ被曝群で早くなっている。表2に肺癌発生率を示した。これらの結果より、1WLM当りの肺癌のリスクは $850 > R > 580 \times 10^{-6}$ と推定された。これらの肺癌の組織型は扁平上皮癌、粘液産生の腺癌と細気管支肺胞型癌であり、線量による組織型の変化は認められなかった。高線量群では肺癌の直径が大きく、胸膜やリンパ節転移がより多く認められた。対照群に比べ被曝群の肺癌の直径が大きいことは、表1のデータと共に被曝が癌の早期発生をもたらしたことを示

表1 3ヵ月齢ラットの平均生存期間  
Table 1 Average survival time (days) in 3 month-old rats and standard deviation

WLM	匹数	曝露期間 (日)	平均生存期間±SD(日)	
			全群	肺癌ラット
0	600	0	752±149	901±91
20	500	37	640	712±53
25	500	114	727±25	762±123
50	300	45	639	742±92
50	500	191	734±22	742±92

表2 肺癌発生率(癌を有するラット数/すべてのラット数)  
Table 2 Lung cancer incidence in % (Cancerous rats/all rats)

WLM	発生率(%)	過剰発生率(%)
0	0.83(5/600)	0
20-25	2.5(25/1000)	1.7
50	3.75(30/800)	2.9

唆している。

これらの比較的に低い線量のデータから、上述のようにリスク、Rは100WLM以下では $600\sim 700\times 10^{-6}/\text{WLM}$ でプラトーに達していると考えられる。すなわち線量効果関係が直線であることを意味している。さらに20WLM以下に閾値があるという証拠は得られていない。そこで閾値のない直線の線量効果関係を仮定すると、ラット肺癌の自然発生率に対する屋内ラドン(< 2 WLM)の寄与は15%以上にはならない。表3に今までに得られたラットのリスクと

表3 ヒトとラットの肺癌のリスク  
Table 3 Risks for lung cancer in human and rat

WLM	リスク( $\times 10^{-6}/\text{WLM}$ )	対 象
100	500	スウェーデンの鉱夫
300-500	360	チェコスロバキヤの鉱夫
50	600	ラット
300	300	ラット

疫学データによるリスクを記した。これらの値はよく一致していると思われるべきものと考えられる。この比較で注意しなければならないのは、ヒトの場合には、屋内ラドンによる被曝の可能性もあり、更に交絡因子として喫煙や坑内の有毒物質の吸入の可能性もあるということである。従って表3のデータはラットはヒトより高感受性であることを示唆している。

線量率効果については、このフランスのグループの研究が、BEIR報告III<sup>4)</sup>とBairの総説<sup>5)</sup>に次のように紹介されている。総線量が3000WLM以上の領域では線量率を約74WLM/日から約282WLM/日に上げると、癌発生率が減少する。3000WLM以下の領域では線量率効果は明らかではない。

このようにラットを用いて実験を行っているフランス原子力委員会のグループは、肺癌誘発についての線質効果を調べるために、中性子照射の実験<sup>6)</sup>も行っている。腫瘍発生率の解析は $R_n$ の実験の場合と同様であるが、中性子のデータの構造から、Proportional hazard modelは使用できなかった。Shifted timeとAccelerated time modelは殆ど同じ修正発生率を与えた。その結果0.5Gy以下では中性子照射による線量効果関係は線形になることが知られた。図5に同じ修正発生率を生ずるラドンと中性子の線量の比(WLM/mGy)を中性子の吸収線量の関数として示した。この図から低線量域で中性子の影響が大きく3 WLMが中性子の1 mGyに相当していることを示している。なお $\gamma$ 線の外部照射の実験も実施中である。 $\gamma$ 線のデータが判明し、1 WLMの吸収線量が推定できれば、ラドンや中性子の線質係数が求められることになる。

こうしたラドンの吸入によるラット肺癌の誘発に対して、喫煙<sup>7)</sup>、アスベストなどの吸入<sup>8)</sup>が促進的に作用することも知られている。

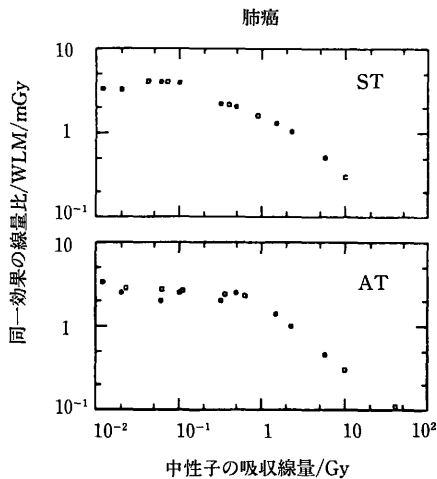


図5 中性子の吸収線量の関数として表した同一効果の線量比  
Fig. 5 Equivalence ratio as a function of neutron absorbed dose from the two models  
ST: shifted time model AT: accelerated time model

### 3. 犬を用いた実験

米国のPacific Northwest Laboratoryではビーグル犬を用いた大規模実験が実施されている<sup>9)</sup>。当研究所で生産した2~2.5歳の雌雄の犬を用い、実験群の種類は表4の通りである。被曝条件はラドンは $105 \pm 20 \text{ nCi/l}$ 、ラドン娘核種が $605 \pm 169 \text{ WLM}$ 、ウラン鉱ダストは $12.9 \pm 6.9 \text{ mg/m}^3$ であり、約4年半の曝露を行った。喫煙は終生とした。その結果表5に示すような癌種が第1群と第2群に認められ、両群の間には有意差がある。すなわち、この実験条件では喫煙は肺癌を減少させた。その原因として考えられるのは、気管支からの粘液分泌が促進され吸収線量が減少した可能性とmucociliary clearanceの促進の可能性などがある。第1群と第2群の平均生存期間には有意差はないが、両群をプールして統計をとると、癌をもった犬の方が長寿命となっている。癌は13000WLM以上被曝した犬にのみ認められた。癌腫の発生母地

表4 犬を用いた実験計画  
Table 4 Experimental design for dog studies

群番号	動物数	照射
1	20	ラドン、ラドン娘核種、ウラン鉱ダスト
2	20	ラドン、ラドン娘核種、ウラン鉱ダスト、紙巻タバコの喫煙
3	20	紙巻タバコの喫煙
4	9	室内の空気

表5 癌腫を持ったビーグル犬数  
Table 5 Number of Beagle dogs with carcinoma

群名	癌腫	非癌
1	8	11
2	2	17

は細気管支肺胞領域と鼻腔で、ヒトの場合の気管支とは異なる。癌腫が認められる蓄積線量はヒトに比べ犬では2桁も高い。第3群と第4群には悪性腫瘍は認められていない。

#### 4. ハムスターを用いた実験

前記の犬の実験を行っている米国のPacific Northwest Laboratoryでは、シリアンゴールデンハムスターを用いた実験も行った<sup>10)</sup>。12週齢の雄のハムスターを用いて、表6の計画に

表6 ハムスターを用いた実験計画  
Table 6 Experimental design for hamster studies

群名	動物数	照射容器の内容
1	102	室内の空気
2	102	ラドンとラドン娘核種
3	102	ラドン, ラドンの娘核種, ウラン鉱ダスト
4	102	ウラン鉱ダスト

従って実験が行われた。ラドン娘核種の濃度は700~800WLで、ウラン鉱ダストの濃度は19~22mg/m<sup>3</sup>であった。終生曝露の結果、生存曲線は4群共に殆ど同じで、肺癌が認められたのは第2群に3匹、第3群に1匹のみであった。その上これらの4匹はいずれも8000WLM以上の線量に被曝していたので、このハムスターは抵抗性で、肺癌誘発実験には適していないと結論された。

#### 5. おわりに

ラドンとラドン娘核種の吸入実験の結果から、以下の事項が結論されるだろう。100WLM以下の領域では肺癌発生の線量効果は直線であると推定される。線量率効果については、高線量域では低線量率で効果が大きいというデータもある。修飾因子としてのシガレットの喫煙については促進的と抑制的の2通りのデータがある。アスベストは肺癌誘発に促進的に作用する。中性子の外部全身照射のデータと比較すると、低線量域で中性子の相対的效果が大きいことが知られた。種差についてはラットが高感受性で、ハムスターと犬は低感受性である。ヒトと動物との大きな差はヒトでは気管支原発が多いのに対して、動物では大部分細気管支肺胞型である点である。

〔註〕本文中の数式についての補足説明

ある実験群を終生飼育した結果、平均肺腫瘍数/ラットが1であったとする。平均が1個であって、個々のラットについては2個の肺腫瘍をもつものや、全く肺腫瘍をもたないラットもいる。この場合の肺腫瘍発生の確率密度関数 $f(t)$ は次のように定義される。

$f(t) dt$  : 時刻 $t \sim t + dt$ の間に1匹のラットに1個の肺腫瘍が発生する確率

$$\int_0^{\infty} f(t) dt = 1 \quad (\text{N1})$$

(N1)はそのラットの生涯の中では、いずれかの時期には1個の肺腫瘍が<sup>3</sup>発生することを示している。この $f(t)$ を用いると本文中の*tumor rate*  $r(t)$ は次式で表わされる。

$$r(t) = R(\infty)f(t) \quad (\text{N2})$$

ここで $R(\infty)$ は任意の実験群を終生飼育したときの平均肺腫瘍数/ラットで、1より大きい場合もあり得る。この $r(t)$ を単位時間当りの確率と記載している場合<sup>1,2)</sup>があるが、誤解を受けやすい表現である。確率が<sup>3</sup>次元をもつのもおかしいし、 $r(t)$ は時間の単位のとり方によっては1を越えることもある。Cumulative tumor rateは本文中の(2)で次のように定義されている。

$$R(t) = \int_0^t r(t') dt' = R(\infty) \int_0^t f(t') dt' \quad (\text{N3})$$

(N3)の意味する所は、時刻 $t$ までに発生したすべての肺腫瘍数から平均肺腫瘍数/ラットを計算すると、 $R(t)$ になるということである。言い換えると、 $R(t)$ は最終の平均肺腫瘍数/ラット( $R(\infty)$ )のどの程度まですでに発生したかを示している。

次に有病率、 $P(t)$ と $R(t)$ との関係式(3)を求めるには、ポアソン分布を仮定する必要がある。ある1つの実験群の中で、ラットが<sup>3</sup>肺腫瘍を何個もつかという現象はポアソン分布に従うと仮定する。この仮定は個々のラットの肺腫瘍発生についての感受性は同一であって、肺腫瘍をもつもたないは偶然によるという仮定と本質的に同じである。そこで平均肺腫瘍数/ラットが<sup>3</sup> $R(t)$ である時、 $n$ 個の肺腫瘍をもつ確率はポアソン分布から次のようになる。

$$P_n(t) = \frac{e^{-R(t)} \{R(t)\}^n}{n!} \quad (\text{N4})$$

従って肺腫瘍を1個も持たない確率は

$$P_0(t) = e^{-R(t)} \quad (\text{N5})$$

そこで1から(N5)を引いた確率は、ラットが少なくとも1個以上の肺腫瘍をもつ確率となり、有病率 $P(t)$ に等しくなる。

$$P(t) = 1 - e^{-R(t)} \quad (\text{N6})$$

#### 参考文献

- 1) Chmelevsky, D., Keller, A. M., Lafuma, J., Chameaud, J.: Maximum likelihood estimation of the prevalence of nonlethal neoplasms—An application to radon-daughter inhalation studies. *Radiat. Res.* **19**, 589-614, 1982.
- 2) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation: Genetic and Somatic Effects of Ionizing Radiation, p.170, 1987.
- 3) Chameaud, J., Masse, R., Morin, M., Lafuma, J.: Lung cancer induction by radon



- daughters in rats. Proc. Int. Conf. Occupational Radiation Safety in Mining. pp.350-353, Ed. H. Stocker, Canadian Nuclear Association, 1985.
- 4) Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiations : The Effects on Populations of Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation. pp.372-376, Typescript Edition, National Academy of Sciences, Washington, D.C., 1980.
  - 5) Bair, W. J. : Experimental carcinogenesis in the respiratory tract. In. Radiation Carcinogenesis, pp.151-167, Ed. A. C. Upton, R. E. Albert, F. J. Burns, R. E. Shore, Elsevier, 1986.
  - 6) Chmelevsky, D., Keller, A. M., Lafuma, J., Morin, M., Masse, R. : Comparison of the induction of pulmonary neoplasms in Sprague-Dawley rats by fission neutrons and radon daughters. *Radiat. Res.* **98**, 519-535, 1984.
  - 7) Chameaud, J., Perraud, R., Chretien, J., Masse, R., Lafuma, J. : Combined effects of inhalation of radon daughter products and tobacco smoke. In Pulmonary Toxicology of Respirable Particles, pp.551-557, Ed. C. L. Sanders, F. T. Cross, G. E. Dagle, J. A. Mahaffey, US Department of Energy, 1980.
  - 8) Bignon, J., Monchaux, G., Chameaud, J., Jaurand, M. C., Lafuma, J., Masse, R. : Incidence of various types of thoracic malignancy induced in rats by intrapleural injection of 2mg of various mineral dusts after inhalation of <sup>222</sup>Rn. *Carcinogenesis*. **4**, 621-628, 1983.
  - 9) Cross, F. T., Palmer, R. F., Filipy, R. E., Dagle, G. E., Stuart, B. O. : Carcinogenic effects of radon daughters, uranium ore dust and cigarette smoke in beagle dogs. *Health Phys.* **42**, 33-52, 1982.
  - 10) Cross, F. T., Palmer, R. F., Busch, R. H., Filipy, R. E., Stuart, B. O. : Development of lesions in Syrian Golden hamsters following exposure to radon daughters and uranium ore dust. *Health Phys.* **41**, 135-153, 1981.

---

## <討 論>

### Q. 土橋創作

ヒトと同じ部位に肺ガンが発生する動物を使ったR<sub>n</sub>とダストとの肺ガン発生に関するsynergismの実験はあるでしょうか。

### A. 佐藤文昭

このような実験には多数の実験動物が必要なので、今のところ、ヒトと同じ部位に肺ガンが発生する動物での実験は行われていないし、そのような計画もないと思われる。

**Q. 松平寛通**

Fission neutronによる肺癌発生率と $R_n$ 娘核種による発生率を比較した報告があるが、どのようにして比較したか。

**A. 佐藤文昭**

そのdataはChmelevskyら (*Radiat. Res.* **98**, 519, '84)によって報告されている。2つのモデルを仮定してパラメトリックに線量効果曲線(中性子にはGy,  $R_n$ にWLM)を求めた。同一効果を生ずる線量比(WLM/mGy)をGyの関数として示している。

**Q. 滝澤行雄**

1 動物実験では肺がん発生に関して線量効果関係が明確になっていると考えてよいでしょうか。

2 ビーグル犬の例において動物実験ではタバコの効果が抑制的であって、ヒトでのプロモーター的效果と違うようですが？

**A. 佐藤文昭**

1 ラットのデータから低線量域では、線量の1次関数または1より小さいべき関数と推定されている。

2 犬では喫煙が抑制的に作用しているが、ラットではCo-carcinogenicである。犬のdataは例外的な現象かも知れない。

IX-2 ラドンによる呼吸器癌の発生リスク  
——疫学調査のReview——

吉本 泰彦

放射線影響研究所

*Radon in the Living Environment—Levels and Risks  
Proceedings of the 15th NIRS Seminar, held at Chiba, December 3-4, 1987, PP.242-252*

Lung Cancer Risks due to Radon Inhalation  
——A Review of Epidemiological Researches

Yasuhiko Yoshimoto

Department of Epidemiology, Radiation Effects Research Foundation,  
Hijiya Park 5-2, Minami-ku, Hiroshima-shi, Hiroshima 730, Japan

**Abstract**

The earliest observation of excessive lung cancer due to exposure to radioactive ores occurred in the Schneeberg mining areas. It is now well accepted that the hazard of lung cancer to such miners is attributable to exposure to alpha-emitting radon daughters. The author reviewed five epidemiological surveys of lung cancer risk involving underground mine workers, as well as other related papers. Ideally, one would like to be able to separate lung cancers attributable to radon daughters as opposed to cigarette smoking. In relation to this, epidemiological findings on the role of cigarette-smoking among underground mines were summarized. Due to the limited sources of information, extrapolation from the occupational exposure experience was taken to estimate the effect of exposure to radon daughters in the general environmental situation. The application of two lifetime risk models (Harley's model and a relative risk model used in ICRP Pub.50) was reviewed. The author concluded that the effect of environmental exposure to radon daughters on lung cancer risk is difficult to ascertain through epidemiological surveys due to the difference in relative importance of confounding factors such as smoking in the general population and the occupationally exposed groups.

## 1. 鉱山における職業肺癌調査の沿革

放射性鉱石に起因する職業性肺癌についての報告として、最も古く知られているのはドイツのザクセン地方にあるシュネーベルグのコバルト鉱山に代表されるといわれる。LudewigとLorenserが初めてシュネーベルグ鉱山の空気中の放射能を測定したのは1920代である<sup>1)</sup>。Uhligの報告では、シュネーベルグ鉱山における1879-1885年の肺癌死亡率は平均で1.6%と

表1 シュネーベルグ鉱山における肺癌死亡(1879-85)とラドン濃度(1920s)<sup>1,2)</sup>  
Table 1 Lung cancer death and radon concentration at Schneeberg mine

年度	人数	死亡時年齢					合計 I *	合計 II **	づく率
		-29	30-39	40-49	50-59	60+			
1879	595	2	6	4	3	1	16	16	0.0269
1880	663	0	5	3	1	1	10	8	0.0121
1881	641	0	3	1	5	2	11	9	0.0140
1882	634	2	7	1	2	1	13	9	0.0142
1883	621	0	1	1	4	3	9	8	0.0129
1884	633	1	4	7	2	0	14	12	0.0190
1885	641	1	2	4	3	0	10	10	0.0156
合計	4428	6	28	21	20	8	83	72	0.0163

ラドン濃度  
範囲 20-600 kBq・m<sup>-3</sup>(=1.5-45.1 Mache・l<sup>-1</sup>)  
平均 100 kBq・m<sup>-3</sup>(= 7.5 Mache・l<sup>-1</sup>、約30WL)

\*合計 I は筆者によるもの

\*合計 II は原表によるもので退職した坑夫を除いた合計と考えられる。

かなり高く、死亡時年齢も若年のほうに偏っている(表1)。また、当時の肺癌死亡者は多くのものは就業年数が20-50年であったという。LudewigとLorenserの放射能測定では最大で50 Mache・l<sup>-1</sup>(約180WL)の測定値がみられたという。国連委報告<sup>2)</sup>によると1920代のシュネーベルグ鉱山では平均100kBq・m<sup>-3</sup>(約30WL)のラドン濃度であったらしい(表1)。いずれにしても19世紀あるいは20世紀初期では喫煙習慣はないと言われ<sup>3)</sup>、現在のウラニウム鉱山のラドン濃度は1 WL以下<sup>2)</sup>であることを考えれば当時のラドン濃度は相当に高濃度であったと考えられる。

## 2. 主な疫学調査資料

現在では、高濃度のラドンおよびその娘核種による被曝が、ウランその他の金属鉱山における職業性肺癌を誘発していることは疑う余地がないとされている。こうした地下の作業で種々なレベルのラドンにさらされた坑夫を対象にした疫学調査でおもな研究としては

- 1) コロラド台地ウラニウム鉱山
- 2) チェコスロバキア ウラニウム鉱山

- 3) ニューファンドランド島 ほたる石鉱山
- 4) スウェーデン金属鉱山
- 5) オンタリオ ウラニウム鉱山

等がある。

これらはすべて死亡統計によっているが、肺癌を対象にしているので、発生率で評価したものとあまりかわらないであろう。表2に、これらの研究から得られた過剰危険度(excess risk)の推定値を示した。

ラドンおよびその娘核種による肺癌の危険度の推定には、ウランその他の金属鉱山以外の放射線誘発肺癌の疫学資料も参考にされる。これらには、表2の疫学調査に代表される、

- 6) 医療放射線被曝
- 7) 原爆放射線被曝

表2 放射線被曝に関連した疫学調査による肺癌の過剰リスク

Table 2 Excess risk of lung cancer due to radiation exposure according to epidemiological studies

疫学資料	観察期間	平均曝露 WLM	対象者数 (観察人年)	肺癌の観察数 /期待値(比率)	過剰リスク, 百万 観察人年・WLM対
1) コロラド台地 ウラニウム鉱山	1950-1974	1180	3366 (32196)	159/25.2 (6.3)	3.5
2) チェコスロバキア ウラニウム鉱山	1948-1973	313	2200 (32215)	198/28.2 (7.0)	17
3) ニューファウンドラ ンドほたる石鉱山	1933-1971	204	1118 (16845)	65/ 3.8 (17.1)	18
4) スウェーデン 金属鉱山	1951-1976	81	1294 (24083)	50/12.8 (3.9)	19
5) オンタリオ ウラニウム鉱山	1960-1979	34	[ 13100 ] (262000)	114/82.6 (1.4)	26
-----					
6) 強直性脊椎炎 医療放射線被曝	1935-1970	1.97Gy (臓器線量)	14111 (133874)	88/58.9 (1.5)	2.55 (1万観察人年・Gy対)
7) 原爆 放射線被曝	1950-1985	0.24Gy* (臓器線量)	40382** (1160000)	—	1.80(RBE=1) 1.59(RBE=10) 1.42(RBE=20) (1万観察人年・Sv対)

\* : ガンマ線と中性子線の合計    \*\* : 臓器線量0.01Gy以上の対象者, 観察人年は筆者による概算

[ ] : 筆者による概算

参考文献は本文を参照

の疫学資料がある。1-5)と6-7)での重要な資料の差異として、放射線の線質、被曝形態のほかに1-5)は男性のみを対象にした調査であるが、6-7)は男女を含んだ統計に基づいていることに留意する必要があるであろう。各資料の概略は次のようである。

1)は1950-1960年にコロラド高原地域で行われた医学調査で把握されたウラニウム鉱山坑夫を対象にしている。1964年1月以前に少なくとも1ヵ月は地下作業に従事していた白人81.2%、有色人18.8%合計4146人である。有色人はほとんどがアメリカインディアンであるという。少なくとも1960年までは高濃度のラドン娘核種に曝露されており、その濃度は10-100 WL範囲であったという。ラドン娘核種曝露歴は個々の坑夫について、作業開始時期から1969年9月まで記録されており、また1969年以降についてはほとんどの対象者は新たなラドン娘核種曝露は受けていないという<sup>12)</sup>。表2は白人3366人だけについての値で、就業10年未満の肺癌死亡および観察人年は除いてある<sup>4)</sup>。

2)は1948-1952年間に作業した56%(約2200人)の坑夫groupAと1953-1957年間に就職した残り44%のgroupBからなる。groupBについての詳細な資料はない。1948年以降1960年までは、ラドンガス濃度測定および換気条件などの資料からラドン娘核種の平衡状態の程度が推定されている。1960年以降は直接的にいくつかのラドン娘核種の測定がなされている。表2では最初の10年間の肺癌死亡数および観察人年を除くべくThomasら<sup>5)</sup>が補正しているものを示した。

3)はカナダ東海岸の島のほたる石(フッ化カルシウム)鉱山で、1933-1971年の間で少なくとも1ヵ月以上作業をした坑夫を対象にしている。ニューファンドランドのSt. Lawrenceにある鉱山は1936年に始まったという。ラドン娘核種の測定は1959年に開始され、それ以前は坑法、換気歴、労働場所を考慮して濃度を推定している。表2の1118人は1960年以前に就業して10年以上の観察期間があった対象者数である<sup>4)</sup>。

4)は、1880-1919年生れで、1897-1976年の間に1年以上地下作業をした坑夫を対象にしている。82%はMalmerget鉱山で、残り18%はKoskoskulle鉱山であるという。また、90%はSwedishで、10%はFinnish-Swedishで構成される。鉱山内の空気中のラドンの測定は1968年に行われたのが初めである。被曝資料は1968-1972年に行われたラドンの測定に基づいている。表2は1951年1月1日に生存を確認したものの1294人について、その後1976年12月31日まで観察したものである<sup>6)</sup>。9年目の肺癌死亡1件および就業後0-9年目の観察人年も除かれている。

5)は、1954年オンタリオ州のElliot LakeとBancroftでウラニウム鉱山が始まった。1955-1974年の間に少なくとも1ヵ月以上仕事に従事した坑夫は15094人であったという。1957年以来ラドン娘核種の測定が定期的に行われている。表2はChovilが報告した被曝線量が0-180 WLMの被曝域での1960-1979年までの肺癌患者とそれに対応した無作為1%標本抽出調査にもとづいている<sup>7)</sup>。

6)は1935-1954年の間に1回以上のX線治療を受けた強直性脊椎炎患者14111人が対象者で

ある。このうち、83%は男性で17%は女性である。表2には1回目の治療後9年経過して、その後1970年1月1日までの過剰危険度を示している<sup>8)</sup>。

7)は1945年8月の原爆被爆を受けた放射線影響研究所が対象としている広島・長崎の原爆被爆者で、男性は約40%、女性は約60%である。1986年線量推定方式(DS86)の得られているのは約76,000人になる。表2には生物学的効果比(RBE)=1, 10, 20と仮定した個々の場合について、肺の総臓器線量(ガンマ線と中性子線との合計)が0.01Gy以上の被曝者40382人の1950-1985年までの過剰リスクを示してある<sup>9)</sup>。

表2のように、ウラニウムおよびその他の金属鉱山におけるラドンおよびその娘核種による肺癌リスクの評価では、被曝量として単位、WLM(作業レベル月)が用いられるが、これは1WL(100pCi・l<sup>-1</sup>or 1.3×10<sup>5</sup>MeV・l<sup>-1</sup>)のラドン娘核種濃度中で170時間作業する間に被曝する量を1WLMと表す。また、鉱山坑夫の被曝量は累積労働時間にわたって積分したものである。

一般には、肺癌を組織型でみると男性には扁平上皮癌が多く、女性では腺癌が多い。ちなみに、広島・長崎の原爆被爆者では、男性で腺癌35%、扁平上皮癌は35%、小細胞癌は19%、その他が11%である。また女性では腺癌54%、扁平上皮癌25%、小細胞癌12%である。また、原爆被爆者では有意ではないが小細胞癌が放射線に対して感受性が高い傾向にあるという<sup>10)</sup>。ウランその他の金属鉱山における肺癌では、小細胞癌<sup>3)</sup>および扁平上皮癌の増加がラドン曝露量の増加とともに観察される<sup>7)</sup>。上記でのべたシュネーベルグ鉱山では小細胞未分化型が多くみられたという<sup>3)</sup>

### 3. ラドン被曝と肺癌リスク

ラドン被曝による肺癌リスクを、医療あるいは原爆などその他の放射線被曝による肺癌リスクと比較するには、放射線の線質、被曝形態が問題になる。表2では6)医療放射線被曝ではX線で吸収線量(Gy)、7)原爆放射線被曝ではガンマ線と中性子線で、線量当量(Sv)で示されている。また、原爆放射線は1回だけの全身照射である。ウランその他の金属鉱山の坑夫ではラドンガスの肺への吸引後、ラドンおよびその娘核種が壊変時に放出するアルファ線による放射線被曝である。<sup>222</sup>Rnの半減期は3.8日であるが<sup>3)</sup>、鉱山坑夫は日常の作業により慢性的にラドンガスに曝露されている。ラドン被曝では、肺組織について単位吸収線量(Gy)当りのリスク推定は、ラドン崩壊後の生成物の沈着に関する肺モデル(平均あるいは局部肺線量法)に依存している。ウラン坑夫の肺癌の多くは大気管支に表れ、おそらく上部気管支上皮の下層の基底細胞に発するものだという。肺領域に比べ気管支領域の基底細胞がラドン娘核種から受けるアルファ線量は平均して5-8倍程度高いという<sup>2)</sup>。また、アルファ線はhigh LETであるので吸収線量から線量当量(Sv)で表記するにはRBEあるいは線質係数(QF)の仮定が必要である。QFを20とした場合は、<sup>222</sup>Rn娘核種では気管支領域の基底細胞で15~40SvJ<sup>-1</sup>(0.063~0.17Sv・WLM<sup>-1</sup>)の線量当量を受け、また実効線量当量としては8.4mSv・WLM<sup>-1</sup>となるという<sup>2)</sup>。例

例えば、肺癌の過剰発生数はスウェーデン金属鉱山坑夫からの推定値は百万観察人年・WLM対約20、強直性脊椎炎患者からでは一万観察人年・Gy対約3であるので、 $4 \sim 7 \text{ mGy} \cdot \text{WLM}^{-1}$ とすればQFは約10~15となり、これは実験からも期待される値の範囲内となる<sup>11)</sup>。ここでは、医療放射線被曝をラドン曝露のような慢性曝露と同等に扱っていることに注意する必要がある。

ウラン鉱山の研究では肺癌の過剰発生数と累積被曝線量(WLM)に線量効果関係がみられるが、図1のように累積被曝線量が高線量域になると単位線量当りのリスクがむしろ下降傾向を

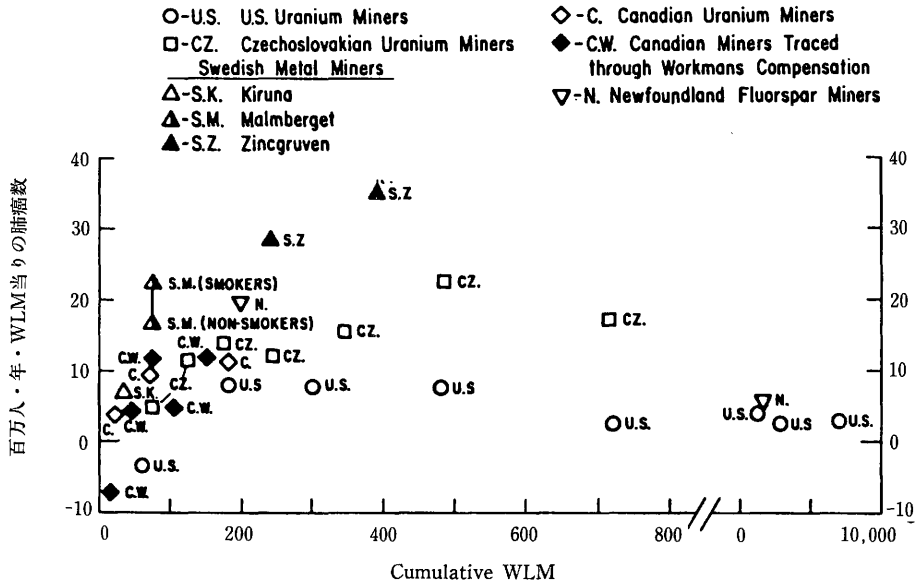


図1 累積暴露(WLM)による年当りの肺癌リスク (参考文献7より)

Fig.1 Attributable annual lung cancer risk as a function of cumulative exposure

示す曲線を描くといわれる<sup>7)</sup>。肺癌の過剰リスクは作業を開始後しばらくはみられないが、リスクが増加してからは比較的一定した相対危険度を維持するともいう<sup>11)</sup>。表2のように追跡開始後最初の10年間のリスクを除いて肺癌のリスク評価を行うことが多い。潜伏期間の他、被曝時年齢および発症年齢もリスク推定の修飾因子として重要になる。例えば、40歳未満での肺癌の発癌はまれである。

#### 4. 喫煙と肺癌リスク

肺癌の多くは喫煙に原因があることは周知の事実であり、喫煙による影響を無視してラドンおよびその娘核種による放射線誘発肺癌リスクの評価を論じることはできない。ウランウムおよびその他の金属鉱山の疫学調査における喫煙に関してまとめると表3に示すようになる。ラドン被曝と喫煙との関係について比較的詳しく検討されているのはコロラドウランウム鉱山の



表3 ウランその他の金属鉱山の疫学調査における喫煙歴

Table 3 Smoking history in the epidemiological survey at uranium and other metal mines

1)コロラドウラニウム鉱山	喫煙歴は個々の対象者について得られている。肺癌リスクにおけるラドンと喫煙の効果を統計学的に検討すると両者の相乗的作用を仮定した相加的相対危険度モデルがよく適合している <sup>7)</sup> 。
2)チェコスロバキアウラニウム鉱山	個々の全坑夫について喫煙歴は得られていないが <sup>3)</sup> 、無作為抽出による700人の坑夫における調査では、ウラニウム坑夫における喫煙率は一般男性における喫煙率(70%)と同じであったという <sup>4)</sup> 。
3)ニューファウンドランド鉱山	1960年に実施された調査では坑夫の86%が喫煙者である。この喫煙割合は一般よりも高く、また多くのものはheavy smokerであるという。肺癌の期待値はニューファウンドランド州の率を用いて算出しているので相対危険度推定値はかなりbiasを受けているかもしれないという <sup>4,5)</sup> 。
4)スウェーデン金属鉱山	喫煙歴については43.0%程度得られている。喫煙の効果についてはスウェーデンの一般人口における喫煙率で補正して論じている。スウェーデンでは他の西欧諸国ほど喫煙率は高くなく、男性で約50%だろうという <sup>4,7)</sup> 。
5)オンタリオウラニウム鉱山	喫煙歴については調査・報告されていない。

疫学調査である。ここでの鉱山坑夫に観察された肺癌を発癌年齢(35-54歳, 55歳以上)と喫煙歴(0-19本/日, 20本以上)に分け、組織型の割合を比較すると、35-54歳では小細胞癌がheavy smokerに多く、逆に55歳以上ではheavy smokerに扁平上皮癌が多くなっていた<sup>3)</sup>。また、鉱山坑夫の肺癌発生リスクは、喫煙者のほうが非喫煙者に比べて絶対リスクでみて高く潜伏期間も短かった<sup>12)</sup>。統計学的検討では(Whittemore and McMillan), 非喫煙者の年齢別死亡率を標準死亡率として相対危険度を考えた場合、ラドンと喫煙の相乗的作用を仮定した相加的相対危険度モデルが最適であって、その相対危険度(R)は、

$$R = (1 + 0.0031 \times D)(1 + 0.00051 \times S)$$

であった<sup>7)</sup>。ここでのDおよびSは各々ラドン娘核種の累積被曝線量(WLM)と喫煙開始時から(現在の年齢より)10年前までの喫煙量(packs)である。しかし、ラドンと喫煙に関する疫学調査結果は必ずしも一致した結果は得られておらず、両者の肺癌原因としての危険度を適正に分離するのは依然困難である。一つには鉱山坑夫に非喫煙者が少なすぎて十分な対照群を形成できないからであろう。原爆被爆者の場合は、慢性曝露とは異なり1回曝露であるが<sup>3)</sup>、放射線被曝と喫煙の影響は相乗型か相加型かはっきり区別はできないものの相加型モデルに近い傾向にあった<sup>13)</sup>。なお、ラドン曝露と喫煙についての動物実験もSPF ratあるいはBeagle犬を用いて行われている<sup>7)</sup>。

## 5. ラドン被曝と生涯リスク推定

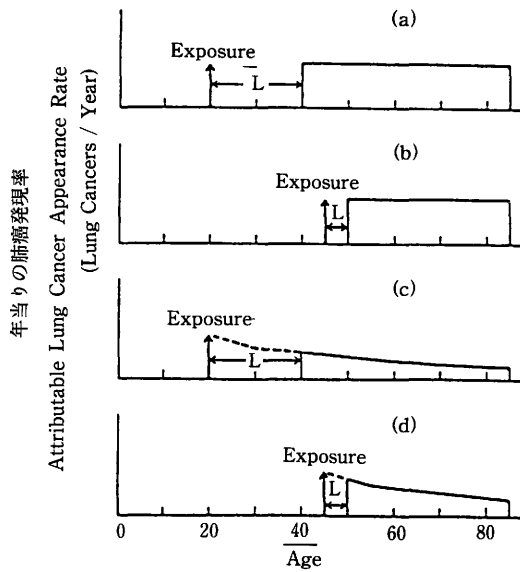


図2 ラドン娘核種1回曝露による肺癌発現率(参考文献7, 14より)

Fig. 2 Lung cancer appearance rate following a single exposure to radon daughters. (a) Model A-exposure at age < 40. (b) Model A-exposure at age > 40. (c) Model B-exposure at age < 40. (d) Model B-exposure at age > 40.

最近では、これまで述べてきた疫学調査の結果をもとにラドンおよびその娘核種による肺癌の生涯リスク(lifetime risk)推定の試みもなされている。Harleyら<sup>7,14)</sup>のモデルでは、40歳未満の肺癌発生は認めず、発癌までの最少潜伏期を40歳以降の放射線被曝の場合は5年と仮定する。放射線1回曝露による肺癌の発現率を図2に示すように、一定だと仮定するモデルA(図2のa, b)と、さらにアルファ線によって形質変換したstem cellの修復あるいは細胞死による現象を考慮し、モデルAにさらに減衰因子として指数関数を乗じたモデルB(図2のc, d)を提案している。モデルBでは、形質変換したstem cellの半減期としてはどの数値が良いか定かではないが、ここでは20年を選んでいる。この発現率に、生命表分析による各年齢別の生存率を乗じ、0-85歳までの各年齢における寄与危険度を得るが、これを合計することで放射線1回曝露の生涯リスクが得られる。ラドン娘核種曝露では慢性曝露であるので、各年度の曝露レベルに応じた生涯リスクを曝露期間にわたってさらに合計する。ICRPでは<sup>222</sup>Rn娘核種を吸入した場合の肺癌リスクについて相対危険度モデルを用いた場合についても、ある想定された標準集団および非喫煙者集団別に生涯リスクを試算している<sup>15)</sup>。ここでは、肺癌リスクに関して、喫煙とラドン曝露の相乗作用を仮定したモデルが用いられている。現在のところ前述したモデルAに当る放射線誘発肺癌発現率として $10 \times 10^{-6}$  per year  $\cdot$  WLM ( $= 1.6 \times 10^{-11}$  per year  $\cdot$  Bqh  $\cdot$  m<sup>3</sup>) が妥当であるとされる<sup>4,15)</sup>。ICRP Publication 50では、自然肺癌発生率は男性で $600 \times 10^{-6}$  year<sup>-1</sup>、女性で $120 \times 10^{-6}$  year<sup>-1</sup>としている。この値は、世界の平均発生率から約10%をラドン娘核種曝露によるものとして、差し引いた値である。ラドン被曝による低累積被曝線量あるいは低い初期曝露では小細胞癌型の肺癌が増加するという。非喫煙者の小細胞癌型の肺癌のほとんどは自然環境におけるラドン曝露によるものと仮定すれば、非喫煙者の全肺癌のうち上限として10-20%はアルファ線が原因であるということになる<sup>14)</sup>。一生涯に渡るほど

長期の追跡調査をした疫学研究がまだないので、生涯リスクモデルについてはさらに検討の必要があるであろう。

ラドン娘核種の生活環境レベルの肺癌リスクについて、ウラニウム鉱山等の疫学調査から外挿するには疫学的調査資料の収集、リスクモデルの開発とともに、生活環境あるいはウラニウム鉱山等のラドン曝露推定値の扱い方についても検討する必要があるかもしれない。気管支上皮における変換係数は平均して5 mGy/WLMとされているが、これはウラニウム鉱山等における条件下に基づいている。一般的な生活環境状況における呼吸率、通常の大気の物理学的特性および肺の形態を考慮すると、成人男子、成人女性、10歳の小児および1歳幼児別に7.1, 6.4, 12.0, 6.4 mGy/WLMと試算されるという。これは結果として、同じ1 WLMでも、ウラニウム鉱山等の就業時に比べて線量を効果的に運搬していることになり、それは1.5倍になる。また例えば、アメリカの半分の人口は高層の住居に住んでおり、1戸建を対象にした線量推定とは実際には異なるかもしれないという<sup>14)</sup>。

## 6. おわりに

最後に、自然環境レベルのラドン曝露による肺癌リスクの直接的な疫学調査を行うとすればそれはかなり困難であることが容易に予想できる。同種の疫学調査として中国の自然放射線高曝露地域における疫学調査<sup>16)</sup>を好例としてあげることができる。この地域ではガンマ線による曝露レベルは対照地域に比べ3倍も高かったけれども、統計的に有意な癌死亡率の差は観察されていない。しかも、例えば肺癌の標準化死亡率(10万観察人年対)は、高曝露地域の3.17に比べて対照地域では3.31とむしろ高くなっている。自然環境レベルでのラドン曝露では、かなり慎重に疫学調査を実施しても、その他の生活環境因子が発癌リスクとして相対的に強くなり、予想出来ないような形で攪乱要因として作用してしまう可能性がある。

## 参考文献

- 1) Hueper, W. C. : Occupational tumors and allied diseases. IV. Occupational cancers of the respiratory system. Charles C. Thomas, Springfield, Ill., 1942.
- 2) United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Ionizing Radiation : Sources and Biological Effects. Annex D. United Nations. New York, 1982.
- 3) Archer, V. E. et al : Uranium mining and cigarette smoking effects on man. J. Occup. Med., 15 : 204-211, 1973.
- 4) Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiation : The effects on populations of exposure to low levels of ionizing radiation, National Research Council, National Academy of Science, Washington, DC. 1980.
- 5) Thomas, D. C. et al : Estimates of lifetime lung cancer risks resulting from Rn progeny exposure. Health Phys., 49 : 825-846, 1985.

- 6) Radford, E. P. et al : Lung cancer in Swedish ironminers exposed to low doses of radon daughters. *New Engl. J. Med.*, 23 : 1485-1494, 1984.
- 7) National Council on Radiation Protection and Measurements : Evaluation of occupational and environmental exposures to radon and radon daughters in the United States, NCRP Report No.78, 1984.
- 8) Smith, P. G. and Doll, R. : Mortality among patients with ankylosing spondylitis after a single treatment course with x-rays. *Br. Med. J.*, 284 : 449-460, 1982.
- 9) Shimizu, Y. et al : Life Span Study Report 11. Part 1. Comparison of risk coefficients for site-specific cancer mortality based on the DS86 and T65DR shielded kerma and organ doses. RERF TR 12-87, 1987.
- 10) Yamamoto et al : Lung cancer incidence among A-bomb survivors in Hiroshima and Nagasaki, 1950-80, RERF TR 12-86, 1986.
- 11) Radford, E. P. : Radiogenic cancer in underground miners. In : Radiation carcinogenesis, epidemiology and biological significance, edited by Boice J. D. and Fraumeni J. F., Raven Press, New York, 1984.
- 12) Archer V. E. et al : Respiratory disease mortality among uranium miners. *Ann NY Acad Sci*, 271 : 280-293, 1976.
- 13) Prentice R. L. et al : Relationship of cigarette smoking and radiation exposure to cancer mortality in Hiroshima and Nagasaki. *J. Natl. Cancer Inst.*, 70 : 611-622, 1983.
- 14) Harley, H. N. and Pasternack B. S. : A model for predicting lung cancer risks induced by environmental levels of radon daughters. *Health Phys.*, 40 : 307-316, 1981.
- 15) 岩崎民子, 小林定喜 : ICRP Publication 50 「屋内におけるラドン娘核種への被曝による肺がんリスク」の概要紹介. *Isotope News* 1987年11月号 : 22-27
- 16) Zufan, T. and Luxin, W. : An epidemiological investigation of mutational diseases in the high background radiation area of Yangjiang, China. *J. Radiat. Res.*, 27 : 141-150, 1986.

---

## 〈討 論〉

### Q. 小林定喜

一般公衆を対象とした疫学調査の結果は作業者の場合と比していかがでしょうか？

### A. 吉本泰彦

一般公衆におけるラドン曝露による肺癌リスク評価を目的とした疫学調査がどの程度行われているかよくは知りません。ただ、環境レベルのラドン曝露が一般公衆の肺癌リスクにどの程度影響を与えているか疫学調査によって直接評価するのはかなり困難であるように思います。

肺癌リスクに与える影響は、環境レベルのラドン曝露では他の環境要因に比べて同程度かそれ以下である(例えば1日タバコ1箱を喫煙すると平均屋内ラドン濃度の10倍程度による肺癌リスクより高いかもしれない)と予測されますので、疫学調査を慎重に実施する必要があると思います。たとえば、中華人民共和国で放射線高濃度地域(広東省陽江)で行われている疫学調査では、対照地域の方がむしろ放射線高濃度地域よりも癌死亡リスクが高い傾向(統計的には有意でない)が観察されています。1つには、対照地域が放射線高濃度地域よりも都会的であることが影響しているのではと私は思いました。最近報告されますBEIR IVでも指摘されていますように、今後の疫学調査として、

1. 種々の条件下でのラドン濃度を検証し、環境レベルでの(特に日本における)屋内ラドン濃度を的確に示せる測定方法に基づいた資料収集およびそれに伴う肺臓器における吸収線量への変換係数の検討

2. 職業曝露および生活環境でのラドン曝露によるリスクを、潜在的な生物学的に意味のある相違として量的に把握できるような統計学的検出力を十分にもった研究計画、肺癌だけでなく肺癌以外の(肺癌よりも発生頻度が高い)健康障害のリスク評価をも目的とした研究が課題になるのではないでしょうか。

### IX-3 環境起源の他の発癌要因による 呼吸器癌発生リスクとの比較

香川 順

東京女子医科大学

Radon in the Living Environment—Levels and Risks  
Proceedings of the 15th NIRS Seminar, held at Chiba, December 3-4, 1987, PP.253-258

#### Risk of Respiratory Cancer from Environmental Pollutants

Jun Kagawa

Department of Hygiene and Public Health, Tokyo Women's Medical College  
Kawada-cho 8-1, Shinjuku-ku, Tokyo 162, Japan

#### Abstract

Assessment of the contribution of environmental pollutants to the risk of respiratory cancer is extremely difficult, particularly at relatively low levels of excess risk. This is because (1) assessment of exposure is difficult since the relevant exposure may have occurred 10 to 30 years ago, (2) there are many confounding factors, (3) most carcinogens act synergistically with smoking, and (4) there are many undissolved problems in extrapolation of animal data to humans. Although cigarette smoking is the major cause of respiratory cancer, it is important to try to evaluate the contribution of a given environmental agent to respiratory cancer, and to understand the nature of interactions between environmental pollutants and smoking, because we live in a complex environmental mixture.

#### 1. はじめに

環境起源の発癌要因(因子)と呼吸器癌の定量的評価を行い、一般環境中の発癌因子の呼吸器癌発生リスクを比較することは、以下に述べる幾つかの理由から極めて困難である。第1は、環境因子への暴露から発癌に至るまでの潜伏期間は通常10~30年であるので、問題とする因子への10~30年間にわたる暴露量の評価が極めて困難であること。従って現在の暴露量を測定し

ても、現在までの蓄積された暴露量を評価することは困難であること。第2は、対策が不十分であった時代にみられた高濃度暴露で観察された職業癌に関する量-反応関係を、現在の低濃度暴露に外挿することに問題があること。第3は、問題とする呼吸器癌の発生に関与する因子が、問題としている因子以外に幾つか存在している場合が多いため、そのような所謂攪乱因子を十分調整しないと、問題としている因子の寄与度を評価することが困難であること。第4は、問題とする因子そのものの量では発癌への寄与が少なくても、他の因子、例えば喫煙が加わると、喫煙と相加～相乗効果が期待されること。第5は、動物実験結果を人に外挿することには多くの未解決の問題が残されていること。

上記のような理由から、環境起源の発癌因子による呼吸器癌発生リスクを定量的観点から比較することは困難である。しかし、われわれが日常遭遇する暴露量の観点からみると、男性の肺癌の90%以上が喫煙の寄与によると評価されているように、喫煙が呼吸器癌の主要な因子であることに関しては疑いがない。従って、喫煙習慣を調整していない環境因子による呼吸器癌発生の研究は評価し得ないと言っても過言ではない。

## 2. 職業癌

職業癌は、ある物質に暴露されている職業集団にその物質に暴露されていない集団に比べて有意に癌の発生率が高いことから発見されている。呼吸器癌の発生に喫煙が最大の寄与をしているため、喫煙習慣を調整しない研究は評価できないとはいえ、特定の職業集団に喫煙効果以上の影響力がみられ、関連の時間性、一致性、量-反応関係、医学的妥当性が得られれば、その物質が癌の発生に寄与していると判断できよう。例えばDoll<sup>1)</sup>が示したように、ニッケル取扱者にみられた鼻腔癌の観察値とニッケルを取り扱わない者にみられた値(期待値)との比が364というような値が得られると、ニッケル取扱が鼻腔癌の発生に強く関与している事を示唆している。その後、喫煙習慣などを調整した疫学調査で、現在までに職業性の呼吸器発癌物質として報告されているものに砒素、アスベスト、クロロメチル・エーテル、クロム、石炭および石油関連炭素化合物、マスタードガス、ニッケル、放射線がある。しかし、これらの物質は発癌物質であることは認められているものの、各々の定量的評価は上記の理由から不十分である。

## 3. 喫煙習慣の調整の重要性

喫煙の肺癌リスクの概要を表1に示した。米国のDepartment of Health, Education, and Welfareの喫煙と健康に関する委員会報告<sup>2,3)</sup>は、喫煙者は非喫煙者に比し有意に高い肺癌の相対危険度を示し、英国のRoyal College of Physiciansの報告<sup>4)</sup>は、喫煙本数別の量-反応関係を示し、大気汚染の影響は喫煙に比し小さく、発癌物質への職業性暴露では喫煙は肺癌のリスクを高めることを示し、相対危険度は5～25と評価されている。最近のように汚染対策がなされ低濃度化された環境下では、喫煙以外の環境因子による呼吸器癌の相対危険度は一般に1～2

表1 タバコ煙の肺癌リスクの評価  
Table 1 Risk of Lung Cancer by Smoking

報告者		相対危険度		
U.S. H.E.W. (1964)	少量～多量喫煙者	4.9～23.9		
U.S. H.E.W. (1974)	喫煙者/非喫煙者 多量喫煙者/非喫煙者	7.6～14.2 4.9～23.9		
Royal College of Physicians of London (1977)	10本/日	5～12		
	20本/日	8～17		
	30本/日	13～25		
	40本/日	15～23		
Hammond (1972)	喫煙開始年齢	男	女	
		<15	16.8 2.5	
		15-19	14.7 5.0	
		20-24	10.1 3.4	
	25+	4.1 2.3		
	吸入の深さ	吸い込まない	8.0	2.0
		軽度	8.9	2.3
		中等度	13.1	3.5
		強く	17.0	7.1
	Doll (1964)	英国の医師	喫煙の効果	
喫煙後の年数				
0-4			9.6	
5-9			7.0	
10-19			2.6	
20+	2.7			
Hammond (1972)	米国癌協会	1-19本/日	20+本/日	
		1	7.1 17.1	
		1-4	3.3 10.1	
		5-9	1.3 6.5	
		9+	0.4 1.8	

位であるから、喫煙習慣を調整しない疫学調査は評価できないことが理解できる。さらに重要なことは、肺癌のリスクは暴露開始年齢が早ければ早いほどリスクが増加することである。Hammondら<sup>5)</sup>の報告が示すように、喫煙開始年齢が早ければ早いほどリスクは高くなり、男性では喫煙開始年齢が15歳以下と25歳以上とでは相対危険度は4倍の差がみられ、さらにタバコ煙の吸入の深さでも2倍の差がみられる。このことは、喫煙の有無や本数だけでは不十分で、喫煙開始年齢や喫煙の深さを調査して喫煙者をさらに分類しないと喫煙者を誤分類し、喫煙の影響を誤って評価する可能性が高いことを示している。また前喫煙者についても、禁煙後



の年数によってまた本数によっても相対危険度が相当異なることがDollら<sup>6)</sup>やHammondら<sup>5)</sup>によって示されているので、禁煙後の年数も考慮にいれないといけないことになる。

喉頭癌では喫煙量とアルコール摂取量の相互作用<sup>7)</sup>が示されているので、アルコール摂取量の調査も必要になる。

また妊娠中の母親の喫煙が小児の癌に関連していることも指摘<sup>8)</sup>されている。

#### 4. 大気汚染の寄与危険

大気汚染の肺癌発生に関する定量的評価は多くの要因が交絡し、しかも大気汚染対策により低濃度化してきているため困難である。今までになされてきた評価によると、1972年にNational Research Council<sup>9)</sup>は大気汚染の寄与危険は全肺癌の5%と評価しているが、1983年のSpeizerらの評価<sup>10)</sup>ではゼロではないが2%以下となっている。大気汚染物質中のBenzo(a)pyreneに着目した研究によると、Benzo(a)pyrene 1 $\mu$ g/1000m<sup>3</sup>当たり、非喫煙者では0.4死亡者/100000、喫煙者では1.4死亡者/100000と評価<sup>11)</sup>されている。松下ら<sup>12)</sup>が東京都港区で1985年11月から1986年1月にかけて測定したBenzo(a)pyrene濃度は平均3.61ng/m<sup>3</sup>(範囲は0.72~13.81)であった。一方、タバコ1本/日は、10 $\mu$ g/1000m<sup>3</sup>のBenzo(a)pyreneに相当すると評価されているので、これからみても喫煙の影響がいかに強いかが分かる。いずれにしても非喫煙者においても大気汚染の肺癌への寄与はゼロではないし、喫煙者においてもそのリスクを高める可能性があるとして評価されている。

自動車のブレーキのライニングや建築資材から発生するアスベストの肺癌への寄与が問題になっているが、定量的評価はなされていない。しかし、大気汚染による肺癌の中では鉱物性繊維は最大の寄与をしていると評価されている。

#### 5. 受動喫煙の寄与

タバコ煙中の発癌物質濃度は、主流煙より副流煙の方が数倍から数十倍高いことが示されている。受動喫煙の肺癌への寄与に関しては、症例・対照研究およびコホート研究が行われており、平山<sup>13)</sup>によって受動喫煙は女子の非喫煙者の肺癌発生に一役を演じている可能性が示されている。幾つかの研究結果をみると、オッズ比~相対危険度は0.5~3.3位の値が示されているが、受動喫煙の確認法や対照群の選定法、また非喫煙者における肺癌患者の数が少ないなどの問題点が指摘されている。しかし、受動喫煙が女子の非喫煙者の肺癌に関係している可能性は否定できないし、他の環境起源性の発癌物質と相加~相乗効果の可能性もあるので更に調査研究が必要である。

#### 6. フォルムアルデヒドの寄与

フォルムアルデヒドへの職業性暴露群で鼻腔癌のリスクの増加が示唆されており、動物実験でも24ヵ月間14.3ppmに暴露されたラットとマウスで、また5.6ppmに暴露されたラットで鼻腔に

扁平上皮癌が観察<sup>14,15)</sup>されている。日本産業衛生学会の許容濃度は2 ppmであるから、許容濃度より少し高めの濃度で発癌性が示されている。ホルムアルデヒドは建材や家具などからも発生するので、室内汚染でも注目されている物質で、新築の家では0.1ppm程度が記録されている。今後喫煙との相互作用も含めた調査研究が必要である。

## 7. ラドンの寄与

屋外より屋内のラドン濃度が高いことから、室内汚染の重要汚染物質の一つになっている。放射性物質が喫煙と相互作用し発癌のリスクを相乗的に高めることは、職業性暴露集団で示されている。肺癌の危険性はWorking Level Month (WLM)当たり1万人に1～2人と評価<sup>16)</sup>されている。米国の屋内の平均濃度は0.8pCi radon/l (0.004WL)と評価されている。わが国の一般家庭の濃度は欧米に比べると低い。受動喫煙の肺癌の寄与に関する評価では、受動喫煙そのものよりもラドンとの相互作用を重視する意見もある。

## 8. おわりに

環境起源性の汚染物質による呼吸器癌の寄与の評価は、喫煙習慣の影響を十分調整しても困難であることを述べた。環境中の汚染物質の物理的・化学的性状は複雑で、かつ低濃度であり、個々の汚染物質の呼吸器癌への寄与は小さい上に、環境中の汚染物質以外の因子も呼吸器癌の発生に関連しているので、定量的評価は極めて困難である。しかし、環境起源性の発癌物質は大きな集団に広範囲に影響を及ぼす可能性があるし、また喫煙や受動喫煙など他の因子と相加～相乗的に作用する可能性がある。従って個々の要因の寄与が小さいからと言って対策を怠ることはよくない。環境起源性の汚染物質による呼吸器癌のリスク・マネジメントを行うために、今後も科学的なリスク・アセスメントを行う必要があることはいうまでもない。

### 参考文献

- 1) Doll, R., Morgan, L. G., and Speizer, F. E. : Cancer of the lung and nasal sinuses in nickel workers. *Brit. J. Cancer* **24**, 623-632, 1970.
- 2) U.S. Department of Health, Education, and Welfare : Smoking and Health, Report of The Advisory Committee to The Surgeon General of The Public Health Service, 1964.
- 3) U.S. Department of Health, Education, and Welfare : The Health Consequences of Smoking, 1974.
- 4) Royal College of Physicians of London : Smoking or Health, Pitman Medical, 1977.
- 5) Hammond, E.C. : Smoking habits and air pollution in relation to lung cancer. In : Environmental Factors in Respiratory Disease. Edited by Lee, D.H.K. Academic Press, 1972, pp.177-198
- 6) Doll, R., and Hill, A.B. : Mortality in relation to smoking ; Ten years' of observations of

- British doctors ; *Br. Med. J.* **1**, 1399-1410, 1460-1467, 1964
- 7) Rothman, K., and Keller, A. : The effect of joint exposure to alcohol and tobacco on risk of cancer of the mouth and pharynx. *J. Chronic Dis.* **25**, 711-716, 1972
  - 8) Neutel, C.I., and Buck, C. : Effect of smoking during pregnancy on the risk of cancer in children. *J. Natl. Cancer Inst.* **41**, 59-63, 1971.
  - 9) National Research Council : Particulate Polycyclic Organic Matter. National Academy of Sciences, Washington, DC, 1972
  - 10) Speizer, F.E. : Assessment of the epidemiological data relating lung cancer to air pollutants. *Environ. Health Perspect.* **47**, 33-42, 1983
  - 11) Pike, M.C., Gordon, R.J., Henderson, B.E., Menck, H.R., and Soo Hoo, J. : Air pollution. In : Persons at High Risk of Cancer (J. F. Fraumeni, Ed.), Academic Press, New York, 1975, PP.225-239.
  - 12) 松下秀鶴, 郭 錦堂, 今宮俊一郎, 高橋 清, Tabucanon, M.S. : 東京とバンコック市における大気中発がん性炭化水素濃度の比較, 第27回大気汚染学会講演要旨集, 1986, pp.337
  - 13) Hirayama, T. : Nonsmoking wives of heavy smokers have higher risk of lung cancer : a study from Japan. *Brit. Med. J.* **282**, 183-185, 1981
  - 14) Swenberg, J.A., Kerns, W.D., Mitchell, R.E., Gralla, E.J., and Pavkov, K.L. : Induction of squamous cell carcinomas of the rat nasal cavity by inhalation exposure to formaldehyde vapor. *Cancer Res.* **40**, 3398-3402, 1980.
  - 15) Kerns, W.D., Pavkov, K.L., Donofrio, D.J., Connell, M.M., Mitchell, R.I., Gralla, E. J., and Swenberg, J.A. : Carcinogenicity of formaldehyde in rats and mice after long-term inhalation exposure. *Cancer Res.* **43**, 4382-4392, 1983.
  - 16) National Council on Radiation Protection : Exposures from the Uranium Series with Emphasis on Radon and its Daughters. NCRP Report No.77, NCRP, Bethesda, MD, 1984.

## IX-4 三朝温泉地環境の自然放射能について

御 船 政 明

岡山大学医学部附属病院三朝分院

*Radon in the Living Environment-Levels and Risks*

*Proceedings of the 15th NIRS Seminar, held at Chiba, December 3-4, 1987, PP.259-269*

### Natural Radioactivity of Misasa-spa

Masaaki Mifune

Misasa Branch Hospital, Okayama University Medical School  
Yamada 827, Misasa-cho, Tohaku-gun, Tottori 682-02, Japan

#### Abstract

A brief description was given on the highly radioactive springs in the world. As the typical examples, Badgastein in Austria and Misasa in Japan are explained as follows. Mean radon-222 contents in the atmosphere of the central parts at Badgastein, and Misasa spas were 96.2, 25.9mBq/l, respectively. Mean Rn-222 contents of the thermal waters were 1480Bq/l in the former and 437Bq/l in the latter. It was estimated that amounts of Rn-222 emitted from the thermal waters into the atmosphere were  $7.4 \times 10^9$  at Badgastein spa and  $1.3 \times 10^9$ (Bq/day) at Misasa spa.

The WLM values owing to radon-222 and its daughters on the residents of Misasa spa were rather low. For instance, WLM values of the author's daily life was about 0.021 and of bathing in radioactive springs was  $7.0 \times 10^{-4}$ , respectively. Many residents in Misasa spa were descended from about 800 years ago. There were no significant effects of radioactive bathing and environment on the incidences of infertility, malformation and shortening of lifespan of the residents in the area of Misasa spa. Further, the ratio of the number of deaths by cancer against the total number of deaths was low in Misasa when compared with that of the neighboring villages.

## 1. はじめに

昭和23年に公布された温泉法では、常水と温泉水(鉱泉水、鉱泉、Mineral waterと同義)とを区別している。日本薬学会協定によれば、鉱泉の中で治療の目的に役立つものを療養泉と言い、その限界値は温泉水と常水とを区別する限界値とは多少異なる。放射能泉とは水1kg中 $30 \times 10^{-10} \text{Ci}$ (111Bq)以上のRn(本報ではRn-222をRnと略す)を含有するものと規定している。

## 2. 世界の主な放射能泉

世界の主要な放射能泉を図1に示す。これらの温泉のうち特にBadgasteinおよび三朝温泉については後に詳述する。

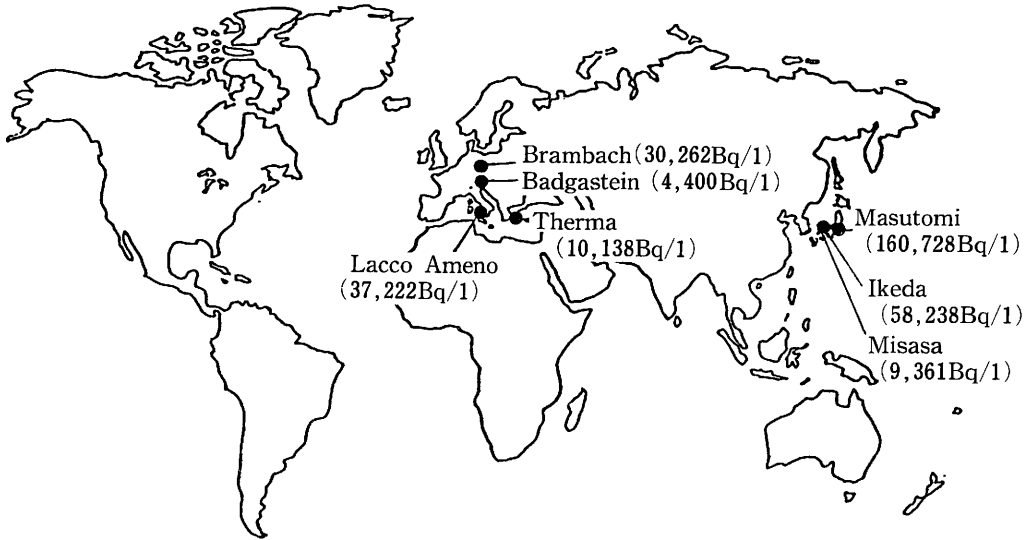


図 1 世界の放射能泉

Fig. 1 Radioactive springs in the world

### (1) 欧州の放射能泉

欧州の主要な放射能泉を挙げると次の如くである。

- A) Lacco Ameno温泉(イタリア, Ischia島) 最高Rn濃度(Santa Restituta泉)  $1,005 \text{nCi/kg}$  (37,222Bq/kg), 水温:  $59.7^\circ\text{C}$ , 泉質: 含Rn-Na-Cl泉。
- B) Therma温泉(ギリシア, Icaria島) 最高Rn濃度(Arthemis泉)  $274 \text{nCi/l}$  (10,138Bq/l), 水温:  $50.4^\circ\text{C}$ , 泉質: 含Rn-Na-Cl泉。
- C) Brambach(東独, Bad Elster) 最高Rn濃度(Radon Quelle)  $817.9 \text{nCi/l}$  (30,262Bq/l), 水温:  $7.55^\circ\text{C}$ , 泉質: 含Rn-Na-Ca- $\text{HCO}_3$ - $\text{SO}_4$ 泉。
- D) Badgastein(オーストリア)<sup>1),2)</sup> オーストリア中央部のSalzburg市南方約40km, 東部アルプスの山麓海拔1000mの地に位置する。水温 $23.0$ – $46.6^\circ\text{C}$ , Rn濃度 $0.5$ – $120.0 \text{nCi/l}$  (18.5–4,440Bq/l), 平均Rn濃度 $40 \text{nCi/l}$  (1,480Bq/l)。泉質: 含Rn-単純泉, 当温泉水の

表1 Badgasteinの平均自然放射能<sup>1),2)</sup>

Table 1 Mean natural radioactivity in the area of Badgastein

		<sup>222</sup> Rn (mBq/l)	<sup>220</sup> Rn (mBq/l)		
第一地域 (源泉密集地域)	大気空気	96.2	—		
	室内空気	407	14.8		
	浴室空気	3.33×10 <sup>3</sup>	555		
第二地域	大気	29.6	20.7		
	室内空気	185	13.0		
Thermalstollen (温熱坑道)	坑内空気	111×10 <sup>3</sup>	296		
		U (10 <sup>-10</sup> g/l)	Th (10 <sup>-10</sup> g/l)	<sup>226</sup> Ra (mBq/l)	<sup>220</sup> Ra (mBq/l)
Gasteinの温泉水(平均)		3 0.1~6.0	2 0.5~5.0	740 37~4847	1480 18.5~4440
Gasteinの冷泉水(平均)		4 0.1~6.7	3 0.3~4.0	37 7.4~88.8	74 3.7~133.2
Gasteinの河川水		2	0.3	18.5	1.3

表2 Badgastein住民のRn-222および娘核種の吸入による組織の年間吸収線量

Table 2 Annual alpha dose rates in the organs of the population living and working in the area of Badgastein due to the inhalation of radon-222 and its daughters (mSv/y)<sup>1),2)</sup>

住民	Groups	肺	血液	腎	生殖器
周辺地域	I	0.7~1.5	0.07~0.15	0.18~0.37	0.009~0.02
Gastein温泉 第2地域	II	4~7	0.4~0.7	1.0~1.8	0.5~0.9
Gastein温泉 第1地域	III	7~15	0.7~1.5	1.8~3.7	0.09~0.19
Gastein温泉 入浴付添人	IV	17~230	1.7~2.3	4~6	0.2~0.3
Thermalstollen (非入坑者, 看護婦等)	V	20~100	2~10	5~25	0.3~1.3
Thermalstollen (入坑者, 医師等)	VI	300~500	36~60	80~120	4~6
Thermalstollen (入坑者, 軌道車の 運転手等)	VII	500~1000	60~120	120~250	6~13

湧出量は $4.5 \times 10^6$ l/日で、温泉に起因するRnの大気への放出量は0.2Ci/日( $7.4 \times 10^9$ Bq/日)と推定される。次に表1にBadgasteinの大気、一般室内、浴室内そしてこの地の南方約7kmにあるThermalstollen(温熱坑道)内空気中のRn濃度、温泉水、冷泉水、河川水のRn濃度を挙げたが、そのうち源泉密集地域内の大気、一般室内、浴室内、温熱坑道内の平均Rn濃度は、それぞれ、96.2, 407(mBq/l), 3.33, 111(Bq/l)であった。Badgastein住民のRnおよびその娘核種の $\alpha$ 線による推定年間被曝線量は、表2の如くであり、

温熱坑道に入鉱する医師、軌道車の運転手の肺の年間被曝線量は、職業上被曝する成人の最大許容線量を越えている。なおBadgasteinの温泉は約500年前に発見されたと言われているが<sup>3</sup>、度重なる戦乱のため住民の移動が著しく、昔からの住民の定住率が低い。

## (2)日本の放射能泉

A)増富温泉 山梨県の北部、長野県境に程近い温泉。水温10.5-31.0℃、かつては最高Rn

表3 島根県池田鉱泉5号泉分析表

Table 3 An analysis of the Ikeda No.5 springs, Shimane Prefecture

測定年月日：1986年10月30日、分析者：岡山大学医学部附属病院三朝分院 御船政明

泉温：12.0℃、pH：5.8、比重(15/15℃)：1.07486

Rn：1763M.E./kg(641.0nCi/kg)、蒸発残留物(110℃)：4.790g/kg

カチオン	mg/kg	m val	m val%
Li <sup>+</sup>	1.86	0.27	0.33
Na <sup>+</sup>	1516	65.96	79.75
K <sup>+</sup>	105.3	2.69	3.25
Ca <sup>2+</sup>	127.5	6.36	7.69
Mg <sup>2+</sup>	89.3	7.35	8.89
Sr <sup>2+</sup>	2.92	0.07	0.08
Ba <sup>2+</sup>	0.19	0.00	0.00
Fe <sup>2+</sup>	0.149	0.01	0.01
小計	1843	82.71	100.00

アニオン	mg/kg	m val	m val%
Cl <sup>-</sup>	2233	62.98	76.15
Br <sup>-</sup>	6.98	0.09	0.11
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1.67	0.03	0.04
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	881.0	14.44	17.46
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	247.2	5.15	6.22
H <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	1.62	0.02	0.02
小計	3371	82.71	100.00

### 遊離成分

成分	mg/kg	m val
H <sub>2</sub> SiO <sub>3</sub>	170.4	2.18
HBO <sub>2</sub>	37.92	0.87
小計	208.3	3.05

### 溶存ガス成分

成分	mg/kg	m mol
CO <sub>2</sub>	1601	29.56

その他の微量成分：Mn<sup>2+</sup> 0.07mg/kg

成分総計：7023mg/kg

泉質：含放射能・二酸化炭素-ナトリウム-塩化物泉

(含Rn-CO<sub>2</sub>-Na-Cl泉)

濃度(A-9号泉),  $4,344\text{nCi/l}$ ( $160,728\text{Bq/l}$ )が湧出していたが, 現存しない。現在は5号泉が使用されており, 湧出量は $432 \times 10^9\text{l/日}$ である。

B) 池田鉱泉 島根県三瓶山麓の冷泉で, かつて最高Rn濃度(8号泉) $1,574\text{nCi/l}$ ( $58,238\text{Bq/l}$ )のRn濃度は低下し, 現在は5号泉の $641.0\text{nCi/kg}$ ( $23,717\text{Bq/kg}$ ), 泉質: 含Rn- $\text{CO}_2$ -Na-Cl泉(表3 池田鉱泉5号泉分析表参照)が, 本邦最高濃度のRn泉であって, 湧出量は極めて少量である。

C) 三朝温泉<sup>3)</sup> 鳥取県の中央部を北流する天神川の支流三徳川の兩岸の三朝, 山田地域で温泉水が湧出する。水温 $36-85^\circ\text{C}$ , Rn濃度 $0.47-253\text{nCi/l}$ ( $17.4-9361\text{Bq/l}$ ), 平均Rn濃度は $11.8\text{nCi/l}$ ( $436.6\text{Bq/l}$ )である。温泉水の総湧出量は, 約 $3.02 \times 10^9\text{l/日}$ で, 泉質は主として含Rn-Na-Cl泉, または含Rn-Na-Cl- $\text{HCO}_3$ に属する。

### 3. 三朝温泉におけるラドン放射能

三朝温泉水のRn濃度と源泉数との関係は図2より理解される如く, Rn濃度 $18.1\text{nCi/l}$ ( $670$

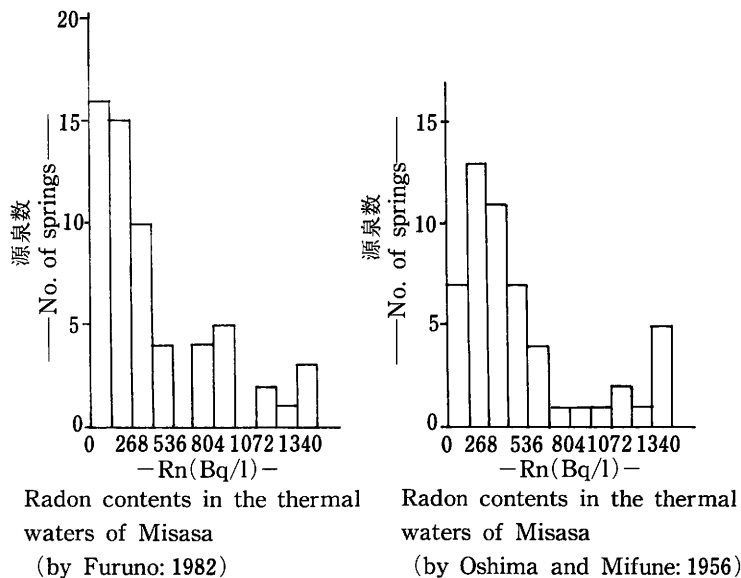


図 2 三朝温泉水のRn濃度と源泉数

Fig. 2 Radon contents in the thermal waters of Misasa

Bq/l)以下の源泉が大多数を占め, Rn濃度 $36.2\text{nCi/l}$ ( $1,339\text{Bq/l}$ )以上の源泉数は少ない, そして高濃度のラドン泉は三徳川の左岸の薬師堂附近と右岸の山田区共同浴場附近に偏在する。

三朝温泉では, 木造浴室の建物の湿気による腐朽を防ぐため, 浴室の窓を広く開けて, 通風換気をよくしてある。そのため浴室の空気中のRn濃度が予想外に低い。入浴するため, 浴室に居る時間はごく短い故, 後述する如く浴室内の被曝線量よりも, 一日の大半を過ごす場所での被曝線量の方がはるかに多く, 環境自然放射能を無視することは出来ない。阪上ら<sup>4)</sup>による



表4 三朝温泉薬師堂広場の自然放射能

Table 4 Natural radioactivity of Yakushido village square, Misasa spa

U-系	2.65 ( $\mu$ R/hr)
Th-系	4.73 ( $\mu$ R/hr)
K-40	5.11 ( $\mu$ R/hr)
自然放射線合計	12.49 ( $\mu$ R/hr)

U-系	( $\mu$ R/hr)	Th-系	( $\mu$ R/hr)
Ra-226	0.06	Ac-228	1.80
Pb-214	0.27	Pb-212	0.43
Bi-214	2.32	Tl-208	2.50
合計	2.65	合計	4.73

阪上正信(1984)、 $\gamma$ -Ray pulse-height Analyzerによる。

表5 三朝温泉地の自然放射能<sup>6)</sup>

Table 5 The natural radioactivity in the area of Misasa spa

	U ( $10^{-6}$ g/l)	Ra-226 (mBq/l)	Rn-222 (Bq/l)	H-3* (mBq/l)
温泉水	4.2 $\pm$ 4.2 (0.05-19.6)	156 $\pm$ 68 (0.25-1606)	437 $\pm$ 132 (5.2-2541)	(3.2-76)
地表水	0.158	2.30	54.0 $\pm$ 29.1 (9.6-118.8)	137
河川水	3 >	1.78	4.9 (1.5-11.8)	(28-101)

\* 阪上正信(1986)

三朝温泉左岸の源泉密集地域にある薬師堂広場の自然放射能( $\gamma$ 線)の総量は49mR/hrで、そのうちK-40系列, Th系列, U系列の放射線は、それぞれ、40.91%, 37.87%, 21.22%であった(表4)。温泉水, 地下水, 河川水のU, Ra-226およびRnの濃度は表5の如くであるが、そのうち温泉水の平均Rn濃度は437 $\pm$ 132Bq/l, 温泉水の総湧出量は約3.02 $\times$ 10<sup>6</sup>l/日であり、温泉水由来のRn(1日に約35mCi, Badgasteinの約17.5%)が大気中に拡散していることになる。

三朝温泉の源泉密集地域空気中のRn濃度は、戸外で7.4-62.9(平均25.9)mBq/l, 個人住宅および旅館の室内は18.5-129.5(平均34.5)mBq/lであった。また岡大三朝分院の温泉利用施設のうち、熱気浴室のRn濃度は265.8 $\pm$ 98.8(mBq/l)で浴室空気中のRn濃度としては、本邦では最高値であろう(表6)。

三朝温泉住民の被曝線量の1例として、筆者と家族のRn-娘核種ポテンシャル $\alpha$ エネルギーはそれぞれ入浴時7.0 $\times$ 10<sup>-4</sup>, 1.4 $\times$ 10<sup>-3</sup>, 日常生活時0.021, 0.020WLMで、入浴時の被曝線量は、総量の3.23, 6.54%に相当する。従って放射能泉入浴時の被曝線量よりも、環境自然放射能による被曝線量の方が、遙かに大きいことがわかった。

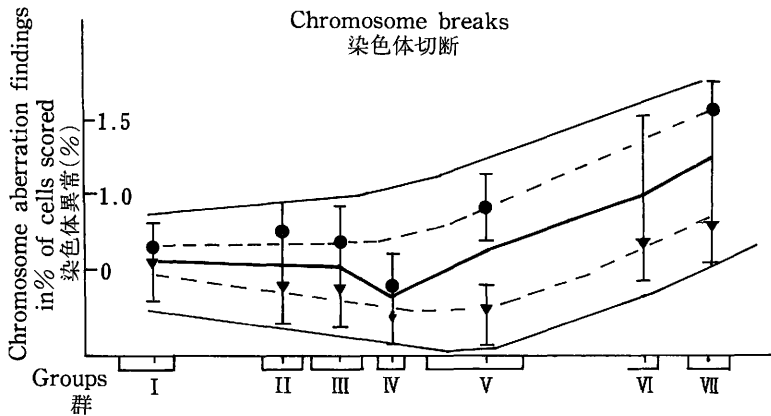
表6 三朝温泉地の大気および室内空気中の自然放射能<sup>3)</sup>

Table 6 Natural radioactivity in open air and room air in the area of Misasa spa

	Rn濃度 (mBq/l)
三朝温泉地区	
戶外	25.9±14.8 (7.4~62.9)
室内(個人住宅 および旅館)	34.5±6.0 (18.5~129.5)
非温泉地区	
戶外	11.1±7.4 (3.7~22.2)
岡大三朝分院	
患者浴室	80.7±7.8
運動浴室	27.4±3.0
熱気浴室	265.8±98.8

チェコスロバキアのウラン鉱山労働者について、肺癌の発生率の増加とRn-娘核種のポテンシャル $\alpha$ エネルギーによる集積被曝との間には、数百WLMまで、しきい値のない比例関係があり、肺癌リスクが単位WLMあたり、約 $(2-3) \times 10^{-4}$ に相当するが<sup>3)</sup>、平均年被曝が10-20 WLM(個人被曝が100WLM以下)の低被曝グループでは、肺癌発生の増加は、5%レベルまで有意ではなかったと述べられている<sup>5)</sup>。三朝温泉地住民の $\alpha$ 線被曝線量が低値であることは、疫学上極めて重要である。なおRnの測定は、CR-39を用いて米原・青山らによって行われたものである。三朝温泉地住民のWLM値については、別の機会に述べる。

Badgasteinにおける調査(表2)では、図3に示す様に末梢血液リンパ球の染色体異常と年

図3 染色体異常と被曝線量<sup>2)</sup>

点線：●50才以上，▼50才以下  
太実線：平均値

Fig. 3 Chromosome aberration findings:  
(dotted lines) ●for ages > 50y; ▼for ages < 50y  
The traced lines are for the means of all ages

間被曝量との間には、ある線量以上では正の相関関係が観察されているが(図3)、外村らは10年以上の三朝温泉地居住者で、主として20~40歳の住民の3群、計39名の末梢血液のリンパ球について調査した結果、放射線被曝に起因すると考えられるDicentricやRingsの出現頻度は、関東、関西の住民の一般のレベルよりも少し高いと報告しているが、医療被曝による影響も考えられるので、なお検討の余地がある(表7)<sup>6)</sup>。その後、古元嘉昭、筆者ら<sup>7)</sup>は三朝温泉地長期居住者10名の末梢血液染色体異常について検討の結果、DicentricやRingsは検出されず、染色体の構造の変化は正常の範囲内であった(表8)。

筆者は三朝温泉の源泉密集地域で、しかも居住家屋内に自噴泉が湧出する場所に50年以上居住しているが、筆者の末梢血液中に上述の異常染色体が検出されなかった要因の1つとして、

表7 三朝温泉地住民の染色体異常<sup>6)</sup>

Table 7 Frequences of dicentric and rings in the different population groups

住民グループ別	調査人数	観察した細胞数	二動源体染色体	輪状染色体	$\alpha$ -線量(Gy/y)
三朝温泉中心地域の住民	14	14,506	30 (0.21±0.08%)	2 (0.0014±0.0032%)	0.085-0.215 (平均0.125)
三朝温泉周辺地域の住民	20	20,120	24 (0.12±0.006%)	3 (0.015±0.016%)	0.03-0.13 (平均0.075)
水治療従事理学療法士	5	4,926	5 (0.10±0.11%)	2 (0.041±0.132%)	0.15-0.20 (平均0.18)
	39	39,552			

\*放射能泉水を使用する施設で、一日に5-6時間勤務。外村 晶ら(1982)による。

表8 三朝温泉長期入浴者の染色体異常<sup>7)</sup>

Table 8 Screening tests for chromosome aberrations of longtime residents in Misasa spa (9-NATIVE AND 4-MOVING IN)

被検者	性	年齢	YEARS		ラドン濃度			分析	細胞分裂	備考
			OF BATHING	三朝の出生	浴水	環境	自宅			
1	M	83	75	YES	215	12.4		3/100, (GAP)	46, XY	WNL (正常の範囲内)
2	F	62	56	"	215	12.4	13.3	0/20,	46, XX	
3	M	54	54	"	214	8.6				分裂細胞
4	M	61	53	"	137	46.6	10.8	3/20, (GAP)	46, XY	WNL
5	F	46	46	"	214	13.8		8/100, (GAP)	46, XX	WNL
6	M	43	41	"	166	7.3	8.4	1/20, (GAP)	46, XY	WNL
7	M	30	30	"	214	8.6	13.3	1/20, (GAP)	46, XY	WNL
8	F	62	28	"	214	14.8		0/20,	46, XX	
9	M	32	28	"	204	51.6		2/20, (GAP)	46, XY	WNL
10	M	78	78	No	224	21.2		0/20,	46, XY	
11	M	78	57	"	215	8.6	22	8/100, (GAP &	46, XY	WNL
12	M	65	32	"	215	73.7	13.3	0/20, BREAK)	46, XY	
13	F	40	16	"	214	53.8	13.3	2/20, (GAP)	46, XX	WNL

Note: 20カウント: 通常のギムザ染色, 100カウント: G-分染法

三朝温泉地では、温泉水より放出されるRnの量がBadgasteinほど多くはなく、大気および室内のRn濃度が低いこと、また浴室の換気がかなり良好なこと等から、Rnおよびその娘核種の $\alpha$ 線による被曝線量の低いことが考えられた。

旧三朝村ことに源泉密集地域では、温泉水は広範囲に亘って湧出し、永年(昭和30年頃まで)生活水として使用されていたし、また地域内の井戸水は鉱泉水として、さらには療養泉水としての基準( $30 \times 10^{-10}$ Ci/kg)以上のRnを含有するものも多く、なかには三朝温泉水中の最高濃度のRnを含有するものもあった<sup>8)</sup>。

三朝温泉地域の住民の悪性腫瘍による死亡と自然環境放射能との関係を考察すると、町水道水を利用している現在よりも、水道のなかった昭和20年代の調査結果の方が重要であろう。調査対象地域は、図4に示す如く三朝村とその周辺の町村である。当時は第2次大戦後であって、食糧事情など、調査対象の地域の住民間で大差はなかったと推察される。温泉地である三朝村および東郷松崎村における悪性腫瘍による死亡者の全死亡者に対する割合(以下死亡者割合と

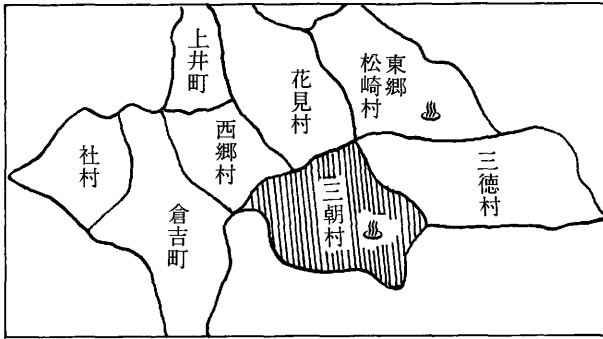


図4 癌による死亡調査地域  
Fig. 4 The areas investigated on the death due to cancer

表9 三朝温泉地住民の癌による死亡<sup>9)</sup>

Table 9 The death rate due to cancer of the residents in the area of Misasa

温泉村	癌死亡数	非癌死亡数	全死亡数	癌死亡数/全死亡数
三朝	7	224	231	3.13%
東郷松崎	13	303	316	4.25%
計	20	527	547	
平均	10	263	273	3.66%

非温泉村	癌死亡数	非癌死亡数	全死亡数	癌死亡数/全死亡数
西郷	20	265	285	7.02%
社	15	253	268	5.93%
三徳	12	139	151	7.95%
計	47	657	704	
平均	15.67	219	234.67	6.68%

略す)は、3.13%、他の町村では6.68%(因みに、鳥取県平均9.78%、全国平均7.75%)であった。温泉地の三朝村および東郷松崎村では対照の地域に比べてこの死亡者割合の低いことが判明した(表9)<sup>9)</sup>。開湯以来800年を経過したこの地に、特に奇形、不妊、短命、悪性腫瘍の人が多くないという事実から、三朝温泉地の放射能泉浴を含めた環境自然放射能が、この地の住民の健康に悪影響を及ぼしているとは考え難い。

#### 4. おわりに

世界の主要放射能泉について紹介したが<sup>3)</sup>、なかでもBadgastein、三朝温泉は温泉水に由来するRn濃度が高い。しかし三朝温泉地住民のRnおよびその娘核種の $\alpha$ 線による被曝線量(WLM)は低値であり、そして放射能泉入浴時のWLMはさらに低値である。これら $\alpha$ 線エネルギーによる被曝線量を考える際、浴室内空気中の自然放射能よりも、環境自然放射能の寄与の方が遙かに大きい。三朝温泉地の住民および三朝温泉長期居住者の末梢血液リンパ球の染色体異常について調査の結果、DicentricやRingsが前の調査で検出され、後の調査では検出されず、今後なお調査研究を要する。そして三朝温泉を含む温泉地住民の悪性腫瘍による死亡者の全死亡者に対する割合が<sup>3)</sup>、対照地域に比較して低値であった。最近Radiation Hormesisに関する成書<sup>10)</sup>も発刊されているが、環境自然放射能の、また放射能泉浴の生体へのプラスの効果の有無については、今後の研究の成果を待たねばならない。

#### 〔追補〕

##### 1. 三朝温泉の浴室の構造についての説明(御船政明)

三朝温泉では、昔より住居用木造家屋の一部に浴室が作られており、温泉の湯気により家屋が早く損傷するので、浴室の窓を大きく開いたり、浴室の天井を特殊な構造にして、換気を良好にしている。その結果図らずも浴室内の空気中のRn-222の濃度が低くなっている。

##### 2. 微小組織循環についての説明(古元嘉昭)

家兎を用いたラドン泉の吸入、および経皮的効果のin vivo実験的研究では高濃度ラドン泉(20,000–30,000Bq/l)の吸入で、微小組織循環の約15%の改善を認めている。

本実験は、医用質量分析装置を用いて体液の移動をガス分圧を指標として求めたものである。微小循環の改善は、退行性病変の慢性疼痛の緩解に有効に作用するものである。経皮的には、高低濃度に関係なく薬効的效果を認めていない。

実際の入浴では、濃度は低くなるが吸入は同時に行われているわけで徐々に効果を現すようになる。温泉療法が<sup>3)</sup>、3週間を1治療期とする由縁である。

微小循環の改善は、ホメオスターシスの維持に有効に作用するもので、ラドンを有効利用している側から追加する。

## 参考文献

- 1) 御船政明：Gastein温泉について。温泉工学，**21**，43-49，1987.
- 2) Pohl-Rüling, J. and Schminsky F. : The natural radiation environment of Badgastein, Austria and its biological effects. Proc. 2nd Symp. Nat. Rad. Environm. NTIS-Conf. 720805 P1,393-420, 1972.
- 3) 御船政明：放射能泉と三朝温泉。温泉科学，**31**，79-93，1981.
- 4) 阪上正信 私信による。
- 5) ICRP(日本アイソトープ協会訳)：Publication **32**，作業者によるラドン娘核種の吸入の限度。1～36，丸善，1986.
- 6) 森永寛，御船政明，古野勝志：三朝温泉地の自然放射能と住民の末梢血染色体異常について。岡大温研報，**56**，1～4，1985.
- 7) 古元嘉昭，河本知二，砂川 満，矢木信子，御船政明：三朝温泉長期入浴者の末梢血液染色体に及ぼす影響。環境病態研報告，**57**，9～11，1987.
- 8) 杉原 健：地下水による放射能泉の探査について。岡大温研報，**9**，37-42，1953.
- 9) 岡田俊郎：温泉による発癌防止の研究(1)，温泉地癌死亡率の統計観察，岡大温研報，**12**，26-29，1953.
- 10) Luckey, D. : Hormesis with Ionizing Radiation. CRC Pres. Inc. Florida, 1980.
- 11) Komoto, Y. : Tissue perfusion with Radon baths. Symposium : 75 Jahre Radon therapie in Bad Brambach, Mai 11-14, 1987. Abhandlungen der Sächs. Akademie d. Wissenschaften zu Leipzig. (投稿中)
- 12) Komoto, Y., Kohmoto, T., Sunakawa, M., et al. : Tissue perfusion with a Radon bath in combination with CO<sub>2</sub>. Z. für Phys. Med. Baln. Med. Klim., **17** : 72-78, 1988.

---

 <討 論>

## Q. 滝澤行雄

温泉浴の一つとして入浴のほか飲水をヨーロッパでは行うことを聞いていますが、ドイツなどではどうなっているでしょうか。

## A. 御船政明

欧州では医師の指導のもとに飲泉を行っております。適応症により1日100～1500ml，ソ連学派では1日200～400ml，東独のBrambach(Rn-222濃度：817.9nCi/l)でも，1日1回コップに一杯位飲用しております。従って飲泉によるRn-222の摂取量は僅かのものであります。〔\*参考文献 大島良雄，矢野良一：温泉療養の指針，p.81 日本温泉協会(昭和54年)〕

## IX-5 日本人の家屋内ラドン被曝による 健康障害リスク算定上の問題

青山 喬

滋賀医科大学

*Radon in the Living Environment-Levels and Risks*

*Proceedings of the 15th NIRS Seminar, held at Chiba, December 3-4, 1987, PP.270-278*

### Problems in Estimating Risks due to Exposure to Radon and Its Decay Products in Japan

Takashi Aoyama

Department of Experimental Radiology, Shiga University of Medical Science,  
Seta-Tsukinowa-cho, Otsu-shi, Shiga 520-21, Japan

#### Abstract

Problems in estimating risks due to exposure to radon and its decay products exist along the process of making these estimations. To obtain representative value of the radon concentration in Japanese indoor location, an appropriate sampling plan and statistically large enough number of measurements are necessary. Suitable method for measurement should be carefully selected for the purpose of a study. Comparative studies on the methods for measurement are also necessary at domestic or international levels. Natural and artificial parameters influencing the levels of radon should be analyzed in respect of Japanese specificities. The significant factors in estimating doses from radon and its decay products such as the equilibrium factor  $F$  for indoor radon, ventilation rate, aerosol concentration, size distribution of aerosols, occupancy factor, breathing rate and lung model must be also studied in respect of Japanese specificities. Problems in calculating the effective dose equivalent for the lung may exist in the target tissue, histological and physiological parameters and the risk factor in inducing lung cancer in the Japanese population

## 1. はじめに

日本人の家屋内ラドン被曝による健康障害リスクの算定上の問題は、その算定の手順に沿って数多く存在すると考えられる。今回のセミナーでは測定からリスク評価までのそれらの問題点が指摘、分析されたので、その意味で著者に与えられた課題はセミナーそのものであったといえるかもしれない。従って、著者が重ねてこれらの問題点について云々することは、屋上屋を架すの嫌いがあるが、もう一度整理するという意味で著者なりに問題点をまとめてみたいと考える。

## 2. ラドン・リスク算定の手順

本セミナーでも、国連科学委員会報告(1982)<sup>1)</sup>に従って、下<sup>2)</sup>がすでにラドン濃度から肺の実効線量当量計算の手順を示しているが、著者なりに、まずそれを概観してみたいと思う。

ラドンとその娘核種の被曝により生じる健康障害リスクの一般的な算定手順は、ラドン濃度 [ $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ] の測定から始まる。ついで、平衡ファクタを用いて平衡等価ラドン濃度 [ $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ ] を求める。これはポテンシャルアルファエネルギー濃度 [ $\text{J}\cdot\text{m}^{-3}$ ] に変換される。ここで被曝時間 [h] がわかれば、前二者から時間積分放射能濃度 [ $\text{Bq}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$ ]、またはポテンシャルアルファエネルギー曝露 [ $\text{J}\cdot\text{h}\cdot\text{m}^{-3}$ ] が求められる。次に呼吸率がわかると摂取ポテンシャルアルファエネルギー [J] が算定され、ここで線量変換係数を用いて実効線量当量 [Sv] を算定するのが一般的な手順である。この手順のいろいろの段階で日本人あるいは日本の特殊性に起因した家屋内ラドン被曝による健康障害リスク算定上の問題が生じるわけである。

## 3. 測定法に起因する問題

まず、測定法を検出器、捕集法、ラドン娘核種導入の有無、測定期間で分類すると次のようにまとめられよう。

### 測定法の分類

検出器 ①シンチレーション・カウンター

②GMカウンター

③半導体検出器

④電位計

⑤個体飛跡検出器(SSTD), TLD

捕集法 ①アクティブ法(ポンプ, 活性炭濃縮)

②パッシブ法

ラドン娘①導入する

核種導入②導入しない



## 測定期間①短期

### ②長期積算型

測定法が異なると同じ場所を測定しても値が異なってくる。われわれは固体飛跡検出法の中でBare track detector (CR-39)<sup>3)</sup>を用いて、北陸、中国、九州地方を中心に屋内ラドン濃度を測定し、その結果はニューヨークで1986年開催されたラドン・シンポジウムにおいて青山ら<sup>4)</sup>が、また本セミナーで米原が報告した。われわれは常に他の種類の測定器を用いて同時測定を行い比較している。同じ固体飛跡検出器でもフィルターを使っているTerradexで測定した値と比較した結果が図1に示されている。この図から明らかなように両者の値には良い相関があるが、常にTerradexの方が高い値を示すことがわかる。一方、活性炭を用いた測定と比較した結果が図2に示されている。この場合、両者の相関は悪い。両者が一致する場所、活性炭の

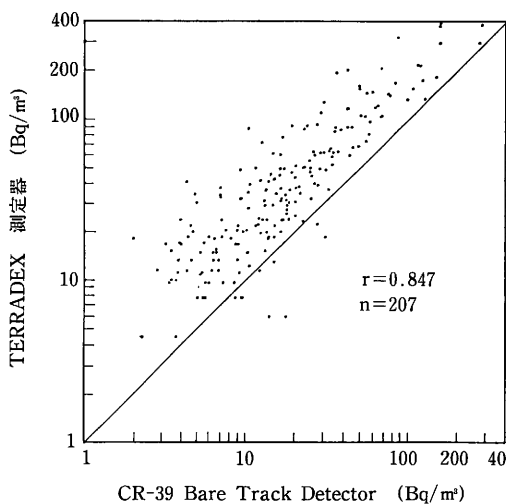


図1 TERRADEX 測定器との比較  
Fig.1 Comparison with the Terradex Detector

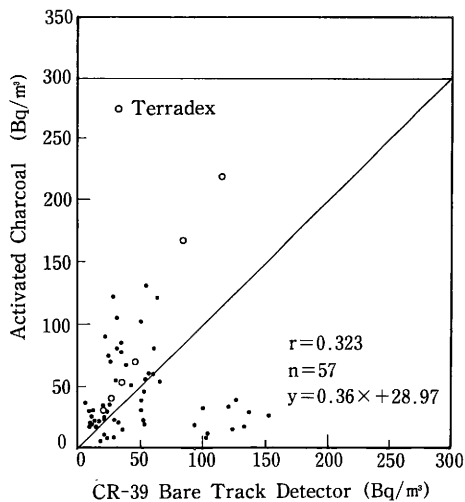


図2 Activated Charcoalによる測定結果との比較  
Fig.2 Comparison with the Activated Charcoal Detector

表1 パッシブ法によるラドン濃度測定器間の比較

Table 1 Intercomparison of passive methods for measuring radon concentration  
(単位: Bq/m<sup>3</sup>)

Location	測定条件 サンプル数等 注1)	CR-39 BARE TRACK DETECTOR (滋賀医大)	TERRADEX TYPE SF (放影研)	ACTIVATED CHARCOAL 注2) (金沢大)	静電捕集 積分型 モニター (名大)	静電式連 続ラドン モニター (名大)
広島市 家屋内	A. Mean (N=100)	43.1	86.0			注3)
	G. Mean (N=100)	26.2	51.5			
長崎市 家屋内	A. Mean (N= 93)	13.6	38.5			
	G. Mean (N= 93)	9.9	25.8			
美浜町 家屋内	A. Mean (N= 6)	54.6	95.7			
	G. Mean (N= 6)	45.1	73.4			
	A. Mean (N= 43)	48.5		37.4		
船内		7.3		6.7		
床下 (LLRL)		182		260		
		159	376			
三朝温泉 熱気浴室	2ヶ月間測定	2220	2950	2250 (1回測定)		
実験室 (名大)	2ヶ月間測定の 8回の平均値	15.0			18.8	20.9

注1) A. Mean: 算術平均値, G. Mean: 幾何平均値, N: サンプル数

注2) ACTIVATED CHARCOALは、容器に入れた活性炭を家屋内に24時間放置した後、NaIシンチレーションカウンターで測定する方法であり、測定値は数回の測定の平均値で、測定期間は、他の方法と同じではない。

注3) 静電式連続ラドンモニターは、アクティブ法である。

方が高く出る場所、逆にCR-39が高いのに活性炭は非常に低く出る場所があるからである。活性炭は1昼夜の測定であるので、このときの換気状態などが大きく影響する。また、湿度などの影響も受けるといわれている。いずれにしても、測定器の種類によって値が違うところに注意しなければならない。CR-39, Terradex, 活性炭, 静電捕集法を相互比較した結果を表1に示しておく。測定器間の国内・国際比較と校正が重要であることは、本セミナーで京大原子炉の山崎が指摘した通りである。

#### 4. 測定値に影響する因子の分析

ラドン濃度は勿論、大地を構成する岩石と関連した測定地域や、気象条件、家屋の建築様式、構造、材料、居住者の生活様式で影響を受ける。われわれの調査により、測定地域による差が非常に大きいこと、また、在来工法による日本家屋に高い値を示すものがあること、空調の有無の影響が大きいことなどが見出された。これは米原が本セミナーで報告しているので省略する。

## 5. 線量推定に関係するパラメータ

屋内平衡ファクタ( $F$ )は国連科学委員会1977年報告に採用されている値、0.5を変える必要がないといわれている。しかし、国によっては若干の相違があり<sup>2)</sup>、わが国の値も吟味しなければならないであろう。例えば、 $F$ 値は換気率で変化することが知られている<sup>2)</sup>が<sup>3)</sup>(図3)、換気率は本セミナーで国立公衆衛生院の池田が述べているように、米国1.12回/時、英国0.7回/時と国によってかなりの相違があるわけである。しかし、わが国のデータも千葉の7件のデータの平均であるということであるので今後の調査が必要だと思われる。

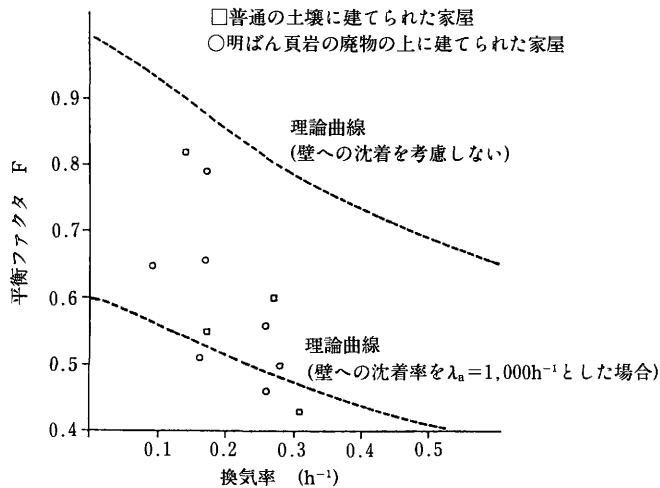


図3 換気率を変数とした家屋内の平衡ファクタ $F$

Fig. 3 The equilibrium factor  $F$  for indoor radon as a function of breathing rates

$F$ 値はエアロゾル濃度でも変るとされている<sup>2)</sup>。天然ガスや石油の燃焼でエアロゾル濃度は急激に増加するので、炊事や暖房に天然ガスや石油を多用するわが国では非常に重要な因子となると考えられ、エアロゾルの問題は、生活様式に密接に関連することを十分認識しておく必要があるのである。

平衡等価ラドン濃度は屋内外の濃度差があるので生活時間を屋内外に割り振る居住係数というものが重要になってくる。国連科学委員会1982年<sup>2)</sup>報告によると屋内0.8、屋外0.2とされているが、日本人の実体はどうなのであろうか。本セミナーの予稿集の中で放医研の阿部はNHK生活時間調査のデータを引用して屋内15時間、屋外9時間であるという。係数にすると0.625と0.375となり、UNSCEARのデータと若干異なる。しかし、この調査も古くなっているので新たな調査が必要ではないかと考えられる。

リスク算定手順の上で、次に問題となるのが呼吸率であろう。田中<sup>5)</sup>によると、ICRPのReference manは体重70kg(コーカシア人種、欧米人の生活習慣をもつ成人男子20~30歳の平均体

重), 日本人は成人男子60kgとされるので, 欧米人の15歳前後に相当するという。胸囲にも相違がみられ, 栄養摂取量も1日約3,000Calに対して2,500Calと少ないから, 呼吸率も変化することが予想される。国連科学委員会等が採用する値が日本人に適切かどうか吟味する必要があるだろう。本セミナーで千葉大の力武は肺活量は通常Baldwinの式で算出されると述べている。この式によると肺活量は年齢と身長によって決まるが日本人の身長は男女共欧米人のそれに対して10cmほど低くなっている(図4)。呼吸率は日本人と欧米人では大いに違うことが予想される。

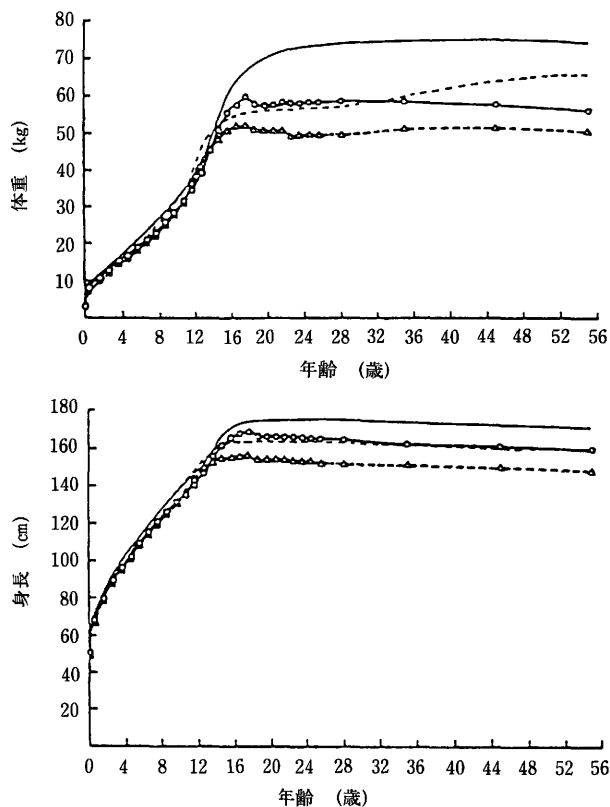


図4 日本人と欧米人との年齢別・性別平均体重(上図)および身長(下図)の比較

日本人: -○-男, -△-女(厚生省, 文部省) 欧米人: -男 ...女(ICRP Publication 23)

Fig. 4 Comparison of age, sex-specific mean body weight (the upper) and Height (the lower) between the Japanese and the caucasian

Japanese: -○-male, -△-female (Ministry of health and National Welfare, Ministry of Education, Science and Culture)

Caucasian: -male, ...female(ICRP Publication 23)

次に, 摂取ポテンシャルアルファエネルギーから線量変換係数を用いて実効線量当量を算定する過程で多くの問題が生じる可能性がある。まず, 放射性エアロゾルの吸入による肺の呼吸線量を算定する過程で, 沈着量を知らねばならないが, これには肺の解剖学的構造が重要で, そのために肺モデルが用いられる。Weibelモデル<sup>6)</sup>, Yeh-Shumモデル<sup>7)</sup>が基準となっているようだが, 日本人のモデルとして適切かどうか, 検討の必要があるのではないだろうか。すで

に述べたように、日本人の身長は欧米人の94%だから、肺活量も影響を受け、従って肺の解剖学的構造にも影響を受けると思われる。肺のmorphometryという領域での研究がわが国でも必要である。

また、フリー娘核種の割合で沈着パターンが決まるといわれる。これが高いと線量分布は区域気管支にピークが出るといわれ、キャリアエアロゾル濃度と粒径分布が大きく影響することも知られている。本セミナーで名大の下が指摘したように、粒度分布による線量の変動幅は+100%から-20%と非常に大きい。すでに述べたように、炊事や暖房に天然ガスや石油を多用するわが国では非常に重要な因子になると考えられる。

## 6. 肺実効線量当量算出上の問題点

肺線量当量の算出に、平均肺線量概念と分割肺線量概念のどちらを用いるかによって線量は大きく変わる。チェコスロバキアや米国のウラン鉱山労働者の疫学データで気管支領域の発がんが多いことから、分割肺線量概念が用いられているが<sup>2)</sup>、わが国の鉱山労働者の疫学調査が参照されるべきである。しかし、残念ながら現在のところ日本人鉱山労働者の疫学データはないと思われる。しかし、一般人集団の組織型別肺癌罹患率の日米比較が愛知がんセンターの清水らにより行われている<sup>8)</sup>。表2に示されているように、わが国の一般人集団の場合、肺門型

表2 日米の組織型別肺癌罹患率†

Table 2 Estimated incidence rates† for squamous cell carcinoma and adenocarcinoma of the lung in Japan and Los Angeles County, California, U.S.A.

性	日本††		ロスアンゼルス郡†††	
	扁平上皮癌	腺癌	扁平上皮癌	腺癌
男	11.9	8.0	25.2	11.3
女	1.8	4.5	5.7	6.4

† 人口10万人対、世界人口で訂正

†† 1976

††† 1972-76. スペイン系を除く白人

(中枢型)に較べ末梢型が多く、肺門型は扁平上皮癌または未分化癌、末梢型は腺癌が中心である。逆に米国では肺門型、つまり扁平上皮癌が中心である。何故、日米の違いが起こったのか、人種の差か、喫煙など生活習慣の差か、鉱山の疫学データではない一般集団の調査結果であるが、わが国で末梢型(腺癌)が比較的多いということがラドン誘発の肺癌にもあてはまるのか、などの疑問が湧いてくる。少なくとも欧米のデータをそのまま鵜呑みにするのは危険であると思われる。

その他、気管支内粘液纖毛クリアランス、上皮組織の取り込みと体内残留、血液への移行などのデータも重要である。これらは喫煙やその他の環境要因等の影響を受けるだろう。また気管支基底細胞層の線量を評価する上で細胞層の深さ、分布が重要なパラメータとなる。日本人

の分布も知る必要があるだろう。

実効線量当量の算定に当たっては、ICRP Publ.32に従って肺の荷重係数を用いる。しかし、一方リスク係数なり肺がん発生リスクを用いて肺線量当量から絶対リスクを出す方法もある。発がんについて、宿主側の要因の重要性が強調されていることを考えると、当然、日本人についての値を用いる方が適切と考えられる。

## 7. おわりに

このように、日本人の家屋内ラドン被曝による健康障害リスク算定上の問題点は多岐にわたっている。今後、ラドン濃度について全国ベースで多くの生活居住様式についての信頼できるデータを得ることが急務であるが、同時に系統的に問題点を整理して、遅れている分野の研究を促進する必要もあると思われる。最後に日本人の家屋内ラドン被曝による健康障害リスク算定上の問題点をもう一度表3にまとめておいた。

## 謝 辞

ラドン被曝によるリスク算定の手順について種々御教授を賜った名古屋大学・下道国博士

表3 問題点  
Table 3 Problems to be pursued

系統的に問題点を整理  
遅れている分野の研究促進

<u>測定法</u>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・日本人リスク推定のためには出来るだけ多くのサンプル</li> <li>・明確なサンプリング計画</li> <li>・目的に適した測定法の選択</li> <li>・国内・国際比較と校正</li> </ul>
<u>測定値に影響する因子の分析</u>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・自然的因子</li> <li>・人為的因子</li> </ul>
<u>線量推定に関するパラメータ……日本の値</u>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・屋内平衡ファクター 0.5?</li> <li>・換気率</li> <li>・エアロゾル濃度と粒度分布</li> <li>・居住係数(居住行動)</li> <li>・呼吸率 (呼吸の生理)</li> <li>・肺モデル(肺のmorphometry)</li> </ul>
<u>肺実効線量当量算出</u>	<ul style="list-style-type: none"> <li>・日本人肺癌(ラドン誘発)好発部位疫学の必要性</li> <li>・肺組織学・生理学的パラメータ</li> <li>・日本人の肺癌発生リスク</li> </ul>

に心からの感謝を捧げたい。また、肺癌の病理並びに疫学、肺の解剖、生理機能について御教授を賜った滋賀医科大学・第二外科岡田慶夫教授、第二解剖越智淳三教授、放射線科鈴木輝康講師に御礼申し上げる。なお、測定器間の相互比較については金沢大学低レベル放射能実験施設阪上正信名誉教授、名古屋大学飯田孝夫博士、放射線影響研究所加藤寛夫部長の御協力に感謝いたします。

#### 参考文献

- 1) 放射線とその人間への影響, 国連科学委員会1982年報告書, 放射線医学総合研究所監訳, テクノ・プロジェクト出版部, 1984。
- 2) 下道国; ラドン・トロン及びそれら娘核種による被曝線量評価法, 日本保健物理学会企画委員会編, 日本保健物理学会1986。
- 3) Yonehara, H., et al. ; Improving bare-track-detector measurements of radon concentrations in “Radon and its decay products”, (P.H. Hopke, ed) pp.172-185, ACS Symposium Series, The American Chemical Society, Washington, DC, 1987.
- 4) Aoyama, T., et al ; Long-term measurements of radon concentrations in the living environments in Japan : A preliminary report in “Radon and its decay products”, (P.H. Hopke, ed) pp.124-136, ACS Symposium Series, The American Chemical Society, Washinton, DC, 1987.
- 5) 田中義一郎; 環境放射能, 佐伯誠道編, 336-344, ソフトサイエンス社, 東京, 1984。
- 6) Weibel, E. R., ; “Morphometry of the Human Lung”, Academic press, New York, 1963.
- 7) Yeh, H. C., and Schum, M. ; Models of human lung airways and their application to inhaled particular deposition, Bull. Math. Biol., 42, 461-480, 1980.
- 8) 清水弘之; 性・組織型別肺癌罹患率の日本比較, 肺癌, 21, 519-523, 1981.

## IX ラドンの健康影響

吸入されたラドン、トロン短寿命壊変生成物は呼吸器のいろいろな部位に自然照射として影響をもたらすことが考えられる。ラドンの健康影響については、ウラン鉱山空気中の高いラドン濃度で肺がんが多発すること、また、肺がんの超過発生数と推定被ばく線量との間に線量・効果関係が認められることから、因果関係は周知の事実とみてよい。

このセッションではラドンによる呼吸器がんの発生リスクに関して、これまでの動物実験および疫学的研究がレビューされるとともに、環境起源のほかの発がん要因である“たばこ”の呼吸器がん発生リスクが論述され、これらの知見を対比することにより、生活環境におけるラドン濃度のリスク評価に資することは意義が大きい。

ここで注目すべきは長年にわたる放射能泉浴の治療経験が紹介され、本邦の三朝温泉レベルの低ラドン濃度においては、人体への有害な影響がまったくみられないとの報告である。

これまでの代表的研究は、肺がんの発生率を $50-10 \times 10^{-6}/\text{WLM}$ と推定している。鉱内の労働時間、開始年齢や喫煙習慣の有無、住宅環境の違いなどリスク推定はすこぶる複雑であるが、新たな環境中の実態などを駆使して再評価されることが期待される。その基盤となるラドンの健康影響を、本セッションで読みとることができれば幸いである。



## X 屋内ラドンの対策と規制

X-1 ラドン濃度の規制 岩崎 民子

X-2 屋内ラドン軽減策 藤元 憲三

## X-1 ラドン濃度の規制

岩崎民子

放射線医学総合研究所

*Radon in the Living Environment—Levels and Risks*  
*Proceedings of the 15th NIRS Seminar, held at Chiba, December 3-4, 1987, PP.283-291*

### Control of Exposure from Radon in Dwellings

Tamiko Iwasaki

National Institute of Radiological Sciences  
9-1, Anagawa 4 chome Chiba 260, Japan

#### Abstract

Over the last few years, increasing information from extensive measurements of radon and its daughters in dwellings in many countries has shown that surprisingly high doses have sometimes been found, and that indoor equilibrium equivalent radon concentrations of more than 10,000 Bq/m<sup>3</sup> have been measured in dwellings in some countries. This implies the annual effective dose equivalents of more than ten times the dose limits for workers recommended by the ICRP and the lung cancer risk which is not likely to be considered acceptable.

From this point of view, the ICRP drew a distinction between the control philosophies to be applied to existing and future dwellings and developed limitation criteria for radon daughters in both circumstances. For existing dwellings, where any action would have to be remedial, it suggests an Action Level which corresponds to an annual effective dose equivalent of 20 mSv (200 Bq/m<sup>3</sup> equilibrium equivalent radon concentration). At this Action Level, a simple action to reduce exposure might be considered. At a level several times higher, a severe action might be appropriate. For future dwellings, which can be subject to control at the stages of decision and planning, it suggests an Upper Bound corresponding to an annual effective dose equivalent of 10 mSv.

National authorities in several countries have already proposed or recommended these limiting figures on the basis of nationwide survey data of indoor radon. In Japan,

however, the nationwide survey of indoor radon concentration has just commenced on about 6000 houses in 1986 and is now being carried on. Proposal of Action Level or Upper Bound of dwellings should be done with careful consideration after the nationwide survey, taking into account the hazard and the social costs involved in any remedial action.

## 1. 規制の必要性の背景

自然放射線源からの年全身線量は最近まで約 1 mSv(100mrem)と推定されていたが<sup>3)</sup>, 1982年の国連科学委員会報告書<sup>4)</sup>では, 年間実効線量当量を2mSv(200mrem)と推定している。推定値が高くなった主な理由は, 室内空気中に存在するラドンとトロン崩壊生成物による肺に対する線量からの実効線量当量を, その他のバックグラウンド放射線成分による均等な全身被曝からの実効線量当量に加えたためである。このためここ数年の間に多くの国々において広範な屋内ラドン濃度の測定が行われ(表1

表1 各国屋内ラドン平衡濃度当量と年間実効線量当量 (UNSCEAR 1982)  
Table 1 Equilibrium equivalent concentrations of radon and annual effective dose equivalents for dwellings of different types in various countries

国名	平衡濃度当量 (Bq/m <sup>3</sup> )	年間実効線量 (mSv)	測定数	
オーストリア	12	0.7	729	ザルツブルグ
カナダ	17	1.0	13,436	19都市(夏)
	50(max 700)	3.1(42.7)	343	ウラン鉱床地区
	74(max 2,900)	4.5(177)		水中ラドン高濃度地域
デンマーク	4.8	0.3		地下室
フィンランド	17	1.0	35	標準家屋
	360(max 1200)	22(73)		水中ラドン高濃度家屋
西ドイツ(A)	8.1	0.5	32	
	(B) 7-18	0.4-1.0	250	
ハンガリー	20	1.2		独立した室
ノルウェー	11	0.7	129	2階建以上
	26	1.6		平均値
ポーランド	6-17	0.4-1.0	169	平均値
スウェーデン	60(40-140)	3.7	600	平均値
	260	16	32	明ばん頁岩建材
	500(430-2100)	31(26-128)	7	尾鉱地域
英国	13	0.8	87	平均値
	15	0.9		一戸建家屋
米国	15.2(2.6-107)	~1	21	ニュージャージー州
	37	2.3		リン灰石
	185-1000	11.3-61	9	シカゴ地域のある例
ソ連	4.8	0.3		2階建以上
	16	1.0		1階建
ユーゴスラビア	30-100	1.8-6.1		ウラン鉱周辺

参照), 驚くほど高い線量が見出される場合のあることが次第に明らかになってきた。これは家屋の建築材料, 建築様式, それに建築されている場所の土壌のラジウム濃度, 換気率等の総合的結果によるものであると考えられる。とくにある国々では室内の平衡等価ラドン濃度の測定値が $10,000\text{Bq}/\text{m}^3$ を超えているという事例もあり, 年間実効線量当量が作業者に対し, 委員会が勧告している線量限度の10倍を超えることにもなり, それによる肺がんのリスクを容認し得ない場合もありうることから, 早急に自然放射線による被曝の規制をも検討する必要性を生じるに至った。ちなみに鉱山作業者の年間実効線量当量を表2に示す<sup>1)</sup>。

表2 鉱山作業者の年間実効線量当量(UNSCEAR 1982)

Table 2 Annual effective dose equivalent for miner

	平衡濃度当量 ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ )	年間実効線量当量 ( $\text{mSv}$ )
米 国 (1977)	272	34
ウラン フランス (1978)	96	12
鉱 山 カナダ (1979)	~50	6.2
インド (1979)		14-22
フィンランド (1977)		3.2
非 ノルウェー (1980)		3.8
ウラン 南アフリカ (1973)		14
鉱 山 スウェーデン (1980)		5.9
英 国 (1981)		22.0

国際放射線防護委員会(ICRP)では出版物26(1977)<sup>2)</sup>の委員会勧告において, 線量当量限度は“通常”レベルの自然放射線には適用せず, またはこれを含まずとしていたが, 出版物39(1984)「自然放射線源に対する公衆の被曝を制限するための諸原則」<sup>3)</sup>では, 従来勧告をかなり変更した新しい考え方を提案した。すなわち, 全ての自然放射線被曝に線量当量限度を適用せず, 被曝制御の可能性の程度に着目して, 現在の被曝状況には対策レベル(action level)を, 将来生ずるであろう被曝に対しては最適化による上限値(upper bound)の使用を勧告した。従って現在ある諸状況では, その被曝は救済処置(remedial action)をとることでのみ軽減され, よりよい方向がとられねばならない。対策レベルはある特定の救済処置に着手するかどうかを決めるのに必要なものである。ICRPは一応の目安としてこれらの規制値を示してはいるが, その値は各国の責任当局によって国情に沿って決められるものとしてゐる。なぜならば, これらの規制値を余り厳しく設定すると, 国によっては適用される家屋がほとんどとなり社会的混乱を招かないとも限らないからである。従って各国では国情にあった独自の規制レベルを設定しているのて, それらの値と共に基礎となった理由を以下に紹介する。

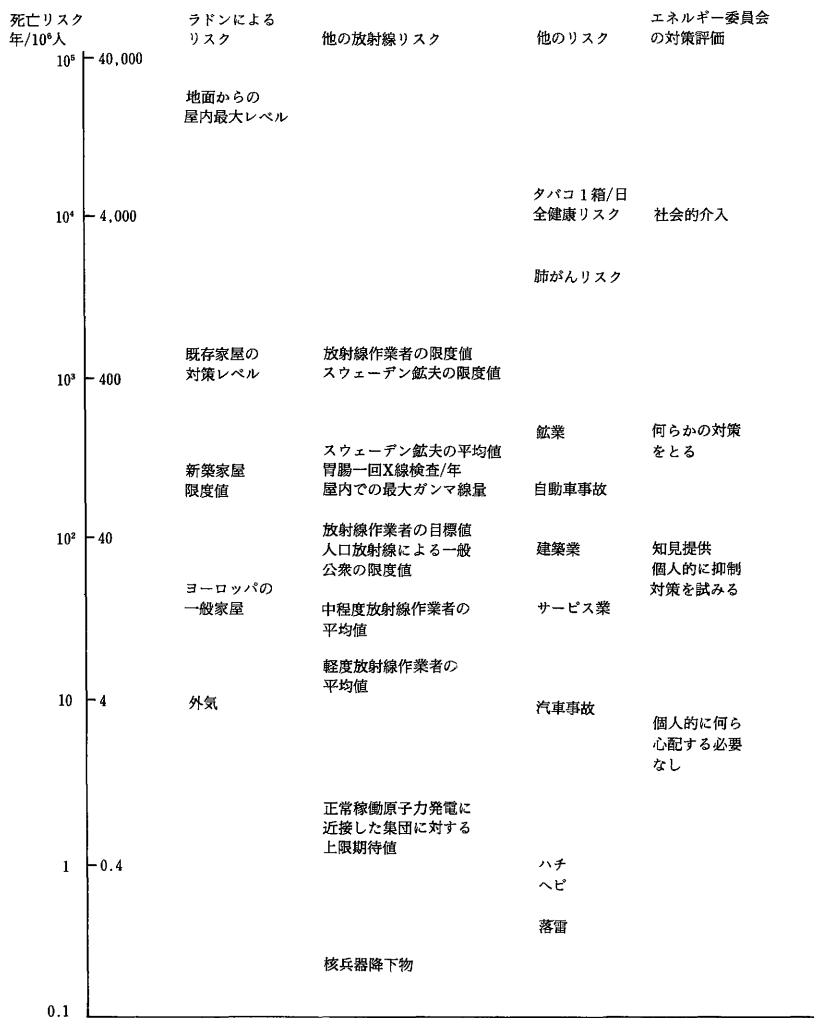
## 2. 各国の規制の現状

### (1) スウェーデン<sup>4)</sup>

スウェーデンは家屋内でのラドン濃度の測定が最も進んでいる国の一つであり、かなり高濃度の家屋が存在することが知られている。その原因としては一部の家屋の建材に明ばん頁岩を含むコンクリートを多く使用していること、省エネルギーのための換気率の低減等もあるが、主たる原因は地面から散逸するラドンであることがわかっている。スウェーデンを代表する600軒の家屋での測定結果は、表1に示すように60Bq/m<sup>3</sup>(3.7mSv)で、平衡濃度当量の全国平均値は40-140Bq/m<sup>3</sup>の範囲に入る。しかしその後の測定家屋数の増加(32,582軒)では、ラドン濃度の平均値は122Bq/m<sup>3</sup>であった。

スウェーデンではラドン委員会が1984年に設置され、規制値が検討された。その基礎となったのはラドンによる肺がんリスクと、ラドン以外の放射線によるリスクおよびその他の種々なリスクとの比較である。表3に示すようにタバコ1箱を毎日喫煙した際の全健康リスクは10<sup>-2</sup>であり、放射線作業

表3 スウェーデンにおける屋内ラドンのリスク推定と対策勧告  
**Table 3** Comparison of risks from radon and other risks, and action level and upper bound recommended by Radon Commission in Sweden



者の限度値およびスウェーデンにおける鉱夫のリスクの限度値は $10^{-3}$ 、放射線作業者の目標値および人工放射線による一般公衆の限度値は $10^{-4}$ であり、労働災害の建築業におけるリスクがほぼこれに相当する(ちなみに鉱業におけるリスクはこれの数倍以上である)。一般公衆が比較的安全と考えている職業はサービス業等の $5 \times 10^{-5}$ 程度であるが<sup>3</sup>、ヨーロッパの一般家屋内のラドン濃度による肺がんリスクはこの程度であることを示している。

このように社会生活を過ごすのに伴う種々のリスクとの比較において、スウェーデンにおけるラドン委員会は以下のような屋内ラドン濃度規制対策の勧告を提出している。すなわち全国平均は $53\text{Bq}/\text{m}^3$ であるが、高い濃度の既存家屋の対策レベルとして、 $1,000\text{Bq}/\text{m}^3$ 以上の家屋については2年以内に、また $400\text{Bq}/\text{m}^3$ 以上の家屋については5年以内に何らかの対策をとる必要ありとしている。最も簡単なラドン濃度低減方法は換気をすることである。この対象となるのは既存の全国の家屋の約10%といわれている。改築するような場合には $200\text{Bq}/\text{m}^3$ 以下になるように、また今後の新築家屋に対しては $70\text{Bq}/\text{m}^3$ 以下に抑えるべきであるという厳しい上限値を提示している。

## (2)米 国<sup>5)</sup>

屋内のラドン濃度がNew JerseyとNew York州の一部の家屋について調査され、ラドンの平衡濃度当量の幾何平均値は $15.2\text{Bq}/\text{m}^3$ 、算術平均値は $16.3\text{Bq}/\text{m}^3$ ( $2.6 \sim 107\text{Bq}/\text{m}^3$ )、年間実効線量当量は約 $1\text{mSv}$ であった(表1参照)。しかしフロリダ州のりん灰石を含む土地に建てられた家屋や、ウラン工場からの廃物生成物の一部が家屋の盛土となっている住宅のラドン濃度は、測定された家屋で平均約 $200\text{Bq}/\text{m}^3$ 、荷重平均は $37\text{Bq}/\text{m}^3$ で、その値は $2.3\text{mSv}$ の年間実効線量当量に相当する(表1参照)。米

表4 米国EPAによる屋内ラドンのリスク推定と対策勧告  
Table 4 The present action levels and limits of exposure from indoor radon recommended by EPA, USA.

ラドン濃度			ラドンによる 肺がん死数推定値 (1000人当り)*	ラドンレベルの 比較	他のリスクとの 比較	勧告
$\text{Bq}/\text{m}^3$	pCi/l	WL				
7400	200	1	440-770**	屋内平均の1000倍	非喫煙者リスクの60倍以上 タバコ1日4箱(パック)	直ちに低減対策実施 (一時転居) 450 mSv
3400	100	0.5	270-630	屋内平均の100倍	胸部X線撮影年20,000回	
1500	40	0.2	120-380		タバコ1日2箱	0.1 WLより出来る限り低く するよう数カ月以内に対 策実施 45-450 mSv
740	20	0.1	60-210	屋外平均の100倍	タバコ1日1箱	
370	10	0.05	30-120	屋内平均の10倍	非喫煙者のリスクの5倍	0.02 WL以下にするように 数年以内に対策実施
150	4	0.02	13-50		胸部X線撮影年200回	9-45 mSv (肺がんリスクあり)
74	2	0.01	7-30	屋外平均の10倍	非喫煙者の肺がん死リスク	しかし低減策は実施困難 9 mSv >
37	1	0.005	3-13	屋内平均レベル	胸部X線撮影年20回	
7.4	0.2	0.001	1-3	屋外平均レベル		

\* 70年被曝し続けるとしての推定値

\*\* 10年被曝では140-420

国の環境保護庁(EPA)は、1983年に115,000人が肺がん<sup>3</sup>で死亡したがその10%はラドン吸入による肺がん死と推定しており、1986年にラドン濃度規制のガイドラインを示した(表4)。それによると対策レベルを年当り4 pCi/l(0.02WL, 150Bq/m<sup>3</sup>, 約9 mSvに相当)と勧告している。これは1日8本の喫煙による肺がんリスクに相当し、生涯そのレベルで被曝すると1000人の中13-50人に肺がんが発生するという。なお4~20pCi/l(0.02-0.1WL)のラドン濃度を持つ家屋は数年以内に0.02WL以下になるように、また20pCi/l~200pCi/l(0.1WL~1.0WL)ではできるかぎり20pCi/l(0.1WL)以下に下げよう数カ月以内に対策をとること、なお200pCi/l(0.1WL)以上の場合には直ちに低減対策を実施する必要があり(一時転居等)としている。

### (3) 英 国<sup>6)</sup>

英国では1982年の国連報告(表1)以降放射線防護庁(NRPB)が更に広範囲に全国的な測定を行っており、2000以上の家屋を測定した結果、平均13Bq/m<sup>3</sup>(年間実効線量当量0.8mSvに相当)という値を得ている。とくにグラナイトを多く含む地方では、20軒に1軒は23.7mSv/年、100軒に1軒は55.8 mSv/年であった。前者はウラン鉱夫の被曝に相当し、後者はそれよりも高い値となる。

1984年、王立環境汚染委員会は既存の家屋に対し25mSv/年という対策レベルを、新築の家屋に対しては設計レベルとして5 mSv/年を勧告した。しかしその後NRPBは1987年に対策レベルを20mSv/年(200Bq/m<sup>3</sup>)とし、これより数倍高いところは厳しい対策をとるように、また新築家屋の上限値として5 mSv/年(50Bq/m<sup>3</sup>)という値を勧告した。しかし表5でも示されるように既存の家屋での20mSv/年という対策レベルは自動車による交通事故の2倍の危険度を持っているし、原子力施設で働く人の平均線量当量の14倍も高く、また胸のX線の1000倍も高いとしている。5 mSv/年という上限値は屋内での事故死よりも低いリスクとなる。

表5 屋内ラドン娘核種の生涯被曝による肺がんを含めた各種原因による若死の生涯リスクの比較

Table 5 Approximate lifetime risks of premature death from various causes including lung cancer from lifetime exposure to radon daughters in dwellings (by NRPB)

原 因	リスク %
全悪性腫瘍	25
ラドン 100 mSv/y	10
肺ガン	6
ラドン 20 mSv/y	2
自動車 交通事故	1
ラドン 10 mSv/y	1
屋内での事故	1
歩行者の自動車事故	0.3
ラドン 1 mSv/y	0.1
家庭での災害	0.06

## (4) その他の国々

上記3ヵ国ほどまだ屋内ラドン濃度の影響について詳細に検討されていないが、各国で示された対策レベルと上限値の勧告値を表6にまとめて示した。一応括弧内に当局の示した規制値を示すが、各国の濃度規制は国によって規制単位が異なっていて非常にわかりにくいものになっている。

表6 諸外国において採択あるいは提示された対策レベルと上限値

Table 6 Values of the annual effective dose equivalent, mSv/y, adopted or proposed for various limitation schemes overseas (values of the original control parameters in parentheses) (NRPB 1987)

国名	対策レベル (mSv/y)	上限値 (mSv/y)	適要
スウェーデン	40 (400 Bq/m <sup>3</sup> )	7 (70 Bq/m <sup>3</sup> )	NBHW により採択(1980) 対策後の目標値 20 mSv/y(200 Bq/m <sup>3</sup> )
	10 (100 Bq/m <sup>3</sup> )	10 (100 Bq/m <sup>3</sup> )	NIRP による提案(1984) 40 mSv/y(400 Bq/m <sup>3</sup> )で対策義務
北 欧	10 (100 Bq/m <sup>3</sup> )	10 (100 Bq/m <sup>3</sup> )	EPA による提案(1986) 40 mSv/y(400 Bq/m <sup>3</sup> )で対策義務
	フィンランド	40 (2 μJ/m <sup>3</sup> )	10 (0.5 μJ/m <sup>3</sup> )
米 国	20 (2 WLM/y)	—	一般的使用に対し, NCRP により提案(1984) 上限値の議論なし
	8 (0.2 WL)	—	EPA により採択(1986) 対策レベルの緊急度決定 上限値の議論なし
カ ナ ダ	40 (0.1 WL)	—	RPB により提案(1985) 上限値不要
西 独	20	—	単純な対策に対し RPC により提案(1985) 定量的上限値の示唆
英 国	20 (200 Bq/m <sup>3</sup> )	5	NRPB による勧告
I C R P	20 (200 Bq/m <sup>3</sup> )	10 (100 Bq/m <sup>3</sup> )	ICRP 出版物 39(1984)



### (5)ICRP勧告値

ICRPは出版物39<sup>3)</sup>において、現在ある被曝状況に対する防護としての対策レベルを200Bq/m<sup>3</sup>(約20mSv/年)、将来の被曝状況に対する防護として上限値100Bq/m<sup>3</sup>(約10mSv/年)を与えている。この対策レベルはラドンレベル低減のための救済処置を行う場合の目安であって、もし救済処置が厳しく混乱をもたらす場合にはもっと高いこともありうる。しかし、将来新しく家を建てるような場合には材質・構造・建築の場所を考える等、被曝量を制御できることから、上限値にて制限すべきであるとしている。この値は各国の責任当局によって、いろいろな被曝条件の下での個人にとって容認できると考えられる最大リスクに基づいて設定すべきであろうとしている。

### 3. わが国における対応

わが国における屋内ラドン濃度に関する測定調査は1986年において開始されたばかりである。勿論これまでの個々の特殊な環境たとえばトンネル内、季節変動などの調査研究は多々あるが、生活環境中のラドンレベルを測った利用しうる値はない。これを求めるのは生活様式、建材、換気等で大幅に値が変動し、季節変動も大きいことから、多数の家屋について四季を通じて測る必要があるため、まだ国の平均値(中央値)を求めるにはあと1-2年を要する。この値が求められた後に、多くの社会的要因、他のリスクとの比較、最適化等を行って妥当と考えられる実際の対策レベル、あるいは上限値が決められることになろう。現時点では外国との建築様式、土壌の違い等もあり、この値を推測する段階ではないが、一日も早く検討されるべき事柄である。

#### 参考文献

- 1) United Nations, Ionizing Radiations : Sources and Biological Effects. UNSCEAR, New York, 1982
- 2) ICRP. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 26, Pergamon Press, Oxford 1977.
- 3) ICRP. Principles for Limiting Exposure of the Public to Natural Sources of Radiation. ICRP Publication 39, Pergamon Press, Oxford 1983.
- 4) Radon Commission (Sweden), Radon in Housing, SOU 1983 : 6.
- 5) EPA, A Citizen's Guide to Radon, OPA-86-004, 1986.
- 6) NRPB, Exposure to Radon Daughters in Dwellings. NRPB-GS6, 1987.

---

## 〈討 論〉

### Q. 草間朋子

公衆に対する対策レベルなどの規制値は、実際にどのように適用していくかという点がPRも含めて重要な課題だと思うが、わが国においてはどのようにApplyしていくべきか先生の意見を伺いたい。

### A. 岩崎民子

わが国におけるラドン被曝による公衆の規制値は、まだ屋内ラドンレベルの全国調査が行われている段階であり、その結果をふまえて検討し、決定されるべきもので、現時点において実際への適用を考えることは時機尚早である。当然規制値の決定には科学的見地のみならず社会的要因等をも考慮して慎重に検討する必要がある。

## X-2 屋内ラドン軽減策

藤 元 憲 三

放射線医学総合研究所

*Radon in the Living Environment-Levels and Risks*  
Proceedings of the 15th NIRS Seminar, held at Chiba, December 3-4, 1987, PP.292-301

### Remedial Measures For Indoor Radon

Kenzo Fujimoto

National Institute of Radiological Sciences  
9-1, Anagawa 4 chome, Chiba 260, Japan

#### Abstract

Just like in the western countries it might be necessary to reduce indoor radon concentration in Japan as well, since the potential exposure to radon and its progeny is comparable with the dose limits for stochastic effects for members of the public and radiation workers. It is not easy, however, to perform remedial measures for the reduction of radon exposure for the general population. Various problems related to scientific as well as political aspects have to be taken into account before any remedial action is put into practice. The aspects discussed here are establishment of screening method for radon measurement, identification of indoor radon sources, development of effective control measures, preparation of citizen's guide to radon, establishment of advice and information service, proposal of action level, foundation of an organization of measurement and remedial measures, clarification of the responsibility for the practice of remedial measures. The degree of urgency of these aspects deeply depends on the frequency of houses having relatively higher radon concentration. It might be necessary, however, to investigate and discuss the aspects cited above regardless of the results of the radon survey in Japan, since we have to take into account the present condition together with the future modification of our artificial environment which often results in the enhancement of radon exposure.

## 1. はじめに

ラドンおよびラドン娘核種からわれわれが受ける平均的な実効線量当量は1982年の国連科学委員会報告<sup>1)</sup>によると年間約1 mSv、また、国際放射線防護委員会のICRP. publ.39<sup>2)</sup>によると0.8mSv/yであり、自然放射線からの線量寄与の約50%を担っている。また、その被曝の大半は屋内におけるラドン娘核種からのものである。この屋内のラドンおよびラドン娘核種の濃度は家屋により様々な値を取り、高い場合には平均の1000倍、すなわち、800mSv/yにも達すると報告されている。現実に米国やスウェーデンでは比較的高い濃度を持つ家屋が多数見出され社会問題となっている。このようなラドンおよびラドン娘核種からもたらされる高い線量は確率的影響に対する職業人および一般公衆の線量限度(それぞれ50mSv/yと1 mSv/y)と比べてもかなり大きなものである。

屋内のラドンおよびラドン娘核種は技術的な進歩によって増大した自然放射線(TENR)<sup>3)</sup>の一つと考えられるが、自然放射線の中でも比較的制御し易い被曝形態をとり、被曝線量を低減できるものである。これまでの放射線防護・管理では人工放射線のみをその対象とし、自然放射線は考慮されていなかった。しかし、このような高い被曝線量を与えかねない自然放射線源を放射線防護・管理の対象外におくことは、放射線防護・管理の全体を考えた場合、合理的であるとは言えない。人工放射線のみならず、自然放射線も制御可能なものは放射線防護管理の対象とすべきである。国際放射線防護委員会においても、制御できるものは自然放射線といえども防護の対象とすべきであることが、ICRP Publ.39以降明確に認識され始めた。

## 2. 低減策の具体化に際しての問題点

上述のように大きな線量を与えるラドンおよびラドン娘核種は放射線防護の対象とし、被曝量を制御すべきものである。しかし、これを制御するためには、次に示すように研究的側面のみならず行政的側面を含むさまざまな問題点の検討が必要となる。

### ①ラドン濃度の実態把握

低減策の実施に先だって、わが国のラドンおよびラドン娘核種の濃度の実態やその濃度分布を把握しなければならない。現在放射線医学総合研究所では6000軒に上る家屋を対象としてラドン濃度を計測中であり、わが国の濃度分布、平均的な濃度は近いうちに求められる予定であるが、これとて、日本全国の家屋数の0.016%に過ぎない。わが国の全戸を測定対象とする場合、如何に測定を行うかは未解決の問題である。

### ②ラドンからの被曝に関する情報の提供体制の確立

ラドンによるリスクが広く国民に知れ渡ると、社会不安や混乱を発生する可能性が高くなる。スウェーデンの例では、一般家屋の高いラドン濃度が発表されたとき、放射線防護研究所へ毎日800通に上る電話による問合せが1週間続き、また、新聞ではラドンの危険性を公衆に知らせなかったとして所長の退任を要求する記事が載った<sup>4)</sup>。このような社会不安や混乱が発生しないよう正しい情報を提供できる体制の早急な確立が必要であるとともに、ラドン問題を適切に啓蒙して行かなければ

ばならない。

### ③ラドン濃度に対する規制値の設定

屋内のラドン濃度を低減する必要があるか否かの判断にはある濃度基準が必要となる。しかし、この基準はわが国のおおよそのラドン濃度分布が求められて初めて設定できるものである。スウェーデンのように国全体の濃度レベルが高い場合には、諸外国よりも、あるいはICRPの提示している値<sup>2)</sup>よりも高い対策レベルを設定しなければならない(この報告書の「ラドン濃度の規制」を参照)。スウェーデンではこのような高いレベルを設定しても、この値を超える濃度をもつ家屋数が全体の10%も存在し<sup>3)</sup>、このレベルを下げると対象家屋数が多くなり過ぎ、現実に対応出来なくなってしまう。したがって、わが国においてもラドン濃度分布を得て、どのレベルを規制値とすべきか政治的判断が必要となる。

### ④ラドン濃度低減策の検討

西洋諸国においてはさまざまなラドン濃度低減策が提案され、一部には実施されている。しかし、気候、建築様式、生活習慣が異なるわが国にそれらをそのまま導入しても、有効にラドン濃度を低減できるとは限らない。わが国の環境条件、建築事情を考慮し、わが国に有効なラドン濃度低減策を今後検討していかなければならない。

### ⑤ラドン濃度低減策の実施

わが国においてラドン濃度を低減する必要性が生じた場合、その低減を誰がどのような形で行うか検討しなければならない。効果的なラドン濃度低減を行うためには低減策実施者は対象家屋のラドン発生源を正しく捉え、有効な低減策を見いだす能力が要求される。したがって、ラドン濃度低減策の実施者を如何に選定し、教育するかは大切な問題である。

### ⑥ラドン濃度低減策に対する財政援助

ラドン低減策を実施する場合、その費用を世帯主が負担するのかあるいは国が負担または援助するのかについても検討が必要となる。スウェーデンでは既に、ラドンローンなる融資制度が定められており、低減策を実施している世帯主に国が資金を貸与している。資金を貸与する濃度レベルは国の予算と対象家屋数の兼ねあいであり、この面においてもわが国のラドン濃度分布を考慮に入れた政治的判断が必要となる。

### ⑦屋内ラドン濃度低減のための建築基準法、環境基準の改定

さらに長期的な観点にたつてラドン問題を考えると、国民全体のラドン娘核種からの被曝を低減させていかなければならない。そのためには、建築基準法の改正や環境基準、特に室内空気質の基準を制定することが必要である

今後わが国においてラドン濃度低減策を実行していくためには以上のようなさまざまな側面を総合的に検討していかなければならない。そして、短期的には高い個人被曝線量を、長期的には、国民全体の被曝線量を下げることがラドン低減策の主たる目的である。

### 3. ラドンおよびラドン娘核種低減策の例

屋内のラドンおよびラドン娘核種の濃度を低減する方法には原理的に①ラドンの屋内への侵入を防ぐ方法、②屋内へ侵入したラドンおよびラドン娘核種の増加を抑える方法の2通りがある。各々の原理に基づくものの中には次に掲げるようないくつかの方法が考えられている。

#### ①ラドンの屋内への侵入を防ぐ方法

##### a. ラジウムを多く含む土壌、建材等、線源となる物質の除去：

建材あるいは埋め戻し等に用いられた材料中のラジウム濃度が高い場合にはそれらを取り除くことによって、ラドン濃度を低減することができる。

##### b. 配管部の隙間やひび割れ部分の目張り、あるいはラドンを通さない層の付設：

屋内のラドン濃度のほとんどは土壌中のラドンの屋内への移動によると考えられている。その大きな経路となる配管の隙間や床面のひび割れ部分を目張りし、直結的な経路を遮断することにより、屋内濃度を低減することができる。

##### c. 排水溝に防臭弁を付設：

下水だめ等は地中のラドンが高い濃度で溜っている部分である。その高濃度のラドンが排水管を通じて屋内へ侵入するのを防ぐため防臭弁を設け、ラドンの屋内への侵入を防臭弁の水で阻止する。

##### d. 床下換気の増強：

床下を持つ家屋構造の場合、床下の換気を増強することにより大地から出てきた高濃度のラドンが屋内へ侵入する前に床下から外へ排出する。

##### e. 家屋基礎部分の土壌空気のパイプの排出：

この方法は高濃度の家屋に対して大変有効だと考えられているものである。家屋の床下の土壌中に数十cmの穴を設けると周囲の土壌中のラドンがその穴に集まってくる。その空気が屋内へ侵入する前に外へ排出する方法である。ただし、一つの穴へ集まるラドンはその周囲数mの土壌からであるため1軒の家屋の床下に数個の穴を設ける必要がある。さらに徹底して床下に穴の空いたパイプを張りめぐらし、土壌中のラドンをパイプを通して排出する方法も提案されている。

##### f. 屋内負圧の防止：

単純に換気扇を回すことにより屋内空気を外へ排出する方法は屋内の気圧が外気より負圧となり、逆に床下からのラドンの侵入を促進させる結果となる。従って、ラドン濃度低減のためには外気を導入しながら換気を行う必要がある。

#### ②屋内へ侵入したラドンおよびラドン娘核種の増加を抑える方法

##### a. 自然換気の増強：

窓やドアを開け、外気を屋内へ導入することにより屋内ラドン濃度を低減させることができる。

##### b. 強制換気設備の設置：

ブロアおよびダクトを設け各室に外気を強制的に導入する設備を備え、屋内ラドン濃度を下げる。

##### c. 静電式除塵装置等の設置：

屋内空気中のエアロゾルを取り除き空気を清浄化する静電式除塵装置等はラドン濃度を低減することはできないがラドン娘核種濃度を下げることができる。しかし、この使用に際しては次の点に注意しなければならない。静電式除塵装置を使用した場合、エアロゾルに付着したラドン娘核種は除去できるが、逆に室内空気中のエアロゾルが減少するためラドン娘核種のフリー成分が増大し、肺癌発生にとってクリティカルな気管支への線量が増え、結果的には有効な低減策とならないこともある。

上記のすべての低減方法が如何なる場合にも有効であるとは限らない。各家屋の特徴に応じてラドンおよびラドン娘核種の濃度の低減割合が異なってくる。スウェーデンやカナダの例では、床下に吸い込み口を設け、地中より発生してきたラドンを屋内へ侵入する前に、外部へ排気する方法が大変有効であると報告されている。ただし、具体的に低減策を採用するに際しては、対象家屋のラドン濃度、換気率、家屋構造、生活習慣等の特徴を捉え、どの方法が最も適切か正しく判断し対処して行かなければならない。

#### 4. 低減策の具体的な比較例

具体的な低減策について低減割合及び設備費と運転費用を検討したものが表1である。この例では

表1 低減策の比較(米国の例)(¥260/\$)  
Table 1 Comparison of Radon Remedial Measures

低 減 策	低減された 集団実効線量当量 (person mSv)	低減割合 (%)	年間費用 (万円)	単 位 費 用 (万円/person mSv)
強制換気				
空調設備 有	5.3	67	5	1.0
空調設備 無	5.3	67	12	2.2
熱交換式換気扇				
空調設備 有	5.6	71	7	1.3
空調設備 無	5.6	71	11	2.0
天井扇	4.5	57	13	2.9
静電式除塵装置	6.1	77	11	1.7
ペンキ	5.0	63	4	.8

米国の標準的な家屋及び家族構成を考え、集団実効線量当量及びラドン濃度を求めた。ここで示されている低減策ではラドン濃度が57%から77%低減され、それにかかる費用は年間4万円から13万円である<sup>9)</sup>。集団線量を低減する効率のよい方法としてペンキを壁面に塗布する方法が示されている。しかし、ペンキは経年変化により、ひび割れが生じたりするため、これを長期間有効に働かせるためには保守点検が必要となる。また、もとの濃度が高い場合にはこれらの方法では減少割合が十分ではなく、これらの方法のいくつかを組み合わせたり、あるいは別の方法を採用しなければならないことも

ある。適用可能な低減策についてこのような検討を踏まえて初めて対象家屋に適したラドン低減策が選択される。

### 5. 米国環境保護庁のラドン濃度低減策の実施要領

欧米先進国では既にラドン問題に対して具体的な低減の手順を作成している<sup>7)</sup>。日本の場合、ラドン問題に関しては後発国であり、濃度調査も屋内ラドン発生源の追求もまだ十分に行われておらず、どのような低減策が有効であるかについて具体的な検討段階にない。しかし、参考までに米国の環境保護庁のラドン濃度低減策の実施要領を示す。

まず、簡単な測定器を用いて短期間のスクリーニング測定を行い屋内の大まかなラドン濃度を調べる。このスクリーニング測定の結果、平衡等価ラドン濃度が $74\text{Bq}/\text{m}^3$ 以上であると、引き続き継続測定が必要となる。各々の測定期間はスクリーニングの結果得られた濃度に応じて設定される。濃度が高いほど当然のこととして測定期間は短く緊急性を要する(表2参照)。継続測定により、家屋内のラドン濃度が比較的正確に求められ、その濃度が $74\text{Bq}/\text{m}^3$ 以上であると、低減策の実行が必要となる。

表2 EPAの低減策実施要領(その1)  
Table 2 Indoor Radon Reduction Approach (No.1)

①	②平衡等価ラドン濃度 (スクリーニング測定に基づいて)	③継続測定期間	④
スクリーニング測定	以上	1週間	応急対策
	— $3700\text{Bq}/\text{m}^3$ —	3ヵ月	
	— $370\text{Bq}/\text{m}^3$ —	1年間又は 季節毎に1週間	
	— $74\text{Bq}/\text{m}^3$ — 以下	計測不必要	



この低減策実行の猶予期間も濃度に応じてその緊急性が設定されている(表3参照)。しかし、具体的な低減策を実施するに当っては州の放射線防護担当者に相談することが望ましいとされている。これは、ラドンの発生原因をよく心得ず、むやみに低減策を講じても効果が少なく無駄に金銭を浪費するだけとなることがあるためである。提案されている具体的なラドン濃度低減策は低濃度すなわち370 Bq/m<sup>3</sup>以下では目張りや外気の導入等の比較的簡単な処置で十分であるが、更に濃度が高くなると本格的な低減対策が必要となる。

表3 EPAの低減策実施要領(その2)  
Table 3 Indoor Radon Reduction Approach (No.2)

⑤平衡等価ラドン濃度 (継続測定に基づいて)	⑥ 対策猶予期間	⑦	⑧	⑨ 実施内容
以上	数週間内に 低減・疎開	応急 対策	低減策 実施前 に州の 放射線 防護担 当者に 相談	a. 家屋の下の換気 b. 排水溝の換気 c. コンクリート ブロック内の換気
3700Bq/m <sup>3</sup>	数ヵ月内に 低減			
370Bq/m <sup>3</sup>	2～3年内に 低減			a. 目張り b. 外気の導入
74Bq/m <sup>3</sup>	これ以下の 低減は困難			
以下				

具体的な低減策が実施されるまでの間、応急的にラドン濃度を下げる方法として米国の環境保護庁は次の3点を提示している。

①禁煙：

喫煙はそれ自体ラドンよりも肺癌を発生するリスクが大きい。しかし、喫煙とラドン被曝の間には相乗効果があり、ラドンだけに被曝するときよりも喫煙とラドンの両方に被曝する方がリスクは高くなる<sup>1)</sup>。したがって、禁煙することによりラドンからのリスクを低くできる。

## ②高濃度の場所での滞在時間の制限：

一般的に地下室など大地と直接つながっている部屋はラドン濃度が高いと予想されるため、そのような場所での滞在時間を減らすことにより、被曝量を低減することができる。

## ③室内の換気の増強(窓を開放、換気扇の作動)：

外気は希釈する空気の体積が大きいいため屋内の濃度に比べ、ラドンおよびラドン娘核種は低い値を示す。この低濃度の外気を積極的に取り入れ、屋内濃度を低減する。

## ④床下の換気の増強：

床下に空間がある家屋構造の場合にはその部分と外部との換気を十分に行うことにより、大地で発生したラドンが室内に侵入する前に外部に放出することができる。これによって、室内へ侵入する空気のラドン濃度を低減ことができ、屋内のラドン濃度を低く保つことが可能となる。

これらの応急対策により、ラドンおよびラドン娘核種からのリスクを幾分低減することができるが、濃度が高い場合にはこれでは長期的な解決にはならない場合もある。従って対象家屋毎にその特徴を検討し、より本格的な低減策を実施する必要がある。

日本の場合はラドン問題がまだ緒に付いたばかりであり、具体的な低減策を実施できる段階ではない。しかし、西欧諸国の結果や米国環境保護庁の応急対策を参考に、簡便な低減対策として次のようなものが現時点で考えられる。

①一戸建ての日本家屋の場合、湿気対策として床下をもつ構造のものが多。その床下を有効に活用し、その部分の換気を十分に取るようにする。すなわち、床下の換気口に風が入りやすいようにその周辺に障害物を置かない。

②床下の土壌が直接露出ないようにコンクリートや合成樹脂フィルム層等で土壌を覆い、ラドンの散逸を抑える。また、

③小窓や窓を出来るだけ開けるように心がけ、換気を十分に取るようにする。冬季には窓の頻繁な開閉が暖房費の増加につながると懸念されるが、室内の温もりは建材、家財等に蓄えられているため、室内空気自体を暖めるため余分に消費されるエネルギーは余り多くはならないと考えられる。

## 6. 今後の問題点

今後わが国においてラドンおよびラドン娘核種からの被曝を低減してゆくためには前述のようにさまざまな面を考慮しなければならないが、その中で特に次の諸点を早急に検討しなければならない。

### A. 研究的側面

## ①スクリーニングの方法の確立：

わが国の総ての家屋に対して精密なラドン濃度測定を行うことは実行不可能であり、現実的なアプローチではない。従って、精密な測定を必要とする家屋を簡単に見いだす方法、すなわち、スクリーニングの方法の確立が重要な検討課題となる。

## ②ラドン発生源の識別方法の確立：

種々のラドン濃度低減策が提案されているが、各低減策の有効性はラドンの発生源の違いにより

大きく異なってくるためラドン発生源の識別無くしては有効なラドン濃度低減策は見いだせない。  
したがって、ラドン発生源を識別する方法の検討は不可欠な要素である。

### ③低減方法の検討：

欧米諸国で提案されているラドン濃度低減策のみならず、わが国特有の低減策に対してその効率、経済性、施行のし易さ等を検討し、わが国において有効な低減策を見出さなければならない。

## B.行政的側面

### ①ラドン問題の簡単な解説書の作成(広報活動)：

一般の人々にラドン問題の理解を深めてもらうため簡単な解説書を作成し配布する等の幅広い啓蒙活動が重要である。

### ②ラドン問題解決の手引書の作成：

米国環境保護庁の例のようにラドン問題に対処する方法を解説する手引書を作成し、一般の人びとがラドン問題への指針として広く利用できるようにすべきである。

### ③情報提供体制の確立(相談役のリスト)：

米国環境保護庁の例では各州にラドン問題相談担当者の名簿が作成されている。わが国においても同様に各県に担当者が決められていることが望まれる。

### ④規制値の設定：

どの濃度以上ならば低減策を実施するか判断するためのわが国の基準を決定する必要がある。

### ⑤計測実施機関の設置：

全戸を対象としなければならない場合、あるいは計測依頼があった場合、計測をどの機関が実施するのか検討しなければならない。そして、その機関では計測だけでなく、結果の解釈、対応処置まで与えられる能力を持っていることが望まれる。

### ⑥低減策実施機関の設置：

具体的な低減策の実施をどこがどのように行うのか決定しなければならない。

### ⑦各家屋計測実施の責任：

低減策を実施する場合、国が責任を持って行うのか、或は個人の意志で行うものか政治的判断が必要とされている。

上記の検討事項のうち、どれが特に緊急度が高いかは、わが国のラドン濃度測定調査結果の濃度分布に応じて異なる。しかし、ラドン濃度分布が得られ、比較的濃度が低く、問題がなかったとしても、将来のわれわれの居住環境の変化を考えると、ラドン被曝に対して上記の諸点に対する検討がなされ、ある種の規制や対策が必要であろう。

## 参考文献

- 1) United Nations Scientific Committee on Effects of Ionizing Radiation : Ionizing Radiation : Sources and Biological Effects, United Nations, New York 1982.
- 2) International Commission on Radiological Protection : Principles for Limiting Exposure of

- the Public to Natural Sources of Radiation, ICRP Publication 39, Annals of the ICRP, 10, No. 2/3, Pergamon Press, Oxford, 1983.
- 3) Gesell T. F., and Prichard H. M. : The Technologically Enhanced Natural Radiation Environment, *Health Phys.*, **28**, 361, 1975.
  - 4) Bo Lindell : A Radon Control Programme in Theory and Practice, *Rad. Prot. Dos.*, **7**, 417, 1984.
  - 5) Swedish National Institute of Radiation Protection : Radon in Housing, a 84-10, 1984.
  - 6) Moeller D. W., and Fujimoto K. : Cost Evaluation of Control Measures for Indoor Radon Progeny, *Health Phys.*, **46**, 1181, 1984.
  - 7) United States Environmental Protection Agency : A Citizen's Guide to Radon-What It Is And What To Do About It, OPA-86-004, 1986.

## <討 論>

### Q. 笠井 篤

わが国においても米国、英国と同じようなラドン低減化対策として規制値、法規制など建築基準法改正等につながるような状態になると考えられるのか。

### A. 藤元憲三

われわれのグループの測定中間結果においても若干濃度の高い家屋が見出されている。また将来濃度が高くなるような住宅建築形態になるかもしれないことを考慮すると、わが国においても低減対策に対する規制等が必要と考えられる。

### Q. 草間朋子

一般公衆に対するラドンに関する知識の普及について。一般公衆はラドンと聞くとラドン温泉、人工ラドン温泉などを想像し、健康によいものと理解している。これと屋内ラドンに対する規制、リスクなどのPRとの矛盾をどのように考えるか。

### A. 藤元憲三

放射線に善玉と悪玉の区別はなく、自然放射線と言えどもリスクがあることを一般公衆に理解してもらえるよう努力するべきである。このような啓蒙を通して、一般公衆の放射線に対する理解が深まり、原子力・放射線利用のためのパブリックアクセプタンスが改善されると思われる。

## 屋内ラドンの対策と規制

岩崎，藤元先生から，①国際機関および各国における屋内ラドン濃度の規制に対する考え方および規制値(既存の家屋に対する対策レベル，将来建設される家屋に対する上限値など)，②屋内ラドンを低減するための具体的な対策についてお話し頂いた。これに関連した若干の考え方を述べさせていただく。

放射線防護・管理は，人工放射線源に対して行われるものであり，線量制限体系も原則として人工放射線源に適用される。したがって，自然放射線源の一つであるラドンは，放射線防護の対象とはならなかった。しかし，リン石膏を用いた新建材の利用，省エネルギーに伴う換気率の低下などに関連してラドン濃度が人為的に高められる(Technologically Modified Natural Radiation)状況が作られ，さらに，ラドン濃度の測定結果が数多く報告されるのに伴い，ラドン濃度の高い場所が予想外に多いことが分かり，ICRPはじめ多くの国々でラドン濃度の規制が問題にされるようになった。人工の放射線源に対する一般公衆の放射線防護は，事業者等の責任で発生源，放出源管理を徹底させることにより完全を期することができる。しかし，家屋内のラドン濃度，とくに既存の家屋のラドン濃度を低減するための対策の実施に際しては，個人のレベルでの協力が必要となり，対策を徹底することは人工線源に比べて難しい。規制値を決めたり，対策を決定する際にはこの点に対する配慮がとくに必要である。

また，一般の人々は放射線に対してさまざまな反応を示す。放射線としてのラドンを不要な不安を持たずに正しく認識するためには，国が，専門家の協力を得て，積極的に知識の普及に取り組む必要がある。アメリカなどでは，ラドン濃度測定器が市販され一般家庭でラドン測定が行われているようである。わが国でも，何れこのような状況が訪れることも予想される。スウェーデンなどに比べてラドン濃度はそれほど高くないというのが専門家の予測のようであるが，高い値が検出された場合の適切な対応策も決められていない状況で一般人による測定が行われるようなことになれば，社会的な混乱を招きかねない。

科学者によるわが国における屋内ラドン濃度の測定と，ラドンあるいは放射線に対する正しい知識の啓蒙が早急に必要とされる。

## XI 討論とまとめ

## リスクから見た今後の研究方向

小林 このセッションではまず今までのセッションの座長をしてくださった先生方からそれぞれのセッションのまとめと問題点を述べていただき、次にその討論をするという方針で進めたいと思います。座長をお勤めいただいた先生がこの場にいらっしゃらないセッションもありますので、その方針で全て進められないところもごさいます。

はじめに藤高先生から「ラドン濃度等測定の現状と問題点」というセッションに関して、「測定法」のところも含めて、コメントと問題点をお願いします。

### まとめ

#### 1. 測定法及び測定の現状と多題点(セッションII, III)

藤高 長い間いろいろなグループがいろいろな場所でそれぞれの方法とフィロソフィーにしたがってラドンの濃度を測定されてきたのですが、今までバラバラに発表されていたのが、今回ほとんど初めて一堂に会したのですから、その意味でこれは大変意義のある集会であったと思います。

それにしても、それぞれの手法はかくも違うものかと思いましたが、出てきた値も必ずしも一致しているとは言えませんでした。

そこでこれから大事なことは、各グループが自己満足に陥ることなく、虚心坦懐に自分のベストを尽くして測った結果を検討することだろうと思います。別の人たちの結果と比べて食い違いが出た場合には、その理由を科学的にまじめに検討するべきでしょう。

今回は初めての機会ですから、どんな値が出てても誰も驚きません。しかし、もしある機器を使って測るとこういう値になるけれど別の機械を使って測ると異なった値になるという食い違いが毎回再現されるようになりますと、それは放っておけない問題ですからまじめに解決を図らなければなりません。そのためには互いに協力することが何より大事だろうと思います。

皆さん大変立派な測定機械と技術をお持ちですし、立派なプログラムも持っておられるのですから、これからはあるグループがある地域を測り、別のグループがほかの地域を測ったとい

う時に、互いに補完し合って日本全体の分布をつかむことが可能になるほどに整合性を高めていくことが必要と感じました。

## まとめと討論

### 2. ラドン濃度に影響する環境因子(セッションIV)

小林 続いて「ラドン濃度に影響する環境因子」のところを御担当いただいた吉沢先生にお願いします、吉沢先生は公衆衛生院にいらっしゃるの、環境因子にとどまらずもう少し広い観点からの御意見をいただきたいと思います。

吉沢 何を申し上げたらいいのかまとまらないのですが、今日、昨日、伺いまして、やはり工学的なアプローチと理学的なアプローチに多少違いがあるという感じがいたしました。

建物というのは1軒1軒違うものですから、統計学的な数を調べることは絶対できません。かなり詳しく追って行って、それから一般的なデータを出すことを考えるのは工学のアプローチの一つでございます。、昨日、今日発表されたのも、たくさんの例数の測定をして、いわゆる相関の形で見るということも大事ではありますが、各要因の間のつながりをやっていたきたいという感じがしますね。

具体的には先ほどの藤元先生のご講演が、一番最後ですから印象が深いのですが「ラドンの濃度が形成されるメカニズムの追究」というものを1項目入れていただきたかったのです。それが一番的確な解決策を与えるだろうと思います。

確かに対策の中に入っていることだと思うのですが、そういう面からいきますと、特に私ども住まいの専門家が環境の問題の面から見ますと、まだまだ山のように解決すべき問題があります。そういった意味でのアプローチもひとつお考えいただきたいとおもいます。

もう一つ、先ほど笠井先生から御質問がありました、あの点についてコメントを申し上げます。ビル衛生管理法という法律が結果的には換気量の規制をしています。1970年後半から、アメリカが換気量の大幅な削減を行い、4分の1にしてしまいましたが、その後5年ぐらいたってからシック・ビル症候群というのが出て、大騒ぎになりました。これは昨日お話ししました。換気量が不足したためにいろいろの汚染物質の濃度が上がってしまったので起きたのだということで、つい今年なのですが、また元に戻しました。

このことが大変に気になります。つまり在来の日本の建物では、床下があり、土中から住宅の中への汚染物質の侵入を防いでいたのです。ビルの環境ではビル管理法があり、換気量削減ができなかった。日本ではそういうトラブルが起きなかったために、人びとが換気量に対するセンシティブティを持っていないのですね。

ですから今の日本の住宅でラドン濃度が低いからといって、これからも低いままでいくとは



限らないということを申し上げたいのです。つまり土地の問題などもありますし、建築基準法の改正から、例えば北海道地方などから始まって地下室の利用が盛んになってきました。建築基準法でも、最近、地下利用の促進ということで地下室の利用が進められています。ですから地下室がないという状況では無くなってきます。

それから日本の住宅で床下の換気の必要というのは、防湿がもとでございませう。床が耐火構造や不燃構造であるならば、法律上は床下は要らないのです。ですから建物が例えばコンクリートなどと不燃構造の場合には、たしか床下関係は要らなくなってしまいます。そうすると話は全然別になって来ます。

全国的な傾向はわかりませんが、あるパーセンテージでそういった建物も出来てきつつあります。

もしもラドンが屋内でかなり高い濃度を持つ可能性があるということがわかってきますと、その辺に関して多少の歯止めが出来るという感じは持っています。

ですから現在の状態だけで判断するのは良くないと思います。特に今は変わりつつある時代

## まとめ

### 3. 被曝線量の算定——パラメータとモデル(セッションVI, VII)

小林 「線量算定」のセッションにつきまして、丸山先生にお願いします。

丸山 広島、長崎の原爆線量を例に挙げますと、最終的にリスクなり、そういうものに行き着くとすれば、人体内の臓器の線量評価が問題になります。

結局ソース・タームというのは今回の場合はかなりいろいろな測定器が使われ、お互いに比較されて、恐らく近いうちに校正法もはっきりすれば、物理的に最も信じられる量が出ると思います。そういう量が評価されますと今度は実際にその量を人間とどう結びつけるのかということになります。先ほど国民線量で私は定義がわからなかったものですから、いらんことを申しましたけれど。結局は平均的な生活をしている、例えば農村なり、あるいは都市型なり、幾つかの生活モデルがつくられて、そういうモデルでの集団実効線量当量と申しますか、個々の生活モデルでの集団的な線量を出すことは可能だと思えます。

と申しますのは、高橋先生、下先生のお話で、特に高橋先生はかなり難しい流体力学を使われて、人体に入った後、それがどういう具合に分布して、それによってどういう線量を与えるかをお示しになりました。

ただ、ここで1つわからない点がありまして、私の不勉強のせいかもしれませんが、アルファ・エミッターにはホット・パーティクルという問題があると考えます。体の中でラドンが

短時間でかなり動くならばその問題はないのかとも思います。専門でないのでおかしなことを言うかもしれませんが、ラドンのような内部被曝の場合の肺癌の組織像と体外被曝による肺癌の組織像とか、あるいは喫煙による肺癌の組織像とかを比較して、マイクロ・ドジメトリーという言葉を使わせていただきますけれど、もしホット・パーティクル的な $\alpha$ 線の影響に特有なものがあるとすれば、そういうところから数学的なモデルを入れて、私は物理屋ですから、計算面で出来るだけ正確にとらえていくことが必要かなとも思いました。

しかし、実際に国民線量となりますと、かなり荒っぽい話ですので、先ほど田中座長のお話にありましたように、細かいことをやるのも結構ですが、さきほどいいました荒っぽいことも入れて、アップ・トゥ・デイトのデータで出来るだけ精度の高い線量評価が今の状態ならば出来ると思います。もちろん生活状態の違いなど細かいことを考えますと出来ませんが。私はこのセッションを聞いて、内臓の線量、体の中での問題は多分コンピューター・システムが進歩してきますと、しかも新しい核データがどんどん出てきますと、かなり実際に近い条件でのコンピューター・シミュレーションは可能だと思えます。幾つかの問題となるファクターがあったとしても、ある程度平均的な値として取り上げられた量を使って計算すれば、多分その次の問題である国民線量はかなり精度高く算出出来そうだという印象を持っております。

## まとめと討論

### 4. 国民線量への寄与 (セッションVIII)

小林 田中先生に「国民線量への寄与」についてお願いします。

田中 午前のセッション(VIII)でお話したことと多少重複するかもしれませんが、大事だと思ったことを述べさせていただきます。昨日からラドン野国民線量に影響するであろうパラメーターがいろんな立場から論じられました。ラドン又はラドン娘核種の濃度については、地域別の濃度差とか建物をどうしたらどうなるかとか、地下室は高いとか、窓を開ければ4分の1から5分の1ぐらいになるとか、あるいは生活様式によってそれぞれ違うとか、そういった問題が出てきて、一種の部品の研究がかなり進んだと思います。ただ、国民線量を出すための、それらをどう組み立てて、どう計算して出すのか、そういうアルゴリズムの提案があまりなかったような印象を受けます。その辺が一番難しい、また重要な問題あると感じます。

たとえば、生活様式1つとっても、換気をすればラドンは減る。どのくらいの換気をしますかというアンケートをとった場合に、その答えをどういうパラメーターとしてどういうふうに入れていくか。このパラメーターが全部互いに独立であればいいのですが、どなたかがおっしゃったように、かなり相関がありそうである。例えば建物の近代性というパラメーターを入れますと、近代的な建物は一般に換気が悪い場合が多いとか、地方によって、温暖な地域

ですと窓を開放するため換気がよいかの相関がありそうです。

そういったパラメーターをどう扱えば一番リーズナブルなものが出るだろうか。これを研究的なレベルで詳しくやっても早急に国民線量という1つの日本の代表的な値を出すという目的には混乱を招くばかりですから、何か簡単に割り切って、誰でも納得できるアルゴリズムをどなたか提案をしていただいて、それをこういったセミナーの席で議論するべきではなからうかと感じた次第です。

それからもう1つ、測定法には簡単なものから高級なものまで、いろんなものがあります。一番簡単なものはロビーに展示してあるような、簡易型のパッシブ・モニターです。あれは小林先生のところが外国から輸入されたものですが、ちょっと見ますと、あれくらいだったら日本でできるのではなからうかという感じがします。

最近の外国の文献には、エレクトレットを使って電圧をかけて、娘核種を積極的に集めて、感度あるいは精度を向上させる方法が報告されていますが、これがどの程度役に立つものか、後で黒沢先生にコメントをいただきたいと思います。このようなタイプですと、値段も安く簡単なものが沢山できると思います。

エレクトレットというのは薄い箔膜でして、コンデンサー・マイクに使われているものですが、日本の技術は非常に進んでおり、安いエレクトレットが生産されて、外国へも輸出されていると聞いておりますので、そういう可能性をお聞きしたいと思います。

小林 草間先生、保健物理の観点から線量関係全般について御意見を申し上げます。

草間 今、田中先生がおっしゃったこと大変感銘深く伺いました。これだけ大勢のラドンの専門家あるいは放射線影響リスクの専門家が集まった折にやはり国民線量というのを、昨日も藤高先生がお話しになりましたが、その時々国民線量が必要になると思います。例えば5年先に日本のラドンによる国民線量が出てくるという風でなく、とりあえずどれだけの精度であるか、アンサーティンティ(不確実性)がどれだけ含まれているかということを確認しながら、今日の時点でのを一応出す必要があると思います。

国民線量を評価する時にどういう要因がどれだけ誤差に効いてくるのかという、感度解析等を行って、たまたま今日下先生からお出しいただきましたが、一番効いてくるファクターに注目して検討する、あるいは感度解析をやった結果あまり線量に効いてこないところはとりあえずUNSCEARのデータをそのまま使っておくなどの形でラドンによる日本の国民線量を出す必要があると思いました。

昨日、今日のお話を伺っておりますと、国民線量が実際の或るアンサーティンティを持った値であるにしても、いつ出るのかなという先がまだ見えません。今日ただいまの時点でどうかということを出していただく必要があるという印象を持ちました。

## 5. ラドン濃度測定 (セッションII, III)

小林 これまでのところはラドン濃度の測定と、それを線量に結びつけるところまでのお話を伺ってきましたが、ここで会場の皆様から御意見をいただいて討論をしたいと思います。

まず測定法について幾つか御指摘がありました。①目的に適した測定法を選択する必要がある、②測定法あるいは測定器の相互比較や較正をしっかりとやるように、の2点について御意見が多く出ました。また、田中先生から、③もっと良い方法とか簡便なモニターを日本で開発できるのではないか、という御指摘もありました。

まず黒沢先生に御発言をお願いします。

黒沢 測定はおやりになっている方が非常に多くて、いろいろなことがあります。今、田中先生の方が言われたエレクトレットですが、今年それをやる予定にして準備をしたのです。ところが大学で卒論の学生の希望をとってみたらはずれてしまいまして、中断しております。

実はまだアイデアの段階で、あまり細かいことはやっていないのです。ただ、私の考えでは、多分使えるだろうと思います。使えるけれど、どのくらいの期間与えたポテンシャルがもつのか。普通の状態ですと半永久的にもつことになっておりますが、カナダで聞いた話ではそんなにもたないということなので、いささか気遅れしています。

これで、何をするかというと、1つは普通使っているカップ型のラドン・モニターの感度を上げるために使います。もし感度が上げられるならば、評価法はエッチングをしそれを観測するという方法ではなく、例えば検出体にTLD素子を使って、高圧をかけ娘核種を集めさらに容器を大きくしますと十分測れますので、そういった形式にしたら良いと考えています。

もう1つはラドンの娘核種濃度のパッシブタイプの、つまり簡単な構造のモニターができるのではないかと。昨年イタリーに行ったときに、これは娘核種のモニターだといってちょっと見せられましたが、内容の全然わからないパッシブモニターがありました。もしかすると彼はそれを使っているのかなという気がしました。ただ、うまくいったら、宣伝するに違いないのですが、今年彼に会ったときには黙っていたところをみるとうまくいかなかったのかと思います。娘核種を測る、つまりワーキング・レベルを測るという目的で使えば、平衡係数を出さなくても使えるので、このような目的に使ったならば私は考えております。

私の発表の時に言いたかったのが、時間がなく果たせませんでした。ラドンを測るということはいろいろなパラメーターが変化した時の予測、あるいはどの程度のラドン濃度の環境なのかといったことでは必要ですけれど、線量評価を目的とするならばやはりワーキング・レベル、つまりポテンシャル・アルファ・エネルギー濃度を直接出すという方法の方がより有効で

はないかと思えます。

今やっている方法はラドンの娘核種を全部つまり3種類測りまして、定数をかけて求めています。しかしこの方法で連続して測るということになりますと、非常にお金がかかります。私の考えでは現在ラドンの娘核種をラジウムA, B, Cに分けていますが、これを例えば7.68 MeVの $\alpha$ 線を出す可能性のある核種の原子数濃度、それから6 MeVの $\alpha$ 線を出す核種の原子数濃度という分け方にいたしますと、片や高エネルギー側の方のワーキング・レベル、もう片方は低いエネルギーのワーキング・レベルが求まりますから、これらを後で足せば全部のワーキング・レベルが出ます。それから6 MeVの $\alpha$ 線というのはラジウムAだけなので、線量評価上問題のあるラジウムAについては別のデータとして保存できますから、後で必要に応じていろいろ細工もできます。この方法はそれほど費用がかかりませんし、さらに3日間ぐらいフィルターの交換なしに測定することも出来ます。そういった方法の方がむしろ実用的ではないかと考えております。

また、測定の中でソース・ターム、ソース・タームと皆さんおっしゃっているのですが、ソース・タームとしては建材から出るのも、地面から出ている分もあります。一体地面の方から、つまり土壌からどのくらい出ているかを知らなければなりません。これは簡単に測ることが出来ますので必要なファクターの1つと考えるべきでしょう。このようなサーベイができればラドンの放出量の非常に高い地域にある家については重点的に、例えば換気や何かをチェックを下さい、というような表現ができます。それが今回落ちているような気がします。

**小林** 測定法の関連で、抜けてしまったところとして、「個人モニタリング」の問題があります。米原先生がちょっとと言及されて、時間の関係でそのままになりました。

会場ロビーに、小型の黒いパッシブ・モニターが展示してありますが、これは元来は娘核種の個人モニターとしてカールスルーエで開発されたものです。黒沢先生の御発言のように、娘核種のモニタリングはなかなかうまくいなくて、西独では現在はこれにフィルターをつけて、ラドンモニターとして使っております。これは実用化されている個人モニターの例ですが、米原先生、個人モニタリングについて御発言ございますか。

**米原** 日本における一般公衆の個人モニタリングに関するデータが見当りませんので、一度やってみようということで、御船先生にお願いして、三朝町に居住する27名の方にbare track detectorを、2ヵ月間3回、計6ヵ月間つけていただき、測定しました。同時にその被験者の方が居住する家屋内のラドン濃度も測定しました。それらの測定結果を比較しますと、このサンプル集団において、個人モニタリングの平均値は、家屋内濃度の平均値に比べやや低い値となり、家屋内逗留率を0.8として計算してほぼ一致する結果となりました。しかし被験者それぞれの個人モニタリングの結果と屋内測定の結果を比べると、その相関は悪く、相関係数で0.2以下となりました。この結果から、ある集団のラドン被曝を平均値で推定する場合に

は、屋内ラドン濃度の測定結果より、屋内逗留率を一定として求めても、大きな誤差は出ないと考えられますが、被験者個々の被曝線量を推定する場合には、この屋内逗留率が重要でしょう。

小林 測定法について他に御発言ございませんか？

下 昨日からお話を伺っていて、先ほど黒沢先生もおっしゃったように、われわれ測定屋から見ますと、細かいこと言いたいことが山ほどあります。それはさておいて、ラドンによる国民線量を出すという観点から考えますと、きのう山崎さんが紹介されたように、現時点で日本のラドン測定技術は立派なもので、それなりのレベルの値を出すことはもう十分にできると判断してよいと思います。

共同比較実験などをしますと、中に1、2確かにずれたのがありますけれど、それはそれなりの理由があるので、現在の程度の収束度をさらに高めようとするともう1段レベルの高い技術なり、今までの数倍の努力が必要になって来ます。ですからラドン以外にもいろいろ問題のある現時点でラドン濃度によるリスクを出すならば、測定法と得られるデータは満足すべきものであると思う次第です。

残るところは、全国のサーベイを現在放医研でしておられるのですが、そのデータをいかに生かすかでしょう。昨日から今日にかけて、どのグループもやっとデータが出たばかりで、これらが確定値となるのは少し先でしょうか。今お聞きした範囲ではグループ間で若干差があるようで、その収束を如何にするかというところが残っていると思うのです。そして、そこが肝心なところで、それがうまく収束すれば、現時点での日本のラドンのデータとして十分に通用すると思えます。

先ほどの田中先生のご発言に関連したことですが、私の講演で申し上げたこと以外に実はいろんなファクターがあります。ですから今後はそういうものを1つ1つつぶしていく必要があります。どういう不確定な因子があってそれはどの程度幅があるかと、草間さんもおっしゃいましたが、このことを詰めていく必要があります。

その中で例えば私が紹介した項目(本書205頁参照)、これはNCRPのレポートから借りてきたものですが、こういうものを作ったときに、では現在日本でどの程度の見積りが出来るのかという検討は確かに必要と思います。

今この場で、これらのファクターをあげてどの程度の幅があるということは申し上げにくいのですが、少し時間をいただいて皆さんで検討すれば、ある程度の幅は出ると思います。現在その程度までは来ていると考えております。

ただし、データが非常に少ない因子があって、これが困るところです。たとえば昨日から言われているように、フリー成分というのがまだデータが非常に少ない。阿部先生はフリー成分と平衡ファクターの値を今日お出しになりました。あの値を見て、国連科学委員会レポートに

書かれている平均値とごく近いことを知り、私は何か安心したような気分です。それは、過去に私達が得た値に近いこと、及び日本も欧米と大差ないのだという2点からです。ということで、あの値が出たのはよかったと思っておりますけれども、フリー成分と平衡ファクターの測定はまだまだ種々の環境で連続的にデータを得た上で詰めていって、確定したものにしていくべきであろうと考えます。

ラドン濃度を始め平衡ファクターまで、全体的にみて今回の値は今までに得ている数少ないデータや文献値などから見当をつけていた値に近いという意味で、なかなか良い値であるという印象を持ちました。

小林 それでは測定に関しましては時間の関係でこの辺で打ち切らせていただきます。

測定結果については地域または全国の代表値をどう算定したらよいか、屋内濃度に何が大きく寄与するか、屋内濃度の中で人為的にコントロールできる分はどの位か、あるいは建材の寄与はどの程度までか、さらに寄与するいろいろな要因の地域差、すなわち要因の影響の相対的な大きさがそれぞれ地域によって違うのではないか、などが指摘されたと思います。

## 討 論

### 6. 線量評価 (セッションVI, VII, VIII)

次に濃度から線量に持っていくところについて、御意見、コメントを伺います。

笠井 ラドンによる線量評価では幾つか検討すべき事柄があります。予講集に下先生がお書きになっている事柄の一つ一つはその通りだと思いますが、そういった個々の事柄以外に、大変気になっていることがあります。それは、線量をすべて実効線量当量で評価していることです。

実効線量当量をご承知のようにICRPが新しい概念として導入しましたが、放射線管理上は非常によいと思います。しかし、UNSCEAR 1982年報告書に実効線量当量を全面的に取り入れたことから問題が出てきました。とくにラドンの呼吸による線量評価の場合、与える線量が肺であり、しかもそれによるリスク、つまり肺がんの発生率との関係进行评估するときの線量に実効線量当量を用いることの適不適を指摘したいと思います。つまり肺の場合ですと、実効線量当量ではなく、肺の臓器線量もしくは吸収線量をきちんと評価しておかなければ、リスク評価につなげるときに混乱を起こすと思います。

このことは、ラドンに関してだけでなく、チェルノブイリ原発事故の場合での甲状腺線量についても同じように指摘されています。したがって今後は実効線量当量だけでなく、臓器線量も目的によっては必要になってくると思います。

**草間** その点に関して、まずラドンの国民線量をどういふ視点で出すかが問題だとも思います。

まず1つは、ラドンの国民線量を出してほかの線源との国民線量への寄与の比較という視点から見ようとしますと、自然放射線の中の宇宙線、大地放射線を比較したり、あるいは医療被曝との比較をするといった、線源ごとの比較をする場合には、単一の共通の線量単位でないと比較ができないので、ラドンについても実効線量当量で出すことはそれなりの意味があると思っています。

もう1つ、リスクを出すときの問題ですけれど、これはもうリスク係数をどれを使うかと云うだけですから、実効線量当量で出して、癌のリスクならば $1 \times 10^{-2}$ をかければいいし、肺癌のリスクを出そうとすれば肺の吸収線量、あるいは肺の線量当量を出して、それに $2 \times 10^{-3}$ というリスク係数をかければいいので、それ程大きな問題ではないと思います。

従って、線源ごとの比較をするならば実効線量当量で出さないと比較できないのですし、リスクならばどのリスク係数を使うかで変わってくると思います。

**笠井** 草間先生と私との議論の視点が食い違っていると思います。私は既成のリスク・ファクターを使うのではなく、リスク・ファクターそのものを評価する上では、実効線量当量は適当ではないということを指摘したいのです。

つまり、線量-効果関係を求める際の線量が実効線量当量で良いかどうかを問題にしているのです。ラドンの呼吸による肺がんの発生率と線量の関係を求める場合の線量は、何が最も適当であるかです。ただ、他の被曝源と比較するのには、おっしゃるように実効線量当量が良いと思います。

**小林** この問題につきまして、松平先生に一言お願い致します。

**松平** 今のいろいろな線源によるリスクを比較するという意味ですと、実効線量当量で良いと思います。しかし、ラドンは生殖腺などへはいきませんから、そういう意味でのリスクはやはり肺の線量で表わさないと、誤解を招くと思います。

**小林** 濃度から線量を算定することに関しては、質疑討論のところで日本人の生理学的パラメーター（年齢を考慮に入れた）及びそれに合わせたモデルをつくる必要があるという御意見がありました。

土屋先生のコメントをご紹介しますと、「国民線量等を考える場合には、小児などへの考慮が必要であるから、少なくとも年齢的に3段階ぐらいで呼吸量を知る必要があります。何とかしてください」ということでございます。

それではこの問題の議論はここまでにして、次の段階に進ませていただきます。



「ラドンの健康影響」という問題に関して、御意見をいただきたいと思います。

## まとめと討論

### 7. ラドンの健康影響（セッションIX）

松平 私は出たり入ったりして全部は聞きませんでした。2日間を通じて私個人が一番感銘を受けたのは下先生、高橋先生たちのお話で、ピコ・キューリー立方メートルとワーキング・レベル(ラドン濃度)と肺の吸収線量の関連がおぼろげにわかってきました。

今日本人の癌の中で肺癌はまだ胃癌などと比べると少ないけれど、いずれ欧米人のように肺癌が1位になる日が来ますと、たぶん煙草、私はまだ吸っていてちょっと面映ゆいのですけれど、煙草とラドンという問題が表に出てくると思います。

じっくり考えてみますと、肺の線量というのは $\alpha$ 線で一生涯で数ラドです。数ラドといいますが、 $\alpha$ 線ですと細胞などを使った実験で何らかの影響が出てきます。それを一生の間に吸っていて、レムに換算すると数10になりますから、やはり何かちょっと気にかかります。そういう意味で、国民線量、あるいは平均の人の線量をその変動幅を含めてちゃんと出しておいていただきたいと思います。

生物学的な面ではたとえば広島、長崎の線量再評価に伴って肺癌のリスクを計算するとき、低線量域では当然ラドンの話が出てきます。放影研では加藤先生を始めこの方面の研究をもうおやりになっていると思います。

ラドンに関しては、バードガスタイン(Badgastein)の温泉従業員などにみられた末梢血リンパ球の染色体異常の発生頻度が線量の低いところで平らになり、線量が低下しても下らないという報告があります。それが生物学的には、この頃よくホルメシスといいますが、放射線の作用に対する細胞のアダプテーションみたいなものの、人体で見つかった最初の例というような気がしております。

そのときに不思議なのは、ラドンですから肺だけ放射線を受けるはずですけど、何故リンパ球に傷害ができるのかということです。リンパ球が肺の中をグルグル回っている間に $\alpha$ 線なり何なりを受けるのかということがよくわかりません。同じようなことはプルトニウムの吸入実験でもみられており、リンパ球の数の減少が肺癌の次に大事な効果になっています。ラドンが肺の基底細胞・上皮だけに作用するのかどうかは私にはわかりませんが、何か問題があるような気がします。

細胞の実験で松岡先生が致死と突然変異の関係を引用されましたが、結果は必ずしも一貫していません。横軸に細胞生存率を、縦軸に突然変異率をとりますと、低LET放射線の方が下に来て、高LET放射線、たとえば $\alpha$ 線の方が上に行くというのが常識です。しかし、 $\alpha$ 線の方が下にくるというデータも無くはありません。ただ、 $\alpha$ 線は細胞致死効果が強いいため突然変異

は低LET放射線より起りにくいということは、一般化できないだろうというのが私の意見です。

動物実験に関して頭の中に残っているのは、核分裂中性子線とラドンを比べると、中性子線の方がラット肺腫瘍誘発効果がほぼ7倍高いというLafumaらの報告です。それは多分吸収線量で比較してあったような気がするのですが、シンポジウムが終わってからもう1ぺんゆっくり論文を見直すことにします。(ラドンはWLM単位で投与し、あとで計算で吸収線量に直している。)

ですからラドンで肺の基底細胞・上皮だけが放射線を受けるのと、核分裂中性子線で肺の細胞全部が被曝するのと、発癌に関して違いがあるかどうかにもまだ問題が残っているような気がします。

一番最後は、ICRPが決めた線量限度の中で職業人が被曝したときに、疫学調査で本当に癌が増えているかというときに、増えたという報告はこれまでの経験で大体信頼がおけません。ただし、ウラン鉱などの採鉱夫のデータだけは本当です。このことをどう思いますか。先ほどのスライドでは、80WLMぐらいから肺癌の過剰死が確実に出ていますね。ですから、ICRPでどう決めるかわかりませんが、職業人の肺の線量限度は変わり得るという気がしています。

疫学データ、例えばイギリス政府のこの間の膨大なデータでも、ハンフォードの追跡調査でも、線量限度の範囲内で被曝した人びとの集団を克明に見たときに、確かに人/年/ラド当たり過剰死が幾らというのが出せるほど癌がふえている統計はありません。ただ、採鉱夫だけはあります。私が気がついたのはこれくらいです。

小林 「ウラン鉱夫のデータからの外挿の妥当性」について土屋先生から「鉱夫の場合は重労働であるから、呼吸量また呼吸による空気の動的状態が違う。つまり一般人の生活環境と異なるので、ターゲット細胞もまた変わってくるのではないか。リスクを割り当てるときにこれについての考察が必要であろう」とのコメントが寄せられております。

どなたか御発言ございますか。

下 吉本先生始めリスク評価の関係の先生にお伺いします。要するに今の話に関連するのですが、しきい値はあるのかという点です。

実は吉本先生が簡単にスライドでお見せになったクンツのデータはICRPパブリケーション32に引用されているのですが、あれを放射線管理という立場からみるならば、0点を通る直線でフィットし、そしてそれは結構である、しかし純粋に学問的にみる場合、それでいいのかという非常に単純な疑問であります。

これに関連して、例えばラドン濃度が30ベクレル/立米、例えばこの部屋で30ベクレル/立米ぐらい、これは高いかもしれませんが、国連科学委員会レポートが室内の平均的な値として報

告しておりますのでその値を使いまして、ここで85年間生活したとしますと、WLMでいいますと、おおよそ14WLMになります。

この値をクンツのデータに入れますと、それは0点を通る直線関係ですから、当然何人かの発癌を見積ることが出来ます。さらに30ベクレル/立米よりも高いレベル、10倍もなくてよいのですが、であるということになりますと、もう既にウラン鉱夫のデータのところに入って行ってしまいます。

さらに御存じのようにハーレーの論文を読みますと、ハーレー自身が言っているわけではありませんで、2、3の研究者の言として、しきい値はあるんだということを引用しています。自然放射線レベル程度で実際にどの程度人間に影響があるのかが私にはさっぱりわからないので、教えていただきたいなと思っています。

吉本先生、その辺のところお教えいただけるとありがたいのですが。

小林 吉本先生はいらっしゃらないので、松平先生にお願いいたします。

松平 どうでしょう。人間の放射線発癌で、しきい値が一番はっきりしているのはラジウム文字盤工の骨の癌です。あれはかなりはっきりしていると思います。肺癌については、ネズミではオークリッジほかの実験を見ますと確かに低線量のところへいくと影響があるかないかわからなくなりますが、人の肺癌での採鉱夫の調査結果はどのレポートを見ても線量ゼロまで直線を引いておりますね。それで、どうでしょう、少なくともラジウムによる骨の癌の様にははっきりしていないけれど、もしかしたらしきい値があるかもしれない、ぐらいではないでしょうかね。

そのほかにも、放射線による人やネズミの癌で、癌の種類によってはネズミの皮膚癌の様にしきい値が割合ははっきりしているものもあります。そうかといって人の皮膚癌にしきい値があるかといいますと、例えば昔白癬(シラクモ)の治療のため頭にX線をかけて毛を抜いたことがあります。そのときには顔にもX線がかかっています。このような治療を受けた子供たちが大人になったときの皮膚癌を見ますと、10ラド以下ぐらいの線量から増えています。不思議なことに、白人ではふえていて、黒人ではふえていない。ですから皮膚に関しては放射線だけでなく、たぶん紫外線が何かいたずらをしていると思うのです。イオン化放射線と紫外線の共同作用みたいなものだと思います。そういうことを全部考えますと、例えば肺のときもラドンと煙草とかまた何か別のものが出てくるかもわかりませんので、しきい値があるとはっきり言えないと私は思うのですが。

青山 私もそれが妥当かどうか非常に疑問に思いますが、何故ウラン鉱夫の疫学が必要かといいますと、ラドンの寄与による肺癌の誘発がそこではっきりするから、そのリスクがリスク・ファクターとして使えるということだと思います。

だから一般の、特殊な場所以外の肺癌のリスクということになりますと、今度は確かに特殊性がなくなってきます。ラドンが寄与しているかどうかという問題が薄れてくる。だから、両方の疫学データが要る。うまくつき合わせて使う必要があると思います。

もう一つ言いたいのは、日本人のそういう疫学データ、ことにウラン鉱夫というのは無理かもしれませんが、ラドン濃度がはっきりしている鉱山の疫学データをどなたか出していただけたらと思います。

小林 どなたか日本の鉱山の状態について御存じの方はいらっしゃいますか。

黒沢 お答えは極めて簡単でありまして、わからないということです。動燃の人形峠とか東濃鉱山のデータもありますが、これも人の移り変わりが激しくて、というのは下請けにやらせていた時代がありまして、その時の方がラドン濃度は高いのです。それを追跡することはかなり難しい。私のところにもデータがありますが、まず概算をしてどのくらい肺癌で死ぬかを検討したら、ごくわずか、1人かそれ以下でして、要するに母集団の人数が足りないのが一番の大きな原因で、わからない。

もう一つ、それは $\gamma$ 線の影響が入っていないのです。坑壁からのラドンの出方は、鉱石の種類によってずいぶん違っていて、例えば、ピッチブレンドとかウラニナイトとかいった酸化物のウラン鉱物、プライマリーのウラン鉱物からは非常ににくい。ことにピッチブレンドからはほとんど出ないと思います。それに対して、カルノタイトとかオーチナイトとかいった2次鉱物からは非常にやすくなっております。

ウラン鉱山でウランの品位が1%ですと、周囲が全部鉱床の場合は11ミリレントゲンから12ミリレントゲン/時になります。(普通の状態では切羽の下側のみとか上側のみが鉱床なので5.5mR/h位になる。)

従って、ラドン濃度だけで評価するのはかなり危険であろうと思います。これはあちこちに書きましたが、 $\gamma$ 線の影響を加味しないと、お互い同士の比較は全くできない。一つの系統、例えばコロラド・プラトーの場合ですと、大体オーチナイト系のもので母岩が砂岩などですから、1本の線の上に乗るのですが、例えばカナダのオンタリオ州の場合はまた違う種類の線になってしまいますので、このため相互比較はかなり難しいと思います。その辺を考慮しないと、わからなくなってくると私は思っております。

先ほどカナダのウラン鉱山の被曝量が低いというのが出ておりました。誤解があってはならないので申しますが、あれは露天掘りの数値を入れていますので、相当低くなっています。ですからラドンが鉱山でさえ低いのだという表現は不適当だと思います。しかし $\gamma$ 線は高く、ことに地質を担当している人は、年間5レムを超える可能性があるくらい被曝します。鉱山は安全だとお考えでしたら間違いだと思います。

日本の普通の鉱山で昔どうだったかということは実はわかりません。恐らくかなり高かった

ろうと私は考えておりますが、測ろうとしても、この前も申しましたが、測れなかったというのが実情です。

小林 ウラン鉱夫についてもまだまだ厳密に検討してゆくと問題が多いということが只今の御討論ではっきりしました。

低い線量域でどうなるかについて私が承知しているところでは、スウェーデン、ノルウェーなどの一般家屋内ラドン濃度が高い国々で、疫学調査のパイロットスタディが始まっております。そのような調査データがそろってきますと、本当に低い線量域で直線関係かどうかがわかってくると思います。

次に、ラドン温泉が取り上げられましたが、これについては「ラドン温泉だから当然家屋内空気中のラドン濃度が高いか」というと実はそうではない」という御指摘がございました。一方、そのリスクについては最近ICRPがコモ声明という形で意見を述べておりますので、草間先生に御発言いただきたいと思っております。

草間 ラドン温泉そのものについては今日御船先生から御紹介いただきました。ICRPは1987年9月のコモ声明で温泉中のラドンにつき意見を出しておりますので、その概略を御説明します。ICRPは治療に使うときのラドン温泉は、制御可能な線源であるから可能な限り制御する必要があると言っています。

温泉浴という形で特に医療の目的で使いますので、医療被曝については、放射線防護のいわゆる正当化、最適化の2つを十分適用しなければなりません。それで、治療の対象となる人には正当化と最適化の判断を十分行った上でラドン温泉浴を使う必要があるとも言っています。

又先ほど御船先生のスライドでもドクターが聴診しているところが出てきましたが、ラドン温泉で働いている医療従事者には正当化と最適化は勿論のこと、線量制限、すなわち実効線量当量として50ミリシーベルトが適用されるとも言っております。

小林 コモ声明について追加いたします。ラドン温泉は特に東欧諸国で盛んでありますが、「治療としてのラドン浴は担当医、あるいはその国の当局の責任者がラドン浴に本当に、正味の利益があることを確証した上でのみ行うべきであり、その上で被曝量はその最低レベルに抑えてください」という趣旨です。つまりICRPとして、ラドン温泉が有用であるか否かの判断を下すことは避け、それぞれの国に任せたいと思っております。

しかしながら治療ではなく、リクリエーションとしてのラドン浴については、コモ声明は「そのような行為によって肺ガンリスクが増加することを関係者は認識すべし」と述べております。

先ほどの御船先生のお話でも、「日本のラドン温泉では温泉浴効果が明らかに認められる」ということですが、この効果が純粋にラドンによるかどうかはまた別の問題で、ホルメシス効果

との関連も含めて、今後の検討が必要である、というのが一般的な理解であると思います。

## まとめと討論

### 8. 屋内ラドンの規制と対策（セッションX）

それでは最後のセッションについての討論に移りますが、草間先生にまずまとめをお願いします。

**草間** 私の印象としては、最後に岩崎先生も藤元先生も言われたように、我が国でラドン濃度の規制についての提言を実際にどういうふうにしていくかは、わが国のラドン濃度の測定値が出てからの問題だと思います。

それから特に自然放射線に対する防護という点で問題なのは、通常的人工放射線ですと、一般公衆の線量制限すなわち放射線防護という視点から考えますと、例えば原子力発電所については設置者あるいは国が、コンシューマーグッズ等については製品が世の中に出る段階で、それぞれ線源のコントロールが十分行われますが、自然放射線については、個々の人、1軒1軒、あるいは1個1個が問題になってきます。ですから規制値がどうだ、あるいは線量の低減対策としてはこういうものがあるといいますが、ほかの人工線源で行われているような放射線防護方を十分適用するのはなかなか難しいことで、一般公衆のラドンに対する理解を深めることが一番大事だと思います。

そういう意味ではいたずらにラドン濃度がどうこう、リスクがどうこうと言いますと、また大変な社会的な混乱をもたらすので、ラドンあるいは放射線リスクについて一般公衆にどういう形でPRしていくかということが特に今後の大きな課題であると思っております。

**小林** この点につきまして、御意見ございますか。

**吉沢** 今1軒1軒違うとおっしゃったのですが、換気量が日本の場合は幾らというのに対して1軒1軒違うと私が感じるのと似ていると思います。ただ、違うといってもそうは違わないのですね。やはり幾つかに分けられるし、例えば線源となるのがもしも建材であるならば、そういう建材を使わなければいいのです。もしも床下から来る地中のラドンであるならば、床下に入ってこないようにするか、床下の空気を逃がしてやればいいのですから、その意味では工学的対策は不可能ではないとは思いますがね。

ですからその様な事柄を、取りあえず方向づけして置くことも必要と感じます。

**浅野** 私どもも今のような対策、つまり汚染防止あるいは濃度の低減対策に向けた取り組みを

しているのですが、感想としては、一般的な住宅については問題はないという認識がありません。試算をしてみても、それ程高いレベルにはならないという予測ができます。勿論、国民線量という風な見方とは別で、異常な高濃度という状況は特殊ケースという見方をしております。

特に高い濃度があらわれるのは、ほとんどの場合は換気量不足が原因という気がしております。それはラドン問題は別としても、こういう部屋ではこのぐらいという基準がありますので、例えば1時間当たり0.5回、換気率0.5が確保されていれば、ほとんどの場合は十分低レベルに保持できると考えております。

ただ、私ども昨日発表させていただいたように、これから地下室がふえてくるだろうとか、あるいはソーラーシステムの一部として蓄熱体としてロックを使うといった特殊な場合に高濃度になり得るということは、一般の人も知っていた方が良く考えます。

その意味で私どもは高濃度がどういう場合に起こり得るのか、そのソースがどういうところにあるのか、しからば対策はどういう方法が合理的かといったことをやっていきたいと考えています。

**小林** 濃度の測定について思い出したことがあります。米国のEPA(環境保護庁)は、各家庭に自分の家のラドンの濃度が心配な場合にはこういうふうに測定しなさいという指針を出しております。それによりますと、家を普段生活している状態ではなく、窓もドアも全部閉めて出来るだけ密封の状態にして、2日間パッシブ・モニターを置いて測定することとしています。そうすると、その家の一番危なくなり得る限界の最高濃度がつかめます。あとは暮らし方によって換気の状態が変わってきますから同じ家でも住む人によって濃度はそれぞれに違ってまいります。御参考までに御紹介しました。

**笠井** ちょうど良い機会ですのでご紹介します。いま小林先生が米国EPAのことを紹介されましたが、実は原研はEPAとの共同研究を進めています。その中でこのラドンの問題をわれわれのところとEPAとで共同研究を行うことになり、11月に私と天野がEPAへ行き研究打合せをしてきました。そのとき、EPAがラドンに関して一般公衆の教育啓蒙に使っているビデオテープ5巻が送られました。1巻が約90分ですので、全部見ると約8時間かかりますが、ご希望の方は、どうぞご利用下さい。

**小林** ぜひ次の機会にそのテープを見ることにしたいと存じます。それではまだ御意見があるかと思いますが、時間になりましたので、今回のセミナーこれで終わりにさせていただきます。

2日間にわたり諸先生の貴重なご報告と会場の皆様の活発な御討論をいただきまして、現時点におけるわが国の屋内ラドン研究の全貌をうかがうことが出来ました。心から御礼申し上げます。

## 付録・ラドンの基礎知識と換算表



## ラドンの基礎知識と換算表

藤元憲三／土居雅広

放射線医学総合研究所

## ラドンとは

ラドンは自然界に存在する自然放射性核種の1つであり、土壌、岩石、建材等の中で生成され、大気中に拡散し地球上の至るところに存在するものである。ラドンは無色、無味、無臭の不活性ガスであり、別紙に示した壊変系列から分かるようにラジウムが壊変\*して出来たものである。ラドンは発見された当時、ラジウムから放出されるものという意味で、ラジウム・エマナチオンと呼ばれていた。現在では正式な元素名として、それを縮めたラドンという名称が用いられている。このラドンの中でも特にウラン系列から生じたラドンをラドンと呼び、トリウム系列から生じたラドンをトロンと呼んで区別している。

しかし、社会一般的な呼称としての「ラドン」は、例えば「ラドン」温泉などのように元素名として用いられ、上述のラドンとトロンの両方を含んでいることがある。

ラドンは、ポロニウム-218、鉛-214、ビスマス-214、ポロニウム-214とつぎつぎに壊変し、安定同位元素(鉛-206)に至る。この壊変系列の中で短寿命の放射性核種を総称してラドン娘核種と言う。同様にトロンもポロニウム-216、鉛-212、ビスマス-212、ポロニウム-212(一部はタリウム-208)と次々に壊変して、安定同位元素(鉛-208)に至る。これらを総称してトロン娘核種と言う。一般的にラドンあるいはトロンと表現される場合には、それぞれラドン娘核種、トロン娘核種も含む場合がある(ラドンの壊変系列およびトロンの壊変系列図参照)。

(\*壊変とは原子が $\alpha$ 線、 $\beta$ 線、 $\gamma$ 線等を放出して別の核種に変わる現象を表す。)

以下に、ラドン(トロン)及びラドン(トロン)娘核種に関するさまざまな用語のうち、頻繁に用いられる用語について簡単に説明する。

## 放射能を表す単位

①ベクレル(Bq)：放射能をあらわす単位。放射性物質中の放射性核種の一秒間の壊変数が1であるときの放射能が1ベクレルである。

$$1 \text{ Bq} = 1 \text{ s}^{-1}$$

②キュリー(Ci)：従来用いられてきた放射能の単位。当初はラジウム1gを1キュリーとし、ラジウム系列の元素については、ラジウム1gと放射平衡にある量を1キュリーと定義していた。その後1953年の国際放射能単位委員会(ICRU)で、ラジウム系列に限らずさまざまな放射性

物質の放射能を表示できるように定義が改められ、放射性物質中の放射性核種の一秒間の壊変数が370億であるときの放射能を1キュリーとした。この定義によるとラジウム1キュリーはほぼ1gである。1975年の国際度量衡総会で放射能の単位としてベクレルが採択され、今後は漸次ベクレルに換算して表示することが必要になった。

$$1\text{Ci}=3.7\times 10^{10}\text{Bq}$$

### 放射能濃度を表す単位

- ①  $\text{Bqm}^{-3}$ ：ラドン(トロン)濃度を表すとき標準的に用いられる放射能濃度の単位。1立方メートルの空気中で1秒間に1回壊変が生じる濃度。
- ② EEC(平衡等価濃度)( $\text{Bqm}^{-3}$ )：ラドン(トロン)娘核種の濃度。ラドン(トロン)娘核種と放射平衡にあると仮定した場合のラドン(トロン)濃度で表す。
- ③ ポテンシャル $\alpha$ エネルギー濃度( $\text{Jm}^{-3}$ )：単位体積中に存在するすべてのラドン(トロン)娘核種から、将来の壊変に伴って放出されるすべてのアルファ線のエネルギーの和。
- ④ WL(ワーキングレベルまたは作業レベル)：ラドン(トロン)娘核種の濃度。  
ラドンの場合：平衡等価濃度が $3700\text{Bqm}^{-3}$ であるラドン娘核種濃度に相当する。  
トロンの場合：平衡等価濃度が $275\text{Bqm}^{-3}$ であるラドン娘核種濃度に相当する。
- ⑤  $\text{pCi l}^{-1}$ ：従来用いられてきた放射能濃度の単位。  
 $1\text{pCi l}^{-1}=37\text{Bqm}^{-3}$
- ⑥ 1 マッヘ：温泉水及び空気中のラドンの放射能を表すため古くから用いられている単位。  
 $1\text{マッヘ}=1.34\times 10^4\text{Bq l}^{-1}$

### 照射量(曝露量)を表す単位

- ①  $\text{Bq h m}^{-3}$ ：ある個人がある期間さらされている平衡等価濃度の時間積分。
- ② ポテンシャル $\alpha$ エネルギー被曝( $\text{Jhm}^{-3}$ )：ある個人がある期間さらされているラドン(トロン)娘核種のポテンシャル $\alpha$ エネルギー濃度の時間積分。
- ③ WLM(作業レベル月)：労働者の曝露量を表す単位。1WLMは1ヵ月の標準労働時間(170時間)の間1WLの濃度にさらされていることに相当する。 $1\text{WLM}=3.5\times 10^{-3}\text{Jhm}^{-3}$ 。

### ワーキング・レベル(WL)とワーキング・レベル・マンス(WLM)について

ワーキング・レベル(以下WL)、ワーキング・レベル・マンス(以下WLM)は、鉱山労働者の作業環境、作業条件にあわせて設定されたラドン濃度および放射線( $\alpha$ 線)曝露量の単位である。そのため、一般の居住環境におけるラドン濃度や放射線( $\alpha$ 線)曝露量の単位としてWL、WLMを用いようとするときには、注意が必要である。

1リットルの空気中に存在する $^{222}\text{Rn}$ あるいは $^{220}\text{Rn}$ の短寿命娘核種の任意の混合物から将来の壊変に伴って放出される $\alpha$ 線のエネルギーの合計が $1.3\times 10^5\text{MeV}$ であるとき、その空気中の

ラドン濃度を1 WLという。

ラドンおよびその娘核種が放射平衡にある(ラドン濃度と各娘核種濃度がすべて同じである)場合には、ラドンの放射能濃度が $3.7\text{Bq l}^{-1}$ ( $=100\text{pCi l}^{-1}=3700\text{Bqm}^{-3}$ )のときにほぼ1 WLに相当する $\alpha$ 線エネルギーが放出される。

トロンおよびその娘核種が放射平衡にある場合には、トロンの放射能濃度が $0.275\text{Bq l}^{-1}$ ( $275\text{Bqm}^{-3}$ )のときにほぼ1 WLに相当する $\alpha$ 線エネルギーが放出される。

鉱山労働者が1 WLの作業環境で1ヵ月間、作業に従事した場合の放射線曝露量を1 WLMという。この場合、歴史的な理由からラドン濃度がWLで表されたときには、作業時間には月あたり170時間とされていることに注意する必要がある。

特に、WLMで一般住居環境における曝露量を表示する場合には、曝露時間が1ヵ月あたり720時間(24時間 $\times$ 30日)であることを考慮しなければならない。

つまりラドン濃度が1 WLである場所に720時間いた場合の曝露量は、WLMで表示すれば4.24WLM(1(WLM) $\times$ 720(h)/170(h))である。ラドン濃度が1 WLである場所で1日あたり12時間の家事労働に従事する場合の曝露量は、WLMで表示すれば2.12WLM(1(WLM) $\times$ 12(h/day) $\times$ 30(day)/170(h))に相当することになる。

### 放射能を表す単位間の換算表

Bq	Ci
1.0	$2.7 \times 10^{-11}$
$3.7 \times 10^{10}$	1.0

### 放射能濃度間相互の簡易換算表

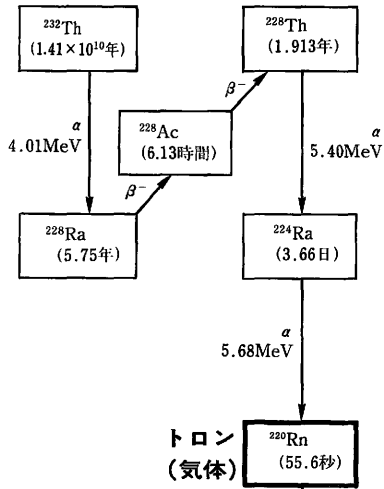
Bqm <sup>-3</sup> (EEC)		Jm <sup>-3</sup>	WL		pCi l <sup>-1</sup> (EEC)		マッヘ (mache)
ラドン	トロン		ラドン	トロン	ラドン	トロン	
1.0		$5.5 \times 10^{-9}$	$2.7 \times 10^{-4}$		$2.7 \times 10^{-2}$		$7.5 \times 10^{-5}$
	1.0	$7.6 \times 10^{-8}$		$3.6 \times 10^{-3}$		$2.7 \times 10^{-2}$	
$1.8 \times 10^8$	$1.3 \times 10^7$	1.0	$4.8 \times 10^4$	$4.8 \times 10^4$	$4.8 \times 10^6$	$3.6 \times 10^5$	$1.3 \times 10^4$
$3.7 \times 10^3$		$2.1 \times 10^{-5}$	1.0		$1.0 \times 10^2$		$2.8 \times 10^{-1}$
	$2.8 \times 10^2$	$2.1 \times 10^{-5}$		1.0		7.4	
$3.7 \times 10^1$		$2.1 \times 10^{-7}$	$1.0 \times 10^{-2}$		1.0		$2.8 \times 10^{-3}$
	$3.7 \times 10^1$	$2.8 \times 10^{-6}$		$1.3 \times 10^{-1}$		1.0	
$1.3 \times 10^4$		$7.7 \times 10^{-5}$	3.6		$3.6 \times 10^2$		1.0

### 照射量(曝露量)間相互の簡易換算表

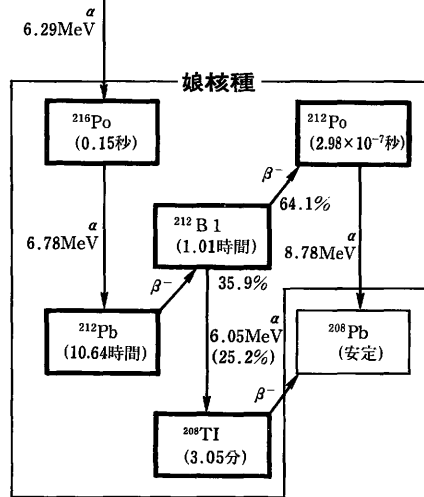
Bqm <sup>-3</sup> (EEC)		Jm <sup>-3</sup>	WLM		実効線量当量*(mSv)	
ラドン	トロン		ラドン	トロン	屋内	屋外
1.0		$5.5 \times 10^{-9}$	$1.6 \times 10^{-6}$		$8.8 \times 10^{-6}$	$1.8 \times 10^{-5}$
	1.0	$7.6 \times 10^{-8}$		$2.2 \times 10^{-5}$	$4.2 \times 10^{-5}$	$5.5 \times 10^{-5}$
$1.8 \times 10^8$	$1.3 \times 10^7$	1.0	$2.9 \times 10^2$		$1.6 \times 10^3$	$3.2 \times 10^3$
$6.3 \times 10^5$		$3.5 \times 10^{-3}$	1.0		5.5	$1.1 \times 10^1$
	$4.6 \times 10^4$	$3.5 \times 10^{-3}$		1.0	1.9	2.5

\*UNSCEAR 1982 REPORT p.189

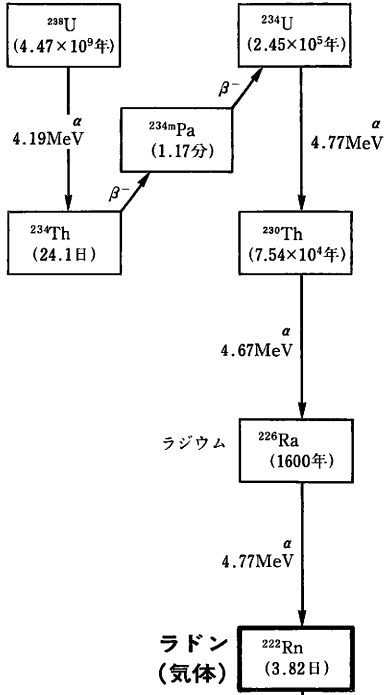
# トリウムの壊変系列



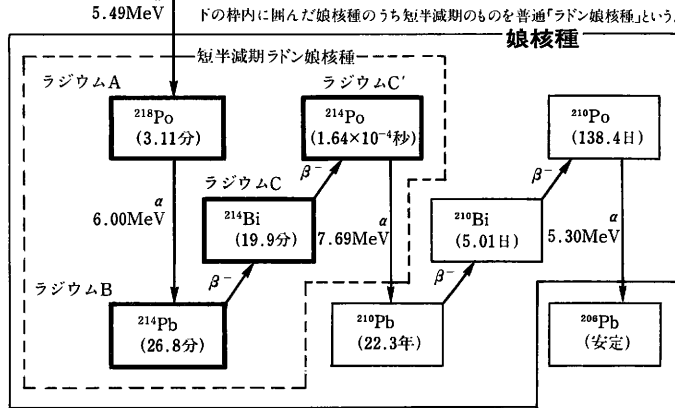
元素記号	元素名	原子番号
Th	トリウム	90
Ac	アクチニウム	89
Ra	ラジウム	88
Rn	ラドン	86
Po	ポロニウム	84
Bi	ビスマス	83
Pb	鉛	82
Tl	タリウム	81



### ウランの壊変系列

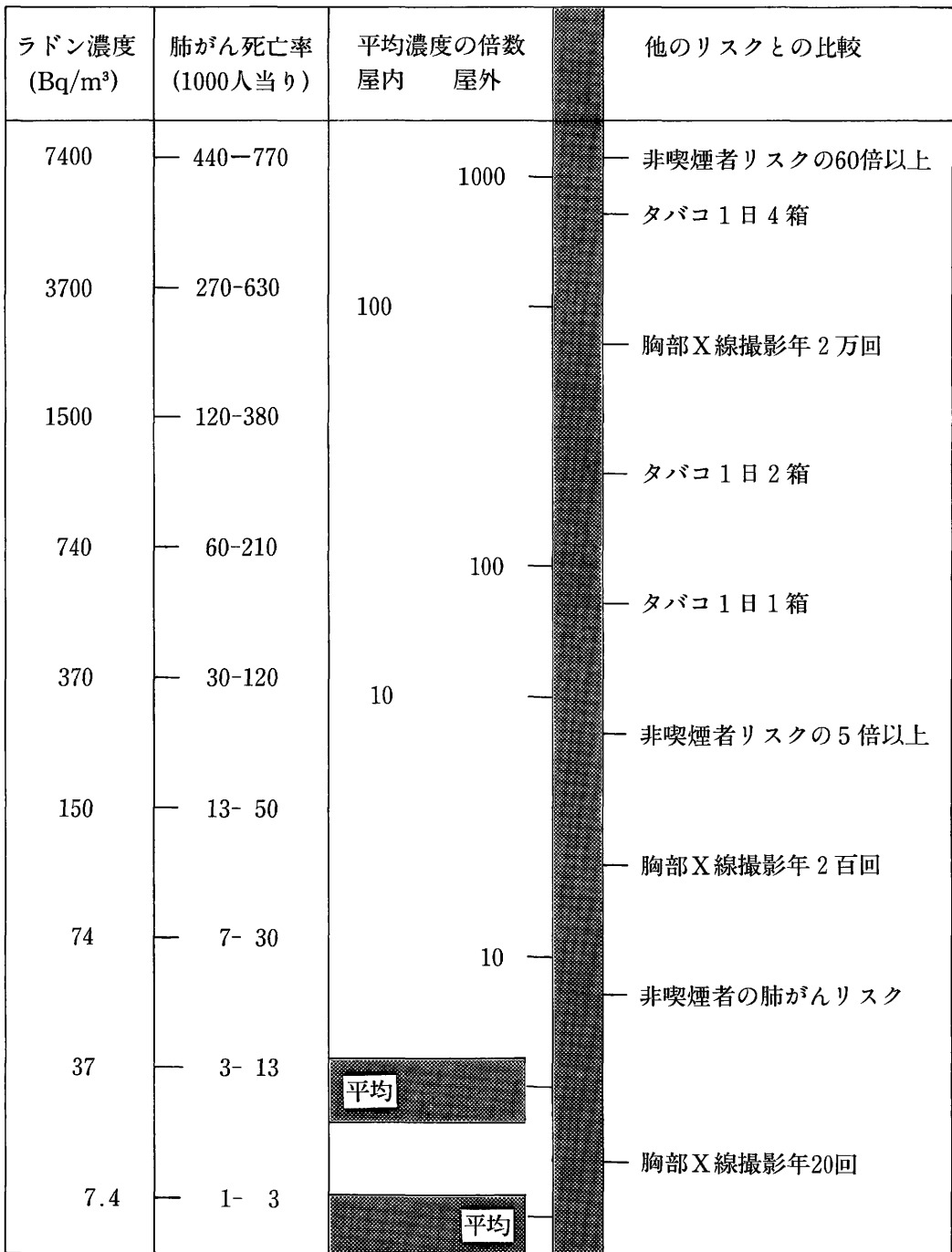


元素記号	元素名	原子番号
U	ウラン	92
Pa	プロトアクチニウム	91
Th	トリウム	90
Ra	ラジウム	88
Rn	ラドン	86
Po	ポロニウム	84
Bi	ビスマス	83
Pb	鉛	82



# ラドンのリスクと他のリスクの比較 I

(米国の推定)



出展：United States Environmental Protection Agency, A Citizen's Guide to Radon - What It is And What To Do About It, OPA-86-004(1986)

## ラドンのリスクと他のリスクの比較 II

(スウェーデンの推定)

リスクレベル (死亡リスク/10 <sup>6</sup> 人年)	ラドン濃度 (Bq/m <sup>3</sup> )	そのリスク	他のリスク	エネルギー 委員会の対策評価
10 <sup>5</sup>	80,000	地面から 屋内最大レベル		
10 <sup>4</sup>	8,000		タバコ1箱/日 の全健康リスク	社会的介入
10 <sup>3</sup>	800	既存家屋の 対策レベル	タバコ1箱/日 の肺がんリスク	
		新築家屋の 限度値	鉱山労働	社会的に 何らかの対策をとる
10 <sup>2</sup>	80		自動車事故	
		ヨーロッパの 一般家屋濃度	建設業	個人に情報提供 個人的に低減対策を 試みる
10	8	外気の濃度	サービス業	
1	0.8		列車事故	個人的には 何ら心配の必要無し
			スズメバチ 蛇	
0.1			落雷	

出展：Swedish National Institute of Radiation Protection, Radon in housing, a84-10(1984)

## 編集後記

編集担当者として、先ず、この報文集の速報的性格にも拘らず出版が遅れたことをお詫びします。セミナー開催から1年数か月を経て、やっと上梓の運びとなりました。

セミナー参加者は演者、座長を含め約200名、大学、研究所の方々ばかりでなく、電力や建材関係など一般業界からも御出席を得て、ラドン問題の社会性を強く感じました。このセミナーでは講演に対する質疑と討論セッションでの討論が、ことに熱心に、活発に行われ、やりとりの過程で問題認識が深まり、又貴重な問題提起が次々になされました。この討論部分の収録、整理は困難な作業ではありましたが、発言者の御協力により、ほぼ全部を報文集中に収載することが出来ました。あらためて読み返してみても、当日の会場での真剣で熱意あふれる雰囲気を行間を感じ、編集途次での難問処理の苦労も忘れて、ささやかな幸福感にひたっています。

なお、一部の論文に表記上の不統一が残ってしまいました。読者の御寛容をお願い致します。また巻末にラドンに関するデータ等をまとめて付録と致しました。お役に立つことを願っております。

編集作業の不幸により出版が遅れております間に、放医研におきましては寺島東洋三所長が原子力安全委員の要職に転任されて、松平寛通先生が所長となられ、市川龍資科学研究官は原子力安全研究協会にお移りになられて、松岡理先生が科学研究官となられました。寺島、市川先生、また松平、松岡先生にはラドン問題につきまして絶えず貴重な御助言と御激励を頂きました。本書の上梓にあたり、心より御礼申し上げます。

最後になりますが校正にあたって中村裕二氏に全面的な御協力をいただきました。併せて感謝致します。

平成元年 3月17日

小林定喜／完倉孝子



## 第15回放医研環境セミナー参加者名簿

### ア

青山 喬 滋賀医科大学・医学部  
 浅野 賢二 建築研究所  
 天野 光 日本原子力研究所・東海研究所  
 阿部 史朗 放射線医学総合研究所  
 阿部 道子 放射線医学総合研究所  
 新井 清彦 放射線医学総合研究所  
 阿部 勝彦 宮城県原子力センター

### イ

飯沼 武 放射線医学総合研究所  
 飯地 稔 (社)石膏ボード工業会  
 池田 耕一 国立公衆衛生院  
 池田 正道 都立アイソトープ総合研究所  
 石川 悦朗 新日鉄化学  
 石井 忠 山梨医科大学  
 石井 覚 吉野石膏㈱  
 石川 欽也 電力新報社  
 石川 陽一 宮城県原子力センター  
 石田順一郎 動力炉・核燃料開発事業団  
 石渡 達也 静岡県環境放射能センター  
 石樽 信人 放射線医学総合研究所  
 市川 龍資 放射線医学総合研究所  
 市川 敦 東海大学  
 伊藤 和男 建築研究所  
 伊藤希一郎 福井県衛生研究所  
 伊藤 幸久 科学技術庁・福井原子力連絡調整官事務所  
 井上 俊治 NHK  
 井上 義和 放射線医学総合研究所  
 井場 敏行 日本分析センター  
 稲葉 次郎 放射線医学総合研究所  
 今井 利夫 石川県衛生公害研究所  
 入江 重美 京都府衛生公害研究所  
 岩倉 哲男 放射線医学総合研究所  
 岩瀬 修 長瀬ランダウァ㈱  
 岩崎 民子 放射線医学総合研究所  
 飯田 孝夫 名古屋大学・工学部  
 猪越 幸夫 都立アイソトープ総合研究所

### ウ

上田 泰司 放射線医学総合研究所  
 上野 昭子 放射線医学総合研究所  
 内田 滋夫 放射線医学総合研究所  
 浦山 隆雄 科学技術庁・原子力安全局  
 上野 晃 鹿児島県川内環境監視センター  
 内山 正史 放射線医学総合研究所

### エ

江角 周一 島根県衛生公害研究所

### オ

大島 俊則 アロカ㈱  
 大島 一蔵 理科学研究所  
 太田 勝正 東京大学・医学部  
 太田庸起子 国立公害研究所  
 大津 裕司 放射線医学総合研究所  
 大西 勝基 福井衛生研究所  
 大西平次郎 小野田セメント㈱  
 大畠 幸二 千葉工業大学  
 大桃洋一郎 放射線医学総合研究所・那珂湊支所  
 大沼 章子 愛知県衛生研究所

### カ

甲斐 倫明 東京大学・医学部  
 片岡 兄一 日本原子力事業㈱  
 香川 順 東京女子医大  
 笠井 篤 日本原子力研究所・東海研究所  
 檜田 義彦 放射線医学総合研究所  
 片桐 浩 日本原子力研究所・東海研究所  
 片瀬 彬 九州大学・工学部  
 勝又 貞一 秋田県衛生研究所  
 加藤 治 在日アメリカ軍  
 加藤 義雄 放射線医学総合研究所  
 金益 和 名古屋大学  
 金城 義勝 沖縄県公害衛生研究所  
 鎌倉 幸雄 放射線医学総合研究所  
 川上 利彦 放射線医学総合研究所  
 河村 正一 (社)日本保安用品協会  
 川上一二三 東北電力㈱  
 加部東正幸 日本原子力研究所・大洗研究所

紙中 修二 積水ハウス試験研究所  
河村日佐男 放射線医学総合研究所  
金木 清 動力炉・核燃料開発事業団人形峠事業所  
完倉 孝子 放射線医学総合研究所

キ

菊池 一雄 北海道電力(株)原子力部  
木村 英治 関西電力(株)高浜発電所  
木村 健 放射線医学総合研究所  
木村 敏正 日本分析センター  
城所 博子 放射線医学総合研究所

ク

熊取 敏之 放射線影響協会  
隈元 芳一 放射線医学総合研究所  
黒澤 龍平 早稲田大学・理工研究所  
栗山 孝夫 共同通信科学部  
草間 朋子 東京大学・医学部  
久保田 暁 厚生省

コ

小泉 彰 放射線医学総合研究所  
小泉 勝三 放射線医学総合研究所  
小佐古敏荘 東京大学・原子力センター  
児島 紘 東京理科大学・理工学部  
小林 智 北海道立衛生研究所  
小柳 邦彦 アサノ電子(株)  
近藤 肇 北海道大学・工学部  
今野 伸浩 東北電力(株)・女川原子力発電所  
小林 定喜 放射線医学総合研究所

サ

佐瀬順洵一 三菱金属(株)  
佐藤 兼章 日本分析センター  
佐藤 庄一 茨城県公害技術センター  
佐藤 信俊 宮城県原子力センター  
佐藤 文昭 北海道大学・獣医学部  
佐藤 和男 日本大学・理工学部  
笹原 孝 日本原子力研究所  
斉藤 茂郎 吉野石膏(株)  
坂井 達也 千代田保安用品(株)

シ

茂木 道教 (株)日本環境調査研究所  
設楽 秀弥 山形県衛生研究所

柴田 貞夫 放射線医学総合研究所  
下 道国 名古屋大学・工学部  
城米 久 マサノ電子(株)  
静岡 清 広島大学・工学部  
清水 勇 日本原子力研究所

ス

杉浦 城春 都立アイソトープ総合研究所  
杉山 祐士 放射線医学総合研究所  
住谷みさ子 放射線医学総合研究所  
鈴木 隆司 都立アイソトープ総合研究所  
千馬 利行 通産省立地公害局  
関 晋 日本原子力研究所

タ

高木 俊信 東邦大学・医学部  
高田 文男 日本分析センター  
高橋 幹二 京都大学原子エネルギー研究所  
高橋 則子 (株)日本環境調査研究所  
滝澤 行雄 秋田大学医学部  
武田 篤彦 大阪府立放射線中央研究所  
武田 洋 放射線医学総合研究所  
館野 之男 放射線医学総合研究所  
田中 栄一 放射線医学総合研究所  
田中 和夫 原子力安全研究協会  
田仲 正実 長瀬ランダウア(株)  
谷口 和子 放射線医学総合研究所  
滝上 誠 慈恵会医科大学  
滝澤 宗治 (株)日本環境調査研究所

ツ

津浦 伸次 動力炉・核燃料開発事業団人形峠事業所  
辻 厚男 京都府衛生公害研究所  
土屋 武彦 産業医科大学

テ

寺島東洋三 放射線医学総合研究所

ト

外川 織彦 日本原子力研究所・東海研究所  
土橋 創作 東京ヘルス・ケミファ(株)

ナ

中谷 光 石川県衛生公害研究所  
中原 俊隆 厚生省

中村 清	放射線医学総合研究所		
中村 裕二	放射線医学総合研究所		
西 健雄	日本原子力研究所・大洗研究所		
西野真喜雄	アサノ電子㈱		
西村 義一	放射線医学総合研究所		
西山 正孝	日本分析センター		
野崎 武	茨城県公害技術センター		
<b>ハ</b>			
服部 直道	日産化学工業㈱		
林 正徳	日本磷酸㈱		
早田 勇	放射線医学総合研究所		
<b>ヒ</b>			
平井 保夫	茨城県公害技術センター		
久嶋 道広	東京医科大学		
<b>フ</b>			
福岡 勇雄	動力炉・核燃料開発事業団		
福田 一義	北海道立衛生研究所		
福田大三郎	鹿児島県環境センター		
福田 信男	放射線医学総合研究所		
福富 一	JNC		
藤崎 三郎	長瀬ランダウァ㈱		
福 堀	滋賀医科大学		
古瀬 健	放射線医学総合研究所		
古世子淳一	㈱日本環境調査研究所		
古元 嘉昭	岡山大学・医学部		
深津 弘子	日本分析センター		
藤元 憲三	放射線医学総合研究所		
<b>ホ</b>			
細田 晃	島根県衛生公害研究所		
<b>マ</b>			
松平 寛道	放射線医学総合研究所		
松本伊佐緒	在日アメリカ陸軍		
丸山 隆司	放射線医学総合研究所		
増本 薫	動力炉・核燃料開発事業団人形峠事業所		
榊田 武史	石川県環境管理課		
松本 理	放射線医学総合研究所		
松村 一博	㈱日本環境調査研究所		
<b>ミ</b>			
三浦 富男	㈱日本環境調査研究所		
御舩 政明	岡山大学・医学部		
宮本 霧子	放射線医学総合研究所		
三村 明	中国電力㈱・島根原子力発電所		
三好 隆	茨城県公害技術センター		
<b>メ</b>			
恵 和子	大阪府立放射線中央研究所		
<b>モ</b>			
森 栄幸	㈱日本環境調査研究所		
森 利明	大阪府立放射線中央研究所		
<b>ヤ</b>			
山口 寛	放射線医学総合研究所		
山口 豊	千葉大学・医学部		
山口 健二	千葉工業大学		
山崎 敬三	京都大学原子炉実験所		
中山 督	東京電力㈱原子力保健安全センター		
山西 弘城	名古屋大学・工学部		
矢部 明	㈱日本原子力情報センター		
<b>ユ</b>			
柚木 英二	岡崎環境保健センター		
<b>ヨ</b>			
吉岡 勝広	島根県衛生公害研究所		
吉澤 晋	国立公衆衛生院		
吉田 芳和	原子力研究所・東海研究所		
吉野 憲司	㈱ユニ・スター		
吉本 泰彦	放射線影響研究所		
横山英太郎	北海道大学・工学部		
米田 稔	京都大学・工学部		
米田 茂	金沢大学附属中学校		
米原 英典	滋賀医科大学		
<b>リ</b>			
力武 知之	千葉大学・医学部		
<b>ワ</b>			
渡利 一天	放射線医学総合研究所		

## 第15回放医研環境セミナー実行委員会名簿

委員長	小林 定喜	総括安全解析研究官
副委員長	阿部 史朗	環境衛生研究部第1研究室長
委員	内山 正史	総括安全解析研究官付
		主任安全解析研究官
	丸山 隆司	物理研究部第3研究室長
	石樽 信人	内部被ばく研究部主任研究官
	藤元 憲三	環境衛生研究部主任研究官
	越島得三郎	養成訓練部指導室長
	河村日佐男	環境放射生態学研究部第3研究室長
事務局	淵上 辰雄	管理部企画課専門職
	田中 昭	管理部企画課調査係長
	池田 浩二	管理部企画課調査係

放医研環境セミナーシリーズ No.15

**生活環境におけるラドン濃度とそのリスク**

---

1989年 3月25日

編集 小林 定喜/完倉 孝子

編集協力 田中 昭/池田 浩二/鎌倉 幸雄

---

放射線医学総合研究所

〒260 千葉市穴川4-9-1

電話 0472-51-2111