



\*890000141\*

放医研環境セミナーシリーズ No.17

# 環境モニタリングの今日的意義

岩 倉 哲 男 編  
稲 葉 次 郎

放射線医学総合研究所

放医研環境セミナーシリーズ No.17

# 環境モニタリングの今日的意義

岩倉 哲男 編  
稲葉 次郎

放射線医学総合研究所

**Environmental Monitoring**  
**—A More Comprehensive Picture in the Present Situations**

**Proceedings of**  
**The Seventeenth National Institute of**  
**Radiological Sciences**  
**Seminar on Environmental Research**  
**Chiba, November 30 • December 1, 1989**

**Edited by**  
**T. IWAKURA**  
**&**  
**J. INABA**

**National Institute of Radiological Sciences**  
**Chiba, Japan**

## 序 文

第17回放医研環境セミナーは、平成元年11月30日、12月1日の両日にわたって、放医研において開催された。本シリーズNo.17は、当日のプログラムに基づき、担当演者の発表を中心に編集したものである。

わが国における本格的な環境放射線モニタリング体制は、昭和40年代に始まった大規模大気中核爆発実験によって生じた環境放射能汚染に対処するため、科学技術庁を中心として実施された放射能調査活動がその始まりである。初期には、環境における放射性物質の蓄積傾向や変動の把握に主眼が置かれていたものが、公衆の線量評価に役立つ形での調査が行われるようになり、またその対象も核実験のフォールアウト中心から、原子力施設からの放出物モニタリングへと変って来た。これらの活動を通じて、わが国の環境モニタリングは相当の経験を積み、十分にその責務を果たして来たといえる。しかし近年、チェルノブイリ事故のような不測の事態の発生や、ICRPの新勧告に盛り込まれた公衆に対する線量限度の改定値のわが国法令への取り入れなど、今までのモニタリング体制見直しを望む声も多い。これらの実況に鑑み、本セミナーは、環境モニタリングの今日的意義を考え、今後のモニタリング計画の立案や、これにかかわる研究開発に資することを目的とした意見交換の場として企画されたものである。

ここに発表された主題の多くは、平常的モニタリングに関するものである。もちろん緊急時モニタリングも、討論に値する重要な課題を含んでいるが、緊急時モニタリング指針の見直しが進行中との事情もあり、また議論の焦点がぼけてしまう心配もあって、意識的に取り上げず、特別講演として原子力安全委員の宮永先生より緊急事対応活動の歴史的経緯やその手法の技術的進歩を中心とした基本的な考え方を伺うにとどめた。

この記録が、環境モニタリングに関心を持つ研究者、実務担当者、行政担当者の皆さんのお役に立てば、幸いである。

特別講演を快くお引受けくださった宮永、浜田の両先生を始め、充実した内容の講演、寄稿を賜った講師の諸先生に厚い感謝の念を捧げるとともに、セミナーの企画、実行にお力添え頂いた準備委員会の各メンバー、および実務と編集に携わった事務局ほかの方々の方々の御苦勞に対し、併せて深い感謝の意を表します。

編者

岩 倉 哲 男

# 目 次

序文 .....	岩倉 哲男	v
開会の挨拶 .....	松平 寛通	viii
共催学会の挨拶 .....	市川 龍資	ix
座長・司会一覧 .....		x
執筆者一覧 .....		xi

## I. 環境モニタリング総論－1

I－1 環境モニタリング序論 .....	稲葉 次郎	3
I－2 modellingとmonitoring －環境放射線モニタリングにおける線量算定モデルの役割－ .....	飯嶋 敏哲	10
I－3 モニタリング計画の立案 .....	成田 脩	19
I－4 環境モニタリング測定結果の解釈 .....	辻本 忠	31
特別講演 環境放射線モニタリング指針について .....	浜田 達二	38

## II. 環境モニタリング計画各論

II－1 放出源モニタリング .....	和田 茂行	45
II－2 自治体の環境モニタリング計画 .....	吉岡 満夫	57
II－3 自治体の環境モニタリング .....	柚木 英志	67
II－4 放射性廃棄物処理処分の環境モニタリング .....	石原 健彦	75
II－5 人関連モニタリング .....	岩倉 哲男	84

## III. 環境モニタリング技術

III－1 環境中での化学形態 .....	村松 康行	95
III－2 長半減期核種 .....	山本 政儀	105
III－3 トリチウムと <sup>14</sup> C .....	井上 義和	117
III－4 空間放射線 .....	森内 茂	124
III－5 浮遊じん .....	阿部道子／阿部史朗	132
III－6 気象 .....	今井 和彦	147
特別講演 緊急時モニタリングについて .....	宮永 一郎	153

## IV. 環境モニタリング総論－2

IV-1	環境モニタリングの考え方と質の保証	阿部史朗／阿部道子	167
IV-2	環境放射線データベースの現状	中村 勇	177
IV-3	環境モニタリング計画と最適化	草間 朋子	187
<b>V. 総合討論</b>			
V-1	低レベル線量測定の必要性について	小柳 卓	191
V-2	環境モニタリングにおける考慮事項	大和 愛司	192
V-3	環境モニタリングと公衆の健康安全	滝澤 行雄	195
閉会の挨拶			松岡 理 198
第17回放医研環境セミナー実行委員会委員一覧			199

## 開会の挨拶

本日は早朝から大勢の方がお集まり下さり、2日間にわたって環境モニタリングに関する討論の場を持つことができますことを主催者側として皆様に感謝申し上げます。

1週間ほど前に放射線防護の国際シンポジウムが北京で開催されましてこれに参加する機会を得ました。そのとき中国のLaboratory of Industrial Medicineの人達が中国の屋内ラドン調査の結果を発表しておられまして、数値は屋外が $10$ 、屋内が $20\text{Bq/m}^3$ 程度ということでしたが、私が一番興味を持ちましたのは、日本より何十倍も広い中国でどうやって全国のデータを集めるのかということで質問をしたのですが、省の一つづつ研究所があるらしく、そこで測定したデータを北京の中央に集めるシステムになっているようであります。またモニタリングのシステムも同様で、核実験などのデータも同様に集められたということです。日本の場合どうなっているのかわかりませんが、多分、各県が良いデータを持っておられて、それが中央に集まって特定のモデルで解析できるようになっているのではないかと推測しております。私のような生物屋と致しましては、放射能の数値データだけではなく、それを基に環境中の物質の動きまでも解析できるようなところまでもって行ってもらうと大変有難いと思っております。

本セミナーが、盛会裏に行われますようお願い申し上げ御挨拶に代えさせていただきます。

放射線医学総合研究所 所長

松 平 寛 通

# 共催学会の挨拶

日本保健物理学会を代表致しまして一言御挨拶申し上げます。

当学会がこの環境セミナーの共催学会とさせて頂いているのは、たしか10年程前になります。私が放医研在職時、当学会の理事に名を列ねておりました私の提案によるもので、元来保健物理学は環境関係の分野にも大変力を入れているので、放医研の環境セミナーについてできる限り協力したく、是非共催をお願いしたいということで話がまとまって以来です。

本学会のカバーする分野中、環境放射線、環境放射能に関してもかなりのシェアを占めており、また私の主義でもあります。環境関係の方々の仕事をさらに広げ、本学会の中でのシェア拡大に結びつけたいと考えております。放医研が、わが国における環境放射線、環境放射能に関する研究分野で最大の力を持っていることと関連して、本学会もその意味できわめて密接に放医研と共に活動していると思います。

今回、環境モニタリングをテーマにセミナーが行われますが、環境モニタリングは非常に広い意味をもっていて、第一義的には環境安全の確保、確認が目的であります。その仕事に従事する者としては当然環境から直接に重要な情報を得ることのできるデータを採ることができるといふ最大のメリットを持っております。この、環境から採られたデータ、つまり昔風に言えば観測値であります。この観測値そのものは一寺田寅彦は“宝物”と申しましたが—私は宝物というよりはむしろ“宝石の原石”のようなものではないかと思っております。つまり観測値としてそのまま放っておく分にはただの石ころですが、これに人間が英知という研磨を加えることによって初めてダイヤモンドなり、サファイヤなり、ルビーなり、それぞれ宝石に相当する価値を有するものになると考えております。原石を磨く能力が人に無ければ、それらはただの石ころにとどまるわけです。そういう意味で環境放射線、環境放射能の研究に携わる人達も原石をどんどん磨くことにより、私の持論である華麗な研究者に成長して頂きたいと思っております。これは私どもの年代の者の反省であり、いつも地味な暮らしをし、地味な研究をし、地味な格好をして、地味に過ごして来たのが、現在年配になっている環境放射線或いは保健物理分野の研究者達ですが、これからの若い研究者の人達はもっと華やかな人生を送ってほしいと思っております。

環境モニタリングの仕事についてもそういうふう新しい人の力によって変革できるものであると考えています。

以上のようなこととお話し致しまして、日本保健物理学会からの御挨拶に代えさせていただきます。有難うございました。

日本保健物理学会 会長  
市川龍資



座長・司会一覧 (敬称略)

(所属は平成元年11月末現在)  
放射線医学総合研究所

セッションⅠ-1	大桃洋一郎	
セッションⅠ-2	長屋 裕	〃
特別講演1	小林 定喜	〃
セッションⅡ-1	越島得三郎	〃
セッションⅡ-2	中島 敏行	〃
セッションⅢ-1	鎌田 博	〃
セッションⅢ-2	川島 勝弘	〃
特別講演2	小柳 卓	〃
セッションⅣ-1	加藤 義雄	〃
セッションⅣ-2	阿部 史朗	〃
セッションⅤ	岩倉 哲男	〃
総合司会 第1日	阿部 史朗	
第2日	稲葉 次郎	

## 執筆者一覧 (敬称略)

(所属は平成元年11月末現在)

稲葉 次郎	放射線医学総合研究所
飯島 敏哲	原子力工学試験センター
成田 脩	動力炉・核燃料開発事業団
辻本 忠	京都大学原子炉実験所
浜田 達二	日本アイソトープ協会
和田 茂行	日本原子力発電株式会社
吉岡 満夫	福井県衛生研究所
柚木 英志	岡山県環境保健センター
石原 健彦	原子力環境整備センター
岩倉 哲男	放射線医学総合研究所
村松 康行	放射線医学総合研究所
山本 政儀	金沢大学
井上 義和	放射線医学総合研究所
森内 茂	日本原子力研究所
阿部 道子	放射線医学総合研究所
今井 和彦	放射線安全技術センター
宮永 一郎	原子力安全委員会
中村 勇	日本分析センター
阿部 史朗	放射線医学総合研究所
草間 朋子	東京大学
大和 愛司	動力炉・核燃料開発事業団
小柳 卓	放射線医学総合研究所
滝沢 行雄	秋田大学

# I 環境モニタリング総論

## I-1 環境モニタリング序論

稲葉 次郎

## I-2 modelling と monitoring —環境放射線モニタリング における線量算定モデルの 役割—

飯嶋 敏哲

## I-3 モニタリング計画の立案

成田 脩

## I-4 環境モニタリング測定結果 の解釈

辻本 忠

---

## 特別講演 環境放射線モニタリ ング指針について

浜田 達二

## I — 1 環境モニタリング序論

稲葉次郎

放射線医学総合研究所

### Introduction to Environmental Monitoring

Jiro Inaba

National Institute of Radiological Sciences

4-9-1, Anagawa, Chiba-shi, 260 Japan

**ABSTRACT**—Radiation protection of the public is achieved by control of sources of exposure. Monitoring provides a means of assessing the radiation exposure of population groups and individuals; the assessed doses can be used for optimization purposes and to demonstrate compliance with dose limits for individuals. Thus monitoring is an important tool to ensure that there is adequate control of practices or situation which give rise to radiation exposure of the public.

The primary objectives of the environmental monitoring are:

- to assess the effectiveness of source controls;
- to demonstrate compliance with authorized or other limits on the operation of the source and on the exposure of the public;
- to identify critical groups and to assess their exposure.

Possible supplementary objectives include the provision of information to the public additional to that resulting from the primary objectives.

Different types of monitoring programme are required according to whether the source gives rise to dose rates and discharge of radionuclides from defined location or whether the source is widespread in the environment. They are source monitoring, environmental monitoring and individual monitoring. The environmental monitoring can be divided into two classes; source-related environmental monitoring and person-related environmental monitoring.

In Japan, the extensive environmental monitoring has been done around nuclear-related and other industrial and scientific facilities, and there is now a

substantial radiological data base as well as a long experience. On the other hand, the public concern about the environmental radiation has grown for last few years. It seems that the provision of information about the environmental radiation and radioactivity to the public is presently much more important than before.

This seminar is organized to review and discuss the various monitoring programs that have been conducted, are in place or will be conducted in the light of current principles and requirements for radiation protection of the public.

## 1 はじめに

まず最初に、今回のセミナーを企画したものの一人として、環境モニタリングに関する問題意識の一端とセミナーの狙いを簡単に述べ、次いで、その検討に当たり考えたり用いる言葉なりについて一応の共通の理解を持った方がよいと考え、ICRP Publication 43「公衆の放射線防護のためのモニタリングの諸原則」<sup>1)</sup>を教科書に、序論を述べる。

## 2 わが国の環境モニタリング史

数年前の日本保健物理学会の「保健物理」20周年記念号での当時原研現在原安センターの今井和彦氏の総説<sup>2)</sup>によれば、わが国の環境モニタリング、特に線源関連のそれは日本原子力研究所での野外放射線管理として、日本の最初の原子炉である研究炉第一号炉JRR-1の事前調査として1956年5月22日に始まったとされている。その後1963年には原研の動力試験炉JPDR、1965年には原電東海の高圧冷却炉GCR、1969年には原電敦賀の沸騰水型炉BWRが運転を開始し、1970年代になると関電美浜の加圧水型炉PWRを初めとして本格的な原子力発電の時代を迎えた。現在では発電用原子炉がふげんを含めて38基運転されており、他に研究開発用の原子炉並びに核燃料サイクルにかかわるいくつかの施設が運転され、それぞれが環境モニタリングの対象となっている。加速機や放射性物質使用施設でもその規模に応じたモニタリングが行われてきた。その後、例えば1974年の分析センターといういわば環境モニタリングの品質保障のための機関の整備、1978年の環境放射線モニタリング指針<sup>3)</sup>の整備というソフト面の整備も行われた。その結果、TMI-1事故時、もしそのような事故が起こっても少なくともモニタリングに関してはわが国の方が精度よい線量推定に役立つ情報を提供できるであろうといわれたり、実際、敦賀での放射能洩れ事件の際の活躍などがあったが、環境モニタリングに関して今日までに相当の経験を積んで来たことは確かである。

このような特定線源について監視をしようというのとは別の、いわば人関連環境モニタリングというのも行われてきた。それは、米ソの核実験に起因するフォールアウトへの対応ということで、1954年にビキニ事件とその後放射能の雨が降るという事態があり、それ以来、最初は理研や一部の大学で測定が行われ、次いで各地の气象台や大学も加わっての連絡体制のようなものができ、最終的には1961年になって内閣に放射能対策本部が設けられ、科学技術庁を中心

とするフォールアウトを対象としたモニタリング体制ができた。当時に比べれば、近年はフォールアウト率もごく低いものとなり、フォールアウト自身の問題は殆どなくなったが、そのようなモニタリングは環境放射能学にとってきわめて大きな意味を持ち、モニタリング結果に基づいて構築したモデルを用いて線量評価が行われるなど、実際に大いに生かされており、また最近のチェルノブイリ事故の際には、このモニタリング体制が大ききものをいったことは記憶に新しい。ここでも、線源関連環境モニタリングの場合と同様すでに十分な経験があり、さらにはバックグラウンド放射線などに関する膨大なデータベースが構築されているといえる。

### 3 問題意識

毎年Battelle Pacific Northwest Laboratoriesの主催で開かれているハンフォードシンポジウムは、本年度は、環境モニタリングを主題に10月に開催されたが、そのfirst announcementによれば

- ①Has the expenditure of millions of dollars for radiological monitoring and assessment activities been worth the effort?
- ②How do we decide when enough monitoring is enough?
- ③Can we adequately assess the impact of nonradiological components, both inorganic and organic, of wastes?
- ④Are current regulatory requirements too restrictive or too lenient?
- ⑤Can monitoring and assessment be made more cost-effective?

が討論の大きな課題であるとしている。いかにもアメリカらしい過激な形での問題提起であろうかと思われるが、基本的には同様のことが、もう少し正確には同類のことがわが国でも一度検討する必要がある課題ではなかろうかと思われる。

ただし、今回の環境セミナーでは、勿論これらに対し直接的な答えを探すことはできないし、意図していない。ここでは、このような問題があることを認識した上で、技術体系の一つである環境モニタリングを科学的にじっくり見直すことに意義を見いだそうと考える。すなわち、実際に相当の経験の蓄積があり、モニタリング技術も進歩している。最近、公衆のための線量限度が実効線量等量で年間5ミリシーベルトから1ミリシーベルトに改訂された。放射線防護の最適化は、ICRPを中心とする放射線防護関係者の最近の大きな課題の一つになっており、環境放射線モニタリングが公衆の放射線防護の手段の一つであるならば、当然最適化の問題とも関連していると考えられる。現実には、多くの環境モニタリングプログラムが、地域との協定に基づいてなされていることから分かるように、地域住民への情報の提供は従来にまして重要になってきていると考えられる。これらが今日的という意味かと思われるが、環境モニタリングの基本あるいは原則に立ち帰りながら、それをできるだけ広い視点のもとで検討し、モニタリングの今日的意義を見直すと共に、今後の関連研究開発に資する意見の交換をしたいというのが今回の環境セミナーの狙いである。

## 4 環境モニタリング序論

環境モニタリングについて包括的に述べているものにICRPのPublication 43とIAEAのSafety Series 41, Objectives and Design of Environmental Monitoring Programmes for Radioactive Contaminants<sup>4)</sup>がある。実は、このIAEAの出版物は今では少し古くなってしまった、と言うのはICRP Publication 26以前の勧告に準拠しているという意味であるが、そのため、このSafety Seriesの改訂版すなわちICRPのPublication 43に準拠した改訂版がObjective and Design of Monitoring for Radiation Protection of the Public<sup>5)</sup>という題で出版されるべく準備中である。序論ということでその内容を簡単に紹介したい。

### 4.1 被ばくの源

被曝するということの認識があって初めてモニタリングが行われるわけで、第1章では被曝源について述べている。公衆の放射線被曝源として全ての線源を挙げることができよう。まず自然放射線で、これは人間にとって最大の被曝源である。次いで医療上の被曝もある。核実験の結果大量の放射性物質が環境中に放出されたが<sup>6)</sup>、その線量寄与は最近では低くなっている。核燃料サイクルの各段階も公衆の被曝源となる。今日これからの演者の話の中でも中心的なものになるものである。原子力産業以外の産業でも放射線は沢山使われていて、これらも被曝源になる。放射性物質の輸送中にも、公衆がごく少量の放射線を受けるチャンスはある。消費者が日常使うものの中に放射線を発生するものが含まれることがある。事故が起きるとこれらの全てから放射線や放射性物質が出るが、その内在する量の大きさからして原子力施設の事故は特別であり、公衆の大きな被曝源となることはチェルノブイリ事故により実証済みである。これらのそれぞれの線量寄与ならびに被曝態様に関して情報を整えておくことは、公衆の放射線防護を考えるに当たってきわめて重要である。

### 4.2 関連する諸基準

第2章では、公衆の放射線防護のためのモニタリングにかかわる種々の基準について述べている。公衆の構成員の線量当量限度は年間1 mSv、数年間の被曝に限り5 mSvが許容できるとされている。これは基本限度ともいべきものであるが、これ以外に、認定限度を設定することもあるし、source upper boundを決めることもある。わが国では、軽水炉に関し50 $\mu$ Svという線量目標値を設定している。さらに放射線管理実務のために誘導限度を設けることがあり、その場合には、それを越えた値が観察されたときには、確かな値を使って基本限度あるいは認定限度との関係を注意深く検討する必要がある。公衆の構成員の線量制限とは決定グループ内の平均線量に適用する。線量制限には医療被曝は対象とはならず、自然放射線も一般には対象にならない。

exemption限度以上の量の放射性物質の環境への放出は、当局による認定を事前に受けな

ればならず、認定限度以下であることを明らかにするためにモニタリングをする必要がある。放射線被曝をもたらす消費者用品の導入にも当局の認可を必要とする。

### 4.3 被ばく管理の基本的要件

第3章では放射線被曝線量推定と管理の要件について記述している。特定線源からの被曝の管理に関し、actualあるいはpotentialな被曝を基準に線源を大規模、中規模、小規模に区分した上で管理の要件を規制当局が決めるように提言している。公衆の放射線防護のためのモニタリングは、線源モニタリング、環境モニタリング、個人モニタリングに分類でき、環境モニタリングは、特定線源に着目した線源関連環境モニタリングと特定線源を含めてそれに限らず公衆が環境からどの程度の被曝をしているかという観点からのモニタリングである人関連環境モニタリングに分けられる。線源関連環境モニタリングは防護の最適化の判断に用いるものであり、線源の管理にはね返すためのものである。人関連環境モニタリングは最適化とは関係なく、線源管理にはね返せないのが通常である。モニタリングの責任は第一義的には線源の運転者(事業者)にあるが、規制当局がその一部を分担することもあり、その場合には両者の責任を明確にしておくことが大切である。

### 4.4 モニタリングの目的

第4章ではモニタリングの目的について論じている。一般的目的としていくつか挙げられている。すなわち、

- ①線源のコントロールの有効性を算定すること
- ②基本安全規準の要件の遵守を確かに行うこと
- ③critical groupを同定し被曝量を算定すること
- ④線源の運転と公衆の被曝に関する認定あるいは他の限度の遵守を示すことが最も基本的なものであるとし、さらに
- ⑤新しい被曝経路を同定しあるいは既知の被曝経路の相対的重要性を変更すること
- ⑥当該環境移行モデルを実証あるいは改良すること
- ⑦集団線量を推定すること
- ⑧計画外被曝を検出すること
- ⑨基本的目的以外に公衆に情報を提供すること

を補助的目的としている。演者には、この最後の公衆への情報の提供というのが、わが国のモニタリングの実体を考えたとき非常に重要な意味を持っていると考えられる。

一般的目的の他に、線源モニタリング、環境モニタリング、広く拡散したものからの人関連モニタリングの3種に関しそれぞれの目的を紹介している。

### 4.5 プログラムの立案



第5章はモニタリングプログラムの立案についてである。線源モニタリングでは施設の運転あるいは廃棄物放出の規模と態様、およびそれらが時間によってどのくらい変化するものであるかがプログラム立案の大きな要素となる。モニタリング技術としては、放出管中への検出機の浸責あるいは放出管周辺への検出器の設置によるものと、サンプル採取を行った上でそれを測定する方法がある。線源関連環境モニタリングでは、その線源に起因する放射線を対象に、criticalグループに着目してモニタリングを行う。線源の運転状況に応じたプログラムの立案が大切で、操業前、操業開始時、操業中、操業終了後等に区別することは有用であり、また同じ操業中でも、経験を生かした見直しを行う必要がある。線源に起因する被曝ということでbackgroundの取扱が大きな意味を持ち、今後線源の多様化が考えられ、慎重に対処する必要がある。Critical groupやbackgroundを考えるに当たり、事前モニタリングが大きな意味を持つ。

人関連環境モニタリングの対象にはいろいろなものがあるが、単一线源としては自然放射線、フォールアウト、核燃料サイクルからの放出物でも地域あるいは地球レベルで拡散するものなどが考えられ、また放射性物質を含んだ消費者用品例えば肥料や建材などが対象となることも考えられる。

個人モニタリングは通常は行われていない。実際に行われたのはセラフィールドなどごく少数の例しかない。ただし、個人モニタリングにより線量算定に用いた種々のモデルの正当性妥当性を確認することができると、個人モニタリングの結果を科学的目的に活用できることには留意する必要がある。

#### 4.6 線量評価

第6章は被曝線量評価についてである。線量評価モデルとして比放射能法と、コンパートメントモデルあるいは他の物理モデルにより環境中での放射性物質の挙動を予測する方法とがある。人体内に入った放射性物質による線量も上記2つの方法で評価できるが、通常はICRPが規定した代謝モデルと線量計算モデルに基づくALIを用いる。ただし、ALIは職業人を対象としており、公衆への適用には若干の配慮を必要とする。線量評価におけるモニタリングとモデリングの関係等については、双方のバランスが重要であるが、実際には得られるデータの量と質により決定される。

#### 4.7 結果の記録と報告

第7章は結果の取扱で、記録と報告である。線源モニタリングデータの記録では、線量評価のための線量率と放出放射エネルギーが主体であるが、平常運転が行われているか否かも重要な記録事項である。線源モニタリングデータの報告では、管理のために定めた誘導限度等との比較ができる形での報告が望ましいといえる。環境モニタリングデータの記録では、線量評価と共に蓄積状況を見るということで、できるだけ基本的な基礎的な情報の記録に努めるべきである。気象あるいは海象などの情報が大切であり、さらにcritical groupの状況など関連情

報も大切である。環境モニタリングデータの報告、特に周辺住民へのそれは、認定限度や検出限界その他を含めた解説と共に行うことが重要である。これらの記録は最低数十年の期間保存する必要がある。

環境試料の測定結果からの線量評価にはモデルを必ず使用するが、使用するモデルは線量が限度に近いかはるかに遠いかによって違うのが通常である。モニタリングによる結果は防護の最適化に用いられること、さらには人間の被曝が認定限度以下であっても環境そのものの汚染レベルが低い方がよいことは当然であることなどから、限度を守っているということが管理の全てではないことに留意する必要がある。特に、これから放射線防護上の問題になると思われる、生態系への影響が最近話題になっている事には注意する必要がある。

#### 4.8 品質管理

第8章は最後の章で品質管理について述べている。そもそも環境モニタリング自体が環境放射線管理に対する一種の品質管理のようなもので、品質管理のできていないモニタリングは悲惨な結果しかもたらさないといえるほど重要であると考えられる。

### 5 おわりに

環境モニタリングの輪郭のようなものを大急ぎで述べてきた。今回のセミナーのプログラムは、環境モニタリングをその基本に立ちかえて広く捉えるため、幅広に組んだ。ただし、緊急時モニタリングについては、いずれそれを主題とするセミナーも考えられ、今回のセミナーの一般講演では緊急時に特別の配慮はしなかった。そのためもあり、宮永先生に緊急時モニタリングをテーマに特別講演をお願いした。

今回のセミナーが、環境モニタリングの今日的意義を見直すための材料になったり今後の関連開発研究の一助になることを希望するものである。

#### 参考文献

- 1) 日本アイソトープ協会, 「公衆の放射線防護のためのモニタリングの諸原則」ICRP Publication 43(1986)
- 2) 今井和彦, 「環境放射線管理」, 保健物理(日本保健物理学会20周年記念特集号)17, 341-344(1982)
- 3) 原子力委員会, 「環境放射線モニタリングに関する指針」(1978)。なお、現在の指針は原子力安全委員会により1989年に改訂されたものである。
- 4) IAEA, Objectives and Design of Environmental Monitoring Programmes for Radioactive Contaminants, IAEA Safety Series 41(1975)
- 5) IAEA, Objectives and Design of Monitoring for Radiation Protection of the Public (in preparation)

## I — 2 modellingとmonitoring

### ——環境放射線モニタリングにおける線量算定モデルの役割——

飯 鳴 敏 哲

(財)原子力工学試験センター原子力安全解析所

Role of Dose Assessment Models in the Environmental Radiation Monitoring

Toshinori Iijima

Nuclear Power Engineering Center, Japan Institute of Nuclear Safety (NUPEC/JINS)  
*Fujitakanko-Toranomon Bldg. (7F), 3-17-1, Toranomon, Minato-ku, Tokyo, 105 Japan*

**ABSTRACT**—ICRP defines in its publication 43(40) the objectives of the environmental radiation monitoring in the normal operation and the accidental situation, respectively. This paper discusses the role of dose assessment models in the monitoring for achievement of these objectives and limitations of the models which should be taken into account when applying them for the monitoring. The discussion includes what data and information the dose assessment models need to be given by the monitoring, in particular, in such an emergency situation as the Chernobyl accident.

ICRP recommends in the same publication that the monitoring should be planned as the secondary objective to provide data and information available for obtainment of environmental transfer factors which are used in the assessment models. For the obtainment of the transfer parameters from the measured data, the so-called dynamic models are necessary. An example of such a dynamic model with its application is presented at the end of this paper.

環境放射線モニタリングに被曝線量評価モデルを組み合わせることが必要であることはよく知られている。本報告ではこの組合せの仕方を少し具体的に考察する。I-1「環境モニタリング序論」で紹介されたように、ICRP Publication 43はモニタリングの諸原則を述べているが、ここでは換言すれば、これら諸原則を具体的にどのように適用するかについての考察である。

## 1 環境放射線モニタリングの目標

ICRPは、Publication 43の第40項に、モニタリングの一般的な目標を次のように規定している。

「(40)モニタリング・プログラムの立案を正当化する主要な目標は次のとおりである：

- (1)平常操業または事故により環境中にもたらされる放射性物質あるいは放射線場から、決定グループおよび集団が受ける実際のあるいは潜在的な線量を算定すること。
- (2)認定限度および法律上の要求にしたがっていることを示すこと。
- (3)線源の状態、施設の操業あるいは閉じ込めの妥当性および排出物管理の有効性をチェックすること、異常状態あるいは予見できなかった状態の警告を出すこと、及び、適切な場合、特殊環境モニタリングを発動すること。」((財)RI協会訳)

ICRPはさらに同書の第(42)項にモニタリングの副次的目標にも言及しているが、その一つにモデル・パラメータに関するデータの収集がある。

### 2 第2目標に対するモデルの必要性

まず、第(2)の目標は平常操業時モニタリングに係るものであるが、具体的には公衆の年間実効線量当量が1mSv以下であること、または軽水型発電炉では線量目標値を満足していることを示すことである。このためにはICRPが勧告しているように、モニタリングで測定できる線量または濃度に対する補助限度等を設定することが有効である。補助限度を設定する対象としては次のものがある：

外部被曝……空間線量率( $\mu\text{Sv/h}$ )

積算線量 (mSv)

内部被曝……空气中濃度( $\text{Bq/m}^3$ )

地表蓄積量( $\text{Bq/m}^2$ )

食品中濃度( $\text{Bq/l}$ ,  $\text{Bq/kg}$ )

そして設定は次の手順で行われる。

イ) 当該サイト周辺の年間の環境条件と生活条件を考慮して線量算定モデルを用いて線量限度または線量目標値を算出する。

ロ) 計算結果から対応する線量率、濃度を設定する。

したがって補助限度等の設定には被曝線量算定モデルが必要となる。

### 3 第1目標に対するモデルの必要性

第(1)の目標では、モニタリングで得られた環境中の放射性物質濃度や放射線量(率)に基づいて公衆の線量当量を算定することになるが、モニタリング・データはすべて定点における値である。一方線量算定では決定グループの線量、すなわち最大線量を求めなければならない。

また集団の線量を求めるためにはモニタリング定点以外の濃度や線量(率)も必要となる。従って、本目標を達成するためには、モニタリング・データを基に何らかの推定が必要であり、このために線量算定モデルが用いられる。

#### 4 第3目標に対するモデルの必要性

原子力施設から放射性物質が放出されるような事故時(いわゆる緊急時)における重要な課題は、公衆の放射線防護に必要な対策を立案し、必要に応じて実施することである。対策が必要かどうかは予想される最大被曝線量と国が定めている対策指標線量(介入レベル)とを比較して判断される。そのために勿論緊急モニタリングが行われるが、現時点の線量分布しか把握できずしかも範囲も限られる。したがって、放出情報、気象情報とモニタリング結果を基に線量算定モデルを用いて被曝線量を予測する必要がある。

事故時には放射性物質の放出率や放出の仕方などが一定ではない。従って事故期間中の環境条件、特に気象条件の変化を考慮する必要がある。このために、緊急事対策には、時々刻々の放出条件や気象情報を用いて被曝線量分布を推定し、さらに分布の将来予測が行える、いわゆるreal-time-modelが必要である。このようなreal-time-modelの例に、日本原子力研究所が開

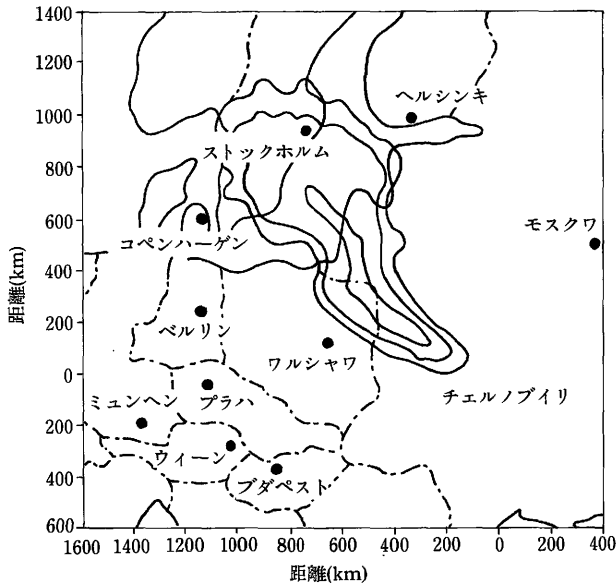


図1 SPEEDIによるチェルノブイリ原子炉事故の環境影響シミュレーション結果  
 4月26日に放出された希ガスの4月28日12時における地上濃度分布。単位放出  
 (1 Ci/h)を仮定している。(等濃度線は、内側から $10^{-14}$ 、 $10^{-15}$ 、 $10^{-16}$  Ci/m<sup>3</sup>)  
 Simulation by SPEEDI of atmospheric dispersion of the FPs released at  
 the Chernobyl accident  
 (日本原子力研究所：原子力安全性研究の現状 昭和62年 p.95)

発し現在科学技術庁が整備しているSPEEDIがある。原研は、チェルノブイリ事故の直後入手したヨーロッパの当時の気象データとSPEEDIを用いて放出された放射性物質の拡散をシュミレートした。その一例を図1に示す。通常安全評価に用いられる拡散モデルによる分布と大分異なることが御理解頂けると思う。

## 5 モデル応用時の注意事項

線量算定モデルの必要性は以上の通りであるが、ICRPが指摘するように(第22項)、モデルと測定の組合せに当たってはいくつかの留意すべき事項がある。例えば、線量算定モデルは可能な限り現実的であることが望ましいが、放射性物質の環境中挙動機構についての知見がまだ不十分なため、過大な線量算定となるような仮定に基づいている部分がある。したがってモニタリングの目標達成のためにモデルを応用する場合、このような特性に留意する必要がある。

第2目標のためこのようなモデルを使用して補助限度等を設定した場合、もしモニタリングで補助限度近傍の線量率あるいは濃度が検出されると、放射性物質の放出量は放出限度を越えていることになる。これは施設内に異常が発生した可能性を意味する。この問題を避けるために、補助限度に1/10程度の安全余裕を考慮するか、モニタリング結果に10倍程度の安全ファクターを含めることがよいだろう。また、モニタリングは必ずしも最大値を検出しないので、補助限度と比較するときにはこの点も考慮する必要がある。

第1目標のうち平常操業時に関しては年間線量の算定が要求されるので、線量算定モデルには年間の平均線量率や平均濃度あるいは年間積算値が必要になる。したがってモニタリングでは測定の正確さと共に測定頻度にも考慮を払う必要がある。

事故時には一生涯の個人最大線量及び集団線量の推定が必要なので、事故期間中の放出条件、環境条件、モニタリング・データと前述のreal-time-modelを組み合わせることで被曝評価を行う。この好例はチェルノブイリ事故時に国内で行われた国民への放射線影響評価(例えば原研の評価<sup>1)</sup>)である。

これらの被曝評価から、評価手法と緊急時モニタリング方法について多くの教訓が得られた。そして緊急時モニタリングには特に次のことを期待したい。

- イ) 注目する放射性物質の寿命を考慮して可能なかぎり時間変化が把握できるような測定
- ロ) 同地点におけるデータ・セット(例えば地表蓄積量と空气中濃度、牧草中濃度と牛乳中濃度、降雨中濃度－空气中濃度－地表降水量など)の収集。

(イ)は、チェルノブイリ事故時に降下したI-131の1ヵ月蓄積データが多数あったが使用できなかったという苦い教訓である。(ロ)については、このようなデータ・セットがあった地点で移行係数が得られ、セットになっていないデータが測定された地点についても被曝評価が可能であった。

表1 チェルノブイリ・データから求められた移行係数  
(OECD/NEA作業部会の収集による)

Summary of Processed Data Provided by the Organizations

Parameter	Nuclide	Data	Unit	Organization	
Weathering half-life on pasture grass	I-131	14, 17	days	JAERI	
	Cs-137	9	"	"	
	"	6 (early)	"	HSK	
	"	30 (later)	"	"	
	Cs-137	23	"	NRPB	
"	"	7	"	"	
<u>Milk</u>					
Half-life (cow)	Cs-137	3	days	GSF	
Transfer factor	I-131	8.2E-3	d/l	NIAI	
		"	3.2E-3	"	"
	cow	"	2. E-3	"	NRPB
			ewe	2.9E-1	"
	cow	Cs-137	4.5E-3	"	NIAI
			cow	"	9. E-3
	cow	"	(2-5)E-3	"	GSF
	ewe	"	6. E-3	"	ITE/HFRO
	ewe	"	5.7E-2	"	"
	cow	I-131	8.7E-2	m <sup>2</sup> /l	PNC
	cow	"	0.09	total-in-milk/ total-intake	HHI
	cow	Cs-137	0.16	"	"
	Fresh-to processed	I-131			
Cs-137		0.20	-	JAERI	
cow		0.25	-	"	
<u>Meat</u>					
Biological half-life	Cs-137	beef	30	days	GSF
		veal	20	"	"
		pork	75	"	"
		sheep	140 (muscle)	"	SCK/CEN
		lamb	10	"	ITE/HFRO
	sheep	I-131	7, 8	"	SCK/CEN
		(thyroid)			
Transfer factor	Cs-137	cow	0.01	d/kg	GSF
		heifer	0.03	"	"
		veal	0.3	"	"
		pork	0.3	"	"
		ewe	0.03, 0.12	"	ITE/HFRO
		lamb	0.06, 0.50, 1.2	"	"

Chernobyl Data Evaluation for Accident Consequence Assessment, A Survey conducted by an OECD/NEA Group of Experts (October 1989)

Content

1. Characteristics of the Chernobyl Release and Fallout  
(L. Devell)
2. Long Range Transport of Radionuclides  
(S. Acharya, A. Christie)
3. Behavior in Urban Areas  
(J. Road)
4. Behavior in Rural Areas  
(M. Crick)
5. Radionuclide Transfer to Foodstuffs via Plants  
(S. Vuori)
6. Radionuclide Transfer to Animal Products  
(S. Nair, T. Iijima)

図2 経済協力開発機構原子力機関(OECD/NEA)の報告書  
OECD/NEA Report summarizing the Chernobyl date evaluation(to be published).

## 6 モデルの副次的目標への応用

モニタリングの副次的目標の一つであるモデル・パラメータに関するデータの収集についても、放射性物質の環境中挙動モデルが必要となる。特に事故時モニタリングから得られるデータについては時間依存が扱える動的モデルが必要である。チェルノブイリ事故の時には、世界中で環境サーベイを行い、得られたデータから移行パラメータの値を求めた。それと同時に動的モデルの検証も進んだ。経済協力開発機構原子力機関(OECD/NEA)はこれらのデータを収集するための国際協力を進めた。その成果は図2に示す構成で報告書になり近々公表される。わが国からも多数の貴重なデータが提出された。筆者は第6章についてイギリス代表と取りまとめをしたので、ここに関連して収集されたデータを表1に示す。表には原研(JAERI)、動燃(PNC)、国立畜産試験所(NIAI)、北海道衛生研究所(HHI)からのデータが含まれている。さらに原研は同表の牧草上半減期について統計解析を行っている。筆者は取りまとめ作業の中で、乳牛の摂取からミルクへの移行係数を求めるために動的モデルを作成し、北海道衛研のデータに応用したので、本報告の付録に紹介する。参考になれば幸いである。

### 参考文献

- 1) 外川織彦他：ソ連チェルノブイリ原子力発電所事故起因の我が国における被曝線量の推定, JAERI-M 88-019(1988).



<付録>

APPENDIX

**Estimation of Feed-to-Milk Transfer Factor with Temporally Variable Intake and Milk Concentration of a Radionuclide**

This study was carried out to review the process of obtaining the transfer factor (d/l) from feed to milk from such a set of temporally variable data as the Chernobyl data, and to estimate this parameter value using a Japanese data set.

(1) Transfer to milk of a nuclide ingested by a cow is simply modelled as follows ;

$$(dB/dt) = -\lambda_c B + f_1 I \quad \dots\dots\dots(1)$$

$$(dM/dt) = -\lambda_r M + f_2 \lambda_b B \quad \dots\dots\dots(2)$$

$$C_m = \int_0^{t_0} dM / \int_0^{t_0} L dt \quad \dots\dots\dots(3)$$

where B : accumulation of the nuclide in the cow's body (pCi),

I : intake of the cow (pCi/d),

f<sub>1</sub> : fraction of the nuclide transferring to the body,

λ<sub>b</sub> : biological decay constant (1/d),

λ<sub>r</sub> : radioactive decay constant (1/d),

λ<sub>c</sub> : effective decay constant (1/d),

M : amount of the nuclide in milk (pCi),

f<sub>2</sub> : fraction of the nuclide transferring to milk from body,

C<sub>m</sub> : concentration of the nuclide in milk (pCi/l), and

L : milk production rate (l/d).

(2) Since the feed-to-milk transfer factor is defined to be the ratio of milk concentration to the intake at the equilibrium state, which means the constant intake, the above equations can be analytically solved and the transfer factor is given by

$$TF = \lambda_b f_1 f_2 (1 - \exp(-\lambda_r t_0)) / \lambda_c \lambda_r L, \quad t_0 = 1 \text{ day.} \quad \dots\dots\dots(4)$$

For such a long-lived nuclide as Cs-137,

$$TF = f_1 f_2 t_0 / L, \quad \dots\dots\dots(5)$$

which indicates that TF does not depend on the biological half-life. Thus, the above parameters are required in order to derive the TF from the Chernobyl data, if this simple model is available.

(3) In the Chernobyl case, the daily intakes were temporally varying, and thus, the following approximation was applied instead of eq. (1) to a Japanese data set.

$$B(t_{i-1}) = f_1 F t_0 \sum_{j=1}^{i-1} C_p(t_j) \exp(-\lambda_c(t_{i-1} - t_j))$$

$$M(t_i) = \lambda_b f_2 (1 - \exp(-\lambda_r t_0)) B(t_{i-1}) \lambda_r'$$

where  $F$  is daily feeding rate (kg/d),  $C_p$  is grass concentration on day  $t_j$  and  $t_0$  is one day. It was assumed in the approximation that the nuclide ingested on day  $t_i$  did not reach the milk.

The parameter values used for the prediction of milk concentration are as follows :

$F = 40$  kg wet weight per day (it actually varies from 10 to 70 kg wet weight per day),

$L = 20$  litres (it would vary to more than 25 litres per day),

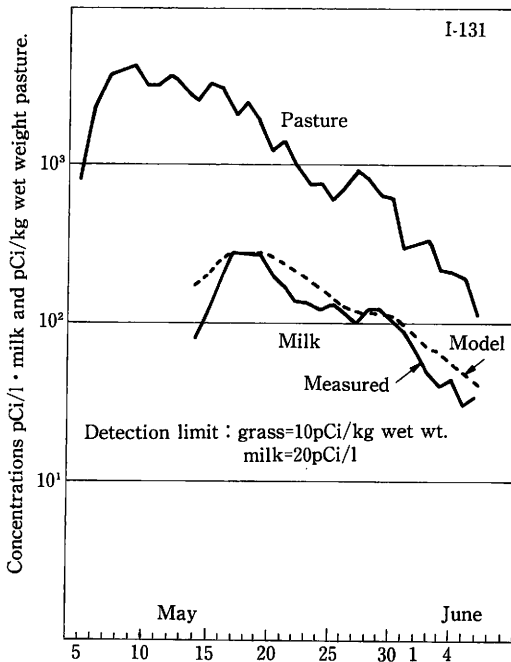
$f_1 = 0.8$  (iodine) and 0.45 (caesium),

$f_2 = 0.1$  (iodine) and 0.3 (caesium),

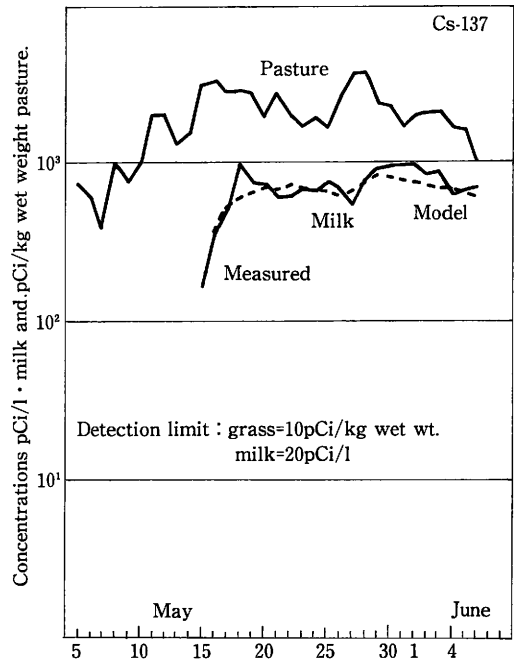
$\lambda_b = 0.20$  (iodine) and 0.23 (caesium) in unit  $\text{day}^{-1}$ ,

$\lambda_r = 0.086$  (iodine) and zero (caesium) in unit  $\text{day}^{-1}$ ,

The results of prediction are compared against the measurement in Figures 1 and 2.



**FIG.1** Japanese Data on I-131 Uptake to Milk.  
Data were provided by Hokkaido Hygiene Lab.



**FIG.2** Japanese Data on Cs-137 Uptake to Milk  
Data were provided by Hokkaido Hygiene Lab.

(4)Substituting the above parameter values to equations (4) and (5), the feed-to-milk transfer factor can be estimated for I-131 and Cs-137 :

$$TF = 3 \times 10^{-3} \text{d/l for I-131, and}$$

$$TF = 7 \times 10^{-3} \text{d/l for Cs-137.}$$

$\lambda_b$  for I-131 is the result of fitting the calculation to the measurement and for Cs-137 is based on the biological half-life on milk of 3 days provided by GSF.  $f_1$  and  $f_2$  are evaluated from the experiments by R. J. Garner (1960), L. B. Sasser (1966), S. Miyamoto (1972) and F. W. Lengemann (1961). L, milk production rate, does perhaps not vary more than a factor of 2.

### I－3 モニタリング計画の立案

成 田 脩

動力炉・核燃料開発事業団

#### Design of Environmental Monitoring Programs

Osamu Narita

Health and Safety Division, Tokai-Works

Power Reactor & Nuclear Fuel Development Corporation

4-33, Muramatsu, Tokai-mura, Ibaraki, 319-11 Japan

**ABSTRACT**—The same principle is applied on the design of each environmental monitoring program, but the scale, frequency, items and other individual terms of the monitoring differ from each program.

Concept and structure of the design are constructed with some main considerations based on the objectives of the monitoring and relating source installations. According to them, program details are set up for the appropriate terms of each monitoring requirement.

The basic considerations required in the design of programs are :

- (1) the objectives of monitoring (object population, source, phase of operation of the installations and assessment indicators) ;
- (2) the characteristic of the source installations ;
- (3) social and natural conditions of the monitoring area ;
- (4) identification of the critical groups, radionuclides and pathways ;
- (5) estimation methods for measurement results and assess methods for monitoring results ;

and the major requirements to set up program details are :

- (1) monitoring items ; (2) sampling and measurement points or area ; (3) sampling frequency, methods and quantity ; (4) interval and nuclides for measurement ; (5) chemical analysis methods, equipments and detection limits ; (6) limits and levels relating to the monitoring ; (7) methods for recording and reporting ; (8) methods for data interpretation and dose estimation ; (9) modeling and monitoring ; (10) quality assurance.

# 1 はじめに

環境モニタリングは、所定の目的を達成するため、特定の指標が、設定された目標を担保することを確認する手段として、関連する事項を測定・解釈・評価する行為であり、その一連の行為を適切・的確に実施するため、モニタリング計画が立案される<sup>1),2),3),4),5)</sup>。放射線関連の環境モニタリングは、特定の指標を関連事項から推定・評価する手段が他の分野より整備されており、計画の立案にもそれらの特性が考慮されることになる(表1)。

表1 環境モニタリングという用語の意味  
Implications of the "environmental monitoring"

	放射線(能)モニタリング	公害物質のモニタリング
所定の目的	人の安全と健康を守る。 (放射線防護)	人の安全と健康を守る。
特定の指標	線量当量	公害物質の濃度
設定された目標	線量当量限度 (人へのリスク)	環境基準
測定・解析評価	放射線量率 環境試料中放射能 線量計算モデルによる線 量当量の算出 設定目標との比較 (リスクの推定)	指標の測定    設定目標との比較

放射線防護を目的とした環境モニタリング計画の立案に際して、いくつかの条件の設定が必要となる。設定対象としては、計画の目的、対象とすべき人の区分、対象段階(施設運転の)が挙げられる<sup>1),2)</sup>。図1に例を示す。各モニタリング計画は、それぞれ特徴を持つが、ある程度の共通性も存在することから、以下、平常時の施設周辺環境のモニタリングを主として対象に話を進める。環境モニタリング計画の主目標、副次的目標の例を図2に示す。主目標の例としては、施設の線量寄与が線量限度を超えていないことの確認を挙げることが<sup>3)</sup>できる。なお、わが国では、主目標だけでなく副次的目標にも関心が<sup>3)</sup>向けられている<sup>6),7),8)</sup>。

主目標に対応した線量計算モデルの設定も、計画の内容に関する重要な事項である。図3に簡単な計算モデルと計画の関係を示し<sup>1),3),4)</sup>、対応するモニタリング項目の例を図3の下部に示す。

詳細な計算モデルで、線量を算出する経路が多くなればモニタリング項目も多くなるが、同一経路内では一項目を対象とすればよい。

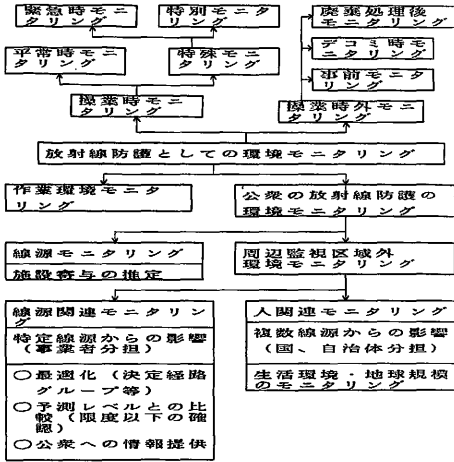


図1 放射線防護としての環境モニタリング  
Structure of environmental monitoring form radiological protection

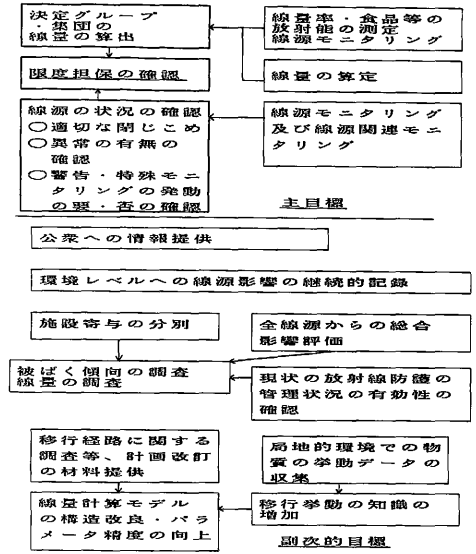


図2 環境モニタリング計画の主・副次的目標  
Main and sub-objectives of the environmental monitoring programs

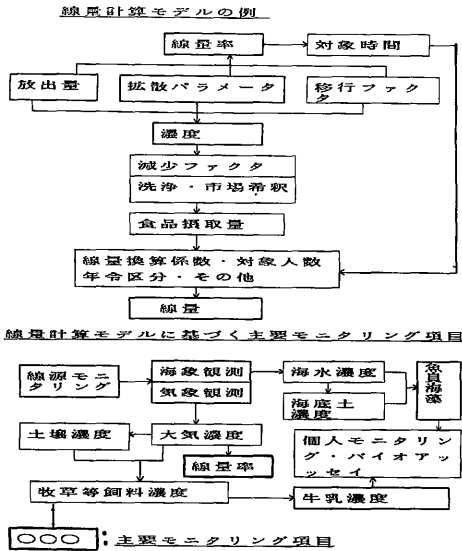


図3 線量計算モデルとモニタリング計画  
Monitoring programs relating to dose estimation models

## 2 環境モニタリング計画策定の基本的事項

モニタリング計画の骨格となる基本事項としては、①モニタリングの目的、②対象となる原子力施設の特長、③モニタリング対象となる区域の自然及び社会的環境条件、④決定グループ・経路・核種、⑤測定結果の解釈及び環境モニタリング結果の評価方法がある。

## 1 モニタリングの目的と対象施設(表2参照)

モニタリング計画は、①誰(対象となる人)の②何をどう(安全と健康を確保)するため③何(対象施設)からの④何時(対象段階)の影響を、⑤如何なる指標に対し確認するかというモニタリングの目的に即し、⑥何(対象測定・解析項目)を⑦どう(頻度、地点・地域、採取・測定の手段・設備・方法)やって⑧どの(評価・解釈の方法・手段)ようにするかを定めたものである。

表2 モニタリング計画の目的  
Objectives of the monitoring program

項目	内容
対象となる人	決定グループ、集団(人類)、不特定の公衆、特定区域の住民
対象施設	特定原子力施設、人工放射線源全体、放射線源全体(地域内、国内、全世界)
対象段階	操業前、操業時(平常時、緊急時)、操業後、処分時、輸送時、現状
指標	線量限度・基準、環境水準、蓄積傾向、寄与の程度

## 2 モニタリング対象区域の自然及び社会条件<sup>4)</sup>

社会条件は、モニタリング計画の基礎となる線量評価コード、特にパラメータに関連が強く、また、自然条件は、特に⑦の条件設定上、実行時の最も大きな制約条件となることから、事前の環境調査で十分状況を把握しておく必要がある。この項目は、計画の肉付け(何時、何処で、何が採取可能か、現実に被ばく経路となりうるか等)に関連が深い(図4参照)。

## 3 決定グループ・経路・核種<sup>1),9),11)</sup>

効率的で効果的なモニタリング計画を策定する上で、決定グループ・経路・核種の選定は、不可欠の条件であり、これにより重点となるモニタリング対象項目が設定される。図5にそれらの選定に関連する事項を示す。

## 4 測定結果の解釈及び評価の方法<sup>2),4),5)</sup>

環境モニタリングは、測定結果の解釈と、測定値から算定される線量の検討から、総合的に結果を評価することで完結するので、解釈・評価を容易にする計画の策定は、計画の実施段階での労力軽減化に寄与する。また、計画の一環として、効率的な採取、測定計画、各種レベル、検出限界、分析法、測定機種等の条件を考慮しておく必要がある。解釈、評価の方法を計画の中で明確にしておくことは、測定・モニタリング結果の一義的な比較・判断が<sup>3)</sup>、容易になることから、モニタリングの品質保証上も有効である(図6)。

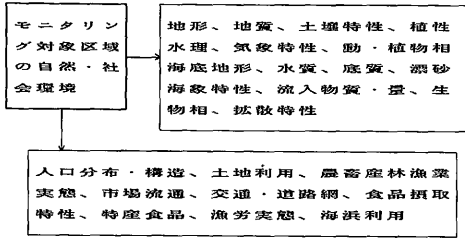


図4 モニタリング計画に関連する社会的・自然的条件  
Social and natural environments relating with monitoring programs

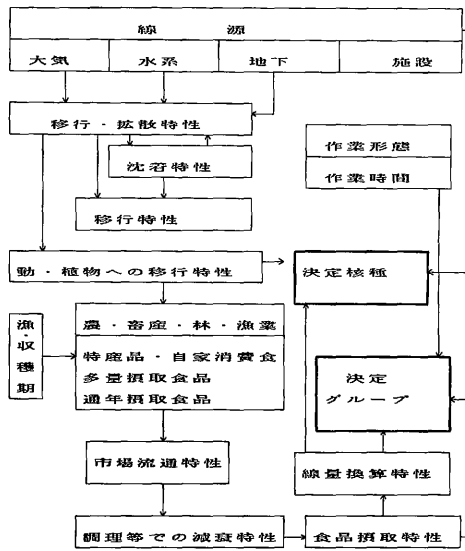


図5 決定グループ・経路・核種の選定方法  
Identification methods of the critical groups, pathways and nuclides

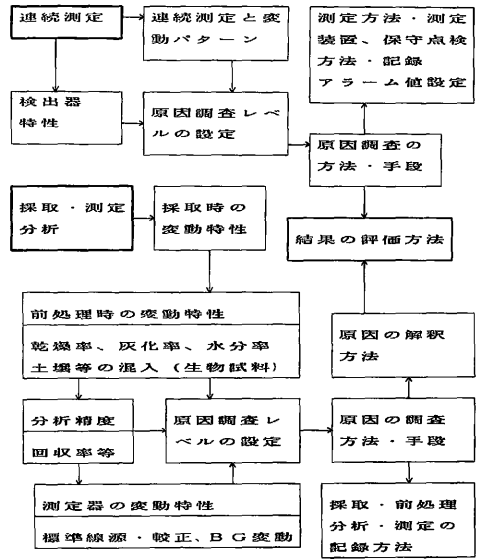


図6 測定結果の解釈及び評価方法  
Interpretation and estimation methods of the measurement results

### 3 環境モニタリング計画策定の具体的条件<sup>3)</sup>

計画の具体化に関連する項目は、独立に設定可能なものもあるが、相互に関係する場合が少なくない。2章で述べた計画策定の基礎的事項で構築される計画の骨格に、相互の関連を考慮し、必要条件を満足させる選定又は設定により肉付け・具体化を行うための対象事項としては、以下のものがある。①モニタリングの対象となる項目、②①の項目を採取・測定する区域又は地点、③採取頻度、採取方法及び採取量、④対象核種、⑤測定頻度、⑥測定方法及び検出限界(分析方法を含む)、⑦記録レベル、調査レベル及び介入レベル、⑧記録方法及び報告方法、⑨測定結果の解釈方法及び線量算出方法、⑩モニタリング結果の評価方法、⑪モニタリング計画の品質保証。



## 1 モニタリング対象項目の設定

施設寄与分が、環境で検出されることの少ないわが国では、線源モニタリングによる放出状況及び放出の程度の確認は、施設寄与の確認だけでなく異常放出の有無の確認にも重要である。項目としては、排気・排水量、放出放射性物質の種類・量及び濃度の外、放出物質の拡散希釈に係わる放出パターン、放出速度、放出口径、温度、密度、化学・物理形態等がある。施設からの直接線量については、線源強度あるいは放射線のエネルギースペクトルが挙げられる。放出量から大気中あるいは海水中濃度を求める手段となる項目として、気象及び海象観測がある。これは、施設寄与分の算出に用いる拡散計算のパラメータの値を提供する外、他の環境モニタリング項目の測定値の変動に対する原因情報の提供の役割も担う。気象関連項目として、風向・風速、大気安定度、気温・湿度、降雨の有無及び量が、海象関連項目では、流向・流速、海水温度・塩分、懸濁物、波浪等が挙げられる。陸上及び海洋環境モニタリング対象項目を表3に示す。

表3 モニタリング対象項目と監視理由  
Monitoring items for the monitoring reasons

モニタリング対象項目		監視理由
陸上環境	海洋環境	
積算線量	表面線量(漁具・船体・海岸砂)	① 線量の測定
空間線量率( $\gamma$ 線, 中性子線)		② 線量の変動傾向の把握
地表面線量率		③ 周辺監視区域境界線量把握
農畜産物中放射性物質 (穀類・野菜・牛乳等)	海産物中放射性物質 (魚・無脊椎動物・海藻等)	① 線量算出
大気中・水中放射性物質 (大気・浮遊塵・飲料水)		② 環境放射能水準の変動傾向把握
		③ 放射性物質の分布状況把握
土壤中放射性物質 (表土・河底土・湖沼底土)	海水・海岸水中放射性物質	① 環境放射能水準の変動傾向把握
降下物中放射性物質 (降下塵・雨水)	海底土中放射性物質	② 放射性物質の分布状況把握
河川水・湖沼水中放射性物質		

## 2 採取・測定の対象区域及び地点<sup>9),10),11)</sup>

線量率・土壌・大気等は、採取・測定対象を固定した地点に設定できるが、海産物(特に遊泳能力を持つもの)は、海域の設定の方が現実的というように、監視対象項目により、また、監視目的により、地点あるいは地域の選定を行う。これら地点・地域を特定の条件の基に包含した区域を設定する場合がある。特定区域を対象とした区分に、監視対象区域がある。施設に近い方から①線源、②周辺監視区域、③周辺監視区域境界、④周辺監視区域外に区分される。また、

施設の影響の考えられない区域の区分として、比較対照区域が挙げられる。集団線量あるいは、人関連のモニタリング計画等には、施設影響に関わりなく行政区分を利用した区域区分も採用される。モニタリング目標に対する地点設定の例を表4に示す。

表4 モニタリング目標と地点設定の例

Example for selection of sampling points relating to the monitoring objectives

モニタリング目標	設定地点
① 線量・濃度限度を超えていないことの確認	周辺監視区域境界
② 決定経路(線量算定のためのモニタリング)	年間最大線量・濃度出現地点 農・畜産・漁業試料入手可能地点 実使用又は標本漁具等入手可能地点
③ 環境放射能水準の変動傾向の把握	特定放射性物質の集積し易い地点 (吹き溜まり, 滞留水域, 雨水浸透地点, 有機物集積地点)
④ 放射性物質の分布状況の把握	放出源流下方向所定距離・範囲
⑤ PA	代表的集落等
⑥ 移行パラメータ調査	移行連鎖試料が継続的に採取可能な地点(農業高校, 農畜産試験所等)
⑦ 代表性調査	対象試料が継続的かつ同時に採取可能な類似特性地点(群)
⑧ 環境水準調査	サイト近傍及びフォールアウト特性の類似する遠隔地点

### 3 採取及び測定頻度<sup>2)</sup>

採取と測定の頻度は、必ずしも一致させる必要はなく、異常の有無の確認を除いては、測定頻度は、採取頻度より少なくできる。線量評価に用いる場合には、採取は、評価形態に合わせる事が望ましい。呼吸摂取評価用の空気採取はコンポジット又は連続が<sup>3)</sup>、経口摂取評価用の食物は、食事毎の陰膳方式が最善であるが<sup>3)</sup>、食物については、栽培地点等でのモニタリングが主体となることから、栽培状況等に合わせて、その地域の各季節の代表性を考慮した採取が現実的である。また、線量評価以外の目的には、それに即した条件で設定する。

### 4 モニタリング対象核種の選定<sup>3),9),11)</sup>

施設寄与を調べる場合は、対象核種として、施設から放出される主要核種及び線量寄与の大

きな核種を選定する。また、フォールアウトの環境水準調査には、 $^{137}\text{Cs}$ 等の長半減期核種、核実験直後の調査には、 $\gamma$ 核種を主体に、生活環境の線量評価には、ラドン・ポロニウム等モニタリングの目標に合わせて、対象核種を選定を行う。

## 5 採取・測定・分析法及び検出限界<sup>1),2)</sup>

採取方法は、採取頻度、採取量、操作性、物理的制約等を考慮して、現状の技術水準からみて、適切と思われる装置・方法を、代表性も考慮して現実的に選択する。

採取量は、検出限界、分析・測定方法からだけでなく、経済的制約を含む採取法上の制約からも決まりうる。

検出限界は、測定器の物理的制約から設定されるが、線量の換算からも、必要なレベルが設定される。分析・測定方法は、核種の種類とその必要とする検出限界からの制約に加え、最も経済的、技術的制約(建屋、設備、技術能力等)を受けやすい項目でもある(表5参照)。

表5 採取法・分析法・測定装置の例

Example for sampling methods, chemical analysis methods and measuring instruments

項目	例
採取法	連続採取(線量収集, 比例収集, 選択濾過, 吸着等), 一点採取・広域混合採取・代表採取, 直接採取・委託採取・購入採取, 人力採取・自動採取
分析法	非破壊分析, 放射化学分析, 放射化分析, 自動機器分析
測定器	$\alpha$ ・ $\beta$ ・ $\gamma$ スペクトロメータ, 液体シンチレーションカウンタ, 質量分析計, ガスフローカウンタ, 線量率(連続・積算)測定器

## 6 記録レベル・調査レベル・介入レベル<sup>1)</sup>

記録レベルは、平常時のモニタリングでは、線量から換算した値を基に、記録する意味のあるレンジ(例えば、線量換算で $1\mu\text{Sv}$ 相当)に設定の目安を置ける。一方、調査目的に利用する場合には、計測上有意となるレンジに設定されるのが普通である。調査レベルは、変動の原因を調査するきっかけとする目安値であり、過去のデータから求めた通常の変動範囲を基に設定する場合と、換算した線量がある程度有意になる値(例えば、線量換算で $10\mu\text{Sv}$ )で設定する場合がある。環境データは、時間的、空間的変動及び試料個体による変動があり得、通常の変動範囲設定には、母集団分布が推定出来る程度のデータ量に基づく、統計的な処理の必要がある。

介入レベルは、迅速な特別モニタリングの開始の引き金として、換算線量が放置できない値或いは異常放出が想定される値の目安として設定される。緊急を要する施設の異常に対しては、施設内のモニターが検出し原因を究明することも予想されるが、周辺公衆の避難を含む事象に

進展していく場合も考慮して、次の行動に余裕が持てるレンジで設定しておく配慮も必要である。

7 記録方法及び報告方法<sup>4)</sup>

記録方法の設定は、モニタリングの品質保証及びモニタリング結果の的確な評価を行う上で、モニタリング計画の要となる部分であり、変更項目によっては変更前後のデータの一貫性を損なう場合もあるので、他の事項と異なりモニタリング開始後の見直し・変更は望ましくない。

このような特性から、記録方法を設定する際には、将来の変更にも配慮するとともに、簡単、明瞭、情報が豊富で、測定値の時系列変化及び項目相互間の比較が容易に行え、測定結果・記載項目のチェック、計算の容易なものとなるよう、十分検討する必要がある。報告の方法の設定にも、モニタリング結果の評価を、容易に判断できるように考慮する必要がある。

8 線量算出方法及び測定結果の解釈の方法<sup>2),4)</sup>

モニタリングの指標が、線量当量である場合には、線量算出方法が定まらなければ、モニタリング結果の評価が困難となる。また、線量算出方法は、モニタリング対象項目を設定する根拠であり、検出限界から分析・測定法、測定器、さらに遡って採取量・頻度にまで関係してくる。図7にモニタリング項目と線量算出方法の関係を示した。

測定結果の解釈方法を標準化することは、品質保証上、PA上及びモニタリングの効率化上相当に有用であり、それに関連する事項の簡単な例を、図8に示す。

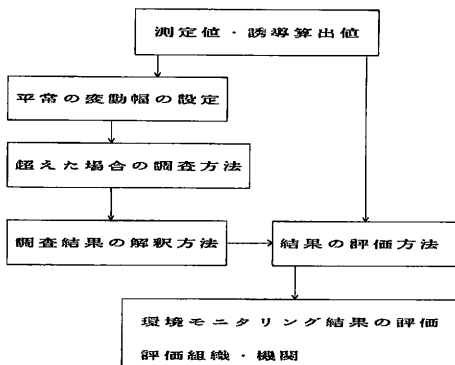


図7.1 環境モニタリング結果の評価方法  
Evaluation methods of monitoring results

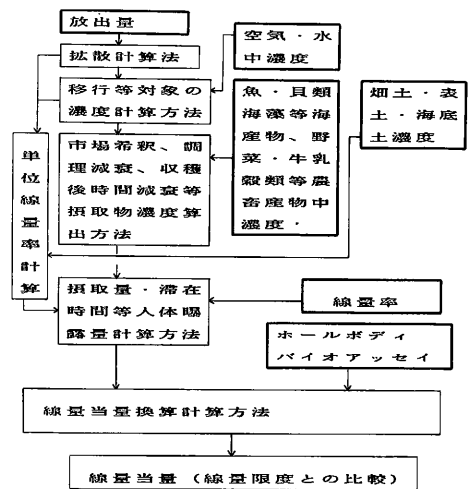


図7.2 線量算出方法及び測定結果の解釈方法  
Estimation methods of dose and measuring results

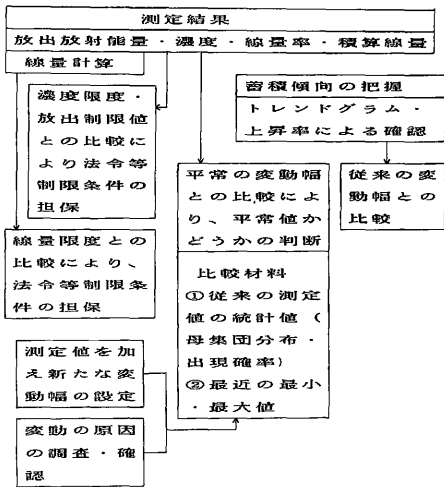


図8 測定結果解釈に関連する事項の簡単な例  
Terms relating to estimation of measuring results

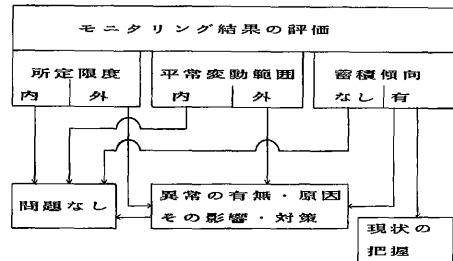


図9 モニタリング結果の評価  
Assessment for the results of monitoring

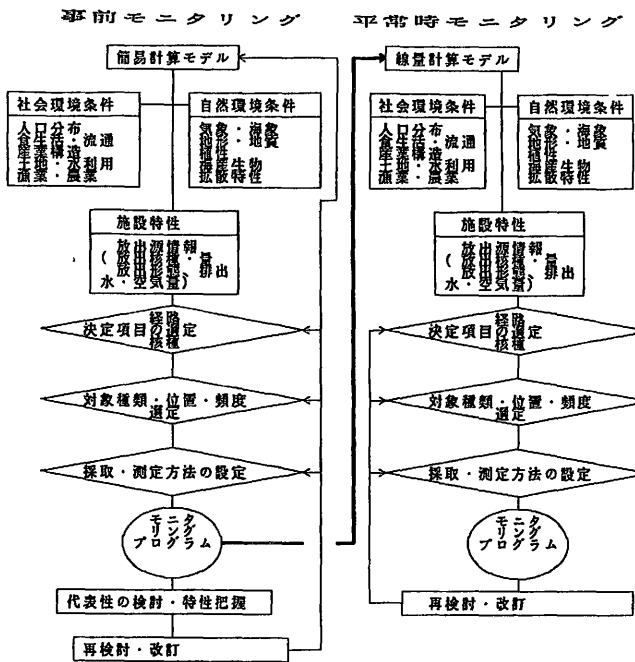


図10 環境モニタリング計画の立案の例<sup>1)</sup>  
Example design of the environmental monitoring programs

表 6 環境モニタリングの品質保証の例  
 Example for quality assurance of the environmental monitoring

対象事項	品質保証の内容
採取及び現地測定	①所定の期間・地点で採取・測定実施 ②所定地点の環境の変化の有無 ③採取・測定条件の変化・変更の有無 ④採取・測定装置の異常の有無 ⑤各項目の異常があった場合の措置
前処理・分析・測定	①採取量，乾燥・灰化率の変動の有無 ②乾燥・灰化装置の異常の有無 ③乾燥・灰化の温度・時間条件の変更 ④前処理済試料の状態 ⑤分析試料量，回収率の変動の有無 ⑥分析条件，分析方法の変更の有無 ⑦測定試料の形態，状態の変化の有無 ⑧測定条件の変更，測定器異常の有無 ⑨測定器，標準線源のトレーサビリティ及び前処理・分析・測定のカロスチェック ⑩変更の理由，変化・異常の対応
測定値・線量計算結果	①濃度計算の方法・結果の誤りの有無 ②線量計算の方法・結果の誤りの有無 ③線量計算の方法の変更の有無 ④計算結果の誤りの確認及び訂正方法
測定結果の解釈・モニタリング結果の評価	①測定結果の異常の有無 ②異常の原因の解明及びその対策 ③モニタリング結果の異常の有無 ④モニタリング結果の異常への対応 ⑤各種レベル，解釈，評価方法の変更
記録・報告	①記録・報告の記載の内容の誤りの有無 ②誤りの訂正方法及び関連事項訂正の方法並びに確認手段 ③記録・報告・計算結果の保管の期間・方法

\*\*異常，誤り及び変化の有無の確認手段，確認手順並びに誤りの訂正方法，再発防止措置の明示とその確認体制の整備が品質保証の主体となる。

## 9 モニタリング結果の解釈<sup>2),4)</sup>

モニタリングが<sup>3)</sup>、調査の意味を持つ場合の結果の解釈は、一般には簡単ではないが<sup>3)</sup>、通常のモニタリングでは、測定結果の解釈が定まれば、結果に異常が無いかがり比較的単純である。通常のモニタリングの結果の解釈方法についての関係を、図9に示す。

## 10 モニタリング計画の品質保証<sup>1),2)</sup>

モニタリング計画の品質保証は、計画立案から計画実施に係る採取、前処理、分析、測定、記録、解析、算定、評価及び報告にいたるまでの、計画全体が適切に行われていることを担保するためのシステムである。計画実施に係る品質保証の例を表6に示す。

以上述べてきた、環境モニタリング計画算定の具体的条件を基にした、計画立案の例を図10に示す。

## 4 ま と め

環境モニタリング計画は、さまざまな条件を考慮して構築される。計画実施の主体により重点の置き方が変わってくるが<sup>3)</sup>、主目標、副次的目標に対応させた項目の選び方でも、計画の内容は変わってくる。モニタリング計画の策定には、基礎的事項と具体的事項に基づく項目及び条件の設定又は選定が必要となり、その内容により各種の特徴ある計画が出来上がる。

## 参考文献

- 1) ICRP Publication 43; Principles of monitoring for the radiation protection of the population. Annals of the ICRP, Vol.15 No.1, 1985.
- 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) 原子力安全研究協会; 環境放射線モニタリング。実務者テキストシリーズNo.4, 昭和62年7月。
- 4) IAEA Safety series No.41; 放射能汚染原物質に対する環境モニタリング計画の目的と立案。NIRS-M-21, 昭和52年, 放射線医学総合研究所。
- 5) 山県 登; 環境放射線ハンドブック。304-305, 昭和60年11月, 情報センター出版会。
- 6) 茨城県東海地区環境監視委員会; 茨城県環境放射線監視計画。平成元年3月改訂。
- 7) 新潟県; 原子力発電所周辺環境放射線監視調査基本計画。平成元年11月改訂。  
原子力発電所周辺環境放射線監視調査年度計画書。平成元年3月。
- 8) 福井県衛生研究所; 福井県環境放射線監視センター年報, 昭和63年度。
- 9) 原子力安全委員会; 原子力安全委員会月報。9-17 第51号。
- 10) PNC; Environmental monitoring at Tokai-Works. PNCT N8530 87-06, 1987.
- 11) BNFL; Radioactive discharges and monitoring of the environment 1987. BNF-PCL, 1988.

## I — 4 環境モニタリング測定結果の解釈

辻 本 忠

京都大学原子炉実験所

### Interpretation of Results of Environment Monitoring Measurement

Tadashi Tsujimoto

Research Reactor Institute, Kyoto University  
*Kumatori-cho, Sennan-gun, Osaka, 590-04 Japan*

**ABSTRACT**—The interpretation of the results of environment monitoring measurement is carried out on the basis of one model which describes quantitatively the relation of the measured quantities with the estimated quantities. In the measured quantities, their reliability becomes an important factor, and in the model, its validity is important. In the reliability, (1) the statistical errors due to radiation measurement, (2) the assurance of monitoring quality, and (3) the variation of background are the main factors, and these must be minimized as far as possible. In the model, various factors enter, therefore, it is necessary to do interpretation based on the contents of respective factors.

#### 1 はじめに

環境モニタリングは被曝をもたらす施設の敷地外で行われるモニタリングで、いろいろな目的により実施されている。環境モニタリングは線源関連の環境モニタリングと人関連の環境モニタリングになるが、ここでは線源関連の環境モニタリングのことにする。環境モニタリングの目的を効果的かつ経済的に果すようにするためには、まずモニタリング計画(モニタリングプログラム)をたてる。モニタリングプログラムにはモニタリング結果の解釈に関する根拠と、それがモニタリングの目的にどのような関係にあるかということが含まれていなければならない。モニタリングプログラムは一つの仮定(モデル)に基づいて行われる。モデルは測定結果より解釈が容易にできるように選ぶべきである。しかし、一般には測定結果を解釈することはきわめて難解なことが多い。

環境放射線モニタリングに関する指針によれば環境モニタリングの目標は、次のようになる。



- (1) 公衆の線量当量を推定・評価すること
- (2) 環境における放射性物質の蓄積状況を把握すること
- (3) 公衆への情報提供に関すること

環境モニタリングは、平常時モニタリングと緊急時モニタリングに大別することができる。ここでは主として平常時モニタリングについて述べる。

最近の原子力施設から放出する放射線および放射性物質(放射線(能))の管理は十分行われており、公衆の線量当量を推定・評価の必要がないような状況にまできている。しかし、原子力施設から予期しない放射線(能)が放出した場合に、周辺環境への影響を評価するための技術を日頃より確立しておく必要がある。これらの技術は線量当量の評価のみに限らず、線量当量評価に関連した他の目的にも使用出来るようにすべきである。そのため環境モニタリングの主目標は環境における放射性物質の蓄積状況を把握することになり、それらの結果を通じて公衆への情報提供に役立てる。例えば原子力施設周辺住民の食生活、居住場所と年齢分布、職業上の慣習、住居の型、家庭の習慣、趣味等の調査は他の分野にも利用出来る。また自然放射線の測定結果を通じて地球化学的な研究ができる。そして、これらの結果を広報活動に利用するようにする。

測定結果はこれからの目標を念頭におきながら解釈することになるが、解釈を行う上で考慮しなければならないことは次のようになる。

- (1) 測定値の信頼性
- (2) 測定結果から線量当量を推定する際に用いたモデルの妥当性
- (3) 年線量当量限度との関係において推定された線量当量のもつ意味

## 2 測定値の信頼性

測定結果の解釈でまず重要なことは、測定値の信頼性である。測定値の信頼性を測定値の誤差、モニタリングの質の保証、バックグラウンドの変動等に分類して述べることにするが、これらはお互いに競合しているので明確に分類することはできない。

### 2.1 測定値の誤差

測定値には試料の採取方法による誤差、処理方法による誤差および放射線計測による統計的な誤差が含まれる。これらの誤差は総合的に評価するもので、一部の誤差だけを小さくしても意味はない。測定値はこの総合的な誤差の範囲内で、ばらつく。一般に、このバラツキ(変動幅)を『目やす』として、変動幅の範囲内であれば、なんらの検討も要しないが、外れた場合には調査を行い原因を明らかにするとともに、原子力施設からの寄与の有無の判断と環境への影響の評価を行う。

環境放射線モニタリングに関する指針によれば、原子力周辺に設置されている $\gamma$ 線連続モニタのように、良く管理された条件のもとで有意な測定値が多数、経時的に得られる測定値の場

合には、これを統計処理して、その結果が正規分布と見なせるようであれば、平均値±(3×標準偏差)を『平常の変動幅』とすることができる。

しかし、環境試料中の放射性物質濃度のように、データ数はそれほど多くなく、また検出限界以下のデータが入ってくるような場合は、このような処理はできない。この場合には、過去のデータの最小値と最大値の範囲を『平常の変動幅』とすることが一般的となっている。しかし、この方法では、極端な場合、たった1個の特別な値の存在によって幅が大きく変わるので、次に述べるモニタリングの質の保証とバックグラウンドの変動等を慎重に検討しておくことが重要となる。

#### 1) 放射線計測による統計的誤差

放射性核種の壊変は不規則に起こる現象であるので、放射性核種から放出する放射線の計数値は測定毎に異なった値を示すが、ある値の付近にバラツキ値となる。これは母集団の大きさおよび分布の形に依存するが、統計的にはポアソン分布となる。計数値が多くなるとポアソン分布はガウス分布(正規分布)に等しくなる。正規分布の場合の分布の幅(変動幅)は

$$\text{平均値} \pm (3 \times \text{標準偏差})$$

となる。放射性物質によっては、対数正規分布になることがある。そのような場合の変動は

$$\text{平均値} \times (\text{標準偏差})^3$$

で表わされる。この場合の平均値は幾何学的平均値であり、標準偏差は幾何学的標準偏差となる。そこで測定時間間隔の選択および比較する母集団の選択が必要となる。

#### 2) 環境試料の採取法による誤差

試料採取はモニタリングの目的をよく理解した上での確に行われなければならない。環境試料は経年的に追跡が行え、永続的に採取できる場所を選定する。試料によれば季節的に変動するので、採取頻度を考えなければならないし、代表性を持たせるためのコンポジット(合せ)試料を用いなければならないこともおこる。これは測定値の誤差の中で一番大きなものになるので、小さくする工夫をしなければならない。

#### 3) 処理方法による誤差

これは次に述べるモニタリングの質の保証の項目に入るものと思われる。

### 2.2 モニタリングの質の保証

モニタリングにおける質の保証は、得られた測定値が客観的にみて、適切なレベルに維持されていることを保証するもので、測定結果を解釈する上で重要な事項である。

質の保証は、試料の採取の方法、試料運搬時に考慮すべき注意事項、物理的あるいは化学的前処理、放射化学的分離、放射線(能)測定、データの解釈、報告、および記録の保存などを含む測定プログラムのすべての段階に適用される。そこで、これらの質の保証を総合的に評価するための一つの方法として、クロスチェックがある。この質の保証については別の章において詳細に述べられるので、ここではICRP-Pub 43に述べられている質の保証の項目を記載する。

- ①装置および機器の品質
- ②職員の訓練と経験
- ③コントロール試料を日常的に分析し、標準分析法を適用することによる手順の検証
- ④機器および装置の校正と保守の頻度(測定系における変動は、この問題に影響を与える重要な要因となる)
- ⑤国家標準に対するモニタリングプログラムの結果のトレーサビリティ
- ⑥必要とされる品質が達成され、維持されていることを示すのに必要な文書の範囲

### 2.3 バックグラウンドの変動

環境モニタリングで測定する放射線(能)は非常に低いレベルである。そのため、バックグラウンドの変動に対して大きく影響を受ける。これらの変動要因について、空間放射線の測定結果と環境試料中の放射能の測定結果に分けて述べる。

#### 1) 空間放射線の測定結果

空間放射線の測定(ガンマ線による空気吸収線量又は照射線量)の計測は、線量当量の主な寄与分を知るという意味で重要であり、さらに連続計測による場合は、空間放射線レベルの変動を比較的速やかに知るという点で意義が大きい。これらの測定値には、大地・大気からのガンマ線、宇宙線、核爆発実験等により広い地域に拡散・沈着した人工放射性核種からの放射線等が含まれる。これらの放射線量は空間的な不均一性、時間的変動が比較的大きいこととともに、放射線のエネルギー範囲および方向分布が異なる等複雑な様相を示す。そこで、これらのバックグラウンドの変動要因の特性をよく理解し、原子力施設の放出物からのガンマ線を弁別しなければならない。

空間放射線の測定において、考えられる変動要因を表1に、そして、変動要因の特性を表2に示す。これらの変動要因は、線源関連の環境モニタリングにとっては悪い要因ではあるが、人関連の環境モニタリングにとっては重要な被曝源であり、これらの線源からの線量当量の算

表1 環境放射線の変動要因

Factors in the variation of environmental radiation

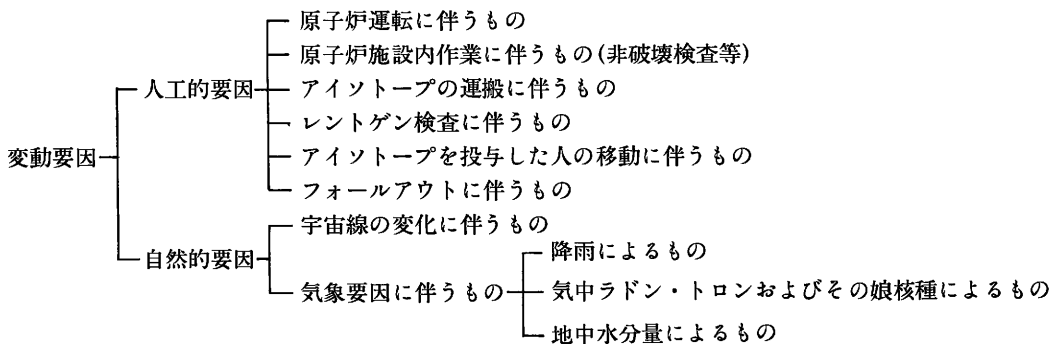


表2 環境放射線の変動要因の特性

Characteristics of the factors in the variation of environmental radiation

変動の原因		変動のパターン	変動の頻度	増加量
自然現象による変動	降 雨	降雨中ゆるやかな変動を持つ	年間100回程度 地域によって差がある	≈20nGy/h ≈10μGy/Y
	降 雪	増加と減少が複雑に入り混じる	地域によって差がある	±10nGy/h
	雷 雨	急激に増加して約30分の半減期で減少	春先に多い	最高数10nGy/hになることがある
	積 雪	積雪によるしゃへい効果	地域によって差がある	≈10~30nGy/h程度減少
	その他の気象	逆転層による日周期		≈10nGy/h程度
		地表の水分による放射線の吸収		≈2nGy/h程度減少
大気圏内核爆発実験	実験の数日後に変動が現れ経過時間にはほぼ比例して増加量を示す			経過日数の短いほど大で、2~3日後の場合は通常レベルの数倍になる場合がある
原子力施設	一定しない、特に負方向の変動が短い周期をもつ			
測定器の特性	主として温度変化による	温度変化による日変化、年変化		温度によって数%~10%に及ぶ場合がある
測定器の故障	過大または過小な値を示す			

定が必要となる。また、これらのデータは公衆への情報の提供に役立つ。

## 2) 環境試料中の放射能の測定結果

原子力施設から放出される放射性核種は環境中に拡散し、その一部はいろいろな経路により人に被ばくをもたらすことが想定される。このため、この経路に沿って人の被ばくに直接関係のある環境試料を採取するとともに、人の被ばくに直接関係がなくても、放射性核種の分布、蓄積状況等の把握に役立つ環境試料を採取し、これら試料中の放射能の測定を行う。この場合の測定結果も大きく変動する。この変動要因のなかでも試料採取に起因する変動は他の分析、測定に基づく変動より一般に著しく大きい。そこで経年変化についての有意差の検定を可能にするためには、試料の代表性について十分な検討を行っておく必要がある。

測定値は平常の変動幅を外れた場合には、まず試料採取、処理、分析、測定について変更がなかったか、あるいはそれが正しく行われたかどうか、核爆発実験等による影響でないかどうか等についてチェックを行い、その原因を調査するとともに、原子力施設からの寄与の有無の判断およびその環境への影響の評価を行う。

環境試料中の放射能濃度より、人体年間摂取量および被ばく線量当量の評価については、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で述べられている。

しかし、環境への影響を評価するに要する濃度になることは、緊急時モニタリング以外はほとんどありえない。そこで、平常時モニタリングの場合は環境に放射性物質の長期にわたる蓄

積状況を把握することになる。この場合、線量当量の評価に直接結びつかないことに留意すべきである。対象試料としては、土壌および海底土の核種分析結果に基づいて行う。この場合、試料採取に起因する変動は他の変動要因よりも大きいので、十分考慮しなければならない。

### 3 測定結果から線量当量を推定する際に用いたモデルの妥当性

モニタリングプログラムの結果を解釈するためには、複雑で、いろいろな計算モデルを使用しなければならない。すべてのモデルは着目している放射性物質に関する適切な実験データに基づいて行う。この場合適切な実験データのない場合には類似物質に基づいてモデルを構築する。しかし、モデル化にはまだ未確認の要素も多く、予測できなかった人への経路または濃縮過程などが新しく確認されるかもしれない。そのような場合には、見直しをしなければならない。

環境中における放射性核種は化学的・物理的形態によってもその挙動が異なり、食品中より人体内に取り込まれた放射性核種は被ばくグループの年齢と臓器の大きさによって被ばく線量が異なってくる。そのため年齢・習慣によって単位摂取あたりの預託線量の計算を行うべきである。

モデルについての立案が非常に重要な要素となる。これについては別の章で述べられているので省略することにする。

### 4 年線量当量限度との関係において推定された線量当量の持つ意味

線量当量の推定・評価は通常1年間の外部被ばくによる線量当量と1年間の飲食物等の摂取からの内部被ばくによる預託線量当量に分けて別々に算定し、その結果を総合的に評価する。特に測定結果は瞬時値である。そして年間のモデルをもとに年線量当量を評価、限度を超えていないことを確認することになる。そのモデルがいろいろな要素を含んでいるので、内容をよく熟知しておかなければならない。

外部被ばくによる実効線量当量の推定値は空気吸収線量(mGy)に0.8を乗ずることとし、照射線量(mR)の場合には $7 \times 10^{-3}$ を乗ずることになる。内部被ばくによる実効線量当量の推定値は年間の核種摂取量(Bq)に年齢の補正、市場希釈補正、調理等による減少補正に線量当量換算係数を掛ける。このように分けて算定するのは、外部被ばくと内部被ばくに対するモデルが異なるためである。特に内部被ばくの場合は数多くの仮定が入り込むので誤差が大きくなる。そこで、モデルの意味を十分念頭において評価しなければならない。例えば、通常の実効線量当量モデルは、成人が1日当り摂取する食品の量を葉菜100g、牛乳0.2l、魚200g、無脊椎動物70g、海藻類40gとし、呼吸率 $2.3 \times 10^7 \text{cm}^3$ 、飲料水の摂取量2.2lとなっているが、個人差が大きいものと思われる。そこで、ICRPおよび法令に定められた値のみで論じないで、モデルの内容をふまえて議論する必要がある。

参考文献

- 1) 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について，平成元年3月30日(1989)。
- 2) ICRP-Publication 43：Principles of Monitoring for the Radiation Protection of the Population (1985)，日本アイソトープ協会より翻訳。
- 3) 原子力安全委員会：ICRP新勧告反映に伴う安全審査指針類の改訂について，平成元年3月27日(1989)。
- 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(1989)。

## 環境放射線モニタリング指針について

浜田 達二

日本アイソトープ協会

Guideline for Environmental Radiation Monitoring

Tatsuji Hamada

Japan Radioisotope Association

2-28, Honkomagome 2-chome, Bunkyo-ku, Tokyo, 113 Japan

**ABSTRACT**—The Guideline for Environmental Radiation Monitoring was established in 1978 by the Nuclear Safety Commission for planning the monitoring program for nuclear facilities by the competent authority of local governments.

The Guideline has been revised this year according partly to the radiation protection regulations revised in 1988, and partly to the 5 years' experiences since the revision of the Guideline in 1983.

The main points which have been changed in the present revision are :

- to adopt SI units;
- to adopt effective dose equivalent and dose conversion factors of ICRP Publication 30 ;
- to modify scope and objectives of monitoring;
- to revise siting conditions of the meteorological station;
- to take the "normal range of variations" as a reference for further investigation;
- to emphasize the role of quality assurance in environmental monitoring.

### 1 指針策定の経緯

昭和29年3月南太平洋ビキニ環礁で実施された水爆実験は、地球規模の放射能汚染という、人類史上かつて無い経験をもたらした。昭和31年に設置された科学技術庁および原子力委員会は、ひきつづく核爆発実験からの放射性降下物に対処するため、放射能調査網の整備を開始するとともに、測定法の斉一化をはかるため、放射能測定基準小委員会を設けて、マニュアル「放

射能測定法」を作成した。これがいわゆる科学技術庁・放射能測定シリーズの第1巻である。

このシリーズはその後、放射線審議会測定部会によって、放射性ストロンチウム分析法、放射性セシウム分析法と次第に巻数を重ねて現在に至っているが、昭和40年代に入ってから、このような個別の分析マニュアルの他に、環境モニタリングの計画・立案のためのガイドラインの必要性が叫ばれるようになり、昭和50年になって、上記小委員会の手により「環境放射線調査指針」が作られた。この指針は核爆発実験のフォールアウト対策と、原子力施設監視の両方について書かれたものであったが、昭和53年原子力安全委員会の発足後、その下部機構である環境放射線モニタリング中央評価専門部会によって原子力施設のみを対象とした現在の姿の環境放射線モニタリング指針となった。

## 2 指針の改訂

指針は昭和58年に一度改訂されているが、その最も大きな変更点は、初版の解説に詳しく書かれていた連続モニタとTLDに関する記述が測定法シリーズに移されたことと、JISも制定されたため、その部分を削除したことである。

これに対し、昭和63年1月から開始された指針改訂作業のきっかけは、ICRP1977年勧告取り入れに係る放射線防護関係法令の改正(新単位、実効線量当量の導入等)であったが、さらにこの機会に、前回の改訂以降の経験(とくに地方公共団体の)等を踏まえた全般的な見直しが行われ、全体としてかなり大幅な改訂となっている。

以下に、主要な改訂点と、その理由について述べることにする。

## 3 指針改訂の内容と、改訂の理由

### 3.1 単位と用語

国際単位系の採用という基本方針に従い、放射能の単位キュリーをベクレルに、線量当量の単位レムをシーベルトに改めた。また、照射線量(レントゲン)は、あとで述べるように、空気吸収線量(グレイ)に置き換えられた。「被ばく線量」、「許容被ばく線量」は、改正法令に従い、それぞれ「線量当量」、「線量当量限度」とされた。

「蓄積傾向」は「蓄積状況」と改め、その意味を拡張した。

「核爆発実験」は、チェルノブイリ事故のような他国の施設からの影響を含めるため、「……等」を加えた。

「環境放射線」のうち、外部被ばくに注目した透過性放射線については、別に「空間放射線」という用語を当てることにした。

「大気浮遊塵」は、気体状ヨウ素もふくめて表現するため、「大気中放射性物質」とした。

### 3.2 モニタリングの目的(1-1)と目標(解説A)

年線量当量限度を十分下回っていることを確認すべき公衆の線量当量は、施設起因の放射線



の線量当量であることを明確にした。

具体的目標③に示されている施設の異常発見については、周辺環境への影響評価に資することに加えて、平常時モニタリングを強化するか否かの判断にも資することとした。

脚注にある「公衆の個人に対する許容被ばく線量500mrem/年」を、法令に合わせて、「周辺監視区域外の線量当量限度 1 mSv/年(実効線量当量)」に改めた。

また、モニタリング技術の維持・向上、現行のモニタリング計画の検討又は改善に必要な、補足的なまたは研究的な調査も望ましいとされた。

### 3.3 連続気象観測装置の配置(2-1)

気象観測の目的およびSPEEDIへの対応を考慮し、従来の「連続モニタを配置した地点のうち、気象特性を考慮して、少なくとも一点……配置する」を、「連続モニタを配置した地点のうち、気象特性からみて、その地域を代表する地点、および局地性の強い地点には、モニタリング結果の解釈のために、……配置することが望ましい」と改めた。

### 3.4 平常の変動幅

旧指針では、モニタリングデータのふるい分け、および異常と思われるデータの原因調査等の必要性の判断のために「目やすレベル」(すなわち平均値 $\pm 3\sigma$ )を用いることとし、その適用を、十分な調査データの得られる連続モニタによる線量率と全ベータ放射能のデータに限定し、またこの目やすレベルは「原子力施設の操業前及び平常運転時の調査結果から求めることができる」としていた。しかしながら、少し古い施設の操業前モニタリングデータは、過去のフォールアウトの影響を受けて、現在よりやや高いレベルにあること、および連続モニタや全ベータ以外の、データ数が少なく、また検出限界以下のデータが多く入って、統計処理が困難な場合についても何らかの判断基準を設ける必要があることから、「目やすレベル」に代えて「平常の変動幅」の概念を導入した。

1基の連続モニタにより経時的に得られる測定値のように、よく管理された条件のもとで有意な測定値が多数得られ、統計処理の結果正規分布(または対数正規分布)とみなせるときは、これまでと同じく、平均値 $\pm 3\sigma$ を「平常の変動幅」とし、それ以外の場合には、過去のデータの最小値と最大値の範囲を「平常の変動幅」とする。この場合、過去のどこまでのデータを採用するか等については、もちろん、十分な検討が必要である。

### 3.5 線量当量の推定・評価(3-5, 解説L)

旧指針では、外部被ばく線量はTLDにより推定することとなっていたが、将来蛍光ガラス線量計が使用される可能性、及び、とくに施設のわずかな線量寄与を弁別して評価したい場合には連続モニタのデータが不可欠であることを考慮し、「TLD等」と改めた。

通常想定される公衆の線量当量はきわめて低いレベルであることから、線量算定の対象は、

従来の「全身を含む決定臓器」から、原則として「実効線量当量」に改めた。ただし、預託甲状腺線量当量については、一般の関心が高いことにかんがみ、必要に応じて算定することとした。また、算定に必要な線量当量換算係数の表を、ICRP Publication 30にもとづいたものに改めた(表L-1, 3)。この表には、呼吸摂取についての数値も加えた。ヨウ素についてはさらに年齢補正係数の表(表L-2)を加え、その代わり旧指針の表K-4, 5(摂取量を仮定した年齢別の甲状腺預託線量当量)を削除した。預託線量当量の算定方法について補足した。

空間放射線の測定対象量と単位については、次の4通りの考え方がある：

- ①従来のまま、照射線量(単位レントゲン)とする；
- ②照射線量(単位クーロン毎キログラム)とする；
- ③空気吸収線量(単位グレイ)とする；
- ④実効線量当量(単位シーベルト)とする。

レントゲンを用いつづけることは、SI単位導入の基本方針に反するが、一方、クーロン毎キログラムはこれまでの数値にくらべて馴染みが少なく、換算も厄介( $1\text{R}=2.58\times 10^{-4}\text{C/kg}$ )である。また、モニタを直接実効線量当量で指示させることは、ある照射条件を仮定すれば技術的に可能であるが、指示値がつねに厳密な意味での実効線量当量と受けとられる恐れもなしとしない。以上のような理由から、③が選ばれた。このようにすれば、光子のエネルギーに拘らず、空気吸収線量( $\text{Gy}$ )=照射線量( $\text{R}$ ) $\times 8.73\times 10^{-3}$ の関係があるので、モニタを改造する必要はなくなる。

また、実効線量当量( $\text{Sv}$ )の推定値を求めるためには、空気吸収線量( $\text{Gy}$ )に0.8を乗ずることとした。これは、等方照射または $360^\circ$ の水平方向照射の場合における実効線量当量と空気吸収線量との関係から決めたものである。

### 3.6 環境試料中の放射能の測定目標値(解説H)

公衆の線量当量の推定・評価を目的とする場合、科学技術庁の放射能測定法シリーズに示す分析法を採用すれば、年線量当量限度はもちろん、軽水型発電用原子炉施設周辺の線量目標値(実効線量当量 $50\mu\text{Sv/年}$ )をも十分下回るレベルに対応する放射能濃度に目標値が設定されることを、例を挙げて説明した。

また、蓄積状況の把握を目的とする場合には、現在の分析法で「検出限界以下」となる事例があり得る。しかしながら、蓄積状況の把握の目的は、本来、環境において放射能の有意な上昇がなく、十分に低いレベルにあることの確認であることから、単に数字を得るためだけの目的で目標値を引き下げるとは、本指針の趣旨から一般に正当化されないことをあきらかにした。

### 3.7 モニタリングの質の保証(3-4)

品質の保証は、社会の信頼を得るために不可欠であることは、環境モニタリングにおいても例外ではない。一般の工場製品などと異なり、結果の数字を見ただけでは、その良否が判断で

きないこの場合においては、品質保証は一層重要と言える。

旧指針においては、質の保証に関連するものとしてクロスチェックのみが挙げられていたが、ICRP Publ. 43にも述べられているように、質の保証は試料の採取からデータの評価に至る一連の行為のすべての段階において確立されている必要がある。具体的には以下のような項目である：

- ①モニタリングに用いられる各種機器・装置の品質、
- ②計測器の保守・点検及び校正、
- ③標準となる分析方法の確立、
- ④国家標準がある場合には、それとのトレーサビリティ(国家標準との繋がり)、
- ⑤職員の訓練と経験、
- ⑥データの質が必要とされるレベルに維持されていることを示す文書・記録等。

そして、クロスチェックは上の項目を総合的に評価するための一方法であると位置付けられた。クロスチェックには、一機関の内部で行われるものから、機関相互、さらには国内、国際とさまざまな規模のものが考えられるが、わが国においては日本分析センターを中心とした地方公共団体の分析機関とのクロスチェック(確認分析という)がすでに行われている。

#### 4 その他

法令改正に伴って改訂された指針類には、本指針の他に、緊急時環境放射線モニタリング指針及び、原子力施設の安全審査に関連する数多くの指針がある。前者については、今回の改訂は単位と用語のみにとどめられ、現在、SPEEDIの取り込み等を含む改訂作業が進行中である。

また、審査指針のうち「軽水型発電用原子炉施設周辺の線量目標値に関する評価指針」は、本指針の線量評価の部分と密接な関連があり、相互に十分な整合が計られている。

## II. 環境モニタリング計画各論

### II-1 放射源モニタリング

和田 茂行

### II-2 自治体の環境モニタリング 計画

吉岡 満夫

### II-3 自治体の環境モニタリング

柚木 英志

### II-4 放射性廃棄物処理処分の環 境モニタリング

石原 健彦

### II-5 人関連モニタリング

岩倉 哲男

## II-1 放出源モニタリング

和田茂行

日本原子力発電(株)

Source Monitoring

Shigeyuki Wada

The Japan Atomic Power Company

1-6-1, Ote-machi, Chiyoda-ku, Tokyo, 100 Japan

**ABSTRACT**—At the present, in Japan, 38 nuclear power plants are under operation.

They have been designed to limit radioactivity in effluent to levels that would keep resultant effective dose equivalent of persons living near the plants to equal or less than  $50\mu\text{Sv}$  per year.

The Nuclear Safety Commission provided the guide line for the measurement of radioactive waste to keep a fixed standard of monitoring the radioactive effluent in nuclear power plants. For examples, gaseous effluents (noble gas) are continuously monitored by stack monitors, and liquid waste is sampled at final tanks of each liquid waste treatment system to analyze gamma-nuclides, tritium, etc. before it is discharged.

The quantity of gaseous and liquid effluents has been gradually reduced year and year along with improvement in soundness of fuel and various measures taken for reducing the releasing radioactive materials. Now, the level of released radioactive noble gas is below several 10 Ci, iodine-131 below several mCi, and liquid (except  $^3\text{H}$ ) below 1 mCi.

### はじめに

現在、国内の原子力発電所は、ATRのふげん発電所を含めて38基稼働している。原子力発電所の気体廃棄物及び液体廃棄物の放出については、「発電用軽水型原子炉施設周辺の線量目標値に関する指針」(平成元年3月27日原子力安全委員会決定)の定める”線量目標値(実効線量当量

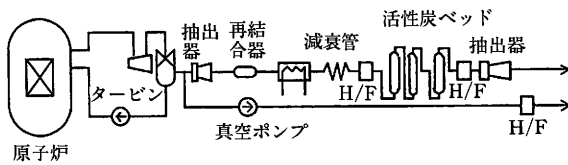
で年間 $50\mu\text{Sv}$ ”を満足するような放出管理目標値を定め、その値を超えないように放出管理を行っている。放出源モニタリングは、このことを考慮して放出管理目標値に定められている放射性核種の放射性希ガス、放射性よう素、液体廃棄物(トリチウムを除く)に重点を置き、また、放出管理目標値の対象とされていない放射性核種についても環境への影響が比較的小さいことを把握するために、モニタリングを行っている。放出源モニタリングの標準的な方法は、「発電用軽水型原子炉施設における放出放射性物質の測定に関する指針」(平成元年3月27日原子力安全委員会決定)により測定対象核種、測定下限濃度及び計測頻度が定められており、原子力発電所ではほぼ統一された方法で放出源モニタリングが実施されている。以下に、BWRについては東海第二発電所を、PWRについては敦賀発電所2号機を例にして実際の放出源モニタリングの状況について説明する。また、国内の軽水型原子力発電所の廃棄物の放出状況についても述べる。

## 1 放出の経路

### 1.1 気体廃棄物

BWRの運転中に原子炉から生成された気体状放射性物質は、タービンを經由して復水器に移動し、復水器空気抽出器により、抽出され、減衰管により30分滞留したのち、ヘパフィルタ、活性炭希ガスホールドアップ装置により処理され、気体廃棄物として排気筒から放出される。活性炭希ガスホールドアップ装置では、放射性よう素は吸着され、キセノンについては27日以

#### 1. 主復水器抽出器及び主復水器真空ポンプ系からの排気



	希ガス	I-131
主復水器抽出系	$8.1 \times 10^{14} \text{Bq}$ ( $2.2 \times 10^4 \text{ Ci}$ )	—
主復水器真空ポンプ系	$1.4 \times 10^{14} \text{Bq}$ ( $3.8 \times 10^3 \text{ Ci}$ )	$4.4 \times 10^9 \text{ Bq}$ (0.12 Ci)
タービン建屋の換気	$2.8 \times 10^{14} \text{Bq}$ ( $7.6 \times 10^3 \text{ Ci}$ )	$1.5 \times 10^{10} \text{Bq}$ (0.40 Ci)
原子炉補助建屋の換気	$1.0 \times 10^{14} \text{Bq}$ ( $2.8 \times 10^3 \text{ Ci}$ )	$3.0 \times 10^{10} \text{Bq}$ (0.81 Ci)
廃棄物建屋の換気	$1.0 \times 10^{14} \text{Bq}$ ( $2.8 \times 10^3 \text{ Ci}$ )	$1.0 \times 10^{10} \text{Bq}$ (0.27 Ci)
合計	$1.4 \times 10^{15} \text{Bq}$ ( $3.9 \times 10^4 \text{ Ci}$ )	$5.9 \times 10^{10} \text{Bq}$ (1.6 Ci)

#### 2. 建屋の換気

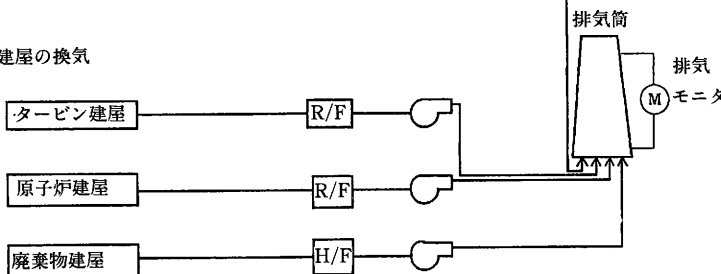


図1 気体廃棄物放出概念図(BWR)  
Gaseous Waste Treatment System (BWR)

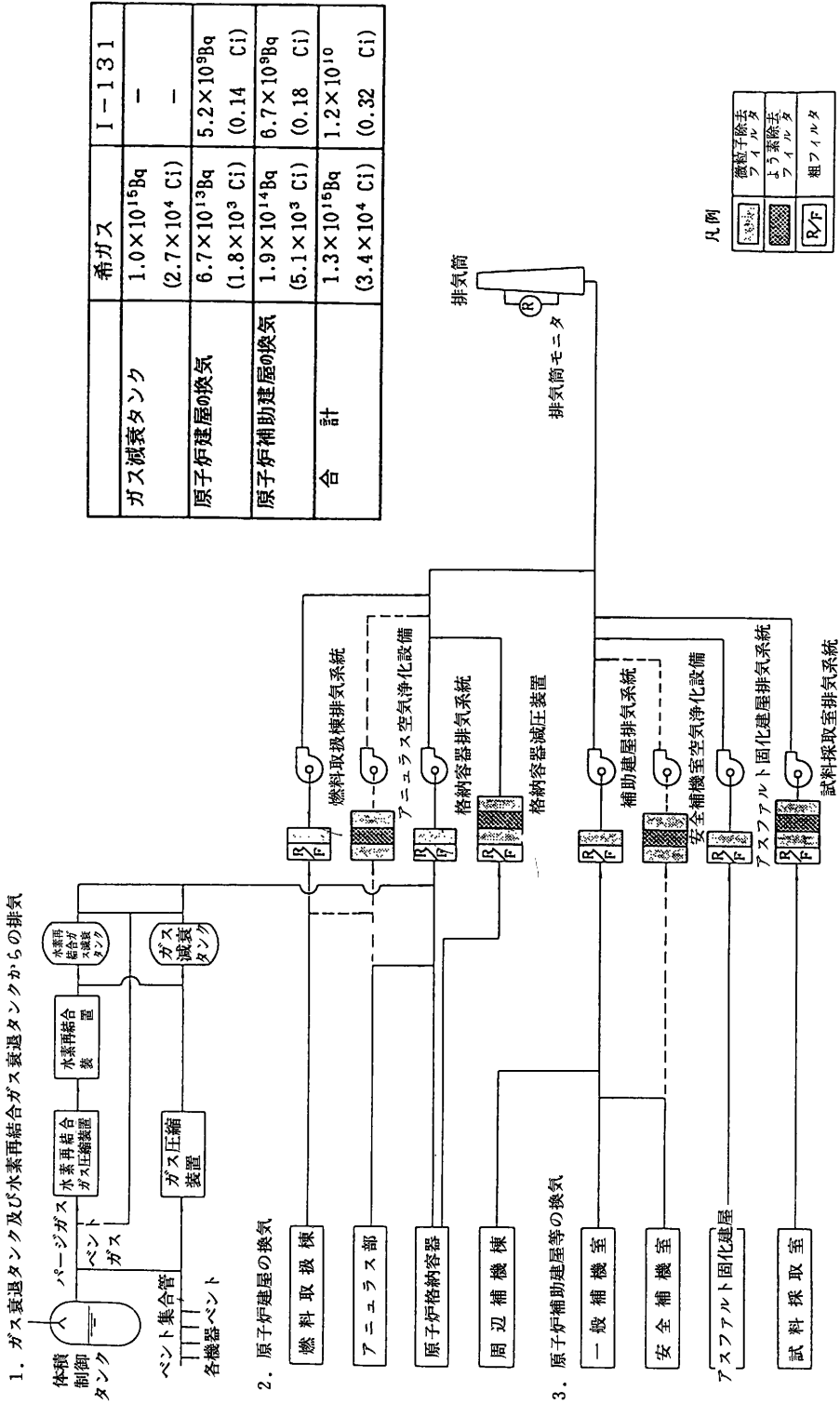


図2 気体廃棄物放出概念図(PWR)  
Gaseous Waste Treatment System (PWR)

上、クリプトンについては40時間以上減衰される。また、起動停止時に、主復水器内に溜った気体状放射性物質は、真空ポンプにより排出され、ヘパフィルタで処理された後、排気筒から放出される。その他に、タービン建屋、原子炉建屋、廃棄物処理建屋の換気系からも放出される。BWRの気体廃棄物の放出経路及び安全審査で用いている放出量の値を図1に示す。

PWRの運転中に体積制御タンクから発生した気体廃棄物は、キャリアガスである水素ガスを再結合装置により除去した後、水素再結合ガス減衰タンクで30日以上減衰され、ヘパフィルタで処理され、排気筒から放出される。また、起動停止時に体積制御タンクを水素または窒素にガス置換する際、発生するベントガス等の廃ガスは、ガス圧縮装置によりガス減衰タンクに送られ、そこで30日以上貯留された後、ヘパフィルタで処理され、排気筒から放出される。その他に、原子炉建屋、原子炉補助建屋からの換気系の放出もある。PWRの気体廃棄物の放出経路及び安全審査で用いている放出量の値を図2に示す。

## 1.2 液体廃棄物

BWRの液体廃棄物は、機器ドレン系、床ドレン系、再生廃液系、洗濯廃液系に大別できる。機器ドレンは、濾過装置及び脱塩装置で処理した後、復水貯蔵タンクに回収し、原則として再使用する。床ドレンは、濃縮装置で処理し、原則として機器ドレン処理系に送り、回収するが、運転起動停止時等の一次系水の調整の際は、脱塩装置で処理したのち、環境へ放出する。環境へ放出する場合には、それぞれのサンプルタンクで事前に放出放射性物質を測定し、放射性物質濃度が低いことを確認した上で、復水器冷却水で希釈する。BWRの液体廃棄物の放出経路及び安全審査で用いている放出量の値を図3に示す。

### 機器ドレン系

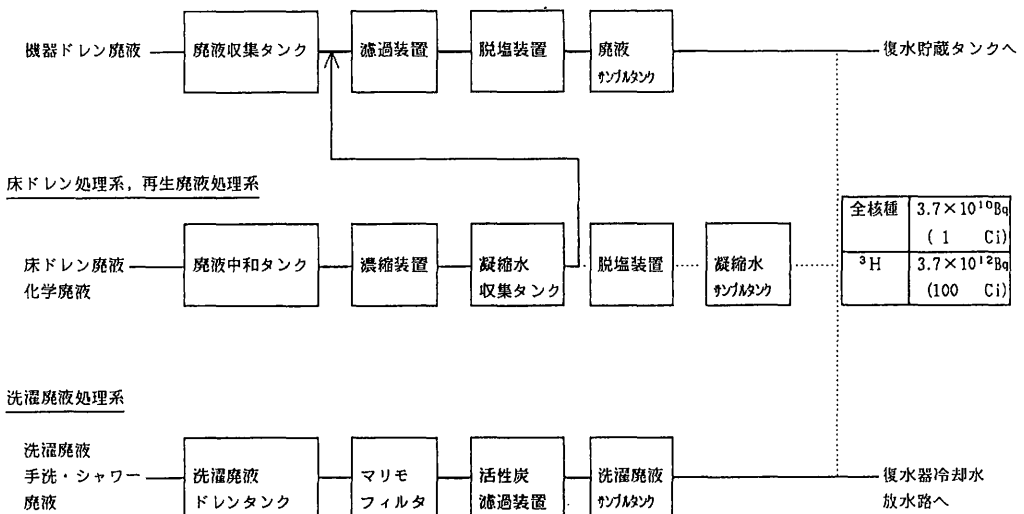


図3 液体廃棄物放出概念図(BWR)  
Liquid Waste Treatment System (BWR)



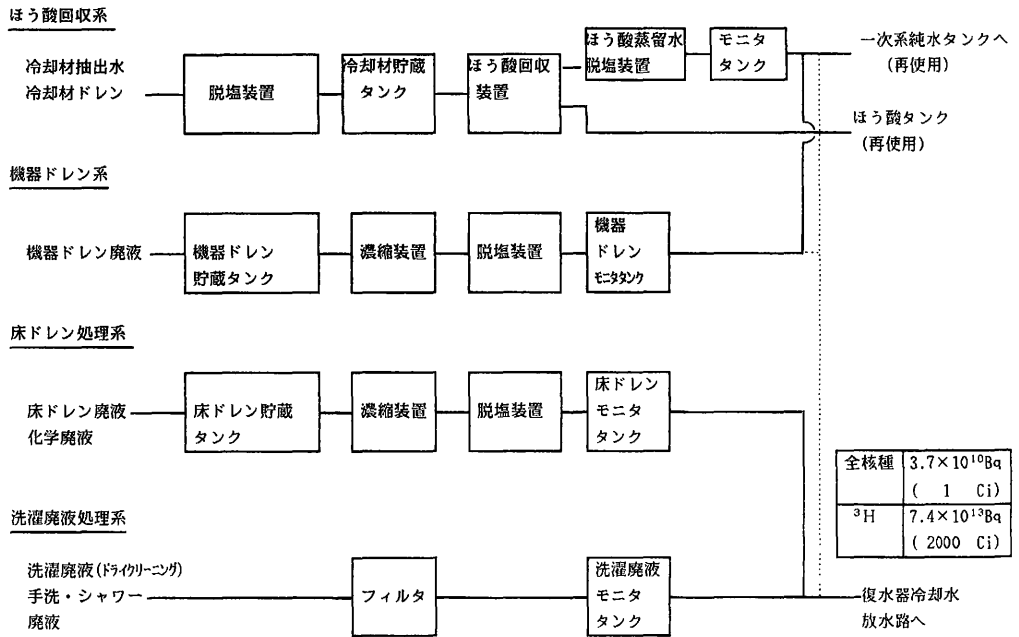


図4 液体廃棄物放出概念図(PWR)  
Liquid Waste Treatment System (PWR)

PWRの場合は、ほう酸回収系、機器ドレン系、床ドレン系、洗濯廃液系に大別できる。ほう酸回収系及び機器ドレン系は、ほう酸回収装置または濃縮装置で処理した後、蒸留水は脱塩処理し、原則として再使用する。床ドレンは、蒸留装置で濃縮処理し、蒸留水は、更に脱塩処理した後、環境に放出する。洗濯廃液は、BWRと同様に環境へ放出するが、洗濯設備は、ドライクリーニングを主としているので、発生量は僅かである。PWRの液体廃棄物の放出経路及び安全審査で用いている放出量の値を図4に示す。

### 1.3 廃棄物放出に伴う公衆の線量当量

安全審査で用いている気体及び液体の廃棄物の放出に伴う公衆の実効線量当量は、BWRで約 $10\mu\text{Sv}/\text{年}$ 、PWRで約 $4\mu\text{Sv}/\text{年}$ と評価され、線量目標値に関する指針で定めている $50\mu\text{Sv}/\text{年}$ を下回っている。

## 2 放出源モニタリング

### 2.1 気体廃棄物

BWRの試料採取及び測定系統を図5に示す。試料は、排気筒ノズルから吸引され、各サンプリング装置に分配される。トリチウムは、ガスを凝縮させた後、溶解し測定試料として毎週採取し、液体シンチレーション計測装置で計測する。粒子状物質は、よう素、粒子用フィルター

及び活性炭フィルターにより、それぞれ粒子状物質及びよう素を毎週採取し、Ge半導体スペクトロメータで計測する。全 $\alpha$ 、全 $\beta$ は、粒子用フィルターをそれぞれの専用の計測器で測定する。 $^{89}\text{Sr}$ 、 $^{90}\text{Sr}$ は、3ヵ月分蓄積した粒子用フィルターを化学処理により、Srを分離し、 $\beta$ 線を測定する。また、希ガスは、フィルターを通過した後、ウェル型測定容器内の2インチ $\phi$ ×2インチのNaI(Tl)シンチレーション検出器で、 $\gamma$ 線を連続測定する。さらに、この系統には、事故時の希ガス測定用の高レンジ用電離箱及び粒子状物質、よう素の採取装置を備えている。

PWRの試料採取及び測定系統を図6に示す。BWRのものとはほとんど同じであるが、特徴的な点は、希ガス用検出器にBWRでは $\gamma$ 線用NaI(Tl)シンチレーションを用いていることに対して、PWRでは $\beta$ 線用プラスチックシンチレーションを用いていることである。この理由は、PWRの放出する希ガスは、BWRに比べ比較的 $\gamma$ 線放出の少ない核種が多いと評価されているためである。

## 2.2 液体廃棄物

$\gamma$ 線放出核種は、放出の都度、サンプリングタンクより試料を採取し、Ge半導体スペクトロメータで測定する。その他の核種については、放出の都度採取した試料より、放出量に比例したコンポジット試料を作成し、それぞれの核種の測定用サンプルとする。トリチウム、全 $\beta$ 及び全 $\alpha$ の場合、1ヵ月のコンポジット試料を液体シンチレーション測定装置等のそれぞれの専用測定装置で測定する。また、 $^{89}\text{Sr}$ 、 $^{90}\text{Sr}$ の場合、3ヵ月のコンポジット試料を化学処理によりSrを分離し、 $\beta$ 線測定装置で測定する。BWR、PWR共、測定方法は基本的には同じである。

## 3 廃棄物の放出実績

### 3.1 希ガス

BWR及びPWRの発電所毎の希ガス放出実績をそれぞれ図7、図8に示す。なお、敦賀発電所は、BWRとPWRが混在しているが、便宜上、BWRとして整理する(希ガス以外の廃棄物についても同様である)。BWRの発電所当りの放出量は、昭和47年には最大では約10万Ciであったが、年々減少傾向をたどり、昭和60年以降は、数10Ci以下となっている。PWRの放出量もBWRと同様に年々減少傾向を示し、昭和63年度では、数10Ci以下である。すなわち、最近の放出量は、BWR、PWR共、数10Ci以下で、当該発電所の放出管理目標値の1/1000以下と十分低い値となっている。放出低減の主な理由は、燃料の性能向上、希ガスホールドアップ装置の設置があげられる。

### 3.2 よう素131

BWR及びPWRの発電所毎のよう素131の放出実績をそれぞれ図9、図10に示す。BWRのよう素131の放出量は、昭和48年には、最大0.8Ciであったが、年々減少傾向となり、昭和63年度には、1mCi以下となっている。PWRの放出量も、ゆるやかな減少を示し、昭和63年度の放出

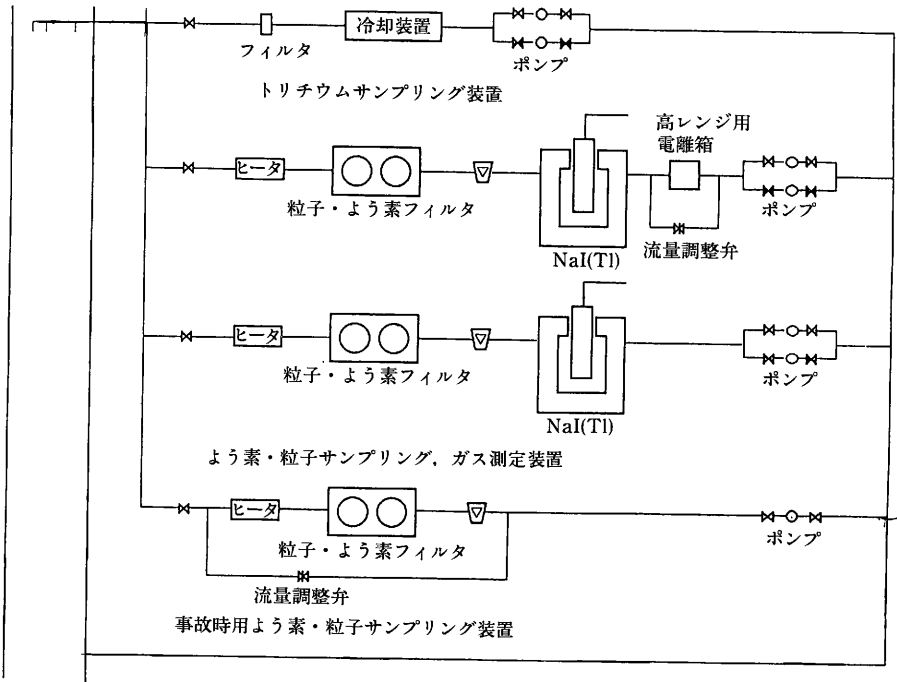


図5 気体廃棄物試料採取系統図(BWR)  
Gaseous Waste Sampling System (BWR)

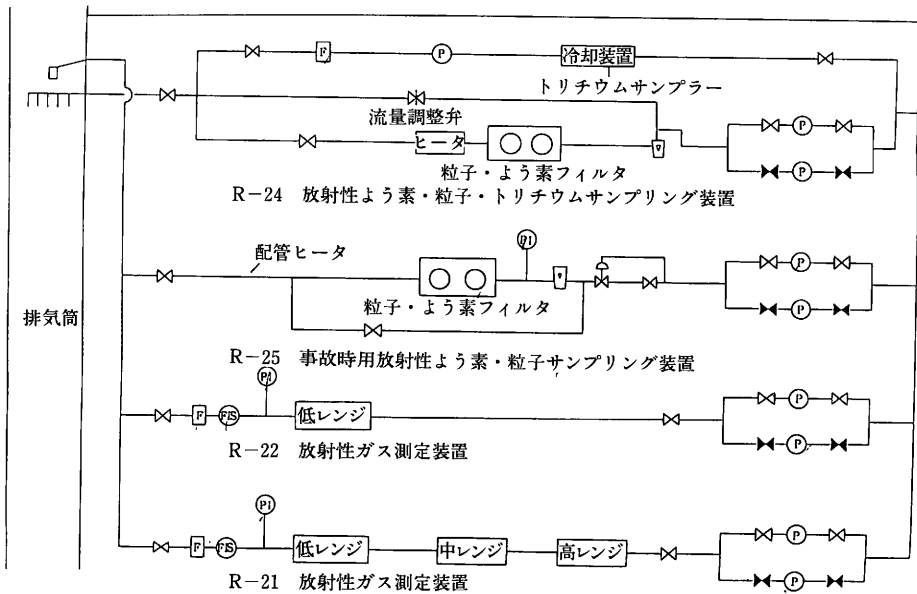


図6 気体廃棄物試料採取系統図(PWR)  
Gaseous Waste Sampling System (PWR)

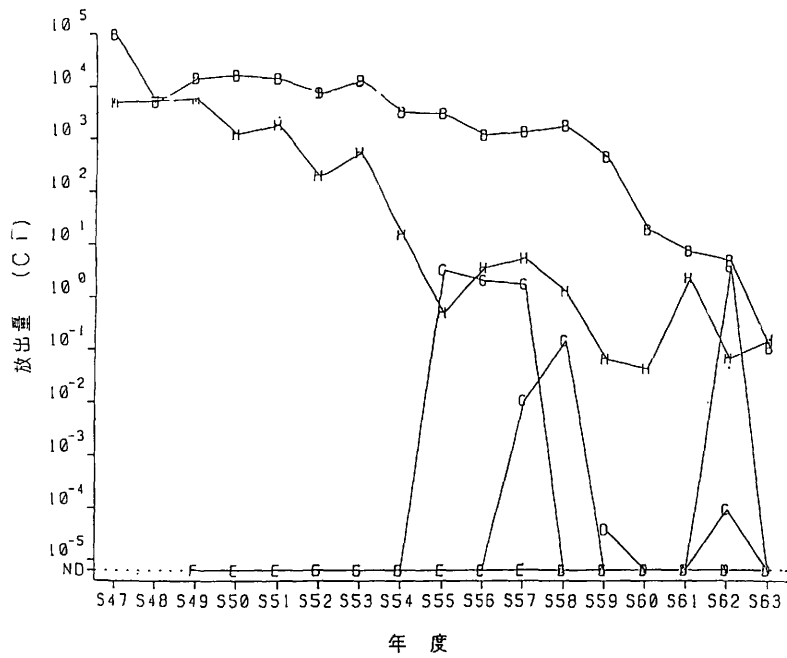


図7 放射性希ガス放出量(BWR)  
Annual Release Gaseous Waste (Noble Gas ; BWR)

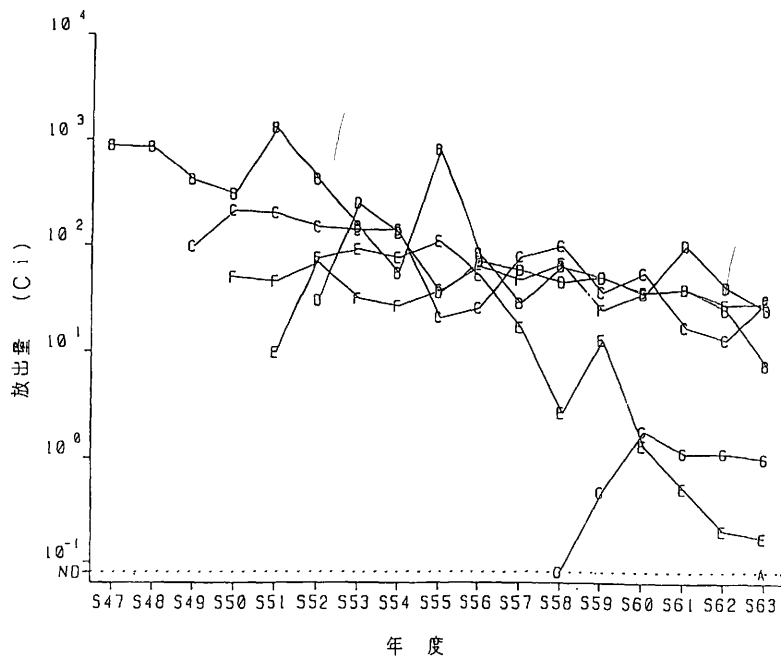


図8 放射性希ガス放出量(PWR)  
Annual Release Gaseous Waste (Noble Gas ; PWR)

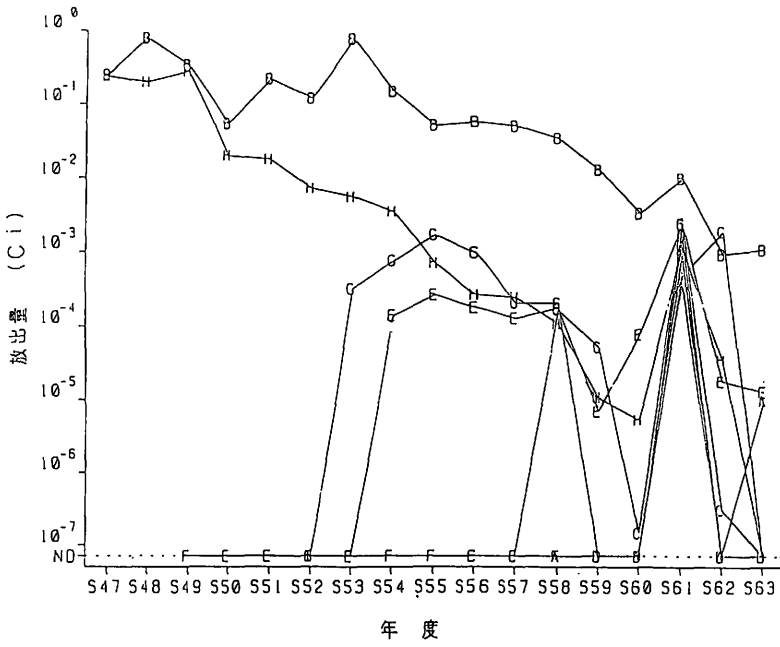


図9 気体状放射性よう素131放出量(BWR)  
Annual Release Gaseous Waste (Iodine-131 ; BWR)

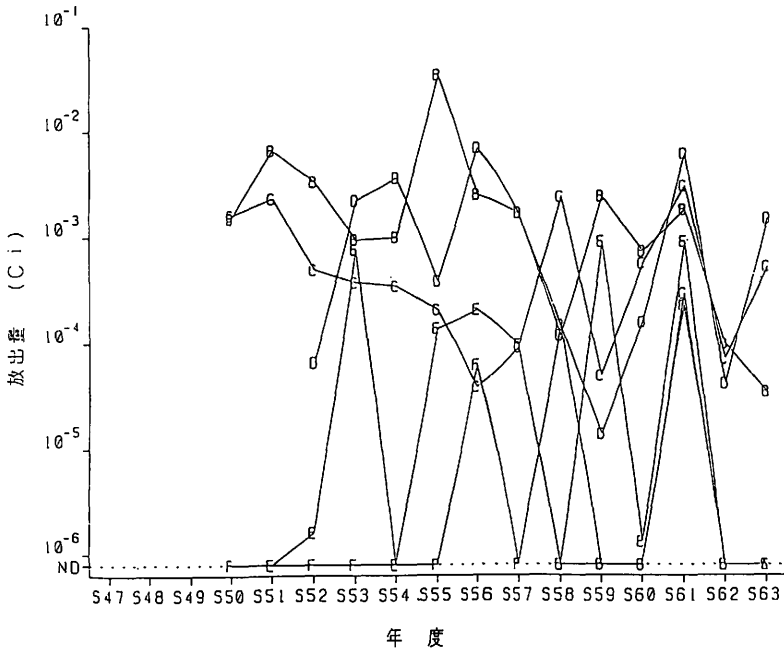


図10 気体状放射性よう素131放出量(PWR)  
Annual Release Gaseous Waste (Iodine-131 ; PWR)

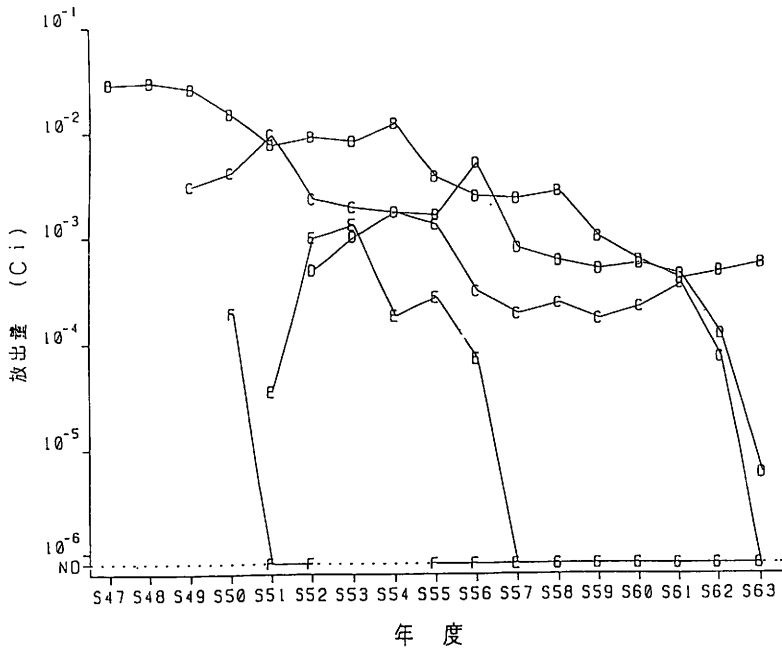


図11 液体廃棄物放出量(除 $^3\text{H}$ ; BWR)  
Annual Release Liquid Waste (Except  $^3\text{H}$ ; BWR)

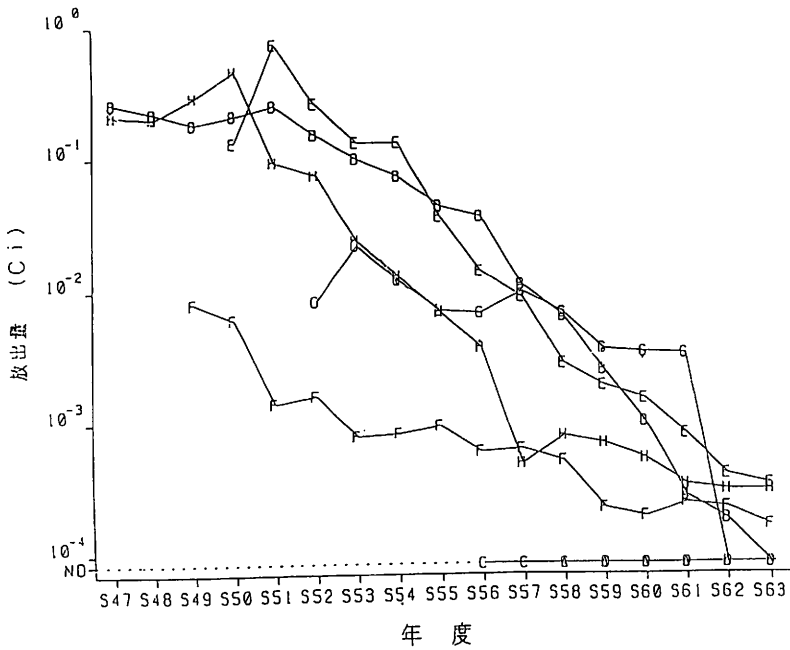


図12 液体廃棄物放出量(除 $^3\text{H}$ ; PWR)  
Annual Release Liquid Waste (Except  $^3\text{H}$ ; PWR)

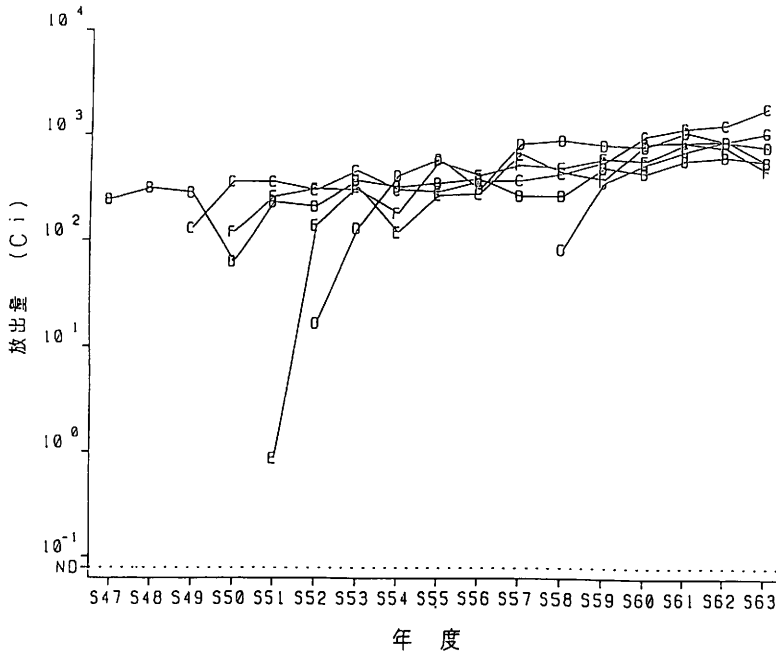


図13 液体廃棄物放出量(³H; BWR)  
Annual Release Liquid Waste (³H; BWR)

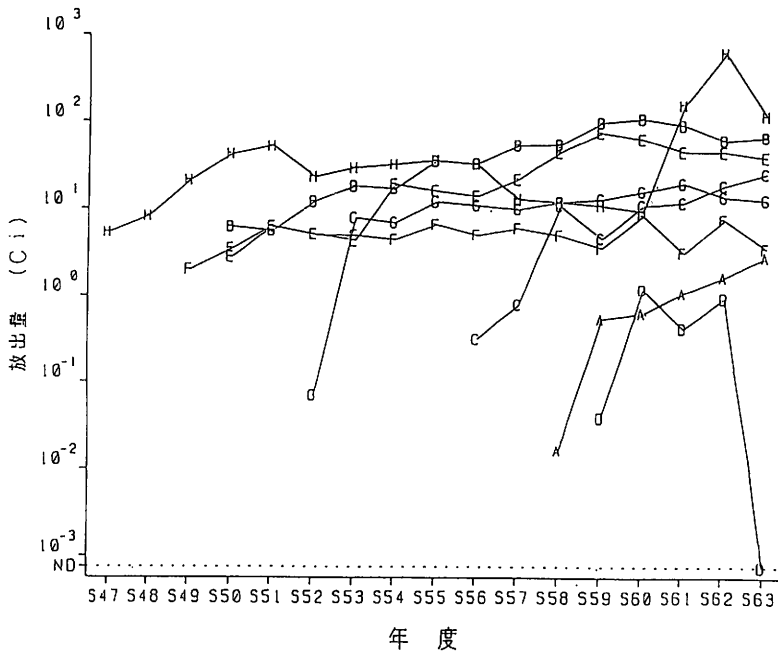


図14 液体廃棄物放出量(³H; PWR)  
Annual Release Liquid Waste (³H; PWR)

量は、1.5mCi以下である。最近の放出量は、BWR、PWR共、当該発電所の放出管理目標値の1/1000以下と十分低い値である。放出低減の主な理由は、燃料の性能向上、活性炭フィルタの設置があげられる。

### 3.3 液 体

BWR及びPWRの発電所毎のトリチウムを除く全核種の放出実績をそれぞれ図11、図12に示す。BWRの放出量は、昭和51年には、最大0.7Ciであったが、年々低減傾向を示し、昭和63年度の放出量は、0.3mCi以下となっている。PWRの放出量も、年々減少傾向を示し、昭和63年度では、0.6mCi以下である。最近の放出量は、BWR、PWR共、当該発電所の放出管理目標値の1/5000以下と、十分低い値である。放出低減の主な理由は、ドライクリーニングの採用、活性炭フィルタの設置があげられる。

BWR及びPWRの発電所毎のトリチウムの放出実績をそれぞれ図13、図14に示す。トリチウムは、濃縮装置、脱塩装置で分離することは不可能で、現在の技術では、実用的なトリチウムの回収手段は見当たらない。そのため、発電所毎のトリチウム放出量は、基数の増加に伴い、若干増加している。また、PWRでは、原子炉の制御用に、一次系冷却材に硼素を添加しているため硼素が中性子と反応し、トリチウムを生成し、一次系冷却材のトリチウム濃度が高くなる。従って、PWRのトリチウム放出量は、BWRより約1桁高い。しかし、昭和63年度のトリチウム放出量による実効線量当量は、BWRの東海第二発電所で、 $5 \times 10^{-4} \mu\text{Sv}$ 、PWRの敦賀発電所2号機で、 $2 \times 10^{-3} \mu\text{Sv}$ と評価され、トリチウム放出による公衆への影響は、十分小さいと考えられる。



## II-2 自治体の環境モニタリング計画

吉岡満夫

福井県衛生研究所

Environmental Radiation Monitoring by Local Government

Mitsuo Yoshioka

Fukui Prefectural Institute of Public Health

39-4, Harame-cho, Fukui-shi, 910 Japan

**ABSTRACT**—Environmental radiation monitoring have been carried out by local government in Japan to secure safety of public health. Since Tsuruga nuclear power station arrived at first criticality in 1969, 12 reactors at 4 sites are under operation in Fukui prefecture. We have measured environmental radiation and radioactivity in seafood and other various samples collected around these facilities. In the early days, exposure-rate with survey-meter and gross beta-activity were applied, but nowadays, real-time monitors with NaI (TI)-DBM and telemetering-system are used for the former, and  $\gamma$  ray-spectrometry with Ge semi-conductor detector for the latter in order to evaluate external dose and internal dose due to inhalation and intake. Instrument for accumulated dose changes from glass-dosimeter to TLD. In the various samples, aerosol, precipitation and some plants as indicator are important concerning the concept of continuous monitoring.  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{131}\text{I}$  and  $^3\text{H}$  have been detected as contribution from facilities, but these concentration become lower as 1/10 as the early days. The significance of the monitoring diminish for the reason that radioactive waste and environmental concentration decrease and it become possible to estimate these concentration by stack of experience. Atomic safety committee announced officially the guide for environmental radiation monitoring, in which, the target of it were showed ①to evaluate dose-equivalent of public, and ②to investigate the accumulation trend of environmental radioactivity. The guide proposed ③target to serve for estimation of influence originated in unexpected release and judgement to strengthen the

monitoring, after Chernobyl accident. Therefore, today's significance of the monitoring may be very important as supervision and countermeasure to accident because inventory is very large and the situation is continuous between normal operation and emergency. We are improving the monitoring toward more reasonably, systematically and automatically, for example, real-time monitoring system including continuous aerosol monitor, because of primary, character and effect.

## 1 はじめに

全国には1989年11月現在で11道県に15サイトの原子力発電所が立地し、38基(電気出力総計2944.5万kW)の原子炉が稼働している。このうち福井県には1969年にわが国初の軽水炉が臨界に達したのを始めとして、現在4サイトにBWR, PWR, ATRの12基(同909万kW)が稼働しており1992年には高速増殖炉「もんじゅ」も加え15基(同1173万kW)となる。多彩な型の原子炉が複数サイトに立地していて環境モニタリング上も独特のものがあり、多くの1サイト県の実情を示すことにはならないが、歴史的に古く、数々の変遷を経てきており、また施設寄与の検出実績も多いことから、「環境モニタリングの今日的意義」というテーマの下に、自治体の環境モニタリングの一例として福井県の実情とその考え方を紹介したい。

## 2 環境モニタリングの変遷と現状

わが国の原子力発電所周辺における環境モニタリングは1966年(東海)および1969年(敦賀)に遡るが、当時はいわゆる「モニタリング指針」もなくICRP Publ.7あるいはIAEAのSafety Series等をテキストに開始された。

図1に被ばく経路を示す。図には初期の頃と現在の重点項目の対比、更には後述する緊急時の重点対象も書き加えられている。専門家の間では、基本的には、クリティカルな経路、食品、クリティカルな核種、グループについてのモニタリング、例えば陸上では最大着地濃度予想地点付近を中心としたモニタリングが唱えられていたが、経験が少なく状況が分からなかったことから、初期には試行錯誤的に多数の地点で「科学技術庁委託放射能調査」を原型とするあらゆる項目にわたる万遍ないモニタリングが行われた。しかし現実的には「陸土や河川水、海水などは被ばくとの係わりが薄いあるいは一過性である」等の理由で今日では意義が薄く、大気や降下物などの経路上の根幹をなす項目(一次試料)あるいは指標生物などの連続的な視点で環境状況を把握できる項目に重点を移した自治体も現れてきている。一般的には、施設者と比べ自治体のモニタリングが「集落近傍の調査や、農産物、海産食品等人の摂取するものに厚く、住民に近い側から発生源へと遡る流れとなっている」ことはよく言われる通りである。

次にどのような手法でモニタリングが行われてきたかを見てみたい。表1にモニタリング方法の変遷を示す。初期の頃は「科学技術庁委託放射能調査」を原型としたサーベイメータや全ベータ放射能測定のほか、積算線量にはガラス線量計が用いられていた。環境放射線モニタリン

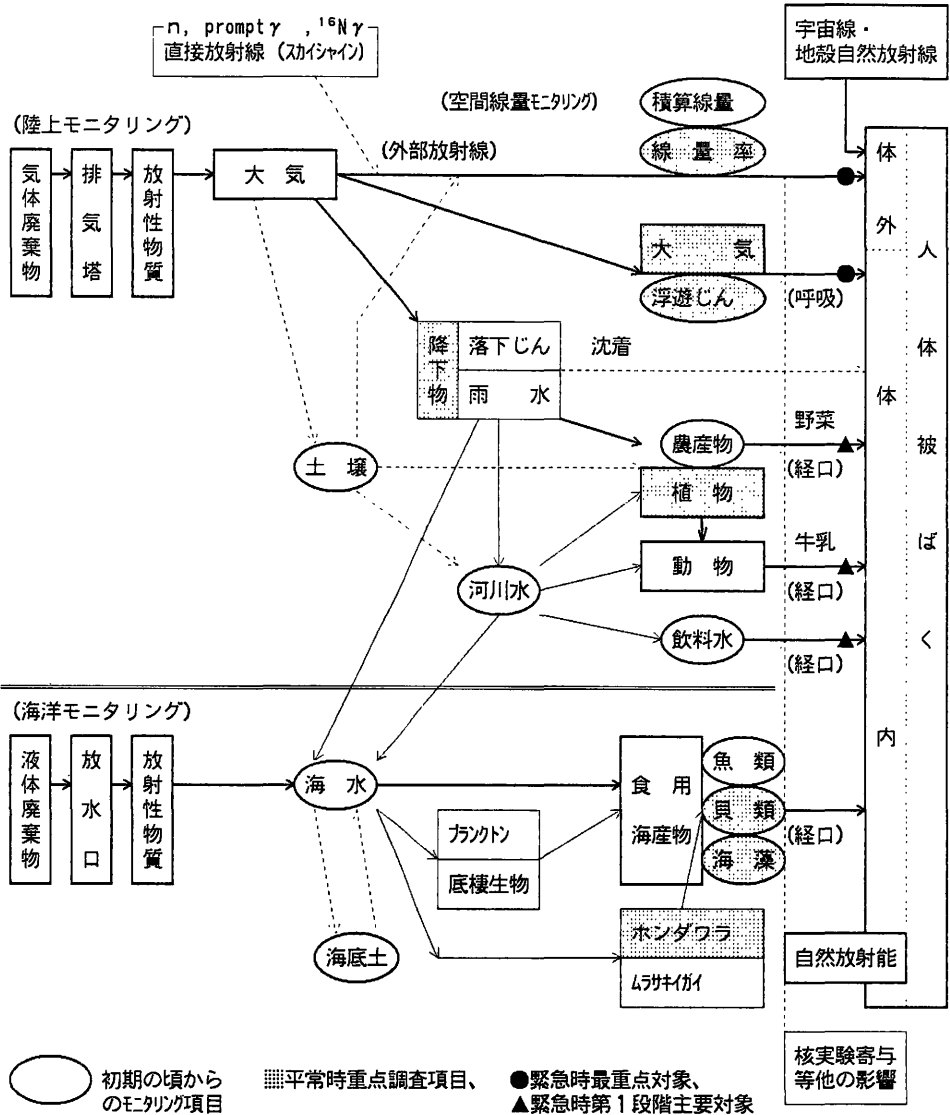


図1 被ばく経路  
Exposure Pathway

グに関する「指針」は、1978年1月に定められ、その後2度の改訂を経て今日に至っているが、「①公衆の線量当量の推定・評価」、「②環境における放射性物質の蓄積状況の把握」を具体的目標に掲げている。初期の頃の手法では公衆の許容線量の年間500ミリレム以下であることの確認だけはできたが、このような目標の達成は事実上不可能であった。このため、福井県では

表1 福井県の測定法等の変遷

## Transition of Radiation Monitoring Technique in FUKUI

	初期(69～74年度)	現 状
積 算 線 量	ガラス線量計, フィルムバッジ (～71)	TLD(71～) TLD標準照射素子校正(73～) 統一設置箱(80～)
線 量 率	サーベメータ(～73)	連続モニター(テレメータシステム, 76～) モニタリングカー(82～) ポータブルスペクトルレコーダ(82～)
テレメータシステム その他		全局気象観測(86～) 浮遊じん連続測定( $\alpha/\beta$ , 86～) 全局無停電(86～)
放射能測定	全ベータ放射能(～74) 一部NaI(～71)	ゲルマニウム検出器(71～)
ゲルマニウム検出器 による核種分析 主な試料採取		ホンダワラ・ヨモギ一部毎月採取(72～) 降下物: 月間採取(73～) 浮遊じん: 月間採取(79～) 空気中 $^{131}\text{I}$ 連続採取(86～)
トリチウム		陸水, 海水, 雨水, 空気(75～)
放射化学分析による 核種分析	$^{90}\text{Sr}$ (ミルクング法) $^{137}\text{Cs}$ (AMP法)	$^{90}\text{Sr}$ (スペクトル法) 微量バックグラウンド $^{137}\text{Cs}$ (アンチコインシデンス法) 微量バックグラウンド $^{60}\text{Co}$ ( $\beta$ 測定, 78～) $^{239}\text{Pu}$ (75～)

1972年には核種が分からず線量評価が不可能であった全ベータ放射能からゲルマニウム検出器を用いた $\gamma$ 線スペクトロメトリーを主体とする方法に切り換え, 1976年には線量率の連続モニターを導入し, より実質的で合目的な方法への脱皮を図った。多くの自治体では国の放射線監視交付金制度が開始された1975～76年を機にほぼ現在のような測定システムが整備されている。

図2に福井県のモニタリング計画を示す。「モニタリング指針」に示すものとの違いは, 福井県では葉菜・根菜・米等とされている農産食品を葉菜のみにし, 逆に四半期毎とされている陸上, 海洋の指標生物(一部)および必要に応じ(改訂後は1～3月毎)とされている浮遊じんを, 両者とも毎月としてできるだけ連続化, システムティック化しようとしている点にある。浮遊じんについては, 福井県では放射能測定を連続モニター化し, しかもガス状放射性ヨウ素も加え連続採取後の月間試料をゲルマニウム検出器で分析しているが, 近年このような浮遊じんの連続モニター化が増えつつある。指標生物のモニタリング頻度については, 食品と同等あるいはそれ以上の濃度を示し食品とはある一定の対応関係があり, この変化に着目して行けば環境状況は捉えられる, という数多くの施設寄与の検出経験から出たもので, 通常は食用にしない生物ではあるが採取が容易で形態が食品と似ていて濃縮係数も比較的高い試料を継続的に調査

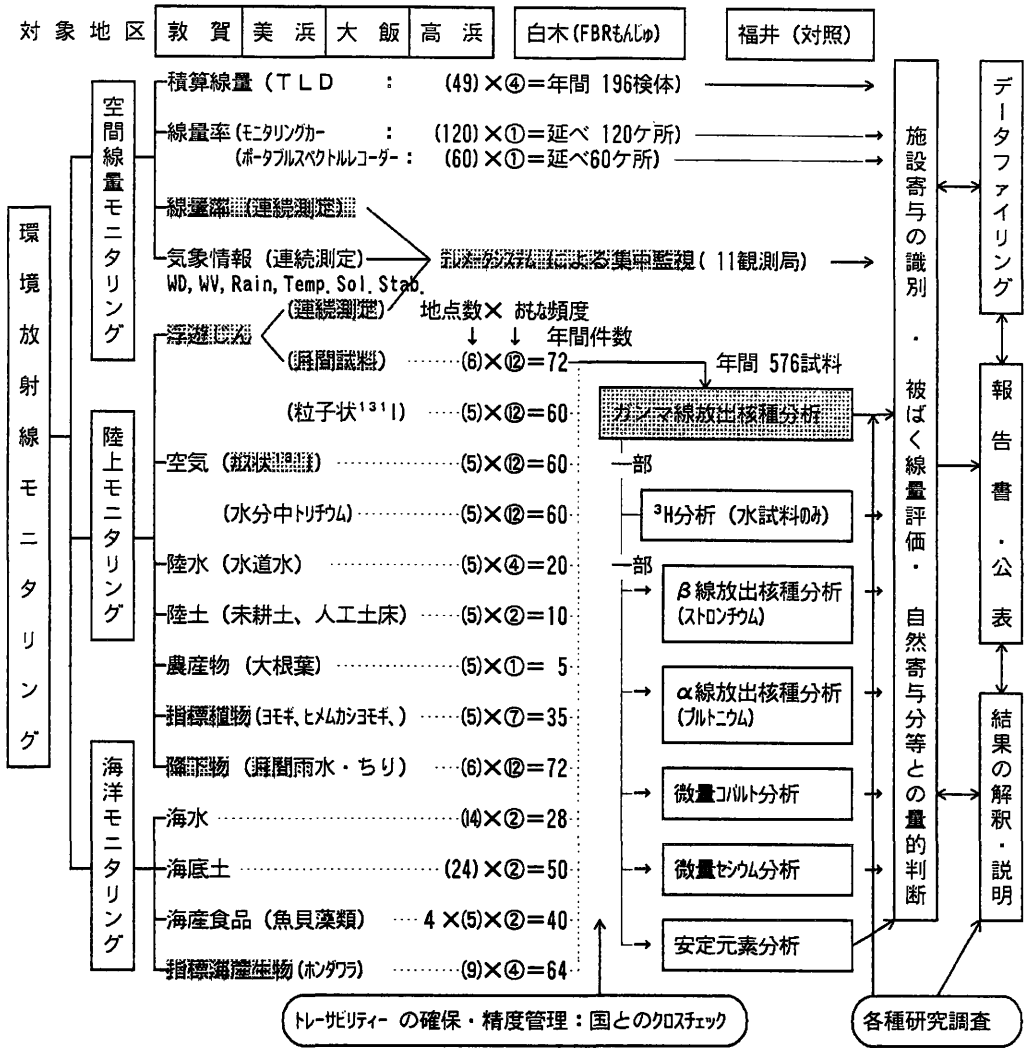


図2 福井県の環境放射線・環境試料の放射能の測定計画  
Environmental Radiation Monitoring Program in FUKUI Prefecture

し、放出源に近い地点で最高濃度をおさえる、すなわち環境の先駆的モニタリングを行えばよいという一種のわりきりに基づくものである。

他の多くの道府県とはこれらの違いのほかに、子細に見れば福井県の試料の処理法(主に乾燥)、対象核種(<sup>134</sup>Cs等や天然核種の追加)、報告桁数(いわゆるスソ切り)、γ線スペクトロメトリ以外の分析(α、β核種)等に違いがあるが、基本的にはどの県でも「指針」とほぼ同内容のモニタリングが行われている。従って現在では調査地点、頻度、試料数等の調査の規模も固定化し、定着化してきていると言えよう。

これらモニタリングの成果の一部として、図3に福井県における幾つかのトラブルに起因す

(単位：浮遊じんpCi/m<sup>3</sup>、降下物nCi/m<sup>2</sup>、陸水・海水pCi/L、その他pCi/g)

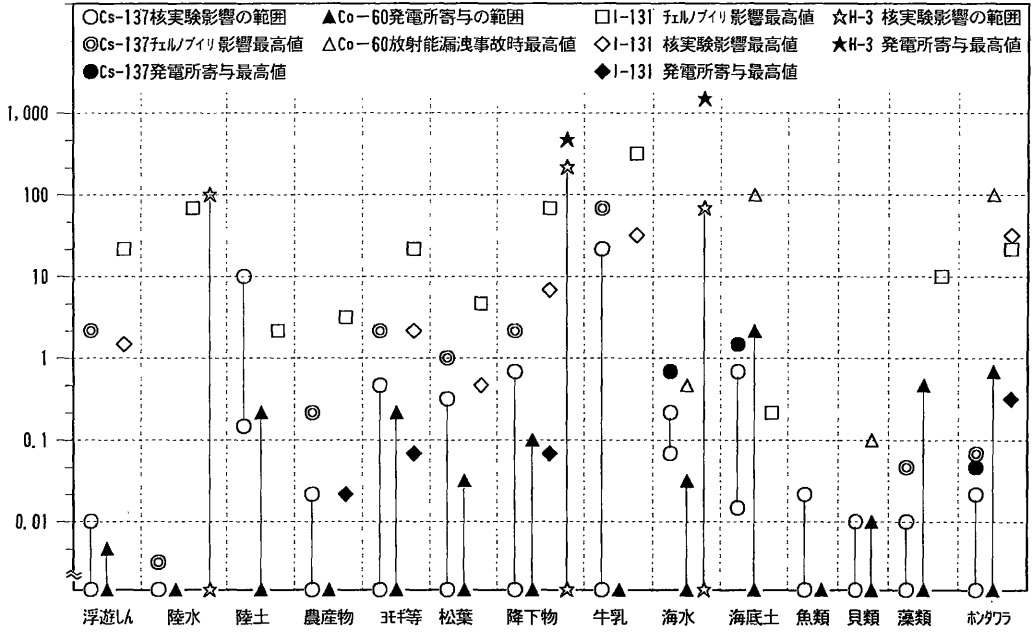


図3 福井県内の各種試料中の<sup>137</sup>Cs, <sup>60</sup>Co, <sup>131</sup>I, <sup>3</sup>Hの検出実績

<sup>137</sup>Cs, <sup>60</sup>Co, <sup>131</sup>I and <sup>3</sup>H Concentration in Various Environmental Samples at FUKUI

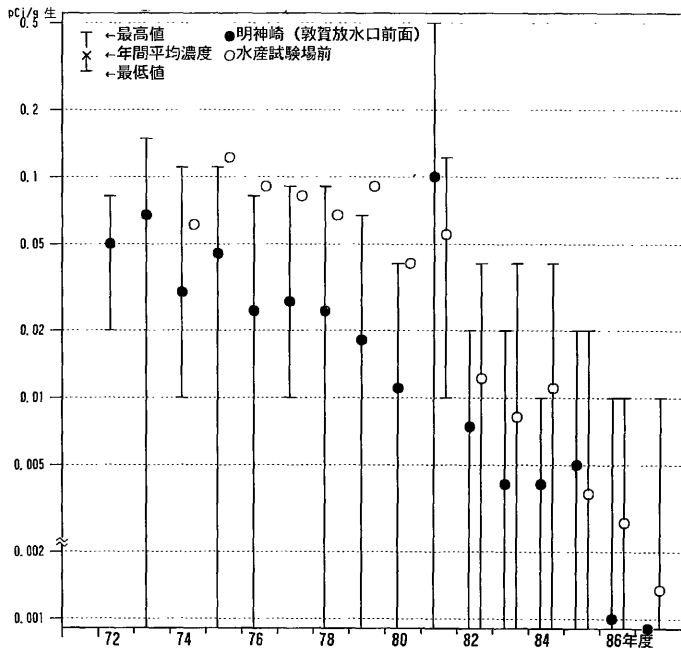


図4 浦底湾内ホンダワラの钴-60濃度の推移

<sup>60</sup>Co Concentration in Sargassum at URASOKO Bay

るものも含めた施設寄与( $^{60}\text{Co}$ 等)の検出実績を示す。よく話題となる敦賀地区のみならず美浜、高浜地区からも、また海洋試料だけでなく陸土やヨモギ、降下物等の陸上試料にも検出例がある。但し、これらによる線量寄与は最大でも年間0.2ミリレムを上回るものではなく、環境安全上は無視し得るほどの微量であり、図4に示すように近年は初期の頃の1/10あるいは1/100以下と、益々減少傾向を示している。

これらの例は環境モニタリングの意義が「環境実証」にあること、一時の調査や興味本位ではなく「継続して調査し続ける」ことに意義があることを示しているのではないだろうか。また、これらのことは「放出管理の妥当性の検証」、すなわち「管理されないまたは予期以上の放出あるいは影響」の有無の確認に結びつけることができよう。地域住民の期待は第三者的チェック、すなわち「監視」にあり、「500ミリレムを下回ることの確認でこと足りる」とする姿勢では不十分とみなされている。現今でもいわゆる「5ミリレム以下」が約束レベルと受け取られているのが地方の実情であり、これを検証することに期待があるように思われる。さもなくば、理解や信頼

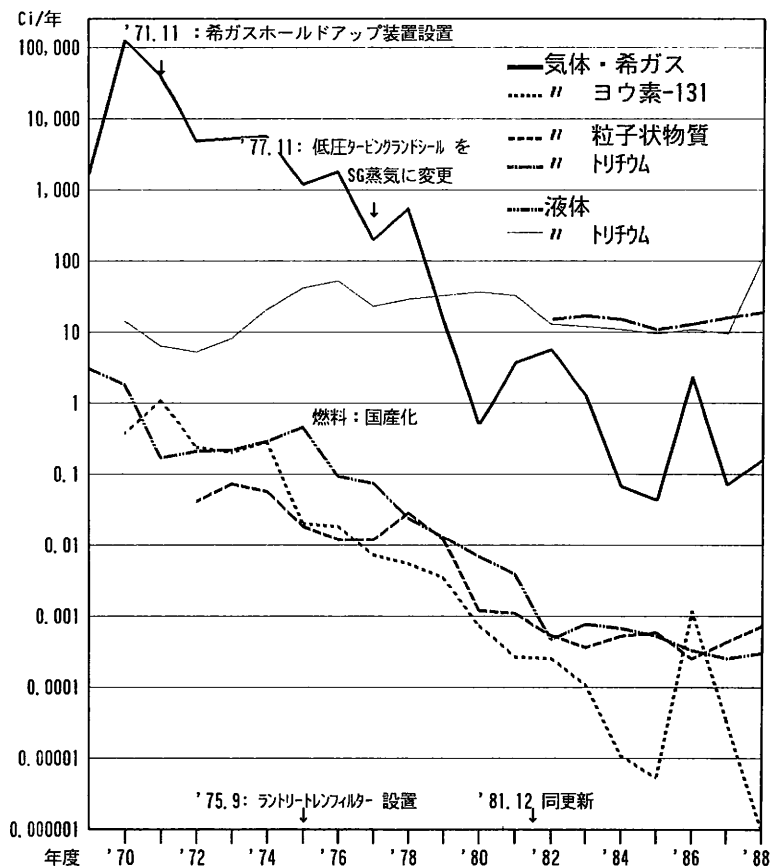


図5 敦賀発電所の各種廃棄物の放出量の推移  
Radioactive Waste Released from TURUGA Power Station

が寄せられるモニタリングは成り立ち得ない。

なお、図5に原子力発電所から放出される放射性廃棄物の低減化の一例を示すが、過去とくらべ環境モニタリングが不要な程に放出量の低減化がなされ、施設寄与が検出されることも殆ど皆無に近くなった今日、モニタリング従事者の意識の持続が課題となってきている。また逆にこのような状況下では「検出=悪」という短絡的解釈も新たな問題点として派生すると予想され、これに関連し環境基準(例えば線量目標値に相当する放射能レベル等)の設定を求める声も出ている。モニタリング現場からの認識・理解を深めるためのデータの提供や住民参加のモニタリング、あるいは物質挙動等の調査や分布予測シミュレーション等の科学的取組みなど、新たな工夫、質や発想の転換も必要となるであろう。

### 3 むすび

今日的意義に関連して「モニタリング指針」で象徴的なのは、前述の①および②の目標のほかに、③として「予期しない放出の周辺環境への影響の評価およびモニタリングを強化するか否かの判断に役立つ」という項目が加わったことであり、この前半は敦賀事故後に、また後半はチェルノブイリ事故後に加えられたものである。原子炉には莫大な放射能が内蔵されているからこそ環境放射線モニタリングが必要であることを端的に示すものであり、不安解消等の社会的

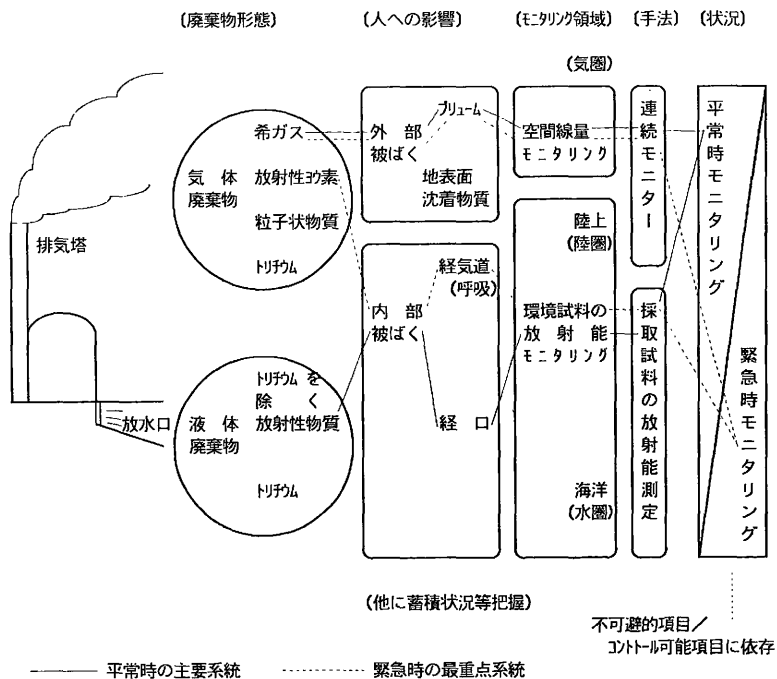


図6 環境放射線モニタリングの分類  
Classification of Environmental Radiation Monitoring



要請に応えるものである。

以上のまとめとして、ここで改めて緊急時対応も含めた環境モニタリングの分類から述べてみたい。図8に環境モニタリングの便宜的な分類の一例を示す。緊急時の重点対象は図1に示されている。環境モニタリング体制の構築に当たって、最も重要な点は系統化と重点の置き方(整理)、方向付けであり、具体的には最後に緊急時を意識した合理化・自動化にある。

被ばく経路から言えば、地表面沈着物質や経口、経気道とあらゆる可能性があり、核種にしても数多くの核種が対象となる可能性があるが、現在までの実態を見る限り平常時モニタリングも重点の置き方に軽重をつけることができる。また緊急時的には状況と影響度の大小を想定した絞り込みが必要である。現在では、テレメータシステムを用いた線量率や浮遊じん放射能のリアルタイムモニター化により、既に主要な部分はシステム化、自動化がなされたと考えている。図7に環境モニタリングの仕組みを示す。平常時的には異常値判定とその後のアクションが注目すべきところである。

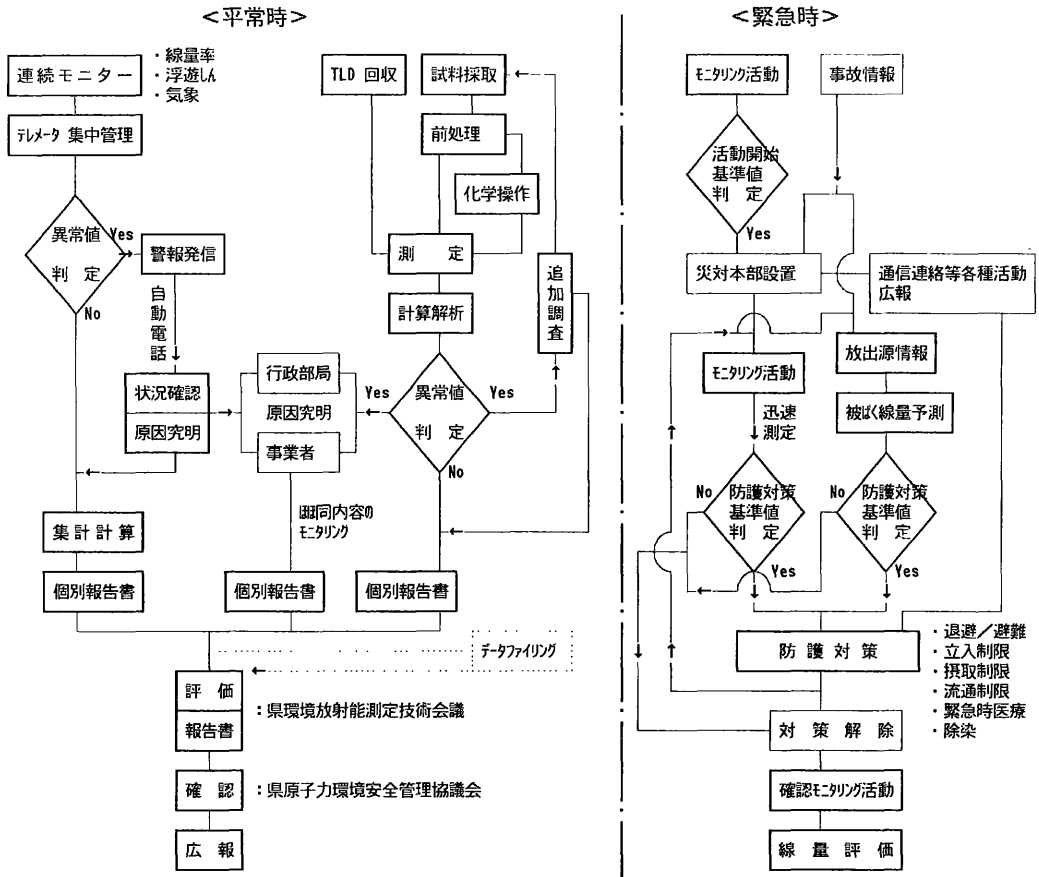


図7 環境放射線モニタリングのフロー  
Flowchart of Environmental Radiation Monitoring

環境モニタリングの意義は[平常時/緊急時]が不可分であるところにもある。緊急時の重点はまず降り注ぐ放射線あるいは止めることができない呼吸などの不可避的項目に置かれる。このため、「緊急時」は何よりも迅速性が必要となり、[平常時→緊急時]の移行に直接関わるリアルタイムモニターを中核にして、機動的モニタリングが配された行動計画となっている。迅速性が求められ、またモニタリング関連人員が限られているが故に今後一層の合理化、自動化、省力化が必要であり、連続モニターの高度化と発生源事業者とのオンライン的、リアルタイム的連携が問題となってくるであろう。これは国の進めているSPEEDIにも深く係わることであり、平常時・緊急時一貫した国、自治体、事業者の役割分担を含む全体像が待たれるところである。

#### 参考文献

- 1) 原子力発電所周辺の環境放射能調査報告, Vol 1, 1969~Vol 21, 1989. 福井県環境放射能測定技術会議

## II-3 自治体の環境モニタリング

柚木英志

岡山県環境保健センター

Environmental Monitoring around a Uranium Enrichment and Conversion  
Plant in Okayama Prefecture

Eiji Yunoki

Okayama Prefectural Institute for Environmental Science and Public Health  
739-1, Uchio, Okayama-shi, 701-02 Japan

**ABSTRACT**—In 1955, an outcrop of uranium ore deposit was discovered at Ningyo-Toge, Okayama Prefecture, Japan.

A uranium enrichment pilot plant was constructed in 1979 and the test operations has produced about 3% enriched uranium. A  $UF_6$  conversion pilot plant was also constructed there in 1981 and has produced  $UF_6$  which is supplied to the uranium enrichment development plant which has been running since 1989.

Environmental monitoring has been carried out by Okayama Prefectural Institute for Environmental Science and Public Health since 1979. The environmental monitoring consists of the continuous observation of environmental gamma-radiation, alpha-emitters and fluorine and of periodical sampling of river water, soil, vegetables and so on.

Reference levels have been established in the environmental monitoring plan. These reference levels are not a limit and is used to determine a course of action when the value of a quantity exceeds or is predicted to exceed the reference levels.

### 1 はじめに

現在、岡山県上斎原村人形峠では日本で唯一のウラン濃縮工場が操業している。この濃縮工場の立地している上斎原村一帯は、標高約600mの中国山脈の花崗岩質の準平原である。昭和30年、この人形峠において通産省工業技術院地質調査所の調査隊によりウラン鉱床の露頭が発見された。この発見をもとにウラン鉱床の採掘作業が始まった。このウラン鉱床は、約2000～1200万年前の新第三紀中新世末期に形成されたものであり、その形成過程は、ウラン化合物がその

当時の湖や沼の底に積もってきた堆石型鉱床である。この鉱床のウラン含有率は、平均0.05%であり、外国産のものは平均0.20%であるため経済効率の観点から鉱石の採掘は比較的早い時期にあきらめられた。その後人形峠では、水力採掘試験やヒープリーチング(鉱石を浸出槽に入れ、上から希硫酸をかけてウランを溶かし出す方法)等のテストが行われてきた。一方、昭和55年、動燃人形峠事業所は、ウラン濃縮パイロットプラントの操業を開始し、同年12月中旬には、わが国で初めて約3.2%の濃縮ウラン約300kgの生産に成功した。また平成元年度からは、原型プラントが操業を開始しており、200t SWU/年の生産能力を有している。またウラン精錬・転換パイロットプラントは、昭和59年に運転を開始し、鉱石あるいはイエローケーキを原料として6フッ化ウランを製造している。この6フッ化ウランは、ウラン濃縮プラントの原料となるが、約200t(ウラン換算)/年の生産能力を有している。

現在、動燃事業団人形峠事業所では、ウラン精錬・転換、濃縮まで一貫した操業を行っている。このような経緯をもつ事業所周辺のモニタリングは、原子力発電所周辺のモニタリングとは趣きをやや異にしいる。

## 1 モニタリング計画について

放射線モニタリングとは、放射性物質または放射線源を取り扱う施設の境界外の放射線等の測定と定義されている。また環境放射線モニタリングの目的は、原子力施設周辺の公衆の健康と安全を守ることを基本的な目標として、環境における放射線量が公衆中の個人に対して、容認される線量限度を十分下回っていることを確認することにある。そのような目的を有するモニタリングを実施するにあたって背景となる考え方を以下に列記する。

- (1) 原子力関係施設に起因する周辺公衆の被曝線量が、法令に定める許容被曝線量を超えないことを確認すること。
- (2) 原子力施設からの予期しない放出による周辺環境への影響の判断に資すること。
- (3) 現実における放射性物質の蓄積傾向を把握すること。
- (4) 被曝の算定に関連しまたは他の目標に関連する科学的な調査をすること。

環境放射線モニタリングを実施するにあたっては、ICRP Publication No.7,29等に示されている環境移行モデルが一つの標準となるが、これを使用するにあたっては、各コンパートメントを特定し、コンパートメント間の関連を示すパラメータとその数値を決めなければ被曝線量の推定はむずかしい。自治体の実施しているモニタリングでは、各自治体により、目的もそれぞれであるため、現状での被曝線量の厳密な推定よりも、現在得られているデータは将来の解析を待つ考え方もとり得るため、簡易で便利な試料採取方法の1つのモデルとして使われている。

通常、施設からの放射性核種の排出は、大気系、水系へ直接排出されるため、その被曝は放射性物質からの直接照射か、エアロゾルに付着し呼吸による吸入か、経口摂取による体内取込みによると考えられる。そのためモニタリング計画を立てる上での留意点は、放射性核種の種

表1 岡山県の測定計画

Environmental monitoring program carried out by Okayama Prefecture

連続測定

測定対象	測定項目	測定地点数	測定地点	備考
空間線量	γ線線量率	2	上斎原村人形峠	天王観測局は、全α放射能、ふっ素のみ測定している。
大気浮遊塵	全α放射能	3	赤和瀬	
大気	ふっ素	3	天王	
気象	風向 風速 気温 降水量 湿度 降水時間 放射収支量 日射量 気圧 積雪量 雷	3	天王観測局	峠観測局は、風向、風速、気温、降水量、湿度、降水時間のみを、天王観測局は風向、風速、気温、降水量、湿度のみを測定している。

サンプリング測定

放射能

測定対象	測定項目	測定地点数	測定回数	計回数	測定月	測定地点
空間線量	γ線積算線量 γ線線量率	6	4	24	6, 9 12, 3	上斎原村人形峠, 池河, 夜次, 天王, 中津河, 赤和瀬
大気浮遊塵	U-238, Ra-226 全β放射能	5	2	30	7, 1	上斎原村人形峠, 夜次, 天王, 中津河, 本村
陸水	河川水 放流水等 飲料水	12 (奥津以北)	3	108	4, 10 1	吉井川水系：上斎原村12 奥津町1
		14 (吉井川全域)	1	42	7	吉井川水系：上斎原村12 奥津町1, 津山市1, 岡山市1
		4	4	48	4, 7 10, 1	上斎原村天王, 赤和瀬, 中津河, 本村
河底土	U-238, Ra-226 全β放射能	5	2	30	4, 10	池河川3, 吉井川2(上斎原村内)
水田土		2	2	12	4, 10	上斎原村天王, 赤和瀬
畑土		2	2	12	6, 9	" , "
未耕地		3	2	18	6, 11	上斎原村人形峠西部, 同南部, 夜次
生物質	農作物 精米 野菜	2	1	4	11	上斎原村天王, 赤和瀬
		2	2	8	6, 10	" , "
	牧草	1	2	4	6, 10	上斎原村恩原
	樹葉	3	2	12	6, 11	未耕地と同地点
	淡水魚	1	1	2	8	吉井川(奥津以北)
計		延51		354		

ふっ素

測定対象	測定項目	測定地点数	測定回数	計画数	測定月	測定地点		
環境大気	F (ガス状)	5	2	10	7, 1	上齋原村人形峠, 赤和瀬, 天王, 中津河, 本村		
陸水	河川水	4	1	4	10	吉井川水系: 上齋原村5		
	飲料水	4	4	16	4, 7, 10, 1	上齋原村天王, 赤和瀬, 中津河, 本村		
河底土	F	3	1	3	10	池河川2, 吉井川1		
土壌		水田土	2	1	2	10	上齋原村天王, 赤和瀬	
		畑土	2	1	2	9	" , "	
		未耕地	3	1	3	11	上齋原村人形峠西部, 同南部, 夜次	
生物質		農作物	精米	2	1	2	11	上齋原村天王, 赤和瀬
			野菜	2	2	4	6, 10	" , "
		牧草	1	1	1	10	上齋原村恩原	
		樹葉	3	2	6	6, 11	未耕地と同地点	
		淡水魚	1	1	1	8	吉井川(奥津以北)	
計			延32		54			

重金属

測定対象	測定項目	測定地点数	測定項目	計画数	測定月	測定地点
河川水	Cd, Pb, 総Cr, Cu, As	3	1	15	10	池河川2, 吉井川
河底土	Cd, Pb, 総Cr, Cu, As	3	1	15	10	" , "
計		延6		30		

水質一般項目

測定対象	測定項目	測定地点数	測定回数	計画数	測定月	測定地点
河川水	pH, SS	5	1	10	10	吉井河水系: 上齋原村5

表2 最近2ヶ年の測定結果

Results of measurements in the last two years.

空間γ線線量率の測定結果

(単位: μGy/hr)

	昭和63年度										平成元年			63年度	62年度	管理目標値
	4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3				
峠	測定件数	720	737	712	744	744	720	744	677	744	744	672	744	8,702	8,751	BG + 0.087
	最高値	0.088	0.094	0.104	0.100	0.101	0.089	0.109	0.109	0.113	0.129	0.090	0.084	0.129	0.113	
	最低値	0.059	0.069	0.069	0.070	0.066	0.066	0.067	0.055	0.050	0.044	0.039	0.046	0.039	0.042	
	平均値	0.072	0.073	0.073	0.073	0.073	0.070	0.073	0.072	0.064	0.062	0.051	0.064	0.068	0.071	
赤和瀬	測定件数	719	720	717	744	744	720	744	657	743	744	672	744	8668	8746	
	最高値	0.060	0.068	0.073	0.076	0.075	0.064	0.086	0.077	0.073	0.099	0.055	0.060	0.099	0.089	
	最低値	0.037	0.045	0.045	0.045	0.045	0.045	0.045	0.034	0.030	0.030	0.025	0.030	0.025	0.023	
	平均値	0.047	0.048	0.049	0.049	0.048	0.049	0.050	0.048	0.040	0.041	0.035	0.043	0.045	0.046	

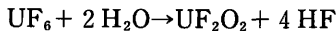
陸水中の放射性元素濃度

(単位：U-238：10<sup>-3</sup>Bq/cm<sup>3</sup> Ra-226：10<sup>-5</sup>Bq/cm<sup>3</sup> Rn-222：Bq/L)

区分	河川水				構内沢水	飲料水				
	池河川	赤和瀬川 (十二川 含む)	中津川	吉井川	旧診療 所横	天王	赤和瀬	中津河	本村	
測定件数	12	16	4	14	4	4	4	4	4	
最高値	U	0.05	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	0.03	<0.03	<0.03	<0.03
	Ra	0.52	0.93	0.22	0.56	0.96	0.37	0.33	0.26	0.33
	Rn	2.7	1.8	0.4	2.3	1.9	30.0	64.2	1.9	10.6
最低値	U	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
	Ra	0.00	0.07	0.00	0.04	0.15	0.00	0.00	0.15	0.04
	Rn	ND	ND	ND	0.2	0.9	20.2	41.0	0.9	5.9
平均値	U	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
	Ra	0.22	0.37	0.11	0.22	0.44	0.19	0.19	0.22	0.19
	Rn	0.9	0.7	0.1	1.1	1.4	26.1	53.9	1.4	7.9
62年度平均値	U	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
	Ra	0.19	0.22	0.11	0.11	0.41	0.04	0.07	0.04	0.11
	Rn	1.8	1.2	0.2	1.7	2.1	31.2	59.4	1.5	7.0
管理目標値	U	1.1				-	-			
	Ra	3.7				-	-			
	Rn	-				-	-			

類、環境中での物理的挙動、化学的形態等に十分考慮を払い、同時に経済性も配慮して決定する必要がありと考えられる。

ウラン濃縮施設では、6フッ化ウランが原料であり、これが大気中へ排出されると大気中の水分と激しく反応して、下記に示すようにフッ化ウランとフッ化水素を生成する。



6フッ化ウランがこのような性質を有することから、ウラン濃縮施設周辺のモニタリングでは、フッ化ウラニル(ウラン)とフッ化水素(フッ素)がモニタリングの対象物質となる。

岡山県では、人形峠周辺の過去の鉱山採掘およびそれに関する事業活動及び現在の精錬・転換、濃縮事業まで総合的に考慮して今日のモニタリングを策定した。

岡山県の測定計画を表1に示す。

### 3 測定結果の現状

試料の測定及び分析方法は、放射能測定法シリーズ(科学技術庁編)、JIS等の標準的方法により結果を得ている。測定・分析技術の改良、向上に努める一方、毎年、一定数の試料について(財)日本分析センターとクロスチェックを実施している。昭和63年度の測定結果の主なものを表2に示す。人形峠周辺の放射能レベルを把握していただくため62年度の結果も併記する。

結果はすべて管理目標値以下であり、自然のレベルの放射能が測定されている。表2の中に

河底土、土壤中の放射性元素濃度

(単位: Bq/g風乾)

区 分	河 底 土					土 壤			
	池河川 上 流	池河川 中 流	天 王	石 越	本 村	水田土	畑 土	未耕地	
測定件数	2	2	2	2	2	4	4	6	
最 高 値	U	0.015	0.037	0.041	0.026	0.019	0.056	0.037	0.085
	Ra	0.052	0.115	0.063	0.044	0.026	0.089	0.070	0.170
最 低 値	U	0.011	0.033	0.022	0.019	0.019	0.030	0.026	0.022
	Ra	0.022	0.104	0.052	0.030	0.022	0.026	0.052	0.063
平 均 値	U	0.015	0.037	0.033	0.022	0.019	0.041	0.030	0.056
	Ra	0.037	0.111	0.059	0.037	0.026	0.059	0.059	0.107
62年度平均値	U	0.011	0.037	0.037	0.022	0.019	0.033	0.026	0.052
	Ra	0.037	0.048	0.044	0.037	0.033	0.048	0.052	0.078
管理目標値	U	1.8					1.8		—
	Ra	1.8					0.74		—

生物質中の放射性元素濃度

(単位: Bq/kg生)

区 分	精 米	野 菜	淡水魚	樹 葉	牧 草	
測定件数	2	4	1	6	2	
最 高 値	U	0.006	0.014	0.020	0.099	0.041
	Ra	0.019	0.048	0.011	1.40	0.27
最 低 値	U	0.003	0.003	0.020	0.027	0.026
	Ra	0.005	0.033	0.011	0.36	0.10
平 均 値	U	0.004	0.009	0.020	0.053	0.034
	Ra	0.011	0.041	0.011	0.74	0.19
62年度平均値	U	0.002	0.006	0.006	0.040	0.010
	Ra	0.022	0.048	0.085	0.53	0.13

各種試料中のふっ素濃度

区 分	n	最高値	最低値	平均値	62年度 平均値	管理目標値(単位)		
大 気	10	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	3.3(10 <sup>-4</sup> mg/m3)		
陸 水	河 川 水	4	<0.05	<0.05	<0.05	1.5(mg/l)		
	飲 料 水	16	0.6	<0.15	<0.24	0.8(mg/l)法令値		
河底土		3	220	130	170	187	—(mg/kg乾)	
土 壤	水 田 土	2	330	250	290	365	—(mg/kg乾)	
	畑 土	2	360	360	360	390		
	未 耕 土	3	180	120	157	217		
生 物 質	精米	2	0.8	0.8	0.8	1.0	—(mg/kg乾)	
	野 菜	ホウレンソウ	2	5.4	3.7	4.6		10.1
		ハクサイ	2	8.2	4.5	6.4		2.7
	淡 水 魚	1	<0.5	<0.5	<0.5	1.0		
	樹 葉	ス ギ	4	4.6	3.7	4.2		5.1
		マ ツ	2	3.6	2.9	3.3		3.3
	牧 草	1	10.6	10.6	10.6	4.5		



ある管理目標値は、岡山県、上斎原村、動燃事業団の三者の間で、「動力炉・核燃料開発事業団人形峠事業所周辺環境保全に関する協定」を締結し、その協定の中で管理目標値が定められている。この管理目標値は、ICRP Publication 26に示されている「参考レベル」と同様の考え方で設定されている。「管理目標値」とは、限度ではなくて、モニタリングの測定値が「管理目標値」を超えるか、超えるおそれのある場合に、執るべき一連の処置と方針を決めるのに用いるある数値である。岡山県では、管理目標値を超えるか、超えるおそれのある測定値が得られた場合には、その原因の調査を実施することになっている。

また、モニタリングの結果については、学識経験者等で構成されている「岡山県環境放射線等測定技術委員会」において詳細に検討されている。

#### 4 自治体のモニタリングの今日的意義

##### (1) 自治体内の住民に対する放射線に関する知識の普及

地方自治体の意思決定は、住民の行政への直接参加をその本旨としている。そこで住民自治の実効を挙げるためには、住民の一人一人が放射線及び原子力エネルギー問題について明瞭な意思を形成することが不可欠である。このような意思形成にあたっての判断材料となる知識の普及という面で、自治体がモニタリング結果を公表し、それと関連する知識の公報活動等で果たす役割は大きいのではないかと考えられる。

##### (2) 地域における放射線に関する技術センター的な役割

地域内で発生する放射線に係わっておこる社会的、技術的な諸問題に関して対処し、行政的、技術的な面で問題の解決に寄与している。

例えばチェルノブイリ原子力発電所事故の際には、生活環境の放射線汚染の状況を迅速に把握して広報することにより、地域住民の放射線に関する安全意識形成に寄与した例にみられるように、学問的研究を主目標とする大学等とは異なり、日常生活の中での放射線安全の啓蒙に果たす役割は大きい。

#### 5 自治体のモニタリングの今日的な問題点

##### (1) 自治体のモニタリングにおける経済性と合理性の追求の限界

本来、モニタリング計画は、その目的と役割りの範囲内で合理的に決定されるべきものであり、経済性も同時に考慮されるべき性質のものである。しかし地域で発生する放射線に関する問題は、情緒的な面を有する場合が多いため、モニタリング立案の段階で、合理性や経済性のある程度犠牲にせざるを得ない一面を有している。このような不合理性を改善してゆくためには、地域に根差した長期的な啓蒙活動は不可欠である。

##### (2) 測定値に影響を与える各種環境要因の評価方法の検討

環境放射線は、測定場所の地質、地形、気象等の環境条件に強く影響される。しかも測定値の自然変動の幅はかなり大きく、施設に起因するものか、自然変動によるものかの判断は、長

期間に亘るモニタリング経験の定性的な判断に依存しており、未だ定量的な判断はむつかしい状況にある。しかも、現在では、法令改正に伴いかなり低レベルの放射線を厳密に測定する必要が生じている。

これらのことから、測定値に影響を与える要因、影響の程度について解明する必要がある。このような目的のための解析には多くの測定項目と長期間の測定結果が必要である。

現在、自治体の実施している施設周辺の環境モニタリング結果は、このような解析のために有効に利用できるのではないかと考えられる。

#### 参考文献

- 1) ICRP : Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP, No.26, 1977, Pergamon Press, Oxford.
- 2) 桂山幸典：原子力施設周辺環境放射線測定の基準化，日本原子力学会誌，Vol.18，346-355，1976.
- 3) 原子力安全研究協会編：環境放射線モニタリング，原子力安全研究協会，1987.

## II-4 放射性廃棄物処理処分の環境 モニタリング

石原健彦

原子力環境整備センター

Environmental Monitoring in Radioactive Waste Management

Takehiko Ishihara

Radioactive Waste Management Center

8-10, Toranomon 2-chome, Minato-ku, Tokyo, 105 Japan

**ABSTRACT**—Environmental monitoring in radioactive waste management in Japan is reviewed. In Japan environmental monitoring is for radiological protection purposes, and encompasses monitoring for surveillance and for compliance with authorized procedures. Routine monitoring is carried out by sampling and assaying sea-water or surface-and ground-water, sediment or soil, and biota. Being the radioactivity concentration very low, it is usually necessary to assess the radioactivity and radiation dose using calculation model with input data.

During 1970's preparatory operations for deep-sea disposal of low-level wastes were conducted in the northwestern Pacific Ocean near Japan. Physical, chemical and biological monitoring of the marine environment in the candidate sea areas was carried out, and the environmental impact was assessed on the proposed experimental sea disposal of low-level wastes with small amount of radioactivities. Japanese Nuclear Safety Commission had concluded that the environmental safety on experimental sea disposal would be preserved sufficiently. After the experimental sea disposal, post-disposal environmental monitoring and following-up investigations of the disposed waste packages were thought to be carried out. Based on the overall evaluation of these activities, the full-scale sea disposal operations were considered to be started consequently.

Considering strong oppositions to the sea disposal plan, Japan changed the radioactive waste disposal policy from sea disposal to ground disposal. In 1984 Rokkasho-mura site in northern Japan was selected for shallow-land burial of

low-level wastes. Preoperational environmental monitoring on ground and on coastal sea are being conducted. Revised design of the disposal facility have surveillance channel under disposal trench for early detection of leached water from waste packages. Environmental monitoring will be continued for 300 years after the facility shutdown on ground and on coastal sea by the waste disposal business company.

原子力関係の事業所においてはその活動にともなう微量の放射性物質で汚染された気体および液体が発生し、これらは計画的に環境へ正常時放出がなされている。またそれらより多い量が緊急時に放出されることも時には起っている。これらの放出に起因する環境の放射能汚染の有無、その程度を測定し、それによる被ばく線量を評価することは、各事業所の必要な業務の一つとしてきびしく実施されている。

事業所活動の一環としてそこで発生する放射性廃棄物の処理が行われており、それにとまなう微量の放射性物質の環境への放出に関しても、上記業務の一部として環境の汚染測定と被ばく線量の評価、あるいは環境モニタリングが行われている。各事業所の活動にとまなう環境モニタリング計画とその実情については既にこれまでに述べられているので、ここでは事業所外における放射性廃棄物処分に関する環境モニタリングについてわが国の概況と問題点を述べることにする。

## 1 放射性廃棄物処理処分と環境モニタリング

放射性廃棄物は気体、液体および固体の状態で発生するが、処理されて大部分の放射性物質は濃縮され、セメント、アスファルト等と混合され固化され、ドラム缶等の容器に入れ密封され(固型化という)、一方放射性物質の大部分を除去された気体、液体は空気、水によりうすめて環境中に放出される。

固型化された廃棄物は事業所内に一時的に貯蔵されるが、一定量が蓄積すれば搬出され、事業所外の所定の地中または海底に処分されることになる。放射性物質は廃棄物容器内に固化して閉じこめられており、これが意図的、計画的に環境中へ放出されることはない。もし放射能の放出が認められることがあれば一応緊急事態ということになるが、そのような可能性はきわめて低く、また一般にその放出量は微少であり、その放出は長期間にわたって緩やかに行われ、緊急という語感はほとんどない。

正常時環境モニタリングでは、そのような微小な放射能の放出を早期に発見できるようにモニタリングシステムを組立て、またそれを単に検出測定するだけでなく、被ばく線量評価に必要な決定核種および決定経路を確認できるようにしておくことが望まれる。操業開始前の環境の調査研究によってそれらの予測ができるようになっておればこれにこしたことはない。

わが国では事業所外における集中的な放射性廃棄物処分については、低レベル放射性廃棄物

の海洋処分がまずとりあげられ準備されたが、その計画は凍結され代って浅地中への陸地処分の事業計画が進められている。高レベル放射性廃棄物については深地下へ陸地処分するという方針はたてられているが、現在はまだそのための調査研究の段階であって、具体的計画の実施には至っていない。以下これら廃棄物処分について環境モニタリングがどのように考えられ、それがどのように準備され、あるいは準備されていないかを順次みていくことにする。

## 2 海洋処分の環境モニタリング

わが国では低レベルの固型化した放射性廃棄物の海洋処分は、ラジオアイソトープ(RI)廃棄物について原子力開発の初期から(1955~1969年の間)東京湾外において行われた。短寿命のRI、平均約1TBq/年が15年間にわたって日本アイソトープ協会により2~3000mの海底へ投棄された。国際原子力機関(IAEA)のブリニールソン委員会が放射性廃棄物の海洋処分について科学的検討を行い、処分基準について初めて勧告を出したのが1961年であり<sup>1)</sup>、当時は環境モニタリングに関しても特別の指針はつくられていなかった。たかだか念のため表層の海水を採取して放射能測定を行い平常値と変りのないことを確かめるくらいのことにとどまっていた。

その間にヨーロッパ原子力機関(現在は経済協力開発機構の原子力機関(OECD-NEA)に発展的に改組されている)では加盟国各国の共同作業による低レベル放射性廃棄物の北東大西洋への海洋投棄を1967年から大きな規模で始め、多くの経験を積み上げてきた。わが国も改組されたOECDの加盟国となり、先方の要請に応じて放射性廃棄物管理の専門家を監督官(Escorting Officer)として1969年以降ほぼ毎年派遣して大西洋における海洋投棄の実際的知識を入手するのに努めた\*。ただ距離的に離れているため、わが国の放射性廃棄物をヨーロッパまで運んで大西洋へ共同投棄することは具体化しなかった。

小規模ではあるが国内で続けられてきたRI廃棄物の海洋投棄作業は、1969年科学技術庁原子力局において放射性固体廃棄物の処理処分方策の検討が始められ、海洋処分についても基本的指針等について議論されることになり、その結論が出されるまで一時的に中止させられることになった。2年間の作業のすえ海洋処分については国際的な規制・基準に基づいた候補海域のわりだしまで行われ<sup>2)</sup>、この検討報告をふまえて海洋関連政府機関による候補海域調査も始められた。しかし環境モニタリングについては海外の消極的動向も反映して格段の検討は行われず、統一的思考方もまとめられないままに個別の事前海洋調査が進められていった。

その後ひき続いて原子力委員会の環境・安全専門部会の放射性固体廃棄物分科会(1972~1973年)、放射性廃棄物対策技術専門部会(1975~1978年)において全般的審議が重ねられ、これらをふまえて1976年には「放射性廃棄物対策について」という基本方針が原子力委員会決定として発表されることになった。これをふまえて始められた原子力発電所等からの低レベル放射性廃棄物の北西太平洋への海洋処分計画では、“事前に安全性を評価し試験的海洋処分の結果を十分に

\*注 1969年には当時原研の筆者が派遣された。

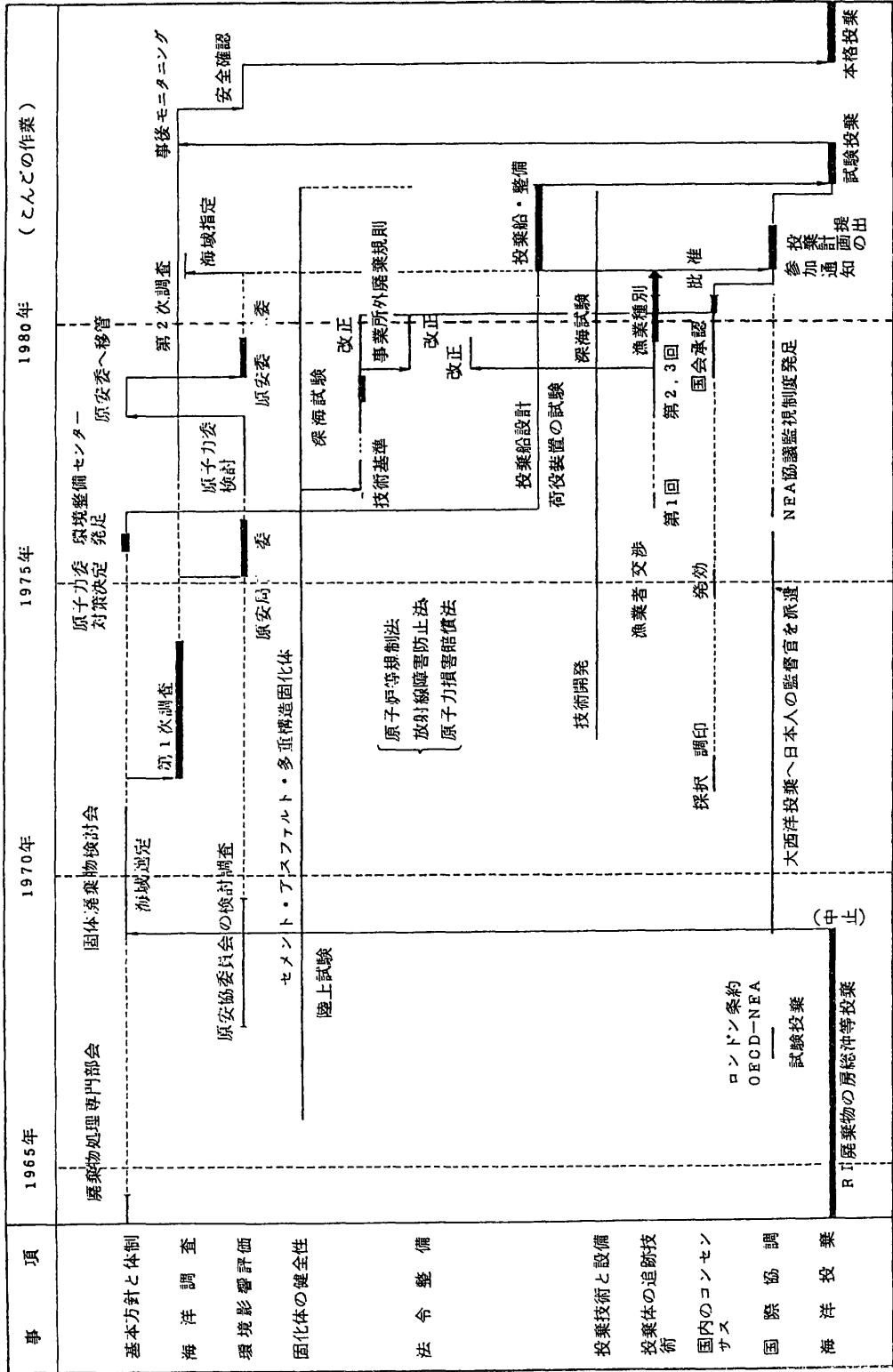


図1 海洋投棄実施準備状況とこんごの見通し(1980年ころ)  
Schedule of Low-Level Waste Sea Dumping in Japan (as of 1980)

ふまえ安全性を確認した上で本格的な海洋処分に移行する”ことが考えられていた<sup>3)</sup>。

原子力安全委員会が原子力委員会より分離独立するのは1979年であり、原子力委員会のモニタリング指針が出されるのも1983年であるが、海洋処分にかかわる事前の海洋環境調査はすでに関連機関によって分担実施されており、それらの成果をふまえて環境安全評価が科学技術庁原子力安全局(1976年)により、またその見直しが原子力安全委員会の放射性廃棄物安全技術専門部会(1979年)により行われた。その評価内容は同年原子力安全委員会により認められ、試験的海洋処分計画は安全に実施できる旨の決定が行われた。試験投棄作業により投棄技術の実用性と安全性を確認し、継続実施されている環境モニタリングによって安全評価どおり異常のないことを明らかにして安全性を確認したうえで、本格的投棄に移行することが考えられていた<sup>4)</sup>(図1)。

この計画をまとめるにあたって多くの点で参考とされたOECD-NEA諸国による北東大西洋への海洋投棄では、参加国の一部機関による基礎研究と安全評価はあったものの、処分にかかわる環境モニタリングは当初はその必要性が全体の理解を得るにいたらず、実施もされなかった。この程度の量の投棄では表層海水の放射能濃度は測定にかかるほどの変化をもたらすとは考えられず、それを採取し測定することはかえって無用の疑惑をひきおこす恐れがあるとして実施されなかったのである。深海の海水や海底土の採取測定もとりあげられなかった。

わが国が事前の海洋調査によりサイト固有の(site-specific)データを求め安全評価を行い、試験投棄後のモニタリングにより安全性を確認してから本格投棄に移行するという考え方は、OECD-NEAの場ではじめはよく理解されなかったが、次第にその意義と必要性が認められるようになり、1981年にはOECD-NEAに共同研究・環境サーベイランス計画(CRESP)が設けられることになった。北東大西洋の投棄海域をめぐり周辺環境の測定と関連研究を行うもので、わが国もこれに加わり北西太平洋の海洋調査の成果等を報告するとともに彼らの討議に参加している。

IAEAでは放射性廃棄物の海洋処分に関するブリニールソン報告の刊行後20年を経過し、この間に多くの科学的知見が得られるとともに海洋処分をめぐる世界の情勢も大きく変わったので、報告書を全面的に改訂し1983年に刊行した\*。報告書「海洋環境への放射性廃棄物処分のコントロール」<sup>5)</sup>ではそのページの約10%をさいて環境モニタリングをとりあげており、一般的原則、研究開発の必要性等を述べ、さらに海洋処分といっても深海投棄においては沿岸放出の場合と違って、実測ではなくてモデリングに頼る面の重要なことについてもふれている。

現在、海洋投棄は、ロンドン条約締約国協議会の、1982年と1985年の、再検討の間投棄作業を一時中止するという趣旨の2回の決議を考慮して、どの国も1983年以降は実施していない。しかしモデル開発を含む関連基礎研究は国連関係の海洋汚染科学専門家グループ(GESAMP)を中心にして現在も活発に進められている。

\*注 この作業にあたる技術委員会にわが国からは筆者が参加した。

### 3 陸地処分環境モニタリング

放射性廃棄物処分場に埋められた廃棄物から放射能が環境中へもれ出した場合、それが陸地環境中をどのような経路を通過して拡散移行していき、人間環境に到達するか、また被ばく線量を与えるか、それらの量的関係はどうか、という問題に答えるための陸地処分環境モニタリングにおいても、海洋処分の場合と同じようにモデルを立て実測データを入れて計算評価することが考えられる。ただ海洋処分の場合には人間の管理を離れ再回収の考えられないように処分するということが考えやすかったが、陸地処分、とくに低レベル放射性廃棄物の浅地中処分の場合には、必要とあれば再回収することも可能なためもあって、廃棄物の処分と環境モニタリングの意味、その必要性、その実施の仕方が問題となった。また海洋処分の場合以上にサイト固有の条件に強くかかわっており、さらに社会的・政治的情勢も国ごとに大きく異なっていることもあり、国際的に共通の基礎の上に立って議論することも遅れていた。

わが国では1980年近くまで海洋処分に重点をおいて対策準備が進められており、1976年の原子力委員会決定「放射性廃棄物対策について」では海洋処分と合わせて陸地処分を行うとはされていたが、陸地処分の具体的検討はかなり遅れていた。実験室内での基礎的研究は別として、陸地処分のフィールド試験が原子力環境整備センターにより曲りなりにも始められたのは1978年であり、翌1979年には同センターにより陸地処分におけるモニタリングシステムの研究が始められた。しかし当面は海外諸機関の個別的な環境モニタリングの状況を調査し検討するに止まっていた<sup>6)</sup>。

本格的にこの問題が取り上げられたのは、1984年青森県六ヶ所村に低レベル放射性廃棄物の浅地中埋設の施設をつくることが決まってからであり、同年の原子力安全委員会の陸地処分安全研究年次計画にもテーマの一つとして取り上げられることになった<sup>7)</sup>(表1)。原子力環境整備センターでは科学技術庁の委託を受けてこの研究を進めるとともに、廃棄事業の主体である日本原燃産業(株)の委託を受けて六ヶ所村サイト周辺の陸地環境および沿岸海域環境の調査を始め、現在も引続き実施中である。それらの結果をふまえて1988年には同社により廃棄物埋設事業の許可申請がなされたが、それには事業者としての環境モニタリング計画がまとめられている。

そこでは埋設施設周辺のモニタリング点、モニタリング対象と頻度等が、内外の調査と現地調査の結果をふまえて設定されている。さらに当初申請から1年半を経た1989年10月には補正申請がなされ、埋設施設自体の排水・監視設備の具体的内容も示されることになった<sup>8)</sup>。すなわちコンクリート埋設ピット壁の内側にはうすいポーラスコンクリート層がはられ、廃棄体等から浸出し、この層に浸入してきた水を集めて排出できるように排水管が設けられ、これがピット下部に設けられる点検路に連なるようになっている(図2)。点検路は人が入って浸出の有無を監視・点検するだけでなく、浸出水を集め排水するためにも用いられる。低レベル放射性廃棄物の浅地中埋設施設では段階的に管理の程度を低減していくが、その第2段階、すなわち



表1 低レベル放射性廃棄物の安全研究年次計画(1983年)  
Five-Year R & D Schedule of Low-Level Waste Disposal (JNSC, 1983)

研 究 課 題	年 次 計 画					実 施 機 関	
	1984	85	86	87	88		
海 洋 処 分 関 係	パッケージの 基準化	多重構造パッケージ 安全評価					原 研
		候補海域の 中深層測流					原環センター (筑波大)
		底層測流と 深海拡散研究					気 象 庁
	海洋学的知見 の蓄積	海洋生物等の調査					水 産 庁
		海洋放射能, 地形, 地質の調査					海 上 保 安 庁
		海底堆積物の 核種移行研究					原 研
	海 洋 環 境 モニタリング	海洋放射能バック グラウンド調査					海 上 保 安 庁
		海洋生物の 放射能調査					水 産 庁
		深海底探索 システムの研究					海洋科技センター
	安 全 性 実証試験等	適合性確認試験					電 中 研
		投棄物の 長期健全性実証					電 中 研
	陸 地 処 分 関 係	実 施 基 準	陸地処分モニタリング システムの研究				
パッケージの基準化							電 中 研
安全評価手法 の整備		人工バリアの 長期耐久性研究					電 中 研
		天然バリアの環境 シミュレーション試験					原 研
		陸地処分安全性 フィールド試験					原 研
		総合安全評価 モデルの整備					原 研
安 全 性 実証試験等		人工バリア,天然バリアの 安全性実証試験					原 研
		極低レベル固体処分 安全性実証試験					原 研
		施設貯蔵 安全性実証試験					原環センター
		環境放射能 モニタリング調査					原環センター

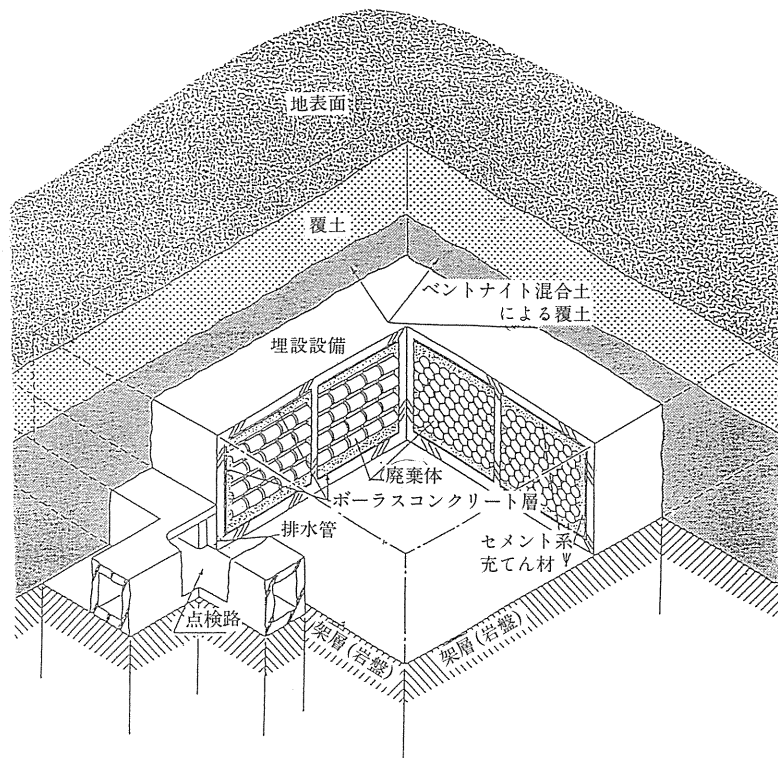


図2 低レベル放射性廃棄物貯蔵センターの埋設設備(1989年補正申請)  
Rokkasho-mura Shallow Land Burial Facility (Concept as of 1989)

工学バリアと処分施設周辺の土砂等の天然のバリアの組合せによって放射能の閉じこめを行う段階は、第1段階(埋設開始後10～15年)終了後30年と想定されており、その後は点検路は埋めもどされることになっている。以後第1段階終了後300年までの、特定行為の禁止または制約だけが行われる第3段階では、点検路の使用が不要となるからである。

埋設施設の工学バリアが劣化して放射性物質が周辺の土砂等の天然バリア中へ浸出する状態を早期に検知して測定し必要な措置をとるため、かなり大がかりなモニタリング設備を設けることは近年各国で認められる傾向である。

なおIAEAの安全シリーズでは低中レベル放射性廃棄物の浅地中処分施設および岩体空洞内処分施設の設計、建設、運転、閉鎖およびサーベイランスを、それぞれシリーズNo.63<sup>9)</sup>とNo.62<sup>10)</sup>で取り上げている。この技術指針の中では運転中および処分後の環境モニタリングが中心的に述べられており、処分前のモニタリングについては安全評価の記述の中から読みとらなければならない。

高レベル放射性廃棄物の深地下への陸地処分については、どの国においてもまだ実規模では実施されていない、サイト特性調査以上には至っていないこともあって、その環境モニタリングについてはほとんど議論されていない。

#### 4 施設の閉鎖廃止後の環境モニタリング

環境モニタリングの実施者は現在わが国では実質的に施設設置者と地方公共団体とされており、陸地処分のように低レベル放射性廃棄物でも必要な管理期間が約300年、高レベル放射性廃棄物では1000年以上にわたると考えられるものの環境モニタリングについて、特別の考慮ははられていない。米国の中には、比較的危険性の低い低レベル放射性廃棄物(タイプA廃棄物)については処分施設閉鎖後5年間は事業者がモニタリングするが、その後100年間は州が監視責任をとり、中程度の危険性のもの(タイプB廃棄物)については州の監視責任期間を300年間、比較的危険性の高いもの(タイプC廃棄物)については州の監視責任期間を500年間とし、それ以後は放射性廃棄物としての管理を行う必要はないとしている州もある<sup>11)</sup>。国や州によって規制の仕方は異なっているが、廃棄物管理とその一環としての環境モニタリングについて事業者と地方公共団体(等)の間の責任の分担、その期限等を明らかにしておく必要がある。

陸地処分施設よりも早く廃止ないし解体撤去される場合も考えられる原子炉等の原子力施設について、廃止後の環境モニタリングについて考え方を整理しておくことが必要と考えられる。

#### 参考文献

- 1) IAEA : "Radioactive Waste Disposal into the Sea (Safety Series No.5)", IAEA, Vienna, 1960.
- 2) 科学技術庁原子力局 : "放射性固体廃棄物処理・処分検討会報告書, 上・下", 1972.
- 3) 天沼倭, 石原健彦(監修) : "放射性廃棄物対策に関する原子力委員会関係専門部会等報告書集大成", テクノ・プロジェクト, 東京, 1987.
- 4) 石原健彦 : 低レベル放射性廃棄物の試験的海洋投棄。日本原子力学会誌, 22, 462-468, 1980.
- 5) IAEA : "Control of Radioactive Waste Disposal into the Marine Environment (Safety Series No.61)", IAEA, Vienna, 1983.
- 6) 原子力環境整備センター : "放射性廃棄物の処理処分に関する調査研究のあらまし(昭和51~59年度)", 原子力環境整備センター, 東京, 1986.
- 7) 原子力安全委員会放射性廃棄物安全技術専門部会 : "低レベル放射性廃棄物安全技術研究年次計画(昭和59~63年度)", 原子力安全委員会, 東京, 1983.
- 8) 科学技術庁 : "低レベル放射性廃棄物貯蔵施設の概要", 科学技術庁, 東京, 1990.
- 9) IAEA : "Design, Construction, Operation, Shutdown and Surveillance of Repositories for Solid Wastes in Shallow Ground (Safety Series No.63)", IAEA, Vienna, 1984.
- 10) IAEA : "Site Investigations, Design, Construction, Operation, Shutdown and Surveillance of Repositories for Low-and Intermediate-Level Radioactive Wastes in Rock Cavities (Safety Series No.62)", IAEA, Vienna, 1984.
- 11) 例えば Bauser, M.A., and Comella, P.A. : Licensing Low-Level Radioactive Waste Disposal Facilities : A Formidable Challenge. Waste Management '89, II, 277-281, 1989.

## II-5 人関連モニタリング

岩倉哲男

放射線医学総合研究所

Person-related Environmental Monitoring

Tetsuo Iwakura

National Institute of Radiological Sciences

9-1, Anagawa 4-chome, Chiba-shi, 260 Japan

**ABSTRACT**—The main object of the person-related monitoring is to assess dose equivalents in circumstances where there may be several sources irradiating same group of people. There are also widespread or diffused sources which usual environmental monitoring programs cannot be locally focused on.

There is also possibility to increase numbers of separate sources related mostly to technological development. These person related programs are characterized by wide geographical coverage and the capability of detecting almost all radionuclides that could be found in the environment.

Natural radiation, fallout from atmospheric weapons testing and long-lived radionuclides released from the nuclear fuel cycle are worldwide sources of exposure of the public deserving special attention.

Monitoring programs are required to determine the dose equivalents due to these source and their variations in space and time, to detect change and evaluate long-term trends of the relative contribution of each source to the total and to provide information to the public.

Another widespread source is consumer products containing natural or artificial radionuclides for sale to public. Once the product is distributed to the public, there can be no control of its handling, maintenance and disposal. Radiological assessment must be consider before distribution.

## 1 人関連モニタリングとは

環境モニタリングの目的は、原子力施設外に居住する一般公衆を主な対象に、放射線防護の立場から、その健康と安全を守ることが、第一の目標となる。したがってモニタリングの行為は、単に環境の放射線、放射能を測定し、データを集めるだけでなく、測定結果を解釈し、公衆の被曝線量を推定、評価するために役立つように使うことはもとより、線量の低減に役立つよう、その結果を公衆に衆知させるとともに、時には警告や注意を与えることまでも含まなければならない。ICRP Pub.43(公衆の放射線防護のためのモニタリングの諸原則)では、環境モニタリングを線源関連の環境モニタリングと、人関連の環境モニタリングに区別すると便利だとしている。

線源関連の環境モニタリングでは、特定の原子力施設(線源)に起因する空間線量率と周辺環境媒体等の放射能濃度の測定を行い、周辺環境に対するその施設の影響が施設を中心にとどの程度まで及んでいるかを算定、評価し、それが認定された限度以下かどうかを確認するのが目的であり、同時にその施設に起因する線量の寄与を他の線源からの寄与と識別する副次的な目的をもっている。つまり、線源モニタリングは、線源を中心に、外向けのベクトルを意識したモニタリングである。施設が特定されているから、通常の操業を考える限りにおいては、放出される放射性核種とその量、線源位置(スタック・放出口)がわかっており、周辺の公衆への線量の推定が、放出率に関するデータと環境パラメータを用いることによって、決定グループ、決定核種、決定経路の確定も可能となる。

これに対し、人を中心と考えた場合、原子力施設の数が増加しつつある現状を考えると、個人または同一グループの人のびとが、複数の分散した線源からの被曝の全寄与を算定、評価する必要も増して来た。特に、過去における大気中核爆発実験や、チェルノブイリ事故で見られたような外国における大規模原子炉事故からの放射性降下物のように極めて広範囲に影響の及ぶ線源、また地球上のどこに住居していても被曝源となり得る自然放射線も存在する。このように、公衆の日常生活の場において、数が増加しつつある個別の線源からの全寄与を、個人または同一グループの人のびとを中心と考えたモニタリングを人関連の環境モニタリングという。過去において、大気中核爆発実験により生じた環境汚染を調査するための活動や、チェルノブイリ事故に際して実施された輸入食品の放射能汚染検査など、社会的な要請や、放射線防護上の具体的な対応策のための活動は、人関連の環境モニタリングの代表的な例といえよう。人関連の環境モニタリングの場合は、線源と人とのかわり方が、空間的、時間的に一様でなく、その間に複雑な環境因子が介在することの問題が大きい。

## 2 広範囲に分布した線源のモニタリング

### 2.1 自然放射線

自然放射線源からの被曝は、宇宙線と地面からの $\gamma$ 線による外部被曝、食品に含まれる放射性

核種の摂取と、ラドン、トロンとその娘核種の呼吸による内部被曝が主なものである。宇宙線からの寄与は高度と緯度に依存して変化する。また地面からの寄与は岩石、土壌の質に依存する。しかし、一般には人間は生活時間の多くを屋内で過しており、屋内線量は建築物の材質や構造に影響されるから、屋外の測定データからだけでは自然放射線からの被曝が正しく求められないおそれがある。適格な集団線量当量評価を行うためには、相当の数にのぼる屋内線量のサーベイが必要で、簡便で信頼性が高く、かつ費用の少なくすむ測定技術が必要である。

食品から摂取される放射性核種については、 $^{40}\text{K}$ と、ウラン系列、トリウム系列の核種、とくに $^{226}\text{Ra}$ と $^{210}\text{Pb}-^{210}\text{Po}$ が重要である。 $^{40}\text{K}$ については、すでに線量評価のために十分な情報が得られていると考えられるが、他の核種については、大気や、食品の代表的な試料の分析と平均的な摂取量について、必ずしも十分な情報が得られていない。

ラドン、トロンの呼吸による被曝については、外部被曝の場合と同様に屋内における濃度の多数例のサーベイが必要であり、ラドンとその娘核種濃度の季節変動、日中変動、人間の習性による換気率の変動などを考慮すると、長期的な積分形測定法が最もよい結果を得ると考えられる。

自然放射線源は、すべての人間が不可否的にある水準以上の被曝を受けていることが大きな特徴であり、長期的には時間的にほぼ一定の割合で被曝しているというものの、細かく見れば多くの複雑な変動要因が介在する。これら変動の解析が進めば、他の線源による線量寄与評価のためのベースラインデータとしての質が高まり、人関連モニタリングの質的向上に寄与すると期待される。

## 2.2 核爆発実験によるフォールアウト

1950年代～1960年代にかけ、多数回実施された大規模核爆発実験による地球規模の放射性物質による汚染は、影響調査という形で、主な放射性核種の挙動や分布調査が行われ、数多くの知見が報告されている。主だった核種の環境中の濃度や地表への降下量が、1962～1964年に最高に達し、その後減少の傾向が続いている。最近では $^{137}\text{Cs}$ 、 $^{90}\text{Sr}$ 、 $^{14}\text{C}$ などの長半減期核種が僅かに測定できる程度であり、被曝線量への寄与も主にこれらの核種からの集団線量当量預託の形で推定されることになるであろう(表1)。核爆発実験によるフォールアウトについては、実験が頻繁に行われて公衆の生活環境汚染が深刻になりだした1961年10月に、内閣に放射能対策本部が設置され、実験実施の報がある度に、関連各省庁からなる拡大幹事会が招集され、放射能調査のとりきめが指示された。これは国による人関連モニタリングの好例であったが、あくまで緊急モニタリングに準ずる行為であり、短期間の臨時体制としての性格が強い。現在では、原発設置県およびその隣接県を中心にはほぼ全国的にモニタリングが体制が整備していることを考えると、元来施設に対する線源関連モニタリングを目的として形成された体制ではあっても、広範囲に分布した線源に対する人関連モニタリングのシステムとしても十分にその役割を果たすと考えられる。現在のフォールアウト核種からの線量は自然放射線のレベルと比べて十分低

表1 核実験フォールアウト核種から受ける世界人口に対する実効線量当量預託への寄与率

核種	実効線量当量預託 ( $\mu\text{Sv}$ )	寄与率 (%)
$^{14}\text{C}$	2600	69
$^{137}\text{Cs}$	540	14
* $^{95}\text{Zr}$	200	5.3
$^{90}\text{Sr}$	120	3.2
* $^{106}\text{Ru}$	83	2.2
* $^{114}\text{Ce}$	54	1.4
$^3\text{H}$	47	1.2
* $^{131}\text{I}$	33	0.9
$^{239}\text{Pu}$	27	0.7
* $^{140}\text{Ba}$	25	0.7

\* すでに預託の終わった核種

いことを考えると、これを特に線源として意識したモニタリングはさほど重要ではなく、ベースラインの変動要因の一つとして解釈すべきものであろう。

### 2.3 地球規模で拡散移動する長半減期核種

発生源の種類、原因を問わず、長半減期核種でとくに、気体状、揮発性のものは、地球規模で拡散する。 $^3\text{H}$ 、 $^{14}\text{C}$ 、 $^{85}\text{Kr}$ 、 $^{129}\text{I}$ などがその主な核種である。これらの核種の地域的、地球規模的な線量の寄与分の評価は、個々の線源については線源に関する情報とモデリングによって、ある程度は可能である。また、環境試料を用いた実測も可能である。しかし、 $^{14}\text{C}$ や $^3\text{H}$ は、自然生成や、核爆発実験によるものの割合の方が多く、原子力施設から発生するものの寄与分の評価には、これらの成分をベースラインレベルとして弁別する必要がある。現在の日本における一般環境では、ベースラインレベルに比べ、施設寄与分は極めて小さく、一般には弁別が困難な状況にある。また、放射性セシウムについては、核爆発実験による地球規模の一般環境汚染に加えて、チェルノブイリ事故による $^{137}\text{Cs}$ と $^{134}\text{Cs}$ の汚染が加わった。現在一般環境に存在している放射性セシウムの大部分は、これらの原因によるものであり、原子力施設からの放出分の評価に当たっては、やはりベースライン成分として弁別されるべき性質のものである。

### 2.4 食品の流通、摂取制限

過去において、一般環境の放射能汚染が惹起し、食品等の摂取制限、流通制限が実施された例は、

(1) ビキニ環礁における水爆実験(1954年3月)

漁獲物の廃棄処分その他

(2) ソ連の大規模核爆発実験によるフォールアウト(1962年12月)

(i) <sup>131</sup>Iについて

天水のろ過飲用指示  $3 \times 10^3$ pCi/l以上

葉菜類の十分な洗浄指示 同上

乳幼児の生牛乳の飲用中止指示  $6 \times 10^3$ pCi/l以上

(ii) <sup>90</sup>Srについて

積算降下量100mCi/km<sup>2</sup>以上の場合、飲食物の生産、流通への指導助言

(iii) ソ連チェルノブイリ原発事故(1986年5月~)

<sup>137</sup>Csと<sup>134</sup>Csについて、輸入不認、370Bq/kg以上

などである。

チェルノブイリ事故の場合、わが国ではフォールアウトによる直接の放射能汚染は僅かなものであったが、ソ連を中心にヨーロッパの多くの国では、大規模核爆発実験によるフォールアウトの積算降下量と同程度の汚染を被り、局所的にはその数倍以上におよぶ汚染を生じた。その結果、世界全体では放射能汚染のレベルに非常に大きな差を生じることになり、輸入食品の放射能汚染対策が必要となった。わが国では、厚生省が、1986年5月に「食品の放射能に関する検討会」を設け、輸入可否の判断基準としての暫定限度を検討した。限度設定のための考え方、前提条件、使用された係数等は表2の通りで、その結果、基準値は370Bq/kgと設定された<sup>1)</sup>。この暫定的な限度基準の設定は、「限られた期間」、conservativeな算定で、輸入食品の摂取による被曝線量を、公衆の個人に対する年線量限度(1986年の時点で500mrem)の1/3以下

表2 輸入食品の放射能基準(暫定)の計算方法

---

---

$5.4 \times 10^{-5}(\text{mrem/pCi}) \times 1.4(\text{kg}) \times 35(\%) \times A(\text{pCi/kg}) \times 365(\text{day})$	
$\leq 500(\text{mrem}) \times 1/3 \times 66(\%)$	
$A \leq 11,389(\text{pCi/kg})$	$A = 10000(\text{pCi/kg}) = 370(\text{Bq/kg})$
$\leq 421.4(\text{Bq/kg})$	
$5.4 \times 10^{-5}(\text{mrem/pCi})$ : Csの全身に対する換算係数	
降下物中の <sup>134</sup> Csおよび <sup>137</sup> Csの放射能濃度比	
1 : 2 から計算	
$(7.5 \times 10^{-5} \times 1 + 4.3 \times 10^{-5} \times 2) \div 3 = 5.4 \times 10^{-5}$	
( <sup>134</sup> Csの全身に対する換算係数は、 $7.5 \times 10^{-5}(\text{mrem/pCi})$ )	
( <sup>137</sup> Csの全身に対する換算係数は、 $4.3 \times 10^{-5}(\text{mrem/pCi})$ )	
1.4(kg)	: 国民1人1日当たりの食品摂取量
35(%)	: 輸入食品の割合
A(pCi/kg)	: 輸入食品中の放射能
365(day)	: 1年の日数
500(mrem)	: 線量限度(全身)
1/3	: 線量限度のうち食品からの被曝の割当て割合
66(%)	: 食品からの全被曝量のうちの食品中の <sup>134</sup> Csおよび <sup>137</sup> Csからの被曝の割合

---



表3 食品中放射能汚染基準値(ベクレル/kg)

## I ユーロッパ共同体(EC)

	乳製品	一般食品	飲料水
ストロンチウム	125	750	100
よう素	500	2,000	100
アルファ核種(Puなど)	20	80	10
その他半減期10日以上 (セシウムなど)	1,000	1,250	200

ただし、輸出入の規制のための暫定基準として、乳幼児食品中セシウム370ベクレル、一般食品中セシウム600ベクレルとする。

## II 世界保健機構(WHO)での検討

## 1 最適化手法にもとづいて

	Sr-90	I-131	Cs-137	Pu-239
米	920	1900	2800	23
牛乳	670	1400	2100	17
牛肉	5400	11000	17000	13
野菜	1100	2200	3300	27
海産物	5400	11000	17000	13

## 2 一般化誘導介入レベル

	アクチニド	その他の核種
高価格食品(\$2/kg)	200	20,000
低価格食品(\$0.2/kg)	20	2,000

## III 国連食糧農業機構(FAO)の案

食品中の放射性核種に関する国際対策レベル(IRALF)

	初年度	次年度以降
Sr-90	70	20
I-131	400	
Cs-134	350	50
Cs-137	500	100
Pu-239	10	2

に抑える」ことを基本的な考え方としたものである。その後、わが国では、ICRP Publ.26と1985年のパリ声明で提示された「公衆の主たる線量当量限度を1 mSv/年(100mrem/年)とする」を国内法へ取り入れることとなったが、輸入不認の暫定限度施行後ほぼ1年を経た1987年10月、限度設定の前提条件の検証と再評価に関する検討会が行われた結果、ヨーロッパ地域から輸入

される食品の全輸入食品に対する割合が3.9%であり、もしこの食品がすべて暫定限度で汚染されていると仮定し、1年間摂取し続けたとして、それによる預託実効線量当量は、0.04mSvになると試算されている。一方、日常食の放射能調査によって、全国平均の<sup>90</sup>Srと<sup>137</sup>Cs+<sup>134</sup>Csの摂取量はそれぞれ約0.09Bq/人・日、約0.18Bq/人・日であり、線量計算での仮定よりかなり少なく、これらを考え合わせると、現行の暫定限度は新しい国内法の下でも何ら問題がないことが確認された。

実際に、1986年11月1日から、1988年12月12日までの約2年の間に実施された放射能検査は約28,000件で、そのうち限度を超えた食品が45件あるが、主な食品種としてはハーブ(12)、セージ葉(9)、ナッツ類(6)、きのこ(6)、月桂樹葉(5)などであった<sup>1)</sup>。

食品の汚染とその摂取による被曝は最も直接的に人間に関係する被曝形態であり、人関連の環境モニタリングとしては重要なものの一つであるが、流通や摂取の限度を決定するに当たっては、単に被曝線量の点からのみならず、社会的、経済的な観点からの考慮、すなわち、正当化、最適化の立場からの限度基準の設定が必要となる。そのため、チェルノブイリ事故の際の食品汚染に対する基準値は、国や国際機関によってそれぞれ異なっている。(表3)

### 3 放射性物質を含む一般消費財(放射性コンシューマ・グッズ)

近年における急速な技術の進歩にともない、法的規制対象外と見なされる少量の放射性物質を含むコンシューマ・グッズの普及が着実に増大しつつあり、日常生活の中に広くいきわたっているものも多い。これらのものには、

- (1) 放射性物質を意図的に添加し、使用しているもの
- (2) 天然の放射性物質を利用しているもの
- (3) 天然の放射性物質を比較的多量に含むもの

がある。(1)はさらに

- (a) 特定の業者が検査作業等、特定の目的のために使用するもの
- (b) 一般公衆が、日常品として使用するもの

に分けられる。わが国で現在使用されているこれらコンシューマグッズの主なものを表4に示す。

(1)については、製造業者は、放射線障害防止法の規制対象(許可または届出)となっている場合もあるが、流通、使用の段階では、法規制からは外れる。また、(2)、(3)については製造も法規制の対象とはなっていない。したがって一般消費者はその製品に放射性物質が使用されていることすら知らずに利用している場合も多く、使用済みのものは、通常のゴミ回収ルートで廃棄され、処分されるものと思われる。これらは世界に共通の現象であり、UNSCEAR報告(1977)やNCRP報告No.56でも取り上げられ、ICRP勧告(1977)でも”これらの製品の使用、全体から生ずる被曝を合計しても、確実に容認できると判断される限度内にあるようにすべきである”旨の記述がある。わが国における放射性コンシューマ・グッズの流通実態については、昭

表4 放射性コンシューマー・グッズ

1. 放射性物質を意図的に添加しているもの (100 $\mu$ Ci以下の密封線源)	
* レベルメータ	$^{60}\text{Co}$
* スケールチェッカー	$^{137}\text{Cs}$
* バルブ開閉度探知装置	$^{137}\text{Cs}$ , $^{60}\text{Co}$
* RI水分・密度測定器	$^{252}\text{Cf}$ , $^{60}\text{Co}$
* 浮遊粒子測定器	$^{147}\text{Pm}$
煙感知器	$^{241}\text{Am}$
グロー・スタータ	$^{85}\text{Kr}$ , $^{147}\text{Pm}$
ネオングローランプ	$^{63}\text{Ni}$ , $^{147}\text{Pm}$
夜光時計	$^3\text{H}$ , $^{147}\text{Pm}$ , $^{226}\text{Ra}$
など	
* 特定業種の特定作業者	
2. 天然の放射性物質を利用しているもの (天然鉱石など)	
ラドン温泉器	
胃腸用マット	
腹帯, 腹巻, サポータ	
義歯 など	
3. 天然の放射性物質を比較的多量に含むもの	
建築, 建設材料	
化石燃料	
りん酸肥料	

和63年3月に、原子力安全技術センターによる調査報告書が出されており<sup>2)</sup>、各製品の流通、使用シナリオに基づく被曝線量も試算されている。その結果、最も被曝線量が多くなると仮定される検査作業従事者の繰返し使用においても、年間0.8ミリシーベルトとなり、一般公衆に対する線量限度1ミリシーベルトを越えることはないと評価されている。

放射性コンシューマ・グッズの流通、使用は、一般に予測される使用状況下では、被曝レベルがきわめて低いので、事前の安全評価は行われず、製品に含まれる放射能、放出する放射線のレベルを決め、それ以下のものについては法的規制を免除する方法がとられている。

公衆の被曝をもたらす可能性のある種々の低レベル線源を法的な規制から免除するかどうかの判断基準については、これまでに

- (i) 自然放射線のレベルと比較する
- (ii) 公衆の線量当量限度と比較する
- (iii) 放射線のリスクを他の日常生活上のリスクと比較する
- (iv) 正当化と最適化の手法から決定する

などの考え方が出されている。

例えば、前章に述べたチェルノブイリ事故の際の輸入汚染食品に対する規制基準は(ii)の考え方を、また低レベル固体放射性廃棄物処分に關する規制除外基準は(iii)の立場をとっている。放射性コンシューマ・グッズに關しては、特定レベル以下の放射能を含むものといえ、いったん流通過程に乗って公衆の手にわたると、それ以後は、使用法や廃棄については一切コントロールできなくなるし、僅かとはいえその際の被曝線量は使用状況によって大きく異なると予想される。したがって、個々の製品について、放射線の安全に關して責任を持つ行政当局が、生産、流通段階でのモニタリングを含め、被曝の様相と線量と線量を定量的に評価し、前記の規制免除判断基準に照らして十分安全であることの判断のもとに認可することが望ましいと考えられる。

#### 参考文献

- 1) 岩島清, 大久保隆, 日本における輸入食品の放射能汚染に關する暫定限度, 保健物理 23, 63-67 1988.
- 2) コンシューマ・グッズの流通実態等に關する調査, 昭和62年科学技術調査資料作成委託調査報告書, 原子力安全技術センター, 昭和63年3月.

### III. 環境モニタリング技術

#### III-1 環境中での化学形態

村松 康行

#### III-2 長半減期核種

山本 政儀

#### III-3 トリチウムと<sup>14</sup>C

井上 義和

#### III-4 空間放射線

森内 茂

#### III-5 浮遊じん

阿部道子／阿部史朗

#### III-6 気象

今井 和彦

---

特別講演 緊急時モニタリング  
について 宮永 一郎

### III-1 環境中での化学形態

村 松 康 行

放射線医学総合研究所

Chemical Species of Radionuclides in the Environment

Y. Muramatsu

National Institute of Radiological Sciences

*Isozaki 3609, Nakaminato, Ibaraki, 311-12 Japan*

**ABSTRACT**—Behaviour of radionuclides in the environment depends on their chemical forms. In this paper, radionuclides such as iodine, technetium, plutonium and ruthenium are selected and discussed on (1) the possible species in the environment, (2) influence of the chemical forms on the environmental transfer of the nuclides and (3) speciation of the nuclides in environmental materials. Special attention was paid on radioiodine ( $^{131}\text{I}$  or  $^{129}\text{I}$ ).

Radioiodine exists in the atmosphere as inorganic gaseous iodine ( $\text{I}_2$ ,  $\text{IOH}$ ), organic gaseous iodine ( $\text{CH}_3\text{I}$ ) and particulate form. The major chemical species of iodine in the aquatic environment are thought to be iodide ( $\text{I}^-$ ) and iodate ( $\text{IO}_3^-$ ).

Deposition velocity of  $\text{I}_2$  from the atmosphere onto vegetation is about 100 times higher than that of  $\text{CH}_3\text{I}$ . The availability of  $\text{I}^-$  from culture solution to plants is much higher than that of  $\text{IO}_3^-$ . The sorption phenomena of  $\text{I}^-$  and  $\text{IO}_3^-$  are different. The behaviour of iodine in soil is also influenced by its chemical form.

For the speciation of atmospheric iodine, filter paper, silver screen (or wool) and activated charcoal (TEDA supplement) are used for the separation of particulate iodine,  $\text{I}_2$  and organic iodine, respectively. For the determination of chemical forms of iodine in water samples, the following three methods can be used; (1) precipitation with  $\text{AgCl}$ , (2) separation by anion exchanger column and (3) isotope exchange method.

## 1 はじめに

放射性核種の環境中での挙動及び生物への移行は、同一核種でもその化学形態により大きく異なることが予想される。そのため、モニタリングを行う場合、濃度を測定するだけでなく、核種の存在形態についての情報を得ることができれば、それを用いて、より実際に即したモデルを設定し、被曝線量の推定を精度良く行うことが可能となる。しかし現状では、化学形態別分析は複雑な操作を伴う場合が多く、モニタリングに含めることは難しい。さらに基礎的な研究データを増すことが必要であろう。ここでは主要な放射性核種の①環境中での存在形態、②環境中での移行に及ぼす化学形の影響、並びに、③化学形態別分離法に関して現在得られている知見をまとめることとする。核種としては、複雑な化学形をとることで知られるヨウ素( $^{131}\text{I}$ ,  $^{129}\text{I}$ )を中心に、テクネチウム( $^{99}\text{Tc}$ )、プルトニウム( $^{238-239}\text{Pu}$ )、及び、ルテニウム( $^{103}\text{Ru}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ )について述べる。

## 2 ヨウ素

### 2.1 存在形態

ヨウ素は原子価として、-1, 0, 3, 5, 7 価をとりうる。そのため、環境中で色々な化学形態をとることが予想される。

安定ヨウ素の大気中での存在形態は、無機ヨウ素( $\text{I}_2$ , HOI)、有機ヨウ素(ヨウ化メチル： $\text{CH}_3\text{I}$ )、粒子状(ダスト等に吸着した形態)であることが知られている。大気中の安定ヨウ素の起源は主として海洋と考えられており、海水から大気への移行経路に関しては諸説があるが<sup>1)</sup>、最近では、海洋における生物作用の結果有機ヨウ素( $\text{CH}_3\text{I}$ )が生成され大気に加わるという説が有力である<sup>2,3)</sup>。また、 $\text{CH}_3\text{I}$ の光化学分解により $\text{I}_2$ やHOI等の無機ヨウ素が生じると考えられている<sup>4)</sup>。大気中の安定ヨウ素の化学形態別分析例を表1に示す<sup>5,6)</sup>。原子力施設で生じる放射性ヨウ素も無機形と有機形が存在する<sup>7)</sup>。

実際の環境中での放射性ヨウ素の化学形態に関しては、チェルノブイリ事故時に日本と西独で測定された $^{131}\text{I}$ についての報告がある。それによると、日本(東海村)<sup>8)</sup>では、粒子状ヨウ素：19%、 $\text{I}_2$ ：5%、HOI：6%、有機ヨウ素：70%であり、また、西独(ミュンヘン郊外)<sup>9)</sup>での分析

表1 大気中のヨウ素の化学形態別濃度( $\text{ngI m}^{-3}$ )

採取地	有機形	無機形	粒子状	文献
米国 ハワイ州(Oahu)	4.4	13	6.4	Butler (1986) <sup>5)</sup>
米国 ハワイ州(Mauna Loa)	2.7	5.5	0.5	Butler (1986)
米国 アリゾナ州	5	11	1.3	Rahn et al. (1976) <sup>6)</sup>
米国 カンサス州	12	5	2.8	Rahn et al. (1976)
カナダ N.W. Territories	3	0.4	0.2	Rahn et al. (1976)
バーミューダ	28	17	3.8	Rahn et al. (1976)

例では、粒子状ヨウ素：40%， $I_2$ ：35%，有機ヨウ素：25%であった。両者の値に差があるが、これは地域的な差によるものか否かについては不明である。しかし、どちらのデータからも、大気中の放射性ヨウ素の化学形態として、有機形、無機形、及び、粒子状の3者が存在することは明らかであろう。

次に、水中での化学形態について述べる。海水中のヨウ素の熱力学的に安定な化学形は $IO_3^-$ （ヨウ素酸イオン）である。しかし、特に表面海水では生物活動が盛んなため、還元され、一部が $I^-$ （ヨウ化物イオン）になる<sup>10)</sup>。河川水や雨水中のヨウ素も $IO_3^-$ と $I^-$ の形態をとると考えられるが、分析例が少ないため詳細は不明である。

雨水中の放射性ヨウ素の化学形態に関して、筆者ら<sup>11)</sup>はチェルノブイリ事故時に東海村で採取した雨水中の $^{131}I$ を測定した(図1)。その結果、粒子状がごく僅かで、ほとんどがイオン状( $I^-$ ,  $IO_3^-$ )であった。また、図の中に示してあるが、5月14日に採取した雨水をその当日に分析した値と、12日間保存した時点での値とを比べると、保存による $IO_3^-$ から $I^-$ への変化が見られた。これは雨水中に含まれる物質または微生物による還元作用と考えられる。

放射性ヨウ素をトレーサーとして用いた実験により、筆者ら<sup>12)</sup>は $I^-$ 及び $IO_3^-$ の雨水、海水、水道水中における安定性について調べた(図2)。雨水中では、 $IO_3^-$ が $I^-$ に変化することが認められたが、この傾向は藻類を多く含んだ溜水で顕著であった。しかし、雨水(または、ため水)を濾過するか煮沸すると $IO_3^-$ から $I^-$ への変化の割合は減少した。このことから、生物の作用によりヨウ素が還元されることが推定される。海水及び水道水では $IO_3^-$ として加えたトレーサーのほう安定であった。特に水道水の場合は $Cl_2$ を含んでいるためか、 $I^-$ から $IO_3^-$ への速い変化が認められた。しかし、一旦沸騰させた水道水では $Cl_2$ が除かれるため $IO_3^-$ への酸化はみられなかった。

植物体中での化学形に関するデータも少ないが、筆者ら<sup>13)</sup>が行った水稻の葉のゲルロカ分離の結果からみると、低分子側のフラクションにヨウ素が存在していた。おそらく $I^-$ などのイオン状であると推定される。また、放射性ヨウ素( $I^-$ )を土壌に添加して水稻を栽培すると、水稻地

Sampling date	Particulate	$IO_3^-$	$I^-$	others
11 May(2)*	1.9	64	25	9
14 May (0)	1.3	58	35	6
14 May (12)	1.3	27	72	<6
16 May(1)	2.4	50	49	<10

図1 チェルノブイリ事故に起因する $^{131}I$ の雨水中での化学形(1986年5月東海村にて採取)。

\*：採取から分析までの試料の保存日数。



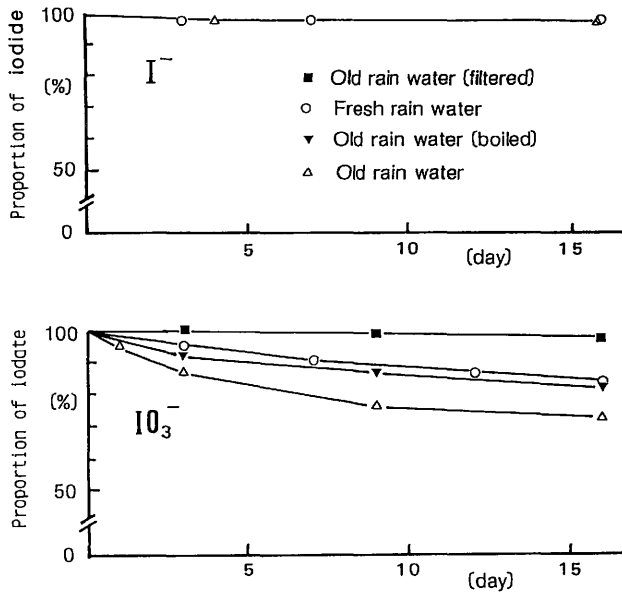


図2 雨水中における $I^-$ と $IO_3^-$ の安定性

上部及び土壌から有機ヨウ素が揮散することが認められた。土壌に添加した無機形ヨウ素( $I^-$ )が、土壌微生物あるいは水稻の作用により有機ヨウ素( $CH_3I$ )に変化し、空気中に出て来たものと考えられる<sup>13)</sup>。

## 2.2 環境中での挙動と化学形

大気中に放出されたガス状放射性ヨウ素の人体への移行量を推定する上での重要なパラメータの一つとして、植物(農作物)への沈着速度が挙げられる。沈着速度(deposition velocity)は、単位時間当たり単位重量の植物に沈着したヨウ素を大気中のヨウ素濃度で割った値で表す( $V_d, cm^3g^{-1}s^{-1}$ )。また、単位面積の地表に成育する植物全体への沈着量を分子として表わす場合もある( $V_g, cm s^{-1}$ )。筆者らのグループが行った実験結果では、 $I_2$ の沈着速度は、ホウレン草で約 $0.9 cm^3g^{-1}s^{-1}$ 、水稻のモミで、 $0.1\sim 0.2 cm^3g^{-1}s^{-1}$ であった<sup>14)</sup>。一方、 $CH_3I$ の沈着速度は、これら $I_2$ の値に比べ百分の1程度と明らかに小さい。このことは、 $I_2$ のほうが $CH_3I$ よりもはるかに植物に沈着し易いことを意味する。しかし、 $CH_3I$ は沈着速度は小さいが、浸透性があるためか、モミの中の白米の部分へ移行する割合は $I_2$ に比べ10倍程度高かった。

経根吸収による植物(コマツナ)への移行量を放射性ヨウ素をトレーサーとして用いて水耕栽培法により調べた結果を図3に示す<sup>15)</sup>。この図から、 $I^-$ のほうが $IO_3^-$ に比べて植物への移行率が高いことが分かる。その差は、若い植物ほど顕著であった。

ヨウ素の土壌中での挙動をカラム実験で調べた内田ら<sup>16)</sup>の結果によると、 $I^-$ と $IO_3^-$ では流出パターンに大きな差があった。また、ヨウ素の土壌及び土壌構成物質への吸着は、 $I^-$ と $IO_3^-$ で違

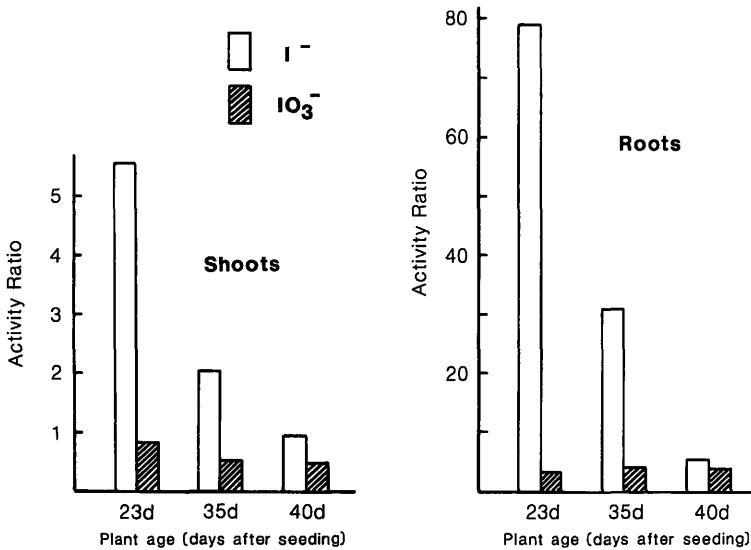


図3 水耕栽培における成長段階別コマツナへのI<sup>-</sup>とIO<sub>3</sub><sup>-</sup>の移行  
(Activity ratio: 1日吸収させた場合のコマツナ中のactivityと水耕液中のactivityとの比)

いが認められた<sup>17)</sup>。

海水から海産生物への移行については、I<sup>-</sup>のほうがIO<sub>3</sub><sup>-</sup>に比べて海藻、魚ともに取り込まれ易いという報告が出されている<sup>18)</sup>。

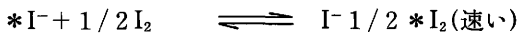
### 2.3 形態別分離法

大気中の放射性ヨウ素の形態別分離法としては、粒子状とガス状を分ける方法、及び、ガス状をさらに細かく無機形と有機形に分ける方法がある。前者は、ダストを捕集するフィルター部分と、ガス状ヨウ素を捕集する活性炭カートリッジ部分から構成されている。活性炭は、湿度が高くなると有機ヨウ素の吸着効率が下がるため、TEDA(トリエチレンジアミン)を添着させ有機ヨウ素の捕集効率を高めた活性炭を用いることが必要である。後者のガス状成分をさらに分ける場合は、粒子状ヨウ素をフィルターで分離したあと、ガス状ヨウ素を各種吸着材を用いて、無機形(I<sub>2</sub>, HOI)と有機形(CH<sub>3</sub>I)に分けるMaypackサンプラー等を用いる方法である。吸着材として用いる物質は研究者によっても異なるが、Noguchi and Murata<sup>9)</sup>の例で示すと、I<sub>2</sub>を銀スクリーン、次に、HOIを活性炭フィルター、最後に有機ヨウ素をTEDA添着活性炭カートリッジで捕集している。また、Keller等<sup>19)</sup>は、I<sub>2</sub>をヨウ化カドミウム、HOIをヨードフェノール、有機ヨウ素を銀ゼオライトで捕集する方法をとっている。

日本における現行の平常時モニタリングでは、主として、フィルターに捕集された粒子状放射性ヨウ素の測定しか行われていない。前述したように、粒子状ヨウ素の割合はガス状ヨウ素の総量に比べ少ない傾向にあり、また、粒子状とガス状の割合も一定ではない。そのため、粒

子状ヨウ素の測定値のみでは、大気中の放射性ヨウ素濃度の正しい把握は難しいと思われる。放射性ヨウ素の大気から農作物への移行量を予測し被曝線量を推定する場合、大気中のガス状ヨウ素の濃度が必要となる。そのためにも、粒子状だけでなく、ガス状ヨウ素の測定が望まれる。

水試料中の溶存放射性ヨウ素( $I^-$ と $IO_3^-$ )の化学形態別分離法は、(イ)沈殿法<sup>20)</sup>、(ロ)イオン交換樹脂を用いた方法<sup>12)</sup>、(ハ)同位体交換法等がある<sup>21,22,23,12)</sup>。(イ)沈殿法は、過剰の $Cl^-$ の存在下で $Ag^+$ を加えることにより $I^-$ を $AgCl$ と共沈させ $IO_3^-$ から分離する方法である。(ロ)イオン交換法は、陰イオン交換樹脂に試料溶液を流し、 $I^-$ と $IO_3^-$ を一旦樹脂に吸着させ、次に、水酸化ナトリウム溶液(1N程度)または塩化ナトリウム溶液(5%程度)を流すことにより $IO_3^-$ を樹脂から溶離させ $I^-$ との分離を行う方法である。(ハ)同位体交換法は、次に示す $I^-$ と $I_2$ 、及び $IO_3^-$ と $I_2$ の同位体交換反応速度の差を利用している。



筆者ら<sup>12)</sup>が用いている実際の分離測定法としては、 $I_2$ を溶かした四塩化炭素(約0.2mg  $I_2$ /ml)と試料溶液を分液ロート中で振とうさせる。上記の反応により $^{131}I^-$ は、四塩化炭素中の安定ヨウ素( $I_2$ )と交換反応を起こし、 $I_2$ が過剰にあるためほとんどが四塩化炭素相に移る。この操作を3回繰り返すことにより、 $^{131}I^-$ のほぼ全部が試料溶液から除かれる。しかし、 $^{131}IO_3^-$ の場合は $I_2$ との交換反応がごく遅いため水相に留まる。

### 3 テクネチウム

#### 3.1 環境中での存在形態

原子価は1～7価が存在するが、環境中に放出された場合の主な化学形態は、7価の $TcO_4^-$ (pertechnetate ion: 過テクネチウム酸)と考えられる。 $TcO_4^-$ は溶液中で安定であるが、還元され4価になると不溶性の化合物となる。また、次のような揮発性化合物が実験室系で合成される。:  $TcF_6$ (VI),  $TcO_3F$ (VII),  $Tc_2O_7$ (VII),  $HTcO_4$ (VII)。

#### 3.2 環境中での挙動と化学形態

テクネチウムの生物への移行、及び環境中での挙動は、7価で存在するか、または、4価に還元されているかによって大きく異なる。 $TcO_4^-$ (7価)は、通常の土壌中では動き易く、植物へも水とともに吸収され易い。そのため植物への高い移行率を示す<sup>24,25,26)</sup>。しかし、土壌中の微生物等の影響により還元され4価になると、不溶性の $TcO_2$ 、その水和物、硫化物等が生成され、土壌中で移行しにくくなる。その結果、時間とともに土壌に固定され、植物への移行も低下する、いわゆるAging効果がみられる<sup>25)</sup>。

#### 3.3 形態別分離法

$\text{TcO}_4^-$ が可溶性であることを利用して、塩化カルシウム溶液で土壌中の $\text{TcO}_4^-$ を溶出し、 $\text{TcO}_2$ 等と分離することが可能である。また、薄層電気泳動により化学形を分離する方法もある。

## 4 プルトニウム

### 4.1 環境中での化学形

原子価としては、3, 4, 5, 6 価が知られている。Fukai等<sup>27)</sup>は、雨水中のプルトニウムの化学形についての熱力学的な計算を行い、約80%が $\text{PuO}_2^+$ (5 価)で約20%が $\text{PuO}_2^{2+}$ (6 価)で存在するという結果を得ている。ただし、5 価のプルトニウムは、不均化反応により4 価と6 価に変化する可能性もある。海水中のプルトニウムは、酸化状態の化学形(5 価)のほうが、還元状態の化学形(3 価または4 価)よりも多い傾向にある<sup>28,29,30)</sup>。しかし、海水中の浮遊粒子のプルトニウムは還元形が優勢である<sup>29)</sup>。また、湖水中の化学形は、水質により差が大きい<sup>29)</sup>。プルトニウムの水中での酸化状態を支配する重要な物質としては、溶存有機物が考えられる。

### 4.2 環境中での挙動と化学形

プルトニウムの生物への移行に関係する化学形の影響についてのデータは少ない。Thiels<sup>31)</sup>が貝への移行を調べた実験結果によると、貝殻や軟組織への移行は3 価, 4 価, 6 価ともほぼ同じであった。しかし、腸管への移行は、6 価が3 価や4 価に比べて大きい傾向にあった。

### 4.3 化学形態別分離法

プルトニウムの化学形態別分離法としては、Nelson and Lovett<sup>32)</sup>が開発した、希土類フッ化物とともに還元形(3 価と4 価)を共沈させ、酸化形(5 価と6 価)と分ける方法がある。また、5 価と6 価を分ける方法としては、ケイ酸パウダーを用いて、6 価を吸着させ分離させることができる<sup>29)</sup>。また、Choppinのグループは、共沈法(LiF)、溶媒抽出法(TTA, DBM)、吸着法(シリカゲル,  $\text{CaCO}_3$ )などを用い、プルトニウムの形態別分析法に関する詳細な研究をおこなっている<sup>33)</sup>。

## 5 ルテニウム

### 5.1 環境中での存在形態

ルテニウムの原子価は0~8 価であり、複雑な化学的挙動をとることが知られている<sup>34,35)</sup>。核実験由来としては、高温で生じた気体状酸化物が冷却還元されて、金属状あるいは、水溶性化合物で環境中に存在すると考えられる。チェルノブイリ事故時では、ホットパーティクルとしてルテニウムが測定された例も多い<sup>36)</sup>。また、チェルノブイリ時の雨水中に溶存状態の放射性ルテニウムも測定されている。

再処理施設から放出される可能性があるルテニウムの化学形としてニトロシル錯体

(RuNO<sup>-</sup>)が上げられる。これが環境中に加わると、自然界の有機化合物と結合して、有機錯化合物を形成することが予想される。さらにルテニウムの特徴的な性質は、RuO<sub>4</sub>が高い揮発性を示すことである。そのため、使用済燃料の処理過程や、分析操作の途中で、RuO<sub>4</sub>が生成した場合、揮散し汚染の原因となったり、また、分析値の誤差の原因となることがある。しかし、一旦環境に入ると、還元され、不溶性のRuO<sub>2</sub>等に変化する。

## 5.2 環境中での移行と化学形態

ルテニウムの生物への移行は、その化学形により大きく異なることが知られている。例えば、海藻へ濃縮され易いが、その程度は高い順に並べると、塩化物>ニトロシル・ニトラト化合物>ニトロシル・クロロ化合物>ニトロシル・ニトロ化合物である<sup>37)</sup>。

動物の体内残留率は、塩化物などに比べ、ニトロシル・ニトラトやニトロシル・クロロ錯体が高いことが知られている<sup>38)</sup>。また、消化管からの吸収に関しては、ニトロシル・ニトロ化合物が塩化物やニトロシル・ニトラト化合物よりも1桁高いという結果が報告されている<sup>38)</sup>。

吸入とルテニウムの化学形態との関係を見ると、エアロゾル状のRuO<sub>2</sub>を吸い込んだ場合は、大半が肺まで移行するのに対して、ガス状のRuO<sub>4</sub>を吸入した場合は、上部呼吸器官に達したところで還元され、不溶性のルテニウムとなり、そこに留まるため肺までは到達しない。

## 5.3 化学形態別分離法

ルテニウムの化学形態別分離法としては、カラムクロマトグラフィー、電気遊動、非イオン性樹脂を用いた方法が試みられている。しかし、分離中に化学形が変化してしまう場合もあり難しい。実施にあたっては細心の注意が必要であろう。

## 6 おわりに

ヨウ素を中心に、いくつかの放射性核種の環境中での存在形態、生物への移行に及ぼす化学形の影響、及び、化学形態別分離法について述べた。以前から化学形の重要性が唱えられているにもかかわらず、未だにデータが不足しているのが現状である。さらに基礎的な知見を積み重ね、化学形を加味したより現実に近いモデルを設定し、放射性物質の環境中での移行、及び被曝線量の推定を行うことが望まれる。また、モニタリングに利用できる簡便な化学形態別分離分析技術を開発することも必要であろう。

## 参考文献

- 1) 村松康行：ヨウ素，「大気の化学」，季刊化学総説(日本化学会編)，No. 10, 116, 1990.
- 2) Lovelock, J.E., Maggs, R.J. and Wade, R.J. : *Nature*, **241**, 194, 1973.
- 3) Rasmussen, R.A., Kalil, M.A.K., Gunawardena, R. and Hoyt, S.D. : *J. Geophys. Res.*, **87**, 3086, 1982.

- 4) Chameides, W.C. and Davis, D.D. : *J. Geophys. Res.*, **85**, 7383, 1980.
- 5) Butler, E.L. : Dissatation, Univ. of Rhode Island, 1986.
- 6) Rahn, K.A., Borys, R.D. and Duce, R.A., *Science*, **192**, 549, 1976.
- 7) 立川円造 : 「最近の環境における放射性ヨウ素の諸問題」第7回放医研環境セミナー, NIRS-M-35, 33, 1979.
- 8) Noguchi, H. and Murata, M. : *J. Environ. Radioactivity*, **7**, 65, 1988.
- 9) UNSCEAR 1988 Report, "Souces, Effects and Risks of Ionizing Radiation", United Nations, 1988.
- 10) Tsunogai, S and Henmi, T. : *J. Oceanogr. Soc. Japan*, **27**, 67, 1971.
- 11) Muramatsu, Y., Sumiya, M., Ohmomo, Y. : *Science of the Total Environment*, **67**, 149, 1987.
- 12) Muramatsu, Y. and Ohmomo, Y. : *J. Radioanal. and Nuclear Chem., Articles*, **124**, 123, 1988.
- 13) Muramatsu, Y., Uchida, S., Sumiya, M., Ohmomo, Y. : *Water, Air and Soil Pollution*, **45**, 157, 1989.
- 14) 村松康行, 大桃洋一郎 : 放射線科学, **31**, 199, 1988.
- 15) Muramatsu, Y., Christoffers, D. and Ohmomo, Y., : *J. Radiation Research*, **24**, 326, 1983.
- 16) 内田滋夫 : 第12回放医研環境セミナー報文集, NIRS-M-57, p.42, 1986.
- 17) Muramatsu, Y., Uchida, S., Sriyotha, P. and Sriyotha, K. : *Water, Air and Soil Pollution*, **49**, 125, 1990.
- 18) Hirano, S., Ishii, T., Nakamura, R., Matsuba, M. and Koyanagi, T. : *Radioisotopes*, **32**, 319, 1983.
- 19) Keller, J.H. et al. : LONF-720823, 1972.
- 20) Behrens, H. : IAEA STI/PUB/597, 27, 1982.
- 21) Kahn, M. and Wahl, A.C., *J. Chem. Phys.*, **21**, 1185, 1953.
- 22) Ikeda, N., Takahashi, Y., Tanaka, K. and Kimura, K., : *Radioisotopes*, **20**, 48, 1971.
- 23) Hirano, S., Matsuba, M. and Koyanagi, T. : *Radioisotopes*, **32**, 27, 1983.
- 24) Cataldo, D.A., Garland, T. R. and Wildung, R.E. : In *Technetium in the Environment*, Elsevier Applied Science Pub., p.265, London, 1986.
- 25) Lembrechts, J.F.M.M. and Desment, G.M. : In *Technetium in the Environment*, Elsevier Applied Science Pub., p.295, London, 1986.
- 26) 渡部輝久, 鎌田 博 : 保健物理, **20**, 227, 1985.
- 27) Fukai, R., Yamato, A. and Thein, M. : In *Tehniques for Identifying Transuranic Speciation in Aquatic Environments*, IAEA STI/PUB/613, p.37, 1981.
- 28) Murray, C.N. and Avogadro, A. : In *Tehniques for Identifying Transuranic Speciation in Aquatic Environments*, IAEA STI/PUB/613, p.103, 1981.
- 29) Sholkovitz, E.R. : *Earth-Science Reviews*, **19**, 95, 1983.

- 30) Orlandini, K. A., Penrose, W. R. and Nelson, D. M.: *Marine Chem.*, **18**, 49, 1986.
- 31) Thiels, G.M., Murray, C.N. and Rade, J. : in Tehniques for Identifying Transuranic Speciation in Aquatic Environments. IAEA STI/PUB/613, p.129, 1981.
- 32) Nelson, D.M. and Lovett, M.B., *Nature*, **276**, 599, 1978.
- 33) Choppin, G. R.: Proceedings of Int. Trace Analysis Symp., p.123, Sendai, 1990.
- 34) 渡利一夫, 西村義一: 放射線科学, **29**, 136, 1986.
- 35) 渡利一夫, 今井靖子, 西村義一, 甲田善生: 日本原子力学会誌, **28**, 493, 1986.
- 36) Devell, L. et al : *Nature*, **321**, 1986.
- 37) Ishikawa, M. and Pučar, Z. : *Radioanal. Chem.*, **11**, 197, 1972, and **14**, 53, 1973.
- 38) Stara, J.F., Nelson, N.S., Della Rosa, R.J. and Bustad, L. K. : *Health Phys.* **20**, 113, 1971.

## III-2 長半減期核種

山本政儀

金沢大学理学部附属  
低レベル放射能実験施設

### Long-Lived Radionuclides in the Environment

Masayoshi Yamamoto

Low Level Radioactivity Laboratory, Kanazawa University  
*Tatsunokuchi-machi, Nomi-gun, Ishikawa 923-12, Japan*

**ABSTRACT**—Various radiometric methods have been developed for the determination of long-lived environmental radionuclides ( $^{99}\text{Tc}$ ,  $^{129}\text{I}$  and the transuranium elements) which are important not only from the radioecological viewpoints but also from the problem of high-level radioactive-waste disposal. The main difficulties in the measurement of these nuclides in the environmental materials are connected with their extremely low concentration and the necessity to separate them from large amount of sample having a complex chemical and radioactive contaminants. Therefore, the methods tend to involve many steps and to be time consuming. Current progresses and problems for the analysis and measurements of long-lived radionuclides in the environmental samples are presented in connection with their monitoring techniques.

#### 1 はじめに

環境放射能研究の分野で”長半減期”核種とは、一般に、数百年ないし数千年以上の物理的半減期をもち局地的ないし地球規模で環境への蓄積が懸念され、放射生態学的かつ放射線生物学的見地から問題となる核種をさすことが多い。したがって長半減期核種の環境モニタリングは長期的展望に立って、系統的かつ継続的な調査研究を行う必要があることで特徴づけられる。そのためには、環境モニタリングで対象とする試料中の長半減期核種の分析・測定法、さらにその評価法も含めて一貫したモニタリング技術とその体制を確立しておくことが重要である。

ここでは、使用済み核燃料の再処理とこれに続く放射性廃棄物の処理・処分問題とも関連して、重要視されている長半減期核種(表1)、テクネチウム-99( $^{99}\text{Tc}$ )、ヨウ素-129( $^{129}\text{I}$ )および超



表1 環境放射能研究で重要な長半減期放射性核種

Long-lived radionuclides important on the studies of environmental radioactivity.

Isotope	Half-life	Mode of decay	Energy (MeV)
<sup>99</sup> Tc	2.14×10 <sup>5</sup> y	β <sup>-</sup>	0.29
<sup>129</sup> I	1.57×10 <sup>7</sup> y	β <sup>-</sup>	0.15
<sup>237</sup> Np	2.14×10 <sup>6</sup> y	α	4.79, 4.77
<sup>238</sup> Pu	87.7 y	α	5.50, 5.46
<sup>239</sup> Pu	24110 y	α	5.16, 5.14
<sup>240</sup> Pu	6550 y	α	5.17, 5.12
<sup>241</sup> Pu	14.4 y	β <sup>-</sup>	0.02
<sup>241</sup> Am	433 y	α	5.49, 5.44

ウラン元素諸核種(<sup>237</sup>Np, Pu同位体, <sup>241</sup>Am)に焦点をしぼり、環境試料を対象とした分析・測定法の国内の現状と最近のトピックスを中心に述べ、今後のモニタリング技術の課題についても触れる。

## 2 分析・測定法

一般環境中には、図1に示す土壤の例からもわかるように、ここで取りあげる長半減期核種<sup>99</sup>Tc, <sup>129</sup>I, <sup>237</sup>Np, Pu同位体(<sup>238</sup>Pu, <sup>239</sup>Pu, <sup>240</sup>Pu, <sup>241</sup>Pu), <sup>241</sup>Amが地球規模で分布存在している。これらの核種は、その大部分が過去の大気圏内核爆発実験由来のフォールアウトである。

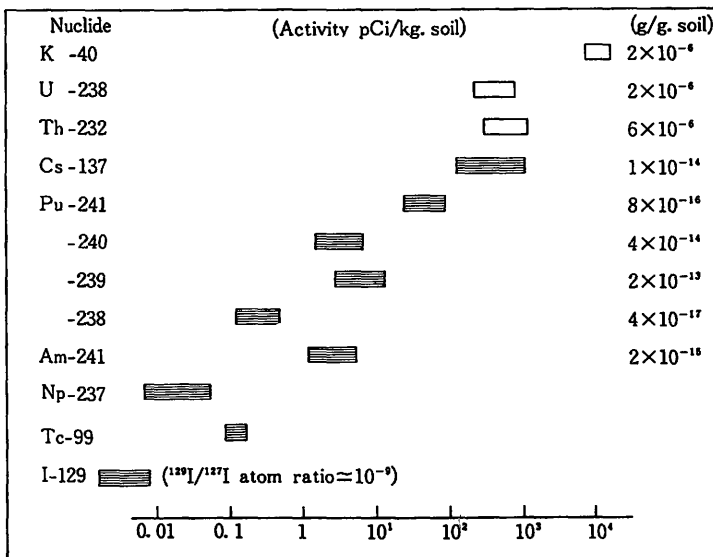


図1 日本の水田土壤に含まれる長半減期放射性核種の平均的な濃度  
Average concentrations of long-lived radionuclides in Japanese rice-field soils.

一方、国内の原子力施設からの長半減期核種の放出は非常に低く、施設周辺においてさえ、フォールアウトとの識別が極めて困難な状況にあり、現在の環境ではフォールアウトレベルが評価できる分析・測定法が強く要求される。

分析法とも関連して、まず最初にTc, I, Np, Pu, Amの主な化学的特性を表2にまとめて示す。I以外は天然に安定同位体が存在しない。どの元素も環境に応じて種々の酸化状態を持つ

表2 テクネチウム(Tc), ヨウ素(I)および超ウラン元素(Np,Pu,Am)の主な化学的特性  
Some chemical characteristics for Tc, I and transuranium elements (Np,Pu and Am).

化学的特性	
◎テクネチウム (Tc 43番元素)	
: 安定同位体が存在しない	
: Mn, Reの同族体, Reの方がより類似性がある	
: +7価から-1価までの酸化状態, 大気と接している環境においてはTcO <sub>4</sub> <sup>-</sup> が安定, 還元状態ではTc(IV)が安定	
◎ヨウ素 (I 53番元素)	
: 天然に安定同位体 ( <sup>127</sup> I) が存在	
: ハロゲン元素	
: +7価から-1価までの酸化状態, 一般環境ではI <sub>2</sub> が安定, I <sup>-</sup> およびI <sub>2</sub> もついで安定でありCH <sub>3</sub> Iなどの有機態のものも若干存在	
: <sup>129</sup> Iは究極的には安定ヨウ素と同一挙動	
◎超ウラン元素	
ネプツニウム (Np 93番元素) プルトニウム (Pu 94番元素)	
アメリカシウム (Am 95番元素)	
: 天然に安定同位体が存在しない	
: +3価から+7価までの酸化状態	
Np : NpO <sub>2</sub> <sup>+</sup> が安定	
Pu : Pu(III), Pu(IV), PuO <sub>2</sub> <sup>2+</sup> , PuO <sub>2</sub> <sup>3+</sup> の4種の酸化状態	
Am : Am(III)が安定	
全体としていずれの元素も環境に応じて種々の酸化状態をとり, その挙動は複雑	

化学形をとり、表1に示すように直接非破壊測定が困難な軟β線放射体あるいはα線放射体である。このため、測定するには、かなり大量の試料からの放射化学的分離・精製が不可欠である。一般に化学処理のさいの収率を補正するため、一定量のトレーサー(環境放射研究で重要な核種も含めて表3に示す)を添加し、以下の手順で行われる。

- ① 試料の前処理, 分解・溶出
- ② 放射化学的分離・精製
- ③ 測定線源の調整

表3 化学収率補正用のトレーサー

Possible yield tracers for the corresponding environmental radionuclides.

Environmental radionuclides	Yield determinants
$^{99}\text{Tc}$	$^{99\text{m}}\text{Tc}$ (6.0h, IT, from $^{99}\text{Mo}$ ), $^{97}\text{Tc}$ ( $2.6 \times 10^6$ y, EC), $^{95\text{m}}\text{Tc}$ (61d, EC, $\beta^+$ , IT) Stable Re
$^{129}\text{I}$	$^{125}\text{I}$ (60.3d, EC), $^{131}\text{I}$ (8.0d, $\beta^-$ ), Stable I
$^{237}\text{Np}$	$^{239}\text{Np}$ (2.4d, $\beta^-$ , from $^{243}\text{Am}$ ), $^{235}\text{Np}$ (396d, EC, $\alpha$ )
$^{238}, ^{239}, ^{240}, ^{241}\text{Pu}$	$^{242}\text{Pu}$ ( $3.8 \times 10^5$ y, $\alpha$ ), $^{236}\text{Pu}$ (2.85y, $\alpha$ ), $^{237}\text{Pu}$ (45.4d, EC, $\alpha$ )
$^{241}\text{Am}$	$^{243}\text{Am}$ ( $7.4 \times 10^3$ y, $\alpha$ ), $^{244}\text{Cm}$ (18.1y, $\alpha$ )
$^{242}, ^{243}, ^{244}\text{Cm}$	$^{241}\text{Am}$ (433y, $\alpha$ ), $^{243}\text{Am}$ ( $7.4 \times 10^3$ y, $\alpha$ )
$^{228}, ^{230}, ^{232}\text{Th}$	$^{229}\text{Th}$ ( $7.3 \times 10^3$ y, $\alpha$ ), $^{234}\text{Th}$ (23.1d, $\beta^-$ )
$^{234}, ^{235}, ^{238}\text{U}$	$^{232}\text{U}$ (72y, $\alpha$ ), $^{236}\text{U}$ ( $2.3 \times 10^7$ y, $\alpha$ ), $^{233}\text{U}$ ( $1.6 \times 10^5$ y, $\alpha$ )
$^{226}\text{Ra}$	$^{224}\text{Ra}$ (3.66d, $\alpha$ ), $^{225}\text{Ra}$ (14.8d, $\beta^-$ ), $^{223}\text{Ra}$ (11.4d, $\alpha$ ), $^{133}\text{Ba}$ (10.7y, EC)
$^{210}\text{Po}$	$^{209}\text{Po}$ (102y, $\alpha$ , EC), $^{208}\text{Po}$ (2.9y, $\alpha$ , EC)
$^{231}\text{Pa}$	$^{233}\text{Pa}$ (27.0d, $\beta^-$ , from $^{237}\text{Np}$ )
$^{137}\text{Cs}$	$^{134}\text{Cs}$ (2.06y, $\beta^-$ ), Stable Cs
$^{59}, ^{63}\text{Ni}$	Stable Ni
$^{60}\text{Co}$	$^{57}\text{Co}$ (271d, EC), Stable Co

表4 環境中テクネチウム-99の測定と国内の主な研究機関

Measurement of environmental  $^{99}\text{Tc}$  and its main internal research institutes.

(1)  $^{99}\text{Tc}$  ( $T_{1/2} = 2.14 \times 10^5$ y,  $\beta^-E = 0.29\text{MeV}$ )

主な研究機関	測定方法	対象
筑波大化学系	低バックグラウンド $\beta$ 線スペクトロメリー (液シ) マススペクトロメトリー (ICP-MS)	土壌
九環協, 九州大理	低バックグラウンド $\beta$ 線スペクトロメリー (ガス) 金沢大LLRL // (Si半導体検出器, ピコ $\alpha$ - $\gamma$ )	海水, 海藻
放医研	// (ピコ $\alpha$ - $\gamma$ )	海水, 海藻
動燃	// (ガス) 動燃	海水

◎ $^{99}\text{Tc}(\gamma, \gamma')$  $^{99\text{m}}\text{Tc}$ (東北大理)

◎ $^{99}\text{Tc}(n, \gamma)$  $^{100}\text{Tc}$ ,  $^{99}\text{Tc}(n, n')$  $^{99\text{m}}\text{Tc}$ (筑波大化学系)

◎一応, 環境試料中の $^{99}\text{Tc}$ を測定できる段階に来ているが  
データはきわめて少ない

## ④ 測定および評価

以下原子番号の順に、その分析・測定法を簡単に述べる。

## 2.1 テクネチウム

環境中の $^{99}\text{Tc}$ の主な放出源と分析・測定法および現在のレベルについては関の総説<sup>1)</sup>が参考

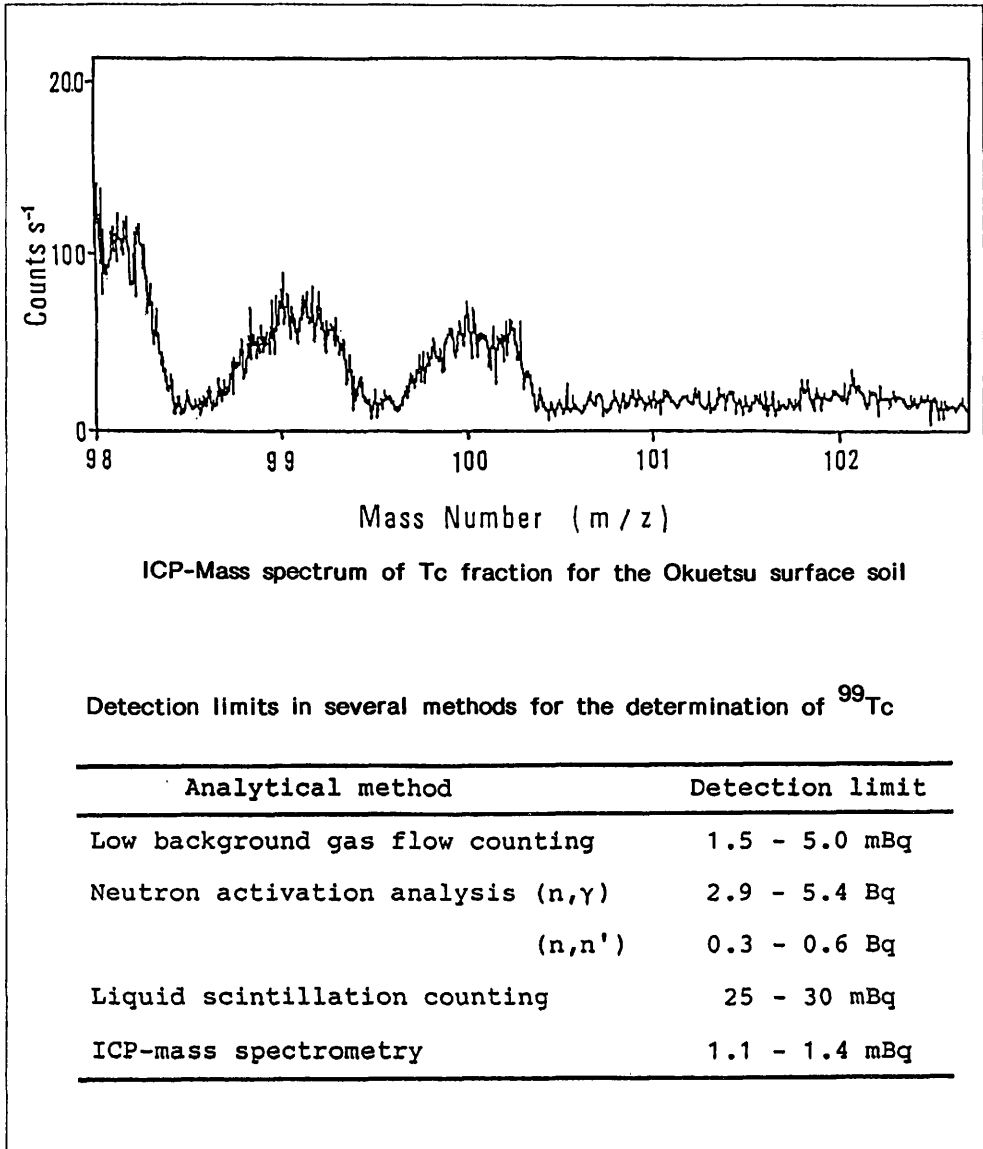


図2 ICP質量分析器による土壌中の $^{99}\text{Tc}$ の測定スペクトル例と検出限界の比較<sup>2)</sup>

Example of ICP-MS spectrum of  $^{99}\text{Tc}$  for soil sample and comparison of its detection limits.<sup>2)</sup>

になる。いずれにしても、未だ簡単に測定できるレベルにないので、環境中の分布や挙動については不明な点が多い。国内では、表4に示す研究機関で<sup>99</sup>Tcの分析・測定法の検討が進められており、土壌、海水、海藻などの環境試料についてのデータが報告されるようになってきた。

<sup>99</sup>Tcの測定は、この核種が壊変に伴って最大エネルギー0.292MeVのβ線しか放出しないために、化学分離・精製後、電着して、低バックグラウンドβ線スペクトロメトリーにより行われることが多い。現在の環境レベルが低いため、大量の試料を処理する必要がある、測定上妨害となる核種のみならず、大量の共存イオンを除去することが重要である。最近、筑波大学の森田ら<sup>2)</sup>は、土壌や堆積物試料に対し最終のTc精製段階でRuとTcの分離にK<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>を含むアルカリ溶液からのシクロヘキサノン抽出<sup>3)</sup>を適用し、水で逆抽出、1M-HNO<sub>3</sub>溶液としてそのままICP-MS(Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometer)で測定する方法を報告している。図2<sup>2)</sup>にその定量スペクトルの例と検出限界を示す。ICP-MSは非常に高価な機器であるが<sup>3)</sup>、新たな測定法として期待が持てる。

## 2.2 ヨウ素

<sup>129</sup>Iについては、中村の資料<sup>4)</sup>が参考となる。半減期が1.57×10<sup>7</sup>年と非常に長いので、最終的

表5 環境中ヨウ素-129の測定と国内の主な研究機関

Measurement of environmental <sup>129</sup>I and its main internal research institutes.

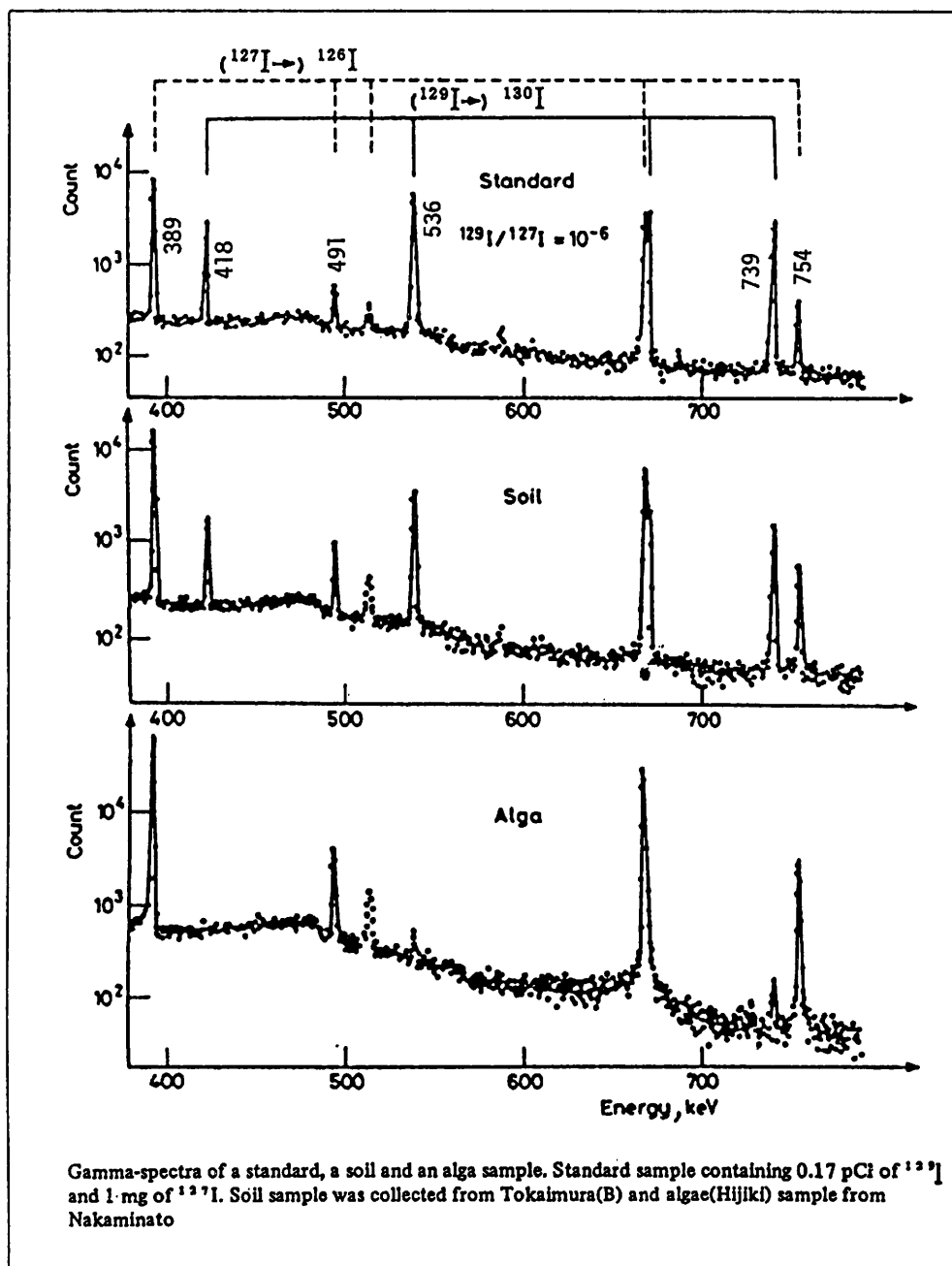
(2) <sup>129</sup>I (T<sub>1/2</sub>=1.57×10<sup>7</sup>y, β<sup>-</sup>E=0.15MeV)

主な研究機関	測定方法	対象
筑波大化学系	放射化分析	土壌
放医研	"	各種環境試料
動燃	"	"

### Neutron capture reactions used for the iodine activation analysis and their interfering reactions

[Main reactions]	[Interfering reactions]
$^{129}\text{I}(n, \gamma)^{130}\text{I} \xrightarrow{\beta^-, \gamma} ^{130}\text{Xe}$ 12.4 h	$^{125}\text{I}(n, \gamma)^{126}\text{I}$
$^{127}\text{I}(n, \gamma)^{128}\text{I} \xrightarrow{\beta^-, \gamma} ^{128}\text{Xe}$ 25 m	$^{127}\text{I}(n, \gamma)^{128}\text{I}(n, \gamma)^{129}\text{I}(n, \gamma)^{130}\text{I}$
$^{127}\text{I}(n, 2n)^{126}\text{I} \xrightarrow{\beta^-, \gamma} ^{126}\text{Xe}$ 13 d	$^{235}\text{U}(n, f)^{129}\text{I}(n, \gamma)^{130}\text{I}$
	$^{133}\text{Cs}(n, \alpha)^{130}\text{I}$
	$^{128}\text{Te}(n, \gamma)^{129}\text{Te} \xrightarrow{\beta^-} ^{129}\text{I}(n, \gamma)^{130}\text{I}$

©<sup>129</sup>Iと安定ヨウ素(<sup>127</sup>I)の同時定量



Gamma-spectra of a standard, a soil and an alga sample. Standard sample containing 0.17 pCi of  $^{132}\text{I}$  and 1 mg of  $^{127}\text{I}$ . Soil sample was collected from Tokaimura(B) and algae(Hijiki) sample from Nakaminato

図3 中性子放射化分析法による $^{129}\text{I}$ および安定 $^{127}\text{I}$ の測定例<sup>5)</sup>

Example of gamma-ray spectra for the measurement of  $^{129}\text{I}$  and stable  $^{127}\text{I}$  by neutron activation analysis.<sup>5)</sup>

には安定ヨウ素( $^{127}\text{I}$ )と挙動を共にすると考えられる。図1に示すように一般環境中の $^{129}\text{I}$ レベルは、ここで取りあげる核種の中で最も低く、その測定には検出感度が高く、 $^{129}\text{I}/^{127}\text{I}$ 同位体比の測定も同時にできる中性子放射化分析が広く用いられている(表5, 図3<sup>5)</sup>)。この方法では試料中のヨウ素をまず放射化学的に分離し、中性子照射後ヨウ素の再分離をしてから $\gamma$ 線スペクトロメトリーにより $^{130}\text{I}(T_{1/2}=12.4\text{ h})$ および $^{126}\text{I}(T_{1/2}=13\text{ d})$ を測定する。

ヨウ素は揮発しやすく、また種々の化学形を取り得るので、試料の前処理、分解、溶出には特に注意を払う必要がある。

### 2.3 超ウラン元素

超ウラン元素の $^{237}\text{Np}$ ,  $\text{Pu}$ 同位体( $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239}\text{Pu}$ ,  $^{240}\text{Pu}$ ,  $^{241}\text{Pu}$ )および $^{241}\text{Am}$ のうち、 $\beta$ 線放射体である $^{241}\text{Pu}$ 以外はすべて $\alpha$ 線放射体である。このため、特別な場合を除いてほとんど放射化学

表6 環境中超ウラン元素( $^{237}\text{Np}$ ,  $\text{Pu}$ 同位体および $^{241}\text{Am}$ )の測定と国内の主な研究機関  
Measurements of environmental transuranium elements( $^{237}\text{Np}$ ,  $\text{Pu}$  isotopes and  $^{241}\text{Am}$ ) and their main internal research institutes.

#### (3) 超ウラン元素諸核種

$^{237}\text{Np}(\alpha)$ ,  $\text{Pu} (^{238}\text{Pu}(\alpha), ^{239}\text{Pu}(\alpha), ^{240}\text{Pu}(\alpha), ^{241}\text{Pu}(\beta^-))$   
 $^{241}\text{Am}(\alpha)$

主な研究機関	測定方法	対象
秋田大医	$\text{Pu Am}$	$\alpha$ 線スペクトロメトリ-
筑波大化学系	$\text{Np}^* \text{Pu Am}$	食品, 人体
金沢大LLRL	$\text{Np Pu Am}^{**}$	土壤, 堆積物
金沢大理	$\text{Pu Am}$	"
		海水
気象研	$\text{Pu Am}$	"
原研	$\text{Pu Am}$	大気, 降下物, 河川, 海水
放医研	$\text{Pu (Am)}$	降下物, 堆積物
動燃	$\text{Pu Am}$	海水, 堆積物, 人体
東海区水研	$\text{Pu}$	各種環境試料
		堆積物
日本分析センター	$\text{Pu (Am)}$	"
大放研	$\text{Pu}$	各種環境試料
地方自治体 (福井, 茨城など)	$\text{Pu}$	降下物
		各種環境試料

\*マススペクトロメトリー (ICP-MS), 放射化分析 $^{237}\text{Np}(n, \gamma)^{238}\text{Np}$

\*\*低エネルギー光子スペクトロメトリーによる直接測定も併用

◎ $\alpha$ 線スペクトロメトリー:  $^{238}\text{Pu}$ ,  $^{239}, ^{240}\text{Pu}$ ( $^{239}\text{Pu}$ と $^{240}\text{Pu}$ の分別不可能)

的分離・精製，電着後， $\alpha$ 線スペクトロメトリーによって測定される。環境中の超ウラン元素諸核種の測定と評価を行っている国内の主な研究機関を表6に示す。ほとんどの機関でPuが研究され、ついで $^{241}\text{Am}$ の研究が行われている。Puについては、すでに科学技術庁の「Puの分析法マ

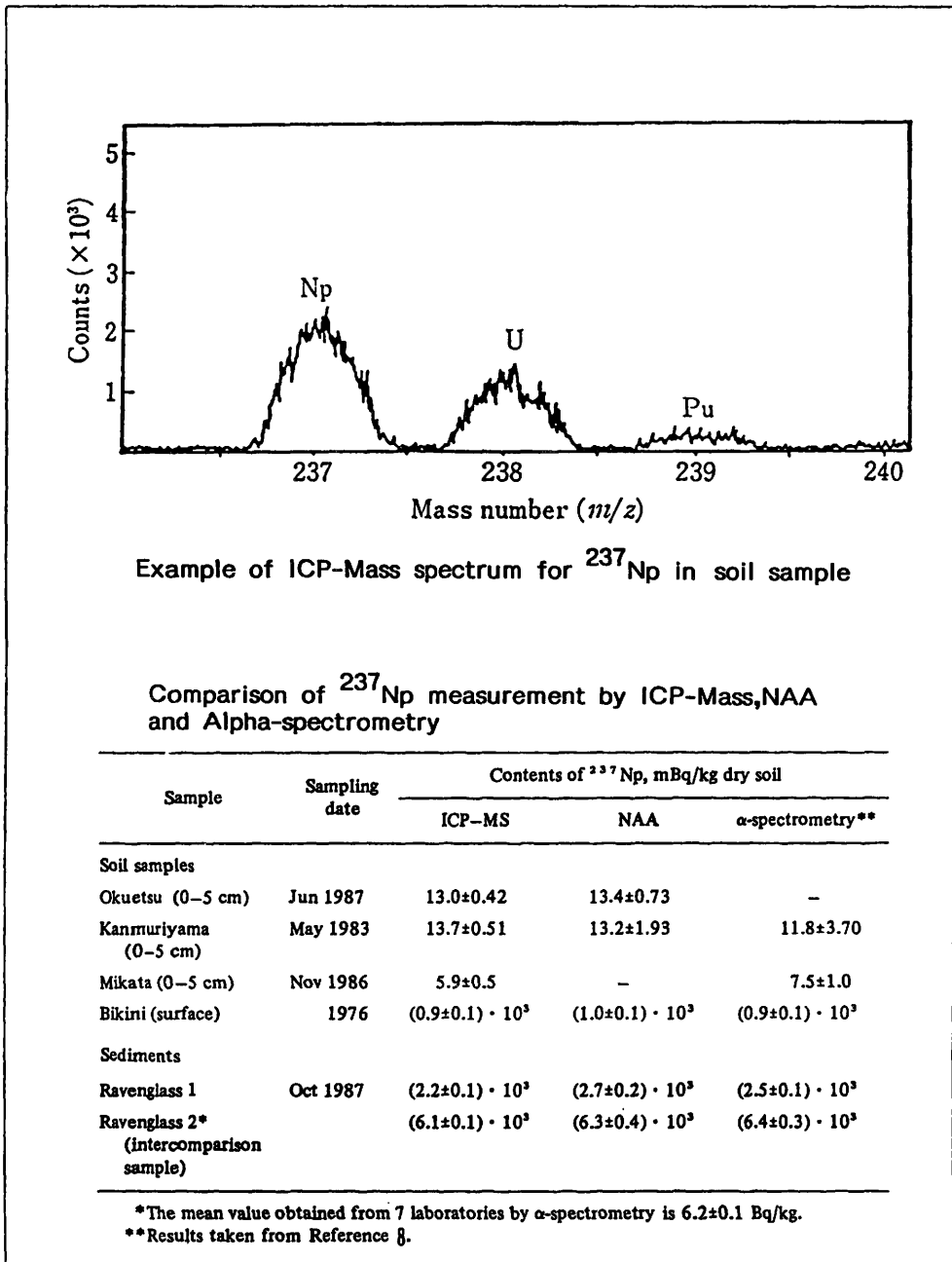


図4 ICP 質量分析器による土壤中の $^{237}\text{Np}$ の測定スペクトル例と他の測定法との比較<sup>7)</sup>  
Example of ICP-MS spectrum of  $^{237}\text{Np}$  for soil sample and comparison of  $^{237}\text{Np}$  measurement by ICP-MS, NAA and alpha-spectrometry.<sup>7)</sup>



ニューアル]が作成されているが、最近「Pu分析法の改訂案」および「 $^{241}\text{Am}$ 分析法の原案」ができた  
と聞いており、今後 $^{241}\text{Am}$ のデータの増加が期待される。

一方 $^{237}\text{Np}$ については $\alpha$ 線スペクトロメトリー<sup>6)</sup>、中性子放射化分析あるいはICP-MSを用い  
る方法(図4<sup>7)</sup>)が開発され、ようやく研究がスタートしたところであり、これからの研究成果が  
待たれる。

上記してきた濃度の絶対値のみの測定の外に、Puについては、 $^{239}\text{Pu}$ と $^{240}\text{Pu}$ の分別定量( $\alpha$ 線  
スペクトロメトリーでは $^{239}\text{Pu}$ と $^{240}\text{Pu}$ の $\alpha$ 線エネルギーが接近していて弁別不可能)、軟 $\beta$ 線放  
射体の $^{241}\text{Pu}$ の測定も重要であり、これにより環境中のPuの由来、汚染源の考察などを行うこと  
が必要となろう。現在、いくつかの方法<sup>9-11)</sup>が開発されており、この方面の研究がさらに進むこ  
とが望まれる。

### 3 評価と今後の課題

これまで述べてきたように現在の環境中の $^{99}\text{Tc}$ 、 $^{129}\text{I}$ および超ウラン元素諸核種のレベルは非  
常に低く、ほとんどの場合大気圏内核爆発実験由来のフォールアウトの測定になっている。し  
たがって、これら核種の測定はたとえ原子力施設周辺の環境試料であっても、施設寄与のモニ  
タリングというよりも、むしろ現在のフォールアウトレベルの推移を把握しながら、環境およ  
び生態系での挙動についての知見を得、その情報をあらかじめ基礎的に検討し、今後のモニタ  
リングおよび施設寄与の影響評価に役立てることにあるように思われる。得られたデータの評  
価にさいしては、核種濃度の絶対値のみならず、 $^{137}\text{Cs}$ ( $^{90}\text{Sr}$ )あるいはここで取りあげた核種間の  
放射能比(図5)も交えて総合的に検討し、できるだけ多くの情報を得ることが必要である。測  
定試料については、大気中の放射性物質では被ばく線量の算定のさいに重要な因子の1つであ  
る粒径分布の測定、長期にわたる蓄積状況の把握の指標としての表層土壌および堆積物にお  
いては濃度(Bq/kg)のほかに蓄積量(Bq/km<sup>2</sup>)の評価が重要である。できればモデルによる将来の  
動向を予想するために必要なパラメーターとして、たとえば水-魚貝藻類-堆積物、土壌-農  
作物のように1つのセットでデータが出てくることが望まれる。分析・測定においては、簡便  
で実用性の高い方法の確立とともに、化学形(存在状態)についての知見を得る方法の出現が待  
たれる。データの品質保障を行う上での標準試料の作製も大切である。

最後に、主に大学などの研究機関は、分析・測定法の開発、環境中での挙動、地球化学への  
トレーサーとしての利用などを主として行っており、環境モニタリングを含む研究はまだ少な  
いが、フィードバックできるものは多い。一方、局地的ではあるが、東海沿岸や若狭湾周辺に  
おいては、環境モニタリングとして相当数の系統的なフィールドのデータが、また気象研究所  
では、大気や降下物などについてのPuのデータが蓄積されている。以上述べたことから結論と  
して、長半減期核種のモニタリングは、長期的展望に立つことが重要であり、そのためには少  
なくとも国内のデータを数年毎にまとめるなどして総合的に評価し、かつ得た成果を刊行して  
いく機関が必要と思われる。

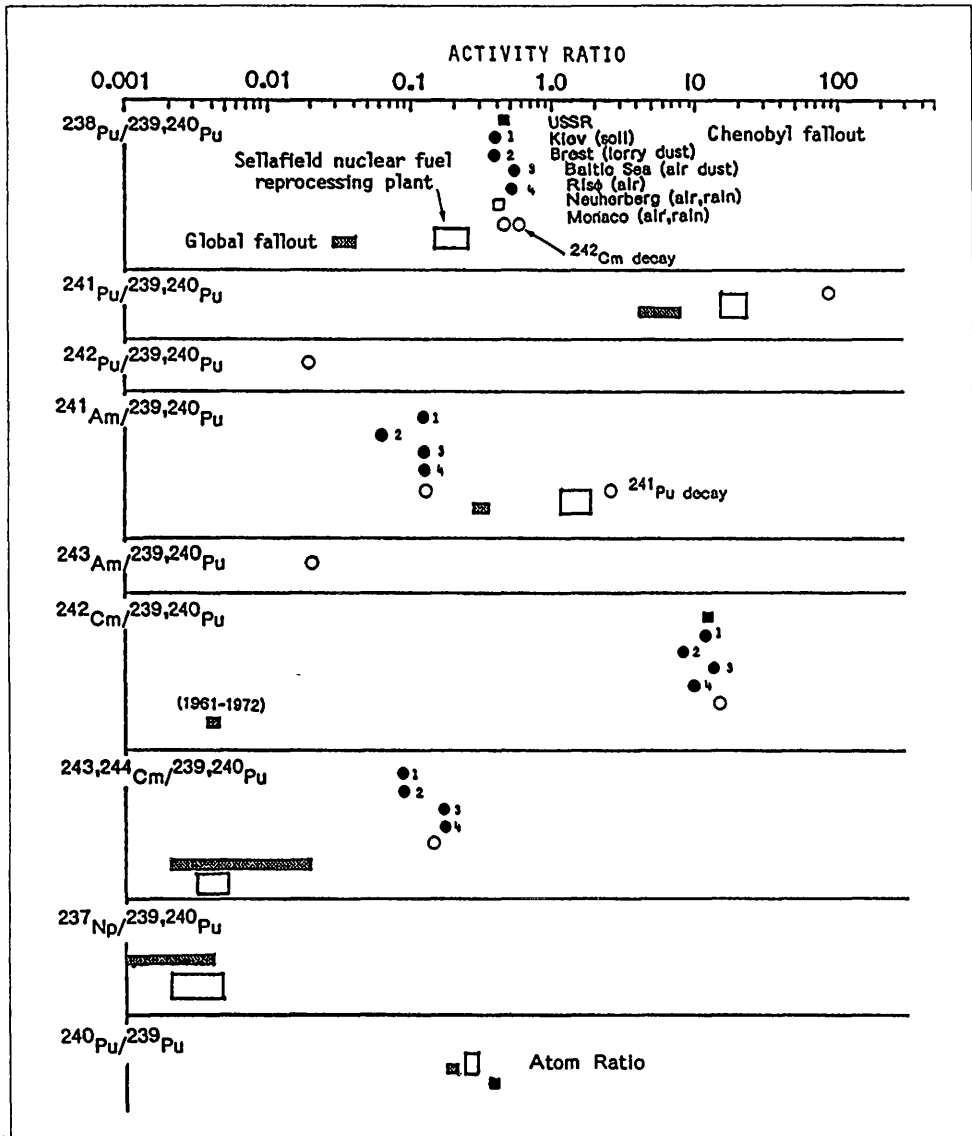


図5 種々の汚染源からの超ウラン元素諸核種の放射能比の比較

Comparison of activity ratios among transuranium elements from several different sources.

参考文献

- 1) 関 季紀；環境テクネチウムの定量とその分布。 *Radioisotopes*, **38**, 155-161, 1989.
- 2) Morita, S., Kim, C.K., Takaku, Y., Seki, R. and Ikeda, N. : Determination of Technetium-99 in Environmental Samples by Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry. *J. Radioanal. Nucl. Chem. Lett.*, (in press).
- 3) Bate, L.C. : Determination of Technetium-99 in Mixed Fission Products by Neutron Activa-

tion Analysis. Radioelement Analysis-Progress and Problems (Lyon, W.S., Ed.), *Ann. Arbor Science*, 175-189, 1980.

- 4) 中村裕二；ヨウ素-129測定法。保健物理, **12**, 273-282, 1977.
- 5) Muramatsu, Y., Ohmomo, Y. and Christoffers, D. : Neutron Activation Analysis of Iodine-129 and Iodine-127 in Environmental Samples. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **83**, 353-361, 1984.
- 6) Yamamoto, M., Chatani, K., Komura, K. and Ueno, K. : Development of Alpha-Ray Spectrometric Techniques for the Measurement of Low-Level  $^{237}\text{Np}$  in Environmental Soil and Sediment. *Radiochim. Acta*, **47**, 63-68, 1989.
- 7) Kim, C.K., Takaku, Y., Yamamoto, M., Kawamura, H., Shiraiishi, K., Igarashi, Y., Igarashi, S., Takayama, H. and Ikeda, N. : Determination of  $^{237}\text{Np}$  in Environmental Samples using Inductivity Coupled Plasma Mass Spectrometry. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **132**, 131-137, 1989.
- 8) Sakanoue, M., Yamamoto, M. and Komura, K. : Determination of Environmental Actinide Nuclides and  $^{210}\text{Pb}$  ( $^{210}\text{Po}$ ) by Low-Energy Photon Spectrometry with Alpha-Spectrometry. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **115**, 71-82, 1987.
- 9) Kim, C.K., Oura, Y., Takaku, Y., Nittu, H., Igarashi, Y. and Ikeda, N. : Measurement of  $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$  Ratio by Fission Track Method and Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry. *J. Radioanal. Nucl. Chem. Lett.*, **136**, 353-361, 1989.
- 10) Komura, K., Sakanoue, M. and Yamamoto, M. : Determination of  $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$  Ratio in Environmental Samples Based on the Measurement of LX/ $\alpha$ -Ray Activity Ratio. *Health Phys.*, **46**, 1213-1219, 1984.
- 11) Yamamoto, M., Chatani, K., Komura, K., Ueno, K. and Igarashi, S. : Determination of Neptunium-237 and Plutonium-241 in Environmental Samples : Soil and Sediment. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **138** 365-376, 1990.

III-3 トリチウムと<sup>14</sup>C

井上 義和

放射線医学総合研究所

Monitoring Techniques for <sup>3</sup>H and <sup>14</sup>C in Environmental Samples

Yoshikazu Inoue

Division of Environmental Health, National Institute of Radiological Sciences  
4-9-1, Anagawa, Chiba-shi, 260 Japan

**ABSTRACT**-Monitoring techniques for <sup>3</sup>H and <sup>14</sup>C were described from the point of views of determining the concentration in their chemical forms in the environmental samples to correspond to the requirement in the revised Japanese regulations.

Some guidelines to plan sampling programs were described with knowledge of the behavior of <sup>3</sup>H and <sup>14</sup>C including processes of their chemical transformations in the environment.

The advanced liquid scintillation counters commercially available were shown to have enough sensitivity to determine both nuclides with good accuracy and to have advantages of simple handling and easy techniques to prepare counting samples using emulsion liquid scintillators for <sup>3</sup>H and liquid scintillators containing organic base for <sup>14</sup>C.

The sampling methods of water vapor, hydrogen and hydrocarbons for <sup>3</sup>H, and carbon dioxide and hydrocarbons for <sup>14</sup>C in air were described based on combined techniques of adsorption/desorption and oxidation processes using molecular sieve for HTO adsorption and alkaline solution or solid for CO<sub>2</sub> adsorption, and oxidation catalysts with following adsorption columns for both nuclides in hydrocarbons. The combustion methods for determining <sup>3</sup>H and <sup>14</sup>C in biological samples were also described.

# 1 序

ICRP Publication 43<sup>1)</sup>「集団を放射線から防護するためのモニタリングの諸原則」にもある通り、モニタリングの目標や内容は広くかつ多岐に渡っているので、本論では出来るだけ広い目的に対応でき、かつ比較的簡易な測定技術の概略を紹介する。

<sup>3</sup>Hおよび<sup>14</sup>Cに関する環境モニタリングの目的で測定対象となる環境試料を分類すると、環境管理の目的で実施する線源関連モニタリングでは、施設境界の環境物質、特に大気が、一方線量評価の目的で実施する人関連モニタリングでは、主として飲食物が対象となるであろう。

また、平成元年4月の放射線障害防止法の改正に伴い、<sup>3</sup>Hと<sup>14</sup>Cを含む多数の核種に対して濃度限度が掲げられ、かつ化学形ごとの排出基準値が決められた<sup>2)</sup>ことなどの動向を勘案すると、特に化学形に留意したサンプリング計画を立てる必要がある。

法令で濃度限度が与えられている点で言えば、<sup>3</sup>H(T)の化学形については、H<sub>2</sub>およびH<sub>2</sub>Oが<sup>3</sup>、<sup>14</sup>Cについては、CO、CO<sub>2</sub>および標識有機化合物が対象となるが<sup>3</sup>、<sup>3</sup>H標識化合物(有機形T)についても将来基準が定められると予測されるので本論でも対象に含める。環境モニタリングで対象となると考えられる試料と化学形種を表1にまとめて示した。

表1 <sup>3</sup>Hおよび<sup>14</sup>Cに関する環境モニタリングの対象となる試料と化学形

核種	化学形	対象試料の種類または形態					
		大気	水*	土壌	植物	動物	人体
<sup>3</sup> H	H <sub>2</sub>	●					
	H <sub>2</sub> O	●	●	○	○	○	○
	CH <sub>4</sub> など	○					
	有機化合物※		○	○	○	○	○
<sup>14</sup> C	CO	●					
	CO <sub>2</sub>	●	●				
	CH <sub>4</sub> など	●					
	有機化合物※	●	●	△	○	△	△
主関連モニタリング		←←放出源モニタリング		人関連モニタリング→→			
濃度		←←高い		低い→→			
滞留時間		←←短い		長い→→			

\*：降水，河川水，水道水，井戸水，海水など

※：不揮発性有機化合物

●：防止法で濃度限度が与えられている化学形

○：モニタリングの副次的目標のため，測定例がある化学形

△：モニタリングの副次的目標のため，測定される可能性のある化学形

## 2 サンプルング計画

サンプルング計画は、<sup>3</sup>Hと<sup>14</sup>Cの環境挙動特性に基づいて立てられねばならない。<sup>3</sup>Hと<sup>14</sup>Cは、他の核種に見られるような特定の試料やある部位に濃縮することは無く比較的速やかに均一分布するので、同じ時間と地点においてある移行経路で採取した試料中の濃度は、試料の種類が異なってもほぼ同じ値を示すと考えられている。

しかし、放出源からの距離や風向分布および降水頻度などの影響を受け拡散・移行の結果である地域分布が変わること、化学形によって移行経路(環境媒体)における滞留時間が大きく異なることなどの影響を受け、同一試料でも時間、地点、および含まれる化学形によって試料濃度は異なる場合がある<sup>3,4)</sup>。

また、例えばHTが土壌表層部において微生物の作用によりHTOへ変換すること<sup>5)</sup>や植物が光合成によりHTOおよび<sup>14</sup>CO<sub>2</sub>を有機化することなど、化学形が環境中で変換することも考慮する必要がある<sup>6)</sup>。

サンプルング方式の選択は、第1にその目的に大きく依存するであろう。線源関連モニタリングのため大気濃度を測定する目的では、HT、HTO、<sup>14</sup>CO<sub>2</sub>、<sup>14</sup>CH<sub>4</sub>などは時間変動が大きいため、通常連続サンプルング方式を採用し時間平均値を評価する。

一方、採取頻度については、施設周辺の井戸水(地下水)中のHTOや食物中の有機形の<sup>3</sup>Hや<sup>14</sup>Cなどのように、対象核種の化学形が移行経路において示す滞留時間が十分長いと考えられる場合は、4半期毎から1年に1回(例、穀類は収穫時)のサンプルングで十分であろう。

## 3 計測法

目的を達成するにはサンプルング装置や簡易な測定法を利用出来るかがしばしば問題となる。以下に測定技術の概略を述べる。

液体シンチレーション計測器(LSC)は、特に取扱易さの点で気体計数管法より優れている。また、現在市販されている低自然計数率仕様のLSC(例えば、Aloka LB3, Packard Tricarb 2250, LKB 1219SMなど)は、<sup>3</sup>Hおよび<sup>14</sup>Cの現在の日本の環境レベルを測定できる感度を有しているため、これらと同等の性能を有するLSCで計測することを前提として述べる。

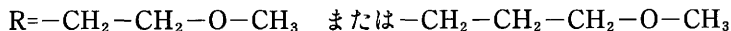
なお、<sup>3</sup>Hにはわが国の標準的な分析法<sup>7)</sup>が存在するが、<sup>14</sup>Cのそれは無いので作成が待たれる。

採取時またはその後の化学操作を経て環境試料から分離されたそれぞれの化学形の両核種は、最終的に<sup>3</sup>Hについては水に、<sup>14</sup>Cは炭酸ガスの化学形に変換すれば、液体シンチレータ(LS)と混合することは容易である。

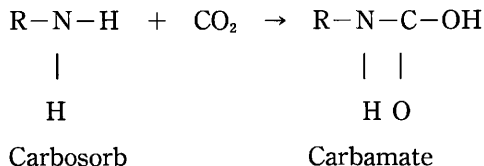
<sup>3</sup>Hを含む試料水は蒸留法で精製後、親水性(乳化)シンチレータと混ぜる。水の溶解度(含水率、V%)と計数効率(E%)の積が大きい程、そしてその試料の自然計数率(B, cpm)が低いほど検出感度は向上するので、乳化シンチレータの選択の基準は、 $EV/B^{1/2}$ (F.M値)の大きい乳化シ

ンチレータを選ぶ。ほぼ同じ性能のものが数社から各種市販されている。

他方、<sup>14</sup>Cを含む炭酸ガスは有機アミンに吸収させた後、トルエンシンチレータと混合する。吸収反応式の第1段階を以下に示す。



のとき



さらに第2段階に進むが、その反応生成物はトルエンに対する溶解度が低いので、シンチレータ中にはメタノールなどが加えられ、層分離が起こりにくくなっている。吸収法と高感度LSCを組み合わせた場合の<sup>14</sup>Cの測定感度の例<sup>7)</sup>を表2に示した。市販の既述のLSCとCO<sub>2</sub>吸収剤(Packard Carbo-sorb, NEN OXISORB-CO<sub>2</sub>など)との組合せでもほぼ同等の感度、すなわち現在の<sup>14</sup>Cの比放射能を2~10%の相対誤差で評価できると考えられる。

表2 CO<sub>2</sub>吸収剤(溶液)法と高感度LSCの組合せによる<sup>14</sup>Cの測定感度の評価例<sup>7)</sup>

	LSC	BF 5000	LVC II
容器材と容量(ml)		ガラス(24)	石英(100)
吸収剤量(ml)* <sup>1</sup>		11.5	45
シンチレータ量(ml)* <sup>2</sup>		11.5	45
炭素吸収量(g)		0.8	3.0
計測時間(min)		1000	1000
計数効率(%)		49.5	66.2
B.G計数率(cpm)		10.1	12.0
cpm/100pmc		5.4	26.9
検出感度* <sup>3</sup>			
C min(計算, pmc* <sup>4</sup> )		5.2	1.2
C min(実測, pmc)		9.0	2.0

\* 1 : Luma-Sorb I<sup>TM</sup>, \* 2 : Carbo-Luma<sup>TM</sup>

\* 3 : 試料, Blank, 標準試料の総計測誤差(P=97.5%)

\* 4 : 100pmc=100% modern carbon=13.56dpm/gC

## 4 <sup>3</sup>Hおよび<sup>14</sup>Cの化学形別分離捕集法

### 4-1 大気中のトリチウムの化学形別捕集法

大気中の<sup>3</sup>Hは、HTO(水蒸気), HT(水素)および低分子の有機化合物(メタンで代表する)の化学形で存在すると考えられている。

大気中のHTO, HT,  $\text{CH}_3\text{T}$ を化学形別に同時に分離捕集するため最も一般的に採用される方法<sup>8,9,10</sup>では、モレキュラシーブ(MS)カラムでまずHTOを、次にPdをMS上に担持した常温の触媒カラムでHTを酸化し水の形で捕集し、最後に高温の酸化触媒で $\text{CH}_3\text{T}$ を燃焼し、後続のMSカラムに水の形で捕集する。なおシリカゲルカラムを初段に追加してまずHTOを捕集すれば次のMSカラムで $^{14}\text{CO}_2$ を捕集することができる。真空下でそれぞれのカラムを $450^\circ\text{C}$ 程度に加熱し脱着させ、水または炭酸ガスを液体チツソ温度のクールドトラップに回収する。

この大気中の化学形別トリチウムサンプラーに要求される条件としては、乾式ガスメータなどの流量形が付属し、それぞれの化学形のトリチウムの捕集効率が100%であり、カラムにメモリ効果が無く、脱着が容易であることおよび装置の保守管理が容易で、長時間の自動運転が可能であることなどが挙げられる。

#### 4-2 大気中の $^{14}\text{C}$ の化学形別捕集法<sup>11)</sup>

$^{14}\text{CO}_2$ のみを捕集する方法の1つとして、i)開放した皿に入れた固体のNaOHやKOHなどのアルカリに空気を触れさせ、大気中の $\text{CO}_2$ を吸収させる方法がある。この方法は、吸収速度が時間の経過とともに低下するので、時間変動が小さい自然レベルの長時間(例、1ヵ月)平均値を求める場合に適する。またii)比較的短時間の濃度を求める場合は、空気をバブリングさせながら液体のアルカリ溶液中を通過させ $\text{CO}_2$ を吸収捕集する方法がある。一方iii) $\text{CO}_2$ 吸着剤であるモレキュラシーブ(MS)を使う場合は、水分が吸着を妨害するので、前段で空気の除湿を十分行う必要がある。その後、i), ii)の場合は、酸( $\text{H}_3\text{PO}_4$ など)を加えて酸性にすることにより、またiii)の場合は、MSカラムを $400\sim 500^\circ\text{C}$ に加熱し窒素ガスで追い出すことにより、 $\text{CO}_2$ を再発生させ、 $\text{Ba}(\text{OH})_2/\text{BaCl}_2$ 溶液中で $\text{BaCO}_3$ を生成させる。この操作により $\text{CO}_2$ は精製されると共に、濾過、乾燥することにより一時保管に適する化学形となる。

いずれの方法も、捕集の前後で試料以外からの $\text{CO}_2$ の混入を避ける注意が必要である。

原子力発電所から大気放出される $^{14}\text{C}$ の化学形は、BWR型炉では大部分 $\text{CO}_2$ であるが、PWR型炉では大部分が $^{14}\text{CH}_4$ や $^{14}\text{C}_2\text{H}_6$ などの炭化水素である<sup>12,13</sup>。発電所から大気中に放出される $^{14}\text{C}$ が自然レベルを上昇させる程度は、小さい<sup>14)</sup>と考えられるが、核燃料再処理施設が除去装置を付けない場合は、その程度が大きくなる可能性がある<sup>15)</sup>。

したがって、大気中の $^{14}\text{C}$ を無機形( $\text{CO}_2$ と $\text{CO}$ )と有機形(炭化水素)に分別測定する必要があると考えられるので、分別捕集法を紹介する。

$600^\circ\text{C}$ に加熱したアルミナ担体のPtおよびPd酸化剤入りの石英管-管状炉中に空気を通し、全ての化学形の $^{14}\text{C}$ を酸化し $\text{CO}_2$ に変え、乾燥剤(Drieriteやシリカゲルなど)で水分を除去後、8-20meshのAscalite(NaOH含有固体担体)を詰めたカートリッジ中で $\text{CO}_2$ を $\text{Na}_2\text{CO}_3$ の形で捕集する。 $\text{CO}_2$ のみを捕集する場合は、酸化剤を加熱しなければよい。両者の差から炭化水素の形の $^{14}\text{C}$ の割合を求める。Ascaliteに酸を加え、 $\text{Na}_2\text{CO}_3$ から $\text{CO}_2$ を再発生させ、測定試料を調整する方法は、前述と同じである。



## 4.2 植物および動物試料

植物や動物あるいは食品中の組織水分形T(TFWT)は、凍結乾燥器などによる真空蒸留法により回収し、有機形の $^3\text{H}$ (OBT)および $^{14}\text{C}$ (OB $^{14}\text{C}$ )は、乾燥試料を酸素気流中で燃焼し、生成する水および炭酸ガスの形で液体窒素温度のCold trapで捕集する。後の化学操作は上述と同じである。ここで燃焼過程がその困難さの故に問題となるが、従来の電気炉-石英管方式の代わりに低温灰化装置を用い、比較的多量の有機物試料を簡易に自動燃焼する方法が開発されている<sup>16)</sup>。

### 参考文献

- 1) ICRP Publication 43: 公衆の放射線防護のためのモニタリングの諸原則(日本アイソトープ協会), 1986。
- 2) アイソトープ法令集, 放射線障害防止関係法令 I, (日本アイソトープ協会), 204, 1988。
- 3) 井上義和, 宮本霧子, 岩倉哲男: 原子力施設周辺のトリチウム測定とその変動解析。昭和62年度文部省科学研究費補助金核融合特別研究「環境トリチウムの変動測定とその解析」(代表者高島良正), 158-190, 1988。
- 4) 井上義和, 宮本霧子, 岩倉哲男: 原子力施設周辺のトリチウム測定とその変動解析, 昭和63年度文部省科学研究費補助金核融合特別研究「環境トリチウムの変動測定とその解析」(代表者高島良正), 125-140, 1989。
- 5) McFarlane, J. C., Rogers, R. D. and Bradley, D. V. Jr.: Environmental tritium oxidation in surface soil. *Environ. Sci. Technol.*, **12**, 590-593, 1978。
- 6) トリチウム分析法, 科学技術庁, 1977。
- 7) Eichinger, L. and Rauert, W.: Large-volume liquid scintillation counting of environmental  $^{14}\text{C}$  (using the  $\text{CO}_2$  absorption technique) and  $^3\text{H}$  in water. Proc. Methods of Low-Level Counting and Spectrometry (STI/PUB/592, IAEA, VIENNA), 497-510, 1981。
- 8) Östlund, H. G. and Mason, A. S.: Atmospheric HT and HTO I. Experimental procedures and tropospheric data 1968-72, *Tellus*, **26**, 91-102。
- 9) Inoue, Y., Kahn, B., and Carter, M. W.: Performance of an atmospheric tritium sampler and its application. *Hoken Butsuri*, **18**, 119-127, 1983。
- 10) Okai, T. and Takashima, Y.: Analytical method for atmospheric tritium with a portable tritium sampling system. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, **130**, 399-407, 1989。
- 11) NCRP Report No. 81: Carbon-14 in the Environment. National Council on Radiation Protection and Measurement, Bethesda, MD., U.S.A., 36-46, 1985。
- 12) Kunz, C.: Carbon-14 discharge at three light-water reactors. *Health Phys.*, **49**, 25-35, 1985。
- 13) Joshi, M. L., Ramamirtham B. and Soman, S. D.: Measurement of  $^{14}\text{C}$  emission rates from a pressurized heavy water reactors. *Health Phys.*, **52**, 787-791, 1987。

- 14) Levin I., Kromer B., Barabas, M., and Munnich K. O. : Environmental distribution and long-term dispersion of reactor <sup>14</sup>CO<sub>2</sub> around two German nuclear power plants. *Health Phys.*, **54**, 149-156, 1988.
- 15) McCartney M., Baxter, M. S. and Scott, E. M. : Carbon-14 discharges from the nuclear fuel cycle : 2. Local effects. *J. Environ. Radioactivity*, **8**, 157-171, 1988.
- 16) 井上義和, 宮本霧子, 岩倉哲男 : 環境試料中の有機形(組織結合型)トリチウムの簡易測定法。昭和62年度文部省科学研究費補助金核融合特別研究成果報告書「トリチウムに関する総合研究研究成果報告集」(代表者, 岡田重文), 59-60, 1988.

### III-4 空間放射線

森内 茂

日本原子力研究所

Environmental Radiation

Shigeru Moriuchi

Environmental Radiation Physics Laboratory, Department of Environmental  
Safety Research, Japan Atomic Energy Research Institute

2-4 Shirakata Shirane, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki, 319-11 Japan

**ABSTRACT**—The efforts to develop the practical techniques and methods for evaluation of radiation doses both in the fields of practical radiation protection and radiation research have been continued all the time to meet such a new situation as the progress of dosimetric techniques and the changes of dosimetry and risk concept. Up to now the various high sensitive gamma radiation dose measuring instruments using NaI(Tl) scintillator and high pressure ionization chamber were developed, and besides, after the TMI-2 reactor accident in USA the aerial survey system, for example, ARSAS (Aerial Radiological Survey and Assessment System) was developed.

Recently in Japan, the concept of effective dose equivalent was introduced to Radiation Hazard Protection Regulations, and the dose evaluation based on dose equivalent unit was started. In practice there are many technical problems to evaluate the value of effective dose equivalent, and we need various information on characteristics of the radiation fields and a human exposed to radiations and his behavior, such as, for example, age, sex, size, pose, etc. But in general it is not easy to obtain the detailed information in practical measurements. Here, a method to obtain effective dose equivalents (Sv) from absorbed dose (Gy) in air by using some conversion factors was discussed.

The conversion factor shown in a guide for environmental radiation monitoring, which was issued by the Science and Technology Agency, is 0.8, that in UNSCEAR 1982 and 1988 reports is 0.7, and the value determined from our experiments for natural gamma radiation is 0.75. Through discussion it was concluded that the conversion factor 0.75 is suitable to evaluate the effective dose equivalent from indoors and outdoors natural gamma radiations.

## 1 まえがき

米国のTMI-2原子炉事故、ソ連のチェルノブイリ原子炉事故時に航空機によるサーベイが極めて有効であることが実証されたこと、また、国内的には、従来から使われてきた照射線量あるいは空気吸収線量単位からリスク概念に基づく実効線量当量評価への変化に対応し、線量の測定と評価において新たな対応が必要となった点等が環境放射線モニタリングにおいて最近関心が集まったものであろう。

ここで、環境放射線のための線量測定器、測定法を本題の趣旨に添って概観し、最近の動向を眺めるとともに、ICRP Publ.26に述べられているリスク概念に基づく実効線量当量評価における環境放射線測定に関連した事項を簡単に述べる。

## 2 最近の環境モニタリング、サーベイにおける技術

環境モニタリングに使用される測定機器については、基本的には従来から用いられているNaI(Tl)シンチレーション検出器や高圧電離箱を用いた測定方式が主体であることには変わりがない。変化があったとすれば近年著しい進歩を遂げているエレクトロニクスの高性能化、高集積度に伴う測定機器の小型化と、計算機の活用による機能の高度化が進んだことである。

NaI(Tl)シンチレーション検出器による $\gamma$ 線波高スペクトルから、応答関数列によるアンフォールディングにより $\gamma$ 線の実スペクトル分布を求め、線束-線量変換係数により線量を計算する方法は研究的な目的に広く利用されてきた方法である。また、ガンマ線波高スペクトルに直接、スペクトル-線量換算演算子を適用して線量を得るG(E)関数方式あるいはこれを自動化したDBM線量測定方式は環境放射線モニタリングにおいて現在も多く使われている測定方式であるが、これらの測定方式は新しいリスク概念の導入に基づく実効線量当量評価に柔軟に対応できるものである<sup>1,2)</sup>。最近の傾向としてはこのような計算過程をソフト的な手法で実施する形式のものが一般化しつつあることが挙げられる。これは高集積度のIC化技術の進展に伴うもので、A/D変換器、記憶素子等の回路部品の小型、高速化、高性能化とマイクロコンピュータ

等の小型計算機の活用が貢献している。

一方、サーベイ技術の面では、航空機を活用して高空からリモートセンシングによる地表の放射能のレベル、分布を測定し、また、放射性的プルームを追跡出来る航空機活用のサーベイ手法の整備、確立が挙げられる。米国ではTMI-2原子炉事故で有効に活用され、また、その後起きたソ連におけるチェルノブイリ原子炉事故では広域にわたる環境汚染を迅速にサーベイし、周辺的一般環境住民の安全対策に非常に重要な役割を果たしたことは記憶に新しいことである<sup>3)</sup>。

日本においてはTMI-2原子炉事故後に見直しが行われた原子力安全委員会の環境安全研究年次計画に従い実施された環境放射線モニタリング・予測システムに関する研究で基本開発が実施され、基礎的な開発は終了している。現在、実用的な整備のための検討が進められているところである。

### 3 環境放射線の実効線量当量評価についての考察

ICRP Publ.26<sup>4)</sup>のリスク概念の国内法令への取り入れに伴い、環境放射線についても作業者の被曝線量管理とは別の観点から、一般人を対象とした実効線量当量評価のための理論的、技術的基礎を確立しておく必要がある。ここで、環境における実効線量当量の評価法のうち、照射線量あるいは空気吸収線量から実効線量当量を導出するための換算係数について検討してみた。

#### 3.1 放射線のエネルギースペクトル分布、入射方向分布に関する問題

従来の照射線量(率)から新単位の空気吸収線量(率)へは換算係数 $8.7\text{nGy}/\mu\text{R}$ により変換することができるため、この段階については評価線量単位が変わったことによる新たな問題は特に生じない。しかし、これからさらに実効線量当量を評価する段階では、放射線のエネルギーとその入射角度分布、人体の姿勢、体位の情報が必要となり、これに関する情報の入手ができれば、実効線量当量等の他単位への正確な換算は行えない。

地殻 $\gamma$ 線、宇宙線等の自然放射線、核実験フォールアウトや原子力施設起因の放射線からなる環境放射線は線源核種、線源の分布状況等によって入射方向分布やエネルギー分布が変化する。このうち放射線の方向分布は環境においては一般的には広い方向分布特性を示すと考えられる。すなわち、自然放射線の入射方向分布は近似的に下半球からの等方入射であり、地表に蓄積した放射性核種から受ける放射線の場合は水平面方向からの成分が強い平面等方に近い分布、また、プルームによる上方空間からの $\gamma$ 線の場合は、短期的には空中に浮ぶ不規則な形状の体積線源であるが、長期的には上方 $2\pi$ 空間からの半球等方に近い空間的な広がりを持つ線源分布となる。

図1は、環境における典型的な線源分布の下での放射線の入射方向分布を概念的に示している。上に述べた、空間に分布した線源からの入射方向分布の例は示していないが、図の(2)と

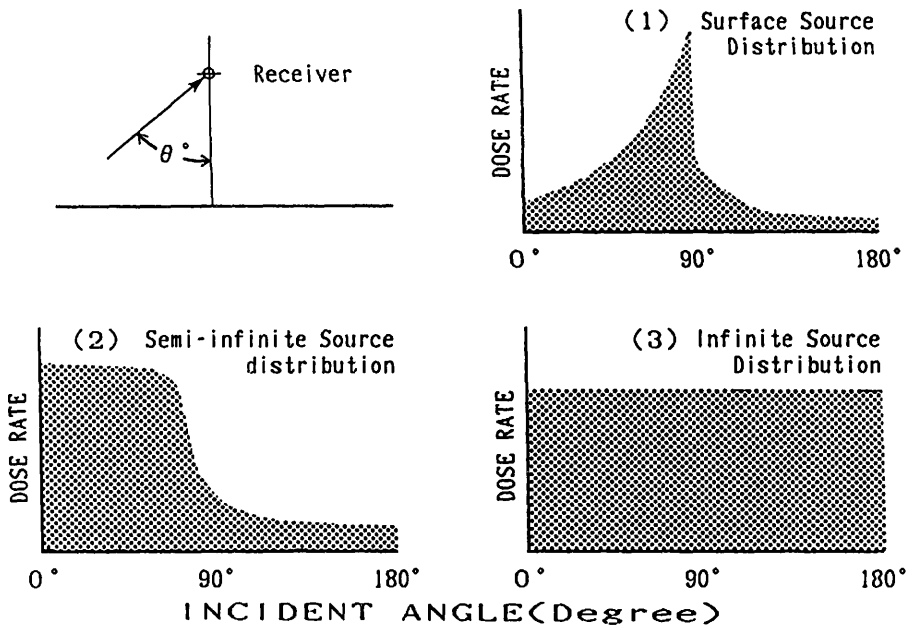


図1 典型的な線源分布における入射光子の方向分布の例  
 Schematic examples of the resulting angular distribution of incident photons from typical source distribution.

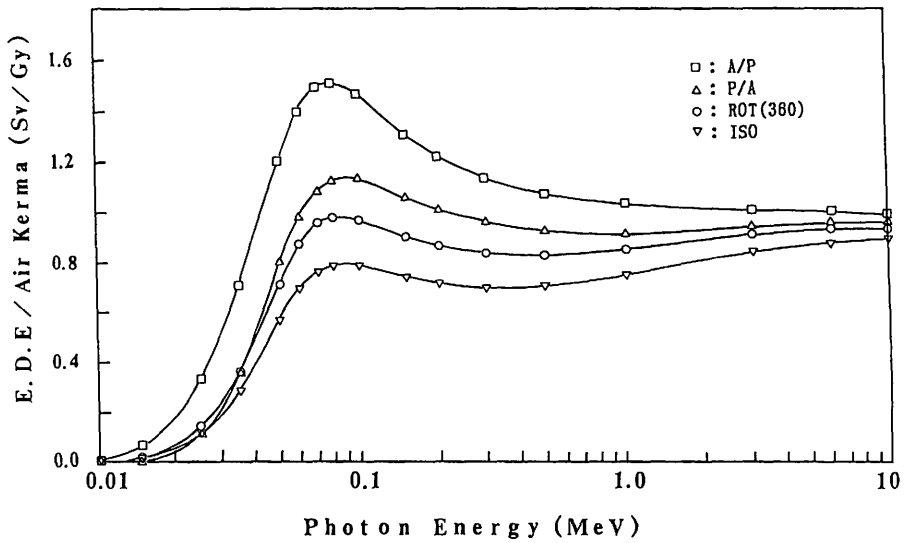


図2 種々の照射条件下での実効線量当量/空気吸収線量比の光子エネルギー依存性<sup>5)</sup>  
 Energy dependence of the quotient of effective dose equivalent to absorbed dose in air in various irradiation conditions, quoted from Ref. <sup>5)</sup>

対照的に角度分布は下方面からは弱く、上方面の空間からの寄与が強くなる分布となる。

環境における通常の被曝状態では、放射線の入射方向分布は方位に関しては方向性は無く、鉛直の入射角による違いがあると考えられることができる。図2は参考文献<sup>5)</sup>の表から引用した人体ファントムの典型的な被曝条件における空気カーマに対する実効線量当量の比を示したものである。上に述べたように方位に関して軸対象である環境放射線については水平方向からの等方照射条件(○印)の曲線を上回ることにはない。地殻からの自然放射線線量を地面から高い位置で評価したり、頭上を通過するブルームからの被曝を評価する場合には、むしろ等方入射条件(逆三角印)の曲線を下回ることにもなる。入射角度分布の違いによる実効線量当量の変化は入射角度依存性について計算した図3から知ることができる。

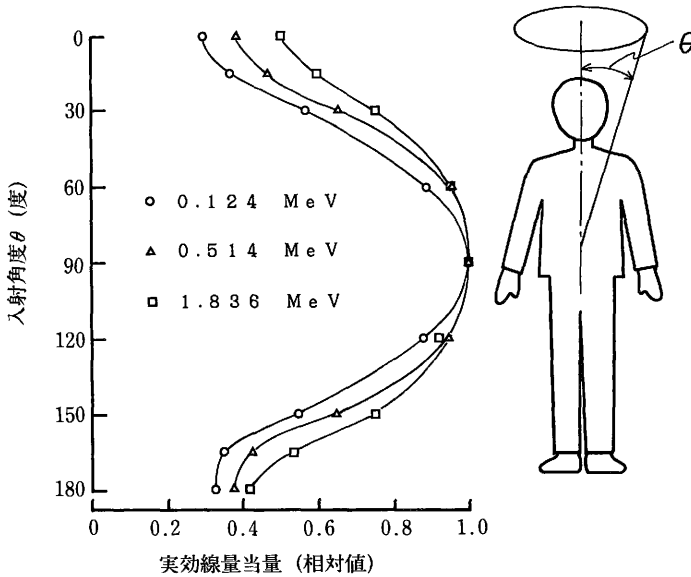


図3 水平方向等方入射時の値を基準にした実効線量当量の入射角度依存性  
Angular dependence of effective dose equivalent, normalized to planar isotropic irradiation.

方向分布とともにもう一方の重要な関連因子はエネルギースペクトル分布である。照射線量あるいは空気吸収線量に対する実効線量当量のエネルギー依存性は広いエネルギー範囲にわたってかなり平坦な特性を示し、特にγ線分布が半球あるいは全球等方条件に近くなるほどより平坦となる特徴がある(図2参照)。したがって、環境中の天然放射性核種<sup>40</sup>K, <sup>232</sup>Th, <sup>238</sup>Uのように存在比率が大きく変わらずエネルギースペクトル分布の変化が小さい場合、一定の換算係数により実効線量当量への変換が可能である。しかし、空気吸収線量Gyから実効線量当量Svへの換算係数のエネルギー依存性は小さいとはいえ、エネルギーが未知の放射線については換算係数を一定の値とする評価では最大20%程度の誤差は避けられない。

### 3.2 環境の自然γ線に適用する換算係数

自然γ線の空気吸収線量から実効線量当量を求める換算係数として原子放射線の影響に関する国連科学委員会の報告(UNSCEAR 1982, 1988)では0.7という数値が使われている。また、 $^{40}\text{K}$ 、 $^{232}\text{Th}$ 、 $^{238}\text{U}$ それぞれが地中に一様に分布した平坦地を仮定して計算した、地上1mでの空気吸収線量から実効線量当量への換算係数は、モンテカルロ法によるシミュレーション計算結果では0.70から0.74の範囲、全球等方条件では0.72から0.74の範囲にある(表1)。実際の自然

表1 環境放射線における空気吸収線量(率)から実効線量当量(率)への換算係数  
Conversion factors from absorbed dose in air to effective dose equivalent for environmental gamma radiations.

出典等	換算係数 (Sv/Gy)
環境放射線モニタリングに関する指針(科技厅)	0.8
UNSCEAR1982, 1988年報告書	0.7
モンテカルロ計算による評価( $^{40}\text{K}$ , U-系列, Th-系列)	0.72~0.74
実測スペクトルからの評価	0.75

環境における $^{40}\text{K}$ 、 $^{232}\text{Th}$ 、 $^{238}\text{U}$ それぞれの線量寄与割合は場所ごとに違いがあるが、通常環境で見られるウラン系列核種からの線量率寄与1、他の2核種からの寄与それぞれ2を想定すると全核種込みの換算係数は表に示すとおり0.72から0.73程度になる。

一方、環境での実地測定で得られたγ線スペクトルからは全球等方分布を仮定して0.75という換算係数が得られている<sup>2)</sup>。また詳しい条件は不明ながら0.74という数値も報告されている<sup>6)</sup>。実地測定による値0.75は屋外、屋内の種々の場所で得た結果の平均値であるため通常環境の平均的な結果と見てよい。

以上の結果より、放射線の方向分布が水平等方、全球・半球等方に近い屋外、屋内の種々の環境自然γ線に適用できる換算係数は0.74から0.75の範囲で、実測値をとれば0.75となる。

一方、新単位への移行に伴い科技厅で改正が進められた環境放射線モニタリング指針では、環境放射線について照射線量単位から実効線量当量のSv単位への換算係数を0.7、空気吸収線量のGy単位からの換算係数として0.8という数値を与えている。これは環境放射線の方向分布、エネルギー分布等の特性等を考慮して過小評価にならないよう決定されたものと解釈でき、上に述べた検討結果からも妥当なものといえよう。

上で検討した結果をγ線エネルギー60keVから3 MeVまでの範囲で図にしたものが図4である。



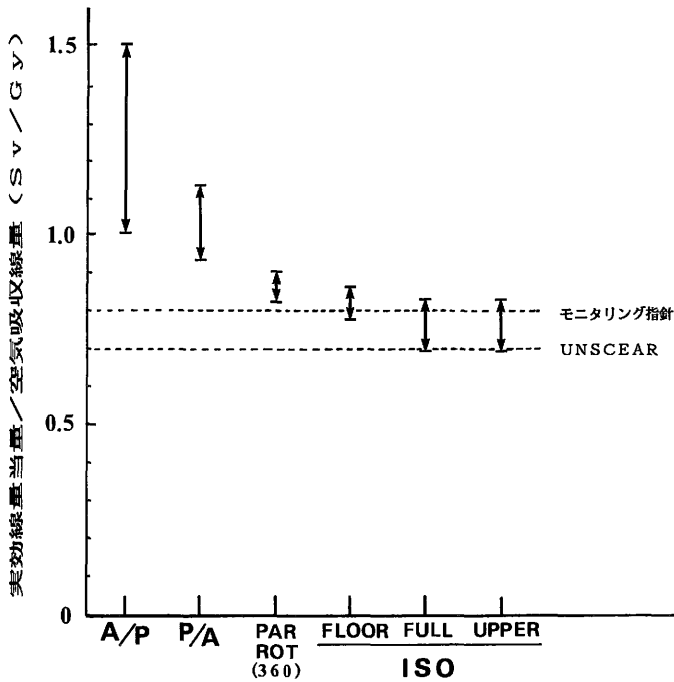


図4 60keVから3 MeVの光子エネルギー範囲における各種照射条件下での空気吸収線量から実効線量当量への換算係数の比較

Comparison of conversion factors from absorbed dose in air to effective dose equivalent under various irradiation conditions in the photon energy range of 60keV to 3 Mev.

A/P: 平行ビームによる前方からの被曝

P/A: 平行ビームによる後方からの被曝

Rot (360): 平行ビームで360度回転条件での被曝(水平等方条件に相当)

ISO { FLOOR: 床面上平面等方線源からの被曝  
 FULL: 全球等方照射条件による被曝  
 UPPER: 上半球等方照射条件による被曝

#### 4 あとがき

環境放射線モニタリングにおける測定、評価技術について最近関心が持たれている事柄について概観した。実効線量当量については空気吸収線量から換算する観点から検討したが、線源の種類と分布状態が不明な放射線測定では換算係数を使用することによるエネルギー依存性による誤差は大きくなる。これを避けるためには2. で触れたように、実効線量当量レスポンスを持たせた測定器を用いたり、 $\gamma$ 線エネルギースペクトルの解析による評価方法を用いることになる。

ICRP Publ.26のリスク概念の国内法令への取り入れに伴って、現在、新旧種々の単位、考え方による測定器が混在している。ここで述べた環境の一般人に適用する実効線量当量と作業環

境で使われる周辺線量当量とでは同じSv単位であっても定義の違いによる差が存在する。したがって、両タイプの測定器あるいはそれぞれの定義による評価値が同じ場で不注意に混用されると混乱を招く結果となるので、目的に応じ適切な使い分けがされなければならない。因みに環境の自然 $\gamma$ 線の場合、両者の間に約60%の開きがある。

今後、リスク評価の精密化(人体・臓器の質量、寸法や臓器荷重ファクターの変更等)が進めば、これに伴って測定評価法について新たな対応が必要になることも考えられ、測定器、測定評価法に関する研究、開発は、今後とも引き続き重要な課題である。

#### 参考文献

- 1) 堤正博, 森内茂, 斎藤公明: 3"φ球形NaI(Tl)シンチレーション検出器の実効線量当量評価用G(E)関数, JAERI-M 89-196(1989)。
- 2) 森内茂, 堤正博, 斎藤公明: 自然放射線における空気吸収線量から実効線量当量への換算係数の評価, 保健物理, **25**, 121-128(1990)。
- 3) 森内茂, 長岡鋭, 坂本隆一, 他: 緊急時における航空機サーベイ法確立とシステム実用化に関する検討, JAERI-M 89-017(1989年2月)。
- 4) International Commission on Radiological Protection: Recommendations of Radiation Protection, ICRP Publication **26** (1977)。
- 5) Williams, G., et al., GSF-Bericht S-1079(1985)。
- 6) 藤元憲三: 自然放射線線量測定 of 原子力・放射線利用への意義, 保健物理, **22**, 411~419(1987)。

## III-5 浮遊じん

阿部道子／阿部史朗

放射線医学総合研究所

### New Monitoring Techniques of Air Sampling

Michiko Abe and Siro Abe

Division of Environmental Health, National Institute of Radiological Sciences

9-1, Anagawa-4, Chiba-shi 260, Japan

**ABSTRACT**—It is necessary for us to think of environmental monitoring techniques in order to be able to cope with usual and/or emergency situation.

Recent topics of monitoring techniques and several new results obtained by us using our new techniques are discussed here. In the discussion, gross sampling and particle size separation sampling are taken up from both air sampling and important items for dose estimation point of view.

#### 1 はじめに

環境モニタリングは一つの考え方として、平常時モニタリングと緊急時モニタリングに大別できよう。平常時モニタリングでは、種々の測定データから被ばく線量を算定し、被ばく線量値を公的機関に報告し、その後一般公衆へ伝達することであり、それらの情報は時間的には急を要しないが、種々のパラメータを網羅した放射線(能)の連続観測を必要とする。それに対し緊急時モニタリングでは、これらの情報に関し、まず第一に迅速性が要求される。このような状況をふまえ、平常時モニタリングに加え緊急時においても即座に対応できるよう、日常的に環境モニタリングを考えておくことが重要である。環境モニタリングの最終目標は放射線、放射性核種による人の影響評価を行うことであるから、そのためには浮遊じんの場合、どのような情報が必要であるかを念頭において、モニタリング法ならびにその技術を考えておかなければならない。

浮遊じん中放射性核種による人の影響評価を行うために必要な浮遊じんに関する主な情報としては表1に示すような事項が考えられる。すなわちどのような放射性核種が、どのくらい、

**表1** 放射性核種による人の影響評価のために必要な浮遊じんに関する主な情報  
Major items relating to airborne dusts necessary for dose evaluation to humans due to radionuclides.

- 
- (1) 放射性核種とその存在量
  - (2) 長期的, 短期的時間変化 (毎時, 毎日, 毎月, 毎年, 日周, 季節各変動) と気象要素, 社会パラメータとの関係
  - (3) 化学的形態
  - (4) 物理的形態 (粒径分布, 平均粒径, 吸湿性等)
- 

どの場所で, いつ存在しているかを常に把握しておくことである。さらに測定結果の解釈および被ばく線量推定上重要なパラメータについてもデータを蓄積しておくことが必要である。

これらの情報を得る手段としては浮遊じんの採取(サンプリング), 放射能計測, データ解析などが挙げられるが, 同時に放射線(能)レベルの変動, 挙動に大きく関与する種々の気象要素の連続観測も忘れてはならない。

本稿では浮遊じん中放射性核種濃度から人の被ばく線量を算定する上で, 重要な役割を果たす浮遊じんの採取方法に注目し, モニタリング技術上のトピックスとそれらによって得られた新しい二, 三の知見について述べる。

浮遊じんの採取方法は環境モニタリングを考えたとき, 全粒子を採取する方法と粒度別に採取する方法に大別できる。それぞれの採取方法について, 上記の観点から著者らの研究を中心に述べることにする。

## 2 大気中放射性核種の存在核種とその濃度レベル測定などのための全粒子サンプリングに関する技術とその研究例

### 2.1 全粒子サンプリングの概要と技術上の問題点

全粒子を採取する方法は空気を吸引する流量率の大小によって三つのタイプに分けられている。つまりローボリューム, ミドルボリューム, ハイボリュームであり, 流量率はそれぞれ $\sim 60$   $l/min^{-1}$ ,  $\sim 120$   $l/min^{-1}$ ,  $400\sim 1600$   $l/min^{-1}$ である。これらの流量率を有する各種のエアサンプラが市販されている。どのエアサンプラを使用するかは放射性核種の半減期を考慮した適切な捕集時間, 対象核種の存在量, 何を知りたいかの目的に応じて選択される。エアサンプラの主要な構成は浮遊じんの捕集部, 流量計, 空気を吸引するポンプより成り立っているが, 主として問題となる部分は吸引ポンプである。環境モニタリングでは, 時に応じて浮遊じんの長時間あるいは短時間のサンプリングを行うことが要求される。特に長時間サンプリングでは長時間の連続運転に耐えられる吸引ポンプが必要であるが, 最近ではかなり改良されている。浮遊じんのサンプリングで度々問題となるのは, サンプリング時間が短時間でも長時間でも, 諸々の原因によって, サンプリングの途中でサンプラが故障し, 停止することである。サンプラ故障による浮遊じんの測定データの欠如を防止するため, 最悪の場合停止したとしても, 総流量のチ

エックができるようアワメータを取り付けたり、また即座にサンプラを交換できるような常日頃の準備のサンプラを用意しておくなど配慮しておくことが環境モニタリング上重要であろう。

全粒子サンプリングにおいて、最近環境モニタリング上目ざましい成果を挙げたのは、高流量率のハイボリュウム・エアサンプラの使用が挙げられよう。ここではこのサンプラによって、有用な情報が得られた二、三の研究例について述べる。

## 2.2 ハイボリュウム・エアサンプラによって得られた二、三の研究例

### 2.2.1 研究方法

大気浮遊じんの採取は放射線医学総合研究所第一研究棟屋上(千葉市穴川, 35°37'N, 140°06'E, 地表からの高さ約20m)にて柴田化学製AH-600型のハイボリュウム・エアサンプラにより、グラスファイバーフィルタを用いて行った。流量率は約1000 l/min<sup>-1</sup>で、サンプリング時間は24時間を主体とし、時に応じ3~4日ないしは1週間とした。集塵済試料は適当な大きさに切断し、プラスチックシャーレに移し、非破壊で、簡易に測定できるGe(Li)およびGe半導体検出器付ガンマ線スペクトロメータにより放射能測定を行った。検出されたガンマ線の各ピークエネルギーから各種の放射性核種の同定を行った。

### 2.2.2 結果と得られた研究成果

#### (i)大気中<sup>7</sup>Beの挙動<sup>1)</sup>

大気中の放射性核種については、千葉(放医研)において、ハイボリュウム・エアサンプラを使用し、1980年10月より現在も連続的に測定を行っている。その期間中常時検出定量できたのは宇宙線生成核種である<sup>7</sup>Be(半減期53.3日, 477.6KeV $\gamma$ )である。ここでは1981年1月より1988年8月までの約8年間の<sup>7</sup>Beの月間濃度の経年変化を図1に示した。千葉での大気中<sup>7</sup>Beの季節変化は、観測期間のすべての年において、ほぼ規則的に二つのピークが春と秋に顕著に現われ

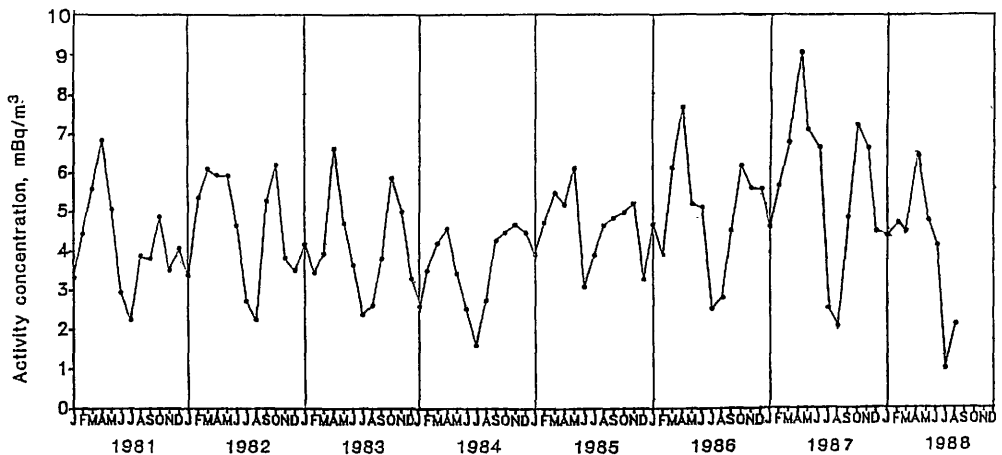


図1 千葉における大気中<sup>7</sup>Beの月間濃度の経年変化

Yearly cycles of <sup>7</sup>Be concentration in air at Chiba, viewed from a monthly base.

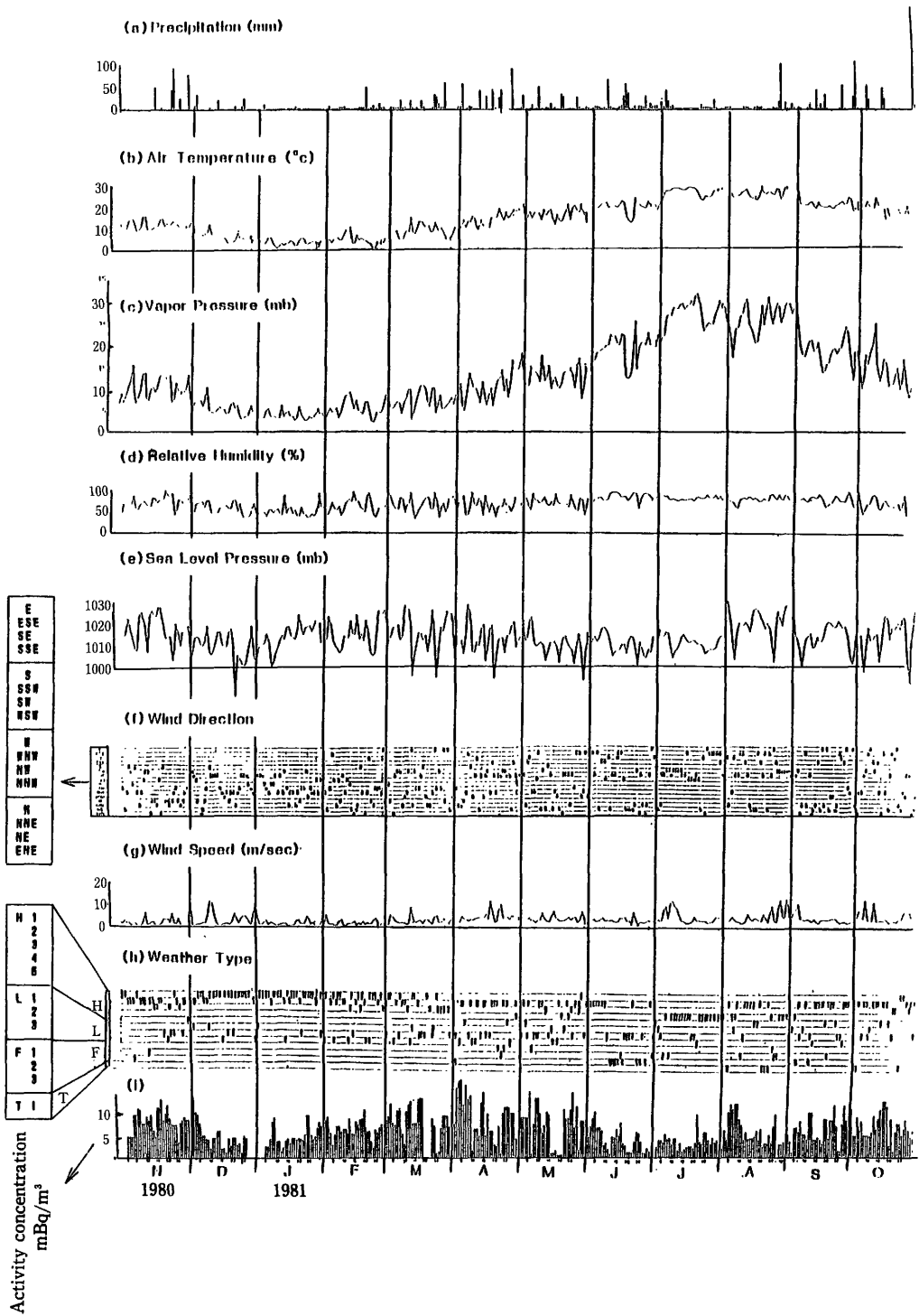


図2 千葉における大気中<sup>7</sup>Beの日変動と気象要素との関係

Daily change of <sup>7</sup>Be concentration in air at Chiba accompanied with several meteorological elements.

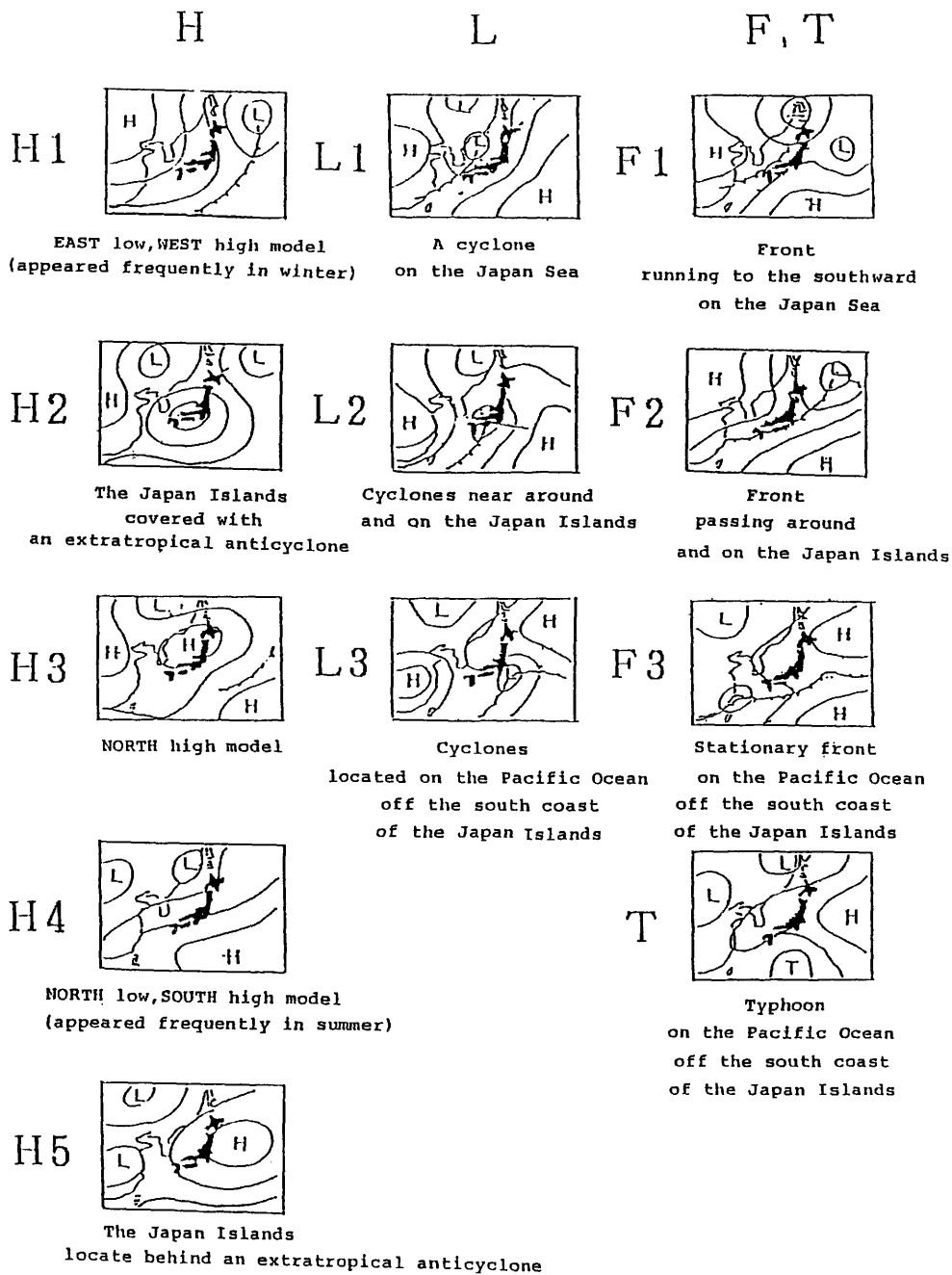


図3 地上天気図の分類  
Weather type.

ること、またこのような現象は日本のような中緯度地域に特有であることがわかった。これまでの大気中放射性核種の挙動に関する研究では春のピークが注目され、冬から春にかけて成層圏から対流圏へ、ジェット気流により圏界面を通して、物質の移行が高められることで説明されている。そこで秋のピークにも注目し、大気中 ${}^7\text{Be}$ の変動要因を追求するため、毎日の ${}^7\text{Be}$ 濃度変化(3年間測定)と8気象要素(降水量, 気温, 蒸気圧, 相対湿度, 海面気圧, 風向, 風速, 天気図)との関係を調べた(図2)。なお風向は16方位, 天気図については12種の地上天気図(図3)

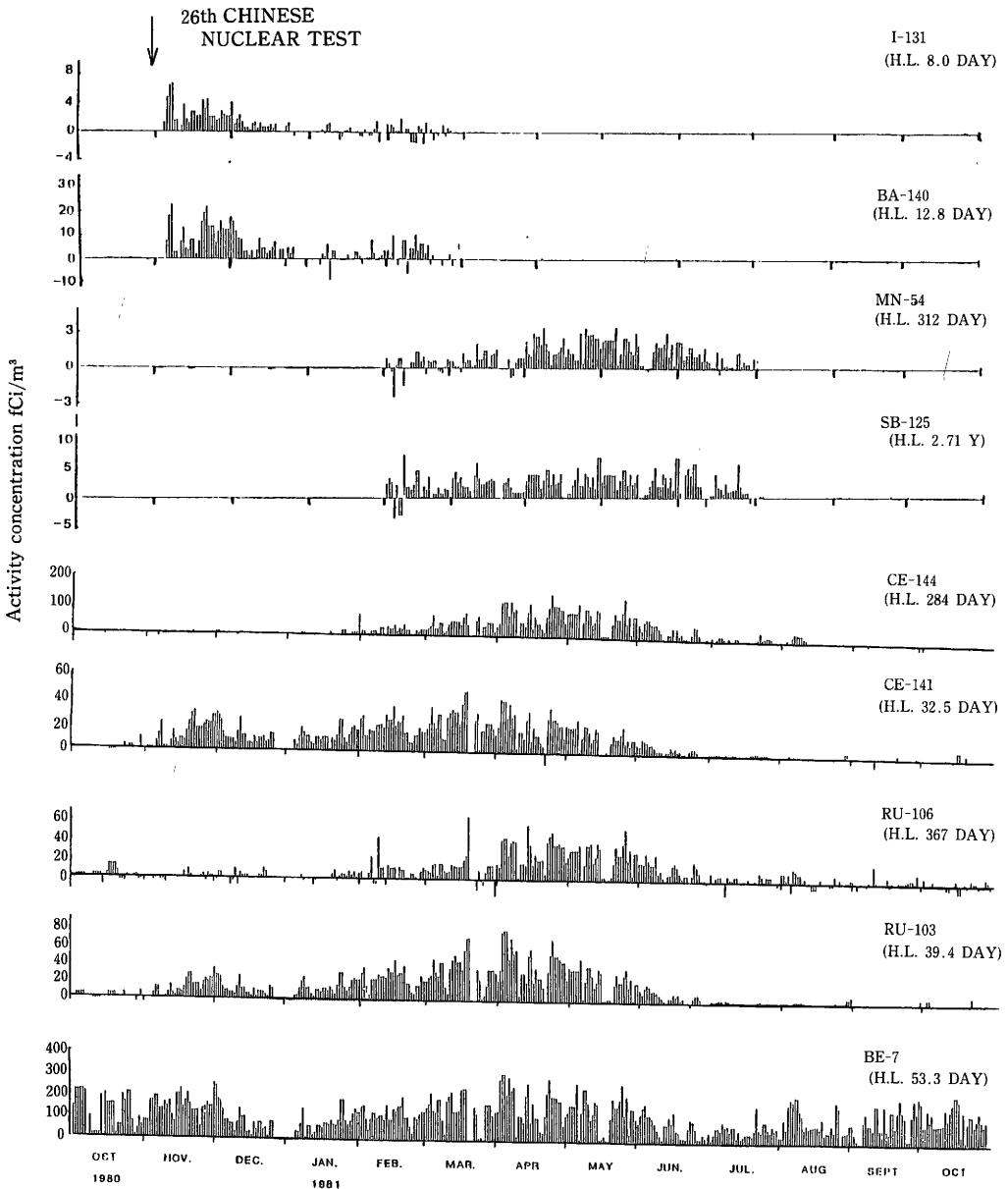


図4 第26回中国核爆発実験による千葉における放射性核種濃度の日変化

Daily change of artificial radionuclides and  ${}^7\text{Be}$  in air at Chiba due to the 26th Chinese nuclear test.



を用いた。その結果毎日の細かな変動は局地的な気象条件によって変わることを、 $^{7}\text{Be}$ 濃度変化に大きく関係する気象的表現は気圧配置であることを見出した。

(ii) 第26回中国核爆発実験による大気中核分裂生成物の挙動<sup>2)</sup>

1980年10月16日に実施された第26回中国核爆発実験による千葉(放医研)での大気浮遊じん中の核分裂生成物ならびに $^{7}\text{Be}$ 濃度の約1年間の毎日の観測結果を図4に示した。図4から明らかのように、核種により、検出時期とレベル推移の様子がかなり異なっていることがわかる。これらの核種の検出時期ならびにレベルの推移は核分裂収率、核種の半減期、生成のしかたに大きく依存していることが判明した。また特徴的な傾向として、核種によっては $^{7}\text{Be}$ と同様春のピークの他に秋にもピークが明白にみられる。さらに日によって大きな濃度変化を示している様子がうかがえる。これまでの日本および世界における長期間の大気中放射性核種濃度の観測において、例えば過去の核爆発実験における核分裂生成物( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ など)の月間濃度の変化では秋のピークは発見されていない。主として成層圏に起源を有する $^{7}\text{Be}$ と第26回中国核爆発実験によるこれらの核分裂生成物が類似した挙動を示すことから当核実験による核分裂生成物の発生源を推定することができる。

(iii) チェルノブイル原子力発電所事故による放出核種の挙動<sup>3,4)</sup>

1986年4月26日に発生したソ連チェルノブイル原子力発電所事故によって放出された放射性核種の日毎の濃度レベルの推移を観測した。その測定結果の一部を $^{7}\text{Be}$ とともに図5に示した。図5からも明らかのように日本では事故発生約1週間後の5月2日~3日にかけて、当事故によると思われる数種の放出核種が最初に検出された。検出された核種は8核種 $^{99}\text{Mo}$ - $^{99\text{m}}\text{Tc}$ ,  $^{103}\text{Ru}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ - $^{106}\text{Rh}$ ,  $^{131}\text{I}$ ,  $^{132}\text{Te}$ - $^{132}\text{I}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ - $^{140}\text{La}$ で、その濃度は $^{131}\text{I}$ がもっとも高く、次いで $^{132}\text{Te}$ - $^{132}\text{I}$ ,  $^{103}\text{Ru}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ - $^{106}\text{Rh}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{99}\text{Mo}$ - $^{99\text{m}}\text{Tc}$ ,  $^{140}\text{Ba}$ - $^{140}\text{La}$ の順であった。ヨーロッパ地方で検出された核種のうち $^{95}\text{Zr}$ - $^{95}\text{Nb}$ ,  $^{141}\text{Ce}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{136}\text{Cs}$ などの

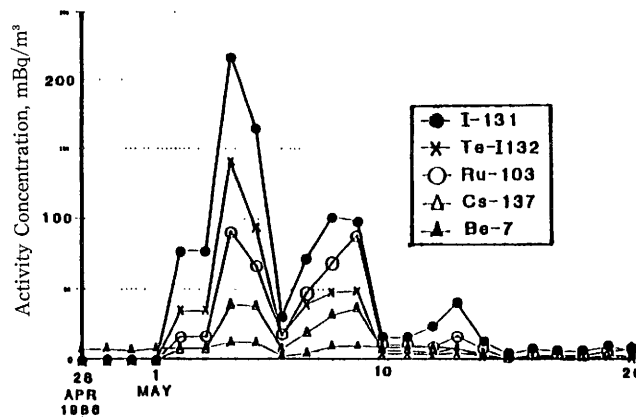


図5 千葉におけるチェルノブイル原子力発電所事故放出核種の日毎濃度レベルの推移  
Time variation of atmospheric radionuclides at Chiba from the Chernobyl nuclear power plant accident.

ガンマ線放出核種は<sup>141</sup>Ceが一部の試料について検出限界に近いレベルで検出されたものの、本計測条件では検出されなかった。

2.3 まとめ

大気中放射性核種のこれまでの測定はエアサンプラの限られた捕集条件もあり、月間濃度の変化が主体とされ、大きな変動のみしか観測できなかった。しかし高流量率でしかも連続運転に耐えられる吸引ポンプを有するハイボリューム・エアサンプラの出現と放射線測定技術の進歩と相まって、短時間のサンプリングでも核種によっては定量できるようになった。その結果これまで得られなかった詳細な挙動を観測できるようになり、環境中挙動解明に大きな役割を果たしたと言えよう。また緊急時においても短時間のサンプリングで人工放射能の定量を可能にし、短時間レンジにおける人工放射能のレベル推移を知ることができるようになったことで迅速に適切な判断が下せること、さらに緊急時における測定データを解釈する上で、平常時の長期間にわたる大きな変動および小さな変動の状況把握によって、人への線量を精度よく評価せしめたことはモニタリング上大きな進歩である。

3 大気中放射性核種の最近の粒度分布測定技術とその研究例

3.1 粒度分布測定サンプラの概要と最近の測定技術

粒度分布を測定するための代表的な粒度別サンプラには表2に示すように、大流量率で分級段数の少ないアンダーセン・サンプラと、流量率は小さいが、微小粒子領域の分布をも調べられるロープレッシャー・インパクターが挙げられる。アンダーセン・サンプラは566l/min<sup>-1</sup>の吸

表2 粒度分布測定用サンプラの概要

Summary of aerosol particles collection samplers.

既製, 大流量率型		既製, 多段分級型		新開発型	
流量率 566l/min		20l/min		40l/min	
名称, 型 Andersen		LP-20		LP-40	
		0段	12.1 μm		
		1	8.5		
		2	5.7	1段	6.2 μm
		3	3.9		
		4	2.5	2	2.9
		5	1.25		
		6	0.76	3	0.9
		7	0.52		
		L 1	0.33	L 1	0.33
		L 2	0.22	L 2	0.22
		L 3	0.13	L 3	0.13
		L 4	0.06	L 4	0.06
			0.06以下		0.06以下

> 7.0 μm

3.3 - 7.0 咽頭

2.0 - 3.3 気管

1.1 - 2.0 気管支

< 1.1 肺胞

引空気量で、核種によっては数日間のサンプリングで測定試料が得られ、また呼吸器系部位での粒子沈着に相当した粒度分布が得られるなど有効なものである。しかしその粒度の級分けは5段階であり、核種によっては微小粒子側の様子を見るのに不十分なことが多い。一方市販のロープレッシャー・インパクターのLP-20型は13段階の粒度の分級ができるが、 $20\text{ l/min}^{-1}$ の流量率しかないため、多くの放射性核種ではかなり長い時間サンプリングしないと、放射能測定用試料として不十分である。また環境モニタリングでは大粒子側の分級段数が細かすぎるし、それによって通気抵抗が増し流量率が下がる原因となる。そこで自然環境において、微小粒子領域の粒度分布をも測定できるようLP-20型を開発した。主な開発点は流量率をできるだけ大きくするために、大粒子側の段を少なくし、ポンプの数をLP-20型の2倍に増やすなど工夫をこらし、設計した。それがLP-40型である。新型LP-40型は大粒子側が3段、微小粒子側が5段、全部で8段であるが、予備実験により環境測定上十分な段数であると考えられた。

### 3.2 大気中放射性核種の粒度分布測定に関する最近の研究例

#### 3.2.1 研究方法

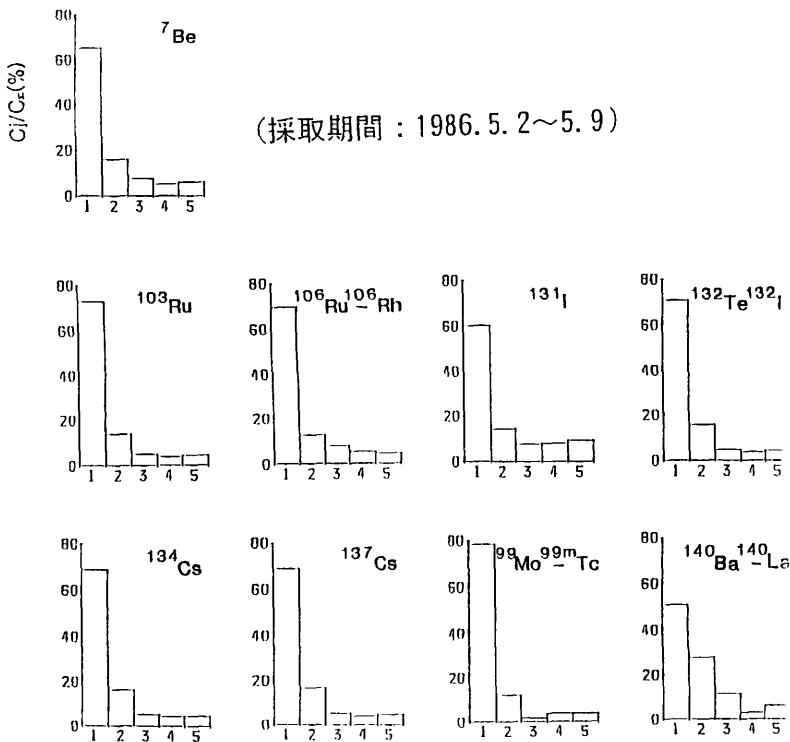
浮遊じんの採取場所、放射能の測定方法は全粒子サンプリングの場合と同じである。

粒度分布測定用サンプラとしては、高流量率で分級段数(5段)の少ないアンダーセン・サンプラと流量率は低いが、微小粒子領域の分布をも見られ、自然環境でも測定ができるよう開発したロープレッシャー・インパクターLP-40型(8段)を使用した。各段の粒径分級範囲( $\mu\text{m}$ )はアンダーセン・サンプラでは1:7.0<, 2:3.3-7.0, 3:2.0-3.3, 4:1.1-2.0, 5:<1.1であり、ロープレッシャー・インパクターでは1:6.2<, 2:2.9-6.2, 3:0.9-2.9, 4:0.33-0.9, 5:0.22-0.33, 6:0.13-0.22, 7:0.06-0.13, 8:<0.06である。サンプリング時間は長時間サンプリングによる目詰まりを考慮し、いずれも約1週間とした。測定用試料としては、アンダーセン・サンプラでは1週間毎の試料について、LP-40型サンプラでは2台を使用し、1週間毎の試料を一緒にして1ヵ月分集め、各ステージごとに放射能測定を行った。

#### 3.2.2 結果と得られた研究成果

(i)アンダーセン・サンプラによるソ連チェルノブイル原子力発電所事故放出核種の粒度分布<sup>3,4,6,7)</sup>

アンダーセン・サンプラによる千葉(放医研)での大気中放射性核種の粒度分布の測定は1983年12月より途中ある期間諸般の事情によりサンプリングが欠如しているが、ほぼ現在まで連続的に行われている。平常時においては、すでに述べた採取条件および放射能測定条件下では自然放射性核種である $^7\text{Be}$ しか測定できない。ここでは1986年4月末に発生したチェルノブイル原子力発電所事故の機会をとらえ、各種放出核種の粒度分布の測定を行った結果について述べる。図6にチェルノブイル原子力発電所事故による千葉での各種放出核種の粒度分布測定結果の一部を $^7\text{Be}$ とともに示した。図6から明らかなように、各放出核種の粒度分布のおおまかな傾



$C_j$  : 各粒径の濃度      1 : <1.1, 2 : 1.1-2.0, 3 : 2.0-3.3,  
 $C_\Sigma$  : 全濃度            4 : 3.3-7.0    5 : 7.0 < ( $\mu\text{m}$ )

図6 千葉でのチェルノブイル原子力発電所事故放出核種の粒度分布測定の代表例

A typical example of size distribution of the radionuclides at Chiba from the chernobyl accident.

向は、 ${}^7\text{Be}$ と同様 $1.1\mu\text{m}$ 以下のもっとも小さな粒径領域に50~80%存在しており、それ以上の粒径分布での割合は小さいことがわかる。しかし ${}^{140}\text{Ba}$ - ${}^{140}\text{La}$ のみが他の核種とやや異なった様相を示している。放出核種ごとに測定された平均粒子サイズ(AMAD, Activity Median Aerodynamic Diameter)の経時変化を ${}^7\text{Be}$ と対比させたものを図7に示した。チェルノブイル事故放出核種の平均粒子サイズはすべての核種について検出初期に小さく、特に ${}^{99}\text{Mo}$ - ${}^{99\text{m}}\text{Tc}$ ,  ${}^{103}\text{Ru}$ ,  ${}^{132}\text{Te}$ - ${}^{132}\text{I}$ は他の核種に比べかなり小さい値を示しているのが特徴である。同位体つまり ${}^{103}\text{Ru}$ と ${}^{106}\text{Ru}$ - ${}^{106}\text{Rh}$ ,  ${}^{134}\text{Cs}$ と ${}^{137}\text{Cs}$ の平均粒子サイズの経時変化はよく一致しているが、なかでも ${}^{140}\text{Ba}$ - ${}^{140}\text{La}$ の平均粒子サイズは他の核種とくらべまた ${}^7\text{Be}$ に比べてもかなり大きい。このような結果からチェルノブイル事故発生の状態、状況を推定する上でまた日本での被ばく線量評価上重要な基礎データとして大いに役立った。

チェルノブイル事故放出核種の粒度分布さらには粒度分布の経時変化に関する測定データは世界でも数少ない。

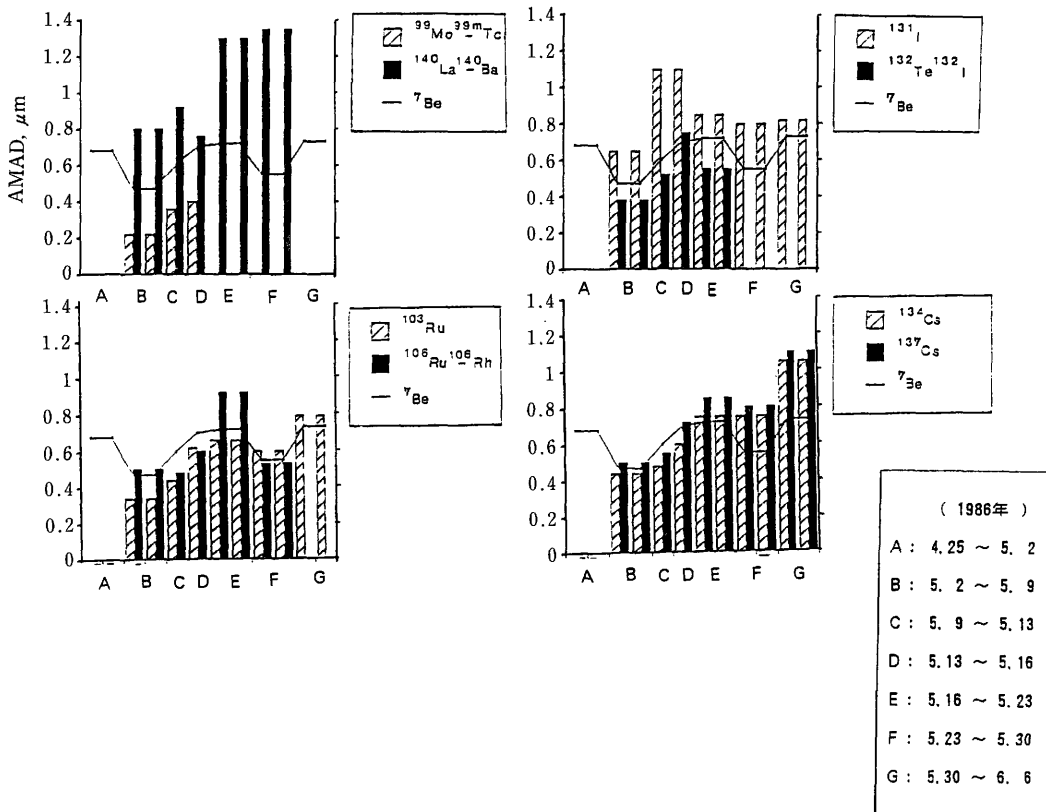


図7 千葉でのチェルノブイル原子力発電所事故放出核種ならびに $^7\text{Be}$ の平均粒子サイズ(空気力学的放射能中央径, AMAD $\mu\text{m}$ )の経時変化

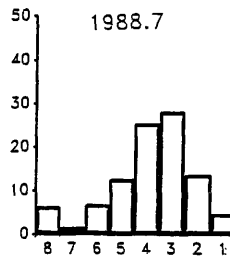
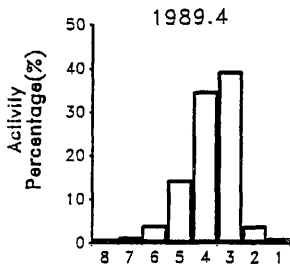
Time change of average particle size (AMAD) of  $^7\text{Be}$  and the radionuclides at Chiba from the Chernobyl accident.

(ii) ロープレッシャー・インパクター(LP-40型)による大気中放射性核種の粒度分布<sup>9)</sup>

ロープレッシャー・インパクターLP-40型サンプラの使用による大気中放射性核種の粒度分布に関する本格的な測定は1988年7月より行っており、現在もなお継続している。

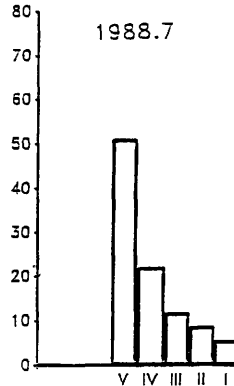
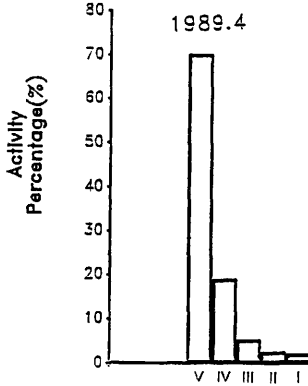
本研究での採取条件における各ステージごとのGe(Li)ならびにGe半導体検出器によるガンマ線の測定では、各ステージの放射能濃度の高低により測定時間は異なるが<sup>3)</sup>、放射能濃度のもっとも低いステージでの測定時間に3日から7日費やしても、定量可能な核種は $^7\text{Be}$ のみである。したがってここでは $^7\text{Be}$ の粒度分布の測定結果について述べる。図8にLP-40型サンプラおよびアンダーセン・サンプラによって測定した $^7\text{Be}$ の粒度分布の測定結果の一部を示した。 $^7\text{Be}$ の粒度分布はアンダーセン・サンプラでは $1.1\mu\text{m}$ 以下の粒径領域に1988年7月では50%、1989年4月では70%と大きな割合を示している。それに対しLP-40型サンプラでは $1.1\mu\text{m}$ 以下の微小粒子側の状況が明確になっており、その分布は $0.33\sim 0.9\mu\text{m}$ を中心とした山形をしていることが分かった。また $0.13\mu\text{m}$ 以下での寄与はごく小さい。図9にLP-40型サンプラとアンダーセ

LP-40 Sampler



Stage	Size Range(um)
8	<0.06
7	0.06-0.13
6	0.13-0.22
5	0.22-0.33
4	0.33-0.9
3	0.9-2.9
2	2.9-6.2
1	6.2<

Andersen Sampler



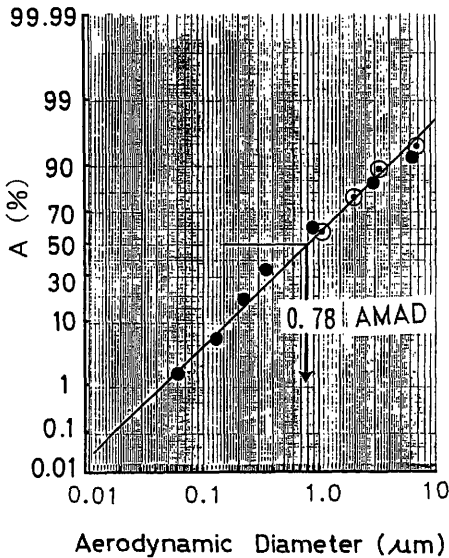
Stage	Size Range(um)
V	<1.1
IV	1.1-2.0
III	2.0-3.3
II	3.3-7.0
I	7.0<

図8 LP-40型サンプラおよびアンダーセンサンプラによる千葉における大気中<sup>7</sup>Beの粒度分布の代表例

A typical example of particle size distribution of atmospheric <sup>7</sup>Be at Chiba with LP-40 type sampler and an Andersen sampler.

- LP-40 Sampler
- ⊙ Andersen Sampler

Sampling period :  
1988.9.2 - 9.30



Sampling period :  
1989.3.31 - 4.28

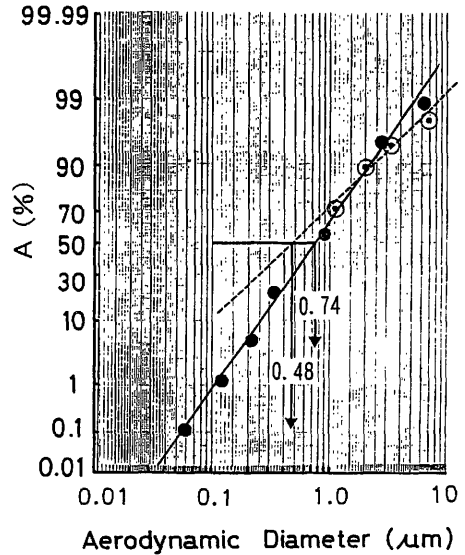


図9 千葉における大気浮遊塵中<sup>7</sup>Beの対数正規確率紙上での粒度分布測定例  
(A : 指示された直径よりも小さい粒子の累積放射能の全粒子放射能に対する割合)

Log-normal plot of particle size distribution of atmospheric <sup>7</sup>Be at Chiba.

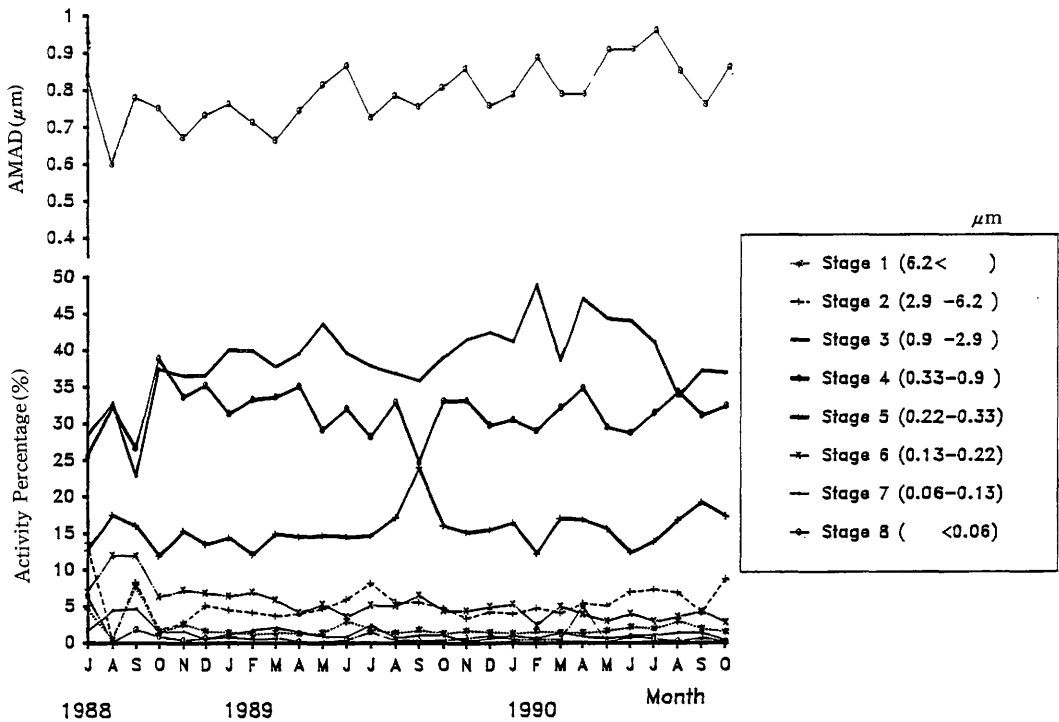


図10 LP-40型サンプラによる千葉での大気中<sup>7</sup>Beの粒度分布とAMADの時間変動

Time change of particle size distribution and AMAD of atmospheric <sup>7</sup>Be at Chiba with LP-40 type sampler.

ン・サンプラの測定によってAMADを求める場合の対数確率紙上でのプロットの様子を示した。1988年9月の測定ではLP-40型サンプラとアンダーセン・サンプラとではAMADはよい一致を示しているが、1989年4月の測定ではかなり異なった値を示す。このことはアンダーセン・サンプラでは外挿によりAMADを求めているのに対しLP-40型サンプラでは実測相当値として求められることによる測定精度の点が挙げられる。アンダーセン・サンプラによる粒度分布、AMADの測定はおおまかな様子を見るのには都合よいが、測定精度の点ではLP-40型サンプラにくらべ劣る傾向があることがわかった。図10にLP-40型サンプラによる<sup>7</sup>Beの粒度分布とAMADに関し、1988年7月より約2年間の時間変化を示した。この観測期間での測定データに関する限り、粒度分布もAMADも明白な季節変動があるように思われな。しかし夏から秋においては他の季節とやや異なった傾向を示しているようにみうけられる。より長期にわたる測定によって季節変化が認められるかもしれない。

### 3.3 まとめ

自然環境における大気中放射性核種の粒度分布の測定は、大気中放射性核種の濃度が一般に極微量であることが多いために、極めて困難であった。しかし大流量率のアンダーセン・サンプラ(5段分級)の出現によって自然環境での大気中放射性核種について、核種の数は少ないが、

それらの粒度分布に関する研究が増加しつつある。すでに述べたようにアンダーセン・サンプラでは多くの核種が $1.1\mu\text{m}$ 以下の粒径領域に50~80%も分布していることから、 $1.1\mu\text{m}$ 以下の粒径領域の分布をも測定出来るよう開発したLP-40型サンプラが今後環境中挙動解明に大きな役割を果たすことが期待される。

#### 4 おわりに

環境モニタリングを行う上で、浮遊じんに関する技術としては、何といたっても最初の段階であるサンプリングが重要である。どんなに第2段階である放射能測定の精度を上げたとしても、浮遊じんのサンプリングの技術がしっかりしていなければ、その結果は環境モニタリング上致命的である。したがってサンプリングについては、特に注意を払う必要がある。

環境モニタリング上重要と考えられる浮遊じんのサンプリングとして全粒子サンプリングと粒径別サンプリングについてそれぞれ最近の技術と二、三の研究例について述べたが、残されているいくつかの問題について述べてみよう。

全粒子サンプリングにおいても粒径別サンプリングにおいても、流量率が大きければ大きいほどサンプリング時間が短時間にしても長時間にしても、多くの有用な情報が得られる筈である。現状では全粒子サンプリングの場合もっとも高流量率で $1000\text{ l/min}^{-1}$ 程度を有するハイボリューム・エアサンプラが平常時、緊急時を問わず活躍していると言えそうである。しかし極々微量の大気中放射性核種の定量にはかなりのサンプル量を必要とし、核種によっては数ヵ月分を集めないと測定できない場合がある。同様に粒径別サンプリングにおいても、現実には例えば流量率が $40\text{ l/min}^{-1}$ 程度の8段分級のロープレッシャー・インパクト一つとりあげても2台使用し1ヵ月分のサンプリングでやっと ${}^7\text{Be}$ のみの定量が可能という状況である。このような状況の解決にはより高流量率のサンプラと高感度の放射線測定器の開発に期待すること多大である。

浮遊じんのサンプリングと同時に人の被ばく線量評価を行う上で注意すべきは、できればガス状サンプリングもできるようにしておくことが望ましい。というのはチェルノブイル原子力発電所事故のとき、放出核種の一つである ${}^{131}\text{I}$ は事故初期の段階では粒子状よりもガス状のものの割合が多かったのである。

環境モニタリングでは、浮遊じんのサンプリングのみならずその後の放射能測定、気象観測、データ解析の一貫した連続運転システムが必要であるが、特に注意すべき点は各機器の故障による測定データの欠如である。

以上の問題を克服するためには、今後の先端科学技術に負うことになろう。

#### 参考文献

- 1) M. Abe and S. Abe : Detailed trend analysis of Beryllium-7 in the atmosphere, Fourth International Symposium on the Natural Radiation Environment, P Lisboa, 1987.



- 2) M. Abe and S. Abe : Trends of radionuclides in the atmosphere, International Conference on Nuclear and Radiochemistry, P258, Lindau, 1984.
- 3) 阿部道子, 阿部史朗 : チェルノブイル原子力発電所事故による大気中放射性核種の物理的ならびに化学的挙動, 第30回放射化学討論会講演要旨集, 1986.
- 4) 阿部道子, 阿部史朗 : チェルノブイル原子力発電所事故による千葉での浮遊塵中放射性核種のレベル推移と粒度分布, 日本放射線影響学会第29回大会講演要旨集, 1986.
- 5) 阿部道子, 阿部史朗 : 大気中放射性核種の超微粒子粒度分布測定法の開発, 昭和63年度文部省科学研究費総合研究(A)「環境生態系に関与する長半減期放射性核種のキャラクタリゼーションと生物学的影響」研究成果報告書, 11-14, 1989.
- 6) M. Abe and S. Abe : Physical and chemical behavior of  $^7\text{Be}$  in the atmosphere at Chiba, International Conference on Nuclear and Radiochemistry, P275, Beijing, 1986.
- 7) 阿部道子, 阿部史朗 : 大気中 $^7\text{Be}$ の物理・化学的形態, 昭和58, 59, 60年度 文部省科学研究費補助金総合研究(A)「放出放射性核種の物理・化学的形態と, 形態別影響評価に関する研究」研究成果報告書, 16-23, 1986.
- 8) 阿部道子, 阿部史朗 : 8 段型ロープレッシャー・インパクトによる大気中放射性核種の粒度分布の測定, 平成元年度 文部省科学研究費補助金総合研究(A)「環境生態系に関与する長半減期放射性核種のキャラクタリゼーションと生物学的影響」研究成果報告書, 13-16, 1990.

## III-6 気 象

今 井 和 彦

(財)原子力安全技術センター

Meteorology

Kazuhiko Imai

Nuclear Safety Technology Center

1-3-101, *Hakusan 5 chome, Bunkyo-ku, Tokyo, 112 Japan*

**ABSTRACT**—Meteorological observation in environmental radiological monitoring are described in "the guide for environmental radiological monitoring" referring other guides on meteorology. Instrumentation and observation technology have been well established in order to obtain meteorological data needed for use not only in dose assessment but in interpretation of monitoring data. Sensitive rainfall detector, for instance, has been introduced for the latter purpose.

Recent real time dose prediction systems for use in emergency require reliable supply of meteorological data on real time base. Current local monitoring systems meet the requirements except wind data in upper layer. Doppler sound radar is expected as a new technique in the remote sensing measurement of wind up to height of several hundreds meters.

Interpretation of unusual events on environmental monitoring needs meteorological knowledge of personnels as well as quantitative information from instrumentation, which encourages personnels engaging on environmental monitoring to promote their understanding of characteristic features of concerned local meteorology.

### 1 はじめに

気象観測は例えば日本においてはほぼ確立されてから数十年の歴史がある。したがって環境放射線モニタリング技術としては当初から別格扱いにされてきた感がある。

一般に気象観測の目的は天気予報の基礎データ乃至気象災害対策の基礎データを得ることに

あった。近年は、広くは一般大気汚染に関連した気象データ、原子力利用の分野では利用に伴う環境汚染乃至被ばくに関連した気象データ、さらに緊急時モニタリングに関連する風速場シミュレーションの入力データとしての利用等が付け加わり、かつそれらの重要度が増して来た。したがって測定技術及び解析技術はこれらの観点から見つめる必要がある。「環境放射線モニタリングに関する指針」<sup>1)</sup>には至るところに気象に関連した記述があるが、特にモニタリング計画の章で“連続モニタを配置した地点のうち、気象特性からみて、その地域を代表する地点及び局地性の強い地点には、モニタリング結果の解釈のために連続気象観測装置を配置することが望ましい(解説C参照)。”とある。解説Cには気象要素の計測が解説されており、“気象観測に用いる観測測器は、気象庁の検定対象となっているものについては検定に合格したものを使用することとし、観測の具体的方法は、出来るだけ気象業務法に従うとともに「発電用原子炉施設の安全解析に関する気象指針」(平成元年3月原子力安全委員会)<sup>2)</sup>をも参考とすることが望ましい。”と述べてある。「気象業務法」<sup>3)</sup>には「地上気象観測法」<sup>4)</sup>があり一般的記述がなされている。

また、モニタリング結果の評価等の章では測定値の取り扱いにおいて平常の変動幅との関連で、測定値の変動の一要因として“②降雨・降雪、逆転層の出現等の気象要因、及び地理・地形上の要因等の自然条件の変化”をあげ、測定値の評価において空間放射線について平常の変動幅を外れた場合の調査項目の一つとして“②降雨等による自然放射線の増加による影響”をあげている。解説J測定結果の解析ではこれを他の要因とともに放射線変動パターンの表中に示し、また原因究明のフローチャート例の中で位置づけている。

## 2 測定技術

「気象指針」には、原子力発電所の敷地において常時行う通常観測と主に施設設置前の特定期間に行う特別観測についてそれぞれ表1及び表2のように観測項目、測器、測定単位等を示してあるので参考になる。ただし、風向については角度単位で1度程度まで測ろうというのが世界的な傾向となっている。

原子力施設から周辺環境中への放射性物質の放出に関連するモニタリング及び線量評価に関する気象測定技術は、一言で言えば弱い風の測定が重要である。一般気象災害では強い風の測定が主でありその線にそって開発された風速計はすべて風によるトルクを利用してきた。測定下限は0.1m/sのオーダーであり、いわゆる“静穏”の条件0.5m/s未満ということもそれに関連して決められたと想像される。下限風速近辺の測定精度を上げるため風速計自体の慣性を小さくし、信号伝達上の機械的摩擦を少なくする等現在では性能はかなり向上している。また、風によるトルクを利用しない風速計として超音波風速計が普及している。これは大気中の拡散特性に関して風の微変動特性を測定し得る点でよく使われる。

原子炉排気筒からの放出に関連して上空の風の測定に気象観測塔が必要であるが、極めて近い将来上空リモートセンシング方式のドップラー音波レーダー風速計<sup>5)</sup>が実用化されると思われる。これは数KHzの可聴音波を数百ミリ秒幅のパルスとして数秒の時間間隔で上方3方向に

表1 通常観測

観測項目	気象測器	測定の単位	測定値の 最小位数	気象測器を設置する高さ
風 向	風向計及び 微風向計	16方位	1	(1) 風向計及び風速計は、次のそれぞれの位置に設置する。 ① 敷地を代表する地上風の風向及び風速を測定するときは、原則として地上約10mの高さ ② 排気筒放出に係る高所の風の風向及び風速を測定するときは、それを代表する高さ
風 速	風速計及び 微風速計	m/s	1/10	(2) 微風向計及び微風速計は、上記の②の位置に設置する。
日 射 量	日 射 計	kW/m <sup>2</sup>	1/100	原則として、露場の地上約1.5mの高さ
放射収支量	放射収支計	kW/m <sup>2</sup>	1/500	露場の地上約1.5mの高さ
気 温 差	温度差計又は 温度計	℃	1/10	次の①②を含む2点以上の異なる高さに設置する。 ① 排気筒とほぼ同じ高さ② 地上約10mの高さ

表2 特別観測

観測項目	気象測器	測定の単位	測定値の 最小位数	気象測器を設置する高さ
風 向	風 向 計	16方位	1	地上10m以上で建築物、樹木等の影響を受けない高さ
風 速	風 速 計	m/s	1/10	
上 層 風	パイロット・ バルーン等	—	—	敷地上空(約1km以下)
気 温 差	温度差計または 温度計	℃	1/10	敷地上空(約1km以下)

数百Wの出力で送信し、反射波のドップラー効果を利用して高さ別の風速成分を測定するものである。現在電力中央研究所が1年間の連続使用試験を行う等、実用化に向かって進んでいる。

大気拡散の程度に関係する大気安定度は表3に示すいわゆるパスキルの安定度分類表が現在世界的にも広く使われている。表中のA~Fは、A：極不安定、D：中立、F：極安定、等を意味する。日本では以前からこれを風速計と日射計及び放射収支計を組み合わせる完全に機械化し

表3 大気安定度分類表

風速(U) m/s	日射量(T)kW/m <sup>2</sup>				放射収支量(Q)kW/m <sup>2</sup>		
	$T \geq 0.60$	$0.60 > T \geq 0.30$	$0.30 > T \geq 0.15$	$0.15 > T$	$Q \geq -0.020$	$-0.020 > Q \geq -0.040$	$-0.040 > Q$
U < 2	A	A-B	B	D	D	-	-
2 ≤ U < 3	A-B	B	C	D	D	E	F
3 ≤ U < 4	B	B-C	C	D	D	D	E
4 ≤ U < 6	C	C-D	D	D	D	D	D
6 ≤ U	C	D	D	D	D	D	D

ており、IAEA出版物<sup>6)</sup>にも一つのオプションとして記載され、「気象指針」に採用されている。

環境放射線の変動要因として降雨はすでによく認識されており、0.5mm単位の転倒ます型雨量計のほか、より微細な雨も感知するため降雨による濡れと乾きによる検出器の抵抗変化を利用する感雨計も使われている。大気中の放射性物質を伴ったエアロゾルが降り始めの雨に捉えられるからである。

### 3 解析技術

原子力施設からの放出放射能による周辺公衆の被ばくの線量当量の評価には通常ガウスプルーム濃度分布式が使われる。そのさい平常時の評価に使われる気象データは1年間あるいは特定期間について“風向別大気安定度別風速逆数の総和”と呼ばれる量にまとめられる。

それは、表4に例を示すように2次元の数値であるが、この1枚の表に放出物の大気拡散に関連するその地域の特定期間の気象の特徴がほとんど含まれている。これと、図1(1点から放出された放射性物質の風下軸上の濃度分布)あるいは図2(放出放射性雲からの外部被ばくによる空気吸収線量率に対応する線量率分布)とを組み合わせれば、特定期間の各方位ごとの風下軸上濃度分布あるいは線量分布を簡単に求めることができる。この表は地域の気象の特徴を理解するために風向頻度分布や風速頻度分布などと並んでもっと使われてよい表である。

小事故的な放出など短時間の放出に関連したモニタリング上の調査には、プルームではなくパフモデルによる濃度分布式が有効と考えられる。実例を示せなくて残念であるが、こうした場合は平均的気象でなく短期間の実気象について適切な判断が必要とされる。

大きな事故的放出に対しては、例えば科学技術庁の「緊急時迅速放射能影響予測システム」通称SPEEDIシステムで線量当量分布等が計算予測される。同システムでは不測の緊急時に備え、その入力データとして関連地方自治体の環境モニタリングの気象データを常時収集している。この面でも気象観測の質の維持が期待されている。

表4 風向別大気安定度別風速逆数の総和の例

(単位: s/m)

風向 \ 大気安定度	A	B	C	D	E	F
N	5.38	46.96	12.02	198.24	8.99	99.07
NNE	1.85	16.51	7.15	73.06	3.47	65.42
NE	2.18	15.50	1.74	61.08	0.19	86.32
ENE	2.11	16.93	0.00	52.67	0.00	65.75
E	2.49	19.29	1.04	69.07	0.30	75.73
ESE	6.82	38.34	9.15	155.78	6.03	166.73
SE	10.14	61.20	10.97	164.89	5.66	163.01
SSE	8.92	58.94	3.09	115.19	1.59	117.66
S	11.01	62.56	0.80	116.32	0.00	75.70
SSW	16.92	57.17	3.27	73.22	2.00	42.26
SW	21.70	51.44	5.77	146.96	4.63	41.39
WSW	22.86	53.47	0.96	94.98	2.32	30.71
W	32.29	38.84	2.90	75.88	0.65	23.07
WNW	28.87	85.30	4.21	97.71	0.96	38.13
NW	36.12	95.21	10.60	119.92	4.17	63.25
NNW	22.26	105.34	25.42	151.78	8.28	40.96

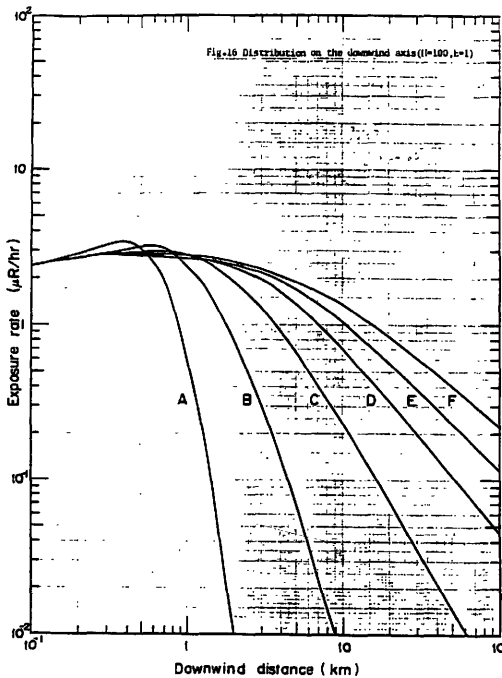


図1 高さ100mから放出された放射性物質の大気安定度別風下軸上濃度分布

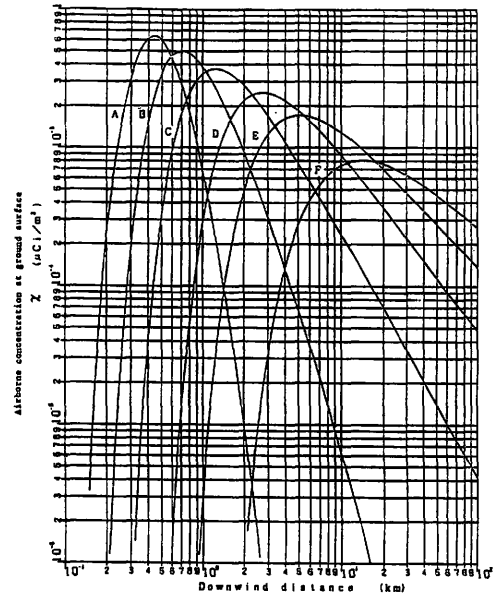


図2 放射性雲からのガンマ線線量率の風下軸上分布

## 4 おわりに

モニタリング結果の解釈、特に自然現象の変動によるものかどうかの判断に当たっては、複雑な自然現象を二、三の測定項目の数値で表わすことは無理であり、一方、項目数を増やすことは必ずしも現実的解決とはいえない。

現象の定性的な記述をできるだけ測定可能なパラメータで置き換えて定量化することと、少数のパラメータによる現象の記述を定性的考察によって正しく理解することとは、ともに重要な方向である。

したがって環境モニタリングにあっては、測定器・測定法を技術の進歩に応じて改善するなど測定値の信頼性向上を目指すとともに、自然現象、特に気象現象についての理解を深めておくことは、モニタリングの現場の技術者の日常的心掛けとすべき要件と考えられる。

### 参考文献

- 1) 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。1989.
- 2) 原子力安全委員会：発電用原子炉施設の安全解析に関する気象指針。1982.
- 3) (財)日本気象協会：気象業務関係法令集(昭和63年度版)。日本気象協会、1988.
- 4) 気象庁：地上気象観測法。気象庁、1988.
- 5) 伊藤芳樹ほか：ドップラーソーダの開発と大気境界層観測への応用。天気、**33**、375-385、1986.
- 6) IAEA：Atmospheric dispersion in relation to nuclear power plant siting, 50-SG-S3, 1982.

記：今井和彦先生は、今年1月、事故のため急逝されました。ここに謹んでご冥福をお祈り申し上げます。(編者)

## 緊急時モニタリングについて

宮 永 一 郎

原子力安全委員

On The Emergency Environmental Monitoring

Ichiro Miyanaga

Commissioner, Nuclear Safety Commission

Emergency environmental monitoring plays an important role in the emergency preparedness of nuclear facilities, because it provides the essential data for making decisions of necessary response actions at the emergency.

Soon after TMI-2 accident, March 1979, the NSC published a guideline entitled "Off-Site Emergency Planning to the Radiation Accidents of Nuclear Facilities" and "Emergency Environmental Radiation Monitoring Guideline".

During the time, ICRP and IAEA published the documents relating to the protection of the public to the radiological emergencies in nuclear facilities. At the same time, the research of severe accidents and accident management have been developed, as well as high technology systems, SPEEDI and ARSAS.

Chernobyl-4 accident triggered the NSC to review the both of Guides, and new findings and developments described above are under discussion, to organize and systematize them into the new Guides.

### 1 はじめに

緊急時モニタリングとは、原子力発電所等の緊急時に対処するための情報をえるためのモニタリングをいう。

緊急時対策が、具体的に体系化されるようになったのは、1979年米国で起こったTMI-2号炉の事故がきっかけである。それまでは各国とも、観念的には頭にあったが、具体的なイメージはなかったといつてよい。

わが国でも、中央防災会議が「原子力発電所等に係る防災対策上当面とるべき措置について」



表1 米国原子力発電所事故調査報告書(第2次)原子力安全委員会54年9月  
わが国の安全確保対策に反映させるべき事項

防 災 関 係	(1) 防災対策に関する専門的事項の調査審議について	① 防災計画立案地域の範囲 ② 防災活動上必要な対策指標(指標線量, 指標濃度) ③ 緊急時の環境モニタリング指針の作成 ④ 環境放射能予測システムの開発
	(2) 防災業務計画の円滑な遂行について	① 緊急時組織 ② モニタリング設備 ③ 一般公衆の被ばく線量の評価 ④ 緊急時連絡(電話回線, それ以外の連絡方法) ⑤ 輸送手段の確保 ⑥ 教育, 訓練
安全 研 究 関 係	事故時対策に関する研究	① 事故時対策用データバンクシステムに関する研究 ② 事故時放射性物質放出量解析システムに関する研究 ③ 環境放射能予測システムに関する研究

を決定すると共に、原子力安全委員会の米国原子力発電所事故調査報告書の指摘(表1)に基づき、必要項目の検討が開始された。

このうち防災関係については原子力安全委員会の次の各専門部会の報告書で次のように報告されている。

「原子力発電所等周辺の防災対策について」

昭和55年6月 原子力発電所等周辺防災対策専門部会

「緊急時環境放射線モニタリング指針」

昭和59年6月, 環境放射線モニタリング中央評価専門部会

以下それぞれ「防災指針」, 「緊急時モニタリング指針」という。

1986年, 史上最悪といわれるChernobyl-4事故が発生した。また, TM-1事故後, ICRPやIAEAなど国際機関の緊急時対策関連の考え方の整備や, わが国でも, SPEEDI, ARSASなど技術開発の進歩があった。したがって, これらの新しいデータを考慮して, 原子力安全委員会では現在, 「防災指針」ならびに「緊急時モニタリング指針」の改訂を審議中である。

本日はこれらの改訂で検討される事項のいくつかについて私見をまじえてお話ししたい。

## 2 TM-1以後の進歩

### 2.1 緊急時防護対策の基本的考え方

IAEA S.S.55 原子力施設における放射線事故への敷地外対応計画 1981

ICRP Pub.40 大規模放射能事故の際の公衆の防護: 計画のための原則 1984

上記の出版物の内容はほぼ共通しているが, その主な特徴は以下の通りである。

1) 事故の時間的経過を被ばく経路との関連でとらえ, その対策を早期, 中期, 後期という

表2 被ばく経路と防護措置との関連

考えられる被ばく経路	タイムスケール	一般公衆に適用する防護措置
施設からの直接被ばく		避難 接近の制限
(1) プルーフからの直接被ばく (地表沈着も考えられる)		屋内退避 接近の制限 避難
(2) 揮発物の吸入 (例, よう素)		屋内退避 放射能の医学的予防 接近の制限 避難 個人の防護法
(3) エアロゾルの吸入		屋内退避 接近の制限 避難 個人の防護法
(4) 皮ふ及び衣服の汚染		屋内退避 接近の制限 避難 人間の除染
(5) 再浮遊粒子の吸入		避難 接近の制限 個人の防護法 地域の除染
(6) 地表沈着物による被ばく		避難 接近の制限 屋内退避 地域の除染
(7) 汚染食料及び水の摂取	食料及び水の転換	

事故終了までの範囲にとって述べている(表2)。わが国の場合は、早期中期の緊急対策を中心とし、その後はむしろ時間的余裕があるとしてその都度対策を考えるという対処法をとっている。これは緊急時の措置をあまり厳密にきめておくことは、対策の柔軟性を失うという考え方による。

また、防護対策指標となる予測線量のレベルと範囲の相当については、上記の報告書では表4に示すような上限値、下限値が選ばれているが、わが国では緊急時には25rem以上の被ばくを許

表3 わが国の緊急時防護対策指標

1. 屋内退避及び避難等に関する指標

予測ばく線量(単位:mSv)		防護対策の内容
全身外部線量	甲状腺線量	
10~50	100~500	・乳幼児, 児童, 妊婦は, 自宅等の屋内へ退避すること。その際窓等を閉め気密性に配慮すること。
50~100	500~1000	・乳幼児, 児童, 妊婦は, 指示に従いコンクリート建屋の屋内に退避するか, 又は, 避難すること。 ・成人は, 自宅等の屋内へ退避すること。その際, 窓等を閉め気密性に配慮すること。
100以上	1000以上	・乳幼児, 児童, 妊婦, 成人とも, 指示に従いコンクリート建屋の屋内に退避するか, 又は, 避難すること。

2. 飲食物摂取制限に関する指標

対象	I-131放射能濃度
飲料水	$1 \times 10^2 \text{Bq/l}$ 以上(2.2l/d)
葉菜	$6 \times 10^3 \text{Bq/g}$ 以上(30g/d)
牛乳	$2 \times 10^2 \text{Bq/l}$ 以上(1l/d)

表4 ICRP, IAEAの介入レベル

対策	組織	線量当量(mSv)		備考
		下限値	上限値	
屋内退避	全身*	5	50	
	肺, 甲状腺 および単一臓器	50	500	
避難	全身*	50	500	
	肺, 甲状腺 および単一臓器	500	5000	
安定ヨウ素投与	甲状腺	50	500	
移転	全身*	50	500	年間線量
食物摂取制限	全身*	5	50	年間線量
	甲状腺	50	500	年間線量

(\*全身線量または実効線量当量)

さないという放射線審議会の勧告<sup>1)</sup>に基づき指標線量(表3)が選ばれている。

その外に, 今回の改訂で議論されている事項には以下のものがある。

### KIペレット摂取の指標線量

希ガス、ヨウ素以外の核種

事故の初期を考えると現状のままでよいが、これも事故の経緯によってはCsなどの核種を考慮することが必要になろう。

食物制限における食物の範囲とその分類

わが国の指針では、被ばくに関し重要な核種である放射性ヨウ素を対象とし、飲料水、牛乳、葉菜の三種を考えているが、これも事故の経緯によってはその他の食品も対象とすることが必要となろう。

緊急時のモニタリングは現指針では、前にも述べたような考え方から、早期防護対策決定のための迅速な予測線量推定のための第1段階と、放出終了後の周辺住民の線量当量評価ならびに環境汚染の時間的経過の把握の第2段階のモニタリングに区分されている。この分類は時間的経緯に重点をおいているが、前者では実測よりも推定評価が、後者では主として実測に基づくモニタリングになるということもある。なお、食物摂取、除染の必要性など、中期、後期での意志決定もあることなどを忘れてならないだろう。

## 2.2 TMI-2 事故後の研究、開発等の成果

表1の研究、開発指摘事故はその後着々と成果を挙げ、原子炉側と環境側にわけて次の事項について進展がみられている。

### a) 原子炉側

- 1) Severe Accidentの研究の成果
- 2) 緊急技術助言対応システムの開発
- 3) Accident Managementの充実
- 4) 緊急時用モニター、サンプリング設備の設置

### b) 環境側

- 1) SPEEDIの整備
- 2) 航空機サーベイ技術(ARSAS)の確立

原子炉側の進歩は、事故進展のシナリオ、事故防止、または事故拡大防止などの重要機器の充実などにより、事故発生時の運転員による事故管理(Accident management)の方法が開発された。これらによって、緊急時対策に必要な、原子炉の異常状態を早期に検出、事故の進展を予測したり、対策を指示することができるコンピュータ・システム(緊急技術助言対応システム)の開発が進んでいる<sup>2)</sup>。

環境側では、昨年このシンポジウムで詳細な説明のあった緊急時迅速放射能影響予測システムの実用配備がほぼ完了しているし、航空機γ線サーベイ・システムARSAS<sup>2)</sup>の基本仕様機

表5 SPEEDIの出力

<ul style="list-style-type: none"> <li>— 地方自治体及びAMEDASによる気象データ</li> <li>— 任意高度における3次元風向・風速場の水平、垂直分布</li> <li>— 空中放射能の1時間平均濃度の水平、垂直分布</li> <li>— 降雨又は乾燥沈着積算放射能の水平分布</li> <li>— 1時間毎の照射線量率の水平分布</li> <li>— 積算γ線外部被ばく線量の水平分布</li> <li>— 呼吸による内部被ばく積算線量の水平分布</li> <li>— 上記各放射線、放射能、被ばくデータの任意地点における時間変化</li> </ul>
---

表6 ARSASの出力

<ul style="list-style-type: none"> <li>— 上空及び地上での線量率分布</li> <li>— 地表面沈着放射性核種濃度</li> <li>— 放射性プルームの流跡線</li> <li>— 放出口からの放射性核種放出率</li> </ul>
--

器も原研で完成された。

注) Aerial Radiological Survey & Assessment System

これらはすべて、事故の芽を出来るだけ早期に発見し、その対策を立て、周辺環境での防護対策が十分な時間的余裕をもって行えるようにすることに役立つものである。

SPEEDIおよびARSASの出力項目、ならびに緊急時技術助言対応システムの構成<sup>2)</sup>を表5、表6、図1に示す。

「ソ連原子力発電所事故調査報告書」(原子力安全委員会、昭和62年5月)にも指摘されているように軽水型原子力発電所の場合は、事故の兆候から、放射能の環境放出まで、通常数時間以上数日間の時間経過があるので、初期の防護対策決定のための予測線量は、実測によることを待っているのではない。この点、環境モニタリングは実測を旨とするものではあるけれども、緊急時のモニタリングには、あらゆる手段を使つての緊急対策決定のための情報収集と評価判断があることを忘れてはならない。勿論、放出が始まってからは、時間的経過のフルスケールの範囲で、実測があることが望ましい。このような観点から、SPEEDI、ARSAS、あるいは自動車によるサーベイや、搬用自動測定器やサンプラーを効率的に使用すべきであろう。

しかし、この際、防護対策に責任を持つ地方自治体とこれを支援する立場の国との間で適切な役割分担があるべきであると考えている。例えば、各地方公共団体、事業所等に個別に整備するよりも一元的に整備するほうが効率的である機器等については、国あるいはこれに準ずる機関が、維持・管理し、緊急事態における技術的支援を行うことも考えられよう。

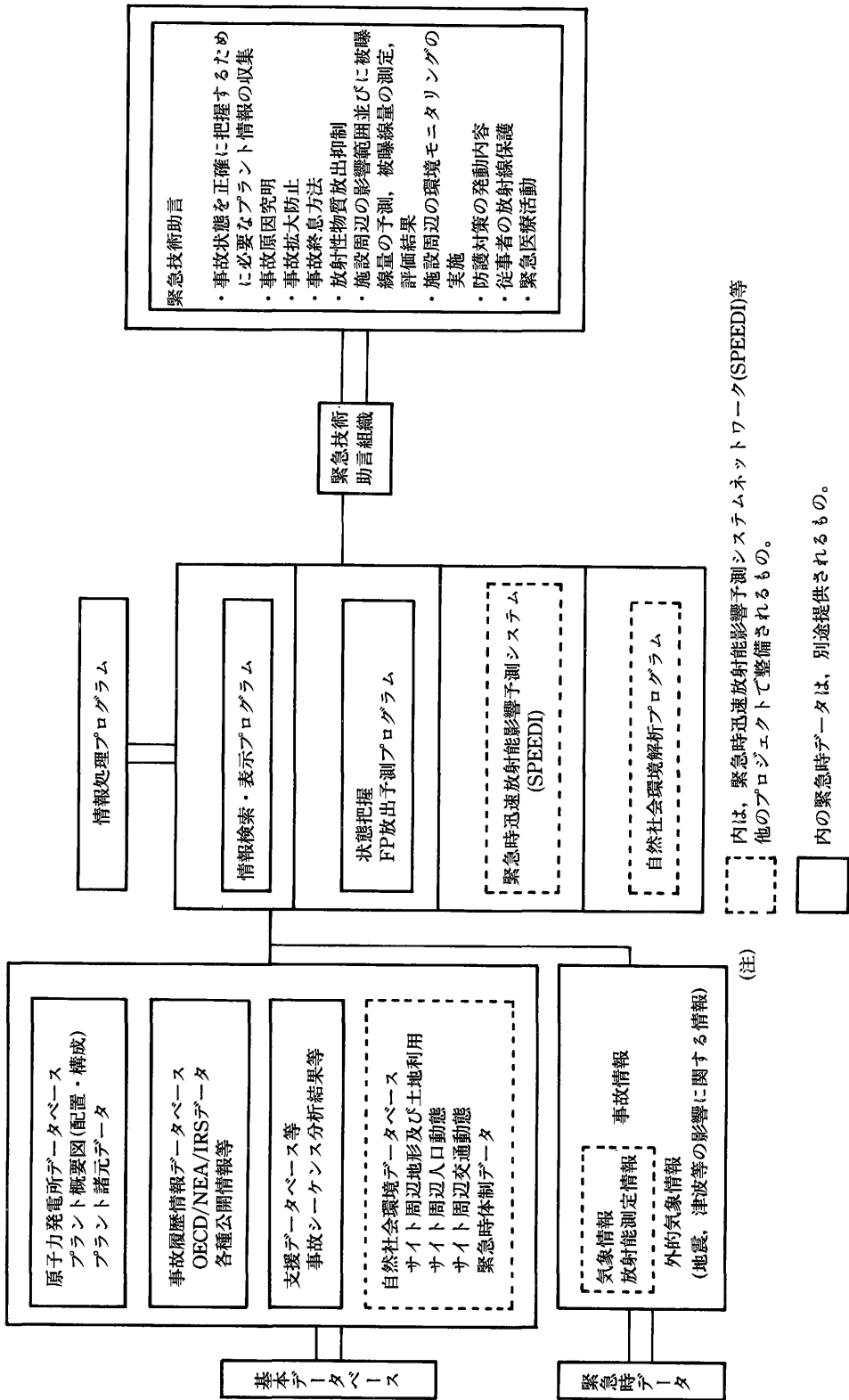


図1 緊急技術助言対応システムの構成

表7 Effluent Monitorに期待できない理由

- 1) 放出は線量評価が可能な前におこる。
- 2) ある時点で与えられる読みはPotential Source Termを表さない。
- 3) 放出モニターは次の点で不正確である。ある線源による校正、校正のエラー、電源喪失 etc.
- 4) モニターをバイパスすることがある。  
例. 格納容器損傷

なお、ここで事故時には必ずしもスタックを通した放出が行われるわけではないことを注意しておきたい。USNRCは次のような理由から(表7)、スタックモニターに期待できないとし、先に述べた助言システムの中での放出量予測はプラントの状態に基づいた推定をすることを提案している<sup>3)</sup>。

### 3 Chernobyl- 4 事故の教訓

放射線防護の観点からのChernobyl事故の教訓は主として次のようなものであると考える。

- 1) Csの重要性
- 2) 避難の有効性
- 3) Wet Depositionの影響
- 4) 長期にわたる防護基準
- 5) 広域汚染、除染技術

Csの放出がなければ、事故による汚染の影響は1年をまたずに終了したであろう。また放射性雲の中を避難したプリピャッチの人たちの被曝が、すぐ外側にいた避難の遅れた人たちの被曝の10分の1以下であったことが注目に値する(表8)。

表8 避難した住民の外部被ばくの集団線量

発電所周囲の地域	人口(1000人)	集団線量(10 <sup>6</sup> 人rem)	平均線量(rem)
プリピャチ市	45	0.15	3.3
3-7km	7.0	0.38	54
7-10km	9.0	0.41	45
10-15km	8.2	0.29	35
15-20km	11.6	0.06	5
20-25km	14.9	0.09	6
25-30km	39.2	0.18	4.5
合計	134.9	1.56	

Wet DepositionとはDry Depositionに対する言葉で、降雨、降雪による放射能沈着である。事故時の被ばく源として最も長期かつ多いのは地表に沈着した放射能からの $\gamma$ 線、およびこれが汚染した飲食物の摂取によるものである。Wetの場合はDryの場合の一桁以上、気象条件と放射性雲の濃度によっては二桁違うこともある。白ロシアなど数10km以上も離れた場所で、住民移転問題があるのはWet Depositionの影響であろうと思われる。モニタリングでの重要な着眼点である。

#### 4 おわりに

TMI-2, Chernobyl-4の事故の教訓から、緊急時対策の考え方や方法はかなり明確になった

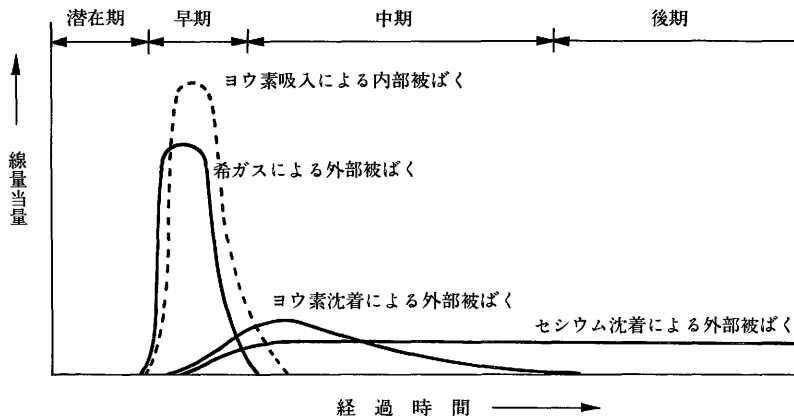


図2 緊急時における線量当量の経時変化

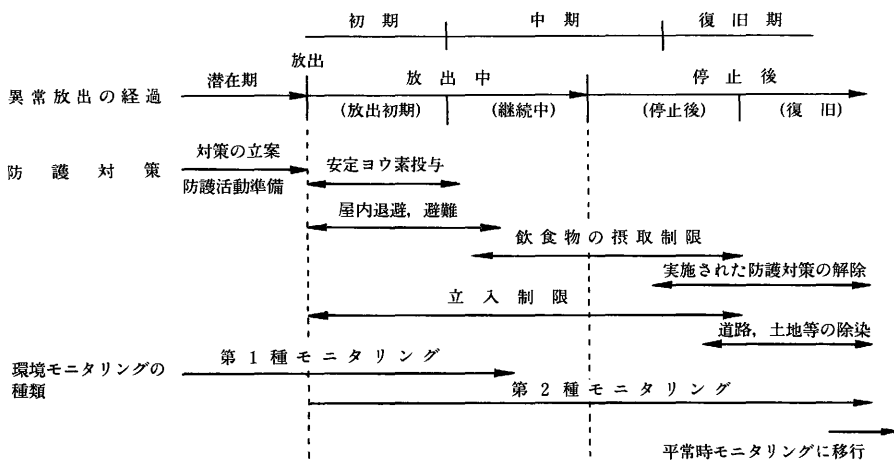


図3 緊急時の防護対策と環境モニタリング



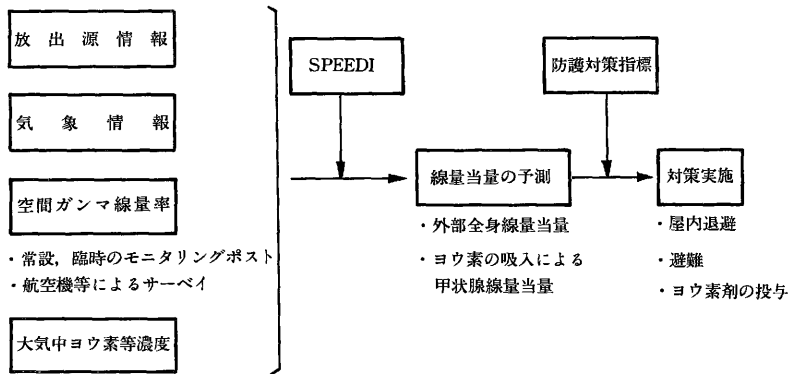


図4 第1種環境モニタリング  
早急に実施すべき防護対策の意志決定のためのモニタリング

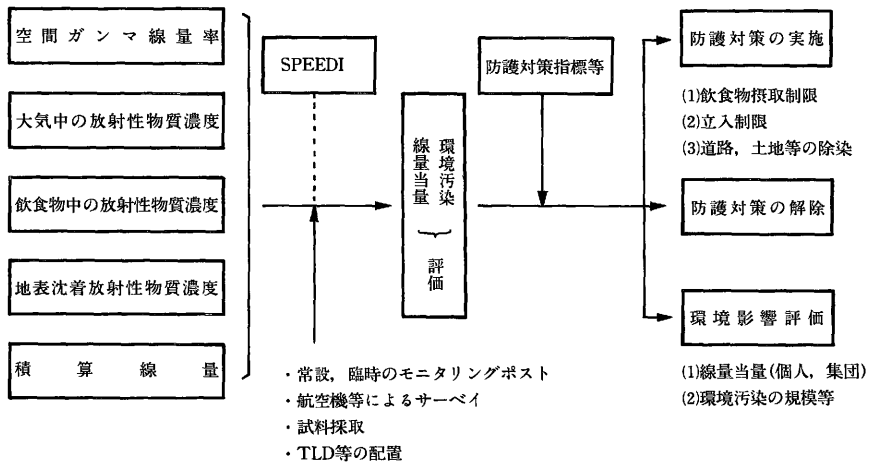


図5 第2種環境モニタリング  
時間的余裕がある防護対策の意志決定と環境影響評価モニタリング

と思われる。また技術的開発も相当に進んだと考えてよい。したがって、これらの対策に必要な放射線(能)情報を測定、推定、評価するモニタリングは、これらの情報を加味して、適切に整備されなければならない。

紙面もなくなってきたので説明は省略するが、以上のような議論をふまえて、緊急時対策と緊急時モニタリングの関係、第1、第2種モニタリング内容の種類について図式化して考えてみたものを以下(図2-図5)に示す。諸兄の議論の一つの材料としていただければ幸いである。

なお、この拙文作成に日本原子力研究所の皆さんにお世話になったことを述べて、感謝の意を表したい。

参考文献

- 1) 緊急被ばく特別部会報告書, 放射線審議会, 昭和36年7月。
- 2) McKenna, T.J. et al. : Source Term Estimation During Severe Nuclear Power Plants Accidents, *Nucl. Plant Jour.* **83**, No. Dec. 1988 訳, 米国原子力情報No.373, 原子力安全研究協会, 4-5, 1989.

## IV. 環境モニタリング総論－2

IV－1 環境モニタリングの考え方  
と質の保証 阿部史朗／阿部道子

IV－2 環境放射線データベースの  
現状 中村 勇

IV－3 環境モニタリング計画と最  
適化 草間朋子

## IV－1 環境モニタリングの考え方と質の保証

阿部史朗／阿部道子

放射線医学総合研究所

Quality Assurance in the Nation-wide  
Environmental Radiation Monitoring System

Siro Abe and Michiko Abe

Division of Environmental Health, National Institute of Radiological Sciences  
9-1, Anagawa-4, Chiba-shi, 260 Japan

**ABSTRACT**—Principle and outline about quality assurance work in the environmental monitoring system are presented in this report.

Both object and frame of environmental monitoring are surveyed firstly. Based on the items surveyed, we examined items required for the data and their procedure without gaps spatially, as well as timely, to make effective use of the data gamed in the radiation monitoring system.

These conditions require the establishment of quality assurance system in radiation monitoring nationally. This report also discusses quality assurance techniques of every stages of a radiation monitoring system (planning, sampling, pretreatment of samples, chemical analysis of samples, countings and measurements, data gained through monitoring procedure, public relations and so on) from several points of view.

### 1. はじめに

今回のセミナーは環境モニタリング、すなわち施設内よりは施設外の一般のモニタリングに重点があるものと考え、それを中心として標題の事項を考察した。「モニタリングの考え方」をはじめに採り上げるのは、それが「環境モニタリングの質の保証」の基盤であり、その方向によっては質の保証の方向も左右しかねないからである。

### 2. 環境モニタリングの考え方

#### 2.1 モニタリングの基本的考え方

モニタリングの根本の第一は、目的を達成し得るように対象に網を掛けることである。網目を抜けるものがないように経験、予測、環境的考え方等に基づいて網を作る。ただし、環境では予測しがたいことがしばしば起きるので、作られたネットワークとその働きを固定化して変更、追加の余地がないようにしてしまうと目的を達成できない場合が生ずる。

そのため、目的をつねに念頭に置き、状況に応じ柔軟に対処できるようにして置くこと、網目を抜けた場合でも後から追跡できるようにしておくことが環境では必要である。

また、通常時のモニタリングと緊急時のモニタリングとでは、その根本は共通するところが多いことに留意して備えておく。ごく早期の緊急時のモニタリングデータは通常時の体制のもとでしか収集できない。緊急時の回復期には通常時のモニタリング体制へのスムーズな移行が重要である。このときどうしても緊急時のモニタリングの収拾のための影響が残ることになる。ここで例示した緊急時ばかりでなく、人員の交替、機器の変更その他種々の場合に時間的な継続性すなわち「時間的つなぎ」上の問題が生じ得る。

モニタリングでデータの地域的分布を知ろうとすると、サンプリングの違い、実施機関の混在、計測装置、方法の違いなどがあって目的に適合した分布を得られないことがある。空間的継続性がないデータの混在は、モニタリング結果の総括的な使用を不可能にしかねない。

表1 モニタリングの考え方の基本  
Basic items of monitoring.

目的を達成し得るような
1. 基本のネットワーク
2. 柔軟な対応
3. 継続性(空間的, 時間的)の保全

以上をまとめれば、合目的であることを前提に、基本的なネットワークの確立、柔軟な対応、継続性(空間的, 時間的)が環境モニタリングの計画、立案、実施に基本的な必要事項となる。

## 2.2 環境モニタリングの範囲

順序は逆になるが、ここで扱う環境モニタリングの範囲をはっきりさせておこう。施設の従業員は施設内で管理が可能であり、また施設に滞在する時間よりは一般の生活環境に滞在する公衆としての時間が長い。それ故対象者としてここでは圧倒的多数を占める「公衆」を主とし、考慮する場所は公衆の「生活環境」を主とする。

## 2.3 モニタリングの目標(目的)

さらに合目的というからには目的の中身を概略ながら知る必要がある。その際、環境放射線モニタリングの目標が参考になる。表2に、要約された内容を示した。さらに要約すれば、被ばく線量を求めること、レベルを把握すること、影響評価ならびに計画の見直しに役立てること、の3点になる。これらはいずれも重要な目標でこれらがさらに具体的に細分化されて直接

表2 モニタリングの目標  
The aims of environmental monitoring.

1. 公衆の受ける線量の算定, 評価
2. 環境での蓄積状況の把握
3. 予期しない放出の影響評価
【参考】 環境放射線モニタリングに関する指針 (原子力安全委員会, 平成元年3月) 環境放射線モニタリング (原安協 昭和62年7月) 原子力工業の連載(1978, 1979年)等

の目的となる。いずれにしるこのような目標を下敷として質の保証を考えて行かねばならない。

### 3. 質の保証

#### 3.1 質の保証とは

上では何の断りもなく「質の保証」という言葉を使って来た。この辺で少々説明を加えないと読者の耐力が限界に達するのではないかと心配して、知識のある方には申し訳ないが自己満足の気味のある解説をしよう。

「質の保証(quality assurance)」とは、一般生産現場等で使われている「品質保証(quality assurance)と同じような意味合いを持つものである。上で使われている品質(本来ならquality of productsのはず)が日本語の語感から見て、また本来の品質保証の持つ最終生産物を第一義とする考え方から見て我々の立場では、大分、抵抗がある。本稿で考える環境モニタリングの場合の一種の抽象的な成果と手順については品質と言うのはそぐわないというわけで、我々の場合、あえて「質」とする。参考までに、「質」という言葉は我々だけの独自使用でなくて他にも、例えば、大気汚染の分野には「空気質」という言葉がある等、程々に使われているものである。原稿の中に私が「質」としておいたのに出来上がりでは何時の間にか「品質」と代えられることがあるので割り切れない思いをすることが時々ある。困ったことだ!!……余分。

品質保証の考えを、本稿のように環境の問題に適用する場合、一般の生産現場と違い環境では制御が効かない部面があるため、質の保証の内容、方式など必ずしも全部が一般の品質保証と同じにはならない。ここで言う質の保証は、端的に言えば、環境モニタリング・データに対する公衆等の信頼感をかちとり、それを裏切らないようにすること、と言ってもよい。

品質保証と並んで品質管理という言葉がある。それと同様、「質の保証」に対し「質の管理」という概念がある。表3にそれらの概括的な比較をした。

質の保証は、モニタリングの一連の手続きのはじめから終わりまで、全体的に、総括的に考えることが根本にある。またモニタリング・データ等が合目的な立場で結果的に意味があるように包括的に保証することでもある。さらに、モニタリングにおける質の保証の範囲は、理想的には、広報も含めモニタリングに関するすべてを含むべきである。

表3 質の保証と質の管理  
Quality assurance and quality control.

	質の保証	質の管理
目標	結果の質を受け入れられる限度内に維持すること	部分的な質の管理
特徴	包括的	部分的
概要	各機関等によって得られるデータが意味のあるものであることを保証するために必要なすべての事柄の和	独自の部分作業

### 3.2 モニタリングで何が問題となるか

先に述べた基本原則を基に環境モニタリングを実施したとき、何が現実的に問題となるのだろうか？実施上の問題は置いておき、結果とそれに影響する因子について考えてみよう。モニタリングによって得られるデータが目的に適い、環境等の状況の変化をうまく乗り切ったとしても、空間的、時間的継続性はいつも満足し得るものになるとは限らない。その度合いは結果の発表形式も含めた一連のデータ内に継続性(つながり)があるかどうかにかかっている。

一般に緊急事態では、多くの機関が集まり臨時編成のチームを作りモニタリングを実施する。このような場合、機器類の違いを始めとして測定手法の違い、人の練度の違いなどが表面に現われ、得られる総括的データのつながりが、空間的、時間的にうまく行かないケースが生じがちである。

一方通常のモニタリングでは、サンプリングの違い、校正の違い、異種機器の混在、測定手法の違い、人員の交替による測定者の質の違いなどでデータのつながりが悪くなるケースはしばしば起きる。

### 3.3 質の保証を問う背景

国内の環境放射線問題を考えただけでも近來の重要な事件として表4に示したものがすぐに思い浮かべられる。

表4 質の保証を問う背景の例  
Examples of background require for quality assurance.

- 古くは核爆発実験のときの測定データ、情報の氾濫
- チェルノブイル原子力発電所事故の降下物による影響算定
- 輸入食品の測定データの出現
  - 局地だけではなく、地域的、全国的、世界的に統一的に考えなければならない

いずれのケースでもその内実がどうであれ社会的に大騒ぎされたものばかりである。

核爆発実験のときは、1分間あたりのカウント数が多数報道にまかり通り、それがどのような計測装置から来て効率がどの程度のものかは社会的に問われることはなかった。装置の効率、計測の仕方の違いによって決まった一つの核種の放射能を測る場合でも1分間あたりのカウント数の結果に相当の開きが出るものであることは、専門家ならずべて知っていたことではあるが。後に全ベータ放射能などの表現で、キュリー単位で数値を示すようになったのは一つの進歩でもあったが、その結果の整合性についてはまだまだであった。結果の整合性とはここで言う質の保証に相当する。それを改善するような形で科学技術庁の測定法シリーズが続々と発刊され、測定法の一つの必要最低限の基準となった。

チェルノブイル原子力発電所事故の降下物については、完璧とは言えないまでも日本のすぐれた体制とゲルマニウム半導体検出器付のガンマ線スペクトロメータの普及の高さと相俟って多くの測定データが得られている。これらの測定データを全国的な観点から見ると第一にサンプリングが横並びに統一されておらず、一つの事項を全国的に見ようとしても空間的に欠けた部分が多くできない。一方、時間的に追おうとしてもサンプリング時間、頻度等についての各機関の差が大きくやはりむずかしい場合が多くあった。さらに計測器の使用条件などの違いを除いても全国的な質の保証が成立しているとは言いがたいので値の比較上困惑する事例が多く見られた。

一方、チェルノブイル原子力発電所事故に伴い、輸入食品中の放射能濃度が問題になった。計測にはNaI(Tl)シンチレータ付のガンマ線スペクトロメータとゲルマニウム半導体検出器付のガンマ線スペクトロメータがよく使われている。ところが両スペクトロメータのデータが、本来の両機器間の不確かさの違いを無視して並べて比較されたり、質の保証上疑わしい機関がデータを発表したりして、1950年代から1960年の初頭ごろの1分間あたりのカウント数騒動時と比較して計測器ははるかに高級ながら似たようなデータ比較騒動のように思われる。輸入食品ともなると輸入港、空港だけの問題に限らず、広く国内的、国際的流通経路を考慮して世界的に見ねばならない。

以上社会的な騒動となった事例を例に挙げて質の保証の必要な背景を見て来た。環境放射線モニタリングまたは測定における質の保証が確立していれば、種々の騒動は科学的観点から評価し得たのではないだろうか。

### 3.4 質の保証はどのような範囲でなされるか

表5に、考えられる範囲を粗く示した。各機関内から始まり、区域的な機関の集まり、全国的な集まり、さらには世界的な集まりにまで範囲は拡大する。質の保証の場合「大は小を兼ねる」で対象範囲が広いほど有効で、かつ小範囲は大範囲の一部として活用可能である。それゆえ質の保証の範囲は各機関内、区域内、全国、州、全世界と有効さが増す。しかし、世界的立場で質の保証を確立しようとしても末端機関まで行きわたらせるのは至難のわざである。アジア



表 5 質の保証の範囲  
Sphere of quality assurance.

- 各機関での問題
- ◎全国的な立場で測定データ等の比較, 評価
- 世界的なデータのつながり, 評価

○→◎→● 矢印の方向に望ましい姿

地域などに中心機関を置いてそれを仲介としてなされるのが順当であろう。少なくとも国レベルでは質の保証のきめ細かい確立は必要であろう。

### 3.5 環境モニタリングの質の要素と質の保証のグレード

環境モニタリングの質の保証を考える際にモニタリングのどのような点を見て行くべきであろうか、表 6 に質の要素の項目を挙げた。(4)システムの柔軟性、(5)のシステムの効率性、評価が特に難しいので別にしても、(1)結果の正確さ、(2)システムならびに結果の信頼性、安定性、(3)結果のつながり、(6)システムのチェックの容易さ、(7)ネットワークの充実、は常に注目すべき点である。

表 6 環境モニタリングの質の要素  
Elements of quality of environmental monitoring.

総括的かつ合目的な意味の

- (1) 結果の正確さ
- (2) システムならびに結果の信頼性、安定性
- (3) 結果のつながり
- (4) システムの柔軟性
- (5) システムの効率
- (6) システムのチェックの容易さ
- (7) ネットワークの充実

ただし、これらがすべて高い水準になければならないと言うのが「質の保証」ではない。各点がバランスよく常に一定レベルに保持されることが必要なのである。それゆえ質の保証には保証する水準のグレードがあつてしかるべきである。A, B, C……級でもよいし、I, II, III……でもよいが、環境的に意味のある範囲内でランク付がされて当然である。この際もむやみにきびしいランク付けを奨励することも必要ないし、むやみに低いランクを付ける必要もないことは、環境モニタリングの難しさ、原則から見て当然であろう。

### 3.6 質の保証で問題となるErrorの源

表 7 に例示したのは主だったError源である。表中(1)の採取に始まり、(5)サンプルの貯蔵、まではサンプリング地点の選定等を含めたサンプリング、サンプルの取扱いの問題である。環境ではいかにサンプリングが重要かが、またErrorの源としても注意すべきかがわかるであろう。いずれにしろ表 7 に示した各所でErrorが生じ得る。Errorの生ずるのは人間技であれば

表7 Error源の例  
Examples of causes lead to errors.

(1) 試料の採取	(8) 計測装置
(2) サンプリング	(9) 人的エラー
(3) サンプルの輸送	(10) 換算間違い
(4) サンプルのラベル	(11) 報告、伝達
(5) サンプルの貯蔵	(12) 環境の変化
(6) サンプルの前処理	(13) データの解釈
(7) 計測手順	

当然であり、起こらない方がおかしい事態と言うべきであろう。しかし、計測上、また換算等の過程でErrorを最小限にし、あるいは無くすのは科学者であればなし得ることと思われる。これらError源すべてが質の保証の対象とされることが質の保証の理想であるが、他は固定したものと(6)サンプルの前処理から(11)換算間違いまでを表面的な対象とする。これらは比較的チェックしやすいからでもあるし科学的に考察しやすく量的にも表現しやすい。このようなError源から生ずるErrorの一部不確かさ(Uncertainty)を総括的に定量化して質の保証を確立するのである。

### 3.7 質の保証のためにすべきこと

質の保証を確立するためには表8のようなことが組織化、実行されねばならない。

まず質の保証の中心機関としてモニタリング中央機関が設定または指名されなければならない。日本国内ではすべて本機関が中心となり、指導的役割を果たし事務的業務をこなす必要がある。もちろんそこには専門研究者を含めた専門委員会を設け指導、助言等の役割を持つてもよい。

表8 質の保証のためにすべきこと  
Items executed for quality assurance.

(1) モニタリング中央機関を中心としあらゆるモニタリング関連機関について質の保証のネットワーク化を計る
(2) モニタリング中央機関による自分も含めた各機関手法等のチェック、比較、解析
(3) モニタリング中央機関または各関係機関による周期的な機器の校正、安定性のチェック
(4) モニタリング中央機関を中心とする関係機関の周期的、継続的な比較測定、解析
(5) ネットワーク等にかかわる演習の実施

この中心機関を中心として理想的にはすべてのモニタリング関連機関を含ませてネットワークを組む。もちろん、現実が理想通り進まないのは世の常であるから、最悪の場合、希望機関のみのネットワークにならざるを得ないだろう。ただし、参加機関は良かれ悪しかれ質の保証

がなされるので、質の保証がなされない機関、個人とは大きく違うことになる。

このようなネットワークを通し各機関手法等のチェック、比較、解析の手段によって質の保証の基礎資料を得る。もちろん、その際、モニタリング中央機関も他機関と同列に種々の手順を実施しなければならない。客観的公平さを保つためにはそのような配慮が必須である。

技術水準を保つためには周期的な機器の校正、安定性のチェックが適切になされれば申し分ない。それは各関係機関でも可能なはずである。従事者の交替、機器の新設、交換、移動、また種々の環境条件の変化等に応じチェックが必要なのは言うまでもない。

比較測定等については、周期的、継続的なことが質の保証の継続のために必須である。その場かぎりの短期的な質の保証は本来の質の保証ではなく、ほとんど体制としての利点はない。

これ以上の具体的な手だては質の保証の実行のときにしか示せない。

### 3.8 より良い質の保証のためには

質の保証もはじめから完全なものにはできない。永年かかって洗練されるものである。環境にあっては目標とする質の保証の国内レベルもそれほど望めないであろう。その水準を高くするためには表9のような強引な手段が必要である。一部実現しそうなものもあるが、手法等は次第に改良されたり、新しいものが開発されるためそう簡単ではない。ただ、努力すれば日本全体としての質の保証のレベルは著しく上昇するであろう。

表9 より良い質の保証のためには  
(完全な実現は疑問だが)  
To refine quality assurance action.

- |                         |
|-------------------------|
| (1) サンプリング対象物、方法の統一化    |
| (2) 計測手法の統一             |
| (3) 計測器等仕様の統一           |
| (4) 計測機関の専門家            |
| (5) 発表様式の統一(例 BqよりもmSv) |
| (6) 地域的特性の把握            |

### 3.9 質の水準維持のためには

質の保証の水準が年ごとに良かったり、悪かったりするのとは好ましいことではない。第一そのように質に変化があるようでは質の保証の意味がない。ある年良くても、ある年は悪いというのでは時間的に一定の質でデータをつなぐこともできないし、一部の機関のそのような事例は各機関間のデータのつながりにも影響する。あまりにも悪いときはそのような機関はデータのまとめから省かなければならなくなる。

このような質の保証の水準を維持するための方策を表10に示した。多くの項目が、表10内に見られる。各機関についての質の保証の体制としてこのような内容が必要ということである。項目の多さから質の保証は簡単に行くことではないと思われるであろう。すべての面でチェッ

表10 質の水準維持のためには  
To keep quality level best.

(1) (a)熟達した担当者, (b)適切な方法, (c)装備のゆきとどいた適切な場所, 空間の確保	(6) 手順のチェックの実施
(2) 標準試料の供給	(7) 関連資料類の継続的なレビュー
(3) 使用材料の事前テスト	(8) 合目的性チェック
(4) 装置類の校正, 調整	(9) 分割サンプルの使用
(5) 適切な記録のある比較試料, 標準 試料の有効使用	(10) 他の機関との比較
	(11) 要望への適切な対応
	(12) 結果の有機的なレビュー
	(13) 繰り返し測定等によるミスの訂正

ク体制をとること自体が、本来のモニタリングで必要なことを考慮すれば、これらの項目も質の保証とかかわりなく本来実行されるべきものである。

### 3.10 質の保証によって得られる利点

ここまで述べて来ると、そんなに面倒なことをするのだから質の保証の確立はどんなに利点があるのだろうかと思われるかも知れないし、利点がなければそんなことはできないと言われるかもしれない。上でも折に触れて述べて来たようにそんなに目新しい利点があるわけでもない。

表11を見ても通り一遍のことしか書いていない。ただし、例として、一度、近隣諸国の緊急事態に日本が巻き込まれる事態を考えてみれば質の保証の確立の有無がどれほど役に立つか想像し得るであろう。緊急対策、対応、影響推定、評価ばかりでなく、PA活動においても有効さは計り知れない。

表11 質の保証によって得られる利点  
Advantage of quality assurance.

(1) 違った機関のデータも総括的に扱える
(2) 同一機関でも違った時期のデータを総括的に扱える
ただし、保証された質の範囲内で

その上通常時に統一的に整備されたバックグラウンド・データを得るには質の保証が前提である。これがないときには極度に低レベルのバックグラウンド・データについて統一的にまた広域的に見ることはおろか、データを並べることさえできない。バックグラウンド・データの広域的解釈なしでは、日本における地域住民の立場を説明しようもない。

種々の問題で、よって立つ測定データの基盤があいまいでは混乱を生ずるばかりである。その信用できるデータの情報を提供し、例えば地盤ならどの程度の強さを持ち、どこに、どの程度の規模であるかなどの情報を提供し得るものが質の保証にあたる。

質の保証は、国民の健康と安全を護るという究極の立場からのモニタリングの実施について、本来の意義、目標が達成できるかどうかにかかわる重要なものである。すなわち、質の保証の

ないところでモニタリングを実施しても、厳密な意味で結果は使えるかどうか分からないほどの重みを持つ。質の保証はモニタリングを完結させるものであって、それなしにはモニタリング自体が成立し得ないと言っても過言ではない。極言すれば、ただ測るだけではモニタリングにはなり得ないと言うことである。ただ測るだけで測定、調査にならないのはどの分野でも同じであるが。

環境のデータと人とを有意義に結び付けるものが質の保証と言っても良いし、データを有効に活用し得るには質の保証が必要であると言ってもよい。

#### 4. 質の保証の現状と期待

世界各国、特に米国では、医用計測の分野等でいくつかの動きが古くからある。ただ環境となるとその放射線、放射能レベルが低い故にどの国でもそれ程進んでいるとは言いがたい。しかし早晚そのような動きがあるであろう。米国ではHealth Physics Societyが10年ほど前に環境測定の質の保証について採り上げ特に検討しているほどである。また、スリーマイル島原子力発電所2号炉事故の時など、多量の環境測定データがあったにもかかわらず、選別して一部のデータだけを線量算定、評価の対象にしたことは、事後の質の保証行動とも言うべきであろう。ただし事後では制約が多すぎて満足し得るものとなったとは思われない。

わが国でも、環境測定の質の保証に類する事業が行われている。その一つは環境庁が実施している環境測定・分析・統一精度管理事業である。それは全国的かつ大規模なものである。しかし、環境の放射線、放射能を含まないし、また本項で挙げている「質の保証」の最終の姿には未だしの感がある。

環境放射線測定については、単年度限りの比較測定は多いが、多年度にわたって、またその質にまで立ち入って実施した例はそれ程ないように思える。ただし、科学技術庁の委託で日本分析センターが多大の努力の下に毎年継続的に実施している、略称、確認分析事業はある意味でこの分野の質の保証に近いと言える。このような努力がより一歩踏み込んで質の保証事業にまでなることを期待する。

もちろん、全国のすべての環境放射線(当然放射能も含む)測定機関を含んで。

## IV— 2 環境放射線データベースの現状

中 村 勇

日本分析センター

Database on environmental radiation in Japan Chemical Analysis Center(JCAC)

Isamu Nakamura

Japan Chemical Analysis Center

295-3, *Sanno-cho, Chiba-shi, 281 Japan*

**ABSTRACT**—Research activity on environmental radiation after the Chernobyl accident are surveyed by searching numbers of published papers in main countries such as Japan, the U.S.A., the United Kingdom, France, West Germany and so on, through the databases of INIS and JICST (the Japan Information Center of Science and Technology).

Databases of JCAC are presented, which are input with environmental radiation data such as 1) monitoring data in the vicinity of nuclear facilities, 2) fallout survey data by local governments, 3) fallout survey data on the marine samples by government research institutes, 4) fallout survey data on the atmosphere by the Japan Meteorological Agency, and so on.

The Integrated Database of Environmental Radiation (IDER) is described, which has been converted from above mentioned two databases i.e. 1) monitoring database and 2) fallout survey database, to unify the units, codes and other main items. Remaining databases will be converted into the IDER in the near future. Compiled data in the IDER are radioactive nuclide analysis data of 60,000 samples, total beta activity data of 127,000 and 198,000 data for environmental radiation.

An example of searching procedure and some results obtained are shown.

Finally, Environmental Radiation Information System is outlined to be developed in the near future.

## 1 はじめに

わが国におけるフォールアウト調査は、大気圏内での核爆発実験が中止されて環境放射線のレベルが低下するとともに縮小気味となったが<sup>1</sup>、1986年のチェルノブイリ原子力発電所事故を契機として再びその規模が拡大され、1990年には全都道府県で実施する計画が進められている。また、フォールアウト調査とは別に、1974年に原子力発電施設等周辺の環境放射線モニタリングに対して交付金が交付されるようになり、立地県でのモニタリングが強化された。一方、分析技術、測定機器の改良・開発が進み、信頼性の高いデータが大量かつ高精度で得られるようになり、膨大な環境放射線情報が生産されつつある。

これらの過去から未来にわたる分析・測定データとその関連情報の有効利用を目的として、財団法人日本分析センター(以下分析センターと言う。)は科学技術庁の委託を受けて1977年に環境放射線データ収集管理事業を開始した。以来、分析センターはデータの収集・整理に務め、データベースの構築を進めてきたので、このデータベースについて概要を述べる。

## 2 環境放射線に関するデータベースの現状

まず、分析センター以外のデータベースについて簡単に展望する。著作権法にはデータベース(以下、DBと言う。)の定義として「論文、数値、図形その他の情報の集合物であって、それらの情報を電子計算機を用いて検索することができるように体系的に構成したもの」<sup>1)</sup>とある。環境放射線に関するDBの有無についてデータベース台帳総覧<sup>2)</sup>で探してみると、わが国で流通している約1800のDBのうち、環境/公害に関する専門のDBとしては47種が登録されている。しかし、その大部分は化学物質に関連するDBであって、環境放射線に関するDBとしてはINISとJICSTのDBが量的および質的観点から良いと思われる。

これらのDBは文献情報について抄録によりその内容を紹介し、所在を明らかにするいわゆる文献DBであるが、その利用法の一つに、ある主題に関する文献数を調べ、その研究の趨勢を知ることがある。その1例として、チェルノブイリ原子力発電所事故に起因する環境放射線の調査状況について主要国ごとの発表文献の数をINISおよびJICSTのDBで調べてみると、図1のようになった。すなわち、事故の影響をまともに受けた西欧諸国においては、当然のことながら、事故関連の文献数の比率が他の地域の国々(日本と米国)よりも明らかに高く、調査・研究が熱心に行われたことが確認できる。

DBから分析・測定値を直接入手するには、数値情報のような事実そのものを扱ういわゆるファクトDBを利用しなければならないが、データベース台帳総覧には環境放射線のファクトDBは登録されていない。分析センターの「環境放射線データベース」はファクトDBではあるが、現在のところ非公開のため、その利用には制約がある。すなわち、環境放射線数値データを自由に直接検索できるDBは残念ながらわが国にはまだない。

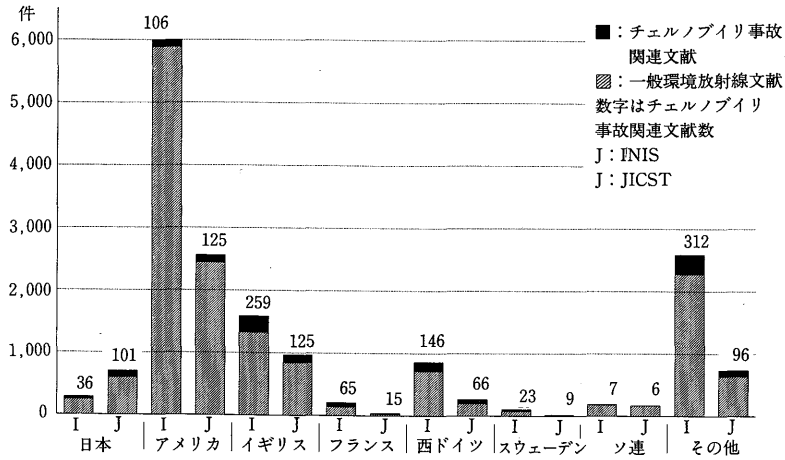


図1 主要国で発表された環境放射線に関する文献数 ('86年以降のINIS・JICSTデータベース)

Numbers of papers on environmental radioactivity published in main countries

表1 DBMSの特徴  
Features of DBMS

比較項目		リレーショナル型	階層型	ネットワーク型
規模		小～中	大	大
難易	システム開発期間	短期	長期	長期
	更新処理への対応	低	高	高
	システム設計の難易	容易	難	難
運用	データベースの創成	容易	難	難
	拡張性	高	低	低
資源	ディスク所要量	大	小	小
	主メモリ	大	小	小
検索	アクセス法	容易	容易	容易
	処理コスト	大	小	小
	効率	低	中	高
操作性	検索条件の多様性	優秀	低	低
	ユーザーによる操作	優秀	低	低
	報告書作成	高	低	低
留意事項		導入の容易性, 拡張性等データ処理での生産性が高い	データが構造的に複数の親を持つことはない	性能を重視する業務向けのデータベース
実施例		部門内の固有業務(調査・研究)		基幹業務(預金/為替, 販売/在庫, 顧客管理等)



### 3 環境放射線データベースについて

分析センターは関係省庁・国立試験研究機関・都道府県の衛生研究所等が実施しているフォローアウト調査および原子力発電施設等立地都道府県における施設周辺の環境モニタリングについて情報を収集・整理し、電子計算機に入力して環境放射線データベースを構築している<sup>3),4),5)</sup>。

一般にDBの構築に際しては、収録すべき情報の検討もさることながらそのソフトウェアの型式の選定も大きな問題である。DBを管理するソフトウェア(DataBase Management System: DBMS)は、リレーショナル型、階層型およびネットワーク型に分類されるが、その目的に応じ、それぞれの特徴を活かすよう使い分けられている(表1)。環境放射線データベースのDBMSとしては、検索速度と使用効率に難点はあるが、構築・改造および運用が比較的容易で、検索の融通性が優れている点を重視して、リレーショナルDB(富士通のAIM/RDB)を採用している。

分析センターでは、データ収集管理事業の推移や技術的経緯もあって、環境放射線に係る調査・監視の目的および実施機関に対応してDBを作成してきた。環境放射線データベースと総称しているこれらのDB群の収録件数を表2に示す。その収録情報はそれぞれの調査(監視)目的や機関ごとに内容や様式が異なり、また、前述のようにDBの構築経緯等の違いもあって、各DB間にはかなりの相違がある。そのため各DBを横並びに一括して検索するプログラムの作成は非常に困難で、各DBごとに専用の検索システムを構築するか、または各DBを統一して同じ検索

表2 環境放射線データベースの収録件数('89.11現在)  
Numbers of data in databases on environmental radiation

データベース名称	調査機関	収録期間	データ数 ※注1		
			核種分析	全β放射能	空間放射線
放射線監視	道府県の原子力センター等	'74~'87	42,000	28,000	79,000
放射能調査	都道府県の衛研等	'63~'87	18,000	99,000	119,000
海洋関係放射能調査	水産研究所	'63~'86	8,200	—	—
海洋関係放射能調査	海上保安庁水路部	'72~'86	3,600	—	—
大気放射能調査	気象庁	'62~'86	3,600	—	—
チェルノブイリ原発事故関連調査	全国各調査機関	'86	4,000	2,000	—
総合データベース ※注2	都道府県の衛研等および原子力センター等	'63~'87	60,000	127,000	198,000

※注1: 核種分析および全β放射能は分析試料数, 空間放射線は測定値数

※注2: 放射線監視と放射能調査の両データベースを統合したもの

システムを使えるようにするかの選択が迫られる。そこで、分析センターではDBを統一する方法を選択し、各DBを整理して単位、数値の丸め、項目名、コード等を統一した統合データベースを構築した。すなわち、統合データベースは、①単位の統一と複数単位系の収録、②複数DBの同時処理、③収録項目の充実、④多年度処理の容易化等を目的に環境放射線データベースを再編成したものである。この統合データベースを検索することにより、例えば、ある試料中のある核種の分析結果について、多年度にわたって各DBを横断的に調べることが可能となる。現在は放射能調査データベースと放射線監視データベースの統合を終え、さらに他のDBの統合を進めているところである。

統合データベースに収録されている環境試料の種類、測定種目等の主要収録項目を表3に示す。全ての項目を網羅すると100項目以上に及ぶが、通常の検索に利用する項目は約30ほどである。特に重要な分析・測定値については以下のように複数の単位で収録することとした。すな

表3 環境放射線統合データベースの主要収録項目  
Chief items in the Integrated Database of Environmental Radiation

○：放射能調査 □：放射線監視

試料名	試料情報														測定値情報					機関						
	種類	固有位	地名	緯度経度	深さ	採取年月日時	水温	PH	塩素量	採取器・採取法	吸引量	前処理法・分析法	供試重量	生重量	灰分量	カリウム含量	カルシウム含量	測定年月日	測定器	核種名	放射能濃度	Sr単位	Cs単位	降下量	調査機関	分析機関
1. 大気浮遊じん			○ □			○ □				○ □	○ □	○ □	○ □					□	○ □	○ □	○ □				○ □	○ □
2. 降下物			○ □			○ □				○ □	○ □							□	○ □	○ □				○ □	○ □	
3. 降水			□			□					□							□	□	□	□				□	
4. 陸水	○ □	○ □	○ □			○ □					○ □	○ □						□	○ □	○ □	○ □				○ □	○ □
5. 陸土	○ □	○ □	○ □		○ □	○ □					○ □	○ □					○	□	○ □	○ □	○ □			○ □	○ □	
6. 日常食			○			○					○	○	○	○	○	○	○		○	○	○	○	○		○	○
7. 農林産物	○ □	○ □	○ □			○ □					○ □	○ □			○	○	○	□	○ □	○ □	○ □	○ □	○ □		○ □	○ □
8. 畜産物	○ □	○ □	○ □			○ □					○ □	○ □			○	○	○	□	○ □	○ □	○ □	○ □	○ □		○ □	○ □
9. 淡水産生物	○ □	○ □	○ □			○ □					○ □	○ □			○	○	○	□	○ □	○ □	○ □	○ □	○ □		○ □	○ □
10. 海水			○ □	○ □	○ □	○ □	○	○	○		○ □							□	○ □	○ □	○ □				○ □	○ □
11. 海底土	○ □		○ □	○ □	○ □	○ □					○ □							□	○ □	○ □	○ □				○ □	○ □
12. 海産生物	○ □	○ □	○ □			○ □					○ □	○ □			○	○	○	□	○ □	○ □	○ □	○ □	○ □		○ □	○ □

わち、科学技術庁委託のフォールアウト調査で用いられている単位を基準とし、報告書の単位がこれと異なる場合はそのままの値(記載単位)と基準単位に換算した値の両者を収録している。さらに、単位が従来のCi系からBq系に切り換えられたので過去の全ての値についてもBq系に換算し、2桁を有効数字として収録している。その1例を表4に示す。また、地点については表記の統一を図るとともに、すべての地点の緯度・経度を入力して、国土地理院の地図データ

表4 環境放射線統合データベース中での使用単位例

Some examples of units for radioactivity in the Integrated Database of Environmental Radiation

	大気浮遊じん	土壌	牛乳
基準単位(Bq)	mBq/m <sup>3</sup>	Bq/kg乾	Bq/l
基準単位(Ci)	×10 <sup>-3</sup> pCi/m	pCi/kg乾	pCi/l
記載単位(1)	pCi/m <sup>3</sup>	pCi/g乾	pCi/ml
記載単位(2)	nCi/m <sup>3</sup>	×10 <sup>-1</sup> pCi/g乾	pCi/100ml
記載単位(3)	μCi/cm <sup>3</sup>	×10 <sup>-2</sup> pCi/g乾	pCi/g
記載単位(4)	×10 <sup>-6</sup> μCi/cm <sup>3</sup>	pCi/kg	pCi/kg

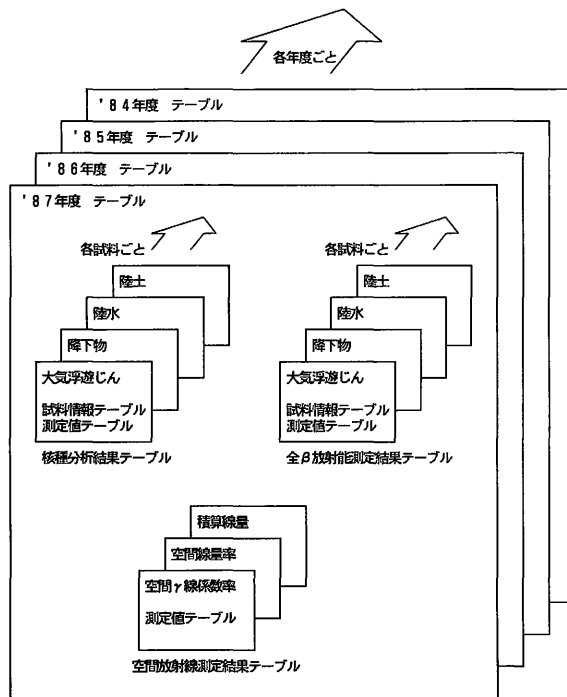


図2 環境放射線統合データベースのテーブル構成

Structure of tables in the Integrated Database of Environmental Radiation

ベースと整合させて地図上への表示を可能とするよう整理中である。

リレーショナルDBは表の形で情報を収録し、表の項目の指定とその項目中の情報に条件を付して検索を行う方式のDBである。ただし、情報量(行数)がある限度を越すと検索速度が急激に低下するため、一つの表に収録する情報量を限度以上に多くすることはできない。そこで大量情報の収録には情報を整理・分割して1表当たりの情報量を限定する必要がある。さらに、インデックス等を付けて検索速度の低下に対処する。統合データベースでは年度ごと、種目(核種分析・全β放射能測定・空間線量)ごと、試料ごと等々に表を分割しており、1年度分で100以上の表がある。その概念図を図2に示す。

#### 4 統合データベースの検索システム

一般に、DBMSには情報を取り出すための汎用の検索言語が用意されているが、この検索言語およびDBの構成・内容等についての詳細な知識がないと必要な情報を自由に検索することはできない。そこで、ユーザーにとって使いやすい検索システムを作成することとし、1990年には構築を終える計画を進めている。この検索システムはいわゆる対話型であって、その検索手順は次のようなものである。

まず、数個のキーを打ち、検索システムを起動し、パスワードを入力することで端末の操作を始める。後はシステムからの問い合わせ(以下シ:とする)にユーザーが答える(以下ユ:とする)という形式で数字キーを操作すれば、試料・核種・期日・場所・機関等のいろいろの組み合わせの情報検索ができる。その対話の簡単な例を以下に示す。

シ:DB一覧表を表示し、指示を尋ねてくる

ユ:所要のDB(複数可)の番号を指定する

シ:年度の範囲の指定を尋ねてくる

ユ:西暦の下2桁で指定する

シ:試料一覧表を表示し、指示を尋ねてくる

ユ:検索したい試料を番号で指定する

シ:出力項目一覧表を表示し、指示を尋ねてくる

例:試料名,採取場所と年月日,核種名,分析値,単位,等々

ユ:必要な項目を番号で指定する

シ:検索条件一覧表を表示し、指示を尋ねてくる

機関,都道府県,年月日,試料(細分類・部位),単位,分析値(統計値),等々

ユ:必要な条件を番号で指定する

シ:出力データの加工・表示機能の一覧表を示して、指示を尋ねてくる

例:項目の表示順,データの並べ換え,出力先(プリント,ファイル転送等)

ユ:必要な加工・表示の方法を番号で指定する

- シ：これまでのユーザーの指示の確認を求めてくる
- ユ：確認し、検索の実行を指示する
- シ：結果を表示する
- ユ：出力を確認し、終了を指示する。

以上のような簡単な端末の操作でデータを検索し、その結果を通常は表形式でプリントする。なお、グラフ等を作図したり、データの統計解析等を行う場合は、ファイル転送で計算機本体またはパソコンの中に他のデータファイルとして登録し、別のプログラムで加工することになる。

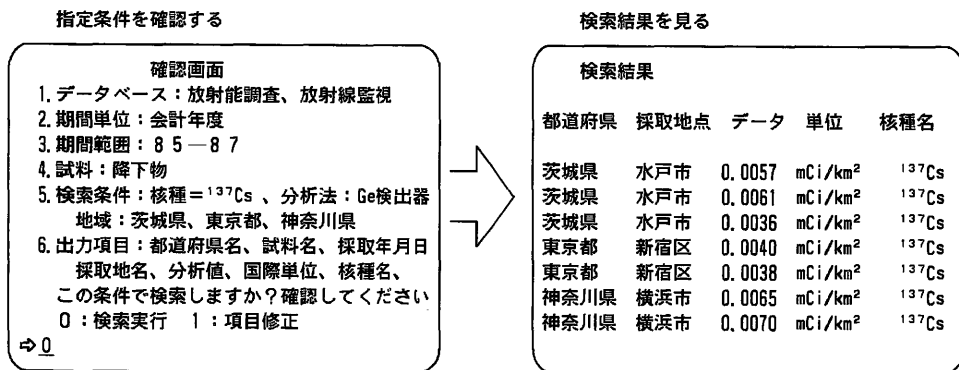


図3 データベースの検索手順例  
Displays for search procedure for database

## 5 統合データベースの利用

前述のように、DBを検索することにより、ある特定の場所、試料、時期、核種等々について環境放射線の状況を20年以上の過去まで遡及して把握でき、環境放射線に関する調査研究の上で有用な情報が得られる。調査の目的・機関・時期・場所等を見捨てて一括処理することについては異論もあろうが、条件を適切に取ればある知見が得られるものと思われるので、その結果の数例を図4～5に示す。

## 6 環境放射線データベースの将来構想

DBの本来の目的は、大量かつ多様な情報の迅速・正確な収録とその利用にある。この目的を達成するために以下のような構想の実現に向けて準備を進めているところである。

### (1) 情報の迅速・正確な収集と提供

全国の関係機関とのオンラインネットワークの構築

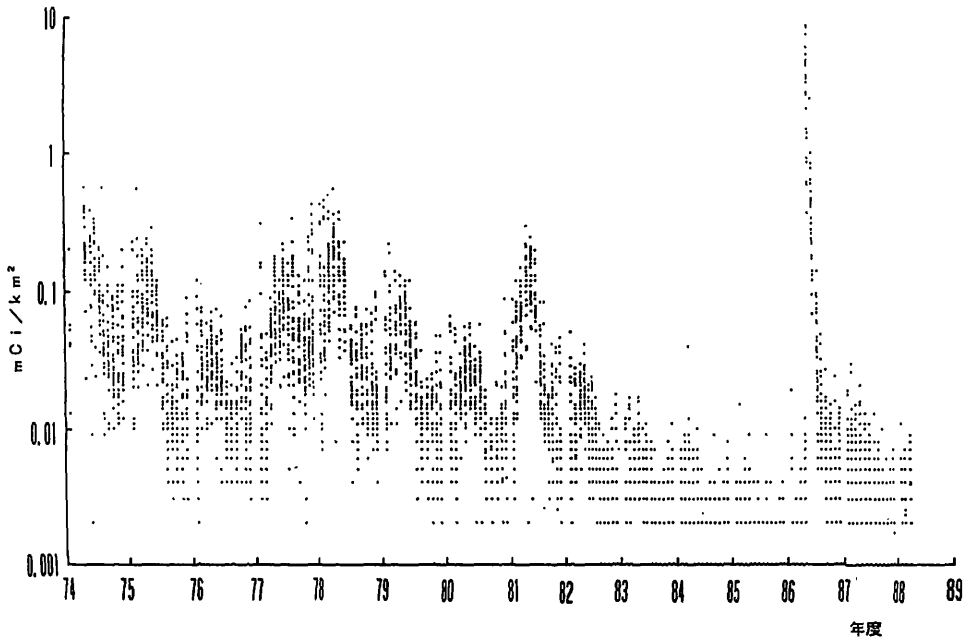


図4 日本における $^{137}\text{Cs}$ の月間降水量(データ数:5,564)  
 Monthly precipitation of  $^{137}\text{Cs}$  at monitoring sites in Japan

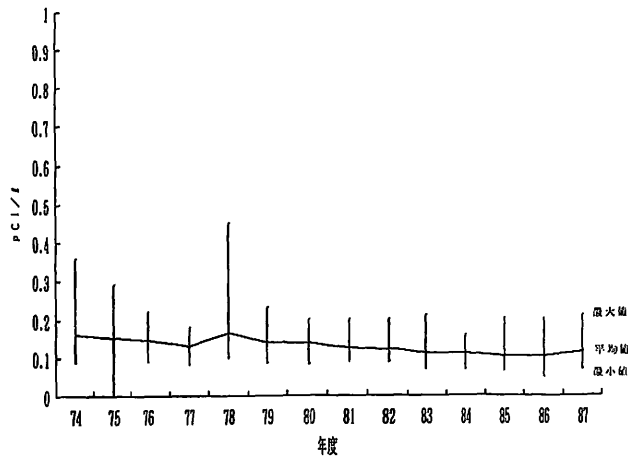


図5 日本周辺の海水中の $^{90}\text{Sr}$ 濃度の経年変化  
 Annual variation of concentration of  $^{90}\text{Sr}$  in seawater around Japan from '74 to '87

(2)収録情報の多様化

従来のモニタリング情報に加えて、研究情報、地図情報、核データ、文献情報等のDBを構築

(3)ソフトウェアの拡充

情報のグラフィック表示機能、データ解析プログラムの充実

(4)高度情報処理機能の実現

エキスパートシステムの構築により、環境放射線情報の的確な把握に資する

(5)環境放射線情報センター機能の確立

(1)～(4)項の確立により情報センター化を図る

**参考文献**

- 1) データベース白書 1989, 16, 1989.
- 2) データベース台帳総覧 昭和63年度, 1989.
- 3) 中村勇: 環境放射能データバンクの現状。日本分析センター広報, 10, 17-27, 1985.
- 4) 関和一郎: データ管理部10年の回顧。日本分析センター広報, 14, 53-61, 1987.
- 5) 上杉正樹: 最近のデータ管理部における業務の発展。日本分析センター広報, 17, 60-66, 1989.

IV 環境モニタリング総論－2 -----

IV－3 モニタリングと最適化

草 間 朋 子

東京大学



## IV— 3 モニタリングと最適化

草 問 朋 子

東京大学

Optimization of Protection and Environmental Monitoring

Tomoko Kusama

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

**ABSTRACT**—Optimization of protection is the most important element of the system of radiological protection and some analytical methods of optimization, that is cost-effectiveness analysis, cost-benefit analysis and so on, were proposed by ICRP.

At present our country, the environmental monitoring were over commitment in most institutes. Therefore, it is necessary that effective and optimum environmental monitoring system are adopted using methods of the optimization analysis, that is cost-effectiveness method. The environmental monitoring are divided into the following two ; source-related environmental monitoring, that is stack monitoring and survey of effluent, and person-related environmental monitoring, that is monitoring posts and monitoring stations. Then, the best combination of these two environmental monitoring is necessary to achieve the aim of the environmental monitoring which are to assess the impact of a practice, to give information of radiation and radionuclides from a practice to population and to keep appropriate public relation.

### 1 はじめに

放射線防護の最適化が、放射線利用に伴う安全を確保する上で重要な位置づけにあり、その重要性はますます大きくなりつつある。放射線被曝に伴う影響には、しきい線量が存在しないという仮定のもとで放射線防護の体系を組立、限られた資源をできるだけ有効に活用していくためには、放射線防護の最適化を図ることが不可欠である。

環境モニタリングの計画を立案する場合には放射線防護の最適化は次の3つの視点から関係してくる。

- ①放射線防護の最適化を判断するための情報提供
  - 操業前の放射線防護の最適化
  - 操業段階の放射線防護の最適化
- ②最適化手法を用いた環境モニタリング計画
- ③認定基準の設定における最適化

表1 最適化の判断のための手法

(1)定量的手法
Cost-effective analysis
Cost-benefit analysis(and extended cost-benefit analysis)
Multi-attribute utility analysis
Multi-criteria outranking analysis
(2)定性的手法

表2 放射線防護の最適化の判断のための入力情報

(1)放射線防護上の要因
①集団線量
②個人線量の分布
③線量の時間的分布
④防護費用
⑤その他(防護手段の快適さなど)
(2)放射線防護以外の要因

## 2 放射線防護の最適化を判断するための情報提供

### —環境モニタリング結果は放射線防護の最適化の判断に役立つか—

放射線管理は線源管理、環境管理および個人管理の視点から行われる。環境モニタリングは、それぞれの管理が当初の目的にしたがって有効に行われているか否かを確認するための情報を提供するものである。放射線防護の最適化は、防護手段を検討する際に事前に行われる判断であり、環境モニタリングの結果はその判断の際の要因としてフィードバックされる。

放射線防護の最適化はある着目している線源に着目して行われる判断であり、定量的に行われる場合には、表1に示した分析法が用いられる。いずれの分析法を用いる場合でも、表2に示す要因を考慮したうえで最適化の判断が行われる。

放射線防護の最適化は設計段階および運転段階でそれぞれ行われるが、設計段階の最適化に環境モニタリングの結果が用いられることはありえない。また、運転段階の最適化の判断は放射線防護手段の改善、変更等の場合に行われ、表2に示した集団線量、個人線量の分布、線量の時間的分布などの要因が必要とされるが、これらの要因はより現実に近い値を用いることが要求される。環境モニタリングの結果から個人線量の分布あるいは集団線量などをより現実的に算出することは難しく、環境モニタリングの結果が放射線防護の最適化のために役立つ情報を提供するという事は期待できない。

## 3. 最適化手法を用いた最適な環境モニタリングのあり方

### 3.1 環境モニタリングの種類

最適な環境モニタリングのあり方を検討するためには環境モニタリングの目的を明確にしておく必要がある。

環境モニタリングは、その実施主体および目的によって次の2つに分けて考えられる。

- ①人関連の環境モニタリング
- ②線源関連の環境モニタリング

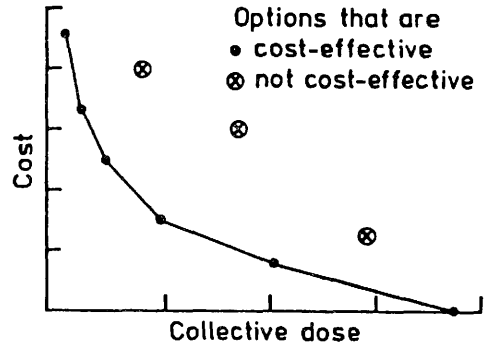
①の人関連の環境モニタリングは、公衆の個人に着目して行われるモニタリングで複数個の線源からの寄与を総合して評価されるものであり、地方自治体などの行政機関によって行われる。②の線源関連の環境モニタリングは、一つの線源に着目して行われるモニタリングでその線源からの寄与を評価するために行われるもので施設設置者によって行われるのが原則である。しかし、わが国の環境モニタリングの実態は両者の間で必ずしも明確に分けられているわけではなく、両者が同じ目的で実施しているのが実態である。それが問題でもある。

### 3.2 環境モニタリングの目的

環境モニタリングの目的は表3に示すとおりである。

表3 環境モニタリングの目的

- |                                    |
|------------------------------------|
| ①決定グループあるいは集団の線量当量の算出              |
| ②認定限度等が守られていることを確認する               |
| ③線源コントロールの有効性を確認する                 |
| ④公衆に対して情報を与える                      |
| ⑤環境放射能レベルに対する施設からの寄与を把握する          |
| ⑥施設からの異常な放射線，放射性物質の漏洩，放出がないことを確認する |



考慮すべき要因 ①モニタリングの費用  
②モニタリングの効用(目的)

図1 cost-effectivenessを用いた環境モニタリング計画(ICRP Publ. 55)

表3に示す環境モニタリングの目的の中で、①～③の事項については環境モニタリングを実施するまでもなく放射線の発生源で行われる線源管理でその目的を充分達成することができる。現在の原子力・放射線利用の実態を考えたとき環境放射線量の大部分を自然放射線が占めており、施設からの寄与がほとんど問題にならない現状では表3の⑤も意味がない。したがって、環境モニタリングの現実的な目的は③の公衆に情報を与えることと、⑥施設からの異常な放出がないことを確認することであり、実際には公衆への情報提供がもっとも大きな役割であるといえる。

したがって、環境モニタリングは公衆への情報提供という目的を如何に効果的に達成するかということに主眼をおいて立案し実行すべきである。

### 3.3 最適な環境モニタリングのあり方

環境モニタリングを①公衆への情報提供および②施設からの異常放出がないことを確認するための確認モニタリングと位置づけ、最適化を判断するための分析法を用いて最適な環境モニタリングは、いかにあるべきかを判断すべきである。

最適な環境モニタリングの判断に際して考慮すべき重要な要因としては、①モニタリングに要する費用と、②モニタリングの効用であることを考えると図1に示したcost-effectiveness法が比較的簡単な分析法であろう。この分析法は決められた費用の範囲内で最大の効果をあげる手法を判断する場合用いられるものである。

原子力に対する社会的な関心の高さを反映し、環境モニタリングを含め安全対策にかなりの投資を行っている。これらの投資が適正なものであれば問題はないが、かけられるものには何でも投資をするという従来の姿勢は改める必要がある。環境モニタリングの主目的が公衆への情報提供であるとするれば、①どのような情報を、②どのように提供するかということを考えて環境モニタリングへの適正投資を考えるべきであろう。

地方自治体などが環境モニタリングのためにかけることができる費用の上限値はある程度決まっているはずであるから、この範囲内で最大の効果を上げる手法を検討すべきである。

## 4. 認定基準の設定における最適化解析

認定基準とは監督官庁あるいは施設管理者によって定められる限度で、最適化の手法を用いて誘導限度よりも低く設定されるものである。

わが国の環境基準の多くは、ICRPの基本限度から誘導された限度がそのまま用いられている。一般公衆に被曝をもたらす放射線源が原子力発電所等の大型施設だけではない現状を考えると最適化手法を用いた認定限度の設定が必要とされる。

## 5. わが国における環境モニタリングのあり方

### 5.1 線源モニタリングと環境モニタリングの役割分担

放射線防護の視点からは、線源モニタリングが確実にに行われていれば充分である。したがって、施設側では線源モニタリングを中心に行えばよい。これに対して地方自治体も含む行政の行うモニタリングは3.1に示した人関連のモニタリングと位置づけるべきである。わが国の環境モニタリング指針では、「環境における原子力施設起因の放射線による公衆の線量当量が・・・」とされており、どちらかという線源関連の環境モニタリングを指向しているように思われ、行政が線源関連のモニタリングを行うことの是非が問われかねない。

### 5.2 PAの観点から見た環境モニタリング

環境モニタリングの目的を公衆への情報提供であると位置づけた場合に、

①何を

②どのように

提供するかという視点から環境モニタリングのやり方等を考えてみる必要がある。

一般公衆が本当に知りたがっている情報は何か。それをどのような手段で伝えるのがもっとも効率的であるかということを実際に検討する必要がある。多額の費用をかけて行われている環境モニタリングをこのような視点から検討し直す必要があるのではないか。

環境モニタリング結果の公示システムを考えることにより原子力・放射線に対するPAの促進に貢献する部分が大きくなるのではないかと考えている。

環境モニタリングで測定しているのは自然放射線レベルである。これを情報として提供し知ってもらうことにより、自然放射線を理解してもらえることになり、また、放射線レベルは時間的に変動しているものであることも分かってもらうことにより、放射線あるいは自然放射線の特徴の一端を知ってもらうことも可能となる。

## 6. おわりに

わが国の原子力・放射線施設は安全の観点からは充分制御されていて、公衆に有意な被曝をもたらすような線量レベルが環境モニタリングにより検出されるような状況はあり得ない。しかし、常に異常時を検出できるようにしておくことが原子力開発にとっては必要なことであり、今後もこれは続けられるであろう。このことと、環境モニタリングの現実的な目的とを考えると、地方自治体によって行われている環境モニタリングの目的、位置づけを明確にしそれに見合った具体的な環境モニタリングのあり方を検討すべきである。

## IV— 3 環境モニタリング計画と最適化

草 間 朋 子

東京大学

### 1 環境モニタリングの位置づけと目的

#### (1) ICRPの考え方

- ①線源モニタリングが環境モニタリングに優先する。
- ②線源関連の環境モニタリングと人関連の環境モニタリング  
二つの環境モニタリングの目的および実施責任主体

#### (2) わが国における環境モニタリング

- 施設責任者が実施する環境モニタリング
- 行政レベルで実施する環境モニタリング

### 2 最適化の手法と最適化の際に考慮すべき要因

#### (1) 最適化の手法：定量的手法(と定性的手法)

- Cost-effective analysis
- Cost-benefit analysis(and extended cost-benefit analysis)
- Multi-attribute utility analysis
- Multi-criteria outranking analysis

#### (2) 最適化の解析の際に考慮すべき放射線防護上の要因

- ①集団線量
- ②個人線量の分析
- ③線量の時間的分布
- ④防護費用
- ⑤その他

### 3 放射線防護の最適化と環境モニタリング

環境モニタリング：設計段階での放射線防護の最適化を確認するための測定・評価  
環境モニタリングの際の基準(誘導限度：使用するモデルとその適合度)

↓ (最適化)

認定限度

**4 わが国の環境放射線レベル(線源関連)と環境モニタリングで測定すべき対象一何をどの程度の精度で測定すべきか？**

- ①公衆の線量当量限度？
- ②最適化の要求の充足度？
- ③有意な被曝？
- ④管理目標値？
- ⑤検出限界を超えたか？

**5 環境モニタリング結果を最適化に活用する場合の課題**

- ①集団線量  
カットオフレベルと集団線量
- ②個人線量の分布  
規制除外レベルと個人影響
- ③部分的集団線量当量預託  
預託の期間

**6 わが国における環境モニタリングのあり方**

- (1)線源モニタリングと環境モニタリングの役割分担  
＝線源管理と環境管理
- (2)線源関連の環境モニタリングと人関連の環境モニタリングの区別と目的および実施主体
- (3)PAの視点からみた環境モニタリング

**7 最適化手法を用いた最適な環境モニタリングのあり方**

- (1)cost-effectivenessの視点から
- (2)Multi-attribute utility analysisの手法を用いた環境モニタリングの計画・立案

〈予稿集より転載〉

## V. 総合討論

- V-1 低レベル線量測定の必要性  
について 小柳 卓
- V-2 環境モニタリングにおける  
考慮事項 大和 愛司
- V-3 環境モニタリングと公衆の  
健康安全 滝澤 行雄

### V-1 低レベル線量測定の必要性について

小柳 卓

放射線医学総合研究所

すでにたびたび指摘されているとおり、原子力施設からの放射性物質の放出量は極めて低く制御されており、周辺環境のモニタリングで放出放射能が検出されることは殆ど無いのが現状である。それは放射性降下物に関しても同様で、1960年頃と比べると、環境試料中の降下物由来の放射能のレベルは2桁以上も低くなっており、長半減期核種でも検出限界以下という観測結果がしばしば報告されている。検出限界以下ということは必ずしもゼロを意味するものではなく、ゼロから検出限界までの範囲でデータが変動していると見ることもできるので、環境放射能レベルの連続的な変動を把握するためにはそれら極低レベルの濃度の解析も必要であるという考え方もあるが、一般には、モニタリングの目的に沿ってより現実的な方法に切り替える、つまり合理化するという意味で測定、分析などの作業内容が簡略化される例が多いと思われる。そうなった場合、「検出されず」とされたデータは空白となり、モニタリングの連続性が失われることはないか、データの変動幅はどうして決めるか、平均値はどうして求めるか、などの問題が生じる。調査結果の慎重な評価が必要であろう。

一方、技術の進歩という問題も取り上げられたが、分析法あるいは測定法の改善、発達によって従来は検出できなかった微量の放射線(能)が測定されるようになった例も多い。さらに放射性核種の存在形態別濃度分布や同位体比、他核種との間の存在比など、きめの細かい観測が行われる例も数多く見られる。種々の起源から環境中に導入された放射性物質の移行挙動を解析する上で、それらの手段は極めて有効かつ重要と思われるが、一体モニタリングの目的にどこまで詳細な観測が要求されるかという問題もたびたび論じられるところである。原子力施設周辺環境監視を目的としたモニタリングに関しては測定目標値を設けることが原子力安全委員会の指針にも示されているが、そこで採用されている分析法では「検出限界」以下となるレベルでも、他の分析法ならば定量が可能な場合もあり得る。公衆の線量当量推定の目的からは、線量目標値をも十分に下回るようなレベルに対応する放射能濃度の検出が可能な現在の分析法の適用で問題はないと思われるが、放射性核種の蓄積状況の把握、特に長半減期核種の長期蓄積傾向の予測を考慮するならば、たとえ現在のレベルは十分に低くても最善の技術を適用した測定値の蓄積も大いに有意義であろう。



## V-2 環境モニタリングにおける考慮事項

大和愛司

動力炉・核燃料開発事業団

Aiji Yamato

Power Reactor and Nuclear Fuel Development Corporation

1-9-13, Akasaka, Minato-ku, Tokyo, 107 Japan

**ABSTRACT**—Some items to be considered in the environmental radiation monitoring programs including normal situation program and the emergency one are pointed out and discussed. The items are :

- 1) Consistency of the program for long period of time in normal situation and the relationship to the emergency program.
- 2) Expansibility of the emergency program.
- 3) Coordination between measured results and calculated ones from source term informations, and
- 4) Optimization of the programs and the quality assurance.

環境モニタリングにおいて考慮すべき事項について、本セミナーの講演および討論を参考にしつつ、意見を述べて総合討論の素材の提案としたい。以下に考慮すべき事項とその内容を記す。

### 1 平常時モニタリング計画の継続性および緊急時モニタリング計画との関連性

環境モニタリング計画はその対象となる地域の人びとの生活活動全体を考慮して策定されるものであるから、当然ながら平常時計画はその地域社会の環境特性を十分に把握し、これに立脚していなければならない。このことは万一の事故時に緊急に対処しなければならないような場合にも、平常時モニタリングによって主要な測定項目はカバーされているので、直ちに対処でき、かつ常に訓練をしているのと同様なので正しい測定結果が得られるとともに緊急に追加

しなければならない項目も少なくすむ利点がある。

平常時モニタリングは、またその対象地域の放射線の歴史的な変遷が把握・評価できる必要がある。この主たる対象はフォールアウトと自然放射線であり、近年フォールアウトは低減し、かつ、漸減傾向にあるものの、狭い地域での偏りや試料によって高い濃縮があるものなど放射能濃度や放射線レベルに大きな差を示すことがある。自然放射線は常に一定しているものと考えられやすいが、これも建築土木など人為的变化や洪水風雨などの自然変化によって攪乱される。したがってこのような変動が把握評価できるように、モニタリング計画とは別に経時変化や地域変化がかなりの長期・広範囲にわたって調査研究されていることも必要である。

## 2 緊急時モニタリング計画の柔軟性

緊急時モニタリングでは、緊急対策の導入・解除の決定など判断根拠となるデータが要求されるので、所定の検出レベルと迅速性に特徴がある。チェルノブイリ事故後のわが国の環境モニタリングは、いわゆる緊急時モニタリングといくつかの面で異なるとはいえ、ICRP, Pub. 40「大規模放射線事故の際の公衆の防護：計画のための原則」に言う中期の環境モニタリングに相当する行動がかなりの規模で行われた。この経験は、環境モニタリングに責任を有するものにとって有益な示唆を含んでいる。たとえば、チェルノブイリ事故の際、多くの研究機関で放出放射能の化学形の研究や挙動の検証が、ルーチンとして行われた事故起源フォールアウトの測定を利用してなされた。これは今日では核実験フォールアウトがこのような研究に利用できないほど低レベルになってきている一方で、これらの研究の必要性が高まっておりこの突然の機会を逃さずに利用したのであろう。緊急時モニタリングのルーチンをこなすのは重要であり、大変なことでもあるが、平常時モニタリングの中から研究のシードを見出し、あらゆる機会を活かして育て完成させるという心構えも、平常時モニタリングを充実させる観点から常々必要なことである。

緊急時モニタリングの範囲や密度は事故の大小、その他自然要因によって変動し、必ずしもあらかじめ予測したとおりであるとは限らないので、その計画、実施、評価方法などは柔軟に拡張・縮小ができるよう考慮しておくことが大切である。この柔軟性の中で先の研究的項目を実施できるようモニタリングに携わる者の技術レベルを維持向上させることが必要である。

緊急時モニタリングは偶発的であるので、ある季節に集中して行われると考えられる。わが国の特徴として季節による気象条件、人びとの生活様式、農水生産活動が大きく変化することを前提として、その計画をあらかじめ何通りか準備しておくことも必要であろう。

## 3 放出源情報との整合性

放出源モニタリングとそれによる評価は一般に施設者によって行われることが多いが、この評価と環境モニタリングによる評価は整合していることが望ましい。前者は放出源情報を環境モデルやシミュレーションに適用して評価するが、これと後者の評価は必ずしも一致しないこ

とがある。この原因を追究することにより、そこに含まれるパラメータやシナリオをリアリティックにするとか、あるいは環境測定データの意味を吟味するとかの議論を通してそこに予測と検証という両者の関係が均衡のとれたものとなる。この追究にコンピュータシミュレーション、モデリングあるいは広域サーベイ、リモートセンシングなどの技術が有用である。特に事故時では放出源モニタリングが十分に行えない場合があり、この場合環境モニタリングのデータから遡って放出量を算定することも重要である。

#### 4 技術の改善と最適化及び品質

科学技術の進歩と経済発展によってわが国の環境モニタリング技術および機器の改善は顕著なものがある一方で、社会的ニーズも変化している。

このような状況に対応してモニタリングの定期的な見直しとともに最適化を検討することが望まれる。

また、環境モニタリングから得られるデータの品質に配慮することは忘れてはならない重要事項の1つである。これは、計画策定からデータの評価およびその公表に至るまでの全段階での品質保証と、データそのものの品質管理の両面について確立しておかなければならない。

社会的に受容されるためには何にもまして、正しさと確定性が求められるからである。

### V-3 環境モニタリングと公衆の健康安全

滝澤 行雄

秋田大学医学部

Environmental Monitoring and Safety Evaluation of Public

Yukio Takizawa

Akita University, School of Medicine

1-1-1 Hondo, Akita, 010 Japan

**ABSTRACT**—The environmental radiation monitoring is to protect health and safety of the public and workers from undue risks associated with radiation and radioactive materials which may result from normal operation, abnormal occurrences or accidents at nuclear power plants. These monitorings are also applicable to matters concerning the nuclear fuel cycle waste.

On the basis of the monitoring data, the total collective dose to the population can be evaluated. In Japan criteria, a maximum permissible exposure dose for a person is 1 mSv/year for a number of the public, as effective dose equivalent. Emergency permissible dose for worker is changed from 50 mSv/year (maximum permissible dose) to 0.1 Sv in effective dose equivalent. In the meantime, when a severe (the so-called major or hypothetical) accident such as the TMI and Chernobyl is postulated, an area of site conditions for ensuring safety in which the exposure doses evaluated of members of the public outside the site exceeds 0.25 Sv whole body and 1.5 Sv (hypothetical ; 3.0 Sv) thyroid (child) is to be a non-residential area.

In Japan extensive research efforts have guided the monitoring programs to provide reliable sample collection, develop efficient methods to analyze numerous samples in a short period of time, indicate significant pathways and radionuclides, and develop calculational models for relating environmental measurements to radionuclide intakes and radiation doses. An establishment of the advanced monitoring systems on severe accident are regarded as of major importance

nowadays, in order to obtain understanding by the public.

わが国の原子炉施設の安全確保は、原子力発電所の通常運転および異常事象ないし事故による放射線(能)にかかわる危険から従事者と公衆の健康と安全を守ることに基本政策がおかれていることは周知のとおりである。この安全操業の重要な基盤を築いてきたのが、環境放射線(能)モニタリングの分野における研究である。

環境放射線(能)測定・モニタリング技術および測定評価技術の開発については、各項下で紹介されたとおりであるが、今後ともその内容の充実が期待される。

一方、わが国では現在、東北の六ヶ所地区で低レベル放射性廃棄物の陸地処分をはじめ、使用済核燃料再処理など原子燃料サイクルの事業化が進められており、あるいは核融合研究の進展などの新たな課題に対処することも必要となってきた。

ところで、通常運転中の原子力発電所から放出される放射線(能)による一般公衆に及ぼす影響については、ICRPの勧告に準じて、放射線障害防止の観点から、次のように規制されている。個人に対する線量当量限度として、一般個人では1 mSv/年、従事者では50 mSv/年と定められている。しかし、パリ声明の主旨を受けて、特別な場合には一般個人に対し、5 mSv/年が許容されている。いずれにせよ、合理的に達成可能な限り低線量におさえるALARAの概念を採用し、軽水型原子力発電所から周辺住民への通常運転中の線量当量限度は液体および気体放射性物質の放出の影響をそれぞれ総和して、1つのサイトにつき年間0.05 mSvを超えてはならないと規制している。

一方、TMI原発事故やチェルノブイリ事故を直視するとき、重大な原子力事故の発生を仮定して、公衆の安全を確保することは原子力発電所の事故時の安全対策として緊要な課題といえる。その主なる方針は、"ありそうにもない重大な事故の発生を想定しても、周辺住民に放射線による非確率的影響を与えないこと、つまり、早期死亡をもたらすような影響のないこと"と思考される。もとより、公衆に与える放射線の確率的影響(晩発効果)のリスクを合理的に達成可能な限り低くすることである。重大事故を仮定した場合、一般公衆に対する放射線被曝量が甲状腺(小児)150 rem、全身25 remを超えると評価される範囲については、非居住区域とし、また仮想事故の場合、一般公衆に対する放射線被曝量が甲状腺(成人)300、全身25 remを超えると評価される範囲で非居住区域の外側は低人口地帯であること、また周辺公衆の全身被曝線量の積算値が200万 rem以下であること」としてある。これはわが国における社会的リスクの評価として妥当な方法と思われる。この目標を達成するため、想定事故に対する評価がわが国の立地審査指針に定められているが、緊急時に関してはTMI事故以来、対策の具体化が進み、モニタリングについては大きな進展がみられている。しかし、国民の信頼を確固なものにしていくために、緊急時の測定・モニタリング技術および測定評価技術の改良を重ねる努力が必要である。

その実際のひとつに環境モニタリング手法の最適化に関する研究が挙げられる。すでに各論で詳細に述べられているが、環境モニタリングのデータベース化、検出限界の合理的設定の検

討をもとに、測定対象、点数、採取方法等の最適化のための解析手法を明らかにする。

最後に、核燃料サイクルの立地に伴う環境放射能総合調査の問題である。再処理施設等の立地予定地点については、設置、運転に伴う放射性物質による環境への影響に関し、あらかじめ自然事象、社会事象、環境放射能モニタリングに関する調査を総合的に行う必要がある。このため、青森県ならびに日本原燃産業K.K.および日本原燃サービスK.K.は「原子燃料サイクル施設に係る環境放射線等モニタリング構想、基本計画および実施要領」に基づき、いわゆる事前調査を実施してきている。これらの結果を客観的に評価することにより、環境安全に関して万全を期することができる。

## 閉会の挨拶

遠路をもうとわず、本セミナーに御参加下さり、活発な議論を行って頂きまして有難うございました。

今回のセミナーは従来と少しテーマも変えたため参加される方が少ないのではないかと心配をしておりましたが、会場が溢れるばかりの満席となり、最後迄熱心に御聴講頂き、また活発な討論が行われましたことを大変喜んでおります。

放医研ではすでに17回も環境セミナーを催してまいりましたが、そろそろ発想を転換してもっと新しい天地を開きたいと考えており、近く来年のテーマを考えるグループ討論を始めることになっております。何かもう少し広い視野で物を見る、たとえば、今はやりのグローバルな汚染といったことも含めて放射線のモニタリングをやって来られた皆様方がどういう役割を果たし得るか、あるいはどういうことをアドバイスまたは提言できるかというようなことを考えてみたいと思っております。

さて、皆様方にお知らせしたいのですが、12月7日(木)、8日(金)に開催される放医研第21回シンポジウムのテーマも従来と若干変わっていきまして、“粒子状物質の吸入とその生物作用の発現機構”という題です。放射能物質のみならず、種々の化学物質、公害物質などの吸入に関して研究されている方々が参加され、とくに現在ICRPで改訂中の肺モデルについて、ICRPのChairmanをしているDr. Bairが来られて特別講演として、改訂の方向などをお話し下さることになっています。モニタリングの分野で活躍されている皆様方にも、粒子状物質が今後重要な問題であり、それが体の中でどのような障害をどのようなメカニズムで起こすかを論ずる場には是非多数御参加頂けますようお願いして閉会の御挨拶に代えたいと存じます。

放射線医学総合研究所 科学研究官  
松 岡 理

## 第17回放医研環境セミナー実行委員会委員一覧

(所属は平成元年11月末現在)

委員長	岩倉 哲男	環境衛生研究部長
副委員長	稲葉 次郎	環境衛生研究部環境衛生第2研究室長
〃	阿部 史朗	環境衛生研究部環境衛生第1研究室長
委員	中島 敏行	物理研究部物理第4研究室長
〃	渡利 一夫	環境衛生研究部環境衛生第4研究室長
〃	井上 義和	環境衛生研究部主任研究官
〃	越島得三郎	養成訓練部指導室長
〃	藤元 憲三	総括安全解析研究官付 主任安全解析研究官
〃	鎌田 博	環境放射生態学研究部 環境放射生態学第1研究室長
〃	中村 清	海洋放射生態学研究部主任研究官
事務局	管理部企画課	



放医研環境セミナーシリーズ No.17

**環境モニタリングの今日的意義**

---

1991年 8月30日 発行

編 集 岩倉 哲男／稲葉 次郎

編集協力 鎌倉 幸雄／石澤 義久／米倉 友昭

---

放射線医学総合研究所

〒260 千葉市穴川4-9-1

電話 0472-51-2111