

放射線医学総合研究所



890000137

NIRS-M-14

第3回放医研環境セミナー

「環境の人工放射性物質による体内被曝の諸問題」

報 文 集

Effects and Evaluation of Radioactive Substances in Man

Proceeding of 3rd NIRS Seminar held in

Chiba, 22~23 January 1976



October 1976

放射線医学総合研究所

National Institute of Radiological Sciences

Anagawa, Chiba, Japan

第3回放医研環境セミナー

「環境の人工放射性物質による体内被曝の諸問題」

報 文 集

Effects and Evaluation of Radioactive Substances in Man

Proceeding of 3rd NIRS Seminar held in

Chiba, 22~23 January 1976

October 1976

放射線医学総合研究所

National Institute of Radiological Sciences

Anagawa, Chiba, Japan

目 次

1	体内量および被曝線量推定上の諸問題		
1-1	国連科学委員会 (UNSCEAR) 報告における考え方	市川 竜資	1
1-2	ICRP における体内量と線量の計算	藤田 稔	3
1-3	Whole Body Counter における体内 RI 量の測定	石原十三夫	8
1-4	Bioassay からの体内放射能推定上の諸問題	矢部 明	15
2	日本人の特性について		
2-1	日本人の“Standard Man”の値を探索することの意義について — 甲状腺に関するパラメータを例として —	吉沢康雄, 草間朋子	20
2-2	甲状腺被曝線量推定に及ぼす諸因子について	大桃洋一郎	26
2-3	食品の元素組成とその摂取量	鈴木 一正	31
2-4	日本人の元素の体内分布と代謝	田中義一郎	38
3	体内放射能の推定		
3-1	人体臓器中のプルトニウムの蓄積	岡林 弘之	50
3-2	骨中 ^{90}Sr 濃度の推移と骨線量	河村日佐男	55
3-3	人体内 ^{131}I の代謝	森 徹	61
3-4	^{137}Cs 体内放射能の推定	内山 正史	68
4	動物実験, MIRD法		
4-1	動物実験からの情報とその利用	稲葉 次郎	73
4-2	MIRD 法の日本人への適用について	山口 寛	78
5	総合討論		83

Table of Contents

	Page
1-1. Assessment of Radiation Dose to Man of United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiations (R. Ichikawa)	1
1-2. Calculation Method of Body Contents and Radiation Dose Given by ICRP (M. Fujita)	3
1-3. Measurement of Radioactivity in Human Body with a Whole Body Counter (T. Ishihara)	8
1-4. Problems of Bioassay in Estimating the Body Content of Radioactivity (A. Yabe)	15
2-1. Some Consideration of Japanese Standard Man Value (Y. Yoshizawa and T. Kusama)	20
2-2. Environmental Factors Used for the Estimation of Radiation Dose to Thyroid Gland (Y. Ohmomo)	26
2-3. Elemental Constituent of Food Chain and the Daily Intake (K. Suzuki)	31
2-4. Distribution and Metabolism of Elements with respect to Standard or Reference Japanese (G. Tanaka)	38
3-1. Deposition of Pu-239 in Human Bodies (H. Okabayashi)	50
3-2. Deposition of Sr-90 in Bone and Relevant Dose (H. Kawamura)	55
3-3. Radioiodine ^{131}I Metabolism in Human (T. Mori)	61
3-4. Estimation of ^{137}Cs Body Burden (M. Uchiyama)	68
4-1. Use of the Information from Experiment by Animal (J. Inaba)	73
4-2. The Transformation Method for the MIRDA Absorbed Fraction as Applied to Japanese Physiques (H. Yamaguchi)	78
5. Discussion	83

1. 体内量および被曝線量推定上の諸問題

1-1 国連科学委員会 (UNSCEAR) 報告における考え方

放射線医学総合研究所
環境衛生研究部
市川 龍 資

Assessment of Radiation Dose to Man of United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiations

Ryushi ICHIKAWA
National Institute of Radiological
Sciences

ABSTRACT

UNSCEAR compiles up-to-date informations on the exposure of mankind to natural and artificial radiations. Artificial irradiation includes those due to past nuclear explosions, nuclear power production, occupational works and medical treatments. Absorbed dose to human tissues due to environmental radioactivity is estimated by the Committee using the transfer coefficients of radionuclides through food-chains.

Dose factors adopted by the Committee are discussed on ^{90}Sr , ^{137}Cs and ^3H .

UNSCEAR は国連総会の要請にもとづき人工放射線の人類への影響を評価する目的をもって、過去6回の報告書を作製してきた。初期の頃は米ソが開発した核兵器の大気圏内実験による放射性フォールアウトの降下による人類への被曝線量の推定に重点がおかれていたが、最近では大部分の核実験は地下に移行し、僅かにフランス、中国が大気圏内の実験を続けているのみとなり、一方世界各国における原子力発電事業の進展により、この事業から環境に放出される放射性物質による人類の放射線被曝に重要度が増加してきた。

この報告書における人体の放射線被曝線量のまとめ方は、次のようになっている。

(1) 核実験フォールアウトに起因するもの……過去のすべての核実験からの集団平均 (全世界および南北半球中緯度地帯) の dose commitment.

1972年報告ではおよそ自然放射線被曝線量の2年分に当るとしている。

(2) 原子力発電事業に起因するもの……年間の原子

力発電 (世界全体) からの世界人口への平均 dose commitment.

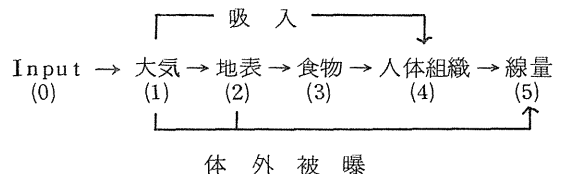
西暦2000年における全世界の原子力発電設備容量が4,300 GWe という大規模なものに達すると仮定して推算すると、年間操業による dose commitment はおよそ0.2 mrad と計算された。

(3) 職業上の被曝……国別の1人当りの年間全身線量 (または遺伝有意線量)。

(4) 医療上の被曝……国別の1人当りの平均骨髄線量 (日本はこれに白血病有意線量) と遺伝有意線量。

白血病有意線量 leukemia significant dose というのは日本のみが計算して提出しているもので、骨髄線量と同じでも年齢によって残存余命が違うから白血病の発生する確率が相違することに着目し、広島・長崎被曝者の白血病発生データを用いて年齢による weighting factor を導入し補正した線量である。数年前初めてこれを会議で説明した折りは余り理解が得られなかったが、次第にその意義が認められるようになって1972年報告を読まれた方はご存知のように日本の白血病有意線量が採録されている。

フォールアウトその他の環境放射能に起因する人体の被曝線量推算のアプローチは、次の系統図であらわされる。



これにより人体被曝線量は次式で求めている。Input

は環境中への放出量で示される。

$$\text{Dose} = \text{Input} (P_{01} \cdot P_{12} \cdot P_{23} \cdot P_{34} \cdot P_{45} \\ + P_{01} \cdot P_{14} \cdot P_{45} + P_{01} \cdot P_{12} \cdot P_{25} + P_{01} \cdot P_{15})$$

ここで、 $P_{ij} = \frac{\int_0^\infty M_j(t) dt}{\int_0^\infty M_i(t) dt}$ 、 P_{ij} は transfer

coefficient, $M(t)$ は activity concentration その他の適切な単位である。

P_{45} は dose factor であり、UNSCEARで求められているそれらの数値につき主なものを考察すると次の通りである。

^{90}Sr に対しては bone marrow と bone-lining cell の dose を推算しており、骨中 ^{90}Sr 濃度 1 pCi/gCa につき前者に 1.42 mrad/年 、後者に 1.95 mrad/年 という dose factor を用いた (1972年報告)。1969年報告ではそれぞれ 0.55 mrad/年 、 1.13 mrad/年 を用いたが、これらは ICRP 11 (1967) の table 6 にある値で、Spiers, F.W の Dose to bone from ^{90}Sr : Rad. Res. 28, 624-642 (1966) にもとづいた。その後 Spiers は再計算し、Beta-particle dose rates in human and animal bone: Atomic Energy Symp. Ser. 25 (1972) で示すところから求めた dose factor が上述の1972年報告で使った値である。

K. Z. Morgan (Assessment of Radioactive Contamination in Man, 1972) によれば、今度改訂出版される ICRP 体内被曝報告書では、従来行ってきた骨全体の dose に n factor を適用し、 30 rem/年 と比較するという ICRP 2 の方式をやめ、UNSCEAR と同様に骨内膜細胞の dose を求め、n factor を用いず 15 rem/年 と比較する方式をとるであろうという。

なお、現行 ICRP 2 の骨の qf_2 と Ca 含量とから骨髄線量を算出すると、 1 pCi/gCa の濃度に対し 2.7 mrad/年 となり、UNSCEAR のその 2 倍くらいの値となる。

^{137}Cs による全身線量の推算には、人体組織中濃度 1 pCi/gK に対し $18 \text{ } \mu\text{rad/年}$ という dose factor を使っているが、これは、Spiers F.W: Radioisotopes in the Human Body, Physical and Biological Aspects, Acad. Press, N, Y (1968) からとった値で、 70 Kg 、 170 cm の成人にて β から $9.4 \text{ } \mu\text{rad/年}$ 、 γ から $9 \text{ } \mu\text{rad/年}$ という計算によっている。体組織重量当りの dose factor よりも体重体型による変動が小さい利点がある。

ICRP 2 の $q(30 \text{ } \mu\text{Ci})$ と 140 gK 含量とから 1 pCi/gK 当りの線量を計算すると、 $24 \text{ } \mu\text{rad/年}$ となり、UNSCEAR の dose factor から求めた値よりかなり大きくなる。

^3H による線量の計算に当っては、UNSCEAR は人体組織中 ^3H 濃度 pCi/g を外界水 pCi/g と同一とみなした計算をしており、 1 pCi/l の水中濃度に対し $10^{-1} \text{ } \mu\text{rad/年}$ という dose factor を用いた。一方 ICRP 2 の MPCw 値は、体組織 $0.03 \text{ } \mu\text{Ci/ml}$ 、全身 $0.05 \text{ } \mu\text{Ci/ml}$ という 2 つの値を表示しており、前者は 100% 水分という仮空の臓器を想定して算出したものである。この MPCw から比例計算して求めた dose factor は 1 pCi/l に対し $1.7 \times 10^{-1} \text{ } \mu\text{rem/年}$ となるが UNSCEAR との相違はその用いた ^3H の β 線実効平均エネルギーが 10 KeV であり、UNSCEAR は 5.69 KeV を用いたことに由っている。

討 論

藤田稔 (原研) P_{ij} (transfer coefficient (特に、大気→吸入→人体組織と食物→人体組織) の
(1) (4) (3) (4))

推定 (決定) に大気、食品の 1 日当りの摂取量が入っているか?

市川 UNSCEAR で用いている transfer coefficient は現実の測定値をもとにして求めたものなので、摂取量は、特に設定せず、Implicit に含まれていると解釈される。

藤田稔 (原研) ICRP ^3H の β 線平均エネルギー 10 KeV と UNSCEAR の 5.69 KeV の差は、ICRP の採用していた n-factor 1.7 によるのではないか?

市川 おっしゃるように、ICRP 11 の平均エネルギーは、RBE 1.7 を乗じたものである。

日本原子力研究所
保健物理安全管理部
藤田 稔

Calculation Method of Body Contents
and Radiation Dose Given by ICRP

Minoru FUJITA
Japan Atomic Energy Research
Institute

ABSTRACT

The ICRP has given the method of the assessment of internal contamination of the body organs and the calculation of radiation doses. In this review they are introduced briefly to health physicists who are interested in the problems of the internal contamination of humans. Publication 2 concerns with continuous exposure, Publication 10, with single intake and 10A, with prolonged uptake. They are shown here in the sequence.

In addition, the contents of the revision of Pub. 2 announced by Morgan is introduced lastly.

1 はじめに

放射性物質の経口摂取あるいは肺への吸入による、「身体器官の放射性物質の含有量」および「器官の受ける線量」の計算に関して、これまでICRPは3つの刊行書2, 10, 10Aを公にしている。刊行書2¹⁾では、摂取条件として連続摂取を、10²⁾では、1回摂取を、10A³⁾では長びく取り込みを取扱っている。本稿では、これら刊行書に述べられている、器官への取り込み、沈着、線量の計算についての考え方、式の誘導の仕方、最大許容身体負荷量、最大許容濃度の計算式などをまとめて紹介し、最後にICRPが予定している、刊行書2の改訂に簡単にふれた。

2 連続摂取による器官への取り込み、器官含有量および線量

連続摂取の場合の器官への取り込み (uptake) [$\mu\text{Ci}/\text{日}$]、器官含有量 [μCi] および線量率 [$\mu\text{R}/\text{週}$] の関係を図示すれば Fig. 1 のようになる。

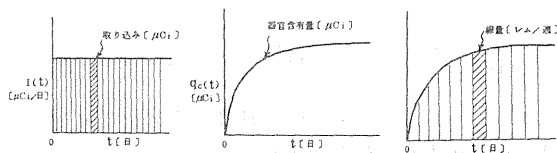


Fig. 1 連続摂取の場合の器官への取り込み、器官含有量と線量の時間的変化

吸入の場合、1日当りの器官の取り込み量 I_a [$\mu\text{Ci}/\text{日}$]、は次式によって与えられる。

$$I_a = (M)a \times (1 \text{ 日あたりの呼吸量}) \times f_a \dots (1)$$

[$\mu\text{Ci}/\text{日}$] [$\mu\text{Ci}/\text{cm}^3$] [$\text{cm}^3/\text{日}$]

ここで $(M)a$ は空気中の放射性物質の濃度。呼吸量は欧米の標準的な人 (標準人) の場合、 2×10^7 [$\text{cm}^3/\text{日}$]¹⁾ または 2.3×10^7 [$\text{cm}^3/\text{日}$]⁴⁾ であるとされている。 f_a は呼吸した放射性物質のうち、問題としている器官に達する割合である。

経口摂取の場合の器官の取り込み量、 I_w [$\mu\text{Ci}/\text{日}$] は次式によって与えられる。

$$I_w = (M)_w \times \left(\begin{array}{l} 1 \text{ 日あたりの水分} \\ \text{または食品の摂取量} \end{array} \right) \times f_w \dots (2)$$

[$\mu\text{Ci}/\text{日}$] [$\mu\text{Ci}/\text{cm}^3$] [$\text{cm}^3/\text{日}$]

ここで $(M)_w$ は水中または食品中の放射性物質の濃度。水分摂取量は欧米の標準人の場合、 2200 [$\text{cm}^3/\text{日}$]¹⁾ または 2650 [$\text{cm}^3/\text{日}$]⁴⁾ である。食品の摂取量としては日常食または標準食が考えられる。 f_w は経口摂取した放射性物質の、問題としている器官に達する場合である。

1日あたりの器官の取り込み量が I の場合、問題の器官の含有量の日々の変化 (dq_c/dt) は、単一指関数モデル、すなわち、器官含有量 q_c の減少は q_c に比例するという、モデルを採用すれば次式によって与えられる。

$$\frac{dq_c}{dt} = I - \lambda_e q_c \dots\dots\dots(3)$$

[$\mu\text{Ci}/\text{日}$] [$\mu\text{Ci}/\text{日}$] [$1/\text{日}$] [μCi]

ここで λ_e は q_c が 1 日あたり問題の器官から減少する比例常数で、器官からの減衰は物理的および生物学的過程により起り、生物学的減衰も指数関数的であるとすると、

$$\lambda_e = \lambda_r + \lambda_b \dots\dots\dots(4)$$

となる。 λ_r は物理的減衰常数、 λ_b は生物学的減衰常数である。

連続取り込みの条件で I が一定の場合、 $t=0$ 、 $q_c=0$ とすると、

$$q_c = \frac{I}{\lambda_e} (1 - e^{-\lambda_e t}) \dots\dots\dots(5)$$

上式を λ_e 一定(すなわち、核種とその化学形を固定)で I が変化する場合と、 I が一定で λ_e が変化する(すなわち、核種が異なる)場合について、 q_c の時間的変化を図示すると Fig. 2 のようになる。

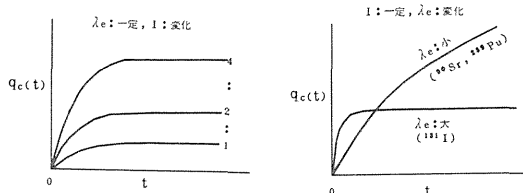


Fig. 2 $q_c = \frac{1}{\lambda_e} (1 - e^{-\lambda_e t})$ の変化

(5)式中の一日あたりの取り込み量 I に(1)または(2)式を代入すると、

$$q_c = \frac{(M)_a \text{ or } (M)_w}{\lambda_e} \times (1 \text{ 日あたりの呼} \times \text{吸量 or 摂取量}) \times (f_a \text{ or } f_w) \times (1 - e^{-\lambda_e t}) \dots\dots\dots(6)$$

普通の状態では 1 日あたりの呼気量または摂取量は一定であるし、 λ_e 、 f_a 、 f_w も核種、化学形が決まれば、一定値をとる。従って、(6)式は K_1 を一定値として次のように表すことができる。

$$q_c = \{ (M)_a \text{ or } (M)_w \} \times K_1 \times (1 - e^{-\lambda_e t}) \dots\dots(7)$$

さて 50 年後 ($t=50 \times 365$) の q_c について考えてみよう。 λ_e が極めて小でない限り、時刻 $t=365 \times 50$ の所で $\lambda_e t$ は一般的に極めて大で ($1 - e^{-\lambda_e t}$) は 1 に等しく、 q_c は時間と共にほとんど変わらない。

q_c が時間と共に変化しない場合、器官の受ける 1 週間あたりの線量率 R は次式によって与えられる。

$$R = \frac{q_c \times 3.7 \times 10^4 \times 60 \times 60 \times 24 \times 7 \times [\text{秒}/\text{週}]}{100 [\text{レム}/\text{週}]} \times \frac{[\text{MeV}/\text{壊変}] [\text{erg}/\text{MeV}]}{m [\text{g}]} = \frac{\epsilon \times 1.6 \times 10^{-6} \times q_c \times \epsilon \times 51.2 \times 7}{m} \dots\dots\dots(8)$$

ここで ϵ は問題にしている核種が 1 壊変毎に問題の器官に与えるエネルギー [$\text{MeV}/\text{壊変}$] である。 m は問題の器官の質量 [g] である。核種を定め、問題の器官を決めれば、 m 、 ϵ は定まり、一定値となる。従って K_2 を一定値として、

$$R = q_c \times K_2 \dots\dots\dots(9)$$

すなわち、週線量率 R は器官含有量に比例することになる。

週線量率の最大許容値は最大許容年線量から、1 年 = 50 週として求めることができる。それは器官別に 0.1 レム/週、0.3 レム/週、0.6 レム/週の 3 通りとなる。この許容週線量率の値を(9)式の R に代入すれば、許容週線量率に対応する許容器官含有量が求まる。(器官含有量/全身含有量)が時間の関数でなく、一定値をとるものとし、 f_2 で表わすと、

$$\text{最大許容全身含有量} = \text{最大許容器官含有量} / f_2$$

この最大許容全身含有量を最大許容身体負荷最(MPBB)と呼ぶ。ICRP 刊行書 2 の表 1 に核種別に記載されている。

また(7)式において、 $t=50 \times 365$ [日] とおいて q_c が最大許容器官含有量になるような空気中または水中の放射性物質の濃度 (M) を空気中または水中の最大許容濃度、(MPC)_a または (MPC)_w と呼ぶ。これも刊行書 2 の表 1 に核種別に記載されている。許容週線量率、最大許容器官含有量、最大許容濃度の関係を Fig. 3 に示した。

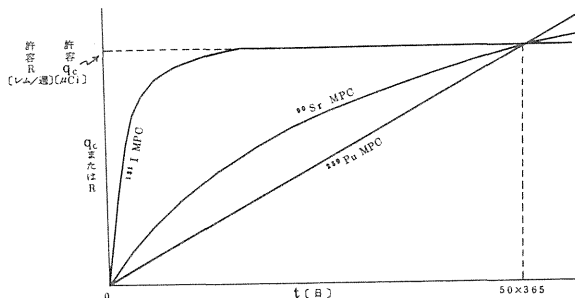


Fig. 3 MPC と許容身体負荷量と許容週線量の関係

空気中あるいは水中（食品中）の濃度および呼吸量あるいは水分（食品）摂取量が与えられれば、(6), (8)式を使って、週線量率を求めたり、またはある期間の間、積分することにより、その期間の総線量を計算することができる。しかし、簡便に(MPC)から直接線量を計算することも可能である。すなわち、水を例にとれば、水中最大許容濃度（1週168時間連続摂取の場合のもの）の水の一年間の摂取つまり(MPC) $w^{168}hr \times 2200 \times 365$ の摂取は、最大許容年線量(5,15,30レム)に等しい線量を50年間に与える⁵⁾。従って、濃度(M)の水または食品をA〔g/日〕の割合で、n年間摂取した場合の50年間の総線量は次式によって与えられる。

$$(50年間の総線量) = \frac{(\mu Ci/g)(g/日)}{(M) \times A} \times \frac{(\text{MPC})_w^{168}hr \times 2200}{(\mu Ci/cm^3)(cm^3/日)} \times (\text{最大許容年線量}) \times n$$

また濃度Cの汚染空気をt時間吸入した場合の線量は次式によって与えられる。

$$\text{線量} = \frac{C \times t \times R}{168 \cdot (MPC)_a^{168}hr}$$

ここで、(MPC) $a^{168}hr$ は1週連続168hrの場合の空気最大許容濃度(刊行書2,表1)であり、Rはその核種の摂取により問題になる器官の最大許容週線量の数値(0.1, 0.3, or 0.6〔レム〕)である。

3 一回摂取による器官含有量と線量(器官への取り込みが長びかない場合)²⁾

一回摂取による器官への取り込みと器官含有量と線量の関係を図に示すとFig.4のようになる。

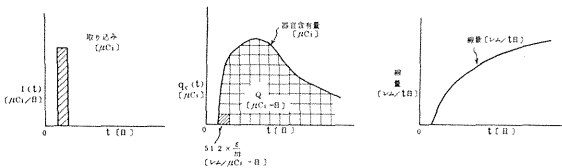


Fig. 4 一回摂取(器官への取り込みが長びかない場合)における器官への取り込み、器官含有量、線量の関係

空気中の濃度がC〔 $\mu Ci/cm^3$ 〕の場合で、t時間作業した場合の器官への取り込みI_aは次式によって与えられる。

$$I_a = (C) \times (10^7/8) \times t \times f_a$$

ここで $10^7/8$ は作業をしている場合の1時間あた

りの呼吸量(休息している場合は $10^7/16$ となる)¹⁾。

器官含有量 q_c は刊行書2¹⁾によれば近似的に次式によって表わされる。

$$q_c = I_a \cdot e^{-\lambda_e t}$$

刊行書10では、 $e^{-\lambda_e t}$ の形は次の核種に対しては一般に $\sum K_i e^{-\lambda_i t}$ あるいは At^{-n} など、実際に近い形となっている。

(HTO, Sr-90, Te-132, I-131, I-132, Cs-137, Ra-226, U-233, U-234, Pu-239)。

摂取後t時間までの線量は、 q_c が時間の関数であるため、次式のように積分によって求めなければならない。

$$\text{Dose} = \int_0^t q_c(t) \times 51.2 \times \frac{\epsilon}{m} dt$$

〔レム/t日〕

$$Q = \int_0^t q_c(t) dt \text{ と置けば}$$

〔 μCi -日〕

$$\text{Dose} = Q \times 51.2 \times \frac{\epsilon}{m}$$

$51.2 \times \frac{\epsilon}{m}$ は1〔 μCi -日〕あたりの線量〔レム〕である。

4 一回摂取による器官含有量と線量(器官への取り込みが長びく場合)³⁾

一回摂取により肺あるいは傷口に放射能が沈着し、その放射能が更に別の器官例えば骨などへ再沈着する可能性がある。この再沈着器官の取込み、含有量、線量を図示すれば、Fig.5のようになる。

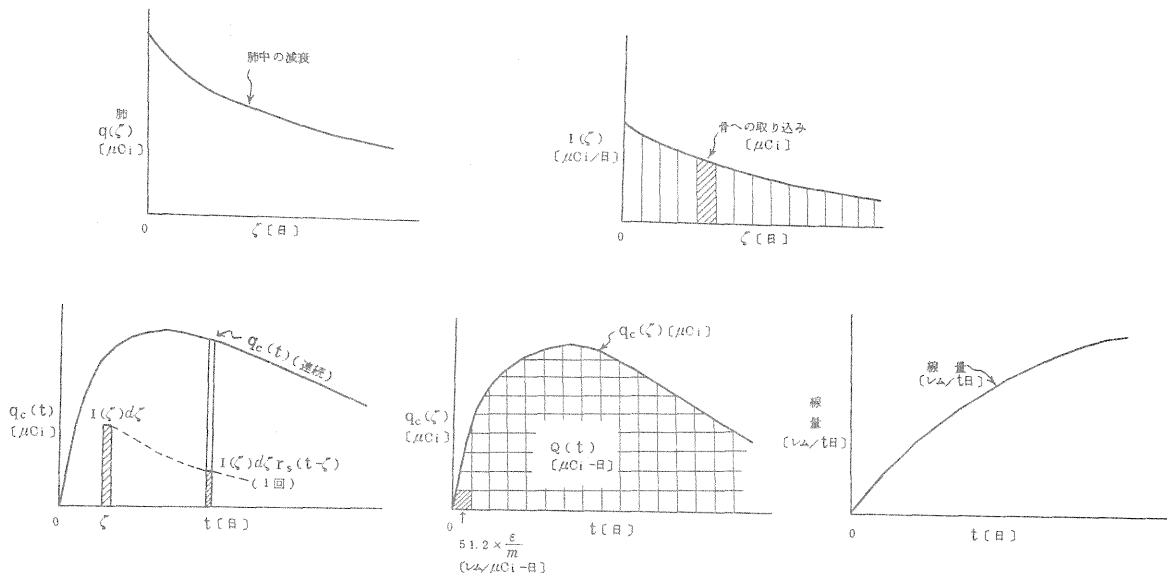


Fig. 5 一回摂取（器官への取り込みが長びく場合）における器官への取り込み，器官含有量，線量の関係

再沈着器官の取り込みは時間の関数であり， $I(\zeta)$ を時刻 ζ における1日あたりの取り込み率とすれば，時刻 t における取り込み量は $I(\zeta)d\zeta$ で表わされる。その器官における核種の残留関数を r_s で表わせば， ζ の後のある時刻 t における，残留量は $I(\zeta)d\zeta r_s(t-\zeta)$ である。 $I(\zeta)$ がFig.5のように長びけば，時刻 t における器官含有量 $q_c(t)$ は $I(\zeta)d\zeta$ を時刻0から t まで積分したものとなる。すなわち，

$$q_c(t) = \int_0^t I(\zeta) r_s(t-\zeta) d\zeta$$

この場合の t 日までの線量[レム/日]は

$$Q(t) = \int_0^t q_c(\zeta) d\zeta \quad \text{として}$$

$$\text{Dose} = Q(t) \times 51.2 \times \frac{\epsilon}{m} \quad [\text{レム/日}]$$

で表わされる。

5 ICRPの線量計算の問題点

ICRPは器官への取り込み，器官沈着量あるいは線量の計算を行う際，必要な生物学的パラメータに一定値を与えている。すなわち，標準的な人を仮定し，①器官の質量[g]，② f_a ， f_w ，③ $\lambda_b (=0.693/T_b)$ (T_b :生物学的半減期)などが一定であるとしている。このような仮定は不特定多数の人々に適用し，大まかな判定に使用するMPCの計算には適当であろう。しかし，線量の計算のように，ある程度の精度を必要とする場合は，ヨウ素の例における如く，carrierの多

い少いによるパラメータの変化，あるいは一般に無機か有機かなど化学形の違いによるパラメータの変化があるから，無差別にICRPの与えたパラメータを使用しないよう注意を要する。これらの注意事項は刊行書2にもはっきり述べられている。パラメータの選定には，文献調査あるいは実験等により，より適した値を使用したいものである。

次に1壊変あたり器官に与えるエネルギー ϵ [MeV/壊変]の算出の問題である。 ϵ の計算に当って，ICRPは近似的に次のように仮定している。すなわち，計算に便利をよりに，すべての器官は一つの球であると見做して球の中心にすべての放射能が集っていると仮定する。

近年MIRD法⁶⁾と呼ばれるエネルギー吸収率の計算が行われ，器官の形は数学的に便利でしかも，真実に比較的近い形を採用し，核種の分布も器官に均等に分布すると仮定して計算を行っている。現実の放射能の器官内分布は核種によりあるいは器官により，一律には論じられないが，均等分布の方が中心への集中より真実に近いであろう。MIRD法によるエネルギー吸収率がICRPでも採用の予定であるという。

6 ICRP刊行書2の改訂

K.Z.Morgan⁷⁾によれば，ICRPは近々刊行書2を改訂し，かなり大幅な変更を行うということである。変更内容を簡単に述べると次の通りである。

a) 刊行書2に記載されている項目のうちなくなる

もの：最大許容身体負荷量(MPBB), (MPC)_w。(MPC)_aはDAC(Derived Air Concentration)(従来誤用されることが多かったから)と名称を変え記載する。ただし、必要な人のために、MPBB, (MPC)_wの計算式は与える。

b) 掲載になるもの

1 μCi intakeあたりの(50年間の)時間積分値。線量預託(レム(器官)/ μCi intake)。最大許容年摂取量(MPAI)。残留関数(刊行書2より詳細なもの、ただし、核種は限られる)。肺モデル。胃腸管モデル。好骨性核種の線量評価法(従来は全骨格7000gで平均した。これを改訂し、骨内膜(骨表面より10 μm まで)と赤色骨髓(1500g)を決定組織とする。ただしこれは r , β 放出核種のみに適用し、 α 放出核種では分布がよくわからないので、従来通り骨の平均線量を計算し、 $n=5$ とする)。

以上ICRPの体内量、内部被曝線量評価法の現状と将来の改訂について簡単に説明した。

文 献

- 1) ICRP Publication 2, Report of ICRP Committee II on *Permissible Dose for Internal Radiation* (1959), Pergamon Press, Oxford (1960) *Health Phys.* 3 (1960).
- 2) ICRP Publication 10, Report of Committee IV on Evaluation of Radiation Doses to Body Tissues from Internal Contamination due to Occupational Exposure, Pergamon Press, Oxford (1968).
- 3) ICRP Publication 10A, The Assessment of Internal Contamination Resulting from Recurrent or Prolonged Uptakes - A Report by Committee 4 of ICRP, Pergamon Press, Oxford (1969).
- 4) ICRP Publication 23, Report of the Task Group on Reference Man, Pergamon Press, Oxford (1975).
- 5) ICRP Publication 9, Recommendations of the International Commission on Radiological Protection (Adopted 1965), Pergamon Press, Oxford (1966).
- 6) MIRP Pamphlets 1-9, *J. of Nuclear Medicine Supplement* 1, 2, 3, 4, 5, 6 (1968-1972).
- 7) Morgan, K. Z., Proper Use of Information on Organ and Body Burdens of Radioactive Material, "Assessment of Radioactive Contamination in Man," IAEA, Vienna, (1972).

討 論

青木敏男(関西電力) ICRPのStandard Manと異なる日本人特有の(特に違うところ)問題を研究していただきたい。

藤田 ¹³¹Iの f_w において、日本人は、欧米人と異なることは、よく知られている。他の核種、例えば、Ca, Sr等においても日本人特有の代謝があるかどうか探索する必要があると思う。

吉沢康雄(東大医) 不均等分布の概念の係数を採用するに際しては、①全面的にとり入れるのか、②器官を限定するか、③線質(線種)を限定するかの問題をハッキリさせる必要がある。今後の課題と思う。

藤田 全面的にとり入れるのではなくて、riskとそれが発生する場所および線質の関係、例えば骨肉腫と骨内膜、白血病と骨髓がよく研究され、判明している器官、腺質から逐次、この不均等分布係数が採用されていくであろう。御指摘の点が今後の課題であることは、確かである。

Measurement of Radioactivity in Human Body with a Whole Body Counter

Tomio ISHIHARA

Department of Radiological Science,
School of Medicine, University of Gunma

Abstract

For estimating the radioactivity in a human body we have two methods which are a bioassay and a whole body counting. Whole body counting has many advantages for studying very small amounts of radioactive material.

Whole body counter is device for measuring the radioactivity in the human body from the outside directly and offers us many informations which are quantity of the radioactivity, a location, and retention of radionuclides. A variety of improvements in instrument and in handling of data have produced greater accuracy in results up to the present time.

This report surveys the current status of the whole body counting and discusses the problems of the instrument, calibration and data handling. In finally, the report describes data acquisition and processing using an on-line computer system.

人体内に存在する放射性同位元素 (RI) の測定法には、排泄物中の RI 量から推定する方法、死体を焼却あるいは分析して求める方法などがあるが、前者は間接的であり、後者は生体に行うことはできない。これに対して、Whole Body Counter (WBC) を使う方法は直接的である。

WBC は体内に存在する RI を体外より直接測定し、その量・存在部位および経時変化を検査する装置である。現在の WBC の原型は 1955 年に Argonne 研究所の Marinelli らが NaI (Tl) 検出器を使ってマーシャル群島住民の体内に蓄積されたフォール・アウト核種を測定したものとされている。その後多くの改良がなされ測定技術の進歩などもあわせて現在ま

でフォールアウトによる体内汚染の測定をはじめとして、人体内の重要核種の代謝研究など保健物理から核医学分野へと利用範囲も拡大されてきた。ここで一口に体内 RI といっても、 α 線や軟 β 線のように組織中での吸収の大きな放射線のみを放出する RI は測定が不可能である。また、低エネルギーの X, γ 線についても組織中での吸収が大きいので、測定は困難で特別に設計された検出器が必要となる。

本報では、WBC の簡単な紹介と測定上の問題点ならびにコンピュータを使った WBC のデータ処理について述べる。

1. WBC の概説

WBC は主に検出部、自然計数を減らすための遮蔽材および検出器からの信号を処理する電子回路から構成されており、これらが一体となってその機能を発揮する。

検出器には通常無機 (NaI (Tl) など) および有機 (プラスチックなど) シンチレータが使われているが、 γ 線に対する性質が異なるため、目的に応じて使いわけの必要がある。現在よく使われている方法の内、NaI (Tl) を検出器としたものには Fig.1 に示すようなものがあり、いずれも体内のどの部分に存在する RI に対しても感度が一樣になるように配慮がなされている。

(a) は感度の一樣性が得られるように、人体から検出器までの距離を十分に取っているため検出感度が低い。(b) は Arc 法で検出器から 1 ~ 2 m はなれた位置に被検者の体が弧を描くように置くもので、検出器の感度の一樣性は良いが検出効率が落ちる。(c) は Standard chair 法といわれ、椅子に腰掛けて検出器をかかえるようにしたもので、比較的楽な姿勢で高い検出効率が得られるが、存在する RI の位置によって効率が多

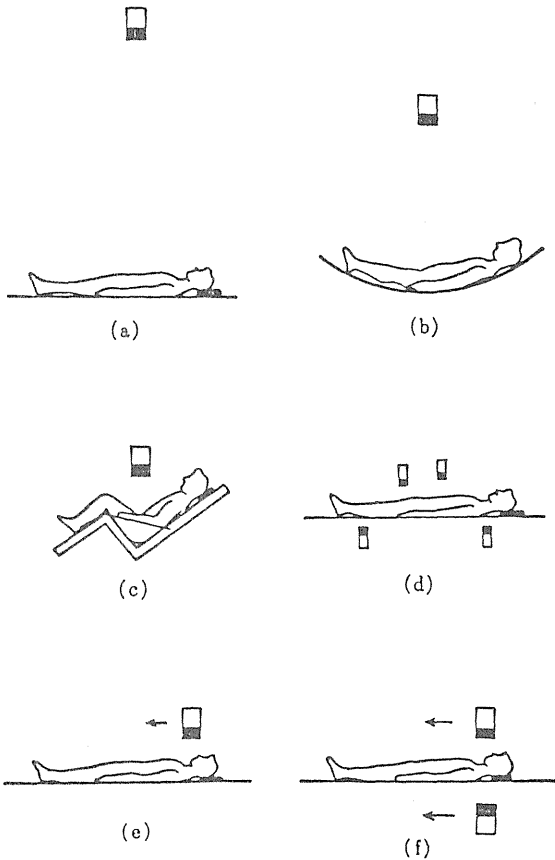


Fig. 1

少変化する欠点がある。(d)はMulti-Crystal Array法で数個の検出器をベッドの上下に配置したもので、比較的良好な検出効率と一様性が得られる。(e, f)はScanning法でベッドの上下に検出器をおき、その検出器をある速度で被検者の身長方向に走査しながら計数するもので、検出効率ならびに感度の一様性は他に比べて良好である。

Scanning法では検出器にスリット・コリメータを付けて走査することにより身長方向のRI分布を測定することも出来る。この他にも一つのカウンタで何種類ものGeometryを作ることのできるWBCもある。

有機シンチレータを使ったものでは、シンチレータそのものが比較的安価で取扱が容易なためGeometry(GEO)が自由に選らべ、 2π とか 4π とか大きなGEOを持ったものが多い。大型のプラスチック・シンチレータのブロックをベッドの上下に並べたもの、Standard chair法で椅子の下側および背もたれの後にも大型のシンチレータを置いて検出効率を上げたものがある。液体を使ったものでは大型のタンクにシ

ンチレータを入れ、その中央に被検者の入る穴を開け測定するものなどがある。GEOは大きく自由に選べるが、 γ 線に対するエネルギー分解能が悪く、また液体の場合は揮発性で取扱いに注意を要する。

特殊なものとして、先に述べたような低エネルギーのX線を測定するために薄型NaI(Tl)を使ったもの、大容積の比例計数管を使ったものなどがある。

NaI(Tl)検出器を用いたWBCは有機シンチレータを使ったものに比べ、検出器の大きさと数が技術的および価額の面で制限されるため大きなGEOを作るのは困難であり、低レベルのRIを測定するには比較的長い時間を要する。しかし、 γ 線に対しては光电吸収の効率が大きくピークのエネルギー分解能は良好で核種分析が可能である。また、コリメータを付けて走査すればRIの存在部位を知る事が出来る。一方、有機シンチレータは平均原子番号が小さいため、 γ 線は主としてコンプトン散乱によって検出されるためエネルギー分解能が悪く、RIが混在する場合の分析や分離測定には適さないが、大きなGEOが作れるので検出効率が高く、短時間の測定で既知のRIの定量を精度よく行うことができる。

遮蔽材は人体以外からの放射線、すなわち自然計数(BG)を低減するためのもので、検出器を遮蔽することによって検出器からの信号と雑音の比(S/N比)が向上し、実質的にカウンタの性能を上げることができ、低レベルの測定には欠かせないものである。Fig.2に示したのはいろいろな厚さの鉄で検出器を遮蔽したときのBGスペクトルの変化である。

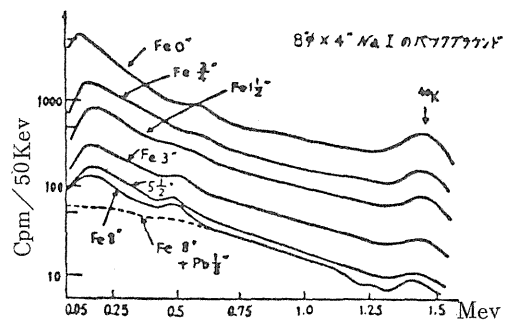


Fig.2 いろいろな厚さの鉄で遮蔽したときのBGスペクトルで、点線の部分は鉄8インチに $\frac{1}{8}$ インチ厚さの鉛板を内張した時のスペクトルで低エネルギー部分の減少が目だっている。

現在使われている高性能のWBCは、15から20cm厚さの鉄室内に検出器を取り付けたものが多い。ま

た、鉄室内には低エネルギー γ 線の散乱を少なくするために2~3mm厚の鉛がはられ、さらに高エネルギー放射線によってたたき出される二次電子を減らすためコマ数mmの銅板を内張りしたものが多い。この他にも、Fig.3に示すようなシャドウシールド型といわれ

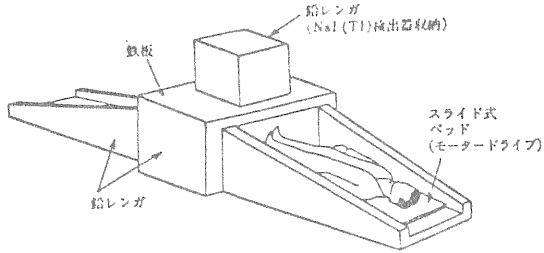


Fig.3 シャドウ・シールド型全身放射能測定装置

検出器が直接外部に露出しないような構造で、ベットがスライド式になっているものもあり、単に検出器と被検者の背後を鉄あるいは鉛で遮蔽しただけのものもある。これだけの遮蔽でもS/N比はかなり向上する。

付属電子回路は検出器からの信号を処理するもので、一般に無機シンチレータのようにエネルギー分解能の良いものには100~1000チャンネルの多重波高分析器(PHA)が使われ、エネルギー分解能の悪いものあるいは既知のRIを測定する時は数台のシングル・チャンネル・PHAが使われている。また最近では、この部分に電子計算機を使いデータの収集・処理を行っているものもある。

2. 測定上の問題点

環境中に存在するRIであることを考慮すると、測定される体内RIは未知で多核種が混在している場合が多く、しかも低レベルである。正確に被曝線量を求めるには、そのRIが体内でどのように変化したかを知らなければならない。また、事故時を考えると、最初の測定結果がその後の処理の指針となる場合が多いので、測定から結果を求めるまでが迅速に行える必要がある。これらの事を考え合せて測定上の問題点、即ち、体内量を求める上での誤差の原因について考え、測定の精度を上げることに焦点をおいて述べる。

1) 装置上の問題点

第一に計数値の統計誤差である。この誤差を少なくするには、検出器を大型化して検出効率を上げると同時にBGの減少を計り、S/N比を向上させることである。検出器の大型化については、 γ 線のエネルギー

を最大3MeV位まで考えればよいからNaI(Tl)を使った場合、厚さは4インチ~5インチあればよく、面積は直径10インチ前後のものが現在入手可能である。BGの減少を計るためには遮蔽が必要で、鉄20cm+鉛(対散乱線)3mm+銅0.3mm(対二次電子)がよく使われており、これ以上遮蔽を厚くしても検出部、特に光電子増倍管(PM)に含まれている放射能および宇宙線の高いエネルギー成分によるBGが大部分となり、これ以上厚くしても費用が増すだけであまり意味がなくなる。これに対する対策としては、光電面に石英ガラスを使った質の良いものを使うか、結晶とPMの間に純粋なNaIを入れるなどしてBGを減らすことができる。また、2本以上の γ 線を同時に放出するRIあるいはポジトロンを放出するRIの測定では、2個の検出器を対向させ同時計数をすればBGを大幅に減らす事ができる。このようにして得られた検出効率、BGからある測定時間内での最小検出限界を求めることができ、WBCの性能を表わす値としてよく使われる。

次にBGを同一条件のもとで何回も測定し、そのバラッキを計算すると統計変動よりも大きくなることもある。これは装置が正常に動いていたとすると、BGの変動としか考えられない。BGで時間と共に変化するものには室内のラドンが考えられる。特に、WBCが地下室など密封された場所にある場合には問題となる。この影響を除くには、常に新鮮な空気を室内に送り込む必要があり、理想的な方法としてはラドンを取りのぞいた空気あるいはラドンを十分減衰させた空気を鉄室内に送り込む方法が良い。

次に検出器および電子回路の安定性についてであるが、通常、測定前には測定しようとする核種のエネルギーに合わせて検出系のエネルギーを設定する。この操作をひんばんに行うことにより測定の精度を上げることができる。また、そのつど設定した増幅器の利得やPHAのベース・レベルをグラフ上に記録しておく、検出系の安定度を一目で見ることが出来る。精度を上げる他の方法としては、NaI(Tl)中に単一エネルギーの線源を入れておき、その波高値のずれを電子回路で検出してフィードバックをかけて検出系をコントロールする方法がある。しかし現在では、波高分析器の性能が向上し、安定度の良いものが出来ているので、不安定性の原因は主に検出部分にある場合が多い。特に、PMの強い線源と弱い線源に対したときの利得の変化と長期間使用したためのPMの劣化が大きな原因となる。利得の変化については変化の割合を求めておく、と良い。一般に、 10^4 cps以下では非常に安定で

ある。長期間使用による PM の劣化は我々の経験では 3 年以上連続で使用した場合、雑音が多くなるなどかなりの劣化が見られる。これを目度に変換するか PM のチェックを行うとよい。また、PM は通常の場合 24 時間連続で印加した方が電源を入れたり切ったりするよりは安定である。ことに WBC では、1 個の検出器に数個の PM を使用しているので、この点十分に注意する必要がある。

NaI(Tl) 検出器は潮解性があり高湿度と激しい温度変化をきらい。NaI(Tl) は製造の段階でこの点には十分注意がはらわれているが、時間がたつにしたがって結晶の表面全体あるいは部分的に斑点状に黄色く変化してくることがある。このような変化を知るには、PM をはずしてみれば判るので、PM の交換時などに気を付けて見るとよいが、PM はそうひんぱんに交換するものではないので、これを外部から検知する方法が必要である。それには一定条件のもとでの BG, 利得, 分解能, 効率などいくつかの項目について変化を定期的に点検し、その変化から結晶の変化を検知する方法もある。

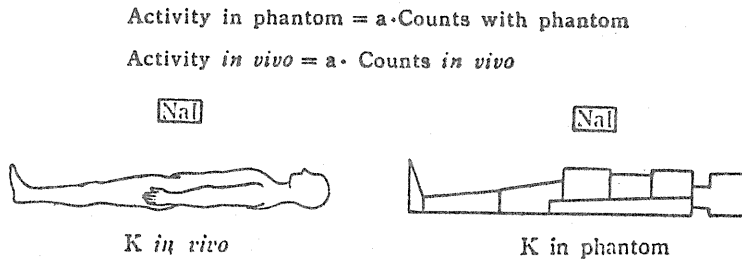


Fig.4 K phantom を使用する較正法

わされる。a は模型と人体が等しいと仮定したときの較正常数である。⁴⁰K や ¹³⁷Cs のように一様に分布する RI でも体格が異なれば較正常数は違った値になるので、何組かの Phantom をそろえ被検者の体格に合わせて使いわけなければならない。⁴⁰K と ¹³⁷Cs については現在までに多くの研究がなされており、較正常数と体格(体重/身長)の経験式も求められている。今後いろいろな RI について、⁴⁰K や ¹³⁷Cs と同様に較正常数が求められなければならない。Fig.5 に Pu の肺負荷量を較正するために作られた Phantom を示す。

K や Cs のように RI が体内で平衡状態となり、RI の分布が既知の場合は体格の差だけを考えればよいが、分布が変化する場合には全排泄物を採取し、その放射能を測定して、その値を WBC の測定値と比較

2) 較正上の問題点

較正法には既知量の RI を人体に投与する方法と人体模型(Phantom)を使った方法がある。前者では求めたい RI を直接その人に投与するのであるから、体格の差や分布の違いなどによって生ずる較正上の誤差は少ないが、物理的ならびに生物学的半減期が短かく被曝線量が少ない RI でなければならないし、分布が一定になるまで長い時間を要するようでは全排泄物の採集測定などの問題があり、一般には Phantom を使った方法が多く行われている。

Phantom は等身大の人体模型で、体の各部分の大きさに合せた円筒型のタンクを組合せた簡単なものから、完全な体型を持ち中に各臓器を持った複雑な Phantom もある。これらは較正しようとする RI によって使い分け、前者は ⁴⁰K や ¹³⁷Cs のように全身の筋肉組織中に均一に分布する RI を較正するときに使われ、後者は ¹³¹I のように体内の特定臓器に集中して集まる RI を較正するときに使われる。

Phantom 法の原理は Fig.4 に示すような関係で表

補正を行って正確な較正常数を求める必要がある。このような補正なしに減衰率曲線から有効半減期を求めるとすれば、結果は大きな誤差を持つことになる。また分布の測定が可能な場合には、RI の体内分布をそのつど求め、Phantom 内の RI 分布もそれに合わせて較正する方法もある。

体内 RI 量を求めるうえで、較正の問題は WBC が開発されて以来多くの研究者によって工夫されて来たが、今後共大きな課題である。

3. Computer によるデータの収集・処理

WBC における通常のデータ処理は、 γ 線の光電ピークを計数して体内量などが計算される場合が多いが、体内での吸収や散乱を考えると、特に分布が変化して

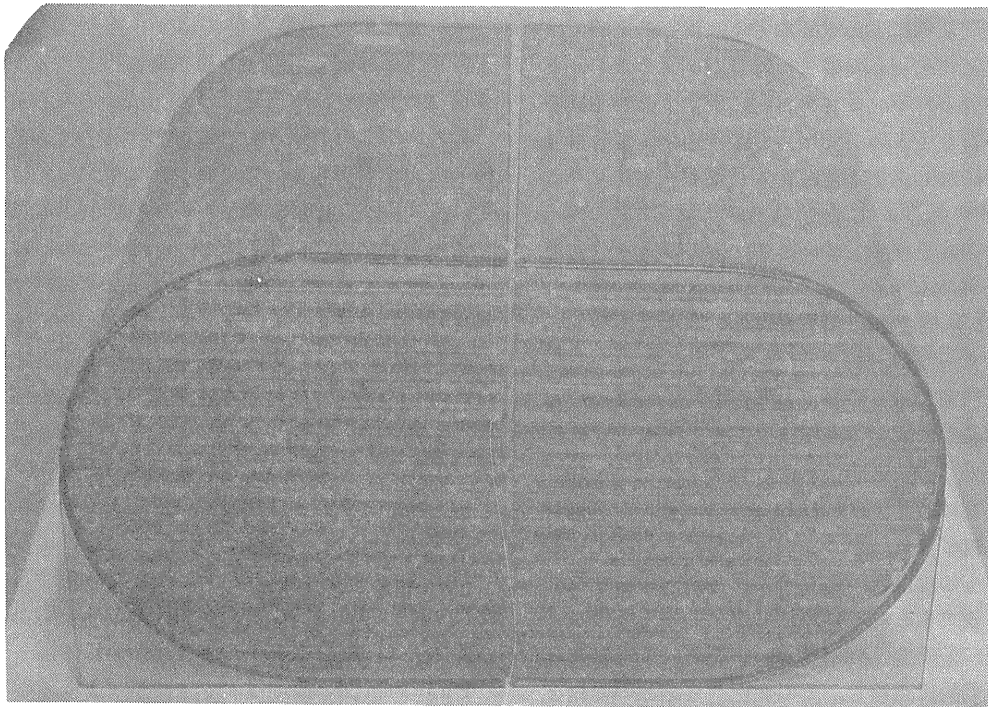


Fig.5 Pu の肺負荷量を較正するために作られた Phantom で胸厚や分布をいろいろと変えられるように工夫されている。

いる場合、必ずしも光電ピークを計数することが良いとは言えない。散乱等を考えると、コンプトン領域まで計数した方がその部分にある RI の状態を良く表している場合がある。それらのことを考慮して、検出器からの生情報を全て Computer (電算機) で記録しておけば、後でどのような処理もプログラム次第で行える。そこで数年前に放医研では、WBC をオン・ラインで電算機につなぎ、検出器からの生情報をすべて収集し、人手を煩わすことなくデータを処理するシステムを開発したので紹介する。

放医研の電算機システムは Tosbac 3 4 0 0 モデル 3 1 を本体として、オン・ライン用の全ての機器とコアおよび中央演算処理装置 (CPU) との関係はコントロールしている直接入出力制御装置 (DAC) を使ってデータを収集する。WBC の NaI 検出器からの信号はインピーダンス変換器を通し、約 1 5 0 m 離れた電算機室にケーブルで伝送する。その信号は電算機室に設置されている高速のアナログ・デジタル変換器 (ADC) に入力する。ADC は入力信号をその高さに比例したクロック・パルスに変換し、入力フォーマット切換盤を通してインクリメント装置 (INC) またはシーケンズ装置 (SEQ) に入力する。INC は ADC の出力をあらかじめ用意されたメモリ領域の波高値に比

例したアドレスの内容を読み出して、1 を加えて再び書き込む操作をハード的に行う。この装置はパルス波高分析を行うのに使われる。これを利用した収集のプログラムは 2 個の INC 領域をあらかじめ用意しておき、プログラムが実行されると片方の INC 1 領域にデータが収集され CRT はその波高分布を表示する。そして、タイマーの割込信号で INC 1 領域のデータ収集を INC 2 領域に移す。INC 2 領域でデータを収集している間に INC 1 領域に収集したデータをディスク (DK) に転送してクリアする。再びタイマーの割込が入ると、INC 2 領域の収集をやめ INC 1 領域にデータを収集しはじめる。そして、INC 2 領域のデータは DK へ転送してクリアする。これを交互に繰返して一連のデータ収集を行うと、DK には一定時間間隔の波高分布が収集される。Fig.6 に INC モードによるデータ収集のブロック図を示した。プログラムと同期して検出器を被検者に頭から足まで走査すれば、体軸にそった一定間隔の波高分布、すなわち RI の一次元の体内分布が測定できる。

このデータを使えば従来の方法ではできなかった散乱線の補正や測定中に生じた利得のずれをも補正することができる。一方、SEQ は 1 ワード (2 4 ビット) をいくつか分割して、ADC の出力をタイマーから

の時間情報などを前もって確保したメモリ領域に先頭アドレスから信号の到来ごとに書き込み、データを収集する。あらかじめ確保した領域が満杯になった場合はプログラムによってその内容を DK に転送する。これを使ったプログラムは INC の時と同様にあらかじめ 2 個の SEQ 領域を用意しておき、プログラムの実行で SEQ 1 領域にデータを収集しはじめる。SEQ 1 領域が満杯になると、SEQ 2 領域に収集の制御が移り、SEQ 1 領域のデータを DK に転送する。これを交互に繰り返して割込スイッチからプログラム停止がかけられ収集を終る。Fig.7 に SEQ モードによるデータ収集のブロック図を示す。この方法では検出器からの全情報が収集されており、後の処理プログラムにより必要な情報が自由に抽出できる。これらの操作は WBC 室にあるタイプライターにより、オン・ラインで実験者と電算機の対話方式によって行われる。DK に集められたデータは MT に移されて保存されるが、

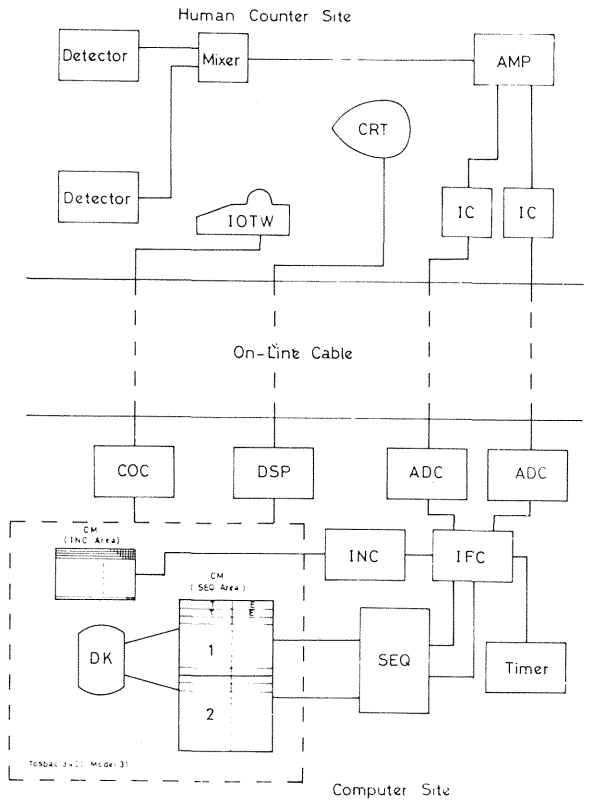


Fig.7 SEQモードによるデータ収集のブロック図

必要に応じて MT を処理すれば必要なデータが迅速に得られる。定量については一日に 10 人の被検者があったとして、個々の被検者の体内 RI 量は約 30 分で計算ライン・プリンタに net スペクトルと共に打出すことができる。このようにしてデータを処理し、生データを一定期間保存することは結果を検討しながらデータの処理が出来、保存されているデータについて最もふさわしい処理が行え、より精度の高いデータを提供してくれる。

検出器からの情報を十分に生かすには、その生情報をいかに収集するかにかかっていると一言で過言ではない。この意味で電算機を使ったデータの収集・処理はより精度の高い情報を与えてくれると考える。これらの応用はすでに出来上がった WBC にも可能であり、また最近の小型電算機の普及でより手近なものになった。

以上、WBC の簡単な紹介と測定上の問題点ならびに電算機によるデータの処理について、データの精度を上げることに焦点をおいて述べてきた。

個々の WBC の性能を上げたとしても、かつて報告したように検出器あるいは較正法の違いによって同一

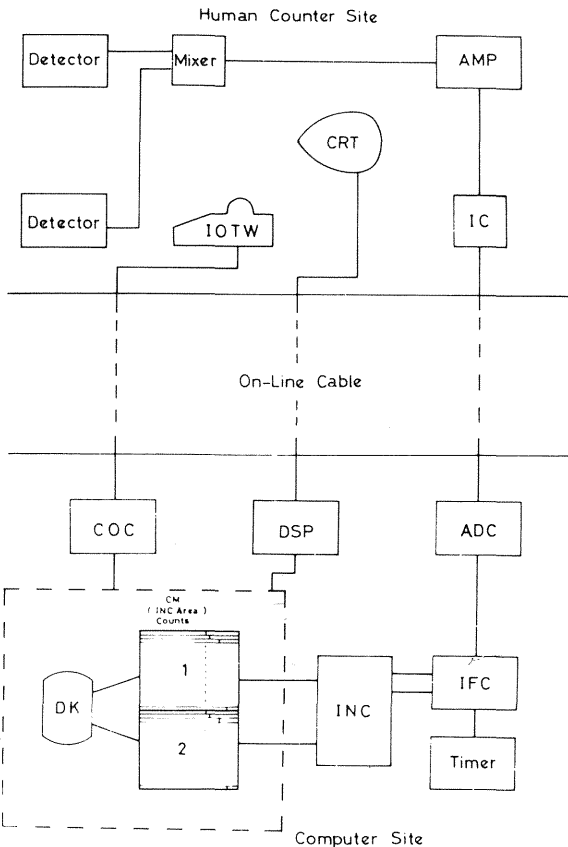


Fig.6 INCモードによるデータ収集のブロック図

人物を測定しても結果が統計誤差以上の差を持つことがある。環境の人工放射性物質による体内被曝の問題を考えるとき、この点の考慮が必要ではないだろうか。今までにも飯沼・吉沢氏等によって WBC の連絡会、相互比較などの重要性が提起され、一部実行されたこともあったが、現在では沙汰やみになっているといえよう。環境問題が大きくクローズ・アップされている現今、諸兄の御高配をお願いしたい。

文 献

○カウンタ全般（検出器，遮蔽，校正）

- 1) G. R. Meneely Editor (1961): "Radioactivity in Man" c.c. Thomas, Publisher, Ill.
- 2) IAEA (1962): "Whole Body Counting"
- 3) H. G. Mehl and J. Rund Health Phys. **9** (1963) 607.
- 4) IAEA (1964): "Directory of Whole Body Monitors"
- 5) IAEA (1964): "Assessment of Radioactivity in Man"
- 6) G. R. Meneely and S. M. Linde Editors (1965) "Radioactivity in Man" c.c. Thomas, Publisher, Ill.
- 7) IAEA (1966): "Clinical uses of Whole Body Counting"
- 8) 日本医師会雑誌 "ヒューマン・カウンタの基礎と応用" **51** (1968)
- 9) 京大原子炉実験所報告 "人体内放射性物質の測定に関する短期研究会"
○遮蔽他
- 10) C. E. Miller et al. IRE trans. NS-3 (1956) 90.
- 11) L. D. Marinelli et al. adv. in Biol. and Med. Phys. **8** (1962) 81.
- 12) G. R. Meneely et al. Nucleonics **21** (1963) 46.
- 13) S. H. Cohn et al. Health Phys. **9** (1963) 15.
- 14) H. E. Palmer et al. Health Phys. **11** (1965).
○特殊検出器
- 15) P. N. Dean, Report, LAMS-3034 (1965).
- 16) T. Ishihara et al. Health Phys. **17** (1969) 669.
- 17) T. Tomitani and E. Tanaka Health Phys. **18** (1970) 195.
○ NaI (Tl) の劣化
- 18) 八代重雄・飯沼武, 応用物理 **36** (1967) 409.
○校正法
- 19) 飯沼武 放医研ニュース **6** No. 8 (1963) 5.

- 20) T. A. Iinuma et al. Nature **198** No. 4880 (1963) 604.
○相互比較
- 21) C. J. Maletskos et al. AEC Report TID-23740 (1967).
- 22) ^{137}Cs と ^{40}K 測定における相互比較と誤差について飯沼武他 (KURRI-TR-66, 1969)
○データ処理
- 23) 石原十三夫 放射線科学 **14** No. 2, 3 (1971).
- 24) J. R. Watts Nud. Inst. and Meth. **121** (1974) 91.

日本原子力研究所
保健物理安全管理部
矢部 明

Problems of Bioassay in Estimating the Body Content of Radioactivity

Akira YABE

Japan Atomic Energy Research
Institute

Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki-ken

ABSTRACT

Bioassay as an indirect method of measuring the body content of radioactivity is explained, especially the problems involved.

To estimate the body content by urine and faecal analysis, a knowledge of the metabolism is necessary.

Descriptions given are of the quantitative relationship between retention and excretion of the radioactivity which is expressed in a mathematical formula, and biological variation between individuals and in an individual.

The procedure in analysis of the excreta includes choice of urine or faeces, collection of the sample from a person internally contaminated, and determination of a radionuclide by radiochemical analysis; and it is encountered with uncertainty in estimation of the body content.

The sources of uncertainty are a defective sample collected in an inappropriate way, day-to-day variation in daily excretion of the nuclide, quantitative chemical analysis of the excreta for small amount of the nuclide, and to be more important, biological variation from one individual to another.

1 はじめに

体内放射能の間接測定法であるバイオアッセイ法を実際に人に応用するには、結果として得られたバイオアッセイの値から体内の残留量を推定することができる、信頼すべき定量関係があるかという本質的問題、分析にあたってどのような試料をどんな方法でサンプリングするかなどの実施上の問題、目的を達する上で

どのような分析法を選択し、汚染を解析するかという技術上の問題がある。これらはいずれも、それぞれに多くの問題を含んでいるが、ここでは、それらを概観する立場で紹介して見たい。

2 体内放射能と排泄放射能との定量的関係

一般に人体の組織系内に入った放射性物質が体外へ排泄される速度は細胞外液中の濃度に依存する。この排泄速度の時間的変化を残留量との関係で捕え、既知のものとして記述してあれば、体内取り込み後のいろいろな時刻における排泄速度の測定から体内残留量の推定は可能となる。体内残留量と排泄速度は一回体内取り込みの場合、次式で示される。

$$q(t) = q_0 \cdot r_s(t) = q_0 \cdot e^{-\lambda_R t} \cdot R_s(t) \quad (\mu\text{Ci}) \cdots \cdots (1)$$

$$E(t) = q_0 \cdot Y_s(t) = q_0 \cdot e^{-\lambda_R t} \cdot y_s(t) \quad (\mu\text{Ci}/\text{日}) \cdots \cdots (2)$$

ここで、 $q(t)$: 取り込み後 t 時刻(日)における体内残留量 (μCi)、 $E(t)$: t 時刻(日)に1日あたり全排泄物中に排泄される量 ($\mu\text{Ci}/\text{日}$)、 q_0 : 初期体内量 (μCi)、 λ_R : 放射能崩壊定数 (日^{-1})、 $r_s(t)$ 、 $R_s(t)$: 単位量の初期体内量があったとき、それに対する割合であらわした t 時刻の残留量、 $R_s(t)$ は放射能崩壊を含めない場合、 $Y_s(t)$ 、 $y_s(t)$: 単位量の初期体内量があったとき、それに対する割合であらわした t 時刻の体外への排泄速度 (日^{-1})、 $y_s(t)$ は放射能崩壊を含めない場合、 $y_s(t) = -dR_s(t)/dt$ である。これらの式に示した $r_s(t)$ 、 $Y_s(t)$ はそれぞれ、残留関数、排泄関数と称され、過去のヒトの投与実験や事故による汚染例のデータを解析総合することにより、核種別に整理して数式(残留率式、排泄率式)で与えられている。

ICRPはその勧告(Publication 10¹⁾)の中でこれらの残留率式, 排泄率式を具体的に示しているが, 核種別にそれぞれ一つずつ示されたこれらの式は, 標準人の代謝データとして明確に設定したものでなく, 線量や誘道調査レベル¹⁾算出のため, 勧告時までを得られたデータを用いてその時の知識水準で組み立てられたモデルであることに留意すべきであろう。事実, 基礎となるこれらのデータは欧米からのものに偏している。

放射性物質が人体の組織系内に入る取り込みかたは, 一回取り込みに限らず連続取り込みに至るいくつかの型がある。多重回りの取り込みがあった場合, それぞれの取り込みによる代謝が相互に影響を受けず, 独立した一回取り込みと同様の形で推移したと仮定すると, これらの複雑な取り込みの型も数学的解析の対象として扱うことができる。いろいろな取り込みの型に対する体内残留量と排泄速度の一般式として, 次式で表現される。

$$q(t) = \int_0^t I(\zeta) \cdot r_s(t-\zeta) d\zeta \quad (\mu\text{Ci}) \cdots \cdots (3)$$

$$E(t) = -\int_0^t I(\zeta) \cdot y_s(t-\zeta) \cdot e^{-\lambda t} d\zeta \quad (\mu\text{Ci}/\text{日}) \cdots \cdots (4)$$

ここで, $I(\zeta)d\zeta$: 時刻 ζ における体内取り込み量(素量)(μCi), ζ, t : それぞれ最初の取り込みからの時間(日), $t \geq \zeta$, $r_s(t-\zeta)$: 1回の取り込みから $t-\zeta$ 時間後に残留している割合, $y_s(t-\zeta)$: 1回の取り込みから $t-\zeta$ 時間後に排泄によって失われる割合 $\{=Y_s(t-\zeta)\}$ である。この式では, 各回の取り込みによるそれぞれの残留が細胞外液をへて直ちに排泄物中に反映することを仮定し, 可搬性物質に適用される。しかし, 非可搬性物質については, 当初, 特定の器官や組織に沈着した放射性物質が早期に細胞外液中に移行しない。このような場合, 例えば尿による体外排泄の速さ, $E_u(t)$ ($\mu\text{Ci}/\text{日}$)は次式であらわされる。

$$E_u(t) = q'_0 \int_0^t I(\zeta) \cdot Y_{us}(t-\zeta) d\zeta \quad (\mu\text{Ci}/\text{日}) \cdots \cdots (5)$$

ここで, q'_0 : 問題の器官, 組織の初期沈着量(μCi), $I(\zeta)d\zeta$: 細胞外液の時刻 ζ における取り込み量(素量)(μCi), $Y_{us}(t-\zeta)$: 細胞外液中の1回取り込みから $t-\zeta$ 時間後に尿排泄によって失われる割合, $Y_{us}(t)$ は1回取り込みの尿排泄関数である。

以上に記してきた(2), (4), (5)式により, 理論的には取り込み関数 $I(\zeta)$, 1回取り込みの排泄関数, 初めの摂取時刻, 摂取量などのデータが既知であれば, 排泄の

速さから全身の体内取り込み量あるいは器官や組織の沈着量をそれぞれ推定することができるわけだが, 実際はこれらのデータ全部を入手し得ることは少なく, 摂取—排泄の細部にわたって既知である例は希れである。1回摂取の最も単純な形の被曝様式であっても, 摂取物質の性状によって異なり, 易溶性のイオンとなつて体液中に存在するものは, 時間経過とともに当初からその排泄速度は減少するが, 体液中に難溶性の微粒子状物質などで, 一回摂取で肺に沈着した後も徐々に体液中に移行するものは排泄速度がピーク値をもつような時間変化をする。したがって, 得られた2, 3点の排泄速度の測定結果からのみ, 全期間の排泄の時間変化を推定することは困難である。いわゆる放射線作業の環境では, 吸入摂取が体内汚染事例の過半を占めるが, ここで摂取される物質は上記二者のように確然と分けられず, 両者間の複合的性状を示すものが多いから, たとえ相当多数のデータが得られても, バイオアッセイの結果のデータからのみ, 体内取り込み量や器官沈着量を推定することは容易でない。実際は摂取物質の性状が単一で摂取経路の明らかな1回取り込みや連続定量摂取後体内残留量が一定の平衡状態に達しているような場合にも, これらの体内残留量の推定が可能で, 他は不可能と言って差し支えない。

3 バイオアッセイ法実施上の問題点

前項で排泄と残留の関係を記したが, そこで述べた排泄速度は, 体外排泄の全経路で合計した排泄速度を問題にしている。また, この排泄の様相は, 呼気のようにほぼ連続して体外へ排泄されるものもあれば, 尿や糞便のように1日何回かに間欠的に排泄されるものもあり, 試料採集の上で, また排泄速度の観測上厄介な問題を伴う。糞便の測定の場合は, 摂取後消化管を通過するのみの外因性排泄を含み, 非可搬性物質の検出のみを目的とした測定には便利だが, 摂取初期や平均的モデルから外れた特異な肺内分布の沈着などの場合, 外因性排泄を峻別しない糞便の測定値は, 前記した定量的な残留と排泄の関係を誤用する結果に導く。そこで以下にバイオアッセイ法実施上の問題点を若干記して見たい。

バイオアッセイで扱う試料は, 尿, 糞便などの排泄物, 血液, 皮膚などの組織, 傷口洗浄液などの処置物の3種類であるが, 処置物は汚染の程度を定性的に示す指標を与えるのみで補助的な試料の域を脱しない。組織は評価上価値ある重要な試料だが, 採取上抵抗があるので大きな体内汚染以外用いられることはない。

一般に排泄物がバイオアッセイの常用試料となっている。排泄物の場合、全経路からの排泄総量のうち尿や糞便への排泄の分配を知る必要があるが、 ^3H や ^{14}C および R_n などの気体状で呼気を通じ放出される少数例を除き、一般には尿、糞便以外の経路からの排泄量は微量で無視される場合が多い。そこで尿と糞便への排泄割合が重要だが、これについては核種別に Table 1²⁾のように知られている(1回体内取り込み)。

Table 1. The fractions of the total excretion by urine (F_u) and faeces (F_f) for elements taken up to extracellular fluid (from ICRP Publication 10)

Element	F_u	F_f
H (as water)	0.6	
Na	~1.0	~0.01
P (as phosphate)	0.9	0.1
S (as sulphate)	0.9	0.1
Cl		like sodium
Ca	0.5	0.5
Fe	0	?
Co	0.7	0.3
Zn	0.25	0.75
Rb	0.75	0.25
Sr	0.85	0.15
Te	0.75	0.25
I	0.93	0.07
Cs	0.8	0.2
Ba	0.1	0.9
Ce	0-0.1	0.9-1.0 with time
Po	0.1	0.9
Ra	0.05	0.95
Th	1.0	0.01
U	1.0	0
Np	0.5	0.5
Pu	0.29 ^{0.17}	0.81 ^{0.15}

この割合 (F_u と F_f) は多くの核種で一定の定数で示され、最初の体内取り込みからの時間に無関係であることが示されているが、CeとPuはその時間に左右される。また、多くの核種で尿中排泄が糞便中排泄より大きい、Zn、Ba、Ce、Po、Raの場合には逆に糞便中排泄が大きく、Puでは糞便中排泄と尿中排泄の割合が、体内取り込み後ある日数経過すると逆転し、以後次第に尿中排泄の量が糞便中排泄より大きくなることを示している。以上は可搬性の性状の核種についてであるが、これらの事実はバイオアッセイを実施する場合、核種によっては糞便を試料に選んだ方が検出上有利なことを示している。しかし実際には、対象者が汚染環境にある場合や吸入摂取の可能性のある場合には、外因性排泄と区別できない、または試料採集上、分析上扱い難いなどの理由で尿を分析する場合が多い。排泄速度すなわち排泄率は、通常1日の時間単位で測定されるが、個人差や日変動が大きい。尿の場合は、水の代謝に関係しているため、排尿量や尿の生成時間

によって尿中濃度変動する。ICRPのReference Man³⁾によれば、男性20~40才で1日の平均排尿量1.4ℓに対し、個人の排尿量の変動の範囲は約400mlから約3ℓに達していることを示している。これは筆者が過去に原研職員数人(男子)について実測した変動の範囲とよく一致している⁴⁾。24時間排泄率を一定の1日排尿量(1.4ℓ)を基準に推定することも行われるが注意を要する。間欠的な排尿の性質上、各核種の真の24時間尿中排泄率を知ることは容易でないが、この目的のためクレアチニンの定量を行って利用することがある。これは筋肉からの代謝生成物であるクレアチニンの尿中排泄が比較的一定の排泄速度をもっていることを利用し、これを内部標準として尿の生成時間を知り、観測値を補正しようとするものである。この基準となるクレアチニン排泄率は上記のReference Manによれば、成人男子の場合1.7g/日としているが、筆者が原研職員(男子)について測定した結果は1.4±0.16g/日であった⁵⁾。実際の24時間尿中排泄率が核種によってどの程度の変動率をもっているかよく知られていないが、筆者が放射性降下物が盛んだった1965年頃、原研職員5人を対象に10日間 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs と安定核種のK、Caを測定した結果⁶⁾によると、個人内の日変動は、測定できなかった ^{90}Sr を除き、いずれも5人の平均で16~19%であった。しかし、この実験で同一食を摂らなかった前期5日間については、Kのみ26%の変動を示したのが注目された。また、個人間の変動は、K、 ^{137}Cs が小さく14~16%、Ca、 ^{90}Sr が約22%程度の値を示した。尿中排泄率の変動が著しいので知られている好骨性核種のPuの場合は、10倍の係数で変動すると言われている。これについてはBeach, S.A.ら⁷⁾が、英国のHarwell研で、減少傾向を示さない同程度のPu汚染者数人を抽出し、その24時間尿、357例の分析結果の頻度分布を作製することにより明らかにしている。彼らによると分布は明らかな対数正規型で、この結果から1回の試料の1回の測定により20試料の中央値を95%の信頼度で推定するには測定値の上下に測定値の約6倍および約6分の1の区間を設けなければならないとしている。また、排泄速度を測定するには、通常24時間尿を使用するが、48時間尿、72時間尿を用いた方が有利で、48時間尿のとき上の例で乗除すべき係数が5に減少することを示している。この例のように体内残留量が一定の場合には、試料量が大きい程有利であるが、一般にそのような場合のみではないので、試料採集、すなわちサンプリングの問題には注意する必要がある。サンプリング

グに当っては、一般に実施の可否を含め、採集する試料の種類、量、採集期間、採取法、採取場所に留意し、これが体内放射能推定の誤差の原因にならぬよう配慮する必要がある。

4 バイオアッセイの技術

前節でバイオアッセイを実施する上で、主として試料に内因する困難さを記した。バイオアッセイの技術について次に記したい。分析技術上の問題としては、目標核種を必要な検出限界で分離定量できる化学分析法、放射能測定法を用意することが要求される。しか

し、これらは一般の環境試料測定の際要求される条件と異なるところはない。一般的に言えば、尿はリン酸塩、塩化物などの無機塩、尿素やいろいろな有機酸などの特定の有機物を含み、24時間尿で平均約1.4ℓの容積をもつため、濃縮のため前処理操作が必要となり、糞便では食物残渣の有機成分の焼却灰化などの操作を要する。尿の場合、Kの24時間排泄率が1~3%であるので、試料中の⁴⁰K放射能に留意する必要がある(0.8~2.4 nCi^{3),4)}。職業人の体内汚染評価のため通常行われているバイオアッセイの一般的検出限界をICRPのPublication 10¹⁾と10A²⁾のデータを利用してTable 2に参考までに記した。

Table 2 バイオアッセイの検出限界と誘導調査レベル

核種	尿の検出限界 (nCi/ℓ)	誘導調査レベル (nCi/ℓ)		
		単一摂取	慢性摂取(1)	慢性摂取(2)
³ H	100	106 (90)	6.6×10 ³	9.9×10 ³
¹⁴ C	10	18 (4)		
	(呼気) 0.01	5.7×10 ⁻³ (5)		
²² Na	10	11 (60)		
³² P	4×10 ⁻²	4×10 ⁻² (90)		
³⁵ S	0.1	2.4 (90)		
³⁶ Cl	100	100 (55)		
⁴⁵ Ca	3.6×10 ⁻²	1.4 (90)		
⁸⁹ Sr	10 ⁻²	0.3 (90)		
⁹⁰ Sr	10 ⁻²	10 ⁻² (90)	1.7×10 ⁻¹	2.5×10 ⁻¹
¹³¹ I	0.1	0.1 (30)	0.7	1.1
²¹⁰ Po	10 ⁻⁴	3×10 ⁻³ (90)		
²²⁶ Ra	10 ⁻⁴	1.6×10 ⁻⁴ (90)	2.5	3.7
²³³ U	10 ⁻⁴	8×10 ⁻⁴ (90)	36	54
²³⁴ U	10 ⁻⁴	8×10 ⁻⁴ (90)	36	54
²³⁵ U	5 μg/ℓ	4.3 μg/ℓ (1)		
²³⁸ U	5 μg/ℓ	4.3 μg/ℓ (1)		
²³⁹ Pu	4×10 ⁻⁵	6×10 ⁻⁵ (1)	6.4×10 ⁻³	9.5×10 ⁻³

一般に検出限界は、誘導調査レベル以下に充分低く保たれている必要があるが、それが困難なものが核種によっては認められる。表中誘導調査レベルは単一摂取の場合、体内取り込み後90日の値を示したが、それが検出できない場合、検出可能な体内取り込み後の日数(表中括弧内に示す)とそのときの値を示した。また、誘導調査レベルのうち慢性摂取(1)は年6回未満

の反復摂取、(2)はそれ以上の回数の反復摂取に適用すべき基準である。慢性摂取の場合問題ないが、単一摂取でU, Pu, ¹⁴Cが検出能力不足であることを示している。バイオアッセイでは、以上のほか、体内残留量を推定するため測定結果のデータを解析し、生物学的半減期を決定したり、体内取り込みの発生時や取り込みの型を推定する解析技術が必要とされる。Fig. 1は

バイオアッセイからの線量推定が容易なトリチウム (HTO) について、生物学的半減期の変動と線量の関係を示したものである。原研の被曝例38例からその生物学的半減期が 9.8 ± 4.1 日であることが知れた⁸⁾ が、この生物学的半減期を個々の被曝者について測定せずに、尿分析の結果に単純に ICRP の半減期の値10日を採用すると、真の線量は図のハッチ部分に含まれ (95%信頼度)、 20 nCi/ml の尿中濃度で最大約 30 mrem の誤差 (約35%の誤差) が生じる可能性がある。バイオアッセイから体内残留量を推定し被曝線量を評価するためには、指数関数型の残留関数の場合、生物学的半減期を個々の被曝者について測定する必要が認められる。これら解析技術の基礎は、人体への放射性核種の投与実験、過去の被曝例などの蓄積の上に立っているが、解析の可能な対象核種は限られ、汚染核種の代謝の実態など不明なものが多い、今後の解明が期待される所以である。

5 まとめ

バイオアッセイ法により体内放射能を推定する上の種々の問題を記してきたが、これを推定の誤差の観点から要約すると、試料のサンプリングにあたって試料数、量、採取時期などが不適切なための誤差、生物学的にさけられないバイオアッセイデータの日変動による誤差、バイオアッセイの分析、放射能測定上の誤差、残留関数、排泄関数およびそれに関係するいろいろな生物学的定数が、個人差を含めて真の残留、排泄を反映していないために生じる誤差など多くの要因が存在することを示している。これらの誤差の累積を定量的に把握するに至っていない現状であるが、バイオアッセイ法においては、多量な試料を入手しての密な頻度での長期間の観測、高感度高精度分析および放射能技術の導入、残留関数、排泄関数の精密化とこれらを適用する上に必要な個々人の生理学的データの豊富な入手など多くの改善すべき対策が考えられる。

引用文献

- 1) ICRP: Publication 10, 1968 “職業被曝による体内汚染からの身体組織への線量の評価” (訳) 日本アイソトープ協会, 仁科記念財団 (1972)
- 2) ICRP: Publication 10A, 1970 “反覆取り込みまたは長期の取り込みによる体内汚染の算定” (訳) 日本アイソトープ協会, 仁科記念財団 (1972)
- 3) ICRP: Publication 23, “Report of the Task

Group on Reference Man” Pergamon Press (1975).

- 4) M. Fujita et al; Fallout radioactivity in excreta and diet — the levels at Tokai, Japan in 1962 to 1963, JAERI-1057 (1964).
- 5) 矢部明; バイオアッセイに於けるクレアチニン排泄の利用, JAERI-M 4615, 74 (1970).
- 6) 矢部明; Fallout による食品および Excreta 中の放射能強度, 第5報, JAERI-memo 2241 (1966).
- 7) S. A. Beach and D. W. Dolphin; “Assessment of Radioactivity in Man” Vol. II, 603, IAEA (1964).
- 8) A. Yabe et al; “Abstracts of First Asian Regional Congress on Radiation Protection” 60, IARP (1974).

討 論

吉沢康雄 (東大医学部) 環境の体内汚染のモニタリング (ホールボディカウンタあるいは、バイオアッセイによる) を考えなくともよいのだろうか。例えば軽水炉周辺の住民の線量目標値を与えられているが、これは、体内汚染モニタリングとして測定可能な量 (体内量にして) でないとしても、測定しないままにしておいてよいものだろうか。

矢部明 (原研) 職業人の体内汚染モニタリングをバイオアッセイでやって見た経験から、ネガティブチェックという体内汚染がないことを確認するための測定のもつ意義を考えさせられた。この点からも質疑者と同感である。バイオアッセイは過去 Fallout の盛んな時期、児童の尿中レベルなど国内外で測定したと聞いている。純技術的な意味からいって、そのやり方を延長した形でなんらかの方法をもさくしたが、成案を得るに至らなかった。

2. 日本人の特性について

2-1 日本人の“Standard Man”の値を探索することの意義について

— 甲状腺に関するパラメータを例として —

東京大学・医学部

吉 沢 康 雄

草 間 朋 子

Some Consideration of Japanese Standard Man Value

Yasuo YOSHIZAWA and Tomoko KUSAMA

Department of Radiological Health, University of
Tokyo

ABSTRACT

Numerical values of standard man or reference man is important problem in the field of radiation protection and safety. The standard man values given by ICRP were obtained from European and North American adult data. For that reason, there are some theoretical problems in the application of standard man values to Japanese.

The purpose of the present paper is to consider the difference of values between Japanese and standard man. The standard man values are divided into three categories. The first category is the size and weight of the body or organ, the second is the values of elementary composition, and the third is the numerical factors related to metabolic kinetics. It is natural that some values of the second and the third categories have little difference between Japanese and European. On the other hand, there are some differences in the value of the first category, but the differences can calculation in proportional allotment to the body weight.

The values concerning the thyroid gland and iodine metabolism are important for radiation protection. It has been foreseen that these values of Japanese are significantly different from standard man. A survey of past reports was carried out with a view to search for normal values of the weight, iodine content, and iodine uptake rate of the thyroid of Japanese. The result of the survey showed that the weight of thyroid are about 19g for adult male and 17g for adult female and that the iodine contents are 12-22mg and iodine uptake rate (fw) is about 0.2.

1. はじめに

日本人のいわゆる“Standard Man”の値を求めることの必要性は、しばしば主張され、論議されてきた。日本人独自の値を求めるべきであるという積極的主張と、その必要性を冷静に考えて見るべきであるという慎重論とがある。

著者らは、日本人の“Standard Man”の値を求めるにあたってはその必要性、および、それを求めるための研究の進め方について、再検討の必要性を感じており、問題提起の意味で、討論・検討の素材として、著者らの考え方を述べる。

ICRPで勧告または提案している“Standard Man”あるいは“Reference Man”の性格およびそれをめぐる諸問題についての著者らの考えを2, 3述べる。

2. 日本人の“Standard Man”値を探索することの意義

(1) “Standard Man”の性格について

“Standard Man”の値は、ICRPがPublication 2に記載している概念・数値であり、最大許容濃度を設定するに際して必要な人体に関するパラメータである。最大許容濃度の設定の手順は、①放射性核種の決定臓器(critical organまたは問題臓器reference organ)を決定し、②その臓器の許容線量率を決め、③その許容線量率を破ばくするような

条件下での臓器内の放射性核種の量を決定し、④その場合の放射性核種の全身量すなわち maximum permissible body burden (MPBB) を求め、⑤このMPBB量になるには、どのような量の放射性核種を吸入 (MPCa) または、えん下 (MPCw) することが出来るかを求めることである。以上の手順を経て MPCa あるいは、MPCw を求めるためには、人体ないし臓器の大きさ・組成および代謝などに関する生物・医学的パラメータが必要である。これらの値は、年齢、性はもちろん、人種差の違いによってかなり異なる。

しかし、“Standard Man” の値は、本来、原子炉等の放射線利用の計画・設計に際しての環境基準を設定するために用いられた値である。したがって、普遍的な環境基準すなわち最大許容濃度を定めるためには、単一の標準的な数値を設定する必要がある。この目的で設定されたものが“Standard Man”である。事故例などのような個々のケースについての線量評価あるいは措置のために、この“Standard Man”の値を用いることは、原則的には、ICRP のいう“Standard Man”本来の性格および目的からはずれた適用である。

環境基準としてわが国独自の最大許容濃度を定める必要があるとすれば、原則として日本人の“Standard Man”値を求めることが必要となる。しかし、最大許容濃度を求めるに必要な生物学的パラメータは数が多いえに、個々のパラメータに関する不確実な要素が多いことを考えると、日本人の“Standard Man”値を求めることの意義を再度考えなおして見る必要があると思う。

(2) “Standard Man” 値探索の目的について

日本人の“Standard Man”値を求める目的が日本人についての研究であるか、あるいは、Radiation Protection のためであるかをはっきり区別する必要があると思う。日本人の研究という立場にたつての作業・研究であるとしたら、値の求めやすいもの、あるいは、実験材料の入手しやすいもの、興味のあるものなどどれを求めても、日本人の値を求めることにそれなりの意味がある。しかし、Radiation Protection の立場を重視しての研究であるとしたら、求める必要のある値に、順位をつけて研究をすすめるべきである。

実際には、Radiation Protection の立場にたつて、日本人の“Standard Man”値を探索するために作業することの意義は、意外に少ないのではないかと考えられる。

(3) より詳しい“Standard Man”を求めるとしたら

“Standard Man”値が年齢別および性別の値として示されていれば、利用範囲がより広がることは言うまでもない。実際に、ICRP, Publication 23 では、Reference Man という名称を採用し、性別および年齢別の値が提案されている。しかし、一般に広く適用される環境基準を設定することを目的とするのであれば、年齢別あるいは性別の値を求めることは、環境基準のもつ性格を考えあわせると、実際上あまり意味がないのではないかと思う。個々の事例について critical nuclide を決め、さらに critical age を設定するという理想の手順をふむのであれば、年齢別の“Standard Man”値を求めることが必要となる。しかし、実際には、特別の場合は別として、一般には、このようなことは困難であると考えられる。

したがって、一般的環境基準を設定する目的であれば、すべての場合について性別あるいは、年齢別の“Standard Man”値を求めるという作業をすることは、現在の時点では、必ずしも必要ではないと思う。しかし、事故にによる内部被ばく症例の線量評価および処置、RI の核医学的利用に関する研究、普通とは極端に異なった地域、あるいは集団に適用する環境基準の設定などに関連して、性別あるいは年齢別の“Standard Man”値を求めるのであれば、意味がある。しかし、前述した通り、このような用い方は、“Standard Man”の本来の目的からはずれたものであるから、“Standard Man”とは別の概念ないし用語を用いた方がよいと思う。

(4) “Standard Man”値は平均値であるということについて

“Standard Man”の値として提案されている値は、ICRP Publication 2 にも明記されているように、平均的な値であることを改めて認識しておく必要がある。

安全側をとって上限値 (または場合によっては下限値) をとり、それを中心に論議されることがある。しかし、このやり方、考え方は“Standard Man”の概念とは合致しない。“Standard Man”値は、棄却検定を行った後の棄却限界内の平均値であるというふうに解釈するのが最も妥当であると思われる。

(5) “Standard Man”値の種類について

“Standard Man”値は、その性格上、つぎの3つに区分される。①身体および臓器の大きさ (ICRP Publication 2 では有効半径)・重量に関するもの、

②身体および臓器の元素組成に関するもの、③代謝に関するものである。①の身体および臓器の大きさ・重量については、日本人と“Standard Man”値として提案されている欧米人との間に差があることは明らかである。この値については、過去の文献を系統的に探索することによってある程度の値を得ることは可能であり、場合によっては、臓器の大きさ・重量については体重との比例配分で求めたとしても最大許容濃度の算出にあたっては、そう大きな違いはない。ICRP, Publication 23のReference Manの一部の値についても、この方針がとられている。②の元素組成および③の代謝に関するパラメータについては、欧米人と日本人の値に本質的な差はないと思う。もしあるとすれば、食習慣の違いによる差、たとえば、よう素の甲状腺含有量、よう素の甲状腺摂取率の違いなどが考えられる。

(6) “Standard Man”値に差をもたらす要因について

“Standard Man”値に差をもたらす要因について考えてみる必要がある。差の要因としては、①日本人と欧米人との差、②個体間の差すなわち個人差、および、③個体内の差の3つが考えられる。“Standard Man”の値のうちで、身体・臓器の大きさ・重量については、①の日本人と欧米人の差の要因が大きく効いてくると考えられるが、元素組成および代謝に関するパラメータについては、きわめて特殊な例は別として、日本人と欧米人との間の差よりも、個人差または個体内の差の方が大きいと考えられる。したがって、日本人の“Standard Man”値を求めようとする場合は、それぞれの差の要因の寄与の大きさを十分に検討し、日本人と欧米人との差が、個人差あるいは個体内の差よりも明らかに大きいと判断されたものについてのみ、日本人の“Standard Man”値を探索・決定する意義とすべきである。

(7) “Standard Man”値を求めるにあたって

代謝に関するパラメータについての値を探索するにあたっては、人体へのRI投与などによる実験的な研究を行うことも考えられる。この種の研究に際しては、それに先立って、系統的な文献探索などによる過去の知見を十分に検討しなおすことが必要であり、さらに前述した差の要因を充分考慮し、実験の必要性を再確認した上で、充分な実験計画のもとに実施しなければならない。

3. 日本人の甲状腺、および甲状腺のよう素代謝の特殊性

(1) 甲状腺およびよう素代謝の位置づけおよび調査方法

“Standard Man”値のなかで、甲状腺のよう素に関する数値は、日本人のものは、欧米人の値と異なると考えられて来た。そして、その違いの主な要因が食習慣の違い、すなわち日常のよう素摂取量の違いにあることも、ある意味では常識化している。

また、放射性よう素は、原子力施設の安全基準に関連するものとして、重要な位置を占め、それによる内部被ばくの評価が、原子力施設の設置・運転にとり重要な役割を占めている。以上の観点から、著者らは、日本人の甲状腺に関するパラメータについて、系統的な文献調査を実施した。

文献調査にあたっては、医学中央雑誌を手がかりとして1903年(明治36年)以降の文献を探索した。今回の調査により、本邦において発表された文献のうち、この調査・研究の目的を達するのに必要なものは、ほぼ網羅されているものと考えられる。

(2) 甲状腺の重量について

甲状腺の重量についての調査結果をTable 1に示す。

Table 1 Weight of thyroid gland of adult

Standard Man (ICRP Publication 2)	20 g
Reference Man (ICRP Publication 23)	
Adult male	20 g
Adult female	17 g
Japanese	
Adult male	14.3 - 24.4 g
Adult female	11.8 - 21.0 g

各報告者の症例を合計すると、胎児から80才以上の全年令層にわたり約5000例である。これらの症例から求めた日本人の甲状腺重量とICRPの値と比較すると、“Standard Man”では20g、Reference Man (Adult)では男性20g、女性17gであるのに対し、日本人の値は、男性(便宜的に20~60才の値をとる)の平均値は14.3~24.4g、女性の平均値は11.8~21.0gの間にある。

つぎに、甲状腺重量の年齢別の値を、調査対象としている症例が1000例をこえる報告について、Publication 23に記載されている米国人の値と比較した結果をTable 2に示す。米国人の18才以上

Table 2. Weight of the thyroid gland of adult

Age (yr.)	American ²⁾ (by H.P.S.)	Japanese ⁹⁾ (Hikichi)	Japanese ⁴⁾ (Fukushi)	Japanese ⁴⁾ (Aimi)
20-24		17.34g	17.57g	18.73g
25-29	16.3g	18.68	18.87	18.43g
30-34		19.71	19.04	19.46
35-39	18.2	19.87	18.43	18.73
40-44		19.57	19.74	
45-49	18.0	19.81	19.13	18.99
50-54		18.29	18.61	
55-59	18.5	19.76	16.93	17.36
mean weight	cases over 18 years 17.5 ± 6.8g	cases from 20 to 60 years 19.02 ± 0.02g	cases from 20 to 60 years 18.60g	cases from 21 to 51 years 18.80g

の男性の甲状腺重量の平均値は、17.5gであるのに対し、日本人の値は、引地の報告では、19.02g、福土の報告では18.60g、相見の報告では18.80gとなり、これで見ると、必ずしも日本人の甲状腺重量が、外人(この場合米国人)に対し小さいという結論はでてこない。

(3) 甲状腺のよう素含有量

甲状腺のよう素含有量(含有率)についての調査結果をTable 3に示す。

Table 3. Iodine content of the thyroid gland

	Iodine content	
Standard Man ¹⁾ (ICRP Publication 2)	7 mg	
Reference Man ²⁾ (ICRP Publication 23)	12 mg	
Japanese author:	male	female
	Mitsui* ⁸⁾	12.23 mg / 10.80 mg
	Tanaka* ¹⁰⁾	22.29 mg / 14.58 mg
	Moriya* ¹³⁾	24.65 mg / 15.69 mg
	Kimura et al.* ¹²⁾	22.78 mg
Nosaka* ⁷⁾	11.8 - 17.7 mg	
Yamagata et al.** ¹⁵⁾	0.85 mg/g	

* age of cases : 20-60 yr.

** age of cases : 1-90 yr.

ICRP Publication 2のStandard Manの値から求めた甲状腺のよう素含有量は7mgであり、ICRP Publication 23のReference Manでは12mgとされている。

日本人の甲状腺よう素含有量は、今回の調査から得られた結果によると、男性12.23~24.65mg、女性10.80~15.69mgとなる。ここで注目したいことは、大正時代に求められた値と、最近(山県らの研究)の値とがかなり近似しており、分析技術が近年に比べると未熟であると考えられていた古いデータが有

用な知見を与えているということである。

(4) 甲状腺のよう素摂取率について

正常日本人の甲状腺よう素摂取率についての文献調査の結果をTable 4に示す。

Table 4.

The value of f_w of iodine in the thyroid gland

	f_w
Standard Man ¹⁾ (ICRP Publication 2)	0.30
Japanese* author: Iino et al. ²⁶⁾	0.19
Hugita et al. ²⁵⁾	0.19
Nakagima ¹⁷⁾	0.22
Nakamura ¹⁸⁾	0.21
Nakamura ¹⁹⁾	0.12
Kubo et al. ²⁰⁾	0.25
Koshiyama ²¹⁾	0.17-0.19
Okabe ²²⁾	0.23
Kinoshita et al. ²³⁾	0.21
Ishituki et al. ²⁴⁾	0.22

*: uptake rate after 24 hours

ICRP Publication 2のStandard Manの f_w の値、すなわち経口摂取したよう素が甲状腺へ移行する割合は0.3という値が示されている。日本人の値については、¹³¹I経口投与後24時間の値を便宜上 f_w として示してあるが、甲状腺にup-takeされたよう素は、かなり長い生物学的半減期で減少するので、24時間後摂取率を f_w としても実際には著しい不都合はないと考えてよい。

日本人の f_w 値は、0.12~0.25の間にあり、Standard Manの0.3よりは低いことは明らかであり、0.2附近にあると考えるのが妥当であろう。

以上、日本人の甲状腺の重量、よう素含有量およびよう素摂取率を中心に文献調査を行った結果を報告したが、過去の知見を系統的に調査・検討するという作業で目的のかなりの部分が達せられたと考えている。

4. おわりに

“Standard Man”値を探索するにあたっては、近年、統計学的検討と批判に耐え得るヒトに関するデータの入手が困難であるという現実を考え、何が重要かつ必要であるかについてのランクづけを十分に検討し

たうえて、研究を進めることが必要である。

“Standard Man”本来の性格を考えると、入手しやすいもの、あるいは興味のあるものを取りあげるという姿勢の研究では有用な知見の入手は期待出来ないと思われる。

4) 医療の現状を考えると人間に関するデータの入手は困難と思う。もし実施する場合は、是非とも必要な条件である。

討 論

矢部 明(原研) 1903年以来のデータの調査を蓄積されたという発表ですが、臓器の重さなどのデータを蓄積するとき、過去の人間と栄養状態、生活状態が異なり、体格、体位が異なっている場合、どのような考え方でぞめばよいか。

草間 臓器重量等については、体重との比例配分で求めても、そう大きな違いはないと考えている。

住谷みさ子(放医研) 文献調査による日本人のStandard manの値、特に元素組成などを求めるに際して、明治～現在における食生活の大きな変動を考慮して、古いデータをお使いになっているか。

草間 日本人のヨウ素の摂取量については、時代的な差は、そう大きくないと思う。時代を考慮するとしたら、分析技術の方が差の要因として大きいと考えられるが、過去におこなわれた甲状腺ヨウ素含有量についての結果と、最近の結果がかなり一致していることは注目に値すると思う。

吉岡信一(高知県)

- 1) 日本人について、Standard manの値を求める必要性が少ない理由は、一般的に体重比による算出で大きな誤差がないからか？
- 2) ヨウ素以外に日本人について特に調査する必要があると考えている項目があるか。
- 3) 環境問題と関連してStandard man等の問題を考えるならば「平均」値ではなくて上限値(or 下限値)を求めて使うべきではないか？
- 4) (意見)人体実験について触れる場合には、必ず被検者(本人)の意志承諾ということを必須条件として付け加えてもらいたい。

草間

- 1) 甲状腺に関する値を除いては、日本人と外人の差よりも、個人差あるいは個体内の差の方が大きいと考えられる。
- 2) 現在の時点ではないと考えている。
- 3) Standard man値は、本来平均的な値とされている。

References

- 1) Recommendations of International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 2, Pergamon Press (1959).
- 2) Report of the Task Group on Reference Man, ICRP Publication 23, Pergamon Press (1974).
- 3) 堀沢治吉：甲状腺に関する研究，殊に重量的關係において，日本病理学会雑誌，9 115-119 (1919)。
- 4) 福土政一：甲状腺の病理解剖の方面，日本病理学会雑誌，14 3-70 (1924)。
- 5) 福土政一：甲状腺に就て，東京医事新誌，2364 704-709 (1924)。
- 6) 執行作彌：甲状腺の形態に関する研究，福岡医科大学雑誌，17 924-978 (1924)。
- 7) 野坂網定：甲状腺沃度含有量に関する研究，日本内科学会雑誌，14 814-817 (1926)。
- 8) 三井圭造：甲状腺の「ヨード」含有量に就て，東京医学会雑誌，46 1679-1707 (1931)。
- 9) 引地義男：日本人の甲状腺重量に関する統計，東北医学雑誌，16 87-98 (1932)。
- 10) 田中正男：沃度代謝の研究，十全会雑誌，42 2580-2608 (1937)。
- 11) 岡暁：京都病理学教室剖検材料の統計的観察，京都医学雑誌，38 632-643 (1941)。
- 12) 木村秀継：急死屍体に於ける甲状腺沃度含有量及び沃度代謝に就て，北海道医学雑誌，21 1428-1443 (1943)。
- 13) 守屋正：人体内に於ける沃度分布の病理化学的並に病理組織学的研究，体質学雑誌，12 49-76 (1943)。
- 14) S. Aimi et al.: Studies on the weight and size of internal organs, *Acta Pathol. Japonica*, 2 173-200 (1952).
- 15) N. Yamagata et al.: Iodine content of thyroid glands of normal Japanese, *J. Radiat. Res.*, 13 81-90 (1972).
- 16) 金子昌生：過去2年間の甲状腺¹³¹I摂取率検査集計に基く甲状腺¹³¹I摂取率判定基準，日本医学放射線学会雑誌，22 805 (1962)。
- 17) 中島博徳：健康および各種疾患小児の甲状腺Jod摂取率，小児科診療，22 378-379 (1959)。
- 18) 中村良文：甲状腺¹³¹I摂取率検査成績，島根医学，3 619-624 (1966)。
- 19) 中村良文：甲状腺の¹³¹I摂取率曲線に関する研究，米子医学雑誌，16 580-592 (1965)。
- 20) 久保政次他：小児甲状腺¹³¹I摂取率，血漿¹³¹I転換率，尿中¹³¹I排泄率に関する研究，日本小児科学会雑誌，62 914 (1958)。
- 21) 越山勝夫：¹³¹Iに由る甲状腺機能とJod代謝の臨床的研究，内科宝函，9 381-392 (1962)。
- 22) 岡部長広：小児期の放射性Jodを用いた甲状腺機能に関する研究，東邦医学会雑誌，8 99-105 (1961)。
- 23) 木下文雄他：正常者及び各種甲状腺疾患の¹³¹I甲状腺摂取率の再検討，*Radioisotopes*, 15 359-370 (1966).
- 24) 石突吉持他：老年者における甲状腺機能，老年病，4 302 (1960)。
- 25) 藤田順一他：最近一年間の甲状腺摂取率測定の集計，医療，16 137-139 (1962)。
- 26) 飯野史郎他：海藻類摂食の甲状腺¹³¹I摂取率におよぼす影響，日本内分泌学会誌，34 58-61 (1958)。

2-2 甲状腺被曝線量推定に及ぼす諸因子について

放射線医学総合研究所
大 桃 洋一郎

Environmental Factors Used for the Estimation of Radiation Dose to Thyroid Gland

Yoichiro OHMOMO
National Institute of Radiological
Sciences

ABSTRACT

Environmental factors used for the estimation of radiation dose to thyroid gland were discussed in this paper, such as deposition velocity of radioactive iodine onto plant leaves, elimination factor from the leaves, transfer of this nuclide to milk and the consumption of those critical foods especially by inhabitants around nuclear sites in coastal area of Ibaraki Prefecture. Uptake of the stable iodine was estimated.

大気中に放出された放射性ヨウ素は、野菜特に葉菜葉面へ付着し或いは牧草葉面へ付着したものが牛乳へ排泄され、それを人間が摂取することにより人体へ移行する。大気中に放出された放射性ヨウ素の葉面付着率(deposition velocity)はヨウ素の物理・化学的形態によって変動することが知られている。たとえば核実験の場合などは爆発の条件にもよるが、dustの表面に付着するなどparticulateの形のものが多いらしく、葉を洗滌すると90%程度除染されてしまう。一方原子力施設などからの放出の場合は、大体ガス状、それもヨウ化メチルの形のものが多いといわれている。おそらく、ヨウ素の諸化学形態のうち、ヨウ化メチル、ヨウ化エチルなどのヨウ化アルキルが、銅メッシュ、高性能フィルターおよび活性炭フィルターなど通常のフィルターに捕捉されにくいためであろうと推測される。ガス状で放出もしくは漏出した放射性ヨウ素は、葉面の気孔から内部に侵入するという形での移行が多いと考えられ、従って葉菜を流水で洗滌しても殆んど除染されない¹⁾。

牛乳の場合は、牧草に移行したヨウ素が乳牛をへて乳へ排泄され、それを飲むことによって人体に入る。乳汁への排泄率の測定例は多いが、著者らの実験では、乳汁への排泄率がかなり高く、欧米の報告例の5~6倍であった。即ち、一回投与の実験例では、投与後6日間のうちに、投与された放射性ヨウ素のおよそ30%が乳汁中に排泄された²⁾。これは恐らく飼料中に含まれる安定ヨウ素濃度が高かったためであろうと考えられる。この点に関しては、今後検討を要する。

また投与する放射性ヨウ素の化学形態が、どのような化学形態であっても、乳に排泄される割合は、殆んど変わらないことも明らかにされている。

前に述べたように、甲状腺被曝線量を推定する場合に必要なパラメータのひとつに、クリティカルフード即ち葉菜とミルクの消費量がある。日本人の成人の場合は、一般に牛乳の消費量は低いので、葉菜を主たる

緒 言

すべての人間活動、産業活動には必ず環境汚染が伴なう。廃棄物による環境汚染が避けられないものであるとすれば、その汚染を長期的見通しの上に乗って、最小限におさえるような努力が続けられなければならない。そのためには、予定されている産業活動に伴う環境汚染の程度とその影響を事前に、しかも定量的に推測することが必要である。そして活動開始後は、その推測が正しかったかどうか、絶えずチェックし続けることが大切である。原子力産業にあっては、現在のところ内部被曝という観点からは、大気中に放出されるおそれのある放射性ヨウ素と、特に再処理施設から沿岸海洋に放出される低レベル放射性廃液の中に含まれている各種の放射性核種 — たとえば ^3H , ^{106}Ru , ^{144}Ce , ^{95}Zr (^{95}Nb), ^{90}Sr , ^{137}Cs および ^{239}Pu など — による汚染が問題となろう。

今回は、特に大気中に放出される恐れのある放射性ヨウ素に着目し、特に東海村原子力施設周辺住民を対象に実施したcritical food (成人の場合は葉菜、乳幼児の場合はミルクと葉菜)の消費実態調査の結果と、fwの値に影響を及ぼすと考えられる安定ヨウ素摂取量について述べる。

成果の概要並びに考察

経路と考えてよいと考えられる。しかし、成人の中でも妊婦や授乳婦の場合は別個に取り扱わなければならないであろう。何故なら、胎児や乳児への栄養補給のため、意識的に多量の葉菜や場合によっては牛乳を摂取する可能性があるからである。しかし放射性ヨウ素の甲状腺被曝に関して、問題になるのは乳幼児であろう。その理由は、乳幼児の場合は、甲状腺総重量が成人の1/10程度で小さいこと、生長段階にあるため、ヨウ素要求量が高いと考えられるからである。この場合、年齢（乳児にあっては月令）別に、母乳、市乳および葉菜の消費量が問題になる。市乳は、多くの場合

各地から集められた原乳が混合された、いわゆる混合乳であって、たとえ汚染乳が含まれていても、この混合過程で稀釈されてしまう。この意味では、問題となる原子力施設周辺で、年間風向頻度が最も高い風下方向の牧場で生産された新鮮乳を、自家消費する乳幼児が、牛乳に関しては最も注目すべき集団ということになる。茨城県東海村周辺では、これに相当する集団が存在することが明らかにされているが、未だ予備調査が終了した段階なので、詳細は本調査の結果を待ちたい。

Table 1 Seasonal variation of average daily intake of leaf vegetables in Kuji and Tokai

Locality	Families	Average daily intake of leaf vegetables (g/d/p)				
		Spring	Summer	Autumn	Winter	Annual average
Kuji	fisheries	104	45	168	147	116
Tokai	non-fisheries (natives)	102	21	132	204	115
	non-fisheries (families moving to Tokai)	100	54	268	105	132

Table 1 に、東海村兼業農家、東海村原研職員世帯および東海村に隣接する日立市久慈町漁業世帯の乳幼児を除く構成員の季節別葉菜消費量を示した。

Table 1 に示したように、葉菜消費量は夏に少なく、秋に最も高い消費が認められた。予想に反し、兼業農家世帯よりも、原研職員世帯の葉菜消費量が高かった。

Table 2 Seasonal variation of average daily intake of cabbage, welsh onion, lettuce, chinese cabbage and spinach in Kuji and Tokai (g/d/p)

Locality (families)	Leaf vegetables	Spring	Summer	Autumn	Winter	Annual average
Kuji (fisheries)	cabbage	34	25	37	26	31
	welsh onion	17	8	28	34	22
	lettuce	5	9	1	2	4
	chinese cabbage	10	2	65	57	34
	spinach	26	2	26	16	18
Tokai (natives)	cabbage	36	10	14	36	24
	welsh onion	17	6	26	35	21
	lettuce	5	3	1	5	4
	chinese cabbage	13	—	67	98	45
Tokai (families moving to Tokai)	spinach	7	—	13	17	9
	cabbage	24	32	46	18	30
	welsh onion	10	8	32	19	17
	lettuce	9	6	12	15	11
	chinese cabbage	13	2	103	16	34
	spinach	35	—	57	20	28

Table 2 に、上記 3 集団について、主要葉菜の季節別消費量を示した。白菜、キャベツ、ネギ、次いでハウレン草の消費が多かった。

放射性ヨウ素の葉面付着率 (deposition velocity) は、大気単位体積中に含まれる放射性ヨウ素濃度と、単位時間に、単位葉面積当りに沈着した放射性ヨウ素濃度の比として表わされるべき性質のものであるが、一般には、葉菜の植えられている畝の単位

面積当り、単位時間に沈着した放射性ヨウ素濃度との比として表わされている。ヨウ素の葉面付着が、particulateとしての deposition ならば、畝の面積で置きかえることも可能であろうが、ガス状の場合は必ずしも適当ではないと考える。しかし、実際にある量の葉菜の葉面積を測定することは困難なので、主要野菜について、単位重量当りの葉面積を求めておけば便利である。Table 3 に、東海村周辺で栽培さ

Table 3 Dimensions of leaves of leaf vegetables

Name of vegetables English name	Dimension of both sides of leaf (cm ² /g)						Remarks
	Sample 1	Sample 2	Sample 3	Sample 4	Sample 5	Average	
Spinach	46	48	36	44	52	45	
Chinese cabbage	12	12	16	18	14	14	Compact
"	36	36	38	30	34	35	incompact
Welsh onion	30	32	34	34	30	32	green part onl
"	22	42	34	28	34	32	
Lettuce	32	36	30	36	30	33	
Japanese honeywort	156	156	134	144	142	146	
Cabbage	18	24	20	18	22	20	
Shiso	120	152	94	176	120	132	
Leaf-beet	38	30	48	34	36	37	
Garland chrysanthemum	44	64	40	68	60	55	
Leek	32	28	48	58	30	39	
Leaf of Japanese radish root	20	30	32	25	26	27	
Leaf of turnip	36	38	30	28	28	32	

れている葉菜の単位重量当りの葉面積を示した。Table 2 に示された消費量の多い主要葉菜の中では、単位重量当りの葉面積が最も大きいのはハウレン草であった。また、白菜およびキャベツは結球性であり、ネギは鞘状である。一方ハウレン草は葉が開いている。従ってTable 2に示した主要葉菜の中では、放射性ヨウ素の葉面付着に関し最も問題になるのはハウレン草であろうと考えられる。

Table 4 に、東海村原研職員世帯の乳幼児を対象として行った年令別 (月令別) 葉菜とミルクの消費実態調査結果の一部を示した。Table 4 から明らかであるように葉菜の摂取は生後 6 ヶ月頃よりはじまり、年令と共にその消費量がふえ、また摂取する葉菜の種類もふえる傾向がある。即ち、6 ヶ月から 2 才未満では 1 人 1 日平均 15 g 程度、2 才以上ではほぼ成人の

1/2 に相当する 50 ~ 80 g の消費を示した。母乳に関しては 2 ヶ月の乳児 1 人のみの結果ではあるが、1 人 1 日当りおよそ 1000 ml 程度の消費を示した。粉乳に関しては 1 才までの乳児に摂取が認められ、母乳又は牛乳の摂取量に反比例した消費傾向があった。牛乳 (市乳) の消費は 6 ヶ月以後にみられ、6 ヶ月から 2 才までは個人差はあるが 1 人 1 日 500 ml 程度、2 才以上になると 1 人 1 日当り 1 ~ 2 本 (牛乳の量にして 200 ~ 400 ml) とほぼ一定した消費を示した。この集計の範囲内ではミルクの消費に関して、6 ヶ月までは母乳と粉乳、6 ヶ月から 1 才までは粉乳と牛乳 (市乳)、1 才以後は牛乳 (市乳) だけを飲むようになることがわかった。妊婦および授乳婦の葉菜および牛乳の消費量に関しては、今後調査しなければならないと考える。

Table 4 Consumption of milk and vegetables by inhabitants in Tokai

Age (Month)	sex	Vegetables (g/d/p)				Milk (ml/d/p)			
		Chinese cabbage	spinach	cabbage	others	Mother's milk	Powdered milk	market milk	Total
2	M	0	0	0	0	840	180		1020
8	F	6	6	5	0		900	70	970
9	M	3	3	0	6			660	660
10	M	6	4	1	0		630		630
11	M	3	6	0	2		90	330	420
12	F	1	0	0	5			910	910
15	F	12	0	14	7			230	230
16	F	5	6	6	11			580	580
19	F	0	19	2	3			180	180
20	F	5	3	2	0			620	620
23	F	0	0	0	19			50	50
26	M	13	5	11	21			150	150
27	F	55	7	7	7			360	360
28	M	8	9	0	0			190	190
30	M	0	3	15	0			290	290
36	F	5	1	1	1			440	440
36	F	19	9	0	24			160	160
39	M	19	20	22	6			200	200
44	F	7	12	11	10			260	260
47	F	0	8	21	0			300	300
48	M	23	5	0	20			190	190
50	M	36	12	9	65			340	340
51	F	70	4	6	16			240	240
51	F	10	3	9	4			260	260
51	F	10	10	11	6			260	260
59	F	4	2	2	3			400	400
60	M	6	2	3	1			370	370
60	M	12	8	33	25			280	280
66	F	7	19	0	38			200	200
67	F	34	5	7	19			250	250
67	F	4	9	37	7			210	210
69	M	0	1	1	27			320	320

人体に摂取された放射性ヨウ素の甲状腺への移行率 fw は、共存する安定ヨウ素量によって左右されることが知られている。Table 5 に、茨城県大洗地区の漁業、農業およびその他の3集団について実施した海産物と野菜の消費実態調査結果から計算した安定ヨウ素摂取量推定値を示した。計算に際しては桂, 中道ら³⁾のヨウ素分析値を用いた。Table 5 から明らかであるように、安定ヨウ素摂取量は、海藻の摂取量に大きく依存している。しかし本表に示した食品以外にも、米, 調味料(食塩, みそ, 醤油など), 食用油, 肉, 卵および乳製品などからの寄与も当然考えなければならぬ。たとえば米(精白米)は100g当りおよそ40 μg の安定ヨウ素を含んでいる。成人は1人1日当りおよそ400~450gの米を摂取するので、米から160~180 μg のヨウ素をとることになる。従って、大洗地区住民のうち、漁業者は、1人1日当り1500 μg 以上、非漁業者でも1000 μg 程度摂取することになる。この値は、欧米人の値よりかなり高いが、日本人の平均摂取量である。今後も 東海村

をモデル地区として、甲状腺被曝線量推定に役立つ環境パラメータを求めてゆく予定である。

Table 5 Average daily intake of stable iodine from marine foods and vegetables by inhabitants in coastal area of Ibaraki Prefecture

Kind of foods	Average daily intake ($\mu\text{g}/\text{d}/\text{p}$)		
	Non-fisheries		Fisheries
	Tokai	Oarai	Oarai
Vegetables	13	8	7
Leaf Vegetable	4	2	2
Fruit Vegetable	3	3	2
Starchy roots	3	1	2
Non-Starchy roots	3	2	1
Marine foods	579	1303	864
Fish	61	122	218
Crustacea	3	4	5
Cephalopod	9	29	34
Shell fish	-	-	-
Algae	506	1148	607
Total	592	1312	871

References

- 1) Y. Ohmomo and M. Saiki: *Radioisotopes* **20**(1), 1971.
- 2) Y. Ohmomo and M. Saiki: *Radioisotopes* **19**(6), 1970.
- 3) 桂英輔, 中道律子, 栄養と食糧 **12**(5), 34 (1959).

Elemental Constituent of Food and the Daily Intake

Kazumasa SUZUKI
National Institute of Nutrition

ABSTRACT

Constituent of element in foods and it's daily intake was discussed. Instances of analysed values of major elements in Japanese foods were shown in table 2 ~ 5. Daily dietary intake of 8 elements in Japan, analysed value of total diet, was given in table 6. Estimated amounts of daily dietary intake of 32 elements were listed in table 7.

食品の多くは80~90%の水分を含むので、構成する原子数から言えば最も多量を占めるのは水素であり、次が酸素となる。重量比では1位が酸素であり、次が炭素または水素、4位が窒素となるが、5位以下の元素はこれら4つの元素に較べて非常に小さな値になる。いずれにしても食品は食物または動物に由来するものである以上、これら4つの元素の組成比は、地殻や海水の組成に較べると格段にヒトの元素組成に近

Table 1 食品中に占める水素, 酸素, 炭素, 窒素の原子数比(総原子数を100とした場合)

	H	O	C	N	その他の元素
ダイコン, ニンジン, ゴボウ, ……	6.4	3.2	3	0.1	
ハウレンソウ, キャベツ, レタス, シュンギク, ……	6.5	3.2	2	0.2	K, Na, Ca, Mg, S, P, Cl, } → 0.5 ~ 1.5
コメ, コムギ	5.4	2.4	2.1	0.6	
ダイズ, アズキ, ……	5.4	1.9	2.3	2	Fe, Zn, Mn, Cu, Cr, Co, I, F, Si, Sn, V, Ni, …… } → 0.5 ~ 1.5
魚 類 (可食部)	6.2	2.8	8	1.2	
ウシ, ブタ, ニワトリ (可食部)	6.2	2.2	1.4	1.1	
ヒ ト	6.3	25.5	9.5	1.4	
海 水	6.6	3.3	0.001		
地 殻	0.2	4.7	0.2		Si → 2.8

い。特に動物起源のものは来ヒトの組成に近くなる筈である。この4つの元素を原子数の比で簡単に表わすとTable 1のようになる。表中、魚類やウシ、ブタ等は骨を除いた可食部についての値である。穀類や豆類の炭素数比が高いのは水分が少ないためである。いずれにしても、これらH、O、C、Nの4元素を除いた残りの約1%前後の部分をKを始めとして20~30種の元素が占めることになるが、このうち、K、Na、Ca、Mg、S、P、Clに較べるとFe、Zn、Cuなどの金属やI、Fなどは更に生体中の濃度が低いので通常、微量元素(Trace element)と呼ばれる。具体例をTable 2 ~ Table 5に示す。いずれも原子数組成ではなく重量組成で表わしてあるが、Table

2は葉菜類の元素濃度の例を、Table 3は魚類の、Table 4は獣鳥肉類の例を、Table 5は乳、卵の例をそれぞれ示したものである。

カリウムはすべての食品を通じて最も多い元素であるが、他の元素との比較上ppmで表わすと、葉菜類中には4000ppm前後、魚類や肉類に3000ppm前後、牛乳、卵には1500ppm前後含まれる。野菜類のK濃度は施肥や成熟の程度によっても異なる。

ナトリウムは植物にとって不可欠ではないが、100~1000ppm程度に含まれる。動物中濃度もこの程度にある。

Table 2 Elements in vegetable⁽³¹⁾

	K	Na	P _*	Ca _*	Mg	Fe _*	Zn	Cu	Mn	Pb	Cd	ppm Hg _{**}
ダイコン(葉)	5,000	1,200	300	1,900	490	10	20	2	8	0.3	0.06	0.02
カブ(葉)	5,200	1,000	560	1,300	370	20	30	2	8	0.5	0.03	0.01
ハクサイ	1,900	100	400	330	120	6	5	1	2	0.2	0.1	-
レタス	1,300	50	250	210	100	5	5	1	2	0.07	0.02	-
ジュンギク	1,800	2,000	280	740	330	40	6	1	1	0.5	0.05	-
ホウレンソウ	6,600	500	520	980	700	30	5	2	4	0.1	0.1	-
パセリ	9,000	300	650	2,000	270	80	20	2	10	0.1	0.08	-
キョウナ	3,400	1,200	420	1,400	460	30	10	1	4	0.2	0.06	-
キャベツ	3,000	100	220	450	250	4	6	1	4	-	0.01	0.01
Average	4,100	720	400	1,000	340	30	10	1	5	0.3	0.06	-

* 日本食品標準成分表

** 田中・他(29)

Table 3 Elements in fish⁽³²⁾

	K	Na	P _*	Ca _*	Mg	Fe _*	Zn	Cu	Mn	Pb	Cd	ppm Hg _{**}
ボラ	3,900	700	2,200	120	370	40	10	0.5	0.2	0.1	0.006	-
アジ	3,000	600	-	-	320	-	5	1	0.2	0.2	0.01	-
サバ	1,500	400	1,900	70	100	20	5	0.5	0.2	0.2	0.009	0.06
サンマ	1,400	700	1,900	220	200	30	6	2	0.2	0.2	0.04	-
トビウオ	2,000	1,600	-	-	300	-	6	1.5	0.8	0.2	0.03	-
マダイ	2,100	2,200	1,500	150	290	4	5	0.8	0.1	0.1	0.02	0.07
クロダイ	3,100	600	1,500	150	300	4	5	0.7	0.1	0.1	0.01	-
フグ	3,000	1,200	1,400	130	300	8	2	0.3	0.4	0.2	0.02	-
ヒラメ	3,400	1,000	2,000	150	370	5	4	0.3	0.2	0.2	0.08	-
カレイ	2,300	700	1,500	300	210	6	6	0.3	0.4	0.2	0.01	0.06
タナワオ	5,400	2,100	1,500	120	590	6	5	0.6	0.4	0.1	0.03	-
タラ	1,600	1,500	-	-	200	4	2	0.8	0.1	0.1	0.006	-
スケソウダラ	2,300	2,200	1,600	150	180	4	2	0.7	0.1	0.1	0.007	-
マグロ	2,800	700	2,800	50	360	20	5	0.6	0.2	0.2	0.03	0.6
キハダ	3,100	500	2,500	20	300	10	7	0.3	0.3	-	-	-
Average	2,700	1,100	1,800	170	300	5	5	0.8	0.3	0.2	0.02	-

* 日本食品標準成分表

** 田中・他(29)

Table 4 Elements in meat⁽³²⁾

	K	Na	P _*	Ca _*	Mg	Fe _*	Zn	Cu	Mn	ppm
ウシ	2700	760	1900	60	160	20	50	2	0.5	
ブタ	1500	510	1200	40	120	10	30	1	0.1	
ニワトリ	2600	500	1300	40	260	10	20	1	0.1	
クジラ	4700	1400	-	-	330	20	30	2	0.2	
Average	2700	800	2800	40	230	7	10	1	0.1	
	2800	800	210	80	290	50	-	-	0.3	
	2000	450	800	20	170	30	-	-	0.2	
	2800	750	1400	50	240	20	20	1	0.2	

* : 日本食品標準成分表

Table 5 Elements in egg and cow milk⁽³²⁾

	K	Na	P _*	Ca	Mg	Fe	Zn	Cu	Mn	ppm
鶏卵(卵黄)	1100	200	5700	700	30	20	20	1	0.5	
"(卵白)	1600	1600	110	40	110	1	0.1	0.1	0.08	
牛乳	1400	400	900	600	100	0.7	3	0.04	0.1	

* : 日本食品標準成分表

カルシウムは野菜中に1000ppm前後含まれるが、魚の筋肉部分や獣鳥肉類では50~100ppmの濃度にある。牛乳、卵黄にはそれぞれ1000ppm前後含まれる。

マグネシウムは、野菜類にはやや多いが動植物性食品を通じて200~400ppm程度の濃度にある。魚卵、鶏卵、牛乳には少なく50~100ppm程度、果実類中の濃度もこの附近にある。

鉄は、精白米、小麦粉では5~10ppm、野菜類では5~10ppm、この中、緑色の濃い野菜や部分には濃度が高い。比較的濃度の高いものは卵黄、内臓を含んだ貝類、ウシ、ブタ等の肝臓で数百ppmのレベルにある。牛乳、卵白には非常に少ない。

亜鉛は、動植物性食品を通じて鉄と同程度の量で同じような分布の傾向を示し、赤血球中には鉄と同様に高い濃度で含まれる。

マンガンは動物性食品には少なく0.2~0.3ppm、鉄、亜鉛の10分の1程度の濃度であるが、植物では鉄、亜鉛に次いで多い元素で、野菜中に1~10ppm^(29),30)含まれる。果実では1ppm以下のものが多い。

銅は野菜類の多くは、0.5~1.5ppmの範囲にあり、緑色の部分では鉄、亜鉛、マンガンと同様に濃度が高

い。果実類中濃度もこの範囲にある。日本の食品では精白米、小麦粉中の濃度は2~4 ppm程度、魚肉の多くは0.1~1 ppm、ウシやブタなどの肉類に1~3 ppm、イカや貝などの軟体類ではこ10倍程度の濃度にある^{29), 32)}。

アルミニウムについては生物学上の必要性は全く分っていないが、全ての食品に広く含まれ、Hopkins³³⁾によれば野菜類中の濃度は0.5~5.0 ppmのレンジにある。アルミニウムは土壤中に豊富に含まれるので、産地によるよりは種による違いが大きいと思われる。動物性食品ではこれより濃度が低い。

非金属性元素の中、リンと塩素は比較的大量に含まれる元素である。リンの野菜中濃度は300~1000 ppm、ウシ、ブタ等の肉、魚肉中の濃度もこれに近く2000~4000 ppmにある。卵黄、骨では濃度が高い。穀類中濃度は、1000~2000 ppm、外皮にはこの10倍程度高い濃度で含まれる。塩素は一般に100~1000 ppmの濃度にある³¹⁾。

以上の元素に較べて、以下に述べる元素濃度は非常に低い。

ヨウ素は植物中に0.002~1 ppmの非常に広い濃度範囲に含まれるが、おそらく種の違いよりは土壌中のヨード濃度の高低に起因するものであろう。日本の食品では²⁶⁾、野菜では0.1 ppm以下、ウシ、ブタの肉では0.2~0.5 ppm程度、海水魚では、高いものは2~3 ppm、海藻では、ワカメは80 ppm、コンブは1300 ppmであったという。恐らく、陸上に較べ海水中にはヨウ素濃度が高いためであらう。動物組織では肝や卵巣などに多いが甲状腺には特に多く、50~100 ppm(ヒト)に達する。日本の食品は外国に較べてヨウソの濃度が高いと思われるが、米国では成人1日の所要量を130 μg ²⁾としている。日本人の摂取量は1日500~1000 μg あるいはそれ以上であらうという報告がある²²⁾。

臭素は、動物組織中にヨウ素よりは1桁高い濃度で含まれているが、現在のところ生物学的必要性は分らない。ヨウ素が甲状腺に著しく高いのに反して、臭素は反対に低く、むしろ他の組織の方に多く普遍的に含まれる。

フッ素も微量ではあるが不可欠元素の一つで、骨組織の形成との関係など今後の研究がまたれているが、通常、食品中の濃度は2 ppm以下と推定される。然し、飲料水中にもこの程度含まれることが多く、水は、通常は主たる摂取源となる可能性がある。茶の葉には特に高く、40~400 ppm^{34), 35)}のレベルにあるという。動物組織では、他のTrace elementの多く

もそうであるが、骨中の濃度は高い。一方、摂取量が高すぎると害作用を示すので、これに関する報告も多い。成人は1日当たり4.4 mg程度を摂取しているのではないかといわれる¹⁷⁾。

セレンは、ビタミンEや含硫アミノ酸の働きと関係を持ち、グルタチオンパーオキシターゼの活性因子となることなどが明らかになりつつある。食品中の濃度は未だ明らかでないが、植物では土壤中濃度が大きく影響する可能性がある。外国の値³⁶⁾では、果実、野菜の多くは0.01 ppm以下、乳製品の中、脱脂粉乳粉末は特に高く0.1~0.2 ppm、肉類は約0.1 ppmであったがニトリでは1.9 ppm、魚、貝は0.4~0.7 ppmであったという。Schroederら⁴⁹⁾によれば米国の北部では1日の摂取量は0.06~0.15 mgになるという。日本の食品では、宮本等⁵¹⁾によれば、魚や海藻中の濃度が高く、乾燥イワシ等は2 ppm、ヒジキ等は0.9 ppmであった。計算によれば、日本人の1日の摂取量は206.6 μg であるという。

ヒ素については、有害作用については良く知られているが、生物にとっての必要性についてはあまり知られていない。日本の食品についての分析例としては、農産物の殆んどが0.0~0.2 ppm、茶の中に0.4~1.7 ppm、魚貝類ではこれより高く0.5~0.7 ppm、コンブ、ワカメでは26~60 ppmであったという。²⁹⁾同じようなレベルと傾向が外国の食品にも見られる。

ケイ素は、立体化学的に炭素と同じ構造を持ち、酸素を介して(-Si-O-)多数の原子団同志を結びつけることによって、動、植物体内の多くの多糖類や糖タンパクなどの巨大分子の骨格をなし、コラーゲンなどの結合組織や細胞などの形を与える働きをしていることなどが明らかになってきた。欠乏すると骨の変形や生長の低下が起り、不可欠元素の一つに数えられるようになった。食品中の濃度に関しては未だ十分なデータがないが、生物では酸素に次いで多い元素である。

スズは、炭素、ケイ素、ゲルマニウム、鉛と共に周期率表の第4族に属し、不可欠元素の一つではあるが、生物化学的な研究は未だ進んでいない。動、植物性食品のいずれにも、種類にあまり関係なく数 ppm³⁷⁾のオーダーで広く分布する。

鉛は、どの食品にも少しづつ含まれているが、日本の食品についての測定例は、動植物性食品を通じて殆んどは1 ppm以下である。1日の摂取量としてはKehoe²⁵⁾やSchroederら⁵⁰⁾の試算では空気と水を別にして食品からの摂取量は0.1~0.44 mgであらうという。

カドミウムは、特別の場合を除いて、食品中の通常の濃度は、動植物性食品のいずれも0.1 ppm以下で、

外国の数値もこの報度にある。然し、貝類や底棲の魚類などでは濃度が高い場合が多い。環境中のカドミウム濃度によるらしい。米にカドミウム濃度が高い場合、精白によって減少させることができない。他の金属と違って種皮の部分に濃縮されることがなく、胚乳にも一様に分布しているからである。生物体内では、亜鉛と相反する作用を示すという報告が多い。

水銀は、農産物中に 0.001~0.1 ppm, 魚貝類ではマグロを除いて 0.02~0.2 ppm 程度であるという(29)。

バナジウムが不足すると、赤血球や血中の鉄、脂質の濃度に異常を来すと共に、生長率、繁殖率の低下等を来すことが知られた。不可欠元素の一つであるが、食品中濃度に関する実測値は非常に少ない。Söremark(38)によれば多くのものは 10^{-4} ppm のレベルであるという。

モリブデンはキサンチンオキシダーゼの成分であるが、食品中濃度は Westerfeld and Richert(40)によれば、豆類、穀類、緑色の濃い葉菜類および動物の肝臓などでは 0.6 ppm (乾物中)以上に含まれるが、その他の野菜や果実では 0.1 ppm 以下にあるという。

クロムは脂質、糖質代謝に関係を持っているらしいことが明らかになって来た。食品中の濃度としては、Cortier(41)によれば、殆んどが数十 ppb, Schroeder(42)によれば、魚類、肉類が 100 ppb の附近にある。食品の他に水からの摂取量も大きいという。

コバルトはビタミン B₁₂ の成分であるが、それ以外の働きは知られていない。Schroeder(46)によれば野菜中に 0.01 ppm, 肉類に 0.2 ppm, 海産物に 1.6 ppm 附近含まれるという。1日の摂取量としては、Horp(44)によれば 0.007~0.008 mg という報告もあるが、Schroeder(46)によれば 0.3 mg 附近にあり、Underwood(47)の計算によると米国では 0.30~1.77 mg になるという。山根(45)によれば日本人の摂取量は 0.011~0.028 mg であるという。

ニッケルは、なお多くの生化学的研究がなされるが、最近不可欠元素の一つに加えられた。食品中の濃度についてのデータは少ないが Schroeder(48)によれば、殆んどの食品に含まれる。しかし、バラツキが大きい。野菜類に 0.03~2 ppm, 肉(筋肉)には特に少なく、0.0 ppm のレベルにある。穀類、豆類には多いが精白によって大きく減少する。ニッケルの特に多い食品には製造過程での混入が考えられる。極く大ざっぱな計算では 1日に 0.3~0.6 mg 摂取されるのではないかという。

この他、食品の成分元素として考察を加えなければならぬものに、ルビジウム、セシウム、ストロンチウム、バリウム、チタン、銀、金、ホウ素、ゲルマニウムなどがあり、これらが生物にとって必要であるかどうかについては今後の研究を待たなければならないが、放射性同位元素をも含めてこれ以外の元素も常成分あるいは異常成分として検討が必要であろう。

最後に現在までに確認された、生命の維持に必要な微量元素についての Schwartz(17)による図(Fig. 1)を掲げておく。また、1961~1962年にかけて日本の10の地域の都市と農村に住むそれぞれ10世帯から提供を受けた、各1日分の食事の総量中のナトリウム等8種の元素について、筆者らが分析した数値(52)があるので参考として Table 6 に示す。また、以上述べた各元素の摂取量に関する幾つかの数値を Table 7 に一括した。

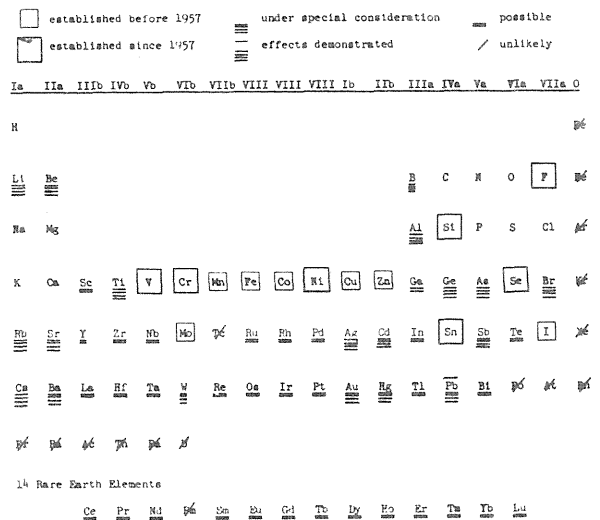


Fig. 1

Table 6 Average daily intake of metals in Japan(52)

	Range	Av.	S.D.
Na (g)	1.4 ~ 11	4.4	± 3.1
K (g)	0.59 ~ 4.2	1.8	± 1.3
Mg (mg)	110 ~ 430	220	± 110
Zn (mg)	6.0 ~ 25	9.4	± 6.7
Mn (mg)	2.2 ~ 14	5.6	± 3.9
Cu (mg)	0.49 ~ 4.0	2.0	± 2.4
Pb (μg)	38 ~ 510	150	± 160
Cd (μg)	6.0 ~ 220	70	± 80

Table 7 Estimated daily intake of elements

mg/day/person

K	2 0 0 0 ~ 6 0 0 0 (1), 6 0 0 ~ 4 2 0 0 (6), 5 9 4 0 (12)
Na	2 3 0 0 ~ 7 0 0 0 (1), 1 4 0 0 ~ 1 1 0 0 0 (6), 7 5 4 0 (12)
Ca	8 0 0 (2)(3), 6 0 0 (5), 4 0 0 ~ 5 0 0 (4), 1 9 3 0 (12)
Mg	3 5 0 (2), 3 0 0 (3), 5 8 0 (12), 1 1 0 4 3 0 (6)
Fe	1 0 (2)(3), 1 0 (5), 1 3.5, 5 ~ 9 (4), 1 2 ~ 1 5 (7)
Zn	1 5 (2), 6 2 5 (6), 1 0 (3), 2 2 (7), 6 2 7 (18), 1 2 (20)
Al	6.9 (8), 3 6 (11), 3.8 5 1.6 (12)
Mn	2.2 ~ 1 4 (6), 4.2 8 (11), 6.5 (12), 1.0 ~ 3.0 (19), 3.5 (21)
Zr	3.5 (28)
Rb	?
Cu	0.5 ~ 4.0 (6), 2 ~ 3 (7), 2.3 (11), 2.4 ~ 5.3 (12)
Sr	1.6 (8)
Ge	1.5 ?
B	1.4 (8)
Sn	1 7 (11), 3.6 ~ 1 7 (17)
Cr	< 0.7 (8), 0.0 5 ~ 0.1 2 (9), 0.1 3 ~ 0.2 5 (10), 1.2 4 (16), < 0.2 (43), 0.0 3 ~ 0.1 4 (42)
Ba	0.4 5 (8), 0.2 8 (16)
Se	0.0 6 ~ 0.1 5 (49)
Ni	0.3 ~ 0.6 (13)
Ti	0.4 (17)
Pb	0.0 4 ~ 0.5 1 (6), 0.2 9 (11), 0.4 (24), 0.1 ~ 0.4 (25), 0.1 ~ 0.6 7 (50)
Mo	0.0 5 ~ 0.0 8 (Children) (39)
Cd	0.0 6 ~ 0.2 2 (6), 0.0 0 4 ~ 0.0 6 (U.S.A.), 0.0 4 8 (W. Germany), 0.0 3 8 ~ 0.0 6 4 (Roumania), 0.0 5 9 (Japan, Non poluted area) (23)
V	2 (17)
Co	0.0 0 8 ~ 0.0 2 (39), 0.0 0 5 ~ 0.0 0 8 (44), 0.0 1 1 ~ 0.0 2 8 (45), 0.3 (46), 0.3 0 ~ 1.7 7 (47)
Cl	3 0 0 0 ~ 9 0 0 0 (1)
Si	?
P	8 0 0 (2)(3)
B	1.3 7 (8), 1.7 7 (16)
F	4.4 (17), 1.2 5 1.8 5 (7)
Br	~ 1 ~ ?
I	0.1 3 (2), 0.1 5 (3), 0.5 1 (22)
As	0.0 7 ~ 0.1 7 (14), 0.4 (15)

References

- 1) Usual adult daily intake. National Academy of Sciences, Recommended Daily Dietary Allowances, U.S.A. (1968).
- 2) Recommended daily dietary allowance for males, 23 ~ 50 years old. *ibid.*, 8th ed. (1973).
- 3) Recommended daily intakes for males, 19 ~ 35 years old. Bureau of Nutritional Sciences, Recommended Daily Nutrient Intakes, Canada (1974).
- 4) Recommended intakes for adult man, FAO/WHO, Handbook on Human Nutritional Requirements (1974).
- 5) Recommended dietary allowance, Japan (1975).
- 6) Suzuki, K., Analysed value of daily diets in Japan, 27th Conference of Japanese Society of Food and Nutrition (1973).
- 7) Estimated amount from daily diet, FAO/WHO, Handbook on Human Nutritional Requirements (1974).
- 8) Gormican, A., Inorganic elements in food commonly used in hospital menus, *J. Amer. Diet. Assn.* **56**, 397 (1970).
- 9) Merz, W., Chromium occurrence and function in biological systems, *Physiol. Reviews* **49**, 163 (1969).
- 10) Murakami, Y. et al., Chromium and manganese in Japanese diet, *J. Radiation Res.* **6**, 105 (1965).
- 11) Kehoe, R. A., et al., A spectrochemical study of the normal ranges of concentration of certain trace metals in biological materials, *J. Nutrition* **19**, 579 (1940).
- 12) Zook, E. G. and Lehmann, J., Total diet study - Content of ten minerals, *J. Assn. Off. Agr. Chem.* **48**, 850 (1965).
- 13) Schroeder, H. A., Balassa, J. J. and Tipton, I. H., Abnormal trace metals in man - Nickel, *J. Chronic Dis.* **15**, 51 (1961).
- 14) Nakao, M., *Osaka Shirits Daigaku Igaku Zasshi* **9**, 54 (1960).
- 15) Schroeder, H. A. and Balassa, J. J., Abnormal trace metals in man: Arsenic, *J. Chronic Dis.* **19**, 85 (1966).
- 16) Gormican, A. and Catli, E., Mineral balance in young men fed a fortified milk-base formula, *Nutrition Metabol.* **13**, 364 (1971).
- 17) Schwarz, K., Recent dietary trace element research, *Fed. Proc.* **33**, 1748 (1974).
- 18) Yamagata, N. and Iwashima, K., *Bull. Inst. Publ. Health* **11**, 131 (1962).
- 19) Yamagata, N. and Yamagata, T., *ibid.* **13**, 11 (1964).
- 20) Suzuki, K. et al., Balance study of Cu, Mn, Zn and Fe on children, *Ann. Rep. Nat. Inst. Nutrition (Japan)* p. 49 (1957).
- 21) Suzuki, K. et al., Manganese balance on adult woman, *ibid.* p. 54 (1957).
- 22) Katsura, E. and Nakamichi, R., The iodine intake of Japanese, *J. Jap. Soc. Food and Nutrition* **12**, 37 (1954).
- 23) Friberg, L., et al., Cadmium in the Environment, Chemical Rubber Co. (1965).
- 24) Patterson, C. C., Contaminated and natural lead environments of man, *Arch. Environ. Health* **11**, 344 (1965).
- 25) Kehoe, R. A., The metabolism of lead in man in health and diseases, *ibid.* **2**, 418 (1961).
- 26) Katsura, E. and Nakamichi, R., Iodine content of Japanese foods, *J. Jap. Soc. Food and Nutrition* **12**, 34 (1954).
- 27) Tipton, I. H., Stewart, P. L. and Martin, P. G., Trace elements in diets and excreta, *Health Phys.* **12**, 1683 (1966), C. A.
- 28) Schroeder, H. A. and Balassa, J. J., Abnormal trace metals in man - Zirconium, *J. Chronic Dis.* **19**, 573 (1966).
- 29) Tanaka, Y. et al., Contents of heavy metals in foods, *Shokuhin Eiseigaku Zasshi* **14**, 196 (1973).
- 30) Suzuki, K. et al., Minerals in Japanese food, *Ann. Rep. National Inst. of Nutrition (Japanese ed.)* 57 (1969).
- 31) 日本食品標準成分表
- 32) Suzuki, K., in press.
- 33) Hopkins, H. and Eisen, J., Mineral elements in fresh vegetables from different geographic areas, *J. Agr. Food Chem.* **7**, 633 (1959).
- 34) Lockwood, H. C., Fluorine in food products,

- Analyst **62**, 775 (1937).
- 35) Harrison, M. F., Fluorine content of teas consumed in New Zealand, *British J. of Nutrition* **3**, 162 (1970).
 - 36) Morris, V. C. and Levander, O. A., Selenium content of foods, *J. Nutrition* **100**, 1833 (1970).
 - 37) Schroeder, H. A., Balassa, J. J. and Tipton, I. H., Abnormal trace metals — Tin, *J. Chronic Dis.* **17**, 483 (1964).
 - 38) Söremark, R., Vanadium in some biological specimens, *J. Nutrition* **92**, 183 (1967).
 - 39) Engel, R. W., Price, N. O. and Miller, R. F., Copper, Manganese Cobalt and molybdenum balance in pre-adolescent girls, *J. Nutrition* **92**, 197 (1967).
 - 40) Westerfeld, W. W. and Richert, D. A., Distribution of the xanthine oxidase factor (Molybdenum) in foods, *J. Nutrition* **51**, 85 (1953).
 - 41) Carter, J. P. et al., Chromium (III) in hypoglycemia and impaired glucose utilization in kwashiorkor, *Am. J. Clin. Nutrition* **21**, 195 (1968).
 - 42) Schroeder, H. A., Ballasa, J. J., and Tipton, I. H., Abnormal trace metals in man — Chromium, *J. Chronic Dis.* **15**, 941 (1962).
 - 43) Schroeder, H. A., The role of chromium in mammalian nutrition, *ibid.* **21**, 230 (1962).
 - 44) Harp, M. J. and Scoular, F. I., Cobalt metabolism of young college women on selfselected diets, *J. Nutrition* **47**, 67 (1952).
 - 45) Yamagata, N. et al., Balance of cobalt in Japanese people and diet, *J. Rad. Res. (Japan)* **4-1**, 8 (1963).
 - 46) Schroeder, H. A., Nason, A. P., and Tipton, I. H., Essential trace metals in man — Cobalt, *J. Chronic Dis.* **20**, 869 (1967).
 - 47) Underwood, E. J., Cobalt, *Nutrition Rev.* **33**, 65 (1975).
 - 48) Schroeder, H. A., et al., Abnormal trace metals in man — Nickel, *J. Chronic Dis.* **15**, 51 (1961).
 - 49) Schroeder, H. A., et al., Essential trace elements in man — Selenium, *J. Chronic Dis.* **23**, 227 (1970).
 - 50) Schroeder, H. A. and Tipton, I. H., The human body burden of lead, *Arch. Environ. Health*, **17**, 965 (1968).
 - 51) 宮本, 岩見, 吉田, 満田, 栄養と食糧 (印刷中)
 - 52) 鈴木・他, 第27回日本栄養食糧学会報告(1973)

放射線医学総合研究所
環境放射生態学研究所
田中義一郎

Distribution and Metabolism of Elements with Respect to
Standard or Reference Japanese

Gi-ichiro TANAKA
National Institute of Radiological
Sciences

ABSTRACT

Radionuclides released to the environment are incorporated by man through inhalation or so-called food chain. A complete quantitative description of their behaviour in the environment, transfer to and concentration in plants and animals, and intake and metabolism in man is necessary to estimate internal radiation dose from a given quantity of nuclides released under certain conditions to the environment or ecological system. It is essential to know those parameters of human body relevant to the estimation of internal dose to Japanese.

ICRP has published its compilations of the anatomical, chemical and physiological characteristics of man as Standard Man (1959) and Reference Man (1974). These models are, however, mostly based on Americans and Europeans or Caucasians and may not directly applicable to a more precise dose estimation for Japanese in relation to radioecological contamination of the environment. In fact, it is undeniable that there exist certain differences between Europeans or Americans and Japanese as to foods, intake of elements, quantity and retention of elements in body as well as the size and weight of body and critical organs. It should be stressed that it is necessary to establish a suitable model of Japanese (Standard Japanese or Reference Japanese) through an investigation of the characteristics of Japanese including the dimension and mass of organs, distribution of elements in body and tissues and metabolic parameters of elements from the viewpoint of radiation dose estimation with respect to environmental contamination by nuclear power and fuel re-processing plants.

1. 緒 言

生物体を構成する元素の存在度は、元素の種類により大きく異なっているが、地球上のあらゆる元素が生物体に存在するといわれている^{1,2)}。生物地球化学的には、その存在度の大きさによって元素を不変成分、変動成分に分類し (Table 1)、この中で不変成分中の微量成分は生物化学で言う必須微量元素に対応することが多い。

Table 1 生物体の重量パーセントで表わした元素の分布

不 変 成 分			変 動 成 分		
主成分 60-1	副成分 1-0.05	微量成分 <0.05	副成分	微量成分	混入成分
H	Na	B	Ti	Li	He
C	Mg	Fe	V	Be	Ar
N	S	Si	Br	Al	Se
O	Cl	Mn		Cr	Au
P	K	Cu		F	Hg
	Ca	I		Ni	Bi
		Co		Ge	Tl
		Mo		As	
		Zn		Rb	
				Sr	
				Ag	
				Cd	
				Sn	
				Cs	
				Ba	
				Pb	
				Ra	

必須元素は生物内部で、ある種の制御機構により正規または対称分布を示すとされているが、必須でない元素は副成分として有意の機能を受けないために、組織中濃度が外部からの影響を受け、その結果として環

境中のレベルに似た分布パターンを示すものと考えられている³⁾。

2. 人体モデルの必要性

環境中に放出された人工放射性核種は吸入系路、または食物連鎖を経て食餌より人体に摂取される。ある環境中または生態系においては、一定条件下での一定量の放出に対応する人体内部被曝線量の推定を行うためには、その核種の環境中での挙動、生物への移行・濃縮を経て、人体への取り込み・代謝の各過程の定量的把握が必要である。

このため、日本人の放射性核種による内部被曝線量推定のためには、日本人の人体パラメータ決定は不可欠のものと言える。欧米においては、すでに ICRP より Standard man, Pub. 2, 1959⁴⁾ (以下 S. man と略す) あるいは Reference man, Rub. 23, 1974⁵⁾ (以下 R. man と略す) として解剖学的、化学的および生理学的数値が標準値、参照値として定められ刊行されている。しかし、このモデルは欧米人を主体としたもので、日本人データも一部引用され、人類共通のモデルとしての目的は果しているが、そのまま日本人への適用は正確な線量評価の基準としての目的を果し得ないものがある。

この理由としては、生物地球化学的見地からと、食生活の相違、食餌からの各元素摂取量、元素の体内量および代謝にともなう残留傾向の差異、体重・体格のほか、臓器重量および大きさなど解剖学的相違など欧米人と日本人では明らかにかなりの違いがあるからである。

以上の観点から、日本人の正確な被曝線量推定のためには日本人についての各臓器質量、有効半径、元素代謝、体内各臓器中の元素濃度の調査研究をおこない、諸特性を考慮し、モデル設定 (Standard Japanese or Reference Japanese) の必要性のあることは明らかである。

3. 元素代謝

食餌および人体臓器中の安定元素測定の意義は、人体被曝線量の最も大きい長半減期・放射性核種の長期連続摂取時の体内分布と同じパターンを示すため、代謝パラメータの推定に利用できるほか、不均等分布における分配係数 (D. F.) の解明にも役立つ。このほか、摂取核種の体内残留に影響をもつ同位体希釈効果の影響、放射性核種の投与実験の不可能な乳幼児代謝、

胎児移行の割合、年少者の代謝解明、放射線障害の危険性のある放射性核種の成人での代謝解明など、種々の情報を得ることのできる意義は大きい。因みに、特殊な安定同位体による医学・薬学分野での利用度は質量分析、ガスクロマトグラフ、NMR、分光分析器などを応用することにより人体での薬理、生理代謝に利用されている。

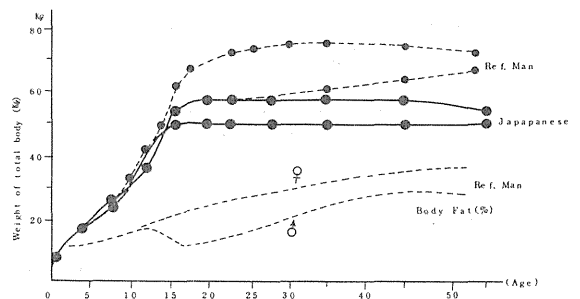


Fig.1 Weight of total body for male and female as function of age.

4. 解剖学的差違

(1) 体型

体重は Fig. 1 に示すごとく、S. man, R. man では 70 kg (欧米人・成人平均体重) と決められているが、日本人は成人男子 57 kg, 女子 50 kg (厚生省⁶⁾)、その平均体重は 53.5 kg となる。このため、両者の平均体重比は 1 : 0.77 と大きな相違を示す。このほか、男・女の年齢と体重の関係は、同年令では男が女より重い、12才前後において逆転し、女性の年齢と体重の関係は日本人と欧米人ではその傾向が異なることが明らかであり、この原因が脂肪の代謝と関係があるように思われる。なお、同図の体重当りの脂肪含量(%)は欧米人のデータを示す。

このほか、身長、胸囲、座高などについても明らかな相違がみられ、栄養摂取の関係から年代とともに全般に平値が高くなり、現在はいわば過渡的な時期といえる。

(2) 臓器別差異

臓器の大きさ、重量についての比較を Table 2 に示す。日本人データは東京都監察医務院⁷⁾において、事故死亡例を集めた 1,800 例の抽出例あり、病死例は含まれていない。しかし、採取年度が昭和 27 年以前で古く、現時点での補正の必要性があることは当然といえる。

日本人と R. man とを比較すると、体重と関係なく脳重量は 1400 g 前後と変わらないが、その他の臓器は一般に小さく、腎、副腎は約 1/2 程度である。ま

た、右側のパーセント(カラム)は、平均欧米人、平均日本人、欧米人と同体重の各例をそれぞれ集計し、各臓器重量を体重(100%)で除した百分率で示したものである。ここで、日本人70kg体重の場合には、体重増加が逆に臓器重量パーセントを低下させていることが明らかである。換言すれば体重が欧米人と同じ日本人でも人種的相違による臓器重量はあくまでも日

本人の変動巾の範囲にあることを示唆するものである。このほか、岡ら(1700例)⁸⁾報告を含め、R. man との比較でも日本人/欧米人百分率は脳で50~38%と大きくなり、心33~18%、肝15~5%、甲状腺35%とそれぞれ大きく、腎38.5~40%、副腎43~8.5%、脾14~1%は小さい。

Table 2 Comparison of mass of organs between Reference man and Japanese

	Ref. man(g)	Japanese (g)	Ref. man(%)	Japanese (%)
Sample (No.)		1250		145 30
Age (y)		21-50		25-45 25-45
Body Wt.	70,000	53,500	70,000	53,500 70,000
Brain	1,400	1,424	2.0	2.7 2.3
Heart	330	309	0.47	0.57 0.56
Liver	1,800	1,431	2.6	2.7 2.6
Spleen	180	109	0.26	0.22 0.22
Kidney	310	134	0.44	0.24 0.22
Thymns	20	24.9	0.029	0.045 0.054
Adrenals	14	5.6	0.02	0.014 0.01
Thyroid	20	18.8	0.029	0.038 0.033

(3) 水分および灰分量

Table 3 に R. man と著者らの実験データの比較を示す。やや相違がみられるが、誤差範囲内にある。

この種類の人種的差異はあまり大きな相違はないものと思われる。

Table 3 Comparison of water content in organ between Reference man and Japanese

	Reference man					Japanese (NIRS)*	
	Weight (g)	Water (g)	Dry Weight (%)	Ash (g)	Ash/Weight (%)	Dry Wt. (%)	Ash/Weight (%)
Bone	5,000	850	83	2,700	54		53
Cortical	4,000	600	85	2,200	55		54
Liver	1,800	1,300	28	23	1.3	29	1.28
Lung	1,000	780	22	11	1.1	23	1.08
Spleen	180	140	22.2	25	1.4	23	1.38
Kidney	310	240	23	34	1.1	24	1.08

* National Institute of Radiological Science (by G. Tanaka and H. Kawamura)

されている。

(1) Standard man と Reference man の比較

Table 4 は ICRP の S. man と、その後の研究成果をまとめた R. man との違いがどの程度改訂されたかを示す表である。酸素は -2kg (-0.5%)、

5. 元素組成

人体臓器の元素組成は、分析化学技術の進歩とともにより正確な微量元素の測定が進み多くの成果が発表

炭素は+3.4 kg(+27%)となったほか、アルカリ金属ではNa(-5%), K 140g(不変), Rb(+27%), Cs(+15000%)で、Csは150倍も増加し、山景の報告値の正しさが認められている。アルカリ土類では、Mg(+54%), Ca

(-5%), Sr(+230%), Ba(+130%)となり、Ba/Sr比はR.manで0.7 S.manで0.9となっている。このほか公害問題と関連し、Cdが20mg増え(+67%), Pb(+50%)最近の機器分析の発展とともに、モデルの改正が漸時行われ、

Table 4 TOTAL BODY CONTENT SOME ELEMENTS

Element	Amount (g)		Percent of total body weight		(R)/(S)
	(R)	(S)	(R)	(S)	
1. Oxygen	43,000	45,000	61	65	0.95
2. Carbon	16,000	12,600	23	18	1.27
3. Hydrogen	7,000	7,000	10		1.0
4. Nitrogen	1,800	2,100	2.6	3	0.86
5. Calcium	1,000	1,050	1.4	1.5	0.95
6. Phosphorus	780	700	1.1	1.0	1.11
7. Sulfur	140	175	0.20		0.8
8. Potassium	140	140	0.20		1.0
9. Sodium	100	105	0.14		0.95
10. Chlorine	95	105	0.12		0.91
11. Magnesium	19	35	0.027		0.54
12. Silicon	18	—	0.026		—
13. Iron	4.2	4	0.006		1.05
14. Fluorine	2.6	—	0.0037		—
15. Zinc	2.3	2.3	0.0033		1.0
16. Rubidium	0.32	1.2	0.00046		0.27
17. Strontium	0.32	0.14	0.00046		2.3
18. Bromine	0.20	—	0.00029		—
19. Lead	0.12	0.08	0.00017		1.5
20. Copper	0.072	0.1	0.00010		0.72
21. Aluminium	0.061	0.1	0.00009		0.6
22. Cadmium	0.050	0.03	0.00007		1.67
23. Boron	< 0.048	< 0.01	0.00007		4.8
24. Barium	0.022	0.016	0.00003		1.38
25. Tin	< 0.017	0.03	0.00002		0.57
26. Manganese	0.012	0.02	0.00002		0.6
27. Iodine	0.013	0.03	0.00002		0.43
28. Nickel	0.010	0.01	0.00001		1.0
29. Gold	< 0.010	0.001	0.00001		10.
30. Molybdenum	< 0.0093	< 0.005	0.00001		1.8
31. Chromium	< 0.0018	0.006	0.000003		0.3
32. Cesium	0.0015	< 10 ⁻⁵	0.000002		150
33. Cobalt	0.0015	0.003	0.000002		0.5
34. Uranium	0.00009	2 × 10 ⁻⁵	0.0000001		4.5
35. Beryllium	0.000036	< 0.002			0.03
36. Radium	3.1 × 10 ⁻¹¹	10 ⁻¹¹			

(R) : REFERENCE MAN (S) : Standardman

より正確な数値があげられている。

S.man について、主要臓器別・同族元素別の濃度比を図に示す。Fig.2 はアルカリ元素のうちKとNaの相関を点線で示す。以下同様に、Fig.3はアルカリ土類元素のCa, Sr, Fig.4はFe, Co, Fig.5はZr, Cd, Fig.6 はハロゲン元素のF, Cl, Fig.

7はCr, Mo の関係を示す。各元素の臓器内分布にかなりの変動のあることがわかる。

(2) 日本人データとの比較

前述のように、Perryら⁹⁾の腎中のZr, Cdの実測例 (Fig. 8) が示す生物地球化学的に人種による

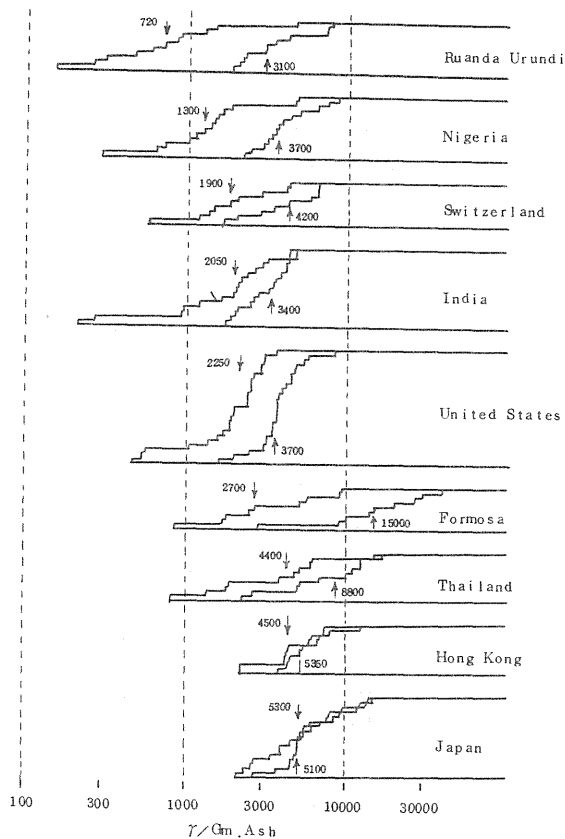


Fig. 8 Cumulative frequency graphs of the renal concentration of Cd and Zn (119 adult Subjects)

差が明らかである。住野ら(1975年)¹⁰⁾は事故死例について元素濃度を測定しているが、この数値を70kgとした場合の総量としてR.manと比較すると、Cd 8.4%, Cr 28.7%, Cu 11.1%, Mn 8.2%, Ni 7.3%, Pb 23.3%, Zr 100%となる。これが正常な変動巾の違いか真の人種の相違かは不明である。

なお、著者らのデータは後述する。

6. 微量安定元素測定法

人体中の微量安定元素の測定は一般的に微量成分分析 (trace analysis) および極微量成分分析 (ultratrace analysis) に相当するもので、その手段は通常の化学分析の諸方法のなかでもかなり感度の高い方法が用いられる。

また、安定元素測定の目的から物質中の特定元素の存在量と存在形態に関する情報を損わずに取り出すことに意義がある。しかし、狭義の本テーマに限れば存在形態にかかわらず、各臓器ごとの総量測定に限定される。

分析上の観点から集約すれば、

- (i) 対象物質から代表的な試料採取をおこなうこと。
- (ii) 対象元素の実験室内汚染・損失を防止すること。
- (iii) 目標元素に適した感度・精度をもつ分析法を選択すること。

などがキーポイントとして挙げられる。

最新の高感度機器分析にさかんに使用されている代表的ないくつかの定量方法の感度と元素との関係を Table 5 に示す。スパークソース質量分析法 (SSMS), 放射化分析法 (NAA) とともにフレーム原子吸光分析法 (Graphite rod) がとくに高感度である。原子吸光分析法は著者らの開発したラジオアイソトープ利用による同位希釈法を応用することにより、本研究の主要分析法として、正確さおよび信頼性に分析化学的に最も優れた方法といえる。

なお、試料および存在量の違いにより他の分析方法をそれぞれの特長に応じて適用することは当然のことである。

(1) 前処理法

対象試料は正常人の正常組織でなければならない。通常入手した試料は水分の逸散を防ぎ、そのまま凍結保存したのち、金属汚染のない刃 (シリコン製ナイフ) にて薄い切片をつくり、凍結乾燥器にて乾燥標本をつくるか、細菌感染の危険を防止する意味で、加熱 (70℃) 真空臓器乾燥装置を用い長期保存試料を作成する。

ついで、低圧酸素プラズマ利用の低温灰化装置による灰化試料を作成する。この方法は外部からの汚染の防止と、灰化温度が200℃以下に保たれるための元素の揮散がほとんどなく、灰化装置中の管理が容易である。とくに、上記乾燥装置により作成された試料は多孔質状態となり、灰化がいっそう促進され容易である。

また、次年度予算においては、無塵化装置の導入が計画され、クラス10万程度のクリーン実験室での処理がなされる予定である。

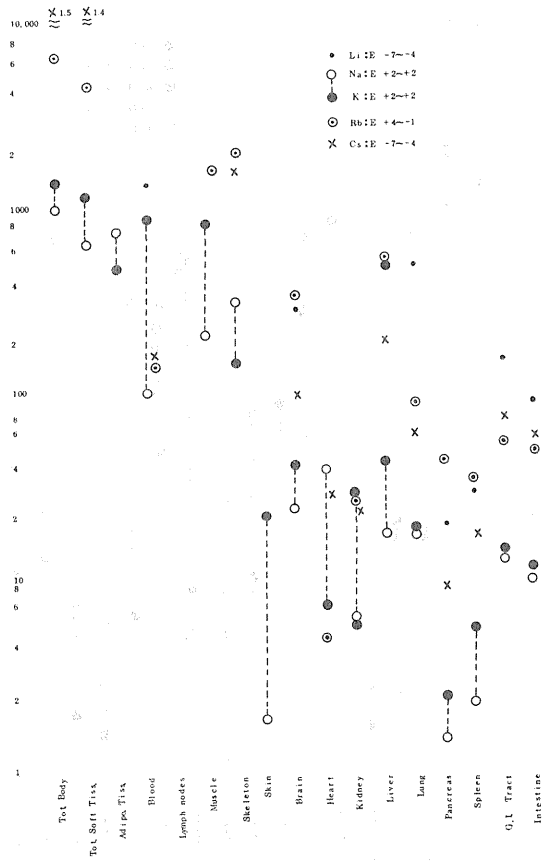


Fig. 2 Elemental Content of Organs and Tissues of Reference Man (1)

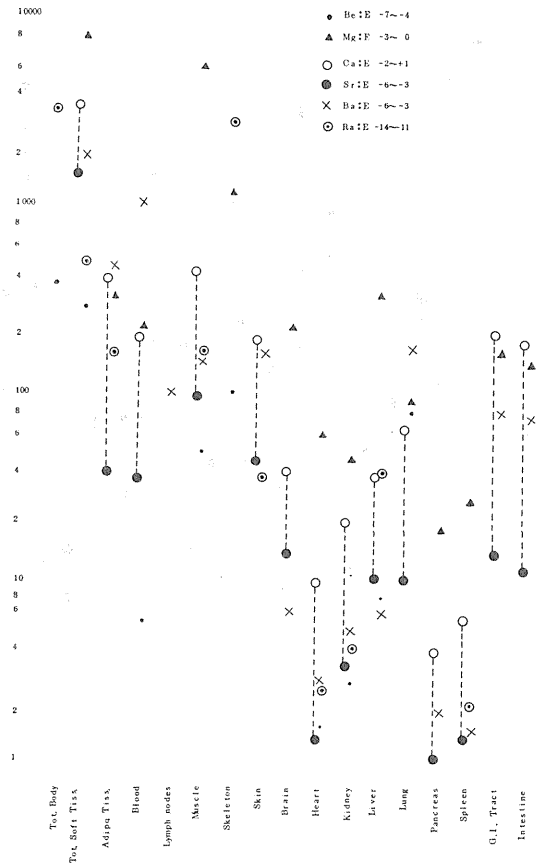


Fig. 3 Elemental Content of Organs and Tissues of Reference Man (2)

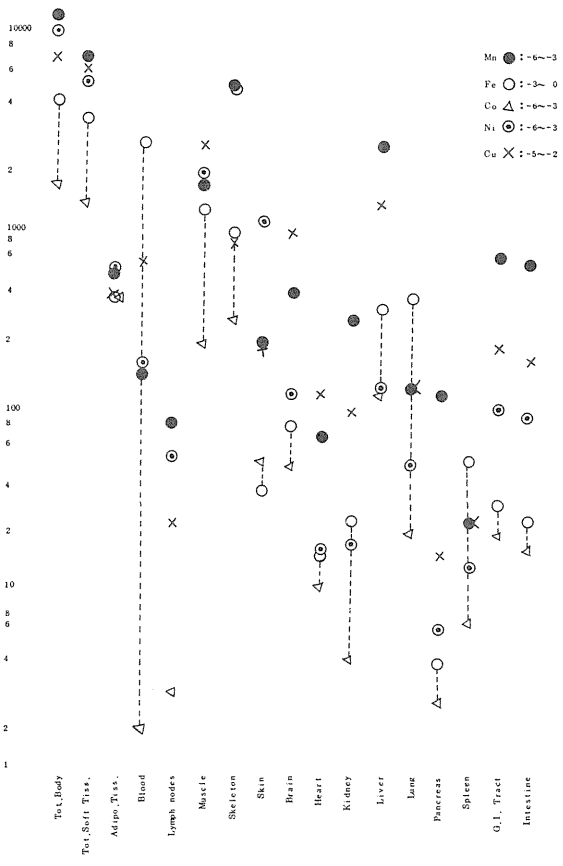


Fig. 4 Elemental Content of Organs and Tissues of Reference Man (3)

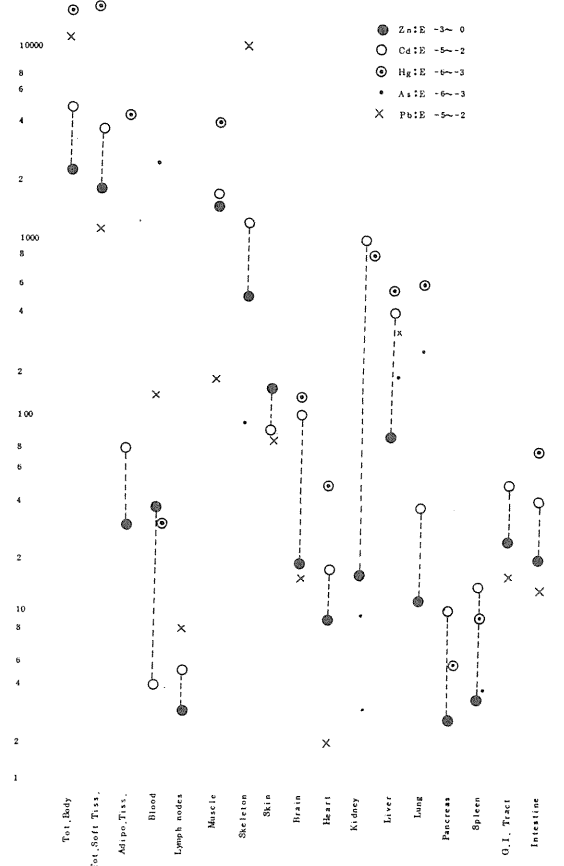


Fig. 5 Elemental Content of Organs and Tissues of Reference Man (4)

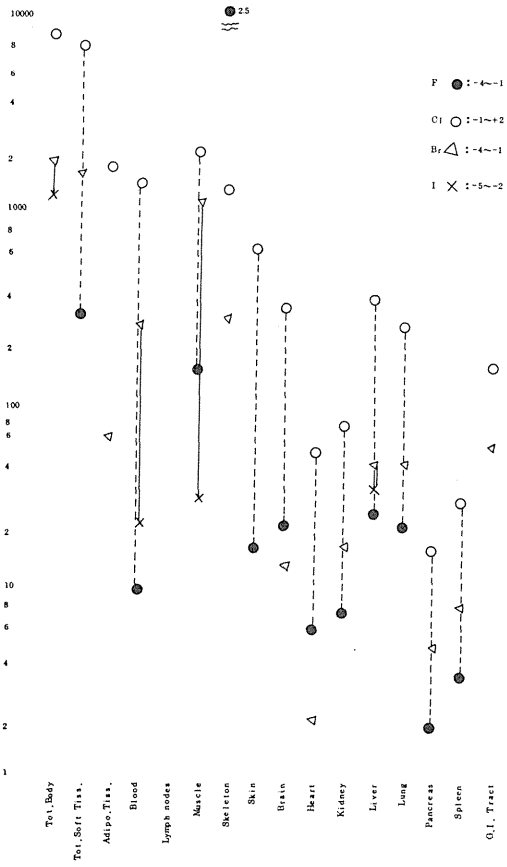


Fig. 6 Elemental Content of Organs and Tissues of Reference Man (5)

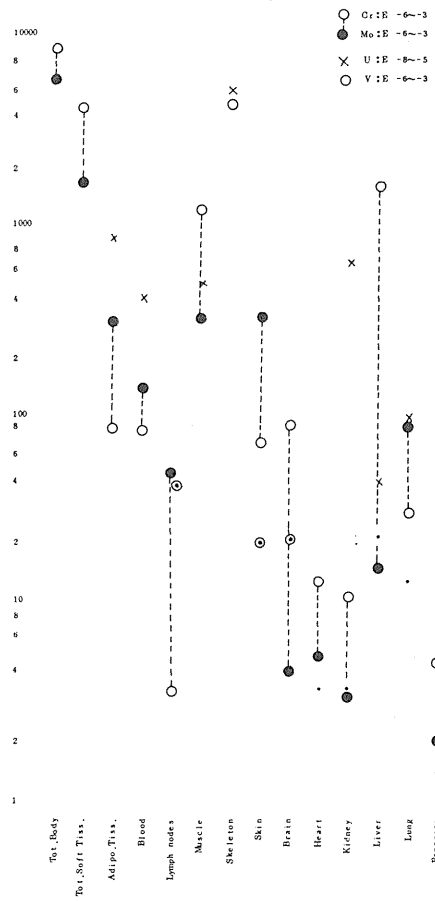


Fig. 7 Elemental Content of Organs and Tissues of Reference Man (6)

Table 5. Detection Limit by Various Instruments (10^{-9} g)

	Atomic Absorption		NAA	SSMS	ES DC Arc		Atomic absorption		NAA	SSMS	ES DC Arc
	Flame	Graphite					Flame	Graphite			
Li	1.5	0.06		0.006	8	Cr	5	0.09	100	0.05	80
Na	0.3	0.01	0.5	0.02	10	Mo	40		10	0.3	100
K	3	0.025	5	0.03	100	W	1200				
Rb	3	0.05	5	0.1	30	Mn	3	0.008	0.003	0.005	10
Cs	17	0.1	50	0.1	10000	F			100	0.02	
Be	2	0.008		0.008	5	Cl			1	0.04	
Mg	0.3	0.003	50	0.03	8	Br			0.5	0.1	
Ca	0.5	0.04	100	0.03	5	I					
Sr	4	0.2	0.05	0.09	100	Fe	5	0.03	5000	0.05	30
Ba	10	0.3	5	0.2	4	Co	7	0.025	0.5	0.05	100
Zn	2	0.001	10	0.1	300	Ni	8	0.14	5	0.07	80
Cd	0.6	0.001	5	0.3	100	La	3000		0.1	0.1	10
Hg	200	11	1	0.6	100	Ce			10	10	100

(2) 分析結果

著者らは分析法の開発と正確度および信頼性の高い分析値をえているが、現在までにアルカリ金属元素、アルカリ土類元素、Zn, Cd, Co, Mr などについてもほぼ標準化を完成しつつある。これらの結果から、既報の数値を比較すると、適合するものと補正を要するものかなり判明している。過去のデータを含め、新発見とともに信頼性の高い数値を決定するには未だ充分ではない段階にある。

Table 6 にアルカリ土類元素の相違を、Table 7 にその他の元素を含めた著者らの分析データを示す。

Table 6 Content of alkaline earth elements in Reference man and Japanese

	Weight	Ca		Sr		Ba	
	(g)	(g)	(%)	(g)	(%)	(g)	(%)
Tot. body	70,000	1,000	100	0.32	100	0.022	100
Skeleton	10,000	1,000	100	0.32	100		
Bone	5,000	—					
Cortical	4,000	800	80				
Trabecular	1,000						
Soft tissue	60,000	14	0.14	0.0033	1.0	0.0018	8.2
% in ashed bone	Ref. man		36.4*				
	Japanese		37.1**				
mg/g Ca	Ref. man	1.0		0.32*		0.022*	
	Japanese	1.0		0.5**		0.027**	

* Estimate from Ref. man

** Observed data (NIRS). (by G. Tamaka and H. Kawamura)

Table 7 Tentative data on concentration of metals in organs and tissues of Japanese

Element	Liver	Concentration of metal ($\mu g/g$ dry or wet tissue)					
		Kidney	Spleen	Lung	Muscle	Bone	Small intestine
Rubidium	1960(K)	1720- 1870(K)	1600- 1900(K)	5.1	1790		1940(K)
Cesium	0.030			0.035			0.0073
Magnesium						3900- 5200(A) ⁺	
Strontium						234-585(A) [*]	
Barium						4.7-13.4 (A) [*]	
Manganese	1.18- 1.95	Cor: 0.66-0.71 Med: 0.46					
Iron	160-232	Cor: 75.7-88.4 Med: 65.9					
Cobalt	0.046-0.087						
Copper	2.46-14.8	Cor: 2.45-2.91 Med: 1.92					
Zinc	144	125	23.5	25.5	27.5		
Cadmium	7.28	67.8	1.02	0.75	0.536		

*) K indicates concentration based on potassium weight ($\mu g/g$ K)

+) A indicates concentration based on ash weight ($\mu g/g$ ash) *) Age-dependent

7. 結 語

環境中に放出された放射性物質による日本人の正確な被曝線量を計算するためには、日本人モデルの設定 (Standard or Reference Japanese) が必要である。このためには、各臓器質量、有動半径、元素代謝、各臓器中元素濃度の調査研究をおこない、日本人の特性について充分な考慮を払わねばならない。

- Reference -

- 1) 田中義一郎: “生物試料中の微量安定元素の測定”, 放射線科学 12, 239 (1971); 15, 15 (1972).
- 2) H. J. M. Bown: “Trace Elements in Biochemistry”, (1966), (Academic Press).
- 3) E. J. Underwood: “微量元素 (日本化学会訳編)” (1975), (丸善)
- 4) ICRP: Pub. 2 (1958).
- 5) ICRP: Pub. 23 (1975), (Pergamon Press).

- 6) 厚生省: “国民栄養の現状” (昭和48年) (第1出版)
- 7) S. Aimi, S. Yasoshima, M. Sugai, B. Sato, T. Sakai, and Y. Nakajima: Acta Pathologica Japo., 2, 173 (1952).
- 8) Oka: Kyoto Igaku Zasshi, 38, 632 (1941).
- 9) Perry: J. Chron. Disease, 226 (1967).
- 10) K. Sumino, K. Hayakawa, T. Sibata, and S. Kitamura: Arch Environ Health, 30, 487 (1975).

討 論

山県登 (国立公衆衛生院) Standard man のお話にも関連してご紹介しておきたい。原子力委員会の下部機構に環境放射能安全研究専門部会というのできて、その中の環境分科会では、「一般公衆の被曝評価に必要な調査研究」の check and review を

することとなり、Standard Man もその範ちゅうに入るので、ご意見に大いに参考にさせていただく。また人体組織の分析について試料がまことに貴重なので、これらを有効に生かして使うための組織（Organization）が必要であり、そのためには縦割りの組織のほかに横の連絡をお互いに強化することが大切と考える。

3. 体内放射能の推定

3-1 人体臓器中のプルトニウムの蓄積

放射線医学総合研究所

環境衛生研究部

Deposition of Pu-239 in Human Bodies

岡林 弘之

Hiroyuki OKABAYASHI

National Institute of Radiological
Sciences

ABSTRACT

It is known that plutonium produced by nuclear explosion tests has been widely dispersed on all over the earth and Pu-238 generated by the "Accident of SNAP-9A" in 1964 has been disposed into the atmosphere.

These Pu are gradually falling down on the earth and taken into the human body through inhalation and ingestion.

The measurements on the concentrations of Pu in bones and other various organs of Japanese population have been carried out.

The results reveal that the concentrations of Pu in bones has a trend to be gradually increasing since 1962 and seems to be saturated at about 1970. The concentrations of Pu in bones sampled in 1971 are, in average, in the level of 4fCi per gram of wet samples and those in other organs (lung, liver, spleen, kidney, reproductive organs, etc.) sampled from 1963 to 1973 are in the level of 0.5 ~ 3.4 fCi per gram of wet tissues.

Pu has been identified in the bones of fetus and infants and the averaged concentrations of placenta was 42.5 fCi. These may indicate that Pu would be transferred to the fetus through the placenta of mother.

Some calculation has been attempted on the ratio of contributions through inhalation and ingestion to the body content of Pu, by using the formula for the scheme of metabolism of Pu compound in the body recommended by I.C.R.P. and this revealed that the contribution through inhalation route seemed to be greater than the other for the accumulation of Pu in the body.

1. 緒言

1954年以来、核爆発実験によって生成したプルトニウムは広範囲に拡散して、徐々に地球上に降下し、飲食物・呼吸を通して人体内に摂取され、各臓器中に蓄積されている。現在までの降下量については、気象研究所で測定したデータ¹⁾があり、表1に示すように東京における測定結果では、1963年をピークとして徐々に減少しつつあるが、今尚降下しており、1974

表1 東京におけるPu-239, Pu-238の年間降下量(μCi/Km²)

年	Pu-239	Pu-238
1959まで	203	8.6
1959	97	5.1
1960	43	1.7
1961	37	1.6
1962	110	6.5
1963	200	7.3
1964	185	5.3
1965	121	4.9
1966	73	1.3
1967	21	3.3
1968	25	2.5
1969	12	3.0
1970	6	1.9
1971	13	0.7
1972	5	0.5
1973	3	0.1
1974	7	0.06
合計	1161	54.3

年までの総量としては1 Km² 当り, 11,600 Ciに達している。

プルトニウムには多数の同位体が認められている。そのうち主としてα線を放出するものは, 表2の通りである²⁾。これらの中で, 現在環境中への放出量が多いのはPu-239, 次いでPu-238である。Pu-238には, 核爆発実験由来のものほかに, SNAP-9Aの事故によるものが含まれ, その降下量は表1に示す

通りである。

Pu-239は, 物理的半減期が24,360年, 骨に蓄積した場合の有効半減期は100年と推定される³⁾ α放出核種であるために, 非常に危険な核種とされている。この核種の人体内蓄積量を推定する目的で種々の人体臓器中のPu-239の量を測定して来たので, その結果を報告する。

表2 α線を放出するPuの同位体

同位体	半減期	壊変型式	α線エネルギー
Pu-232	36MIN.	EC≤98%, α≥2%	6.58
Pu-233	20MIN.	EC99+%, α0.1%	6.30
Pu-234	9.0HR.	EC94%, α6%	6.19
Pu-235	26MIN.	EC99+%, α3×10 ⁻³ %	5.85
Pu-236	2.85Y.	α	5.763(69%), 5.716(31%), 5.610(0.18%)
Pu-237	45.6D.	EC99+%, α0.0033%	5.65(21%), 5.36(79%)
Pu-238	86.4Y.	α	5.495(72%), 5.452(28%), 5.352(0.09%)
Pu-239	24,360Y.	α	5.147(7.25%), 5.134(16.8%), 5.096(10.7%) 5.064(0.037%), 4.999(0.013%), 4.917
Pu-240	6,580Y.	α	5.162(7.6%), 5.118(2.4%), 5.014(0.1%) 4.849(0.003%)
Pu-241	13.2±0.2Y.	β ⁻ 99+%, α0.0024%	4.893(75%), 4.848(25%)
Pu-242	3.79×10 ⁵ Y.	α	4.898(76%), 4.853(24%)
Pu-244	7.6×10 ⁷ Y.	α	4.55(CALCULATED ENERGY)

2. 試料ならびに分析法

分析に供した試料のうち, 骨試料は札幌・東京・新潟・京都・大阪で骨疾患の無い剖検試料から肋骨を主として採取し, 他の臓器は新潟大学医学部における剖検試料の一部を分析に供した。

分離定量法としては, 試料を硝酸・過酸化水素水で完全に湿式灰化し, 陰イオン交換樹脂を用いてPuを他の共存塩類から分離し, 樹脂に吸着したPuは塩酸ヒドロオキシルアミン溶液で還元溶解し, 溶解したPuは硫酸アンモニウム液を電解液としてステンレスステール板に電着した後, P. H. A. を装着した半導体検出器を用いてαスペクトルをとり, Puを測定した。この際, 表2に示すように, Pu同位体の中で, Pu-240はPu-239と殆んど同じエネルギーのα線を放出するため, α線スペクトロメトリーを行った時にこの両者を分離して定量することが出来ない。そこで表1を含めて, 測定結果で示すPu-239の量はすべてPu-239とPu-240の和である。

3. 測定結果ならびに考察

1962年より1971年までに, 新潟を除いた札幌・東京・京都・大阪で採取した骨に含まれているPu濃度の測定結果は, 表3の通りであった。1965年

表3 人骨中Pu-239濃度

試料採取年	骨の種類	試料数	Pu-239濃度(範囲) 10 ⁻¹⁵ Ci / 生重量1g
1962	大腿骨・肋骨	3	0.43±0.15(0.6~0.3)
1963	肋骨	7	0.90±0.57(1.7~0.2)
1965	肋骨	8	2.17±1.05(3.9~0.9)
1968	肋骨	71	2.67±1.82(5.8~0.5)
1969	肋骨	14	3.33±2.74(4.8~0.9)
1970	肋骨	17	1.88±0.97(4.5~0.9)
1971	肋骨	48	4.89±2.21(6.0~0.6)
1969	胸骨	39	0.82±0.54(2.2~0.2)
1971	胸骨	9	1.39±1.35(3.7~0.1)

頃からやゝ増加している傾向が見られるが、1970年頃から横ばいの状態と思われる。

表4 乳児・胎児の骨中Pu-239濃度

試料採取年	年齢	Pu-239濃度 10 ⁻¹⁵ Ci / 生重量1g
1968	4年	2.1
	2日	2.2
	0	3.7
	1.7年	6.7
	32日	<0.1
1969	3月	<0.1
	1.5年	2.3
	6月	1.3
	0	2.1

肋骨が胸骨にくらべて約3~4倍高い濃度を示しているが、Puが骨髄部に比較的多く沈着することを裏付けるものと思われる。また、男女別・地域的な濃度差は明らかでなかった。

しかしながら、表4に示すように、生後間もない乳幼児あるいは胎児の骨にもPuが認められ、これは胎盤を通して胎児に移行したと思われるので、正常分娩後の胎盤中のPuの定量を行った。その結果は表5に示すように、(4.8~111)平均4.25×10⁻¹⁵ CiのPu-239が検出され、胎児の骨中に認められたPuは、胎盤を通して移行したものと推定される。

表5 胎盤中Pu-239量

試料採取年	試料数	Pu-239量(範囲) 10 ⁻¹⁵ Ci
1975	20	4.25±2.84 (4.8~111.6)

その他の臓器については、1963年より1973年の間に新潟県で採取した試料について測定を行ったが、その結果は表6の通りであった。

各臓器とも個々の測定値の間にはばらつきがあるが、平均値は大体似かよった値を示した。各臓器の平均濃度の中で心臓が意外に高い値を示したが、その理由は不明で、今後の究明に待ちたい。卵巣の濃度が臓器中最高の値を示しているが、Dr. Morrow等がRochester大学で犬に酸化プルトニウムを吸入させた実験の結果⁴⁾でも、卵巣の濃度が肺に次いで高い値を示し、他の臓器についてもこの実験の結果と人体臓器内濃度とは同じような傾向が認められた。今後更に卵巣へ移行するメカニズムを究明する必要があると思う。

脾臓の濃度が肝臓のそれよりも高く、この傾向は、

われわれが先に硝酸プルトニウムのエアロゾルを吸入させた鼠の実験結果でも認められており⁵⁾、プルトニウムの脾臓蓄積もみのがすことは出来ない。

表6 人体臓器中Pu-239濃度

臓器	試料数	Pu-239濃度(範囲) 10 ⁻¹⁵ Ci / 生重量1g
脳	7	0.49±0.69 (0.03~1.8)
肺	27	1.18±1.78 (0.02~6.9)
心臓	7	2.28±1.84 (0.09~5.3)
肝臓	19	0.81±1.13 (<0.01~3.9)
脾臓	12	1.07±1.44 (<0.01~4.8)
腎臓	19	0.58±0.58 (<0.01~1.9)
睪丸	4	0.86±0.38 (0.4~1.3)
子宮	5	0.79±0.61 (0.03~1.7)
卵巣	6	3.38±1.84 (0.8~5.6)
骨	14	2.66±2.60 (<0.01~7.6)

また、同一個人について各臓器別の濃度を1973年に採取した5人について測定した結果を表7に示す。同一人でも臓器別濃度にかんがりのばらつきが認められ、人体内Puの分布が不均一であることが明かである。

表7 同一人における各臓器内Pu-239濃度
10⁻¹⁵ Ci / 生重量1g

臓器	試料番号	133 (M)	122 (F)	97 (F)	107 (F)	113 (F)
脳	—	—	1.1	—	—	1.8
肺	2.7	—	2.5	4.0	3.2	1.1
肝臓	3.0	—	<0.01	0.9	—	2.6
脾臓	4.8	—	<0.01	—	0.8	0.1
腎臓	0.2	—	0.8	0.4	<0.01	1.3
睪丸	1.0	—	—	—	—	—
卵巣	—	—	1.6	5.6	—	0.8
骨	—	3.9	7.6	<0.01	0.8	—

Puの摂取経路としては、飲食物による経口摂取、呼吸による経気道摂取、傷口などからの経皮摂取が考えられる。職業上Puを取り扱う人の場合には経皮摂取も考慮しなければならないが、一般人の場合は経口・経気道の2経路が問題となる。そこで、I. C. R. P. の勧告⁶⁾による臓器負荷量を算出する式を用いて臓器負荷量に寄与する経口・経気道摂取の大きさを算出した。

$$Q = \frac{P(1 - e^{-\lambda t})}{\lambda}$$

- Q : 全臓器内Pu-239蓄積量。
 P : (Pu-239の1日当り摂取量) × f(a) または f(w)。
 f(a) : 経気道摂取されたPu-239が関連臓器に移行する割合。
 f(w) : 経口摂取されたPu-239が関連臓器に移行する割合。
 λ : 有効崩壊定数即ち 0.693 / 有効半減期。
 t : 被曝日数。

これらの係数については I. C. R. P. Pub. 19 および M. R. C. の The toxicity of plutonium (1975) にある数値^{3), 7)} (表8に示す)を用い、被曝日数としては、核爆発実験が行われるようになってからの日数(365 × 15)日とした。

表8 Pu-239に関する係数

臓器	臓器重量	有効半減期(日)	f(a)	f(w)
骨	7000g	36500	2.3×10^{-2}	4.5×10^{-7}
肝臓	1800g	14600	2.3×10^{-2}	4.5×10^{-7}

新潟地方で1968年に採取した日常食中のPu-239の量は、成人1人当り1日摂取量として135 fCiとなり、この値を用いて経口摂取されたPuが肝臓内に蓄積される量を算出すると0.3 fCiとなる。然るに肝臓中のPu-239濃度は0.8 fCi / 生重量1gであるから、肝臓重量を1800gとした場合に全肝臓内蓄積量は1440 fCiとなり、日常食中濃度より計算した値と大きな相異を示す。

一方、全肝臓内蓄積量(1440 fCi)が経気道摂取されたPu-239と假定して、これだけの蓄積量になるための空气中濃度を算出すると、成人の1日当り呼吸量を20 m³として、1 m³当りの空气中Pu-239量は0.6 fCiとなり、1962年~1964年に阿部等が測定した値⁸⁾とよく似た値となる。

骨についても同じような計算を行うと、食物中濃度から算出した骨中蓄積量と実際に測定した骨中濃度より算出した蓄積量との間には大きな差があるが、空气中濃度から算出した蓄積量は、骨中濃度測定値より算出した蓄積量とよく一致した値が得られる。

これらの結果から、人体臓器内へのPu-239の蓄積には、経気道摂取されたものの寄与が、経口摂取されたものより大きいと思われる。

3. 結 論

以上の測定結果から、次のようなことが考えられる。

- 1) 人体内におけるPuの分布は不均一であるから、臓器の1部の測定値から体負荷量を推定することは出来ない。
- 2) Puは骨・肝臓がcritical organと考えられているが、卵巣・脾臓への蓄積もみのがすことは出来ない。
- 3) 体内蓄積には、経気道で摂取されたものの寄与が大きいと思われるので、吸入被曝には特に注意すべきである。
- 4) 胸部リン巴節の蓄積量が他の臓器にくらべて高いことが認められており、今後胸部リン巴節のプルトニウム蓄積量を測定すべきであると思う。
- 5) 環境中には、表1に示したようにPu-238も存在しており、Pu-238は原子力電池として通信衛星・心臓のペースメーカーとして広く利用されている。また核燃料の再処理・再使用が進むと、Pu-242, Pu-244というような長半減期のα線放出核種の生成が予測され、またPu-241は13.2年という比較的短半減期のβ線放出核種であるが、その娘核種であるAm-241は468年という物理的半減期をもったα線放出核種で、その生物的影響もないがろに出来ない。更にCf-252の中性子源として理工学・医学的な利用が今後盛んになるとわれ、これら多種類の超ウラン元素の生体に与える影響・生体内での挙動など今後究明してゆくことが必要である。

参 考 文 献

- 1) 葛城幸雄・杉村行勇：“日本における¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, ²³⁸Pu 降下量”第17回放射能調査研究成果論文抄録集(1975)
- 2) O. J. Wick edited: “Plutonium Handbook, A Guide to the Technology” (1967).
- 3) I.C.R.P. “The Metabolism of Compounds of Plutonium and other Actinides” I.C.R.P. Pub. 19 (1972).
- 4) P. E. Morrow et al.: “The retention and fate of inhaled plutonium dioxide in dogs.” *Health Physics*, 13 pp. 113-133 (1967).
- 5) “Final Report of Research Project on Plutonium Hazards” NIRS-Pu-8 (1971).
- 6) “体内放射線の許容線量” ICRP シリーズ, 2 (1959)
- 7) M. R. C. “The toxicity of plutonium” *Medical Research Council*, (1975).
- 8) 阿部史郎他：“放射性浮遊塵の観測”放射線医学総合研究所年報, 昭和39年度, pp.231~

討 論

藤田稔(原研) fall out 由来の Pu は、いわゆる不溶性なのか、可溶性なのか知らないが、 $f(a)$ の値に関連して、不溶性であれば、10Aの値0.03などが参考になると思われる。なお、fall out Puについて計算したHASL-278の計算法が、不溶性と考えているが参考になると思われる。

岡林 核爆発実験に由来する Pu は、比較的 soluble という意見もあるが、今後、Puの存在状態は、化学的に究明する必要があると思う。

田中義一郎(放医研) 日本人の人体中の^{239, 240}Puの測定値より、①地域性がみられるかどうか。②卵巣が高いが試料量に問題がないか。③ $f(w)$ が小さい(1/1000?)ようだが f_a , f_w の比はどうか。④胎盤中濃度の高い理由は?

岡林(放医研)

- ① 骨の測定値では、札幌・東京・京都・大阪の4地域の試料について明らかな差は、認められなかった。他の臓器については、現在新潟のデータしかないので、今後、他の地域の試料について分析して地域差の有無を追究したいと考えている。
- ② 試料量は多い方が良いと思うが、Ovaryは5~10グラム程度しか入手できないので、その分析値を示した。
- ③ $f(a)$, $f(w)$ の値は、ICRP Pub(2)の数値をそのまま用いたが 現在でもかなり違った値の発表もあり、今後、動物実験などの結果から変わることもあると思う。その時点で再び検討する必要がある。Pub(2)では、骨に対する $f(a)=0.2$, $f(w)=2.4 \times 10^{-5}$ となっている。
- ④ 胎盤にPuがみとめられる理由は生理的なものと思われるが、メカニズムはわからない。胎盤1g当たりの濃度では、0.08 fCi程度で、他の臓器より一桁低くなる。

本田嘉秀(近畿大学) PuのOrgan burdenの計算で、被曝期間 $t=15$ yearsとされているが、それは核実験によりPuの汚染が始まってから調査された時期までの期間と考えてよいか。

岡林(放医研)大部分の試料は1968年以後に採取したものであり、1954年以後の高汚染時代を経過した人の試料であるから、この間の期間として15年をとつ

た。

下島光(日本原子力事業)

1. 表2(P. 23)の平均値の欄の28.4は標準偏差か。
2. 測定値が4.8から11.6にわたって分散しているが、どのような分散の仕方(頻度分布)をしているか。
3. 変動が大きいのが、何が理由が考えられるか。

岡林(放医研)分散の様子は個々のデータを示すので、それを見てほしい。

山県登(公衆衛生院) プルトニウムの消化管吸収は極めて小さく、経気道吸収のfactorが大きいので、取場での問題が重要と思われる。この方面で、外国ではかなり動物実験もされているのではないか。人体における臓器分布はむしろ動物実験から、類推する方が、正確ではないかと思われる。

臓器中濃度や個体差のバラツキが大きい場合は、2桁にもなるので、例数いかによるが、算術平均でなく最頻値を出していただくとも参考になると思う。(下島氏のご質問に関連して)。

放射線医学総合研究所
環境放射生態学研究所
河村 日佐男

Deposition of ^{90}Sr in Bone and the Relevant Dose

Hisao KAWAMURA

National Institute of Radiological
Sciences

ABSTRACT

The deposition of fallout ^{90}Sr in bone and radiation dose from the nuclide in Japan is reviewed with special reference to (i) the intraskeletal distribution of ^{90}Sr and reference bone, (ii) bone models for predicting ^{90}Sr level and (iii) possible problems in applying dose rate factors to Japanese, especially to infants and adolescents. An evidence is presented for the assumption that the ratio of the ^{90}Sr concentration in a particular bone to that in vertebra will reach the ratio observed for stable strontium under the virtually constant intake of ^{90}Sr . The importance of surveying ^{90}Sr levels in different bones is stressed. Observed Ratios (bone/diet) found for Japanese are noticeably lower than those reported for Europeans and Americans. The recently presented model for the retention of alkaline earth elements in man by ICRP will be useful if only adults are concerned. Dose rate factors for ^{90}Sr in bone should be given as a function of age for the purpose of better estimation of dose commitments. The cumulative absorbed doses to bone tissues calculated with the Palmley-Mays model and with the Spiers model show remarkably higher levels in school children and young adults than the mean level.

に近づいたと考えられるが、ここでは主として日本人における ^{90}Sr の骨への蓄積と骨線量について検討したい。

2 骨中 ^{90}Sr および安定 Sr の分析法

骨中 ^{90}Sr の放射化学分析において、カルシウムの除去の目的で発煙硝酸を用いる方法が、イオン交換または溶媒抽出に基く諸方法よりもすぐれていると考えられる理由は、サンプルサイズに幅のある一連の試料（灰分として 2 ~ 10 g）を能率良く処理できる点にある。分析者の健康に対する有害性は、発煙硝酸を排気能力の良好なドラフトで用いるなど実験室設備を考慮することで解決され得る。

安定 Sr の分析法としては、その精度および分析能率の点から、現在では原子吸光分析以外に適当な方法は見当たらない。

β 放射能の測定にあたっては、骨中 ^{90}Sr の濃度レベルが他の環境試料に比してとくに低いことを考慮し、測定値の相対標準偏差が 10% 以下となるよう測定時間を選ぶ必要がある。自然計数率 0.2 cpm の低バックグラウンド・ベータカウンタで、500 分計測を行えば満足できる。

3 日本人における平均骨中 ^{90}Sr 濃度の時間経過

従来一般に用いられてきた年令区分、すなわち胎児、0 ~ 4 才（乳幼児）、5 ~ 19 才（青少年）および成人にしたがえば、4 年令群の骨中 ^{90}Sr 濃度は 1965 年にほぼ最大値を示した（Fig. 1）¹⁾。

1 はじめに

フォールアウトの影響研究の一環として、重要な位置を占めてきた人体への ^{90}Sr の蓄積に関する研究は、(i) “骨負荷量” の正確な推定が容易でないこと、(ii) ^{90}Sr の代謝モデルが単純なコンパートメントモデルでは満足されないこと、および、(iii) 生物学的に有意な骨線量が骨構造と関連すること、などの困難な特徴を持っている。現在では、これらの難点は基本的には解決

Table. 1 Geographical distribution of ^{90}Sr in rib during 1961-1962

Location	Age (y)	pCi $^{90}\text{Sr}/\text{g Ca}$
Tokyo	5-19	1.20 ± 0.30
Kyoto, Osaka		1.61 ± 0.27
Tokyo	20-29	0.57 ± 0.17
Kyoto, Osaka		0.56 ± 0.16
Niigata		0.69 ± 0.41
Tokyo	30-80	0.35 ± 0.17
Kyoto, Osaka		0.41 ± 0.14
Tokyo	30-80	0.32 ± 0.12
Niigata		0.35 ± 0.18

新潟県におけるサンプリングによるデータおよび東京を主とするサンプリングによる調査結果との間に、とくに系統的なレベルの相異は指摘されていない³⁾。1970年以降の札幌地方の成人脊椎骨の ^{90}Sr 濃度を東京地方のそれと比較することを検討中である。

5 ^{90}Sr の骨格内分布と指標骨種

主として同一個体から得た複数骨種の分析値から、脊椎骨に対する肋骨および長骨の相対濃度値を求めた。肋骨/脊椎骨比は、1966~1969年には0.81(年令1~19才)で、1972年には0.96(5~29才)であった。長骨/脊椎骨比は、1966~1969年には0.61(1~19才)であったが、1972年には1.13(5~29才)であった。1972年~1975年の期間では、肋骨/脊椎骨比は0.92~0.97(札幌,成人)でほぼ一定となった。なお、異なる個体間の比較によるものであるが、頭骨/脊椎骨比は年令によって異なり、成人では幼児のそれよりも大きい値を示すことが推定された。Table 2に、本研究における骨種間の ^{90}Sr 相対濃度値を、Schulert⁴⁾らおよび小泉⁵⁾の数値(脊椎骨を1とした換算値)と比較して掲げた。肋骨/脊椎骨比がSchulertらによる値0.61(1956~1957年)に対して、日本では約0.96(1972~1975年)となっており(いずれも成人骨)、骨格内の ^{90}Sr の分布が時間の経過とともに一様になって来ているように見える。このことは、長骨においてとくにいちぢるしい。しかし、これはすべての骨種の脊椎骨に対する相対濃度比が無条件に1となることを意味するものではない。 ^{90}Sr の代謝速度の遅い骨種では今後さらに比率が大きくなり1を越えることが予想されるからである。一定量の

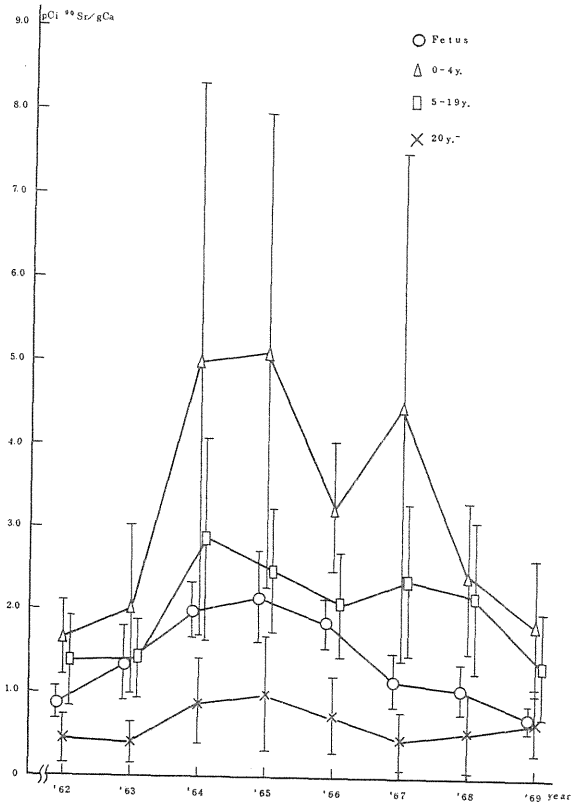


Fig.1 Time trends in ^{90}Sr concentration in bone in four age groups

このことは、食餌中 ^{90}Sr レベルが1964年に最大値を示したこと²⁾に対応しているものと考えられる。 ^{90}Sr 濃度は、高い方から乳幼児>青少年>胎児>成人という年令群間のパターンがレベル変化の著しい1969年まで見られた。骨中 ^{90}Sr 濃度の減少が顕著には見られなくなった1970年以後の期間においては胎児の ^{90}Sr レベルが最低値を示すようになった。この理由として、比較的高い骨中 ^{90}Sr レベルを持つ青少年群の一部が成長によって成人群の中に繰り込まれてきたこと、また胎児骨が食餌の ^{90}Sr レベル変化に早く追随することが挙げられる。上記の年令群による区分と異なると、出生年を同一とする集団(コホート)の ^{90}Sr 濃度レベルの変化を見る方がより合理的であると考えられるので、検討中である。

4 骨中 ^{90}Sr 濃度の地域差について

フォールアウトの降下率の大きい日本海側では、骨中 ^{90}Sr 濃度も高い可能性があると考えられてきた。東京、京都および大阪、ならびに新潟の三地方における骨中 ^{90}Sr 濃度肋骨を指標として比較すると、1961および1962年死亡例では有意な差は見られなかった(Table 1)。

Table.2 Intra-skeletal Distribution of ⁹⁰Sr

Bone	Schulert <i>et al.</i> * (1956-1957)	Koizumi <i>et al.</i> * (1967-1968)	Tiis work (1966-1974)
Vertebra	1.00	1.00	1.00
Rib	0.61	0.68	0.81-0.96
Long bone	0.28	—	0.61-1.13
Pelvis	—	0.99	1.32
Skull	—	0.22	0.53-1.60 (Age-depend.)

Location	New York	Tokyo	Tokyo
----------	----------	-------	-------

*) Calculated from original data.

⁹⁰Sr (S.U. 値) を摂取し続けることを仮定すれば、⁹⁰Sr の骨格内分布は極限において安定Sr の分布に一致するものと考えられる。安定Sr の骨格内分布が年齢の関数として測定された研究⁶⁾によれば、頭骨などに安定Sr 濃度の年齢にともなう顕著な増加が認められている。頭部の腫瘍発生の頻度が高いという動物実験結果と比較して興味深い。

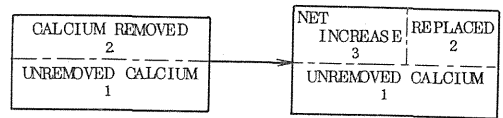
全骨格に対する平均⁹⁰Sr 濃度を求めるためには、骨種間の濃度比を考慮して規格化を行う必要がある。しかし、濃度比が連続摂取開始後の経過時間および個体の年齢との関数であることが上記のように示されたので、規格化に用いる係数の使用には注意が必要であることが結論される。

現在では、代謝速度の早い脊椎骨が代表的骨種に採用され人体の⁹⁰Sr 蓄積量を知るための指標とされている。脊椎骨のみをサンプリングすれば、国際間のデータ比較には好都合ではあっても、骨格全体の情報は得られなくなってしまう。ここに複数の骨種をサンプリングすることの意義が認められる。

6 ⁹⁰Sr の食餌から骨への移行

食餌から骨への移行に関しては、⁹⁰Sr のCa に対する生物学的差別をとらえた Observed Ratio (O.R. 値)⁷⁾、食餌および骨の⁹⁰Sr 濃度の時間積分値の比で表わした Transfer coefficient⁸⁾が線量預託の推定に用いられた。集団の骨中⁹⁰Sr レベルの推定のため、指数関数にもとづくモデル式も提唱されている^{9, 10, 11, 12)}。

初期の代表的なモデルとして Rivera の骨モデルを Fig.2 に示す。カルシウム・コンパートメント1 は骨に残留するカルシウムの比率、コンパートメント2 は



CALCIUM CONTENT AT TIME t_{n-1} CALCIUM CONTENT AT TIME t_n

Fig 2 Calcium compartments in Rivera's prediction model

Resorption および Diminution により骨から除去されるカルシウムの比率で、後者は食餌起源のカルシウムで置き換えられる。コンパートメント3 は正味増加量で食餌に由来する。このモデルにもとずいて、はじめおよび次の年のカルシウム量をそれぞれ Ca_{n-1} および Ca_n 、体外に除去される骨中カルシウムの比率を f とすれば、

$$Ca_n = (1-f)Ca_{n-1} + fCa_{n-1} + (Ca_n - Ca_{n-1}) \dots \dots \dots (1)$$

となる。骨中ストロンチウム量については、はじめの骨中 Sr/Ca 比を X_{n-1} 、次の年に至る期間の食餌中 Sr/Ca 比を Z 、および食餌-骨間の Sr/Ca observed Ratio を $O.R.$ とすれば、

$$Sr_n = (1-f)Ca_{n-1}X_{n-1} + fCa_{n-1}Z \cdot O.R. + (Ca_n - Ca_{n-1})Z \cdot O.R. \dots \dots (2)$$

で表わされる。

日本における骨および食餌中の⁹⁰Sr/Ca 比データにつき、このモデルによる予測式の妥当性を検討してみた。安定Sr/Ca 比の精密な測定から得られたO.R. 値0.12を利用して、他のパラメータ f の値0.05 (5%/年) が得られ、予測値と実測値は比較的よい一致を見せた。以上は成人についてである。

Bennett¹⁰⁾ は特定の骨種 (脊椎骨) に対して、次の骨モデルを提出した。n 年における骨の⁹⁰Sr 量 (pCi) を B_n 、(n-1) 年中中期から n 年中中期までの食餌からの⁹⁰Sr 量 (pCi) を D_n 、骨中⁹⁰Sr の短期および長期残留分をそれぞれ c および g 、骨中⁹⁰Sr の物理的壊変を含む有効除去率 (年間) を $1 - e^{-\lambda}$ とすれば、成人についての基本式は

$$B_n = cD_n + g \sum_{m=0}^{\infty} D_{n-m} e^{-m\lambda} \dots \dots \dots (3)$$

となる。上記モデルは、骨表面に短期間残留するSr と、より強く骨に保持されるSr との2コンパートメントから成る。

ニューヨーク市の実測データにモデルを適用して、1才以下でほぼ100%、10才以下で約40%およ

び成人で20%の年間交代率が得られた。

Marshallらのアルカリ土類元素の体内残留モデルをフォールアウト⁹⁰Srの連続摂取に適用すれば、成人の体内レベルが推定できる¹³⁾。

7 骨中安定ストロンチウムと⁹⁰Srの比放射能

骨の安定Srに関するデータは、⁹⁰Srデータとは独立にストロンチウムの長期連続摂取における骨への蓄積に関する情報を提供するものと考えられる。安定Sr/Ca比が年齢とともに増加することは、高精度分析法によって証明された¹⁴⁾ところであるが、さらに安定Sr/Ca比の増加のパターンは骨の部位により異なることが明らかとなった⁶⁾。安定Srの骨内分布は骨種間の代謝回転の速さの違いと密接な関連があると考えられる。

また、単一骨内における安定Srの分布を知ることによって⁹⁰Srの微小な領域での分布が推定される¹⁵⁾。トレーサー実験の容易な実験動物と異なり、ヒトの場合組織内分布の研究に関しては安定体分析が殆んど唯一の方法である。

Sr/Ca O.R. 値に関して、なかでも重要な母親の食餌と胎児骨との間のO.R.値を推定するため、日本人集団につき安定Sr法による研究を行い、約0.05を得た⁶⁾。同時に行った⁹⁰Srの測定から得られたO.R.値は、欧米で用いられてきた値0.1の1/2であったので、上記安定Sr法の結果はこれを正当化するものである。

前述した各年齢群の平均骨中⁹⁰Sr濃度のデータを基礎として、さらに安定Sr分析値を利用して⁹⁰Srの比放射能を求め、その時間変化を2つの群について示すとFig. 3となる。一方、Rivevaは骨中⁹⁰Srの比放射能の予測式を与えた¹¹⁾。n年末および(n-1)年末における骨の比放射能をそれぞれ W_n および W_{n-1} 、n年における食餌の比放射能を Z_n 、骨の年間交代率を f とすれば、

$$W_n = W_{n-1} + f(Z_n - W_{n-1}) \dots\dots\dots(4)$$

と与えられる。このモデルを実測データに適用して得られた日本人の骨中⁹⁰Sr比放射能の予測曲線をFig. 4に併せて示した。これから青少年群における骨の年間交代率は約30%、成人のそれは約5%が得られた。成人の年間交代率は、先に⁹⁰Sr/Ca比より推定した値と一致し、これを支持することがわかった。

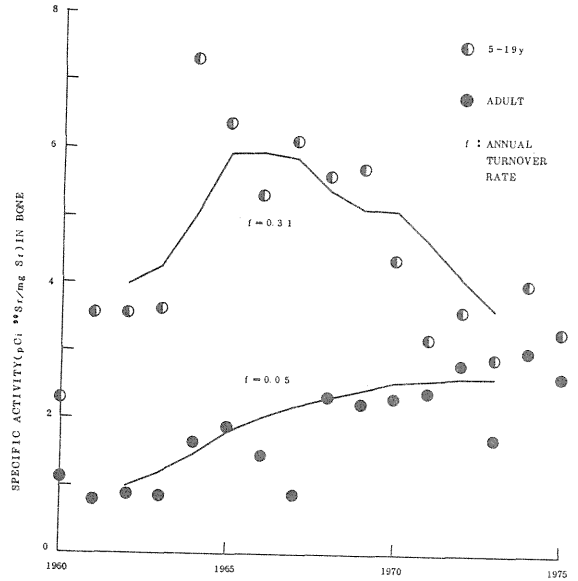


Fig. 3 Observed and predicted specific activity of ⁹⁰Sr in bone

8 ⁹⁰Srからの骨線量の推定

骨に蓄積した⁹⁰Srの与えた線量については、①骨全体に対する吸収線量、および②骨の放射線感受性の高い組織および細胞に対する吸収線量が問題となる。

骨全体の⁹⁰Sr-⁹⁰Y pairに対する吸収線量を求める実際的なアプローチのひとつが、Palmley, MaysらのCylinder modelである¹⁶⁾。このモデルにおいては、骨を均一かつ一定の密度の、直径に比して十分に長い円柱と見なし、円柱内に均一に分布した⁹⁰Sr-⁹⁰Y pairから放出される平均エネルギー1.13 MeVのβ粒子がこの円柱内で吸収される割合を計算する。生長による骨重量の増加を容易に計算に取り入れられる利点があり、胎児¹⁷⁾および幼児~成人¹⁸⁾に対して適用が試みられた。この場合、日本人の各年齢における標準的骨重量が仮定された(Fig. 4)。

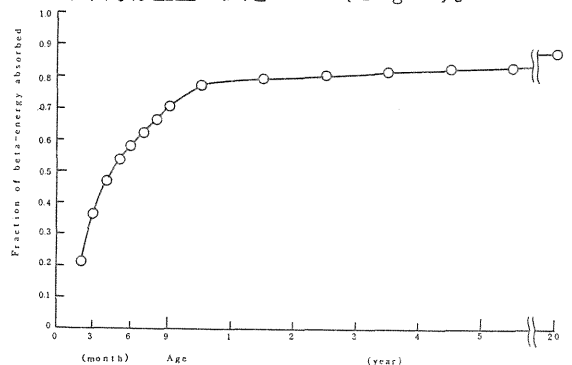


Fig. 4 Skeletal self-absorption of the beta-energy for ⁹⁰Sr + ⁹⁰Y for Japanese of different age.

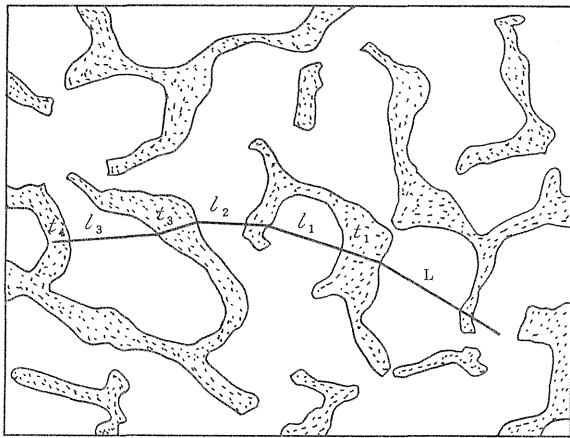


Fig. 5 Method of calculating the mean marrow dose and the dose to a 10- μ m endosteal layer for a marrow space L.

Spiers は, Cylinder model や Slab model¹⁹⁾ は不十分であるとして, 実際の骨構造に接近して研究をすすめ, 代表的な β 放射体からの骨髄および骨内膜細胞に対する吸収線量計算の基礎を与えた²⁰⁾。その線量計算の概念を Fig. 5 に示す。骨ミネラルを含む骨梁, 骨梁をおおう骨内膜 (厚み 10 μ m) および骨髄腔が描かれており, β 粒子が平均骨髄線量および骨内膜線量を与える様子が模式化されている。

Spiers らは種々の骨種につき, 骨髄腔および骨梁の平均的大きさまたは厚み (Mean path length) を実際の骨切片試料を材料として光学的に測定した。結論的には, 成人における ^{90}Sr についての骨髄および骨内膜細胞に対する線量率係数 D_m および D_s は, それぞれ 1.42 および 1.95 mrad per pCi $^{90}\text{Sr} \cdot \text{y} \cdot (\text{gCa})^{-1}$ と与えられる。Spiers らが認めている通り, 生長にともなう骨構造の変化が存在するため, 線量率係数は年齢の函数として与えられる必要があり, 研究の余地が残されている。

日本における核実験由来の ^{90}Sr による人体被曝線量を推定する目的で, ①骨内の ^{90}Sr の分布が一様であること, ②Spiers らの線量率計数が年齢に関わりなく一定であること, ③欧米人と日本人との間に定量的な骨構造の違いが存在しないことを仮定して, 上記の数値を利用することを試みる。1972 年における年齢別コーホートにつき, 1962 年初めから 1972 年末に至る 11 年間の積算骨髄線量および積算骨内膜線量を求めて, Fig. 6 に示した。30 才以上のコーホートがほぼ一定の積算線量を示すのに対して, 30 才未満のコーホートはこのレベルより明らかに高い数値を示す。かつ, 9 才および 22~23 才

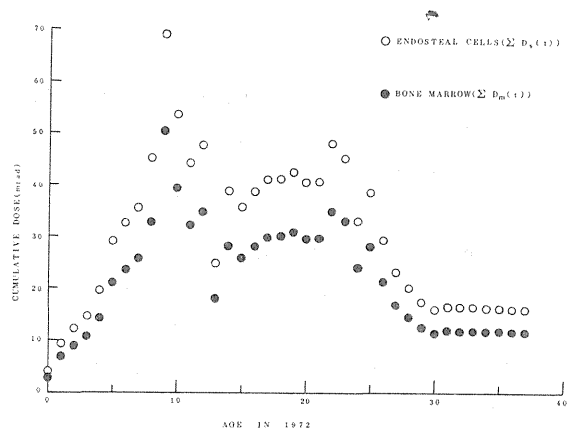


Fig. 6 Estimated cumulative absorbed doses to bone marrow and endosteal cells as a function of age.

付近に積算線量の極大値が見られる。この事実は, すでに Cylinder model による吸収線量推定によって明らかにされていたことである²¹⁾。このことは2つの成長の著しい時期, すなわち乳幼児期および思春期に食品中の ^{90}Sr 濃度レベルが最大値を示した(1964 年前後)ことを意味する。かりに, 年齢 0~7 0 才につき人口構成が一定であると仮定して平均して見ると, 平均積算骨髄線量および平均積算骨内膜線量はそれぞれ 17.5 および 23.8 mrad となる。この値は, 北半球全体の人口荷重を付した線量預託すなわち骨髄について 4.5 および骨内膜細胞について 6.1 mrad²²⁾ の約 1/2 にあたる。しかし, とくに, 9~10 才のコーホートは過去 11 年間 (1972 年以前) にすでに国連科学委員会の算定した 1973 年までに地球上 (大気圏内) で行われた核実験に由来する ^{90}Sr からの線量預託値に匹敵する線量を受けてしまっていることがわかる。結論として, 1960 年代に大きい頻度で行われた大気圏内核実験に源を発する ^{90}Sr からの骨線量は 30 才以下 (1972 年の年齢) の人々が相対的に大きいことが言えよう。原子力平和利用によって将来蓄積される可能性のある ^{90}Sr による人体の被曝線量推定の問題を考えると, また, いわゆる人体の放射性影響に関する疫学調査が行われることがあるとすれば, 以上に述べた積算骨髄および骨内膜線量の年齢に関する不均一分布は, 被曝前歴の意味から重要な意味を持つものと考えられる。

引用文献

- 1) G. Tanaka *et al.*: Strontium-90 in Human Bone, Radioactivity Survey Data in Japan (NIRS-RSD), No. 1, 3, 7, 17, 21, 26, 30, 36.
- 2) UNSCEAR 1966 Report, 74.
- 3) 滝沢行雄他：日本公衛誌 19(5), 251 (1972).
- 4) A. R. Schulert *et al.*: *Health Phys.* 2, 62 (1959).
- 5) 小泉彰他： *Radioisotopes* 18(10), 31 (1969).
- 6) 田中義一郎他：未発売 (1973).
- 7) C. L. Comar *et al.*: *Proc. Soc. Exp. Biol. Med.* 92, 859 (1956).
- 8) UNSCEAR 1969 Report, p. 32, および B. Lindell: *Health Phys.* 2, 341 (1960).
- 9) C. L. Comar: AEC Symposium Series 25, 95 (1972).
- 10) B. G. Bennett: HASL-286 (1974).
- 11) J. Rivera *et al.*: HASL-163 (1965).
- 12) R. Coulon and C. Madelmont: CEA-R-3848 (1969).
- 13) J. H. Marshall *et al.*: ICRP Publication 20.
- 14) 田中義一郎他：日化誌 89, 175 (1968).
- 15) 田中義一郎他：未発表
- 16) W. W. Palmley *et al.*: in Some Aspects of Internal Irradiation, 437 (1962).
- 17) C. W. Mays *et al.*: *Health Phys.* 12, 1225 (1966).
- 18) 田中義一郎他：未発表(1968), 一部は檜山編：放射線影響の研究, 184に引用されている。
- 19) F. W. Spiers *et al.*: in Some Aspects of Internal Irradiation, 423 (1962).
- 20) F. W. Spiers *et al.*: AEC Symposium Series 25, 130 (1972).
- 21) 田中義一郎他：未発表
- 22) UNSCEAR 1972 Report, VOL. 1, 92.

3-3. 人体内 ^{131}I の代謝

神戸市立中央市民病院内科
森 徹

Radioiodine ^{131}I Metabolism in Human

Toru MORI

Kobe Central Municipal Hospital, Kobe

ABSTRACT

Metabolic fate of orally administered ^{131}I in human was studied.

Chronological observations of whole body radioactivity distribution and thyroid ^{131}I uptake curve revealed that ^{131}I metabolism was greatly affected by the amount of dietary iodine intake. Under the high iodine intake exceeding 1 mg per day, uptake curve showed biphasic descending type, that is, rapid accumulation during 3 to 6 hours and rapid fall upto 48 hours and gradual decrease afterwards. While, ascending type, monophasic and maximal at 24 hours, was found univarsary under low iodine intake less than 500 μg per day.

Thyroid function should not be affected by the amount of iodine intake, and we analysed ^{131}I metabolism using a new four compartments which included intrathyroidal inorganic iodine pool. The results, especially hormone production rate, were found quite useful even under high iodine intake. Thyroidal organic iodine contents were calculated as approximately 2.5 mg and this value was much less than previously reported values from other countries.

Administered radioiodine were mixed up with stable body iodine and reached equilibrium by around 10 days.

Radioiodine ^{131}I emits β ray together with γ ray and destroys tissue cells. This effects have been widely used to treat hyperthyroidism and functioning metastases of thyroid cancer. Recently long follow up results after ^{131}I treatment have been reported, and high incidences of late onseted hypothyroidism have been noticed. From seroimmunological, histological (microscopic and electron microscopic) studies, and irradiation studies to the cultured human thyroid cells, we concluded that this unexpected phenomenon

was derived from chromosomal damage which induced gradual decrease in cell population because of inability to reproduce. Carcinogenic and genetic effects were not serious, and only three leukemic patients were reported in this country and 484 normal babies were born from 7,500 treated parents.

Thus, therapeutic dose of ^{131}I was proved rather safe, and even when exposed to radioiodine, administration of perchlorate or thiocyanate, excessive iodide and TSH seemed effective to avoid radiation injuries.

近年原子力の平和利用度が高まるとともに、必然的に放射性物質による環境汚染ひいては人体に及ぼす影響に強い関心が向けられるに至っている。著者らは従来より ^{131}I の人体内代謝についての研究を進めており、欧米に比してヨード摂取量の多い本邦人における ^{131}I 代謝の解析に独立の方法を開発した。一方、 ^{131}I による障害についてもバセドウ病や転移性甲状腺癌に対する ^{131}I 療法の面から検索を進めて来た。以下、人体内ヨード代謝、食餌性ヨードの影響、 ^{131}I による障害作用及び ^{131}I 被曝時の対策などについて、著者らの成績を中心にして総説的に述べる。

1. 人体内ヨード代謝の概要

経口的に摂取されたヨード化合物は、胃及び上部腸管で一旦 iodide に分解され、速やかに血中に吸収される。一部有機化合物のままでも吸収されうるが、血中の酵素などによって分解された後は無機ヨードと同様の代謝をうける。血中に入った iodide は短時間で細胞外液スペースに均等に分布する（甲状腺外無機ヨード槽、正常人で約 20 l 血漿相当、300 μg ）。この際汗及び呼気中から若干の排泄が認められるが、 ^{131}I 100 mC 投与時においても室内の放射能及び衣服の汚染は極く僅かである。全身に分布したヨードは 2

つの経路によって代謝される。最も重要なものは甲状腺を主とする能動的摂取である。甲状腺は血中から約30倍にヨードを濃縮摂取し、甲状腺内で有機化し、monoiodotyrosine, diiodotyrosineが作られ、さらにこれらのcouplingによってホルモン活性を有する triiodothyronine (T_3) 及び thyroxine (T_4) が合成され、甲状腺濾胞腔内に thyroglobulin として貯蔵され、末梢の需要に応じて T_3 及び T_4 が分泌される。この甲状腺内有機ヨード量は本邦人では2.5~3 mgと極めて大きい。甲状腺以外では唾液腺、胃及び活動性乳腺にも同様のヨード摂取能がみられる。しかし、これらの臓器はヨードを有機化せず、従って濃縮されたまま分泌され、再び甲状腺外無機ヨード槽に入る。なお汚染者の食器、乳汁中には微量ではあるが ^{131}I が存在する。この濃縮機構の詳細はなお明らかではないが、energyを必要とすること、酸素欠乏、酸化や酸化的リン酸化阻害物質などで抑制されること、Na/K依存性ATPaseが関与すること、ouabaine感受性であることなどが知られており、I-のみでなく類似のイオン構造を有する ClO_4^- 、 TcO_4^- 、 ReO_4^- や BF_4^- などにも認められ、さらには酸化的リン酸化の障害をもたらす SCN^- などではヨード摂取や甲状腺内の無機ヨード貯留の抑制がおこる。今一つ、甲状腺に独特のヨード摂取機構として脳下垂体前葉からの thyrotropin (TSH) の関与がある。TSHはヨード摂取のみでなく、有機化、ホルモン合成、分泌などの全ての過程に刺激作用を有し、末梢のホルモンレベルの維持に最も重要な働きをする。さらに間脳からはこのTSH分泌を刺激する thyrotropin releasing hormone (TRH) が分泌され、末梢ホルモン、間脳、下垂体と甲状腺の間いわゆる negative feedback mechanism が存在する。

甲状腺以外の代謝経路とは腎からの排泄である。腎へ血流に応じて運ばれたヨードは糸球体で濾過され、一部は尿細管で再吸収されるが、ほぼ血流に応じて無機のまま排泄される。本邦人でのヨード摂取量は2 mg/日程度であり、そのうち甲状腺で利用されホルモンとなるのは80 μg /日程度である。従って、平衡状態下では殆んどが無機のまま尿中に排泄され、またホルモンとして分泌された後もその大部分が分解されて無機となって排泄される。即ち、経口摂取量÷尿中排泄量と考えて良い。

甲状腺から遊離の形で血中に分泌される甲状腺ホルモン (T_3 及び T_4) は速やかに thyroxine binding protein (TBG, TBPA 及び アルブミン) と結合し、僅か T_4 の0.02%、 T_3 の0.3%が遊離型に留

まる。この遊離型ホルモンが組織細胞の主として核蛋白と結合し、細胞の酸素消費を高める作用を示す。 T_4 及び T_3 は組織内で還元され、iodideの形になって処理されるが、一部は肝細胞に有機のまま摂取され、グルクロン酸抱合され、胆管を経て腸内に排泄される。このうち大部分は腸壁から再吸収されるが、一部は有機の形で大便中に排泄される。標識 T_4 を投与した場合には大便中に正常人で10~15%の ^{131}I が排泄されるが、 $\text{Na } ^{131}\text{I}$ 投与時には血中に $^{131}\text{I}-T_4$ として出てくるものが僅かであり、大便中の ^{131}I 排泄は投与量の1%をこすことはほとんどなく、無視出来る量である。

正常人では後述の如く、 ^{131}I が体内のヨードと平衡に達するには約10日間を要する。

2. I代謝に及ぼす食餌性ヨードの影響

図1は、甲状腺機能亢進症患者に ^{131}I を経口投与

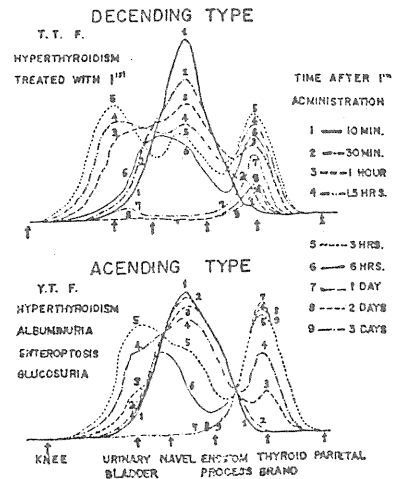
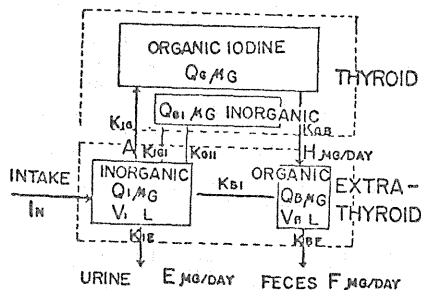


図1 高ヨード状態と低ヨード状態下における ^{131}I 体内分布の経時的変動の比較 (甲状腺機能亢進症)

した場合の全身線シンチグラムによる ^{131}I 分布の経時的変動を高ヨード状態と低ヨード状態で比較したものである。胃部の早期の放射能は3時間後には甲状腺部及び膀胱部の増加により3峰性となるが、以後の分布はヨード状態により大きな影響をうける。即ち、高ヨード下では甲状腺部の山は低下傾向を示し、1日後にも膀胱部に明らかな排泄を認めるのに対し、低ヨード時には24時間後には甲状腺部に著明な ^{131}I の集

積をみる以外殆んど他の体部には放射能がみられず、以降も高い甲状腺部の放射活性が持続する。著者らは前者の様なものを下降型、後者の様なものを上昇型と呼び、ヨード摂取量が1 mg/日以上では全て下降型、500 μg/日以下では全て上昇型、500 μg~1 mg/日では両型が混在することを認めた。ちなみに本邦人のヨード摂取量は1.5乃至2 mg/日と多く、従って¹³¹Iによる甲状腺機能の検索には厳重なヨード制限食の摂取が必要であり、京大病院の制限食ではヨード量は200 μg/日と欧米人の食餌に近い。

図2 ¹³¹I 人体内代謝について著者らの考案した4 compartment model及び分析法



3. 4. compartment modelによるヨード代謝の解析

¹³¹Iの体内分布が食餌性ヨード量に影響されることを示したが、薬理的な大量ヨード投与時は別として、甲状腺で産出され分泌される甲状腺ホルモン量はヨード量には影響されない筈である。著者らはこの点を重視し、従来行なわれていなかった甲状腺内無機ヨード槽の設定を行ない、図2に示す様な4 compartment modelによるヨード代謝の解析を行なった。解析の詳細は本文の主題ではないので文献を記するにとどめるが、表1に示す如き各種のparameterが算出された。

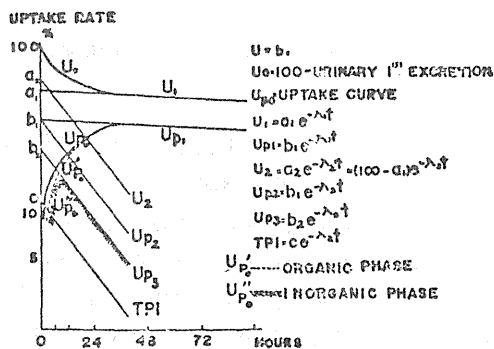


表1 各種疾患者及び正常人における¹³¹I代謝分析値

(Mean ± S. D.)	C %/l	C _K ml/min	C _G ml/min	U %	E μg/day	H μg/day	Q _G μg	Q _I μg	F _I μg/dl	V _I l
Euthyroidism	5.17 ±0.19	24.20 ±1.23	14.10 ±1.66	17.70 ±1.64	589.5 ±73.4	85.5 ±8.2	2,550 ±310	278.0 ±29.2	1.59 ±0.17	18.40 ±0.55
Struma simplex	4.19 ±0.24	30.40 ±2.10	16.15 ±3.32	25.20 ±2.22	560.0 ±53.7	124.3 ±13.1	4,525 ±741	296.4 ±74.0	1.34 ±0.20	22.40 ±1.42
Hyperthyroidism	2.90 ±0.16	24.10 ±0.76	112.30 ±12.69	63.69 ±1.50	567.2 ±70.9	1,024.9 ±130.3	13,796 ±1,377	279.5 ±33.8	1.49 ±0.25	23.40 ±1.47
Hyperthyroidism after I ¹³¹ treatment.	3.56 ±1.16	27.78 ±7.05	38.61 ±8.53	40.00 ±5.25	498.0 ±218.0	118.3 ±15.9	4,310 ±1,300	153.3 ±51.8	0.59 ±0.18	20.74 ±1.80
Hypothyroidism	3.58 ±0.36	25.29 ±8.28	7.25 ±3.57	15.83 ±5.63	379.0 ±145.1	25.5 ±5.1	722 ±382	117.2 ±52.1	0.45 ±0.08	23.40 ±5.60
Thyroid cancer	3.30 ±0.27	35.46 ±5.98	14.62 ±9.71	15.83 ±8.35	771.0 ±170.5	96.7 ±38.3	1,164 ±492	363.0 ±115.1	1.49 ±0.59	26.74 ±4.54

表中のC_Gは甲状腺ヨードクリアランス、C_Kは腎ヨードクリアランス、Uは理論的甲状腺¹³¹I摂取率、Eは尿中¹²⁷I排泄量、Hは甲状腺ホルモン分泌量、Q_Gは甲状腺内有機ヨード量、Q_Iは体内無機ヨード量、F_Iは血清中無機ヨード量、V_Iは甲状腺外無機ヨード槽の大きさを夫々示している。

この様な解析によって導かれるHはヨード摂取量に全く影響されずに甲状腺の機能状態を反映しうる良好

な指標である。甲状腺内有機ヨード量Q_Gは欧米の報告(5~7000 μg)に比してやや低い傾向がみられるが、これは多量のヨード摂取のためUが極端に低くなることによると考えられるが、著者らが甲状腺内に無機ヨード槽を設定し、より厳密な解析を行なっていることにもよると考えられる。

図3は¹³¹I投与後3Wにわたって甲状腺、血中及び尿中の¹³¹Iのspecific activityの変動を観

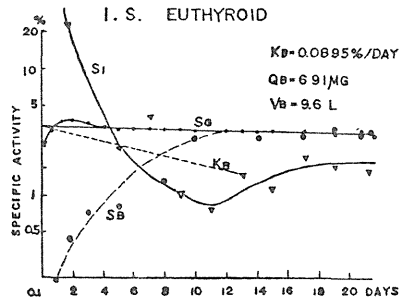
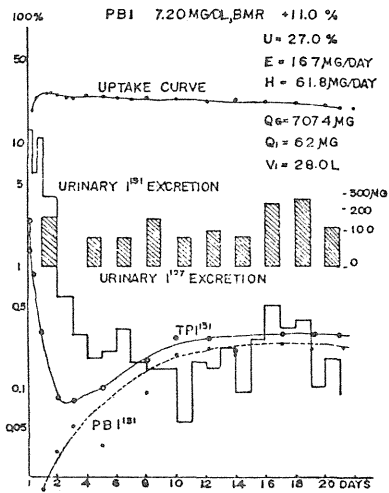


図3 ^{131}I 投与後の甲状腺内、血中及び尿中 ^{131}I 比活性の経時的変動 (正常機能者)

察した成績を示す。甲状腺 (S_G) では早くから高値を示し、6日目頃よりほぼ直線を示す。血中 (S_B) は緩徐な上昇カーブを描き、10日目頃に S_G と一致し、以後同一直線を描く。しかし、尿中 (S_I) は早期の高値から急速に下降し、ややおくれて12乃至14日目頃から平衡に達するが、その値は常に S_G か S_B より低値をとる。これは血中に分泌された甲状腺ホルモンが全て速やかに体内で無機ヨードまで分解され、これが腎に運ばれて排泄されるのではなく、有機ヨードの状態であって長く血中に留まること (T_4 及び T_3 の血中半減期は夫々6~7日及び約1日) 及び一部有機の型でそのまま大便中に失なわれることによると考えられる。

4. I の人体への影響

^{131}I は γ 線とともに β 線を放出し、これによる組織障害性が問題になる。従来甲状腺摂取率検査に多用されて来た $50 \mu\text{Ci}$ 程度の追跡量の ^{131}I においても甲状腺への被曝線量は正常人で $4.0 \sim 7.5 \text{ rads}$ とされ、ICRPではこれを重視し、甲状腺摂取率検査への

^{131}I のルチン使用を制限する様勧告している。甲状腺以外の部の被曝はヨード代謝の詳細を見るまでもなく余り問題になるものはない。さて、この様な甲状腺への集積による組織障害性を利用して、バセドウ病や甲状腺癌の転移病巣の治療に ^{131}I が有効であり、1945年頃より多数例に ^{131}I 療法が施行されている。この治療例の遠隔成績も報告されており、これらから ^{131}I による障害性を知る上で有用な情報が得られる。

バセドウ病の治療には $7,000$ ないし $10,000 \text{ rads}$ 程度の ^{131}I が用いられていた。三宅らによる全国3666例の治療患者の検討成績では、 ^{131}I による治療効果には年齢(低)、既往治療の有無(無)、眼球突出の有無(無)、甲状腺重量(小)、甲状腺 ^{131}I 摂取率(高)、有効半減期(長)及び重症度(軽)の7つの要因が関与することが示された。()内の標示は治療効果の優れるものを示す。これらの要因を考慮して治療量が決定されるが、近年 ^{131}I 療法の遠隔成績が報告されるに及び、治療後長年月を経てから発症する晩発性機能低下症が高率であることが注目されている。表2は代表的なものをまとめたものであるが、

表2 バセドウ病 ^{131}I 投与患者の遠隔調査における晩発性機能低下症発生率

	投与量	例数	期間	低下率 (%)	増加率 (%)
Belingら ²⁸ (1961)	6000~10000 rep	854	1 7	7.5 26.5	3
Greenら ²⁹ (1964)	7000 rad	918	>10	28.8	2
Dunnら ³⁰ (1964)	$^{120}\mu\text{Ci/g}$ retained	1391	>10	43	2
三宅ら ¹ (1966)		3666	8	8.2	1
Nofalら ³¹ (1966)	16700 rad		1 10	40.8 70	2.8
阿武ら ³² (1969)		1288	10 12	10.3 14.3	1

治療1年後に比して10年後には明らかに機能低下の率が増加し、しかも興味あることは年々の増加率が報告毎に殆んど一定で1~3%を示している。 ^{131}I は半減期8日の短寿命であり、その影響が何年も経って出て来る現象は一見不可解である。この理由としては①組織破壊による抗原性物質の血流内流入による自己免疫現象の増強に基づく退行変性、② ^{131}I による甲状腺内血管障害による低栄養にもとづく萎縮及び③細胞核の ^{131}I 照射による細胞再生能の低下に基づく細胞数の減少などが考えられる。著者らはこれらについて検討したが、甲状腺に治療前にリンパ球浸潤が強く、血中に抗サイログロブリン抗体が高価に認められるものは ^{131}I 感受性が高く、治療後早期に機能低下を来たすが、治療後の自己免疫現象の増強は晩発性低下症に関連しないことを認めた。血管障害性も否定的であり、内部照射及び外部照射を *in vitro*で行なった成績及び ^{131}I 投与後の甲状腺細胞の微少構造の検討から、照射された細胞には核の輪郭不整などの障害がみられ、生存中は機能を営むが、増殖能が明らかに障害されることを明らかにした。従って、 ^{131}I による chromosome 損傷が長期にわたって徐々に機能低下を発現させる理由と考えられる。 ^{131}I 療法後1カ月程度の早期には、流血中の白血球にも chromosome 異常が一過性に出現することも報告されている。

^{131}I による甲状腺の障害作用は以上の如く、早期における組織破壊作用と chromosome 損傷による晩発性機能低下に要約される。 ^{131}I 療法開始当初には、甲状腺癌及び白血病の発生、さらには遺伝子への影響などが案じられた。このうち甲状腺癌については胸腺リンパ体質に対する頭頸部の外部X線照射によって甲

状腺癌が有意にみられ、 ^{131}I についても注目されたが現在までのところ成人に対する ^{131}I 療法による甲状腺の発癌は20年位の経過で否定的である。但し、10才以下の若年者では高率な発癌が報告されており、20才以下の患者には ^{131}I を投与しないのが原則である。表3は3,666例にみられた副作用を示すが、白血病

表3 ^{131}I 療法をうけた本邦バセドウ病患者3,666例における副作用

	Number of Cases	%
Lcukemia	2	0.06
Anemia	2	0.06
Nodular Coiter	4	0.12
Transient Hypothyroidism	131	3.91
Thyroid Storm	6	0.18
Pain (Headache etc)	16	0.48
Fever	10	0.30
Circulatory Disturbances	8	0.24
Dcpilation	10	0.30
Hemorrhage	4	0.12
Skin Rash	6	0.18
Transient Leukopenia	4	0.12
Dysphagia	1	0.03
	219	5.97

は2例である。その後1例追加され、現在までに本邦では ^{131}I 療法による発病は3例である。Pochinによれば多数例での統計処理から白血病の発生は有意で

はないと云われる。しかし、本邦例も全てが急性型であり、しかも治療後1~2年の早期に発生しており、前述の如く一過性ではあるが、白血球のchromosomeに異常が出ることも合わせて要注意と云える。パセドウ病の治療に比して10倍以上の大量の ^{131}I を投与する甲状腺癌の ^{131}I 療法では、文献的に明らかに高率な白血球の発生が報告されている。他の副作用の多くは一過性のものであり、若年者を除いては ^{131}I 療法は安全な治療法と考えられるに至っている。今一つの遺伝子への影響については、本邦では1968年までの調査で、 ^{131}I 療法をうけた7,500例のうちに484人の新生児の出生が認められ、全て正常児であった。欧米の統計においても ^{131}I 療法後の畸型児の発生率は対照と異ならないとされており、少なくとも次代における遺伝子の影響はみられないようである。

5. ^{131}I 被曝時の対策

治療量レベル(5~10mCi)の ^{131}I の被曝では上述の如く大きな障害はおこらないが、疾患の治療を目的とした被曝と健康人が偶発的に被曝したのとでは本質的に異なる。何らかの影響が考慮されるレベルでの被曝(著者は ^{131}I のmCiレベルを考える)があった場合には、早急に処置を行ない被害を最少に止めるよう努力すべきである。これには量的問題とともに時間的問題が関連する。ヨード代謝の項で述べた如く、早期には全身に分布し、甲状腺内でも無機槽にあるが、6時間以上の経過では勿論食餌性摂取ヨード量にも影響はされるが、有機化され甲状腺に留まるものが多くなる。以下、早期及び晩期に分けてその対策を考えてみたい。

^{131}I 被曝後6時間以内の対策: KClO_4 1g または KSCN 1~2g の経口投与を行ない甲状腺内無機ヨード槽よりの ^{131}I 放出を意図する。次いで稀釈効果を期待しルゴール液30滴を内服させる。24時間後において甲状腺内に有意の ^{131}I 貯溜を認める場合にはTSH10IUを3日間皮注する。ルゴールは1日10滴程度で体内 ^{131}I 量が低下するまで継続する。

被曝後6時間以上経過時の対策: ルゴール30滴を先づ与え、次いでTSH3日注により有機 ^{131}I を甲状腺から分泌枯渇させる。

以上の処置によって ^{131}I を有効に排泄させることは困難ではないと考えられる。勿論その間被曝者は隔離し、尿中に大量に排泄される ^{131}I の処置が必要である。大便及び呼気、汗などにも若干の排泄があるが、特別な配慮を必要としないレベルである。食器は唾液

を通じての汚染が有意に認められうるが、簡単な水洗で除染は容易である。この様に生命に危険のないレベルでの ^{131}I 被曝は体内 ^{131}I の除去も排泄 ^{131}I の管理もさほど困難ではない。但し、一旦甲状腺細胞や白血球の核に強い被曝のあった場合は発癌や白血球発生の危険があり、また晩発生機能低下症の発生は必然的に高率となることは止むを得ないとする。

6. むすび

原子爆弾の洗礼をうけた本邦においては核アレルギー現象が強く認められ、ために原子力の平和利用が円滑に行ない得ない状況と聞く。著者は臨床医家の立場から ^{131}I 代謝ことに本邦における高ヨード状態下での解析、治療目的で用いられる ^{131}I による障害性、さらには ^{131}I 被曝時の対策などについて、著者の前職である京大病院甲状腺研究グループの十数年にわたる研究成果を中心に述べた。本文が医学以外の分野での ^{131}I 汚染問題を考える上で何らかの御役に立てば望外の喜びである。

参 考 文 献

- 1) 三宅儀 他; 内分泌と代謝, 3: 65, 1962
- 2) 越山勝夫; 内科宝函, 9: 381, 1962
- 3) " " 9: 429, 1962
- 4) Inada, M., et al.; J. Clin. Endocr. Metabol., 24: 775, 1964.
- 5) Hamada, S., et al.; J. Clin. Endocr. Metabol., 31: 166, 1970.
- 6) Torizuka, K., et al.; Hokkaido Univ. Library Series, 6: 193, 1973.
- 7) 三宅儀; 鳥塚莞爾; 核医学, 3: 79, 1966
- 8) 小西淳二; 内科宝函, 17: 385, 1970
- 9) " " 17: 403, 1970
- 10) 森 徹, 他; 日内分泌誌, 47: 791, 1970
- 11) 森 徹, 鳥塚莞爾; 甲状腺機能亢進症, 基礎と臨床, 医歯薬出版, 東京, 1973, p.109
- 12) 森 徹; 放射性ヨウ素に関するシンポジウム報文集, 京大原子炉, 1973, p. 40

討 論

大桃(放医研) 一旦甲状腺にとり込まれたヨウ素の排泄経路には、糞と尿の2経路がある。糞にできるものは有機型、尿に出るものは無機型と考えてよろしいか。

また糞、尿へ出る割合を教えてください（正常人の場合について）。

森（神戸市立病院） ペーパークロマトグラフィーによる分析を行えば微量のDIT、 T_3 、 T_4 が尿中に認められるが、殆んどが無機iodideであり、一方、糞便中のものは、大部分が T_4 一部 T_3 でiodideも認められるが、微量であり、本質的には、尿中のものが無機、糞便中のものは有機と考えて良い。

正常人においても食餌中のヨード量によってその排泄率ことに尿中のものは、大きな差異を示す。 ^{131}I -Thyroxineを用いての（甲状腺の再利用をブロックした条件下）糞便、尿中排泄比は、大体2：5であり、1日の T_4 崩壊量を70 μg とすると、糞便中の排泄量は20 μg /日となる。尿中のものは、食餌摂取ヨード量と考えて良く、その比は、大体1：100程度（本邦人）となる。

藤田（原研） 甲状腺中のStable Iのmg数について、お伺いする。京大グループの数値では3 mg程度となっているが、他の著者の値は、12 mg程度の値が多いと聞いている。この相違についてのコメントをお願いします。

森 欧米で初期に出された数値は、10～12 mgに達し、最近では6,000～7,000 μg との数値があり、いづれにしても我々の成績より高い。一つには、我々が甲状腺内にも無機ヨードプールを設置してより実際に近い状態をみていること。本邦ではヨード摂取量が多く、従って ^{131}I 摂取率が低く、有機ヨード量も低くなること。甲状腺重量は、本邦人で10～15 gであるに比し、欧米人では20 gであることなどの差に基くと考える。

矢部（原研） 1. 甲状腺のヨウ素摂取率が投与後の時間によって変化することをあらわす曲線に上昇型と下降型があるというお話であったが、原研の被曝者についてホールボディカウンタを甲状腺モニターとして使って測定したところ、1例、下降型を観測した。先程のお話では、安定ヨウ素量を多く投与して行くと上昇型が下降型に変わるといふことであるが、その投

与量期間はどのくらいか。

2. 糞便に排泄されるヨウ素は、有機ヨウ素で、尿への排泄に比べるとその量は、少量でその両者の比をとると小さいとのことだが、原研の測定例で、糞便に15%、尿に85%の割合で ^{131}I が排泄されるものが、被曝者の中にあつた。この尿と糞便の排泄比から何かわかることはないか、コメントをいただきたい。

森 1. 経口的に投与されたヨードは、速やかに胃及び主として腸管から吸収され、血液内に入るとともに細胞外液スペースに均等に分布する。これに要する時間は、3～6時間である。従って1日4回位に分けてヨードのmgオーダーのものを投与すれば、投与開始24時間では必ず、6時間でも殆んどが下降型曲線を示す。

2. 未治療バセドウ病でも高々投与量の3%程度で、正常人では1%以下くらいで、殆んど無視できる量である。この例のように、大量の排泄はiodideの形で投与とすれば、胃腸疾患による漏出症の存在が考えられる。今一つ、radioisotopeが特種な化学型をとっている場合には、腸管に排泄されて再吸収がおこらない可能性も考えられる。

吉沢（東大） 放射性ヨウ素の内部被曝による発癌の事例が、文献上および経験上、過去にあつたか否か？

森 筆者は若年者バセドウ患者には殆んど ^{131}I を投与したことがなく、従って、 ^{131}I に起因したと考えられる発癌例の経験はない。20才以上の成人においては、 ^{131}I による発癌は文献的にも有意とされていない。

ただし、欧米においては10才台またはそれ以下の若年者に ^{131}I を治療量投与した場合、10年後頃をピークとする甲状腺癌の発生が有意に認められることは文献的に知られており、更には原爆被曝者に高率に甲状腺癌が発生したことも報告されている。

吉沢 放射性ヨウ素による影響の問題は、原子力施設の安全性の観点からのキポイントである。経験上の投与事例の推移は貴重な事例でもある。関係者の理解と協力を期待したい。

Estimation of ^{137}Cs Body Burden

Masafumi UCHIYAMA
National Institute of Radiological
Sciences

ABSTRACT

A compartment model for ^{137}Cs was presented to estimate the body burden of man under a continuous intake in a radioecological aspect.

The biological half-life and fu value of ^{137}Cs were summarized about male adults. The longest half-life was over three times the shortest and 85 days of the half-life is reasonable for the Japanese. The average fu ranged from 0.85 to 0.9 independent of the change of intake mode.

Some methods were discussed to estimate the body burden.

It was indicated for the Japanese male adult that potassium in the total body was 130 g and the ratio of ^{137}Cs between in the total body and in the daily urine in terms of cesium unit was 1.3. Therefore the parameter of 450 in a formula to estimate the body burden of ^{137}Cs must be changed when it is applied to the Japanese. This indicates the importance to examine the parameters again when a formula is used in a different situation.

When the estimate from the compartment model were compared to the measured, the model was found to be effective and useful to predict the internal dose due to ^{137}Cs .

^{137}Cs に関しては、この model による人体蓄積量(体内量と略称)の計算値を、実測値と比較して、model が妥当であることが示されて来ている^{2)~4)}。摂取量と体内量とに各1個の compartment を割り当てた放射性物質に関する systems analysis の概念図を図1に示した。

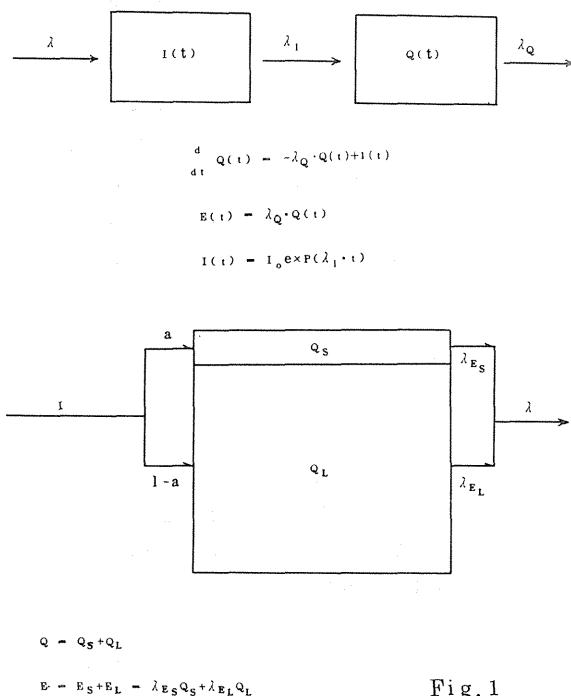


Fig. 1

環境に放出された放射性核種から人体が受ける内部被曝線量は、その核種の環境、特に生態系内の挙動と体内代謝に関する情報を総合することで予測することができると考えられる。

環境に放出された放射性物質を摂取して生ずる障害評価のための線量予測 model として、systems analysis にもとづく compartment model が用いられるようになってきている¹⁾。

年令及び性を限定すると、 ^{137}Cs の代謝は本質的には、C. R. Richmond らがヒトに放射性セシウムを1回投与して得たように、その全身残留量は経過時間を変数とする二成分指数関数となる⁵⁾。この二成分はそれぞれ生物学的半減期の短小な成分 Q_S と長大な成分 Q_L のプールに相当し、 a 対 $1-a$ の比となっている。 a として約10%の数値が報告されている。

連続摂取は単一摂取の反復と考えられるので、 ^{137}Cs の連続摂取の compartment model は図1の下部の図の、摂取量 I が a 対 $1-a$ に Q_S と Q_L に反復して配分される model を考えればよいこととなる。

摂取量が指数関数で近似できる場合に、この model を用いて求めた体内量 $Q(t)$ 、排泄量 $E(t)$ 、摂取量 $I(t)$ の関係を図2に示した。ここで I_0 は初期摂取量、 $Q_S(0)$ と $Q_L(0)$ はプール Q_S 及び Q_L の初期値、 λE_S 及び λE_L は単一摂取時に ^{137}Cs

Exponential

$$Q(t) = Q_S(t) + Q_L(t)$$

$$= \frac{a I_0}{\lambda_I + \lambda_{E_S}} \cdot \exp(\lambda_I t) + \{Q_S(0) - \frac{a I_0}{\lambda_I + \lambda_{E_S}}\} \exp(-\lambda_{E_S} t) + \frac{(1-a) I_0}{\lambda_I + \lambda_{E_L}} \cdot \exp(\lambda_I t) + \{Q_L(0) - \frac{(1-a) I_0}{\lambda_I + \lambda_{E_L}}\} \exp(-\lambda_{E_L} t)$$

$$E(t) = \lambda_S Q_S(t) + \lambda_L Q_L(t)$$

$$I(t) = I_0 \cdot \exp(\lambda_I t)$$

Fig. 2

がプール Q_S 及び Q_L から排泄される速度定数であり、 λ_I は摂取量の変化率である。

local の問題にこの model を適用する場合には、人種及び体格の相違、また社会的経済的な食習慣の相違がこの核種の代謝の要因に変動を与えることが報告されている⁶⁾ので、特に摂取量及び生物学的半減期などの代謝要因を再検討することが必要である。

連続摂取した場合の ^{137}Cs の吸収率に関する実測データはほとんどないが Lidén らのエスキモーの ^{137}Cs 体内量に関する観察は、食品の形で摂取された ^{137}Cs は、水溶液として摂取された ^{137}Cs よりも吸収率が小さいことを示している。しかし、ここでは C.L.Comar らが動物実験で得た約 100% の吸収率を用いることとする。

Cs の生物学的半減期について、放医研でおこなったフォールアウト ^{137}Cs の尿中排泄量と体内量の同時測定から得たデータを含めて、日本人の成人男子に関する分布幅を図3に示した^{7)~9)}。この分布幅は、

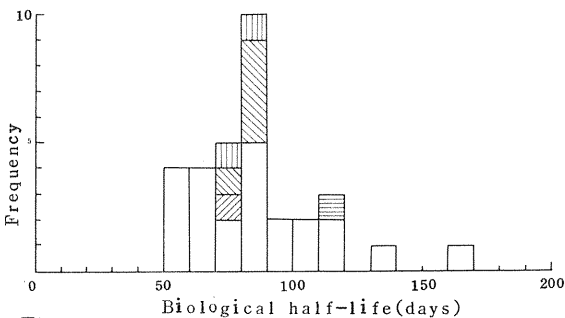


Fig.3 Distribution of ^{137}Cs biological half-life in Japanese

日本人以外について報告されている分布幅と同一傾向をもっている。すなわち、その最大値は最小値の3倍強である。5人以上のグループについて計算された生物学的半減期の平均値の分布を図4に示したが、日本

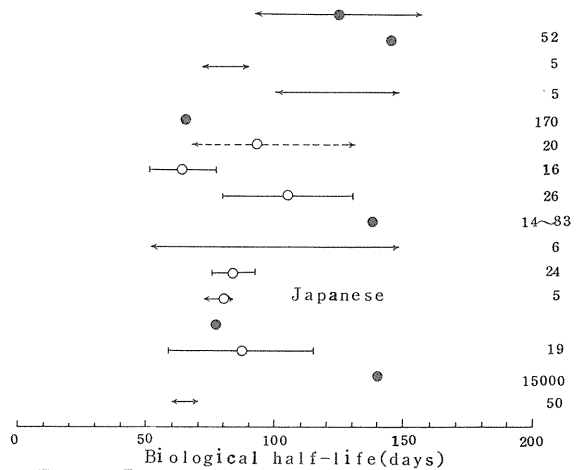


Fig.4 Distribution of mean biological half-life in males

人は平均値として85日強のやゝ短い生物学的半減期をもつ^{2)~7), 10)~19), 24)}。

^{137}Cs は主として尿へ排泄されるので、その体内量を尿中の ^{137}Cs 量から推定することが可能である。そこで全排泄量中に尿に排泄される量が占める割合、 f_u が重要因子となる。しかしその報告例は生物学的半減期の場合よりも、はるかに少ない。放医研でおこなった10名の成人男子に関する測定結果を加えて、図5に f_u の個人別及び平均値の分布を日本人と欧米人に分けて示した^{7)8)14), 18)~23)}。平均値に関してこの二者の間に有意差は認められない。また ^{137}Cs の摂取量の増減する傾向によって、この数値が有意に変動することはなく、同時期に測定した場合の個人差はきわめて小さかった。日本人の f_u の平均値は0.85~0.9であると考えられる。

図2に示した ^{137}Cs 体内量推定のための compartment model について、 Q_S の Q_L に対する比は λ_I の傾向により変化を生ずる。すなわち

(1) $\lambda_I \leq 0$ では摂取量に変化が生じて数日後には、 Q_S/Q_L は事実上、0である。

(2) $\lambda_I \geq 0$ では λ_I の大きさと異なるが、東京および千葉ないしはその隣接県で観察された ^{137}Cs 1日摂取量が増加していた時期の λ_I が含まれる $0 \leq \lambda_I \leq 0.0693$ では、摂取量に変化が生じて10日後には Q_S/Q_L は約0.1の一定値となる。

したがって(1)の場合は $Q(t)$ は $Q_L(t)$ にほぼ等しく、(2)の場合は $Q_L(t)$ の1.1倍で近似できることとなる。

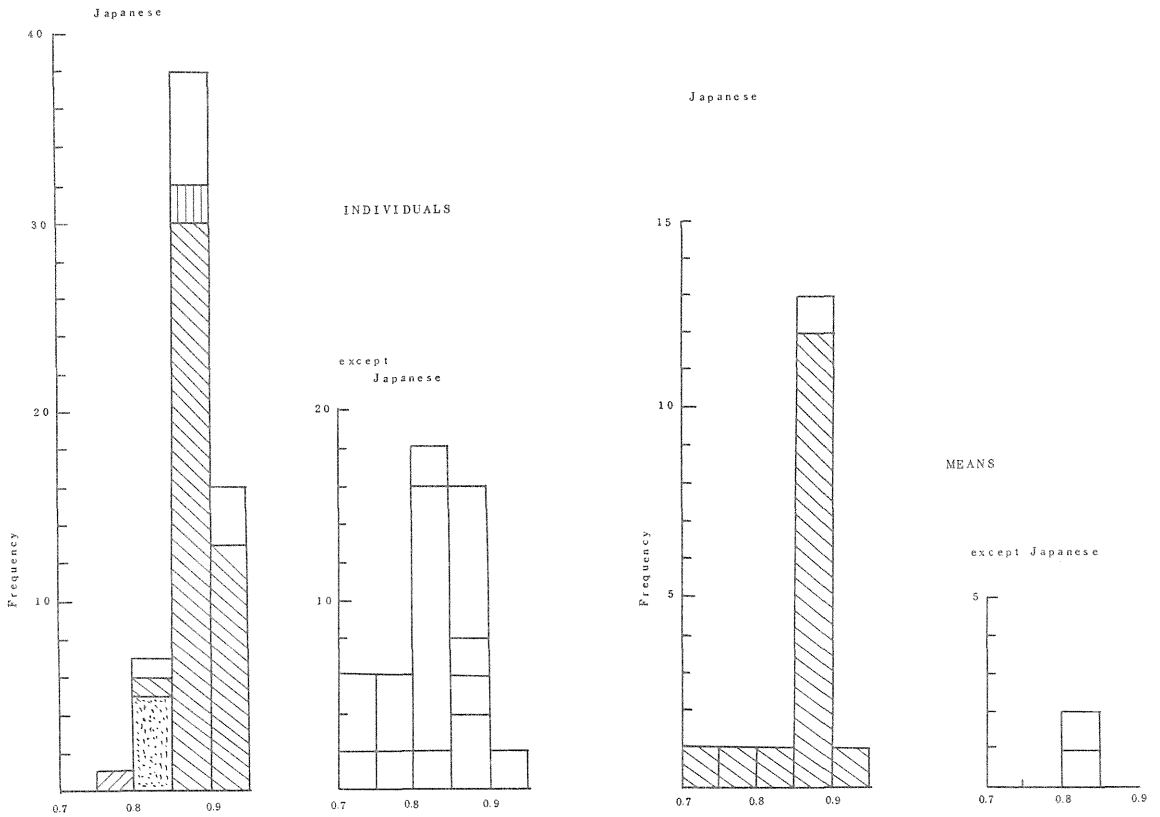


図5 Fraction of ^{137}Cs in urine of that in total excretion

図6にこれらの関係式を示した。

$$\lambda_I < 0$$

$$Q(t) \approx Q_L(t)$$

$$\therefore Q(t) \approx E_L(t) \cdot \lambda_I, \quad Q(t) \approx \frac{(1-a)I_0}{\lambda_I + \lambda_{EL}} e^{\lambda_I t} + \left\{ Q_L(0) - \frac{(1-a)I_0}{\lambda_I + \lambda_{EL}} \right\} e^{-\lambda_{EL} t}$$

$$\lambda_I > 0$$

$$T_1 \geq 10 \text{ days}$$

$$\frac{Q_S(t)}{Q_L(t)} \approx 0.1 \quad \therefore Q(t) = Q_S(t) + Q_L(t) = 1.1 Q_L(t)$$

$$\therefore Q(t) \approx \frac{1.1}{0.1 \lambda_{ES} + \lambda_{EL}} \cdot E$$

$$Q(t) \approx 1.1 \times \left\{ \frac{(1-a)I_0}{\lambda_I + \lambda_{EL}} e^{\lambda_I t} + \left\{ Q_L(0) - \frac{(1-a)I_0}{\lambda_I + \lambda_{EL}} \right\} e^{-\lambda_{EL} t} \right\}$$

図6

このmodel と生物学的半減期 T_L として 85 日, f_u として 0.88 を用いて, 放医研でおこなった成人男子の ^{137}Cs 尿中排泄量の月平均値から, 体内量の推定をおこない図7の結果を得た。ここで X と上下の一組の実線は, 推定値とその 1 標準偏差を示しており, ϕ はヒューマンカウンタで実測した体内量の平均値とその 1 標準偏差である。この測定時期においては,

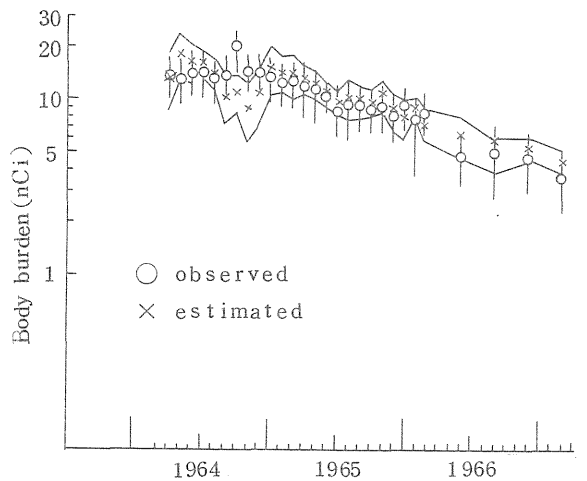


図7

$\lambda_I \leq 0$ であったので, 条件(1)の場合の近似式が十分によい推定値を与えたことが示されている。

環境物質の ^{137}Cs 量を $\text{PCi } ^{137}\text{Cs} / \text{gk (C.U.)}$ と表示)で示す方法が次の理由から汎用されている。

- (1) ^{137}Cs と K の生態系における挙動及び代謝が類似している。
- (2) 食物連鎖における各 compartment の比が 1 桁に入ることが多い。

(3) ^{137}Cs と ^{40}K は γ 線計測で同時に定量できる。
 図8に、放医研の成人男子についてその全身K量を

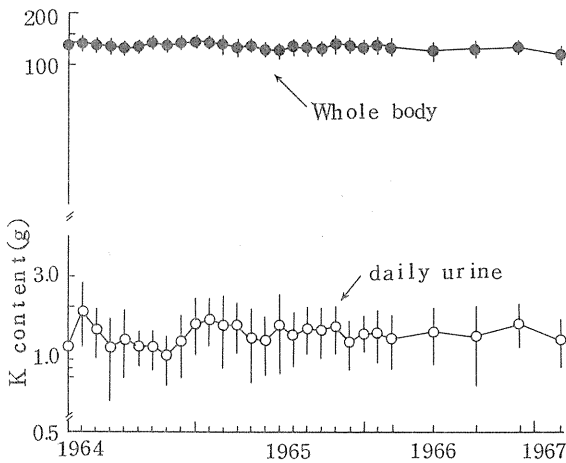


図8

経時的に計測した結果を示した。平均値約130gで変動が小さいことが示された。一方、尿中排泄量は全身量の約1%であったが、全身量よりも変動が激しかった。

同一食事を摂っていたと考えられるグループについて、C.U. で表示した ^{137}Cs 体内量と1日尿中排泄量(C.U.)_u の比Kは約1.3と計算された。全身K量(K)_b を130gとして、次式により ^{137}Cs 体内量を推定して図9に示す結果を得た。

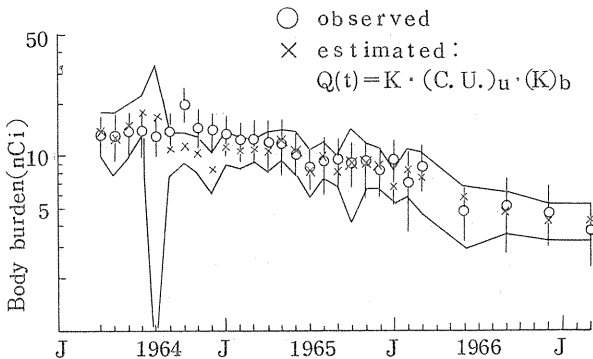


図9

$$Q(t) = K \cdot (C.U.)_u \cdot (K)_b$$

$K \cdot (K)_b$ は日本人では169が妥当な数値と考えられるが、K摂取量が多い国では450が用いられている²¹⁾。内部被曝推定にlocalの特殊性を考慮しなければならないことが示された事例である。

摂取量上昇期における体内量と1日尿中排泄量のデータが日本にはないので、A. L. Boniが米国で計測した結果²⁴⁾をこのmodelを用いて解析して、その

推定値が満足すべきものであるという結論を得た。

^{137}Cs 摂取量からする体内量の推定は、同時期の測定値の比較では、当然のことながら良好な結果は得られなかった。

体内量測定対象の居住地及びその隣接県における ^{137}Cs 1日摂取量を Radioactivity Survey Data in Japan から引用して、摂取傾向を解析した^{25), 26)}。1964年のデータは非常に少なく、傾向を把握するためには十分でなかったため、放医研でおこなった体内量と尿中排泄量の実測値及び外国の摂取量の傾向から125 pCi/dayの一定値を仮定した。このような条件で、1964年4月から1970年末までの pCi/day で表示した ^{137}Cs 1日摂取量は、図10に示す式で近似された。但し図中、2は

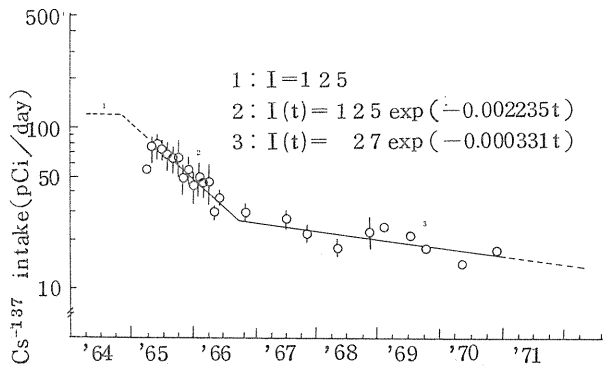


図10

放医研で尿排泄量との関連を観察する目的でおこなった実験結果である。

反復連続摂取の体内量推定のために導いたmodelで、 T_L を85日、 f_u を0.88として、この摂取量から ^{137}Cs 体内量を推定して図11の実線であらわした結果を得た。実測値とその1標準偏差を示すとよく一致しており、このmodelが有効であることが示されている。

1970年12月以降も摂取量の傾向が変化しなかったことを仮定すると、体内量推定値は図11の1971年以降へ延長した実線となり、実測値とよく一致していた。

結論として、このmodelは体内量を予測する上で有効であり、MIRD法、ICRP法などの線量計算式と組み合わせることで、 ^{137}Cs 全身内部被曝線量の予測が可能である。

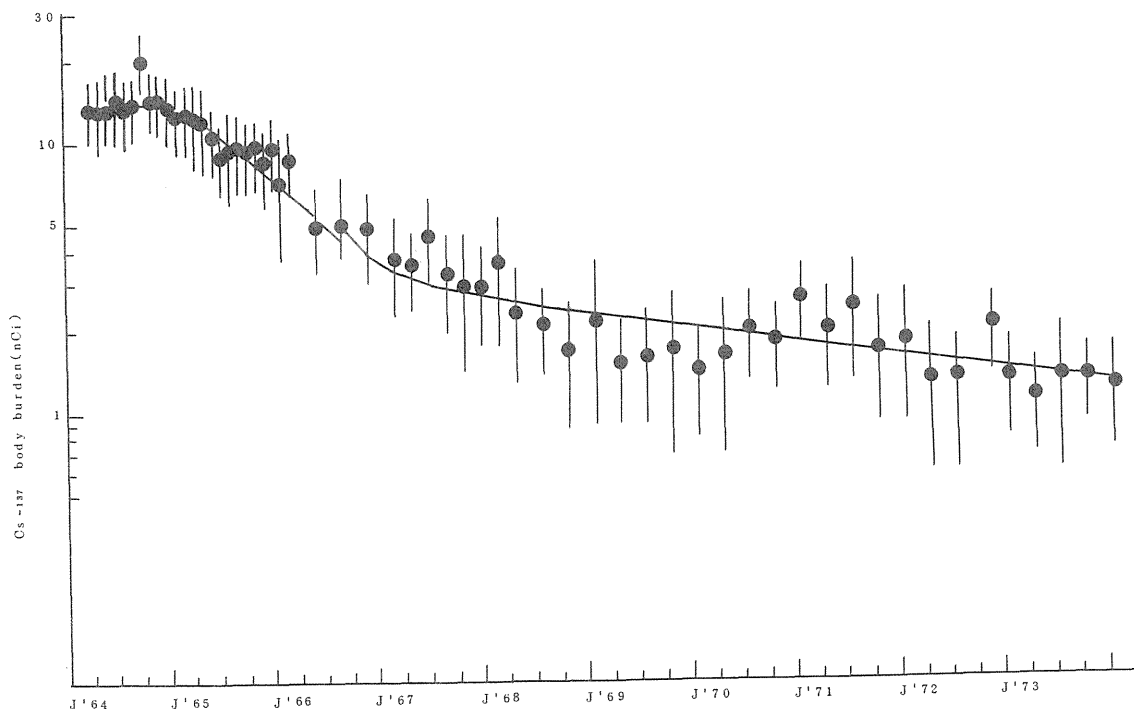


图 1 1

References

- 1) C. L. Comar and F. W. Lengemann, pp. 1–18, in “Radioecological concentration processes”, edited by B. Åberg and F. P. Hungate, (1967), Pergamon Press.
- 2) R. D. Lloyd, C. W. Mays, R. C. Pendleton and D. O. Clark, *Radiological Health Data and Reports* **10**, pp. 427–433 (1969).
- 3) R. D. Lloyd, R. C. Pendleton, D. O. Clark, C. W. Mays and G. B. Goates, *Health Phys.*, **24**, pp. 23–36 (1973).
- 4) D. L. Marshall and L. Burkinshaw, *Nature*, **240**, pp. 571–572 (1972).
- 5) C. R. Richmond, J. E. Furchner and W. H. Langham, *Health Phys.*, **8**, pp. 201–205 (1962).
- 6) L. M. Scott, *Health Phys.*, **22**, p. 393 (1972).
- 7) M. Fujita, A. Yabe, J. Akaishi and S. Ohtani, *Health Phys.*, **12**, pp. 1649–1653 (1966).
- 8) T. Iinuma, T. Nagai, T. Ishihara, K. Watari and M. Izawa, *J. Radiat. Res.*, **6**, pp. 73–81 (1965).
- 9) T. Iinuma, K. Watari, T. Nagai, K. Iwashima and N. Yamagata, *J. Radiat. Res.*, **8**, pp. 100–115 (1967).
- 10) M. Uchiyama, T. Iinuma and M. Saiki, *Health Phys.*, **16**, pp. 277–286 (1969).
- 11) J. K. Miettinen, “Assessment of Radioactivity in Man”, Vol. 2, pp. 115–120 (1964), IAEA.
- 12) E. J. Huycke and E. Oberhausen, *ibid*, pp. 135–141.
- 13) E. Hasanen and J. K. Miettinen, *ibid*, pp. 183–192.
- 14) Y. Naversten and K. Lidén, *ibid*, pp. 79–87.
- 15) G. F. Clemente, A. Mariani and G. P. Santaroni, *Health Phys.*, **21**, pp. 709–711 (1962).
- 16) N. Yamagata, *Nature*, **196**, pp. 83–84 (1962).
- 17) J. Rundo, J. I. Mason, D. Newton and B. T. Taylor, *Nature*, **200**, pp. 188–189 (1963).
- 18) E. C. Anderson, *Science*, **128**, pp. 882–886 (1958).
- 19) G. M. Ward, *Am. J. Clin. Nutri.*, **21**, pp. 149–153 (1968).
- 20) R. Hesp, “Assessment of Radioactivity in Man”, Vol. 2, pp. 61–71 (1964), IAEA.
- 21) J. Rundo and B. T. Taylor, *ibid*, pp. 3–20.
- 22) R. C. Pendleton, C. W. Mays, R. D. Lloyd and B. W. Church, *Health Phys.*, **11**, pp. 1503–1510 (1965).

- 23) S. E. Hammond, F.O. Bold and N.S. McDonald, *Health Phys.*, **9**, pp. 523–525 (1963).
- 24) A. L. Boni, *Health Phys.*, **12**, pp. 501–508 (1964).
- 25) Radioactivity Survey Data in Japan, No. 17 (1967), No. 20 (1968) (by NIRS).
- 26) Radioactivity Survey Data in Japan, No. 15 (1967), No. 17 (1967), No. 20 (1968), No. 24 (1969), No. 26 (1970) (by JACI).

4. 動物実験, MIRD法

4-1 動物実験からの情報とその利用

放射線医学総合研究所
環境衛生研究部

稲葉次郎

Use of the Information from Experiment by Animal

Jiro INABA

National Institute of Radiological
Sciences

ABSTRACT

In order to calculate the radiation dose to various parts of human body tissue from internally deposited radionuclides, we need to know their pattern of uptake and retention within the human body. In the case that appropriate data for man are not available it is commonly necessary to use data collected from experimental animals.

Since animal experiment can offer analytical approaches to the subject, the information from the experiment is considered to be rather essential for biologically logical description of the metabolism of the radionuclides. The animal experiment can be divided into three categories by the purpose; i.e., construction of a quantitative metabolic model, evaluation of the factors affecting the parameters used in the model and understanding the mechanisms of the metabolism.

Extrapolation of animal data to man are subject to considerable criticism, and probably justifiably so because of the variations among species. An example of species variability is the difference of the whole-body retention rate of radiocesium between newborn of rat and human. Until adequate experimental data are collected from human subjects, we have no choice to rely mainly on information from experimental animals. As our knowledge is insufficient to provide a strong theoretical basis for the extrapolation from animal to human, we should be very careful at the practice of the extrapolation, moreover, we should promote the study to establish a good interspecies

correlation which will provide a better basis for the extrapolation.

1. はじめに

日本人とか或る原子力施設周辺住民のような人口集団あるいは特定の個人, 即ちヒトにおける放射性核種の体内量を推定したり被曝線量を算定するためには, その対象となっているヒトから算定に必要な情報を得ることが望ましい。しかし実際問題としては, ヒトを対象とした調査的あるいは実際研究には種々の制約があり, 動物実験で得られた情報に頼らざるを得ない場合も多々ある。さらに, 被曝線量推定の問題を, 放射性核種が人体内に侵入しそれが人体に与える影響を生物学的に正しく記述するというラジオバイオロジー(放射生物学)あるいは放射能症の病理学という学問の中に位置づけるのであれば, 動物実験に一層積極的な意義を持たせて考えることができる。

ここでは放射性物質による体内被曝の諸問題のうち, 線量算定までに関し得る動物実験の内容について概説し, 動物実験で得られた情報をヒトに適用する際の問題点について1例をあげて述べる。

2. 動物実験

事後的な例を除けば, 内部被曝が問題となるような放射性核種を人体に投与してその代謝を実験的に観察することは, 短寿命同位元素の利用などを考慮すれば不可能とは言いきれないが, 一般には困難である。注目している放射性核種の安定同位体に関して, ヒトの個体・臓器・組織レベルでの含有量あるいは日々の摂取量や排泄量の定量的分析は, 最近の分析化学の進歩も相俟って, 放射性核種代謝に関し重要な情報を提供

するが、このような調査的研究もサンプリング等に困難を伴うことが多い。また、このような情報は動的平衡状態にある物質の動力学を理解するために充分ではなく、そのような研究方法は問題に対する解析的なアプローチとは言えない。これに対し実験動物を用いることによって倫理的での制約から免れることができ、あらゆる形の実験的研究が可能となり、最終的にはヒトに外挿するに大きな問題を残しながらも、体内被曝の諸問題を生物学的効果も含めて正しく記述するための情報を得ることが可能である。このような観点から動物実験を見れば、その内容は以下のようなものであると考えられる。

(1) 代謝のモデル化

実験動物を用いて、環境中にある放射性物質の経口、経気道あるいは皮膚や傷口を介しての動物体内への侵入から体外に排泄される迄を空間的および時間的に正しく記述しモデル化することは、被曝線量算定に直接的なかかわりを持つ重要なことである。出来れば数学的に記述する。モデル化にあたっては、人体への外挿の際モデルを修正することなく、各パラメータの数値を適当に選べば良いように留意することが大切である。

(2) 種々の要因によるパラメータの変動の評価

代謝モデルを数学的に記述するとき用いた線量計算に関連する生物学的パラメータが、種々の要因によってどのような影響を受けるのかについて、解析的に研究することが重要である。このような情報は、動物実験の結果を人体に外挿しなければならない時に、あるいは人体でも或る特定の条件から他の条件にあてはめなければならない場合には、実質的な意味を持つ。また、種々の要因による影響の受け方を通してそのパラメータの持つ本質を理解するに有益であると言える。

線量計算に関連する生物学的パラメータとしては以下のようなものがある。即ち、ICRPはpublication 2において体内放射線の許容線量を設定し、種々の放射性核種の最大許容濃度を計算しており、ここでは計算の便利のため言わゆるStandard Manを仮定して、線量計算に用いるべき種々のパラメータを与えている。それらは各種元素の1日摂取量、関連臓器質量と有効半径、臓器中の元素濃度、有効半減期、消化管から血中へ移る割合、体内関連臓器へ移る割合、経口摂取して関連臓器に達する割合、経気道摂取して関連臓器へ達する割合、全身と臓器中の各種元素分布、水と空気の1日摂取量と排泄量、呼吸器中の粒子状物質の挙動、消化管内の食物の挙動などであり、さらに放射性核種ごとの各関連臓器別での有効エネルギーで

ある。なお、内部被曝における線量の評価のむずかしさからして、放射性物質が不均一分布しやすい骨や肺、肝などでは一層詳細な情報が望まれることは勿論である。

これらに影響を与えると考えられる要因には、以下のようなものがある。ただし、殆んど全ての要因が相互に関連し合っていることなどから、要因の分類はむずかしいものであり、下記の分類も便宜的なものであることに注意しなければならない。

A. 環境的要因

- a) 放射性物質の物理化学的状況。分子形、溶解度、水和状態、粒子サイズ、重合度など
- b) 放射性核種の安定同位体と類似元素の量
- c) 食性。消化管内共存物質その他
- d) 環境要因。温度、高度その他

B. 生理的要因

- a) 放射性物質の生物体内侵入経路。経口、経気道、経皮膚、傷口、実験的（静脈内、腹腔内、皮下等）
- b) 遺伝的要因。種差、系統差、性差
- c) 年令。胎児、乳幼児、小児、成人、老人、特殊（妊娠、授乳）
- d) 栄養状態
- e) 薬物
- f) 放射線
- g) その他

(3) 代謝のメカニズム解明

体内量の推定あるいは被曝線量算定とは直接的な関連を持たないとも考えられるが、代謝モデルあるいは種々の要因によるパラメータの変動などを生物学的に正しく理解するために必要な研究であり、実験動物を用いることが便利である。たとえば放射性物質の細胞膜輸送や細胞内輸送の問題あるいは細胞集団としての消化管や尿細管、胎盤等の膜様組織の吸収透過のメカニズム、網内系細胞などに特徴的に見られるファゴサイトーシスやピノサイトーシスのメカニズム、放射性物質と生体中の各種高分子低分子物質との化学的な関連、放射性物質の臓器あるいは組織親和性の本質の解明などである。なお、代謝のメカニズム解明は放射性物質の対外への排泄促進のための基礎を与えると考えられる。

3. 人体への外挿上の諸問題

人体での情報が得られにくい、即ち実験動物による

研究に大きく依存する典型的なものに、胎児を含んだ幼若児における放射性核種代謝がある。この問題の背景として、以下が考えられる。原子力平和利用の発展は、潜在的にしろ、胎児から老人にわたる一般人の内部被曝の可能性を増大させている。しかし、従来行われて来た内部被曝研究は、被曝を受けるであろう人は、現実的には職業人が主であることや学問的な取扱いの上で定常状態や平衡状態を考えやすいことなどから、成人あるいは成熟した動物を対象としたものが殆んどであり、事故的に放射性核種を体内に取り入れた例も成人であって、幼若児に関する情報は極めて乏しい。放射線に対する感受性は幼若期は成人よりも高く（表1参照）、被曝した線量の効果たとえば発ガン効果がい

表1 放射線が誘発する発ガンの危険度の値
(BEIR報告)

被曝 年令	ガ ン の 類	潜伏期	発ガン 効果の持 続期	* 絶対 危険度	** 相対 危険度
胎児	白血病 他のガン	0年 0	10年 10	25人 25	50% 50
0~ 9才	白血病 他のガン	2 15	25 (a) 30 (b) 一生	2.0 1.0	5.0 2.0
10才 以上	白血病 他のガン	2 15	25 (a) 30 (b) 一生	1.0 5.0	2.0 0.2

* 絶対危険度 1レムあたり人口100万人中のガン死亡率。

** 相対危険度 1レムあたりのガン発生率の増加率。

つまで続くのかという問題も未だ明解ではない。また、胎児期被曝では成人では見られないような胎児死や奇型、生後の発育異常なども考えられる。さらに放射性核種も含め種々の物質代謝が幼若児では成人とは異なっている、などが幼若児における放射性核種代謝研究の重要性に關与している。

幼若児における ^{137}Cs の生物学的半減期

ラットのデータをヒトに外挿する際の問題点の1例として、 ^{137}Cs について考えてみる。 ^{137}Cs は放射性降下物として有名であるが、原子力平和利用に伴っても環境中に放出される可能性を持つ核種である。 ^{137}Cs はKと同様アルカリ金属であり、生体中においてもKと類似して全身にほぼ均等に分布することから、その体内量あるいは被曝線量推定のためには全身

残留とか生物学的半減期などが重要な意味を持つ。

Cs の生物学的半減期が動物の年令によってどのように変わるのを見るため、種々の年令のラットに ^{137}Cs を投与し、その全身残留を経時的に観察して図1のよ

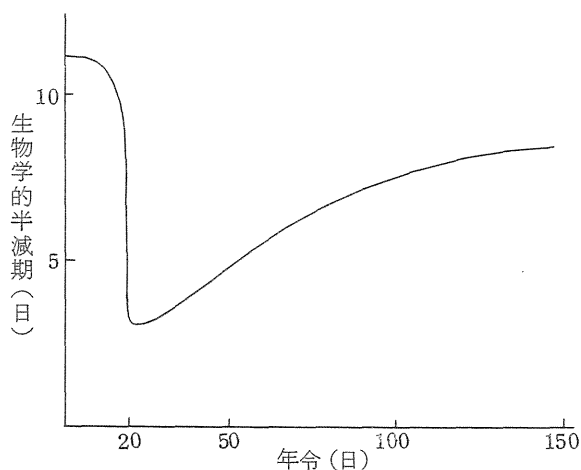


図1 ラットにおける ^{137}Cs 生物学的半減期の年令依存性

うな結果を得た。即ち、離乳以降については ^{137}Cs の生物学的半減期は幼若令のラットで短く、年令と共に増加し、基礎代謝率などの年令依存性と矛盾のないものである。しかし、哺乳期ラットでは急激な成長にもかかわらず非常に長い生物学的半減期を示した。マウスにおいても同様の年令依存性が観察された。ところが、ヒトでの Cs の生物学的半減期に及ぼす年令の影響を文献的に調査した結果は図2に示すようなもの

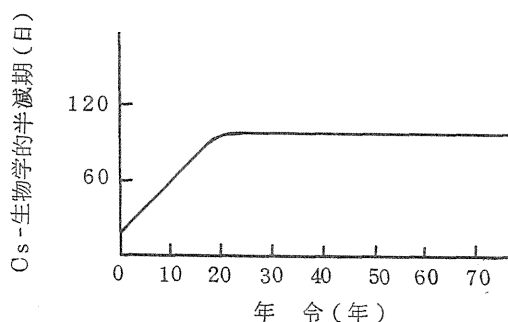


図2. 人体における ^{137}Cs の生物学的半減期¹¹⁸⁾。図は平均値(実線)と標準偏差(陰影部)を示す。半減期は年令とともに長くなり、 19 ± 8 日(5人の乳児)から 97 ± 28 日(40人の成人)に達する。半減期は $0.693 \times \frac{\text{体内量}}{\text{排出率}}$ によって求めた。

であり、哺乳児のそれは表2に示すように成人に比し

表2 ヒト新生児の ^{137}Cs 生物学的半減期

研究者	生物学的半減期	補
Bengtsson	25 ± 3	^{132}Cs 母乳
	21 ± 5	^{137}Cs 母乳
Wilson-Spiers	11 ~ 14	人工栄養
飯 沼	10 ~ 15	人工栄養
Mays	19 ± 8	人工栄養
Rundo	9, 15 (男)	人工栄養
	16 (女)	人工栄養

非常に短い。即ち、ヒトでは哺乳期を含めて幼若令ほど生物学的半減期は短く、年令と共に増加し、ラットで見られたような特異なパターンは見られない。その後の研究によって、哺乳期ラット、マウスでのCs生物学的半減期の特異なパターンは、これら動物の急激な成長とミルク中のK含量の相対的な低さを反映しているものであることが明らかとなった。

Richmond はマウス、ラット、サル、イヌ、ヒトの5種の哺乳動物におけるNa, Rb, Csの代謝を研究し、それらの生物学的半減期は動物の体表面積と良い相関関係にあることを示した(図3)。即ちこれら元素の

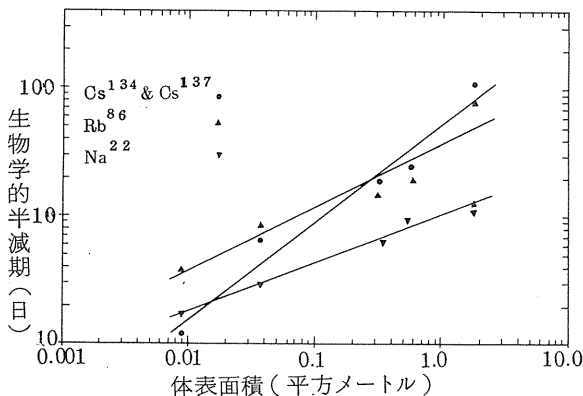


図3 体表面積とアルカリ金属元素の生物学的半減期

代謝は各種動物からヒトへの外挿が比較的容易であると言えるが、幼若期にかぎれば事情は全く異なっているものになった訳である。Csの場合はヒトでの情報が得られているから良いが、ヒトでの情報が得られていない核種に関して実験動物で得られた結果をヒトに外挿する場合どのような注意をしなければならないだろうか。

動物を用いた実験研究の結果をヒトに外挿する場合、2-(2)に挙げたところの放射性核種代謝に影響を及ぼす要因の全てに関し充分の考慮を払わなければならないと言え、さらに幼若児の場合には特に以下にふれるような成長の時間的対応づけが重要となる。図4は各

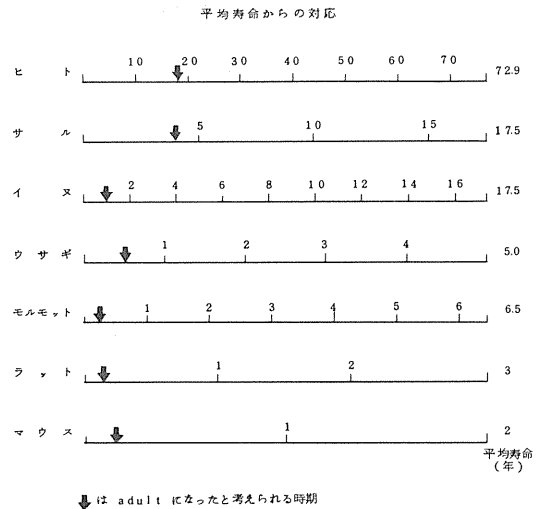


図4 平均寿命からの対応

種動物の平均寿命を同一スケールにおき時間的対応を試みたものであるが、たとえば成熟年令(矢印)は動物によって大きく異なり、観察対象の生理的指標ごとにこれとは異なった様相を呈すると言える。消化管上皮細胞のファゴサイトーシスの能力がいつ閉鎖するか、Sr-Caを差別する能力がいつ頃から強くなるのかという生理的な成長は放射性核種代謝に直接関連している。生理的な成長を反映したのものとして、生体構成成分の成長がある。

動物からヒトへの外挿上の問題解明には、具体的な目的によって異なる種々の方法が考えられる。実験的には、実験動物を2種類以上選ぶ方法がある。ラット、マウスで一応の実験を行ない、さらに可能であればそのメカニズムに関して生物学的に正しい情報を蓄積したうえで、イヌやブタのような動物を選んで実験を行う方法である。ここで重要なことは、イヌやブタが一般生理学的に一層ヒトに近いということより、それらがラットやマウスとは生理的に異なるということである。なお、実験動物には、その存在意義からして、系統が遺伝的に確立されているとか飼育の便利さなどいくつかの要件がある。これと同様に大切なことは、研究目的に関連した基礎知識の蓄積量であろう。ヒトに外挿するための情報を得るにしても、ラット、マウスでの情報の蓄積が無ければイヌやブタを用いることは効率の悪い研究になると言える。

4. むすび

動物実験は、ヒトにおける放射性核種の体内量あるいは被曝線量推定のためには補助的な意味しか持ちえないが、それらの基礎となる放射性核種代謝を生物学的に正しく理解するためには極めて重要である。ヒトでの放射性核種代謝を動物実験の結果から外挿推定するには、多くの要因に充分の注意を払わなくてはならない。実験的に外挿のための情報を求めるには、ラット、マウスでの知識を充分に蓄積したうえで、イヌあるいはブタによる実験を行ない総合的に判断することが望ましい。

討 論

内山正史(放医研) 1. Ce を与えた形態は水溶液かミルクとしてか。ミルク中に入れて与えた場合の吸収率は？

2. ミルク中の Pu について、乳児(人)の吸収の可能性について。

稲葉 1. 水溶液として与えたが、ミルク摂取中であるので、ミルクとまぜて与えても同様の結果になると考えている。

2. ヒトの母乳中に Pu が含まれるような場合を考えれば、それを飲む乳児の Pu 消化管吸収率は成人に比し高いと考えられる。ただし、最近行った新生児期ビーグル犬の Ce 消化管吸収の実験を基礎にして出生時の生理的発育段階を考慮すれば、量的にはヒト乳児の場合、ラットのそれよりかなり低いのではないかと考えている。

放射線医学総合研究所
物理研究部
山口 寛

The Transformation Method for the MIRD Absorbed Fraction as Applied to Japanese Physiques

Hiroshi YAMAGUCHI
National Institute of Radiological
Sciences, Anagawa, Chiba 280

ABSTRACT

The scheme of the MIRD method is described and its recent developments are reviewed.

A transformation method is proposed for applying the MIRD absorbed fraction to internal dose calculations for an individual. The transformation method consists of two parts, transformation of the target organ mass, and of the distance between source S and target T organs. The mass transformation is approximated by a ratio of mass (kg) to 70 kg. The distance transformation is found by describing specific absorbed fraction $\Phi(T \leftarrow S)$ by Berger's point isotropic specific absorbed fraction $\Phi_{ph}(X)$ of water and introducing an effective distance Xg between S and T. The method is as follows; (1) we obtain $\Phi(T \leftarrow S)$ from the MIRD table, (2) graphically determine Xg from $\Phi(T \leftarrow S)$ by using the graph of the $\Phi_{ph}(X)$, (3) and read out $\Phi_{ph}(Xg')$ in the graph, where $Xg' = \epsilon \cdot Xg$. The specific absorbed fraction $\Phi'(T \leftarrow S)$ corresponding to the individual is $\Phi_{ph}(Xg')$. The linear scaling factor ϵ was assumed as $(\epsilon A + \epsilon B + \epsilon C)/3$, where ϵA , ϵB and ϵC are the ratios of breadth, thickness and length of the individual trunk to those of Snyder's standard man respectively. Most of the results obtained from this method agree with those for younger age groups calculated by ORNL's groups for photon energy $20\text{keV} \leq E \leq 2\text{Mev}$.

1 序

内部被曝による臓器の吸収線量の計算方法で現存するICRP法、MIRD法、NAS法についての包括的比較解説は、前回のセミナーにおいて矢部氏¹⁾によって

行われたので、ここではMIRD法について特にこの方法の日本人への適用を念頭において述べる。

2 MIRD法

特定の臓器への吸収線量の計算には、大別して2つのタイプの情報が必要である。すなわち物理的情報(核種、放射能、放射線のエネルギー、線質、放出率、半減期)と生物的情報(線源臓器が何か、標的臓器が何か、その質量と形、線源臓器での放射能の空間分布、経時変化、線源臓器から放出された全エネルギーの何%が標的臓器で吸収されたか)とである。生物的情報にはこれらに大きく影響するRIの化学形、比放射能、物理形、摂取経路も含まれるし、それらの原因をなす、食生活を含めた環境、人種、大人か子供か、性、正常人か病人か、なども生物的情報に入る。

これらの多くの情報を加味して計算できるためには、どうしても計算モデルが必要である。そして計算の最終結果の確からしさは、そのモデルの良し悪しに大きく依存する。それ故、生物的に重要な観点を可能な限り取り入れて、しかも計算が非常に複雑にならない程度に単純化したモデルを作ることが重要であると言われている。その観点からみると、MIRD法はICRP法の枠組の中にある。MIRD法の枠組を図1に示す。図中の M_0 は公表されたMIRDパンフレットである。MIRD法の特筆すべき点は、(1)核データからドシメトリーに必要な物理量を理論的にもしつかりした根拠で計算し、それを使い易い表にしていること²⁾。(2)現在得ることのできる最も現実に近い欧米の標準人の人体模型でphotonによる吸収エネルギーを求めている点の2つである。生物的情報を放射性物質のKinetics $A(t)$ で表現してしまう点はICRP法と同じである。唯、ICRP法のように決定臓器の自

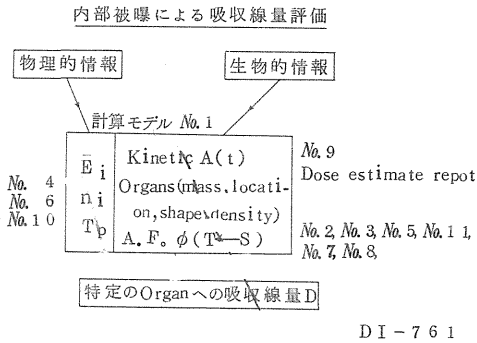


図1 MIRDO法の計算の枠組

已吸収だけに限らず、他の臓器からの線量寄与も考慮できるように定式化されているので、Kinetics A(t)をより総合的にみることが必要になっている。MIRDO法でもこの種のデータの蓄積は始まったばかりで、パンフレットNo.9とDose estimate reports³⁾が公表されたにすぎず、ICRPに匹敵する生物データの蓄積は将来にゆだねられている。図2に計算式をまとめた。MIRDO法は、ICRP法の有効エネルギーεの中で純粋に物理的情報にかかわる部分と生物的情報にかかわる部分とを分けて定式化しているの、常に各々の最新のデータで置き換えられる利点を持っている。

計算式

<p>MIRDO法</p> $\bar{D}(T \leftarrow S) = \frac{\tilde{A}_S}{m_T} \sum_i \Delta_i \phi_i(T \leftarrow S)$ <p style="text-align: center;">↑ ↑ (rad)</p> $\tilde{A}_S = \int_0^\infty A_S(t) dt$ $\Delta_i = 2.13 n_i \bar{E}_i$ <p>$m_T = T$のmass (g)</p> <p>$\phi(T \leftarrow S) = S$からTへのA.F.</p> <p>ε = 有効エネルギー</p>	<p>ICRP法</p> $\bar{D}(S \leftarrow S) = \frac{\tilde{A}_{ms}}{m_S} \times \epsilon$ <p style="text-align: center;">↑ ↑ (rem)</p> <p style="text-align: center;">生物、物理+生物</p> <p>(μCi-h)</p> <p>(g·rad/μCi-h)</p> <p>(g)</p>
---	--

図2 MIRDO法の計算式

3 MIRDO法の改良点

MIRDO法の計算を支えているORNLのSnyder等の仕事の主なものを追ってみると、以下の如くである。

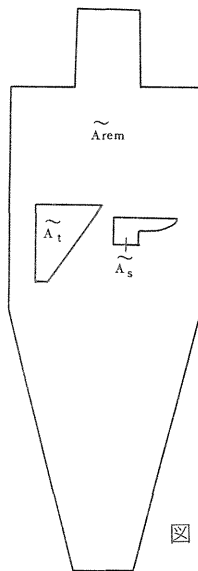
3-1 MIRDO表の完備

Absorbed Fraction (AF) φ表のうち、Monte Carloの統計的精度の目安を与える変動係数(C.V.)が50%以上の値を持つφ値は空白になっている。それらが2つの方法で評価できると報告している。

Reciprocity Theorem⁴⁾が大人のphantomで成立するので、この定理を使う⁵⁾。(2) Build-up method. Bergerが無限水媒質中にある点線源に対する1φあ

たりのAF, Specific Absorbed Fraction (SAF)を輸送方程式から求めBuild-up factorで示した⁶⁾。このSAF—Point Isotropic Specific Absorbed Fraction (PISAF)—φ_{ph}(X)をSnyderファントム内に仮定し、考える臓器間のMonte Carlo積分によりSAF φ(T←S)を求めた。それ等をMonte Carlo値と比較したところfactor 2以内で一致を見た。それ故φ_{ph}(X)が使える⁷⁾。後者の事実から3つの暗示が得られる。(a)水のφ_{ph}(X)が使えるということは、軟組織の原子組成の違いはAFには考えなくて良い。(b) φ_{ph}(X)のMonte Carlo積分が有効だということは、放射能が臓器内に一様分布していない場合でも計算できそうだ。(c)体内も無限水媒質とあまり変わらないのであれば、幾何学的大きさだけ異なる人体についてのAFの間にはある種の変換法がありそうだ。

3-2 計算の際の注意



$$D_T = \frac{\tilde{A}_T}{m_T} \sum \Delta_{np} \phi_{np} + \frac{\tilde{A}_T}{m_T} \sum \Delta_p \phi_p(T \leftarrow T)$$

$$+ \frac{\tilde{A}_S}{m_T} \sum \Delta_p \phi_p(T \leftarrow S)$$

$$+ \frac{\tilde{A}_{rem}}{m_T} \sum \Delta_p \phi_p(T \leftarrow [TB \leftarrow T \leftarrow S])$$

$$\phi_p(T \leftarrow rem) = \frac{m_{TB}}{m_{rem}} \{ \phi_p(T \leftarrow TB) - \frac{m_T}{m_{TB}} \phi_p(T \leftarrow T) - \frac{m_S}{m_{TB}} \phi_p(T \leftarrow S) \}$$

$$\tilde{A}_{rem} = \tilde{A}_{TB} - \tilde{A}_T - \tilde{A}_S$$

$$m_{rem} = m_{TB} - m_T - m_S$$

図3 考える臓器以外の放射能によるAF.

図3に示した如く、放射能のかなりがSにあり残りがS以外の全身に分布している場合にTでのdoseを計算する。その際必ずφ_p(T←rem)なる量が必要になるが、そのままではMIRDO表に与えていないので図中の式で求めることになる。⁸⁾ 数値的には大きな補正になるので注意が必要である。

3-3 Average dose equivalent S

これは内部被曝計算の簡略化を旨として、ちょうどICRP法の臓器1φ当りの有効エネルギーに対応するもので173核種について計算されている。^{9), 10)} ファントムが一部修正され、骨中にあるβ核種によるactive bone marrow doseの計算がより詳しくなったので

文献を参照されたい。

4 日本人へ適用の際の変換法

1972年、MIRD委員会の議長をしていたE.M. Smith博士が来日したのを機会に、日本アイソトープ協会にある、医学・薬学部会核医学開発専門委員会内に日本MIRD小委員会(飯尾正宏小委員長)が作られ、MIRD法を日本人へ適用する際の問題点が出され一部その検討へと移って行った。それを受けて放医研物理では飯沼武・清水哲男両氏と著者とで、Smith博士の好意で得られたMIRDの計算コードと photon cross sectionのデータの入った磁気テープとを使って日本人のファントムについて計算することを試みた。三菱事務機械のGEの大型コンピュータでのテストに成功したけれども、MIRDと全く同じ計算をしたら当時の値段で2千2百万円ほどすることが分かったので、このプログラムを使うのを断念した。そして、いろいろ検討した結果、MIRD値に簡単な変換を行えば、日本人の大人のみならず、子供に対する値をも出すことができることを見出した¹¹⁾。

4-1 変換式

MIRD法では、放射線を透過性で大別して計算するようになっている。それぞれによって変換式が少し異なる。以下任意の人間に対するパラメータにはダツツ記号を付ける。

- a. 非透過性放射線 (α , β -粒子, e^- , $E_r \leq 15 \text{ keV}$)

この放射線に対しては、定義から、

$$\phi'(T \leftarrow S) = \phi(T \leftarrow S)$$

$$\phi'(T \leftarrow S) = \phi'(T \leftarrow S) / m_T'$$

である。

- b. 透過性放射線 ($E_r > 15 \text{ keV}$)

この場合は、標的臓器Tの質量に対する変換のみならず、線源臓器Sと標的臓器Tとの間の相対距離が異なることに対する変換 $S_\epsilon(X_g)$ をする必要がある。 ϵ は縮少率または拡大率である。すなわち、

$$\phi'(T \leftarrow S) = S_m \cdot S_\epsilon(X_g) \cdot \phi(T \leftarrow S)$$

$$S_m = m_T' / m_T$$

$$\phi'(T \leftarrow S) = S_\epsilon(X_g) \cdot \phi(T \leftarrow S)$$

$S_\epsilon(X_g)$ の形は 3.1 の議論から、 $T \neq S$ の場合は Berger の $\phi_{ph}(X)$ を仮定して求めた。 $T = S$ の場合は Berger の $\phi_{ph}(X)$ が使えないので、線源が一様分布の場合についての計算から、dose の近似的分布式 $\phi_t(X)$ を作る事ができ¹²⁾、それを仮定して $S_\epsilon(X_g)$

を求めた。

$$\text{if } S \neq T \quad S_\epsilon(X_g) = \phi_{ph}(\epsilon X_g) / \phi_{ph}(X_g)$$

$$\text{if } S = T \quad S_\epsilon(X_g) = \phi_t(\epsilon X_g) / \phi_t(X_g)$$

4-2 実際への適用

上述の式が実際に適用できるため次の仮定をした。

$$S_m = m_T' / m_T = \text{体重 (Kg)} / 70 (\text{Kg})$$

$$\epsilon = (\epsilon_A + \epsilon_B + \epsilon_C) / 3$$

$$\epsilon_A = \text{胴体の幅 (cm)} / 40 \text{ cm}$$

$$\epsilon_B = \text{胴体の厚さ (cm)} / 20 \text{ cm}$$

$$\epsilon_C = \text{胴体の長さ (cm)} / 70 \text{ cm}$$

スケール変換因子 ϵ は、ORNLグループが大人のファントムから子供のファントムを求める初期のやり方を参考にした。計算の手順は以下の順に行う。

1. MIRD表から $SAF \cdot \phi(T \leftarrow S) = \phi(T \leftarrow S) m_T$ を求める。
2. $\phi_{ph}(X)$ 又は $\phi_t(X)$ のグラフから X_g を読み取る。
3. $\phi_{ph}(\epsilon X_g)$ 又は $\phi_t(\epsilon X_g)$ を読み取るそれが求める $\phi'(T \leftarrow S)$ である。

この方法は一見やっかひに思えるけれど、S, Tがいかなる対に対してでも M_g を決められる利点を持っている。図4にその様子を示す。このグラフから分るごとく、 $E_r \leq 0.1 \text{ MeV}$ に対しては個々に変換することが必要で、 $E > 0.1 \text{ MeV}$ では単一の X_g で変換できそうだということが分る。図5に計算例

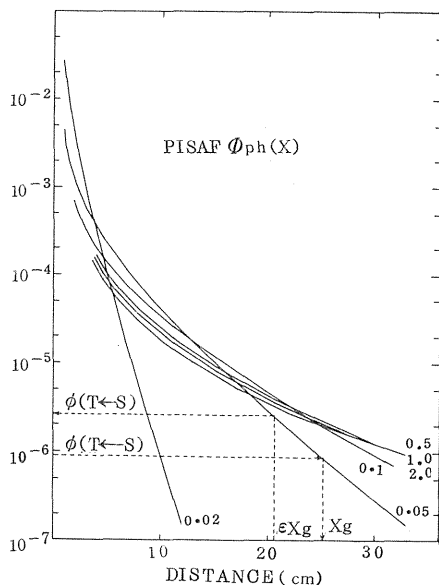


図4 $\phi_{ph}(X)$ を使った変換法

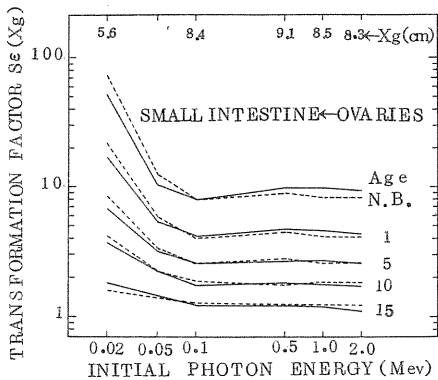


図5 距離変換因子の比較例 — ORNL, 変換法

例を示す。実線はORNLグループによってMonte Carloで求められた値^{13),14)}で、破線はMIRD表から変換で求めた値である。低いエネルギーを除いて一致はすこぶる良好である。低エネルギーの不一致は、被曝している体積の補正をすれば小さくなるが分っている。この図はその補正をしていない。図5の例では $E \geq 0.1$ MeVのXgはほぼ一定で重心間距離になっている。

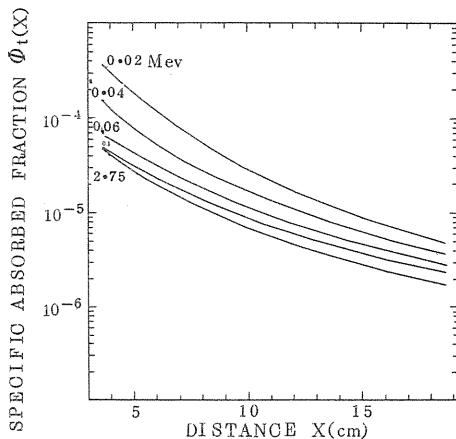


図6 $\Phi_t(X)$ のグラフ

TRANSFORMATION FACTOR $Se(Xg)$

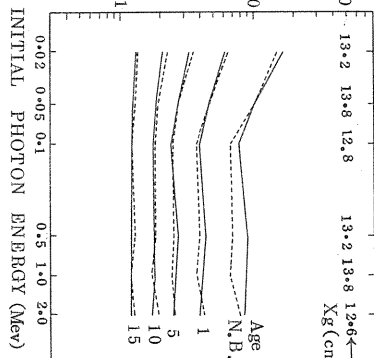


図7 距離変換因子の比較例 — ORNL
..... 変換法

図6に $\Phi_t(X)$ を示す。Total Bodyが線源の場合と自己吸収の場合に使用する。図7にはこのグラフを使用した例を示した。これもORNLグループとの一致は良く、我々の変換法は有効であることを示している。

4-3 問題点

(1)骨が標的臓器の場合の変換法は検討中である。(2)今後MIRD表が、核種ごとのAverage dose equivalentの表に置き換えられるが、その際、 $E \leq 0.1$ MeVのphotonのグループ分けの基準をどうするのか未定である。(3)Smや ϵ の仮定の検討などが問題点としてある。

5 むすび

図1にある如く、特定の臓器への吸収線量を評価する上で、幾何学的大きさの違いによる影響は、上述の変換法でほぼ考慮することができる。この上はKinetics A(t)の評価の精度を上げることに問題が移って行くと思われる。MIRD委員会の努力もそこに集中し、生物データの蓄積が始まっている。そして委員会より、動物実験にしる、診断から得られた人のデータにしる、線量評価に役立つと思われるデータは生のままで発表されることが重要であるとの勧告が出されている。日本でも、日本人の生物データを独自に蓄積して行く機関なり場所なりが必要であると考えられる。

引用文献

- 1) 矢部明, 第2回放射医研環境セミナー報文集, NIRS-M-10, 70-74 (1975)
- 2) 喜多尾憲助, 放射線科学, 18(7), 121 (1975)
- 3) No. 1, *J. Nucl. Med.* 14, No. 1, p. 49 (1973).
No. 2, *J. Nucl. Med.* 14, No. 10, p. 755 (1973).
No. 3, *J. Nucl. Med.* 16, No. 1, p. 108A (1975).
No. 4, *J. Nucl. Med.* 16, No. 2, p. 173 (1975).
No. 5, *J. Nucl. Med.* 16, No. 9, p. 857 (1975).
No. 6, *J. Nucl. Med.* 16, No. 11, p. 1095 (1975).
No. 7, *J. Nucl. Med.* 16, No. 12, p. 1214 (1975).
No. 8, *J. Nucl. Med.* 17, No. 1, p. 74 (1976).
- 4) R. Loevinger and M. Berman, *J. Nucl. Med. Suppl.* No. 1: 9 (1968).
- 5) W. S. Snyder, *Medical Radionuclides: Radiation Dose and Effects* (USAEC/DTI, Oak Ridge, Tennessee, 1970) p. 33.
- 6) M. J. Berger, *J. Nucl. Med. Suppl.* No. 2: 15 (1968).

- 7) W. S. Snyder, in Health Physics Problems of Internal Contamination: Proc. IRPA 2nd European Cong. on Radiation Protection (Budapest: Akadémiai Kiadó) p. 33.
- 8) R. J. Cloutier et al., *J. Nucl. Med.* **14**, No. 1, p. 53 (1973).
- 9) W. S. Snyder et al., ORNL-5000, Part 1 (1974), Part 2 (1975).
- 10) W. S. Snyder et al., *J. Nucl. Med. Suppl.* No. 11 (1975).
- 11) H. Yamaguchi, Y. Kato and A. Shiragai, *Phys. Med. Biol.*, **20**, No. 4, 593–601 (1975).
- 12) G. L. Brownell, W. H. Ellett and A. R. Reddy, *J. Nucl. Med. Suppl.* No. 3 (1968).
- 13) M. J. C. Hilyer et al., in Health Physics Div. Prog. Rept. ORNL-4903, p. 119 (1973).
- 14) W. S. Snyder and M. R. Ford, *ibid.*, p. 125 (1973).

5. 総合討論

Discussion

市川竜資（放医研） 総合討論になりましたが、司会の伊沢先生が病気のため私が代りに司会をさせていただきます。時間は十分ありますので、昨日および今日の基礎的、応用的な面にわたった御討論をいただきたいと思ひます。また、新しく全体的な問題でも結構ですし、各セッションにおいて議論しつくせなかった事がらも、もう一度ご発言いただいても結構です。

最初に話のひきだし役として、コメントを数名お願いしております。プログラムには、公衆衛生院の山景先生を予定しておりましたが、所用で帰られたので、急きょ原研の藤田先生をお願いしまして、職業被曝のことをテーマに、長年の御研究と、経験豊かなお立場から、今回の体内被曝の問題の討論にコメントをいただきたい。それから、原子力発電所の発電会社という立場から青木先生に御発言ねがいます。始めに原研の藤田先生からお話ねがいたいと思ひます。

職業環境

藤田 総（原研） それではピンチヒッターとして、日頃思っていることを申し上げます。われわれは、職業被曝の問題を取扱っていますが、職業環境において、空気中の放射性物質を吸入することがあります。その際、濃度という問題を取りあげると、普通は部屋の片すみに設置したモニターの計測値をいちおう吸入した濃度というふうに仮定したり、あるいは個人的に吸入する装置を口の近くにおいて測定し、それを吸入量とするというふうに考えております。しかし、実際には吸う濃度と、モニターの濃度が対応しているかどうかということになると問題がございます。たとえば、トリチウムのような非常に拡散性のあるものでは、かなり1対1の対応があるということですが、ウランやプルトニウムのような重金属では必ずしもそれが対応しないで、極端な場合には、モニターの方が百倍も小さく、実際に吸う方が大きいということがありうると思ひます。そこで、それを一般環境に外挿する場合にもはたして、環境関係の分野で、モニター、ステーションなどで実際測定された濃度が、実際に人々が吸っている濃度と正しく対応しているのかどうかという疑問を私に抱かせるわけです。そこで、環境を、専門になさっておる方が、この問題についてどのようにお考えになるのかお尋ねしたいと思ひます。

市川 職業被曝で非常に具体的問題を取り上げられましたが、一般環境の場合にはこういうことがあるで

あろうとか、それについてはこういうふうにと考えると、御意見がありましたら御発言願ひたいと思ひます。実際と一般環境での放射能の測定なり、総量の評価なりにたずさわっている方の、お考えがいちばんよろしいと思ひますが……………。

本郷昭三（放医研） 一般環境はやっておりませんが、藤田さんと同じ職業環境のみを対象としておりますので、よくわからないのですが、一般環境中でのガス拡散はうまくいってないようで、局部的に雲があるときいております。職業人の場合だと、大きなばらつきが非常に危険なものになります。たとえば空気中に危険な粒子が一つしかないとする、サンプラーがその一つをとらえてくれるといいが、一人だけが吸入するとその人だけが危険なわけです。職業人の場合は、おうおうにして起こりうるわけです。藤田さんの質問の答になりませんで、かえって同じような質問になりました。

藤田 私の質問に関係があると思ひますが、一般環境で、横の分布とか、垂直分布の濃度変化などを調べたデータがあれば、ある程度答えられると思うのですが、放医研では阿部さんなどが測定されておられますが、

市川 いまのことは、インハレーションに限らず……

藤田 まあ、インハレーションに近いかと思ひますが。

市川 阿部さんがおりませんが、放医研の環境衛生研究部では、空気中のことも、テレストリアルな地面からの放射線のことも調べております。インハレーションの方は、一般環境中での垂直分布、水平分布、その他についてはあまり存じませんが、今私が感じましたのは、彼はナチュラルを計っておりまして、地面からの放射線は、場所によってかなり変動するようで、1ヶ所の値を出すのに、少しずつ離れたいくつかの地点の値を出し、代表値にするという方向で調査しているようです。これも考えてみますれば、ある地点での自然放射線のレベルを計ったということと、実際に居住している人たちのあびている放射線と、たしかにうまくコレスポンドしているかという点では、同様なシチュエーションがあると思ひます。吉沢先生どうぞ。放射性粉塵

吉沢康雄（東大） 本日、この問題がでるとは思わなかったのですが、私がかねがね放射線管理というのは、一般産業安全における管理の一環であると考えているのです。ホットパーティクルの問題で、保健物理

学会で、円卓討議を行い、勉強しながら感じたことは、外国のデータなど調べてみますと、日常の職場環境、生活環境における粉塵の粒度分布の問題とかいうデータが非常に重要なデータになると思うのです。結局は、それしかデータがありませんし、空気中に浮遊している放射性物質は、ちりにくっついて拡散分布し、吸いこまれるという過程をとらざるをえない、特別の事故の場合は別ですが。そうすると、ふだんの環境のなんの変哲もない塵埃の粒度分布の問題、垂直分布の問題、そういう地味なデータの積みあげ以外に、この問題を解決するものはないのではないかと思います。現に原子力に関係のない粉塵の多い作業現場があり、労働安全に関する法規制で粉塵の測定をしなければいけないよう義務づけられておりますので、かなりやっております。実用的な装置も進歩しておりますので、そういうフィールドと我々のフィールドを、結びつける努力をしなくてはいけないと感じております。

いま、そういう、ひどい粉塵の職場でやっている測定器とか、測定の技術がそのまま我々の方にアプライできない面もありますが、越えることのできないみぞがあるわけではなく、そこに問題意識をもって工夫すれば、どうにでもなる面がありはしないかというふうに感じております。そこで結論をいうならば、この問題に対する私の考え方は、放射線作業現場というものを一般労働安全の現場という観点にたって、調べるべきで、今まで我々は、放射線と放射能しか計ってなかったわけです。このほか、温度の問題とか、粉塵の問題などを導入して、そこから何かをひきだすよりほか、仕方がないのではないかと、遠まわりの考え方ですが、そういう感じをこの1、2年もっているわけです。

市川 おっしゃいましたような、空気中でのそういったものの、挙動の実態をつかむということですね。いろんな温度、その他のパラメータなどによって、そういうことについては、放射線の粉塵ではなくて、他の危険物質あるいは、有害物質の、これは一般でも職業的な作業場の中でも、従来でもそういうことがあったのではないかとと思うのですが。滝沢先生、御存知でしょうか。何か、いわゆる放射性の粉塵における、今の問題とつなぎあわせるような実例があれば、御紹介いただければ。

滝沢行雄(秋田大) 最近、微細粒子の生態系ということが非常に大きな関心もたれてきて、一般産業公害で注目されております。たとえば、四日市の大気汚染の場合、いわゆるSOx、イオウ酸化物が、ガスそのものが非常に問題があって、閉塞性の呼吸障害をおこすのではないかという説が大きな間違いでありまして、いわゆる微細粒子についた、微細粒子とSOxの

相乗作用というふうに説明されております。いま問題になっておりますチッ素酸化物、NOxの場合は、ガスそのものが肺胞内の深部にまで到達して障害をおこすといわれています。それからアルミ精錬、特にフッ素ガスなどは、原発あたりでも放射性フッ素がでるわけですが、こういったフッ化物もつい最近まで、フッ素ガスというものが非常に生体に有毒だといわれていたのが、むしろ10ミクロン以下の微細粒子のフッ化物といったものが、ひょろに生体にとりこまれて、障害を起こすということで、その面につきましては、あらためていろいろな研究がされております。

市川 ありがとうございます。田中さんどうぞ。

田中義一郎(放医研) 青木先生に関係があるかと思うのですが、今、職業人ということでお話があったので、追加させていただきたいことは、我々がやってみたいと思うことに、事故時の人体内部被曝の問題があるのです。私どもの研究室としては、そういう対象のアクシデントの場合のものから得られる情報というものを利用して、私どもも協力してやればいいんじゃないかと思っております。で、こういうものは応々にして、なるべくくさいものには穏便ということもありますので、そのへんはこういう機会に提案させていただきたいと思っております。

市川 どういう提案をなさるわけですか。

田中 これは研究室内部での話なのですが、要点は事故がありました場合に、そういうものから、環境の方に適用できる情報を活用するため協力させていただいて、多くの貴重なデータをこの分野のために残すことを願っているということです。

市川 いまおっしゃった事故というのは、所内の職業人の事故的な吸入なり摂取なりを含めてですね。

田中 まあ、そういうものがあつた時には、なるだけ連絡を密にさせていただいて、一報なりをいれていただければいいのではないかと思います。

一般環境

市川 それでは藤田先生の方からお話の糸口をいただきました問題については、あんまりいい情報なくて、いろいろ御意見はいただいたのですが、解決法としては、今後の問題ということで、問題点の方は、いろんな方々からいただきました。いま田中先生の御提案のあつたようなことをきっかけにいたしまして、次のコメントに入らせていただきたいと思います。関電の青木先生、今のこともお考えにいらしたうえで、あとは御自由にコメントをいただきたいと思っております。

青木敏男(関西) せっかくの機会でございますから、私が身につまされて、会社に関係なく現場に近く

おりまして、全部を見ておりますから、この席で先生方に教えていただいたことへの感謝と、将来それを足がかりに、さらに伸ばしていただきたい研究分野、その理由などちょっと述べさせていただきます。その後、只今の職業人の問題とか環境の問題とか、少しつけ加えさせていただきます。私が環境の問題で考えておりますのは、日本の原子力発電は西暦2,000年で一応の峠へくるだろうと思います。これはアメリカでも2,000年で全部計算しておりますから。

廃棄物は、2040年を目標に計算しようと、私自身はそうのように考えております。発電所の中での問題もございしますが、それからあとの問題、最後にエンジニアリング・ストレージをやるんでございしますが、いろいろあると思います。そういったすべてのことに対して、私は気を配っているつもりでございします。そこで、今は問題にならないけれども、もう少し細かくやっておかなくてはならぬ研究には時間がかかり、急にはできない。そのことは、私も研究者として育ちましたからよくわかります。

お金も足らんという話もできましたけれど、とりあえずはではなしに時間がかかる。どこにどういう問題があるろうと、これは一般論としていえます。ことに日本の場合、環境の変化がだいぶございします。まあ日本では、食料も先程触れましたが、そのほか気象も違います。遺伝線量、国民線量を計算します場合には、必ず日本独自の問題がでてまいります。ちょっと考えてみましても、アメリカや欧州のような広げのようなところですが、日本のように雪のたまるところがきまって(裏日本など)いると、フォールアウトなどは、こっち(表日本など)とだいぶ違うとか、そういう結果が出ています。それから日本は海岸線を大部使っておりますし、人が非常に密集しております。食料は世界中からきております。日本で間にあうものは何にもございませぬので、アメリカみたいにエネルギーはもちろん、小麦だって1千万トンほど輸出できる立場とは全然違うわけです。日本は大変なことなんです、そこで考えなくてはならない問題がたくさんございします。それが環境についてどんなことがあるかということ、じっくりお考えいただきました。手わけしてそのへんを伸ばしていただいて、日本のやむにやまれぬエネルギー開発は、2000年までは原子力で行くより他、手はないと思うんです。新しい情報がでて、新しいエネルギーが開発されたとしても、いわゆるビック・サイエンスはスタートから身につくまでは、最小限30年はかかる。これはすべての過去の歴史が示しております。それに簡単に夢物語を書くわけにはまいり

ませぬ。そういう事態をひとつ、ぜひお考えいただきたい。いろいろ御研究、それから金のことがときどき問題になるのですが、人手はたくさんあるので、日本人は1億人いるので、脳の目方は欧米人と同じだと伺いましたし、教育はとてもよく行届いてますし、よい条件はそろっております。

さて、その次のお金が充分でないという話ですが、お金はGNP世界第2位でございします。昨年の4月頃ですが、来年度の予算が4千億足らんとか8千億足らんとか大蔵大臣が言われましたが、最近は何兆円だったそうでございしますが、国債を発行して、使えるとほんとうに国民のneedsを将来いかしてゆくために、何が必要かといひますと、日本人は知恵で付加価値をつけて輸出し、食料その他資源の殆んどを輸入しなければならぬわけです。付加価値をつける源泉は、まあ労働力もいますが、一番大切なのは頭脳なのです。ここから引っぱりだしていかなければならぬのです。私の主張は、日本の研究費、日本の再建の一番の着眼は、研究費を10倍にすることだといっているわけです。ですからneedsをはっきり確認していただきましたら、すべてのものはpublic consensusはかならず得られると私は信じている次第であります。話が脱線しましたから、環境問題に戻します。

放射線防護

現在の発電所からみますと、5ミリレムとか15ミリレムとかいう数字がありますから、大衆が納得してくださる計算方法でもってゆき、100分の1に落としたということをはっきりさせてゆきたいと思っております。将来とも、発電所ならびにその後続く施設に対しても、おそらくこの条件でやらねばならぬだろうと、私は思っております。発電所の方は、御存知のとおりどこからでてくるかと申しますと、水の中でactivateするもの、あの容器中のactivateするもの(Co, Fe, Mnなど)、それからfissionでございします。で、fissionがでてくるものを少なくしようという努力は、私どもの方で全力をあげております。私もその点は強く主張しております。あの燃料のピンホールなどから、何かもれてくる量を、もう1桁下げることができたら、燃料費は10倍かかったとしてもひきあいましょ。これは0にはならないけれど、放射線防護に費す金が数分の1に減れば、たいへん良いことです。次に、occupational exposureについて申し上げます。最初にoccupational internal exposureをおこすということは、事故以外にないと思います。事故といひましても、大げさに考えないで、普通の操作上のミスですが、作業員は

全部マスクを使いますから、危検なところは全員マスクを使用させて、非常に厳重に行っております。また、ちょっとおかしいと思えば、いちおうヒューマン・カウンターで測定しております。何れにしろ、事故はおこさんように全力をあげておりますが、おきたときには、MPCの計算をしてもほっとくわけにはいかないので、もっとあらゆる情報を提供して再計算をお願いしなくてはならないだろうと思っております。事故の場合は、とにかくヒューマン・カウンターの測定依頼とか、排泄物の採取をして適当な機関にお願いせねばならないと思っております。

また、医学的なことは、お医者さんに頼まねばならんだらうし、その前の応急手当は全部間違いなく処置しなければいけないと思っております。職業人被曝も少なくしなければならぬ、また、occupationalという単語のdefinitionをはっきりさせなくてはいけないので、アメリカでは、非常にマン／レムが上ってきている。その理由は、故障ヶ所をリペアするときに、溶接工が入ってくる。危ないところですから、仕事を短時間に簡単にやらなくてはいけないということで、名人を入れることになる。名人を何べんも使うから、ついその人のレムが上ってしまう結果になる。しかし、私の今の計算では、全般的に職業人被曝を計算しておりますが、まず十分基準の範囲内におさめられるということです。

とにかく、アメリカがあんなに細かい数値を出してきておるものですから、私どもはこの問題を切実に感じております。その辺のことをいろいろ皆様に御研究いただきたいと思っております。何れにしろ、日本とアメリカでは違う点がたくさんある。しかも、アメリカは相当手をうってあるのに、日本ではまだエアーポケットになっている部分もございます。それから発電所の中に立入ることに関連して、先程の質問にお答えしておきますが、何か事故があったら連絡さえとっていただきましたら、私はできるだけ便宜をはかってもいいと思います。ただ不用意にその現場には入れない。私でも入れません。しかし、方策がないわけではありませんが、入ってやるからには意義づけをしっかりとさせなければなりません。とにかく、管理のルールがございますから、それを破るわけにはまいりません。それはそれなりの意味が厳重にございますから、御了解いただきたい。

それからデータとか記録とかで、秘密でわからんとか、かくしているんだらうとかか疑念を抱く方がいるかと思いますが、そのようなことは絶対ありません。製造技術には秘密に属することがあるかと思いますが、

私の担当分野の仕事ではございません。早く連絡をとっていただければ、御尽力申しあげられる点があると思います。以上、何か御参考になりましたら。

市川 ありがとうございます。今、発電所にたずさわっている立場から、日本での特性も考えて原子力発電による環境問題に関する研究をいろいろやってほしいという御提案と、職業人問題に関しましてもいろいろ手をうっておられるということ、田中先生から御提案のあった問題で、炉内に入るのはむづかしいが、できるだけことはするというお話でした。しかし田中先生の提案には、事故時、もしくは体内被曝の人体に関するいろいろなデータをとることに御協力できるのではないかと御提案もあったように伺いました。

田中 その通りですが、しかし、青木先生の今のお話で結構です。

市川 おそらく吸入したり、体内に取り入れられたときの事例について、いろいろ手をうたれるときに、研究者の立場からも有効に御協力できるという意味だったんですね。青木先生。そういう意味で申しあげたということですから。それでは、今のお話に関係した御提案やら、御質問ございますでしょうか。では、のちほどにして。コメンターの第3の滝沢先生お願いします。

体内汚染

滝沢 昨日と今日は、体内量、被曝線量推定の問題ということで、放射線影響の本質的な課題だけに、非常に有益に拜聴させていただきました。possibleな障害のriskの影響評価というための、ひとつのapproachとして大切なことなんです、窮極は、環境汚染の問題というのは、いかに汚染されているかと、そういったものの追求になるのではないかと考えております。そのために大気とか水、食品等の汚染から摂取量を求めて、人体がどう汚染されているかを、各臓器、whole bodyから直接求める方法があらうかと思えます。実際に人体汚染ということで、今までのデータ、たとえば、放医研の田中先生のところに非常に沢山のデータがございます。

実際に、核実験の影響の強いような時ですと、かなり臓器差に特徴があります。たとえば私どもは、高汚染臓器とか、低汚染臓器とかいっておりますが、全ベータでみた場合に骨髄とか、あるいは脾臓のような造血臓器は比較的高く、通常臓器というような腎臓とか、肺、肝などは、低かったわけです。しかし、最近のように核実験がほとんど、大気圏内実験がなくなると、そのような臓器差がほとんどみられなくなり、長寿命核種でみますと、岡林先生のプルトニウムの成

績では、骨とか生殖腺などが比較的高い。どうして gonad に、選択的に高いかということが今後の大きな問題で、このような部位の被曝線量の推定ということが、大きな課題ではないかと思ひます。

それから、環境の有害物質という点で、たとえば、安定元素の場合、最近、水銀がセレンと非常に拮抗的な作用ををするということで、すでに文献にもあります。水銀とセレンが共存している場合には、むしろ、水銀のようなものがどんどん取り込まれると同時に、セレンも体内にどんどんたまってゆきます。これはたとえば、セレンと亜鉛とかあるいは、ヒ素なんかでも同じような傾向があります。そうしますとたとえば、平和利用の場合、 ^{60}Co 、 ^{51}Cr 、 ^{59}Fe 、とかいうものが当然共存した状態で、プランクトンあるいは、小魚から濃縮されてゆくわけです。 ^{65}Zn 等では、たとえば1万倍という形ですが、どういふ放射性元素と共存した場合に、むしろそれが相乗的、相加的にとりこまれているか興味のあることです。水銀では、単独の場合は非常に毒性があるにもかかわらず、セレンが入ると体内にはどんどん増加するが、毒性はむしろ緩和される。これは、亜鉛と水銀、セレン、亜鉛とカドミウム、ヒ素とセレンとか、そういうことがありますから、当然ゲルマニウムと水銀、あるいは他の核種ということがありますが、どうも私、放射性元素では単独の挙動というものについて、他方面から、いわゆるダイナミックにみたデータがあるわけですが、他の元素が共存する場合に、いったいどういふ効果があるのか、毒性ではむしろいい結果があるけれども体内には、そのままたまっていった場合には、たとえば将来、晩発性でどういふような effect を示すかということを常々疑問に思っておりまして、そういう点でいろいろすてきなデータをお持ちの方がいましたらお聞かせ願ひたい。

それから ^{239}Pu 、プルトニウムにつきましては、すでに岡林先生からお話ありまして、現状ではいわゆる inhalation による寄与率が高いという傾向のようでございますが、fa、fw の数字のとり方などに、いろいろありましようが、実際に肺の中でのプルトニウム量というもの、まあ卵巣だとか骨髄、こういったものが多かったんですが、以前、肺ではそれほど高くないで、最近はや稿集にもあるように少し高くなったわけです。年次的にみた場合に、いわゆる傾向的な影響というもの、果して無視できるのか。一般のフォールアウトの影響そのものからみますと、傾向的ということで、そういうような点につきましては、今後さらに大きな課題ではないかと思ひます。

市川 ただいまフォールアウトその他から、人体臓

器の放射能汚染についての御経験から3つほど御提案というか、問題点を指摘していただきました。最初は生殖腺のようなものに放射性物質が高いような場合があるのは、被曝の点で重要性があるので十分考慮すべき点ではないかということ。次に水銀、セレンなどの一般物質の拮抗作用および、共存物質の影響ということ。さらに、放射性物質においても、取り込みに関連して共存物質が nuclide の入り方、metabolism に影響を与えるものではないかということ。それから毒性の点。すなわち、一般金属の場合は毒性の点でもこういうこと(拮抗作用)がある。けれども放射性物質の場合は、毒性ではなくて取り込みの方で、たとえば毒性はおちても放射線は出し続けるので、その点は考えなければならぬ。それから第3に、プルトニウムの問題で、御経験から肺その他の傾向と、取り込みの問題についてのプルトニウムに関する fa のあいまいさの問題でした。

以上のことについて、何か情報なりコメントなりおもちゃだったらお願いしたいんですが。まず最初に、gonad にわりあいと高い核種がたまにみられるような場合があると伺っていますけど、その点につきましてどうでしょうか。私もヨードは、甲状腺ばかりかと思ひていましたが、gonad にもかなりいくと聞きました。metabolism の点で gonad に割とたまりやすいというような現象で、お気付きの方があつたら教えていただきたいと思ひます。

gonad

吉沢康雄(東大) これは、滝沢先生ばかりではないと思ひのですが、私はビキニの事件から放射線影響の研究を始めたのですが、我々が動物実験で体内分布を調べる際に、gonad は始めは頭にはないんですね。ところが臓器を調べてみると、どうも gonad に蓄積されるケースが多いわけですね。実は、私の学位論文はセシウムでして、論文を書きながら gonad が多いと気付いたのです。しかし、サンプルをプレパラートするときのミスではないかと、昔は思ひていました。その後いろいろ同僚や、他の方々の研究をみますと、いろいろな核種でも gonad がどうも多いというのです。私は卵巣については経験がないのですが、睪丸ではとくにそういう感じがしています。しかし、gonad、睪丸、卵巣に関する代謝の研究というのがありません。その辺が非常に困ったのですが、外国の文献に、時々あるのでどなたか解釈してほしいと思ひます。しかし、gonad が多いということは実験ミスではなくて、現実に細かい実験をやると、非常に多いわけではないのですが、考えているよりは多いという点

があります。この問題は、もう一度課題になりうると思います。そして、事実は間違いないと思いますが、その説明は今後の課題ではないでしょうか。

市川 大変おもしろいお話を、ありがとうございました。

稲葉次郎(放医研) それに関連したのですが、細かいメカニズムについては、全然知らないのですが、生殖腺に限らず、内分泌系の組織などは、思いがけない元素が非常に集りやすい傾向にあるということです。これに関して深く考えたことはないのですが、生物学的には興味のあることと思っています。

市川 動物実験などの実験報告で、具体的には何かありますか。

稲葉 最近の Health Physics 誌に、セリウムについて書いてあったと思いますが、それは、いろんな腺の線量が高いといわれているから、線量を計算したという報告です。結局は骨や、肝臓とかがクリティカルであると、よくいわれているが、そのほかの臓器で生殖腺だけとか、内分泌腺のようにとてもセリウムが蓄積されそうもないと考えられる臓器についても、線量計算がしてあるのをみました。

山口寛(放医研) gonad に対する dose の問題なんですけれども、計算のことで注目しますと、遺伝有意線量のなかに、gonad に対する平均線量ということで定義されていますが、それをよく調べてみますと、それだけでは不十分ではないかという報告を読んだことがあります。と言うのは、average の dose では粗すぎてしまう、染色体異常とか、障害と結びつけた dose の評価法は、microdosimetry 的な LET 分布と結びつけて議論しなくてはいけないのではないかと、外国でいわれだしており、average の dose で遺伝有意線量等を評価するのは問題があるという指摘があったことをお知らせします。

市川 そこでは、生物学的に意味づけされるリスクの target は、どこか提案してありませんか。

山口 それはまだ議論のあるところだとか……。余り詳しいことは忘れまして。

市川 確かにそういう面では、生物系の方が target がどこにあるかということ調べていただければ、我々のように rad までしかものを考えない側から申しますと、線量分布の問題も gonad に限らず、そういうことがたくさんあると思います。関連した事項で、藤田さんどうぞ。

藤田(原研) 稲葉さんが今おっしゃらなかったのですが、ラットに ^{137}Cs だと思いますが、これを投与して体内分布を調べた実験の論文中に testis は普通の筋肉や、全身濃度の3倍ぐらい濃縮していると

いうのがあったわけです。吉沢先生から人間の testis だと解釈したとのことですが、非常に濃度が高いということなので、私は人間とラットが似ているということをお話していただきました。許容量の方が、testis とか gonad は、maximum permissible annual dose でいえば、5レム、それから一般の筋肉などは15レムとかいう値なので、3倍濃縮の testis の方がシビアになるわけで、そういうことを考えますと critical organ は、testis がなりうる人が多いのではないかと思います。

共存物質の影響

市川 それでは2番目の共存物質の影響についてのテーマに移ります。これは、化学形態にも関連してメタボリズムでの変動や、魚類、哺乳類動物での問題も含めて、食品中の共存物質による放射性核種のとり込みが低下するとか、accelerate されるとかお話し頂きたい。まず稲葉さんいかがですか。

稲葉(放医研) 私の実験動物からのデータをもとに、いろいろな要因を考えたのですが、確かに共存物質の影響ということはあるわけです。腸管内に共存しているということから、その場に吸収の site がある必要はもちろんなくて、中にコバルトがいっぱい入っていれば、鉄との関係がくるってことは当然のことなのですが、ストロンチウムとかカルシウムの関係とか、カリとセシウムとルビシウムの関係は当然あるわけです。たとえば、セシウムとカリウムの関係なんか、人の場合だとほとんどみられないのですが、これは、カリがかなりの量入っているからで、動物実験の哺乳期間中の場合だと、実験的にカリが生理的には十分ではあるが、ぎりぎり最小限の量しか入れていない場合の条件下では、カリの代謝にセシウムが非常にまきこまれてきます。このような場合セシウムとカリの割合が、メタボリックの面ではほとんど1に等しくなってきます。通常カリは大量にあるので、セシウムはセシウム独自の生物学的半減期とか、turnover rate とかを持ってきます。しかし、それが人の場合ですとカリの欠乏食を長期的に与えるなんていうのは絶対にできません。とくに、カリは食品中から除去することは現実にはできない。そういうことがあるので、人間の場合は栄養状態からは、考えられませんが、極限的にはあられわれないことではあっても非常に影響をおよぼしているようなことはあるかと思います。

市川(放医研) 今の話はラットで、生まれたての赤ちゃんに母乳からセシウム-137を飲ませたときに、母乳中のカリの量が、生理的に個体保存には十分でも、セシウムの挙動をまきこむほどには十分でない。

そういう意味で、まだ哺乳児の場合のセシウムの特徴的な挙動を解析するのに、経験されたカリとセシウムとの相互関係の関連だというように思います。最後に吉沢先生のコメントをいただきたいと思います。

提案・主張・反省

吉沢（東大） 2日間のゼミに参加しての感想を3つ申しあげます。第1は提案、第2は主張で、第3は私の反省です。

第1の提案は、このセミナーを2日間聞いていました。環境問題の中でヒト以外の動物についての測定の意義を再度見直す必要があるのではないかということです。窮極の目的は、ヒトへの影響ですが、内部被曝や生物に関する情報は、どちらかという分散した discontinuous なヒトに関する、数少ない情報だと思えます。他方はヒトに関する問題と直接関連のない動物実験の結果だと思えます。その中には直接関連を意識したものもありますが、多くのものが直接関連、やや間接関連というような傾向です。

しかし、この2つを今後いくら伸ばしても、人間に対する必要情報の解析にはいたらないだろうと思えます。そこで人間と比較的接近して生息する動物の体内の放射能測定をやったらどうかという考え方であります。たとえば、天然放射性物質のレベルの高いところの、ヒトに対する影響を調べるために、その地域の家ネズミの染色体検査をしたということです。一つの発想だと思えます。そこで、たとえばヒトと一緒に生活をともにする犬でも、奈良の鹿なども着目点かと思えます。今日は、私はこれを環境動物といいかえますが、この環境動物の研究の必要性があると思えます。ネズミは小さすぎるので、比較的大きい動物が必要でしょう。

今後我々が手にする情報は、まず環境の測定データが第一。そして、本日私の提案の環境動物のデータです。また同時に、入手可能なヒトに関するデータ。そして、環境動物データと、ヒトとの違いのファクターを求めること。この4つを適当にからみあわせることによって、ヒトについての評価をするというこの方法を、私の思いつきなんですが、提案したいと思えます。

第2は、主張なんですが、内部被曝に関する動物実験、動物研究というものの1つの生物実験は、比較的设备投資を必要とします。これは比較的運営経費を要するものだろうと思えます。このことを、やはりみんなが理解する必要があります。いいかえれば、内部被曝に関する動物実験は、生物実験の中では設備投資型の研究であるということを理解しなければいけないと思えます。私は工学関係にも関係しておりますが、これに比べれば、生物系の研究の設備投資は、たかが知れ

ている程度のものでらうと思えます。桁数が違います。その中でも、従来の生物系の方の使うお金の使いぶりと同じ考え方で、お金を出していたのでは何もでてこない。もう一度、生物学者を含めて関係者が十分に認識する必要があるというのが私の主張です。

第3は反省ですが、常々私が学生、大学院生を指導する際言うことは、すべての研究にとって必ず前提となるものは、仮説の設定であるということです。実験の仮説を設定せよということです。そしてその設定を否定するか、肯定するか、これが実験の本筋である。従って、実験仮説のともなわない研究は、研究ではないというのが私の主張点であり、これが私の指導方針であるわけです。研究調査を違う視点からながめます。そうしますと、研究とか調査には、目的意識を明確にして行う研究調査もございまして、またもう一つ、目的意識をしないで意識しない研究もあると思えます。しかし、目的意識を意識しなくても、この場合には、研究には実験仮説がともなわなければいけないわけです。実験仮説はどこからでてくるかといいますと、過去の知見の集積によって仮説が設定される場合もあり、研究者自身の経験にもとづく設定もあり、びらめきによる頭に描かれた仮説もありますでしょう。いずれにしても、これが前提であります。

さて、もとにもどりますけれど、目的意識の明確さにおいて、研究を2つに区分したいと思うのですが、この目的意識の目的とは、ある意味で何らかの要請、needs にもとづいて設定されたものだと思うのです。とくにこれが社会的要請にもとづいた場合は、はっきりした目的研究になります。

このように目的を意識して研究をする。ただこれだけでは、学問の進歩はないと思えますから、国全体の中で目的意識を設定してそれにつき進む研究と同時に、自由な研究があって、両方の適当なバランスがとられてこそ、学問は進歩すると思えますが、ただ、自分が現在行っているか、これから行おうとする研究がどちらであるかということを明確に意識することが、私は科学者の責任であるかと思えます。そういう意味で、このことをはっきり区別させて、今後は研究する必要があるかと思えます。とくに普通の学会の場合などと違ひまして、こういう所で行う、ある程度の社会的問題を取りあげる研究においては、目的意識をどう設定するか、どの程度意識するかということによって、それぞれ討論する側、答える側の違いが生じてくる場合があります。この辺のところは、これからは自分の研究はどの程度の目的意識をもって、何が前提条件であるか、仮説であるかということ述べる、そう

いう態度でこれからのぞみませんと、たくさんの研究が適当にからみあった実績がえられないのではないかという、こういう反省をいただいております。

実は最後に、この、実験をする場合に仮説をたてるというのは、私が作ったコースではありませんで、実はインターンのときに、有名な少数例の推計学の種をまかれました、横山元三郎先生に2か年間たっぶり当時の少数例取扱いの実験計画法という講義を受けたわけです。そのときに増山先生が我々に、必ず実験仮説をたてると、非常にうるさくいわれたわけです。そのことが、卒業してから20何年間、なおかつ頭にこびりついておりますし、いまになって果たして、自分たちがやったかどうかはわからないのですが、若い連中には必ず実験仮説をたてる、お前のやる実験の仮説は何だということを聞くようにしています。これは大学に身をおき教職にある我々と、まあそういうところじゃない所とは若干違うかと思いますが、一つの反省としてお話し申しあげました。

市川(放医研) 提案と主張と反省と、この3つを明解にわけて御説明いただきまして、とくに2番目の主張に関しましては、我々体内被曝の研究にたずさわるものとしては、時宜を得た御発言でまことに結構でした。

第1番目の、人間に接近して生活している人以外の動物についての測定を行って、そのデータをとると非常に役に立つのではないかということと、またそれをうまく役立てる方法について御提案をいただいたわけです。それから第3番目はその仮説を認識せよと、目的意識のあるものも、ないものもあるのでしょうけれど、非常に強い場合には、社会的 needs を認識して、自己認識があった上で仮説を立てて、研究の計画を立てるべきであると、まあこの提案と反省についてはいろいろお考えになること、御意見があらうかと思しますので、最初の人以外の動物と、あとの方と、御意見をいただきたいと思いますがいかがでしょうか。

確かに、人以外の、人と一緒に生活している動物からのデータというのは、effect の方をみる場合には、その方が従来はよくやられたように思っております。で、ここで問題にしておるのは体内汚染というような研究の場において、人以外の動物を利用したらデータがとれないかということなのですが、御経験なり情報を、お話しただけませんか。

野生動物

田中(放医研) いま原子力委員会環境放射能分科会(低線量)で畜産試験場の方が野生動物の野鳥について調査をやってみたいという案を出されました。すでに公害物質の汚染調査に利用されていますが、それと

同じ手法を放射性物質の分野でも応用し、放射能の環境汚染問題へのアプローチに適用する計画ではないかと思えます。

市川 今までも、核実験の放射能調査が重要であったころ、人体以外のデータが年毎にとらえたものがあります。食品とか、牛、馬の骨というものが測定されました。しかし、あのデータは環境そのものの変動を測定するには使えたのですが、人体とは違いますので、人体を評価する場合に使います材料としては、あまり強力ではなかったように私は覚えております。

それから、私自身が昔やりました鹿の角の放射能調査を20年位前でしょいか、ストロンチウムが降り始めた頃ですが、環境レベルの index として使いました。鹿の角は1年に1本落ちるものですから、各年度の変動をみる事ができて、たしか奈良の春日神社や上野公園など鹿を飼っておりますが、しかも核実験以前から長年にわたり角が保存してありましたし、鹿の個体と角の由来が分るようになっておりますので、ずっと分析してたどりますと、鹿の環境レベルのストロンチウムの index、しかも過去へさかのぼっての値を知ることができたという意味では使えたのです。人体の体内被曝への情報を判断するのに使える情報というのは、あまり過去では聞いたことがないのですけれども、実際にそういう事柄で、この問題を解決できそうなお気持ちをお持ちでしょうか、吉沢先生。

吉沢(東大) まだとくに思いつきませんが、ここできわめて次元の低い話になりますが、私の家に犬がおりまして、まったく人間と同じように生活しております。食べものも私どもとそう変わらないですね。これが接近している、そして家の犬が死んだらやってみようかなと思っただけです。ただ小動物では具合が悪い、分析可能な量が得られないと思うのです。たとえば農家で飼っている牛などとか、牧草を食べるのではっきり食物が違う点が分析評価の仕方に問題が残るかもしれないと思っているわけです。

ただ、動物実験じゃ困ると思ったわけで、いま田中さんがおっしゃった野生動物というのは、中間にあると思います。動物実験と私の言う人間に近接しているものの中間ぐらいですから、かなり意味があるんだろうと思います。環境データとからみ合せてやりますなら、

そんなふうな地味な研究をおまえがやるかと言われると、そういう技術をもっておりませんので、やる気がないというのが正直な気持ちですが、そういう着目点は面白い。これを突破口として、研究を進めたらどうかと思います。

市川(放医研) それでちょっと思いだしたのです

が、野生動物の研究は、日本よりもアメリカで非常によくやられております。

これは多少実験的ですが、本当の実験でないというのは、人間側のコントロールできる条件を設定して、データをとるという場合には、実験室や研究所での実験動物でよいのですが、我々が再現できるような自然環境での条件による結果を得たいという場合に、野生動物を使うと、我々が実現できない社会的条件を野生動物で実現している。野生動物でも人間と同じように社会生活を営んでおりますから、例えば、広い家に住んでいる人と狭い家に住んでいる人、あるいは金持と貧乏人とか、あるいは食糧が豊富な条件下で育てている野生動物と貧困な環境下で育てている動物とか、社会的な条件を人間に類似させてデータをとるという場合には、野生動物でそういうことに成功しています。

アメリカでの野ねずみとか野うさぎとかそういったものを、個々というより集団でのデータをとって、それによって社会的条件によるメタボリズムの相違、放射性核種の体内蓄積、retentionの相違、半減期の相違などに着目してやっているような実験がありますので、いまおっしゃったような動物実験と、家の中で同居している犬のデータと、ちょうど中間になるのではないかと思います。

田中（放医研）二つに分けて申し上げます。一つは、家畜衛生試験場が牛の骨と馬の骨について、 ^{90}Sr の放射能調査を長年継続して行っておられます。私自身の考えでは、家畜自体の ^{90}Sr による汚染のレベルと、私どもの行っている人骨中の ^{90}Sr レベルとの比較の意味で重要であると思っております。結果的には、傾向という点では類似しておりますが、相関という意味で利用され得るような関係にはありません。将来は他の分野のこれ迄の貴重なデータを含め、充分利用するような方法を考えねばいけないだろうと反省しています。

もう一つは、吉沢先生の全般にわたるご意見で触れられた点と、私が昨日話したことの取りまとめです。人体関係の研究は確かにやりにくいのですが、市川先生も触れられたように、一般的に他のものから類推したのでは十分な目的が得られず、しかも、実験可能なものはやはり人体からデータを得なければならぬのではないかと思います。しかし、このような機会に、吉沢先生の述べられた提案の要点につきましては、考慮しつつ私どもの所長がよく主張される「社会に還元できるような成果のあがる研究」ということで、おし進めたいと思っております。私の研究テーマに対する結論としましては、過去のデータを十分活用しつつ、

ある期間中にかぎり、完全なものでなくても結果をなし、成果を問うということだと思います。

本日の皆さん方からのご意見、ご批判に対しましては、今後の実験計画にも反映させて、この種の研究目的を達成させたいと思っております。貴重なお話をいただき、ありがとうございました。

市川（放医研）いろいろご討論をいただきありがとうございました。時間がまいりましたので、これで総合討論をうちきらせていただきます。

閉会の辞

熊取敏之（放医研）本日は皆様方には御多忙中のところを、当環境セミナーに参加いただきありがとうございました。また、御講演、座長の役目、あるいは討論をしていただきました諸先生方には深く感謝いたします。

この環境問題というのは、ここ数年来、いろいろな方面で問題になってきております。またとくに、フォーラムから出発しました問題が最近の原子力の開発というようなことに、直接、密接な関係をもつような問題になってきております。こういう問題は、一つのボーダーラインを出すものではないかと私はいつも思うのですが。さらに、ボーダーラインの学問になりますと、うっかりすると学問的に甘い結果になりかねないようなことがあります。やはり、このボーダーラインの問題を進展させていきますためには、各方面の方々の協力と、それからすぐれた成果をあげることが、重要な条件になってくるのではないかと考えております。

そういう意味で、今日のこのセミナーは、本研究所にとりましても関係者の皆様方にとりましても、有効な集りであったかと思えます。放医研も来年は創立20周年を迎えますし、環境研究に関しましては、那珂湊の支所が完成し、内部被曝の問題に関しましては4名の定員増が認められました。今日の皆様方のご意見を十分参考にさせていただき、この方面の研究を進展させていただきたい所存であります。ありがとうございました。

（文責 編集部）