



原子力施設とラドン及びその娘核種

石田順一郎

東海事業所・安全管理部

資料番号：52-4

Nuclear Facilities and Radon/Radon daughters

Junichiro Ishida

(Health and Safety Division, Tokai Works)

ラドン及びその娘核種による被ばくについては、単に、ウラン鉱山等で働く労働者に対してだけではなく、一般住居に居住する人々に対する被ばく源としても、最近注目される様になってきており、また、原子力施設においては施設管理上の観点から、ラドン及びその娘核種の挙動が注目されている。本報告では、原子力施設との係り合いからラドン及びその娘核種について述べる。

Key Words: Nuclear facilities, Radon and its daughter products, Air contamination, Surface contamination, Rapid measurement.

1. まえがき

ラドン・トロン及びその娘核種による被ばくについては、単に、ウラン鉱山等で働く労働者に対してだけではなく、一般住居に居住する人々に対する被ばく源としても最近注目される様になってきており、国連科学委員会(UNSCEAR)1982年報告書⁽¹⁾においても、ラドン・トロン及びその娘核種に関する記述に多くの紙面がさかれている。

このラドン・トロン及びその娘核種については、プルトニウムやウランなどの α 放射性物質を取り扱う原子力施設における空気汚染及び表面汚染管理上の観点からも注目されており、測定法上及び管理上の検討が加えられている。また、OECD/NEAの放射線防護公共保健委員会においては、1983年よりラドン・トロン等のモニタ装置の性能の確認及び国際比較を行うことについて議論がなされ、その計画が実施されつつある。

本報告では、以上の点を踏まえ、原子力施設とラドン・トロン及びその娘核種との係り合いについて述べることにする。

2. 自然放射線源による被ばく

自然放射線源に起因する被ばく線量については

⁽¹⁾ UNSCEAR1982年報告書に詳述されており、以下、同報告書をもとに各種被ばく形態の状況について述べる。

人間の自然放射線源からの被ばくを考えた場合、大きく体外被ばくと体内被ばくに分けられる。体外被ばくの要因としては、

- (1) 宇宙線
- (2) 大地の放射線

に大別され、また、体内被ばくの要因としては、

- (1) 宇宙線生成放射性核種であるトリチウム、炭素-14等
- (2) 原始放射性核種であるウラン-238系列、トリウム-232系列等

に基づくものに大別される。これら自然放射線源からの平均的な年間実効線量当量は約2mSv(200mrem)と推定され、このうち、体内被ばくがその殆どを占めている。各成分毎の年間実効線量当量の推定値一覧を表-1に示す。これら自然放射線源による被ばくは、職業被ばく、核爆発による被ばく、医療被ばく等を考える際の物指しとして用いられる場合が多く、同報告書においても、これら各種状況における被ばく線量について図-1を提示している。図-1(a)においては自然放射線源からの被ばくが格段に高い。

次に高い医療被ばくでも自然放射線源の寄与の20%程度であり、核爆発の寄与(約1%)は小さい。また、年々漸増している職業被ばくを含む原子力発電の寄与は同図において最大を示す1980年の値でも自然放射線源の0.1%以下であり、まだかなり小さいと言える。また、同図(b)は各種集団実効線量当量の

表1 普通のバックグラウンドの地域における自然の源による1人あたりの年間実効線量当量の推定値

照射の源	年間実効線量当量(μSv)		
	体外照射	体内照射	合計
宇宙線			
—電離成分	280		280
—中性子成分	21		21
宇宙線生成核種		15	15
原始放射性核種			
^{40}K	120	180	300
^{87}Rb		6	6
^{238}U 壊変系列			
$^{238}\text{U} \rightarrow ^{234}\text{U}$		10	
^{230}Th		7	
^{226}Ra	90		1044
$^{232}\text{Rn} \rightarrow ^{214}\text{Po}$		800	
$^{210}\text{Po} \rightarrow ^{210}\text{Pb}$		130	
^{232}Th 壊変系列			
^{232}Th		3	
$^{228}\text{Ra} \rightarrow ^{224}\text{Ra}$	140	13	326
$^{220}\text{Rn} \rightarrow ^{208}\text{Tl}$		170	
総和(まとめ値)	650	1340	2000

(注) 1 Sv = 100 rem

推定値を、それと同じ線量を与える自然バックグラウンド被ばくの日数として表示されたものである。1962年の大気圏内核実験による1年あたりの集団実効線量当量預託が、自然バックグラウンドの約1.6年分に相当している以外は、いずれの線源による被ばくも自然放射線源による1年分の被ばくより下まわっている。

上記の様に、自然放射線源に起因する被ばく線量は他の線源からの被ばく線量を評価する際の目安となっており、職業被ばくを含む原子力発電所に起因する被ばく線量のPublic Acceptanceの観点からも重要な指標と言わざるを得ない。

3. ラドン・トロン及びその娘核種

平均的な年間実効線量当量に大きく寄与するラドン・トロン及びその娘核種による被ばくについては、前記報告書の中で、付属書Dとしてかなり詳細に記述されている。表-1からわかる様に、体内被ばくのうち、ラドンの娘核種からの寄与が全体の約60%を占めている。トロンの娘核種からの寄与は10%強でやや小さい。以下、特に断わらない限り、ラドン及びその娘核種に話を限って述べることにする。上述の様にラドン等は自然放射線源に起因する被ばく線量に大きく寄与しているが、原子力施設において

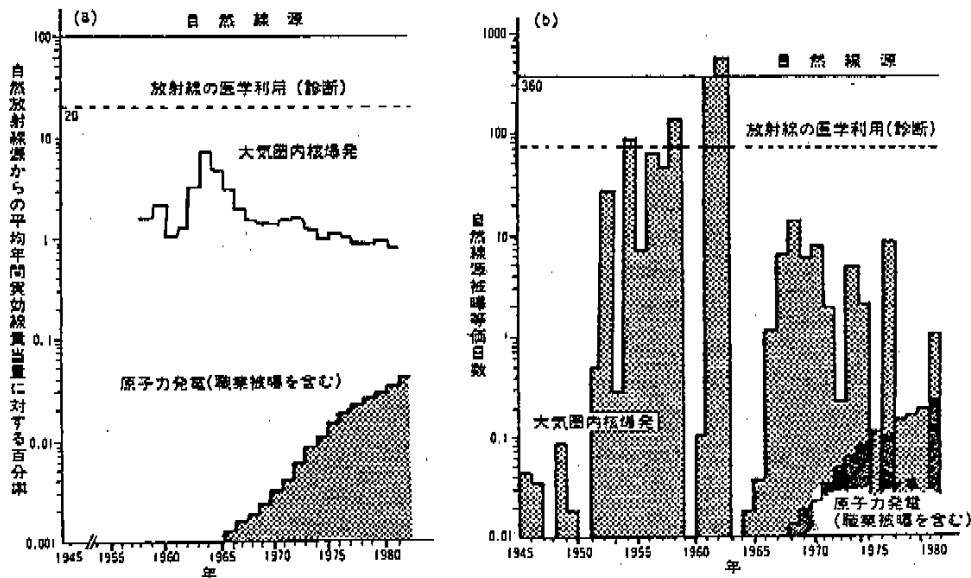


図1 種々の放射線源からの線量の経時変化

- (a) : 自然放射線源からの平均被曝量に対する百分率で表した年間実効線量当量。
 (b) : 自然放射線源からの被曝と等価な被曝量になる日数で表した、1年の行為あたりの集団実効線量当量預託。

も注目に値する核種である。即ち、その娘核種が短半減期であるが α 放射性核種であるため、プルトニウム（以下、Pu）やウラン（以下、U）などの放射性物質を取扱う施設において表面汚染管理及び空気汚染管理を行う際の測定上の障害となっている。前者においては、冬の乾燥時期に静電気のため、ラドンの娘核種等が局所的に高いレベルとなり、あたかも表面汚染が発生したかの様にみえる場合がある。また、後者においては空気をサンプリング濾紙を通してサンプリングした際、ラドンの娘核種等が濾紙上に蓄積され、通常、3日程度放置してからでなければ、空気中のPuやUの濃度を求めることができない。また、迅速な測定が要求される場合には取扱っている放射性物質の α 線エネルギーとラドン等娘核種の α 線のエネルギー差を利用した α スペクトロメトリ法により測定することとなる。Pu燃料施設、再処理施設等には、万一、Puが取り扱い系外に漏れ出た場合に、Puを迅速に検出、測定する目的で、半導体を検出器としたプルトニウムダストモニタが設置され、空気中の放射性物質濃度を連続的に監視している。⁽²⁾これら測定系については、これまで数度の検討が加えられ、信頼性の向上等がはかられてきている。また、 α スペクトロメトリ法の検討と合わせ、他の測定法についても検討がなされてきている。

この他、ウラン鉱山においては職業上の被ばく評価のため、ラドンの測定を実施している。ラドンの測定については、最近、OECD/NEA主催の「ラドン・トロン及びそれらの娘核種のモニタリング装置に関する国際比較について」が実施され、動燃の安全管理部門も参加する機会を得た。

原子力施設での空気汚染の測定法及びOECD/NEA主催の測定法の国際比較を中心に、ラドン及びその娘核種について述べることにする。

3・1 空気汚染管理とラドン及びその娘核種

空気汚染管理の一般原則等については、数多くの報告書が出されている。^{(2)~(5)}ここでは迅速測定ということに話を限って、その測定法上の問題について言及する。

Pu等の α 放射性物質の空気中濃度を迅速に測定しようとする場合、測定の障害となるのはラドン等娘核種の存在である。これらラドン等は地中から湧出したものが建家の給気系統を経て室内に流入したり、建家の床、壁等のコンクリート中に含まれている ^{226}Ra や ^{232}Th が崩壊して生成されるものである。従

って、建家内のラドン等娘核種の濃度は

- (1) 室外のラドン・トロン濃度
- (2) 換気回数
- (3) 建家内壁面からのラドン・トロンの放出率
- (4) 壁面積と室内体積の比
- (5) 気象条件

等に依存して変化し、一般に、ラドンの娘核種であるRaA (^{218}Po)、RaB (^{214}Po)、RaC (^{214}Bi)の割合は場所によって大きく異なる。Pu等測定対象放射性物質の濃度がこれらラドン等娘核種の濃度より高いことが明らかな場合には、測定対象室内の空気をサンプリング後、速やかに測定することが可能であるが、ラドン等娘核種の濃度と同等か、それ以下の場合には何らかの測定法を講じなければならない。その方法としては種々のものがあるが、迅速測定を行ううえで最も有効な方法として、ラドン等娘核種と測定対象の放射性物質との間の

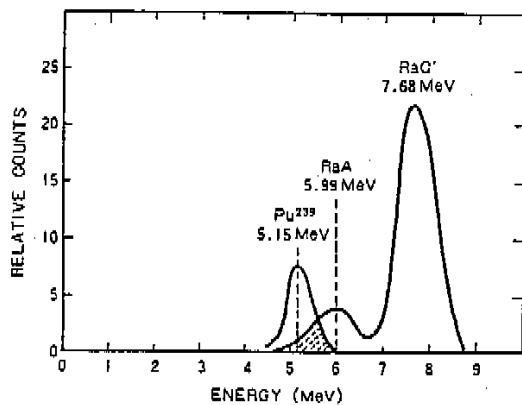
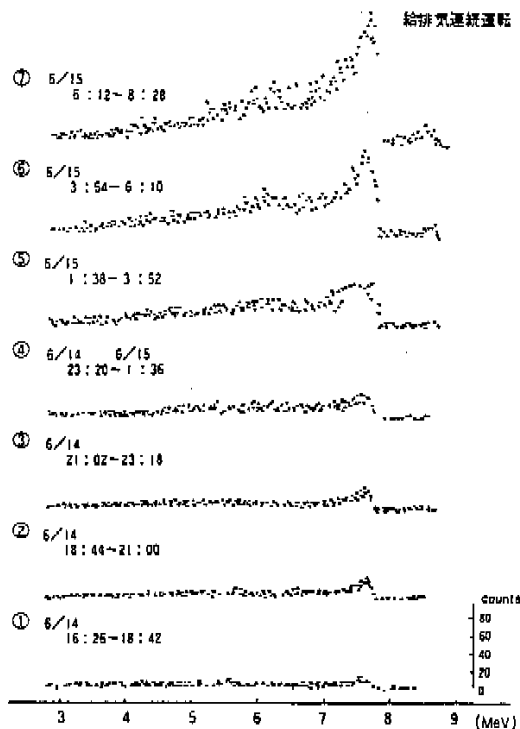
- (1) 放出 α 線のエネルギー差
- (2) 粒度分布の差
- (3) 半減期の差

等を利用して分離する方法が考えられる。

3・1・1 放出 α 線のエネルギー差を利用した測定法

Pu及びラドンの娘核種等から放出される α 線のエネルギーを図-2に示す。⁽²⁾測定対象のPuと、ラドンの娘核種等との間にエネルギー差があるため、 α スペクトロメトリ法を用いることによりこれら核種を弁別、測定することが可能と考えられる。しかし、実際には、空気を吸引、捕集するサンプリング濾紙の特性、空気中での α 線エネルギーの減衰等により図-2に示す様に、明確に分離したスペクトルが得られる訳ではなく、低エネルギー側へ尾を引く山なりのスペクトルが得られる。Puが測定対象である場合にはRaA及びThC' (^{212}Po)からの α 線が測定の障害となる。条件によっては、更に、RaC' (^{214}Po)からの α 線の影響も考えられ、迅速測定を行うためには、これら α 線を除去することが必要である。つまり、サンプリング濾紙上に捕集されたラドン等娘核種の α スペクトル特性の把握が、まず重要となる。

通常の施設管理に使用される代表的なサンプリング濾紙であるHE-40Tにラドン等娘核種が捕集された場合の α スペクトルの経時変化の一例を図-3に示す。50ℓ/minでのサンプリングと同時並行して測定を実施し、一定時間毎にデータアウトしたものである。朝方に計数値の増加が見られる。一般に、

図2 プルトニウム及びラドン娘核種の α スペクトル図3 サンプルングフィルターの α 線スペクトル測定結果

α スペクトル上は、着目している放射性物質の弁別閾とその高エネルギー側の弁別閾との間には相関性があると言われているため、いくつかの弁別閾を設定し、弁別閾間の比をとり、その経時変化を図示した(図-4)。(5.1~6.1MeV)/(3.2~5.1MeV)の比が同図中では最も安定な結果を示している。この比については、施設毎の特性に応じて変化するものと考えられ、各施設毎にその特性を把握しておくこ

とが必要と考えられる。比が一定となる弁別閾を見出すことができれば、その比をもってラドン等娘核種の α 線が着目核種の弁別閾へ与える影響を除去できるため、原理的には、ラドン等娘核種の変動(バックグラウンドレベルの変動)に影響されない検出感度の設定が可能となる。再処理施設で現在使用されているプルトニウムダストモニタは、単に、エネルギーによる弁別だけであるが、施設の給気口に高性能エアフィルタを設置するなどし、室内のラドン・トロン濃度が低くおさえられているため、測定上は十分な感度が得られている。しかし、測定条件の悪い施設においては上述の様な検討が検出感度の改善に非常に有効であると考えられる。

以上はサンプリングと同時並行して測定した α 線のスペクトル特性であるが、施設管理上は上記の様な連続的な管理方法の他に、施設の随所でサンプリング濾紙を用い一定期間連続的にサンプリング後、その濾紙を回収して測定する方法(スニッフ法)がある。この種のサンプリング濾紙は、通常、全 α 放射能強度を測定し、その値は図-5に示す様に昼夜間で大きく異なり(この例では夜間に建屋の給排気系を停止している)、着目核種の空気中の許容濃度より高い場合が多く、正確な測定を行うためには、通常、サンプリング濾紙回収後3日程度放置し、ラドン等娘核種の減衰を待たなければならない。しかし、空気汚染等の異常が発生したと考えられる場合には、汚染の規模を速やかに把握する必要があることから迅速な測定が要求される。異常が発生してから測定にかかるまでの時間は、異常の状況に応じて異なるものと考えられるが、サンプリング濾紙の回収後、30分以内に α スペクトロメトリ法による測定の準備が終わるものとみなし、サンプリング停止30分後から2,000秒間測定した場合の特性を調べた。測定雰囲気は真空中とし、エネルギー弁別閾として下記のものを設定し、サンプリング時間をパラメータとした各弁別閾の比を調べた。

- (1) 3.5~5.5MeVと5.5~6.05MeV(対象核種:
 ^{239}Pu , ^{241}Am)
- (2) 3.5~5.15MeVと5.15~6.05MeV(対象核種:
 ^{239}Pu)
- (3) 3.0~4.77MeVと4.77~6.05MeV(対象核種:
 ^{238}U , ^{234}U)

3時間から4日の範囲で、サンプリングを行い停止した場合の各弁別閾の比をとったものを図-6に示す。サンプリング期間中の平均的な空気中粉塵濃度

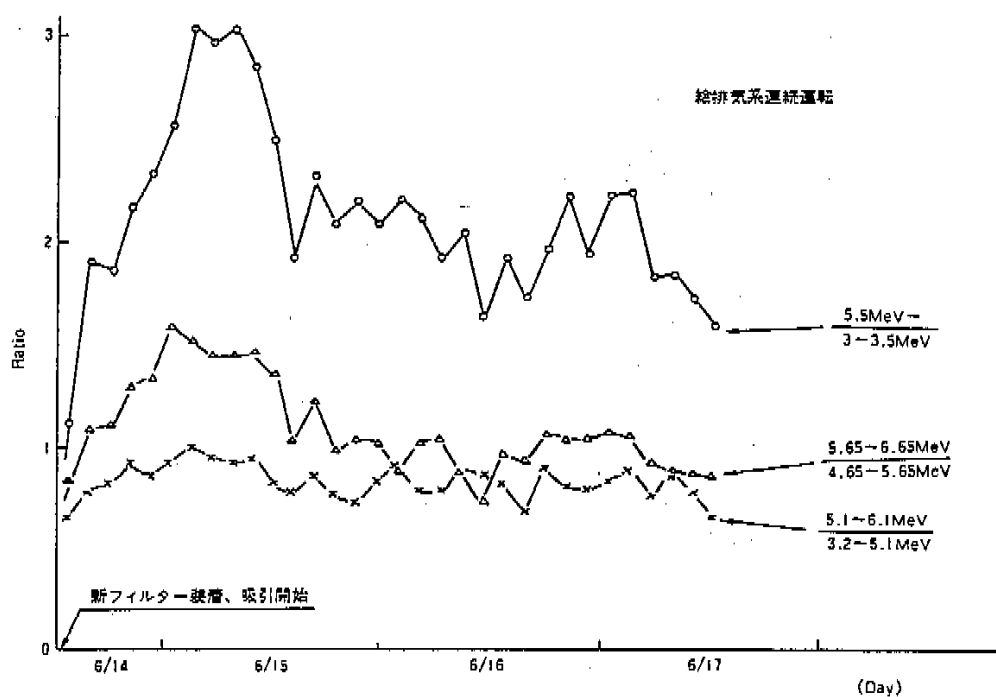


図4 二井別間での計数値の比

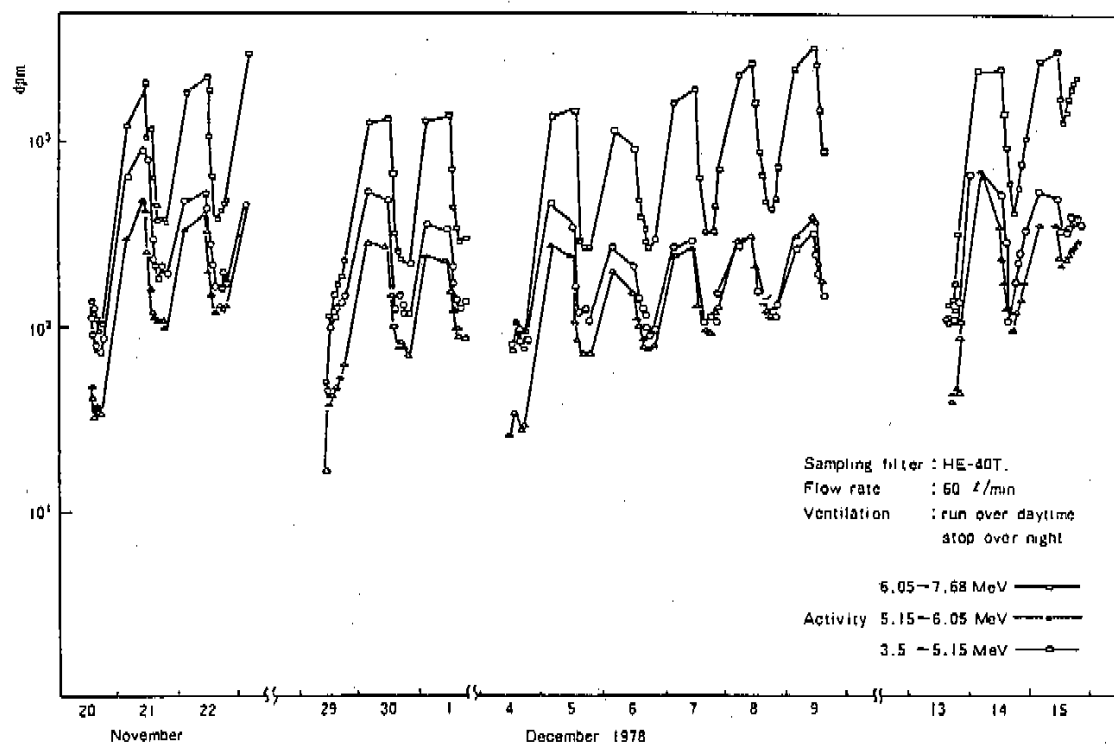


図5 サンプリング濾紙上のラドン娘核種等放射能強度の経時変化

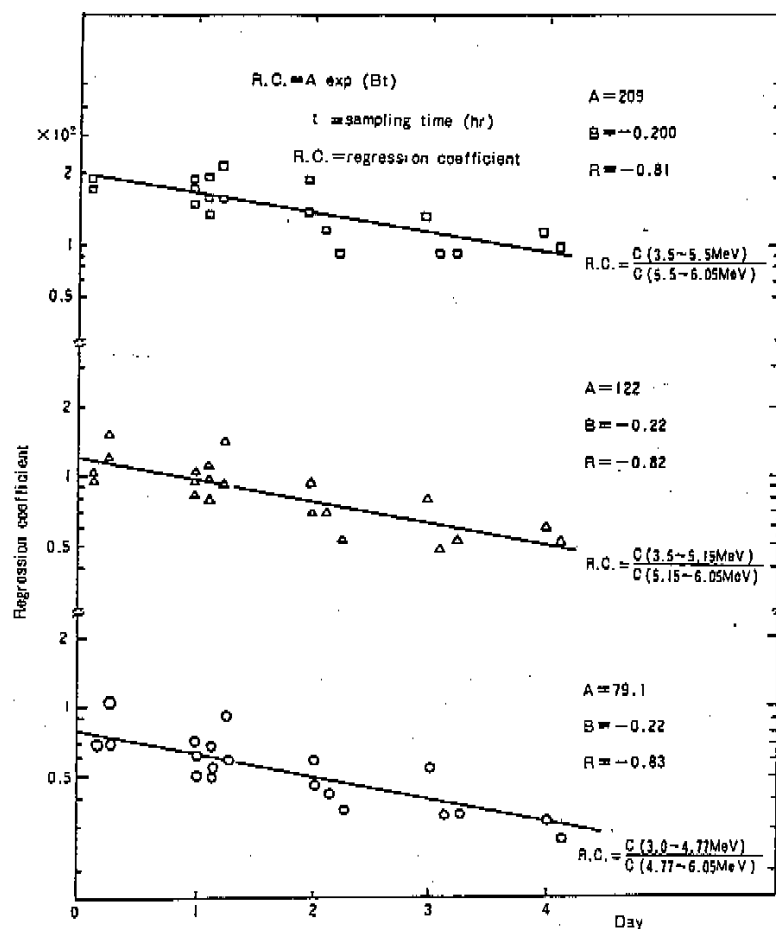


図6 サンプルング濾紙上のラドン等娘核種の特性

は $34 \mu\text{B}/\text{m}^2$ であった。二弁別閾での比は(1)~(3)いずれも時間の経過とともに減少する傾向を示している。空气中に浮遊している粉塵が時間の経過とともにサンプルング濾紙上に捕集、蓄積され、サンプルング濾紙の表面捕集効率が改善されていくためと考えられる。比の減少を次の指数関数で近似されるものとし、最小二乗法により(1)~(3)について求めた各係数を図-6に合わせて示す。

$R.C. = A \exp(Bt)$ (1)

R.C.はRegression Coefficientの略で比(%)を、 t はサンプルング時間(hr)である。求めた回帰曲線の相関係数は0.81~0.83で、十分実用に耐え得る信頼性があると判断し得る。従って、各施設においても、同様に回帰曲線を求めておけば、単なる波高弁別だけではなく、RaA、RaC'から放出される α 線に起因するバックグラウンドを除去できるため、異常が発生してから1時間程度でそのレベルを求めることが

できると考えられる。

3・1・2 粒度分布の差を利用した測定法

着目している核種及びラドン等娘核種の粒度分布については各所での測定値が報告されており^{(6)~(10)}その例を図-7に示す。再処理施設の様な湿式工程から発生するPuエアロゾル粒子はその粒径が $0.1 \sim 1.0 \mu\text{m}$ (空気力学的放射能中央径、以下同様) と小さいが、他の施設から発生するPuエアロゾル又はUF₆エアロゾルの粒径は $0.6 \mu\text{m}$ 以上となっている。これに対し、ラドン等娘核種の粒径については $0.4 \mu\text{m}$ 未満となっている。従って、取り扱っている放射性物質の粒径がラドン等娘核種の粒径より大きいことが判明している施設ではその差を利用した弁別捕集方法を採用することにより迅速な測定が可能となる。

放射性物質の粒子径の測定には、採取した試料をオートラジオグラフィ法などで測定する方法が一般

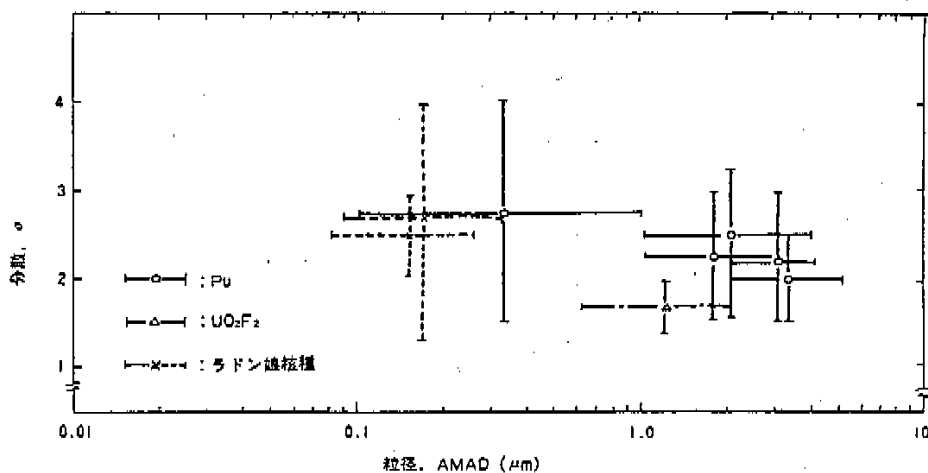


図7 種々のエアロゾルの粒径

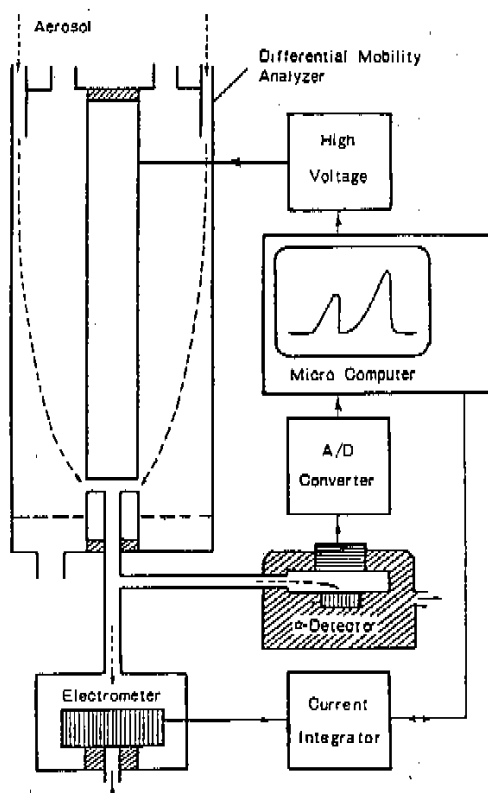


図8 Differential mobility analyzer とその周辺機器

的であるが、ラドン等娘核種の粒子径は $0.1\mu\text{m}$ 前後とかなり小さいため、測定法としては種々の考慮が必要である。その一例として、筆者が構成した粒子径の測定システムを図-8に示す。同システムは

Bipolar Diffusion Chamber, Differential Mobility Analyzer (以下、DMA)⁽¹⁾、エレクトロメータ、サンプリング濾紙、半導体検出器及びこれらを制御するミニコンからなる。DMAはエアロゾルに対し一種のフィルタの様な役割を果たし、低電位の狭い粒子径範囲のエアロゾルのみを系外に取り出すことができる。即ち、DMAは二重の円筒管よりなり、外側の円筒は接地され、内側の円筒に負の電圧が印加される。これら円筒管の電圧を変化させると、上部から流入したエアロゾルはその粒子径及び保有している電荷量に依存した電気移動度に基づく軌跡を描く。小さな粒子ほど電気移動度が大きいので半径の小さな軌跡を描きながら円筒の上部の方に衝突し、大きな粒子径の粒子ほどゆるやかな軌跡を描きながら円筒の下部に衝突するか、これら円筒間を通り抜けて排気される。従って、下部にスリットを設けておけば、特定の電気移動度の粒子のみをそこから取り出すことができる。

この様なDMAを中心に据えたシステムの運転法は以下の通りである。電気的に中和されたエアロゾルはDMAの上部から流入し、上述の様に、ある電気移動度の粒子のみが下部のスリットからエレクトロメータ部及び α 線検出部へ導びかれ、ほとんどのエアロゾルは系外に排出される。スリットを通過したエアロゾルはその有する電荷量及び放射能強度を、それぞれ、独立にまた同時に測定でき、その結果はミニコンに蓄積される。ここで、電気移動度は粒子径に、電荷量は濃度に、それぞれ、換算される。DMAの二重円筒間の電圧を変えることにより種々の

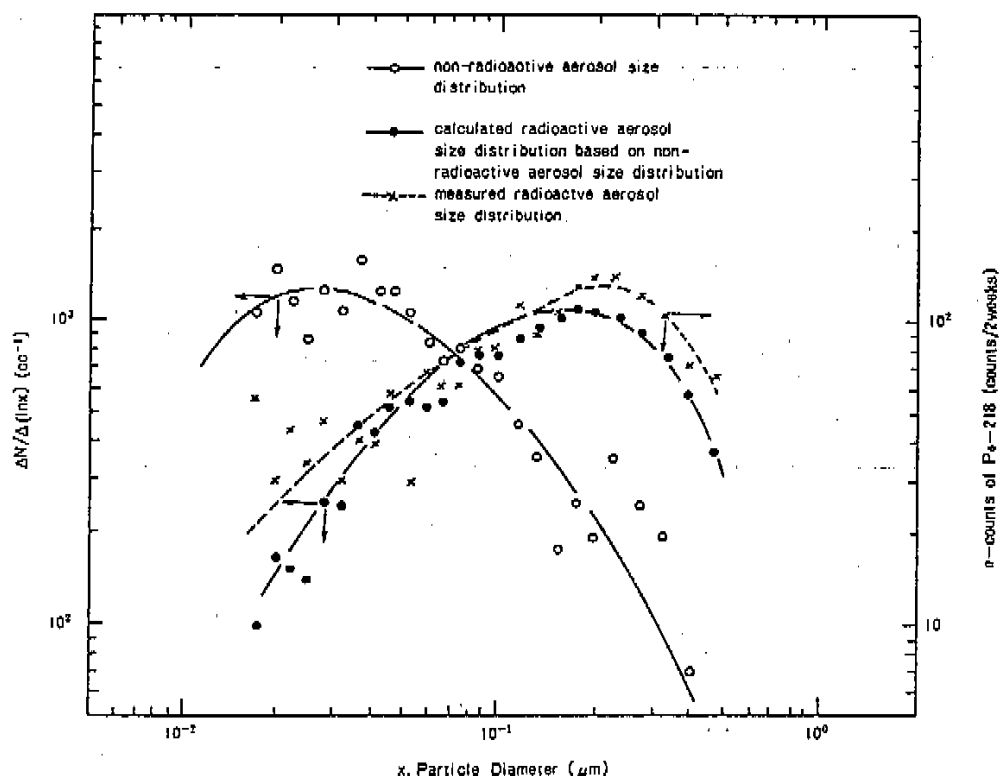


図9 室内エアロゾルの粒度分布と放射能強度分布

粒子径に対応する粒子数濃度及び放射能濃度が求まる。最小電圧から最大電圧までの一連の電圧下での電荷量及び放射能強度の測定終了後

- (1) 電荷量測定値からの非放射性エアロゾルの粒度分布計算⁽¹¹⁾
- (2) 非放射性エアロゾルの粒度分布をもとにした放射性エアロゾルの粒度分布の理論計算（実効付着係数は仮定する）

等の実行が可能である。

同システムを用いて求めた室内エアロゾルの粒度分布及びラドン等娘核種の粒度分布測定結果を図-9に示す。同図には室内エアロゾルの粒度分布をもとに計算にて求めたラドン等娘核種の粒度分布も合わせて示している。計算値と実測値との間により一致が見られる。また、これらデータは図-7に示した他所で測定されたラドン等娘核種の測定データとも一致している。

この様に、ラドン等娘核種の粒子径は $0.1\mu\text{m}$ 前後であるため、着目している放射性物質との粒子径差が明らかである場合には、インパクタ法などを用いることにより両者を分離することが可能である。

大量の空気を処理する必要から

- (1) アンダーセンサンプラ
- (2) バーチャルインパクタ

の2種類の方法が有効かと考えられる。前者は多孔型のインパクタで、大きい粒子から順次ステップ的に捕集板に粒子を捕集していくのに対し、後者は分離ノズルを数段相対して設置したもので、慣性パラメータの大きな大粒子は主流に濃縮される一方、慣性パラメータの小さな小粒子は傍流へ除去されていくもので⁽¹²⁾、最終段にはサンプリング濾紙とこれに相対する検出器を設け、濃縮され、捕集されたエアロゾルを常時モニタするものである。⁽¹³⁾ $0.6\mu\text{m}$ 程度で分離する様設計、製作した装置で70~90%程度のラドン等娘核種を除去が可能であった。分離率がこの程度になった理由としてはラドン等娘核種の粒度分布が多分散型で、 $0.6\mu\text{m}$ 以上の粒子の割合が無視し得なかったためと考えられるが、前述のロスベクトロメトリ法等と組み合わせることにより、ラドン等娘核種が効果的に分離されることが期待される。

3・1・3 その他

放出 α 線のエネルギー差、粒度分布の差を利用した測定法のほかに、半減期の差を利用した分離法がある。PuやUなどの長半減期核種に対し、ラドン等娘核種は短半減期核種であるため、サンプリング終了後、時間をおいて、数度測定することによりPu等の放射能強度が求まる。Tsivoglou, Thomas, Marz, Kerr 等、何人もの研究者がラドン等娘核種濃度測定法を提案しているが、その手法を応用することにより測定が可能である。

いずれにしても、ラドン等の挙動を考慮し、施設設計時より建家内のラドン等のバックグラウンドレベルを下げる様考慮しなければならない。建家の給気口にHEPAフィルタ等の高性能な除塵装置を設置し、外気のラドン娘核種等を効率的に除去するのが、モニタ系の精度向上のための大きな一助となろう。

3・2 表面汚染管理とラドン及びその娘核種

冬期などの、特に、乾燥期において、作業終了時のサーベイあるいは退室時のハンドフットクロスモニタ等で、作業者の着衣又は靴底、ビニール等の不導体表面等に有意な値が検出されることがある。これらは短時間だけ有意な値を示し、すぐ消えてしまうため、通常“お化け”と称されている。ラドン等娘核種が静電気等のため局所的に集められるためと考えられるが、発生時点では、すぐにはPu等放射性物質との識別がつかず、原因の調査あるいは除染作業が行われることになる。

この“お化け”の発生機構については、調査を名古屋大学工学部に依頼し、すでに、発生機構、発生防止対策等について報告がなされている⁽¹³⁾。結局“お化け”の発生は、詳細な機構は不明なものの、物体の帯電状態と空気中のラドン濃度との関係で生じることが明らかとなったため、

- (1) 物体個々の帯電防止策を講ずること
- (2) 施設全体を加湿すること

等の対策を施すことが提案されている⁽¹³⁾。Pu燃料施設と比較して再処理施設の方が“お化け”現象の発生が少ないことを考えると、空気汚染管理の項でも述べた様に、室内のラドン濃度を低減させることが、“お化け”現象の発生を抑制するうえで、非常に効果的と考えられる。

3・3 ラドン・トロン及びそれらの娘核種のモニタリング装置に関する国際比較

前項までに述べてきた様に、各施設では、ラドン及びその娘核種は着目核種の測定時の障害物との位置付けで検討されてきた。一方、人形峠事業所安全管理課では、ウラン鉱山で働く労働者の被ばく線量評価の観点から、ラドン自身を測定対象とするモニタリング法について検討し、またその測定を実施してきている。

このラドン及び娘核種については、第2章でも述べた様に、人間の放射線被ばく線源としての寄与が大きいことから、最近その測定法について注目されてきている。従って、この様な時期に、OECD/N EAの放射線防護公共保健委員会が、“ラドン・トロン及びそれらの娘核種のモニタリング装置に関する国際比較”と題する計画をもち、またそれが実施に移されていることは、真に、時宜を得たものと言わざるを得ない⁽¹⁵⁾。本項では、その概要の一端について触れる。

この計画の主旨は、世界各国におけるラドン・トロン及びそれらの娘核種に関する測定について、共通の基盤を得ることで、まず、世界を3地域に分け、基準として活動する次の4研究所が決められた。

ヨーロッパ地域

○National Radiological Protection Board (NRPB), Didcot, United Kingdom

北アメリカ地域

○Environmental Measurement Laboratory (EML), US Department of Energy (DOE), New York

○Denver Research Centre (DMRC), US Bureau of Mines (USBM)

環太平洋地域

○Australian Radiation Laboratory (ARL), Melbourne

これら上記四研究所を中心にPhase I及びPhase IIからなる国際比較の計画が立案された。

Phase I : 校正条件及び測定法を標準化するため、四研究所間でそれぞれの測定法及び装置を校正する。

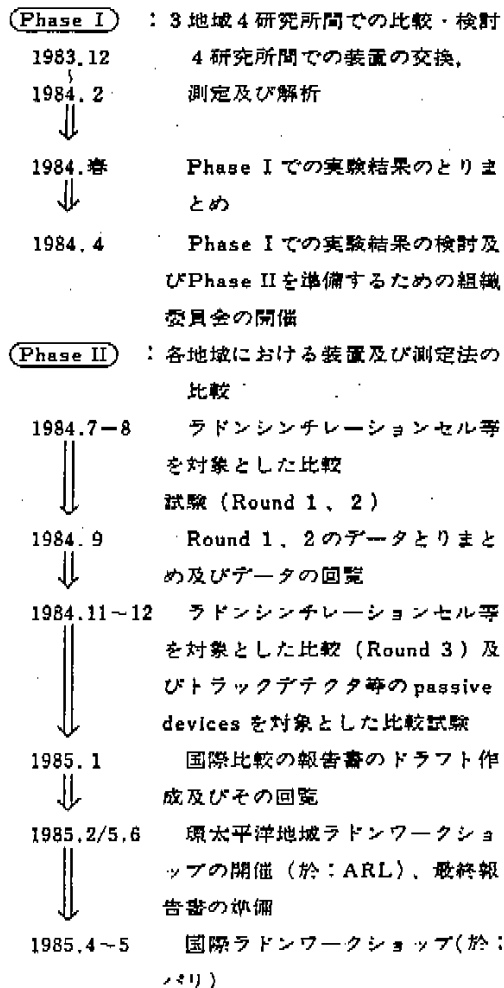
Phase II : 上記研究所の各々の地区に属する研究所、企業等から提出された線量計やその測定装置の国際比較を実施する。

Part 1 及びPart 2に分かれる。

Part 1 : ラドンシンチレーションセルが対象

Part 2 : トラックデテクタ等のpassive devicesが対象

動燃事業団にはPhase Iが終了した段階で、本計画への参加の呼びかけがなされた。全体スケジュールは以下のとおりである。¹⁰⁾



動燃事業団が参加した、環太平洋地域の標準校正施設はオーストラリア、シドニーのオーストラリア放射線研究所 (ARL) である。ARLの校正施設及び試験方法の概要について以下に述べる。

ARLには7.2m³の密封性のラドン及びその娘核種用の試験チャンバーがあり、25℃、50%RHの雰囲気条件が設定されている。標準化されたラジウム溶液から発生するラドンガスを試験チャンバーへ導入することにより、1~1,000pCi/lの濃度を得ることができる。

比較試験に参加する研究所等はシンチレーションセル又はラドンサンプリングセルを上記ARLに送り、値付けされたラドンガスを封入、返送後、各々の研

表2 ラドン濃度測定結果

	ARLでのラドン濃度設定値 (pCi/l)	動燃事業団でのラドン濃度測定値 (pCi/l)				
Round 1	430±10	400±20	380±20	390±20	370±19	
Round 2	146.7±2.4	150±12	150±12	150±12	150±12	

究所で測定し得た値をARLでの設定濃度と比較することとなる。動燃事業団からARLへ輸送し、値付けされたラドンガスを封入してもらうセルとして、当初、人形峠事業所で使用している電離箱を考えたが、空輸の際の漏れを考慮し、新たに内径108mm、長さ164mmのステンレス製のラドンサンプリングセル (内容積1.5l) を製作した。同セルは上下に2個の真空バルブを有するもので、空輸前に気密テストを実施し、漏れのないことを確認した。合計8個のセルにラドンガスを封入してもらい、測定は、業務としてラドン濃度の測定を実施している人形峠事業所にて行った。気圧、温度、湿度の測定、電離箱のバックグラウンド測定、セルから電離箱へのラドンガスの移し替えの後、振動容量型電位計による電荷累積法により測定した。ARLでのラドン濃度設定値と動燃事業団での測定結果を表2に示す。Round 1及び2のいずれも、4試料ずつの測定を行った。Round 1での測定結果がARLでの設定値より大きく下まわっているが、これは、通関手続きに時間がかかり、ARLでラドンガス封入後、15日以上経過してから測定したためと考えられる。ラドンの半減期を、3.8235日とすれば、測定時のラドン濃度は封入時の約6.5%となっている。これに対し、Round 2の試料は通関手続きが順調になされ、封入後、3日目には測定が完了している。測定値がARLでの濃度設定値と非常によくあっていることが表2から読み取れる。今後、ARL等とデータの解釈について検討していきたい。

Part 2のトラックデテクタ等のpassive devicesを対象とした比較試験については、動燃事業団としては測定法を持ち合わせていないため、当面、参加の予定はないが、今後、ラドン等濃度の把握の必要性がますます高まるものと考えられ、維持管理が容易なこの種の測定器開発への要求が大きくなっていくものと考えられる。

4. あとがき

ラドン及びその娘核種について、原子力施設での空気汚染管理及び表面汚染管理の両観点から述べて

きた。迅速測定法については、今後とも検討していくことが必要だが、本文中でも述べた様に、施設設計段階から建家内のラドン等濃度を低減させる施策を講ずることが、後々の施設管理を容易ならしめるうえで最も重要と考える。

また、ラドン及び娘核種の測定法の国際比較試験について現在進行中であるが、ラドン等による被ばくの問題が顕在化している今日、世界各国で共通の物指しを持つことは、第一の前提条件であるため、今後ともこの種の業務を積極的に進めてゆきたい。

参 考 文 献

- 1) 放射線医学総合研究所監訳；放射線とその人間への影響 (1984)
- 2) 日本アイソトープ協会編；作業環境の放射線モニタリング—計画立案から評価まで— (1978)
- 3) L.C.Schwendiman；Appraisal of airborne radioactive effluent sampling systems—Comprehensive analysis format and in-place sampler validation, BNWL-1921 (1976)
- 4) A.J.Breslin；Guidance for air sampling at nuclear facilities, HASL-312 (1976)
- 5) D.C.Stevens and M.Marshall；The purposes, methods and accuracy of sampling for air borne particulate materials, AERER9028 (1978)
- 6) A.V. Nero Jr.；Measurement and instrumentation techniques for monitoring plutonium and uranium particles released from nuclear facilities, LBL-5218 (1976)
- 7) R.D.Evance；Engineers guide to the elementary behavior of radon daughters, Health Physics 17, 229 (1969)
- 8) O.G.Rabbe and M.E.Wrenn；Analysis of the activity of radon daughter samples by weighted least squares, ib. 17, 593 (1969)
- 9) W.Jacobi and K.Eisfeld；Dose to tissues and effective dose equivalent by inhalation of Radon-222 and Radon-220, GSF-Report S-626 (1980)
- 10) 石田順一郎、他；空気中における六フッ化ウランエアロゾルの挙動に関する研究(III)
日本保健物理学会第13回研究発表会要旨集 (1978)
- 11) E.O.Knutson；Extended electric mobility method for measuring aerosol particle size, Fine Particles (Edited by B.Y.H.Liu) p.739 (1976)
- 12) T.J.Yule；An on-line monitor for alpha emitting aerosols, IEEE Transactions on Nuclear Science, NS-25, 762 (1978)
- 13) 黒沢龍平、他；空気汚染物質（ α 放射体）のサンプリング方式に関する一考察、日本原子力学会、秋の分科会予稿集（第II分冊）(1979)
- 14) 池辺幸正、他；プルトニウムモニタリング時における経路計数の発生機構、保健物理、17, 157 (1982)
- 15) Pacific Region Radon Intercomparison Programme, PROTOCOL (1984)
- 16) Letter from Dr. S. Solomon (1984)