
第4回放射能調査研究成果発表会

論 文 抄 録 集

昭和37年11月21—22日

科 学 技 術 庁

目 次

論文 №	題 目	担 当 機 関	頁
1	成層圏の放射能測定	防衛庁技術研究本部	1
2	日本近海の海水の放射能	気象庁海洋気象部	1
3	南方定点における落下塵の放射能	気象庁海洋気象部	4
4	最近における核爆発実験と放射能観測結果	気象庁観測部	6
5	1962年春のピークについて	気象庁観測部	10
6	海水中の ⁹⁰ Srおよび ¹³⁷ Csについて	気象庁気象研究所	11
7	最近のフォール・アウトについて	気象庁気象研究所	11
8	海水の放射能	海上保安庁水路部	12
9	主要港湾の放射能レベル調査	海上保安庁水路部	14
(10)	放射性浮遊塵の観測報告	放射線医学総合研究所	15
(11)	広洋丸上で採取された浮遊塵試料の解析	放射線医学総合研究所	19
(12)	北海道における放射能調査	北海道衛生研究所	24
(13)	宮城県における放射能調査	宮城県衛生研究所	29
14	最近のFallout及び植物中の ⁹⁰ Sr濃度について	埼玉県衛生研究所	31
(15)	茨城県における食品の放射能汚染	茨城県衛生研究所	32
(16)	石川県における放射能調査	石川県衛生研究所	35
17	濾過材使用による放射能除去について	石川県衛生研究所	38
(18)	福井県における放射能調査	福井県衛生研究所	40
19	静岡県における放射能調査	静岡県衛生研究所	46
(20)	愛知県における放射能調査	愛知県衛生研究所	51
(21)	京都府における放射能調査	京都府衛生研究所	65
22	大阪府下における放射能調査	大阪府立公衆衛生研究所	66
(23)	兵庫県における放射能調査	兵庫県衛生研究所	69
(24)	岡山県における放射能調査	岡山県衛生研究所	72
(25)	鳥取県における放射能調査	鳥取県衛生研究所	74
(26)	福岡県における放射能調査	福岡県衛生研究所	75
27	生物環境中の ¹⁴ C, ³ Hの調査	放射線医学総合研究所	77

論文 No.	題 目	担 当 機 関	頁
28	14ヶ所灯台から採集した天水の放射化学分析	海上保安庁水路部	79
29	飲料水中の ⁹⁰ Srについて	放射線医学総合研究所	80
30	36年度海産生物中の ⁹⁰ Srについて	東海区水産研究所	86
31	1961年海洋生物の全β放射能について	東海区水産研究所	88
32	1961~1962年産野菜類の ⁹⁰ Sr, ¹³⁷ Cs およびその他の核種の濃度について	放射線医学総合研究所	94
33	1961年産大豆および大豆製品の ⁹⁰ Sr, ¹³⁷ Cs濃度 について	放射線医学総合研究所	98
34	1961年産白米中の ⁹⁰ Sr及び ¹³⁷ Cs	農業技術研究所	99
35	牛乳の放射能汚染について	畜産試験場	101
36	ヨード131による環境汚染	国立公衆衛生院	109
37	⁹⁵ Zr- ⁹⁵ Nbおよび ¹⁰⁶ Ru- ¹⁰⁶ Rhによる環境汚染	国立公衆衛生院	110
38	家畜骨中の ⁹⁰ Srについて	家畜衛生試験場	113
39	人骨中の ⁹⁰ Srについて	放射線医学総合研究所 放射線医学総合研究所	116
(40)	尿中の ¹³⁷ Csの濃度	大阪府立公衆衛生研究所 石川県衛生研究所	119
41	日本の日常食の ⁹⁰ Sr汚染度について	国立栄養研究所	122
42	日本人の人体と食事中的セシウム137	国立公衆衛生院	125
(43)	各種の集塵装置の放射性浮遊塵に対する効率の測定 について	放射線医学総合研究所 放射線影響協会	128
44	土壌中の半減期γ線放出核種	放射線医学総合研究所	133
45	強放射能フォールアウト粒子の顕微鏡観測	大阪府立放射線中央研究所	135
46	強放射能フォールアウト粒子にみられる Chemical Fractionation effect	大阪府立放射線中央研究所	141
47	大気浮遊塵放射能濃度測定値のバラツキに関する 考察	大阪府立放射線中央研究所	148
48	1961年9月以降のフォールアウトによるγ線量について	原子力研究所保健物理部	151
49	日本原子力研究所敷地内およびその周辺の放射能 調査	原子力研究所保健物理部	154
50	1961年以降のフォールアウトのγ線エネルギー 分布について	原子力研究所保健物理部	161
51	フォールアウトによる外部照射線量の測定	理化学研究所	165
52	土壌中の放射性降下物の分布と体外線量評価に 関する研究	理化学研究所	167
53	牛乳中に含まれる人工放射性物質の除去に関する 研究	日本乳業技術協会	169
54	照洋丸採取マグロの放射化学分析について	社団法人 分析化学研究所	176
55	海産土の放射化学分析法に関する研究	社団法人 分析化学研究所	176

()は誌上发表のもの

成層圏の放射能測定

防衛庁技術研究本部

○浦井 達夫, 五十嵐 俊次
石橋 高弘, 福田 正

昨年の発表会に於て1961年10月中旬迄のデータを発表したが其後引続いて測定を行っており、また若干の核種分析を行なった。

1. 昨年10月末、ソ連が行なった50メガトン核爆発の影響によると思われるmaximumは11月中旬に現われた。
2. 測定地は従前の岐阜に加え、北海道千歳、及び九州新田原の二地区を新たに加えた。
3. 36年秋から37年4月頃迄のデータを見ると各地の値に変動はあるが平均して北海道は他の二地区に比べ約10倍程度である。南北の拡散は約6ヶ月かゝつて居るように見える。
4. 昨年秋からグロス放射能は全体的に減少の傾向を示しているが現在でも未だ相当の濃度である。
5. 本年4月末よりの米国の核爆発実験および夏のソ連の実験の影響については、特に指摘出来る程の顕著な増加は認められない。従来核実験による放射能が未だ相当な濃度を保っていることが其の原因であろう。
6. 核種分析については1部の試料についてmulti-channel γ線spectrometerを用い測定を行ない、また化学分析によりSr-90及びCs-137の分離測定を行なった。

日本近海の海水の放射能

気象庁海洋気象部 秋山 勉
○中沢 雄平, 由良 武

1. 調査海域および時期

1961年6月までの測定結果については昨年までの発表会で報告したので、それ以降1962年6月までの測定結果について報告する。

調査海域は従来とほとんど同じく、オホーツク海は46°N以南、太平洋側は33°Nから44°Nにおよぶ162°E以西の本州東方海域、28°N以北で132°Eから140°Eにおよぶ本州南方海域、28°N以北で132°Eから123°Eにおよぶ九州南西方海域および日本海の海域である。このほか29°N、135°Eの南方定点海域では5月末から11月始めにかけて約1週おきに採水した。

なお1962年6月に行なわれた深海観測で深海水を採水し、放射能の測定を行なった。

2. 測定方法

従来と同じく、科学技術庁編「放射能測定法」(1957年)に従って共沈法(鉄-バリウム法)により処理し、GM計数装置で全放射能を測定した。測定値の換算には 3.5×10^{-8} キュリーの酸化ウランを比較試料として用い、 $m\mu\mu\text{C}/\text{cm}^3$ であらわした。

3. 測定結果

(1) 表面水の放射能

1961年前半は本州南方海域、九州南西方海域で $1.5 m\mu\mu\text{C}/\text{cm}^3$ 前後、そのほかの海域は $1.5 m\mu\mu\text{C}/\text{cm}^3$ 以下ではほとんど天然のレベルに近くなった。1961年7月以降の測定値はオ1表に示す如く、1961年後半頭初ではなお同様の状態であったが、11月には本州南方海域で6.2、6.9 $m\mu\mu\text{C}/\text{cm}^3$ 、1962年2月には5.2 $m\mu\mu\text{C}/\text{cm}^3$ という値が観測され、九州南西方海域でも2.9 $m\mu\mu\text{C}/\text{cm}^3$ という値が見られた。5月に入ると調査海域全域とも3 $m\mu\mu\text{C}/\text{cm}^3$ 前後の値を示す様になり、6月には日本海で5.4 $m\mu\mu\text{C}/\text{cm}^3$ という値が観測された。

オ1表 日本近海の表面水の放射能

		単位： $m\mu\mu\text{C}/\text{cm}^3$			
海 域	時 期	1961年 7～9月	10～12月	1962年 1～3月	4～6月
	オホーツク海		0.6～1.0		
本州東方海域		0.2～1.7	1.0～1.5	0.1～1.4	0.9～3.1
本州南方海域		0.0～1.3	0.1～6.9	1.7～5.2	0.2～3.3
九州南西方海域		0.0～2.0	1.0～1.5	1.9～2.9	0.7～2.5
日 本 海		2.4	1.7		3.4～5.4

(2) 中層水の放射能

本州東方海域と本州南方海域の中層水の測定値はオ2表に示す如く、本州南方海域の1

例以外は全て $1.3 m\mu\mu\text{C}/\text{cm}^3$ 以下で天然の放射能レベル内である。

オ2表 日本近海の中層水の放射能

単位： $m\mu\mu\text{C}/\text{cm}^3$

海 域	本州東方海域	本州南方海域	本州東方海域
水 深	1961年 8月	1961年11月	1962年2～3月
0 m	0.2～0.7	0.2～0.7	0.1～1.4
50 m	0.2～0.7	0.0～1.6	0.3～1.3
300 m	0.3～0.7	0.0～0.9	0.5～0.8

(3) 深層水の放射能

1962年6月の深海観測においては日本海溝の3点で深層水を採水した。その測定値はオ3表に示す通りで、これらはいずれも $1.3 m\mu\mu\text{C}/\text{cm}^3$ 以下であり、人工放射性物質による汚染は認められていない。

オ3表 日本海溝の深層水の放射能

単位： $m\mu\mu\text{C}/\text{cm}^3$

水 深	位 置	34.8°N, 142.2°E	33.3°N, 146.2°E	34.5°N, 150.5°E
	0 m		1.2	2.0
500 m		0.5	0.0	0.5
1,000 m			0.4	0.9
2,000 m		1.3	0.8	
3,000 m				0.7
4,000 m		1.2	0.4	
5,000 m			0.6	
6,000 m		0.9		
8,000 m		0.5		

4. 考 察

試料は従来と同じく、採水後計測まで大体30日から60日を経ているものが多いので、

測定値から採水時の放射能を正確に推測することは出来ないが、日本近海の全放射能は、1961年9月北極圏の核実験再開に伴ない再び落下塵埃による直接の汚染と考えられる値が11月以降本州南方海域で見られるようになった。1962年5月にはクリスマス、ジョンストン島でも再開に至り、調査海域全域で放射能の増加が見られるようになったが、深層水は人工放射性物質による汚染は認められていない。

南方定点海域における落下塵埃の放射能

気象庁海洋気象部 ○秋山 勉
吉村広三, 中沢雄平

1. 調査海域および時期

1960年までの測定結果については昨年までの発表会で報告した³⁾。それ以降1962年8月までの測定結果について報告する。

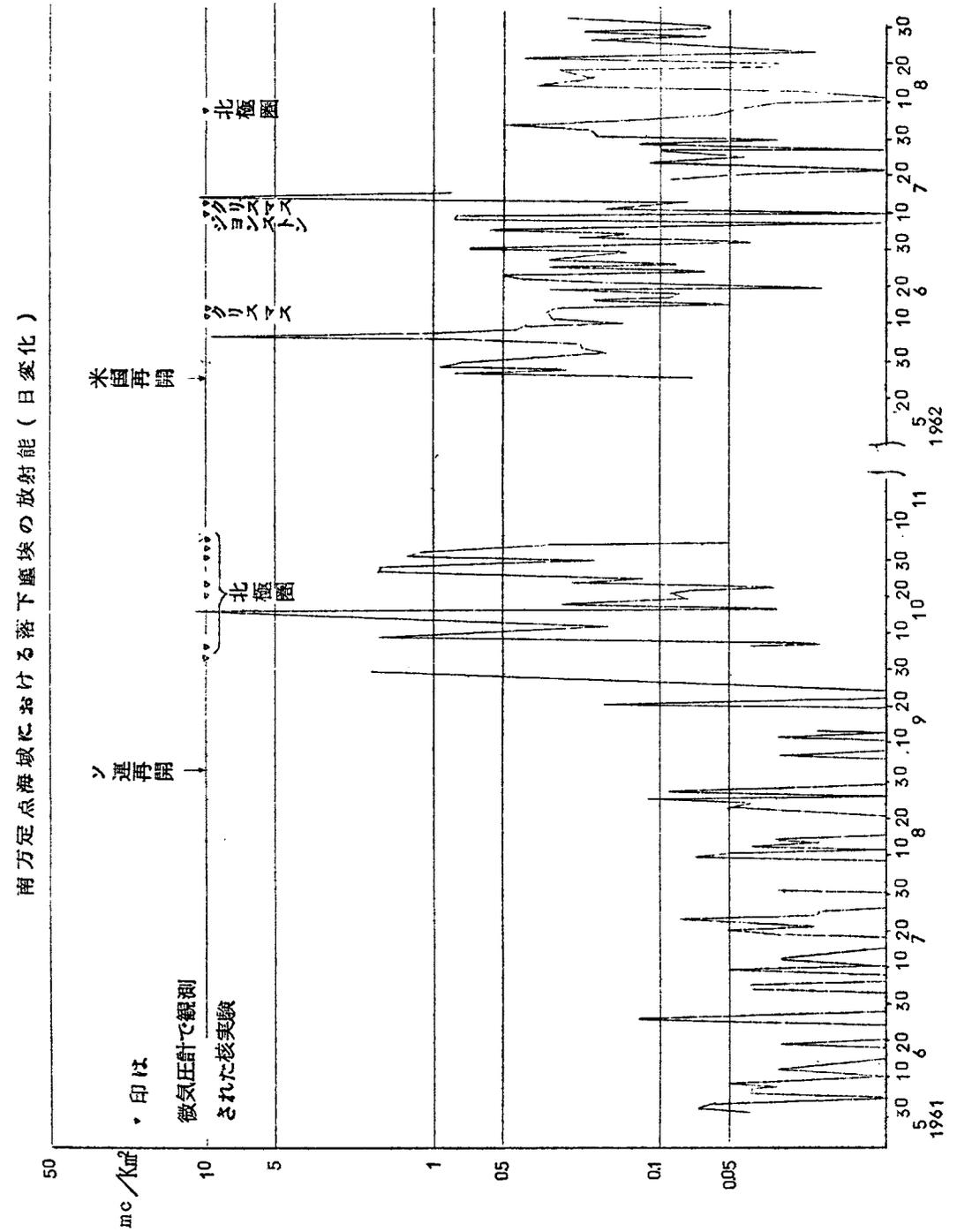
調査海域は従来と同じく、 $29^{\circ}N$, $135^{\circ}E$ を中心とする半径50マイル圏内(南方定点観測船の位置)の海域で、5月末から11月始めまで採取した。

2. 測定方法

従来と同じく、気象庁編「大気放射能観測指針」(1959年)に従って、灰取紙(900 cm^2)を観測船の船橋に設置した取付台の上に広げて、毎日午前9時から翌日の9時まで24時間露出して採取し、帰港後磁製ルツボに入れ電気炉中で燃焼灰化したのち、GM計数装置で全放射能を測定した。測定値の換算には 3.5×10^{-8} キュリーの酸化ウランを比較試料として用い、 $mc/Km^2 \cdot day$ であらわした。

3. 測定結果

1961年と1962年8月までの南方定点海域における落下塵埃の放射能を図に示す。これは落下塵埃の全放射能降下量の日々の経過で、1961年9月の北極圏における核実験再開までは1960年と同様ほとんどが $0.1 mc/Km^2 \cdot day$ 以下であつたが、9月末より影響がいちじるしくあらわれて放射能が増加し、10月中旬には $1.1 mc/Km^2 \cdot day$ という値を示した。1962年5月にはクリスマス、ジョンストン島でも核実験が再開され、それらの影響と思われる 9.3 、 $10.5 mc/Km^2 \cdot day$ という値を示した。



これらは1958年7月のビキニ、エニエトックにおける連続核実験の最盛期の10分の1、1960年から1961年9月再開前の100倍に相当する値である。

短寿命の放射性核種を迅速定量分析するためにγスペクトロメータを購入し、放射能の異常値が観測されたときにはその試料をとりよせて機器分析を行なうことになった。オ2図は最近における分析結果で¹⁴⁰Ba、¹⁴¹Ce、¹³¹I、¹⁰³Ru、⁹⁵Zr - ⁹⁵Nb等短寿命の核種が発見されている。

最近における核爆発実験と放射能観測結果

気象庁観測部 小池亮治

1. 核爆発観測結果

1954年3月の核爆発実験による異常微気圧振動を日本で始めて観測して以来現在までに総観測回数は79回にのぼっている。そのうち昨年暮北極圏のものが15回、今年6月及び7月にクリスマス島ジョンストン島のものが4回、8月以後現在まで北極圏のものが11回になっている。最大の振動が観測されたものは昨年10月30日の1.2mb(70メガトン)で、今年の最大は去る9月26日に北極圏で行なわれた0.6mb(20メガトン)であった。

2. 放射能観測結果

今年に入つてからの雨の放射能の推移をみると、オ1図のように2月から3月にかけてピークが見られる。このピークは昨年末北極圏で行なわれた核爆発実験によるものである。5月から6月にかけてオ2のピークが見られるが、これは4月下旬から開始されたクリスマス島、ジョンストン島の核爆発実験によるもので、5月30日仙台の31.0μc/ccを除くとあまり大きなピークは見られない。8月に入つて北極圏(ノバヤゼムリヤ島附近)で再び実験が開始され同月末から9月にかけてオ3のピークがみられた。今後実験が継続される限りこのピークは続くであろう。

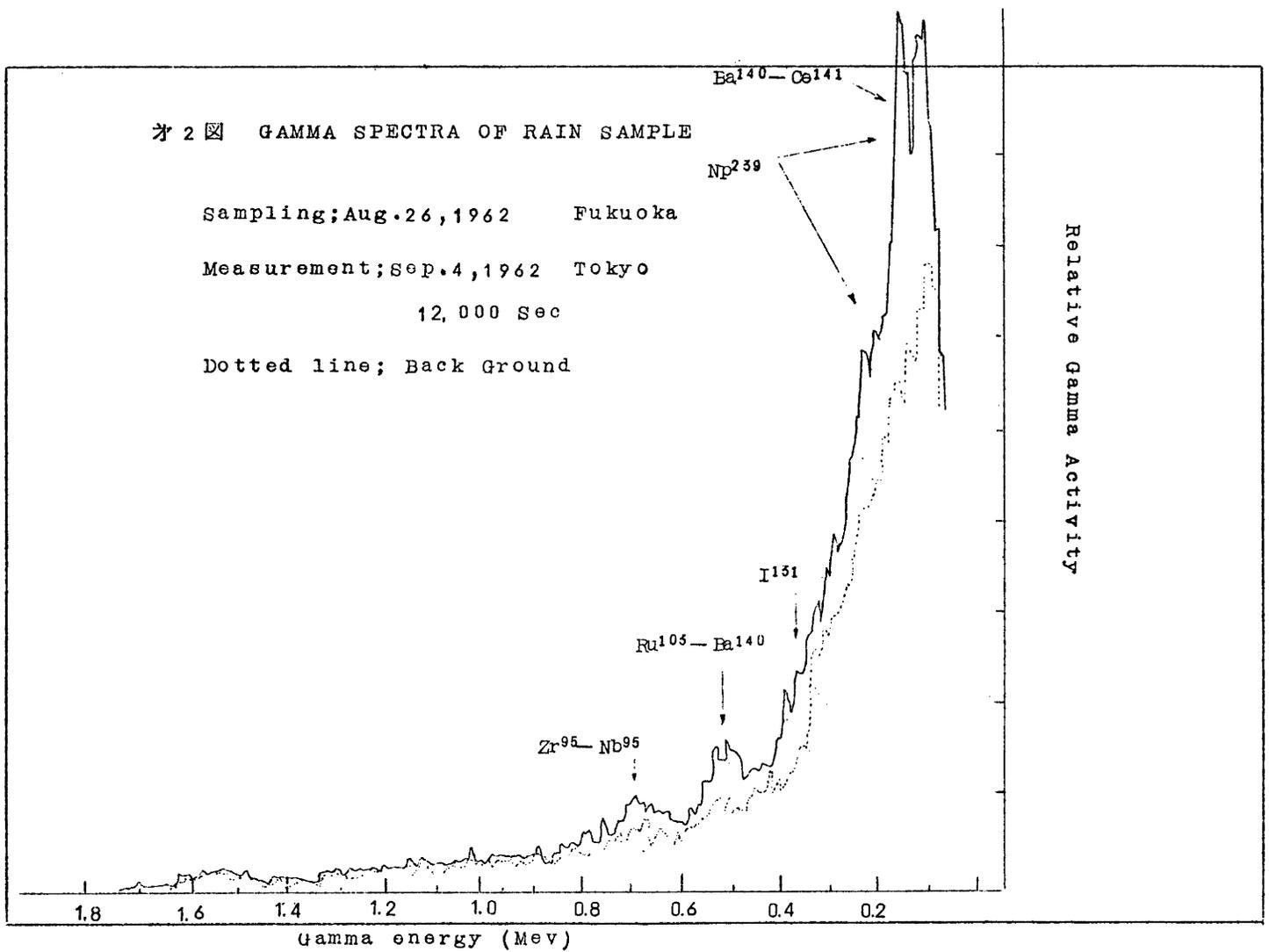
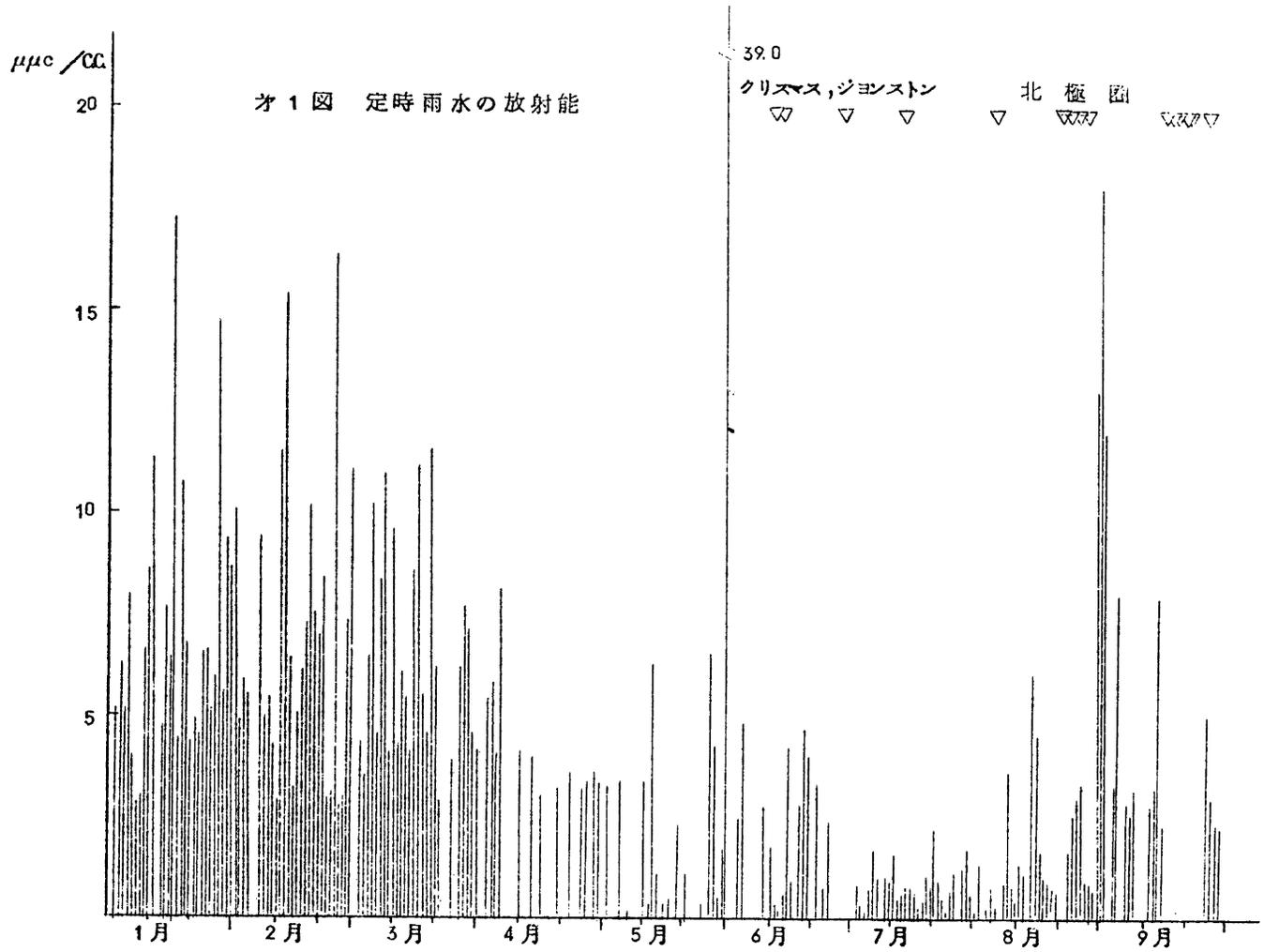
気象庁が1955年4月に放射能の観測を開始して以来の雨の放射能の最高値は1820μc/cc(1961年11月15日、福岡、定量雨)で、塵の放射能の最高値は280μc/m³(1961年11月8日、大阪)であった。今年に入つて雨の放射能の最高値は54.0μc/cc(1962年9月4日、札幌、定量)で塵の放射能の最高値は57μc/m³(1962年8月27日、大阪)であった。これらはいずれも北極圏における核爆発実験によるもので、偏西風に乗つて直接日本に運したものである。

3. γスペクトル分析結果

最近における核爆発実験観測結果

(微気圧計による 1962年)

観測日	微気圧波到着時刻(東京)	最大振巾	周期	継続時間	爆発地点
6月13日	7時22分	0.1mb	7分	30分	ジョンストン島
11	7 41	0.1	3	60	クリスマス島
28	6 57	0.1	5	80	◇
7 12	7 07	0.1	5	60	◇
8 5	23 28	0.4	5	100	北極圏
20	23 30	0.3	4	60	◇
22	23 38	0.3	3	40	◇
25	23 22	0.1	4	50	◇
27	23 19	0.1	4	70	◇
9 15	22 25	0.1	4	70	◇
17	01 21	0.1	4	60	◇
18	22 59	0.1	5	30	◇
20	01 22	0.3	6	60	◇
21	22 25	0.1	4	60	◇
26	03 15	0.6	6	60	◇



1962年春のピークについて

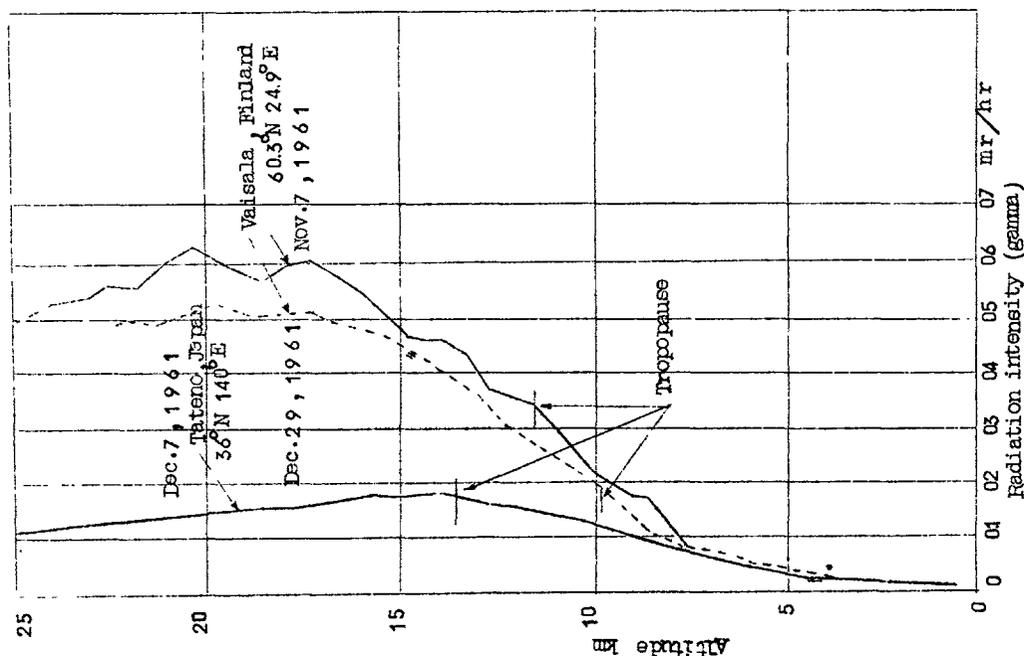
気象庁観測部 村山信彦

1. 上空の放射能

1961年秋ソビエト実験により成層圏内の放射能が急増し、15Km附近に最大濃度のところが観測された。これはアメリカの観測結果とも符号する。またフィンランドのゾンデ観測との比較を示す(オ1図参照)。

2. 1962年春のフォールアウト最大

定時、定量、浮遊塵の全ベータ測定値を用い、1962年前半のフォールアウトの月々変化を調べたところ(減衰を考慮)春季最大が見出された。その結果を1959年の場合と比較して示す。5月下旬以後に現われたクリスマス島実験によるものと確認されたもの(減衰状況による)は除外してある。1959年の場合と比べ最大の現われが時間的に遅れたように思われる。



海水中のSr⁹⁰およびCs¹³⁷について

気象研究所

三宅泰雄, 猿橋勝子
葛城幸雄, 金沢照子

1960年以後の西部北太平洋海水および沿岸水中のSr⁹⁰およびCs¹³⁷の分析を行なったので報告する。1959年に、これらの放射性物質が、すでに深さ5,000mの海水中にまで及んでいることを測定したが、今回も同様のことが確認された。

最近のフォールアウトについて

気象研究所

三宅泰雄, 猿橋勝子
○葛城幸雄, 金沢照子

1961年9月1日にソ連は核実験を再開し、11月4日までの2ヶ月間に約120メガトンの核爆発を行なった。このソ連の核実験の影響について気象との関係をしらべ、また、最大の落下量を示した1959年春の状況との比較を行なった。1959年および1962年のいずれも、いちぢるしい春のピークが観測された。

また、1957~58年の総爆発量(85MT)および1961年の総爆発量(120MT)の、メガトン当りのSr⁹⁰落下量を計算し、それぞれ、0.2mc/Km²および0.07~0.08mc/Km²という値をえた。

1958年11月より1961年8月までの、核実験停止中の成層圏フォールアウトの平均滞留期間を計算した結果、1.0年であった。

海水の放射能

海上保安庁水路部

日向野 良治, 長屋 裕

塩崎 愈, 背戸 義郎

1. 調査方法

今年と向洋太平洋側では黒潮を中心とし、日本海では対島暖流を中心として、それぞれの沖側および陸側の海域別に合計約60点の全放射能測定用試水と約10点の核種分析用試水を採取し、測定に供している。

なお、照洋丸で採取した海水試料32点については現在分析中である。

2. 調査結果

(1) 全放射能

図に示すように昭和36年5~9月は、黒潮の放射能が2 dpm/lであつた。しかし、11月には核実験再開の影響で3~4 dpm/lに、更に37年3月には6 dpm まで上昇した。

日本海の表層水では、36年には太平洋側より約1 dpm/l 高く2.5~3 dpm/lで、同年11月には4 dpm に上昇している。更に37年3月には10~15 dpm/l までになり、この時季には太平洋に比較して、日本海側の方が陸岸寄りの海域では3倍、沖合では2倍高くなつている。

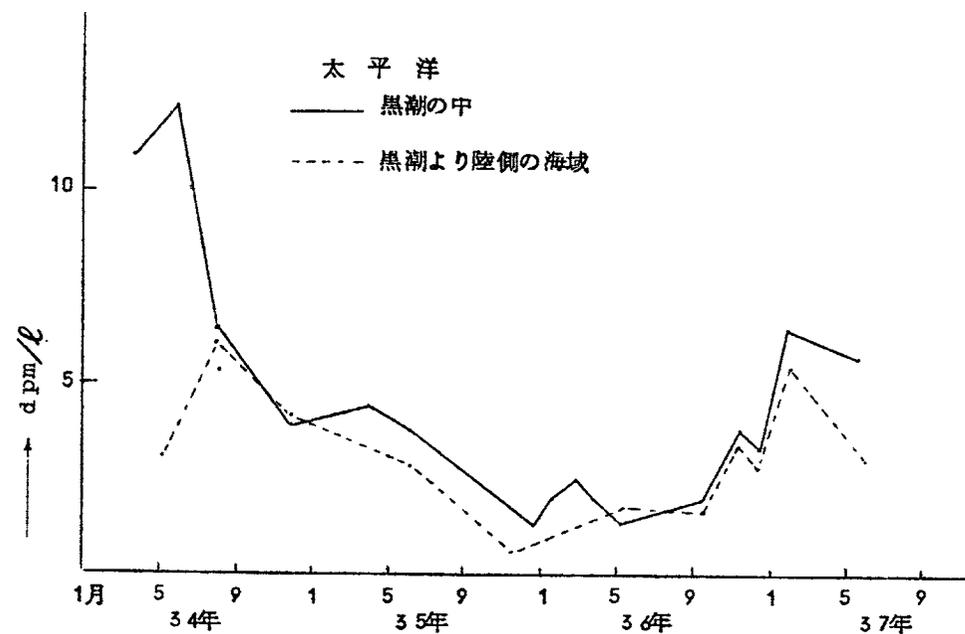
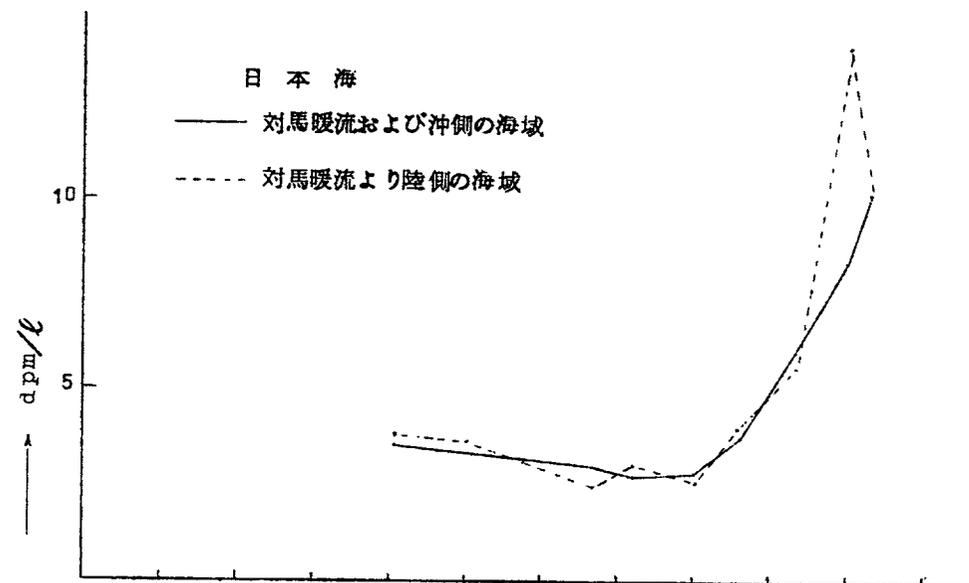
これはFall outの地域差にもとづく影響と考えられる。

(2) 核種分析

昭和35年の日本近海表層水の ^{137}Cs および ^{90}Sr 濃度はそれぞれ約0.3 $\mu\mu\text{C}/\text{l}$ であつたが36年になると ^{90}Sr は相変わらず0.3 $\mu\mu\text{C}/\text{l}$ 程度であるにもかかわらず ^{137}Cs は0.6 $\mu\mu\text{C}/\text{l}$ と ^{90}Sr の約2倍に上昇し、Fall outの $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ の比率に近づく傾向がみられた。

今年採取した海水は現在分析中である。

海水全放射能の推移



主要港湾の放射能レベル調査

海上保安庁水路部

日向野 良 治 , 長 屋 裕
塩 崎 愈 , 背 戸 義 郎

1. 調査方法

将来の原子力船の出入港に備え、平常時における放射能レベルを測定しておくため、昭和35年から主要港の海水、海底堆積物を採取し、その全放射能測定ならびに ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 、 ^{144}Ce 等の核種分析を行なっている。

35年には横浜港と神戸港、36年には更に名古屋港も加え3港について調査し、今年は、横浜港と神戸港の2港について行なつた。

2. 調査結果

海水は、35年、36年と殆んど変化なく、全放射能は1~3 dpm/lで外洋水の値と大差ない。

36年の各港の平均値についてみると、横浜港では 1.7 ± 0.1 dpm/l、名古屋港は1.9 dpm/l、神戸港では、2.1 dpm/lとなつており、有機物による海水汚染の強弱と逆の相関がうかがわれる。

海底の表層堆積物については、36年も35年と大差なく、全 β 値については横浜港が他の二港よりやや低く、3.2 dpm/g、名古屋港、神戸港では、3.5 dpm/gであつた。

核種分析についても35年と殆んど同様であつた。

港湾の放射能レベルは流入河川流域へのFall outの強弱、港湾水の交換速度、海底堆積物の堆積速度の大小および港湾水の有機物含量等によつて影響されるものと考えられるのでその影響の優劣を如何なる因子に帰するかは困難であるが、一時的な放射性物質の放出に際しては、先づ港湾水の交換速度の大小、次に海水の有機物含量等が重要であると考えられるので、今後この方面の調査を行なう必要があると思われる。

放射性浮遊塵の観測報告

放射線医学総合研究所

渡 辺 博 信 , 阿 部 史 朗
小 口 雄 康 , 村 越 善 次

1961年9月初旬から1962年9月末日迄の大気中の浮遊塵に含まれる放射能の観測結果を簡単に報告する。

用いた集塵装置は、主に平行板型静電式電気集塵器とミリポア・フィルターで、そのほか東洋濾紙、メンブラン・フィルターも用いた。これらの装置については本抄録集の「各種の集塵装置の放射性浮遊塵に対する効率の測定について」を参照されたい。

得られた試料をGM計数装置でグロスカウントを測り、かつその減衰曲線によく知られた、 $I = I_0 t^{-1.2}$ の式をあてはめて起爆日を推定した。

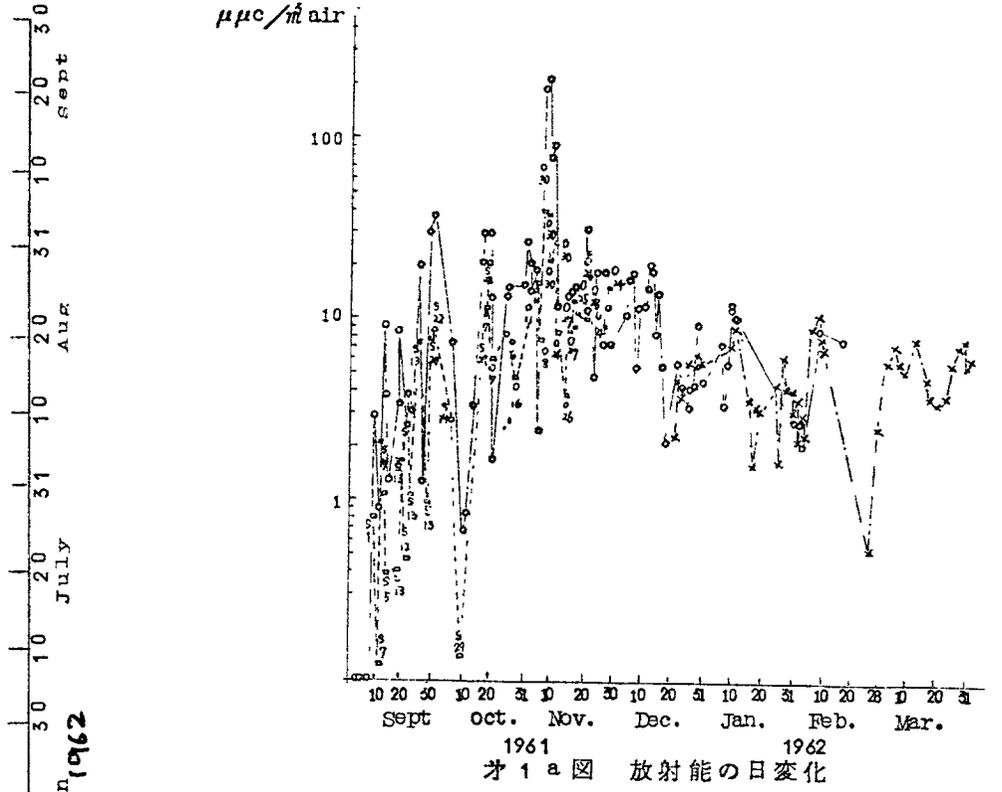
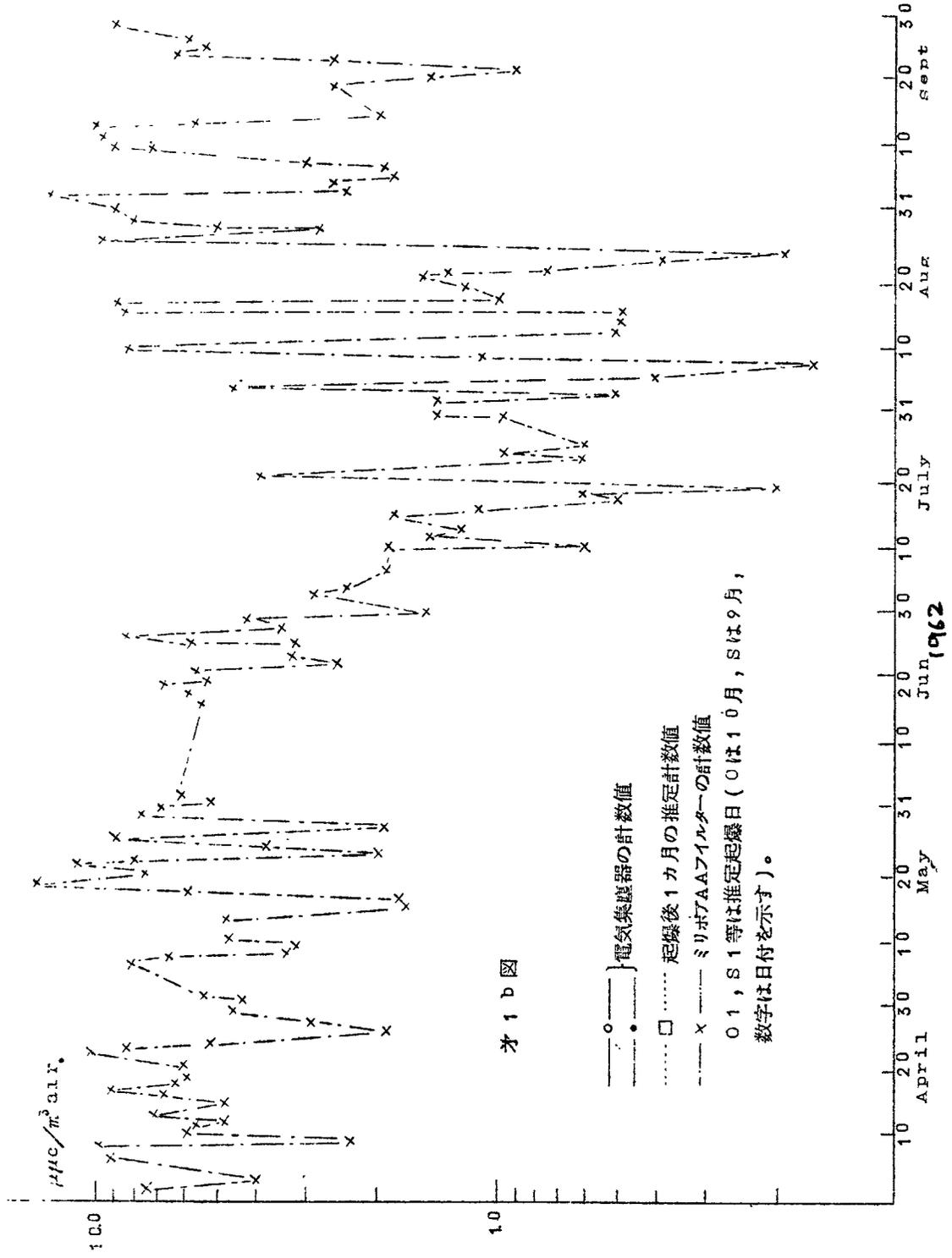
大気中の含有放射能の推定は、理研GMカウンター、神戸工業GMカウンターの測定効率を、それぞれ15%、4%として行なつた。これは ^{137}Cs 標準線源に対する効率よりやや小さくつてある。

また、集塵装置の集塵効率は、前記論文に示したようにつてある。

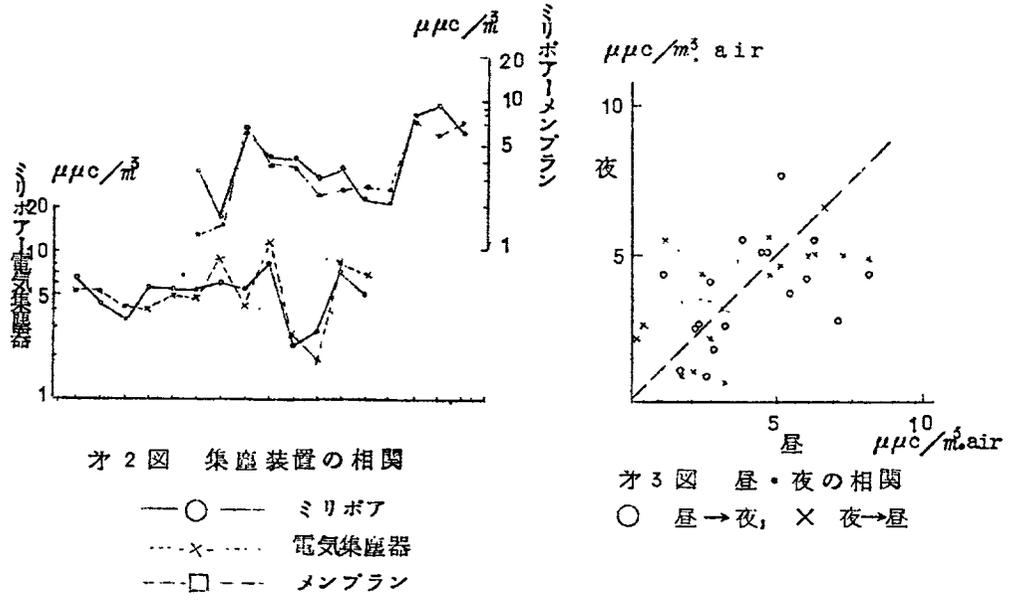
オ1図、b図に、放射能の日変化を示した。これは、集塵日の10時から16時まで集塵したものである。また、推定起爆日も示した。図中○印は起爆日を推定したもの、○印は推定なかつたものを表わす。□印は、減衰曲線から求めた起爆後1カ月に相当する放射能を示し、これは蓄積量に関係すると考えてよい。また、×印はミリポアAAフィルターによる測定値である。オ2図に、同一時間集塵した、ミリポア対電気集塵器、ミリポア対メンブランの相関を示した。横軸は任意である。両者とも比較的よい一致を示している。

オ3図に、昼対夜の放射能の相関を示した。夜とは17時から翌日10時まで集塵したものを指す。図で○印は昼対夜、×印は夜対翌日の昼の相関を示している。いずれの場合も特に一方が大きい傾向はみられない。

オ4図に集められた塵の重さと前述の1カ月後の推定放射能との相関を示した。両者に相関はみられない。一方、オ5図に示したように、上と同じ試料について集塵翌日の測定量と重さとの相関をみると、やや比例する関係がみられる。このことは、大気中の放射性浮遊塵の放射能は、どちらかといえば、起爆日によらず、集塵時の浮遊塵の重さに比例する傾向を示すとい

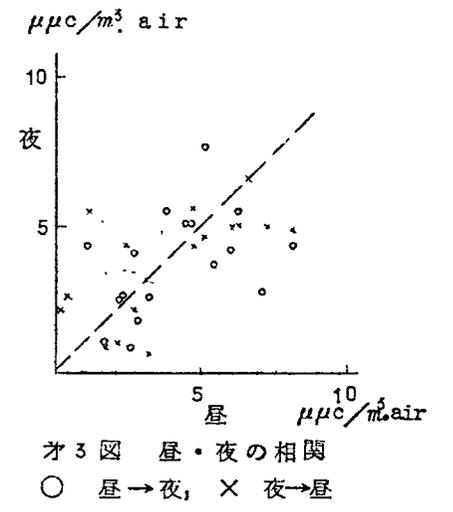


オ1 a 図 放射能の日変化

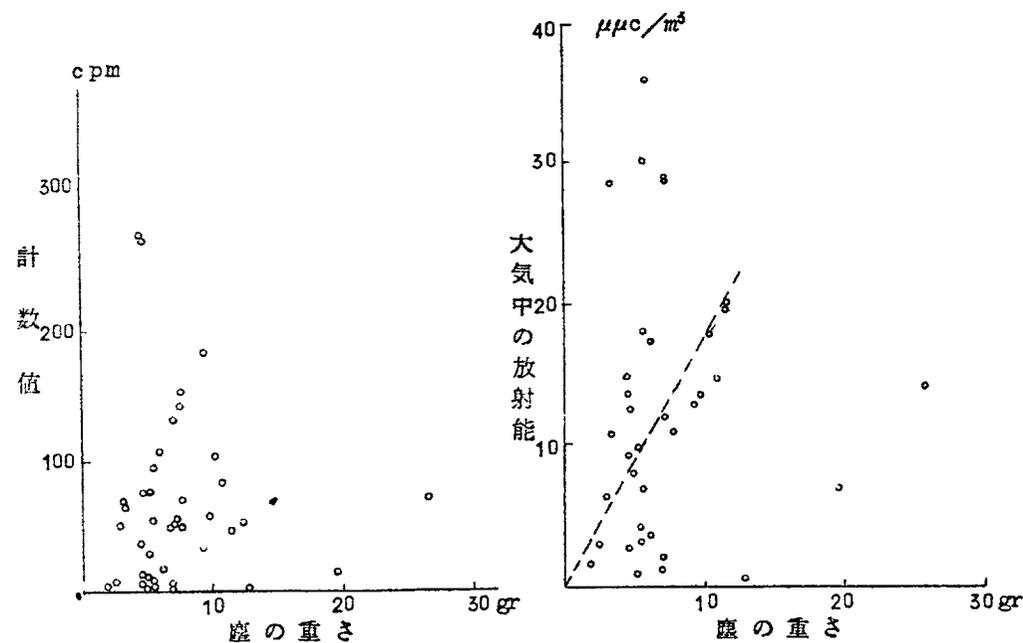


オ2 図 集塵装置の相関

- ミリボア
- - - × - - - 電気集塵器
- - - □ - - - メンブラン



オ3 図 昼・夜の相関
○ 昼→夜, × 夜→昼



オ4図 放射能と塵の重さとの相関(I) オ5図 放射能と塵の重さとの相関(II)

える。

なお、 γ 線スペクトル分析を行なったが、特に著しい結果は得られなかつたので省略する。

以上述べたことから、

- 1) 放射能の現在のレベルは、大気1 m³当りはほ10 $\mu\mu\text{c}$ 前後である。
- 2) 1961年10月末に行なわれた数十メガトンの核実験による影響に同年11月初旬に大きかつたが、比較的減衰がはやく、その後の放射能に特に大きな影響を与えているとは思われない。
- 3) 1962年7、8月は放射能が比較的少なかつたが、9月に入つてやや増大している。
- 4) 用いる集塵装置によつて多少のばらつきはあるが、放射性浮遊塵の放射能を知る目的にはどれも有用である。
- 5) 昼・夜どちらかに特に高い放射能が示されることはないことがわかつた。

広洋丸上で採取された浮遊塵試料の解析

放射線医学総合研究所 福元 建夫

阿部 史朗, 渡辺 博信

著者の一人が広洋丸に便乗し37年5月25日東京港を出航後、8月10日に帰着するまでに、南方洋上で採取した浮遊塵試料について検討したものを報告する。

1. 測定結果とその解釈

船上の集塵にはワットマン51フィルターを使用し、流量率約350 ℓ/m で、正午中心に約6時間連続吸引した。採取量は1日あたり、120 m³である。

採取した浮遊塵は直後に船上で測定しているが、その後約3ヶ月後に再度測定した。これらの測定値をオ1図にあげる。

測定条件は次の通りである。

直後測定(オ1回測定): 集塵後約3時間放置したのち、2 π ガスフローカウンター($\alpha+\beta$ に対する効率約50%とみた)によつて測定。3ヶ月後測定(オ2回測定): フィルターをそのままGMカウンター(β に対する効率10%)によつて測定。

オ1図のオ1回、オ2回各測定の比較により次のことが明らかにされる。

- 1) オ1回の測定値のピーク(1、2、3、4、5)は、オ2回測定に於て1'、5'の例外を除いて、ほとんどピークとはみとめにくい。
- 2) オ1回測定の2、3、4、5のピークはオ2回測定では大きくつぶれているが、それに対し1のピークつぶれが小さい。
- 3) 5月28日から6月1日にかけて採取された試料につき、その減衰のしかたがそれ以後のものにくらべ小さい。一部の試料に対し減衰曲線を作つてみた結果、やはりこのことが認められた。
- 4) オ1回測定の2以下の各ピークは、船の位置を参考にすれば、その当時の核実験に関連しているとみなせる。

以上のことから次のことが云われよう。2、3、4、5のピークは短寿命の核種を比較的多く含むので、比較的高度の低い場所から、爆発後比較的短時間に降下したものであろう。

1のピークとそれに続く数日(5月末まで)の値は短寿命のものが比較的少ないことから、古い核実験によるフォールアウトを示しているのであろう。船が南下しつつあることを考え

合わせると、これはフォールアウトの緯度変化の一部を示しているのかもしれない。すなわちフォールアウトは低緯度より中緯度で多いという結果を示していると思われる。

オ2回測定で、赤道付近で採取された試料の値は2つの異なる起源のものゝ和と考えられる。すなわち古い爆発により、高空に滞留しているものから降下したものと、爆発後比較的短い期間内に降下したもの（長半減期のものだけを対象として）との和になっているだろう。この図では、爆発後まもなくの落下物が少ないはずの中緯度の値より赤道近辺、低緯度の値が小さい。洗浄効果等の気象条件にもよるであろうが、このことから、高空に滞留している核分裂生成物は赤道付近、低緯度に降下しにくいことが認められよう。

オ2図は試料全部を一時にγ線スペクトロメーターで測定して得られた図である。

2. 測定法についての考察

この測定では2πガスフローカウンターならびにGMカウンターを使用している。試料は、フィルターの材質上、灰化不能なので、そのままの形で測定を行なった。

この場合試料がフィルターそのままなので、フィルター内に入り込んだ塵からの放射線がフィルター自身で吸収され、測定結果を狂わすおそれがある。この点に関し、同質のフィルターで実測したところ最悪の場合でも-10%以内であることがたしかめられた。

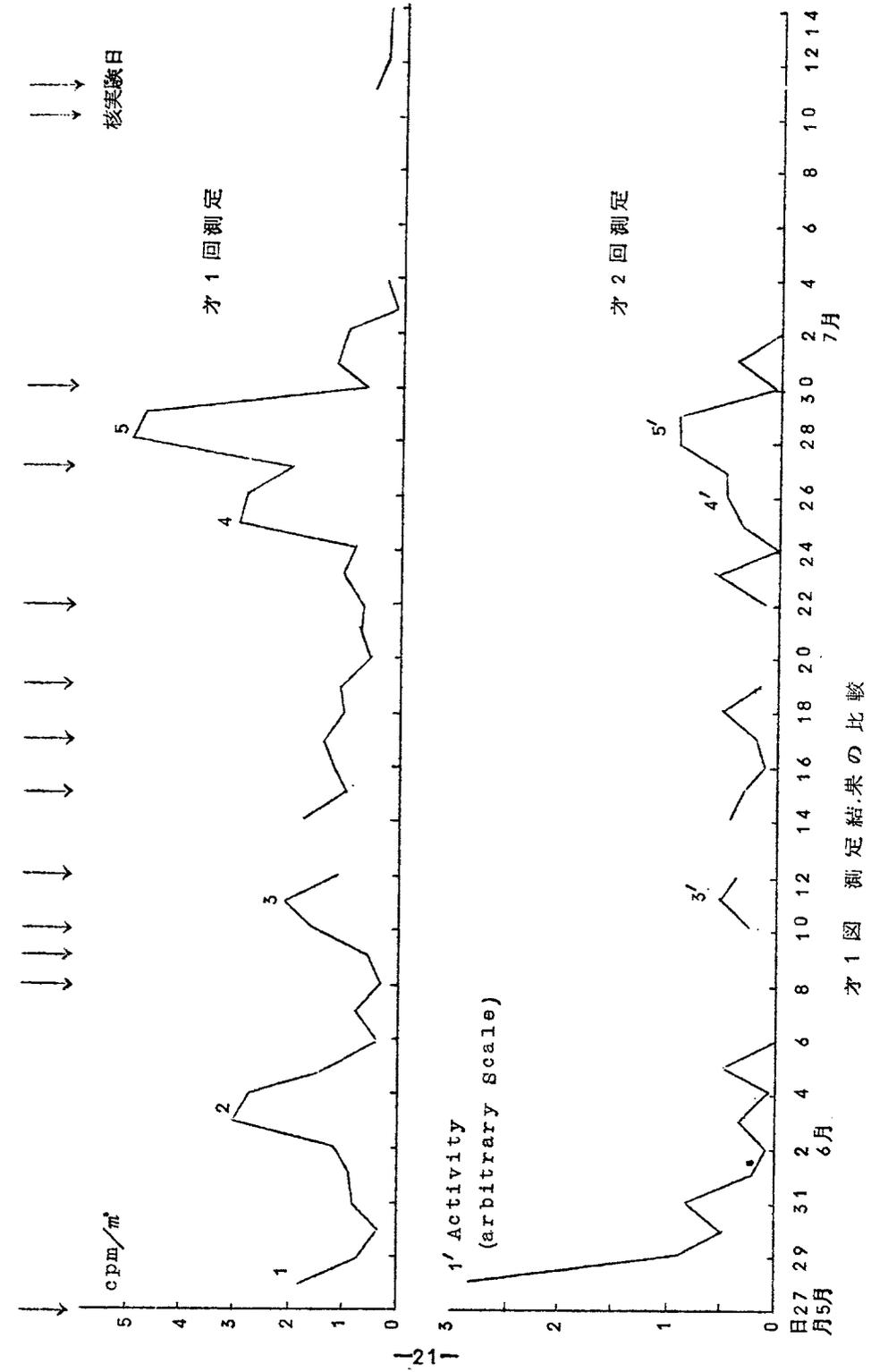
また試料が吸湿して、やはり吸収を起す可能性がある。2日、3日および1ヶ月間デシケーター内で乾燥して実測した結果、この点については全く問題ないことがわかった。

フィルター支持具およびフィルター自身による後方散乱も計数効率を狂わせる。フィルターによる大ざっぱな測定の結果、これも+10%以内と推定された。

ガスフローカウンターでは $\alpha + \beta$ の値が求められているが、 α の計数値は少ないのでほとんど β と考えてよい。

フィルターの集塵効率に放医研付近の浮遊塵に対し、放射能測定により98%以上であることがたしかめられている。

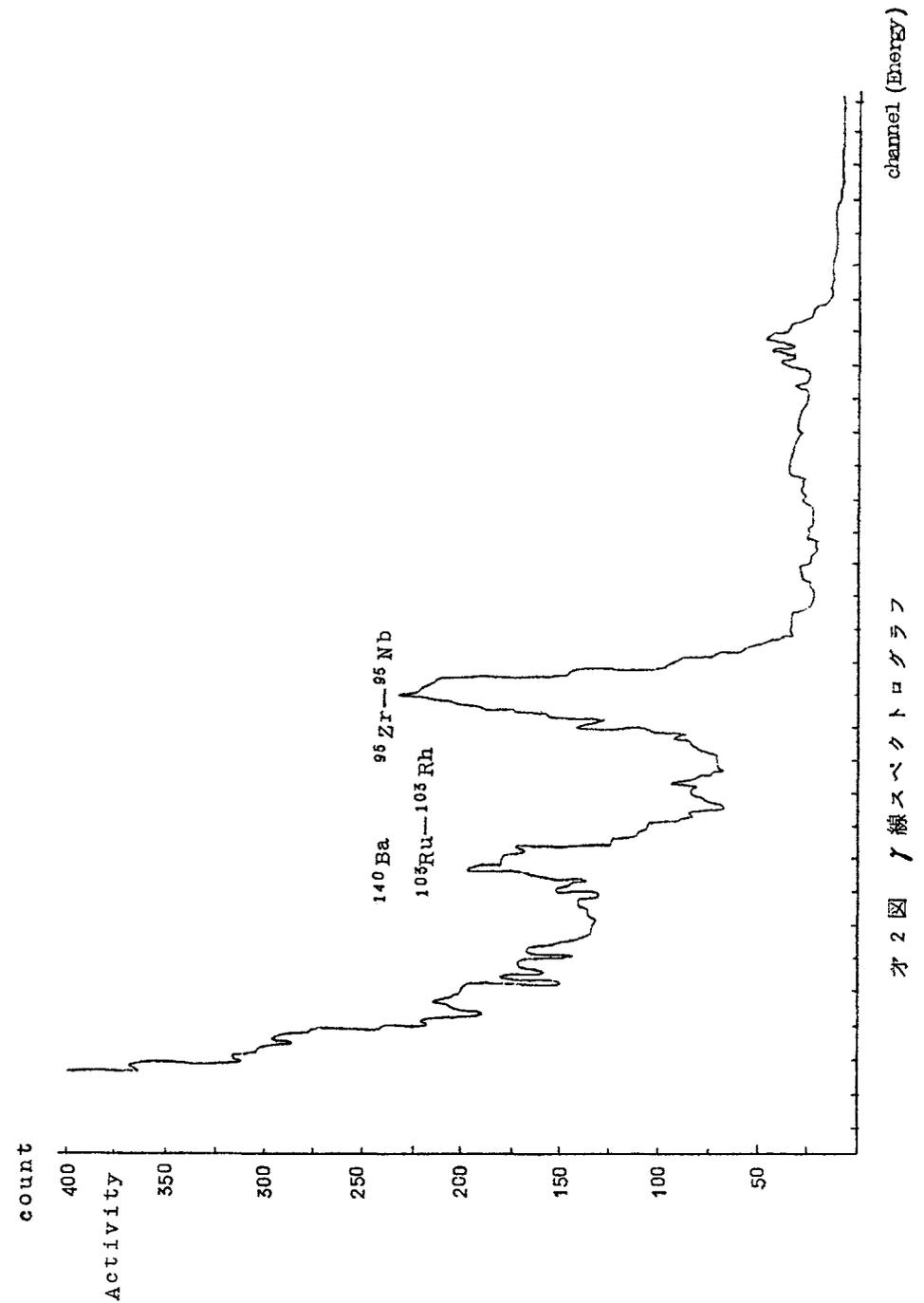
以上のことからオ1回、オ2回とも測定操作上大きい誤差の出現は考えられない。



オ1図 測定結果の比較

オ1表 船の位置

月日	海上における船の位置	月日	海上における船の位置	月日	海上における船の位置
5.27	N 28-35 E 145-17	6.13	S 06-54 E 175-45	6.30	S 11-29 E 174-19
28	N 24-20 E 148-57	14	S 06-59 E 175-15	7.1	S 11-37 E 173-59
29	N 20-03 E 152-11	15	S 07-23 E 175-05	2	S 11-40 E 174-28
30	N 15-58 E 155-31	16	S 07-22 E 175-19	3	S 16-09 E 175-21
31	N 11-39 E 158-34	17	S 06-58 E 175-27	4	S 18-18 E 178-21
6.1	N 07-34 E 161-38	18	S 07-33 E 175-10	5	Suva 港内
2	N 03-27 E 164-57	19	S 08-58 E 174-45	6	◇
3	S 00-51 E 168-06	20	S 08-50 E 174-19	7	◇
4	S 04-58 E 171-14	21	S 08-50 E 174-56	8	◇
5	S 07-15 E 172-42	22	S 08-57 E 174-28	9	◇
6	S 07-24 E 172-15	23	S 09-11 E 173-55	10	S 18-32 E 178-12
7	S 07-30 E 172-03	24	S 09-10 E 173-18	11	S 17-40 E 176-39
8	S 07-04 E 171-48	25	S 09-30 E 173-16	12	S 13-33 E 174-58
9	S 04-50 E 170-31	26	S 09-17 E 172-49	13	S 13-41 E 174-29
10	S 02-58 E 170-23	27	S 09-05 E 172-36	14	S 13-45 E 174-06
11	S 04-12 E 173-07	28	S 09-17 E 172-25	15	S 13-49 E 173-38
12	S 04-28 E 175-53	29	S 09-25 E 172-42	16	S 13-16 E 172-48



オ2図 γ線スペクトログラフ

北海道における放射能調査

北海道衛生研究所 安藤芳明

昭和36年度における北海道の陸水並びに食品類の放射能調査成績の概要を報告する。なお本年度後半期において、ソ連の大型核実験再開にともない、野菜類の放射能汚染の増加が認められたため、洗浄による除染試験を行なったのでその結果を併記する。

1. 測定方法

放射能測定試料の調整及び測定方法等は、科学技術庁刊「放射能測定法」によつた。使用した計数器は、科研製千進式GMカウンター(マイカ窓の厚さ1.7mg/cm²、窓からの距離10mm)である。

2. 測定結果

陸水並びに食品類の測定結果を、それぞれ表1表、表2表に示す。

表1 陸水の放射能(全β)

試料名	採取地	測定回数	試料放射能(μmc/l)		
			最高値	最低値	平均値
下水	札幌市	12	38.3±3.6	-2.9±2.7	11.1±0.8
川水	〃	4	49.6±3.1	2.2±2.7	15.5±1.4
上水	〃	4	13.2±3.0	5.0±2.7	9.6±1.4
〃	帯広市	4	5.4±2.7	-3.1±2.6	1.3±1.3
〃	稚内市	4	5.2±3.3	16.6±2.7	30.4±1.5
井水	札幌市	4	7.1±2.7	0.0±0.0	4.6±1.2
〃	帯広市	4	7.4±2.7	0.9±2.9	2.9±1.3
〃	稚内市	4	5.4±2.7	2.2±2.7	4.4±1.6
天水	森袋岬	3	23.5±2.8	4.6±2.7	11.1±1.5
〃	札幌市	4	1,552 ±18.6	380 ±10.4	1,169 ±7.7
〃	帯広市	4	619.2±6.7	392.6±9.8	518.8±4.9
〃	稚内市	4	917.5±13.6	11.9±2.7	381.4±4.4

表2 食品類の放射能

試料名	採取地	測定回数	試料計数率cpm*		
			最高値	最低値	平均値
牛乳	札幌市	6	8.5±2.4	2.5±3.0	3.9±1.0
〃	帯広市	2	3.1±2.4	0.1±2.2	1.6±1.6
〃	稚内市	2	6.4±2.2	5.6±2.6	6.0±1.6
ほうれん草	札幌市他4ヶ所	4	14.7±12.3	0.4±1.0	6.4±4.1
大根	全上	4	16.7±6.0	2.4±3.6	7.9±2.0
きやべつ	全上	8	11.0±3.3	0.6±3.8	5.1±1.3
〃	帯広市	4	23.1±3.0	1.8±3.1	8.7±1.6
〃	稚内市	4	10.1±6.3	1.8±3.1	4.1±2.1
しな	札幌市他4ヶ所	4	3.1±1.8	1.2±1.2	0.1±0.6
ふい	全上	4	8.9±4.3	4.3±6.3	2.6±2.4
かい	全上	4	7.0±2.1	2.4±2.1	4.6±1.0
しじみ	全上	4	3.1±1.0	0.2±1.2	3.0±0.5

*牛乳100cc当り、他乾物10g当り。

3. 考 察

札幌市における下水、川水の放射能は、昭和36年9月までは前年度とはほぼ同程度であった。しかし同年10月に入ってから、ソ連の核実験の影響と思われる異常値が認められた。襟裳岬の天水についても同様のことが認められた。

本年度下四半期に入つて追加実施された、道内3都市（札幌・帯広・稚内）における陸水の調査結果によると、井水については異常は認められなかつたが、上水（とくに原水）にやゝ高い値が認められ、とくに稚内市はいちじるしかつた。これは天水（主に雪水）の測定結果からも明らかなように、降雪中の異常放射能の影響と考えられる。

食品類中農作物については、10月以後に収穫された野菜類を除いて、一般的に高い汚染は認められなかつた。フォールアウトの影響が10月以後に現われたため、牧草等の汚染は実質的に無く、従つて牛乳については高い値は認められなかつた。魚介類についても異常値は認められなかつた。

野菜類の洗浄効果について

フォールアウトによる放射能汚染を受けた野菜（とくに葉菜類）の葉面の汚染除去は、葉の種類によつてかなり難易のあることを先に経験した（放射能調査年報—1、昭和32年）。即ち表面の滑かなものに比して、細毛の密生した葉では、簡単な水洗程度では落ち難い。そこで今回、市販中性洗剤、ETA等を用いて葉の表面を洗浄した場合、どの程度の除染効果があるかを試験した。

1. 実験材料

札幌市内において採取した、葉菜類（ほうれん草、大根の葉、たいな、きやべつ、はくさい）を使用した。採取量は、各300g宛。

2. 洗浄方法

採取した材料は、直ちに次の三通りの方法で洗浄した後、よく水を切り、常法により乾燥後灰化した。放射能の測定は、灰分500mgについて行ない、同時に⁴⁰Kの補正を行なつた。

洗浄方法a：水道水を放水しながら、葉の一枚一枚について、2、3分間づつよく洗い土砂を落とす。

洗浄方法b：中性洗剤（市販L社製）を溶かした水道水に1分間つけてよくもみ、次いで2、3分間水道水で洗う。

洗浄方法c：ETA（関東化学製）、トリポリリン酸ソーダ、クエン酸ソーダ各0.1モルの混合液を水道水で20倍にうすめた液に、上記中性洗剤を若干溶かした洗液を作り、これに1分間つけてよくもみ、次いで2、3分間水道水で洗う。

3. 結 果

各種野菜類の洗浄方法の相違による洗浄効果を、水洗野菜（洗浄方法a）に対する除去率で示すと、オ3表のとおりである。

4. 考 察

上記結果によると、単に水洗した場合に比して、洗剤を使用した場合は、葉の種類にもよるが、はるかに除染効果が良く、15～80%の除去率を示し、中性洗剤とETAを併用すると、更に効果的であつた。今回は検体の全放射能を測定したので、洗剤の効果が葉の表面の除染によるものか、或は内部汚染の除去によるものかは厳密には判明しないが、今回の材料は当時の落下塵、降雨水等による表面汚染を受けた試料であり、また洗浄が短時間であるなどの点から考えると、表面汚染の除去によるものと推察される。

表3 野菜類の洗浄効果

種類	洗浄方法	採取年月日	測定年月日	試料計数率 cpm/500mg当り	除 ⁴⁰ K試料計数率 cpm/500mg当り	洗浄 ^a に対する 除去率
ほうれん草	a	3.6.11.1	3.6.11.5	173.9±4.5	134.2±4.5	0
〃	b	〃	〃	119.5±3.8	79.8±3.8	40.5±5.9
〃	c	〃	〃	118.8±3.8	79.1±3.8	41.0±5.9
大根の葉	a	〃	〃	194.2±4.7	165.5±4.8	0
〃	b	〃	〃	114.3±3.8	85.6±3.8	48.2±5.0
〃	c	〃	〃	98.7±3.5	70.0±3.5	57.6±5.1
た い な	a	〃	〃	113.5±3.8	75.4±3.8	0
〃	b	〃	〃	102.3±3.6	64.2±3.6	14.8±7.6
〃	c	〃	〃	85.6±3.3	47.5±3.3	37.0±8.4
きやべつ	a	〃	〃	76.4±3.2	34.9±3.2	0
〃	b	〃	〃	50.8±2.8	9.3±2.8	73.3±18.6
〃	c	〃	〃	48.5±2.7	7.0±2.7	79.9±18.3
はくさい	a	〃	〃	105.5±3.6	65.6±3.6	0
〃	b	〃	〃	75.5±3.2	35.6±3.2	45.7±7.9
〃	c	〃	〃	55.2±2.9	15.3±2.9	76.6±6.7

宮城県における放射能調査について

宮城県衛生研究所 佐藤新作
江波サツ子

1. まえがき

本報は1961年4月より1962年3月までの科学技術庁の委託調査及び宮城県独自で行った調査についての概略である。

2. 測定方法

陸水・食品・水道濾過膜の測定方法は放射能測定基準小委員会編の「放射能測定法1957」によつた。食品中のKの分析は分光光度計フレイムフォトメーターにより定量し⁴⁰Kによる放射能補正を行なつた。

3. 測定結果の概要

3-1 陸水

昨年と比較すると一般に高いグロス放射能が認められた。これはFall-out蓄積量の増大と1961年9月以降の核爆発実験によるものと思われる。使用中のU, O, (UX₂のβ-rayで500cps)で便宜的にμμc単位にも換算して最高値を昨年と比較すると上水では最高が6.4cpm/lで約0.03μμc/ml(昨年は2.0cpm/lで約0.01μμc/ml)以下カマコ内は昨年の値。下水は27.3cpm/lで約0.13μμc/ml(12.7cpm/lで約0.06μμc/ml)井水は2.8cpm/lで約0.01μμc/ml(1.4cpm/l)河川水は4.6cpm/lで約0.02μμc/ml(2.3cpm/l)であつた。

3-2 食品

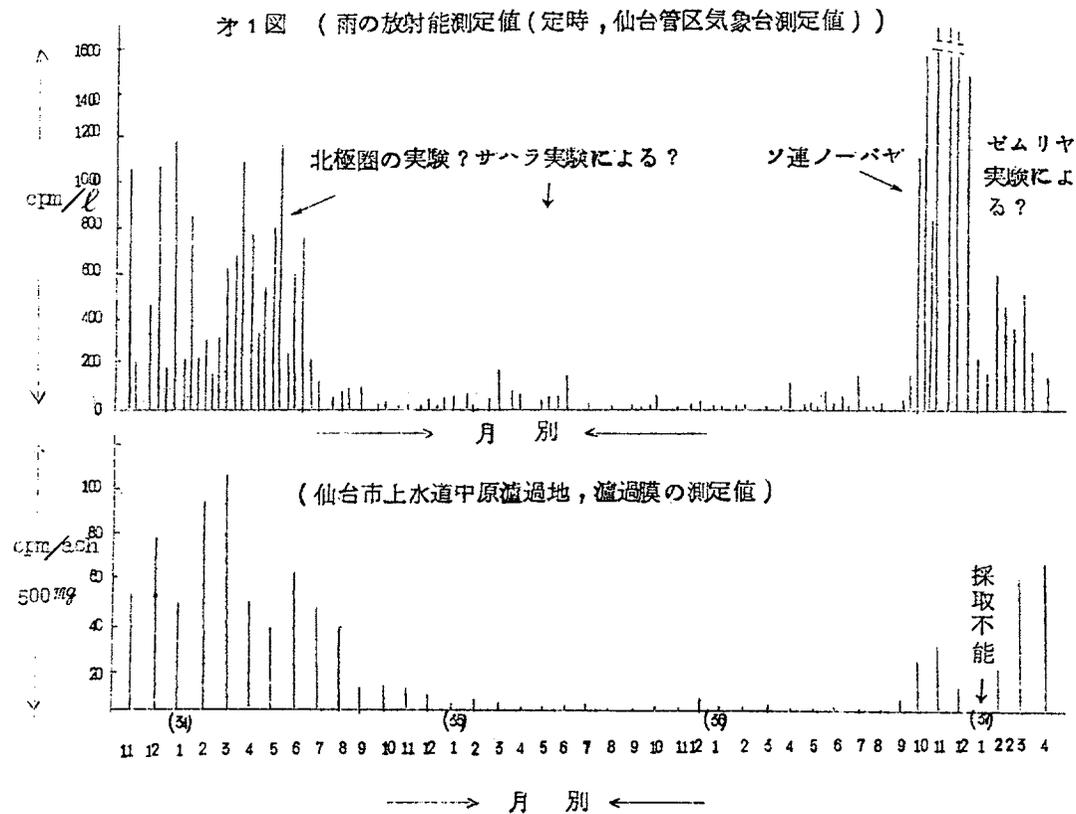
前年と比較して陸水のグロス放射能が増大をみたのに対応して食品のグロス放射能も一般に増大を示した。即ち各食品の最高値を昨年と比較してみると野菜では「ほうれん草」が最も高く灰分500mg当り(除⁴⁰K)64.5cpmで約296.7μμc/Ash500mg(昨年は2.1cpmで9.7μμc/Ash500mg)で激増を示した。白菜は14.7cpmで約67.4μμc/Ash500mg(昨年は3.1cpm約14.3μμc/Ash500mg)であつた。

穀類では玄米が3.0cpmで約13.8μμc/Ash500mg(昨年は4.3cpmで19.8μμc/Ash500mg)であつた。

魚貝類では「しじみ」が最も高く12.5cpmで約57.5μμc/Ash500mg(昨年は

2.2 cpmで10.1 $\mu\mu\text{c}/\text{Ash } 500\text{mg}$)であつた。

牛乳は3.0 cpmで13.8 $\mu\mu\text{c}/\text{Ash } 500\text{mg}$ であつた。(昨年は2.7 cpmで12.4 $\mu\mu\text{c}/\text{Ash } 500\text{mg}$)又「大俵の葉」は41.3 cpmで約190.0 $\mu\mu\text{c}/\text{Ash } 500\text{mg}$ で、松島特産の「のり」は4.5 cpmで20.7 $\mu\mu\text{c}/\text{Ash } 500\text{mg}$ (昨年は3.0 cpmで13.8 $\mu\mu\text{c}/\text{Ash } 500\text{mg}$)「かき」は8.0 cpmで36.8 $\mu\mu\text{c}/\text{Ash } 500\text{mg}$ であつた。(昨年は13.8 $\mu\mu\text{c}/\text{Ash } 500\text{mg}$)



3-3 上水道濾過膜

本県独自の調査として1958年11月より継続的に調査している仙台市上水道中原濾過地の濾過膜のcpmと雨雪の定時のcpmとの関係を示せば第1図の如くなる。

最近のFall out及び植物中の ^{90}Sr 濃度について

埼玉県衛生研究所

大里宏二, 川瀬善一

坂入桂子, 小津茂弘

分析化学研究所 千葉盛人

1959年の第1回放射能調査研究成果発表会で雨水、空気、茶葉中の ^{90}Sr 濃度について報告したが、その後のFall out及び植物の ^{90}Sr による汚染調査で得られた結果について報告する。

Fall outは大宮市にある衛生研究所内に設置した大型水盤の試料を毎月一回、一日に採取し、全放射能の測定ならびに ^{90}Sr 分析を行なつている。全放射能は1958年10月に測定された22万c.p.m./m²/monthを最高値として1958年より1959年6月までは常に数万cpm/m²/monthが計測されたが、1959年7月から急減し9月には2000cpm/m²/month、12月には500cpm/m²/monthとなり、1960年から1961年8月までは30~200cpm/m²/monthであつたが、1961年8月のソ連の核実験再開に伴ない上昇し10月以降は常に1万~2万5千cpm/m²/monthが計測され続けている。Fall out中の ^{90}Sr については1959年の6月に2.17mc/Km²/monthと月間量の最高値を示し月別では0.02~2.17mc/Km²/monthとかなりばらつきが多いことが認められた。年間降下量では1959年の7.8mc/Km²が最高で、1960年から1961年9月までは殆んど計測が困難な程少量となつたが、1961年10月からは再び増加している。

茶葉は引続いて武蔵町にある茶業研究所から一番茶、二番茶を提供して貰い ^{90}Sr の分析を行なつているが、1959年の一番茶は40.8±6.1 $\mu\mu\text{c}/\text{g. Ca}$ 同じもので茶葉を水洗したものは28.4±4.5 $\mu\mu\text{c}/\text{g. Ca}$ がそれぞれ最高値であつたが、1961年8月の二番茶が5.2±1.1 $\mu\mu\text{c}/\text{g. Ca}$ で最少値を示していた。しかし1962年6月の一番茶からは再び ^{90}Sr の含有量が増加している。

野菜は北足立郡の東京農大埼玉試験地およびその周辺の農家並びに南埼玉郡の杉戸農高およびその周辺の農家から採取し ^{90}Sr の分析を行なつている。葉菜類は20~93 $\mu\mu\text{c}/\text{g. Ca}$ と種類、採取地、採取月日により変動がある。結球菜類および根菜類は5~15 $\mu\mu\text{c}/\text{g. Ca}$ である。

乳牛飼料については北葛飾郡、入間郡所沢市、大里郡の各乳牛飼育農家から1961年5月、同年10月、1962年5月に粗飼料(主として牧草)並びに濃厚飼料(配合飼料、ふすま、ぬかなど)を採取し、 ^{90}Sr 分析を行ったが、牧草または野草は1961年5月が一番汚染が少なくて55~73 $\mu\text{mc/g}$ Ca又、10月は40~90 $\mu\text{mc/g}$ Caであつたが、1962年5月には180~268 μmc Caと3~4倍に増加した。一方配合飼料は殆んど変化はなく7~11 $\mu\text{mc/g}$ Caであるが、これに自家製の粉碎麦やふすまを混じた場合には26~68 $\mu\text{mc/g}$ Caと汚染が増加している。従つて、乳牛に摂取せられる ^{90}Sr は主としてFall outにより汚染され牧草や野草または自家製の米麦を加工したものから来ていて配合飼料や飲水(井戸水)によるものは極めて少いと思われる。

「茨城県における食品の放射能汚染」

茨城県衛生研究所 齊藤 功
 浅野 京, 森田 茂樹

茨城県における雨水、落下塵の全放射能は、1959年以降急激に減少したが、1961年9月以降再び上昇をみた。陸水及び食品もこれと共に増加を示した。そこで、食品の全放射能の年度推移と共に、二三の食品についてストロンチウム90を定量し、検討を加えたので報告する。

1. 食品の全放射能調査

測定方法は、すべて科学技術庁制定の「放射能測定法」(1957年)に拠つた。尚測定結果は、科研製標準試料U₁、0₁により μmc に換算して相互の比較を行なつた。

1958年から行なつて来た食品の全放射能測定結果を比較してみると、今年は、いずれの食品も最高値を示した。これは、昨年9月核実験が再開されたためと見られる。

増加が顕著に現れたものは、農作物では、ほうれん草、大根、茶、小麦、大麦玄穀等、魚貝類では、しじみ、わかさぎ等であつた。Fall outの影響を受けにくいと思われる大根及び、わかさぎも増加を示した。ほうれん草、及びしじみについて昨年10月から今年5月まで、それぞれ同一場所から14回、及び8回採取し、全放射能を調査した。その結果によれば、ほうれん草は、Fall outの増加と共に増加し、同じ傾向を示したが、しじみは、

Fall out の増加から3ヶ月おくらせて増加を示した。これは、生存環境及び生物学的機構の相違によるものと推察される。

次に、牛乳は従来最も年度差が少く季節変動のみであつた。昨年後半から、徐々に上昇を示し、今年度の平均値は、1958年から1960年までの平均値の2倍以上の値を示した。主要食品の全放射能測定値の年度推移を第1表に示した。

第1表 年次別食品の全放射能平均値

試料名	昭和33年度		昭和34年度		昭和35年度		昭和36年度		昭和37年度	
	平均値	例数								
ほうれん草	113.2	9	8.9	10	7.1	9	114.5	17	132.9	6
キャベツ	22.9	9	9.3	7	21.5	5	22.3	3	27.8	8
大麦(玄)	43.8	9	44.3	3	2.6	3	11.4	5	98.1	3
"(精)	16.1	6	18.6	3					33.1	1
小麦(粒)	18.9	9	19.3	3	4.4	4	9.5	6	53.5	2
"(粉)	22.1	3	17.9	3						
茶	142.1	18	307.4	3	33.0	1	19.4	2	301.7	4
あゆ(肉)	4.2	4	11.5	3			13.3	1		
"(内臓)	32.7	4	21.1	3			27.6	1	23.6	1
"(骨うろこ)	2.6	4	4.4	3			4.5	1	5.0	1
わかさぎ	5.7	5	13.3	3	4.5	3	4.5	4	22.4	1
あみ	49.1	3	28.0	3	15.0	2			27.6	1
ふな(肉)	2.5	3	8.7	4	7.2	6	10.7	2	13.9	1
"(内臓)	2.7	3	15.2	4	6.4	4	10.7	1	36.1	1
"(骨うろこ)	8.0	3	7.2	4	4.6	6	4.7	2	2.0	1
しじみ	41.9	5	22.1	3	10.4	6	25.6	6	81.8	2
いわし	5.5	3	4.8	3	3.5	1	-2.2	1	12.8	1
牛乳	5.6	29	8.9	39	5.8	42	10.0	69	16.3	13
海藻			50.6	9	10.0	10	4.9	2	36.6	4

単位は μmc /灰分500mgである。

2. 食品のストロンチウム90分析

Se分析は、科学技術庁の「放射性ストロンチウム分析法」(1960年5月)によつて行ない、低バックグラウンドカウンターを用いて、放射能を測定した。

第2表 食品中のストロンチウム90分析結果

試料名	種類	部位	採取地	採取年月日	分析試料(灰分値)%	試料の性質		放射能計測年月日	ストロンチウム90	
						生体中灰分%	Ca含量(灰分中%)		μC/生体Kg	ストロンチウム単位
ほうれん草	葉	水戸市	3.6.10.27	30.0	1.54	4.90	3.7.9.28	3.91±1.3	87.0±5.1	
			3.6.12.19	"	2.60	4.81	3.7.9.28	4.63±3.7	38.8±3.1	
			3.7.4.16	"	1.57	3.86	3.7.10.3	4.85±1.0	84.3±0.2	
"	"	"	3.7.5.31	"	1.28	7.05	3.7.10.3	1.22.6±1.4	14.2.7±1.7	
しじみ	可食部	東茨城郡	3.6.10.6	4.0	0.16	9.4	3.7.10.3	1.63±1.0	108.5±6.9	
			3.6.11.20	10.0	0.13	10.8	3.7.10.3	9.9±0.1	70.6±5.2	
			3.6.12.18	6.0	0.12	10.8	3.7.10.3	2.2±0.2	17.2±1.7	
			3.7.3.29	30.0	0.28	13.9	3.7.10.4	7.3±0.2	17.7±1.7	
"	"	"	3.7.4.24	"	0.18	16.9	3.7.10.6	3.0±0.3	100±1.7	
原乳	全部	勝田市	3.7.5.16	30.0	0.74	13.4	3.7.10.3	14.6±0.4	11.9±0.3	
			3.7.7.13	"	0.71	12.3	3.7.10.6	24.0±0.4	28.5±0.5	
		日立市	3.6.1.1	"	0.79	11.7	3.7.9.29	7.5±0.3	10.8±0.3	
			3.7.1.	"	0.74	13.1	3.7.9.29	14.6±0.5	12.9±0.4	
			3.7.2.	"	0.75	12.8	3.7.9.29	7.9±0.3	7.4±0.3	
			3.7.5.10	"	0.75	13.9	3.7.10.3	16.3±0.4	13.6±0.4	
			3.7.7.10	"	0.69	11.6	3.7.10.3	14.9±0.4	16.3±0.6	
3.7.8.1	"	0.76	11.8	3.7.10.3	10.7±0.4	10.5±0.4				

分析結果は第2表に示した。この表は、核実験再開以来採取した試料の全測定結果であるが、昨年までの結果と比較してみると、いずれも増加を示している。即ち、牛乳では、1960年の平均値は8.9 μC/ℓ (89 S. U), 1961年は、7.0 μC/ℓ (7.2 S. U)であつたが1962年には、14.7 μC/ℓ (14.4 S. U)となつている。

次に、ほうれん草では、1960年が20.8 μC/生体Kg (26 S. U)、1961年は42.6 μC/生体Kg (62.9 S. U)更に1962年には、85.5 μC/生体Kg (113.5 S. U)と増加し、1960年にくらべて、生体当りで、4.1倍、S. Uでは、5倍以上を示した。

しじみについては、1960年、2.8 μC/生体(除殻)Kg (4.0 S. U)、1961年9月以降は、9.8 μC/生体(除殻)Kg (65.4 S. U)、1962年は、5.2 μC/生体(除殻)Kg (13.9 S. U)となつている。この場合、今年に入つて減少を示しているが、その理由については、検討中である。

石川県における放射能調査

石川県衛生研究所 板倉 淳

I 概要

本県は1958年7月より科学技術庁委託調査の一部として「天水及びその沈殿物」、「人尿」並びに「日常食」等についてそれぞれ、福井県衛生研究所、放射線医学総合研究所及び国立栄養研究所への試料送付を実施して来た。

1961年12月以降は「陸水」2種、「食品」9種について、それぞれ全放射能の測定を行なつている。

II 採取品目と場所

採取品目及び場所の選定に当つては、本県の地域的特殊性をも考慮した。

a) 採取品目 ()内は場所数

「陸水」 天水(2), 上水(2), 井水(1)

「海水」 (5) 委託外

「米麦」 玄米(3) 玄麦(3)

「野菜」 ほうれん草(2), きやべつ(2), 白菜

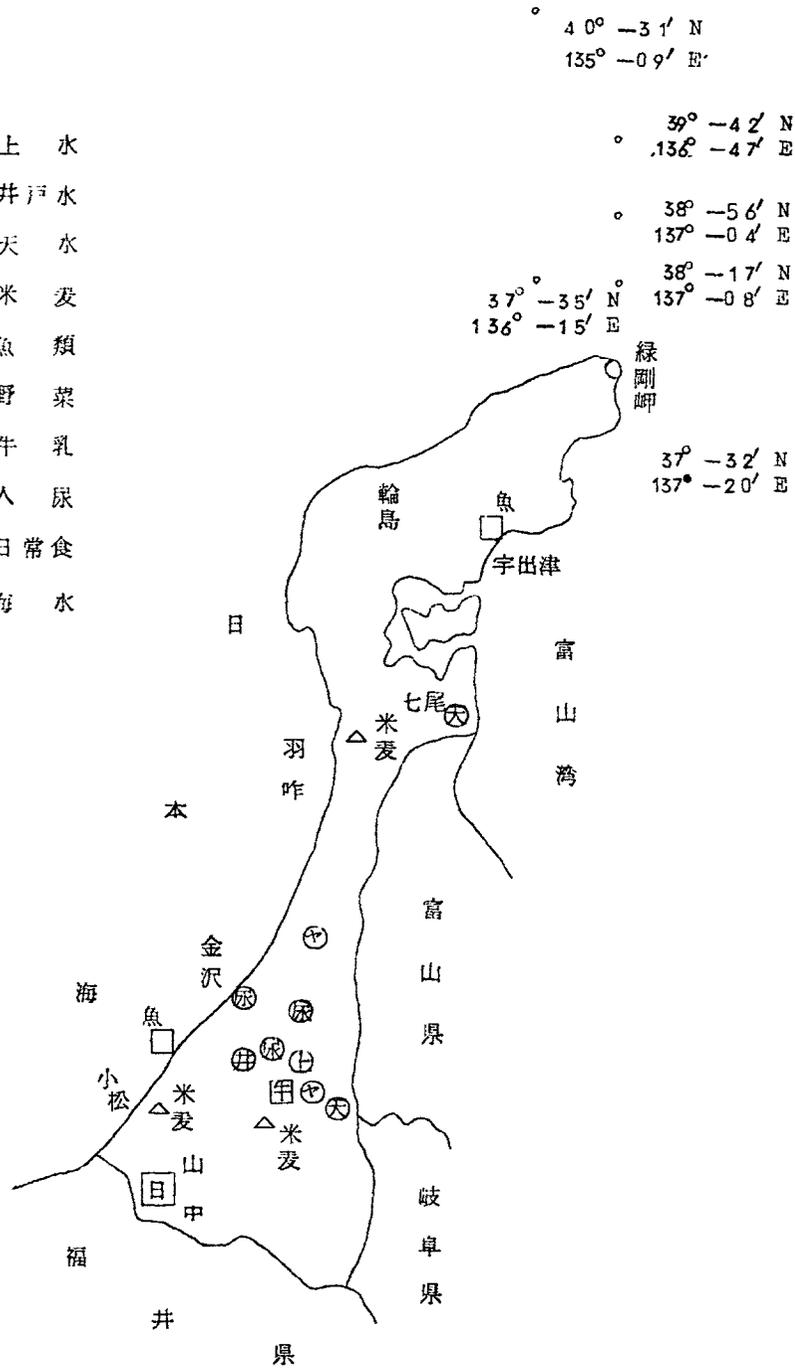
「魚類」 あじ(2), さば(2), かれい(2)

「牛乳」 原乳(1)

b) 採取場所

試料採取場所

- ⊕ 上水
- ⊕ 井戸水
- ⊕ 天水
- △ 米麦
- 魚類
- ⊕ 野菜
- ⊕ 牛乳
- ⊕ 人尿
- ⊕ 日常食
- 海水



III 測定器

1961年12月及び、62年1月分は都合により、福井県衛生研究所の科研製GM計数装置を使用した。62年2月以降は神戸工業製GM計数装置を使用している。

計数装置 TEN SA-20

測定台 鉛シールド EA-12

GM管 GM132A(マイカ窓厚 1.76mg/cm²)

標準試料は科研製標準U, O, (500dps)を使用した。

IV 測定結果

1961年12月より1962年9月までの間における測定結果は次の通りである。

数値の単位は陸水はμμc/l、食品はμμc/500mg灰分とした。

品名	単位	1961 12	1962 1	2	3	4	5	6	7	8	9
天水	μμc/l	320	1,000	1,150	2,370	157		167		263	
(流水)	"						14.6		7.9		6.4
上水	"	22.1	7.7	23	34		17		7.6		6.4
(末端水)	"						13		5.8		5.0
井水	"	19.3	2.2	3	10	1.9		3.3		0.78	
海水	"								1.8~ 3.7		
牛乳	μμc/500mg	-10.3		12.4		9.8		-7.4		-10.4	
玄麦	"							75~ 178			
ほうれん草	"					265~ 218		172~ 408			
きゃべつ	"	70.7	486	183	168						
あじ	"						10.0~ 17.2				
(肉)	"						1.9~ 5.8				
(内臓)	"										
さば	"										7.9
(肉)	"										

V 考 察

- a) 陸水では天水が最高値を示しているが、これは「ドラム」管の中へ雨水を貯えている方式であり、試料としてはその上澄液を採取した。
1～3月を「ピーク」として減少している。上水原水にも同様の傾向が見られる。
- b) 海水は能登半島の東北端緑剛岬より凡そ沖合200哩の地点まで5ヶ所に恒つて泉水産試験場の協力を得て採取したが、汚染の徴候は見られなかつた。
- c) 野菜はいずれも他の食品に比し、高値を示している。
1月の「きやべつ」が著しく高いのは、試料調製時の水洗が不充分であつたためと思考される。

濾過材使用による放射能除去について

石川県衛生研究所 板倉 淳

I 概 要

濾過材を使用した「アイソトープ」除去については、イオン交換法その他色々と検討されているが、「フールアウト」に対する濾過材として珪藻土を利用した場合は少いと考えられる。特に本県において産出される珪藻土による新法を試みたのでその結果を発表する。

II 珪藻土の特性

本県に埋蔵されている珪藻土は約50億屯と推定され、その分布は広く能登半島の全域に恒つている。工業的な利用については古くから珪藻土焔炉として、亦断熱保温煉瓦として大量に生産されている。その特徴は珪藻自体の持つ多孔質にあり、保温性もこれに起因するものと考えられている。一方珪藻の「ミセル」は約1,000℃近くの高温に加熱した際も依然としてその多孔性の条件を保有していることが極く最近に到り確認されているが更に原土中に含有する不純物が除去されると共に濾過能力を増加し、約1ミクロン以上のものならば除去出来るとされている。

III 濾過材としての珪藻土

a) 製造方法

先ず原土は乾燥し大部分の水分を除き、酸処理を行い不純物として鉄、アルミニウム、

その他の可溶性成分を除去する。

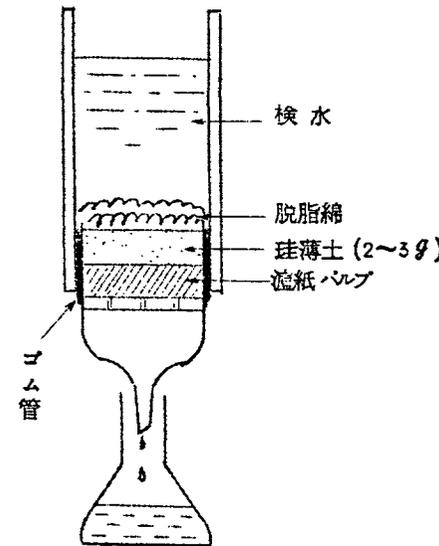
次いで遠心濾過し同時に遠心水洗し痕跡の穢を除いて乾燥炉において約800℃前後で有機物を除去する。

次に粗製品は「サイクロン」方式により分別精製する。

かくして得られた珪藻土はその85%以上がSiO₂であり原土に比較して著るしく多孔性を増大する。

b) 濾過方法

1) カラムによる濾過法



円筒形ポリエチレン容器(30mmφ×20cm)に目皿ロートを接続し、ゴム管にて密着せしめる。

図の如く2～3gの珪藻土を充填し、自然流下により濾過を行なつた。

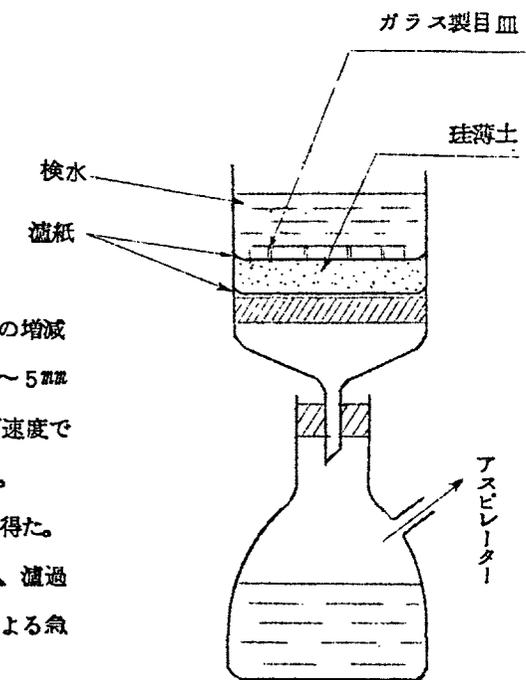
(流速 0.2^{cc}/min/cm²)

2) 急速濾過法

前記濾過方法では、珪藻土の層厚の増減により濾過速度が変化し得るが、3～5mmの層厚で約0.2^{cc}/min/cm²の流下速度であり、大量に処理するには向かない。

この場合約55%の放射能を除き得た。検水層を大にすると珪藻土が懸濁し、濾過能力を落す恐れがあるので、減圧による急速濾過を試みた。

ガラスフィルターG3又はG4を使用し



IV 実験結果

試料として3.7.4.1.7.採水の天水を使用し、製造条件の異つた濾過材3種について放射能除去効果を検討した。

- 1) 原水 90~110 $\mu\text{mc}/\ell$ PH 6.4 蒸発残留物 3.2 ppm
- 2) 濾過材の粉末度 250~300メッシュ
- 3) 濾過速度 1~1.2 $^{\circ}\text{C}/\text{min}/\text{cm}^3$
- 4) 濾過後の水 pH 6.4 蒸発残留物 4.8 ppm
- 5) 放射能除去率(2回平均値)

- a) 59%
- b) 70%
- c) 62%

上記の結果より可成りの濾過能力があることが判つた。

然し製造条件を異にすると効果に有意差を認めることは濾過材自体の改良に問題があると考えられる。

一方市販品の「オノダライト」,「バームチット」,「パーライト」等はいずれも低値を示した。

V 考察

本報は珪藻土利用による「フオールアウト」の除去効果について検討した結果を発表するが、実用面においては、未だ満足すべきものではないので、今后更に検討を続ける予定である。

福井県における放射能調査

福井県衛生研究所

本田 玄四郎 , 岸 彦平

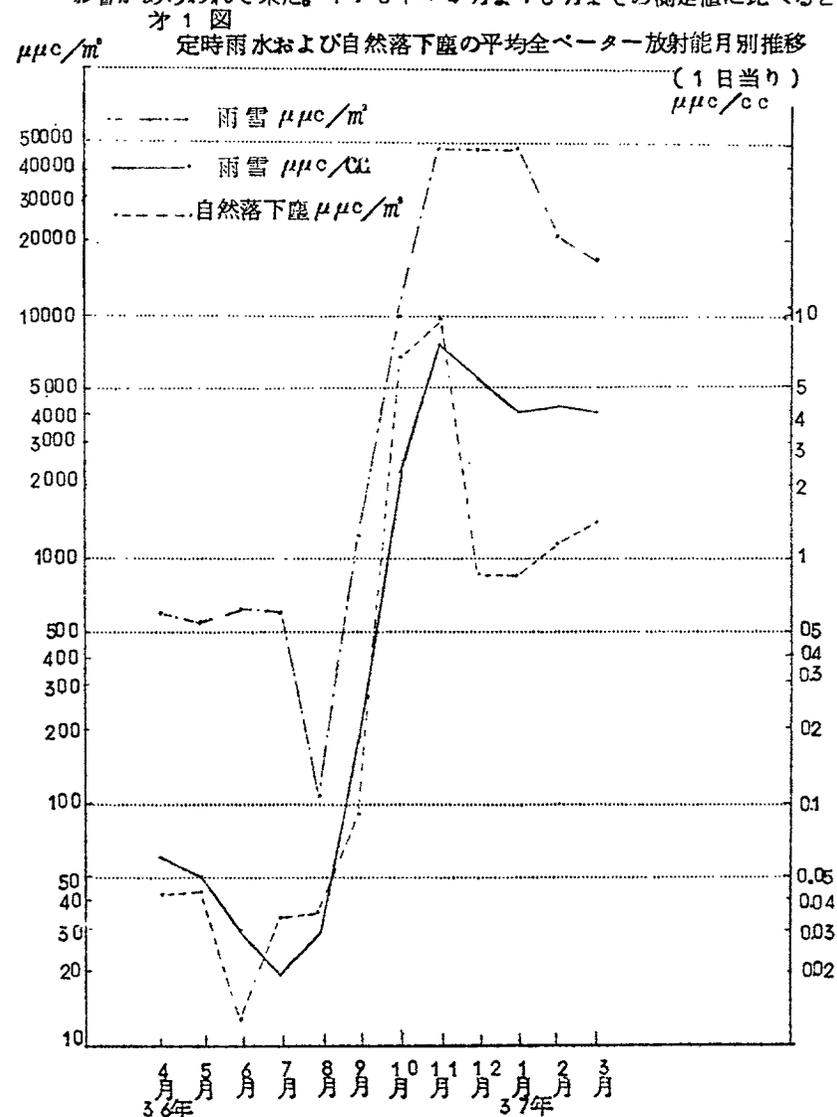
昭和36年度放射能調査成績の概要について報告する。測定には神戸工業製および科研製の100進法GMカウンターを用い、試料の調製および測定法は科学技術庁放射能調査測定基準小委員会制定の方法に従つた。

1. 雨水および自然落下塵について

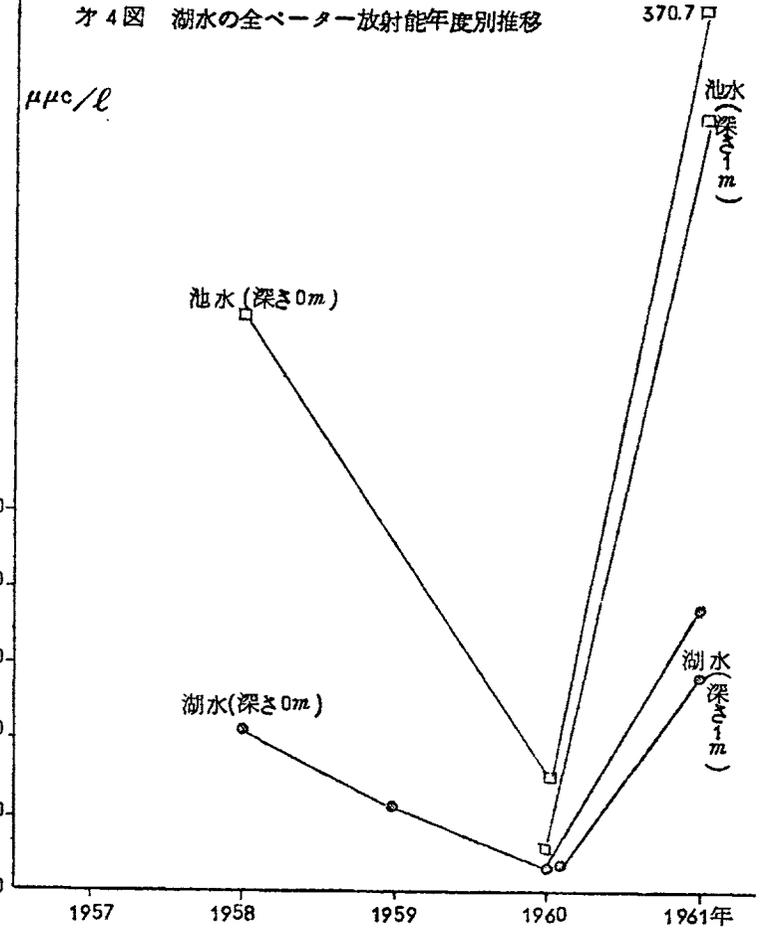
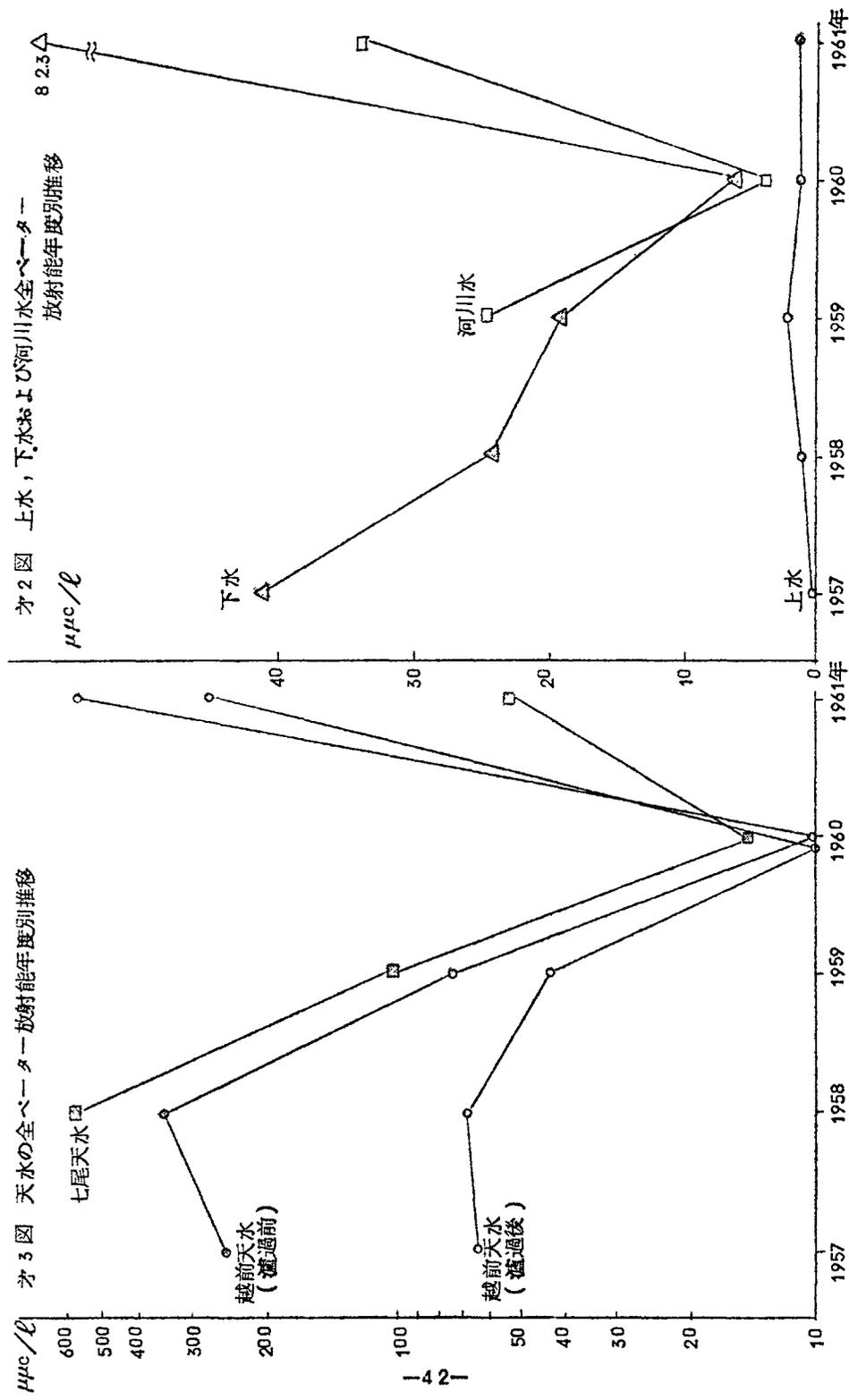
全ベータ放射能の月別推移を第1図に示した。ソ連の核爆発実験の影響を受けて1961年9月より次第にふえ始め、月を追うにつれて急激に上昇し、11月がピークとなつた。なお、1962年4月より定量雨水、浮遊塵の調査もあわせて行なつている。

2. 陸水について

全ベータ放射能測定結果は1961年夏までは一般に低く、前年度に引き続き減少の傾向にあつた。しかし、秋になり、雨水および塵埃中の放射能が急激に高くなるに従つて、その影響があらわれて来た。1961年4月より8月までの測定値に比べると、下水では100



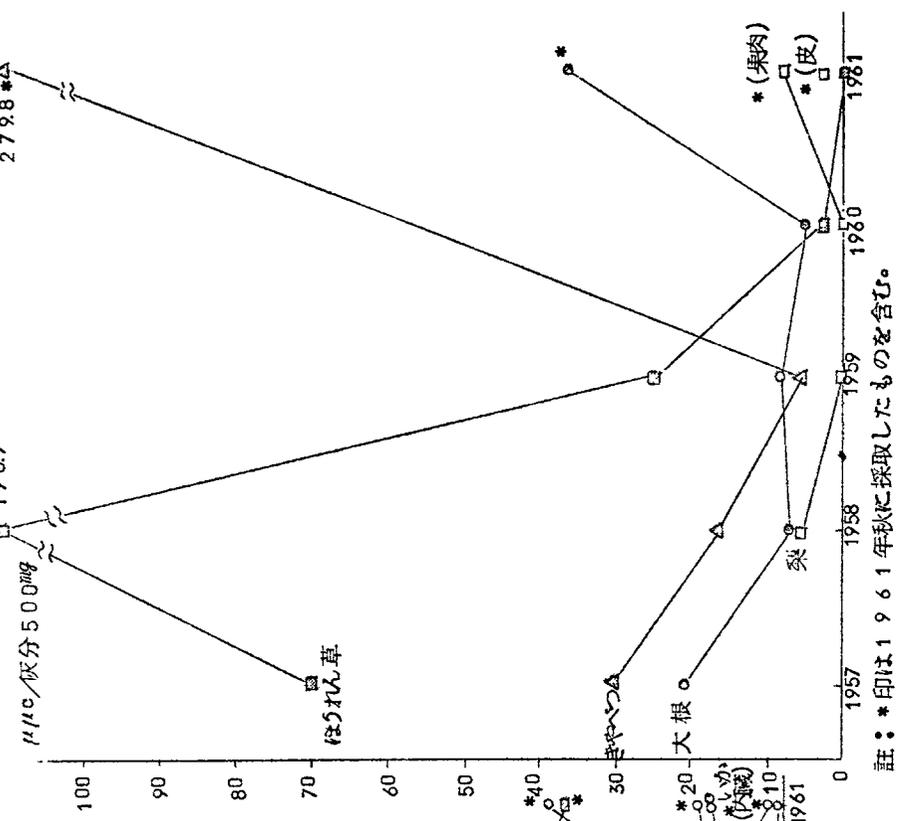
倍、天水、湖沼水では数十倍および河川水では数倍に及んでいるものもあつた。第2,3,4図は主な陸水の年度別推移を示したものである。1960年までは減少の方向を辿つたが、61年には急激に上昇している。



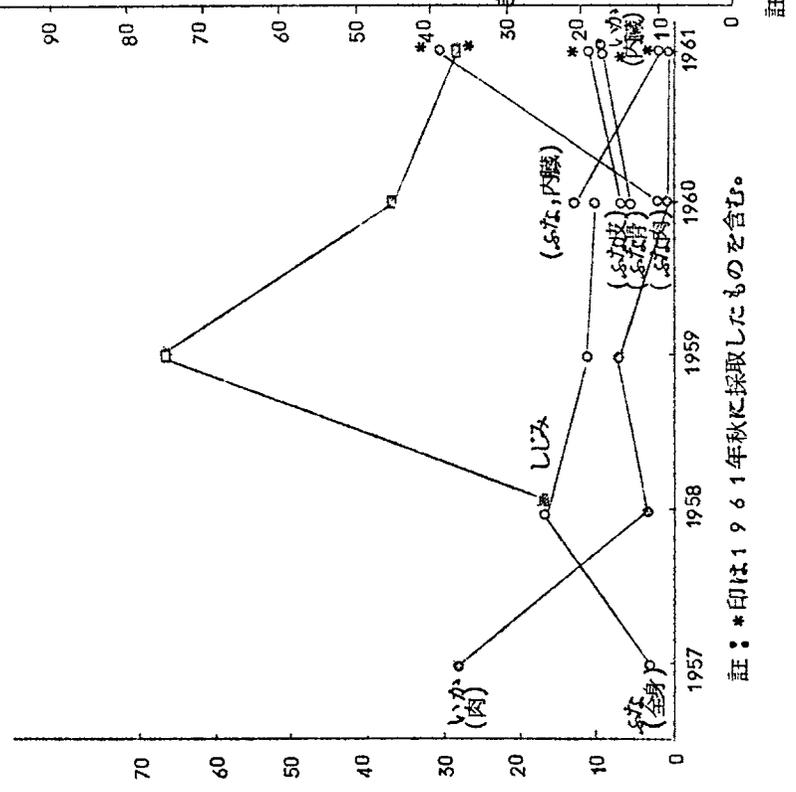
3. 食品について

1961年秋より、食品の一部に著しい表面汚染が見られた。第5.6.7.8図は主な食品の年度別推移を示したものである。一般に逐年減少の傾向にあつたが、61年秋に採取したものには高いものがかなりあつた。

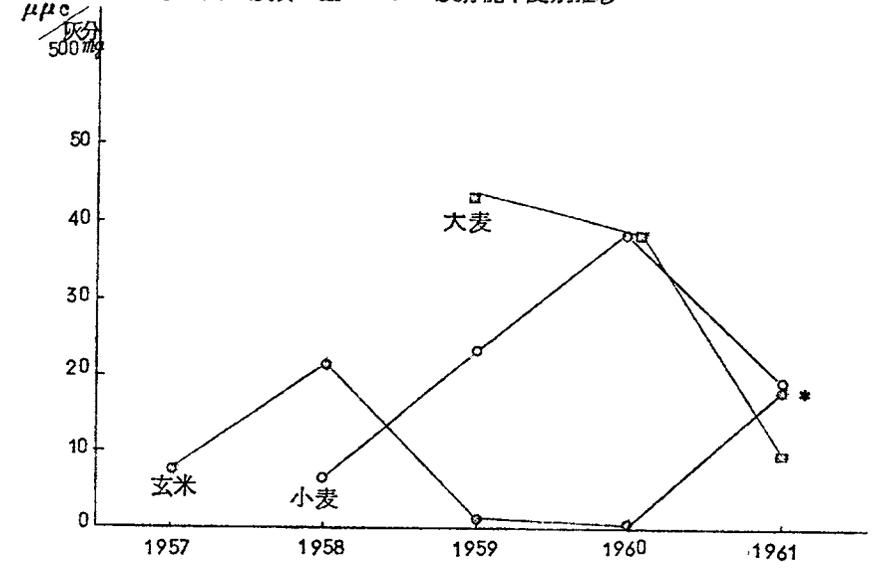
オ5図 農作物の全ベータ放射能年度別推移



オ6図 魚貝類の全ベータ放射能年度別推移

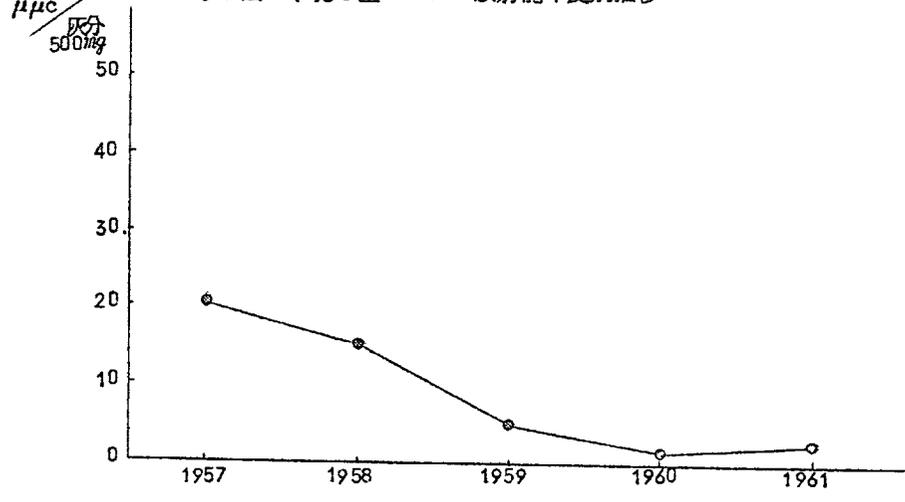


オ7図 穀類の全ベータ放射能年度別推移



註：*印は1961年秋に採取したものを含む。

オ8図 牛乳の全ベータ放射能年度別推移



註：*印は1961年秋に採取したものを含む。

静岡県に於ける放射能調査

静岡県衛生研究所 野口政輝
植松甲之介，芝節子

1. まえがき

静岡県下における最近の浮遊塵等各種の汚染状況の概略は次の通りである。

2. 調査対象

1) 浮遊塵 2) 雨水 3) 落下塵 4) 陸水 5) 食品等

3. 調査結果

1) 浮遊塵

年月	$\mu\text{C}/\text{m}^3$	0~1	1~2	2~3	3~4	4以上	計
37年 2月		2	8	7	1	1	19
3月			4	6	6	2	18
4月		1	7	6	2	1	17
5月		7	7	5	1	1	21
6月		5	8	3	1		17
7月		1	1				1
8月		1	3		1	4	18
9月		5	6		3	7	

2) 雨水

年月	$\mu\text{C}/\text{cc}$	0~0.1	0.1~1	1~5	5~10	10以上	計
36年 4月		3	3				6
5月		3	7				10
6月		6	4				10
7月		3	1				4
8月		5	5				10
9月		3	1	1			5
10月		1	6	4		2	13

36年11月				2	6	8
12月		1		4		5
37年 1月			1	2		3
2月			1	3		4
3月			6	2		8
4月		2	3	6	2	13
5月		2	6	3	1	12
6月		1	1	2	3	18
7月		2	6	1		9
8月		5	5			10
9月		1	5			

3) 落下塵

a) ワセリン法

年月	$\mu\text{C}/\text{m}^2/\text{day}$	0~100	100~1000	1000~5000	5000~10000	10,000以上	計
36年 4月		2	8	2			30
5月		2	4	7			31
6月		2	6	4			30
7月		2	9	2			31
8月		3	1				31
9月		1	6	3	1		30
10月		1	4	1	4	2	31
11月			9	1	3	7	30
12月		6	8	4	3		31
37年 1月		6	1	2	2		31
2月		2	6	6	4		28
3月			8	9	4		31
4月			2	1	5	2	30
5月		4	0	5	2		31
6月		4	1	9	4	2	30

37年 7月	2	1 2	1 3	2	2	3 1
8月	5	2 1	4	1		3 1
9月	1 1	1 2	6	1		3 0

b) 水ばん法

年月	$\mu\text{C}/\text{m}^2/\text{day}$					
	0~100	100~1000	1000~5000	5000~10000	10000以上	計
36年 4月	2 6	4				3 0
5月	1 9	1 2				3 1
6月	2 0	1 0				3 0
7月	3 1					3 1
8月	2 9					2 9
9月	1 8	1 0	1	1		3 0
10月	3	1 6	9	3		3 1
11月		1 5	8	1	6	3 0
12月		2 1	7		3	3 1
37年 1月		2 2	8		1	3 1
2月		1 8	7	3		2 8
3月		1 7	1 0	1	3	3 1
4月		9	1 3	1	6	2 9
5月		1 2	1 5	4		3 1
6月		3	1 5	7	5	3 0
7月		1 4	1 5	2		3 1
8月		2 3	4	3	1	3 1
9月		2 2	7		1	3 0

4) 陸水

種類 月別	上水 源	上水 給	井水	天水 (吉原)	天水 (富士宮)	天水 (磐田)
36年 12月	0.6±1.4		5.2±1.4	99.1±3.7		
37年 1月	0.002		0.018	0.416		
2月	0.3±1.4		2.7±1.4	63.0±3.2		
3月	0.001		0.008	0.187		
4月	3.9±1.0		1.4±1.0	48.7±2.9		
5月	0.012		0.004	0.167		
6月	3.9±1.0		3.8±1.0	40.3±2.4		
7月	0.012		0.012	0.124		
8月			4.2±0.9			
9月			0.012			
10月	2.5±0.9	2.2±0.9			62.4±2.8	29.2±2.1
11月	0.008	0.007			0.089	0.186
12月	3.7±0.9	2.3±0.9	2.0±0.9			
1月	0.012	0.011	0.017			
2月					34.0±2.2	30.6±2.1
3月					0.119	0.104
4月	1.5±0.9	2.0±0.9	1.1±0.9			
5月	0.005	0.006	0.004			
6月					21.2±1.9	34.4±2.2
7月					0.077	0.118

※ 上表中上ランの数値はcpm/l, 下ランの数値はμuc/cc

5) 食品等

種類 年月	野菜(吉原)	野菜(藤枝)	牛乳(吉原)	牛乳(御殿場)
36年 12月	7.7±2.6			
37年 1月	5.7		2.1±2.9	
2月	14.2±4.1		6.3	
3月	5.1			
4月	1.1±3.3			
5月	3.7			
6月	9.0±2.8		2.2±3.7	
7月	3.5		7.7	

37年 4月	6.6±3.2	6.3±3.2		
	28.9	25.3		
5月				3.8±2.6
				16.7
6月	13.7±3.2	14.0±3.2		
	76.1	74.8		
7月				3.9±2.6
				21.3
8月	12.9±3.1	13.0±3.1		
	78.0	63.5		
9月				3.9±2.5
				17.8

註 野菜の種類

36年12月~37年4月 かんらん

37年6月8日 大根

単位

野菜: cpm/Ash 500g

牛乳: cpm/100cc

種類 年月	魚貝類(ひらめ)			魚貝類(あさり)			魚貝類(たい)		
	伊	東	浜松	伊	東	浜松	伊	東	浜松
37年 4月									
5月									
6月	9.1±2.8	8.6±2.7	15.7±2.3	19.2±2.4	9.2±2.8	9.0±2.8			
	45.7	30.9	65.7	79.0	53.1	49.8			
7月									
8月									
9月									

種類 年月	緑茶		小麦		
	藤枝	原町	掛川	島田	磐田
37年 4月					
5月	187.6±7.1	151.8±6.6	163.4±6.7	11.0±2.8	14.7±2.9
	829.2	608.9	712.1	55.7	76.4
6月					
7月					
8月	43.6±3.3	39.4±3.3	40.3±3.2		
	205.1	234.8	191.1		
9月					

※ 上欄 cpm/500mg

下欄 μmc/500mg

4. 結論

以上の結果で落下塵、雨水においては核爆発后著しく高い値が認められた。また、食品等について種類別にみれば、茶、小麦等が高い値を示している。

愛知県に於ける放射能調査

愛知県衛生研究所 林 閣一

(まえがき)

本報は1961年4月より1962年8月までの科学技術庁の委託調査及び愛知県独自で行った調査の結果を総括したものである。

(調査対象)

第1表に示す総件数658件について調査を行い、試料の採取地点は第1図に示す場所を選んだ。

(測定方法)

試料の前処理はすべて科学技術庁放射能測定基準小委員会編「放射能測定法」(1957)に従った。

(測定結果の概要)

試料の種別について、本調査期間中に示された最高値及び平均値を第2表に示した。これらの値から見ると、ソ連で核爆発実験の開始された1961年9月以降において、雨水(定量採水)、浮遊塵放射能の最高が10月中旬から11月初旬にかけてあらわれ、これに伴って下水、下水沈澱物及び野菜(ことに葉菜)の放射能汚染が増加して来た。1962年に入つてからは、1,2月の測定値は各品目とも一時低下したが、3月中旬より6月にかけては雨水の定時採取測定値より求めた放射性降下物の月間降下量は1961年10,11月のものをはるかに上廻っており、又これらの各試料の放射能の減衰は遅くなつている。今年春期における放射能汚染は核爆発実験停止中のものに比較するとかなり増加し、実験直後の観測値より大きいと結論される。

なお、本測定期間における測定値の変遷状況は、降水(定量採取):第2図、降水(定時採取):第3図、浮遊塵:第4図、落下塵:第5図、愛知県衛生研究所々在地を中心とした1Km²の降雨による放射性物質の月間降下概量:第6図、下水(流入水、下水沈澱物):第7図、野菜(葉菜):第8図、根菜:第9図、魚貝類:第10図、牛乳:第11図に図示した。

第1表

放射能調査件数(昭和36年4月より昭和37年8月まで)

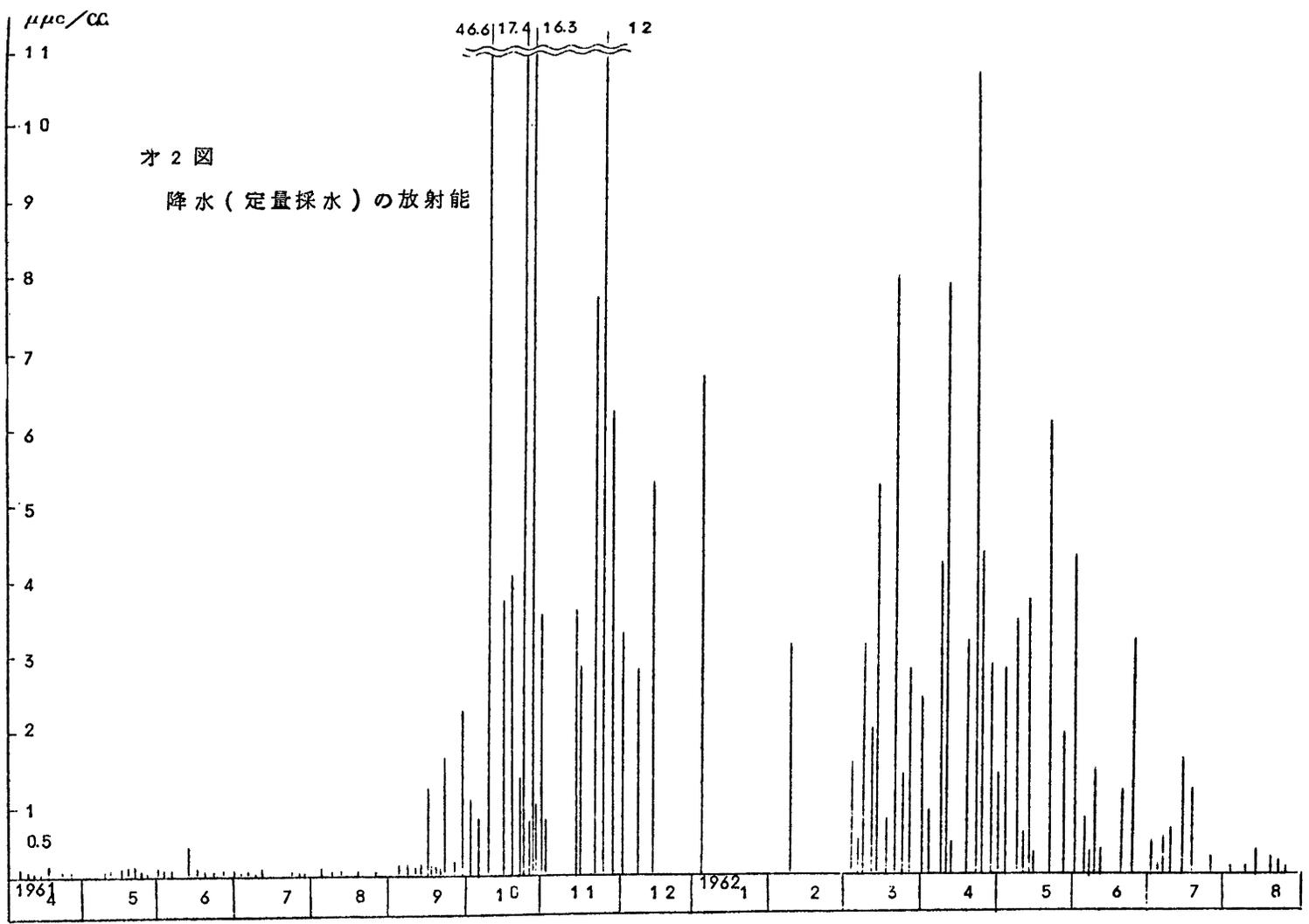
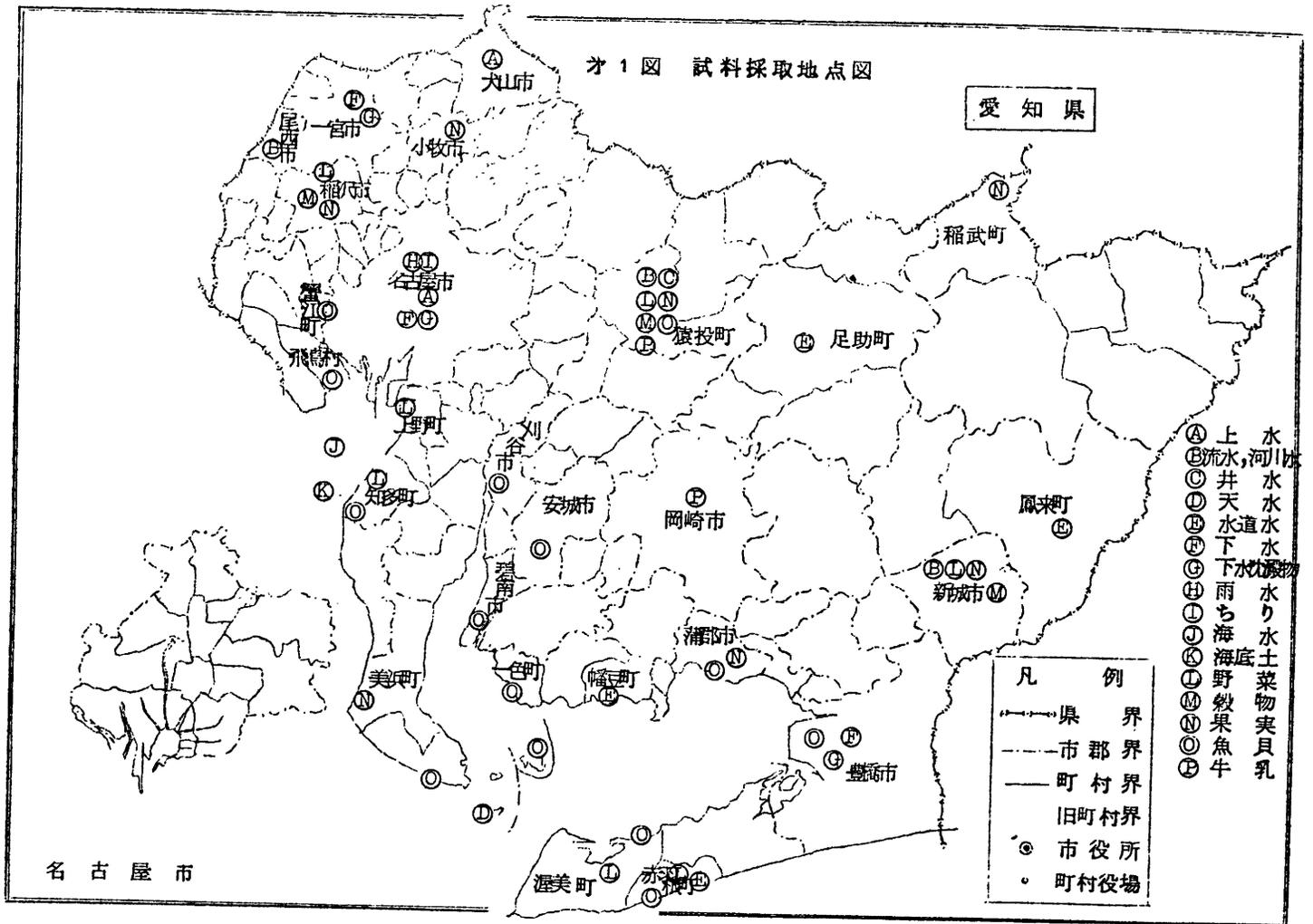
		計	科学技術庁の委託によるもの	本県独自に実施したもの
計		658	115	543
大気放射能	雨水(定量採水)	129		129
	雨水(定時採水)	78		78
	浮遊塵	68		68
	降下塵	52		52
陸水	上水	23	18	5
	河川水	25	11	14
	井水,簡易水道水	19	7	12
	天水	7	7	

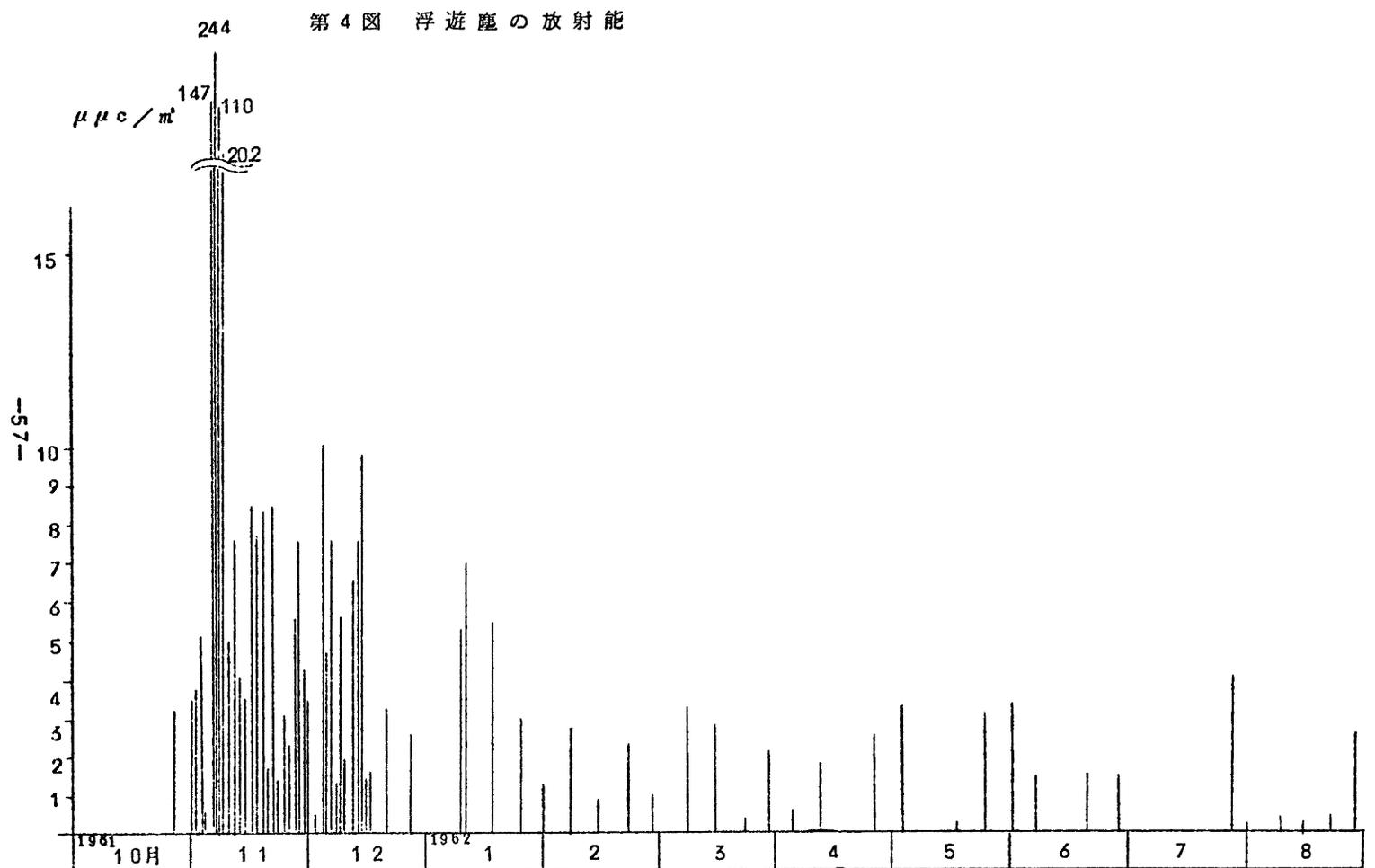
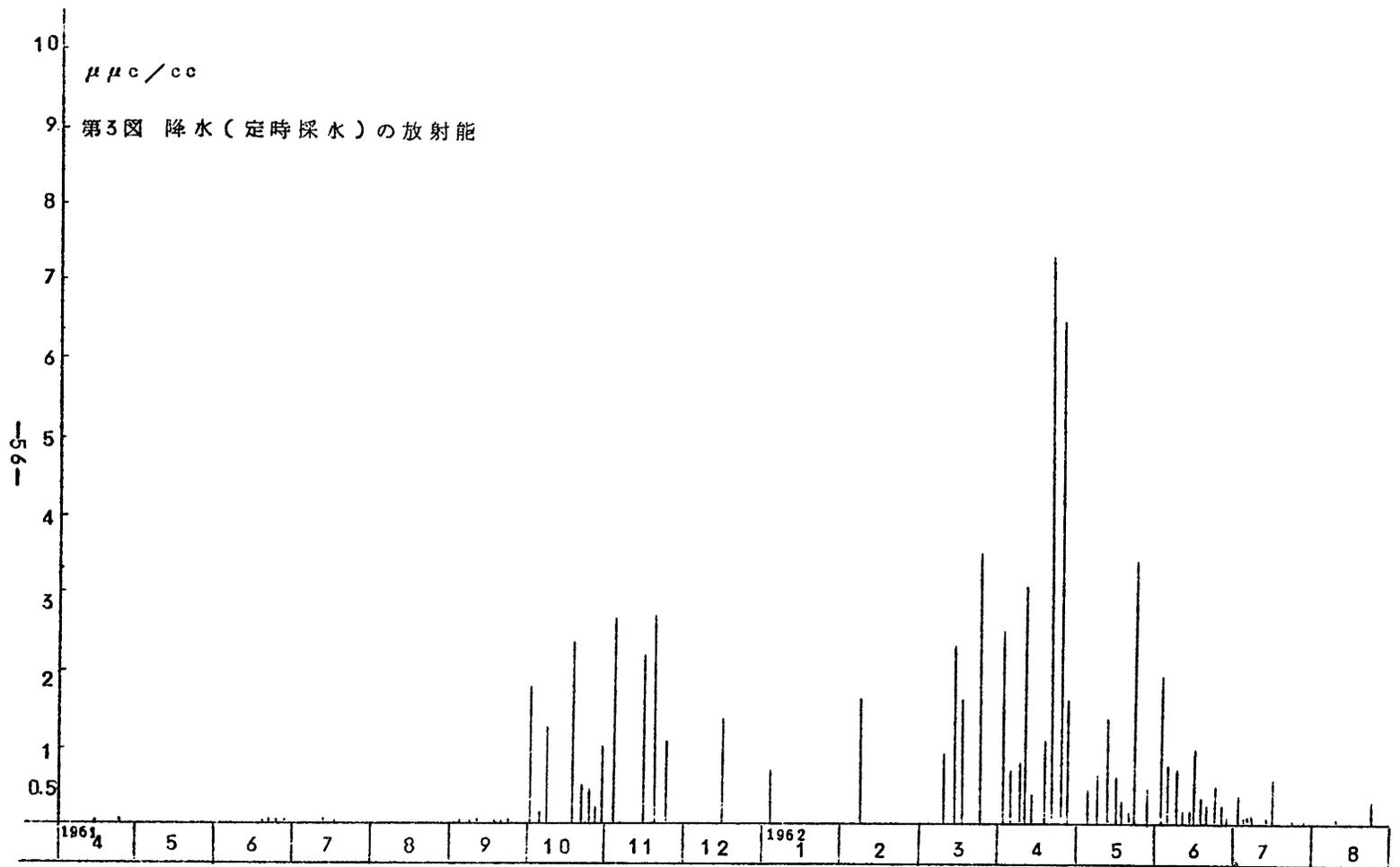
下水	29	16	13
下水沈澱物	15		15
海水,海底沈澱物	14		14
農作物			
野菜類	81	21	60
穀類	11	4	7
果類	24	4	20
魚貝類			
海水産魚	25	6	19
淡水産魚	18	6	12
貝	9	6	3
牛乳	31	9	22

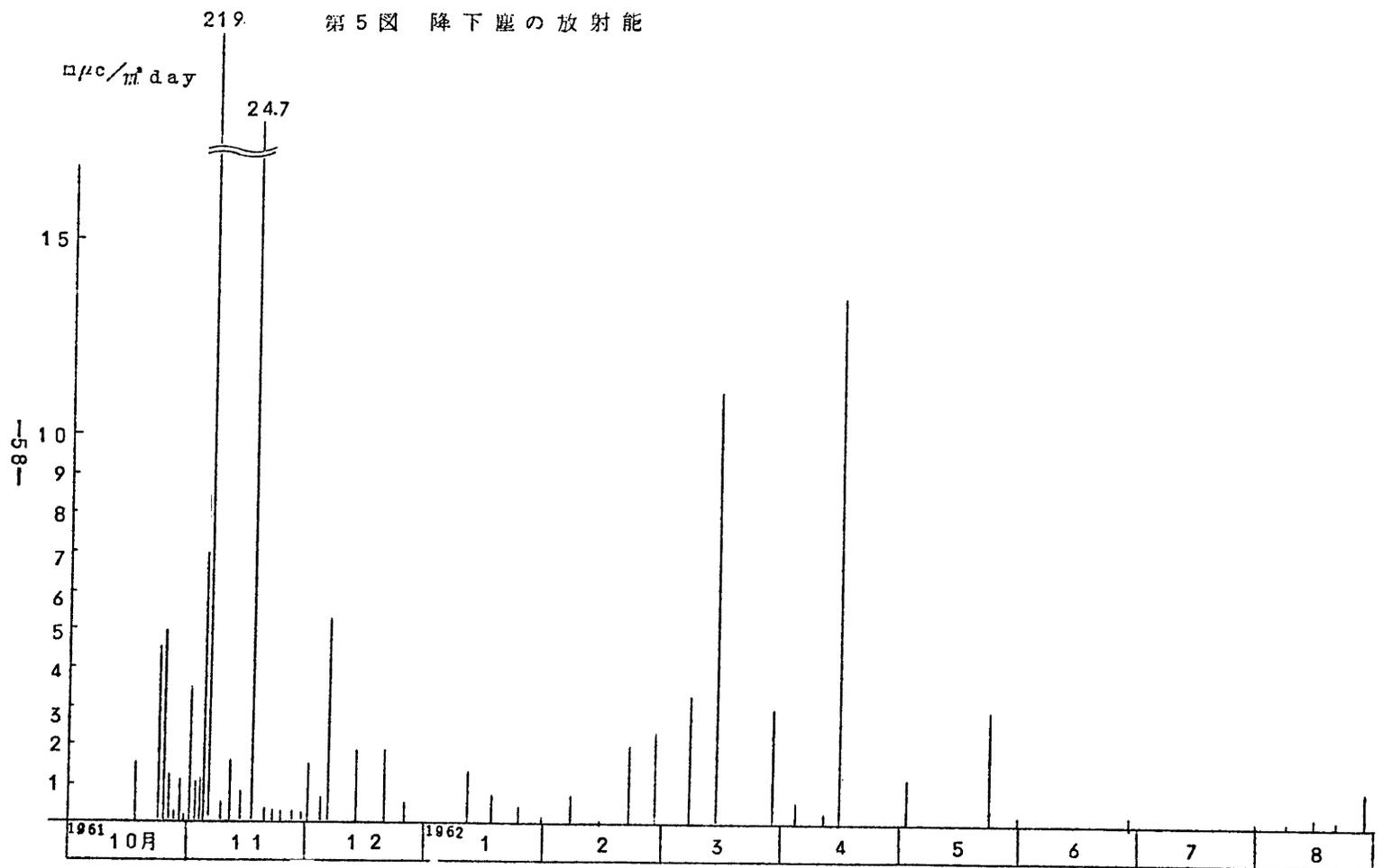
第2表

放射能測定値(最高及び平均値) 1961年4月~1962年8月

種別又は品名	観測回数	年月日最高値	平均値
雨水(定量採水)	129	3.610.10 $\mu\text{mc}/\text{cc}$ 4.660 ± 2.40	2.26 ± 0.18 $\mu\text{mc}/\text{cc}$
"(定時採水)	78	37.423 7.34 ± 0.43	1.11 ± 0.10 "
浮遊塵	68	36.11.7 $\mu\text{mc}/\text{m}^3$ 244.0 ± 2.0	4.86 ± 0.20 $\mu\text{mc}/\text{m}^3$
降下塵	52	36.11.9 $\text{m}\mu\text{c}/\text{m}^2\text{day}$ 219.0 ± 4.0	3.57 ± 0.22 $\text{m}\mu\text{c}/\text{m}^2\text{day}$
下水	20	37.3.6 $\mu\text{mc}/\ell$ 54 ± 11	25.1 ± 9.8 $\mu\text{mc}/\ell$
下水沈澱物	10	37.3.9 $\mu\text{mc}/\text{乾}10g$ 636 ± 18	221 ± 20 $\mu\text{mc}/\text{乾}10g$
上水,河川水,水道水,井水	67	37.3.9(庄内川) $\mu\text{mc}/\text{cc}$ 0.041 ± 0.007	0.005 ± 0.005 $\mu\text{mc}/\text{cc}$
天水	7	2.19 ± 0.08	0.66 ± 0.03 "
はくさい	18	36.12.13 $\mu\text{mc}/\text{kg}$ 2.680 ± 300	1.030 ± 205 $\mu\text{mc}/\text{kg}$
ほうれんそう	12	36.12.18 11.040 ± 840	6.010 ± 730 "
大根(根)	15	37.2.15 4.050 ± 320	810 ± 25 "
"(葉)	15	36.12.21 15.500 ± 460	4.980 ± 50 "
夏みかん	12	37.2.6 5.610 ± 420	1.320 ± 130 "
穀類	8	37.6.30 4.950 ± 930	2.040 ± 60 "
海水産魚	25	36.12.21(庄内) $\mu\text{mc}/\text{kg}$ 3.200 ± 270	1.120 ± 320 $\mu\text{mc}/\text{kg}$
淡水産魚	18	37.6.8(庄内) $\mu\text{mc}/\text{kg}$ 3.780 ± 1710	1.070 ± 520 $\mu\text{mc}/\text{kg}$
貝	9	37.5.24(あさり) (碧南)3.600 ± 860	1.530 ± 370 "
牛乳	31	1.880 ± 1090 $\mu\text{mc}/\ell$	430 ± 200 $\mu\text{mc}/\ell$



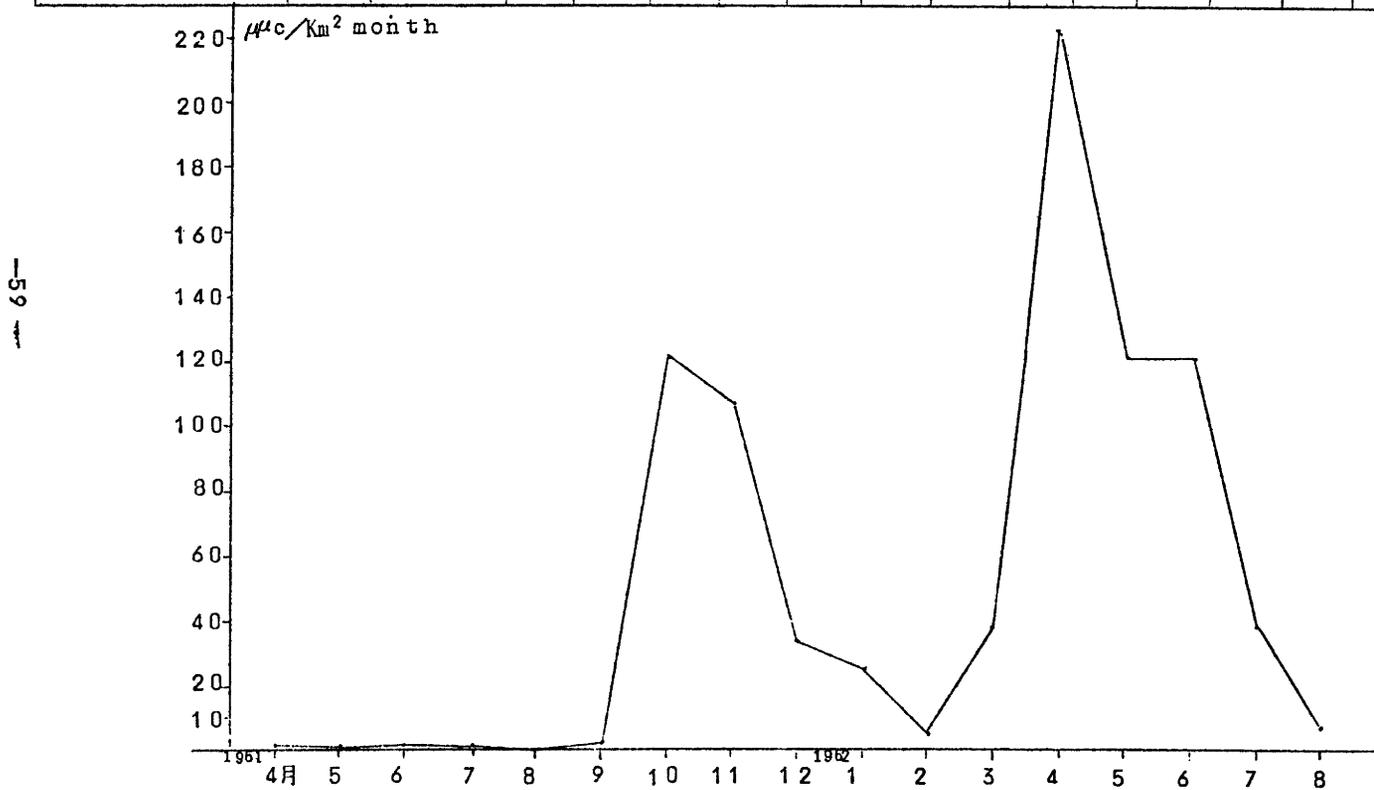


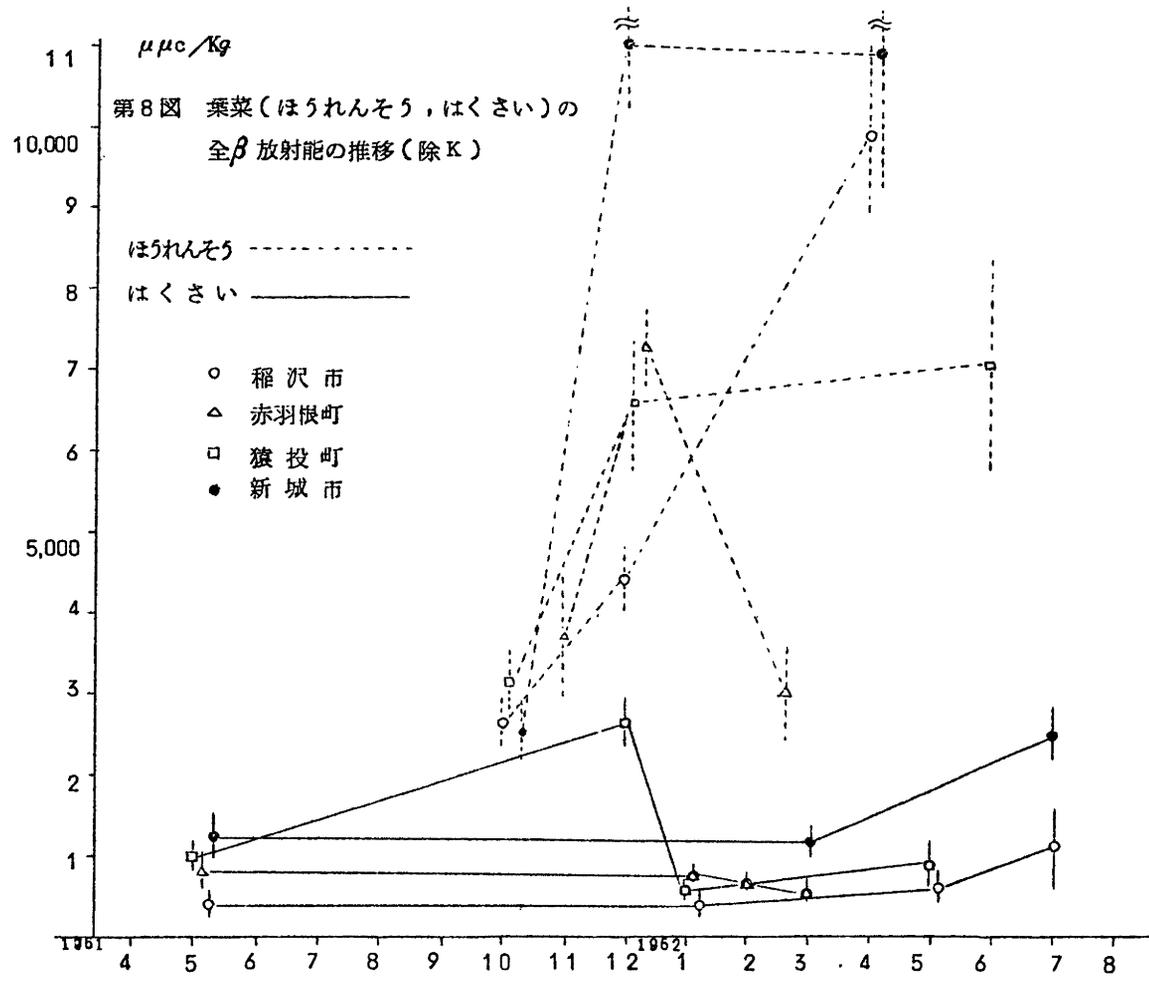
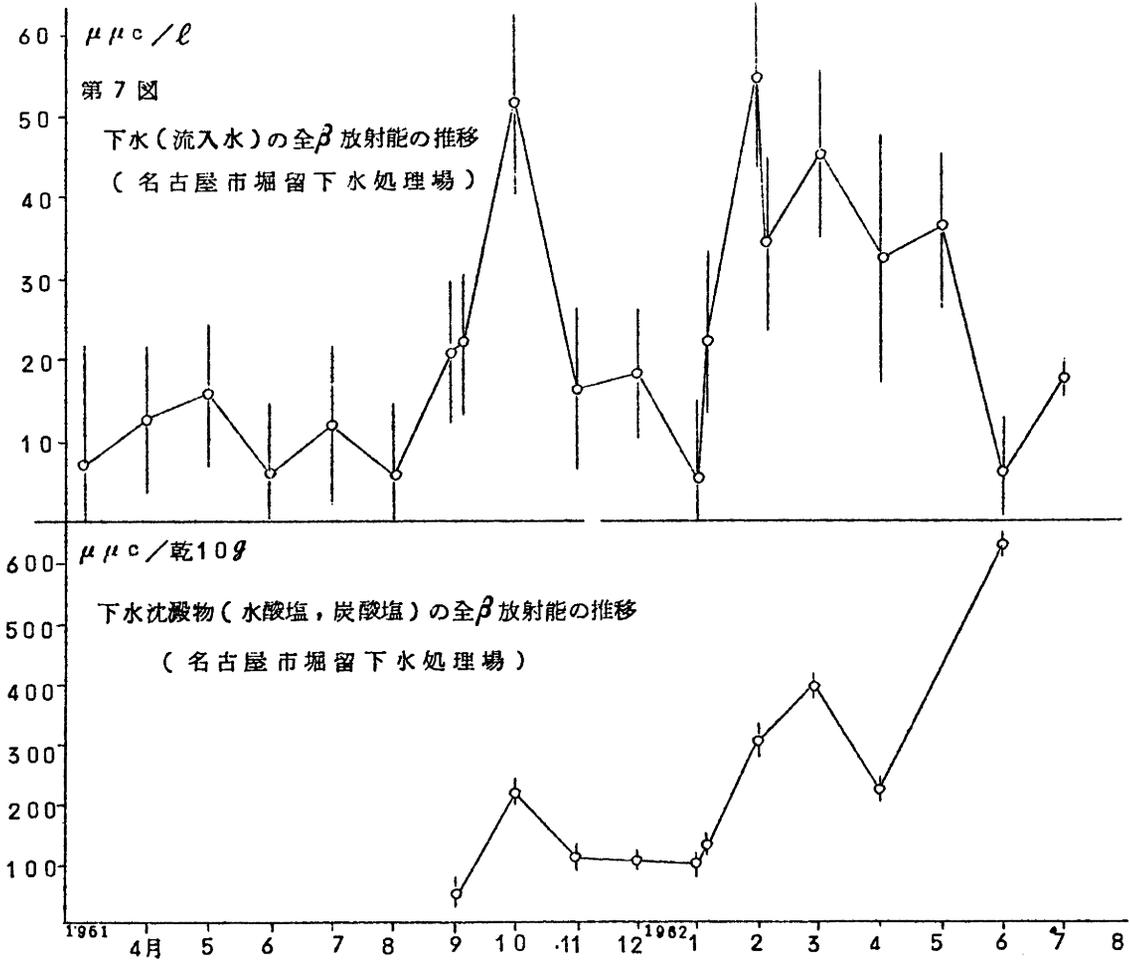


第6図 愛知県衛生研究所を中心とする1平方Kmの降雨による放射能性物質の月間降下概量

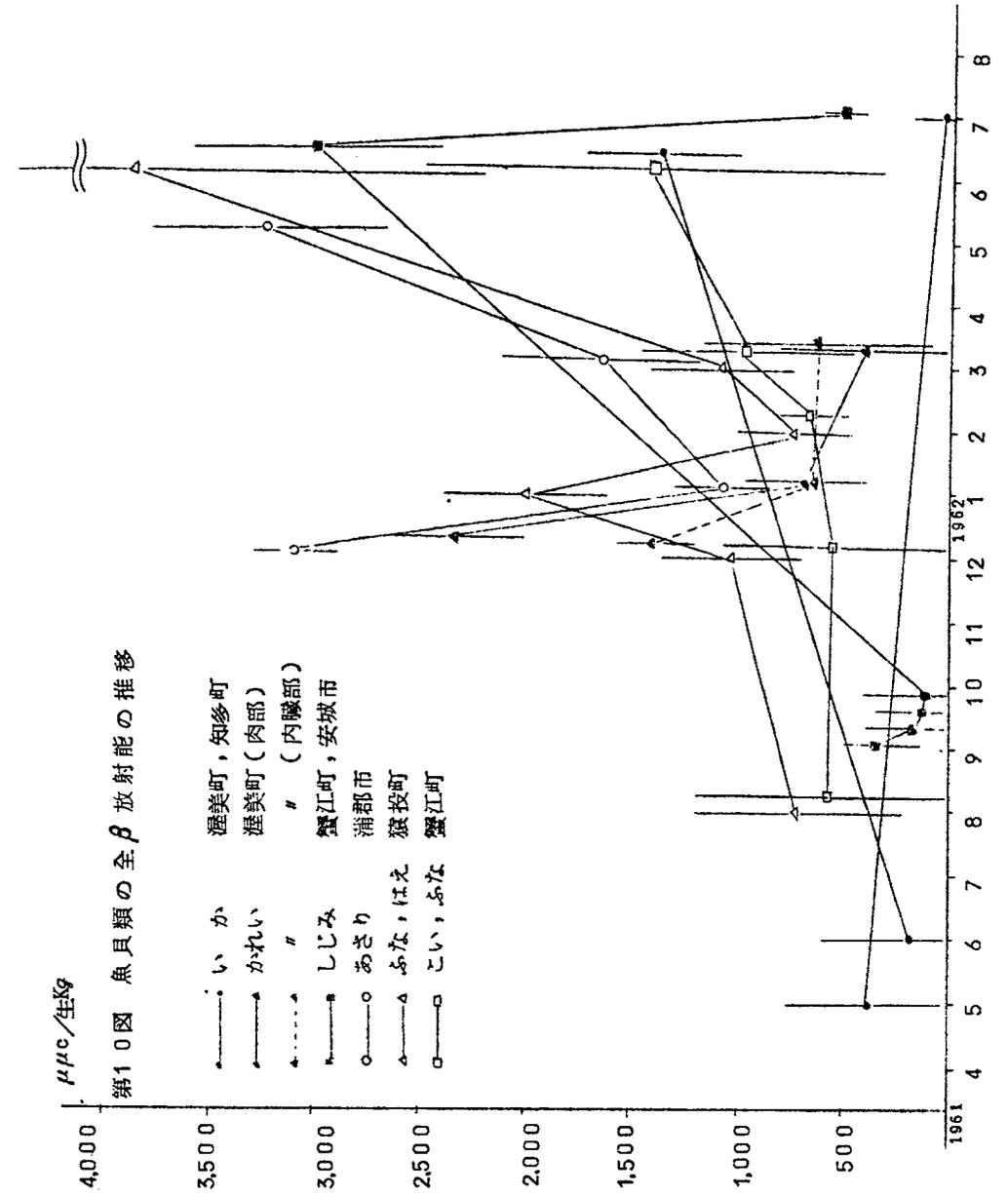
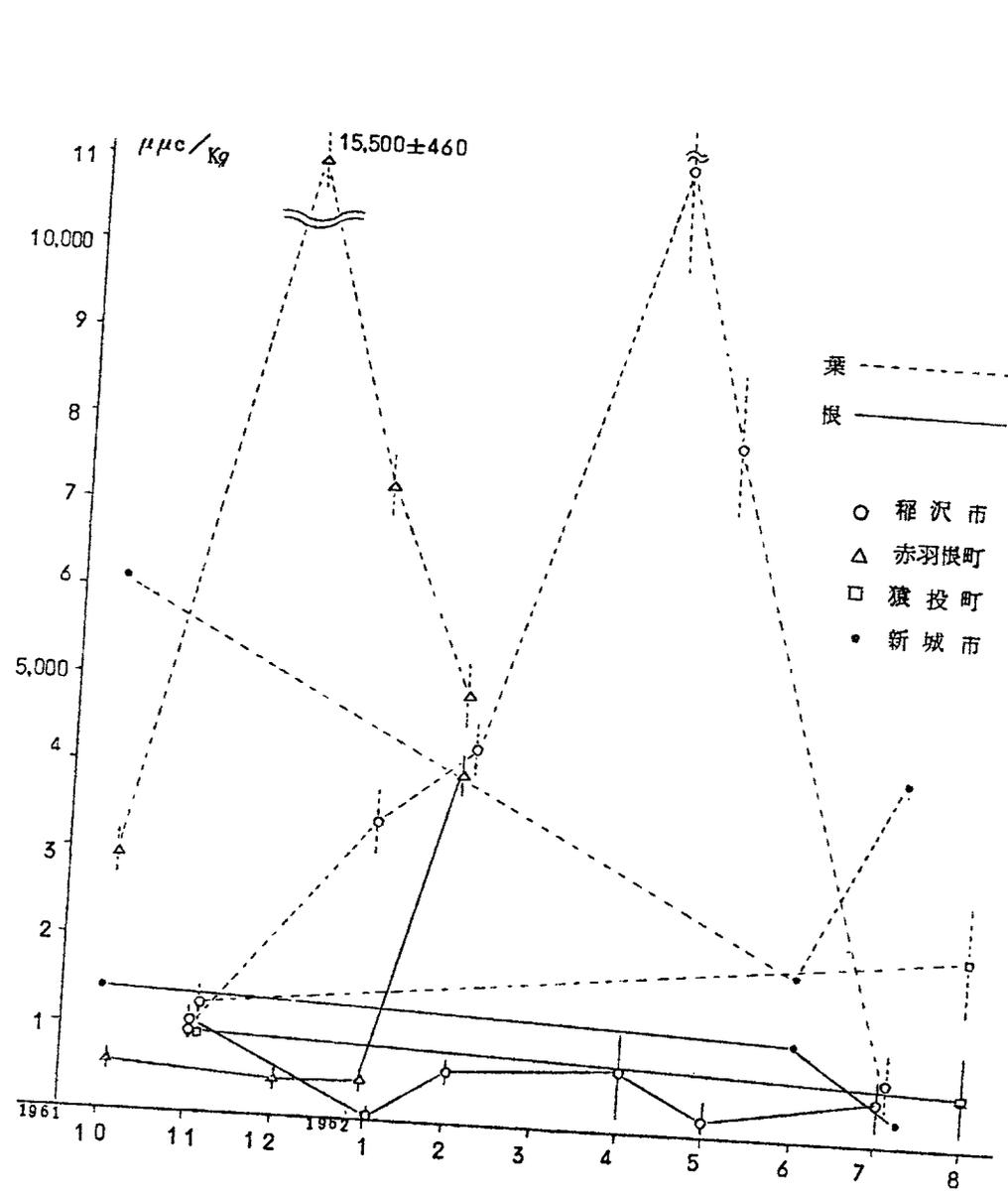
(ラドンを含まない)

	1961 4月	5	6	7	8	9	10	11	12	1962 1	2	3	4	5	6	7	8
放射能月間総合降下量 $\mu\text{c}/\text{km}^2 \text{ M}$	0.4	0.5	1.5	0.4	—	2.3	121	108	34	26	8	38	220	120	120	38	7
月間降雨総合量 mm	170	123	515	123	154	113	154	64	26	34	7	29	178	205	311	344	111





第9図 根菜(大根の葉部, 根部)の全β放射能の推移(除K)

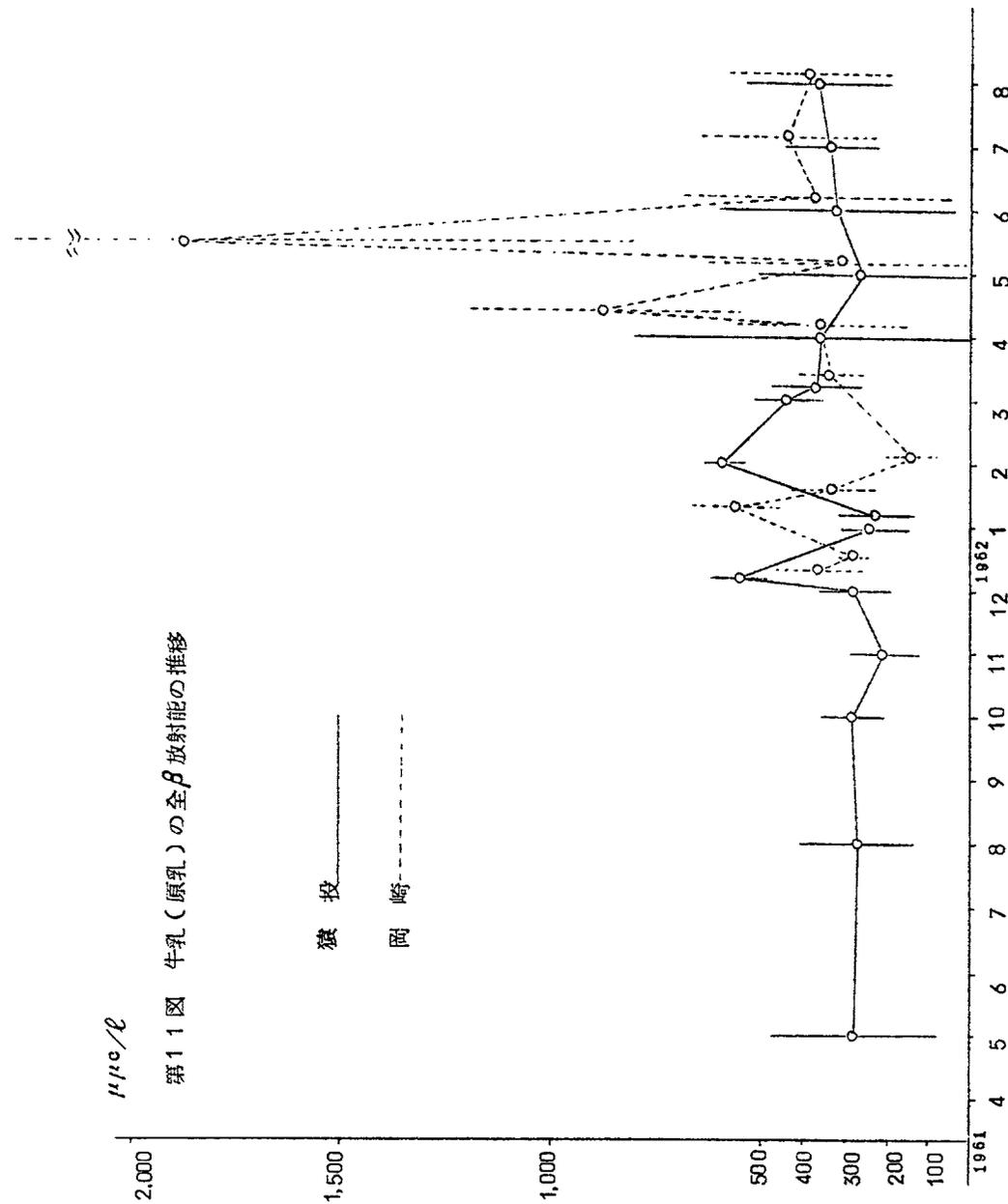


第10図 魚貝類の全β放射能の推移

京都府における放射能調査

京都府衛生研究所 安井 市 治

浅見 益 吉 郎



第11図 牛乳(原乳)の全β放射能の推移

当所において、1961年4月より1962年3月までの間に観測した各種試料の放射能測定結果の概要を報告する。

1. 試料

この期間内に、採取、処理して放射能を測定した試料の種類(ならびに検体数)は次の通りで、合計284検体であった。

- | | |
|--------------|--------------|
| a 河川水 (55) | b 河川水沈澱物 (4) |
| c 下水 (12) | d 上水 (76) |
| e 井水 (4) | f 天水 (4) |
| g 雨水 (83) | h 穀類、3種 (4) |
| i 野菜、5種 (16) | j 果実、1種 (4) |
| k 茶 (4) | l 牛乳 (6) |
| m 魚介、3種 (12) | |

2. 測定方法

測定機器としては、神戸工業製SA-5A型計数装置、及び同社製132型ならびに132-A型計数管を使用し、試料の調製及び測定方法は科学技術庁放射能調査測定基準小委員会制定の方法(1957年)に準拠した。

3. 測定結果

各試料種別に、測定成績の最高ならびに最低値を前年度と比較すれば次表(66頁に示す)の通りである。

陸水の放射能は、1962年8月までは前年度に引き続き、極めて低い値を示すにすぎなかったが、9月以降、雨水の放射能は急激に増大し、 $42,748.0 \pm 1,200.0 \text{ Cpm/l}$ (11月9日)を観測したのを頂点に以後は漸減を示している。上水、河川水、下水等も9月以降、一般に僅か乍ら高い数値を示しており、明らかに放射能汚染の形跡が認められた。これに対して井水(京都市内、深さ51m)は常に低い値を示した。

食品類についても、同様に期間の前半に比し、後半において多少高い数値を観測したもの

があつたが、これは、9月以降に降下した雨水や浮遊塵中の放射性物質による汚染にもとづくものと推察される。

単 位	cpm/l							
	河 川 水		下 水		上 水		井 水	
検 査 期 間	最 高	最 低	最 高	最 低	最 高	最 低	最 高	最 低
1960.4 ~ 1961.3	31.4 ±1.1	0.1 ±0.8	29 ±0.8	0.2 ±0.8	2.6 ±0.9	0.1 ±0.9	1.8 ±0.8	0.1 ±0.8
1961.4 ~ 1962.3	107.8 ±2.1	0 ±0.9	6.7 ±1.0	0 ±0.9	10.8 ±1.0	0 ±0.9	1.1 ±0.9	0.3 ±0.9
	10月6日 堀 川	6月20日 太 田 川	1月22日 上 島 羽 処 理 場	5月9日 上 島 羽 処 理 場	11月8日 蹴 上 蹴 浄 水 場	8月8日 蹴 上 蹴 浄 水 場	1月29日 西 院	3月20日 西 院
単 位	cpm/l				cpm/500mg灰分			
	雨 水		天 水		食 品			
検 査 期 間	最 高	最 低	最 高	最 低	最 高	最 低		
1960.4 ~ 1961.3	6.7 ±0.9	0 ±0.8	—	—	14.6 ±1.0 (梨)	0 ±1.1 (大根)		
1961.4 ~ 1962.3	42748.0 ±20.0	0 ±0.9	6.2 ±1.0	28 ±0.9	62.2 ±2.0 (大根)	0.1 ±1.2 (ほうれん草)		
	11月9日 衛 研	6月10日 衛 研	2月24日 経 ケ 岬	12月16日 経 ケ 岬	2月14日 (大根)	5月15日 (ほうれん草)		

大阪府下における放射能調査

大阪府立公衆衛生研究所 大 志 野 章

大阪府下における環境の放射能汚染の調査成績を報告する。36年4月から37年3月にかけて行つた陸水関係の調査を主にして、4月以降のデータ、及び陸水以外の試料についても簡単に述べる。

結果はすべて、全放射能に関するもので、測定は神戸工業製SA-1000C に日本無線製GM-LB-2504の端窓型GM管を用い、処理方法は科学技術庁、放射能測定法(1957)

に準じた。

(なお、ここに示した結果の一部は当研究所発行の“大阪府における放射能調査”に発表してある)。

1. 上水道水

布施市上水道浄水場関係の水を、原水と浄水に分け、さらに、それを河川水に由来するものと井水に由来するものとに区別して平均した値を第一表に示す。9月を境にして二つに分けたのは、核実験再開の影響を考慮するためである。表中の混合水とは、井水と河川水の混合した浄水である。

第 1 表 上水道水の平均値

種 別	36年4月 — 8月		36年10月—37年3月	
	検体数	$\mu\mu\text{c}/\text{ml}$	検体数	$\mu\mu\text{c}/\text{ml}$
府 営 原 水 河川原水	5	$(3.9 \pm 3.8) \times 10^{-3}$	10	$(4.9 \pm 2.5) \times 10^{-3}$
府 営 浄 水 河川浄水	5	$(2.3 \pm 3.8) \cdot$	6	$(4.1 \pm 2.5) \cdot$
エバラ未濾過水 井水原水	5	$(6.6 \pm 3.9) \cdot$	11	$(9.1 \pm 2.6) \cdot$
エバラ濾過水 井水浄水	5	$(5.1 \pm 3.9) \cdot$	7	$(8.5 \pm 2.5) \cdot$
菱屋西浄水 混合水	5	$(4.1 \pm 3.8) \cdot$	6	$(4.4 \pm 2.5) \cdot$
小 阪 浄 水 混合水	5	$(2.8 \pm 3.8) \cdot$	6	$(6.9 \pm 2.6) \cdot$

標準偏差が大きいため、断定的なことはいえないが、井戸に由来する水の方が河川に由来する水よりも放射能が高い。このことは、37年5月に低バックグラウンド・カウンターで一年間の全試料を再測定した結果にもより明白に表われたが、データはここには示さない。核実験の前後を比較した場合、どちらの試料にも増加が認められるが、その増加の割合が、河川原水の場合1.3倍、井水原水の方は1.4倍と大差がなく、又低バックグラウンド・カウンターによる測定の場合は、河川原水が2.6倍、井水原水で1.04倍と逆に河川原水の方が高く、果して、放射性降下物の影響によつて井水の放射能が高いのかは疑問である。自然放射能を含めた核種分析を行なわねば、確かなことはいえないであろう。

なお、37年4月以降8月迄に測定を行つた大阪市内(当研究所附近)の蛇口水の放射能は、4月 $(9.3 \pm 2.7) \times 10^{-3} \mu\mu\text{c}/\text{ml}$ 、6月 $(10.4 \pm 2.7) \times 10^{-3} \mu\mu\text{c}/\text{ml}$ 、8月 $(2.7 \pm 2.6) \times 10^{-3} \mu\mu\text{c}/\text{ml}$ であつた。たゞし浄水の種類が布施市のものと異なるので比較は出来ない。

2. 河川水

上水道水と同じ要領で、大和川と淀川についてまとめたのが第2表である。表中、国豊橋は下高野橋の上流にある。

第2表 河川水の平均値

	36年4月—8月		36年8月—37年3月	
	検体数	$\mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$	検体数	$\mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$
大和川 (国豊橋)	5	$(2.6 \pm 3.6) \times 10^{-3}$	12	$(1.07 \pm 2.6) \times 10^{-3}$
" (下高野橋)	5	$(3.9 \pm 3.6) \#$	12	$(8.6 \pm 2.5) \#$
淀川	5	$(3.2 \pm 3.5) \#$	15	$(6.8 \pm 2.8) \#$

核実験の影響は淀川よりも大和川の方によりよく現われている傾向がある。これは淀川が琵琶湖にその源が求められ、放射性降下場がここで稀釈されるというところに原因があるのかもしれない。

なお、大和川については、37年4月には $(6.76 \pm 4.2) \times 10^{-3} \mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$ と高い値を示したが6月、8月はそれぞれ $(8.3 \pm 2.5) \times 10^{-3} \mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$ 、 $(7.3 \pm 2.6) \times 10^{-3} \mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$ と下つている。

3. 下水道水

津守下水道処理場の試料について測定を行なった。その結果を第3表に示す。

第3表 下水道水の平均値

	36年4月—8月		36年8月—37年3月		37年4月—8月	
	検体数	$\mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$	検体数	$\mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$	検体数	$\mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$
処理前	5	$(8.0 \pm 4.2) \times 10^{-3}$	6	$(11.0 \pm 3.7) \times 10^{-3}$	—	—
処理後	5	$(7.1 \pm 4.2) \#$	6	$(10.1 \pm 3.2) \#$	5	$(4.0 \pm 1.0) \times 10^{-3}$

4. 井水

布施市上水道浄水場へ水を供給している、7本の井水について測定を行なった。深さ約140mから290mであるが深さによる放射能の差についての有意差は得られなかった。

又、南河内郡狹山町の井水について測定を行なった結果は、36年12月迄の平均値(検体数4): $(3.1 \pm 1.3) \times 10^{-3} \mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$ 、37年4月—8月(検体数3): $(8.1 \pm 1.2) \times 10^{-3} \mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$ で、やはり放射能増加がみられる。

5. 牛乳

37年3月迄堺市北花田町で、4月からは守口市北寺方で隔月に原乳を採取し測定した。

灰分500mgあたりの最高値は1月の13.2 $\mu\mu\text{c}$ であつた。

7. 野菜

36年10月から37年6月迄23検体について調査を行つた。根菜よりも、葉菜の放射能が高く、又キャベツ等の外葉と結球菜では、外葉の方が高い結果を得ており、放射性降下物の直接的な附着による影響を示している。

8. 雨水

当研究所で採取した雨水の放射能を降雨毎に調査している。1mm以下の降雨で著しく高い放射能を示すものが少なからずあるが、一応それは除外し、1mm以上の降雨について、降つた回数に対し、 $1 \mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$ を超した回数を月別にまとめて第4表に示す。

第4表 1. $\mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$ を超した雨の頻度

(1mm以下の降雨を除く)

月	36年9月	10月	11月	12月	37年1月	2月	3月	4月	5月	6月	7月	8月	9月
降雨回数	4	9	5	3	4	4	7	9	8	9	12	5	3
$1 \mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$ を超した回数	0	0	1	2	1	4	4	3	1	1	2	0	0

兵庫県における放射能調査成績

兵庫県衛生研究所 大 塚 俊 彦
飯 田 敏 行

34年6月までの測定結果については、34年10月の発表会に報告したが、爾後の成績の概要はつぎのとおりである。

1. 降水について(表1)

(1) 昭和34年(測定総数117)

この年の後半には降水中の放射能はほとんど認め得ない程度にまで減少し、核爆発実験停止の影響が現われてきた。6月までの平均値 $1.40 \mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$ に対し、7~12月の平均は $0.08 \mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$ である。

(2) 昭和35年(測定総数113)

フランスの実験を反映して3月1日には $3.06 \mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$ 、4日には $0.72 \mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$ が計測されたが、その前後ではほとんど放射能を認めなかつた。従つて年平均値は $0.08 \mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$ にすぎない。

(3) 昭和36年(測定総数93)

9月のソ連の実験再開までは前年に引き続いてほとんど放射能を認めない程度であつたが、9月中頃より増えはじめた。

降水量1ミリ以上の際の最大値は $2.94 \mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$ (12月6日)であるが、降水量の少ない場合には $1.012 \mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$ (0.1ミリ、11月14日)、 $3.58 \mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$ (0.4ミリ、11月24日)、 $9.74 \mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$ (0.3ミリ、12月24日)、 $3.11 \mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$ (0.6ミリ、12月26日)が計測された。

6月までの平均 $0.03 \mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$ 、7~9月の平均 $0.09 \mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$ に対し、10~12月の平均は $1.63 \mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$ である。

(4) 昭和37年

7月13日(降水量0.5ミリ)の $9.78 \mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$ が最大で、その後著しく減少してきた。

6月までの平均は $1.19 \mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$ である。

2. 落下塵について(表2)

大気汚染調査の目的でおいだ降下煤塵計中に捕集された降下塵中の放射能は34年4月の $149.465 \mu\mu\text{c}/\text{m}^2/\text{月}$ (県下10カ所の測定点の平均)を頂点として減少したが、35年3月にはフランスの実験による小さなピークが見られた。36年10月からはソ連の実験再開のため急激に増大し、11月には $322,790 \mu\mu\text{c}/\text{m}^2/\text{月}$ を示した。

なお36年11月からは大型水盤法に準じ、毎日自然落下塵の測定を実施している。

3. 放射能の比較(表3)

昭和32~33年の測定結果を昭和36~37年と比較して見ると、後者がやゝ大きいようであり、特に天水、牛乳における増大が目立つ。

4. 科学技術庁委託調査

昭和36年12月より委託をうけて放射能調査を実施している。

表1 降水中の放射能の推移

月	試料数	平均値 $\mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$	最大値 $\mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$	月	試料数	平均値 $\mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$	最大値 $\mu\mu\text{c}/\text{m}\ell$
34年7	12	0.23	0.79	3	8	0.02	0.08
8	6	0.03	0.10	4	10	0.09	0.34
9	12	0.04	0.12	5	9	0.03	0.11
10	9	0.03	0.13	6	10	0.04	0.14
11	6	0.04	0.09	7	8	0.03	0.12
12	6	0.04	0.13	8	8	0.03	0.12
35年1	3	0.01	0.02	9	7	0.23	1.77
2	4	0.07	0.12	10	11	0.64	7.81
3	14	0.41	3.05	11	6	1.65	3.58
4	11	0.07	0.19	37年12	4	4.26	9.74
5	12	0.07	0.18	1	7	1.67	3.42
6	10	0.04	0.12	2	5	3.96	5.97
7	12	0.02	0.06	3	9	2.52	5.86
8	10	0.02	0.11	4	10	1.12	2.41
9	15	0.01	0.05	5	9	0.63	1.43
10	7	0.01	0.02	6	15	0.56	1.35
11	8	0.05	0.10	7	12	1.76	9.78
12	6	0.01	0.05	8	5	0.13	0.22
36年1	7	0.01	0.02				
2	5	0.01	0.06				

表2 落下塵中の放射能の推移

Deposit gaugeによる捕集、県下10カ所の測定点の平均値

月	$\mu\mu\text{c}/\text{m}^2/\text{月}$	月	$\mu\mu\text{c}/\text{m}^2/\text{月}$	月	$\mu\mu\text{c}/\text{m}^2/\text{月}$
34年	18,885	7	3,905	7	2,560
8	6,205	8	4,680	8	1,600
9	4,980	9	2,415	9	3,910
10	2,440	10	1,600	10	68,925
11	2,510	11	1,740	11	322,790
12	1,630	12	1,850	37年12	76,605
35年1	1,820	36年1	1,330	37年1	33,069
2	3,420	2	1,400	2	44,982
3	18,595	3	2,755	3	71,234
4	5,810	4	1,105	4	108,980
5	7,080	5	3,200	5	88,112
6	3,165	6	—	6	—

表 3 放射能の比較

試料名	32～33年測定			36～37年測定		
	試料数	平均値 μmc/l	範囲 μmc/l	試料数	平均値 μmc/l	範囲 μmc/l
水道原水	2	1.63	10.0～225	6	1.47	3.8～36.7
水道浄水	7	0	0	2	3.78	2.7～7.3
井水	6	0.85	0～5.0	6	7.10	0～14.0
天水	7	2.22	0～45.0	8	203.6	99.7～330.5
牛乳	5	9.90	0～26.5	7	395.6	30.0～1177.0

岡山県に於ける放射能調査

岡山県衛生研究所 山本 隆 志 , 吉 村 広
南 雲 努 , 三 宅 鷹 子
広 岡 静 子

1961年4月より1962年3月までの、放射能調査の概要を報告する。試料の調製測定は、科学技術庁放射能測定基準小委員会制定の方法により、神戸工業製100進型GM管計数装置を用いた。計数器効率、比較試料 U_3O_8 を用いたとき、約15%である。

1. 陸水について

(イ) 雨水

4月から8月末迄岡山市津島で採取した雨水は、放射能平均値が13.5cpm/l (0.04 μmc/cc)であつた。9月1日から始まつたソ連の核実験によつて、雨水中の放射能は、急激に増加し11月17日には、30,943.0cpm/l (81.98 μmc/cc)となつた。10月から3月までの放射能平均値は、2,032.0cpm/l (6.10 μmc/cc)であつた。

(ロ) 上水、水道水、井水

雨水中に相当高い放射能を検出したにも拘らず、4.4cpm/l を越えずフオール・アウトによる目立つた汚染は認められない。

(ハ) 天水 児島湾干拓地

新見市草間に於て採取した。最高値は、前者では1月採取で97.9cpm/l、後者は3月採取で35.1cpm/lであり雨水の増加と共に増加の傾向を示した。現在使用中の前者の

濾過装置の除去率は、86.5%であり、更に機能向上の必要性が認められた。

(ニ) 河川水、湧水、下水

各河川水共、フオール・アウトによる目立つた汚染は認められない。平均2.1cpm/lであつた。湧水の最高値は5.0cpm/lと放射能の汚染は極めて僅かであつた。下水は10月に25.0cpm/lを測定したが、フオール・アウトによるか又他の原因によるか不明である。

2. 食品について

果実、麦類は、採取が9月以前であつたので4.5cpm/10gで、昨年度と殆んど変わらず、玄米は11月採取で2.1cpm/10gであり、フオール・アウトの影響があるとは認められなかつた。野菜類中、葉菜はフオール・アウトによる汚染が顕著であり、大根葉、ほうれん草等の測定値は、県内各地共高い。大根葉は11月採取で、平均放射能値は260.0cpm/10gであつた。白菜は11月採取で、平均9.0cpm/10gであつて比較的低位が、ほうれん草は、1961年12月、1962年1、2、3月の各月共やゝ高い値を示し、その平均値は114.7cpm/10gであつた。牛乳、魚貝類の測定値は、昨年度と比較して、異常は認められなかつた。

3. 其の他

天水沈殿物は、使用者が3月下旬及び8月末に、貯水槽の内部補修工事を行ない、9月には濾過材料を取替へたりした等の原因により、昨年度と比較して放射能測定値が変動した。平均すると3,461.6cpm/100gであつた。河川沈殿物は池河川を除き、他の3河川共5月1回のみの測定である為、汚染状態の推移は把握出来なかつた。池河川は、8月73.9cpm/100g、11月161.0cpm/100g、3月545.0cpm/100gと漸次増加の傾向を示した。土壌は、県内9地点で採取した。9月採取6件の平均は109.9cpm/100gであつた。

4. 結 び

ソ連の核実験に伴うフオール・アウトで、飲料水は殆んど汚染が認められないが、葉菜に於ては、特にその影響が著しい。

鳥取県における放射能調査

鳥取県衛生研究所 宮田年彦
浜橋久恵 大西千江子

1961年度に雨水、陸水および各種食品について実施した放射能測定調査成績の概要を報告する。

試料の調製および測定方法はすべて「放射能測定法」(科学技術庁、放射能調査測定基準小委員会、1957)にしたがって行なった。

I. 雨水

当所管内において採取した雨水について定時観測を行なった。

放射能は1961年8月には10cpm/l以下となっていたが、9月から急速に増加して11月9日には本調査開始以来の最高の放射能(6486cpm/l)が検出された。しかし、その後は減少の傾向を示した。

II. 陸水

a. 上水：美敷浄水場の原水の放射能は4~8月には極めて少なかったが、9月から急速に増加し、10月には最高値(30.3cpm/l)が測定された。しかし、その後はまた次第に減少した。

b. 井水：井水(鳥取、倉吉、米子)には放射能はほとんど認められなかった。

c. 河川水：4河川水(千代川、東郷川、天神川、日野川)の放射能は、1961年9月以降わずかに増加した。

d. 下水：1961年9月以前には放射能は極めて少なかったが、10月以降顕著な放射能が認められた(最高1062cpm/l:11月)。

III. 河川沈積物

河川水採取地点の川底より河川水と同時に採取した試料につき測定した。

全試料に放射能が認められたが、1961年10月以降は徐々にその値が増加した(最高162cpm/l 沈積灰化物500mg当り:2月、日野川)。

IV. 食品

a. 植物性食品：10品種について測定した。

穀類には放射能はほとんど認められなかった。

果実では全試料にわずかではあるが放射能が認められ、部位別には果肉<芯<皮の順に多かつた。

また、野菜では1961年8月以前に採取されたものにはわずかな放射能を認める程度であったが、10月以降に採取されたものからは顕著な放射能が検出された(最高3267cpm/灰分500mg:ほうれん草)。放射能の部位別分布をみると、9月以前には部位による差はほとんど認められなかったのに、10月以降に採取されたものでは地表に露出している部分に放射能が多く、地下に埋設している部分には9月以前よりわずかに高い程度の放射能が認められるに過ぎず、著しい表面汚染の状態を示した。

b. 動物性食品：5品種について測定した。

牛乳には1961年8月以前にはほとんど放射能は認められなかったが、9月頃から急速に増加して11月に最高値(422cpm/灰分500mg)を示し、それ以降はまた急速に低下した。

魚類には放射能はほとんど認められなかった。

貝類では全試料に放射能が認められたが、1962年2月に採取したものは1961年8~9月に採取したものの30~300倍の高値を示した(最高1627cpm/灰分500mg)。

福岡県の放射能調査

福岡県衛生研究所

森本昌宏, 森 彬

前年度に引き続いて実施した36年度の陸水及び食品の放射能調査の概要は次のとおりである。

1. 陸水

36年度の測定結果は表1に示すとおりである。一般に陸水は測定値が低いので増減の推移はあまり明らかではないが、上水(原水)については、32、33年度にやゝ高い値を示し、34、35年度は減少していたが、36年度は実験再開以後増加の傾向がみられた。しかし、雨水中の放射能の増加ほど著しい増加は現われていない。河川水についても上水(原

水)と同様の傾向がみられるが、蛇口水、井水、下水については殆んど増加はみとめられない。

表1 昭和36年度の陸水の測定結果

(単位c.p.m.) 計数効率補正值/L

試料	4	5	6	7	8	9
上水		10.9±7.6			3.4±7.9	
井水		19.5±7.6			15.6±7.8	
河川水		11.9±7.5			3.4±7.9	
下瀬液	-4.5±15.8	16.5±19.8	-8.2±19.7	57.0±39.9	55.5±77.7	63.4±36.8
水沈でん	1.1±7.8	0	0	6.0±8.4	7.8±7.8	0
天水						

試料	10	11	12	1	2	3
上水		15.5±7.8	17.0±4.0	65.6±4.1	53.9±5.9	43.5±5.3
井水		19.2±4.4	19.3±4.0	37.2±4.7	22.3±5.4	20.2±4.7
河川水		47.6±9.0			33.0±5.4	
下瀬液	51.8±18.1	37.2±8.9	28.3±4.6	30.0±9.3	46.2±8.2	33.6±4.7
水沈でん	—	16.0±4.5	17.7±4.6	—	—	28.4±5.4
天水			20.6±4.0	37.2±5.3	34.2±5.5	12.4±6

2. 食品

水産物及び牛乳についてはあまり明らかな増減傾向を示していない。葉菜類、特に大根葉部、ほうれん草は32年から33年にかけては計測値が増加したが、核実験の中止にともない34年から減少しはじめ、35年には殆んど放射能を計測しないようになった。しかし、36年9月以後は再び増加しはじめ、11月5日の降雨(1.430μμc/cc—福岡管区気象台測定)直後に採取したかぶ葉部から270,000cpm(計数効率補正值/乾物10g)を計測し、またほうれん草から94,000cpm(計数効率補正值/乾物10g)を計測した。以後の試料についても、なお33年度に計測された値と同じ程度の放射能値を示しつづけている。各食品の最高値は表2のとおりである。

2. 表 食品の放射能測定結果

試料	最高値 (c.p.m.)	採取年月日	備考
大根(根)	57.4±17.8	36.12.14	乾物10g
かぶ(葉)	270,000±2,900	36.11.6	"
ほうれん草	94,000±1,300	36.11.6	"
菜	66.2±9.3	36.9.20	"
いか	27.1±18.4	36.6.21	"
しじみ	264±14	36.11.25	"
ぶな	40.1±26.8	37.3.19	"
牛乳	22.5±20.3	36.11.8	100ml

生物環境中の¹⁴C, ³Hの調査

放射線医学総合研究所

○櫻田 義彦, 山崎 幹夫
岩倉 哲男, 碓井 妙子
森崎 尚子

- (1) ¹⁴C, ³Hの放射能調査は⁹⁰Sr, ¹³⁷Csの場合とことなり、測定法が確立してないので、まずこの点を解決する必要がある。しかも放射能調査の対象となる¹⁴C, ³Hは極めて微量な放射能で、これに相当する測定法として(1)Liquid scintillation counting, (2)proportional counting, (3)Ion chamber—vibrating reed electrometerが考えられるが、それぞれ測定試料の化学形に限界がある。任意の試料を一方に決定して測定することは学問的には興味があるが、多数の試料を取扱う調査研究において、手数のかからない効率よき方法をえらぶ必要がある。本年は、(1)、(2)について検討した。
- (2) 前年度において、Liquid scintillation counterの測定法、試料の選定、調製、化学形の検討等基礎的データの開発につとめた。これらの実験データより、さらに発展させようとして計画したが、次のごとき障害が生じた。すなわち、(1)現実に測定試料となりうる化学形は芳香族炭化水素(ベンゾール、トルオール、テルペン油類)か低級アルコール

(メタノール、エタノール)に限定される。(2)これらの地域別、年代別の原料の入手難、換言すれば試料の保存はきわめて稀れで、あつても量的には不足である。(3)対照となる Dead carbon 試料がない。たとえば、前年より開始した Thymol の地域的あるいは年代的考察を補足する意味で、厚生省衛生試験所薬用植物栽培試験場、武田薬品工業京都試験農園および同研究所、高砂香料、小川香料等に試料の存否を照会したが、あつても年代不明、輸入品、産地不明、量不足等結局目的を達せなかつた。エタノールはわが国は醱酵製品で、Blank test の対照となりえないが、外国では過半は石油化学製品たる Dead carbon 性である。しかし専売法のため輸入できない。そこで迂遠であるが、石油 Cracking 製品たる Ethylene oxide を還元して合成した。

(3) 前年より引き続き、毎月一回空気中の炭酸を捕集してきたが、ソ連の核爆発実験開始以降は毎週週初の3日間に捕集することとし強化した。

この測定は当初 Liquid scintillation counter による方法を考えていたが、CO₂ を MgCO₃ → MgC₂ → C₂H₂ と Acetylene に誘導し、Lowback counter として定評ある M.B.L.E. Proportional counter を用うることに変更した。(装置については総合研究課題の¹⁴C, ³Hの測定の部参照)

(4) やまじそ中の Thymol を methyl ester に誘導した試料およびブドウ酒中のアルコール試料について¹⁴C濃度を Liquid scintillation counter で測定したが、その年代変化は次のとおりである。

	¹⁴ C濃度	
	Thymol dpm/g Carbon	Alcohol cpm/g Carbon
戦前	13.62±0.13	
1952		7.073±0.076
1953		7.008±0.078
1954	14.05±0.14	7.032±0.076
1955		7.594±0.076
1956	13.28±0.13	7.225±0.076
1957	15.84±0.14	8.052±0.078
1958	15.16±0.14	8.648±0.078
1959	16.82±0.15	9.108±0.081
1960	17.21±0.15	
1961	17.49±0.15	

(5) 新試料として北海道北見産の薄荷の Menthol を1942, 47, 48, 52~61年の13年

分を入手した。アルミナ及びパラチウム・アルミナを触媒として脱水ならびに脱水素して Menthol より p-Cymene に誘導して Liquid scintillation counting の測定試料とし年次変化を測定すべく現在試料調整中である。

14ヶ所灯台から採集した天水の放射化学分析

海上保安庁水路部

日向野良治, 背戸義郎

1. 調査方法

昨年12月から今年の3月までの4ヶ月間に亘り、全国の灯台の中14ヶ所で毎月採取した天水と、それを砂礫、木炭で濾過した濾液の各10ℓづつを化学分析し、⁸⁷Sr, ⁹⁰Sr および、稀土類等を測定した。

試料の数が多いため前処理には、蒸発濃縮法をとらず、加熱後直接炭酸塩を生成させる沈澱法を採用した。

測定には自然計数率6cpm、標準試料による計数効率約20%のGM計数装置を使用した。

2. 調査結果

表に示すように⁸⁷Srについては未濾過水では1.8~5.4μμc/ℓ、1.2~3.1μμc/ℓで、⁹⁰Srは試水採取月日の値に換算し未濾過水で79~195μμc/ℓ、濾過水では25~88μμc/ℓであった。

¹³⁷Baは12月の未濾過水の平均では約10μμc/ℓ程度の存在が認められた。

稀土類、⁹⁰Zr-⁹³Nb等は、Ra-Eを標準試料としたμμc/ℓ換算値として未濾過水で25~88、濾過水では1.5~6.1であった。

季節的には、全体について2月に最高値が見出されている。

この期間における放射性Sr濃度の平均値の地理的分布をみると、東日本、津軽および九州南部に多く、北海道北部が低い。

これは、この期間の気象、地形的効果等によるものと思われる。

又、砂礫、木炭を濾過材とする天水濾過槽を使用する場合、⁹⁰Srの通過率は0.6~0.9

となつてをり、ろ過の効果は期待出来るものではないと考えられる。

採取月別の各核種の平均値 ($\mu\text{mc}/\ell$ 換算値、但しBaはcpm/ ℓ)

採取月	36・12	37・1	37・2	37・3	
グ ロ ス	未ろ過水	181 (207)	197 (266)	256 (344)	240 (375)
	ろ過水	91 (228)	141 (377)	85 (182)	52 (87)
Zr Nb Rb	未ろ過水	60	63	144	80
	ろ過水	18	15	40 (44)	61
Sr ⁹⁰	未ろ過水	79 (85)	90 (110)	195 (214)	101 (115)
	ろ過水	25 (36)	44 (48)	88 (104)	49 (55)
Sr ⁹⁰	未ろ過水	1.8 (2.2)	2.2 (2.7)	5.4 (5.9)	3.5 (4.0)
	ろ過水	1.2 (1.5)	1.9 (2.1)	3.1 (3.9)	2.0 (2.8)
Ba ¹⁴⁰	未ろ過水	2.8 (3.3)	1.6 (2.3)	1.1 (1.2)	0.3 (0.4)
	ろ過水	0.9 (1.5)	0.9 (1.7)	0.4 (0.6)	0.3 (0.8)

括弧内標準偏差の3倍以下の値を除いた平均値

飲料水中の⁹⁰Srについて

放射線医学総合研究所

望月 尚文, 田中 義一郎
 黒沢 保雄, 坪田 博行
 鎌田 博, 児玉 幸雄
 鈴木 譲, 富川 昭男
 吉沢 慎介, 佐伯 誠道

放射能対策の一資料に供するため、各都道府県衛生研究所の協力を得て、各地の飲料水の分析を行なつた。調査網は第1図の通りである。

試料は上水および井水は100ℓ、天水は2~10ℓを採集し、Sr⁺⁺担体溶液を加えて坪出らの法(日化81(6), 927, 1960; 化学の領域16(7), 511, 1962)に



第1図 飲料水の調査網

従つてイオン交換樹脂に吸着させ研究室に送付し、研究室においてSr⁺⁺を溶離して分析試料とした。溶離液中の⁹⁰Srの分析は「科学技術庁放射性ストロンチウム分析法」に準じた。

分析結果は付表に示すとおりである。

第1表 天水中の⁹⁰Sr ($\mu\text{mc}/\ell$)

地 点	年 月	1961年	1962年	1962年	1962年
		12月	1月	2月	3月
札幌	幌	3.8	3.0	10.5	1.4
稚内	内	0.3	6.5	10.0	2.8
帯広	広	1.1	2.7	7.5	2.8
青森	森	24.9	26.4		
秋田	田	37.8	6.1	7.0	12.7
宮城	城		0.6	3.3	5.5
茨城	城	3.4	1.2	1.0	4.7
埼玉	玉	0.5	0.5	0.1	1.0
東京	京	3.7	5.2	10.4	14.0
神奈川	川		0.3	0.5	5.0
新潟	潟	9.8	2.6	9.1	
石川	川		10.3	9.3	
福井	井	2.3	3.6	4.8	4.0
静岡	岡	1.6		1.0	

地 点	年 月	1961年	1962年	1962年	1962年
		12月	1月	2月	3月
愛知	京都	1.7	5.0	1.4	6.1
大阪		0.6	1.6	1.8	2.0
和歌山	歌山		1.8	2.1	3.2
兵庫	庫取	0.8	1.5	2.0	2.0
鳥取		7.3	1.2		9.0
岡山	山島	0.6	1.6	1.3	17.9
広島	知	0.9	0.6		5.5
高知	岡	1.1	1.0	2.0	2.6
福岡	崎	0.7	1.0	6.6	2.1
長崎		0.6	3.0	7.3	7.0
鹿児島	島	1.1		3.9	16.4
					7.3

第2表 上水中の⁹⁰Sr (μμc/l)

地 点	年 月	1961年	1962年	1962年	1962年
		12月	1月	2月	3月
札幌	幌内		0.16	0.10	0.20
稚内		0.19	0.34	0.22	0.55
帯広	広	0.04	0.04	0.04	0.09
青森	森	0.09	0.10	0.22	0.21
秋田	田	0.07	0.17	0.28	0.42
宮城	城	0.05	0.12	0.25	
茨城	城	0.01		0.06	
埼玉	玉		0.00	0.02	
東京	京	0.02	0.06	0.06	0.07
神奈川	川	0.02	0.03	0.02	0.02
新潟	潟		0.36		0.54
石川	川	0.05		0.04	0.07
福井	井	0.13			0.31
静岡	岡	0.01	0.10		0.06
愛知	都				
京都	都	0.50	0.51	0.40	0.47
大阪	阪		0.41	0.46	0.47
和歌山	山		0.06		0.32
兵庫	庫	0.11	0.06	0.08	0.21
鳥取	取	0.40	0.20	0.33	0.52

地 点	年 月	1961年	1962年	1962年	1962年
		12月	1月	2月	3月
岡山	山島		0.10		0.20
広島	知	0.27	0.14	0.12	0.27
高知	岡		0.02	0.04	0.14
福岡	崎			0.50	0.36
長崎			0.20		
鹿児島	島	0.10	0.08	0.03	0.05

第3表 井水中の⁹⁰Sr (μμc/l)

地 点	年 月	1961年	1962年	1962年	1962年
		12月	1月	2月	3月
札幌	幌内	0.04	0.03	0.03	0.01
稚内		0.05	0.03		
帯広	広	0.00	0.02	0.09	0.09
青森	森	0.13	0.12	0.06	0.09
秋田	田	0.08		0.15	0.20
宮城	城	0.01	0.01	0.01	0.04
茨城	城	0.03		0.01	0.07
埼玉	玉		0.03	0.00	0.07
東京	京	0.03	0.01	0.02	0.01
神奈川	川	0.02		0.02	0.00
新潟	潟	0.09	0.02	0.04	0.03
石川	川	0.02	0.01	0.01	0.01
福井	井	0.05	0.01		0.01
静岡	岡	0.01	0.09		0.05
愛知	都			0.01	0.01
京都	都			0.01	0.03
大阪	阪		0.02		
和歌山	山		0.05	0.00	
兵庫	庫	0.12		0.02	
鳥取	取	0.03	0.03	0.02	0.05
岡山	山	0.02		0.01	0.01
広島	島			0.01	0.01
高知	知	0.05	0.05	0.02	0.00
福岡	岡		0.04	0.11	0.28
長崎	崎	0.03			0.03
鹿児島	島		0.01		0.09

第4表 原水の⁹⁰Sr (μμc/l)

年 月 地 点	1962年	1962年	1962年	1962年	1962年
	4月	5月	6月	7月	8月
札幌	※	—	0.41	—	※
旭川	—	0.38	—	※	—
帯広	—	※	—	0.18	—
青森	—	0.25	—	—	—
秋田	—	—	0.36	※	—
宮城	—	0.60	0.55	—	※
茨城	—	0.31	0.30	—	※
埼玉	—	—	0.00	※	—
東京	0.21	—	0.61	—	—
神奈川	—	0.05	—	※	—
新潟	0.50	—	0.65	—	※
石川	—	0.61	—	0.60	—
福井	—	0.18	—	0.14	※
静岡	—	0.10	0.10	—	0.11
愛知	0.22	—	—	※	—
京都	—	—	※	—	0.48
大阪	0.68	—	0.91	—	※
和歌山	0.26	—	0.15	—	※
兵庫	—	0.37	—	※	—
鳥取	—	0.41	—	※	—
岡山	0.38	—	0.39	—	※
広島	—	0.34	—	※	—
高知	—	0.25	—	※	—
福岡	0.30	—	0.37	—	※
長崎	0.40	—	0.29	—	0.22
鹿児島	0.05	—	0.06	—	※

※は目下分析中

第5表 蛇口水中の⁹⁰Sr (μμc/l)

年 月 地 点	1962年	1962年	1962年	1962年	1962年
	4月	5月	6月	7月	8月
札幌	※	—	0.20	—	※
旭川	—	0.31	—	※	—
帯広	—	※	—	0.02	—
青森	—	0.17	—	—	—
秋田	—	—	0.25	※	—
宮城	—	0.31	0.58	—	※
茨城	—	0.15	0.14	—	※
埼玉	—	—	0.00	※	—
東京	0.14	—	0.15	—	—
神奈川	—	0.05	—	※	—
新潟	0.31	—	0.50	—	※
石川	—	0.66	—	0.55	—
福井	—	0.06	—	0.11	※
静岡	—	0.07	0.09	—	0.07
愛知	0.18	—	—	※	—
京都	—	—	—	—	0.36
大阪	0.41	—	0.62	—	※
和歌山	0.05	—	0.12	—	※
兵庫	—	0.23	—	※	—
鳥取	—	0.29	—	※	—
岡山	0.09	—	0.04	—	※
広島	—	0.22	—	※	—
高知	—	0.30	—	※	—
福岡	0.24	—	0.41	—	※
長崎	—	—	0.32	—	0.26
鹿児島	0.03	—	0.03	—	※

※は目下分析中

昭和36年度海産生物中の⁹⁰Srについて

東海区水産研究所 戸沢晴巳
渡辺和子, 深井麟之助

昨年度にひきつぎ数種の海洋生物について⁹⁰Srの分析を行なった。各生物グループごとの平均値を第1表に示す。

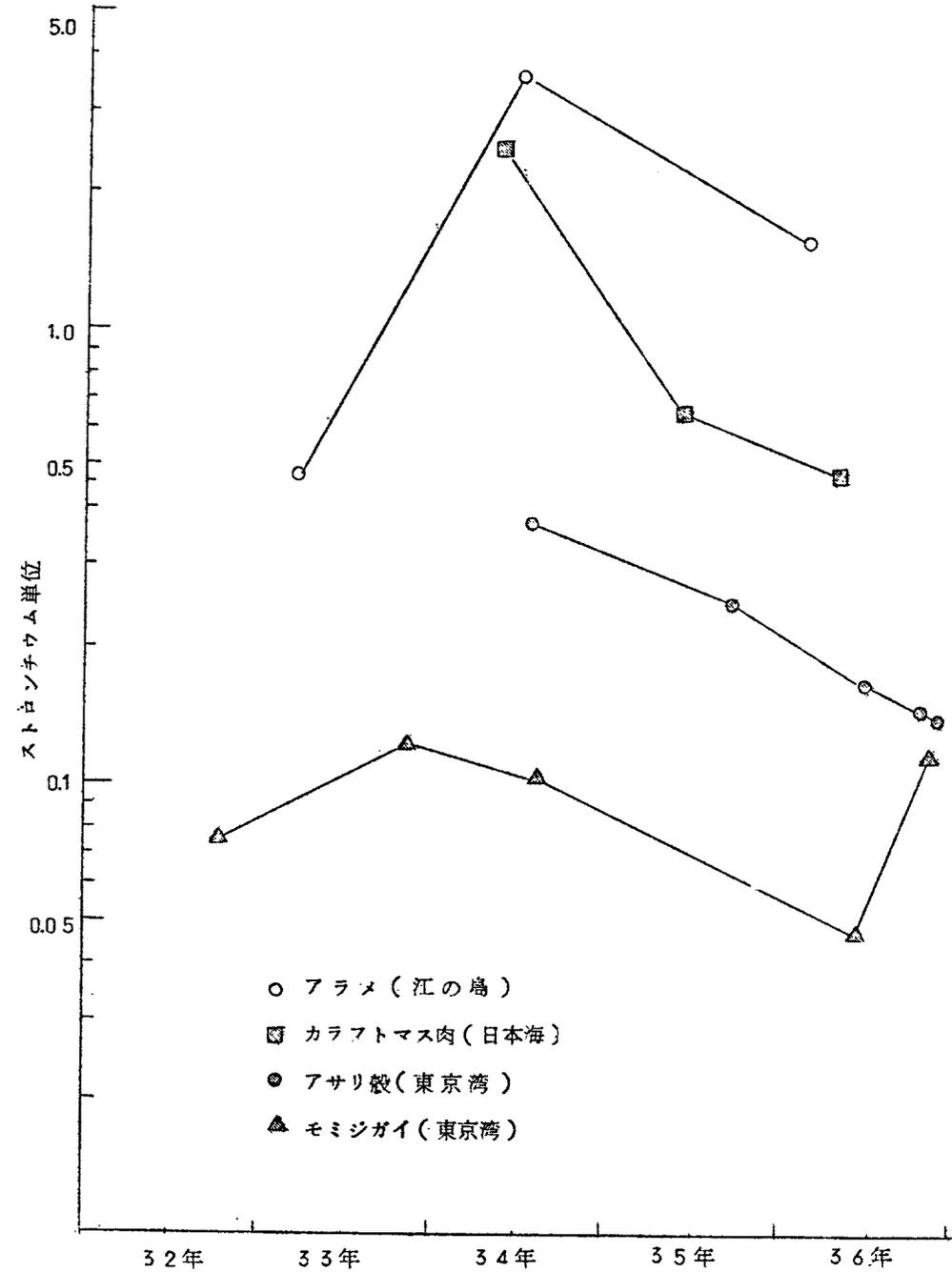
各グループ間には昨年度指摘したと同傾向の差異がみられる。すなわち海藻のレベルが相当高く、魚類(カラフトマス)も他に比してやゝ高い値を示す。貝類等のベントスの値は低く、海藻類の約1/10であつた。

第1表 36年度各海産生物グループの⁹⁰Sr

海産生物グループ	試料数	Sr単位
海藻類	4	1.6
プランクトン(アミ類)	1	0.1
魚類肉(サケ類)	2	0.6
魚類骨(〃)	2	0.3
貝類肉(アサリ)	3	0.2
貝類殻(〃)	3	0.2
ウニ類	1	0.2
ヒトデ類	2	0.1

また定期的に分析を行なっている4種の試料について32年度以降の⁹⁰Sr分析値の変化は第1図の如くであつて、36年も依然として漸減傾向にある。36年末の強いfall outの影響は未だ明らかでない。この傾向は海底沈積物の全β放射能についても見られるが、海洋生物における⁹⁰Srについてもfall outの影響は陸上生物に比しおそくあらわれるものと思われる。

第1図 各種海産生物中⁹⁰Srの経年変化



1961年海洋生物の全 β 放射能について

東海区水産研究所 ○中村 甚二郎

服部 茂昌, 本城 康至

奥谷 喬司, 鈴木 秀彌

木立 孝

1961年に太平洋側で行なわれた海洋生物放射能調査の資料、および前年までに得られた資料に基づいて海洋生物の種類別全放射能水準、種類による特性、地域性および経年変動などについてその概要を述べる。

1. 生物群別放射能水準と種類による特性

1961年における生物群別の平均放射能は年間をならすと第1表に示すように例年とあまり大きくは異ならない。しかし動物プランクトンは例年より高く、又従来第2位を占めていた植物プランクトンに代わりナマコ類が動物プランクトンに次いで大きくなっている。これは9月に始まったソ連の核実験の結果11月の相模灘におけるナマコ類の消化管内容物が深淺を問わず全面に殆んど1,000 dpmを示したことが原因である。又植物プランクトンが動物プランクトンの $1/4$ という低い値を示したことはその主生産域である沿岸特に東京湾において核実験停止中の春、および核実験中においても200 dpm以下を低迷したことによるものである。食物連鎖による生物間、および代謝等による体の各部位間の放射能の移行は徐々に行なわれつつあるが、特にプランクトン死骸からのカンテンナマコ類筋肉への移行が最も顕著であり、その他イガグリモドキの卵巣、カマミガイ軟体等に放射能の移行が見られた。参考までに第1図に相模灘、房総沖の深度別のナマコ(主にカンテンナマコ類)の筋肉、消化管内容物の全放射能を示した。これによると一応相模灘では1,500 mまでであるが筋肉も消化管内容物も深いところ程高いが房総沖では筋肉は深くなるに従って低くなり、消化管内容物のそれはあまり変化はない。これらのことはプランクトンの減衰、海底地形、海流等を検討し解明されるものと考えられる。

2. 放射能の海域性

比較的纏った資料のある1959年より1961年までのプランクトンの放射能を海洋学的な性質から内湾域(東京湾)、沿岸水域、黒潮、黒潮反流域、冷水塊の5水系に分けて示したものが第2図である。これによると沿岸水域、黒潮海域および黒潮反流域の放射能は略々似た変動傾向と強さを示し、特に後2者はよく一致している。内湾域と冷水塊は全く

異なる海洋学的な性格を持ち乍ら、いずれも上の3海域に比べ低く、かつ両者がほぼ同様な変動を示しているように見える。このことはモニタリングステーションの設置の際に極めて有効な資料となることを暗示している。

なお同時に調査された海水および海底沈積物の全 β 放射能の測定値は引続き3 δ 以下の低水準であるために、海域性を見出すことが不可能であった。

3. 放射能の経年変動

東京湾、房総沖・相模灘のプランクトンとネクトン、ベントス等の平均放射能の激しい経年変動を第3図に示した。従来の資料では東京湾におけるプランクトンは強くはないが核実験を即効的に反映していた。しかし今期9月に始まるソ連の核実験に当つては、之の法則を破り東京湾のみは実験停止中の'61年春、夏と全く変らない。これに反し房総沖、鹿島灘は11月には2,282 dpmと従来どの海域にも見られなかつた高い平均値を示した。しかも'60年サハラ砂漠での核実験以後実験停止中の'61年9月まで外洋では500 dpm以下の比較的低い値を平均的に持続したことは、東京湾のような内湾よりも良い指標性のあることを示している。ネクトン、ベントスの放射能はカンテンナマコ類を抜きつれの時期も低水準でこれらの経年変動は従来述べてきたように内湾では明瞭ではないが、房総、相模灘のピークは第3図に見るようにプランクトンのピークに3~5ヶ月遅れる傾向がある。しかし'61年9月より始まった核実験の期間には東京湾のネクトンを除くすべての海域のネクトン、ベントス、カンテンナマコ消化管内容物、全筋肉等もプランクトンの放射能の急昇に対応し、いずれも一斉に増加している。このことは核実験の規模の大きさを如実に物語っているように思われる。なお海水、海底沈積物の放射能の測定値は前項に述べたように3 δ に達せず、それらの経年変動は明らかでない。

4. 放射能の減衰について

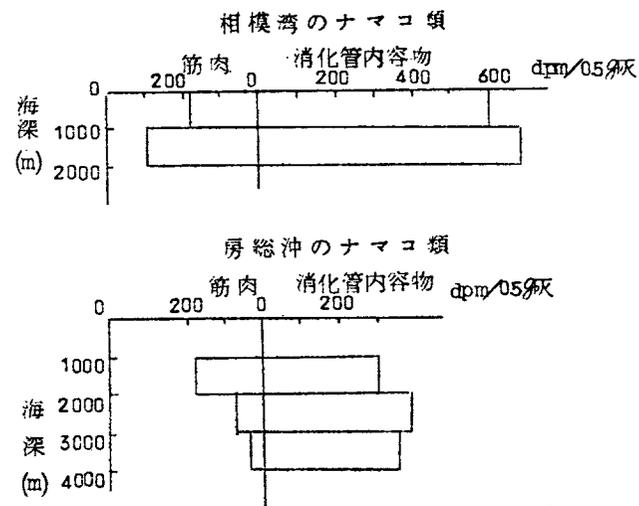
1961年において採集直後から連続的に放射能の減衰を測定したプランクトンは、ソ連の大型核実験のさ中の'61年11月に相模灘の中央部の表層で採取した動物プランクトンである。その測定結果を第4図に示したが、減衰はかつて盛んに核実験の行なわれた'58年11月の減衰と略々類似した形を示している。しかしこの減衰傾向は核実験停止中の'59年12月、'60年11月のものにも似て、いずれの時期もその初期の半減期は30~50日である。このことは核実験の停止中でも新しい核種の供給があることを更に裏づけたことになろう。しかし今回の場合全放射能として試料採取後60日までの減衰が他に比べ幾分早かつたことが特色で、このことは詳細な検討を要する。従来屢々述べてきたように

一般にネクトン、ベントスの放射能はすべて長寿命のもののみを確認しているが、'61年11月に採集したカンテナマコ類の筋肉は採集後10~30日の期間内ではみかけ上の半減が24~43日であった。カンテナマコの筋肉の放射能がこのように比較的短寿命であったことは今回始めてのことである。このことからその消化管内容物は時として短寿命の核種を吸収しつつ、長寿命のものを残し、ある水準に近づいてゆくのではないかと考えられる。

5. その他

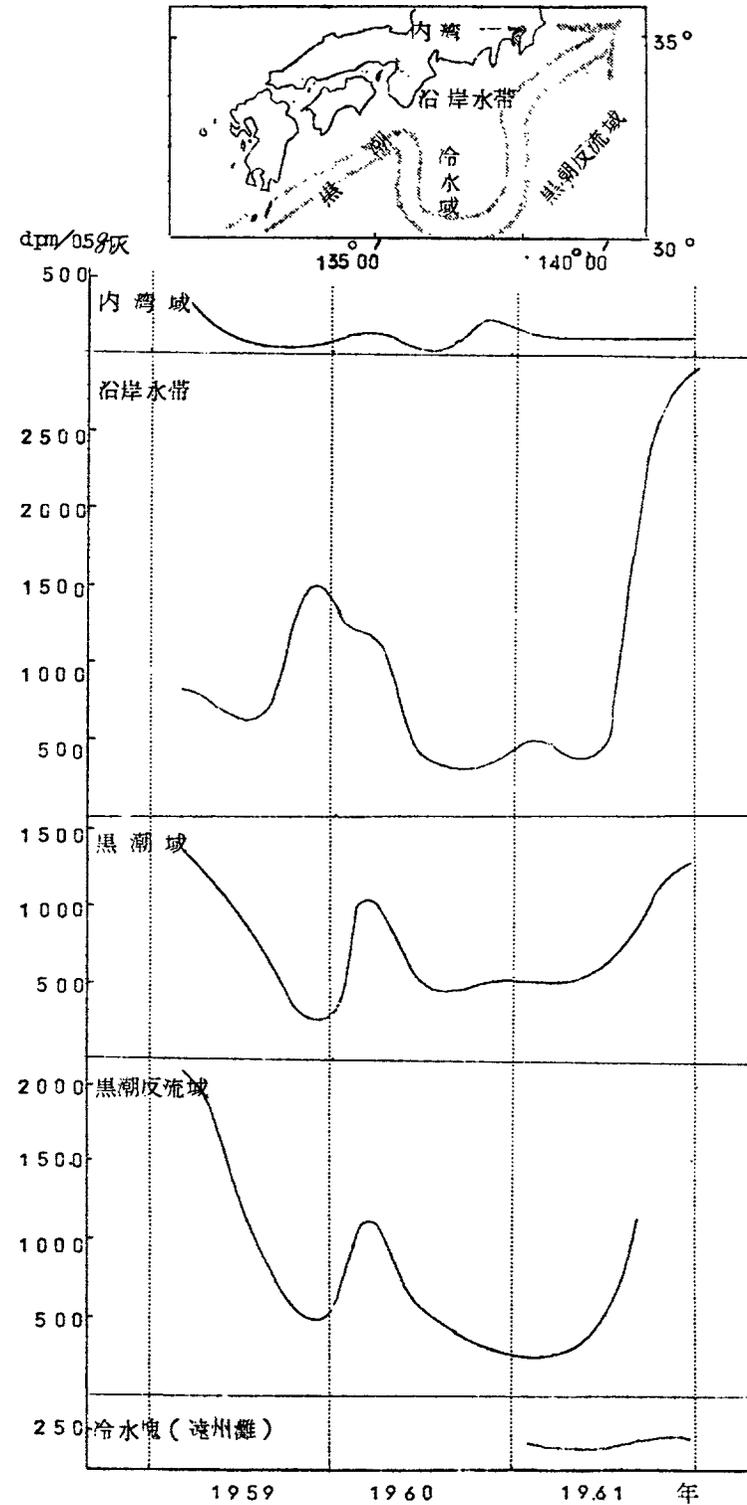
プランクトン放射能の海洋における垂直分布は核実験停止中には表層から下層まで均一的であったが、核実験再開後には表層が中、及び下層に較べて数倍高く、fall-outの影響が明らかに認められた。

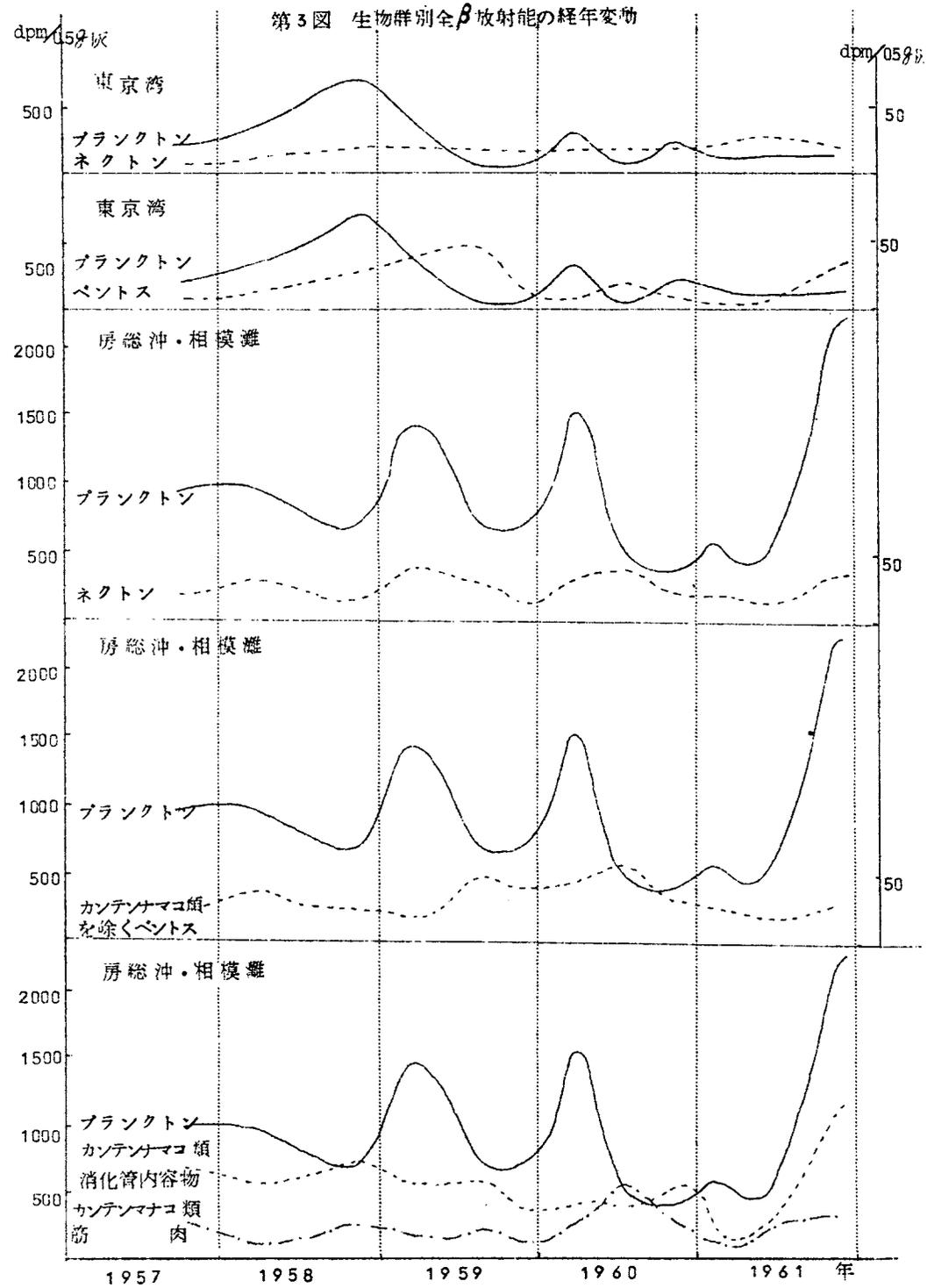
'61年中に測定された1,000m以深のベントス放射能の水準は、1,000~2,000mの深さではナマコ類以外の3試料すべてが3φ以下で平均放射能は僅かに25.6 dpmに過ぎない。又2,000~3,000mでは房総沖st. B5で獲られたヤドガリスナギンチャクが唯一試料であるがこれも3φ以下で86 dpmという低い値を示している。しかしナマコ類では相模湾中央部の深さ1,450mのカンテナマコ試料であるが筋肉3322 dpm、消化管内容物は1,045.0 dpmという高い値が得られた。この事実はカンテナマコにおけ



第1図 相模湾、房総沖のナマコ類、消化管内容物、筋肉の深度別放射能(1957-'61)

第二図 海域別にみたプランクトン放射能の経年変動





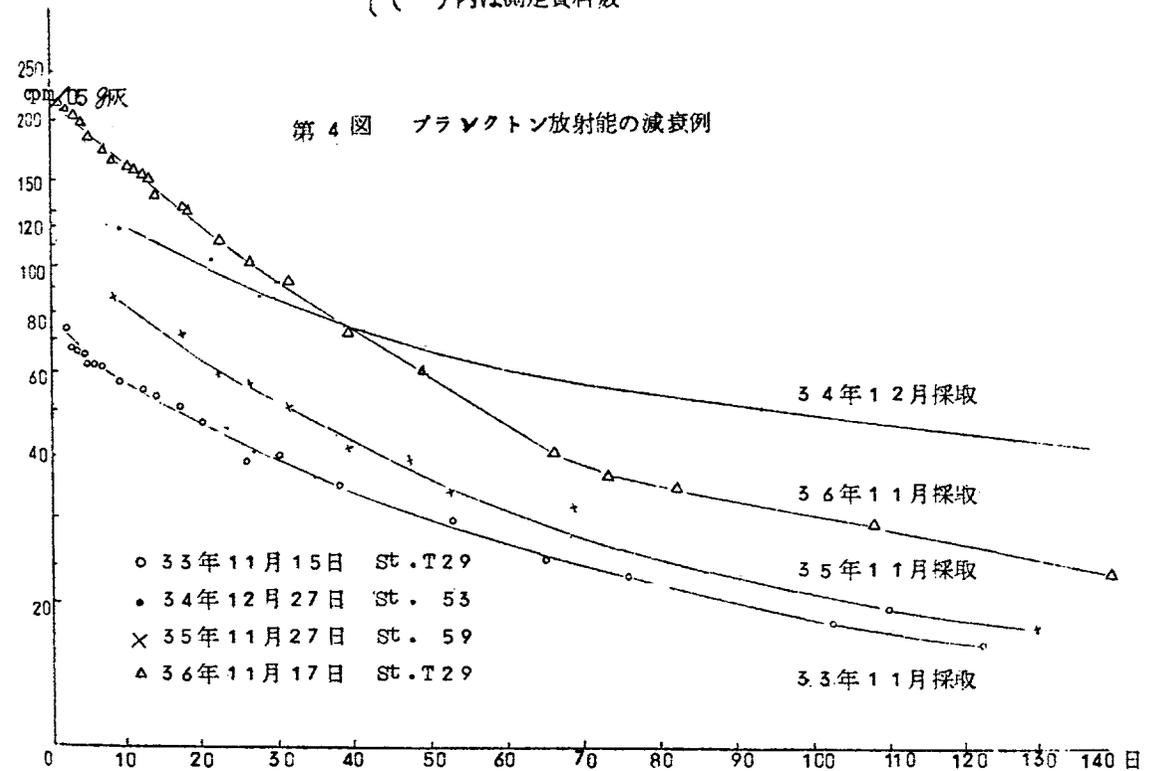
る放射能の選択吸収、海底における移行、蓄積機構に関し、興味深い知見を提供しているが、之等の一層の追及のためにも核種の決定が期待されている。

第1表 生物群別平均および最高放射能値

(cpm/0.5g 灰)

	幼 プランク トン 物	植 プランク トン 物	魚 類	ホ ヤ 類	ナ マ コ 類	ウ ニ テ 類	ヒ ト デ 類	海 百 合 類	甲 殻 類	斧 足 類	腹 足 類	頭 足 類	塊 足 類	花 虫 類	ヒ ロ コ 類	海 藻 類			
																	平均値	最高値	
1961年	平均値	819 (51)	332 (10)	23 (14)	19 (1)	551 (15)	35 (8)	11 (11)	12 (1)	16 (11)	38 (6)	—	31 (3)	—	33 (7)	—	18 (2)	平均値	最高値
	最高値	13710	1579	65	19	1990	80	36	12	46	146	—	70	—	86	—	27	平均値	最高値
1957~6年	平均値	772 (241)	480 (48)	23 (69)	38 (3)	383 (59)	52 (50)	7 (47)	13 (3)	26 (54)	28 (30)	41 (15)	30 (8)	11 (1)	30 (34)	41 (3)	25 (16)	平均値	最高値
	最高値	13710	2878	141	87	1990	423	36	15	200	228	118	73	11	156	—	63	平均値	最高値

注 { プランクトンは表面採集物のみを掲げた。
()内は測定資料数



1961~1962年産野菜類の⁹⁰Sr,
¹³⁷Cs およびその他の核種濃度について

放射線医学総合研究所 ○市川 龍 貴
江 藤 正 子 , 吉 沢 慎 介

野菜類は食品中そのせつ取量もかなり大きく、かつ放射性フォールアウトによる汚染の影響も大きく受け易いものであるが、その種類の甚だ多いことによつて形態、生理、生育条件の多様性はその汚染度を大きく変動させるものである。従来日本では1956年から1960年まで断片的に分析測定結果があるのみで各年における汚染度の変遷はよくわかつていない。

1956年終期 7~9 μμc⁹⁰Sr/Kg (2検体)
1957年 5~25 μμc⁹⁰Sr/Kg (6検体)
1958年 20~200 μμc⁹⁰Sr/Kg (5検体)
1960年 20~50 μμc⁹⁰Sr/Kg (3検体)

56年終期の値があるのみである。

ここでは1961年5~6月と10月以降1962年5月までに全国各地衛生研究所の協力で採取された野菜について、⁹⁰Sr および ¹³⁷Cs 濃度を発煙硝酸分離法およびジビクリルアミン-塩化合金法によつてそれぞれ分離測定を行なつた。1961年5~6月試料における⁹⁰Sr ¹³⁷Cs 濃度はフォールアウト降下率の割合に少ない頃の試料であつて、9~10月のソビエト核実験再開後の影響をみるために比較対照の材料にすることができる。10月以降の試料については⁹⁰Sr や後述する⁹⁵Zr, ¹⁰³Ruなどの短寿命核種にて汚染されていることから、最近のフォールアウトによる直接汚染(葉面からの汚染)を相当うけていると考えられるが、表に示されたように、10月、翌年1月、3月、5月の試料では再開前の5~6月試料に比べて高い汚染のものが発現する傾向が増加しており、⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs 濃度の変異も甚だしく大きくなつていたことが観察される。再開後の⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs 汚染の上昇はみとめられるが、変異の大きいことによつて全国的な平均的汚染レベルの推定は困難である。しかし、1962年前半における野菜類の⁹⁰Sr 含有量を50±30 μμc/Kgの幅に入ると考えると、1日に野菜類100gせつ取で2~8 μμc という大きい寄与が考えられる。¹³⁷Cs 含有量も⁹⁰Sr の1~2倍程度のものといえよう。根菜類はフォールアウトの直接汚染の影響をうけにくいので1961年10月試

料のみであるが、10~30 μμc⁹⁰Sr/Kg くらいのもが多い。¹³⁷Cs はその2倍くらいであらう。

短寿命核種について黒灰化物をガンマスペクトロメータで測定し、10~12月の野菜に0.1~5 mμc/Kgの⁹⁵Zr, ¹⁰³Ru がみられ、1, 2, 3月にて1~10 mμc/Kg の⁹⁵Zr, 0.1~2 mμc/Kg の¹⁰³Ru が検出されている。

(1) 葉菜類

採取年月	種 類	産 地	μμc ⁹⁰ Sr/Ca	μμc ⁹⁰ Sr/Kg	μμc ¹³⁷ Cs/Kg
1961—may June	はくさい	鹿 児 島	49	16	44
	きやべつ	福 岡	77	17	34
	"	岡 山	40	18	76
	"	京 都	32	11	16
	"	愛 知	19	6	17
	"	東 京	33	13	20
	ほうれんそう	鳥 取	40	9	22
	"	福 井	123	136	64
	"	茨 城	42	21	85
	"	宮 城	22	16	58
1961—Oct	"	北 海 道	30	8	30
	大根 葉	岡 山	28	40	34
	ほうれんそう	茨 城	91	40	75
	"	札 幌	69	42	74
	"	福 岡	37	15	99
	はくさい	鹿 児 島	61	63	64
	"	宮 城	26	10	24
	"	福 井	55	56	46
	"	鳥 取	78	32	29
	"	神 奈 川	77	23	24
きやべつ	愛 知	48	15	18	
"	岡 山	55	19	25	

採取年月	種 類	産 地	$\mu\text{mcSr}^{90}/\text{Ca}$	$\mu\text{mcSr}^{90}/\text{Kg}$	$\mu\text{mcCs}^{137}/\text{Kg}$
1961-Oct	きやべつ	東 京	49	10	16
	みづな	京 都	45	46	48
1962-Jan	ほうれんそう	鹿 児 島	112	113	145
	"	愛 知	83	75	154
	"	岡 山	49	47	75
	"	宮 城	137	102	138
	"	"	55	97	132
	"	福 岡	138	90	126
	はくさい	愛 知	110	36	31
	"	神 奈 川	77	11	40
	"	茨 城	35	10	19
	"	鳥 取	191	96	154
	きやべつ	石 川	210	98	76
	"	福 井	187	85	82
	大根葉	京 都	51	93	70
	山東菜	大 阪	56	37	39
1962-Mar	ほうれんそう	鹿 児 島	137	117	118
	"	宮 城	254	173	142
	"	神 奈 川	48	44	40
	"	茨 城	57	53	25
	"	京 都	228	229	155
	"	福 岡	160	72	42
	きやべつ	福 井	121	35	43
	"	石 川	167	61	64
	山東菜	大 阪	47	54	33
	みづな	京 都	96	128	67
	こまつな	愛 知	94	123	37
1962-May	ほうれんそう	宮 城	47	102	

採取年度	種 類	産 地	$\mu\text{mcSr}^{90}/\text{Ca}$	$\mu\text{mcSr}^{90}/\text{Kg}$	$\mu\text{mcCs}^{137}/\text{Kg}$
1962-May	ほうれんそう	茨 城	37	51	
	"	福 井	61	108	
	"	岡 山	29	43	
	きやべつ	石 川	166	184	
	"	大 阪	13	10	
	"	鳥 取	134	118	
	はくさい	愛 知	53	30	

(2) 根 菜 類

採取年月	種 類	産 地	$\mu\text{mcSr}^{90}/\text{Ca}$	$\mu\text{mcSr}^{90}/\text{Kg}$	$\mu\text{mcCs}^{137}/\text{Kg}$
1961-Oct	大 根	札 幌	75	11	23
	"	宮 城	79	4	13
	"	鳥 取	355	75	24
	"	京 都	86	26	31
	"	岡 山	31	8	16
	甘 藷	愛 知	37	17	43
	"	茨 城	15	6	32
	"	鹿 児 島	62	25	89
	"	福 井	87	18	52
	"	神 奈 川	138	38	49
	人 蔘	福 岡	27	6	48
	か ぶ	東 京	67	19	28

1961年秋産大豆および大豆製品の⁹⁰Sr,
¹³⁷Cs濃度について(予備調査)

放射線医学総合研究所

○市川 龍 資, 江 藤 正 子

豆類はわが国の食生活においてかなりの量利用されており、かつCa含量の多いものであるから、豆製品からのCaせつ取は全Caせつ取の20~25%にのぼるものである。また、植物であることからSr/Ca比は動物性食品に比して高く、したがって安定元素Srのせつ取源としては他の生野菜全体に匹敵するほどである。このことは将来、地上蓄積⁹⁰Srが増大するにつれて、フォールアウト降下率の影響より蓄積値が大きく支配するようになり、定安Srの含量の高いものほど⁹⁰Srの含有量が高くなることは明らかであるから、豆製品は⁹⁰Srせつ取源として次第に増大するはずである。これらのことから、従来調査の盲点となっていた大豆製品について⁹⁰Sr,¹³⁷Csの分析定量を行なつたが、未だ少数の結果しか得ていないので、予備的調査の段階である。

結果は表に示すようで、大豆は1961年秋の産物、他の製品は1962年2月市販のものであるから、原料大豆としては1961年またはその前のものといえよう。各品物についての⁹⁰Sr濃度は⁹⁰Sr μμc/gCaで比較するのが合理的であるが、みそ、なつとうは1961年産大豆の⁹⁰Sr濃度と大体よく合つていて、30~50 μμc/gCa程度でソビエツト核実験再開前の他の野菜類と大差ないのに対し、豆腐がおよそその1/5程度に過ぎないのが特徴的である。

したがって他の豆腐の製品すなわち、あぶらげ、がんもどきの類も同様他の大豆製品より⁹⁰Sr濃度は少ないであろう。この原因としては、いろいろ考えられるが、豆腐の製造工程にて凝固剤としてCa塩を添加することが μμc/gCa濃度を低下させることは十分考えられることである。そのほか、豆腐のSr/Ca比が他の大豆製品に比してずっと低い値を得ており、このことも関係するものではないか目下研究中である。そのほか、大豆製品には米国からの輸入大豆を使用するので、この影響についても考慮せねばならないが、米国产大豆の⁹⁰Sr調査によれば、相当大きな幅のある値が示されている。

種 類	採取条件	産 地	μμcSr/gCa	μμcSr ⁹⁰ /Kg	μμcCs ¹³⁷ /Kg
み そ	1962-Feb	石 川	3.7	3.3	5.4
	"	佐 渡	4.2	3.5	5.4
	"	名古屋	5.5	7.6	7.5
	"	長 野	2.2	3.0	4.3
	"	仙 台	1.6	4.5	3.4
なつとう	"	埼 玉	6.1	5.3	4.4
	"	東 京	3.0	2.5	2.4
	"	千 葉	4.0	4.7	4.9
と う ぶ	"	埼 玉	6.7	7.2	3.6
	"	東 京	9.4	1.2	5.6
	"	千 葉	6.3	7.0	4.6
大 豆	1961秋産	千 葉	1.8	5.1	6.0
	"	岐 阜	5.6	11.7	4.6
	"	島 根	3.7	7.3	24.7
	1960秋産	千 葉	1.7	4.6	7.7

1961年産白米中の⁹⁰Sr及び¹³⁷Cs

農業技術研究所

小 平, 太 田, 津 村, 石 川

公衆衛生院 山 県 登

全国15ヶ所の国立及び県立農業試験場で栽培・収穫された1961年産の水稲を農業技術研究所に集めて、精白度90%の白米を調製し、農技研で⁹⁰Srを、公衛で¹³⁷Csを、いずれも化学的に分離してβ計測法で測定した。結果の概要は表に示す通りであつた。

これを過去の白米の分析値に比べると1959年までは⁹⁰Srが徐々に増加した様であるが、

その後1961年までは分析誤差の範囲にかくれて⁹⁰Srの増減の傾向をはつきり認めることは困難であった。

1961年産の米はちようどソ連の核爆発再開期に収穫されたものであるが、前年度のものに比べて⁹⁰Sr・¹³⁷Csともに特に増加したとは認められなかつた。これは核爆発再開後の⁹⁰Srや¹³⁷Csの降下が余り多くないうちに米が収穫されたためと考えられる。

1961年産白米中の⁹⁰Sr及び¹³⁷Cs

(昭和36年9月-11月収穫)

県名	歩止(%)	⁹⁰ Sr		¹³⁷ Cs	
		μμc/Kg	SU	μμc/Kg	SU
北海道	90.3	1	2×10	65	69
秋田	90.0	2	3×10	39	50
新潟	89.8	2	3×10	39	74
石川	89.9	1	2×10	39	51
鳥取	89.4	2	4×10	31	42
岩手	90.2	1	3×10	49	56
宮城	89.8	2	3×10		
茨城	89.5	1	2×10	29	36
埼玉	89.4	2	4×10	25	29
東京	89.4	2	4×10	35	41
山梨	90.4	1	1×10	14	17
三重	90.4	2	3×10	41	51
大阪	90.2	1	2×10	22	27
岡山	90.4	1	2×10	23	26
福岡	90.1	2	2×10	43	48
全国平均	89.9	2	3×10	37	44

牛乳の放射能汚染について

畜産試験場

○野崎博，檀原宏

I 緒言

核爆発実験の結果生ずるFall-outの被害については広く社会生活全般に亘っている。家畜においても種々の障害を受けることは当然予想される場所であるが、人間に対する直接の影響の一つとして畜産食品の汚染を通して受けると予想される損害は広く世間の関心を集める場所である。1953年来実施された南太平洋上における第一次核実験による畜産物の放射能汚染の程度については断続的な一部の観測を続けてきたが、1961年の核実験の再開後の調査強化の結果得られた観測成績の概要と、その間実施した牛乳のFall-out汚染の可能性とその程度ならびに放射能の除去に関する実験結果について紹介し、今後の問題点ならびに研究方針等についてふれてみたい。

II 試験研究の概要

1. 牛乳中の⁹⁰Srと¹³⁷Cs量の推移

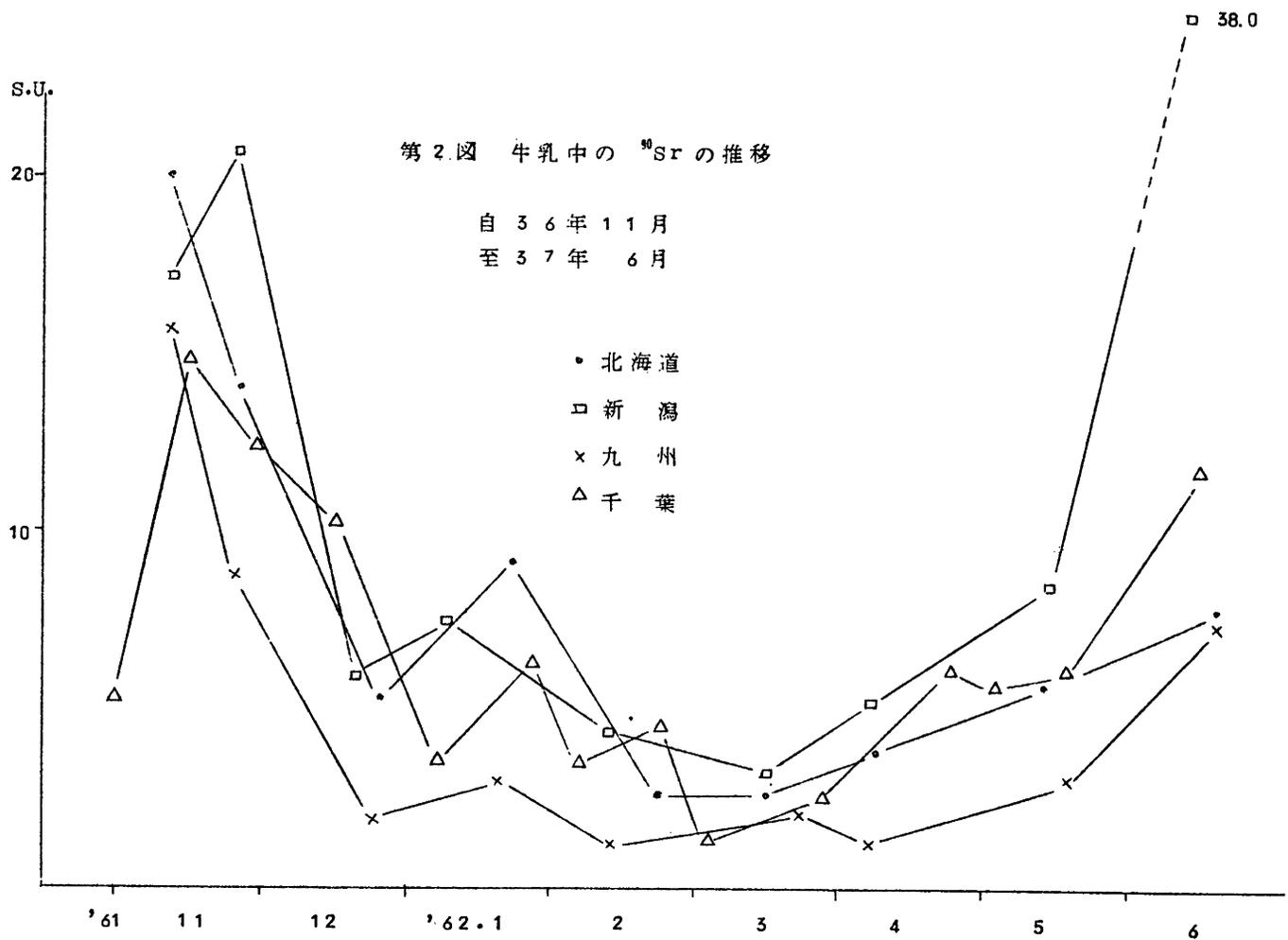
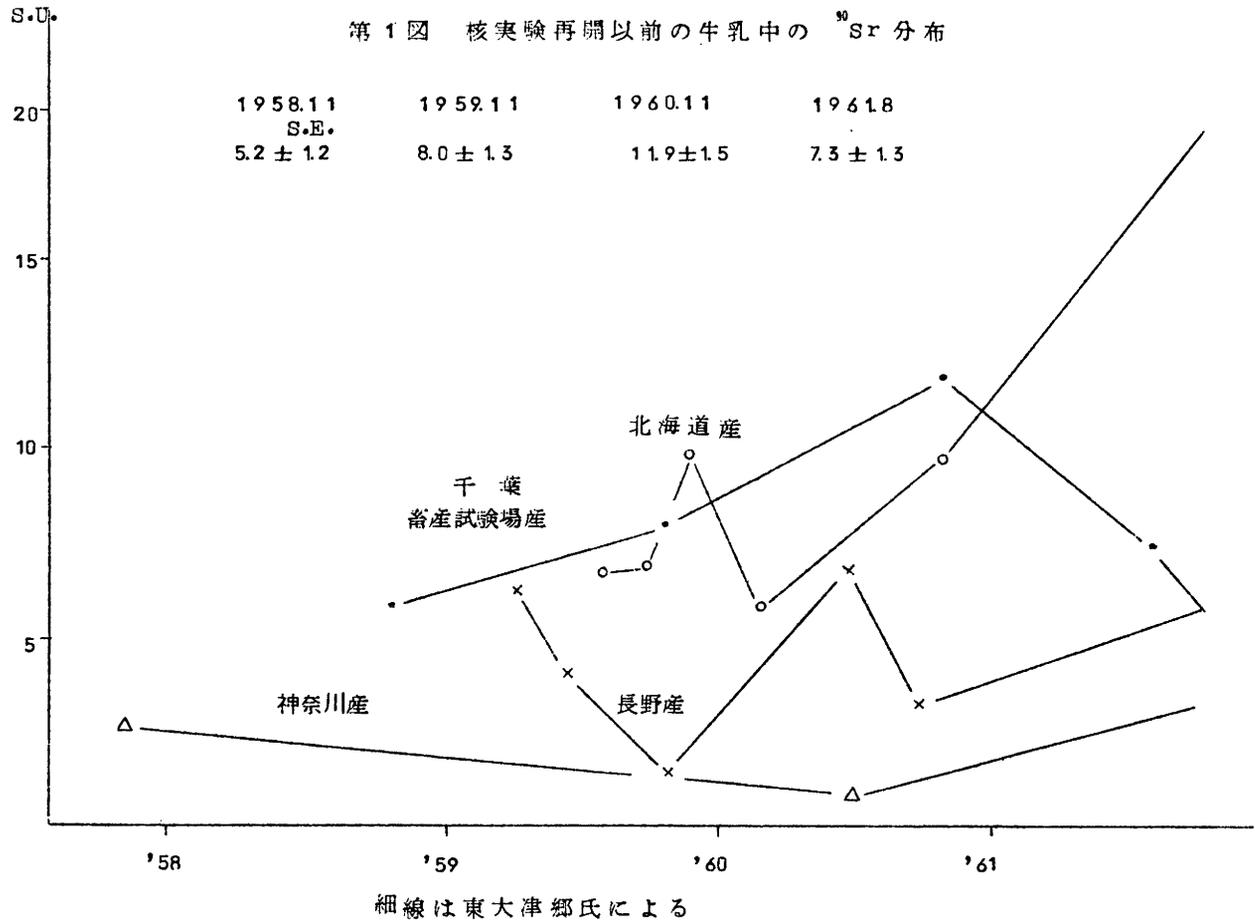
採試分析した1958年から1961年夏迄の牛乳は畜産試験場(千葉市)において常法で飼われてきた乳牛の乳で、1961年11月以降は各地域農業試験場畜産部繁殖の一般乳牛の牛乳も加えて分析したものである。その分析測定法は科学技術庁：放射性ストロンチウム⁹⁰Srの分析法に準拠した。

1961年の8月迄における成績をまとめると第一図となる

核実験再開後その影響を受けたあとの測定成績は第二図の通りである。

以上1958年来の本邦産牛乳中の⁹⁰Sr含有量は、1960年を最高として、1961年には相当低い水準まで下つて、実験再開期以降の11月初旬にもなお減少傾向を持続したようである。しかしその後僅か10日間にして全国的に急増期を迎え、1,2月中旬頃までは相当高い汚染度が続いた。しかし1961年末から1962年初にかけては極く低い水準にとどまつた。本年度の春を迎えて4月以降の牛乳中には次第に増加し6月,7月と進むにつれ一部昨年末の汚染量を超過するものすら現われるに至つた。

⁹⁰Srは観測を再開した1961年11月1日から測定され、第一表のような結果を得ている。



第一表 牛乳中の⁹⁰Srの分布

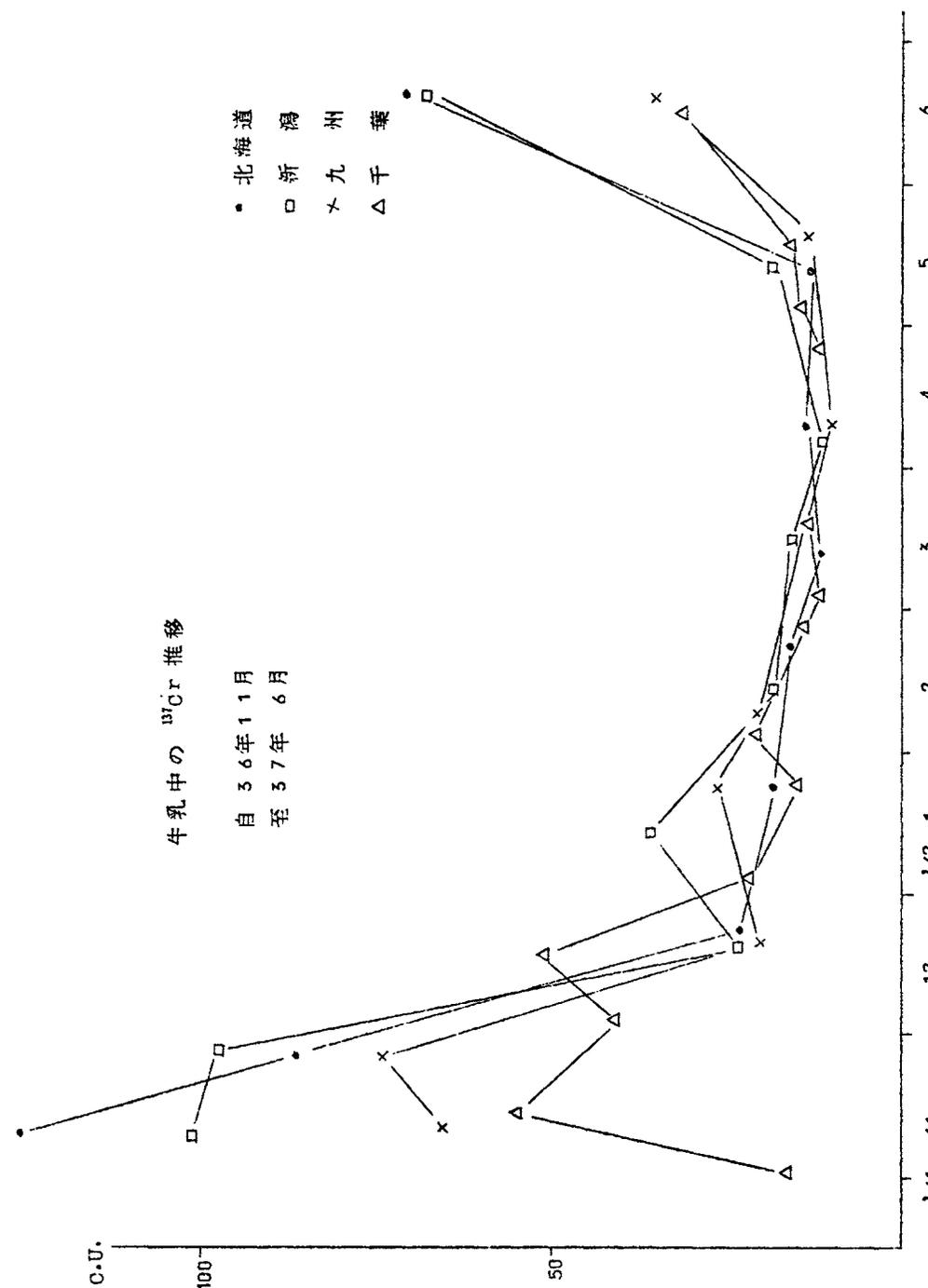
年・月・日		$\mu\text{mc}/\ell$	S.U.
1961.11.1	(千葉)	7.8 ± 4.0	7.5 ± 4.3
		10.0 ± 3.0	9.0 ± 3.1
11.11	(北海道)	18.1 ± 5.0	14.5 ± 6.3
	(新潟)	17.2 ± 3.3	14.5 ± 3.9
	(九州)	19.1 ± 2.3	16.5 ± 2.7
11.25	(北海道)	7.3 ± 4.4	6.0 ± 3.6
	(新潟)	10.8 ± 5.1	9.8 ± 4.6
	(九州)	2.1 ± 3.0	2.0 ± 3.1
1961.12.1	(千葉)	6.6 ± 4.3	6.0 ± 3.9
	()	7.1 ± 3.8	6.6 ± 3.5
	()	5.2 ± 4.4	5.2 ± 4.9
12.15	()	4.3 ± 3.1	3.8 ± 2.8
	()	5.8 ± 3.2	4.9 ± 2.7
	()	5.0 ± 4.0	4.7 ± 3.8

この後は各地の牛乳ともにほとんど検出されないままに1962年6月迄経過してきている。

よつて⁹⁰Srの牛乳中の量より考えて、昨秋に相当多量の新たなフォールアウトが降下していたが、その後本年春に至るや新核実験によるフォールアウトの来襲がなかつたように判断される。

2. 牛乳中の¹³⁷Csの推移

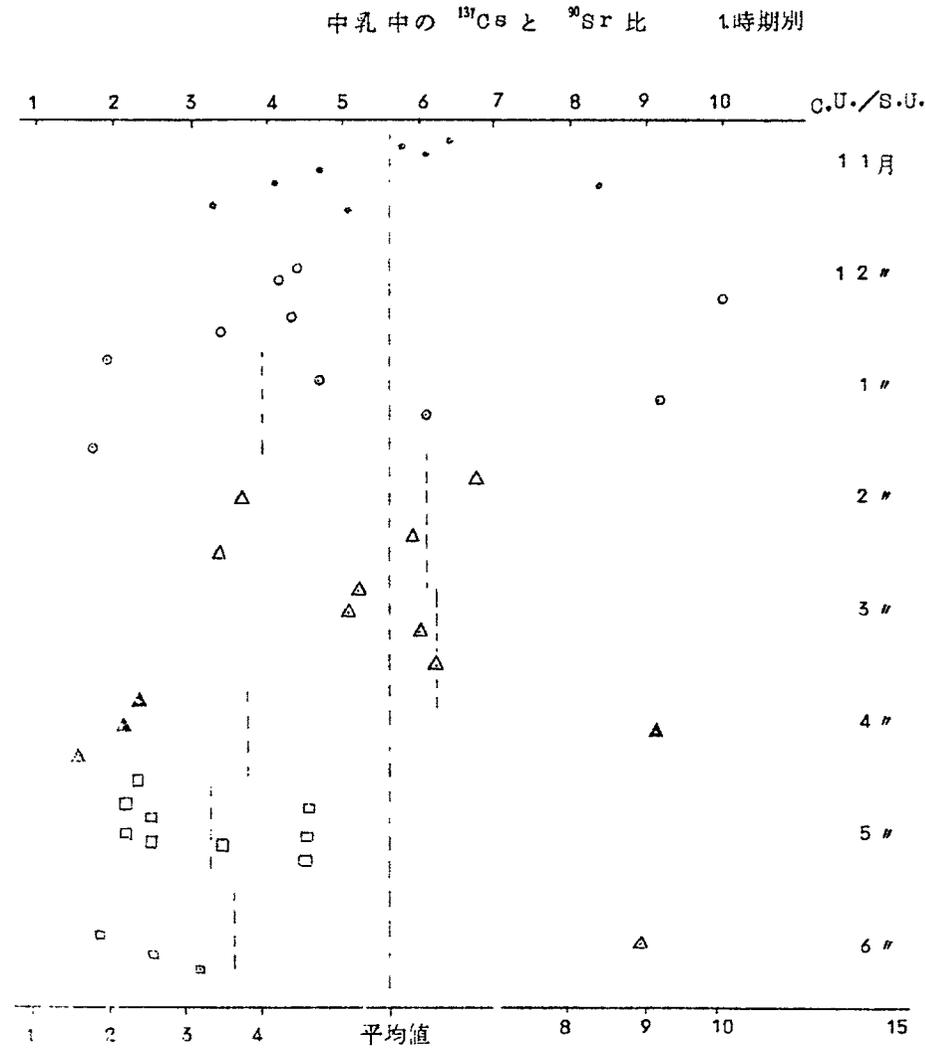
⁹⁰Srの増減変化とほぼ同様な分布推移を示し、1961年11月初旬にはなお極く少量の¹³⁷Csを検出し得たのみであつたが、その中旬には急激な増加があり、12月に入るや著しく減少してしまつて、本年の春季にも(⁹⁰Sr量が増加に転じても)なお極く僅少量の分布に過ぎなかつた。しかし6月に入るや各地ともに急に増加しはじめ、昨年末の極大潮にせまるような含有量を示してきた。



3. 牛乳中のC・U・/S・U値

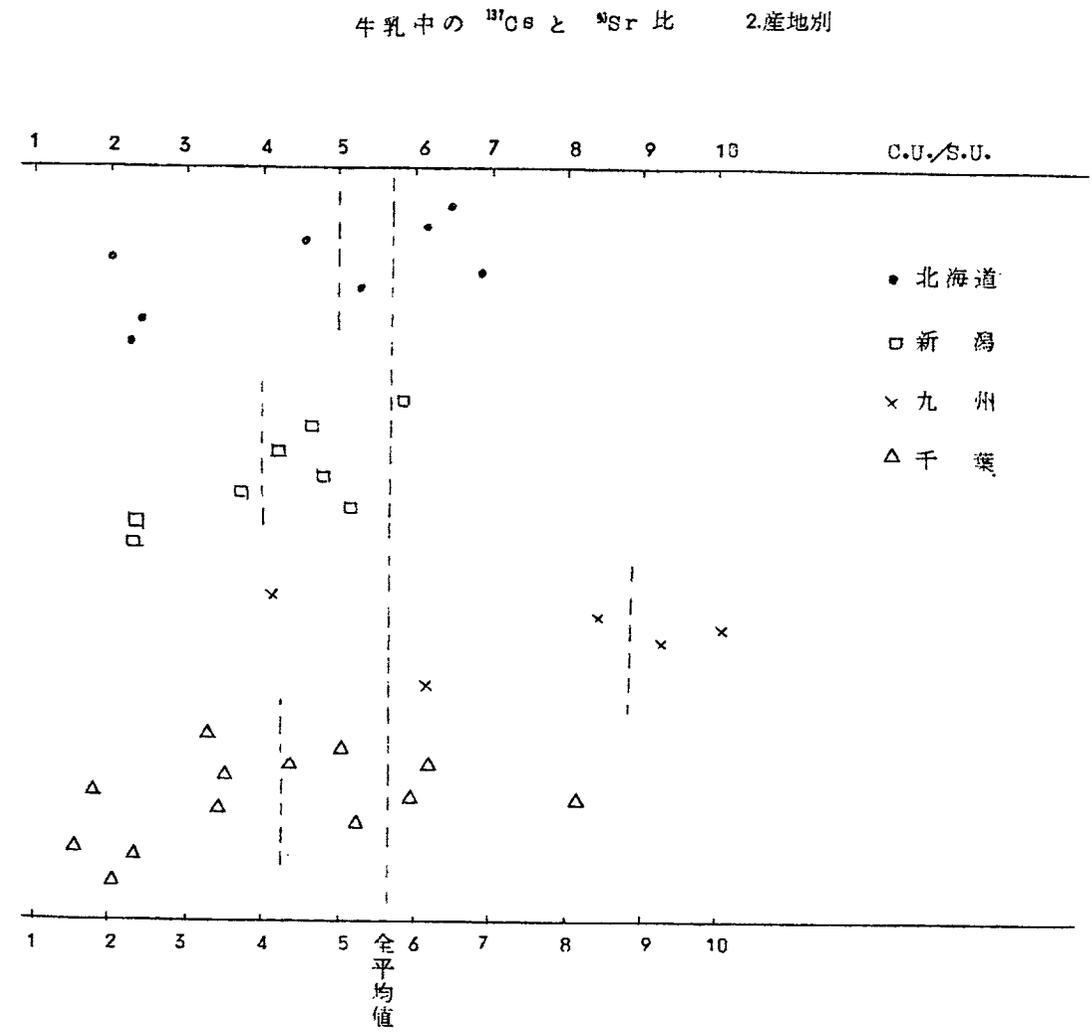
(a) 時期別変化

全国平均におけるC・U・/S・Uの時期的な変化を調べてみると、昨秋の11~12月は約5.2であつたものが、来年新春に入つて4.0に落ち、2月、3月と高まつて約6.2の値をもち調査期では最高であつた。さらに4月、5月、6月には次第におちて、約3.5の値にある。C・U・値の変化は比較的に滑らかであるから、主にC・U・/S・U値の変動の主因はS・U・の変動から起るようである。



(b) 地域別の差異

C・U・値では特に地区別変化を明らかにすることはできないが、S・U・値については九州地区のみは常に他の地区よりも低い状態にあつたようである。おのずからC・U・/S・U値は九州では約9の値をもつたに拘らず、他地区特に新潟における平均値は低くて4.0にとどまつた。



4. 乳牛のCa 給与量による牛乳中の⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs の差異

従来の畜産試験場慣用法により供試乳牛の一頭は対照区としてそのまま飼いつけるとともに、別の2頭には特に給与Ca 量を多くして(同時にP₂O₅ をふやし灰分平衡のもとに)飼いつけてみた。その牛乳中の⁹⁰Sr、及び¹³⁷Cs の含量を測定した結果は第二表となつた。

第二表 Caの給与量による牛乳中の⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs 分布量の差異

日 附	対 照 牛 乳			供 試 牛 乳					
	S.U.	C.U.	C.U./S.U.	1			2		
	S.U.	C.U.	C.U./S.U.	S.U.	C.U.	C.U./S.U.	S.U.	C.U.	C.U./S.U.
12.28			実 験	開 始					
1.6	3.5	21.7	6.2	3.0	20.2	6.7	2.4	16.7	6.9
1.20	9.7	17.4	1.8	6.8	14.1	2.1	4.5	14.5	3.2
2.2	4.3	25.6	6.0	3.9	22.6	5.8	3.5	19.7	5.6
2.20	4.2	14.6	3.5	1.2	12.7	10.6	2.5	18.1	7.2
3.2	2.6	21.3	8.2	1.4	12.8	9.1	1.0	10.9	10.9
3.20	3.7	19.5	5.3	1.6	12.1	7.6	1.3	10.0	7.7
4.18	7.1	11.6	1.6	6.1	12.0	2.0	5.6	12.8	2.3
5.1	6.1	14.4	2.4	5.8	13.1	2.3	4.3	15.9	3.5
5.15	7.7	16.2	2.1	3.5	15.7	4.5	4.3	18.4	4.5
平 均	4.88 ± 0.780			3.70 ± 0.713			3.27 ± 0.521		

以上の成績によれば、対照牛乳のS.U値は供試牛乳のそれよりやや高い、換言すれば乳牛に対するCa 給与をふやせばその牛乳中の放射性Sr を或る程度減らすことが出来ることとなる。しかしその量的関係については今後の詳細な検討にまたねばならない。

5. 今後の問題点

牛乳の採取と同時に当時の飼料に関する一応の調査は実施してきたが、餌の汚染度調査についてはなお実施していない。人手の余裕を得ることが出来れば蒐集されている餌の分析にかかる方針である。

一方Sr は分析に要する時間が余りにも長期に亘り、牛乳の消費事情から考えて事態に合わせることが多いと考える。そこで⁹⁰Sr の簡便分析法を工夫すべく⁹⁰Yの測定および牛乳中に分布し得る放射性核種の種類の決定の方から目下研究を進めているが、その方法を簡便にして、各方面で手較に利用し得るようにすると同時に迅速な測定法の完成によつて緊急事態下においても有効なように準備を急がねばならない。

また出来得れば大気中の汚染度より直ちに、やがておこる牛乳中の汚染量の予測が迅速的確に行えるようにするためには各種の放射性核種の乳牛体内における行動に関する研究が必要と考える。

ヨード 131. による環境汚染

国立公衆衛生院

山 県 登 , 岩 島 清

昨年秋のソ連核実験により生じたヨード-131による空気、葉菜、牛乳の汚染および人、牛の甲状腺中のレベルについては、既に発表した。(1), (2))

本年になつてからは空気中にも検出されない状態が8月末まで続いたが、(8月24日牛乳 ≤ 20 μμc/l) 9月初旬になつて、再び空気中に検出されはじめ、9月7日の葉菜では、650 μμc/kg 生重量、9月12日東京市販の牛乳で67 μμc/l が検出された。以後、現在までおこなわれた測定の結果を報告する。

1) Environmental Contamination with Iodine-131 in Japan
N. Yamagata and K. Iwashima Nature 193, 892(1962)

2) Environmental Contamination with Short-Lived Radionuclides in Japan in 1961, N. Yamagata and K. Iwashima
J. Radiation Research 3, 48~62(1962)

人の甲状腺は9月10日から採集を始め、生鮮試料をそのままガンマスペクトロメーターによつて測定した。その結果は、9月10~19日平均1.7、20~30日平均1.0 μμc/gで昨年12月初旬に比較して低い。

牛の甲状腺については芝浦屠場において採集した試料につきおこなつた。これは、人の甲状

線中のレベルとの間に何らかの相関関係が求められないかとの希望を抱いたため、もし、相関が得られれば、モニタリングの対象とすることができるからである。その結果、牛の個体間のバラツキは大きく人のレベルの100~1000倍を示すことが判つた。

又、9月26日には生牛の外部からレトメーターによつて甲状腺の放射能を検出することができ、数 $\mu\text{r}/\text{h}$ を示した。10月3日には牛の甲状腺のレベルは減少すると共に、外部からの線量測定も低い値を示した。これらのことから牛の甲状腺の外部よりの放射能測定が人の甲状腺レベルの大まかな推定に役立つと考へた。

表1 牛乳中の I-131 ($\mu\text{mc}/\ell$)

月日	東京	大阪	仙台	新潟
8.24	≤ 20			
9.12	67			
" 14	136			
" 19	96			
" 20	67			
" 24	100			
" 26	100			
10. 2	98			
" 4	98			
" 6	77			
" 8	55	66	93	31
" 12	40	40	81	32
" 15	34			

$^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$ および $^{106}\text{Ru}-^{106}\text{Rh}$ による環境汚染

国立公衆衛生院

山 県 登 , 岩 島 清

昨秋のソ連核実験により生じた $^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$ による空気、葉菜、牛肺、人肺の汚染について

て、昨年12月までのものは既に発表した。¹⁾以来、空気、河川水、葉菜、牛肺などの $^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$ および $^{106}\text{Ru}-^{106}\text{Rh}$ による汚染の経時変化を調べたので報告する。

$^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$ は試料そのままあるいは灰化後ガンマスペクトロメーターによつて測定した。 $^{106}\text{Ru}-^{106}\text{Rh}$ は RuO_4 の四塩化炭素抽出法により試料より分離、酸化物としてA1吸収板 ($29\text{mg}/\text{cm}^2$) でサンドウイツチ型にはさみ、干流ガスフローカウンターで β 測定をおこなつた。

毎月の放射性降下物および空気中の $^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$, $^{106}\text{Ru}-^{106}\text{Rh}$ の量は5月にピークをもっている。

また河川水には、全国的にあまり差がみられない。

全般的に8月まで汚染は減少をたどつたが、9月になり空気および葉菜類の汚染レベルが上つて来た。そこで牛肺中の $^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$ を測定したところ昨年末の $\frac{1}{2}$ 弱の汚染を検出した。昨年末の牛肺と人肺の関係から人肺中の $^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$ の量を推定すると、約 $0.1\mu\text{mc}/\text{g}$ 生肺となる。

1) Environmental Contamination with Short-Lived Radionuclides in Japan in 1961.

N. Yamagata and K. Iwashima

J. Radiation Research 3, 48-62 (1962)

表1. 空気中の $^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$ および $^{106}\text{Ru}-^{106}\text{Rh}$ ($\mu\text{mc}/\text{m}^3$)

	$^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$	$^{106}\text{Ru}-^{106}\text{Rh}$
'61. 11	1.2	0.8
" 12	1.0	0.4
'62. 1	0.9	0.7
" 2	1.0	1.1
" 3	0.9	2.7
" 4	2.2	6.3
" 5	1.8	8.1
" 6		5.6
⋮		
" 9	0.8	
" 10	1.0	

+ ^{106}Ru のみについての値

表2. 放射性降下物中の $^{106}\text{Ru}-^{106}\text{Rh}$ (mc/Km^2)

	$^{106}\text{Ru}-^{106}\text{Rh}$
'61. 8	0.17
9	1.28
10	0.44
11	0.32
12	0.15
'62. 1	0.16
2	0.24
3	0.39
4	1.06
5	6.7
6	6.2
7	

+ ^{106}Ru のみについての値

表 3. 利根川(妻沼)での $^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$ および $^{106}\text{Ru}-^{106}\text{Rh}$ の経時変化 ($\mu\text{mc}/\ell$)

	$^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$	$^{106}\text{Ru}-^{106}\text{Rh}^+$
'62.3.27	13.4	4.0
" 4.6	22.9	4.5
" 4.26	6.5	4.0
" " 5.5	14.5	2.5
" 7.23	7.6	0.7
" 8.23	4.3	
" 9.3	3.6	0.3

+ ^{106}Ru のみについての値

表 4. 河川水中の $^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$ および $^{106}\text{Ru}-^{106}\text{Rh}$ ($\mu\text{mc}/\ell$)

	$^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$	$^{106}\text{Ru}-^{106}\text{Rh}^+$
信濃川	5.8	0.7
阿賀野川	3.9	0.5
利根川	4.3	
九頭竜川	4.4	0.6
榛名湖	.	0.7
琵琶湖	1.5	0.5
千代川	3.3	0.7
吉野川	5.8	0.4
白川	3.2	0.5
大淀川	5.8	0.3

+ ^{106}Ru のみについての値

表 5. ほうれん草中の $^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$ ($\text{m}\mu\text{c}/\text{kg}$ 生)

'61.10	9.0
" 11	18.2 (41~3)
" 12	4.6
'62.1	3.5
" 2	2.0
" 3	1.7
" 4	2.1
" 5	1.1
" 8	0.05 ⁺
" 9	0.78 ⁺
" 10	0.5

+ 小松菜

家畜骨中の ^{90}Sr について

家畜衛生試験場 宮尾 陟
○ 林 光昭, 米村 寿男

本年は昨年12月採取の馬骨9例(宮崎5例、長野4例)、牛骨5例(宮崎)ならびに本年6月以降採取の馬骨27例(北海道5例、山形5例、宮城1例、東京6例、広島5例、福岡5例)、牛骨38例(北海道4例、山形5例、宮城4例、新潟5例、鳥取6例、広島5例、福岡5例、鹿児島4例)の79例について分析した。しかし試料の入手が非常におくれたものがあつて、その一部は現在なお分析中なので、一応現在まで判明した結果について記述する。成績を表記すると次のとおりである。

馬 骨		採 取 地	例 数	Sr/1000Ca	S.U.
		北 海 道	5		
		山 形	5	0.50±0.10 ^{**} (0.39~0.68)	4.77±8.3 ^{**} (4.09~63.7)
		宮 城	1	0.48	29.6
		東 京	6	0.58±0.12 (0.42~0.78)	25.3±7.9 (11.5~35.7)
		広 島	5	0.61±0.08 (0.46~0.70)	21.3±3.9 (16.1~26.1)
		福 岡	5	0.55±0.07 (0.49~0.69)	22.5±7.4 (14.4~33.7)
		※ s.d.		()内はrange	

牛 骨		採 取 地	例 数	Sr/1000Ca	S.U.
		北 海 道	4		
		山 形	5	0.35±0.03 (0.30~0.40)	16.7±2.7 (11.6~18.7)
		宮 城	4	0.31±0.05 (0.25~0.37)	13.2±4.7 (7.2~17.8)
		新 潟	5		
		鳥 取	6	0.41±0.10 (0.27~0.52)	21.3± 5.6 (16.3~31.8)
		広 島	5	0.28±0.06 (0.24~0.32)	14.4± 5.3 (10.1~22.9)
		福 岡	5	0.26±0.05 (0.21~0.35)	13.1± 5.2 (5.8~21.9)
		鹿 児 島	4	0.29±0.04 (0.26~0.36)	24.6± 3.6 (21.0~30.2)

馬骨の北海道を除いた平均値は29.3 S.U.であつて、昨年の23.9、今までのピークである昭和34年の25.1より高くなつている。北海道の成績がまだでていないので確実なことはいえないけれども、昨年の成績からみても、北海道の試料は汚染が相当高いことが予想されるから、本年の総平均値は今までの最高とみてよいであろう。

地域的には山形のものが汚染度が最も高く、ついで宮城、東京の順となつており、広島、鹿児島は試料は昨年までの汚染度と大して変わりないようである。

牛骨については未だ成績のでていない北海道、新潟を除いた平均値は17.7となり、これまでの最高値である昨年の10.7より相当高くなつている。地域的にも昨年の平均値である10.7より低い地方は全くなく、最高は鹿児島24.6であり、その他山形、鳥取など裏日本のものが大体高いようであるが、全般的に昨年より汚染度が著しく高まつてきたことは間違いないように思われる。

つぎに⁹⁰Sr濃度と年令との関係を見るため、年令のわかっている試料について、0~2、3~5、6~10、10~の4段階にわけて平均値を求めると次のようである。

		馬		牛	
年 令	例 数	S.U.	例 数	S.U.	
0 ~ 2	6	29.3	5	17.1	
3 ~ 5	3	19.8	6	19.3	
6 ~ 10	9	26.6	8	18.8	
10 ~	1	21.0	0		

北海道、新潟などまだ成績のでていない試料が加わると幾分かわかるかもしれないが、やはり人におけるようにはつきりした違いは認められない。これは例数の少ないためもあるけれども、また地域的な汚染度の相違が相当であつて、たとえ年令による影響があるとしても、その影響をおおいかくしているためもあるだろう。従つて年令による相違をはつきりさせるためには同一地域の多数例について検討することが必要と考えられる。

なおSr・Ca率については馬骨の方が牛骨より相当高いことは今までの成績と全く同様であつた。

人骨中の ^{90}Sr について

放射線医学総合研究所

渡辺博信, 佐伯誠道

小柳卓, 田中義一郎

富川昭男

日本人の人骨への ^{90}Sr の沈着程度を明らかにし放射能対策に資するため、1961年には東京、大阪、京都、新潟より452検体の人骨（主として肋骨）を採集し、そのうち131試料について、1962年には東京、新潟より採集した218検体の人骨（肋骨）のうち110試料の ^{90}Sr を定量した。

^{90}Sr の分析は発煙硝酸分離法により行ない、低バックグラウンドカウンターを用いて計測した。天然 Sr 含量は昭和36年度放医研年報記載の「蛍光分析による人骨の Sr 定量法」により定量した。

1961年の測定結果は第1～2表の通りである。試料は各年令別に分け、天然 Sr の含量は Ca との比の1,000倍をもつて表し、 ^{90}Sr の量は Ca 1g当りのマイクロマイクロキュリー数（ストロンチウム単位）で表した。1962年の測定結果は現在整理中であるので口答発表する。

第 1 表

年令	Sr/Ca $\times 10^3$	S.U. \pm s.d.	年令	Sr/Ca $\times 10^3$	S.U. \pm s.d.
1ヵ月	0.07	1.38 \pm 0.08	6	0.43	1.26 \pm 0.03
4 "	0.19	1.47 \pm 0.24	6	0.23	1.31 \pm 0.03
1年	0.33	0.22 \pm 0.02	8	0.09	1.12 \pm 0.05
1		2.45 \pm 0.09	8	0.16	2.29 \pm 0.12
2	0.25	1.06 \pm 0.08	9	0.16	0.93 \pm 0.08
2		2.15 \pm 0.09	9	0.13	0.74 \pm 0.03
3		1.36 \pm 0.04	10	0.15	0.70 \pm 0.03
4	0.24	1.31 \pm 0.11	10	0.16	3.18 \pm 0.12
5	0.09	1.22 \pm 0.05	10		1.19 \pm 0.16
5		2.07 \pm 0.20	11	0.15	1.29 \pm 0.09
5		1.98 \pm 0.14	11	0.44	2.21 \pm 0.09

年令	Sr/Ca $\times 10^3$	S.U. \pm s.d.	年令	Sr/Ca $\times 10^3$	S.U. \pm s.d.
11		3.64 \pm 0.52	20	0.06	0.64 \pm 0.03
13	0.19	1.06 \pm 0.06	20		0.48 \pm 0.02
13	0.37	1.03 \pm 0.10	20		1.91 \pm 0.14
13	0.27	0.82 \pm 0.03	20		0.82 \pm 0.08
13	0.28	0.77 \pm 0.03	20		0.74 \pm 0.05
13	0.06	1.33 \pm 0.05	21	0.43	0.63 \pm 0.03
13		1.59 \pm 0.14	23		1.25 \pm 0.13
14	0.16	0.32 \pm 0.02	23		0.79 \pm 0.08
15	0.49	1.58 \pm 0.11	24		0.71 \pm 0.07
15	0.45	0.84 \pm 0.03	24		0.74 \pm 0.09
15	0.18	0.82 \pm 0.04	24		1.14 \pm 0.11
15	0.07	0.50 \pm 0.02	24		1.15 \pm 0.11
15		2.60 \pm 0.24	25	0.47	0.60 \pm 0.02
16	0.22	1.53 \pm 0.06	25		1.20 \pm 0.13
16	0.43	0.92 \pm 0.05	25		1.37 \pm 0.14
16	0.20	1.37 \pm 0.05	25		0.62 \pm 0.07
16	0.07	1.23 \pm 0.04	25		0.90 \pm 0.09
16	0.08	2.26 \pm 0.04	25		0.81 \pm 0.09
16		1.06 \pm 0.10	25		0.81 \pm 0.09
16		1.07 \pm 0.13	25		1.06 \pm 0.01
16		1.95 \pm 0.11	26		0.52 \pm 0.06
17	0.25	0.37 \pm 0.03	27		0.83 \pm 0.10
17	0.20	0.86 \pm 0.05	27		1.34 \pm 0.15
17	0.37	0.55 \pm 0.03	28		0.43 \pm 0.09
17	0.06	1.07 \pm 0.06	28		2.34 \pm 0.34
17	0.16	2.08 \pm 0.08	28		0.64 \pm 0.07
18	0.26	0.85 \pm 0.07	28		0.43 \pm 0.05
18	0.14	0.58 \pm 0.04	28		0.76 \pm 0.08
18		3.22 \pm 0.18	28		0.64 \pm 0.07
18		2.20 \pm 0.26	29		0.92 \pm 0.09
19	0.06	0.33 \pm 0.01	29		1.09 \pm 0.14
20	0.52	0.48 \pm 0.02	35	0.32	0.71 \pm 0.03

第1表 尿中のCs-137の分析結果

地区 採取年月日 試料番号	Cs-137の濃度(μμc/l)			
	大阪		石川	
	1961.10	1962.3	1961.10	1962.3
1	13.1	14.0	14.3	18.2
2	14.6	13.4	13.2	13.6
3	13.5	12.7	10.4	10.6
4	14.7	12.7	16.0	11.2
5	13.1	12.2	15.3	10.6
6	12.8	11.8	14.5	9.7
7	12.2	16.1	12.1	14.0
8	14.5	11.0	11.3	14.7
9	16.0	10.5	13.1	15.4
10	14.9	12.4	14.0	11.5
11	13.9	12.3	13.4	11.8
12	14.6	12.2	12.5	8.9
13	11.3	13.1	10.2	
14	15.5	14.9	13.7	
15	16.2	14.9	15.0	
16	13.4	10.6	12.4	
17	15.1	15.9	12.7	
18	13.0	8.8	17.5	
19	11.2	9.7	15.2	
20	8.6	9.0	16.1	
21	9.7	9.2	14.0	
22	11.1	5.7	17.1	
23	9.6		13.1	
24	12.9		16.1	
平均	13.1	12.0	13.9	12.5

第2表 尿中のCs-137の個人差および日変化

(1962年9月)

対象者	尿量(ml)	Cs-137の 総排泄量(μμc/日)	Cs-137の濃度 (μμc/l)
A, 男	1	950	13.0
	2	1010	13.9
	3	1260	13.2
	平均		13.4±0.4
B, 男	1	900	14.7
	2	750	13.0
	3	1010	17.5
	平均		11.1±1.8
C, 男	1	1050	11.9
	2	420	8.2
	3	800	13.1
	平均		11.1±1.8
D, 女	1	680	15.8
	2	830	19.3
	3	750	20.3
	平均		18.8±2.0
E, 女	1	1290	8.8
	2	1100	17.4
	3	1540	13.1
	平均		13.1±3.0
F, 女	1	1150	10.6
	2	1120	17.8
	3	1000	16.2
	平均		14.9±2.7

男 平均 13.2±1.5

女 平均 15.6±2.1

日本の日常食のSr⁹⁰汚染度について (2)

国立栄養研究所 速水 決 他

昨年、第1報において、日本の各地において日常摂られている食餌に含まれるSr⁹⁰の量について、全国から7地方を選び測定した結果(1960年度分)を報告したが、今回はこれに引続いて行なつた1961年度の成績について報告する。

調査地区は昨年度とほぼ同じであるが、この他に1962年2月に追加して行なわれた東京福岡、新潟の3地方を含んでいる。調査時期は1961年分については昨年度と同じく8月及び11月附近、1地区において集めたサンプルはその地区10世帯の各1日分である。

分析方法も前報と同じく、各食餌の灰化物について科学技術庁制定の「放射性ストロンチウム」によつた。

第1表に地区、集収期、成人及び子供別の数値を、第2表にこれ等の地方別平均値を示す。今回の値では新潟、山形、福岡、石川、熊本が7~10μcの範囲にあつて他の地方より比較的高かつた。また、2年連続して調査されている北海道その他の5県を昨年度と比較した場合、一元的な変化はなく、一般に、地域別、年次別に有意の差があるかどうかは現在の段階では判定できない。

なお本年の2月以降8月までの各地の試料については現在まで行なつた分析結果では、2月迄のものに比較して大差がない。

第1表

地方	地区	対象	時期	Sr ⁹⁰ 摂取量 (μc/day/person)	S. U.	Ca摂取量 g/day/person
北海道	都市	成人	1961年 8月	5.9	9.5	0.624
			10月	7.2	11.0	0.655
	農村	成人	8月	4.1	6.8	0.603
			10月	7.4	12.1	0.611
	"	幼児	8月	2.7	9.2	0.294
			10月	3.3	11.4	0.289
山形	都市	成人	8月	10.9	20.9	0.520
			11月	6.9	9.3	0.744

山形	農村	成人	8月	6.1	8.2	0.735
			11月	12.9	14.9	0.866
石川	都市	成人	8月	5.4	11.1	0.488
			11月	8.5	12.4	0.688
	農村	成人	8月	8.1	11.3	0.720
			11月	10.0	15.0	0.666
	"	幼児	8月	5.3	12.0	0.440
			11月	5.0	17.7	0.333
埼玉	都市	成人	9月 (1962年)	3.8	8.1	0.469
			2月	4.3	8.8	0.489
	農村	成人	9月 (1962年)	4.8	12.5	0.385
			2月	3.9	9.2	0.422
	"	幼児	9月 (1962年)	2.7	12.1	0.224
			2月	4.1	14.2	0.289
岡山	都市	成人	(1961年) 11月	4.2	9.8	0.427
	農村	成人	11月	3.0	6.1	0.489
			8月	4.6	11.7	0.394
三重	都市	成人	11月	6.1	11.9	0.511
			8月	3.9	6.0	0.648
			8月	5.7	5.4	1.050
愛媛	都市	成人	8月	3.4	5.7	0.601
			11月	4.9	6.9	0.710
	農村	成人	8月	5.4	7.4	0.728
11月			3.6	4.6	0.777	
熊本	都市	成人	10月	4.4	6.5	0.681
			11月	5.8	12.3	0.470
	農村	成人	10月	6.9	9.7	0.711
			11月	9.5	21.6	0.440
	"	幼児	10月	5.9	13.1	0.450
			11月	7.5	20.8	0.360

新潟	都市	成人	(1962年) 2月	8.5	20.7	0.411
		幼児	"	7.7	19.9	0.387
	農村	成人	"	10.5	23.0	0.456
		幼児	"	8.4	18.0	0.467
福岡	農村	成人	(1962年) 2月	8.4	14.4	0.585
東京	山手	成人	(1962年) 2月	5.0	7.8	0.630
		幼児	"	4.5	14.3	0.315
		成人	"	4.9	12.1	0.406
	下町	成人	"	4.9	12.1	0.406
		幼児	"	4.1	10.4	0.396

第2表

地方	Sr ⁹⁰ 摂取量 μC/day/person	S. U.	Ca 摂取量 g/day/person
(成人)			
北海道	6.2	9.9	0.623
山形	9.2	13.3	0.716
石川	8.0	12.5	0.641
埼玉	4.2	9.7	0.441
岡山	4.5	9.9	0.455
三重	4.8	5.7	0.849
愛媛	4.3	6.2	0.704
熊本	6.7	12.5	0.576
新潟	9.5	21.9	0.434
福岡	8.4	14.4	0.585
東京	5.0	10.0	0.518
(幼児)			
北海道	3.0	10.3	0.292
石川	5.6	14.9	0.387
埼玉	3.4	13.2	0.257
熊本	6.7	17.0	0.405
新潟	8.1	19.0	0.427
東京	4.3	12.4	0.356

第3表 両年度の⁹⁰Sr摂取量の比較(成人)

単位 S. U.

地方	年次	1960		1961	
		8月	11月	8月	11月
北海道	都市	8.9(8月)	9.1(11月)	9.5(8月)	11.0(11月)
	農村	9.1(8月)	5.3(11月)	6.8(8月)	12.1(11月)
埼玉	都市	6.4(8月)	14.0(11月)	8.1(9月)	8.8(翌2月)
	農村	21.0(8月)	5.6(11月)	12.5(9月)	9.2(翌2月)
石川	都市	12.2(8月)	9.1(11月)	11.1(8月)	12.4(11月)
	農村	6.6(8月)	16.6(11月)	11.3(8月)	15.0(11月)
愛媛	都市	6.3(8月)	6.6(11月)	5.7(8月)	6.9(11月)
	農村	11.7(8月)	13.2(11月)	7.4(8月)	4.6(11月)
熊本	都市	15.2(8月)	12.0(11月)	6.5(10月)	12.3(11月)
	農村	13.6(8月)	16.0(11月)	9.7(10月)	21.6(11月)

()

日本人の人体と食事中的セシウム-137 (20分)

国立公衆衛生院 山 県 登

1960年2月から1962年5月までに採集された人の筋肉および日常食の中のセシウム-137を分析した結果を概観する。

1. 筋肉分析値から体内量の推定

すでにおこなわれた研究の結果、天然セシウムの体内における分布は、これをカリウムと比較して考えるとき、組織、器官によつてCs/Kの比を異にすることが判つている。(表1) 従つて筋肉中の¹³⁷Cs/K(セシウムニット)と体内カリウム値を掛算して、簡単に体内¹³⁷Csを推定することは不可で、補正值0.76を更に掛ける必要がある。表1には生重量g当りの天然セシウムが与えられているから、もし天然セシウムと¹³⁷Csとの間に平衡を考ふるならば、日本人平均体重を56kgとして、筋肉中の¹³⁷Cs分析値(μC/g)に38を掛

れば体内¹³⁷Csの全量(mμc)が得られる。

この報告では、この方法によつて体内量を推定した。

2. 食事の分析値から体内量の推定

日本人における人体と食事中の天然セシウムの分析値(表1および表2.)から、一日摂取量を110倍すれば体内量が得られることが判るから、¹³⁷Csについてもこれが成り立つと考え、日常食の分析値から体内量を推定することができる。

3. 日本人の人体内の¹³⁷Csレベルの推定

以上の方法を用いて、1960年2月以降の日本人の人体内の¹³⁷Csレベルを推定すると表3.のようになる。※印は日本原子力研究所におけるヒューマンカウンターによる分析値で、よく一致している。

また表にあらわれている1962年3月の高い値は、1961年秋に再開されたソ連の輻射による直接汚染の結果があらわれたものと考えることができよう。

この研究は下記に発表済または発表予定である。

1. The Concentration of Common Potassium, Rubidium and Cesium in Japanese Diet

N. Yamagata J. Radiation Research 3 No.2 (1962)

2. Cesium-137 in Japanese People and Diet

Feb 1960 - May 1962

N. Yamagata, K. Kodaira and H. Hayami

J. Radiation Research 3, No.3 (1962)

3. Balance of K, Rb, Cs between Japanese People and Diet and Assessment of Biological Half-Times

N. Yamagata Nature Oct 6 (1962)

4. Estimation of the Total Body Load of Cs-137

表1. 人体内の天然セシウムの分布

	Cs μg	Cs, % × 10 ³
心臓	2.5	1.52
肝臓	1.27	0.95
腎臓(骨髄を含む)	1.57	0.91
全体	2.0	1.0

表2. 日本人によるK, Rb, Csの一日摂取量

	K mg	Rb mg	Cs μg
都市成人	1231 ± 244 (9)	126 ± 0.22 (7)	8.9 ± 2.6 (9)
農村成人	1638 ± 426 (9)	165 ± 0.33 (7)	1.1 ± 2.5 (9)
農村幼児	1014 ± 329 (6)	144 ± 0.87 (5)	8.6 ± 4.2 (6)

()内は試料数, 各試料は10世帯の合成サンプル

表3.

Table 3. Estimate of the Total Body Burden of Cesium-137 in Japanese People

Time	Total Body Burden (μc)	
	Estimates from muscle analysis μμc/g fresh	Estimates from diet analysis
Feb. 1960 (8)	0.25	9.5
Mar. 1960 (14)	0.15	5.7
Apr. 1960 (13)	0.11	4.2
May. 1960 (6)	0.14	5.3
Jun. 1960 (9)	0.26	9.9
Jul. 1960 (11)	0.19	7.2
Aug. 1960 (5)	0.91	3.5
Aug. 1960 - Aug. 1961		3.2
Apr. 1961 (11)		4.1*
Nov. 1961		4.0
Dec. 1961 (26)	0.10	3.8
Jan. 1962 (20)	0.099	3.8

Feb. 1962(19)	0.145	5.5	5.5
Mar. 1962(9)	0.20	7.6	
Apr. 1962(25)	0.124	4.7	
May. 1962(18)	0.090	3.4	

※ Measurements with a Whole body counter 5)
 The figures in parentheses represent the number of human samples.

各種の集塵装置の放射性浮遊塵に対する効率の測定について

放射線医学総合研究所 渡辺博信
 阿部史朗, 小口雄康

核実験によるフォール・アウトの正確な測定, ならびに放射性物質取扱施設での放射性微粒子の特性を正確に把握することは重要な問題である。この問題に関して、まず考えなければならないことは、その捕集効率である。このことは以前からいろいろ調べられているが、完全に解決したとはいえない。われわれは36年度において、対象を大気中の放射性浮遊塵に求め、現用されている2.3の集塵装置の集塵効率につき検討を加え、放射性粉塵のより正確な測定法を確立しようとした。

1. 装置

用いた装置は、フィルターとして東洋濾紙No.5A, ミリポアAAおよびDAフィルター, メンブタン2フィルター, 静電式電気集塵器として平行板型, パイプ型である。

a) フィルターは、有効集塵半径2.05mmのフィルター。ホルダーに入れ、約301pmのフィルター。ホルダーに入れ、約301pmの吸引量(流速約40cm/sec)で6時間乃至24時間吸引した。なお、特に東洋濾紙は、このほかに49mmの有効半径で約4501pm(流速約9.9m/sec)の大吸引量(すなわち、大流速)で吸引した。

b) 平行板型電気集塵器は、流量200 m³/hr., 電圧14~15KVで用いた。パイプ型は長さ1m, 内径25mmの金属管中に0.1mmφのタングステン芯線をはり、流量約301pm

(流速約1 m/sec), 電圧5KV(電流200μA以上)で集塵した。計算によるコロナ放電開始電圧は4KVで、この使用電圧が適正であることを示す。

2. 試料作製について

フィルターは集塵終了後直接GM計数管で計数した(ただし、大口径の東洋濾紙は除く)。また、放射能強度の相関を調べるために、東洋濾紙は灰化し試料皿に捕集、ミリポア、メンブタンは試料皿中でアセトンに溶解、乾固したのち、GM管で計数した。

電気集塵器は、水洗後試料皿で蒸発・乾固した。

3. 集塵効率

集塵効率は、使用可能の計器、集塵機構などを考慮に入れて、簡便的に次のように求めた。

ミリポア、東洋濾紙は、おのおの二枚重ねて集塵することによつて、また、パイプ型は二台直列につなぐことによつて、それぞれの効率を求めた。メンブタン・フィルターに関しては特に測定しなかつたが、後述するようにミリポアより特に効率が落ちるとは思われない。

平行板型は、ミリポアAA, メンブタンと比較して平均効率を求めた。

第1表 集塵効率

装置	種類	効 率 (%)	流 速 (m/sec)
東洋濾紙	No. 5 A	97.4	1.0
		99.5	0.4
ミリポア	AA	99.6	0.4
	DA	99.8	0.4
電気集塵器	平行板型	42.5	1.5
	パイプ型	85.9 (85.8)*	1

なお、平行板型と同時吸引によつて得た試料を互いに比較する方法で、パイプ型の効率も求めてみた。これらの結果を第1表に示した。

ミリポアに関しては、公称よりやや低い効率が得られた

* ()内は平行板型と比較して求めたもの。

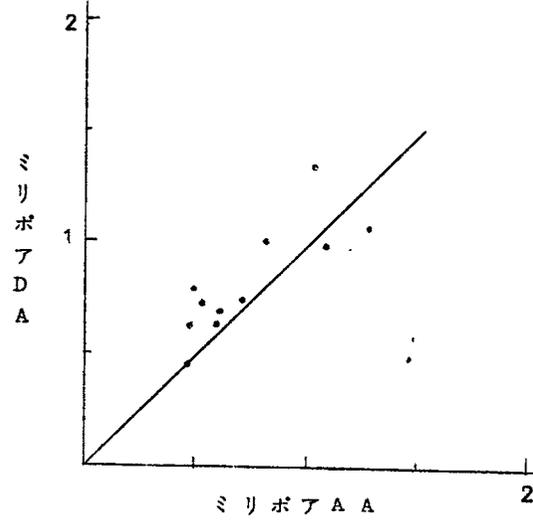
が、DOP粒子で調べた大山ら¹⁾のものより高い。また、東洋濾紙についても大山らのものより高い値が得られた。また、流速による効率の低下もあまり大きくない。

平行板型と比べてきめたパイプ型の効率が、直接求めた効率と一致することは面白い。

ミリポア、東洋濾紙間の効率の差が小さいことから、放射性浮遊塵があまり小さい粒径ではないと考えられる。しかし、極端に小さな粒径(0.1μ以下というような)だとすると、この方法は集塵効率を求めるのに適当でない。

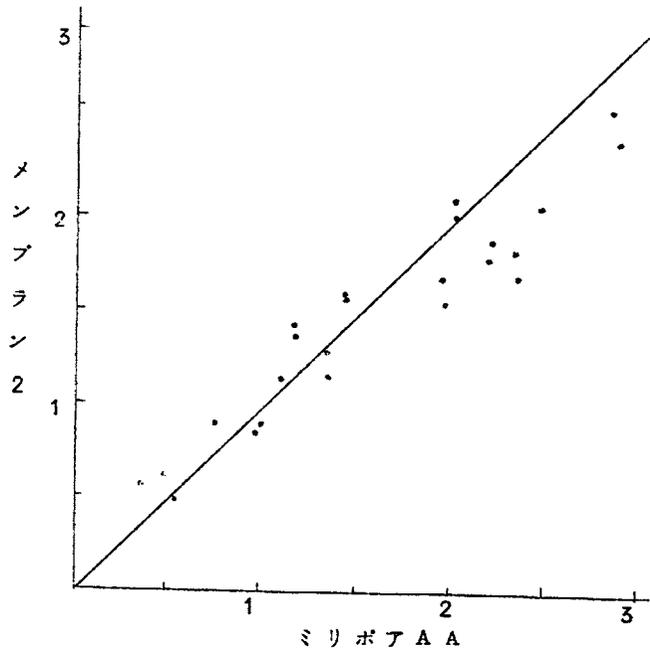
4. フィルター間の相関

いろいろなフィルターの計数値の差異をみるために、集塵場所、吸引時間を一致させておのおのの計数値の相関をみた。第1, 2, 3, 図には、ミリポアAA~ミリポアDA、ミリポアAA~メンブラン2、ミリポアAA~東洋濾紙5A(大口径の場合)間の関係を示した。横、縦両軸におのおのの集塵後約10時間に測定されたcpm/m. airの値をとつたもので、各点は当然原点を通る45°傾いた直線上にくるべきものであるが、大きくばらついている。AA~DAは一般にDAがやや大きく、これは集塵効率と矛盾しない。AA~メンブランは大体よい対応がみられる。AA~5Aもばらつきはあるが、一方的な傾向はみられない。このばらつきは大気中の放射能塵の分布が非常に



第1図

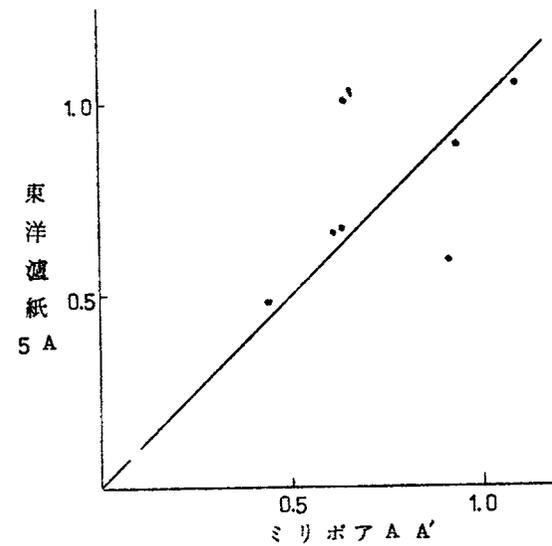
不均であることを示すと考えられる。このことは第2表に示したフィルターで直接得られた計数値と試料皿に捕集したものとを比からもいえる。この比のばらつきは、フィルター上の放射能塵の分布の不均一性に起因するのである。



第2図

したがって、単一の集塵装置の捕集試料から大気中の放射能を推定する場合、相当な誤差が含まれていることに注意しなければならない。

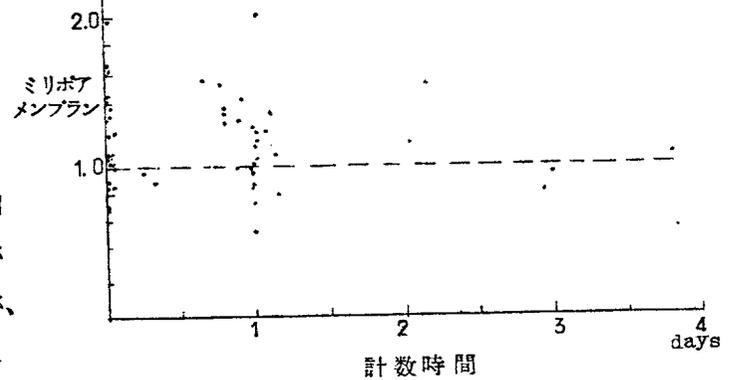
第3図



また、第4図にミリポアAA、メンブラン2の

計数比を、集塵終了時から測定時までの時間(計数時間とかいてある)に対して示した。計数時間が短いときはミリポアが大きい傾向がみられるが、24時間くらいたつこの傾向がうすれ、数日後

第4図 ミリポア/メンブラン~計数時間



にはみられなくなる。これは自然放射能に対してミリポアの方がよい捕集効率を示している。また、第5図にミリポアAAフィルターで集塵した試料の減衰曲線の一例を示した。吸引終了後4時間くらいで自然放射能の影響が小さくなる。

こうしたフィルター間の相関を求める場合、吸引空気量の推定が計数値に与える誤差の大きな原因となる。ここでは流量率から全吸引量を求めているが、ガスメーターを用いて全吸引量を求め、推定量と比較してみると3%以内で一致した。したがって吸引量の推定は正しいことがわかった。

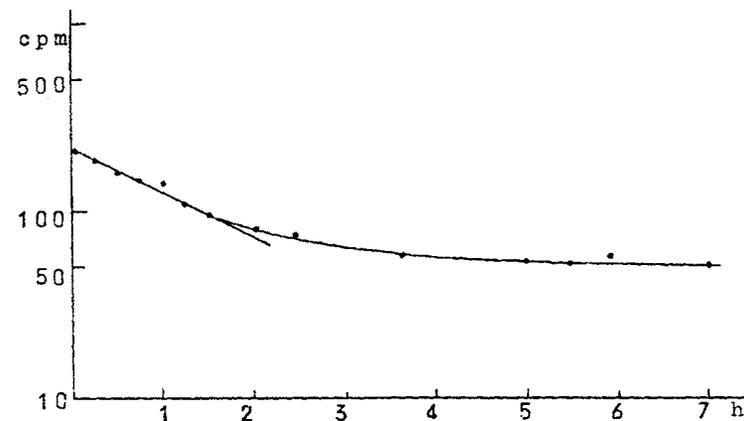
第2表 フィルターと試料皿の計数比

	ミリポア	試料皿	試料皿/ フィルター
科 研 G M	13.8 ^{cpm}	12.2	0.88
	95.6	52.3	0.55
	27.8	33.7	1.21
	12.9	10.8	0.84
	27.5	16.3	0.59
神 戸 工 業 G M	5.8	7.8	1.34
	6.4	7.9	1.23
	6.0	7.9	1.31
	6.3	7.5	1.19
	31.9	53.1	1.66
	20.9	26.2	1.25

土壌中の半減期 γ 線放出核種

放射線影響協会，放射線医学総合研究所

渡辺博信，佐伯誠道，小柳卓，
○山下幹雄，堀内朗子，近藤喜久子



第5図 Decay Curve

5. おわりに

以上，放射性浮遊塵に対する集塵効率およびそれに関連する問題を調べた結果を示した。これから，現用されている装置は，問題を集塵効率に限れば，最近の放射性浮遊塵に対して，おおよそ予想どおりの性能を有することが確かめられた。

ただ，大気中の放射能塵の粒度分布がわからないため，間接的な方法しか用いられなかった。最近 Automatic Particle Counter and Sizer が設置され，こうした粒度分布を多量の試料に対して直接測ることが可能になったので，いままでに作られたカスケード・インパクターによる集塵試料を用いて，測定することを予定している。

この結果をまつて，改めて詳しい議論を行なうつもりである。

1) 大山義年，高島洋一，三神 尚；科研報告，第34輯，第5号，昭和33年

緒言

今日，地表に蓄積している核実験による γ 線放射体としては， ^{141}Ce ， ^{144}Ce — ^{144}Pr ， ^{144}Ru ， ^{103}Ru — ^{106}Rh ， ^{95}Zr — ^{95}Nb が，その主要なものであるが，これらの大部分が地表近くに留まっていると考えられる。筆者らは，これらによる外部被曝線量を推定する目的で，札幌，仙台，新潟，千葉，大阪，門司，長崎の各地から深度を異にする土壌（0—1cm，1—2cm，2—10cm）を採取し，これらの試料について γ 線スペクトロメトリー，化学分析法によつてこれらの含有核種の測定をおこなつた。

1. 試料採取

土壌試料の採取法については，検討の余地があるが，今回の試料採取は，下記の方法により7月22日～9月13日の間に実施した。

(i) 採集場所の選定

比較的広い，その附近を代表する平坦地で過去2,3年来，地表の状態が乱れていない場所で，且つ砂塵の発生，降雨水の流出入の少い場所。

(ii) 採取量

雨水による降下物の流亡，および砂塵発生による飛散の影響を考慮して，採取場所（地区）において，裸地および草地の2地点を選定する。上記2地点のそれぞれについて，1—2m間隔の2点を取り，それぞれ $30 \times 30 \text{ cm}^2$ の面積について，深さ0—1cm，1—2cm，2—10cmの3層に分けて採取し，各層毎に混合平均化する。但し2—10cm層については $30 \times 30 \text{ cm}^2$ の1点だけとする。

(iii) 採取法

地表上に規定面積を区画し，その外側を削除して，規定面積の土柱を作り各層について採取する。

2. 採取場所及び採取日

採取場所	採取日
札幌1. (札幌市北20条西7丁目, 北大農場)	1962年 7月22日
札幌2. (札幌市北10条西6丁目北大農研)	7月23日
仙台 (仙台市北6番丁, 東北大学農学部)	7月25日
千葉 (千葉市黒砂町250, 放医研)	9月13日
新潟1. (旧信濃川北岸, 万代橋と昭和橋の間)	8月16日
新潟2. (新潟市西大畑町, 新潟大学農学部)	8月16日
大阪 (大阪府堺市新家町, 大阪府立放中研)	8月13日
長崎1. (長崎市本原町2丁目)	8月21日
長崎2. (長崎市昭和町, 水源地)	8月21日

3. 測定

含有核種の定量は主として、 γ 線スペクトロメトリーによつておこなつた。この場合採取試料は、100℃以下にて乾燥処理後、砂礫を除去し、植物片は灰化して試料に加えた。測定はプラスチック製10cm ϕ ×10cmの円筒形試料容器に入れて、1 $\frac{3}{4}$ "×2"NaI(Tl)128チャンネル γ 線スペクトロメーターを用いておこなつた。含有量の少い下層土については、化学的処理により抽出し測定することを試みている。

次表に γ 線スペクトロメトリーによつて得られた結果の一例を示すが、10%前後の測定誤差が含まれる。また蓄積量の推定においては、土壌試料採取に起因する誤差が問題となるが、この点については、現在実験的に検討中である。

附表

試料採取場所	乾燥土全量(g)	試料(g)	試料中 $^{90}\text{Zr} + ^{90}\text{Nb}$ (m μc)	測定日	表層蓄積量 (m $\mu\text{c}/\text{m}^2$)
大阪 裸地	2470	760	5.0	1962-9-5	9.0
大阪 草地	2650	870	7.53	9-6	12.7
札幌1. 裸地	1730	710	3.64	9-5	5.0
札幌1. 草地	310	310	6.27	9-12	3.5
札幌2. 草地	890	570	23.3	9-12	20.2

仙台 裸地	1520	620	10.3	1962-9-5	14.0
仙台 草地	680	540	13.5	9-12	9.4
新潟1. 裸地	**	**	**	**	**
新潟2. 裸地	1770	1090	9.62	9-6	7.9
新潟2. 草地	1140	970	15.4	9-12	10.1
千葉 裸地	2220	740	4.71(6.51)*	10-7	78.7(108)*
千葉 草地	**	**	**	**	**
長崎1. 裸地	1700	880	8.65(11.9)*	10-7	93(128)*
長崎1. 草地	**	**	**	**	**

注 *印は9月7日における値を示す。

**印は現在測定中

強放射能フオールアウト粒子の顕微鏡観測

大阪府立放射線中央研究所 真室 哲 雄，
 ○ 藤 田 晃，松 並 忠 男，
 吉 川 和 子，東 俊 雄

i) 粒子の採取

1961年10月30日の50Mt核爆弾に由来する放射性塵が大坂地方に飛来したと考えられる11月上旬では、晴天続きであつたので、本研究所においても地面、建物の屋上、植物の葉面、戸外に放置してあつたポリエチレンびんやビニール・シートの表面など至るところにGMサーベイ・メータで強放射能粒子を探し出すことができた。さらに数多く採取できたのは本研究所の放射化学実験棟の給気用空気吸引部に設置されているマルチパネル型エヤフィルタの油槽の中であつた。油槽の底には空中浮遊塵が黒色の汚泥状になつて溜まつているが、この汚泥を採取し、濾紙上に薄くのばしてGM管で走査することによつて数多くの強放射能粒子を探し出すことができた。

ii) 強放射能粒子の分離

強放射能粒子を他の非放射性の粒子から区別して1個だけ選別する操作は次のようにして行なわれた。GMカウンタで粒子の存在を確認しながら濾紙片を切断し、最後に粒子が含まれている紙片を1~2mm四角くらいまでに細かくする。次に顕微鏡標本支持用スライドグラスの上にベンゾールを一滴垂らし、この中に濾紙を軽く浸して塵を少し移す。この操作を何回か繰返えすうちに強放射能粒子が濾紙からスライドグラスに移る。それをGMカウンタで確認し、残った僅かの塵をベンゾールに浮かせて針先でスライドグラスの面上に一杯に掻ける。次に幅1.5mm位のスリットを切りとつた厚さ2mmくらいの真鍮板で端窓型GM管の窓をおおい、この真鍮板の前面にそつてスライドグラスを移動させる。GMカウンタの計数率から強放射能粒子がスリットの幅内に入ったことが確かめられると、スライドグラスの裏面にスリットにそつて線を引く。

更にスライドグラスを90度回転して上と同じ操作を行なうと、線の交点、約2mmの四角の中に強放射能粒子が位置づけられることになる。この線の交点の部分のみを残して他の塵はきれいに拭きとつてしまい、交点に残った塵をベンゾールに浮かせてスライドグラス面上に掻け、再びGMカウンタで粒子の位置づけを行なう。この操作を2~3回繰返えすうちに線の交点に10個内外の塵の粒子しか存在しないようになる。こうなると、顕微鏡下で粒子を針先に軽く付着させて次ぎ次ぎと拾い上げ、GMカウンタで強放射能粒子を確認することができる。

iii) 強放射能粒子の顕微鏡観測

上記の方法で採取、分離した強放射能粒子を顕微鏡で観測し写真撮影を行なつた。粒子の表面が一様でなく変化のあるものは焦点を粒子の前面、周辺部およびその中間に合わせて撮影した。表面の状態に特徴のあるものや小粒子を付着させているものがあつた。

顕微鏡下で観察した強放射能粒子の色は白色、黄金色、黄褐色、黒色など色々あつたが、黄褐色および赤褐色のものが多かつた。粒子は球形またはそれに近いが、なかには球形からかなりはずれたものもあつた。粒子の表面に凹凸や褶曲が見られるものや同色の小粒がいくつか付いているものもある。また透明で不規則な形状のコロモをつけているものもある。われわれが実際に顕微鏡下で観察した強放射能粒子約50個はすべて球形または球形に近い粒子であつて不定形のものを見付からなかつた。

フォールアウト粒子を顕微鏡下で針先で操作する場合に放射能が分割されることがある。

二分割されたうちの放射能の大きい方は球形であつた。この放射能の分割は近接していた

いくつかの粒子が針先の衝撃で分離したことによるものではないかと考えられる。顕微鏡下に観察した強放射能粒子はいずれも針先の衝撃で割れたりするような軟かいものまたは脆いものとは考えられなかつた。

Tableに顕微鏡写真撮影を行なつた21個の強放射能粒子についての観測結果をとりまとめた。Figは粒径と放射能の関係を示す。比較のために勾配3の直線が描かれている。放射能は期待通り大体粒径の3乗に比例している。比放射能は淡色の粒子が比較的高く、黒色ないし黒褐色の粒子は比較的低いようである。色の異なる粒子は生成条件が異なつているように思われる。

iv) 強放射能粒子の電子顕微鏡写真

強放射能粒子の電子顕微鏡観測を行なつたが表面の微細な構造がよく見られた。粒子の表面は凹凸がはげしく、表面にコブ状に微細なフォールアウト粒子が付着している様子が観測された。

Table 1 Characteristics of highly radioactive particles

Fig No	Particle diameter (μ)	Colour	Shape	Beta-activity at the end of June, 1962 (m μ c)	Estimated beta-activity at the beginning of November, 1961 (m μ c)	Sampling place
1	1 0.1	golden	spherical	1. 1	2. 4	air-filter
2	1 0.4	yellowish brown	nearly spherical	1. 4	2. 5	air-filter
3	8.7	golden	spherical	0. 8 7	1. 6	air-filter
4	1 3.9	golden	spherical	4. 8	8. 7	air-filter
5	9.8	colourless	spherical	1. 0	1. 8	air-filter
6	9.0	reddish brown	nearly spherical	0. 7 3	1. 3	air-filter
7	1 0.1	reddish brown	nearly spherical	1. 2	2. 2	air-filter
8	1 1.8	black	spherical, coated with amorphous materials	1. 1	2. 0	indoors
9	8.4	reddish brown	spherical coated with amorphous materials	0. 3 5	6. 3	indoors
10	1 1.3	black	spherical	1. 3	2. 3	air-filter

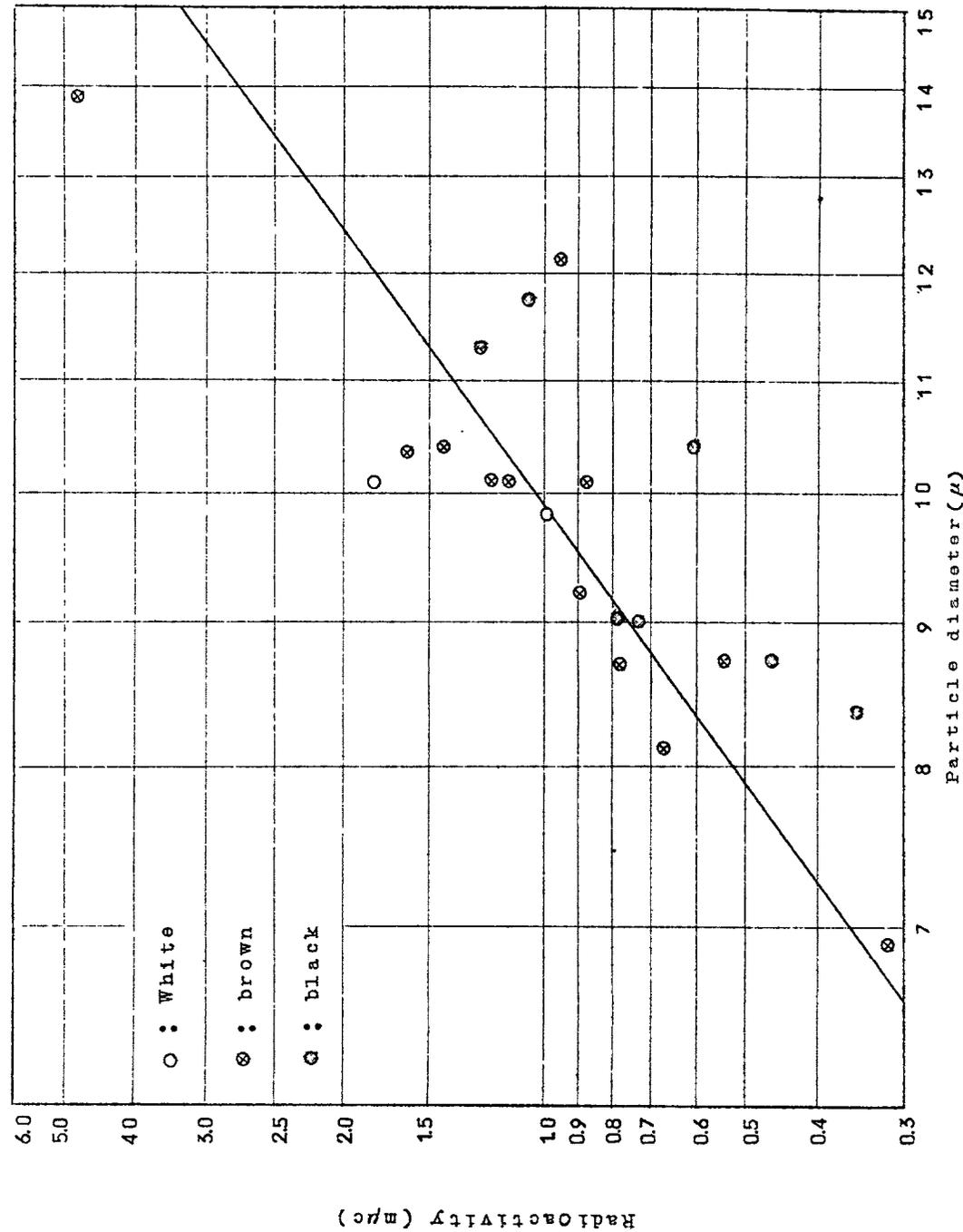
-138-

11	9.0	reddish brown	appreciably deviated from sphere	0. 7 7	1. 4	air-filter
12	9.2	reddish brown	ellipsoidal	0. 9 1	1. 6	air-filter
13	1 2.1	yellowish brown	spherical	0. 9 7	1. 7	air-filter
14	6.9	reddish brown	like a beam	0. 3 2	5. 8	air-filter
15	1 0.1	yellowish brown	ellipsoidal	0. 8 8	1. 6	air-filter
16	1 0.4	reddish brown	spherical	1. 3	2. 4	air-filter
17	1 0.1	colourless	spherical	1. 8	3. 2	air-filter
18	8.1	reddish brown	nearly spherical	0. 6 8	1. 2	air-filter
19	8.7	dark brown	ellipsoidal	0. 4 6	8. 3	air-filter
20	8.7	reddish brown	spherical	0. 5 5	1. 0	air-filter
21	1 0.4	black	oval	0. 6 1	1. 1	air-filter

-139-

強放射能フオールアウト粒子にみられる
chemical fractionation effect

大阪府立放射線中央研究所 ○真室 哲雄
吉川 和子, 松並 忠男
藤田 晃, 東 俊雄



強放射能フオールアウト粒子の放射化学的成分が微細なフオールアウトのそれと異なる現象は chemical fractionation effect と呼ばれている。fractionation の程度を表すために次式で定義される fractionation factor f が考えられている。

$$f = \left(\frac{N[A]}{N[{}^{95}\text{Zr} + {}^{95}\text{Nb}]} \right)_{\text{exp}} \times \left(\frac{N[{}^{95}\text{Zr} + {}^{95}\text{Nb}]}{N[A]} \right)_{\text{theor}}$$

ここに、 $N[A]$ は問題としている核種の放射能、 $N[{}^{95}\text{Zr} + {}^{95}\text{Nb}]$ は ${}^{95}\text{Zr} + {}^{95}\text{Nb}$ の放射能である。接尾字 exp. および theor. はそれぞれ括弧内の値が実験的および理論的に求められた値であることを示す。

Fig 1, (1) は 1961 年 11 月 8 日の集塵濾紙について 11 月 15 日に測定した γ 線スペクトル図であり、(2) は丁度その頃に採集した 1 個の強放射能粒子について 11 月 29 日に測定した γ 線スペクトル図である。一見して両者の間に顕著な相異があることがわかる。強放射能粒子では ${}^{95}\text{Zr} + {}^{95}\text{Nb}$ の含有率が極めて高く、逆に ${}^{103}\text{Ru}$, ${}^{140}\text{Ba} + {}^{140}\text{La}$ および ${}^{131}\text{I}$ の含有率が低く、 ${}^{141}\text{Ce}$ および ${}^{144}\text{Ce}$ の含有率もやや低い。

採取した数多くの強放射能粒子について γ 線スペクトルをとり、上式に従って f を計算した結果を Table 1 にとりまとめた。ただし半減期の関係で Ce と Ru についてのみ計算を行なった。また上式中の theor. の値は ${}^{238}\text{U}$ の高速中性子による核分裂の場合について計算し、収率値としては Table 2 の値を用いることにした。各試料について 10 月 1 日、10 月 23 日および 10 月 30 日の 3 種の起爆日を仮定して計算を行なったが試料の大多数は 10 月 30 日に生成したと考えられる。Table 1 中の強放射能粒子 No. 1 ~ 21 は実際に他の塵の粒子から選別して 1 個だけ単独に取り出したものである。Table 1 から次の傾向が明らかに読み取れる。 ${}^{103}\text{Ru}$ の f はいずれの粒子についても 0.1 以下であり、 ${}^{141}\text{Ce} + {}^{144}\text{Ce}$ の f もほとんど 0.6 以下である。前者の方が後者よりも fractionation の程度が大きい。Fig 2 は ${}^{141}\text{Ce} + {}^{144}\text{Ce}$ の f と粒子の放射能 (1961 年 11 月上旬地表落下時の推定値) の関係をプロ

ットしたもので、粒子の放射能が大きいほど — 粒径が大きいほど — fractionation effect が大きい傾向が認められる。 ^{103}Ru は $^{141}\text{Ce} + ^{144}\text{Ce}$ に比べると fractionation effect を大きく受けているのみならず、他の実験事実から極めて小さいフォールアウト粒子に至るまで及ぼされていると推測される。Table 1 の最下部に掲げてある Dust sample (A) は大阪府立病院手術室の給気用エアフィルタ(金属メッシュ製)に付着していた塵の一部であり、Dust sample (B) はこの塵からオートラジオグラフにスポットを生じる程度のフォールアウト粒子を抜き取つたもので、比較的微細なフォールアウト粒子のみの集合であるとみられる。これらの sample についても fractionation factor を計算した。

1961年11月17日の降雨(雨量37.6mm)の降り始め0~1mmの雨水試料約100ml および平均雨水試料約30ℓをそれぞれ蒸発乾固してγ線スペクトルを測定した。これらを Fig 3 に示。両者のスペクトル分布の相異は明らかに降り始めの雨水試料中かなりの強放射能粒子が混在していたことを示す。雨水の放射化学的分析を行なうような場合、放射能濃度が高いという理由から降り始めの雨のみを集めこれを分析試料にすると、平均の雨水の分析結果とは異なつた結果を得る場合があろう。なお、雨水や大気の放射能に限らず、種々の環境物質に含まれる放射能を調査する場合も、fraction effect が認められるような試料中には強放射能粒子が含まれていると一応考えてよかろう。もし試料の全放射能のうちで強放射能粒子の放射能の占める割合が大きければ、このような試料について得られたフォールアウト濃度測定値は一般に大きく出るといふことがいへよう。

Table 1
Fractionation factors

Sample No	Estimated beta-activity at the beginning of November, 1961 (m μ c)	Particle diameter (%)	Date of gamma-ray spectrometry	Sampling place	Fractionation factor					
					Assumed date of explosion					
					Oct 30, 1961 $^{141}\text{Ce} + ^{144}\text{Ce}$	Oct 30, 1961 ^{103}Ru	Oct 23, 1961 $^{141}\text{Ce} + ^{144}\text{Ce}$	Oct 23, 1961 ^{103}Ru	Oct 1, 1961 $^{141}\text{Ce} + ^{144}\text{Ce}$	Oct 1, 1961 ^{103}Ru
No 1	2.4	10.1	June 11, 1962	air-filter	0.45	~0	0.45	~0	0.40	~0
No 2	2.5	10.4	June 18, 1962	air-filter	0.40	~0	0.40	~0	0.35	~0
No 3	1.6	8.7	June 12, 1962	air-filter	0.25	~0	0.25	~0	0.25	~0
No 4	8.7	13.9	June 11, 1962	air-filter	0.25	~0	0.25	~0	0.25	~0
No 5	1.8	9.8	June 9, 1962	air-filter	0.30	~0	0.30	~0	0.30	~0
No 6	1.3	9.0	June 18, 1962	air-filter	0.50	~0	0.50	~0	0.45	~0
No 7	2.2	10.1	June 27, 1962	air-filter	0.40	~0	0.40	~0	0.35	~0
No 8	2.0	11.8	June 29, 1962	indoors	0.30	~0	0.30	~0	0.25	~0
No 9	6.3	8.4	June 30, 1962	indoors	0.50	~0	0.50	~0	0.45	~0
No 10	2.3	11.3	July 2, 1962	air-filter	0.25	~0	0.25	~0	0.20	~0
No 11	1.4	9.0	June 14, 1962	air-filter	0.50	~0	0.50	~0	0.45	~0
No 12	1.6	9.2	June 28, 1962	air-filter	0.70	~0	0.70	~0	0.60	~0
No 13	1.7	12.1	June 29, 1962	air-filter	0.55	~0	0.50	~0	0.50	~0

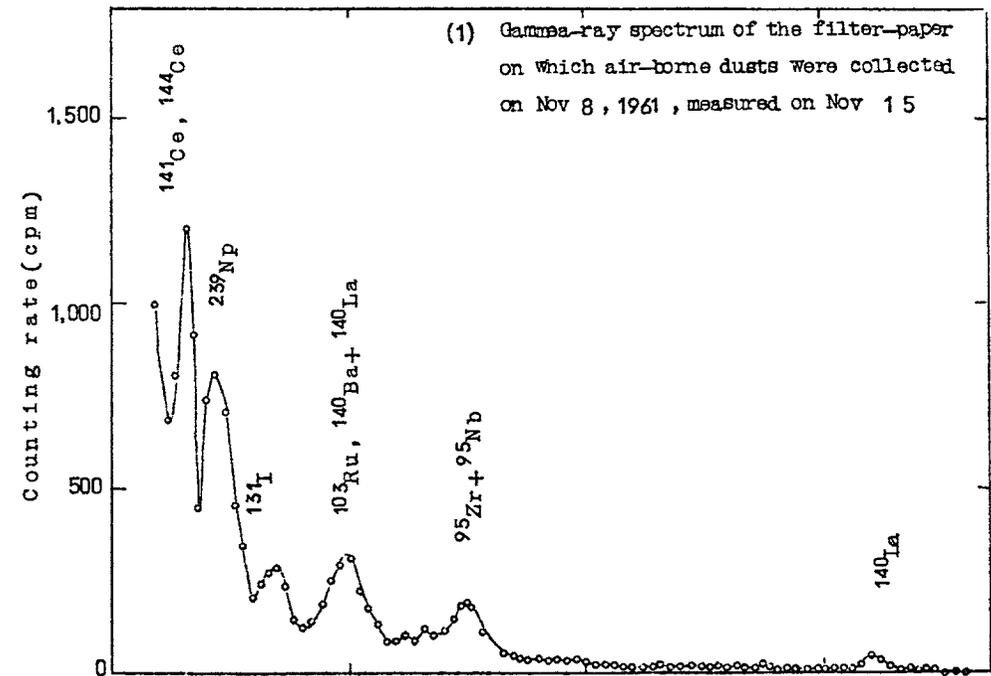
№14	5.8	6.9	June 30, 1962	air-filter	0.85	~0	0.85	~0	0.75	~0
№15	1 6	1 0.1	June 15, 1962	air-filter	0.35	~0	0.35	~0	0.30	~0
№16	2 4	1 0.4	June 8, 1962	air-filter	0.50	~0	0.50	~0	0.45	~0
№17	3 2	1 0.1	June 28, 1962	air-filter	0.40	~0	0.40	~0	0.35	~0
№18	1 2	8.1	June 16, 1962	air-filter	0.65	~0	0.65	~0	0.60	~0
№19	8.3	8.7	June 26, 1962	air-filter	0.60	~0	0.60	~0	0.55	~0
№20	1 0	8.7	June 27, 1962	air-filter	0.60	0.02	0.60	0.02	0.55	0.03
№21	1 1	1 4	June 15, 1962	air-filter	0.35	~0	0.35	~0	0.35	~0
L	1 7	—	Feb 27, 1962	indoors	0.25	0.07	0.25	0.07	0.30	0.12
M	1 1	—	Feb 27, 1962	indoors	0.40	0.04	0.40	0.05	0.50	0.06
N	9.6	—	Feb 26, 1962	indoors	0.35	~0	0.35	~0	0.40	~0
O	1 3	—	Mar 16, 1962	indoors	0.50	~0	0.55	~0	0.60	~0
P	2 4	—	Feb 27, 1962	outdoors	0.30	0.04	0.30	0.05	0.40	0.06
Q	1 2	—	Feb 16, 1962	outdoors	0.25	~0	0.25	~0	0.30	~0
R	3.0	—	Dec 7, 1961	outdoors	0.50	0.03	0.60	0.03	0.80	0.04
Dust sample (A)				air-filter	0.85	0.45	0.90	0.50	1.10	0.55
Dust sample (B)				air-filter	1.00	0.55	1.05	0.60	1.25	0.70

-144-

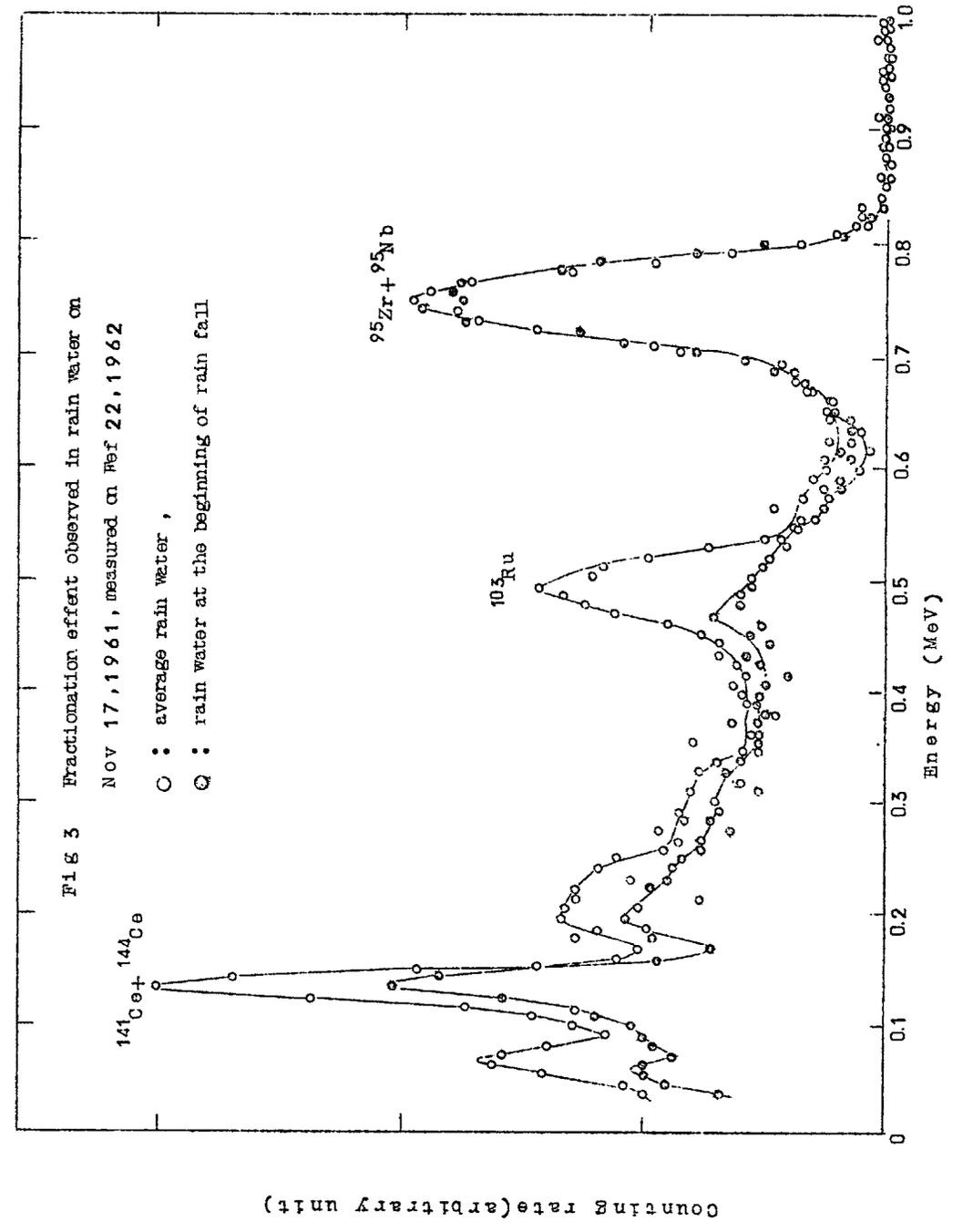
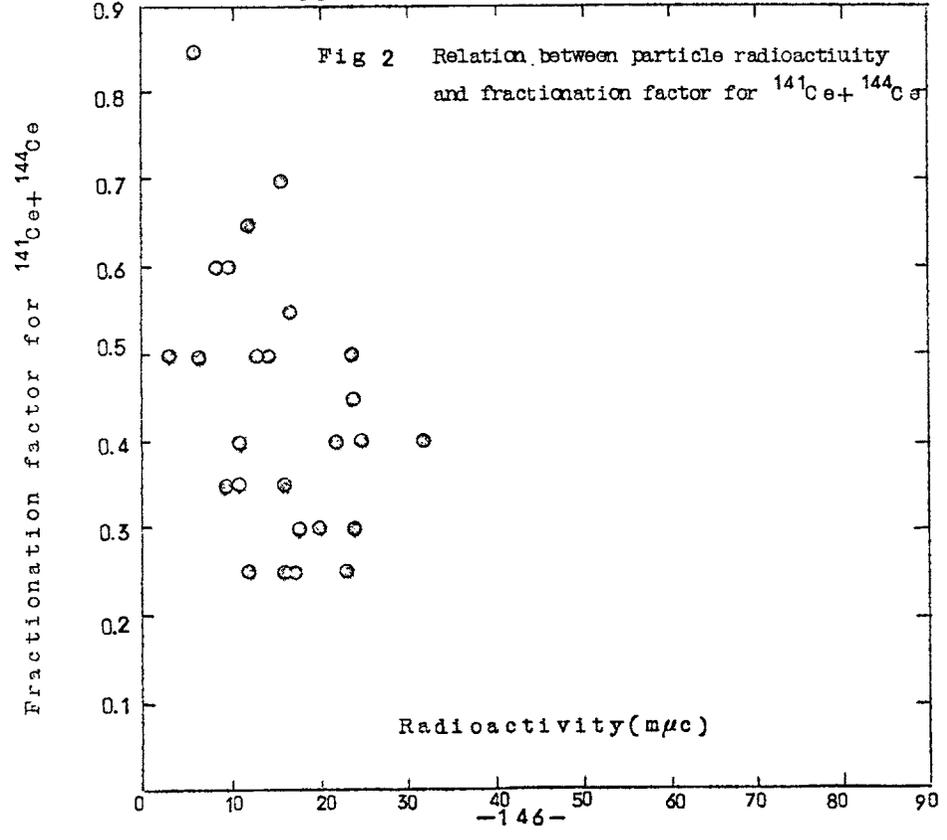
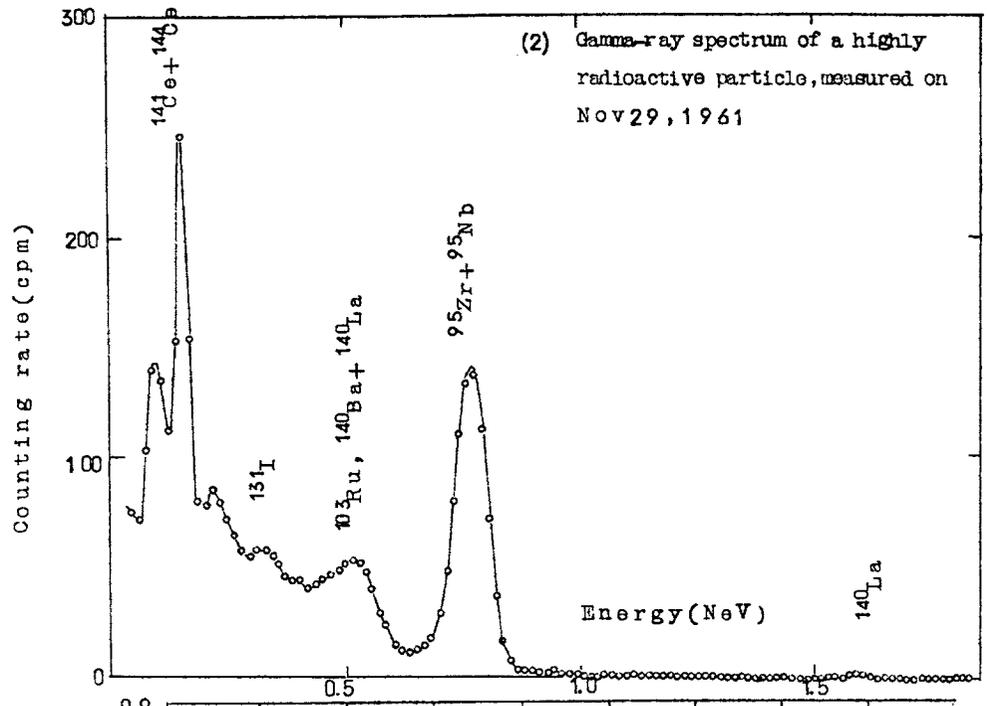
Table 2
Assumed fission yield for fast
fission of ^{238}U

Nuclide	Yield
^{95}Zr	5.7 %
^{103}Ru	6.6 %
^{141}Ce	5.6 %
^{144}Ce	4.5 %

Fig 1



-145-



大気浮遊塵放射能濃度測定値のバラツキに関する考察

大阪府立放射線中央研究所 真 室 哲 雄

○ 藤 田 晃 , 松 並 忠 男

吉 川 和 子 , 東 俊 雄

大気中に存在する自然放射性物質が極めて一様に分布しているのに反して、フォールアウトは大小さまざまな放射能を帯びた微粒子を含んでいる。特に大型核爆発実験の直後では、わが国のように爆発地から遠隔の地域にまでも1個で数十 μCi に達する強放射能フォールアウト粒子の飛来をみることがある。このような場合には試料の採取法が不合理であるとフォールアウト濃度測定値に極めて大きい誤差を生じる可能性がある。試料採取量の適正值は、勿論そのときのフォールアウトの落下状況によつて変わってくるから一概にきめることはできない。われわれは特殊な空中浮遊塵採取用大型 suction head を製作し、試料採取量の適正值に関する検討を試みた。

suction headの濾紙受け枠は一目が15mm角の金網である。これに直径18.5cmの大型濾紙(東洋濾紙No.5A)を取り付け、約400 ℓ/min の速度で空気を地上約4mの軒先から吸引濾過して集塵試料を作製した。枠の網目に沿つて濾紙を多数の正方形に切断し、各々の折片の放射能を測定した。濾紙の空気抵抗が場所によつて幾分差があるかも知れないが、切片放射能の計測値のバラツキは大気中のフォールアウトの不均一分布の目安を与えると考えられる。

1962年3月以降における実験結果をTableにとりまとめた。ただしTableの第1行に参考のために1961年11月1日の集塵試料についての結果を示したが、このときに使用した濾紙受け枠は円板に直径3cmの孔を19個あけたものであつた。そのためのバラツキも加わつていられるが、最高の計数率は平均値の469 \pm 、最低は42 \pm で、最高最低の比は10以上に達する。しかも1961年11月1~2日はその頃としては強放射能粒子が大坂地区に比較的落下しなかつた日であつた。強放射能粒子が盛んに落下した11月7~9日の5日間では空中放射能の分布に極めて大きい不均一性が存在していたことが集塵濾紙のオートラジオグラフからも推測された。Tableの結果から次のようなことがいえる。

- (i) フォールアウト落下状況の変化があまりなかつたと考えられる期間に行なわれた1962年3月の3回、6月の3回の実験結果をみると、吸引空気量が多いほどバラツキが小さくな

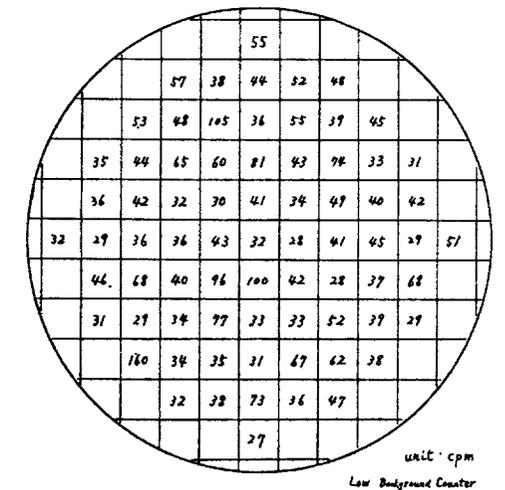
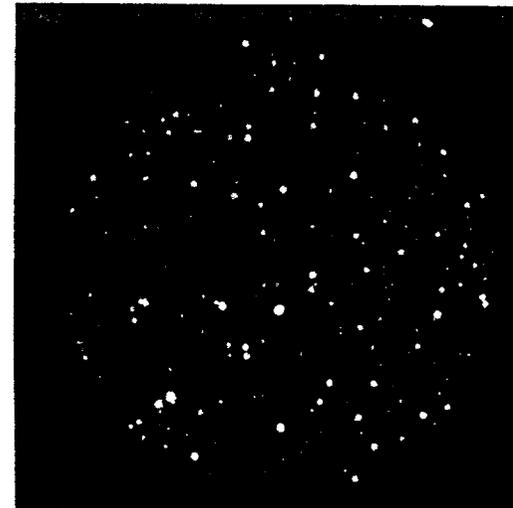
つている。

- (ii) 1962年3~6月の期間では吸引空気量が5~10 m^3 でも桁が異なるほどの測定値のバラツキは認められなかつた。

- (iii) しかし、8月および9月の結果からわかるように、核爆発実験が再開され新しい放射性塵が飛来すると急に測定値のバラツキが大きくなつた。

図は1962年9月25~26日の集塵濾紙のオートラジオグラフおよび濾紙の切片放射能計測値を示す。

特に大型核爆発の直後などにおける信頼性ある大気浮遊塵濃度測定法の一つとして次のような方法が考えられる。直径10cm以上の大型濾紙を用い吸引空気量を多くとり、濾紙の放射能を大面積型検出器にかける。大面積型検出器としては2 π 型ガスフローカウンタが適当であると考えられる。特に低バックグラウンド型ならば一層好都合である。有効窓の直径を11cmとすれば、従来よく用いられている普通のGMカウンタに比べて検出面積が約19倍、幾何学的効率は3~4倍になるのみならず、試料の自己吸収を少なくできる効果もある。集塵濾紙のオートラジオグラフはそのときのフォールアウトの落下状況を知る有力な目安を与える。



Table

Date of sampling	Weather	Total air filtered	Air filtered per a fragment	Number of fragments	Radioactivity 4 days after sampling	max-min mean $\times 100$
Nov 1—2, 1961	fine	583 m ³	5.8 m ³	84	10.9 $\mu\text{C}/\text{m}^3$	420
Mar 8—9, 1962	cloudy	394	4.2	73	5.3	130
Mar 13—15,	fine	1047	11.3	73	8.3	42
Mar 16—19,	fine	1591	17.0	73	5.9	24
Apr 10—16,	fine	3597	38.4	73	4.7	43
Jun 26—27,	fine	408	4.3	73	3.2	93
Jun 27—29,	fine	1044	11.2	73	3.1	36
Jun 29—Jul 2,	cloudy fine	1575	17.0	73	2.3	44
Aug 4—7,	fine	1612	17.2	73	0.3	590
Sept 25—26,	fine	624	6.6	73	7.7	282

1961年9月以降のフォール・アウト による γ 線量について

日本原子力研究所 保健物理部

石原 豊 秀 ○森内 茂
片桐 浩

1961年9月に再開した一連の核実験によるフォール・アウトについて当所で観測した結果を報告する。

大気中塵埃放射能の増加は9月13日よりみとめられ、核実験が集中的におこなわれた10月より11月にかけて最高を示し、以後実験の終了とともに減少してきたが、1962年1月をさかいにして、ふたたび上昇、その後5月より減少に転じ、7月にはかなり低い値となり、いわゆる「春のピーク」を形成している。

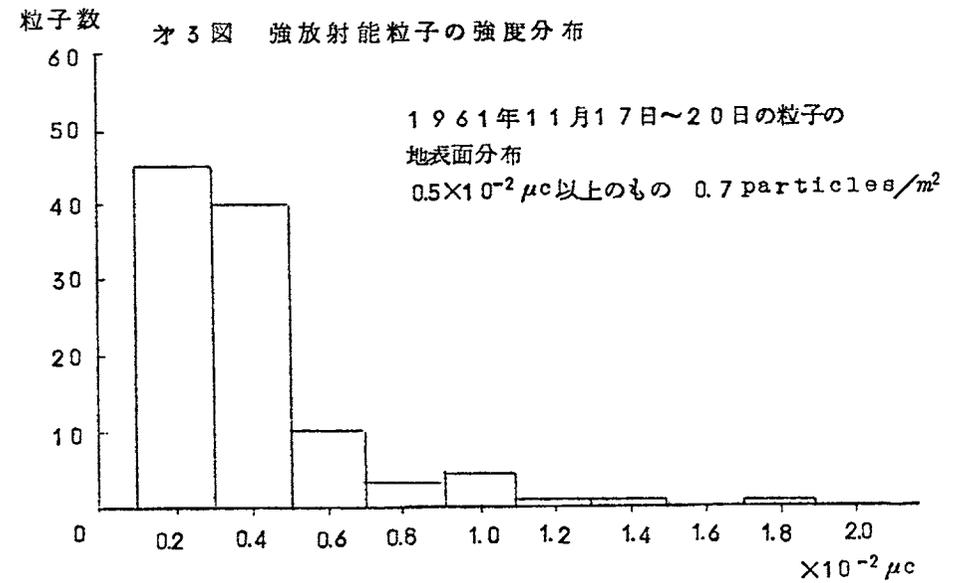
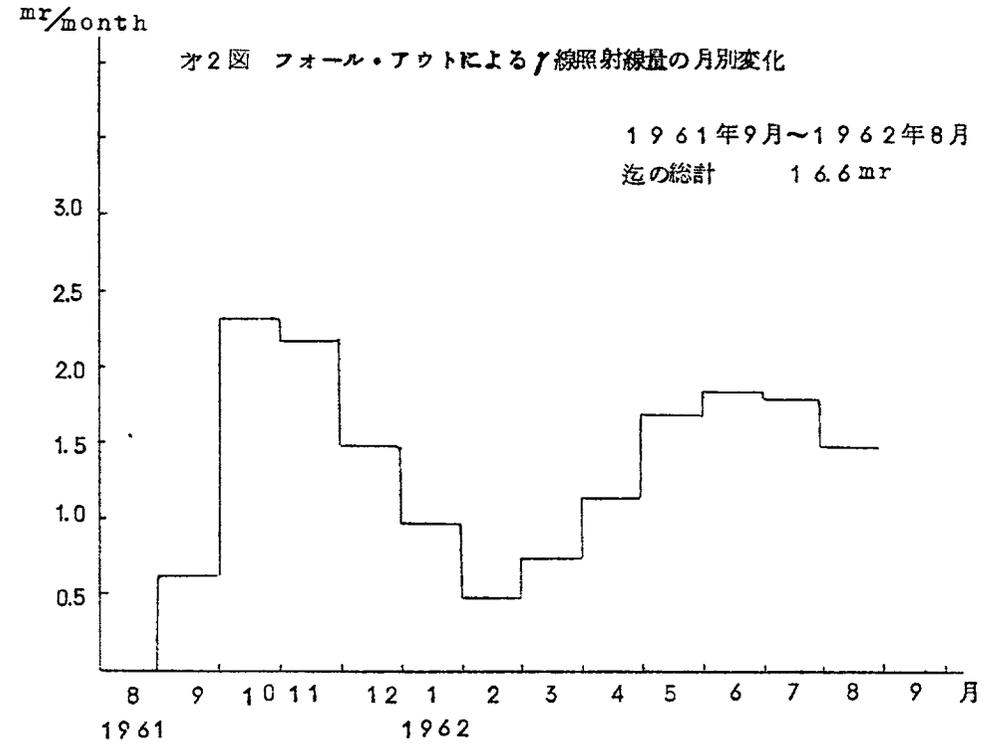
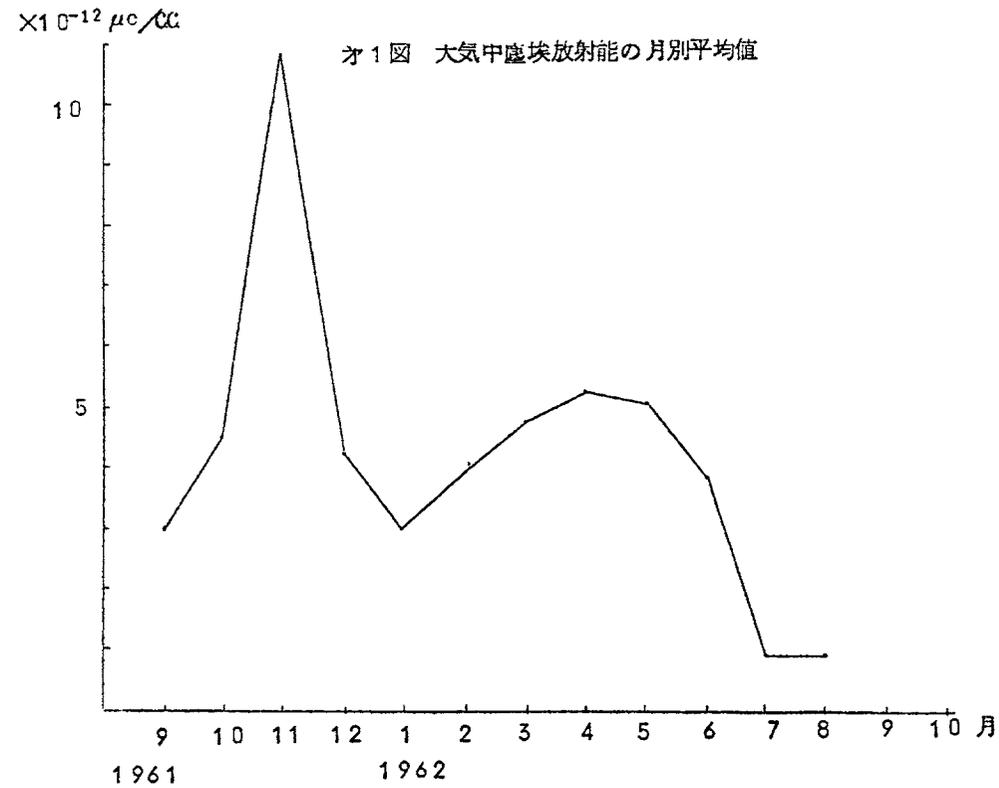
オ1図は大気中塵埃放射能の月別平均値の変化の様相である。測定試料は連続ダスト・サンブラーによるもので、9月の値は1日3試料(6時間間隔)それ以後の値は1日2試料(12時間間隔)を濾紙のまま低バックグラウンドカウンターにより、採集後72時間目に測定したものである。計数率(cpm)から濃度($\mu\text{C}/\text{CC}$)への換算には標準試料としてKc1を用い、濾紙による吸収は考慮していない。なお、1961年11月6日に観測された値は全期間を通じ最高を示した。(約 $3 \times 10^{-10} \text{ Mc}/\text{CC}$)

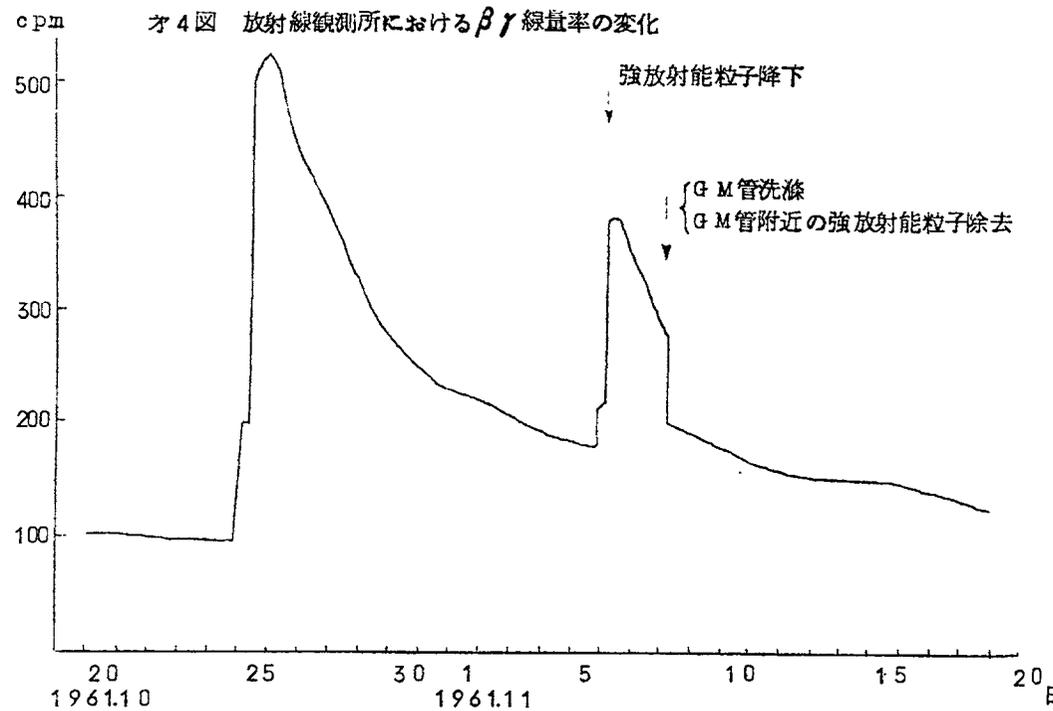
外部照射 γ 線量も大気中塵埃放射能濃度変化と大体同様の傾向を示しているが、 γ 線量率はオ一の山附近は大気中塵埃放射能の減少とともにすみやかに下降しているのに対し、大気中塵埃放射能のオ二の山以降では長半減期の成分が多くなっているために、さらに上昇をつゞけ6月に最大になっている。

フォール・アウトの γ 線エネルギーは全期間を通じ約0.7 MeV * γ 線測定に使用したGM管(Wall material: stainless steel, Wall thickness: 30 mg/cm² beta-ray shield: zmmbrass tube)に対する実効 γ 線エネルギーは計算の結果0.75 MeV~0.85 MeVの範囲内にあり、かなり一様である。実験の再開された1961年9月より1962年8月までの屋外における γ 線照射線量の総計は16.6 mRで月別変化はオ2図のごとくである。

註* 「1961年以降のフォール・アウトの γ 線エネルギー分布について」

測定値は原研周辺5ヶ所の連続観測値の全平均値である。フォール・アウトによる γ 線量率の最高は1961年10月26日に観測された6 Mr/hrである。 $\beta\gamma$ 線量率、 γ 線量率の時間変化あるいは日変化としての上昇はともに大気中塵埃放射能の増加や降雨時期に一致しており、特に降雨による上昇がいちじるしい。今回のフォール・アウトで特にいちじるしい特徴は1961年10月25日9時より20時頃の間と11月5日12時頃から翌6日15時頃までの間に大量のフォール・アウトがあつたことで、とくに11月6日に観測された粒子は最高 $8.3 \times 10^{-2} \text{ Mc}$ (11月9日に測定し、11月6日に外挿、標準線源 ^{204}Tl)を示し、その分布状況は $1 \times 10^{-2} \text{ Mc}$ 以上のものについて約1 Particles/ m^2 、その平均値は、 $3.0 \times 10^{-2} \text{ Mc/Particle}$ であつた。オ3図は11月17日~20日におこなつたサーベイの結果である。なお11月6日に採集した粒子は γ 線波高分析の結果、粒子中に組成のちがいがみられず、その生成期日は減衰曲線より10月31日頃と推定された。これらからの外部照射線量率の増加は極めて顕著であるとともにまた短時日で減衰した。オ4図は放射線観測所における $\beta\gamma$ 線量率の変化曲線である。GM管は γ 線量測定に使用されているものと同一で、 β 線遮蔽筒をとりはずした状態で屋上20cmの位置に垂直に設置されている。





日本原子力研究所敷地内およびその周辺の放射能調査

(1956.5~1962.7)

日本原子力研究所 保健物理部 ○人見 清一
笠井 篤, 石原 豊秀

日本原子力研究所、保健物理部において、東海村の研究所敷地内およびその周辺の環境物質（土壌、植物、食品類、海洋生物、井戸水、海水、河川水など）中の全放射能測定を1956年5月より実施してきた。この調査は原子力関係諸施設の運転に伴う放射性物質の影響の管理を目的としたものである。全放射能測定は多くの試料中から早急に汚染したものを発見したり、どの試料を分析に供することを要するかを決めるためのオ1段階である。全放射能の測定結果は、放射能汚染の場所的、時間的变化やその傾向を知ることが目的としている。今回は現在までの測定結果を土壌についてまとめ、その推移を明らかにした。

試料

試料採取は年間4回定期的におこなっている。1962年の現在までに23回にわたり、定期の試料採取を行なった。試料採取地域は、気象観測塔（原研構内）を中心とした半径10km内にsampling stationを定め、原則として毎回同一地点の試料を採取し、またその位置は人口密度、気象条件などを考慮に入れて決定した。試料は $15 \times 15 \text{ cm}^2$ の面積で深さ10cmの試料採取を行なった。採取した試料の一部は、将来汚染の蓄積や事故前後の状況の比較検討を行なうため、ビニール袋に入れ厳重に保存してある。試料測定は乾燥細土10gを塩酸抽出法で処理し、抽出液を蒸発乾固後灰化した試料を用いて行なった。測定は端窓型GM計数管を使用した。校正は K_2CO_3 を用い、これを同一の測定皿にとり、種々の重量について計測して吸収曲線をえがき、これに対して ^{40}K の存在量からcpm/dpmの比を求めて行なった。

測定結果

土壌は蓄積された汚染を知るに有効な媒体であるので、原研周辺のBackground調査の一環としてとり上げ測定を行なってきた。試料は毎回約20地点で、原研構内の試料は全部砂土であり、周辺は主として人工の加わらない校庭の一部から採取したものである。現在までの測定値をTABLE1、Fig 1、に示した。測定値は4半期の平均値において、大きな変化が見られる。原研創設以来、JRR-1、JRR-2、JRR-3等の原子炉の運転および廃棄物処理場、RI製造工場が稼働しているが、現在までに外部に及ぼすような大きな事故は1回も起きていない。したがってこれらの変化は、数多くの核爆発実験が各国でおこなわれたので核分裂生成物や誘導放射性核種による放射能が降塵や降雨に含まれて地上を汚染した結果によるものと考えられる。1958年7月から1959年10月にかけて高い値を示しているが、これは1958年10月末日の核実験停止までに多くの核爆発実験が行なわれたからであり、1961年9月にソ連による核爆発実験再開に伴ない、1962年4月~7月にかけて測定値が増加の傾向にある。これら変化のある測定結果を他の雨水(Fig2)および土壌と同時に採取を行なう植物(松葉)(Fig3)の放射能測定結果と比較すると同様な変化が見出される。なお雨水は測定値を年間4半期に分け平均値をプロットした。

1961年秋以後のフォール・アウトによる外部線量率

(屋外におけるモニター)

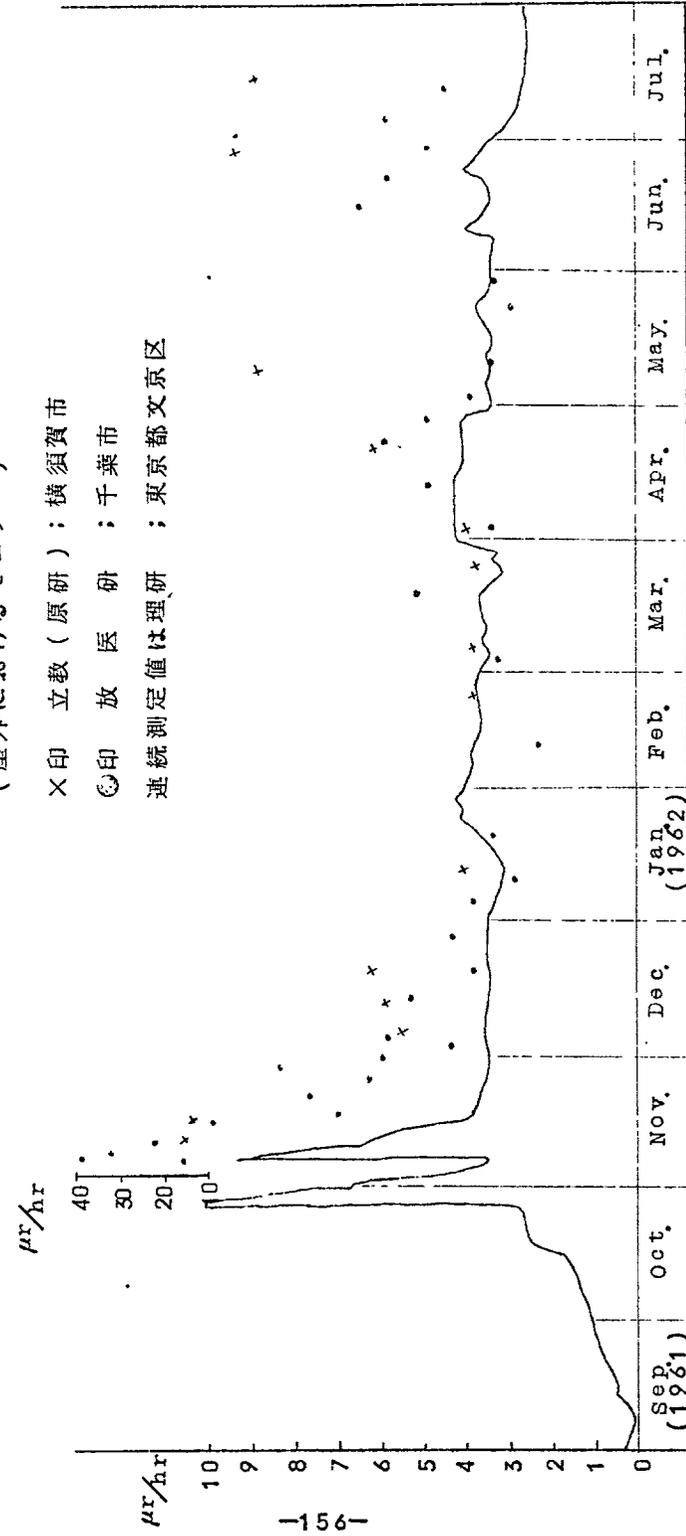
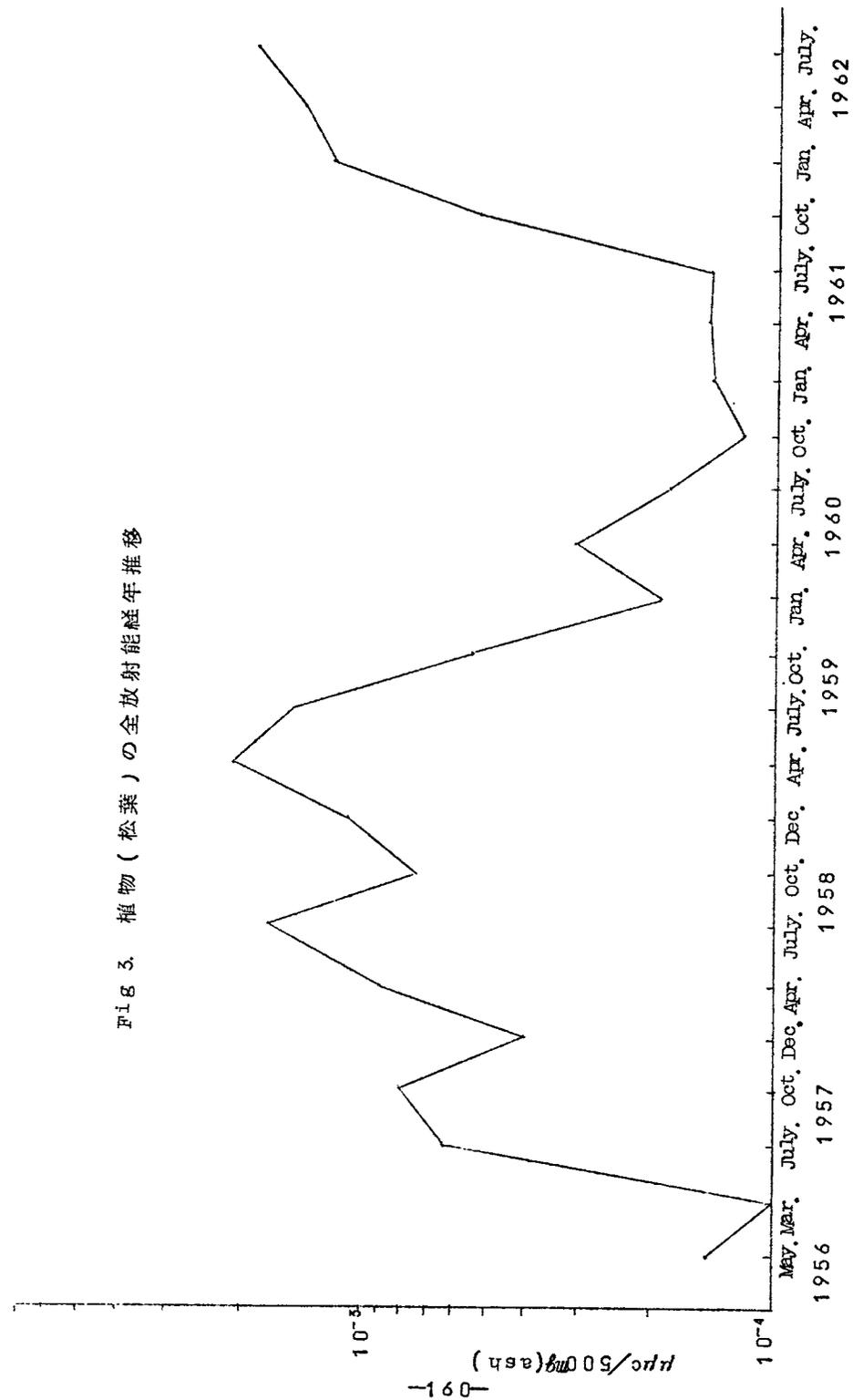


TABLE 1

土壌の全放射能測定値 単位 $\mu\text{C}/10\text{g dry}$

採取年月	1956				1957				1958				1959		
	5	3	7	10	12	4	7	10	12	4	7	10	4	7	10
構内	15.9	16.9	19.4	18.0	17.4	20.7	29.9	38.8	29.0	55.2	54.6	30.2			
構外	14.0	13.7	29.6	22.9	25.9	46.1	53.8	45.7	55.6	82.8	64.3	49.3			
総平均	15.3	15.2	25.0	20.7	22.2	34.9	39.1	42.0	40.0	71.9	57.7	38.5			
試料数	13	15	18	18	18	26	26	26	25	25	25	23			
採取年月	1960				1961				1962						
	1	4	7	10	1	4	7	10	1	4	7				
構内	32.0	25.3	31.3	18.0	21.2	16.7	13.3	15.5	19.9	31.0	59.7				
構外	37.9	35.5	32.0	29.5	36.5	25.4	30.4	30.0	30.0	50.9	61.0				
総平均	31.1	29.9	31.8	23.9	29.9	21.6	22.4	22.4	24.9	40.9	60.4				
試料数	15	15	15	20	14	14	15	21	14	14	14				

Fig. 3. 植物（松葉）の全放射能経年推移



1961年9月以降のフォール・アウト のγ線エネルギー分布について

日本原子力研究所 保健物理部

○笠井 篤，石原 豊 秀

1961年9月から1962年8月末までの1年間の空气中塵埃について、γ線エネルギースペクトルを測定し1961年以降のフォール・アウトの性質を知る一助とした。

試料：試料は連続移動口紙式集塵器で空气中塵埃を採取した。使用した口紙はHollingsworth & Vose社製#70で1巻が約91mのものである。集塵中の口紙の移動速度は2.5cm/hrで吸引量は280ℓ/minである。この集塵器で24時間連続集塵した口紙を2週間ないし1月分をまとめて測定した。またチェックのため、9000m³/hrの集塵能力のある大容量電気集塵器で、9月、10月、2月にそれぞれ30分づつ集塵して測定試料とした。

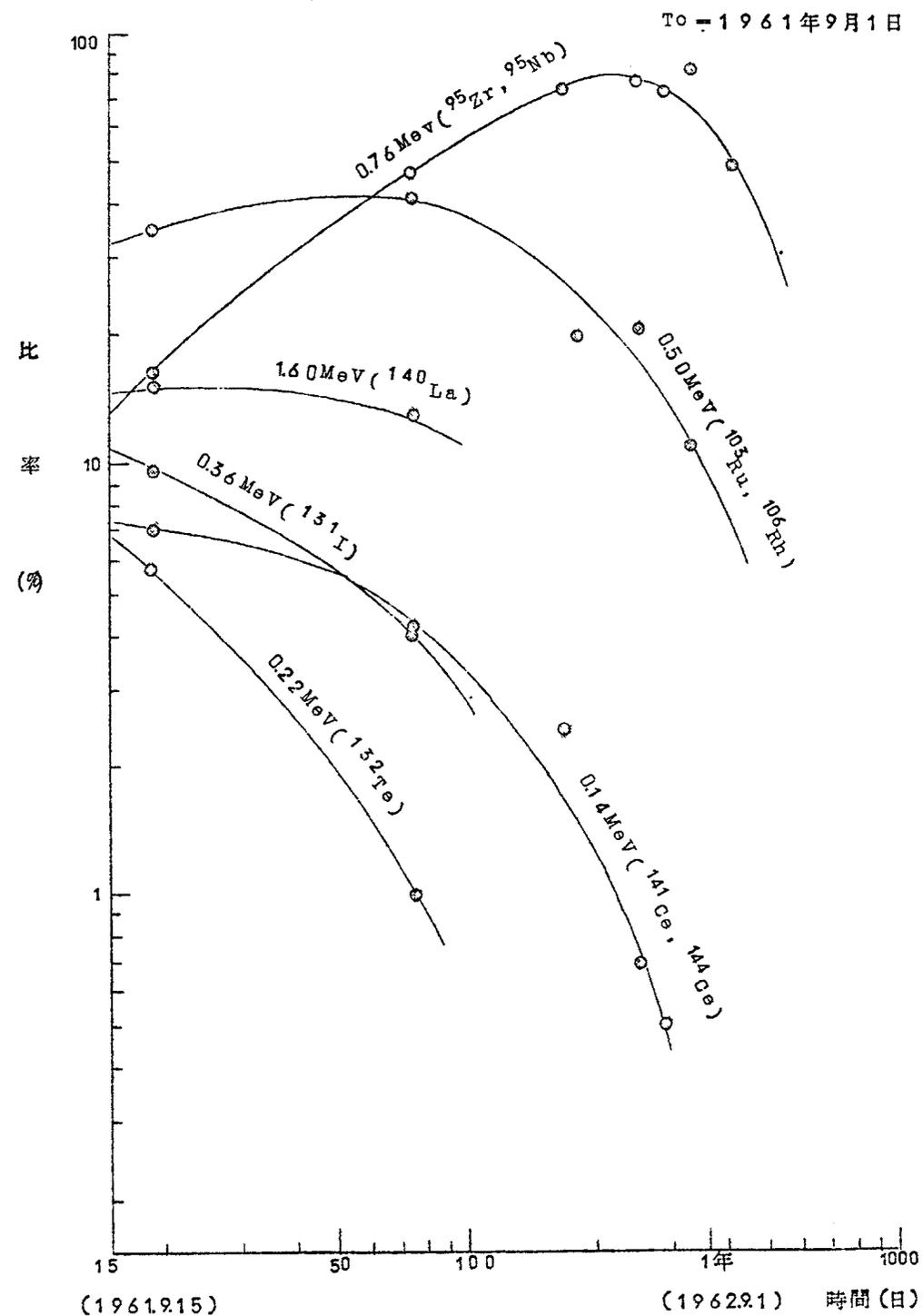
測定：測定には5"φ×4"NaIクリスタルを使用し、これを鉄と鉛で厚さ20cmのしゃへいをした室内におき、100チャンネル波高分析器で測定した。測定試料はすべて一定の幾何学的条件で測定し、測定範囲は0.1MeVから2.0MeVの間である。また使用したNaIクリスタルのγ線エネルギーに対する効率を、Stanlyらが計算によつてもとめたところの幾何学的条件が等しい3"φ×3"までのNaIクリスタルのエネルギー効率を5"φ×4"NaIクリスタルに外そうした値が⁴⁰K (1.46MeV) ¹³⁷Cs (0.66MeV) ⁸⁵Sr (0.51MeV) で実測した値とよく一致していることを確かめて、外そうによる5"φ×4"NaIクリスタルのエネルギー効率曲線をもとめた。

結果と考察：1961年8月末までの試料についてはほとんどバックグラウンドと同程度のエネルギースペクトルしか測定できなかつたが、9月に入ると核分裂生成物の顕著なピークが認められてきた。11月にはそれらのピークの比率がかなり変化してきた。しかし1962年1月になると短い半減期のものが認められなくなり、0.14MeV (¹⁴¹Ce, ¹⁴⁴Ce等) 0.50MeV (¹⁰³Ru, ¹⁰⁶Rh等) 0.76MeV (⁹⁵Zr, ⁹⁵Nb等)の3つのピークのみが残るようになった。これが1962年7月まで続いている。しかし8月になると再び若い核分裂生成物が観察され、古い核種と若い核種とが混合してきている。この1962年7月までのエネルギー分布よりNaIクリスタルのエネルギー特性にある補正をして、全γ放射能に対する各

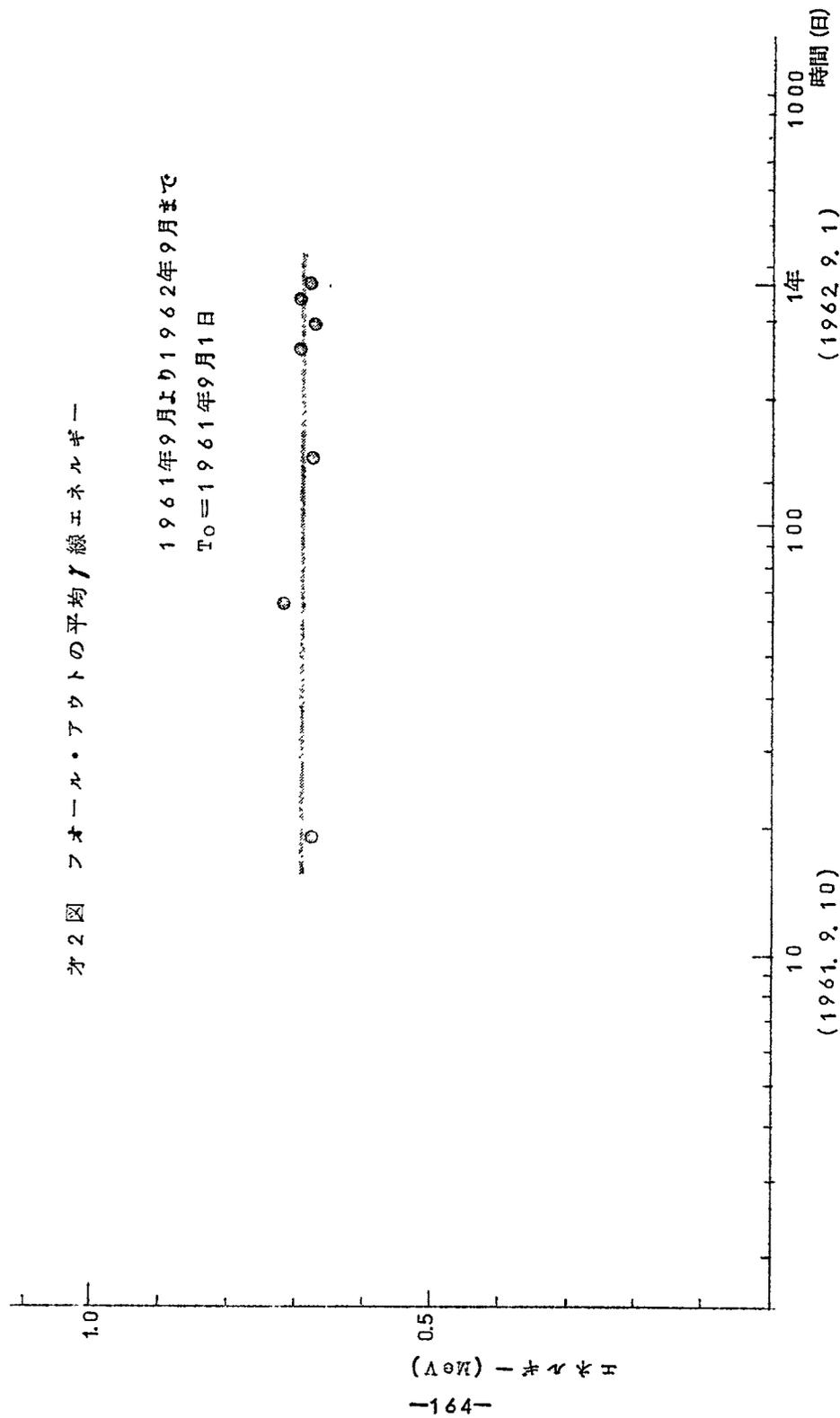
々のエネルギーが占める割合をもとめた。その結果はオ1図に示すような時間変化がえられた。1962年8月のものは、この各々の曲線から大きくづれてきている。オ1図からみると各エネルギーが占める割合は時間経過とともにスムーズな連続変化をしめしている。また大きな割合を占めている0.76 MeV (^{95}Zr , ^{95}Nb)、0.5 MeV (^{103}Ru , ^{106}Rh)、0.14 MeV (^{141}Ce , ^{144}Ce)の3つのエネルギーについてみるとその時間変化がHunter and Ballouの表とかなり近い傾向をしめしている。以上のことから、少なくとも1961年9月から1962年7月までの核種の混合の割合には一様性があつたとみることができる。即ち核分裂によつて生じた核分裂生成物が、そのまま時間経過をした実験室系の状態にかなり近いものであつたともいえるであろう。これは1961年秋に再開された核爆発実験の期間が比較的短かつたことにも起因すると思われる。

一方1961年9月より1962年9月までのエネルギー分布よりフォールアウトの平均 γ 線エネルギーをもとめると、オ2図のようにエネルギー分布が異つても平均エネルギーは変わらず、0.70 MeVとほとんど一定の値をしめしている。

第1図 フォールアウトの γ 線エネルギー分布の時間変化



才2図 フォール・アウトの平均γ線エネルギー



フォール・アウトによる外部照射線量の測定

理化学研究所 山崎 文 男
岡野 真 治 , 大塚 秀 子
立教大学原子力研究所
永原 照 明 , 小林 久 夫
放射線医学総合研究所 渡辺 博 信

1961年秋の核爆発実験の再開によつて、日本の各地で異常に高い放射能が認められ、体外からフォール・アウトによつて受ける線量についてもかなり注目されるようになった。

従来まではフォール・アウトによる体外線量の直接測定はなされていなかったが、昭和36年度放射能対策費により購入した特殊シールド付シンチレーション式および電離箱式の線量率計を主として用いることによつて、体外線量の連続モニターを行なつた。測定は3ヶ所において行ない、これら測定結果を比較して問題点を吟味した。

測定器の共通の問題点としては (1)放射性汚染による測定器自身のバックグラウンドの変化のチェック。(2)長期に亘る感度の変化のチェック。(3)方向依存性。などがある。(1)については宇宙線および器体の汚染を海上における測定値より、これを決定した。それ以後の測定器の汚染によるバックグラウンドの変化は、測定結果に大きな誤差となるので、そのチェックには汚れていない鉛5cmのシールドを室内に常置して、定期的にシールド内における測定を行なつて調べた。(2)については毎日、γ線源によつてチェックを行なつた。

測定器以外の共通の問題としては野外のモニター場所の選定に関する問題がある。

つぎに個々の測定器の問題は、特殊シールド付シンチレーション式ではクリスタルの形状による方向依存性の補正以外は、特に問題は現在生じていない。一方電離箱式では、測定器によつては暗電流が測定値に大きな誤差を生じるので、連続記録上の処理として電離箱の印加電圧の極性を変えた時の測定値を記録するか、もしくは零電流の記録よりこれを差引いた。この暗電流は周囲温度の急変、放射線強度の増加などにより変化するので、電離箱が小さい場合とか、線源による較正などを行なう場合に注意を要するし、ヘッド部のシールドが問題になる。

今までに得られたる地点における測定結果を図に示した。横須賀市の立教原研は電離箱式、千葉市の放医研は線量率直読型のシンチレーション・サーベイメーターによるもので、いずれも随時の線量測定の結果である。東京における理研の結果は、構内の建物屋上におけるシンチ

レーシオン式放射線モニターの連続測定値を、附近の運動場での測定値および敷地内の科研化学空地に設置したモニターの特種シールド付シンチレーション式と電離箱式の線量率計で較正した値である。

る地点の結果にかなりの差が認められ、一般に理研の値が低い。これは他に比して理想的場所が種々の事情により得られなかつたので、場所による違いが大きく影響していると思われる。しかし千葉市、横須賀市の2地点の値の大きいのは、上記の原因のほか、測定がある特定の短時間に行なわれていること。測定器のエネルギー依存性、感度の変化などによる問題などの検討すべき点が残されているように考えられる。

この線量率から月間の線量を計算した結果は下表のようになる。理研の連続測定値と比較してみると、測定のなされた特定の日もしくは特定の時間が、たまたまフォール・アウトによる線量率が高いか、または低いかによつて、実際の月間線量よりも多く見積つたり少なく見積つたりすることになり、連続測定値からの計算に比し信頼度が低いものになることがわかつた。

フォール・アウトによる月間外部被曝線量

年	月	測定値及び線量		
		理 研*	立教(原研)**	放医研***
1961	SeP.	0.32 mr	— mr	— mr
	Oct.	2.05	—	—
	Nov.	3.3	—	7.6(6日降)
	Dec.	2.5	—	3.5
1962	Jan.	2.7	2.9	2.7
	Feb.	2.5	2.5	1.7
	Mar.	2.7	2.7	2.7
	Apr.	3.1	3.8	3.5
	May.	2.6	6.3	2.5
	Jun.	2.7	6.4	4.2
	Jul.	2.1	6.1	3.9

* 理 研：東京都文京区

** 立教原研：横須賀市

*** 放医研：千葉市

「土壌中の放射性降下物の分布と体外線量評価に関する研究」

理化学研究所 山崎文男
岡野真治，大野茂
齋藤信房，佐野博敏
竹内 枉，長原幸雄

〔目的〕

放射性降下物中 Zr^{95} (63.5日) - Nb^{95} (35日)の系列が核爆発後数ヶ月の間体外線量寄与の主成分となることに着目し、土壌中に於ける Zr^{95} - Nb^{95} の深度分布についての知見を得るとともにその体外線量寄与をもとめることを目的とする。

〔標本土壌採取〕

標本名	採取地	深 度 (cm)	表面積 (cm^2)	採 取 日
駒込 I	運 動 場	0 ~ 1	0.71×10^4	3 7. 2. 3
千葉 I	千葉市放医研	0 ~ 1	$1 \cdot 10^4$	3 7. 4. 1 2
◇ II		1 ~ 2	◇	◇
◇ III		2 ~ 5	◇	◇
◇ IV		5 ~ 10	◇	◇
神戸 I	神戸市六甲山 観光牧場	0 ~ 1	0.9×10^4	3 7. 4. 2 7
◇ II		1 ~ 2.5	◇	◇
◇ III		2.5 ~ 5	◇	◇
◇ IV		5 ~ 10	◇	◇

これらの採取地点は、これまで線量実測を行なつたことのある点である。

〔方式〕

Zr^{95} - Nb^{95} は難溶性の粒子として降下し、土壌の表面層に附着するものと考えられるので、才II層以下の定量的測定には(その深度が小さいため)種々の困難が予想された。そのため、次の三つの方式を併用してその結果を比較総合した。

(1) 化学処理によつて Zr - Nb を含む部分の体積をできるだけ小さくしてガンマ線分析にかけ

る。

- (2) 大型シンチレーター上に標本土壤をつめた円筒容器を置いてガンマ線分析にかける。
 (3) 大型シンチレーターの上面及び側面を大量の標本土壤でつつみ、ガンマ線分析にかける。
 自己吸収の補正は、既知強度の $Zr^{95}-Nb^{95}$ をきれいな土壌中に混入し、CPS対DPSの比を求めることによつて行なつた。

〔装置〕

デテクター・・・マツチドウィンドー型4"φ×4" NaI(Tl) シンチレーターヘッド
 波高分析器・・・RCL256チャンネル波高分析器
 鉛遮蔽・・・10cmPb

〔結果〕

- (1) 深度分布(相対比)

採取地	神戸		千葉		
	(2)	(3)	(2)	(3)	
標本	測定日	5.7	9.30	5.7	9.30
I		1	1	1	1
II		0.15	0.14	0.06	0.07
III		0	0	<0.02	0
IV		0	0	0	0

- (2) $Zr^{95}-Nb^{95}$ の地表濃度 (mc/km^2)

採取地	神戸		千葉		東京	
	(2)	(3)	(2)	(3)		
標本	測定日	5.7	9.30	5.7	9.30	93
I		120	21	143	29	
II		17	3	8	2	
III		0	0	<3	0	
IV		0	0	0	0	

- (3) 体外照射線量の評価

上記の地表濃度より、標本採取時の体外線量寄与を計算によつて求め、採取と同時に行なつた特殊シールド付きシンチレーション・カウンターによる線量実測値と比較した。

東京 神戸 千葉

実測値	2.7	1.6	-
計算値	1.0	1.3	1.5

単位は $\mu r/hr$

〔考察〕

予想の通り $Zr^{95}-Nb^{95}$ は表面層にその大部分が集中して保留されていることが確認された。千葉(関東ローム層)と神戸(花崗岩地帯)とに於ける深度分布の差異は、 $Zr^{95}-Nb^{95}$ が難溶性のものとして存在すると想定すると、化学的理由によるものではなく、土粒の粗さ(花崗岩風化地帯の方が土粒が粗い)等の物理的理由に起因するものである。

牛乳中に含まれる人工放射性物質の除去に関する研究

カルシウム型イオン交換樹脂による牛乳中の放射性ストロンチウムの除去

東京大学農学部

津郷友吉, 大桃洋一郎

1961年10月以降原水爆実験の再開によつて環境が汚染され牛乳中の Sr^{90} 濃度が従来水準より高くなつた。また今後わが国においても原子力平和利用が発展するにつれてその廃棄物ならびに不測の事故などによつて環境が汚染され牛乳中の放射性物質の濃度が高くなることを考えられる。このような事態が生じた場合に対処する手段として牛乳中の人工放射性物質の除去法について研究しておくことは食品衛生上特に幼児の保健上重要であると考えられる。

この研究は人体に対し危険と考えられている人工放射性物質のうち特に Sr^{90} に対して、イオン交換樹脂を用いて除去する方法について検討し、またイオン交換処理乳の性質の変化について調べ、さらに変化した性質を回復させる方法について検討したものである。

実験

牛乳中の放射性ストロンチウムの除去に関する実験には、試料として全乳および脱脂乳に

Sr-89を添加したものを使用し、性質変化ならびにその回復法の実験の場合にはSr-89を添加しない新鮮乳を用いた。

牛乳と樹脂の接触時間が除去率に及ぼす影響の検討は、バッチ法により行なつた。樹脂としてはDoweX50W、AmberliteIR-120およびAmberliteIRC-50を用い各々の樹脂について、牛乳100mℓに対し樹脂10gを採取し、マグネチックスターラーの上で1、10、60および120分間撈拌したのちその濾液の一定量を採取し、灰化後硝酸法を用いてSr-89を分離してその放射能を測定した。樹脂と牛乳の比が放射能の除去に及ぼす影響は、カラム法とバッチ法について行なつた。カラムはオ1図に示したサイホン式のカラムにDoweX50W-X12、20~50メッシュの樹脂(以後単に樹脂と略記する)を5、10、50および100gずつ入れ、これに牛乳1ℓを室温(16℃)で毎分30~50mℓの流速で流した。流出液は100mℓ毎に採取し、そのオ3、オ5、オ7番目の区分について分析を行なつた。バッチ法は、牛乳と樹脂の比が200:1、100:1、20:1、10:1および2:1になるように樹脂および牛乳を採取し、マグネチックスターラーの上で30分間撈拌し、濾液の一定量をとつて分析に供した。

カラム法における流速が放射能の除去に及ぼす影響については、樹脂と牛乳の比を1:10に保ち、流速をかえて牛乳を流し、流出液を100mℓ毎に分取して、そのオ3、オ5およびオ7番目の区分について分析を行なつた。

比較的大量の牛乳の処理実験はカラム法とバッチ法について行なつた。カラム法は、樹脂350gを内径5cm、高さ60cmのサイホン式のカラムにつめ、10ℓの牛乳を毎分150mℓの流速で流し、流出液の一定量をとって分析に供した。

クエン酸カラム法においては、牛乳にクエン酸を添加して牛乳のPHを5.3~5.4に調整したのち上述のカラム法に準じて以後の操作を行なつた。

バッチ法は樹脂350gに牛乳10ℓを加えマグネチックスターラーの上のせて30分間撈拌し、静置後上層の一定量を採取して分析に供した。

イオン交換処理乳の性質変化に関しては、イオン交換処理前と処理後の牛乳を試料として次の13項目について分析を行なつた。

1) PH、2) 酸度、3) 水分、4) 脂肪、5) 蛋白質、6) 乳糖、7) 灰分、8) 全カルシウムおよび可溶性カルシウム、9) 全燐ならびに可溶性燐、10) 加熱凝固試験、11) レンネット凝固試験、12) アルコール試験、13) カード張力

結果ならびに考察

樹脂と全乳および樹脂と脱脂乳との接触時間が除去率に及ぼす影響に関する結果をオ1表およびオ2表に示す。接触時間が長くなればなる程除去率が高くなることが認められる。全乳と脱脂乳を比較すると脱脂乳の除去率が全乳に比して一般に高いことが認められた。樹脂の種類が除去率に及ぼす影響は小さいがDoweX50W-X12、20~50メッシュの除去率がすぐれていることが認められた。

樹脂と牛乳の比が除去に及ぼす影響についてバッチ法ならびにカラム法を用いて検討した結果をそれぞれオ3表およびオ4表に示した。牛乳に対する樹脂の比($\frac{M}{R}$ 比)が大きくなる程除去率が低下することが認められた。実用的な $\frac{M}{R}$ 比は10~20が適当であると考えられる。

牛乳ならびに脱脂乳と樹脂の比を2:1および5:1にし、120分間バッチ法で撈拌した場合の放射能の除去率をオ5表に示した。この実験は十分のイオン交換処理を行なつた場合ほどの程度まで放射能の除去が出来るかを知る目的で行なわれたものである。オ5表から明らかであるようにこの方法では最高の除去率は約80%であつて全乳と脱脂乳の間には殆んど差のないことが認められた。

カラム法による流速の除去率に及ぼす影響に関する結果をオ6表に示した。カラムを通す牛乳の $\frac{1}{25}$ ~ $\frac{1}{10}$ 容量が1分間に流出するような流速の範囲では殆んど除去率に影響のないことが認められた。

比較的大量の牛乳についてイオン交換処理を行なつた結果をオ7表に示す。この実験において除去率が一般に低いのは、 $\frac{M}{R}$ 比が高いためである。クエン酸カラム法の除去率が高いのは、イオン交換処理前のクエン酸添加によつて牛乳のPHが低下することにより、2価の金属イオンがカゼインから離れやすくなつたための結果であると推定される。

イオン交換処理乳の性質変化について検討した結果をオ8表に示した。オ8表から明らかであるように、処理前と処理後の牛乳においてPH、酸度、灰分、Ca、加熱試験、レンネット凝固時間、アルコール試験およびカード張力に大きな変化が認められた。この変化はCa含量の増加に伴う牛乳の塩類平衡のみだれに原因があると考えられる。

イオン交換処理乳にNa型およびK型樹脂を加えて撈拌しCaを少量ずつ除去しながら処理乳のCa含量を処理前の牛乳中のCa含量に近づけていく場合の牛乳についてPH、酸度、Ca、加熱試験、レンネット凝固時間、アルコール試験およびカード張力を調べた結果をオ9表およびオ10表に示す。オ9表およびオ10表より明らかであるように、Ca含量が処理前の含量に近づくにつれて変化した性質が回復することが認められた。しかし風味の点から考察すれば、Na型で処理した牛

乳よりもK型樹脂で処理した牛乳の方がすぐれていることが明らかにされた。

^{90}Sr の除去率を高めまたイオン交換処理乳の性質変化をできるだけ少なくする目的でKNa MgCa混合型樹脂について同様な実験を行ない一応の成果を得たが次の報告にゆずる。

要 約

Ca型イオン交換樹脂による牛乳中の放射性ストロンチウムの除去法について検討し、更にイオン交換処理乳の性質変化とその回復法について検討した。

樹脂の種類は放射能の除去率にあまり影響しないが、Dowex 50W-x12、20~50メッシュの除去率がすぐれていた。

・樹脂と牛乳の接触時間が長くなる程除去率は高くなる。

M/R 比の増加に伴ない除去率は低下する。実用的 M/R 比は10~20が適当であると認めた。イオン交換処理前に牛乳のpHを5.3~5.4にすると除去率は高くなる。

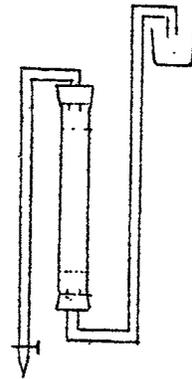
イオン交換処理によつてCa含量が増加し、塩類平衡のみだれに伴ない各種の変化を認めた。増加したCaをNa型およびK型樹脂を用いて除去することによつて変化した性質をもとに戻すことができた。

オ1表：樹脂と牛乳の接触時間が放射能の除去率に及ぼす影響

樹脂粒除去率 接触時間(分)	Dowex 50W		Dowex 50W		Amberlite	
	X 4		X 12		IR-120	IRC-50
	20-50	50-100	20-50	50-100		
	%	%	%	%	%	%
1	3.6	3.8	3.4	4.2	4.4	3.4
10	4.8	4.7	5.3	4.4	4.6	4.9
60	6.0	6.0	6.6	5.4	6.3	6.9
120	6.5	6.5	7.1	6.4	7.2	6.3

注： M/R 比10，バッチ法

オ1図 サイホン式イオン交換装置



オ2表：全乳及び脱脂乳と樹脂との接触時間が放射能の除去率に及ぼす影響

樹脂 試料除去率 接触時間(分)	Dowex 50W-x12 20~50メッシュ	
	全乳 %	脱脂乳 %
1	3.4	4.9
10	5.3	5.9
60	6.6	7.2
120	7.1	7.2

注： M/R 比10，バッチ法

オ4表：牛乳と樹脂の比が放射能の除去率に及ぼす影響

樹脂 M/R 比 区分	Dowex 50W-x12 20~50メッシュ			
	10	20	100	200
	%	%	%	%
3	7.1	5.7	2.7	1.6
5	6.8	5.5	2.6	1.0
7	6.8	4.7	2.0	3

注：流速毎分40~50ml，カラム法
カラムの内径2.8cm

オ3表：全乳及び脱脂乳と樹脂の比が放射能の除去率に及ぼす影響

樹脂 試料除去率 M/R 比	Dowex 50W-x12 20~50メッシュ	
	全乳 %	脱脂乳 %
2	6.8	
10	5.7	6.0
20	5.1	5.4
100	3.4	3.7
200	2.6	

注：接触時間30分，バッチ法

オ5表： M/R 比を2および5にし120分間バッチ法で攪拌した場合の放射能の除去率

樹脂 試料除去率 M/R 比	Dowex 50W-x12 20~50メッシュ	
	全乳 %	脱脂乳 %
2	8.0	8.0
5	7.9	7.8

オ6表：カラム法による流速の放射能の除去率に及ぼす影響

区分	Dowex 50w-x12 20~50メッシュ		
	毎分 4~5ml	毎分 40~50	毎分 100
	%	%	%
3	7.9	7.1	7.4
5	7.6	6.8	6.6
7	7.4	6.6	6.6

注：M/R比10，カラムの内径2.8cm
樹脂柱の高さ2.5cm

オ7表：比較的大量の牛乳処理による放射能の除去実験

採取日	採取場所	処理法	除去率 %
1962.2.26	東大付属牧場	バッチ法	4.0
1962.3.5	〃	カラム法	3.5
1962.3.19	〃	クエン酸カラム法	5.6

注：M/R比30，バッチ法の場合は接触時30分カラム法の場合は流速毎分150ml。
使用した樹脂：Dowex 50w-x12, 20~50メッシュカラムの内径5cm, 樹脂柱の高さ2.6cm。

オ8表：Ca型イオン交換樹脂処理による牛乳の性質変化

樹脂	Dowex 50W-x12 20~50メッシュCa型							
	バッチ法		カラム法		カラム法		カラム法	
処理時間	30分		毎分150ml(牛乳10L)		毎分150ml(牛乳10L)		30分	
M/R	30		30		30		30	
分析項目	イオン交換 処理前	イオン交換 処理後	イオン交換 処理前	イオン交換 処理後	クエン酸 添加前 処理前	クエン酸 添加後 処理前	クエン酸 添加後 処理後	イオン交換 処理後
PH (%)	6.65	6.20	6.67	6.15	6.67	5.40	5.35	5.35
酸度 (%)	0.13	0.17	0.12	0.17	0.13	0.38	0.45	0.45
脂肪 (%)	2.95	2.90	4.00	4.00	3.54	3.54	3.58	3.58
水分 (%)	88.90	88.86	88.88	88.80	87.95	88.11	88.11	88.11
蛋白質 (%)	3.00	2.93	2.74	2.74	3.06	2.98	3.06	3.06
乳糖 (%)	4.32	4.35	4.20	4.05	4.12	4.04	4.03	4.03
灰分 (%)	0.75	0.66	0.75	0.68	0.77	0.75	0.75	0.75
Ca全Ca (mg/ml牛乳)	1.10	1.59	1.10	1.77	1.17	1.15	1.83	1.83
Ca可溶性Ca (mg/ml牛乳)	0.40	0.66	0.57	0.93	0.37	0.99	1.55	1.55
P全P (mg/ml牛乳)	0.88	0.88	0.84	0.83	0.80	0.78	0.80	0.80
P可溶性P (mg/ml牛乳)	0.32	0.33	0.38	0.29	0.41	0.66	0.66	0.66
アルコール試験	70% ++	70% ++	70% -	70% ++	70% -	70% +++	70% +++	70% +++
	75% +	75% +++	75% ±	75% +++	75% ±	75% +++	75% +++	75% +++
	80% ++	80% +++	80% +	80% +++	80% +	80% +++	80% +++	80% +++
加熱試験	100℃ 3時間で 固まらず	65℃ 8分で 凝固	100℃ 3時間で 固まらず	85℃ 50秒で 凝固	100℃ 3時間で 固まらず	65℃ 瞬間で 凝固	65℃ 瞬間で 凝固	65℃ 瞬間で 凝固
レンネット凝固試験	4分59秒	1分05秒	6分19秒	49秒	5分12秒	1分10秒	27秒	27秒
カード張力 (g)	18.4	30.0	11.0	28.5	17.3	-	-	-

オ9表：Ca型イオン交換処理乳をNa型イオン交換処理してCaを除去した場合の牛乳の性質変化

項目	対照		Na型イオン交換処理の牛乳の性質					
	Ca型イオン交換樹脂 処理前	Ca型イオン交換樹脂 処理後	M/R比					
			400	200	100	80	67	40
PH	6.67	6.15	6.31	6.35	6.48	6.70	6.75	6.90
酸度 (%)	0.12	0.17	0.16	0.15	0.14	0.12	0.12	0.10
全Ca (mg/ml牛乳)	1.10	1.77	1.69	1.46	1.22	1.11	1.01	0.90
加熱試験	100℃ 3時間で 固まらず	85℃ 50秒で 凝固	85℃ 53秒で 凝固	85℃ 1分39秒 で凝固	100℃ 3時間で 固まらず	左と同じ	左と同じ	左と同じ
アルコール試験	70% -	70% ++	70% ++	70% ++	70% +	70% -	70% -	70% -
	75% ±	75% +++	75% +++	75% +++	75% ++	75% ±	75% -	75% -
	80% +	80% +++	80% +++	80% +++	80% +++	80% ±	80% -	80% -
レンネット凝固時間	6分19秒	49秒	56秒	1分0秒	2分31秒	5分07秒	10分	固まらず

オ10表：Ca型イオン交換処理乳をK型イオン交換処理してCaを除去した場合の牛乳の性質変化

項目	対照		K型イオン交換処理後の牛乳の性質		
	Ca型イオン交換樹脂 処理前	Ca型イオン交換樹脂 処理後	M/R比		
			40	50	60
PH	6.73	6.15	6.50	6.45	6.42
酸度 (%)	1.39	2.05	1.70	1.77	1.75
全Ca (mg/ml牛乳)	1.02	1.85	1.18	1.05	1.03
加熱試験	130℃ 20分で 凝固せず	85℃ 45秒で 凝固	130℃ 10分で 凝固	120℃ 20分で 凝固	110℃ 10分で 凝固
アルコール試験	70% -	70% +++	70% -	70% -	70% +
	75% -	75% +++	75% -	75% ±	75% ++
	80% -	80% +++	80% -	80% +	80% +++
レンネット凝固時間	7分22秒	43秒	凝固せず	4分32秒	2分37秒

照洋丸採取マグロの放射化学分析について

社団法人 分析化学研究所

浅利民彌，千葉盛人

○有木 督，吉永俊明

クリスマス島周辺の核爆発実験によつていかにマグロが汚染されているか、肉および内臓について各種の放射性物質の分析を行なつた。その結果を報告する。

海底土の放射化学分析法に関する研究

社団法人 分析化学研究所

浅利民彌，千葉盛人

○渡部欣愛，有木 督

原子力の平和利用の進展にともない放射性廃棄物の処理に関して、これを海洋に投棄することが問題になつている。また原水爆実験あるいは、内陸からの流出等により海水が次々に汚染されつつあるのが現状である。海水に入つた多くの放射性核種は次々に海底土に沈積し吸着保持されるものと推定される。そこで本研究では、海底土中の放射性核種の分析方法について検討を行なつた。

試料は東京湾および茨城県東海村沖から採取し、性状および採取位置により17試料を選別して用いた。

海底土に吸着している核種の分離法および吸着の問題を検討するためには、海底土試料の成分を予め知ることが必要である。この目的のため定量分析とX線回折を行ない、試料の化学組成及び鉱物組成を明らかにした。

次に海底土中の Sr^{90} 、 Cs^{137} の分析法について、われわれは同一試料から系統的に分離定量する方法を検討し、分析の迅速化をはかり良好な成果を得た。すなわち王水分解を行ない、 $NaOH$ および Na_2CO_3 により Sr を炭酸塩とし、 Fe 、 Ca 等と共に分離し、更に発煙硝酸法により Sr^{90} を分離する。炭酸塩からの口液を硝酸酸性としリンモリブデン酸アンモ

ニウム法により Ce を分離し、更にジピクリルアミネート—塩化白金酸セシウム法を適用して Cs^{137} を分離測定を行なう。

また Sr^{90} の分離濃縮法として浮選法の適用を試みたが、試料の性状によつてかなりの差が認められた。

そのほかに Ce^{144} について検討した。 Ce^{144} は Sr^{90} および Cs^{137} を定量した同一試料から定量することを検討した。すなわち Sr^{90} と共沈分離した後 Ce を溶媒抽出によつて分離し、蓚酸セリウムとして測定する。

現在の汚染状況を知るために、採取試料中の Sr^{90} および Cs^{137} を測定した。その結果 Sr^{90} および Cs^{137} の含有量は、有機物成分の多い試料に高い傾向が認められ、東京湾試料ではその含有量が Sr^{90} では $7.7\sim 30\mu\mu c/Kg$ of sample Cs^{137} では $132\sim 613\mu\mu c/Kg$ of sampleであつた。東海沖試料はこれよりいくぶん低い値を示した。