

第5回放射医研環境セミナー
「人間環境と自然放射線」

報文集



Natural Radiations in the Human Environment

放射線医学総合研究所



890000142

January 1979

放射線医学総合研究所
National Institute of Radiological Sciences
Anagawa, Chiba, Japan

人間環境と自然放射線

序

放医研環境セミナーは今回で第5回を数えるに至りましたが、今回のテーマが「人間環境と自然放射線」であることは喜ばしいことと思っております。われわれ人類はその誕生の時以来自然放射線に被曝していたのですが、人間が自然放射線の存在を知ってからはまだ100年を経過しておりません。

人間にとって自然放射線は空気や水の如くあるのが当然、あるいは有用のものであったのでしょうか、自然放射線の源となっている宇宙線や天然の放射性核種の研究が今日の原子核物理学その他の科学の進歩をもたらすのに大きく貢献したことは今さら申し上げる必要のないことでありましょう。

一方、放射線影響の研究は放射線作業に従事する職業人の障害防止の立場からはじめられました。自然放射線からの線量と職業人被曝の線量はこれらの研究が始められた初期の時代では比較出来ない程の差があったのですから自然放射線による被曝という感じがなじまなかったことは当然といえましょう。

原子力利用が推進されるにつれて放射線被曝あるいは放射線障害防止の問題は職業人に限定された問題ではなくなり、広く公衆の構成員一般にも及ぶ問題と変わってまいりました。

同時に人間環境中における各種の放射線源の検討も進み、一般的に言えば通常の状態では自然放射線は人間の被曝源としては最大のものであることも明かにされてきました。この結果自然放射線についての研究もさらに広い分野で行われるようになり、その成果は国連科学委員会報告書中にも相当の量をためて報告されるようになって参りました。

自然放射線の線量が地域によって異っていること、同じ地域でもその線量は自然現象によって左右されることなども明かとされてきましたし、わが国についても自然放射線線量の地域差などについてはようやく地図が作成できるほどになっ

て参りました。

個々の人間の自然放射線による被曝線量は異なるでしょうが、人間が誰でも被曝する、あるいは、人間が自らの努力でさけることの出来ない被曝という意味では自然放射線による人間の被曝線量は基準量として扱いうるわけであります。国連科学委員会報告書のうち1972年、1977年報告書では、環境中の各種放射線源からの人間の被曝線量は自然放射線からの被曝線量に対する割合で示されておりますが、これはこのような考え方によるものでしょう。

最近、自然放射線についての研究は一層進み、人間の住む地域や、その自然現象ばかりでなく、人間の生活環境、活動または行動環境によっても人間の自然放射線による被曝線量や被曝形態が異なることも次第に明かになって参りました。このような事実は放射線影響を研究する科学者にとっても重要な情報であろうと考えております。

今回のセミナーを通じて現時点でのわが国の自然放射線に関する各種データが明かにされることはそれだけで十分意味のあることですが、さらに日本人の生活環境や活動環境による自然放射線からの被曝線量なども研究の進展につれて加え何年間隔かで同じ表題でのセミナーが開催され、その都度その時点でのデータが出版されてわが国に関する人間環境と自然放射線の関係が解明されてゆくことを強く期待するものであります。

原子力安全委員
御園生 圭輔

目 次

序	(iii)
寄 与 者 一 覧	(v)
I . 特 別 講 演	
自然放射線について	(3)
II . 人 間 環 境 に お け る 電 離 放 射 線	
1. 宇 宙 線	(11)
2. 大 地 ・ 大 気 か ら の 放 射 線	(23)
3. 屋 内 の 放 射 線	(37)
4. 自 然 放 射 線 か ら の 被 曝	(47)
III . 人 間 環 境 に お け る 自 然 放 射 性 核 種	
1. 地 球 起 源 の 放 射 性 核 種 の レ ベ ル と そ の 挙 動	(61)
1.1 大 気 中 の 長 寿 命 自 然 放 射 性 核 種	(61)
1.2 大 気 中 の 短 寿 命 自 然 放 射 性 核 種	(88)
2. 宇 宙 線 生 成 核 種	(124)
2.1 宇 宙 線 生 成 核 種	(124)
2.2 自 然 状 態 で の 放 射 性 炭 素 の 分 布 と 経 年 変 化	(136)
3. 土 壌 中 の 自 然 放 射 性 核 種	(141)
3.1 土 壌 中 の ^{226}Ra と ^{210}Pb の 存 在 の 関 係 に つ い て	(141)
3.2 土 壌 中 の 天 然 と 人 工 放 射 性 核 種 — と く に γ お よ び α 放 射 体 —	(147)
IV . 人 体 な ら び に 食 品 中 の 自 然 放 射 性 核 種	
1. 全 身 カ リ ウ ム 量 と そ の 内 部 被 曝 線 量	(157)
2. ア ル ファ 線 放 出 核 種 の レ ベ ル	(168)
3. ^{14}C か ら の 体 内 被 曝 線 量	
— 自 然 源 と 人 工 源 と の 対 比 —	(183)
V . 自 然 放 射 線 の 人 類 へ の 影 響	
1. 自 然 放 射 線 の 人 類 へ の 影 響	(193)

2. 自然放射線によるリスクの試算	(211)
VI. 総合討論	
自然放射線線量と問題提起	(219)
索引	(237)

寄 与 者 一 覧

阿部 史郎	放射線医学総合研究所
阿部 道子	放射線医学総合研究所
伊沢 正実	放射線医学総合研究所那珂湊支所
稲葉 次郎	放射線医学総合研究所
市川 龍資	放射線医学総合研究所
伊藤 直次	日本原子力研究所東海研究所
岩倉 哲男	放射線医学総合研究所
内山 正史	放射線医学総合研究所
江藤 秀雄	日本原子力研究所
岡野 真治	理化学研究所
岡林 弘之	放射線医学総合研究所
笠井 篤	日本原子力研究所東海研究所
桂山 幸典	京都大学原子炉実験所
亀谷 勝昭	国立衛生試験所
木越 邦彦	学習院大学理学部
黒川 良康	動力炉・核燃料開発事業団
阪上 正信	金沢大学理学部
下 道国	名古屋大学工学部
寺島東洋三	放射線医学総合研究所
辻本 忠	京都大学原子炉実験所
道家 忠義	早稲田大学理工学研究所
中島 敬行	名古屋大学工学部
浜田 達二	理化学研究所
藤高 和信	放射線医学総合研究所
藤元 憲三	放射線医学総合研究所
御園生圭輔	原子力安全委員会委員
村松 晉	農林水産省畜産試験所
森内 茂	日本原子力研究所東海研究所
山県 登	国立公衆衛生院
渡辺 博信	電力中央研究所

I. 特別講演

自然放射線について

1. 自然放射線の発見

自然放射線とは申すまでもなく、宇宙線および天然放射性核種より放出される放射線のことであり、前者は地球外に起因し、後者は地球自身に由来する。これらはもちろん地球創成の昔より存在し、人類を含め地球上に棲息するあらゆる生物になんらかの影響を直接、間接に及ぼしてきたものと考えられる。しかしながら人類がこれら放射線の存在に気付いたのは前世紀末から今世紀の初期にかけてであって、その意味では人類との知的交流はわずか100年にも満たないが、この間自然放射線の発見は当然科学者の深い関心と呼び種々の観点から研究が進められてきた。物理学者は1895年W. RöntgenがX線を発見した日をもって近代物理学誕生の日と考えているが、それはこの発見に引き続き、またこれに刺激されて次々に重要な発見がなされたからである。すなわち、1896年H. Becquerelはウラン鉱石よりX線類似の“線”の放出されること、すなわち“放射能”の現象を発見した。ついで1898年Curie夫妻によるRa, Poの発見等華々しい業績が相続いて現れ、1902年にはE. RutherfordおよびF. Soddyにより放射線は3種類に分離され、 α , β , γ と名付けられた。他方当時、帯電した驗電器から絶えず電気の漏洩する現象が目され、その原因は驗電器内部の空気の電離によるものと考えられていた。1909年K. Kurzはこの驗電器放電効果の起因を①地球、②大気、③大気外の3つの領域について考察した結果、地殻中の放射性物質よりの放射線によるものと結論した。1910年にいたりA. Gockelは3回にわたり4500mの高さまで気球を上げ観測した結果、驗電器の放電の度合が地上より更に大なることを発見し、大気上層、あるいは地球外に起因する“電離線”の存在の可能性が示唆されるようになった。ついでV. F. Hess (1913~1914), W. Kolhörster (1913~1914)らは5000~9000mの上空における気球観測により電離作用の増大を認め、Hessはこの“電離線”を宇宙起源のものであると考え、“Höhenstrahlung”と名付けた。第1次大戦により研究は一時中断したが、1922年よりA. Millikanらにより研究は再開され、その後彼らにより宇宙線(cosmic ray, 1926)と名付けられた。このようにして宇宙線は発見されたが、宇宙線はまた大気圏、水圏および岩石圏において若干の放射性核種を絶えず生産し続けている。この他、自然界には大気圏に降り注ぐ流星塵の中に含まれている鉄の破砕生成物およびその他の宇宙線による誘導天然放射性核種があり、また宇宙線の中性子成分とは別に地殻内で宇宙線と土壤中の元素との相互作用、 ^{238}U の自発核分裂、 (α, n) 反応等で生じ、土壌、岩石より逸出してくる中性子が存在する。

天然放射性核種 一般に primordial および cosmogenic 放射性核種に大別されているが、前者は地球創成の初めより存在するもので（1次天然放射性核種）、系列をもつもの（ ^{232}Th , ^{238}U , ^{235}U ; これらの崩壊により生ずる放射性娘核種を2次天然放射性核種という）と系列をもたぬもの（ ^{40}K , ^{87}Rb 等）とがある。また後者は宇宙線と物質との相互作用により連続的に作られるもので（誘導天然放射性核種）、20種ほどが検出されている（ ^{14}C , ^3H , ^7Be , ^{22}Na , ^{24}Na 等）。天然放射性核種については早くより地球科学的な面からの関心が持たれていた。すなわち、 $\text{U}\cdot\text{Th}$, ^{40}K 等の長半減期放射性核種の崩壊熱の蓄積による地殻の熱源としての意義、またこれらが造山運動のエネルギー供給にも関係することなどはすでに Joly の著書「放射能と地質学」（1909）、「地球表面の歴史」（1925）においても示唆されているという。また地球の年代学的考察上からも年代決定法として早くより利用されている（長年代—何億年—に対してはウラン・ヘリウム法、ウラン・鉛法、カリウム・アルゴン法など、比較的短年代—何千年—に対しては W. Libby の開発した ^{14}C 法）。ト्रेसーとしての利用には例えば大気および海洋の輸送（ ^{14}C , ^3H ）、成層圏中の空気の移動（ ^7Be ）等を始め、自然界における生物学的過程における核種の濃縮の研究など多数ある。またこれらとは異質ではあるがラジウム治療、夜光塗料等への利用も行われた。

宇宙線 遠く離れた空間にその起源を有する宇宙線に対する研究への関心について S. Glasstone⁽¹⁾は「①宇宙線に関する現象が変化に富み、かつ複雑であり、さらにこれらの放射線の起源という好奇心をそそる問題であるために、宇宙線の研究は物理学者の本来の興味をかきたてる研究の分野であること、②非常に高エネルギーの放射線の存在によって宇宙線は実験室の粒子加速器の現存するもの、あるいは近い将来予想されるどれよりも強力な「原子核攻撃兵器」となっていること」を挙げている。宇宙線は1次宇宙線とそれが地球大気中の原子核との相互作用により生ずる2次宇宙線に分けられる。1次宇宙線の起源や、その高エネルギーへの加速機構等についてはいまだ完全に解明されていないが、観測された宇宙線の大部分は我が銀河系に起源をもつ銀河系宇宙線（その主な発生源は超新星の爆発に関連あるものと考えられている）と太陽のフレア（太陽面の黒点などの活動領域でおこる異常爆発現象）に関係した太陽宇宙線であるとされている。銀河系宇宙線は $10^2 \sim 10^{12}$ MeV乃至それ以上の高エネルギーを有し、大部分（約90%）は陽子で約9%が ^4He イオン、1%程度が重い粒子（軽一、中一、重一、超重一、超超重一原子核）と他に電子、ニュートリノ、光子などが含まれている。 10^4 MeV以下のものはその線束密度が地球磁場の影響（緯度効果）および太陽11年サイクルの影響（銀河系宇宙線の modulation；太陽活動の最高の期間に最低）を受ける。太陽宇宙線は最高のフレアの中で大量の主として陽子、 α 粒子を放出するが、陽子の大部分は1~40 MeVの比較的低エネルギーのものである。高エネルギー1次宇宙線と大気中の原子核との反応により生ずる重要な2次宇宙線粒子は中性子、陽子、パイオン（ π^0 , π^\pm ）等で、これにより更

に引き続き行われる核反応やパイオンの崩壊により核子（陽子，中性子），パイオン，軽粒子（ミュオン μ^{\pm} ，陰陽電子 e^{\pm} ，電子ニュートリノ ν_e, μ ニュートリノ ν_{μ} ），光子(γ)を生ずる〔崩壊形式： $\pi^{\pm} \rightarrow \mu^{\pm} + \nu_{\mu}$ ， $\pi^0 \rightarrow 2\gamma$ ， $\mu^{\pm} \rightarrow e^{\pm} + \nu_e + \nu_{\mu}$ 〕

2. 人間とその自然放射線環境

原子兵器の実験により放射性降下物が世界的規模でばらまかれた事実や，原子力平和利用の著しい進展に伴い，特に原子力発電施設よりの放射性廃棄物の環境への放出により人間とその環境に及ぼす放射線の影響が重大な関心事となってきた。この新しい課題に対して，環境における放射線および放射線レベルについての調査研究に関する物理的資料と人体に及ぼす低レベル放射線被曝の影響に関する生物学的知識の蓄積が要求されるようになってきたことは当然である。環境放射線による影響は自然放射線の他に人工放射線による被曝の付加された結果によるものであり，前者がコントロールし得ない以上，被曝のコントロールは当然人工放射線に対して行われねばならないが，このためには先づバックグラウンドとしての自然放射線に関するデータが必要である。例えば原子力施設についていえば，その稼動前における適切なバックグラウンド測定はもちろんであるが，その平常運転時における“放出管理”に当たっての周辺環境における測定においては施設よりの放射線寄与分とバックグラウンドによるものとを弁別する必要がある，そのための測定技術や解析評価の開発が重要な意義をもってくる。

被曝の観点からみた自然放射線の特徴 ①自然放射線による人類の被曝が非常に長期にわたり，比較的一定の率で行われてきたという事実により人類集団が被曝する平均線量率を推定することが可能であり，この線量率は（放射線被曝の）“危険度推定”の目的で他の人工線源からの集団線量と比較するための基準として用いうる。②自然放射線による照射は全世界人口を含み，自然放射線源は現在においても人類集団の放射線被曝の最も主要な寄与源であり，速くない将来においても状況は変らぬものと考えられる。③自然放射線源に起因する被曝の実態の研究は，自然線源から受ける身体，各組織の照射様式のそれぞれに対応した組織線量を導出する方法の例示を与える。例えばRa，Rnの摂取あるいは吸入による被曝量の算定法などの例である。また自然的にも人工的にも生成される核種についての自然生成率についての知識は環境への人工的放出からの線量予測の推定に役立つ。例えば ^{14}C の場合，輸送過程は自然，人工のいずれに対しても根本的には同じであるから，④地球上の自然 ^{14}C の現在のレベルが定常状態の条件を反映していること，および⑤炭素バランスが将来認めうるほどには変化せぬことを仮定するならば，輸送過程，人口構成についての特別な仮定を要せずして，上記の値を導くことができる（UNSCEAR 1969，1972）。④自然放射線（能）には局地的な差異があるが，その変動幅と人工放射線源による被曝量との比較は現在なお排除しえない意義をもっている。とくに高自然放射線（能）地域における疫学的調査はその代表的例である。動物実験の場合と異なり人間集団

に線量を変えて照射することは許されないので、自然バックグラウンドの変動との関連における調査研究は低レベル放射線の長期被曝による“possibleな”障害の危険性の評価という問題に対する直接的なアプローチと考えられる。

このような調査研究は従来より多数行われてきた。(2),(3),(4)また1975年ブラジルで開催された“高自然放射能地域”に関する国際シンポジウム⁵⁾もその目的の1つとして、そのような場所における研究が低レベル放射線の被曝の影響に関し、多くの必要な情報をどの程度まで付加しうるかの評価を挙げている。もちろんこのような調査には、放射線の測定、データの解釈等における困難さにより制約の伴うことが知られている。事実、NAS-NRC報告⁶⁾においても現在のようなやり方では「ヒトの疫学的データの収集には地方文化的、宗教的、政治的習慣などに関する複雑さが含まれ、この集団からの疫学的データより近い将来において放射線の影響に関する知識を改良できる可能性は小さい」という主旨のことを述べている。しかしながら“自然放射線と人類の係り”に重大な関心を寄せる人々にとっては簡単に放棄しえない課題である。

3. 科学技術的に高められた自然放射線

Gesselら⁷⁾(1975)は普通論じられている自然放射線環境とは別の環境について言及し、ある種の科学技術的な活動(放射線を発生するよう特にもくろまれたものではない)により増加する可能性のある自然放射線の被曝を定義し、これをTechnologically Enhanced Natural Radiation (TENR)と呼び、自然放射線、医療放射線、人工環境放射線に続く第4の被曝のカテゴリーを提唱した。著者らはTENRの例として、④石炭火力発電所より放出されるラジウム、①天然ガス中のラドン、③液化石油ガス(LPG)中のラドン、④建築材料中の自然放射性核種、⑤磷酸肥料中のラジウム、⑥水中のラドン、⑧高高度飛行中の航空機に対する宇宙線等をあげている。またTENRカテゴリーを設定することによる効用として、原子力活動に起因する放射線環境への増加と通常の活動によるそれとの直接の比較の容易さ、TENR(おそらく人類に有意な被曝をもたらすかも知れない)への研究への指向などを挙げている。TENRについては国連科学委員会(1977)においてもとり上げられ詳しい検討がなされている。またICRP勧告(Publication 26, 1977)においても人間が環境を変化させたり、また人間活動が行われると自然放射線からの“通常の”被曝が増加することがあるとし、この例として採鉱、高高度飛行、自然界に存在する放射性核種を含む建築材料や道路の建設におけるある種の材料の使用、天然放射性元素の濃度がもともと異常に高いか、または例えば肥料の使用によってその濃度が高められた水と食品の消費などが挙げられている。

4. 自然放射線とその生物学的影響

外部線源としては①宇宙線、②大地放射線(土壌、空気、建物材料中に含まれる放射性物質に由来する主として透過γ線)、内部線源としては①人体構成成分放射性核種(⁴⁰K, ¹⁴C, ⁸⁷Rb, ³H等)②環境より摂取される放射性核種(骨に沈着しているRa, Thおよび

びその娘核種；血液や組織中に溶解している Rn, Tn など)がある。これら自然放射線そのものの生物学的影響については従来より論じられてきたし、とくに宇宙線の影響についての論議は歴史的にも古いがなお漠としたべールに包まれている。興味あるのは B. Rajewsky⁽⁸⁾ の示唆である。著者は小線量域における平均生存期間と線量率に関する効果曲線の2つの可能なタイプにつき論じているが、その中で“自然放射線の負荷は生体に対する正常機能の維持に必要か”との疑問を提示し、この線量率以下の範囲は将来の放射線生物学の重要な研究分野となろうと述べている。BEIR報告(1972)では、遺伝的リスクの比較のための基準としての自然バックグラウンド放射線の使用について、「遺伝的に有意な被曝が自然放射線の量よりも十分低く保たれるならば、付加的におこる結果は人類の歴史を通じて経験したところのものと本質的に異なるものではなく、また定量的にもそれを越えることはない。……」と述べている。

“自然放射線”の研究は基礎的な面でも応用面でも一応目覚ましい発展を遂げたが、今日では更に広い意味での保健物理学的観点から検討が行われるようになってきた。演者は本講演において自然放射線の研究の意義、目的及びその有用性などにつき、この分野での“素人”としての立場からごく一般的な考察を行った。いずれにしても“自然放射線と人間との係り”についての一般の認識はまだまだ浅くさらに一層の関心をもってあらゆる面からの検討が期待される。

(江藤 秀雄)

参 考 文 献

- 1) S. Glasstone: source book on Atomic Energy.
- 2) 江藤秀雄, 村松晉: 自然放射線の人体への影響に関する調査研究会; 放射線科学 18/62 (昭和50年2月) 21~26
- 3) N.A. Frigerio d R.S. Stowe: carcinogenic and Genetic Hazard from Background Radiation; in “Biological and Environmental Effects of low-level Radiation” Vol II. IAEA, 385-393, 1976 (IAEA-SM-202/805)
- 4) A.P.Jacobson et al.: The Role of Natural Radiations in Human Leukemogenesis; Am.J.Public Health, 66, 31-37, 1976.
- 5) International Symposium on Areas of High Natural Radioactivity 1977.
- 6) Research Needs for Estimating the Biological Hazards of Low Doses of Ionizing Radiations; NAS-NRC, 1974.
- 7) T.F.Gesell & H.M.Prichard: Technologically Enhanced Natural Radiation Environment; Health Physics. 28, 361-366, 1975.
- 8) R.Rajewsky: Concept and Action of “Small Radiation Doses” in Radiobiology;

in "Progress in Radiobiology" Vol. II, 1337–1351, 1967.

II. 人間環境における電離放射線

1. 宇宙線

1. はじめに

人間環境における電離放射線のうち宇宙線は、自然放射線の構成要素として重要である。宇宙線は大別すると荷電粒子、電磁波および中性子で、環境に存在する放射性物質に起因する γ 線とその性質は異なる。

現在、われわれの宇宙線に関する知識は、多くの研究によってその全貌が明らかになりつつある。しかし環境放射線の成分としての宇宙線に関する情報は未だに未知の問題が残されている。特に環境放射線の測定に際して宇宙線と他の放射線と区別しそれぞれの線量評価を行うことに関しては残された研究内容は少なくない。

宇宙線に関する測定は宇宙線の成因を究明するため成分別の性質（粒子の種類、エネルギースペクトル、物質との作用など）を明らかにする目的と、宇宙線の場所、時刻による変動を知る目的に大別されるほか線量評価である。

現在、宇宙線の強度に関しては主として空気中における電離イオン量によって表わされ、測定器としては電離箱が多く用いられている。また、宇宙線による線量評価はこれら電離イオン量に関する情報から物質に対する吸収線量ならびに生体に対する線量当量によって決めている。ここで紹介する内容は環境放射線の一成分である宇宙線についてわれわれとかわりある面についてである。

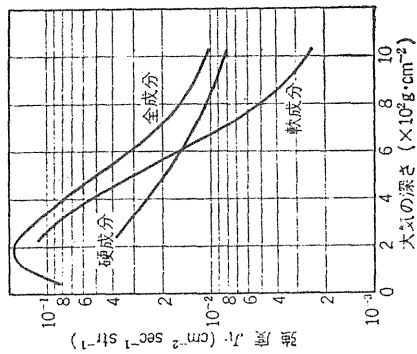
2. 参考文献

宇宙線に関する参考書、参考文献は数多くあり、選択することが困難であるがいくつかの例をあげれば単行本として一般的内容については小田¹⁾、早川²⁾の著書のほか岩波講座³⁾科学⁴⁾などに紹介があり、環境放射線としては国連報告⁵⁾、NCRP 45⁶⁾、50⁷⁾、NRE II報告⁸⁾などが参考となる。また第1回放医研環境セミナー「環境放射線の現状と将来」はわが国の現状を知る上に参考となる。また論文については国連報告、NCRP 45、50に引用されている文献の多くが参考となる。

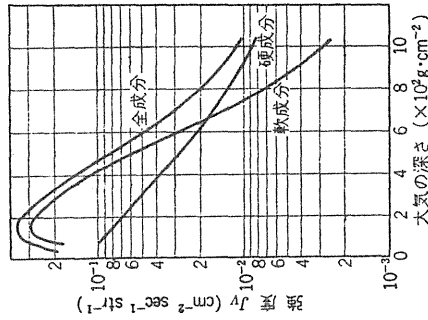
3. 宇宙線に関する一般的な強度パターン

a) 宇宙線強度の表現

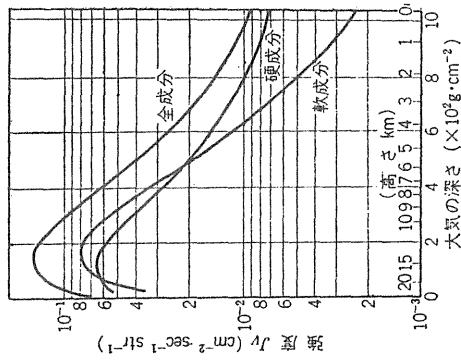
宇宙線はその主成分が荷電粒子で、この強度を表わす場合粒子束密度が用いられる。すなわち、単位面積を通過する粒子の単位時間の数で $\text{Cm}^{-2} \text{Sec}^{-1}$ の単位である。一方、これら粒子は入射方向の強度分布をもち、このため全方向強度、または鉛直強度($\text{Cm}^{-2} \text{Sec}^{-1} \text{Strad}^{-1}$)で代表される。このお互の関係は粒子の入射方向に関する情報によって異なる。



(a) (鉛直強度, 地磁気緯度 0°)¹⁾



(b) (鉛直強度, 地磁気緯度 28°)¹⁾



(c) (鉛直強度, 地磁気緯度 28° N)²⁾

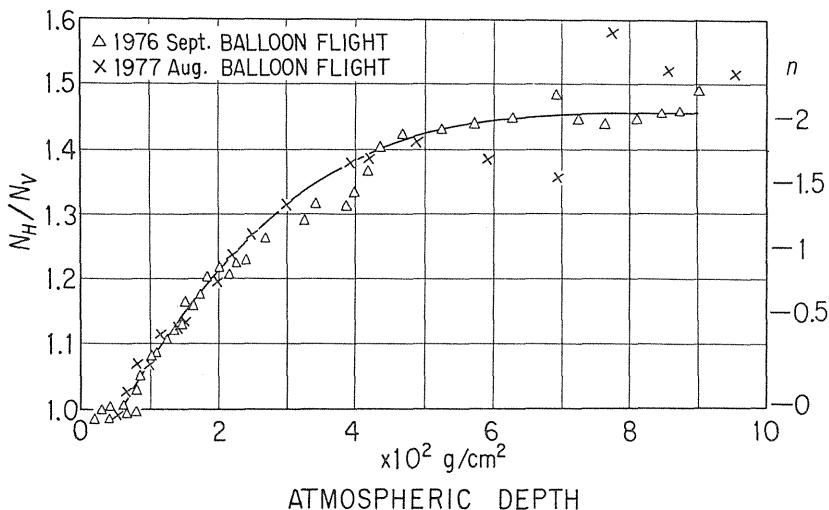
第1図 宇宙線強度の高度変化

宇宙線各成分の鉛直強度は第1図の如く高度による変化を示す。また一般にこの鉛直強度 J_V に対して鉛直とQ方向の入射強度 J_Q は $J_Q = J_V \cos^n Q$ の関係で表わすことができ、粒子の種類、高度によって n が異なる。

環境放射線の立場からは鉛直強度もさることながら全方向強度が重要で、方向分布の積分としての強度が必要となる。全方向強度 J は $J = J_V \cdot 2\pi / (n+1)$ で表わされる。 n は海面高度においてはほぼ2で、電子、軟中間子については3、N成分では8程度といわれる³⁾。一方高度が高くなるにしたがって n は小さくなる。われわれの測定において n の高度変化は宇宙線の全成分について第2図の如き値が得られている。

宇宙線の全方向強度は電離箱、シンチレーションカウンタなどの測定において対比されるもので、測定値の高度変化がしばしば検討の対象となる。一方、細長いG-M計数管の軸の設置方向、(垂直または水平)によって宇宙線による計数値は異なる結果となる。

このように宇宙線強度を表わす場合、全方向強度(電離箱の場合これに相当する)で表わす場合と、鉛直強度によって表わす方法が用いられている。線量評価の場合は1次的には全方向強度によって評価することができるが精度を要求する場合は方向分布粒子別の特性を考慮する必要がある。第3図に各種の測定器による宇宙線の強度変化の例を示した。

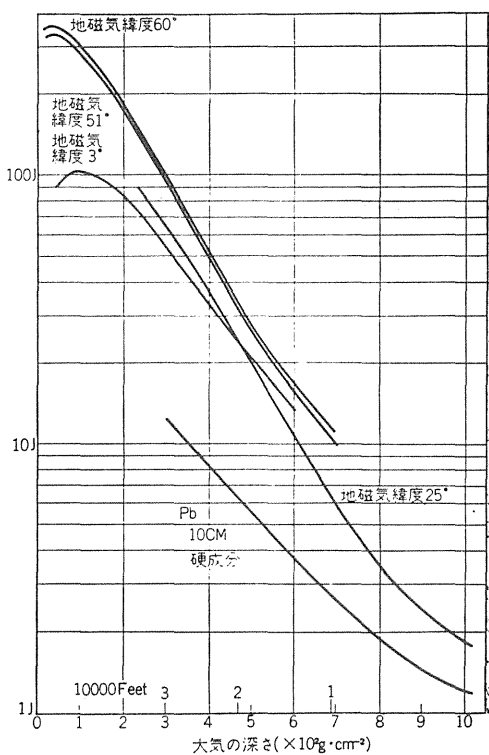


第2図 方向分布を表わす係数 n と大気の高さ(高度)

b) 宇宙線強度

宇宙線の強度は場所，時間によって差のあることが知られている。一般に大気圧，地磁気緯度，時間による差があり，これらのうち大気圧（高度による差を含む）によるものが大きく，海面高度では10 mb（約1000 m）当り約1.5%の差がある。第1表にこれらの差を示した。このため宇宙線の強度を示す場合これらの差を考慮したものでない場合は精度の点で信頼度が低い。時間変動は約11年周期があり，1959年，1970年は強度の低い年，1954年，1965年は高い年である。最近は1972年より高くなり1976年より次第に強度は低くなる傾向にある。

電離箱による宇宙線強度の測定値はここ10数年来多くの結果が報告されており，特に



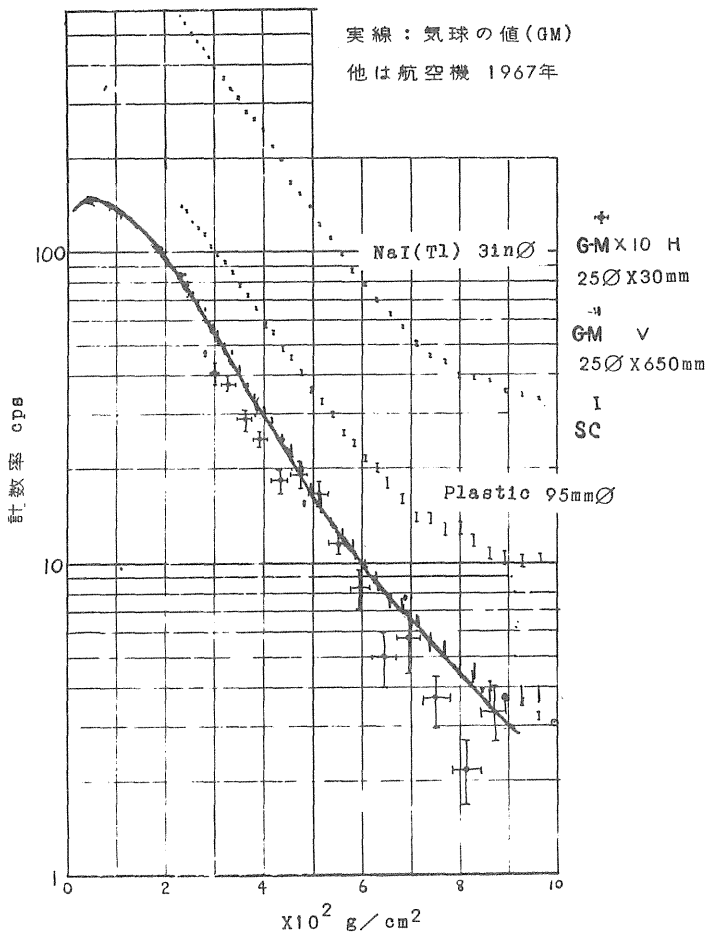
第3図 (a) 宇宙線電離イオン強度（全方向）

第1表 宇宙線強度変動のタイプと大きさ

タイプ	宇宙線成分	変化量 (%)※	備 考
A) 周期的変化			
1 1 年周期	荷電粒子	~ 1 0	15 g C m ⁻² での値
	荷電粒子	~ 1 0 0	
	中 性 子	~ 2 0	
1 年周期	中 間 子	~ 1 0	気温の季節変化によるもの
	中 性 子	~ 2	
2 7 日周期	中 性 子	1 ~ 1 0	
日 変 化	中 性 子	0.1 ~ 1	
B) 非周期的変化			
気温効果	中 間 子	- 0.2 % / °C	
	中 性 子	- 0.0 4 % / °C	
気圧効果	中 間 子	- 0.1 6 % / mb	低緯度ほど効果は小さい
	中 性 子	- 0.7 4 % / mb	
太陽宇宙線	中 性 子	1 0 ~ 1 0 0 0	主に効くのは高緯度や高空
Fonbush 減少	中 性 子	1 ~ 3 0	
緯度効果	荷電粒子	~ 4 0 0	5 g C m ⁻² での値, 赤道と極
	中 間 子	~ 1 0	
	中 性 子	~ 5 0	

※ 備考に記したものを以外すべて地上での値。現象によっては緯度による違いがある。

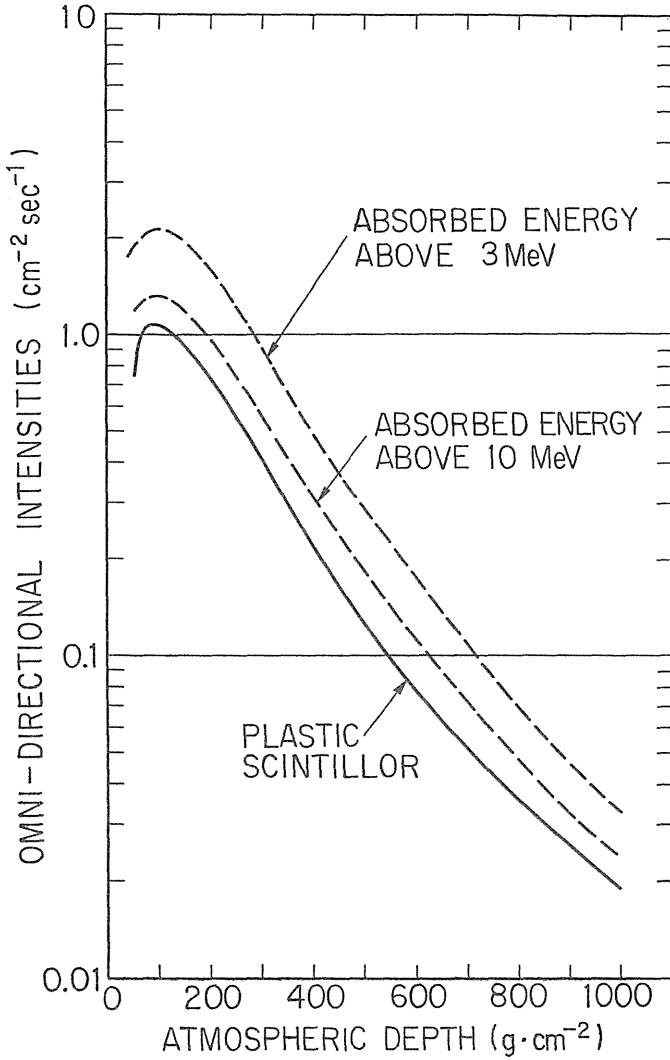
気球による測定は緯度効果を含め組織的な観測が報告されている^{10)~14)}。またこれらに用いられる電離箱の比較測定も行われ¹⁵⁾、現在国連報告で用いられている電離イオン量は2.1 J (J = ionpair / C m² sec . (STP)) が与えられている。この電離強度は1966年の値で宇宙線強度は大きい時期である。わが国での値は1.9 ~ 1.95 J で緯度効果のため国連の値より約10%低くなっている。したがってわが国における値としては11年周期平均として関東地方より西南地区においては1.85 J (3.2 μ R / h r) 北海道地域において1.95 J (3.4 μ R / h r) がみつめられる。



第3図 (b) 各種検出体の計数率の高度変化

宇宙線強度についての絶対量すなわち粒子別線束密度さらには方向分布については現在正確な値は得られていない。しかしこれらについての情報を得る努力が次第に行われている。このため多くの測定器、すなわち、G-M計数管、シンチレーションカウンタなどの検出体を用いた測定結果の比較が行われている。¹⁶⁾ 理研においてはすでに球形シンチレータによる全方向宇宙線強度に関する測定が行われ1978年4月のNRE IIIに報告が予定され

ている。¹⁷⁾ 第4図は気球による全方向強度の高度変化である。現在宇宙線に関する情報はシンチレーションスペクトルの高エネルギー吸収領域(通常3 MeV以上のエネルギー吸収領域)から他の γ 放射線と分離して得られることが示されている。¹⁸⁾



第4図 球形シンチレータによる宇宙線全方向強度
(東大宇宙航空研究所報告 Vol. 14 №3 予定)

4. 宇宙線測定における問題点

宇宙線の測定に際して、これを他の放射線と分離して測定することは研究ならびに宇宙線に関する正確な情報を得るために大切で、このため多くの努力と注意がはかられている。一般に環境において、宇宙線のみ存在する場は一般に得がたく、通常天然の放射性物質であるウラン系、トリウム系ならびにカリウムからの放射線が存在する。したがってこれら天然放射能の寄与を除いて宇宙線のみを測定するためには多くの注意を必要とする。また測定器自身の暗情報（バックグラウンド）や数値の校正が得られる結果の正確さに関係する。すなわち得られた測定結果のうちバックグラウンド、天然放射能の寄与校正方法が明確にされていることが宇宙線測定の場合大切である。次にこれらに関しいくつかの代表的な測定器についての例をのべる。

a) 電離箱

宇宙線測定の代表的な測定器で宇宙線発見当時から使用され、その歴史は最も長い。したがってすでに多くの研究ならびに情報が得られている。電離箱による宇宙線強度は2.1 J（高緯度、海面高度）の値が現在示されているが電離箱による測定値が異なる場合にもこの値を採用して良いわけではなく、測定場所、測定条件（電離箱の種類、形などを含む）によって得られる結果は通常異なるものである。すなわち、一般環境においては宇宙線を上まわる土壌や環境の構築物からの天然放射能による放射線があり、またこれらの寄与を比較的少ない湖上、雪上においても通常0.1～0.5 Jの宇宙線以外、主として空間に存在するラドン、トロンならびにその娘核種からの電離放射線がある。これら天然放射能の寄与の少ない場としては陸から離れた洋上または大気空間を選び、なお構築物の寄与の少ない運搬手段をとることによって得られる。気球による観測はこの点すぐれており、通常高高度（数千m以上）の測定はほとんど気球による観測である。一方航空機による測定もしばしば行われているが機材による影響を考慮する必要がある。しかしこれらの測定は海面高度においては情報を長時間にわたって測定し、精度の良い結果を得ることが困難である。このため船による測定がしばしば行われている。船による測定で注意する点は空気中に含まれるラドンならびにその娘核種からの r 線の寄与で $100 \text{ RCi} / \text{m}^3$ の空気中のラドン濃度に対してほぼ0.1 Jの寄与がみつもられる。また海水中のカリウムからの r 線の寄与は海面からの高さ1 mで約0.035 Jがみつもられる。さらに船に含まれる放射能の考慮をする必要がある。また海上、湖上、雪上においては降雨、降雪により0.1 J～1 J近くが増加する場合があります、これらの寄与を考慮して宇宙線強度を得る必要がある。

一方、電離箱の校正については電離箱の有効容量の決定法、または r 線源を用いる場合、校正方法についての問題があり、特に電離箱の壁、封入気体の種類によって異なる校正定数が必要となる。また当然ながら電離箱内の気体の圧力の補正を行う必要がある。しかし空気を電離気体とし、壁に空気等価物質を用いた気密電離箱を使用し、さらに有効容積が明確な場合には電離イオン量は正確に求めることができるが壁材料の放射能汚染、特に内

壁の r 線源による汚染の寄与は的確に除去しなければならない。また測定系による暗電流の寄与を把握する必要がある。これらの内容から宇宙線による電離イオン強度の測定は容易でないことがわかる。

b) G-M計数管 (広くはガス放電管)

G-M計数管による宇宙線の測定は、現在あまり行われていないが、荷電粒子を適確に検出するには有効な検出器である。これによる測定は電離箱同様、宇宙線以外の放射線の寄与、検出体内壁に付着している放射能汚染の寄与を正確に把握するほか検出器の有効容量 (直径、長さ) の決定が大切である。またすでに述べたように宇宙線の主な成分である荷電粒子は方向分布をもつので検出体の軸方向によって計数値が異なる。G-M計数管による宇宙線の測定は主として粒子束密度 (光子は 1 %以下) の測定でこれから全方向強度または鉛直強度に換算するためには方向分布特性に関する情報が必要である。方向分布特性を表わす係数(n)が関係し、有効直径 d (Cm) , 長さ ℓ (Cm) をもつ G-M計数管を垂直、水平においた場合の宇宙線強度 (鉛直強度) と計数の換算については例を $n = 2$ とすると、

$$N_v = \frac{\pi^2 a \ell}{8} \left(1 + \frac{a}{\ell}\right) J_v, \quad N_H = \frac{3\pi^2 a \ell}{4} \left(1 + \frac{a}{3\ell}\right) J_v$$

式で求められる。

N_v , N_H はそれぞれ G-M計数管の軸を垂直、水平においた場合の計数率 (cps) , J_v は鉛直強度 ($\text{Cm}^{-2} \text{Sec}^{-1} \text{Str}^{-1}$) である。

最近 G-M計数管による全粒子束密度と電離イオン量、宇宙線鉛直強度の関係を明確にする試みがみなおされつつある。^{16), 17)}

c) シンチレーションカウンタ

シンチレーションカウンタは現在 NaI (TL) , プラスチックの他 CsI (TL) , 有機液体シンチレータなどが用いられており、その形状も円柱のほか球型も用いられている。シンチレーションカウンタによる宇宙線の測定は主として 3MeV 以上の吸収エネルギーについてその強度ならびにスペクトルの解析が行われ、特にこれらの情報は全方向強度と関係をもつ。一方、スペクトルは主としてシンチレータの形状によって変り、宇宙線による高エネルギースペクトルを明確に表現することは困難である。せいぜい数 10 MeV 以下の粒子のエネルギーをとらえるにとどまる。しかし球型のシンチレータは宇宙線に関する全方向強度と環境放射線 (主として 3MeV 以下の吸収スペクトル) と分離して把握することができる利点がある。^{17), 18)}

シンチレーション検出体によって得られる荷電粒子の計数値は G-M計数管同様直径、長さから算出することができるが NaI (TL) , と CsI (TL) などの無機シンチレータはこのほか宇宙線に起因する r 線の寄与が計数される。宇宙線にもとづく r 線は電子-光子のカスケードシャワーによる連続スペクトルの他陽電子消滅による消滅光子 (0.51MeV) が検出される。

d) その他の検出体

宇宙線の測定はこのほか TLD, 写真乳材, 霧箱, 泡箱などがあるが環境放射線としては TLD の宇宙線感度の問題が現在の課題である。

5. 環境放射線としての宇宙線の課題

現在環境放射線としての宇宙線に関する問題ならびに話題としてはいくつかがあげられる。すなわち, 測定の問題としては宇宙線と他の環境放射線とを区別して測定する方法, またこの場合宇宙線に関する情報をどのようにして得るかである。現在シンチレーションカウンタはかなりの内容を満足することができる。また宇宙線成分である中性子線の測定をどのようにして得るか, 特にそのエネルギースペクトルの情報は今後とも研究対象としてしばらく続けられるであろう。また地表面の中性子に関する興味ある現象が明らかにされつつあり,¹⁹⁾ 宇宙線中性子成分を利用した積雪計の開発が行われている。²⁰⁾²¹⁾²²⁾

宇宙線による電離量は一応その値が得られているが宇宙線による被曝線量の評価は必ずしも明確になったわけではない。J → rad (空気吸収線量) さらに生体吸収線量, 実効生体線量のお互の変換をどのようにみつめるか, さらに直接宇宙線による線量評価をどのようにきめるかについてはなお議論の対象である。現在国連報告において O'Brien の計算値²³⁾ がとられているがこれで解決したわけではない。特に低エネルギー (100MeV 以下) の電子成分の寄与, 粒子束密度と電離イオン量の関係, 方向分布などのほか光子の影響など明らかにされなければならない問題が多い。

さらに重要なことは宇宙線による寄与を環境の構築物すなわち地下, 建物中などにおいてどのようなみつもり方をするかは他の放射線との関係において困難かつ未解決の問題である。現在環境放射能からの γ 線による線量はスペクトロスコーピーによる解決が行われ, γ 線スペクトルから線量評価が行われるようになりつつある。²⁴⁾ すなわち単に電離量による線量評価から放射線の種類, エネルギースペクトル, さらに方向分布の情報によって線量評価を行う方向に対して宇宙線に関する情報をどのようにして求めるかが今後の大きな課題と考えられる。

(岡野 真治)

参 考 文 献

- 1) 小田 稔: 「宇宙線」(改訂版)物理学選書5 裳華房 1972
- 2) 早川 幸男: 「宇宙線」 筑摩書房 1972
- 3) 早川 幸男: 「宇宙線」 岩波物理学講座
- 4) 早川 幸男: 宇宙線の構造 科学 Vol 22, №6, 1952
- 5) UNCEAR Reports Ionizing Radiation: Levels and Effects, Volume I Levels No.: 72 IV. 17 (1972). Official Records of the General Assembly, 13 Session Supplement No. 17 (A/3838) (1958); 17 S.S. No. 16 (A/5216) (1962); S.S. No. 14

- (A/5814) (1964); 21 S.S. No. 14 (A/6314) (1966); 24 S.S. No. 13 (A/7613) (1969)
- 6) NCRP (1975) Report No. 45 Natural Background Radiation in the United State.
 - 7) NCRP (1976) Report No. 50 Environmental Radiation Measurements.
 - 8) The Natural Radiation Environment II, Vol. 1, Vol. 2 CONF-720805-p. 1, p. 2. (1975) USERDA US Department of Commerce, Springfields, Virgi. 22161
 - 9) 岡野真治：「環境放射線の現在と将来」 P 23 宇宙線
第1回放医研環境セミナーNIR-M-7 (1975)放医研
 - 10) Wayne M.Lowder and Harold L.Beck: .Gepphys. 71, (1966), 4661-4668.
 - 11) H.V.Neher: J.Geophys.Res. 72, (1967), 1527-1539.
 - 12) Michael J.George: J.Geophys. 75, (1970), 3693-3705.
 - 13) Hugh R.Anderson: J.Geophys.Res. 78, (1972), 3958-3960.
 - 14) Takao Iida, Yukimasa Ikebe, Yoshiyuki Nakashima and Minoru Kawano: Institute of Space and Aeronautical Sci., Univ. of Tokyo, Report No. 507, (1974), 79-86.
 - 15) Wayne M. Lowder, Peter D. Raft and Harold L. Beck: Proc. of National Sympos. on Natural and Manmade Radiation in Sapce, March 1971 Report NASA-TM X-2440 p. 908-913 (1972).
 - 16) 岡野真治：理研シンポジウム（航空機による宇宙線観測Ⅱ）3.（1976）
岡野真治，小玉正弘：S. 50年度大気球シンポジウム報告（1976）167
岡野真治，熊谷秀和，小玉正弘：S. 51年度大気球シンポジウム報告（1977）19
岡野真治，熊谷秀和，小玉正弘：S. 52年度大気球シンポジウム報告（1978）141
 - 17) M.Okano et al.: "Measurement of Environmental Radiations with Scintillation Spectrometer Equipped with a Sphericol NaI (Tl) Scinlillator"
The Natural Radiation Environment III 1978 April, 25-28, Houston Texas U.S.A.
 - 18) 岡野真治：環境放射線測定講座「環境放射線測定の基礎」
原子力工業 Vol.21, №1, 65-69, Vol.21, №7, 51-56 (1975)
 - 19) M. Kodama et al.: "Anomalous Atmospheric Attenuation of Cosmic-Ray-Produced Neutrons Near the Earth's Surface"
The Natural Radiation Environment III 1978 April 25-28, Houston Texas U.S.A.
 - 20) 和田雅美，小玉正弘，川崎信吉：理研報告 51, 1, 昭50 (1975)
 - 21) 小玉正弘，川崎信吉，和田雅美：同上，52, 175, 昭51 (1976)

- 22) 小玉正弘, 中井雄章, 和田雅美 : 同上 54 35 昭53 (1978)
- 23) Keran O'Brien and James E. McLoughin: Health Physics, Vol. 22, 225-232 (1971)
- 24) Keran O'Brien and Robert Sanna; Health Physics, Vol. 34, 107-112 (1978).

2. 大地・大気からの放射線

序 論

地球に存在する自然の放射線源は宇宙線によって今なお造られつつあるものと、太古に地球が形成された時に取り込み、現在に至るまで保持して来たものに分けることができる。しかし後者については地球の年令(約45億年)に比べて短半減期のものは既に減衰してしまい(^{26}Al , ^{129}I など諸説あり)、現在検知できるものは長半減期のものばかりである。その結果、現在の主要なものとしては ^{238}U 系列, ^{232}Th 系列, および ^{40}K など1ダース程度の核種に絞られた。

地球は地殻, マントル, コアと大別されるが, U, Th, K など酸化物を作りやすいものは, 同様に酸素と結びつきやすいSiと以た振舞いをして, 地殻に集中して存在する⁽¹⁾。比重が小さいからである。結果的には SiO_2 が多いところには放射性核種も多いと考えられる。 SiO_2 を66%以上含む岩石を酸性岩, 52%以下のものを基性岩, 45%以下のものを超基性岩と言う⁽²⁾。酸性岩は大陸を構成する岩石で花崗岩がその代表であり, 基性岩は海洋底を構成する岩石で玄武岩が代表であり, 超基性岩はマントルを構成する岩石でかんらん岩がこれに当たる。酸性岩は1tあたり数gの放射性物質を含み, 基性岩はその数分の1, 超塩基性岩は千分の一程度含む。ただし, 酸性・基性を分ける SiO_2 量の基準量は人によって異なり, また ^{40}K は必ずしも地殻に集中せずコアにも存在するという説がある⁽³⁾。また地熱流の観測結果を説明するために, マントルの中にも低密度ながら放射性物質が含まれていて, その崩壊熱は対流により海洋底に放出されていると解釈されている。

地殻中の放射性物質の崩壊熱は地熱として地表に放出される一方, 局所的に地殻を溶かしてマグマを形成し, それが火山や地殻変動に伴って噴出することにより地表にいろいろな岩石を分布させたり変成したりする。花崗岩も又変成岩の一種とさえ考えられる。要するに地球の深部からそのままたらされた岩石ほど放射性物質は少なく, 大陸表面を構成するものは放射性物質が多いのである。

各種の岩石中の放射能濃度を実験的に求め, さらにモデル計算により空間線量率を求めると言う方法の研究が方々で行われている。国連科学委員会報告⁽⁴⁾にまとめてあるソ連における結果を表1に示す。一般に火成岩の方が堆積岩より放射能濃度は大きく, 特に酸性岩で量も大きい。核種で言えば ^{40}K が最も大きな寄与をしている。変成岩の場合は親の岩石の性質が反映される。

自然放射線のサーベイ

現実の環境の中における自然放射線の分布は世界中で色々な方法で観測されている。表

2にその結果を示すが、空間線量の求め方に大きく分けて2種類の仕方があることがわかる。一つはGMカウンター、電離箱、シンチレーションカウンターなどを持ち運んで現地

表1 岩石からの放射線

岩石の種類	放射能濃度 ($\text{pCi} \cdot \text{g}^{-1}$)			空気吸収線量率 (地上1m, $\mu\text{rad} \cdot \text{h}^{-1}$)
	K-40	U-238	Th-232	
火成岩				
酸性岩 (花こう岩 etc)	27	1.6	2.2	12
中性岩 (閃緑岩 etc)	19	0.62	0.88	6.2
基性岩 (玄武岩 etc)	6.5	0.31	0.30	2.3
超基性岩 (かんらん岩 etc)	4.0	0.01	0.66	2.3
堆積岩				
石灰岩	2.4	0.75	0.19	2.0
炭質岩	-	0.72	0.21	1.7
砂岩	10	0.5	0.3	3.2
泥板岩	19	1.2	1.2	7.9

表2 大地からの放射線の各国における広域サーベイ (UNSCEAR 1977)

国名	空気の吸収線量率 (地上1m, $\mu\text{rad} \cdot \text{h}^{-1}$)	測定数	測定法
オーストラリア	5.0	1000 以上	GM
東ドイツ	9.1	1005	GM, 電離箱, シンチレータ
西ドイツ	5.9	20000 以上	シンチレータ
インド	3.6	35	土壌試料のガンマ線 スペクトロメトリー
イタリア	7.2	1365	電離箱
日本	4.1		土壌試料のガンマ線 スペクトロメトリー
ポーランド	5.8	16	ガンマ線スペクトロメータ
スイス	7.4	?	電離箱
アメリカ	4.5	25 領域	ガンマ線スペクトロメータ (航空機による)
台湾	6.0	26	土壌試料のガンマ線 スペクトロメトリー
日本 (阿部らの 測定値)	4.9	1127	電離箱, シンチレータ

測定をするもの、他は各地点における土壌試料を分析して放射能濃度を求め、その上で計算によって空間線量を算定するものである。この表の上段は国連科学委員会報告にまとめられているもので、ここで日本の測定は山県・岩島の行ったものである⁽⁵⁾。下段には放医研の阿部らが行った測定結果⁽⁶⁾が示してある。

測定方法の違いや、測定時の環境条件の差があるにもかかわらず、地上1 mにおける空気の吸収線量率は3.6～9.1 $\mu\text{R}/\text{h}$ の範囲に収まっている。これをヒストグラムで表わしたのが図1である。上段は西ドイツ、イタリア、米国および日本⁽⁵⁾の結果を人口で重みをつけた

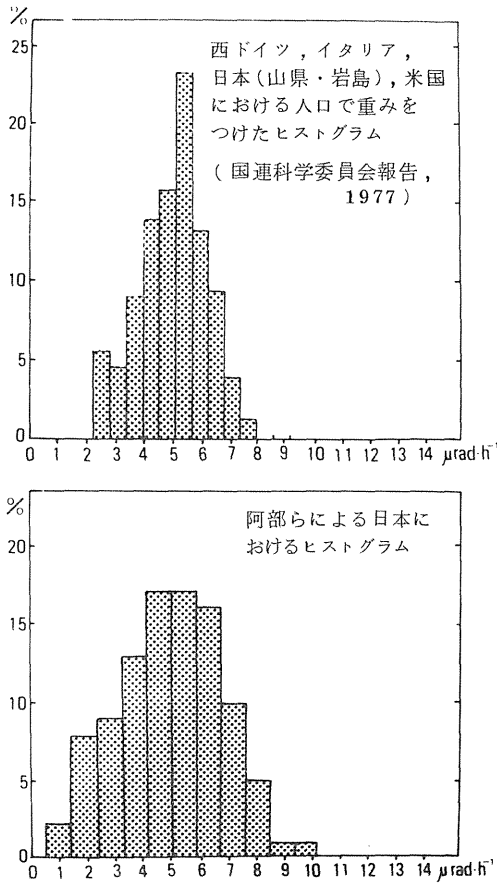


図1 大地からの放射線による空気吸収線量

つけて合計したものであるがほぼ正規分布に近い分布をしており、平均値は $4.85 \mu \text{ rad/h}$ となる。しかし国連科学委員会は土壤に含まれる原始放射性核種濃度の世界平均を考慮して $4.5 \mu \text{ rad/h}$ という値を推奨している。この場合、年間吸収線量としては 39 m rad/g となる。図の下段は阿部らの日本におけるサーベイ結果であるが、これもほぼ正規分布をしている。平均値は $4.87 \mu \text{ rad/h}$ となる。但し宇宙線の寄与を照射線量率で $3.4 \mu \text{ R/h}$ とし、緯度変化を無視している。年間吸収線量は $4.27 \mu \text{ rad/y}$ となり国連科学委員会の値よりやや高い。

しかし世界には上記のレベルとかげ離れて高レベルの空間放射線を示す地域がある。例えばインドのケララ州には $0.5 \text{ km} \times 250 \text{ km}$ にわたって $^{232} \text{ Th}$ 系列の放射性種を豊富に含むモナザイト砂の地域があり、多いところでは Th の重量百分率は $8 \sim 10.5\%$ に達する。この地域の住居の出入口で測定した平均吸収線量率は $130 \mu \text{ rad/h}$ に達する。又、ブラジルの大西洋側にも平均 $100 \sim 200 \mu \text{ rad/h}$ に達する居住地域がある。人の住まない所では $2800 \mu \text{ rad/h}$ に達する所もある。その他イタリア、フランス、イラン、マダガスカル、ナイジェリアなどにも高線量地域が存在することが知られている。⁽⁴⁾

日本における空間線量率の分布

著者達は1967年～1977年の10年間にわたり日本全国の空間放射線の分布を測定して来た。もともと自然放射線による国民線量を求めることを意図したサーベイであるため、測定点の密度は人口に応じて選んであるが、日本のほとんどの都市を含む778地点で行われ、測定箇所は総数1127に達する。また1箇所では数点の測定より平均値を求めて採用している。実際には測定は $\text{NaI}(\text{Tl})$ のシンチレータと電離箱を併用しているが、最終結果は電離箱の値に換算してある。

以下に於ては日本を $30 \text{ km} \times 30 \text{ km}$ のメッシュに分割して、各メッシュ毎に平均値を求めてその代表値として扱う。測定された空間線量率を全国平均値を境に分類したのが図2である。空白は未測定地域である。全体として見ると近畿地方を中心に西南日本の値が高く、北海道を含む東北日本の値が低い事がわかる。最高の線量率をみせたのは琵琶湖の北西部あたりであり、一方東シナ海沿岸にも低線量地域がある。また、あたかもフォッサ・マグナによって高線量地域、低線量地域が分けられている様に見える。しかし中央構造線については四国のデータが不十分のためはっきりしない。以下、日本の場合を例題として、空間線量率の分布につき考察してみる。

空間放射線の地理分布に関する考察

地上の最古の岩石は39億年前のものと言われる。その長い歴史のうちにはいかに遅い運動でも数千 km も移動するし、いろいろな時期の火山や地殻変動を通じて地表の岩石分布は複雑に様相を変えている。これを地理的に分類しているのがいわゆる変成帯である。そこで日本の代表的な変成帯を先に述べたのと同様のメッシュに分割しておき、一つの変成帯の中で空間線量率の平均値を求めたのが図3である。 $3 \sim 7 \mu \text{ R/h}$ の範囲に分散してい

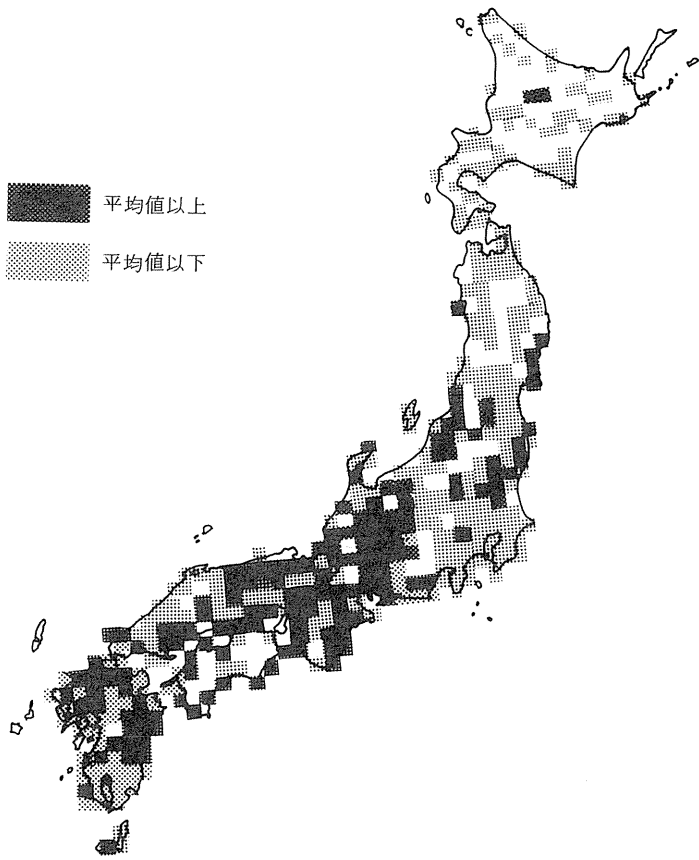


図2 大地からの放射線による空気吸収線量の分布
 (全国平均 $4.87 \mu\text{rad} \cdot \text{h}^{-1}$)

るが、その中で線量の高いのは領家帯など西日本に広がる変成帯であり、線量の低いのはグリーンタフ帯、千島孤など東日本を中心とする変成帯である。後者は火山の多い地域であることに注意すべきである。この分布を地図の上で示したのが図4である。全国平均値を境に分類してある。これにより巨視的な特徴は明瞭となる。即ち、近畿地方から西南日本

TERRESTRIAL RADIATION IN EACH METAMORPHIC ZONE

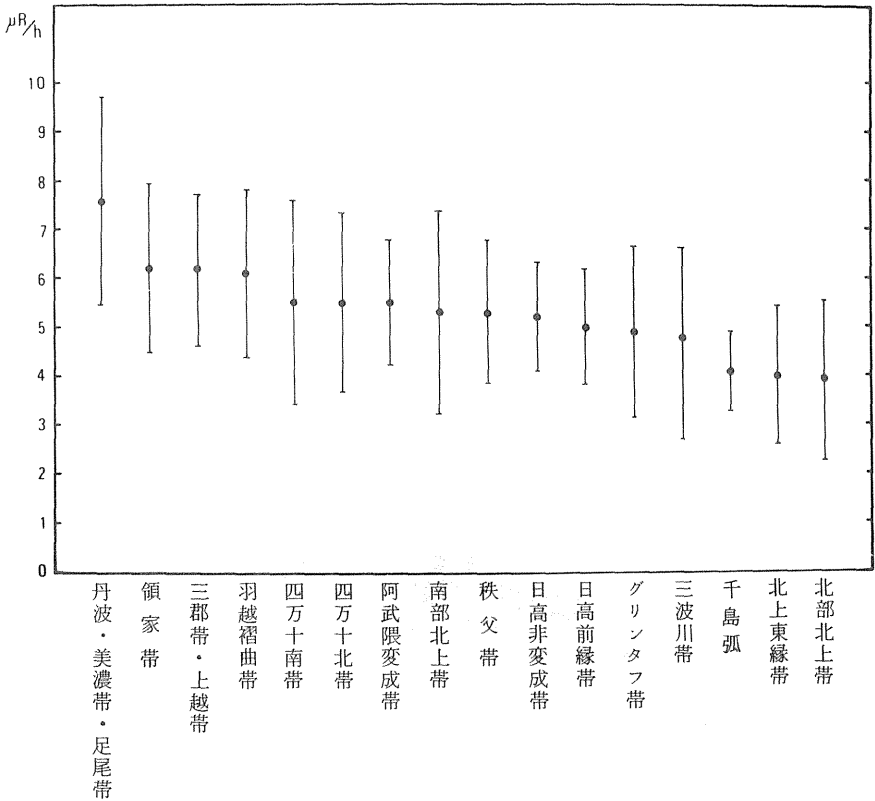


図3 変成帯で分類した大地からの放射線

の芯に当たる地域が高線量となり、そのまわりを低線量地域がとり囲む形になっている。

日本は有数の火山国であるが、図5中に新生代の火山岩の分布を示す⁽⁷⁾。日本海沿岸および富士山から伊豆大島に抜ける地域に集中していることがわかる。また日本の火山はほとんど基性岩のものであり（有珠山が唯一の流紋岩火山と言われる）、噴出してくるものは玄武岩質のものである。日本の玄武岩の分布は系統的な特徴があり、新世代火山岩帯の太平洋よりはるかにNa, Kが比較的少ないソレイト質玄武岩、逆に日本海側にはNa, Kの比較的多いアルカリ玄武岩、その中間にはAl₂O₃に富むアルミナ玄武岩が分布する。岩石学の説明によると、ソレイト質玄武岩は比較的低い圧力の下で形成され、アルカリ玄武岩は比較的高い圧力で形成されるという。即ち、火山岩マグマの形成された場所は太平洋から日本海に向かって深く傾斜していることになる。同様に傾いた斜面は地震の震源の

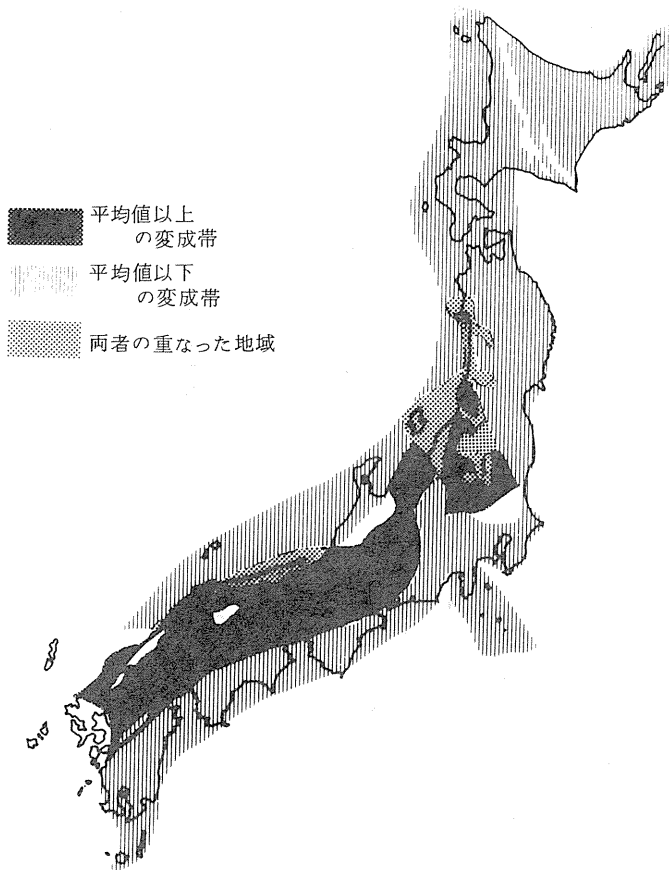


図4 変成帯で分類した，大地からの放射線による
 空気吸収線量全国平均 $4.87 \mu\text{rad} \cdot \text{h}^{-1}$

分布でもみられる。即ち地下 70 km 以下の浅発性の地震は太平洋で起きるが，震源が深くなるほど大陸側に近づく。

この斜面は現在ではプレートテクトニクスで説明されるのが主流である。太平洋においては東南太平洋にかんらん岩マンツルの対流の湧き出しがあり，海底で玄武岩質の地殻を

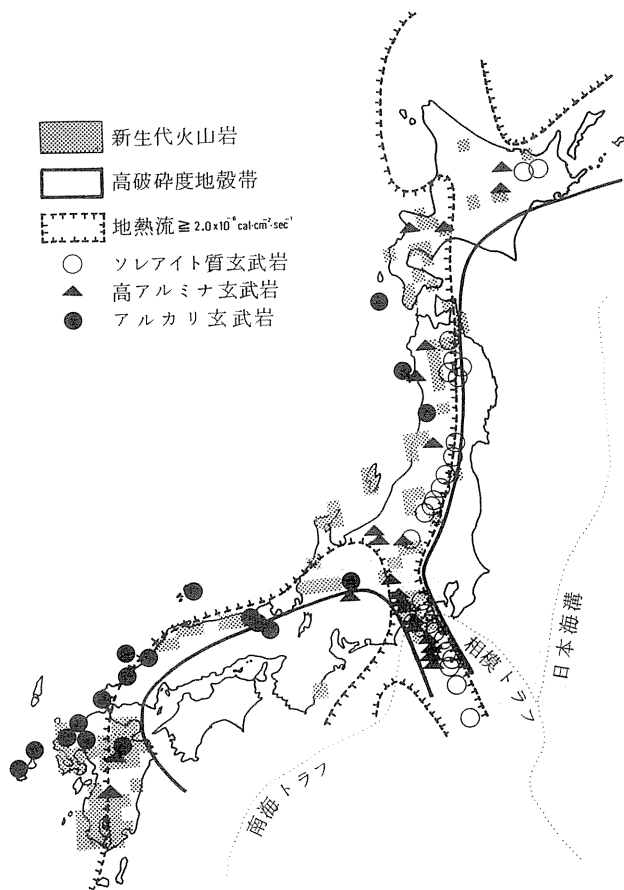


図5 新生代火山岩の分布

作りつつ両側に送り出している。日本に向った玄武岩の海底は日本海溝（又、フィリピンの東側のプレートは南海トラフ）にめり込んでいくというもので、その斜面が先に述べた斜面に当たると考えられる。玄武岩の海底が途中で溶けて噴出すると海底火山島を形成することになる。すると火山島の空間線量は低いと予想される。昨年、八丈島で空間放射線

のサーベイが行われたが、その結果は宇宙線込みの照射線量率で平均 $4.0 \mu\text{R/h}$ という極めて低いもので予想を裏付けていた。一方、地熱流の観測結果は、先に述べた新生代の火山岩帯の太平洋側で低くなっており、海底のめり込みを支持している。そして、この火山帯を覆うように地殻の破砕度が高い。

要するに上述の火山岩帯は火山帯そのものであり、地下にもぐった玄武岩を汲み上げていると考えることができる。すると日本の火山帯は一樣に低線量になりそうなものだが、それ程単純ではない。火山活動なり地殻変動なりは大昔から繰返されているものであって地表は過去の歴史を全て刻んでいるからである。玄武岩は大陸性の岩石とぶつかると安山岩を形成するかも知れず、花崗岩は他の岩石に貫入して花崗岩化作用を働かすかも知れない。また色々な原因による不整合や風化によって岩石分布はどんどん複雑になって行くのである。酸性岩だけ、基性岩だけの土地というのは少ない。特に古い地層ではそれが言える。

図6に日本の火山岩を第3紀、第4紀に分けて、それぞれのメッシュの空間線量の平均値を示す。明らかにより古い第3紀の火山岩を含む地域の方が空間線量は高い。また第4紀の中では玄武岩を含む地域が特に低い。この様に古い岩石の地域ほど空間線量が高くなるわけは、おそらくは岩石が受けた侵蝕や風化の時間の長さのためであろう。今までの研究で明らかにされているところでは、地表レベルの空間放射線に直接寄与しているのは地下30cm程度までの土壌だと言う。しかるに日本の土壌の大部分は母岩を局所的に風化してきたものであり、一部が火山灰や腐植の沖積地である。従ってもし酸性岩が風化されて土壌になればそこは高線量になるであろうし、基性岩の風化土壌、または火山灰の土地などでは低線量になるであろう。

図7は日本の花崗岩の分布図である。図中には糸魚川—静岡構造線と中央構造線という2大断層が示してあるが、花崗岩はあたかもこの2つの構造線で仕切られる様に分布している。日本の花崗岩は既して中生代以前の古いものが多い。そして地質学の説明によると、中央構造線の北側の部分は大陸の地向斜の圧力で、南側の地層の上に乗上げる形になったという。これが古い時に起きた後、風化が進み、本来は深成岩たる花崗岩が露出するに至ったと思われる。花崗岩は含有鉱物の膨張係数が不均一のため容易に風化されて土壌となる。その結果、中央構造線の北側の地域は空間放射線が高くなったと考えられる。

そこで日本の代表的土壌の分布を前述のメッシュに分割して、それぞれの土壌を含む地域の空間線量の平均値を求めてみたのが図8である。空間放射線を測定した地点の土壌は他の場所から運ばれたものかも知れないし、現地の表面土壌と地質図が厳密に対応がつかうものではない。詳しい議論は土壌試料の分析(全地点より採集している)を待たなければならない。しかし土壌の様なものが何百kmも人為的に運送されるとは考えにくい。従ってあくまで粗い全国規模での議論に絞る限りでこの図は意味を持つ。空間線量率が全国平均値に達しないもののうち、岩屑土、火山放出物未熟土は九州の一部を除いて東北日本の火

TERRESTRIAL RADIATION FROM EACH TYPE OF VOLCANIC ROCK

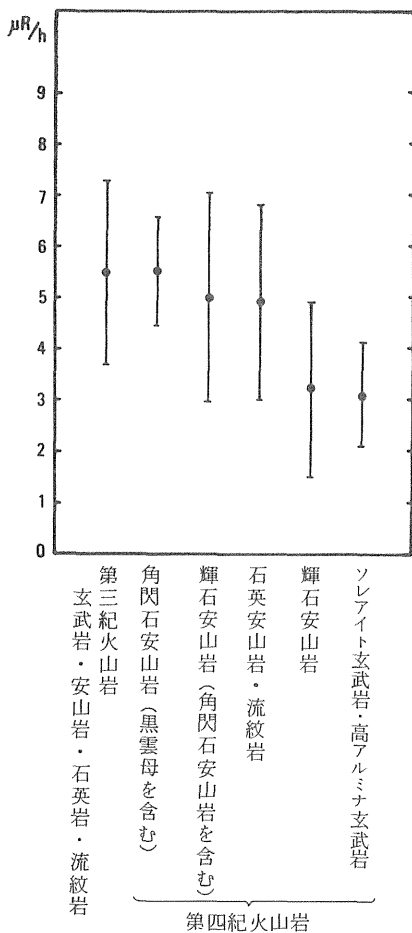


図6 火山岩で分類した大地からの放射線

山帯に集中している。また砂丘未熟土は外洋の海岸に限られていて、同じ砂と言っても瀬戸内海の海岸は低線量地域には含まれないのである。黒ボク土はローム層の上層部に存在するものである。つまり、火山に源をもつ土壤地域は一般に空間線量は低いのである。火山帯においては主として基性の母岩の風化、およびそれに続く火山灰や腐植の堆積が低線量をもたらすのであろう。一方、太平洋の低線量地域は若干様相が異なる。関東平野、釧



図7 日本における花崗岩の分布

路平野，宮崎平野の一部などは第4紀に形成された沖・洪積地であり，もともと大陸性の基盤をもたないしロームや腐植には放射性物質は少ないから空間線量は低くなる。しかし南九州のシラス台地は別で，例えば大隈半島には花崗岩があるのだが表面を第4紀火山で覆ったために低線量になったと思われる。逆に残積性未熟土，赤褐色・黄褐色の褐色森林土の地域の空間線量は高い。特に前者は花崗岩などの風化により形成されたものと言われ、

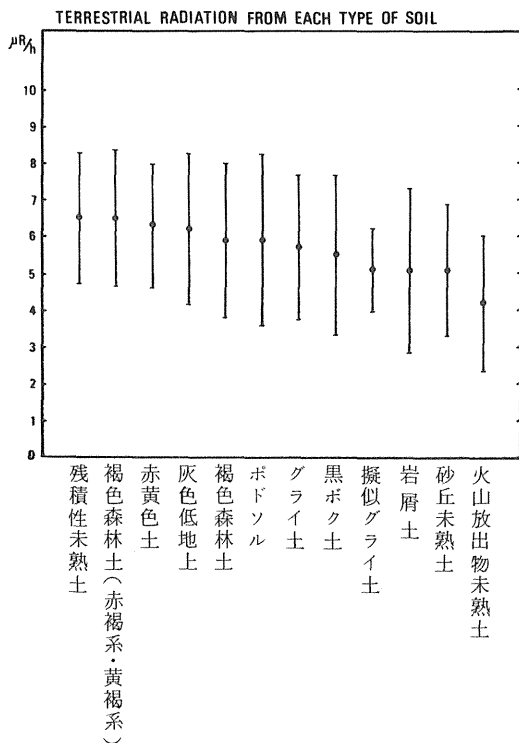


図 8 土壤で分類した大地からの放射線

瀬戸内地方に多い。

以上述べた様に空間線量の大小は基本的には岩石分布で決められ、特に花崗岩および火山性の玄武岩の分布が大きく影響する。さらに風化と沖・洪積の歴史が影響を与えていると言えそうである。但し局地的な問題はさらに詳しく土壤成分や地形を考慮する必要があるだろう。

短時間変動について

地質的な差異は大スケールの長時間変動を表わすものだが、環境放射線の立場からはもっと短時間の変動が重要である。特に気象因子のからんだ変動は年変化、日変化から、もっと短い過渡的な現象までであるので詳しい研究が必要である。気象条件は激しく変動するので長期の連続データがなければ空間放射線に対する本質的な寄与を探る事はできない。京大原子炉で採取された12種類の観測量のうち9種類につき重相関解析を行った結果に

AVERAGED DIURNAL VARIATION

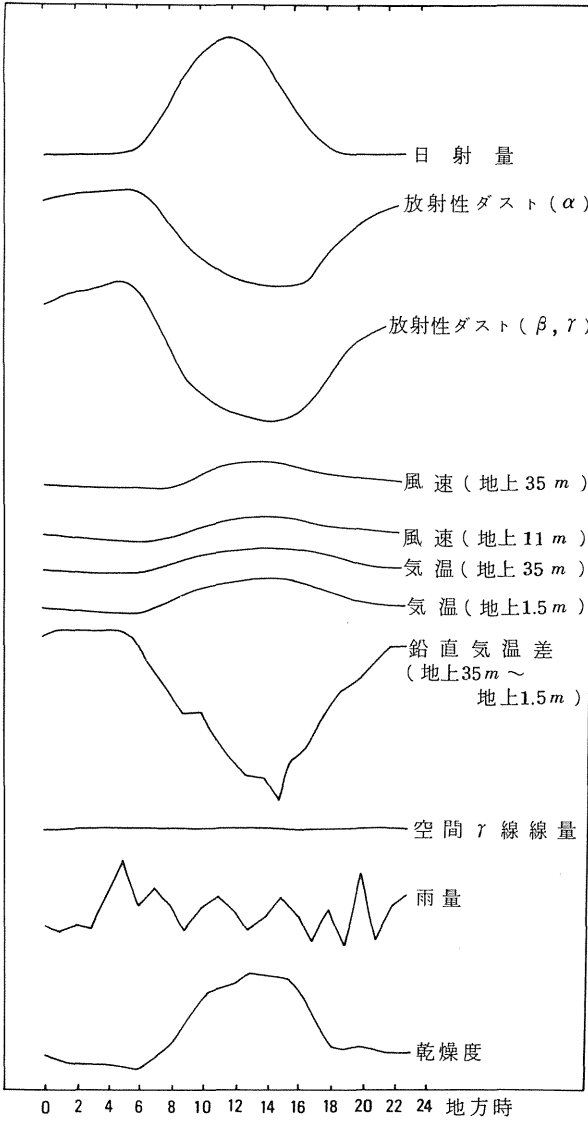


図9 平均日変化

よると放射性ダスト中の β ， r 線強度は空間 r 線強度にみかけ上の相関は持たない様である。但し，偏相関はかなり大きい。25カ月間の平均日変化と空間 r 線強度に対する相関係数を図9，表3に示す。年変化についても同様の研究があるが，日変化と年変化を同一の原理で説明するまでにはまだ詳細の検討を要する段階である。降水時の空間放射線の変動も興味ある対象だが，データの蓄積も解析も不十分なので今後の問題として特に詳しい研究が望まれる。

表3 空間 r 線線量率に対する寄与(日変化)

定数	ダスト α	ダスト $\beta \cdot r$	気温 (1.5m)	気温差 (35~ 1.5m)	雨量	日射量	風速 (11m)	乾燥度	重相関 係数
単相関係数	0.29	0.35	-0.29	0.18	0.16	-0.10	-0.26	-0.15	
偏相関係数	0.13	0.68	0.41	-0.07	0.08	-0.50	-0.48	0.61	
回帰式 (%表示)	74	-0.15	5.7	20	-0.36	-0.02	-0.00	-0.00	1.2 0.99

(藤高 和信, 阿部 史朗)

参 考 文 献

- 1) Rate of evolution of the earth's crust, G.H.Higgins, UCRL~71187, Geological Soc. of America meeting, Mexico City, 1968.
- 2) 日本岩石誌, 柴田秀賢, 朝倉書店, 1968
- 3) The early chemical history of the earth, H.T.Hall and V.R.Murthy, Earth and Planetary Science letters, 11, p. 239, 1971.
- 4) A Report of the United Nations Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation, United Nations, New York, 1977.
- 5) Terrestrial background radiation in Japan, N.Yamagata and K.Iwashima, Health Phys. 13, p. 1145, 1967.
- 6) A detailed study of natural radiation in Japan. S.Abe, K.Fujitaka and K.Fujimoto, The Natural Radiation Environment III Symposium, Houston, Texas, U.S.A., 1978
- 7) 日本国勢地図帳, 建設省国土地理院, 1977

3. 屋内の放射線

人類は有史以来苛酷な自然を避けて生活を維持するため自然を都合のいいものに改造し、人工的な環境を築き上げてきた。この生活空間の変化に伴ない、人間を取囲く自然放射線環境も知らず知らずのうちに原始的な自然状態から外れた人工的なものに変化してきた。居住環境を例にとれば、樹上生活をしていた猿の時代や地上に降り立ち穴居生活を始めた頃の純自然的な生活環境から、堅穴住居、高床住居、草、木材、土、石材あるいはレンガ等からなる平地住居、さらに最近ではマンションや団地等と呼ばれるコンクリート造の高層建築住宅へと歴史的に大きく変遷している。公害問題がクローズアップされ、人間にとって快適な環境とは何かという問いかけが、騒音、水質、大気、日射等の面からなされているが、現代の人類が居住するこの人工的な自然放射線環境についても同じ問いかけを行ない、種々の角度からの検討が必要であろう。その基礎的な試みとして、各種人工環境中の被曝線量率の推定、自然放射線からの国民線量の評価、疫学調査と協力した低レベル放射線の身体的、遺伝的影響の推定などが考えられる。放射線環境の観点から重要と思われる人工環境は、各種建築物屋内、市街地、舗装された道路、交通機関、特に宇宙線からの被曝線量が多いSSTなどである。これらの人工的な環境の中で特に注目すべきものは人間が一日大半を過ごす屋内であり、そこでの被曝は年間平均被曝線量への寄与が特に大きい。屋内に居る間に受ける線量の相対的な大きさは1977年の国連科学委員会が示した世界全身線量預託¹⁾に依れば宇宙線からの線量寄与に次ぐもので全体の25%に当る。以下体内の自然放射性核種による内部被曝、医療被曝、屋外での被曝、フォールアウトからの被曝と続く。したがって個人個人の被曝量の推定、あるいは集団全体としての国民線量の評価等のためには他の各種線源よりも高い測定精度が求められる。ここでは人間への被曝を考える上で現在最も重要と思われる屋内のガンマ放射線場を屋外と対比させて議論を進める。

家屋内のガンマ放射線は主に大地中に広く分布するUおよびTh系列とKから放出される γ 線が壁や床を透過して屋内に入って来る成分と、壁、床、天井、家財等に含まれる自然放射性核種から放出される成分とに分けられる。屋外からの透過放射線は5cm厚の通常のコンクリートによりその50%が遮へいされ、20cm厚で100%遮へいされる。これに反して木材では屋外からの放射線の50%を遮へいするためには20cm、100%遮へいするためには100cmの厚さが必要である。木造家屋では屋外からの放射線に対する遮へい効果は少なく、コンクリート造家屋では逆にその大半が遮へいされる。そのため両者の屋内線量率には大きな差異が予想される。さらに遮へい効果の違いだけでなく、建材中

の放射能の強さの違いから屋内の放射線場には建築様式による大きな差異が生じる。1950年代のHultqvistの研究²⁾以来、数多くの研究者により屋内放射線場の計測が試みられている。個々の計測値はその土地の屋外放射線場、建築材料中の放射能の強さ等の違いから様々な線量分布を示す。図1³⁾に見られるように、一般に他より線量率が低いと言われている木造家屋においても、その中のあるものはコンクリート造やレンガ造の家屋よりも高い線量率を示している。しかし、数多くの計測値の平均を用いて考察すれば、木造家屋はコンクリート造やレンガ造家屋よりも一般に低く、この例では数拾%低い線量率を示している。またレンガ造家屋はコンクリート造家屋よりも幾分線量率が高く、各建築様式による線量率の差異が明らかに現われている。

建築様式によるこれらの差異は屋外からの透過放射線に対する遮へい効果と建材中の放射能の強さの違いによるものであるが、重量構造家屋ではそのほとんどが建材の比放射能の差異によるものである。J. Pensko⁴⁾, H. Schmier⁵⁾, E. I. Hamilton⁶⁾, E. M. Krisyuk et al.⁷⁾, F. E. Stieve et al.⁸⁾等は多数の建材を計測し、U, ThおよびKの比放射能を求めている。建材の比放射能の値はその生産地によって同じ材質のもので大きく異なるが、天然のものでは一般に花崗岩、軽石、凝灰岩等が高く、砂岩、石灰岩、木材等は低い。図2に各種建材の比放射能を例示する⁴⁾。縦軸は建材1g当り毎分放出される γ 線の数が目盛られている。比較のため、 4π 方向をこれらの建材に囲まれた場合の線量を半無限一様体積分布に対する地上1mでの線量換算係数の2倍を用いて推定すると、縦軸10の目盛は約60mrad/年に当る。但しこの推定線量率は窓、空間の広さ等が考慮されていないため幾分過大評価であるが一応の目安として比較を続ける。世界平均屋外線量率は40mrad/年であり、縦軸7の目盛に相当する。したがって図中の大半の建材は、これらの建材より作られた家屋内で屋外よりも高い被曝量を居住者に与えることになる。E. M. Krisyuk等⁴⁾は比放射能の高い建材の使用を憂慮し、居住者の被曝線量低減の観点から、建材中の ^{40}K , ^{226}Ra および ^{232}Th の各濃度の和を次式で制限する比放射能限度を提唱している。

$$\frac{{}^{40}\text{K}}{130} + \frac{{}^{226}\text{Ra}}{10} + \frac{{}^{232}\text{Th}}{17} < 1$$

この限度は図2の縦軸の目盛の約3.2に当る。建材の比放射能がこの限度内ならば屋外の自然放射線より被曝する平均線量以上に被曝する付加線量は150mrad/年以下であろうと見積られている。東ドイツにおいても、同様に建材1g当り200pciという建材に対する比放射能限度を設けている⁹⁾。図2の例では、ボイラースラッグ、花崗岩およびフライアッシュがE. M. Krisyuk等の建材に対する比放射能限度を超えている。もし

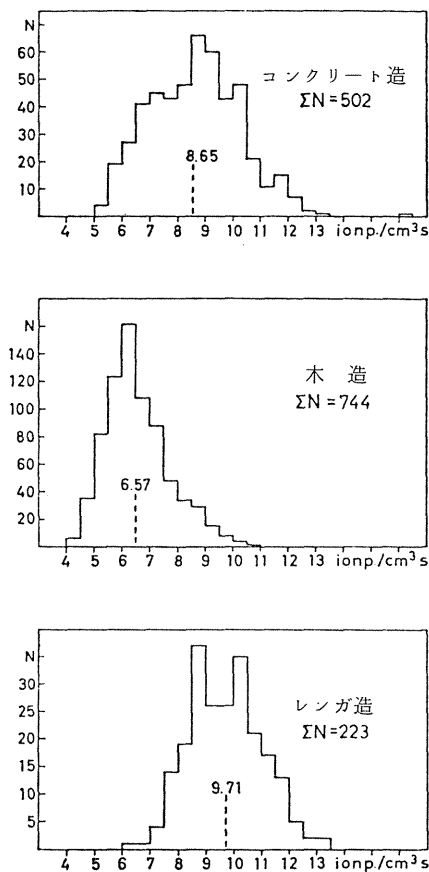


FIG. 1. The curves show the number N of houses measured vs. the total ionisation in air. For each of the groups plotted, the average value for the ionisation in air measured in ion pairs/cm³ is indicated by the appropriate number and a broken line. ΣN is the total number of houses plotted for each of the curves. Included in Fig. 1 are houses from almost all over the country where a differentiation between the groups brick and concrete has been made.

A. STORRUSTE *et al.*

図 1 家屋構造別線量率分布

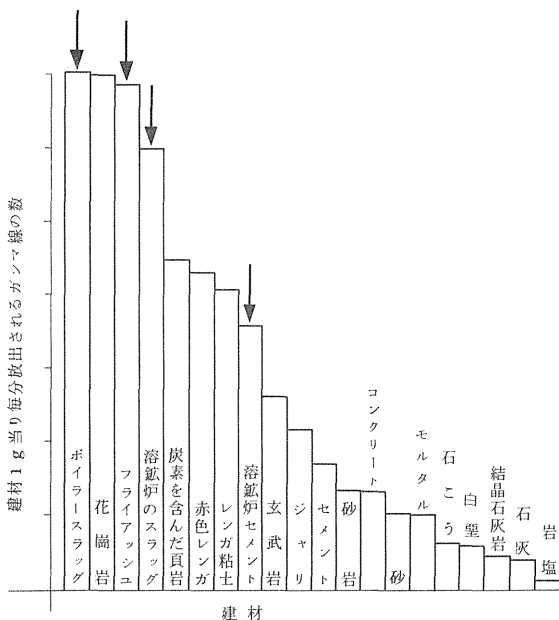


図 2 各種建材の比放射能

これらの建材のみから家屋が建築されたとすれば年間150m rad 以上の付加線量が予想される。この被曝量、年間150m radは人工放射線からの寄与ではなく、技術進歩に伴って増大した自然放射線（TENR）からの被曝であり、原子炉周辺的设计目標値、年間5 m remや他の人工放射線源からの被曝量と比較すると非常に大きな値である。E. M. Kri syuk等の測定によれば、ソ連の建材でこの限度を越すものは数例であったが、W. Kolb 等¹⁰⁾ の西ドイツの調査では12%も存在していた。また図2で矢印の付してある材料、すなわちボイラー・スラッグ、フライアッシュ、溶鉱炉のスラッグおよび溶鉱炉セメントは産業廃棄物を建材に利用している例で、他の天然のものに比べて比放射能が高い。またこれら以外にも磷酸肥料生産に伴う副産物の石こうも建材に用いられているが²²⁶Ra濃度が高い。環境保全、資源保護、経済性等を重んずる最近の社会的背景のもとではこれらの産業廃棄物を建築材料に広く利用される傾向にある。したがって、屋内線量率が今後ますます増加すると予想されるため、ソ連や東ドイツと同様に、日本においても建材の比放射能に対する制限を設ける必要が生じてくるであろう。特に新建材の使用に伴い、屋内空気中のRn およびその娘核種からの内部被曝線量が顕著に増加し、その結果気管支ガンの発生が今後相当増加するであろうとJ. Pensko は指摘している⁴⁾。

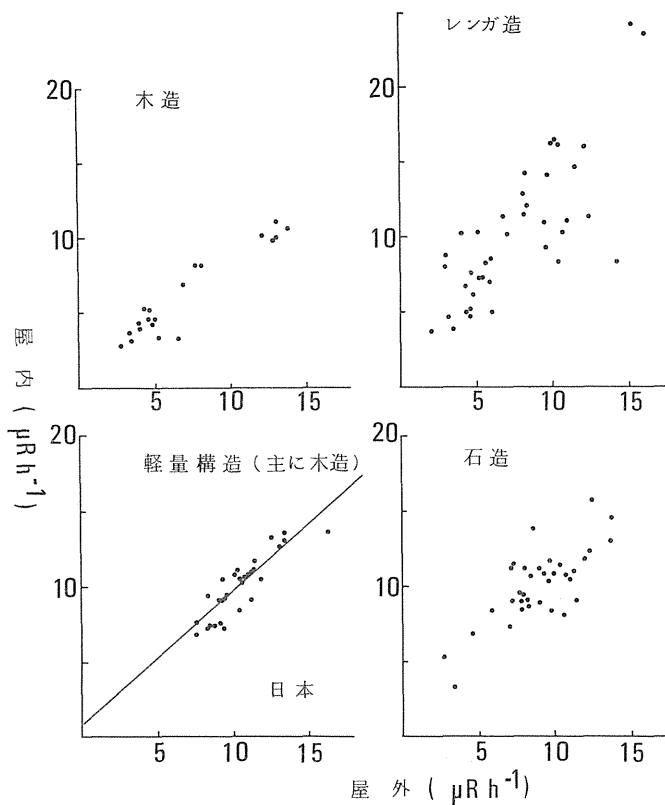


図3 家屋構造別に見た屋内と屋外の線量率の関係

現在利用可能な屋内放射線計測データはW. Kolb et al.^{10), 11)}, L. A. Pertsov¹²⁾, B. Hultqvist²⁾, A. Storruste et al.³⁾, H. Ohlsen¹³⁾と現在全国的な屋内放射線計測をTLDで継続中のL. Mjönes et al.等のものが存在するが、屋外での計測数に比べ極めて少なく、これらのデータから屋内の平均的な線量率を推定することは現在できない。また屋内の線量率を建材の比放射能から計算する方法は、屋外からの透過放射線の屋内への寄与の割合、あるいは窓、入口、室の空間的配置等、考慮すべきパラメータが多く、現在ではまだ理論計算は不可能である。したがって屋内の線量率は計測数の多い屋外のデータを基礎にして屋外と屋内との線量率の比を用いて換算する方法がとられている。図3は数多くの外国の計測データの中で屋内と屋外の線量率が対応づけられるものと

我々のデータとをまとめたものである。^{12), 15~21)}。図中の個々の点は各研究者により重みが異なり、図中の点の数が即計測数ではない。この図からわかるように、木造等の軽量構造家屋以外の、コンクリート造、レンガ造、石造等の重量構造家屋では、屋内と屋外の線量率の間の相関は一般に小さい。したがって屋内と屋外の線量率の比を用いて屋外の線量率から屋内を推定する方法は広範囲に渡る多量の計測データの平均値を用いない限りあまり意味がない。また逆に多量のデータより推定したこの比をある特定の地域の屋内線量率推定のために用いることは大きな誤差を生むことになる。この推定方法にはこれらの難点が存在するが、現在の屋内線量率推定法としては、データ不足のため、これが最良の方法とみなさざるおえない。

表1にこの推定方法に必要な屋内と屋外の線量率を対応させた計測データを示す。この表は現在利用可能な計測数の多いデータを屋内と屋外の線量率の比にまとめたものである。

表1 屋内と屋外の空気中の吸収線量率の比（宇宙線からの寄与は除く）

国名	家屋数	建材				合計	文献
		木材	コンクリート	レンガ	石材		
西独	~30000 1150		1.31			1.33	10) 22)
東独	667					0.87	13)
日本	75					1.0	23)
ノルウェー	2026	0.95	1.42	1.60		1.12	3), 24)
ポーランド	37		0.73				25)
英国	501				1.11		26)
米国	270	0.72					27), 28)
ソ連	2140	1.13		1.47	0.97	1.44	12)

この表から明らかのように現在なお計測数は不十分で、建築材料別に見るとさらにデータが少なく代表的な値とは言い難い。一般的に木造家屋は木材の比放射能が低く、また屋外からの放射線に対する遮へい効果が少し存在することから、屋内と屋外の線量率の比は1より小さい。逆にコンクリート造やレンガ造では屋外からの放射線に対する遮へい効果は大きい、建材の比放射能が高いため、一般に屋内線量率は屋外よりも高くなり、その比率は1より大きくなる。日本に限らず世界的にも屋内放射線計測数は少なく、今後積極的に計測が実施され、信頼度の高い平均的な値が求められることが望まれる。しかし、屋内線量率計測は個人の家屋内へ計測器を持ち込み、局所的に線量率の異なる場をその家の代表値としないために各室限なく計測しなければならず、必然的にプライバシーを侵害する等、屋外での計測よりも難しい面が多い。

1977年国連科学委員会の屋内線量率推定方法は以下の通りである。j)家屋構造は石造

と木造の2つに分類する。ii) 屋内と屋外の線量率の比は石造家屋について W.Kolb 等¹⁰⁾ のデータより 1.3 と推定する。木造家屋については種々の小数データより 0.7 と推定する。iii) 構造別家屋数の割合は欧米諸国の平均的な値、すなわち石造 80%、木造 20% を用いる。したがって屋内線量率の平均的な値は屋外線量率の 18% 増と推定される。この屋内と屋外の線量率の比を用いて、屋外の平均線量率 $4.5 \mu\text{rad/h}$ より屋内線量率は $5.3 \mu\text{rad/h}$ と求まる。次に同委員会の大地放射線からの生殖腺線量率の計算法は以下の通りである。i) 上の結果より屋内と屋外の平均線量率を 4.5 、 $5.3 \mu\text{rad/h}$ とする。ii) 屋外の放射線は 2π 方向より等方的に入射すると考えられる。屋内の場合は壁材、天井、家財等からも放射線が来るため、入射方向は 3π あるいは 4π と考えられる。したがって、screening factor は屋外、屋内各々に対し 0.82 、 0.68 を用いる。iii) 屋外と屋内の平均滞在時間の割合 (occupancy factor) を各々 20 、 80% とする。これらの仮定に基づいて、平均年間生殖腺線量を求めると、屋外での被曝より 6.5 mrad/年 、屋内での被曝より 25.4 mrad/年 となる。屋内と屋外を合わせた大地放射線からの体外被曝は年間 32 mrad である。

日本における屋内線量率と生殖腺線量率は下記の日本の特異性より国連科学委員会の値と異なっている。日本の構造別住宅総数は総理府統計局の昭和 48 年住宅統計調査²⁹⁾ によれば、木造 86%、コンクリート造 10%、ブロック造 2.6%、その他 0.6% であり、欧米諸国の平均と比べ、圧倒的に木造家屋が多い。また日本の家屋では屋外からの放射線に対する遮へい効果はほとんど見られない。

我々の三朝と増富地区の屋内と屋外の放射線計測結果を図 4、5 に例示する²³⁾。計測に用いた機器はシンチレーションサーベイメータ、4L 電離箱、 $3'' \times 3'' \phi \text{ NaI(Tl)}$ γ スペクトロメータである。屋内の線量率は家屋内各室数点の計測からなる全体の平均値より求め、図中には斜線で表わしてある。屋内・屋外線量率とも電離箱の計測値に換算されており、宇宙線からの寄与 ($3.4 \mu\text{R/h}$) を含んだ値である。これら 2 地点は日本の平均線量率 $9.0 \mu\text{R/h}$ と比較してかなり線量率の高い地域である。三朝地区の家屋構造は木造 29 軒、防火木造 9 軒、コンクリート造 1 軒、わらぶき 1 軒、合計 40 軒であった。また増富地区は 35 軒全部が木造家屋であった。我々の少数の計測例では家屋構造による差異はほとんど認められなかった。但しこれは日本において家屋構造別の線量率に差異が存在しないことを意味するものではなく、ただ計測例が少ないため有意な差が認められなかったものと思われる。宇宙線からの寄与を差し引いた屋内と屋外の線量率の比は三朝地区で 0.92、増富地区で 1.00、平均では丸めて 1.0 である。我々の 75 軒の家屋内計測と、これに対応した 65 地点の屋外の計測から判断すると日本の家屋内では屋外からの放射線に対する遮へい効果はみられない。またシンチレーション γ スペクトロメータにより得られたエネルギースペクトルにおいても屋内と屋外の差異はほとんど存在しなかった。

日本の家屋は木造が全家屋数の 86% を占めること、および我々の木造家屋が主体の測

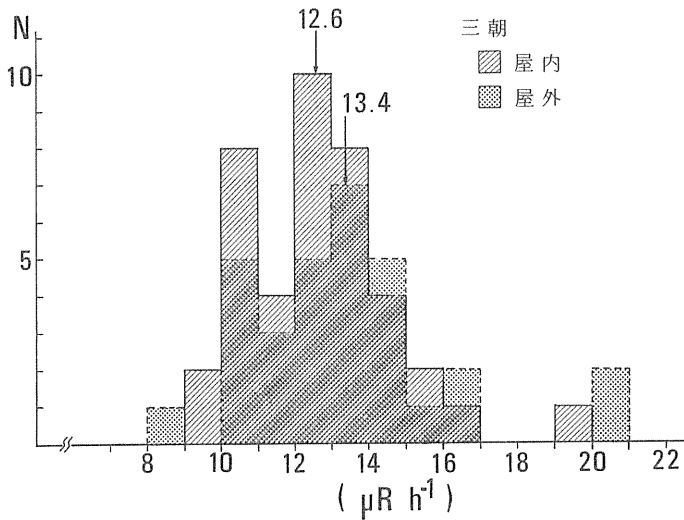


図4 屋内と屋外の線量率分布(宇宙線の寄与を含む)

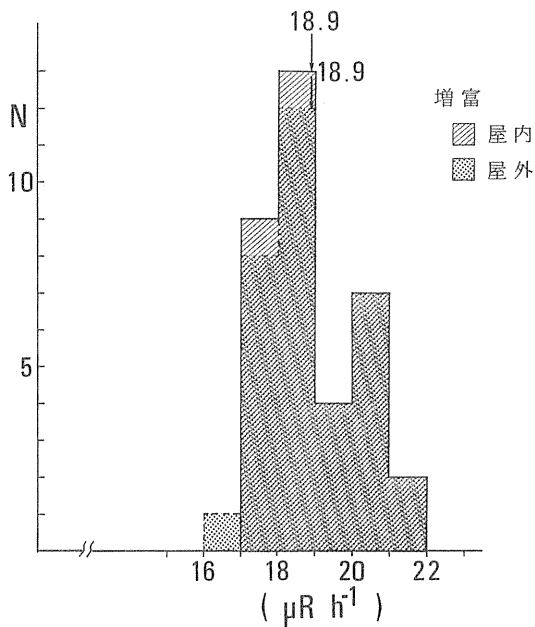


図5 屋内と屋外の線量率分布(宇宙線の寄与を含む)

定において屋外からの放射線に対する遮へい効果が認められなかったことから、日本においては屋内の線量率は屋外の値と余り差がないと思われる。またこれらのことより屋内放射線場は屋外と同様、 2π 方向から r 線が入射すると考えられ、屋外と同じ screening factor, 0.82を用いる。上記の仮定と日本の屋外の大地放射線からの平均線量率($5.6 \mu\text{R}/\text{h}$)を用いて、第一次近似としての日本の平均生殖腺線量率を計算すると年間35 mradと求まる。この国民線量は1977年の国連科学委員会の値、年間32 mradより10%大きな値である。

ま と め

上に述べたように屋内の放射線は人類全体にかなり大きな被曝線量を与えており、重大な関心事であるにもかかわらず、測定データは乏しく、限られた情報より屋内での被曝線量を推定しなければならない現状である。欧米諸国においても屋内放射線測定の必要性を感じ、最近徐々に測定が始められている。日本においても10年の歳月を要した大規模な屋外放射線の全国調査と同じように、屋内放射線の全国的な測定を行ない、日本の特異性を明確に把握し、より正確な国民線量の評価、各種人工環境中の被曝線量の推定、放射線の立場からみた人間環境の再評価および遺伝学的、疫学的調査と協力した低レベル放射線の身体的、遺伝的影響の推定などを行なうことが必要であろう。また一方では産業廃棄物を建材に利用する等の建築材料の変化に伴い屋内での被曝線量が増加する傾向にある。居住者の被曝線量低減のため、各種建材中の放射能測定を行ない比放射能を求めるとともに、産業廃棄物も含めた各種建材を利用する時の利点とそれに伴う被曝線量についてコスト・ベネフィット解析する必要があるが今後強まってくるだろう。

(藤元 憲三, 阿部 史朗)

参 考 文 献

- 1) Rep. of U.N. Sci. Com. Eff. Atom. Rad. (1977).
- 2) B.Hultqvist: Studies on Naturally Occuring Ionizing Radiation, Kgl. Sv. Vetenskapsakad Handle., 6, (3), (1956).
- 3) A. Storruste, A. Reistad et al.: Health Phys. 11, 261 (1965).
- 4) J. Peňsko: Kerntechnik 17, 533 (1975).
- 5) H. Schmier: AED-CONF-74-725-000 (Vol. 2).
- 6) E. I. Hamilton: Amer. Ind. Hyg. Ass. J. 32, 398 (1971).
- 7) E. M. Krisyuk, E. P. Lisachenko et al.: CONF-730907-p. 2, pp. 870-881.
- 8) F. E. Stieve and H. Schmier: EUR 5601 d/e/f 1976 pp. 65-75.
- 9) Atomsicherheit und Strahlenschutz (Herausgeben vom Präsidenten des Staatlichen Amtes für Atomsicherheit und Strahlenschutz beim Ministerrat der Deutschen

Demokratischen Republik) Staatsverlag Der Deutschen Demokratischen Republik
Berlin 1977.

- 10) W. Kolb and H. Schmier: Third European Congress of the International Radiation Protection Association, Amsterdam, May 1975.
- 11) W. Kolb: AED-CONF-74-725-000 (vol. 2) pp. 500-517.
- 12) L.A.Pertsov: A/AC82/G/L 1181 (1967).
- 13) H. Ohlsen: SZS-14/69
- 14) L. Mjönes and G. A. Swedjemark: National Institute of Radiation Protection report 1976-09-01 Stockholm Sweden.
- 15) F. W. Spiers, M. J. McHugh et al.: The Natural Radiation Environment (J. A. S. Adams, W. M. Lowder eds.), 885 (1964).
- 16) M. Gustafsson: Health Phys. 17, 19 (1969).
- 17) H. D. Jamieson, G. G. H. Tripp et al.: New Zealand J. Sci. 9, 674 (1966).
- 18) C. Pinkerton, W. Y. Chen et al.: The Natural Radiation Environment (J. A. S. Adams, W. M. Lowder eds.), 919, (1964).
- 19) L. R. Solon, W. M. Lowder et al.: Science 131, 903 (1960).
- 20) E.J.B. Willey: Brit. J. Radiol., 31, 31, 56 (1958).
- 21) D. B. Yeates and B. E. King: Health Phys. 25, 373 (1973).
- 22) M. Geyh and S. Lorch: The Natural Radiation Environment (J.A.S.Adams, W.M.Lowder eds.), 979 (1964).
- 23) 阿部, 岩倉, 藤元: 未発表
- 24) E. Stranden: Health phys. 33, 319 (1977).
- 25) J. Peňsko, K. Mamont et al.: Nuklonika 14, 93 (1969).
- 26) F. W. Spiers: A/AC 82/G/L 555
- 27) C. L. Lindeken, D. E. Jones et al.: Health Phys. 24, 81 (1973).
- 28) W. M. Lowder and W. J. Condon: Nature 206, 658 (1965).
- 29) 昭和48年住宅統計調査報告 第1巻 全国編 総理府統計局(1975)

4. 自然放射線からの被曝

1. はじめに

地球上に存在する物質には大なり、小なり放射性物質が含まれ、放射線を放出している。地球の外からは透過力の強い放射線（宇宙線）がたえず地球上にふりそそいでいる。このような放射線の場の中で我々人間は生活している。我々人間の受ける放射線の量は、その人の住む場所、食べるものによっても異なる。近年我々人間が高度の社会生活をするようになり、放射線の受け方も変わってきた。1977年の国連放射線影響科学委員会報告はこれら事例について述べている。¹⁾ そこで自然放射線から我々人間が受ける被曝、特に人間活動によって増加する被曝形態の代表例を以下に記す。

a) 大地に含まれている放射性物質からの被曝

大地に含まれている放射性物質の濃度は、岩石や土壌の異なりによって大きく変化する。花崗岩は高く、推積岩は低い。近年、関西地方では丘陵や台地の上に新しい団地が出来る傾向にある。そしてこれら丘陵や台地は花崗岩の場合が多い。

b) 建築材料に含まれている放射性物質からの被曝

建物の壁は上述の大地からの放射線に対して遮蔽効果として働くが、建築材料中に含まれている放射性物質からの放射線がその上加わる。そのため建物内の人が受ける被曝線量は建築材料によって増減する。

c) 建家内の換気による被曝線量の変化

建物内のラドン、トロンおよびその崩壊生成物による空气中放射性濃度は建築材料にも依存するが、換気の状態によっても大きく変化する。換気が悪ければ濃度は高くなる。この時の被曝は内部被曝で肺線量の寄与が特に大きい。

d) 航空機の利用による被曝線量の増加

宇宙線々量は地球表面より離れるに従って多くなる（1500m毎に約2倍）、さらに高緯度ほど多い。近年航空機の利用が増加し、航空機の高度も20km附近の上空を飛行、航路も北極廻りが多くなり、被曝線量の増える傾向にむかっている。

e) リン酸肥料の使用による被曝線量の増加

リン酸岩は²³⁸Uの崩壊生成物を含んでおり、リン酸肥料の使用による農作物を通じての内部被曝が増加する。

f) 石炭火力発電所より放出する放射性物質による被曝

石炭を燃焼することにより、石炭内に含まれている放射性物質、Ra, Th, U が飛散し、発電所周辺の住民に対する被曝線量が増加する。

g) 天然ガス中に含まれている放射性物質による被曝

天然ガス中には ^{222}Rn が含まれている。排気装置のない閉ざされた部屋で天然ガスを使用すると ^{222}Rn の蓄積量が増加し、部屋の中にいる人の被曝線量が増加する。しかし ^{222}Rn の半減期は3.8日で、ガス源より一般家庭に輸送中に減衰する。

h) 放射性陶器からの被曝

皿、水差し、花瓶、装飾のついた飲用杯およびコーヒカップのような陶器のうわ薬に光沢を出すためにウランの化合物を使用する。このような陶器と接触することによりベータ線による被曝を受ける。

i) 溶接棒のトリウムで処理した電極による被曝

アークを発生させるためにトリウムで処理したタングステン電極を使用することがある。この場合、アークからトリウムが発生し空気中に放出する。換気の悪い所で使用するとこれらトリウムにより内部被曝を受ける。

j) 嗜好品による被曝

我々は毎日飲食物から、呼吸から放射性物質を体内にとり入れているが、嗜好品の中に含まれている放射性物質がそれに加算される。特に煙草に含まれている ^{210}Po と肺がんとの関係が最近問題になって来た。

我々の研究グループは、このような人間の活動と被曝線の増加について関心を持ち、調査・研究を行なっている。ここに我々研究グループが現在調査・研究中のものではあるが、これら2-3の事例について以下に述べる。

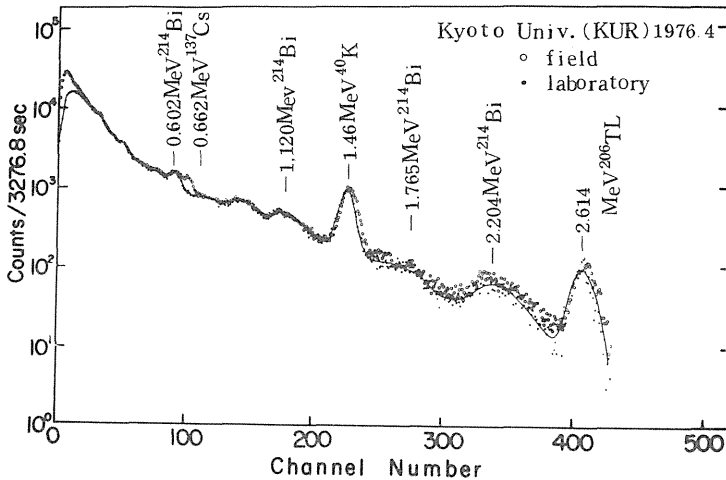
2. 屋内、屋外における外部被曝線量評価

外部放射線に対する個人あるいは集団に対する障害は、身体的障害と遺伝的障害に分類出来る。この場合の決定臓器は骨髄と生殖腺である。しかし骨髄線量および生殖腺量を直接測定することは出来ない。そこで、一般には身体の外側の放射線場を測定し、決定臓器の線量当量を評価する。

環境における自然放射線の外部被曝による骨髄線量及び生殖腺線量を評価する場合、国連科学委員会では照射線量(レントゲン： C/kg)を吸収線量(ラド：グレイ)に直し、身体遮蔽係数を0.8として推定する²⁾。しかし自然の γ 放射線は低エネルギーより高エネルギーまで分布し、地域的、時間的(気象要因)に変化する。そこで我々は γ 線エネルギー分布をもとめ、臓器線量当量の評価を行なった。我々の方法は各エネルギー毎に体内の遮蔽係数、散乱係数を評価しているので、国連科学委員会報告のように一律に0.8を掛けるよりは正確な方法と思われる。そしてこのような方法により屋内、外の被曝線量の比較を行なった。

検出器には感度および分解能のよいNaI(Tl)シンチレーターを使用し、方向依存性をよ

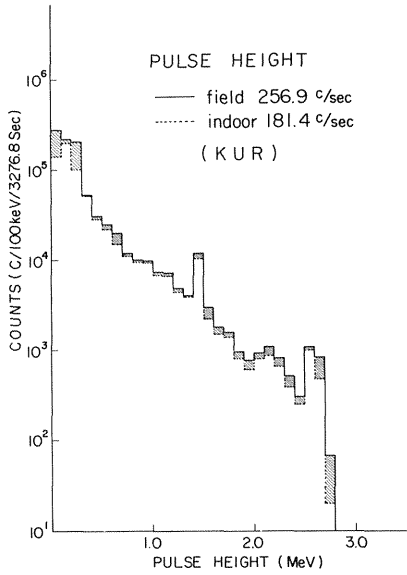
くするために3"φの球型とした。波高分析器は1024チャンネルの多重波高分析器を用い、計算処理に便利なように紙テープにデータアウトを行なった。このような装置で京都大学原子炉実験所の屋内・屋外の γ 線波高分布を求めた結果を第1図に示す。この結果によれば屋内も屋外もエネルギースペクトルの形はあまり変わらないが、屋内のほうが全体的に強度は低い。さらに屋外には ^{137}Cs のピークがあるが屋内にはない。この γ 線波高分布は



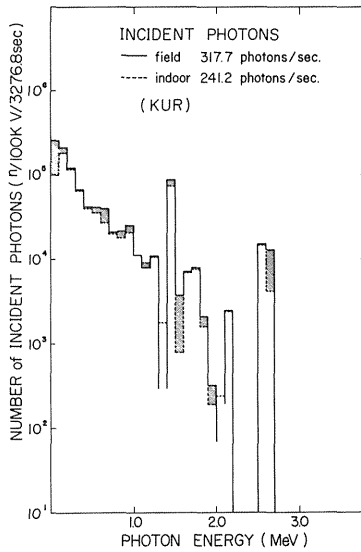
第1図 環境 γ 線の波高分布 (I)

検出器に入射した γ 線に対して一義的な関係になっていない。そこでこれを補正するためのレスポンス行列(34×34)を作成し、これを用いて真のエネルギースペクトルに変換を行なった。第2図は第1図の γ 線波高分布を34組のヒストグラムにしたものでこのように分割すると ^{137}Cs を弁別出来なくなる。第3図はレスポンス補正をして真のスペクトルに直したもので縦軸は粒子フルエンスで表わしている。第4図は各エネルギー毎に空気の吸収係数を掛け縦軸を照射線量に直したものである。

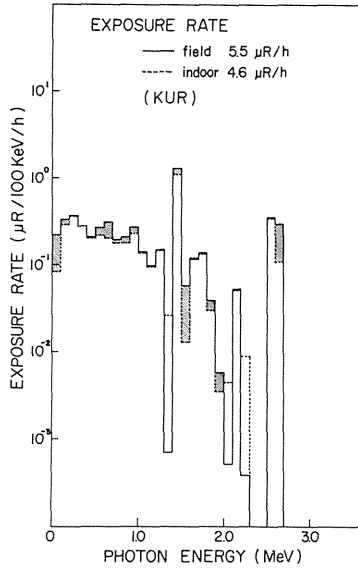
次に照射線量を臓器の線量当量に変換するには線量当量変換係数を使用する。この係数は大勢の人々により研究されているが、我々はO'Brien³⁾の係数を使用した(光子の場合、線質係数Qは1であるので臓器吸収線量は臓器線量当量と等しくなる)。第5, 6, 7図は上記の変換係数を用いて縦軸を各臓器の線量当量にて表わしたものである。そして屋内と屋外の比較を行なった。屋内のエネルギースペクトルは屋外とほとんど同じ傾向になっ



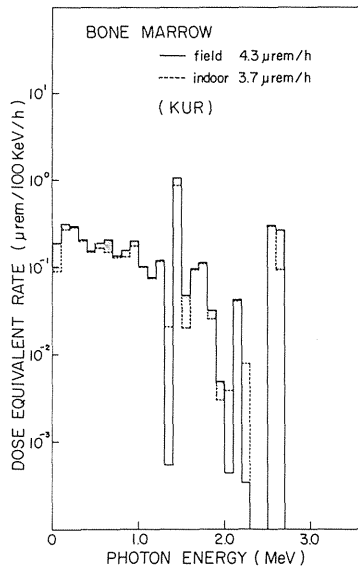
第 2 図 環境 γ 線の内高分布 (II)



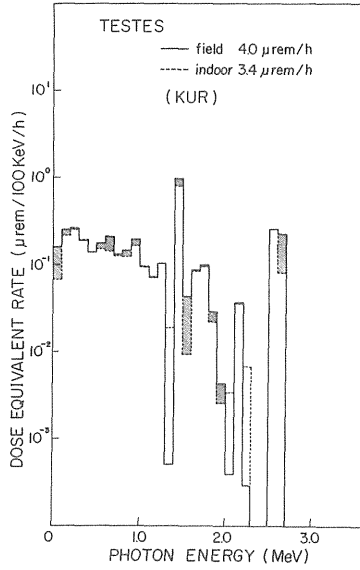
第 3 図 環境 γ 線のエネルギー分布 (I) (光子数強度 photon/sec)



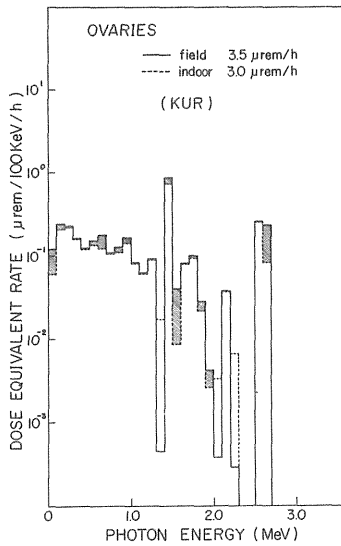
第4図 環境 γ 線のエネルギー分布(II)(照射線量率 $\mu\text{R}/\text{h}$)



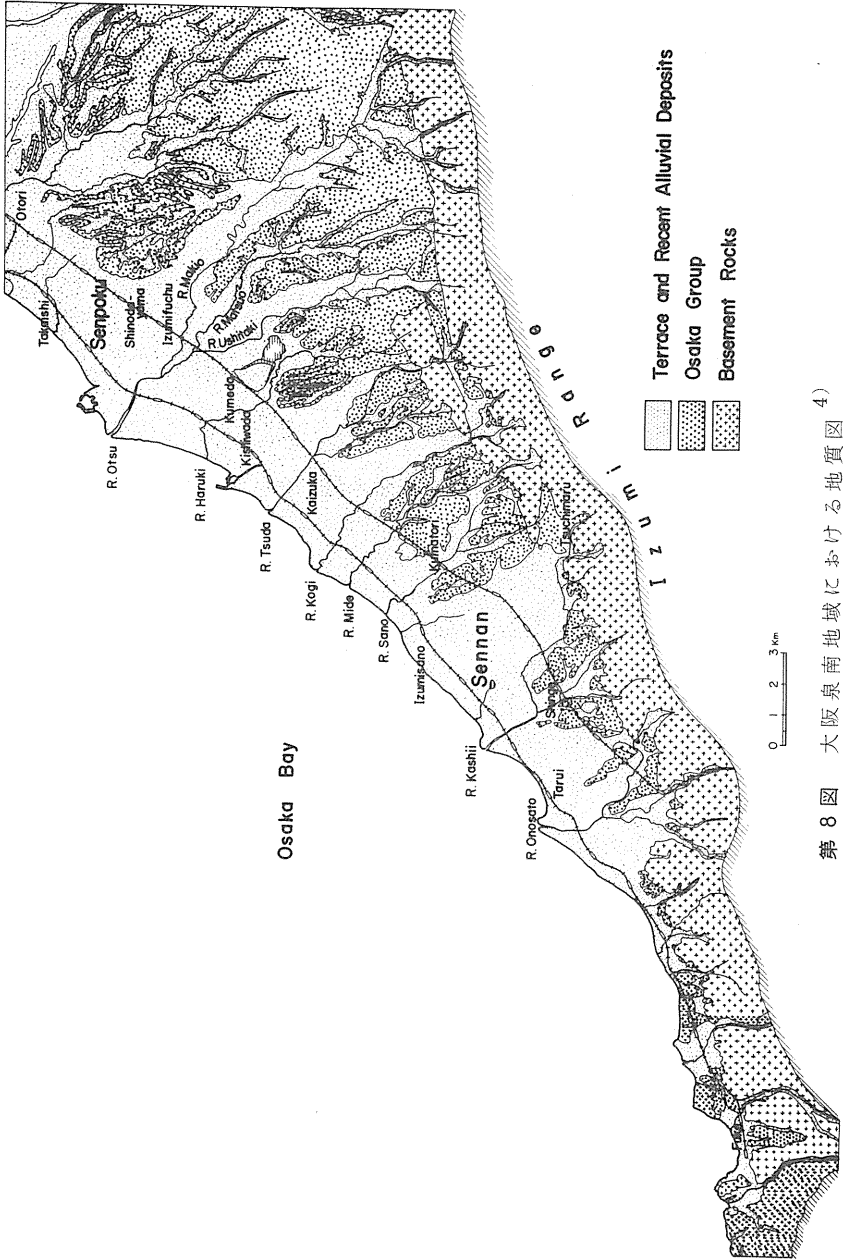
第5図 環境 γ 線のエネルギー分布(III)(骨髓線量当量率 $\mu\text{rem}/\text{h}$)



第6図 環境 γ 線のエネルギー分布(N)(睾丸線量当量率 $\mu\text{rem/h}$)



第7図 環境 γ 線のエネルギー分布(V)(卵巢線量当量率 $\mu\text{rem/h}$)



第 8 図 大阪泉南地域における地質図 4)

ているが、全体として強度が低くなっている。測定した場所は鉄筋コンクリート3階窓ぎわで、壁材からの放射線よりも建物の遮蔽効果のほうが大きいことを物語っている。次に線量の比較を第1表に示す。この結果によれば臓器により線量当量が大きく変わり、身体の遮蔽係数は骨髄に対しては国連科学委員会の値である0.8に近いが、卵巣では0.65近くになっている。

第1表 屋内、外における臓器線量当量

	照射線量	骨髄線量当量	睪丸線量当量	卵巣線量当量
屋内	4.6 $\mu\text{R}/\text{h}$	3.7 $\mu\text{rem}/\text{h}$ (0.8)	3.4 $\mu\text{rem}/\text{h}$ (0.74)	3.0 $\mu\text{rem}/\text{h}$ (0.65)
屋外	5.5 $\mu\text{R}/\text{h}$	4.3 $\mu\text{rem}/\text{h}$ (0.78)	4.0 $\mu\text{rem}/\text{h}$ (0.73)	3.5 $\mu\text{rem}/\text{h}$ (0.64)

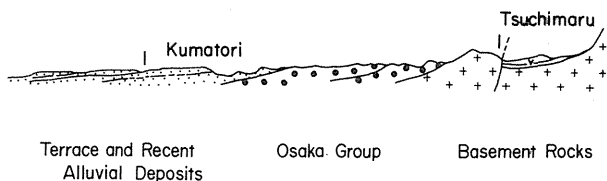
()内は身体遮蔽係数

3. 大阪泉南地域における地層と放射線および集団線量に関する考察

大阪泉南地域とは大阪南部の総称で、堺、岸和田、泉大津、貝塚、泉佐野、和泉、高石、泉南の八市と泉北、泉南の二郡よりなっている。そして北は大阪市、東は河内、南は和歌山に接し、西は大阪湾に面している。南の和歌山との境には狭長な和泉山脈が東西に伸びている。この山脈は、東は紀見峠から岩湧山、三国山、葛城山などの山々が連なり、西にいくにしたがって三峰山、札立山などしだいに高度がさがり西端は紀淡海峡に致る。分水界は南にかたより南斜面は和歌山の紀ノ川に向かって断層崖をなし、中央構造線の一部をしめているが、北側の泉南側は起伏に富み、その前面に内前山・外前山の二列の低い山地・丘陵が並行し、さらに北側には和泉海岸平野が広がっている⁵⁾。低い山地・丘陵地域は古くから開けたところで、多くの古墳や旧跡が多い。京都大学原子炉実験所もこの地にある。しかし近世になり、海岸平野部に軽工業、特に繊維工業がさかんになり、平野部の人口が増大した。ところが最近になり低い山地や丘陵地域に団地がたち並ぶようになり、人口移動がおこりはじめている。

和泉山脈の地質は中生代白亜紀の和泉砂岩で、内前山列は石英斑岩及び花崗岩類よりなり、外前山列は石英斑岩及び花崗岩類を基礎とし、第三紀後半の鮮新世から第四紀前半の洪積世にかけて推積した砂礫層(大阪層群)より、平野部は沖積層よりなっている。即ち地質的に大きく分類すると、山側より海岸に向かって花崗岩層、大阪層群、沖積層となる。この地域の地質構造については、市原氏等が調査し報告している⁴⁾。その1例を第8、9図に示す。第8図は平面図で、第9図は熊取附近の断面図である。

我々研究グループはこれらの地域の放射線測定を行なった。測定器は測定点の周辺をサーベイするシンチレーションサーベイメータ、測定点の照射線量率をもとめる電離箱式測



第9図 熊取—土凡断面の地質⁴⁾

定器（25気圧アルゴン電離箱と1気圧空気電離箱），測定点の γ 線エネルギー分布を測定するNaI(Tl)シンチレーションスペクトロメーター，Ge(Li)半導体スペクトロメーター等を使用した。そしていろいろな結果を得ることができた。これらについては現在整理中であるが，ここでは地質と高压電離箱測定器で測定した結果について述べる。

測定結果はいろいろと分布するが，花崗岩地域1 2.0～1 4.2 $\mu\text{R}/\text{h}$ ，大阪層群は6.8～9.7 $\mu\text{R}/\text{h}$ ，沖積層は8.5～1 0.7 $\mu\text{R}/\text{h}$ の範囲内に入る（この値の中には宇宙線及びプオールアウトの寄与分も含んでいる）。しかし沖積層の学校の校庭や公園の中には「入れ土」のところが多く，この土は水はけのよい花崗岩の粉碎したものを使用する。そのためこのような地点は花崗岩地域に近い照射線量率の値になっている。現在人口の密集しているところは沖積層で次が大阪層群，花崗岩の順であるが，泉南地域南部では花崗岩層に大きな団地が出来，人口移動がはじまっている。

4. 建物内換気と放射能濃度について

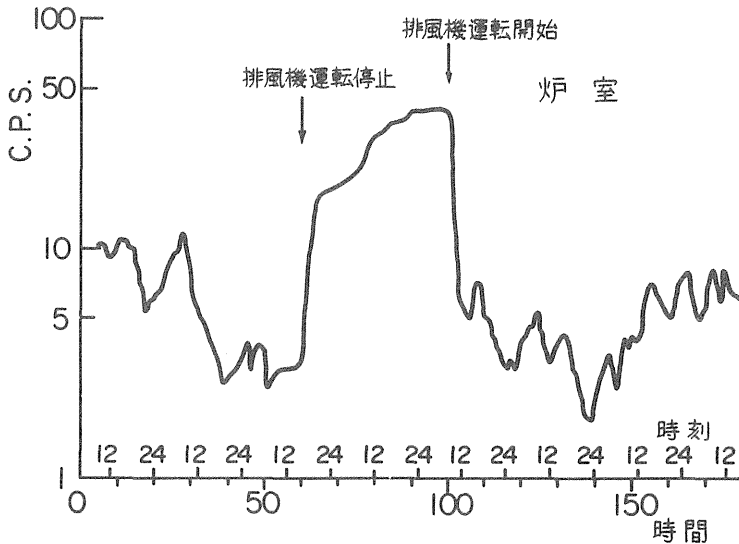
天然のラドン，トロンおよびそれらの崩壊生成物はエアロゾルとなり，空気中に浮遊し人体の内部を被曝する。1977年の国連科学委員会報告によれば，通常地域における自然放射線による吸収線量の推定値に，今迄の報告書にはなかった肺線量の評価が加わり，ラドン，トロンおよびそれらの崩壊生成物の吸収による被曝線量は他の臓器よりも高くなっている。

通常地域におけるラドン濃度は $5 \times 10^{-10} \mu\text{Ci}/\text{m}^3 \sim 1 \times 10^{-12} \mu\text{Ci}/\text{m}^3$ ，トロンはラドン濃度の1/20～1/100程度であり，それらの濃度は気象条件により大きく変動する。室内の場合，換気がよければ建物内で発生したラドン，トロンおよびそれらの崩壊生成物は屋外に放出するが，屋外の放射性エアロゾルも入ってくる。我々の研究グループは建物内の換気による放射能濃度の変化について調べた。

実験を行なった場所は京都大学原子炉実験所の炉室で，鉄筋コンクリート建て，内容積 10^4m^3 である。この炉室は新鮮空気を常時外部より取り入れ，1時間に3回の割合で換

気している。そしてこの建物は原子炉の炉室であるので事故時を想定して完全密閉の出来る構造となっている。実験は炉室内の空気を濾紙に連続吸引し濾紙上の放射能を測定する。この場合炉室の換気を行なっている場合（排風機運転中）と換気を停止の場合（排風機停止）について比較した。

測定結果の1例を第10図に示す。この結果によれば、排風機運転中は1.5～10 C.P.S. の範囲を変動していた炉室内の放射能濃度も排風機を停止すると急激に上昇（約10



第10図 炉室内換気と放射能濃度

倍), その後ゆるやかに上昇する。そこでふたたび排風機を運転すると以前の濃度にもなる。これら結果の詳細については現在検討中である。

最後にこの小文は我々研究グループの桂山幸典教授をはじめ、山崎敬三、占部逸正、岡本賢一、義本孝明諸氏の協力によりまとめたもので、最後に謝意を表す。

(辻本 忠)

参 考 文 献

- 1) United Nations, "Sources and Effect of Ionizing Radiation" (1977).
- 2) United Nations "Ionizing Radiation, Levels and Effects" (1972).
- 3) Keran O'Brien and Robert Sanna; Health Phys. Vol. 30, p. 71-78 (1976).
- 4) Minoru Itihara et al.; Journal of Geosciences, Osaka City University, Vol. 19, Art. 1 December (1975).
- 5) 万有百科大事典 7, 日本地理;小学館, P 98 .

Ⅲ．人間環境における自然放射性核種

1. 地球起源の放射性核種のレベルと

その挙動

1.1 大気中の長寿命自然放射性核種

1. はじめに

人間と大気とのかかちあいは、人間生存にとって必須要素である呼吸ときつてもきれない関係にある。従って呼吸を通して大気中に存在している種々の物質を人間が生き続ける限り否応なしに、大なり小なり人体内にとりこむことになる。大気中にはどのような物質が存在しているのだろうか？既知のように人間に必須な成分である酸素および窒素の主成分の他にアルゴン、キセノンなどの微量成分が含まれていることは今更言うまでもないであろう。この他に種々の化学物質および放射性核種が存在しているのである。勿論これらの物質は量的にも、質的にも時代とともに変わっていくものであり、人間の生誕前、生誕直後、人間活動の盛んな時期などによって、変化していく。現在では人間の激しい産業活動により、大気中には大気汚染物質としてSO₂、NO₂、NOなどが加わり、また放射性核種としては、太古より存在していたであろう自然放射性核種の他に、原子力平和利用および核実験などにより、種々の人工放射性核種が大気中に放出され、人間にとって必須であるものの他に多種多様の物質が付加されている。

ここでは大気中の自然放射性核種なかでも地球起源の長寿命核種に目をむけ、話をすずめる。自然界において、現在までに発見されている自然放射性核種の数は75種である。これらの核種の発見は放射線の強さが非常によわいためもしくは自然界における存在量が極微量のため発見しにくかったこともあり、検出方法が進むにつれ、その数を増してきた。従って今後も放射能の測定技術の進歩によってその数は増加しうらだろう。75種の自然放射性核種は環境中ならびに人体中に大同小異存在しており、世界各地に広く分布している。自然放射性核種はそれらの生成起源によって地球起源の放射性核種と宇宙線生成核種に大きく分類されている。それらの核種数の内訳は表1の通りとなっている。即ち宇宙線生成核種数が20種に対し地球起源放射性核種の数は55種である。

ここで問題としている地球起源自然放射性核種はさらにウラン系列、アクチニウム系列、トリウム系列のようにある核種即ちそれぞれ²³⁸U、²³⁵Uおよび²³²Thを親として連鎖的に壊変していく壊変系列をつくる核種と⁴⁰K、¹³⁶Lu、¹⁸⁷Rbなどのように壊変系列をつくらない核種に分類されている。これらの核種は、半減期が数秒という短いものから、数1千兆年という長いものまで含まれている。これらのうち対象としている地球起源の長寿命自然放射性核種（半減期日以上のもを収録）の半減期と放出放射線を表2に示す。表

表1 現在までに発見されている自然放射性核種の数

☆ 地球起源放射性核種 (5 5)

 壊変系列をつくる核種 (4 1)

 ウラン系列

 アクチニウム系列

 トリウム系列

 壊変系列をつくらぬ核種 (1 4) …… ^{40}K , ^{87}Rb , ^{106}Lu 他

☆ 宇宙線生成放射性核種 (2 0) …… ^{14}C , ^3H , ^{22}Na , $^{32}, ^{33}\text{P}$ 他

()内の数字は核種の数

表2 地球起源長寿命自然放射性核種一覽表

		半減期 (年) 放出放射線		半減期 (日) 放出放射線		
壊変系列をつくる核種	ウラン系列	$^{238}\text{U}(\text{UI})$	4.51×10^9	α	^{234}Th	2410 $\beta(r)$
		$^{234}\text{U}(\text{UII})$	2.48×10^5	α	^{222}Rn	3.82 $\alpha(r)$
		$^{230}\text{Th}(\text{Io})$	8.0×10^4	α	$^{210}\text{Po}(\text{RaF})$	1384 $\alpha(r)$
^{226}Ra		1602	α, r	$^{210}\text{Bi}(\text{RaE})$	5.01 β	
$^{210}\text{Pb}(\text{RaD})$		20.4	β, r			
壊変系列をつくる核種	アクチニウム系列	$^{235}\text{U}(\text{AcU})$	7.1×10^8	α, r	$^{227}\text{Th}(\text{RdAc})$	18.4 α, r
		^{231}Pa	3.25×10^4	α, r	$^{223}\text{Ra}(\text{AcX})$	11.43 α, r
		^{227}Ac	21.8	α		
壊変系列をつくる核種	トリウム系列	$^{232}\text{Th}(\text{AcU})$	1.41×10^{10}	$\alpha(r)$	$^{224}\text{Ra}(\text{ThX})$	3.64 $\alpha(r)$
		$^{228}\text{Th}(\text{RdTh})$	1.91	α, r		
		$^{228}\text{Ra}(\text{MsThI})$	6.7	β		
壊変系列をつくらぬ核種	原始核種	^{40}K	1.26×10^9	$\beta-$		
		^{176}Lu	2.2×10^{10}	$\beta-$		
		^{187}Re	$\sim 5 \times 10^{10}$	$\beta-$		
		^{87}Rb	5×10^{10}	$\beta-$		
		^{147}Sm	1.05×10^{11}	α		
		^{138}La	1.1×10^{11}	$\beta-$		
		^{190}Pt	7×10^{11}	α		
		^{123}Te	1.2×10^{13}	EC		
		^{152}Gd	1.1×10^{14}	α		
		^{115}In	6×10^{14}	$\beta-$		
		^{174}Hf	2.0×10^{15}	α		
		^{144}Nd	2.4×10^{15}	α		
		^{142}Ce	5×10^{15}	α		
^{50}V	6×10^{15}	$\beta-$				

* 半減期が日以上のもを集録した。

2において、壊変系列をつくらない原始核種は、半減期がすべて年の単位であり、それも 10^9 年以上と非常に長いものばかりである。また α および β 放射体が半々である。しかし大気中に発見されたという報告はない。壊変系列をつくる核種はすべて、原始核種に比べれば、半減期は相対的に短く、ほとんどが α 放射体であることがわかる。なかでもアクチニウム系列の親核種である ^{235}U は天然における存在比が0.715%と極めて小さいので核種レベルとしては現在では無視できる量とされている。

これらの地球起源長寿命自然放射性核種のうち現在までに大気中に検知、測定されているのは ^{210}Pb 、 ^{210}Bi 、 ^{210}Po 、 ^{222}Rn であり、土壌のまいりとして ^{238}U 、 ^{232}Th 、 ^{226}Ra に関する報告が数例ある。 ^{222}Rn は短寿命核種の項で述べられるので本文では取扱わない。従って ^{210}Pb 、 ^{210}Bi 、 ^{210}Po を中心に、人間環境という観点に主眼をおき、これら核種の大気中での挙動を、我々の研究成果と文献におけるデータとを合わせて概観する。

2. 大気中のレベルとその挙動

一般に放射性核種の大気中濃度および挙動は、気象条件、地理的条件などの種々の環境因子によって変化する。これらの変化は放射性核種の種類即ちそれらの半減期、物理的、化学的性質の違いにより異なる。地球起源長寿命自然放射性核種は大気中でどのようなレベルで存在しているのかまたどのような挙動を示すのか順次述べてみよう。

2.1 大気中での一般的挙動

大気中に見出されている地球起源長寿命自然放射性核種である ^{210}Pb 、 ^{210}Bi 、 ^{210}Po および ^{238}U 、 ^{226}Ra 、 ^{232}Th の大気中での挙動の概略を模式的に示したのが図1である。 ^{238}U と ^{226}Ra はウラン系列の親および娘核種であり、 ^{232}Th はトリウム系列の親核種である。従ってこれらの核種は自然界において一般土壌あるいは岩石中に存在しており、土壌中あるいは岩石中にて壊変を行う。しかし風の影響により、表面土壌粒子が大気中に舞い上るので、時には大気中で検出されるのである。 ^{210}Pb 、 ^{210}Bi 、 ^{210}Po はウラン系列の壊変途中にある核種である。主な生成起源は土壌および岩石に含まれている ^{238}U の壊変生成物である ^{222}Rn である。 ^{222}Rn までの壊変過程は主に地殻中で行なわれるが、 ^{222}Rn は希ガス(気体)なので、地中に閉じこめられるものもあるが地表から大気中に放出される。大気中に放出された ^{222}Rn は短半減期のRa A, Ra B, Ra Cをへて、 ^{210}Pb となり、この段階で大気中に浮遊しているエアロゾル粒子に付着する。放射性付着粒子はそのまま大気中に存在しているものもあれば、雨による洗浄効果および重力落下によって地上に降りおちてくるものもある。いったん地上にでたRnの娘核種はこのように大気中でいろいろな旅をするわけである。地上に降り落ちたものは直接ないしは土壌から植物に吸収されたり、大地、海洋へと旅を続ける。人体には、呼吸によりまた飲料水および各種の食物摂取により取り入れられる。

2.2 濃度レベル

地表空気における地球起源長寿命自然放射性核種濃度の世界の平均的レベル¹⁾を表3に

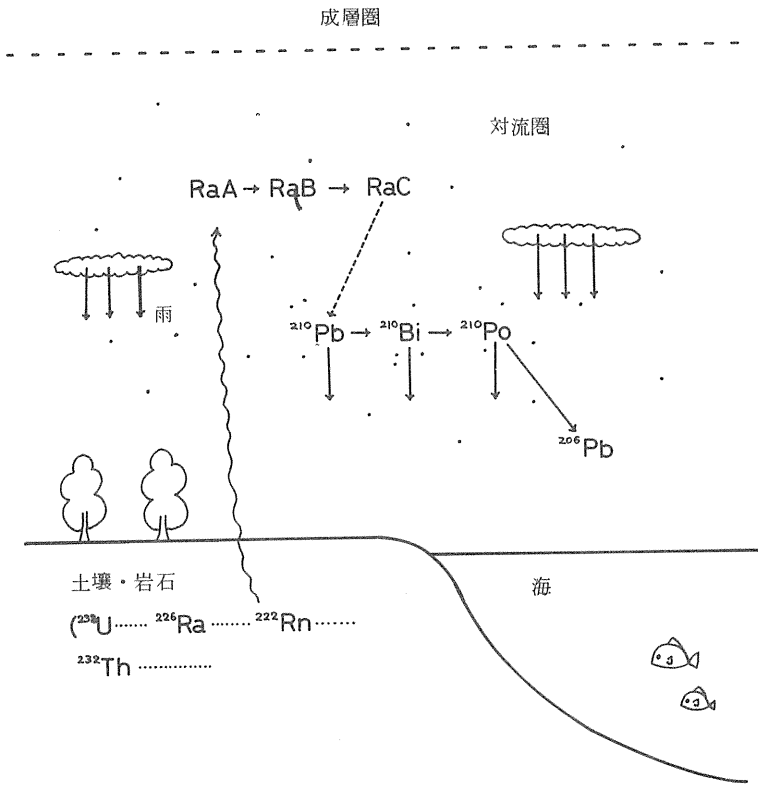


図 1 地球起源長寿命自然放射性核種の大気における挙動

示す。表3において、実測値は ^{210}Pb , ^{210}Po のみであり、他の核種は推定値である。 ^{210}Bi の実測値²⁾³⁾⁴⁾は皆無ではないが非常に少ない。表2に示されている値は ^{210}Pb の濃度から推定されたものである。即ち ^{210}Bi は ^{210}Pb を直接の親としている。半減期は前者が5日であるのに対し、後者は22年と非常に長い。従って ^{210}Pb と ^{210}Bi は短時間で平衡状態になると考えられる。表3における ^{210}Pb , ^{210}Po 濃度は北半球の中緯度での平均濃度を示している。 ^{238}U , ^{232}Th , ^{226}Ra , ^{228}Ra 濃度は、土壤中 ^{238}U , ^{232}Th の実測平均放射能濃度が約 0.7P Ci g^{-1} であること、地表空気中のダスト負荷量が約 $100\text{ }\mu\text{g m}^{-3}$ である

表3 地表空気における地球起源の長寿命自然放射性核種濃度

核種	濃度 (Ci m ⁻³)		
²¹⁰ Pb	1.4	10 ⁻²	} 土壌中の放射能濃度 0.7 PCi g ⁻¹ 浮遊塵負荷量 100 μg m ⁻³ から推定
²¹⁰ Bi	(1.4	10 ⁻²)	
²¹⁰ Po	3.3	10 ⁻³	
²³⁸ U	7	10 ⁻⁵	
²³² Th	7	10 ⁻⁵	
²³⁰ Th	7	10 ⁻⁵	
²²⁶ Ra	7	10 ⁻⁵	
²²⁸ Ra	7	10 ⁻⁵	

と仮定し、推定された値である。このうち²³⁸Uについては地表空気中の測定⁶⁾⁷⁾⁵⁾があり、表3における推定値とよく一致している。

表3に示された核種のうち、²¹⁰Pb、²¹⁰Bi、²¹⁰Po以外の核種は、土壌の舞い上りであり、²¹⁰Pb、(²¹⁰Bi)、²¹⁰Po濃度に比べ前者の3桁あるいは後者の2桁低い。何と言っても測定されている地表空気中の地球起源長寿命自然放射性核種の中では、²¹⁰Pb濃度が最も高く約10⁻² pCi m⁻³であり、次いで²¹⁰Po濃度の約10⁻³ pCi m⁻³である。人間への線量評価を考慮せずに、濃度のみを比較した場合には、他の人工放射性核種および短寿命自然放射性核種に比べ、極めて低いレベルである。

2.3 時間的变化

長寿命核種の大気中での挙動は、半減期が数秒、数分の短寿命核種の時間的变化に対し半減期が日以上を対象とした場合には、時間の単位よりはむしろ日以上単位で変化することが予想される。長寿命核種の時間的变化に関する数多くの研究報告は主に日変化、月変化、年変化について観測されている。

(i) 日変化

²¹⁰Pb、²¹⁰Poの地表空気における日変化について、フランスのA. Marengoらの測定結果⁸⁾を図2に示す。図2は1967年8月から1968年2月までのToulouseの南方5kmの地点で測定されたもので、²¹⁰Pb、²¹⁰Poとともに⁹⁰Sr濃度も同時に観測されている。我々によって測定された千葉市における空気中²¹⁰Pb、²¹⁰Po濃度の測定結果の一部を図3に示す。図2において、地表空気中²¹⁰Pbと²¹⁰Po濃度の日変化はほぼ同じ傾向を示している。濃度については²¹⁰Pbは約4~45 fCi m⁻³の範囲にあり、²¹⁰Po濃度は約0.3~5 fCi m⁻³の範囲で変化しており、それぞれ約10倍の変動を示している。またレベルについては、²¹⁰Pbの方が²¹⁰Poよりも約10倍高い値を示していることがわかる。A. Marengoらの測定結果と我々の測定結果を比較してみると、²¹⁰Pbも²¹⁰Poもそれぞれ同レベルであり、変動幅もそれぞれ約10倍であり、よく一致している。しかし

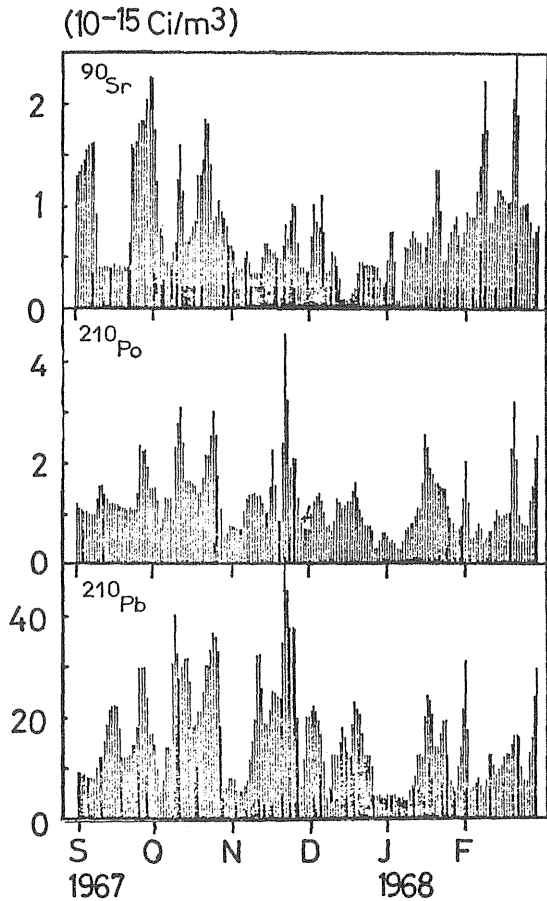


図2 フランスのToulouseの南方5km地点における空气中
 ^{210}Pb , ^{210}Po および ^{90}Sr 濃度の日変化

^{90}Sr 濃度の日変化は ^{210}Pb , ^{210}Po の日変化とは対応しない。 ^{210}Pb , ^{210}Po 濃度が高いとき, ^{90}Sr 濃度が低かったり, またその逆もあり, 明白な関係はみられない。 ^{210}Pb および ^{210}Po と ^{90}Sr の生成源の違いによるのかもしれない。

(ii) 月変化(季節変化) 8)9)10)11)

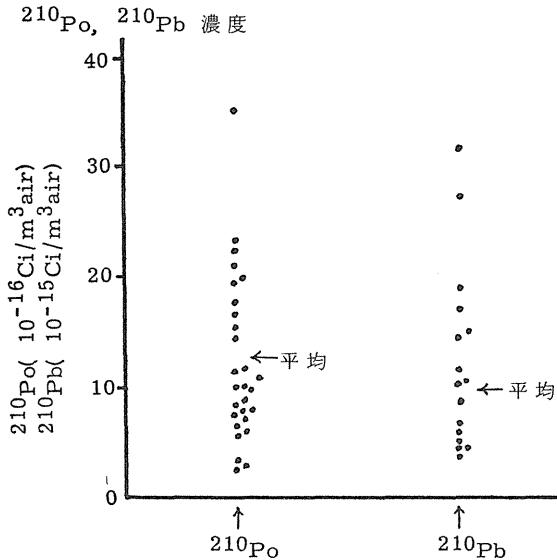


図3 千葉市における大気浮遊塵中 ^{210}Po および ^{210}Pb 濃度

インドにおけるJoshiらの測定結果⁹⁾を紹介する。ボンベイとシュブリナガールの二地点において、前者は1961年9月から1966年3月、後者は1962年3月から1966年3月までの空気中月間 ^{210}Pb 濃度が測定されている。それらの結果をそれぞれ図4および図5に示す。図4におけるボンベイでの ^{210}Pb 濃度は冬(12月~1月)に最大値を示し、夏(7月~8月)に最小値を示す。この傾向は同地点における空気中 ^{137}Cs 濃度の季節変化と異っている。即ち ^{137}Cs の場合は、一般によく知られているように、春に最大、夏および秋に最小値を示す。 ^{137}Cs のこの傾向は冬から春にかけて成層圏から対流圏へ圏界面を通して核分裂片の移行が高められることで説明されている。 ^{210}Pb の場合はどうか？ボンベイでの観測結果とシュブリナガールの観測結果を比較してみよう。シュブリナガルにおける空気中 ^{210}Pb の季節変化は、大きく見ればボンベイでの観測結果とほぼ同じ傾向を示しているが、ボンベイほど明白な傾向はみられない。このように地域の違いによって季節変動の曲線の形が異なることから、地表空気中 ^{210}Pb 濃度は局地的な気象条件によるRn娘核種の生成量に依存していると考えられることを報告している。

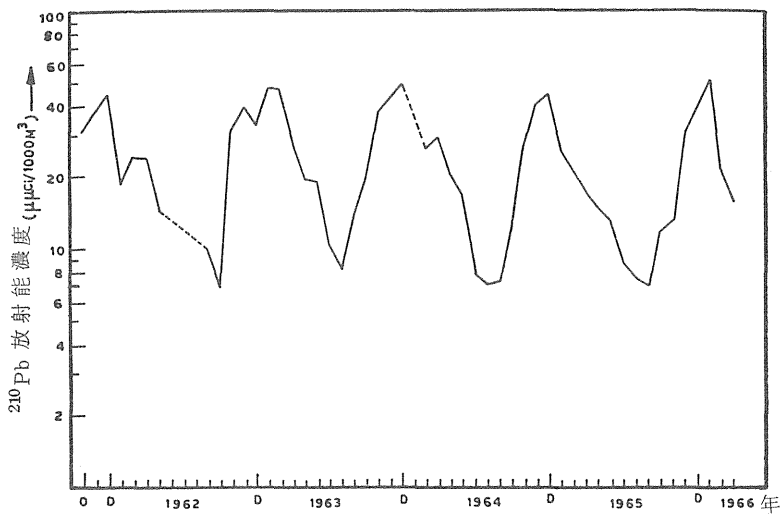


図4 ボンベイ(インド)における地上付近空気中の ^{210}Pb 濃度

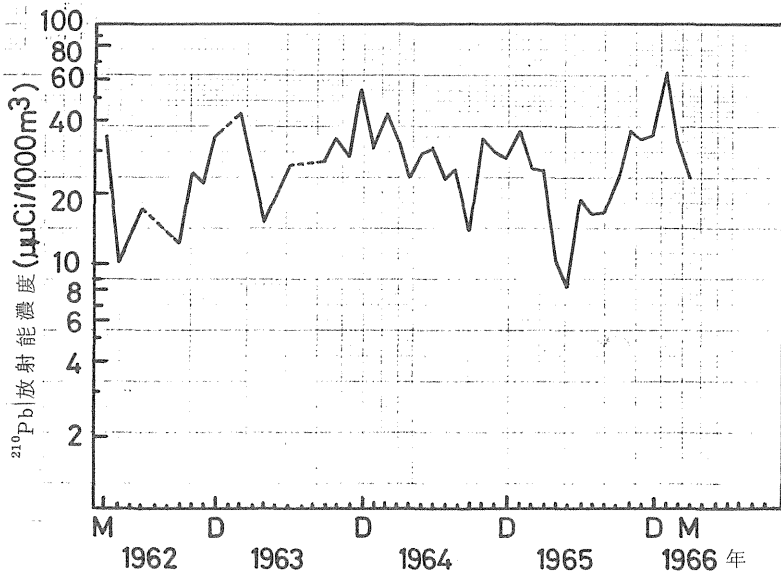


図5 シュプリナガル(インド)における地上付近空気中の ^{210}Pb 濃度

2.4 緯度分布

図6および図7に地表空気および雨水中の ^{210}Pb の緯度分布¹⁾をそれぞれ示す。地表空气中 ^{210}Pb 濃度は、主に地表からの ^{222}Rn の放出率に依存している。従って ^{222}Rn の放出源が、土壌ないし岩石中の ^{238}U であることから、陸上と海上の空气中濃度を比較した場合には、陸上の空气中濃度の高いことが予想される。図6からも明らかなように、北半球南半球に比べ、空气中 ^{210}Pb 濃度が高い傾向がみられる。この傾向は上で述べた陸地と海の占める面積の割合から考えて理由づけられるだろう。また北半球の亜熱帯地方および温帯地方において最高値を示す。最小値は南半球および北半球の緯度 90° 付近となっている。雨水についてもこの傾向は同じである。我々が測定した千葉市における空气中 ^{210}Pb の平均濃度は 1.4 fCi m^{-3} である。千葉は、北緯 $35^\circ 50'$ 東経 $140^\circ 30'$ に位置しており、図6におけるこの地点に相当する緯度の ^{210}Pb 濃度とはほぼ一致している。

2.5 地理的分布¹⁾²⁾³⁾

地表空気における ^{210}Pb および ^{210}Po 濃度の世界各地における測定結果を大陸と島国に

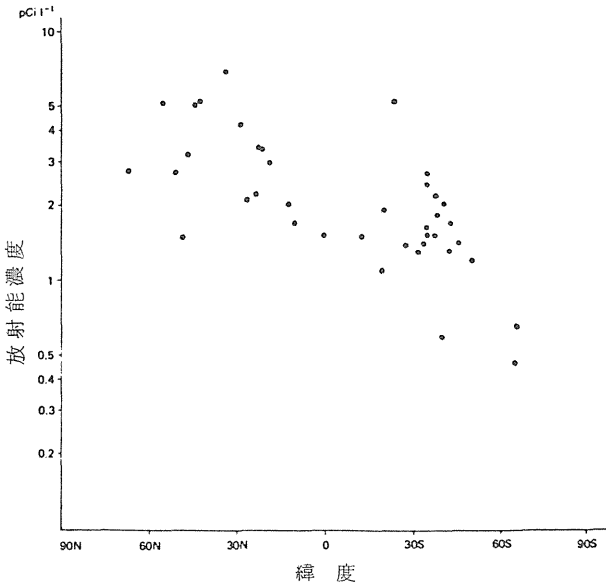


図6 地表空气中の ^{210}Pb 濃度の緯度分布

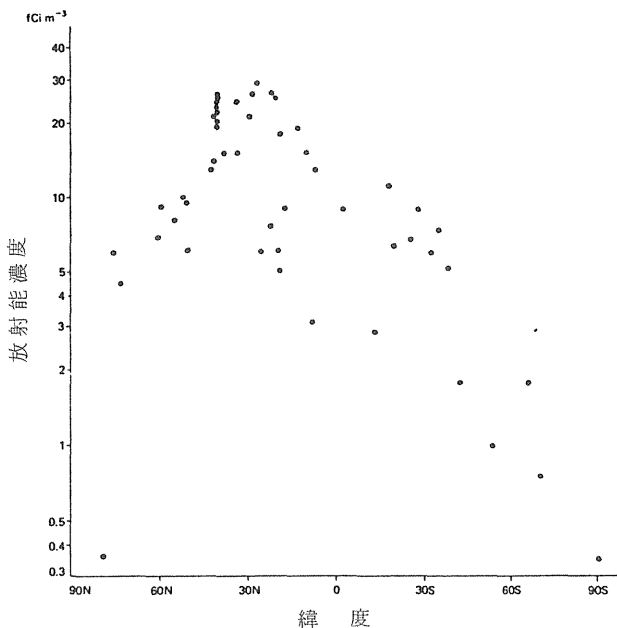


図7 雨水中の ^{210}Pb 濃度の緯度分布

分けて整理したのが表4である。一般的に言えば地表空気中 ^{210}Pb 濃度は島国よりは大陸の方が高い傾向を示している。 ^{210}Po 濃度については測定例が少ないので、はっきりした傾向を把握しがたいが、大陸と島国とでは余り差がないように思われる。島国である日本における千葉での ^{210}Pb 、 ^{210}Po 濃度および $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ は、同じ島国であるイギリスにおける値と極めて類似していることは興味深い。

2.6 高度分布³⁾¹⁴⁾¹⁵⁾¹⁶⁾

Mooreら³⁾は大陸アメリカの地表付近から高度1.6kmまでの種々の高度における空気中の ^{222}Rn 、 ^{210}Pb 、 ^{210}Bi および ^{210}Po 濃度を測定し、対流圏および下部成層圏における粒子の滞留時間および粒子源の推定を行っている。高度による ^{210}Pb 、 ^{210}Po および ^{222}Rn の大気中濃度の測定結果を図8に示す。図8において ^{222}Rn 濃度は地表付近がもっとも高く、高度の増加とともに減少しているのに対し、 ^{210}Pb と ^{210}Po は類似した高度分布を示し、湾曲型の曲線である。即ち ^{210}Pb は約1.3kmにおいて、 ^{210}Po は約7kmの高度において、最小値を示す。濃度が最小値を示す高度を境にして、高度の増加ならびに減少とも

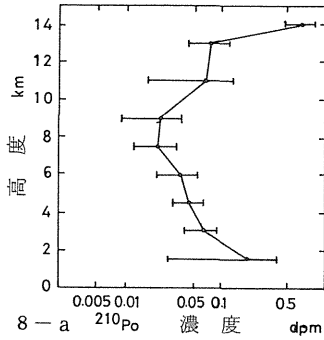


図 8-a ^{210}Po 濃度 $\text{dpm}/100\text{m}^3$ STP

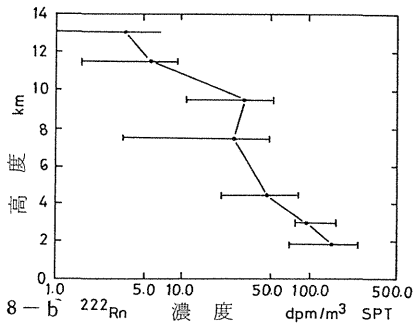


図 8-b ^{222}Rn 濃度 dpm/m^3 SPT

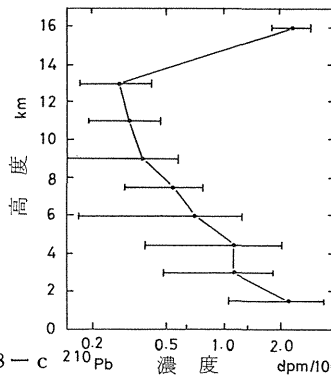


図 8-c ^{210}Pb 濃度 $\text{dpm}/100\text{m}^3$ STP

図 8 空気中の ^{210}Po , ^{222}Rn および ^{210}Pb 濃度の高度分布

に、大気中濃度は対称形に増加していく。すべての高度において、もっとも濃度が高いのは ^{222}Rn であり、次いで ^{210}Pb 、 ^{210}Po の順となっている。これらの核種の大気中での非平衡の問題は、大気循環のメカニズムの違いに依存しているであろう。

2.7 粒度分布

Rn とその娘核種である短寿命核種 RaA, RaB, RaC についての粒子径の測定例は多くみられるが、地球起源長寿命核種についての報告例は見当たらない。我々は、本研究所屋上にて粒度別に採取できるカスケードインパクターを使用し数時間探塵した試料について各粒度別（5段階）における ^{210}Pb 、 ^{210}Po の分析定量を行った。それらの結果の一部を図9に示す。一般に粒子径の表わし方にはいろいろあるが、呼吸器線量計算上便利な表わし方の一つとしてICRPが勧告している放射能メディアン空力学径（Activity Medium Aerodynamic Diameter）がある。この表わし方にならった。粒径別各段階における放射能濃度は全体の濃度に対する比で示してある。対数正規確率紙上の分布は図9で見られるように、ほぼ直線とみなせる。この図において、放射能メディアン空力学径を求めるには、縦軸の放射能比が50%に相当する粒径をみればよい。図上に示されている通り、その値はほぼ $1.4\ \mu\text{m}$ になる。数例について測定された結果の平均は $1.4\ \mu\text{m}$

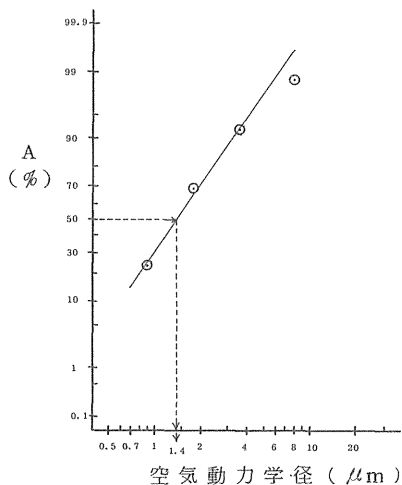


図9 千葉市における大気浮遊塵中 ^{210}Po の粒度分布

A : 指示された直径よりも小さい粒子の累積放射能の全粒子放射能に対する割合。

であった。この値は日本における千葉市での値であり、局地的な特性を示しているかもしれない。この点については、今後種々の場所での測定を試み、どの程度幅があるのか研究することが必要であろう。

2.8 化学的性状 ¹⁷⁾~²⁰⁾

呼吸器線量算定上重要な因子の一つである。しかし地球起源長寿命自然放射性核種の大気中での濃度が極めて低いため、通常使用されている化学的手法や機器分析法またすぐれた検出感度、精度、性能をもつ機器をもってしても、余程の大量試料を使用しない限り、困難である。従って外国でのデータは皆無である。著者らは第1段階として千葉市における大気浮遊塵中 ²¹⁰Po の化学的性状に関し、昇華法、溶出法などの手段を用い、長年着手してきた。昇華法および溶出法によって得られた結果 ¹⁷⁾~²⁰⁾ の概要を図10および表4に示す。図10において、種々の気相における大気浮遊塵中 ²¹⁰Po の揮発挙動は大きく見れば2段階の揮発曲線を描いていることに気付く。即ち低温揮発化学種(200~300°C)と高温揮発化学種(800~900°C)の二種類が存在すると考えられる。大気中での化学成分、Po の安定な価電が4価であること、Po およびその化合物の揮発挙動を総合的に考え合せると、高温揮発化学種は PoO₂ であろうことが推論される。大気浮遊塵中 ²¹⁰Po の揮発挙動から化学形態が二種類存在するのではないかという結論を裏付けるもう一つの実験的証拠は溶出挙動である。表4は大気浮遊塵中 ²¹⁰Po の各種試薬による溶出挙動と比較のためにPo およびその化合物の溶解性を示したものである。大気浮遊塵中 ²¹⁰Po の化学種の一つは、揮発挙動から PoO₂ であることが推察されたので、PoO₂ に注目し、大気浮遊塵中 ²¹⁰Po の溶出挙動と PoO₂ の溶解性を比較してみると、大気浮遊塵中 ²¹⁰Po

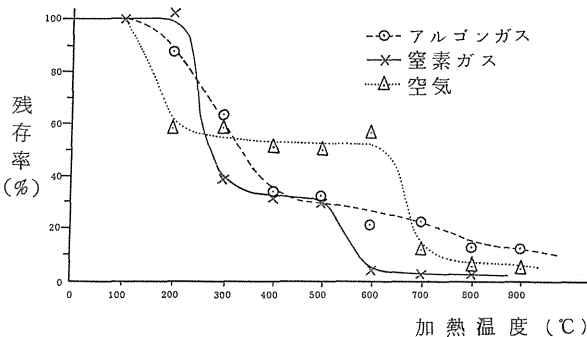


図10 種々の気相における大気浮遊塵中 ²¹⁰Po の揮発挙動

表4 地表空気中の²¹⁰Pb濃度と²¹⁰Po濃度の地理的分布

	²¹⁰ Pb (fCi m ⁻³)	²¹⁰ Po (fCi m ⁻³)	$\frac{^{210}\text{Po}}{^{210}\text{Pb}}$
大陸			
フィンランド	7(3-15)		
西ドイツ	10(3-38)		
インド, ボンベイ	18(5-49)		
ソ連, ロストフ	17	36(0.35-714)	0.21(0.07-0.45)
米国			
バルマー, アラスカ州	9(5-16)	0.52-3.02	
ロスアンジェルス, 加州	15(6-25)		
シカゴ, イリノイ州	21(11-76)		
ニューオリンズ, ルイジアナ州	21(12-35)		
ボストン, マサチューセッツ州	14(10-22)		
ニューヨーク, ニューヨーク州	21(7-43)		
島			
日本			
千葉	14	1.9	0.13
岡山			
ニュージーランド	5a	1.5	
英国	6(2-13)		
プエルトリコ	9(4-15)	3.14	0.13
米国			
ホノルル, ハワイ州	5(4-7)		

a : メルボルン での測定値

とPo O₂の溶出挙動が一致している試薬は、塩酸、0.5 Mシュウ酸、酒石酸であり、Po O₂の溶解性と一致していないものは水である。即ちPo O₂は水に不溶であるのに対し、大気浮遊塵中²¹⁰Poは20~30%水に溶出している。この実験的事実は大気浮遊塵中²¹⁰Poの化学形態の一つとしてPo O₂を考えると、Po O₂の他に別の化学形態のものを含有しているであろうことを裏付けている。別の化学形態即ち低温揮発化学種については、現段階においては決定的結論を下すことはできないが、一つとしてPoの有機化合物の多

くが低温揮発性であることから、Po の有機化合物ではないかと考えられる。最近注目されはじめた報告によると、ガソリン中に含まれている成分のアルキル鉛のガスクロマトグラフィーの研究がなされており、この物質は約200℃付近で昇華し始めることが実験的に証明されている。²¹⁾この実験の事実は大気浮遊塵中²¹⁰Poの直接の親である²¹⁰Pbと関係があり、発生源の解明に一つの示唆を与えているように思われる。

2.9 発生源

一般に大気中²¹⁰Pb, (²¹⁰Bi), ²¹⁰Poの発生源は、人間の産業活動が皆無の時代においては、自然界に存在している岩石および土壌に含まれているこれらの核種の親である²³⁸Uが崩壊してできた²²²Rnつまり自然源のみに起因していると考えられた。しかし人間の活動が活発になるにつれ、自然源に人工源が加えられてきている。Jaworowski²²⁾は、大気中²¹⁰Pbの発生源は、自然源に加えて、人工源の存在例えば石炭の燃焼、自動車の排気ガス、人工衛星、核実験などを指摘している。Peirson²³⁾によれば、自動車の排気ガスから大気中に放出される²¹⁰Poは大気中の自然界に存在する量の10～20%程度にもなると報告している。またPeirson, Martellらは石炭の燃焼の結果、大量の²¹⁰Pb, ²¹⁰Poが大気中に放出されることを述べている。イギリスでは、石炭中に²²⁶Raが平均1pCi/g含まれており、年間消費量がおよそ 2×10^8 トンとされているから、石炭の燃焼によって、年間200CiのRaとその崩壊生成物が大気中に放出されることになると言及している。我々は、大気浮遊塵中²¹⁰Po化学的性状に関する実験的知見即ち大気浮遊塵中²¹⁰Poの化学的形態が2種類存在すること、そのうち高温揮発化学種はPoO₂(自然源)であろうことを推論したが、他の低温揮発化学種の追求として人工源を推定し一つの試みとして低温揮発化学種の量が年次的にどのように変化しているかを観察してみた。実験は昇華法により、大気浮遊塵試料を低温で加熱し、その時の残存量を求め、揮発率を計算した。その結果²⁴⁾を図11に示す。大気浮遊塵試料は1964年から1978まで

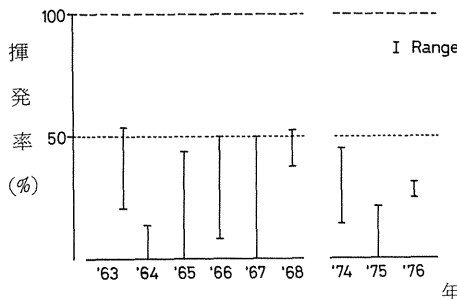


図11 千葉市における大気浮遊塵中²¹⁰Poの低温揮発化学種量の年次変化

の12月に千葉市本研究所屋上にて採取したもので1日サンプリングしたものをいくつか使用した。図11において、大まかな傾向として、1963年から1968年、および1974年頃までは、低温揮発化学種量は最大が50%以上も示している時もあり、またその幅も大きい。1975年以降になると、1974年以前の傾向とは明らかに異っている。即ち1975年以降は、低温揮発化学種量は、一般的に減少しており、その幅も小さい。大気浮遊塵中 ^{210}Po の低温揮発化学種の生成源の一つとして、自動車の排気ガスを仮定し、考察してみる。日本においては丁度1974年頃から自動車排気ガスの規制を実施しはじめており上に述べた1975年以降の傾向は、この事実と関係づけられるように思われる。

2.10 その他

大気中での種々の放射性核種の濃度比を測定することによって、エアロゾルの滞留時間の推定がなされている。地球起源長寿命自然放射性核種の ^{210}Pb , ^{210}Bi , ^{210}Po もその有効なトレーサーの一つとして使用されている。

エアロゾルの見掛けの平均滞留時間は次のように表わされる。

$$\tau_{\text{R}} = \frac{1}{\lambda_{\text{R}}} \quad (3)$$
 Mooreらのモデルによればもし娘の放射能のすべてが大気中の親核種の壊変によっていること、またそれら核種の生成量と除去率が平衡であり、定常状態であると仮定すると、次の関係式が導かれる。

$$\frac{dN_2}{dt} = N_1 \lambda_1 - N_2 (\lambda_2 + \lambda_{\text{R}}) = 0$$

ここで N_1 , N_2 : 原子数

λ_1 , λ_2 : 親核種と娘核種の壊変定数

λ_{R} : すべての過程による大気中からのエアロゾルの除去に関する一次速度定数

を表わす。

種々の方法によって求められた対流圏のエアロゾルの平均滞留時間を表5に示す。求められた平均滞留時間は、約1日～約70日と幅広い。Mooreらは各高度において空気中 $^{210}\text{Bi}/^{210}\text{Pb}$, $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ および $^{222}\text{Rn}/^{210}\text{Pb}$ の濃度比を測定し、各高度における滞留時間を求め、次のように結論づけている。高度によって、各核種の濃度および濃度比が変化しているが、これは大気循環のパターンおよびこれらの核種を含む表層物質の寄与によってある程度異なるからである。かような影響を及ぼす因子の補正を概略的に行うと、下部対流圏におけるエアロゾルの滞留時間は約4日あるいはそれ以下であり、対流圏内では、高度とともに3倍以内で増加していることがまた、高度15km以下の下部成層圏におけるエアロゾルは、約1～2ヶ月の平均滞留時間であることが認められた。

このようにエアロゾルの大気中での平均滞留時間の推定は、かなり幅広い数値の範囲にあり、より適切なモデルの仮定により、その数値はより接近していくと思われる。

表5 千葉市における大気浮遊塵中 ^{210}Po の溶出挙動およびPoとその化合物の溶解性の比較

Poとその化合物 試薬	大気浮遊塵 (著者らの結果)	Po	PoO	PoO ₂	PoCl	PoCl ₂	PoBr ₄	PoBr ₂
H ₂ O	△			×	○			
HCl	○		○	○	○	○		
HNO ₃		○	○					
Aqua . regia		○						
HF		○						
HBr							○	
H ₂ SO ₄								
NH ₄ OH				×	△			
Na ₂ CO ₃				×	○			
CH ₃ CO ₂ H				○	○			
0.5M(COOH) ₂ ·2H ₂ O	○			○	○			
(CH ₂ CO ₂ H) ₂ C(OH)CO ₂ H				○	○			
IM(CH(OH)CO ₂ H) ₂	○				○			
SOCl ₂				○	○			
C ₂ H ₅ OH	△				△		○	
(CH ₃) ₂ CO					△		○	
Ketones					△		○	○
C ₆ H ₆		×?					×	
CCl ₄	×	×?					×	

○可溶, △やや可溶, ×不溶

3. 人間への影響

人間が大気中の放射性核種を呼吸を通して吸入すると、それらは鼻、咽喉部を通過し、気管をへて各人体組織に沈着するかもしれない。沈着率および除去率は放射性核種の種類によって異なる。呼吸によって人体内にとりこまれた放射性核種は、その核的性質によって、多かれ少なかれ人体に影響を与えることになる。

ここでは一般の人が大気中の地球起源長寿命自然放射性核種を吸入した場合、呼吸器道に与える線量がどの程度のものであるかを考察してみる。今まで述べてきたように、大気

中の地球起源長寿命自然放射性核種は生成源から考えて ^{210}Pb 、 ^{210}Po が問題となることは理解できたと思う。この三核種の物理的性質から、呼吸器道のうち、肺部位に沈着する割合が大きいと考えられる。そこで、肺部位を問題とし、線量計算を行ってみることにする。

さらに大気とは直接関係ないが、肺線量に与える付加線量として、喫煙した場合、高放射能食品を摂取した場合についての肺線量についても考察する。

3.1 一般人における肺線量

肺線量算定には、ICRP (International Committee of Radiation Protection 国際防護委員会) の肺動力学モデル²⁸⁾が有用である。このモデルの概要は次の通りである。

a) 呼吸器道を次の3部に区分し、各々につき物質の沈着と除去とを考える。

nasal-pharyngeal region (N-P) 鼻咽頭部
tracheal-bronchial region (T-B) 気管, 気管支部
pulmonary region (P) 肺部

b) 粒子の沈着率を大中小の3段階に分け、各呼吸器に対し、異なる沈着率と除去の半減時間を考える。この場合図12に示すモデルが考えられ、(a)~(i)即ち除去過程に関し、それぞれ定数が与えられている(表5)。沈着率の3段階は、吸入物質の化学形と関係づけられている。

c) 粉じんの粒度分布は対数正規分布と仮定。粒子の大きさはMMD (Mass Median Diameter 質量中央径) で代表させる。MMDと各部位における沈着率との関係は図13に示されている。

d) 人間の一回呼吸換気量は軽作業、中程度作業、重労働作業の3段階について、呼吸回数を1分間に15回としたとき、750, 1450, 2150mlとする。

他方大気中の ^{210}Pb 、 ^{210}Bi 、 ^{210}Po を吸入すると、次第に肺に沈着し、物理的、生物学的な減衰と吸入沈着によって供給される割合が釣りあい、平衡状態に達する。

肺領域における ^{210}Pb 、 ^{210}Bi 、 ^{210}Po の平衡関係を量的に示すと、 $^{210}\text{Pb}(\text{RaD})$ 、 $^{210}\text{Bi}(\text{RaE})$ 、 $^{210}\text{Po}(\text{RaF})$ について次の式が得られる。

$$\text{RaDについて} \begin{cases} 0.4D_{\text{PD}} - (\lambda_{\text{D}} + \text{PD}_1) A_{\text{PD}1} = 0 \\ 0.6D_{\text{PD}} - (\lambda_{\text{D}} + \text{PD}_2) A_{\text{PD}2} = 0 \\ A_{\text{PD}} = A_{\text{PD}1} + A_{\text{PD}2} \end{cases}$$

$$\text{RaEについて} \begin{cases} 0.4(D_{\text{PE}} + \lambda_{\text{E}} A_{\text{PD}}) - (\lambda_{\text{E}} + \text{PE}_1) A_{\text{PE}1} = 0 \\ 0.6(D_{\text{PE}} + \lambda_{\text{E}} A_{\text{PD}}) - (\lambda_{\text{E}} + \text{PE}_2) A_{\text{PE}2} = 0 \\ A_{\text{PE}} = A_{\text{PE}1} + A_{\text{PE}2} \end{cases}$$

$$\text{RaFについて} \begin{cases} 0.4(D_{\text{PF}} + \lambda_{\text{F}} A_{\text{PE}}) - (\lambda_{\text{F}} + \text{PF}_1) A_{\text{PF}1} = 0 \\ 0.6(D_{\text{PF}} + \lambda_{\text{F}} A_{\text{PE}}) - (\lambda_{\text{F}} + \text{PF}_2) A_{\text{PF}2} = 0 \\ A_{\text{PF}} = A_{\text{PF}1} + A_{\text{PF}2} \end{cases}$$

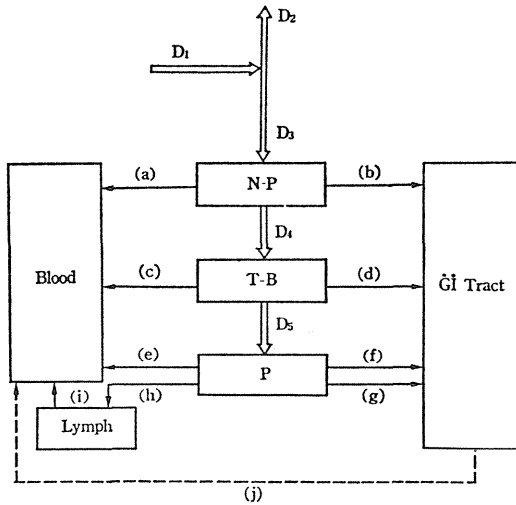


図 1 2 呼吸器への粒子の沈着と呼吸器からの除去

- D_1 : 吸気中の放射性物質の量
- D_2 : 呼気中の放射性物質の量
- D_3 : N - P region に沈着する量
- D_4 : T - B region に沈着する量
- D_5 : P region に沈着する量

ただし A_{pj} : 肺部位における $Ra - (j)$ の放射能

D_{pj} : 肺部位における 1 日あたりの沈着放射能 ($Ra - (j)$)

λ_j : $Ra - (j)$ の壊変定数

p_j : 肺での $Ra - (j)$ の生物学的半減期

添数 1 : 短半減期に属する量

添数 2 : 長半減期に属する量

ここで肺線量算定に使用したパラメータの数値は著者らの分析値と ICRP の肺モデルの数値を組合わせたものであり次の通りである。

1) 粒子径

AMAD $1.4 \mu m$ (著者らの測定値)

↓

沈着率 0.3

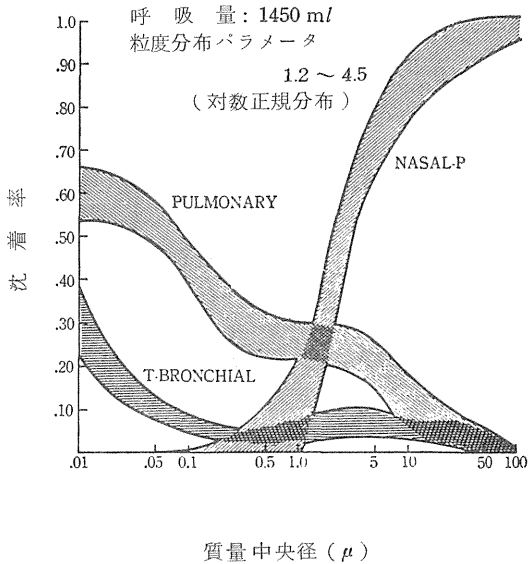


図13 肺の各領域への沈着率の粒径分布の違いによる差(斜線部分)

2) 化学形

酸化物+低温揮発性化合物(著者らの分析値)

↓
 沈着率“中”

↓

肺領域における	生物学的半減期	90日	1日
	沈着率	60%	40%

3) 標準人について

肺の重量 1000g

1日あたりの吸入空気量 20 m^3

我々によって測定された大気中 ^{210}Pb , ^{210}Bi , ^{210}Po 濃度は $1.4 \times 10^{-14}\text{ Ci m}^{-3}$, $1.4 \times 10^{-14}\text{ Ci m}^{-3}$, $1.9 \times 10^{-15}\text{ Ci m}^{-3}$ をそれぞれ上式に代入し, 全肺中の濃度を計算すると, ^{210}Pb , ^{210}Bi , ^{210}Po についてそれぞれ 5.5, 3.8, 1.4 PCi が得られる。この値をもとにこれらが, 肺中に均一分布しているという仮定のもとに次式を用い肺

線量を計算してみる。

$$\text{肺線量 (rad/年)} = \frac{A_p}{m} \times E \times 1.87 \times 10^{-2}$$

ここで m : 肺の重量 (1000g)

E : ^{210}Pb , ^{210}Bi , ^{210}Po の放出放射線のエネルギー (MeV)

A_p : 肺に存在する放射エネルギー (pCi)

^{210}Pb , ^{210}Bi , ^{210}Po についての肺線量の計算結果を表6に示す。比較のために1977年の国連科学委員会報告書の値および分析例は少ないが我々が測定した人肺中濃度から求めた肺線量をも示した。

空气中濃度から求めた ^{210}Pb , ^{210}Bi および ^{210}Po の肺線量値は実測人肺中濃度から求めた肺線量値および国連科学委員会報告書の値と、三核種すべてについてオーダー的に一致している。しかし各核種について三者の値の間に数倍程度の差が認められる。三核種のうち、肺線量は ^{210}Po が最も高く約 $10^{-1} \text{ mrad y}^{-1}$ 程度である。次いで ^{210}Bi ,

表6 種々の方法によって求められた対流圏エアロゾルの平均滞留時間

方 法	平均滞留時間(日)	文 献
$^7\text{Be}/^{32}\text{P}$ (雨)	35	Coel et al. [1959]
	40	Lal [1959]
核実験による大気浮遊塵放射能の減少率	30	Stewart et al. [1956]
^{90}Sr 沈着率	43	Krey and Krajewski [1970]
壊変 ^{222}Rn 生成物の長寿命核種に対する短寿命核種 (空気)	4 to 9	Blifford et al. [1952]
	6	Haxel and Schumann [1955]
	0.8 to 3.0	Lehman and Sittkus [1959]
$^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ (雨および空気)	8 to 36	Lehman and Sittkus [1959]
	22	Burton and Stewart [1960]
	40	Peirson et al. [1966]
	65	Marengo and Fontan [1972]
$^{210}\text{Bi}/^{210}\text{Pb}$ (雨) 一次元定常状態モデル	6	Fry and Menon [1962]
	72	Jacobi and Andre [1963]
	29	Peirson et al. [1966]
	6 to 70	Machta et al. [1970]
補正された $^{210}\text{Bi}/^{210}\text{Pb}$ 降水		Poet et al. [1972]
下部対流圏	7	
	4	
$^{210}\text{Bi}/^{210}\text{Pb}$, $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$, $^{222}\text{Rn}/^{210}\text{Pb}$ ratio	8, 20, 3	Moore et al [1973]

^{210}Pb の順であり、 ^{210}Po より 1 衍および 3 衍低い約 $10^{-2} \text{ mrad y}^{-1}$ および約 $10^{-4} \text{ mrad y}^{-1}$ である。 ^{210}Po の線量値が ^{210}Pb , ^{210}Bi に比べ高いのは、 ^{210}Po が α 線を放出するためである。また線質係数が β -線, β^+ 線, γ 線, X線などに対し 1, α 粒子に対しては 10 という値が度々与えられていることから、 α 粒子の人間組織に与える効果が大きいことがわかるだろう。 ^{210}Pb , ^{210}Bi はいずれも β 放射体であるが、 ^{210}Bi の β 線の平均エネルギーが 0.40 MeV に対し、 ^{210}Pb は 0.006 MeV と非常に低い平均エネルギーである。従って、肺線量値に大きな差を与えている。国連科学委員会がまとめた他の自然放射性核種についての年間肺線量を比較のために表 8 に示す。表 8 における肺線量値は、

表 7 除去過程に関する定数*

領 域 過程	retention tendency			
	小	中	大	
N-P	(a)	4 分 / 0.50	4 分 / 0.19	4 分 / 0.01
	(b)	4 分 / 0.50	4 分 / 0.90	4 分 / 0.99
T-B	(c)	10 分 / 0.50	10 分 / 0.10	10 分 / 0.01
	(d)	10 分 / 0.50	10 分 / 0.90	10 分 / 0.99
P	(e)	30 分 / 0.80	90 日 / 0.15	360 日 / 0.05
	(f)	—	1 日 / 0.40	1 日 / 0.40
	(g)	—	90 日 / 0.40	360 日 / 0.40
	(h)	30 分 / 0.20	90 日 / 0.05	360 日 / 0.15
リンパ	(i)	30 分 / 1.00	90 日 / 1.00	360 日 / 0.10 (∞ / 0.90)

* 斜線の前の値は除去の半減時間、後の値はその過程をとる割合をあらわす。

すべての核種が吸入だけに依存しておらず、吸入によるという注がない場合は、吸入 + 経口摂取の寄与を含んでいる。体内被曝における問題とする自然放射性核種の肺線量を比較してみると、宇宙線生成核種が合計で 0.62 mrad y^{-1} に対し、地球起源核種は合計で 51.9 mrad y^{-1} であり、地球起源核種の寄与は大きい。そのうち ^{40}K (17 mrad y^{-1}) と短寿命の ^{222}Rn - ^{214}Po (30 mrad y^{-1})、 ^{220}Rn - ^{208}Tl (4 mrad y^{-1}) は地球起源核種の肺線量の大部分を占めている。次いで ^{210}Pb - ^{210}Po (0.3 mrad y^{-1}) と ^{87}Rb (0.4 mrad y^{-1}) の順となっている。表 8 において、 ^{210}Pb , ^{210}Bi , ^{210}Po の肺線量の合計は、計算値、実測値、国連報告での値についてそれぞれ 0.168, 0.227, 0.34 mrad y^{-1}

表8 空气中濃度および人肺中濃度の実測値より求めた²¹⁰Pb, ²¹⁰Bi, ²¹⁰Poの肺線量の比較

	肺線量 (mrad ⁻¹)			
	²¹⁰ Pb	²¹⁰ Bi	²¹⁰ Po	計
計 算 値 (空气中濃度からの)	6.2×10^{-4}	2.8×10^{-2}	1.4×10^{-1}	0.17
実 測 値 (人肺中濃度)	2.6×10^{-4}	1.7×10^{-2}	2×10^{-1}	0.23
国連科学委員会 報告書(1977年)に おける値	6×10^{-4}	4×10^{-2}	3×10^{-1}	0.34

となる。実測値と国連報告での値は吸入+経口摂取の寄与を含めた値であり、計算値は吸入のみによる値である。計算値は、種々の因子の値に対して検討の余地はあるかと思うが現在までの測定では、²¹⁰Pb, ²¹⁰Bi, ²¹⁰Poの吸入による肺線量値としては約0.17 mradが得られる。ちなみに国連報告での値との比較から、吸入と経口摂取による寄与の割合はほぼ1:1なのかもしれない。実測値と国連報告における肺線量値はほぼ対応しており、実測値の方がやや低い値である。

3.2 喫煙者および非喫煙者の肺線量の比較¹⁾

煙草を吸うと肺ガンになる確率が高い。その原因の一つとして煙草に含まれている²¹⁰Poが肺に蓄積するためであるという論文があった。またそうは言いきれないという説もあり一時論争的となった問題である。現在では、明白な結論はでていないようである。

実際に喫煙者と非喫煙者の肺線量がどの程度違うものが考えてみることにする。

²¹⁰Pbおよび²¹⁰Poの空气中平均濃度はそれぞれ 1.4 fCi m^{-3} , 3.3 fCi m^{-3} (表9)であるから、成人の1日の空気吸入量を 20 m^3 と仮定すると、一般の人の上記核種の空気からの摂取量は²¹⁰Pbについて 0.3 pCi d^{-1} , ²¹⁰Poについては 0.07 pCi d^{-1} となる。喫煙者の場合を考えてみると、煙草中には1本当り²¹⁰Pbについて約 0.6 pCi , ²¹⁰Poについては約 0.4 pCi 含有されており、両核種は、煙草の燃焼温度では揮発する。煙草に含まれている²¹⁰Pbの約10%が、²¹⁰Poの20%が、煙草の煙流から肺にとり入れられる。もし1日に20本の煙草を吸うとすると、煙草からの摂取量は²¹⁰Pbについて 1.2 pCi , ²¹⁰Poについて 1.6 pCi となる。従って喫煙者の摂取量は吸入を通し一般の人より、本質的に増加している。しかし喫煙の場合の吸入状態と通常の呼吸とは極めて異っていることは指摘しておかなければならない。このような摂取量の違いによる肺組織の濃度およびその結果生じる線量が実測および計算されている。それらの結果が表9に示されている。表中の値は勿論吸入+経口摂取の寄与分が含まれている。表9において、喫煙者の肺組織に

表9 体内被曝における自然放射性核種の肺線量

	肺線量(m rady ⁻¹)	計	
宇宙線生成核種	³ H (β)	0.001	
	⁷ Be (γ)	0.002	
	¹⁴ C (β)	0.6	
	²² Na (β+γ)	0.02	0.62
地球起源放射性核種	⁴⁰ K (β+γ)	17	
	⁸⁷ Rb (β)	0.4	
	²³⁸ U , ²³⁴ U (α)	0.04	
	²³⁰ Th (α)	0.04	
	²²⁶ Ra - ²¹⁴ Po (α)	0.03	
	²¹⁰ Pb - ²¹⁰ Po (α+β)	0.3	
	²²² Rn - ²¹⁴ Po (α)吸入	30	
	²³² Th (α)	0.04	
	²²⁸ Ra - ²⁰⁸ Tl (α)	0.06	
²²⁰ Rn - ²⁰⁸ Tl (α)吸入	4	51.9	
合 計		52.5	

表10 喫煙者および高放射能食品摂取者と一般人における²¹⁰Pb, ²¹⁰Bi, ²¹⁰Poの肺線量の比較

放射性核種	肺線量 mrad y ⁻¹		
	喫煙者	一般人(非喫煙者)	カリブーを食べている人
²¹⁰ Pb	8 × 10 ⁻⁴ (9)	6 × 10 ⁻⁴ (6)	1.4 × 10 ⁻³ (15)
²¹⁰ Bi	7 × 10 ⁻² (9)	4 × 10 ⁻² (6)	1 × 10 ⁻¹ (15)
²¹⁰ Po	9 × 10 ⁻¹ (9)	3 × 10 ⁻¹ (3)	4 (36)

()内の数字は肺における濃度を, 単位はpCi kg⁻¹で表わされている。

UNSCEAR Report , 1977

おける²¹⁰Pb, ²¹⁰Bi, ²¹⁰Po含有量は非喫煙者に比べ数倍高い濃度を示す。即ち喫煙者の肺中濃度は非喫煙者より²¹⁰Pb, ²¹⁰Biについては1.5倍, ²¹⁰Poについては3倍高い。肺中濃度より計算された肺線量は, 喫煙者の方が, ²¹⁰Pbでは1.3倍, ²¹⁰Biでは1.8倍, ²¹⁰Poについては3倍高い値が得られている。このような差が, 肺に与える影響の差として生じるかは, 放射線生物学的問題であり, 現段階では決定的な結論を下せない。今後の課題であろう。

3.3 高放射能食品摂取者の肺線量¹⁾

カリブーあるいはトナカイの肉を食餌している北極地方の人々即ちラップ人の軟組織中²¹⁰Pb, ²¹⁰Bi, ²¹⁰Po濃度は一般の人々のそれらよりも高いレベルを示している。その増加の程度はすべての組織において²¹⁰Pbでは約2倍, あらゆる軟組織の代表と考えられている血漿板における²¹⁰Po濃度は約10倍も高い。これらの測定値に基づいてKa-urannenとMiettinenは軟組織の²¹⁰Pbおよび²¹⁰Po濃度について, それぞれ通常レベルの約2.5倍および1.2倍を推定し各組織の線量計算を行った。そのうち肺線量の値のみを抜粋したのが表9に示してある。カリブーおよびトナカイ食餌者であるラップ人の肺線量は一般の人よりも²¹⁰Pbについて約2.3倍, ²¹⁰Biについて約2.5倍, ²¹⁰Poについては約1.3倍も高い。北極地方には²¹⁰Pb, ²¹⁰Bi, 特に²¹⁰Poを濃縮する苔がありカリブーあるいはトナカイはその苔を主な餌としている。そのためカリブーあるいはトナカイの組織中の上記核種濃度が高く, ラップ人はその肉を食品として摂取しているためである。

ラップ人の特に²¹⁰Poの肺線量値が一般の人よりも極めて高いが, この高い線量値が人間に障害を与えるかどうかは, 尚議論の余地を残している。

4. おわりに

人間環境における大気中の地球起源長寿命自然放射性核種の挙動について, ²¹⁰Pb, (²¹⁰Bi), ²¹⁰Poを除いた他の核種については, そのレベルですらほとんど研究されていないのが現状である。このことは現在の測定手法の限界によるのかもしれない。将来の種々の技術の進歩によって, 研究も進展して行くであろう。

²¹⁰Pb, ²¹⁰Bi, ²¹⁰Poの大気中での挙動は, すでに述べてきたように, ここ数10年間に世界各地において, 多くの興味ある, 重要な研究成果が得られてきたし, また得られ続けるだろう。これらの結果は, 地球科学, 保健物理学などの分野において, 多くの問題の解決に寄与している。例えば地球科学の分野では大気中エアロゾルの滞留時間の決定, 大気循環メカニズム, エアロゾル中²¹⁰Pb, (²¹⁰Bi), ²¹⁰Poの発生源の推定などである。保健物理学の分野においては, 一般環境における自然放射性核種による人間の呼吸器線量の程度を明らかにすると同時に, 国民線量推定の一助として役立てられている。

今後の研究課題としては, 人間環境を問題としたとき, 次の項目があげられよう。

1) 自然源から生成されたものの質

例えば化学的性状, 粒度分布, 屋内でのレベルなど。

2) 自然生成物に付加された人工生成物の量および質

現在問題とされている人工源としては自動車の排気ガス, 天然ガス, 石炭の燃焼などが指摘されている。

大きなエネルギー資源の一つである原子力の平和利用の進展にともない, 一般環境および職業環境における平常時のバックグラウンドレベルおよび放射性核種の環境中での挙動

を研究しておくことは、人間へのそれらの影響を評価する上に極めて重要である。

(阿部 道子, 阿部 史朗)

参 考 文 献

- 1) United Nations General Assembly. Natural Sources of Radiation. A/AC, 82/R. 341 (1977).
- 2) P. King et al.: *Nucleonics* **14**, 78 (1956).
- 3) H. E. Moore et al., *J. of Geophys. Res.*, **78**, 7065 (1973).
- 4) H. E. Moore et al., *J. of Geophys. Res.*, **79**, 5019 (1974).
- 5) E. I. Hamilton, *Health phys.*, **19**, 511 (1970).
- 6) M. Janssens et al., *J. Radioanal. Chem.* **26**, 305 (1975).
- 7) P. MoEachern et al.: *Environ. Sci. Technol.* **5**, 700 (1971).
- 8) A. Marenco et al.: *Tellus XXIV*, 38 (1972).
- 9) L.U. Joshi et al.: *Health Phys.* **15**, 67 (1968)
- 10) D. H. Peirson et al.: *Tellus XVIII*, 427 (1966).
- 11) R. Mattson.: *J. of Geophys. Res.* **75**, 1741 (1970).
- 12) Yu. D. Parfenov.: *Atomic Energy Rev.* **12**, 75 (1974).
- 13) L. S. Taylor.: *National Background Radiation in the United States, NCRP Report No. 45* (1975).
- 14) J. P. Friend et al. *DASA-1302* (1961).
- 15) W. Jacobi et al.: *J. of Geophys. Res.* **68**, 3799 (1963).
- 16) W. Jacobi et al.: *Biophysik*, **1**, 175 (1963).
- 17) S. Abe et al.: *Health phys.*, **17**, 340 (1969).
- 18) M. Abe et al.: *Radioisotopes*, **25**, 129 (1976).
- 19) M. Abe et al.: *ibid.*, **25**, 413 (1976).
- 20) M. Abe et al.: *ibid.*, **25**, 644 (1976)
- 21) H. J. Dowson: *Anal. Chem.*, **34**, 486 (1962)
- 22) J. Jaworowski et al.: *The Natural Radiation Environment II, Symposium Proceedings, Houston, Texas* (1972).
- 23) D. H. Peirson et al.: *The Biology and Ecology of Polonium and Radio lead, Proc. Meeting, Sutton* (1970).
- 24) M. Abe et al.: *The Natural Radiation Environment III, Symposium Proceedings, Houston, Texas* (1978).
- 25) P. Kauranen et al.: *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* **2**, 240 (1974).
- 26) E. A. Martell et al.: *Trans. Amer. Nucl. Soc.*, **12**, 484 (1969).

- 27) J. E. Martin et al.: Radioactivity from Fossil Fuel of Nuclear Power Stations, Proc. Symposium, New York (1971).
- 28) ICRP Task Group on Lung Dynamics, Health Phys., 12, 173 (1966).

と称してラドンガスの直接吸入や温泉水への添加利用などがなされてきたが、これらについては若干の問題がある。

天然のラドンには ^{222}Rn , ^{220}Rn , ^{219}Rn の3種の同位元素があり、各々 ^{238}U , ^{232}Th , ^{235}U の系列に属し、しばしばその祖先元素の一つの名に因んで、ラドン(Rn)、トロン(Tn)、アクチノン(An)と呼ばれる。^{*} しかしながら、親核種の存在量とラドンの半減期とから、通常自然環境では Rn と Tn とが注目されていて、娘核種まで考慮する場合は殆んど Rn とその娘核種だけが測定の対象とされる(図1)。

ここでは、主に Rn とその娘核種内の短半減期核種 $^{218}\text{Po}(\text{RaA})$, $^{214}\text{Pb}(\text{RaB})$, $^{214}\text{Bi}(\text{RaC})$ について記述することとし、Th とその娘核種 $^{216}\text{Po}(\text{ThA})$, $^{212}\text{Pb}(\text{ThB})$, $^{212}\text{Bi}(\text{ThC})$ については必要に応じて述べることにする。

稀ガスである Rn は単体で大気中に存在する。その娘核種 RaA もまた単体として発生するが、大気中のエアロゾル(大気中に浮遊する固体、液体の微粒子のことで、身近なものにたばこの煙がある)に付着して放射性エアロゾルを形成する。単体 RaA の平均寿命は通常の大気中で10秒から数分位である。発生したばかりの RaA は電氣的には正の電荷を持っていると考えられているが、同時に出た α 線による電離で生じた電子と結合して、かなりの割合が中性化する。これらの過程には RaA の半減期、エアロゾル数濃度、気象条件などが大きく影響する。図2は今述べた概念的な様子を表わしている。詳細は後述することとして、概略的な値は Rn 濃度が $100\text{ pCi}\cdot\text{m}^{-3}$ 、単体 RaA の内、帯電成分の割合が約0.25、単体 RaA の全 RaA に対する比率(f 値)が約0.25である。同図で、単体 RaA 原子を示す左端の小ピークと殆んど同じ位置に空気分子イオン(その大部分は帯電した数個の水分子の集合体)がある。それ程厳密な議論をしない時には、両者の拡散係数、電氣的易動度等の物理定数に同じ数値を採ることが多い。大気中のエアロゾルは、気中放射能に関する研究を行なう時、必ず考慮しなければならない要素の一つであるが、発生からして実に様々であり、その形状、大きさ、密度、化学的組成のどの一つをとっても不詳の点が多々ある。その中で、数濃度の粒度分布に関しては、動力学的にはほぼ対数正規分布を示すこと、その最頻値の半径が $0.02\sim 0.04\ \mu\text{m}$ で大体一定していることなどが最近明らかになりつつある。数密度は場所と時間とによってかなり大きく異なるが、名古屋の比較的閑静な地区の冬季昼間で $20000\sim 30000\text{ cm}^{-3}$ である。前述の様に、単体 RaA がこのエアロゾルに付着して出来た放射性エアロゾルの粒度分布は元の分布に比べ、粒径の大きい方へ移っていく。この付着過程で帯電成分は非帯電成分よりも付着速度が2~3倍大きい。放射性エアロゾルを形成した RaA は順次崩壊を繰り返し RaB, RaC, RaC'

^{*} ラドンには ^{222}Rn のみを示す狭い意味と、 ^{222}Rn のほか ^{220}Rn , ^{219}Rn を含めた広い意味とがあるので、無用の混乱を避けるために、以後ここでは広義の場合はラドン、狭義の場合は Rn と記すことにする。

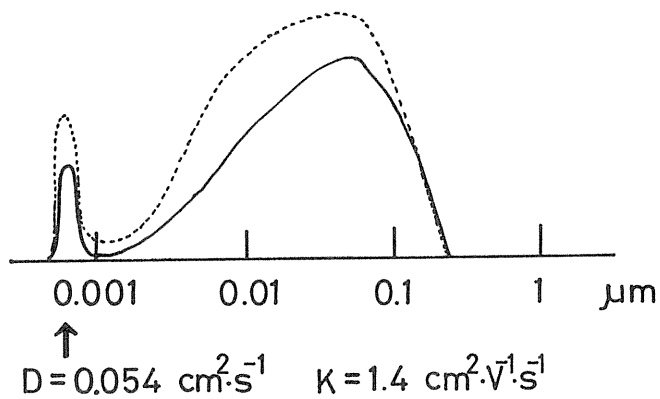
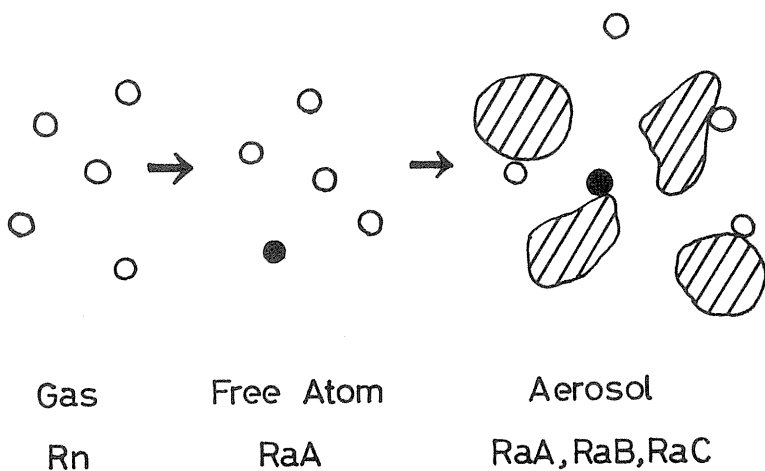


図2 Rn, RaA, RaB, RaCの気中での存在状態を示した概念図。上図の●は帯電○は非帯電成分を表わす。下図の実線は放射性エアロゾル，破線は非放射性エアロゾルを表わす。

(^{214}Po) となっていくが、これらは崩壊の過程で反跳により再び単体となることが予想される。しかし、仮りに単体となったとしても、その濃度は十分に低いことが推定される

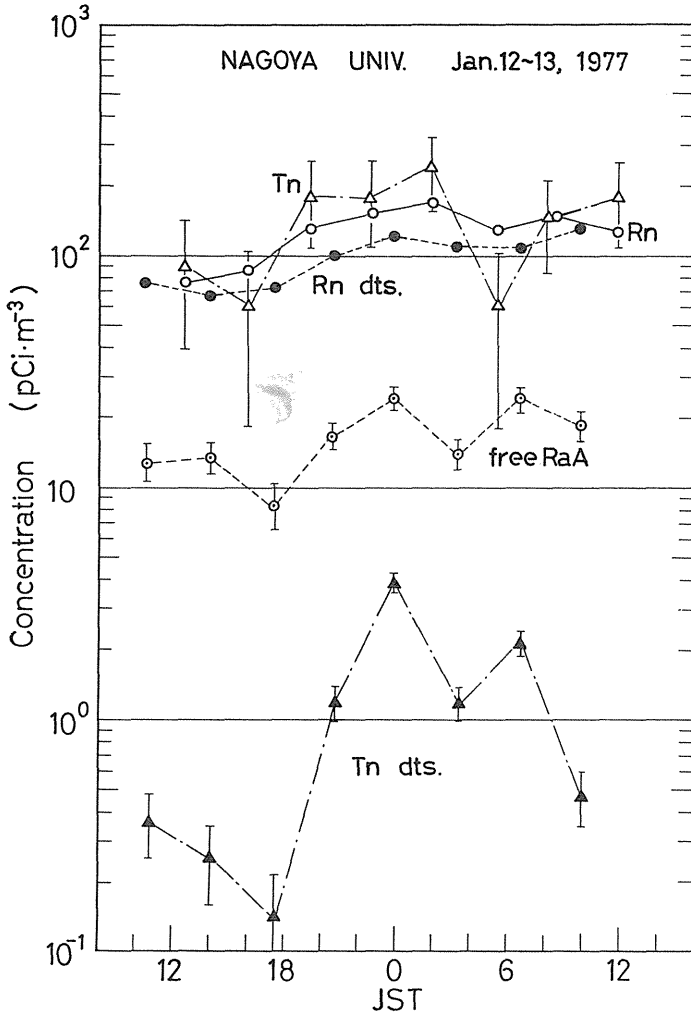


図3 名大における実測例，幅は標準偏差を表わす。

ので、これら全部をエアロゾル付着成分として取扱っている。この項の終りとして、1977年1月22日～23日に互り名大構内でRn,Rn娘核種、単体RaA,Tn,Tn娘核種の5成分を同時測定した例を図3に示す。同図は、Rnとその娘核種(全成分)及びTn濃度が概ね等しいこと、単体RaAの濃度は1/5～1/10であること、Tn娘核種濃度は変動が大きい、大よそ1/100程度であることを示している。後述するように、日変化の型、濃度の絶対値は大きく変化するが、各核種間の濃度比は戸外の地上1m位ではこの程度である*。

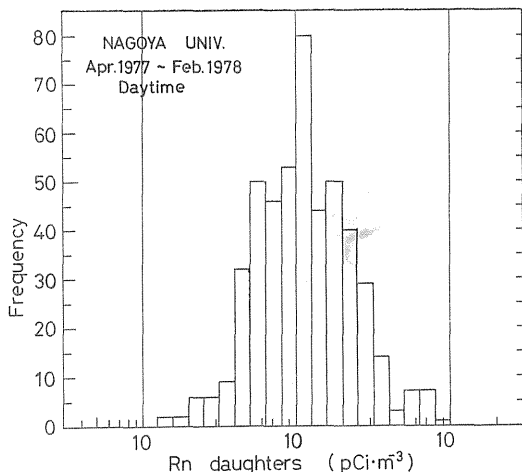


図4 Rn娘核種の濃度ヒストグラム

図4には1977年4月から1978年2月にかけて、午前9時から午後5時までの間、名大構内で測定したRn娘核種の濃度481点のヒストグラムを示す。同図及び図5の対数正規確率紙へのプロットから明らかなように、この濃度の頻度分布が対数正規分布を示すことが分り、この事は多くの場合に成り立っている。

ここでは、Rn,Tn及びそれらの娘核種について、測定方法の概略、地中並びに地表面からの発生、大気中における濃度、放射平衡、気象要素及びエアロゾルとの関連等に亘り筆者らの測定データを中心に国内外の諸資料を紹介し、簡単な理論的検討を試みたい。又、保健物理の立場から、今後の問題点について若干の私見を付記しておく。

*以後、特に断らなければ地上1mの値である。

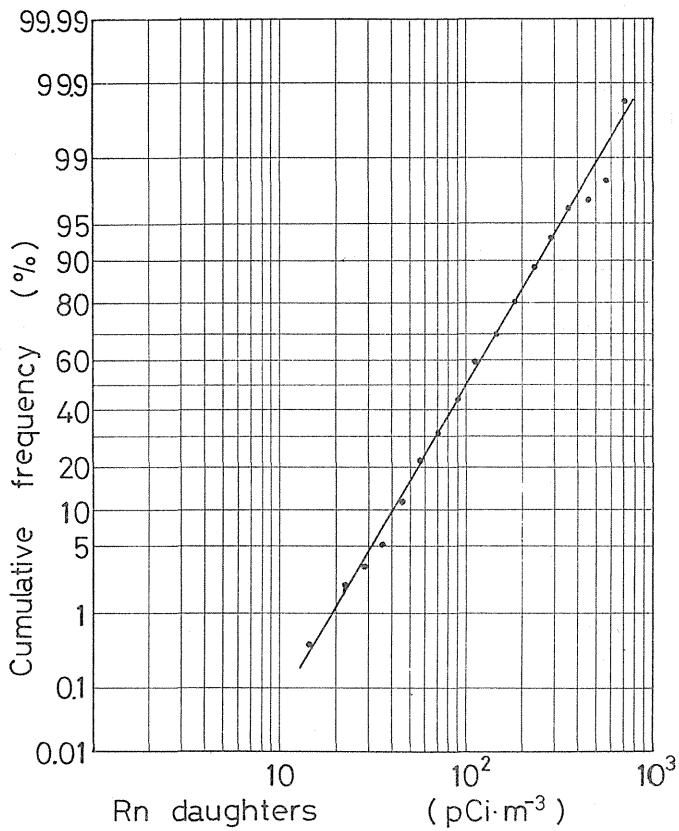


図5 図4のデータを対数正規確率紙に示した。

2. 測定方法

Rn, Tn は半減期の違いにより測定方法が少し異なる。測定方法の詳しい検討が目的でないで、以下大別する程度に留める。

2.1 Rn の測定方法

(1) 電離箱法

フィルターと乾燥剤とを通した試料気体を電離箱に封入し、約4時間後（電離箱内でRn, RaA, RaB, RaC, RaC' が放射平衡に達した後）に電位計等で電流を測定する方法である。極めて簡便ではあるが、ウラン・釷山高濃度環境試料でなければ測定が困難である。

(2) 活性炭法

古くから大気中のRnの測定に用いられてきた方法である。試料空気を約 -20°C 以下に冷却した活性炭を充填した管を通すと、試料中のRnが活性炭に吸着される。これを高温（数 100°C ）で脱着し、電離箱へ封入する。これ以後の検出方法は(1)と同じである。また、Lucasは電離箱でなく、所謂“Lucas chamber”に封入し、ZnS(Ag)シンチレータで検出する手段を報告している。(1)との相違は、試料を活性炭で捕集し濃縮するため、自然大気のように低濃度試料についても充分使用可能なことにある。

(3) フィルター法

Rn以下RaA, RaB, RaCの大気中での濃度比が一定である（通常は放射平衡状態）と仮定すると、フィルターに捕集したRn娘核種の計数値（RaAとRaC'からの α 計数、またはRaBとRaCからの β 計数）からRn濃度を求めることができる。簡単な方法の故によく利用され、Rn濃度のデータにはこの方法で求めたのが多いが、濃度比を一定としているので、測定時の気象状態等によってしばしば真の値からズレていることがあり、この点に十分留意する必要がある。

(4) 二段フィルター法（Decay法）

減衰容器内にエアロゾル・フリーにした試料空気を導入し、その中で発生したRaA, ThBのみをフィルターに捕集し、これをグリッド付電離箱等で波高分析した結果からRn及びTnの濃度を求める方法である。前記3方法に比べて、精度、検出限界の点が優れ、特にRnとTnとが同時に測定できることが最大の長所である。なお、戸外大気中ではTn系列による計数がRn系列に比べて少ないので、全計数値からRn濃度の概略値を知ることができる。この場合には、検出器としてZnS(Ag)シンチレータの使用が可能である。図6に測定系とグリッド付電離箱で測定した例を示しておく。

(5) その他の方法

上記以外にもいくつかの方法があるが、最近では、液体シンチレーション計数器による測定が多く行なわれている。特に、水中のRn濃度の測定に応用されているが、大気中のRnへの試みはあまり見掛けない。

2.2 Tn の測定方法

DECAY CHAMBER METHOD

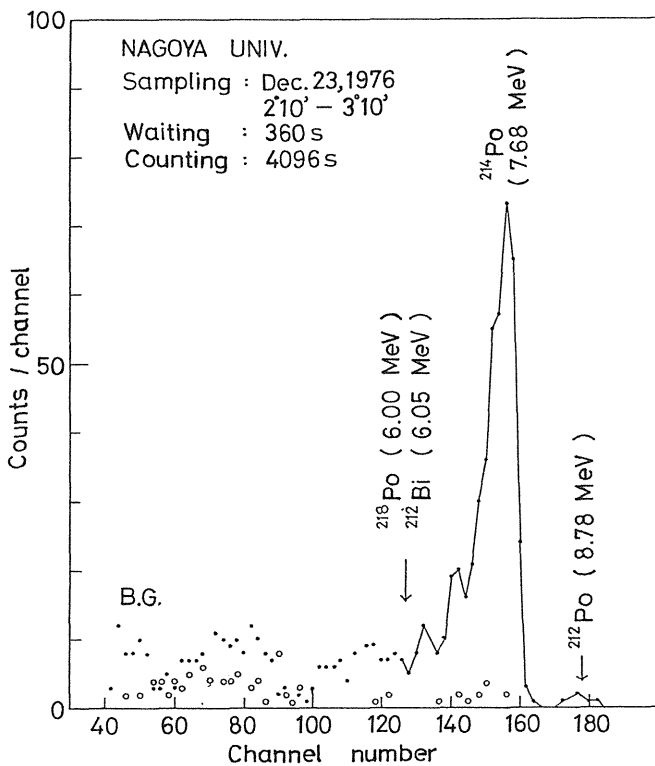
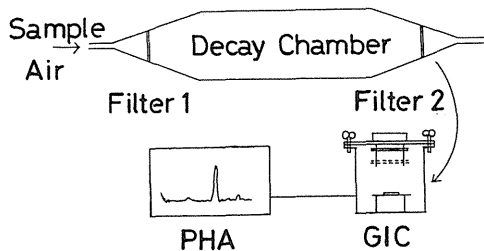


図6 二段フィルター法の概略図と後段フィルターをグリッド付電離箱で測定した波高分析の図

(1) 電離箱法

Rn の場合の電離箱法とは少し異なり、Tn の場合は試料気体を流しながら電離電流を測定する。Rn の半減期が Tn のそれより非常に長いので、試料気体を流しながら測定した値と密封して測定した値との差から Tn のみによる値を得ることができる。

(2) 二段フィルター法

2.1, (4) と同じ方法である。

2.3 単体 RaA の測定方法

(1) メッシュ法

フィルター法で使用するフィルターに替えて 100～300 メッシュの金属網を使用することにより、金網上に単体 RaA のみを捕集することができる。捕集後の測定はフィルターと同様である。

(2) 拡散法

適当な管内に適切な流量で試料気体を流すと、管壁に拡散係数の大きい、即ち粒径の小さい粒子程よく沈着するという現象を利用して粒子の篩分を行なうことができる。測定は沈着した方を計数する方法と通過してきた残部を計数する方法に分かれる。前者の場合、捕集後に管自体を比例計数管にして計数することが多い。後者ではフィルター法などが用いられる。

(3) 帯電成分の分離法

芯線と管壁との間に適当な電圧を加えた管内を適当な流速で試料気体を流すと、単体成分中の帯電成分を芯線又は管壁に集めることができる。この後の測定は(2)と同じである。中性成分の拡散による沈着分があるので、後でこれによる分を評価しなければならない。なお、この方法を用いて粒度の大きい帯電粒子を捕集し評価することは多重帯電などからかなり難しい。

2.4 放射平衡の測定法

フィルター上に捕集した試料中の放射能を短時間内に 3 回に分けて計数して得た値を、連立 3 元方程式に代入して RaA, RaB, RaC の各濃度を求める方法が Tivoglov によって最初に提唱された。その後、幾人かの研究者により改良が試みられてきている。放射能の測定の段で、CsI(Ag) による α 線と β 線の出力パルスの立上り（又は立下り）の違いに着目した波形弁別法を応用した方法があるが、これは相当高度の技術を用する。

2.5 粒度分布測定法

放射性エアロゾルといえども放射能を計数する点を除けば、非放射性エアロゾルの粒度分布測定法と原理的に一緒である。従って、測定法に関する詳細な点はその方の専門書に譲る。

3. ラドンの発生

土壌中にはウラン、トリウムを親として、以下それらの娘核種が存在しており、稀ガス

表 1 最近の散逸率測定例

Authors	Year	Exhalation Rate ($\text{pCi} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$)	Comments
Rn			
Israël	1970	0.45	
Kirichenko	1970	0.09 - 0.24	
Ikebe	1970	1.2	
Megumi and Mamuro	1972	0.16, 0.42	
Wilkening et al.	1974	0.65 \pm 0.19	New Mexico
		0.28 \pm 0.09	Texas
		0.19 \pm 0.06	Alaska
		0.30 \pm 0.09	Hawaii
Tn			
Crozier and Biles	1966	21	
Israël	1968	7.4	
Crozier	1969	42 \pm 14	
Ikebe	1972	9.2	lawn area
		13 - 37	soil area
Megumi and Mamuro	1972	1 - 130	

表 2 様々な建築材の散逸率 (UNSCEAR Rept. 1977年より)

Material	Emanation rate of ^{222}Rn per unit activity concentration of ^{226}Ra ($\text{pCi} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{s}^{-1}$ per $\text{pCi} \cdot \text{g}^{-1}$)	Comments
By-product gypsum	0.01	Internal walls 76mm thick
By-product gypsum	0.001	Ceilings 13mm thick
Concrete	0.005	10 cm thick
Uranium mill tailings	0.2	10 cm thick
Uranium mill tailings	1.6	"infinite" thickness
Soil	0.5	"infinite" thickness
Light concrete	0.02	20 cm thick
Heavy concrete	0.01	8 cm thick

である Rn, Tn も土中に存在する気体（地下気, soil gas）の一部として存在している今、地下気中の Rn または Tn の濃度を n_s とすると、地下気中での状態式は

$$\frac{\partial n_s}{\partial t} = D \cdot \Delta n_s + d - \lambda \cdot n_s \quad \dots\dots\dots (1)$$

で表わされる。右辺第 1 項は拡散項（ D は分子拡散係数）である。第 2 項は岩石等から地下気への Rn(Tn) の供給項を示し、 $d = \delta \cdot p$ なる関係がある。 p は岩石等中での発生率で、 δ はそこから地下気へ洩れ出る割合で *escape-to-production ratio* と呼ばれる。第 3 項は崩壊による消滅項である。地下気中の Rn(Tn) の多くは地中で崩壊し、地表面から大気中へ散逸する量はその内の一であるとされている。地表面から大気中への単位時間、単位面積当りに散逸する Rn(Tn) の原子数またはキュリー数は散逸率（発散率）*exhalation rate (emanation rate)* と呼ばれている。散逸率に関する直接、間接的測定は古くから多くの研究の対象となっている。表 1 にその一例を示す。散逸率は気象条件や地表面の状態に大きく左右されるが、このことは同表からもある程度窺われる。建物を構成する材料の散逸率を表 2 に示す。

4. 大気中の濃度

4.1 時間的変動

日変化、季節変化に関するデータは文献等に数多く報告されており、ここに採り上げたものより詳細な資料が少くない。又、学術誌に報告されたもの以外に、国内各地の気象台、衛生研究所関係あるいは原子力施設のモニタリング等でも長年のデータが蓄積している筈である。

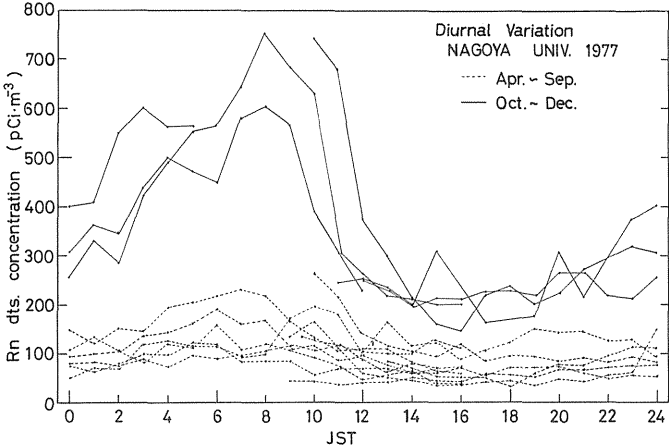


図 7 Rn 娘核種の日変化

(1) 日変化

名大構内で1977年4月から12月まで毎月1回以上昼夜連続測定した結果の一部を図7に示す。同期間中、4月から9月のデータはいずれもほぼ同じパターンと濃度であったので表示の区別をしていない。又、10月から12月の3回は、明方から午前中に高く、午後到低くなるという、所謂“展型的”な変化型を示した。しかし、これらは名古屋における各季節の展型的な型としてではなく、たまたまこの様に表われたと見る方がより正しい。それは、夏季でも同図の実線の様になることが少なくなく、逆に冬季でも破線の様な場合がしばしばあるからである。

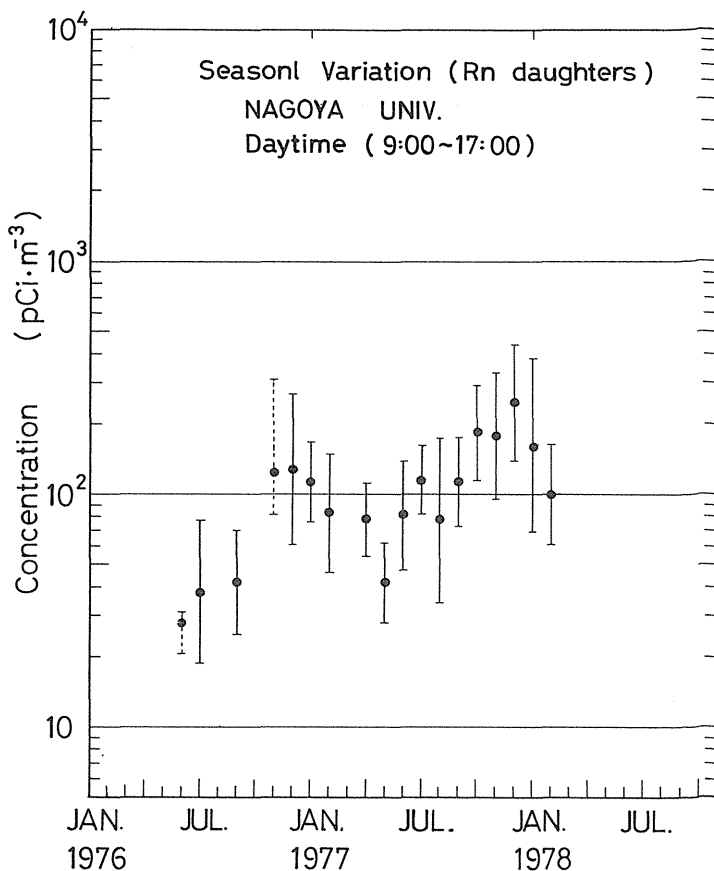


図8 Rn娘核種の季節変化、実線は標準偏差（データ数が11点以上）、破線は測定値の広がり（データ数が10点以下）を表わす

(2) 季節変化

1976年6月からの月平均値を図8に示す。僅か2年間のデータではあるが、夏季に低く、冬季に高くなる傾向が読みとれる。現在、データを蓄積している段階であり、詳しい解析はこれからである。報告論文の中には気候要素と関連付けたものが多く、例えば、Rangarajanらは10年以上に亘るボンベイでの測定で、極めて明瞭な夏と冬の季節変化の存在することを示し、測定地を覆う気団が海洋あるいは陸地のいずれを起源とするかでRn濃度の変化を説明している。図9に、名大構内における過去13年間のRn及びその娘核種の濃度を、4月から9月と10月から3月との2期に区分し整理しておく。ここでは、図8に現われていた季節的な差が出てはいるが、それ程明瞭ではない。このこと

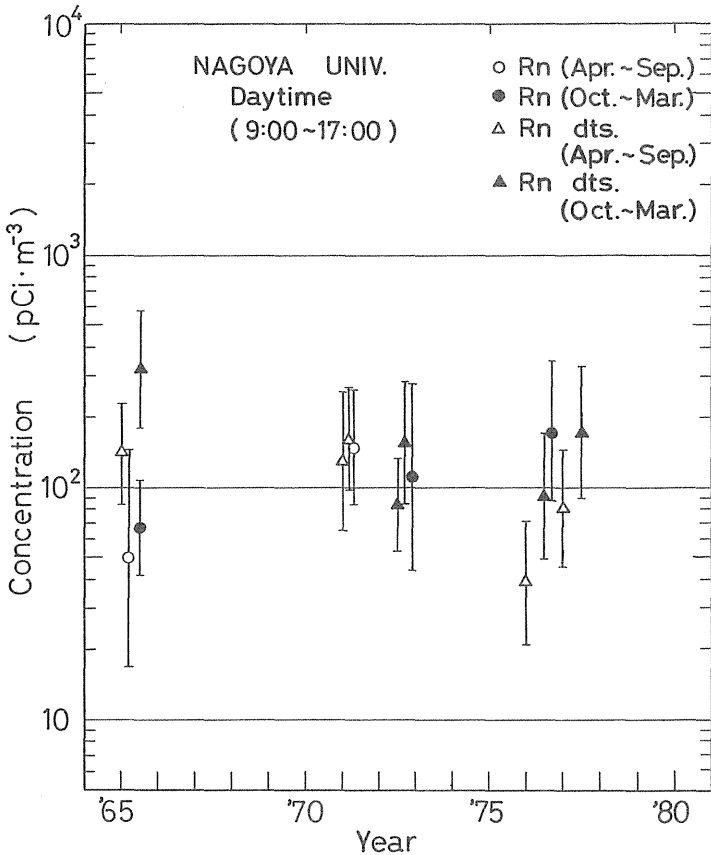


図9 名大におけるRnと娘核種の濃度、各々測定期間中の全データの平均値で、必ずしも半年平均値ではない

から、季節変動を明確にするには、それなりのデータの採り方並びに解析法に十分留意する必要がある。また、Rnとその娘核種の濃度差が明らかでないのは、同時測定データが少ないことが一因である。1965年のデータで、Rn娘核種の濃度がRnより高くなっている点は、その頃の測定法等にも若干の問題があったようである。同様のTn についての変化を図10に示す。

4.2 空間的広がり

(1) 垂直分布

垂直分布のデータは国内には少ないが、海外、特に米国に多い。ここでは、筆者らが愛

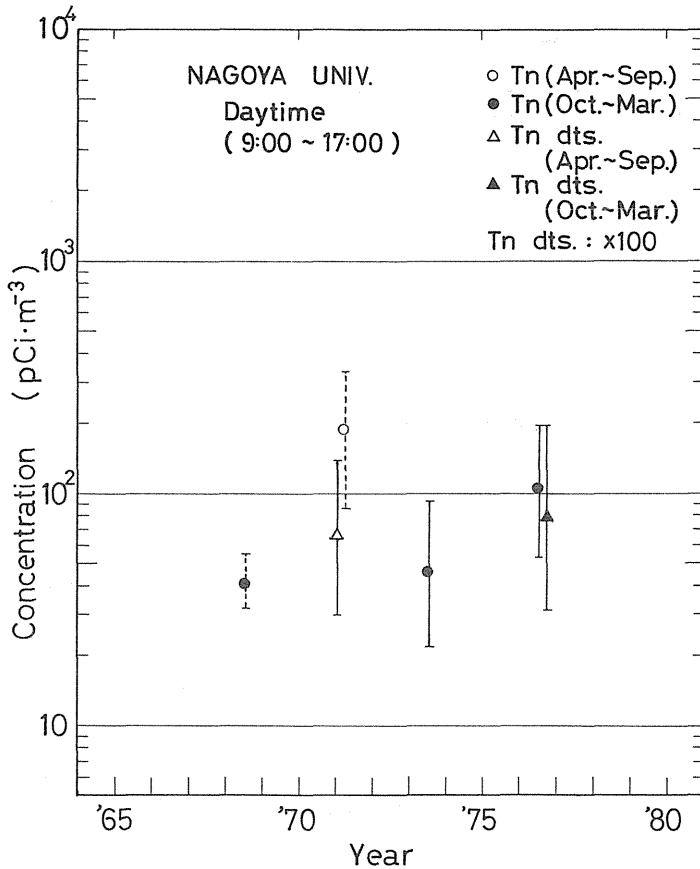


図10 名大におけるTnと娘核種の濃度、(Rnの場合と同様)

知県西尾市及び遠州灘上空で測定したRn娘核種の垂直分布を図11に示す。両地点とも同じ日で、移動性高気圧に覆れた晴天の昼間であった。図12には1966年5月名古屋TVタワーでの測定結果を示す。これらは数少ないデータであるが、後述する計算による推定分布とかなりよく一致している。

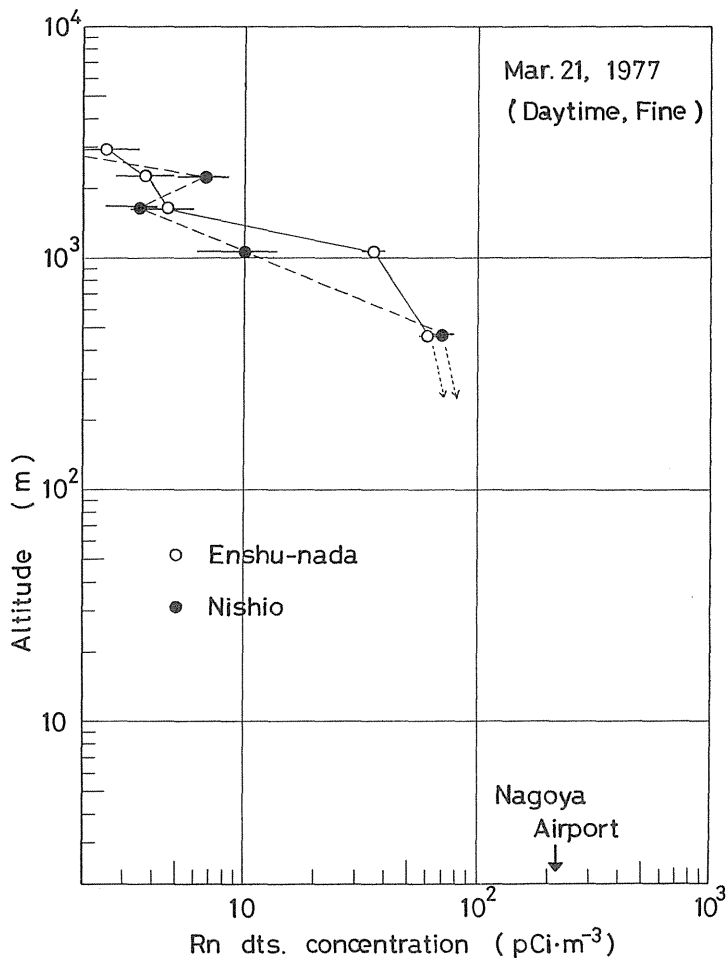


図1.1 Rn娘核種の垂直分布例、幅は測定値の広がりを示す

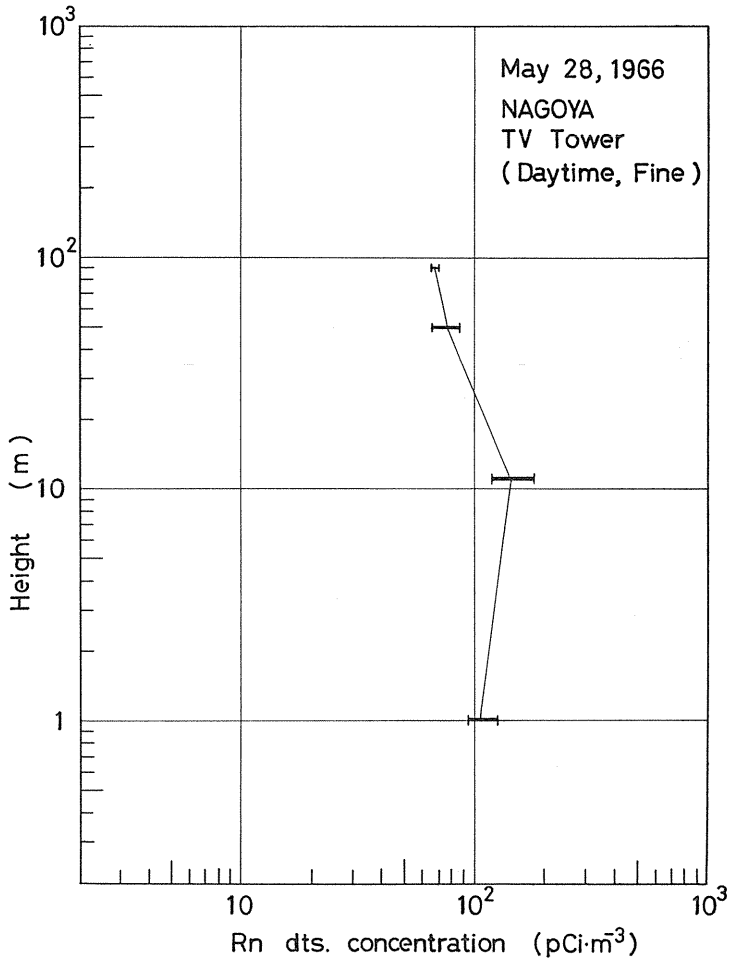


図12 低濃度の垂直分布例

(2) 水平分布

前にも述べたように、気中放射能の研究は長らく主に気象分野で行なわれてきたこともあって、垂直分布など直接気象、気候現象と結びつき易い方面のデータが豊富であることも既述の通りである。ところが、視点を転じて水平的な広がりに着目し、解析を試みた報

告は皆無に近い。ただ、大陸から海洋への大気移動といった地球規模的スケールから論じた報告があるに過ぎない。筆者らは「ある地点における測定値がどの程度の広さの代表値となり得るだろうか」という、素朴な疑問を始点として現在研究を進めている。水平的

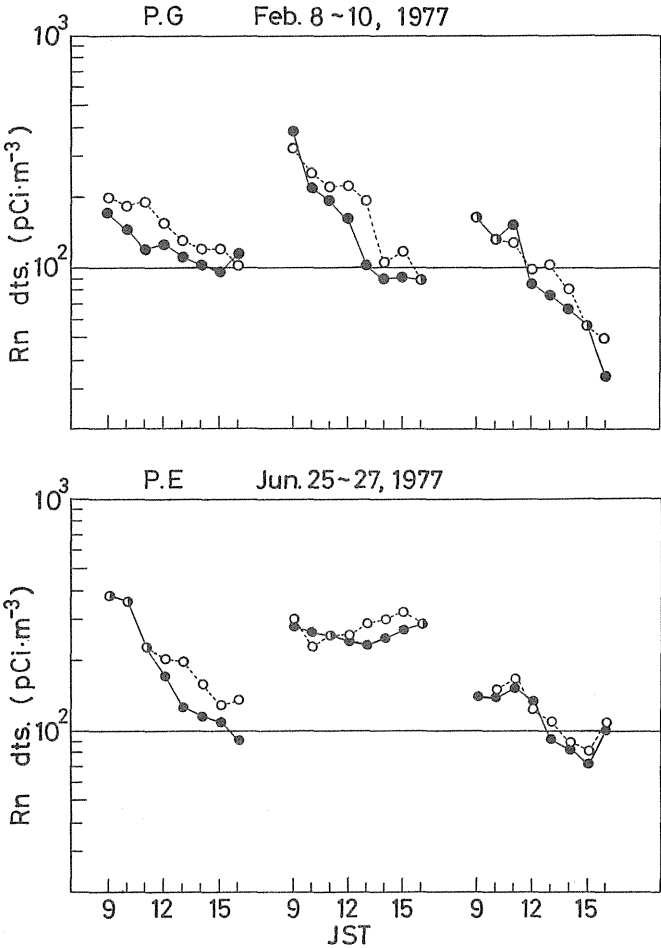


図 13 Rn 娘核種の 2 点間同時測定例, ○は G, E 地点で, ●は基準点での測定値

な広がり代表性に関して、真正面から厳密にやろうとすれば、かなりの労力、時間及び資金を必要とするので次の様な方法に依ることとした。即ち、基準となる地点（大学内で測定等に最も便利な場所を選んだ）と他の1地点との同時測定による比較法である。測定期間は1地点について3日間とした。初年度は大学構内を、2年目は名古屋市域を、3年目は大学より半径約30 kmの範囲にある愛知県西部を対象とした。このデータについても、現時点で未だ十分に整理されていないので、生のデータの一部を紹介するに留めたい。図13に示した両点とも大学より約10 km離れた北西及び西の地点で、いずれも市街地を代表する場所である。共に、基準点の濃度並びに変動の型とよく一致している。名古屋市内数地点及び近郊の1地点での測定値について、基準点との間の相関係数と回帰直線の傾きを求めたので表3に示す。市内各点とも相関係数が極めてよく、傾きも1に近い。それに比べるとH点では相関係数、傾きの両方共悪い。概ね、基準点に近い地点は、基準点と似た傾向を示し、遠方になると一致しない傾向を示していると言えそうである。Rn濃度には地質、地表面の状態、気象、気候などが、またその変動要因には気象が深く関係していることが明白であって、更にそれらの要因が相互に複雑に絡み合うので単純明快に結論を引き出すのは難かしい。

表3 2点間同時測定の解析の1例、各測定地点(y)を基準点(x)との間の相関係数と、 $y = ax$ で表わした時の gradient aを示す。Gradientの±は標準偏差(データ数は22~24)。

Measurement Location	Correlation Coefficient	Gradient	Comment
A	0.99	1.06 ± 0.10	nearly 3km NE
B	0.96	1.02 ± 0.15	SW
C	0.98	1.02 ± 0.11	NW
D	0.96	1.22 ± 0.20	SE
E	0.96	1.07 ± 0.18	nearly 10km NE
F	0.79	0.97 ± 0.14	SW
G	0.92	1.13 ± 0.28	W
H	0.62	0.60 ± 0.41	nearly 80km SE

4.3 様々の場所での濃度

過去、筆者の属する研究室は多くの地点で測定を行なってきた。それらをまとめたのが図14である。一見して $100 \text{ pi} \cdot \text{m}^{-3}$ を中心に2桁の範囲にデータの多くが集まっていることがわかるが、更に注意深く見ると、各地点の測定値間には若干の差がありそうなことに気付く。つまり、沿海や島、地上1000mの上空では幾分濃度が低く、カルスト地形の秋吉台では、これらのグループ内で最も低い値となっている。この原因にはRnの発生

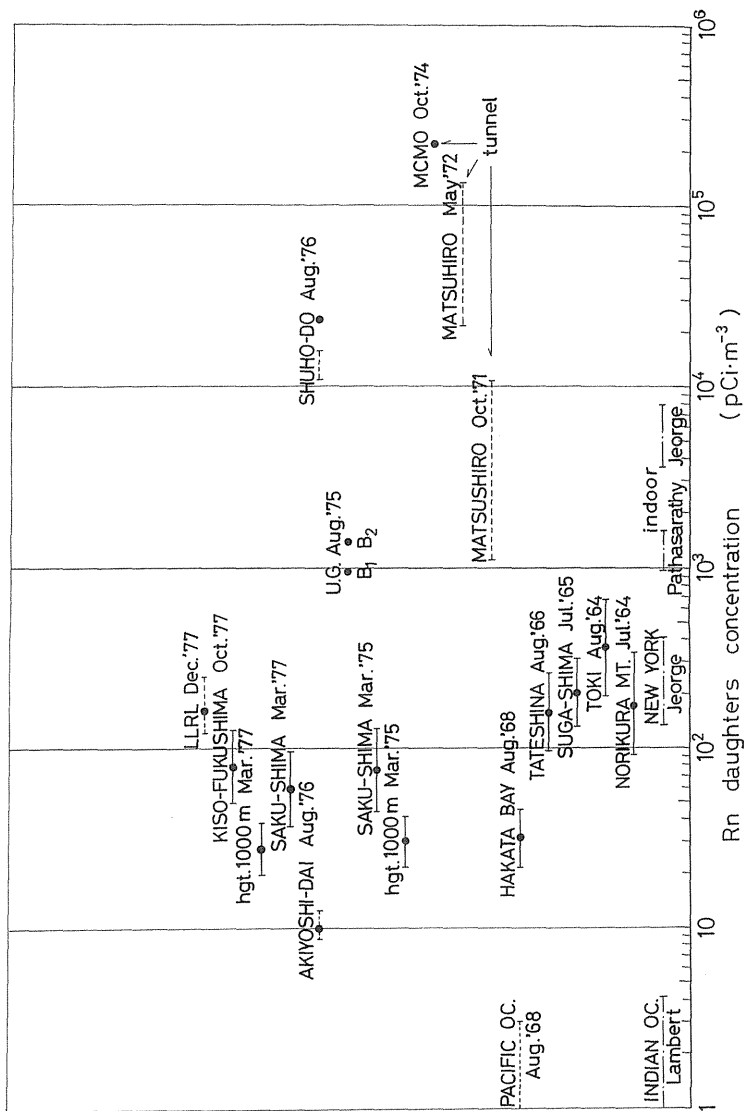


図 14 種々の環境における Rn 娘核種の実測値、実線は標準偏差、破線は測定値の広がりを示す。但し、松代のデータは測定数は11点以上あるが、空気の状態で値が変動するので、測定値の広がりて表わした。

源から遠いこと、石灰岩中の ^{226}Ra 濃度の低いことなどが考えられ、定性的には頷ける。このグループより更に濃度の低い方に太平洋、印度洋での値があり、これらは陸上の値より2桁小さい。一方、高い方には地下街、室内（コンクリート建屋）、トンネル内での値がある。地下街や室内では戸外空気中より約1桁大きい値となっているが、生活環境を考慮した国民線量を評価する場合、この値は注目に値する。長野市松代にある気象庁地震観測センターの坑道内の測定値が、両期間で大きく違っているのは、その換気状態、表面の状態等が測定時期の違いによって異なっているからである。ここでは図面に表わしていないが、坑道中と云えども日変化、季節変化などがあり、仲々複雑である。諸外国におけ

Balance of Radioactivity (Natural Air)

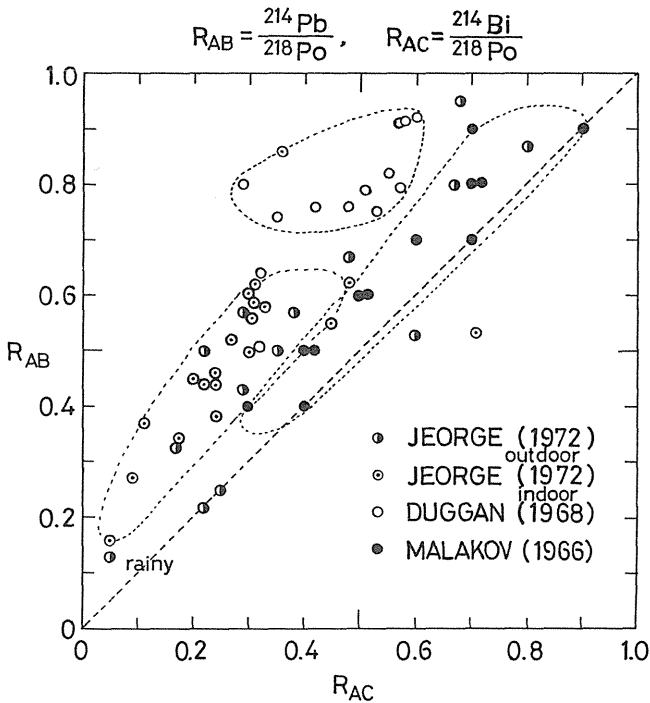


図15 放射平衡からのズレを示す。(自然大気環境)

Balance of Radioactivity
(U-mine Air)

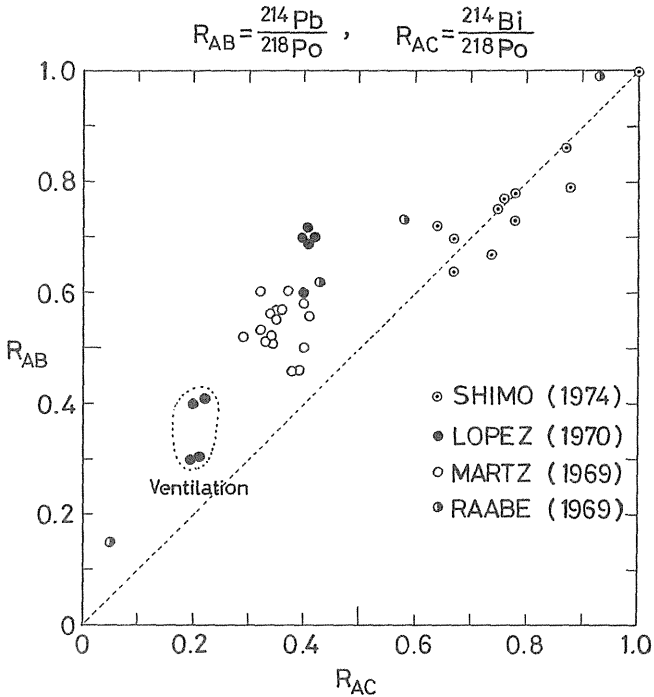


図16 放射平衡からのズレを示す。(ウラン鉱山, トンネル内)

る測定の一例を同図の最下段に入れておいた。

5. 放射平衡と帯電

5.1 放射平衡

放射平衡の測定も多く研究者によってなされているが、国内では少ない。測定で得られた値は気中の濃度の低さ、気中での変動、測定方法の3つが絡み合っって図15に見られるように同じ測定者によっても随分と大きくばらついている。ところが、図16では各測定値がかなりまとまっているのは、測定原理が同じでも濃度が高いためである。

5.2 単体RaAの帯電比

概要の項で述べたように、RaAの内、エアロゾルに付着していない単体RaA原子の帯

電・非帯電成分の割合を知ることは重要であるが、現時点では、保健物理学上、即ち呼吸器道の線量評価の際に帯電、非帯電の相違が無視されているため、それらを区分して精確に測定した報告はなく、ただRaAイオンのみの測定報告が数例あるに過ぎない。図17及び表4に筆者らの測定例を示す。同表は図17のデータから求めたもので、誤差が大きいのは差をとったからである。又、同表に参考として豊橋での測定値を載せたが、この値と名大での値とは次の違いがある。即ち、(1)戸外大気における値の方がトンネル内の値よりも大きい。(2)戸外の値は昼間小さく夜間大きいという日変化を示しているが、トンネル内では殆んど一定である。これらの原因は次項で記すように、エアロゾルとトンネル壁の影響と考えられる。

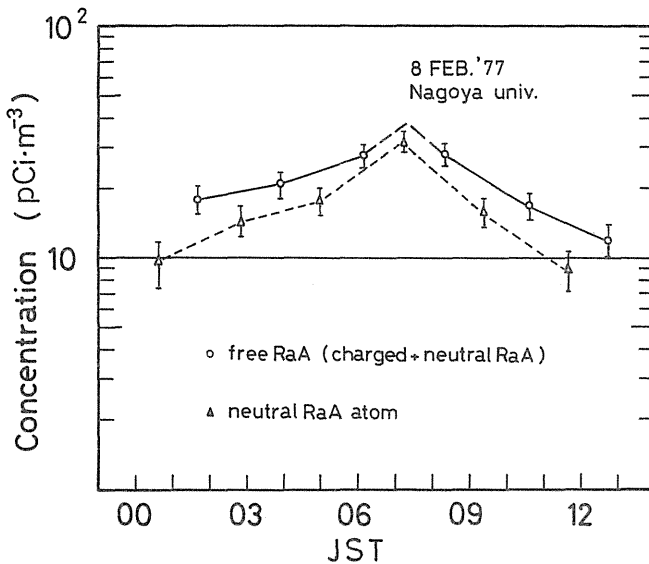


図17 単体RaAとその内の帯電成分の実測例

表4 単体RaAの内、帯電成分の占める割合をg値で表した

Measurement Time (JST)	g-value
NAGOYA UNIV.	
Fed. 8, 1977	
1 : 3	0.36 ± 0.19
2 : 5	0.26 ± 0.18
4 : 0	0.26 ± 0.16
5 : 0	0.25 ± 0.14
6 : 0	0.18 ± 0.12
8 : 2	0.18 ± 0.12
9 : 2	0.26 ± 0.16
10 : 3	0.34 ± 0.21
11 : 4	0.37 ± 0.24
mean	0.27 ± 0.07
TOYOHASHI (tunnel)	
Sep. , 1974	0.095±0.005 (0.086~0.102)

6. 大気中での挙動

6.1 気象要素との関連

これまで眺めてきたように、大気中のRn, Tnの濃度は地上1mの高さで10~1000 pCi·m⁻³の範囲に広がっている。また、図18に見られるように風速との相関が明らかである。ここでは、この2点について簡単な検討を試みることにする。

まず、濃度分布の広がりについて、拡散方程式で考えてみる。今大気中のRn(Tn)の濃度をn_Rとし、定常状態とすると、

$$\frac{d}{dz} \left(K \frac{dn_R}{dz} \right) - \lambda_R n_R = 0 \dots\dots\dots (2)$$

である。但し、Kは渦動拡散係数、λ_Rは崩壊定数である。Kは高度zの関数として多くの研究者により種々の関数型が与えられているが、ここでは、よく用いられる

$$K = a + bz \dots\dots\dots (3)$$

の場合について考えることにする。ここで、aは分子拡散係数、bは単位長さ当りの渦動拡散係数である。境界条件を、

$$\begin{cases} n_R(z) = 0 & ; & z = \infty \\ \int_0^{\infty} \lambda_R n_R dz = E \end{cases} \dots\dots\dots (4)$$

として、(2)式を解くと、

$$n_R(z) = EK_0 \left(\frac{2}{b} \sqrt{\lambda_R (a + bz)} \right) / \sqrt{\lambda_R \cdot a} \cdot K_1 \left(\frac{2}{b} \sqrt{\lambda_R \cdot a} \right) \dots\dots\dots (5)$$

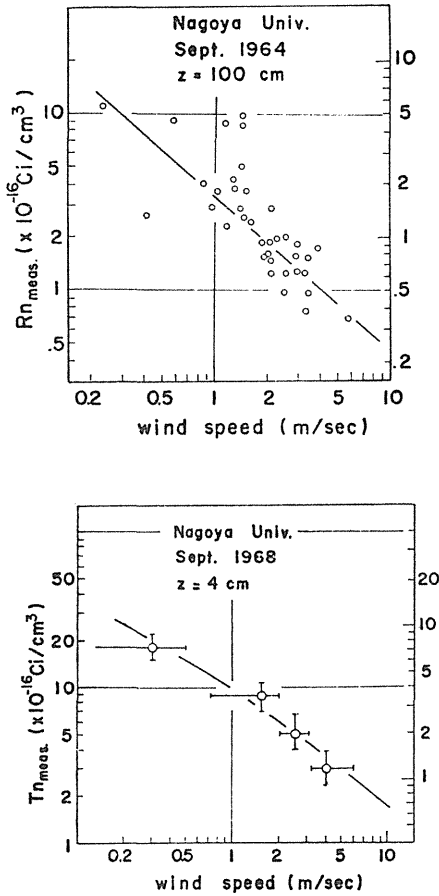


図 18 Rn, Tn 濃度と風速との相関を示す例

となる。但し、 K_0, K_1 は 0 次及び 1 次の第 2 種変形 Bessel 関数、 E は 散逸率である。

この結果を $E = 1 \text{ atom} \cdot \text{cm}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ について、 b をパラメータとした時の R_n, T_n の垂直分布の様子を図 19 に示す。比較してみるとわかるが図 11, 12 の実測値とほぼ一致している。

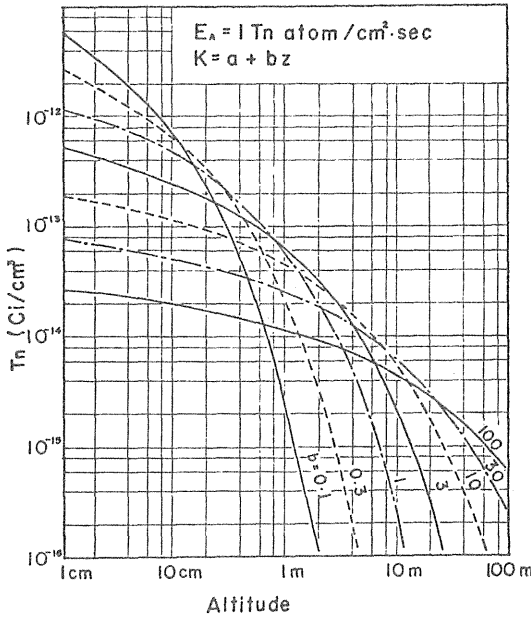
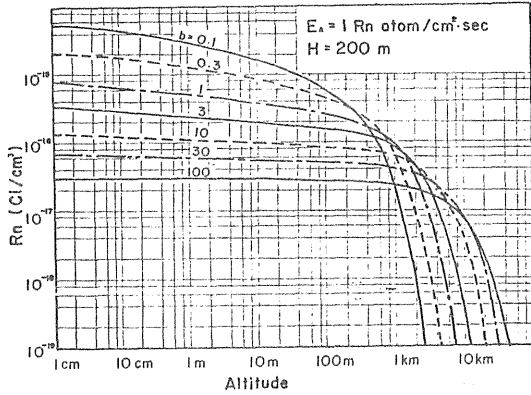


図 19 R_n, T_n 濃度の高度分布 (計算)

b の値は気象条件の違いによって1~100の範囲に亘るため、以上の簡単な考察からだけでも、Rn, Tn濃度は地上1mの高さで10~100倍の変化が容易に生じ得ることが判明する。実際に、筆者らの名大構内における測定でRn, Tn濃度が100 pCi·m⁻³を中心に2桁の範囲に亘っていることは前述の通りである。

次に風速との相関について考察する。気象学的に大気の安定度が中立であるような条件下では、風速u(z)は高度zの関数として次式で表わされる。

$$u(z) = u^* / k \cdot \ln(z/z_0) \quad \dots\dots\dots (6)$$

ここで、kは von Karman 定数、u*は摩擦速度、z₀は地表面の roughness である。一方、渦動拡散係数K(z)は、

$$K(z) = k \cdot u^* z = bz \quad \dots\dots\dots (7)$$

で表わされる。但し、K(z)は運動量、エネルギー、物質についてそれぞれ定義されるが、(7)式は運動量についてのK(z)である。物質であるRn, Tnの渦動拡散係数が運動量のそれに等しいと仮定すると、

$$u(z) \rightarrow u^* \rightarrow K(z) \rightarrow n_R(z)$$

実測 (6)式 (7)式 図15

の手順でu(z)とn_R(z)との関係が知られる。即ち、風速とRn(Tn)との相関が期待され、地表面の roughness をパラメータとして理論的に図示したのが図20である。実測も図18で分るように逆相関となっている。なお、同図中の実線は以上の検討の基に引いた線である。

このように、大気の運動状態を示すKを(3)式のように極めて簡潔な型で表わし、かつまた大気の安定度が中立の場合についてのみの検討で、大気中のRn, Tn濃度の変動幅や風速との相関が示され、実測もかなりそれに近いことが判った。実際には、① 非安定状態、② 水平方向の対流、③ 安定、不安定の状態、④ 散逸率の時間的、場所的な違い、更に、⑤ 地形、地質、地表面等々種々の相違などが重なっているため、各々の場合について詳しく検討して初めて変動等の主なる原因が把握され、正しい相関が得られる。そのためには、長期に亘る精密な測定資料が必要となることは云うまでもない。

6.2 エアロゾルとの関連

(1) 放射性エアロゾルの形成

大気中におけるRn娘核種の挙動について、簡単には次式で表わすことができる。単体RaAの内、帯電成分をn⁺(負に帯電した成分は殆んどないことが実測によりわかっている)、非帯電成分をn⁰、エアロゾルに付着した成分をNとすると、

$$\begin{cases} \frac{dn^+}{dt} = \epsilon q - \alpha n_a n^+ - \beta^+ Z n^+ - \lambda n^+ - \gamma n^+ & \dots\dots\dots (8) \\ \frac{dn^0}{dt} = (1-\epsilon)q + \alpha n_a n^+ - \beta^0 Z n^0 - \lambda n^0 - \gamma n^0 & \dots\dots\dots (9) \\ \frac{dN}{dt} = (\beta^+ Z n^+ + \beta^0 Z n^0) - \lambda N - \Gamma N & \dots\dots\dots (10) \end{cases}$$

となる。但し、(8)式右辺第1項は発生項（ ϵ は正で発生する割合）、第2項以下はすべて消滅項であって、前から順に空気イオンとの衝突、エアロゾルへの付着、崩壊、その他に起因することを表わす。 α と β は各々、再結合係数、付着係数である。(9)式では、(8)式で消滅項となっていた $\alpha n_a n^+$ が発生項となっている以外は(8)式と同じである。(10)式では、(8)、(9)式でエアロゾルへの付着による消滅項が発生項となっている。通常の大気中では、各式の右辺最終項は他の項に比べるとかなり小さいので省略できる。

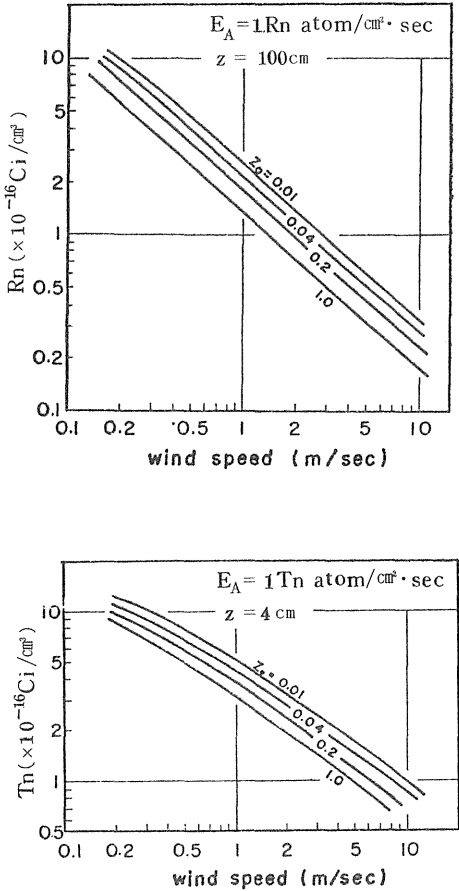


図20 Rn, Tn 濃度と風速との相関（計算）

ここで、定常状態が成立する場合、(8)~(10)式は次のようになる。

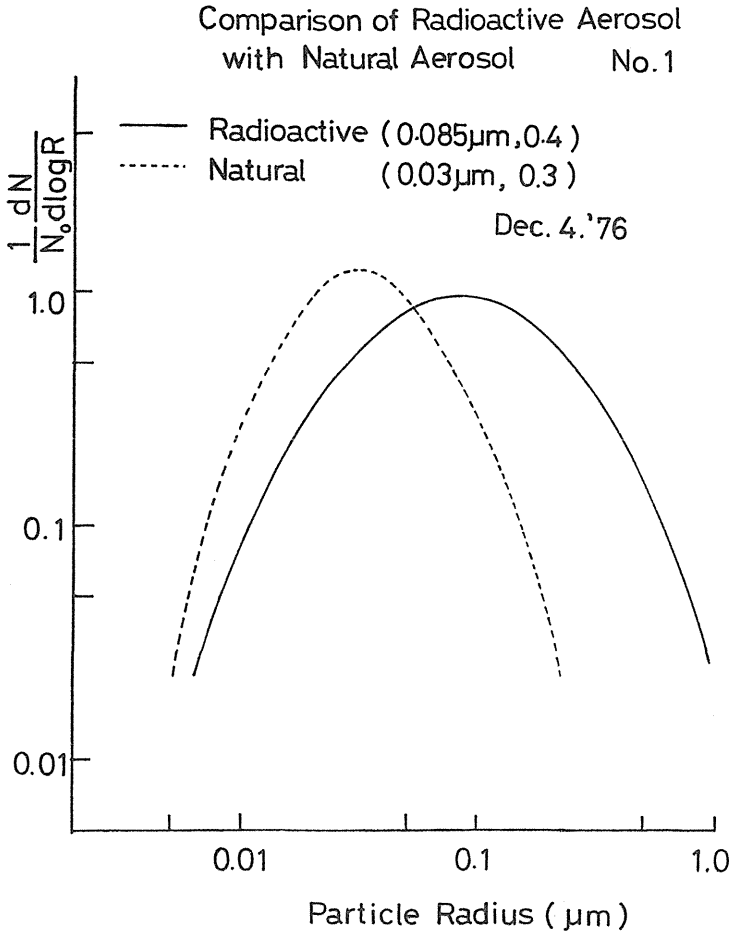


図21 トンネル内における放射性エアロゾルと非放射性エアロゾルの粒度分布の実測例、()内の数値は各分布の代表粒径(この数値と同じ大きさの単分散粒子と空気力学的に等価という意味で)と分散の度合を示す

$$\begin{cases} q = Z (\beta^+ n^+ + \beta^0 n^0) + \lambda \cdot (n^+ + n^0) & \dots\dots\dots (11) \\ (\beta^+ n^+ + \beta^0 n^0) Z = \lambda N & \dots\dots\dots (12) \end{cases}$$

ここで、 $n = n^+ + n^0$ 、 $\beta^* n \equiv \beta^+ n^+ + \beta^0 n^0$ とすると、

$$\begin{cases} n = q / (\lambda + \beta^* Z) & \dots\dots\dots (13) \\ N = \beta^* Z n / \lambda & \dots\dots\dots (14) \end{cases}$$

となる。単体RaAの濃度はエアロゾル濃度Zに反比例し、その平均寿命は $1/(\lambda + \beta^* Z)$ であるから、 $\lambda = 3.79 \times 10^{-3} \text{ s}^{-1}$ 、 $\beta^* = 0.6 \times 10^{-7} \text{ cm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ 、 $Z \approx 10^4 \sim 10^5 \text{ em}^{-3}$ の値を用いると、およそ100~10秒の寿命であることがわかる。又、Zはrの関数であるから、(14)式を詳しく書くと、

$$N = \int N(r) dr = \frac{n}{\lambda} \int \beta^*(r) Z(r) dr \quad \dots\dots\dots (14)'$$

である。付着係数 $\beta^*(r)$ は多くの研究者により、気体分子運動論、拡散理論から幾つかの理論が提唱されているが、現時点では、 $r \leq 0.1 \mu\text{m}$ で r^2 に、 $r \geq 0.5 \mu\text{m}$ で r に比例するという考えが支持されている。このことを念頭に(14)'を見ると、放射性エアロゾルN(r)の分布は元のエアロゾルZ(r)の分布より更に粒径の大きい方に移動していくことが直ちに分る。実際に、数少ない両エアロゾル粒度分布の測定からこの事は検証されている(図21)。様々の条件下で放射性エアロゾルの数密度分布を知ることは重要なのであ

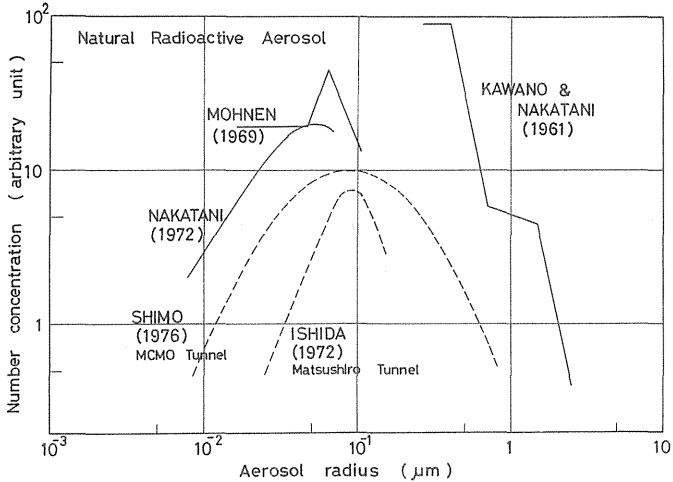


図22 放射性エアロゾル粒度分布実測例、Mohnen と Nakatani は帯電成分のみの測定から全成分の分布を求めている

るが、かなり大変であって、特に自然大気中でこれを求めることは極めて難しい。特殊な環境での測定例も含めた数少ない実測粒度分布を図 22 に示す。

(2) f 値

1つの核種について、単体原子の全体に対する割合を f 値 (ICRP Pub. 2 では、帯電した単体原子、即ち RaA イオン、ThB イオンという表現になっているが、筆者らは非帯電成分も含めた方がよいと考えているので、ここではこの意味において) と呼ぶ。

ICRP Pub. 2 によれば、作業環境における気中の Rn, Tn の最大許容濃度は f 値を与えることによって計算されることが示されており、それ故、ウラン鉱山等における f 値の測定は重要となっている。他方、最近高橋らによって呼吸器道の内部被曝の詳細な評価法が報告されているが、この方面においても、f 値は粒度分布と共に使用されることが予想され、諸々の環境下で f 値を知ることが重要視されだしている。筆者らの最近の測定例を図 23 に示す。

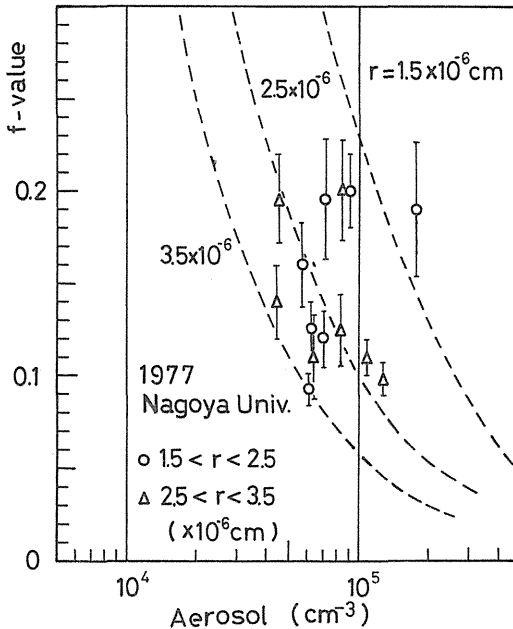


図 23 f 値とエアロゾルの相関を示す

f 値の定義から,

$$f \equiv \frac{n}{n+N} = \frac{n}{n + (\beta^*Z/\lambda)n} = \frac{\lambda}{\lambda + \beta^*Z} \dots\dots\dots (15)$$

であることが容易に分る。図20の破線はエアロゾル粒径をパラメータとした(15)式の理論曲線である。(15)式の β^*Z は厳密には

$$\int \beta^*(r)Z(r)dr = \int (\beta^+(r)n^+ + \beta^0(r)n^0)Z(r)/n \cdot dr \dots\dots\dots (16)$$

であり、常に単体RaAの帯電・非帯電成分とエアロゾル粒度分布を知らなければ β^*Z を求めることができないのであるが、ここでは、単体RaAの帯電・非帯電成分比を一定(前述のように、一定の比になっていないが、それ程大きく変化しないとして)とし、エアロゾル分布もある粒径 r' で代表し得る分散であると仮定することにより、 r' に対応する付着係数 $\beta^*(r')$ を理論から求め、これと全エアロゾル数との積を計算する方法をとった図23が示しているように、実測値と理論曲線とはよく一致しているとは云えないが、傾向は掴めている。不一致の理由は色々あるが、実測面ではエアロゾル数の絶対値を決定するのが困難であること、理論面で定常状態を仮定していること、計算面で上記のほかRaAの拡散係数、平均自由行路等の物理定数にどの値を採用するかで付着係数が変わってくることなどが主な原因と考えられる。この項の終りに、今まで測定された代表的なf値を筆者らのデータと一緒に表5にまとめておく。なお、f値は測定条件や場所等に大きく依存するので、この程度のばらつきはあって然るべきだろう。

表5 f 値 の 測 定 例

Authors	Year	f-value	Methods
OUTDOOR			
Kawamura	1967	0.09	DB
Duggan and Howell	1969	0.07 - 0.40	DB
Shimo et al.	1973	0.28 ± 0.24	Mesh
George	1974	0.094 ± 0.008 0.047 ± 0.02	Mesh
Shimo et al.	1976	0.16 ± 0.05	Mesh
INDOOR			
George	1974	0.045 ± 0.023 0.072 ± 0.035	Mesh (1F) (5F)
TUNNEL			
Shimo et al.	1976	0.17 - 0.25	Mesh
U-MINE			
Craft et al.	1966	0 - 0.73	DT
Fusamura and Kurosawa	1967	0.06 - 0.13	DB (Vent.)
Chapuis et al.	1970	<0.05	NW, DB, DT
George	1972	0.002 - 0.12	Mercer
Th-PLANT			
Kotorappa et al.	1975	0.027 ± 0.021	Mercer

7. 保健物理の立場から

ウラン鉱山などのような特殊な高濃度環境下では、ラドンとその娘核種は放射線防護の立場から問題とされ、それ故、それらの吸入による内部被曝軽減のための対応が種々施されてきたのであるが、通常大気中のラドンはまさしくバックグラウンドの意味しか持っていなかった、つまり、測定上注意されても、被曝という見地からは無視されていたと云える。ところが、近年の原子力発電を主体とする原子力産業の開発、発展とそれに伴う測定技術の進歩、更に放射線が人体に与える影響の知見が深まるにつれ、ラドンとその娘核種への関心が量的、質的になってきている。即ち、一般人が受ける放射線の内、その大部分を占める天然からの寄与分について、現時点で正確に評価しておこうという機運にある。所謂、国民線量はこの考えに沿ったものであり、筆者らは一般人のラドンとその娘核種による呼吸器道の内部被曝評価もまたこれに沿うものと考えている。この様な観点に立つと次の点が当面重要と思われる。

(1) 生活環境における濃度測定

今までの多くの研究は(適当な)戸外での実測並びにそれに基づくことであったため、人間の生活に密着した環境でのデータに乏しい。そこで、コンクリートや木質等建築材別の建屋内、地下街など、実際に生活を営んでいる種々の環境における多くのデータを集積する必要がある。その際、換気、空調設備の有無、方法等にも注意しなければならない。又、測定値がどれ程忠実にその環境を代表しているかという点も念頭に置いておくことが肝要である。

(2) 呼吸器道の内部被曝評価に資するデータ

ここでは呼吸器道の内部被曝評価に関して、方法とか結果といった具体的な事項について述べることはしないが、これを行なう上で必要であって、かつ具体的データが少ないという点を記しておきたい。それは放射性エアロゾル粒度分布の測定であり、単分散あるいは多分散エアロゾルを含んだ試料気体を使った実際の呼吸実験である。後者については、肺モデルの精密化、大型計算機でのシミュレート等でほぼ評価できようが、どこかで実験と比較検証をしておかなければならないという点が必要である。

8. おわりに

大気中のラドン及びその娘核種に関して、発生段階を含め概略を述べ、簡単な考察を試みた。説明不足の点や逆に冗舌な点は筆者の責任であるが、データ自体については、その大部分は筆者の属する研究室において過去10年以上の期間に多くの職員、院生、学生によって得られたものである。又、論文にまとめていない新しいデータも載せたが、より新しい資料を供することで何かの役に立つことを願うだけで他意はない。

終るに当たり、野外測定の際、各地の場所、施設の利用の機会を与え、かつ協力の労を厭われなかった多くの方々に、この紙面を借りて御礼申し上げる次第です。

(下 道国)

参 考 文 献

主に計測に関するもの

- 1) Budnitz, R. J., Health Phys. 26 145-163 (1974).
- 2) 池辺幸正, 清水邦保, 川野 実, 応用物理 39 114-163 (1970)
- 3) 石黒 明, 林 叶, 館野 徹, 池辺幸正, 下 道国, 大気電気研究 9 7-10 (1973)
- 4) Israël, H. and G. F. Israël, Tellus 18 557-561 (1966).
- 5) James, A. C., G. F. Bradford, and D. M. Howell, J. Aerosol Sci. 3 243-254 (1972).
- 6) Lucas, H. F., Rev. Sci. Instr. 28 680-683 (1957).
- 7) Mercer, T. T. and W. A. Stowe, Health Phys. 17 259-264 (1969).
- 8) Nakatani, S., J. Meteor. Soc. Japan 50 151-157 (1972).
- 9) Nambier, P. P. V. J. and D. V. Gopinath, Assessment of Airborne Radioactivity, IAEA, Vienna 651-661 (1967).
- 10) 下 道国, 池辺幸正, 川野 実, 日本原子力学会誌 14 415-421 (1972)
- 11) Thomas, J. W., Health Phys. 12 765-768 (1966).
- 12) Thomas, J. W., *ibid.* 18 113-122 (1970).
- 13) Tsviglov, E. C., H. E. Ayer, and D. A. Holaday, Nucleonics 11 40-45 (1953).

主に地表面からの散逸に関するもの

- 14) Crozier, W. D. and N. Biles, J. Geophys. Res. 71 4735-4741 (1966).
- 15) Crozier, W. D., *ibid.* 74 4199-4205 (1969).
- 16) Hosler, C. R., *ibid.* 74 7018-7026 (1969).
- 17) Israel, H., M. Horbert, and C. de La Riva, Final Tech. Rept., European Research Office, U.S. Army Contract, DAJA 37-67-C-0593 (1968).
- 18) Israël, H. and M. Horbert, J. Geophys. Res. 75 2291-2297 (1970).
- 19) Kirichenko, L. V., *ibid.* 75 3539-3649 (1970).
- 20) Megumi, K. and T. Mamuro, *ibid.* 77 3052-3056 (1972).
- 21) Megumi, K. and T. Mamuro, *ibid.* 78 1804-1808 (1973).
- 22) Pearson, J. E., D. H. Rimbey, and G. E. Jones, J. Appl. Meteor. 4 349-356 (1965).
- 23) Pearson, J. E. and G. E. Jones, J. Geophys. Res. 70 5279-5290 (1965).

主に気中の濃度に関するもの (1963年以降)

- 24) Albercht, E. and A. Kaul, Assessment of Airborne Radioactivity, IAEA, Vienna 643-650 (1967).
- 25) Blanc, D., J. Fontan, A. Chapuis, F. Billard, G. Madelaine, and J. Pradel, *ibid.*, 229-238 (1967).

- 26) Bradley, W. E. and J. E. Pearson, *J. Geophys. Res.* **75** 5890–5894. (1970)
- 27) Bunzl, K., H. Hötzl, and R. Winkler, *Health Phys.* **33** 87–89 (1977).
- 28) Dalu, G. and G. A. Dalu, *J. Aerosol Sci.* **2** 241–246 (1971)
- 29) Danali, S. and S. T. Papayannakis, *Health Phys.* **28** 727–732 (1975).
- 30) Fusamura, N. and R. Kurosawa, *Assessment of Airborne Radioactivity*, IAEA, 631–642 (1967).
- 31) George, A. C. and A. J. Breslin, *Health Phys.* **17** 115–124 (1969).
- 32) Gesell, Y. F., *ibid.* **29** 681–687 (1975).
- 33) Groer, P. G., R. D. Evans, and D. A. Gordon, *ibid.* **24** 387–395 (1973).
- 34) Hiller, D. M., *ibid.* **12** 333–340 (1966).
- 35) 日野晴登, 下 道国, *大気電気研究* **10** 34–37 (1974)
- 36) Hosler, C. R., *J. Geophys. Res.* **70** 4537–4546 (1965).
- 37) Hosler, C. R., *ibid.* **74** 7018–7026 (1969).
- 38) Ikebe, Y., *J. Meteor. Soc. Japan* **48** 461–467 (1970).
- 39) Ikebe, Y. and M. Simo, *Tellus* **24** 29–37 (1972).
- 40) Israëli, G. W., *ibid.* **17** 383–388 (1965).
- 41) Israëli, G. W., *ibid.* **18** 633–637 (1966).
- 42) Jacobi, W., *Atomkern Energie* **10** 471–478 (1965).
- 43) Jacobi, W. and K. André, *J. Geophys. Res.* **68** 3799–3814 (1963)
- 44) Kawano, M., Y. Ikebe, Y. Nakashima, and K. Shimizu, *Memoirs Fac. Eng., Nagoya Univ.* 125–159 (1965).
- 45) Kawano, M., Y. Ikebe, Y. Nakashima, T. Nakayama, M. Shimo, and T. Iida, *ibid.* **21** 250–272 (1969).
- 46) Larson, R. E. and W. A. Hoppel, *Pure Appl. Geophys.* **105** 900–906 (1973).
- 47) Lockhart, L. B. Jr., R. D. Patterson, Jr., and A. W. Sauders, Jr., *J. Geophys. Res.* **71** 1985–1991 (1966).
- 48) Martz, D. E., F. Holleman, D. E. McCurdy, and K. J. Schiager, *Health Phys.* **17** 131–138 (1969).
- 49) McDonald, E. W., J. C. Rosen, and W. R. Van Pelt, *ibid.* **16** 647–656 (1969).
- 50) Mohnen, V. A., *Zeit. Phys.* **229** 109–122 (1969).
- 51) Rangarajan, C., S. Gopalakrishnan, and C. D. Eapan, *Pure Appl. Geophys.* **112** 941–953 (1974).
- 52) Rangarajan, C., S. Gopalakrishnan, and C. D. Eapan, *J. Appl. Meteor.* **16** 487–492 (1977).
- 53) Schroeder, G. L. and R. D. Evans, *Transactions* **244** 301–307 (1969).

- 54) 下 道国, 第1回放射医研環境セミナー NIRS-M-7 1-6 (1975)
- 55) 下 道国, 池辺幸正, 浅野芳裕, 林克彦, 大気電気研究, 14 48-55 (1975)
- 56) 下 道国, 小川逸男, 池辺幸正, 同上, 18 18-23 (1977)
- 57) 下 道国, 小川逸男, 村本政彦, 上田淳一, 池辺幸正, KURRI-TR-155 68-73 (1977)
- 58) Steinhäusler, F., Health Phys. 29 705-713 (1975).
- 59) Wrenn, M. E., J. C. Rosen, and W. R. Van Pelt, *ibid.* 33 87-89 (1977).

主に放射平衡に関するもの

- 60) Bouville, A., B. Leroy, D. Guedalia, Y. Delos, et J. Fontan, J. Aerosol Sci. 2 381-387 (1971).
- 61) Duggan, M. J. and D. M. Howell, Intern. J. Appl. Iso. 19 865-870 (1968).
- 62) Jonassen, N. and E. Hayes, J. Geophys. Res. 77 2648-2653 (1972).
- 63) Lindeken, C. L., *ibid.*, 73 2823-2827 (1968).
- 64) Lopez, A., A. Chapuis, J. Fontan, F. Billard, and G. J. Madelaine, J. Aerosol Sci. 1 255-264 (1970).
- 65) Malakhov, S. G., V. N. Bakulin, G. V. Dmitrieva, L. V. Kirichenko, T. I. Ssissigina, and B. G. Starko, Tellus 18 643-653 (1966).
- 66) Martz, D. E., F. Holleman, D. E. McCurdy, and K. J. Schager, Health Phys. 17 131-138 (1969).
- 67) Poet, S. E., H. E. Moore, and E. A. Martell, J. Geophys. Res. 77 6515-6527 (1972).
- 68) Raabe, O. G., Health Phys. 17 593-605 (1969).
- 69) Rangarajan, C., S. Gopalakrishnan, and C. D. Eapan, Pure Appl. Geophys. 115 513-522 (1977).

主に粒度分布に関するもの

- 70) Chapuis, A., A. Lopez, J. Fontan, F. Billard, and G. J. Madelaine, J. Aerosol Sci. 1 243-253 (1970).
- 71) Kawano, M. and S. Nakatani, Geofis. pura e appl. 50 243-248 (1961).
- 72) Mohnen, V. and K. Stielstadt, Zeit. Phys. 173 276-293 (1963).
- 73) Nakatani, S., J. Meteor. Soc. Japan 50 408-415 (1972).
- 74) 中谷 茂, 応用物理, 42 1037-1041 (1973)
- 75) Schumann, G., J. Geophys. Res. 68 3867-3869 (1963).
- 76) Soilleux, P. J., Health Phys. 18 245-254 (1970).
- 77) Wilkening, M. H., M. Kawano, and C. Lane, Tellus 18 679-684 (1965).

主に帯電, エアゾルに関するもの

- 78) Baust, E., Zeit. Phys. 199 187-206 (1967).

- 79) Fuchs, N. A., *Geofis. pura e appl.* **56** 185–193 (1963).
- 80) Ikebe, Y. and M. Kawano, *J. Meteor. Soc. Japan* **48** 369–372 (1970).
- 81) Ikebe, Y., M. Shimo, and M. Kawano, *Pure Appl. Geophys.* **80** 25–35 (1970).
- 82) 池辺幸正, 下 道国, 石田健二, *大気電気研究* **8** 107–110 (1973)
- 83) 池辺幸正, 鈴木孝昌, 下 道国, 同上, **14** 68–73 (1975)
- 84) Jonassen, N. and M. H. Wilkening, *J. Geophys. Res.* **75** 1745–1752 (1970).
- 85) Kawano, M., Y. Ikebe, and M. Shimo, *Planetaly Electrodynamics*, **1** 137–153 (1969).
- 86) Kawano, M., Y. Ikebe, T. Nakayama, and K. Shimizu, *J. Meteor. Soc. Japan* **48** 69–76 (1970).
- 87) Lassen, L., *Geofis. Pura e appl.* **50** 281–285 (1961).
- 88) Laabe, O. G., *Health Phys.* **17** 177–185 (1969).
- 89) Roffman, A., *J. Geophys. Res.* **77** 5885–5899 (1972).
- 90) 下 道国, 池辺幸正, *大気電気研究*, **11** 2–21 (1974)
- 91) 下 道国, 池辺幸正, 浅野芳裕, 林克彦, 飯田孝夫, 同上, **14** 42–47 (1975)
- 92) 下 道国, 同上, **15** 153–170 (1975)
- 93) 下 道国, 池辺幸正, 上田淳一, 同上, **18** 83–88 (1977)

主に f 値に関するもの

- 94) Chapuis, A., A. Lopez, and J. Fontan, *Health Phys.* **25** 59–65 (1973).
- 95) Craft, B. E., J. L. Oser, and W. Morries, *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.* **27** 154–159 (1966).
- 96) Duggan, M. J. and D. M. Howell, *Health Phys.* **17** 423–427 (1969).
- 97) Fusamura, N. and R. Kurosawa, *Assessment of Airborne Radioactivity*, IAEA, Vienna 213–227 (1967)
- 98) George, A.C. and L. Hinchliffe, *Health Phys.* **23** 791–803 (1972).
- 99) Kotorappa, P., D. P. Bhandi, and R. Dhandayntham, *ibid.* **29** 155–162 (1975).
- 100) Porstendorfer, J., *Pure Appl. Geophys.* **77** 175–188 (1969).
- 101) 下 道国, 田北一世, *大気電気研究*, **12** 73–78 (1974)
- 102) 下 道国, 村本政彦, 池辺幸正, 同上, **19** (1978)

全体に関するもの

- 103) *Natural Radiation Environment I* (1963), *II* (1972).
- 104) 国連科学委員会報告, 1966, 1972, 1977

2. 宇宙線生成核種

2.1 宇宙線生成核種

1. まえがき

宇宙線生成核種は宇宙科学・地球科学の分野で広く興味をもたれており、特に近年になって微弱放射線測定技術の進歩と共に、様々な試料中に含まれている宇宙線生成核種の測定が数多くなされるようになった。

ここでは大気中・地殻中及び宇宙塵中で生成される宇宙線生成核種をその生成起源から、1) spallationによって生成される核種 2) n-capture によって生成される核種 3) μ -capture によって生成される核種 4) 隕石・宇宙塵に含まれている核種 5) その他に分類し、その各々に含まれる核種の種類及び生成率について述べる。更に、大気中で生成された核種がどのようにして地表にまで降下してくるか、またその降下率はどのくらいかということについても述べる。

2. 宇宙線

宇宙線は地球の全表面上に毎秒約 1.0^{18} 個もの割合で降ってくる。このうち約 90% が陽子、約 10% が α 粒子であり、更に鉄以上までの重い原子核がごく僅かではあるが含まれている。宇宙線中にはこの他に原子核成分の 1/100 程度の強度の高エネルギー電子、及び更に何桁か低い強度の γ 線・X線が含まれている。宇宙線の起源としては、 1.0^{15} eV 以下のエネルギーの宇宙線については新星及び超新星が、 1.0^{16} eV 以上のエネルギーの宇宙線については準星 (QSO) がその候補として考えられている。また 1.0^{7-8} eV 以下の低エネルギーの宇宙線強度は太陽活動と正の相関関係にあり、このエネルギー領域の宇宙線が太陽起源のものであることを示している。このように、地球に降り注ぐ宇宙線には太陽を起源とする太陽宇宙線と、太陽以外からやってくる銀河宇宙線の二種類がある。太陽宇宙線の強度は太陽活動と共に 11 年周期で 20~30% 変化するが、以下では太陽宇宙線の強度としては 11 年周期にわたって平均をとった値を用いる。図 1 に太陽宇宙線と銀河宇宙線の平均のエネルギー・スペクトルを示す。

地球に入射してくる宇宙線は地磁気の影響を受けてそのエネルギーと入射方向に応じて様々な軌道を描き、あるものは地球表面 (大気圏) にまで到達するが、別のあるものは地球表面にまで到達せずに逃がっていく。赤道付近から両磁極に向かうにつれ、地球表面にまで到達できる粒子のエネルギーは低くなる。例えば、赤道付近では鉛直成分で 1.4 GeV/c 以下の粒子は地球に入射できないが、日本付近 (地磁気緯度 25° N) では 1.0

GeV/c 程度の運動量の粒子でも大気圏にまで到達できる。

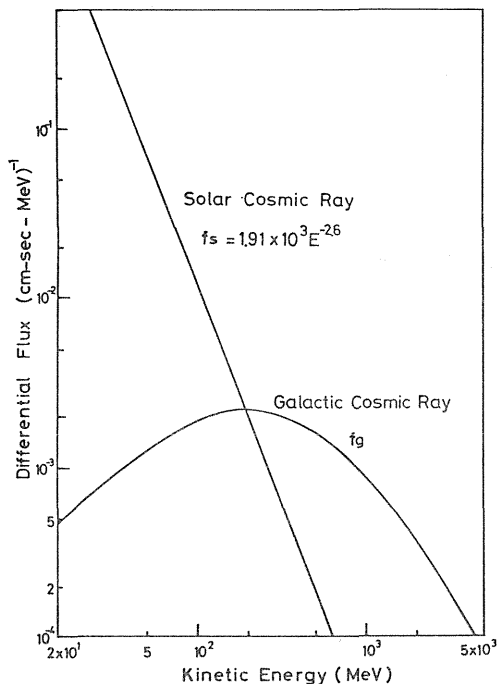


図1 太陽宇宙線と銀河宇宙線の平均のエネルギー・スペクトル

前に述べたように、地球に入射してくる宇宙線には銀河成分と太陽成分の二種類があるが、太陽成分の強度は観測されている宇宙線強度の1/10以下であり、数十MeV以下の低エネルギー領域においてのみ顕著となる。そのため太陽宇宙線は地磁気の影響を強く受けて地球表面（大気圏）にまで到達することができず、地球表面にまで到達して放射性核種の生成に寄与するのは主に銀河宇宙線である。一方、太陽系内を長期間にわたって飛行してきた隕石・宇宙塵の中に含まれている放射性核種は主として太陽宇宙線によって生成されたものである。

一次宇宙線が地球大気に突入して大気中の原子核と相互作用をした結果、様々な二次粒子、つまり二次宇宙線を生じる。一次宇宙線は大気中の原子核と衝突してスターやジェットを生成し、原子核をバラバラに壊して陽子、中性子を叩き出したり、中性・荷電 π 中間

子やK中間子などを作り出す。中性 π 中間子は直ちに崩壊して2個の γ 線に変わる。高エネルギー γ 線は電子対生成によって電子と陽電子を生成する。高エネルギー電子・陽電子は制動放射によって γ 線を生む。こうしてelectro-magnetic cascadeが発達していく。荷電 π 中間子は μ 中間子とニュートリノに崩壊する。 μ 中間子は原子核とは非常に弱くしか相互作用をせず、大気中を電離によってのみエネルギーを失いながら走って電子とニュートリノに崩壊する。核子、 π 中間子、K中間子などのハドロンは原子核と衝突してまたハドロンを作り出し、nucleon cascadeが発達していく。このように、陽子、中性子、 π 中間子、 μ 中間子、K中間子、電子、光子などが複雑に発達しながら大気の頂上から地表にまで降ってくる。

3. 宇宙線生成核種の生成起源

表1 大気中で生成される宇宙線生成核種

Isotope	Half Life	Main Target	Main Radiation
^3He	Stable	N, O	
^{10}Be	2.5×10^6 year	N, O	β^-
^{26}Al	7.4×10^5 year	Ar	β^+
^{36}Cl	3.1×10^5 year	Ar	β^-
^{81}Kr	2.1×10^5 year	Kr	K X-ray
^{14}C	5730 year	N, O	β^-
^{32}Si	500 year	Ar	β^-
^{39}Ar	270 year	Ar	β^-
^3H	12.3 year	N, O	β^-
^{22}Na	2.6 year	Ar	β^+ , γ
^{35}S	87 day	Ar	β^-
^7Be	53 day	N, O	γ
^{37}Ar	35 day	Ar	K X-ray
^{33}P	25 day	Ar	β^-
^{32}P	14.3 day	Ar	β^-
^{28}Mg	21 hour	Ar	β^- , γ
^{24}Na	15 hour	Ar	β^- , γ
^{38}S	2.9 hour	Ar	β^- , γ
^{31}Si	2.6 hour	Ar	β^-
^{39}Cl	1 hour	Ar	β^- , γ
^{38}Cl	37 min.	Ar	β^- , γ
^{34}mCl	32 min.	Ar	β^+ , γ

表 1 に大気中で生成される主な宇宙線生成核種を示す。これらの核種は宇宙線と大気構成元素である窒素（体積百分率 78%）、酸素（21%）、アルゴン（0.93%）、クリプトン（0.0001%）などの原子核との相互作用の結果生成される。このうち、 ^{14}C 及び ^{81}Kr はそれぞれ ^{14}N 、 ^{80}Kr の neutron capture によって生成され、 ^{36}Cl 及び ^{38}S はどちらも ^{40}Ar の muon capture によって生成される。その他の核種は宇宙線と大気中の原子核との核破砕反応（spallation reaction）によって生成される。

3.1 spallation によって生成される核種

大気圏内に突入した一次宇宙線は大気中の原子核と衝突して多数の陽子、中性子を発生させるが、陽子は電離損失によって急速にエネルギーを失ってしまうので、spallation による核種の生成に主な寄与をするのは中性子である。図 2 に大気中における陽子と中性子のエネルギー・スペクトルを示す。spallation は吸熱反応であり、反応が起こるためにはある threshold energy 以上のエネルギーが必要であるが、核種の生成に寄与するエネルギー領域はこの threshold energy のごく近傍である。よって ^{36}Cl 、 ^{35}S など反応の threshold が低い種類の生成にあたっては陽子の寄与は中性子の 10%

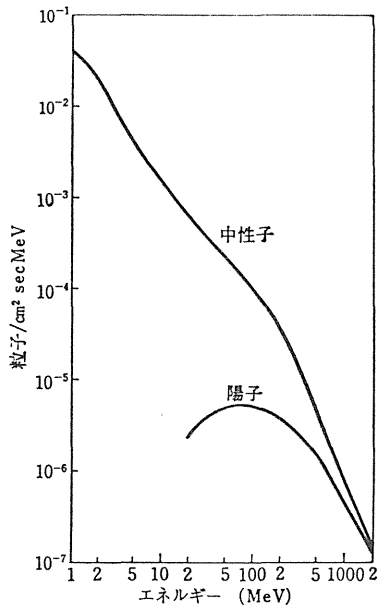


図 2 大気中における陽子と中性子のエネルギー・スペクトル

程度であるが、 ^{22}Na , ^{24}Na , ^{26}Al , ^{28}Mg など反応の threshold が 200 MeV 付近と高い核種の生成にあたっては陽子の寄与は中性子の 25% 程度となる。平均をとると、大気中における核種生成に寄与する中性子、陽子、 r 線、 μ 中間子の相対的な割合は

$$n : p : r : \mu = 100 : 10 : 0.5 : 0.0025$$

である。

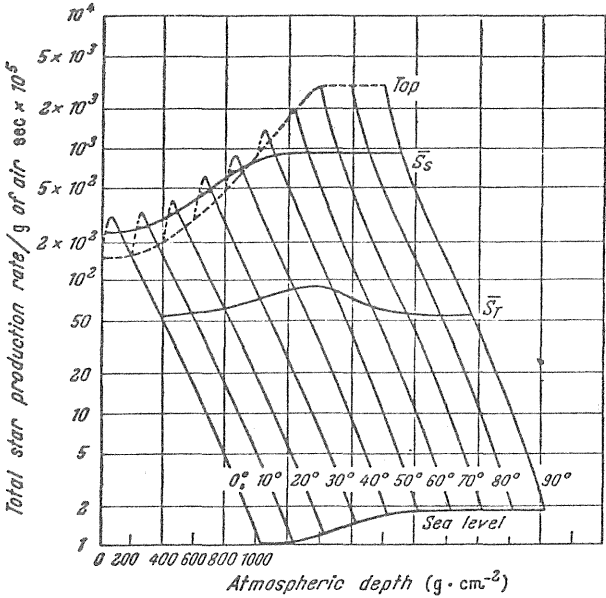


図3 核反応(スター)の発生率の緯度及び高度に対する依存性

宇宙線によって大気中で生成される核種の生成率は、入射宇宙線の強度と核反応断面積とから求められる。入射宇宙線の強度は緯度及び高度に強く依存しているので、核種の生成率もまた緯度及び高度に対する依存性を示す。図3に緯度及び高度に対する核反応(スター)の発生率の変化を示す。一回の核反応で生成される各々の核種の生成率、すなわちスターあたりの Yield はそれぞれの核反応の断面積から計算されている。表2にその一例を示す。Methodの欄のA, B, Cの記号はYieldの求め方の違いを表わしている。 ^{35}S , ^7Be , ^{33}P , ^{32}P などの短半減期の核種については、適当な標的元素を気球などに入れて高空に飛ばし、実際に宇宙線を照射して生成された各々の核種の生成率を直接

表2 spallation reaction におけるスターあたりのYield

Nuclide	Method	Yield/Star
^3He	C	12×10^{-1}
^{10}Be	B, C	2.5×10^{-2}
^{26}Al	B	5.5×10^{-5}
^{36}Cl	B	7.7×10^{-4}
^{32}Si	B	1.0×10^{-4}
^3H	C	1.4×10^{-1}
^{22}Na	B	3.5×10^{-5}
^{35}S	A	9.5×10^{-4}
^7Be	A, C	4.5×10^{-2}
^{33}P	A	4.2×10^{-4}
^{32}P	A	5.1×10^{-4}

these values refer to

geomagnetic latitude = 51°

atmospheric depth = 680 g/cm^2

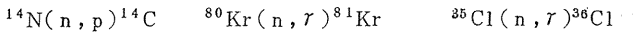
測定する (Method A)。

^{10}Be , ^{26}Al , ^{36}Cl , ^{32}Si などの長半減期の核種については、標的元素に実際に宇宙線を照射し、生成された様々な核種の全原子数を spallation cross section に対する Rudstam の半経験的公式に従って相対的に分配する。(Method B) ^3H 及び ^3He については加速器実験で得られた data を基に、これを適当に外挿して求める。(Method C) この方法は ^7Be に対しても適用される。

宇宙線のエネルギーは大気中で殆んど吸収されてしまうので、地殻内での spallation による核種生成は無視することができる。地殻内での核種生成に主な寄与をしているのは次に述べる中性子と μ 中間子である。

3.2 n-capture によって生成される核種

n-capture で生成される核種のうち、大気中で生成される主な核種は ^{14}C 及び ^{81}Kr 地殻内で生成される主な核種は ^{36}Cl である。これらの核種の生成反応を次に示す。



これらの反応はいずれも発熱反応であり、反応に寄与する中性子はエネルギーの低い熱中性子である。

^{14}C は窒素、酸素もしくはアルゴンの spallation によっても若干生成される。

^{81}Kr については、標的元素の ^{80}Kr が大気中に $2.5 \times 10^{-6} \%$ と極めて僅かしか存在

していないこと、及び崩壊の半減期が 2.0×10^5 年と非常に長いという理由から、今のところ 明確には検出されていない。

地殻内において中性子の寄与が問題となってくるのは地下 2~3 m の深さまでであり、それよりも深くなると μ 中間子からの寄与が主なものとなってくる。

地殻内での核反応は大気中での核反応の数百分の一の割合でしか起こらないが、地殻内には大気中に含まれていない標的元素が多量に存在しているので、特定の核種については重要である。例えば、 ^{36}Cl において大気中の ^{40}Ar の spallation からの寄与は全存在量の 30% にしか過ぎず、地殻内の ^{35}Cl の n-capture からの寄与が 70% を占める。sea level において 0.35% の Cl を含む岩石中で n-capture によって生成される ^{36}Cl は 3×10^{-3} atoms/sec/kg rock 程度と推定されている。

3.3 μ -capture によって生成される核種

μ 中間子は一次宇宙線と大気中の原子核との相互作用で生成された π 中間子が崩壊して作られる。 μ 中間子には μ^+ , μ^- の二種類の荷電を有するものがあるが、その比率は $20 \sim 500 \text{ GeV}/c$ の範囲で $\mu^+/\mu^- = 1.27 \pm 0.05$ であり、プラス荷電のものの方が多い。これは一次宇宙線が原子核、つまりプラス荷電の粒子から成っていることによる。

この二種類の μ^\pm のうち、capture による核種の生成に寄与するのはマイナス荷電の μ^- である。 μ^- は物質中を殆んど電離によってのみエネルギー損失をして slow down し、核のクローン場に捕獲されてボーア軌道を回るようになり、 μ -mesic atom を形成する。 μ^- は 10^{-11} sec という極めて短い間に ls level にまで level down し、その後

1) 弱い相互作用によって崩壊し

或いは、

2) 核の陽子に capture される。

μ 中間子は大気中を殆んど電離によってエネルギー損失をするのみであり、大気中の原子核が μ -capture をして生成される核種の生成率は spallation による核種の生成率と比べて無視できる。一方、二次宇宙線のうち、nuclear active な成分は大気中で殆んど吸収されてしまうので、地殻内における核種の生成に寄与するのは、地下 2~3 m まででは中性子、それよりも深いところでは μ^- 中間子が反応の中心となっている。

大気中の元素から μ -capture によって生成される核種のうち、現在のところ測定可能な唯一の核種は大気中の ^{40}Ar から $^{40}\text{Ar}(\mu, n)^{39}\text{Cl}$ の反応で生成される ^{39}Cl であるが、得られた測定結果は理論的に予想されるものよりも一桁低い値になっている。

地殻内で μ -capture によって生成される核種については、Hg 中に生成される $^{198}\text{Au} + ^{199}\text{Au}$, ^{32}S から生成される ^{32}P , 及び ^{59}Co から生成される ^{59}Fe に対する生成率が理論的に求められているが実測はされていない。地殻内で μ -capture によって生成される核種のうち、ケイ酸岩中で $^{28}\text{Si}(\mu, 2n)^{26}\text{Al}$ の反応で生成される ^{26}Al については実

測がなされたが、 μ -captureによる生成を示す明らかな結果は得られていない。

3.4 隕石・宇宙塵に含まれている核種

地球に降下してくる隕石や宇宙塵には宇宙空間で長期間にわたって宇宙線の照射を受けて生成された様々な核種が含まれている。太陽系内を飛行してきた隕石の表面層、及び宇宙塵の中に含まれている核種の生成に寄与しているのは主として太陽宇宙線中の陽子である。隕石や宇宙塵の成分元素の主なものはO, Si, Mg, Fe, S, Alなどである。これらの元素と低エネルギー陽子が(p, n), (p, pn), (p, 2p), (p, 2n)などの核反応を起こした結果、生成率の高い順に ^{56}Co , ^{55}Fe , ^{26}Al , ^{53}Mn , ^{55}Co , ^{14}C , ^{23}Na , ^{57}Co , ^3H , ^{24}Na , ^{54}Mn , ^{52}Mn , ^{59}Ni , ^{57}Ni , ^7Be , ^{10}Be などの核種が生成される。

一例として、宇宙塵の降下量を年間 10^4 トン、太陽宇宙線の強度を $J(>10\text{MeV}) = 100 \text{ protons}/\text{cm}^2/\text{sec}$ ($R_0 = 100 \text{ Mv}$) とすると、宇宙塵に含まれている ^{26}Al の地表への降下率は、大気中のアルゴンのspallationから生成されるものの約10%程度に過ぎないと推定され、このことから深海泥中に含まれている ^{26}Al の大部分は大気起源のものであると考えられる。

隕石・宇宙塵に含まれている核種は宇宙線強度の永年変化、原始太陽系の元素組成などについての情報を与えるものとして、宇宙物理・宇宙化学的な面から広く興味もたれている。

3.5 その他

今までに述べてきた生成起源の他にもいくつかの生成起源が考えられるが、それらの寄与は非常に小さい。

太陽から放出される低エネルギー中性子は大気中における ^{14}C の生成に若干の影響を与えていると思われる。

また、太陽の成分である ^3H が太陽表面の爆発で噴出して地球にまで到達し、地球上の ^3H 及び ^3He の存在量に寄与している可能性もある。

一方、太陽系外からの核種の流入も考えるが、宇宙線の平均寿命が約 10^7 年と長いことから、考えられる核種は ^3He 及び ^{10}Be のみである。しかし、その寄与は大気でのspallationによるものの2~3%以下に過ぎないと推定されている。

地殻内においては太陽及び銀河ニュートリノと ^{37}Cl , ^{39}K とから、 $^{37}\text{Cl}(\nu, e^-)^{37}\text{Ar}$ 及び $^{39}\text{K}(\bar{\nu}, e^+)^{39}\text{Ar}$ の反応で ^{37}Ar , ^{39}Ar が生成されると予想されているが、ニュートリノの核反応断面積が極めて小さく、またこれらの核種は ^{39}K の μ -captureからも生成されるので、その検出は極めて困難である。

4. 地表における核種の降下率

成層圏内に存在しているある核種の原子数 N_s の変化は次のように表わされる。

$$\frac{dN_s}{dt} = Q_s - \lambda N_s - \frac{N_s}{\tau_s}$$

ここで Q_s は成層圏内で宇宙線と大気との相互作用によって単位時間あたりに生成された原子数、 $-\lambda N_s$ は成層圏内で崩壊する原子数を表わしている。また、第3項の $-\frac{N_s}{\tau_s}$ は単位時間あたりに成層圏から対流圏へと降下する原子数を表わしている。生成された原子は大気中のエアロゾルなどの微小粒子に吸着されて降下していく。成層圏内におけるエアロゾルの平均滞在時間を τ_s とすると、単位時間あたりに成層圏から対流圏へ降下する原子数は $-\frac{N_s}{\tau_s}$ として表わされるわけである。成層圏内の原子数 N_s が定常状態にあるとすれば、 $\frac{dN_s}{dt} = 0$ より

$$\frac{N_s}{\tau_s} = \frac{Q_s}{1 + \lambda \tau_s}$$

と表わされる。

同様に、対流圏内に存在している同じ核種の原子数 N_T の変化は次のように表わされる。

$$\frac{dN_T}{dt} = Q_T + \frac{N_s}{\tau_s} - \lambda N_T - \frac{N_T}{\tau_T}$$

ここで Q_T は対流圏内で宇宙線によって単位時間あたりに生成された原子数、 $\frac{N_s}{\tau_s}$ は単位時間あたりに成層圏から対流圏へ降下してきた原子数、 $-\lambda N_T$ は対流圏内で崩壊する原子数、第4項の $-\frac{N_T}{\tau_T}$ は対流圏におけるエアロゾルの平均滞在時間を τ_T としたときに単位時間あたり対流圏から地表へと降下する原子数を表わしている。成層圏内と同じく、対流圏内においても原子数 N_T が定常状態にあると仮定すると、大気中で生成された核種の地表への降下率 (activity 表示) は

$$F = \lambda \frac{N_T}{\tau_T} = \frac{\lambda Q_T}{1 + \lambda \tau_T} + \frac{\lambda Q_s}{(1 + \lambda \tau_s)(1 + \lambda \tau_T)}$$

と表わされる。

主な宇宙線生成核種の成層圏及び対流圏内における生成率 Q_s 、 Q_T については Lal と Peters が宇宙線のエネルギー・スペクトルと核反応の断面積とから理論的に求めている。 Q_s 及び Q_T については彼等の値を用い、成層圏と対流圏におけるエアロゾルの平均滞在時間をそれぞれ $\tau_s = 1$ 年、 $\tau_T = 40$ 日とした場合の宇宙線生成核種 ($T_{y_2} > 1$ 日) の東京における平均降下率の計算値を表3に示す。

これらの値は年間を通じての平均値であり、実際の降下率は季節によって数倍の変化を示し、中緯度付近では春から初夏にかけて極大を示す。これは spring maximum 或いは spring leak と呼ばれ、この時期に対流圏界面を通しての成層圏から対流圏への空気の流入率が最大になるために起こる現象である。図4に我々が測定した ^7Be と ^{22}Na の東

東京における主な宇宙線生成核種の平均降下率

Nuclide	Half Life	Fallout Rate (pCi/m ² / day)
¹⁰ Be	2.5 × 10 ⁶ year	5.7 × 10 ⁻⁶
²⁶ Al	7.4 × 10 ⁵ year	4.2 × 10 ⁻⁸
³⁶ Cl	3.1 × 10 ⁵ year	1.4 × 10 ⁻⁶
³² Si	500 year	4.9 × 10 ⁻⁴
³ H	12.5 year	6.2
²² Na	2.6 year	9.5 × 10 ⁻³
³⁵ S	87 day	8.8 × 10 ⁻¹
⁷ Be	53 day	71.5
³³ P	25 day	8.7 × 10 ⁻¹
³² P	14.3 day	1.4

京における降下率の変化を示す。図から分かるように、4～6月頃の大きなピークの他に10～12月頃にもう一つのピークが見られる。spring maximum の他に晩秋から初冬にかけてもう一つのピークが見られるのは日本特有の現象であり、これはこの時期にシベリア大陸から吹き込んでくる冷たい空気が日本海の海面上で対馬海流によって暖められ、大規模な大気鉛直混合を起こして上層の放射性核種を下層にまで引き下ろすために起こると考えられている。

1975年2月～1977年2月までの2年間にわたって測定した⁷Be及び²²Naの降下率の平均値は、それぞれ75.3及び 1.66×10^{-2} pCi/m²/dayであった。一方、LalとPetersの方法に従って求めた理論値は、⁷Be及び²²Naについてそれぞれ71.5及び 0.95×10^{-2} pCi/m²/dayである。⁷Beについては測定値と理論値はよく一致しているが、²²Naについては測定値が理論値の約1.7倍高いという結果を得ている。1960年代後半から現在にかけての大気中の²²Na濃度はほぼ一定であり、核実験からの寄与は小さく、地表に降下してくる²²Naの大部分は宇宙線起源のものであると考えられる。核種の降下率を計算する際に用いた成層圏と対流圏におけるエアロゾルの滞在時間を、 τ_s を200日から5年の間、 τ_T を30日から60日の間変化をさせても²²Naの降下率は高々33%変化するだけであり、測定値と理論値の間の1.7倍というずれは主として⁴⁰Ar→²²Naのspallation cross sectionの評価の仕方によるものであると思われる。

LalとPetersの値を用いて東京における²⁶Alの降下率を計算し、この理論値に²²Naについての測定値/理論値=1.7というfactorをかけて、予想される²⁶Alの降下率を求めてみると 7.1×10^{-8} pCi/m²/dayとなる。この値は、核研の田中氏等が

Silberberg 等の断面積から求めた $6.5 \times 10^{-8} \text{ pCi}/\text{m}^2/\text{day}$ という値とよく一致している。田中氏等によると、宇宙塵の降下量を年間 10^4 トンを仮定した場合の宇宙塵起源 ^{26}Al の降下率は $0.7 \times 10^{-8} \text{ pCi}/\text{m}^2/\text{day}$ と推定され、このことから深海泥中に含まれている ^{26}Al の大部分は大気起源のものであると考えられる。

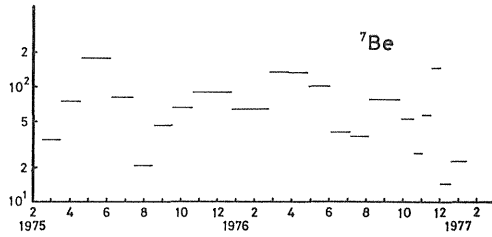


図 4 - a ^7Be の降下率の月変化

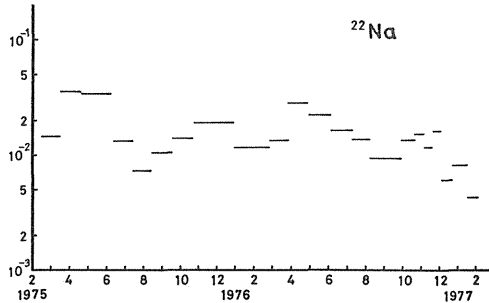


図 4 - b ^{22}Na の降下率の月変化

(道家 忠義)

参 考 文 献

- 1) 小田稔, 「宇宙線」, 裳華房 (1972)
- 2) D. Lal and B. Peters, "Cosmic Ray Produced Radioactivity on the Earth", Handbuch der Physik, XLVI/2, 551 (1967).
- 3) S. Charalambus, "Nuclear Transformation by Negative Stopped Muons and the Activity Induced by the Cosmic-Ray Muons", Nuclear Physics, A166, 145

(1971).

- 4) W. Hampel, J. Takagi, K. Sakamoto and S. Tanaka, "Measurement of Muon-Induced ^{26}Al in Terrestrial Silicate Rock", *Journal of Geophysical Research*, vol. 80, No. 26, 3757 (1975).
- 5) J. T. Wasson, "Radioactivity in Interplanetary Dust", *Icarus*, 2, 54 (1963).
- 6) J. L. Reys, Y. Yokoyama and S. Tanaka, "Aluminium-26 in Deep Sea Sediment", *Science*, vol. 193, 1119 (1976).
- 7) 道家忠義その他, 「大気降下物中に含まれる放射性核種の降下率特に ^{22}Na を中心にして」, *放射線*, vol. 4, № 1, 17, (1977)

2.2 自然状態での放射性炭素の分布と経年変化

大気中に半減期 5700 年の放射線炭素 ^{14}C が存在することは、1947 年に W.F. Libby によって発見された。この放射性核種は考古学や人類学あるいは地質学の年代測定に利用され、自然界における分布や過去における存在濃度の経年変化が研究されてきた。放射性炭素を年代測定に用いる場合には、自然の状態での ^{14}C の地球上の分布が均一であり、かつ過去においても一定の濃度で分布していたとして一応年代値が算出される。分布の不均一や ^{14}C 濃度の経年変化は、その年代値を補正する要素として重要である。しかし自然の状態の ^{14}C の分布は、1955 年以後は核爆発実験によって大きく変化し、1963 ~ 1965 年には大気中の ^{14}C 濃度は平常値の 2 倍近くまで増加した。現在でも ^{14}C の大気中における濃度は平常値より約 40% 高く、海水中でも表層では約 10% 平常値より高くなっている。そのため自然の状態での地球上における ^{14}C の分布を直接測定することは、現在では殆んどできない。

^{14}C の分布について、人類の活動がこれに影響を与えたのは上述の核爆発実験ばかりではなく、産業革命以来増加した石炭・石油——いわゆる化石燃料——の消費による大気中への二酸化炭素の放出がある。化石燃料には ^{14}C が含まれていないため、この燃焼によって放出された二酸化炭素は、大気中の ^{14}C 濃度をうすめることになる。Suess 効果とよばれるこの稀釈による ^{14}C 濃度の低下は 1900 年頃から除々に起こり、核爆発実験がないとすれば、現在では数パーセント近い濃度の低下が引きおこされているはずである。

ここでは、これらの人工による ^{14}C 濃度の変動や分布の変化がないものとして、地球上における ^{14}C の分布と経年変化をのべる。

1. ^{14}C の生成と移動

5700 年の半減期の核種が地球上に存在するためには間断なくこの核種は地球でつくられているはずである。 ^{14}C は宇宙線によって大気の上層でつくられている。

宇宙線は地球の大気圏にはいる前に、地球の磁気圏によって進入をさまたげられる。そのため極地をのぞくと低エネルギーの部分がカットされ、入射量は地球の磁場の強さによって変化するはずである。大気圏にはいった宇宙線は、空気を構成する原子、O, N, Ar などに衝突して、これらの原子核から多数の陽子や中性子をたたき出すはげしい核反応を引き起こす。この破砕反応で放出された中性子の約 80 パーセントは空気中の窒素原子 ^{14}N に吸収され、陽子を放出して ^{14}C をつくる核反応をおこして、 ^{14}C をつくり出す。

核反応でつくられた放射性炭素の原子が、どのような化合物となるかについては、明らかでない点が多いが、大部分のものが二酸化炭素 $^{14}\text{C}\text{O}_2$ となり、大気中に元来含まれている通常の二酸化炭素と同一の行動をするようになることは誤りない。

^{14}C が宇宙線によってつくられる所は、成層圏の上層部で、これが対流圏に供給されるが、

これは成層圏の空気と対流圏の空気の交換にもなって移動する現象である。したがって当然成層圏における大気中の ^{14}C 濃度は、対流圏における濃度より多少濃くなっているはずである。 ^{14}C の成層圏における平均の滞留時間は、数年乃至十数年の程度と考えられる¹⁾。成層圏には、大気中に存在する放射性炭素の全量の約15パーセントが存在していると推定される。

後に述べるように、地球上の ^{14}C の大部分は海水中にあるため、壊変で失われる ^{14}C の大部分は海水中の放射性炭素とみてよい。平均では地球の表面一平方糎あたり、毎秒1.9個の割合で ^{14}C が壊変していることになる。地球の ^{14}C の総量がそれほど大巾に変化しないためには、この壊変で失われる量と同じ量が宇宙線で作られ、成層圏から対流圏に供給され、対流圏から海水中へと供給されているはずである。

宇宙線による ^{14}C の生成の割合は、宇宙線で作られる中性子の量の直接の測定値から計算して求めることもできる。Lingenfelterによるこの計算値は、上述の地球上での ^{14}C の総量の測定値から求めた値と大体一致した値となっている²⁾。この一致は、全く独立した考え方で導き出した2つの推定値の一致で、両方の考えが共に正しいことを示している。

対流圏にはいった ^{14}C は、成層圏と対流圏の空気の出入りが中緯度地帯で大きいため、中緯度地帯にまず供給され、これが対流圏の空気のごきによって地球全体に平均的に分布される。供給される ^{14}C の量は、海水中で壊変する量に等しいから、表1の値から計算すると、大気中にある放射性炭素の5%が毎年供給されることになる。対流圏の空気は、かなりよく混合されているが、たとえば、南半球と北半球の空気がほぼ1/2づつ入れかわるのに要する時間は、約1年と推定されている¹⁾これらの数字から想像されるように、大気中の ^{14}C 濃度の不均一が、この移動によってあるとしても1%以上にはならないことが実験的にも確かめられている。

大気中の炭酸ガスは、大気が海面と接して常に海水にとけこみ、また同時に海水中から二酸化炭素が放出されて、海水中の炭酸イオンと交換をしている。海水中から放出される二酸化炭素中の ^{14}C 濃度のほうが、大気中の二酸化炭素の濃度よりごく僅かであるが平均として低いために、大気から海水へと ^{14}C が移動することになる。大気中の二酸化炭素が、海水中にとけこむまでの平均滞留時間は5~10年と推定されている¹⁾。

海水中における ^{14}C の移動は、海水の移動が空気のように急速でないためかなり複雑になる。海洋の多くは、表層に比較的上下の混合のよい層があり、その下に混合のおそい深海と名づけて分類される層を考えることができる。混合のよい、混合層とよばれる層は、100~200米位までの深さの部分で、理想的にはこの部分では ^{14}C 濃度が一定と考えて取り扱うことが多い。しかし実際には、ごく表層でもおそらく深海からの直接の上昇流の影響をおけていると考えねばならぬような低い ^{14}C 濃度を示す所がすくなくない。一応混合層での濃度を均一と考えて、混合層にある ^{14}C が深海に移動するまでの、 ^{14}C の混合層

における平均滞留時間は、5～15年と推定されている¹⁾。

2. ¹⁴Cの地球上における分布

地球上の炭素で、大気中の炭酸ガスと5700年程度の時間の間に交換しうるものの中には、¹⁴Cが必ず含まれてくる。交換の早いものほど大気中の¹⁴C濃度に近い濃度で含まれる。表1に地球上の炭素で、¹⁴Cを含む主なものについて、炭素の量、¹⁴C濃度および総量が示してある。¹⁴Cの濃度と総量はすべて毎分あたりの壊変数(dpm)で示してある。この表で混合層の¹⁴C濃度が生物中の炭素中の濃度より高く、また対流圏の炭素中の¹⁴C濃度が生物の炭素よりかなり高くなっているのは、いずれも同位体効果によるもので、平衡状態でのそれぞれの濃度に後者の場合は等しく、前者の場合には平衡状態のときより海水のほうが約4%低くなっている。

表1 地球上の炭素および¹⁴Cの量

炭素の貯蔵庫		炭素の量 × 10 ¹² g	¹⁴ Cの濃度 dpm/g	¹⁴ Cの総量 × 10 ¹⁸ dpm
大気	成層圏	0.09	16.6	1.49
	対流圏	0.55	15.9	8.74
陸上	生物	0.08	15.3	0.12
	腐植土	～ 1	～15.3	～15
海洋	混合層	0.7	15.5	10.9
	深海	34.7	14.5	503
	生物	0.008	15.0	0.12
洋	溶存有機物	2.7	～15	40.5
	海底土	～0.3	4.1	1.2
計				581

大気中の¹⁴C濃度は、地域的には均一性はかなりよいと考えられているが、実際にこれを確認する精密な実験は行なわれていない。過去の大気中の¹⁴C濃度変動をしらべるために、木材年輪中の¹⁴C濃度測定が行なわれ、北米西海岸よりの大陸で生育した樹木と、本邦の屋久島で生育した屋久杉についての測定結果が出されている。この結果を比較すると、屋久杉の¹⁴C濃度が全体として約0.5%位低い値を示しているの、海洋性の気団の¹⁴C濃度が、大陸性の気団と比較すると約0.5%低いのではないかと考えられている。³⁾⁴⁾

成層圏に於ける¹⁴C濃度の測定は原水爆実験が行なわれた後では多少ある⁵⁾が、それ以前には行なわれていない。表1に示した数値は計算値である。

自然の状態での海洋に於ける¹⁴C濃度の測定値としては、Broeckerらによる⁶⁾広い

はんいにてわたる測定結果が出されており、局所的な変動がどの程度あるかを推定することができる。表1の数値はこの測定値から算出した値である。

陸上生物中の ^{14}C 濃度は、同位体効果による変動を除けば、殆んど大気中の ^{14}C 濃度に等しいと考えられているが、例外は多少ある。海の生物について、南極圏で極端な例外が見出されている。 ^{14}C 濃度が10%以上平常値より低くなっている。これは恐らく植物プランクトンによって合成された有機化合物が、何千年という長期にわたって炭酸ガスに分解されず、種々の生物につきつぎに利用されて現在に至っているのではないかと考えられる。

3. 大気中の ^{14}C 濃度の経年変化

大気中の ^{14}C 濃度は、 ^{14}C が天然に存在することが発見され、年代測定に利用された初期のころは、殆んど常に一定と想像されていた。その後 de Vries がAD1600～1750の頃に ^{14}C 濃度が高い時期があったことを見出し、また多くの測定者がエジプトの試料についての ^{14}C 年代値と歴史年代にかなりの差の出ることを見出して、その一定性が問題となってきた。

大気中の ^{14}C 濃度の経年変化を知るためには、過去の知られた時期に大気中の炭酸ガスを捕集し、現在まで保存しておいたものがあればよい。このようなものとして、木材はほぼ理想的に近い試料といえる。木材の年輪は原則として毎年規則的につくられるから、現在の木あるいは生育が停止した時期が知られている樹木の年輪を外側から数えれば、木材のその部分がつくられた時期を正確に知ることができる。その部分の木質部のセルロースをとれば、その年の大気中の炭酸ガスの炭酸のみでつくられていると考えてよい。もち論年輪が毎年1つつつ作られるのは原則で、例外はかなりある。しかし四季の別が明確な所では、例外はすくなくないようである。正確な年輪数と年数との対比は、年輪年代学の手法を用いなければならない。本邦では屋久島の屋久杉が多数の年輪をもつ巨木となっている。この巨木で1830の年輪をもつものについて ^{14}C 濃度の測定が行なわれている。⁴⁾ 米国ではカリホルニアのWhite Mountain に巨木があり、約4000の年輪をもつものが多数見出され、また枯れた巨木の年輪のパターンをしらべて現生の年輪の計数の先を更に先にのばして、現在から7000年前まで、年輪の数からきめた生育年の知れた木材が得られている。

これらの年輪試料を用いて測定された大気中の ^{14}C 濃度の経年変化は米国産の木材について、Damon⁷⁾、Suess⁸⁾、Ralph⁹⁾により行なわれている。測定結果は必ずしもよい一致を示していると言えないが大体的変動の傾向は一致している。約4千年前に1～2%の減少を示し、その後次第に増加して6～7千年前までに7%の増加となる。この一般的な傾向は、地球の磁場の経年変化で説明することが可能である。⁴⁾ 古地磁気については、土器や焼土にのこされている過去の加熱をうけた時期の地磁気強度の痕跡(熱残留磁気)を測定してしらべることができる。 ^{14}C をつくった宇宙線の強度は、地球の磁場の強

さと逆相関を示し、この間の関係は緯度による現在の地球上での宇宙線強度の変化からかなり正確に求めることができる。また、宇宙線によってつくられた ^{14}C の量が変化するとき、地球上の ^{14}C 濃度がどのように変化するかは、各炭素貯蔵庫の滞留時間を用いて計算することができる。計算の結果は、実測された大気中の ^{14}C 濃度の経年変化の大体の傾向とよく一致し、地球磁場の変化がこの変動を大きく支配していることを示している。⁴⁾

大気中の ^{14}C 濃度の経年変化としては、上述の千年のオーダーでのゆるやかな変動と別に、100～300年程度の短期間のシャープな変動が重なっているように見える。これらの多数の短期の変動のうち、多くの測定者が一致してその変動を認めているのは、A.D 1600～1800年にかけての2～3%のシャープな増加で、これはde Vriesピークとよばれている。太陽黒点が殆んどない期間—Maunder Minimum—が1630から1710の間にあることが最近指摘され、気候変動のこの間での異常と ^{14}C の増加が定量的に説明される可能性が強い。この関係が明確になると、短期の ^{14}C 濃度変動から、過去の太陽活動についての情報を得ることが可能であるかも知れない。

(木越 邦彦)

参 考 文 献

- 1) Nydal, R.: J. Geophys. Res., 73, 3617 (1968, 75, 2271 (1970).
- 2) Lingenfelter, R. E.: Rev. Geophys., 1, 35 (1963).
- 3) 木越邦彦: 日化誌, 87, 209 (1966)
- 4) Kigoshi, K. and Hasegawa, H.: J. Geophys. Res., 71, 1065 (1966).
- 5) Hageman, F., Gray Jr., J., Machta, L. and Turkevich, A.: Science 130, 452 (1959).
- 6) Broecker, W. S., Gerard, R., Ewing, M. and Heezen, B. C.: J. Geophys. Res., 65, 2903 (1960).
- 7) Damon, P. E., Long, A. and Wallick, E. I.: Proc. 8th Int. Conf. Radiocarbon Dating, New Zealand (1972) P-A28.
- 8) Suess, H. E.: Twelfth Novel Symposium, Wiley & Son, N. Y. (1969) p. 595.
- 9) Ralph, e. K. and Michael, H. N.: ibid p. 619.

3. 土壌中の自然放射性核種

3.1 土壌中の ^{226}Ra と ^{210}Pb の存在の関係について

1. まえがき

土壌に含まれる主な天然放射性核種は、ウラン系列核種、トリウム系列核種、 ^{40}K などであり、これらの核種に由来する地表面上の放射線量については、イオンチェンバーなどを用いてよく調べられている。また Ge(Li) デテクターを用いた γ 線の測定からも外部線量が求められている。後者の場合によると、地表土壌の核種についてもその解析が可能である。しかし Ge(Li) デテクターを用いた場合、Ge(Li) デテクターを常に液体窒素で冷却しておかなければならないので、持ち運びなどに不便であり、すべての地域の場合の放射線量あるいは放射性核種の解析までを行なうことは困難である。一方土壌中のウラン系列核種あるいはトリウム系列核種にあつては、親核種と子核種とでは化学的性質が異なること、あるいは親核種の壊変にもなり反跳効果などから子孫核種の土壌粒子表面から水相への移行も考えられるので、ウラン系列核種間あるいはトリウム系列核種間において放射平衡が存在しているとは限らないことが考えられる。事実土壌中に含まれているウラン系列核種のうち ^{230}Th は ^{238}U 、 ^{226}Ra 、 ^{210}Pb にくらべて多く含まれていることが調べられている¹⁾、また鉱物においても ^{238}U と子孫核種間の非平衡の存在が調べられている²⁾。またウラン系列核種の ^{226}Ra と ^{210}Pb との間には、希ガス元素である ^{222}Rn が存在し、この核種は常にわずかながら地表面より大気中に拡散されているので、土壌中の ^{226}Ra と ^{210}Pb との間には、非平衡が存在するように考えられる。ここでは特に日本における土壌中の ^{226}Ra と ^{210}Pb の関係について現在までに求められた結果を示す。

2. 土壌中の ^{226}Ra および ^{210}Pb の測定

1) ^{226}Ra の測定

土壌中の ^{226}Ra の求め方は、 γ 線スペクトロメトリーによる方法、エマネーション法による方法あるいは単に土壌試料溶液から ^{226}Ra を BaSO_4 と共沈させて PR ガスを用いるガスクロ-計数器で測定する方法などがある。 γ 線スペクトロメトリーによって直接土壌中の ^{226}Ra を求める場合、 ^{214}Bi の 0.609 MeV あるいは 1.76 MeV の γ 線を定量し、その値から ^{226}Ra を求めることも可能であるが、 ^{226}Ra と ^{214}Bi の中間に希ガスである ^{222}Rn が存在するので、土壌乾燥時の ^{222}Rn の逸出を考慮し、乾燥後土壌試料を放置して ^{222}Rn を ^{226}Ra と放射平衡とさせてから測定する必要がある。エマネーション法では、土壌試料の溶解後、 ^{222}Rn を ^{226}Ra と放射平衡とさせ、この ^{222}Rn を適当なデテクター内

に移行させて測定する方法がとられている。Lucas は金属容器内面に $ZnS(Ag)$ シンチレーターをコーティングし、一方を石英窓として、このディテクターに ^{222}Rn をヘリウムガスとともに導入し、 α 線を計数して低レベルの ^{222}Rn を測定する方法を考案している³⁾。この方法は現在も多く of 試料の ^{226}Ra の測定に応用されている。また上記 $ZnS(Ag)$ シンチレーターを用いなくとも ^{222}Rn をプロポーションナルカウンターに PR ガスとともに導入して測定することも可能である⁴⁾。図 1 に示す装置は、我々が使用しているもので、測定すべき試料溶液をバブラー管に移し、 ^{226}Ra から ^{222}Rn を生成させたのち、その ^{222}Rn を PR ガスでディテクター内に移すよう設計されている。本装置による ^{226}Ra の検出定量限界は 0.1 pCi である。最後の試料溶液から ^{226}Ra を $BaSO_4$ と共沈させてガスフロー計数器で測定する方法は、他核種の共沈もあるので注意する必要がある。

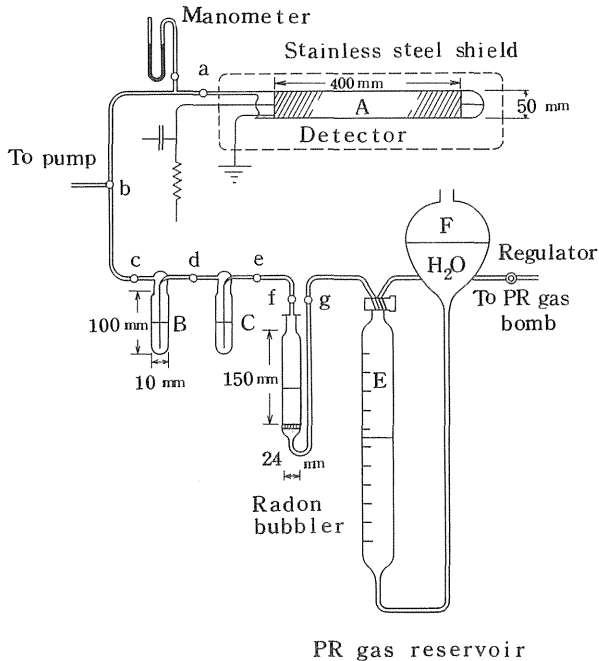


図 1 Apparatus for activity measurement of $Rn-222$ and its daughter nuclides

2) ^{210}Pb の測定

^{210}Pb 核種は、その壊変で軟 β 線 ($E_{\text{max}} 0.061 \text{ MeV}$) および BiLX 線を放出するが、それぞれのエネルギーは低いので、一般に ^{210}Pb から生ずる ^{210}Bi の β 線 (1.16 MeV) を測定し、その値から ^{210}Pb を求めている。また試料からの ^{210}Pb の分離は溶媒抽出法あるいは担体鉛との共沈法が用いられている。著者らは ^{210}Pb を一たんヨウ素錯イオンとして MIBK に抽出し、再び HNO_3 で逆抽出したのち、 ^{210}Pb を Pb 担体とともに白金板に電着し、 ^{210}Pb から生成する ^{210}Bi を測定して、その値から ^{210}Pb を求めている。⁵⁾

3. 土壌中の ^{226}Ra と ^{210}Pb

^{226}Ra および ^{210}Pb はウラン系列核種に属し、これらの核種は ^{238}U から安定鉛 ^{206}Pb までの間の中位に存在する。そしてそれらの半減期は 1602 年および 21 年で、 ^{238}U の半減期 4.51×10^9 年とくらべると非常に短い。したがって岩石など閉じられた状態にあっては、これらの核種は ^{238}U と放射平衡のまま存在していると考えられている。しかし、土壌においては岩石粒子が細かいこと、また ^{238}U 、 ^{226}Ra 、 ^{210}Pb などの化学的性質が異なること、特に ^{226}Ra と ^{210}Pb の間には希ガス元素である ^{222}Rn が存在することなどから、これらの

表1 Pb-210 concentration in soil profiles

Location	Depth (cm)	Pb-210 (pCi/g)
Joetsu	0-2	3.1
	2-12	4.7
	12-22	1.5
Kanazawa	0-2	3.4
	2-12	6.0
	12-22	0.6
Tokyo	0-2	1.45
	2-12	1.44
	12-22	0.23

表2 Ra-226 and Pb-210 concentrations in field soil

Sample	Ra-226 (pCi/g)	Pb-210 (pCi/g)
Field soil	0.78 ± 0.08	1.47 ± 0.33
Rice field soil	0.79 ± 0.08	1.64 ± 0.33

核種間には非平衡が存在すると考えられる。そして多くの土壌の ^{226}Ra の定量が行なわれ、一般に土壌においては、 ^{226}Ra は約 1 pCi/g であるとされている。勿論土壌の生成起源である岩石の種類によって土壌中の ^{226}Ra 含量も幾分異なるであろうし、ウラン鉱を産出する地方の土壌中には ^{226}Ra が多いと予想される。我々の測定結果によると、日本の土壌の平均の ^{226}Ra 濃度は 0.8 pCi/g であった⁶⁾。また土壌中の ^{210}Pb の測定結果はあまり多く得られていないが、小平らの報告によると表1に示すように ^{210}Pb 含量は土壌の深度によって異なり表層土では、 $1.4\sim 3.4 \text{ pCi/g}$ であるという⁷⁾。また我々の測定結果によると、水田、畑の土壌の ^{210}Pb の平均の値は表2に示すように $1.4\sim 1.6 \text{ pCi/g}$ を示し、土壌の ^{210}Pb 濃度は、 ^{226}Ra に対し約2倍の高い値を示している⁶⁾。

4. 日本における土壌中の ^{210}Pb 含量が多い原因

土壌中の ^{210}Pb が多い原因の一つとして大気中の ^{222}Rn が関係するよう考えられる。即ち ^{222}Rn の壊変によって生ずる ^{210}Pb が雨水とともに地表上に降下して蓄積されたものと考えられる。勿論ある地域で発生した ^{222}Rn に由来する ^{210}Pb が同一地域に降下したのでは、土壌中の ^{210}Pb は ^{226}Ra とほぼ同じ値とならなければならないが、岩石土壌から大気に移行した ^{222}Rn は大気とともに地球規模で拡散移動すると考えられるので、地表上で発生した ^{222}Rn に由来する ^{210}Pb は、必ずしも同一地域に降下するとは限らない。事実 Prospero らはアフリカで発生した ^{222}Rn が大気とともに大西洋上遠くに移動することを見出している⁸⁾。一方中国の核実験による放射性物質が約1週間で日本各地に降下してくる事実を考え合えると、中国大陸に発生した ^{222}Rn に由来した ^{210}Pb も日本各地に雨水とともに降下することが考えられる。したがって、大気中の ^{222}Rn 含量あるいは雨水中の ^{210}Pb 含量を知ることは、日本の土壌の ^{210}Pb 含量と ^{226}Ra の関係を知る上に重要な因子となるであろう。国連科学委員会の報告⁹⁾によると、地表面から大気中への移行する ^{222}Rn は、表3に示すように海洋にくらべて 100 倍の高い値を示している。また大気中へ移行した ^{222}Rn は不活性ガスであること、そしてその半減期は 3.82 日であることから、かなり上空まで拡散されることが考えられる。一方雨水について ^{210}Pb を調べると、表4

表3 Source of radon in the atmosphere

Source	Average emanation rate or concentration	Annual production
Land	$0.5 \text{ pCi m}^{-2} \text{ s}^{-1}$	$2.4 \times 10^9 \text{ Ci}$
Oceans	$0.002 \text{ pCi m}^{-2} \text{ s}^{-1}$	$2.3 \times 10^7 \text{ Ci}$
Natural gas	10 pCi l^{-1}	8200 Ci
Coal	0.2 pCi g^{-1}	460 Ci

に示すように、雨水 1 ℓ 当り 1 ~ 10 pCi が含まれていることが知られている。しかし、雨水中の ^{210}Pb 含量は当然降雨の状況により変化があると考えられ、降雨の初めにはが多いであろうし、高高度からの雨水についても同様に ^{210}Pb 含量が多いと予想される。角皆らは北海道の雪水で 10 ~ 20 pCi/ℓ の ^{210}Pb を認めているし、¹⁰⁾ また降水中の ^{210}Pb 含量は季節的な影響を受けるかも知れない。また大気中の ^{210}Pb の平均滞留時間は 6 ~ 20 日であることも測定されている。^{11, 12)}

以上の事実を総合して考えるならば、日本土壌の ^{210}Pb が ^{226}Ra に比べて相対的に多いという原因は、中国大陸などで発生した ^{222}Rn に由来された ^{210}Pb が雨水とともに降下

表4 Pb-210 concentration in rain

Location	Pb-210 (pCi/ℓ)	Investigators
Arkansas	3.8	L.M. Fry et al (1961)
Michigan	1.8	G.L. Ter Haar et al (1966)
Harwell	2.25	W.M. Burton et al (1956)
Tokyo	1.32	K. Kametani et al (1974)
Hakodate	3.6	S. Tsunogai et al (1971)
Hakodate	16.2*	S. Tsunogai et al (1971)

* Snows the concentration of Pb-210 in snow

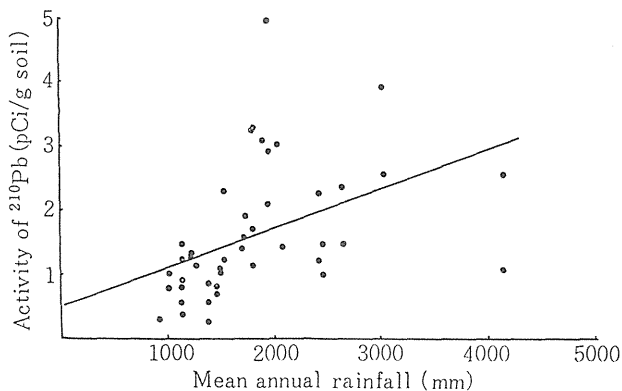


図2 Relation between the Pb-210 contents in soil at various sampling locations and the mean annual rainfall.

し、土壤に蓄積されたように考えられる。そこで土壤採取地点の雨量と土壤中の ^{210}Pb との関係を調べると、図2のような結果が得られ、雨量の多い地域の土壤に ^{210}Pb が多いことが明らかにされた⁶⁾。勿論 ^{226}Ra についてはこのような関係はない。以上の理由から一応日本の土壤の ^{210}Pb が多い原因は、長い年月で雨水の ^{210}Pb が土壤に蓄積されたのではないかと考えられる。しかし ^{210}Pb が中国大陸などで発生した ^{222}Rn に由来されているという直接的な証明は得られていないので、これらに関しては今後さらに検討されるべきであると考えられる。

5. むすび

^{226}Ra と ^{210}Pb の核種の間には、比較的半減期の長い、しかも希ガス元素である ^{222}Rn ($T_{1/2} = 3.82$ 日)が存在するので、土壤中の ^{226}Ra と ^{210}Pb の間には非平衡が存在することが予想され、日本土壤についてこれらの核種の定量が行なわれた。その結果、 ^{210}Pb が ^{226}Ra にくらべて2倍の高い値を示し、その原因が主に中国大陸などの岩石土壤から発生した ^{222}Rn に由来された ^{210}Pb が雨水とともに日本各地に降下し、土壤に蓄積されたように考えられた。しかし中国大陸などの地域で発生された ^{222}Rn に直接関係されているか否かについては、現在証明されているわけではないので、今後の研究が必要であると考えられる。

(亀谷 勝昭)

参 考 文 献

- 1) 恵 和子, 眞室哲雄: 保健物理 12, 181(1977).
- 2) C.W. Sill: Health Physics 33, 393(1977).
- 3) H. L. Lucas: Rev. Sci. Inst. 28, 680(1957).
- 4) K. Kametani: Radioisotopes 24, 193(1975).
- 5) 亀谷勝昭, 戸村加代子: Radioisotopes 24, 391(1975).
- 6) 亀谷勝昭, 戸村加代子: Radioisotopes 25, 260(1975).
- 7) K. Kodaira, M. Kato and M. Ishikawa: Radioisotopes 22, 17(1973).
- 8) J. M. Prospero and T. N. Carlson: Science 167, 974(1970).
- 9) UNSCEAR: 70(1975).
- 10) S. Tsunogai and K. Fukuda: Geochemical J. 8, 141(1974).
- 11) W. M. Burton and N. G. Stewart: Nature 186 584(1960).
- 12) L. M. Fry and K. K. Menon: Science 137, 994(1962).

3.2 土壤中の天然と人工放射性核種 — とくに γ および α 放射体 —

土壤中の放射性核種については図1に示すような種々の重要な諸課題があり、地球化学的諸基礎研究のみならず被曝線量評価をはじめとする環境放射能問題についてもゆるがせにすることができない。一方その研究方法についても測定機器その他の進歩とあいまって最近いちじるしい進展がみられる。ここでは高分解能 γ スペクトロメトリーを利用して比較的容易に非破壊測定しうようになった γ 放射体諸核種についての研究例をまずのべる。これら γ 放射体の研究は、図1に示した外部被曝線量評価に最も重要であるのみならず、各地点の地質状況の把握、試料非破壊による地球化学的研究、さらにウラン資源の探査、環境汚染の直接非破壊モニタリングに有意義な役割をはたすものである。

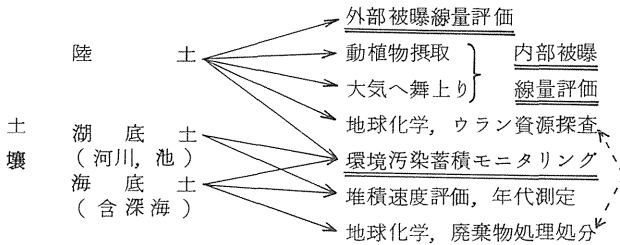


図1 土壤中の放射性核種に関連する課題

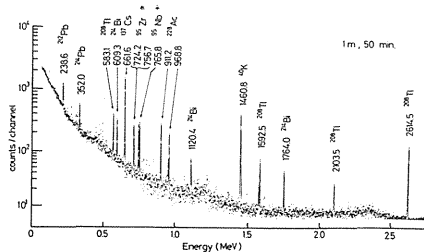


図2 陸上での In Situ γ スペクトルの例

図2は能登半島羽咋の国立青年の家山林中の陸土上1mに、当大学低レベル放射能実験施設の可搬型Ge(Li) γ 線検出器を設置して50分測定したさいに得られた γ スペクトルであるが、これにみられる諸ピークはすべて土壤中および土壌表面の放射性核種によるものである。高分解能でしかも大容量高効率の検出器であるので ^{40}K のピークのほかに、ウラン系列に属する ^{214}Bi , ^{214}Pb , またトリウム系列に属する ^{208}Tl の高エネルギー γ 線諸ピークおよび低エネルギー側に ^{212}Pb , 911 KeVには ^{228}Ra の娘核種 ^{228}Ac の γ 線ピークなど天然放射性核種の諸 γ 線が明確に弁別される。一方、人工放射性核種として過去の数々の全世界的核実験に由来するフォールアウトの ^{137}Cs 蓄積を示す γ 線ピークのほか、図2のスペクトルの場合はこの測定の約1ヶ月余前に実施された中国核実験フォールアウトの ^{95}Zr , ^{95}Nb の沈積も確認しうる。陸土上でIn Situ γ スペクトロメトリーを行なうと一般にこのようなスペクトルが得られるが(フォールアウト核種の存在は核実験後の時間による), このほか降雨などに伴う宇宙線生成核種 ^7Be の γ 線ピーク(477 KeV)が認められることがある。

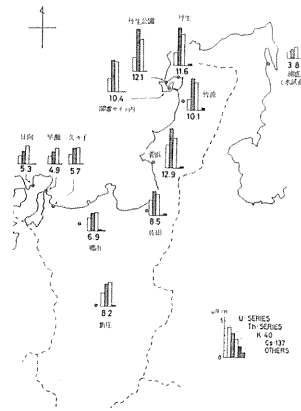


図3 In Situ γ スペクトロメトリーによる
外部被曝線量とその寄与成分の評価
(福井県美浜町)

さてこのような γ 線スペクトルから土壤中の放射性核種の濃度や、その地点での外部被曝線量を求める方法が種々提案されている。その1つは米国H A S LのBeck氏がはじめ開発した方法で、無限平面の土壌を仮定し、そのなかでの放射性核種の分布(均一分布ま

たは表面から深度に応じ指数函数的に減少), 各エネルギー γ 線の検出器に到達するまでの土壌による吸収, 検出器の検出効率と角度分布等に配慮して求められた変換係数を, 各 γ 線ピークに乗じて土壌中の各核種の濃度を, さらにそれをもとに各成分別 γ 線外部被曝線量率を求める方法である。この方法により福井県美浜町各地点の成分別 γ 線量率を求めた例を図 3 に示すが, 同一町内においても丹生地区は花崗岩地帯であるなど, 各地点の地質状況を反映して被曝線量率 ($\mu\text{R}/\text{hr}$ 単位で全線量率を示す) が相当異なることが, その由来とともによくわかる。このことは国民線量評量を行なう場合, 同一町内といえどもかなりこまかく各人の居住環境に配慮する必要のあることを示唆している。なお同図右上の浦底の値は水試前海上棧橋突端での測定値で, 土壌からの γ 線が海水により遮蔽されると被曝線量が大幅に減少する一例を示し, 原子力施設周辺で $5\text{ mR}/\text{年}$ 程度以下の低線量率の施設からの寄与を判別するには, このような低バックグラウンドの個所にモニタリングポストを設置する方が望ましいと考えられる。なお以上のようにして γ 線スペクトルから求めた各地点の全線量率は同時に測定した高圧電離箱による測定値 (宇宙線による寄与分を差し引いた値) とよく一致することも私共の実験から確かめられており, 各地点土壌からの成分別線量率を迅速に知るには非常に有効な方法といえる。一方この方法の過程で求められる土壌中の放射性核種とくに ^{40}K , トリウム系列, ウラン系列 (両系列とも放射平衡を仮定) の濃度を, 実際に深度別に測定地点の土壌を採取して実験室に持帰りそれらの γ スペクト

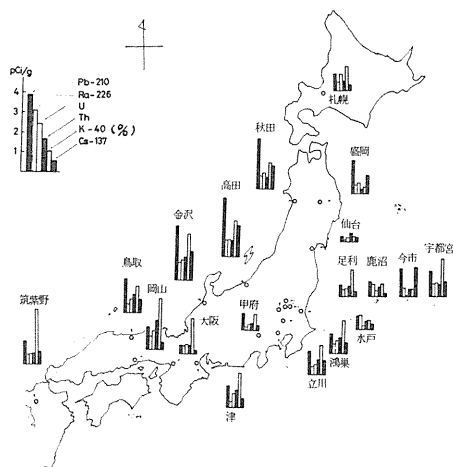


図 4 本邦各地土壌の ^{210}Pb その他含有量の比較

ロメトリーから求めた値（上述の核種については各地点ともほぼ均一分布を認めた）と比較することも興味がある。これを私共が In-Situ γ スペクトロメトリーを実施した本邦の地点のうち 10 地点（後に図 5 で示す箇所など）以上について行なってみたが、本邦では各測定地点で無限平面の仮定が成立しにくいことなどのため、その一致はそれほどよくないが、オーダー的には間違いのない評価が出来ることを認めた。なお全線量率を直接 γ 線スペクトルから所謂 G 函数（スペクトル—線量変換演算子）を用いて求める仮定の少ないより合理的な方法が、原研の森内氏、さらに坂井、寺田氏などにより開発されているが、その方法により求めた私共が In-Situ 測定を行った本邦各地点の空間 γ 線全線量率は、洞窟内などで土壌以外に空気中の γ 線放射体からの寄与の多い場合をのぞき、Beck の方法の値とも、その相違は大きくとも約 20% をこえず充分一致することを確かめた（実際のデータについては金沢大学理学部低レベル放射能実験施設の年次報告 L L R L - A R - 2p4 に掲載したので参照されたい）

以上は通常と同軸型 Ge(Li) 検出器を用いた γ 線スペクトロメトリーにより得られる土壌についての知見であるが、最近発達した平板型広面積の Ge(Li) または高純度 Ge 検出器のいわゆる LEPS (Low Energy Photon Spectrometer) を用いると、ウランの直接の娘核種である ^{234}Th の 6.3.3 KeV の γ 線ピークや半減期 22 年の ^{210}Pb の 4.6.5 KeV の γ 線ピーク、また分岐比は 1% 以下で小さいが ^{230}Th 、 ^{235}U のピークも検出しうるし、 ^{241}Pu の娘として将来の環境汚染に重要な ^{241}Am の 6.0 KeV の γ 線も測定しうる。当施設ではこのような検出器で可搬型のものを最近設置し、いずれ In-Situ 測定にも活用する予定であるが、ここでは実験室内に設置した LEPS により各地の土壌試料を測定した結果の実例を示そう。試料は農耕により均一になっていると考えられる各地の土壌を表面から 10~15 cm まで採取乾燥後、その 12~25 g をとり直径 5 cm の円盤型にプレスして測定線源とした。図 4 はこのようにして求められた日本各地土壌（主として 1976 年採取）の ^{210}Pb およびウラン含有量（ ^{234}Th より）と、通常の Ge(Li) スペクトロメーターで求めた ^{226}Ra (^{214}Pb 、 ^{214}Bi の γ 線ピークより)、 ^{228}Ra (^{228}Ac の γ 線ピークより) およびカリウム量 (^{40}K より求め、重量%で示す)、さらに ^{137}Cs 量を示す。この図よりウランと ^{226}Ra は一般にはほぼ放射平衡に達していること、 ^{210}Pb がほとんどの地域で親核種の ^{226}Ra 量に比し過剰であり、しかも日本海岸の各地域でその量が、太平洋側等に比し多いことが判明する。この傾向はフォールアウトの ^{137}Cs についてもみられ、 ^{210}Pb は大気中の ^{222}Rn から生成した娘諸核種が北西の季節風によって雨や雪とともに日本海側に多くもたらされるためと考えられる。なお花崗岩風化土壌中のウラン系列核種濃度の粒度依存性、放射平衡状態の検討についての研究も大放研の恵氏らにより LEPS を有効に利用して行われている〔保健物理 12, 181 (1977)〕。これによると $^{230}\text{Th}/^{238}\text{U}$ 放射能比が 3~5 と大きく、 ^{210}Pb 、 ^{226}Ra も ^{238}U に比し多く、しかもいずれも粒度が 0.15 μm 以下では粒度が小さく表面積が相対的に大きい場合

ほど濃度が高いことが見出されている。このほか ^{210}Pb の湖底土や海底土における測定はその課度別採取試料についての値から堆積速度を評価しうるので興味が多く、しかもこの場合も単に ^{210}Pb を測定するのみでなく、土壌比表面積を適当な方法で測定してそれによる補正を行うと ^{210}Pb 濃度の適正な指数函数的減少が深度とともにみられ、堆積速度が正しく求められると指摘されている。なお湖底土、海底土中の ^{137}Cs 量がフォールアウト降下が多かった 1963 年前後の深度に相対的に多いことを利用すれば堆積速度等の年代学的知見を与えることにも注目したい。以上のように土壌中の γ 放射体の γ スペクトロメトリーによる定量は多方面に大きな意義をもっている。

つぎに最近その放射化学分離法も進歩し、その電着線源について半導体検出器を用いた α スペクトロメトリーを行い極微量の正確な定量が可能となった土壌中の α 放射体、とくに人工放射性核種としてその蓄積が放射線影響上からも注目されるプルトニウムについて述べよう。プルトニウムは図 1 においては動植物による摂取よりは土壌表面から大気中への舞上り、ひいては呼吸による肺への沈着などにより、内部被曝線量評価に重大な関連をもつ α 放射体で、 ^{239}Pu 、 ^{240}Pu を主とする。これらはその半減期が大きき、しかも原子力利用進展に伴い加速度的に生産されるので、廃棄物処理も含めた環境問題でとくに注目されている。例えばもし西暦 2000 年での ^{239}Pu 生成量 4000 トンとすれば、その量は地殻での存在度 10^{-8} % 程度とされるロジウム (Rh) の地殻表面 1 cm の全量を上まわり、人間がつくり出した元素が天然の微量元素量を超過するまでになる。以上の観点からも土壌中のプルトニウムの存在量とその挙動の研究は重要であるが、現在すでに一般環境中に過去の全世界的核実験のため総量 400 KCi に近い ^{239}Pu が放出され、陸上では主として土壌に蓄積している。図 5 は、前述の In-Situ γ スペクトロメトリーを実施して高濃度の ^{137}Cs の蓄積を認めた地点について、深度別に土壌試料採取を行い、その各部分について $^{239+240}\text{Pu}$ の放射化学分析定量を行った結果である。

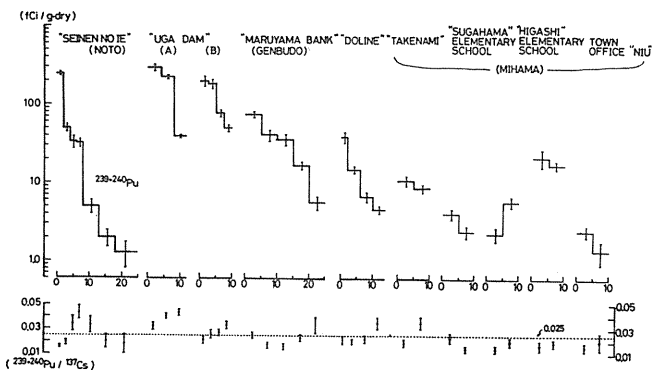


図 5 各地土壌の Pu 含有量の深度変化とその ^{137}Cs 含有量との比較

これらの各地点において各深度別試料の γ スペクトルによる ^{40}K 量は $10\sim 20\text{pCi/g}$ 乾土と大きな変化はなく、また ^{214}Bi 、 ^{208}Tl の γ 線ピークをもとに放射平衡を仮定して評価したウラン、トリウム含有量もそれぞれ $0.3\sim 1.0\text{pCi/g}$ 乾土、 $0.8\sim 2.0\text{pCi/g}$ 乾土と深度による大巾な変化を認めない。しかし ^{137}Cs 量は図5に示した $^{239+240}\text{Pu}$ 量(単位 $\text{fCi/g} = \text{pCi/kg}$)の変化にみられるような指数函数的減少を示し、両者の放射能比は図5下欄に示すごとく、ほぼ $0.02\sim 0.04$ と各深度試料においてあまり異ならない。このことは、たとえPuとCsはその吸着機構は異なるとしても土壤中ではほぼ同一の挙動をとっていることを示し興味がある。ただし常にPuとCsがこのような同じ傾向をみせるとは限らず、私共が長崎のPu原爆影響でPuの土壤への残留が他の地区に比し多いことを認めた同地西山地区の苔の植生のある墓地の土壤の深度別調査研究では、植物がCsをとりこみやすいため、それが密に植生しているところではPuに比しCsは表面に近いところに多いことを認めたことにも注意したい。なお各地の土壤のPu含有量とその保持パターンの違いは、土壤の性質、その粒度、すなわち砂質か、シルト(微砂)質か、また粘土質か、さらに有機物含有量の多少等にも大きく影響されるものと考えられ、このことは次にのべる海底土についても同様である。

さて海底土壤中のプルトニウムについては、核燃料再処理工場周辺海域のモニタリング等にとっても重要で、わが国においても東海沖について、動力炉、核燃料開発事業団の研究者により精力的に調査が行われている。東海沖73地点の分析値については対数正規確率紙上へのプロットによる解析で、対数正規分布をなし、確率平均 2.1pCi/kg 、 99.7% 値約 10.0pCi/kg の値が報告されている。なおさらに広範囲の茨城県沖22地点の分析値も同様対数正規分布をなし平均値 2.3pCi/kg とほぼ同様の値が報告されている。なお海域的分布は、海底土がシルト質か砂質かの違いに影響されることが認められており、またフォールアウトでPuと性質が類似と考えられる ^{144}Ce 分析値はPu分析値と相関係数 0.76 で正の相関を示すと報告されている。なおある土壤試料でどのような部分にPuは多く含まれているのであるか、このような観点で試料の粒径別組成分析を行い、各粒径フラクションの $^{239+240}\text{Pu}$ 含有量およびその他の放射性核種含有量を比較検討を行った興味ある研究が福井県衛生研究所により行われている〔同研究所調査研究報告第13集p52(1977)〕。これによると海底土の $^{239+240}\text{Pu}$ 濃度はグリセロール吸着法で求めた粒子表面積の尺度と極めてよく比例し、細かい粘土等に高濃度であり、このような性質は ^{137}Cs 、 ^{60}Co 、 ^{54}Mn などにもみられる一方、 ^{40}K 、 ^{226}Ra はむしろ重量との対応をす。このことより、海底土のモニタリング調査のさいのサンプリング問題で、分析値のばらつきが底質の違い——主に粒径分布——に支配されるので、 $^{239+240}\text{Pu}$ 分析値などはグ

リセロール吸着量で規格化して解析するのが良方法であるとの提案がなされている。このことは丁度前述した ^{210}Pb による堆積速度評価のさいも指摘されたことで、土壤の含有する放射性核種濃度、とくにあとでもちこまれる放射性核種濃度が如何に土壤の性質とくにその表面積に支配されるかを示すものである。

以上のほか、深海底土中に海水より沈積する天然放射性核種 ^{230}Th や ^{231}Pa などの α 線放射体は、その半減期がそれぞれ 7.5×10^4 年、 3.25×10^4 年と深海底土堆積速度評価に適當であるため、海底土コア等についての深度別試料中の濃度が、放射化学分離 α スペクトロメトリーにより求められ、地球化学的研究に有効に活用されているが、これについては別にまとめた著書〔海洋科学講座 XII 「堆積物の化学、東洋大学出版会」(1972)]を参照されたい。

(阪上 正信)

IV. 人体ならびに食品中の自然放射性核種

1. 全身カリウム量とその内部被曝線量

カリウムは人体中に存在する金属元素としてはカルシウムに次いで多く、臓器あるいは組織間で濃度に若干の変化が認められるが、普遍的に全身に分布する。大量生元素であるナトリウムが細胞外液に主として含まれるのとは対照的に、カリウムは主として細胞内液に存在して、体液の滲透圧の調節、神経および心筋の興奮と刺激の伝達、あるいはある種の酵素の賦活に関与している。

生理学的に重要な役割をもつ一方で、カリウムは自然の状態では原始放射性物質であるカリウム-40を含んでいる。すなわちカリウムは3種類の同位体で構成されており、その組成はカリウム-39、40、および41について、93.22、0.0118、および6.77%である。カリウム-40は12.6億年の物理的半減期で β^- 線と γ 線を放出して崩壊して非放射性核種であるカルシウム-40とアルゴン-40となる。

大量に存在する生元素の同位体であり、物理的半減期が長いために、カリウム-40が人類の内部被曝線源としてもつ意義は大きい。

低線量に、ないし低線量率で内部被曝した生物の受ける放射線影響を評価する上で、まずその線源の体内濃度を知ることが必要である。カリウム-40については、放射線影響の評価を前提とした臓器中濃度について信頼のおける報告例は少なく、全身量に関しても同様な状況にあった。測定する試料の入手が困難であることが、この最大の原因であった。

ホールボディカウンタが開発されたことで全身のカリウム-40を計測して全身カリウム量を定量することが可能になった。生体を直接計測できることはホールボディカウンタのもつ利点であり、計測に要する時間は短かく（例えば放医研のNaI型ホールボディカウンタでは30分間、プラスチック型ホールボディカウンタでは15分間で正常値の全身カリウム量を数%の計数誤差で計測ができる¹⁾）、したがってホールボディカウンタを用いると短期間に多人数を計測すること、ならびに同一被検者を反復して計測することができる。

実用的なホールボディカウンタの出現と機を一にして核兵器実験で生じたセシウム-137による人体汚染例がホールボディカウンタを使用することで発見された²⁾。これを契機としてセシウム-137による人体と環境の放射能汚染の実態把握の必要が認識され、ホールボディカウンタを用いる人体放射能計測の研究が活発となった。

セシウム-137はカリウムと同族であるセシウムの放射性同位元素であり、生体ならびに環境中でカリウムに追隨する挙動をとることが推測されていた。さいわい、カリウム-40とセシウム-137は定量に重大な支障を生じない程度に隔ったエネルギーをもつガン

マ線を放出するので、セシウム-137の挙動を解析する手段としてカリウムも同時に定量されてきた。この結果全身カリウム濃度のデータは質、量ともにいちじるしく改善された。

日本人は標準人³⁾を設定する上で対象とされた欧米人との間に体格ないし組織重量に関して若干の相違が認められている。また食習慣についても特異な面があるので、放射線防護の上で問題になる因子の数値が標準人とはいくらか異なる場合もある。ヨウ素の甲状腺到達率⁴⁾と甲状腺における生物学的半減期⁵⁾⁶⁾の日本人の数値は標準人⁷⁾の数値よりも小さいし、セシウムの全身に関する生物学的半減期も欧米人より短い⁸⁾ことなどは、その例である。

カリウムについても欧米人との間に同様に、数値上の相違の存在することが考えられる。放射線防護上の問題として全身カリウム濃度ないし全身内部被曝線量を諸外国の数値と比較して、国際的な数値、たとえばICRPの標準人に対して設定された数値を日本人に適用する妥当性を検討することは有意義であると考ええる。

さらに自然環境から日本人が受ける被曝線量にカリウム-40から受ける内部被曝線量の占める比重を把握しておくことは、低線量放射線の影響を論ずる上で、また人工放射性物質による環境汚染を評価する上で必要であると考えられる。

必須元素ないしは生元素には属さない元素の放射性同位体については、生体機能が損なわれない範囲で摂取量の増加が体内濃度を比例的に増加させる例がしばしば報告されている。同位体の吸収率および臓器への到達率が既知であると、その体内残留式を用いて摂取量ないし排泄量から全身存在量などを推定することができる⁷⁾⁹⁾。

しかし、カリウムの血中濃度は神経・ホルモン系の制御を受けて一定に維持されており、その一時的な摂取の増加が直接蓄積量の増加にはつながらない¹⁰⁾。

正常に日常活動をしている日本人のカリウム1日摂取量の報告値には地域差が顕著である¹¹⁾と同時に、1959年から1970年の期間ではその摂取量に向上する傾向が認められた¹²⁻¹⁶⁾。1975年後半の報告値はしかしながら1970年と同じレベルである¹⁷⁾。

カリウム摂取量には、かなり大きな日差があり月平均値に対する変動係数で約21%に達するが、約1ヶ月間程度の長期間については7.9%の月間変動で、被曝線量を考える場合には、事実上、一定と考えてよい。

食習慣の異なる集団の間では、カリウム摂取量に差異が認められる。米国およびカナダの数値は平均2.7～3.5 g/日であり、日本人の1日摂取量よりも顕著に大きい¹⁸⁾⁻²¹⁾。

摂取されたカリウムの主な排泄は腎臓を経由して尿におこなわれる。全身カリウム量が狭い変動範囲に維持されているので、一時的に多量に摂取されたカリウムは、相対的に多量に尿中に排泄されることになる。体内に蓄積したセシウム-137の排泄を促進する目的で、試薬の形で付加されたカリウムは、カリウムの尿中排泄量を増加させた²²⁾。また食品の形態で2倍量のカリウムを摂取した群は、対照群の2倍量のカリウムを尿中に排泄した²³⁾。

第1表 “全身カリウム量の比較(成人男子)”

全身カリウム量(g)	国名	被検者数	引用文献
140	フィンランド	35	37)
155	フィンランド	7	38)
* 162±22	デンマーク	6	36)
* 145±12	ベルギー	10	35)
159	ドイツ	154	35)
143±11	イタリア	19	26)
126	フランス	-	28)
136~165	イギリス	-	34)
* 126±8	イギリス	-	33)
* 166±25	アメリカ	22	40)
162	アメリカ	12	23)
156	アメリカ	13	25)
* 164±21	アメリカ	70	32)
* 129	日本	501	30)
* 123±10	日本	5	24)
120	日本	-	12)
* 124±13	日本	27	31)
130±11	日本	290	29)

*: オリジナルから筆者が計算した。

-: 記載なし。

“成人”: 20才以上の年齢層とした。

前述のように日本人のカリウム摂取量は米国の数値より顕著に低く、50から70%である。尿中排泄量も相対的に少なく、筆者の測定では1.4 g/日、原研藤田らは1.8 g/日を報告している²⁴⁾。米国の数値は2.6 g²⁰⁾ および3.6 g/日²⁵⁾ であって、日本人の1.6から2.3倍のカリウムの尿中排泄量であり、カリウム摂取量と尿中排泄量の密接な関連を裏づけている。なおヨーロッパからの報告値も2.3 g²⁶⁾、2.5 g²⁷⁾、および2.9 g²⁸⁾ などの1日尿中排泄量で、日本人より多い。

全身カリウム量について、日本人と欧米人の差異はその1日摂取量ないし尿中排泄量に認められるほどは大きくない。第1表に示したように成人男子の全身カリウム量は日本人で約130 gであり²⁴⁾²⁹⁾⁻³¹⁾、米国の数値は約1.3倍の160 g強である²³⁾²⁵⁾²⁸⁾³²⁾。その他の西欧³³⁾⁻³⁵⁾ および北欧³⁶⁾⁻³⁸⁾ の数値と比較しても、日本人の全身カリウム量は少ない。

第2表 “全身カリウム濃度の比較(成人男子)”

カリウム濃度 (g/kg)	国	名	被 検 者 数	引 用 文 献
2.1	フィンランド		35	37)
2.3	フィンランド		7	38)
2.2±0.3	デンマーク		6	36)
2.0±0.25	ベルギー		10	35)
* 2.2	ドイツ		154	35)
* 2.2±0.2	イタリ		19	26)
* 2.1±0.1	イギリス		-	34)
2.1±0.1	イギリス		11	39)
* 1.87±0.07	イギリス		-	33)
2.0±0.2	アメリカ		13	25)
2.1±0.2	アメリカ		12	23)
* 2.0±0.1	アメリカ		22	40)
* 1.9±0.1	アメリカ		70	32)
* 2.3	日本		501	30)
* 2.2±0.2	日本		5	24)
* 1.9	日本		-	12)
2.2±0.2	日本		290	29)
* 2.2±0.4	日本		27	31)

*：オリジナルから筆者が計算した。

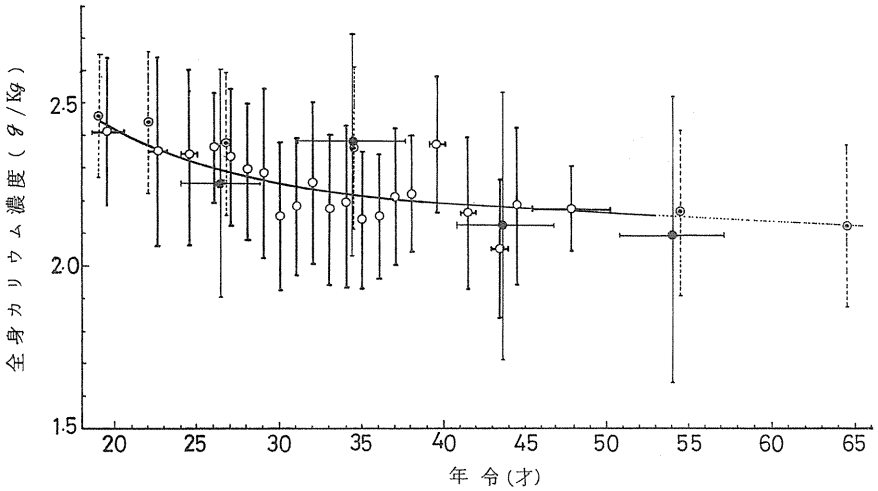
-：記載なし。

“成人”：20才以上の年齢層とした。

全身カリウム量は年齢依存性があり、日本人の成人男子では20才前の約150gから28才頃の約124gまで急速に減少するが、その後の減少率は小さく40才付近で約120gである。

体重で除した全身カリウム濃度に関しては、全身カリウム量に認めた傾向とは逆に、日本人は2.2g/kgで相対的に高濃度のカリウムを保持している人種に属する(第2表)。

全身カリウム濃度にも年齢依存性が認められる(第1図)。さらに広範な年齢にわたって観察して、男子の全身カリウム濃度は常に女子の数値を凌駕しており、第1次および第2次成長期に、相当する高濃度のピークが出現するが、女子では第1次成長期のみの1峰性であることをAndersonらは報告している⁴²⁾。日本人については若干異なり、第1次成



第1図 全身カリウム濃度の年齢依存性(成人男子)

- 内山
- 勝沼ら³⁰⁾
- ⊕ 永井ら³¹⁾
- × 藤田ら²⁴⁾

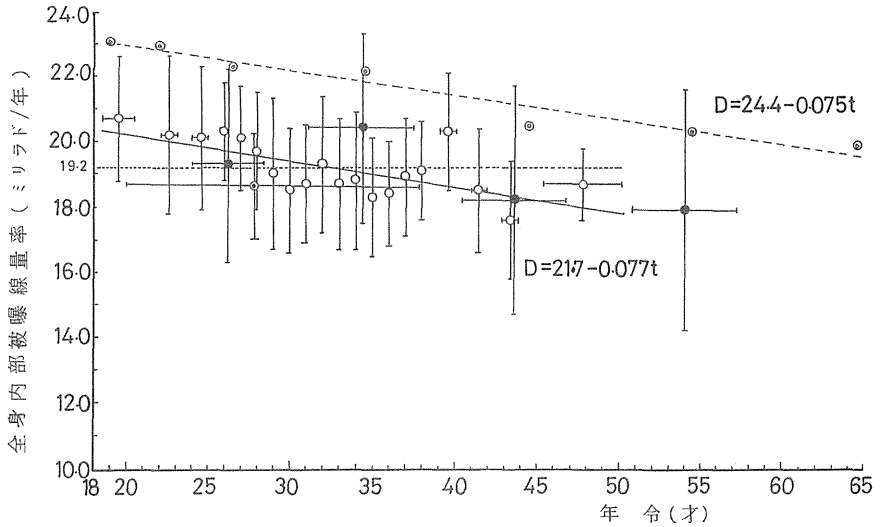
長期に相当するピークが形成されない³⁰⁾³¹⁾。しかし乳児についてのデータ⁴³⁾から推定すると1才から6才の間に濃度のピークが存在すると思われる。第2次成長期以降は性別には無関係に、同一傾向の減少率を示すのは、Andersonらの報告と一致している。

カリウム全身均一分布を仮定するならば、全身カリウム濃度からカリウム-40による全身内部被曝線量を推定することができる。いくつかの計算方法が提出されているが⁷⁾⁴⁴⁾、適用する因子に同一の数値を用いるならば、得られた結果が採用した方法で大きな差異を生ずることはない。

本稿ではMIRD法⁴⁴⁾⁴⁵⁾を用いて内部被曝線量を計算した。

$$D = 7.3 \times \frac{M}{W} \times (1.071 + 0.102 \times aWb) \dots \dots \dots (1)$$

ここでDはミリラド/年であらわした線量率，MとWはそれぞれgであらわした全身カリ



第2図 カリウム-40による全身内部被曝線量率と年令の関係(成人男子)

- 内山
- ◎ 勝沼ら
- ⊕ 永井ら
- ⊖ 藤田ら

D: 内部被曝線量率(ミリラド/年)

t: 年令(才)

$D = 21.7 - 0.077t$: 内山の内部被曝線量率の年令に関する回帰直線

$D = 24.4 - 0.075t$: 勝沼らの内部被曝線量率の年令に関する回帰直線

ウム量とkgであらわした体重である。またaとbは体重に依存する。

日本人の成人男子の内部被曝線量と年令の関係を第2図に示した。この年令層における内部被曝線量は平均19.2ミリラド/年で、0.08ミリラド/年だけ1年の加令とともに減少する。これは全身カリウム濃度について米国で観察された結果⁴⁶⁾と一致する。

欧米の成人男子に関するカリウム-40による内部被曝線量率は日本人より小さい(第3表)。なお国連科学委員会で作られた全軟組織に対するカリウム-40からの内部被曝線量率は19ミリラド/年であったが⁴⁷⁾、1977年レポートでは17ミリラド/年に修正している⁴⁸⁾。

青少年期の全身カリウム濃度⁴⁹⁾から内部被曝線量を計算すると、男子では1.4~1.5

第3表 “カリウム-40による全身内部被曝線量率(成人男子)”

線量率(ミリラド/年)	国	名	被検者数	引用文献
* 18.1	フィンランド		35	38)
* 18.6±2.5	スウェーデン		6	36)
* 17.2±2.1	ベルギー		10	35)
* 19.1	イタリア		19	26)
* 16.1±0.6	イギリス		-	34)
* 18.2	イギリス		11	39)
* 18.0±1.3	イギリス		-	33)
* 17.2±1.4	アメリカ		13	25)
* 18.4±1.9	アメリカ		12	23)
* 17.4±1.1	アメリカ		22	40)
* 17.9±1.8	アメリカ		70	32)
21.5	日本		501	30)
* 19.2±3.2	日本		27	31)
19.2±2.0	日本		290	29)
19	UNSCEAR		-	47)
17	UNSCEAR		-	48)

* : オリジナルから筆者が計算した。

- : 記載なし。

“成人” : 20才以上の年齢層とした。

才に約21ミリラド/年、女子では9才に約19ミリラド/年の最大年間線量率が出現する。また乳幼児期においては、生後6ヶ月までの全身カリウム濃度⁴³⁾から約38マイクロラド/日(約13ミリラド/年に相当する)の線量率となる。両時期とも日本人の内部被曝線量率は米国人の数値²⁸⁾⁵⁰⁾よりも大きいことが示された。

ICRP 26³⁾によると筋肉および脂肪組織に放射線による身体的影響が発現するとは考えられない。したがってカリウム-40についても、より大きい確率で放射線による身体的ないし遺伝的影響の発現する組織あるいは臓器について線量を測定すべきである。

1977年国連科学委員会レポートではKaulの濃度に関するデータと標準人の臓器重量の数値とから赤色骨髄の被曝線量率がいちじるしく高く27ミリラド/年であることを示している⁴⁸⁾。

しかしながら日本人に関する臓器別のカリウム濃度の報告値はきわめて乏しく、線量計算するには至っていない。したがって現状においては、臓器間のカリウム濃度分布には人

種差がないという前提にたち全身カリウム量から推定した各臓器中の濃度を用いて臓器別に線量推定をおこなうことが現実的な方法であると考えられる。

(内山 正史)

参 考 文 献

- 1) 飯沼 武, 八代重雄, 石原十三夫(昭和44) ^{137}Cs と ^{40}K 測定における相互比較と誤差について。 KURR-TR-66. 39.
- 2) C. E. Miller and L. D. Marinelli, (1956) Gamma-ray activity of contemporary man, Science 124, 122.
- 3) ICRP 26: 邦訳国際放射線防護委員会勧告(1977年1月17日採択)
ICRP Publication 26, 日本アイソトープ協会
- 4) 吉沢康雄, 草間朋子(1976), 日本人の甲状腺に関する正常値について,
保健物理 11, 123
- 5) G. Tanaka and M. Uchiyama (1976) A study on the daily intake of some elements by Japanese and their concentrations in the various organs, In NIRS-R-5, 65.
- 6) S. Tanaka, Y. Mochizuki, E. Yabumoto, T. A. Iinuma, T. Kumatori, T. Yamane, T. Akiyama and N. Matsusaka, (1967) Prediction of thyroid gland and total body from radiation delivered by radioactive iodine, In Diagnosis and treatment of deposited radionuclides, Proceedings of a symposium held at Richland, Wash., U.S.A. 15-17 May, 1967.
- 7) ICRP 2 邦訳 体内放射線の許容量, 国際放射線防護委員会, 体内放射線の許容量に関する専門委員会IIの報告(1959) 日本放射性同位元素協会
- 8) M. Uchiyama, (1976) Estimation of ^{137}Cs body burden, NIRS-14, 68.
- 9) ICRP 10A: 邦訳(昭和47年) 反覆取り込みまたは長期の取り込みに由来する体内汚染の算定, 日本アイソトープ協会。
- 10) F. C. McLean, Introduction: Homeostasis in mineral Metabolism, 1, Chap. 1; M. Walser and G. H. Modge, Renal Excretory Mechanisms IV Potassium 310, Chap. 9, In Part A; M. B. Lipsett, I. L. Schwarz and N. A. Thorn, Hormonal control of sodium, potassium, chloride and water metabolism, 473, Chap. 12 In Part B, In Mineral Metabolism Vol. 2, edited by C. L. Comar and F. Browner (1961) Academic Press (New York and London).
- 11) Y. Suzuki, R. Nakamura and T. Ueda, (1974) Cesium-137 contents in Japanese diet from 1963 to 1971, J. Radiat. Res., 15, 181.
- 12) N. Yamagata (1962) Balance of potassium, rubidium and cesium between

- Japanese people and diet and assessments of their biological half-times, *Nature* 196, 83.
- 13) Radioactivity Survey Data in Japan, Nos. 7, 8, 17, 20, 28 and 29, Strontium-90 and Cesium-137 in Total Diet, by M. Saiki et al.
 - 14) Radioactivity Survey Data in Japan, Nos. 7, 13, 15, 17, 20, 24, 26 and 30, T. Asari et al.
 - 15) J. Akaishi, A. Kasai and M. Fujita (1966) Trends with time of fall-out ^{90}Sr , ^{137}Cs and ^{95}Zr - ^{95}Nb in total diet and the concentration in the air, *J. Radiat. Res.*, 7, 8.
 - 16) M. Fujita, J. Iwamoto, M. Kondo and A. Yabe (1969) Day-to-day variation of dietary intake and urinary excretion of fall-out ^{137}Cs and stable k in man, *Health phys.*, 16, 185.
 - 17) Radioactivity Survey Data in Japan, No. 43, Strontium-90 and Cesium-137 in Total Diet.
 - 18) R. D. Grudy, C. Calvert and A. G. Berger (1965) Summary of results of institutional total diet sampling network, 1961–1964, *Radiological Health Data* 6, 691.
 - 19) A. Morgan and G. M. Arkell (1961) Determination of caesium-137/potassium ratios in diet and in the human body by urine analysis, *Nature* 191, 1100.
 - 20) E. C. Anderson, R. L. Schuch, W. R. Fisher and W. Langham (1959) Radioactivity of people and foods, *Science* 125, 1273.
 - 21) K. G. McNeill and O. A. D. Trojan (1960) The cesium-potassium discrimination ratio, *Health phys.*, 4, 109.
 - 22) K. G. McNeill, R. M. Green and A. Rapoport (1964) The effect of potassium intake on excretion of ^{137}Cs in the human, In "Assessment of Radioactivity in man" Vol. 2, IAEA, Vienna, 357.
 - 23) G. M. Ward and J. E. Johnson (1968) Balance of cesium 137 and potassium, and whole-body levels in young male subjects, *Am. J. Cli. Nutr.*, 21, 149.
 - 24) M. Fujita, A. Yabe, J. Akaishi and S. Ohtani (1966) Relationship between ingestion, excretion and accumulation of fall-out cesium-137 in man on a long-term scale, *Health phys.*, 12, 1649.
 - 25) R. C. Pendleton, C. W. Mays, R. D. Lloyd and B. W. Church (1965) A trophic level effect on ^{137}Cs concentration, *Health phys.*, 11, 1503.
 - 26) C. F. Clemente, A. Mariani and G. P. Santaroni (1971) Sex differences in Cs metabolism in man, *Health phys.*, 21, 709.

- 27) Handbook of Biological Data (1965) edited by M. Spector, Saunders, (Philadelphia).
- 28) P. Pellerin, J. - P. Moroni et M. - L. Remy (1965) Premiers résultats d'une étude systématique des contaminations internes consécutives aux retombées radioactives, Rev. Hyg. et Méd. Soc., 13, 49.
- 29) M. Uchiyama, T. Iinuma and M. Saiki (1969) Relationship between body burden and urinary excretion of cesium-137 in male following fall-out cesium-137 ingestion, Health phys., 16, 277.
- 30) 勝沼晴雄：(昭和44年) 正常日本人の体内放射性物質(とくに、カリウムおよびセシウム-137)の測定, 43年文部省研究報告集録(放射線影響編) 9.
- 31) T. Nagai, T. Iinuma and T. Ishihara (1964) Gross body composition as a function of chronologic age, Radioisotopes 13, 477.
- 32) W. W. Wagner, C. W. Mays, R. D. Lloyd, R. C. Pendleton and W. S. Tundel (1966) Potassium studies in humans, Research in Radiobiology, University of Utah Report COO-119-236, 107.
- 33) B. E. Godfrey and J. Vennart (1968) Measurements of caesium-137 in human beings in 1958 - 67, Nature 218, 741.
- 34) D. H. Marshall and L. Burkinshaw (1972) Relationship between the concentration of cesium-137 in milk and man, Nature 240, 571.
- 35) P. A. Delwaide, G. Verly, J. E. Colard and R. R. Boulenger (1964) Détermination du potassium total dans l'organisme, 341, In "Whole-body counting", IAEA, Vienna.
- 36) J. Rundo and U. Sagild (1955) Total and Exchangeable potassium in humans, Nature 175, 774.
- 37) T. Rahola and J. K. Miettinen (1973) Accumulation of ^{137}Cs in Finnish Lapps, Arch Environ Health 26, 27.
- 38) J. K. Miettinen (1964) Measurements of caesium-137 in Finnish Lapps in 1962 - 63 by a mobile whole body counter, In "Assessment of Radioactivity in Man", Vol. 2, IAEA, Vienna.
- 39) P. R. J. Burch and F. W. Spiers (1954) Radioactivity of the human being, Science 120, 719.
- 40) R. D. Lloyd, C. W. Mays, B. W. Church, R. C. Pendleton and S. F. Mays (1970) Does the elimination rate of cesium in humans change with the seasons Health phys., 18., 623.

- 41) J. T. Lewis, L. W. Grossman, J. K. Kreiakes and E. L. Saenger (1976) Cesium-137 body burdens and half-life in a group of adult males in Cincinnati, Ohio, *Health phys.*, 30, 315.
- 42) E. C. Anderson and W. H. Langham (1959) Average potassium concentration of the human body as a function of age, *Science* 130, 713.
- 43) T. Inuma, S. Yashiro, T. Ishihara, M. Uchiyama, T. Nagai and N. Yamagata (1969) Estimation of internal dose in human fetus and newborn infants due to fallout cesium-137 In "Radiation biology of the fetal and juvenile mammal" edited by M. R. Sicov and D. D. Mahlum, 105.
- 44) R. Loevinger and M. Berman (1968) A schema for absorbed-dose calculations for biologically-distributed radionuclides, In "Medical Internal Radiation Dose Committee, Supplement Number 1, Pamphlets 1-3," *J. Nucl. Med.*
- 45) G. L. Brownell, W. H. Ellett and A. R. Reddy (1968) Absorbed fractions for photon dosimetry, In "Medical Internal Radiation Dose Committee, Supplement Number 1, Pamphlet 3", *J. Nucl. Med.*
- 46) L. M. Scott (1972) Potassium and cesium-137 concentrations in humans as affected by sex, race, age, weight and time of measurement, *Health phys.*, 22, 393.
- 47) Report of the United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, General assembly Official records: Twenty-fourth session Supplement No. 13 (A/7613), UNITED NATIONS, New York, (1969).
- 48) Sources and effects of ionizing radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation 1977 Report to the General Assembly, with annexes, UNITED NATIONS, New York, (1977).
- 49) 吉沢康雄, 今堀 彰, 上田 , 田所美枝子 (昭和43年). 小児の全身カリシム量の年齢・身長による変化. 日本小児科学会雑誌 第72巻 1865.
- 50) G. J. Karches, J. K. Wheeler, G. L. Helgeson and B. Kahn (1969) Cesium-137 body burdens and biological half-life in children at Tampa, Florida and Lake Bluff, Illinois, *Health phys.*, 16, 301.

2. アルファ線放出核種のレベル

緒言 人類は地球上に出現して以来、絶えまなく自然放射線の被曝をうけている。

自然放射線のうち、地球起源の放射線はすべての土壌・岩石・大気圏および水圏中に存在するさまざまな量の放射性核種から放出される。これらの核種は飲食物・呼吸などを通して人体内に摂取され、組織内に沈着してその場所で放射線を放出して人体に被曝を与えているのであるが、一般の環境中に存在する自然放射性核種のうち、 α 線を放出する核種にはCe-142, Nd-144, Sm-147, Gd-152, Hf-174, Pt-190のように壊変系列を作らないものと、Th-232, U-238, U-235を夫々親とする壊変系列、即ちトリウム系列、ウラニウム系列、アクチニウム系列に属する核種が存在する。

これらの核種のうちで壊変系列を作らない核種については、今日までその環境試料中における濃度が測定されていない。一方壊変系列に属する核種は種類が多く、広範囲に地球上に分布し、色々な形で殆んどすべての環境試料に含まれている。地域的なかたよみもあり、インド・ブラジルの特定な地方のように高濃度を示す場所があり、その地方の住民は、他にくらべて特に高濃度の飲食物を摂取している場合もある。

これらの核種の中には、 α 線を放出するものが多いので、内部被曝線量に対する奇与が大きい。そこで食品・人体臓器中の自然放射性核種のうち、 α 線放出核種のレベルについてまとめてみた。

・ウラニウム 天然のウラニウムには、質量数238, 235, 234という3種の同位体が存在するが、その存在割合は夫々99.276%, 0.7196%, 0.0057%であり、これから報告する食品・人体臓器中の濃度はいずれもこれら3同位体の合計である。

地殻内の存在量は2~4 ppm程度であり、UNSCEARの1972年報告では平均的な値として、2.8 ppmという数値を採用している。¹⁾海水中にも含まれており、その平均的な濃度は1ℓ当り3 μg である。²⁾空気浮遊塵中にもウラニウムが認められ、1 m^3 中1~5 n g 程度の量が測定されている。³⁾然し海上の空气中ウラニウム濃度は少く、大西洋海上で採取した空气中ウラニウム濃度は1 m^3 当り0.3~4 p g という値が報告されている。⁴⁾これらの結果から大気中に存在するウラニウムは土壌からの舞い上りによるものと考えられる。大気中のウラニウム濃度から、呼吸によって摂取されるウラニウムの量は、成人1日当り 1.4×10^{-3} pCiが代表的な値と推定されている。⁵⁾

人々はウラニウムの付着あるいは沈着した飲食物を摂取するのであるが、食品中のウラニウム濃度は表1に示す通りである。⁶⁾油脂中の濃度が高いようであるが食品の摂取量からみると穀物、澱粉特に馬鈴薯、野菜・果物からの奇与が大きい。例えばアメリカの主要

都市における年間食品摂取量から算出したウラニウムの摂取量は、表2の通りで1日当り

表1 各種食品中のウラニウム濃度

品名	ウラニウム濃度 (pCi/Kg・生)
穀物	0.17
澱粉質の根菜類	0.33
野菜・果物	0.26
肉	0.13
卵	0.13
魚	0.07
油脂	0.66

表2 アメリカ主要都市 (ニューヨーク・シカゴ・サンフランシスコ) における食品別年間ウラニウム摂取量

品名	ウラニウム量の範囲 ($\mu\text{g}/\text{年}$)
穀物およびその製品	88.6 ~ 112 (29.2 ~ 37.0)*
澱粉質の根菜類	101 ~ 111 (33.3 ~ 36.3)*
野菜・果物	120.4 ~ 130.9 (39.7 ~ 43.2)*
肉	51.6 ~ 112.4 (17.0 ~ 37.1)*
卵	3.4 (1.1)*
魚	12.9 ~ 35.8 (4.3 ~ 11.8)*
牛乳	16 ~ 62 (5.3 ~ 20.5)*
合計	462.5 ~ 521.9 (152.6 ~ 172.2)*
1日当りの摂取量	1.3 ~ 1.4 (0.4 ~ 0.5)*

* 括弧内の数字はpCiを示す。

の摂取量は0.4~0.5pCiである。⁷⁾日本各地の日常食について測定した結果では、成人1人1日当りの摂取量の平均値が0.5pCiであった。⁸⁾

人形峠にあるウラニウム鉱山周辺の人々の日常食中のウラニウム濃度は、平均して1pCi程度で、対照地区よりも高い値を示している。⁹⁾

馬鈴薯、野菜などからのウラニウム摂取量が多いが、野菜類に対するウラニウムの水と土壌からの濃縮係数をみると、水からの濃縮係数が2~150であるのに対して、土からの

濃縮係数は $1 \times 10^{-3} \sim 4 \times 10^{-5}$ で、灌漑用水からの寄与が大きい。¹⁰⁾

ここれらの飲食物・呼吸を通して摂取されたウラニウムは、人体内の各臓器に沈着するが、その濃度は表3の程度で、骨髄中の濃度が最も高い。⁶⁾ 各種の人骨の灰に含まれているウ

表3 人体臓器中のウラニウム濃度

臓 器	ウラニウム濃度 (pCi/Kg・生)
筋 肉	0.06 (0.02 ~ 0.1)*
脂 肪	0.2
骨 髄	2.3 (1.1 ~ 4.0)*
血 液	0.3 (0.04 ~ 0.5)*
肝 臓	0.08 (0.07 ~ 0.09)*
心 臓	0.05

* 括弧内の数字は範囲を示す。

表4 各種の骨の灰中ウラニウム濃度

骨 の 種 類	ウラニウム濃度 (pCi/Kg・灰)
頭 蓋 骨	10.6
肋 骨	6.6
大 腿 骨	7.9
胸 骨	5.9
脊 椎 骨	5.6

ラニウム濃度は表4に示すようにあまり大きな差がなく、ウラニウムは骨の中で比較的均一に分布していると考えられる。⁶⁾ 然し軟骨中の濃度は軟組織なみで、硬い骨にくらべて1桁低い。⁶⁾

トリウム 嬗変系列に属する核種の中で、トリウムの同位体は表5に示す6核種がある。そのうち重要なものはTh-232, Th-230, Th-228である。

トリウムの土壌中の存在量はウラニウムよりも多く、日本各地で測定したTh-Uの比は3.2~5.6である。^{11,12)} このようにトリウムの存在量はウラニウムよりも多いにもかかわらず、トロトラス投与患者、インド・ブラジルの高放射能地域の住民とその食物についてトリウムを測定した値は報告されているが、^{13,14,15,16)} 一般環境条件下での食物・人体臓器中のトリウム含有量の報告は非常に少ない。食物を通して摂取されるTh-232の

量は、UNSCEAR 1977年報告では1日当り1 μg (0.1 pCi)と推定している。⁵⁾また Th の消化管からの吸収は非常に小さく、ICRPでは、その吸収割合として 2×10^{-4} と

表5 壊変系列に属すトリウムの同位体

同位体	壊変型式	半減期
Th - 232	α	1.41×10^{10} y.
Th - 228 (RdTh)	α	1.91 y.
Th - 234 (UXi)	β	24.1 d.
Th - 230 (Io)	α	8.0×10^4 y
Th - 231 (UX)	β	25.5 h.
Th - 227 (RdAc)	α	18.2 d.

表6 人体臓器中トリウム (Th-232, Th-230) 濃度

臓器	トリウム濃度 (pCi/Kg・生)
肺	0.5
生殖器官	0.05
骨 (平均)	0.5
ちみつ骨	1.3
赤色骨髓	0.05

いう値を報告している。¹⁷⁾ 人体臓器内の Th-232, Th-230 の濃度が UNSCEAR の 1977年報告で表6のように示されている⁵⁾が、消化管からの吸収割合から考えると、吸入によるものゝ寄与が大きいと思われる。

トリウムの人体内における主要沈着部位は骨で、骨中平均濃度は 0.5 pCi/kg である。⁵⁾

人の肋骨の灰に含まれている Th-232 の濃度が測定されている¹⁸⁾が、その報告によれば、濃度は ($\leq 0.01 \sim 7.9$) pCi/kg ・灰で、最高値を除いて平均すると灰分1 kg当り1 pCiとなる。この値はウラニウムの骨灰中濃度 10 pCi/kg ・灰にくらべて放射能強度では1桁低い。また骨灰中のトリウム量を1 μg 当りの ng (Y), 年令を年数(T)で表わし、濃度と年令の関係を求めると $Y = (0.16 \pm 0.02) T$ という式で示され、骨中トリウム量は年令と関係があると推定している。

また骨灰 1 kg 当り 7.9 pCi という高いトリウム含有量を示した人は 40 年間映画の映写器を操作していた人で、酸化トリウムの添加された炭素電極を用いていたために酸化トリウムの粉塵を吸入し、そのために骨中濃度が高くなったと推定されている。現在電気溶接に用いられている溶接棒には、酸化トリウムが含まれているから電気溶接を行う場合には酸

表7 壊変系列に属すラジウムの同位体

同位体	壊変型式	半減期
Ra-228 (MsTh)	β	6.7 y.
Ra-224 (ThX)	α	3.64 d.
Ra-226	α	1602 y
Ra-223 (AcX)	α	11.43 d

化トリウムが粉塵となって飛散するので、この方面の調査が必要である。

ラジウム ウラニウム・トリウムが壊変して生成する核種はラジウムである。壊変系列に属するラジウムには表7に示す4つの同位体が存在する。この中で重要な核種は Ra-228, Ra-226 で、 α 線を放出するのは Ra-226 である。

また Ra-224 は短半減期の α 線放出核種であるが、1945~1950年頃に結核治療に用いられ、それが癌を誘発しているとして注目されている。¹⁹⁾

表8 各種食品中のラジウム-226濃度

品名	ラジウム濃度 (pCi / Kg・生)
穀物	2.6
馬鈴薯	0.8
野菜・果物	1.4
肉	0.8
卵	3.1
魚	4.4
バター	0.3

Ra-226 は 1896 年に発見されて以来、医学・工学・理学など各方面で利用される一方、その放射線障害、高放射能地域住民の被曝線量評価などに関連して、広く調査研究が

行われている。14, 15, 16, 20, 21) 各種食品に含まれている Ra-226 は表 8 に示す通りで、穀類・魚類が高い含有量を示している。22)

またブラジルナッツのように、特異的にラジウム含量の高い (2.7 nCi/kg) 食品も知られている。23)

飲料水中の Ra-226 含有量は、地域的に大きな変動があるが、普通の飲料水では 1ℓ 当り 0.01~1 pCi 程度である。1) そして、最も一般的な状態では飲食物を經由して摂取される Ra-226 の量は、1日当り 2~3 pCi であり、24, 25, 26) その 90% が食品から、10% が飲料水からと考えられる。22) ブラジルの高放射能地域に住む人々の Ra-226 摂取量は 1日当り 20~40 pCi と推定されている。16)

ラジウムの体内挙動は同族元素であるカルシウムに似ていると思われるが、経口摂取されたラジウムが消化管から吸収される割合は、ICRP の Pub. 10 で 0.2 という値を採用 17) しており、この値は消化管から吸収されるウラニウム・トリウムに対する割合の 10^{-2} 以下、 2×10^{-4} という値にくらべてかなり大きいと考えられる。

人体内のラジウム濃度は表 9 に示す通り、各臓器に広く分布しているが、特に骨の濃度が高い。22) 札幌・東京・京都で採取した骨の灰に含まれている Ra-226 の量は、表 10

表 9 人体臓器内ラジウム-226 濃度

臓器	ラジウム-226 濃度 (pCi/Kg・生)
骨 (脛骨)	5.4
" (大腿骨)	4.8
肺	1.6
肝臓	2.0
脾臓	1.7
筋肉	2.5
腸管	0.7
皮膚	0.7
腎臓	0.9
膵臓	0.8
睪丸	0.3

表 10 日本各地の人骨灰中ラジウム-226 の濃度

地域	ラジウム-226 濃度 (pCi/Kg・灰分)
札幌	4.7 (2.9 ~ 8.0)*
東京	9.0 (3.9 ~ 18.0)*
京都	23.0 (11 ~ 48)*
(平均)	12.0

* 括弧内の数字は範囲を示す。

表 11 世界各地における人骨灰中ラジウム-226濃度

地 域	ラジウム-226の平均濃度 (pCi / Kg・灰)
アルゼンチン (1)	11
" (2)	12
オーストラリア	10
カナダ	6
チリ	4
コロンボ	22
西独	13
グアテマラ	5
インド	8
イスラエル	36
日本	4
南アフリカ連邦	11
イギリス	15
アメリカ	
ボストン	14
ヒューストン	23
イリノイ	37
ニューイングランド	16
ニューヨーク	10
プエルトリコ	5
サンフランシスコ	11
ウイスクンシン	12
ソ連 (ウクライナ)	39
インド (ケララ)	143
ソ連 (中央アジア)	1,340

に示す通りで、平均すると夫々 4.7, 9.0, 23 pCi/kg・灰となり、²⁷⁾ 地域差があるように思われる。また世界各国で採取した骨についての測定値が UNSCEAR の 1972 年 Report に報告されている。(表 11) ¹⁾ インド・中央アジアの特別な高濃度地域を除くと 4 ~ 40 pCi/kg・灰の範囲で平均すると 14 pCi/kg・灰となり、日本の 3 地域で採取した試料の全平均値 (12 pCi/kg・灰) とよく一致する。骨中 Ra-226 濃度には年令依存性が認められない。

また胎盤・胎児の組織から成人の軟組織と同程度の Ra-226 が認められ、²²⁾ ラジウムは胎盤を通して胎児に移行するものと思われる。

各臓器中の Ra-226 濃度から全身量を推定すると、 $(1.3 \sim 1.6) \times 10^{-10}$ Ci となる。²²⁾

ラドン ラジウムが α 壊変するとラドンが生成する。即ち、トリウム系列の Ra-224 からは Ra-220 (トロン)、ウランウム系列の Ra-226 からは Ra-222 (ラドン)、アクチニウム系列の Ra-223 からは Rh-219 (アクチノン) が夫々生成する。これらはい

ずれも気体元素であるから、地殻中で生成しても大気中に拡散し、直接吸入により摂取され、あるいはそれらの壊変生成物の形で吸入摂取されるので、吸入による摂取が問題になる。

食品・人体臓器中のラドン含有量についての報告はないが、ICRPのPub.10では体内でラドンがラジウムと平衡になっている場合に、ラドンが吐き出される割合について推定しているが、その結果によればラドンが吐き出される割合はラジウム沈着後の年数によって変化し、0.45~0.9の範囲で、平均的な値は0.7であるとしている。この割合を用いて計算すると、1 μ CiのRa-226を体内に蓄積した人は呼吸1 ℓ の中に13 pCiのRn-222が含まれることになる。

ラドンの壊変生成物 ラドンは壊変すると短半減期の α 線放出核種が生成する。これらの核種はラドン吸入後に体内で生成されたり、あるいは壊変の途中で吸入されるのでラドン同様吸入摂取が問題となり、空气中濃度特にウラニウム鉱山の抗内空气中濃度が測定されているが、食品・人体臓器中の濃度は測定されていない。

一般環境空气中のラドン壊変生成物から受ける肺線量についての推定値が報告されている²⁷⁾(表12)が区域気管支(細気管支)の線量が最も高くなる。またその線量に対す

表12 平均的レベルのRn, Tn壊変生成物吸入による呼吸器の推定被曝量

吸入核種	比放射能 (pCi/ ℓ)	平均的な α 線量率 (m rad/年)			
		肺胞	上皮組織 (基底細胞)		
			呼吸細気管支	第2~第4次細気管支	主気管支
RaA (Po-218)	0.1	0.5	2.0	3.0	5
RaB (Pb-214)	0.1	2.2	0.8	5.0	12
RaC (Bi-214)	0.1	1.7	2.8	6.0	10
RaA+RaB+RaC		4.4	5.6	14.0	27
ThA (Po-216)	0.2	0.0005	0.2	0.2	0.01
ThB (Pb-212)	0.003	0.7	0.01	1.2	0.4
ThC (Bi-212)	0.003	0.15	0.1	2.8	0.6
ThA+ThB+ThC	0.003	0.9	0.13	4.2	1.0
壊変生成物合計		5	6	144	28

るトロンの寄与は約3%で、大部分がラドンによるものと推定される。

ポロニウム ThC, RaCが更に壊変して生成する核種の中で重要な α 線放出核種はPo-210である。

食品・人体臓器などに含まれているPo-210の量については、Y.D.Parfenovの総説がある。²⁹⁾ またウラニウム鉱山で作業を行う人々は、ウラニウムおよびその壊変生成

物を摂取するので、その排泄物中のPo-210濃度が高くなると考えられ、作業者の被曝量を推定するために排泄物中のPo-210の測定が古くから行われている。

日本のウラニウム鉱山において作業者の排泄物中Po-210濃度の測定を行ったが、飲食物・喫煙の習慣などによる寄与が大きいので、Po-210の排泄量のみから個々の作業者の被曝量を推定することはむずかしいことがわかった。³⁰⁾

日本の食品に含まれているPo-210濃度は表13に示す通りで、³⁰⁾海産物中の濃度が高い。魚については、内臓中の濃度が高く、他の器管の数10倍にも達する場合がある。プランクトン・海藻は海水からのPo-210濃縮係数が $10^4 \sim 10^5$ になるので、それらを餌とする魚の濃度が高くなるものと思われる。

1日当りの食物からの摂取量はかなり変動があり、普通の食事で1~10pCi程度で、通常のバックグラウンド地域における平均的な摂取量は、3~4pCi/1日である。^{5,29,30)}日本人は魚の摂取量が多いので、Po-210の摂取量も諸外国の人々よりやや多いと考えられる。

北極圏地帯に生育している地衣は、特にPo-210の濃度が高く、乾物重量1kg当り6,000~7,000pCiにも達するので、この地衣を餌とするトナカイの肉は、1kg当り100~300pCiのPo-210を含んでいる。従ってトナカイの肉を常食としている人々のPo-210摂取量は非常に多く、1日当り30~100pCiに達している。⁵⁾

ポロニウムはこれまでのべてきたα線放出核種とちがって骨親和性でなく、軟組織中に

表13 食品に含まれるポロニウム-210の濃度

品名	ポロニウム-210(pCi/kg生)	品名	ポロニウム-210(pCi/kg生)
米	1.0	きくな(葉)	2.5
パン	3.5	(根)	26.9
さんま(全体)	363.8	ほうれんそう	6.1
"(内臓)	6253.1	ねぎ	2.1
"(頭・骨)	868.8	レタス	0.2
"(肉)	374.5	キャベツ	0.3
さば	114.2	大根葉	9.8
たけのこ	66.6	わらび	18.5
にほし	5469.1	ぶどう	1.4
牛肉	1.5	すいか	0.2
牛脂	4.1	こんぶ	420.4
さつまいも	0.8	わかめ	64.6
きくな(全体)	7.9		

蓄積する。人体の各臓器中に含まれるPo-210の濃度は、表14に示す通り^{29,31,32,33)}各臓器中に広く分布している。然し、各臓器の濃度を比較するとやはり骨の濃度が最も高い。この骨に含まれているPo-210の大部分は、骨親和性であるPo-210の親核種(Pb-210)が骨に蓄積し、そこで壊変してPo-210になったものと推定される。骨中の $^{210}\text{Po}/^{210}\text{Pb}$ 比は、0.5~1.1の範囲で、代表的な値として0.8が与えられている。⁵⁾

また人体内に含まれているPo-210の総量は500 pCi(骨中に330 pCi, 軟組織に170 pCi)で、その85%は体内のPb-210の壊変によって生成すると考えられている。(5,29)

煙草の葉にPo-210が含まれていることは知られているが、日本の煙草に含まれているPo-210の量は表15の通りである。³⁰⁾ポロニウムは揮発性であるために、煙草を吸う時には煙の中にPo-210が含まれてくる。従って喫煙者は非喫煙者よりもPo-210の摂取量が多くなると思われるが、喫煙者と非喫煙者の軟組織中のPo-210の濃度は表16に示す通り喫煙者の方が高い傾向が認められている。

表14 人体臓器中ポロニウム-210濃度

臓器	ポロニウム-210濃度 (pCi/Kg・生)
骨	37.5
肝臓	17.0
腎臓	14.5
脾臓	3.7
肺	5.6
心臓	3.0
睪丸	4.2
血液	4.0
筋肉	2.1

表15 日本の市販煙草中ポロニウム-210濃度

	ポロニウム-210濃度 (pCi/g)
市販煙草 (12種)	0.54 (0.31~0.84) *

* 括弧内の数字は範囲を示す

表 16 喫煙者・非喫煙者の臓器中ポロニウム-210の濃度比較

臓器	ポロニウム-210濃度 (pCi/kg・生)		喫煙者 非喫煙者
	喫煙者	非喫煙者	
肝臓	19.4	14.2	1.4
腎臓	16.5	12.9	1.3
精巣	7.2	5.6	1.3
肺	7.9	3.0	2.6
脾臓	4.7	2.9	1.6
脾臓	3.2	3.1	1.0
心筋	2.7	2.4	1.1
骨筋	1.9	1.5	1.3
血液	2.8	2.0	1.4

自然放射性 α 線放出核種による内部被曝線量 環境中に存在する自然放射性核種のうち α 線を放出する核種のレベルについてのべて来たが、これらの核種が飲食物・呼吸を通して人体内に摂取蓄積されて夫々の臓器に線量を与えているが、UNSCEARの1977年Reportによれば、その線量は表17に示す通りである。⁵⁾肺の線量が最も高く年間34.5 mradになるが、この線量の90%近くがラドンとして大気中に拡散して来た核種を吸入したことにより起るものである。骨内膜細胞・赤色骨髄・生殖腺に対する α 線放出核種による年間線量は、夫々7.4, 1.8, 0.95 mradと算出されているが、これらの線量の50%以上はPo-210によるものである。

結語 自然放射性核種のうち、 α 線放出核種について、食品・人体臓器中のレベルを中心として、ごく僅かの文献を参考として纏めてみたが、今後更に多くの資料を参考としてこのレベルを見直して行き度い。

ところで化石燃料を使用する発電所からラジウムが放出されることが知られている¹⁾が、氷河の氷に含まれているRa-226の濃度は表18に示すようにここ70年間に10倍以上になっている。³⁴⁾これは工場地帯の石炭燃焼によるものであると考えられているように科学技術の進歩に伴ってわれわれの環境中に存在する α 線放出核種の種類と量が漸次増加している。例えば夜光塗料のラジウム、建築材料中のウラニウム・ラジウム、光学ガラス中のトリウムなどがあり、またウラニウム・トリウムを含んだ陶磁器類が日常生活に使用されている。

表 17 自然放射性 α 線放出核種による年間線量

核種	年 間 線 量 (m r a d)			
	生 殖 腺	肺	骨内臓細胞	赤 色 骨 髄
^{238}U - 234	0.04	0.04	0.3	0.07
^{230}Th	0.004	0.04	0.8	0.05
^{226}Ra - ^{214}Po	0.03	0.03	0.7	0.1
^{210}Pb - ^{210}Po	0.6	0.3	3.4	0.9
^{222}Rn - ^{214}Po (吸入)	0.2	3.0	0.3	0.3
^{232}Th	0.004	0.04	0.7	0.04
^{228}Th - ^{208}Tl	0.06	0.06	1.1	0.2
^{220}Rn - ^{208}Tl (吸入)	0.008	4	0.1	0.1
	0.9,5,	3.4,5	7.4	1.8

表 18 氷河の水に含まれるラジウム-226の経年変化

年	ラジウム-226濃度 (pCi / kg)
1888	0.004
1900	0.019 ± 0.012
1910	0.032 ± 0.012
1970	0.206 ± 0.028

更に最近では煙・火気探知器、静電気消却用ブラシに Ra-226, Po-210 などが利用されている。

これら科学の進歩に伴って人間環境中で増加してゆく α 線放出核種について

は、不断の注意を払うことが必要である。

(岡林 弘之)

参 考 文 献

- 1) UNSCEAR Report (1972)
- 2) S. Gohda: Improvement of fluorimetric determination of uranium, Bulletin Soc. Sea Water Sci. Japan, Vol 28, pp. 334-341 (1975)
- 3) 岡林・比企・渡辺・本郷・鈴木：ウラン製錬所内空気ならびに従業者の尿中ウラン濃度，保健物理，vol 7. pp. 151～155 (1972)
- 4) E. I. Hamilton: The concentration of uranium in air from contrasted natural environment, Health Physics, Vol. 19, pp. 511-520 (1970)
- 5) UNSCEAR Report (1977)
- 6) E. I. Hamilton: The concentration of uranium in man and his diet, Health Physics, Vol. 22, pp. 149-153 (1972)
- 7) G. A. Welford and R. Baird: Uranium level in human diet and biological materials, Health Physics, Vol. 13, pp. 1321-1324 (1967)
- 8) 岡林弘之：未発表
- 9) T. Yamamoto, E. Yunoki, M. Yamakawa, M. Shimizu and K. Nukada: Studies on environmental contamination by uranium, J. Radiat. Res. Vol. 15, pp. 156-162 (1974)
- 10) H. Morishima, T. Koga, H. Kawai, Y. Honda and K. Katsurayama: Studies on the movement and distribution of uranium in the environments - distribution of uranium in agricultural products, J. Radiat. Res. Vol. 18, pp. 139-150 (1977)
- 11) 黒川良康：自然放射能について，保健物理，vol 12, pp. 175～179 (1977)
- 12) 溝畑・松並・真室：自然環境のウラン分析，保健物理，vol 12, pp. 175～179 (1977)
- 13) A. S. Goldin, P. J. Magno, F. Geiger and M. L. Janower: Radionuclides in autopsy samples from thorostrast patients, Health Physics Vol. 22, pp. 471-482 (1972)
- 14) E. P. Franca, J. C. Almeida, J. Becker, M. Emmerich, F. X. Roser, G. Kegel, L. Hainsberger, T. L. Cullen, H. Petrow, R. T. Drew and M. Eisenbud: Status of investigations in the Brazilian areas of high natural radioactivity, Health Physics Vol. 11, pp. 699-712 (1965)
- 15) K. B. Mistry, K. G. Bharathan and A. R. Gopal-Ayengar: Radioactivity in the diet of population of the Kerala coast including monazite bearing high radiation areas, Health Physics, Vol. 19, pp. 535-542 (1970)
- 16) E. P. Franca, M. Fiszman, N. Lobão, H. Trindade, C. C. Ribeiro and P. L. Santos:

- Radioactivity in the diet in high back ground areas of Brazil, Health Physics, Vol. 19 pp. 657–662 (1970)
- 17) ICRP Pub. 10 (1968)
 - 18) H. F. Lucas, Jr. D. N. Edgington and F. Markun: Natural thorium in human bone, Health Physics, Vol. 19, pp. 739–742 (1970)
 - 19) H. Spiess and C. W. Mays: Bone cancers induced by ^{224}Ra (ThX) in children and adults, Health Physics, Vol. 19, pp. 713–729 (1970)
 - 20) P. Wenger and M. Cosandey: Retention and excretion of radium-226 and strontium-90 in two doubly contaminated persons, Health Physics, Vol. 31, pp. 225–229 (1976)
 - 21) A.S. Chhabra: Radium-226 in food and man in Bombay and Kerala state (India), Br. J. Radiol., Vol. 39, pp. 141–146 (1966)
 - 22) H. Muth, B. Rajewsky, H. J. Hautke and K. Aurand: The normal radium content and the $^{226}\text{Ra}/\text{Ca}$ ratio of various foods, drinking water and different organs and tissues of the human body, Health Physics Vol. 2, pp. 239–245 (1960)
 - 23) R. C. Turner, J. M. Radley and W. V. Mayneord: The naturally occurring α -ray activity of foods, Health Physics Vol. 1, pp. 268–275 (1958)
 - 24) I. Michelson: Radium-226 in the total diet, Health Physics Vol. 5, pp. 229–230 (1961)
 - 25) R. C. Turner: The ingestion of radium-226 in food and water in Great Britain, British J. of Cancer, Vol. 16, pp. 200–208 (1962)
 - 26) N. A. Hallden, I. M. Fisenne and J. H. Harley: Radium-226 in human diet and bone, Science, Vol. 140, pp. 1327–1328 (1963)
 - 27) S. Ohno and H. Watanabe: Measurement of radium-226 in bone of Japanese people, Radioactivity Survey Data in Japan, No. 15, pp. 12–13 (1967)
 - 28) W. Jacobi: The dose to the human respiratory tract by inhalation of short-lived ^{222}Rn - and ^{220}Rn -decay products, Health Physics, Vol. 10, pp. 1163–1174 (1964)
 - 29) Y. D. Parfenov: Polonium-210 in the environment and in the human organism, Atomic Energy Review, IAEA, No. 12, pp. 75–143 (1974)
 - 30) H. Okabayashi, M. Suzuki, S. Hongo and S. Watanabe: On the evaluation of Po-210 bioassay for uranium mine workers in Japan for the personal exposure index to radon daughters, J. Radiat. Res., Vol. 16, pp. 142–151 (1975)
 - 31) R. V. Osborne: Lead-210 and polonium-210 in human tissues, Nature, Vol. 199, p. 295 (1963)

- 32) R. B. Holtzman: Measurement of the natural contents of RaD (^{210}Pb) and RaF (^{210}Po) in human bone – estimates of whole body burden, Health Physics, Vol. 9, pp. 385–400 (1963)
- 33) E. J. Baratta and E. S. Ferri: Radionuclides in selected human tissues, American Industrial Hygiene Association Journal, Vol. 27, pp. 438–443 (1966)
- 34) Z. Jaworowski, J. Bilkiewicz and E. Zylicz: ^{226}Ra in contemporary and fossil snow, Health Physics, Vol. 20, pp. 449–450 (1971)

3. ^{14}C からの体内被曝線量

—自然源と人工源との対比—

1. 自然源 ^{14}C による線量

^{14}C は、自然放射性核種の中で、 ^{40}K とともに人間に対して不可避的な体内被曝をもたらす代表的なものの一つである。と同時に、生物体を主とする有機物質の骨格を形成する炭素の同位元素であるという特殊な理由もあって、生物がこの世に発生して以来、 ^{14}C とのつき合いが続いているわけである。 ^{14}C の半減期は、5730年と極めて長いことから、宇宙線生成起源の ^{14}C に関して云えば、いわゆる地球上の炭素サイクル中の ^{12}C と ^{14}C の比 $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ は、13.5~14 dpm/g炭素でほぼ一定である。(深海中では $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ の値は17~18%低い。)さらに ^{14}C が低エネルギーの β 放射体であることから、有機物中の炭素の割合をほぼ一定と見れば、有機物単位重量当りに吸収される ^{14}C の放射線エネルギーもまた、ほぼ一定となる。その結果、人体における被曝線量も、性別、人種、年齢による差はあまり顕著ではない。これを、人体の組織別、臓器別に見た場合、単位重量当りの吸収線量に差を生じさせる大きな原因となるものは、組織の水分含量と、炭酸イオンや炭酸塩の存在であり、これらが直接、組織の炭素含有量の差として利いてくる。

1962年の国連科学委員会報告においては、次の計算例が提示されている。¹⁾

^{14}C の比変数 : 14 dpm/g炭素

^{14}C の平均エネルギー : 50 keV

RBE : 1

組織の平均炭素含量 :

全身 : 18%

軟組織 : 12%

骨 : 27.8%

吸収線量:

$$\text{全身} \frac{0.18 \times 14 \times 5000 \times 1.6 \times 10^{-12}}{100}$$

$$= 2.02 \times 10^{-8} \text{ ラド/分}$$

$$= 1.06 \text{ ミリラド/年}$$

軟組織 : 0.71 ミリラド/年

骨 : 1.64 ミリラド/年

その後に出された報告中の ^{14}C による吸収線量の値の変遷をまとめると第1表のように

第1表 自然源 ^{14}C による人体組織への年線量率（ミリラド/年）

（国連科学委員会報告より）

組織	1958	1962	1964	1966	1969	1972	1977
全身		1.06				1.02	1.3
軟組織		0.71	0.71		0.7	0.68	
骨髄		1.64	1.64	1.6	1.6		2.2
骨(オステオサイト)	1.6	1.64	1.64	0.7		0.81	
骨被覆細胞			1.15	1.6	0.9		2.0
生殖腺	1.6			0.7		0.7	0.5
肺							0.6

この数値の変化は、前述したように組織中の炭素含有量の評価の変化によるところが大きい。特に骨およびそれに関連する組織は、極めて複雑な構造をしており、数10ミクロンのサイズで、硬組織、軟組織が入り混っているため、²⁾ 数値の変化する原因となっている。特に1977年報告では、新しく dosimetric factor による計算手法を用いて、組織相互の寄与を評価することになったため、骨に関連する組織の吸収線量の数値は、かなり変わって来ている。しかし、自然発生源からの ^{14}C に限っていえば、あくまで生物中つまり人体中の $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ の値が一定値であることには間違いなく、その点では、線量評価上問題にすべき点は、ほとんど存在しないと云える。

2. 人工源 ^{14}C による線量

1950年代に始まった数多くの原水爆実験によって、多量の人工 ^{14}C がわれわれの環境中に注入されたことは周知の事実である。その結果、人体中にも自然源 ^{14}C による線量にさらに人工源 ^{14}C の線量が付加されたのは当然のことといえる。一般的には、 ^{14}C による吸収線量を考える場合に、自然源によるものと人工源によるものとを分けて考えることが多く、それはそれなりに理由のあることでもある。しかし、現実の問題として、われわれの体内には、二つの起源からの ^{14}C が混然として存在し、区別することはできない。また自然源による $^{14}\text{C}/^{12}\text{C}$ の比、いわゆる自然レベルなるものも、後に述べるように厳密な意味ですでに存在しなくなっている。そこで、本セミナーの主題から逸脱するのは承知の上で、人工源、主として原水爆実験で生成された ^{14}C からの線量について述べて見たい。

原水爆実験による大気中 ^{14}C レベルの増加の様子については、多くの研究者によって報告されており、1963～64年において、北半球中緯度以北では、自然レベル（正確には、古典的自然レベルというべきである）の90～100%増の値になったことが知られている。つまり ^{14}C の人工附加が始まってから現在までに至る人工 ^{14}C の環境レベルは、自然レベ

ルと同じオーダーの範囲で変化して来たことになる。これは、いわゆるフォール・アウト核種の中で、 ^{14}C だけに見られる特色である。一般に人工発生放射性核種から受ける線量については、線量与託という概念が取り入れられるが、 ^{14}C の場合、線量与託を概算するためには、過去において一定で推移してきた自然レベルによる線量と対比させる手法が用いられる。

つまり、

- ^{14}C の年間自然発生量 : B
- 人工 ^{14}C の発生量 : W
- 自然 ^{14}C による年間線量率: γ_0

とすれば、線量与託は、

$$D(\infty) = \gamma_0 \frac{W}{B} \dots\dots\dots(1)$$

で評価できるとする。具体的な数値として、 $B = 0.03 \text{ MCi}$ 、 $\gamma_0 = 1 \sim 2 \text{ ミリラド/年}$ 、1964年時点（それ以降、大規模な原水爆実験は行われていない。） $W = 6 \text{ MCi}$ と試算されているので、これらの値を用いると

$$D(\infty) = 200 \sim 400 \text{ ミリラド}$$

となる。しかし、無限の将来までの線量とする表示法では人間の一世代の生殖年令と比しあまりにも現実ばなれがしている事もあるので、しばしばある区切られた年の間における（ t_1 年から t_2 年まで）線量を評価する場合がある。この場合は人体中の ^{14}C レベルを、時間の関数として自然レベルプラス $\ell(t)$ パーセントで表わし、

$$Dp(t_1 \rightarrow t_2) = \gamma_0 \int_{t_1}^{t_2} \ell(t) dt \dots\dots\dots(2)$$

とする。大気圏上層に一時的に多量の ^{14}C が注入された場合、自然の炭素サイクル中の ^{14}C レベルがどう遷移するかについては、地球化学的興味から、多くのモデルが提示され解析されている。最も一般的なものは、マルチ・コンパートメントモデル、または多貯蔵庫 (multi-reservoirs)モデルと呼ばれるもので、2～6の貯蔵庫モデルがよく使われる。国連科学委員会報告でも、式(2)の $\ell(t)$ を表現する目的で、1962年には2貯蔵庫モデル（第1図左側）により

$$\ell(t) = 25 (0.96 e^{-0.0209t} + 0.04 e^{-0.000125t}) \dots\dots\dots(3)$$

を、また1970年には4貯蔵庫モデル（第1図、右側）により

$$\ell(t) = 65 (0.16 e^{-0.00012t} + 1.96 e^{-0.029t} + 2.8 e^{-0.35t} - 4.96 e^{-0.68t}) \dots\dots(4)$$

を提示している。ここに、25、65は、それぞれ1960年末、1967年末における生物貯蔵庫 (biosphere)の ^{14}C 増加分パーセントである。その結果(4)式によって

$$D_p (1967 \rightarrow 2000) = \int_{1967}^{2000} \ell(t) dt = 18 \text{ ミリラド}$$

の値を得ている。

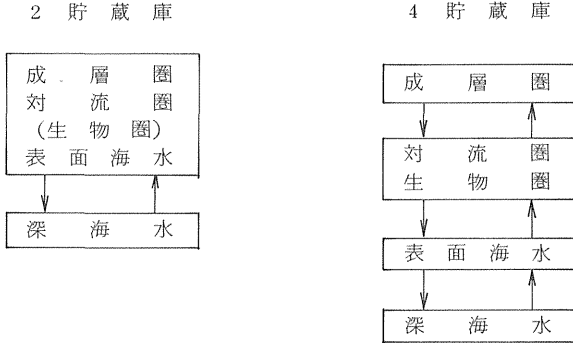


図1 ^{14}C 移行モデル

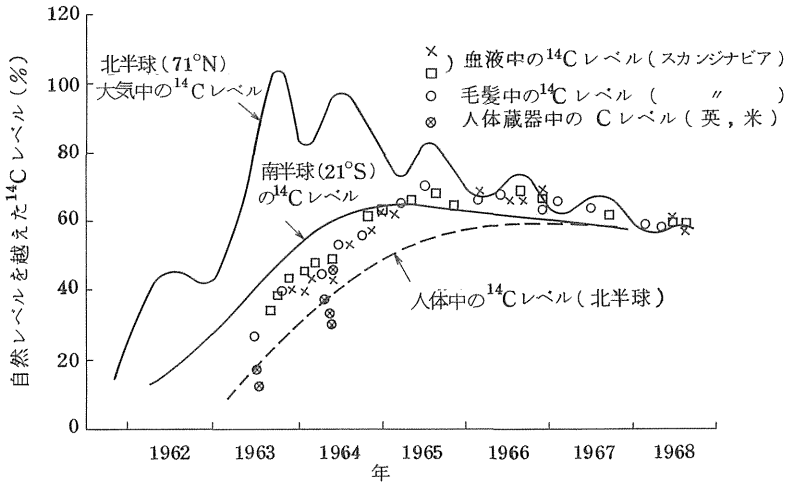


図2 大気中と人体中の ^{14}C レベル

しかしながら、これらのモデルには人体の線量評価に用いた場合、誤差を惹起する要因がいくつか内在している。その一つは、すべて ^{14}C の1回注入を前提としていることであり、今一つは、生物圏と大気圏または対流圏を一つの貯蔵庫にまとめているため、実際の人体中の ^{14}C レベルとかなりの差異が考えられる点である。原水爆実験による人体中の ^{14}C の増加を、直接人体組織（血液、毛髪、臓器）を試料に用いて測定した例はいくつかあり、この結果と大気中 ^{14}C 濃度測定の結果をまとめて比較したものが第2図である。この結果から、人体中の ^{14}C 濃度増加のパターンは、南半球の大気中 ^{14}C 濃度増加のパターンとよく似ている。つまり、北半球から南半球への大気の移行に要する時間と、同程度のおくれが大気中 ^{14}C →人体中 ^{14}C にあることを示している。つまり1967年以前においては、北半球では大気中 ^{14}C のレベルで人体中の ^{14}C 線量を計算するとかなり過大評価になることがはっきりわかる。 ^{14}C の人体への取り込みは、食糧によるものが大部分と考えられるから現在のように流通機構が世界的な拡がりを持つ場合には、このおくれを正確に評価するのはかなり厄介である。Stenhouse と Baxterは、このおくれを定常状態（成人）、成長状態（幼若人）に区別して数式化した。³⁾

(a) 定常状態モデル

$$\Delta_T^{ni} = \Delta_T^0 + \sum_{n=1} \{ \Delta_D^{ni} - \Delta_T^{(n-1)i} \} \{ 1 - e^{-k_T i} \}$$

(b) 成長状態モデル

$$\Delta_T^{ni} = \Delta_T^0 + \sum_{n=1} \left\{ 1 - \frac{N_T^0 + (n-1)(N_T^i - N_T^0)}{N_T^{ni}} e^{-k_T i} \right\} \times \{ \Delta_D^{ni} - \Delta_T^{(n-1)i} \}$$

ここに、

Δ_T^0 : 基準時 t_0 における組織の ^{14}C 含有量（レベル）

Δ_T^{ni} : t_0 より n 年後の組織の ^{14}C 含有量（レベル）

Δ_D^{ni} : t_0 から n 年間の食糧中の平均 ^{14}C 含有量（レベル）

k_T : 組織の ^{14}C （炭素）のターンオーバー率

N_T^D : t_0 における炭素原子数

N_T^{ni} : t_0 より n 年後の炭素原子数

i : 適当な時間間隔、例えば0.5年

これらの式と英国において消費されている食糧を、大気中 ^{14}C レベルからの取り込みのおくれに応じたいくつかのカテゴリーに分類した場合の摂取割合を結びつけ、今後大規模な原水爆実験がないと仮定した上で、大気中 ^{14}C レベルの変動から、人体における1953

～1973年における年間線量率の変化を評価し、また1975～2030年における予測を行った。⁴⁾ (第2図, 第3図)

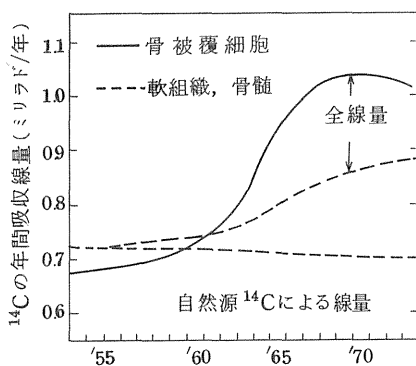


図3 1953～1973の¹⁴Cによる年間吸収線量

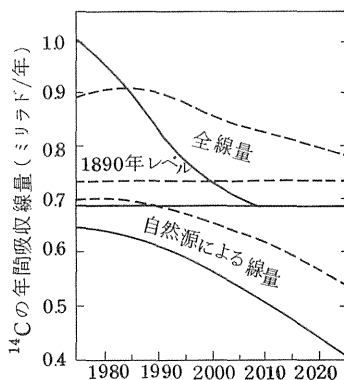


図4 1975～2050の予測線量

その結果、1955年から80年間で、原水爆実験源の¹⁴Cから受ける線量は、自然源¹⁴Cから受ける線量の約20%と評価された。

¹⁴Cの線量計算で、今一つ重要な点は、産業革命以来の化石燃料の大量消費による¹⁴Cの希釈効果 (Suess effect) である。とくに、近年における化石燃料の消費増大は著しいものがあり、さらに、セメント生産のキルニングの際の石灰石燃焼が¹⁴Cを含まない二酸化炭素の大量発生に寄与している。地球化学分野の研究者らの予測によれば、これら二酸化炭素の発生増加率は年率2%とも云われ、また、指数的とも云われている。つまり、現在は人工源¹⁴Cの発生による¹⁴Cレベルの増加と、人為的二酸化炭素発生による¹⁴Cレベルの減少との綱引き状態にあるものと考えてよく、これが前述したように、自然レベルが現実存在しない理由であり、¹⁴Cの線量評価が他の放射性核種と大きく異っている点でもある。第3図で見られるように、今後大量の¹⁴C発生がないとすれば、希釈効果の卓越により、2030～2050年には人体の¹⁴Cレベルは、古典的自然レベルに戻ることになる。それ以後において、なお希釈効果の卓越が持続して¹⁴Cレベルが下り続けるとすればその時点では¹⁴Cによる被曝線量の評価を自然源と人工源に区別して考えることの意味が改めて問い直されることになるだろう。

(岩倉 哲男)

参 考 文 献

- 1) UNSCEAR Report 1962
- 2) F. W. Spiers, Radioisotopes in the Human Body, Academic Press, New York and London, 1968
- 3) M. J. Stenhouse and M. S. Baxter, Bomb ^{14}C as a biological tracer, *Nature* **267**, 828–832, 30 June, 1977.
- 4) M. J. Stenhouse and M. S. Baxter, Bomb ^{14}C and human radiation burden, *Nature* **267**, 825–827, 30 June 1977.

V. 自然放射線の種類への影響

1. 自然放射線の人類への影響

1. 環境要因としての自然放射線 — 序にかえて

地球上に生息する生物は、好むと好まざるとにかかわらず、すべてが物理的、化学的、生物学的な環境要因の影響の下で生態系を形成し、そして適応して生活を営んでいる。従って、環境要因との相互作用をうけない生活はないわけで、それが生物集団にとって有害なものであれば、障害となって表面に現われてくるであろう。人類も、種々の環境要因の影響をうけながら生活している点では、地球上の他の生物集団と同じである。しかし、人類は、それらの影響をある程度人為的に統御したり、変更したりして生活しているところは、他生物と著しく異っており、逆にそのために二次的な影響をうける場合も多いであろう。

ここで問題とする自然放射線も、その環境要因の1つで、過去においては生物の進化にも影響をおよぼしてきたと考えられる。そして現在もわれわれの周囲に常に存在しておりそれを避けて生活することはできない。それらは、宇宙線、宇宙線由来の放射性核種、地殻中の放射性核種、人体内に存在する天然放射性核種などによるもので、平均して年間100 m rem 程度の量と推定されている。しかし、最近の報告¹⁾では、関連核種の挙動を考慮して、赤色骨髄で92 m rad、生殖腺で78 m rad、骨表面で84 m rad、肺で110 m rad程度と推定している。いずれにしても、非常に低い線量で、その影響の有無や程度を明らかにすることは、学問的な意味ばかりでなく、低レベル放射線の影響評価上からも重要な意味をもっている。

もし、低レベルの自然放射線による連続被曝が、有害となる程の量であれば、人類集団や他の生物集団にもそれによる影響が生じてくるであろう。地球上には、宇宙線の高い所や土壌・岩石に放射性物質が多量に含まれる所など自然放射線レベルが、平均よりも高くしかもそこで長年にわたり人類が生活を営んでいる地域が各所に存在している。人類への自然放射線の影響は、それらの高放射線（能）地域と平均レベル地域の住民の疫学調査、野生動物集団の調査の比較研究として進められてきた。一般に、低レベル放射線の被曝で問題となる影響は、白血病はしめ種々の癌の誘発、胎児への影響、遺伝的影響が主なものであるが、^{1)~6)} 自然放射線に関する調査もそれらを対象に行われている。個々の報告については、すでにまとめたものがあるので、⁷⁾ それをみて頂くことにして、ここでは、それらの結果を総合的に眺めながら自然放射線の影響研究の現状をレビューし、その上でいくつかの動物実験的なアプローチをあわせて考察し、問題を整理してみた。

表 1 自然放射線の高い地域住民の発癌に関する疫学調査の結果

疾病	調査国	調査	結果	報告者
骨肉腫	アメリカ	1949～1955年にわたる9地方における自然放射線との関係 花崗岩地域住民の調査。詳細不明	—	BugherとMead (1958) ⁸⁾
白血病	フランス	4都市6地域に分けて自然放射線と白血病過剰死亡率の調査。社会経済的因子との関連が大	±	Roubaultら (1958) ⁹⁾
白血病	スコットランド	0～5310フィートにわたる標高差のある163都市における調査。宇宙線強度と白血病頻度の関係はない。	—	Court BrownとDoIl (1960) ¹⁰⁾
白血病,リンパ腫	アメリカ	花崗岩地域の調査。詳細不明	—	CraicとSeidman (1961) ¹¹⁾
白血病	ポーランド	土壌中のウラン化合物の多い地域と少い地域の調査。予備的な結果	+	Pewaら (1962) ¹²⁾
癌	イタリヤ	ニューイングランド地方を花崗岩地域、石灰岩地域に分けて1924～1954年にわたる分析を行ったが否定的	—	Gianferrariら (1962) ¹³⁾
白血病	アメリカ	米国人の地形的分布と白血病の関係分析。放射線以外の発癌要因の関連性の方が大	—	Segall (1964) ¹⁴⁾
白血病	アメリカ	1950～1965年にかけて標高と白血病などの頻度を分析	—	Eekhoffら (1974) ¹⁵⁾
白血病他	アメリカ	三朝, 増富地域の調査	—	MasonとMiller (1974) ¹⁶⁾
癌	日本	アメリカ各州の自然放射線レベルと白血病の頻度の相関性を調査	—	黒川ら (1975) ¹⁷⁾
白血病	アメリカ	アメリカ各州の自然放射線レベルと白血病の頻度の相関性を調査	—	Jacobsonら (1976) ¹⁸⁾
悪性腫瘍	アメリカ	日本全国の自然放射線レベルと白血病の頻度を各都道府県別に分析し, 相関性を調査	—	FrigerioとStowe (1976) ¹⁹⁾
白血病	日本		—	栗冠 (1977) ²⁰⁾

2. 発癌に関する疫学調査

白血病はじめいくつかの癌について発表されている調査結果は、表1にまとめて示してある。その多くは、宇宙線や地殻に含まれる放射性物質に由来する放射線量と種々の癌の過剰死亡率(数)の関係を、広い地域にわたって、しかも何年にもわたるデータを下にして、集団の年齢構成や社会経済的要因などを対応させて分析したものである。しかし、フランスとポーランドのデータを除いたほとんどの調査結果は、『高レベルの自然放射線と白血病などの癌の発生率の増加には、相関性が認められない』という否定的な結論となっている。それらの報告の中には、白血病などによる死亡の増加と放射線以外の要因との間には、相関性を認められているものも少くない。フランス・ポーランドの報告は、調査集団などの詳細に不明な点が多く、再検討が必要である。

白血病に関する例として、アメリカ各州の自然放射線レベルと白血病発生率の関係を、図1に示してある。¹⁸⁾ アメリカ各州の自然放射線レベルは、63.4 m rem/年(フロリダ)

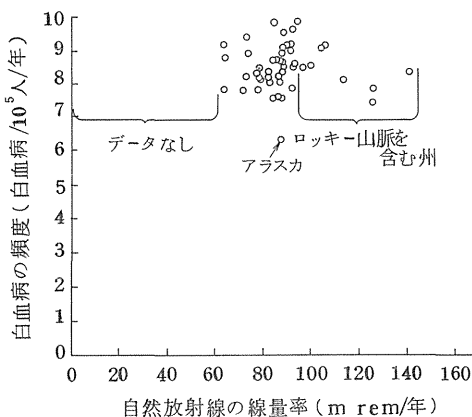


図1 アメリカ50州における白人男子の白血病発生頻度と自然放射線の年間線量率の関係 (Jacobson ら, 1976)¹⁸⁾

～142.0 m rem/年(コロラド)の間に分布しており、アラスカやロッキー山脈を含む州で高い。しかし、白血病の頻度は、どの州も大きな差はなく、自然発生率(6.4例/10⁵人/年)の範囲に含まれてしまう。傾斜はゼロとなり、自然放射線レベルと白血病の頻度増加は関連性がうすいということになる。同様のことが、わが国においても調査されており、各都道府県の自然放射線レベルと白血病死亡率の分析から、アメリカの場合と同じ結果が報告されている。²⁰⁾ また、Frigerio と Stowe は、¹⁹⁾ 分析を全悪性腫瘍に拡大し

て調査したが、Jacobson¹⁸⁾が白血病の分析でえたと同様の結果になっている。

表2 自然放射線の胎児におよぼす影響に関する調査結果

調査項目	調査国	調査結果	報告者
先天性異常	アメリカ	1948～1955年にわたるニューヨーク州の出産約125万例について自然放射線レベルと先天性異常の相関性を分析。他要因との相関性はなかったが放射線レベルとは有意の相関性。	Gentryら (1959) ²¹⁾
新生児死亡率	アメリカ	1949～1951年にわたり163都市地域を対象として宇宙線との関係を分析。	CraigとSeidman ¹¹⁾ (1961)
新生児死亡率 出生時体重	アメリカ	1950～1957年にわたる資料を用いて、高度(標高)、自然放射線レベルなどとの関係を分析。自然放射線レベルとの相関性は否定されたが、高地での死亡率が高く体重も小さい傾向があり、環境要因(酸業圧など)との関連性が示唆されている。	KrutchmanとGrahn ²²⁾ (1959)
先天性異常による死亡率	全世界	致命的先天性異常による死亡率の世界的分布は、宇宙線の全エネルギーフラックスを尺度としたバックグラウンド放射線に関連している。	GrahnとKrutchman ²³⁾ (1963)
		Wesleyの分析は、理論そのものに問題ありとして批判している。従ってWesleyの結果は否定的。	Wesley (1960) ²⁴⁾
ダウン症	アメリカ	ニュージーランド地方の自然放射線レベルとの相関性を分析。	Spiersら(1960) ²⁵⁾ Brues (1961) ²⁶⁾
ダウン症	アメリカ	1954～1959年にわたるコロラド、ミシガン、ミネソタ州の98万例の出産について自然放射線レベルとの相関性を分析。	Segalら (1964) ²⁷⁾ SchumanとGullen ²⁸⁾ (1970)

3. 胎児にたいする影響に関する疫学調査

胎児にたいする放射線の影響については、医療被曝や原爆被曝の集団から定量的なデータがあり、成人と異り放射線感受性が高いことが知られている。自然放射線についても、高レベル地域で先天性異常、新生児死亡率、ダウン症の頻度など疫学調査が行われているが(表2)、Gentryら²¹⁾、Wesley²⁴⁾のデータ以外は否定的な結果となっている。

Gentryらの結果は、ニューヨーク州で1948～1955年にわたって生まれた約125万例について、先天性異常と種々の要因の相関性を分析したものである。それによると、先天性異常の頻度は、風疹、医療放射線、血縁関係、社会経済的要因などとは関連性が認められず、地表や地殻に含まれる放射性物質の量、外部放射線レベルと相関性が示されている。そこで、Gentryらは、他に有力な原因が明確になるまでは、自然放射線が第一の原因と考えるのが望ましいのではないかと結論している。

Wesley²⁴⁾は、「地球上のある特定の地点において、生物学的に有効なバックグラウンド放射線は、その地点の宇宙線の全エネルギーフラックスに比例する」という理論に基づいて、世界各地の先天性異常の頻度を分析し、『致命的な先天性異常による死亡率の世界的な分布は、宇宙線の全エネルギーフラックスを尺度としたバックグラウンド放射線と関連して変動する』という結論を導いている。しかし、その思考過程が、Spiersら²⁵⁾、Brues²⁶⁾によって強い批判をうけ、Wesleyの結論は否定されている。

このようなわけで、胎児にたいする自然放射線の影響は、Gentryらの消極的な肯定データを除いて、すべて関連性が少ないと考えてよいであろう。

4. 遺伝的影響に関する疫学調査

遺伝的影響に関する調査研究に、世界的に有名なインド、ブラジルの高レベル地域の住民を対象としたものが多い(表3)。表に示した中には、遺伝的影響の意味を拡大して、染色体異常、すなわち細胞遺伝学的影响も含めている。

インドのケララ地方住民の疫学調査は、妊性³¹⁾、性比³¹⁾、先天性異常の頻度³¹⁾、乳幼児死亡率³¹⁾、手掌紋や指紋³⁴⁾などを指標として調査されているが、結果は否定的である。ブラジル大西洋岸の高レベル地域(ガラバリを含むエスピリト・サント州)の調査結果も同様である。^{32), 33)}自然放射線レベルと相関性を報告した例は、ケララ地方のダウン症(12例/12918例、対照区0/5938例)、精神発達の遅れや四肢の異常をとともなる障害児の頻度のみである。^{39), 40)}しかし、このデータについては、その後Kochupillaiらによって、比較した調査集団の構成や統計処理に問題点のあることが指摘され、データとしての信頼性はそう高くない。^{41), 42)}

染色体異常の誘発頻度は、事故や医療・職業被曝などの際に生物学的線量測定として広く利用されており、すぐれた指標の一つである。この方法は、ブラジルのガラバリ地区(640 mR/年、対照区100 mR/年)の住民の調査にも応用されており、高レベル地区の居住者に染色体異常、特に染色体切断をとともなる構造異常(特に二動原体染色体など)が

表 3 自然放射線の遺伝的影響に関する調査結果

調査項目	調査地域	調査結果	報告者
染色体異常	ブラジル太西洋岸	血液培養による住民の染色体異常 (二動原体染色体)	Penna Franca ら (1965) ²⁹⁾ Cullen ら (1968) ³⁰⁾
妊性, 性比, 先天性異常, 乳幼児死亡率	インド クララ地方	住民の遺伝疫学的調査	Gopal-Aynger ら (1972) ³¹⁾
妊性, 性比, 先天性異常, 死産, 乳幼児死亡率	ブラジル太西洋岸	住民の遺伝疫学的調査	Freir-Maia (1972) ³²⁾ Freir-Maia と Krieger (1978) ³³⁾
手筈数, 指数	インド クララ地方	6つの量的形質について調査	Ahuja ら (1973) ³⁴⁾
染色体異常	ブラジル, ガラパリ	血液培養による住民の染色体異常の調査	Barinski ら (1975) ³⁵⁾ Penna Franca (1977) ³⁶⁾
染色体異常	オーストリア バンドガスタイン	血液培養による住民の染色体異常の調査	Pohl-Riilling ら (1976) ³⁷⁾
染色体異常	インドケララ地方	血液培養による住民の染色体異常の調査	George ら (1976) ³⁸⁾
先天性異常をも なう遺伝障害	アメリカ	アメリカ各州の自然放射線レベルと遺伝障害頻度を分析 住民の遺伝疫学調査によりダウン症が高 率に発生していることを報告 Kochupillai らのデータを検討して調 査集団に問題あることを指摘	Frigerio と Stowe (1976) ³⁹⁾ Kochupillai ら (1976) ⁴⁰⁾ Verma ら (1977) ⁴¹⁾ Sundarum (1977) ⁴²⁾ Edwards と Harnden (1977)
ダウン症, 染色体異常	インド クララ地方		

高頻度に現われている（表4）。最近インドのケララ地方の住民にたいしても、この方法で調査が開始されている。³⁸⁾

表4 ブラジルの高放射能地域住民の細胞遺伝学的調査

調 査 集 団	ガラバリ住民	対 照 区 住 民
調 査 した 人 数	202名	147名
観 察 細 胞 数	13242	9001
異 数 性 細 胞	689 (5.20%)	510 (5.66%)
染 色 分 体 型 異 常	404 (3.05%)	328 (3.64%)
染 色 体 型 異 常		
欠 失	133 (1.00%)	77 (0.85%)
二 動 原 体 染 色 体	15 (0.11%)	6 (0.06%)
環 状 染 色 体	5 (0.03%)	0 (—)
切 断 の 総 数*	173 (1.30%)	89 (0.98%)

* : P < 0.05

(Barcinski ら 1975³⁵⁾
Penna Franca 1977³⁶⁾

これらの染色体異常誘発に關与するのは、生体内の²²⁸Raの量ではなく、²¹²Pb、²¹²Biの空中濃度であろうと考えられている。³⁶⁾ 実際に、モナザイト鉱山の低レベル（²¹²Pb濃度は0.007 pCi/ℓ）と高レベル（0.9 pCi/ℓ）両区の作業員の調査で、二動原体染色体を保有する細胞の頻度に有意な差（それぞれ3.6%、20.0%）が認められている。これらの結果は、体内に沈着した長寿命の²²⁸Raよりも、空气中に存在する²¹²Pb、²¹²Biなど短寿命核種の方が染色体異常の誘発に寄与していることを示すものであろう。

染色体異常に關するもう1つの定量的なデータは、オーストリアのバドガスタイン地域の調査からも出されている。^{37) 43)} ここは、中央アルプスに位置し、1日500万ℓの湯が出る温泉保養地であるが、湯と共に200 mCiの²²²Rnも空气中に放出されている。従って、住民ならびに温泉に働く医療従事者は、“血液線量”として、γ線は80～260 mrad/年、α線は0.8～1600 m rad/年の範囲で、その両者を仕事の内容に応じた組合せて加えた放射線量をうけている。この集団の染色体異常（122名よりえた30590細胞を分析。異常は切断に換算）を調査したところ、図2に示した線量—効果関係がえられている。一般住民の染色体異常頻度は、被曝線量に比例して増加するが、200 mradをこえるとプラトーになってしまう。しかし、温泉に働く医療従事者（41℃の温泉が出る²²²Rn 3 n Ci/ℓ、湿度95%の室内で毎日2～4時間作業）では、200 mradをこえても頻度は増加を示している。これは、両群の被曝した線量よりも線質の違い、前者はγ線、後者はα線を主とした連続被曝によるものと考えられている。

また、温泉で働く医療従事者のリンパ球では、不定期DNA合成能が有意に増加し、半

保存的DNA合成能の低下がみられることが最近報告されている。⁴⁴⁾この分子生物学的指標は、障害の発現とも重要な関係をもつものであるから、今後さらに検討すべき問題であろう。

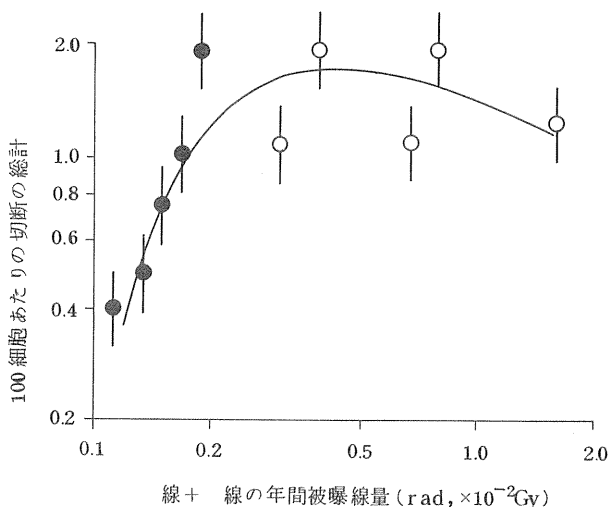


図2 バドガスタイン地域住民 (○) と温泉における医療従事者 (●) のリンパ球にみられる染色体異常の線量—効果関係⁴³⁾
(Pohl-Rüling ら, 1978)

5. 高放射能地域の野生動物集団に関する調査

生体におよぼす高レベルの自然放射線(能)影響を調査する方法として、すでに述べた人類集団に関する疫学調査の他に、その地域に生息する野生動物集団を対象とする調査も有用である。そして、いくつかの生物種について調査され、報告されている。⁴⁵⁾

Grüneberg らは、⁴⁶⁾⁴⁷⁾ インドのケララ地方 (180 μ R/hr) に生息する野生クマネズミ (*Rattus rattus* . 高放射能区より 438 匹, 対照区より 458 匹) について、歯や骨の大きさ (21 項目), 骨格の変異 (26 項目) などの量的形質ならびに妊性や胎内死亡 (4 項目) を調査している。しかし、高放射能区集団では分散が多少大きくなっているだけで、両区間に有意差が認められていない。全生殖期間にわたる蓄積線量は約 1 R となるので、クマネズミがケララ地方に住みついてからおよそ 300 年の間に 500 世代を経たとして、集団全体の蓄積集団線量は 67 ~ 500 R と見積られる。これだけの線量をうけた集団についても、その遺伝的影響は検出されなかったのである。

Verkhouskaya らは、⁴⁸⁾ ソ連国内のラジウムやウランを多量に含む地域 (詳細な記載

はないが、レベルは4～8 mR/hr。 対照区に 1×10^{-2} mR/hr)に生息するハタネズミ (*Microtus Oeconomus.*)の精巣重量や造精機能を調査している。高放射能区では、精巣重量の減少、細精管組織の破壊が著しく、精子形成が阻害されるために若令個体は最初の繁殖期に60%不妊になっている。Maslevら⁴⁹⁾も、放射性物質と常時接触して生活する野生の小型哺乳動物では、生殖上皮の破壊、妊性の低下、胎内死亡率の上昇などの障害が高率に生じていることを報告している。この地域の自然放射線レベルは、インドのクララ地方よりも20倍近く高いわけで、ハタネズミは6ヶ月で17～35 Rの被曝をうけることになる。

Takahashi⁵⁰⁾は、ブラジルの高放射能地域モロ・ド・フェロ地域(0.1～3.2 mR/hr)に生息するサンリ (*Tilyus bahiensis.*)の精母細胞で染色体異常が増加していることを報告している。野外におけるサンリの生態(年齢や行動など)が十分わかっていないため正確な線量を求められないけれども、採集地点のレベル(0.8～1.5 mR/hr)で被曝していると推定され、年間線量は7.80～13.14 Rとなる。この地点で集められたサンリの染色体異常の頻度は、対照区に比較して有意に高く、それを保有する細胞もモロ・ド・フェロから離れると共に減少している(図3)。従って、それらの染色体異常は、蓄積線量と関連していると考えられる。

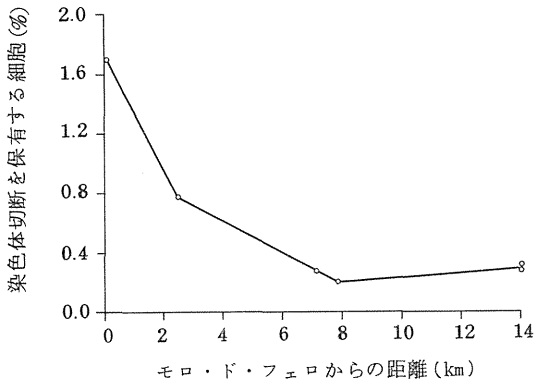


図3 サンリの精母細胞にみられる染色体異常の頻度とモロ・ド・フェロからの距離で示した観察個体の採集地点の関係 (Takahashi 1976)⁵⁰⁾

ネズミやサンリは、地表～半地下生活をするので土壌中の放射性物質と常時接触しているし、食餌を経て体内にそれを摂取している。それらの生態学的行動や幾何学的生活空間は人類と著しく異なるし、回復などの生理機能も異っている。従って同一地域に生活した

としても、被曝線量は動物の方が大きくなり、影響も同じ傾向となる可能性もあるので、一概に野生動物集団の結果から人類への影響を論ずることは困難であろう。

6. 実験的なアプローチ

われわれがうける自然放射線は、ごく低レベルの連続被曝なので、低線量率の連続照射を行った動物実験から影響を知るための手がかりはえられないであろうか？そこで、いくつかの動物実験の結果について検討して行くことにする。

その第1は、低線量放射線の連続照射の条件下、すなわちγルームで、一生あるいは数世代にわたるマウスやラットの長期飼育実験である。これについては、たくさんの研究がなされているが、それらは必ずしも自然放射線のモデル実験として行われたものではないし、線量率もいろいろである。その中から使用した線量率の低いものをまとめたものが表5である。もっとも低いものでも19.5 mR/hrで、高レベル地域の自然放射線より2～3桁高く、それ以下の線量率では、影響の検出は困難はなるであろう。

Whittingham⁶⁰⁾は、-196℃で凍結保存したマウスの初期胚(8細胞期)を子宮内に再移植すると発生を継続できることを利用して、低レベル放射線の影響を調べている。400 μCiの²²⁶Raを線源として、アンブルにつめて凍結保存中の胚に、0.0219, 0.112, 1.043 m rad/hr(バックグラウンドは0.0124 mrad/hrなので、それぞれその1.8倍, 9倍, 84倍のレベルとなる)の線量率で6～8ヶ月, 10～12ヶ月, 27～29ヶ月間γ線を照射する。その結果(図4)をみると、①子宮に戻した時の生残率はどの群でもほぼ同じである。②胎児まで発生する頻度は84倍レベルの群のみ低下していることがわかる。その低下は、9倍レベルで27～29ヶ月間照射した群と84倍レベルで6～8ヶ月間照射した群の所で認められ、その時の蓄積線量は、それぞれ2.4 rad, 5.8 radである。自然放射線レベルに比較して線量率も高いし、観察された影響がすべて放射線由来のものであるといきれない面もあるので、再検討が必要であろう。

幼若マウスの卵母細胞は、生体系の中でも放射線感受性の高いものの1つである(LD₅₀は、⁶⁰Co γ線で8 rad, ²¹⁰Po α線で0.1 rad)。Dobson^{61) 62) 63)}は、この卵母細胞にたいするトリチウム水連続投与の影響を調べており、0.085 μCi/lの割合で33日間投与すると(蓄積線量は0.79 rad)、その数が十数%減少することを報告している。トリチウムは、核燃料サイクルの運転によって環境中に放出され、そのレベルが上昇するので将来は問題になるであろう。しかし、霊長類の卵母細胞の感受性は、アカゲザルの新生児2000 R、成体7000 R、ヒトで5000 Rとマウスに比較して著しく高いので、⁶⁴⁾マウスのデータと直接比較するのは問題である。

自然放射線の影響と比較検討するという意味で、哺乳動物を用いた低レベル放射線連続照射の実験結果をいくつかみてきたのであるが、線量率が自然放射線レベルよりもかなり高くなければ明確な影響を検出できないし、そのデータのヒトへの外挿にも問題が残されているというのが現状である。

表5 低線量率の⁶⁰Coγ 連続照射実験の結果

動物	線量率	照射法	観察された影響	報告者
マウス	0.43 R/日 (22時間)	1世代3.44 Rで3代 連続照射	劣性突然変異, 不妊, 半不妊などが有意で はないか増加	Muramatsu ら ⁵¹⁾ 52) (1963, 1965)
マウス	1 R/日 (11~17時間)	30代連続照射	不妊は増加しないが, 繁殖率, 1腹仔数は 減少	Searle (1964) ⁵³⁾ Gowen と Stadler ⁵⁴⁾ (1964)
マウス	1.2, 2.6 R/日 (22時間)	10代連続照射	性比, 繁殖力にめだつた影響は認められな い	Muramatsu ら ⁵⁵⁾ 56)
マウス	1, 6 R/日 (22時間)	1世代の全生殖期間 を連続照射	成長阻害, 精巣への障害	(1966a, b)
マウス	6 R/日 (22時間)	1世代の全生殖期間 を連続照射	精巣, 卵巣の重量減少, 生殖細胞数の減少 生殖力の低下	Muramatsu (1974) ⁵⁷⁾ Muramatsu ら (1978) ⁵⁸⁾
ラット	2 R/日	12代連続照射	妊性の低下, 1腹仔数の減少	Brown (1964) ⁵⁹⁾

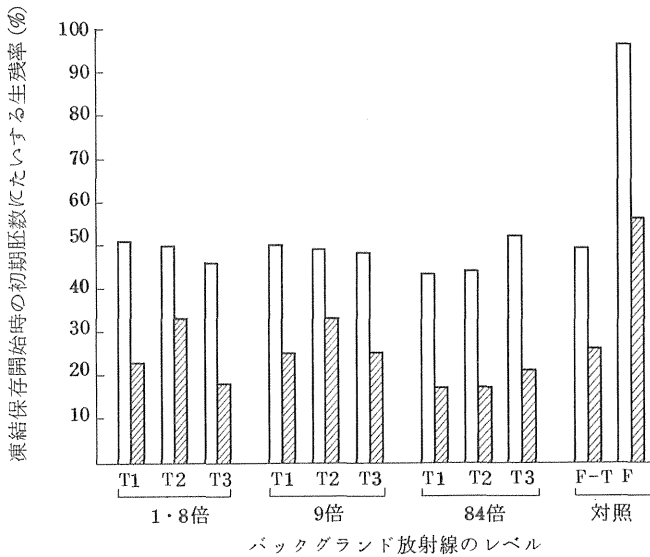


図4 — 198℃で凍結保存中に照射したマウス初期胚（8細胞期）の生残率（□：桑実期～胞胚初期で観察；■：胎児～新生児で観察；▨：196℃における保存期間はT1：6～8ヶ月；T2：10～12ヶ月；T3：27～29ヶ月；F-T：24時間；F：凍結せずに移植）

(Whittinghamら1977)⁶⁰⁾

7. 低レベル放射線の影響評価に関する2・3の問題

今までのべてきた高放射線（能）地域住民の疫学調査を総合すると、①発癌、胎児への影響ともに、ほとんどすべてのデータが、自然放射線との相関性を否定しており、②正の相関が示されたのは染色体異常だけであり、また③いくつかのデータは、今後も検討すべき疑問を残しているということになるであろう。そして、高放射線地域の野性動物集団や動物実験のデータを、評価に利用するには、まだ多くの解決すべき問題が残されているのである。

障害評価に際して、現在多くの公的機関では、『高線量域の生物効果を、閾値なしの直線性として低線量域まで外挿し、低レベル放射線の影響を見積る方が放射線防護上望ましいであろう』という立場をとっている。^{1)～6),65)}そこで、線量—効果関係がすでに明らかにされ、しかも評価にも利用されている白血病、染色体異常をとりあげて、自然放射線との関連から2・3考えてみたい。

白血病に関する胎内被曝、原爆被曝の定量的なデータを、先へのべたアメリカの自然放射線のデータと一緒に同一グラフ上に並べてみたのが、図5である。¹⁸⁾先ず慢性被曝につ

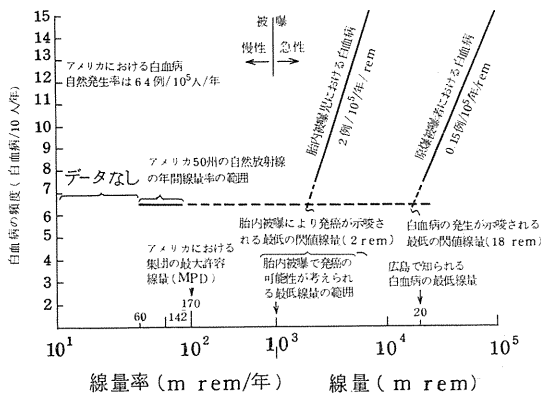


図5 白血病の発生頻度と年間線量率，線量についての自然放射線被曝，胎内被曝，原爆被曝に関するデータの比較（点線は観察値をこえての外挿）
（Jacobsonら，1976）¹⁸

いてみると、①60 m rem/年以下のレベルではデータがないけれども、この線量域では影響は検出できないであろう。②60～142 m rem/年（各州の自然放射線レベル）の線量域における白血病発生率は自然発生率の範囲である。③アメリカの集団にたいする年間最大許容線量（MPD）は、170 m rem/年で、自然放射線レベルより上に位置しているということになる。また、胎内被曝、原爆被曝（長崎の集団では100 rem 以下は有意でないが、広島集団では20～40 rem で増加が認められている）の線量効果関係と自然放射線の結果を、それぞれ延長してみると、交点は、胎内被曝で2 rem、原爆被曝で18 rem となる。それは、MPDのそれぞれ10倍、100倍に相当する線量である。このようないくつかのデータの比較はわれわれにいろいろのことを考えさせてくれる。Jacobson らは、それを整理して、アメリカのMPDは十分低く保たれているし、2 rem、18 rem という値は幼児と成人における白血病誘発の閾値を示唆しているのではないかという見解をのべている。

染色体異常の誘発は、もっとも線量－効果関係が研究されている指標の1つである。ヒトでは、5 rad 以上の高い線量域で対数直線性を示す多くのデータが報告されている。⁶⁵⁾ そのデータに、ブラジルやオーストリアの高放射能地域住民のデータや5 rad 以下の線量域のいろいろなデータを集めて、同一グラフ上に示したものが図6である。⁴³⁾ この図では、割合高い線量域のデータは主に急照射の、そして数 rad 以下のデータは主に慢性被曝の結果であるという問題はあるけれども、その線量－効果関係は、A、B、Cの3部分に区別される。30 rad 以上の線量域（C）ではよく知られている対数直線性の関係であ

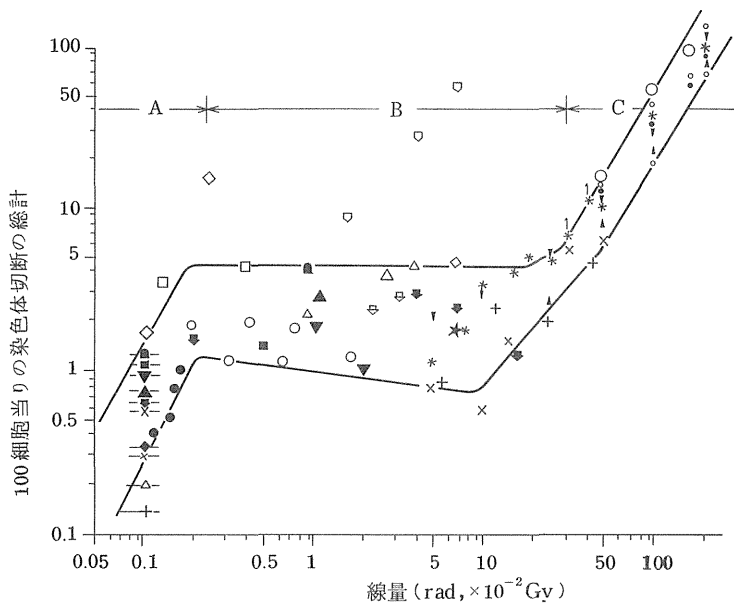


図6 低線量域における染色体異常の線量-効果関係

γ 線慢性被曝, ●: バドガスタインの集団, ■: ブラジルの集団, ●: モナザイト鉱夫 (ブラジル), ▲: 原子力工業作業従事者 (アメリカ), ▼: 職業被曝者 (オーストリア), ■: 職業被曝者 (イギリス), ◆: 職業被曝者 (デンマーク)
 α 線慢性被曝, □: ダイアルベインター (イギリス), ◇: ダイアルベインター (チェコスロバキア), □: トロトラスト患者 (オーストリア), ○: バドガスタイン温泉の医療従事者, △: ウラン鉱夫 (アメリカ)
 低LET急性被曝, *: *in vivo* 局部照射患者 (アメリカ), |: *in vivo* ^{60}Co γ 線事故被曝 (アメリカ), *: *in vitro* ^{60}Co γ 線照射 (ソ連), +: *in vitro* X線照射 (アメリカ), ×: *in vitro* X線照射 (イギリス), .: *in vitro* ^{60}Co γ 線照射 (アメリカ), ○: *in vitro* 線照射 (アメリカ), ○: *in vitro* X線照射 (アメリカ), ▼: *in vitro* X線照射 (イギリス), ▲: *in vitro* ^{60}Co γ 線照射 (イギリス)

(Pohl - RÜling ら 1978)⁴³⁾

るが、30 ~ 0.2 rad の線量域 (B) では線量に関係なくプラトーであり、さらにそれ以下の自然放射線レベルを含む線量域 (A) では、高線量域のCの部分と同じく対数直線性の関係を示している。従来行われてきたように高線量域のデータから直線性の外挿をしたのでは、図6の結果を十分に説明できなくなりそうである。低線量域の結果 (グラフのA、Bの部分) が、対照群 (正確にいえば、この群も平均して100 m rem/年の自然放射線を

うけているのであるが)の変動巾の中に入るものなのかどうか、そしてそれは高線量域の線量—効果関係と明らかに異なるものなのかどうか、さらに検討する必要があるであろう。

このように、割合データが揃っている白血病や染色体異常についても、高線量急照射から外挿してきたものと低レベル緩照射の自然放射線のデータとの接点附近(低線量域では複雑な問題が派生してくる。⁶⁾⁶⁵⁾それは、両者の間で被曝様式や線質の違い、生体側の回復能の違いなどの要因が、関係しているからかも知れない。しかしながら、低レベル放射線の評価が一般公衆の防護のために必要なものであり、かつ自然放射線のデータがそれに重大なかわりあいをもっている以上は、白血病や染色体異常の比較で派生してきたような問題点を、十分に、そして慎重に考慮すべきであろう。

このような時に、大きな意味をもってくるのがLatarjetの提唱した“practical threshold(実用上の閾値)”である。⁶⁶⁾発癌のような身体的効果にせよ、遺伝的影響にせよそれ以下の線量では、障害の発生頻度の増加が認められない線量がある。1例としてあげれば、フランスの自然放射線レベルは180～350 m rem/年の範囲におよぶが、高レベル地域住民と低レベル地域住民の間で白血病の発生頻度には差が認められていない。閾値は、ある種の癌では明らかにみられるし、その有無は理論上での意味はあっても放射線防護の観点からすれば実際的なものとはいにくい。そこで、それ以下の線量では障害の発生頻度に有意な増加を認められない線量を、放射線防護上の目安、すなわちpractical thresholdとしてはどうかというのがLatarjetの意見である。図5、6に示されている白血病と染色体異常のデータの解釈に、この概念を導入してはどうかであろうか?例えば、白血病についてみると、胎児の2 rem,成人の18 m remという値が、実用的な意味でのpractical thresholdとなりうるのではなからうか?一応は現時点で議論する価値があると思われる。

8. お わ り に

自然放射線から人体がうける線量は、きわめて低レベルのものであり、またそれによって生じてくる影響もあつたとしても僅かなものであろう。人類集団の疫学調査には、種々の要因が介在してくるために、人類にたいする、自然放射線の影響調査を行うのは非常に難しい問題であるといえるゆえに、低レベル放射線の影響評価に欠くことのできないものであるから、調査の方法論も含めて今後共継続すべき重要な研究課題の1つである。

自然放射線の人体にたいする影響を考える方法として、UNSCEARやBEIR委員会が推定している単位線量当りの危険度を基準として、国民線量などから生じるであろう障害の量を算出し、自然放射線の寄与分を数値として比較検討することもできる。しかし、その数値はあくまでも多くの仮定をおいた計算上のものなので、この解説ではあえてその比較検討せずに、すでに報告されている疫学調査の結果の検討を中心としたこととおことわりしておく。この問題については、稲葉博士が別の論文でのべているので参照して頂きたい。

自然放射線の影響を考える場合に、重要なもう1つの要因は、他の環境変異原との関連性で、それを無視して影響評価することはできない。近代社会においては、われわれの周囲に天然あるいは人工的に合成した非常に多くの化学物質が存在している。その中には、発癌性や変異原性が確認されているものも多数含まれており、健康への影響が大きな問題となっている。アメリカでは、自然放射線と発癌との関連性が否定されたが、癌死亡の地理的分布をみると、肺、膀胱、肝などの癌は、工業地帯の都市で高率に発生していることが報告されている。^{67) 68)} これは重要な問題である。これからは、健康を阻害するこれらの環境変異原についても調査を進めて、自然放射線はじめ種々の線源による被曝との関連性を総合的に評価しなければならないであろう。^{6) 65) 69)} そして、その評価には多くのデータが出されている放射線の影響を基準として比較するのが適切であろう。^{70) 71)} また、人類の生活を豊かにする目的で開発された諸技術に由来する放射線 (TENR, technologically enhanced natural radiation) が、環境レベルに加わるので、環境変異原と共にその影響を調査する必要性も生じてくるであろう。¹⁾

(松村 晋)

参 考 文 献

- 1) United Nations (1977) Sources and Effects of Ionizing Radiation: UNSCER 1977 Report.
- 2) ICRP (1959) ICRP Pub. 14, Pergamon Press.
- 3) NAS-NRC (1972) The Effects on Population of Exposure to Low Levels of Ionizing Radiation (BEIR Report)
- 4) NAS-NRC (1974) Research Needs for Estimating the Biological Hazards of Low Doses of Ionizing Radiation , 18:206~216, 231~238; 19: 9~12, 29~33 12)
- 5) Upton, A. C. (1974) Progr. Atom. Med., 4:1~40.
- 6) 村松 晋 (1976) 放射線科学, 20 : 36-40
- 7) 江藤秀雄・村松 晋 (1976) 同上, 18 : 21-26
- 8) Bugher, J. C. & P. A. Mead (1958) Proc. 2nd Intern. Conf. Peaceful Uses Atom. Energy, 23:165~171.
- 9) Roubault, M. *et al.* (1958) Compt. Rend. Acad. Sci., 247: 369~371.
- 10) Court Brown, W. M. *et al.* (1960) Brit. J. Med., i: 1753~1759.
- 11) Craic, L. & H. Seidman (1961) Blood, 17: 319~327
- 12) Plewa, S. *et al.* (1962) Pol. Arch. Med. Wewn., 32:844~849

- 13) Gianferrari, L. A. *et al.* (1962) Bull. WHO., 26:696~697.
- 14) Segall, A. (1964) Blood, 23: 250~261.
- 15) Eckhoff, N. D. *et al.* (1974) Health Phys., 27:377~380
- 16) Mason, T. J. & R. W. Miller (1974) Radiation Res., 60: 302~306.
- 17) 原安協. (1975) 自然放射能とその影響 — 疫学的検討の試み。
- 18) Jacobson, A. P. *et al.* (1976) Am. J. Pub. Health, 66:31~37.
- 19) Frigerio, N. A. & R. S. Stowe (1976) Biological and Environmental Effects of Low Level Radiation, II:385~393, IAEA, Vienna.
- 20) 栗冠正利 (1977) 日本放射線影響学会, 第20回大会シンポジウム講演。
- 21) Gentry, J. T. *et al.* (1959) Am J. Pub. Health, 49:497~513.
- 22) Krutchman, J. & D. Grahn (1959) USAEC Rep. TID-8204
- 23) Grahn, D. & J. Krutchman (1963) Am. J. Human Genet., 15: 329-352.
- 24) Wesley, J. P. (1960) Intern. J. Radiat. Biol., 2:97~118.
- 25) Spiers, F. W. *et al.* (1960) *ibid.*, 2:235~236.
- 26) Brues, A.M., (1961) *ibid.*, 3:99~100.
- 27) Segal, A. *et al.* (1964) J. Chronic Dis., 17:915~932.
- 28) Schuman, L. M. & W. H. Gullen (1970) Ann. New York Acad. Sci., 171:441~453.
- 29) Penna Franca, E. *et al.* (1965) Health Phys., 11:699~712.
- 30) Cullen, T. L. *et al.* (1968) *ibid.*, 15:188~189.
- 31) Gopal-Ayenger, A. R. *et al.* (1972) Proc. 4th Intern. Conf. Peaceful Uses of Atom. Energy, 11:31~51.
- 32) Freire-Maia, A. (1972) Genetics, 74, Suppl., s84.
- 33) Freire-Maia, A. & H. Krieger (1978) Health Phys., 34:61~65
- 34) Ahuja, V. R. *et al.* (1973) Human Biol., 45:167~179.
- 35) Barinski, M. A. *et al.* (1975) Am. J. Human Genet., 27:802~806.
- 36) Penna Franca, E. (1977) Proc. Intern. Symp. Areas of High Natural Radioactivity, pp. 29 ~ 48.
- 37) Pohl-Rüling, J. *et al.* (1976) Biological and Environmental Effects of Low-Level Radiation, II:317~324, IAEA, Vienna
- 38) George, K. P. *et al. ibid.*, II: 317~324, IAEA, Vienna.
- 39) Kochupillai, N. *et al.* (1976) Nature, 262:60~61.
- 40) Verma, I. C. *et al.* (1977) *ibid.*, 267:729.
- 41) Sundarum, K. (1977) *ibid.*, 267:728.
- 42) Edwards, J. H. & D. G. Harnden (1977) *ibid.*, 267; 728-729.

- 43) Pohl-Rüling, J. *et al.* (1978) IAEA Intern. Symp. Late Biological Effects of Ionizing Radiation, IAEA-SM-224/403.
- 44) Altman, H. & H. Tuschl (1978) *ibid.*, IAEA-SM-224/302.
- 45) Turner, F. B. (1975) *Adv. Radiat. Biol.*, 5:83~144.
- 46) Grüneberg, H. (1964) *Nature*, 204:222~224
- 47) Grüneberg, H. *et al.* (1966) *Medical Res. Council Special Rep. Ser.*, 307.
- 48) Verkhouskaya, I. N. *et al.* (1965) *Radiobiologiya*, 5:720~729.
- 49) Maslev, V. I. *et al.* (1967) 文献 45) より引用
- 50) Takahashi, C. S. (1976) *Radiat. Res.*, 67:371~381.
- 51) Muramatsu, S. *et al.* (1963) *Intern. J. Radiat. Biol.*, 6:49~59.
- 52) Muramatsu, S. *et al.* (1965) *ibid.*, 8:523~531.
- 53) Searle, A. G. (1964) *Genetics*, 50:1159~1178.
- 54) Gowen, J. W. & J. Stadler (1964) *ibid.*, 50:1115~1142
- 55) 村松 晋 (1966a) *日医放会誌* -, 25:1365~1373.
- 56) Muramatsu, S. *et al.* (1966) *ibid.*, 25: 1374-1379.
- 57) Muramatsu, S. (1974) *J. Radiat. Res.*, 15: 121-126.
- 58) Muramatsu, S. *et al.* (1978) IAEA Intern. Symp. Late Biol. Effect of Ionizing Radiation, IAEA-SM-224/215
- 59) Brown, S. O. (1964) *Genetics*, 50:1101~1113.
- 60) Whittingham, D. G. *et al.* (1977) *Genet. Res.*, 29: 171~181.
- 61) Dobson R. L. & M. F. Cooper (1974), *Radiation Res.*, 58:91~100.
- 62) Dobson, R. L. & T. C. Kwan (1976) *ibid.*, 66:515~625.
- 63) Dobson, R. L. (1976) *Biological and Environmental Effects of Low-Level Radiation*, II:57~63, IAEA, Vienna.
- 64) Baker, T. G. (1971) *Mutation Res.*, 11:9~22
- 65) 村松 晋 (1976) 京大原子炉研 Tech. Rep. KURRI-TR-147, pp. 4-13.
- 66) Latarjet, R. (1976) *Bull. du Cancer*, 63:1~10.
- 67) Hoover, R. & J. F. Franmeni, Jr. (1975) *Environ. Res.*, 9:196-207.
- 68) *Environ. Sci. Technol.*, (1975) 9:1116-1121.
- 69) WHO (1977) *Health Implications of Nuclear Power Production, Regional Office for Europe* (放射線科学 2 1 邦訳)
- 70) IAEA (1978) *Recommendation by the Experts at the Advisory Group Meeting on Radiobiological Equivalents of Chemical Pollutants.*
- 71) Committee 17 (1975) *Science*, 187: 503~514 (放射線科学, 19 : 41 - 57 邦訳)

2. 自然放射線によるリスクの試算

はじめに

放射線がそれを受けた個人あるいはその子孫に有害な影響をもたらすことは、定性的にはよく知られている。しかし、これが定量的によく分っているかと言えば必ずしもそおでなく、特に、低線量（率）の放射線被曝の場合その影響を定量的に述べることは極めて困難である。このことは、その道の専門家である村松博士がすでに指摘した通りである。このような現実にもかかわらず、保健物理的観点から環境中の種々の線源による線量の評価に携わる者が、評価した線量が人々の健康に対してどのような意味を持っているかに関し、定量的に知りたいと欲することはごく自然である。筆者はこの欲求に打ち勝てず、自然放射線が人類にもたらしている有害な影響に関し、以下のように文献値を用いて『定量的』推定を試みた。『定量的』のみに注目したことにより、当然のことであるが、その裏にある種々の意味あいでの困難さを無視し多くの仮定を導入したことは、以下を読むにあたって十分に御注意いただきたい。

線量と線量当量

我々の身体の組織や器官はどの位の量の自然放射線を受けているのであろうか。現在のところ、日本人に関する総括的データは残念ながら無い。今回のセミナーなども刺激となって我国での自然放射線被曝レベルに関する情報の収集ととりまとめが近い将来にも行われると思うが、さしあたって、1977年の国連科学委員会報告の値（附属書B、表31）を借用する。表1の「線量」の欄は、1年間に自然線源から受ける組織吸収線量を放射線の線質別に示している。線質が種々である場合、吸収線量だけではそれが放射線被曝のリスクすなわち健康におよぼす有害な影響の重篤度や確率を予想するのは不十分であり、線量当量に換算する必要がある。線量当量に対する考え方は必ずしも単純でない。（国連報告では、レベル篇のみならず影響篇でも吸収線量だけを使用し、線量当量は考察の対象に止めている。）ここでは、簡単のために、放射線防護に用いられているものを適用する。すなわち、ICRP Publication 26から実効的線質係数を α 線が20、 β 線と γ 線は1とし、宇宙線に関しては電離成分を1、中性子成分を10とし、線質係数を除くその他の修正係数を1として、吸収線量にこれらの係数を乗じると、表1の「線量当量」欄の値を得る。尚、吸収線量および線量当量の単位の名称はICRPではグレイ（Gy）およびシーベルト（Sv）を用いているが、ここでは従来のradおよびremを使用する。

表1で特徴的なことは、 α 線が20という大きな線質係数を持つことを反映して、 α 放射線種濃度の高い肺組織での線量当量がきわめて大きくなり、その値は生殖腺の約8倍、

表1 自然放射線による年間組織線量 (mrad) と線量当量 (mrem)

組織, 器官	生殖腺		肺		骨表面細胞		赤色骨髓	
	線量	線量当量	線量	線量当量	線量	線量当量	線量	線量当量
宇宙線								
電離成分	28	28	28	28	28	28	28	28
中性子成分	0.35	3.5	0.35	3.5	0.35	3.5	0.35	3.5
α 線	0.90	18.06	34.49	689.78	7.16	143.18	1.70	33.92
β 線と γ 線	48.36	48.36	50.04	50.04	50.16	50.16	61.69	61.69
計	78	98	113	771	86	225	92	127

骨髄の約6倍である。吸収線量からみて全身はほぼ一様に自然放射線を被曝していると言えるが、線量当量であらわすと身体組織によって大きな差があると言える。

に自然放射線を被曝していると言えるが、線量当量であらわすと身体組織によって大きな差があると言える。

リスク係数とリスク

種々の組織の年間線量当量が出たところで、次にそれが我々にもたらすリスクを問題とする。自然放射線のような低レベルでの放射後のリスクに関し、実証的で定量的な情報は無いから、ここでも話しは単純にはいかない。仕方がないので放射線防護に用いられている考え方を適用する。すなわち、このレベルで考えうる放射線の有害影響は遺伝的障害および悪性腫瘍の誘発であるが、これらの発生確率と放射線被曝の線量当量との間にはしきい値のない直線的比例関係が存在するという仮定の採用である。このような考え方の下でここでは、悪性腫瘍誘発に関しICRP Publication 26 が採択した単位線量当量あたりのリスク係数を、遺伝障害の誘発に関し1977年国連報告（附属書H、表50）に記載されている数値を採用する。尚、遺伝障害のリスク係数は、倍加線量法により低線量、低線量率、低LETの放射線1radあたりの推定値として示されているが、1remあたりに関しても同じ数値が適用できるものとした。これらは表2の「リスク係数」の欄に示してある。これらのリスク係数を見る場合に注意しなければならないことは、悪性腫瘍に関するものではそれが被曝を受けた個人の生涯にわたって発生するであろう確率を表わしていることであり、低線量放射線の影響に関する有名な総説であるBEIR報告とは表現のし方が異っている。遺伝障害のリスク係数の場合は、被曝を受けた個人の未来永劫にわたっての子孫に発生するであろう確率を表わしている。

自然放射線の線量当量と単位線量当量当りで示したリスク係数がそろうと、自然放射線によるリスクはそれらを乗ずることによって得られる。表2の「リスク」の欄に示したものがそれである。前述のようにリスク係数が個人あるいは子孫の未来永劫にわたっての発生確率であることは、自然放射線の場合のような連続照射に適用する場合には都合が良い。

表2 自然放射線によるリスク

組織・器官	有害影響	線量当量	リスク係数	リスク
生殖腺	遺伝障害	2.94 rem/世代	$185 \times 10^{-6}/\text{rem}$	$544 \times 10^{-6}/\text{世代}$
肺	肺ガン	0.771 rem/年	$20 \times 10^{-6}/\text{rem}$	$15.4 \times 10^{-6}/\text{年}$
骨表面細胞	骨ガン	0.225 rem/年	$5 \times 10^{-6}/\text{rem}$	$1.1 \times 10^{-6}/\text{年}$
赤色骨髄	白血病	0.127 rem/年	$20 \times 10^{-6}/\text{rem}$	$2.6 \times 10^{-6}/\text{年}$

すなわち、遺伝障害の場合、人類は何世代も前からほぼ同程度の自然放射線を被曝していた訳で、被曝量とリスクの間には充分な平衡関係が成立している。1世代は約30年であ

るから（事実、昭和50年度人口動態統計によれば子供出産時の母親の平均年齢は約27才夫婦の平均年齢差は約3才である）、生殖腺の年間線量当量 $\times 30$ が遺伝障害にかかわる線量当量であり、リスクは世代当りで表わされる。つまり、出生するもの全てが 5.44×10^{-4} のリスクを持つ、換言して100万人の出生児がいると544人位は自然放射線が起因した遺伝障害を持つと言える。悪性腫瘍の場合も類似して、ここでのリスク係数には潜伏期間や年齢依存性が含まれていると考えることから年間の線量当量は年間のリスクで表わされる。例えば、自然放射線によって1年間に誘発される肺ガンによる死の確率は 1.5×10^{-5} であり、換言して我々は毎年100万人に15人が自然放射線誘発肺ガンで死ぬことを意味している。

実際の死亡率との比較

これまで言及してきた遺伝障害および悪性腫瘍は、放射線だけが誘発する疾病であるというわけではない。放射線以外にもこれら疾病を誘発するものは多数あると考えられているし実際にすでに多くの因子が見つけれられている。自然放射線のリスク推定の最後として種々の因子がからみ合って発生するこれら障害は対し自然放射線はどの位の割合で寄与しているかを見てみよう。

本来なら放射線のリスク計算のもととなった吸収線量を世界平均型の値として国連報告から引用したのだから、その障害発生も世界平均型のものが使用できれば良いのだが、そのようなデータがないので我国の統計を使用することとする。表3は厚生省編昭和50年度人口動態統計からとった我国の人口および死因別年間死亡数を示したものである。表から性別によって死亡数が大きく異なることが明らかであるが、この他に地域別、年代別でも異っていることはよく知られている。ここではそれらを全て無視することとする。表中「通常のリスク」欄は、特定疾病での年間の総死亡数を総人口で除した値であり、例えば日本人1人が1年間に肺ガンで死ぬ確率は赤ん坊からお年寄まで含めた男女の平均値として 1.3×10^{-4} であることを示している。表3の右端欄は、この「通常のリスク」に対する先きに計算した自然放射線によるリスクの寄与分を示している。ごく大雑把に言って、通常発生している白血病や肺ガンの約10%は自然放射線によって引き起されたものである。ということができる。

遺伝障害に関するデータは我国にも無い。しかたがないので、カナダのBritish Columbiaでの調査結果の報告をもとに国連科学委員会が推定した値（附属書H、表9）を借用しよう。優性、劣性、染色体異常、先天的異常等遺伝力の強いのも弱いのも含めた遺伝にかかわりのある障害を持つ子供は100万人の出生あたり105,200人であると推定されている。従って「通常のリスク」は 1.05×10^{-1} であり、自然放射線によるリスクはそれの0.5%にすぎない。もっとも、優性、伴性および染色体異常疾病に限定すれば、その発生数は100万人の出生あたり14,000人と推定されており、それに占める自然放射線によるリスクの割合も約3%となる。

表3 悪性腫瘍による死のリスクおよび自然放射線のリスク

	男	女	総数	通常のリスク	自然放射線によるリスク	自然放射線の割合
人口	54,760,300	56,514,400	111,274,700			
死亡数						
肺ガン (162)	10,711	4,048	14,759	$1.32 \times 10^{-6}/\text{年}$	$1.54 \times 10^{-6}/\text{年}$	0.12
骨ガン (170)	4,24	280	704	$6.3 \times 10^{-6}/\text{年}$	$1.1 \times 10^{-6}/\text{年}$	0.17
白血病 (204~207)	2,321	1,843	4,164	$3.7 \times 10^{-6}/\text{年}$	$2.6 \times 10^{-6}/\text{年}$	0.07
リンパ性 (204)	237	181	418			
骨髄性 (205)	1,259	1,018	2,277			
単球性 (206)	106	66	172			
その他 (207)	719	578	1,297			

() 内の数値：国際病名分類番号

お わ り に

木と竹をつないだような方法ではあるが、自然放射線によって我々が受けているリスクの一部を計算してきた。従来から放射線との関連が云々されてきた白血病と肺ガンで自然発生数の約1割は自然放射線によるものであるとの結果には、筆者は意外に大きいものだという素人的直感を持った。吸収線量の計算、線量当量への換算、リスク係数の決定とそこに含まれる潜伏期間その他、死亡統計の読み方等々、「定量的」に重点を置いたにしろ表に多くの問題を含んでいることは、すでにお断りした通りである。

自然放射線のリスク評価は、原子力の平和利用等人間の活動や行為による多少なりとも放射線被曝によるリスクを評価するときの恰好の練習問題であろう。前者の場合は、線量評価にしろリスク評価にしろ再現性があるからである。環境屋、影響屋、疫学屋等々力を合せ、我国の自然放射線のリスク評価が一層精密で定量的に行われることが望まれる。

(稲葉 次郎)

VI. 總 合 討 論

討 論 参 加 者

市川 竜資	放射線医学総合研究所	(座 長)
阿部 史朗	放射線総合医学研究所	
桂山 幸典	京都大学原子炉実験所	(コメンテータ)
黒川 良康	動力炉・核燃料開発事業団	(")
阪上 正信	金沢大学理学部	(")
下 道国	名古屋大学理学部	
森内 茂	日本原子力研究所	(")

< 総合討論 >

市川 本日の最後のセッションといたしましてこれからただいまより5時まで総合討論を慣例のごとくいたしたいと思います。今回人間環境と自然放射線という題目でおこなわれました環境セミナーの総合討論におきましては、2つに分けさせていただきます。一つは、総合討論のかわりに、問題提起という意味もありましていままでもいろいろ体外ヒバク体内ヒバクそれからそれに寄与するいくつかの上から下までのいろいろなSource、そういったものに関するお話をいただきましたのでそれらをからめて人間の自然放射線による放射線被ばくのまとめとそれについてどんな問題があるかということを議論のきっかけに前おきみたいなお話をいただいて、そのあと何人かお願いしてございます。何人かのコメントとフリーコメントもあるようですからそういったものをこみにいたしまして御討論をいただきたいと思っております。それでは先ず最初に線量のまとめと問題提起という意味で放医研の阿部さんから皮切りのお話を一寸していただきます。

自然放射線線量と問題提起

阿部 いままでも2日間にわたりいろいろみなさんとお話いただきました。さらにはじめと、先ほど特別講演がありましていろいろ自然放射線とうのほかの問題とのつながりのお話があったわけです。いま御紹介ありましたように、私は話のきっかけを作ろうという目的で、先ずはいちばん手っとりばよいのは数字をみなさんにお見せすると都合よろしいのではないかと考えました。次いでその数字について、全体の要点とはとてもいきませんけれども、いままでの話された内容の要点、問題点なんかを指摘しながら説明したいと思えます。

表1に自然放射線による被曝線量を示しました。単位は年間のミリラドです。国連の1977年の報告に対する日本での値を、この2日間の話をきいて書けるものは一応書いて見たわけです。ただ、それが必ずしも一対一にならないことをはじめにお断りしておきます。国連報告からは生殖腺と肺の項目を選び数字を見ていきたいと思えます。

先ず体外照射。宇宙線と大地の2つにわかれます。宇宙線の電離成分は国連報告では28となっております。その値は世界の人口が集中しているところで出されていますがその場所にくらべて、日本の地磁緯度は、低くなっております。その影響で、日本では26という数字になります。体外照射線量は、本来部位ごとに違うのでしょうが、その差は大きくないとしてここでは同じとしてあります。ただこの2けた目がどのでいどかという問題が出て来ます。日本では地磁気緯度が北海道から沖縄までの間で差がありますので宇宙線の線量にも僅少なながら分布があります。

表1 自然源からの組織吸収放射線量(通常の地域)

(ミリラド/年)

部位	生殖腺		肺	
	1977年国連(日本)		1977年国連(日本)	
体外照射				
宇宙線				
電離成分	28	(26)	28	(26)
中性子成分	0.35	(0.35)	0.35	(0.35)
大地からの放射線(γ 線)	32	(33)	32	(33)
体内照射				
^3H (β 線)	0.001	()	0.001	()
^7Be (γ 線)			0.002	()
^{14}C (β 線)	0.5	()	0.6	()
^{22}Na (β 線, γ 線)	0.02	()	0.02	()
^{40}K (β 線, γ 線)	15	(19)	17	(19)
^{87}Rb (β 線)	0.8	(?)	0.4	(?)
^{238}U - ^{214}Po (α 線)	0.07	(0.05)	0.11	(0.05)
^{210}Pb - ^{210}Po (α 線, β 線)	0.6	(0.6)	0.3	(0.2)
^{222}Pb - ^{214}Po (α 線)吸入	0.2	(?)	3.0	(>3)
^{232}Th - ^{208}Tl (α 線)	0.06	(?)	0.1	(?)
^{220}Rn - ^{208}Tl (α 線)吸入	0.008	(?)	4	(?)
総計	78	(81)	110	(>82)

中性子線に入ります。国連報告では、電離成分については地磁気緯度で4°N付近の値をとっていますが、中性子線についてはそれより低い地磁気緯度の値をとっております。日本についてはそのこともあって10%ていども違わないぐらいですから0.35という数字をそのまま採用します。

大地からの放射線の問題。きのうのセミナーの話を書かれた方にはこのような世界的な値がどのように出されているか話があったと思いますが、それと似たようなやり方で、日本での我々の測った値から求めますと33という数字になります。ただし、日本での屋内、外の値はほとんど差がないことを前提にして屋内の値は考慮しておりません。この数字がいつまでも変わらないということはないのであって、調査が進めば変り得るものです。

体内照射の問題。日本側の数字のないところがありますが、データが不十分、または大体系世界の値と同じという2つの意味を持ちます。トリチウムは0.001、ベリリウム0.002、

^{14}C 0.5 と 0.6, ^{22}Na が 0.02 と 0.02, これらは日本でも同等ではないだろうかということ で空欄しておきました。これらの値を求めるには使用するパラメータの問題があります。

原始核種 ^{40}K がいつも大きな値になっています。国連報告では 15 と 17 です。同じ計算法ではないが日本の値は 19 計算法を同じにすると低くなるということです。問題点としてベータ線の平均エネルギー, 測定対象者の年齢構成, 男女比が問題になります。また日本の値は生殖腺でなくて全身線量で示してあります。

^{87}Rb は日本の値も少しありますが, はっきりしていないので抜かしました。

^{238}U と娘核種は鉛 210 の前までについて日本では 0.05 としておきました。 ^{210}Pb とその娘核種に対し日本では生殖腺について 0.6, 肺については 0.2。

^{222}Rn とその娘核種について下さんの話から 3 以上と推定, 国連報告ではもっと高い値 となっています。屋内のラドン測定値がひじょうに少ないことが問題です。トリウム-232, ラジウム-220 については日本での数値があまりありません。

全体総計で 78 と 110 になっています。埋まらないところもあるし, 埋まっても対等に並ばない数値が多いことを強調しておきたいと思います。

問題点の指摘に入ります。昨日からの話には種々の問題点が出ております。

一つは測定上の問題です。どういう方法で何んなものを測ればよろしいのか, 国民線量を求めようという目的にしぼって見てもまだあいまいな点があるように思われます。目的に合った, 組織化された方法が欠けているところに日本では先ほどの表中の値を埋めにくい原因があるのではないかと私は考えています。国民線量などというバラエティに富むものを把まえようというものですから, 何よりも先ず測定の数があるものを云います。そのためには精度をあるていど犠牲にしてもかまわないのではないかと私は考えております。結果の数値の不確かさをどのていどとるか, その値には代表性があるか考慮しなければなりません。このような線量を出そうというときの代表性の問題も大きい。居住環境の条件, 例えば地形, 建築物の条件その他の環境条件の問題もあるので, 数値を出すときには重みをかけて割り切って求めなければならないと思っております。このへんについては後に議論も出るでしょう。

また日本では居住環境の条件下の値がひじょうに抜けています。それと並行して生活行動のデータも抜けています。一般的に云いまして表中に数字をあてはめる際因るのは, 日本人が外人と同等なら問題はないでしょうが, 日本人に対するパラメータの問題がはっきりしていないことです。

今回の話は, 静的な話, すなわち年間を通じて変わらないような話が大部分でした。昨日の話の一部だけに時間的変動の様子が述べられていました。時間的変動に加え空間的な分布という問題も精度上ないがしろにできないように思います。

もっと大きい観点からの話ははじめの江藤先生の特別講演で話されていますのでここで

は省略します。

市川 ありがとうございます。多少問題をしばって自然放射線による国民線量の立場からの問題点を中心にお話いただきました。ついでにお話しておきたいことがあります。自然環境、自然放射線とは限りませんが、ふつう屋外での放射線調査をよくやっておりますが屋内での放射線調査がこれから必要です。それと関連しまして全体での国民つまり集団の線量を計算する場合での生活条件のパラメータが必要になります。日本でも我々の住んでいる居住環境、どういう建物に住んでいるか、一日の間どのような生活様式をしているか、つまり学校に行っているか、道を歩いているか、空をとんでいるか、水の中にもぐっているか、オフィスで働いておるかとかいうことですけれども、そういう生活行動の時間的分布であるとか、そういうことにつきましての基礎的な情報を集めるプロジェクトが放射線影響協会で実施されます。そのうち皆さんのお手許にアンケートが行きまして、どのような家に住んでいるかとか、壁は何でできておるかというような点について調べます。これから数年の間調べていま阿部さんがお話をされたような基礎的な情報収集も行われますので参考のために一寸申し上げます。

討 論

市川 森内、阪上、桂山、黒川の4名の方々にコメントをお願いし御意見をうかがう、あるいは討論のきっかけをいただくことになっておりますが、最初に金沢大学の阪上先生からお願いいたします。

阪上 汽車がなくて工藤先生の話を書くことができなかったので一寸ダブルかと思えますけれども、教育的な面からすこしコメントしてみたいと思います。

私は、中学生、高校生、大学生なんかのいろいろの集りで話しをする機会があります。そこで水と空気と放射能の似たところ違つところを自分の思うままに書いてみなさいと云うとですね、それぞれの知識段階に応じて答があります。小学校の先生は小学生に対し水と空気の似たところについて大ざっぱに教えておられる。ところが中学生、高校生ぐらになるといろいろ水の構造など知るようになります。そんなことで小学生の方がもっとも率直にいろいろいいこと答えるんですね。水と空気に放射能を入れまして問いかけるわけです。実は今日おられる参会者の方に紙をくばって書いていただくとひじょうにいいと思うんですけども。答を見ますとこういう問題に対する日本人の知識段階とかいろいろのことがひじょうによくわかるわけです。だいたい御想像されますように、放射能というものはもともとないと思っているわけですね、ふつうの人は。こういうことについてずっと答を集めているんです。それで答えを云っちゃうとすこしまずいんですけども、まあコメントですから私なりに云わなあいかんと思っています。答え方

は科学の歴史というか認識の歴史とひじょうに関係しているようで、我々個人もだんだん大きくなるにつれてだいたいこの認識の歴史をたどるみたいです。小学生は水はひじょうに親しい、水遊びと一緒です。最近では小学校では空気のことを大分教えるものだから、空気のこと自分の知覚で覚えなくとも教科書から知っておる。ところが放射能のことは大学生でもあまり知らない。知っているんですけどそれは怖いことばっかり知っているんです。自分の体がラベルドコンパウンドで、実は自然放射性核種例えば岸素¹⁴でラベルされてあるということをあまり知らない。ここにラベルドコンパウンドが並んでいると云うと「あっ」と思う。それであとで感想をきくとこんなことはじめて聞いたという大学生が多いんですね。もともと世の中は放射能から始っているんです。元素合成の話をして放射能から始りその次が空気、水が一番最近出来ている。ただ我々は身近なところから、もっと云えば生物のことを一番先に知る。自分の体がどういう風になっているかから始めて、だんだんと知って行く。科学の歴史を調べても、空気がちゃんと研究されたのは、大体、ブリストリーとかによって1750年前後ですね。それからラポアジエが出て来る。空気の研究がなぜ遅れたかと云いますと、まあ風ぐらいはわかったんですけども、空気を認識する手段として人間のふつうの五感ではだめなわけです。いまから200年前までは空気というものはほんとうにどんなものか知らない。まあ空であったわけです。放射能はさらに遅れて、20世紀の、一寸前1896年に見付かったわけです。その認識手段にひじょうに特殊な技術がいるわけです。ところが実際は今日までの話にありましたように、いつもまわりにある。だから丁度200年前より一寸経った位の空気の知識が現在の放射能の知識の状況に近い。19世紀に入ったところの空気の知識は、いろんな測定手段ができて、そうとうわかって来た現在の放射能の知識に相当します。そういう点から見ますと、放射能はその認識手段が見付かってからまだ日が浅いから影響という面だけじゃなくて、科学としても今日みたいな題で勉強すべきことはひじょうにたくさんある。何も応用とかそういうことだけじゃなくて、やはり科学自身が周りの自然を見てそれを忠実に探索し整理することによって充実して来たとするれば、今回の題は今後のみのもたらすのではないかと思います。水でも洪水に会いし、空気でもあまり少くなると困るし、あまり多くなっても困るわけです。そういう点で放射能影響の方面を見ますとスレッシュホールドがあるかどうかという問題もありますけれどもひじょうに少くなるとどうなるのか。これはどなたかが昨日お話しになりましたけれどもそういう問題は研究すべき分野としてひじょうにおもしろい。先ほど影響協会でアンケートを出すというような話がありましたが、そのときにこんな教養的な問題もアンケートの中に入れておくとおもしろいと思います。私の経験では個人の知識段階に応じて答がある。中途半端な知識を得た高校生ぐらいが一番変なことを書くんです。水なんか、HとOが結合して何とかかんとか云って、自然に認識されたことが変に抽象化されて、非現実的な化学結合ばかり論じるんですね。実際はいたるところにありますなんて、小学生の方が率直に答える。放射能がいたるところにありま

すというならこれはひじょうに放射能の知識が高い。

もう一つありますが時間もないので簡単に話します。先ほどアンケートということもありましたけれど、やはり実験するということも大事だと思うんです。フィルムバッジ、TLDなんか保健物理の管理に使っておりますけれども、できたら万歩計をつけるようにTLDを一年間つけてもらえる人をえらび実際の測定を世論調査みたいに抽出調査でやってそれを平均化するというのも一つの方法だと思う。そのときにどういふサンプリングをすればよいか要するにどういふ人達を選択して選ぶかというようなことは、いろいろなアパートに住む人がどれ位いるのかとか、住宅公団の調査などいろいろな基礎にする調査のデータを本にしてできると思います。お風呂に入るときは忘れずに一寸とらなければいけませんけれども、なるべく着けてもらって一年間観測すると、フィルムバッジとかああいものだと10mR以下だとか云ってみな0になっちゃって一年間積算しても何も出て来ないんですが、TLDぐらいならばできるでしょう。できればそういうように実験的に国民線量を計るといふことも必要じゃないか。

そういうひじょうに常識的な面とひじょうに実験的なアプローチとこの二つで、まあ途中理論的な解析を加えて議論され、今後ともこういう人間環境と自然放射線という問題がいろいろな分野の人達の討論の場であり学問充実の場であることを私どもは祈っております。

市川 たいへんおもしろい話をうかがいましてありがとうございました。書かせて認識のしにくい順番に水、空気、放射能ということからいろんな知識が得られる。それからTLDを使って一般の生活上の被ばく線量を見るという御着想もうかがいました。こんどのセミナーでも話の出ました高レベル地域で、住んでいる人達の線量を計るのにもたしか線量計を渡して一年中計ってもらった仕事をインドおよびアラクサタビーラガラバリでもらったそうです。ただ線量計を渡してしまいますとみなはずしてしまいます。ぜひ身につけたいものだとはずさないそうで女の人など首飾りとか、ひじょうに原始的なところですからひじょうに欲しがってつけるバッジまたはメダルみたいなものがよく、宗教的にぜひ身につけていなければいけないというものに線量計を入れておくというのが一番いいんだそうです。放射線量と染色体の数との関連を調査するのにそういう方法を使ったというのを私もきいたことがあります。

いまの阪上先生のお話に関連して御質問なり御意見などありましたらうかがいたいと思います。

阪上 このセミナーでは、時代的に放射線の様子が変わりつつあるという話もあったのですが年代的に線量変化を追うこともおもしろいのではないかと思います。

市川 自然放射線の被ばくについて昔と今とでは増えているか減っているかとよく聞かれるのですけれど昔の方が多かったのでしょうか？

阪上 どういうところに住んでいたかに関係します。昔は案外強いところにいたんでは

ないですか。

市川 生活様式の違いによる被曝様式の違いは別の問題として置いて、同じ生活様式をしても、昔は地面の中にラジウムが多かったとか？

阪上 地球が溶けるときの熱源みたいな数十億年前なら、古代の核種はまだ種々の半減期のものがいりまじっているんですが、その後 ^{40}K とか親の半減期が長いですから成分の差はないと思います。しかし昨日話のあった宇宙線とかああい問題に相当変化しているかもしれませんね。そちらの方が猛烈に大きな影響があったんじゃないでしょうかね。

市川 原始核種の方は半減期が長いからそんなに大きくは変わってないですね。

阪上 そんなに大きな変化はなかったんじゃないでしょうかね。その娘ですから後は全部。地球全体としては全部平衡に達してますから。地球環境全体が永河でおおわれたとか何とかになると、ラドン-222などが少なくなるということがあるかもしれませんけれど。

市川 私がもう一つよく一般の方にきかれますのは、自然放射線というものが存在しなかったら、あるいは現在よりもネグリズブリーにうんと少なかったら、どうなりますかと聞かれるんですけど。これは、生物関係の方がお帰りになったのでわからないかもしれませんが。もし御意見がある方があったら教えていただきたいと思います。よく、多少あった方が生理的な何かあっていいんだとおっしゃる方もありまして、どうもそんな風には思わないんですけど、丁度マグネットリングで健康がよくなったり血圧が直ったりあれと同じであった方がいいとおっしゃる方もあるもんですから、いろいろ質問されますと答えるのに苦慮しておりますのでおわかりの方がいましたら教えていただきたいと考えております。

では次のコメンテータの方としてお願いしております。原研の森内さんいらっしゃいますでしょうか。お願いします。

森内 昨日からきかして頂きました御講演につきまして、3 感じたことを述べさせていただきます。

すでに市川、阿部先生などからお話ございましたですけど、こういう自然放射線を観測して解析しているという目的について先ず考えてみたいと思います。一つはバックグラウンドの弁別のために行う。あるいは自然放射線からの線量を測定いたしまして人類への影響を見るとか、あるいは、自然の放射線、放射能を把みまして移行モデルを解明することを目的とする、あるいはその他の現象を解明するという目的があると思います。

こういう中で、昨日からの御講演を拝聴いたしますと、かなりいろいろな核種につきまして広い観察あるいは解析がなされておるわけでございます。特に、これから進めて行くべきこととして感じますのは阿部先生も一寸触れられましたけれども、放射能の空間分布と時間変動、これから追いかけて行く必要があるのではないかと。特に現在までの観測を見て参りますと、宇宙線とか海水中の放射能の濃度分布というものはかなり空間的に広い範囲で調査されているわけでございますけれども、きのうから述べられました内容を見ましても

平面的な分布とか変化とかいうものが主に述べられておるわけでありまして。下先生のお話の中にはラドンの空間的な分布につきましてお話がございました。あるいは土の中の分布などについてもお話がございまして、そういう風な立体的な方面の測定を進めて行きますと移行モデルの解明にひじょうに役立ちます。これは単に自然現象の解明ということではなくて人工の放射能の移行のモデルをまあ地球規模的な拡散を追いかけに行く時に役に立つんではないかと思われまして。それに関連しまして空間的な分布ということでは鉛-210のお話などもございました。下先生の話では地下1mでいどの所からラドンの放出があると地表面にたまったPb-210というものは地面の底からラドンの形で出たものが表面にたまるということで濃度も高くなることもあり得るんじゃないかということです。兩者をつなぐ総合的な移行のモデルを検討して行きますとかなりその辺のつながりがよくわかって現象も解明されるんじゃないかというような感じがしたわけでございます。

一方時間的な変動を測定して行くということになりますと、対象によりましてひじょうにむづかしいものがあるとは思いますが。例えば、ラドンの空間分布というものはあまり実測報告というものはないのでございます。ありまして時間的に短い短時間の濃度分布であるというわけでありまして。ところが実際に濃度などの空間的な分布を見ますと、日変化というひじょうに大きな変動がございまして。そういう移行のメカニズムなんていうものが理論的にかなりいろいろ検討されているとは思いますがけれども、そういう実測の裏付けがないことによって研究が進まないというところがかなりあるような感じがいたします。これからは空間的な分布を、時間的にしかも連続して変動を見て現象を解明することが残された大きな問題の一つではないかという風に私は思っております。

私の立場といたしまして、ここでいろいろ聞かしていただきまして勉強になったわけですが、これらにかんして実用的なそういう観測網を作り、開発して、測定を行い、解析できるようなデータを得て行かねばならないということと、私達の方から見ますと単なる自然の放射能の変動ということだけではなくてモデル化を行なって原子力関係の方の拡散とかそういうものに適用して行くということを考えて行きたいと感じたわけでございます。

空間的な分布のほか時間的な変動というものがひじょうに重要なものではないかと思えます。ラドンの濃度なんかにつきましてはかなり時間的な点あるいは場所としては点の観測はかなりあるんでございますけれども、実際に人間の被ばくを考えます場合には先ほどからお話されておりますように、生活習慣のウエイトを掛ける必要があります。そのためにはラドンの室内における一時期の測定ということではなしにある連続した時間内、平均的に意味のあるデータのとれる時間内で変動を測定してその中で時間に対応した生活習慣のウエイトを考えるというようなことも実際には必要ではないかと考えます。そういう人のデータの収集ということではあまりまだ進んではいないのではないかと風にして考えております。

とりとめのない話でございましたが、大体感じましたところは、観測の方法といままで

平面で行った観測を立体的に持って行くとか、あるいは時間的に見て行なわれたものを時間的に連続に延ばして行くということでさらに現象の解明とかモデルの開発とかが進むんではないかという風に感じております。

市川 ありがとうございます。時間的、空間的な変化、状況の変化そういったものの把握が、たしかに放射性物質の移行モデルを作る場合に必要でありますし、また自然放射線による我々の被ばく線量を把む場合にも確かにスポットサンプリングやスポット測定以上に必要のある面がひじょうに多いという御意見だと思います。特に私などが次のことを強く感じております。一番最後におっしゃったラドンによる、ラドン娘核種による肺線量はひじょうに高くなりますし、先ほどから出ている科学委員会にしろ何にしろ出ている肺線量30ミリラド/年というのはこれは肺の平均線量でありましていわゆる気管支上皮のよなところの線量を計算しますと100ぐらいだったかずっと高くなります。そういうこともありますので確かに屋内でのラドン娘核種の濃度の長期連続観測というものが必要なのに、むずかしくてその点で困難を感じております。奥さんの習性あるいは、神経質であるかないかによって窓のあけ立て、ひいては室内空気の換気もものすごく違います。10倍違いますと線量も10倍違いますから、子供の肺線量は奥さんのもらい方によって1桁、2桁違うものであることをいつもそう思っております。森内先生、何かいい技術的な方法のサセクションがありましたら教えていただけないでしょうか。屋内のラドンの濃度の変化をなるべく長く測るのにいい方法がありませんか？

森内 ZnS(Ag)を使ったシンチレーションカウンタですけれど、それに多孔質の通気性のあるカバーをつけまして、カバーの内側とZnS(Ag)との間に電位をかけてZnS(Ag)の上にラドンのドーターをくっつけそれをシンチレーションカウンタで連続に測ります。それを室内に置いておく通気性があるためにそのときのラドンのドーターが連続的に測れる。そういうものがレポートにありました。いままでのダストサンブラとか、サンプリングして来て測定するものにくらべましてひじょうに連続測定の点からおもしろい方法ではないかと感じます。

阿部 いまの話たいへん興味のある話で、私もすこしは読んでおりますけれど、このような測定は連続的にすることがひじょうに大事なことです。そのような観点からいろいろ教えていただけますとひじょうにたすかると思います。私のほうでもそういう面でいろいろ新しい方法を考えて行って、そのうちに全国的にそのような観測網をやれないかと考え、すこし歩きはじめています。

阪上 一寸ご紹介しておきたいのですが、地震観測の問題でかなり連続観測をやっていますですね。地中からとか温泉井戸水ですね。あれの装置なんかもちろん使えるわけで、地上の大きなZnS(Ag)で集めてやったり、トラック検出器で積算量ですが検出器の曝露時間を変えるとあるていど時間変化がわかる。やはり放医研以外の研究グループで全然別の目的でそのような自然放射能をやっておられる方もありますので、御紹介をかねてお話し

ておきたい。3月22日に京大原子炉でいろいろな地球化学の人も、原子力関係の方も集って希ガスだけの勉強会をしたいと思うんで、その時は地震の脇田さんなんかも呼んで希ガスのいろいろな測定法の問題について交流をやりたいと思っております。

市川 我々が目的としているような放射線被曝あるいは放射線のリスクとは離れた別の分野例えば先生のおっしゃった地震のためとか地震予知のためとか、全然全く目的の違ったところで開発された技術もできるだけ我々の方の放射線リスクの方の研究にも導入したいという考え方があります。そういうときにはここに外来研究員制度というものがありまして、半年か一年位そういう人を助っ人にたのんで来まして、そちらの目的に無理にねじまげて共同研究をするというようなことをたくらんでおります。

下 私、きのうも一寸お話ししたんですけども、ラドンおよびラドンドーターを実際測っております、先ほどの森内先生のお考えはひじょうに面白いとおもうんです。しかし私も大分考えたんですが1、2難点があるんじゃないかという気がするんです。1日ぐらい測っておりますとラドン娘核種のビルドアップが入って来るということと、時間変動がかなり大きくあって、それがそのまま直接にその時点ですぐに濃度換算できるかという問題が入って来ます。それから2、3日しますとトロンの娘核種がずっとビルドアップして来ますのでその分をどうしても差引かなければいけない。したがって、連続測定装置というものを私でもまあ常々考えているんですけども、私にはいい方法がなかなかない。結局フィルタで集めたものを、ひじょうに短時間例えば10分とか15分集めたもののある種の検出器で測り、ある1時間なら1時間の値をとる。そういうことを連続的にくり返して測定に行く。そこどころのメカニズムをオートマチックにしてしまうのがいいんじゃないかと最近考えているわけです。そういうものにしますとたいへん高価なものになる。例えば500万ぐらいはかけなければいけない。1台の装置がそれぐらいになるとしますと、実際我々の立場としてはやりづらいところにあるわけです。

もう一つ阪上先生のおっしゃった地震関係のところでも私も一寸関係しております、いま豊橋でずっと連続測定をしているんですけども、ふつうの大気中ではなくて、あいう3桁ぐらい高いところではごく普通の電離箱で連続測定が可能です。実際それでやっておりますはずいぶんちゃんとしたデータがとれております。ですからどういうレベルで測るかということで測定器はおのずから違って来るし、また自然大気のもとでは測定はひじょうにむずかしい。ところが1桁よく云えば2桁ぐらい濃度があがりますと連続装置というものはかなり簡単に考えられる。そう思います。

市川 そうですね。ひじょうに高いところを何とか測りたいというのであればチェンバーで連続的にやるのが可能であるということでしょうか。次の話に移りたいと思います。3番目のコメントとして京大原子炉の桂山先生にお願いしてございますのでどうぞ。

桂山 後になるほど不利でございます、私の話したいと思う半分位は阪上先生やらがお話しになりました。私も実は水と空気と放射能というものを4年ほど前に安全協会の年

頭所感に書いたことがございましたのでひじょうにおもしろく感じ、誰も気が付くのは同じものだと思います。その時に書きましたことは、要するに地球上でやはり一番放射能が古くて、その次に空気ができ、そのあとで水ができたんだけれど、空気とか水というものは現在に於ては放射能であるとか人間の経済活動に伴う産業廃棄物いわゆる現在で云うところの公害物質の運搬役であるというようなことを書きました。日本に年間に降る雨の総量は約6,000億トンであります、日本の場合ですと山が多いものですから大体6割くらいは降ったらすぐ川から海へ流れて直行するわけです。特急みたいなものでして、陸地にあまり残っていないんですが、海へ行くまでに放射能も公害もあわせて水が海へ運んでいるわけです。その残ったのは放射能トリチウムなども全部ひっくるめて植物体の中に入ったり、蒸発したり、フードチェーンを通じてすべて水溶液の形で運ばれて我々の体の中へ入って来るわけであります。このような面から見ますと水と空気は放射能を地球上にばらまく役目と場合によっては適当に処理してくれる役目としているわけです。昨日から特に木越さんなんかの話を面白く承ったんですが、数千年前で宇宙線が数倍になるわけです。そうすると我々人類が地球上に現われたころの自然放射線は、はたしてどの位だったろうかなというような疑問があるわけです。あのまま6,000年で数倍をそのまま人類の起源まで延長するとたいへんな宇宙線の量になるわけです。そうしますとそのころの宇宙線は人類の進化にたいへんな貢献をしたのではないだろうか。先ほど紫外線がひじょうに卓越的だというお話があったんですが、そうしますとそういう先ほどのようにひじょうに素朴な疑問がわいて参ります。さらに阪上先生の鐘乳洞の中の測定値を見ますと大体1,000倍位高いわけですね。先ほども穴居生活の話が出ておったんですが、鐘乳洞の中では縄文時代の穴居生活の跡は全国至るところで見られるわけですから阪上先生のデータの、1,000倍をそのままやりますと30ミリラドが30ラドになるわけですね。そのころの人間は穴の中で30ラドの肺の被ばくをしながらよくも肺ガンにならずに生きておったなあという疑問が出て来るわけです。さらにその後人間の活動がそのような洪積地といえますかテラスから大きな河の沿岸といえますか沖積地に移ったというのはごく最近でありまして、まだ鎌倉時代は半々位であったと思うんです。その後人間の力で川の氾濫を少しずつ押えるようになってからやっと沖積地に住みついたわけです。沖積地に住みついてから急速に人類文化が進歩したような気がするんですが、これはいろんな面での加速度の違いであって、特に沖積地とのかかわり合いはないと思います。

きのうからの自然放射能の話を受けておりましたすこし整理してみますと、阿部さんが整理していただいたように、宇宙線それから地球から来るものとそれ以外にごくわずかに人工の放射能が加わるわけです。それ以外に人間の生活活動に伴って天然のものを濃縮して廃棄しておるものがひじょうに多いことを昨日からお話を聞いてつくづくまあ肝銘したわけです。昨日から排ガスとかその他の話もありましたが、化石燃料の中の自然放射能はひじょうに濃度が低いわけなのに、わざわざ原油を買って来て日本で燃やしてフライアッシュ

にすると建築材料の中ではフライアッシュの放射能濃度が一番高くなるわけです。もちろん焼いて濃縮してあるわけですから当然の話ではありますが、そのように人間の文化活動、産業活動によってひじょうに低濃度のものを高濃度の廃棄物にしてどんどんほかしておる。それもある意味では天然の放射能を濃縮して分布に人間が寄与して変えていると考えられます。同様に道路舗装しておりますアスファルトもそうであります、本来なら海の上でやりますとひじょうに線量が低いはずでありますけれども阪上先生のデータにあるように橋の上であると下がアスファルトだからということでそのバックグラウンドの中にはちゃんと鉱物起源のものが大体その割合も同じように、絶対量は若干低いわけですが、あるわけです。そう思いますと自然の土壌のままと似たようなアスファルトで舗装してもあまり大差がないというように思われてくるわけです。ところが、私ども、因果なことに原子力施設から来るいわゆる人工放射能の寄与とがそういったものをモニタリングするための測定だとかそういうことを一応商売としてやっておりますと、原子力施設から出るひじょうに微妙なものを比較的高いバックグラウンドの中で弁別して計らなければならぬというひじょうにむずかしい課題を頂いておるわけです。これは一つ大きな問題があると思うんです。やはりICRPがいかにも低い線量であろうとネガティブなリスクがあると仮定しているところに大きな原因があるのであります。先ほどからいろんな疑問が出されておるのであります。例えばソ連なんかのレポートを見ておりますと野菜類などでは1mR/h以内の低線量で照射した方がよく育つというようなレポートもあるわけで、望ましい照射の効果はマイナスにし望ましくないのをマイナスにして総合的にポジティブな影響もあるんじゃないかと思われるわけですが、一応現時点に於いてはネガティブなリスクしかないという仮定に立たざるを得ない。ところがもう一つ飛躍して申し訳ないのですが、ひじょうに幸なことにこんどPub-26でリスクが数値的にはっきり示されまして全身照射外部被ばく線量の死に対するリスクは 1×10^{-2} シーベルト/年であるというような数値が出されております。これをミリレム/年にいたしますと 1×10^{-2} になります。1人の人間の値段と云いますとおそれ多いんですが、5千万円とすると、 5×10^7 でちょうど(+)、(-)が消えましてそれに日本人の1億2千万人を掛けますと年間1ミリレムは日本に於ては6億円に相当するという、ICRPのリスクから考え出された1ミリレムのリスクが出て来るわけです。以前、2~3年前は1ミリレムのリスクとはどんなだろうと素朴な疑問を抱いておったんですがそれに対しIPRPがひじょうに明快な答をしてくれたことに感謝しておるわけです。そういたしますと5ミリレムというのは6億円のまた5倍ですから年間30億に相当するんですからやはり努力のしがいのある数値である。ですから5ミリレムを評価するには年間数十億円もうかるんだからもう一寸金をつぎこんでもいいんじゃないかという感じをいただいております。そのような意味で今後ともファイトを熱やして勉強したいと思っております。

市川 自然放射線の人工的な生活なり技術の開発なりによって余計な放射線被ばくをもたらします。いま桂山先生は濃縮とおっしゃいましたけど、化石燃料を掘り出して来てこ

れを燃やすことによってフライアッシュを作る。フライアッシュにはラジウムの濃度が燃やしてありますから確かにものものより何桁も高くなるわけですが、それが地面に散らばりまして地面の中から大根だとかさといもだとか野菜に入りまして我々の体の中に入りますから、そういう化石燃料を燃やさなかった時よりも余計にその分だけラジウムがフードチェーンから我々の体の中に入って来ます。たしかに濃縮をしてフードチェーンの中へ動く効率を高めて我々の体に余計持って来るということでありまして昨日からちょっと云われております人工的に高められた自然放射線被ばくの種類として取り上げられております。昨日からこのシンポジウムでは取り上げられていないではないかと御指摘を2~3回受けたんですけど確かにその通りです。私も採り上げたかったんですが日本で調べられたデータがなく、あまりよその外国のお話ばかり云いますのも何となく気がひけたものですから入れませんでした。将来は日本でもこういう研究をしたいと思っております。江藤先生は古いドラフトを御覧になりまして Technologically Enhanced Natural Radiation (TENR) とおっしゃいましたけどあれは後ほど批判を受けましています Technologically Enhanced Exposure Radiation となっております。高空に飛行機で飛んで行きますと、宇宙線が強くなるというのはまちがいであって、宇宙線ははじめから上に行けば強いんですね、飛行機が行ったら強くなったわけじゃないんです。ただ Natural Radiation が強められたわけじゃなくて我々の exposure が強められたわけですからこういう風に名前を変えております。技術的に高められた自然放射線被ばくという風に。そのうちの一つとして化石燃料の利用によってのフライアッシュの問題それから先に御指摘のありましたそれがマイホームなどに使われますと被ばく線量が高くなるという問題が生ずるわけがあります。

それから先ほどの桂山先生の計算ですと5ミリレムで30億円になるわけですけれども、日本の全人口を掛けてあるからでしょうけれど、1億2千万人が5ミリレムを浴びるわけじゃありませんからとてもそれだけの金額はもうからないと思っております、そういうことのお話だと思えます。

市川 最後に動燃の黒川さんにコメントをお願いしております、どうぞ。

黒川 ごく最近のことなんですけれどもインドネシアから錫の鉱山で錫をとったあとの鉱滓からの放射線がひじょうに高いのでどういう風にしたらいいか相談に乗れという連絡がありました。鉱山局の方で錫を掘っているそうですが、原子力局かなんかからそういう指摘を受けたと云うことです。細かい事情はよくわからないんですけれどもその鉱滓を持って来まして測ってくれという話も一緒に出ました。ごく大きっぱに測ってみましてまだ細かいデータは出ておりませんが、とにかくトリウムがひじょうにたくさんあるんですね。こういう風なことはいろんな所であり得ることだと思います。日本でも以前いろんな金属鉱業等の研究所あたりでごく小さいサンプルを持って来て、精錬をやったあとでは当然中味を除くわけですからそこからの放射線がはじめよりも濃くなるんでそういうも

のが目立っておりましたが、日本ではあまりこういう大きな鉱山はございませんから特に問題は無いと思われますけれども、こういう風な手を加えることよっての環境の変化というのは相当あり得ることだと思います。直接そのものをとらないで別のものが溶出をして来る。いままでちゃんと固った形であったものが、流れ出て来るというな例にはラジウムがあるかと思ひます。オーストラリアが1940年代の終りごろウランを掘ったそのウラン鉱山の川下の所でラジウムが相当高くなつていて、それをラジウムについて内陸水でどういふ風に移動し、どういふ所にたまって行くのかということをやつて IAEA でやっておりますけれども、これなんかも手を加えることよっての環境の違いであらうと思ひます。今朝も岡林さんの話に出ましたけれども人形峠近辺で見ますと、こんどは手を加えないでも、もともとバックグラウンドの高いウランがあつた近辺にあり、同じよな地質であるためかそうとうたくさん一般のレベルよりは、今朝、岡林さんが3倍とおっしゃいましたけれどもそういう風に高いところがある。そういう意味ではラドンなんかにしますと今、私共があまりあるだらうとは云いながらもあまり測定してないところで、例えば昨日もちょっと申しましたスウェーデンでは石炭の鉱山の中でラドン濃度がひじょうに高い。あるいはスイスではアルプスのトンネルの中がひじょうに高い。藤高さんの話によると地層の古い方が濃度が高いだらうというよな話もありますからそういう風なことも関係あるのかもしれないけれども、そういう風に思ひもよらないところでラドンが高い。それから先ほど云いましたよな鉱砕がひじょうに均一な砂でございますので、これを建築材に使つてゐる所は外国では相当あるよでございます、そのためにもラドンが高いということもあります。イギリスあたりではそれをひじょうに気にしております。こういう風に手を加えないでも変化があるというのともう一つが先程桂山さんが云われた川の関係だと思ひますけれども私どもが東海大洗近辺の海底土を測つておりますと、プルトニウムが大洗の方が東海沖より高うございます。これはどうもあたしも那珂川のせいじゃないかと思ひます。もう一つはプルトニウムの海底土への沈着の問題がございましてから砂の質というものは大きく関係すると思ひますけれども川の影響というものが自然環境の中でも相当大きな影響を持つだらうと思ひます。これはもう一昨年になりましたけれども、ジェスモでそういう風なことで原子力関係の燃料サイクルの中でも採鉱の被ばく線量が環境では一番多いんだという数字が出ておりました。全原子力の $\frac{3}{4}$ ぐらいは鉱山の影響であるというよなことが出ておりました。残念ながら日本は鉱量も少ないし、品位も低いものですからこんなに影響を与えるよな鉱山ではないんですけれども、アメリカあたりの鉱山は一つは露天掘りでございまして、影響範囲がひじょうに広い。そういう風なことも考慮いたしますと、あるていどの鉱山の影響というのはいはひ高いわけでございますが、これが原子炉などあるいは再処理よりも環境への影響がひじょうに大きいよな計算が出ておりました。もっともこの目的がプルトニウムをリサイクルするかあるいはウランだけで行くのかそのどっちかメリットがあるのかというのが目的でございますから鉱山の方へしわ寄せが行つた

のかとも思われなくてもないんですけれども、そういう風な意味で自然環境というものがどこまでが一体自然でどこからが自然でないのかと云うような問題がだんだん複雑になって来ようかと思えます。

次に先ほど一寸話が出たようですが人間環境という場合にやはり人間は精神的な動物、心理的な動物だろうと思うんで、細胞レベルの話は別と致しまして人という場合の影響についての考え方を私はそう考えていることをちょっとこの際付加えさせて頂きたいと思えます。放射線の影響が線量効果関係が直線的でそれがごく低いところまであるんだという考え方はもともと放射線防護の考え方としては妥当なものだとは思いますがけれどもすべての環境条件の中で人間への影響というのは一体どういうものであろうかと云うことで考えてみますとあくまでもこれは質と量との関係になると思うんです。その影響物質がひじょうに量が少ないときには、全く関係のない反応としては何もあらわれない領域があり、すこし量が増えますとあるていど代償的な機能が働く領域があって、さらに量が増えたところに障害、危険、致死という風に動いて来るといふ風に思えます。例えば酸素について、ふつうの空気を例にとりますと先ず高さで表わしました場合に3,300mぐらいまでのところであれば全く空気が薄くなっても人体への影響はないと考えられておりますし、3,300mから、4,500mぐらいのところでは何かの代償作用が働くであろう。そして4,500mから6,000mのところへ行きますと何か酸素の不足による障害が出て来る。それから6,000mから、6,900mに行くと危険になって、6,900mを越して自然のままの空気を呼吸していれば死ぬというようなことが云われております。それぞれの領域のなかでダラダラとズットこの状態が移行して行くのがある量のところで突然こういう変化が起るのかということは何によって違うと思えますが、例えば薬物などによりますとごく少量のところからあるていどの作用が出て来るところまでには何か一足とびに変化をするような感じのものも受取れるわけです。こういう風なことはやはり放射線についても云えるのでありましようし、防護をするという立場とそれから障害を云々する立場とでは人間というものを考えた場合にはこの辺はもう一ひねりする必要があるのではないだろうか。

白血球数にしましてもいまだに6,000から8,000というような数字が用いられたりしておりますけれども少なくとも昭和32年の血液学会の調べでは3,000以下というものもありますし11,000以上というものもあったということでございます。そしてこの白血球はごく短い時間にひじょうにいろんな刺激によって変化をする。男女おのおの8人ずつ24時間にわたって白血球数の時間変動を調べて見たんですが、朝起きて来るとだんだん白血球数が増えて参りまして、夜寝てる間に白血球数が少なくなる。多い人では、一番高いところと低いところとで3,000ぐらいの違いがございました。こういう風な時間変動と、年間の変動があるように思ったんですが実はこの年間変動というのはたまたまこういう数字が出たのでその後のデータを集めてみますとむしろ白血球の変動というのは直接の刺激例えば腹を立てさせるとか、何か一寸したことで起る、風邪を引くとかそういう風なことでも

ずい分変化をするのであろうといわれます。そういたしますと、先程から云っているような小さな変化、小さな刺戟というものが他のものとどういふ風な関係があるのかという風なことが総合的に考えられなければならないだろう。昨日のお話にもあったんですが、街で舗装をすれば放射線を受ける量が少なくなると云う話でございましたが、アルゴンの仕事によりますと出来て来る一酸化炭素がひじょうに多く発生して来たけれどもその一酸化炭素をもう一度分解してくれるのに、大いに役に立つのは土地、土地の中のバクテリアであってそれが舗装されることによって還元作用がなくなるのではないかと云うようなことを心配しているという風な報告もございます。たしかに科学は分析、分化ということで進んで来たんですけども勝沼先生が名古屋で医学会を開かれたときに分化と総合ということタイトルに掲げられましたが、やはりそういう意味でもう少し広くいろんなものとの関係において環境を見直ししてその中で人間の生活というものを位置付けて行くという努力が、片一方でなされる必要があるのではないだろうか。こういう風につくづく思いました。

市川 人間の考察するような話にだんだんって参りましたが私が最初からこのセミナーに人間環境という名前をくっつけたその趣旨はまさにここにあります。自然放射性物質というものは自然界にあまねく存在しておりますし、いろんな研究なりの考察の対象でありますけれどもそれを敢えて人間と直接関係するものだけに限って人間を真中にはさみまして議論をするようなかっこうに致しましたのも、そうした方が例えば深海底の放射性物質とかそういったものよりは考えやすく、また限られた時間で議論できるからです。放医研でよくやられるんですけども人体と云う言葉を使いましたり、人という言葉を使ったり、あるいは片カナでヒトと書いたりいろんなことをやりますけれども概して環境屋というのは片カナで人を書かない。それは意味がありまして、生活をしている人間というようなあるいは社会生活をしている人間という関係で放射線との対応あるいはリスクというものを考えることが多いものですからとかくそういう風に流れます。俗っぽくなりますが、ただいまのお話を人間への影響を考へました時に、放射線の場合でもそういった立場から考えるという、かなり極端というところでしょうからかなり押し進めた考えであろうという風に私も考へております。それからはじめに一寸出ました自然と人工との境がわかりづらくなったということはまさにその通りで私もそう思っております。これは核燃料サイクルのマイニングのところでは一番問題になるところで、日本はマイニングしてもあまり出て来ませんのであまり線量に寄与しないんですけども、よそのようにウランがたくさん出て来るところではこれが職業人には確かに効いて来ます。一般人の場合には今ジェスモでマイニングが一番効いて来るとおっしゃいましたけれど、それは再処理とかそれから燃料を燃やす炉の場合について一般人に対する防護がひじょうによくコントロールされたような理想的な計算をなさるものですから、マイニングの場合の職業人の被ばくが一番大きく集団被ばくに効いて来るとおもうと思います。ウランはもともと自然のものであります

が、マイニングは原子力利用ということに関して我々が人工的にエネルギーを生産することに直結した社会活動であるとも云えます。こういう意味でこの時に与えられる被ばく線量というものは自然だが人工だがなかなかむづかしいところに来るという風に私も考えております。そういう意味で放射線の影響を防護するということを人間くさく考えるという立場を主張なすった話もございました。

最後に昨日から今日にかけて御議論いただきましたことを感謝いたします。

それでは大方の議論も出つくしたと存じますので昨日、今日来5回セミナーを終ることに致します。

索引

(ア)

アクチニウム系列 62, 88

アルゼンチン 174

アルファ線量 84, 168

(イ)

イスラエル 174

イタリー 24, 159, 160, 163, 194

インド 26, 67, 74, 174

(ウ)

宇宙線 3

— スペクトル 125

— 強度

(鉛直強度) 11, 13

(環境との関連) 20

(高度分布) 10, 14, 17

(全方向強度) 11, 12, 17

(方向分布) 13

(変動) 15

(問題点) 18

— 検出器 16, 18

— 生成核種 126

(隕石, 宇宙塵) 131

(地表への降下) 131

(ウラニウム系列核種) 62, 88, 168, 170

(エ)

屋外放射線量 → 空間線量率

屋内放射線 37

(構造別) 38

(建材中放射能) 40

(屋外との関連) 41

(空気の吸収線量率) 42

(各国の線量率) 42

(日本の値) 44

オーストリア 174

(カ)

家屋構造 38

(コンクリート) 38

(木造) 38

(レンガ造り) 38

花崗岩 23, 24

火成岩 24

カナダ 174

カリウム 24, 157, 159

換気 55

環境放射能 → 宇宙線, 自然放射能, 大地からの放射線, 屋内放射線

岩石 23, 24

基性岩 23

(キ)

技術的に高められた自然放射線 → TENR

(ク)

ゲテマラ 174

空間線量率 24, 25, 26

(空間放射線 → 宇宙線, 自然放射能, 大地からの放射線, 屋内放射線)

空気の吸収線量率 → 空間線量率

空気 iii, 221, 228

(ケ)

建材中放射能 38, 40

(コ)

呼吸器線量 77, 84, 85, 175

国民線量 219

コンゴ 174

(サ)
酸性岩…………… 23

(シ)
自然放射性核種 → 天然放射性核種

自然放射線…………… iii, iv
— 被ばく…………… 4
— の影響…………… 6

(遺伝的)…………… 197

(γ 線照射)…………… 202

(しきい値)…………… 207

(染色体異常)…………… 197, 205

(胎児)…………… 197

(直線外挿)…………… 204, 206

(白血病)…………… 197, 204

(発癌)…………… 195

(問題点)…………… 204

(野性動物)…………… 200

食 品…………… 168, 172

人体臓器中濃度

(ウラニウム)…………… 170

(トリウム)…………… 171

(ラジウム)…………… 173

(ポロニウム)…………… 83, 177

(ラドン, トロン)…………… 174

(ス)
スイス…………… 24

スウェーデン…………… 163

(セ)
セシウム…………… 152

線量効果関係…………… 23, 232

線量当量…………… 211

(ソ)
ソ連…………… 24, 42, 74, 174

(タ)
大気中長寿命放射性核種…………… 61

(核種)…………… 62
(濃度レベル)…………… 63

(挙動)…………… 63

(変動)…………… 65

(分布)…………… 69

(— 緯度)…………… 69

(— 高度)…………… 70

(— 粒度)…………… 68

(化学的性状)…………… 73

(世界分布)…………… 74

(発生源)…………… 75

(呼吸器線量)…………… 77, 84, 85

大気中短寿命放射性核種…………… 88

(核種)…………… 88

(濃度レベル)…………… 92

(散逸率)…………… 97

(時間的変動)…………… 98

(高さ方向分布)…………… 101

(水平分布)…………… 103

(平衡比)…………… 108

(挙動)…………… 110

(環境条件)…………… 119

大気の深さ…………… 13

大地からの放射線…………… 23

(岩石)…………… 24

(世界分布)…………… 24

(日本の分布)…………… 27

(地質, 岩石との関連)…………… 27

(変成帯との関連)…………… 28

(火山岩分布との関連)…………… 30

(土壌との関連)…………… 34

(変動)…………… 34

堆積岩…………… 24

滞留時間…………… 81, 132, 140

台 湾…………… 24

炭素……………126, 136, 183

(チ)

地磁気緯度……………14

中性岩……………20, 24

中性子線……………4, 15

超基性岩……………23, 24

チリ……………174

(テ)

TENR (技術的に高められた
自然放射線)……………6, 208, 231

天然放射性核種……………4

デンマーク……………159, 160

電離イオン……………14

電離放射線 — 宇宙線, 自然放射線, 大地
からの放射線, 屋内放射線

(ト)

トリウム系列核種……………62, 88, 171

トリチウム……………126

トロンとその娘核種……………88

— 測定法……………94

— 人体中濃度……………174

— 呼吸器線量……………175

(ナ)

ナトリウム……………84, 126

鉛……………141

(降水中)……………145

(日本)……………143, 149

(ニ)

西ドイツ……………42, 74, 159, 160, 163, 174

日本の放射線, 放射能

(空間線量率)……………26

(屋, 内外線量)……………34

(線量分布)……………26

(増富, 三朝)……………43

(大阪泉南地区)……………54

(京大炉)……………49

(大気中)……………74

(宇宙線生成核種)……………133

(土壌中)……………143

(全身カリウム)……………159

(人体臓器)……………174

(疫学調査)……………194

(自然放射線量)……………219

ニュージーランド……………74

(ノ)

ノルウェー……………34

(ハ)

肺線量……………83, 227

(喫煙者)……………83

(高放射能食品摂取者)……………85

白血病……………195

(BEIR報告)……………7

(ヒ)

東ドイツ……………24, 42

ビスマス……………62, 65

(フ)

フィンランド……………74, 159, 160, 163

ブエルトリコ……………74

ブラジル……………24

フランス……………159, 160, 165, 194

ブルトニウム……………152

プロトアクチニウム……………62

(ヘ)

米 国 ……24, 42, 74, 159, 160, 163, 174, 185

ベリリウム……………84, 126

ベルギー……………159, 160, 163

(ホ)

ポーランド……………24, 42, 74, 194

ポロニウム……………63, 89, 176

(ミ)		(大気中濃度)	98
水	iii, 222, 229	(発生源)	144
南アフリカ	174	(人体中濃度)	174
(ラ)		(呼吸器線量)	175
ラジウム	63	(リ)	
(土壤中)	141, 173	リスク	213, 230
(氷 河)	179	粒度分布	72
ラドンとその娘核種	63, 89	(レ)	
(測定法)	94	連合王国 → 英国	
(散逸率)	97		