
第8回放射能調査研究成果発表会

論文抄録集

昭和41年11月24～25日

科学技術庁

本抄録集は，昭和４０年および昭和４１年において，関係国立試験研究機関（大学を除く）関係都道府県衛生研究所ならびに関係民間機関等による放射能調査研究，およびその対策に関する研究結果の概要をとりまとめたものである。

昭和４１年１１月

目次

論文番号	題 目	担 当 機 間	頁
1.	高空における放射能塵の測定	防衛庁技術研究本部	1
2.	第 3 回中国核実験に由来するフォールアウト粒子 (I)	大阪府立放射線中央研究所	4
3.	第 3 回中国核実験に由来するフォールアウト粒子 (II)	大阪府立放射線中央研究所	7
4.	核実験に由来する強放射能粒子の Mass Yield Curve	大阪府立放射線中央研究所	10
5.	第 3 回中国核実験の影響を中心とした大阪府の放射能調査結果	大阪府立公衆衛生研究所	11
6.	第 3 回中国核爆発からの放射能の移動と降下	気象庁観測部	14
7.	中共核実験の放射性降下物について	気象研究所	18
8.	第 3 回中国核爆発実験による放射性降下物	放射線医学総合研究所	20
9.	マウスに経口摂取させた強放射能粒子	大阪府立公衆衛生研究所	23
10.	浮遊塵中の放射性核種	放射線医学総合研究所	24
11.	日本における Sr 90, Cs 137 の降下量	気象研究所	26
(12.)	気象庁の過去 11 年間のフォールアウト観測結果	気象庁観測部	27
13.	高度 10~13km 付近における C-14 及び H-3 の濃度変化 (V)	防衛庁防衛大学校	37
14.	醗酵アルコール, 植物精油, 大気中 C 14 の濃度変化	放射線医学総合研究所	40
15.	上水道水中の放射性核種	放射線医学総合研究所	42
(16.)	河底土中の放射性核種	放射線医学総合研究所	44
(17.)	表土の放射性核種濃度	放射線医学総合研究所	46
18.	土壌および米麦の Sr-90, Cs-137 について	農林省農業技術研究所	49
19.	牛乳および飼料の Sr-90, Cs-137 濃度	農林省畜産試験場	52
20.	家畜骨中の Sr-90 について	農林省家畜衛生試験場	53

論文番号	題 目	担 当 機 関	頁
21.	乳牛体内におこるストロンチウムの代謝	農林省畜産試験所	56
(22.)	昭和40年度輸入食品中のSr-90およびCs-137の定量	厚生省国立衛生試験所	57
23.	食品中の放射性物質	放射線医学総合研究所	59
24.	食品のSr-90による汚染の調理及び加工による除去について	厚生省国立栄養研究所	62
25.	各種食品, 陸水, 雨水ちり, 土壌等の放射能調査について	分析化学研究所(社団)	63
26.	北海道における放射能調査	北海道衛生研究所	66
(27.)	宮城県における放射能調査	宮城県衛生研究所	67
28.	茨城県における放射能調査	茨城県衛生研究所	69
(29.)	神奈川県における放射能調査	神奈川県衛生研究所	73
30.	静岡県における放射能調査	静岡県衛生研究所	77
(31.)	愛知県における放射能調査	愛知県衛生研究所	79
(32.)	京都府における放射能調査	京都府衛生研究所	81
33.	兵庫県における放射能調査	兵庫県衛生研究所	85
34.	鳥取県における放射能調査	鳥取県衛生研究所	89
35.	岡山県における放射能調査	岡山県衛生研究所	90
(36.)	福岡県における放射能調査	福岡県衛生研究所	92
(37.)	長崎県における放射能調査	長崎県衛生研究所	95
38.	狭山茶の放射能調査	埼玉県衛生研究所	98
39.	人肺および浮遊塵中 ²¹⁰ Pb, ²¹⁰ Poの測定	放射線医学総合研究所	99
(40.)	人体臓器中のセシウム-137濃度について	放射線医学総合研究所	100
41.	血液分析から推定した日本人の ¹³⁷ Cs身体負荷量(1966年)	厚生省国立公衆衛生院	101
(42.)	Cs-137の人体負荷量と24時間排泄尿の相関	放射線医学総合研究所	103
43.	乳歯中に含まれる ⁹⁰ Srについて	厚生省国立予防衛生研究所	106
44.	人骨中のSr-90について	放射線医学総合研究所	108
(45.)	空間分布γ線量の観測報告	気象庁水戸地方气象台	111
(46.)	家屋内におけるバックグラウンド放射線線量の測定-2	放射線医学総合研究所	113

論文番号	題 目	担 当 機 関	頁
(47.)	日本近海海水の全β放射能	気象庁海洋気象部	115
48.	日本近海海水の放射能	海上保安庁水路部	118
49.	佐世保, 横須賀港の海水, 海底土の全放射能	海上保安庁水路部	119
50.	海水中のSr-90, Cs-137について	気象研究所	121
51.	表面海水中の放射性核種	放射線医学総合研究所	121
(52.)	海水中のクロム-51の捕集について-Fe(II)を還元剤として用いる水酸化鉄共沈法-	厚生省国立公衆衛生院	124
53.	降水, 河川水, 海水中のPu-239	気象研究所	125
54.)	日本近海の深層流測定結果について	気象庁海洋気象部	126
55.	海底堆積物中の放射性核種	放射線医学総合研究所	130
56.	1965年度における海洋生物の全ベータ放射能	水産庁東海区水産研究所	132
57.	海洋生物の全ベータ放射能とCe-144などの濃度との比較について(予報)	水産庁東海区水産研究所	134
58.	沿岸海産生物中のストロンチウム-90含量について	水産庁東海区水産研究所	136
59.	沿岸海産生物中の放射性元素	水産庁東海区水産研究所	138
60.)	海藻中の放射性核種について	放射線医学総合研究所	140
61.	魚類のSr-90, Cs-137濃度	放射線医学総合研究所	141
62.)	貝殻中のSr-90濃度	放射線医学総合研究所	145
63.	シンチレーションカウンターによる空間, 水面上, 水中のγ線の測定	理化学研究所	145
64.	密封小線源治療による国民線量への寄与について	放射線医学総合研究所	147

注 ()内は誌上発表のもの

1. 高空に於ける放射能塵の測定

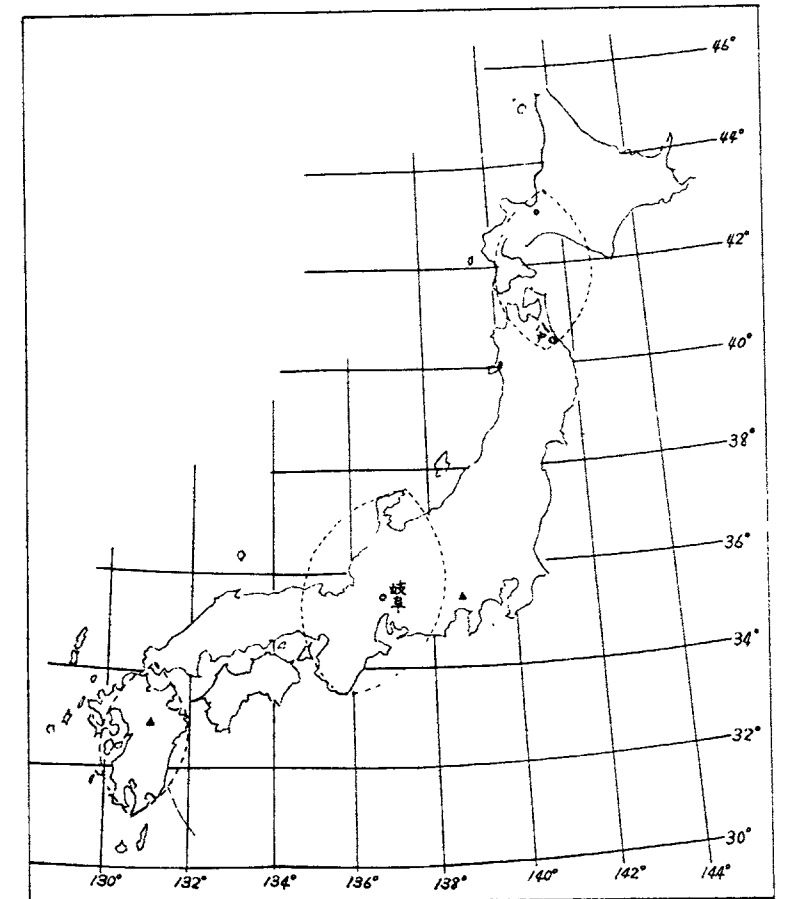
防衛庁技術研究本部

第1研究所

浦井達夫, ○五十嵐俊次

1965年10月以降本年9月末迄の成層圏下部に於ける放射性フォールアウトの測定結果について報告する。

1. 調査空域は図1に示す西部(築城基地), 中部(岐阜基地), 北部(八戸基地)の3空域であるが, 核実験等の場合を除き定常の測定は中部空域のみで行った。
2. 集塵および測定方法は従来と同様である。即ち集塵はガムドペーパー及び機上集塵器を用いて行った。又全 β 放射能の測定は $5\mu\mu\text{c}$ の酸化ウランを比較試料として用い $\mu\mu\text{c}/\text{m}^3$ の単位で表した。
3. 核種分析は定常の場合一部の試料について C_{137} , および Sr_{90} の分析を行い測定した。



4. 測定結果: 測定結果(全 β 放射能)は表1および図2に示す通りである。又核種分析の結果については表3に示す通りである。

第1図 調査空域図

5. 中共による第3回核実験(1966.5.9)については5月10日から同月25日迄西部, 中部, 北部の3空域で連日集塵を行い調査した, その測定結果を表1, 表2に示す。今回は第1回, 第2回の時の様に採取試料から多量の放射能を検出する事は出来なかった。しかし放射性巨大粒子は第2回にくらべかなり多く降下しており多数採集する事が出来た。放射性巨大粒子の γ 線スペクトルメータによる核種分析の結果を図3および表4に示す。

表1 全 β 放射能測定結果単位 $\mu\mu\text{C}/\text{m}^3$

年月日	中 部			年月日	中 部		
	1 2 Km	1 0 Km	6 Km		1 2 Km	1 0 Km	6 Km
4 0. 1 0. 4		1. 6 1		4 1. 5. 1 2	2. 7		
5		1. 6		1 3		—	
1 1	0. 8 1			1 4	0. 1		
1 2			0. 3 2	1 6	0		
2 5	5. 0 1			1 7		1 8. 8	
1 1. 4	0. 5 6			1 8	5. 1		
1 0	0. 5 1			1 9		3. 3	
1 1		0. 1 2		2 5	0		
1 5	1. 6 3		0. 0 9	3 0	2 3. 0		2. 9
2 4	1. 7 7			6. 7	1 8. 2	6 8. 7	
3 0	1. 2 3		0. 2 3	1 3	5. 5		4. 1
1 2. 9		1. 0		2 1	2. 2		
1 3	6. 9 7		0. 2 0	2 9			3 2. 3
4 1. 1. 1 0	4. 2 1		0. 4 0	7. 4	1 7. 7		
1 7	2. 5 8			5		7. 1	
2 4	7. 4 1		0. 9 3	1 3	0. 9 1		
2. 2		7. 5 3		1 8	1. 3 1		
1 4	1 4. 2 3			2 0		0. 3 4	
1 5		0. 2 5		2 5	0. 4 5		
2 1	3. 8 7			8. 1	0. 8 0		
2 8	1 1. 2 7			8	0. 2 3		
3. 1 4	1 4. 6 3			2 4	0. 2 8		
2 8	2. 4 3			2 9	0. 6 8		
4. 5	3. 3			3 0		1. 0 8	
1 2	7. 2			9. 5	0. 3 7		
1 9	9. 5			1 3	0. 3 9	0. 7 8	
5. 4	7. 9			2 0	1. 4 4		
9	7. 2			2 1			0. 1 7
1 0	0. 1 6			2 7	0. 6 1	0. 4 2	
1 1		0. 4 9					

表2 全 β 放射能測定結果単位 $\mu\mu\text{C}/\text{m}^3$

年月日	北 部		西 部	
	1 2 Km	1 0 Km	1 2 Km	1 0 Km
4 1. 5. 1 0	0. 5 8		—	
1 1		4. 0 4		0. 5 2
1 2	—		—	
1 3		3. 1	—	0. 1
1 4			0. 7	
1 6	0. 3		0. 2	
1 7		1 5. 7		—
1 8	1 7. 0		1. 7	
1 9		6. 3		0. 6
2 3	2. 5			—
2 5		5. 1		2 4. 0

※—: 0. 1 以下

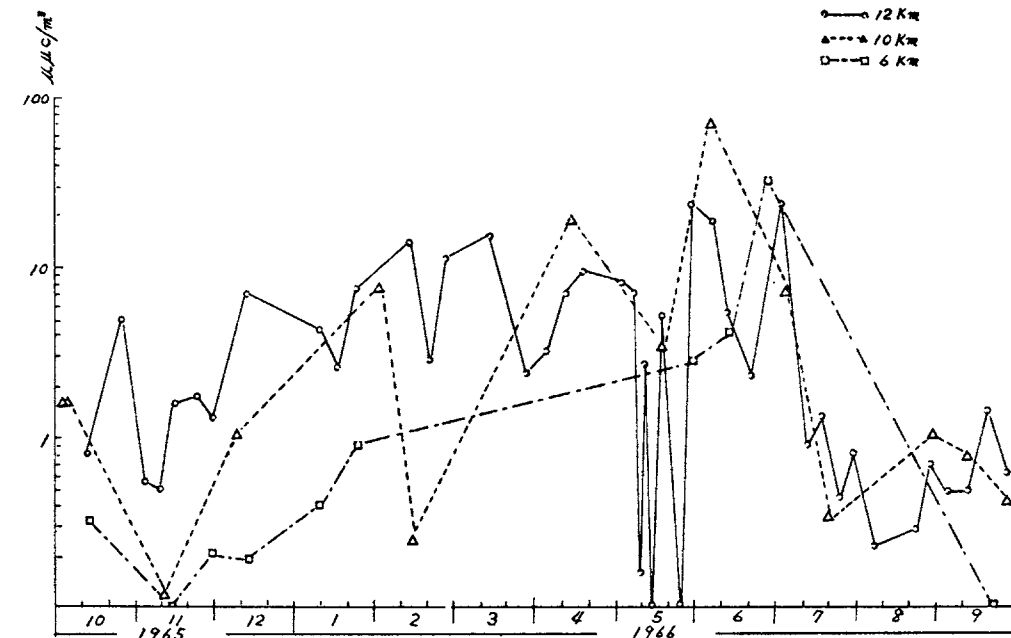
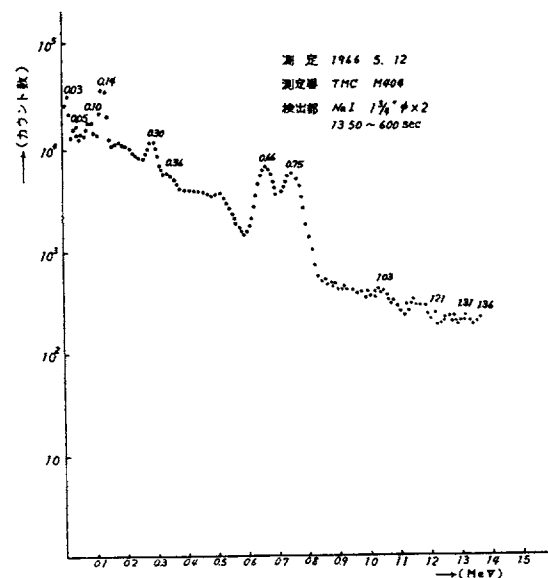
第 2 図 全 β 放射能経年変化

表 3 核種分析結果

採集年月日	採集高度 feet×1000	Cs ¹³⁷ ($\mu\mu\text{C}/\text{m}^3$)	Sr ⁹⁰ ($\mu\mu\text{C}/\text{m}^3$)	Sr ⁸⁹ ($\mu\mu\text{C}/\text{m}^3$)	Sr ⁸⁹ /Sr ⁹⁰
4 1. 4. 5	3 9	0. 6 2	0. 2 1	0. 1 1	0. 5 2
12	4 0	0. 7 5	0. 3 0	0. 2 8	0. 9 3
19	4 0	1. 7 6	0. 6 5	0. 0 8	0. 1 2
5. 4	4 0	0. 7 3	0. 6 5	0. 0 8	0. 1 2
9	4 0		0. 2 0	0. 1 3	0. 6 5
17	3 3	3. 2 5	0. 8 8	1. 3 1	1. 4 9
30	4 0	1. 2 4	0. 2 6	0. 7 8	3. 0 0
6. 7	4 0	1. 2 9	0. 5 0	0. 7 8	1. 5 6
7	3 3	0. 0 3	0. 3 3	0. 9 0	2. 7 3
29	2 0	0. 2 0	0. 1 6	0. 3 8	2. 3 8
7. 4	4 0	1. 8 3	0. 3 2	0. 6 8	2. 1 3
5	3 3	0. 0 1 5	0. 0 2	0. 0 2	1. 0 0



第3図 巨大放射能粒子のガンマスペクトル

表4 巨大放射能粒子スペクトル

エネルギー-MeV	見掛けの半減期	推定核種	エネルギー-MeV	半減期
0.14	60 h 33.5 h	Mo-99	0.14	66 h
		Rh-105	0.32	36.5 h
		Ce-143	0.294	33 h
0.3		¹⁴⁰ Ba-La	0.329	40.2 h
		Pm-149	0.285	50 h
		Np-239	0.335	55.2 h
		I-133	0.53	22.4 h
0.66	25 h	Nb-96	0.77	23.35 h
0.75	24~86.5 h	Ce-143	0.722	33 h
		⁹⁵ Zr-Nb	0.76	65 d

2. 第3回中国核実験に由来するフォールアウト粒子 (I)

大阪府立放射線中央研究所

真室哲雄, ○藤田晃

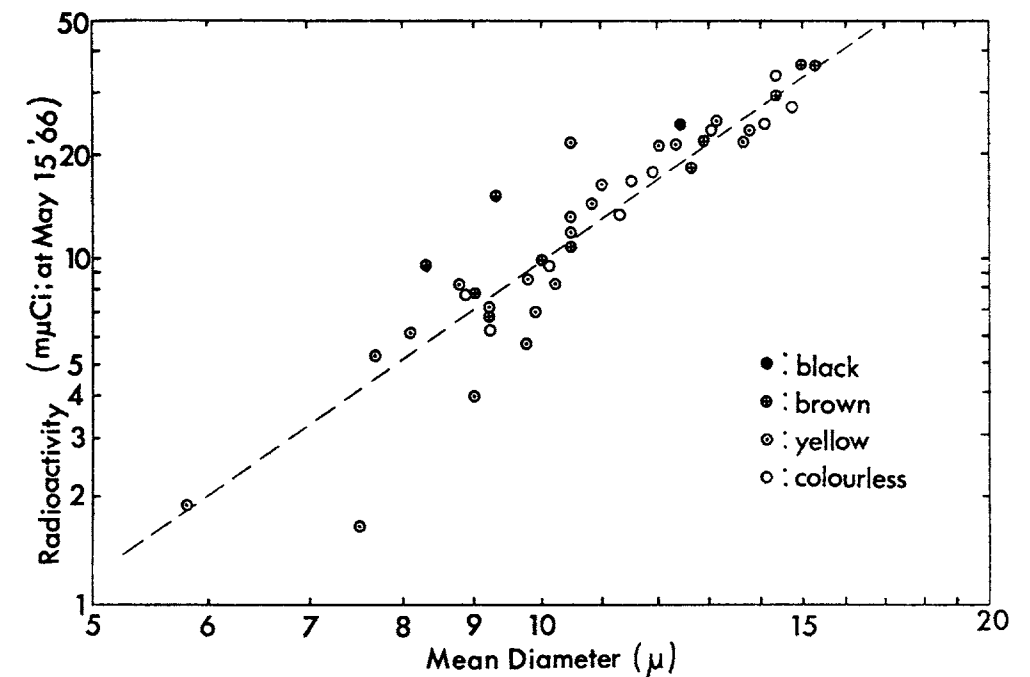
松並忠男

1966年5月9日に中国の第3回核爆発実験が行なわれ、大阪では5月10日から11日にかけ

て強放射能粒子の降下が見られた。強放射能粒子は雨と共に降下したものが多く、dry falloutとして落下したものは少なかったようであった。沱紙式集塵法で測られた空中塵放射能濃度は比較的 low, また集塵沱紙のオートラジオグラフにも大きなスポットがみられなかった。しかし、5月10日の雨水を沱過して乾燥させた沱紙のオートラジオグラフには多数の大きなスポットがみられた。

本研究の建物の屋上では数 μCi 以上の放射能を有する粒子が 1 m^2 当り40~50個の割合で検出され数100個の粒子を採集した。これらを単独分離し顕微鏡観察を行なったが、殆んど球形かそれに近い形状であり、色彩は大体一様で、褐色、黄色、無色のものが多く、黒色のものは少なかった。地上爆発であった第一回の実験に由来する粒子には、部分的に色彩の変ったものが多くあったが、このような粒子は少しも見当らなかった。

45個の粒子について顕微鏡写真撮影を行ない、正確な粒径の測定をした後、個々の粒子のガンマ放射能を測定した。そのうち6個の粒子について異物で表面がおおわれていないことを顕微鏡により確認してベータ放射能の測定を行ない、ガンマ放射能からベータ放射能への換算比を求めた。このようにして求められた5月15日現在のベータ放射能と顕微鏡写真から測定された粒径との関係を対数方眼紙にプロットしたのが第1図である。測定点は粒径の3乗に比例する直線のまわりに比較的よく集まっている。色彩による放射能の違いは顕著には認められず、粒子の比放射能は略々一定と考えられた。



第1図 粒径と放射能との関係

粒子を液体中に自然落下させることにより、粒子の比重測定を試みた。液にはエチルアルコールを使用した。この理由は粒径の正確な測定のためにセダー油の油浸で顕微鏡写真をとると、油が粒子表

第 1 表 粒子密度測定結果

Particle No.	Colour	Mean Diameter (μ)	Measured Values	Mean Value (g/cm^3)
1	colourless	14.9	4.92 5.14 5.12	5.1
2	colourless	13.8	5.10 5.20 5.12	5.2
3	yellowish brown	13.2	5.23 5.62 5.68	5.5
4	yellow	17.4	5.49 5.56 5.58	5.5
5	yellow	11.1	5.40 5.51 5.74	5.6
6	yellowish brown	14.5	5.41 5.44 5.72	5.6
7	yellowish brown	13.0	5.49 5.63 6.10	5.7
8	yellow	14.1	5.60 5.74 6.04	5.8
9	black	16.3	5.87 6.30 6.55	6.2
10	reddish black	13.8	6.08 6.25 6.54	6.3

的せまい範囲にあるが、色彩の薄いもの程比重が小さく、色の濃いもの程比重が大きい傾向が明らかに見られる。鉄の酸化物の比重が5.2から5.7であること、酸化アルミニウムが約4であることなどから考えて、比重が5以下のものがなかったことは幾分疑問があるようにも思われるが、大体妥当な測定結果が得られたものとする。

3. 第3回中国核実験に由来する強放射能フォールアウト粒子について (II)

大阪府立放射線中央研究所

真室 哲雄, 松並 忠男

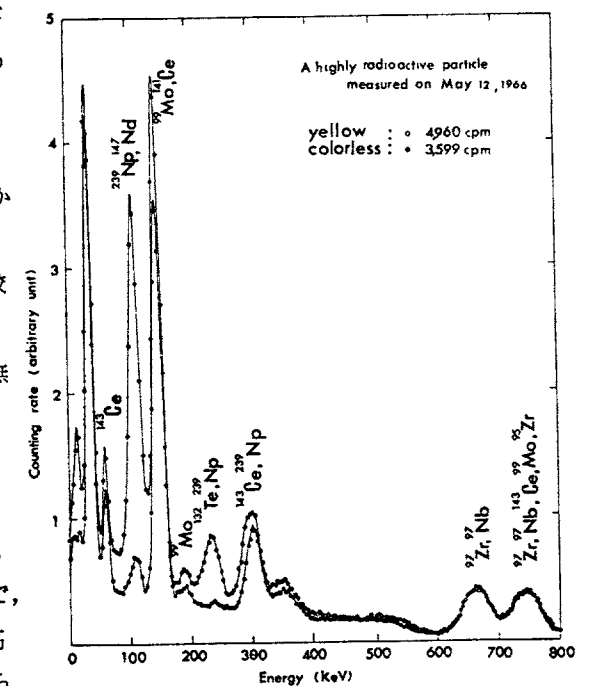
藤田 晃

(1) 色による放射化学的組成の相異

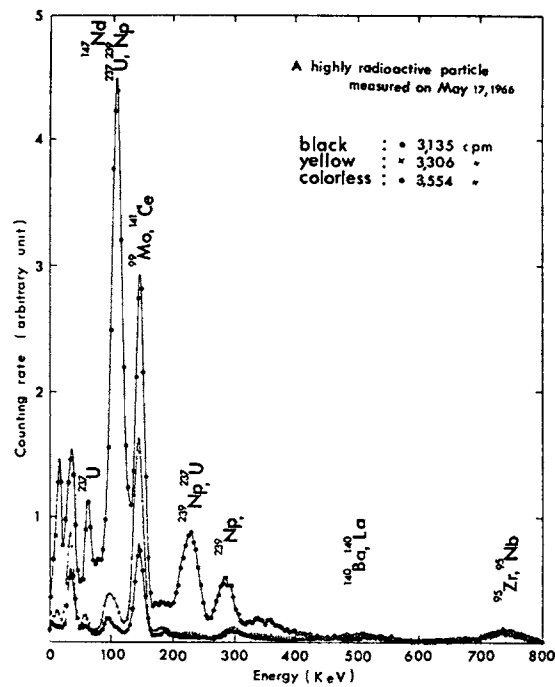
第3回中国核爆発実験に由来する強放射能フォールアウト粒子は、大阪地方では主として5月10日の雨水とともに落下したものと推定された。所内の屋上などで 1m^2 につき平均40個の割合で数 μCi 以上の放射能を有する強放射能粒子を検出、採取した。多数の粒子を顕微鏡のもとでGMカウンターの助けによって単独分離し、個々の粒子のガンマ線スペクトルを測定した。

第1図は爆発後3日目に測定された無色および黄色の粒子のガンマ線スペクトルである。今回の粒子は、今迄になく爆発後早く飛来したために、スペクトルに短半減期核種の ^{143}Ce , ^{97}Zr , ^{99}Mo , ^{239}Np などによるピークが非常に明らかに現われていたことは特筆される。第1図では、これら二つの色の異なった粒子の核種組成を比較しやすいようにするため、 $^{97}\text{Zr} + ^{97}\text{Nb}$ の光電ピークの高さを描いてある。この図をみると、無色の粒子は黄色粒子に比べて、 ^{97}Zr に対する ^{141}Ce , ^{99}Mo , ^{239}Np などの含有比が低いことがよくわかる。

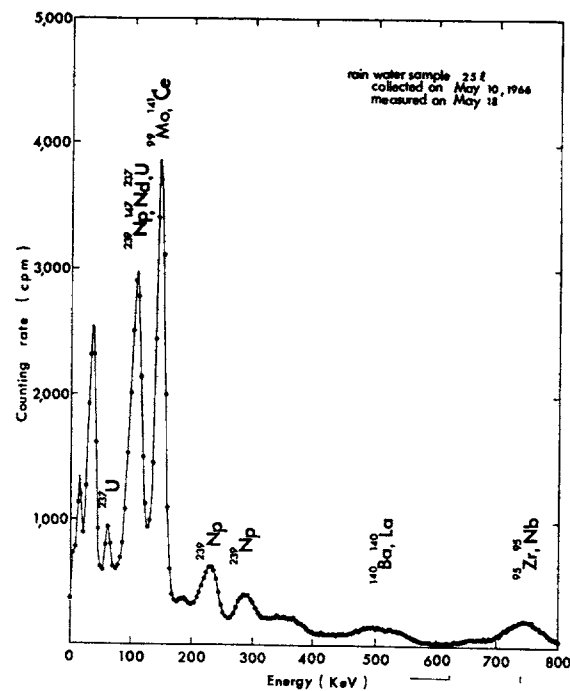
第2図は、爆発後8日目に測定された、無色、黄色、黒色の3つの粒子のガンマ線スペクトルで、これも比較の便のため、 ^{95}Zr の光電ピークの高さを描いてある。黒、黄、無色の順に、すなわち色が薄くなるに従って、 ^{95}Zr に対する ^{239}Np , ^{237}U , ^{141}Ce , ^{99}Mo などの核種の組成比が減少しているのが明らかにみられる。多数の粒子についてガンマ線スペクトルを測定した結果大抵の核種の $^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}$ に対するfractionation



第 1 図



第 2 図

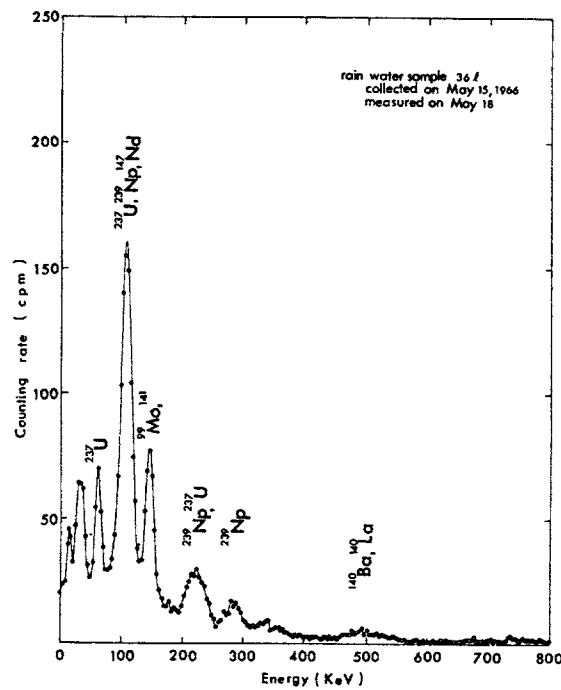


第 3 図

factor が粒子の色が淡くなるにつれて小さくなる傾向が明らかに認められた。

(2) 粒子と雨水の放射化学的組成の比較

核爆発実験直後に、5月10日に14mm、5月15日に24mmの降雨があった。これらの雨水について同一日に測定されたガンマ線スペクトルをそれぞれ第3、4図に示す。なお、第5図は強放射能粒子を40個集めたものを同一日に測定したガンマ線スペクトルである。これら3つのスペクトル図を比較して眺めると、10日の雨水は40個粒子と15日の雨水のスペクトルの中間のスペクトルを示していることがわかる。このことは、10日の雨水には粒状フォールアウトの含有がきわめて大きかったことを物語っている。15日の雨水は10日の雨水に比べて ^{239}Np の含有率がずっと大きい。15日の雨水については、60 Kev、106 Kev、203 Kevの光電ピークの減衰測定から、 ^{237}U の含有を明らかに認めることができた。 ^{239}Np や ^{237}U は核爆発直後の凝結時において蒸発性の振舞いをなす核種で、空中爆発で生成される強放射能粒子には含有率が低く、微細



第 4 図

第 1 表

The characteristics of the four kinds of particles

Sample	Number of Particles	Diameter range (μ)	Total Volume (μ^3)	Number of atoms per μ^3 (atoms/ μ^3)			Ratio of number of atoms			Fractionation factor f for Ce-144 to Zr-95	Date of explosion
				mass -239	mass -144	mass -95	mass 239*	mass 144	mass 95		
Particles S	30	8~15	2.4×10^4	1.2×10^6	2.9×10^5	9.2×10^5	4	1.3	0.32	0.40	27 Oct. 1962
Particles C-1	110	8~15	9.0×10^4	5.6×10^4	1.1×10^3	1.6×10^3	50	35	0.69	0.71	16 Oct. 1964
Particles C-2	30	4~7	2.6×10^3	1.5×10^6	1.1×10^5	2.0×10^5	13	7.5	0.55	0.57	14 May 1965
Particles C-3	120	8~15	9.8×10^4	1.0×10^5	1.3×10^5	2.8×10^5	0.76	0.36	0.47	0.48	9 May 1966

* The values obtained on the assumption that the α -activity at about 5.15 Mev is due to ^{239}Pu only.

な粒子により多く分布する核種である。従って15日の雨は微細なフォールアウトも含有していて、どちらかといえばfractionationの程度が少ない組成を示していたものと推定される。10日の雨のように、雨水試料も場合によっては強くfractionationされていることがあるから注意を要する。

(3) 過去の強放射能粒子との放射化学的組成の比較

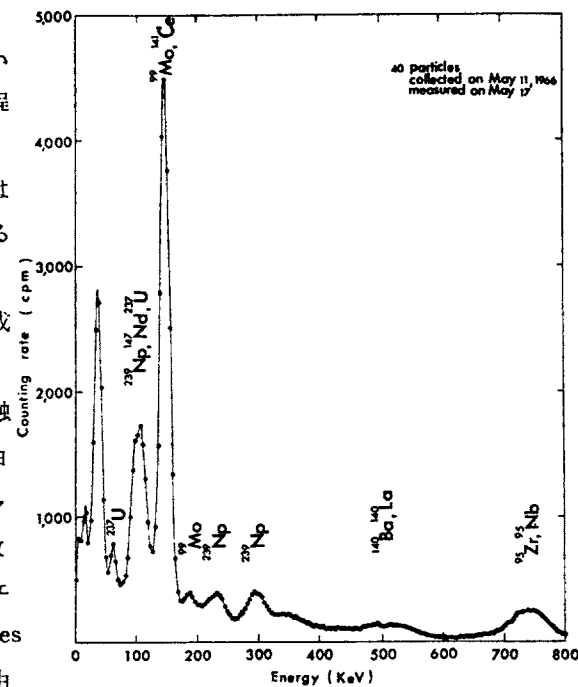
直径8~15 μ の粒子120個をアルカリ溶融し、TTA-ベンゼン抽出法を適用してPuを抽出し、ステンレス試料板上に電着した。アルファ線スペクトルを測定して、 $^{239}\text{Pu} + ^{240}\text{Pu}$ の放射能を求めた。第1表に、1962年秋のソビエトの大型空中爆発に由来する粒子“Particles S”および第1回ないし第3回の中国核爆発に由来する粒子“Particles C-1”，“Particles C-2”，“Particles C-3”について得られた測定結果をとりまとめて比較した。ただし、1962年のソビエトの爆発は ^{238}U の熱核反応による高速中性子による核分裂であり、中国の第1回核爆発は小型地表面爆発、第2回および第3回は小型空中爆発であり、いずれも ^{235}U を用いた単純原爆もしくは強化原爆と推定されるものである。C-3のPuのF.P.に対する含有比がきわめて小さいのは、タンパーとして使用した ^{238}U の量が少なかったからであろう。 ^{144}Ce の $^{95}\text{Zr} + \text{Nb}$ に対するfractionation factorの大きさが $S < C-3 < C-2 < C-1$ となっているのは、火球の温度と凝結時間に関連して説明されよう。

4. 核実験に由来する強放射能粒子の mass yield curve

大阪府立放射線中央研究所

M. N. Rao, ○吉川和子
R. S. Clark, B. D. Palmer
Myint Thein, P. K. Kuroda

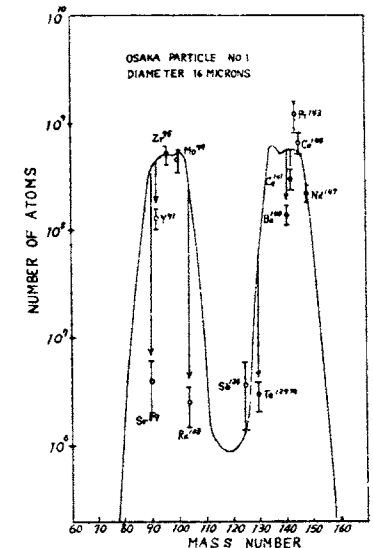
1966年5月9日に行なわれた第3回中国核爆発実験に由来する強放射能粒子一個一個について放射化学的分析を行ない、そのmass yield curveを調べた。試料は大放研(34°N, 135°E)で採集された粒子および米国のArkansas大学(36°N, 94°W)で採集された



第5図

粒子である。大放研で採取された粒子の粒径は最大16 μ 程度で、大部分は5月10日夜から11日にかけての雨とともに降ってきた。一方、Arkansas大学で採取された粒子は粒径6~7 μ が最大で、5月15日に初めて降ってきた。これらの試料について分析した結果得られたmass yield curveの3例のうちの一つを図に示す。実線は ^{235}U の熱中性子のmass yield curveである。Fractionationの現象によってmass chains 89, 91, 103, 129, 140, 141の核種の割合はこの曲線よりはるかに低い値を示している。この結果からは、粒子生成時における核種の蒸発性の振舞いの順序は次のようになると推定される。

^{89}Sr , ^{103}Ru , ^{129}Te , ^{140}Ba , ^{91}Y , ^{141}Ce , ^{95}Mo , ^{147}Nd , ^{95}Zr , ^{144}Ce , ^{143}Pr
 ^{144}Ce と ^{143}Pr の蒸発性が ^{95}Zr よりも小さくなっているが、このことはまだ説明がついていない。



5. 第3回中国核実験の影響を中心とした大阪府の放射能調査結果

大阪府立公衆衛生研究所

大志野 章, ○沖 岩四郎
吉田 幸子, 崔 英哲

1966年5月9日、中国が第3回目の核実験を行った。その影響を調べる目的で、雨水、全降下物(雨水および降下塵)、浮遊塵(平行板型電気集塵器で採取したもの、および濾紙式で集塵したもの)および、強放射能粒子について放射能測定を行なったので、その結果を報告し、最近の核実験の影響と比較する。

1) 全降下物: 地上約20mの屋上に設置した面積1000 cm^2 、のステンレス製円筒型(下部は漏斗状)容器に水を張り、10日間捕集した雨水、降下塵全量を濃縮し測定した。

5月1日から11日迄に捕集した全降下物中に、最近の核実験の影響のうち最高の7.4 mCi/km 2 の値が得られた。しかもこれは、5月9日以前の雨水・降下塵も一緒にした1日平均の値なので、この10倍に近い降下を1ないし2日間にみたと考えてよいだろう。全降下物の測定結果を第1図に示す。

2) 雨水: 直径30cmのデボジットゲージに雨水を集め、毎日定時に採取し、100cc以上

の降雨について測定した。5月10日の夜に、大阪地方は12mm程度の降雨をみた。雨水試料約1000ml中100mlをとって放射能を測定した結果、著しく高い放射能が検出された。しかし、その後、この雨水にまじって、強放射能粒子が数多く降下していること

が認められたので、残しておいた試料を100mlづつ小分けして濃縮し、それぞれの放射能を測定した。その結果を第1表に示す。残渣量は比較的均一に分けられているにもかかわらず、放射能には著しいバラツキがあり、その差は40～50倍を示した。核実験直後の雨水に、強放射能粒子の含まれていたことが原因であろう。

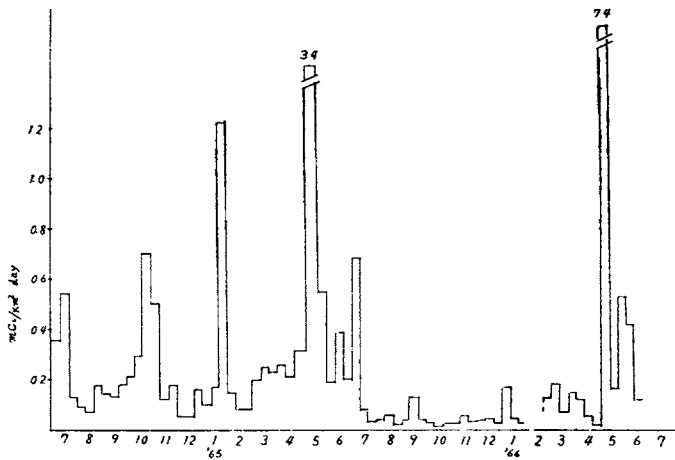
雨水中放射能の時期的変動を第2図に示す。第3回中国核実験時の値は、核停協定後の最高値を示している。

第3図に5月11日採取の雨水放射能の減衰を示す。6時間値と72時間値の間で、放射能は27.6%になっている。

3) 浮遊塵： 平行板型電気集塵器で捕集し、測定した浮遊塵中放射能の時期的変動を第4図に示す。

浮遊塵では、全降下物、雨水中にみられるような高い放射能は検出されなかった。

4) 浮遊塵： 結果を早く知る目的で、濾紙式集塵法による浮遊塵中放射能の測定を行なった。



第1図 全降下物中放射能

第1表 雨水中放射能のバラツキ

No.	量 cc	残渣 mg	6時間値 μCi/cc	72時間値 μCi/cc
11R-1	100	4.1	1230	340
2	"	7.2	398	110
3	"	6.1	275	76
4	"	5.9	97.7	27
5	"	6.5	61.6	17
6	"	6.2	32.6	9.0
7	"	6.0	31.2	8.6
8	"	6.1	30.1	8.3
9	"	6.1	27.5	7.6
10	"	6.3	27.2	7.6
11	98	8.4	27.5	7.5
12	洗滌液	(4.6)	(4.6)	(1.3)
平均			203.5	56.2

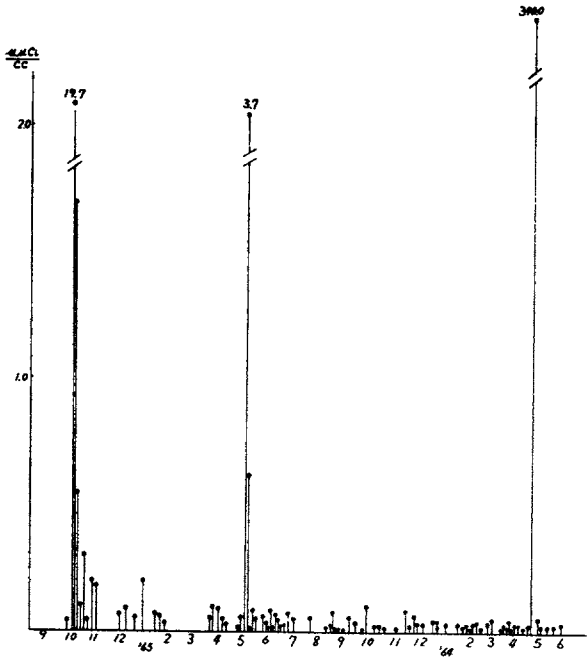
吸引量は90分間で45m³である。その結果を第5図に示す。

濾紙上に捕集した試料の減衰を追跡し、第5図には、それぞれの試料について、捕集終了後3分、6時間、72時間値をプロットしてある。昼夜の周期性がみられるが、これはほとんど自然放射能によるもので、今回の核実験の影響はほとんど検出されなかった。

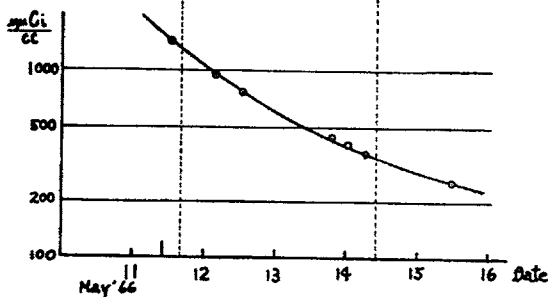
5) 強放射能粒子： 当研究所屋上に、10m²の区域を設定し、核実験2日後に、GMサーベーターで、2000cpm以上の放射能を示す粒子を探したところ、200以上検出され、最高のものは、30,000cpmのフルスケール・レンジで振り切るものも含まれていた。放射能と個数の分布状態を第2表に示す。これは従来国内で報告されたもののうちで、放射能も個数も最高であった。

6) まとめ： 以上述べた如く第3回中国核実験の影響は明白に検出された。この測定結果を最近の核実験の影響と比較して、それぞれのピーク値を第3表に示す。

今回の実験では、強放射能粒子の寄与の大きかった事が特徴としてあげられる。又核爆発後到着迄の時間も今回が一番短く、ほぼ1日だった事も特徴といえよう。従って、強放射能粒子の寄与も、短半減期核種の寄与も、それだけ大きく、従来にない高い放射能が検出された。しかし、全体として放射能対策を必要とする基準値には達せず、その影響も急激に消失していった。



第2図 雨水中放射能

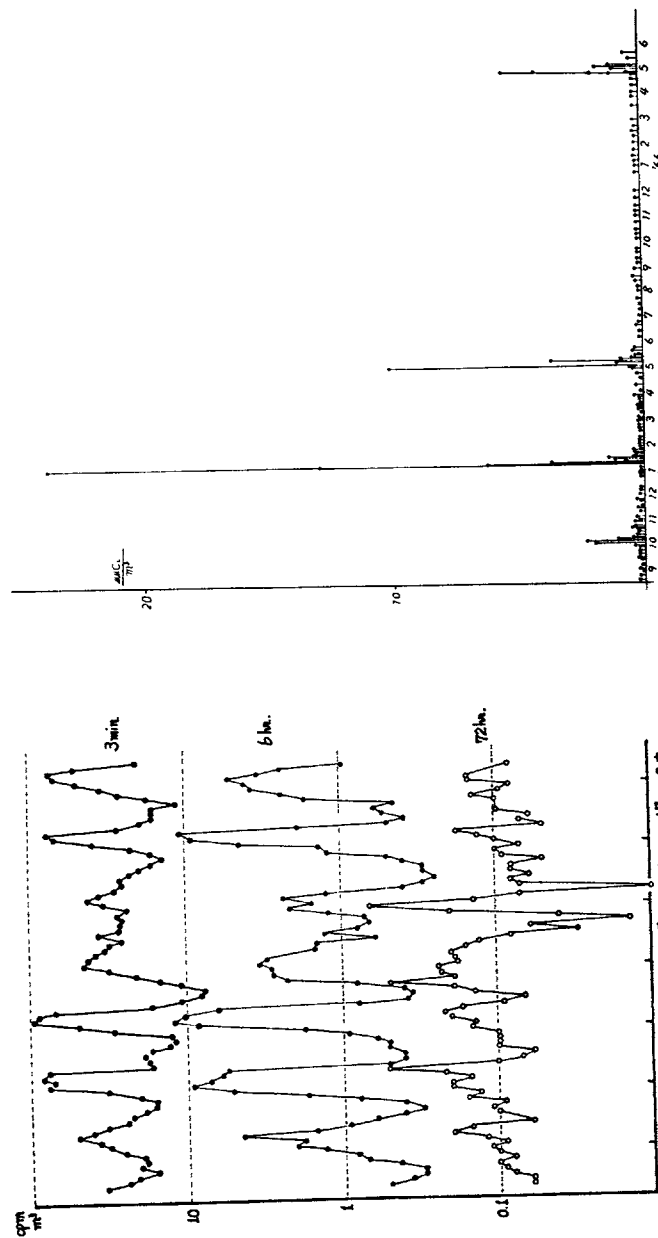


第3図 5月11日採取雨水の減衰

第2表 強放射能粒子の屋上10m²内の分布

cpm (GMサーベーター)	個数
2,000 ~ 5,000	59
5,001 ~ 10,000	75
10,001 ~ 20,000	52
20,001 ~ 30,000	27
30,001以上	1
計	214

1966.5.11測定



第4図 電気集塵法による浮遊塵中放射能

第5図 濾紙式集塵法による浮遊塵中放射能

第3表 最近の核実験の最高値の比較

核実験	実験日	浮遊塵 PCi/m^3	雨水 PCi/cc	全降下物 $\text{mCi}/\text{km}^2 \cdot \text{day}$
中国第1回	64.10.16	3.0	19.7	0.7
ソ連地下第1回	65.1.15	23.9	降雨なし	1.2
中国第2回	65.5.14	10.2	3.7	3.4
中国第3回	66.5.9	5.3	340	7.4
平常値		0.16	0.03	0.11

6. 第3回中国核爆発からの放射能の移動と降下

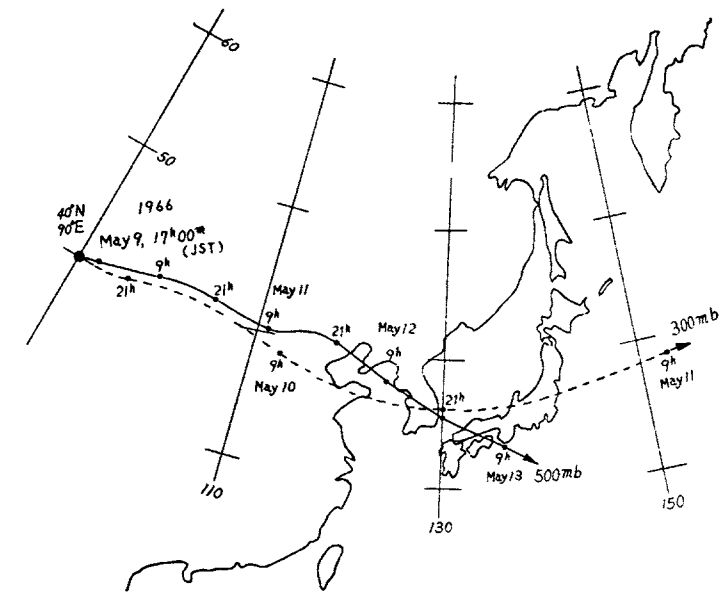
気象庁観測部

○村山信彦, 藤本博
神山基

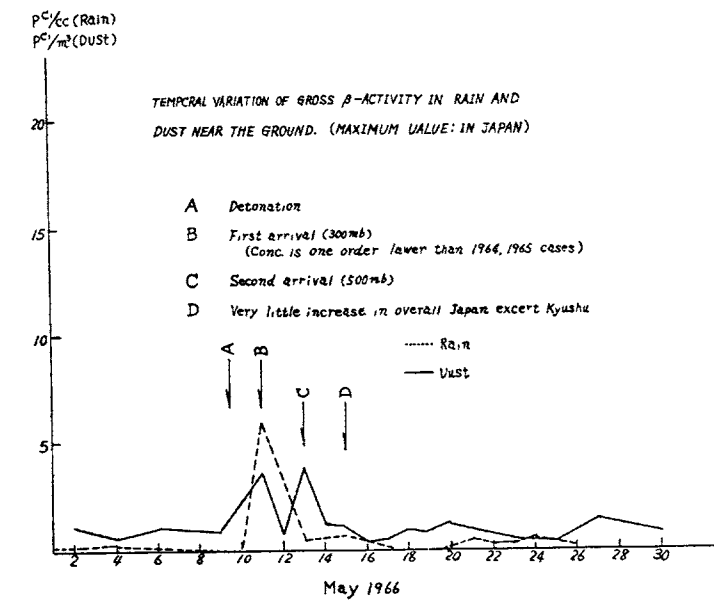
1966年5月9日17時(JST), タクラマカン砂漠ロブノル湖付近(40°N, 90°E)

で行われた中国の核爆発によって生じた放射能ちりの日本への到来について、気象的な面から考察した。

全国平均的な立場から前2回の場合と比較したものを第1表に示す。フォールアウト状況としては、高い高度(例えば10 Km)を偏西風で高速(毎秒約40m)で運搬されたちりの一部が強放射性粒子として降下した(今回の最大濃度を生じた)。前2回の場合に顕著に出現した対流圏平均の西風により流され数日後に降下したちりは、今回は非常に僅少であった(第1図および第2図を参照)。また5月末(最初の到来後約2週間)に僅かに全放射能値の増加がみられるが、これは地球を一周後再来したものと推定される(前2回には全放射能値と



第1図 300 mbと500 mbの流跡線



第2図 全ベータ大気放射能の変動(全国最大, fresh fallout の到来を示す) A: 爆発, B: 第1到来(300 mbと一致), C: 第2到来(500 mbと一致), D: 九州を除く日本全国に広がる

第1表 中国の核爆発のフォールアウト到来状況の比較

爆 発 時 刻	場 所 (指定)	wet fallout (PCi/cc)		dry fallout (PCi/m ³)		全国平均最大
		到 来 初 日	最 大	到 来 初 日	最 大	
(1) 1964年10月16日 07Z	40°N 90°E	27.2 (東京20日) 0.7 (稚内17日) ?	31.0 (大阪21日)	18.0 (大阪19日)	38.0 (福岡22日)	13.8 (22日)
(2) 1965年 5月14日 02Z	40°N 90°E	4.2 (八丈島20日) 0.6 (札幌17日) 仙 台	21.0 (福岡21日)	2.9 (福岡20日)	28.0 (大阪21日)	9.0 (21日)
(3) 1965年 5月 9日 08Z	40°N 90°E	6.0 (秋 田11日)	6.0 (秋田11日)	3.4 (仙台11日)	3.6 (大阪13日)	1.1 (13日)

deposition最大 (mCi/km ² /day)	地上へ最大のfalloutを もたらした流跡線(推定)
(1) 200.0 (仙台23日)	500mb (約 5 km)
(2) 430.0 (福岡21日)	500mb (約 5 km)
(3) 93.0 (米子11日)	300mb (約10 km)

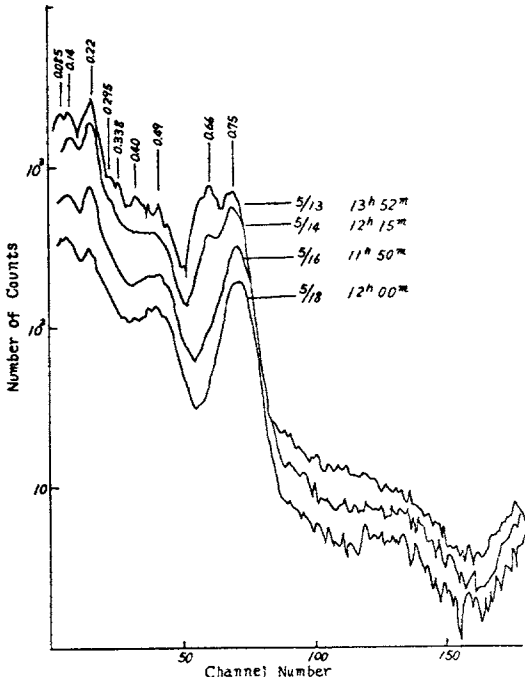
注: 全ページ値, wet 及び dry fallout は採取後それぞれ6h及び20hの測定値

しては認められず)。北半球高層
天気図(500mb)および5日
平均図を用い地衡風により求めた
流跡線によると5月28〜29日
頃再来することになる。

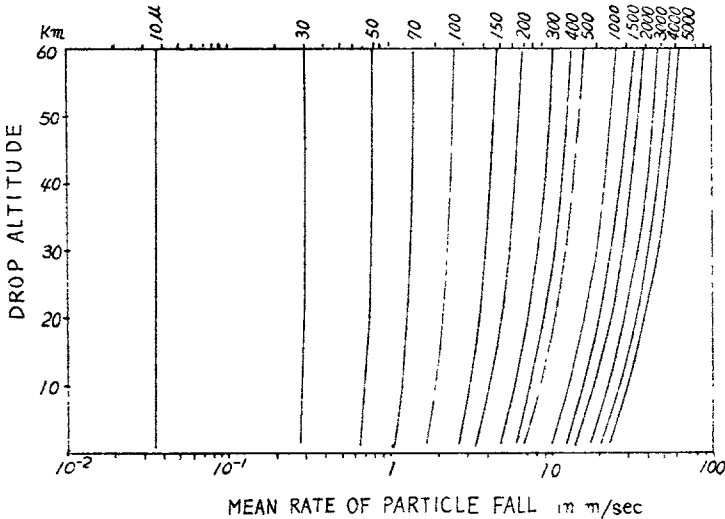
また13日10時〜12時頃東
京気象庁屋上で採取した強放射性
粒子(採取時β14〜15万
cpm)について(直径20μ台,
金色その他)特に最大強度のもの
についてγスペクトルを示す(第
3図)。これらの粒子は降下粒子
中最も大きいものであって平均の
粒子は10μくらいと思われる
(他の研究者の結果を考慮)。

静的な平均大気において, 巨大
粒子(10μ〜5mm)の高度によ
る落下速度を計算し第4図に示し
た(ここで粒子は球形で, 密度
ρ=2.5g/cm³とす)。さらに強
放射性粒子の平均
密度を

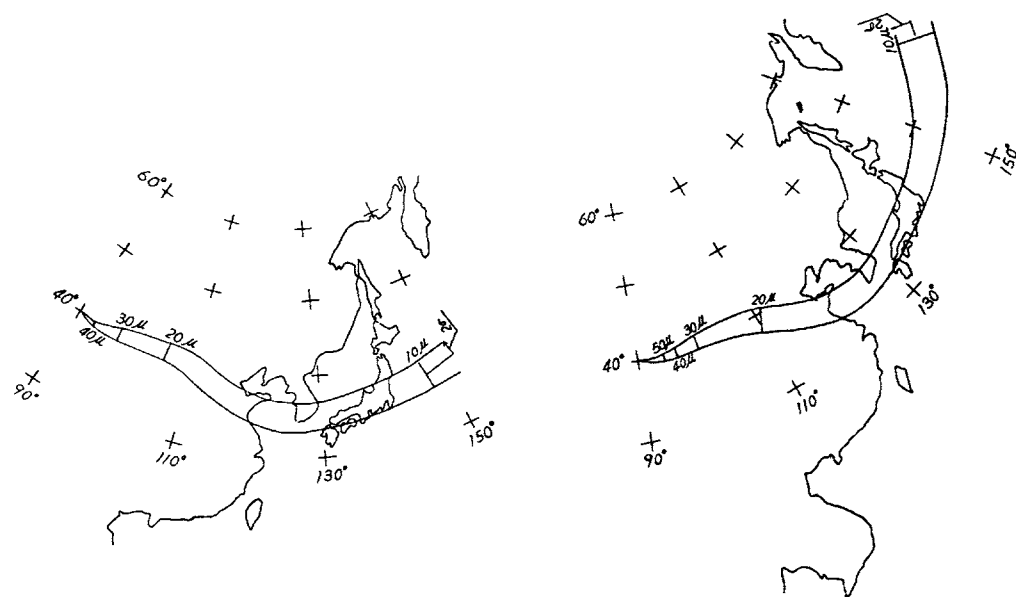
ρ=6g/cm³と
し, 高度10Kmと
15Kmから降下し
た場合(測風結果
からともに約40
m/sの水平風速
を仮定)の粒子の
降下分布をそれぞ
れ第5a, 第5b
図に掲げた。こゝ
で横方向の広がり
は乱流拡散係数
K=4×10⁸
cm²/secを用い



第3図 強放射性粒子のγスペクトル(5月
13, 14, 16, 18日に測定)



第4図 球形粒子(2.5g/cm³)の落下速度(粒径別各高度より, m/sec)



a : 10Kmより

b : 15Kmより

第5図 巨大粒子(球形)の降下推定概要図

($\sigma = \sqrt{2Kt}$ のフィック拡散より) 2σ の幅を示しており、ちりの運搬方向に直角な線上に、付記の数値(半径)をもつ粒子が降下することを示す。例えば 20μ と 10μ の間の領域は半径 $10 \sim 20\mu$ の粒子の降下域を意味している。こゝでは粒子降下中常に 40m/sec の水平風速で流されると仮定しているが、実際の平均 20m/sec をとり、粒子の大きさを直径とみなせば大よそ観測結果と傾向が合う(実際は気象条件がもっと複雑であくまで第1近似としての粒子降下傾向として理解すべきであることは云うまでもない)。

7. 中共第3回核実験の放射性降下物について

気象研究所

三宅 泰雄, ○猿橋 勝子
葛城 幸雄, 金沢 照子
杉村 行勇

第3回中共核実験は1966年5月9日17時(日本時間)に前回と同様タクラマカン砂漠においておこなわれた。核実験の1.5乃至2日後に、気象研究所構内放射能実験室の屋上(100m^2)から1粒当たり $3,000 \sim 545,000\text{dpm}$ の粒子35粒を採取し、陽イオンおよび陰イオン交換法により放射化学分析をおこなった。5月25日現在の分析結果を、熱中性子によるU-235の分裂に関する Hunter-Ballou の核分裂後16日値と比較し第1表にしめす。

落下粒子における核種の分離については、新潟大学の小山氏、大阪府立放射線中央研究所の真室氏、東北大学の塩川氏らにより報告されているが、われわれの分析結果によれば、希土類元素、Zr-95・Nb-95は濃縮され全体の87%をしめている。Sr-89/Ba-140比は0.12で、Hunter-

第1表 第3回中共核実験による落下粒子の分析結果
(1966年5月25日現在)

核 種	分析値	Hunter-Ballou による核分裂後16日値
Np-239	0.5%	—
U-237	0.9	—
Mo-99, Te-132, Ru-103, 106	5.1	11.2%
Zr-95, Nb-95	14.8	8.4
Sr-89, 90, Ba-140	6.1	21.2
希土類元素	72.6	59.3

Ballouの与えたSr-89/Ba-140比の0.35(16日値)より小さい。

前2回の核実験にくらべてU-237の含量には大きな差がないが、今回のものはNp-239の含量が低いことが特徴である。中共の第1回から第3回までの核実験によるU-237とNp-239の含量とU-237/Np-239の比を、爆発後5日と7日の値に直して比較すると第2表のようになる。第3回の核実験におけるU-237/Np-239の比は第1回、第2回に比べて約10倍高い。

東京の降水については、核実験

の影響は1.5日後の5月11日早朝の雨にあらわれた。降水毎に

Sr-89, 90およびBa-140の

測定をおこなった。降水中の

Ba-140/Sr-89比の変化は、

U-235の熱中性子による核分裂

に対し、Hunter-Ballouの

与えたBa-140/Sr-89の比

の減衰曲線とよく一致しており、

この核実験がU-235の核分裂によるものであることをしめしている。

新しい核実験に由来するBa-140およびSr-89の濃度は降水毎に大きな変化をしめた。最初の極大は5月11日にあらわれたが、これは放射性のちりが、核実験地(40°N , 90°E)から、直接、東京(36°N , 140°E)に到達したものである。その後7月末にいたるまで、降水中のBa-140およびSr-89の濃度は、13日乃至16日の周期で極大をしめた。5月9日から5月25日までの500ミリバールにおける流跡線をしらべ、放射性ちりがこの高度を偏西風で運ばれ、14日間で地球を一周したことをたしかめた。放射性ちりの移動の平均のはやさは、 25m/sec であった。

第2表 中共核実験による放射性フォールアウトの
U-237とNp-239の含量およびU-237/Np-239の比

中共核実験	第1回	第2回	第3回
爆発後日数	5日	7日	5日 7日
分析試料	落下塵	雨水	粒子
U-237 (%)	2.5	1.0	0.6 0.8
Np-239 (%)	64.0	31.2	2.8 2.5
U-237/Np-239	0.04	0.03	0.2 0.3

8. 第3回中国核爆発実験による放射性降下物放射線医学総合研究所

放射線医学総合研究所

○佐伯誠道, 田中義一郎

鎌田博, 大桃洋一郎

村越善次

農林省畜産試験場

檀原宏

1966年5月9日夕刻に第3回中国核爆発実験が行われた。本調査は放医研(千葉市)において

水盤法により採集した自然落下塵および雨水の全ベータ放射能と放射性ヨウ素, 強放射能粒子のガンマ線放射核種と, 日本4地方から採集した牛乳の放射線ヨウ素について行われた。

(1) 雨水と自然落下塵

水盤法により採集した雨水と自然落下塵の全ベータ放射能は, 5月10日~11日午前9時の試料で急激な上昇が認められ, つづいて5月11~12日試料にもかなりの放射能が認められたが, 翌13日には減少して平常の水準にもどった。5月末になって再び上昇が認められたが, これは地球を一周してきた放射性降下物によるものかと考えられる(第1表)。

5月11日早朝の降雨

(10mm)による雨水は最高の放射能を示し, 全ベータ放射能3420 pCi/ℓ(17.4mCi/km²),

第1表 水盤法で採集した雨, 自然落下塵の全ベータ放射能

試料採集期日 (1966年)	測定期日 (1966年)	全ベータ放射能 mCi/km ²	降雨量
5月10~11日	5月11日	29.4	10mm
11~12日	12日	7.7	—
12~13日	13日	0.1	—
13~14日	14日	0.4	—
14~15日	15日	0.4	—
15~16日	16日	0.4	45mm
16~17日	17日	0.2	—
17~18日	18日	0.0	—
18~19日	19日	0.1	—
19~23日	23日	0.4	>50mm
23~26日	26日	2.3	12mm
26~30日	30日	6.2	15mm
30~6月2日	6月2日	6.6	30mm
6月2~6日	6日	2.8	30mm
6~8日	8日	2.7	10mm
8~11日	11日	2.4	>50mm
11~18日	20日	1.3	>50mm
18~20日	20日	0.3	—
20~21日	22日	0.6	—
21~22日	22日	0.5	—
22~23日	23日	0.1	—
23~24日	24日	0.4	—
24~25日	27日	0.1	—
25~27日	29日	0.1	—
27~29日	7月5日	0.5	—
29~30日	5日	0.5	—
30~7月2日	6日	0.3	—
7月2~4日	6日	0.0	—
4~7日	11日	0.1	—
7~8日	12日	0.3	—
8~11日	18日	0.6	—

放射性ヨウ素508 pCi/ℓ(2.5mCi/km²)であった(第2表)

第2表 雨水の全ベータ放射能と放射性ヨウ素

試料採集期日	測定期日	全ベータ放射能		放射性ヨウ素		備考
		pCi/ℓ	mCi/km ²	pCi/ℓ	mCi/km ²	
1966年5月11日	1966年5月11日	3420	17.4	508	2.5	降雨10mm

(2) 強放射能粒子

5月11~12日に採集した強放

射能粒子は黒青色を呈し径は10~20ミクロンで, 20~30mμCiの放射能を示した。約300mμCiの強放射能粒子のガンマ線スペクトルの経日変化を第1図に示した。

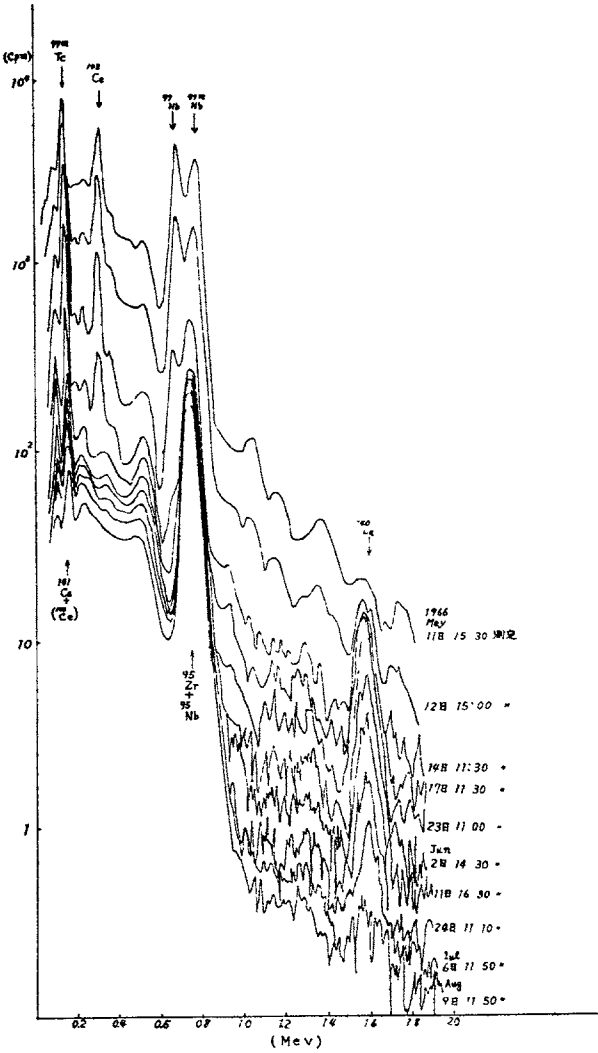
ガンマ線のエネルギー分布とそれらの減衰曲線から, 強放射能粒子のガンマ線放射核種を推定した。

5月11日における放射能は主としてTc-99m(半減期6.04h), Ce-143(半減期33h), Nb-97m(半減期1m)-Nb-97(半減期72.1m)による。5月17日頃からLa-140(半減期40.2h)のピークが明瞭に認められた。5月23日の放射能の主体は, Zr-95(半減期63.3d)-Nb-95(半減期35d)によるものであり, その他に少量のLa-140, Ce-143と痕跡のTc-99mの放射能が観察された。6月6日の放射能の主体はZr-95-Nb-95, Ce-141(半減期32d), La-140による。

(3) 牛乳

中国核爆発実験により生じた放射性降下物の長半減期放射性核種の量は, 既に環境に現存する長半減期

放射核種の総量に比べれば僅少といえる。したがって中国核爆発実験による日本国民の放射線被曝評



第1図 強放射能粒子のガンマ線エネルギー波高分布

価の際に留意すべき点は、短半減期放射核種の影響であらう。この観点から、国民の内部被曝に与える影響の評価の手段として、牛乳中の放射性ヨウ素の測定を行った。千葉県北部の牧場と集乳場、北海道(札幌)、新潟(新潟市郊外)、取鳥(赤崎町)の牧場から集めた牛乳の放射性ヨウ素濃度を第3表、第4表に示した。乳幼児の牛乳中の放射性ヨウ素による甲状腺被曝(D)を次式によって求めてみる。

第3表 千葉県北部の牛乳中の放射性ヨウ素

試料採集日	測定日	放射性ヨウ素 (pCi/ℓ)	試料の種類
1966年5月10日	1966年5月11日	未検出	牧場
11日	11日	"	"
11日	11日	"	集乳場
12日	12日	42	牧場
12日	12日	10	集乳場
13日	13日	12	牧場
13日	13日	9	集乳場
14日	14日	10	牧場
14日	14日	8	集乳場
15日	15日	4	牧場
15日	15日	2	集乳場
16日	16日	4	牧場
16日	16日	未検出	集乳場
17日	17日	4	牧場
17日	17日	5	集乳場
18日	19日	3	牧場
18日	19日	未検出	集乳場
25日	25日	2	牧場
31日	31日	2	集乳場

第4表 3地方の牛乳中の放射性ヨウ素

試料採集日	測定日	放射性ヨウ素(pCi/ℓ)	試料の種類
1966年5月13日	1966年5月14日	10	取鳥県(赤崎町)牧場
"	"	8	新潟県(新潟市)牧場
"	"	3	北海道(札幌市)牧場
5月17日	5月19日	4	取鳥県(赤崎町)牧場
"	"	2	新潟県(新潟市)牧場
"	"	未検出	北海道(札幌市)牧場
5月21日	5月25日	3	取鳥県(赤崎町)牧場
"	"	1	新潟県(新潟市)牧場
"	"	未検出	北海道(札幌市)牧場

第5表 乳幼児の牛乳中I-131による甲状腺被曝

年	測定期間 (月/日)	放射性降下物の起源	試料牛乳 採集地	試料牛乳 の種類	甲状腺線量 (mrad)
1961	10/7~12/28	ソビエト(シベリア)の一連の核実験	東京	市乳	54
1962	8/24~12/24	アメリカ(南太平洋)の一連の核実験	東京	市乳	115
"	9/14~12/28	同上	千葉	牧場	134
1963	1/5~2/14	同上	東京	市乳	12
"	1/11~4/5	同上	千葉	牧場	31
1964	10/18~12/3	第1回中国核実験(10月)	千葉	牧場	24
1965	5/24~5/26	第2回中国核実験(5月)	東京	市乳	1
"	5/22~5/25	同上	千葉	牧場	3
1966	5/10~5/31	第3回中国核実験(5月)	千葉	牧場	<2

$$D = \frac{K \times I \times F \times T}{m}$$

K: dose rate factor (mrad/d/pCi/g tissue)

I: 一定期間内において摂取されたI-131の総量をpCi単位で表わした値

F: 摂取されたI-131のうち甲状腺に移行する割合

T: 甲状腺におけるI-131の平均有効滞留時間

m: 甲状腺の重量

ここにおいて、乳幼児における文献値にもとづいて、K: 0.010 mrad/d per pCi/g, F: 0.3, T: 11 days, m=2g(2才まで)をとる。人工栄養乳幼児であって牛乳で哺育した際の1日の哺乳量を0.7ℓとして、上記の式によって、乳幼児の甲状腺被曝線量を求めた。1961年~2年の米ソの一連の数多の核実験、中国の3回に亘る核実験の影響を第5表に集約した。

9. マウスに経口摂取された強放射能粒子

大阪府立公衆衛生研究所

○吉田幸子, 沖岩四郎
崔英哲

第3回中国核実験時に、大阪では多くの強放射能粒子の降下をみた。

強放射能粒子に関して放射化学的な研究は数多くなされているが、動物体内での行動に関する研究は見当たらない。そこで、第3回中国核実験時に飛来した強放射能粒子のいくつかを集め、その物理的な性質をしらべたのちマウスに経口摂取させ、体内における行動をしらべたので報告する。

強放射能粒

第1表 マウスに経口摂取された強放射能粒子の回収率

動物 番号	食べさせた 粒子の数	放射能 (cpm)		$\frac{b}{a} \times 100$ 回収率
		投与前(a)	排出後*(b)	
1	1	8319±37	8256±99	99.2±1.3
2	1	7695±34	7903±94	102.7±1.3
3	1	8267±37	8283±97	100.2±1.3
4	1	14662±66	14707±174	100.3±1.3
5	1	12114±54	11968±145	98.8±1.3
6	1	13152±59	13220±157	100.5±1.3
7	1	29248±131	29738±376	101.7±1.4
8	1	5221±23	5120±61	98.1±1.2
9	9	87017±131	82754±312	95.8±3.9

この方法によ

* 減衰を補正した値

れば、マウスが好んで食べるし、破片も散らず、うまく粒子を食べさせることが出来る。

粒子を食べさせてから20時間後に、排泄物（尿，糞，ワラなど）についてサーベし，採取時と同様な方法によって排泄された粒子を分離し，1コづつ放射能を測定した。

マウスに経口摂取された粒子は，20時間以内（1匹のみ20～27時間）に糞中に出て来る。

第1表に示すごとく，放射能は摂取前と排出後とほとんど変わらず，どの粒子についても放射能の回収率はほぼ100%であった。（但し減衰についての補正を行った。尿中には放射能は見出されなかった。また9コの粒子を食べさせたマウスを粒子排泄後450℃で灰化して放射能を測定したが，灰分中に放射能は検出されなかった。排出後の粒子の形や大きさは摂取前とくらべて顕微鏡的な変化は見出されなかった。したがって，マウス体内に経口摂取された粒子は，ほとんどそのまま糞中に排泄されることが示された。

真室ら¹⁾は強放射能粒子から若干の放射性物質がクズの葉の葉脈をとって植物体内に吸収されることを観察している。しかし，同じ真室らの粒子の溶解性の実験結果から考えて，このような可溶性成分の存在する割合は少ないと考えられる。それ故，一部可溶性成分が存在する場合，それらが体内に吸収される可能性があることは否定出来ないが，しかし大部分の粒子はそのまま容易に排泄されることが考えてよいだろう。また，体内の滞留時間が短いことから，その間における内部被曝の問題も，考慮する必要はないと考えられる。

1) Mamuro, T., Matsunami, T., Maki, N. (1965)
Health phys. 11, 316.

10. 浮遊塵中の放射性核種

放射線医学総合研究所

鎌田 博，○木村 健一
佐伯 誠道

(1) 緒言

大気中に含まれる浮遊塵中の放射性核種濃度を調べるため，大型集塵器で地上約1.5mの外気の浮遊塵を捕集し放射性核種分析をおこなった。

(2) 試料採集

使用した集塵器はエアークリーナー（日立UDP-10型）を一部改造したものである。すなわち地上約1.5mの吸気口より取り入れられた外気は，合成樹脂製の網（プレフィルター）を通して後に電極板（巾31.5cm×奥行10.5cm～8cm）を5mm間隔で27枚並べた電気集塵器を通り，更にポリウレタン製の海绵状フィルターに通じる。この装置は処理風量10m³/minで，最小捕集粒径0.01ミクロン，捕集効率99%と云われている。

(3) 各放射性核種の測定

集塵後プレフィルターおよび電極板を純水で洗滌し，洗滌液を蒸発乾固して海绵状のフィルターと

第1表 浮遊塵中の放射性核種濃度

試		料				^{90}Sr	^{106}Ru	^{137}Cs	^{144}Ce	$^{95}\text{Zr}+^{95}\text{Nb}$	
集塵場所	集塵方法	集 塵 期 間	通気量 10m^3	通気日数	灰分%	10^{-4}pCi/m^3	＃	＃	＃	＃	
千葉市 穴 川 放医研 地上より 約1.5m	電気集塵 と合成樹 脂フィル ターを併 用	1965年10.11～	30240	21	16.0	12	143	144	39	$(^{144}\text{Ce}+^{144}\text{Ce})$ 42 119 102 40 43 12 7 3 5.0	
		11. 1～	21600	15	7.0	11	83	84	15		
		11.16～	43200	30	3.0	3	23	19	5		
		12.16～	44640	31	6.0	＃	20	28	＃		
		1966年1.16～	23040	16	12.5	7	119	86	13		
		2. 1～	21600	15	17.0	8	141	122	21		
		2.16～	18720	13	11.5	21	387	183	26		
		3. 1～	21600	15	13.5	44	557	434	92		
		3.16～	23040	16	15.0	25	479	300	37		
		4. 1～	21600	15	9.5	30	515	409	20		
		4.16～	＃	＃	12.5	15	310	266	18		
		5. 1～	＃	＃	17.8	26	357	330	48		
		5.16～	23040	16	12.0	24	558	208	160		
		6. 1～	21600	15	8.0	25	850	141	321		
		6.16～	＃	＃	9.0	12	510	13	259		
		7. 1～	＃	＃	8.5	12	300	51	128		
		7.16～	23040	16	10.0	7	245	14	122		
		8. 1～	21600	15	12.5	4	134	6	18		
		8.16～	23040	16	10.0	2	131	2	8		
		9. 1～	21600	15	6.9	1	58	＃	5		
		9.16～	＃	＃	5.6	2	73	＃	＃		

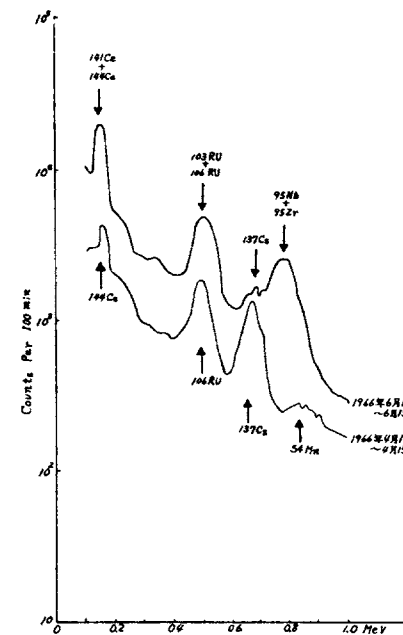
併せて450℃以下で灰化後、均一に混和し、2gをポリエチレン製測定器に入れ、400チャンネルγ線エネルギー波高分析装置でウエル型13/4"φ×2"NaI(Tl)検出器を用いてガンマ線放射性核種の測定を行なった。なお⁹⁰Srについては灰化試料を6N塩酸で抽出後、「科学技術庁編、放射性ストロンチウム分析法、1963年版、落下塵中のストロンチウム分析法」に準じて分析測定した。

(4) 測定結果

各核種の濃度についての分析結果は第1表に示す通りである。1966年4月前半及び6月前半の試料についてのγ線エネルギー波高分布を第1図に示した。

(5) 考察

⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, ¹⁰⁶Ru, ¹⁴⁴Ceの何れの核種濃度も3月を中心としたピーク、すなわちスプリングピークを示した。ただし¹⁰⁶Ru+¹⁰³Ru, ¹⁴⁴Ce+¹⁴¹Ce, ⁹⁵Zr+⁹⁵Nbについては第3回中共核爆発実験(1966年5月9日)の影響と考えられる高濃度のピークが5～6月に観察された。このように中半減期放射性核種については5～6月のピークが明瞭であったが、長半減期放射性核種の¹³⁷Csでは5～6月のピークは判然としなかった。その理由として第3回中共核爆発実験以前に既存した¹³⁷Csの絶対量が第3回中共核爆発実験の放射性降下物の¹³⁷Csに比べて多いことがあげられる。



第1図 浮遊塵のγ線エネルギー波高分布

1.1. 日本におけるSr-90, Cs-137の降下

気象研究所

三宅 泰雄, 葛城 幸雄

第1表に1962年以降の日本の8地点におけるSr-90年間降下量(東京はCs-137降下量を含む)および1965年以降の月間降下量をしめした。又同時に現在までの総積算量をしめした。

この表でみられるように核実験の停止された翌年の1963年に最も降下量が多かった。

日本の8地点ではいずれの年についても、秋田が最も降下量が高く、大阪が最も低くなっている。各年のSr-90降下量を平均すると(但し東京管区および水戸の値は除いて平均値を求めた)1963

第1表 日本の8地点におけるCs-137およびSr-90降下量

単位(m²/km²)

	東京 (気象研究所)		東京 東京管区	札幌	仙台	秋田	大阪	福岡	水戸
	Cs-137	Sr-90	Sr-90	Sr-90	Sr-90	Sr-90	Sr-90	Sr-90	Sr-90
1962	21.92	8.09	8.13	10.58	10.12	14.63	4.35	12.36	
1963	52.30	19.06	19.34	21.26	17.00	40.28	13.79	19.97	
1964	16.13	8.60	9.40	17.41	15.12	21.29	7.62	8.73	
1965.1	0.39	0.24	0.35	0.67	0.27	1.86	0.24	0.88	0.25
2	0.45	0.29	0.14	0.47	0.28	1.70	0.14	0.18	0.10
3	1.68	0.68	0.42	0.66	0.33	2.19	0.21	0.55	0.31
4	1.54	0.65	0.53	0.36	0.36	0.99	0.46	0.51	0.53
5	2.12	0.64	0.44	0.14	0.40	0.33	0.34	0.35	0.67
6	1.82	0.59	0.56	0.29	0.36	0.74	0.29	0.31	0.53
7	0.49	0.18	0.18	0.15	0.31	0.29	0.14	0.15	0.23
8	0.97	0.34	0.18	0.04	0.10	0.28	0.04	0.17	0.20
9	0.48	0.33	0.22	0.50	0.25	0.42	0.23	0.20	0.38
10	0.32	0.11	0.07	0.13	0.06	0.19	0.06	0.10	0.09
11	0.22	0.14	0.14	0.21	0.12	0.40	0.12	0.15	0.09
12	0.12	0.08	0.05	0.18	0.16	0.53	0.13	0.21	0.17
計	106.0	4.27	3.28	3.80	3.00	9.92	2.40	3.76	3.55
1966.1	0.20	0.08	0.10	0.49	0.08	1.05	0.19	0.15	0.03
2	0.54	0.18	0.19	0.37	0.18	0.83	0.19	0.18	0.23
3	0.59	0.23	0.28	0.25	0.17	0.53	0.20	0.30	0.43
4	0.59	0.27	0.25	0.39	0.31	0.25	0.27	0.22	0.34
5	1.11	0.35	0.32	0.14	0.24	0.23	0.40	0.25	0.24
計									
積算量	178	68		82	73	136	48	78	

年が22mc/km², 1964年が13

mc/km², 1965年が4.5mc/km²

である。この減少の傾向をみると

1964年は1963年の約60%,

1965年は1964年の約40%で

ある。

この1963年以降の降下量の推移

は1957-58年核実験による

1959年以降の推移と比較して大き

な差がみとめられる。

1959-60年の2ケ年についてそのHalf lifeをしらべると、東京の場合9ヶ月である。

又1960-61年では東京では18ヶ月である。

第2表 成層圏降下物の半減期

地 点	1963-64年	1964-65年	1965-66年*
東 京	13	10	9
札 幌	39	6	
仙 台	37	6	
秋 田	16	12	
大 阪	22	7	
福 岡	15	11	
平 均	25±11	9±1.7	

* 1～4月までの測定値から求めた。

これに対して1961-62年,核実験についてその Half life を求めると次のようになる。

第2表に1963-64年,1964-65年の各2年間のSr-90降下量から求められた Half life をしめす。

表でみられるように,日本の6地点を平均すれば1963-64年については25ヶ月,1964-65年では9ヶ月である。

このことは前に述べた1959年以降の Half life の変動と全く逆の傾向をしめし,後になる程 Half life の短くなっていることをしめす。これらの原因について若干検討を加えたのでそれらについて報告する。

12. 気象庁における過去11年間のフォールアウト観測結果

気象庁観測部

藤本 博, 志村 英 洋

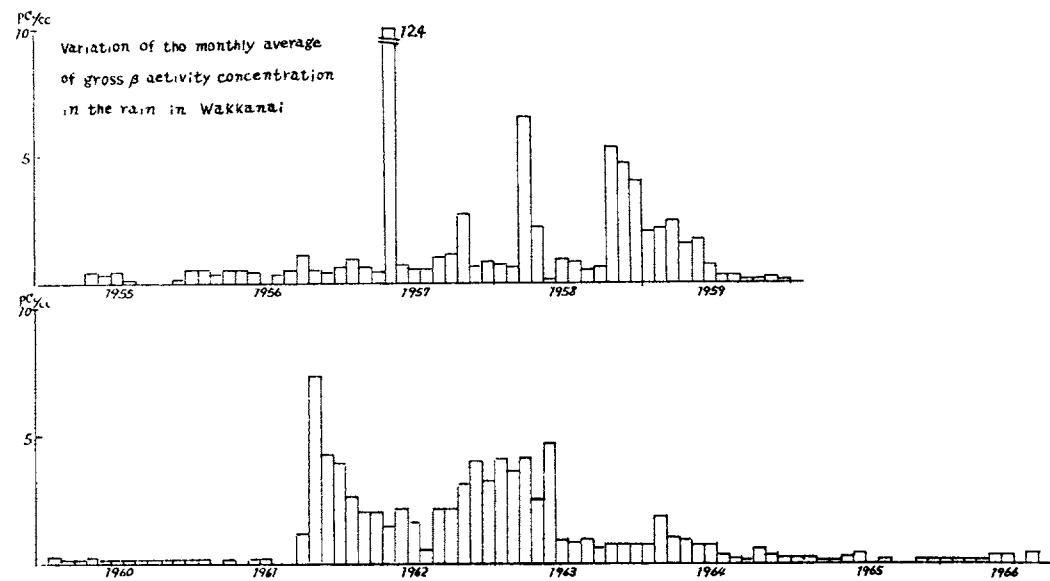
気象観測担当官

村山 信 彦

前年度に1965年までの 1) 降水中の β と浮遊じんの β 放射能濃度の全国平均値の推移と

2) 5地点における月間降下量の変動($\beta\text{mCi}/\text{km}^2$)について誌上発表した。

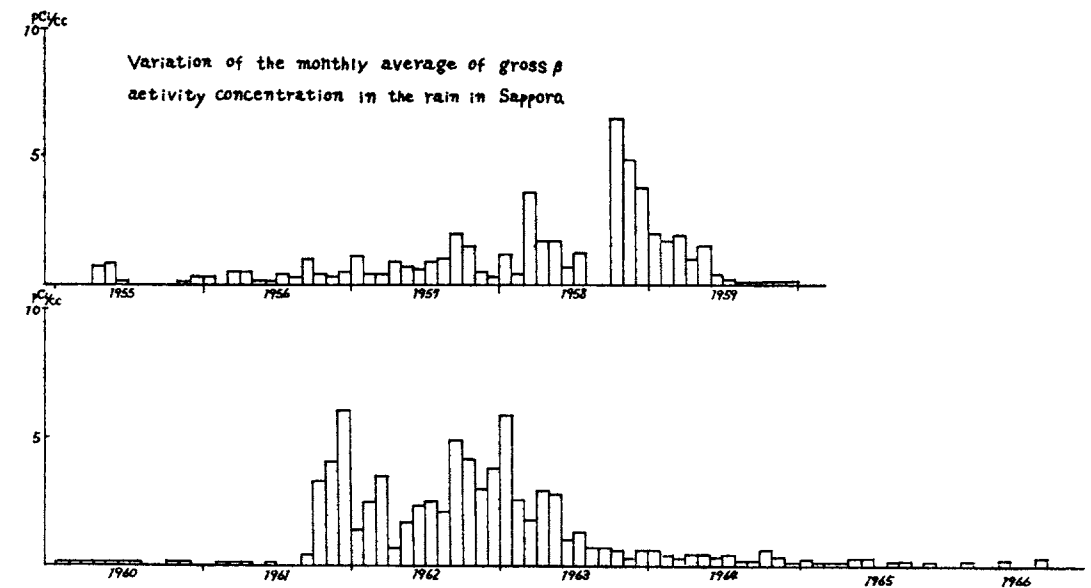
今回は1955年4月より1966年8月までの約11年余間にわたる気象庁観測官署で行ったフ



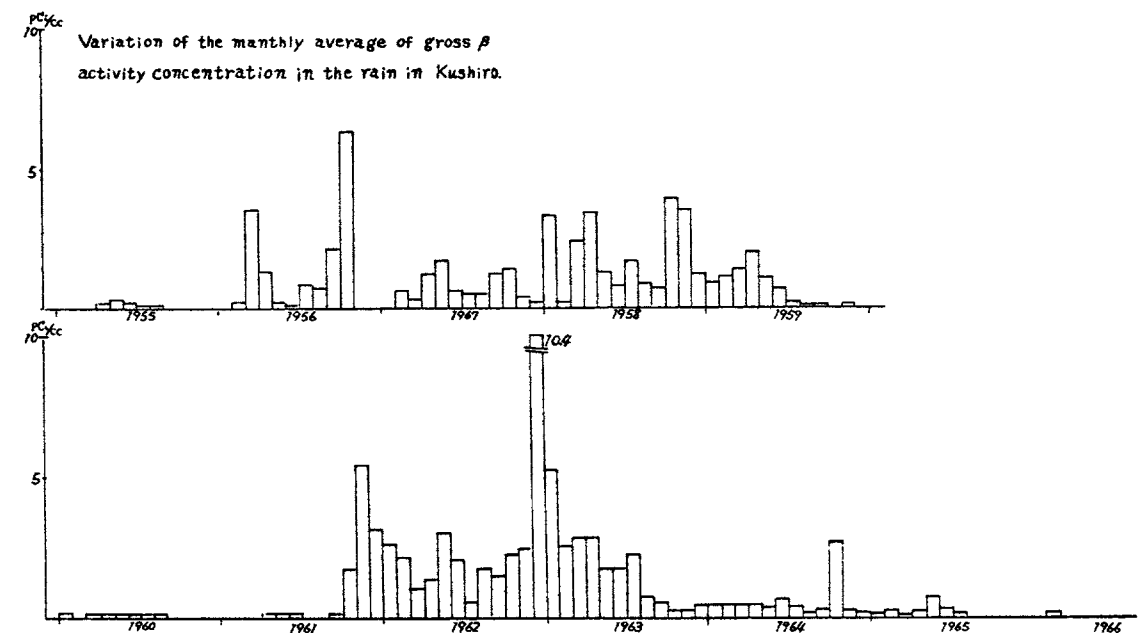
第1図 降水の放射能度($\beta\text{pCi}/\text{cc}/\text{月平均}$) a

オールアウト(全 β の大気放射能)の次の統計結果を図示した。

1) 稚内,札幌,釧路,秋田,仙台,輪島,東京,米子,大阪,室戸岬,福岡,鹿児島,入丈島における降水放射能(全 β ,採取6時間後の値,月平均値):第1図a-m(pCi/cc 単位)



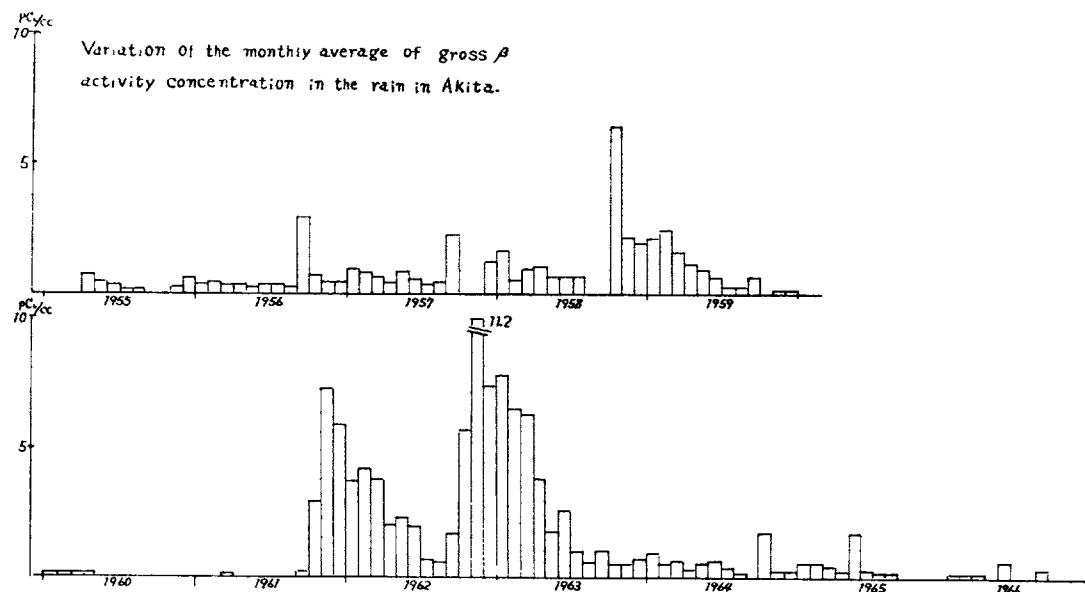
第1図 b



第1図 c

2) 札幌, 仙台, 東京, 大阪, 福岡における地面付近の浮遊じん放射能(全 β , 採取後20時間の値, 月平均値): 第2図a-e (pCi/m³単位)

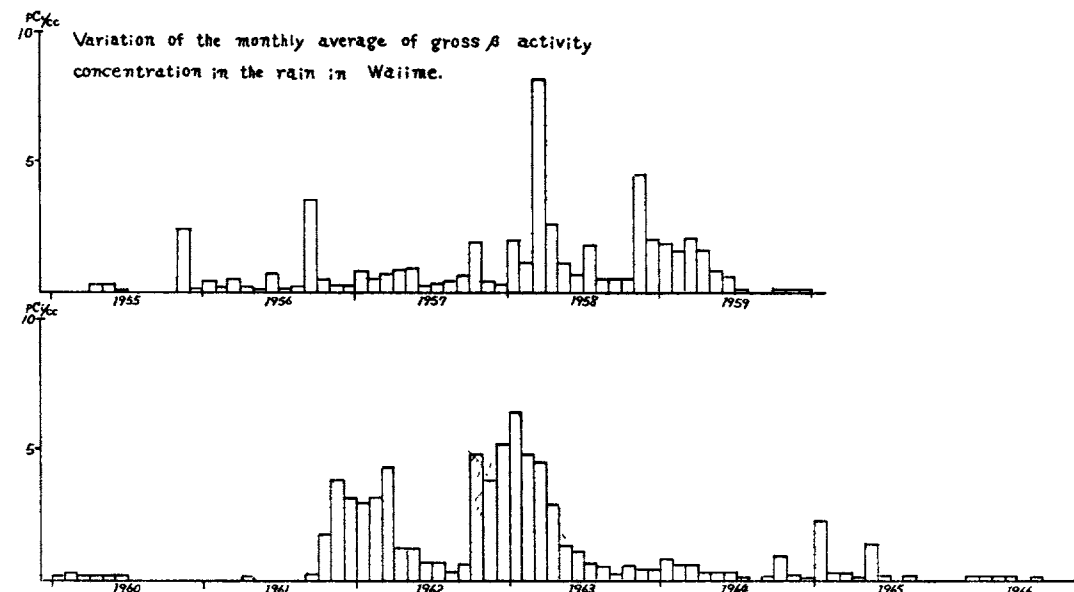
注: それぞれ10 pCi/cc ないし10 pCi/m³ をこえる値の場合はヒストグラム上部にその数



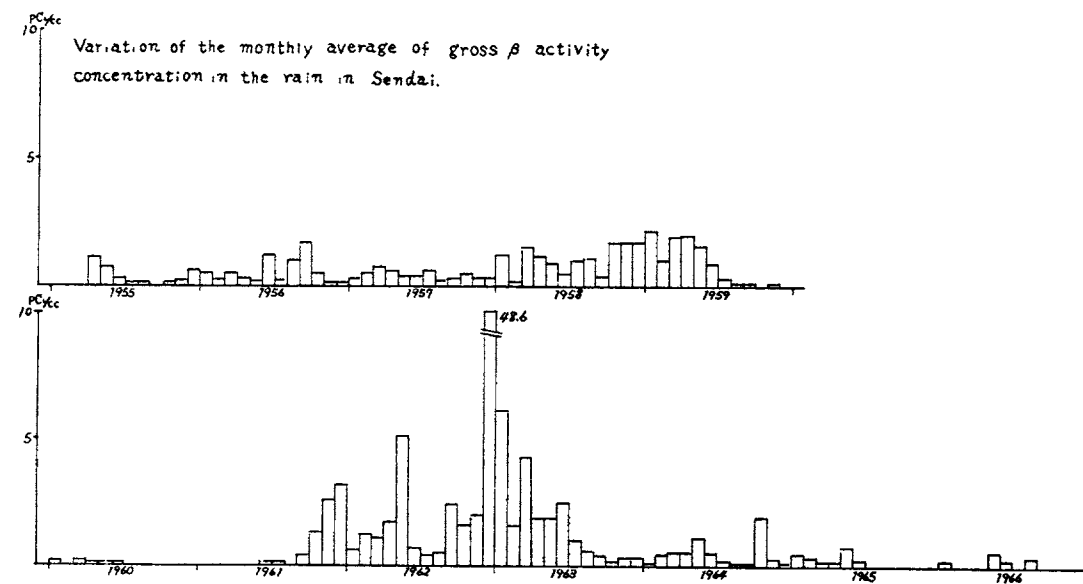
第1図 d

値を示す。

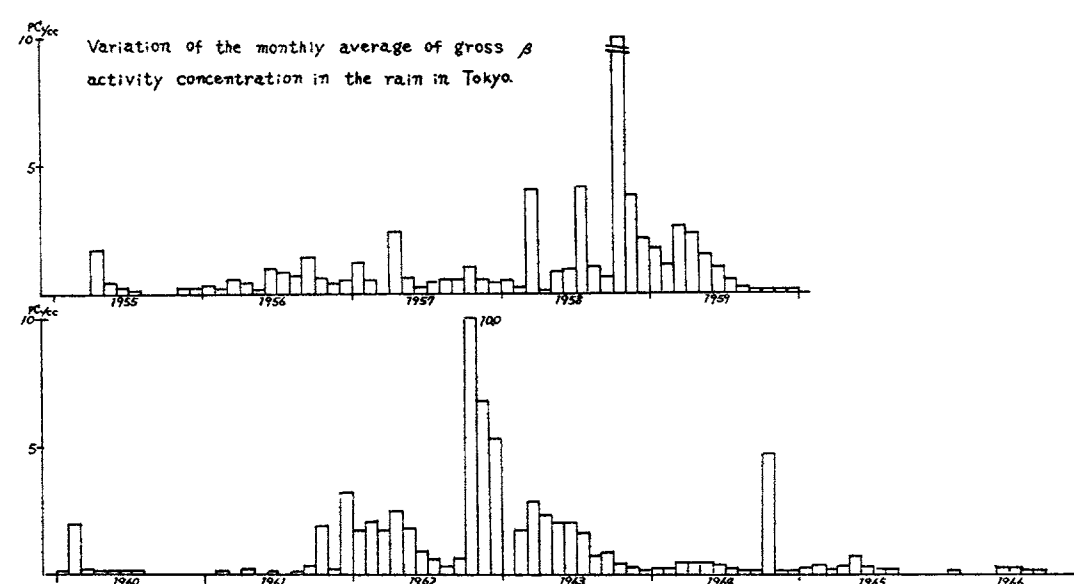
なお今迄大気全 β 放射能を測定された極値は次のとおりである。



第1図



第1図 e



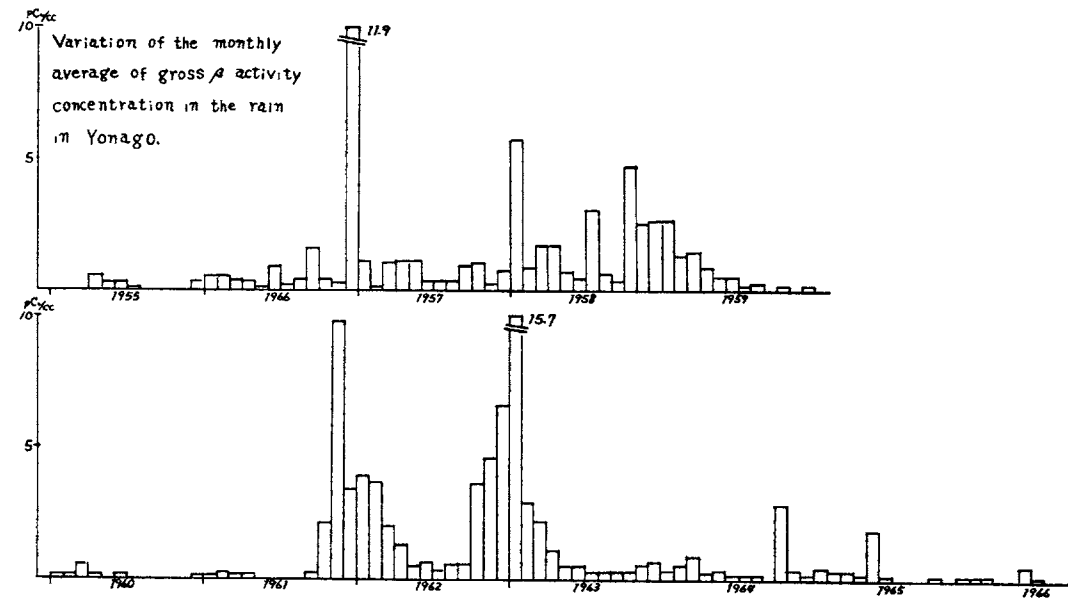
第1図 g

浮遊塵最大値

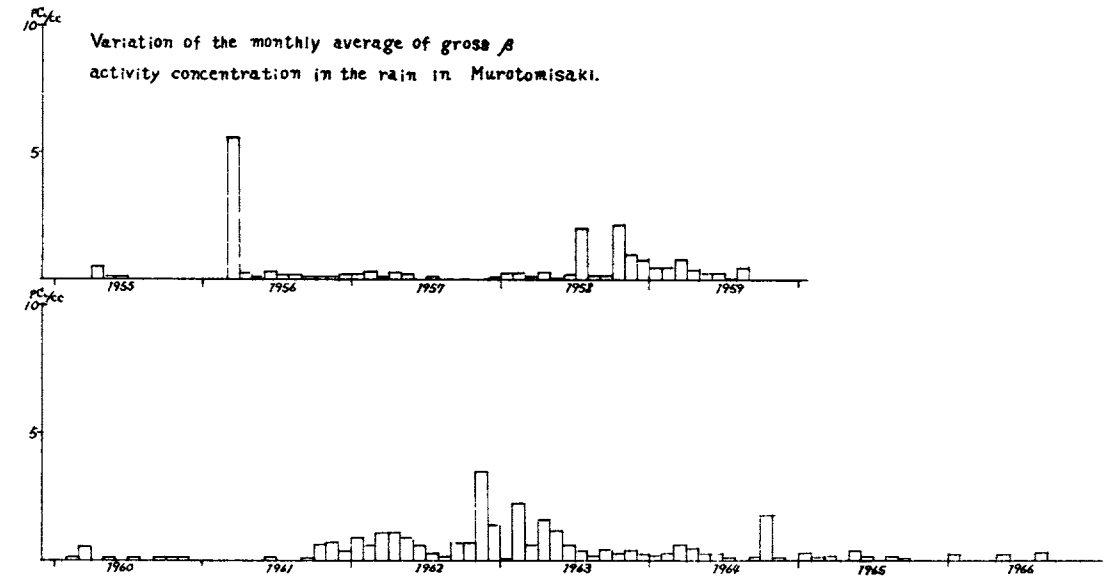
順位	地点	年月日	最大値 (pCi/m ³)
1	大阪	1961.11.8	241.6
2	札幌	1961.10.13	112.7

(次頁に続く)

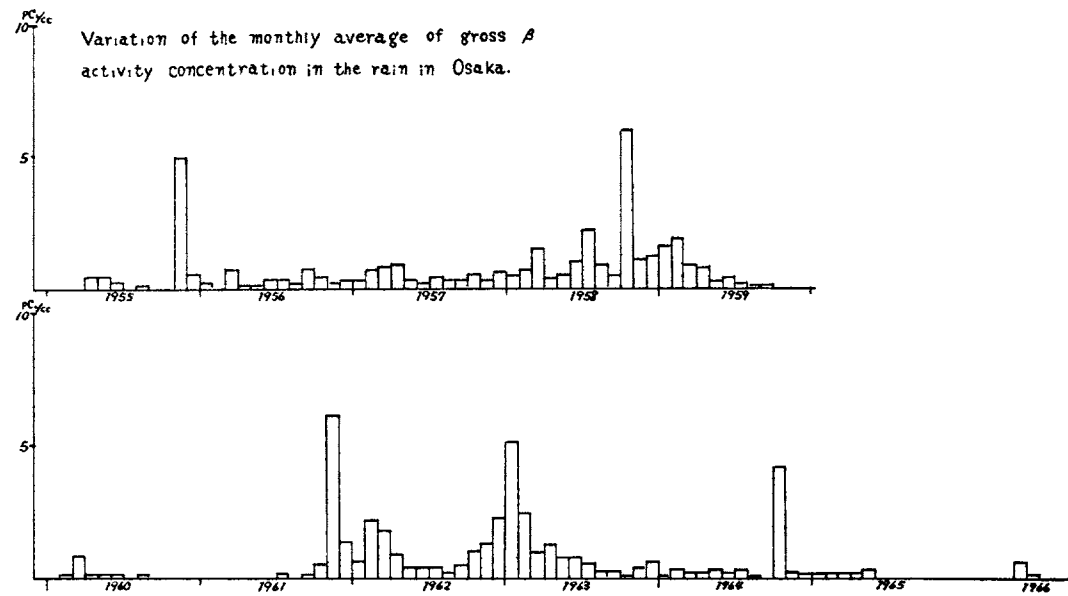
3	福岡	1961.11.6	91.0
4	大阪	1962.8.10	76.0
5	東京	1961.11.6	55.2



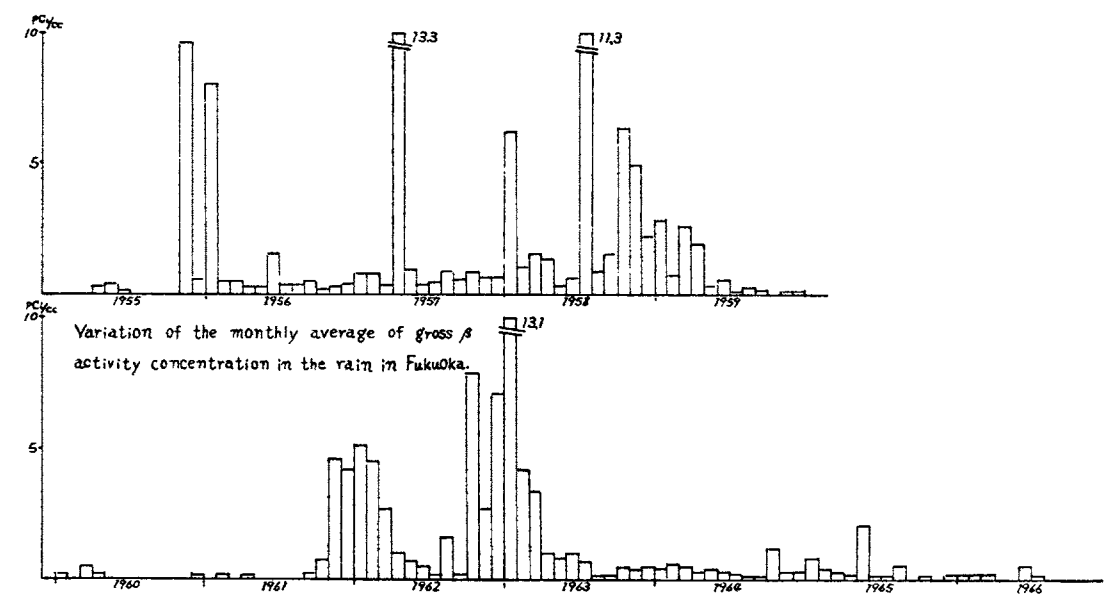
第1図 h



第1図 j



第1図 i



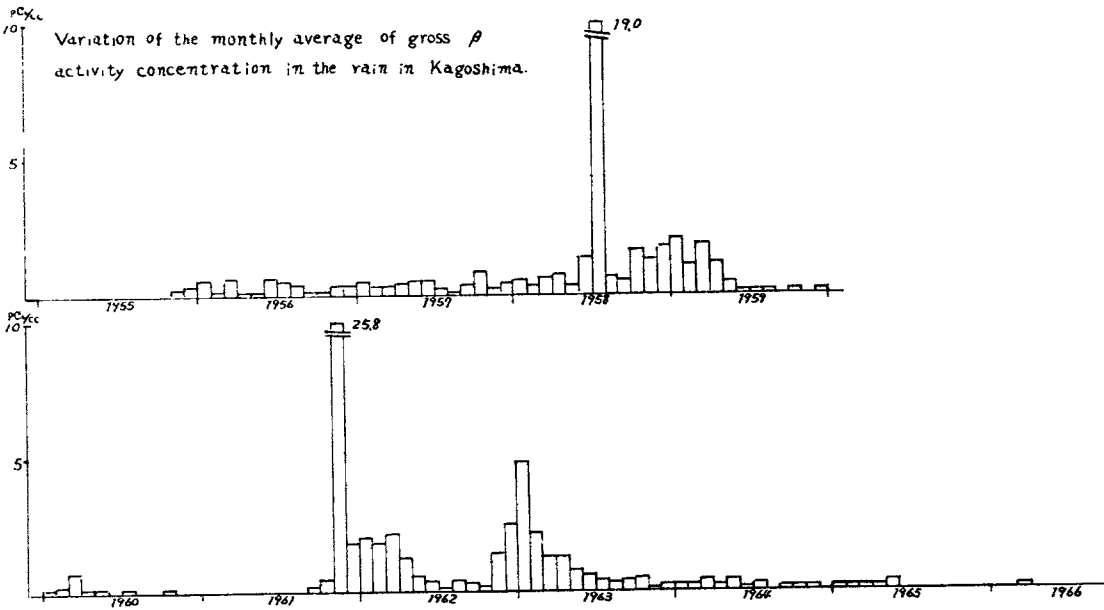
第1図 k

雨水最大値

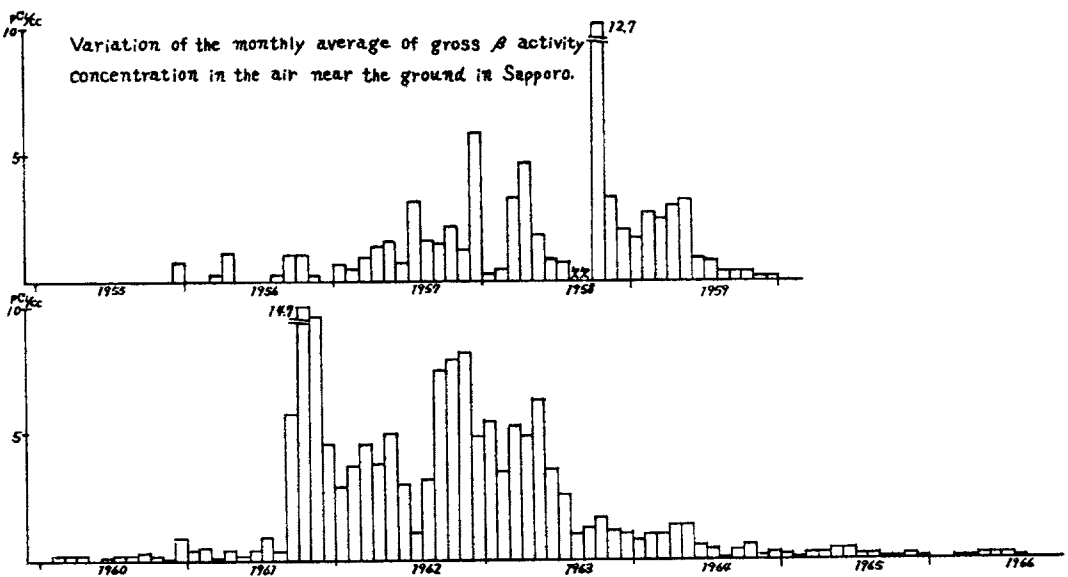
順位	地点	年月日	最大値(pCi/cc)
1	鹿児島	1961.11.9	199.2
2	仙台	1962.12.26	169.0

(次頁に
続く)

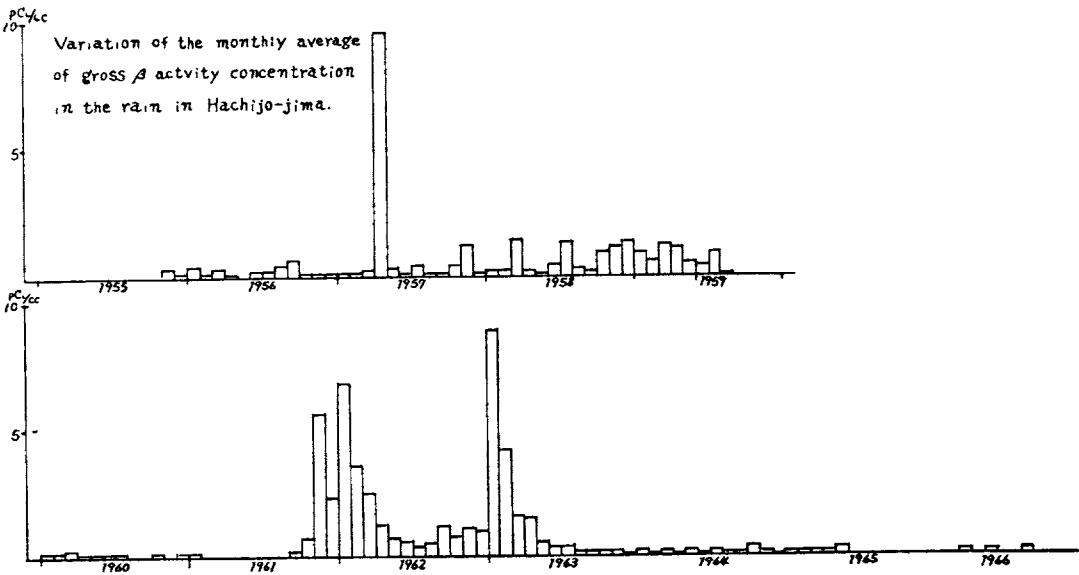
3	米子	1963.1.1	145.0
4	秋田	1962.11.9	60.0
5	東京	1962.10.16	52.0



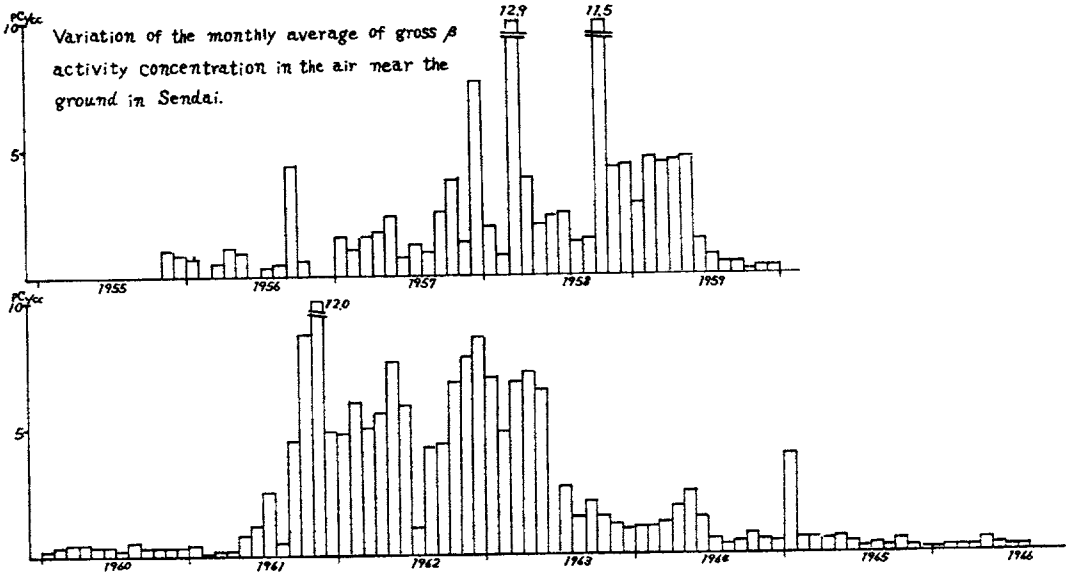
第1図 1



第2図 空気(浮遊じん)の放射能濃度(β pCi/m³/月平均) a



第1図 m



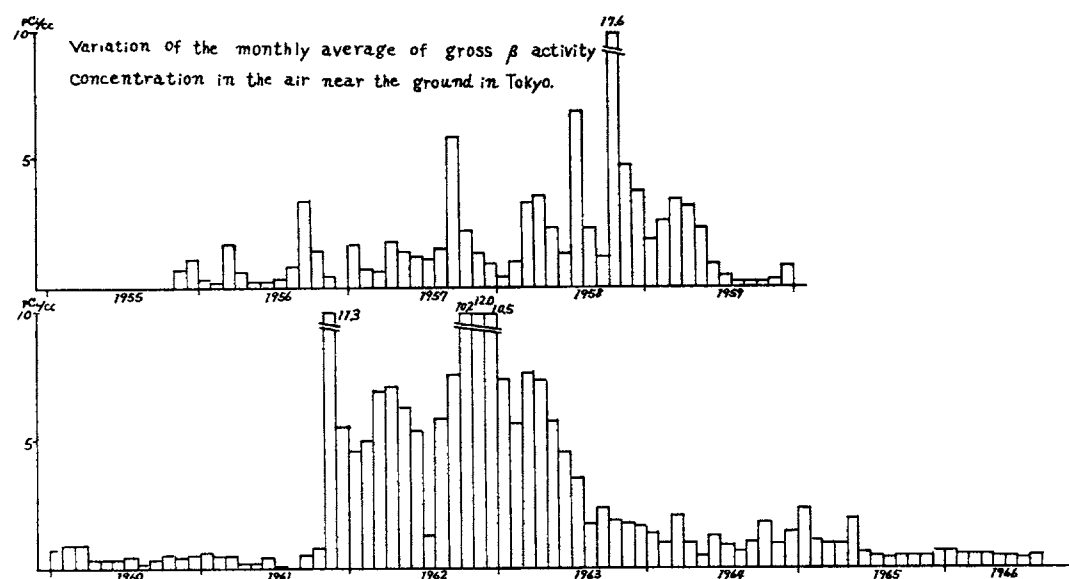
第2図 b

降下量の最大値

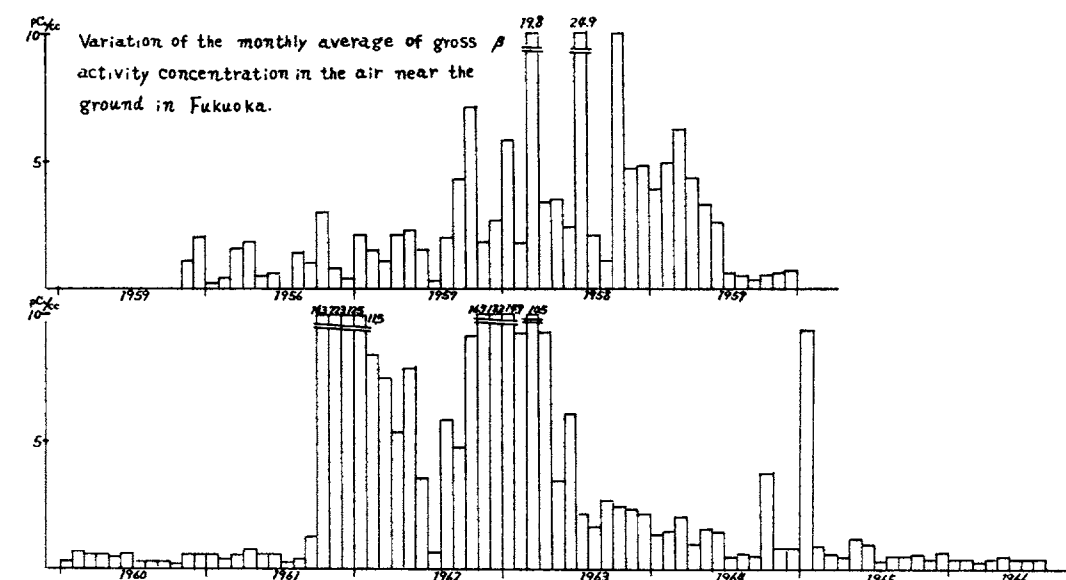
順位	地 点	年 月 日	最大値 (mc/km ²)
1	八丈島	1961.11.7	1354.9
2	鳥 島	1962.12.30	1046.6

(次頁に
続く)

3	輪 島	1962.12.31	876.8
4	米 子	1962.10.14	529.5
5	札幌	1963.1.3	513.4



第2図 c



第2図 e

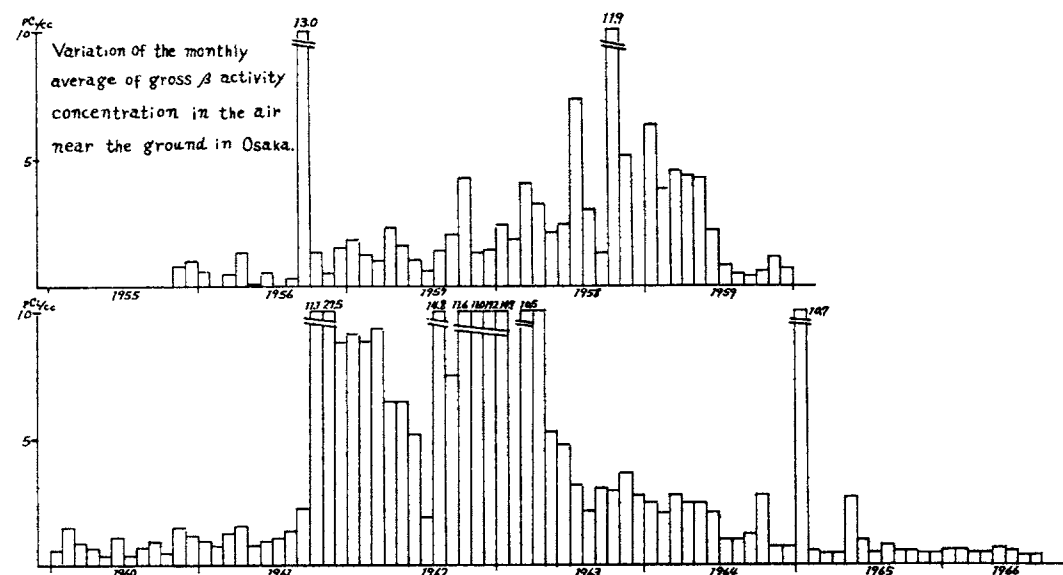
13. 最近の高度 10～13 km 付近における¹⁴C および ³H の濃度変化 (VI)

防衛大学校物理教室

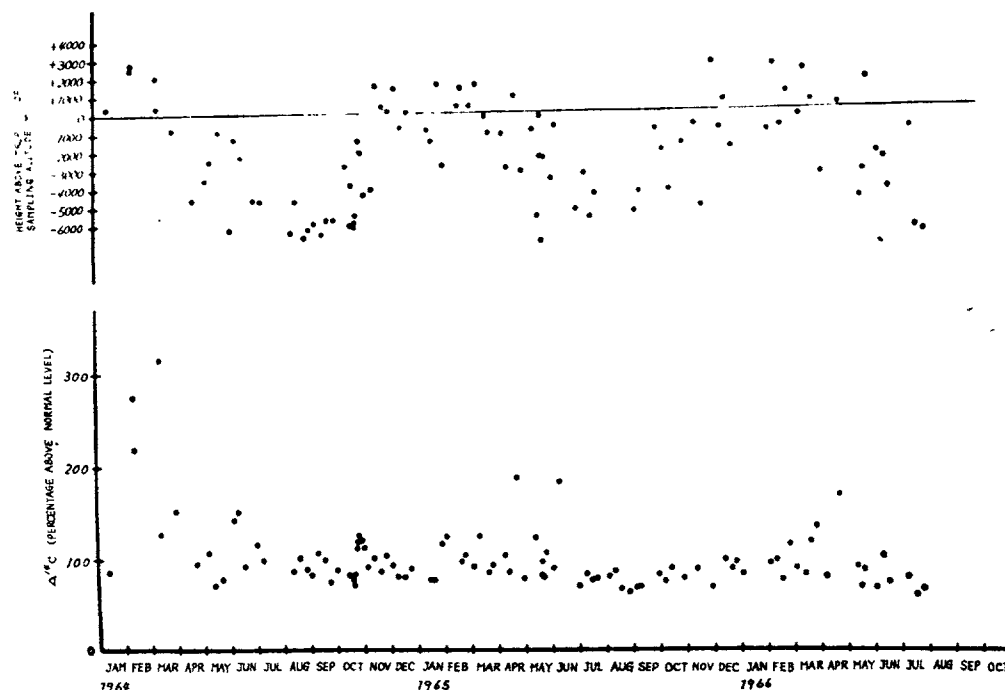
○久保添 忠 嘉, 横 田 稔 一
梅 沢 久美子

昨年に引き続いて、実験航空隊のF-86-Fジェット戦闘機を10～13kmの高度で、東経135°～139°、北緯33.5°～36.5°の範囲に飛ばし、同高度における大気中の炭酸ガスおよび水分をモレキュラーシーブ4Aに吸着させ^{1), 2)}、その中に含まれる¹⁴Cおよび³Hの濃度を測定し^{3), 4)}、その結果についてはその都度報告してきた。^{5), 6), 7), 8), 9), 10)} 今回はその後の結果について報告する。

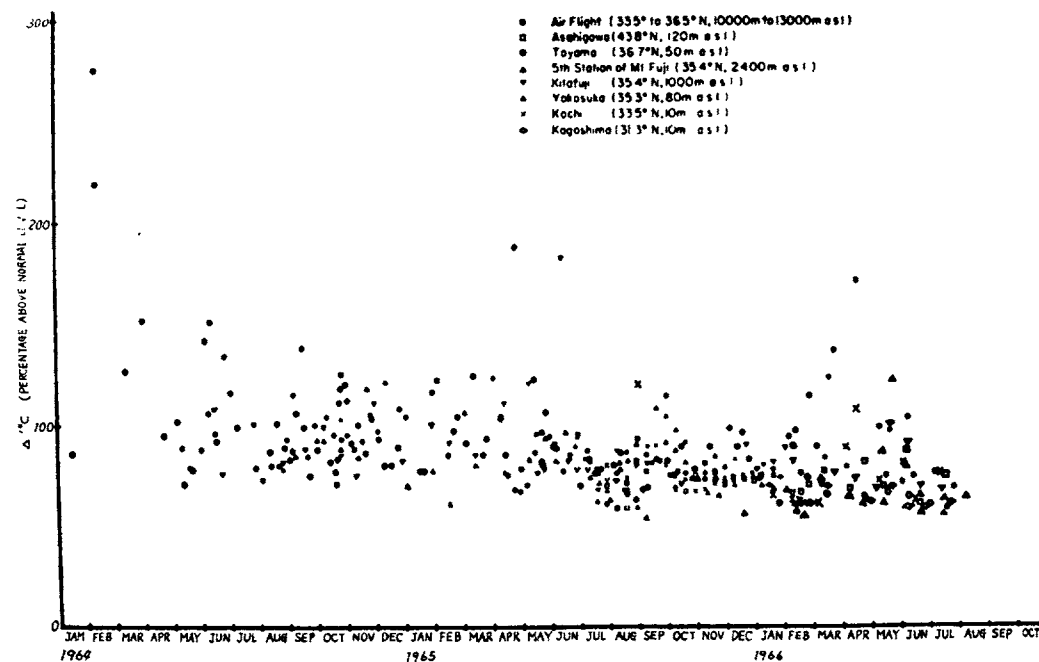
上層大気中の¹⁴Cの濃度変化と地上のと比較検討するために旭川(43.7°N)、富山(36.8°N)、富士山5合目、北富士(35.4°N)、横須賀(35.2°N)、高知(33.5°N)、鹿児島(31.5°N)の7ヶ所に2Nの苛性ソーダ2～4ℓをプラスチックの容器に入れ約10日間放置し、各地の炭酸ガスを吸着させ、その中に含まれる¹⁴Cの濃度変化を調べた。その結果をFig. 2に



第2図 d



第 1 図

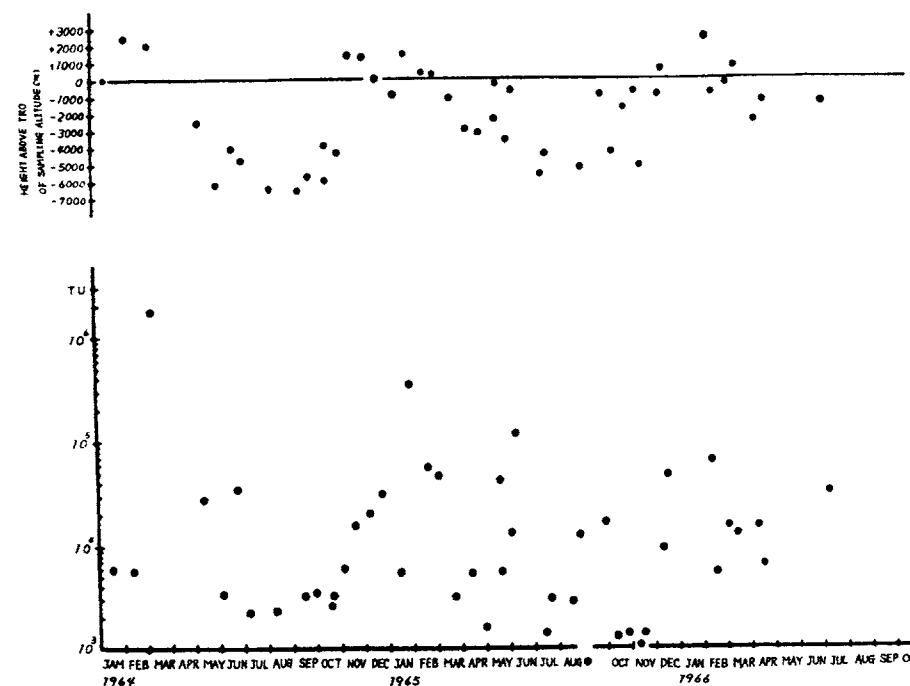


第 2 図

示す。

Fig. 1 から分る通り昭和39年の春には、上層大気中の ^{14}C の濃度が非常に増加しているが、昭和40年、41年の春には増加が見られない。またFig. 2から分る通り地上の濃度変化とも大差ないように思える。

高度10～13Kmでは圏界面より下で捕集している場合もあるので圏界面に関する気象庁、および航空自衛隊のdataを基にして捕集した日時の圏界面を定め、捕集高度の圏界面よりの高さ ^{14}C の濃度変化の関係を調べた。Fig. 1から分る通り余り強い相関関係はなさそうである。



第 3 図

上層大気中の ^3H の濃度変化をFig. 3に示す。Fig. 3から分る通り ^{14}C の場合と異り捕集高度の圏界面よりの高さ ^3H の濃度変化との間には強い相関関係があり、 ^{14}C の場合と捕集条件が同じであるにもかかわらず異なる振る舞いをしている。

Fig. 2から分る通り旭川、富山、富士山5合目、北富士、横須賀、高知、鹿児島 ^{14}C の濃度変化から統計が少いので、はっきり結論を下せぬが、緯度効果および表日本と裏日本の間には大差がないようである。

- 1) 久保添、横田、梅沢：第1回理工学における同位元素研究発表会要旨集 P.114 (1964)
- 2) 同 上：Radioisotopes 13【4】282 (1964)
- 3) 同 上：第11回応用物理学関係連合講演会予稿集〔1〕P.7 (1964)
- 4) 同 上：第25回応用物理学学会学術講演会講演予稿集 P.312 (1964)
- 5) 同 上：日本放射線影響学会第6回研究発表会要旨集 P.43 (1964)
- 6) 同 上：第6回放射能調査研究成果発表会論文抄録集 P.2 (1964)

- 7) 久保添, 横田, 梅沢: 第2回理工学における同位元素研究発表会要旨集 P. 13 (1965)
 8) 同上: 第26回応用物理学学会学術講演会講演予稿集 P359 (1965)
 9) 同上: 第7回放射能調査研究成果発表会論文抄録集 P169 (1965)
 10) 同上: 第3回理工学における同位元素研究発表会要旨集 P. 24 (1966)

1.4. 醗酵アルコール, 植物精油, 大気中 C-14 の濃度変化

放射線医学総合研究所

櫻田 義彦, 〇岩 倉 哲 男

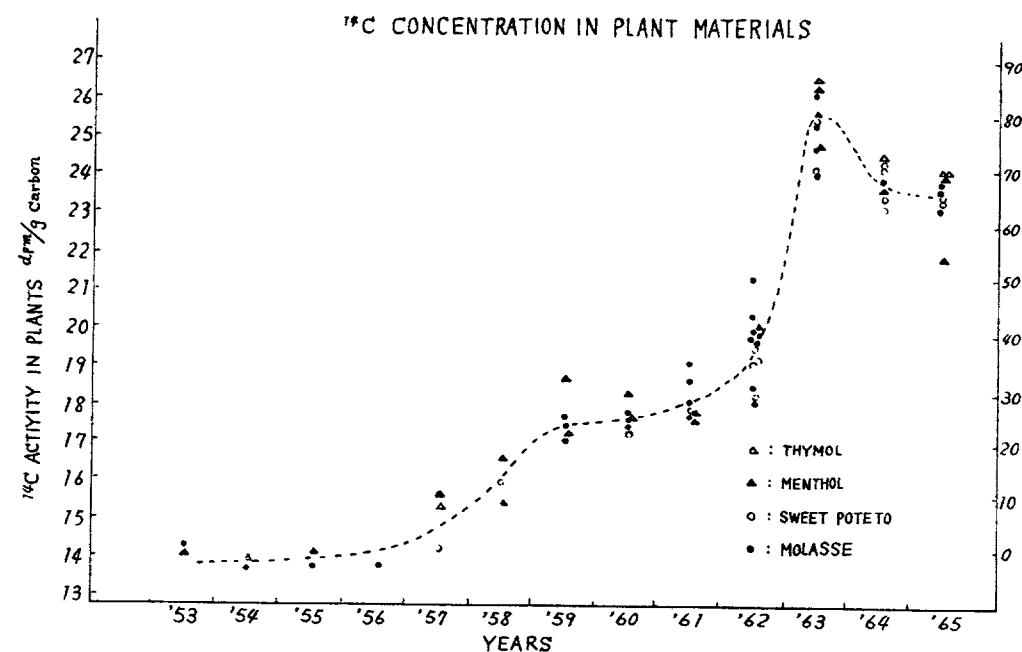
尾 田 愛 子

核実験の影響による大気圏, 生物圏中の¹⁴Cの濃度変化の調査を例年の如く行った。

(I) 植物中の¹⁴C濃度

原料としては, 国内産甘藷, 東南アジア産糖蜜を原料としたアルコール, および国内産メントール, チモール, を用い, 液体シンチレーション法で測定した。

アルコールの測定は, 今までの方法と全く同様であるが, 簡便法として, 通常の20ml低カリガラス容器に, トルエン・シンチレーター10mlと試料アルコール約10ml(重量で秤量7.94~8.20g)を混合して測定した。この方法でも, 現在のアルコールでは35~40のnet cpmが観測できるから, 充分の精度で測定できる。また, メントールはP-サイメンに誘導し, チモールは



¹⁴C CONCENTRATION IN PLANT MATERIALS

メチルエーテルに誘導し, 直接シンチレーター溶媒として用い, 通常の20mlのvialで, 常法に従って測定した。

今回の測定では, 放医研で栽培したチモールについても測定した。

以上の数値を今まで続けた測定の結果とまとめて図示する。65年度で前年に引続き, ¹⁴C濃度は若干減少の傾向が認められるが顕著でない。

(II) 大気中の¹⁴C濃度

放医研屋上に採取した大気中のCO₂の¹⁴Cを測定した。試料は主に64年中のもので, 測定はCO₂をCH₄に誘導し, MBL E気体比例計数管を用いて行った。測定点が少ないため, 詳細な検討は後日にゆずるが, 大気中の¹⁴C濃度は, 時刻, 季節的な変動が, かなり大きいもののように思われる。他年度の試料, 及び清澄山で採取した試料については, 引続き測定の予定である。

測定試料

(I) 植物中の¹⁴C濃度

(1) アルコール

原 料	産地(工場)	採取又は製造年月日	¹⁴ C level dpm/g carbon
1 生 甘 藷	愛媛県(近永)	40年12月 一	21.37 ± 0.24
2 "	熊本県(肥後大津)	40年12月 9日	21.95 ± 0.24
3 "	鹿児島県(鹿屋)	40年11月26日	21.24 ± 0.24
4 "	鹿児島県(出水)	40年12月 3日	21.71 ± 0.24
5 "	茨城県(石岡)	40年11月16日	22.31 ± 0.25
6 糖 蜜	フィリッピン	40年12月 2日	22.57 ± 0.24

(2) メントール

7 は っ か	北海道ホクレン北見薄荷工場	40年	23.63 ± 0.09
8 "	岡山県笠岡市東洋薄荷工業	"	21.28 ± 0.10

(3) チモール

9 やまじそ	千葉大薬草園	40年10月	23.86 ± 0.10
10 "	放医研試験農場	40年10月	23.83 ± 0.10

(II) 大気中の¹⁴C濃度

採取場所 放医研屋上

採 取 年 月 日	¹⁴ C level cpm/g-carbon
40年 1月16日~18日	36.84 ± 0.11
" 1月27日~29日	19.85 ± 0.084
" 5月18日~20日	24.95 ± 0.09
" 5月28日~30日	28.61 ± 0.10
" 6月 8日~10日	36.60 ± 0.11
" 7月 2日~ 4日	15.82 ± 0.08
" 11月24日~26日	18.82 ± 0.084
" 12月 2日~ 4日	26.26 ± 0.10
NBS CH ₄	11.44 ± 0.06
background CH ₄ (石炭)	2.72 ± 0.031

15. 上水道水中の放射性核種

放射線医学総合研究所

○鎌田 博, 中野 恵美子

佐伯 誠道

(1) 緒 言

日本各地の上水道水中の放射性核種濃度について、1961年12月より調査研究してきたが、本報では引き続き行ってきた新潟、東京および大阪の3上水道について、源水および蛇口水中の放射性核種濃度を調査研究した結果を報告する。

(2) 試料採取および分析測定法

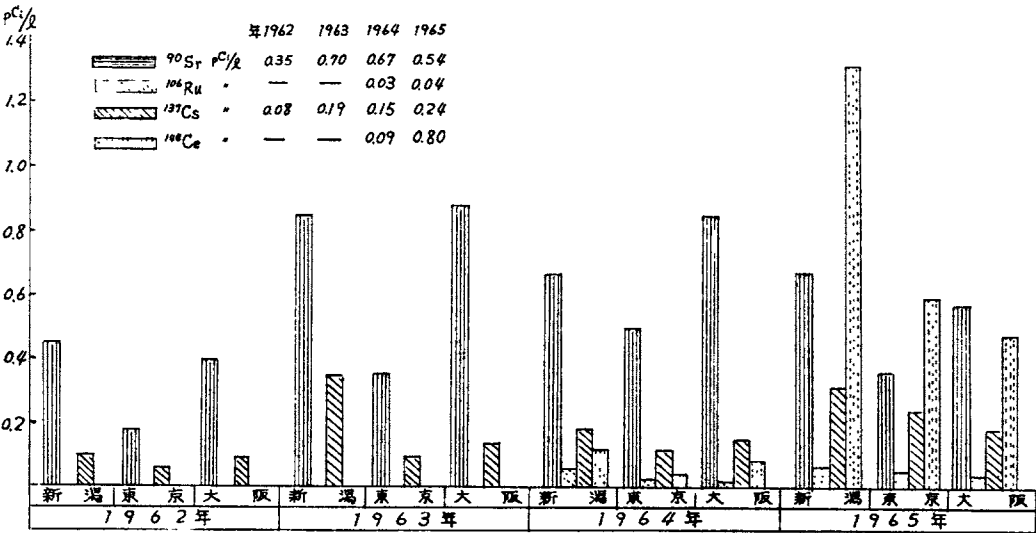
前年と同様、新潟、東京および大阪の3都府県衛生研究所の協力を得て、上水道の源水および蛇口水について、それぞれ100ℓずつを隔月に採取した。採取地の衛生研究所における試料のイオン交換樹脂による処理は前年と同様である。また、分析測定法も前年と同様である。

(3) 分析測定結果

源水および蛇口水中の⁸⁹Sr、⁹⁰Sr、¹⁰⁶Ru、¹³⁷Csおよび¹⁴⁴Ce濃度の分析測定結果は第1表に示すとおりである。

(4) 考 察

源水については、⁹⁰Sr濃度の経年変動の傾向は1962年から増加し、1963年が最も高く、1964年から減少し、1965年は1962年のレベルに近づく程低くなっている。各年毎の経月変動の傾向は1962年～1964年の間では毎年5月～7月に高濃度ピークが観測されたが、1965年にはこの様なピークが明らかでなく、むしろ経月的に減少の傾向が観察された。¹³⁷Csは



第1図 上水道蛇口水の放射性核種濃度の年平均

第1表 源水（河川水）、蛇口水（浄化水）の放射性核種濃度

種 類	新潟県新津市満願寺（新津市上水道）						東京都葛飾区金町（東京都金町浄水場）						大阪府守口市（大阪府庭瀬浄水場）					
	採 水 年月日	⁸⁹ Sr pCi/l	⁹⁰ Sr pCi/l	¹⁰⁶ Ru pCi/l	¹³⁷ Cs pCi/l	¹⁴⁴ Ce pCi/l	採 水 年月日	⁸⁹ Sr pCi/l	⁹⁰ Sr pCi/l	¹⁰⁶ Ru pCi/l	¹³⁷ Cs pCi/l	¹⁴⁴ Ce pCi/l	採 水 年月日	⁸⁹ Sr pCi/l	⁹⁰ Sr pCi/l	¹⁰⁶ Ru pCi/l	¹³⁷ Cs pCi/l	¹⁴⁴ Ce pCi/l
源 水	1965 4.26	1.98	0.92	0.17	0.45	2.85	1965 4.27	2.69	0.38	0.12	0.31	0.80	1965 4.30	2.98	0.68	0.08	0.42	1.02
蛇口水	4.26	0.53	0.60	0.04	0.45	2.58	4.27	1.29	0.36	0.10	0.23	0.72	4.30	1.59	0.47	0.07	0.26	0.83
源 水	6.15	1.00	0.74	0.20	0.45	2.09	6.29	0.85	0.47	0.08	0.33	0.81	6.7	4.57	0.68	0.11	0.24	0.85
蛇口水	6.15	0.63	0.68	0.04	0.28	1.34	6.29	0.70	0.39	0.02	0.33	0.69	6.7	1.83	0.52	0.01	0.20	0.66
源 水	8.26	0.11	0.65	0.07	0.45	2.14	8.17	0.50	0.45	0.06	0.44	0.72	8.26	0.43	0.70	0.05	0.24	0.83
蛇口水	8.26	0.07	0.62	0.05	0.33	1.30	8.17	0.27	0.40	0.05	0.38	0.71	9.1	0.42	0.64	0.02	0.24	0.55
源 水	10.20	0.17	0.65	0.10	0.24	1.72	10.26	0.11	0.42	0.08	0.26	0.87	10.15	0.16	0.63	0.05	0.25	2.13
蛇口水	10.20	0.17	0.65	0.08	0.20	1.08	10.26	0.10	0.40	0.05	0.19	0.78	11.1	0.16	0.63	0.05	0.17	1.03
源 水	12.10	0.02	0.69	0.09	0.29	2.05	12.14	0.01	0.39	0.05	0.24	0.76	12.22	0.02	0.67	0.04	0.14	0.87
蛇口水	12.10	0.01	0.60	0.06	0.20	1.52	12.14	0.01	0.39	0.04	0.21	0.70	12.24	0.01	0.64	0.04	0.14	0.78
源 水	1966 2.25	—	0.96	0.18	1.03	2.39	1966 2.22	—	0.47	0.06	0.26	0.58	1966 2.10	—	0.90	0.08	0.15	0.76
蛇口水	2.25	—	0.85	0.13	0.45	1.19	2.22	—	0.37	0.05	0.22	0.55	3.7	—	0.74	0.04	0.12	0.70

⁹⁰Sr に比べて低レベルの増減変動でしかも緩慢ではあるが、各年とも4月～6月に高濃度ピークが認められ、1963年が最も高く、1963年～1965年では各年とも初期よりも末期が低レベルを示している。¹⁰⁶Ru 濃度は各核種中最も低レベルではあるが、4月～6月にかけて若干の増加が認められる。また、1964年より1965年が高レベルを示しているのは1964年10月および1965年5月の中共核実験と1965年1月のソ連地下核実験の影響と推定される。¹⁴⁴Ce 濃度については、高低の変動量が最も大きく、4月～6月には顕著な高濃度ピークが認められており、1964年後半には著しく減少しているが、1965年同期には前年とは異なり高レベルを示している。この現象は前記の核実験による影響であると推定される。⁹⁰Sr 濃度についても核実験によると思われる濃度変化が観測されている。

蛇口水については、各核種とも源水よりもレベルが低く、経月経年変動も源水とほぼ同様の傾向を示している。これは源水－蛇口水間において浄化処理がおこなわれているためであるが、放射性核種の除去効率は各核種により異なり、¹⁴⁴Ce ≧ ¹⁰⁶Ru > ¹³⁷Cs > ⁹⁰Sr であった。1962年～1965年の蛇口水中の各放射性核種の各地年平均を第1図に示したが、⁹⁰Sr および¹³⁷Cs の長半減期放射性核種については、1963年が最も高レベルを示し、1964年以降漸次減少の傾向にある。

16. 河底土中の放射性核種

放射線医学総合研究所
鎌田 博，中野 恵美子
佐伯 誠道

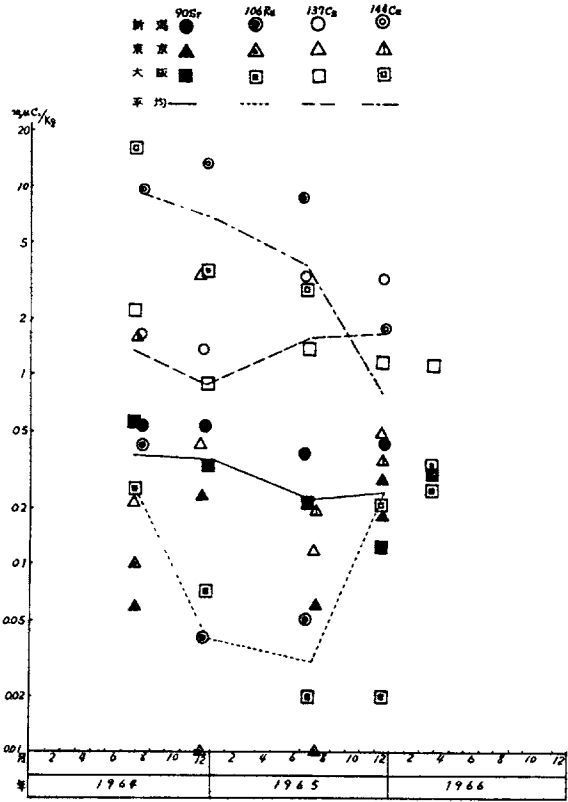
- (1) 緒言
降下物、土壌、下水あるいは排水より河川に混入または流入した放射性物質は河川水中で自然沈下し、あるいは河川水中の溶存物の作用により沈下し、あるいは河川水中の懸濁物によって選択的に吸着され、河底に堆積するものと考えられる。この傾向を知る方法の一助として、河底堆積物中の⁹⁰Sr、¹⁰⁶Ru、¹³⁷Cs および¹⁴⁴Ce の分析測定を1964年より始めた。
- (2) 試料採取ならびに分析測定
新潟、東京および大阪の3都府県衛生研究所の協力を得て、阿賀野川、江戸川、大川の河底堆積物をS-K式採泥器あるいは簡易採泥器を使用して左岸部、流心部、右岸部の3点について7月および12月の年2回採取した。試料の前処理および化学分析方法は前報と同様である。
- (3) 結果
乾燥試料1Kg当りの⁹⁰Sr、¹⁰⁶Ru、¹³⁷Cs および¹⁴⁴Ce 濃度mμCi の分析測定結果を第1表に示した。また、第1図には試料採取年月日毎に各核種の濃度および平均レベルを図示した。
- (4) 考察
河底堆積物中の放射性核種濃度は左岸部、流心部、右岸部の各点により差が認められるが、これは

第1表 河底土中の放射性核種濃度

試	採	取	地	採	取	年月日	⁹⁰ Sr mμCi/Kg				¹⁰⁶ Ru mμCi/Kg				¹³⁷ Cs mμCi/Kg				¹⁴⁴ Ce mμCi/Kg			
							平均	右岸部	流心部	左岸部	平均	右岸部	流心部	左岸部	平均	右岸部	流心部	左岸部	平均	右岸部	流心部	左岸部
新潟県						1965. 7. 4	0.43	0.42	0.30	0.43	0.07	0.02	0.06	0.05	5.12	1.69	1.69	14.08	3.26	9.16	1.84	1.88
						1965.12.21	0.43	0.20	0.66	0.00	0.49	0.80	0.82	0.43	3.22	2.80	3.82	1.61	3.28	2.32	1.69	1.88
東京都						1965. 7. 31	0.06	0.07	0.06	0.06	0.01	0.01	0.01	0.01	0.12	0.12	0.11	0.17	0.12	0.20	0.24	0.20
						1965.12.14	0.06	0.13	0.34	0.24	0.60	0.00	0.20	0.28	0.27	0.99	0.20	0.20	0.82	0.35	0.82	0.35
大阪府						1965. 7. 15	0.28	0.28	0.07	0.03	0.02	0.01	0.02	0.02	1.77	0.54	0.54	3.49	1.36	4.23	0.80	2.84
						1965.12.17	0.08	0.16	—	0.03	—	—	—	0.02	0.69	—	—	0.18	1.13	0.24	—	0.21
						1966. 3. 30	0.12	0.50	—	0.00	—	—	—	0.25	1.04	—	—	0.36	1.10	0.31	—	0.33

河川の各点における流速，流量，河
巾，深さ等の状態が異なることに基
づくと考えられる。しかしながら，
採取位置の差よりも各河川ごとの差
の方が大きく，各放射性核種濃度は
阿賀野川の河底土が高いことが観察
された。

単位重量当りの各核種濃度は深さ
5cmまでの裸地土壌および河川水の
レベルよりも高くなっており，また，
 $^{106}\text{Ru}/^{90}\text{Sr}$ ， $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ ，
 $^{144}\text{Ce}/^{90}\text{Sr}$ の各Ratioも両
試料よりも高くなっている。交換態
の占める割合は表土よりも高い場合
も低い場合もある。その理由は不明
であるが，河底土の放射性核種濃度
は，河川の流域や流量等の状況，地
表土砂の流入，河川水中の溶存物や
懸濁物の作用，下水排水の影響等が
複雑に関連し合って変化するので
あるので，更に今後のデータを合せ
て検討したい。



第1図 河底土中の放射性核種濃度

17. 表土の放射性核種濃度

放射線医学総合研究所
鎌田 博，中野 恵美子，
佐伯 誠道

(1) 緒 言
放射性降下物の土壌への蓄積量を知ることと，河川流域より河川への放射性物質の流亡を調査する
目的で，1963年より表土の放射性核種濃度について調査研究を始めたが，本報では引続き行って
きた新潟，東京および大阪の3地方と1965年より新たに福島県下の3試料を加えた6地方の裸地
表土の ^{90}Sr ， ^{106}Ru ， ^{137}Cs ， ^{144}Ce の長中半減期放射性核種濃度について調査研究した結果を
報告する。

(2) 試料採取

第1表 表土の放射性核種濃度

試料採取地	年 月 日	^{90}Sr		^{106}Ru		^{137}Cs		^{144}Ce	
		pCi/Kg	mCi/Km ²	pCi/Kg	mCi/Km ²	pCi/Kg	mCi/Km ²	pCi/Kg	mCi/Km ²
福島県福島市 波利小倉寺赤坂地内	1965. 8.20	334.6	20.3	52.9	3.2	2611.4	158.0	5497.4	332.6
	1965.12. 7	710.5	45.5	0.0	0.0	1290.0	82.7	373.5	23.9
下荒子地内	1965. 8.20	318.8	18.3	13.9	0.8	1031.4	59.1	1193.1	68.4
	1965.12. 7	238.1	12.7	302.8	16.2	980.0	52.4	143.6	7.7
福島県平市 大字幕の内字川久保地内	1965. 8.17	91.5	4.0	25.0	1.1	420.9	18.2	753.7	32.6
	1965.11.19	426.1	26.7	0.0	0.0	676.0	42.4	328.1	20.6
新潟県中蒲原郡 横越村小杉神社境内	1965. 8.10	818.8	34.4	33.3	1.4	1598.6	64.1	1765.3	74.1
	1965.12.10	717.4	42.9	205.1	12.3	1990.0	119.0	224.5	13.4
東京都江戸川区 小岩町1丁目464番地	1965. 8.23	320.2	15.1	12.3	0.6	1877.6	88.4	2711.2	127.7
	1965.12. 9	105.9	6.0	227.2	13.1	200.0	11.4	136.9	7.8
大阪府枚方市 御殿山阪大工学部跡	1965. 8.26	311.5	22.2	15.9	1.1	812.5	57.9	1254.3	89.3
	1965.12.22	255.1	14.0	70.0	3.8	875.5	43.1	236.6	13.0
	1966. 3.18	186.5	7.1	69.7	6.1	640.0	24.5	161.4	6.2

福島，新潟，東京，大阪の4都府県の衛生研究所の協力を得て，表土の裸地を内径9.5cm，深さ5.4cmのプラスチック製容器を使用して，直径9.5cm，深さ5.0cmの表土を2区画ずつ採取した。

(3) 分析測定法

1地方2区画の試料を合せて，化学分析用試料とし，風乾後，粉碎混和した細土を100gとり，6N塩酸で抽出し，抽出液を純水で1.5Nに希釈後，Ruをチオアセトアミドで沈殿させ，滲液は前年と同様に ^{90}Sr ， ^{137}Cs ， ^{144}Ce を化学分離した。

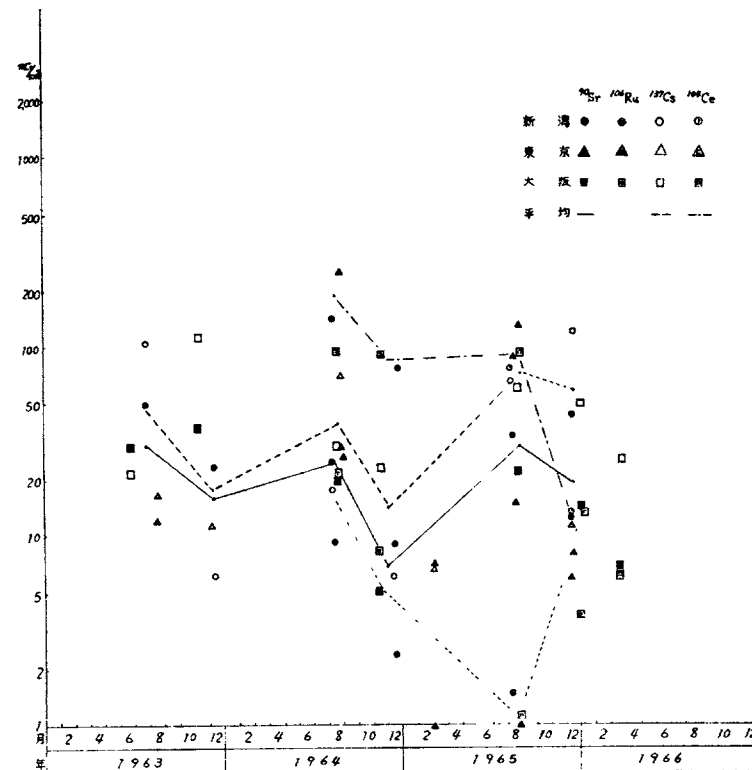
(4) 分析測定結果

塩酸抽出法による分析測定結果は第1表に示すとおりである。表中の pCi/kg は乾土1kg当りの pCi を示した。単位面積当りの放射能 pCi/km^2 の算出にあたっては，5cmより深部への各放射性核種の流亡を考慮していないので，実際の地表の蓄積量は本表の数値より上廻るものと考えるのが妥当である。

(5) 考 察

放射性核種の表土への蓄積量は，各放射性核種の降下量，降雨の流入および流出等の地形的変化，風による舞い上り等の気象条件，土壌への吸着保持性と各放射性核種の性質およびその半減期等により異なるものと考えられる。第1図は1963年以降新潟，東京および大阪の裸地表土について各核種の濃度を採取年月日毎に示した図であるが，交換態と云われている塩酸抽出物については， ^{90}Sr および ^{137}Cs の場合は各年共7～8月採取試料が総体的にレベルが高く，11月12月採取試料が比較的低くなっている。また， $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ Ratio は1963年から少しずつ高値になる傾向が認められるが，このことは ^{137}Cs に比べて ^{90}Sr が流亡性が高いことを意味していると考えられる。

各核種の全濃度の中の交換態核種濃度の割合を調べるため，1965年11月～12月採取試料について全試料と6N塩酸抽出試料の放射性核種濃度を測定して比較した。交換態核種の割合の核種別の6地方平均値は， ^{106}Ru ：5.8%， ^{137}Cs ：7.6%， ^{144}Ce ：6.1%であった。なお， ^{90}Sr については目下実験中であるが，HASL-33 (April 7, 1958)によれば約9.6%前後が



第1図 表土（裸地）の放射性核種濃度

6N塩酸で抽出されると報告されている。これらの室内実験結果からも， ^{90}Sr は他の核種より交換態のものが多く，土壌からの流亡性の大きいことが示される。

1.8 土壌および米麦の $\text{Sr}-90$ ， $\text{Cs}-137$ について

農林省農業技術研究所

○小林 宏 信，石川 美佐子

津村 昭 人

山 県 登（公衆衛生院）

A ストロンチウム-90

例年どおり第1図に示す全国各地にある国立農業試験場の農耕地土壌およびそこに栽培生産された米麦を対象として ^{90}Sr を分析した。次にこれらの調査結果について述べる。

1. 農耕地土壌の ^{90}Sr について

昭和40年度に採取した畑土壌と水田土壌のN-酢酸アンモニウム液抽出法による置換態 ^{90}Sr の全国的平均値は，それぞれ第1表および第2表に示す通りであった。なお参考のため昭和39年度の測定値も附記した。またこれら土壌中の ^{90}Sr の経年変化は第2図に示す推移傾向であった。

次にこれらの調査結果について要約する。第1に水田，畑両土壌とも置換態 ^{90}Sr 含量は，昭和38年度を最高に，以後横這い状態を維持したが，昭和40年には地域により例外はあるが



第1図 試料採取地点

第1表 畑土壌の置換態 ^{90}Sr (mCi/km^2)

試料採取年度	平均値	実測値の範囲	例数
昭和39年	4.2	1.5～9.4	10
昭和40年	3.0	1.4～8.1	12

第2表 水田土壌の置換態 ^{90}Sr (mCi/km^2)

試料採取年度	平均値	実測値の範囲	例数
昭和39年	4.1	1.4～10.9	15
昭和40年	3.3	7～8.5	15

全般的に減少方向に転じたことである。このことは ^{90}Sr 降下量の減少を直接反映しているほか，一部土壌からの流亡溶脱をも考慮に入れて解析する必要があると思はれる。第2に水田，畑両土壌の置

換態⁹⁰Sr含量は、量的には減少しているが、依然として東日本～日本海側＞関東、中部＞西日本～太平洋側の傾向が維持されていることである。第3に地域別に水田畑土壌の置換態⁹⁰Sr含量をみると、太平洋側～西日本側では大差なく、北日本～日本海側では、水田＞畑の傾向が認められる。このことは主として気象条件の差によるものと解される。

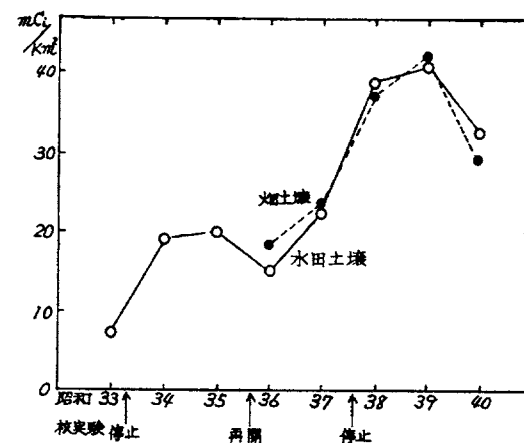
2. 米麦の⁹⁰Srについて

昭和40年産の小麦（玄麦）および（玄米と白米）の⁹⁰Srを測定して全国的平均値を求めたところ、第3表および第4表に示す結果が得られた。またこれらの経年変化は第3図に示す傾向が認められた。次にこれらの結果をまとめてその要点を述べる。

第3表 小麦(玄麦)の⁹⁰Sr含量(pCi/Kg)

試料採取年度	平均値	実測値の範囲	例数
昭和39年	227	70～725	11
昭和40年	74	31～198	12

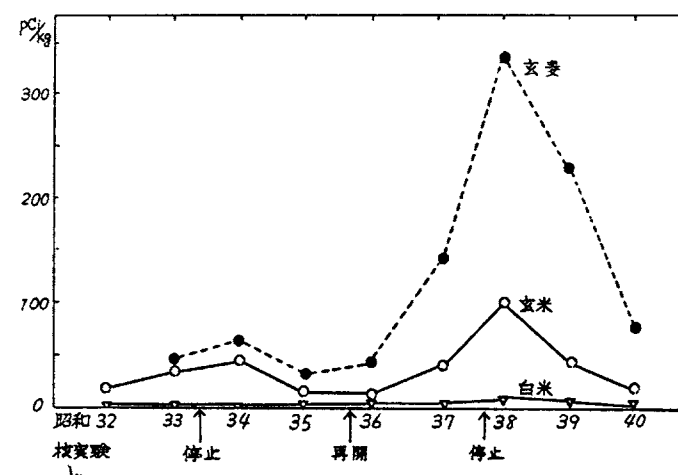
小麦では、第1に⁹⁰Sr含量の年次別に推移をみると、昭和38年をピークに以後著しく減少し、昭和40年でもこの傾向が持続し、前年度の約3分の1の74 pCi/Kgにまで減じたことである。第2に小麦の⁹⁰Sr含量は前年度とは異なり、上述の畑土壌の場合と同様の地域差が認められた。第3に⁹⁰Srの減少傾向を地域別にみると、前年度は西日本において減少が著しく、東日本～日本海側は横這い状態を呈してい



第2図 水田・畑土壌中の⁹⁰Srの推移 (mCi/Km²)

第4表 玄米および白米の⁹⁰Sr含量(pCi/Kg)

試料採取年度		平均値	実測値の範囲	例数
昭和 3 9 年	玄米	4 3	2 1～ 1 1 3	1 5
	白米	6. 3	1. 6～ 2 0. 8	1 5
昭和 4 0 年	玄米	1 6	7 ～ 2 3	1 5
	白米	2. 3	0. 9～ 3. 5	1 5



第3図 米および小麦中の⁹⁰Sr含量の経年変化

たが、本年度はこれと逆の傾向がうかがわれた。

次に米の⁹⁰Srの汚染について述べる。第1に米の⁹⁰Sr含量は、小麦の場合と同様、昭和38年のピークにして、以後次第に減少し、昭和40年産の玄米で7～23 pCi/Kg、白米で1～4 pCi/Kgの値まで低下した。第2に地域別に米の⁹⁰Sr含量を比較すると、玄米の場合は上述の水田土壌についてみられた地域差を反映していることが認められるが、白米の場合もやゝこの傾向がみられる。第3に上述の⁹⁰Srの減少傾向を地域別にみると、玄米では東日本～日本海側＞西日本～太平洋側の傾向が認められるが、白米の場合は2～3例外があるので判然としない。第4に白米の⁹⁰Sr含量は既報の結果と同様に玄米に比し量的に著しく少い上、経年変化も極めて小いが、生産量、消費量の大きなるため、引き続き監視が必要と考えられる。

B セシウム-137

全国各地の国公立農業試験場から採取した昭和40年度の水田土壌および米（試料採取地点は⁹⁰Srの項第1図参照）につき¹³⁷Csを分析した。

水田作土のN-酢酸アンモニウム液抽出法による置換態¹³⁷Csの全国的平均値は第1表に示した通りであった。なお比較のため⁹⁰Srの平均値を併記し、さらに前年度の値をも附記した。なお経年変化は第1図に示す推移であった。

次に白米中の¹³⁷Csを分析したところ、その全国的平均値は第2表に、また経年変化は第1図にそれぞれ示す結果が得られた。次にこれらの分析結果を中心に水田土壌、白米の¹³⁷Cs汚染の特徴を述べる。

第1表 水田土壌の置換態¹³⁷Csと⁹⁰Sr(mCi/Km²)

試料採取年度		平 均 値	実 測 値 の 範 囲	例 数
昭和 3 9 年	¹³⁷ Cs	1 8 . 4	2 . 5 ~ 3 9 . 1	1 5
	⁹⁰ Sr	4 . 1	1 . 4 ~ 1 0 . 9	1 5
昭和 4 0 年	¹³⁷ Cs	1 7 . 8	6 . 2 ~ 5 0 . 9	1 4
	⁹⁰ Sr	3 . 3	7 ~ 8 . 5	1 5

第2表 米(白米)¹³⁷Csと⁹⁰Sr含量(pCi/Kg)

試料採取年間		平 均 値	実 測 値 の 範 囲	例 数
昭和 3 9 年	¹³⁷ Cs	6.7	2.5 ~ 18.5	15
	⁹⁰ Sr	6.3	1.6 ~ 20.8	15
昭和 4 0 年	¹³⁷ Cs	1.9	7 ~ 3.5	15
	⁹⁰ Sr	2.3	0.9 ~ 3.5	15

水田土壌では、第1に置換態¹³⁷Cs含量の推移を年次別にみると、⁹⁰Srの傾向とはやゝ異なり、昭和38年に最高値を示した後、著しく減少したが、昭和40年度ではその減少が鈍化して、横這い状態を呈していることである。第2に同一圃場の土壌中の置換態¹³⁷Cs含量は⁹⁰Sr含量に比して低く、既述の結果と同様、CsがSrに比し土壌に固定されやすいことが認められた。第3に上記第1項で

述べた現象は ^{137}Cs

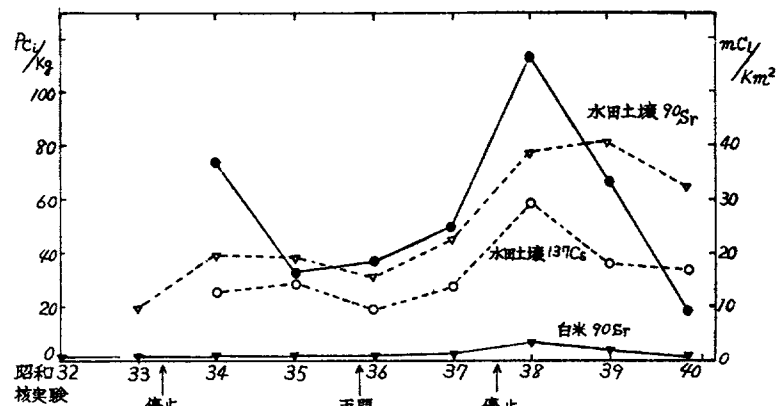
の降下量の減少を
直接反映している

ほか、 ^{137}Cs の土
壌中における挙動、
特に固定をも考慮
する必要があると
思われる。第4に
 ^{137}Cs 含量を地
域別にみると、東
日本～日本海側>
西日本～太平洋側
の傾向が依然とし
て認められること

である。第5に
 ^{137}Cs 含量の増

減をみると、前年に比し全国的平均値としては減少しているが、裏日本では逆に一部ではあるが僅か
増加し、東日本～太平洋側でやや減少し、西日本ではほぼ横這い状態であることが認められた。

次に白米の ^{137}Cs 含量についてみると、第1に昭和38年をピークに以後急激に減少し、昭和40
年度産米では7～35 pCi/Kgの範囲に入り、昭和35～36年の核実験停止期間の値よりやや下回
ったことである。第2に白米の ^{137}Cs 含量は地域により異なり、東日本～日本海側において高く、水
田土壌の場合の地域差を反映している。第3に前年度に対する地域別の白米の ^{137}Cs 含量の減少傾
向を調べてみると、全国平均として約3分の1に減少しているが、特に東日本～日本海側で減少が著
しく、ついで西日本、中部日本の傾向がうかがわれた。第4に白米中の ^{137}Cs 対 ^{90}Sr の比率は従
来11～15:1を示し、降下物中の両核種の約3:1の比率に対し著しく高い値を示していること
を指摘したが、今回その比率は約8:1となりやや低下したことである。このことは ^{137}Cs の降下
率が減少した結果、水稻体基部および葉面からの吸収量が減じたためと考えられる。



第1図 水田土壌の置換態 ^{137}Cs , ^{90}Sr と白
米中の ^{137}Cs , ^{90}Sr の経年変化

1. 試料採取

北海道、岩手、富山、千葉、静岡、香川、福岡、以上7道県の畜産試験場で生産された牛乳、およ
びそこで給与されている飼料を分析した。

牛乳は毎月1回(月半ば)、飼料は3ヶ月ごと年4回(冬、春、夏、秋)採取した。これらの試料
から牛乳は毎月の変化を、飼料は季節による変化を観察した。

2. 結 果

Sr-90については、例年どおり北部グループに属する北海道、岩手、富山が南部グループの静岡、
香川、福岡などに比べてかなり高い値を示している。なかでも特に北海道は他と比べてきわだって高
く、30～60 S.U.であり、これに対し最も低い香川では僅かに3～10 S.U.である。他の県は何
れにもこの範囲内におさまっており、今年のがくにける生産乳の、Sr-90汚染レベルの上、下
限を示している。

Cs-137もSr-90とだいたい同様の傾向ではあるが、時期的な、また地域的な変動がかなり大
きい。汚染濃度の高い北海道で60～280 C.U.、低い香川では、20～50 C.U.で、とりわけ高
い値を示している地域では、月別の変動がかなり大きい。

またSr-90について、牛乳のS.U./飼料のS.U.を計算して、Ca-Sr差別率の推定をこころみた。

3. 中共の核実験の影響

1966年5月10日、中共が第3回目の核実験を行なった。その直後、ただちに北海道、新潟、
鳥取の3ヶ所に依頼し、早朝搾乳の牛乳を空輸して、I-131, Cs-137, Sr-89, Sr-90を
分析した。(I-131は放射線医学総合研究所で分析した)

その結果、I-131は実験後2日でピークとなり、3日、4日と次第に減少していった。これを
1964年(第1回目)、1965年(第2回目)、の実験の時に比べると、前2回ではだいたい爆
発後10日目頃にピークがあらわれたが、今回のはそれがかなり早くあらわれている。これはおそらく
気象条件によるものであろう。

Cs-137の分析は、実験後3日目から開始したが、その結果は日を追って北海道はやゝ上昇し、
逆に鳥取、新潟はやゝ下がり、また千葉はジグザグの傾向を示した。結局、これらのデータからはそ
の影響はほとんど確認することができなかった。

Sr-89, Sr-90についても、Cs-137と同様、核実験による何んらの影響も見られなかった。

19. 牛乳および飼料の Sr-90, Cs-137 濃度

農林省畜産試験場

檀 原 宏, 〇三 橋 俊 彦

牛乳の放射能汚染は、そのほとんどが飼料と母牛の骨格の汚染に由来するといえる。

先年度に引きつづき今回はさらに、飼料、牛乳の汚染濃度の関係を追求し、そして今後、牛乳の放
射能除染対策への足がかりをも得ようとした。

20. 家畜骨中の Sr-90 について

農林省家畜衛生試験場

〇林 光 昭, 宮 尾 陟

家畜は fallout で汚染された牧草などをそのまま摂取するため、その骨中 ^{90}Sr 量は比較的短
期間の ^{90}Sr 蓄積量をよく反映しているものと思われる。家畜骨 ^{90}Sr 分析は、昭和32年以来つづ
けられているが、これまでの成績から、その骨中の ^{90}Sr 濃度は年々著しい増加を示している。

第1表 牛馬骨の⁹⁰Sr濃度 (1966)

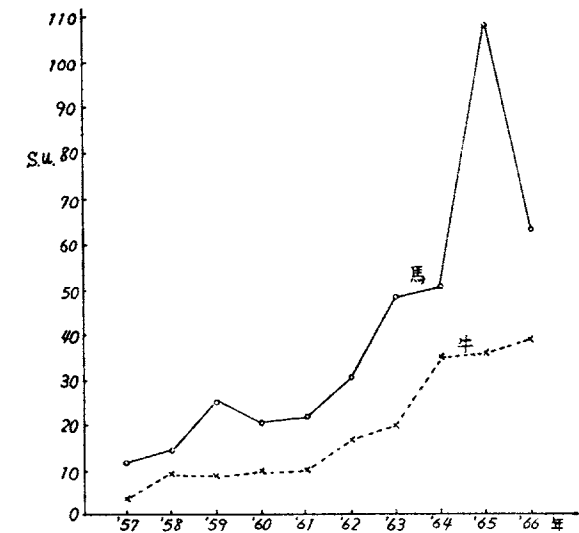
採取地	馬				牛			
	年齢(年)	Sr/1000Ca	S.U.	平均値	年齢(年)	Sr/1000Ca	S.U.	平均値
北海道	5	0.613	56.0±0.49*	62.0±6.6**	8	0.222	56.7±0.50*	67.7±18.7**
	>10	0.547	63.8±0.53		12	0.406	70.0±0.55	
	11	0.570	53.2±0.48		11	0.361	85.2±0.62	
	5	0.502	71.2±0.56		7	0.454	89.0±0.64	
東京 (家衛試)	11	0.500	65.9±0.54	96.1±31.4	10	0.256	37.8±0.41	29.0±23.9
	3年2月	0.548	156.3±0.81		5月	0.350	12.6±0.24	
	2年1月	0.596	125.0±0.72		9月	0.338	9.1±0.20	
	1年3月	0.725	60.1±0.52		5月	0.232	14.4±0.26	
	"	0.672	55.0±0.49		3月	0.273	12.1±0.27	
	"	0.606	94.1±0.64		11月	0.447	52.4±0.48	
	3年3月	0.738	113.3±0.69		7月	0.210	5.7±0.16	
	2年1月	0.680	98.9±0.66		10月	0.570	60.1±0.50	
	10月	0.716	66.4±0.54		10月	0.697	65.7±0.54	
	7	0.482	50.6±0.48		6年5月	0.198	13.2±0.24	
東京 (屠場)	4	0.496	55.5±0.50	38.1±19.4	9年0月	0.276	22.4±0.31	17.8±4.5
	5	0.450	55.3±0.50					
宮崎	5	0.583	16.2±0.27	36.8±3.9	5	0.316	32.7±0.38	34.4±11.0
	6	0.621	36.3±0.40		9	0.274	21.9±0.31	
	4	0.468	38.6±0.41		8	0.328	36.0±0.40	
	9	0.590	42.6±0.43		2	0.268	27.3±0.34	
	2	0.704	32.2±0.38		7	0.318	53.9±0.48	
平均値		0.582±0.069	63.2±17.4**			0.340±0.103	38.9±18.9**	

* 計数誤差
** 平均値の標準偏差

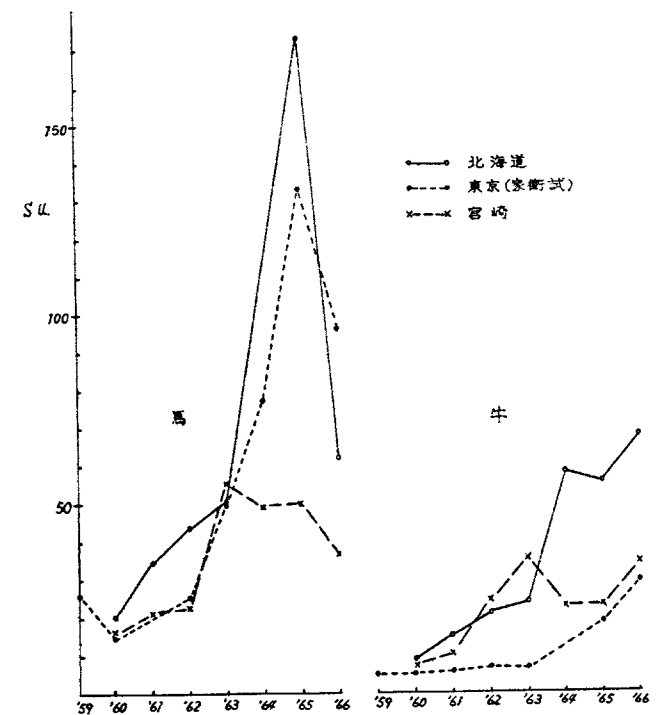
今年、北海道、東京、宮崎の3地区から牛骨20例、馬骨23例を採集して⁹⁰Sr分析を行なった。試料は、昭和41年5月から8月までの間にそれぞれ現地において採取されたもので、分析にはいずれも大腿骨々端部を用いた。

その分析成績を第1表に示す。馬骨の⁹⁰Sr平均濃度は63.2S.U.であって、昨年の108S.U.に比べかなり低い成績であった。しかし、昭和32年以来の牛馬骨の平均⁹⁰Sr濃度の変化を示した第1図の最近数年間の増加傾向からみると、昨年の馬骨の値が異常に高かったものであって、今年も馬骨の⁹⁰Sr量は、なお著しく高いレベルにあるものと考えられる。また、地域的には3地区の間に汚染量の差がみられるが、東京(家衛試)の試料に著しく高いものが多く、例年最も高い値を示す北海道の値よりも高かった。東京(家衛試)の馬骨の⁹⁰Sr値が高いことは、これらの馬が東北あるいは北海道で生産され、東京で短期間飼育された後にえられた材料であり、これらの値は東京の値というよりは、東北あるいは北海道の汚染量を示すものという方が適当と考えられることは例年の通りである。

牛骨の⁹⁰Sr量は38.9S.U.であって、前年の36.4S.U.に比べ幾分の増加を示していた。地域的には前年とほぼ同様であって、北海道が最も高く、ついで宮崎、東京の順であった。



第1図 牛馬骨⁹⁰Sr濃度の年次変化



第2図 牛馬骨⁹⁰Sr濃度の地域別・年次別変化

今年の成績から、馬骨の ^{90}Sr 量は昨年までの増加率がやや鈍ったようにもみられるが、牛骨 ^{90}Sr 量は依然として増加の傾向をつづけているものと思われる（第2図）。とくにこれまでの成績では、牛骨 ^{90}Sr 濃度は馬骨 ^{90}Sr 濃度よりも低いのが常であったが、両者の ^{90}Sr 濃度の差は年々近づき、今年は北海道の牛骨 ^{90}Sr 濃度は馬骨のそれよりも高い値となった。これを安定Sr量当り ^{90}Sr 量で見ると（第2表）、牛骨では馬骨に比べ安定Sr量が少いためその差はさらに大きくなり、北海道、宮崎において馬骨の ^{90}Sr 濃度を大きく越えた。このことは、牛骨の方が馬骨より ^{90}Sr 蓄積量が多いことを明らかに示すものであるが、その理由については両者の飼育管理形態の差あるいはとり込む際の差別率の差などが考えられるが、現在それらの点については明らかでない。

第2表 牛馬骨 ^{90}Sr 濃度($^{90}\text{Sr} \cdot \mu\text{Ci}/\text{mg} \cdot \text{Sr}$)の地域別変化

採 取 地	^{90}Sr 濃度($^{90}\text{Sr} \cdot \mu\text{Ci}/\text{mg} \cdot \text{Sr}$)	
	馬	牛
北 海 道	52.2 ± 9.1 *	90.9 ± 17.1 *
東京(家畜試)	67.8 ± 29.8	29.2 ± 15.7
東京(屠場)	37.9 ± 17.0	33.5 ± 3.3
宮 崎	28.0 ± 4.0	51.3 ± 13.5
平 均 値	49.3 ± 17.3	50.5 ± 15.7

* 平均値の標準偏差

2.1. 乳牛体内におけるストロンチウムの代謝

農林省畜産試験場

榎 原 宏, ○宮 本 進

牛乳のSr-90の汚染は、飼料に原因する他に、すでに体内にとりこまれて骨格に沈着しているSr-90によるものが大きい。骨中のSr-90は、濃度としては36.4 S.U. (林, 宮尾: 本誌第7回(昭40))と、牛乳より数倍も高く、その量はCaとして10~15%にも達する。したがってSr-90の汚染源としての骨格のはたす役割は、とうてい無視しがたいものがある。

以上の観点より、今回は乳牛2頭を供試して、血中に投与された放射性Srの骨格への沈着、糞、尿への排泄および乳汁への移行をしらべた。

供試した乳牛はホルスタイン種2頭(体重はいずれも500Kg前後)で、飼養管理は、当畜産試験場の慣用法にしたがって行なった。Sr-89を各供試牛にそれぞれ1mCiずつ頸静脈より1回血中投与した。投与後、供試牛No 1は2週間、No 2は3週間にわたり、糞、尿、乳汁を採取し、 SrCO_3 に単離してのちSr-89をGMカウンターで測定した。又試験終了後と殺して解体、骨の一部を採取し同様に測定した。

その結果、血中投与された放射性Srは糞、尿、乳汁とも投与後1~2日でその濃度が最大となり、以後かなりはやく低下する。そして数日後には定常状態(プラトー)になることがわかった。この定常状態はかなり長く継続し、この間すこしずつSrが体外に排泄される。この定常期間はいったん骨

格に沈着したSrが離脱し排出されていることを示すものと考えられ、この開始時期およびその濃度を解析することにより、牛乳のSr-90汚染に対する骨格中のSr-90の役割を知ることができた。

2.2. 昭和40年度輸入食品中のSr-90およびCs-137の定量

国立衛生試験所

浦久保 五 郎, 電 谷 勝 彦

池 端 秀 治

前報¹⁾に引続き、比較的消費量が大きく、輸入に対する依存の大きい脱脂粉乳・小麦・大豆について、 ^{90}Sr および ^{137}Cs 汚染の調査を行なったところ、以下のような定量結果を得たので報告する。

1. 分析 方法 前報¹⁾と同じ方法による。
2. 結 果 脱脂粉乳21検体、小麦1検体、大豆5検体について各々100g当りの ^{90}Sr および ^{137}Cs の濃度を求め、結果をTable 1に示す。
3. 考察およびむすび 前年度に比して各汚染度はかなり低下しているといえる。例えば、脱脂粉乳中の ^{90}Sr の前年度平均値は29.9 $\mu\text{Ci}/100\text{g}$ から本年度の24.0 $\mu\text{Ci}/100\text{g}$ に下がっている。

なお本年度の ^{137}Cs の汚染度の平均値は、65.5 $\mu\text{Ci}/100\text{g}$ である。試験した粉乳はMinnesota, Iowa, North Dakota, Washington, Wisconsin, New York の6州で生産されたものである。

これらの州の同年同月に生産された殺菌乳中の ^{90}Sr および ^{137}Cs の濃度について米国で調査された結果²⁾では、Table 2に示す数字が報告されている。

地域的には、米国でもかなり高い汚染度を示す地域から輸入されたものであるが、前報¹⁾のTable 2と本報のTable 2を比べても、汚染度は減少している。

一方国産の粉乳中の ^{90}Sr および ^{137}Cs の報告について、ほぼ同時期に生産されたものの汚染度の最高値は43.0 $\mu\text{Ci}/100\text{g}$ 、48.9 $\mu\text{Ci}/100\text{g}$ で、平均値は、それぞれ22.3 $\mu\text{Ci}/100\text{g}$ 、15.8 $\mu\text{Ci}/100\text{g}$ であり、輸入脱脂粉乳の値は国産の脱脂粉乳の値にくらべ、 ^{137}Cs については幾分低く、 ^{90}Sr については、ほぼ同程度の汚染度であった。

4. 文 献
- 1) 第7回放射能調査研究成果発表会論文抄録集 (1965) 科学技術庁
- 2) U.S. Department of Health, Education, and Welfare: Radiological Health Data 6, (5), (6), (7), (8), (11) (1965)
- 3) 各種食品陸水雨水うち等の放射能調査(昭和39年度) 社団法人分析化学研究所

Table 1. ^{90}Sr and ^{137}Cs concentration in imported foods

Date of product	Food category	Sampling places	Ash (g/100g)	^{90}Sr $\mu\text{C}/100\text{g}$ food	^{137}Cs $\mu\text{C}/100\text{g}$ food
Jan. 1965	Dry skim milk	Minnesota, USA	8.2	27.1 (± 2.8)	106.3 (± 2.7)
Feb. "	"	"	8.2	21.9 (± 2.0)	71.5 (± 2.2)
Mar. "	"	"	8.0	26.9 (± 1.1)	77.1 (± 2.3)
April "	"	"	7.7	25.9 (± 1.1)	145.2 (± 3.2)
"	"	"	8.1	28.8 (± 2.4)	32.6 (± 1.6)
"	"	"	7.8	25.5 (± 1.7)	38.9 (± 1.7)
June "	"	"	8.3	31.8 (± 2.3)	43.8 (± 1.8)
"	"	"	7.7	19.0 (± 0.8)	24.3 (± 1.4)
"	"	"	8.2	11.1 (± 0.7)	49.9 (± 2.0)
Mar. "	"	Washington, USA	8.2	19.2 (± 0.7)	152.1 (± 3.2)
April "	"	"	8.1	30.4 (± 1.3)	71.4 (± 2.3)
June "	"	"	7.7	15.3 (± 0.7)	82.3 (± 2.4)
July "	"	"	7.8	11.4 (± 0.7)	84.7 (± 2.5)
Feb. "	"	Wisconsin, USA	6.8	24.6 (± 2.0)	20.9 (± 1.5)
Mar. "	"	"	10.0	29.8 (± 2.6)	32.1 (± 1.7)
April "	"	"	8.0	37.9 (± 3.3)	40.4 (± 1.7)
June "	"	"	8.4	21.5 (± 1.6)	72.7 (± 1.7)
Dec. 1964	"	North Dakota, USA	7.3	27.3 (± 1.3)	65.0 (± 2.2)
April 1965	"	"	7.9	36.1 (± 2.0)	42.7 (± 1.4)
Dec. 1964	"	Iowa, USA	8.0	19.5 (± 1.0)	50.9 (± 1.8)
Jan. 1965	"	New York, USA	7.9	13.5 (± 0.9)	70.0 (± 2.3)
1965	"	New Orleans, USA	6.0	14.0 (± 0.6)	13.9 (± 2.0)
"	Soybean	"	6.3	11.2 (± 0.6)	10.5 (± 2.0)
"	"	"	5.8	10.8 (± 0.6)	14.5 (± 1.8)
1964	"	Ehinese	6.1	11.2 (± 3.7)	49.6 (± 1.9)
1965	"	"	6.1	12.9 (± 0.7)	37.5 (± 1.7)
1964	Wheat	Canada	6.6	4.8 (± 0.4)	57.4 (± 2.2)

Table 2. ^{90}Sr and ^{137}Cs concentration in pasteurized milk in 1965 ($\mu\text{C}/\ell$)

places and concentration Date of product	Minnesota		Wisconsin		Washington		North Dakota		New York	
	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs	^{90}Sr	^{137}Cs
Jan.	23	85	14 100						16 100	
Feb.	28	90								
Mar.	38	95	26	93						
April	26	90	18	100						
July					24	97	61	120		
					17	70				

2.3. 食品中の放射性物質

放射線医学総合研究所

佐伯 誠道・○上田 泰司

鈴木 譲、村越 善次

加瀬 栄子

1) 緒言

科学技術庁放射能調査の一環として前年度に引続き日常食を担当し、日常食中の ^{90}Sr 、 ^{137}Cs の濃度を調べた。

2) 試料

1965年は北海道(札幌)、新潟、東京、大阪、福岡の5地区の各都道府県衛生研究所に依頼し、都市成人、農村成人の2群(ただし大阪は65年は都市成人と集団給食の2群)に分け調理済の可食部一日分を各群毎に収集し450℃で灰化後分析に供した。

第1表 日常食中の ^{90}Sr 濃度

(1965年6月~7月)

	群	pCi/d/p	Cz mg/d/p	S.U.
北海道	都市成人	20.5 $\pm$ 2.1	540.4	38.0
	農村成人	29.3 $\pm$ 2.9	648.7	45.2
新潟	都市成人	15.3 $\pm$ 1.9	461.5	33.2
	農村成人	23.6 $\pm$ 2.4	529.6	44.5
東京	都市成人	21.1 $\pm$ 2.2	668.2	31.6
	農村成人	(7.5 $\pm$ 0.8)*	(203.5)*	36.9
大阪	都市成人	14.0 $\pm$ 1.8	471.8	29.7
	集団給食	12.8 $\pm$ 1.6	447.6	28.6
福岡	都市成人	11.1 $\pm$ 1.6	453.4	24.5
	農村成人	10.0 $\pm$ 1.7	437.3	20.5

* 東京都農村成人は一日の摂取灰分量が甚だしく、8.3gである。試料採集上の手落ちがあったと考えられるので摂取絶対量は参考とならない。

3) 実験および結果

i) ^{90}Sr および ^{137}Cs 量

i) ^{90}Sr 量

結果を第1, 2, 3表に示す。

1965年の6~7月試料では最高北海道農村成人の29.3 pCi/d/p (45.2 S.U.) から最低福岡農村成人の10.0 pCi/d/p (20.5 S.U.) の範囲であった。又同年の10~11月の試料では新潟都市成人の33.5 pCi/d/p (65.2 S.U.) が最高で、東京都市成人の13.6 pCi/d/p (33.8 S.U.) が最低であった。又1966年の3月試料では最高新潟農村成人の28.5 pCi/d/p (54.0 S.U.) から最低福岡都市成人の13.2 pCi/d/p (23.8 S.U.) の範囲であった。

各回の平均値では、第1回が17.8 pCi/d/p (34.1 S.U.)、第2回は19.9 pCi/d/p (37.9 S.U.)、第3回は19.7 pCi/d/p (37.6 S.U.) であり、これは前年度の結果の第1回の平均値17.6 pCi/d/p (33.6 S.U.)、第2回21.8 pCi/d/p (40.5 S.U.) と比較すれば、同程度かやや低めであった。

ii) ^{137}Cs 量

結果を第4, 5, 6表に示す。

第2表 日常食中の ^{90}Sr 濃度

(1965年10月~11月)

	群	pCi/d/p	Ca mg/d/p	S.U.
北海道	都市成人	12.2 ± 1.3	528.1	23.1
	農村成人	27.1 ± 2.7	696.4	38.9
新潟	都市成人	33.5 ± 3.3	513.6	65.2
	農村成人	30.8 ± 3.1	576.3	53.4
東京	都市成人	13.6 ± 1.4	402.3	33.8
	農村成人	(6.6 ± 0.7)*	(210.7)*	31.3
大阪	都市成人	19.3 ± 1.9	541.5	35.6
	集団給食	16.6 ± 1.7	467.3	35.5
福岡	都市成人	13.4 ± 1.3	523.7	25.6
	農村成人	12.6 ± 1.3	479.8	26.3

* 東京都農村成人は一日の摂取灰分量が甚だ少く、9.4 g である。

試料採集上の手落ちがあったと考えられるので摂取絶対量は参考とならない。

第3表 日常食中の ^{90}Sr 濃度

(1966年3月)

	群	pCi/d/p	Ca mg/d/p	S.U.
北海道	都市成人	20.3 ± 2.0	400.0	50.8
	農村成人	23.4 ± 2.3	660.4	35.5
新潟	都市成人	26.4 ± 2.6	487.2	54.2
	農村成人	28.5 ± 2.8	528.0	54.0
東京	都市成人	14.0 ± 1.4	467.6	29.9
	農村成人	(7.6 ± 0.8)*	(263.2)*	28.9
大阪	都市成人	15.0 ± 1.5	401.2	37.4
	集団給食	21.4 ± 2.1	587.4	36.4
福岡	都市成人	13.2 ± 1.3	553.6	23.8
	農村成人	14.7 ± 1.5	624.0	23.6

* 東京都の農村成人は一日の灰分摂取量が甚だ少なく9.7 g である。

従って試料採集上の手落ちがあったと考えられるので摂取絶対量は参考とならない。

第1回の地方別一人一日当

りの ^{137}Cs の摂取量は北海道農村の87.0 pCi/d/p から大阪集団の40.0 pCi/d/p の範囲で北海道が高く、新潟、東京、大阪、福岡の順であった。

第2回は北海道農村の103.0 pCi/d/p から福岡都市成人の30.8 pCi/d/p の範囲であり、新潟、北海道が高く、東京、大阪は同程度であり、福岡はやや低かった。第3回試料では新潟都市成人の95.1 pCi/d/p から福岡農村成人の31.7 pCi/d/p の範囲であった。又各回の平均値は夫々、64.3 pCi/d/p、58.6 pCi/d/p、56.7 pCi/d/p と減少の傾向を示し、64年の年間平均値100.4 pCi/d/p に比し急激な減少を示した。

第4表 日常食中の ^{137}Cs 濃度

(1965年6月~7月)

	群	pCi/d/p	K mg/d/p	C.U.
北海道	都市成人	84.7 ± 8.5	1989.2	42.6
	農村成人	87.0 ± 8.7	2700.4	32.2
新潟	都市成人	72.6 ± 7.6	2315.9	31.3
	農村成人	55.4 ± 5.5	2378.8	23.3
東京	都市成人	71.4 ± 7.1	2536.1	28.2
	農村成人	(25.7 ± 2.6)*	(827.3)*	31.1
大阪	都市成人	64.0 ± 6.4	2105.3	30.4
	集団給食	40.0 ± 4.0	2267.4	17.6
福岡	都市成人	48.7 ± 4.7	1894.6	25.7
	農村成人	54.8 ± 5.5	2019.5	27.1

第5表 日常食中の ^{137}Cs 濃度

(1965年10月~11月)

	群	pCi/d/p	K mg/d/p	C.U.
北海道	都市成人	66.1 ± 6.5	2053.2	32.2
	農村成人	103.0 ± 9.6	3008.1	34.2
新潟	都市成人	94.9 ± 9.3	2380.8	39.8
	農村成人	48.8 ± 4.8	2827.0	17.3
東京	都市成人	42.7 ± 4.2	2134.0	20.0
	農村成人	(21.6 ± 2.2)*	(1034.0)*	20.9
大阪	都市成人	49.2 ± 4.8	2632.2	18.7
	集団給食	56.9 ± 5.6	2204.1	25.8
福岡	都市成人	30.8 ± 3.1	2024.7	15.2
	農村成人	35.1 ± 3.5	2156.8	16.3

* 東京都農村成人は一日の摂取灰分量が甚だ少く、9.4 g である。

試料採集上の手落ちがあったと考えられるので摂取絶対量は参考とならない。

第 6 表 日常食中の ^{137}Cs 濃度

(1966年3月)

	群	pCi/d/p	K mg/d/p	C.U.
北海道	都市成人	74.6±7.5	2123.7	35.1
	農村成人	94.7±9.3	2671.4	35.4
新潟	都市成人	95.1±9.5	2112.6	45.0
	農村成人	63.8±6.3	2496.3	25.6
東京	都市成人	43.3±4.3	2205.4	19.6
	農村成人	(21.8±2.2)*	(1051.7)*	20.7
大阪	都市成人	38.7±3.9	2134.0	18.1
	集団給食	36.1±3.6	2213.6	16.3
福岡	都市成人	32.2±3.2	2005.2	16.1
	農村成人	31.7±3.2	1981.5	16.0

* 東京都農村成人は一日の灰分摂取量が甚だ少なく9.7gである。
従って試料採集上の手落ちがあったと考えられるので
摂取絶対量は参考とならない。

2.4. 食品のSr-90による汚染の調理及び加工による除去について

国立栄養研究所 ○佐々木 理喜子

日常の食生活において我々が摂取する食品類が、核実験による降下物等によって汚染されていることは既に明かである。

先に大豆及びその加工品の汚染度を調査し、同時に加工及び調理により汚染の軽減されるのを検討したが、此の度は野菜類について行った。野菜類は葉菜類、果菜類、根菜類等が一般の食生活に多量に使用されるが、これ等は容易に汚染を受けやすい状態で栽培されている。生食をするものも多く、除洗の方法には品質と味の損失せぬ様に可及的に注意をなし、その上に費用が安価であり、一般の人々に手軽に行えることが必要である。

以上の点を考慮して、昭和40年8月に東京都で市販される野菜類を試料として実験を行った。

試料は夫々の野菜を8-12Kgを購入し半折して、対照(生物(なまもの)で無処理)と除洗処理に使用した。枝豆は少量で夫々を1.4Kgとした。その産地は枝豆となすは埼玉県、きうりは福島県、キャベツは愛知県、レタスは埼玉県で、いずれも東京都へ搬入されているものである。

除洗には食塩、水醋酸等を使用し、一定時間の浸漬を行い、その間に野菜表面のもみ洗いを3回行い終了後に、水道水による水洗を3回繰返した。水気を切り室温に1時間放置し、次いで常法による炭化、灰化を行い、分析及び測定に供した。枝豆は他の野菜と処理方法を異にし、莢付きのものを1.4Kg、5%のNaCl溶液で沸騰12分間とし、終了後に水気をよく切り、試料とした。この方法は一般に行われている「枝豆の塩茹」の調理法と同じ方法である。

野菜表面の汚染除去によるSr-90の減少

品名	Sr-90 pCi/Kg	S.U.	Ca g/Kg	Sr-90 の減少率	洗滌液と使用法
枝豆	21.37	57.80	0.37	74.8%	5% NaCl 溶液で 12分Boilする
	5.38	11.20	0.48*		
なす	0.04	0.17	0.23	50.0%	1% NaCl 溶液に 30分浸漬
	0.02	0.09	0.23		
きうり	0.07	0.03	0.23	57.1%	同
	0.03	0.14	0.21		
キャベツ	5.97	14.90	0.40	85.9%	0.25%の水醋酸溶 液に15分間浸漬
	0.84	2.80	0.30		
レタス	7.74	14.90	0.52	59.8%	同
	3.10	9.39	0.33		

註 (1) 生と記入したものは、東京都内の市販品をそのままで試料とし対照とした。

(2) 除と記入したものは、同様の試料に汚染除法の操作を行った。

(3) 枝豆のCaに*印を付したものは、使用した食塩中のCaに由来すると推定された。

実験の結果は別表に表示する通りで、水醋酸を使用した葉菜類がSr-90の減少の割合が最も大きく、キャベツでは85.9%、レタスでは59.8%を示した。果菜類のなす、きうりでは50-57%で両者と

も大差はない。枝豆では塩茹で74.8%の減少を示した。

なお、Caの減少の傾向は葉菜類が最も多くレタス36%、キャベツ25%を示し、果菜類はきうり5.5%を示したが、なすは減少しなかった。枝豆のCaは28%の増加を示したが、これは塩茹に使用した食塩中のCaが移行したものと推定された。

以上は野菜類の表面の汚染除去を検討したもので、更に内部の汚染との関連を今後は追求したいと思う。

2.5. 各種食品、陸水、雨水ちり、土壌等の放射能調査について

社団法人 分析化学研究所

浅利民弥、千葉洋三

○千葉盛人、黒田雅之

檜山繁、荒谷勝行

高橋秀典、円野幹雄

科学技術庁放射能委託調査にもとづき各都道府県衛生研究所で採取された雨水ちり、陸水、日常食、

表1 各種試料の⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, ¹⁴⁴Ce平均値(1965.4~1966.3)

研究名	雨水		上水		土		壤		牛乳		日		常		食	
	⁹⁰ Sr mc/km ²	¹³⁷ Cs mc/km ²	⁹⁰ Sr pci/ℓ	¹³⁷ Cs pci/ℓ	⁹⁰ Sr mc/km ²	¹³⁷ Cs pci/ℓ	⁹⁰ Sr mc/km ²	¹³⁷ Cs pci/ℓ	⁹⁰ Sr pci/ℓ	¹³⁷ Cs pci/ℓ	⁹⁰ Sr mc/km ²	¹³⁷ Cs pci/ℓ	⁹⁰ Sr pci/ℓ	¹³⁷ Cs pci/ℓ	⁹⁰ Sr pci/ℓ	¹³⁷ Cs pci/ℓ
北海道	0.30	0.43	0.38	0.10	17	39	10	30	12	81	—	—	—	—	—	—
青森	0.42	0.64	0.36	0.20	56	137	208	76	20	71	15	43	25	39	10	23
秋田	0.51	0.77	0.48	0.10	—	—	—	—	19	54	16	25	32	36	8	14
宮城	0.34	0.81	0.31	0.14	13	13	64	22	17	58	12	50	20	52	9	34
茨城	0.33	0.51	0.22	0.17	25	10	63	46	7	31	11	42	13	38	10	35
埼玉	0.40	0.57	0.10	0.28	—	—	—	—	8	24	10	14	15	35	9	31
東京	0.35	0.47	—	—	—	—	—	—	14	96	—	—	—	—	—	—
神奈川	0.37	0.51	0.13	0.03	8	23	118	20	6	41	11	46	6	27	4	17
新潟	0.46	0.63	—	—	—	—	—	—	12	39	—	—	—	—	—	—
石川	0.49	0.75	0.70	0.39	—	—	—	—	12	48	23	27	27	27	6	20
福井	0.69	1.19	0.16	0.06	18	85	166	71	8	38	14	33	28	32	10	26
静岡	0.39	0.62	0.27	0.12	—	—	—	—	11	92	11	19	17	15	3	9
愛知	0.35	0.46	0.14	0.07	—	—	—	—	7	26	9	30	4	11	28	6
京都	0.33	0.53	1.07	0.10	27	20	268	66	7	31	9	16	18	23	9	19
大阪	0.26	0.44	—	—	—	—	—	—	8	34	—	—	—	—	—	—
兵庫	0.26	0.47	0.28	0.07	—	—	—	—	5	31	10	29	3	7	20	8
和歌山	0.28	0.40	0.17	0.14	2	6	15	12	6	23	7	24	3	8	7	4
鳥取	0.58	0.81	0.30	0.15	4	78	130	90	17	52	14	23	8	15	34	16
岡山	0.24	0.37	0.25	0.11	—	—	—	—	7	29	9	14	7	13	21	6
広島	0.31	0.41	0.28	0.06	10	28	45	8	9	33	6	17	4	13	32	10
高知	0.38	0.60	0.18	0.25	16	52	58	9	7	31	10	24	5	13	6	11
福岡	0.25	0.48	0.30	0.06	6	29	39	24	10	32	—	—	—	—	—	—
長崎	0.32	0.54	0.42	0.15	20	50	57	7	14	38	11	22	7	15	31	25
鹿児島	0.29	0.50	0.03	0.02	24	47	70	48	15	35	20	38	3	35	8	24

野菜, 土壌, 牛乳等の測定調査結果を昭和40年度および昭和41年度8月までに採取した試料について報告する。

昭和40年4月~41年3月までの主な試料についての測定値を地域別に平均したものを表1に示す。測定結果の概要を項目別に以下に述べる。

1. 雨水：⁹⁰Sr, ¹³⁷Csとも前年に比較して, かなりの減少を示し全国平均は⁹⁰Srで0.36mc/km²/month, ¹³⁷Csは0.58mc/km²/monthであった。前年までは日本海側の各県が高い値を示していたが, 本年は全国的にみるとその差があまりなくなってきたことが特徴である。

2. 上水：前年度に比してやゝ減少を示し全国平均は⁹⁰Srが0.31pci/ℓ, ¹³⁷Csが0.13pci/ℓであった。

3. 土壌：草地, 裸地とも年1回の測定値のため比較は論じ難い。結果を表1に示した。

4. 牛乳：⁹⁰Srの全国平均は1.08pci/ℓ, ¹³⁷Csは4.45pci/ℓで前年度より減少している。

5. 日常食：前年度に比していずれも減少しており, ⁹⁰Srでは全国平均値が都市成人が12.0pci/d/p, 農村成人は17.0, 農村子供は10.6, ¹³⁷Csはそれぞれ28.1, 29.9および229であった。

6. 浮遊塵：調査した8県の年間平均は, ⁹⁰Srで2.5~13.6pci/10⁶ℓ, ¹³⁷Csは5.5~22.6pci/ℓであった。

7. 灯台天水：前年度と同様7ヶ所の灯台で採取した試料について年3回の測定を行なった。濾過前の⁹⁰Srは0.22~3.39pci/ℓ, ¹³⁷Csは0.01~86.6pci/ℓに対し濾過後の⁹⁰Srは0.05~1.02, ¹³⁷Csは0.06~4.39の値を示し, 地域的には採取時期によってかなりの変動を示した濾過器の効いているものと効いていないものが認められる。

8. 海水：7県についての平均値は⁹⁰Srが, 0.34pci/ℓ, ¹³⁷Csが0.51pci/ℓであった。

9. 海底土：調査した4県について⁹⁰Srは茨城が0.6~13.3(pci/Kg乾土), 福井29.8~67.2, 愛知7.2~20.1, 兵庫37.6~207, ¹³⁷Csはそれぞれ55~173, 218~714, 196~440, 99~928であり変動が大きい。

10. 粉乳：前年度と同様⁹⁰Srは北海道がやや高い値を示しており, 全国平均は⁹⁰Srが14.7pci/100gで¹³⁷Csは22~455と変動が大きい。

11. 野菜：本年度は3種類についての測定を行った。大根の平均値は⁹⁰Srが27.7pci/Kg, ¹³⁷Csが14.4, キャベツでは⁹⁰Srが24.9, ¹³⁷Csは9.2, ほうれん草では⁹⁰Srが67.9, ¹³⁷Csは20.7であった。

12. 茶葉：埼玉では⁹⁰Srが728pci/Kg, ¹³⁷Csが2029で前年度と同程度の値を示したが, 静岡, 京都の⁹⁰Srはそれぞれ350, 264, で前年の1/2程に減少しているが, ¹³⁷Csは1416, 1107で前年と大差がない。

26. 北海道における放射能調査

北海道衛生研究所

○安藤芳明, 佐藤洋子

〔A〕昭和40年度(40.4.1~41.3.31)委託調査結果の概要

1. 雨雪水の放射能

札幌市における月間降下量は、第1表のとおり前年度より更に低い値を示した。また5月に行なわれた第2回中共核実験の影響も、一時的な異常値がみられた程度であった。

2. 上水の放射能

札幌市及び帯広市の源水について、それぞれ年間6回ずつ測定したが、いずれも汚染は認められなかった。最高値、 $6.3 \pm 1.9 \mu\mu\text{c}/\ell$

第1表 雨水中放射能降下量

年 月	mc/Km ²	年 月	mc/Km ²
40. 4	4.52	40.10	0.92
40. 5	2.43	40.11	5.09
40. 6	7.59	40.12	5.85
40. 7	2.65	41. 1	3.31
40. 8	1.83	41. 2	4.37
40. 9	10.50	41. 3	1.70

第2表 土壌中放射能蓄積量

市	札幌	帯広
年 月	40.7 40.11	40.5 40.9
mc/Km ²	90.7 32.1	49.6 27.9

(札幌市、40.11.4)。平均値、 $3.5 \pm 0.5 \mu\mu\text{c}/\ell$ 。

3. 土壌の放射能

札幌市及び帯広市における未耕地土壌(表層10cm)の月別蓄積量は、第2表に示すとおりである。

第3表 食品類の放射能

試料名	採取場所	測定回数	放射能強度 $\mu\mu\text{c}/\text{生g}$	
			最高値	平均値
キャベツ	札幌, 帯広	4	0.47 ± 0.07	0.35 ± 0.03
大根	" , "	4	0.40 ± 0.07	0.25 ± 0.03
玄米	" , 旭川	4	1.30 ± 0.13	0.69 ± 0.05
牛乳	" , 帯広	24	0.45 ± 0.07	0.27 ± 0.07
牧草	" , "	12	7.86 ± 0.37	2.88 ± 0.27
ふな	"	2	0.87 ± 0.15	0.73 ± 0.10
しじみ	天塩	2	0.72 ± 0.06	0.56 ± 0.03

第4表 GPの放射能

試料番号	採取場所	走査面積(m ²)	捕集日時 { 自時分 至 }	測定日時分	比較試料 cpm	自然 計数率 cpm	GP計数率 cpm/粒	GP放射能 強度 m $\mu\text{c}/\text{粒}$	粒径 μ
1	札幌市 衛研屋上	10	5.13 9:00 12:00	5.14 11:10	5743 $\pm$ 33	25.9 $\pm$ 0.9	172.3 $\pm$ 4.5	0.4	7.6
2	"	"	5.13 9:00 12:00	5.14 11:00	"	"	634.8 $\pm$ 8.1	1.4	—
3	"	"	5.13 13:00 15:00	5.14 10:50	"	"	738.8 $\pm$ 8.7	1.7	—

3. 食品類の放射能

野菜、穀類、牛乳、牧草及び魚介類等について測定した結果は、第3表に示すとおりである。全般的にいちじくしい汚染は認められなかったが、牧草は第2回中共核実験の影響を反映してやゝ高い値を示した。

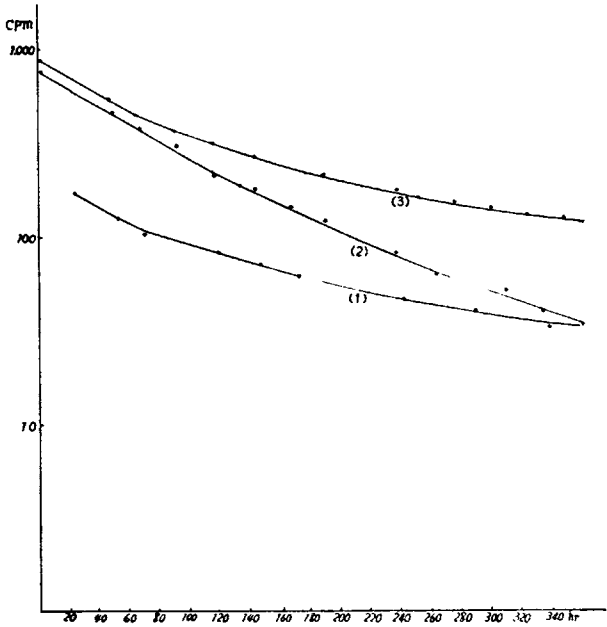
〔B〕第3回中共核実験の影響

報道によると、中共は本年5月9日に第3回核実験を行なった。そこで本所においても、放射性巨大粒子(G.P.)の探索を行なった。予め四階屋上に設定しておいたコンクリート平面10m²を、毎日午前と午後の2回にわたりGMサーベイメーターでサーベイした。G.P.の検出方法は、すべて科学技術庁指示の方法に従った。

その結果は、

月 日	発見せるG.P.の数	雨水の放射能 $\mu\mu\text{c}/\ell$
5.11	0	—
5.12	0	—
5.13	3ヶ	164
5.14	0	—
5.15	0	422
5.16	0	160

発見したG.P.は第4表に示す3ヶのみで、しかも本州北日本方面に見出されたものに比して強度のかなり低いものであった。それらの減衰曲線は第1図に示すとおりである。



第1図 札幌市において見出されたG.P.の減衰(41.5.13発見)

27. 宮城県における放射能調査

宮城県衛生研究所

佐藤新作, 秦野輝子

1. まえがき

1965年4月より1966年3月までの科学技術庁の委託調査及び県独自で行った調査の概要を

報告する。

2. 測定方法

科学技術庁編「放射能測定法1963」により行い食品中のKの分析は蛍光分光光度計により定量し ^{40}K による放射能の補正を行った。

c.p.mから μmc の換算は便宜的に測定試料500mgと同重量のKCl(^{40}K の β 線の最大エネルギー1.33MeV)を用い、また雨水などのように重量の少ない試料については自己吸収の影響も小さい U_3O_8 (UX_2 の β 線で500d.p.s)を用いて行った。

3. 測定結果の概要

3-1 雨水、陸水

Fall-outの影響は1965.5.14中国西部地区上空で行われた第2回の核実験のため大きなピークが現われその後、急速に減少を示している。すなわち当衛研の構内においても5月20日の雨水は2323 $\mu\text{mc}/\ell$ (降水量20.6mm)のgross β 放射能を検出した。月間の積算量も5月は95.5 $\text{m}\cdot\text{c}/\text{km}^2$ と40年度中では最高を示している。(図1参照)

3-2 食品

食品関係もFall-outの影響を受け易い「ほうれん草」「牧草」など何れも5月採取のものに最高値がみられ核実験の影響をよく示していた。

それぞれの最高値を昨年と比較すると灰分500mg当り「ほうれん草」の36.4 μmc (昨年は白菜で16.8 μmc)「しじみ」の

47.6 μmc (91.6 μmc)が相変わらず高く「さんま」の12.4 μmc (42.1 μmc)「いか」の7.6 μmc (27.9 μmc)など昨年より減少を示しておるものがあった。

3-3 上水道浄過膜

本県独自の調査として昭和33年11月より継続的に実施している仙台上水道中原浄水場の浄過膜(緩速浄過)のAsh・500mg当りの μmc は図2に示したように雨水のピークと全く同じ傾向を示しFall-outの影響をよく示している。40年度中ではやはり

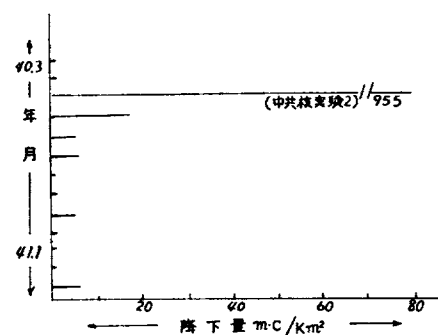


図1 雨水の放射性降下量
 $\text{m}\cdot\text{c}/\text{km}^2/\text{month}$

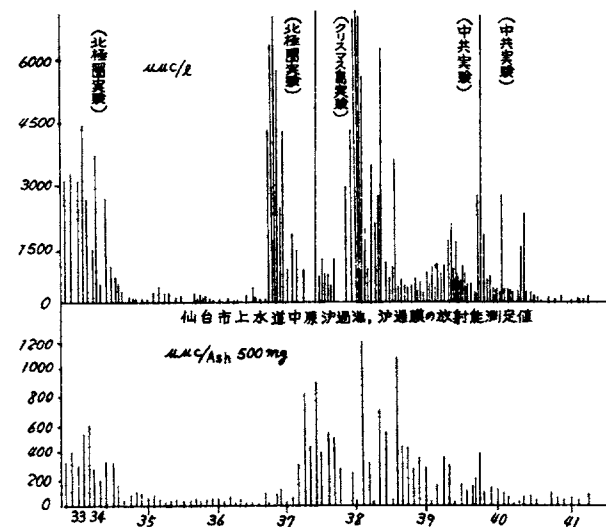


図2 雨水の放射能測定値
(定時・仙台管区気象台測定値)

6月削り取り(5月に使用中の浄過膜)のものが最も高かった。(74.5 $\mu\text{mc}/\text{Ash} 500\text{mg}$)しかしFall-outの総量は38年をピークに39, 40, 年と減少を示して来ている。

3-4 送付試料

核種分析のため試料を調整し送付したものは雨水, ちり, 日常食, 牛乳, 上水など33試料である。

28. 茨城県における放射能調査

茨城県衛生研究所

○小池 亮治, 中沢 雄平

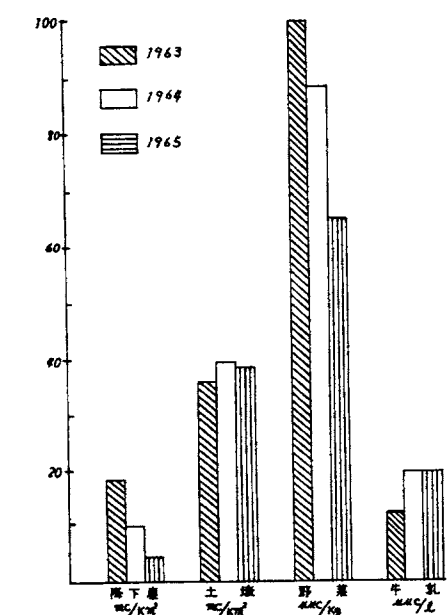
森田 茂樹, 高橋 明子

茨城県における最近の放射能の変動は、本年5月に行なわれた第3回中国核爆発実験の影響で、雨ならびに灰取紙で採取した降下塵の放射能に一時ピークが認められたが、去る7月から開始された太平洋におけるフランスの核爆発実験の影響は認められず、これら前後における各種環境物の放射能のレベルも殆ど平常値を示した。

東海村周辺で採取した雨水、土壌、野菜、牛乳中のSr-90を1963, 1964, 1965年について比較してみると、第1図のようにSr-90の年間降下量及び野菜中のSr-90は年々減少しているが、土壌及び牛乳中のSr-90は1963年より1964年の方が増加し、1965年は1964年とほぼ同レベルであった。

東海村周辺で採取した牛乳の放射能の推移をみると、第2図のように1963年までは以前に行なわれた一連の核爆発実験の直接の影響で高い値を示したが、1964年以後は全放射能及びCs-137ともに年々減少の傾向にあるが、Sr-90はむしろ増加の傾向にあり本年に入ってようやく増加の傾向を示さなくなった。牛乳中の全放射能及びCs-137は主として牧草の葉面汚染によるものであるが、Sr-90は牧草の根を通じ土壌から吸収されたものであるから、土壌中のSr-90が減少しない限り牧草、牛乳中のSr-90は減少しない。

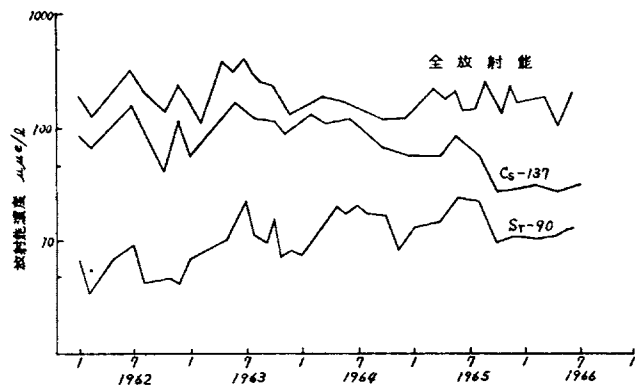
Sr-90が土壌→牧草→牛乳へ移行する割合についてObserved ratioをとってみると、第1表のように土壌中のSr-90を1SUとすると牧草は1.04SU, 牛乳は0.08SUでIAEA



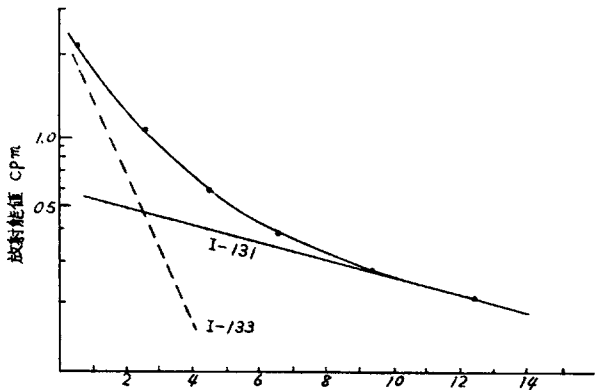
第1図 各種環境物中の年間平均Sr-90レベル

等で報告された値とは一致した。

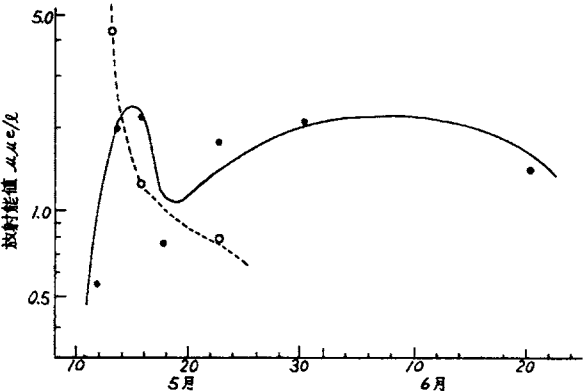
本年5月第3回中国核爆発実験直後に水戸で採取した牛乳について放射性ヨードの分析を行なった。第3図、第4図はその結果で、放射能の減衰からみてI-131の外に更に寿命の短いI-133が検出された。また牛乳中の放射性ヨードの変動をみると落下塵の放射能の変動とよく似ているが、9日に核爆発実験が行なわれ11日には水戸に放射能の降下が認められ、1日後の13日頃から牛乳中に放射性ヨードが検出され、5日後の16日にはピークに達している、その後放射能の降下量が減少したために一時減少しているが再び増加をみせている。



第2図 牛乳中の放射能濃度の変動



第3図 放射能減衰曲線



第4図 牛乳中の放射性ヨードの変動

第1表 各種環境物質におけるSr-90の Observed ratio

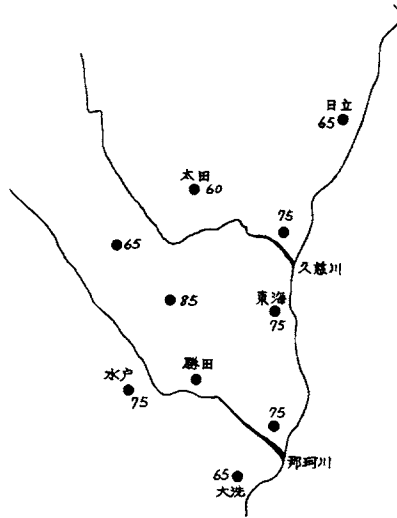
	採取月日	Sr-90, $\mu\mu\text{c/gCa}$, SU			Observed ratio	
		測定値	平均値	平均値	衛研	IAEA
土 壤	1965 8	151				
	8	207				
	9	119	162	252*	1.00	1.00
	12	203	(裸土)	(草土)		
	12	129				
牧 草	1965 4	207				
	6	447	263		1.04	1.00
	8	190				
	10	180				
牛 乳	1965 4	25.2				
	6	26.4				
	8	23.5	19.3		0.08	0.13
	10	9.6				
	12	11.9				

* 162 SUに草土と裸土との比1.56を乗ずる

1965年10月以後東海村周辺10地点でガラス線量計による3ヶ月毎の積算空間線量の測定を行なったが、第5図のように1965年10月～1966年7月までの9ヶ月間における積算値は東海村周辺において特に地域差は認められなかった。

海洋については東海村沖について重点的に調査を行なった。東海村沖における海水の全放射能は年間平均0.6 $\mu\mu\text{c/l}$ で1964年度の1.2 $\mu\mu\text{c/l}$ 及び気象庁が1965年に日本周辺外洋で行なった平均値1.3 $\mu\mu\text{c/l}$ よりも低い値であった。また海水中のSr-90, Cs-137については、東海村沖の値がそれぞれ0.23 $\mu\mu\text{c/l}$, 0.49 $\mu\mu\text{c/l}$ で、1965年度に科学技術庁が行なった全国平均値よりも低く、特に東海村における原子力施設の影響は認められなかった。

Sr-90, Cs-137の河川から海洋への移行についてしらべてみると、第2表のようにCs-137/Sr-90の比は河川水が0.8で最も小さく、Sr-90はCs-137より多く河川に流出し



第5図 東海村周辺における積算
空間線量の分布(ガラス
線量計)1965年10
月～1966年7月

第2表 河川水, 海水, 海底土中のCs-137, Sr-90

区 分	単 位	Sr-90	Cs-137	Cs-137/Sr-90	備 考
降 下 塵	mc/Km ²	0.35	0.55	1.6	水 戸
河 川 水	μmc/l	0.22	0.17	0.8	那珂川
海 水	"	0.23	0.49	2.1	東 海
海 底 土	μmc/Kg	12.5	38	3.0	東 海
外 洋	"	18.0	62	3.4	那珂川
土 壤	mc/Km ²	39.9	63.7	1.6	東 海

易いことがわかった。また海底土について東海村沖と那珂川河口について調べてみると, Sr-90, Cs-137ともに外洋より河口の方が高い値を示し, 那珂川の影響が河口の海底土にまで及んでいることがわかった。

2.9 神奈川県における放射能調査

神奈川県衛生研究所

小 山 包 博, 石 井 襄 二

1. ま え が き

本報は1965年4月より1966年8月までの科学技術庁委託および神奈川県単独事業として行なった放射能測定結果である。

2. 調査試料と検数

雨水(定時採取), 浮遊塵(電気集塵法), 陸水, 海水, 農畜産物, 土壌等869件である。

3. 測定法

計測器は日本無線製TDC-5型, 計数管は同社製GM-250Aを用いた。なお, 土壌試料は国立公衆衛生院の東芝製128チャンネル波高分析器により50分間測定した。

試料の前処理ならびに測定方法は科学技術庁「放射能測定方法」(1963)にしたがった。

4. 測定結果

4.1 雨 水

雨水(定時採取)の6時間更正值をPCi/mlとして図-1に示す。

図-1によれば

1965年5月

14日の第2回中共核実験の影響と思われる3.012 PCi/mlを5月21日(核実験後7日目)に記録し, 14日目に平常にもどった。

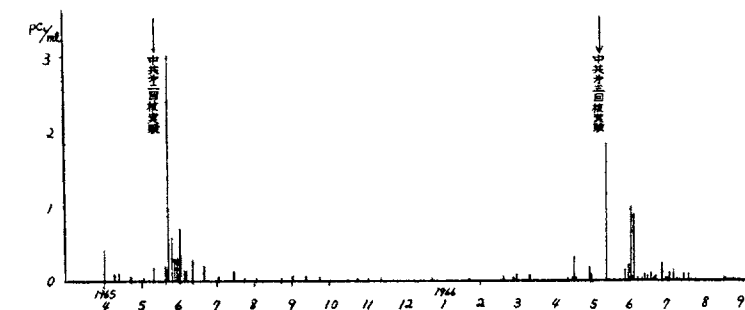
1966年5月9

日の第3回中共核

実験の影響と思われる1.831 PCi/mlを5月11日(核実験後2日目)に記録したが, その後は変化が認められなかった。

雨水の月間降水量(6時間更正值)をmc/km²で図-2に示す。

図-2によれば, 第2回核実験の影響のため1965年5月の月間降水量は330 mc/km², 第3回は50 mc/km²であって, その差は約280 mc/km²であった。第2回核実験では, 最大ピークの5月21日には降水量は257.8 mc/km²であった。第3回核実験では, 最大ピー



第1図 雨水(定時)中の放射能(6時間更正值)

クの5月11日に
は降下量は44.9
mc/km²であ
った。その差は210
mc/km²であり
1965年5月と
1966年5月の
月間降下量の差は
そのためと推測さ
れた。

つぎに、第2回
核実験と第3回核
実験に基づく雨水
放射能の消長を比
較すると、図-3
に示すようになる。

すなわち、第2回核実験のためと思
われる最初の影響の現われた日が核実
験後7日目であったのに対して、第3
回核実験では2日目であった。また、
第3回核実験の最大ピークは第2回ピ
ークに比して小さく、しかも、第2回
では実験後14日目に平常にもどった
のに、第3回では2日目に核実験の影
響と思われるのがみられただけで、そ
の後は平常にもどっている。これらの
ことが第2回と第3回中共核実験の影
響の違いであった。

4.2 浮遊塵

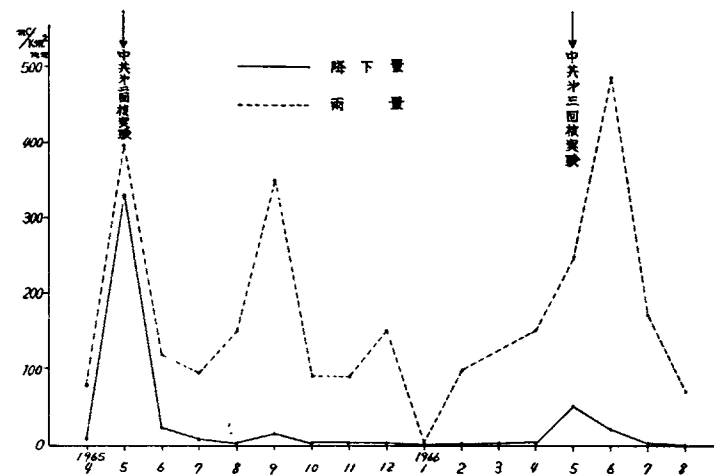
第2回と第3回の中共核実験に基づく浮遊塵放射能の比較を、図-4に示す。

図-4によれば、第2回核実験の影響と思われる2.25 PCi/m³を5月19日(核実験後5日目)に、5月21日(核実験後7日目)に最大ピーク3.68 PCi/m³、5月26日(核実験後12日目)に第2のピーク3.48 PCi/m³を記録し、5月22日(核実験後13日目)に平常にもどった。第3回ではなんの変化も認められなかった。

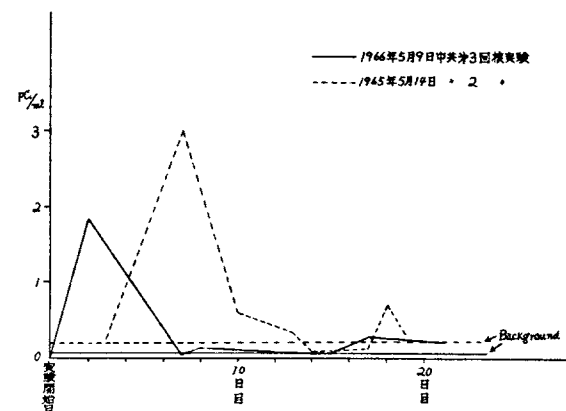
4.3 空間線量

神奈川県衛生研究所構内と武山立大原子炉周辺の測定値をμr/hで図-5に示す。

図-5によれば、1966年5月18日に武山立大原子炉周辺で8.14 μr/h(平常値の約4倍)



第2図 雨水放射能の推移(月間降下量)(6時間更正值)



第3図 1965年5月の雨水放射能の比較(6時間更正值)

を記録した。そこで、同時期の衛研
構内での空間線量の変化をしらべて
みると図-6のようになり、核実験
後10日経過したにもかかわらずな
んの変化も認められなかった。この
ことから推定すると図-5に示した
5月18日の立大原子炉周辺での
8.14 μr/hの値は、核実験の影
響ではないものと推定された。今後
の検討が必要である。

4.4 その他

その他の試料について測定し
た放射能の最高値と平均値を、
表-1に示し、土壌中の¹³⁷Cs
の含量を参考として表-2に示
す。

表-1によれば今回の放射能
測定値は、一般に昭和39年度
に比べて同じかやや減少する傾
向がみられる。

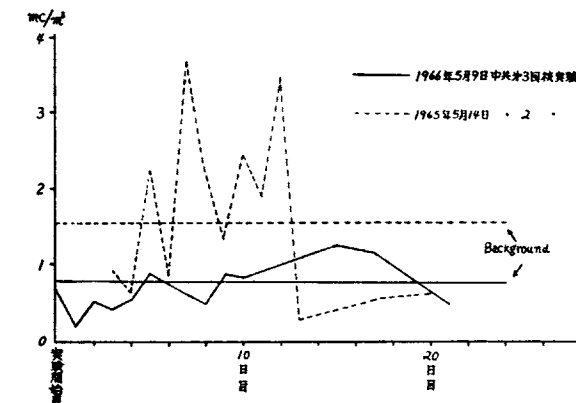
土壌中の¹³⁷Csの含量は同
じ地質でありながら大きなバラ
ツキが認められたので、試料採
取方法、測定方法などについて
の検討が必要であると思われる。

5. 摘要

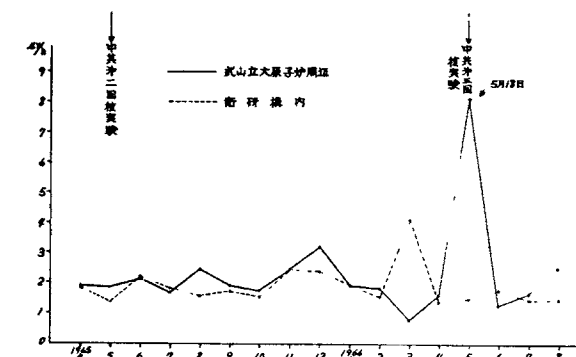
中共核実験の影響については、つぎの
ような特徴が認められた。

Ⅰ) 雨水についていえば、第2回核実験
では影響の現われた日が実験後7日目
であったのに対して、第3回では2日目
であった。これが平常にもどったのは、
第2回では14日目、第3回では7日目
であった。なお、第3回核実験の最大ピ
ークは第2回のピークに対して約3/5で
あった。

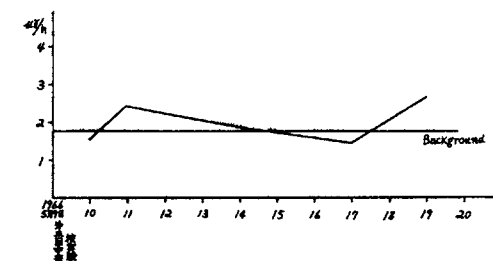
Ⅱ) 浮遊塵についていえば、第2回では核実験後5日目に影響が認められ、13日目に平常はもどっ



第4図 1965年5月と1966年5月の浮遊塵放射能の比較



第5図 空間線量



第6図 衛研構内の空間線量

た。これに対し、第3回では変化が認められなかった。その原因については明確にすることはできなかった。

表-1 各種試料放射測定結果

種 類			測定 回数	最 高 値			平 均 値
				年月日	採 取 場 所	測 定 値	
陸 水	上	水	58	40.4. 8	津久井町 青山 横浜 水道取入口	6.6PCi / l (8.0)	1.38PCi / l (3.33)
	河 川	水	203	41.3.16	横浜市港北区 鶴見川	38.3 〃 (51.9)	3.82 〃 (8.53)
	湖	水	34	40.6.19	箱根 芦の湖	22.5 〃 (55.4)	4.41 〃 (8.81)
	天	水	17	40.5.28	箱根 双子山々頂	211.6 〃 (85.3)	25.22 〃 (34.74)
	下	水	15	40.7.31	横浜市中区 中部浄化場	74.0 〃 (46.1)	25.31 〃 (25.50)
海水	海	水	18	40.8. 6	横 浜 港	2.7 〃 (—)	0.45 〃 (—)
そ の 他	野 菜 (キ ャ ベ ツ)		24	40.5. 9	横浜市戸塚区 戸塚町	.12PCi / 生体 g (3.6)	0.16PCi / 生体 g (0.74)
	牛 乳		23	40.5.12	横浜市戸塚区 中田町	0.5 〃 (0.4)	0.02 〃 (0.08)
	魚 貝 類 (サザエ内臓)		56	40.5.26	横須賀市佐島	5.8 〃 (6.7)	0.33 〃 (1.63)
	放 草		12	40.6.10	高座郡海老名町	2.0 〃 (3.1)	0.29 〃 (0.74)
	土 壌 (草 地)		3	40.8.13	横浜市保土ヶ谷区 中尾町	5.8PCi / 乾 g (5.7)	2.33PCi / 乾 g (3.37)

注()は昭和39年度の測定結果

表-2 土 壌 中 の ¹³⁷Cs の 含 量

採取場所	¹³⁷ Cs含量 mc/km ²	地質	平 均 値 mc/km ²	採取場所	¹³⁷ Cs含量 mc/km ²	地質	平 均 値 mc/km ²
横浜市 鶴見	1 2 0	沖 積 層	7 5. 8	川崎市王禪寺	6 0	ロ ー ム 層	5 5. 5
〃 戸塚	3 7			大和市 公所	8 7		
〃 金沢	1 4 0			箱根仙石原	5 5		
横須賀市武山	6 6			泰野市名古屋	3 1		
〃 久里浜	6 2			〃 鶴巻	6 5		
茅ヶ崎市円蔵	1 1 0	三 浦 層 群	5 8. 0	伊 勢 原 町	5 2	そ の 他	8 4. 5
湯 河 原 町	4 4			厚木市 萩野	5 6		
松 田 町	2 7			相 模 原 市	3 8		
横浜市 小机	4 8			三浦郡古木庭	1 2 0		
〃 市ヶ尾	7 5			山 北 町	9 2		
〃 二俣川	8 2			愛甲郡 半原	6 9		
葉 山 町	7 6			津久井郡中野	4 5		
横須賀市走水	4 5			総 平 均 値			
三浦市 三崎	2 1						

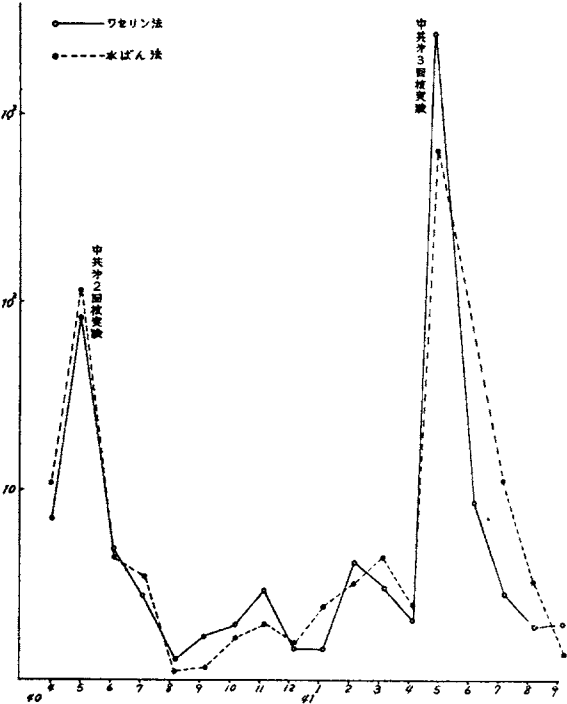
以上のことから、第2回と第3回の中共核実験の内容に相違があるのではないかと推測された。

3 0. 静 岡 県 に お け る 放 射 能 調 査

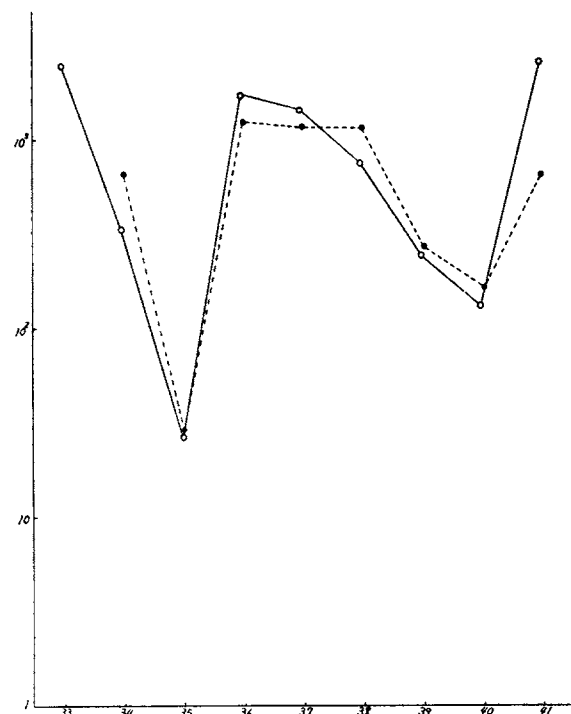
静岡県衛生研究所
○植植松 甲之介，渡 辺 淳 子
野 島 和 子，豊 田 伸 枝

静岡県における40年10月より、41年9月までにおこなった調査結果について報告する。図1

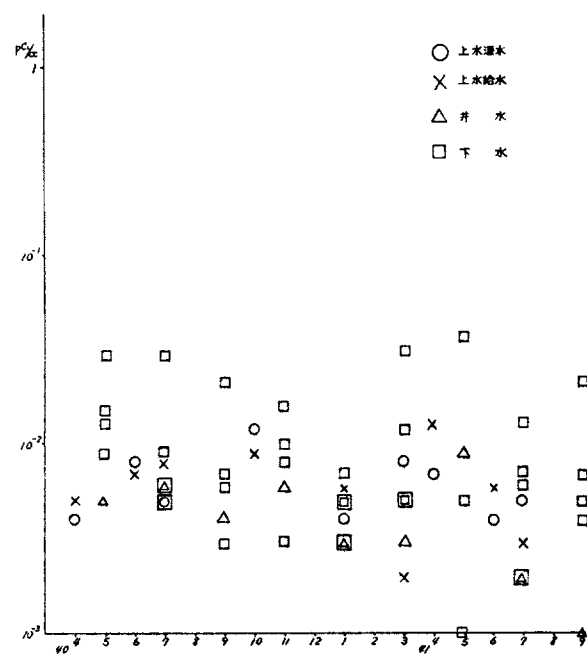
に、落下塵の月別降下量を示したが
今回(第3回)の中共核実験の影響
は、本県においては、前回に比し特
に大きな値をワセリン法において示
したが、定時雨水の放射能測定にも
とづく全放射能の月間降下量は168
mc/km²であり、両者の間に大き
な差が見られた。この差の原因につ
いては明らかでないが、いわゆるジ
ャイアントパーティクルの影響等も
原因の一つと考えられよう。図2に
各年における降水量を示したが、こ
れによれば、年間も通しての降下量
は、米ソ核実験時の大きかったことが
示されている。又図3に陸水、図4
に食品の月別変化グラフを示した。
陸水のレベルは10⁻³~10⁻¹
pCi/ccで38年頃に比し1桁
おちた値となっている。食品につ
いては、そのレベルは1~10³
pCi/500mg 灰分で昨年に比してややその値は上昇きみであった。全般的には本年も昨年に比し
それほど差はみられなかったが、中共第3回実験の影響と思われる2.3のやや汚染されたものがみ
いだされた。



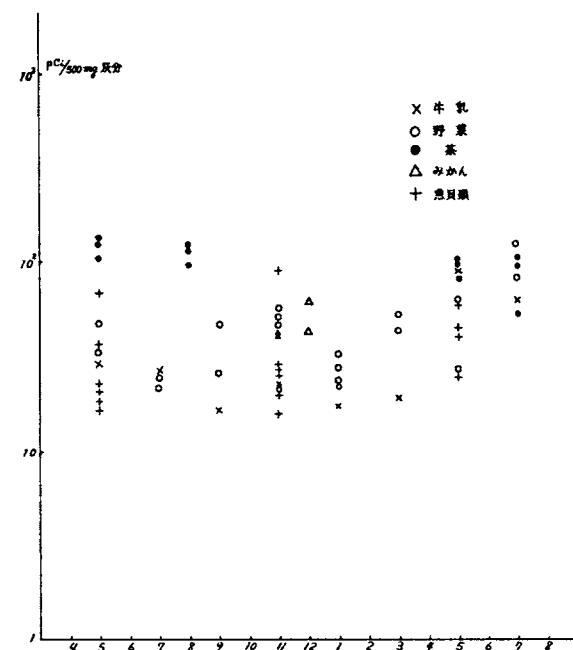
第1図 落下塵中の全放射能



第2図 落下塵中の全放射能の各年降下量の変化



第3図 陸水



第4図 食品

3.1. 愛知県における放射能調査

愛知県衛生研究所

林 関一，小池 一美

加賀美 忠明，石田 一磨

1. ま え が き

本報は1965年9月から1966年8月までの科学技術庁の委託調査および愛知県が独自で行った調査結果である。

2. 調 査 対 象

雨水，ちり，陸水，海水，農畜海産物，土壌等416件である。

3. 測 定 方 法

試料の前処理ならびに測定法は科学技術庁「放射能測定法」(1963)に従った。尚空間線量の測定については，原子力局放射能課「放射能調査委託計画」(昭和41年度)，巨大粒子の測定については，同じく原子力局放射能課「放射性巨大粒子の測定について」に従った。

4. 測定結果について

試料の各種別について本調査期間中に得られた最高値ならびに平均値を表に示した。

放射能測定値（最高及び平均値）ならびに測定件数

1965.9~1966.8

種別、品名	測定回数	最高値			平均値
		年月日	採取場所	測定値	
雨水(定量採水)	59	41. 5. 11	名古屋市愛知衛生	23,400±500 $\mu\text{C}/\text{l}$	618±33 $\mu\text{C}/\text{l}$
“(定時採水)	50	41. 5. 11	“	453 mc/km^2	10.0 mc/km^2
浮遊塵	49	40. 12. 1	“	6.03 $\mu\text{C}/\text{m}^3$	1.04 $\mu\text{C}/\text{m}^3$
降雨塵	25	41. 5. 11	“	149±1.5 $\text{m}\mu\text{C}/\text{m}^2 \cdot \text{day}$	6.2±0.1 $\text{m}\mu\text{C}/\text{m}^2 \cdot \text{dag}$
雨水ちり	37	41. 5.	“	21.4 $\text{mc}/\text{km}^2 \cdot \text{月}$	2.2 $\text{mc}/\text{km}^2 \cdot \text{月}$
上水	6	40. 10. 12	犬山市名古屋市上水取入口	60±2.6 $\mu\text{C}/\text{l}$	2.7±2.6 $\mu\text{C}/\text{l}$
河川	6	40. 10. 15	西加茂郡猿投町(矢作川)	8.3±2.6 “	4.4±2.7 “
下水	6	41. 1. 26	名古屋市堀留下水処理場	19.4±5.8 “	9.9±5.6 “
水沈でん物	6	41. 5. 26	“	6.3±0.6 $\mu\text{C}/\text{乾} \cdot \text{lg}$	42±0.6 $\mu\text{C}/\text{乾} \cdot \text{lg}$
海水	12	41. 5. 26	伊勢湾小鈴谷沖	18.7±11.9 $\mu\text{C}/\text{l}$	8.3±9.0 $\mu\text{C}/\text{l}$
海底(草地)	8	“	“	5.8±0.8 $\mu\text{C}/\text{乾} \cdot \text{lg}$	2.8±0.6 $\mu\text{C}/\text{乾} \cdot \text{lg}$
土壌(裸地)	16	40. 10. 15	西加茂郡藤岡村	5.6±0.6 “	3.5±0.6 “
“	16	“	“	6.3±1.0 “	3.2±0.6 “
牧草	16	41. 5. 17	北設楽郡設楽町	4.9±0.3 $\mu\text{C}/\text{生} \cdot \text{lg}$	0.9±0.2 $\mu\text{C}/\text{生} \cdot \text{lg}$
空量	50	41. 6. 21	愛知牧場	18.5 $\mu\text{r}/\text{hr}$	14.2 $\mu\text{r}/\text{hr}$
野菜	16	41. 5. 11	渥美郡赤羽根町(大根)	1.32±0.18 $\mu\text{C}/\text{生} \cdot \text{lg}$	0.19±0.17 $\mu\text{C}/\text{生} \cdot \text{lg}$
穀物	4	40. 12. 10	西加茂郡猿投町(水稻)	0.28±0.13 “	0.10±0.15 “
牛乳	12	41. 1. 12	渥美郡赤羽根町	0.10±0.05 “	0.03±0.08 “
魚貝類	4	41. 5. 27	知多郡南知多町(かれい)	0.45±0.26 “	0.17±0.30 “
放射性巨大粒子	18	41. 5. 12	名古屋市愛知衛研	113.9 $\text{m}\mu\text{C}$	34.3 $\text{m}\mu\text{C}$
計	416				

本調査期間中5月に中共の核実験が行われたため、雨水の定量採水では23400 $\mu\text{C}/\text{l}$ 、降下塵では149 $\text{mC}/\text{m}^2 \cdot \text{day}$ と昨期（1964. 9月～1965. 8月）の核実験時と同様の異常に大きな測定値を得たが、雨水の定時採水、浮遊塵では特に目立った測定値は得られなかった。陸水、野菜、海水、土壌等は、最高値、平均値ともに、昨期とほぼ同水準の値であったが、空間線量では核実験の影響が顕著にあらわれ90.6 $\mu\text{r}/\text{hr}$ と1時的の異常値を示した。又巨大粒子の測定は本年初めて実施したものであるが、走査面積10 m^2 中に2日間で18個の粒子を捕集した。その最高は113.9 mC 、最低は8.8 mC で半減期は約3日であった。

3.2. 京都府における放射能調査

京都府衛生研究所

浅見 益吉郎、江 阪 忍

1965年4月から1966年3月まで1ケ年に科学技術庁委託調査および、当所独自に行なった各種試料について全 β 放射能測定結果の概要を報告する。

1. 試料

期間内に採取し処理して全 β 放射能（以下単に放射能と呼ぶ）を測定した試料の種類と数は次のとおりで、合計336に上り、別に月間採取雨水、ちり、上水、原乳、日常食、土壌について計47試料を採取前処理をして分析化学研究所に送付した。

a 河川水	4ヶ所	24	b 上水	1ヶ所	10
c 降水	1ヶ所	127	d 浮遊塵	1ヶ所	97
e 降下塵	1ヶ所	35	f 牛乳	1ヶ所	6
g 茶葉	3ヶ所	11	h 魚貝類	3種	12
i 土壌	3ヶ所	14			

2. 測定方法

計測機器は島津製作所（EC-14型）計数装置、計数管は同社製（B-1B型）GM管、計数台は神戸工業製（EA-13型）鉛シールドを用い、前処理ならびに測定は科学技術庁「放射能測定法」（1963）に準拠して行なった。標準試料としては食品、土壌の測定には試料と同量のKC1を、陸水、降水、塵埃については U_3O_8 （500dps）を用い計数効率補正を行った。（効率約15%）

3. 測定結果

〔A〕 陸水、食品、土壌

最高値、最低値を前年と比較し表1に示す。

例年と比べ著しい差は認められないが、前年よりも陸水の一部を除き、いずれも低い測定値を示している。河川水は高野川ではやや増加し、鴨川（上流）では減少している。測定値の変動が大きかったのは、流量負荷の影響もあり、又カリウム含量による影響とも考えられるが、詳細は目下検討中である。上水はかなり減少した。魚貝類では淡水魚は海水魚よりやや高く測定値の変動も小さい。茶葉

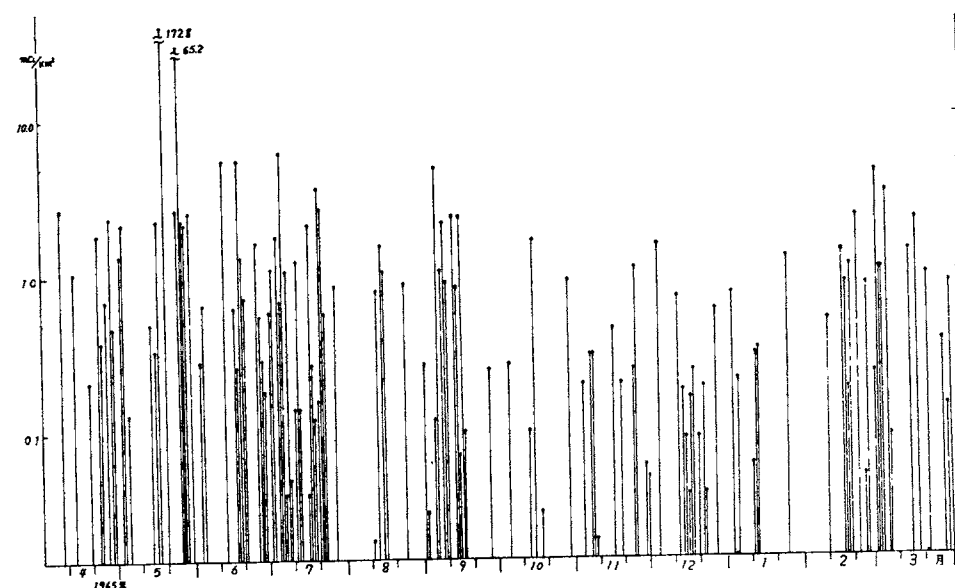
表 1 放射能測定結果（最高値，最低値）

種 別	年次	最 高 値			最 低 値			単 位
		採 取 地	月・日	測定値	採 取 地	月・日	測定値	
上 水	64.4 ～65.3	京都市 蹴上浄水場	5. 8	81.8	京都市 蹴上浄水場	3. 2	21.1	$\mu\text{Ci}/\text{l}$
	65.4 ～66.3	京都市 蹴上浄水場	8. 2	39.1	京都市 蹴上浄水場	9. 9	1.5	
河 川 水	64.4 ～65.3	京都市 鴨川（上流）	5. 8	60.3	京都市 鴨川（上流）	11. 5	3.0	
	65.4 ～66.3	京都市 鴨川（上流）	5.13	84.4	京都市 鴨川（上流）	1.20	6.0	
	64.4 ～65.3	京都市 鴨川（下流）	5. 8	30.5	京都市 鴨川（下流）	11. 5	3.1	
	65.4 ～66.4	京都市 鴨川（下流）	5.13	42.3	京都市 鴨川（下流）	11. 1	6.1	
牛 乳	64.4 ～65.3	京都市右京区	8. 1	0.33	京都市右京区	4.21	0.0	$\mu\text{Ci}/\text{生g}$
	65.4 ～66.3	京都市南区	6. 1	0.24	京都市南区	10. 1	00.4	
茶（製茶）	64.4 ～65.3	和 東 町	6. 8	32.80	宇 治 市	6. 8	2.00	
	65.4 ～66.3	宇治田原町	5.14	15.20	宇治田原町	7.20	2.17	
魚 貝 類	64.4 ～65.3	宮 津 市	6.12	0.80	宮 津 市	8.10	0.09	$\mu\text{Ci}/\text{生g}$
	65.4 ～66.3	宮 津 市	8. 9	0.34	宮 津 市	12.22	0.09	
	65.4 ～66.3	丹 後 町	12.16	0.29	丹 後 町	5.18	0.10	
	65.4 ～66.3	亀 岡 市	9.11	0.39	亀 岡 市	1.19	0.33	
土 地	深 さ 0～2 cm	宇治田原町	8. 4	5.4	宇治田原町	5.11	4.7	$\mu\text{Ci}/\text{乾g}$
	65.4 ～66.3	宮 津 市	12.10	6.6	向 日 町	6. 3	2.9	
	深 さ 2～10 cm	宇治田原町	8. 4	2.2	宇治田原町	5.11	1.6	
	65.4 ～66.3	宮 津 市	12.10	3.2	向 日 町	6. 3	0.6	
環 境	深 さ 0～2 cm	向 日 町	6.11	65.3	向 日 町	12. 4	7.2	$\mu\text{Ci}/\text{乾g}$
	65.4 ～66.3	宮 津 市	8. 9	6.3	宮 津 市	12.10	5.4	
	深 さ 2～10 cm	向 日 町	6.11	6.0	向 日 町	9.14	1.9	
	65.4 ～66.3	宮 津 市	12.10	2.2	宮 津 市	8. 9	1.9	

は採取場所により差は多少見られるが品位による差異は認められない。土壤は表土が高く下層ほど小さい測定値であった。その差は前年に比較して小さく、同じ地点での裸地、草地についても大差は認められない。

〔B〕 雨水，ちり

降水による定時採水の放射能についての経日変化は，図1に示した。5月に中国の核爆発実験によ



第1図 降水（定時採水）放射能経日変化

るとみられる。一時高い値を示したが，（この測定結果については前報で報告した）全般に前年に比較して減少している。

しかし，年間降水量は前年より増加したがこれは降雨量が，前年度の2倍にも達したためと考えられる。1ヶ年を通じて月別降水量を単位容積についての最高，最低値，および単位面積の全降水量を示すと，表2のとおりで，最高値は5月20日の降雨で7168.6 $\mu\text{Ci}/\text{l}$ を記録した。月別降水量では3～6月が高く次第に減少した。別に旬間の降下物について測定した放射能と降雨毎の放射能値の同旬間合計との比較では（図2），その推移はほぼ一致するが，冬季の后者の方は高い値を示す。旬間の測定結果については降雨回数による影響も考慮の必要がある。

〔C〕 浮遊塵

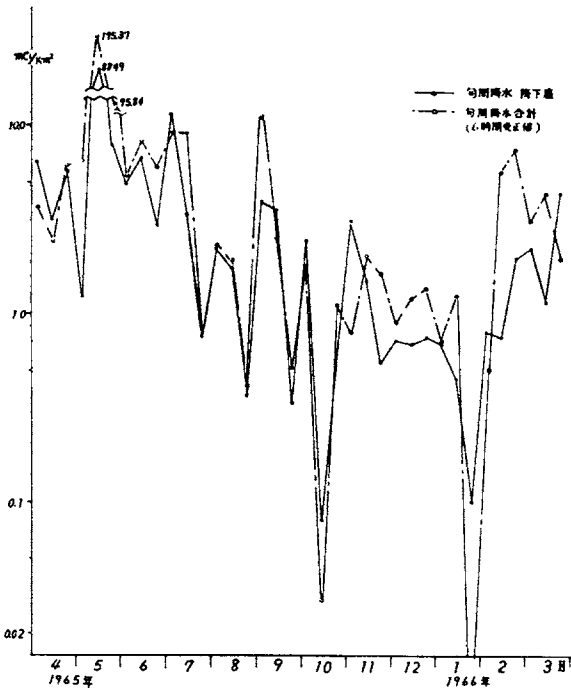
前年に引き続き週平均2回（地上約20m）簡易集塵装置（シバタ）により捕集した浮遊塵の測定結果は前年より全般に減少した。一般に浮遊塵の増加する冬季に高い値を示すことが認められ，また昨年5月の中国の核実験直後にはこの影響と考えられる可成り著明な増加が認められた。

〔附記〕

1966年5月，中国は三度核爆発を行ったと発表されたが，当所でも5月10日～11日の降水中に2837.6 $\mu\text{Ci}/\text{l}$ 〔37.74 mCi/km^2 〕を記録した。浮遊塵も平常値より増加し最高14cpm/ m^3 を認めた。

表 2 降水の放射能（月別集計）

月 別	測定日数	降雨量 mm	月間降水量 (6時間更正値) mci/km ²	平均降水量		最高値			最低値		
				6時間更正値 μmci/l	72時間更正値 μmci/l	日	降雨量 mm	強度 μmci/l	日	降雨量 μmci/l	強度 μmci/l
'05 4月	9日	98.6	10.01	151.4	68.9	1	0.8	397.6	13	16.9	61.5
5	12	292.5	254.34	939.9	488.8	20	24.1	7168.6	3	28.2	76.2
6	12	236.2	17.26	125.5	77.0	17	2.3	269.9	26	30.9	52.3
7	20	395.7	23.28	130.7	84.6	19	0.4	292.5	5	49.8	35.9
8	5	48.9	4.31	106.5	55.0	16	4.2	253.3	13	22.0	51.2
9	13	328.5	15.50	62.7	35.4	6	17.6	280.8	17	146.0	28.1
10	5	85.9	3.00	31.3	20.0	30	18.7	49.7	18	1.8	15.0
11	12	86.4	3.23	52.4	29.9	9	0.2	90.1	7	24.9	12.3
12	11	42.7	4.19	129.1	60.1	4	4.0	378.6	22	6.3	6.0
'66 1	7	40.6	3.07	86.9	40.0	25	6.3	201.9	4	0.4	20.6
2	8	103.7	7.15	96.8	38.2	18	1.1	163.6	26	33.6	25.1
3	13	183.5	15.81	124.2	54.6	1	0.4	567.5	21	0.8	14.2
年間	127	1943.2	mci/km ² 961.15			5月 20日	24.1 mm	μmci/l 7168.6	12月 22日	6.3 mm	μmci/l 6.0



第 2 図 降水・降下塵の放射能推移

3.3. 兵庫県における放射能調査

兵庫県衛生研究所
蒔 田 政 見，○大 路 正 雄
新 谷 幸 三

昨年の第 7 回発表会に引続き、当所において実施した放射能調査の結果について報告する。

④ 降水，ちり

昭和 40 年 10 月より昭和 41 年 9 月までの 1 ケ年間の定時降水中の放射能測定値の月別推移は第 1 表及び第 1 図，また降水ちりについての測定値の推移は第 2 図のとおりである。

中共の核爆発実験が 41 年 5 月 9 日午後 5 時（日本時間）に行われ，その翌日の夕方より降り始めた雨水中に顕著な放射能の増加が認められたが，その後急激に減少している。

すなわち中共核実験直前の 5 月 7 日 12 時より 8 日未明（降雨量 30.4 ミリ）の降雨では 0.016 ± 0.023 μμc/ml であったが，（4 月 3 日～5 月 7 日の間の 13 回の降雨の定時測定の前平均値 0.057 μμc/ml）実験日翌日の 5 月 10 日午後 7 時 50 分から 11 日午前 7 時（降雨量 8.0 ミリ）の降雨中では 368.9 ± 0.22 μμc/ml を測定した。おそらくこれは測定した雨水中に巨大粒子が含まれていたものと考えられたがって，1 km² 当りの降下量をこれから計算するのは疑問であるが，一応第一表に示した。しかし次の 5 月 15 日午前 9 時 55 分から午後 1 時 45 分（降雨量 13.5 ミリ）

第1表 降水中の放射能の推移

月 別	測 定 回 数	平 均 値 $\mu\mu\text{c}/\text{ml}$	最 大 値 $\mu\mu\text{c}/\text{ml}$	最 小 値 $\mu\mu\text{c}/\text{ml}$	降水による 月間降下量 mc/km^2	降水mm当 り降下量 mc/km^2
40年10月	4	0.068	0.230	0.005	3.37	0.04
11	11	0.017	0.113	-0.012	1.84	0.01
12	6	0.024	0.118	-0.033	0.66	0.01
1	7	0.048	0.116	-0.031	1.85	0.32
2	8	0.036	0.070	0.009	2.28	0.36
3	12	0.011	0.128	-0.002	5.89	0.03
4	10	0.034	0.104	0.001	4.75	0.05
5	12	30.826	368.900	0.003	2950.37	13.37
6	13	0.058	0.212	0.001	12.61	0.07
7	8	0.041	0.138	0.010	10.30	0.06
8	3	0.000	0.002	-0.034	1.39	0.01
9	10	0.015	0.027	-0.036	1.42	0.006

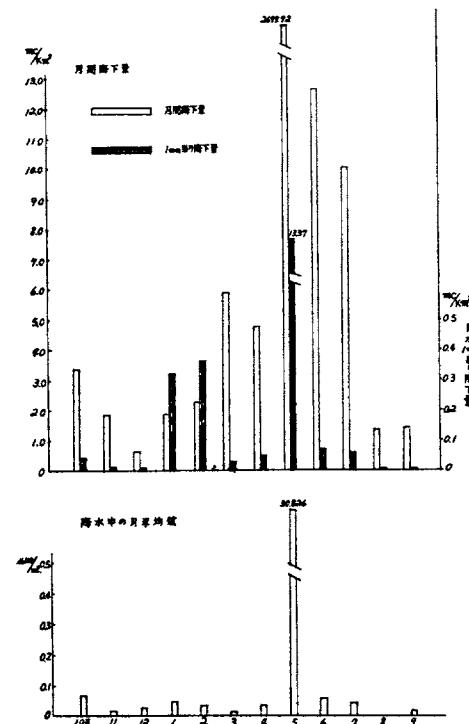
の降雨では $0.016 \pm 0.021 \mu\mu\text{c}/\text{ml}$ と減少し、5月16日午後1時15分から午後2時(降雨量1.1ミリ)の降雨では $0.096 \pm 0.023 \mu\mu\text{c}/\text{ml}$ 以後定時測定で数回 $1 \sim 4 \times 10^{-1} \mu\mu\text{c}/\text{ml}$ 程度の放射能を測定しているが、8月以降は実験前の値と変わらなくなっている。

なお中共の核実験に際して、大型水ばん(ポリエチレン製タライ使用)による降水ちりの24時間採取測定結果を第3図に又その γ 線スペクトルを第4図、第5図に示した。

今夏7月2日から10月4日の間に太平洋で行われた仏国の一連の核実験では測定値にその影響と思われるような変化は認められなかった。

② 空間線量

中共核実験後の5月17日の測定で本年度(40年10月~41年9月)の平均値 $9.16 \mu\text{r}/\text{hr}$ 及び昨年の同期間平均値 $8.82 \mu\text{r}/\text{hr}$ をやや上回る $10.13 \mu\text{r}/\text{hr}$ を記録した。



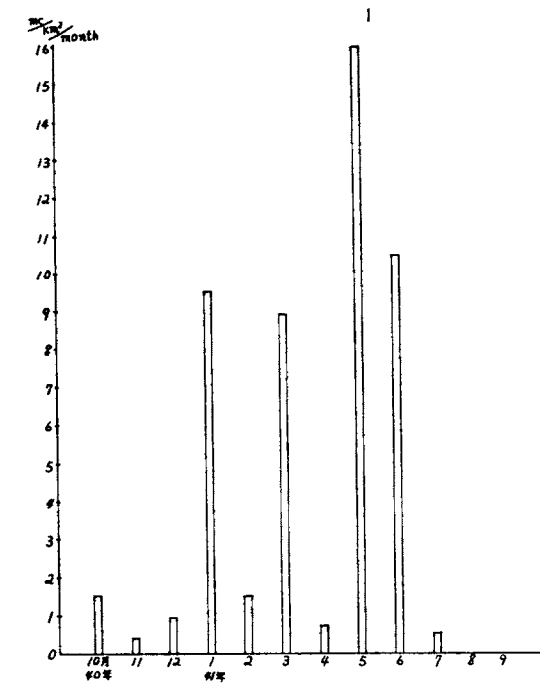
第1図 降水中の放射能の推移

③ 陸水, 食品等

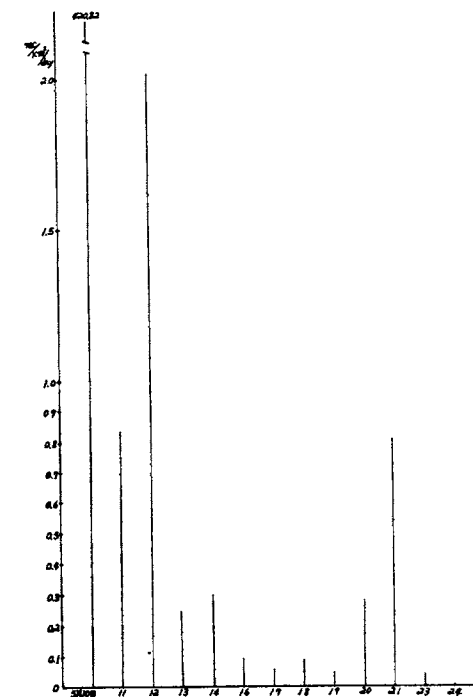
第2表に測定結果を示したが、昨年のレベルとほぼ同一であった。

④ その他

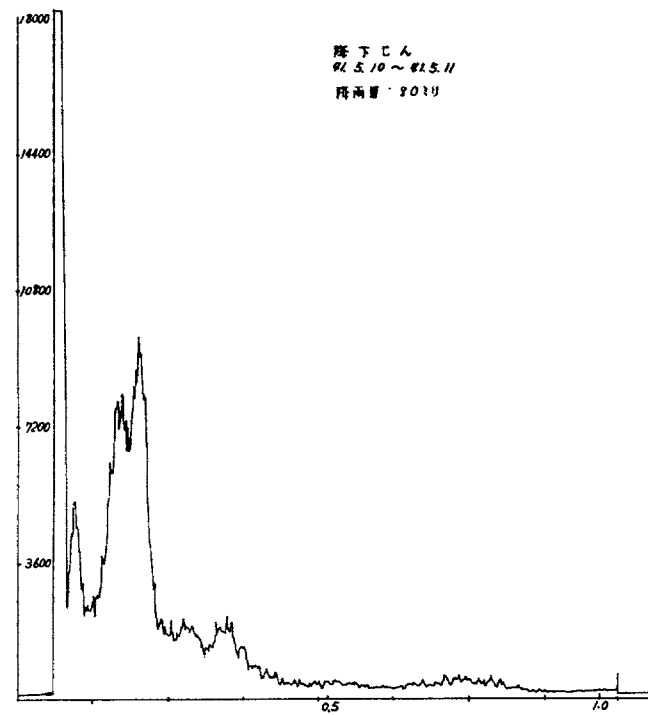
海水, 海底土, 下水, 土壌(芝地)等の測定結果も昨年に比べて、特に異状な変化は認められなかった。



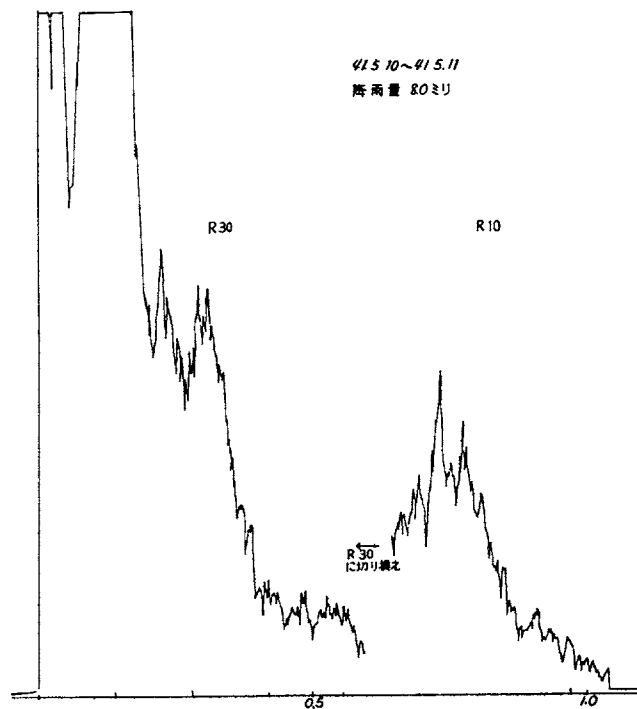
第2図 降水ちり(大型水ばん)放射能の推移



第3図 降水ちり(大型ポリエチレン製タライ)中の放射能の推移, 毎日採取, 中共核爆実験 41.5.10



第 4 図



第 5 図

第 2 表 陸水，食品等の放射能

上 水：神戸市上水道
牛 乳：県立農業試験場
牧 草：
天 水：Ⅰ 神戸市（高取神社）
Ⅱ 川西市（能 勢）

試料名	単 位	40年 10月	11	12	41年 1月	2	3	4	5	6	7	8	9
上 水	μμc/l	449		218		428		253		498		167	
処 理 水	〃	617		109		027		145		443		206	
天 水	Ⅰ	1450			764						775		
	Ⅱ	589			587						1338		
河 川 水	〃	822			304		2027			025	413		358
牛 乳	μμc/g		007		021		014		006		022		039
牧 草	〃		017		046		052		071		015		019
空間線量	μr/hr	883	9.54	8.93	8.35	8.49	8.41	8.44	10.13	8.95	8.82	8.92	9.15

3.4. 鳥取県における放射能調査

鳥取県衛生研究所

○宮 田 年 彦， 谷 口 育 代

1965年4月から1966年3月の間に実施した放射能測定調査結果の概要を報告する。

Ⅰ 測定方法

全β放射能測定法および空間線量測定法は科学技術庁で定めた方法によった。また，ウランの測定は，ペーパークロマトグラフィーによる前端分析法および蛍光法によった。

Ⅱ 測定結果

1) 雨水の放射能

降雨ごとに測定した（定時観測）。1μμc/ml をこえたのは5月に2回（最高11.8μμc/ml），0.3~0.6μμc/ml の間を示したのは4，5，12，2月に各1回，3月に2回あったのみで，他は0.3μμc/ml以下であった。γ放射能は前回同様0.05~0.5MeVの間に分布していた。

2) 雨・ちりの放射能

毎月末，大型水盤を使用し1カ月間に降下した雨・ちりを採取し，その放射能を測定した。春と冬に高く夏低い型を示し，5月に236.4mc/km²/月の最高値を示した。雨水の月間積算値も同様な傾向を示した。

3) 陸水の放射能

地表水を原水とする上水の原水に、5月に放射能を認めたのみで、その他の月には原水・河過水とも放射能を認めなかった。

また、河川水にも放射能はほとんど認められなかった。

4) 食品中の放射能

市乳1種、生乳2種について奇数月に測定したが、いづれにもわずかに認めた。

野菜、穀類についてもわずかに認めた。

5) 土壌の放射能

2地点で測定した。いづれにも放射能を認めたが、昨年度よりやや低い値であった。

6) 空間線量

鳥取市内の3地点で測定した。5、6月および1月にやや高い値を示した。他の月はほぼ同一の値を示した。

7) ウラン分布

本年度も、県下の河川水、土壌、農作物中のウラン含量を測定したが、昨年同様ウラン鉱山に近い地域のものウラン含量が高かった。

III 総 括

調査期間中の5月に中共において核爆発実験がおこなわれたため、同月の雨水・ちりおよび陸水等に放射能の増大が認められた。しかし、この影響は短期間であった。

全体の傾向として、昨年度よりも放射能の測定値は低かった。

〔附記〕

中共の第3回核爆発実験が1966年5月9日におこなわれたが、その影響は実験後2日目から現われ、5月11日に雨水中に $13\mu\text{Ci}/\text{ml}$ ($250\text{mc}/\text{km}^2/\text{日}$) の最高値を認めた。これは、過去におこなわれた中共の核爆発実験による影響の最高のものであった。同時に飛来したG.P.は5月11日鳥取市内で、ほぼ $10\text{個}/\text{m}^2$ の割合で降下し、16日まで続いた。その大きさは $12\sim 25\mu$ で球形～卵形、黄色～緑褐色のものであり $1\sim 3\times 10^4\text{cpm}/\text{粒}$ を示した。

35. 岡山県における放射能調査

岡山県衛生研究所

山 本 隆 志， 吉 村 広

○大 西 昇 三 宅 鷹 子

広 岡 静 子

1965年4月から1966年3月までに実施した岡山県内の陸水、食品、その他関連試料の全放射能および特定試料の ^{90}Sr 分析結果を報告する。

測定試料は全放射能の測定に県内の陸水197件、食品38件、牧草、土壌等20件、 ^{90}Sr の分

析に野菜3件を採取した。

全放射能および ^{90}Sr の測定は科学技術庁の「放射能測定法」および「放射性ストロンチウム分析法」に準拠した。測定器は神戸工業製GMカウンター(GMC-3型)およびローバックカウンター(LBC-2型)をもちいた。

食品中のカリウムは島津製蛍光分析装置をもちい蛍光法により定量した。

1. 陸 水

i) 雨水、雨水の全放射能(以下放射能という)は、例年のごとく4月にやや高い傾向が認められたが、5月14日a,m,11.00(日本時間)タクラマカン沙漠において中国は第2回目の核爆発実験を行った。この影響は5月21日に現れ、 $11,952\mu\text{Ci}/\ell$ の放射能が検出された。このピーク以後放射能が $100\mu\text{Ci}/\ell$ を越えたのは僅かに11回である。1ヶ月間の積算放射能は5月を除き $0.3\sim 11.7\mu\text{Ci}/\text{m}^2$ の範囲であったが、5月は核実験の影響を受け、 $252.5\mu\text{Ci}/\text{m}^2$ に上昇した。5月20日の雨水は5月28日現在3、4日の半減期であった。

ii) 上水、水道水、これらの水は前年度に引き続き放射能の変動は少く、且つ極めて低い。放射能の年間平均は上水 $3.4\mu\text{Ci}/\ell$ 、水道水 $1.5\mu\text{Ci}/\ell$ である。

iii) 天水、採取した天水は、砂、木炭層の一次河過を行い、貯水中のものをもちいた。放射能は、前年度より更に低く、最低 $2.5\mu\text{Ci}/\ell$ 、最高15.1、平均 $9.0\mu\text{Ci}/\ell$ であった。

iv) 河川水、下水、これらの水は上水等と同様falloutの影響は極めて少く、放射能の年間平均は高梁川 $1.8\mu\text{Ci}/\ell$ 、吉井川 $2.4\mu\text{Ci}/\ell$ 、下水 $3.4\mu\text{Ci}/\ell$ であった。

2. 食 品

i) 果実、穀類、果実は、栽培技術の向上により結実から収穫まで直接、風雨に露出されずfalloutの影響は一般に少い。

梨の放射能はほとんど認められなかった。穀類は小麦 $0.4\mu\text{Ci}/\text{g}$ 、大麦 $0.6\mu\text{Ci}/\text{g}$ 、玄米 $0.2\mu\text{Ci}/\text{g}$ であった。

ii) 野菜、葉菜、根菜、共に放射能は低く、岡山市他2地点および上斉原村の各試料の平均は、ホーレン草 $0.6\mu\text{Ci}/\text{g}$ 、白菜 $0.4\mu\text{Ci}/\text{g}$ 、チンジャ $0.4\mu\text{Ci}/\text{g}$ 、キャベツ $0.2\mu\text{Ci}/\text{g}$ 、大根 $0.6\mu\text{Ci}/\text{g}$ 、馬れい薯 $0.3\mu\text{Ci}/\text{g}$ であった。

大根葉の ^{90}Sr は新見市産 $78.4\mu\text{Ci}/\text{kg}$ 、津山市産 $214.0\mu\text{Ci}/\text{kg}$ である。ホーレン草は津山市産1試料であるが、その測定値は、 $232.0\mu\text{Ci}/\text{kg}$ であった。

iii) 牛乳、採取試料は、岡山県酪農試験場の体重約600kgのホルスタイン乳牛数頭より搾乳したものである。放射能は $0.0\sim 0.2\mu\text{Ci}/\text{g}$ であった。投与した牧草はイタリアンライグラス、ソルゴー、レーブ、サイレージ、クローバー等である。季節により牧草の種別は異なるが、これらの放射能は野菜等より僅かに高く $0.1\sim 3.1\mu\text{Ci}/\text{g}$ であった。乳牛に投与する牧草量は1日60kgである。

iv) 魚貝類、淡水魚、海水魚のいずれも放射能は低く、放射能の平均は、しじみ $0.3\mu\text{Ci}/\text{g}$ 、ふな $0.3\mu\text{Ci}/\text{g}$ 、いか $0.2\mu\text{Ci}/\text{g}$ であった。

3. 土 壌

土壌の放射能は前年度とほぼ同程度である。

未耕土2地点(岡山市、津山市)の放射能は、深さ2cmまで $3.2\sim 5.3\mu\text{Ci}/\text{g}$ 、2cmから10cm

までに0.2~3.9 $\mu\text{Ci/g}$ であった。

本年度は5月に中国の核実験があり、雨水にやや著明な放射能を認めたが一時的であった。雨水以外の各試料は、ほとんど汚染されず、前年度若しくはそれ以下の放射能であった。葉菜類の ^{90}Sr 分析は試料数が少く放射能変動の比較は困難である。しかしその汚染は前年度程度のものである。

3.6. 福岡県における放射能調査

福岡県衛生研究所

森 彬，森 本 昌 宏

大 崎 靖 彦

1965年4月から1966年3月までに行なった放射能調査の概要および1966年5月の中共第3回核実験のとき測定した放射性巨大粒子について報告する。

1 1965年度の放射能調査概要

1.1 雨水，1965年度は委託調査の雨水採取法が旬間採取となったので，10日分を集めて測定を行った。ただし4月1日~20日および中共第2回核実験後の5月21日~6月20日は降雨毎の測定を行なった。

中共第2回核実験(1965.5.14)前の降雨からは4月18日に0.3 $\mu\text{Ci/ml}$ を計測したのが最も大きかったが，実験後は5月21日採取の降雨(雨量15.1ミリ)から26.74 $\mu\text{Ci/ml}$ を計測した。しかしその後は26日(雨量37.4ミリ)に0.15 $\mu\text{Ci/ml}$ ，29日(雨量3.7ミリ)に0.28 $\mu\text{Ci/ml}$ を計測したのみで急激に減少している。

1.2 陸水 測定結果は表1に示すとおりである。松崎浄水場で12月に採取した上水(原水)から10.3 $\mu\text{Ci/l}$ とやや高い値を示したほかはいずれも大差ない値であった。

表1 陸水の放射能($\mu\text{Ci/l}$)

採水年月	土 水(原 水)		上水(蛇口水)	河 川 水	下 水
	平尾浄水場	松崎浄水場	松崎浄水場	塩原(那珂川)	築地町(市下水処理場)
40.4	2.7 $\pm$ 2.2	3.2 $\pm$ 2.2	0	2.9 $\pm$ 2.3	30.0 $\pm$ 5.1
40.6	2.5 $\pm$ 2.3	5.0 $\pm$ 2.5	3.4 $\pm$ 2.6	3.3 $\pm$ 1.4	14.7 $\pm$ 5.2
40.8	0.5 $\pm$ 2.5	1.6 $\pm$ 2.7	0	1.2 $\pm$ 2.3	25.0 $\pm$ 19.7
40.10	0	7.4 $\pm$ 5.2	0	0.6 $\pm$ 6.0	19.3 $\pm$ 9.9
40.12	0.5 $\pm$ 2.3	10.3 $\pm$ 2.6	2.9 $\pm$ 2.4	2.0 $\pm$ 2.5	15.5 $\pm$ 13.7
41.3	1.8 $\pm$ 2.6	3.1 $\pm$ 2.6	4.7 $\pm$ 2.3	5.4 $\pm$ 2.7	27.0 $\pm$ 11.0

1.3 土壌 筑紫郡筑紫野町の県有地(草地)から採取した試料(0~20cm深)の測定結果を過去2ヶ年の結果と比較すると表2のとおりで若干減少の傾向がみられる。

表2 土壌の放射能($\mu\text{Ci/g}$ 乾燥試料)

38年度	39年度	40年度
(38.8.26)14.2	(39.5.26)17.6	(40.12.14)3.6
(38.11.11)20.3	(40.2.11)12.1	(41.2.18)3.6
(39.1.30)14.8		
(39.3.23)19.7		

1.4 食品 測定結果を表3~5に示した。中共第2回核実験より約半月後の6月1日に採取したほうれん草がわずかに高い計測値を示したが，そのほかはいずれも低い値であった。

表3 農産物の放射能($\mu\text{Ci/500mg}$ 灰除K)

試 料	採取年月日	採取地	未 洗	水 洗
きやべつ	40.5.17	志免町	2.0 $\pm$ 6.1	0.4 $\pm$ 7.8
きやべつ	40.5.18	福岡市	17.0 $\pm$ 6.6	24.3 $\pm$ 6.3
きやべつ	41.2.19	志免町	31.2 $\pm$ 8.4	31.6 $\pm$ 7.9
きやべつ	41.2.28	福岡市	18.0 $\pm$ 7.2	37.0 $\pm$ 8.1
ほうれん草	40.6.1	志免市	79.6 $\pm$ 5.6	48.6 $\pm$ 4.9
ほうれん草	40.6.1	福岡市	50.8 $\pm$ 6.1	64.8 $\pm$ 7.1
ほうれん草	40.11.29	志免町	7.1 $\pm$ 6.5	-14.6 $\pm$ 0.7
ほうれん草	40.12.11	福岡市	-8.9 $\pm$ 6.3	26.9 $\pm$ 6.2
大根(根)	40.11.25	志免市	-2.0 $\pm$ 6.4	-
大根(葉)	〃	〃	9.7 $\pm$ 5.3	14.4 $\pm$ 5.3
大根(根)	40.12.9	福岡市	-16.9 $\pm$ 7.6	-
大根(葉)	〃	〃	20.3 $\pm$ 5.7	21.1 $\pm$ 5.3
大根(根)	40.12.11	志免町	-10.5 $\pm$ 6.3	-
大根(葉)	〃	〃	24.7 $\pm$ 6.3	6.9 $\pm$ 5.9
大根(根)	40.12.15	福岡市	12.4 $\pm$ 7.3	-
大根(葉)	〃	〃	2.8 $\pm$ 5.7	-3.7 $\pm$ 5.5
小麦	40.7.6	新宮町	10.3 $\pm$ 5.9	-
小麦	40.7.16	筑紫野町	33.2 $\pm$ 5.0	-
玄米	40.11.30	〃	-3.9 $\pm$ 5.2	-
玄米	40.12.11	新宮町	60.1 $\pm$ 4.2	-
玄米	40.12.14	筑紫野町	5.9 $\pm$ 4.9	-
玄米	40.12.21	新宮町	10.9 $\pm$ 4.9	-

表4 水産物の放射能($\mu\text{Ci/g}$ 灰除K)

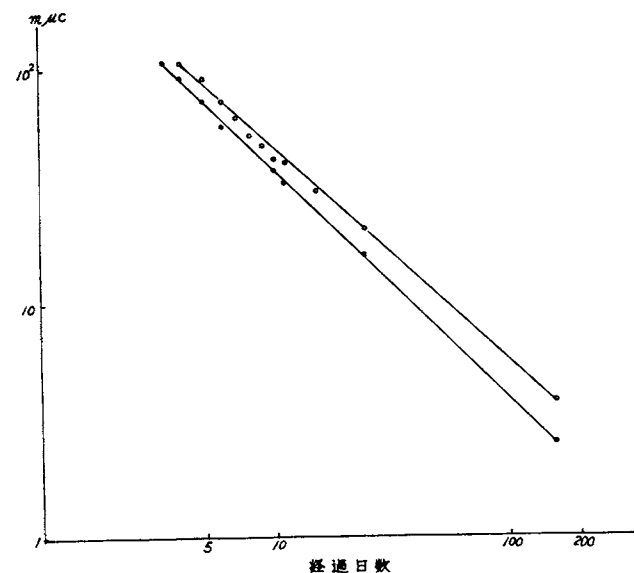
試 料	採取年月日	採取地	測定値
ふな	40.7.27	大川市	10.9 $\pm$ 7.5
ふな	40.12.3	大川市	19.5 $\pm$ 8.6
小鯛(全)	40.6.18	福岡市小呂ノ島	5.7 $\pm$ 7.5
小鯛(全)	〃	〃	10.9 $\pm$ 7.1
小鯛(肉)	40.9.14	〃	-19.1 $\pm$ 10.9
小鯛(骨)	〃	〃	-21.1 $\pm$ 6.9
小鯛(内臓)	〃	〃	-4.5 $\pm$ 7.0
しじみ	40.10.7	福岡市室見川	16.6 $\pm$ 7.1
しじみ	41.3.26	〃	56.3 $\pm$ 9.0

表5 牛乳(市販乳)の放射能($\mu\text{mc}/500\text{mg}$ 灰除K)

採取年月	採取地	測定値	採取年月	採取地	測定値
40.5	古賀町青柳	12.8 ± 5.1	40.12	古賀町青柳	12.8 ± 5.9
40.7	〃	7.7 ± 5.8	41.1	〃	6.5 ± 6.1
40.11	〃	6.3 ± 5.3	41.3	〃	13.2 ± 5.5

2. 放射性巨大粒子について

1966年5月9日に行なわれた中共第3回核実験による放射性巨大粒子は新潟、東京をはじめ全国各地で発見、観測された。当所でも屋において探索を行なった結果、5月12日、に2コ、13日に3コを発見した。これを科学技術庁から指示された方法で採取して計測した。測定結果は表6に示す通りである。粒子はいずれもやや黒みを帯びた褐色で、形はほぼ球形をなし、1~2コの小突起がある。放射能強度は $45 \sim 177.7\text{m}\mu\text{c}/\text{粒}$ であった。



第1図 グロスβ放射能の減衰

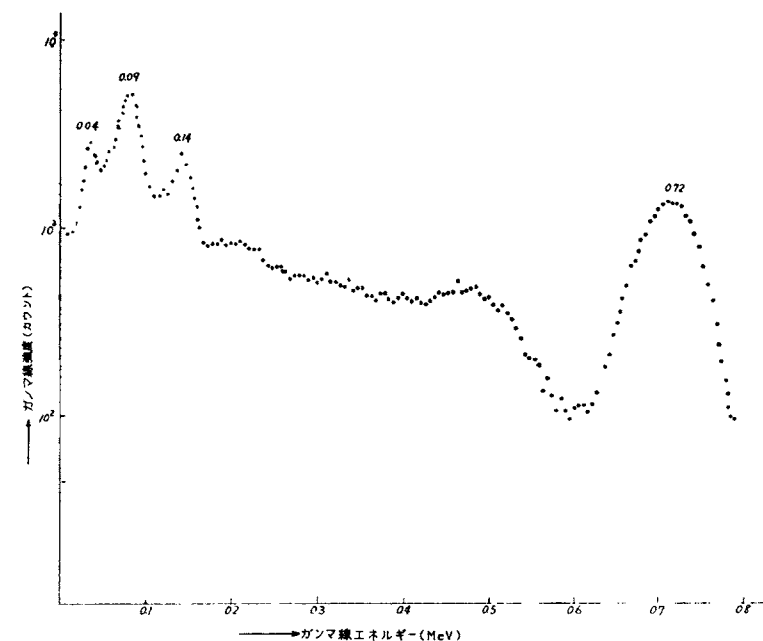
減衰曲線は図1の通りである。

見かけの半減期は採取後1週間

で10日前後、5カ月後で約80日前後であった。図2は粒子のγ線スペクトル図で、採取してから約1カ月後に測定したものである。

表6 巨大粒子の放射能

試料 No.	採取年月日	放射能強度 ($\text{m}\mu\text{c}$)	粒 径 (μ)	見かけの半減期 (日)
1	41.5.12	110.0	16	6.2
2	〃	177.7	—	8.8
3	41.5.13	98.8	17	7.6
4	〃	108.6	21	9.5
5	〃	45.1	26	13.8



第2図 放射性巨大粒子のガンマ線のスペクトル

3.7. 長崎県における放射能調査

長崎県衛生研究所

寺田 精 介

長崎県における昭和40年度の放射能調査成績(雨、浮遊塵については昭和41年度上半期分を含む)は概ね次のとおりである。

1. 雨水、浮遊塵、放射性粒子

本期間中には中共第2回(昭和40.5.14)と中共第3回(昭和41.5.9)の核爆発実験が実施された。第2回核実験の際には、先ず5月20日早朝の雨(降水量1.1mm)に全β放射能 $2.0\text{pc}/\text{ml}$ を認めたが、最大値は20日午後の雨(降水量1.2mm)の $9.5\text{pc}/\text{ml}$ であった。20日から21日までの降下量は $13.6\text{mc}/\text{km}^2$ である。浮遊塵では数日遅れ、5月22日から25日の間に弱いピーク($3.7 \sim 7.0\text{pc}/\text{m}^3$)を認めたが、 10pc レベル以下で、雨水程顕著でなかった。この点では昭和39.10.16の中共初実験(最大値、10月20日の雨 $1.2\text{pc}/\text{ml}$ 、10月23日の浮遊塵 $32.9\text{pc}/\text{m}^3$)および昭和40.1.15のソ連地下実験(最大値、1月23日の雨 $2.6\text{pc}/\text{ml}$ 、1月20日の浮遊塵 $52.2\text{pc}/\text{m}^3$)の際に、浮遊塵で顕著なピークを認めたのと対照的である。

次に、昭和41年の中共第3回実験の際には爆発後約1ヶ月間の調査結果では雨、浮遊塵共に核実験の影響と推定できる高い測定値は得られなかったが、長崎市内のビル屋上約50m²を走査したところ、5月12日午前10時から午後7時までの間にGP7個を捕集した。全β放射能は1粒子当り最高75800cpm(238mμc)、最低1900cpm(6mμc)で、10⁴cpmレベル4個と10³cpmレベルのもの3個であり、放射能は46～56時間で半減した。

フォールアウトの月間平均降下量(以下、単位mc/km²/月)は昭和38年度39.9、39年度21.8、40年度10.7、41年度上半期5.9であり、前年度比で、昭和39年度45%、40年度51%、41年度45%それぞれ減少している。また月別の降下量は40年度では最高が5月の33.6、最低が1月の2.1、41年度上半期では最高が9月の7.9、最低が7月の3.3であり、40年8月以降、月別値の変動は著しく小となっている。

40年度の雨水の旬間測定値は100pc/lを越えた4月の数例と中共第2回核実験後約20日間の記録を除けば、すべて10～60pc/lの範囲であり、目立った変動は見られなかった。41年度上半期の降雨毎測定値も100pcを越えた6月の数例を除き、概ね10～100pc/lを示している。

(雨水の測定成績は表1参照)

表1 雨、落下塵の放射能測定成績

年 月	降水量 mm	放射能 ¹⁾ pc/l	降下量 ¹⁾ mc/km ²	最 高 ²⁾		最 低 ²⁾	
				月 日	pc/l	月 日	pc/l
40. 4	170	113	19.2	4. 1	263	4.30	35
5	180	187	33.6	5.20	9500	5.10	37
6	568	39	22.2	6.11	270	6.21	11
7	388	34	13.2	7.21	30	7. 8	11
8	146	58	8.5	8.18	31	8.31	12
9	68	40	2.7	9.18	32	9.11	23
10	77	125	9.6	10.31	51	10. 7	15
11	177	34	6.0	11. 9	30	11.30	14
12	112	45	5.1	12.20	53	12.30	38
41. 1	51	40	2.1	1.11	57	1.21	17
2	52	53	2.8	2.10	45	2.20	15
3	119	32	3.8	3.31	23	3. 8	15
4	122	31	3.8	4.22	33	4.27	10
5	102	74	7.5	5.15	97	5. 2	8
6	115	66	7.6	6.14	311	6. 9	15
7	48	68	3.3	7. 1	65	7.31	18
8	146	37	5.4	8.17	52	8.31	19
9	272	29	7.9	9. 4	96	9.22	19

1) 水 盤 法

2) 定時採取法：40.4～41.3は旬間測定値

(6時間更正値)41.4～41.9は降雨毎測定値

浮遊塵は40年度の月別平均値(以下、単位pc/m³)では最高が41年2月の3.11、次いで中共第2回実験のあった40年5月の2.97、最低が11月の0.95であり、この最高値は中共初実験の39年10月の5.11、およびソ連の地下実験があった40年1月の12.95には及ばない。41年上半期の月別平均値では最高が中共の核実験があった5月の1.47、最低が9月の0.96であり、月別の変動は非常に小となっている。

通年平均値を年度別に比較すると、39年度3.43、40年度2.10、41年度上半期1.15となり、前年度比で、40年度39%減、41年度45%減である。(浮遊塵の測定成績は表2参照)

表2 浮遊塵の放射能測定成績

年 月	期 間	採取 回数	最 高		最 低		平 均
			月 日	pc/m ³ *	月 日	pc/m ³ *	
40. 4	4. 1～28	5	4. 1	2.0	4.21	1.1	1.52
5	5. 4～25	14	5.24	7.0	5.15	0.92	2.97
6	6. 2～15	4	6. 7	3.9	6.15	1.7	2.58
8	8.10～30	6	8.30	1.7	8.17	0.94	1.29
9	9. 7～27	6	9.20	3.1	9.18	0.58	1.28
10	10. 9～27	6	10.11	4.7	10. 9	0.77	2.31
11	11. 9～27	6	11. 4	2.6	11. 8	0.38	0.95
12	12. 7～22	6	12. 3	4.2	12. 7	1.7	2.72
41. 1	1. 5～24	6	1.17	2.7	1.18	0.69	1.61
2	2. 1～26	8	2.15	8.1	2.21	0.80	3.11
3	3. 1～28	6	3. 1	1.9	3. 8	0.55	1.30
4	4. 4～27	6	4.19	2.2	4.27	0.50	1.08
5	5. 2～24	13	5. 2	2.5	5.24	0.61	1.47
6	6. 6～25	6	6. 6	1.8	6.11	0.91	1.33
7	7. 4～29	6	7. 5	2.2	7.15	0.58	1.04
8	8. 2～25	6	8.12	1.5	8.25	0.41	1.04
9	9. 3～21	6	9.21	2.0	9.20	0.59	0.96

* 6時間更正値(集塵器効率補正)

2. 陸水、土壌、食品、海水等

昭和40年度の陸水の年平均(以下、単位pc/l)は上水が長崎6.85、佐世保6.22で、天水は福江18.4、雲仙18.5であり、39年度の上水(長崎4.82、佐世保5.50)、天水(福江19.0)と大差ない。

土壌では年平均3.45pc/g、188mc/km²で、39年度の3.53pc/g、194mc/km²と余り変りがない。

農畜産物の年平均(以下、単位pc/生体g)も牛乳が0.16、果実が0.063であり、39年度の牛乳0.13、果実0.063とほとんど同レベルである。

水産物は40年度には6種の魚類につき調査した結果、β放射能(以下、単位pc/生体g)は全平均が0.13で、品種別では「しばだい」0.28、「えそ」0.17、「なべだい」0.12、「かわは

ぎ」0.12,「あらかぶ」0.07,「いか」0.05である。
 海水(長崎港)は年平均(以下,pc/l)が0.85であり,佐世保港(0.7~1.2),東支那海(0.4~2.0)の値とほとんど変わらない。陸水,食品その他の測定成績は表3参照)

表3 陸水,食品等の放射能測定成績

昭和40年4月~41年3月

試料	測定回数	採取地	最高値		最低値	
			採取日	測定値	採取日	測定値
上水(原水)	4	長崎市本河内	40.4.27	9.5 pc/l	41.1.7	3.9 pc/l
〃	6	佐世保市山の田	40.10.6	7.2 〃	41.2.9	1.9 〃
天水	3	福江市赤島	40.7.19	26.0 〃	40.10.12	13.3 〃
〃	3	小浜町雲仙	40.7.28	35.1 〃	40.10.19	8.7 〃
牛乳(原乳)	6	長崎市矢の平町	40.5.13	0.19 pc/g	40.11.1	0.13 pc/g
果実(みかん)	4	島原市・大村市	41.2.8	0.10 〃	41.2.8	0.02 〃
魚	12	佐世保市相浦	40.6.9	0.37 〃	40.6.9	0.04 〃
土壌	2	長崎市家野町	40.8.15	5.4 pc/g	40.12.13	1.5 pc/g
海水	12	長崎港	40.4.27	1.4 pc/l	41.1.24	0.5 pc/l

3.8. 狭山茶の放射能調査

埼玉県衛生研究所

小津茂弘,川瀬善一

○大里宏二,坂入桂子

生方富士子

埼玉県の名産である狭山茶について演者らはフォールアウトによる放射能汚染調査を1958年から継続して実施しているので茶葉のSr-90の経年的推移について報告する。

試料は狭山地方にある県立茶業研究所から毎年5月下旬に一番茶を,7月中旬に二番茶をそれぞれ生葉を摘んで蒸熱をかけて乾燥する(対照)と蒸熱をかける前に一度水洗いをする(水洗)とに別けて提供して貰った。

1958年に80~100s.u.であった茶葉中のSr-90が1959年には一番茶が400s.u.と高い値が得られた。以後は1961年までフォールアウト中のSr-90含有量も少なく,したがって茶葉中のSr-90も50~100s.u.と低い値であった。1961年9月の核実験再開後はフォールアウト中のSr-90が急増しており,茶葉中のSr-90も1962年は一番茶が200s.u.二番茶が400s.u.と増加し,1963年は一番茶,二番茶とも650s.u.という高い汚染値を示した。1964年以降は幾分汚染度は低下してきたが,それでも200s.u.以上とまだかなりの値が得られている。

Cs-134については,1964年が100~110c.u.1965年には95~85c.u.の値が得

られた。

(対照)と(水洗)では特に大きな差異は認められず,いづらか(水洗)の方が低い値が得られる事がある程度であった。

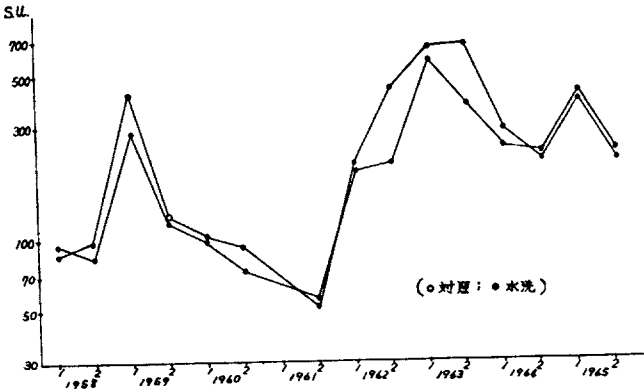


図 茶葉中のストロンチウム-90

3.9. 人肺および浮遊塵中²¹⁰Pb,²¹⁰Poの測定

放射線医学総合研究所

環境衛生研究部

○阿部史朗,阿部道子

渡辺博信

自然および人工放射能による肺線量の評価を行うために,人肺ならびにダスト中のアルファ放射体の量を求め,肺線量の算定を行っている。その手始めとして,自然放射性核種,その中でも半減期が比較的に長い²¹⁰Pb,²¹⁰Poについて測定を行った。

ダストのサンプリングは主にミリポアフィルタで行った。サンブラは高流量エアサンブラ(100lpm×4時間)と低流量エアサンブラ(35lpm×24時間)を用いた。他にカスケードインパクタによって粒子サイズごとの測定も行った。

集塵済試料は,サンプリング終了后直ちに湿式灰化し,化学処理(Electrochemical Displacement法)を行ない²¹⁰Poの測定試料をつくった。

²¹⁰Pb量の測定には2つの方法を用いた。その一つは,サンプリング試料を1年以上放置し,²¹⁰Poと平衡状態にさせたところで²¹⁰Poの分析測定を行う方法である。もう一つは試料中の²¹⁰Pb,²¹⁰Bi,²¹⁰Poの放射能比の時間的推移を利用する方法である。后者の方法では²¹⁰Biも求められる。

人肺試料は,ダストと同じような化学処理を行ない,²¹⁰Pb,(²¹⁰Bi),²¹⁰Po量を求めた。

試料の採取場所は,浮遊塵については千葉を主とし,人肺については札幌,千葉,東京である。

放射能測定は,半導体検出器,グリッドチエンパーと128チャンネルパルスハイトアナライザ

の組合せによるアルファスペクトロメータによった。

測定結果をまとめると次の通りである。

ダスト中の ^{210}Pb の平均値は $1.0 \times 10^{-14} \text{ Ci/m}^3 \text{ air}$, ^{210}Po の平均値は $1.3 \times 10^{-15} \text{ Ci/m}^3 \text{ air}$ であった。なお ^{210}Bi のレベルは ^{210}Pb とほぼ同程度であった。粒子サイズ分布はほぼ対数正規分布とみられ、そのAMAD (Activity Median Aerodynamic Diameter) は、 ^{210}Pb , ^{210}Bi , ^{210}Po の3者ともほぼ $1.4 \mu\text{m}$ であることがわかった。

現在までの人肺試料の測定値の平均は、 ^{210}Pb については $1.7 \times 10^{-12} \text{ Ci/全肺}$ であった。 ^{210}Bi の値は $1.8 \times 10^{-12} \text{ Ci/全肺}$ とみられる。

この値から肺線量を求めると、均一分布の仮定のもとで、 0.3 ミリラド/年 であるが、肺の試料数が少ないので正確な値ではない。

なお浮遊塵の測定値をもとにして、ICRPのLung Dynamicsに関するTask Groupのモデルから ^{210}Po の量を推算すると $1.5 \times 10^{-12} \text{ Ci/全肺}$ と求められる。この値は肺の実測値 $1.7 \times 10^{-12} \text{ Ci/全肺}$ といちじるしく近い。たゞ ^{210}Pb , ^{210}Bi の浮遊塵からの計算値は、肺実測値のほぼ2倍となり、やゝ違いが大きい。測定値の例数が増せばより正確な比較ができるであろう。なお、上記の計算における仮定は次の通りである。換気回数 15 回/分 , Tidal量 750 ml すなわち吸入量は $16 \text{ m}^3/\text{日}$, ^{210}Pb , ^{210}Bi , ^{210}Po の化学形は安定な酸化物であるとした。

4 0. 人体臓器中のセシウム-137濃度について

放射線医学総合研究所

田 中 義一郎, 富 川 昭 男

日本人の放射性降下物の人体蓄積量を知るため、人体臓器中の ^{137}Cs の分析を行った。また、 ^{90}Sr についても行ったが、試料量が充分でなく、計測器のバックグラウンドと差が少ないため、現在検討中である。

1. 臓器試料

当研究所病院部より1965年8月より9月にわたって採取した肺、肝、脾、小腸、腎および筋肉について分析を行った。

2. 分析測定法

^{137}Cs の分析は臓器を灰化後リンモリブデン酸により沈澱させ、ついで塩化白金酸セシウムとしてマウントし計測を行った。また、 ^{90}Sr については ^{137}Cs 分離後炭酸塩とし、共存Caを発煙硝酸法により除き、放射平衡に達したのち ^{90}Y を分離した。

この操作にあたり、アンモニア処理によるFe, Alの沈澱中にかなりSrが共沈するのでこの操作に代えて、メチル・イソブチルケトン (MIBK) によるFe除去の過程を加えた。

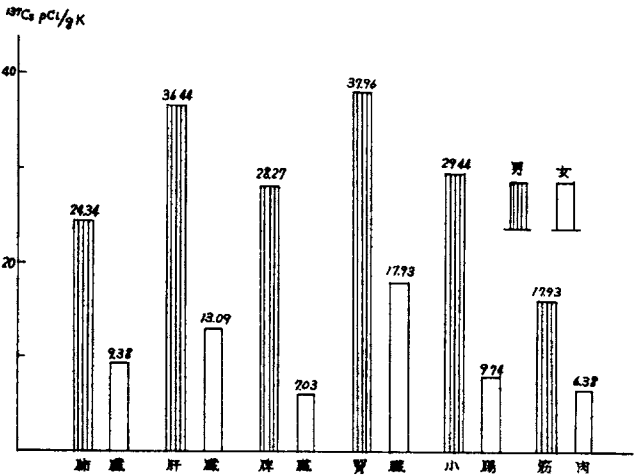
ここで、MIBK抽出については、Cs, Srの有機相への移行のないことをRIによって確めた。なお、回収率は ^{137}Cs で $85 \sim 88\%$, ^{90}Sr で $85 \sim 89\%$ であった。

3. 実験結果

試料および分析結果について

では第1表に示す。試料1, 2(女)に対し3, 4, 5(男)は2倍ないし3倍の値を示したが、これが性別によるものか、年齢または個体差によるものかは明らかでない。

以上の結果を総括すると第1図のごとくなる。臓器別濃度をみると肝、腎が高く、肺、小腸がこれに次ぎ、筋は更に低い値であった。しかし、この測定結果より直ちに日本人の臓器全般についての結論はつけられず、今後の検討によりたいと思う。



第1図 性別による ^{137}Cs 濃度 (平均値)

表1表 人体臓器中の ^{137}Cs 濃度

試料 番号	死亡年月	年齢	性別	^{137}Cs pCi/g.K					
				肺 臓	肝 臓	脾 臓	腎 臓	小 腸	筋 肉
1	'65.8.1	32	女		13.12	7.03		9.00	
2	〃.9.25	29	女	9.38	13.06		17.93	10.48	6.38
3	〃.9.1	64	男		40.34	32.85	38.82	26.65	
4	〃.9.14	58	男	18.12	27.17	23.69			
5	〃.9.22	59	男	30.55	41.82		37.09	32.22	16.78

4 1. 血液分析から推定した日本人の ^{137}Cs 身体負荷量 (1966年)

国立公衆衛生院

○山 県 登

既に開発、報告した方法^{1~5)}によれば、数個体以上の人から得た血液の分析から、約10%以内の誤差で体内 ^{137}Cs 負荷量を推定できる。

この方法により、本邦12の都市の血液銀行から採送附された全血試料につき分析した結果は第1表に示す通りである。

第1表 血液中の¹³⁷Cs (pCi/kg) 1966年4~5月

都 市	¹³⁷ Cs	平 均	都 市	¹³⁷ Cs	平 均
札幌	24.8 27.7 25.7 25.9 22.3	25.3	名古屋	26.8 20.0 48.8* 24.1 19.2	22.5 (*除く)
青森	21.1 21.7 21.3 35.4 18.2	23.5	京都	15.2 19.1 15.3 15.7 15.3	16.1
仙台	38.5 20.4 17.2 23.5 28.4	25.6	大阪	25.8 15.4 22.8 25.6 17.4	21.4
福島	21.5 16.9 12.1 22.9 10.3	16.7	広島	19.0 21.2 23.5 16.3 23.9	20.8
新潟	29.4 36.0 19.0 24.2 24.1	26.5	長崎	61.0* 26.4 27.0 28.5 24.3	27.0
東京	15.4 16.1 15.7 17.0 18.1	16.5	鹿児島	30.7 27.6 18.9 22.7 27.9	25.6

この結果から既報の方法により体内量を求め、これをセシウムユニットで現わすために日本人の体内カリウム含量を2g(体重kg当り)として計算すると第2表を得る。但し、以上の試料はすべて男子より得たもので、体内量の推定値も男子に対するものである。

第2表 日本人の¹³⁷Cs 身体負荷量(1966年4~5月)

都 市	¹³⁷ Cs 体内量	pCi/gK	都 市	¹³⁷ Cs 体内量	pCi/gK
札幌	76		京都	98	
青森	71		大阪	64	
仙台	77		広島	62	
福島	50		長崎	81	
新潟	80		鹿児島	77	
東京	50		平 均	67	
名古屋	68				

この平均値は1964年の114, 1965年の80より低く, 1964年以降減少を示している。

文 献

1. N.Yamagata The Currently used methods of radiochemical separation of cesium-137 in blood and low-background counting with a 4 - counter. Bull.Inst.Publ.Health 13, 153-8(1964)
2. Assessment of the total body burden of cesium-137 in humans by the analysis of blood. "Assessment of Radioactivity in Man" Vol.2. 41-7, Vienna, I.A.E.A.(1964)
3. N.Yamagata and T.A.Iinuma. Total body burden of cesium-137 in Japanese in 1964 as assessed by blood analysis. Health Physics 12, 901-7(1966)
4. N.Yamagata, K.Iwashima, T.Nagai, K.Watari and In vivo T.A.Iinuma. experiment on the metabolism of cesium in human blood with reference to rubidium and potassium. J.Rad.Rcd.Japan 7, 30-47 (1966)
5. N.Yamagata and K.Iwashima. Distribution of caesium and rubidium in human blood. Nature 211, 528-9 (1966)

4.2. Cs-137 人体負荷量と24時間排泄尿の相関

放射線医学総合研究所

佐伯 誠道, 内山 正史

飯 沼 武

1. 緒 言

放射性降下物によるCs-137人体負荷量をホールボディカウンターで測定し24時間に排泄される尿中のCs-137量を化学分析で求めて、その量についての相関性を検討した。また前報と同様の方法で有効生物学的半減期を試算した。

2. 実験法

各定量法は既報に準じた。なおホールボディカウンターでの人体負荷量の実測にあたって、標準のファントムを被験者の体厚, 体幅に近い大きさのものを使用するように努力した。つまり今回発表する人体負荷量は被験者の体厚, 体幅にしたがっての補正をほどこしたものである。前回発表の数値と若干の相違(10%前後)がある。

3. 結果と考察

1964年4月から1965年12月までのCs-137の人体負荷量と尿中排泄量とのそれぞれの平均(○印で示す)の月別変化に最高値(○印で示す), 最低値(●印で示す)の月別変化を付して

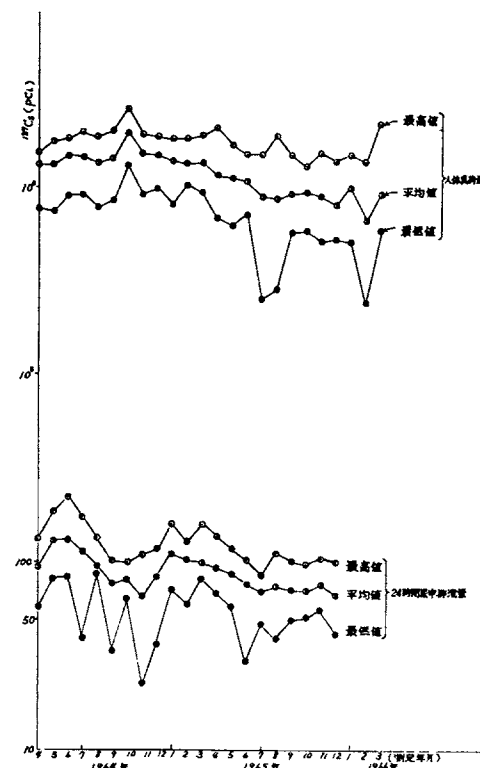
第1図に示した。1965年1月から7月にかけては人体負荷量、尿中排泄量ともに漸減の傾向にあるもののほぼ平衡状態に達していることを前回に報告したが、この傾向はその後12月まで続いて観察された。人体負荷量と24時間尿中排泄量について前記の各数値を第1表に示した。人体負荷量と尿中排泄量との相関を1965年8月から12月までの期間について求めると、相関係数は $r = 0.44$ 、回帰直線 $y = 4.2(x - 0.072) + 8.6$ で1965年1月から7月の期間について求めた前回の結果を人体負荷量に体厚、体幅の補正を加えて得た $r = 0.96$ 、 $y = 120(x - 0.092) + 11.6$ よりも相関が悪くなっている。その原因は第1図にみるように体内量、排泄量ともにほぼ一定値に近づいてきたために各々の微小な変動が相関を悪くするように大きく影響することによると考えられる。

8月以降12月までの数値を7月までの数値に加えて相関係数、回帰直線を求めると $r = 0.96$ 、 $y = 130(x - 0.083) + 10.4$ であった。相関係数は7月までの数値と変らなかったことから1965年1

月から12月まではCs-137の人体負荷量及び24時間尿中排泄量の変動の傾向は大略同じでありこの1年間の人体負荷量を24時間尿中排泄量から求める実験式として $y = 130(x - 0.083) + 10.4$ が適していると考えられる。第2図にこの相関についてのグラフを示した。各点は月平均値で±1標準偏差を付した。

第1図にみるように1965年8月から12月までの期間については人体負荷量、24時間尿中排泄量はほぼ一定値を示しているがこれは人体と環境とがCs-137に関して平衡に達していることを意味すると考えられるので、Richmondの式を用いて有効生物学的半減期を求めると61～72日であった。Richmondの式は第7回本発表会論文抄録集167頁に記した。

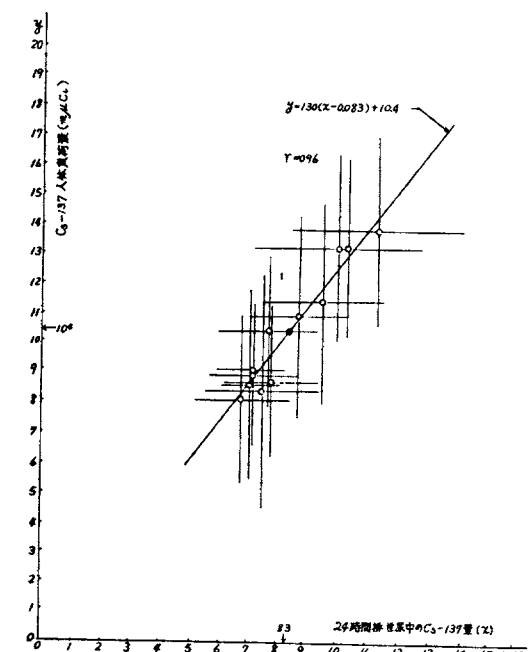
最後に本実験に当たり被験者として御協力いただいた放医研の物理、環境衛生、障害基礎、化学、環境汚染研究部の研究員の方々、および測定に当たり尽力をいただいた放医研技術部八代重雄氏に感謝いたします。



第1図 Cs-137の人体負荷量と24時間尿中排泄量(1964年4月～1965年12月)

第1表 Cs-137の人体負荷量と24時間尿中排泄量

測定年月	測定数	人体負荷量(mCi)			24時間尿中排泄量(pCi/日)		
		平均値	最低値	最高値	平均値	最低値	最高値
1964. 4	7	13.3±2.9	7.7	15.2	95±32	158	133
5	6	13.3±3.6	7.4	17.6	130±37	82	189
6	7	14.7±3.5	8.8	18.3	131±48	84	221
7	10	14.4±3.9	9.0	20.0	113±36	40	174
8	13	13.5±3.2	7.7	18.8	96±26	48	135
9	12	14.2±3.2	8.4	20.1	74±22	34	103
10	10	19.6±3.7	13.0	26.4	85±17	64	101
11	12	15.0±3.2	9.0	19.1	64±23	23	110
12	11	14.7±3.1	9.6	18.8	84±28	37	119
1965. 1	12	13.8±3.2	7.9	18.0	112±29	74	160
2	9	13.2±3.0	10.1	18.1	102±23	60	143
3	7	13.2±3.2	9.2	18.9	99±28	82	159
4	17	11.4±3.4	6.7	20.6	94±20	68	137
5	17	10.9±3.4	6.1	16.5	86±16	58	118
6	18	10.4±2.5	6.9	14.7	76±17	30	102
7	16	8.6±3.2	2.5	14.6	70±10	47	85
8	18	8.4±3.9	2.8	18.5	74±19	39	110
9	18	8.9±2.4	5.6	14.4	71±15	49	101
10	16	9.1±2.2	5.7	12.6	70±12	50	97
11	16	8.7±2.5	5.0	14.8	77±16	54	105
12	19	8.1±2.8	4.9	13.3	67±16	41	100



第2図 月平均の人体負荷量の平均24時間尿中¹³⁷Cs排泄量に対する回帰直線及び相関係数(r)(1965年1月～1965年12月)

4.3. 乳歯中に含まれる⁹⁰Srについて

国立予防衛生研究所

○永井 充, 岡田 昭五郎
駒井 知好, 大西 栄蔵

長期間にわたる人体への⁹⁰Srの蓄積量を求める一つの基礎資料をうるために、1961年以来、乳歯に含まれる⁹⁰Srについて経年的変動をしらべてきた。その後検体試料数を重ね、1948年から1959年生まれまでの乳歯について得られた分析結果と、これに加えて乳歯内に発見するNeonatal line(新産線)を基として胎生期と出生後における乳歯歯冠部の形成割合や萌出後乳歯への⁹⁰Srの浸透、吸着などについて検討を加えたのでこれらの結果について報告する。

(1) 乳歯の収集について

乳歯の収集は本年9月までに幼稚園、小学校、歯科医師会などにより約35,000本が集められた。この中、関東では約21,200本を、東海では約3,800本が集められ、その他の地域から送られたものが約4,800本である。その他に、調査事項の不備なもの、高度のうしよくなどで試料として不適当な乳歯、約5,900本は除外した。収集した乳歯の中、概ね64%が中側切歯(A・B)であり、乳犬歯は(C)23%、第1乳臼歯(D)は8%、そして第2乳臼歯(E)は5%の割合であった。以上の様に地域別、出生年別、および歯種別に分け、更に栄養別の分類では生まれてから4ヶ月以上を母乳、人工栄養、および混合栄養のみで育った子供の乳歯を用い、常法により⁹⁰Srの分析を行った。

(2) 乳歯のNeonatal lineについて

乳歯歯冠部の石灰化は概ね、胎生4~5ヶ月から始まり、その完成は出生後1年以内であるが、乳歯が胎生期と出生後にどの程度の割合で形成するかを知る事は子供の⁹⁰Srの体内量や食物との関係、或いはDiscrimination Factorなどを考察する上に重要な事であると考えられる。演者等は胎児が母体から母体外に移行する際に急激な環境の変化により、乳歯組織内に特異な線条、即ちNeonatal line(新産線)が発現する事に注目し、このNeonatal lineを境として乳歯のエナメル質と象牙質は胎生期と出生後に形成された部分に分けられるのでその割合について検討を行った。

乳切歯100本を用いて歯軸をとって歯冠の中央部を唇舌的に約200~250μ程度の厚さに切断し、250枚の標本作製し、エナメル質と象牙質に比較的Neonatal lineの明瞭な33枚の標本を選んだ。この標本からエナメル質と象牙質の面積を求め、比重2.98(エナメル質)と2.22(象牙質)をかけて形成割合をしらべた。

この結果、胎生期は35%、出生後では65%の値が得られた。

Reissは33体の全熟死産児と形成後にえた乳歯試料により、その乾燥重量から重量比を求め、胎生期に32%、出生後に68%という値を算出しているが、著者等がNeonatal lineを基として計算した値とはほぼ一致している。なお、エナメル質と象牙質における胎生期と出生後に形成され

た部分の割合を求めた所、ほぼ73%が胎生期に、27%が出生後に形成され、象牙質では胎生期に21%が、出生後に79%が形成されるという値がえられた。

(3) 乳歯のエナメル質と象牙質の⁹⁰Srについて

乳歯歯冠のエナメル質と象牙質に分布するCa量と⁹⁰Sr量について比較検討を行った。

1955年と1956年生まれの乳切歯を用い、夫々細粉し、プロモホルム(比重2.80)とアセトンを用いて比重法によって遠心分離し、エナメル質と象牙質とに分別した。エナメル質と象牙質中のCaと⁹⁰Sr量を測定し、全歯冠含有量に対する割合を比較するとエナメル質では象牙質よりCa量に対する⁹⁰Sr含有量が少ない。このエナメル質と象牙質における⁹⁰Srの濃度差は、先にのべた様に大部分は胎生期に形成されたものであり、胎生中は母親の食物から胎盤を通過して胎児の石灰化組織に移行するために⁹⁰Sr濃度は少なく、象牙質の方は出生後に形成された部分が多く、子供の食物から血行を介して直接石灰化組織に移行する為に象牙質の方に⁹⁰Srが多いものと推察される。

また、これに加えて象牙質では脱落するまでに第二象牙質の形成、および歯ぐいの血行を介して⁹⁰Srが添加される可能性も考えられ、これらの量がエナメル質の外面からの浸透を凌駕し、象牙質の方に⁹⁰Sr濃度が多い点も考えられる。

(4) 永久歯中の⁹⁰Sr濃度について

口腔内において歯牙へ

表1 永久歯中のストロンチウム-90濃度

の⁹⁰Srの浸透、吸着の程度を検討するために

1942~1948年生まれの乳歯を一括して測定したところ、0.04 s.u.と非常に僅かな値であった。また表1は20~87才までの永久歯を歯冠部と歯根部とに切断して分け、20才台、30才台、および40才台以上にまとめて⁹⁰Srの含有量をしらべたもので

ある。表の如く、歯冠部(C)の⁹⁰Srは0.03 s.u.以内であり、歯根部(R)の方が僅かながら多い様である。何れにしても、外部からの⁹⁰Srの浸透、吸着の程度は乳歯試料の測定値に対して殆んど誤差範囲内の微量の値と思われる。

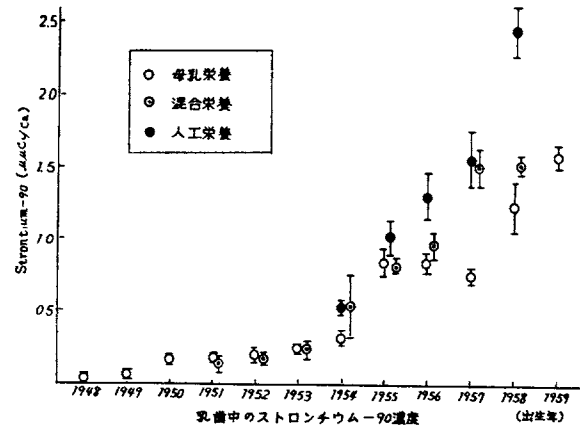
(5) 蓄積量について

1949年生まれまでは0.07 s.u.以下の殆んど誤差範囲内の値であり、その後検体数を加えた1950年以後の値は先に報告したとおり、1953年までは0.2~0.3 s.u.程度で極めて僅かな値である。1954年以後「ビキニ」の実験が行なわれた頃から図1に示す様に急激の上昇傾向がみられた。特に1958年と1959年生まれにおいて、1958年の度重なる核実験により、

試料	年令	歯種	歯牙数	灰化重量(g)	Ca含量(γ)	Sr-90(μCi/gCa)
PT-2C	40/87	(1-7)	71	25	9.49	0.03±0.01
PT-2R	40/87	(1-7)	71	19	7.03	0.02±0.01
PT-3C	30/39	(8)	48	15	5.70	0.02±0.01
PT-3R	30/39	(8)	48	18	6.75	0.02±0.01
PT-4C	30/39	(1-7)	51	22	8.34	0.01±0.01
PT-4R	30/39	(1-7)	51	20	7.39	0.03±0.01
PT-5C	20/29	(8)	44	16	5.99	0.02±0.01
PT-5R	20/29	(8)	44	16	5.91	0.11±0.01
PT-6C	20/29	(1-7)	27	12	4.58	0.02±0.02
PT-6R	20/29	(1-7)	27	8	3.25	0.04±0.02

C: 歯冠部
R: 歯根部

1958年秋から'59年にかけてFalloutの降下量に急激な増加を示した事はすでに気象研究、私共、その他で報告されているとおぬであるが、乳歯中の ^{90}Sr 量もその影響と考えられる増加量、即ち'58年の人工栄養2.4s.u.'59年の母乳栄養1.6s.u.とこれまでにない最高値を示している。この値から'54年(S-29)生まれを1とすると'58年'59年には4~5倍程度に相当する



第1図 乳歯中のストロンチウム-90濃度

乳歯内への蓄積があったものと思われる。

出生後の哺育状況による差異は図にみられる様に'53年生まれまではその差がみられなかったが'54年以後から急激な増加に伴って母乳にくらべて人工、混合栄養の乳歯の方がかなり上まわる増加を示している。

其后、1954年生まれから行った東海地方の分析結果は表2に示す様な結果であったが東海地方の分析検体数は1~2例程度なのでこれらの点について検体数を増して今後検討を加えていきたい。

表2 乳歯中のストロンチウム-90濃度 (μCi/gCa)

出生年	関東地方	東海地方
1950	0.17±0.04(2)	0.16±0.02(1)
1954	0.33±0.05(8)	0.30±0.04(1)
1955	0.85±0.05(12)	0.60±0.06(2)
1956	0.85±0.09(12)	1.04±0.11(1)
1957	0.77±0.03(9)	1.02±0.09(2)
1958	1.24±0.17(4)	1.56±0.07(2)
1959	1.59±0.06(1)	2.10±0.07(2)

4.4. 人骨中のSr-90について

放射線医学総合研究所

- 田中 義一郎, 大野 茂
- 富川 昭男, 河村 日佐男

前年度に引き続き、日本人の人骨中の ^{90}Sr の測定を行ない、その蓄積量について検討を行った。人骨試料は北海道、秋田、宮城、新潟、東京、京都および大阪より採取した1965年1月より同年12月までの死亡者の人骨293検体中主として20才以下の試料を重点的に分析を行った。

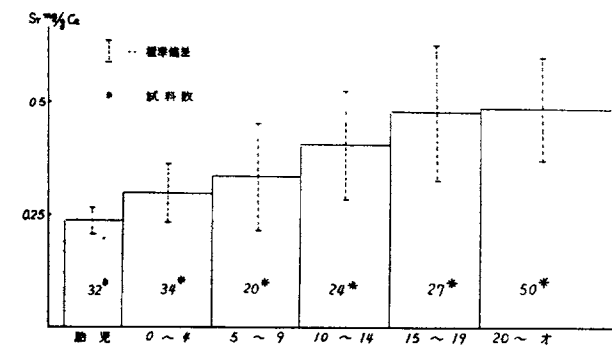
^{90}Sr の分析は発煙硝酸分離法により行ない、低バックグランド・カウンター(医理学製, LBC-13)を用いて計測を行なった。

Caの定量は除リン酸したのち、EDTAにより滴定して求めた。

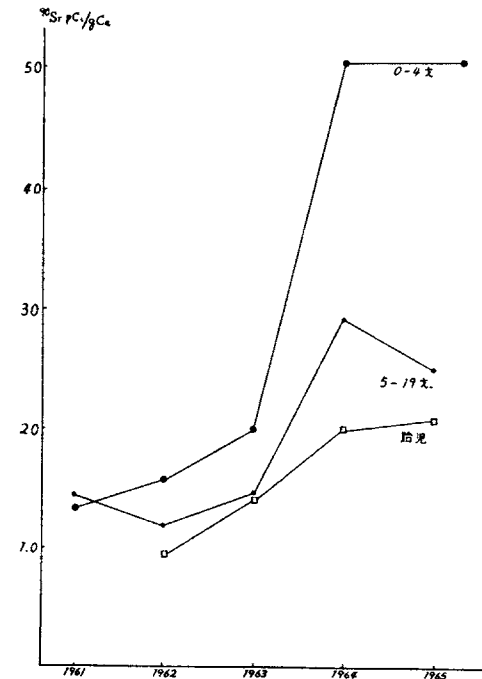
また、安定Srについては、化学会19年会発表(放医研39年度年報・田中、富川)の方法による原子吸光分析法により定量を行なった。この測定にあたり、装置はPerkin-Elmer社製(303型) Atomic Absorption Spectrometerにより定量した。

^{90}Sr については第1表および第2図に示す。日本人の人骨の ^{90}Sr 濃度は年々増加を示したが、1965年度は前年度とほぼ同じ濃度を示したが胎児はやゝ増加の傾向がみられ、0~4才はほぼ同じで、5~19才はやゝ下降した。この傾向が放射性降下物の影響によるものか、サンプリング誤差によるものかは試料数が充分でないので明らかではない。

なお、胎児は $2.16 \pm 0.55 \text{ s.u. (s.u.} = ^{90}\text{Sr pCi/g} \cdot \text{Ca})$ 、0~4才群 $5.11 \pm 2.85 \text{ s.u.}$ 、5~19才は $2.48 \pm 0.75 \text{ s.u.}$ 、20才以上では $0.98 \pm 0.66 \text{ s.u.}$ であった。



第1図 日本人の各年齢群における安定Sr濃度の平均値



第2図 年齢群別の人骨中Sr-90濃度の年次変化

年 令	地 区	試料採取年月	性別	試料数	骨 種	安定 S r	⁹⁰ Sr (pCi/gCa)
胎 児	東 京	65年10月		1	全 身 骨	0.233	2.89
〃	〃	〃		1	〃	0.242	1.68
〃	〃	4月		1	〃	0.321	2.19
〃	〃	12月		1	〃	0.291	1.67
〃	〃	11月		1	〃	0.220	2.58
〃	〃	〃		1	〃	0.216	3.49
〃	〃	〃		1	〃	0.230	2.20
〃	〃	〃		1	〃	0.220	1.99
〃	〃	10月		1	〃	0.240	1.61
〃	〃	〃		1	〃	0.242	2.02
〃	〃	〃		1	〃	0.186	2.19
〃	〃	〃		1	〃	0.254	1.35
1ヶ月	〃	5月		1	〃	0.272	2.56
7〃	〃	10月		1	〃	0.352	4.91
8〃	〃	12月		1	〃	0.242	4.99
10〃	〃	10月		1	〃	0.306	2.50
10〃	〃	10月		1	〃	0.314	2.06
10〃	〃	12月		1	〃	0.262	2.21
10〃	〃	11月		1	〃	0.358	3.91
10〃	〃	10月		1	〃	0.292	5.63
1才	〃	〃	M	1	〃	0.362	10.90
〃	〃	〃	M	1	〃	0.314	6.09
2	〃	5月	M	1	肋骨, 大腿骨	0.388	11.08
3	〃	10月	F	1	〃	0.329	6.01
4	〃	1月	M	1	〃	0.318	3.56
5	〃	5月	F	1	〃	0.306	3.96
6	〃	〃	M	1	〃	0.342	1.50
〃	〃	一	M	1	肋骨, 脊椎, 大腿骨	0.320	1.96
7	〃	10月	M	1	肋骨	0.298	2.70
〃	〃	〃	M	1	〃	0.425	2.18
〃	〃	〃	M	1	〃	0.322	3.92
8	〃	5月	M	1	〃	0.305	3.06
〃	〃	2月	M	1	〃	0.325	3.47
〃	〃	7月	M	1	〃	0.347	2.38
11	〃	10月	M	1	〃	0.405	1.72
〃	〃	〃	M	1	〃	0.446	1.95
14	〃	1月	M	1	〃	0.430	2.10
〃	〃	3月	F	1	〃	0.431	2.27
15	〃	11月	F	1	〃	0.490	3.05
〃	〃	1月	M	1	〃	0.432	2.24

年 令	地 区	試料採取年月	性別	試料数	骨 種	安定 S r	⁹⁰ Sr (pCi/gCa)
16才	東 京	65年 3月	F	1	肋骨	0.456	1.40
〃	秋 田	3月	M	1	〃	0.512	1.81
〃	〃	4月	M	1	〃	0.425	3.80
〃	東 京	1月	M	1	〃	0.620	2.06
〃	〃	2月	F	1	〃	0.520	2.94
17	〃	10月	M	1	〃	0.459	2.10
〃	〃	3月	M	1	〃	0.551	1.92
〃	〃	2月	M	1	〃	0.522	2.12
18	〃	10月	M	1	〃	0.532	2.14
〃	〃	〃	M	1	〃	0.522	2.11
〃	〃	7月	M	1	〃	0.608	4.01
〃	〃	1月	F	1	〃	0.501	2.06
20	〃	〃	M	1	〃	0.490	2.02
〃	〃	〃	M	1	〃	0.532	1.69
〃	大 阪	6月	F	1	〃	0.555	1.07
〃	東 京	〃	M	1	〃	0.524	1.95
23	大 阪	2月	F	1	〃	0.471	0.77
〃	東 京	〃	M	1	〃	0.620	1.34
26	〃	1月	M	1	〃	0.526	1.31
30	秋 田	〃	M	1	〃	0.452	2.12
31-34	〃	〃	M	2	〃	0.490	1.61
30-34	〃	4月-7月	F	3	〃	0.632	0.46
32-35	東 京	3月-7月	M	3	〃	0.602	0.57
36-39	〃	〃	F	3	〃	0.515	0.36
35-40	宮 城	4月-7月	M	2	〃	0.352	0.40
41-44	〃	〃	M	5	〃	0.532	0.31
42-45	北海道	〃	F	4	〃	0.425	0.28
40-48	新 潟	1月-6月	M	3	〃	0.430	0.34
51-59	北海道	4月-8月	M	3	〃	0.530	0.28
53-59	〃	2月-3月	M	4	〃	0.512	0.32
60-69	大 阪	2月-4月	M	3	〃	0.505	0.25
70-79	〃	2月-4月	M	2	〃	0.542	0.27

45. 空間分布γ線量の観測報告

水戸地方気象台

渡 辺 盛 夫

昨年(1965)年8月～1966年9月迄の空間分布γ線量の測定結果を報告する。

〔測定条件〕

検出器……………GM管 Aloka-4225
 計数装置……………スケーラー Aloka TDC-1
 レートメーター Aloka DC-10
 校正用線源…………… $^{226}\text{Ra}-690\mu\text{c}$ $^{137}\text{Cs}-100\mu\text{c}$
 線量率校正常数…………… $0.059\mu\text{r/hr}\cdot\text{cpm}$
 測定方法……………GM管を屋上に直立(地上高5m
 コンクリート床上1m)
 測定日時……………毎週月曜日 9時～10時に30分間測定

〔測定結果〕

表 (空間 γ 線量率)

1963年平均 $9.1\mu\text{r/hr}$
 1964年平均 8.3 $\mu\text{r/hr}$
 1965年平均 8.1 $\mu\text{r/hr}$

年・月・日	$\mu\text{r/hr}$	年・月・日	$\mu\text{r/hr}$
1965. 8. 3	7.9	1966. 1. 3	8.2
8. 7	7.9	1.10	8.1
8.16	7.8	1.17	8.0
8.23	9.0	1.24	8.0
8.29	7.8	1.31	8.2
(月平均)	(8.1)	(月平均)	(8.1)
9. 5	7.8	2. 7	7.9
9.13	7.8	2.14	8.1
9.20	7.7	2.21	7.9
9.27	8.1	2.28	8.0
(月平均)	(7.9)	(月平均)	(8.0)
10. 4	7.7	3. 7	9.3
10.11	8.5	3.15	8.0
10.18	8.0	3.20	8.3
10.25	8.0	3.29	8.6
(月平均)	(8.0)	(月平均)	(8.6)
11. 1	8.0	4. 4	8.3
11. 8	8.3	4.11	7.9
11.15	7.8	4.18	7.8
11.22	7.8	4.25	8.0
11.29	8.3	(月平均)	(8.0)
(月平均)	(8.0)	5. 2	8.1
12. 6	8.1	5. 9	7.8
12.13	8.0	5.10	7.9
12.20	8.2	5.11	8.4
12.27	8.0	5.13	7.9
(月平均)	(8.1)	5.16	7.8

測定時・雨天

測定時・雨天

5月9日16時
頃中共で核実験

年・月・日	$\mu\text{r/hr}$
1966. 5.23	7.9
5.30	8.1
(月平均)	(7.9)
6. 6	8.1
6.13	7.9
6.20	7.7
6.27	7.9
(月平均)	(7.9)
7. 4	7.7
7.11	8.0
7.18	8.7
7.25	7.8
(月平均)	(8.1)

注 2日 9日
16日 23日
30日の5回
平均

年・月・日	$\mu\text{r/hr}$
1966. 8. 1	7.9
8. 8	8.0
8.15	7.9
8.22	7.7
8.29	7.8
(月平均)	(7.9)
9. 5	7.7
9.12	7.9
9.19	7.8
9.26	7.8
(月平均)	(7.8)

以上現在では別表の如く大体 $8\mu\text{r/hr}$ の水準にある。

尙1966年5月9日に行われた中共核実験による顕著な増加は見られなかった。

46. 家屋内におけるバックグラウンド放射線量の測定-2

放射線医学総合研究所

渡辺 博 信, 山下 幹 雄

小 口 節 子

天然放射線に対する外部被曝線量を評価するための一資料として、家屋内における線量率の測定を行なった。一般に、家屋内における γ 線量は、建築物の壁を透過する野外放射線の程度、建材中に含まれる天然放射性物質からの寄与の程度等によって、建築物の種類によって複雑に変化する。一般住宅家屋内における γ 線量率の平均的レベルを推定するためには、数多くの実地測定が必要とされる。今回の調査は、このような目的で、家屋内線量の広範囲な調査を行なうための基礎資料を得るために東京都周辺の一般住宅を対象として、家屋内における全線量率、家屋内放射線場の特質、建材中の放射性物質からの寄与の程度等について、建築構造別に検討を行なったものである。一般に、地上における天然 γ 放射線は、宇宙線による寄与を除けば、地中および建築物等に含まれる ^{238}U 崩壊シリーズ ^{232}Th 崩壊シリーズおよび ^{40}K の三主要成分からの一次 γ 線とその散乱線から構成され、その強度は、それらの含有量と散乱に影響する幾何学的条件によって変化する。このため、家屋内 γ 線の特質を調べるためには、屋内における全線量率の測定を行うとともに、屋内 γ 線の角度分布およびエネルギー分布について知ることが必要である。

家屋内 γ 放射線場の特質を調べるために次の実験を行なった。

1) 家屋内における全線量率の測定 プラスチック製イオンチェンバー(直径20cm, 壁厚6mm)

と振動容量電位計により、充電法により、20%以内の誤差によって測定された。校正はRa1mc標準線源により行なわれた。

Ⅱ) 家屋内における主要一次 γ 線束の角度分布の測定 5cm厚の鉛でコリメートしたNaI(Tl)検出器(4"φ)および100チャンネル液高分析器を用い、主として上2 π 方向(および下2 π 方向)から入射する γ 線のスペクトルを測定した。コリメートされた検出器の感度の方向依存性および γ 線束に対する絶対効率 ^{137}Cs (0.66MeV)および ^{60}Co (1.33MeV)からの γ 線に対して実験的に定めた。また相対的感度のエネルギー依存性は種々のアイソトープを用いて行なわれた。得られた γ 線スペクトルは、主として ^{40}K (1.46MeV)および ^{208}Tl (2.62MeV)のフォトピークについて解析した。

Ⅲ) 野外における全線量率の測定および主要一次 γ 線束強度の測定

以上の測定を家屋内においては東京周辺の各建築構造の住宅10数例について、野外では放送研グランドにおいて周辺の建築物の影響の少ない条件で行なった。

測定された γ 線スペクトルから、全線量率に寄与する主要な一次 γ 線は、今回測定を行った地域では ^{40}K (1.46MeV)および ^{208}Tl (2.62MeV)の2本であり、Ra-Cからの寄与はいずれの場合にも比較的少ないことが見出された。

家屋内における γ 線量率

	全線量率 (除宇宙線) $\mu\text{r/hr}$	$^{40}\text{K}+^{208}\text{Tl}$ 上2 π $\mu\text{r/hr}$	$^{40}\text{K}+^{208}\text{Tl}$ 下2 π $\mu\text{r/hr}$	$^{40}\text{K}+^{208}\text{Tl}$ $\mu\text{r/hr}$	$^{40}\text{K}+^{208}\text{Tl}$ 率 %
野 外					
放医研グランド	3.30	0	0.44	0.44	13.3
軽木造(和式)					
A(千葉)	3.63	0.37	0.37	0.74	20.4
B(文京)	2.79	0.10	0.51	0.61	21.9
C(世田谷)	4.02	0.67	0.37	1.04	25.9
D(大田)	5.33	0.43	1.20	1.63	30.6
E(杉並)	3.09	0.46	0.29	0.75	24.3
F(杉並)	2.95	0.01	0.54	0.55	18.6
G(江戸川)	3.42	—	—	—	—
H(横浜)	4.62	0.47	0.54	1.01	21.8
I(武蔵野)	4.38	0.44	0.46	0.90	20.5
重木造(防火,洋式)		—			
J(千葉)	2.43	0.49	0.65	1.14	46.9
K(文京)	2.20	—	—	—	—
L(文京)	2.94	0.37	0.67	1.04	35.4
コンクリート					
M(中野)	3.63	0.50	0.33	0.83	22.9
N(渋谷)	2.05	0.59	0.55	1.14	55.6
O(千葉)	5.62	1.27	1.17	2.44	43.4

測定結果を表に示す。第2欄に電離箱による全線量率の測定結果を示し、 ^{40}K および ^{208}Tl の一

次 γ 線による線量寄与のうち、上方2 π 方向および下方2 π 方向からの寄与およびその総和をそれぞれ第3, 4, 5欄に示す。また第6欄に全線量率のうちこれらの一次 γ 線が占める割合を示す。

上記の測定結果から、家屋内の γ 放射線について下記の点が明らかにされた。

1) 家屋内における γ 線量率は大部分2~5 $\mu\text{r/hr}$ の範囲にあり、これは従来報告されている関東ローマ地域における野外線量率値と大体同じ範囲である。

2) 家屋内では、全線量率のうちの主要一次 γ 線による割合が野外の場合に比べて高くなっている。木造家屋の場合で約2倍程度高く、この傾向は重建築物ほど著しくなっている。殊にコンクリート建築の場合には、全線量率の約50%程度が一次 γ 線で占められる場合があり、 γ 線エネルギー分布は野外の場合に比べて著しく硬化していることが見出された。

3) 建材等の建築物自体に含まれる放射性物質からの線量寄与は、主要一次 γ 線による線量率のうち上方2 π 方向からの寄与分と、付随する散乱線の程度を評価することによって推定される。構造が上下にほぼ等方的であるコンクリート建築物の場合で、一次 γ 線のうち上方2 π 方向からの寄与が約5%であり、このことから屋外 γ 線の寄与はほとんどないことが分る。また上記の結果により、一次 γ 線と同程度の散乱線が付随している(Build-up係数=2)こととなる。木造家屋の場合には付随散乱線の程度は極めて低いものと推定される。

4.7. 日本近海海水の全 β 放射能

気象庁 海洋気象部

秋山 勉, 吉村 広三
鷲 猛, 由良 武

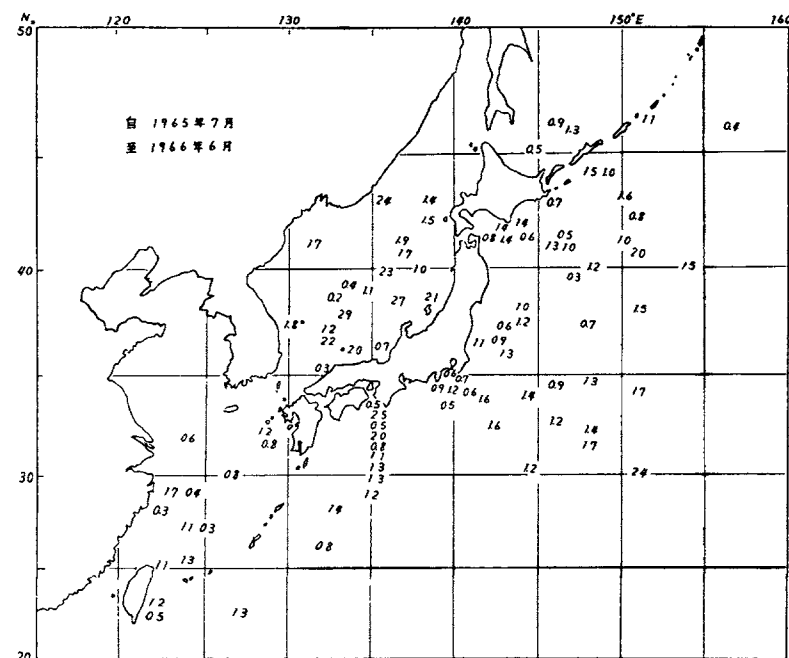
1965年7月より1966年6月までの表面海水の全ベータ測定値を第1図の分布図で示した。前年に引き続き漸減歩調で、日本海の平均値も1.4pCi/l程度となった。また1.0pCi/l以下の測定値を追ってみると、黒潮、親潮など海流の強い場所に比較的多く見られた。目立った海流の近辺では、表面水が容易に混合されるため、フオールアウトの減少から、そのような場所で低下が目立ったとも考えられる。

表は今迄たびたび報告してきた観測結果を一括し、年毎に海域別に求めた平均値の一覧である。

表中太平洋側(黒潮域)とあるのは、南方定点(29°N, 135°E)のデータを除いた南方海域および東方海域の測定値によるもので、塩素量19.0%以上の海域である。また太平洋側(親潮域)とあるのは塩素量18.5%以下の海水の測定値からの平均で、海域は大まかにみれば金華山沖合以北である。なお両者の中間に当る塩素量18.5~19.0%の海域を混合域とした。

表中*印は平均値を出すさいに用いた測定値が10個以下の場合である。特にオーツク海が少なく、中には2~5個で平均をとった場合もある。なおもっとも多数を平均したのは1960年太平洋側(黒潮域)で79試料であった。

表からみられるように1958~1959年に表われたピークのさいは黒潮域、東支那海が比較的



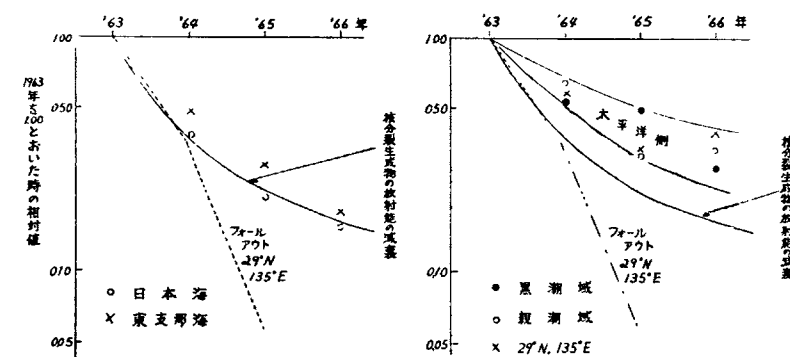
第1図 海水全ベータ放射能 pCi/l

表1. 海域別にみた表面海水の全ベータ放射能

年次	単位 pCi/l						
	太平洋淵 (黒潮域)	太平洋淵 (親潮域)	太平洋淵 (混合域)	日本海	オホーツク海	東支那海	南方定点 29°N, 135°E
1956年	*3.45	—	—	—	—	—	*1.74
1957	0.82	0.47	0.47	—	—	—	1.01
1958	1.40	1.18	1.43	2.53	*1.25	*5.24	3.13
1959	4.66	2.32	2.43	2.55	*1.02	1.87	2.76
1960	1.03	0.27	0.77	0.70	*0.54	0.88	0.68
1961	0.84	0.54	1.48	0.78	*0.75	1.21	0.50
1962	1.94	*0.96	1.57	4.49	—	1.98	0.95
1963	3.16	2.69	2.31	9.41	*2.74	3.74	3.57
1964	1.74	1.68	2.21	3.51	*1.05	*1.76	2.00
1965	1.52	0.93	1.31	1.95	*0.90	1.07	1.27
1966(前半)	0.85	*0.86	*0.94	1.48	—	*0.67	1.28

高い数値を示した。1957～1958年の核爆発総量は85メガトンといわれ、その中でビキニ，エニウェトックの実験回数は31%を占めていた。従ってローカルなフォールアウト，もしくは対流圏フォールアウトが海流に乗り南方から移送され，日本南方海域が他と比べ高レベルになったと考えられる。

1963年にみられる第2のピークは日本海が著しく高い。1961～1962年の核爆発では相対的にシベリヤ，北極圏核実験が多く(69回，44%)，降雪，降雨などによるフォールアウトが日本海沿岸で特に多くなっていた。しかし，日本海の海洋の特性もさらに寄与していたと考えられる。昨年の報告の時に触れたが，日本海の固有水といわれる北乃至は西方の寒冷な水塊は，表層が春から夏にかけて暖められ，10～40m程度の深さに温度の急下降から生じる著しい躍層を作り，下層と表層水との混合を阻止する。加えて日本海では対馬海流以外に強い海流がないから，流れによって強制的に混合されることも少なく，水平的に表層水が運び去られる度も少ない。そのため表面に落下した放射性物質は薄い表層に滞留し，蓄積され冬の混合期まで保存される。今まで得られた高い測定値の多くは北の海面のものであり，春の半ばから秋にかけてのものであった。冬期の鉛直混合は温度，塩分の分布から考え，北部海域では数100mに達するから表層に蓄積をされたものは速かに下層に拡散されると考えられる。従って日本海の表面海水の放射能値は年毎のフォールアウトに大きく左右されると思われる。



第2図

図2に日本海，東支那海の放射能の最近の減少の傾向と太平洋淵の傾向とを示した。参考のため Hunter-Ballou の核分裂生成物の相対的強度の図表から Sr^{90} によって全放射能の減衰を求め実線で入れた。なお1963年を核分裂後1年と考え相対的強度を1.00とおいた。分別効果を抜きにした理論的減衰と日本海の実測値は見かけ上一致する。しかしおそらくこれはフォールアウトによる注入と表層からの逸失がたまたまバランスしたためであろう。東支那海のように冬期の混合が日本海程でない海域では相対値の減少が緩やかである。太平洋淵も同じように緩やかだが，この場合は海流による強制混合を常に考えに入れなくてはならない。いずれ日本海的全ベータフォールアウトを何らかの方法で推定し，表層における放射能の経年的収支を明らかにしたい。

4.8. 日本近海海水の放射能

海上保安庁水路部

塩崎 愈, ○背戸 義郎

1. 調査方法

全放射能については前年同様、太平洋側では黒潮を中心として、陸側、沖側の3海域に分け、又日本海側では日本海南部、北部の2海域に分け、現在迄太平洋、日本海両方合わせて29試料を採取し、測定を行なっている。

核種分析試料について、太平洋側では水路部で行なっている海流通報、定線観測の都度、黒潮中心部で海水を採取、又日本海側では、小樽、新潟、舞鶴の管区水路部で行なう定線観測の都度海水を採取、現在迄太平洋、日本海側合わせて31試料を採取し、Sr-90, Cs-137, Ce-144の分析を行なっている。

2. 調査結果

イ) 全放射能

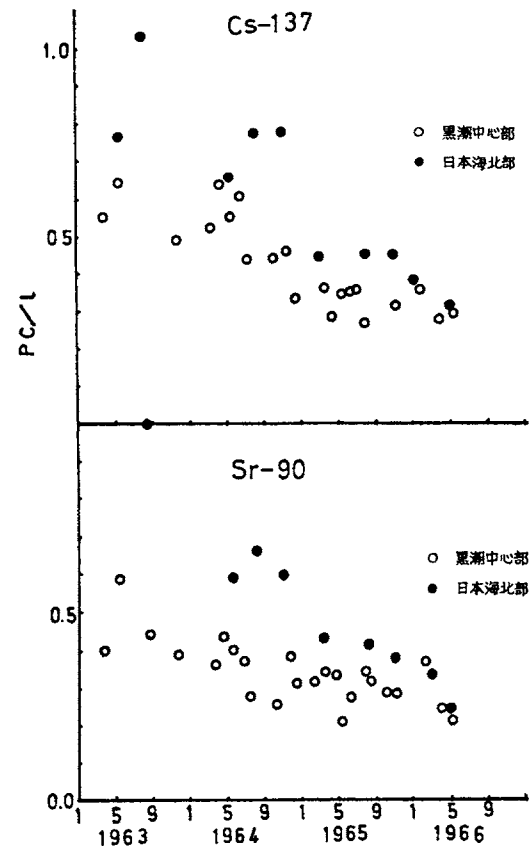
太平洋側…65年11月から66年2月にかけて、黒潮中心部と陸側では、 $1.72 \sim 0.79 \text{ dpm/l}$ の値が得られた。一方沖側では $2.7 \sim 2.3 \text{ dpm/l}$ と前者と比較するとやや高い傾向が見られる。

日本海側…日本海南部、北部に於て、海域別の差はみられず、太平洋側と同程度のレベルを示している。又昨年迄みられたスプリングマキシмумは認める事が出来なかった。

ロ) 核種分析結果

Sr-90, Cs-137, Ce-144の経年変化の1例を図1に示す。

太平洋側…65年11月には、Sr-90 0.29 pc/l , Cs-137 0.30 pc/l , Ce-144 0.14 pc/l の値が得えれたが、66年の2月にはSr-90 0.37 pc/l , Cs-137 0.36 pc/l 、とや



第1図 核種別経年変化図

高い値を示し、4

～5月にかけて

Sr-90 $0.25 \sim$

0.22 pc/l , Cs-

137 $0.28 \sim 0.30$

pc/l と再び低

くなっている。

Ce-144は同期

間に於て変化ない。

日本海側…65年11月には

日本海南部、北部

とも、Sr-90

$0.38 \sim 0.44 \text{ pc/l}$

Cs-137 0.45

$\sim 0.46 \text{ pc/l}$ の

値を示していたが

66年4～5月に

は、Sr-90 0.25

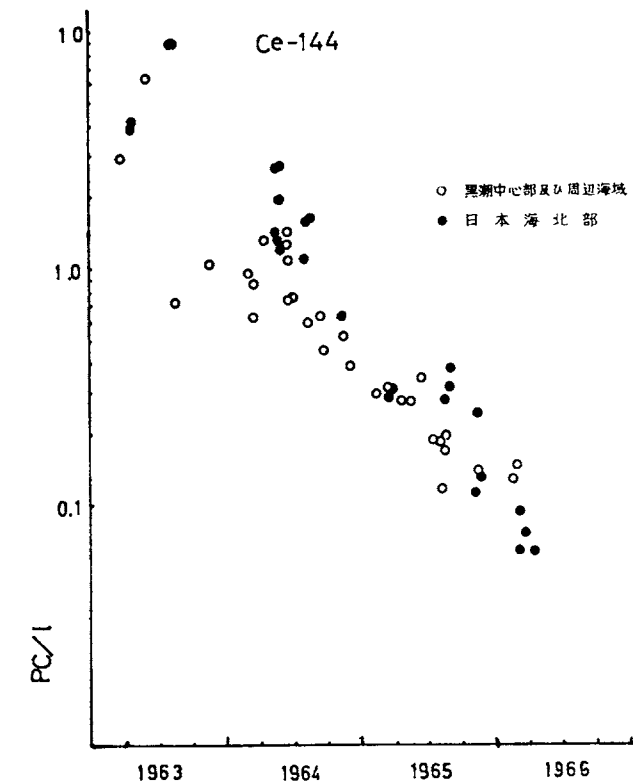
pc/l , Cs-137

$0.32 \sim 0.31 \text{ pc/l}$

と低い値を示し、

黒潮中心部と同程

度のレベルを示している。



第2図 核種別経年変化図

4.9. 佐世保、横須賀港の海水、海底土の全放射能

海上保安庁水路部

塩崎 愈, ○背戸 義郎

原潜入港に対処しての佐世保、横須賀港の全放射能のレベル調査を目的とし、海水については、グロスβ、海底土については、グロスβ、グロスγの測定を行なった。

調査方法は前年度に引続き、佐世保港7点、横須賀港6点を選び、年4回の定期調査を計画し、現在迄に2回の調査を済ませている。

試料の採取は、海水の場合、各測定の表層、底層から各40ℓを採取した。試料には採水後、ただちに濃塩酸を40ml/20ℓの割合で加えた。

海底土はカンナ型採泥器を用いて各測点で採取、浮泥の少ない点では筒型採泥器を用いた。採取量

5 0. 北太平洋海水中のCs-137, Sr-90

気象研究所

三宅 泰雄 ○猿橋 勝子
葛城 幸雄 金沢 照子

北太平洋西部海域の表面海水中のCs-137およびSr-90の濃度の年変化を第1表に示す。

第1表に示すように、Cs-137およびSr-90は1957年には0.9~4.8 pCi/l, 0.6~2.3 pCi/lであったが、年とともに次第に減少し、1961年にはそれぞれ0.2~0.5, 0.2~0.4 pCi/l, その後ふたたび増大し1964年には0.6~0.8, 0.4~0.6 pCi/lとなった。初期のころの高い値はビキニからのCs-137, Sr-90が北赤道海流および黒潮にのってこばれたものであり、その後の減少は拡散によるものである。1962年からの増加は成層圏降下物の増大にともなうものである。

比較のために北太平洋東部海域の海水中のCs-137およびSr-90の年変化を第2表に示す。

第2表に示すように1959年には、Cs-137は0.04~0.15 pCi/lであったが、1964年には0.7~0.8 pCi/lと増大した。

Cs-137濃度の初期の増加は、西部海域からの混合が進んだことをしめすものであ

第1表 北太平洋西部海域のCs-137, Sr-90

年	Cs-137	Sr-90
1957	0.9-4.8	0.6-2.3
58	0.4-3.3	0.2-3.1
59	0.2-2.6	0.3-2.3
60	0.4-0.9	0.1-0.5
61	0.2-0.5	0.2-0.4
62	0.2-0.7	0.2-0.5
63	0.4-0.9	0.4-0.6
64	0.6-0.8	0.4-0.6

第2表 北太平洋東部海域のCs-137, Sr-90

年	Cs-137	Sr-90	測定者
1959	0.04~0.15		Folsom
60	0.04~0.18		"
61	0.10~0.23		"
62	0.13~0.41	0.10~0.30	Folsom, 猿橋
63			
64	0.7~0.8	0.3~0.6	Folsom

り、1964年以後の急増は成層圏降下物の増大によるとえられる。現在では、第1表、第2表から分るように、北太平洋東部海域と西部海域の表面海水中のCs-137濃度はほとんど等しい値を示す。

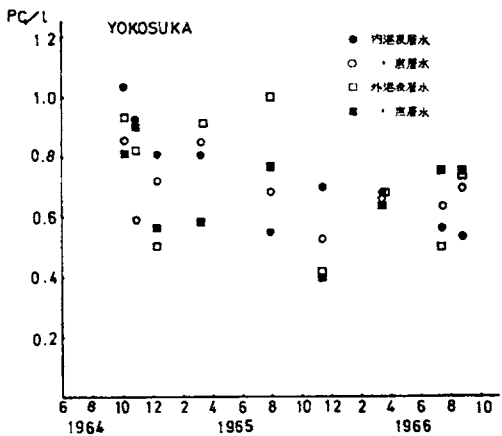
5 1. 表面海水中の放射性核種

放射線医学総合研究所

○大桃洋一郎 山口治子 佐伯誠道

[1] 緒言

前年度に引き続き、東京湾内の3地点および福島、新潟並びに広島各衛生研究所において採取さ



第1図 港湾水gross-βの推移

は乾燥後1kg以上となる程度の量である。

海水のgrossβの測定はFe-Ba法によって行ない、海底土のgrossβの測定は乾燥細土の0.5gを試料皿にとりGM計数装置で測定した。又grossγの測定には乾燥細土100gをとり、3"φ×3"NaI(Tl)シンチレーターを検出体とした医理研製シングルチャンネルスペクトロメーターを用いて行なった。

これら一連の測定結果は次の如くであった。

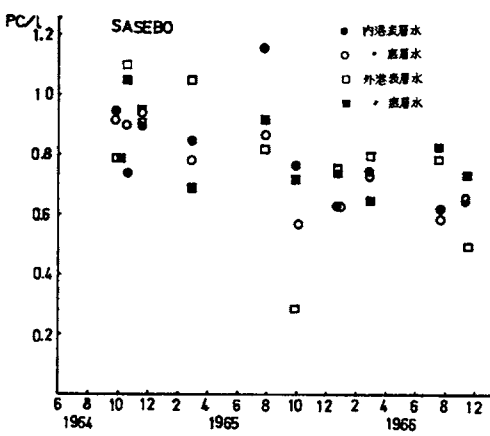
海水のgrossβは、佐世保港では、65年12月から66年9月にかけて、0.3~1.1 pc/lの範囲にあり日本近海海水の値と同程度のレベルを示している。一方横須賀港では、65年11月から66年8月にかけて0.3~1.4 pc/lのレベルにあり、佐世保港と大差ない。

佐世保、横須賀港の内港、外港の平均値の推移を図1に示す。上記の期間内では、両港共0.4~0.8 pc/lの範囲にあり差がみられなかった。

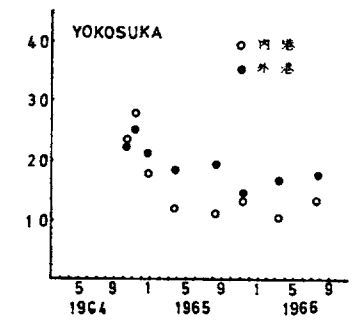
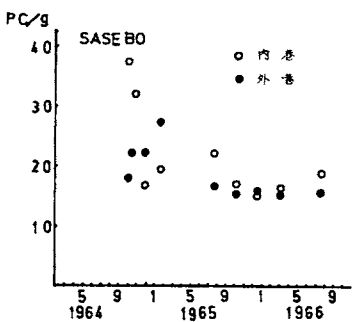
海底土のgrossβの内港、外港の平均値の推移を図2に示す。佐世保港では、65年12月から66年9月にかけて、内港、外港との間には差がみられず15~20 pc/gの範囲にある。

横須賀港では65年11月から66年8月にかけて、内港では10~14 pc/gの値を示し、外港では15~17 pc/gの値を示し、外港の方がやや高い傾向がみられるが、これは内港の底質が粘土で形成され浮泥が少ないためと考えられる。

佐世保、横須賀港の間では大差のない値を示している。



第1図-2 港湾水gross-βの推移



れた表面海水中に含まれる放射性核種の濃度測定を行なった。対象核種は、 ^{90}Sr 、 ^{137}Cs 、 ^{144}Ce および ^{95}Zr - ^{95}Nb の4核種である。

〔2〕分析法

分析法は塩崎らの方法〔J. Oceanogr. Soc. Japan, 20(2), 31 (1964)〕に準じて行なった。

〔3〕結果並びに考察

第1表に示したのは、1965年10～11月および1966年1～2月に採水された表面海水中の ^{90}Sr 、 ^{144}Ce および ^{137}Cs 濃度である。

第1表 表面海水の放射性核種濃度

採水地点			採水年月日	濃度			$^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$
				$^{90}\text{Sr}(\text{pCi}/\ell)$	$^{144}\text{Ce}(\text{pCi}/\ell)$	$^{137}\text{Cs}(\text{pCi}/\ell)$	
東京湾内	千葉港		40.11.4	0.32 ± 0.05	0.04 ± 0.02	0.32 ± 0.05	1.0
	"		41.2.15	0.28 ± 0.04	0.05 ± 0.01	0.30 ± 0.03	1.3
	木更津		40.11.5	0.40 ± 0.05	0.10 ± 0.01		
	"		41.2.16	0.34 ± 0.04	0.02 ± 0.01	0.28 ± 0.03	0.8
	上総湊		40.11.10	0.16 ± 0.04	0.02 ± 0.01		1.4
	"		41.2.11	0.28 ± 0.03	0.07 ± 0.01	0.35 ± 0.03	1.3
新潟湾	新潟市沿岸	A	40.10.26	0.40 ± 0.04	0.02 ± 0.01		1.1
	"	B	"	0.22 ± 0.02	0.04 ± 0.01		
	"	C	"	0.23 ± 0.02	0.03 ± 0.02		3.3
	"						
広島湾内	広島湾	A	40.10.4	0.26 ± 0.02	0.06 ± 0.02		1.5
	"	B	"	0.29 ± 0.02	0.05 ± 0.02		2.6
	"	"	41.1.28	0.35 ± 0.03	0.02 ± 0.01	0.36 ± 0.03	1.0
	"	C	40.10.4	0.31 ± 0.03	0.06 ± 0.02		2.2
	"						
	"						
福島島	小名浜三崎沿岸		40.11.17	0.27 ± 0.02	0.07 ± 0.01	0.36 ± 0.03	1.3
	松川浦燈台沿岸		40.11.18	0.32 ± 0.03	0.03 ± 0.01	0.35 ± 0.03	1.1
	久の浜波立海岸		40.11.17	0.32 ± 0.03	0.11 ± 0.02	0.34 ± 0.03	1.1

^{90}Sr 濃度は、前年度に比較してほとんど変動が認められない。全国を通じて約 $0.3 \text{ pCi}/\ell$ 前後の値を示している。

^{137}Cs 濃度については、まだ未整理のものがあるが、これまでに得られた結果を、 ^{90}Sr 濃度と対比させて第2表に示した。 ^{90}Sr 濃度の一部は、すでに1964年および1965年度の放射能調査研究成果発表会論文抄録集に報告されたものである。第2表から5～8月に採取された海水中的 ^{137}Cs 濃度が、それ以外の月に採取された試料よりもやや高い傾向が認められた。しかし分析試料数が少ないので確実なことはいえない。また $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ 比については大部分が1.3前後の値を示し、 ^{137}Cs 濃度が ^{90}Sr 濃度よりもやや高いことが認められた。この結果は、長屋らが、1960年から1962

第2表 表面海水中的 $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ 比

採水地点			採水年月日	濃度		$^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$
				$^{90}\text{Sr}(\text{pCi}/\ell)$	$^{137}\text{Cs}(\text{pCi}/\ell)$	
東京湾内	千葉港		40.3.9	0.33 ± 0.04	0.23 ± 0.03	0.7
	"		40.6.2	0.28 ± 0.02	0.39 ± 0.03	1.4
	"		40.11.4	0.32 ± 0.05	0.32 ± 0.05	1.0
	"		41.2.15	0.28 ± 0.04	0.35 ± 0.03	1.3
	木更津		39.9.3	0.57 ± 0.04	0.38 ± 0.04	0.7
	"		39.6.11	0.68 ± 0.04	0.59 ± 0.05	0.9
	"		40.2.26	0.16 ± 0.03	0.21 ± 0.05	1.3
	"		40.5.25	0.32 ± 0.02	0.31 ± 0.06	1.0
	"		40.8.27	0.25 ± 0.03	0.53 ± 0.05	2.1
	上総湊		41.2.26	0.34 ± 0.04	0.28 ± 0.03	0.8
	"		39.10.27	0.20 ± 0.04	0.50 ± 0.04	2.5
	"		40.2.23	0.53 ± 0.02	0.93 ± 0.06	1.8
新潟湾	新潟市沿岸	A	40.4.28	0.62 ± 0.03	0.48 ± 0.04	0.8
	"	"	40.10.26	0.40 ± 0.04	0.45 ± 0.04	1.1
	"	C	40.10.26	0.23 ± 0.02	0.75 ± 0.05	3.3
広島湾内	広島湾	A	40.5.7	0.51 ± 0.04	0.29 ± 0.05	0.6
	"	"	40.8.9	0.93 ± 0.10	0.32 ± 0.04	0.3
	"	"	40.10.4	0.26 ± 0.02	0.40 ± 0.04	1.5
	広島湾	B	40.8.9	0.58 ± 0.06	0.31 ± 0.07	0.5
	"	"	40.10.4	0.29 ± 0.02	0.74 ± 0.05	2.6
	"	"	41.1.28	0.35 ± 0.03	0.36 ± 0.03	1.0
	広島湾	C	40.5.7	0.78 ± 0.07	0.62 ± 0.02	0.8
	"	"	40.8.9	0.21 ± 0.03	0.38 ± 0.03	1.8
福島島	小名浜三崎沿岸		40.6.77	0.44 ± 0.04	0.70 ± 0.05	1.6
	"		40.8.18	0.44 ± 0.03	0.50 ± 0.05	1.1
	"		40.11.17	0.27 ± 0.02	0.36 ± 0.03	1.3
	松川浦燈台沿岸		40.5.26	0.31 ± 0.02	0.38 ± 0.05	1.2
	"		40.8.16	0.47 ± 0.03	0.56 ± 0.05	1.8
	"		40.11.18	0.32 ± 0.03	0.35 ± 0.03	1.1
	久の浜波立海岸		40.6.10	0.53 ± 0.03	0.48 ± 0.04	0.9
	"		40.8.17	0.49 ± 0.04	0.52 ± 0.03	1.1
	"		40.11.17	0.32 ± 0.03	0.34 ± 0.03	1.1

年にかけて、神戸、横浜、名古屋港の表面海水について得た値 $0.8 \sim 1.1$ (水路要報, 478, 53 (1964)) よりやや高く、1963年日本近海表面海水について得られた値 1.5 (水路要報,

678, 63(1964))よりやや低い。

長屋らは、海底土中の $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ 比が高いことから、海水中 ^{137}Cs が不安定であって、懸濁物への吸着等により海水中から除去されて沈積しやすいことを明らかにしており、また佐伯および鎌田は、海水への放射性物質の供給源の一つである河川水中の $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ 比が、年々減少していることを認めている。これらの事実より、沿岸表面海水中の $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ 比が年々減少する傾向を示すものではないかと推測されたが、明らかな年次的変動を認めることはできなかった。それは、採水地点および採水時期によって、試料中にかなりの懸濁物が存在することがあり、採水された海水は、普通ろ過などの前処理を行わずに、そのまま分析に供されるため、たとえば海底土の表土の舞上がりなどがあった場合には、それも含めて測定されるため、年次的変動が現われないのではないかと推測された。このことから、海水中の放射性物質の分析を行なう場合、ろ過などの前処理を行なうべきか否か、行なうとすれば、どのような前処理を行なうべきかは、大切な問題の一つであろうと考えられる。

^{144}Ce は、前年度に比較していちじるしい減少を示したが、これは、前年度の抄録集にも述べたように、物理的半減期が ^{90}Sr や ^{137}Cs に比較して短いこと、および海水中の懸濁物に附着してすみやかに沈降したことによるものであろうと推測される。

$^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$ については、前年度と同様全く検出されなかった。

52 海水中のクロム—51の捕集について—Fe(III)を還元剤として用いる水酸化鉄共沈法—

国立公衆衛生院

岩 島 清 ・ 門 馬 俊 子
山 県 登

クロム—51は通常、原子炉冷却水中に最も多く含まれており、海洋投棄がおこなわれた場合注目しなければならない核種の一つである。

海水中の特に誘導放射性核種を主とした放射性核種の二酸化マンガンの捕集について、第5回・第7回の放射能調査研究会で既に報告したが、Cr(VI)は15%程度二酸化マンガンの捕集されたに過ぎなかった。海水中ではクロムは CrO_4^{2-} の化学形で溶存している¹⁾²⁾で、本実験では捕集後のクロムの分離・その他の容易さを考慮し、還元剤としてFe(II)を用い水酸化鉄共沈法によりクロムを定量的に捕集した。

ろ過した海水にCr(VI)の ^{51}Cr を加え、担体の量および還元剤の量と捕集率の関係を検討し、表1の結果を得た。

表1の結果から、海水50mℓに対して、Cr(VI)担体0.09mgおよびFe(II)還元剤0.6mgあれば捕集は定量的におこなわれることがわかる。

第 1 表 *

担 体 Cr(VI)(mg)	還 元 剤 Fe(II)(mg)	捕 集 率 (%)
	0.6	98.8
	1.2	99.1
	1.8	99.8
0.09	0.6	99.8
0.09	1.2	98.8
0.19	0.6	99.8
0.19	1.2	99.9

* ^{51}Cr および担体を加えた海水50mℓを塩酸でpHを 1.8 ± 0.2 に調整し、かきまぜながら還元剤を加えた。Fe(II)2.25mgを塩化第二鉄溶液の形で加えた後、水酸化ナトリウムでpHを8.2に調整し、鉄水酸化物の沈澱を作った。

つぎに、全く同様の操作で、他核種の共沈挙動を検討し、第2表の結果を得た。

大容量の試水を対象とする場合を考慮し、海水4

ℓを用い、海水50mℓを用いて実験した条件をそのまま比例的に拡大して ^{51}Cr の捕集率を検討した。すなわち、Cr(VI)担体7.2mg・Fe(II)還元剤48mg、Fe(III)186mgを用いた。ただし、鉄水酸化物の沈澱生成後すぐにはろ過しないで、大容量の試水を対象とした場合を考え一夜放置したのち沈澱をろ過した。その結果、99.9%の捕集率を得た。本実験は50mℓの80倍の拡大実験であるから、さらに80倍拡大した時も $(50(\text{mℓ}) \times 80 \times 80 = 32000)$ 殆ど同様の結果が得られるものと推定される。なお、本法を用いて300~500ℓの海水処理を目下実験中である。

第 2 表

放射性核種	共沈率 (%)
(^{51}Cr	99.8 ± 0.05)
^{54}Mn	96
^{59}Fe	>99
^{60}Co	98
^{65}Zn	>99
^{85}Sr	7
^{106}Ru (III—IV塩化物)	94
^{137}Cs	8

文 献

- 1) K.Kraus Kopf, Econ, GeoL. 50th Annivarsary Volume 411(1955); Greochim, Cosmochim. Acta 9, 1(1956)
- 2) N.Cutshall, V. Johnson and C.Osterberg, Science 152, 202(1966).

53— 降水，河川水，海水中のPu—239

気象研究所

三 宅 泰 雄 ○葛 城 幸 雄
杉 村 行 男

雨水および落下塵，河川水，海水についてそのPu—239を測定した。

分析方法は次の通りである。これらの試料のFe, Alのfractionを8N HNO₃に溶解し、これをDowex 1×2, 50—100メツレユNHO₃形に通す。

Fe, Al, 希土類元素, ウラン, アクチニウム, キュリウム, アメリシウムは吸着されることなく分離される。8 N HNO₃ で洗浄後, 12 N HCl で洗浄, 希土類元素, トリウムは完全に除かれる。最後に吸着された Pu (Np) は 0.5 N HCl で溶離する。溶離液 (Pu Np) はホットプレート上で蒸発乾固したのち Pu の電着を行なう。

蒸発乾固したのち 8 N HNO₃ 1 ml で溶解し電解セルに移す。最初の 2 分間 2 amp, 5 volt で電解したのち, 1 amp 4.5 volt で 60 分間電着を行なう。電極間距離は 3 mm, 電着板としてステンレス板 (30 mm) を用いた。

Pu-239 の化学的収率は降水の場合 56 ± 5 % であった。又電着の収率は 60 分間電解を行なった場合 100 ± 3 % であった。

1958 年から 1960 年までの 3 年間の Pu-239 の降下量, Sr-90 降下量, Pu-239/Sr-90 比を表に示す。

表 Pu-239 および Sr-90 年間降下量				
		Pu-239 mc/Km ²	Sr-90 mc/Km ²	Pu-239/Sr-90 %
3月-12月	1958	0.056	5.09	1.2 ± 0.7
	1959	0.092	8.09	1.6 ± 1.0
	1960	0.049	2.39	2.0 ± 0.6

表でみられるように 1958 年は 1.2×10^{-2} , 1959 年は 1.6×10^{-2} , 1960 年は 2.0×10^{-2} である。これらの値はアメリカの HASP 計画で成層圏内の塵についての 30°-90° N の平均値 1.7 ± 0.6 とほぼ一致した値である。

河川水については北上川および最上川の溶存している Pu-239 の測定を行なった。用いた試水の量は 500 l である。

それらの測定結果については現在検討中である。

なお信濃川, 木曾川および神奈川県三崎海岸の沿岸水についても現在研究中である。

5.4 日本近海の深層流測定結果について

気象庁海洋気象部

赤松 英雄

1. 緒言

原子力平和利用にともなう放射性廃棄物の海中放出ならびに投棄に関連して, 深層水の流れの実態をつかむことが重要な課題になっている。そこで気象庁では稜風丸により 1960 年以降毎年 1 ~ 2 点日本周辺の 1000 m ~ 3000 m の深さの流れの実測を行なっている。以下この結果およびソ連船による観測結果とを併せて検討し, 日本周辺の深層水の循環について概説する。

2. 測定法

この測定は 1955 年英国の J. C. Swallow が発表したもので「つりあいうき」または「スワロー・ピンガー」と呼ばれている。これは約 4 秒に 1 回づつ 14 Kc の無指向性のパルス発振をする

超音波発振器を高力アルミニウムの容器に入れ, これに適当な付加重量 (これは測定深度の海水の密度の実測により決定する) を入れて海中に投入すると, 沈降するにしたがって周囲の海水の密度とバランスして中立状態となる。したがってその周囲の海水の流れによって移動していく。これを観測船の船首と船尾にあるハイドロフォンで受信し, 音波の到達時間差を測定して発振器の直上海面位置を適当な時間間隔で決定して行けば, その経路から平均流向, 流速を算出することができる。通常この追跡は 3 ~ 4 昼夜連続して行なわれる。この測定で最も大切な事は船位を常に ± 0.1 ~ 0.2 マイル以内の精度で決定しなければならないので, レーダーレフレクターを付けたアンカーブイを深海に設置して行なう。(ローラン A は使用できない)

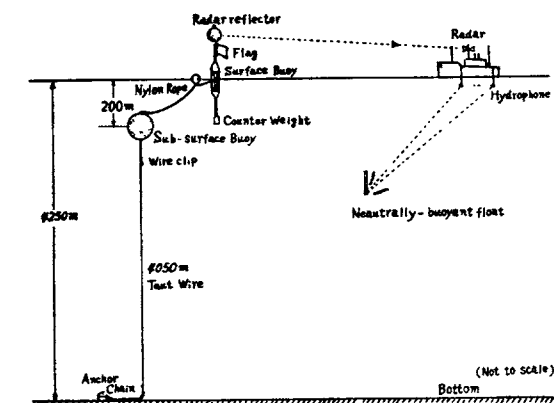
Fig. 1 にはこの測定の原理を Fig. 2 には 1963 年 7 月鳥島南東方, 29°47' N, 141°41' E の 1000 m の深さの追跡例を示してある。図中の数字は日付と時刻である。

3. 観測結果

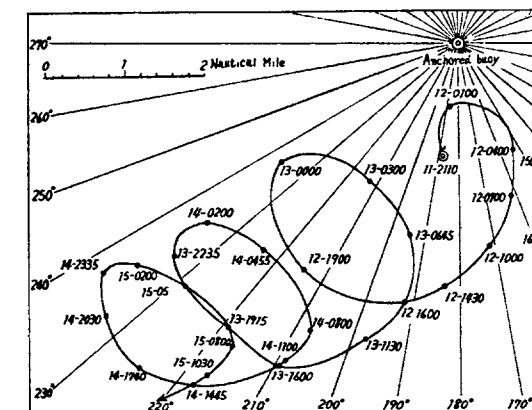
表 1 に 1960 年より 1966 年に至る間に我々が行なった観測結果を示してある。

表 1 Results of deep sea direct current measurements

Position (mean)	Date	Depth of measurement (m)	Current Speed (cm·Sec ⁻¹)	Current direction (deg)
39°35' N	Sep. 7-8 1960	1500	1.0	124
145°07' E	Sep. 8-9 1960	2500	6.7	130
38°00' N	May. 17 1961	1000	55.4	223
144°30' E	May 18-19 1961	3000	1.4	219



第 1 図



第 2 図

32°47'N 135°38'E	Nov.23 1961	2000	≤3.0	—	
32°50'N 138°20'E	Nov.19—20 1962	1000	17.5	240	
29°47'N 141°41'E	July.11—15 1963	1000	3.0	244	(inertia oscil. p=24 ^{hr})
31°37.5'N 143°08.5'E	July.21—24 1964	1000	4.7	265	(inertia oscil. p=23 ^{hr})
28°03'N 138°02.5'E	July.24—28 1964	2000	2.7	168	(inertia oscil. p=23 ^{hr})
39°48.7'N 131°43.7'E	May.19—22 1965	1000	3.8	138	(inertia oscil. p=24.5 ^{hr})
	May.30—June 1966	800	1.5	235	(inertia oscil. p=19 ^{hr})

4. 結 論

「つりあい」による深層流測定が1960年から1966年の間11回なされ、本州東方においてその結果を今迄の種々な説と比較したところ、この「うき」による直接測定の結果は今迄の諸説とは逆に日本海溝沿いに2—3 cm/secの南下深層流の存在を示した。この深層流は2000m~3000mの深さを占め、日本海溝の北端から始まって関東東方の黒潮の下を横切り約30°Nあたりまで流れる。これは岸人(Kishindo, 1940)が発表した説を支持するよう思える。すなわち伊豆海嶺の東側の西太平洋の4000~5000mの底層水の起源は45°S, 180°E付近から北上した南極系水であり、これが千島列島およびカムチャッカ海域で湧昇し、2000~3000mの層を反対に南下しているものであろう。また1000m内外の流れはほとんど表層の流向と同じであるが流速は数10 cm/secから数 cm/secである。

日本海の深層ではほとんど流れはないとされているが、実例によると800mの深さでは反時計廻りの1.5 cm/sec程度のゆっくりした環流があるらしい。

References

- FEDOROV, K.N. (1960): On the evaluation of the deep-currents in the West Pacific Ocean. Works of Institute of Oceanology, Academy of Science. Vol. XL (in Russian)
- FUKUOKA, J. (1962): Abyssal circulation in the Atlantic near the Poles and abyssal circulation in the Pacific and other Oceans in relation to the former. Jour. Oceanogr. Soc. Japan, 18, 5-12.
- KISHINDO, S. (1940 a): On the bottom temperature and the bottom current in the Pacific (in Japanese) Hydrogr. Bull., No. 213, 19, 259-270.
- KISHINDO, S. (1940 b): On the stratification of sea water and deep current in the Pacific (in Japanese) Hydrogr. Bull., No. 216, 19, 351-362
- KOSHLyakov, M.N. (1963): Vertical circulation of waters in the region of the Kuroshio. Deep-Sea Res., 10, 284-292 (Eng. transl.)
- MASUZAWA, J. (1960): Western boundary current and vertical motions in the Subarctic North Pacific Ocean. Jour. Oceanogr. Soc. Japan, 16, 69-73.
- MASUZAWA, J. and H. AKAMATSU. (1962 a): Hydrographic observation during the JEDS-4. Oceanogr., 13, 122-130.
- MASUZAWA, J. (1962 b): The deep water in the western boundary of the North Pacific. Jour. Oceanogr. Soc. Japan, 20th Anniy., Vol. 279-285
- MUROMTSEV, A.M. (1958): Principle characteristics of hydrology of the Pacific Ocean. State Oceanogr. Inst. Hydrometeorolog. Service Press. Leningrad.
- NAN'NITI, T., Y. TAKENOUTI and M. YASUI (1962): The deep-current in the sea east of Japan. Oceanogr. Mag., 13, 89-101.
- NAN'NITI, T., A. WATANABE, H. AKAMATSU and T. NAKAI (1963): Deep current measurements in the cold water mass and vicinity, the Enshu-Nada Sea. Oceanogr. Mag., 14, 135-139.
- NAN'NITI, T., H. AKAMATSU, T. NAKAI and K. FUJII (1964 a): An observation of a deep current in the southern east sea of Torishima. Oceanogr. Mag., 15, 113-122.
- NAN'NITI, T., H. AKAMATSU and T. NAKAI (1964 b): A further observation of a deep current in the East-North-East sea of Torishima. Oceanogr. Mag., 16, 11-19.
- NAN'NITI, T. (1964 c): Oceanic turbulence. Oceanogr., Mag., 16, 35-45.
- NAN'NITI, T., H. AKAMATSU and T. NAKAI (1965): A deep current measurement in the Honshu Nankai, the sea south of Honshu, Japan. Oceanogr. Mag., 17, 77-86.
- NORPAC Committee (1955): Oceanic observations of the Pacific 1955. The NORPAC Atlas.
- SASAKI, T., S. WATANABE, G. OSHIBA and M. KISHINO (1965): Studies on deep sea floor current (9). Presented at Oceanographical Society of Japan, Autumn Meeting at Shimizu, 10, Oct. 1965.
- STOMMEL, H. (1958): The abyssal circulation. Deep-Sea., 5, 80-82.

STOMMEL, H., A. B. ARONS, and A. J. FALLER(1958): Some examples of stationary planetary flow patterns in bounded basins. Tellus, 10, 179-187.

STOMMEL, H. and A. B. ARONS(1960 a): On the abyssal circulation of the world ocean-I. Deep-Sea Res., 6, 140-154.

STOMMEL, H. and A. B. ARONS(1960 b): On the abyssal circulation of the world ocean-II. Deep-Sea Res., 6, 217-233.

SVERDRUP, H. U., M. W. JOHNSON and R. H. FLEMING(1942): The Oceans. Prentice-Hall, New York.

WOOSTER, W. S. and G. H. VOLKMANN(1960): Indications of deep Pacific circulation from the distribution of properties at five kilometers. Jour. Geophys. Res., 65, 1239-1249

WUST, C.(1937): Bodentemperatur Bodenstrom in der Pazifischen Tiefsee. Veroff. Inst. f. Meereskunde Univ. Berl., Neue Folge, A. Heft 35.

NAN'NITI, T. H. AKAMATSU(1966): Deep current observations in the Pacific Ocean near the Japan Trench. Jour. Oceanogr. Soc. Japan Vol. 22 No. 4 32-38

5.5 海底堆積物中の放射性核種濃度

放射線医学総合研究所

○長 屋 裕 ・ 佐 伯 誠 道

放射性物質による海洋汚染調査の一環として日本沿岸海底堆積物中の ^{90}Sr 、 ^{137}Cs および ^{144}Ce の分析をおこなっているが、昭和39年6月から41年2月までに採取した試料についての分析測定結果を報告する。

放射性核種は堆積物表層に蓄積されるので、試料採集は主として「カンナ型採泥器」を使用し、表層2 cm 深を削り取った。

分析に際しては6 N塩酸による放射性核種の抽出効率の検討結果にもとづいて6時間(3時間×2回)抽出をおこなった。 ^{137}Cs についてはAMP法および塩化白金酸法、 ^{90}Sr については発煙硝酸法、また ^{144}Ce についてはシュウ酸法でそれぞれ分離し、 ^{137}Cs および ^{90}Sr (^{90}Y)はベータ線計測、 ^{144}Ce はガンマ線スペクトル分析によって定量した。

試料は東京湾内3地点および福島県沿岸2地点で採取した19個で、東京湾底土の大部分は泥質または砂泥質であるが、福島県下の試料は全部砂質である。分析結果を第1表および第2表に示す。

一般に泥質は砂質よりも放射性核種濃度が高く、特に ^{144}Ce についてこの傾向が著しい。この理

第1表 海底土の放射性核種濃度分析結果

採 集 地	採集時期	底質* の 性状	放射性核種濃度 (pCi/kg-dry)		
			^{90}Sr	^{137}Cs	$^{144}\text{Ce}^{**}$
東京湾 天 羽	39年 6月	M	13±2	62±3	5546±64
	8月	M	12±2	17±2	5542±61
	40年 2月	S	3±1	—	0±8
木更津	11月	MS	2±1	74±3	243±8
	39年 6月	MS	3±1	48±3	2359±45
	9月	MS	2±1	43±2	3400±43
	11月	S	2±1	42±2	113±23
	40年 2月	S	4±2	68±3	0±7
	8月	MS	3±1	5±1	22±7
千葉	11月	MS	1±1	27±2	40±37
	41年 2月	M	0±1	42±2	606±47
	40年 11月	M	3±1	73±3	1234±59
	41年 2月	M	2±1	53±2	1113±138
福島県 久之浜	40年 4月	S	2±1	8±1	—
	8月	S	5±1	13±2	733±25
	10月	S	6±1	20±2	139±13
請 戸	40年 4月	S	4±1	36±2	0±45
	8月	S	3±1	27±2	154±18
	12月	S	2±1	22±2	13±9

第2表 分析測定結果平均値

核 種	年	泥 質	砂 泥 質	砂 質
^{90}Sr (pCi/kg)	39年	13±2 (2)	2.5±0.7 (2)	3.0±0.8 (3)
	40年	1.7±0.6 (3)	2.0±0.6 (3)	3.7±0.4 (6)
	平 均	6.0±0.7 (5)	2.2±0.4 (5)	3.4±0.4 (9)
^{137}Cs (pCi/kg)	39年	40±2 (2)	46±2 (2)	55±2 (2)
	40年	56±2 (3)	35±2 (3)	21.0±0.8 (6)
	平 均	49±2 (5)	39±2 (5)	29.5±0.7 (8)
^{144}Ce (pCi/kg)	39年	5545±60 (2)	2880±35 (2)	40±10 (3)
	40年	985±50 (3)	100±15 (3)	210±15 (5)
	平 均	2810±35 (5)	1210±15 (5)	145±10 (8)
$^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$	39年	3.1 (2)	1.8 (2)	1.9 (2)
	40年	2.5 (2)	2.1 (3)	6.5 (6)
	平 均	1.4 (4)	2.0 (5)	9.6 (8)
$^{144}\text{Ce}/^{90}\text{Sr}$	39年	445 (2)	1245 (2)	57.5 (1)
	40年	485 (2)	170 (3)	57.5 (4)
	平 均	465 (4)	600 (5)	57.5 (5)

括弧内の数字は試料数

* M: 泥質, MS: 砂泥質, S: 砂質

** 採取時に換算

由としては泥質は砂質に比べて多量の粘土鉱物と有機物質が含まれているが、これ等のイオン交換容量が大であることと、泥質の粒子が微細であるために海水中懸濁物として存在して海水に接触する時間が長いことが考えられる。

各試料の $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ 比および $^{144}\text{Ce}/^{90}\text{Sr}$ 比を比較すると、いずれの比も海底堆積物は外洋海水ならびに沿岸海水よりも高く、また外洋海水は沿岸海水よりも高い。この事実は沿岸海水中からの ^{137}Cs と ^{144}Ce の堆積による除去がかなり顕著であることを示すものであり、この傾向は特に ^{144}Ce で著しいことが推定される。これ等の結果は昭和35～37年に水路部によって実施された港湾放射能調査の結果とよく一致する。

年度別変化は、昭和37～38年度のピーク以後減少の傾向を示しているが、地域的差異は試料数の不足のため明白でない。

56 1965年度における海洋生の全ベータ放射能について

水産庁 東海区水産研究所

服部茂昌・本城康至・木立孝

奥谷喬司・鈴木秀彌・田中菰子

1965年度に太平洋側で行なわれた海洋生物放射能調査の資料（本報告からは港湾放射能調査、近海放射能調査が加わっている）、および前年までに得られた資料に基づいて、その結果の概要を報告する。

1) 1965年4月から1966年3月までに測定された海洋生物のうち相対的に高水準のものは動物プランクトン（動物プランクトン全測定試料数27の平均は397 pCi/g 灰）、植物プランクトン（植物プランクトン全測定試料数19の平均は262 pCi/g 灰）である。その他のネクトン、ベクトスは全般的にほとんどバックグラウンドに近い低水準を示した。

2) プランクトン放射能の海域性について検討を加えた。それによると東京湾の放射能は調査開始以来の最低を示し、他海域の $\frac{1}{10}$ 以下になっている。鹿島灘、相模灘、房総沖、駿河湾、遠州灘のそれは1, 2の例を除き、大した差異はなく、安定した水準（200～300 pCi/g 灰）を示している。海洋学的な区分による水系別の放射能については前年度同様、黒潮域が沿岸域および黒潮反流域よりも高い値を示した。

3) プランクトン放射能の垂直分布については1966年2月、相模湾中央部で0, 100, 200 mの各層にわたって測定が行なわれたが、それぞれ228, 197, 124 pCi/g 灰を示し、見かけ上は下層にゆくに従って減少している。

4) プランクトン、ネクトン、ベクトスの平均放射能の経年変動について考察した。プランクトンの経年変動については水系別（図1）、海域別ともに1962, 1963年をピークに減少し、1961年の核実験のなかった時期の水準に近い。ネクトンについては1963年を境に漸増傾向に

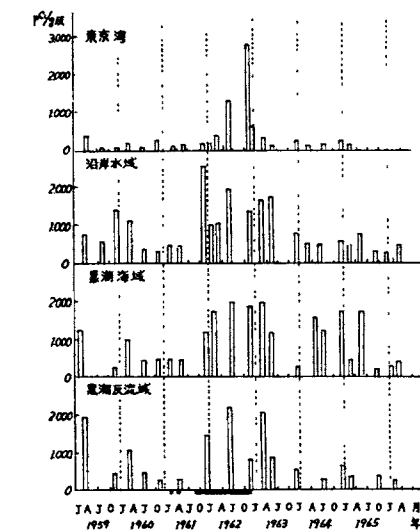
あったが、1965年にはやや減少している。ベクトスは大半プランクトンに近い経年変動を示し、1962, 1963年をピークに以後減少し、1965年にはさらに低くなる傾向を示している。

5) 横須賀港およびその周辺の海洋生物については1964年10月以降全ベータ放射能の測定を行ない、各生物群別の放射能特性とそれらのうちの特定の生物種については経年変動の検討を行なった。

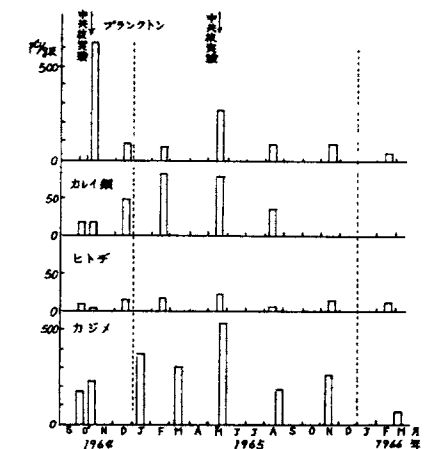
生物群による放射能水準については従来の一般海洋生物放射能調査のそれと全く変らない傾向を示し、動物プランクトン、植物プランクトン、腹足類、斧足類、海藻類などが相対的に高い傾向を示し、魚類、マナマコ、ヒトデ、シッコなどが低い値を示した。

プランクトン、カレイ類、ヒトデ、ムラサキガイ、カジメについてその季節的変動傾向を調べた（図2）。これによると、プランクトンのみが1964年10月、1965年5月の中共で行なわれた核実験が、1964年10月、1965年5月の調査時には敏感に反映され、はっきりしたピークを示した。カレイ類、ヒトデ、ムラサキガイ、カジメは1964年10月の第2次調査時が核実験直後であるにも拘らず、その影響が現われておらず、1965年1～5月にかけてピークのみられる変動傾向を示した。これはプランクトンがネクトン、ベクトスとはfall-outの影響の受け方の違うことを明らかに示しており、第3回・第4回の本発表会ですでに報告した結果が内湾でも適応させることができることを確認した。

6) 近海放射能調査は城ヶ島の南西沿海を中心とした海域においてプランクトンのみの全ベータ放射能を測定したが、わずか1年半の調査期間内に巾の広い（85～1305 pCi/g 灰）激しい変化のある変動傾向を示している。これらの水準は特殊地点放射能調査における相模灘のそれに近い値である。



第1図 水系別、航海次別プランクトン全 β 平均放射能
大気圏内核実験時期



第2図 横須賀港周辺におけるプランクトン、カレイ類、ヒトデ、カジメの全ベータ平均放射能

57 海洋生物の全ベータ放射能値と Ce-144 などの濃度との比較について

水産庁 東海区水産研究所

服部 茂昌, 〇木立 孝, 田中 萩子

1. 緒言

1964年9月から始められた港湾放射能調査の海洋生物試料については、水産研究所で全ベータ放射能の測定、分析化学研究所で Sr-90, Cs-137, Ce-144 などの核種分析、公衆衛生院において Ru-106, Mn-54, Zn-65, Co-60などの機器分析が同一試料について行なわれている。全ベータ測定の持つ利点は試料採取から測定するまでの期間が短い点にあり、影響判断に対して核種分析を行なう期間の補足的な意味も極めて高いことは今更言うまでもない。これら各種の測定値について、それらの相互の関連を検討しておくことは、今後本調査を進めるにあたり極めて重要であると考えられる。

生物の持つ核種濃縮の特性については藻類と貝類の汚染にあずかる主要核種は Ru-106 と Ce-144 であり、魚類のそれは Fe-55 であることが認められている。今回はこれらの結果のうち1965年度中に測定されたプランクトン、カレイ類、ムラサキイガイ、カジメについて全ベータ放射能値と Ce-144 などの濃度との関係について検討し、若干の示唆が得られたので報告する。なお分析化学研究所で行なわれた分析結果は科学技術庁原子力局放射能課による「米国原子力潜水艦寄港に伴う放射能測定結果」の第2・3集から引用した。

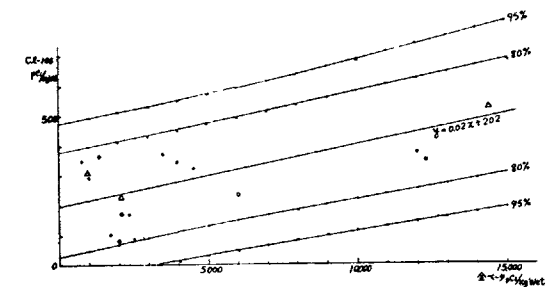
2. 結果ならびに考察

核実験直後には現在分析の行なわれている核種よりも早い半減期を持つ核種の影響が全ベータ放射値には強く出る可能性がある。用いられた1965年度の資料に強く影響を及ぼすと考えられる核実験は中共による2回(1964年10月16日, 1965年5月14日)である。したがって、それら2回の核実験と1965年度に行なわれた4回の採集までの経過日数、さらに採集日から全ベータを測定した日までの経過日数、核種分析による測定の行なわれた日までの経過日数を示すと表に示した通りである。この表をみても分るとおり、第1回の調査時は1965年5月の核実験からわずかに6-12日の間に採集が行なわれた。しかし第2回以降は、およそ3か月以上の日数があり、全ベータ値と Ce-144 の値との関係を見る上に大きな支障はないと考えられる。このほか経過日数の問題については採集日から全ベータの測定および核種分析までにはかなりのズレがあり、これにもなって当然のことであるが採集日の値にもどす減衰補正を行なう必要がある。核種分析の行なわれた日数には第4回を除いて相対的な経過日数はほぼ同じであり、時間の経過にともなう放射能値の補正を行わずに全ベータ放射能値と Ce-144 の濃度との関係を検討した。全ベータ放射能値と Ce-144 の濃度についてはそれぞれを湿重量1kg当りの pCi として用いた。

カレイ類は全く相関がなく、また緒言で述べた Ce-144 を濃縮しているとみられる貝類(ムラサキイガイ)にも相関がみとめられない。ムラサキイガイについては今後更に検討を要する。

調 査 月 日	第 1 回 1965年 5月20日-31日	第 2 回 8月7日-28日	第 3 回 11月10日-17日	第 4 回 1966年 2月13日-3月2日
核実験(1964年10月16日)から採集日までの経過日数	216-222	295-315	390-397	485-502
核実験(1965年5月14日)から採集日までの経過日数	6-12	85-105	180-187	275-292
採集日から全β測定までの経過日数	31-47	12-25	6-35	16-37
採集日から核種分析までの経過日数	168-174	160-180	145-152	59-75

プランクトンは全ベータ放射能値と Ce-144 の濃度との間には図1に示すように、正相関($r=+0.61$, 1%の危険率で有意)が得られた。プランクトンのうち植物プランクトン(主に珪藻)のみについて上記の関係をみると、相関係数 $r=+0.63$ (1%の危険率で有意)が得られ、動物プランクトンを含めたものとあまり差異はない。



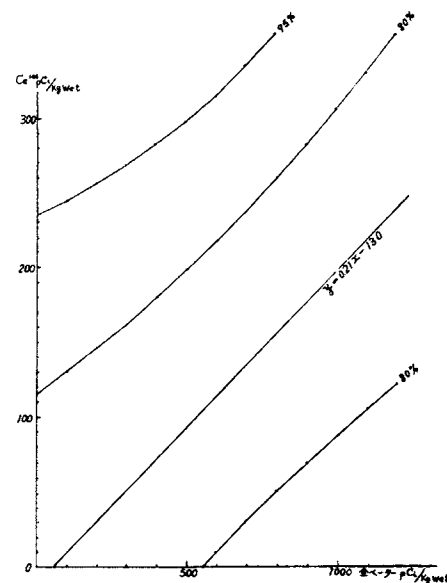
第1図 プランクトンの全ベータ放射能(pCi/kgwet)と Ce-144(pCi/kgwet)との回帰直線とその95%および80%の信頼限界
●; 主動物プランクトン ○; 主植物プランクトン
△; 動物植物プランクトン

カジメについて同様に回帰直線および相関係数を求めた。カジメもプランクトンと同じように正相関($r=+0.87$, 1%の危険率で有意)が得られた(図2)。

これ以外の生物種類については測定試料数がまだ少ないので、今後試料数の増加をまって検討する予定である。

このようにプランクトンやカジメなど限られた種類ではあるが全ベータ放射能値と Ce-144 の濃度との間には相関があり、Ce-144 の多寡は全ベータ放射能値から推察し得ると考えられる。

このほか上記の海洋生物について Sr-90 および Cs-137 と全ベータ放射能値との関連についても同様の方法で相関係数を求めたが、これらの間には相関が全くみとめられなかった。



第 2 図
カジメの全ベータ放射能 (pCi/kg wet) と Ce-144
(pCi/kg wet) との回帰直線とその 95% および 80%
の信頼限界

58 沿岸海産生物中のストロンチウム-90 含量について

東海区水産研究所

○渡 辺 和子 南 迫 洋 子

東京湾，相模湾の海産生物の ^{90}Sr の分析を行なって海産生物の種類，生理生態および食性などと ^{90}Sr 蓄積との関連性を明らかにすることを試みた。

海藻として，潮間帯に生育するあなあおさ（緑藻）岩のり，あさくさのり（紅藻）および生育水深のより深いわかめ（褐藻）天草（紅藻）を分析した。

藻類の S.U. は 1～10 であって中でもあなあおさ，あさくさのりが高いことが認められた。

貝類としては内湾性のあさり（浮泥食性）たいらぎ（浮泥食性），かき（微細生物食性）と外洋性ちょうせんはまぐり（微細生物食性）とさゞえ（海藻食性）を分析したがその肉，殻，ともに海藻より 1 けた低くて 0.1～0.9 であった。感潮河川の汽水域に生息するやまとしじみを海産貝類の対照として分析したがその S.U. は海産貝類にくらべて著しく高く，また肉と殻との値に 10 倍の差があった。

甲殻類，うに，ひとで類，の S.U. は貝類と大差なかった。

魚類としてはひらさば，ソーダーがつお（表層性硬骨魚），きんめだい，にぎす（底層性硬骨魚），さめ（軟骨魚），あかいか（軟体類），の肉，骨，について分析した。それらの S.U. はいずれも 0.1～0.9 の間にあってさめ肉の 1.88 という値のみが例外であった。淡水魚の草魚，雷魚，の肉，骨，を海産魚の対照として分析したがそれらの S.U. はいずれも 10～40 であり，海産生物のそれに較べると 10 倍～100 倍の値を示した。

表 沿岸海産生物中のストロンチウム-90

試 料	採取年月	採取場所	灰分 湿重量 (%)	Ca/ g-灰分 (%)	pCi/kg 湿重量	S.U.
藻 類						
あなあおさ	1965' 1,	静岡，下田	1.83	7.35	16.65	1238
あさくさのり	64' 12,	千葉，浦安	0.87	3.38	2.26	772
いわのり	65' 2,	新潟，佐渡	1.11	9.97	1.00	0.92
てんぐさ	64' 10,	神奈川，真鶴	4.18	19.07	9.61	1.21
わかめ	65' 3,	"	1.30	11.02	2.86	1.96
貝 類(肉)						
あさり	64' 8,	千葉，浦安	1.53	3.78	0.26	0.46
たいらぎ	65' 1,	神奈川，柴	1.12	0.01	0.11	0.39
かき	65' 3,	愛知，弁天島	1.47	2.30	0.29	0.87
ちょうせんはまぐり	64' 12,	茨城，太洋村	1.71	9.47	0.86	0.57
さゞえ	64' 10,	神奈川，真鶴	2.17	8.17	0.43	0.24
やまとしじみ	65' 6,	千葉，浦安	1.16	4.96	67.40	11713
貝 類(殻)						
あさり	64' 8,	千葉，浦安	87.72	38.60	175.44	0.53
たいらぎ	65' 1,	神奈川，柴	83.00	48.10	41.50	0.10
かき	65' 3,	愛知，弁天島	75.96	43.12	21.21	0.70
ちょうせんはまぐり	64' 12,	茨城，太洋村	92.98	47.41	120.9	0.30
さゞえ	64' 10,	神奈川，真鶴	93.79	48.88	84.5	0.18
やまとしじみ	65' 6,	千葉，浦安	90.91	38.22	379.095	10.91
甲殻類						
さくらえび	65' 3,	静岡，田子の浦	2.80	16.28	1.40	0.31
あみ	64' 6,	東京，夢の島沖	1.38	13.90	1.23	0.65
うに，ひとで類						
もみじがい	64' 7,	東京，夢の島沖	28.06	25.60	33.70	0.47
五角ひとで殻	64' 3,	相模湾	25.30	29.50	2.53	0.03
むれうに殻	64' 3,	"	39.25	28.60	11.70	0.11
魚 類(肉)						
ひらさば	64' 9,	相模湾	0.98	6.32	0.29	0.50
ひらそーだーかつお	"	"	1.15	11.49	0.92	0.70
さめ	65' 3,	"	1.23	3.20	0.74	1.88

試料	採取年月	採取場所	灰分／ 湿重量 (%)	Ca／ g-灰分 (%)	pCi／kg 湿重量	S.U.
魚類(肉)						
きんめだい	1965' 3,	相模湾	1.63	7.93	0.98	0.76
にぎす	65' 1,	土佐湾	1.26	13.69	1.01	0.58
あかい	64' 9,	相模湾	1.59	8.89	0.48	0.38
草魚	64' 11,	茨城, 麻生	1.00	15.90	27.30	18.20
雷魚	64' 11,	"	1.40	9.22	43.68	33.88
魚類(骨)						
ひらさば	64' 9,	相模湾	19.23	22.50	40.20	0.93
ひらそーだーかつお	"	"	21.65	23.61	15.10	0.30
さめ	65' 3,	"	15.38	40.96	7.60	0.12
きんめだい	"	"	23.53	34.44	47.06	0.58
にぎす	65' 1,	土佐湾	12.32	43.93	9.86	0.18
草魚	64' 11,	茨城, 麻生	21.30	37.72	1516.56	18.88
雷魚	64' 10,	"	24.34	19.43	1423.89	30.11

59 沿岸海産生物中の放射性元素

東海区水産研究所

○敦賀花人

日本沿岸の海産生物には、過去に行なわれた核実験の後遺的影響のために現在でもマンガン、鉄、コバルト、亜鉛、ルテニウム、セリウムなどの放射性元素が多かれ少なかれ含まれている。これらの放射性元素は原子力施設の放射性廃棄物中およびフオールアウトにも含まれていて、沿岸海産生物に蓄積されることも危惧される。筆者は生理、生態および食性などの異なる海産生物の代表的な種類について上記の放射性元素を定量し、これらの元素の蓄積の特徴を明らかにすることを試みた。

生物組織灰分 5 g を用いて各元素を系統的に単離し、添加担体の収率、計数装置の計数効率、採取時から測定時までの減衰などの補正を行ない、その結果を表示した。測定には低バックグランド・ガスフロー・カウンターを用い、ここでは標準偏差の 2 倍以下の計数率値を棄却した。計数装置の各放射性元素に対する計数効率の測定には IAEA または電気試験所製の標準溶液を用い、その値は表に付記した。

海藻については緑、紅、褐藻を分析したがこれらの汚染にあずかる主要核種は ^{106}Ru , ^{144}Ce であって、てんぐさがとくに高い値を示し ^{60}Co も微量ながら認められた。海藻の生育環境は一般にあおさ、のりは潮間帯、わかめ、てんぐさはさらに生育水深が深い。てんぐさがとくに高いという結果が生育環境によるものかあるいはてんぐさの特性によるものかは今後の検討にまきたい。

貝類の場合も主要汚染核種は ^{106}Ru , ^{144}Ce であって、肉質部には少なく、大部分は内臓に含ま

第1表 海産生物中の放射性元素*

試料	採取年月	採取場所	灰分／湿 重量%	^{54}Mn	^{55}Fe	^{60}Co	^{65}Zn	^{106}Ru	^{144}Ce
藻類									
あなあおさ	1965. 1	静岡県 下田	1.83	—	—	—	—	165	158
あさくさのり	1964. 12	千葉 浦安	0.87	—	—	—	—	34	8
わかめ	1965. 3	神奈川 真鶴	1.30	—	—	—	—	94	131
てんぐさ	1964. 10	"	4.18	—	—	11	—	2858	3565
貝類									
あさり	1964. 8	千葉 浦安	1.53	—	—	—	—	471	181
たいらぎ(肉)	1965. 1	神奈川 柴	1.12	—	—	—	—	79	17
"(内臓)	"	"	2.33	492	—	—	—	969	124
かき	1965. 3	愛知 弁天島	1.47	102	—	—	—	391	76
ちょうせん はまぐり	1964. 12	茨城 太洋村	1.71	—	—	14	—	1009	289
あかにし(肉)	1965. 12	神奈川 子安浜	2.23	—	—	—	—	51	—
"(内臓)	"	"	2.64	—	—	—	—	733	19
さざえ(肉)	1964. 10	神奈川 真鶴	2.17	—	—	—	—	353	399
"(内臓)	"	"	3.84	—	7730	12	—	4402	1669
やまとしじみ	1965. 6	千葉 浦安	1.16	—	—	—	—	429	156
せたしじみ	1965. 12	滋賀 彦根	0.97	—	—	—	—	21	94
いか類									
あかにし(肉)	1964. 9	相模湾	1.59	—	10292	—	—	—	13
魚類									
ひらさば(肉)	1964. 9	相模湾	0.98	—	71615	—	—	10	6
きんめだい (肉)	1965. 3	"	1.63	128	11486	—	—	17	—
さめ(肉)	1965. 3	"	1.23	—	6934	—	—	16	3
この分析に使用した計数装置(ローバック・ガスフロー・カウンター)の検出限界**				15.4	748	0.6	125	1.8	0.4

* 各放射性元素の量は採取時における pCi/kg-湿重量をもってあらわした。

** 標準偏差の 2 倍の計数率をもって検出限界とした。

れる。たいらぎ内臓、かきに ^{54}Mn 、さざえ肉に ^{55}Fe 、ちょうせんはまぐり、さざえ内臓に ^{60}Co がそれぞれ認められた。対照としたやまとしじみ(汽水域)、せたしじみ(びわ湖)のうち淡水のせたしじみの ^{106}Ru , ^{144}Ce 含量は著しく低かった。あさり(陸水の影響の強い内湾の潮間帯、浮泥食性)、たいらぎ(内湾の泥質海底、浮泥食性)、かき(内湾、微細生物食性)の 3 種の ^{106}Ru , ^{144}Ce 含量には大差は認められないが、あかにし(内湾、貝肉食性)では ^{144}Ce がとくに少なかった。

ちょうせんはまぐり(外洋の砂質海底、微細生物食性)では内湾のものより ^{106}Ru , ^{144}Ce 含量が高く、さざえ(外洋の岩礁海底、海藻食性)ではさらに高かった。

遊泳生物の肉の主要汚染核種は海藻，貝類とまったく異なり⁵⁵Feであって，これは貝類ではささえ肉にのみ認められたものである。供試試料のうち，ひらさば（表層性硬骨魚）の⁵⁵Feはとくに高く，あかい（表層性軟体類），きんめだい（底層性硬骨魚），さめ（軟骨魚）のそれには大差は認められなかった。

60 海藻中の放射性核種について

放射線医学総合研究所

佐伯 誠道・上田 泰司

鈴木 譲・加瀬 栄子

科学技術庁放射能調査の一環として，食用海藻中の放射性核種，I，Ru，Ce，Sr及びCsを検討するため，1965年に新潟県，福島県，東京湾，瀬戸内海（広島県）の4地方より2，5，8，11月に海藻を集め調査した。

海藻中の⁹⁰Sr及び¹³⁷Cs含量を第1表に示す。広島県の5月採集のワカメの¹³⁷Cs含量が最も高い値を示した。また新潟県のイワキノリ，テングサ等に若干高い値をえた。

その他の核種含量については分析中である。

第1表 海藻中の⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度

	採集年月	海 藻 名	⁹⁰ Sr			¹³⁷ Cs
			pCi/100g 風乾物	Ca%/ash	S.U	pCi/100g 風乾物
新 潟	1965. 2	ワ カ メ	3.8	7.0	1.7	8.9
	" 2	イ ワ ノ リ	3.3	5.6	0.7	9.3
	" 5	ワ カ メ	3.9	6.8	1.8	9.2
	" 5	モ ズ ク	5.0	4.1	3.1	11.8
	" 8	テ ン グ サ	5.2	3.1	8.1	14.2
福 島	" 11	イ ワ ノ リ	6.3	6.8	4.4	6.5
	1965. 5	ワ カ メ	2.0	13.6	0.4	7.9
	" 6	ワ カ メ	3.2	6.4	3.4	7.0
広 島	1965. 5	ワ カ メ	4.2	7.1	1.5	15.1
	" 5	ア ナ ア オ サ	1.3	2.3	1.7	5.6
	" 11	ワ カ メ	2.0	6.8	0.9	8.2
	" 11	ア サ ク サ ノ リ	2.0	5.4	1.3	8.5
	" 11	カ シ メ	1.7	4.6	1.7	6.5
天 羽	1965. 5	カ シ メ	2.6	5.2	1.3	6.9
	" 8	カ シ メ	2.9	4.1	2.0	3.8
	" 11	カ シ メ	3.3	4.8	1.9	3.5
葉 木更津	1965. 8	オ ゴ ノ リ	2.6	17.2	0.8	2.0
	" 11	ア オ ノ リ	3.4	9.1	0.3	8.6

61. 魚類のSr-90，Cs-137濃度

放射線医学総合研究所

佐伯 誠道・上田 泰司

○鈴木 譲・加瀬 栄子

(1) 緒言

1964年に引続き，海水魚，汽水魚および淡水魚の⁹⁰Srと¹³⁷Cs濃度を調べた。更に，1963年以来的の平均値を棲息区分毎にまとめてみた。

(2) 試料と分析法

1965年5月と11月に福島，新潟，広島で汽水魚1種を含む海水魚5種を採取した。海水魚は，沿岸数km以内，深さ数10m以内で採取したものに限られ，特に市場に出廻るものを選択した。又，時期を同じくして，北海道，秋田，新潟，福井，福島，茨城，東京，愛知，京都，広島，鹿児島から淡水魚（コイ又はフナ）を1種ずつ採取し，同時に淡水魚の棲息水も100ℓ採取した。東京，広島では，養殖コイ餌料を同時に集めた。

試料魚は，頭，尾，ヒレ，皮およびウロコを除き，できるだけいねいに骨，筋肉，肉臓にわけ，110℃で乾燥したのち450℃で灰化しこれを分析に供した。⁹⁰Srは発煙硝酸分離法で分離したあと娘核種の⁹⁰Yを分離して計測した。¹³⁷Csは，リンモリブデン酸アンモン法を用い塩化白金酸セシウムとして計測した。淡水魚棲息水は，あらかじめ陽イオン交換樹脂（Dowex-8×50，100～200 mesh，500mℓ）に吸着させ，これを実験室で塩酸溶離し，溶離液について上記の方法に従って分析した。計測器は，Tracerlab製 Gas-flow low-βを用いた。

(3) 結果及び考察

1965年5月および11月の結果を第1表，第2表に示す。

（第1表） 海水魚分析結果（昭和40年度）

地 区	魚 種	骨 S.U		肉 ¹³⁷ Cs pCi/kg fresh		内臓 ¹³⁷ Cs pCi/kg fresh	
		5 月	11 月	5 月	11 月	5 月	11 月
福 島	ボ ラ	6.5	1.9	18.8	45.3	130.8	69.8
	カ レ イ	0.6	0.4	15.6	31.6	7.5	11.6
	ス ズ キ	2.4	0.8	62.5	32.6	63.9	43.2
	黒 ガ ラ	0.1	0.5	32.9	37.4	30.0	39.6
	キ チ ゼ	0.5	—	9.8	—	13.8	—
新 潟	ボ ラ	42.6	38.2	87.3	77.2	132.1	41.4
	ヒ ラ メ	0.5	—	22.8	—	19.9	—
	タ ラ	0.2	0.4	44.9	23.3	40.8	21.3

地 区	魚 魚	骨 S.U		肉 ^{137}Cs pCi/kg fresh		内臓 ^{137}Cs pCi/kg fresh	
		5 月	11 月	5 月	11 月	5 月	11 月
新 潟	キ ス	—	—	* 3 6.6	—	4.6	—
	アマダイ	0.3	—	2 8.0	—	2 9.3	—
	サ バ	—	—	—	1 1.5	—	1 2.5
	ア ジ	—	—	—	* 1 2.3	—	—
広 島	ボ ラ	1.9	1.5	1 1.4	3 7.7	2 3.5	1 0 4.7
	チ ヌ	0.4	0.8	2 1.4	2 4.4	1 6.4	1 6.8
	カ レ イ	0.6	—	1 6.6	—	1 4.0	—
	コノシロ	0.5	0.7	1 5.1	2 3.8	1 5.0	1 9.2
	タ ナゴ	0.3	0.9	3 8.4	4 2.5	1 3.8	8 6.0
	タ チ	—	—	—	* 2 2.7	—	—

* 解剖不能につき全魚体処理

(第2表) 淡水魚及び棲息水の分析結果(昭和40年度)

地 区 魚 種	棲 息 地	骨 S.U		肉 ^{137}Cs pCi/kg fresh		内臓 ^{137}Cs pCi/kg fresh	
		5 月	11月	5 月	11月	5 月	11月
北海道	フナ	* 46.8	—	* 7.7	—	80.5	—
秋 田	コイ◎	—	18.5	—	51.0	—	45.5
新 潟	フナ	69.3	46.8	81.2	65.3	78.0	60.8
福 井	フナ	—	48.8	—	40.2	—	27.0
福 島	コイ◎	34.3	36.1	28.8	37.0	31.0	42.0
茨 城	フナ	57.5	38.2	69.7	57.2	88.7	46.2
東 京	コイ◎	18.6	7.3	58.5	48.4	52.5	45.1
愛 知	フナ	45.8	—	66.4	—	44.8	—
京 都	コイ◎	* 56.0	—	—	* 33.1	—	—
広 島	コイ◎	29.0	22.9	170.9	77.7	122.0	64.5
鹿児島	コイ	40.0	—	84.0	—	94.3	—

地 区 魚 種	棲 息 地	棲息水 ^{90}Sr pCi/l		棲息水 ^{137}Cs pCi/l	
		5 月	11月	5 月	11月
北海道	フナ	0.4	0.3	0.1	0.1
秋 田	コイ◎	0.3	0.3	0.2	0.2
新 潟	フナ	0.5	—	0.3	—
福 井	フナ	0.2	0.1	0.1	0.1
福 島	コイ◎	0.5	0.4	0.3	0.2
茨 城	フナ	0.4	0.2	0.1	0.1
東 京	コイ◎	—	—	—	—
愛 知	フナ	0.3	0.3	0.1	0.2
京 都	コイ◎	0.4	0.1	0.2	0.1
広 島	コイ◎	0.4	0.7	0.2	0.4
鹿児島	コイ	0.3	0.1	0.1	0.0

◎ 養殖

* 解剖不能につき全魚体処理

(参考) コイ餌料の分析結果

地 区	餌料名	採集年月	^{90}Sr pCi/kg	^{137}Cs pCi/kg
東 京	サナギ	3 9.1 1	—	6 2.9
	サナギ	4 0. 5	—	4 8.4
	サナギ	4 0.1 1	1 6.1	1 0 8.2
	ネ リ	4 1. 2	1 7 2.1	4 1 6.1
広 島	テレット	4 0. 2	2 1 1.1	4 7 4.2
	テレット	4 0. 5	5 5.8	3 5 7.0
	テレット	4 0.1 1	—	5 2 0.8

1) 海水魚骨の S.U では、汽水性のボラが高く、中でも新潟ボラは5 月が42.6 S.U. 11月で、38.2 S.U と他の2 地方のボラに比較しても高い。他の海水魚は、福島スズキが幾分高く、あとは、いずれも1.0 S.U. 以下である。

2) 淡水魚骨は、海水魚骨に比べて非常に高い ^{90}Sr 濃度を示すことは、既に報告したが、東京養殖コイの11月試料で7.3 S.U を最低に、新潟天然フナの5月試料で69.3 S.U の最高迄の範囲にある。

3) 海水魚の筋肉および内臓の ^{137}Cs 濃度は、時期、地域、又は魚種などによる明らかな傾向は見出せなかった。しかし、ボラおよびスズキなどの汽水性のものが概して高い濃度を示した。

4) 淡水魚の筋肉および内臓の ^{137}Cs 濃度のうち、東京と広島養殖コイについてみると、東京では、筋肉、内臓共に5 月が11月より幾分高い ^{137}Cs 濃度を示した。又広島では、5 月の筋肉で170.9 pCi/kg fresh という値が示され、11月でも122.0 pCi/kg fresh と非常に高い値を示した。

この原因は種々考えられが、棲息水、および餌料の ^{137}Cs 濃度についてみると、棲息水では、東京で0.23 pCi/l(1965年4月) 0.19 pCi/l(10月)(放医研鎌田)であり広島では0.20 pCi/l(1965年5月) 0.40 pCi/l(11月) で顕著な差は認められない。一方餌料では、

東京養殖コイがサナギを主として与えているのに対し、広島養殖コイは、肝粉、fishmeal を主成分としたねり餌料で、これらの ^{137}Cs 濃度は、単位重量当りで大きな差異があり、筋肉の ^{137}Cs 濃度に大きな影響を与えていると考えられる。

棲息環境区分による年度別 ^{90}Sr および ^{137}Cs 濃度平均値を第3表、第4表に示す。

5) 1963年から1965年迄の過去3ケ年の魚骨 ^{90}Sr 濃度の平均値は、淡水魚>汽水魚>海水魚であり、海水魚、汽水魚共に'63年>'65年>'64年の傾向であるが、淡水魚は'63年>'64>'65年である。

6) 筋肉の ^{137}Cs 濃度は、魚骨 ^{90}Sr 濃度と同じ傾向を示した。即ち、海水魚、汽水魚共に'63年>'65年>'64年で、淡水魚は'63年>'64年>'65年であった。

しかし消化管内容物を含む内臓については明らかな傾向は見出せなかった。

第3表 棲息環境区分による魚骨 ^{90}Sr 濃度 単位 S.U (pCi/g of Ca)					
区 分	採取年	最高値(魚種)	最低値(魚種)	平均値(分析検体数)	分 析 魚 種
海水魚	1963	1.2(サバ)	0.2(アジ)	0.7(5)	カマス, アジ, サバ, カレイ
	'64	4.7(カレイ)	0.2(サバ)	0.5(21)	ハタ, カレイ, エイ, チヌ, イワシ, サバ, ヒラメ, メノチ, タナゴ
	'65	2.4(スズキ)	0.1(黒ガラ)	0.6(18)	カレイ, コノシロ, スズキ, 黒ガラ, キチチ, ヒラメ, タラ, キス, アマダイ, サバ, アジ, チヌ
汽水魚	1963	32.8(ボラ)	1.3(ハゼ)	17.1(12)	ボラ, ハゼ
	'64	32.5(")	0.7(ボラ)	10.5(7)	ボラ
	'65	42.6(")	1.5(")	15.4(16)	ボラ
淡水魚	1963	165.0(コイ)	29.5(コイ)	100.9(3)	コイ, フナ
	'64	64.4(フナ)	13.0(")	40.0(11)	コイ, フナ
	'65	48.8(フナ)	7.3(")	38.5(16)	コイ, フナ

第4表 棲息環境区分による魚類筋肉及び内臓中の ^{137}Cs 濃度 単位 pCi/kg fresh						
区 分	採取年	部位	最高値(魚種)	最低値(魚種)	平均値(分析検体数)	分 析 魚 種
海水魚	1963	筋肉	188.1(カマス)	19.1(カレイ)	79.0(5)	カマス, アジ, サバ, カレイ,
		内臓	88.3(")	13.1(")	48.0(5)	
	'64	筋肉	43.8(ヒラメ)	3.4(チヌ)	18.4(25)	ハタ, カレイ, エイ, チヌ, イワシ, サバ, ヒラメ, メノチ, タナゴ, コノシロ
		内臓	111.6(")	4.1(カレイ)	23.2(22)	
	'65	筋肉	62.5(スズキ)	9.8(キチチ)	27.6(22)	カレイ, スズキ, 黒ガラ, キチチ, ヒラメ, タラ, キス, アマダイ, サバ, アジ, チヌ
		内臓	86.0(タナゴ)	4.6(キス)	26.0(20)	
汽水魚	1963	筋肉	158.9(ボラ)	14.1(ハゼ)	86.5(2)	ボラ, ハゼ
		内臓	132.1(")	9.7(")	71.3(2)	
	'64	筋肉	45.3(")	3.9(ボラ)	26.3(7)	ボラ
		内臓	222.6(")	7.4(")	76.1(7)	ボラ
	'65	筋肉	87.3(")	11.4(")	46.3(6)	ボラ
		内臓	132.1(")	23.5(")	83.7(6)	
淡水魚	1963	筋肉	146.9(フナ)	53.8(コイ)	97.4(8)	コイ, フナ
		内臓	39.5(コイ)	21.5(")	30.5(2)	
	'64	筋肉	168.0(フナ)	16.9(")	70.0(10)	コイ, フナ
		内臓	189.0(")	16.4(")	99.7(10)	
	'65	筋肉	170.9(コイ)	7.7(フナ)	61.1(16)	コイ, フナ
		内臓	122.0(")	27.0(")	61.5(15)	

62. 貝殻中の ^{90}Sr 濃度

放射線医学総合研究所

佐伯 誠道・上田 泰司

鈴木 譲・加瀬 栄子

科学技術庁放射能調査の一環として、海洋汚染を把握する指標を見出すため、1965年に新潟県、福島県、福井県、瀬戸内海(広島県)より5, 12月頃に貝殻を集め ^{90}Sr 含量を測定した。

S.U は広島のアサリ(12月)の0.18から福井サザエ(7月)の0.38の範囲であった。

第1表 貝殻中の ^{90}Sr 濃度

採集地名	採集年月	種 類	^{90}Sr		
			pCi/kg fresh	Ca %/ash	S.U.
新 潟	1965. 5	アサリ	45.6	38.5	0.36
	" 11	カキ	47.6	34.7	0.23
	" "	アワビ	52.2	33.4	0.27
福 島	1965. 5	ハマグリ	69.6	35.7	0.34
	" "	アワビ	52.2	32.8	0.27
福 井	1965. 6	サザエ	71.5	34.7	0.23
	" 7	サザエ	44.0	33.8	0.38
広 島	1965. 5	カキ	46.4	32.7	0.24
	" "	アサリ	44.8	38.5	0.21
	1965. 12	カキ	58.0	34.6	0.29
	" "	アサリ	41.6	38.9	0.18

63. シンチレーションカウンターによる空間、水面上、水中の γ 線の測定

理 研

山崎 文男・浜田 達二

○岡野 真治

シンチレーションカウンターはNaI(Tl)を蛍光体として使用し、 γ 線の測定を行なうと多くの利点がある。特にシンチレーションスペクトルを波高分析器を用いて測定した場合は一層その特徴が発揮される。

この報告はシンチレーション γ 線スペクトルメーターを用いて、空間、水面上水中において測定を行なった際のスペクトルで得られる情報を解析し、シンチレーションカウンターを用いて行なう環境

の γ 線の測定に関する資料を示した。これら資料は次のものである。

1. 蛍光体のもつ自然計数
2. 宇宙線に起因するシンチレーションスペクトル及び計数寄与
3. 海水中に含まれるカリウムによるスペクトル及び計数寄与
4. 環境の γ 線の変動に際して表われるスペクトルの変化
5. 環境の放射能とスペクトルの関係を変換する係数
6. 水中に含まれる放射能とスペクトルならびに計数率の関係

これらについて2より6.1 3" ϕ $\times$ 3" NaI(Tl)を用いて実験ならびに解析を行なった所次の如き結果を得た。

1. 蛍光体のもつ自然計数は鉛10 cmの遮蔽内で測定を行い、第1表の結果を得た。

第1表 NaI(Tl)のバックグラウンド計数率

NaI(Tl) の寸法	体積	バックグラウンド (Cpm)			
		0.1~1.0 MeV	1.0~2.0 MeV	2.0~3.0 MeV	0.1~3.0 MeV
5" ϕ $\times$ 5"	1600 α	586	99	26	711
4" ϕ $\times$ 4"	823	418	62	18	498
4" ϕ $\times$ 2"	412	260	40	14.0	314
3" ϕ $\times$ 3"	347	183	28.8	7.2	218
2" ϕ $\times$ 2"	103	91	16.3	3.2	110
1.5" ϕ $\times$ 1"	29	40	5.44	1.55	47
1" ϕ $\times$ 1"	16.4	24.6	2.28	1.38	28

2. 宇宙線に起因する計数寄与は第2表の如くで主として3MeV以上の波高値をもつ信号で代表される。また天然及び人工の放射線源の少い湖上、海上、においては宇宙線成分の陽電子の消滅による0.51MeVの γ 線が測定され、海面高度によって0.51MeVのピーク計数率は 7 ± 1 cpmであった。

第2表 宇宙線による計数率 3" ϕ $\times$ 3" NaI(Tl) (cpm)

エネルギー範囲	3 MeV>	3~10 MeV	10~30 MeV	30~100 MeV	100 MeV<
海面高度 遮蔽なし	102	15	39	44.6	3.4
" 鉛10cm	70	18	21	30	0.8
" 地下室*	71	15	30.5	24.5	0.7

* コンクリート厚さ約15 cmの床を4枚通過

3. 海水中に含まれるカリウムによるスペクトルは顕著に測定ができ、1.46 MeVのピークの計数率は海水中に3" ϕ $\times$ 3" NaI(Tl)をおいた場合27 cpmを得た。また海水中に含まれるカリウムによる全計数率は散乱線を含めて約600 cpmであり、これは約17000 cpm/pCi/ α の計数効率に相当する。

4. 環境の放射線の変動はシンチレーション γ 線スペクトルを測定して解析を行なった。天然放

射性物質による変動は主としてラドンならびにその崩壊生成物によるもので、フォールアウトによるものとの区別ができる。

5. 6の環境の放射線の強度と計数率の関係はシンチレーションカウンターの光電効率ピーク効率を f とし、シンチレーターの有効面積を S とし放射線源の濃度を C とし、放射線の吸収係数と幾何学的条件を与えて算出を試みた。

1例として水中において3" ϕ $\times$ 3" NaI(Tl)を用いて水中放射能濃度 C と計数率 N の関係を求めると

$$N = \frac{2.22 \times f \times S}{\mu} C (1 - e^{-\mu x})$$

μ は水の γ 線全吸収係数、 x は検出器からの距離の限界で深い場合は $(1 - e^{-\mu x})$ は1となる。

なお全計数率値はこの計算値に比して数10倍大で0.2 MeV~2.8 MeVのエネルギー範囲の γ 線については約15000 cpm/pCi/ α の値となった。

6.4. 密封小線源治療による国民線量への寄与について

放射線医学総合研究所

○橋詰 雅・丸山隆司

久津谷 譲

(1) 緒言

国民線量として現在もっとも問題となるのは、遺伝有意線量と白血病有意線量である。我々は既に直接撮影、間接撮影、透視診断治療の体外照射の場合についてそれ等の値を推定した(第1表参照)即ち診断の場合は遺伝有意線量は約40 mrad/man year、白血病有意線量は120 mrad/year、治療の体外照射では前者は1 mrad/man year 後者は60 mrad/yearとなった。今回は密封RI線源を体内に入れたとき、又は体表面に密着したときの線量を推定した。

(2) 方法

適当の量の各種RIを人体ファントム又はその表面につけ、そのときの単位activityあたりの生殖腺線量および骨髄線量を測定した。(検出器その他は前回と同様)、患者の性別、年齢、病名治療部位および時間等は1963年、文部省の研究班(宮川班)によって、全国の病院の1ヶ月間の治療全数調査の結果により次式によって求めた。

第1表 医者利用による国民線量への寄与
mrad

		遺伝有意線量	白血病有意線量
診 断	直接撮影	17.4	5
	間接撮影	0.02	26
	透視	21.2	90
	小計	38.6	121
治 療	体外	0.9	60
	体内	~	6

$$\begin{aligned} \text{遺伝有意線量 } sD_g &= \frac{\sum N_{jk}^{(M)} d_{jk}^{(M)} w_{jk}^{(M)} + \sum N_{jk}^{(F)} d_{jk}^{(F)} w_{jk}^{(F)}}{\sum (N_k^{(M)} w_k^{(M)} + N_k^{(F)} w_k^{(F)})} \\ \text{白血病有意線量 } sDL &= \frac{\sum N_{jk}^{(M)} d_{jk}^{(M)} L_{jk}^{(M)} + \sum N_{jk}^{(F)} d_{jk}^{(F)} L_{jk}^{(F)}}{N_o} \end{aligned}$$

k は照射を受けた年齢層別，j は照射方法別，d は生殖腺線量又は骨髓線量，N は照射を受けた件数，w は厚生省統計局の調査による子供期待数を用い，病気による影響を考慮した値，L は統計局の余命表と広島，長崎における白血病年度別発生率，並びに病名別 5 年生在率から計算した白血病発生期待率，M は男子，F は女子，No は日本の全人口。

(3) 結 果

遺伝有意線量は殆んど無視出来る程小さくなったが，白血病有意線量は約 6 m rad となり第 1 表に示す様に国民線量への寄与は全体の約 3 % にもなった。