

総	説
---	---

人 体 に お け る ^{137}Cs

内 山 正 史*¹

(1978年 4 月27日受理)

^{137}Cs in the Human Body

Masafumi UCHIYAMA*¹

Body burden of ^{137}Cs has changed with time relating to its amount in the environment. Therefore, in order to estimate the radiation dose due to internally deposited ^{137}Cs originating from nuclear tests, it is important to understand both its metabolism in man and its behavior in his environment.

This short report summarizes the change of level in body burden and dose commitment of ^{137}Cs originating from fall-out in the section 1. In the section 2, two categories of people with relatively higher body burden of or exposed to relatively huge internal radiation dose from ^{137}Cs , are explained. One of them is the population living in or near the arctic regions and eating caribou or reindeer meat. This is a good example to understand that body burden of ^{137}Cs deeply relates to ^{137}Cs in the ecosystems around the people. The other is bottle-fed babies which should be taken as the critical group in Japan for the radiation dose from internally deposited ^{137}Cs due to fall-out. The differences of body burden in the sexes and in the ages are in the section 3.

Biological half-life is one of the most critical parameters relevant to the dose from internally deposited radionuclides. Therefore, some possible factors like the differences in the sex, age or temperature, limiting the length of ^{137}Cs biological half-life, are fairly precisely discussed in the section 4. The biological half-life in average for Japanese is compared to those reported from another countries.

The section 5 contains the estimation method of ^{137}Cs body burden following continuous ingestion of ^{137}Cs . An increase ratio method and a method by compartmental model are introduced.

Some examples of occupational accident due to ^{137}Cs which were inhaled or ingested are indicated in the section 6.

From the standpoint of radiation protection against internally deposited radioactive cesium, some methods to enhance the excretion of the nuclide from body, are explained in the last section.

KEY WORDS: cesium-137, human body, body burden, environment, estimation, radiation dose, fall-out, level, dose commitment, bottle-fed babies, biological half-life, Japanese, occupational accident, excretion.

*¹ 放射線医学総合研究所環境衛生研究部; 千葉市穴川 4-9-1 (〒280)
Division of Environmental Hygiene, National Institute of Radiological Sciences; 9-1, Anagawa 4-chome, Chiba-shi, Chiba-ken.

1945年7月に米国アラモゴードで最初の原子爆弾が実験された。それ以後大気中でおこなわれた核実験によって、ウランおよび超ウラン元素の核分裂で生じた ^{137}Cs はフォールアウトとなって世界的な規模で人類の環境を

汚染している。

1962年末に大気中核実験停止モラトリアムが発効するにいたって、 ^{137}Cs による汚染の速度は急激に減少した。現在フォールアウトとして恒常的に認められる ^{137}Cs は、主として1962年末までに放出されたものである。

一方原子力の発電への利用が進むにつれて核分裂生成率が比較的大きく、かつ α 核種を除くと長半減期をもつことで、 ^{137}Cs はその処理処分を通じて一般ならびに職業環境を汚染する核種として注目されている。このような時期に ^{137}Cs の人体存在量（体内量と称する）の変遷を概観し、 ^{137}Cs の蓄積の機構を食物連鎖と人体内代謝の両面から考察することで、フォールアウト中のこの核種から受ける線量予測を把握しておくことは、環境放射線による人類の受ける影響を考える上で、有意義かつ時宜を得ていると思われる。

I ^{137}Cs 体内量の変遷と内部被曝線量予測

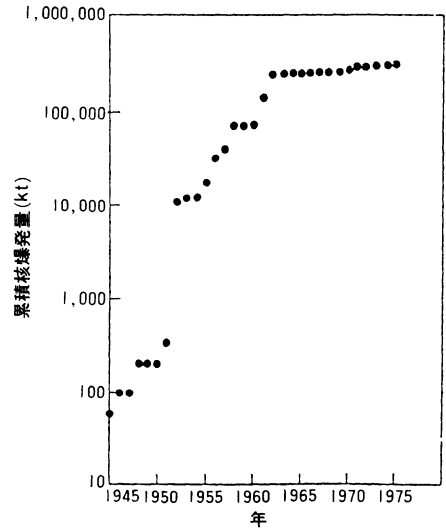
人体内の ^{137}Cs の存在が最初に発見されたのは、米国オークリッジ国立研究所でホールボディカウンタを用いて全身カリウム量を計測していた1955年のことであった。

その γ 線スペクトルには ^{40}K 以外に 660 KeV に光電ピークが出現し、MILLER と MARINELLI によって、これが ^{137}Cs によるものであることが同定された。この ^{137}Cs は尿の放射化学分析によっても確認されて、その体内中の存在は疑問の余地のないところとなった¹⁾。すでに HAMILTON により Cs の生物学的半減期は比較的小さいことが明かにされていた²⁾ので、食物連鎖上、人に近い順位に直接の汚染源の存在が推定され調査がおこなわれた。この時点で食肉やミルクの汚染は認められるが、飲料水および海産生物（ホタテガイ）はいまだ汚染されていないことが判明した¹⁾。

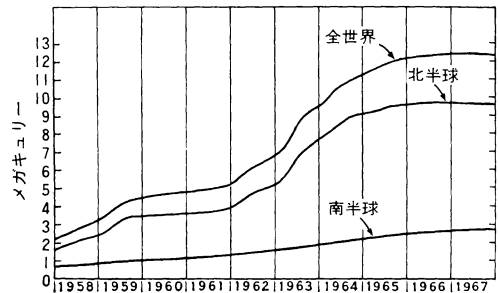
その後1950年代にイギリス、西独、スウェーデンなどで体内量の計測が開始され1960年代に入ってホールボディカウンタの普及はいちじるしく、1977年時点で 20 カ国の体内量が国連科学委員会報告に収録されている³⁾。

人体に検出される ^{137}Cs は、一般に主として食品を介して蓄積したものである。したがって放射生態的な観点から、核爆発で環境に放出された ^{137}Cs の集積量ないしは、核分裂による ^{137}Cs 生成率はほぼ一定しているので、 ^{137}Cs の集積量は爆発量の積分で近似できることで爆発の集積量、地表降下量および食品中濃度の連鎖の終点に、体内量は位置づけられる。

第1図に累積爆発量⁴⁾、第2図に累積地上蓄積量⁵⁾を示した。後者が累積爆発量に依存していることが明確に



第1図 核爆発量



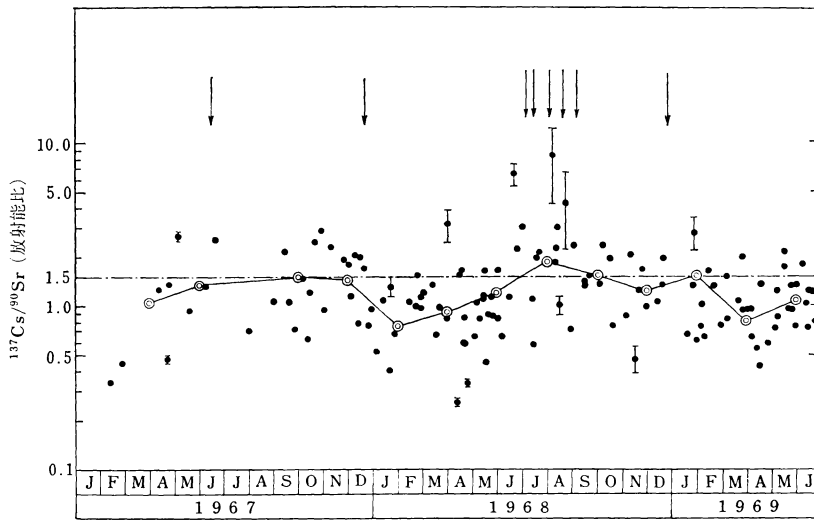
第2図 ^{90}Sr の累積降下量

示されている。第2図は ^{90}Sr の地上蓄積量であるが第3図⁶⁾に示すように ^{90}Sr と ^{137}Cs の経年的な地上蓄積の形は、共通している。

第4図は米国で測定された ^{137}Cs の年間降下量、食品中濃度および人体中濃度の経年変化である⁷⁾。降下量の最大値の出現に6~12カ月遅れて食品中濃度が最大となり、さらに4から5カ月遅れて体内量は最大値を示すこと、および ^{137}Cs 濃度は食品から人へ3倍に増加していることが読みとれる。

体内量の表現として、放射エネルギーあるいは体重で除して得た放射能濃度の他に、全身カリウム量で放射エネルギーを除いた濃度、カリウム 1g 当りの ^{137}Cs のピコキュリー数、すなわちセシウムユニット (CU と称する) があるが、これは食物連鎖を介する ^{137}Cs の濃縮を理解する上で簡便であるという便宜上の理由で多用されている。

全身カリウム量は人種間でかなりの差異が認められ

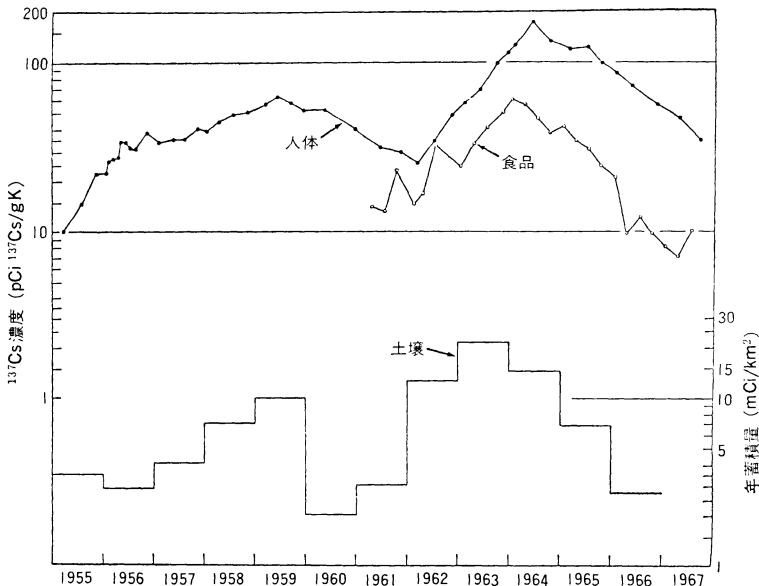


第3図 雨水中の $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ 比の変動 (1967年~1969年, ファイエットビル, アーカンサス州)

●, 雨または雪の個々の試料に関するデータ

○, $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ 比の2カ月平均値

縦軸 1.5 は ^{137}Cs と ^{90}Sr の生成比を示す。図中の ↓ は大気中核実験の実施を示す。

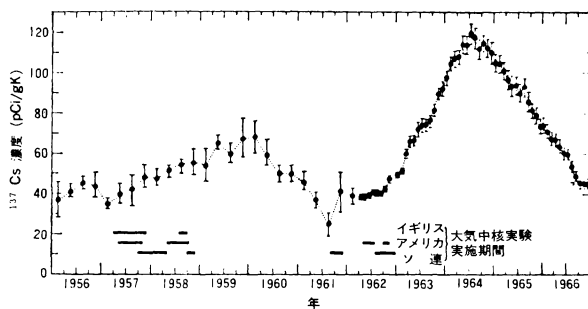


第4図

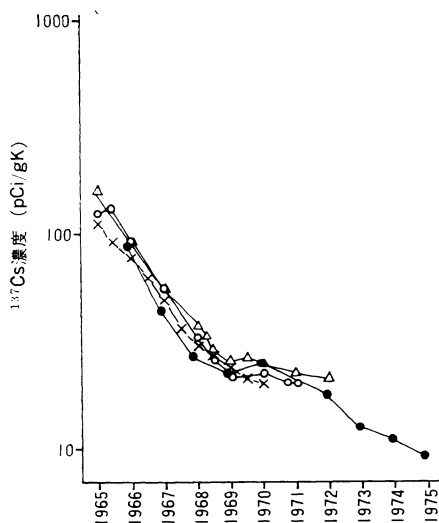
る⁸⁾ので、CU による体内濃度の比較は体内量の比較を必ずしも意味するものではない。しかし同一人種で同一年齢構成の集団では全身カリウム量は一定と考えてよい

ので、このような条件で観察された CU 表示の体内濃度の変遷は体内量の変遷と等価と考えてよい。

米国の体内濃度の変遷を第5図に示した。1966年まで



(a)



(b)

第5図 (a) ニューメキシコにおける全身 ^{137}Cs 濃度 (1956年1月~1966年12月)

(b) 全身 ^{137}Cs 濃度の比較 (1965年~1975年)

●, Lewis; ×, MacDonald; △, Shukla; ○, Gustafson

はオークリッジ国立研究所がニューメキシコで得たデータであり⁹⁾, 1967年以降はシンシナチで得たシンシナチ病院およびシンシナチ医大によるデータである¹⁰⁾。

1960年と1964年に顕著なピークがありそれぞれ70と120 CUである。これは男女同数の被検者についての測定値である。GUSTAFSONとMILLERによると、米国における体内量には地域差が認められるが、最小値は最大値の1/2であり、米国の平均値について最大値は1964年に出現し140 CUであった⁷⁾。

日本人の体内量を最初に測定したのは前述のオークリッジ国立研究所であった。この時期に世界各国から同研究所を来訪した人を測定して得られた体内量、およびや

や遅れて同様な測定をおこなったロスアラモス研究所の結果は、日本人の全身カリウム量は相対的に少ないにもかかわらずCUであらわした ^{137}Cs 濃度も低い、換言すれば相対的に少ない日本人の体内量を示している¹¹⁾。この報告に含まれる被検者数は米国以外の国では数名ずつであるので、 ^{137}Cs 濃度の人種差を比較するのは困難であるが、このとき観察された傾向はその後の多数例が蓄積されて見出された傾向と一致していた。

日本では1962年に日本原子力研究所で初めて体内量の測定がおこなわれた¹²⁾。やや遅れて放射線医学総合研究所と東京大学にホールボディカウンタが設置されて日本人の体内量に関する多様な研究が行なわれてきた^{13,14)}。

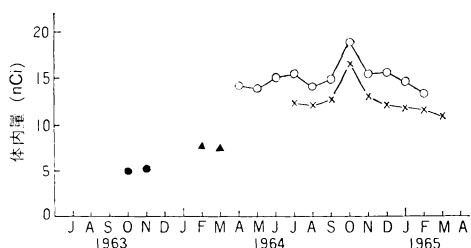
第6図に通常の研究活動に従事している成人男子集団について測定した体内量の変遷を示した。また1964年以前のデータを第7図に示した¹³⁾。日本におけるこの体内量の変遷は第5図に示した米国の結果と類似している。すなわち1964年に体内量の最大値 16 nCi、あるいは 120 pCi/gK に達し、1966年まで減少をつづけ、その後減少速度は小さくなったが基調はなお減少傾向にある¹⁵⁻¹⁷⁾。

1964年10月に中国が第1回核爆発実験をおこない、その後ひきつづいておこなっている大気圏内核実験によって、日本はその局地的なフォールアウトを受けている。体内量が低水準にあるので微量の ^{137}Cs の新たな負荷が測定値に鋭敏に反映される。および NaI 型検出器あるいは有機シンチレータ型検出器では、核実験時に放出される ^{137}Cs に近接する γ 線エネルギーをもつ核種を識別して定量することが不可能であることで ^{137}Cs が過大評価になることが、核実験の体内量測定値に対する直接の影響である。

フォールアウトの現在の傾向が継続することと、 ^{137}Cs の全身均一分布を仮定して、フォールアウトによる ^{137}Cs が体内に蓄積することで受ける成人男子の全身内部被曝線量を計算すると、放医研の例では 15 mrad の線量預託となり、 ^{40}K から受ける全身内部被曝線量の1年分である 19.2 mrad より若干少ない^{8,17)}。

この線量預託を外国の例と比較してみる。GUSTAFSON と MILLER は1953年から1967年末までの米国人の全身内部被曝線量を 15.2 mrad、70年後までのそれを 17.5 mrad と推定している⁷⁾。GODFREY と VENNART は1958年から1967年までの体内量計測からイギリスの成人女子は 10 mrad、男子はその 50% 増の線量預託を推定している¹⁸⁾。

^{137}Cs は γ 線も放出するので環境に存在すると外部被曝線源となる。その被曝線量は比較的大きく、1969年国連科学委員会報告によると北半球温暖地域では外部被曝



第7図 日本の成人男子の体内量(1963年~1965年)オリジナルに記載されていた女子および 20 歳未満の被検者のデータは削除してある。
○, 22~47 歳; ×, 26~35 歳; ▲, 61~86 歳 (1963年11月), 63~88 歳 (1964年2月); ●, 28~42 歳 (1963年10月), 27~58 歳 (1963年11月)

線量預託が内部被曝線量預託の 1.7 倍強である⁵⁾。

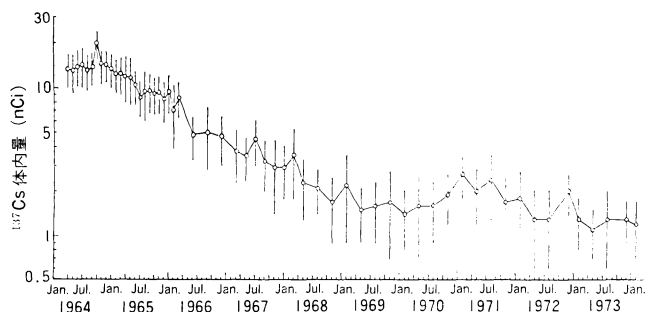
II 特異的に大きい体内量を有する集団

1. 極地方居住者の集団

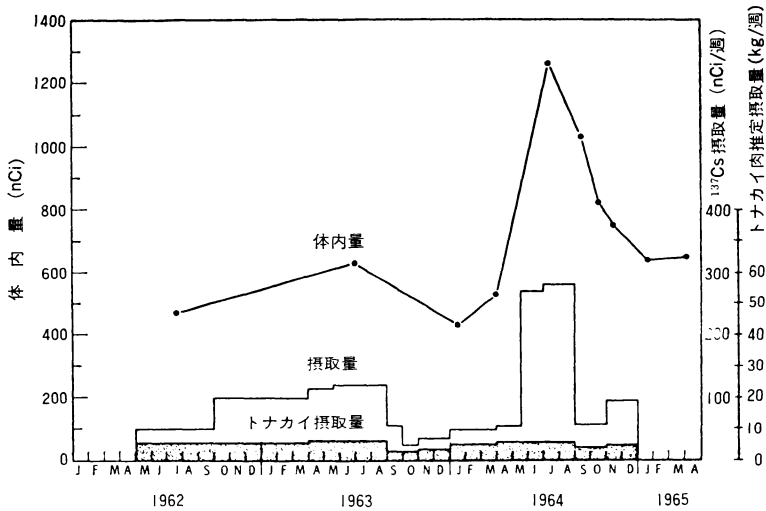
特異な食生活様式をもつ集団では特定の放射性物質を異常に多量に摂取して、高い体内濃度を示す場合のあることが知られている。 ^{137}Cs に関してはトナカイ肉を大量に消費する極ないし亜極地帯に居住するラップ族およびエスキモーが異常に高い体内量をもつ。

極地方に分布して成長がきわめて遅く、表面積が大きい地衣類はフォールアウトを多量に蓄積するが、トナカイは冬季の全餌料の 90% をこれに仰いでいる (夏季には 5~10%)。トナカイ肉を摂取するラップ人ではその体内量の約 70~90% はトナカイ肉を介して蓄積されたものである¹⁹⁾。

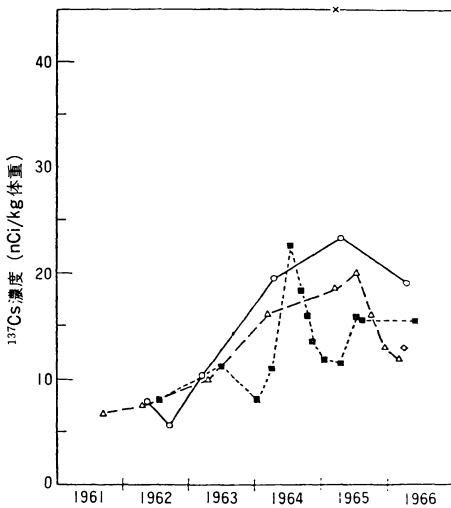
1961年は体内量の極小期であったが、このときのラップ人とその放射生態系の ^{137}Cs の量をやや南部に分布してトナカイ肉は常食としないスウェーデン人のものと比較



第6図 日本の成人男子の体内量 (1964年~1974年)



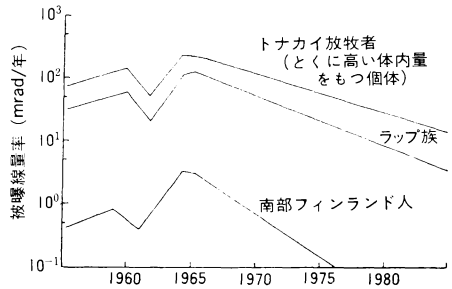
第8図 ^{137}Cs の体内量, 摂取量およびトナカイ肉摂取量の季節変化
アラスカ, アナクチュブク峠居住の 26 名についての測定



第9図 極北地帯居住者の ^{137}Cs 体内濃度 (1961年~1966年)

他の地方における最大体内量は 20~30 nCi であったのと比較すると極北地帯居住者の ^{137}Cs 濃度は著しく高い。

すると, ラップ人は 196 から 361 nCi, スウェーデン人は 5.9 nCi であり, トナカイ肉は 28 nCi/kg, 牛肉は 0.1 nCi/kg, 地衣類は 10 から 30 nCi/kg であった²⁰⁾。また体内量は摂取するトナカイ肉の生産された時期 (冬の肉は夏の肉よりも約 5 倍高濃度に ^{137}Cs を含む) と摂取量に大きく影響され, 晩春から初夏に最大になり, 秋季



第10図 ^{137}Cs による全身内部被曝線量の比較 (1955年~1985年)

に最小になる²¹⁾。

エスキモーについてもこれらの生態系と体内量の関連はラップ人の場合と共通しておりアラスカエスキモーでは第8図に示す観察がおこなわれている²²⁾。

第9図に示したように極付近に分布するこれらの民族はいずれも相対的にきわめて高い体内量をもつ集団である²³⁾。その全身内部被曝線量率は1962年時点で成人男子で 151 mrad, 女子で 102 mrad²¹⁾ であり, フィンランドのラップ族では1970年に約 60 mrad, 1955年から1985年の 30 年間に 1,000 mrad で南部フィンランド人の 25 mrad の 40 倍に達すると推定されている¹⁹⁾。第10図にフィンランドにおける食習慣の異なる2集団ととくに大きい体内量をもつ男子のトナカイ放牧者について内部被曝線量の関係を示した¹⁹⁾。⁴⁰K からの全身内部被曝線量率の代表値が 17 mrad/年²⁾であることを想起すれ

ば、これらの民族の ¹³⁷Cs から受けている全身内部被曝線量が莫大であることが理解できよう。しかし全人口が少ないので人類集団に対する放射線の遺伝的影響の点ではこれらの民族の集団線量は無視し得るのである³⁾。

2. 乳児

発育段階にあるので生理的に特異な栄養摂取形態をとる集団として新生児および乳児がある。この期間はミルクによって主として栄養されるので他の食品を介する栄養摂取は相対的に少ない。

¹³⁷Cs の食品別濃度はその降下率の影響をうける。牛乳中の濃度と降下率の相関はいちじるしく高い。

食品を介して摂取された ¹³⁷Cs の母乳への分泌率は、BENGTSOON らによると約 5% である²⁴⁾が、ÅARKROG は摂取後1週間までに約 7%、2週間までに約 10% の ¹³⁷Cs の母乳への分泌を観察しており、乳牛について1回投与をおこなって得られた約 10% と一致する数値である²⁵⁾。

母乳栄養児と人工栄養児の体内量を測定して、1963年から1964年にかけて食品中の ¹³⁷Cs が最大に達した時期では人工栄養児の ¹³⁷Cs 体内濃度は母乳栄養児の2から3倍である。そして体内濃度は母親よりも母乳栄養児は相対的に低く、人工栄養児では高い傾向のあることをRUNDO は報告している (第1表)²⁶⁾。

一方 GODFREY と VENNART は1964年から1965年に生れた母乳栄養児の全身内部被曝線量が約3ヵ月児で1.5~2.4 mrad/年¹⁸⁾で、WILSON と SPIERS が同時期に人工栄養児を測定して得た内部被曝線量である新生児期に1 mrad/年、6ヵ月児で2 mrad/年²⁷⁾を若干上まわると報告している。

このようにフォールアウト・レートの異なる時期には、逆転する結果が得られているので、母乳と牛乳のいずれが乳児の内部被曝線量により大きく寄与するかについてはいまだ結論は出ていない。

乳製品の摂取量が多い国における ¹³⁷Cs による内部被曝線量の乳児と成人の関係とは大いに異なる結果が日本では得られている。すなわち日本では人工栄養児が受ける全身内部被曝線量は成人の線量を常に凌駕してきた。

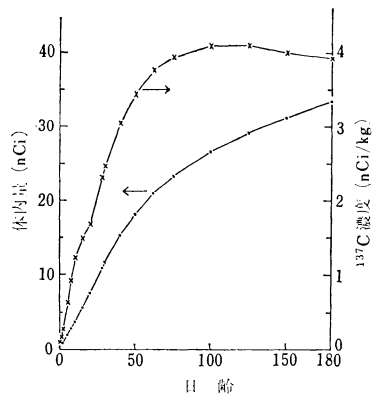
飯沼らは人工栄養児の体内量を測定し第11図に示す結果を得た²⁸⁾。1965年における ¹³⁷Cs 濃度の高い北海道の生乳を摂取した乳児の内部被曝線量は最高値で成人の約9倍に達すると推定された (第12図)²⁹⁾。

人工栄養児の高い被曝線量を受ける原因は ¹³⁷Cs の含有濃度が成人の摂取する食品中の平均濃度よりいちじるしく高く、かつ摂取重量が体重に比較して多いことから相対的に多量の ¹³⁷Cs を1日に摂取することにある。

第1表 ミルクの種類により観察された乳児全身 ¹³⁷Cs 濃度の差異

被検者	¹³⁷ Cs 濃度 (pCi/kg)			
	年齢 (日)	乳児	母親	ミルクの種類
Em	57	120	170	H
	95	140	210	H
	137	159	205	H
	174	172	225	H
Cl	153	188	210	H
	H	75	124	270
P	92	132	275	H
	76	191	200	H
	140	422	230	D
N	170	450	—	D
	203	386	—	D
	56	194	210	H
Ev	105	285	240	F
	148	231	—	F
	57	468	—	E
	96	448	—	E

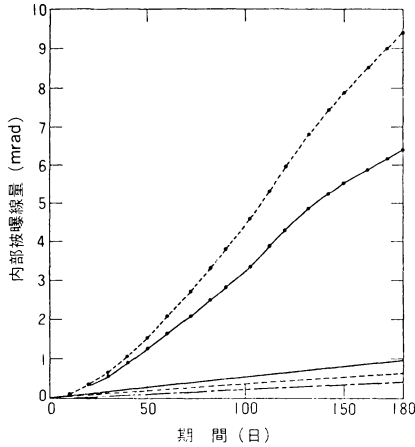
H, 母乳; D, 粉乳; F, 生乳; E, 濃縮乳



第11図 成長に伴う人工栄養児の体内量と ¹³⁷Cs 濃度の変化

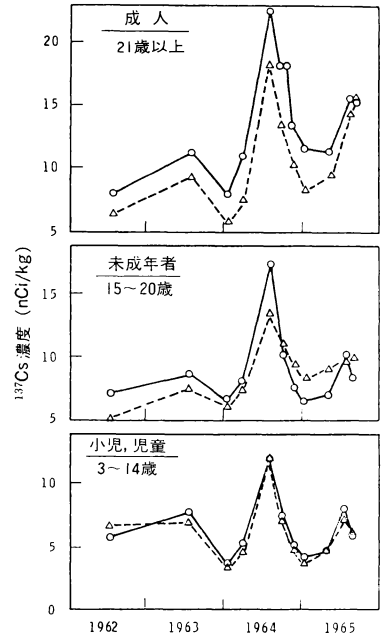
母体の ¹³⁷Cs 濃度を約 100 pCi/kg、粉乳の ¹³⁷Cs 濃度を 10 pCi/g と推定し、乳児の生物学的半減期は 25 日を用いた。

すなわち、第6図に示したように成人男子の体内量は最近 1~2 nCi で一定しており、コンパートメントモデルによる解析からその ¹³⁷Cs 摂取量は 10 pCi/日 程度であると推定される。一方、育児用粉乳中の ¹³⁷Cs 濃度の

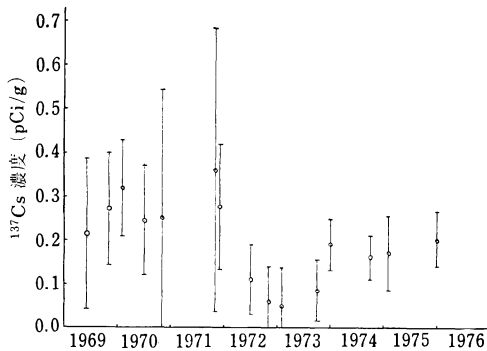


第12図 乳児、小児および成人の間の¹³⁷Csによる全身内部被曝線量の比較

1965年の北海道居住者を想定した。
 --●--, 生物学的半減期25日(人工栄養児); —●—, 生物学的半減期15日(人工栄養児); —, 成人男子; ……., 成人女子; ———, 小児(5~6歳)と母乳栄養児



第14図 全身¹³⁷Cs濃度の年齢別に見た性差
 ○, 男子; △, 女子 (アチクチュブク峠居住者)



第13図 粉乳中の¹³⁷Cs濃度(1969年~1976年, 千葉, 東京地区)

経時変化を第13図に示したが、最近では0.1~0.2 pCi/gである。粉乳摂取量は完全人工栄養児の6ヵ月時点で125g程度であるから13から25 pCi/日の¹³⁷Cs摂取量と推定される。その体重当りの摂取量は人工栄養児は成人男子の13から25倍であるので、後述するように生物学的半減期は乳児でははるかに短いにもかかわらず現在のその全身内部被曝線量は成人男子の2から3倍に相当する0.2から0.3 mrad/年であると推定される。

同一構成の食品を摂取できる年齢層では成人男子が

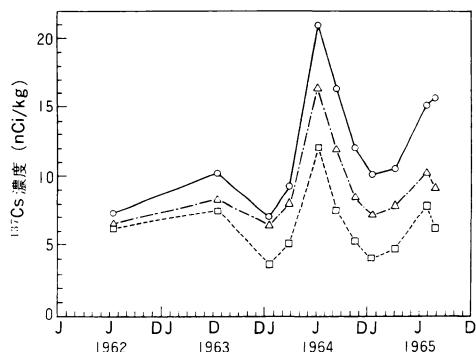
¹³⁷Csに関し最大濃度をもつ²⁹⁾。したがって日本における¹³⁷Csの内部被曝に関する決定グループは人工栄養児であると考えられる。

III 体内量の性差と年齢差

連続摂取下においても体内量の性差(成人男子は女子より約30%大)が認められる^{7,14)}。第14図に典型的な例を示した²²⁾。年齢が低くなると性差は減少し14歳以下では認められない。第15図に体内量の年齢差の存在を示した。最高値の出現時期は年齢層間で一致している²²⁾。

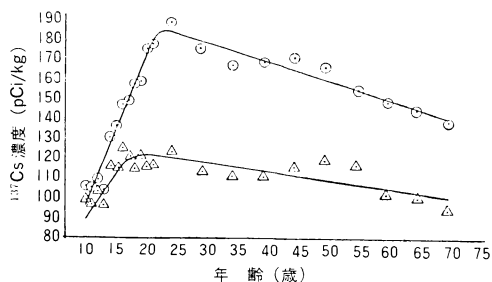
ONSTEADらはさらに広範囲にわたる年齢で性差が認められ、また年齢差もあることを、1958年から1961年の体内量計測によって見出している(第16図)。男子の最大値は25歳に出現し、その後0.5%/年で減少している。女子の最大値はより若齢で出現し、年減少率はより小さい。CUに関する年齢依存は男子では25歳、女子では20歳前に消滅する³⁰⁾。これはこの年齢層において、¹³⁷CsとKの加齢に伴う体内量ないし全身量の減少率が同一であることを示唆している。

一方SCOTTは1968年に米国で約20,000の体内量と全身カリウム量の計測をおこない、¹³⁷Csに関しては20歳から59歳の範囲で0.03%/年、カリウムでは0.75%/



第 15 図 経年変化に観察された ^{137}Cs 全身濃度の年齢差

アラスカ、アナクチュック峠居住者の測定値である。○, 成人; △, 未成年者; □, 小児・児童



第 16 図 全身 ^{137}Cs 濃度の年齢および性依存性
○, 男子; △, 女子

年で減少することを見出している。また女子の体内量は男子より平均 36% 少なく、人種および経済的相違なども体内量の相違となってあらわれることを示している³¹⁾。

ONSTEAD らの測定は体内量の減少傾向が著しい時期におこなわれており、この因子に関して体内量を補正していない点、体内量の減少率には不確実性が内在している。一方1968年をはさんで前後3年間の米国で測定された体内量は第5図に示したように一定値である。全測定がこの安定した時期におこなわれたので、年齢依存性に関する SCOTT の減少率の方がより事実に近いと考えられる。

体内量が年齢に依存するにもかかわらず連続摂取下において体内量の最大値の出現時期が、年齢と無関係に一致する現象は²²⁾ ^{137}Cs の全身に関する生物学的半減期が比較的短いことを示唆している。

IV 生物学的半減期

生物学的半減期は生体に1回摂取された物質が生物学的に体外に排出されて、残留量が初期摂取量の1/2にまで減少するのに要する時間と定義されている。すなわち排泄速度が大きいと生物学的半減期は短い。

生物の種間に生物学的半減期の差異があることは容易に推察できるが、同一種内においても生物学的半減期の異なる場合が、しばしば見受けられる。生物学的半減期と内部被曝線量の相関は大きいので、生物学的半減期について正確な情報をもつことが線量推定上、重要である。

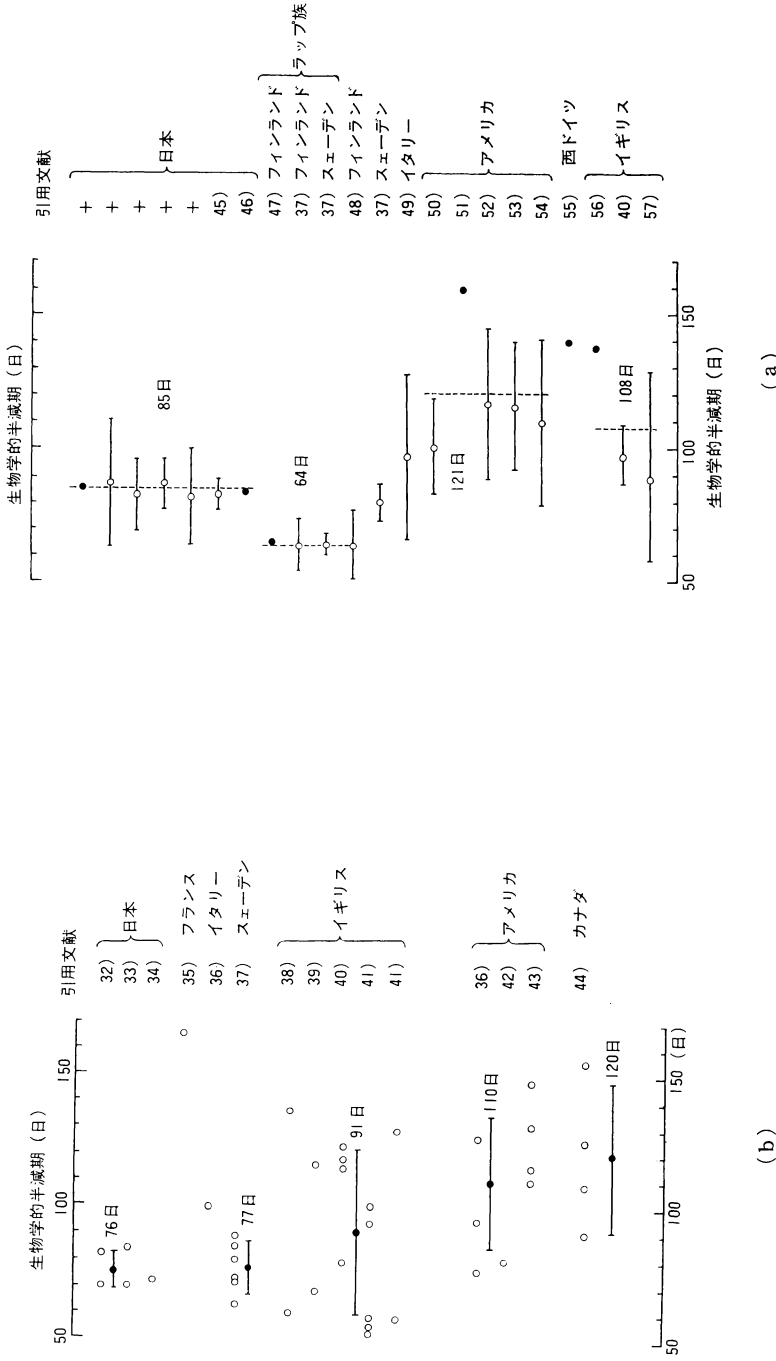
人間については例数がきわめて限定されるので、生物学的半減期に影響を与える体格、経済的社会的地位の影響を受ける食習慣および活動状況などについて、それぞれの生物学的半減期にもつ意義を定量的に把握することは困難である。さらにこの原因によって人種間の生物学的半減期の比較に批判的な考え方もある。

しかし放射線防護に関して外国人の少数例について得られた勧告値を日本人に、検討することなく適用することは非科学的である。統計上の有意性に関する問題はあがるが、少数例の平均値について各国の生物学的半減期の比較をおこなうことが合理的であり重要であると考えられる。

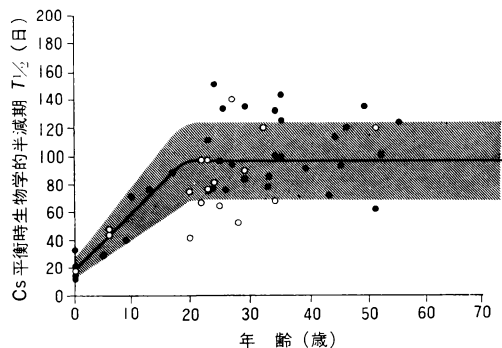
以下に述べるデータないし引用例の被検者は通常の世界生活をおくっている人々であるが、医学的に健康ないしは正常と診断された人々では必ずしもない。

第17図に成人男子の数値を示した。日本人の ^{137}Cs の生物学的半減期の平均値は、米国、イギリス、西独の数値よりは小さく、ラップ人およびスウェーデンの報告値と同等かやや大きい。性差は認められており、成人女子は成人男子の約80%に相当するが、若齢になるにつれて性差は縮小される。新生児および乳児期では性別の比較はおこなわれていないが、生後6カ月以内では11から14日²⁷⁾、10から15日²⁸⁾、生後80日で21から25日²⁴⁾および生後17日から143日の5例で19±8日⁵²⁾などで成人と比較すると顕著に短い生物学的半減期をもつ。

LLOYD らは生後17日から55歳まで広い年齢層にわたる52名の被検者について、 ^{137}Cs の生物学的半減期を測定して第18図に示す結果を得ている⁵²⁾。20歳までのその年齢依存性は顕著であるが、より高齢では認め得るほどの年齢差はないようである。一方McCRAWはLLOYDらのデータが公表される前までの報告値を解析して、 ^{137}Cs の生物学的半減期は次式であらわされる年齢依存を示すとしている⁵⁸⁾。



第17図 (a) ¹³⁷Csの生物学的半減期 (1回投与実験) ●, 平均値; |—|, 平均値±1標準偏差
 (b) ¹³⁷Csの生物学的半減期 (連続摂取, 主としてフォールアウト摂取) +, 筆者ら。縦線と数字は平均値を示す。



第 18 図 正常人の ¹³⁷Cs 生物学的半減期

平均値 ± 1 標準偏差を斜線で示した。
 平衡時生物学的半減期 = 0.693 [Q/E]
 ここで Q は体内量, E は排泄量である。
 ●, 男子; ○, 女子

$$T_b = 12.8(X^{1/2} + e^{-X})$$

ここで T_b は生物学的半減期 (年) で X は年齢 (歳) である。この式の適用範囲は原著者も指摘しているように乳児から 20~25 歳までである。

EBERHARDT は体重が生物学的半減期の決定因子であることを想定して、異なる人種について広い年齢層にわたる 1965 年までのデータを解析して次式を得た⁵⁹⁾。

$$T_b = 6 \times W^{2/3}$$

ここで W は kg であらわした体重である。LLOYD は上述の結果を踏まえて人間の ¹³⁷Cs の生物学的半減期は若齢の間は年齢依存性であり、成熟後は性依存性であ

って、体重に規定されるものではないと結論している。

若齢期の生物学的半減期の変化には成長と成熟の両者を共通に規制している因子の関与する可能性に着目しておこなわれた動物実験では、甲状腺機能との関連が明かにされた。しかし ACTH, 副甲状腺ホルモン, 性ホルモンおよび成長ホルモンはアルカリ金属元素の代謝に明確な影響を示していない。人に関するこの種のホルモンの直接的な影響ははまだ調べられていない⁶⁰⁾。

しかし MAYS らは ¹³⁷Cs の生物学的半減期は妊娠時に非妊娠時の 58% にまで短縮されることから、その原因の一つに性ホルモンの分泌量増加をあげている。同時に妊娠による代謝速度の促進ならびに急激に成長する胎児という新コンパートメントの保持により生物学的半減期が短縮される可能性も指摘している⁶¹⁾。

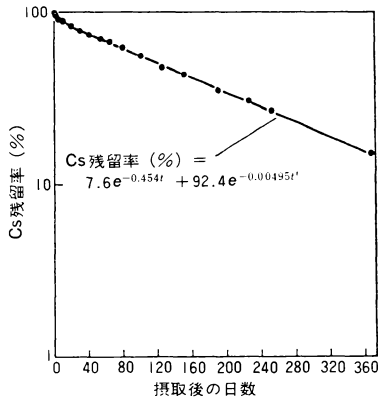
第 17 図に示したように ¹³⁷Cs の生物学的半減期は北欧からの報告値が西独, イギリス, 米国およびカナダの数値より短い。動物実験は低温で Cs の排泄率が高まることを示しているが、人間の住環境の温度は比較的制御されているので、北欧における短い半減期は他に原因を求めるべきである。

LLOYD らは成人 5 名についてその体内量と ¹³⁷Cs の尿中排泄量について季節変化を観察し各季節の生物学的半減期の比較をおこなった。第 2 表にこのデータを示した。気温と生物学的半減期の関係を解析して、相関性のないことを見出している。またこの 5 名のうち 1 名は 0.8 μ Ci の ¹³⁷Cs を経口摂取して、摂取後 1 カ月目から 1 年間、生物学的半減期を追跡した。131 ± 7 日の生物学的半減期が得られた。換言すれば生物学的半減期の季節変動は、変動係数で 5% にすぎない (第 19 図)⁵⁴⁾。

第 2 表 セシウムの生物学的半減期の季節変化

被 検 者	測 定 日				
	1963年 10月28日	1965年 3月22日	1965年 7月2日	1965年 9月30日	1965年 12月27日
SFM	—	0.90	0.88	1.13	1.09
BWC	0.98	0.91	1.03	—	1.08
WWW	0.93	1.24	—	0.81	1.02
CWM	0.90	0.97	0.81	1.19	1.13
RDL	0.94	1.08	0.98	0.94	1.04
DRA	—	1.13	0.95	1.00	0.92
平均値 ± 1 標準偏差	0.94 ±0.03	1.04 ±0.13	0.93 ±0.09	1.01 ±0.15	1.05 ±0.07

被検者ごとに生物学的半減期を算出し、これに対する各測定値の比で相対的な生物学的半減期が示されている。



第19図 ^{137}Cs の人体内残留

$0.8 \mu\text{Ci}$ の ^{137}Cs を摂取した後の全身計測値をプロットした。

V 体内量の推定

体内量はホールボディカウンタで計測した数値によるものが最も高い信頼性をもつ。しかしホールボディカウンタで正確な計測値を得るために満すべき条件として若干高価な放射線遮蔽装置などを必要とするので、ホールボディカウンタの設置数は限定されており、一般の人の体内量をホールボディカウンタで計測する機会は多くはない。

生体組織、排泄物あるいは食品中の ^{137}Cs の定量は試料が入手できれば比較的lowコストでおこなえる。したがってこの方法を用いて体内量を推定することで、ホールボディカウンタの絶対数の不足を補完できるものと考えられる。

体内量の推定方法に関する妥当性はホールボディカウンタによる実測値に推定値の接近し得る程度によって評価されるであろう。若干の推定方法を紹介する前に、Iで述べた全身カリウム量と ^{137}Cs の体内量に関する相関性は高いが、全身カリウム量には人種差が認められる点を改めて強調しておく。

全身カリウム量は体内量と比較すると、年齢層、性を限定すると変動が小さい。したがって一時的に多量にカリウムを摂取すると、収支平衡を超える量は速やかに排泄される。生活環境が特定されるならば、摂取するカリウム量は相対的に一定であり、全身カリウム量も一定であるので、排泄量もまた相対的に一定となる。

日本人のカリウム摂取量は欧米人よりも少なくその1/2から1/3である。また尿中排泄量に関しても彼我の割合は摂取量に認められる関係とはほぼ等しい。一方、平均の全身カリウム量に関して成人男子を比較すると、日

本人は欧米人の70から80%のカリウム量をもつことになる。したがってカリウム量をパラメータに含む西欧人に関して見出された体内量推定式を、パラメータを修正することなく日本人に適用すると誤りを生ずることとなる。

^{137}Cs 濃度に関して人体の食品ないし尿に対する増加比が既知であると、平衡状態が近似的に成立している条件下では食品ないし尿中の ^{137}Cs 濃度から体内濃度を推定することができる。

カリウムと ^{137}Cs が共存することから、この増加比をCUの比として表現する場合には食物連鎖上の順位による生物間の相違を斟酌しなければならない。

第3表に食物連鎖上の順位差で認められた ^{137}Cs 濃度の相違を示した。この連鎖は草→シカ→アメリカライオンと順位があがっていて、草食性のシカの筋肉は重量濃度でもCUを用いても、肉食性のアメリカライオンの筋肉より低い ^{137}Cs 濃度である⁵³⁾。

カリウムの増加比は日本人では欧米人よりも大きく、摂取するカリウム量の相違がこの差異を生ずる主要原因と推定される。しかし ^{137}Cs 摂取量に関する両者の相違はカリウムの場合ほど顕著ではない。

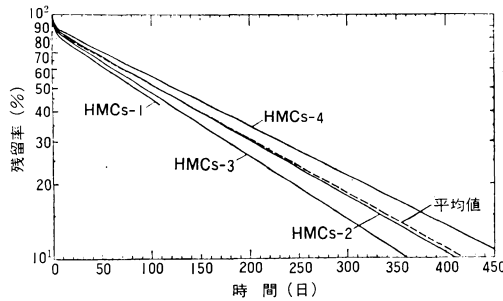
^{137}Cs の体内濃度を尿中濃度から推定する式をRUNDOとTAYLORが提出している。この式ではCUであらわした体内濃度が尿中濃度の3倍であり、全身カリウム量が成人男子では体重の0.21%であるので欧米人の男子では150gであるとして、nCiであらわした体内量はCUであらわした尿中の ^{137}Cs 濃度の450倍で推定できる³⁸⁾。増加比が異なるので日本人にこの式を適用すると過大評価となる。

筆者らの1964年から1967年の間に得た体内濃度の尿中濃度に対する増加比はCUで1.4であり、またこの期間に計測した成人男子の全身カリウム量は125gであったので、nCiであらわした体内量はCUであらわした尿中の ^{137}Cs 濃度の170倍で推定できることとなる¹⁶⁾。同時期の体内量を推定するために増加比を使用する方法について摂取量からする方法と尿中排泄量からする方法を比較してみる。摂取量の変化は、人体の生物学的半減期にほぼ相当する遅れをもって体内量の変化となってあらわれる。一方尿中排泄量はその時点における体内量を反映しているので、尿からする推定の方がよい推定値を与える。筆者らは前述の観察期間において体内量は尿中排泄量の130倍で推定できることを示した¹⁶⁾。ただし体内量増加期においてはこの式は成立しない。

摂取量の変化にともなう体内量の変動を推定できる式が現実には必要な場合が多い。このため ^{137}Cs に関する

第3表 食性の相違で生じた ¹³⁷Cs 増加比の差異

シカ	pCi/kg 肉 アメリカ ライオン	アメリカ ライオン シカ	シカ	pCi/gK アメリカ ライオン	アメリカ ライオン シカ
425	1,080	2.5	107	230	2.2
583	2,270	3.9	103	526	5.1
583	1,860	3.2	103	424	4.1
609	1,272	2.1	146	324	2.2
		平均 2.9			平均 3.4



第20図 放射性セシウムの全身残留関数

$$R_t = a_1 e^{-k_1 t} + a_2 e^{-k_2 t}$$

ここで R_t は t 日後の残留率, a_i は残留率軸の切片 (%), k_i は速度定数である。

	HM Cs-1	HM Cs-2	HM Cs-3	HM Cs-4	平均値
a_1	14.95	12.19	12.89	10.62	13.34
$k_1 \times 10^1$	-4.9782	-4.7560	-6.4444	-6.9400	-4.9880
T_b (日)	1.39	1.46	1.13	1.00	1.39
a_2	84.58	87.93	86.99	89.59	86.69
$k_2 \times 10^3$	-6.2920	-5.2823	-5.9778	-4.7222	-5.1749
T_b (日)	110.16	131.22	115.95	146.79	133.95

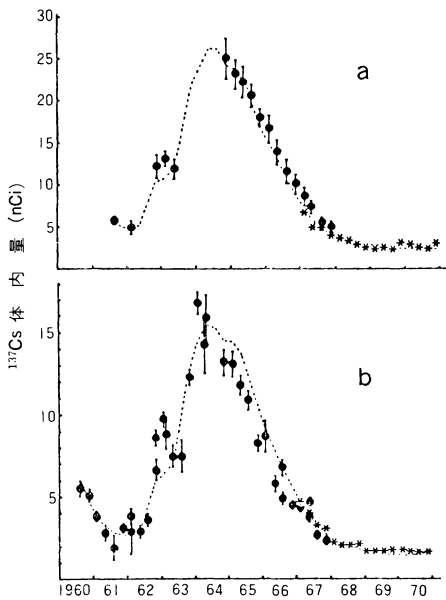
全身残留の機構に関して若干の速度論的な取り扱い方が必要となる。正常人による放射性セシウムの投与実験はその全身残留率の経時変化が異なる速度定数、換言すれば生物学的半減期をもつ2成分の指数関数の和で近似できることを明かにした。第20図にその1例を示した⁴³⁾。この図から長期間連続して ¹³⁷Cs を摂取した場合、長い方の生物学的半減期をもつ成分によって体内量の概略が説明できると考えられる。

一方代謝上の機構およびそこからの帰結であるその部分からの物質の消失に関してコンパートメントモデルが開発されている。¹³⁷Cs に関する実測値との一致を評価の基準として、コンパートメントモデルをその体内量に関して適用して満足できる結果が得られている。¹³⁷Cs

体内量の推定に関して必要なコンパートメントの数は高々2個で実用になる。

推定のために採用した食品の ¹³⁷Cs 蓄積に関して個々に存在する特異性によって、方法の内容は詳細に見ると若干異なる。しかし基本的な概念は時刻 t における体内量 Q_t はその初期値 Q_0 が生物学的な排泄によって t 後に Q' にまで減少した部分と、新たに摂取された ¹³⁷Cs が同じく生物学的な排泄によって時刻 t に Q'' となっていた部分の和であらわされる。一般環境で問題になるのは新たに摂取される ¹³⁷Cs を近似する方法である。

第21図はイギリスにおける1960年から1970年の期間の体内量に関する実測値と推定値の関係を示している。この解析はイギリスにおけるミルクの消費量とその



第21図 ^{137}Cs 体内量推定値と実測値の比較

a, 成人男子集団; b, 成人女子集団

●, Godfrey と Vennart によるデータ; *, Marshall と Burkinshaw によるデータ; •, 実測値に対して最適値を与える推定値

^{137}Cs 濃度の実測値を体内量に関するコンパートメントモデルに適用しておこなわれた⁵⁶⁾。日本において ^{137}Cs 1日摂取量(推定値)からおこなった同様な解析によっても、体内量に関する推定値と実測値はよく一致した¹⁷⁾。

摂取量が一定ではなく、一定傾向で変化しているときにもこの方法は適用できるので、現状では最良の体内量推定方法であるといえる。

VI 職場環境における放射性セシウムによる内部被曝事故例

軽水炉からの液体廃棄物中の放射性セシウム含有率はPWRでとくに高く ^{137}Cs が30%、 ^{134}Cs が20%で全体の50%に達する。BWRでは両者を合わせて13%と予想されている⁶²⁾。したがって放射線作業者が放射性セシウムに接する機会は比較的多いと考えられる。また ^{137}Cs は γ 線源としての使用も多いので、あわせて職業人の ^{137}Cs による被曝事故が憂慮される。

いくつかの被曝例が公表されているが、その推定初期摂取量は、イギリスのウインズケールの2例で0.59と0.15 μCi ³⁹⁾、米国の例(4名)では0.036から1.09 μCi (ただし摂取後5日目の計測値)³⁶⁾、同じく米国における例で4から7 μCi ⁴²⁾などである。汚染の原因は英国

の例では主として吸入であり、米国の第1例は経口摂取、第2例については不明である。

これらの被曝例に関する全身残留率の経時変化は、個体差と考えられる以上に大きな差異は吸入被曝、経口摂取被曝の間に認められない。また吸入例では胸部の残留放射能の計測も同時におこなっているが、全身負荷量に対する胸部負荷量は被曝1日目に16%、14日目に14%で、経時的な変化はほとんど認められていない。

犬の吸入(80~130 $\mu\text{Ci}/\text{匹}$)と静脈内投与(40 $\mu\text{Ci}/\text{匹}$)の投与経路を違えた場合の $^{137}\text{CsCl}$ 体内残留率に関する比較実験では、長期残留成分の生物学的半減期はいずれも28日であり、投与後22日目の臓器分布にも5%水準で両者に差のないことが示されている。しかし肺から他臓器への移行は投与後2時間で50から60%に達し、32日後には5から10%の放射能が肺に検出されたにすぎない⁶³⁾。

セシウムの腸管からの吸収はきわめてよくICRP2では100%としている。これが米国における経口摂取例にも適用できると仮定すると、その全身残留率の経時変化がウインズケールの吸入被曝例のそれと類似していたことは、上記の犬の実験によっても正しいことが支持されると考えられる。

しかし肺における残留率は吸入被曝例と犬の実験とでは大いに異なるようである。吸入された ^{137}Cs の化学形に関する差異が両者の間にあったのではないかと考えられる。

VII 体内に摂取、蓄積された ^{137}Cs の排泄促進

体内に摂取された放射性セシウムを積極的に除去することで、内部被曝が軽減される。放射性セシウムの場合その排泄促進を目的として同位元素ないし同族元素、利尿剤あるいはキレート剤の投与が試みられてきた。

同位元素による希釈効果を目的としておこなわれた安定セシウムの投与効果は実験動物では相反する結果がでており明確ではない。同族の大量生元素であるカリウムによる放射性セシウムの排泄促進効果は、人間について3g/日のカリウム摂取に加えて、放射性セシウム摂取直後から1カ月間さらに2.6g/日のカリウムを酢酸塩、重炭酸塩およびシュウ酸塩として補強して摂取させると、摂取直後の放射性セシウムの排泄率は増加する。しかし効果の持続性は乏しい⁶⁴⁾。

利尿剤の投与も、放射性セシウム摂取直後から20日間ダイアモックスを投与した場合、実験動物の処理群の残留率を対照群より20%引き下げることができたが⁶⁵⁾、人間についておこなわれた利尿剤投与実験ではダイアモ

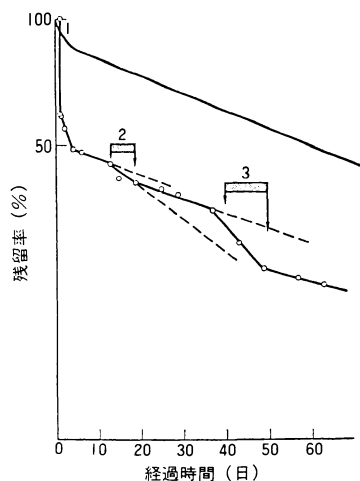
ックスをはじめとして、すべてに ^{137}Cs の排泄促進効果は認められていない。

放射性セシウムの腸管吸収を阻止する能力が期待されるイオン交換樹脂およびキレート剤のなかで、フェロシアン化第2鉄塩ならびに鉄ないしニッケルフェロシアンイオン交換樹脂は、放射性セシウムの排泄促進に関して劇的な効果を示す。

NIGROVIĆ は種々の不溶性フェロシアン酸金属塩の ^{137}Cs 排泄促進効果を比較した。カリウムフェロシアンイオンないしナトリウムフェロシアンイオンから調製されたプルシアンブルー (PB) が最も有効であり、腹腔内に ^{137}Cs を投与した直後から 50 mg の PB を 1 日 2 回経口投与することで、ラットに関しては 18 日目の処理群の全身残留率は 12 から 18% で対照群の 30% より明かに低かった。PB 投与は早期にはじめて長期間にわたるほど有効である。

^{137}Cs の経口投与の場合は、 ^{137}Cs と同時に 50 mg の PB を投与すると、4 日後には全身残留率が対照群の 1.2% (安定 Cs の同時投与量 0 mg)、および 35.2% (安定セシウムの同時投与量 35 mg) に減少した。また 1 回 50 mg/ラットの 2 回/日投与では体重減少などの副作用は認められない⁶⁶⁾。

第 22 図に ^{137}Cs を経口摂取した人にフェロシアン化



第 22 図 (NiFeCN)R 投与による ^{137}Cs 体内残留率の変化

50 nCi の無担体 ^{137}Cs を経口摂取したのち、1 g の (NiFeCN)R を 10 分後、0.5 g を 4 時間と 8 時間後にそれぞれ服用 (図中 1 で示した部分)。その後 0.5 g/回 と 0.55 g/回 を 1 日 4 回 12 から 19 日目の期間服用 (図中 2 で示した)。さらに 39 日から 48 日まで同量を服用 (図中 3 で示した)

鉄ニッケル陰イオン交換樹脂 ((NiFeCN)R) の経口投与を ^{137}Cs 摂取後 1 日以内に開始し、間隔をおいて (NiFeCN)R の投与を回復して ^{137}Cs の排泄促進をおこなった例を示した。投与を受けるごとに排泄速度は大きくなり、中止すると従来の排泄速度に復帰する。 ^{137}Cs の糞便中への排泄が (NiFeCN)R 服用中は相対的にも絶対的にも増加した³³⁾。

PB および (NiFeCN)R の ^{137}Cs 排泄促進に関して特異的かつ重要であるのは、 ^{137}Cs の残留率関数のうち長期成分の排泄促進にも有効である点である。すなわち、被曝後、汚染発見までに若干の時間経過があった場合にも、これらのキレート剤の服用が、 ^{137}Cs または ^{134}Cs の内部被曝軽減に有効なのである。

核エネルギーの平和利用の過程で生ずる放射性セシウムから受ける人類のリスクを正しく推定するためには、環境内での ^{137}Cs の再循環量の推定および骨到達率と骨での生物学的半減期の測定に関する研究が、今後必要となると考えられる。すなわち、フォールアウトの低下率の低下している現状では再循環で生ずる体内量が、 ^{137}Cs からの全身内部被曝に関して考慮すべき意義を生じてきている。この量の相対的な大きさの推定によって ^{137}Cs による線量預託の推定値はさらに正確になると考えられる。

一方、フォールアウトによる ^{137}Cs の筋肉中濃度に対する骨中濃度の比は、低下率が減少する時期に大きくなる。これは骨中での ^{137}Cs が筋肉におけるより長い半減期をもつことを暗示している。また近年体内量の減少率が全身に関する生物学的半減期から推定されるよりもはるかに少なくなっていることも、環境における ^{137}Cs の再循環の可能性も考えられるが、骨中の ^{137}Cs が相対的に長い生物学的半減期を有する可能性をも、示唆している。

^{137}Cs の骨中の生物学的半減期が相対的に長いことが事実であれば、預託線量当量への寄与の点から職場環境において ^{137}Cs のもつ意義は、さらに重大になると考えられる。

参考文献

- 1) C.E. MILLER and L.D. MARINELLI; Gamma-ray activity of contemporary man, *Science*, 124, 122 (1956).
- 2) J.G. HAMILTON; The metabolism of the fission products and the heaviest elements, *Radiology*, 49, 325 (1947).
- 3) Sources and effects of ionizing radiation, Unit-

- ed Nations Scientific Committee on the effect of atomic radiation 1977 report to the general assembly, United Nations, New York (1977).
- 4) M.W. CARTER and A.A. MOGHISSI; Three decades of nuclear testing, *Health Phys.*, **33**, 55 (1977).
 - 5) Report of the United Nations Scientific Committee on the effects of atomic radiation, General assembly, official records: Twenty-fourth session, Supplement No. 13 (A/7613), 17 (1969).
 - 6) D.R. SHERRILL, N.G. SUMERLIN, J.N. BECK and P.K. KURODA; Variation of the ratio of cesium-137 to strontium-90 in the atmosphere, *Health Phys.*, **28**, 335 (1975).
 - 7) P.F. GUSTAFSON and J.E. MILLER; The significance of ^{137}Cs in man and his diet, *Health Phys.*, **16**, 167 (1969).
 - 8) 内山正史; 第5回放射医研環境セミナー「人間環境と自然放射線」予稿集, 21 (1978).
 - 9) C.R. RICHMOND and J.E. FURCHNER; Cesium-137 body burdens in man: January 1956 to December 1966; *Radiat. Res.*, **32**, 538 (1967).
 - 10) J.T. LEWIS, L.W. GROSSMAN, J.G. KEREIAKES and E.L. SAENGER; Cesium-137 body burdens and half-life in a group of adult males in Cincinnati, Ohio; *Health Phys.*, **30**, 315 (1976).
 - 11) W.H. LANGHAM and E.C. ANDERSON; ^{137}Cs biospheric contamination from nuclear weapons tests, *Health Phys.*, **2**, 30 (1959).
 - 12) S. SUGURI, S. OHTANI, J. AKAISHI and N. MAKINO; Correlation between ingestion, body burden and excretion of cesium-137 in man, *Health Phys.*, **10**, 469 (1964).
 - 13) T.A. IINUMA, M. UCHIYAMA, T. NAGAI, T. ISHIHARA, M. SAIKI and N. YAMAGATA; Body burden of caesium-137 in Japan, *Nature*, **214**, 133 (1967).
 - 14) 勝沼晴雄; 正常日本人の体内放射性物質(とくに、カリウムおよびセシウム-137)の測定, 昭和43年度文部省研究報告集録, 昭43放射線影響編一総合研究(昭44. 1月).
 - 15) I. ANZAI, K. UEDA and M. TOGO; Cesium-137 body burden in Japanese from 1967 to 1975; *Health Phys.*, **31**, 441 (1976).
 - 16) M. UCHIYAMA, T. IINUMA and M. SAIKI; Relationship between body burden and urinary excretion of cesium-137 in man following fall-out cesium-137 ingestion; *Health Phys.*, **16**, 277 (1969).
 - 17) 内山正史; ^{137}Cs 体内放射能の推定, 第3回放射医研環境セミナー「環境の人工放射性物質による体内被曝の諸問題」NIRS-M-14, 68 (1976).
 - 18) B.E. GODFREY and J. VENNART; Measurements of caesium-137 in human beings in 1958-67; *Nature*, **218**, 741 (1968).
 - 19) T. RAHOLA and J.K. MIETTINEN; Accumulation of ^{137}Cs in finnish lapps, *Arch. Environ. Health*, **26**, 67 (1973).
 - 20) K. LIDÉN; Cesium-137 burdens in swedish laplanders and reindeer, *Acta. Radiol. Stockh.*, **56**, 237 (1961).
 - 21) K. LIDÉN and Y. NAVERSTEN; The enhanced radiocaesium levels of people in northern Sweden, In "Assessment of radioactivity in man, vol. 2," IAEA, 167 (1964) Vienna.
 - 22) W.C. HANSON; Contamination of soft tissues of infants and children with radioactive fallout as exemplified by ^{137}Cs and ^{131}I , *Pediatrics*, **41**, 240 (1968).
 - 23) W.C. HANSON; Cesium-137 in Alaskan lichens, caribou and eskimos, *Health Phys.*, **13**, 383 (1967).
 - 24) L.G. BENGTTSSON, Y. NAVERSTEN and K.G. SVENSSON; Maternal and Infantile metabolism of cesium, In "Assessment of radioactivity in man, vol. 2," IAEA, 21 (1964) Vienna.
 - 25) A. ÅARKROG; Caesium-137 from fall-out in human milk, *Nature*, **197**, 667 (1963).
 - 26) J. RUNDO; Fall-out caesium-137 in breast- and bottle-fed infants, *Health Phys.*, **18**, 437 (1970).
 - 27) A.R. WILSON and F.W. SPIERS; Fallout caesium-137 and potassium in new-born infants, *Nature*, **215**, 490 (1967).
 - 28) T.A. IINUMA, T. ISHIHARA, S. YASHIRO and T. NAGAI; Accumulation of fallout caesium-137 in new-born infants, *Nature*, **222**, 478 (1969).
 - 29) T.A. IINUMA, S. YASHIRO, T. ISHIHARA, M. UCHIYAMA, T. NAGAI and N. YAMAGATA; Estimation of internal dose in human fetus

- and newborn infants due to fallout caesium-137, In "Radiation biology of the fetal and juvenile mammal," Proceedings of the ninth annual Hanford Biology Symposium at Richland, Washington, May 5-8, 1969, ed. by M.R. SIKOV and D.D. MAHLUM, December 1969.
- 30) C.O. ONSTEAD, E. OBERHAUSEN and F.V. KEARY; Cesium-137 in man, *Science*, **137**, 508 (1962).
- 31) L.M. SCOTT; Potassium and cesium-137 concentrations in humans as affected by sex, race, age, weight and time of measurement, *Health Phys.*, **22**, 393 (1972).
- 32) T. IINUMA, T. NAGAI, T. ISHIHARA, K. WATARI and M. IZAWA; Cesium turnover in man following single administration of ^{137}Cs 1. Whole body retention and excretion pattern, *J. Radiat. Res.*, **6**, 73 (1965).
- 33) T.A. IINUMA, M. IZAWA, K. WATARI, Y. ENOMOTO, N. MATSUSAKA, J. INABA, T. KASUGA and T. NAGAI; Application of metal ferrocyanide-anion exchangerresin to the enhancement of elimination of ^{137}Cs human body, *Health Phys.*, **20**, 11 (1971).
- 34) T. IINUMA, K. WATARI, T. NAGAI, K. IWAISHIMA and N. YAMAGATA; Comparative studies of ^{137}Cs and ^{86}Rb turn-over in man using a double-tracer method, *J. Radiat. Res.*, **8**, 100 (1967).
- 35) C. MELANDRI and O. RIMODI; *In vivo* measurements of ^{137}Cs with a human body counter, In "Assessment of radioactivity in man, vol. 2," IAEA, 143 (1964) Vienna.
- 36) R.D. JORDAN, J.S. BURKLE, L.T. BROWN, E.B. SCROM, J.W. HARGUS and J.H. NICKOLES; Caesium-137 chloride retention following accidental ingestion, *ibid*, 103.
- 37) Y. NAVERSTEN and K. LIDÉN; Half-life studies of radioactive cesium in man, *ibid*, 79.
- 38) J. RUNDO and B.T. TAYLOR; The assessment of radioactive cesium in man, *ibid*, 3.
- 39) R. HESP; The retention and excretion of caesium-137 by two male subjects, *ibid*, 61.
- 40) M.P. TAYLOR, J. VENNERT and D.M. TAYLOR; Retention and excretion of caesium-137 by man, *Phys. Med. Biol.*, **7**, 157 (1962).
- 41) J. RUNDO, J.I. MASON, D. NEWTON, and B.T. TAYLOR; Biological half-life of caesium in man in acute and chronic exposure, *Nature*, **200**, 188 (1963).
- 42) S.E. HAMMOND, F.O. BOLD and N.S. McDONALD; Cesium-137 excretion and retention following single exposure, *Health Phys.*, **9**, 523 (1963).
- 43) C.R. RICHMOND, J. FURCHNER and W.H. LANGHAM; Long-term retention of radiocesium by man, *Health Phys.*, **8**, 201 (1962).
- 44) J. HARRISON and K.G. MCNEIL; Effect of chlorothiazide on caesium-137 excretion in human subjects, In "Assessment of radioactivity in man, vol. 2," IAEA, 89 (1964), Vienna.
- 45) M. FUJITA, A. YABE, J. AKAISHI and S. OH-TANI; Relationship between ingestion, excretion and accumulation of fallout cesium-137 in man on a long-term scale, *Health Phys.*, **12**, 1649 (1966).
- 46) N. YAMAGATA; Balance of potassium, rubidium and cesium between Japanese people and diet and assessments of their biological half-times, *Nature*, **196**, 83 (1962).
- 47) J.K. MIETTINEN; Measurements of caesium-137 in Finnish Lapps in 1962-63 by a mobile whole body counter, In "Assessment of radioactivity in man, vol. 2," IAEA, 193 (1964) Vienna.
- 48) E. HASANEN and J.K. MIETTINEN; The body burden of ^{137}Cs in people of southern Finland 1961-1963, *ibid*, 183.
- 49) C.F. CLEMENTE, A. MARIANI and G.P. SANTARONI; Sex differences in Cs metabolism in man, *Health Phys.*, **21**, 709 (1971).
- 50) G.M. WARD and J.E. JOHNSON; Balance of cesium 137 and potassium, and whole-body levels in young male subjects, *Am. J. Clin. Nutr.*, **21**, 149 (1968).
- 51) E.C. ANDERSON, R.L. SCHUCH, W.R. FISHER and W. LANGHAM; Radioactivity of people and foods, *Science*, **125**, 1273 (1957).
- 52) R.D. LLOYD, W.S. ZUNDEL, C.W. MAYS, W.W. WAGNER, R.C. PENDLETON and R.L.

- AAMODT; ^{137}Cs half-times in normal, in dystrophic, and in pregnant humans, Research in radiobiology, University of Utah Report COO-119-234, 297 (1966).
- 53) R.C. PENDLETON, C.W. MAYS, R.D. LLOYD and B.W. CHURCH; A trophic level effect on ^{137}Cs concentration, *Health Phys.*, **11**, 1503 (1965).
- 54) R.D. LLOYD, C.W. MAYS, B.W. CHURCH, R.C. PENDLETON and S.F. MAYS; Does the elimination rate of cesium in humans change with the seasons?, *Health Phys.*, **18**, 623 (1970).
- 55) E.J. HUYCKE and E. OBERHAUSEN; Measurement of cesium-137 in the normal person, In "Assessment of radioactivity in man, vol. 2," IAEA, 135 (1964) Vienna.
- 56) D.H. MARSHALL and L. BURKINSHAW; Relationship between the concentration of caesium-137 in milk and man, *Nature*, **240**, 571 (1972).
- 57) J. RUNDO; A survey of the metabolism of cesium in man, *Brit. J. Radiol.*, **37**, 108 (1964).
- 58) T.F. MCCRAW; Section IV-Other data the half-time of cesium-137 in man, Radiological health data 6, 711 (1965).
- 59) L.L. EBERHARDT; Relationship of cesium-137 half-life in humans to body weight, *Health Phys.*, **13**, 88 (1967).
- 60) R.D. LLOYD; Cesium-137 half-times in humans, *Health Phys.*, **25**, 605 (1973).
- 61) C.W. MAYS, W.S. ZUNDEL, R.D. LLOYD, W.W. WAGNER and R.C. PENDLETON; Short half-times of ^{137}Cs in pregnant woman, Research in Radiobiology, University of Utah Report COO-119-235, 137 (1966).
- 62) 永池忠勝; 核燃料サイクルと放射性廃棄物II, U燃料加工施設および発電炉施設, 日本原子力学会誌, **20**, 80 (1978).
- 63) B.B. BOECKER; Comparison of ^{137}Cs metabolism in the beagle dog following inhalation and intravenous ingestion, *Health Phys.*, **16**, 785 (1969).
- 64) K.G. MCNEILL, R.M. GREEN and A. RAPOPORT; The effect of potassium intake on excretion of ^{137}Cs in the human, In "Assessment of radioactivity in man, vol. 2," IAEA, 379 (1964) Vienna.
- 65) C.R. RICHMOND and J.E. FURCHNER; Effect of a carbonic anhydrase inhibitor (Diamox) on ^{137}Cs excretion by rats, *Health Phys.*, **6**, 36 (1961).
- 66) V. NIGROVIĆ; Retention of radiocesium by the rat as influenced by prussian blue and other compounds, *Phys. Med. Biol.* **10**, 81 (1965).