

NIRS-M-98

放医研 図書至



8 0 1 9 9 4 0 1 4

放医研環境セミナーシリーズ No.21

緊急時における線量評価と安全への対応

中島敏行 編

放射線医学総合研究所

放医研環境セミナーシリーズ No.21

緊急時における線量評価と安全への対応

中島敏行 編

Dose Assessment and Approach to the Safety
for the Public in the Emergency

Proceedings of the 21th National Institute of
Radiological Sciences
Chiba, December 2 – 3, 1993

Edited by
T. Nakajima

March 1994
National Institute of Radiological Sciences
Chiba, Japan

序にかえて

第21回放医研環境セミナーは平成5年12月2日、3日の両日にわたり、放射線医学総合研究所講堂にて開催された。本環境セミナーシリーズ No.21は当日のプログラムに基づき、演者より寄稿して戴いた内容を編集したものである。

昭和48年「環境と放射線測定の現状と将来」で始まった環境セミナーは今回で21回を迎えることができた。この間、セミナーでは測定技術、分析技術、ラジオエコロジーなど環境科学の存立基盤である広い学問分野から話題提供のみならずの時々々の社会の課題、将来を展望したテーマを取り上げてきた。

今回のテーマは「緊急時における線量評価と安全への対応」とした。1986年に起きたチェルノブイリ事故に対し国の内外を問わず、多くの環境および医学部門などの人々が調査、研究、医療に従事し、人々の安全に少なからず貢献してきた。一方、伝えられる現地の状況は、未だに曖昧模糊とし、疑念さえ抱かせるものがある状況である。環境科学に携われる者として、公衆の安全のため、あの事故を契期としてどのような研究をし、どのような成果を挙げてきたのかを概観し、今後の緊急時関係の研究の方向性を見出す参考になればとの思いから、このセミナーを開催した。特に、環境分野の方々には、緊急時における医療について、世界と日本との状況を知っていただきたく、本セミナーとしては始まって以来の医療関係者による特別講演を企画した。

このような緊急時問題という前例にない企画に対して、ご講演をお引受下さった講師の方々はじめ、所長、科学研究官のご支援ならびに企画立案に携わって下さった実行委員会メンバー各位および当日会の運営に当たった事務局、関係者各位のご協力、ご援助により、有意義かつ活発な討議のもと成功裏に本セミナーを終えることができた。ここに改めて感謝の意を表します。また、日本保健物理学会には共催事業として、さらに、(財)放射線影響協会には後援事業としてご協力戴きましたことに感謝申し上げます。

本プロジェクトが安全に携わる多くの方々に緊急時に対する予備知識として多少なりともお役に立てば望外の喜びであります。

編者

中 島 敏 行

目 次

序 文	中 島 敏 行
座長・司会一覧	
I. 公衆のための被曝評価	
1. SPEEDI の運用状況と課題	福 山 繁 1
2. HESANS のねらい	中 村 裕 二 7
3. 公衆の被ばく線量評価	吉 岡 満 夫 17
II. 物理的線量評価法	
1. 熱ルミネッセンス法による被曝線量評価の現状と課題	隈 元 芳 一 41
2. 電子スピン共鳴法による被曝線量評価の現状	中 島 敏 行 51
特別講演	
緊急時における日本の医療と世界の現状	青 木 芳 朗 73
III. 内部被曝線量評価とバイオアッセイ	
1. Whole Body Counter による内部被曝線量評価	水 下 誠 一 86
2. バイオアッセイによる被曝線量評価	須 賀 新 一 106
3. 内部被曝線量評価の方法と問題点	石 樽 信 人 121
IV. 生物学的線量評価法	
1. 血球算定による個人の線量評価	鎌 田 七 男 134
2. 染色体分析による個人の線量評価	早 田 勇 137
3. 皮膚の変化による線量推定	別 所 遊 子 152
特別講演	
汚染食品の除染の動向	大 桃 洋 一 郎 162
V. 低減化について	
1. 食品の摂取制限と被曝線量	杉 山 英 男 176
2. 環境における放射能汚染のクリーンアップ	小 佐 古 敏 荘 189
3. 体内放射能の排泄促進－放射性 Sr を中心にして	西 村 義 一 192
第21回放医研環境セミナー実行委員会一覧	

Contents

Editorial Note

List of Chairpersons

I. Dose Evaluation for the Public

1. Current Status of SPEEDI Operation and its Tasks.....S. Fukuyama
2. Development of “ Health and Environmental Safety Assessment Network System(HESANS)
..... Y. Nakamura
3. Practice of Dose Evaluation for Public based on Environmental Radiation Monitoring Results
..... M. Yoshioka

II. Physical Method in Dose Estimation for the Public

- The Emergency Medical Programs of Japan and Foreign Countries for Radiation Accidents
in Nuclear Power Stations.....Y. Aoki

III. Internal Dose Estimation and Bioassay

1. Whole-body Counting and Its Application to the Internal Exposure Measurement
..... S. Mizushita
2. Exposure Dose Assessment using Bioassay S. Suga
3. Research Subjects on Internal Dosimetry with Emphasis on Emergency.....N. Ishigure

IV. Biological Method in Dose Estimation for the Public

1. Biological Dosimetry in Human Hematopoietic Cells N. Kamada
2. Dose Estimation by Chromosome Analysis I. Hayata
3. Biological Dosimetry by the Radiation Effects on the Skin Y. Bessho

SPECIAL LECTURE:

- Decontamination of Radionuclides in Food Y. Ohmomo

V. On the Reduction of Radiation Dose

1. Restrictions on Food and Drinking Water Relevant to Internal Doses Assessment
..... H. Sugiyama
2. Cleanup of Radioactivity Contamination in Environment.....T. Kosako
3. Decorporation of radionuclides from the Body
– Recent Progress in the Decorporation of Radiostrontium Y. Nishimura

座長・司会一覧 (敬称略)

List of Chairpersons

I. 公衆のための被曝評価	小林 定喜	(所属は平成5年12月末現在) 放射線医学総合研究所
II. 物理的線量評価法 特別講演	越島 得三郎 赤沼 篤夫	放射線医学総合研究所 放射線医学総合研究所
III. 内部被曝線量評価とバイオアッセイ	内山 正史	放射線医学総合研究所
IV. 生物学的線量評価法 特別講演	稲葉 次郎 鈴木 讓	放射線医学総合研究所 放射線医学総合研究所
V. 低減化について	渡利 一夫	放射線医学総合研究所
総合司会	中島 敏行	放射線医学総合研究所

1. SPEEDI の運用状況と課題

福 山 繁
（財）原子力安全技術センター

Current Status of SPEEDI Operation and its Tasks

Shigeru Fukuyama

Nuclear Safety Technology Center

5-1-3, *Hakusan, Bunkyo-ku, Tokyo 112 Japan*

ABSTRACT

The System for Prediction of Environmental Emergency Dose Information called “SPEEDI” provides realistic estimate of radiation concentration and dose assessment that may result from an atmospheric release of radioactive materials.

SPEEDI uses advanced computer-based data processing and data communication system for atmospheric dispersion calculation to derive radiation consequence assessment with the concerned meteorological data and the source term information.

SPEEDI has been developed since 1980 by Japan Atomic Energy Research Institute(JAERI), Meteorological Research Institute following to the lessons learned from the accident in 1979 at Three Mile Island, USA. Nuclear Safety Technology Center(NUSTEC)has been constructing a nationwide data communication network that links STA and relevant local governments since 1986.

The network now comprises 13 local stations in local governments while the Science and Technology Agency (STA) functions as the command center for SPEEDI in case of emergency. In Japan, the conventional simplified Gaussian plume model has been used for emergency radiation dose estimation however, SPEEDI was recognized as the authorized method for it in “Emergency Environmental Radiation Monitoring Criteria” and “Off-site Emergency Planning and Preparedness for Nuclear Power Plants” in 1992. The role of SPEEDI is now far the more important.

Local governments are now conducting nuclear emergency exercises almost every year incorporating the information of SPEEDI in their scenarios.

1. まえがき

SPEEDI の開発の背景とこれまでの経緯の概略を述べ、現在の SPEEDI の状況を紹介し、今後の課題について考察する。

SPEEDI は1980年から米国のスリーマイルアイランド原子力発電所事故の教訓を踏まえ、日本原子力研究所が中心となり開発された緊急時の環境放射線量情報を提供する予測システムである。

財団法人 原子力安全技術センター(以下『原安センター』と略す)は、この成果をうけ1986年から関連道府県との SPEEDI ネットワークシステムの構築作業を進めるとともに運用に必要なハードウェア・ソフトウェアを整備してきた。現在 SPEEDI のネットワークは原安センターを中心に国、関連13道府県、日本気象協会から構成されている。1992年6月には「緊急時環境放射線モニタリング指針」及び「原子力発電所等周辺の防災対策について」に SPEEDI が取り入れられ、その位置づけが明確になり、SPEEDI の使命が一層重要になってきている。^{1),2)}

各道府県では、年1回程度の頻度で原子力防災訓練が実施され、SPEEDI の計算結果が訓練シナリオに取り込まれている。

1. SPEEDI の現状

原子力発電所等の事故による緊急時に、大気中に放出された放射性物質の雲(プルーム)の範囲、大きさ及びその時間的変化を短い時間内に把握することが、的確な緊急時対策を決定し実施するうえできわめて重要である。

1979年3月に発生した米国スリーマイルアイランド原子力発電所2号機における事故の際、放射性プルームの動きを計算するシステムとしてローレンスリバモア研究所が中心となって開発された放射性物質の大気中の拡散予測システム ARAC(Atmospheric Release Advisory Capability) がその威力を発揮したことが報告されている。^{3),4)}

Table. 1 The present situation of the spread of network system

年 度	道 府 県 名
1986年度	福島県、茨城県、静岡県、福井県、島根県、佐賀県
1987年度	宮城県、新潟県、鹿児島県
1988年度	北海道、京都府、愛媛県
1991年度	石川県

我が国においては同事故の教訓に鑑み、1980年から日本原子力研究所、気象研究所等が中心に緊急時の放射線量を予測するためのシステムの研究開発が開始された。以来約5年の開発段階を経て現在の緊急時

迅速放射能影響予測システム (SPEEDI) の基本システムが整備された。

特に SPEEDI の開発では、緊急時に使用されるシステムである点を考慮し、計算操作は会話型とし、運用し易くするよう配慮された。

これらの具体的な成果をうけて、1986年11月から、原安センターが科学技術庁からの委託費として国、関連自治体、日本気象協会、日本原子力研究所及び原安センターから構成される SPEEDI ネットワークの構築作業を進めるとともに、表示画面の日本語化をはじめシステムの操作性及び性能向上のための関連ハードウェア・ソフトウェアの整備を実施してきた。また 1990 年 8 月からは SPEEDI のための専用の電算機を導入することにより計算時間の短縮化を図ってきた。

現在、SPEEDI ネットワークシステムは13道府県(北海道、宮城県、福島県、茨城県、新潟県、静岡県、石川県、福井県、京都府、島根県、愛媛県、佐賀県及び鹿児島県)から構成されている。

各道府県の SPEEDI ネットワークの持続状況を Table.1 に示す。

2. SPEEDI ネットワークシステムの概要

(1) SPEEDI ネットワークシステムを構成する機関の使命

- ・国 科学技術庁：SPEEDI の指令中枢
- ・原安センター：SPEEDI 運用の中心
 - 緊急時／平常時におけるデータ受信処理
 - 計算の実行
 - 計算結果の送信
- ・日本気象協会：MICOS による毎時の AMeDAS 気象データを原安センターに送信
- ・道府県：テレメータシステムのデータを原安センターに中継機Ⅰを經由し送信
原安センターからの計算結果図形を中継機Ⅱにより受信し画面に表示

(2) SPEEDI の各要素の装置の概要

- ・国 科学技術庁：緊急時指令端末
 - ：図形表示装置
 - ：大型投影
 - ：ハードコピー機
- ・原安センター：中央情報処理計算機(48MB)
 - ：ディスク装置
 - ：高速図形出力プリンター
 - ：磁気テープ装置
 - ：緊急時端末
 - ：状態監視端末
 - ：図形表示装置
 - ：大型投影機
 - ：ハードコピー機
- ・日本気象協会：AMeDAS(Automated Meteorological Data Acquisition System)系
 - ：MICOS(Meteorological Information Comprehensive Online Service)系

- ・道府県 : テレメータデータ送信用中継機 I
- : 計算結果図形受信用中継機 II
- : 図形表示装置
- : ハードコピー機

なお、これらのネットワーク構成機関の間の通信回線は一部専用回線を用いているところがあるが大部分は DDX パケット交換網による通信回線 (9.6 kbps /48 kbps) である。

SPEEDI ネットワークシステムの構成概要を Fig.1 に示す。

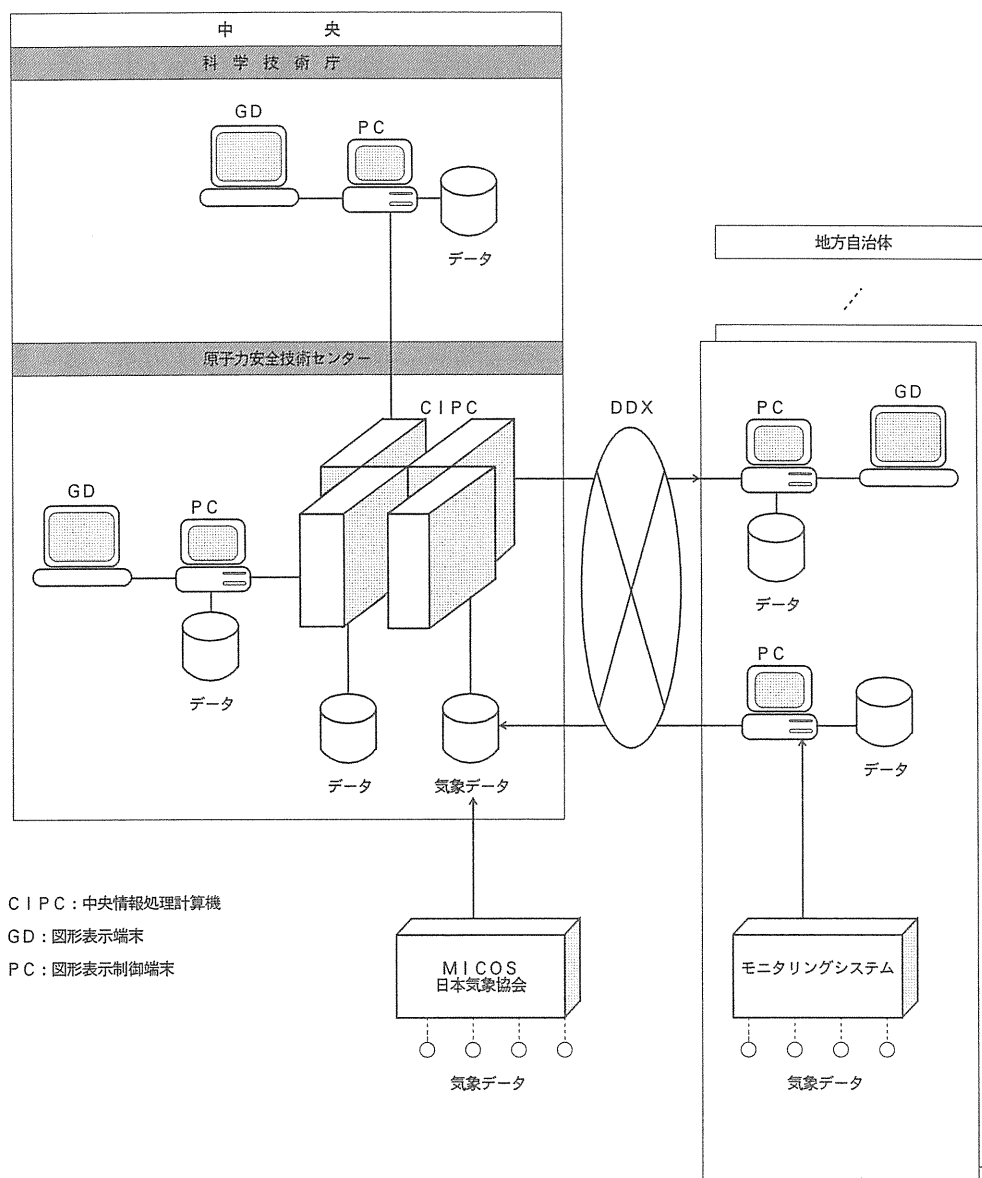


Fig.1 Composition of SPEEDI

2. SPEEDI の運用

(1) 平常時 :

平常時には各道府県及び日本気象協会から送信されてくる毎時気象データを原安センターが受信し、各

サイト毎の気象データ受信格納処理を行うとともにサイトの気象特性を数学的に把握し気象の固有関数を作成するとともにサイト毎の風向、風速の予測計算を毎時間行っている。(24時間運転)

(2) 緊急時：

緊急時には、科学技術庁が SPEEDI システムを緊急時モードにし原安センターに対し緊急時計算を指令する。システムが緊急時モードになった場合、自動的にポケットベルが鳴り、SPEEDI 要員が招集される。原安センターでは計算に必要なデータを端末から入力する。またこの場合、当該道府県のテレメータシステムからのデータ収集頻度は10分毎となる。なお、事故を起こした発電所からの放出源情報は科学技術庁から専用回線によるファクシミリにより原安センターに送信される。また一方、緊急時要員の自宅には遠隔起動端末が設置されていて、中央情報処理計算機の遠隔起動操作も可能になっている。

緊急時の計算処理は以下の3段階にわかれ連続的に進められる。^{5),6),7)}

① 風速場計算

最新の気象データと平常時に予測された気象データに基づき各格子点の風向、風速を計算する。

② 濃度計算

放出源情報に基づき、計算された風速場に沿って放射性物質が移動していく様子を移流と拡散により計算し、模擬粒子の分布の数から放射性物質の濃度を計算する。

③ 線量計算

放射性物質の濃度が空間の計算領域内に平均に分布していると仮定し、これらの領域からのある着目地点への寄与をあらかじめ計算し、テーブル化しておくことにより濃度分布情報から線量情報が計算される。

さらに、上記の計算結果は直ちに図形化され図形表示端末にカラー表示される。これら図形はチェックされた後送信される。なお、科学技術庁の端末ではこれらの図形を随時表示し確認することができる。

具体的に表示可能な図形は以下のとおり。

- ① 地域情報 (23km×23km)
- ② 気象観測値 (風、降水量)
- ③ モニタリング値
- ④ 風速場
- ⑤ 大気中濃度
- ⑥ 地表蓄積量
- ⑦ 空気吸収線量率
- ⑧ 外部被曝による実効線量当量
- ⑨ 吸入による甲状腺線量当量
- ⑩ 吸入による実効線量当量

これら一連の計算及び図形の送信に要する時間は約20分程度である。また予測計算にもっとも重要となる風向、風速計算の精度は、風速場の予測値と実際の測定値との一致の度合から評価した場合2～3時間で約70～80%である。

3. SPEEDI の活用

ほとんどの道府県で原子力防災訓練が実施されている。また、SPEEDI の活用については以下のよう

に考察される。

- (1) 緊急時モニタリング計画への活用
 - ①重点的なモニタリング区域の決定
 - ②モニタリングルート of 決定
 - ③必要なモニタリング機材の選定
 - ④実測が不可能な区域の測定データの補完
- (2) 具体的な緊急時措置の必要性のための情報
 - ①風の流れの傾向
 - ②放射性物質の拡散のプロファイル(方向、最大地点等)
 - ③放出後の濃度及び線量(率) の予測値
 - ④追加の緊急時措置の可否への判断
- (3) 集団線量の概略の把握
 - ①事故影響規模の把握
 - ②中後期における措置への示唆
- (4) 平常時の訓練
 - ①操作要員のトレーニング
 - ②緊急時対応訓練
- (5) データの保存、蓄積
 - ①放射性物質の拡散状況の統計的把握
 - ②防災関連データの保管、検索、記録

4. 今後の課題

現在までに構築された SPEEDI のシステムのうち、多くの端末機器は1986年度に導入されたものであり、この関連分野の技術は昨今急激な進歩を示している。特に SPEEDI の計算結果の図形表示装置はシステムの最終のアウトプットであり、全体の評価を受ける端末といえる。この中継機Ⅱについて1993年度から順次、ワークステーションへ更新する作業を進め、これにより従来の SPEEDI の計算図形と当該地域の詳細な地図上に人口、病院、学校、避難施設等の社会環境情報とあわせて表示するなど大幅な機能が追加され、的確な緊急時対策の実施に資するものと考えている。

また、SPEEDI は原子力防災関連の主要な情報を提供するシステムとしてその役割の重要性を自覚し、システム及びその運用体制の充実に今後とも心がけてまいりたい。

参考文献

- 1) 原子力安全委員会(1992): 緊急時環境放射線モニタリング指針、平成 4 年 6 月一部改訂
- 2) 原子力安全委員会(1992): 原子力発電所等周辺の防災対策について、平成 4 年 6 月一部改訂
- 3) Dickerson, M. H. et al. (1986): UCRL-95497 October
- 4) Gudiksen, P. D. et al. (1984): UCRL-95562 October(1986)
- 5) 茅野正道、他、JAERI-M 84-50
- 6) Imai, K, et al. (1985): JAERI 1279 October.

2. HESANS のねらい

中 村 裕 二
放射線医学総合研究所

Development of “Health and Environmental Safety Assessment
Network System(HESANS)”

Yuji Nakamura

Safety Analysis Unit, National Institute of Radiological Sciences.

9-1, Anagawa 4-chome, Inage-ku, Chiba-shi, 263, Japan

With the recent advance of the utilization of nuclear energy in a large scale, social interest is being focussed in the potential risk which the nuclear technology will accompany. Especially after the accidents in Chernobyl and other nuclear facilities, serious anxiety to the utilization of nuclear energy is prevailing among the general public. In order to meet the anxiety and distrust of the population in the use of the nuclear power, the health effect or risk which radioactive materials released into the environment will bring about should be comprehensively and properly evaluated, and then should be widely reported to the population.

The development of HESANS code system (Health and Environmental Safety Assessment Network System) was planned to set up such a comprehensive computer code that covers a whole pathway of radioactive material from its release to the estimates of derived health effects in the population, including the countermeasures for intervention as well. Though the whole system is not totally completed yet so far, the framework of the system has been concreted together with many sub-systems which compose the main part of the code.

This report puts main stress on the objective of the development project and the main frame or the structure of the code system.

I. 初めに

我が国での原子力利用は軽水炉利用に留まらず、高速増殖炉開発への意欲も高く諸外国に抜き出ている。さらに使用済核燃料の再処理システムの稼働を目前に控え、原子力利用のまた新たな段階にたち到ったといえよう。原子力利用の研究開発の推進には、国民の理解と協力が不可欠となる。しかしながら広島、長崎での原爆被爆という歴史を持つ我が国では、チェルノブイリやトムスク等の原子力施設の事故が

もたらした心理的不安感は大きく、原子力利用に伴う健康影響に関して、社会的な関心、不安が増大している。このような社会の不安、不信感に 대응するためには、環境中に放射性物質が放出された場合の健康上のリスクを的確に把握・評価し、一般大衆に対しその危険性が如何ほどであるのか正しく伝えることが必要である。

環境中に放出された放射性核種による一般公衆の放射線被曝、被曝による健康影響さらには社会的な影響などを評価するシミュレーションコードは、これまで世界各国で開発され様々の事故評価に用いられてきた。これらのコードは、その規模、性格とも様々であるが、1)リアルタイム予測コード、及び2)確率予測コードに大別されよう。

リアルタイム型のコードは、日本原子力研究所が開発した SPEEDI や米国の多くの予測コード、EC(主に NRPB と KfK) で開発、運用されている COSYMA 等のように、極めて大規模なコード体系である。これらのコードは、地形情報や随時の気象情報を利用した即時的な予測に用いられる。このような予測では、放射性核種の大気拡散解析が主体となり、チェルノブイリ事故時のプルーム追跡、原子力施設の事故などの緊急時対策に用いられていることは良く知られている。

これに対して確率予測型のコードでは上記のような即時対応型より、より長期的な影響評価を行うことを主眼とするものが多い。これらのコードでは、予測解析の本体である数学モデルは同一であっても、定常解を用いたり、(即時情報ではなく)確率分布入力変数を用いたりすることが多い。また、大気拡散解析のみならず、放射性核種の環境中での移行評価に重点を置いている場合もある。原子力施設等の事前影響評価のためには、利用しやすいという利点もある。しかし、緊急時対応に関しては不十分な場合が生ずるのも又事実である。

我々が、HESANS 開発に着手する際の最初の Break Point は、1)開発目的、2)開発費用、3)開発能力、4)実効性を考慮して、上記いずれかのコード体系を目指すかを決定しなければならないことであった。

II. HESANS のねらい

II-1. 計画当初の方向

放射線影響評価コードの開発が予算化され、実際の活動が始まったのは平成元年度からである。このコードは「健康・環境安全評価システム：HESANS(Health & Environmental Assessmental Safety Network System)」と名付けられた。計画策定段階での資料には、このコード開発の計画当初の「ねらい」について次のように唱われている。

- ①原子力利用に伴う健康影響に関し社会的な関心、不安が急速に高まっている。
- ②PA 対策上も、環境中に放出された放射性物質がどの程度の健康リスクを生じるか、迅速に把握、評価し、リスクの度を一般公衆に知らせる必要がある。
- ③わが国では現在(当時)環境放出量—被曝線量—健康影響リスクに到る総合的な安全評価計算システムが完備されていない。
- ④これまでの安全解析研究等の成果を体系化・高度化し、わが国に適した総合的な計算システムを開発する。
- ⑤広島・長崎における被曝者の集団や、職業被曝集団などその他の集団の疫学データを収集解析し独自のデータベースを整理する。

この方針の基に、コード開発の方向は、

a) 第1に、放医研のコードの特徴として、「健康影響評価」に重点を置く。

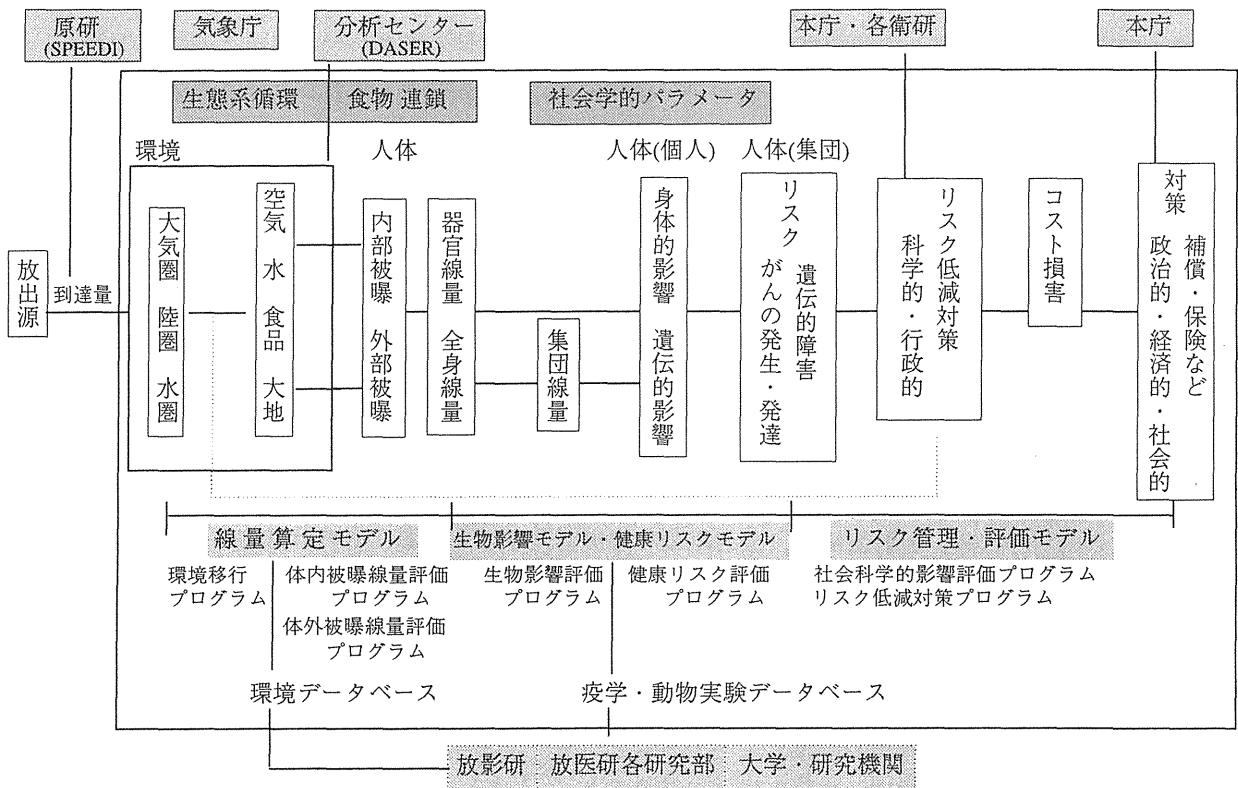
このため、現在(1989年当時)最も妥当と思われる「健康影響評価モデル」を整理、あるいは新しく開発する。影響評価に用いられる各種のデータベースを整理する。また疫学データベースの整理に努める。

b) 第2に放射性核種の環境移行については、SPEEDIとリンクできるようなリアルタイム型コードを目指す。

c) コード体系の中には、緊急時対応に利用できる「対応(Countermeasures)コード」も含める。

d) 情報伝達やコード利用を円滑に行うため、システム全体のネットワーク化を推進する。

とされ、所内の他の研究部門との密接な連携の基に開発を進めると唱われた。図1に、開発計画当初でのHESANSに期待されたシステム概念図を示す。



1 健康環境安全評価ネットワークシステム(HESANS)概要

II-2. 放射線被曝の影響評価の様式

放射線被曝の影響評価が必要とされる局面は、いわゆる「緊急時」に限ったものではない。被曝の様式を考えてみると

1. 原子力関連施設からの「緊急時」被曝の影響評価(短期・長期)
2. 原子力関連施設からの「平常時」被曝の影響評価(長期)
3. 広域汚染時の短期・長期の影響評価(チェルノブイリ事故等)
4. 特殊環境での短期・長期の影響評価(職業被曝など)
5. その他

など様々の局面で評価が要求される。

「緊急時」に適切に対応するためには、「SPEEDI」に見られるような実時間に適応できるリアルタイム型の精密な大気拡散コードが必要になる。このようなケースでは放射線被曝の様式では、短時間スケールでの体外被曝及び吸入による被曝が主たる予測対象となる。一方広域汚染時に於いては、長時間スケールでの経口摂取による被曝及び土壌表面などからの体外被曝が主たる被曝様式となる。このように予測対象の時間スケールが大きく異なっている場合、一様な処理の流れを持つコードシステムでは適応が困難である。さらに、被曝後の健康影響評価まで統合するためには、システムの全体構造が極めて複雑なものとなる。

HESANS ではこの困難を解決するため、個々の処理を行う予測計算コードを独立化(モジュール化)し、モジュール群を予測シナリオに沿って連結する方式を採用することにした。

II-3. HESAS 開発の現状

実際の開発が始まると様々の問題が生じた。第1にコードを起動すべきハードウェアの決定である。平成元年に始まったこの開発計画当初の段階では、使用可能な(放医研の)電算システムが未定のまま、従来の中型汎用電算機が稼働していたという事情から、予備的な開発を行うことになった。

この時点では、

1. 評価システムの全体構造の概念設計
2. 他システムの調査
3. システムに採用すべき様々の数学モデルの調査、検討、整理
4. 予備システムの開発

に主眼が置かれた。当然リアルタイム型のコード開発は不可能なままである。

このシステムは、放射性核種の放出、大気中での拡散、環境中での移行、人体への様々の経路を通じての摂取、人体内での代謝、放射線被曝、放射線の早期影響及び晩発影響、その低減化対策等、様々の構造を持つ。このため、システムは、

- (a) 構造化していること
- (b) それぞれの評価対象が独立すること

によってはじめて有機的、効率的に結合、機能し得ることになる。即ち、全体を小さなサブシステムに分割し、順次開発を行い最終的に全体を有機的に結合する。

数学モデルの調査は、主として健康影響評価モデルについて行われた。放射線被曝による健康影響は、高線量被曝時に現れる早期影響(例えば脱毛、骨髄障害、その他)と、低線量被曝においても出現し得る晩発影響(発がん、遺伝的影響等)に大別される。これらのモデルについて詳細な調査、検討が行われ、現時点での最良と思われる数学モデルの整理が行われた。

第2に予算規模の制限に留まらず人的資源の問題である。このような条件下で、HESANS 開発の方向は幾分の修正を余儀なくされている。

現在の開発方向が、第1に「健康影響評価」に力点が置かれていることに変わりはない。しかし、放医研独自のリスク評価モデルの開発にのみ依存しているわけではない。むしろ現在利用可能な様々の健康影響モデルを網羅し、評価可能な状態に整備することに力点が移っている。この意味では、従来の影響評価モデルよりもより柔軟性があるものといえよう。

第2に、評価の目的が「緊急時対応」に限らず、いかなる被曝のモードにも対応できるように拡張されている。しかし、対象が拡張された分、緊急時対応特に大気拡散コードは簡略化され、(リアルタイムではなく)確率予測に限定されている。リアルタイム化は今後の改良にゆだねた。放射性核種の移行モデルは環境中(流体中での拡散モデル以外)、人体内代謝共に線形微分方程式群でのマトリックス表現となっており、これまでの多くの研究からできるだけ妥当なモデルパラメータを採用することで適正化を図っている(現在行われている環境研究、代謝モデルからみてそれほど無謀なことではないであろう)。

第3に、被曝モードを一般化したことは、必然的にコード全体の分割、モジュール化につながっている。この方式は計算時間のロス(各モジュール間でのデータ引き渡しのため)を生じる難点があるが、ユーザインタフェースの利用により様々の評価過程(Pathway)の利用を可能とする。また評価モデルの入れ替え、追加なども比較的容易に行えるという利点もある。また、新しい健康影響評価モデルの開発のため、様々の疫学データベースの整備も「ねらい」の一つである。

Ⅲ. HESAS の全体構造

ここで、現在開発中のコードシステムの概要について簡単にふれてみたい(ただし内部関数等の細かい議論については省略する)。

Ⅲ-1. HESANS の予測計算フロー

HESANS に於ける予測計算処理の流れを図2, 3に示す。現在の所、この全てのシステムが完備されているわけではない。今後の開発を含めて、この計画全体の「ねらい」と理解して欲しい。このシステムは、大別すると、

- 1) 計算の流れを定義するためのユーザインタフェース
- 2) インタフェース情報に従った処理の流れ(コマンドモジュール群)及び必要な各種パラメータの設定を行う部分。これはコマンドプロシジャファイルを作り出す部分に相当する。
- 3) 核種の環境移行計算コード群
- 4) 被曝線量への変換
- 5) 健康影響評価コード群(リスク評価)
- 6) 低減化対策

というサブシステムから成り立っている。

FLOW CHART OF CODE SYSTEM

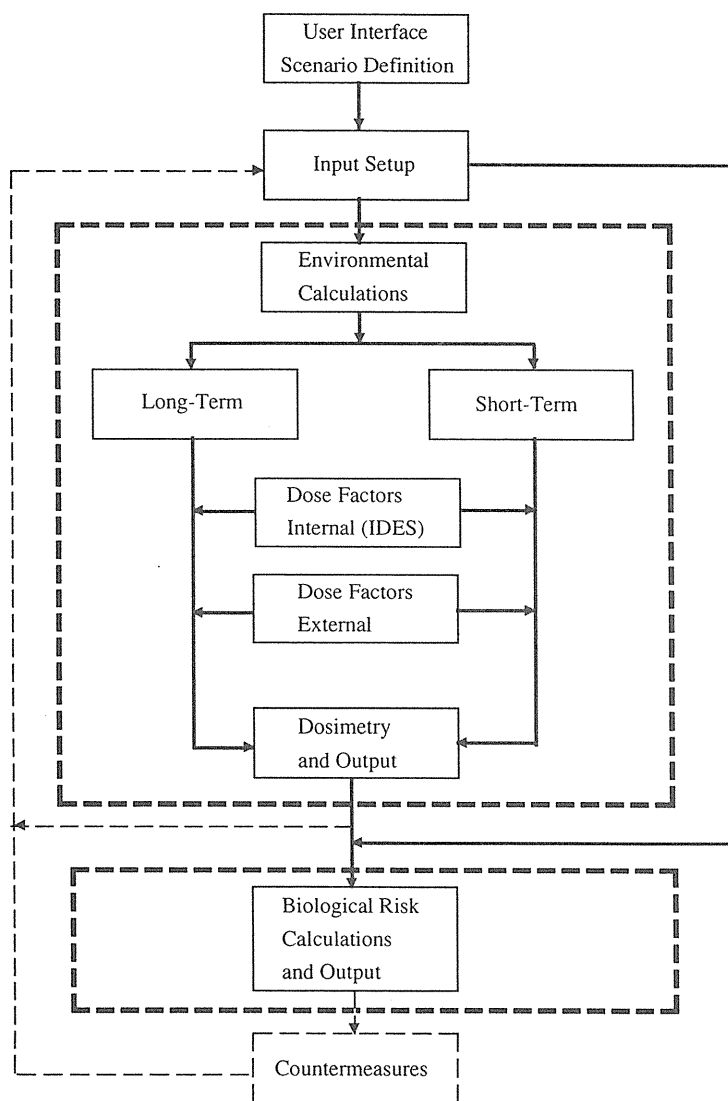


図2 GESANS のシステムフロー (1)

る。1), 2)のプロセスで、コマンド群のリンク、配置、基盤のデータベースからの実行用データファイルの作成などが行われる。現状では、6)の対策用コードの整備が遅れており、運用できる状態にはない。

このシステムでは、被曝から線量への変換(線量変換係数)は、システム内部での変換計算を行わず、あらかじめ用意された変換テーブル(データベース)を通して行う。このデータベースは既に放医研環境衛生研究部、物理研究部の協力で開発されたソフトウェア IDES¹⁾を用いて作成している。現在までは(最も影響の大きいと考えられている)限られた10数核種について整備されているが、今年度(1993年度)中には、内部被曝に関しては年齢群別(5群)、核種別(約680核種)、クラス別(DWYクラス、摂取2クラス)、年当たりの実効線量を核種別の格納した膨大なデータベースが整備される予定である。体外被曝に関する線量変換係数テーブルの整備も行っている。

HESANSの「ねらい」の大きな柱の一つは、健康影響評価コードの整備にある。このコード群の開発は、HESANS開発の流れの中でも最初に着手された部分であり、実用段階になっている。このコード群には、詳細計算用、迅速計算用に対応できる構造の実行モジュールが用意されている。即ち1), 2)のユーザインタフェースとは別に、詳細計算用のインタフェースが用意され、単独に影響評価を行い得る構造となっている。次節では、この健康影響評価コード群、及び環境移行評価について、少し詳しい紹介をしたい。

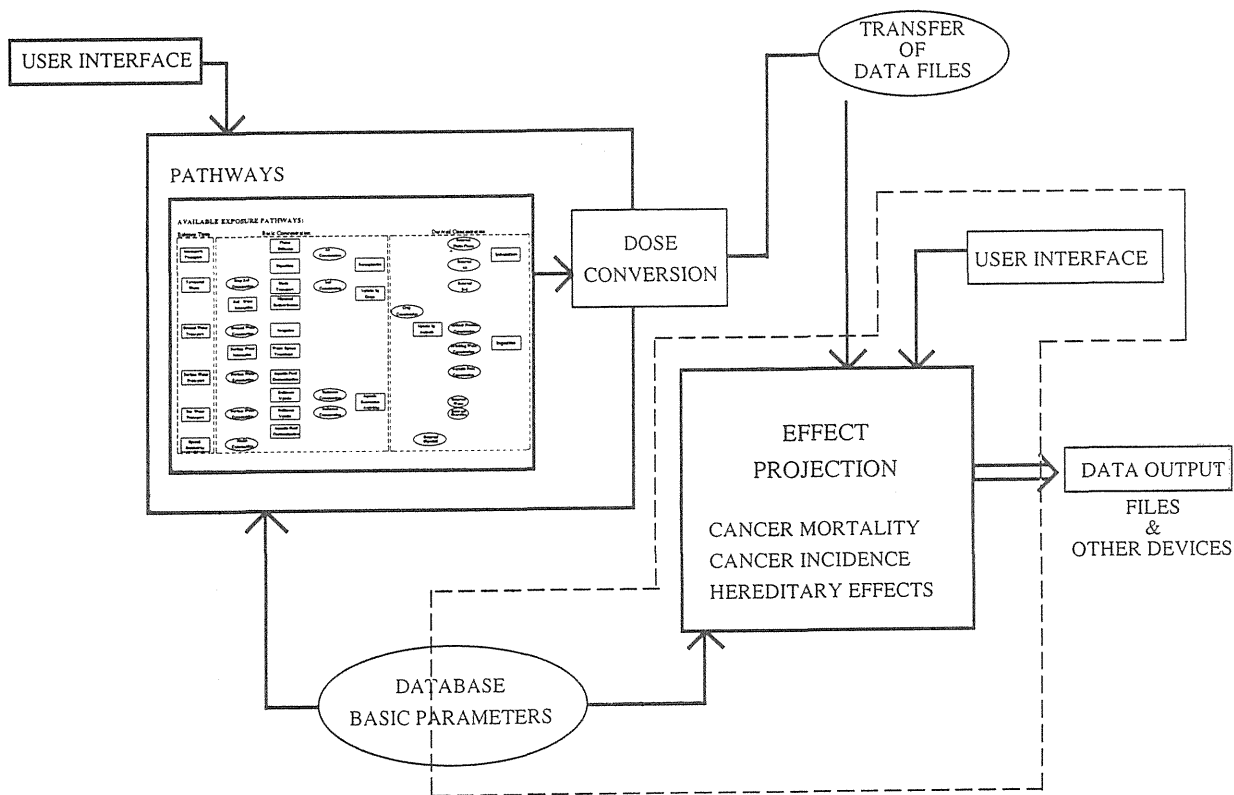


図3 HESANSのシステムフロー(2)

III-2. 健康影響評価(リスク評価)

この計画の中で最初に手がけられたのは健康影響評価、即ち放射線リスク評価コードの部分である。良く知られているように、リスク評価特にリスク予測の手法は、(特に晩発影響評価では)生命表法が主体

である。この方法では

- 1) 各障害の発生確率リスクのモデル。
- 2) 年齢毎の全死亡確率(あるいは生存確率)
- 3) 対象とする集団の構造

が与えられれば、リスク予測を行うことができる。従って予測計算コードとしては何等難しいものではない。しかし、影響発現のリスクモデルはこれまで数多く与えられている。最近のものほど確からしいとはいえるであろうが、モデルによっては取り扱う障害の種類が異なっている。このため、種々のケースに対応するため、あるいは今後開発されるであろうリスクモデルを柔軟に取り込んで行くためにはかなり柔軟性のあるコード体系が必要とされる。

現在の所、充分その機能を果たしているのは、晩発影響、特に発がん、及び癌による死亡の評価モジュールである。HESANS に組み込まれている評価法(リスクモデル)、評価の項目について表1に示す。表1に見られるように、RERF モデル^{2),3)}、UNSCEAR88 モデル⁴⁾、BEIR-V モデル⁵⁾、NUREG モデル⁶⁾等が利用可能である。また影響評価項目についても、発がんによる過剰死亡数(確率)や、寿命短縮のみならず、PC(Probability of Causation)や各種の“リスク”指標⁷⁾が評価される。また、これらの評価を行うため、人口構造、生命表、病因別の発生・死亡確率、その他多くのデータベースが用意されている。

米国 NUREG モデルを採用している遺伝影響評価モジュールに関しては、最近の研究成果を取り入れた改良が必要と考えられる。また、高線量被曝時の影響評価モデルも NUREG モデル(ハザード関数法)のみであり、今後の改良が必要かも知れない。

BIOLOGICAL RISK CALCULATION MODULE

I. RISK MODEL

I.1. EARLY EFFECT

NUREG/CR-4214 MODEL

I.2. LATE EFFECT

SOMATIC EFFECT (Cancer Deaths)

RISK MODEL	PROJECTION
UNSCEAR 88	ADDITIVE (Constant)
	MULTIPLICATIVE (Constant)
BEIR-V	MULTIPLICATIVE (Time dependent)
RERF	ADDITIVE (AGEATE dependent)
	MULTIPLICATIVE (AGEATE dependent)
ICRP 90	ADDITIVE (AGEATE dependent)
	MULTIPLICATIVE (AGEATE dependent)
NUREG/CR-4214	ADDITIVE & MULTIPLICATIVE (Constant)

HEREDITARY EFFECT

NUREG/CR-4214 (to be renewed)

II. MODE OF CALCULATIONS

II.1. EXPOSURE

Single
Continuous
Variable

II.2. POPULATION

Life Table & Demographical DATA-BASE

II.3. PROJECTION INTERVAL

Arbitrary

III. OUTPUT (DETIMENT)

III.1. EARLY EFFECT

Incidence
Early Deaths

III.2. LATE EFFECT

SOMATIC EFFECT (Cancer Deaths)

DEFAULT : Lifetime Excess Cancer Deaths
Loss of Life Expectancy

OPTION : Several indicators of "RISK"

HEREDITARY EFFECT

Incidence & Others

表1 健康影響評価モジュール群(モデルと影響評価の項目)

III-3. 環境移行評価

HESANS において最も複雑な構成、構造を有するのがこの環境移行モジュール群である。このコード体系の中で採用している数学モデル自体は、極めて単純である。大気拡散ではガウス型のプルームあるいはパフモデルに限定している。このようなモデルの妥当性については、単純化し過ぎるという指摘も多い。しかしながら、現在の開発段階では個々の解析モジュールの精密さより、システム全体の枠組みを開発することに重点が置かれており、より複雑な解析は今後の開発にゆだねられている。また、SPEEDI等で行われているような、サイトを指定した詳細な解析も組み込まれていない。拡散を支配する気象条件等についても、確率分布としての環境条件のみを扱うに留まっている。

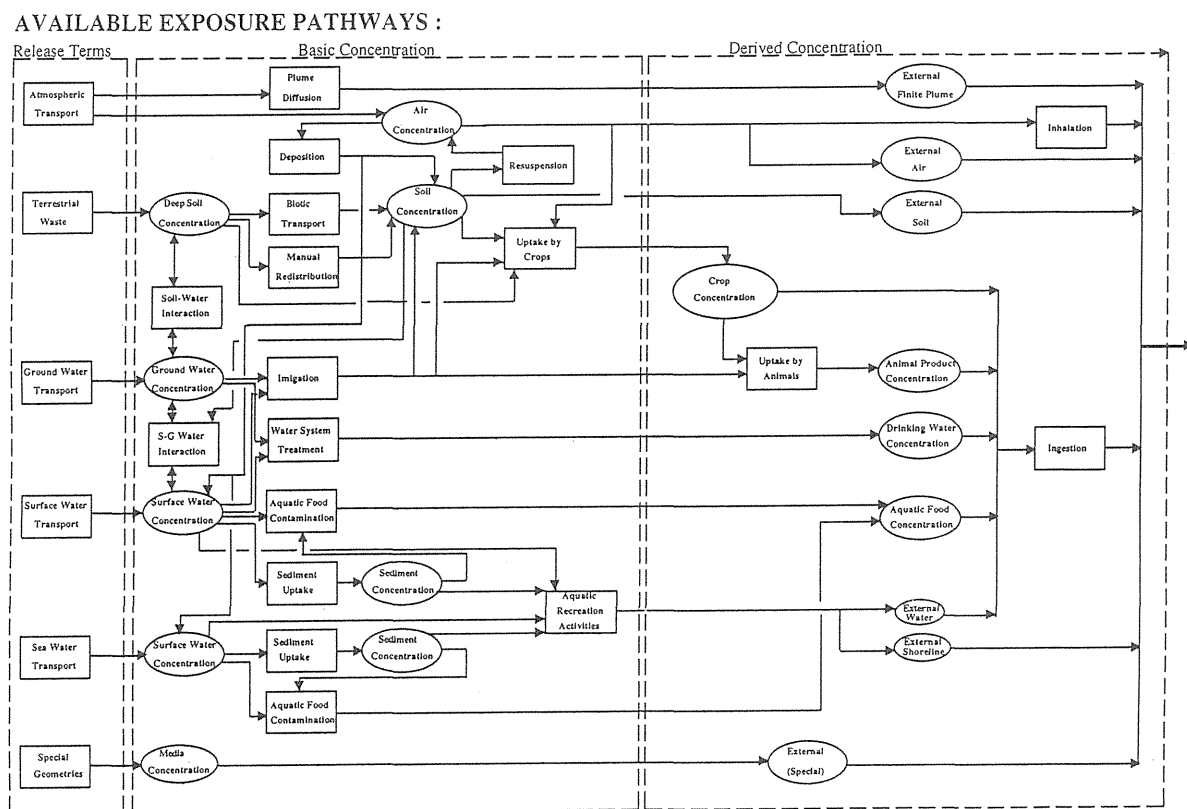


図4 環境移行モジュール群 (Pathway の1例)

また、大気拡散を除く環境移行のプロセスは、(特別な場合を除き)全て多成分コンパートメントモデルで取り扱われ、結果的には線形微分方程式群でのマトリクス表現を用いている。図4に HESANS が対象とする放射性核種の環境移行の経路 (PATHWAY) の模式図である。現在までにこれら全ての PATHWAY が整備されているわけではない。今後の開発を含め HESANS の「ねらい」である。図の中で左側がソースターム、右側が被曝線量であり、先ほどの影響評価のモジュールへと受け渡される。また四角が移行のプロセス、丸が各プロセスから計算される各 MEDIA の核種濃度を示す。前に述べたように HESANS 開発の「ねらい」は、種々の被曝モードに対応できるようにすることである。このことは、シミュレーションのスタート地点を任意に選ぶことを可能とすることを意味する。例えば、地表の放射性核種濃度を起点にすることなどの自由度を含むことである。この実現のために、MAP 上のプロセスは全ての単独のコマンド列にモジュール化されており、各モジュールはある決まった入出力ファイルで

リンクされる。このリンクはユーザインタフェースで行われ、PATHWAYに従った計算ルーチンが組み上げられ、さらに各プロセスに必要なデータ、パラメータがデータベースから読み出され、実行環境が作られる。

IV. まとめ

平成5年度において、HESANSの開発は一応の終了年限を迎える。しかしながら、開発の現状は必ずしも十分なものとはいえない。

第1に、「健康影響評価」に関しては、現時点では(今後新しい評価法の開発、コードへの組み込み、改良などはあると考えられるが)充分利用に耐え得ると思われる。また利用の公開、より小型のシステムへの移植も行われよう。しかしながら、現在用いられている健康影響評価モデルには多くの限界があることも事実であり、より妥当なリスクモデル、特に遺伝影響に関する数学モデルの開発が望まれる。このような影響メカニズム自体の改良には、放射線生物学の専門家の協力が不可欠である。

第2に、放射性核種の環境移行サブシステムでは、必ずしも当初計画を満足する状態にはない。現在までに、放射性核種の大気放出に伴う短期間での被曝評価、及び食物摂取による長期の被曝評価、広域汚染時などの土壌表面汚染を起点とする被曝評価などが準備された。現在これらのサブシステムで用いられる各種のデータベース(線量変換係数、核種の環境移行パラメータ等)の整備を行っている。しかしながら、「環境移行評価」についてはコードの構造自体には問題はないとしても、より現実的な解析を行うためには、多くの改良が必要である。現在の各プロセスには大気中での移行にみられるように、極めて簡略化された数学モデルが多く用いられている。例えば、放射性核種の経口摂取の評価に関連して、食物種は「指針」に記載されているような極めて小数の(大分類の)項目に制限される。これは現在の開発のスケジュールでは、全体構造の設計に重点が置かれていることに由来する。また、プロセス間の移行は単純な多次元コンパートメントモデルで記述されているため、コンパートメントを増やすことは容易であるが、それぞれの移行モデルには固有の移行パラメータが必要となる。これらは、環境科学のスペシャリストの協力無くしては困難であろう。多くの研究者の協力を期待する由縁である。

第3には、現在のシステムをより site-specific な解析に適応できるような改良も要求される。特に「緊急時」に適用しようとする場合、大気拡散コードの改良(リアルタイム型の解析含め)が必要である。いわば SPEEDI 型のコードを組み込むか、あるいは適切なリンクを可能とするように改良するかの道を探ることになる。当然現在の放医研ネットワークの枠を越えたネットワーク化の整備や、より大型の演算システムへの移行も視野に入れる必要があるかも知れない。

第4には、利用の解放を図るためより簡易なシステムへの改良、例えば比較的利用の容易な PC 版を開発することも今後の課題の一つとなろう。

参考文献

- 1) 本郷昭三、山口寛、竹下洋：日本人の体内被曝による実効線量当量の計算コード IDES の開発について。日本保健物理学会、体内被曝線量評価コード専門研究会(1992)
- 2) Y. Shimizu et al., 1987. Life Span Study Report 11, Part I .Comparison of risk coefficients for site-specific cancer mortality based on the DS86 and T65DR shielded kerma and organ doses. RERF TR / 12-87

- 3) Y.Shimizu et al., 1988.Life Span Study Report 11, Part II . Cancer mortality in the years 1950-1985 based on the recently revised doses(DS86). RERF TR / 5-88
- 4) UNSCEAR, 1988. Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. 1988 Report to the General Assembly, with annexes. New York, United Nations
- 5) BEIR-V, 1990. Health effects of exposure to low levels of ionizing radiation. Committee on the Biological Effects of Ionizing Radiations. Board on Radiation Effects Research, Commission on Life Sciences National Research Council. National Academy Press, Washington, D.C.
- 6) U. S. NRC, 1989.Health Effects Models for Nuclear Power Plant Accident Consequence Analysis, NUREG / CR-4214, SAND85-7185, Rev. 1, Part II
- 7) ICRP Publication 60, 1990. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. Annex C

3. 公衆の被ばく線量評価

吉岡満夫
福井県環境放射線監視センター

Practice of Dose Evaluation for Public based on Environmental
Radiation Monitoring Results

Mitsuo Yoshioka

Fukui Prefecture Environmental Radiation Monitoring Center

37-1, Yoshiko, Tsuruga-shi, Fukui, 914 JAPAN

ABSTRACT - Some local governments have carried out the environmental radiation monitoring around the nuclear facilities in Japan, and they have great responsibilities for public health and property in emergency. The Nuclear Safety Commission published the four guides on the monitoring and the dose evaluation. Each local government made “Emergency Countermeasure Program for Atomic Disaster” and “Emergency Monitoring Manual”. The emergency dose evaluation will be done with these materials. Basically, it is not necessary to calculate the thyroid dose now, but it may be asked for emergency medicine or presenting of the iodine drugs.

The measurement of exposure rate and aerosol radioactive iodine are given priority in emergency, because of noble gas and iodine release. So then, the continuous monitor for them is very important to shift from normal condition to emergency and to provide a data instantly as the real-time monitor. Another various measurement will be added to the usual monitoring in order to increase the density of measuring location and frequency. But, simplified method or rapid one will be used to detect only radioactive iodine at the first stage in emergency. Therefore, anyone should recognize that these monitoring will not necessarily provide a continuous data and there are some limits based on emergency system, where the protection countermeasure is the most prior.

The external dose is estimated using monitoring data, shielding effect and resident time in order to reflect the inhabitants behavior, and the internal dose is calculated upon the inhalation and the ingestion with the dose factor and some corrections about age, market dilution, cooking and decay. Concerning aerosol radio-iodine, the air tight ability of the building is necessary as well as the shielding factor on the external dose. After the period of emergency, final evaluation on whole area should be done using

both the monitoring data and simulated dose distribution provided by “SPEEDI” system based on the result of release.

In this study, some subjects and problems or knowledge drew from the experience at Chernobyl accident or Tsuruga leakage incident are described. Showing one of them, it is the subject to arrange the manual, parameter, population and diet data and also to establish the method of some reflection and correction. It is expected to conquest this problem and to develop further advanced system, for example, to make linkage with the source information or support system.

I. はじめに

災害対策基本法によれば、災害時の地域住民の生命、健康、財産を守る責任は地方自治体に帰せられている。事業所が行うものを別にすれば、我が国では平常時の環境放射線モニタリング(以下、環境モニタリング)を実施しているのも自治体である。環境的には平常時・緊急時の移行が不可分かつ連続としたものである。現在では、この平常時モニタリング自体がリアルタイムモニタの導入等により緊急時を指向したものになってきている。そこで、20数年にわたり環境モニタリングに従事し、原子力防災業務に携わってきた立場から、まず平常時の状況、モニタリングデータからの線量計算の方法を紹介し、「環境モニタリング」の視点から見た「公衆の被ばく線量評価」について述べてみたい。

与えられたテーマは「公衆の被ばく線量評価の実際」であるが、原子力災害に遭遇していない我が国では、真の緊急時の公衆の被ばく線量評価は未経験であり、平常時の経験やチェルノブイル事故時等の知見も交え、緊急時には「どのようなデータが線量評価に利用できるのか」という点や、「防災対策の一環として行われることによる環境モニタリングの限界」、更にそれからの線量評価がもつ幾つかの問題点や改善すべき点についてもふれてみたい。

II. 公衆の被ばく線量評価を取りまく環境

「線量評価」の最大の目的は、当面のおよび近い将来の、そしてまた遠い将来の「人」への生物学的影響を推定するためであり、その結果必要なら観察を続け、更にまた必要なら医療措置が講じられる。Fig. 1は、様々な角度から見た「公衆の被ばく線量評価を取りまく環境」を模式的に示したものである。

研究成果¹⁾を応用した①の物理的方法、②体内量測定からの方法、③生物的方法については、①は外部被ばく、②は内部被ばくに適用されるが、現状ではいずれも一般的な機関で行われている訳ではない。このうち①は「場」にも、「人」にも適用可能という利点を有するが、公衆の全体に対してなしうるかは疑問であり、環境モニタリングに用いている測定器とは感度や操作法の点で有用性は少ないようである。②、③は直接的な方法という大きな利点があるが、事後の一部の人々に対してのものであり、特に③は、まさに緊急時医療そのものとも言えるもので、少なくとも数百 mGy 以上の比較的大きな影響を受けたであろう特定の人々に対してなされるにすぎない。

一方、「SPEEDI(緊急時迅速放射能影響予測システム)」は事前の予測、途中および事故終息後の放出実データに基づく「場」全体の線量当量の分布等のシミュレーション結果を与える。この結果は環境モニタリングが困難な地域あるいはモニタリングの実施範囲外の地域の評価には有効である。ただし、特別な対策が講じられなかった場合の数値を与えるにすぎず、また、あくまでも計算上の推定値にすぎない。

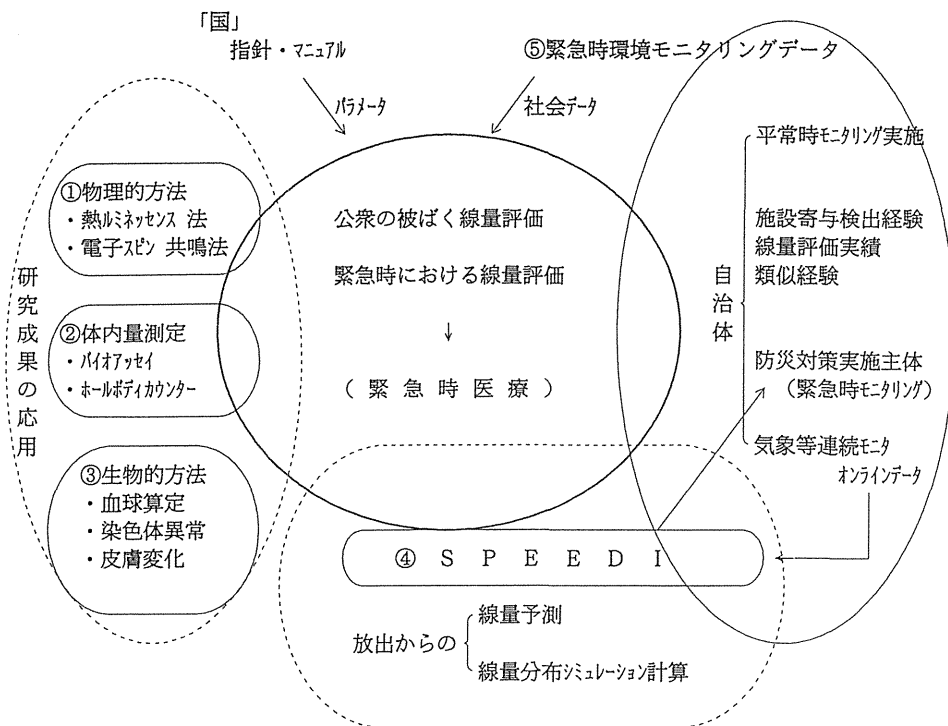


Fig.1 緊急時における公衆の被ばく線量評価を取りまく環境 Surroundings around dose evaluation for public at emergency.

これらに対し、緊急時環境放射線モニタリング(以下、緊急時モニタリング)は原子力施設が立地するどの地域でも既に計画が策定されており、しかも組織的になされ、不特定多数即ち公衆全体に対する情報を与えるものである。そのねらいは、外部被ばく、内部被ばくを含め、上記②や③にも現れないレベルを対象としていて、0.数 mGy オーダーより更に下のバックグラウンドレベル～大線量にわたっての情報が得られるのは利点の1つであり、環境モニタリングの役割でもある。しかし、間接的な方法であることに留意する必要があり、特に、後述する評価パラメータや環境パラメータ、社会データ、住民の行動様式等によって精度が左右される。また、「環境モニタリング」が防災対策の一環として行われることによる限界を知っておく必要がある。防災対策では、当面の判断、当面の救護が優先され、必ずしも線量評価のために必要なデータが揃うとは限らないことを考慮に入れておく必要がある。

次に、法令、指針等との関係については、『地方自治法』第2条には普通地方公共団体(県、市町村)が処理する行政事務として、「住民及び滞在者の安全、健康および福祉を保持すること」、「防災、罹災者の救護…等を行うこと」が例示され、『災害対策基本法』第1条には、「国民の生命、身体及び財産を災害から保護するために、…国、地方公共団体…を通じて必要な体制を確立し、責任の所在を明確にするとともに、防災計画の作成、災害予防、災害応急対策、災害復旧…を図り…」と述べられている。このことが、「環境モニタリング」、「緊急時モニタリング」の立脚点、根拠となっている。

実際の線量計算は、『環境放射線モニタリングに関する指針(以下、環境モニタリング指針)』²⁾、『緊急時環境放射線モニタリング指針(以下、緊急時モニタリング指針)』³⁾に基づいてなされるが、パラメータの多くが『発電用軽水型原子炉施設周辺の線量目標値に対する評価指針(以下、評価指針)』⁴⁾に依存している。『評価指針』は放出データからの線量評価法を記載したものであるので、環境モニタリングの実測データに適用するには、必要に応じ種々の読み替えを行う必要がある。また、『指針』にパラ

メータ類が揃っていないとはかぎらないので、これらのほかに、ICRP Publication 等も参考にされ、Publ. 26⁵⁾、Publ. 30⁶⁾などが参照される。なお、『緊急時モニタリング指針』は『原子力発電所等周辺の防災対策について(以下、防災指針)』⁷⁾を受けたものであり、それに従うものとなっているが、更にこれを受けて国の各種マニュアルが整備されつつあり、これらによって緊急時モニタリングおよび被ばく線量評価が支えられる。

Ⅲ. 公衆の被ばく線量評価方法

線量評価は、原理的には、体内での移行等のコンパートメントの問題や海藻摂取の有無による取扱いの違い、飲食物摂取以外の経路の存在などを考慮して行われ、その理論^{4),6),8)}を述べるにはかなりの記述が必要であるが、本稿への期待がそこにでなく評価の「実際」にあると推察されるので、以下に指針類の記述に沿って簡単に述べる。実用的には『環境モニタリング指針』の手法で十分であると思われる。

平常時の「環境モニタリングデータからの公衆の被ばく線量評価」は、外部被ばくと内部被ばく、更に内部被ばくは吸入と飲食物からの経口摂取についてなされる。『環境モニタリング指針』に示された平常時の公衆の実効線量当量の計算法は、下式のように表すことができる。なお『緊急時モニタリング指針』では、被ばく線量評価はこの平常時の手法に従うとされている。

$$\text{○外部被ばく： } H_{\text{ex}} (\text{mSv}) = D_{\text{ex}} (\text{mGy}) \times 0.8^{4),9)} \dots\dots\dots (1)$$

ここで、 D_{ex} は空気吸収線量である。(1)式は自然放射線を含んだものであり、原子力施設寄与分のみを求める場合は、 D を積算線量等の測定値、 BG をバックグラウンド線量とすれば、 $D_{\text{ex}} = D - BG$ 、また線量率連続モニタについては、 D_i を個々の時間の空気吸収線量率とすれば $D_{\text{ex}} = \sum (D_i - BG)$ である。旧単位の場合は $\text{mGy} = \text{mR} \times 0.0087$ である。平常時を対象とする『環境モニタリング指針』では『評価指針』の「しゃへい係数、居住係数」は表現されていない。従って、(1)式は「場」の線量を与えるものとなる。

$$\text{○内部被ばく： } H_{\text{in}} (\text{mSv}) = \sum_i \sum_j (f \times k_1 \times k_2 \times k_3 \times t \times V \times Q_{\text{av}})_{i,j} \\ (\text{または } \sum_i \sum_j \{ f \times k_1 \times k_2 \times k_3 \times V \times \sum (Q_n) \}_{i,j}) \dots\dots\dots (2)$$

ここで、 i は試料の種類、 j は核種であり、すべての加算を意味する。また、 $f = 1\text{Bq}$ を経口あるいは吸入摂取した場合の成人の預託実効線量当量換算係数(以下 dose factor)、 k_1 は年齢補正係数、 k_2 は市場希釈係数、 k_3 は洗浄・調理等の補正係数、 t は摂取(または呼吸)期間、 Q_{av} は放射性核種年間平均濃度、 V は単位期間(日)当たりの飲食物の摂取(または呼吸)量である。摂取期間は通常365日とし、(2)式上段の年間平均濃度が用いられるが、¹³¹I等の半減期が短く濃度変化の著しい核種は過大な評価となりすぎるので、個々の測定値を Q_n として、検出された特定期間について下段の $\sum (Q_n)$ 、即ち、積算濃度の式を適用する。積算濃度には、連続したデータであることが最も望ましい。この式は対象期間(収穫期等)が限られていたり、保存が効かない食品に適用するものと等価である。

Table 1に dose factor^{2),8)}を示す。年齢補正は放射性ヨウ素のみに適用され、市場希釈は通常無視するとされている。 k_3 の補正に関しては、『評価指針』の葉菜に対する除染係数0.5がよく使用される。

なお、かつて甲状腺については50mSvの組織線量当量限度が存在し、しかも16才未満に対しては15mSvに制限されていた。しかし、ICRPの1977年勧告(Publ.26)およびその後の各種声明でこの制限はなくなり、公衆の実効線量当量限度は1mSvに引き下げられている。結果として、実効線量当量限度で制限すれば、甲状腺の組織荷重係数はPubl. 26で0.03(Publ. 60では0.05)であるので、組織線量当量

が50 mSv を超えることはないこととなった。この結果、これらを取り入れた1989年(平成元年)の法改正および指針改訂で、現在では、基本的には平常時の甲状腺線量当量を算出する必要がなくなっている。

Table 1 経口(吸入)摂取に関する成人の預託実効線量当量換算係数
Conversion factor to committed effective dose equivalent based
on ingestion and inhalation for adult. ^{2), 9)}

(mSv/Bq)

核種	経口摂取	吸入摂取	核種	経口摂取	吸入摂取
³ H	1.7×10^{-8}	1.7×10^{-8}	^{110m} Ag	2.9×10^{-6}	1.4×10^{-5}
¹⁴ C	5.6×10^{-7}	5.6×10^{-7}	¹²⁹ I	4.0×10^{-5}	2.5×10^{-5}
²² Na	3.2×10^{-6}	2.2×10^{-6}	¹³¹ I	8.7×10^{-6}	5.3×10^{-6}
⁵¹ Cr	3.6×10^{-8}	7.1×10^{-8}	¹³³ I	1.7×10^{-6}	9.8×10^{-7}
⁵⁴ Mn	7.3×10^{-7}	1.7×10^{-6}	¹³⁴ Cs	2.0×10^{-5}	1.3×10^{-5}
⁵⁹ Fe	1.8×10^{-6}	4.0×10^{-6}	¹³⁷ Cs	1.4×10^{-5}	8.7×10^{-6}
⁵⁸ Co	9.4×10^{-7}	1.9×10^{-6}	¹⁴⁰ Ba	2.3×10^{-6}	9.6×10^{-7}
⁶⁰ Co	7.0×10^{-6}	4.1×10^{-5}	¹⁴⁰ La	2.1×10^{-6}	1.2×10^{-6}
⁸⁹ Sr	2.3×10^{-6}	1.0×10^{-5}	¹⁴¹ Ce	7.0×10^{-7}	2.3×10^{-6}
⁹⁰ Sr	3.6×10^{-5}	3.4×10^{-4}	¹⁴⁴ Ce	5.3×10^{-6}	9.5×10^{-5}
⁹⁵ Zr	9.2×10^{-7}	5.2×10^{-6}	²²⁶ Ra	3.0×10^{-4}	2.1×10^{-3}
⁹⁵ Nb	6.0×10^{-7}	1.2×10^{-6}	²³² Th	7.4×10^{-4}	4.4×10^{-1}
⁹⁹ Mo	1.2×10^{-6}	9.9×10^{-7}	²³⁵ U	6.8×10^{-5}	3.3×10^{-2}
⁹⁹ Tc	4.4×10^{-7}	2.0×10^{-6}	²³⁸ U	6.3×10^{-5}	3.2×10^{-2}
¹⁰³ Ru	7.3×10^{-7}	2.1×10^{-6}	²³⁸ Pu	8.7×10^{-4}	1.1×10^{-1}
¹⁰⁶ Ru	5.8×10^{-6}	1.2×10^{-4}	²³⁹ Pu	9.7×10^{-4}	1.2×10^{-1}

注) 化学形が異なり複数の値が示されている場合は最も大きい値。I の甲状腺への移行比fw: 0.2。Pu: ICRP Publ. 48に係わる修正済。

IV. 平常時モニタリングの実施状況と線量評価結果

IV-1. 被ばく経路と平常時モニタリングの実施状況

緊急時の公衆の被ばく線量評価を考えるに当たっては、まず平常時の状況を把握し、そこで得られた知見や反省点を継承する必要があり、以下に平常時モニタリングの実施状況、モニタリング結果、それからの線量評価結果を順次示す。最初に「何が緊急時に直ちに使えるデータなのか」を知るために、被ばく経路と環境モニタリングの関連性を Fig. 2 に、また平常時モニタリングの実施状況を Table 2 に示す。

平常時は積算線量や体内摂取に関わる飲食物に止まらず、被ばく経路を考慮して放射性核種の移行経路上にある降下物や土壌等、種々の試料がモニタリング対象となっている。このうち、「人」に直接影響を与える外部放射線(線量率)は連続モニタ化され、常時監視、リアルタイム監視されている。誰もが止められない呼吸に係わる「大気浮遊じん中放射能濃度」も連続モニタ化が進みつつある。環境試料のモニタリングについては、人の摂取に係わる飲食物のみならず、通常食用とはしないヨモギやホンダワラ、ムラサキガイ等が、性状の類似性や採取の容易さなどの理由から指標生物として用いられ、単に最終的な被ばく線量評価の目的だけでなく、効率的な、いわゆる「監視」を重視した合理化がなされている。

緊急時には、線量率や大気中放射能濃度等の連続モニタからのデータ、TLDによる積算線量は、直ちに使うことができ有用である。また、連続モニタ化されていないにしても、多くの県で浮遊じんや降下物の採取が連続して行われており、十分利用できる。Table 2 には、原子力施設周辺で環境モニタリングを行っている15県の平均的な実施件数¹⁰⁾と具体例として福井県の例を併記したが、これら自治体のモニタリング件数にその約半数~同数の事業者のモニタリングが加わる。しかし、モニタリングが実施されている約10kmの範囲を考えれば実施地点数は「点」に過ぎず、「面」化が緊急時モニタリングの課題である。

他の環境試料はバッチ測定されているために直ちに利用可能とはいえないが、¹³¹I等の放射性核種の保持性の高い指標生物が用いられており、緊急時の調査頻度や試料入手の容易さの点で一考に値する。

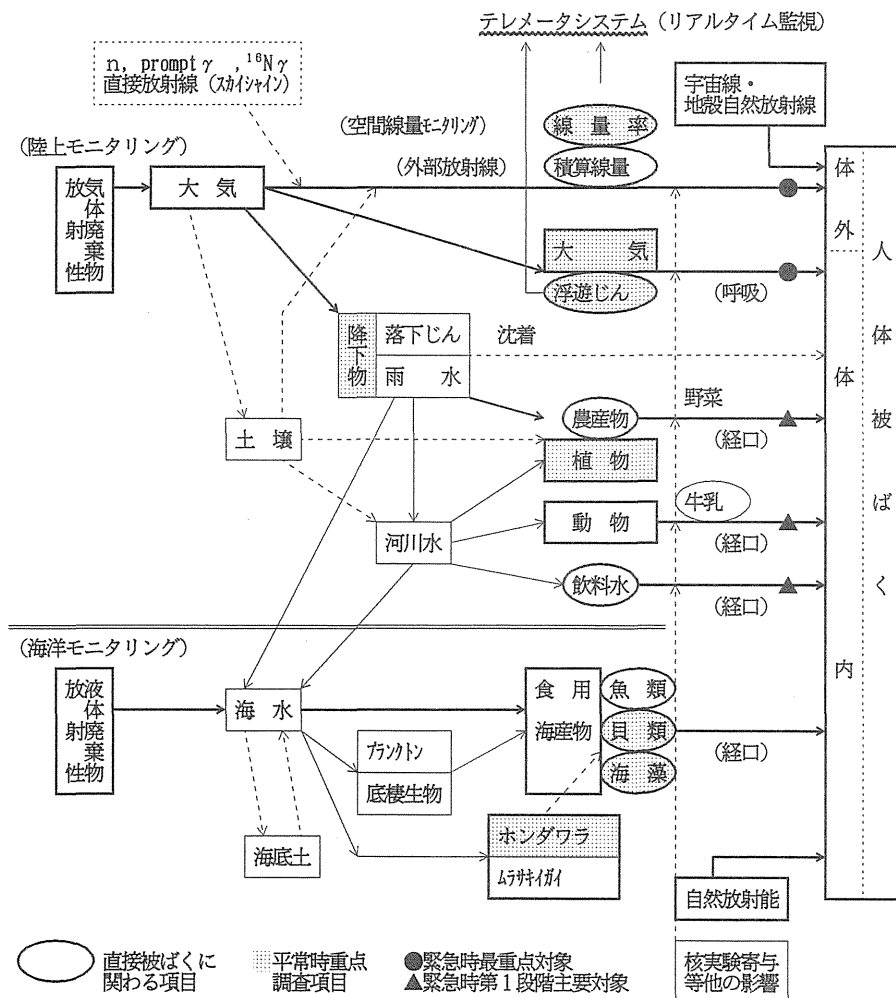


Fig. 2 被ばく経路とモニタリングの関連性
Relation between exposure pathway and environmental monitoring.

Table 2 平常時モニタリングの実施状況
Summary of environmental radiation monitoring under normal condition in Japan. ¹⁰⁾

測定対象		実施県数 (立地県)	平均調査件数 (年間)*	福井県調査件数 (地点数×頻度)
連続測定	線量率	15	7.7地点	13地点
	浮遊じん	10	3.0"	5"
	気象	15	5.4"	13"
線量率車両サーベイ		7	40	120 × 1 = 120
積算線量(TLD)		15	116	53 × 4 = 204
大気・浮遊じん		15	46	6 × 12 = 72
陸水		15	17	6 × 4 = 24
陸土		15	9	6 × 2 = 12
農畜産物		15	28	6 × 1 = 6
指標植物・松葉		12	13	6 × 7 = 43
降下物		12	29	6 × 12 = 72
海水		14	17	16 × 2 = 32
海底土		14	19	26 × 1 = 38
海産食品		14	24	6種 × 6 × 2 = 55
指標海産生物		14	15	10 × 4 = 57

*: 実施県のみ平均

IV-2. 平常時モニタリング結果

平常時の線量評価結果を示す前に、その算出の基礎となるモニタリング結果を示しておきたい。Fig. 3に線量率連続測定結果の1例^{11),12)}を、また、Fig. 4に過去23年間の福井県内の環境試料中の¹³⁷Cs, ⁶⁰Co, ¹³¹I, ³Hの検出実績¹²⁾を示す。

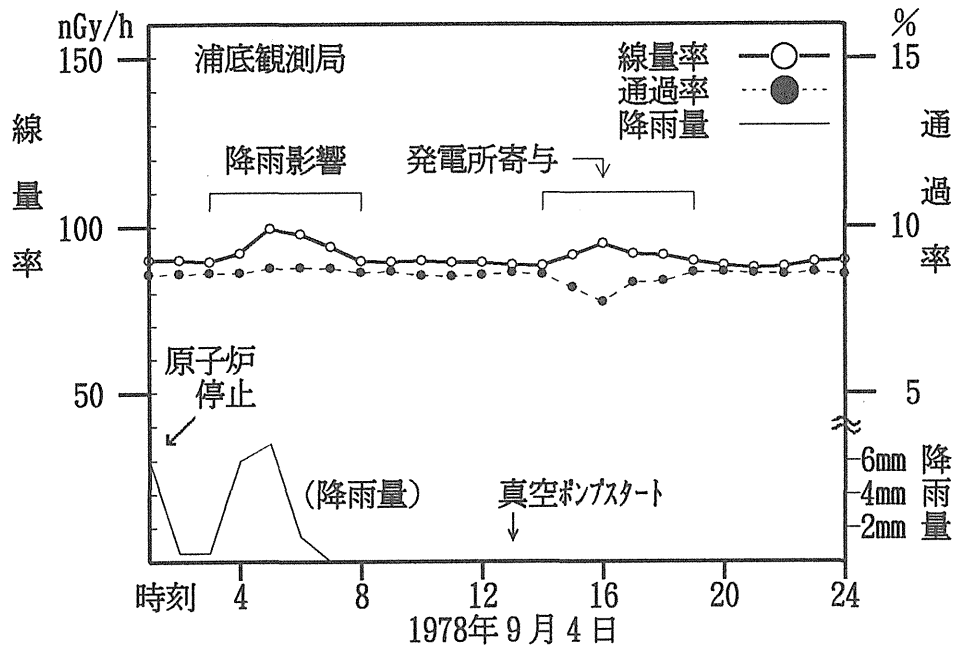


Fig.3 線量率連続モニタにおける発電所寄与の観測例

Rising exposure rate example at monitoring station due to ¹³³Xe derived from nuclear power plant.

線量率連続測定の多くはテレメータシステム化され、常時監視されている。このシステムの最大の特徴はほとんど即時に短期変動を把握できることであり、更に入射放射線エネルギー情報や気象情報も合わせて収集していることが多いことから、線量率変動の原因の判断もなし得る。Fig. 3は、線量率連続測定結果に原子力発電所寄与が現れた例であり、¹³³Xeを検出したものである。

TLDによる積算線量については測定例は省略したが、四半期毎に測定が行われ、個々の測定値が平常値の範囲(バックグラウンドの変動範囲)を超えた場合にはその原因の調査が行われる。平常値の範囲は、操業前調査がなされている場合はその間の測定値、あるいは周辺環境の変化等が予想される場合には当該期間に先立つ5年程度の期間の測定値から標準偏差(σ)を算出し、 3σ を平常値の範囲としている。福井県を例にとれば年間0.4~1.3 mGyの自然線量に対し、四半期毎の測定値の平常値の範囲は通常約10%であり、四半期毎の測定値を合計して得られる年間積算値の平常値の範囲はおおよそ5%である。なお、原子力施設からの寄与によってTLD測定値が平常値の範囲を超えた例は我が国では観測されていない。

積算線量や線量率のモニタリングで最も重要な点は、有意差判定の前提条件としてのデータの同一性にあり、線量変化を引き起こす可能性のある周辺環境の変化(地盛りや隣接建物の建築等)や測定条件の変更に注意を払い、「どの時点からが比較できるデータか」を明らかにしておく必要がある。線量率連続測定の場合は、検出器の校正も含めたデータの安定性に左右されるため、適切な維持管理が求められる。

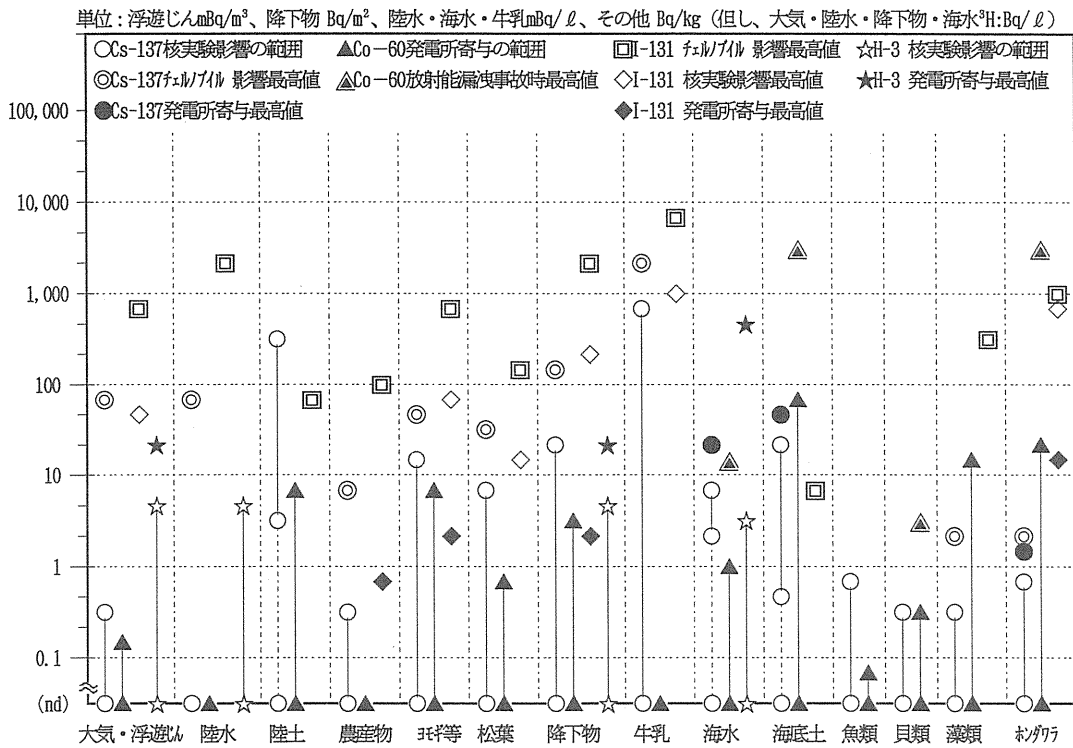


Fig. 4 各種試料中の ^{137}Cs , ^{60}Co , ^{131}I , ^3H の検出実績 (1969年~1992年)
 ^{137}Cs , ^{60}Co , ^{131}I and ^3H concentration in various environmental samples at Fukui.¹²⁾

Fig. 4からは、 ^{137}Cs が過去の数々の核実験の累積影響としてあらゆる試料に存在することが読み取れる。また発電所影響として ^{60}Co 等が検出されているが、近年はレベルも低下し、散発的に検出されるにすぎなくなっている。1981年の敦賀発電所放射性廃棄物処理建屋からの放射能漏洩事故および1986年のチェルノブイル事故の影響についてはV章で改めて述べる。 ^{137}Cs 等の定常的にあらゆる試料に存在するものは、バックグラウンドレベルを確立しておくことが重要である。また、核実験直後やチェルノブイル事故等、特定の要因がある時には、対照地点の測定結果等からその寄与分を明らかにしておく必要がある。

環境試料の ^{60}Co や ^{137}Cs の推移については、後出のTable 5~Table 6の方がよく読み取れるので、以下Table 5~6も含め、検出された核種の概況や主なデータの見方を列挙すれば次の通りである。

- ①福井県では、敦賀地区以外にも美浜、大飯、高浜地区でも発電所由来核種が検出されている。
- ②特定時期にのみ検出されている ^{131}I を除けば、 ^{60}Co が圧倒的であり、核分裂生成物は稀である。
- ③ ^{54}Mn , ^{58}Co はサイト特異性があり、初期には、BWRでは ^{54}Mn , PWRでは ^{58}Co が支配的である。
- ④海洋試料の ^{60}Co は半閉鎖型でシルト質海底の海域条件によるもので最近では初期の1/100程度である。
- ⑤この海洋試料の ^{60}Co の変化傾向は放出量よりも海底土中の ^{60}Co の濃度変化に支配されている。
- ⑥敦賀発電所の例では放出量は希ガスで初期の 10^{-6} 、液体廃棄物(除 ^3H)で 10^{-4} に低下している。
- ⑦放出量や陸上の検出実績から、安全審査対象外の気体廃棄物の ^{60}Co 等を海洋と同等に扱っている。

IV-3. 平常時の公衆の被ばく線量評価結果

TLDおよび線量率連続測定結果からの線量評価は容易であり、III章(1)式の単純な係数を乗ずるだけ

そのまま線量当量評価となる。Table 3は外部被ばく線量評価結果のまとめたものの1例¹²⁾である。

Table 3 外部被ばく線量評価結果(敦賀発電所周辺)¹²⁾
Summary of external dose evaluation at Tsuruga site.

年 度	敦賀発電所 希ガス 年間放出量 (Bq/年)	外部被ばく (mrem/年)		
		放出量から計算 した外部被ばく	積算線量 (TLD)	連続モニタ による推定線量
70	4.8×10^{15}			
71	1.6×10^{15}		nd	
72	1.8×10^{14}		nd	
73	1.9×10^{14}		nd	
74	2.1×10^{14}		nd	
75	4.4×10^{13}	0.2	nd	
76	6.7×10^{13}	0.2	nd	
77	7.4×10^{12}	0.1以下	nd	nd
78	2.0×10^{13}	0.1以下	nd	0.02
79	5.6×10^{11}			
80	}			
81	}			
82	}			
83	}			
84	}			
85	}			
86	}			
87	}			
88	}			
89	}			
90	}			
91	}			
92	2.9×10^9	0.1以下	nd	nd

1970年～1971年のガラス線量計時代には数十 mR /年であった積算線量の検出限界は、TLDを用いることとなった初期(1971年～)では約10 mR /年、最近では約8 mR /年(0.07 mGy /年)以下までになっており、TLDは公衆の線量当量限度を下回ることの確認には十分有用であると言える。しかし、線量にもよるが、比較的高い線量の地域では「軽水型原子炉施設周辺の線量目標値」の0.05 mSv /年以下であることの検証にはやや難がある。後述するように内部被ばくに関してはゲルマニウム検出器等の導入により $10^{-5} \sim 10^{-6}$ mSv オーダーの確認がなされており、アンバランスが生じている。なお参考のためにTable 3には希ガス放出量から計算した外部被ばくの推定値も併記したが、『評価指針』の方式による計算を開始した1975年度以降では、1975、1976年度にのみ0.2 mrem /年の数値が得られているにすぎない。

線量率連続測定では、福井県で観測を開始した1976年10月以降、何回かのFig. 3に示したような明瞭な短期的変動によって1978年度には年間合計値で0.02 mR の線量増加が観測されている。現在までに観測された事象の一覧をTable 4に示す。いずれも発電所由来の¹³³Xe等の希ガスが観測されたものである。表には線量率が平常値の範囲を超えない場合であっても、エネルギー情報が有意な変化を示したものもすべて記載している。一方、線量率連続測定結果の最も簡単な解析法である単純積算(年間)をした場合は、その平常値の範囲と比較することで年間0.01 mGy(固有の変動を示す極く一部の地点でも0.03 mGy程度)以上の変化があれば有意として捉えることができ、また、降雨等の気象情報や入射放射線のエネルギー情報を加味したより詳細な解析法^{11),12)}を用いた場合は、更に1～2桁感度を上げることができる。

平常時の環境放射能の実態を表すものとして、Table 5に施設起因核種の福井県内の各サイト毎の年間平均濃度と線量評価結果の推移を示す。Fig. 4に対応して海洋試料や陸上の極く一部の資料から施設寄与として⁵⁴Mn, ⁵⁹Fe, ⁵⁸Co, ⁶⁰Co, ¹³¹Iが検出されていて、線量評価が定期的に行われている。ここに示した以外の期間は検出実績がなく、また福井県以外でも、松葉や海底土に散発的に検出されたことのある福島県¹³⁾を除けば、全国的にはほとんど原子力施設由来の核種は検出されていない。

Table 4 線量率連続モニタにおける原子力発電所影響の検出事例
List of absorbed dose rate increase due to operation of nuclear power plant by continuous monitor in Fukui.

サイト	観測局	年月日;時刻	線量率 増加分 最大値 nGy/h	線量 上昇分 合計 nGy	原因
敦賀	浦底	1978.5.6 ;11° ~16°	4.4	6.5	定検開始時の真空ポンプ系排気
		1978.7.31;13° ~15°	5.9	15.0	定期検査終了後の運転開始に伴う真空ポンプ運転
		1978.8.22; 1° ~ 7°	18.5	78.6	原子炉圧力誤信号による1日間停止後の再起動に伴う真空ポンプ運転
	立石	" ; 1° ~ 7°	8.0	34.4	
	浦底	1978.9.4 ;15° ~17°	6.7	13.5	落雷時停止後の即日再起動に伴う真空ポンプ運転
		1979.3.1 ;22° ~23°	29.0	32.7	
大飯	宮留	1979.9.23;14°	1.8	1.8	体積制御クランクドレン弁開放
高浜	神野浦	1992.3.13;17°	0.5	0.5	燃料ピット発生後の定検開始に伴う一次系開放
	小黒飯	" ;19° ~20°	0.6	1.0	
美浜	丹生	1992.4.1 ;22° :30'	0.8	0.1	同上(10分値)

線量評価に当たっては、それに先立ち平均濃度の計算が必要である。福井県の手法¹²⁾を例にあげれば、Table 5 に示した値は、検出値があるもの(従って検出限界以上となったもの)だけの単純平均であり、また、食用のワカメと通常食用とはしないホンダワラ等で同一濃度の観測例があること、食品で年間や地域をくまなく調査することが困難であることなどから、形態のよく似た指標生物を葉菜、藻類、貝類の平均濃度の計算に加えている。この結果、計算された濃度は実際よりは安全側の見積もりとなっている。ただし、形が異なり全く結びつかない松葉や土壌までもが計算に加えられているわけではない。

Table 5 の線量評価結果については、稼動開始直後の1970年度までに遡って、Ⅲ章の(2)式および Table 1 の dose factor を用いて、飲食物(一部、指標生物で補完)中の⁶⁰Co 等の摂取に基づく成人の預託実効線量等量を再計算したものである。これら施設起因核種の線量評価結果の概略は、

- ① dose factor が変わったため既報告値(mrem)を mSv に読み替えたものより約5倍程度高い、
 - ② 預託実効線量当量は初期の頃で 10^{-3} mSv、最近では 10^{-4} mSv となっている、
 - ③ 核種的に線量当量に最も寄与が大きいのは⁶⁰Co、試料の種類的には藻類である、
 - ④ 核実験影響の¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²³⁹⁽⁺²⁴⁰⁾Pu (以下²³⁹Pu と表現)の線量寄与と比べ1/10~1/100と低い、
- などとなっている。従って、評価の結論として、「公衆の線量当量限度(1988年度までは500 mrem、1989年度から 1mSv)あるいは軽水型原子炉施設周辺の線量目標値の0.05 mSv と比べて無視し得る位に低く、公衆の安全は十分保たれている」と言うことができる。なお、これら平常時の経験から、線量評価の際の重要な事項としては、「検出限界以下の扱いを含む平均濃度の算法」、「検出器や測定法の違い等のデータの質」、「調査目的、データの連続性、起源の複合等、データの持つ意味合い」などが挙げられる。

Table 5
Average concentration of radionuclides originated in nuclear facilities and results of dose estimation.

〔敦賀地区〕

平均濃度単位：(Bq/Kg生)

年 度	農産物(植物)平均濃度				魚類		貝類濃度		藻類濃度		預託実効線量当量(mSv)		
	⁵⁴ Mn	⁵⁹ Fe	⁵⁸ Co	⁶⁰ Co	⁶⁰ Co	⁵⁴ Mn	⁶⁰ Co	⁵⁴ Mn	⁶⁰ Co	農産物	海産物	合計	
70					—		17.3		0.9		9.8 E-4	9.8 E-4	
71					—		1.9	2.4	2.9		4.2 E-4	4.2 E-4	
72	—	—	—	—	—	—	1.5	2.2	1.6	—	2.6 E-4	2.6 E-4	
73	—	—	—	—	—	3.7	3.2	11.4	7.3	—	1.1 E-3	1.1 E-3	
74	¹³¹ I 1.7Bq/kg				—	—	—	0.4	2.8	2.4	1.0 E-5	3.0 E-4	3.1 E-4
75	0.7	—	—	0.3	—	0.7	1.1	2.7	2.1	2.4 E-5	3.0 E-4	3.2 E-4	
76	<0.8	—	<3.0	0.7	—	0.4	0.4	1.1	1.1	7.6 E-5	1.5 E-4	2.3 E-4	
77	<0.6	—	<1.9	0.7	—	0.4	0.4	0.7	1.1	6.5 E-5	1.4 E-4	2.1 E-4	
78	2.6	1.1	0.7	1.9	—	0.1	0.4	0.7	1.1	1.6 E-4	1.4 E-4	3.1 E-4	
	(浮遊以月試料 ⁵⁴ Mn 0.26, ⁵⁸ Co 0.11, ⁶⁰ Co 0.17mBq/m ³)									5.3 E-6			
79	0.4	—	—	0.4	—	—	0.4	0.7	0.7	2.8 E-5	9.9 E-5	1.3 E-4	
80	—	—	—	—	—	—	0.4	0.4	0.4	—	6.6 E-5	6.6 E-5	
81	<0.6	—	—	—	—	1.1	3.7	48	104	4.0 E-6	1.1 E-2	1.1 E-2	
	(藻類 ¹³⁷ Cs増分 0.4Bq/kg(最大 1.9Bq/kg))										8.2 E-5		
82	—	—	—	—	—	7.0	3.7	1.1	2.2	—	4.6 E-4	4.6 E-4	
83	—	—	—	—	—	—	0.7	—	1.1	—	1.5 E-4	1.5 E-4	
84	—	—	—	—	—	—	—	0.4	0.4	—	4.5 E-5	4.5 E-5	
85	—	—	—	—	—	—	0.4	—	0.4	—	6.1 E-5	6.1 E-5	
86	—	—	—	—	—	—	0.4	—	0.4	—	6.1 E-5	6.1 E-5	
87	—	—	—	—	—	—	0.1	—	0.1	—	1.5 E-5	1.5 E-5	
88	—	—	—	—	—	—	—	—	0.1	—	1.0 E-5	1.0 E-5	
89	—	—	—	—	—	—	—	—	0.1	—	1.0 E-5	1.0 E-5	
90	—	—	—	—	0.04	—	0.2	—	0.1	—	4.0 E-5	4.0 E-5	
91	—	—	—	—	—	—	0.1	—	0.2	—	2.6 E-5	2.6 E-5	
92	—	—	—	—	—	—	—	—	0.04	—	4.1 E-6	4.1 E-6	

〔美浜・大飯・高浜地区〕

平均濃度単位：(Bq/Kg生)

地区	年 度	陸上 試料	貝類平均濃度			藻類平均濃度				預託実効線量当量(mSv)		
			⁵⁴ Mn	⁵⁸ Co	⁶⁰ Co	⁵⁴ Mn	⁵⁸ Co	⁶⁰ Co	¹³¹ I	¹³¹ I寄与	⁶⁰ Co等〃	合計
美浜	71	—	—	—	—	1.1	2.3	5.1	6.3	2.5 E-5	5.2 E-4	5.5 E-4
	72	—	—	—	—	0.9	1.5	2.0	8.5	6.9 E-5	2.5 E-4	3.2 E-4
	73	—	—	—	—	—	—	1.7	—	—	2.0 E-4	—
	74	—	—	—	—	—	—	0.7	0.6	2.6 E-6	7.2 E-5	7.5 E-5
	76	—	—	—	—	—	0.7	2.2	—	—	2.3 E-4	—
	77	—	—	—	—	<0.4	—	0.4	—	—	4.5 E-5	—
	78	—	—	—	0.1	—	—	—	—	—	5.1 E-6	—
	81	—	—	—	—	0.4	—	—	—	—	4.3 E-6	—
大飯	81	—	—	—	—	<0.7	<1.1	—	—	—	2.3 E-5	—
	89	—	—	—	—	—	0.1	—	—	—	1.4 E-6	—
高浜	77	—	—	—	0.4	0.7	1.1	0.4	—	—	8.3 E-5	—
	78	—	—	—	—	—	—	0.4	—	—	4.1 E-5	—
	80	—	—	—	—	—	0.4	0.4	—	—	4.6 E-5	—
	82	(魚類 ⁵⁴ Mn 0.07)			—	—	—	—	—	—	—	3.6 E-5

注) 濃度は指標生物を含む検出値があるものだけの単純平均濃度。—: 検出例が1例もないもの。
<: 核実験寄与を含むもの。核実験寄与の¹³¹Iは除外。¹³¹Iは特定期間を評価したもの。

Table 6 にグローバルフォールアウト核種である¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²³⁹Pu の福井県内の年間平均濃度と線量評価結果の推移を示す。いずれも原子力発電所周辺の放射線監視目的の調査結果から計算したものである。

これらの核種についての線量評価結果は以下のようにまとめられる。

- ①濃度が低下し初期の頃と比べ線量寄与で概ね¹³⁷Cs が1/5, ⁹⁰Sr が1/20, ²³⁹Pu が1/3に低下している。
- ②3核種合計では、全期間を通じおよそ10⁻³ mSv のオーダーである。

Table 6 福井県内の¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²³⁹Pu 平均濃度と線量評価結果
¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr, ²³⁹Pu average concentration in various samples and results of dose estimation.

平均濃度単位：(mBq/Kg生, 海水mBq/ℓ)

年度	¹³⁷ Cs 平均濃度				⁹⁰ Sr 平均濃度				²³⁹ Pu 平均濃度				預託実効線量当量 (mSv)				海水中 ¹³⁷ Cs 濃度
	葉菜	魚類	貝類	藻類	葉菜	魚類	貝類	藻類	葉菜	魚類	貝類	藻類	Cs-137	Sr-90	Pu-239	合計	
1972	930	520	370	520									7.9 E-4			7.9 E-4	
1973	1500	440	560	740									8.5 E-4			8.5 E-4	
1974	3000	440	590	480								59	9.9 E-4		8.4 E-4	1.8 E-3	
1975	1700	410		480		130	74	250				70	7.3 E-4	4.9 E-4	9.9 E-4	2.2 E-3	7.2
1976	1200	440	370	280		28	67	160		7.4	100	48	7.0 E-4	1.8 E-4	1.9 E-3	2.8 E-3	7.8
1977	1400	290	74	370		52	11	120	14	0.85		29	5.6 E-4	2.0 E-4	5.9 E-4	1.4 E-3	8.1
1978	1600	350	74	150	12000	33	31	130	8.1	0.85	120	52	6.0 E-4	4.1 E-3	1.7 E-3	6.4 E-3	8.1
1979	1100	330	81	130	5600	48	190	170	3.2	0.33	180	39	5.1 E-4	2.1 E-3	1.9 E-3	4.5 E-3	6.7
1980	810	280	150	130	7000	67	—	74	2.4	0.41	160	31	4.3 E-4	2.5 E-3	1.6 E-3	4.5 E-3	5.9
1981	1300	280	110	100	6500	56	—	130	5.6	2.6	96	37	4.8 E-4	2.4 E-3	1.4 E-3	4.3 E-3	6.3
1982	520	220	59	85	4400	28	30	63	1.3	2.0	48	21	3.1 E-4	1.6 E-3	7.9 E-4	2.7 E-3	5.2
1983	440	210	70	74	4400	130	22	96	0.89	—	120	17	2.9 E-4	1.8 E-3	1.1 E-3	3.2 E-3	4.8
1984	440	240	56	89	3400	17	11	93	0.44	1.3	85	26	3.3 E-4	1.2 E-3	1.1 E-3	3.6 E-3	4.4
1985	370	210	81	110	2500	31	12	93	0.89	0.78	100	24	2.9 E-4	9.5 E-4	1.1 E-3	2.3 E-3	4.3
1986	7400	240	170	320	1100	19	5.6	74	0.33	2.3	78	37	1.3 E-3	4.5 E-4	1.2 E-3	3.0 E-3	4.7
1987	520	200	48	100	1100	19	10		0.33	—	67	32	3.0 E-4	4.1 E-4	9.3 E-4	1.6 E-3	4.2
1988	370	190	56	89	1100			96	0.11		44	44	2.7 E-4	4.1 E-4	6.2 E-4	1.3 E-3	4.1
1989	520	250	47	65	2500			75	0.38	—	120	18	3.4 E-4	8.6 E-4	1.1 E-3	2.3 E-3	3.7
1990	420	230	48	52	840			71	—	—	130	21	3.0 E-4	3.1 E-4	1.2 E-3	1.8 E-3	3.5
1991	200	130	37	63	990			79	0.24	0.19	75	20	1.8 E-4	3.7 E-4	8.3 E-4	1.4 E-3	3.3
1992	280	180	26	50	670			56	—	—	57	16	2.3 E-4	2.5 E-4	6.3 E-4	1.1 E-3	3.3
平均	823	265	85	109	5725	51	37	106	2.85	1.03	114	31	4.1 E-4	2.1 E-3	1.3 E-3	3.9 E-3	5.7
線量 寄与	1.1 E-4	2.7 E-4	8.7 E-6	2.2 E-5	1.9 E-3	1.3 E-4	9.7 E-6	5.6 E-5	2.5 E-5	7.3 E-5	8.1 E-4	4.4 E-4					

注) 各年度の濃度は指標生物を含む検出値があるものだけの単純平均。—：検出例が1例もないもの。下段の平均はデータが揃っている1978～1995年度の平均濃度。最下段の線量寄与はその平均濃度からの計算値(mSv)。

- ③¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr は葉菜>魚類>藻類>貝類, ²³⁹Pu は貝類>藻類>葉菜>魚類の順で線量寄与が大きい。
- ④核種別寄与では古くは⁹⁰Sr > ²³⁹Pu > ¹³⁷Cs の順であったが、最近では²³⁹Pu > ⁹⁰Sr = ¹³⁷Cs となっている。
- ⑤核種、試料を総合すると、葉菜⁹⁰Sr > 貝類²³⁹Pu > 藻類²³⁹Pu > 魚類¹³⁷Cs > 魚類⁹⁰Sr という順である。

なお、原子力発電所周辺のモニタリングでは穀類が抜けているが、「米」の摂取による線量は、別の調査¹⁴⁾の¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr で合計 1.5×10^{-4} mSv(1975年～1991年平均値)であり、そう大きな値ではない。

V. 過去の事例

Table 5、Table 6 で特筆されるのは、1981年4月の敦賀発電所放射性廃棄物処理建屋からの放射能漏洩事故(以下、「放射能漏洩事故」)¹²⁾と1986年のチェルノブイル事故(特に¹³⁷Cs)の寄与が比較的顕著なことである。我が国においては、真の緊急時は未経験であるが、これらの事例が比較的緊急時に類似しているため、以下にこれらの時の状況と線量評価の結果を示し、知見を集約したい。なお、福井県ではこのほかにも1991年2月の美浜2号機蒸気発生器細管(電熱管)損傷事故¹²⁾、1979年11月の高浜2号機の格納容器内への一次冷却剤90トン漏洩等を経験しており、いずれも「緊急時モニタリング」に近い体制を敷いているが、幸いにもこれらの影響は観測されず、また、これより規模の小さなトラブルとして過去12回蒸気発生器細管漏洩が発生している¹⁵⁾が、これについても影響は観測されていない。

V-1. 放射能漏洩事故

Fig. 5～Fig. 6に影響が顕著であった事故判明時点直後のホンダワラの⁶⁰Coの分布状況とその後の経時変化¹²⁾を、Table 7に当時のモニタリングデータの集計結果と現在の手法による線量評価結果を示す。

事故そのものの状況は本題ではないので省略するが、事故の舞台となった敦賀湾は奥行き約15km、幅約8 km、更にはその中の小さな入江である浦底湾は奥行き約1.5km、幅0.5~0.8km、また流出源となった一般排水口は40 m × 60 m と極めて狭い海域である。

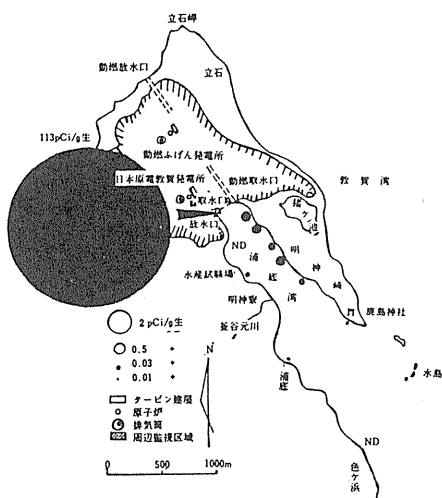


Fig. 5 浦底湾におけるホンダワラ中の⁶⁰Co 濃度分布
Distribution of ⁶⁰Co contained in sargassum (seweeds) at Urasoko-bay(Apr. 1981).

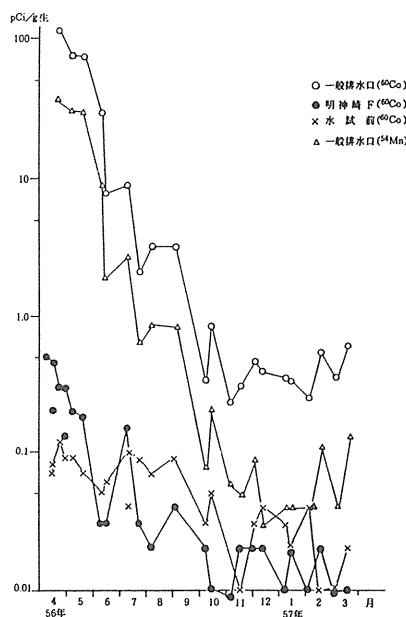


Fig. 6 浦底湾内ホンダワラの⁶⁰Co濃度の推移 (1981年度)
Transition of ⁶⁰Co concentration among the sargassum (seawssds) collected in Urasoko-bay.

環境検出の最高値は、ホンダワラの⁶⁰Co が約4,100 Bq / kg であり、また、海底土でも当時の⁶⁰Co の通常値の100倍に当たる約4,500 Bq / kg が観測された。当初、極端な仮定であるが、仮に最高濃度を示したものが食品であるとし、かつこの濃度が1年間継続するとした場合は、年間摂取に基づく預託実効線量当量が約0.4 mSv と計算された。しかし実際には、その後濃度が急激に減少し、また比較的高い濃度を示したのが極く狭い海域に限られていたことは、不幸中の幸いであったとすることができる。⁶⁰Co が検出されたのが一部の非食品に限られており、人の摂取に係わる海産物からはほとんど検出されなかったことを改めて強調しておきたい。おな、その後のデータを含む年間の全データを用いて現在の手法で再評価した場合は、指標生物を含めても年間で0.01 mSv であり、線量的には大きなものではなかったとみなすことができる。

直接線量評価に係わるものばかりではないが、当時の調査で得られた環境モニタリング上有用と思われる知見や気をついた点の主なものを、以下に列挙する。

- ①放射能調査では試料前処理を省きたいいわゆる「迅速測定」を初めて試行し、その有効性を確認した。
- ②初期に一過性等の理由で調査を実施しなかった海水は、濃縮による一般化した評価に有効である。
- ③⁶⁰Co の生物的半減期や試料間濃度比、海水・海底土の分配係数等有用な環境パラメータが得られた。
- ④ホンダワラ中の⁶⁰Co には初期の約20日とその後の長い半減期を示すものの2成分が見られた。
- ⑤後者は海底土中濃度(即ち、海底土からの離脱を反映した海水中濃度)に支配されている。
- ⑥吸着力の低い砂質海底土のモニタリングの有効性を確認した一方、漂着海藻の問題が派生している。

Table 7 敦賀発電所周辺の海洋モニタリング結果および線量評価結果(1981年度)
Results of radiation monitoring at marine environment around Tsuruga site and dose estimation in 1981 fiscal year.

濃度単位: Bq/kg

区 分	⁶⁰ Co			¹³⁷ Cs	⁶⁰ Co	⁵⁴ Mn	¹³⁷ Cs
	魚 類	無脊椎類	藻 類	魚 類	ホ ン グ ワ ラ		
一般排水口最高値	—	1.1		0.11	4200	1400	1.9
一般排水口平均値	— (0/1)	1.1 (1/1)		0.11 (1/1)	520 (23/23)	190 (23/23)	0.74 (7/23)
一般排水口を除く 浦底湾の最高値	—	3.7	0.37	0.48	19	7.0	0.74
一般排水口を除く 浦底湾の平均値	— (0/19)	3.7 (1/2)	0.37 (2/4)	0.33 (17/17)	3.0 (88/97)	1.9 (60/97)	0.37 (26/97)
浦底湾全体の平均値	— (0/20)	2.6 (2/2)	0.37 (2/4)	0.30 (18/18)	110 (111/120)	56 (83/120)	0.37 (33/120)
敦賀湾のみの最高値	—	0.37	—	0.70	0.74	0.74	0.37
敦賀湾のみの平均値	— (0/32)	0.37 (2/16)	— (0/5)	0.37 (21/34)	0.37 (3/25)	0.37 (8/25)	0.15 (3/25)
一般排水口を除く敦賀湾 ・浦底湾全体の平均値	— (0/51)	1.5 (3/18)	0.37 (2/9)	0.37 (38/51)	3.0 (91/123)	1.5 (68/122)	0.37 (29/122)
敦賀湾・浦底湾 全 体 の 平 均 値	— (0/52)	1.5 (4/19)	0.37 (2/9)	0.33 (39/52)	107 (114/145)	48 (91/145)	0.37 (36/145)
指標生物を含む敦賀湾・浦底湾全体の平均値から計算した 預託実効線量当量(mSv)					1.1E-2	5.1E-4	7.6E-5

注) 平均濃度は検出されたものだけの平均値。—は検出例が1例もないもの。
()内は検出試料数/調査試料総数。

- ⑦線量計算の基となる平均濃度計算の際、指標生物を加えることの可否が評価結果を左右する。
- ⑧同じく、急激な濃度変化や極端な濃度傾斜に対し、期間や範囲の取り方が評価結果を左右する。
- ⑨結果的には従来の手法通り地域全体、年間全体の検出値だけの平均とし安全側の見積もりとしている。
- ⑩海産物漁場との距離差、指標生物加算、検出値だけの単純平均が平均値を高くしている要因である。
- ⑪事故発生がモニタリングで判明した時点の一ヵ月前に遡ることが平均値を低くしている要因である。

V-2. チェルノブイル事故

チェルノブイル事故影響の到来が福井県で最初に観測されたのは1986年5月4日であり、国内で一部に「対策の指標値」⁷⁾前後の値が検出されたため、関心、不安を呼んだが、原子力施設が立地している自治体では、施設周辺モニタリングの対照としてその寄与分を明らかにするために、緊急時に近いモニタリング体制の下に放射能調査を行い、結果を「速報」¹⁶⁾等に取りまとめ、公衆への情報提供とした。

Fig. 7に1986年5月の月間の線量率連続測定結果の1例を示す。線量率上昇分は約0.25 μ R/hであり、5月～6月上旬の上昇分の積算値は0.2 mRである。ただし、検出器がモニタリングステーションの屋上にあることから、地表面に沈着したものからの全線量を表すものではない可能性がある。表層陸土の測定による¹³⁴Cs等の地表面沈着量からの年間線量は計算上0.7 mR(0.005 mSv)である。内部被ばくと比べ作業が単純な割りには大きな寄与があり、ここにも内部被ばくと外部被ばくのアンバランスが現れている。

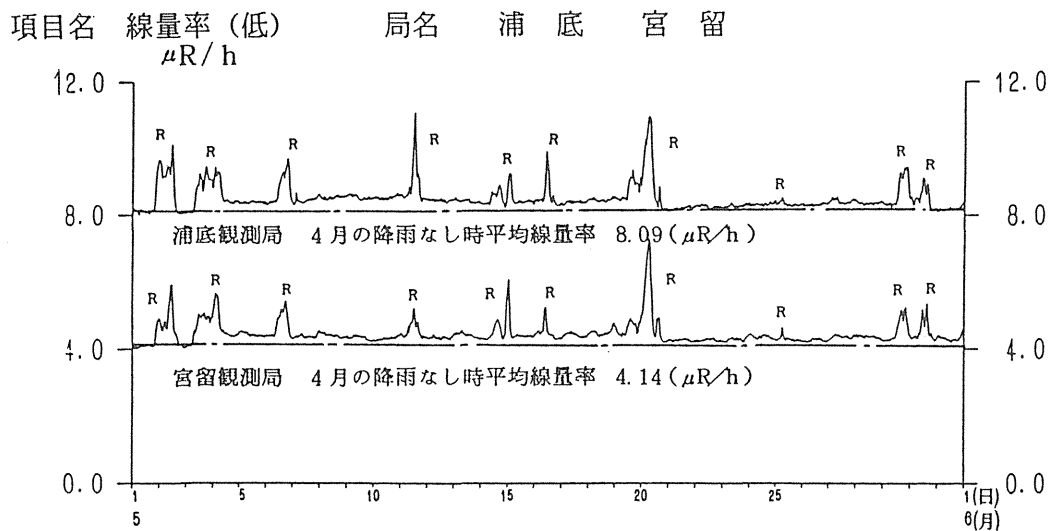


Fig. 7 チェルノブイル事故時の線量率連続モニタにおける測定結果
Results of continuous exposure rate measurement at Chernobyl accident (May, 1986).

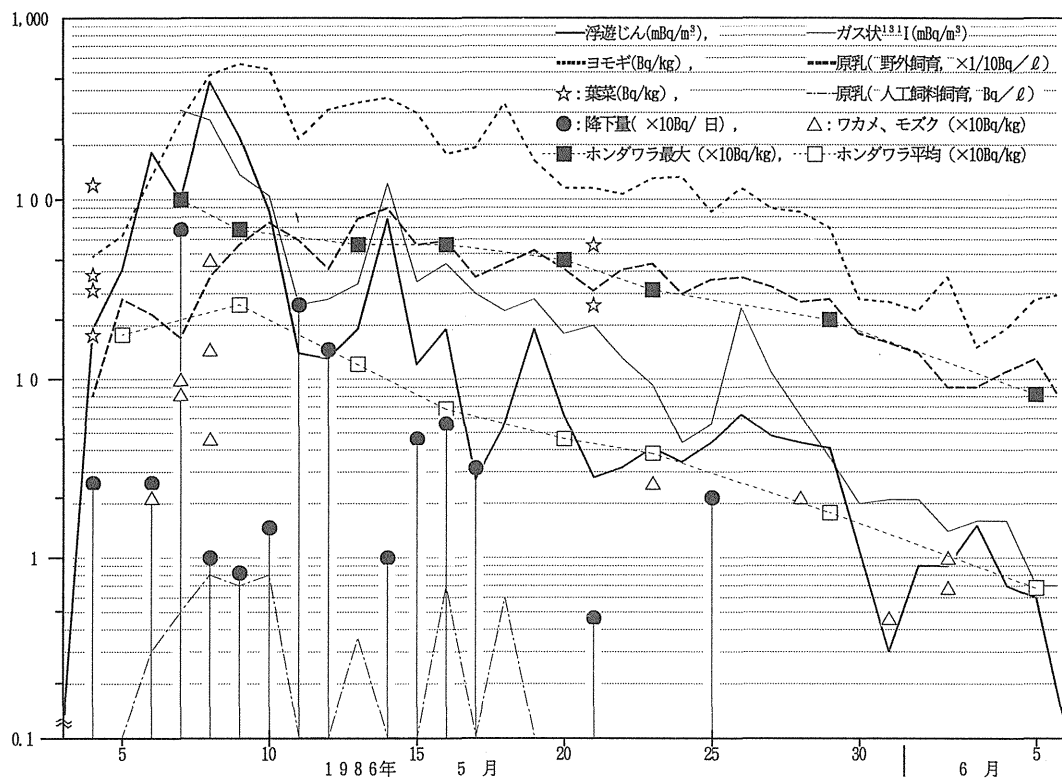


Fig. 8 チェルノブイル事故時の各種試料中の¹³¹I濃度の推移(主に福井市)
¹³¹I concentration in various samples at Chernobyl accident in Fukui.

チェルノブイル事故は我が国最大の経験である。Fig. 8は福井県内の各種環境試料中の¹³¹I濃度の経時変化を示したものである。あらゆる試料で過去の核実験の実績を超える¹³¹Iの最高値が観測され、¹³⁷Csについても浮遊じん、陸水、農産物、植物、降下物、海藻で過去最高値が観測された。甲状腺線量当量の評価^{12),16)}では、最大のケースや決定グループの推定のため、乳児や幼児あるいは海藻摂取まで評価対象を拡大した。評価経験の不足やパラメータが揃っていない等の様々な困難に直面したが、貴重な体験でもあった。甲状腺線量当量の評価に関連する¹³¹Iの種々のデータと評価結果をTable 8に示す。

Table 8 チェルノブイル事故時の¹³¹I濃度から計算した甲状腺線量(福井県内)
Thyroid dose equivalent calculated from ¹³¹I concentration of various samples in Fukui at the Chernobyl accident.

対象試料	摂取量(／日) ⁴⁾			累積濃度(Bq)		甲状腺線量当量(μSv)		
	乳児	幼児	成人	平均	最大	乳児	幼児	成人
粒子状 ¹³¹ I	4m ³	8m ³	23m ³	1.4	1.5	22(25)	23(27)	15(18)
ガス状 ¹³¹ I	(吸入)			2.3	2.8			
飲料水	1 ℓ	1.5 ℓ	2.2 ℓ	0	<8.1>	0<20>	0<15>	0<5.2>
野菜	20g	50g	100g	[1.6]		81(190)	100(240)	48(110)
(ヨモギ)				8.4	9.9			
牛乳	0.6 ℓ	0.5 ℓ	0.2 ℓ	67	126	38(190)	41(77)	3.9(7.3)
合計						141(425)	164(359)	67(141)
食用海藻	8g	20g	40g	[1.8]		5.9(29)	35(180)	12(59)
(ホンダワラ)				3.2	16			

(注) 幼児の飲料水摂取量は推定値。[]内は間欠採取したものの減衰傾向からの計算値。累積濃度は摂取量の単位と同じ。< >内は河川水の値。甲状腺線量は葉菜除染係数を0.5、乳児の牛乳市場希釈率を0.5、摂取までの減衰期間を3日などとする評価指針の手法による値。()内は最大のケースの値で、最大累積濃度を用い、減衰なしとし、除染係数、市場希釈係数等を1と仮定したもの。ヨモギ、ホンダワラの累積濃度の葉菜・食用海藻への換算はそれぞれ39%および37%を乗じた。海藻摂取の場合は陸上試料の評価も変わるので、吸入～牛乳までは海藻を摂取しない場合の値を集計した。

全国各地¹⁷⁾でも同様の体験がなされているが、放射能調査時の知見や成果の一部を示せば、下記の通りである。「反省点」や「改善すべき点」には、緊急時に役に立つものも多く、本稿の主題、結論にも密接な関係があると思われるので、VI章末尾にまとめて示した。なお、データとしては示さなかったが、到来が顕著であった¹³¹I、¹³⁴Cs、¹³⁷Cs、¹⁰³Ruの4核種の各種飲食物の経口摂取に基づく成人の預託実効線量当量は約0.005 mSvであり、外部被ばくと合わせれば全体で約0.01 mSvであった。

- ① 間欠摂取の全期間展開や入手困難な食品の補完に有用な¹³¹Iの半減期や試料間濃度比が得られた。
- ② 除染係数や調理による損失係数など線量評価式上のパラメータの実証値が各地で得られている。
- ③ 地下水、人口飼料飼育の牛乳の¹³¹I観測例から通常考えられない牛の吸入経路の可能性があり得る。
- ④ ¹³⁷Csについては、陸土、海水、海底土、魚類、貝類では核実験累積影響が支配的であった。
- ⑤ ¹³⁴Cs/¹³⁷Cs濃度比や他の短半減期核種など原子力施設由来の指標にできる有用な情報が得られた。

VI. 緊急時モニタリングと線量評価

VI-1. 緊急時モニタリング計画

地方自治体では、国の原子力防災に関する指針類^{3),7)}を受けて『地域防災計画(原子力編)』¹⁸⁾、『緊急時モニタリング実施要領(またはマニュアル)』¹⁹⁾を作成しており、緊急時モニタリングの実際の行動計画はこれら資料に示されている。Fig. 9は、これらの内容を模式化した「緊急時モニタリングに関連するフロー」を示したものであり、緊急時モニタリングの「役割」を読み取ることができる。

なお、「平常時」のフローは特に示さなかったが、平常時の環境試料のモニタリングで特記されなければならないのは、異常値を検出しそれが確実な場合、再現性の確認や分布範囲、経時変化、原因の調査などの、いわゆる「追加調査」⁹⁾が必要となることである。

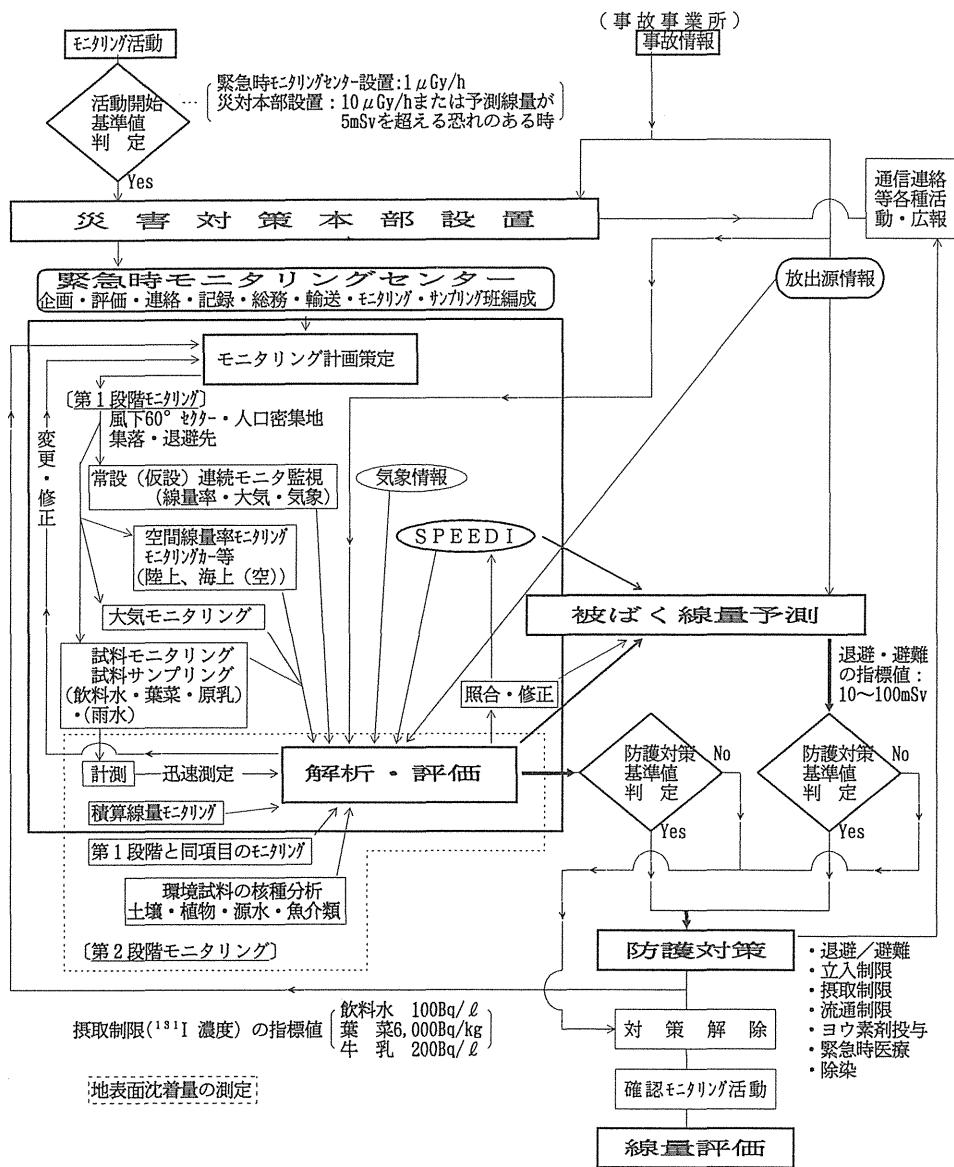


Fig. 9 緊急時モニタリングに関連するフロー
Flowchart related to emergency environmental radiation monitoring.

環境モニタリングの側から見れば、平常時から緊急時への移行は連続的である。そのための最大の武器は連続モニタリングであり、リアルタイム的かつ自動的に基準値判定がなされ、警報が発信される。モニタリング従事者は普段から、事業者や行政部局からの電話連絡網に加え、ポケットベル、コンピュータからの自動電話等で即時に対応できるようになっており、最近では更に一部の県でテレメータシステムの遠隔端末が導入され、一層迅速性を高める動きがある。

緊急時と平常時のモニタリングに関連するフローの中で最大の相違点である「SPEEDI」等による線量予測についてはVI-3で述べる。緊急時のフローで銘記しなければならないのは、「防災対策の一環として環境モニタリングが行われることによる限界」があることである。

Table 9は、『緊急時モニタリング指針』や上記『緊急時モニタリング実施要領』の内容をまとめ直した「緊急時モニタリング計画」である。第1段階では、これらのモニタリングは風下軸60°セクターを中心に行うとされている。当事者や関係者がどのようなデータを直ちに利用できるかを示すため、この表には平常時も併記した。〔 〕内に示したものは県により考え方や設備に差があるもの、組織の規模等に

よって必ずしも実施されない可能性があるもの、あるいは、いわゆる「わりきり」をしたモニタリングがなされた場合には実施されないものである。緊急時の特に初期には、影響度が大きいと予想される希ガスや放射性ヨウ素に焦点を絞った「わりきり」がなされる公算が大きいことに留意する必要がある。

Table 9 緊急時モニタリングの実施計画
Emergency environmental radiation monitoring program.

測定対象		測定法等 (平常時↓)	緊急時	
			第1段階	第2段階
積算線量		常設TLD 仮設TLD	○	○ 〔○〕
線量率 (最優先)		常設連続モニタ モニタリングカー 移動サーベイ(サーベイメータ) 仮設モニタリングポスト 海上モニタリング 航空機サーベイ	○ ○ ○ 〔○〕 〔○〕 〔○〕	○ ○ ○ 〔○〕 〔○〕 〔○〕
大気 (最優先)	放射性ヨウ素 ①	平常時連続サンプラー 常設連続モニタ モニタリングカー	〔○〕 〔○〕 〔○〕	② 〔②〕 ②
	放射性核種 ②	移動サーベイ(可搬サンプラー) 仮設連続サンプラー	① 〔①〕	② 〔②〕
飲料水 葉菜 原乳 (優先)	放射性ヨウ素	簡易測定 核種分析	バッチ 〔○〕	○
	放射性核種	核種分析	〃	○
雨水 (降下量)	放射性ヨウ素	簡易測定 核種分析	○ 〔○〕	○
	放射性核種	核種分析	○	○
土壌 植物 農畜産物 源水 魚介類	放射性核種	核種分析 (平常時に準じた 手法)	バッチ	○
気象		連続測定	○	○
地表面沈着量		in situ 測定器		(事態終息後)

注) 第1段階は風下軸60°セクター内の最大値予想地点、人口密集地、集落、退避先を中心に実施。モニタリングカーは移動または半固定で使用する。

各県の状況¹⁰⁾をふまえ、線量評価の視点から見た緊急時モニタリングの特徴、あるいは、Table 9の見方を以下に列挙するが、これらに基づく限界を認識しておく必要がある。

- ①測定地点密度および頻度が高くなる。
- ②TLDによる積算線量測定については、測定地点密度が高くなるとは限らない。
- ③希ガス、放射性ヨウ素のためまず線量率、次いで浮遊じん等の調査が優先される。
- ④移動モニタリングデータが多いと予想され、必ずしも連続測定結果が得られるとは限らない。
- ⑤多彩な測定器、測定法が用いられる可能性が高い。
- ⑥介入の効果が比較的得易いと思われる飲食物の放射性ヨウ素の調査は後送りされる可能性がある。
- ⑦サーベメータによる簡易測定、放射性ヨウ素のみを対象とした測定がなされる可能性がある。
- ⑧「対策の指標値」との比較判定結果のみが求められ、定量分析値が得られない可能性がある。
- ⑨核種分析がなされたとしても迅速測定であり、全数でなく抜き取り調査の可能性が大きい。

⑩初期の試料は¹³⁷Csや他の核種の分析がなされない可能性がある。

⑪降水等による降下量や地表面蓄積量の測定は遅くなる可能性がある。

線量評価の立場だけから言えばあらゆるデータが連続であることが望ましいが、実際には至難である。しかし、確実に言えることは、連続である、ないという点があるにせよ、特に線量率測定、人の摂取に係わる試料中の放射性ヨウ素濃度の測定の地点密度、頻度が高くなることである。例えば、線量率の測定では平常時の常設の連続モニタ(固定点)以外に仮設ポストを配置することとしている。これに車両等による移動モニタリングも合わせれば、比較的「面」に近いモニタリング体制となる。

環境試料の放射能測定に関しては、Ⅲ章の(2)式やチェルノブイル事故時の経験から積算(累積)濃度が求められている。従って、吸入に係わる大気あるいは飲食物の放射性核種濃度のモニタリングとも、できるだけ連続となるよう配慮する必要がある、大気中濃度は連続サンプリング、また飲食物については少なくとも毎日の定時調査のデータが必要と言える。しかし、緊急時には住民や行政からの要請による「安全確認」のための測定が多くなると予想され、事態の終息後の実評価に備えた連続的な観点に立つモニタリングが困難となる可能性は大きい。

VI-2. 緊急時モニタリング結果からの線量評価方法

『緊急時モニタリング指針』によれば、線量評価は「周辺住民の行動を考慮し、平常時の手法に従って算出する」とされており、基本的な線量計算の式は、既にⅢ章で示した。しかし、内容的には「周辺住民の行動」を考慮する点で違いがあり、具体的には以下の方法で算出する。式中の記号は特別なものを除きⅢ章の(1)、(2)式と同様である。内部被ばくに関する(4)式は、採取から摂取までの減衰補正(k_4)が入った以外は、Ⅲ章(2)式と全く同一である。

$$\text{○外部被ばく: } H_{\text{ex}} (\text{mSv}) = f_h \times f_o \times D_{\text{ex}} (\text{mGy}) \times 0.8 \dots\dots\dots (3)$$

$$\text{○内部被ばく: } H_{\text{in}} (\text{mSv}) = \sum_i \sum_j \{ (f \times k_1 \times k_2 \times k_3 \times k_4 \times V \times \Sigma(Q_n)) \}_{i,j} \dots\dots\dots (4)$$

ここで外部被ばくに関する(3)式の f_h はしゃへい係数、 f_o は居住係数で、『評価指針』ではともに1(『環境モニタリング指針』では表現されていない)とされているが、「住民の行動を考慮する」ことを反映した箇所とみることができ、緊急時は特に、地点、地域を細かく区分、特定しつつ評価することが必要となると考えられる。しかし、『緊急時モニタリング指針』でモニタリング部門の所掌事項とされた退避先等のモニタリングの実施も含めて、実際上は、周辺住民の行動を考慮する点は非常な困難を伴うものと予想される。緊急時には、現実的に住民の行動様式すべてにモニタリングが追従することは不可能であるため、「場」のモニタリングが中心とならざるを得ず、一部退避先等の主要な箇所でのモニタリング結果がそれに加味される形になると予想される。このため、種々の建築物に応じたより精度の高いしゃへい係数⁷⁾の確立や居住係数に係わる滞在期間の把握等が一層重要となろう。

外部被ばくの実線量評価に関しては、『環境モニタリング指針』、『緊急時モニタリング指針』は、即応性のためにTLDによる積算線量のほか連続モニターの集計結果も利用する形に改められた。これにより、外部被ばくによる線量当量の間集計が随時あるいは即時に得られる。地表面沈着からの寄与の評価は事態がやや落ち着いた後となろう。なお、退避や避難等の「介入」の採否を判断する際など、防護対策の目的に使用する場合に限り、より安全側となるよう、空間線量モニタリングデータ(mGy)は線量当量(mSv)への換算係数を乗せず、そのまま読み変えるものとされている。

内部被ばくに関する(4)式は、事故発生時点から終息までの特定期間のみ適用し、 $\Sigma(Q_n)$ には¹³¹I

等のモニタリング結果の累積濃度を代入する。また、(4)式は預託実効線量当量の計算のみでなく、放射性ヨウ素の摂取に基づく甲状腺線量当量の計算にも適用され、その結果は、退避等に関する甲状腺線量の指標値との比較やヨウ素剤投与などの判断の際に利用される。その場合は Table 10 に示した甲状腺についての¹³¹I や¹³³I の dose factor (f) および年齢補正 k₁⁴⁾を用いる。k₂~k₄の補正としては、『評価指針』に、乳児の牛乳について0.5の市場希釈と3日の減衰補正、葉菜の除染係数0.5が示されている。各年齢毎の摂取量はチェルノブイル事故時の具体例を示した Table 8 に記載されている。

Table 10 経口(吸入)摂取に関する成人の預託甲状腺線量当量換算係数(f)と年齢補正係数(K₁)
Conversion factor to committed thyroid dose equivalent based on ingestion and inhalation and age correction.

(f) (mSv/Bq)

核種	経口摂取	吸入摂取	核種	経口摂取	吸入摂取
¹³¹ I	2.9×10 ⁻⁴	1.8×10 ⁻⁴	¹³³ I	5.5×10 ⁻⁵	2.9×10 ⁻⁵

(k₁)

核種	経口摂取			吸入摂取		
	成人	幼児	乳児	成人	幼児	乳児
¹³¹ I	1.0	4.2	8.5	1.0	4.3	8.1
¹³³ I	1.0	4.6	8.8	1.0	4.4	9.3

「住民の行動」を考慮するためには、浮遊じん等の調査が退避先等の建屋内部でなく屋外の「場」の場合には、気密性²⁰⁾などのパラメータがより重要となろう。

環境モニタリングデータを用いて被ばく線量評価を行うには、(3)あるいは(4)式中の評価パラメータや試料中での半減期などの環境パラメータのほかに、以下のような社会データの資料が必要であり、その多くは、例えば②~⑧は各県の『地域防災計画(原子力編)』¹⁸⁾に示されている。生産物の消費状況や①のような資料が未整備の地域では、今後の取り組みが必要であろう。

- ① 飲食物摂取量(成人、幼児、乳児別)、地域特性
- ② 方位・距離別(または集落別)人口分布
- ③ 飲料水状況(地下水、簡易水道等の種別と供給範囲)
- ④ 農産物生産および消費、出荷状況
- ⑤ 畜産物生産および消費、出荷状況
- ⑥ 水産物生産および消費、出荷状況
- ⑦ 退避施設・避難施設
- ⑧ 観光客把握状況

VI-3. 「SPEEDI」等による緊急時における線量当量の予測

公衆の被ばく線量評価に関連するフローの中で平常時と緊急時の最大の違いは、線量当量の「予測」であり、その目的は防護対策の採否を判断するための基礎データを提供することにある。線量予測は本稿の主題ではないが、「SPEEDI」では放出結果に基づいた計算結果が得られ事後の線量評価には極めて有用なことや、実際に自治体で定期配信を受け、また防災訓練等に利用していることから、「SPEEDI」のユーザーの側から見た若干の意見と問題点を述べる。

『緊急時モニタリング指針』によれば、「予測」には、従来は平坦地形でのガスアップリウムモデルによる拡散状況を透明プラスチックシート化したものと地図を重ね合わせる「簡易推定法」を用いることとされてきたが、現在は、自治体の気象データ等をリアルタイムで取り入れ、地形の起伏、気象変化予測を加味した移流拡散モデルによる「SPEEDI」を用いることとなっている。ただし、多くの事例にある

ように電話回線が麻痺するなど、何らかの理由で「SPEEDI」情報が入手できない可能性もあるため、従来からの「①簡易推定法」、②これを計算機利用した方法(あるいは簡易 SPEEDI 等)など幾つかの選択肢を準備しておく必要がある。現在、毎月2回程度の定期配信を受けており、この「③定期配信図形」の中から気象条件に合うものを選択するなど利用法の1つである。ただし、単位放出量についてであり、また当該時刻より先の時間(「SPEEDI」では6時間先まで)の気象予測はなく、利用者は随時抽出が容易に行えるよう気象条件別に定期配信結果をファイリングしておく必要がある。

線量評価の面から見れば「SPEEDI」では空気吸収線量率、大気中濃度、外部被ばくによる線量当量、吸入による甲状腺線量当量および実効線量当量、地表蓄積量等の分布図が得られる。『緊急時モニタリング指針』によれば、この「SPEEDI 予測(線量当量の推定)」についてモニタリング実データとの照合等から所要の修正を行うこととなっているが、モニタリングは実施地点が限られていること、一方、「SPEEDI」は有効放出高あるいは逆転層等の反映の点やメッシュ(高度を例にとれば50 m)毎の計算による限界があること、放出放射能の妥当性に左右されること、などそれぞれの得失があり、緊急時の混乱期であることから、修正はかなり困難と予想される。また、修正の方法が明示されていないが、少なくとも、近い将来自動化することが望まれる。各自治体の防災訓練では、この修正までを含む訓練は行われていない。なお、放射性ヨウ素に関しモニタリング結果と比較するには、線量当量から逆算した大気中濃度の誘導レベルを準備しておくのも迅速な判断に有効と考えられる。

防災訓練の際の利用経験では、風軸の変化や濃度コンターの飛び地が現れるのは、計算シミュレーション以外ではあり得ず大きな利点であるが、「モニタリング範囲の計画策定」を「SPEEDI」に委ねる形で取り入れた場合は、モニタリング地域が実気象に左右されるため、訓練が円滑に実施できない可能性があり、難がある。自治体側から見たその他の問題点は以下の通りである。

- ①配信の主導権が国にあり、自治体が必要とする時にすべて配信されるとは限らない。
- ②自治体へ着信するまでは約1時間前後が見込まれるが、現場的には更に速い対応が求められている。
- ③放出量あるいは放出率、放出源気象情報等をオンライン的に取り入れ、高度化する必要がある。
- ④これ以外に通産省、電力で重複して類似システムが構築されており、統合等効率の運用が望ましい。

事故終息後は、放出実データを用いて線量当量の分布が得られる。この結果は山間部等のモニタリングが困難な地域や海上、あるいは8~10 km とされている重点的にモニタリングが実施される範囲の外への適用の点で有用であり、これらの地域では、「SPEEDI」の結果を中心に線量評価することとなる。

VI-4. 「緊急時の線量評価」で考慮すべき事項

最後に、「線量評価方法」や「SPEEDI 等による線量予測」の項で既に多くの指摘をしてきたところであるが、平常時の経験を通し、あるいは「チェルノブイル事故」や「放射能漏洩事故」の経験から、これ以外にも様々な反省点や問題点、課題が明らかになっており、以下にまとめてみたい。

平常時の経験からは、次のような指摘を引き出すことができる。

- ①試料間差の大きいことが線量評価結果の精度を左右することから、試料代表性が重要である。
- ②海水は間接的で扱いが低い、海産物の種類別調査結果がなくても評価可能であり、一般性を持つ。
- ③経時変化を比較するには、分析の持続、技術レベルの維持などによるデータの連続性が必要である。
- ④ ^{90}Sr 、 ^{239}Pu は分析が容易でなく、緊急時では保存試料による後評価が現実的である。
- ⑤調査の目的次第で対象試料が異なるなど、目的に合わせてその限界を認識する必要がある。

また、「放射能漏洩事故」の際は、現実的な問題として、迅速な安全確認、即ち、検出限界以下であることの証明のみが求められる試料が多く入荷した。真の緊急時にはこれ以上に、精度を問わない分析や判定結果のみが求められる可能性があり、線量評価の視点に立つモニタリングが困難となる可能性がある。評価の立場から求められる浮遊じんの粒径組成や化学形等の調査は現地ではなお一層困難であろう。除染に似た問題として、海底土の浚渫が求められたが、「人の被ばくにつながる恐れはなく環境安全上問題がないこと、むしろ放射性核種の挙動など有用な情報が得られる」との説明で理解が得られた。なお、多くの全国の大都市の市場から半年～1年にわたる入荷拒否を受けるなど、風評被害が経済面で実害となって表れたが、どのように対処するかは、モニタリングの範疇を超える課題とはいえ、深刻な問題である。場違いな話題だが、問い合わせや取材等にモニタリングの時間を割かれることも工夫が必要な点である。

一方、チェルノブイル事故の際の経験で第一に言えることは、線量評価には最終的に累積濃度が必要な点である。チェルノブイル事故時の調査では、幸いにも空气中濃度や牛乳はほぼ連続的な測定がなされたが、葉菜類、藻類は入手困難で、数日～十数日間隔のバッチ的な測定しか実施できなかった。指標生物等の変化傾向の利用など、何らかの補完方法を見いだす必要がある。

次に、幼児や乳児の線量当量を算出しようとした場合は、『環境モニタリング指針』に示されたもの以外に、『評価指針』やICRP Publicationから計算式等の多くを引用することが必要となる。また、これらの資料には摂取量等のパラメータが分散的に記載されている。実用上は、誰もが評価可能なように、これらをまとめた「線量評価計算のためのマニュアル」の整備も必要と思われる。この中には、平均的なあるいは現実的な評価や最大のケースでの評価、安全側での評価など、ケースに応じた記述が必要となろう。緊急時には移動モニタリングや連続モニタ、あるいは「SPEEDI」や航空機サーベイ等の多くのデータが寄せられるが、同時に錯綜することも予想される。混乱しないよう、データの取扱いや位置づけ、優先順位等の判断の目安を与える記述も「マニュアル」には必要であろう。

チェルノブイル事故時では福井県も含め線量評価結果が各地で出されたが、一部の機関で独自のパラメータが使用され混乱が生じた。このような非常の事態では情報の混乱が起きないように、また誰もが再現確認できるよう、統一的なパラメータを使用する必要がある。国の『評価指針』等の中に標準的な値がある以上、これらに示されたパラメータを出発点とすべきであり、その上で、事態の終息後は、より現実的な評価などの目的に応じて、例えば食品摂取量の地域特性結果の活用など、十分な理由や解説を付して個別のパラメータを使うべきであろう。

また、この時の体験をもとにした反省から、これら以外に以下のような課題を挙げることができる。

- ① 4時間毎の調査で約1桁の急激な濃度変化があったことから大気中濃度は連続採取が不可欠である。
- ② 粒子状の ^{131}I 以外にもそれと同等以上のガス状 ^{131}I が観測されており線量評価上は欠かせない。
- ③ 降下量測定には蒸発濃縮前処理法が用いられたが ^{131}I が揮散した可能性が高く、検討が必要である。
- ④ 売れ行きへの懸念から食用産物の試料提供拒否を経験したが、同様の状況を想定する必要がある。
- ⑤ 飲料水や農産物では、支配的なものは何かを予め想定し、それに沿った調査が必要である。
- ⑥ 核実験直後やチェルノブイル事故時のような多核種混在下のデータ解析法の普及が必要である。

VII. むすび

以上述べてきたことについて整理すると、軽重はあるが、「環境モニタリング」の視点から見た「緊急時における公衆の線量評価の問題点、課題」は、以下のようにまとめられる。

- | | |
|-----------------------------------|------------------------|
| ①、環境モニタリング結果からの評価による限界 | ⑪、マニュアルの整備 |
| ②、防災対策としての緊急時モニタリングの限界 | ⑫、評価パラメータの提示、整備（居住係数、 |
| ③、試料入手先の確保と試料代表性の確保 | しゃへい係数、気密性に関する係数、地表沈着 |
| ④、評価の際の地域範囲の区分等の考え方 | 量からの線量換算係数、飲食物摂取量、除染係 |
| ⑤、非連続データからの評価法 | 数、調理損失係数、市場希釈係数、etc.) |
| ⑥、住民の行動の反映方法 | ⑬、試料中の実効半減期等の環境パラメータに関 |
| ⑦、退避先等のモニタリングの実施と状況把握 | する知見の集約、提示 |
| ⑧、時間的、空間的な展開（山間部、10 km 以遠） | ⑭、社会データの確保 |
| ⑨、SPEEDI 結果の照合、修正法 | ⑮、緊急時モニタリング計画の策定、結果の集計 |
| ⑩、サンプリング方法、前処理方法、測定器、測定方法の適正化、斉一化 | や線量評価等に関する支援システムの開発 |

地方自治体では、国の指針類を受けて『緊急時モニタリング実施要領』を作成しており、基本的には緊急時にも公衆の被ばく線量評価がなされる体制となっている。しかし、より確かな評価のためには、上述してきた問題点の克服が必要である。また、それぞれの段階で得られた評価結果の持つ意味を認識しておく必要がある。「緊急時モニタリング」の実際の行動計画は、上記の実施要領等に示されているが、実用上は更にこれを具体化した各種実施細目や資料集等も必要である。平常時モニタリングに対して「測定結果の取扱いおよび評価法」が整備されている県が多いが、緊急時についても同様の対応が必要であろう。

これらに関連する資料の充実と合わせ、一層の情報集中化・自動化などが今自治体に課せられている課題だと思われる。一方、国に対しては、自治体からの要望でもあるが、マニュアル作成とともに、放出源情報を含む「SPEEDI」の強化充実と高度化などが挙げられ、今後の整備に期待したい。

参考文献

- 1) 放射線医学総合研究所；緊急時の被曝評価と医療、NIRS-M-71，1989
- 2) 原子力安全委員会；環境放射線モニタリングに関する指針、平成元年3月
- 3) 原子力安全委員会；緊急時環境放射線モニタリング指針、平成4年6月一部改訂
- 4) 原子力安全委員会；発電用軽水型原子炉施設周辺の線量目標値に対する評価指針、平成元年3月
- 5) ICRP Publication 26；国際放射線防護委員会勧告（日本アイソトープ協会），1977
- 6) ICRP Publication 30；作業者による放射性核種の摂取の限度、Part 1～4（日本アイソトープ協会）、1979
- 7) 原子力安全委員会；原子力発電所等周辺の防災対策について、平成4年6月一部改訂
- 8) 原子力安全研究協会編；環境放射線モニタリング、1987
- 9) 放射線医学総合研究所；環境モニタリングの今日的意義、NIRS-M-80，1991
- 10) 原子力施設等放射能調査機関連絡協議会；放調協20周年記念誌、1993
- 11) 福井県衛生研究所；福井県環境放射線監視センター年報、2，1979
- 12) 福井県環境放射能測定技術会議；原子力発電所周辺の環境放射能調査報告（年報）、FERC, 1, 1969～25, 1992
- 13) 福島県原子力発電所安全確保技術連絡会；原子力発電所周辺環境放射能測定結果報告書、1967～1991
- 14) 日本分析センター；環境及び各種食品等に関する放射能測定調査結果報告書（参考資料）、1992等

- 15) 福井県；福井県の原子力、1992
- 16) 福井県；チェルノブイル原子力発電所事故に関連した臨時放射能調査報告（速報）、1986
- 17) 科学技術庁；第28回環境放射能調査研究成果論文抄録集、1986
- 18) 福井県；福井県原子力防災計画、平成元年3月修正
- 19) 福井県；緊急時環境放射線モニタリング実施要領、平成5年3月一部改訂
- 20) 原子力安全研究協会；原子力防災対策実施のための手引、1980

1. 熱ルミネッセンス法による被曝線量評価の現状と課題

隈元芳一
放射線医学総合研究所

Gamma Dose Estimation with the Thermoluminescence Method

Yoshikazu Kumamoto

Division of Physics, National Institute of Radiological Sciences,
9-1, Anagawa 4-chome, Chiba-shi, 263, Japan

ABSTRACT - Absorbed dose in radiation accidents can be estimated with the aid of materials which have the ability of dose recording and were exposed during the accidents. Quartz in bricks and tiles used to construct the buildings has the thermoluminescent properties. These materials exposed to radiations emit light when heated. Quartz and ruby have been used for the estimation of dose. The requirements for such dosimeters include; (1)the high kiln temperature at which all thermoluminescent energies accrued from natural radiations are erased. (2)the negligible fading of thermoluminescent energies after the exposure to radiations. (3)the determination of dose from natural radiations after the making of the materials. (4)the geometry of the place at which materials are collected. Bricks or tiles are crushed in the mortar, sieved into sizes, washed with HF, HCl, alcohol, acetone and water, and given with a known calibration dose. The pre-dose method and high-temperature method are used. In the former, glow curves with and without calibration dose are recorded. In the latter, glow peaks at 110 °C with and without calibration dose are recorded after the heating of quartz up to 500 °C.

In this report, the method of the sample preparation, the measurement procedures and the results of dose estimation in the atomic bombing, iridium-192 and Chernobyl accident are described.

緒言

緊急時において、被曝者が線量を測定するための個人モニターを携帯していない場合、事故の再現による方法、血液算定などによる生物学的線量計などにより線量が推定される。また、れんが、タイル中の石英の熱ルミネッセンス (TL) 法を用いられるがこの方法について報告する。

熱ルミネッセンスは17世紀頃からダイヤモンド、蛍石などを熱したときに光を発する現象として知られるようになった。この現象が線量測定に利用されるのは、1930年頃からで、線量と発光量に良い比例関係

のあるアルカリハライドを用いて行われた。ほとんどの岩石が熱ルミネッセンスの性質を持っていることが、知られるようになった1950年代、これを用いて土器の年代測定が行われるようになった(1)。年代測定における熱ルミネッセンスの利用については、M.J.Aitkenによる詳しい記述がある(2,3,4)。

この方法が被曝線量測定に応用されたのは、1963、1966年、市川ら(5,6)、1967年、橋詰ら(7)による広島、長崎における原子爆弾によるガンマ線量の推定が最初である。このとき推定されたのは爆心から1000m以内の、比較的ガンマ線量の高い地域から得られたかわら、れんが、タイルを用いて行われた。T 65 D 線量として、放射線の人体への影響を推定する上で、重要なデータである。1971年のイリジウム被曝事故のときは、中島らは時計のルビーを用いて線量推定を行った(8)。1986年の原爆線量再評価の際には、Haskell(9)、市川ら(10)、長友ら(11)、丸山ら(12)、星ら(13)は近代化された測定装置を用いて、2000mまでの建造物からのれんが、タイルを用いてガンマ線量の推定を行い、原爆線量の新推定値、Dosimetry System 86(DS 86)を決める際の実験データを提供した。丸山はDS 86において各グループのTL法による結果をまとめた(14)。

緊急時の被曝評価については、丸山が中性子線線量を含めて報告している(15)。また、中島が電子スピン共鳴法について報告している(16)。最近、HaskellはTL法、電子スピン法、生物的線量計を含め周辺にある物質を用いた線量推定法について報告している(17)。

Beckerは古美術品がほんものかどうかの鑑定に、TL法を使う場合の条件を述べており、われわれは試料調整時に参考とした(18)。

本報告においては、れんが、タイル、瓦などの建造物材料に含まれる石英を利用した線量推定法について、試料の作り方、線量校正法、測定法、自然放射線による寄与の決定法について文献に基づき、また、経験を含めて述べる。これら建造物を線量測定の試料とする必要が生じたとき、各施設で試料採取を行う際の留意点について述べる。

また、石英を用いた方法における課題、人体の歯を用いた線量推定法について述べる。

I 試料の採取・調整、校正照射、測定

(1) 試料採取時の留意点

1. 可能ならば、れんが、タイルなどをまるごと採取する。線量の深部分布を測定したり、また、十分な量の石英を得られる。2. 採取点の位置を詳しく記録する。とくに、放射線の入射方向を試料に記入する。もし、線源の位置がわかるときは、線源と試料の間に、遮蔽物がないかどうか確かめる。3. 火事などにより高温にさらされていないかどうか確かめる。4. 建物の管理者に建築年を聞く。5. 地表が放射性物質で汚染しているときは、地表からいろいろの高さの試料を採取する。

(2) 試料の調整時の遮光

粉末化以降の作業は、TLエネルギーのフーディングを避けるため、できるだけ光の少ない状態で行わねばならない。とくに、高温法では、光の影響が大きい。

(3) 試料調整

1. 放射線の入射した面は、2-5mm除く。これは、線量分布のビルドアップを確保するためである。その他の面は、1mmほど除き、土などの混入がないようにする。この作業のとき、できればダイヤモンド

カッターを使用する。2. メノウの鉢ときねで注意深く、粉末にする。始めに、直径1mmを越えるような粒子は取り除く。目が100 μm と200 μm のふるいを使用して、この間の大きさの粉末を得る。途中、何度も振る。3. 電磁分離器で石英とそのほかの成分に分ける。れんがの場合は、石英以外の粉末が赤く、良く分かれるが、白い粉末のときは、分離は困難である。4. フッ酸、塩酸、水、アルコール、アセトンで洗浄する。自然乾燥させる。5. LiF などの高感度の粉末の混入を防ぐ。

2, 3 Gy 以上の被曝の場合は、電磁分離器を使用しなくても、線量の測定はできるが、それ以下の場合、この分離器を使用しなくては、線量推定は行えない。

フッ酸による洗浄は、ルーチン化が困難である。次の情報を引用する。

「フッ酸処理は2つの目的で行われる。1つは石英の表面層を溶解除去して、アルファ線の TL 寄与を無視できるようにすること、2つめはフッ酸に溶解されやすい鉱物を溶解して石英のみを選別することである。処理方法は、標準的には、20%の酸で1時間、これで表面層の約8-12 μm が溶解される。また、原液(通常46%)で30-60分、あるいは、10%に希釈した酸で1-2時間処理する。酸の濃度と処理時間の選択は、予備的に処理した少量の試料を顕微鏡観察・秤量などの簡単なチェックをして決定する。ただし、原液で処理する場合は石英表面が相当荒れる(凹凸ができる)ので、表面をなめらかにして光学的に乱反射・散乱がないようにすることが必要である」(19)。

容器はポリエチレン製のものを用いる。フッ酸は人体に有害である。メガネをかけ、ゴム手袋をつける。排気フード内で作業する。明るいときは、容器に黒の覆いをする。

塩酸、フッ酸の廃液は、アルカリで中性にしてから、大量の水とともに流す。

(4) 校正照射

校正照射は、被曝線源と同じ線源で行うことが望ましいが、数100 keV から2 MeV のガンマ線による被曝の場合、線質依存性は無視できることが分かっている(14)。一般には、セシウムやコバルト線源が用いられる。また、被曝時の線源が特定できるときは、それと同じ線源で照射する。

(5) 測定

測定法には微粒子法、石英粗粒子法、プリドーズ法がある。粗粒子法は最近では、高温法とされている。考古学以外の場合は、微粒子法はあまり用いられない。

1) 高温法

フッ化リチウム、ケイ酸カルシウム、酸化ベリリウムなどを用いて行われる方法と同じである。放射線を受けた石英を500度ぐらいまで加熱すると発光する。その量は、いくつかの温度でピークを持つ。この発光量を利用する方法を高温法あるいは、石英粗粒子法という。ただし、線量が少ない場合は、TL装置の加熱体からの赤外線の影響があり、測定ができない。低い線量での比例性が悪くなる supralinearity がある。

手 順

1. 調整した石英粉末を2つに分け、1つに校正照射する。2. それぞれを TL 装置でチソガスを流しながら測定する。温度の上昇率は20度/秒とする。高温での雑音発光がそれ以上減らなくなるまで、ガスの流量を増やす。3. 外挿法により線量を推定する。4. supralinearity による補正をするため、

測定済みの試料を500度で8時間、アニールする。例えば、3.0, 4.5, 6.0 Gy で照射し、横軸との交点から補正値を求める。

測定後、アニールしてもアニール以前と同じ感度が得られるとも限らない。とくに、測定によって TL エネルギーを消去した直後、そのまま照射しても、感度は低い。

2) プリドーズ法

石英は、110度での発光ピークを持っているが、このピークは放射線(校正照射と呼ぶ)を受けた後、500度まで加熱すると、次の照射による発光量が校正照射の線量に比例する。この方法をプリドーズ法という。

手 順

1. 調整した石英粉末を3つに分け、1つに校正照射する(試料 a とする)。2. 校正照射をしないもの(試料 c)を150度まで加熱して、雑音発光を除去する。数10 mGy のテスト照射をする。これは石英を TL 装置の発熱体に乗せたまま、RI 線源で照射するか、コバルト照射室などで照射する。一定時間後に110度ピークを測定する。 S_0 とする。4. もう1つの校正照射をしないもの(試料 b)と校正照射をしたものを500度まで電気オープン中で10分間加熱する。5. 冷却後、テスト照射をする。6. 一定時間後に110度ピークを測定する。校正照射したものからの信号を $S_{N+\gamma}$ 、しないものからの信号を S_N とする。7. $S_{N+\gamma}$ 、 S_N から S_0 を引いた値から外挿法により線量を推定する。(図1)

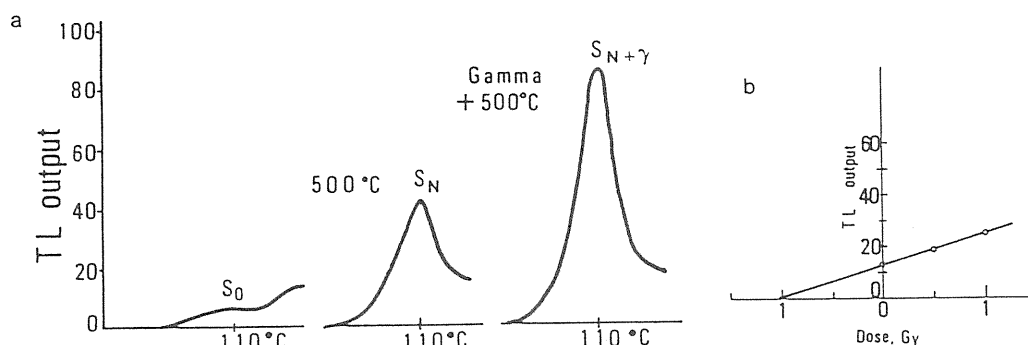


Fig.1. (a)Conceptual diagram of additive predose technique.
(b)By plotting the ratios of S_N/S_0 and $S_{N+\gamma}/S_0$ vs additive dose, the esimated dose is obtained by extrapolation. (Ref.12).

試料の量が少なくて、 S_0 を測定した試料を a、b として使用するときは、面積 $6 \times 6 \text{ mm}^2$ 、厚さ 0.27 mg/cm の銀に無機バインダ (Tranese No. 3000、東レ製) で固定する。校正照射後、600度まで加熱しても TL の信号はでないことが確かめられている。このバインダー使用の方法は、長友が報告した(11)。

3) 高温法とプリドーズ法の比較

高温法は、測定の手間が少ないので、線量が 0.1 Gy 以上であれば、緊急被曝のときは、この方法が適当である。発光温度が低く、また、被曝から長い時間が経過して、フェーディングの可能性あるときは、推定線量が低くなる可能性がある。supralinearity がある。一方、プリドーズ法は、手間がかかるが、

線量が少ない場合など、高温法で測定できない場合に、有効である。また、高温法で測定できない試料でもこの方法で測定できることがある。疫学調査を目的として時間をかけて測定できるときは、いくつもの方法で測定し線量を正確に推定することが必要である。しかし、プリドーズ法は1 Gy以上の線量では、直線性が悪く、発光量は飽和してくる。われわれは、500度、8時間アニールした試料を用いて、0 Gy付近での、線量対プリドーズ発光量の傾斜を求め、これと1 Gy以上での飽和曲線とを結合して、1 Gy以上でもプリドーズ法を適用する方法について、報告した(12)。

(6) 自然放射線による線量の推定

建物の建設から長い時間が経過している場合、推定しようとする線量の範囲が低い場合は、自然放射線による線量の蓄積が無視できないため、これを推定しなくてはならない。

ガンマ線線量は、炭酸カルシウムなどの TLD をベータ線の寄与を除く目的で、1 mmほどの銅の管に入れ、試料を採取した場所に、1-6 カ月置いて、回収して測定する。ベータ線線量は、TLD 粉末をアルファ線の寄与を除く目的で、35-100 μm のポリエチレンフィルムで包み、3 mm厚さにした2つの試料にはさみ、5 cm厚さの鉛で囲んで、1-6 カ月保管し、その後、測定する。

アルファ線線量は、測定が困難であるので、石英の表面をフッ酸を用いて10 μmほど、取り除くことによりアルファ線の影響がなくなる。エッチングしないとき、アルファ線線量はベータ線線量の数倍であるが、発光量への寄与はベータ線と同じ程度であるとして差し引くことにより、近似できる。プリドーズ法では、アルファ線線量は無視できる。

同じ建物のうち、放射線が当たった面と当たらない面があるときは、当たらない面の試料を自然放射線からの寄与の推定に使用することができる。

いくつかの自然放射線の測定例を表1にまとめた。

Table 1. Examples of natural background data.

		Beta rays	Gamma rays
		(mSv/year)	(mSv/year)
(Brick and Tile)(Ref.12)			
Hiroshima Univ.	Tile	2.65 +/- .32	1.25 +/- .04
Prov. Depot	Brick	1.91 +/- .38	1.20 +/- .08
Ieno	Brick	2.18 +/- .28	1.09 +/- .03
Inasa	Brick	2.95 +/- .38	1.10 +/- .05
(Archaeological sample)(Ref.26)			
S-1	High cup	2.30 +/- .07	1.50 +/- .03
S-2	Bowl	1.75 +/- .02	1.14 +/- .04
S-7	Jar	2.00 +/- .10	1.51 +/- .05

(7) 中性子線の影響

中性子線はガンマ線と線量が同じであるとき、発光量への寄与は1/100である(7)。

(8) 個人の被曝線量の推定

建物から採取した試料で、その場における線量推定をしても、それは、被曝事象の発生から試料採取までの積分線量である。個人の線量を推定するには、その場の線量率の時間変化と、個人のその場でどの時間帯にいたかを知らねばならない。線量率が一定であれば、滞在時間数を知れば良い。

II 実際の測定例

(1) 広島、長崎における原爆によるガンマ線量推定

Tentative 1965 Dose(T65D)として知られる線量推定において、市川ら(6)、橋詰ら(7)は、ガンマ線量の推定値のデータを提供した。このときは、主として、爆心から1000m以内の地域から採取されたれんが、瓦、タイルが用いられた。その後、とくに、原爆からの中性子の量についての推定値が大き過ぎるのではないかとの疑問から、1981年、線量再評価が始まった。試料の採取の範囲は爆心から2000mまで広げられた。これは、前回の測定後、測定装置が改良されたことと、プリドーズ法など考古学の年代測定における方法の進歩によるものである。測定の結果は、文献(9-13)に発表されている。このとき、0.082、0.163、0.417 Gyの線量において、目かくシテストが5カ所の施設間で行われた。最も大きい、誤差は16.5%であり、われわれの施設は11.0%が最も大きかった。

(2) イリジウム被曝事故の線量推定

1971年、千葉県内において、Ir-192による被曝事故があった。非破壊検査に用いられる線源(194.6 GBq)が容器から落ち、これを持ち帰った人と周囲の人が被曝した。被曝者の医療処置は血液検査、臨床症状などに基づいて決められた。物理的に線量を推定するために、被曝者の腕時計のルビーを用い、そのTLから線量が中島によって推定された。このルビーは工業的に合成されて製造されたものであり、天然のものとは違い自然放射線による線量への寄与は、製造後の分だけで、推定には無視できた(8)。この測定値を基に、被曝者の行動を再現し、各人の被曝線量を推定した結果が、報告されている(20)。これとは別に、中島は時計の水晶発信器の素子を用いて線量推定を目的とした基礎実験を行った。雑音信号が大きいことと、感度が低いため最小検出限界は3-20 Gyであると結論した(21)。

(3) ネバダ砂漠原爆実験所周辺の線量測定

Haskellらはネバダ原爆実験所周辺の建物からレンガを採取し、プリドーズ法により線量を測定した。自然放射線の寄与を差し引いた線量は、0.2 Gy以下であると報告した(22)。

(4) チェルノビル事故における周辺環境の線量推定

1986年、チェルノビルにおいて原子炉の事故があった。周辺に大量の放射性物質が飛散した。れんが、タイルを利用した線量推定が、行われた。丸山はプリピャッチ市周辺で採取した試料を用いた測定により、空間線量とTLによる測定値の相関があることを示した(23)(図2)。Vischnevekiiは建物の壁の地上1m部分から採取した試料を用い、原子炉から6kmの市における線量が15-27 Gyであると報告した

(24)。Huett はプリピャット市で採取した試料を用い最大2.3 Gy であること、地表から10cmの試料は100cmの試料の、2-3 倍の線量を示すこと(図3)、建物の遮蔽により線量が5から10分の1に減少することを示した(25)。

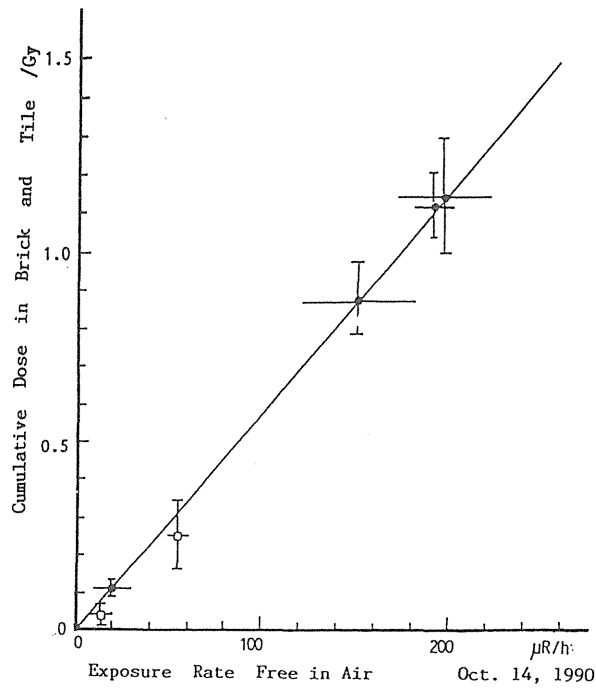


Fig. 2. Preliminary results of dose estimated with bricks and tiles in Pripjat vs exposure rates free in air determined with an ionization chamber thpe survey meter. (Ref. 23).

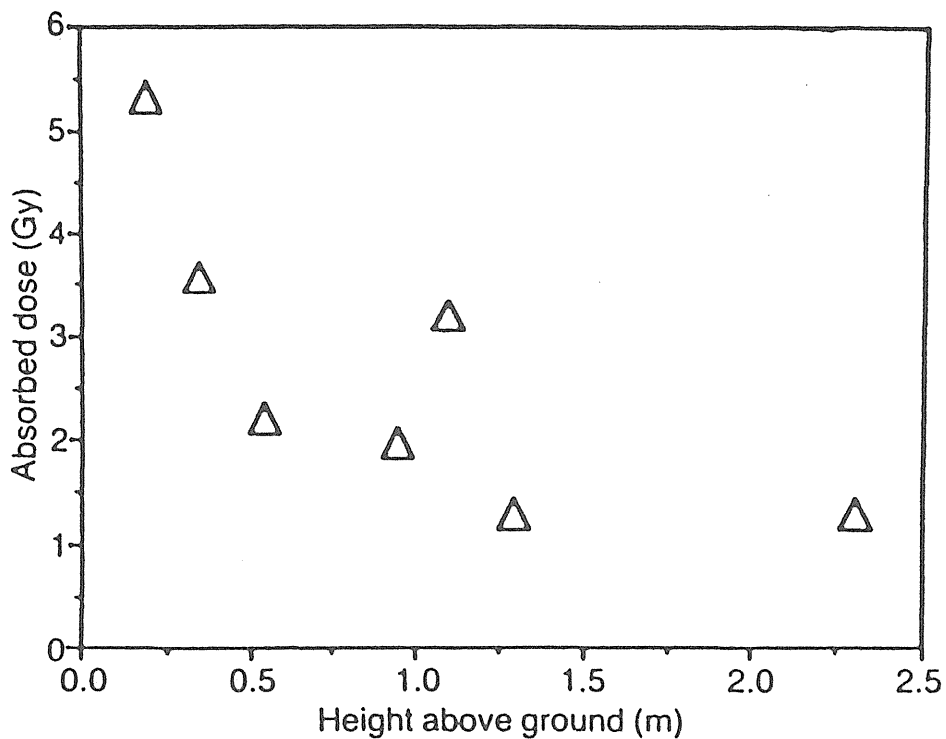


Fig. 3. Estimated doses with decorative tiles relative to height above ground level. (Ref. 25).

放射性物質が飛散するような事故の場合、試料が汚染している場合、その物質がベータ線を放出するものであるときは、汚染による線量が大きい。また、上の例で示される通り、地表に近い試料は大きな線量を与える。

(5) 考古学年代測定の例

考古学年代測定への利用による成果が、緊急被曝の場合に有用であった。日本では、奈良教育大学のグループが測定を行っている(26)。

(6) 歯の TL を用いた線量推定

歯を利用した TL 法は、少ない。歯のエナメルを利用した測定(27)、歯の治療に使用した「やきもの」を利用した測定(27)、歯の成分と同じ化合物についての研究がある(29)。

III 結 論

石英、ルビーなどの TL を利用した線量推定法は、その試料の存在した場の積分線量を推定するために有用な方法である。高温法とプリドーズ法はそれぞれ特徴があり、短時間で線量推定値をださねばならないときは高温法を用い、疫学調査など時間をかけてより正確な線量をだすときは、線量が 1 Gy 以下と、少ないときは、プリドーズも用いることが必要である。

IV 課 題

緊急被曝の場合には、高温法が適当である。2, 3 Gy 以上の大きな線量の場合は、電磁分離器なしでも測定できる。従って、数 Gy 以下かどうかを知るための方法のマニュアルを作ってゆくことが必要である。

個人の線量を推定することを目的とした場合、歯の TL による線量推定法について研究が必要である。この方法が被曝直後の、被曝者から試料を採取することが可能かどうか、問題はある。疫学調査を目的とする場合は有効であろう。また、現在、茶碗など陶器、磁器による線量推定は良い結果を得ていない。これについても研究する必要がある。

本報告は、文献12で報告された研究と文献調査に基づいて作成した。

参考文献

- 1) 東村武信、市川米太(1978): 熱ルミネッセンス年代測定法—土器の年代測定、日本原子力学会誌、20, 124, .
- 2) Aitken, M. J. and Fleming, S. J. (1972): Thermoluminescence Dosimetry in Archaeological Dating; In Radiation Dosimetry, Supplement 1. Ed. Attix, F. H., (London: Academic Press).
- 3) Aitken, M. J. (1985): Thermoluminescence Dating (London: Academic Press).
- 4) Aitken, M. J. (1981): TL Dating: Techniques and Problems, In Applied Thermoluminescence

- Dosimetry, Ed. Oberhofer, M. and Scharmann, A., (Bristol: Adam Hilger)
- 5) Higashimura, T., Ichikawa, Y. and Shidei, T. (1963): Dosimetry of Atomic Bomb Radiation in Hiroshima by Thermoluminescence of Roof Tiles, *Science*, 139, 1284-1285.
 - 6) Ichikawa, Y., Higashimura, T. and Shidei, T. (1966): Thermoluminescence Dosimetry of Gamma Rays from Atomic Bombs in Hiroshima and Nagasaki, *Health Physics*, 12, 395-405.
 - 7) Hashizume, T., Maruyama, T., Shiragai, A. et al. (1967): Estimation of the Air Dose from the Atomic Bombs in Hiroshima and Nagasaki, *Health Physics*, 13, 149-161.
 - 8) Nakajima, T., Fujimoto, K. and Hashizume, T. (1973): New Gamma-Ray Exposure Estimation Method for Radiation Accident, *J. Nucl. Sci. Technol.*, 10, 202-206.
 - 9) Haskell, E. H., Kaipa, P. L. and Wrenn, M. E. (1984): The Use of Thermoluminescence Analysis for A-bomb Dosimetry Estimating and Minimizing Total Error, In Proc. 2nd US-Japan Joint Workshop for Reassessment of Atomic Bomb Radiation Dosimetry in Hiroshima and Nagasaki (Radiation Effects Research Foundation, Hiroshima).
 - 10) Ichikawa, Y., Nagatomo, T., Hoshi, M. and Kondo, S. (1987): Thermoluminescence Dosimetry of Gamma-Rays from the Hiroshima Atomic Bomb at Distances of 1.27 to 1.46 kilometers from the Hypocenter, *Health Physics*, 53, 443-451.
 - 11) Nagatomo, T., Ichikawa, Y., Ishii, H. and Hoshi, M. (1988): Thermoluminescence Dosimetry of Gamma Rays from the Atomic Bomb at Hiroshima Using the Predose Technique, *Radiat. Res.*, 113, 227-234.
 - 12) Maruyama, T., Kumamoto, Y., Noda, Y. (1988): Reassessment of Gamma Doses from the Atomic Bombs in Hiroshima and Nagasaki, *Radiat. Res.*, 113, 1-14.
 - 13) Hoshi, M. et al. (1989): Thermoluminescence Dosimetry of Gamma-rays from the Hiroshima Atomic Bomb at Distances 1.91-2.05 km from the Hypocenter, *Health Physics*, 57, 1003-1008.
 - 14) Maruyama, T., Kumamoto, Y. et al. (1987): Thermoluminescence Measurements of Gamma Rays; In US Japan Joint Reassessment of Atomic Bomb Radiation Dosimetry in Hiroshima and Nagasaki, Final Report vol. 1., 143-184, Ed. Roesch, W., (Radiation Effects Research Foundation, Hiroshima).
 - 15) 丸山隆司 (1988): 外部被曝の線量評価、放医研シンポジウムシリーズ、No.19、中尾 編、「緊急時の被曝線量と医療」.
 - 16) 中島敏行 (1988): 電子スピン共鳴法による線量評価、放医研シンポジウムシリーズ、No.19、中尾 編、「緊急時の被曝線量と医療」.
 - 17) Haskell, E. H. (1993): Retrospective Accident Dosimetry Using Environmental Materials, *Radiat. Prot. Dosim.*, 47, 297-303.
 - 18) Becker, K. (1978): A Quick Method for Authentication of Ceramic Art Objects, *Nucl. Instr. Meth.* 151, 313-316.
 - 19) 長友克人, 私信
 - 20) Hashizume, T., Kato, Y., Nakajima, T., Yamaguchi, H. and Fujimoto, K. (1973): Dose Estimation of Non-Occupational Persons Accidentally Exposed to Ir-192 Gamma-Rays, *J.*

Radiat. Res., 14, 320-327.

- 21) Nakajima, T. (1988): Thermoluminescence of Quartz in a Wrist Watch: Possibility for Use as an Emergency Dosemeter, Radiat. Prot. Dosim., 22, 119-122.
- 22) Haskell, E. H., Kaipa, P. L. and Wrenn M. E. (1988): Pre-Dose TL Characteristics of Quartz Inclusions Removed from Bricks Exposed to Fallout Radiation from Atmospheric Testing at the Nevada Test Site, Nucl. Tracks Radiat. Meas. 14, 113-120.
- 23) Maruyama, T., Kumamoto, Y., Noda, Y. and Iwai, K. (1993): Application of Thermoluminescence Technique to Retrospective Gamma Dosimetry for Epidemiological Studies in Chernobyl, Annual Report, National Institute of Radiological Sciences, in print.
- 24) Vischnevekii, I. P., et. al. (1993): The Use of Quartz Inclusion Thermoluminescence for the Retrospective Dosimetry of the Chernobyl Area, Radiat. Prot. Dosim., 47, 305-306.
- 25) Huett, G., et. al. (1993): Accident Dosimetry Using Environmental Materials Collected from Regions Downwind of Chernobyl: A preliminary Evaluation, Radiat. Prot. Dosim., 47, 307-311.
- 26) 長友克人、中川照久、辻本堅二、小池寛 (1987): プレドーズ法による土器の熱ルミネッセンス年代決定—考古学年代(5～6世紀)との比較、奈良教育大学紀要、35, 9 - 17.
- 27) Benko, L. and Koszorus, L. (1980): Thermoluminescence Dating of Dental Enamel, Nucl. Instrum. and Methods, 175, 227-229.
- 28) Mauricio, C. L. P., Rosa, L. A. R. and Cunha, P. G. (1985): Accident Dosimetry Using the TL from Dental Restoration Porcelains, Radiat. Prot. Dosim., 11, 185-188.
- 29) Ohtaki, H., Fukuda, Y. and Takeuchi, N. (1993): Thermoluminescence in Calcium Phosphate Doped with Dy_2O_3 , Radiat. Prot. Dosim., 47, 119-122.

2. 電子スピン共鳴法による被曝線量評価の現状

中 島 敏 行
放射線医学総合研究所

Present Status of Dose Evaluation in Emergency using
Electron Spin Resonance Method

Toshiyuki Nakajima

Division of Radioecology, National Institute of Radiological Sciences,
3609 Isozaki, Nakaminato-shi, Ibaragi 311-12 Japan

ABSTRACT- Electron spin resonance method as a dosimetry for emergency has been proposed at 1974. In this paper, the principle of ESR dosimeter, conditions for selecting the dosimetric material, radiation property of some dosimetric materials and application of ESR method as the emergency dosimeter will be reported. The radiation property of sugar, tooth enamel, bone and shell as the dosimetric material, and comparison of radiation property among SiO_2 -TLD, sugar-ESR and tooth enamel-ESR dosimeters will be discussed in here. It is concluded that the sugar-ESR dosimeter is one of most useful emergency dosimeter both the personnel monitor and the field dosimeter.

はじめに

旧ソ連原発事故、エル・サルバドルでの被曝事故などで見られるように、一般人、職業人を問わずわれわれが放射線事故に遭遇することが皆無であるという状況にはない。例えば、IAEAの報告によると、死亡者が出た事故は1946年以降を見ても表1にあるような事故状況下にある。これらの事故、特に、チェルノブイリ事故は、一般の人々の被曝線量を評価することが医療、健康影響調査および社会的影響調査上、重要であることを再認識させる教訓を残した。しかし、一般人の被曝線量評価は広島、長崎の例をみるまでもなく容易でない。それにも拘らず、その方法論の研究、開発はほとんど興味を持たれることはなかった。この原因の一つには大きな事故は非常に希有なことであり、そのような緊急時対応の研究の必要性が研究者側からも必要視されていなかったことにあるように思われる。

そこでこれまでに我々の誰もが記憶にある事件、事故において、どのような被曝線量評価法が各個人のために執られてきたかについて、その概略を図1に示した。

1940年代の原子力利用開発の創生期には事件、事故の発生当初に被曝線量を推定する法がなく、このために多くの時間が経過した後に、被曝線量評価をするのが一般的であった。原爆被曝線量評価がその良い例であろう。しかし、図1にみられるように、現在においても、一般の人々の線量評価は事件、事故発

生当初に直ちに評価できる体制も方法論もないと云えるし、そのこと事態多くの困難を伴う。従って、出来る限り速やかに、しかも、正確に評価する体制と方法論の開発研究がなされる必要がある。

図1にもあるように、原爆被爆者の被曝線量評価でさえ、被曝後18年目にして、ガンマ線の被曝線量評価法の一つとして瓦の中の石英粒の熱ルミネッセンス光量を測る法が東村らによって提案され²⁾、放射線の場の線量評価に用いられ、個人被曝線量評価に繋げている。この法は今日もなおチェルノブイリ事故被曝線量評価にも用いられている。最近、この法と共に注目されている方法として、電子スピン共鳴吸収(ESRと略す)法がある。この現象自体は古くから知られ、1940年代には装置が発明されている。この現象を放射線場および個人の被曝線量評価法に応用することは1970年代に提案された³⁾。特に、この法が注目されるようになったのはチェルノブイリ事故以後と云える。それは線量計材料として歯牙のエナメル質が個人モニターになる点と砂糖、貝ボタンが場と個人のモニターとして利用できることの発見によると云える⁴⁾。

本稿では、緊急時における物理的被曝線量評価法の一つとして、研究開発されてきたESR法による線量計材料の選択条件、線量評価の原理、放射線検出体物質、その放射線特性および実際に起きた放射線被曝事故での線量評価例について、また、この方法の課題を含め他の物理的方法論との特徴比較についてまとめた。

TABLE . 1 Fatal radiation accidents reported (1945-1987)^{a1)}

Year	Location	Radiation source	Fatalities	
			Worker	Public
1945	Los Alamos, USA	Critical assembly	1	
1946	Los Alamos, USA	Critical assembly	1	
1958	Vinča, Yugoslavia	Experimental reactor	1	
1958	Los Alamos, USA	Critical assembly	1	
1961	Switzerland	Tritiated paint	1	
1962	Mexico City, Mexico	Lost radiography source		4
1963	China	Seed irradiator		2
1964	Germany, Federal Republic of	Tritiated paint	1	
1964	Rhode Island, USA	Uranium recovery plant	1	
1975	Brescia, Italy	Food irradiator	1	
1978	Algeria	Lost radiography source		1
1981	Oklahoma, USA	Industrial radiography	1	
1982	Norway	Instrument sterilizer	1	
1983	Constituyentes, Argentina	Research reactor	1	
1984	Morocco	Lost radiography source		8
1986	Chernobyl, USSR	Nuclear power plant	29	
1987	Goiânia, Brazil	Removed teletherapy source		4
Total: 17 events with 59 fatalities			40	19

^a In nuclear facilities and non-nuclear industry, research and medicine (excluding patient related events).

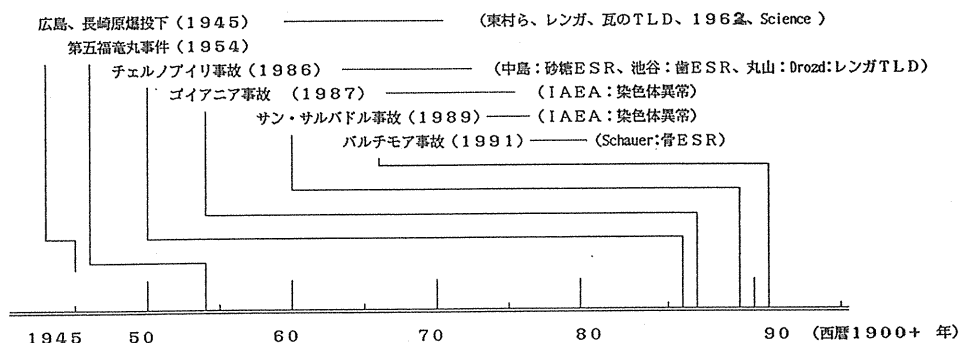


Fig.1 Dosimetric method for exposed persons in some accidents

1. 個人モニター8つの条件

固体線量計の素材、特に、緊急時における一般人のモニターとなる放射線検出体は次の8条件を可能な限り満たす必要がある。

◎ 検出体の要件

- 1) 個人または家庭、職場など身近にあり、安価で、入手が容易なもの(一般的な線量計には不要である)。
- 2) バックグラウンド信号がないもの(低線量測定には必要条件の一つ、図2参照)

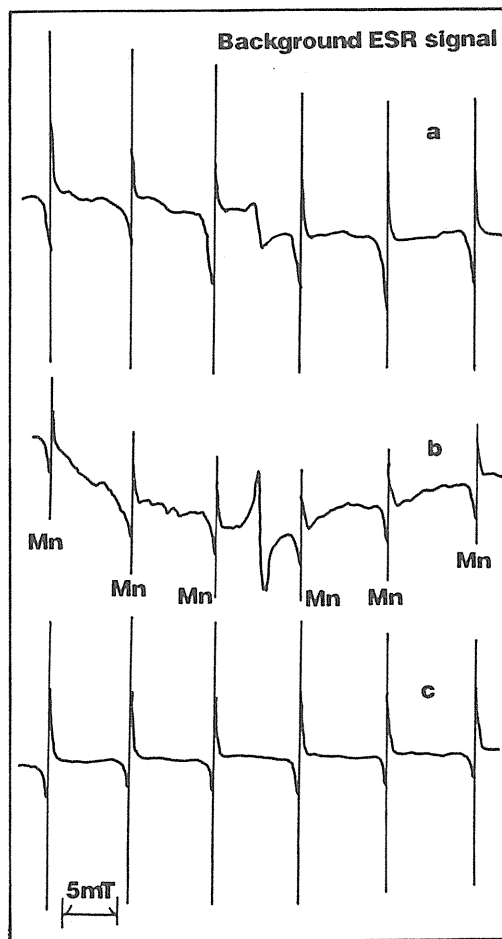


Fig. 2 Background ESR spectra of (a) broken and (b) powdered shell buttons and (c) granulated sugar.⁵⁾

- 3) 試料作りが簡単で、それによってバックグラウンド信号が生じないもの、また、目的の信号を乱さないもの(線量計の試料作りにより、バックグラウンド信号が増加し、必要信号を乱しては正確な評価および条件2)が無意味になる。図3参照)。

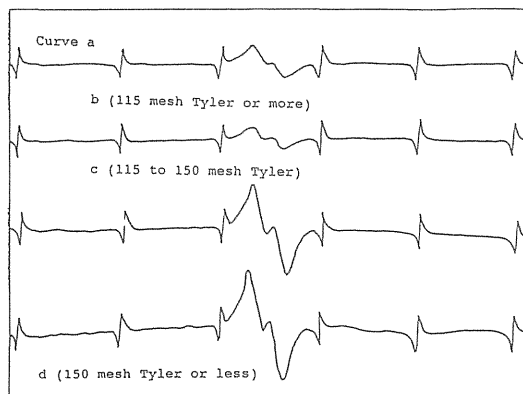


Fig. 3 Pulverization effect of sugar to ESR absorption intensity. Curve a is ESR absorption intensity of the granulated sugar irradiated with 3.16 Gy, curves b, c and d are that of the powdered sugar without irradiation, and the ESR intensity of them is corresponded to 2.54, 8.96 and 10.33 Gy, respectively.¹⁵⁾

- 4) 取り出し信号のうち放射線被曝による信号パターンが単純なもの(複雑な信号パターンから必要な信号を取り出すのは多くの誤差を含むことになる、図4参照)。

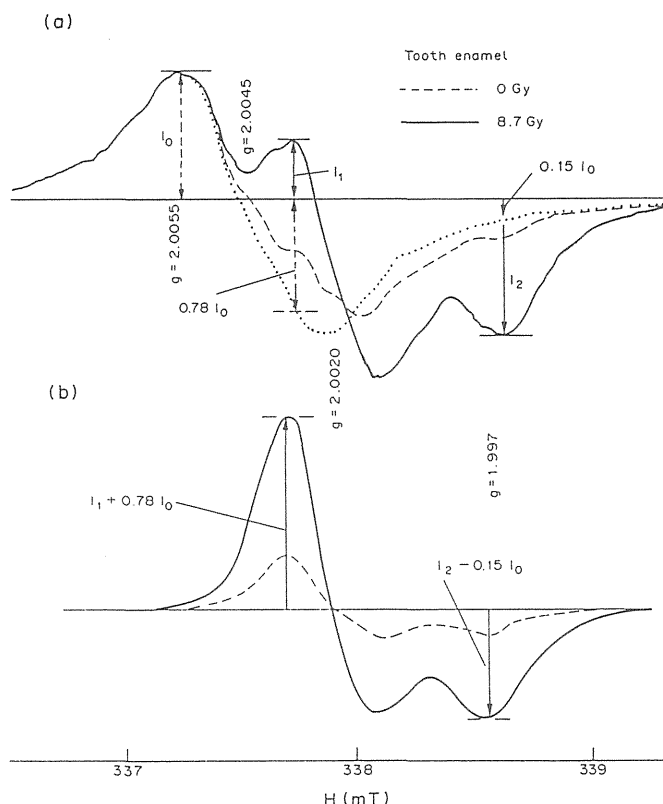


Fig. 4 (a) A typical ESR spectrum of tooth enamel with organic radical signal($g = 2.0045$) and CO_3^{2-} radicals($g=2.0025$ and $g=1.997$). The dotted curve is the estimated signal of organic radicals while the dashed and solid curves are the spectrum without additional γ -rays and with a dose of 8.3 Gy, respectively. (b) The ESR spectra of tooth enamel by subtracting the broad-signal component for non-irradiated A-bomb exposed enamel (dashed curve) and for the additive dose of 8.3 Gy(solid curve).⁹⁾

◎ 放射線特性要件

5) 信号の経時変化が少ないもの(被曝又は、照射時間とその後の経過時間が不明では、信号量の経時変化のないことが正確な線量評価につながる、図5参照)。

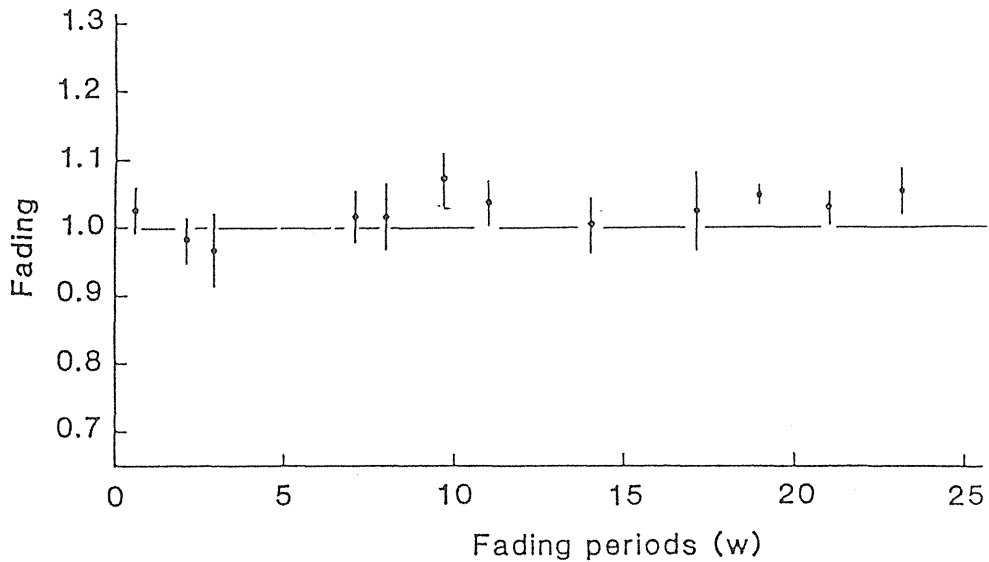


Fig. 5 The fading of free radicals in the sugar irradiated at room temperature Storing temperatures are the room temperature "W" in the figure means a "week" .⁵⁾

6) 最小検出線量 0.1Gy 以下のもの(医療行為上、最低の計測線量は 0.1Gy とされている)。

7) 信号量-線量の比例性領域が 0.1 から 100Gy であるもの(図6参照)。

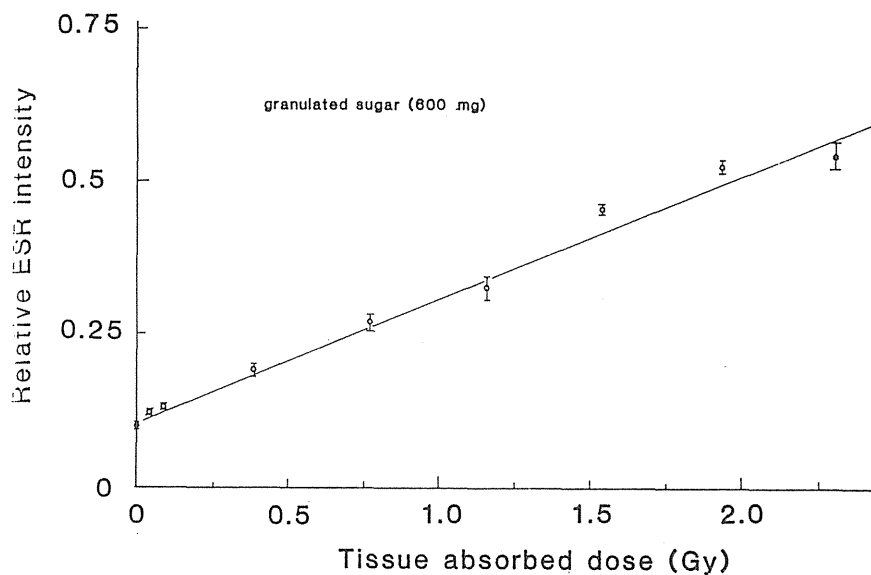


Fig. 6 The proportionality of ESR response of irradiated amorphous sugar to absorbed dose. Weight of the sample sugar was 600mg.⁵⁾

8) 放射線特性が線量計材料の産地に依存せず、普遍性のあるもの。

これらの条件は物理的線量評価法のみでなく生物学的方法についても同様に必要、十分な条件である。しかし、これらの条件全てが満たされることは稀であるが、可能な限り多くの条件が満たす物質を選択する必要がある。

2. ESR の原理と計測への応用基礎

物質の化学的性質はその電子状態によって定まる。量子力学によると、一つの軌道にはスピン状態が異なる二個の電子が入れる。その状態は安定な軌道状態であり、これに外部から磁場が加えられるとスピン量子状態は $+1/2$ と $-1/2$ のエネルギー状態に分裂する。これをゼーマン分裂という。

もし、軌道に一個の電子しかなく、これに外部磁場を付与すると、分裂した電子軌道のうち低エネルギーの状態に電子が存在する確率が高くなる。これは自然の理である。

図7の上図は磁場内で電子のエネルギー準位が分裂(縮退が解け)した状態を示す。

磁場内にある低いエネルギー状態の電子に何らかの手段でエネルギーを与えると、そのエネルギーの一部を共鳴吸収し、電子のエネルギー状態が高い軌道に乗り移ることが可能になる。このような遷移に必要なエネルギー ΔE は電子スピンの $+1/2$ と $-1/2$ に分裂したエネルギー準位の差である。この差は磁場の強さ H_0 に比例した $\Delta E = g\beta H_0$ である。ここで g は分離定数であり、 β はボーア磁子である。

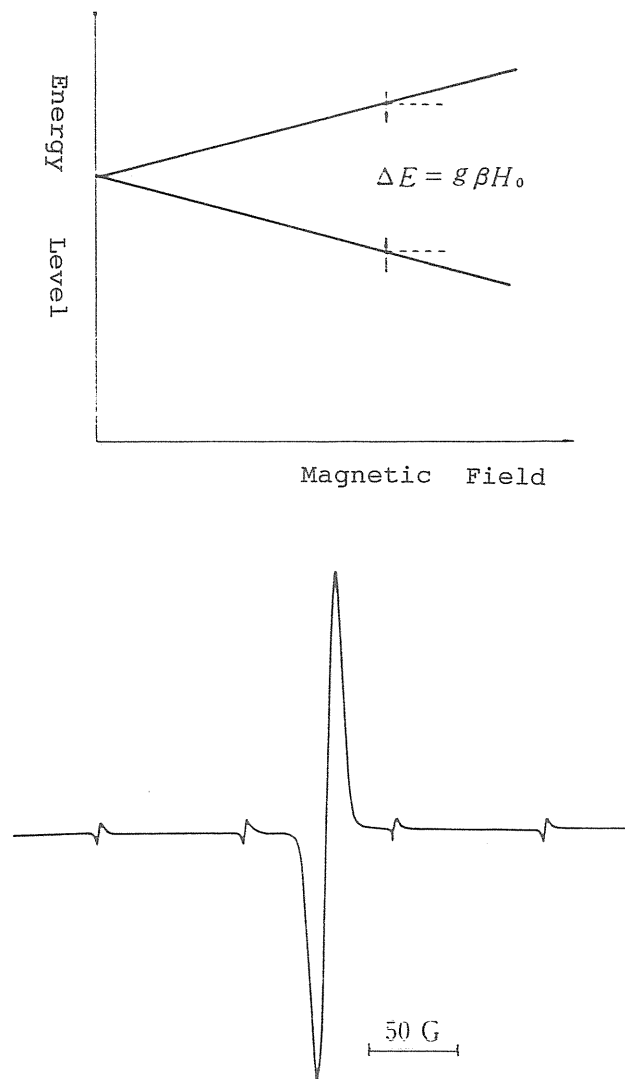


Fig. 7 Energy splitting of the electron in the magnetic field (upper figure). And a typical ESR spectrum of Mn^{2+} (four weak peaks) and irradiated wood (strong peak) (lower figure).

ESR の場合、電子が遷移するのに必要なエネルギーはマイクロ波程度の電磁波(振動数 ν) から供給される。しかし、振動数 ν は簡単に変えることはできない。従って、磁場の強さ H_0 を考え、 $h\nu = g\beta H_0$ のとき、電子によってエネルギーの吸収が生ずるようにする。このときのマイクロ波の電力は吸収された分だけ低下する。これが電子によるエネルギーの共鳴吸収である。

共鳴吸収によるこのマイクロ波電力の減少量 P は共鳴吸収を起す電子または遊離基の数 N に対して(1)式のような比例関係にある。

$$P \propto N/T \quad (1)$$

ここで、 T は測定時の試料の絶対温度 ($^{\circ}\text{K}$) である。この関係式は重要な事柄を 2 つ包含している。即ち、①もし、不対電子数が放射線の吸収線量に比例して増えるとするなら、ESR 吸収量は線量に比例すること、②試料の ESR 吸収を測定するときの温度を下げると、共鳴吸収量 P は反比例して増大すること、俗な言葉では測定線量の限界が下がることである。例えば、 20°C の測定より、 4°K のヘリウム温度での測定では理論上、検出限界線量は 73 分の 1 に低下する。

このように、照射時の温度に関係なく、測定時の温度が検出限界線量を低下させる線量計は他には見られない。これは ESR 線量計 (ESR Dosimeter, ESRD と略す) の一大特徴である。

3. 検出材料と放射線特性

3. 1 検出材料

ESR 吸収は先にも述べたように原子、分子が不対電子を持っているときに起こる。最外殻または内殻に不対電子があるような金属ナトリウム、 Mn^{2+} のようなイオンを含む物質、 NO 、 NO_2 のような不対電子、分子、遊離基を持った物質などは ESR 吸収を示すことで知られている。

一般に電子は対をなした方が安定している。このため、このような物質の方が不対電子を持った物質(線量計には不向きなところがある)よりも多いものである。しかし、安定な対電子を持った物質でも不対電子を作ることができる。その方法には放射線照射、光照射などがある。

緊急時における放射線計測の立場からは、当然放射線による不対電子、遊離基の生成に大きな関心がある。X線および粒子線などの放射線が物質内を通過したとき、その道筋に直接、間接的に励起、イオン化が起り、また、物質の分子結合が切断され、正、負両イオン、ラジカル、電子や正孔が結晶の欠陥に捕まり、ESR 吸収が起こる欠陥や遊離基などができる。放射線の線量計や放射線に対する物質の性質を調べるために ESR 法が使われるのは物質に対する放射線のこのような作用を利用したものである。

従って、ESRD を考えたとき材料としては、不対電子があるイオン、金属を含んだ物質、遊離基が沢山ある物質は不向きである。これら以外の無機、有機物質のすべてが対象になる。熱ルミネッセンス線量計の発光体には沢山の物質が使えるが、この ESRD の材料はそれ以上に種類がある。良い材料を見付けることは大変な仕事になると同時に目的に応じた材料を選択できることは、その有望性を秘めているものといえる。

表 2 は経時変化の観点からリストアップしたものである。

Table 2 Fading of free radicals in some materials stored at room temperature 24 hours after irradiation.⁵⁾ * Strong ESR background is observed.

Material	Fading
Old newspaper	0.52
Paper	0.52
Wood chips	0.59
Wood in pencil	0.53
Nail	0.50
Salt	0.46
Hair	1.07*
Sugar	1.04
Dextrose	1.02
Fructose	1.03
Maltose	1.01
Lactose	1.02
Shell(Venerupis japonica)	0.99
Egg shell	0.86

3. 2 検出できる最小線量の大きさ

ESR の取扱説明書などを見るとどのくらいの数の遊離基や自由電子があれば検出できるかが書かれている。例えば、 6×10^9 スピン/ガウスあれば雑音Nより信号Sが大きく ($S/N > 1$) 観測できると書いてある。検出できる最小線量について、ここで考えてみる。

今、1 ガウス当り 10^{10} spin を検出できる最小のスピン数とする。ESR 試料として約 200 mg の試料があれば十分目的を達し得る。今、この試料のG値を10と仮定する。

放射線照射でこの材料が 0.01Gy(1rad) の吸収線量を得たとき、200 mg 試料の中にできる遊離基または不対電子の数は 1.25×10^{12} である。従って、理論的には約 10^{-4} Gy(10mrad) までの線量が ESRD で検出できることになる。しかし、実際には、遊離基を生成するのに必要なエネルギーであるG値は試料によって変わるし、試料のバックグラウンドの大小や測定者の技術的熟練度などによって検出できる最小線量は変る。室温で測定した場合、一般には約 $10^{-3} \sim 10^{-2}$ Gy(100mrad ~ 1 rad) が限界であろう⁷⁾、しかし、液体ヘリウム温度に試料を冷却し、測定したならば最小検出線量は約 $10^{-5} \sim 10^{-4}$ Gy になることが期待できる。室温における実例を3. 4項に示す。

3. 3 ESR 吸収曲線のいろいろ

線量評価しようとする物理量の ESR スペクトルのパターンが単純であればあるほど、容易かつ正確に線量評価ができる。そこで非照射の物質が示す ESR 吸収曲線とバックグラウンド信号 (BG) が殆どない物質に放射線照射したとき、その物質が示す ESR 吸収曲線をそれぞれ図8、9と10に示した⁸⁾。

図8が示すように、物質によってはBGとして、強い ESR 信号を呈するものがある。例えば、帆立貝、カキ、アコヤ貝の貝殻からは Mn^{2+} イオンに起因する信号が、また、鰹だし、体毛や琥珀などからは遊離基に起因する ESR 信号が観測できる⁸⁾。特に、体毛からの ESR スペクトルは典型的な遊離基による

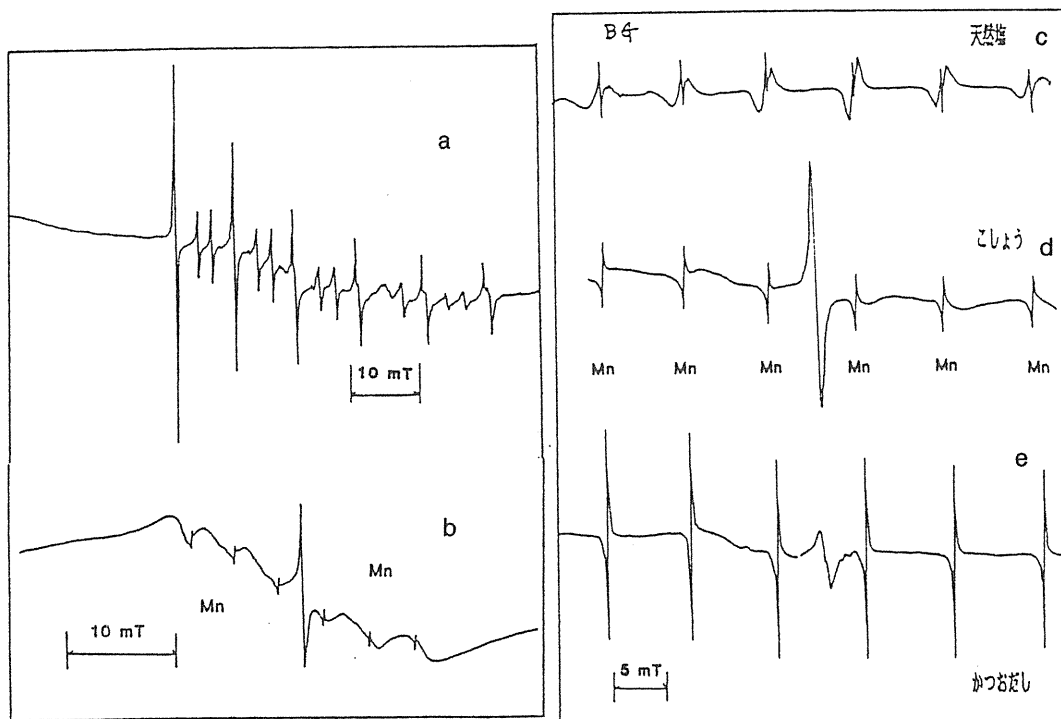


fig. 8 Background ESR spectra of yesso scallop (a) and green tea (b) , salt (c) , pepper (d) and one of monosodium glutamate (e)⁸⁾.

ものであり、強度も相当強いものである。一方、放射線照射した貝殻、砂糖(図9、10を参照)、歯牙のエナメル質(図4を参照)、卵殻、ウールのESR信号パターンのように、単純なものから解析に手間取りそうな複雑なものまで多種多様である。例えば、エナメル質の場合、放射線線量検出のESR吸収端の他に、それと区別し難いラジカルの吸収端が混在するようである(図4を参照)。これは、特に、低線量評価には多くの不正確さを包含していることを示している。

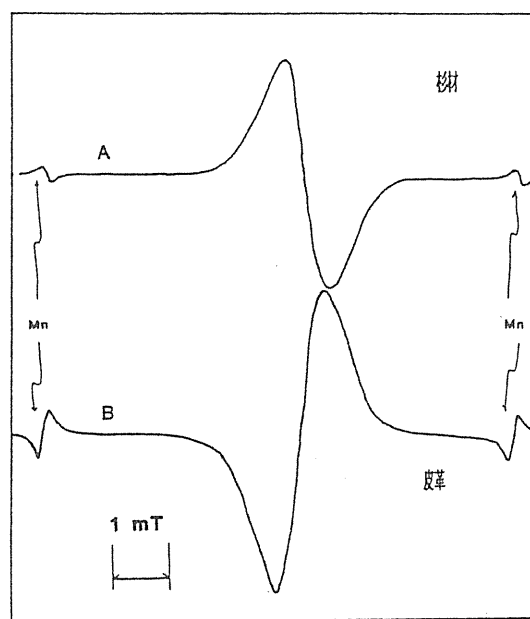


Fig.9-a ESR spectra of irradiated wood (upper curve) and leather (lower curve).⁸⁾

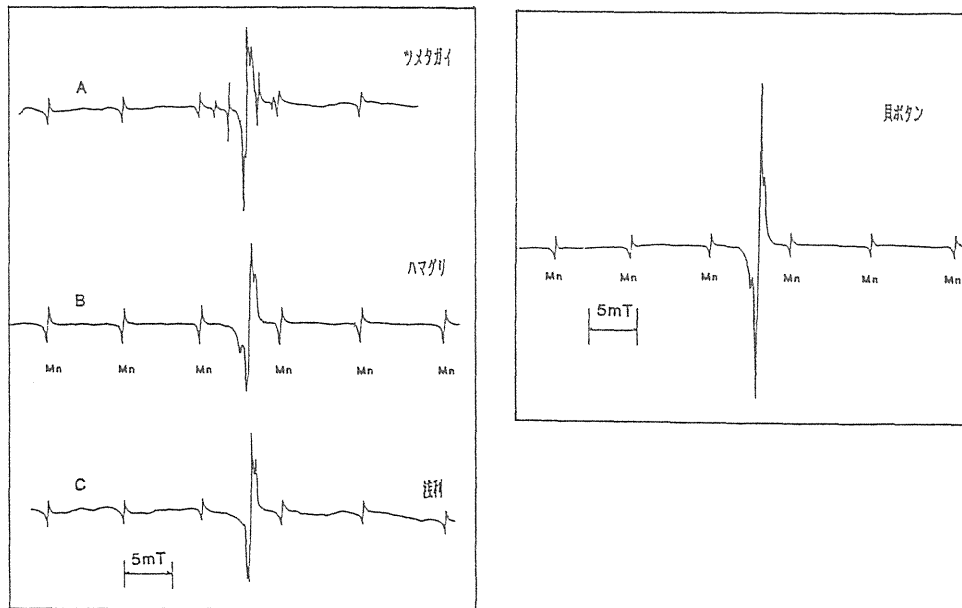


Fig. 9-b ESR spectra of some kind of irradiated shells. Upper curve in left figure is screw turritella. Middle is poker-chip venus and lower curve is short-necked clam.⁸⁾

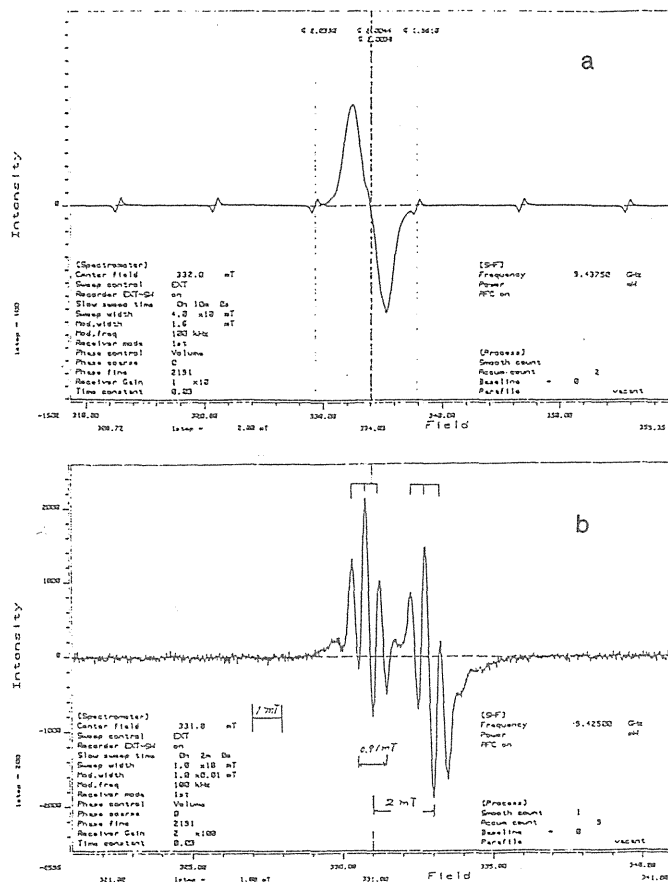


Fig. 10 Changes in the ESR spectra of irradiated sugar with variation of the modulation width. Curve a is the modulation width of 1.6 mT and curve b is of 0.01 mT.

その一方で、木片、砂糖、貝殻(図9、10を参照)などのESRスペクトルはBGの少なさと単純さが

際立っていると思える。それだけに評価の容易さの観点から、単純なスペクトルのパターンを有する物質を見いだすことが重要である（ここでは生成したラジカルの経時変化を無視した）。

3. 4 線量比例性と線量検出限界

緊急時の線量評価上、線量と ESR 吸収量との比例性およびその検出限界線量は重要な因子である。前節の放射線特性で述べてきたように、医療的観点から、その比例域が 0.1Gy から 100Gy までであることが望まれる。

図 11 は錠剤薬、 chewing-gum および菓子類の ESR 吸収量と線量との関係を示したものである。この比例性は吸収端の大きさや信号の積分量で表したものであり、 r は回帰係数である¹⁰⁾。

図 11 が示すように、 ESR 吸収量と線量との比例関係はどの試料についても良く維持され、比例性は数 Gy から 100Gy まで維持されている。しかし、これらの物質から数 Gy 以下の線量を検出するのは可成り困難なことと思われる。

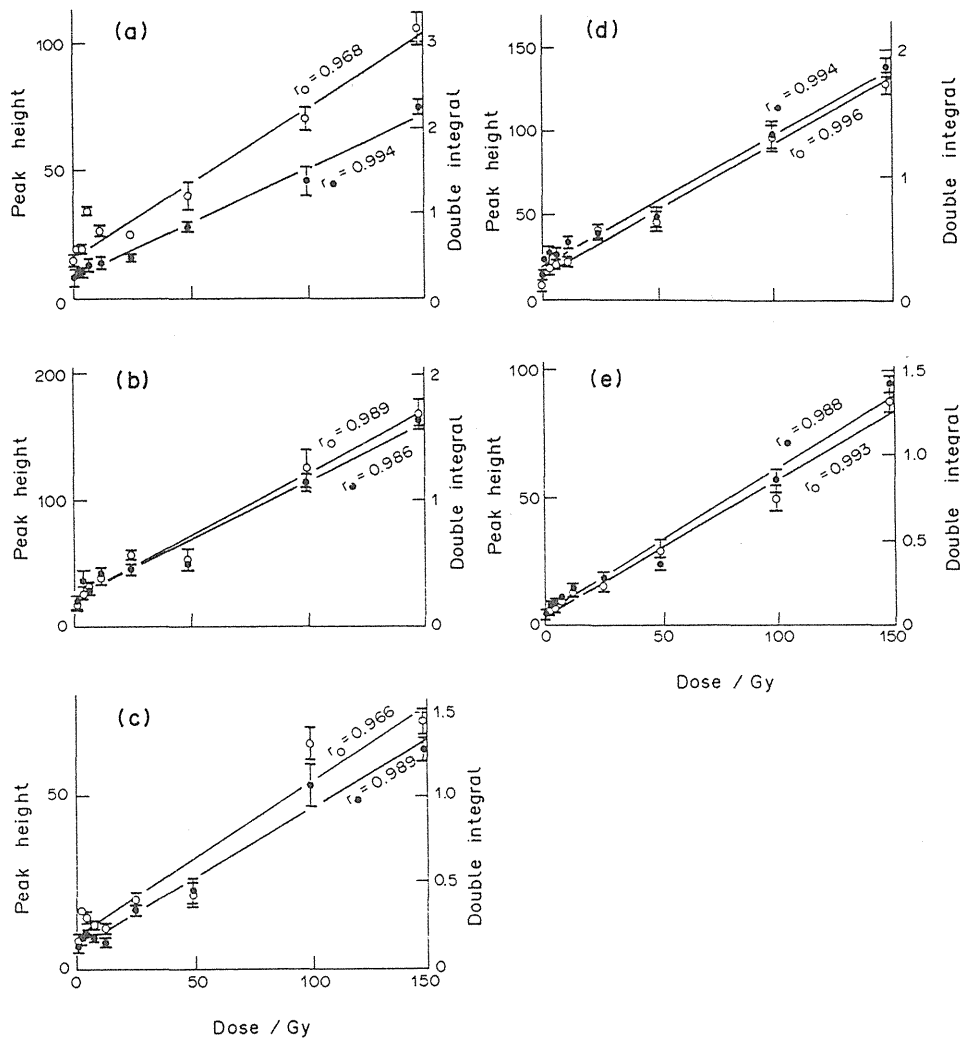


Fig. 11 Graphs of ESR signal intensity against dose for the confectionery and pharmaceuticals [peak height (●) and double integral (○)] (a) Ceporex; (b) Glyceryl tinitrate; (c) Piriton; (d) chewing-gum; (e) Polo mint.¹⁰⁾

従って、これらの物質から緊急時に必要な検出下限線量の0.1Gy 近辺までを求めることは困難であろう。

一方、二糖類の砂糖(グラニュー糖)、一糖類のブドウ糖および貝殻の ESR 信号量と線量の関係を図 12、13 と 14 に示す。

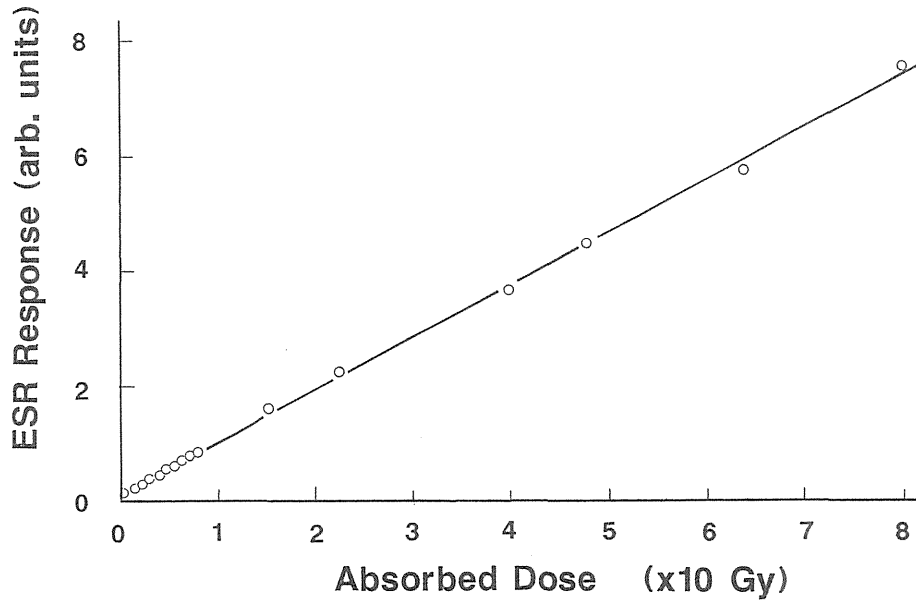


Fig. 12 The proportionality of ESR response of irradiated amorphous sugar to absorbed dose. Weight of the sample sugar was 600mg.⁵⁾

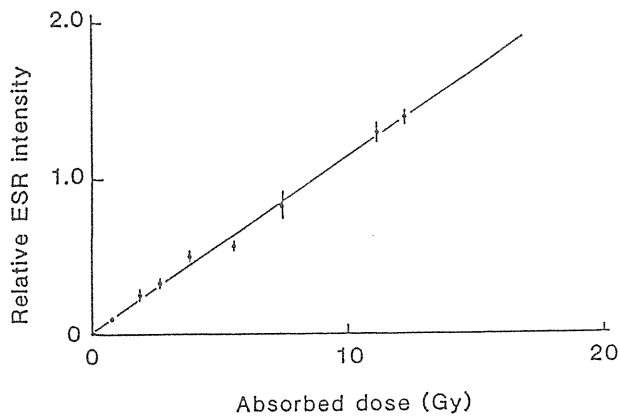
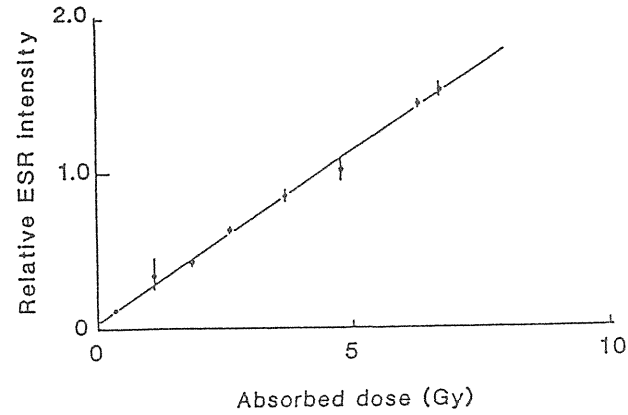


Fig. 13 The proportionality of ESR response of the irradiated dextrose(upper curve) and maltose(lower curve) to the tissue absorbed dose. Weight of the sample was 600mg.

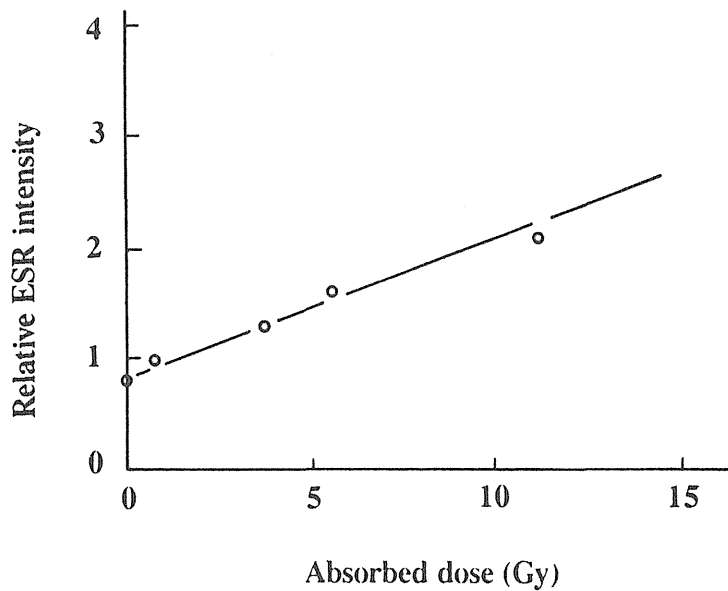


Fig.14

Fig. 14 The proportionality of ESR response of irradiated shell button to absorbed dose. Weight of the sample was 600mg. The shell buttons were cut before irradiation.⁵⁾

図6に示すように、これらの物質の線量と ESR 吸収との比例関係は数 10cGy から 100Gy まで維持されている。特に、砂糖の場合には数 cGy 以上から 10^5 Gy と云った広い線量域まで比例性が維持されていた。しかも、砂糖の感度を 1 とした場合、果糖、麦芽糖、ブドウ糖の感度もほぼ 1 であり、砂糖とほぼ同様な下限線量と比例性が期待できる。

この高感度な砂糖の検出下限線量は 2cGy である。この値は次のようにして求めている。試料重量 500mg、未照射試料と照射試料との ESR 信号量の差の検定をし、有為の差が得られる線量に安全係数 40 を掛けた値である¹¹⁾。

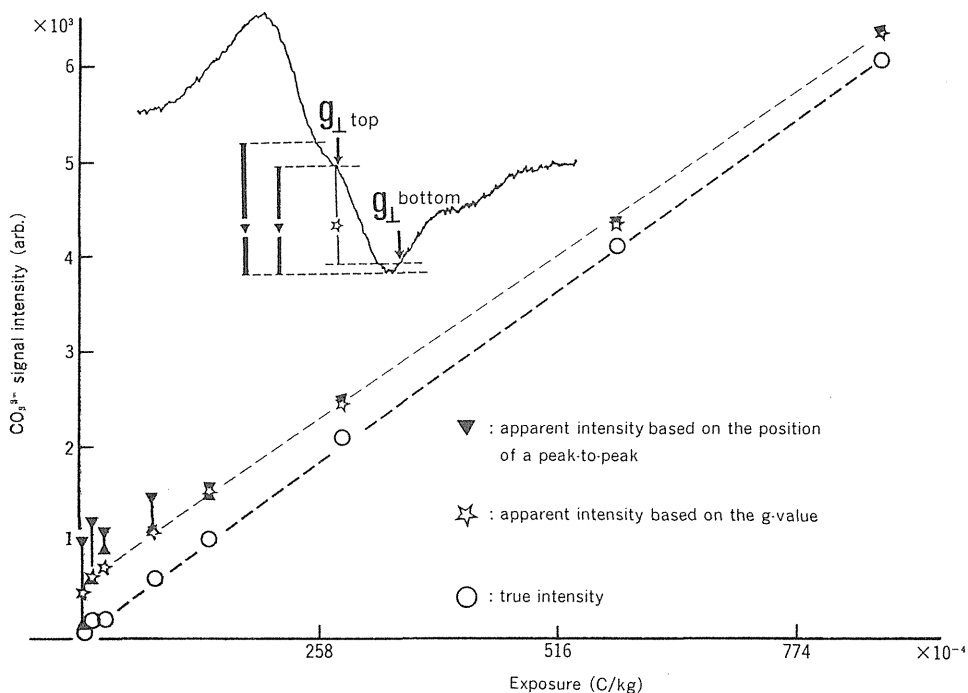


Fig. 15 Relation between CO_3^{3-} Signal intensity and exposure.¹²⁾

一方、歯牙のエナメル質の最小検出線量として、 10^{-1} cGy 程度と報告されている。しかし、照射線量と CO_3^{3-} ラジカルの ESR 信号強度との関係で 25.0×10^{-4} C / kg (9.7R) 以下では BG と区別できないとする疑問視する声があるようである^{12,13,14)}。数 cGy が最小検出線量とすれば、歯牙のエナメル質は良質な個人モニターである。しかし、健康影響が顕著にあらわれている場合には、試料提供者も抜歯に応じようが、さもないと試料集めが困難な仕事のように思われる。また、数十 cGy 以下の線量評価するため CO_3^{3-} ラジカル信号と歯牙固有の ESR 信号との区別もまた困難な作業である。

図 15 は放射線照射した歯牙のエナメル質の ESR スペクトルと線量比例性である¹²⁾。また、図 15 が示すようにエナメル質からの ESR 信号には目的の信号とその外の信号とが混在し、弁別が簡単にはできない。このため事前に BG を測定し、被曝試料との信号差から線量評価する法がとられている¹²⁾。しかし、BG 用の試料と被曝資料との間の放射線特性の同一性に、試料作成状況から大いなる疑問がある。

一方、線量比例性は 25.0×10^{-4} C / kg 以上では比例関係がみられる¹²⁾。このことはエナメル質で線量評価が十分できることを示している。

3. 5 放射線特性の普遍性

個々の試料の線量の値付けに際し、試料それぞれに校正曲線を製作し、線量評価することは、特に、緊急時の混乱時、繁雑時に、しかも、急を要する時には大変面倒である。従って、試料間の感度(単位線量当りの ESR 吸収量)差がなく、事前に試料の感度を求め、その値がほとんど全ての同一種の試料に適用できることが大いに望まれる。そのため、線量計物質の放射線特性が同一種間では普遍的なものであることが必要である。例えば、電離箱の放射線検出体である空気が世界共通の校正用線量計に使用されるように。

Table 3 Relative ESR sensitivity of sugar produced in 19 countries.¹⁵⁾

Production country	Sample length (cm)	Relative sensitivity	σ/x_s (%)	σ/x_r (%)
Austria	5.56 ± 0.29	0.991 ± 0.075	5.2	6.9
Austria (beet)	5.48 ± 0.24	1.025 ± 0.101	4.4	9.9
Belgium (1)	5.47 ± 0.29	0.974 ± 0.055	5.3	5.6
Belgium (2)	5.53 ± 0.09	1.077 ± 0.052	1.6	4.8
Brazil	5.77 ± 0.18	0.959 ± 0.079	3.1	8.2
Canada	5.63 ± 0.30	0.960 ± 0.069	6.7	7.2
Denmark	5.46 ± 0.41	1.007 ± 0.139	7.5	13.8
Germany	5.73 ± 0.22	1.096 ± 0.066	3.8	6.0
Holland	5.78 ± 0.82	1.007 ± 0.127	14.2	12.6
Indonesia	5.56 ± 0.40	0.991 ± 0.086	6.4	8.7
Iran*	5.80 ± 0.34	1.482 ± 0.146	5.9	9.9
Japan	5.46 ± 0.35	1.000 ± 0.060	6.0	6.8
beet sugar (99.98%)		0.974 ± 0.037		
cane sugar (99.98%)		0.948 ± 0.026		
granulated sugar (99.8%)		1.00 ± 0.017		
Korea	5.98 ± 0.25	0.960 ± 0.097	4.2	10.1
Philippines	5.72 ± 0.35	1.014 ± 0.082	6.1	8.1
Sweden	5.48 ± 0.21	1.039 ± 0.098	9.4	12.5
Taiwan	6.02 ± 0.26	0.948 ± 0.068	4.3	7.2
Thailand (1)	5.48 ± 0.25	1.049 ± 0.114	4.6	10.0
Thailand (2)†	5.54 ± 0.39	1.021 ± 0.092	7.0	9.0
U.K.	5.57 ± 0.36	1.036 ± 0.090	6.5	8.7
U.S.A. (1)	5.33 ± 0.27	1.033 ± 0.057	5.1	5.5
U.S.A. (2)	5.43 ± 0.20	1.021 ± 0.023	3.7	2.3
U.S.A. (3)	5.40 ± 0.60	1.041 ± 0.076	11.1	7.3
U.S.S.R. (1)	5.27 ± 0.13	0.980 ± 0.066	2.5	6.7
U.S.S.R. (2)	5.44 ± 0.23	1.013 ± 0.064	4.2	6.3
U.S.S.R. (3)	5.32 ± 0.25	1.007 ± 0.054	4.7	5.4
Yugoslavia (1)	5.35 ± 0.28	0.990 ± 0.038	5.2	3.8
Yugoslavia (2)	5.27 ± 0.16	1.020 ± 0.043	3.0	4.2
Yugoslavia (3)	5.60 ± 0.28	0.964 ± 0.087	5.0	9.0
Yugoslavia (4)	5.52 ± 0.30	1.020 ± 0.048	5.4	4.7
Mean of relative sensitivity:		1.005 ± 0.036		

*Mean sensitivity data on powdered sugar was excluded.

†Color of sugar is brown.

σ/x_s : coefficient of variation for sample length in the tube.

σ/x_r : coefficient of variation for relative radiation sensitivity.

Table. 4 Correlation-coefficient (C.C) between ESR intensity and the absorbed dose of sugar, variation-coefficient (V.C) of the ESR measurement and ESR sensitivity (ESR intensity per unit Gy).¹⁶⁾

Sample No.	C.C	V.C(%)	ESR/Gy
02	0.9984	2.3	0.3533
03	0.9999	1.4	0.4241
11	0.9938	5.3	0.3965
14	0.9998	8.4	0.3755
15	0.9999	6.1	0.3557
16	1.0000	2.8	0.3512
Mean			0.3761 ± 0.0267

表3は各国産の砂糖の放射線に対する相対 ESR 感度である¹⁵⁾。ここで*印は粉末砂糖の感度である。

表3に示すようにこの試料間の感度のバラツキは少なく、変動係数で表したとき感度のバラツキは約3%であった。実際、旧ソ連の6個の砂糖試料量の線量評価を線量付加法で行ったときの、試料間の感度の変動係数は約8%であった(表4参照)¹¹⁾。この値は使用した試料の糖質純度が97から99%と試料間の純度のバラツキが少なく、それにより、生成するフリーラジカル濃度のバラツキもまた少ないことによるものと云える。この点、砂糖は準線量計材料に使いよう。

歯牙のエナメル質、貝殻など天然物の場合、それらの成長、形成過程に個体差および試料作成時の非試料物質の混入およびその残存量の個体差、被曝歴の有無によって、感度などが変わる恐れがある。このことは各試料毎に校正定数を設定しなければならなくなる。この点多少なりとも複雑さを残すことになり、試料選択に配慮する条件の一つとなる。

3. 6 粉末化と水分の影響

特殊な試料を除けば、一般の試料は切断したり、破砕したり、粉末化したりして内径約3mmのESR試料管に入れ、その吸収量を測る。このため、未照射、照射の試料の切断、破砕、粉末化の影響は十分に求めておく必要がある。特に、粉砕の法は良く用いられるため、その影響を調べておく必要がある。

この影響の一例として、未照射砂糖の場合を図3に示した。尚、比較のため粉末化しない同一試料に3.16Gy照射した試料のESR吸収量をも示しておいた。また、粉末化した際の粒度とそれにより生成したラジカル濃度を比較のため吸収線量相当で表した¹⁵⁾。

図3に示すように、粒度が低下すると明らかに生成ラジカル量は増加し、その値は時として10Gyを越える。これは緊急時のような低線量では、試料選択および試料作成作業に注意を喚起するものである。

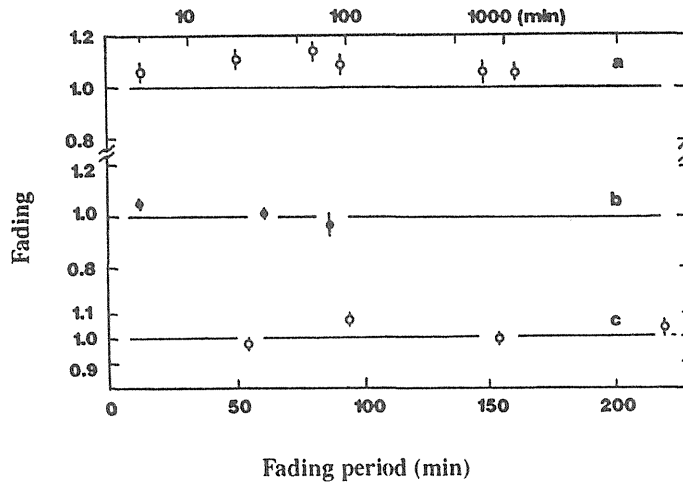


Fig. 16 The thermal fading of free radicals in granulated sugar and shell buttons after irradiation at room temperature. Curves (a) and (b) are the fading of the irradiated sugar stored at 55 and 100 °C , respectively , and curve (c) is that of the irradiated shell button stored at 100 °C .⁵⁾

我が国の夏は高温、多湿である、また、国によっては40°Cを越える場合もある。このような条件が放射線により生成したラジカルの寿命にどのような影響を与えるのであろうか。

図16は室温で照射した後、55°C、100°Cに保存したときの、生成ラジカルの寿命を照射時直後の値で規格化した関係を示す⁵⁾。

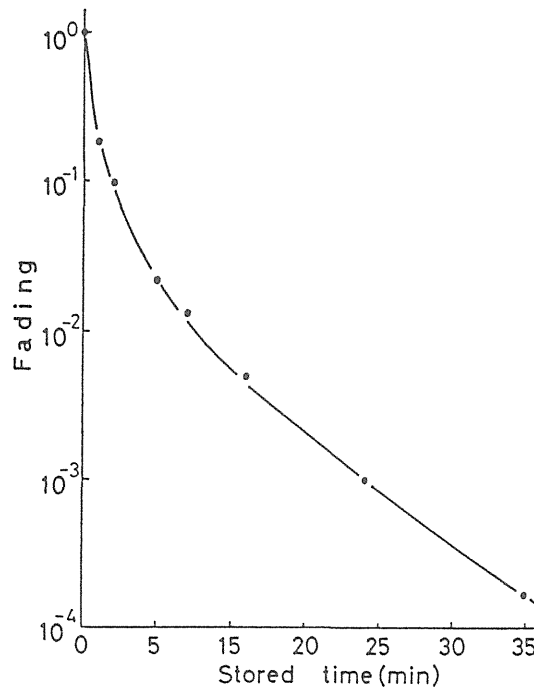


Fig. 17 Fading of free radicals in irradiated lucite stored at 100 °C .³⁾

図17に示すように、生成ラジカル種によって、その寿命は保存温度によって極端に変わる。例えば、ルサイトでは、その寿命は100°C、25分間保存で1000分の1に減少するが、砂糖を同一温度に約90分間、貝ボタンを200分間保存しても、ラジカルの消滅、減少はほとんどみられなかった。このことは地球上の自然環境下では、これらの物質内に生成したラジカルの寿命はほとんど影響されないことを示す。

潮解性、溶解性をもつ試料のラジカルは水分の影響をどのように受けるのであろうか。

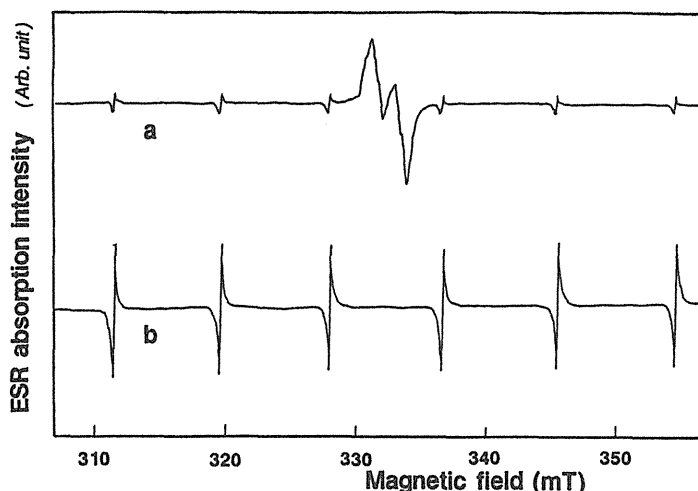


Fig. 18 The solubillaing effect of irradiated suger to ESR abeorption intenaity. Curve a is of 0.1 mg of cryatslline suger irradiated with 105 Gy and curve B is solution of cryatslline suger irradiated with 105 Gy (water : suger = 30 ml: 1g).

図18は大線量照射した砂糖とそれを溶解した溶液中のラジカル濃度の変化を示す。基準の吸収量である Mn^{2+} イオンで規格化した場合、溶液からは全くラジカルの痕跡さえみられない。従って、このような試料を扱う場合、湿気には十分配慮する必要がある。

3. 7 ラジカルの寿命 (経時変化)

緊急時の被曝線量を評価する場合、線量計材料内に生成したラジカルが測定までにどのように変化して行くのか、線量評価上、これをどのように考えるのかは重要なことである。

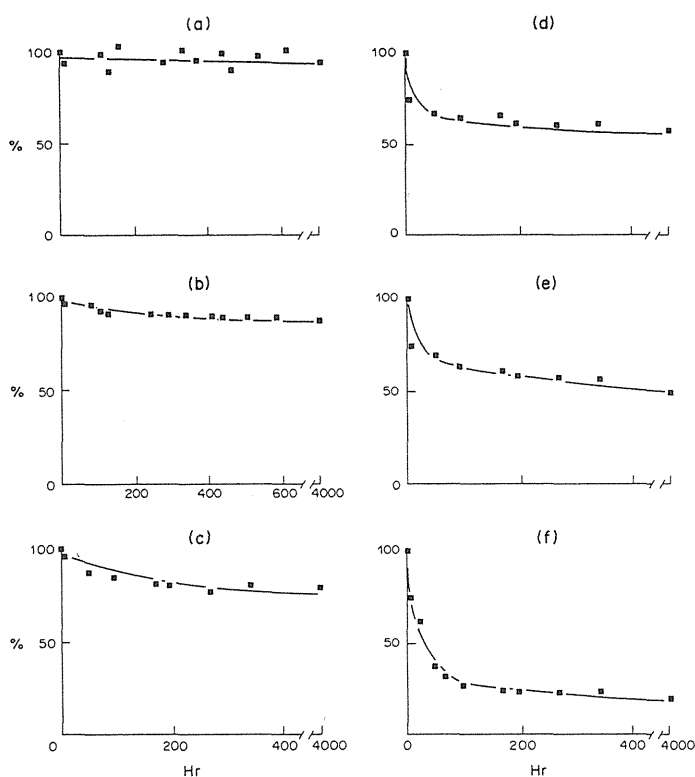


Fig.19-a Signal fading curves for the confectionery and pharmaceuticals. (a) Glyceryl trinitrate; (b) Piriton; (c) Polo mint; (d) Lorazcpam; (e) multivitamin; (f) Paracetamol. All the pharmaceutical samples and the Polo mint were powders; the chewing-gum was in fragment form.¹⁰⁾

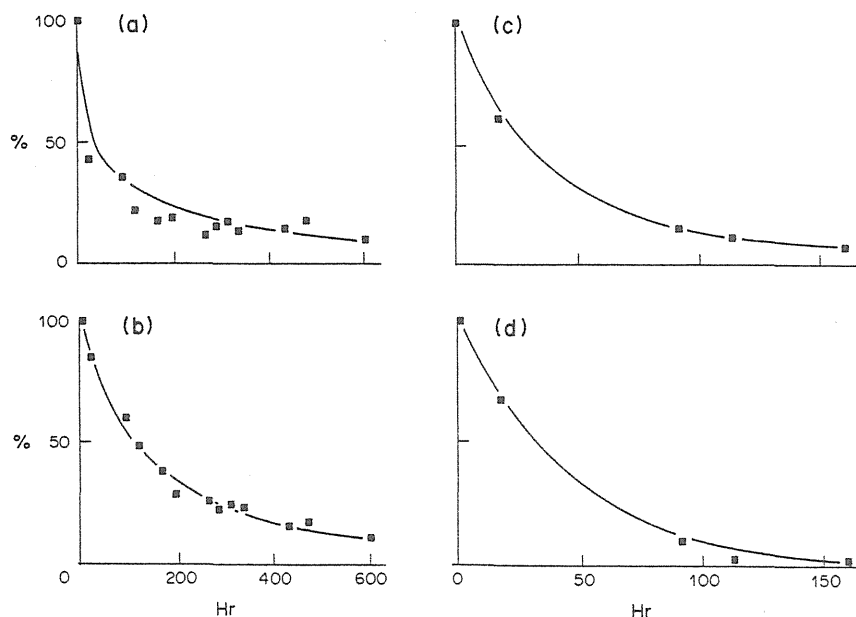


Fig.19-b Signal fading curves for the environmental samples. (a)Leather button; (b) plastic button; (c) fingernail; (d) credit card. All the samples were in fragmet form.¹⁰⁾

図5と図19- a,bに種々の材料に生成したラジカルの経時変化を示した。

多くの物質内のラジカルは表2や図19に見られるように比較的短寿命である。このように短寿命のラジカルを持つ物質でも被曝時間が判明していれば、被曝線量の評価はできると Dalgarno 達は述べている¹⁰⁾。チェルノブイリ事故が示すように、時として汚染状況の異なる地域を日々生活していたり、市原市のイリジウム事故やゴイアニア事故のように事故時刻が判然としないのが一般的である。このような場合のためには経時変化のない線量計材料が最も有利である。この観点より材料研究することが肝心である。

4. 放射線被曝事故への応用例

ESR 法を利用して線量評価をした例はまだ少ない。その中でも旧ソ連原発事故、米国のバルチモアで起きた職業人の被曝事故では、この方法が試みられている。ここではその経過を紹介する。

4. 1 チェルノブイリ事故

事故から今日までの期間に被曝した線量を個々の住民について推定することは大変困難なことである。しかし、その試みは住民の歯牙のエナメル質から行われている^{13,14)}。即ち、阪大の池谷のグループは住民の歯牙のエナメル質から、被曝線量を推定することを提案し、一部の住民の線量を評価している。池谷らの提案によりウクライナ、ロシアの研究者グループは住民の被曝線量を評価しつつあるが、全体的な線量評価は未発表状況にある。

一方、現状では住民個人個人の被曝線量を推定することは困難と言う観点から、集団の被曝線量推定の試みもなされている。即ち、住民が事故後36時間の後避難したプリピャチ市民について、家屋内に残っていた砂糖から、その街の平均被曝線量が報告されている。

我が国とウクライナとの二国間の共同研究で、住民が避難し、無住都市となったプリピャチ市内の建物から集めた砂糖からその線量評価をしている¹⁶⁾。

表5は事故当時のプリピャチ市内の異なる被曝線量域から収集した砂糖の被曝線量である。

中島はこの値と建物の遮蔽と市内の被曝線量の経時変化とから、市民が避難するまでの被曝線量を推定

し、旧ソ連が IAEA に報告した値との比較をしている。その結果、旧ソ連の報告値33 mSv¹⁷⁾に比して砂糖などから推定した値42±18 mGy であり、相互に近い値となった¹¹⁾。

Table. 5 Sugar absorbed dose and maximum dose at outdoor at each sampling point in priypat-city. The brick wall thickness was assumed to be 50cm.¹⁶⁾

Sample No.	Sugar dose (cGy)	Outdoor Dose (Gy)	Sample No.	Sugar dose (cGy)	Outdoor Dose (Gy)
first region (1.032 x 10 ⁻⁴ to 1.29 x 10 ⁻⁴ C kg ⁻¹ h ⁻¹)			second region (1.548 x 10 ⁻⁴ to 1.806 x 10 ⁻⁴ C kg ⁻¹ h ⁻¹)		
02	6.82 ± 0.60	24.3 ± 2.14	13	14.6 ± 2.4	52.0 ± 8.6
03	5.51 ± 0.20	19.6 ± 0.71	14	16.4 ± 3.57	58.4 ± 12.7
11	4.47 ± 0.82	15.9 ± 2.9	15	5.69 ± 0.40	20.3 ± 1.43
12	13.8 ± 1.33	49.2 ± 4.7	16	10.4 ± 1.49	37.0 ± 5.31
Mean	7.65 ± 0.36	27.3 ± 13.0	Means	11.8 ± 4.13	41.9 ± 13.5

1994年1月に放医研で催された、旧ソ連とのワークショップで、ウクライナのリヒタリオフらが住民の聴き取り調査した結果として、市民の被曝線量は最大で50 mSv であり、平均20 mSv と述べていた。

4. 2 バルチモア事故

1991年暮れにバルチモア市にある放射線照射施設内で、リアックのフィルターの修理中に3 MeV 電子線で手の指などが被曝した。事故の3ヶ月後、壊死した手の指8指を切断し、その骨の ESR 信号量から、その被曝線量を推定している¹⁸⁾。

図20は線量付加法による骨の被曝線量推定の状況と照射した骨の ESR スペクトルを示す。

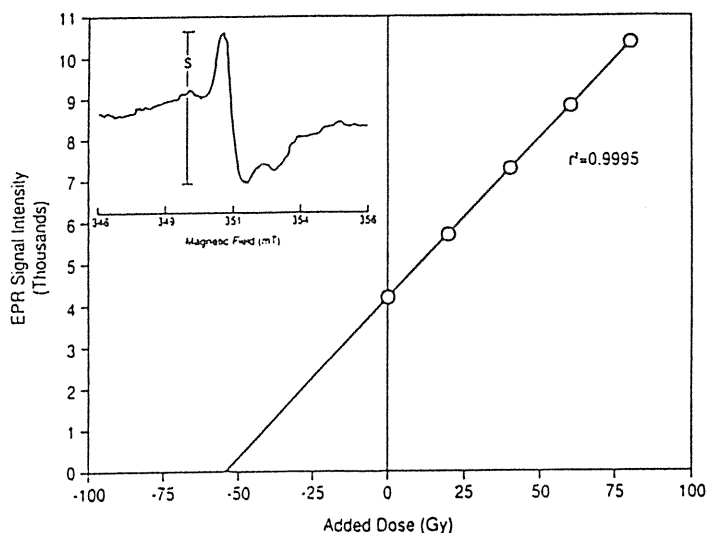


Fig. 20 Inset is the first derivative EPR spectrum for a bone sample removed from the victim's left middle finger, middle phalanx. S denotes the peak-to-peak signal intensity which is plotted as a function of added dose. The dose-response curve (least-squares linear regression) is extrapolated to obtain a mean dose estimate of 55.0 ± 3.5Gy(95% confidence level).

図20に示すように、線量に対する ESR 吸収量との比例性は相関係数が0.9995と良い結果となっているが、付加線量が25 Gy 以上と感度の悪さをも示している。この試料は比較的 low 線量の被曝に対しては、全く不向きなものと言える。即ち、試料提供者の身体を傷つけること及び感度の悪さがそこにはある。しかも、経時変化についても十分検討がなされていないように思える。

5 .ESR 間および TLD との特徴比較

緊急時における一般の個人または放射線場の蓄積線量の測定にはルビーや煉瓦、瓦内の石英粒子からの TLD がこれまで使われてきた。しかし、チェルノブイリ事故以後、急激に ESR 法が注目されるようになったことを先に述べた。ここでは砂糖とエナメル質を使った ESR 法と従来の方法である石英 TLD 法の特徴を表6にまとめた。

Table. 6 Comprasion of monitor-properties among SiO₂ -TLD and, suger-ESR and enamel-ESR dosimetric methods as the emergency for people.

諸 特 性	SiO ₂ -TLD法	蔗糖ESR法	けい質ESR法
1. 実効原子番号	11.4	5.3	
2. 信号の経時変化	なし	なし	なし
3. 比例性	ロット依存性あり	なし	なし
4. 測定線量範囲	10 ⁻¹ ~10 ² Gy	10 ⁻¹ ~10 ⁵ Gy	
5. 放置温度依存性	特に無し	特に無し	特に無し
6. 湿度依存性	あり	なし	あり
7. 産地依存性	あり	なし	可能性大
8. 信号の加算性	不可能	可能	可能
9. 試料毎校正	必要	不要	必要
10.バックグラウンド	試料に依存	少ない	試料に依存
11. 信号パターン	比較的単純	単純	複雑
12. 信号との弁別性	熱輻射影響あり	良好	複雑
13. 測定温度依存性	なし	高感度化	高感度化
14. 試料の作製	必要	不要	必要
15. 試料作製時間	多く要	不要	多く要
16. 粉碎影響	不明	あり	可能性
17. 試料の普及性	地域性あり	世界的一般性	一般性大
18. 装置の可搬性	可能	小型化で可	小型化で可
19. 光感受性	不明	なし	不明
20. 溶解性、潮解性	なし	あり	なし
21. 携帯性	困難	容易	自然
22. 重量/試料	約10mg	約500mg	約数10mg
23. 測定時間	約15秒	約20分	約20分

ただし、軟組織の実効原子番号は7.2とされている。

5. 1 ESR と TLD との特徴比較

ESR と TLD の測定法の大きな相違点は表6に見られる信号加算性の有無である。即ち、TLDの場合、被曝試料を一度加熱し、線量評価に使うと、それを再度加熱しても二度と線量情報の熱ルミネッセンス発光が試料から得られない。従って、TLDからは信号の加算によるS/N比を改善した信号を得ることは出来ない。しかし、試料の再使用はできる。ただ、緊急時の線量評価には再使用できることは不要な条件である。

一方、ESR法の場合、被曝試料は何度でも繰り返し測定ができる。この操作により信号量は加算回数に比例して増加するが、一方、不規則信号である雑音の大きさは繰り返し測定の加算回数の平方根で増加する。このため繰り返し加算回数が増加すればするほどS/N比の良い測定結果が得られる。この特徴を使い、砂糖 ESR 線量計の線量検出限界を100回加算し、その値を求めている。

もう一つの相違点はS/N比の測定温度依存性の有無である。TLDの場合、試料を室温から目的温度まで加熱し、その発光量を測定する。被曝線量が少ない場合、加熱体からの熱雑音の増加でS/N比が低

化することがあっても、改善することはない。

ESR 法の場合、(1)式にも示したように、試料の ESR 測定温度を低下させると、試料からの熱雑音量が測定時温度(絶対温度)分の 1 で減少し、S/N 比が改善した条件下で測定ができる。例えば、試料温度を室温から液体ヘリウム温度にすると S/N 比は約 70 倍も良くなる。実際には、低温で長時間にわたる繰り返し測定をすることは困難である。しかし、一度の低温測定は数 10 回の繰り返し加算測定の効果がある。これらの他に ESR 法には多くの物質が利用できる可能性が TLD よりはあることから、緊急時線量計測法として注目されている。

5. 2 砂糖とエナメル質 ESR 線量計の比較

被曝時刻が判っていれば、信号の経時変化があっても ESR 法の線量計材料となることを Dalgarno らは述べている。この考え方が肯定されるとするならば線量計材料は無数にある。しかし、被曝事故後に線量評価する場合、前述したように可成り時間が経過した後であり、また、被曝した時間が不明な場合が多くを占めている。このような場合には経時変化がない材料が有利である。そのため砂糖とエナメル質が実用に供されてきた。そこでこの二つの物質について、ESRD としての特徴を比較してみる。

エナメル質 ESRD の大きな特徴はそのままで個人モニターになることである。しかし、歯牙からエナメル質のみを取り出すには特殊な技術が必要であり、試料作りに多くの時間を要することは TLD における煉瓦、瓦から石英粒子を取り出すのと同様である。また、試料提供者の生活記録、例えば、治療経過や健康の推移などの違いによる線量校正の難しさがある。また、図 3 に示すように、ESR スペクトルの複雑さも存在する。最大の課題は線量情報によって、死から生へ帰還できると云う条件下なら、被曝者から永久歯の提供が得られようが、50 cGy 程度の被曝線量では抜歯してまで提供してもらうこと自体に疑念がある。この点が解決されるならば、この試料は潮解、溶解には、無縁であるので有用である。

一方、砂糖(グラニュー糖のような蔗糖)ESRD はそれが被曝した場の蓄積線量であり、個人モニターにはならない。しかし、各人に所持させ得るならば、それは職業人が所持する個人モニターの TLD 同様のモニターとして利用できる。しかも、試料作りに必要な時間は全く不要である。また、前述のように世界各地の砂糖の感度はほぼ一様であり、個々に線量校正する必要はないのが特徴である。ただ、潮解、溶解した場合には再結晶しても、全く線量評価は不可能である。この点が砂糖 ESRD の最大の欠点である。

6. 結 論

ESR 法はその検出体である物質の存在形態などによって、放射線場の線量測定に使われるものとされていた。しかし、職業人がフィルム・バッジ、個人被曝線量計の TLD などを携帯しているように、緊急時に各人が容易に入手、携帯ができる物質があるならば、それはまさに一般人の個人モニターにも成りうる両面性を持っている。このような観点からすると家庭内、職場内などどこにでもある砂糖は緊急時における場のモニターだけでなく個人被曝線量を評価しうる個人モニターでもあると云える。ただ、携帯時の注意として、潮解、溶解しないよう指導することが必要である。

一方、歯牙のエナメル質のように、個々人の身体の一部を使うことができるならば、それはまた大変有用である。この場合、個人の身体の一部を利用するのだと言うことを念頭において線量評価用試料の提供、採取する必要があり、研究者の興味から試料採取のなきよう留意する必要がある。

ESR 法は従来の TLD 法より緊急時に適した特徴を持った被曝線量評価法である。しかし、それぞれ

の特徴を生かし、緊急時の被曝線量評価をすることが大切であろう。

7. 文 献

- 1) IAEA STI/PUB/815 (1988): The radiological accident in Goiania.
- 2) Higashimura, et al, (1962): Dosimetry of atomic bomb radiation in Hiroshima by thermoluminescence of roof tile, Science, 139, 1284-1285.
- 3) Nakajima, T. and S. Watanabe, (1974): New method for estimating gamma-ray exposure sustained in radiation accident, - possibilities of using organic substances as monitor, J. Nucl. Sci. Techn., 11, 575-582.
- 4) Ikeya, M. et al, (1986): ESR dosimetry of A-bomb radiation using tooth enamel and granite rocks, Radiat. Prot. Dosim., 17, 181-184.
- 5) Nakajima, T., (1990): Possibility of retrospective dosimetry for persons accidentally exposed to ionizing radiation using ESR of sugar and mother-of-pearl, Brit. J. Radiology, 62, 148-153.
- 6) 物性物理学講座 7 (1958): 磁気共鳴吸収物質の電氣的性質、共立出版.
- 7) 中島敏行 (1986): 電子スピン共鳴を使った新しい線量評価法—放射線被曝にそなえて—、放射線科学、29, 215 - 219.
- 8) 中島敏行 (1988): 電子スピン共鳴による線量計用材料の研究、放射線、14、No. 2, 17 - 26.
- 9) Shimano, T. et al, (1989): Human tooth dosimetry for gamma-rays and dental X-rays using ESR, Appl. Radiat. Isot. 40, 103-1038.
- 10) Dalgarno, B.G. and J.D. McClymont, (1989): Evaluation of ESR as a radiation accident dosimetry technique, Appl. Radiat. Isot., 40, 1013-1020.
- 11) Nakajima, T. (1994) : Estimation of absorbed dose to evacuees at Pripjat-city using ESR measurements of sugar and exposure rate calculations, Appl. Radiat. Isot., 45, 113-120.
- 12) 岩崎みどり、宮沢忠蔵、島野達也 (1990): 低線量領域における歯の ESR 線量評価に関する問題点、奥羽大学歯学誌、17 (3) 303 - 307.
- 13) Chumaku : Private Communication.
- 14) Serezenkov : Private Communication.
- 15) Nakajima, T. and T. Otsuki (1990): Dosimetry for radiation emergencies : Radiation-induced free radicals in sugar of various countries and the effect of pulverizing on the ESR signal, Appl. Radiat. Isot., 41, 359-365.
- 16) Nakajima, T., T. Otsuki and I. Likhtariov, (1991): Tentative dose estimation in house at Pripjat-city on Chernobyl accident with sugar, J. Nucl. Sci. Techn., 28, 71-73.
- 17) DOE / ER (1987): Health and environmental consequences of the Chernobyl nuclear power plant accident DOE / ER-0332, UC-41 and 48, pp.3 and 5.
- 18) Schauer, D.A. et al, (1993): A radiation accident at an industrial accelerator facility, Health Physics, 65, 131-140.

緊急時における日本の医療と世界の現状

青木芳朗
東京大学医学部

The Emergency Medical Programs of Japan and Foreign Countries
for Radiation Accidents in Nuclear Power Stations

Yoshiro Aoki

Department of Radiological Health, Faculty of Medicine, The University of Tokyo,
3-1, 7-chome, Hongo, Bunkyo-ku, Tokyo, 113 *Japan*

Abstract

In our country, emergency medical programs for radiation accidents have been prepared mainly for the people who live near nuclear power stations. These people suffered from external radiation or radionuclide contamination will be given medical treatment and decontamination. If these medical treatments in first aide are insufficient, they are transfered to the neighbouring hospitals nominated as the second medical emergency hospital. The patients suffered from severe radiation sickness or internal contamination are transfered to National Institute of Radiological Sciences in Chiba city.

As written above, the medical emergency programs for the people living near nuclear power stations are well organized, however, preparation of medical staffs who are well trained is considered to be not sufficient in our country.

In the USA, on call 24 hours response to a radiological emergency is provided and funded by Department of Energy(DOE) or electric companies. Especially, REAC / TS is a part of DOE response network, in which there are provided well-trained physicians, nurses, health physicists, coordinators and support personnels.

In United Kingdom, National Radiological Protection Board(NRPB) is responsible to a radiological emergency program. Each nuclear power station has its own emergency program consisting of a team of physicians, nurses and health physicists.

In France, French Atomic Energy Commission (CEA) is a responsible agency for a radiological emergency program. On call 24 hours response to a radiological emergency is provided in Fontenay-aux Roses Institute and Curie Institute. Curie Institute also responds to radiological emergencies in other countries at the request of WHO.

In Germany(West Germany),compulsatory assurance system covers a radiological

emergency program and a radiological protection. There are seven centers in West Germany, in which well-trained medical staffs are provided against radiological injuries.

In this report, I tried to propose a new concept about emergency medical programs for nuclear power station accidents in Japan. I think it is a very urgent theme to provide on call 24 hours radiological emergency program, in which patients suffered from acute radiation sickness with internal contamination or contaminated radiation burns will be treated without any trouble. We have to make our best efforts to complete basic or clinical research about radiation injuries including bone marrow transplantation, radioprotectors, chelating agents and radiation burns etc.

I. はじめに

原子力発電所等の事故の際の緊急時被曝医療体制の整備は、国の防災対策の一環としての基本的政策の一つである。

歴史的には、スリーマイルアイランド原子力発電所の事故を契機として、我が国の原子力発電所等に係わる防災対策を充実整備する為に、昭和54年7月12日に中央防災会議において「原子力発電所等に係わる防災対策上当面取るべき措置」が決定されている。昭和54年6月28日に、原子力安全委員会は「緊急技術助言組織」の設置を決定し、上記の中央防災会議決定に「緊急技術助言組織」が組み込まれた。

原子力安全委員会は、昭和54年4月23日に原子力発電所等周辺防災対策専門部会を発足させ、昭和55年6月に「原子力発電所等周辺の防災対策について」を策定した。本報告書が以下に議論する安全委員会指針と略称するものである¹⁾。

本論文での筆者の論旨は、国の現在までの防災対策に対する政策を全て否定しようとするものではない。原子力発電所の事故に関連して、汚染を伴って緊急医療を必要とする患者が一人でも発生した場合に備えておくべき緊急時被曝医療体制のありかたについて、医者の目から見た提言をしているものである。

II. 我が国の緊急時被曝医療体制

1) 我が国の緊急時被曝医療体制

現在までの我が国の原子力発電所事故等に対する緊急時被曝医療体制の整備における基本的な考え方は、原子力安全委員会が昭和55年6月に策定した「原子力発電所等周辺の防災対策について」(本書では安全委員会指針と略称する)に従っているといても過言ではない。この防災対策指針により原子力発電所周辺住民の緊急時被曝医療は整備されてきている。

図1は安全委員会指針中にある図である。原子力発電所等に事故が発生すると、先ず現地対策本部が設置される。その指示の下に緊急医療本部が設けられ、事業所内の緊急医療施設、地域救急医療機関と共同して被災者の救護に当たる。緊急医療本部には必要に応じて放射線専門家が派遣され専門的な指示を与えたり相談に乗ったりする。国では事故対策本部が設置され、緊急技術助言組織も活動を開始する¹⁾。被災地域の被曝線量推定には国と地方自治体とがオンラインで結ばれている SPEEDI ネットワークが機能を開始する²⁾。このように、原子力発電所周辺住民に対する緊急時の被曝医療体制は国のレベルでも地方自治体のレベルでも多少の差はあるが、着実に整備されつつあると言えよう。

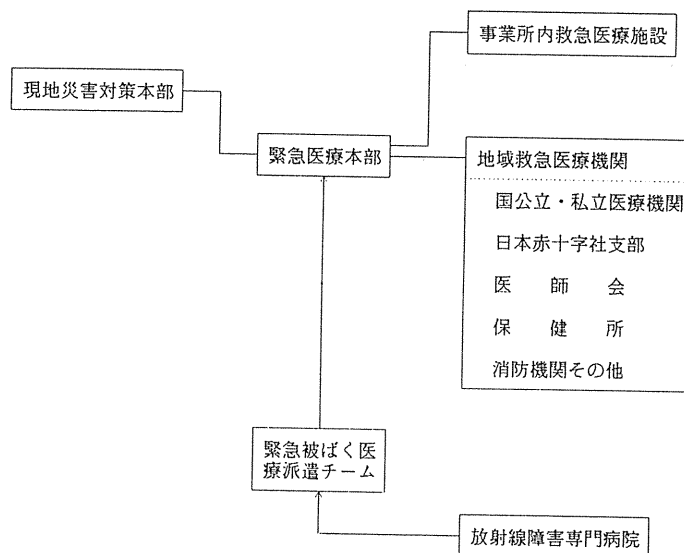


図1：我が国の緊急時被曝医療体制（文献1、昭和55年6月、原子力安全委員会指針による）。

緊急時被曝医療のシステムの構築には、事故を次の3段階に分類して体制整備が考えられている。第1段階は、原子力施設内の救急処置、第2段階での救急医療は、施設内では処置ができない被災者の被曝状態の初期評価と治療であり、施設近隣の契約医療施設がこれにあたる。第3段階では放射線障害に対する最終的評価と治療を行うもので、24時間体制で医師、保健物理要員と技術者を含む緊急医療チームを現場または支援病院に派遣するような体制をとっておかなければならない。第3段階の医療施設では、バイオアッセイやヒューマンカウンターなどの設備を持ち、放射線障害に対して最終的な診療能力を具備していなければならない³⁾。

このように、安全委員会指針でも原子力学会報告書³⁾でも、第3次医療施設の必要性が強調されている。原子力安全委員会指針では、第3次医療施設を当面の間放射線医学総合研究所をそれに当てるのが妥当と明記している。

2) 原発立地県の緊急時被曝医療の取組

原子力発電所立地の各地方自治体では、前述の指針に添ったかたちで周辺住民に対する緊急時被曝医療体制を整えつつあり、また整えてきた。即ち、緊急時被曝医療に必要な資機材の整備、ヨード剤の備蓄、県立病院等に除染施設を整備し、緊急時被曝医療のマニュアルの作成、モニタリングあるいは除染チームを確保しその教育をし、また事故を想定した訓練等を計画的に実施している。これらの整備は、各地方自治体で多少の差はあるが、整備されつつあることは事実である^{4,5,6)}。

3) 患者の立場から見た我が国の緊急時被曝医療体制

以上述べてきた医療体制の現状は、あくまでも国が進めてきた緊急時医療体制である。図2は、患者の側から見た現在の我が国の医療体制の実態である。この図から分かるように、原子力発電所で事故が発生し、緊急時被曝医療を受ける必要のある患者が一人でもでた場合（例えば汚染を伴った放射線熱傷、急性放射線症等）、その患者はどのような医療の流れにのり治療を受けるのであろうか。現在我が国が進めている緊急時被曝医療体制（原子力安全委員会指針による）のなかには、発電所周辺住民に対する医療は存

在しても、発電所内で被曝した発電所従業員あるいは消火等に従事する消防隊員に対する緊急時被曝医療は現実には存在しない。極論すれば、例えその被曝患者が発電所周辺の住民であったにせよ、発電所から外に出てこない限り国の緊急時被曝医療体制の中には、組み入れられないことになる。ではどこが発電所内の患者に対して責任を持つかと言うと、発電所を持つ電力会社であるとされている。そのため、各電力会社は発電所内に第1次の緊急医療設備を整備し、周辺の医療施設と契約を結んでいる。しかし、あくまでも患者の側からの医療にこだわると、これらの契約医療施設が汚染した被曝患者（もしも除染が不十分であった場合）を受け入れることができるかという疑問が残る。もしも発電所内の被曝患者が国が整備している緊急時被曝医療を受けようとする場合には、なんとしてでも発電所の敷地から外へ出てくるより受診できる可能性はないことになる。

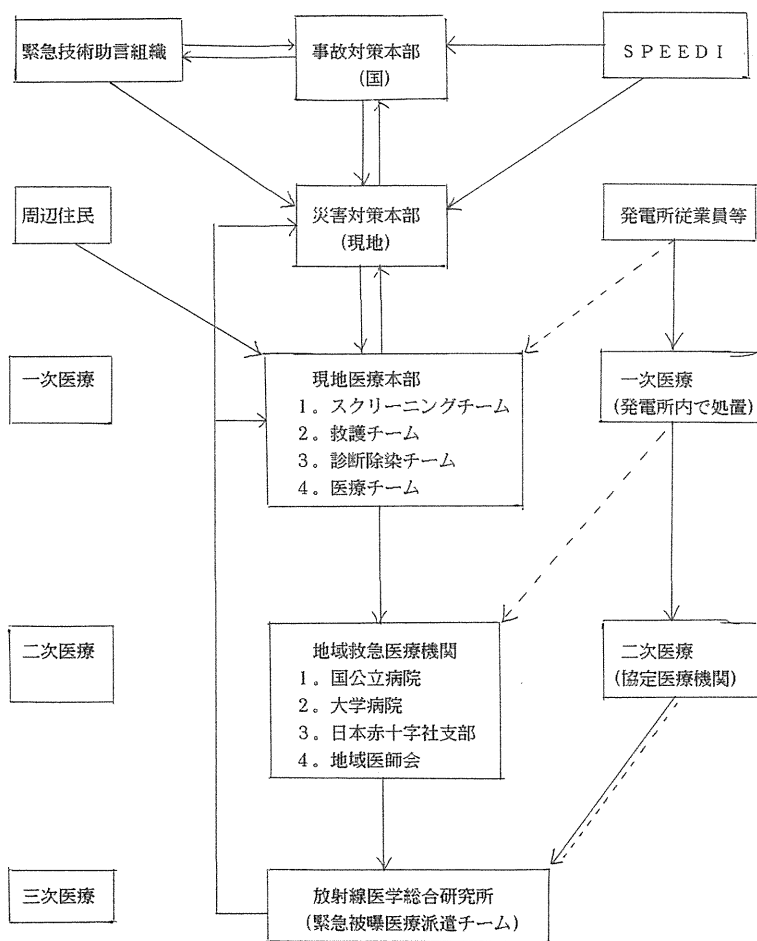


図2：被曝患者の流れから見た緊急時被曝医療体制。

Ⅲ. 諸外国の医療体制

1) アメリカ

原子力発電所等で放射線事故が発生すると Federal Emergency Management Agency が組織され、緊急時における連邦および州政府の緊急時医療体制の統括を行う。その下に原子力規制委員会 (NRC)、エネルギー省 (DOE) 等の政府関係省庁が参画して緊急時の体制を固めている^{7,8,9)}。

平常時にも、全米各地には緊急時被曝医療を遂行できる医療施設がエネルギー省依託で24時間体制で事故の発生に備えている。又、電力会社等が依託している大学の医療センターがあり、これらも24時間体制で対応し、被曝者を受け入れたり、医療チームの派遣等を行っている。その他にも、骨髄移植等の臓器移植のできる第3次医療施設や一般の地方病院も被曝患者の受け入れ施設の役割を担っている(表1)。

表1：米国の緊急時被曝医療施設の種類(文献7、FDAレポート)

1. エネルギー省依託施設：
 - オークリッジ大学連合： REAC/T S (テネシー州)
 - ハンフォード環境健康財団 (ワシントン州)
 - サバンナリバー発電所 (サウスカロライナ州)
 - ブルックヘブン国立研究所 (ニューヨーク州)
 - ロスアラモス国立研究所 (ニューメキシコ州)
2. エネルギー省以外の依託施設：
 - ピッツバーグ大学医療センター
 - シンシナティ大学医療センター
 - ニューメキシコ大学医療センター
 - ワシントン大学医療センター
3. 臓器移植等可能な第3次医療施設
4. 一般地方病院

緊急時被曝医療施設の代表的な施設はテネシー州オークリッジにある REAC / TS (The Radiation Emergency Assistance Center / Training Site) で、エネルギー省のファンドを受け、24時間オンコールの救急医療体制を敷いている。本センターは、緊急医療活動のみならず緊急時被曝医療に関する教育を行い受講生は世界中から参加している。講座の内容は(1)緊急被曝事故時の患者の取り扱い、(2)緊急被曝事故時の治療計画と治療の実際、(3)事故時における放射線物理の3種類である。日本からも何人かの医者、保健物理専門家が受講している。

REAC / TS は、WHO の協力機関として、緊急時においてスタッフの海外派遣、海外での教育訓練へのスタッフの派遣も行っている。又、原子力発電所事故のみならず全ての放射線事故のデータベースを作成し公表している(表2)。

2) 英国

英国の緊急時被曝医療体制は、行政的には保険省、雇用省が責任官庁となり、緊急時医療の中心は国立放射線防護院 (NRPB : National Radiological Protection Board) が担当している。NRPB は、緊急時被曝医療に関する研究開発、被曝相談、放射線被曝事故の登録等も行っている。

各原子力発電所には、医学部門が設置され、それぞれ複数の医師、看護婦、検査技師、保健物理専門家からなるチームが緊急被曝時の第1次緊急医療に対応している。原子力関連施設はそれぞれの協力医療機関と関係を持ち緊急時の体制を強化している。例えばハーウエル研究所はオックスフォードの病院、ウィンズケールは救急車で1.5時間程のニューキャッスルの病院と契約を交わしている。

原子力発電所等の事故の際の緊急時の情報は、サイトから政府の技術助言組織、事故評価組織に伝達され、英国およびスコットランドの緊急時対策室へ伝達される。緊急時対策室内では、国内の事故ではエネ

表2： REAC/TS の活動状況 (REAC/TS パンフレットより)

1. 1976年創設：エネルギー省と契約
2. テネシー州オークリッジのメソジスト教会病院内に設置
3. 24時間オンコールの救急医療体制を敷いている
チーム：医師、看護婦、放射線物理専門家、パラメディカルスタッフ等
被曝線量推定：染色体分析等
ホールボディカウンターによる内部被曝測定
外部および内部汚染の治療
4. 緊急時被曝医療に関する教育システム
(1)緊急被曝事故時の患者の取り扱い (3.5日)
(2)緊急被曝事故時の治療計画と治療の実際 (4.5日)
(3)事故時における放射線物理 (4.5日)
5. 国際協力：WHOの協力機関
(1)スタッフの海外派遣可能
(2)海外での教育訓練可能
6. 放射線事故のデータベース作成
7. スタッフの給与体系
公務員並の固定給：月～金
時間外および外国出張手当て
時間スタッフによる夜間、休日のオンコール体制

ルギー省、国外の事故では環境省の管轄である。これらの情報は、最終的には中央政府の事故対策本部に伝達されることになる^{3,9,10)}。

3) フランス

フランスにおける緊急時被曝医療の責任機関は、フランス原子力委員会 (CEA : Commissariat de l'Energie Atomique) であり、事故時の情報も CEA や内務省、保健省を中心とする事故対策本部へ伝達される。緊急時被曝医療体制は、我が国と同じように3段階に分けられる。即ち、原子力発電所で事故が起きたときは、先ず発電所内で第1時医療が行われ、必要に応じて発電所周辺の契約病院と協力して患者の治療に当たる。重症患者に対する医療措置が必要な場合には、フォントネーオーローズ原子力研究センターの防護部門とキューリー財団の国際放射線病理学センター病院が第3次医療を行うことになっている。本病院には、緊急時被曝医療に関する専門家が網羅されており、必要に応じてフォントネーオーローズ研究所の専門家が協力する。医師は複数の専門家がリストアップされ、24時間体制を組んでいる。

キューリー病院は、WHOの協力機関として24時間体制で国内外の活動要請の通報を直接受付て、情報に対する解答または入院の必要な患者をキューリー病院に入院させる。そのために、5名の医師がフランスとドイツをカバーするユーロシグナルレシーバーを常時携帯している^{8,9,10,11)}。

4) ドイツ

ドイツにおける緊急時被曝医療体制は、労働災害保険法に基づく強制保険により緊急時被曝医療自体は

もとより事故の予防、安全対策等がカバーされている。

緊急時被曝医療の中心は地域放射線障害センターであり、西ドイツを7区画に分割し、ハンブルク、ハノーバー、ユーリッヒ、ベルリン、ホンブルグ、カールスルーヘ、ノイエルベルクにそれぞれ地域放射線障害センターが設置されている。重症の放射線熱傷の治療には、特ルードビッヒスハーフェンの熱傷専門病院へ移送される。

各地域放射線障害センターには、緊急時被曝医療に必要なスタッフ、医療機具が常備されている。医療スタッフは24時間体制で配備され、汚染のモニタリング、除染、放射線障害の診断治療が可能であり、入院設備のないセンターでは、公立病院へ入院させて治療する。

ドイツでは、これらの緊急時被曝医療体制のほかに、放射線防護医という資格を持った医者が放射線作業従事者の健康診断、被曝事故時の応急処置を施し、事故の内容を検討する責任を持っている^{3,9,10,12)}。

IV 我が国の緊急時被曝医療体制の問題点と提言

1) もう一度安全委員会の指針を医療の面から見直す。

ここでもう一度、汚染を伴った救急医療を必要とする患者が発生した場合の、医療を受ける立場から見た患者の流れを見てみよう。

例えば、汚染を伴った放射線熱傷の患者で、5Gy程度の全身被曝をしていた場合、この患者は除染および熱傷の治療を全身の管理をしつつ行わなければならない。このような患者は、原子力発電所周辺の住民からは出現するとは考えにくい。

治療は先ず、上述の緊急医療の第1段階として、発電所内の救急処置施設に於て、除染と熱傷の応急処置が行われる。除染が完全であれば、熱傷の治療と全身管理は現在の第2次医療施設で可能であろう。しかし、除染が不十分であった場合、第2次医療施設のスタッフが、緊急時被曝医療の知識および訓練を受けていないと、汚染を伴った患者の治療にはとまどいを感じるであろう。又、極端な場合には、専門外であることを理由に、診療拒否をするかも知れない。実際に筆者と話をした医者の中の何人かは、例え患者が運ばれてきても診療はしないし、また不可能であるとも証言している。筆者も、この医者の言葉の重さを十分に感じている。どのように汚染患者を取り扱ってよいかの訓練を受けていない医者にとって、汚染患者の診療には大変なストレスを感じるものである。そのため、十分に訓練を受けている医者が事故時に周辺の医療機関にいなかった場合には、第3次医療機関である放射線医学総合研究所へ患者は移送されるであろう。

放射線医学総合研究所は、原子力安全委員会指針では当面の間の第3次医療機関と定められている¹⁾。確かに、放射線医学総合研究所には放射線治療を専門にする医師集団はいるし、患者が一人であれば除染あるいは簡単な手術が可能で設備も備えている。また内科医、外科医も備わっている。しかし、これらの医師達は今まで緊急時被曝医療の経験はないし緊急時被曝医療の訓練も受けていない。この点では、第2次医療施設の医師と同じ条件である。また、放射線医学総合研究所病院は、癌の放射線治療を行う施設であり、研究病院であり、総合病院ではない。現在、重粒子線治療センターとして発展していても、総合病院の機能が十分にあるとは言えない。

確かに、原子力発電所に事故が発生した場合には、周辺住民に対する避難、屋内退避、被災住民の汚染モニタリングあるいは除染、偶発的な外傷、脳卒中、心臓発作等に対する処置のマニュアルは各自自治体で整備されている。軽傷で汚染のない患者の処置は、特別に訓練をした医者でなくても可能である。しか

し、既に述べたごとく、汚染を伴った外傷、熱傷あるいは治療を必要とする程度に全身被曝した患者の治療に関する医療体制は、全く不十分であると言わざるを得ない。これはひとえに、今迄国が発電所内の従業員、消防関係者等からも患者が発生するという極く単純明快な事実を無視し、例えどのような患者であっても患者を救助するという医療の立場で国が防災計画を立案してこなかったためと考える。

後でも述べるが、発電所の内外を問わず、たった一人でも緊急時被曝医療を必要とする患者が発生した場合、その患者の治療がスムーズに行われるようなシステムを構築しておく必要がある。

平成5年度より放射線医学総合研究所の医師が米国の REAC / TS の訓練コースへの留学が決まったことは大変喜ばしいことである。このような処置は、放射線医学総合研究所内に緊急時被曝医療の専門家を育てる意味からも、また緊急時被曝医療の訓練コースの教育スタッフの養成という意味からも大歓迎であるし、是非継続して欲しいと思う。

2) 緊急時被曝医療の特殊性

緊急時被曝医療は一般の救急医療、災害時医療のなかで特に放射線被曝や汚染を伴うものを指す。そのため、被曝患者のみならずその患者を診療する医者あるいは看護婦(士)にも、放射線に対する恐怖感を抱かせる。そのためにも、医療スタッフに対する放射能汚染患者の取り扱いの訓練が必要となる。教育や訓練を受けていれば、汚染患者の医療の流れはスムーズに行くであろう。

又、被曝患者の被曝線量推定、放射線障害の診断治療等の特殊な知識を必要とする。ほかの疾患にはない発癌のリスク評価も大切である。これらの特種な医療を円滑に進めるためには、放射線の知識を持った医療スタッフの養成が必要である。

医療とは直接には関係ないが、災害時の補償等の法律、行政上の措置も医療を遂行する上で重要な事項である(表3)。

表3：緊急時被曝医療の特殊性

- (1) 救急医療、災害時医療において、放射線被曝あるいは汚染を伴うもの。
- (2) そのため、患者のみならず医療スタッフにも放射線に対する恐怖感がある。
- (3) 被曝線量推定、放射線障害の診断、治療等特殊な知識を必要とする。
- (4) 一般の災害時医療にはない、発がん等のリスク評価が大切である。
- (5) 放射線の知識を持った医療スタッフの養成が必要である。
- (6) 補償等の法律、行政的措置も関係する。

3) 緊急時被曝医療のシステムを構築するときの考え方

緊急時被曝医療を考える場合、原子力発電所の事故は起きるのか、または絶対に起きないのかで取るべき態度が異なる。

原子力発電所の事故の発生確率は極めてゼロに近い。この点に関しては、正しいと考えるのが一般的であろう。筆者も同感である。しかし、医療という立場から考えると、如何にゼロに近づいても、ゼロには

なり得ないということも正しいのである。即ち、絶対ゼロということもあり得ないのである。又、患者にとっては、被曝したかしないかは0%か100%である。医者にとっても汚染した患者を治療するかしないかは0%か100%である。したがって、例え一人でも汚染した被曝患者が発生した場合の医療体制を日常的に整備しておく必要があることになる。チェルノブイル事故クラスの大事故を想定する必要は全くない。一人の汚染した被曝患者を十分に治療できる医療スタッフと機材、設備を整備し、除染法、キレート剤、放射線防護剤、骨髄移植等の研究を日常的に行うべきであろう。

4) 緊急時被曝医療に携わる医師、看護婦(士)、技師等の確保と教育

既に述べた如く、一人でも汚染した被曝患者が発生した場合、その患者の汚染をストレスと感じないで治療できる医師、看護婦(士)、技師等の確保が最も大切である。事故の際のパニック状態のなかでも、沈着に責務を果たせる訓練した医療スタッフは確保できるであろうか。現在の3段階の医療システムの中での医療スタッフの確保には、いくつかの考えられる方策がある。

先ず第一には、国が進めてきた緊急時被曝医療体制に於て、第2次医療施設として登録されている病院の医師、看護婦(士)、技師等の名目上の参加は現在でも可能であろう。しかし、彼らの内の何人が、自分達が緊急時には、緊急時被曝医療をしなければならないということを知っているだろうか。先ず、これらの医療スタッフに、自分達は緊急時被曝医療をする施設に働いているのであると自覚してもらう必要がある。もしも、自覚していないか、又は全く知っていないかであるならば、2次医療施設のスタッフに対する説明と説得が必要である。そして、緊急時被曝医療チームのメンバーになる場合には、定期的な教育訓練に参加する義務と研究費、旅費、特別手当等配慮が必要となる。緊急時被曝医療に携わってくれるかどうかは別として、これらの機関は可能性のある人的資源の宝庫であろう。

第2の選択は、一般の救急医療を行っている施設の参加を呼びかけることである。救急医学の専門家が緊急時被曝医療の知識を持ってもらうことにより、真の意味の緊急時被曝医療体制が出来あがるであろう。

もしも、救命救急センターが緊急時被曝医療を必要とする患者の受け入れを承諾したら、当該センターのスタッフに対する教育、訓練のシステムを作成しなければならない。あるいは、事故時には患者の受け入れを表明している救命救急センターへ国の専門家が派遣されて、共同で患者の診療を行うこともできよう。いずれにせよ、期待のもてる選択肢の一つであろう。

5) 平常時に行うべき研究、教育

1989年5月、1993年4月にワシントンで開催された第1回、第2回の放射線障害に関する合意形成のための国際会議に於て、緊急被曝事故時において取るべき医療あるいは研究は如何にあるべきかという問題が検討された。第1回会議の議題は、被曝事故患者に対する全身管理における抗生物質の使用法、放射線による骨髄障害に対する防護剤、放射線熱傷の治療等が討議された¹³⁾。第2回の会議では、上記の話題に加えて敗血症の治療、サイトカインを使った放射線骨髄障害の治療、自家骨髄移植等について真剣な議論がなされた¹⁴⁾。

この会議での討論からも分かるように、緊急時被曝医療に於て、我が国でも常時研究されるべき課題は(1)急性放射線被曝患者の全身管理、すなわち感染症の予防および治療、無菌病室管理、DICの予防および治療である。(2)急性骨髄障害に対する治療的研究で、それらはG-CSF(顆粒球コロニー刺激因子)、

IL(インターロイキン)等に代表されるサイトカインやピシバニール(溶血性連鎖球菌)やアンサー(丸山ワクチン、結核菌)等のサイトカイン誘導物質を主とした放射線防護剤の研究であり、自分の骨髄を冷凍保存して、必要に応じて解凍して使用する自家骨髄移植の研究などである。(3)放射線による火傷、すなわち放射線熱傷の治療に関する研究が必要である。チェルノブイル事故に於ても、死亡の主原因の一つに放射線熱傷が挙げられている¹⁵⁾。(4)比較的高線量の全身被曝では、消化管の障害が死亡の主原因になる。現在では、残念なことに治療に供せられる消化管の防護薬剤はない。しかし、アメリカで開発されたWR-151327は、マウスの実験において、消化管の障害に対しても防護作用を有することが判明している¹⁶⁾。これらの化学的放射線防護剤の研究が必要である。(5)原子力発電所事故の際の周辺住民をも巻き込む障害は、¹³¹Iを代表とする放射性核種の内部被曝である。¹³¹Iに関しては、我が国でも事故時に周辺住民に投与可能なヨウ素剤の備蓄が関係自治体でなされている。そして、年齢による服用方法、服用量等が決められている。しかし、文献的にも未だ不明確なことがある。それは、乳児に対しての服用法は議論されているが、新生児に対する服用法が不明確な点である。生命予後が最も長いのは新生児であり将来の甲状腺癌のリスクが高いのに、ヨウ素剤の服用法は不明確である。又、他の放射性核種(¹³⁷Cs、²³⁹Pu、⁹⁰Sr等)のキレート剤の効果および副作用等の研究が我が国では不足している。(6)今までの緊急時被曝医療を考える時に、ややもすれば等閑にされてきたものに放射線被曝患者あるいは被災者の心理の研究がある。大規模災害における被災者の心理の研究は多くあるが、原子力発電所の事故時の被災者の心理は、他の事故とどう違うのかまたは同じなのかを研究するべきであろう。

このような種々の研究は、日常的に国が支援していくべきである。個々の研究者の個人的な努力のみに頼っていては、いざというとき役に立つ研究が永続的にできないからである。

6) 近隣諸国からの期待

アメリカのREAC/TSやフランスのキューリー研究所のように、WHOの協力機関として24時間体制の緊急医療プログラムを持ち、その上外国からの救援要請にも24時間体制で答えられるようなシステムを我が国でも作成しておく必要がある。原子力発電所の事故のみならず一般の放射線事故は、我が国での発生は稀ではあるが、近隣諸国での発生は文献上でもままあることである。そのため、将来近隣諸国からの援助要請が増えるであろうと考えられるからである。

常日頃の緊急時被曝医療を遂行できる医療スタッフの確保と訓練を怠らないようにしておけば、事故が発生した時でも慌てずに、緊急時被曝医療が平常心で行えるようになるであろう。

7) 放射線医学総合研究所に対する期待

既に述べてきたように、我が国の緊急時被曝医療は原子力安全委員会の指針を基に構築されているしまた維持されている。そのため、指針を変えない限り、現在の枠の中でより良いシステムを構築していかざるを得ない。勿論、指針が改訂されて自由な緊急時被曝医療システムが構築されることが最も良いことであるが。現在の体制の中では、放射線医学総合研究所はあくまでも第3次医療の頼みの綱の位置を占めている。我が国の緊急時被曝医療体系の中での期待される放射線医学総合研究所の在るべき姿は次のようであろう。

まず第1に、第3次緊急時被曝医療施設として、救急医療設備、施設の拡充と医療スタッフの確保とその教育訓練が必要である。現地への派遣要員も名簿を作っておくだけでなく、医療スタッフが納得でき

る体制を作るべきである。勿論、現在の放医研の医療スタッフの大きな関心事は、重粒子線治療の遂行であることは筆者も十分に理解していることである。しかし、重粒子線治療が表の看板であるとするれば、緊急時被曝医療は放医研の裏の看板であることを忘れてはならない。

表 4：期待される放射線医学総合研究所

- (1) 第3次緊急時被曝医療施設： 原子力安全委員会指針による
(重粒子線治療との関係)
救急医療施設の拡充
医療スタッフの確保と教育
現地派遣もスケジュールにあり
患者の追跡調査
- (2) 養成訓練部の充実： 特に各県の医療スタッフの教育
- (3) WHOの要請に対する協力： 太平洋諸国の事故に対処
(広島放射線影響研究所)
- (4) 緊急時被曝医療の基礎研究： 放射線防護剤の研究
キレート剤の研究
骨髄移植の研究
内部被曝研究
バイオドシメトリーの研究
放射線熱傷の治療的研究
放射線事故時の心理学研究
- (5) 環境中の放射能測定： 事故時の外部および内部被曝線量推定
(S P E E D I ではカバーできないもの)
- (6) リスク評価： 発癌のデータベース

これらの実行には、恒常的な予算が必要である。

原子力発電所事故に対する保険と考える必要あり(自衛隊と同じ)。

現有の医療スタッフの構成人員からは重粒子線治療も緊急時被曝医療も同時に完全に遂行することは不可能であろう。そのため、原子力発電所設置自治体の医師、看護婦(士)等の教育、訓練が必要である。養成訓練部の一層の充実とその教育スタッフとしての放医研の医療スタッフの責任が問われることになる。

WHOの要請による近隣諸国の放射線事故の緊急時被曝医療の援助に対しても、放射線医学総合研究所は積極的に対応すべきである。

緊急時被曝医療の基礎研究である放射線防護剤の研究、骨髄移植の研究、キレート剤の研究、被曝線量推定のためのバイオドシメトリーの研究等は、今までも当研究所内外で行われて来ているが、尚一層の研究の進展が望まれる。又、放射線熱傷の研究、放射線事故時の被災者の心理学的研究も放射線医学総合研究所が中心となって遂行すべきであろう。放射線医学総合研究所には、これらの研究のコーディネーターとしての役割もあることを忘れてはならない。

環境中の放射能測定は、事故時の被曝者個人の線量推定に役にたつと考えられる。事故時には、事故を起こした原子力発電所の放射線管理者、保健物理専門家だけでなく放射線医学総合研究所、原子力研究所、動力炉核燃料開発事業団等の専門家の動員が必要となるであろう。その時に、放射線医学総合研究所の放射能測定スタッフが確保されていないことは許されないであろう。

以上述べてきた事項は、大部分他の組織、機関でもできることであるが、緊急時被曝医療スタッフの確保や現地派遣と放射線発癌の研究やそのデータベース化、放射線事故のデータベース化は、個人の仕事ではなく国の仕事である。そのためにこそ放射線医学総合研究所は存在しているのではなかろうか(表4)。

V. 終わりに

筆者は、我が国において緊急時被曝医療体制が全く整備されていないとは思っていないし、緊急時被曝医療に必要な基礎研究も既に広く行われていることも知っている。それでは何故上に述べたように、現在存在している緊急時被曝医療体制について、くどくどと意見を述べてきたかということ、現在の緊急時被曝医療体制は被曝患者の側に立って考えられていないと思うからである。

一人でも汚染を伴った被曝患者が発生した場合、その患者を診察する医療スタッフの精神的ストレスを考えて体制が作られていないと考えるからである。原子力発電所事故に限らず他の放射線被曝事故にも対応できる緊急時被曝医療体制を作りあげておけば、事故が起きて患者がスムーズに診断、除染、治療されるであろうし、例え WHO から援助の依頼が来ようとも、少なくとも医療スタッフの中ではパニックは起きないであろう。勿論、原子力発電所そのものに反対の人達には、緊急時被曝医療に関する議論は意味のないことであろうが、緊急時被曝医療に携わらなければならない人達にとっては、納得して教育、訓練を受ければ、精神的にも安定するであろう。原子力発電所賛成あるいは反対の議論は別の所でおおいにやっても良いが、緊急時被曝医療体制の構築はそれとは別に、冷静に判断をして欲しいと思う。

「参考文献」

- 1) 原子力安全委員会：原子力発電所周辺の防災対策について、昭和55年6月(平成元年3月一部改訂)
- 2) 科学技術庁：パンフレット SPEEDI、原子力安全技術センター作成、1993
- 3) 日本原子力学会：放射線被ばく対策特別専門委員会報告書、昭和54年3月
- 4) 茨城県防災会議：茨城県原子力防災計画、昭和38年10月作成(昭和55年12月、昭和57年12月、平成元年2月修正)
- 5) 茨城県：茨城県緊急時医療活動マニュアル 平成2年8月
- 6) 石川県：石川県緊急時医療措置、作成年代不詳
- 7) U.S. Department of Health and Human Services(FDA):Prparedness and Response in Radiation Accidents, HHS PublicationFDA83-8211, 1983 August.
- 8) IAEA Safety Series No.88:Medical Handling of Accidentally Exposed Individuals, 1988.
- 9) 衣笠達也：外国における緊急時被曝医療対策、放医研シンポジウムシリーズ No.19, 1988.
- 10) G. Boeri and C. Wiktorsson: Emergency Planning Practices and Criteria After The Chernobyl Accident.
general Distribution of Nuclear Energy Agency (OECD), 1988 September.

- 11) N. Parmentier: Organization of radiological Emergency in France, Emergency and Disaster Medicine, Proceedings of the Third World Congress Rome, May 24-27, 100-108, 1983.
- 12) BMU: Gemeinsames Ministerialblatt, 1989.
- 13) Proceedings of The First Consensus Development Conference on the Treatment of Radiation Injuries, edited by Doris Browne, Washington, 1989.
- 14) Proceedings of The Second Consensus Development Conference on the treatment of Radiation Injuries, Bethesda, 1989.
- 15) 国連科学委員会1988年報告書：放射線の線源、影響及びリスク、放射線医学総合研究所監訳、1990年3月、実業公報社。
- 16) 安藤興一博士よりの私信

1. Whole Body Counter による内部被曝線量評価

水 下 誠 一
日本原子力研究所

Whole-body Counting and Its Application to
the Internal Exposure Measurement

Seiichi Mizushita

Department of Health Physics, Japan Atomic Energy Research Institute
2-4, Shirakara, Tokai-mura, Ibaraki, 319-11 Japan

ABSTRACT-

Whole-body counter is used to determine radioactivities in the body by detecting their gamma rays and the result is applied to estimate the internal dose. In accidental situations, whole-body counter is most effectively applied to evaluate the radiation effects of the body incurred by incorporation of radioactivities. It is generally used in the internal exposure monitoring program of radiation workers in nuclear installations. The detection limit is several tens Bq for the precise counter and several hundreds Bq for the small counter. The body burden and its retention with the time are observed by the measurement and the time integral of the activity for the dose evaluation is calculated. The more practical way of dose evaluation is made based on the estimation of intake from the observed body burden. Calibration of the counters is usually carried out using whole body anthropomorphic phantom. The intercomparison study using anthropometric phantoms of different size, adult, 11 years old and 3 years old, were carried out between JAERI, NIRS and PNC. Through this study, validation of the calibration data and body size effect on counting efficiency were investigated. The calibration network will be need to establish the hierarchy of the standardization of calibration of whole-body counter. The standardization is also required in accidental situations which ensure the results of the subsequent studies. The cooperative study for the calibration of whole-body counter for the purpose of investigation on health effect of low radiation dose are continuing between Ukraine and Japan from 1989. The results shows the validation of the calibration of the counter for the measurement of the public affected by Chernobyl accident.

I. はじめに

内部被曝は体内に沈着した放射性核種による被曝であるため、外部被曝と異なり直接的に線量を測定することが不可能である。従って個人についての内部被曝線量評価では、その個人の体内から体外に出てくる放射線あるいは放射能を測定することにより体内の放射能が評価され、次に評価された体内放射能に基づき内部被ばく線量が計算により算定される。

体内の放射能を測定評価する方法には、全身カウンタなどの体外計測法により身体放射能を直接的に測定する方法、あるいはバイオアッセイ法による排泄物などの生体試料中の放射能を分析することで体内の放射能を推定する間接的方法がある。一方、空気中放射能濃度等の環境情報からの摂取量推定に基づく内部被曝線量の評価は、集団についての内部被曝の傾向についての情報とはなっても、個人個人の内部被曝線量を評価する方法としては適切ではない。

体外計測法は体内の放射性核種から出る γ (X) 線を直接検出することにより人体内にある放射能を直接的に測定する方法であり、装置には全身カウンタ (Whole-body Counter)、肺モニタ及び甲状腺モニタなどがある。これらの装置の測定での測定対象は人体内の微量の放射能であり、全身カウンタは全身の放射能 (γ 線放出核種) の測定を目的とし、肺モニタは肺中のプルトニウムの測定を、また甲状腺モニタは甲状腺中の放射性ヨウ素の測定を目的としている。全身カウンタは原子力施設等における放射線業務従者の個人内部被曝管理のために最も効果的に用いられており、医学の分野においては体内のカリウムの測定などにも用いられている。全身カウンタの測定精度は測定方法や装置の校正方法にも関連しているが、概ね 20 ~ 50 % の測定誤差で体内量の測定が可能である。

原子力施設の事故時においては、その初期にあつては放射性ヨウ素による甲状腺被曝が問題となり、後期にあつては主に放射性セシウムによる被曝が問題となる。このため、事故の初期には甲状腺モニタ等による頸部甲状腺の放射性ヨウ素の測定が個人内部被曝測定の主体となり、事故の後期では全身カウンタによる全身の放射性セシウムの測定が主体となる。チェルノブイリ事故では、事故後現在まで住民の体内放射能の測定に数多くの全身カウンタが用いられ、個人被曝線量評価に役立てられていると共に、住民への測定サービスにも使用され放射線恐怖症の解消にも役立てられている。チェルノブイリ事故に関して、被ばく住民の低放射能健康影響に係わる日ソ科学技術協力の中の1つのテーマとして、全身カウンタの測定と校正に係わる研究協力が1989年度より相互の研究者派遣による協力を主体として実施されている。この協力では内部被ばく測定評価のため全身カウンタを使用した体内放射能測定評価に係わる課題特にファントムを用いた校正に係わる実験と検討が進められている。

ここでは、全身カウンタによる体内放射能の測定、校正の現況を解説すると共に、チェルノブイリ事故に関連して行われている全身カウンタに係わる日ソの研究協力について現在までの状況、課題等について紹介する。

II. 全身カウンタの概要

全身カウンタの特徴的性能としては、体内にどのような分布で放射能が沈着していても、全身に 1 Bq 沈着していれば測定結果が 1 Bq となる性能を有していることがあげられる。従って、体のどの部分に沈着した放射能に対しても同じ測定効率で測定できることが基本である。すなわち、全身均一に放射能が分布していてもあるいはある器官に放射能が局在していても、全身の放射能として同じ値が得られるのが理

想的な全身カウンタである。このような条件をほぼ満足する全身カウンタの検出部のジオメトリーとして考えられているものを Fig.1 に示す¹⁾。また、これらのジオメトリーに対応した全身カウンタの分類を Table 1 に示す。Fig.1 及び Table 1 に示した全身カウンタは以下で述べる精密型全身カウンタに相当する装置のジオメトリーであるが、簡易な全身カウンタのジオメトリーも基本的にはこれらのジオメトリーを踏襲している。

全身カウンタは使用する目的により、精密測定用全身カウンタ、被ばく線量管理用全身カウンタ及びスクリーニング用全身カウンタとに分類することができる。これらの目的に対応して、必要とされる特性と機能が規定されると共に、全身カウンタの遮蔽の規模、使用する検出器の種類、計測装置の機能及びデータ処理装置の機能がおのずと定まる。精密測定用の全身カウンタには大型の遮蔽室と複数の大型の検出器が一般に使用され、被曝管理用あるいはスクリーニング用の比較的簡易な全身カウンタでは簡易な遮蔽と 1 個または 2 個の検出器が用いられている。人体の体軸に対する効率の変動は、精密測定装置で 10% 以内であるのに対して簡易測定装置ではその変動は 30% 程度あるいはそれ以上である。

全身カウンタの測定対象となる核種は、一般的にはエネルギーが 100 keV 以上の γ 線を放出する核種である。これよりも低いエネルギーの γ 線 (または X 線) は体組織による吸収が大きい (例えば ^{241}Am の 60 keV の γ 線に対する筋肉組織の吸収の半価層は約 30mm、 ^{239}Pu の平均 17keV の L-X 線に対する半価層は約 6 mm)²⁾³⁾。このようなエネルギーの低い γ 線 (または X 線) については、体組織による吸収の度合いが体の各部分により非常に異なるため、全身を対象とした測定は不適當である。

全身カウンタの測定視野及び体軸感度変化は全カウンタの性能に直接関連するものであり、基本的には測定視野は被検者の頭から足までである。さらに、体軸感度変化は出来るだけ少ないことが基本である。しかし、比較的簡易なカウンタである被ばく線量管理用全身カウンタおよびスクリーニング用全身カウンタでは、装置の簡単化のため測定視野を狭くしていると共に、体軸感度変化は精密測定用と比較して大きくなっている。

全身カウンタの検出限界性能はカウンタの種類によって異なり、精密測定用全身カウンタで約 40 Bq 以

Table 1 Classification of whole-body counter

Geometry	Detector	Detector size (cm)	Number of detector	MDA* in 30 min. counting for ^{137}Cs (Bq)	Shieldings
Arc	NaI(Tl)	20 ϕ \times 10	1	150 ~ 350	5 cm lead 11 cm iron
Arc chair	NaI(Tl)	10 ϕ \times 5 ~ 23 ϕ \times 10	1	30 ~ 200	
Standard chair	NaI(Tl)	16 ϕ \times 5 ~ 29 ϕ \times 10	1	20 ~ 150	
Scanning detector	NaI(Tl)	13 ϕ \times 10 ~ 20 ϕ \times 10	2 ~ 4	30 ~ 100	
Fixed detector	NaI(Tl)	10 ϕ \times 8 ~ 20 ϕ \times 10	2 ~ 54	15 ~ 50	10 cm lead 36 cm iron
Fixed large detector	Plastic scintillator	50 \times 50 \times 15	4 ~ 8	10 ~ 40	
2 π	Liquid scintillator	280 ~ 520 ℓ		6 ~ 10	
4 π	Liquid scintillator	550 ~ 1500 ℓ		1.5 ~ 15	

* MDA : Minimum detectable activity

下、被ばく線量管理用全身カウンタ及びスクリーニング用全身カウンタで約400 Bq 以下である。ただし、検出限界性能が低いことが必ずしも測定精度が良いことを意味してはいない。測定精度は精密測定用全身カウンタが一番良く、次は被ばく線量管理用全身カウンタであり、その次にスクリーニング用全身カウンタの順となる。

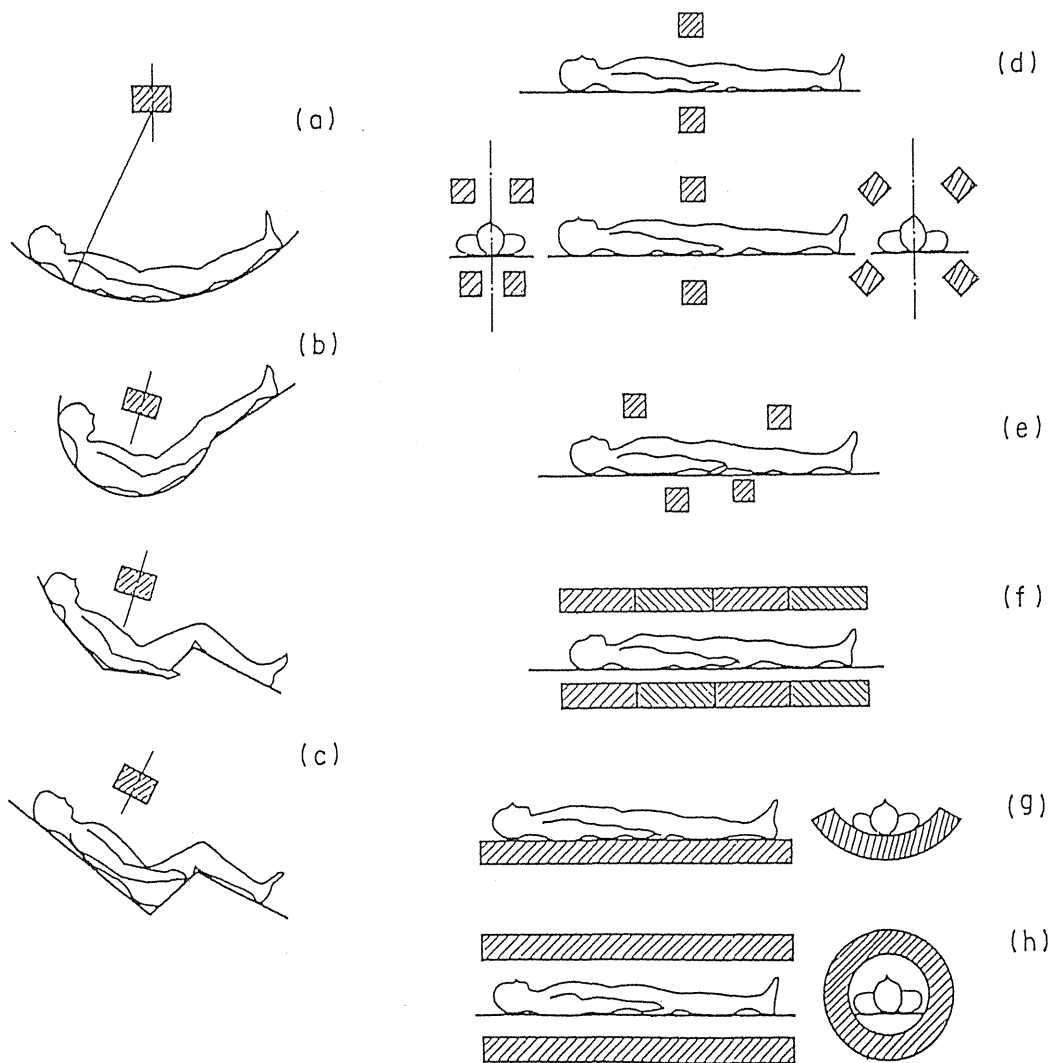


Fig. 1 Geometry of whole-body counter

II-1. 精密測定用全身カウンタ

精密測定用全身カウンタは人体の全身の放射能をできるだけ正確かつ精度良く測定することを目的とした低放射能測定装置である。この目的のため、測定室などの測定環境、測定系（遮蔽、検出器および検出器駆動部分、信号分析等）及びデータ解析・処理系（計算機、計算機制御系、データ解析処理等）を総合的かつ機能的に結び付けた装置である。本装置は主に研究等の目的で研究施設、医学施設、病院等に設置されている。

この全身カウンタには大型の鉛あるいは鉄の遮蔽室が通常用いられると共に、空気中のラドン等に起因するバックグラウンド計数の変動を低く押さえるために、室内の壁材や空調には特別の配慮がなされている。

測定視野 : 頭～足
体軸感度変化 : < ±10%
検出限界 : < 40 Bq(¹³⁷Cs)

検出器 : 直径10cm以上 NaI(Tl) 検出器 1 個または複数個
(半導体検出器は仕様を一般化するほどは普及していない)
測定ジオメトリー : 標準椅子、寝台走査、寝台固定
遮蔽 : 鉛10cm以上相当の遮蔽を施した遮蔽室
移動性 : 固定使用により移動は不可能

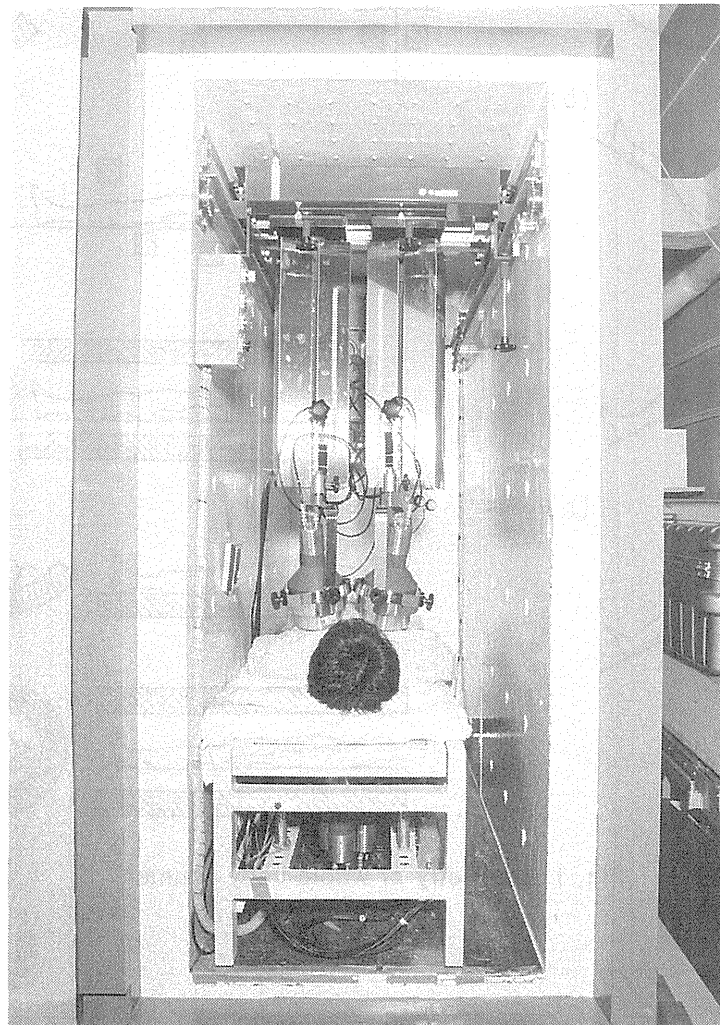


Photo. 1 Inside of the shielding room of precise whole-body counter in JAERI

精密型全身カウンタの例として、日本原子力研究所の大型全身カウンタの遮蔽室内部の写真を Photo. 1 に、また全体システム図を Fig. 2 に示す。本研究の全身カウンタは1961年に日本で初めて稼働した装置であり、現在でもその遮蔽室はその当時のままのものが使用されている。現在使用されている全身カウンタは Fig.1 で示された固定検出器による方法であり、直径20cm×厚さ10cm NaI(Tl) 検出器 5 個を寝台の下に配置し、頭部から足までを測定の視野とした構成になっている⁴⁾。体軸における相対的な感度の変動は Fig. 3 に示されているように ± 5 % 以内である。この装置の検出限界レベルを Table 2 に示した。

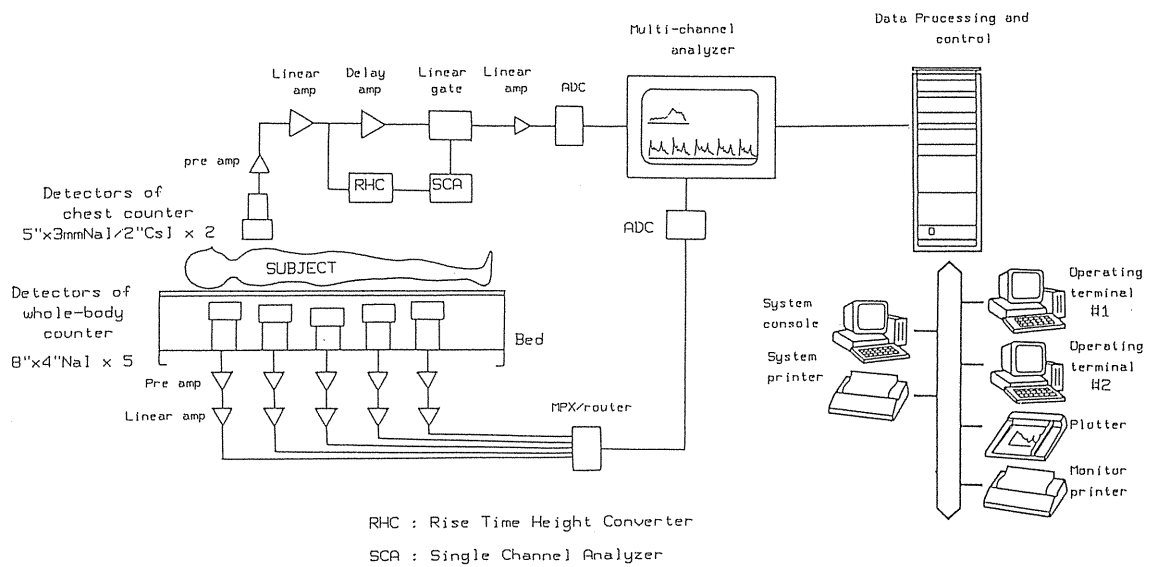


Fig.2 Block diagram of precise whole-body counting system in JAERI

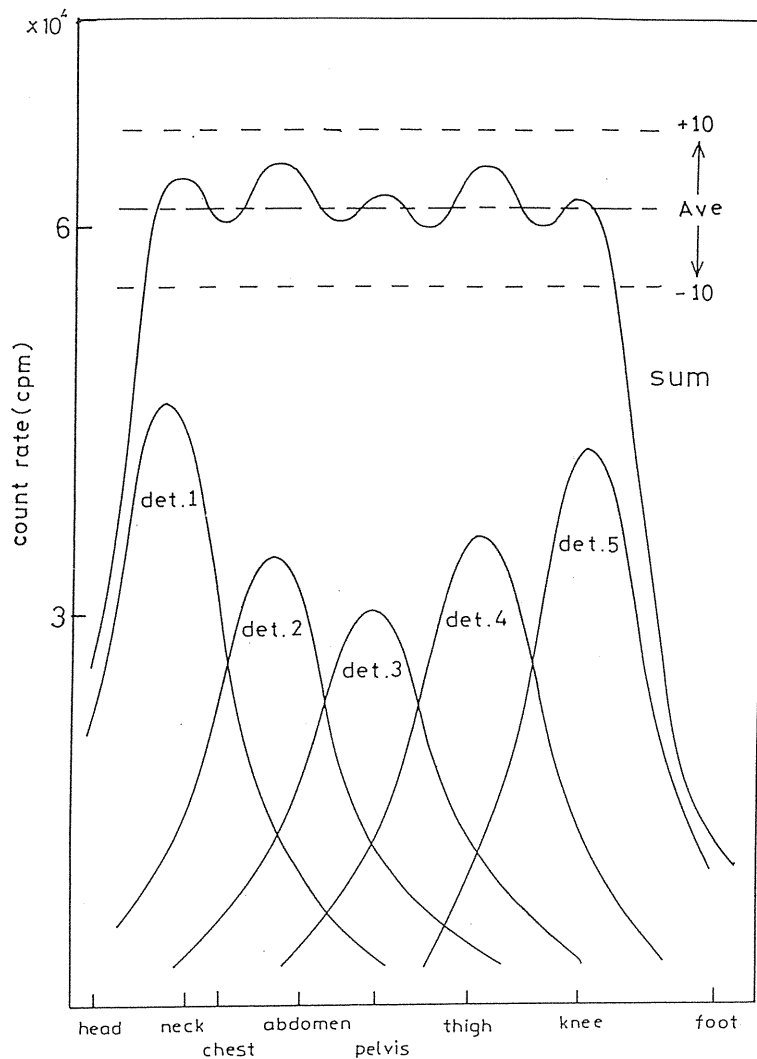


Fig.3 Isocount curves for a ^{137}Cs point source in air moved 10cm high from the bed of whole-body counter with five NaI(Tl) detectors in JAERI. (responses of each five detectors and the sum)

Table 2 Shield and detection limit of whole-body counter(WBC) in JAERI

Type of WBC	Shield	Detector	Detection limit
Precise WBC	Shield room (20cm steel + 3mm lead)	5 detectors of 20cmx10cm NaI(Tl) set up below bed	16Bq for ^{137}Cs 10Bq for ^{60}Co (in 1000 sec counting)
Chair type WBC	Shielded chair (1 to 5mm lead)	2 detectors of 20cmx10cm NaI(Tl) in lead collimator of 5 cm thickness	180Bq for ^{137}Cs 140Bq for ^{60}Co (in 2 min counting)

II-2. 被ばく線量管理用全身カウンタ

被ばく線量管理用全身カウンタは原子力研究施設、原子力発電所などで体内放射能の測定評価に日常的に使用されている全身カウンタであり、精密測定用全身カウンタとはその利用目的、装置の規模の大きさ及び測定精度の点で異なっている。このカウンタは体内放射能の定性定量分析が可能な性能及び、原子力施設等における日常的個人被ばく管理に適する機能を有している。本カウンタの検出限界性能は個人の線量限度および施設の個人被ばくの参考レベル(管理レベルあるいは調査レベル; ICRP 勧告ではこの値は限度の1/10)を十分に下回るものであり、さらに多人数の被検者の測定管理に適した受検し易い構造と個人データ処理機能(検索、被ばくデータの統計処理など)を備えている。遮蔽は精密型全身カウンタより簡易なシャドウシールド構造(すなわち検出器廻りおよびその視野部分のみを遮蔽した開放的な構造)となっている。

測定視野 : 頭~大腿部
 体軸感度変化 : < ±30%
 検出限界 : < 400 Bq(^{137}Cs)

検出器 : 直径7.5cm以上 NaI(Tl) 検出器 1 個または複数個
 (半導体検出器は仕様を一般化するほどは普及していない)

測定ジオメトリー: 標準椅子、寝台走査、寝台固定

遮蔽 : シャドウシールド

検出器廻り: 鉛 5 cm程度の遮蔽

検出器視野: 鉛 1 ~ 5 cm程度の遮蔽

移動性 : 半固定使用であるが移動は不可能

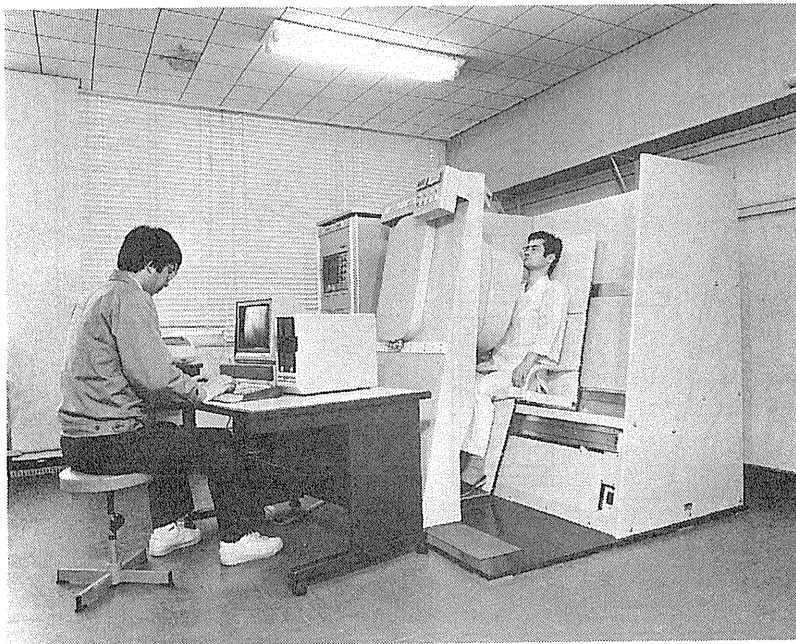


Photo. 2 Chair type whole-body counter in JAERI

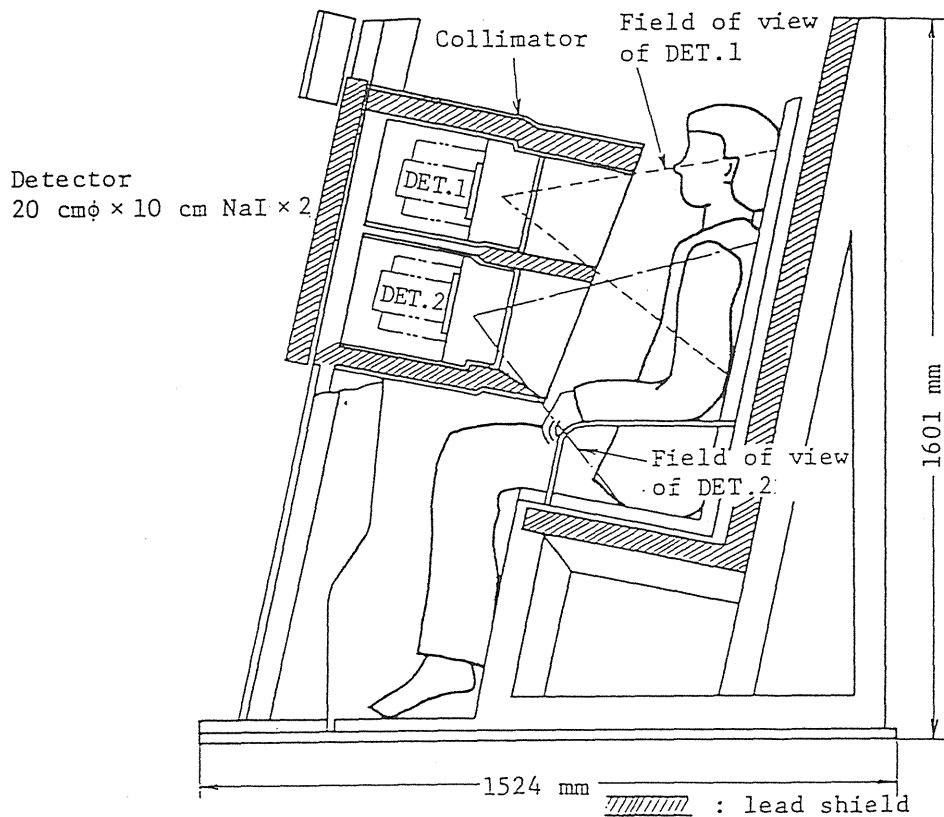


Fig. 4 Cross sectional view of shielding house and detector section and the field of view of each NaI detector

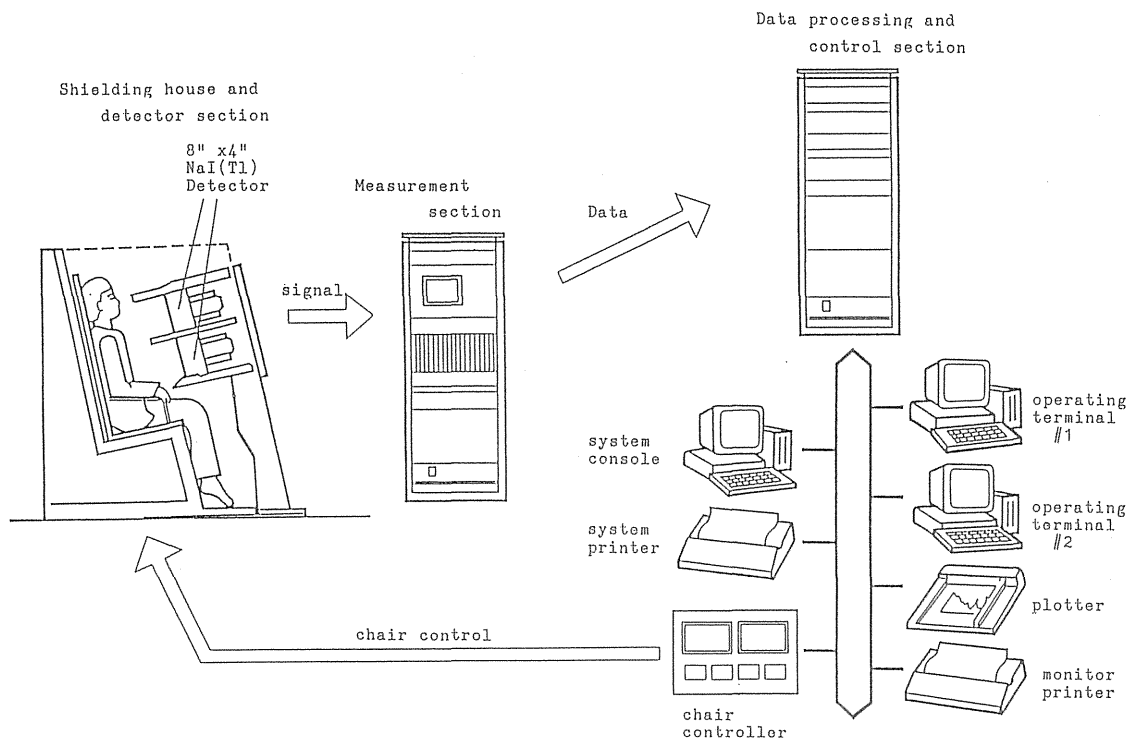


Fig.5 Block diagram of chair type whole-body counting system in JAERI

被ばく線量管理用全身カウンタの例として、日本原子力研究所の椅子型の簡易全身カウンタの写真を Photo, 2 に、検出部の断面図を Fig. 4 に、また全体システム図を Fig. 5 に示す⁵⁾。この全身カウンタは 1982年に本研究所で働く放射線業務従者の内部被ばく管理を目的として導入されたものであり、検出器は直径20cm×厚さ10cm NaI(Tl) 検出器 2 個を厚さ 5 cmの鉛コリメータ内に収納してある。また椅子部は主要部分が厚さ 5 cmの鉛遮蔽が施されており、その他の部分も人体によるバックグラウンドの散乱成分を低減する目的で 1 cm程度の鉛遮蔽が施されている。一方、この簡易椅子型全身カウンタの天井部分および入口部分は遮蔽をなくすことで、被検者に圧迫感を感じさせない受検しやすい構造になっている。このカウンタの測定視野は首から大腿部までをカバーし、その間の体軸における相対的な感度変動は最大±30%程度である。この装置の検出限界レベルは Table 2 に示してある。

II-3. スクリーニング用全身カウンタ

スクリーニング用全身カウンタは、被検者に対する処置（作業制限、医学的処置など）に関連付けられた参考レベルと測定結果とを比較することを主目的とするカウンタである。緊急時には、公衆等の検者集団の体内汚染測定にも用いられ、この場合には事故の初期における医学的処置の必要の有無の判断のためのデータと共に、事故の中長期においては被ばく線量評価の基となるしっかりした定量的データを提供することが求められる。緊急時の処置等に関連した参考レベルは、通常の被ばく管理における記録・報告等の参考レベルよりも高いため、この全身カウンタの測定精度には精密型全身カウンタほどの精度は必要とされない。また、移動して測定することも必要とされるので、この種のカウンタの検出部はコリメータのついた小型検出器と簡単な遮蔽より構成され、一般に小型軽量で移動が容易な構造となっている。計測とデータ処理はこの目的に合った機能を有する必要がある、その際に測定対象核種の限定が可能である（例えば、原子炉事故時の初期にあつては¹³¹I、事故の中長期には¹³⁷Cs と¹³⁴Cs）。また、処置の判断に必要な体内量、被ばく線量などの結果が出力できると共に個人データファイルの記録管理の機能

が、緊急時の実際における多人数を対象としたモニタリングでは重要である。

測定視野 : 胸と胴
体軸感度変化 : < ±50%
検出限界 : < 400 Bq(¹³⁷ Cs)

検出器 : 直径7.5cm~12.5cm NaI(Tl) 検出器 1 個
測定ジオメトリー : 椅子、寝台固定
遮蔽 : 検出器コリメータ : 鉛 2 ~ 5 cm 程度の遮蔽
椅子、寝台 : 鉛 1 ~ 3 cm 程度の遮蔽
移動性 : 移動は容易

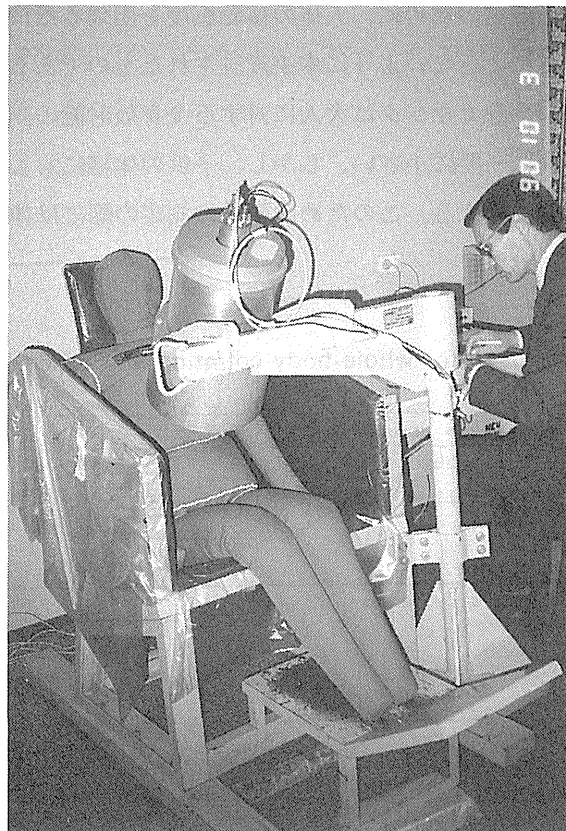


Photo.3 Portable whole-body counter for screening purpose which uses a 63mm X63mm NaI(Tl) detector installed in Vetka District Polyclinic in Belarus

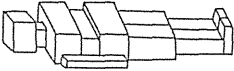
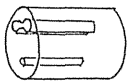



この全身カウンタの例として、チェルノブイリ事故後ベラルーシで実際に使用されてた全身カウンタの写真を Photo. 3 に示す。このカウンタの検出器は直径63mmの NaI(Tl) 検出器 1 個を鉛の厚さ 5 cm のコリメータに収納してある。また椅子は 1 cm 程度の簡易な鉛遮蔽が施されている。測定の視野は胸部および胴体部分である。

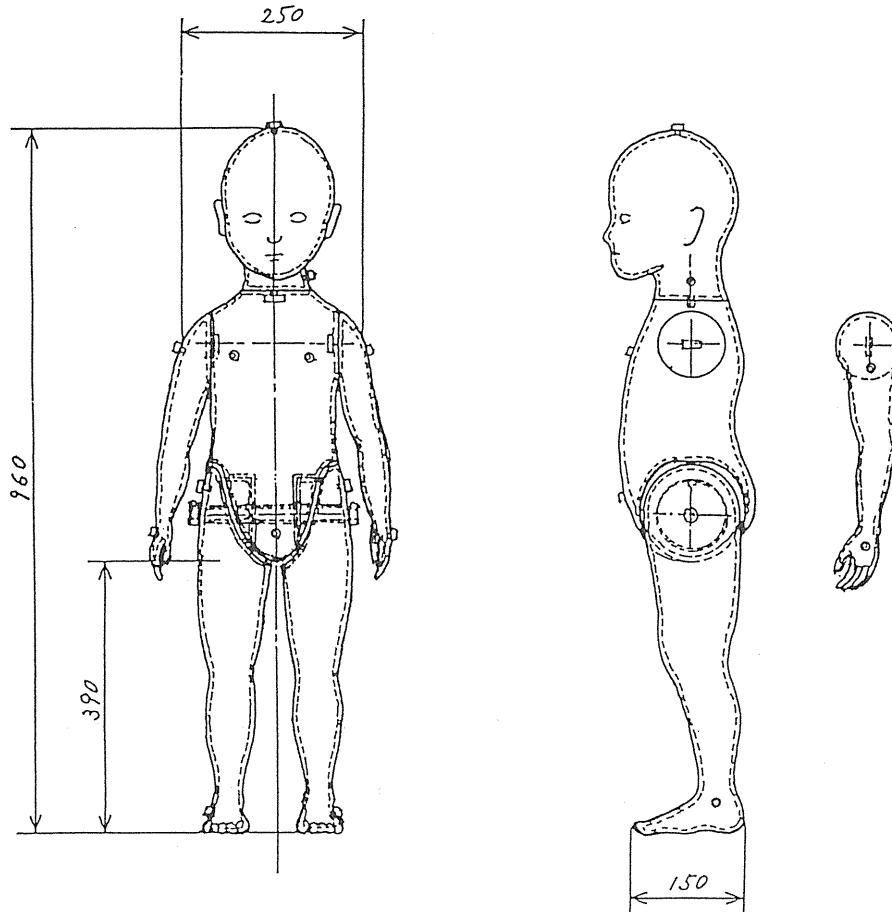
III. 全身カウンタの校正

全身カウンタの校正は測定による観測量と体内の放射能との関連づけを行うことである。全身カウンタの測定対象が人体そのものであるため、体格のそれぞれ異なる個々の被検者個人について基準とすべき模型となり線源を準備できないという理由により、個々人に着目した校正は不可能である。このため、通常は被検者の体格を代表するファントム(人体模型)を用いて校正が行われている。全身カウンタの校正に用いられる代表的なファントムを Table 3 に示す。全身カウンタの日常的な校正にはこの表の 1 番目に示されているブロック状のファントムに水溶液線源を封入したものが一般的に用いられている。このファントムは、人体の全身の形状を代表的な幾つかの部分を実クリルや塩化ビニールの容器(例:頭、胸、胴、腰、腕、大腿、下肢、足)で表現されている。これらの容器は、形状が直方体あるいは円柱のように非常に簡単化されているが、それぞれの大きさは人体の体格測定データに基づいて決定されたものである。放射線に対する特性が人体組織と等価なファントムの素材としては水、ポリエチレン、MIX-D、ポリウレタンなどいろいろな素材があるが²⁾、水の γ 線に対する吸収係数が軟組織の吸収係数によく近似しており取扱も容易なため、水を使用した人体模型が全身カウンタの校正に最も汎用的に用いられる。

全身カウンタは全身の放射能測定のために、人体の体軸感度を出来るだけ等しくしてある装置であるので、検出の効率は人体の大きさによらないように本来設計されたものであるが、実際には体格に依存して検出効率が変化する。一般的な全身カウンタは大人に対する全身放射能の測定を前提としており、大人の体格の変化に対する効率の変動は一般に小さい。しかし、子供の体格に対しては測定条件自体が大人とは非常に異なるので効率が大きく変動する。このため、子供の測定の際には体格の相異に対する効率の補正が一般的には必要とされる。

Table 3 Phantoms used for whole-body counting and other external counting

	Materials and shape		Calibration usage
Water phantom	Plastic box water filled		Homogeneous distribution
Neck phantom	Plastic cylinder		Iodine in thyroid
Rando phantom	Tissue equivalent body		Organ calib.
Remcal phantom	Plastic mannequin with several organs		Organ calib.
Realistic phantom	Tissue equivalent torso		Lung calib.



Height	96cm
Head circumference	50cm
Chest circumference	52cm
Abdomen circumference	48cm
Width of the shoulder	25cm
Height of the crotch	39cm
Length of the foot	15cm
Body weight	14.6kg

Fig. 6 Design of anthropometric phantom of 3 years old and its size data

全身カウンタの検出効率の体格依存を調べるため、簡易な形状のファントムではなくより精巧な形状をした人体計測学的ファントムによる全身カウンタの校正実験を1990年から1993年にかけて実施した。実験には3体の人体計測学的ファントム(大人173cm64kg、10才児140cm35kg及び3才児96cm16kg；この模型の3才児ファントムについての概略仕様を Fig. 6 に示す)を使用し、原研(JAERI)、放医研(NIRS)および動燃(PNC)の3事業所の全身カウンタで比較測定を実施した。この人体計測学的ファントムは、実際の人体各部の詳細な計測値に基づいて人体の形状を忠実に再現したプラスチックの精巧な人体モデルであり、全身に渡ってできるだけ均一に放射能が封入できるような構造になっている。ファントムの中空部分

に¹³⁷Csの放射線源溶液(3 kBq から10 kBq 程度の既知量)を全体に均一濃度で封入して、3事業所で比較校正実験を行った。それぞれの研究所の代表する装置について実験の結果得られた検出効率をTable 4に示す。体格に依存した効率の変化は各研究所が所有する装置の種類と測定方法に依存し、3才児の体格に対する検出効率は大人の体格に対する検出効率の1.4~2.0倍の値となった。原研の全身カウンタによる測定結果を身長の変換係数を横軸にとり図示したものをFig.7に示す。図より、検出効率が体重の逆数に比例すると仮定すると、64kgの体重での1 kgあたりの効率の変動が約0.3%であるのに対して、16kgの体重では1 kgあたりの効率の変動が約3%と計算される。すなわち、大人の体格では体の大きさの変化に対する効率の変化は小さいが、子供の体格では体の大きさの変化に対する効率の変化が大きいため検出効率の体格補正が特に必要である。

全身カウンタの測定より得られる体内放射能の評価値には評価基準としているファントムと実際の被検者との間の差に起因する誤差が内在している。この誤差の程度を把握しておくことは実際のモニタリングにおいては必要なことである。さらに、摂取および残留に係わる不確かさの誤差もあるので、ICRPはモニタリングについての勧告⁶⁾の中で、測定に起因する不確かさを50%程度にすることは通常において可能ではないと表現している。

Table 4 Results of whole-body counting of three anthropometric phantoms (adult, 11 years old and 3 years old size), which contained ¹³⁷Cs solution homogeneously, carried out in three institutes in Japan

Institute	Detecting system*1	Detection efficiency*2 for anthropometric adult phantom	Detection efficiency*2 for anthropometric 11 years old phantom	Detection efficiency*2 for anthropometric 3 years old phantom
JAERI	fixed 5 detectors	1.09 cpm/Bq	1.20 cpm/Bq	1.48 cpm/Bq
NIRS	scanning 2 detectors	0.35 cpm/Bq	0.46 cpm/Bq	0.67 cpm/Bq
PNC	fixed 2 detectors	0.49 cpm/Bq	0.70 cpm/Bq	0.96 cpm/Bq

*1 Detectors used in each institute are all NaI(Tl) detectors of 20 cm diameter and 10 cm thickness

*2 Detection efficiencies are for photo peak of 662 keV gamma ray of ¹³⁷Cs

全身カウンタによる測定評価を統一的基準に従って実施していくためには、一般使用の全身カウンタおよび緊急時用の全身カウンタとも校正の標準化、校正ネットワークの整備、校正体制の確立が必要とされるが、現在において国際的にも国内的にもこの統一的な基準はない。また、全身カウンタによる測定の品

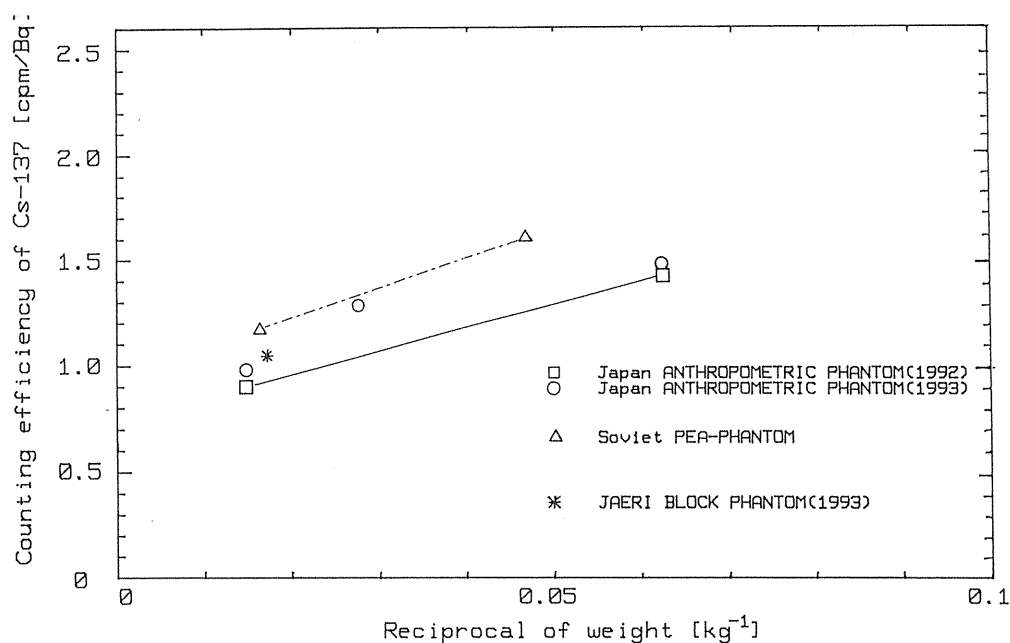


Fig.7 Weight dependency of counting efficiency of ¹³⁷Cs in phantoms observed at JAERI precise whole-body counter for three different type phantoms; antropometric, Soviet pea and JAERI block phantoms

質保証のためには、ファントムの校正の体系の確立が重要である。この校正の体系には、人体形状に近い人体計測学的なファントムを基準の一次ファントムと位置づけ、ブロック状ファントムなどによる二次ファントムおよび実用簡易ファントムによる三次ファントムといった校正の階層的構成の確立が必要であり、これは今後における課題である。日常的に使用する実用的ファントムによる校正値の基準とするファントムによる値づけに対する許容誤差は±30%程度と考えられる。

以上は全身カウンタに関する校正についてであるが、放射性ヨウ素のように特定の臓器にのみ特に濃縮して沈着するような核種(ヨウ素は甲状腺に選択的に沈着する)に対しては全身カウンタによる測定を適用するのは適切ではなく、このような場合にはその特定の臓器に着目した測定をすべきであり、その校正にはその臓器を対象とする校正が必要とされる。このような校正の例には、甲状腺ヨウ素の測定に関して頸部ファントムが肺中のプルトニウムの測定に関して胸部ファントムが用いられ、それぞれについて国際的な標準ファントム(オリンズ甲状腺ファントム、リバモア胸部ファントム)がある。

IV. 全身カウンタ測定に基づく内部被ばく線量評価

線源器官(S)中の放射性核種による標的器官(T)の被ばく線量 H_T は一般的に、「線源器官(S)における核変換総数 U_s 」と「線源器官(S)における1核変換あたり標的器官(T)で吸収される比実効エネルギーSEE(T←S)」の積として評価される。⁷⁾

$$H_T = 1.6 \times 10^{-10} \times \Sigma SEE(T \leftarrow S) \times U_s \quad (Sv)$$

全身の実効線量 H_E は体内の関係する標的器官について、その器官の線量 H_T にその組織の加重係数(W_T)を乗じ加算して計算評価される。

$$H_E = \Sigma W_T H_T \quad (Sv)$$

SEE(T - S) は計算機によりあらかじめ標準人について計算された数値 (ICRP の Pub.30 に示されている) が用いられている。線源器官 (S) における核変換総数 U_s は放射性核種の線源器官負荷量とその時間的变化 (残留) より、放射能の時間積分量として計算される。

$$U_s = \int_s q_s(t) \cdot \exp(-\lambda_R \cdot t) dt$$

$$= \int_s q_{s0}(t) \cdot R_s(t) \cdot \exp(-\lambda_R \cdot t) dt$$

ここで、 $q_s(t)$: 時刻 t での線源器官 S における負荷量

$q_{s0}(t)$: 時刻 $t = 0$ での線源器官 S における負荷量

$R_s(t)$: 線源器官 S での残留関数 (元素ごとに異なる)

λ_R : 放射性核種の物理学的放射性崩壊定数

全身カウンタの測定から得られるのは基本的には全身負荷量であり、追跡測定することでその時間的变化が観測される。Fig. 8 に原研の全身カウンタにより測定された ^{137}Cs の残留を示す。これは測定時期は異なるが同一人に対するものであり、観測された ^{137}Cs の生物学的半減期が少し違っている。

全身に分布する核種でその分布の様子が明確な核種 (例えば ^{137}Cs や ^{40}K など) に対しては、全身カウンタによる追跡測定により観測したその個人についての体内残留の時間変化より核変換数 U_s を計算して被曝線量を評価することが可能である。 ^{137}Cs の長期体内全身残留成分の初期負荷量に対する実効線量への換算係数は $1.5 \times 10^{-5} \text{ mSv} / \text{Bq}$ である (大人に対して、ICRP の線量評価モデルより)⁸⁾。

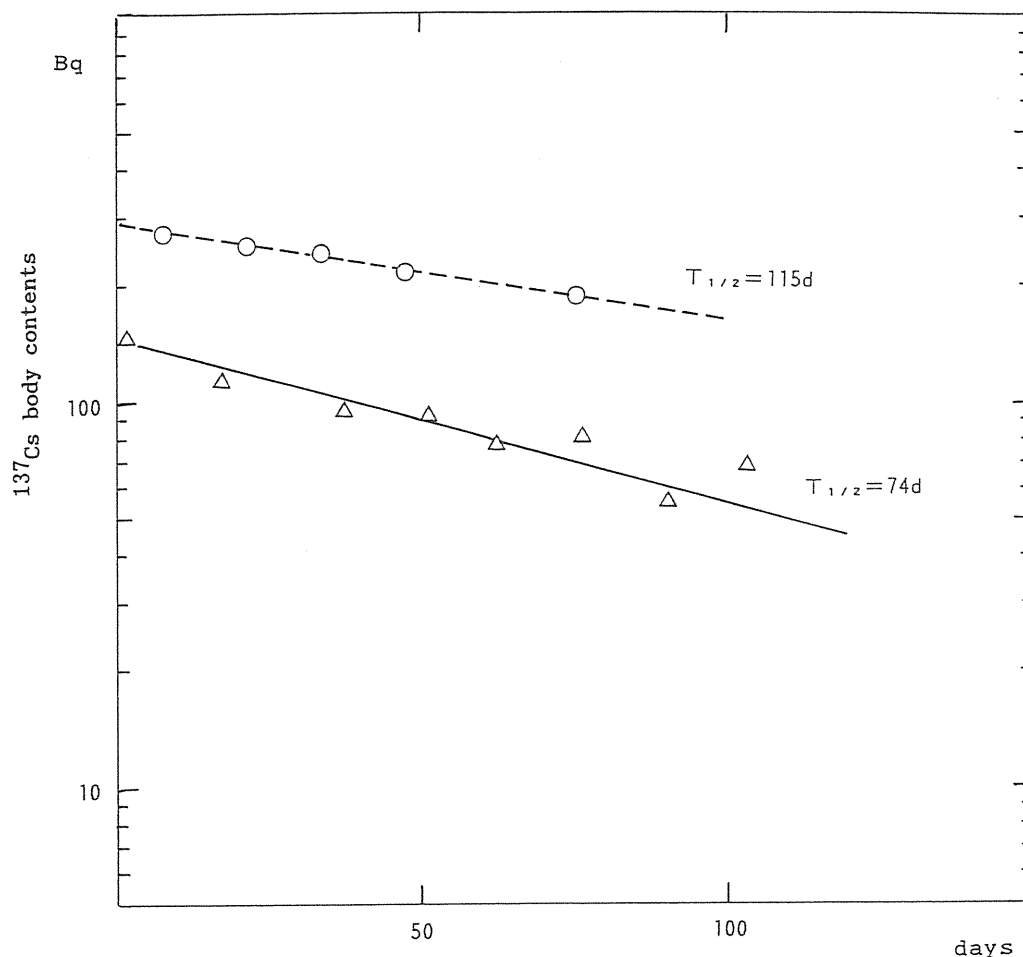


Fig. 8 Retentions of ^{137}Cs in the body of same subject observed by whole-body counter in JAERI

一方、体内の個々の器官の負荷量の測定は、甲状腺の放射性ヨウ素や肺中のプルトニウム等の測定などの特殊な場合以外は、現状においては一般的に困難である。線源器官のそれぞれの器官負荷量を測定し、その結果に基づく線量の評価は現実的ではなく、観測可能である全身負荷量と線量との関連づけを基にした評価がより実地的な方法であると考えられる。

内部被ばく線量のより簡易な評価方法に、観測された全身負荷量から摂取量を評価し、次に摂取量と年摂取限度 (ALI) とを比較することにより被ばく線量を算定する方法がある。この簡易な線量の評価方法は現行法律の線量評価方法にもなっている。摂取量と観測量である全身負荷量との関連づけは、摂取核種について体内の代謝を解析することによって得られる。ICRP の Pub.30 の代謝モデルに基づき、全身カウンタで観測される全身負荷量 $q(t)$ から吸入摂取量 I を簡易に評価する式を核種の吸入のクラス別に次に示す。⁹⁾

(1) クラスD化合物の放射性核種を摂取した場合

$$I = q_w(t) \cdot \{ (0.48 + 0.41 f_1) \times R(t) \}^{-1} \times \exp(\lambda_R \cdot t)$$

ここで、 $q_w(t)$ は時刻 t に観測された全身負荷量の長期残留成分を表している。 f_1 は胃腸管からの吸収割合であり核種ごとに ICRP の Pub.30 の中に示されている。 $\exp(\lambda_R \cdot t)$ は物理学的放射性壊変に対する補正である。

(2) クラスW化合物の放射性核種を摂取した場合

$$I = q_w(t) \cdot \{ (0.15 + 0.000173 t) \exp(-0.0139 t) + (0.07 + 0.41 f_1) \times R(t) \}^{-1} \times \exp(\lambda_R \cdot t)$$

(3) クラスY化合物の放射性核種を摂取した場合

$$I = q_w(0) \cdot \{ [0.0788 \exp(-0.00139 t) + 0.0675 \exp(-0.0006931 t) + 0.00375] + (0.004 + 0.48 f_1) \times R(t) \}^{-1} \times \exp(\lambda_R \cdot t)$$

この摂取量に基づく簡便な線量評価では、年摂取限度が実効線量当量 50mSv(組織線量当量が問題となる場合はその組織に対して組織線量当量 500mSv)に関連していることが用いられる。

摂取量 I より実効線量 H_E および組織線量 H_T は次式により計算される。

$$H_E = 50 \times I / (ALI)_s \quad (\text{mSv})$$

$$H_T = 500 \times I / (ALI)_{NS} \quad (\text{mSv})$$

ここで、 $(ALI)_s$ および $(ALI)_{NS}$ はそれぞれ該当する核種についての確率的影響および非確率的影響に対する年摂取限度である。組織線量の評価が必要とされるのは非確率的影響の年摂取限度が示されている核種(すなわち年摂取限度が組織の非確率的影響により決定される場合)についてである。

線量評価はほとんどの場合においては ICRP の線量評価モデルに従って行われるが、その評価はあくまで標準とするモデル(臓器エネルギー吸収および代謝モデル)に基づいているため、評価される個人の線量には相当の誤差(状況によっては1桁以上の誤差)が必然的に含まれることの認識が必要である。

V. 日ソ科学技術協力による体内放射能測定評価の研究

この共同研究は日ソ科学技術協力の枠の中の低線量放射線による健康影響調査の中の一つのテーマとして、主に専門家の相互交流を通じて全身カウンタによる体内放射能測定評価に係わる協同研究が実施されてきた。共同研究は1989年に始まり、ウクライナの放射線医学全ソ科学センターの科学者4名が全身カウ

ンタ校正用簡易豆ファントムを日本に持ち込むと共に、科学者自らが ^{137}Cs を投与して全身カウンタの校正のための人体サンプルとなり、放医研、動燃および原研の全身カウンタ施設を訪れてファントムおよび人体中の放射能の比較測定実験を行った(photo. 4は原研の全身カウンタでの豆ファントムを測定し

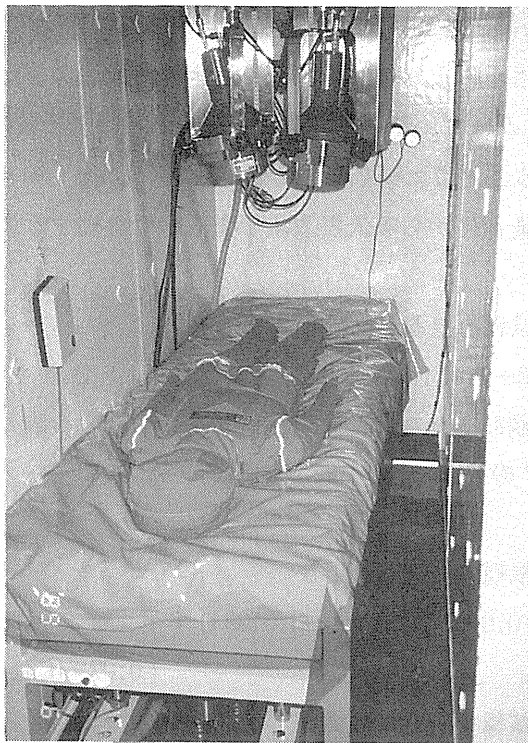


Photo. 4 Whole-body counting for Soviet green pea child phantom of 10 years old(21kg) carried out by JAERI whole-body counter in 1989

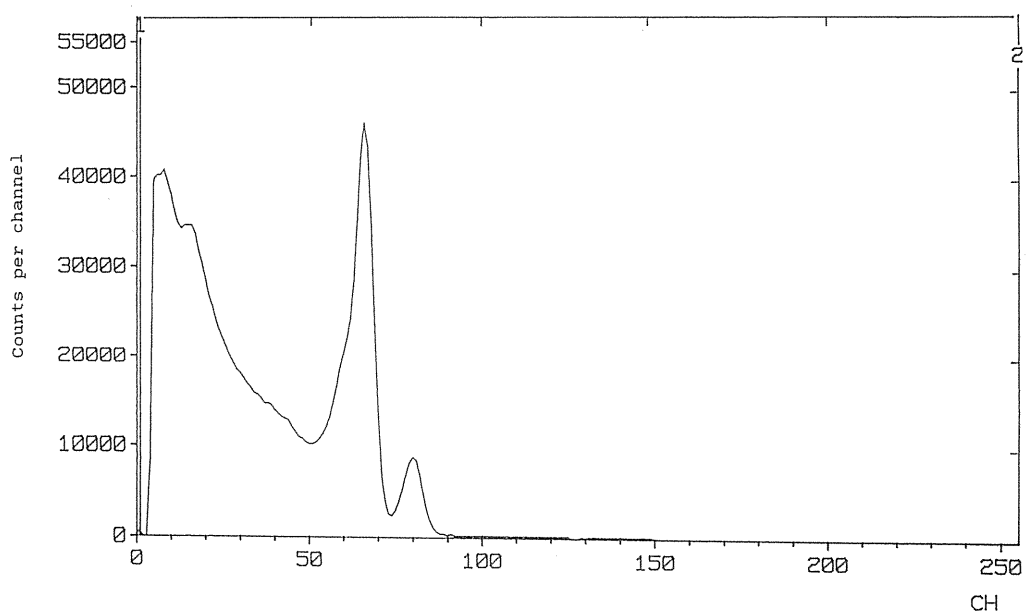


Fig. 9 Spectrum of ^{137}Cs obtained by the measurement of JAERI whole-body counter in July 1989 for a Soviet scientist who ingested about 118 kBq of ^{137}Cs for calibration study of whole-body counter in June 1989

ている様子の写真である)。この実験に使用した彼らの豆ファントムは、布により人体形状をした袋を作り、その中に ^{137}Cs と ^{134}Cs で汚染しているグリーンピース豆(約670 Bq/kg)を校正線源として詰め込んだ極めて実用的な簡易ファントムであり、日本の研究所との比較校正実験によりその有効性が確認されて、現在においても全身カウンタの校正標準に使用されている。また、全身カウンタの校正のために約120 kBqの ^{137}Cs を自らに経口投与した3人の科学者について、体内量の測定を行い80~90 kBqの体内量を確認した。その測定で得られたスペクトルの例をFig.9に示す。これらの日本での測定はほぼ満足のいくものであった。これらの実験を通じて、事故後にソ連で実施されたファントムによる全身カウンタの校正の適切さ、及び被災住民の内部被ばくを評価するためウクライナとベラルーシで実施されている数十台の全身カウンタによる測定の確かさが確認された。

また、1989年に日本を訪問した1人のソ連の科学者を再度1990年に日本で体内量の測定を行い、体内セシウムの生物学的半減期として ^{137}Cs のデータから137日の値が、また ^{134}Cs のデータからは134日の値が放医研および原研の全身カウンタで観測され、線量評価の上で重要な代謝の一つのデータを得ることができた。

Table 5 Results of whole-body counting of green-pea phantom(GP)*¹, containing ^{137}Cs and ^{134}Cs , and anthropometric phantom(AP), containing ^{137}Cs , both phantoms are of male adult size, carried out in four different places in USSR

Place* ² (facility)	Phantom (name of nuclide estimated its activity)	Filled activity [A]	Estimated activity from measurement [B]	Difference (B-A)/A (%)
Kiev (AUSCRM)* ³	GP [^{137}Cs]	28,300 Bq	27,200 Bq	-4
	AP [^{137}Cs]	37,600	35,100	-7
Gomel (hospital)	GP [$^{137}\text{Cs} + ^{134}\text{Cs}$]	31,700	33,000	+4
	AP [^{137}Cs]	37,600	38,900	+3
Vetka (hospital)	GP [$^{137}\text{Cs} + ^{134}\text{Cs}$]	31,700	37,400	+18
	AP [^{137}Cs]	37,600	38,000	+1
Khoyniki (hospital)	GP [$^{137}\text{Cs} + ^{134}\text{Cs}$]	31,700	38,900	+23
	AP [^{137}Cs]	37,600	41,800	+11

* 1 Green-peas phantom, which is possessed by AUSCRM in Kiev, has contained both ^{137}Cs and ^{134}Cs (activity ratio of ^{134}Cs to ^{137}Cs is 1/8) while anthropometric phantom has been filled with ^{137}Cs solution.

* 2 Gomel, Vetka and Khoyniki are the names of town located in southern part of BSSR (Byelorussian Soviet Socialist Republic)

* 3 AUSCRM is the abbreviation of organization of All Union Scientific Center of Radiation Medicine (in Kiev)

1990年及び1993年の協力では日本より人体計測学的ファントムを旧ソ連(ウクライナおよびベラルーシ)に持込み、全身カウンタの比較校正実験を行った。実験に使用した人体計測学的ファントムは大人(64kg、173cm:1990年実施)、11才児(35kg、140cm:1993年実施)および3才児(16kg、96cm:1993年実施)である。1990年に実施した大人についての校正実験の結果をTable 5に示す。この実験ではファントムに ^{137}Cs 38kBqをウクライナの放射線医学全ソ科学センターにて封入した。実験には全ソ科学センターの豆ファントムとの比較測定を行い、ほぼ満足のいく校正結果を得たが、ベラルーシの装置ではやや高めの

の評価値となった。1993年に実施した11才と3才児についての実験ではウクライナの放射線医学研究センター（放射線医学全ソ科学センターを改名）にて20 kBq の¹³⁷Cs 水溶液をそれぞれ封入した。1993年に行ったウクライナの小児産婦人ポリクリニックでの測定実験の様子を Photo.5 に示す。この校正実験の結果を Table 6 に示す。人体計測学的ファントムを基準とした比較では、ウクライナ国の校正値はほぼ±20%以下であったが、ベラルーシ共和国においては20%を超える校正値も観測され再校正の必要性があると判断された。

旧ソ連との二国間の研究協力を通じ、全身カウンタによる測定に係わる校正に関して今まで必要と考えてきたトレーサビリティについて、国内および旧ソ連との間で実験的検討ができたことは貴重なことである。



Photo.5 Anthropometric phantom measurement by the portable whole-body counter in Mother and Child Polyclinic in Ukraine in 1993

Table 6 Results of intercalibration study of whole-body counter using anthropometric phantoms, 11 years old and 3 years old size prepared by Japan side, carried out in Ukraine and Beralus, where their estimations of the activities in the phantoms are expressed by the percentage error from the exact filled activities of 20 kBq

Whole-body counters	Anthropometric phantom	
	3 years old	11 years old
UKRAINE		
Positronika in RCRM*1	-1 %	+13 %
Super gemini in RCRM	+2 %	-9 %
WBC in mother & child polyclinic	+16 %	+1 %
WBC in bus	-35 %	-4 %
Portable detector in Bus belongs to RCRM	+4 %	+1 %
BERALUS		
WBC in SRIRM*2	+17 %	+23 %
WBC in Gomel District Polyclinic	+29 %	+11 %
WBC in Railway Workers Polyclinic	+5 %	+34 %
WBC in Vetka District Polyclinic	+44 %	+39 %

*1 Ukranian Research Center for Radiation Medicine

*2 Scientific Research Institute of Radiation Medicine in Gomel Belarus

IV. おわりに

全身カウンタは体内放射能を直接測定する方法であり、測定の間被検者を拘束することになるが、直接的な測定であるために得られるデータの信頼度は高い。また、放射性物質を摂取した時の内部被曝線量評価に最も役立つ装置である。ハードウェア、ソフトウェアの両面で十分に装備され、かつその校正が適切になされているならば、平常時および事故時における個人の内部被曝線量の測定評価の手段としては非常に有効なものである。一方、内部被曝線量評価のために使用する立場から要求される機能としては、主要な臓器の負荷量がより精度よく測定評価できることがあげられるがこれはかなり難しい課題である。

全身カウンタによる測定評価を統一的基準に従って行い、かつ有効にカウンタを利用するためには、特に測定値を評価するための値づけの方法が確立している必要がある。このためには校正体系、校正方法の確立と共に全身カウンタ校正のネットワークの整備が条件となる。今後とも校正基準について発展的に取り組むことがトレーサビリティの構築のために必要と考えられる。

2. バイオアッセイによる被曝線量評価

須賀新一
日本原子力研究所

Exposure Dose Assessment using Bioassay

Shiinichi Suga

Japan Atomic Energy Research Institute

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

ABSTRACT - Bioassay involves following steps: sampling, pre-treatment, chemical separation and counting of radioactivity. As bioassay samples, urines are usually used, although faecal analysis may be required in some occasions for example to assess intake of non-transferable radioactive materials. Nasal smear is a useful indicator of an inhalation case. Exhalation air is used to estimate the intake of tritiated water. Sample pre-treatment includes evaporation for concentration, wet ashing, dry ashing and co-precipitation. After adding small amount of nitric acid, the sample can be concentrated by 1 / 10 of initial volume, which may be used to identify γ emitters. As the pre-treatment of urine, wet ashing is used for example for analysis of Pu, and co-precipitation is used for example for analysis of Sr. Dry ashing by electric furnace is usually adopted for faecal samples. Methods of chemical separation depend on the radionuclide(s) to be analysed. The detection limit depends also on radionuclide, and for example typical detection limits are 0.4Bq / ℓ (volume of urine sample) for ^{89}Sr or ^{90}Sr , and 0.01 Bq / ℓ with urine and 0.01 Bq per sample with faeces for ^{238}Pu , ^{239}Pu or ^{241}Am . Simpler methods can be used for some radionuclides: For example, radioactivity concentration of tritium can be determined by liquid scintillation counting of urine or condensed water from exhaled air, and natural uranium in urine can be quantified by using fluorometric method. In some circumstances, gross- α or gross- β analyses are useful for quick estimation.

To estimate intakes by inhalation or by ingestion from bioassay results and to assess the committed dose equivalent, commonly available bases are the relevant publications by the ICRP and domestic guides and manuals that conform to the radiation protection regulations.

1. はじめに

本報告では、内部被ばくに対応するためのバイオアッセイの概要と、その結果を用いた内部被ばく線量の評価について述べる。

バイオアッセイは、(1)尿、糞などの排泄物または身体から採取された試料の分析・測定と、(2)身体組織および器官における放射性核種挙動の生物学的モデルとに基づいて、人の体内放射能の評価を行う方法である(American National Standard N343-1978における indirect bioassay の用語定義より)。ここで、体内放射能の評価とは、体内の放射性物質の核種同定、放射能あるいは濃度の決定等を行うことである。

試料の種類と採取は、測定の対象となる放射性核種とその化学形、摂取の経路、摂取の容易さ、測定レベルなどを考慮して、適切な種類と数量の試料を採取する。試料としては主に尿、ついで糞が用いられるが、他に必要に応じて血液、呼気、鼻汁、毛髪等が用いられる。

経口摂取した放射性物質で胃腸管から吸収される割合 f_1 が大きなものについては通常尿分析により摂取量を評価できるが、 f_1 が小さなものについては尿分析を適用することが困難である。この場合、糞分析は有効な手段である。鼻スミヤは吸入による体内汚染の簡便な検出手段であり、放射線管理の現場で広く行われている。

2. バイオアッセイの手順

一般的に行われるバイオアッセイは、試料採取、前処理、分析(化学分離)、測定および結果の解釈という手順を持っている。

2. 1. 試料採取

2. 1. 1. 試料の種類と採取法

尿はバイオアッセイ試料の中では採取が容易な試料であり、最も多く用いられている。分析法は他の試料と比べてよく確立され、放射性核種の体内量と尿中排泄量との関係で利用できる既成データも多い。

糞は、非移行性の放射性物質(酸化物のコバルト、プルトニウム等)の摂取量の推定のために有効に用いられる。そのほか、移行性の放射性物質にも体液に移行した後、肝臓などを経由して消化管に移り、糞中に排泄されるものがある。したがって、移行性、非移行性いずれの放射性物質の場合も、糞は重要な試料になり得る。

鼻スミヤは吸入摂取の有無を判断するための簡便で有効な第一次情報源である。

呼気はトリチウム水吸入時の測定などに有効に用いられる。

場合によっては、血液などその他の試料が用いられることがある。

試料採取に際しては、身体あるいは周囲に汚染が考えられる場合、それらが外部からの混入汚染を起さないよう注意することが必要である。

(1)試料採取キット(尿および糞用)

バイオアッセイ試料採取キットの例としては、バッグの中に次のものが収められている。

- ① 説明書“検査試料(尿、糞)の採り方”1通
- ② 尿試料採取容器 数個(写真1参照;500ml~1ℓ程度:例は容量500mlのプラスチック容器)

③ 糞試料採取キット：1式(写真2に糞試料採取キットの例を示す。)

(2)採取量 体内に放射性核種を採取した後24時間中に排泄される尿、糞の全量

(3)採取法 バッグを所内、自宅を問わず携行し、1日の排泄量を完全に採取する。尿、糞とも排泄回毎に分けて、それぞれ別の容器に採り、排泄時刻を記入する。

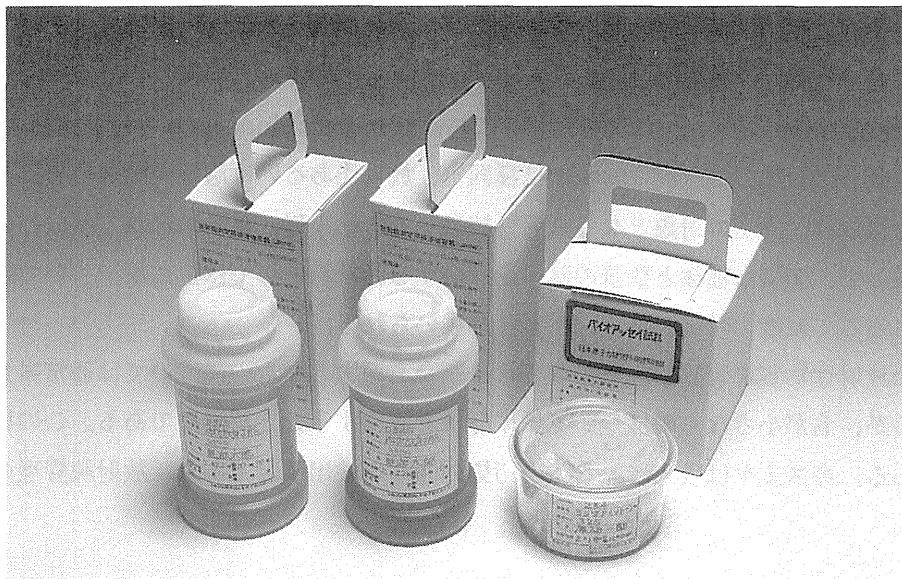


写真1 尿試料採取容器の例

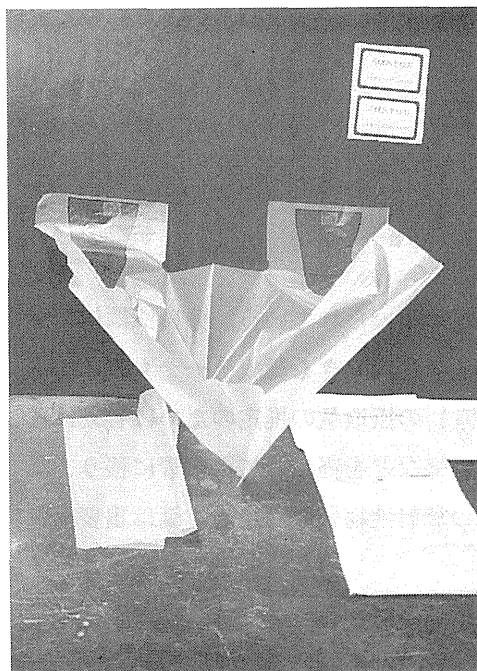


写真2 糞試料採取キットの例

事故時の尿試料の採取は、通例、最初の日から最低3日間
は行う。

非移行性の放射性物質(酸化物のコバルト、プルトニウム
等)の摂取量の推定のためには、摂取から約5日間の糞を試
料として採取する。

試料採取に際しては、身体あるいは周囲に汚染が考えられ
る場合、それらが外部からの混入汚染を起こさないよう注意
することが必要である。

1日の中の一部の尿しか採取されなかった場合には、個人
の1日の尿中クレアチニン排泄量が一定であることを用い、
試料中のクレアチニン量を測定して、1日排泄量に換算する
補正などが行われる。

(4)採取後の処置 直ちにバイオアッセイ分析担当者に届け
る。

注意 ① 容器のラベルに所属、氏名、採取時刻、前回の採

取時刻を正確に記入する。

② 尿は放射性核種を体内摂取した時刻(不明の場合には最初の排尿時刻) から、24時間毎に区
切って1日分を集める。例えば、17時に採取したときは、翌日の17時に尿意の有無に関わらず排
尿し採取する。

③ 特に、医療診断などのためにRIの投与されていた場合は、必ず係員にその旨報告する。

④ 直接、糞試料を納める糞採取袋の材質には、無機成分の少ない可燃性のものがよい。灰化した

後に袋の灰が残ると分析に影響を与えたり、バックグラウンドを高めるおそれがあるからである。

試料の保管

尿試料は細菌により腐敗しやすく、それが起こると以後の分析の妨害になるので速やかに分析することが望ましいが、保存するときは冷蔵すべきである。また、場合によっては硝酸などを加えて腐敗を防いだり、核種によっては担体を加えて、器壁への吸着を予防したりする。これらのことは以後の分析で考慮に入れなければならない。

糞試料は冷凍して保存することが望ましい。

以上のことは、試料の輸送の際にも考慮すべきである。

2. 1. 2. 鼻スミヤ

鼻スミヤは、紙付きの綿棒で鼻腔内をスミヤ採取し、ろ紙上の放射能を放射能測定装置を使用して測定するものである。この方法は吸入、または吸入のおそれのあった者に対して適用されたとき次の点で有効である。

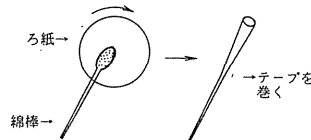
- ① 吸入摂取の有無の判定
- ② 吸入摂取量、臓器沈着量および内部被ばく

線量のオーダーの推定

鼻スミヤの代表的な採取手順を図1に示す¹⁾。

図1 鼻スミヤ採取手順

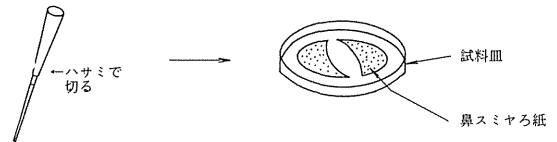
1) 綿棒にろ紙を巻きつける。



2) ろ紙付の綿棒で鼻腔内をスミヤする。



3) ろ紙を綿棒より、はずし、試料皿に貼り付けた後で乾燥させる。



4) 放射能測定装置で測定する。

図2 呼気水の採取法

2. 1. 3. 呼気(トリチウム)

呼気中のトリチウムを採取する方法として、コールドトラップ法は、比較的簡単な器具で行うことができる。一般には寒剤としてドライアイスとエタノール等を用いるが、氷を入れた水だけでも十分に試料を採取することができる。

500~800ml程度のビーカーを用意し、氷水を入れる。十分に洗浄、乾燥した、15ml程度のスピッツグラスあるいは試験管を氷水の中に浸す。(動かないように保持具で支えておくと良い)。直径6~7mmの透明ビニルチューブ30~40cmを差し込み、ここに呼気を吹き込めば、通常の呼吸で数分で1ml程度の凝縮水を採取することができる。

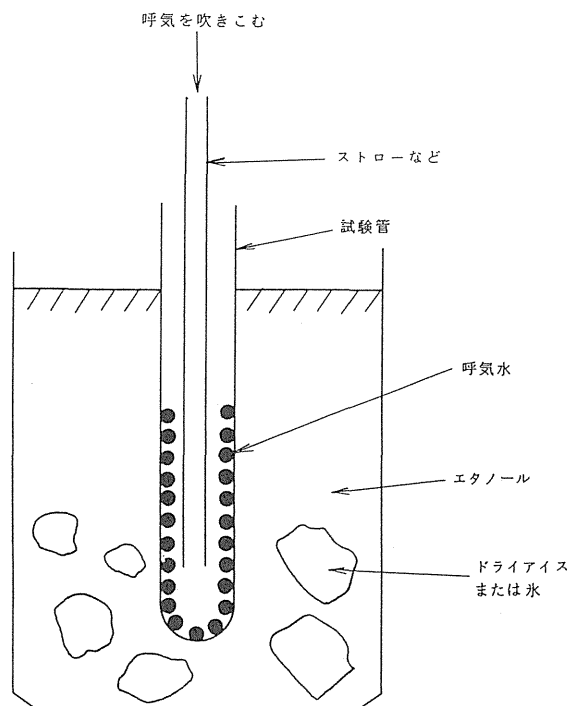


図2は採取法の例である。試験管内に深呼吸した呼気をゆっくりはき出す。はき出しの回数約20回で約1gの呼気水が採取できる。

2. 2. 前処理

尿、糞などバイオアッセイ試料は、そのままでは取り扱いにくいので、有機物の除去や減容、あるいは分析法に適した化学形にさせるために分析の準備段階として前処理が行われる。前処理の方法には蒸発濃縮、灰化、共沈等があるが、試料中の放射性核種の種類と性状を考慮した上で、後に続く分析法と関連づけて決定する。

(1)尿試料の前処理

- ① 蒸発濃縮： 試料に少量の硝酸を加えて加熱濃縮すると、沈澱物などの除去と共に1/10程度まで濃縮することができ、γ線を放出する核種の測定には、このままでも測定試料となる。(ただし、天然放射性核種の⁴⁰Kの妨害があるので、放射能レベルが高い場合の測定に限られる。)
- ② 湿式灰化： 灰化法には、湿式灰化と乾式灰化があるが、尿試料には通例湿式灰化が用いられる。試料の1/4量程度の濃硝酸を加えて酸性とした後、蒸発乾固する。また、試料に少量の硝酸を加えて酸性とした後、蒸発乾固する方法等がある。
- ③ 共沈： 共沈法にはいろいろあるが、カルシウム、マグネシウムの塩基性リン酸塩沈澱への共沈が通例用いられる。この沈澱は、多くの元素が共沈するため、尿中の放射性物質の捕集手段として用いられる。しかし、元素の化学形などで共沈率が変わる。図3にCa・Mgリン酸塩沈澱への共沈元素を示す。

	I A	II A	III B	IV B	V B	VI B	VII B	VIII	IX B	X B	III A	IV A	V A	VI A	VII A	0		
1	H															He		
2	Li	Be										B	C	N	O	F	Ne	
3	Na	Mg										Al	Si	P	S	Cl	Ar	
4	K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr
5	Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo	Tc	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I	Xe
6	Cs	Ba	ランタノイド A	Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At	Rn
7	Fr	Ra	アクチノイド B															
A	ランタノイド	La	Ce	Pr	Nd	Pm	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu		
B	アクチノイド	Ac	Th	Pa	U	Np	Pu	Am	Cm	Bk	Cf	Es	Fm	Md	No	Lr		





	共沈する元素		共沈しない元素
	共沈が予想される元素		共沈が不明な元素

図3 Ca・Mgリン酸塩沈澱への共沈(尿試料)

(2)糞試料の前処理

糞の前処理方法としては、電気炉を用いた乾式灰化法が一般的である。すなわち、採取した糞試料は、直接測定する場合を除いて、前処理としてそのまま電気炉で灰化する(ただし、気化しやすい元素の分析の場合には、d参照)。

[糞の灰化手順の例]

- a. 試料を採取袋に入れたまま重量測定を行い、良質の石英皿に移し、電気炉に入れる。上から少量のアルコール等をふりかけて点火し、採取袋を燃焼させる。
- b. 温度を徐々に上げ十分に乾燥し、次に250℃位に上げて試料を黒こげの状態にする。
- c. その後、更に温度を450℃に上げ10時間程度灰化する。(灰化は目でみて黒い炭素分が残っていれば不十分なので更に数時間加熱する。)
- d. この方法は、気化しやすい元素には適用できない。このような場合には、凍結乾燥等の後、湿式灰化する等の方法を考慮する。
- よく行われる試料の前処理方法の比較を表1に示す。

表1 バイオアッセイ試料の前処理方法

処理方法	目的	適用試料	操作方法	備考
蒸発濃縮	試料の減容	尿	加熱	目的元素の損失が少ない。 湿式灰化の前段としても使われる。
湿式灰化	有機物の除去	尿	濃硝酸を加え加熱、過塩素酸、過酸化水素を添加することもある。	目的元素の損失は一般に少ない。 酸の蒸気、ヒュームが発生する。 一般的に処理時間が長くなる。
乾式灰化	有機物の除去	糞	電気炉を用いて加熱	気化しやすい元素には適用できない。 不溶性化合物が生成することがある。
共沈	目的元素の分離	尿	適当な試薬により共沈させる。	簡便である。 減容という点では優れている。 共沈しない元素もある。 処理時間を短くできる。

表2 主な放射性核種についての測定法と検出限界 (ICRP Publ.54 より)

核種	試料	測定法	検出限界
^3H	尿	液体シンチレーション計測	0.4 Bq/ml
^{32}P	尿	β 線計測	4 Bq/l
^{89}Sr 、 ^{90}Sr	尿	化学分離後の β 線計測	0.4 Bq/l
^{226}Ra	尿	放射化学分離と α 線スペクトロメトリ	10 mBq/l
^{228}Th 、 ^{232}Th	尿	〃	0.01 Bq/l
^{234}U 、 ^{235}U 、 ^{238}U	尿	〃	0.01 Bq/l
^{238}Pu 、 ^{239}Pu	尿	〃	0.01 Bq/l
	糞	〃	0.01 Bq
^{241}Am	尿	〃	0.01 Bq/l
	糞	〃	0.01 Bq

2. 3. 分析と測定

2. 3. 1. 概論

一般にバイオアッセイで測定対象としている放射能は非常に低いので、試料中の放射能を効率よく測定することが必要になり、このため、放射性核種の化学的性質、放出される放射線の種類およびエネルギーに応じた分析法と測定法が用いられる。前処理の後、試料に含まれる目的の放射性核種を分離・精製する。この段階を化学分離あるいは単に分析と呼ぶ。その手法には、共沈法、イオン交換法などがあり、必要に応じて組み合わせても使用される。化学分離の後、蒸発乾固、焼付あるいは電着などによって作成した測定試料の放射能を測定する。

種々の核種についての代表的測定法と検出限界の例を表2に示す。

2. 3. 2. 分析法の例

(1) プルトニウム - 239, 240

前処理： 一般には、0.5～1 ℓ の尿試料をとり、化学収率を測定するためのトレーサを加える。硝酸で湿式灰化する。あるいは更に、リン酸カルシウム、シュウ酸カルシウム、あるいは希土類元素フッ化物（フッ化セリウム等）などによって共沈させる。

化学分離： 通常行われている方法では、硝酸（8M）で溶解した後、陰イオン交換樹脂によって分離する。あるいは、TOA - キシレンを用いた溶媒抽出によって分離する。

測定試料調整： 電着、あるいは、希土類元素フッ化物による共沈によって測定試料を作成する。平均的な化学収率は、75～95%である。

測定： 半導体検出器によるα線スペクトロメトリにより、試料の放射能を測定する。（計数時間は、通例900～5000分、計数効率はおおよそ25～33%、代表的なバックグラウンド計数率は約0.001c / 分である。

検出限界： 検出限界は次式で与えられる。

$$MDA = \frac{1}{60Yf} \frac{K}{2} \left[\frac{K}{t_s} + \sqrt{\left[\frac{K}{t_s} \right]^2 + 4N_B \left[\frac{1}{t_s} + \frac{1}{t_B} \right]} \right] \quad (1)$$

MDA： 計測し得る試料の放射能 (Bq)

K： 定数 (通常 K = 3)

Y： 化学収率 (100% = 1)

f： 計数効率 (同上)

t_s： 測定時間 (分)

t_B： バックグラウンドの測定時間 (分)

N_B： バックグラウンドの計数率 (c / 分)

試料を 1 ℓ とし、化学収率を85%とし、計数効率を30%、測定時間を90分、バックグラウンド測定時間を同じ90分、バックグラウンド計数率を0.0015 c / 分とすれば、

$$MDA = \frac{1}{60 \times 0.85 \times 30} \times \frac{3}{2} \times \left[\frac{3}{90} + \sqrt{\left[\frac{3}{90} \right]^2 + 4 \times 0.0015 \times \left[\frac{2}{90} \right]} \right]$$
$$= 7 \times 10^{-3} \text{ Bq} / \ell$$

(2)ストロンチウム-90

前処理：尿試料400ml~1.5ℓに濃硝酸を加え酸性とし、加熱、Sr担体を加えた後、塩基性リン酸塩に共沈させる。

化学分離：沈澱を硝酸塩に変え、発煙硝酸法によりCaと分離する。希土類は水酸化第二鉄に共沈させて除き、Ba、Raはクロム酸塩にして分離する。炭酸Srのかたちでの⁹⁰Srは娘核種⁹⁰Yと放射平衡にする。

測定試料調整：Y担体を加え⁹⁰Yを分離精製し、シュウ酸イットリウムとして沈澱させた後、β線計測する。ここまでの収率は約80%である。

検出限界：(1)式により、試料を1ℓとし、化学収率を80%とする。低バックグラウンド測定器を用いて測定し、計数効率を30%、試料およびバックグラウンドの測定時間を各90分、バックグラウンド計数率を1c/分とすれば、

$$MDA = \frac{1}{60 \times 0.80 \times 0.3} \times \frac{3}{2} \times \left[\frac{3}{90} + \sqrt{\left(\frac{3}{90} \right)^2 + 4 \times 1 \times \left(\frac{2}{90} \right)} \right]$$

$$= 3 \times 10^{-2} \text{ Bq/ℓ}$$

(3)全放射能分析法

簡便な検査を行うために、特定の放射性核種に着目するのではなく、単にα放射能分析あるいはβ放射能分析(全α放射能分析、全β放射能分析とも言われる。)が行われることがある。全β放射能分析法の例を図4に示す。もしこの分析で有意な結果が出たならば、核種に着目して、調査と分析を行うことが通例必要である。(図5は、バックグラウンド被検者グループについて全β放射能分析の結果としての塩基性リン酸塩沈澱の重量とβ放射能の分布を示したものである²⁾。

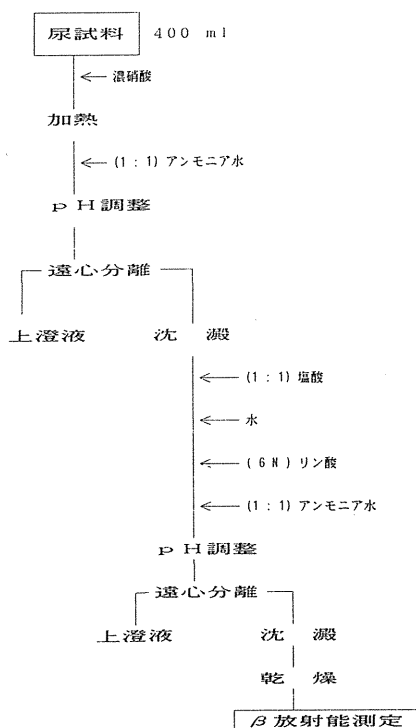
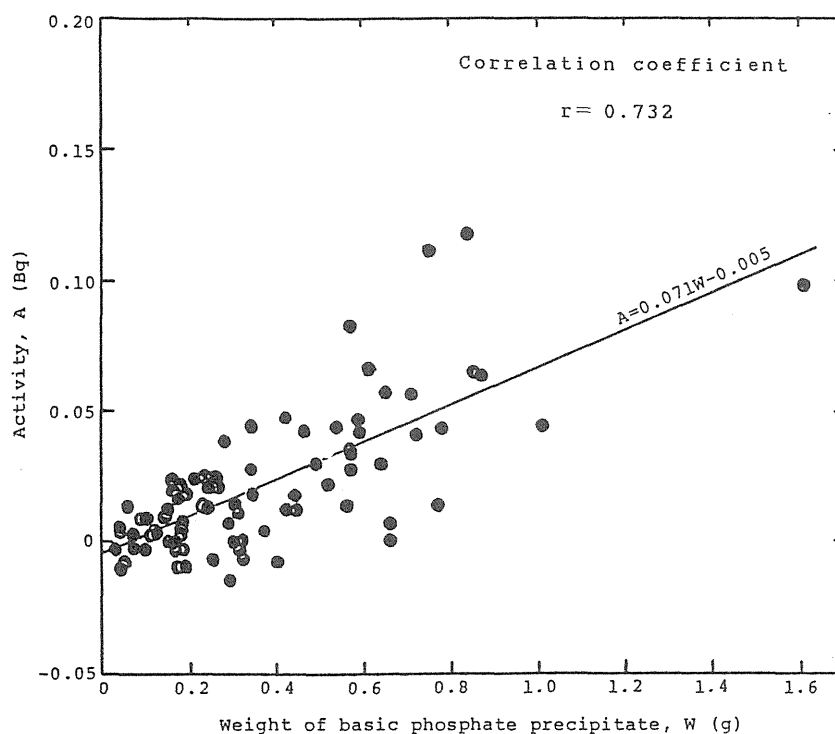


図4 尿中の全β放射能分析法の例



Correlation between weight of basic phosphate precipitate and gross beta activity (82 urine samples, 1984)

図5 塩基性リン酸塩沈殿のバックグラウンド β放射能分布

一般に、有意な結果はバックグラウンド分析結果との比較から判別できるので、どのような測定でも通例、バックグラウンド被検者からの結果との比較が必要である。

2. 3. 3. 特定の分析法

以上が一般的な分析と測定法について触れたが、核種によっては、もっと簡単で済む場合がある。それらの例は以下のようなものである。

(1) 直接に γ線を測定する方法

γ線を放出する核種は NaI(Tl) シンチレーション検出器または半導体検出器を用いて、測定試料をそのまま直接あるいは前処理を行っただけで測定することができる。

図6は NaI(Tl) シンチレータによる水試料の計数効率の例を示したものである。

また、図7は Ge(Li) 半導体検出器の水試料に対する計数効率の例³⁾を示す。A、Bはアクリル容器、C、D、Eは亀甲容器、F、Gはポリエチレン瓶に入った試料である。

(2) 液体シンチレーション計測

トリチウムのような一部の核種は、尿をそのまま液体シンチレーション計測することもできる。この操作例を図8に示す。トリチウム水を吸入したとき、尿中のトリチウム濃度は、時間の経過とともに上昇し、約2時間で平衡に達する。尿中のトリチウム水を吸入した場合の呼気中トリチウム濃度と尿中トリチウム濃度を図9⁴⁾に示す。トリチウム吸入後1時間以内の呼気水分中のトリチウム濃度は、3～4時間後の濃度と比べて10倍程度高い。

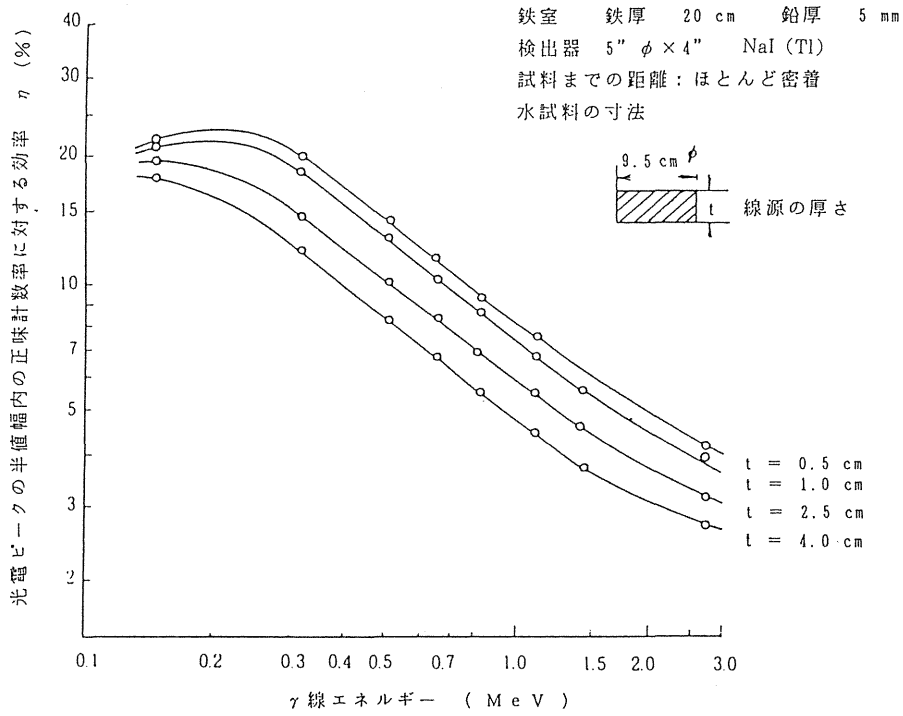


図6 NaI(Tl) 検出器による水試料の計数効率例

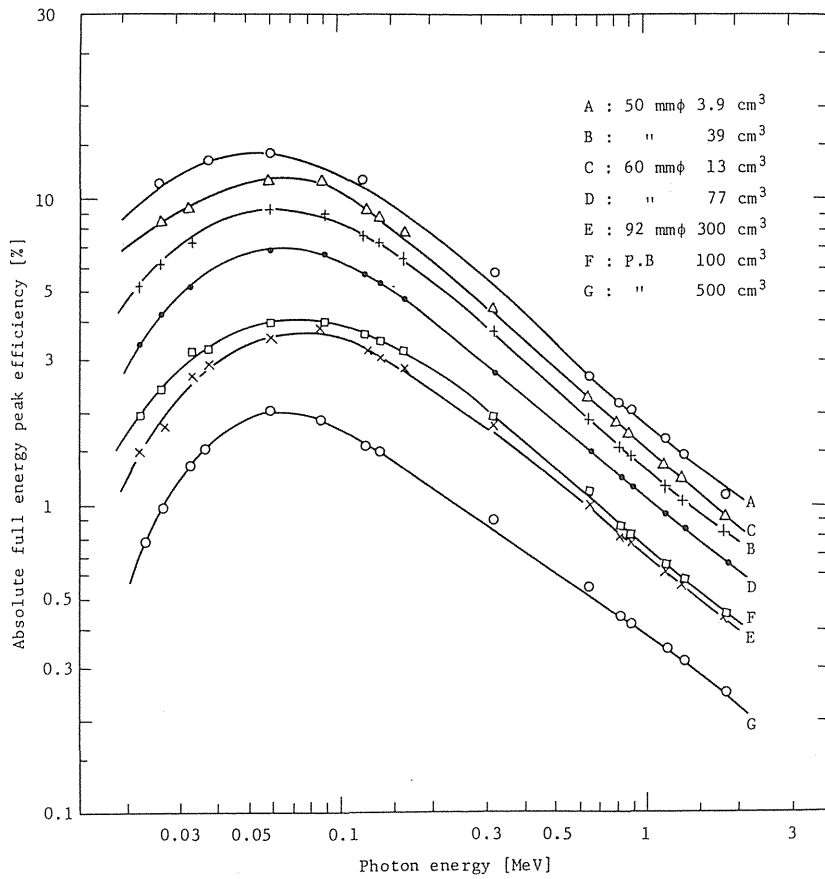


図7 半導体検出器による水試料の計数効率の例

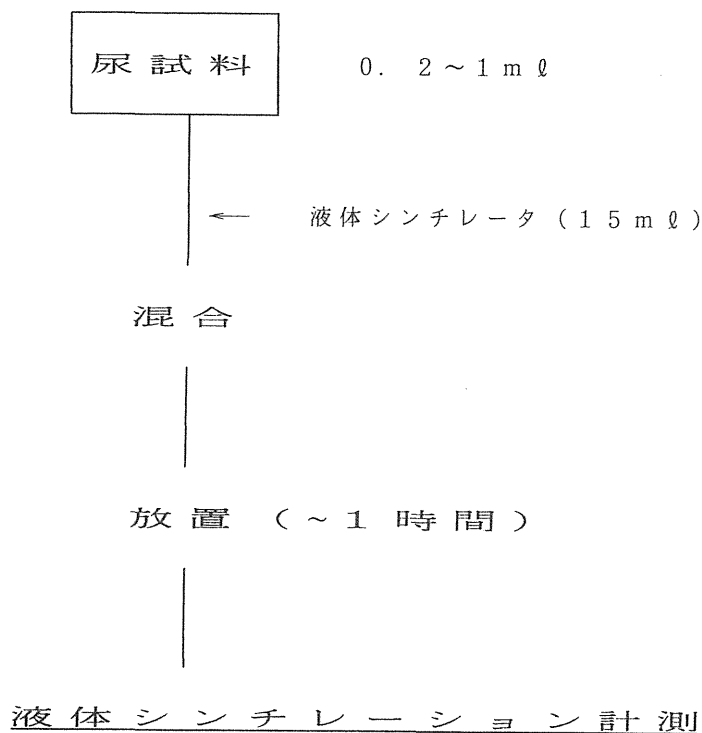


図8 尿中のトリチウム分析法の例

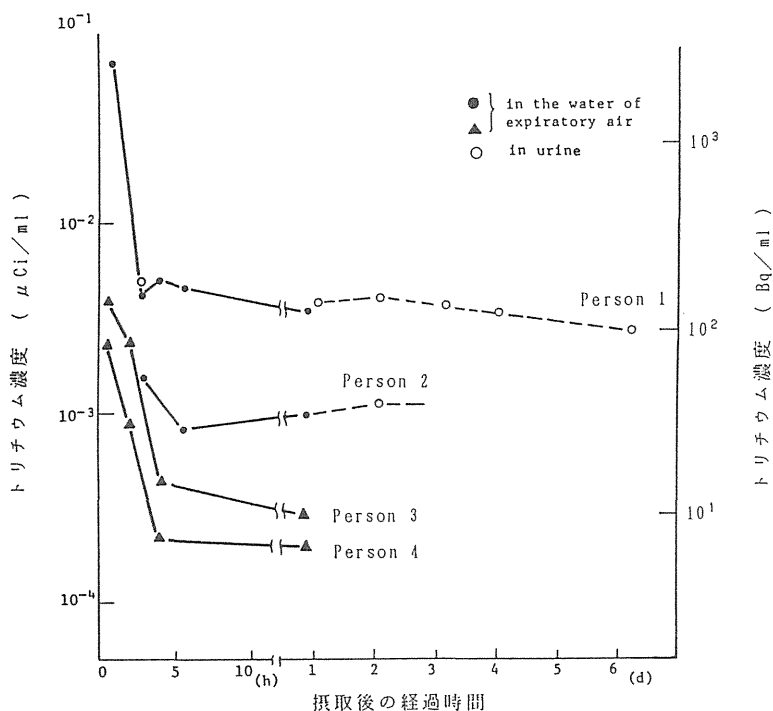


図9 トリチウム吸入後の呼気中および尿中トリチウム濃度

(3)ウラン蛍光分析

比放射能が低い天然ウラン、低濃縮ウランなどは、蛍光分析によって定量することもできる。試料尿 (1 ml) を白金皿上で蒸発乾固後、フッ化ナトリウムを含む溶融剤 (例えば、フッ化ナトリウムと炭酸カリウムナトリウムの混合物) で溶融後、固溶体から出るウラン蛍光の強度をウラン蛍光光度計で測定し、

ウランを定量する。検出限界は約 $5 \mu\text{g}/\ell$ であって、天然ウランでは、約 $0.1 \text{Bq}/\ell$ になる。

3. 結果の解釈

摂取量とは、鼻あるいは口から入った放射能を言う。取り込みとは、細胞外液（ふつう血液ということが多い）の中に吸収されることを言い、取り込み量とは血液中に吸収された放射能を言う。

放射性核種の体内への一回取り込みの場合、単位取り込み量あたりの1日あたりの排泄量の時間的経過を排泄率関数という。通例、その核種の物理的減衰は補正してある（すなわち、あたかも安定元素であるかのように仮定している）。排泄率関数は、多数の核種について ICRP 報告書^{5),6)}等に与えられている。この排泄率関数を用いることによって、取り込み後の時間とその時点での一日あたり排泄量から取り込み量が算定できる。このとき、排泄量のうち尿あるいは糞に排泄される割合が必要である。それらは、それぞれ尿中排泄割合あるいは糞中排泄割合といい、 F_u 、 F_f という記号が与えられている。 F_u 、 F_f は有用な値であるが、それが確定されている核種（元素）は比較的限られている（表3はそれらの値一覧表である）。初期取り込み量がわかれば、呼吸器系モデルあるいは胃腸管モデルを用いて摂取量を算定できる。摂取量からは、ICRP Publication 30 に与えられた年摂取限度の数値を用いて線量を算定する。

表3 全排泄に対する尿中排泄の割合 F_u の一覧表

原子番号	記号	元素名	F_u
1	H	水素	0.6
6	C	炭素	0.036
11	Na	ナトリウム	1.0
15	P	リン	0.9
16	S	硫黄	0.9
17	Cl	塩素	1.0
20	Ca	カルシウム	0.5
26	Fe	鉄	0
27	Co	コバルト	0.7
30	Zn	亜鉛	0.25
37	Rb	ルビジウム	0.75
38	Sr	ストロンチウム	0.80
52	Te	テルル	0.75
55	Cs	セシウム	0.8
56	Ba	バリウム	0.1
79	Au	金	1.0
84	Po	ポロニウム	0.1
88	Ra	ラジウム	0.05
90	Th	トリウム	1.0
92	U	ウラン	1.0
93	Np	ネプツニウム	0.5

ICRP Publ. 10および Publ. 54より引用

3. 1. 尿中の排泄量からの摂取量の評価

(1) 吸入摂取の場合

吸入摂取 t 日後（肺から除去される短期の成分がなくなる。吸入から2～3日以降）に測定された1日当たりの尿中排泄 E_u 、排泄率関数 $Y(t)$ と全排泄に対する尿中排泄の割合 F_u を用いて、摂取量 I は、吸入粒子の空気力学的放射能中央径が $1 \mu\text{m}$ のとき、吸入のクラス別に次式で計算される。

クラスD

$$I = \frac{E_u(t) \exp(\lambda_r t)}{(0.48 + 0.15 f_1) Y(t) F_u}$$

クラスW

$$I = \frac{E_u(t) \exp(\lambda_r t)}{(0.07 + 0.41 f_1) Y(t) F_u}$$

クラスY

$$I = \frac{E_u(t) \exp(\lambda_r t)}{(0.004 + 0.48 f_1) Y(t) F_u}$$

ここで、 f_1 は経口摂取した元素が胃腸管から体液に吸収される割合であり、 λ_r は放射性壊変定数である。これらの式の分母は単位量 (1 Bq) 吸入後の尿中排泄割合を表している。

(2)経口摂取の場合

$$I = \frac{E_u(t) \exp(\lambda_r t)}{f_1 Y(t) F_u}$$

ここで、 f_1 は経口摂取した元素が胃腸管から体液に吸収される割合であり、 λ_r は放射性壊変定数である。これらの式の分母は単位量 (1Bq) 経口摂取後の尿中排泄割合を表している。

(3)トリチウム水

トリチウム水については、摂取量 I は尿中濃度 $U(t)$ Bq / cm^3 より次式を用いて計算される。

$$I = \frac{42,000 \times U(t) \times \exp(\lambda_r t)}{R(t)}$$

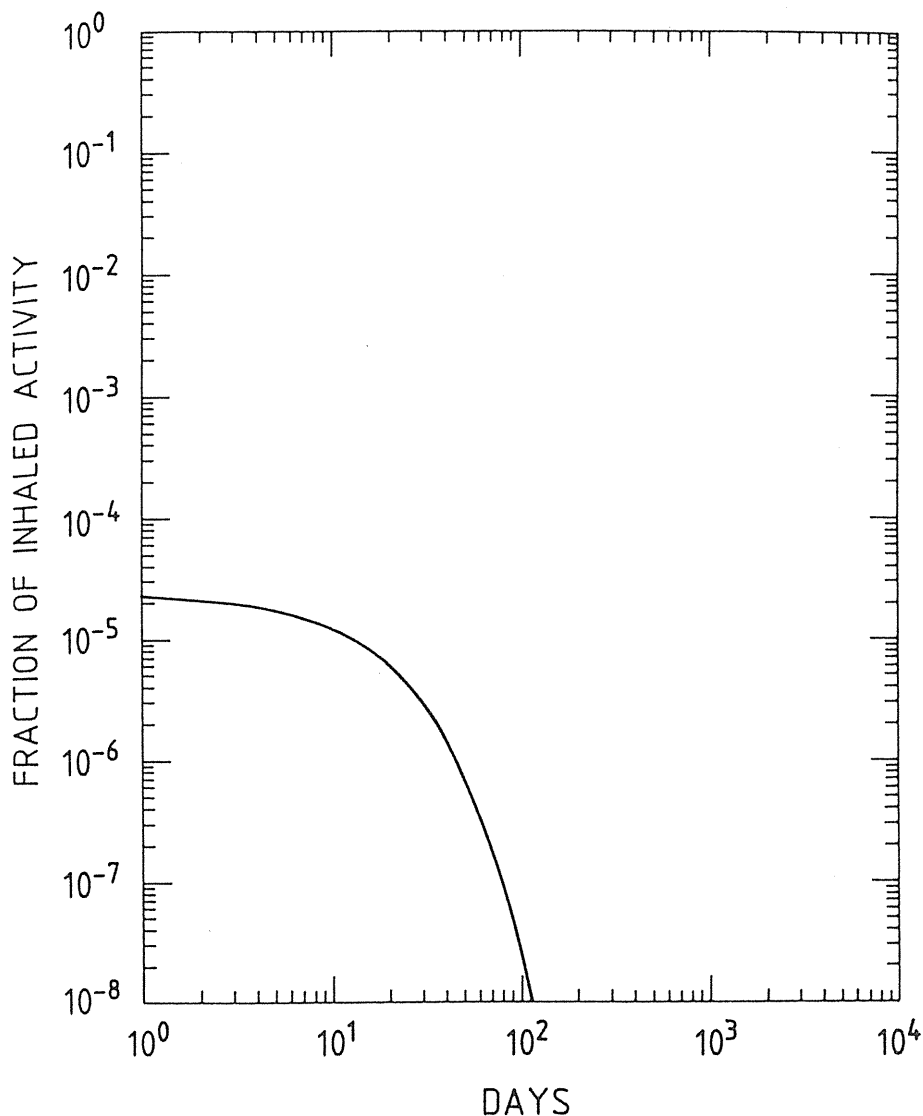
ここで、42,000は標準人の全身に保有する水の量 (cm^3) を表す。 λ_r は放射性壊変定数である。また、 $R(t)$ は体液に単位量取り込んだトリチウムの全身残留関数を表している。

標準的な尿中濃度の時間変化は、ICRP Publication 54 に次式で与えられている。

$$C_u(t) = \frac{1}{42000} \exp \left[-0.693 \frac{t}{10} \right]$$

ここで、 t は摂取後の時間 (日) 、 $C_u(t)$ は、1 Bq 取り込み後の時刻 t における尿中濃度 (Bq / cm^3) である。 $C_u(t)$ のかたちは、図10のとおりである。この場合の $R(t)$ は、次式に相当する。

$$R(t) = \exp \left[-0.693 \frac{t}{10} \right]$$



Tritiated water: Urinary concentration per ml, acute intake.

図10 トリチウム水1 B q摂取後の尿中濃度の時間的变化

3. 2. 糞分析、鼻スミヤからの摂取量の評価

(1)糞分析からの摂取量の評価

ICRP Publication 30の呼吸器系モデル⁵⁾に従えば、空気力学的放射能中央径 (AMAD) が $1 \mu\text{m}$ で吸入のクラスYの化合物を吸入した場合、初期(摂取後約5日)の糞中に排泄される割合は摂取量の約48%である。初期の糞中排泄を E_f としたとき、評価される摂取量 I は、

$$I = E_f / 0.48$$

である。また吸入のクラスWの化合物を吸入した場合に摂取量 I は次式で計算される。

$$I = E_f / 0.41$$

(2)鼻スミヤからの摂取量の推定

AMAD が $1 \mu\text{m}$ で吸入のクラスYの化合物を吸入した場合、鼻スミヤの放射能を N_s としたとき、推定される摂取量は次式によって得られる。

① プルトニウムについて

$$I = 20 \times N_s$$

② プルトニウム以外の核種について

$$I = 40 \times N_s$$

おわりに、本報を作成するに当たって実際の資料の多くをとり揃えて頂いた原研・個人線量管理課体内試料分析係長、服部隆充氏に感謝する。

参考文献

- 1) 日本保健物理学会企画委員会内部被曝線量管理専門小委員会：“内部被曝に関する個人モニタリングの指針” (1983) .
- 2) 服部隆充：“全 β 放射能尿分析におけるバックグラウンドレベルの調査”、JAERI-M85-134、保健物理－管理と研究－No.27、pp131-133(1985) .
- 3) 間辺巖：“広エネルギー領域用 Ge 半導体検出器の特性と体積線源に対する検出効率”、JAERI-M85-134 保健物理－管理と研究－No. 27、pp.189-190(1985).
- 4) 山本峰澄：“トリチウム吸入時の呼気採取時期の考察”、JAERI - M6690、保健物理と安全管理・No. 18、pp.125-126(1976).
- 5) ICRP：“ICRP Publication 30 Part 1、作業者による放射性核種の摂取の限度” (1978)、和訳、日本アイソトープ協会(1980).
- 6) ICRP：“ICRP Publication 10, Evaluation of Radiation Doses to Body Tissues from Internal Contamination due to Occupational Exposure ” (1968).

一般的に参考にした文献

- ・ ICRP：“ICRP Publication 54-Individual Monitoring for Intakes of Radionuclides by Workers: Design and Interpretation”, Annals of the ICRP, Vol.19,No1-3,Pergamon Press, (1988).
- ・ 財原子力安全技術センター：“内部被ばくにおける線量当量の測定・評価マニュアル、(1988) .
- ・ Bruce Boecker, Chairman; Bioassay Procedure Working Group: “Current Status of Bioassay Procedures to Detect and Quantify Previous Exposures to Radioactive Materials”, Health Physics, Vol.60, Sup. 1, pp.45-100(1991).
- G.F.Clemente, A.Delle Site (Edt): “Commission of the European Communities: Assessment of plutonium internal contamination in man”, EUR-7157EN(1982).

3. 内部被曝線量評価の方法と問題点

石 樽 信 人
放射線医学総合研究所

Research Subjects on Internal Dosimetry with Emphasis on Emergency

Nobuhito Ishigure

Division of Radiotoxicology, National Institute of Radiological Sciences

9-1, *Anagawa-4-chome, Inage-ku, Chiba-shi 263 Japan*

ABSTRACT - Dose assessment at emergency is essentially a methodology of presupposition both in external and internal exposures. It is, in other words, a long way to reach an appropriate estimation of dose using limited ambient information. Especially in the case of internal exposure, since the dose is determined by behaviors of radioactive materials in the environment and in the human body following intake, and also by radiation sensitivity of body tissues, we have to consider the dose assessment of internal exposure an tremendously laborious matter.

In the present seminar we report three research subjects on dose assessment of internal exposure with which we are able to deal and subsequently we have to deal in near future in National Institute of Radiological Sciences. The first subject involves problems on metabolism of radioactive materials; 1) how behave the radionuclides contained within the other matrix materials and 2) how is the metabolism modified by the difference in shapes of radioactive particles. The second subject is associated with radiation sensitivity of body tissues; 1) identification of target cells and their spacial distributions in respiratory tract and 2) to obtain scientific basis to determine factors for apportionment of radiation risk among different resions of respiratory tract. As the final subject we describe variability of internal dose among populations; how can we determine variability of dosimetric parameters not to be obtained directly from human data.

I. はじめに

内部被曝の線量評価には、放射性物質の環境中での挙動、摂取後の人体中での挙動、組織の感受性、およびこれら相互の関連の分析が必要であり、途方もなく大変な企てであると演者らは認識している。

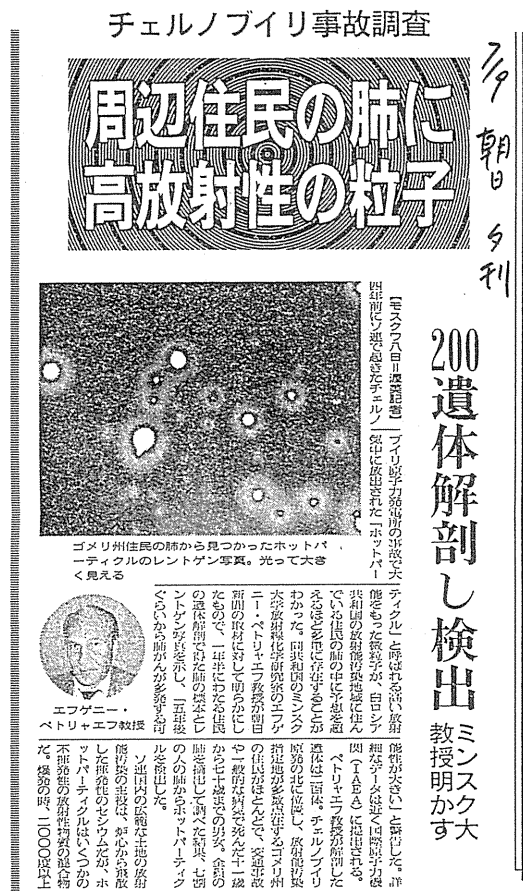
本日の演題は「内部被曝線量評価の方法と問題点」であるが、ICRPの線量評価の体系と具体的な方法については前の2人の演者から適切な解説がなされた。そこで、演者は研究所に属する人間であることもあり、本日は研究の立場に立って、線量評価の問題点を報告する。

研究の立場からの問題点として、演者らが研究上直接関わり得るものについてのみ取り上げる。話題は次の3つである。①代謝データの問題、②組織感受性の問題、なおこの話題ではICRPが改訂を進めている新しい呼吸気道モデルについても触れる、③線量のvariabilityの問題、以上である。

II. 代謝データに関する問題点

1. チェルノブイリ事故のホット粒子

Fig. 1は3年程前に朝日新聞へ掲載されたミンスク大学のペトリアエフ教授の報告である。彼は、チェルノブイリ原発の北のゴメリ州の住民の肺を遺体解剖によって調べたところ、かなり高い割合で図中のオートラジオグラフィが示すような高放射性の粒子(以降ホット粒子と呼ぶ)を見つけた。この報告自体の信頼性を判断する材料は演者らには無いが、仮にこの報告が正しいとしたら、このようなホット粒子の被曝について、いかなる線量評価が可能かという問題を考察してみる。



1990年7月9日 朝日新聞夕刊

Fig.1 A newspaper reporting the lung contamination with hot particles observed in the inhabitants of Byelorussia following the Chernobyl accident.

まず、ホット粒子の正体は何かについて。ハンガリーの Barashazy は、事故の直後に百貨店の空調用のフィルタのダストの中から GM 管を使い高放射性の粒子を10数個見つけた¹⁾。彼は、走査電顕によりこ

これらの粒子は不整形で表面が凸凹していることを観察し、また、特性X線による元素分析から粒子の母材がウランであることを確認した。さらに、半導体検出器による核種分析から、ホット粒子には Table 1 に示す核種が含まれていることを見つけた。そして、それら放射能の割合が、揮発しやすいものを除けばチェルノブイリ原発の燃料のインベントリに比較的近いことから、ホット粒子は事故により放出されたチェルノブイリ原発の燃料の微小な破片粒子であると結論している。

Table 1 Activity in Hot Particles

Nuclides	Activity	CED (Sv/Bq)
95-Zr	0.133	1.9E-08 (W)
95-Nb	0.137	8.3E-09 (Y)
103-Ru	0.116	1.6E-08 (Y)
106-Ru	0.032	1.0E-06 (Y)
134-Cs	0.005	1.2E-08 (D)
137-Cs	0.006	1.6E-10 (D)
140-Ba	0.150	1.7E-09 (D)
140-La	0.112	4.2E-09 (W)
141-Ce	0.135	1.7E-08 (Y)
144-Ce	0.104	7.9E-07 (Y)
89-Sr	0.063	8.4E-08 (Y)
90-Sr	0.006	2.9E-06 (Y)
238-Pu	0.000005	3.2E-04 (Y)
239-Pu	0.00001	3.2E-04 (Y)
242-Cm	0.001	1.5E-05 (W)
Total	1.00015	

この報告を勘案すると、前述のミンスク大学のペトリャエフ教授の報告にある肺の中のホット粒子の正体は、ハンガリーの学者が見つけた燃料の破片粒子である可能性がきわめて高いと推察される。

ところで、このホット粒子に含まれる各々の核種の肺の預託等価線量は、ICRP30によると、Table 1 の一番右の欄に示した値となる²⁻⁴⁾。この場合、ホット粒子全体の線量評価値として、この預託等価線量に放射能を各々掛けて合計すればよいとはおそらく誰も考えないであろう。ウランの母材に取り込まれた核種が生体内でどのように挙動するかについて基礎的データが不足しておりよく分からないからである。このように何かの母材に含まれる別の核種がどのような生体内挙動を示すかという問題について、その一例として、演者らは、ウランではないが、プルトニウムの母材に含まれるアメリシウムの肺からのクリアランスを検討したことがある⁵⁾。その結果を次節に示す。

2. プルトニウム母材中のアメリシウムのクリアランス

Fig.2 に、ラットの肺の中のアメリシウムとプルトニウムの比を約500日間追跡した結果を示す。これは、4匹のラットに少量のアメリシウムを含む酸化プルトニウムのエアロゾルを吸入し、肺の中のアメリシウムとプルトニウムの放射能を NaI (Tl) シンチレーション検出器でラットを生かしたまま体外から計

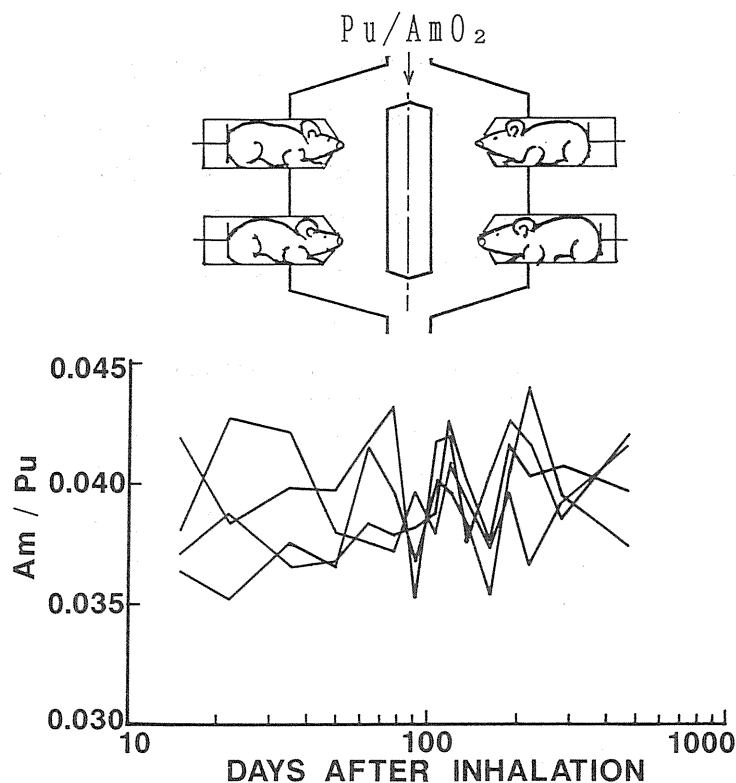


Fig.2 Ratio of Am/Pu in rat lungs following inhalation of PuO_2 aerosols contained with trace amount of ^{241}Am

測・追跡した結果である。なお、体外計測の方法については演者らの別の論文を参照されたい⁶⁾。この図より、Am / Pu 比は若干凸凹はしながらも、どの個体をとっても、吸入投与からかなりの長期に亘り一定値 4% を維持していることが分かる。凸凹の理由は体外計測の誤差が元々数% から 10% あるのでその誤差のせいである。また、吸入に用いたプルトニウムの原液及び吸入粒子を捕集したエアフィルタの分析から得られた Am / Pu 比も 4% であり体外計測の結果とよく一致していた。以上より、酸化プルトニウム母材に含まれているアメリシウムの場合には肺の中で長期に亘り、プルトニウムに随伴して挙動すると結論付けられた。しかしながら、前述のウランを母材とするホット粒子に話を戻すと、含有核種の全てがウランと随伴して挙動するか否か、実験的な証拠は無く、特に緊急時を意識した時、信頼性の高い線量評価を行なうためには化合物個々について代謝データが求められているだけでは充分ではなく、混合物や母材の中の核種にも着目して今後代謝データを集積する必要があると考えられる。

3. 粒子の形状の影響

次に前述のホット粒子は形が不整形で、表面が凸凹していたことを思い出して見ると、酸化ウランであれば、化学形が同じであるならば、どの粒子も同じ挙動を示すか否か、という問題について考察する。

Fig.3 は、演者らの酸化プルトニウムの肺深部残留率に関する測定データである⁷⁾。つまり、前節で述べたように、酸化プルトニウムをラットに吸入し、肺に残留するプルトニウムを体外から測定・追跡した結果である。残留曲線は、最小自乗法により図中の関数で近似された。つまり、77% は半減期 51 日でクリアランスされるが、残りの 23% はきわめて長期間肺に留まることが示された。図中のもう 1 本の曲線は、アメリカのパシフィックノースウエストラボラトリ、通称バットル研究所で測定された同じく酸化プルトニウムの残留曲線である⁸⁾。演者らの残留曲線は、これと比べゆるやかなクリアランスパターンを示し

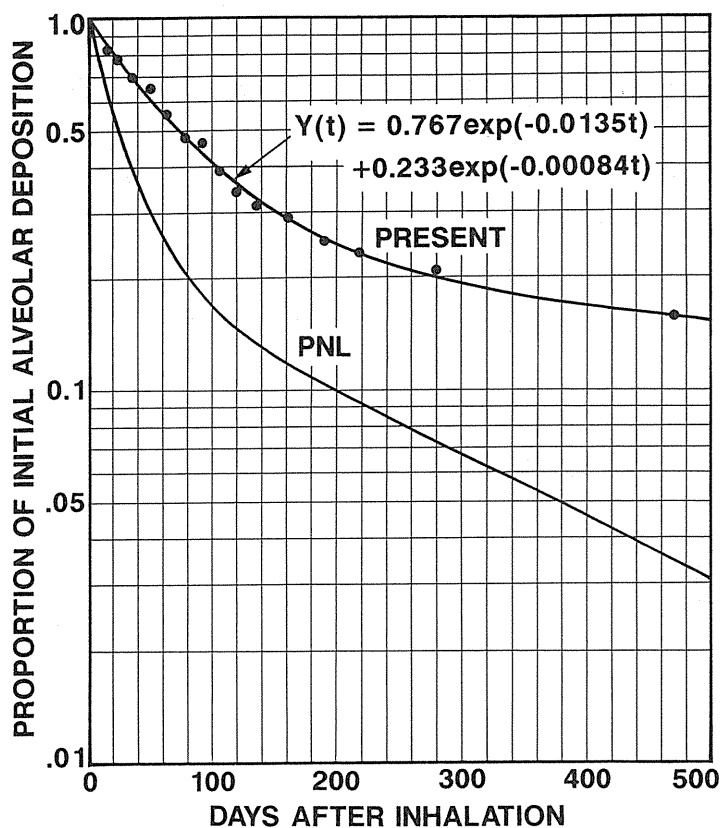


Fig.3 Lung retention of Pu in rats following inhalation of PuO_2 aerosols.

た。積分線量をそれぞれの残留曲線を基に計算すると1年後には2倍の開きを生じた。バツテル研の報告によると、彼らが吸入している酸化プルトニウムエアロゾル粒子は、形状が不整形とのことである⁸⁾。一方演者らのエアロゾル粒子は、その発生法から球形の理想的な粒子に近いと推察され^{9,10)}、演者らは、このような粒子の形状の差異が残留特性の違いの主な原因となったのではないかと推察している。つまり、演者らのデータは、化合物として同じものであっても粒子の形状が異なると線量が大きく変化する可能性のあることを示唆している。

4. まとめ

以上、緊急時を意識した代謝研究の問題として、①母材の中に含まれた核種の生体内挙動の解明の必要性、②粒子の形状の影響の解明の必要性、つまり、実環境中の放射性粒子をよく模擬した実験研究が必要であることを述べた。

Ⅲ. 組織の感受性の問題

1. 呼吸気道の放射線感受性

いわゆる平均線量が生物影響の原因量として有効なのは、厳密に言うると二つの条件が満たされる時、即ち、細胞の感受性が一様であること、および線量-効果関係に比例性が成立する時、である。ところで、呼吸気道の構造は、組織学者の考えるところによると、Fig.4に示したように、気管支の内腔は数種類の細胞からなる上皮組織で被覆されている¹¹⁾。つまり図に示すように、粘液や漿液を分泌する細胞、繊毛の生えた細胞、これらの細胞の基となる基底細胞などから構成されている。これらのうちで、分裂再生像の

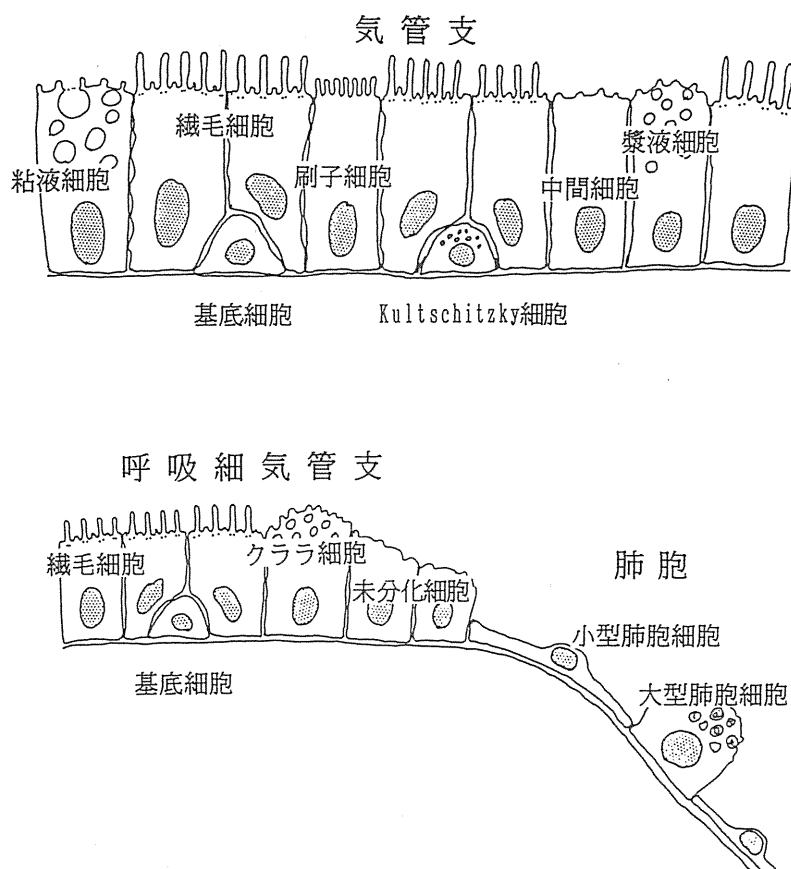


Fig. 4 Schematic drawing of the wall structure of respiratory tract; from H. Ohtsu ¹¹⁾.

観察や、癌組織の病理組織学的な形態的類似性の観察から、癌の起源となる可能性がわずかでも考えられる細胞は、基底細胞、粘液細胞、Kultschiky細胞、Clara細胞、そして大型肺胞細胞とのことである¹¹⁾。このように、上皮組織は感受性の一様ではない細胞から構成されているので、もしも沈着粒子が α 放射体の場合にはエネルギー付与分布が著しく不均等となるため、少なくとも放射線生物学上は平均線量は有効ではない。では、このような場合どのように線量を評価するかという問題であるが、一つの便法としては、このような複雑な組織構造を、計算可能な幾何学モデルに置き換え、そのモデルの上でエネルギー損失過程を計算するというアプローチが考えられる。

2. ICRPの新しい呼吸気道モデルにおける気管支の断面

ICRPが改訂を進めている新しい呼吸気道モデルにおける気管支部位の断面構造をFig. 5に示す。表面に5 μ mの粘液層、その下が6 μ mの纖毛層、さらにそこから10 μ m下に厚さ30 μ mの粘液を分泌する分泌細胞の層、その下に分泌細胞に食い込む形で基底細胞層が分布しており、分泌細胞の層と、基底細胞の層を感受性のある部分と見なし、この層について線量を評価するよう勧告する予定とのことである¹²⁾。そこで演者らは、このような気道モデルを使った時にいかなる問題が生じるかを明らかにするために、 α 核種について、こうした新しい気道モデルに基づき線量の計算を試みた¹³⁾。

3. 気管支線量の組織深さ方向分布

計算結果をFig. 6に示す。横軸に組織内深さ、縦軸に気道表面の1 mm^2 あたりに α 壊変が1回起こっ

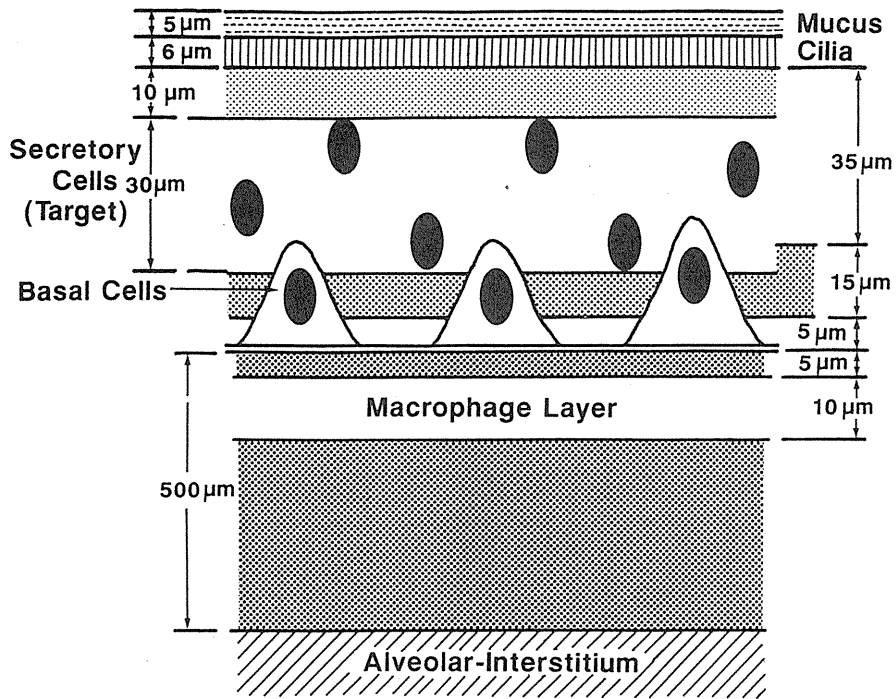


Fig.5 ICRP model of target cell nuclei and the wall of bronchi.

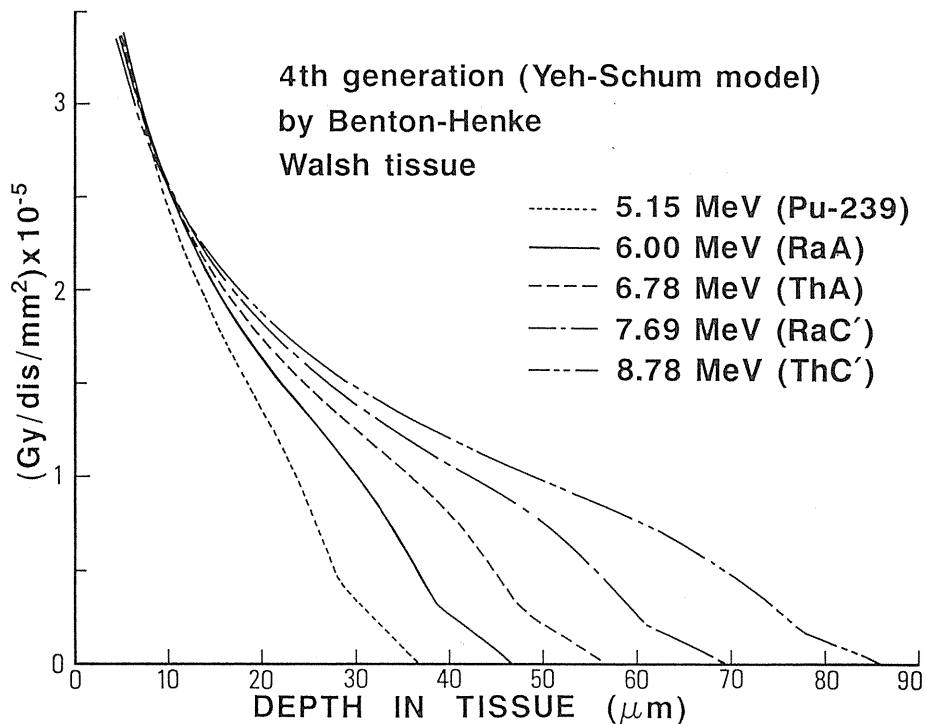


Fig.6 Depth dependence of dose by α -particles at the wall of bronchi.

た時の線量を示す。Yeh-Shum の気道モデル¹⁴⁾における第4分枝の気管支について計算したものである。α粒子のエネルギーは、²³⁹Pu、RaA(²¹⁸Po)、ThA(²¹⁶Po)、RaC'(²¹⁴Po)、ThC'(²¹²Po)からのものを選んだ。沈着量とクリアランスの半減期とからある任意の時間の壊変数を与えれば、この図の縦軸の値を掛けることにより任意の深さの組織の線量が得られる。ここで、前述のICRPの模式図と対

比してみる。すると²³⁹Puでは、線源がもしも気道の表面にある場合には分泌細胞の上の方の一部分のみに低い線量を与えるだけであることが分かる。また、RaAについてもα線は、基底細胞を殆ど照射しないことが分かる。この分泌細胞が確かに感受性細胞であるか否かは、必ずしも実証されたわけでは無いので、もしも分泌細胞が発がんに関係しないとしたら、気道表面にあるRaAは全く無駄玉を射っていることになる。このように、何が感受性細胞かということ、および線源の空間分布について、仮定ひとつで線量の値が大きく異なるため、感受性細胞の確かな同定とその空間分布、また線源の時空間分布に関し、より確かな知識が必要と考えられる。

4. 組織荷重係数の気道内各領域への分配

新しいモデルでは、呼吸気道の感受性細胞として、気管支領域の分泌細胞と基底細胞、細気管支領域の分泌細胞、肺泡領域の組織全体、および胸部のリンパ組織の組織全体を仮定し、各々について吸収線量を計算した上で肺に関する組織荷重係数を各領域に適切に割り振って線量の値に乘じ、サンメンションするという手順に従い、等価線量を計算するように求める予定とのことである¹²⁾。ここで、組織荷重係数の分配係数についてであるが、ICRPの内部でも分配係数をめぐり色々と議論が繰り返されたと推察され、Table 2の一番右の欄に示したような経緯をたどり、最終的には各領域に荷重係数を均等に割り振るよう決定したと伺っている¹⁵⁾。分配係数の値がこのように容易には決められなかったという事実自体、分配係数の値が相当に問題をはらんでいることを示唆しており、今後更に検討が進められなければならない課題と考えられる。

Table 2 Partiton of Radiation Risk Among Respiratory Tract Tossues

Resion	Tissues for dose calculation	Factors for Apportionment
Bronchial	Secretory and basal cell layer	0.8 → 0.6 → 0.33
Bronchiolar	Secretory (or Clara) cell layer	0.15 → 0.3 → 0.33
Alveolar	Whole tissues	0.05 → 0.1 → 0.33
Lymphatics	Whole tissues	0.001

この新しいモデルと気道の感受性に関し興味深い研究発表が最近2つなされたのでここに紹介する。今年(1993年)の9月にイギリスで内部被曝に関するCECのワークショップが開かれたが、その折の発表である。

①NRPBのBaileyによるもので、彼は今回の呼吸気道モデルの改訂にも作業班の一員として深く関わった研究者であるが、新しいモデルによって²³⁹Puの線量計算を試みた所、肺の預託等価線量はクラスYの場合、旧モデルによる値の約3分の1になると報告した¹⁶⁾。演者らが推察するに、不溶性のプルトニウムでは、α線エネルギーの大部分が肺泡の部分に吸収されるので、この領域の荷重係数が3つの領域への割り振りによって3分の1に低下したことがこうした線量評価値の低下をもたらしたのでは無かろうかと考えている。つまり、彼の結果は、荷重係数を分配する時、いかなる値に割り振るかが、線量の値に

直接関わる重大な問題であることを示していると思われきわめて興味深い。

②同じく NRPB の Birchall による報告で、ラドンの子孫核種の線量換算係数を新しいモデルで計算すると 1 WLM 当たり 13mSv となり、ウラン鉱夫の疫学データから導出された 1 WLM 当たり 5 mSv という値よりも大きくなることを示した¹⁷⁾。この差異に関しては、 α 線の放射線荷重係数20という値や、肺の組織荷重係数0.12という値また、前述した3つの気道領域への荷重係数の分配の仕方といった感受性に関する計算上の基本的な仮定に問題が残されていることを示唆しておきたいへん興味深い発表であった。

5. まとめ

以上、組織の感受性に関して、①呼吸気道における感受性細胞の同定とその空間分布をより確かなものとする必要があること、および②呼吸気道の各領域への荷重係数の割り振りに対するより確かな科学的根拠を求める必要があること、の2点について述べた。

IV. 線量の VARIABILITY

1. VARIABILITY

線量の計算には、当然のことながら何らかのモデルが使用される。そのモデルは必然的に平均的あるいは標準的なヒトを表現したものとなっているはずである。従ってモデルがいくら精密に作られていようとも、人間の集団の中の個人個人を取り上げた場合、標準からははずれているのが普通であるから、このような場合に標準的なモデルによって計算された線量は、集団の中の個人個人を対象とした時どれくらいの広がりを持っていると考えなければならないのであろうか、ここで演者が述べようとしている variability とはそういう問題意識のことである。

吸入摂取の場合、内部被曝の線量 (E) は次式に示すように近似的には、吸入量 (A)、呼吸気道への沈着率 (D)、組織における残留率 (R)、正確には、残留率の積分、これらの積に組織の感受性 (S) を乗じたもの、これを組織の重量 (W) で割った値に比例すると言える。

$$\text{線量 (E)} = \text{常数} \times \text{吸入量 (A)} \times \text{沈着率 (D)} \times \text{残留率 (R)} \times \text{感受性 (S)} / \text{重量 (W)}$$

ここで、これらを ICRP の用語で表せば、最初の3つの変数の積は、ある組織の中で50年間に発生する壊変の総数、即ち Us に対応したものであり、感受性は組織荷重係数 Wt に対応する。また、組織の重量の逆数は第一近似として比吸収割合 (SAF) に対応していると言ってよい。

ここで、一例として成人男子の集団を考えた場合、前述の式の中の5つの変数はそれぞれに集団の中にある分布をもっている。議論を簡単にするため、すべての変数が対数正規分布に従うと仮定し、各々の変数の幾何学的標準偏差を σ_A 、 σ_D 、 σ_R 、 σ_W 、 σ_S と置く。各変数が独立である場合には、線量に関する総合的な分布の幾何学的標準偏差 σ_E は、次式で計算される。

$$[\log(\sigma_E)]^2 = [\log(\sigma_A)]^2 + [\log(\sigma_D)]^2 + [\log(\sigma_R)]^2 + [\log(\sigma_S)]^2 + [\log(\sigma_W)]^2$$

では、各変数の幾何学的標準偏差は、成人男子の場合いかなる値であろうか、演者らには現在この問題について情報が無い。ここでは、参考として実験動物での実例を示す。以下の数値はすべて Albuquerque の吸入毒性研究所 (ITRI) の結果である。吸入量に関し、ビーグル犬で1.2~1.3^{18,19)}が、沈着率はビーグル犬の場合1.4~1.8、ハムスターでは1.4²⁰⁾が報告されている。残留率に関しては、ビーグル犬で1.4~1.5²¹⁾、組織重量はやはりビーグル犬で1.5²¹⁾と報告されている。感受性についてはデータが見当たらない。演者らも実験動物のデータをわずかながら持っている。ラットの肺深部への酸化プルトニウムの初期沈着

量の分布を調べたことがあるのでその結果を次節に示す。

2. ラットにおける肺深部初期沈着量の分布

Fig. 7に、演者らがラットに酸化プルトニウムを吸入した時の肺深部への初期沈着量の分布を示す。吸入実験を11回実施した結果を集積したものであるが、一回毎の exposure、即ち吸入エアロゾル濃度の時間積分が必ずしも各実験毎に同じとはならないので、沈着量をその exposure で割った値に関し分布を求めたものである。なお、沈着量の測定には演者らが開発した体外計測法を用いた⁶⁾。一見しただけでは、沈着量が正規分布に従うのかそれとも対数正規分布に従うのかの判断が難しいが、試みに、対数正規確率紙にプロットすることにした。なお、異常に沈着量の少ない数匹のラットのデータは、実験上のアーチファクトと判断致し統計から除外した。

その結果を Fig. 8に示す。これより、測定結果は比較的直線によく乗ることが分かり、対数正規分布に従うと判断した。同図で84%点の横軸を読み取ると1.3となり、演者らのラットの吸入実験では、比較的均一な沈着量が観察された。

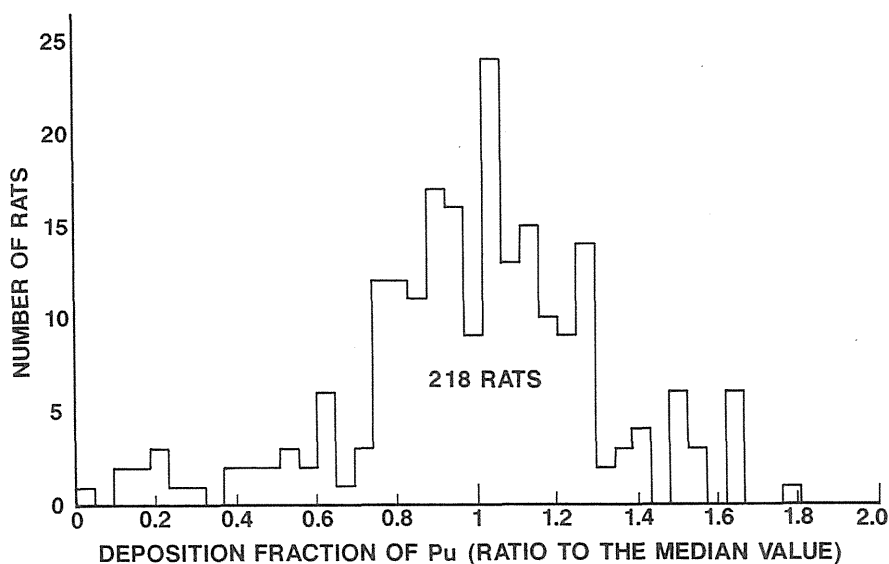


Fig.7 Distribution of intial lung burdens of Pu in rats.

ここで、根拠は薄弱ではあるが、またこの確かな根拠が少ないという点こそが本日強調したい問題点でもあるわけであるが、一例として、吸入毒性研究所でのイヌのデータおよび演者らのラットのデータを参考にし、各変数の幾何学的標準偏差の値として、吸入量を1.3、沈着率を1.5、残留率を1.6、重量を1.5、感受性を2.0と仮定した。その結果、総合的な標準偏差は2.85となった。幾何学的標準偏差2.85の時の対数正規分布を Fig.9 に示す。この図より、中央値の2倍以上の被曝線量を受ける個人が全体の4分の1以上いることが分かる。また、5倍以上の線量を受ける個人も約6%いることになり、個々の変数が実際の成人男性の集団でいかに分布しているかを可能な限り正しく把握することが、特に集団の被曝を生ずる可能性のある緊急時の評価には、その variability を評価する上で今後大切な課題のひとつとなるものと考えられる。

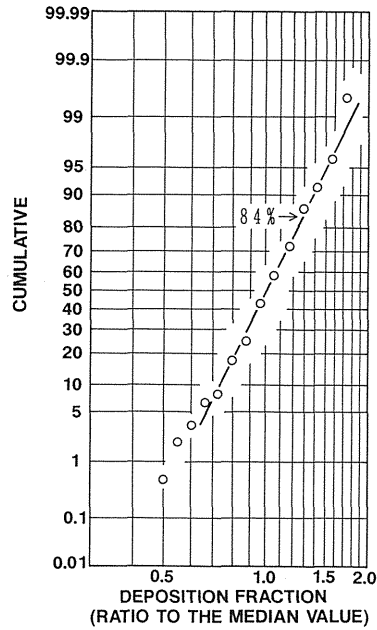


Fig.8 Analysis of the initial lung burdens by log-normal probability paper.

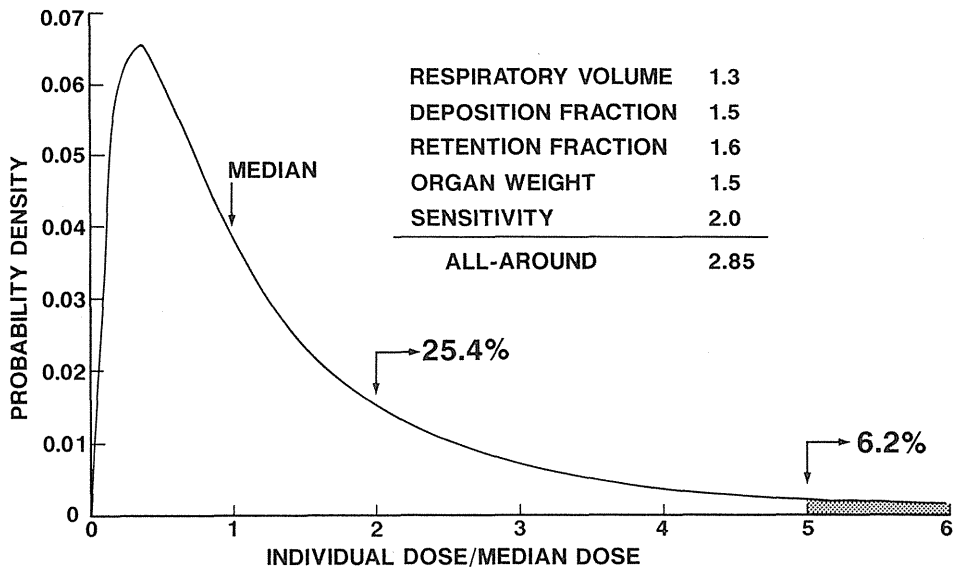


Fig.9 Theoretical distribution of the population doses assuming a median dose of unity and a geometric standard deviation of 2.85.

3. まとめ

variability の評価の問題に関して、ここでは、対数正規分布を仮定したきわめておおざっぱな議論をしたが、感度解析の方法や計算機シミュレーションを使って、より詳しく評価するにはどのような方法が適切かという方法論の問題、また、人間のデータが調査によって得られるもの、例えば、臓器の重量の分布などはよいかも知れないが、人間のデータが直接得られにくい沈着率、残留率等代謝のデータ、感受性などを実験動物のデータを求めながらそれらをどのように使っていくかといった課題が今後重要かと思われる。

V. むすび

線量の評価は、外部被曝、内部被曝を問わず本質的に予測の科学である。つまり限られた客観的情報から、どれだけ誤りの少ない予測をなしうるかの科学である。が、外部被曝の場合は、信頼性の高い放射線場の測定が可能である場合が比較的多く、かつ、場の数値から被曝線量に至るまでの距離は比較的近い。これに対し、内部被曝の場合は、場を構成する要件が多い上に(空气中放射能濃度以外に、化学形、浮遊粒子のサイズ、形、密度、等)、これらに対する知識から線量の数値を評価するまでには、さらに様々な医学生理学上の情報を取得し、色々なモデル・仮定を設定するという道程を歩まねばならない。これが緊急時ということになると、緊急時というのは、元来が計画外の事象であるために、線量評価の入力条件に対する正しい情報が必然的に得られにくくなり、予測にも不確実さを伴う。

本日は緊急時を意識した時の線量評価上の問題点として、演者らが直接関わり得るもの、また関わらねばならないものをまとめて報告した。まず、代謝研究の問題として、①母材の中に含まれた核種の生体内挙動の解明の必要性、②粒子の形状の影響の解明、つまり、実環境の放射性粒子を十分よく模擬した研究が必要であることを指摘した。次に、組織の感受性に関して、①呼吸気道における感受性細胞の同定とその空間分布をより確かなものとする必要があること、および②呼吸気道の各領域への荷重係数の分配に対する科学的根拠を求める必要があること、の2点を述べた。最後に variability に関して、人間のデータが直接得られ難いパラメータを実験動物のデータを集積しながらそれらをいかに用いるべきかといった課題の重要性について述べた。

参考文献

- 1) Balashazy, I et al. (1988): Examination of Hot Particles Collected in Budapest Following the Chernobyl Accident. *Radiat. Prot. Dosimetry*, 22, 263-267.
- 2) ICRP (1979): ICRP Publication 30, Supplement to Part 1. *Annals of ICRP* 3(1-4).
- 3) ICRP (1981): ICRP Publication 30, Supplement to Part 2. *Annals of ICRP* 5(1-6).
- 4) ICRP (1982): ICRP Publication 30, Supplement A to Part 3. *Annals of ICRP* 7(1-3).
- 5) 石樽信人、仲野高志、榎本宏子、稲葉次郎 (1992): 肺におけるアメリシウムと酸化プルトニウムの随伴挙動. *日本放射線影響学会・第35回大会講演要旨集* P. 326.
- 6) Ishigure N. et al. (1992): Assessment of Initial Alveolar Deposition on Rats Exposed to Plutonium Aerosols Using a Whole Body Counter. *Hoken Butsuri (J. Jpn. Health Phys. Soc.)*, 27, 135-142.
- 7) 石樽信人、仲野高志、榎本宏子、稲葉次郎 (1992): 体外計測法による酸化プルトニウムのラットの肺における残留率の測定. *日本保健物理学会第27回研究発表会要旨集* P. 40.
- 8) Sanders C.L. et al. (1986): Low-Level Inhaled-²³⁹PuO₂ Life-Span Studies in Rats. in "Life-Span Radiation Effects Studies in Animals: What Can They Tell Us?" (eds Thompson, R. C. and Mahaffey, J.A., Office of Scientific and Technical Information), 429-449.
- 9) Raabe, O.G. et al. (1975): Development and Use of a System for Routine Production of Monodisperse Particles of ²³⁸PuO₂ and Evaluation of Gamma Emitting Labels. *Health Phys.* 28, 655-667.

- 10) 山田裕司 他 (1992): ネブライザで発生させた酸化プルトニウムエアロゾルの粒子性状. 保健物理, 27, 197 - 204.
- 11) 大津裕司 (1991): 肺がんの標的細胞.” 粒子状物質の吸入とその生物作用の発現機構” (編集 松岡理 他, 放医研), 127 - 132.
- 12) Bair, W. J. (1991): Overview of ICRP Respiratory Tract Model. Radiat. Prot. Dosimetry, 38, 147-152.
- 13) 仲野高志、石樽信人 (1992): α 放射体による気管・気管支の線量の計算. 日本保健物理学会第27回研究発表会要旨集 p.41 .
- 14) Yeh, H. and Schum, G.M. (1980): Models of Human Lung Airways and Their Application to Inhaled Particle Deposition. Bull. Math. Biol. 42, 461-480.
- 15) 松岡理 (1993): 私信
- 16) Bailey, M. R. (1993): The New ICRP Model for the Respiratory Tract. Abstracts of Workshop on Intakes of Radionuclides.
- 17) Birchall, A. and James, A.C. (1993): Sensitivity Analysis of the Effective Dose per Unit Exposure from Radon Progeny Using the New ICRP Lung Model. Abstracts of Workshop on Intakes of Radionuclides.
- 18) Cuddihy, R. G. et al. (1973): Respiratory Tract Deposition of Inhaled Polydisperse Aerosols in Beagle Dogs. Aero. Sci., 4, 35-45.
- 19) Pickrel, E. et al. (1971): Normal Respiratory Parameters of Unanesthetized Beagle Dogs. Lab. Anim. Sci., 21, 677-679.
- 20) Cuddihy, R. G. and Boecker, B.B. (1973): Controlled Administration of Respiratory Tract Burdens of Inhaled Radioactive Aerosols in Beagle Dogs. Tox. and Appl. Pharm., 25, 597-605.
- 21) Boecker, B. B. and Cuddihy, R.G. (1974): Toxicity of ^{144}Ce Inhaled as $^{144}\text{CeCl}_3$ by the Beagle Dog: Metabolism and Dosimetry. Radiat. Res., 60, 133-154.

1. 血球算定による個人の線量評価

鎌田七男、田中公夫

広島大学原爆放射能医学研究所

Biological Dosimetry in Human Hematopoietic Cells

Nanao Kamada and Kimio Tanaka

Research Institute for Nuclear Medicine and Biology,

Hiroshima University

1-2-3 Kasumi, Minami-ku, Hiroshima 734 Japan

ABSTRACT - Measurement of blood cell count is one of the most important, convenient and reliable method for estimation of exposed dose after accident. Furthermore, morphological changes in peripheral blood and bone marrow are useful for determination of therapy, like a bone marrow transplantation in cases exposed more than 5 Gy. Lymphocytes are most sensitive to radiation and the decrease of 50% of lymphocyte count is speculative for 1.5 Gy exposure to radiation. Seventy five percent of decrease of lymphocytes within 24 hours seems to be exposure to more than 3.0 Gy or more of radiation.

Recently, whole chromosome painting method is available to estimate the exposure dose. Furthermore, fluorescence in situ hybridization(FISH) method of prometaphase cells gives us more precise dose estimation. Application of this method to A-bomb survivors was presented. We believe FISH method, either chromosome or prometaphase cells, will be a useful for estimation of exposed radiation in the near future.

1. 血液による生物学的被曝線量の推定について

血液による被曝線量の推定の意義は①体外被曝直後では身体の部分的被曝の時でも推定可能であり、②迅速性、非侵襲性、簡便性であり、経時的観察が可能であること、また、③被曝後早期に予後の推定や治療計画に役立つ点である。

2. 急性放射線障害時の血液異常の種類

表1に示すように、末梢血細胞の数的・形態的異常がみられ、線量推定の有力な指標となる。また、骨髄細胞の数的・形態的異常も有効な手段であるが、頻回に骨髄穿刺を行う場合は穿刺部位の選択が必要である。

表1 急性放射線障害時の血液異常の種類

1. 末梢血細胞の数的・形態的異常
 - 白血球減少
(とくにリンパ球、顆粒球減少が重要)
 - 血小板減少
 - 小核形成、drumstick 様核異常
2. 骨髄細胞の数的・形態的異常
 - 骨髄有核細胞の減少
 - 分裂細胞の減少
 - 2核細胞、染色体橋形成など

3. 急性放射線症における造血器障害の位置づけ

造血組織の障害は1～10 Gy までの急性照射で著明となる。10 Gy 以上では消化器の、50 Gy 以上では中枢神経系の、障害がそれぞれその主役となる。

表2 急性放射線症における造血器障害の位置づけ
(ICRP Vol.2, No.1, 1978 年を改変)

線量の範囲(Gy)	0～1	1～2	2～8	6～10	10～20	50以上
主な障害器官	—	造血器	造血器	造血器	消化器	中枢神経
特徴的症状	—	中程度の白血球減少	著明な白血球減少、脱毛	紫斑出血感染	下痢発熱	けいれん運動失調
潜伏期間	—	3時間	2時間	1時間	30分	—
治療法	精神療法	血液学的観察	輸血・抗生物質	骨髄移植を考慮、成分輸血	姑息的治療	対症療法

(ICRP Vol.2, No.1, 1978年を改変)

表2には線量範囲ごとの主な障害器官、特徴的症状、潜伏期間、可能な治療法を記載した。ヒトのLD 50が4～4.5 Gy であるため、このあたりの被曝線量を越えた被曝かどうかの判断がとくに早期に求められる。

4. 血液所見からの被曝線量の推定

血球算定は線量評価のために重要な方法であるので、最初の2日間には数回行い、その後も1日に1回の検査を行うのが望ましい。24時間前後におけるリンパ球、好中球の25%、50%、75%の減少に基づく推定被曝線量は表3に示すごとくである。

表3 血球減少率からみた全身被曝線量

血球減少	被曝当初における血球減少率		
	25%	50%	75%
リンパ球	0.6	1.5	3.0 Gy
好中球	0.8	1.9	3.9 Gy

近年になって Fluorescence in situ hybridization(FISH) 法が可能になってきたため¹⁾、染色体着色法により線量効果を十分検討した後、染色体転座に伴う異常を間期細胞核で判断する方法を試みた。

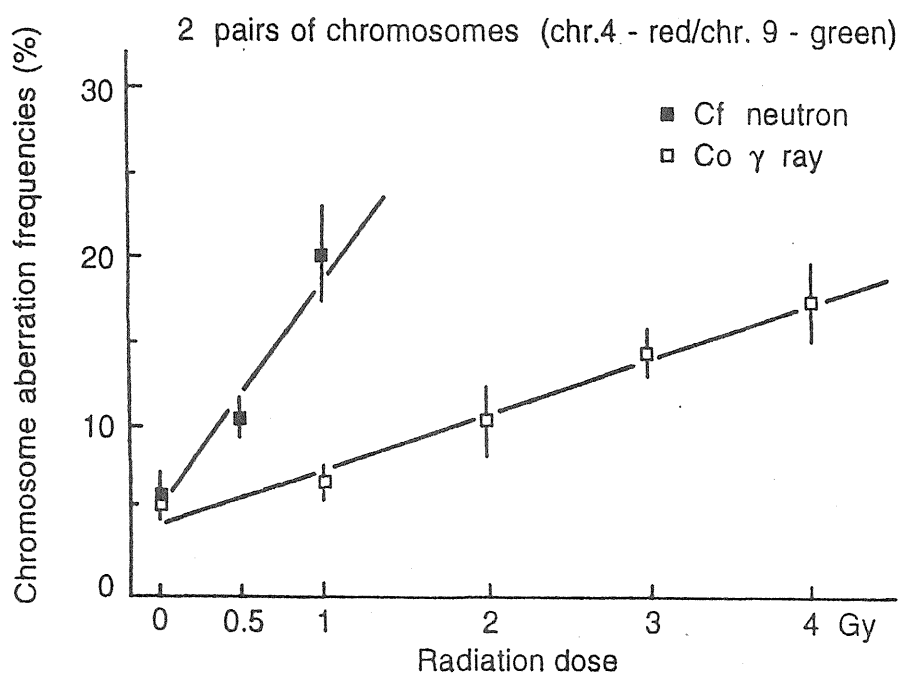


図1 Frequency of abnormal interphase cells induced by γ ray and neutron detected by FISH

図1は4番染色体が赤に染まるように、又9番染色体が緑に染まるように前処置として Cf および Co γ 線をそれぞれ線量照射したあとの異常頻度を示したもので、Cf 中性子も Co γ 線も 1 Gy あるいは 4 Gy あたりまでは直線的に異常が検出することがあるので今後の検討が必要であるが、少なくとも個人個人の放射線被曝量をかなり細かい範囲まで推定できる方法と考えられる。

参考文献

Cremer T., Popp S., Emmerrich P., Lichter P. and Cremer C. (1990) Rapid metaphase and interphase detection of radiation-induced chromosome aberrations in human lymphocytes by chromosomal suppression in situ hybridization. Cytometry 11, 110-118.

2. 染色体分析による個人の線量評価

早 田 勇
放射線医学総合研究所

Dose Estimation by Chromosome Analysis

Isamu Hayata

Division of Radiation Hazards, National Institute of Radiological Sciences

9-1, Anagawa 4-chome, Inage-ku, Chiba-shi, Japan 263

ABSTRACT

In this paper radiation dosimetry by chromosome analysis of peripheral lymphocytes is described as follows. a) General features of lymphocytes (number, location, and life span). b) Types of chromosomal aberrations used as markers in the radiation dosimetry. c) Methods of dose estimation by means of chromosome analysis. d) Individual difference in the yield of chromosome aberrations. e) The dose range which can be estimated by means of chromosome analysis. f) Chromosome aberrations caused by the environmental natural radiation.

The theoretical limit of dose range to be estimated by means of the chromosome analysis is considered from about 2 rads to 800 rads in low LET radiation exposures. The lowest limit for a practical use is considered about 20 rads and analysing chromosome aberrations caused by such a dose range to obtain statistically significant data takes one technician one week laboratory work. Necessities of establishing a biodosimetry center where technicians and equipments will be stationed, and of developing the automate system for the analysis of radiation induced chromosome aberrations are also mentioned.

1 緒言

放射線に被曝すると細胞のDNAが損傷する。損傷の大部分は被曝後数時間以内に正常に修復される。正常な修復に失敗しDNA鎖の結合ミスが起こると染色体異常が生ずる。ヒトの末梢血リンパ球のほとんど(99.8%以上)はGo期と呼ばれる細胞分裂をしない状態にあるが、分裂誘起剤(PHAなど)で分裂させその染色体を分析することができる。リンパ球の染色体異常は電離放射線に鋭敏に反応して出現し、非常に低い線量域から比較的高い線量域までにわたって明確な線量効果関係を示す。リンパ球は全身を循環しているため、身体のどの部分に被曝があってもその影響を受け、被曝のすぐれた検知器となる。ま

た、その採取は容易であるので検査材料として好都合である。

本章では末梢血リンパ球の染色体分析による被曝線量推定法につき、①末梢血リンパ球の数、体内での分布、寿命、②線量推定に用いられる染色体異常の種類、③染色体異常の出現頻度から線量を算定する方法、④放射線によって誘発される染色体異常の頻度の個体差、⑤染色体分析で推定可能な線量範囲、⑥環境自然放射線によって生ずる染色体異常という順序で述べ、染色体分析による個人の線量評価につき論議する。

2 末梢血リンパ球の数、体内での分布、寿命

リンパ球について IAEA Technical Reports Series No. 260 (1986)¹⁾では次の様に述べている。若成人では体内に約5兆個のリンパ球を持ち、それらの多くは脾臓、リンパ節、その他の組織中に存在しており、末梢血にあるのは全リンパ球の2%程度である。リンパ球の大部分(約90%)は寿命が長く半減年数は約3年と推定され、一部(約10%)のリンパ球の寿命は短く1~10日間で半減する。リンパ球の新生交換率は2~5%/日である。リンパ球のうちの80%は平均すると30分位しか末梢血に居らず、大部分の時間を脾臓、リンパ節、その他の組織中で過す。一度組織中に戻ったリンパ球が末梢血に再び出るのは約12時間後である。リンパ球は末梢血と組織中とをたえず循環しているため、末梢血リンパ球を分析することは体内の組織中のリンパ球についても同時に分析することを意味する。

3 線量推定の指標となる染色体異常

ヒトの染色体は22対の常染色体と1対の性染色体からなる46本で構成されている。正常では、各染色体には動原体と呼ばれるくびれが1ヶ所づつある。従って、動原体の数は1細胞に46あり、相互転座など染色体の構造異常が起きても1細胞中のその合計数は変化しない。

リンパ球(G₀期細胞)が放射線に被曝すると、生ずる染色体異常はDNAの2重鎖の両側損傷由来タイプの染色体型異常となる。一方化学物質の場合には一般にはDNAの2重鎖の片側損傷由来タイプの染色分体型異常となる。染色体型異常と染色分体型異常は被曝後の第1回目の分裂中期で図1のごとく、異なる形態をとり区別できるが、第2回目の分裂期では区別不能となる。従って放射線による染色体異常を分析する場合、末梢血リンパ球を37℃でPHAを添加して培養し、第1回目分裂中期細胞の収率が高くなる約48時間後に固定した標本を用いる。標本作製法の詳細は別著(早田、1993)²⁾を参照されたい。

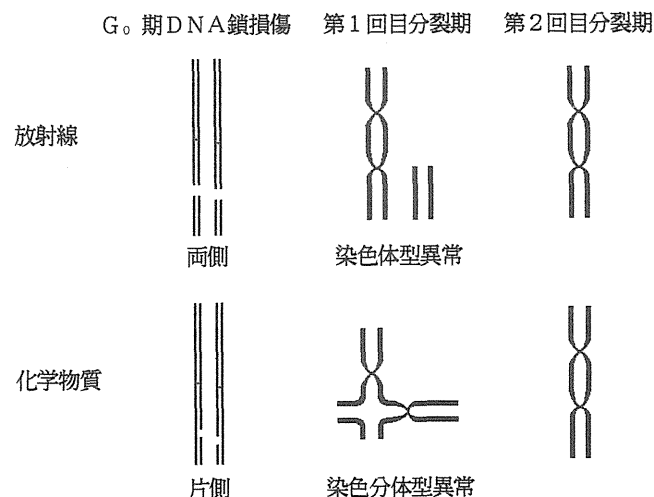


図1 放射線と化学物質による染色体異常の相違

放射線の被曝線量推定の指標となる染色体異常には1損傷に基づく異常と複数損傷に基づく異常とがある。それらの異常のうち、細胞分裂によって消失してしまうものを不安定型異常、消失せずに子孫細胞に伝わってゆくものを安定型異常と呼ぶ。安定型異常となるか不安定型異常となるかはDNA鎖が修復される時の接続相手の相違により決まる。

1損傷に基づく染色体異常は切断型異常で不安定型であり、〔端部欠失染色体+染色体断片(フラグメント)〕となる。2損傷に基づく染色体異常は交換型異常と呼ばれ、1本の染色体内の2ヶ所に生じた損傷に基づくものと、2本の染色体のそれぞれに1ヶ所ずつ生じた損傷に基づくものがある(図2、図3)。1染色体内2損傷に基づく場合、不安定型異常として、〔環状染色体+フラグメント〕または〔中間部欠失染色体+環状フラグメント〕が形成され、安定型異常として〔挟動原体逆位〕または〔偏動原体逆位〕が形成される。環状フラグメントはしばしば点のように小さく、そのような時には微小断片と呼ぶ。2染色体間2損傷に基づく場合、不安定型異常として〔2動原体+フラグメント〕が形成され、安定型染色体異常として〔相互転座〕が形成される。3損傷以上、すなわち3損傷またはn損傷、に基づく染色体異常としては3動原体またはn動原体などがあり、高LET放射線や高線量の被曝でしばしば出現する。それらは2個またはn-1個のフラグメントを伴う交換型の異常である。

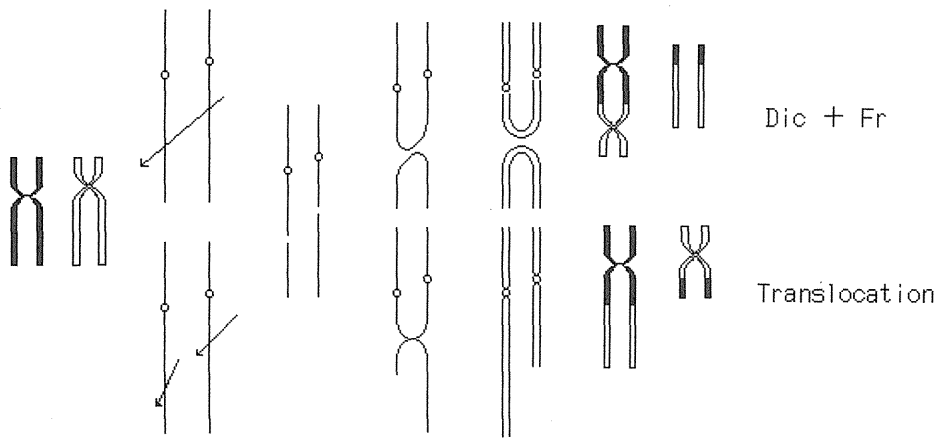


図2 2動原体と相互転座の形成

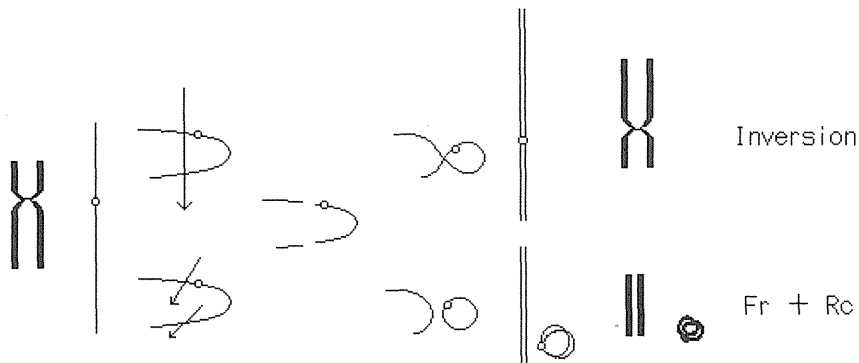


図3 逆位と環状染色体の形成

4 染色体異常の出現頻度から線量を算定する方法

4-1 不安定型染色体異常 (Dic、Rc、exFr) を指標とする場合

複数個の動原体を持つ多動原体や環状染色体やフラグメントなどの不安定型染色体異常は、形態的特徴から、核型分析法によらず顕微鏡下でそのまま識別できる。これまでに実施された染色体分析による線量推定は、ほとんどの場合これらの不安定型染色体異常を計数したものである。染色体異常の出現頻度を出す場合、1 損傷に基づく異常と 2 損傷に基づく異常とを別にする。すなわち、2 動原体と環状染色体 (Dic + Rc) は一緒にし、2 動原体や環状染色体とは独立に形成された過剰フラグメント (exFr) は別に計数する。多損傷に基づく多動原体はその動原体数から 1 を減じた数の 2 動原体が形成されたとする。すなわち、3 動原体は 2 動原体が 2 個形成されたと見なし、2 損傷型異常に含めて計数する。

不安定型染色体異常 (Dic + Rc, exFr) の出現頻度を Y、線量を D とすると、

$$Y = A + \alpha D + \beta D^2$$

という関係がある。ここで A はバックグラウンド値、 α 、 β はそれぞれ放射線の 1 飛跡事象、2 飛跡事象に関わる係数で、実験によって求められる。

過剰フラグメント (exFr) は 1 飛跡事象であるため β が 0 であり線量効果関係は直線となる。

2 動原体 (Dic) と環状染色体 (Rc) は 1 飛跡事象と 2 飛跡事象に基づく場合がある。X 線や γ 線など低 LET (Linear Energy Transfer) 放射線の場合、飛跡の単位長さ当りのイオン化頻度が低く、1 飛跡で 2 (多) 損傷を生じさせる可能性は低い。線量が上昇するに従い飛跡数が増え 2 飛跡 2 損傷に基づく Dic と Rc の出現率が高くなる。その結果低 LET 放射線の場合の Dic + Rc の線量効果関係は低線量時には直線的となり高線量時には 2 次曲線的となる。一方中性子線、陽子線、 α 線など高 LET 放射線の場合、LET が高くなるに従い飛跡の単位長さ当りのイオン化頻度が高くなり、1 飛跡で 2 (多) 損傷を生じさせる可能性が高くなる。そのため Dic + Rc の線量効果関係は高 LET 放射線では直線化する。

同じ線量の場合 LET が高い程損傷を多く生じさせるため、高 LET 放射線による染色体異常頻度は低 LET 放射線に比較して高い。

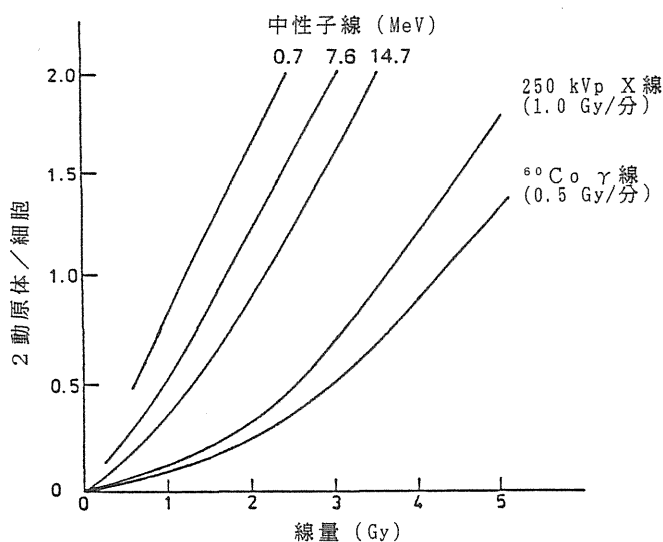


図4 種々の線源により得られた線量効果曲線 (IAEA, 1986より)

2 飛跡 2 損傷による交換型染色体異常は第 1 の飛跡による損傷が修復される前にその近くで第 2 の飛跡による損傷が生じなければ生成されない。従って、低 LET 放射線による場合には線量率効果が顕著となる。ところが高 LET 放射線による場合、染色体異常のほとんどが 1 飛跡によるものであるため線量率の影響は顕著ではない。

図 4 に英国国立放射線防護院 (NRPB) で作成した (ICRP, 1986)¹⁾ エネルギーの異なる 3 種のニュートロン、250kVp X 線 (1.0Gy / min)、⁶⁰Co γ 線 (0.5Gy / min) の線量効果曲線を示す。図 5 に同 NRPB の研究者たちによって作成された (Purrott と Reeder, 1976)³⁾ 線量率 3,000rad / 分と 400rad / 分の ¹³⁷Cs γ 線を照射して得た線量効果曲線を示す。

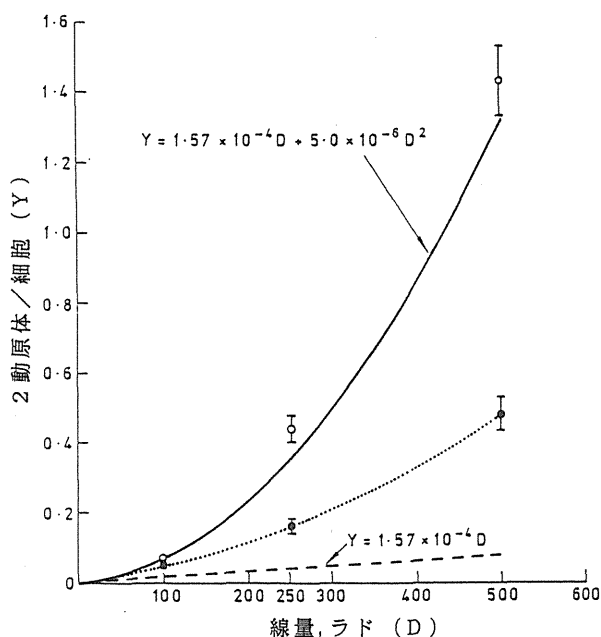


図 5 線量率の異なる γ 線の線量効果曲線。実線は 2,000 ラド / 時、細波線は 500 ラド / 時、波線は α 項を示す (Purrott & Reeder, 1976 より)

4-1-1 単一の線源により短時間で全身に均一被曝をした場合

末梢血リンパ球の染色体分析によって被曝線量を推定する場合、採血したばかりの新鮮な末梢血を使い、温度、容器などを人体と同じ物理的条件になる様にして種々の線量で照射実験を行ない、染色体異常の出現頻度を実測し最尤法により $Y = A + \alpha D + \beta D^2$ の α 、 β を求める。そしてその式に被曝者の末梢血リンパ球中の Dic + Rc (または exFr) の出現頻度を代入し被曝線量 D を求める。

Brewen ら (1972)⁴⁾ は事故により ⁶⁰C. γ 線を全身にほぼ均一被曝した被災者の末梢血リンパ球の染色体分析を行なった。非被曝者から採血した末梢血リンパ球を使った実験による線量効果関係の値、および被曝者の経時的採血により得た観察値を表 1、表 2 に示す。表 2 から被災者の末梢血中の不安定型染色体異常の出現頻度は被曝後 32 日目まで低下していないことが解る。表 1 の値から α 、 β を求め、被災者の被曝線量は Dic + Rc の頻度から 144R、exFr の頻度から 135R と推定された。表 3 に示す様に物理的推定線量は正中線平均線量として、127R であった。この値は表 3 から解るようにやや低く見積もられていることを考慮すると染色体異常分析による推定線量は物理的推定線量と非常に良く一致している事が解る。

表1 ^{60}Co γ 線の急性照射時の線量効果関係

線量	分析細胞数	Dic+Rc/100細胞±SE	exFr/100細胞±SE
0	300	0.0	0.0
50	300	4.7±1.2	4.0±1.2
100	300	13.0±2.1	5.7±1.4
150	300	22.3±2.7	10.0±1.8
200	300	38.3±3.6	16.3±2.3
300	300	88.0±5.4	35.0±3.4
400	300	146.7±7.0	61.3±4.5

(Brewenら, 1972より)

表2 染色体異常の出現頻度の経時的変化

被曝後日数	Dc+Rc/100細胞±SE	exFr/100細胞±SE
0.25	25.0±2.9	9.3±1.8
1	25.7±2.9	14.7±2.2
4	24.3±2.8	9.0±1.7
11	21.3±2.7	9.0±1.7
18	18.0±2.4	7.0±1.5
25	22.0±2.7	6.3±1.4
32	23.0±2.8	9.6±1.8
39	17.7±2.4	7.7±1.6
46	14.0±2.2	7.7±1.6
53	12.0±2.0	7.0±1.5
67	13.7±2.1	7.0±1.5
81	15.3±2.3	9.0±1.7
95	14.0±2.2	6.7±1.5
137	11.7±2.0	7.3±1.5

(Brewenら, 1972より)

表3 物理学的推定線量

部位	線量(R)
左前部ウェスト	260
前部ウェスト	275
前中胸部	256
前上胸部	236
生殖腺	213
前頭部	135
後頭部	46
後部ウェスト	69
後中胸部	154
後上胸部	66
腸	166
腎臓	103
脾臓	115
胃	163
体中線平均	127

(Brewenら, 1972より)

4-1-2 2種類の線源で被曝した場合

混合比が解ればそれぞれの線源での被曝線量を求めることが以下のようにして可能である (IAEA Tech. Rep. Ser. No.260, 1986)¹⁾。

例えば中性子 ($Y_1 = A + \alpha_1 D_1 + \beta_1 D_1^2$) と γ 線 ($Y_2 = A + \alpha_2 D_2 + \beta_2 D_2^2$) による被曝であったとすると、

1. 観察によって得た染色体異常の出現率 Y_a がすべて中性子によるものとして線量 D_a を算定する。
2. 混合比からこの中性子線量 D_a をもとにした γ 線の線量 D_b を算定する。
3. 線量 D_b によって γ 線で生ずる染色体異常の出現率 Y_b を γ 線の線量効果曲線から求める。
4. 観察値 Y_a より算定値 Y_b を除して得た値が中性子によるものと仮定して中性子線量を求める。
5. 自己矛盾がなくなるまで2~4をくり返し、帰結した値がそれぞれの線源の線量となる。

4-1-3 身体の一部に被曝した場合

Dolphin(1969)は次のような方法を提案している。

被曝細胞のそれぞれに何個の染色体異常が生ずるかという確率は低く一様であるため、各被曝細胞に形成された染色体異常の数の分布はポアソン分布に従う。異常を持った細胞は明らかに被曝細胞であるが、異常を持たぬ細胞は、非被曝細胞と、被曝したが異常が形成されなかった細胞つまりポアソン分布の第一項に相当するものである。

従って、被曝細胞中の異常染色体の頻度をY、被曝細胞中の分析細胞の割合をf、観察細胞をN、検出した異常染色体の数をX、異常を持たない細胞の数を n_0 とすると

$$Y / (1 - e^{-Y}) = X / (N - n_0) \quad \text{①}$$

$$Y f = X / N \quad \text{②}$$

という関係式が成立する。

①②から最尤法でYとfが求まり、従って部分被曝線量Dは $Y = A + \alpha D + \beta D^2$ を解くことにより求まる。

身体の被曝部位の割合をF、被曝細胞のうち分裂中期に入ることが出来た細胞の割合をPとすると

$$F = (f / P) / (1 - f + f / P) \quad \text{③}$$

$$p = e^{-D/D_0} \quad \text{④}$$

となる。

D_0 は被曝細胞の死亡率が37%となる線量で、実験によって値が出せるから身体における被曝部位の割合Fは③④から求まる。 D_0 は ^{60}Co γ 線で350rad (Matsubaraら, 1974)⁶⁾、250kVpのX線で250rad (Lloydら, 1973)⁷⁾と推定されている。

Dolphinらの方法では1細胞当たり2個以上の不安定型染色体異常を持った細胞がかなりの数必要であり、従ってこの方法は比較的高線量被曝の場合に限って適用可能である。また、新生リンパ球が末梢血に入り染色体異常を持たぬ細胞集団の構成が変わる前の被曝後数週間以内においてのみ適用できる。

4-1-4 Qdr法

SasakiとMiyata(1968)⁸⁾は全身、部分のどちらの場合であっても被曝後の時間経過にかかわらず適用可能なQdr法を発表している。

Qdr法は被曝していることが確実である第一回目分裂中期で染色体型の不安定型染色体異常(Dic, Rc, exFr)を持った細胞集団中におけるDic + Rcの出現頻度の線量効果関係から被曝線量を推定する方法である。

検出したDic + Rcの数をX、不安定型染色体異常を持った細胞の数をNu、不安定型染色体異常を持った細胞中におけるDic + Rcの出現頻度を Y_1 、不安定型染色体異常を持った細胞中におけるexFrの出現頻度を Y_2 とすると、

$$Qdr = X / Nu = Y_1 / (1 - e^{-Y_1 - Y_2})$$

となる。

不安定型染色体異常を持った細胞中におけるDic + RcおよびexFrの出現頻度の線量効果関係は実験によって求めることができるので、この式から線量が求まる。Qdr法による推定線量と、すべての観察細胞中におけるDic + Rcの出現頻度の線量効果関係から推定した線量との差が少なければ全身均一被曝

に近いことが推測されるが、身体の被曝部分の割合の推定は Qdr 法ではできない。また、小部分の被曝や被曝後非常に長い年月を経過している場合には不安定型異常を持った第一回目分裂中期細胞が少ししか出現しないため精度が悪くなる。

図 6 に不安定型染色体異常細胞の出現頻度と Qdr 値の経時的観察結果を示す(石原、1976)⁹⁾。不安定型染色体異常細胞の頻度の大幅な低下があっても、Qdr 値はほぼ一定の値を保ち、長期間にわたり被曝線量の推定に利用できることが解る。

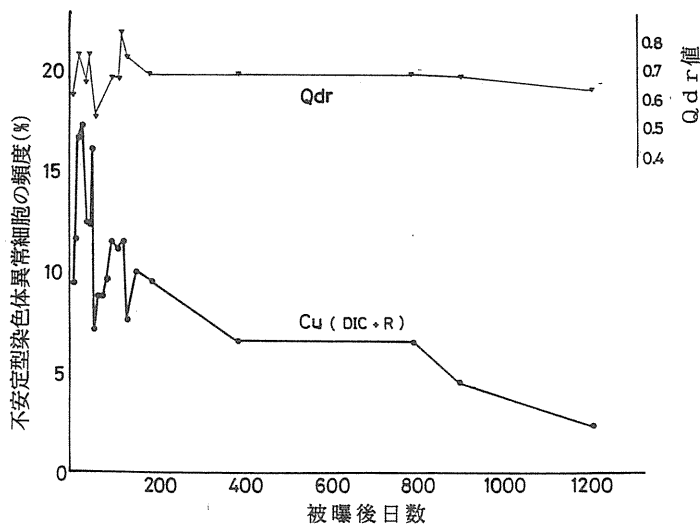


図 6 Qdr 値と不安定型染色体異常細胞の経時的解析結果 (石原、1976より改写)

4-2 安定型染色体異常 (転座、逆位) による線量推定

安定型染色体異常を持った細胞は細胞分裂によって失われることは無いため、染色体異常を持たない細胞との割合は時間経過にかかわらず変わらないと考えられる。

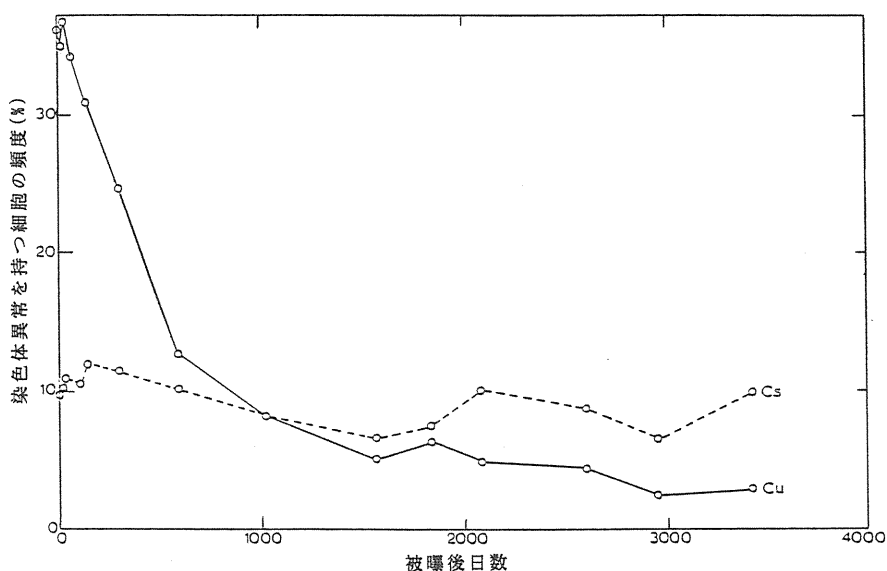


図 7 安定型、不安定型染色体異常細胞の頻度の経時変化 (Bucktonら、1967より)

安定型染色体異常の出現頻度の線量効果関係を $Y_s = A + \alpha D + \beta D^2$ 、染色体異常を持たない細胞を N_0 、安定型染色体異常を持った細胞の数を C_s とすると

$$C_s / (N_0 + C_s) = 1 - e^{-Ys}$$

となり、核型分析により安定型染色体異常の出現頻度が計数できれば被曝線量の推定が可能である。

図7に Buckton ら (1967)¹⁰⁾が報告した強直性脊椎関節炎の放射線治療患者の末梢血リンパ球中の安定型染色体異常細胞 C_s と不安定型染色体異常細胞 C_u の頻度の経時的変化のグラフを示す。図から C_s の頻度には経時的変化が少ない事、および、 C_u の頻度は被曝直後には C_s の頻度を大幅に上回るが、急速に低下し、約3年後には逆転することが解る。

Awa (1990)¹¹⁾は広島、長崎の原爆被爆者について被曝後約35年を経過した後に採血して染色体分析を行った結果、35年を経ても明らかに被曝線量に相関して染色体異常(約90%は安定型染色体異常)細胞の出現頻度が高くなっていると報告している。

安定型の染色体異常はこのように長期間にわたり被曝線量を反映する良い指標となるが、その検出には大きさや分染パターンにより個々の染色体を整理して並べて異常染色体を判定する核型分析法によらねばならず、不安定型染色体異常の20倍以上の時間と手間がかかるため、これまでは実用的ではなかった。ところが最近染色体着色法で簡単に検出できるようになり、実用の可能性が高くなってきた。

4-2-1 染色体着色法による安定型染色体異常の分析

米国ローレンスリバモア研究所の Pinkel ら (1988)¹²⁾はヒトの23対の染色体のうち特定の対のみを DNA in situ 分子交雑法で蛍光染色する染色体着色法を開発した。この方法では蛍光染色(着色)した染色体と他の(非着色)染色体との間で生じた交換型異常は、安定型(相互転座)であれ、不安定型(2動原体)であれ、切断再結合部を境として着色部と非着色部のモザイクパターンを示し、着色した1個の染色体が2つに分離することから簡単に識別できる(図2参照)。

染色体着色法では着色した特定の染色体対に生じた異常のみが検出されるため、細胞当りの染色体異常の頻度から線量を算定するためには補正が必要となる。

放射線による染色体の損傷はランダムであるから染色体の長さに比例して生じ、従って染色体異常も染色体の長さに比例した頻度で生ずると考えられる。全染色体に対する着色した染色体対のDNA量の割合を r とすると全染色体の転座頻度 Y_t と検出できた転座頻度 Y_p は以下のような関係にある(Lucas ら 1992)¹³⁾。

$$Y_t = Y_p / 2.05r(1 - r)$$

Lucas らはヒトの1番、3番、4番染色体を着色して染色体異常を解析し、従来の核型分析による結果と比較したところ、従来法による結果と有意差が無い結果が得られたと報告している。

5 放射線によって誘発される染色体異常の個人差

放射線による染色体異常の出現頻度の個人差は、普通はあまり顕著ではないが、DNA修復系酵素の欠損異常患者などでは当然のことながら正常人に比べ高い頻度で染色体異常が誘発される。Sasaki ら (1970)¹⁴⁾は染色体が過剰である先天異常患者(ダウン症やクライフェルター症)では明らかに健常人より高い頻度で放射線による染色体異常が誘発されると報告している。その異常頻度の上昇は転座や2動原体などの交換型の染色体異常によるものであり、exFrは寄与していない。彼らはまた、健常人を含め、新生児では誘発される異常の頻度が高く、その後徐々に低下し、1~2才位から成人と同程度の値になると報告している。新生児のリンパ球が放射線によって高頻度で染色体異常を誘発するという結果は、

Lloyd と Reeder (1978)¹⁵⁾によっても確認されている。Lineiecki ら (1971)¹⁶⁾は放射線による Dic の出現率の年齢による影響を調べ、0才から70才までの間 Dic の出現率は徐々に低下するが、Rc の出現率にはそのような傾向はみられなかったと報告している。

我々は放医研で放射線治療を行なった子宮癌患者の末梢血リンパ球の染色体分析を行なっている (Hayata ら、1992)¹⁷⁾。子宮癌治療では1回に1.8Gy のX線または γ 線を体盤リンパ節に十分に当たる様にして週5回の頻度で照射を行う。これらの患者では照射方法、線量、照射部位の大きさには大差が無かったが、検出した染色体異常 (Dic + Rc) は100細胞当り15.5~110と大きく異なっていた (表4)。また、70才以上の患者では平均照射線量は56.5 Gy で Dic + Rc の出現頻度は35.2/100細胞であった。60才以下の患者のそれらの値は54.3 Gy と61.0/100細胞であり、高齢者では放射線による染色体異常の出現頻度は有意に低下していた。

表4 子宮がん放射線治療患者22名の末梢血リンパ球に検出された二動原体と環状染色体の100細胞中の出現頻度 (★)

症例	年齢 (歳)	治療前 (★)	治療初期 (★) (Gy)		治療後 (★) (Gy)		照射野 (mm ²)
WS	52	0	2.5	1.8	58	56.6	160×160
KT	55	0.5	—	—	69	64.1	160×90
SH	62	×	—	—	×	55.6	140×150
TM	49	0	—	—	38	52.1	140×100
SiT	59	0	0.5	1.8	97	50.4	150×150
MY	50	0.5	2.0	1.8	31	49.4	150×160
IH	58	0.5	10.5	3.6	—	50.4	150×150
US	60	0	4.5	3.6	—	54.1	170×200
HK	54	0	0	1.8	73	53.1	175×150
FK	81	0	0.5	1.8	15.5	56.6	170×190
HM	74	0.5	1.0	1.8	24.5	56.4	150×180
SK	67	1.0	0	1.8	85	56.6	160×150
MH	75	0	0	1.8	55	57.7	160×150
IT	69	0.25	2.0	1.8	29	56.9	160×170
IN	70	0	0	1.8	35	56.6	170×160
SM	62	0	1.5	1.8	53	55.3	170×160
NH	84	0	0	1.8	33	54.9	170×160
NoM	69	1	2.5	1.8	27	55.1	170×160
TK	68	0.5	1.5	1.8	45	56.1	170×170
OT	74	0	1.0	1.8	48	56.8	165×143
SaT	62	0	0	1.8	42	54.9	170×160
NaM	67	0	3.0	1.8	110	56.9	160×160
平均	64.6	0.22	1.73	2.0	51	55.3	158×158

6 染色体分析で推定可能な線量範囲

被曝線量の増加に従い染色体異常の出現頻度は増加するが、ある線量を超えると、染色体異常の形成に関与しない過剰な飛跡の増加率が染色体異常の誘発頻度の上昇率を上回る。さらに線量が大きくなると、今後は染色体異常の出現頻度は逆に低下し始める。

Norman と Sasaki (1966)¹⁸⁾は1.9 MeV のX線を線量率100~200 rad /分 で15~3,000 rad ヒトの末梢血に照射した実験から Dic + Rc の出現頻度は500 rad 以上で飽和状態になっていると述べている。Norman と Sasaki の実験データを元に Lloyd と Edwards (1983)¹⁹⁾は500 rad 以上のデータを除外した場合の線量効果曲線式の α 、 β の値を求めた。表5はその結果を示す。 α の値が負になっているのは、15 rad で Dic + Rc の出現頻度が0 / 576細胞であった事と、バックグランド値を5 / 10,000とした事に

よる。βの値は500 rad から上昇せずに低下していることが解る。またばらつき(χ²)も拡大してきており、Lloyd と Edwards によれば、この結果から染色体分析で推定可能な線量の上限は600~800 rad であろうと述べている。

表5 高線量域を除いた場合の係数 α βと適合度

最大線量	α ± SE × 10 ⁻⁴	β ± SE × 10 ⁻⁶	χ ²	D F	p
2,000	4.3 ± 2.2	2.3 ± 0.30	193	10	<0.001
1,200	1.52 ± 1.21	3.6 ± 0.28	44	9	<0.001
800	0.17 ± 0.77	4.5 ± 0.25	13.5	8	0.10
600	-0.40 ± 0.55	4.9 ± 0.23	6.9	7	0.44
500	-0.78 ± 0.50	5.2 ± 0.28	3.02	6	0.81

(Lloyd & Edwards, 1983より)

染色体異常を指標としてどれ程低い線量までが推定可能であるかという試みは Pohl-Rüling ら(1983)²⁰⁾と Lloyd ら(1992)²¹⁾によって行なわれた。Pohl-Rüling らによれば 2 rad から Dic + Rc の出現頻度の上昇が認められると述べている。Lloyd らも線量推定の限界値は 2 rad 位であろうと述べている。図8に両者の報告と、5~30 rad までのデータを示すため Takahashi ら(1982)²²⁾の報告を元で作成した線量効果関係グラフを示す。このような低線量域の被曝線量推定には膨大な数の染色体の分析が必要となる。ちなみに、Pohl-Rüling らの仕事は10研究所の共同研究で約 6 万細胞(約280万個の染色体)を分析して得たものであり、Lloyd らの仕事は 6 研究所の共同研究により約 9 万 5 千細胞を(約440万個の染色体)を分析して得られたものである。

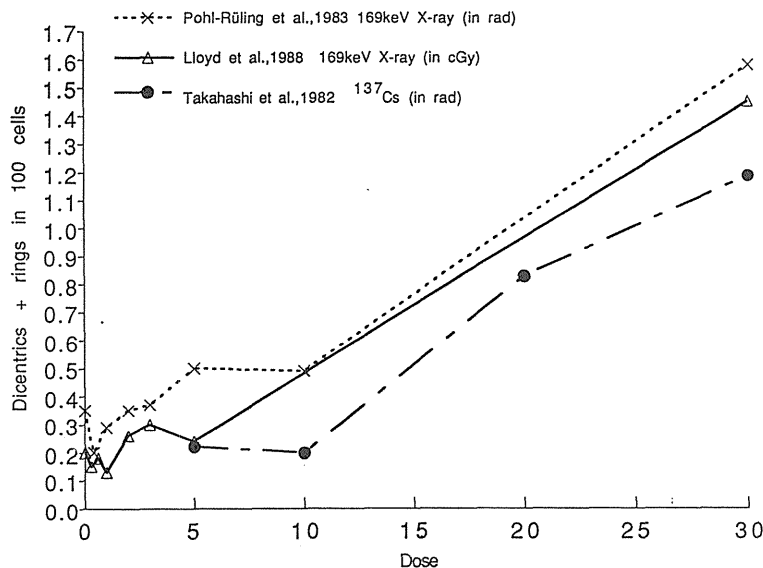


図8 染色体分析法による線量推定の低線量限界域における Dic + Rc の線量効果関係

統計的に意味のある値を得るために必要な分析細胞数は、予想される真の値 P から δ の間隔以内に観察値が存在する確率を95%とするような細胞数を N とすると

$$Z_{0.05} = \delta \sqrt{P(1-P)/N}$$

となる。Z_{0.05}は95%信頼水準因子で1.96である。

表6 分析すべき細胞数

δ \ P	0.1	0.01	0.001
± 10%	3,457	38,832	383,776
± 20%	864	9,508	95,944
± 50%	138	1,521	15,351

この式により算出した分析すべき細胞数は表6に示す。染色体分析作業者が1日に分析できる細胞数は300~350細胞といわれている。Dic + Rcが100細胞当たり1個出現する線量域で線量推定を行なうためには δ の値が±50%である場合で、1,521細胞分析する必要があるということになる。これは1作業者の1週間分の仕事量に相当する。1人の被曝者の線量推定のための染色体分析作業の実用上の限界を1週間/1作業者とすると、染色体分析法での線量推定が可能な限界は100細胞当たり1個のDic + Rcが出現する程度の被曝線量ということになる。図8から、X線や γ 線の場合のその線量は約20 radに相当する。

結論として染色体分析で推定可能な実用上の線量範囲はX線、 γ 線による全身均一急性被曝の場合20 rad (cGy) から800 rad(cGy) 位ということになる。

7 環境放射線によって生ずる染色体異常

Tomomuraら(1983)²³⁾は医療被曝や職業被曝の無い(影響が無視できる)成人および新生児を選び、末梢血リンパ球中に出現する染色体異常の頻度の分析を行なった。その分析結果の一部を要約し表7に示す。新生児ではDic + Rcは発見されず、20才代、30才代と年齢が高くなるに従いDicの出現率が 1.70×10^{-4} /細胞/年の割合で直線的に上昇すると述べている。Dicの出現率の増加が自然放射線によるものとして、自然放射線による被曝線量を100ミリレムと仮定すると、1レム(10年間)当りのDicの増加は、1.7個であると述べている。

表7 不安定型染色体異常(Dic, Rc, Fr)の自然発現出現頻度

年齢	人数	分析細胞数	Dic(100細胞中)	Rc	Fr
20代	13	12,495	9(0.07)	1	11
30代	20	20,322	17(0.08)	1	26
40代	22	21,560	25(0.12)	1	24
50代	21	18,546	26(0.14)	4	20
60代	20	19,544	19(0.10)	7	34
成人合計	96	92,467	96(0.10)	14	115
新生児	23	15,325	0(0)	0	14

(Tomomuraら, 1983より)

中国南部の広東省の一地方に、地質の影響で自然放射線が通常より数倍以上高い地域がある。中国衛生部工業衛生実験所では、この地域の住民の末梢血リンパ球の Dic + Rc の出現頻度を厳密に解析するため、我々の研究室の技術指導の下で、染色体標本を作製し染色体分析を行った。この分析においては、我々の研究室で開発したプログラムを搭載したコンピュータ制御のオートステージ装置付き顕微鏡を使用し、膨大な数に上る全ての観察細胞が再チェック出来る様にして分析精度を上げ、また、分析スピードを上げている。表 8 にその結果の一部 (Jiang ら、1993)²⁴⁾ を示す。高自然放射線地域住民では、コントロールに比べ明らかに Dic + Rc の頻度が高い。

表 8 中国高自然放射線地域および対照地域住民の自然放射線による被曝線量と末梢血リンパ球中の Dic + Rc の出現頻度

名前	年齢	性	自然放射線 (mR/年)	分析細胞数	Dic+Rc/1,000細胞
E 1	80	男	313.19	1,937	5.68
F 1	80	男	443.55	1,828	6.02
G 1	77	男	321.55	2,000	1.00
D 1	66	男	341.94	2,062	2.91
A 1	64	男	419.71	2,087	3.35
平均	73.4		367.99	1,982.8	3.79 ± 2.08
M 1	70	男	90.97	1,829	1.64
P 1	64	男	78.51	1,908	1.57
N 1	64	男	84.80	2,010	1.99
P 2	56	女	67.97	1,889	0
L 2	55	女	83.41	2,006	1.00
平均	61.8		81.13	1,928.4	1.24 ± 0.78

(Jiang ら、1993 より)

8 結語

以上述べたように、染色体分析法による線量推定作業は、各プロセスにおいて非常に手間と時間が掛る。この特殊作業を行う専門技術者や設備を 1ヶ所に配置して作業の能率化、集中化を計ることが出来るような物理的、人的状況造りが大切である。英国や米国におけるように専門のセンターで処理することが望ましいと思われる。

染色体分析法による個人の線量評価を行う場合、推定可能な線量の下限は染色体の検知器としての感度の限界にあるのではなく、余りにも膨大な作業量が限界を決めている。自然放射線域の低線量の影響をも計れる程の優れたこの生物学的検知器の有効活用を目指して、現在、我々の研究室では放射線による染色体異常の分析法の自動システム化のための研究開発を進めている。

参考文献

- 1) IAEA (1986): Technical Reports Series No. 260.
- 2) 早田 (1993) : 染色体の自動解析, 新生化学実験講座20, 機器分析概論, 日本生化学会編, pp 325 - 339, 東京化学同人出版.

- 3) Purrott, R. J. and Reeder, E. (1976): The effect of changes in dose rate on the yield of chromosome aberrations in human lymphocytes exposed to gamma radiation. *Mutation Res.* 35, 437-444.
- 4) Brewen, J. G. et al. (1972): Radiation-induced human chromosome aberration yields following an accidental whole-body exposure to ^{60}Co γ rays. *Radiat. Res.* 49, 647-656.
- 5) Dolphin, G. W. (1969): Biological dosimetry with particular reference to chromosome aberration analysis. A review of methods. In "Handling of Radiation Accidents", pp. 215-224, IAEA, Vienna.
- 6) Matsubara, S. et al. (1974): Dose-response relationship of lymphocyte chromosome aberrations in locally irradiated persons. *J. Radiat. Res.* 15, 189-196.
- 7) Lloyd, D. C. et al. (1973): Chromosome aberration dosimetry using human lymphocytes in simulated partial body irradiation. *Phys. Med. Biol.* 18, 421-431.
- 8) Sasaki, M. S. and Miyata, H. (1968): Biological dosimetry in atomic bomb survivors. *Nature (London)* 220, 1189-1193.
- 9) 石原 (1976) : 被曝線量の推定に関連して. 生物学的方法による線量の推定. *広島医学.* 29, 307 - 310.
- 10) Buckton, K. E. et al. (1967): The estimation of lymphocyte lifespan from studies on males treated with X-rays for Ankylosing Spondylitis. In "Human Radiation Cytogenetics", eds. by Evans, H. J., Court Brown, W. M. and McLean, A. S., pp, 106-114, North-Holland, Amsterdam.
- 11) Awa, A. A.: Chromosome aberrations in A-bomb survivors, Hiroshima and Nagasaki. In "Chromosomal Aberrations", eds. by Obe, G. and Natarajan, A. T., pp. 180-190, Springer-Verlag, Heidelberg.
- 12) Pinkel, et al. (1988): Fluorescence in situ hybridization with human chromosome-specific libraries: Detection of trisomy 21 and translocations of chromosome 4. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 85, 9138-9142.
- 13) Lucas, J. N. et al. (1992): Rapid translocation frequency analysis in humans decades after exposure to ionizing radiation. *Int. J. Radiat. Biol.*, 62, 53-63.
- 14) Sasaki, M. S. et al. (1970): Chromosome Constitution and its bearing on the chromosomal radiosensitivity in man. *Mutation Res.* 10, 617-633.
- 15) Lloyd, D. C. and Reeder, E. J. (1978): Chromosome aberration in *in vitro* irradiated lymphocytes from human cord blood. *Experientia* 35, 176-177.
- 16) Liniecki, J. et al. (1971): Chromosomal aberrations in human lymphocytes irradiated in vitro from donors (males and females) of varying age. *Int. J. Radiat. Biol.*, 19, 349-360.
- 17) Hayata, I., Minamihisamatsu, M., Aoki, Y., Nakano, T. and Shimizu, W. (1992): Cytogenetic study on peripheral lymphocytes of patients treated by radiation. In "Proceedings on the Workshop on Radiological Biology, Medicine, and Protection in China-Japan Medical Conference 1992." pp.199-208, Beijing, China.

- 18) Norman, A. and Sasaki, M. S. (1966) : Chromosome-exchange aberrations in human lymphocytes. *Int. J. Radiat. Biol.*, 11, 321-328.
- 19) Lloyd, D. C. and Edwards, A. A. (1983): Chromosome aberrations in human lymphocytes: Effect of radiation quality, dose, and dose rate. In "Radiation-Induced Chromosome Damage in Man", pp. 23-49, Alan R. Liss, Inc., New York.
- 20) Pohl-Rüling, J. et al. (1983): Effect of low-dose acute X-irradiation on the frequencies of chromosomal aberrations in human peripheral lymphocytes in vivo. *Mutation Res.* 110, 71-82.
- 21) Lloyd, D. C. et al. (1992): Chromosomal aberrations in human lymphocytes induced in vitro by very low doses of X-rays. *Int. J. Radiat. Biol.*, 61, 333-343.
- 22) Takahashi, E. et al. (1982): Radiation-induced chromosome aberrations in lymphocytes from man and crab-eating monkey: The dose-response relationships at low doses. *Mutation Res.* 94, 115-123.
- 23) Tonomura, A. et al. (1983): Types and frequencies of chromosome aberrations in peripheral lymphocytes of general populations. In "Radiation-Induced Chromosome Damage in Man", pp. 605-616, Alan R. Liss, Inc., New York.
- 24) Jiang, T. et al. (1993): A renewed approach to evaluate chromosome aberrations regarding the subjects from big families in high background radiation area. *International Symposium on Biological Effects of Low Level Exposures to Radiation and Related Agents*. Chanchun, October 12-16, 1993.

3. 皮膚の変化による線量推定

別所遊子

東京大学医学部放射線研究施設

Biological Dosimetry by the Radiation Effects on the Skin

Yuko Bessho

Faculty of Medicine, University of Tokyo

7-3-1, Hongo, Bunko-ku, Tokyo 113 Japan

ABSTRACT

In cases of partial body over-exposure, the dose estimation with personal monitors or with reconstruction of exposed conditions is often impossible without considerable error. Clinical signs of irradiated skin, such as epilation or moist desquamation have been used as the indicators of doses in the radiological accidents, because each sign has the threshold dose. As hair growth is known to be sensitive to radiation, the dose-effect relationship of the delay of hair regrowth and the reduction in hair length of mice after irradiation were examined to investigate if they can be used as biological dosimeters.

Hairs on the dorsal skin of 290 ICR mice (8 weeks old) were shaved and irradiated with a Sr-90 / Y-90 β ray source in the early anagen and the midanagen stages of the hair cycle. Skin doses were from 0.5 to 10 Gy. The time of hair regrowth and the hair length were examined with the scaling loupe. Dose-effect relationship of the delay of hair regrowth and reduction in hair length were both clearly dose dependent, fitting the L-Q or L function depending on the stage. Dose estimation functions were derived from the dose-effect relationship curves. The histological observations suggested that hair growth retardation caused by irradiation in midanagen might be due to the cell death and the depression of mitosis in the hair matrix cells.

This dose estimation method was applied to the case who was over-exposed to X-ray on his hand and fingers. The findings showed that hair regrowth delay was a sensitive biological dosimeter in the case of partial body over-exposure, which could be applied as early as a few days after over-exposure. The method was simple and non-invasive to the exposed patient.

I. はじめに

放射線による過剰被曝事故が発生した際には、被曝後できる限り早い時期に、被曝線量を可能な限り正確に推定することが、治療方針の決定および予後の判定の上から重要である。しかし、ほとんどの事例で、被曝者は線量を推定するための個人モニタなどを装着しておらず、また、個人モニタを装着している場合でも、線量が大きすぎて計測可能限界を超えていたり、装着部位と被曝部位が異なったりしているため、被曝部位の線量の推定には役立たない。そこで、被曝後さまざまな手法で線量の推定を行わざるをえない。

被曝線量の推定法としては、以下の2つの方法がある。

(1) 物理的方法

(2) 生物学的的方法

X線回析装置の被曝事故などでは、通常、当事者から被曝時の状況を聴き取って再現し、被曝した位置における線量率の測定結果と被曝時間の調査結果にもとづいて被曝線量の推定を行う。しかし、事故当事者や周囲の人の記憶にもとづいて入手した被曝時の線源の位置関係や、被曝時間の情報は必ずしも正確ではないため、線量の推定値には大きな誤差を伴う。

全身が過剰被曝した場合には、細胞遺伝学的手法や末梢血中の血球数の経時的変化などが生物学的線量推定法として有効であり、すでにその手法も確立されている。これらの生物学的線量推定法は、チェルノブイリ原子力発電所事故、ゴイアニア事故(ブラジル、1987年¹⁾)など、実際の事故例にも多く適用されている。

しかし、皮膚が局所的に過剰被曝した場合には、細胞遺伝学的方法や、血液学的変化による方法を適用することは困難である。そこで、皮膚の被曝線量の推定に関しては、従来から放射線治療の経験を通して豊富に情報が蓄積されている、脱毛、紅斑、水疱形成などの皮膚障害の、いわゆる「しきい線量」を利用して皮膚の被曝線量の推定が行われてきた²⁾。

II. 皮膚症状のしきい線量を利用した被曝線量の推定法

1. 皮膚症状のしきい線量と被曝から発症までの時間間隔

Table 1 Radiation effects on the skin and the threshold dose

Effects	Time of manifestation		Threshold dose (Gy)
	after exposure		
Early erythema	a few - 48 hours		2
Spontaneous epilation	a few - 10 weeks		2
Dry desquamation	3 - 6	weeks	15
Late erythema	4 - 6	weeks	20
Wet desquamation	4 - 6	weeks	20
Alopecia	3	weeks	12
Necrosis	10	weeks	30
Atrophy	26	weeks	10
Dilatation of vessels	52 weeks - 10 years		10

(This table is made from ICRP Publication 59, 1992)

過去の事故被曝、放射線治療などの経験から、放射線による皮膚症状と線量との関係、症状の経時的変化に関する知見は数多い。放射線診療において用いられた「紅斑線量」、「脱毛線量」などの用語は、放射線の皮膚症状が皮膚線量の目安として利用されてきたことを表している。放射線による皮膚症状は、それぞれ特有の「しきい線量」が存在することが知られている。しきい線量とは、特定の症状の線量反応関係において、それより低い線量では症状が発現しないが、その線量を超えて被曝すると発生率が急速に増加する線量をいう。最近では、しきい線量は定量的に表わされる方向にあり、たとえば特定の症状の線量反応関係において発生率が1～5%のときの線量を求め、しきい線量とすることもある³⁾。しきい線量に関する知見は、ICRP Publication 41(電離放射線の非確率的影響)³⁾、Publication 59(皮膚の線量制限のための生物学的基礎)⁴⁾、UNSCEAR(1988)⁵⁾などにまとめられている。文献によりしきい線量の値は少し異なるが、ICRP Publication 59を中心にして皮膚症状のしきい線量、および潜伏期をまとめると、Table 1 のようになる。

2. 皮膚症状のしきい線量を用いた線量推定の実例

実際の被曝事故時に、被曝者の皮膚症状から皮膚線量を推定した例としては、1989年に起きたサンサルヴァドルの、医療器具滅菌用コバルト-60照射装置の事故の例がある⁶⁾。

この事故では、作業員数名がコバルト-60線源(660 TBq)により過剰被曝をし、とくに3名の被曝者の線量が高く、入院治療を受けたが1名が死亡した。被曝者の線量評価は次の3種類の方法で行われた。

- 1) 生物学的線量評価(末梢血球数、皮膚症状)
- 2) 細胞遺伝学的線量評価(染色体分析)
- 3) 物理的線量評価(被曝状況の再現、線源調査)

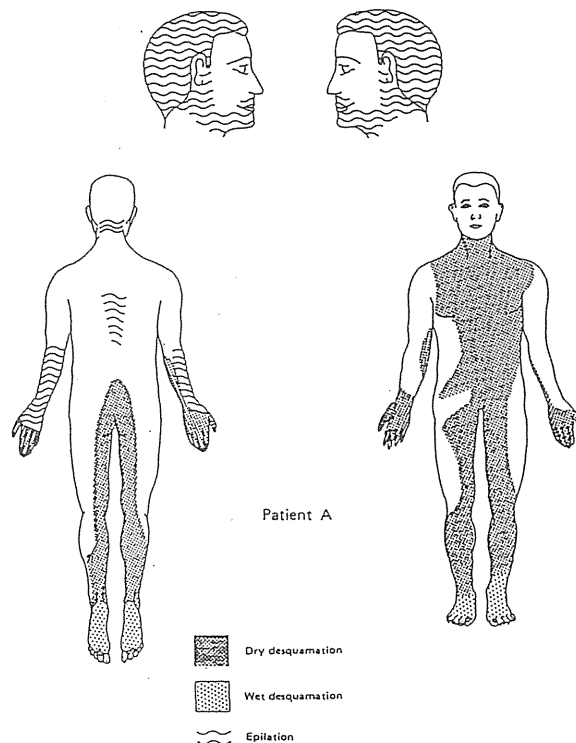


Fig.1 患者A：身体の各部位における皮膚症状の分布(文献6)より引用)

全身線量の推定にもっとも有用であったのは、2)の細胞遺伝学的方法であり、治療を受けた Mexico City の Angeles del Pedregal 病院での染色体分析の結果と、米国の Oakridge の REAC / TS での分析結果はよく一致している。推定被曝線量がもっとも高かった患者 A の全身線量は 8.19 Gy、患者 B は 3.58 Gy、患者 C は 2.96 Gy(いずれも Angeles del Pedregal 病院の推定値)であった。被曝者に発現した皮膚症状の程度と、その範囲から、事故 32~36 日後に全身の皮膚線量の分布を推定している。この場合に線量評価の基準とされたのは、脱毛(3 Gy 以上)、乾性落屑(15 Gy 以上)、湿性落屑(30 Gy 以上)の発症である。事故報告書⁶⁾に掲載されている、患者 A の全身の皮膚線量の推定結果を、Fig. 1 に引用する。作業員 A の両足は 30 Gy 以上、体幹部、大腿部は 10~15 Gy、頭部、顔面は 3 Gy 以下であると推定された。

Ⅲ. 皮膚の生物学的変化を指標とした線量推定法

1. 生物学的線量推定指標として必要とされる一般的な要件

- ① 線量の検出感度がよい(しきい線量が低い)こと。

被曝時の線量推定の目的は、前述のように障害の予後判定や治療方針の決定であるから、指標となる変化(症状)の線量効果関係が適切な線量範囲にある必要があり、かつ十分に低い線量域で得られている必要がある。

- ② 線量評価の精度が許容範囲内にあること。

事故時の状況の再現による物理的な線量推定値は、通常、数倍から 10 倍以上の誤差を伴い、これが欠点となっている。線量推定の目的を考慮すると、生物学的線量の誤差の範囲は 2 倍程度以内であることが望ましい。

- ③ 線量の推定値に客観性・再現性があること。

線量評価の基本的な条件として、推定値に客観性・再現性があることが必要である。

- ④ 被曝者にとって非侵襲的な手法であること。

線量推定のための測定や血液等の試料の採取などの処置が被曝者にできるだけ身体的、精神的負担をかけない手法であることが望ましい。

- ⑤ 簡便かつ迅速に測定・評価ができること。

被曝後早期に線量推定を行い、治療方針を決定する必要から、測定手法が簡便で、特殊な熟練を要する手技を必要とせず、迅速に結果が得られる方法であることが望ましい。

2. 線量推定指標としての可能性が研究されている皮膚の生物学的変化

前述した放射線による皮膚の臨床症状以外に、いくつかの皮膚の生物学的変化が放射線の線量推定指標として適用可能であるかを検討されている。それらの主なものをまとめて Table 2 に示した。

生物・物理学的指標としては、①皮膚の局所温度変化、②ESR(爪、毛髪)、組織・生理学的指標としては、①変形体毛の出現率、②体毛の径の減少率、③毛包中の apoptotic cells の出現率、④爪床部の毛細血管の組織学的変化、⑤RI 標識化合物(^{99m}Tc)クリアランスなどがある。

それらの中では、体毛の径の減少率⁷⁾⁸⁾および毛包中の apoptotic cells の出現率⁹⁾が有望視されているが、これらの指標を用いた線量推定法は未だ実用されるには至っていない。

Table 2 実験的に検討されている線量推定指標

指標	対象	線量範囲 (Gy)	結果
(1) 生物物理学的指標			
1) 皮膚の局所温度変化	ブタ	30-84	線量依存性あり
2) 爪、体毛のESR		50以上	
(2) 組織生理学的指標			
1) 体毛径の減少	マウス/ブタ	1-10	線量依存性あり
2) 毛包の変性細胞出現率	マウス	0.5-5	線量依存性あり
3) 毛根細胞のLI	ヒト	1-2	
4) 毛根細胞の染色体異常	ブタ	1-2	
5) 培養繊維芽細胞のコロニー数	ブタ	2-10	線量依存性あり
6) RI標識化合物のクリアランス	ブタ		線量依存性あり
(3) 生化学的指標			
1) 非特異的エステラーゼ	ヒト	1-2	

IV. 体毛の再生遅延および成長低下を指標とした線量推定法の実験的検討

1. 放射線による体毛再生遅延および体毛成長低下

筆者らは、体毛の成長の放射線感受性が高いことに注目して、マウスを用いた実験により、体毛の成長を指標とした線量推定法を検討した。マウスの体毛はヒトやブタの体毛とは異なり、近接した部位の体毛の成長周期が同調している。マウスの休止期の体毛をシェーバで剃毛するか、または抜毛するとそれが刺激となって、剃毛(抜毛)部位の体毛は同調して次の成長期を開始し、成長期は約21日間持続する。この方法で誘発した成長期の体毛について、放射線による再生遅延と成長低下を指標として、それぞれの線量効果関係を調べた。

(1) 実験方法

ICR系統のマウス(8週令、雌)の背部の休止期体毛を剃毛し、1時間以内(成長初期)および10日後(成長中期)に、 ^{90}Sr - ^{90}Y (740 MBq, 線量率 110 ± 22 mSv/sec)の β 線を照射した。線量は各々0.5~10 Gy および1~4 Gyの範囲で、各線量群ごとに10~20匹ずつのマウスを使用した。照射した線量は、成長初期には体毛の変形が、また成長中期には脱毛が発生しない線量範囲を選択した。照射後6-24時間間隔で、照射部位と対照部位(背部反対側非照射部位)の体毛の再生時期および再生後の部位ごとの成長長さを携帯顕微鏡により観察・測定した。個体ごとの対照部位と比較した照射部位の再生の遅延時間を、「体毛の再生遅延」とし、また再生7日後における、対照部位と比較した照射部位の体毛の長さの低下(差)を、「成長低下」とした。

(2) 実験結果

成長初期の体毛の再生遅延の線量効果関係を Fig.2 に示す。体毛の再生遅延は線量に比例して増加しており、線量効果関係には二次式がよく適合した。危険率5%で有意差が認められる最小線量は1 Gyであった。成長中期の線量効果関係には、一次式が適合した。

同様に、成長初期の体毛の成長低下の線量効果関係を Fig.3 に示す。体毛の成長低下も再生遅延と同様に線量に比例して増加しており、線量効果関係には二次式がよく適合した。危険率5%で有意差が認められる最小線量は4 Gyであった。成長中期の線量効果関係には一次式が適合した。

体毛の再生遅延および成長低下の線量効果関係に適合する関係式をまとめて示すと、以下のとおりであ

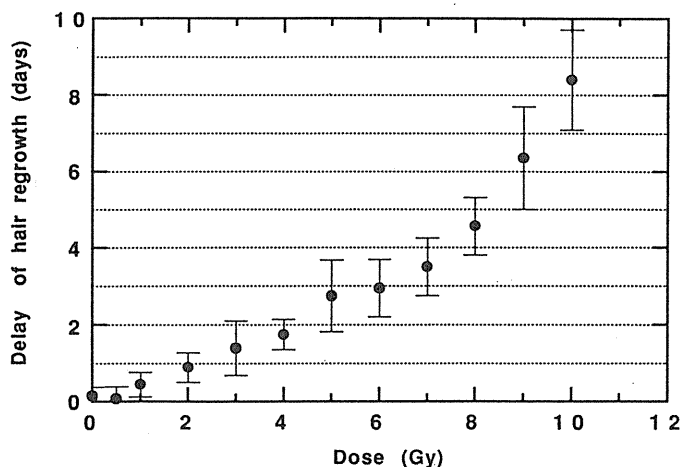


Fig.2 Dose-effect relationship for delay of hair regrowth in the early anagen stage of the hair cycle

る。ただし、以下の式においてDは皮膚線量(70 μ m 線量: Gy)を、Rは再生遅延(日)を、Sは再生7日後の成長低下(mm)を表す。

(a) 体毛の再生遅延の線量影響関係

①体毛が成長初期にある場合 (Fig.2 参照)

$$R = 0.449 - 0.012 D + 0.075 D^2$$

②体毛が成長中期にある場合

$$R = -0.010 + 0.395 D$$

(b) 体毛の成長低下の線量影響関係

①体毛が成長初期にある場合 (Fig.3 参照)

$$S = 0.145 - 0.065 D + 0.030 D^2$$

②体毛が成長中期にある場合

$$S = 0.026 + 0.188 D$$

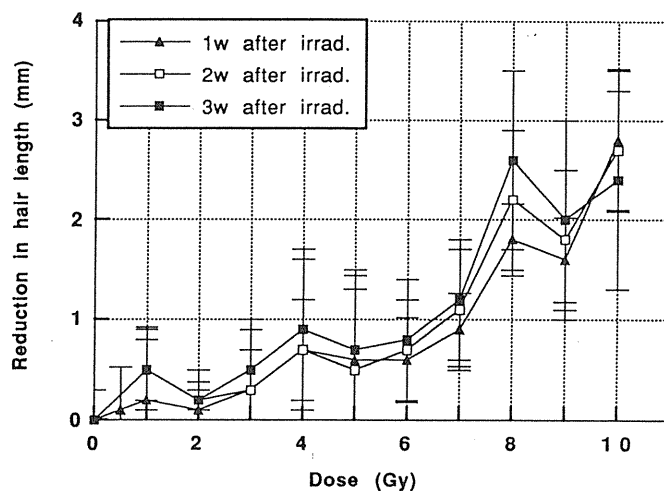


Fig.3 Dose-effect relationship for reduction in hair length in the early anagen stage of the hair cycle

(3) 線量効果関係から求めた線量推定式

体毛の再生遅延および体毛の成長低下の実験結果から、皮膚線量を評価する線量推定式を求めた。

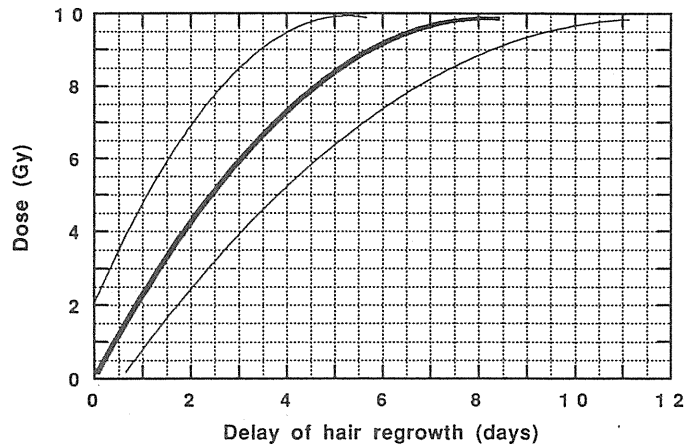


Fig. 4 Dose-estimation curve from delay of hair regrowth (with 95% confidence interval)

成長初期の体毛の再生遅延からの線量推定式を Fig.4 に、また体毛の成長低下からの線量推定式を Fig.5 に、いずれも95%信頼限界とともに示す。体毛の再生遅延および成長低下を指標とした線量推定式は次のとおりである。

(a) 体毛の再生遅延からの線量推定式

①体毛が成長初期にある場合 (Fig.4 参照)

$$D = -0.015 + 2.411 R - 0.147 R^2$$

(ただし、 $R = 0.5 \sim 8.4$ 日、 $D = 1 \sim 10$ Gy)

②体毛が成長中期にある場合

$$D = 0.090 + 2.449 R$$

(ただし、 $R = 0.30 \sim 1.45$ 日、 $D = 1 \sim 4$ Gy)

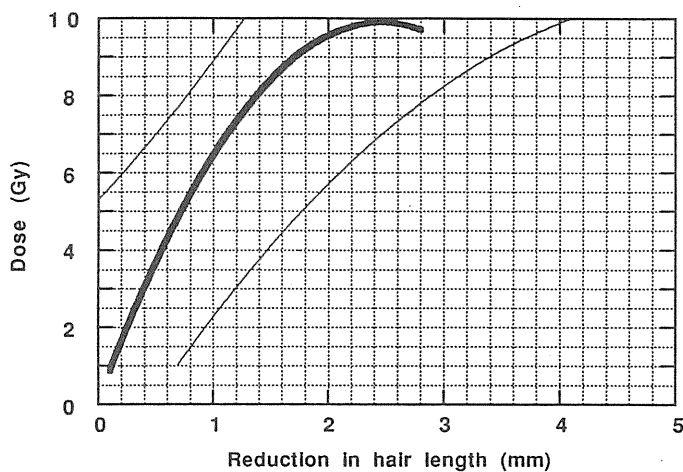


Fig. 5 Dose-estimation curve from reduction in hair length at 7 days after regrowth (with 95% confidence interval)

(b) 体毛の成長低下からの線量推定式

①体毛が成長初期にある場合 (Fig.5 参照)

$$D = 0.400 + 7.924 S - 1.655 S^2$$

(ただし、 $S = 0.7 \sim 2.8$ mm、 $D = 4 \sim 10$ Gy)

②体毛が成長中期にある場合

$$D = -0.919 + 5.204 S$$

(ただし、 $S = 0.28 \sim 0.78$ mm、 $D = 1 \sim 4$ Gy)

2. 体毛の再生遅延と成長低下の背景となる組織学的変化

上述の成長中期の体毛の再生遅延および成長低下に関するマクロのレベルの実験結果の背景となる組織学的な変化を調べるために、成長中期の体毛を剃毛後に 1 - 8 Gy 照射し、経時的に皮膚の組織標本を作成し、毛根の毛母細胞を光学顕微鏡で観察した。毛母細胞の mitotic index と pycnosis を伴う死細胞の出現率 (pycnotic index) を計数し、線量および照射後の時間との関係を調べた。その結果、mitotic index はどの線量群でも照射 2 時間後までに急激に低下し、2 時間後から 6 時間後の間に回復を開始し、回復の程度は線量に比例していた。pycnotic index は照射後 2 時間にはすでに出現し、6 時間後にピーク値を示し、24 時間後までに低下していた。どの観察時点においても、pycnotic index は線量に比例していた。

これらの組織的な観察結果から、マクロのレベルでの体毛の再生遅延と成長低下は毛根の毛母細胞の放射線による分裂能力の低下と細胞死がその背景となっていることが示唆された¹⁰⁾。

V. 体毛の再生遅延と成長低下を指標とした線量推定法のヒトの被曝事例への適用

前述の動物実験を行っている過程で、実際の被曝事件事例に遭遇した。そこで、これらの指標を適用することを試み、事件事例への適用の可能性について検討した。

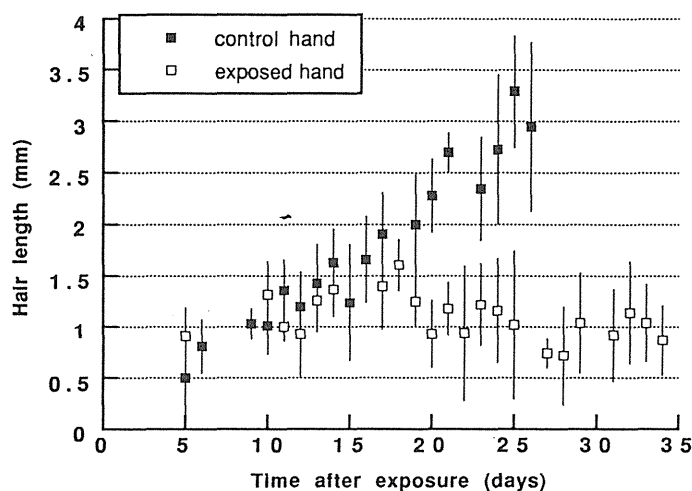


Fig. 6 Growth of hand hair after exposure

X 旋回折装置の補修作業中に、誤って左手背側と左手指背側に過剰被曝した男性 (22 歳) について、被曝第 5 日に体毛を眼科手術用ハサミでできる限り短く刈り、以後被曝 35 日後まで継続して体毛の成長を携帯顕微鏡で観察した。反対側の被曝していない部位を対照部位とした。左手背側の体毛の長さの経時的変化の測定結果を Fig.6 に示す。手背側では、対照部位の体毛は 0.16 mm / 日の速度で、また手指背側では

0.14 mm /日の速度で直線的に増加した。しかし、被曝部位ではいずれも観察期間を通して体毛が成長を停止していることが明らかであった。体毛の成長が停止した部位の一部には、被曝後33-35日後に脱毛が観察された。脱毛が発症せず体毛の成長停止だけが観察された被曝部位も存在した。このことから、体毛の再生遅延(成長停止)は脱毛よりもさらに低い線量での線量推定に有用であることが示唆された。

VI. 体毛の再生遅延と成長低下の生物学的線量推定指標としての利点

マウスの実験およびヒトへの適用例にもとづいて考察すると、体毛の再生遅延と体毛の成長低下は、生物学的線量推定指標として以下の利点を有している。

- ①線量影響関係が明らかである。
- ②推定できる線量の範囲が明確である。
- ③比較的低い線量範囲での線量推定に適している。すなわち、放射線の皮膚症状を利用した線量推定法と比較すると、しきい線量をもっとも低いとされる脱毛のしきい線量よりも、さらに低い線量範囲における被曝線量の推定が可能である。
- ④測定結果の再現性が高い。
- ⑤線量推定値の信頼限界が明らかであり、許容範囲内にある。
- ⑥剃毛後2、3日から10日後までに被曝線量を推定することが可能である。
- ⑦局所被曝の際の線量推定に有用である。
- ⑧被曝部位への侵襲が少ない。
- ⑨線量測定手法が簡便で、迅速な測定を行うことが可能である。

VII. 皮膚被曝における生物学的線量推定値を修飾する要因

体毛の再生遅延および成長低下からの線量推定値を修飾する要因としては、以下の事項を考慮すべきである。

- (1)被曝皮膚面積
- (2)線量率
- (3)性別
- (4)年齢
- (5)被曝した放射線の線質、エネルギー
- (6)被曝時に存在する他の要因(火傷など)
- (7)被曝後の医療処置

VIII. おわりに

皮膚が過剰被曝した場合の生物学的線量推定法として、従来から行われてきた皮膚症状のしきい線量を利用する方法は、関連する知見が豊富に存在すること、また身体の外部から非侵襲的かつ容易に観察できるという利点を有している。著者らが実験的に検討した体毛の再生遅延および体毛の成長低下を指標として被曝線量を推定する方法は、被曝後早期に放射線による毛母細胞の障害を体外から侵襲を与えない方法で観察することができ、さらに、皮膚症状のしきい線量を利用する方法よりも低い線量範囲に適用することができる。また、推定値の誤差が許容範囲にあること、および再現性があることなどの点から、ヒトへ

の適用が有望な線量推定指標であると考える。

【引用文献】

- 1) IAEA, (1988): The Radiological Accident in Goiania
- 2) Lushbaugh C. C., et al., (1986): Historical update of past and recent skin damage radiation accidents, Br. J. of Radiol. Suppl. 19, 7-12.
- 3) ICRP Publ.41, (1984): Nonstochastic Effects of Ionizing Radiation
- 4) ICRP Publ. 59, (1992):The Biological Basis for Dose Limitation in the Skin
- 5) UNSCEAR(1988)
- 6) IAEA, (1990): The Radiological Accident in San Salvador
- 7) Potten C. S., (1986): Biological dosimetry of radiation accidents of skin: possible cytological and biochemical methods, Br. J. Radiol. Suppl. 19, 82-85.
- 8) Sieber V. K. et al., (1986): Radiation induced damage to the cells of pig hairs: A biological indicator of radiation dose and dose distribution in skin, Rad. Protection Dosimetry, 16(4), 301-306.
- 9) Potten C. S. et al., (1990): Hair medullary cell counts; a simple and sensitive indicator of radiation exposure, Int. J. of Radiat. Biol., 53, 13-21.
- 10) Bessho Y. et al., (1993): Hair growth as a biological dosimeter in case of over-exposure on the skin, Proceedings of Asia Congress on Radiation Protection, Beijing, China, Oct. 18-22

汚染食品の除染の動向

大 桃 洋一郎
(財)環境科学技術研究所

Decontamination of Radionuclides in Food

Yoichiro Ohmomo

Institute for Environmental Sciences

1-7, Ienomae, Obuchi, Rokkasho-mura, Kamikita-gun, Aomori, 039-32 Japan

ABSTRACT - The release of radionuclides arising from the Chernobyl accident led to widespread contamination of the northern hemisphere through fallout. This accident provided again an opportunity to investigate how and to what extent the radionuclides contamination in crops and animal derived foods could be reduced. The following topics are included in this paper.

- (1) How to reduce the transfer of radiostrontium and / or cesium from soil to crops: A pH increase of soil is effective for reducing their plant uptake.
- (2) How to reduce the transfer of radiocesium to animal derived foods: Ammonium-ferric-cyanoferrate (AFCF) should be the most effective compound for radiocesium excretion in the feces. Experiments with lactating cows and / or poultry gave extremely good results with respect to low radiocesium concentrations in milk, meat and eggs.
- (3) Removal coefficients of radiostrontium, cesium and iodine from contaminated leaf vegetables and cereals during food processing and culinary preparation: Though different by species, more than 80 % of cesium and about 50 % of strontium and iodine can be removed during culinary preparation of washing and boiling.
- (4) Simultaneous decontamination of radiocesium and iodine from drinking water and liquid milk: Metal ferrocyanide-anion exchange resin, specifically Fe ferrocyanide one, was successfully used for a rapid and simple decontamination of radiocesium and iodine in the liquid samples arising from the Chernobyl accident.
- (5) Removal of radiocesium from meat: The meat structurally contaminated with radiocesium is easily and very successfully decontaminated by pickling in NaCl solution and the decontamination is much speeded up by freezing meat before pickling.

はじめに

1950年代半ばから1960年代のはじめにかけて行われた大気圏内核実験により、地球規模の放射能汚染がもたらされた。1986年4月26日のチェルノブイリ原子炉事故は、ヨーロッパに、深刻な環境汚染をもたらした。この2つの広域汚染において、内部被曝の観点から問題となった核種は、放射性のSr, CsおよびIである。中・長期的影響という点からは、 ^{90}Sr と ^{137}Cs が注目された。どちらかといえば核実験の場合は ^{90}Sr に、チェルノブイリ原子炉事故の場合は ^{137}Cs に人々の関心が寄せられた。食品からの除染については、チェルノブイリ原子炉事故後ヨーロッパにおいて関心が高まり、1989年9月に、フランスのカダラシュにおいてCECが中心となって、国際セミナー「Radio-activity Transfer during Food Processing and Culinary Preparation¹⁾」が開催された。

食品からの除染の際に、風味が失われたり、栄養価が低下してしまう恐れがあるため、積極的な除染手段は講じにくい。従って、その内容は日常の調理法で、材料からどれ位放射性核種が除去されるかに重点が置かれている。複雑な調理法の中には、必ずしもわが国の日常の調理法とは異なるものもある。「洗う」とか「煮る」というような単純な、基本的な調理操作に限定してしまうと、報告の数は限られる。また対象核種を、放射性核種に限ると、更に報告の数は少なくなる。そこで本稿では、放射性核種以外の元素の除染も含めることにし、標記課題を「人体に移行する放射性核種等の量を低減化すること」ととらえ、土壌から農作物へ、飼料から畜産物への移行を低減化する研究も含めて紹介し、今後の研究の動向を探ることとする。

1. 土壌から農作物への移行低減化

Kiekensら²⁾(ベルギー、ゲント大学)は、冶金工場周辺の土壌中重金属元素(Zn, Cu, Cd, Pb)の濃度が高いため、植物の生育阻害と、農作物を通じて人体に移行する重金属の量が増えるおそれがあることに注目し、植物への移行低減化について研究した。

実験には5種類の土壌を用いた。

- I. 対照土壌(重金属を含む砂質土壌)
- II. 土壌に陽イオン交換樹脂を50:1の割合で混合した土壌。
- III. ピートを20:1の割合で混合した土壌。
- IV. 石灰を250:1の割合で混合した土壌。
- V. 粘土を5:1の割合で混合した土壌。

供試した陽イオン交換樹脂は、不溶性のCa型 macroporous polystyrol 樹脂である。また添加した粘土は、pH 7.8, CEC 25 meq /100 gであった。栽培には大型の pot を使い、1 pot 当り NH_4NO_3 0.5 g, $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2$ 0.25 g, K_2SO_4 0.25 g, MgSO_4 0.25 g を、肥料として添加した。作物はトウモロコシ、栽培期間中絶えず蒸留水を滴加して、畑水分状態を維持し、補助光で、明16時間、暗8時間とした。なお栽培期間は6週間である。

土壌中の重金属の存在形態と植物への移行との関係を明らかにするため、土壌を王水抽出(全含量)、水抽出(可溶性)、pH 7の酢酸アンモニウム溶液抽出(交換性)、0.2 N 苛性ソーダ抽出(有機結合態)し、それぞれの存在量を原子吸光法により測定した。

トウモロコシの収量を Fig.1 に、対照土壌のトウモロコシ中の重金属濃度を100とした時の、混合土壌 II、III、IV及びVで栽培したトウモロコシ中の重金属濃度との割合を Fig.2 に示した。

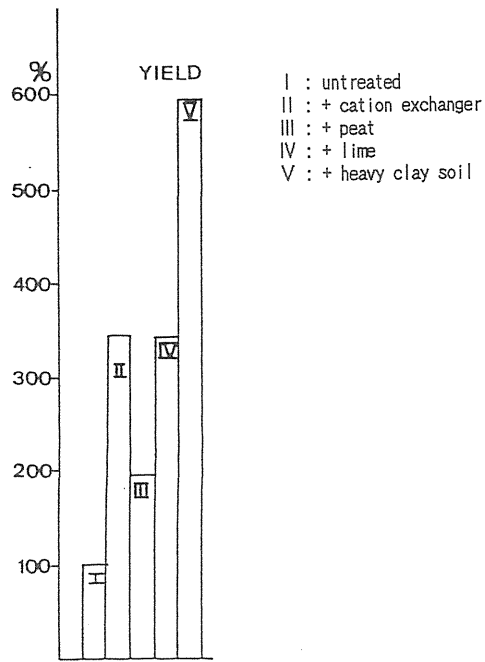


Fig.1 Relative yields of corn plants for the different treatment²⁾

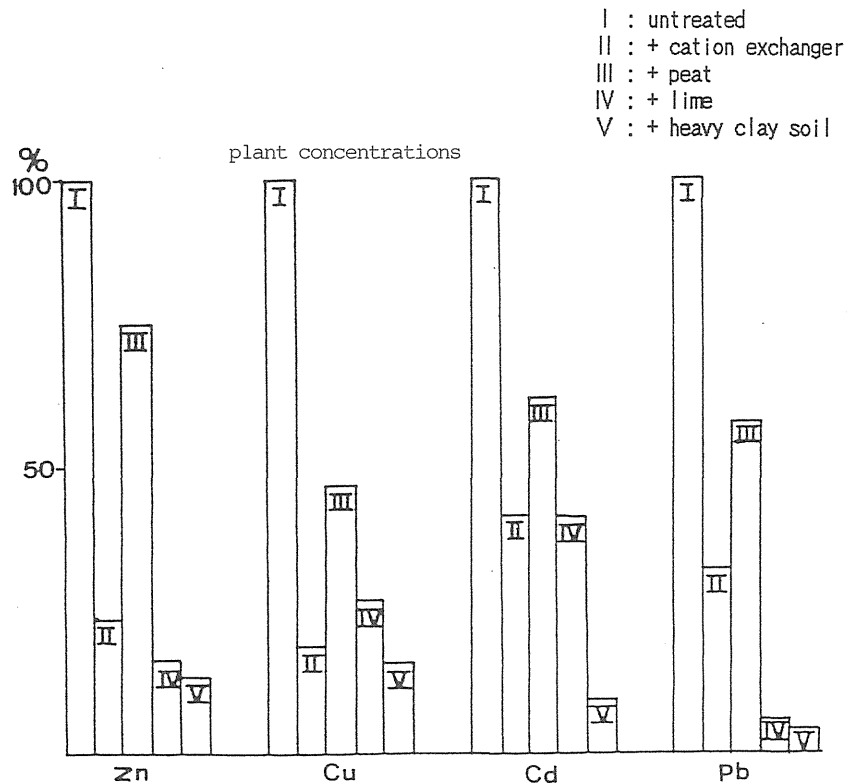


Fig.2 Relative concentrations of heavy metals in corn plants for the different treatment²⁾

Fig.1 より、混合土壌で栽培した時の収量が、対照のそれにくらべ、有意に高かった。混合土壌 V (粘土混合土壌) では実に対照の 6 倍の収量を示している。また Fig.2 より、混合土壌による栽培が、いずれ

も移行低減に効果があることを示している。Zn, Cd 及び Pb では、混合土壌 V>IV>II>III、Cu では V>II>IV>III の順に植物への移行低減化効果が大きかった。同論文には、重金属元素の土壌中における存在形態と吸収・移行量との相関について詳細に述べられているが、低減化と直接結びつかないので、その部分は割愛する。結論として石灰添加による pH 上昇と、粘土添加による CEC 増加の組合わせが、土壌中に存在する重金属の沈殿と固定化を促進し、植物への移行量、ひいては人体への移行低減化に役立つと述べている。

同様に土壌の pH 上昇は、 ^{90}Sr や ^{137}Cs の土壌から農作物への移行低減化に役立つ。

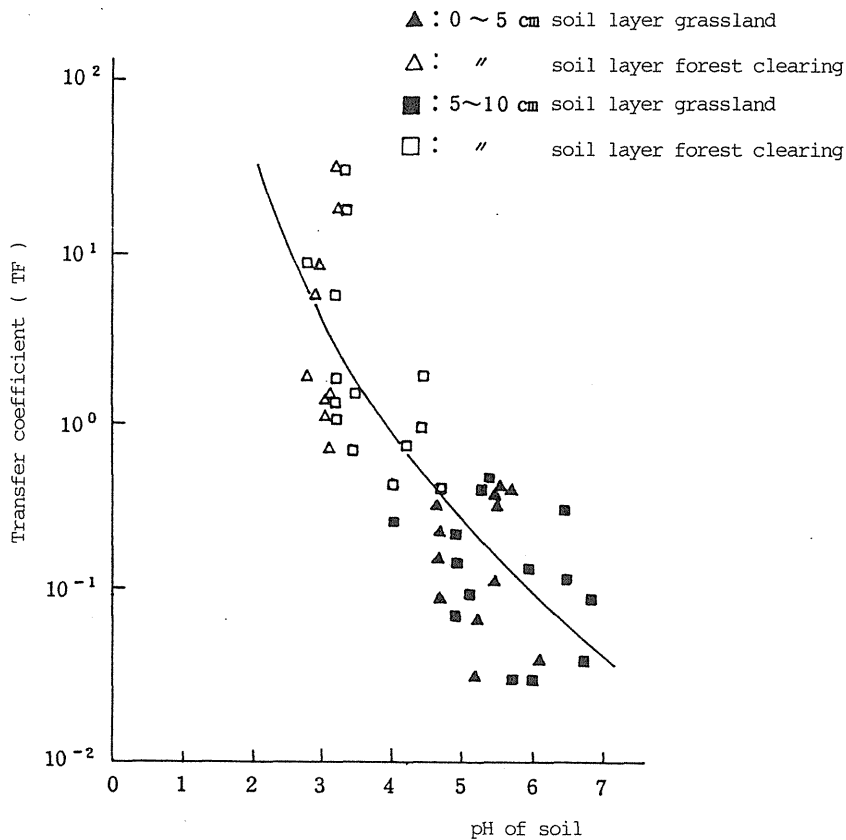


Fig.3 Transfer coefficients in grassland and forest clearing in relation to the pH-value of the 0~5-and 5~10-cm soil layers³⁾

Fig.3 は、フォールアウト起源の ^{137}Cs の土壌から牧草への移行に及ぼす土壌 pH の影響をみたものである³⁾。土壌 pH4(前述の Kiekens らが用いた対照土壌の pH は4.1であった)と pH7 では、移行係数が約 1 桁程低くなる。

同様のことは ^{90}Sr についても認められている。Fig.4 にその一例を示す。

Keen ら⁴⁾は、IUR(International Union of Radioecology) が中心となって集めた放射性核種の土壌から農作物への移行係数のデータを統計解析し、ジャガイモと牧草に対する移行係数の土壌 pH 依存性を検討した。Fig.4 は、 ^{90}Sr の結果をまとめたものである。Fig.4 より、 ^{137}Cs の場合 (Fig.3 参照) と同様、土壌 pH の上昇にともない、 ^{90}Sr の農作物への移行係数が減少する。

化学的に類似性のある塩類を添加することも、土壌から農作物への放射性核種の移行低減化に有効である。

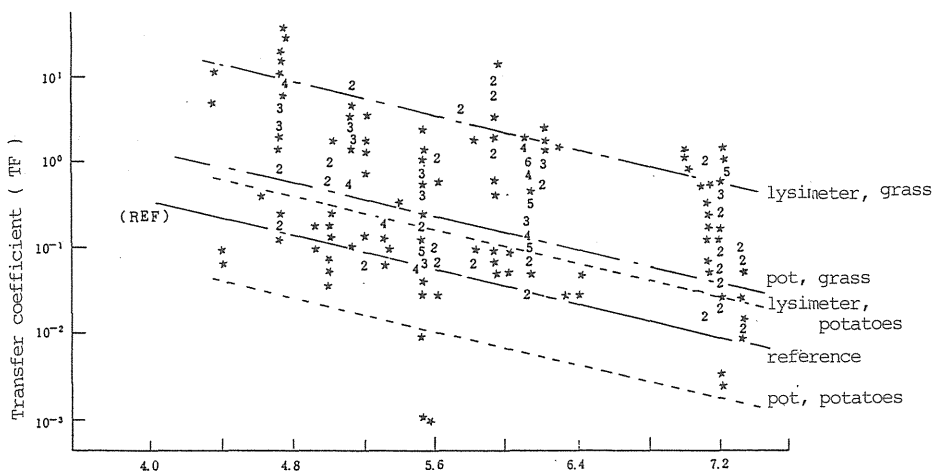


Fig. 4 Transfer coefficients of ^{90}Sr in grass and potatoes in relation to the pH value of soil⁴⁾

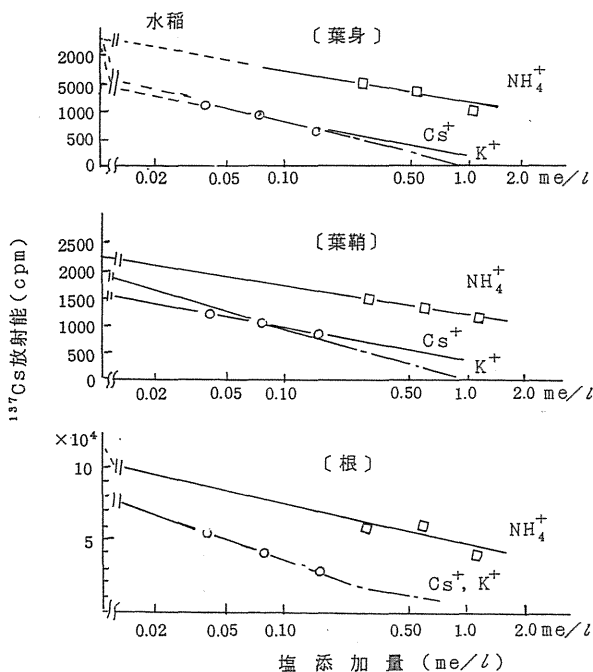


Fig. 5 Effect of salts on ^{137}Cs uptake by rice plant⁵⁾

Fig.5 に水稲の ^{137}Cs 吸収に及ぼす各種塩類添加の影響を示した⁵⁾。水耕液に K^+ 、 Cs^+ (安定セシウムイオン) 及び NH_4^+ イオンを添加すると、 ^{137}Cs の吸収がおさえられる。

Fig.6 に水稲の ^{90}Sr 吸収に及ぼす各種塩類添加の影響を示した⁵⁾。 CaCl_2 、 SrCl_2 及び BaCl_2 は (0.063~0.25 me * /500 ml 水耕液) の濃度範囲において、移行抑制効果が認められている。

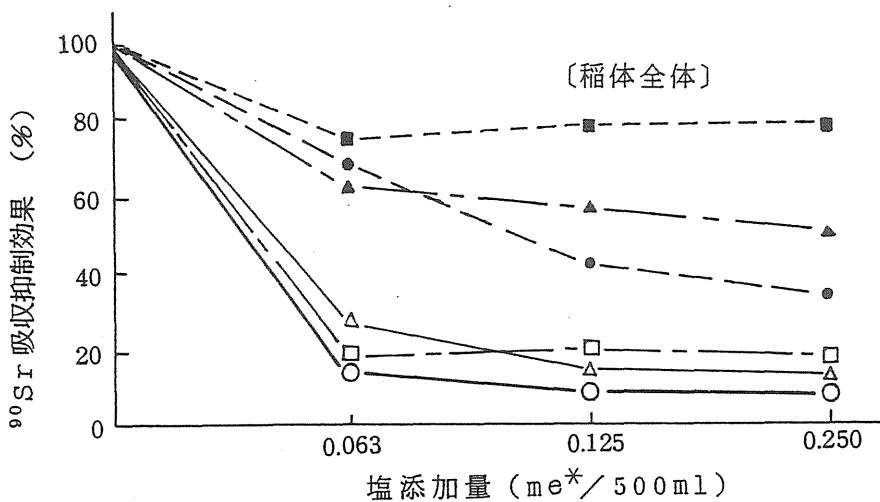


Fig. 6 Effect of salts on ^{90}Sr uptake by rice plant⁵⁾

■ : NaCl , ▲ : KCl , ● : MgCl_2 , □ : NH_4Cl ,
 △ : CaCl_2 , ▽ : SrCl_2 , ○ : BaCl_2

2. 飼料から畜産物への移行低減化⁶⁾

チェルノブイリ原子炉事故が契機となり、畜産食品依存度の高い欧米諸国では、畜産物への移行低減化対策の重要性が再び認識されるようになった。チェルノブイリ原子炉事故以前にも、核実験による環境放射能汚染をきっかけに、ラットを用いた60例程の低減化対策研究が行われている。それらは、フェロシアン化鉄を用いた実験とベントナイトを用いた実験に2大別できる。

フェロシアン化鉄は消化管の中で¹³⁷Csと結合して、¹³⁷Csの消化管吸収を抑制し、それを糞中に排泄させる効果を持つ。¹³⁷Csと結合したフェロシアン化物は、糞中に排泄されたあと、肥料として使われても、牧草や農作物に経根吸収されることはない。

フェロシアン化銅、カルシウム、ビスマス、ニッケル等も¹³⁷Csの消化管吸収抑制剤として検討されている。Muller⁷⁾は、不溶性のフェロシアン化鉄(Fe₄[Fe(CN)₆]₃)より、コロイド状のプルシアンブルー(KFe III [Fe II (CN)₆])の方が消化管中の放射性セシウムの除去には有効であることを報告している、プルシアンブルーの同類の化学式としてはMFe III [Fe II (CN)₆]が考えられ、Mに相当する元素として、Li, Na, K, Cs および NH₄が考えられる。この中でNH₄Fe III [Fe II (CN)₆] (以下 AFCF) が最もすぐれている。

チェルノブイリ事故後、オーストラリアとドイツで羊、豚、牛などに AFCF を投与して、肉やミルクへの移行を低減化する実験が行なわれた。

その結果を Table 1～4 に示す。表からわかるように肉やミルクへの移行が80%～97%も低減化される。

Table 1 Radiocesium-intake, AFCF-doses and Reduction Efficacy in Cows⁷⁾

Daily radio-Cs intake (Bq/d)	AFCF-dose/day (g/d)	Cs-reduction efficacy in %	Number of tested animals	Number of controls
60,000	3	80 in milk 75 in meat	3	1
50,000	3	80 in milk	10	10

Table 2 Radiocesium-intake, AFCF-doses and Reduction Efficacy in Calves⁷⁾

Daily radio-Cs intake (Bq/d)	AFCF-dose/day (g/d)	Cs-reduction efficacy in %	Number of tested animals	Number of controls
1,300 - 2,900	2	90.8 - 91.2 in haunch 91.2 - 92.9 in back muscles 95.0 - 95.4 in the heart 95.6 - 96.8 in the liver	2	3

Table 3 Radiocesium-intake, AFCF-doses and Reduction Efficacy in Pigs⁷⁾

Daily radio-Cs intake (Bq/d)	AFCF-dose/day (g/d)	Cs-reduction efficacy in %	Number of tested animals	Number of controls
1,800	2	88.8 in ham 89.9 in cutlet 88.5 in abdomen	2	2

Table 4 Radiocesium-intake, AFCF-doses and Reduction Efficacy in Sheep⁷⁾

Daily radio-Cs intake (Bq/d)	AFCF-dose/day (g/d)	Cs-reduction efficacy in %	Number of tested animals	Number of controls
7,800 - 7,900	2	87.5 in skeletal muscles 89.4 in the liver 89.7 in the kidney	15	15

ベントナイトは1940年代後半から安定剤として使われてきた。しかしその¹³⁷Cs 低減化効果は1日1動物当たり100~500g投与で20~50%程度である。

Voigtら⁸⁾は、産卵用のにわとりと肉用のブロイラーに、チェルノブイリ原子炉事故で汚染された牧草から調整した干草ペレットと同じく汚染された小麦を別々に投与し、同時にAFCFを通常のえさ(大豆油かす、麦、魚粉など)に混ぜて与えた。干草ペレットに含まれる¹³⁷Csは大気中からの沈着に由来し、小麦中に含まれる¹³⁷Csは経根吸収に由来するもので、bioavailabilityは小麦の¹³⁷Csの方が高いと考えられる。

¹³⁷Csの糞中への平均日排泄率は、平衡状態において、対照群で日摂取量の74±4%であったが、AFCF 0.66g/kg feed投与群では、¹³⁷Csを干草ペレットで与えた時は80±1%に上昇し、小麦として与えた時には86±2%に上昇した。排泄率が上昇したということは、卵や肉への移行が減少したことを示唆している。bioavailabilityの高い¹³⁷Csの方がAFCFによる排泄率が高く、吸収抑制効果が大きい。

3. 調理・加工による除染

ほうれん草を茹でた時、ほうれん草に含まれる⁹⁰Srや¹³⁷Csの一部は、茹汁に移行する。茹汁は通常捨てられる。この場合、茹でるという調理操作による除染という考え方が成り立つ。

Table 5 Removal rate of ⁹⁰Sr from vegetables by pickling in NaCl solution¹⁰⁾

品名		Sr-90 pCi/kg	s.u.	Ca g/kg	Sr-90 の 減少率%	除染液と 使用法	
豆 類	枝豆	生	21.37	57.30	0.37	5%NaCl溶液 12分boilする	
		除	5.38	11.20	0.48*		
	莢いんげん	生	46.57	83.17	0.56		17.4
		除	38.47	72.51	0.53		
果 菜 類	なす	生	6.22	27.04	0.23	1%NaCl溶液に 30分浸漬	
		除	4.74	20.61	0.23		23.8
	きゅうり	生	8.54	37.13	0.23		
		除	2.78	13.24	0.21		

- 注 (1) 生と記入したものは、東京都内の市販品をそのまま試料とし対照とした。
 (2) 除と記入したものは、同様の試料に汚染除去の操作を行った。
 (3) 枝豆のCaに*印を付したものは、使用した食塩中のCaに由来すると推定された。
 (4) s.u.とは
⁹⁰Srの生物界での動きを定量的に評価するとき、Caとの対比で考えると有効なことが多い。したがって、環境物質や生物組織中の⁹⁰Sr濃度 (pCi) を1gのCaに対する比として表すことがある。この単位をストロンチウム・ユニット (Strontium Unit) と呼び、s.u.と記す。1s.u.は、1pCi⁹⁰Sr/gCaである。
 (日本化学会編：「放射性物質」, p18, p117, 丸善, 1976.)
 (5) 減少率とは

$$\text{減少率} = \frac{(^{90}\text{Sr濃度 (生)} - ^{90}\text{Sr濃度 (除)})}{^{90}\text{Sr濃度 (生)}} \times 100$$
 注) : ⁹⁰Sr濃度 (除) : 野菜試料に除染作業を行った後の野菜中に存在している⁹⁰Sr濃度

出典：佐々木理喜子：第8回放射能調査研究成果論文抄録集，62-63, (1967.)

注) : 表は、研究成果発表会において配布された「正誤表」にもとづく

海藻は放射性ヨウ素をはじめ、放射性核種を濃縮する代表的な海産物である。特に褐藻類に属するこんぶは、ヨウ素の accumulator である。このこんぶを、単に水に15分程度浸しておくだけで、かなり多量のヨウ素が水中に溶出してくる。こんぶ本体に着目すれば、水に浸すという操作で、除染されたように見えるが、むしろ利用されるのはだし汁の方である。このような場合、除染という用語は不適切である。牛乳は、加工技術の進歩により、ほぼ100%利用される。この場合もこんぶの場合と同様、除染という用語はあてはまらない。除染率を設定する場合にはこの点に留意する必要がある。前述のハウレン草の場合は除染率、乳製品の場合には、バターへの移行率、チーズへの移行率という用語を用いた方が実態を表していると思う。材料をある目的に加工する段階で利用されない部分が、どのように処理されるのか明らかな場合は、除染か移行か区別できるが、不明の場合は区別できない。ここでは両者を特に区別しないで、調理加工による変化としてとらえることにしたい。

(1) 米の精白による変化

村松ら⁹⁾は、水稻に放射性 Sr, Mn, Cs, Co 及び Zn を経根吸収させて収穫した玄米を用い、精白度に伴う放射性核種含量の変化を調べた。その結果によれば、精白度10~15%のところと比較すると、Sr と Mn は約20%しか米に残らない。即ち見かけ上80%除去される。Cs は70%弱除去される。これは放射性核種の玄米中の分布が一様ではなく、Sr や Cs がぬかの部分に偏在していることを示している。

(2) 野菜の洗浄、調理による変化

Table 5 と Table 6 に野菜表面の汚染除去操作による⁹⁰Sr の減少率を示した¹⁰⁾。

Table 6 Removal rate of ⁹⁰Sr from vegetables by pickling in NaCl and/or CH₃COOH solutions(continued)

品名		Sr-90 pCi/kg	s.u.	Ca g/kg	Sr-90 の 減少率%	除染液と 使用法	
果 菜 類	トマト	生	3.40	30.91	0.11	21.8 10.3 26.8 59.6	1%NaCl溶液に 30分浸漬 0.25%CH ₃ COOH 溶液 15分浸漬
		除	2.66	38.00	0.07		
	ピーマン	生	8.29	31.90	0.26		
		除	7.45	28.65	0.26		
葉 菜 類	キャベツ	生	5.97	14.90	0.40	26.8 59.6	0.25%CH ₃ COOH 溶液 15分浸漬
		除	4.45	14.80	0.30		
	レタス	生	7.74	14.90	0.52		
		除	3.10	9.39	0.33		

- 注 (1) 生と記入したものは、東京都内の市販品をそのまま試料とし対照とした。
 (2) 除と記入したものは、同様の試料に汚染除去の操作を行った。
 (3) 枝豆のCaに*印を付したものは、使用した食塩中のCaに由来すると推定された。
 (4) s.u.とは
⁹⁰Srの生物界での動きを定量的に評価するとき、Caとの対比で考えると有効なことが多い。したがって、環境物質や生物組織中の⁹⁰Sr濃度(pCi)を1gのCaに対する比として表すことがある。この単位をストロンチウム・ユニット(Strontium Unit)と呼び、s.u.と記す。1s.u.は、1pCi⁹⁰Sr/gCaである。
 (日本化学会編：「放射性物質」, p18, p117, 丸善, 1976.)
 (5) 減少率とは

$$\text{減少率} = \frac{(^{90}\text{Sr}\text{濃度(生)} - ^{90}\text{Sr}\text{濃度(除)})}{^{90}\text{Sr}\text{濃度(生)}} \times 100$$
 注) : ⁹⁰Sr濃度(除) : 野菜試料に除染作業を行った後の野菜中に存在している⁹⁰Sr濃度

出典：佐々木理喜子：第8回放射能調査研究成果論文抄録集，62-63，(1967.)

注) : 表は、研究成果発表会において配布された「正誤表」にもとづく

Table 7 Removal rate of fallout radionuclides from spinach leaves by washing with running water¹¹⁾

放射性核種	2分間 (%)	10分間 (%)
⁹⁰ Sr- ⁹⁰ Y	20	35
¹³¹ I	55	70
¹⁶⁶ Ru	30	40
⁹⁵ Zr- ⁹⁵ Nb	30	45
¹³⁷ Cs	65	80

山形 登、岩島 清：葉菜表面の放射性汚染の除去、公衆衛生院研究報告 12:1(1963)

同じ豆類間でも、果菜間でも、また葉菜間でも、減少率に大きな違いが認められている。山県らは¹¹⁾は、ホウレン草表面についての放射性核種の水洗による除染を試みた。その結果を Table7 に示す。¹³⁷Cs の除染率が高いことがわかる。住谷ら¹²⁾は小松菜とホウレン草を¹³⁷Cs 及び⁸⁵Sr を含む水耕液で栽培し、得られた葉菜を「お浸し」をつくる要領で処理したところ、¹³⁷Cs についてはほぼ90%、⁸⁵Sr についてはおよそ50%が除去されたことを報告している。鈴木ら¹³⁾は、ホウレン草を2分間茹でた結果、Zn と

Caはあまり除去されなかったが、KやNaのようなアルカリ金属は、50%程煮汁の方に移行することを報告している。SrはCaと同属のアルカリ土類金属元素である。Caが植物体の繊維組織に比較的多く分布しており、短時間の加熱処理では、煮汁に移行しにくいことから、Srもほぼ同じような挙動をとるものと考えられる。一方KやCsのようなアルカリ金属は、植物体の液相に分布しているため、食塩を添加した水溶液で茹でると、煮汁の方に移行してくるのではないかと推測されている。住谷ら¹²⁾は、ガス状の CH_3I および I_2 を葉面沈着させたハウレン草と、I⁻を経根吸収させたハウレン草を材料とし、お浸しをつくったところ、 CH_3I 葉面沈着とI⁻経根吸収ハウレン草の場合は60~70%除去されたが、 I_2 沈着ハウレン草では、およそ30%程度しか除染できなかったことを報告している。Hungateら¹⁴⁾は実験室でガス状で発生させ、葉面付着させたヨウ素は除染しにくい、フィールドで沈着したヨウ素は除染し易かったと述べている。フィールドで沈着したヨウ素が比較的除染し易いのは粒子状で沈着しているためではないかと推測される。同じ放射性ヨウ素でも、化学形態やとり込まれかたによって、除染率が異なることを示している。

(3) 牛乳の加工による変化

i)¹³¹Iの場合

乳牛に¹³¹Iを経口投与して得られた牛乳を用い、バターを製造した¹⁵⁾。バターに移行した¹³¹Iは、0~7%(平均2%)程度であった。レンネット(凝乳酵素)凝固法、1N塩酸添加による乳蛋白等電沈殿法及びトリクロル酢酸による乳蛋白分離法の3法により乳蛋白を分離し、蛋白画分に移行する¹³¹Iの移行率を測定した。分離法により多少ことなるが、蛋白に移行するのは全体のおよそ20%であった。レンネットを添加して凝固させた絹豆腐状の凝固物をカードといい、液体の部分をホエーと呼ぶ。このカードを押しかため、熟成させたものがチーズである。従って、蛋白画分に移行した¹³¹Iが、全体のおよそ20%であったということは、チーズに移行するのは、全体の20%弱ということになる。しかし、¹³¹Iの場合は、熟成中にdecay outしてしまうので、被曝線量評価上問題になることはない。なおホエーには80%弱の¹³¹Iが残るが、これはまた別の乳飲料等の材料に使われる。

ii)⁹⁰Srの場合¹⁶⁾

原乳にトレーサーとして放射性Sr(⁸⁹SrCl₂)を添加し、一昼夜放置後、バターとチーズ2種を製造した。バターは、原乳を30℃に加温し、遠心分離(2,000回転/分で20分間)してクリームを分取、広口瓶に移して振とうすると、乳脂肪のかたまりが液状のバターミルクの中に浮かぶようなかたちで現れる。この乳脂肪のかたまり、即ちバターに移行する⁸⁹Srは極めて少なかった。

チーズはゴータタイプとカテジチーズについて⁸⁹Srの移行をみた。ゴータタイプのチーズは、レンネット(streptococcus lactisとStreptococcus cremoris)存在下で凝固させて得られるカードをもとに製造された。一方カテジチーズは、乳酸のような酸を添加して得られるカードをもとに製造された。乳蛋白カゼインが凝固するメカニズムは、レンネット凝固を酸凝固では全くことなる。即ち前者はCaが結合するかたちでの凝固であるのに対し、酸凝固ではCaがカゼインから離れる。CaとSrは同じような挙動をするため、ゴータタイプのチーズには⁸⁹Srの約45%が移行したが、カテジチーズには、わずか2%しか移行しなかった。

iii)¹³⁷Csの場合

⁹⁰Srの場合と同様にバターとチーズ2種への移行をみた。しかしバターには全体の0.5%、チーズには両タイプ共全体の2%程度しか移行しなかった。

前にも述べたように原乳からは、バター、チーズ、ヨーグルトなど様々な乳製品が製造される。バター製造の際のバターミルク、チーズ製造の際のホエーなど、かつては利用価値の少なかったものが、現在では殆んど100%かたちをかえて食品として利用されるようになっている。従って、葉菜を「お浸し」にした時の煮汁とはことなり、除染という言葉はあてはまらない。

4. 積極的除染法

食品中に含まれる放射性核種を、風味や栄養価を変化させずに積極的に除染することは極めてむずかしい。ここでは2つの例を紹介しておく。

i) 水道水及び牛乳からの除染

渡利ら¹⁷⁾は、Metal Ferrocyanide-Anion Exchange Resin を用い、飲料水と牛乳から、放射性 I と放射性 Cs を同時に除去することを試みた。巨大網状構造を持つ Amberlite IRA -904型樹脂の Cl 型に、0.5 M の potassium ferrocynide 溶液を通してフェロシアン型に変えておき、1M の金属塩化物 ($\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 並びに $\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) を作用させて、フェシアン化銅、フェロシアン化鉄及びフェロシアン化ニッケル陰イオン交換樹脂を作成した。

^{137}Cs 及び ^{131}I を水道水、雨水および牛乳に添加し、一定時間放置したあと実験に供した。除染操作は、カラム法とバッチ法で行った。バッチ法ではフェロシアン化物 1.5 g (乾燥重量) を RI を含む水試料 100 ml に加え、振とうした。カラム法では、フェロシアン化物 2~3 g を直径 1 cm のカラムにつめ、水試料 500 ml を流速 10 ml / 分で通した。なおヨウ素の吸着材として用いられる charcoal も実験に供した。フェロシアン化ニッケル陰イオン交換樹脂を用いた例では、バッチ法により、 ^{137}Cs の 99% 弱が除去された。

3種のフェロシアン化物陰イオン交換樹脂と charcoal を用いて、飲料水および牛乳中の ^{125}I - および $^{125}\text{IO}_3^-$ の除染をバッチ法で行った実験結果を Fig.7 および Fig.8 に示す。

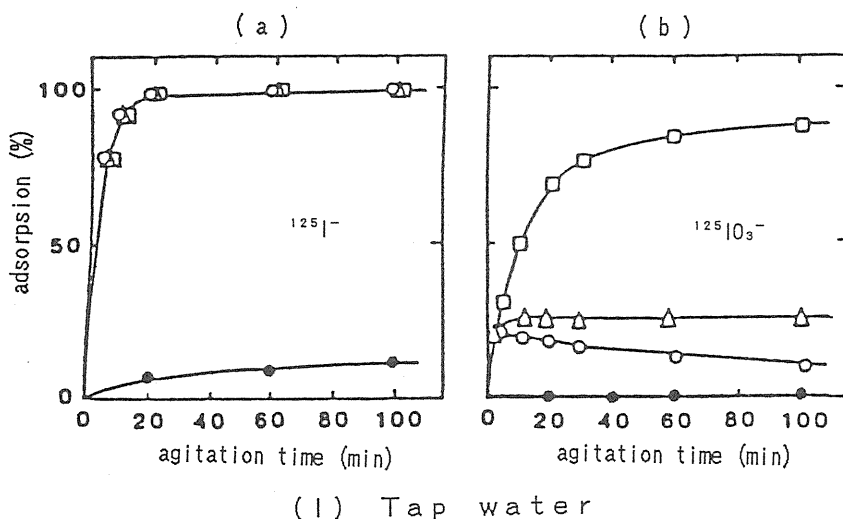
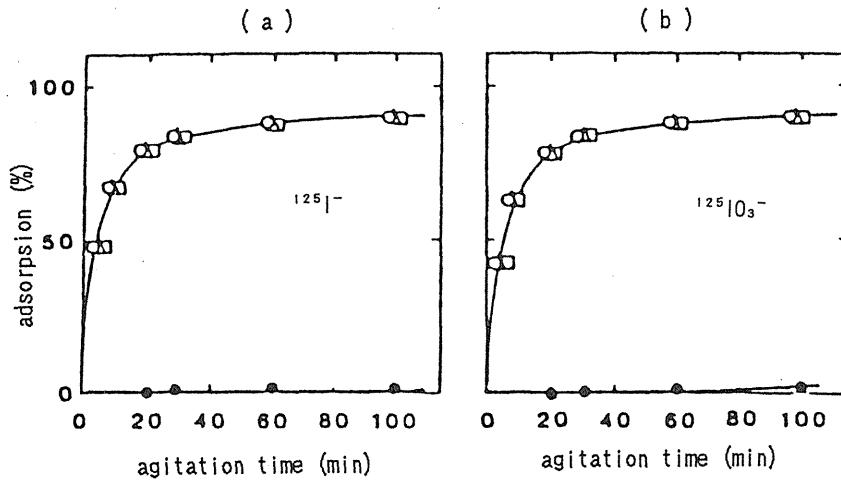


Fig.7 Adsorption of ^{125}I - and $^{125}\text{IO}_3^-$ on "metal ferrocyanide-resins" from tap water by batch method¹⁷⁾

Adsorbent 0.5g, Tap water:100ml

□ : (FeFC)R, ○ : (NiFC)R, △ : (CuFC)R, ● : charcoal



(II) Milk

Fig. 8 Adsorption of $^{125}\text{I}^-$ and $^{125}\text{IO}_3^-$ on "metal ferrocyanide-resins" from milk by batch method¹⁷⁾

Adsorbent: 0.5g, Milk: 100ml

□ : (FeFC)R, ○ : (NiFC)R, △ : (CuFC)R, ● : charcoal

charcoal の除染効率は極めて低かった。飲料水中の $^{125}\text{I}^-$ は、フェロシアン化鉄陰イオン交換樹脂ではほぼ100%除去しうる。 $^{125}\text{IO}_3^-$ の場合は、フェロシアン化物の種類によってことなり、フェロシアン化鉄ではほぼ90%除去できるが、他のフェロシアン化物陰イオン樹脂では、低く、しかも振とう時間が長くなると樹脂への吸着率が低下する傾向が認められた。

牛乳中の $^{125}\text{I}^-$ 及び $^{125}\text{IO}_3^-$ については、3種類のフェロシアン化物陰イオン交換樹脂とも、ほとんど同じ傾向を示し、振とう時間30分で80~85%が除去された。

本操作による牛乳の化学的性質には特に目立つ変化は認められなかった。

ii) 肉からの除染

Wahl ら¹⁸⁾は、1986年に、1.7 M の食塩水と29.7 mM の KNO_3 を含む水溶液に、重量比でその1/8に当る ^{137}Cs 汚染肉を1週間浸しておく、 ^{137}Cs が徐々に減ってゆき、最終的には初期濃度の5%程度にまで減らすことができることを報告した。食塩水で肉を料理しても同じ結果になるが、その時のだし汁には ^{137}Cs が入っているので、食用には適さない。

Francic ら¹⁹⁾は、この知見に触発され、除染の時間短縮をはかる方法について検討した。あらかじめ肉を凍結しておき、解凍して4~5時間食塩水処理(10%食塩水処理)するだけで、90~95%の ^{137}Cs を除染できるという。

これは、肉を凍結すると細胞膜が破かいされ、肉のCsイオンとNaイオンの交換反応が促進されるためではないかと考えられる。この処理による風味の変化や栄養学的な成分変化については検討されていない。

おわりに

食品中の放射性核種の除染法は、調理・加工によるものと、積極的除染法の2つに大別される。しかしその境界は必ずしも明確ではない。たとえば肉の食塩水処理などはその例である。近年多種多様な加工食

品が出廻っている。しかし、洗う、煮る、焼く、いためるといった基本的な調理・加工法に変化はない。この基本的な操作に伴う濃度変化を系統的に整備しておくことは必要である。

今後人体への移行低減化という観点から、新たな展開が期待出来るとすれば、それは環境から食品への移行低減化対策研究ではないか。

謝 辞

本稿をまとめるに当り、放射線医学総合研究所、渡利一夫、内田滋夫および村松康行の3氏に資料の提供と、有益な御助言をいただいた。心から感謝の意を表します。

参考文献

- 1) CEC: Proc. Seminar on Radioactivity Transfer during Food Processing and Culinary Preparation, 18-21 Sept. 1989 in Cadarache-France.
- 2) Kiekens, L. and Cottenie(1983): Possibilities of Reducing Plant Availability of Heavy Metals in a Contaminated Soil; Environ. Eff. Org. Inorg. Contam. Sew Sludge, 215 - 226.
- 3) Kuhn, W., Handel, J. and Schuller, P. (1984): The influence of soil parameters on ^{137}Cs -uptake by plants from long-term fallout on forest clearings and grassland, Health physics, 46, 1083 - 1093.
- 4) Keen, A. and Frissel, M. J. (1983): A statistical analysis of soil-to-plant transfer factors, Seminar on the Environmental Transfer to Man of Radionuclides Released from Nuclear Installations(CEC), 351 - 370.
- 5) 津村昭人、駒村美佐子、小林宏信 (1984) : 土壌-植物系における放射性ストロンチウムとセシウムの挙動に関する研究、農技術報告B、第36号、89-96。
- 6) Giese W. W.(1989): Countermeasures for Reducing the Transfer of Radio cesium to Animal Derived Food;The Science of the Total Environment, 85, 317 - 327.
- 7) Müller W. H.(1969); Cs-137 Dekorporation mit Kolloidal löslichem Berliner Blau bei der Ratte, Strahlentherapie, 137, 705 - 707.
- 8) Voigt, G. Muller, H. Paretzke, H. G. Bauer, T. and Rohmoser, G. (1993). ^{137}Cs Transfer after Chernobyl from Fodder into Chicken Meat and Egg; Health Phys., 65(2), 141-146.
- 9) 村松康行、内田滋夫、吉田聡 (1993): 土壌から水稲への放射性 Cs, Sr, Co, Mn, Zn の移行 : 日本放射線影響学会第 36 回大会、広島。
- 10) 佐々木理喜子 (1967) : 野菜表面の汚染除去による Sr-90 の減少率、第 8 回放射能調査研究論文抄録集、62-63。
- 11) 山県登、岩島清 (1963) : 葉菜表面の放射性汚染の除去、公衆衛生院研究報告、12, 1。
- 12) 住谷みさ子、村松康行、内田滋夫、柳沢啓 (1984) : 調理による農作物中の R1 濃度の変化 (1)、第 26 回日本放射線影響学会、京都。
- 13) 鈴木一正、小島清江 (1973); 野菜、魚肉中の K, Na, Ca, Mg, Zn, Fe, Cu, Mn, Pb, Cd, Hg の調理操作による流出傾向、第 27 回日本栄養と食糧学会報告要旨集、117。
- 14) Hungate, E. P., Clime, J. F., Uhler, R. L., and Selders, A. A., (1963): Folian Sorption of 131

I by Plant, Health Physics, 9, 1159 - 1166.

- 15) Ohmomo, Y., and Saeki, M., (1970): Secretion and Distribution of Iodine-131 in Milk from Dairy Cow after Intravenous Administration of a Single Dose, Radioisotopes, 19(6), 282-285.
- 16) 大桃洋一郎、津郷友吉 (1963); 放射性ストロンチウムおよびセシウムの牛乳中の分布、日本農芸化学会誌37, 725-738。
- 17) Watari, K., Imai, K., Ohmomo, Y., Muramatsu, Y., Nishimura, Y., Izawa, M., and Baciles, L. R. (1988): Simultaneous Adsorption of Cs-137 and I-131 from Water and Milk on Metal Ferrocyanide -Anion Exchange Resin, J. Nucl. Sci. & Tech, 25(5), 495-499.
- 18) Wahl, R., and Kallee, E., (1986): Decontamination puts meat in a pickle, Nature, 323, 208.
- 19) Franic, Z., Sencar, J., and Bauman, A. (1993): Speeding up Meat Decontamination By Freezing, Health phys., 65(2), 216-217.

1. 食品の摂取制限と被曝線量

杉 山 英 男
国立公衆衛生院

Restrictions on Food and Drinking Water Relevant to Internal
Doses Assessment

Hideo Sugiyama

Department of Radiological Health, The Institute of Public Health
6-1, Shirokanedai, 4-chome, Minato-ku, Tokyo, 108 Japan.

ABSTRACT - After the Chernobyl accident in April 1986 it became clear that the guidelines on the management of the consequence of a nuclear accident was needed for action over long time scales and for dealing with the widespread radioactive contamination that affected many countries at distances far from the accident site. One of the major difficulties in area away from the site of a nuclear accident concerns decisions on the safety of contaminated food and drinking water. International organizations, ICRP, IAEA, WHO and several other organizations, have considered it appropriate to develop guidelines to assist national authorities in making decisions on the control of food in the event of widespread contamination by radionuclides in a radiological emergency. These guidelines and the recommendation for intervention in food and drinking water by WHO, ICRP and CEC are summarized, and the considerations and the problems to adopt the guidelines are proposed.

1 はじめに

国際放射線防護委員会 (ICRP) は1984年に Publication40 として、大規模原子力事故時における公衆の放射線防護に関する計画のための原則を勧告した¹⁾。この原則は、事故地の付近に限定し、比較的短期間の事故に適用することを意図しており、経時的な区分の上から、初期(早期)、中期及び後期(復旧期)に分けて計画することの有用性が示された。すなわち、①初期については、重大な放出のおそれが存在する間および放出開始後の最初の数時間、②中期は、事故発生後数時間から数日間、また、③復旧期は、通常的生活状態にもどすまでの時期で、長期間にわたる可能性を示唆している。これら3つの経時的な各期における被曝経路を体内被曝について整理すると、初期には大気に由来する吸入が主となるが、中期には汚染水あるいは食料品、または汚染地域から供給された牛乳のような農産物の経口摂取、さらに後期には

汚染区域から供給される農水産物およびその加工食品の摂取が中心とされる。これらの経路により一般公衆が過大な被曝を生ずるおそれのある場合には、被曝低減化のための介入措置をとることが必要とされ、集団の大きさ、地理的分布、社会的諸条件、気象条件などを考慮した上で、介入レベルを上限および下限の両線量レベルの間に設定することとし、食料品の管理のために1年間の想定線量として、上限レベル50 mSv および下限レベル5 mSv を提示した。

しかし、1986年4月26日、旧ソ連チェルノブイリ原子力発電所で発生した事故は、大量の放射性核種を地球規模の広い範囲で長期にわたり放出した。このため、汚染された環境と食品についての放射線防護措置が各国でとられたが、その対応は多様性をきわめ、とくに、食料品の管理については自国内のみならず国際貿易についても懸念と混乱が引き起こされた。これら課題に関連して、国境を越えて影響を及ぼすような大規模な放射線緊急時における対応計画、さらには公衆の防護のための原則と基準に関して国際的調和を促進するための指針を準備する必要性が認識され、ICRP、国際原子力機関(IAEA)あるいは世界保健機構(WHO)などにより努力がなされてきた。

ここでは、まず、チェルノブイリ事故発生後、厚生省により実施されている輸入食品の放射能検査について、その経緯および実績等を記す。また、ICRPあるいはWHOなどの国際機関により、チェルノブイリ事故後の実状と課題をふまえて見直しがなされ、近年発表された勧告や指針の中から緊急時における飲食物摂取制限に関する内容を紹介し、導入に際しての課題について提示する。さらに、安全への対応という観点から、チェルノブイリ事故以降、各種食品の中でも放射性セシウム濃度の高い傾向が認められるキノコについて、濃度レベルおよび移行特性に関する知見を記す。

2 輸入食品の放射能検査

2.1 放射能検査実施への経緯

1986年4月26日、旧ソ連のチェルノブイリ原子力発電所で事故が発生して以来、わが国でも事故による放射能汚染が認められ、5月4日には放射能対策本部が開かれて、緊急時における監視体制の一層の強化が決定された。その後、放射能により汚染された輸入食品に関する緊急な対策が課題となり、厚生省では、5月8日からGMサーベイメータによる監視を開始したが、高濃度放射能汚染食品の輸入の可能性を憂慮し、輸入時の放射能検査の判断基準の設定を急務とした。

2.2 輸入食品中の放射能暫定限度の設定

1986年5月、厚生省に、「食品中の放射能に関する検討会」が設置され、輸入食品の摂取による被曝線量を、ICRPの77年勧告(Publication 26; 1977)²⁾にある公衆の個人の線量限度の年間あたり500mremの3分の1以下を割り当てることを基本条件にすえ、1986年10月31日に、¹³⁷Csと¹³⁴Csの合計で370 Bq/kgという暫定限度値を設定した。設定にあたっては、事故後のわが国における放射性降下物の核種存在比および諸外国のデータを基に食品中の放射性核種の存在比を推定し、体内被曝への寄与率を算出した結果、¹³⁷Csと¹³⁴Csの合計が約66%、⁹⁰Srが約33%、その他の放射性核種が1%以下であった。これより、測定上の利便さも勘案した上で、暫定限度は¹³⁷Csと¹³⁴Csの放射能濃度を対象とした。また、設定要因の一つとして、国民1人1日あたりの食品摂取量に占める輸入食品の割合のうち、欧州地域からは全輸入量の5%以下であるが安全性を配慮する上から、全輸入食品の割合である35%を用いた。輸入食品の放射能暫定限度は、以下に基づいて算定され、欧州共同体委員会(CEC)の暫定限度である乳幼児食品370

Bq /kg、一般食品600 Bq /kgおよび米国の暫定基準値である370 Bq /kgも勘案して設定された。³⁾

$$\begin{aligned} 5.4 \times 10^{-5} (\text{mrem} / \text{pCi}) \times 1.4 (\text{kg} / \text{d}) \times 35(\%) \times A(\text{pCi} / \text{kg}) \times 365(\text{d}) \\ \leq 500(\text{mrem} / \text{y}) \times 1 / 3 \times 66(\%) \\ A \leq 11389(\text{pCi} / \text{kg}) \\ \leq 421.4(\text{Bq} / \text{kg}) \end{aligned}$$

このとき、 $5.4 \times 10^{-5} (\text{mrem} / \text{pCi})$:¹³⁴Cs + ¹³⁷Cs(¹³⁴Cs / ¹³⁷Cs 比; 0.5)として、1pCi 経口摂取したときの全身に対する線量換算係数、1.4 (kg/d): 国民1人1日あたりの食品摂取量(厚生省調査)、35(%): 食品摂取量に占める全輸入食品の割合、500 (mrem / y): 全身に対する線量限度、1/3: 輸入食品からの被曝の割当量、66(%):¹³⁴Cs + ¹³⁷Cs とによる線量寄与の割合、とした。

2. 3 放射能暫定限度の再評価

放射能暫定限度を設定した1年後の1987年11月、検討会では、暫定限度の再評価を行った。この再評価は、以下の理由に基づくものであり、結果として従来の暫定限度の妥当性が評価された。その理由としては、①ICRPのパリ声明(1985年)により、公衆の実効線量当量限度が1年につき1mSvと低減化され、これに基づき89年4月から国内の放射線障害防止関連の法改正が予定された、②これまでの放射能検査の結果より、食品中の考慮すべき放射性核種の存在比が明らかとなった、③事故後の調査報告書により、考慮すべき輸入食品は欧州地域原産に限定してよいことなどであった。ここで、欧州地域からの輸入食品の全てが暫定限度の放射能濃度で汚染されていると仮定したときの摂取による年間実効線量当量は、0.04mSvと算出され、従来の暫定限度値でもICRPの勧告値(1985年)である1mSvを十分下回る、との結論に達した。

2. 4 放射能検査体制と検査実績

放射能検査体制と検査実績については、①1986年5月からの事故直後、②1986年11月からの暫定限度設定後、③1987年1月からの違反食品の発見後、④1991年9月からの検査対象品目の縮小、⑤1993年1月からの検査対象の平準化の5つの段階に区分される。

①1986年5月からの事故直後においては、旧ソ連、ポーランドなど16か国、5食品群についてGMサーベイメータを用いて9か所の検疫所で検査が開始された。

②1986年11月からの暫定限度設定後においては、5か所の検疫所でγ線用シンチレーション・サーベイメータによるモニタリングが実施され、汚染の可能性のある食品については、国立衛生試験所でGe半導体検出器を用いた核種分析により判定を行った。

③1987年1月9日、トルコからの輸入ヘーゼルナッツから520Bq /kgおよび980Bq /kgが検出され、以後、各種の食品から違反食品が発見された。このため、違反品目については全欧州地域を、また、違反食品を輸出した国については全食品を対象として、検査体制の強化が図られ、厚生大臣の指定する試験機関等での検査も開始された。1988年5月には、主要な5か所の検疫所にNaIとGe半導体検出器が設置され、最終判定が可能な検査体制が整備された。

④1991年9月からは、暫定限度値を超える食品の減少ならびに比較的高濃度な食品は限定されるとの結果から、全ロット検査の対象にあった特定16食品群から9食品群が10%モニタリングに移行し、モニタリング検査対象の中から6食品群が除かれた。

⑤1993年1月15日からは、比較的高い放射能濃度を示す食品は、ハーブ、キノコ、トナカイ肉など一部に限定されること、また、これらを輸出する欧州地域の各国間には放射能濃度の違いがみられなくなって来ていることから、特定の食品に限定した上で、また同時に国による検査対象の区分も見直して、以下の新検査体制のもと、検疫所により検査が継続されている。

(a) 野草及び野草加工品(水煮等を除くキノコ、ハーブ類)および(b)トナカイ肉は全ロット検査

(c) 香辛料、(d) 蜂蜜および(e) ビーフエキスは10%モニタリング

なお、1992年8月までの総検査件数は7万3千件を超え、違反食品は1991年3月のミックススパイス以降は発見されておらず、表1に示すようにその総数は54件である。⁴⁾

表1 放射能暫定限度を超えた輸入食品の内訳(厚生省)
Numbers of foodstuffs containing radioactive level exceeding the interim derived intervention level decided to be 370Bq/kg (as ¹³⁴Cs+¹³⁴Cs) and inspected by Ministry of Health and Welfare in Japan.

食 品	370Bq/kgを超えた食品の件数					
	1987	1988	1989	1990	1991	1992~
ヘーゼルナッツ	2					
牛 胃	1					
トナカイ肉	1					
タイム	1					
ヒースの花	1					
黒すりビュレ	1					
アーモンド	1					
アイスクリームヘースト	1					
ヘーゼルナッツヘースト	3					
ビーフエキス	1	1				
月桂樹の葉	5	1				
セージ	7	2				
ハーブ	2	4				
ぜんまい			2			
ハーブティー	3	2		2		
キノコ		6	2		1	
ミックススパイス					1	
合 計	30	16	4	2	2	0

輸入食品の放射能暫定限度値 370Bq/kgは、チェルノブイリ原発事故による放射能汚染食品に適用されているが、仮に、将来、放射能汚染事故が再び発生した場合には、新たな暫定限度値の検討が必要になるであろう。

3 緊急時における飲食物の摂取制限

—国際機関の指針と導入への課題—

3.1 ICRPの1990年勧告と放射線緊急時における公衆の防護のための介入指針

放射線防護の基本的な考え方を示すICRP 77年勧告が改訂され、90年勧告としてICRP Publ.60が刊行された⁵⁾。全7章の本文と4つの補遺、勧告の要約により構成されているが、その表現および内容は難解な印象があり、放射線防護に関する専門家でない筆者には、浅学も手伝って、全容について十分な理解を得るには至っていない。本稿では、緊急時という主旨に準じて、本勧告で新たに提示された放射線防護体系である介入に関する基本的な指針を紹介するにとどめる。

また、大規模事故の際の公衆の防護について、その計画のための原則を述べ、介入レベルについて定量

的指針を示した ICRP Publ.40 が改訂され、1993 年、ICRP Publ.63 として刊行された⁶⁾。この指針は、すでに90年勧告の本文(223項)において、Publ.40 は、短期間および中程度の期間の措置に限定されていたとして、すべての問題を包括する追加の指針を刊行する計画が明らかにされたものであり、介入に関して具体的かつ詳細な原則と介入レベルが提示されている。

ICRP 1990年勧告 (ICRP Pub. 60)

ICRP の90年勧告では、放射線防護体系に関しては行為 (Practice)、すなわち人に対する被曝を増加させる人間活動と介入 (Intervention)、すなわち人に対する被曝を減少させる人間活動、の2つを柱にしており、放射線防護の基本的枠組みとして、科学的判断だけでなく社会的判断も含めるものとしている。行為に関する放射線防護体系は、行為の正当化、防護の最適化、個人の線量限度の原則に基づくものであり、また、介入に関しては、介入は害よりも益の方が大きいもの、および、介入のかたち、規模、期間は正味の便益を最大とするように、最適化されるべきであることが勧告されている。制御装置については、従来勧告にある線源のみに限らず、被曝の制御の可能性についても着目しており、放射線防護体系の中に制御されていない線源、すなわち事故時の被曝や技術的に高められた自然放射線をも組み入れている。公衆への線量限度である1年間あたり1mSv は、行為が制御されている状況に適用するものであり、線源が制御されていない緊急時等については適用されない。介入による救済措置が必要となりうる状況としては、住居におけるラドンや過去の事象に起因する放射性の残留物があるが、これらの状況は長期間続いているものとして、緊急時の措置を必要としていない。事故および緊急時の問題については、公衆の防護のための介入と事故に伴う職業被曝の制限がある。さらに、緊急時計画として、必要な措置に対する介入レベルを設けること、現実的な対応の上から介入レベルに基づく誘導介入レベルを決定しておくことが勧告されている。とくに、食料品については、国際貿易を不必要に制限することを避けるために、別な方法で誘導介入レベルを用いること、また、このレベルは、他の状況における介入レベルと同一である必要のないことが強調されている。

放射線緊急時における公衆の防護のための介入指針 (ICRP Pub. 63)

ICRP Publ.63 は、“Principles for Intervention for Protection of the Public in a Radiological Emergency”(「放射線緊急時における公衆の防護のための介入に関する諸原則」として、1994年2月に日本アイソトープ協会から翻訳版が刊行された。)と題されるもので、ICRP Publ. 40の改訂版である。その目的は、広範で国境を越え、長期間に及ぶ影響のある事故に対する介入措置を示すことであり、その構成は、全7章の本文と参考文献、および3つの付随書からなる。本文には、1. 序論、2. 介入に関する概念や基本的原則、3. 防護措置に関する原則の適用、4. 介入計画のための放射線緊急時のカテゴリーについての指針、5. 介入レベルの誘導では、線源についての介入、立入制限、屋内退避、避難、安定セシウム¹³⁷の投与、人の除染、傷害の処置、食物連鎖と飲料水への介入、移転、建造物と地表面の除染、6. 緊急時対応計画、7. 勧告された介入レベルについて要約した表、が示されている。

各論にあたる5章の介入レベルの誘導の中では、食物連鎖と飲料水への介入に関する指針が、1. 概括、2. 食物と水に関する制限、3. 放射性核種の食物連鎖における移行の制限、に分けて詳細かつ具体的に示されている。以下に、その内容を要約する。

1. 概 括

防護措置を2つのカテゴリーに区分することができる。

1. 汚染食品と水の消費についての直接の制限

2. 汚染された空気、土壌、水からの食物連鎖による放射性核種の移行の制限

介入レベルは食品区分、例えば、ミルク、乳製品、肉、魚、穀類、根菜、野菜等により、独立して設定することができる。

誘導介入レベルは消費する状態での放射能濃度とすべきであり、例えば、粉ミルクのような濃縮状態での放射能濃度とすべきではない。

2つのカテゴリーにおける代表的な補完措置としては、消費が禁止された食品を加工食品にすること。また、代表的な代替措置としては、食物連鎖への移行を制限するために、家畜飼料の供給元の変更あるいは核種の化学結合の利用がある。

2. 食物と水に関する制限

1. 飲料水システムへの放射性核種の移行

一般的に、直接的に重要でない

雨水あるいは未処理の地表水を用いる住民グループへの考慮

2. 放射性核種の放出中および直後

食物への直接的沈着による汚染とミルクのコントロール

3. 汚染食品の販売と消費の禁止

同等の栄養価のある代替食品の供給が可能な期間

4. 長半減期核種による汚染

食物連鎖の上から、十分な期間の食物コントロールが必要

5. 放射性核種の直接的沈着による汚染

葉の除去、洗浄、皮剥きあるいは市場からの撤収

6. 正当化される介入レベル

個々の種類の食品に対して正当化される介入レベルは、1年間に回避される実効線量として10mSv

代替食品が供給されないあるいは集団が深刻な混乱状況のとき、1年間に10mSvを超えるレベルが正当化されることがある

7. 最適化放射能濃度

β 、 γ 線放射性核種は1000～10000Bq/kg

α 線放射性核種は10～100Bq/kg

8. 統一した基準の開発

各国での異なる数値基準には、科学的理由はあるが、利益と国際貿易の困難さの回避

9. 国際貿易の不必要な混乱の防止

WHOと食糧農業機構(FAO)によるCODEX(1989)中の食品中の放射性核種のガイドラインレベルの採用

ガイドラインレベル以下の放射能濃度の食料品は、国際貿易の上で規制なしに容認

3. 食物連鎖による放射性核種の移行の制限

1. 非汚染牧場への移動、代替用食餌の供給
コストの低減化と混乱の防止
2. 食用の動物(牧草)
非汚染牧場への移動、代替用食餌の供給、化学薬品等による排せつの促進
3. 土壌から植物への移行の阻害
農地表層土の除去、耕作
4. 農作土の交換、農業への利用の回避

3. 2 WHO の食品中の放射性核種に関する誘導介入レベル指針と WHO / FAO の国際貿易におけるガイドラインレベルに関する指針

食品中の放射性核種に関する誘導介入レベル指針

1988年、WHO は食品中の放射性核種の誘導介入レベルに関する指針を示した⁷⁾。この指針は、チェルノブイリ事故の後に、欧州を中心とする国々や国際機関等により、その重要性和必要性が認識された大規模放射線事故による広範で長期の放射能汚染の際に適用することを意図したものである。この指針には、誘導介入レベルを算定、導入するまでの詳細なデータが述べられており、飲食物摂取制限に関する指標値あるいはその導入方法を理解する上での参考として、ここに記す。

本指針では、介入レベルを1年間の実効線量当量として5mSvと定めた上で、年間食品消費量(kg/y)および線量換算係数(Sv/Bq)をもとに、以下に表す式により誘導介入レベルを算出している。

ここで、DIL = 誘導介入レベル(Bq/kg)

$$DIL = \frac{RLD}{md}$$

RLD = 介入レベル(Sv/y)

m = 年間食品消費量(kg/y)

d = 線量換算係数(Sv/Bq)

介入レベルの5mSv/yは、ICRP Publ.40 の下限線量レベルに相当する値である。年間食品消費量(kg/y)は、表2のように、140か国を対象に食摂取形態の違いにより8つのグループに区分し、さらに、食品については、飲料水を除いて、年間20kg以上を消費する7食品群にグループ化した上で、各平均値を加算して550kg/yを導入している。なお、線量換算係数は、表3のような1歳児、10歳児および成人の値が示されているが、ガイドラインレベル算定の上では、係数により 10^{-6} Sv/Bqと 10^{-8} Sv/Bqの2つの核種クラスに区分している。線量換算係数の 10^{-6} Sv/Bqは²³⁹Puやアクチニド、また、 10^{-8} Sv/Bqはその他の核種に適用される。このようにして算定された誘導介入レベルを表4に示す。ここで、飲料水の消費量は年間700ℓである。介入レベルを各食品群ごとに設定すること、および、これらの誘導介入レベルは、食品、とくに濃縮、乾燥食品では消費する状態の放射能濃度に適用するとの原則は、ICRP Publ.63の勧告と同様な考え方である。なお、香辛料、ハーブおよび茶のような食品は、少量摂取のため、線量への寄与は大きいものでないとして、根菜や塊茎類のガイドラインレベルの10倍の値までとする措置を提示している。また、別に、表5に示す乳児用のミルクの誘導介入レベルが設定されている。これらは、年間食品消費量として275kgのミルクと275kgの飲料水、ならびに、表3に示した1歳児の線量換算係数により算定されたレベルである。

表2 食事タイプ別の食品摂取量 (WHO)
Food consumption patterns for different diet types (WHO)

食事タイプ	(kg/年)						
	穀類	根菜、塊茎	野菜	果実	食肉	魚類	ミルク
アフリカ系	127.4	134.8	25.9	45.2	16.8	15.0	28.9
中央アメリカ系	113.2	46.0	38.8	98.6	42.3	18.7	82.2
中国系	171.7	85.8	85.2	5.5	15.0	8.9	1.9
地中海系	188.2	19.3	91.6	101.5	30.4	8.4	74.3
ヨーロッパ系	121.1	72.7	86.7	81.4	75.3	20.2	154.9
極東系	206.6	28.4	54.3	48.3	21.5	24.4	33.6
北アフリカ系	161.9	20.0	63.4	63.9	24.0	7.3	77.2
南アメリカ系	129.5	67.6	34.2	83.2	48.4	14.4	70.7

表3 放射性核種別の年齢別線量換算係数 (WHO)
Age-specific dose per unit intake factors for different radionuclides (WHO)

放射性核種	(Sv/Bq)		
	1歳児	10歳児	成人
$^{90}\text{Sr}^{**}$	1.1×10^{-7}	4.0×10^{-8}	3.6×10^{-8}
$^{131}\text{I}^{***}$	3.6×10^{-6}	1.0×10^{-6}	4.4×10^{-7}
$^{134}\text{Cs}^{**}$	1.2×10^{-8}	1.2×10^{-8}	2.0×10^{-8}
$^{137}\text{Cs}^{**}$	1.0×10^{-8}	1.0×10^{-8}	1.3×10^{-8}
$^{239}\text{Pu}^{**}$	2.4×10^{-6}	1.4×10^{-6}	1.3×10^{-6}

*: ICRPによる値が勧告されるまでの暫定値
**: 預託実効線量当量
***: 甲状腺の預託線量当量

表4 誘導介入レベルのためのガイドライン値 (WHO)
Guideline values for derived intervention levels (WHO)

核種クラス	(Bq/kg)							
	穀類	根菜、塊茎	野菜	果実	食肉	ミルク	魚類	飲料水
I: 高線量換算係数 (10^{-6} Sv/Bq)	35	50	80	70	100	45	350	7
II: 低線量換算係数 (10^{-8} Sv/Bq)	3500	5000	8000	7000	10000	4500	35000	700

表5 幼児の誘導介入レベルのためのガイドライン値 (WHO)
Guideline values for derived intervention levels for infants (WHO)

放射性核種	レベル
^{90}Sr	160
^{131}I	1600
^{137}Cs	1800
^{239}Pu	7

*: ^{131}I の平均寿命11.5日と甲状腺の組織線量50mSvにもとづく

WHO のガイドラインレベルは、それぞれ1つの食品群が1つの核種クラスにより汚染された状態に適用されるものであり、複数の食品が複数の核種により汚染された状態では、全てを加算したうえで介入レベルの5mSv / y を超えないことを基本としている。したがって、食品の汚染パターン、すなわち核種存在比により、ガイドラインレベルは異なることになる。ここでは、指針の Annex にある5つの計算例から2つの例を示す。

1) 全7食品群が¹³⁷Cs のみで汚染された状態：

$$5 \times 10^{-3} (\text{Sv} / \text{y}) = 550(\text{kg} / \text{y}) \times \text{DIL}(\text{Bq} / \text{kg}) \times 10^{-8} (\text{SvBq})$$

$$\text{DIL} = 909(\text{Bq} / \text{kg})$$

以上より、誘導介入レベルは、909Bq / kg と算定される。

2) 2つの食品群が2つの核種クラスで汚染された状態：

食品中の核種存在比が算定のための基本ファクターとなる。一例として、食肉と穀類が²³⁹Pu と¹³⁷Cs により、食肉の²³⁹Pu の存在比を1としたとき、穀類の²³⁹Pu が10、食肉の¹³⁷Cs が10000および穀類の¹³⁷Cs が1000の状態では、表4に示したそれぞれのガイドラインレベルを用いて、以下のように算定される。

$$\text{DIL}^{(239 \text{ Pu, meat})} = \frac{1}{100} + \frac{10}{35} + \frac{1000}{3500} + \frac{10000}{10000} = 0.63\text{Bq} / \text{kg}$$

$$\text{DIL}^{(137 \text{ Cs, meat})} = \frac{1}{100} + \frac{10}{35} + \frac{1000}{3500} + \frac{10000}{10000} = 6323\text{Bq} / \text{kg}$$

同様に、穀類について、²³⁹Pu は6.3Bq / kg および¹³⁷Cs は632Bq / kg と算定される。

以上のように、WHO(1988) に示される食品中の放射性核種のガイドラインレベルは、同一の核種クラス内での食品群を加算し、さらに一方の核種クラスとも加算した上で介入レベルの5mSv / y 以下にあることを算定の基本としている。

国際貿易におけるガイドラインレベルに関する指針

FAO と WHO が1989年に提示した国際貿易におけるガイドラインレベル (CODEX)⁸⁾ は、ICRP Publ.63 に採用され、また、1993年現在、改訂中のIAEA の Basic Safety Standards のドラフトにも取り入れられており、放射線緊急時に際しての食料品の国際貿易における統一的な指針としての位置づけが図られている状況にある。表6にガイドラインレベルを示す。レベルは一般食品とミルクおよび乳児食に区分され、それぞれ、線量換算係数により3つの核種グループに分けられている。一般食品に比べて、ミルクおよび乳児食では、α線放出核種グループの線量換算係数が10⁻⁵ Sv / Bq と1桁高い値が用いられており、また、¹³¹I を⁹⁰Sr の核種グループに入れてより低いガイドラインレベルが設定されている。このレベルが適用されるのは、事故後の1年間である。さきに記した WHO 指針 (1988) の食品中の放射性核種に関する誘導介入レベルと比較すると、介入レベルの5mSv / y、年間食品消費量の550kg は同じ値

であり、また、消費する状態での放射能濃度とすることについても同様な措置である。ただし、少量摂取食品については、各国での方策が異なることを認識しているとしているが詳細は示されていない。介入レベルに対する考え方は、同一の核種グループ内では複数の核種のレベルを加算するが、3つの核種グループの間では相互に加算する必要を認めていない。その根拠については明らかにされていない。乳児食は1歳児までに消費される調理済みの食品とし、その旨、識別できることとしている。なお、レベルの算定法はさきのWHO指針(1988)の誘導介入レベルと基本的に同じである。

表6 原子力事故による汚染の際の国際貿易のための食品中の放射性核種のガイドラインレベル (WHO)

Guideline levels for radionuclides in foods following accidental nuclear contamination for use in international trade (WHO)

(一般食品)

線量換算係数 (Sv/Bq)	代表的な放射性核種	レベル (Bq/kg)
10 ⁻⁶	²⁴¹ Am, ²³⁹ Pu	10
10 ⁻⁷	⁹⁰ Sr	100
10 ⁻⁸	¹³¹ I, ¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs	1000

(ミルクおよび乳児食)

線量換算係数 (Sv/Bq)	代表的な放射性核種	レベル (Bq/kg)
10 ⁻⁵	²⁴¹ Am, ²³⁹ Pu	1
10 ⁻⁷	¹³¹ I, ⁹⁰ Sr	100
10 ⁻⁸	¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs	1000

3.3 CECにおける食品への介入基準

食品の輸入規制の暫定基準(チェルノブイリ事故)

表7 CECによる食品の輸入規制の暫定基準(チェルノブイリ事故)

Maximum permitted levels of radioactive contamination of foodstuffs originating in third countries following the accident at the Chernobyl nuclear power-station(CEC)

対象食品	(Bq/kgまたはBq/l)	
	¹³¹ I放射能濃度	¹³⁴ Cs+ ¹³⁷ Cs放射能濃度
ミルクおよび 幼児食品	500 → 250 → 125	370
一般食品	350 → 175 → 90	600

*: 1986年5月6日→5月16日→5月26日の基準値

** : 1986年5月から1993年6月までの基準値

CECは、チェルノブイリ事故後、ただちに、¹³¹Iと¹³⁷Csおよび¹³⁴Csについて輸入規制の暫定基準を設け、加盟国間において統一した食品管理を実施した。表7に暫定基準値を示す。¹³¹Iの放射能濃度については、1986年5月6日に設定した後、10日間を経過するたびに基準値を1/2にしていることが特徴的である⁹⁾。この措置は、科学的には¹³¹Iの半減期8.0日を根拠にしたものとみられるが、食品流通を不必要に制限しないとの社会的判断も考慮されたことが推察される。一方、¹³⁷Csおよび¹³⁴Csについては、

事故後に設定された基準値に変更はみられない(1993年6月)¹⁰⁾が、対象食品については、その詳細は省くが、適時、細目にわたって見直しが行われている。

食品の放射能最大許容レベル

CECは、チェルノブイリ事故に係る輸入規制の暫定基準とは別に、1987年12月、原子力事故等へ適用するための食品の放射能最大許容レベルを設定した¹¹⁾。表8に示す乳製品と一般食品について、ストロンチウム同位体、ヨウ素同位体、 α 線放出核種および¹³⁷Csと¹³⁴Csを中心にした半減期10日以上核種、全4核種グループのレベルがCEC内で承認されている。これらのレベルは、ICRPやWHOの指針と同様に、消費する状態の放射能濃度で判断するものとしている。また、少量摂取食品は一般食品のレベルの適用から除外されており、1年間の消費量が10kg以下の食品は、規制値は不要との認識もみられる。なお、これらの許容レベルの誘導に際しては、チェルノブイリ事故の影響調査の結果をふまえて、消費に供される食品の全てが最大に汚染されることはないとの見解から、汚染係数として0.1が採用されている。

表8 原子力事故および放射線緊急時における食品中の放射能の最大許容レベル(CEC)
Maximum permitted levels of radioactive contamination of foodstuffs following a nuclear accident or any other radiological emergency(CEC)

対象食品	(Bq/kgまたはBq/l)			
	ストロンチウム (とくに ⁹⁰ Sr)	ヨウ素 (とくに ¹³¹ I)	α 線放出核種 (とくに ²³⁹ Pu, ²⁴¹ Am)	半減期10日以上核種 (とくに ¹³⁴ Cs, ¹³⁷ Cs)
乳製品	125	500	20	1000
一般食品 (少量食品を除く)	750	2000	80	1250

3.4 飲食物摂取制限に関する国際機関の指針導入のための課題

飲食物摂取制限に関して、ICRP、WHOおよびCEC等の国際機関の勧告や指針の内容を要約してきたが、実際の導入にあたっては、科学的根拠をもとに、社会的、経済的あるいは政治的判断をも含めた慎重な考察が必要とされるであろう。本節では、これらの指針を実際に導入する際に課題になるとと思われる事項について、筆者の理解の範囲内で以下に概要を記す。

緊急事態の特質

事故の種類：放出特性、放出核種、放出量等の迅速、的確な把握

空間的成分：近接地(～数10km)

遠隔地(直接的な汚染食品の経口摂取および輸入食品)

あるいは、国内および国外

時間的成分：短期間、長期間

介入レベルの数値：5mSv/y(国際機関の現行指針で適用)

ICRP Publ.63にある正当化のレベル10mSvとの整合性

介入措置の撤回の基準：1年間の介入期間～継続時の介入レベルの設定

核種存在比～被曝への寄与：緊急事態の特質に依存

パラメータの迅速導入の困難性

食品の国際貿易のための特別な国際基準：統一基準の導入は努力目標

CODEX(FAO / WHO;1989) は詳細な内容がやや不明確

グルーピング化 核種群：線量換算係数による区分

適用される係数の引用の明確化が必要

介入措置の迅速な導入の可能性の優先

(CODEX にある、 ^{131}I と ^{90}Sr の同一グルーピングは対応が困難)

食品群：国際機関の指針間での区分の相違

わが国における摂取状況の勘案

線量(年齢別)換算係数：国際機関指針における引用の不明確さ

線量の加算：国際貿易基準(CODEX)と緊急時基準(WHO;1988)での相違

根拠が不明確、科学的には加算が望まれる

少量摂取食品：誘導介入レベルに対する10倍の安全係数の適用の是非

線量寄与の上からは理解が可能、国民の反応等の社会的要因が大きい

乳幼児用食品：食品の特定と明示

運用には困難が伴うが、実施が望まれる

汚染係数：ECで適用している係数0.1の解釈

消費の状態：適用区分が複雑な印象

定量的に扱えるミルクや茶などについては可能性ある

4 食品のモニタリング

ーキノコの放射性セシウム濃度とその移行特性ー

欧州地域の各国では、チェルノブイリ原発事故の後、キノコから高濃度の放射性セシウムが検出され、また、輸入キノコからも比較的高い放射能濃度が測定されており、暫定限度値を超える食品の中でも件数の多いことが確認されている。一方、国内産キノコについても筆者らをはじめとする調査研究により、他の食品に比べて高い放射性セシウム濃度を示すことが明らかとなった。さらに、野生キノコと生息基質との濃度比は葉菜、根菜や薯類などの移行係数 10^{-2} レベルに比較して高く、菌根性キノコでは生息基質のpHや強熱減量との関連がみられ、濃度分布の上から野生キノコでは生息地の標高とその生息基質中の ^{137}Cs 濃度との関係が推察されている。なお、腐朽性キノコのヒラタケ(*Pleurotus ostreatus* (Fr.) Kummer; 市販品名「しめじ」)を用いた ^{137}Cs トレーサー実験では、培養基への ^{137}Cs 添加濃度に対応して野生キノコではみられない高い濃度が測定された。この結果は、安定セシウム(天然存在率100%の ^{133}Cs)が多量に存在する条件下においても顕著な影響はみられなかった。しかしながら、放射性セシウムのキノコへの移行特性に関する知見は未だ確立されていないため、さらに、摂取による被曝線量評価ならびに緊急時における安全対応という観点から、今後も移行および濃縮の機構解明を図ることが必要であろう。なお、これらの詳細な内容については、紙面の都合により関連文献等を参照願いたい。¹²⁻¹⁵⁾

参考文献

- 1) 日本アイソトープ協会(1986): 大規模放射線事故の際の公衆の防護: 計画のための原則. ICRP Publication 40, 国際放射線防護委員会専門委員会4の報告書.
- 2) 日本アイソトープ協会, 仁科記念財団(1977): 国際放射線防護委員会勧告. ICRP Publication 26.

- 3) 岩島清, 大久保隆 (1988): 日本における輸入食品の放射能汚染に関する暫定限度. 保健物理, 23, 63-67.
- 4) 加地祥文 (1993): 輸入食品の放射能検査. Isotope News, No. 467, 26-33.
- 5) 日本アイソトープ協会 (1991): 国際放射線防護委員会勧告. ICRP Publication 60.
- 6) ICRP(1993): Principles for intervention for protection of the public in a radiological emergency. ICRP Publication 63.
- 7) WHO(1988): Derived intervention levels for radionuclides in food.
- 8) FAO / WHO(1991): Codex alimentarius, General requirements. Second edition, 183-188.
- 9) CEC(1986): Official Journal of the European Communities. No L 146, 31, 5, 1986. p. 88.
- 10) CEC(1993): *ibid.* No L 150, 22, 6, 1993, p. 30.
- 11) CEC(1987): *ibid.* No L 371, 22, 12, 1987, p. 11.
- 12) 杉山英男, 岩島清, 柴田尚 (1990): キノコ類およびその生息基質中における放射性セシウムの分布. Radioisotopes. 39, 499-502.
- 13) Muramatsu, Y., Yoshida, S., Sumiya, M.(1991): Concentration of radiocesium and potassium in basidiomycetes collected in Japan. Sci. Total Environ., 105, 29-39.
- 14) Sugiyama, H., Shibata, H., Isomura, K., Iwashima, K.(1994): Concentration of radiocesium in mushrooms and substrates in the sub-alpine forest of Mt. Fuji, Japan. J. Food Hyg. Soc. Japan. 35, 13-22.
- 15) 杉山英男, 寺田宙, 磯村公郎, 塚田祥文, 柴田尚 (1993): キノコへの放射性セシウムの移行特性—野生キノコおよび培養キノコ—. Radioisotopes. 42, 683-690.

2. 環境における放射能汚染のクリーンアップ

小佐古 敏 荘

東京大学原子力研究総合センター

Cleanup of Radioactivity Contamination in Environment

Toshiso Kosako

Research Center for Nuclear Science and Technology,

The University of Tokyo

Yayoi 2-11-16, Bunkyo-Ku, Tokyo, 113, Japan

ABSTRACT - Environmental radioactivity cleanup is needed under a large scale accident in a reactor or in an RI irradiation facility which associates big disperse of radioactivities. Here, the fundamental concept including a radiation protection target, a period classification, planning, an information data base, etc. Then, the methods and measuring instruments on radioactivity contamination and the cleanup procedure are explained. Finally, the real site examples of accidental cleanup are presented for a future discussion.

環境が広範囲にわたって汚染され、クリーンアップ(浄化)を必要とする事例は、大規模な原子炉事故、同じく大規模な RI 事故の際に考えられるが、ここではその基本的な考え方、汚染検査の方法、クリーンアップの要点、事故例について述べてみたい。

(1) 環境広域浄化の考え方

環境が広域にわたり汚染された場合、一般住民の健康や、生命に対する損害を軽減化する目的で、介入措置がとられ、環境広域浄化が行われる。この種の作業は、場合によっては数千億円以上の費用がかかるため、その作業決定プロセスにはコスト・ベネフィット・アナリシスが不可欠である。

原子力発電所で重大な事故が発生し、発電所周辺環境に重大な影響が発生した場合の事故対応に必要な期間に関し、ICRP Publ.30 は次のように分類している。

初期：重大な放出の恐れのある期間、放出開始後の最初の数時間。

中期：事故発生後数時間から、数日間までの期間。

復旧期：通常的生活状態に戻すことに関する決定が行なわれる時期。

環境広域浄化は通常復旧期の作業として行なわれる。除染作業の流れとしては、汚染関連情報の収集、汚染マップの作成、除染区域、対象物の決定、除染目標レベルの決定、除染方法の決定、作業班の編成、資機材、作業員の手配、除染の実施、確認モニタリング、廃棄物処理、データ管理記録となる。

除染基本計画の立案に必要な情報としては、土地利用情報、水理情報、家屋情報、自然情報、気象情報、除染技術、廃棄物処理、放射線防護、指揮命令体制、情報処理、通信連絡手段、輸送交通手段、環境モニタリング体制などがあげられる。

除染組織の班編成としては、指揮者のもとに、技術顧問、専門家組織、計画等の総合調整班、除染実施班、資材調達、輸送などの支援班などを置くことになる。

除染目標の設定に必要な情報としては、環境モニタリングデータ、誘導介入レベル、社会、経済、政治、心理的要因、地域、土地、人口分布、環境等のデータ、資機材の入手可能性、作業員の動員可能性、資金計画などである。

具体的な土地除染の検討項目例をあげると次のようになる。まず、地面からの汚染物の物理的・化学的分離、地面の深耕、作物、生育物の除去、表土の除去、植物を使った放射性物質の生物的除去、生産農地への復旧、都市部の表土、植物の除染、除染費用などである。

環境浄化作業の最終目標は、その地域を無制限に利用できる状態に戻すことにあるが、この作業は各段階を経る必要がある。浄化計画立案の際は、各地域をカテゴライズしその優先度を定めるべきである。その一例を表1に示す。

表1 環境広域浄化作業のカテゴリーとその優先度

カテゴリー	優先度		
	高	中	低
I. 居住地域 ; 家屋 : 広発展地域 (鉄筋、木造 遠隔地域 石造、瓦造)	0	0	
II. 他の建屋 ; 病院 事務所 工場	0	0	0
III. 農地 ; 食料生産 (穀物、葉菜、水田) 非食料生産 (花、植木) 牧草 庭園	0	0	0
IV. 水源 ; 飲料水 二次水源 (農業) リクリエーション	0	0	0
V. 道路 ; 諸対策用 (舗装、未舗装) 一般	0	0	
VI. 森林 ; 商用森林 (落葉樹、広葉樹 非商業森林 種数、時期)		0	0
VII. サイト周辺建物	0		

(2) 環境広域汚染検査法

検査のための測定方法には、①徒歩により検出器を携帯 ②車に検出器を搭載 ③航空機に検出器を搭載する方法がある。又、代表的な検出器としては ①携帯用サーベイメータ ②電離箱 ③ NaI(Tl) シ

ンチレーションスペクトロメータ ④ Ge 半導体検出器などがあり各々特徴を持つ。土壌、植物、水、大気については、現地で試料採取(サンプリング)をし、精密測定を行う場合が多い。

(3) 環境汚染浄化作業の要点

まず浄化作業には ①浄化目標が必要である。次には ②浄化エリアのカテゴリー化(地表面、家屋、道路、樹木、貯水池など)が必要で、③浄化方法及び汚染拡大防止策を決定する。又、④再浮遊の防止策等の汚染の固定化も、浄化方法の一つとして考えることも有効で、⑤作業能率をあげるため、従来使用されている、農業機械、土木機械、消防機械をうまく転回することも肝要である。⑥浄化作業に伴って発生する液体や固体の二次放射性廃棄物の処分にも工夫が必要である。⑦作業効率を上げるためには通常の研究により除染効果の大きい方法を開発しておくのも効果的である。

(4) 環境広域浄化作業の実例

以下の様な広域環境汚染の実例があり、これと関連する浄化も行われている。

(a) チェルノブイル原子力発電所事故

チェルノブイル原子力発電所事故は、1986年4月26日、旧ソ連邦ウクライナ共和国キエフ市北方で起きた。当該原子炉は黒鉛減速軽水冷却沸騰水型炉で、電気出力は1,000 MW で、事故後の炉心破壊、火災の後、希ガス放出で約5,000万 Ci、他の放射能で約5,000万 Ci を放出した。その後、30km以内エリア内に約2,000万 Ci の汚染が生じた。この時のゾーニングとしては、ゾーンⅠ：100mGy/h 以上の放射能領域、ゾーンⅡ：1-100mGy/h、ゾーンⅢ：0.1-1mGy/h を取った。

(b) ウラルでの放射性物質放出事故

ウラルでの放射性物質放出事故は、1957年、旧ソ連邦ウラル南部のキシュテムの軍事工場で放射性廃棄物液体貯蔵タンクの爆発の形で起きた。その結果、⁹⁰Sr による汚染が2Ci/km²以上(9km×105km)に生じた。

(c) ゴイアニアにおけるセシウム汚染事故

1987年9月に、ブラジルのゴイアニアで、¹³⁷Cs 線源(塩化セシウム 50.9TBq)のジャンクヤードからの持ち出しにより事故が発生した。その結果、4名が死亡、約250人の内部被曝、85軒の家屋汚染等を発生した。事故処理が終了したあとには総計3,500m³の放射性廃棄物が生成された。

(d) ビキニ環礁における環境浄化

ビキニ環礁では、1946-1958年までにわたり、計23回の核実験が行われ、¹³⁷Cs により土壌汚染が発生した。土地の除染として現在までに、表土の除去、カリ肥料の施肥、海水による灌漑、放射能の固定などが放射能低源化処置として取られた。

3. 体内放射能の排泄促進－放射性 Sr を中心にして－

西村 義一
放射線医学総合研究所

Decorporation of Radionuclides from the Body
-Recent Progress in the Decorporation of Radiostrontium-

Yoshikazu Nishimura

Division of Environmental Health, National Institute of Radiological Sciences.
4-9-1, Anagawa, Inage-ku. Chiba-shi, 263 Japan

ABSTRACT - Radiostrontium incorporated into human body by accidents should be treated with an application of suitable decorporation method.

Decorporation methods are divided into several groups according to their mechanism of action ; 1)dilution of radiostrontium by stable calcium, strontium and barium, 2)complex formation with chelating agents such as alginate, DTPA or EDTA, 3)adsorption on insoluble materials such as aluminium phosphate, magnesium sulfate, 4)disturbance of metabolism by medicine like corticosteroid, phosphate-deficient diet, and 5)others. The future research trend toward synthesis of new chelating agent and application of natural materials.

Chitin is a widely available biopolymer obtained commercially from shrimp and crab shell. Chitosan is the main derivative of chitin and known to be a natural chelating agent. The present study is to investigate whether this naturally-occurring biopolymer can be used to reduce the bioavailability of radiostrontium in food in the gastro-intestinal tract of animal and humans. The whole-body retention of ^{85}Sr in the chitosan-treated rats was lower than the controls, with a corresponding increase in ^{85}Sr in the feces. Other rats were kept for 50 days on a powdered diet which contained 10% w/w of chitosan before oral administration of ^{85}Sr . The whole-body retention of ^{85}Sr decreased sharply when compared with the controls. Trace elements concentration and other variations in the components of blood were measured in the rats to which the low molecular type chitosan was given in order to investigate the cause of the rapid decrease in the retention in blood decreased significantly with the feeding time. The results suggest that chitosan can be used to reduce the bioavailability of radiostrontium ingested food.

1. はじめに

緊急時において、体内に取り込まれた放射性物質を除去し、内部被曝を低減化させることは重要な課題である。ここでは、放射性 Sr を中心に、最近の研究例について概説する。

人体が放射性物質に汚染される主な経路として(1)皮膚、(2)吸入、(3)経口、(4)創(刺)傷、が考えられるが、いずれにしても最終的には血液から器官、組織に沈着し体内被曝を引き起こすことになる。体内被曝を低減し、放射線障害を軽減あるいは防止するため、放射性物質に対する様々な方法が考えられているが、すべての核種に対して共通して有効なものはない。

汚染初期の段階で放射性核種を除去するには、一般的には胃や肺の洗浄、嘔吐剤、瀉下剤、利尿剤の使用など、胃腸管の通過時間を早めることが、著しい体内被曝線量の低減化につながることは、感度解析からも確かめられている¹⁾。物理的に排除する方法がとられた後には、その核種に対して有効なキレート剤や、吸着剤などの使用が考えられる。また、汚染の程度によっては、外科的に切除することもあるが、リスクを伴うことが多いため、適用への判断はむずかしい。

体内に取り込まれた放射性物質の排泄を促進したり、除去するための方法は、IAEA Safety Series や、NCRP Report などにまとめられているが、これらはいずれも単一核種についてのみ述べられている²⁾⁻⁵⁾。しかし、緊急時においては複数の核種による汚染の場合の方が多いため、体内に取り込まれた放射性物質の除去に際しては、このことを念頭に入れておかなければならない。すなわち、キレート剤を使用する場合はそれらの相互作用による生体側への影響や、除去する核種の順序などを考慮しておく必要がある。たとえば、キレート剤と重金属元素を含む除去剤の組み合わせは避けるべきだし、Cs と Sr の場合は、その代謝の性質から Sr の除染を先に行うべきである。このためには、その核種の代謝、挙動および除去剤の除去メカニズムを正しく理解した上での除去法の選択が不可欠となる⁶⁾。

Table 1 に、指針等に示してある主要放射性核種の除去法と、その効果をまとめた。

核種	応急処置	効果	考慮する薬剤	効果
Am	DTPA、制酸剤、吸着剤	±	直ちにDTPA(EDTA)	+++
Ce	洗浄、下剤、DTPA	±	直ちにDTPA(EDTA)	++
Cs	プルシアンブルー、洗浄、下剤	++	プルシアンブルー	++
Co	洗浄、瀉下剤、Co	++	ペニシラミン、DTPA (EDTA)	++
H	多量の水、利尿剤	±	水、利尿剤	±
I	洗浄、KI、過塩素酸塩	++	初期段階でヨウ素剤	++
Fe	洗浄、フィチン酸	++	フィチン酸、ペニシラミン、 DFOA、穀類や卵黄で吸収抑制	++
Pb	洗浄、	±	EDTA、ペニシラミン、DTPA	+
Hg	洗浄(卵白)	+	BAL、ペニシラミン	+
Pu	洗浄、制酸剤、吸着剤	±	直ちにDTPA (EDTA)	+++
Po	洗浄、瀉下剤	±	BAL、ペニシラミン	±
Ra	Mg硫酸塩で洗浄、下剤	++	塩化アンモニウム	(+++)
Ru	洗浄、下剤	++	クロールサイアザイド、DTPA	(++)
Ag	胃内にある時は食塩水でAgClとして沈殿、排泄			++
Sr	硫酸アルミニウム、アルギン酸	++	副腎皮質ホルモン、DTPA、Ca	(+++)
U	DTPA	++	重炭酸ナトリウムは腎障害を防止	++
Zn	洗浄、フィチン酸	++	DTPA(EDTA)	++

Table 1 Treatment means and indications after incorporation of selected radionuclides.

いったん体内に取り込まれた放射性物質を除去するためには、DTPA、EDTA、BAL、あるいはこ

これらの誘導体など、キレート剤の使用が考えられている。しかし、合成されたキレート剤には毒性が強いものが多いため、毒性の少ないキレート剤の開発・研究が進められている⁷⁸⁾(Table 2)。また、一方では汚染食品摂取等により、被曝が長期にわたる場合は、連続的に摂取しても安全な防護剤、除去剤の使用を考えなければならないため、これらの開発、研究も並行して押し進めていく必要がある。

Chelating Agents (Abbreviation)	
Bufexamac	[p-Butoxyphenylacetohydroxamic Acid]
Catechol-3,6-bis	[methyleiminodiacetic Acid](CBMIDA)
Chromone-2-carbo	hydroxamic Acid
Desferrioxamine B	-methane Sulfonate(DFOA)
Diethylenetriamine	Penta Acetic Acid(DTPA)
2,3-Dihydroxybenzyl	-N-glycine
Dimercaprol,2,3-dimer	captoropropanol(British Anti-lewisite:BAL)
Ethylenediaminetetra	acetic Acid(EDTA)
3,4,3-linear Hydroxypyridinone	Derivative(LIHOPO)
D-penicilamine:D3	-mercaptovaline
Phosphatidylethanolamide	-EDTA
Pyridine-2,6-dihydroxamic	Acid
Phodotorulic	Acid
N-stearoyl-desferrioxamine	
N ¹ ,N ⁵ ,N ¹⁰ ,N ¹⁴ -tetrakis(2,3-dihydroxy-4-carboxybensoyl]	Azatetradecane(LICAM-C)
Tetraethylenepentaacetic	Acid(TPHA)
Triethylenetetraamineheptaacetic	Acid(TTHA)

Table 2 Recently works of chelating agents for removal of Pu, Am and other radionuclides.

2. 放射性 Sr の代謝

放射性 Sr、中でも物理半減期が約30年と長い⁹⁰Srが問題となるが、体内に入ると速やかに骨に沈着し、長期にわたって内部被曝を引き起こすため、核分裂生成物の中でも最も危険な核種の一つである。Srは周期律表ではアルカリ土類金属に属しており、その物理的、化学的性質はCaときわめて類似しているため、Srの代謝を考える場合はCaと対比して見ると便利なが多い。一般的にComarらが提唱したSr-Ca Observed Ratio(観察比; OR)がしばしば用いられる⁹⁾。ORはSrの代謝研究に大きく貢献した考え方で、海水中や生物体でのCa濃度が一定していることもあって、大気圏内核実験が盛んに行われていた頃に多くのデータが得られている。

緑藻類	0.23~0.38
褐藻類	3.4~4.3
紅藻類	0.39~0.58
甲殻類	0.69~0.91
貝殻(軟体類)	0.13~0.23
骨(魚類)	0.10~0.37
キトサン	0.28~0.60
Ca-キチン	0.20
Ca-キトサン	0.41
マエビ*	0.51
サルエビ*	0.47
ヒラツメガニ*	0.56

Table 3 Comparison of observed ratio.

*石井紀明氏のデータから計算

Table 3に海産生物におけるOR(海水-海産生物)を示したが、褐藻類で3~4という値を示す以外は、いずれも1以下の値をとる。このことは、褐藻類がCaよりもSrを取り込みやすいことを示しており、褐藻類の細胞間隔を充填する粘質多糖であるアルギン酸とSrの関連が容易に推測できる¹⁰⁾。

動物体においてSrは骨代謝と密接な関連を有している。ラットに放射性Srを皮下注射すると、投与後6時間目には体内量の70~80%が骨に沈着する¹¹⁾。Srは骨組織と強固に結合するが、その結合はCaとのイオン交換吸着、あるいは表面吸着であると言われており、骨組織からの除去速度はきわめて遅い¹²⁾¹³⁾。一方、胃腸管からの吸収率は食事内容やCa,Mg,Pなど体内の共存物質の影響を受けるが、動物実験では20~50%という値が報告されている⁹⁾。職業人のための年摂取限度を定めたICRP Publ. 30では消化管吸収率(f_1)を0.3(30%)としている¹⁴⁾。成長期にある乳幼児では骨形成が活発であるため、成人よりも骨に多くのSrを取り込む危険性がある。とくに、実験動物においては幼若なものほど消化管吸収率が高くなる年齢依存性が観察されており、哺乳中のマウスではSrが消化管からほぼ完全に吸収されることが明らかにされている。また、ヒトにおいて生後1ヶ月齢まではSrを差別せずに吸収し、観察比がほぼ1となるのに対し、6ヶ月から1歳までの間には成人の値に近づく。この理由として、ミルク中のラクトースやリジン、アルギニンなどがSrの吸収を促進していることが考えられているが、哺乳期間中における骨形成を助けるための哺乳児特有の生理機能があることも推測される。

	3ヵ月齢	1才	5才	10才	15才	成人
消化管吸収率 (f_1)	0.60	0.45	0.30	0.35	0.40	0.30
皮質骨表面に沈着する割合	0.49	0.34	0.22	0.25	0.28	0.06
梁骨表面に沈着する割合	0.12	0.09	0.07	0.08	0.11	0.09
骨表面に沈着する割合	0.61	0.43	0.29	0.33	0.39	0.15
他の組織への移行割合と排泄割合	0.39	0.57	0.71	0.67	0.61	0.85
皮質骨からの除去速度 (y^{-1})	3.00	1.05	0.56	0.33	0.19	0.03
梁骨からの除去速度 (y^{-1})	3.00	1.05	0.56	0.48	0.35	0.18

注 3ヵ月齢(0~12ヵ月齢)、1歳(1~2歳)、5歳(2~7歳)、10歳(7~12歳)、15歳(12~17歳)
成人(17歳以上)

Table 4 Parameter values used in model for strontium.

Table 4に、公衆の線量係数をまとめたICRP Publ. 56で用いられている、代謝パラメータを示した。これは、Reggetらの体内動態モデルをもとにしたもので、とくに3ヶ月齢、1歳児において消化管吸収率が高いこと、骨からの除去速度が遅いことなどから、放射性Srは乳幼児にとって、きわめて危険な核種であるといえる¹⁵⁾。

3. アルギン酸による放射性Srの除去

体内に取り込まれたSrの排泄を促進させるための方法として様々な方法が考えられている。除去法は、その作用機序から

- ① 希釈(乳酸ストロンチウム、炭酸カルシウム、塩化バリウムなど)
- ② 錯体生成(アルギン酸ナトリウム、キレート剤など)
- ③ 吸着(硫酸マグネシウム、ロジゾン酸、フィチン酸など)
- ④ 代謝攪乱(低リン食、ビタミンD欠乏、コルチコステロイドなど)

に分けられる。体内に取り込まれた放射性Srを除去する方法は、概ね以上の方法に限られているが、その効果は必ずしも一定しない。

現在のところ消化管内にある放射性 Sr の除去に最も有効とされているものはアルギン酸ナトリウムである。アルギン酸は褐藻類の細胞間を充填する粘質多糖で、食品製造分野で広範に用いられており、多くの金属元素と錯体を形成することが知られている。しかし、Sr の排泄促進効果に関しては動物実験での再現性が低いこともしばしば指摘されている。アルギン酸はグルロン酸(G)とマニユロン酸(M)の重合体で、両者の存在比は褐藻の種類や生育場所により異なっており、G の大きいものほど Sr の排泄促進効果が高いと言われている。IAEA は緊急時において体内に取り込まれた放射性 Sr を除去するため、一日 5 g / 2 回、その後 1 g / 4 回のアルギン酸ナトリウムの摂取を勧告している。筆者らは、このラット体重換算量を経口投与し、つづいて⁸⁵SrCl₂を経口投与した後の体内残留率の経日変化を観察した結果では、必ずしも排泄促進効果を認めることはできなかった。アルギン酸ナトリウムによる Sr の排泄促進効果はその濃度と関連があると言われているが、アルギン酸水溶液は 3 % 以上になると強いゲルとなり、投与液としては不適当な状態となるため、動物実験で濃度との関連を観察することはむずかしい。しかし、飼料にアルギン酸を添加することでアルギン酸ナトリウムの摂取量を増大させることができる。そこで、10%のアルギン酸ナトリウムを添加した飼料でラットを一週間ほど飼育した後に⁸⁵Srを投与し、体内残留率を観察すると対照群に比べて明らかに低い値を示す。その排泄促進効果はアルギン酸添加飼料での飼育期間に依存する傾向があるが、Sr の摂取が長期におよぶ場合にはきわめて有効な防護(予防)法、排泄促進方法となる¹⁶⁾(Fig. 1)。

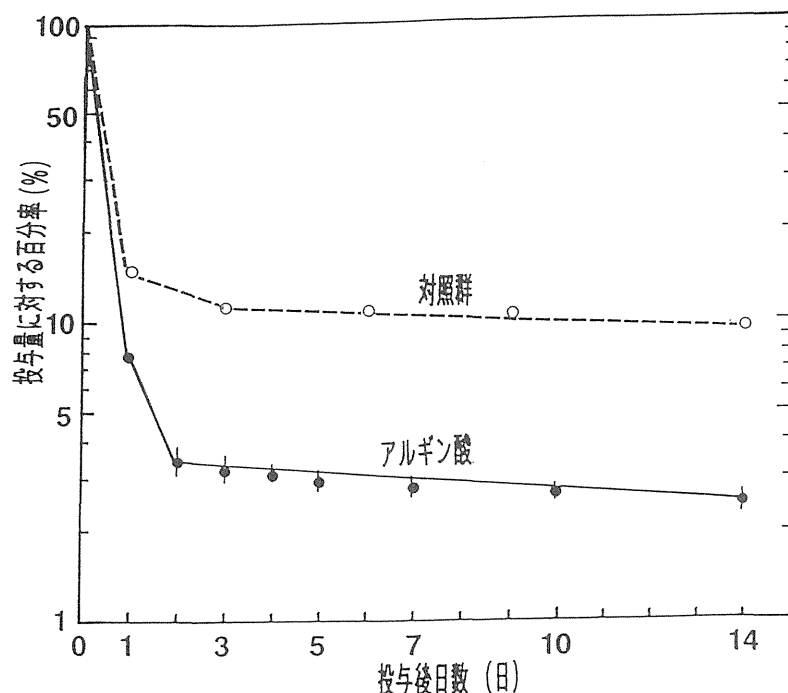


Fig.1 Whole-body retention ⁸⁵Sr in rats pre-fed with 10% of alginate.

4. キトサンによる放射性 Sr の除去

Sr に対しては、アルギン酸ナトリウム以外に適当な除去剤がない。また除去効果があったとしても生体への適応には問題があるものも多いことから、筆者らは Sr の除去に有効と考えられる約 30 種類ほどの物質のスクリーニングを行った。その中でキチン・キトサンが有効であることを動物実験により明らかにした。キチンは甲殻類、昆虫類などの外殻成分、キノコや細菌細胞壁などに含まれる天然の塩基性多糖

で、構造はセルロースによく似ている (Fig. 2)。このキチンを脱Ca、除蛋白、脱アセチル化したものがキトサンで①生体適合性に優れていること、②抗菌作用、防黴効果があること、③食物繊維として利用できること、④免疫賦活機能をもつこと、⑤金属吸着能があること、またほとんど無毒で、生物分解されることなどから医、理、薬、農、工と広い分野で用いられている¹⁷⁾¹⁸⁾。

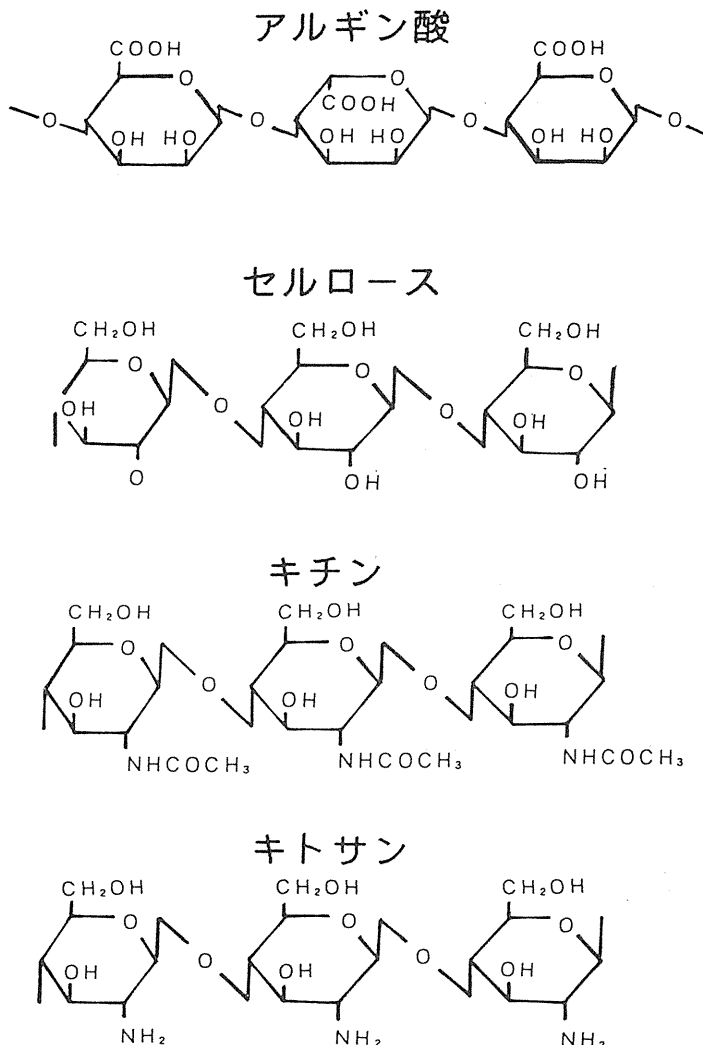


Fig.2 Structural formula of alginate, cellulose, chitin and chitosan.

キトサンは一般的には水に不溶で、希有機酸に溶けるが、低分子化することで水溶性にできる。ラットに3%の水溶性キトサンを経口投与した後、放射性Srを経口投与して体内残留率を追跡すると、対照群に比べて明らかに体内残留率の低下が観察される。その効果はキトサンの種類によって異なり、低分子量のキトサンで大きい傾向にある。このときの尿排泄率を観察すると、対照群と比べてキトサン処置群で糞中への排泄割合が大きく、キトサンを投与することにより、Srの排泄が促進されたものと考えられる。さらに放射性Srを投与後、キトサンを一日2回、5日間連続投与すると、一回投与よりも体内残留率を減少させ、投与後3日くらいまで排泄促進効果が認められる (Fig. 3)。したがって、キトサンの連続摂取はSrの再吸収を阻害していることが推測される。さらに事前にキトサン添加飼料で飼育したラットに⁸⁵Srを投与すると著しい体内残留量の低下がみられ (Fig. 4)、キトサンがSrの排泄促進剤として利用できることを示している。

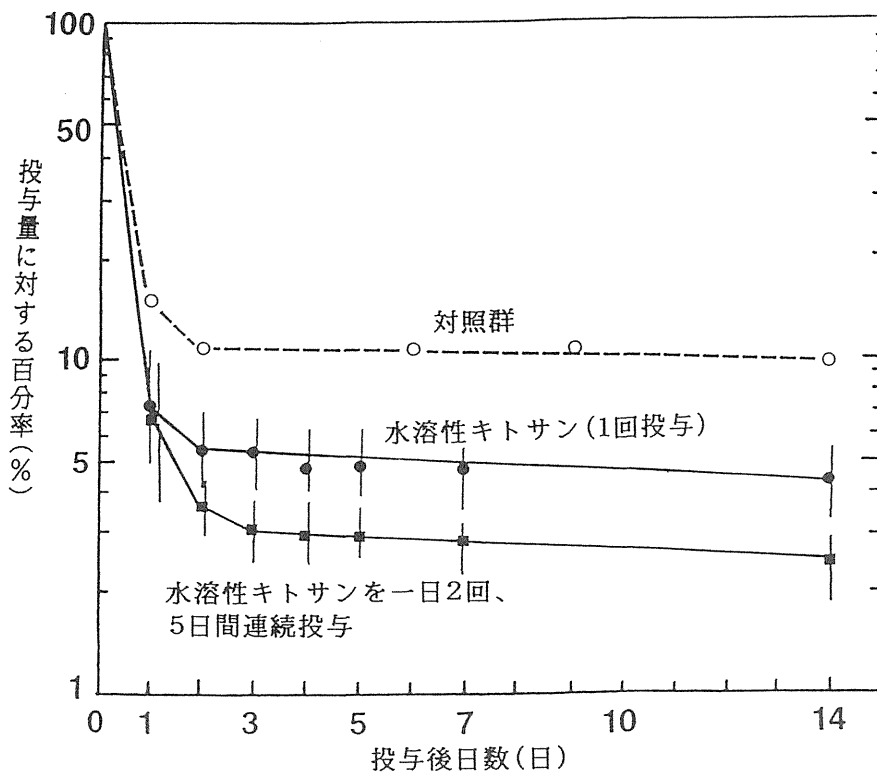


Fig. 3 Whole-body retention of ^{85}Sr in rats after oral administration.

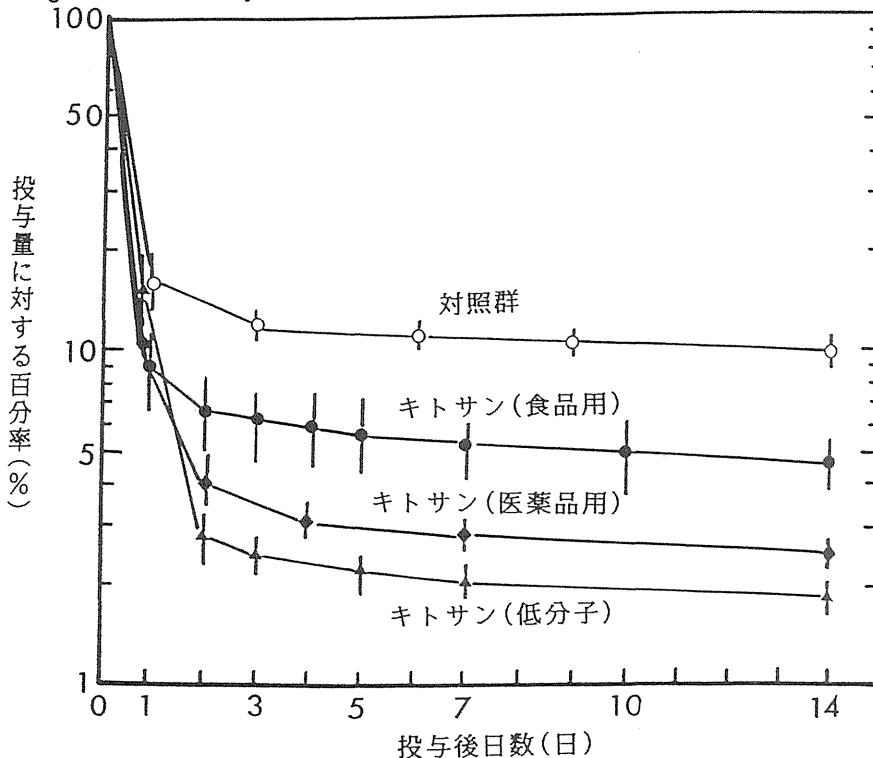


Fig. 4 Whole-body retention of ^{85}Sr in rats pre-fed with 10% of chitosan.

しかし、一般にキチン、キトサンはSr に対しての親和性がコバルトや銅などと比べると小さいものと考えられており、*in vitro*での吸着率は低い。Table. 5 にバッチ法で不溶性キトサンの吸着挙動を調べた結果を示したが、キトサンでの吸着率は24時間振盪後で10%程度と低い。これらのキトサンは動物実験でSr 排泄促進効果が観察されたもので、キトサンのSr 排泄促進機構が体内の共存物質の影響を強く受けていることを示唆している。

Table 5 Adsorption of ^{85}Sr into chitin and chitosan.

Bach (*in vitro*) experiment: 0.1g of chitin or chitosan in 10ml solution, duration of agitation: 1 and 20hrs.

	吸着率 (%)	
	1時間振盪	20時間振盪
キトサン (食品添加用)	7	9
キトサン (医薬品用)	10	13
キトサン (高脱アセチル化)	8	8
キトサン (食品用)	6	10
キチン	2	4
カルシウムキチン	90	95

*in vitro*の結果などから、キトサンによる Sr の排泄促進機構は単なるキレート作用ではないことが推測されたが、この排泄促進機構を探るため、5%のキトサンを添加した粉末飼料でラットを一定期間飼育し、ヘモグロビン、ヘマトクリットなど血液の一般性状、臓器中の元素変動などを観察した。この結果、キトサン食が長くなるにつれ、総脂肪と乳酸値の低下、尿素とグルコースが上昇する傾向が観察された。また、血中の微量元素ではリン、ナトリウム、亜鉛、鉄の濃度が減少する傾向にあり、とくに血中リン濃度の低下が著しく、キトサン食の長期摂取は低リン食を与えた場合と類似していることが推測される (Fig. 5, 6)。色田らは Ca が十分に存在した状態で低リン食を与えると、消化管-血液-腎-尿を流れる血液量が著しく増加し、これとともに Sr の排泄が増大することを報告している¹²⁾。これは一種の体内希釈によるもので、Ca の代謝バランスが崩れるため、骨に沈着した Sr を除去できるものと考えられている。仮にキトサン食により低リン状態になっているとすれば、この体内希釈による方法を併用することにより、困難といわれる骨中の Sr を除去できる可能性がある¹⁹⁾²⁰⁾。

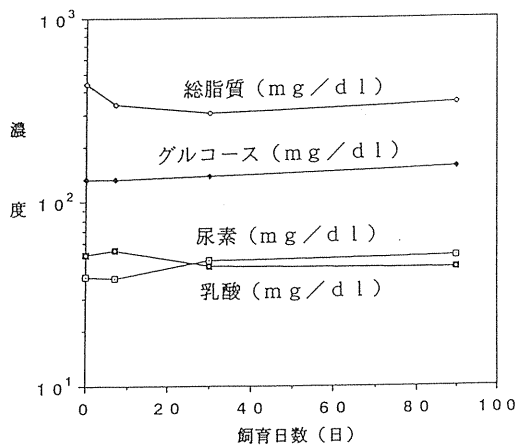


Fig.5 Changes in plasma urea, glucose, lactate and total lipid concentration in rats after being fed with 5% of chitosan.

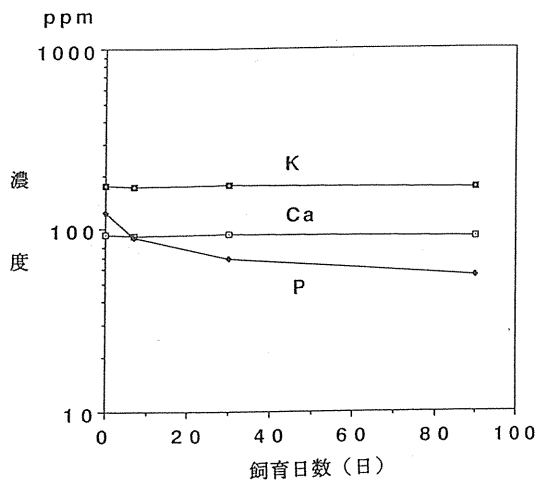


Fig.6 Changes in blood P, Ca and K concentration in rats after being fed with 5% of chitosan.

キトサンは、①胃腸管にある Sr の排泄を促進させること、②事前摂取による排泄促進効果が著しいこと、③体内希釈による方法などを組み合わせることにより、骨に沈着した Sr を除去できる可能性があること、④さらには、脱 Ca 処理をしなかった Ca-キチン、Ca-キトサンは、動物実験では排泄促進効果が認められなかったが *in vitro* の吸着実験では効率よく Sr を吸着するため、Sr で汚染された飲料水の汚染除去に有効であること、など、一つの物質でこれだけ多機能をあらわす物質も珍しい。

キトサンは食品への加工が容易であるため、カプセル状やタブレットとしてヨウ素剤のように備蓄しておくことも可能で、緊急時に際しての Sr の有効な除去剤(法)や防護剤となりうる。

5. おわりに

アルギン酸やキチン、キトサンに共通する最大の特徴は、地球上に多量に存在するため入手が容易で、安価であること、食品への応用ができること、そして毒性がほとんどないうえに生物分解されることである。

被曝が長期にわたる場合には、日常的に摂取可能な食品等によって防護、除去できれば最も好ましいため、天然由来の除去剤の検索、開発、利用研究が大いに期待される。また、自然界、とくに海産生物体には特定の元素を濃縮するものがあるが²¹⁾²²⁾²³⁾、これらの生理活性物質を利用した除去法の研究なども今後進めていく必要がある。

なお、本研究は、渡利一夫、今井靖子、金統崙、角田出の各氏らとの共同研究の一部であり、現在、キトサンによる Sr 排泄促進機構ならびに骨に沈着した Sr の除去等について、さらに詳しく実験的に検討中である。

【参考文献】

- 1) 西村義一：環境と公衆の安全のためのアプローチ—放射性核種の生態系移行・代謝・線量推定—IV. 体内でのふるまい, 1. 乳幼児における放射性物質の代謝とその線量評価(1993): 岩倉哲男、中島敏行編, 放医研環境セミナーシリーズNo.20 (NIRS-M-93), 144-152.
- 2) NCRP Report No. 65(1980): Management of Persons Accidentally Contaminated with Radionuclides.
- 3) IAEA Safety Series No. 47(1978): Manual on Early Medical Treatment of Possible Radiation Injury.
- 4) ICRP Publ. 28(1978): 作業者の緊急被曝と事故被曝に対処するための一般手順, 日本アイソトープ協会・仁科記念財団(訳, 編集, 発行).
- 5) 中尾憲編(1986): 放射線事故の緊急医療—RI 使用施設から原発サイト—, ソフトサイエンス社.
- 6) 渡利一夫、今井靖子、西村義一(1993): 体内放射性物質の排泄促進法, 原子力学会誌, 34: 408-414.
- 7) 放射線抵抗性の誘導—放射線障害の生物学的・化学的防護(1992): 色田幹雄、山田武編, 放医研シンポジウムシリーズNo.23 (NIRS-M-86).
- 8) 福田俊、小泉彰(1994): 合成キレート剤による放射性物質の体外除去, 放射線科学, 37: 181-184.
- 9) Strontium Metabolism(1967): Eds. Lenihan, J. M. A., Loutit, J.F and Martin, J. H. Academic Press, London.

- 10) 生物濃縮－環境科学特論－(1978)：山根登編，産業図書，pp.37-39.
- 11) 伊藤四十二、鶴藤丞、石館守三、田村善蔵、瀧田春恵(1956)：放射性ストロンチウムの排泄に及ぼすロジゾン酸の影響、薬学雑誌，76，1406-1408.
- 12) 原子力安全研究協会編(1969)：放射線障害防護薬剤の現状.
- 13) 色田幹雄，松島美一(1969)：放射性ストロンチウムの代謝と生体内汚染除去の方法、医学のあゆみ，39，671-676.
- 14) ICRP Publ. 30(1978): Limits for Intakes of Radionuclides by Workers. Pergamon Press, Oxford, pp. 77-78.
- 15) ICRP Publ. 56(1989): Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides, Part 1, Pergamon Press, Oxford, pp 25-28.
- 16) 西村義一、魏仁善、金統崙、渡利一夫、今井靖子、稲葉次郎、松坂尚典(1991)：放射性 Sr の代謝に及ぼすキトサンとアルギン酸の影響について，Radioisotopes, 40, 244-247.
- 17) キチン・キトサンの開発と応用(1987)：工業技術会編.
- 18) 最後のバイオマス、キチン、キトサン(1988)：キチン、キトサン研究会編、技報堂出版。
- 19) 西村義一、角田出、今井靖子、渡利一夫、松坂尚典(1993)：キトサンによる体内放射性 Sr の除去に関する研究(2)キトサン添加飼料で飼育したラットの血液性状，第7回キチン・キトサンシンポジウム，福井.
- 20) Nishimura, Y., Kakuta, I., Takeda, H., Inaba, J., Imai, K., Watari, K. and Matsusaka, N.(1993): Effect of Natural Chelating Agents on the Intestinal Absorption of Radiostrontium in Rats. Workshop on Intakes of Radionuclides, Bath.
- 21) 環境放射能－挙動・生物濃縮・人体被曝線量評価－(1984)：佐伯誠道編，ソフトサイエンス社.
- 22) 石井紀明：環境と公衆の安全のためのアプローチ放射性核種の生態系移行・代謝・線量推定－I. 海洋でのふるまい，1. 海洋生物中の金属元素のキャラクタリゼーション(1993)：岩倉哲男、中島敏行編，放医研環境セミナーシリーズNo.20(NIRS-M-93), 1-12.
- 23) 中原元和：同 2. 海洋生物の放射性元素濃縮と食物連鎖，13-22.

第21回放医研環境セミナー実行委員会委員一覧

委員長 中島 敏行

副委員長 稲葉 次郎

委員 隈元 芳一

藤高 和信

西澤 かな枝

白石 久二雄

平野 茂樹

村上 正一

事務局 高橋 淳

佐藤 博信

放医研究環境セミナーシリーズ No.21
緊急時における線量評価と安全への対応

1994年3月発行

編集 中島 敏行
編集協力 高橋 淳／佐藤 博信

放射線医学総合研究所
〒263 千葉市稲毛区穴川4-9-1
電話 043-251-2111