
第6回放射能調査研究成果発表会

論 文 抄 録 集

昭和39年11月27—28日

科 学 技 術 庁

目

次

論文 No.	題 目	担 当 機 関	
1	高空におけるフォールアウトの測定	防衛庁技術研究本部	1
2	最近の高度 10,000 m における ^{14}C 及び ^3H の濃度変化	防衛大学校物理学教室	2
3	中国核実験からの放射能	気象庁観測部 水戸地方气象台	3
4	中共の核実験による放射性フォールアウトについて	気象庁気象研究所	6
5	中国核爆発実験の放射性降下物による環境汚染	放射線医学総合研究所	7
6	日本における ^{137}Cs , ^{90}Sr の降下	気象庁気象研究所	8
(7)	国内および日本付近の ^{90}Sr , ^{137}Cs 降下量の比較	気象庁観測部	9
8	南方定点海域における落下塵埃の放射能	気象庁海洋気象部	11
9	放射性フォールアウトと大気オゾンの季節変化について	気象庁気象研究所	13
10	大気放射能のバックグラウンドの変動について	気象庁水戸地方气象台	13
11	大気浮遊塵中の ^{239}Pu (^{240}Pu) 測定—1	放射線医学総合研究所	14
12	大型および小型集塵器の性能比較	気象庁観測部	17
13	フォールアウト粒子にみられる fractination effect	大阪府立放射線中央研究所	24
14	三朝増富地方における放射性核種および外部線量について	国立衛生試験所	27
15	シンチレーション・カウンタによる環境の放射線の測定	理化学研究所	27
16	外部線量測定用高圧電離箱の試作	放射線医学総合研究所	30
(17)	自動エアサンプラーの試作	〃	31
18	治療用放射線による遺伝有意線量の推定	〃	35
19	診断用X線撮影による骨髓線量の推定	放射線医学総合研究所	37
(20)	東海村周辺のバックグラウンド放射線の調査(1)	日本原子力研究所保健物理部	40

論文 No.	題 目	担 当 機 関	
(21)	東海村周辺のバックグラウンド放射線の調査(Ⅱ)	日本原子力研究所保健物理部	43
(22)	$^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$ の呼吸による被曝線量の推定	"	50
23	日本近海海水の放射能	海上保安庁水路部	54
24	深層水の放射性物質の分布	"	55
25	日本近海の底土の放射能	気象庁海洋気象部	59
26	日本近海の海水の全ベータ放射能	"	61
(27)	1962年太平洋捕獲魚の放射性物質	放射線医学総合研究所	62
(28)	日本海側と太平洋側の魚類中の ^{90}Sr , ^{137}Cs 濃度	"	63
(29)	東京湾内海水中の放射性核種の濃度	"	66
30	海水放射能の調査報告(東京湾南部海域)	防衛大学校化学教室	67
31	1963年度における海洋生物の全ベータ放射能について	東海区水産研究所	69
32	海洋生物の ^{90}Sr , ^{137}Cs について	"	73
33	日本近海プランクトンの放射能汚染	"	75
(34)	東海沿岸水中の ^{137}Cs について	日本原子力研究所保健物理部	76
35	北海道における放射能調査	北海道衛生研究所	80
(36)	宮城県における放射能調査	宮城県衛生研究所	82
37	茨城県における放射能調査	茨城県衛生研究所	84
38	静岡県における放射能調査	静岡県衛生研究所	89
39	愛知県における放射能調査	愛知県衛生研究所	93
(40)	大阪府下における放射能調査	大阪府立公衆衛生研究所	97
41	昭和6年から昭和26年の間に採取された淀川水系の水道水, 河水試料の全放射能と, 全放射能測定値におよぼすカリウムの寄与の補正についての一提案	"	102
(42)	京都府における放射能調査	京都府衛生研究所	106
43	兵庫県における放射能調査	兵庫県衛生研究所	109
44	鳥取市に降った雨の放射能について	鳥取県衛生研究所	112
45	岡山県における放射能調査	岡山県衛生研究所	116
(46)	福岡県における放射能調査	福岡県衛生研究所	118

論文 No.	題 目	担 当 機 関	
47	土壌および米の ^{90}Sr について	農業技術研究所	120
48	土壌および米の ^{137}Cs について	農業技術研究所 国立公衆衛生院	123
49	作物による放射性降下物中の ^{90}Sr の吸収抑制について	農業技術研究所	124
(50)	土壌中の ^{90}Sr , ^{137}Cs 濃度	放射線医学総合研究所	125
51	土壌中の全放射能測定法における塩 酸抽出法と直接測定法の比較	日本原子力研究所保健物理部	128
52	土壌中のフォールアウトのその深度 分布	理化学研究所 横浜国立大学	128
53	米の ^{95}Zr - ^{95}Zb による汚染	国立公衆衛生院 農業技術研究所	129
54	各種食品, 陸水, 雨水ちりおよび土 壌等の ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{144}Ce につい て	分析化学研究所	131
55	日常食に由来する ^{90}Sr の体内蓄積 量について	国立栄養研究所食品化学部	132
(56)	食品の放射性物質	放射線医学総合研究所	133
(57)	上水道水中の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度	"	140
58	醸酵アルコールおよび植物精油中の ^{14}C の濃度変化	"	142
59	牛乳と飼料における ^{90}Sr , ^{137}Cs 汚染の関係	畜産試験場	144
60	高りんの給与による牛乳への ^{90}Sr の 分泌抑制試験	"	145
61	乳汁における Sr の分泌経路につい て	"	146
62	牛乳のイオン交換樹脂除染法に関す る検討	乳業技術協会	147
63	血液分析による日本人体内 ^{137}Cs 負 荷量の推定	国立公衆衛生院 放射線医学 総合研究所	152
64	^{137}Cs 人体負荷量と ^{137}Cs 尿中濃度	放射線医学総合研究所	154
65	内部被曝線量の調査(腸管内におけ る種々の放射性同位元素の滞留状況 について)	"	156
(66)	人骨中の ^{90}Sr について	"	158
(67)	家畜骨中の ^{90}Sr について	家畜衛生試験場	162

(注) () は誌上発表のもの

1 高空に於けるフォールアウトの測定

防衛庁技術研究本部

浦井達夫，○五十嵐俊次

成層圏下部に於けるフォールアウトの測定結果の内最近のデータについて報告する。

1. 調査空域，集塵及び測定方法については従来通りである。即ち空域については九州上空（E 130°～132°，N 31°～32°），中部上空（E 135°～140°，N 34°～37°），北海道上空（E 141°～144°，N 42°30'～45°）の範囲であり，集塵には航空機の翼前面に装着したガムドペーパー及び機上集塵器（中部地区のみ）によって行なった。又測定は5 μ cの酸化ウランを比較試料として用い μ c/m³で表した。
2. 昭和38年10月以降の空中濃度をみると昭和37年10月頃に比して約1/10程度に減少している。
3. 昭和39年10月16日中共によって行なわれた核実験の影響であるが10月19日，20日が大きな測定値を示しており21日以降は減少している。即ち放射能塵の大部分は実験後3日目に飛来した模様である。

今回はガムドペーパーによる測定値と集塵器による測定値に大きな差があり，これは従来と著しく異った現象である。

従来の測定は主として米ソの実験によるフォールアウトで大型，高空爆発，遠距離であったため，日本上空に飛来する塵は主として成層圏を通過して来るためガムドペーパーによって捕獲されるものは高空のものであって航空機の上昇，下降の際に捕獲されるものはほとんど無視し得る程度であったが，（この点は以前2機同時飛行を行なって補正済み）今回の実験は小型（20kt程度），地上爆発，且比較的近距离であったため10km以下の高度で大部分の塵が飛来したものと考えられる。

したがってジェット気流に乗って飛来したものは少く偏西風によって運ばれたものと思われる。ガムドペーパーによって捕獲されたものは地上又は上昇，下降中によるもので純高度の値は集塵器による測定値であると考ええる。

4. 核種分析の結果の一部を表3に示す。

Ru-103の全放射能に対する比はHunter，Ballouの表によれば3.2%（13日後）となっておりはゞ一致した値を示している。又中共の実験以前のフォールアウト中に含まれているRu-106の量は0.9～4.6 μ c（ガムドペーパー10枚当り）であり表3に於て無視してよいと考える。

Ru-106は爆発後1年位でU-235とPu-239の場合とではPu-239の場合の方が著しく多いが現在では検出できないのでフォールアウトのみからでは爆弾の種類を推定し得ない。

表1 全放射能測定値（ガムドペーパー）

 $\mu\mu\text{c}/\text{m}^3$

試料採取年月日	北海道		中部		九州	
	12km	10km	12km	10km	12km	10km
39. 10. 17	2.62	1.34	—	—	11.73	0.40
10. 18	25.65	9.61	2.54	2.02	11.33	0.70
10. 19	11.99	54.0	102.65	—	761.82	419.30
10. 20	350.65	231.0	356.0	425.10	294.0	60.60
10. 21	17.25	19.50	—	—	0.1以下	0.1以下
10. 22	6.20	17.39	—	—	4.30	3.28
10. 23	25.58	7.72	3.38	6.89	40.60	38.50
10. 24	42.41	12.18	7.05	3.92	11.05	6.70

表2 全放射能測定値（集塵器）

 $\mu\mu\text{c}/\text{m}^3$

試料採取年月日	中部 10 km
39. 10. 20	5.73
10. 23	0.20

表3 核種分析結果, Ru-103（ガムドペーパー10枚）

 $\mu\mu\text{c}$

試料採取年月日	北海道		中部		九州	
	12km	10km	12km	10km	12km	10km
39. 10. 20	127.97	93.81	64.01	105.68	91.17	69.11
試料分離時に於ける全放射能に対する割合	3.9 %	3.7 %	2.3 %	2.6 %	3.9 %	3.9 %

2 最近の高度 10,000mにおける ^{14}C 及び ^3H の濃度変化

防衛大学校物理学教室

○久保 添 忠 嘉 横 田 穰 一

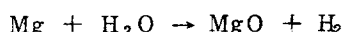
梅 沢 久美子

上層大気中の ^{14}C の濃度変化を調べるために、昨年11月以来、岐阜基地にある航空自衛隊、実験航空隊のF-86-Fジェット戦闘機を高度約10,000m(33,000ft)、北緯 $33.5^\circ \sim 36.5^\circ$ 、東経 $135^\circ \sim 139^\circ$ の範囲内に飛ばして、上層大気中の CO_2 の捕集を行なって来た。その捕集の

方法,⁽¹⁾ その中に含まれる¹⁴C の濃度の測定方法及びその結果の一部については既に報告したのであるが、本年の1月より10月中旬までに捕集することが出来たCO₂ 及び富士山5合目(標高2,340m)、北富士演習地(標高1,000m)で苛性ソーダに吸着させたCO₂ 中の¹⁴C の濃度の2～3点についての結果を併せて報告する。

更に上層大気中でCO₂ を捕集すると同時にその高度のものと思える水も吸着するので、その中に含まれる³H の濃度について1月より10月までの結果を報告する。

³H の計数には水素充填外部消滅型計数管を用い、試料水の還元は電気炉中で570°C～600°Cに熱したMg片中に水蒸気を通すことにより



の反応を起させ、生じた水素を計数管に充填した。各試料を1気圧に入れた時、約3050V附近から200V以上、傾斜は約3.5%/100Vのプラトーが得られた。試料用計数管を約2.5cmのPbで囲み、その周囲を直径25mm、19本の逆同時計数管で囲み、更にそれを20cmのFeで遮へいし、逆同時法で測定した。この計数管でトリチウム水スタンダードを測定したところ、20°C、1気圧で充填したとき1 c.p.m. が162 T. U. に相当する。

測定結果は¹⁴C、³H共に3月に最大になることが認められた。即ち¹⁴C ではスタンダードの約5倍に達し、³Hでは 1.7×10^6 T. U. にも達したが、その後、月を追うに従って減少している。その結果からfall-out について云われている、いわゆる“spring maximum”が¹⁴C、³Hについても認められた。

(1) Radioisotopes : 13,284 ('64)

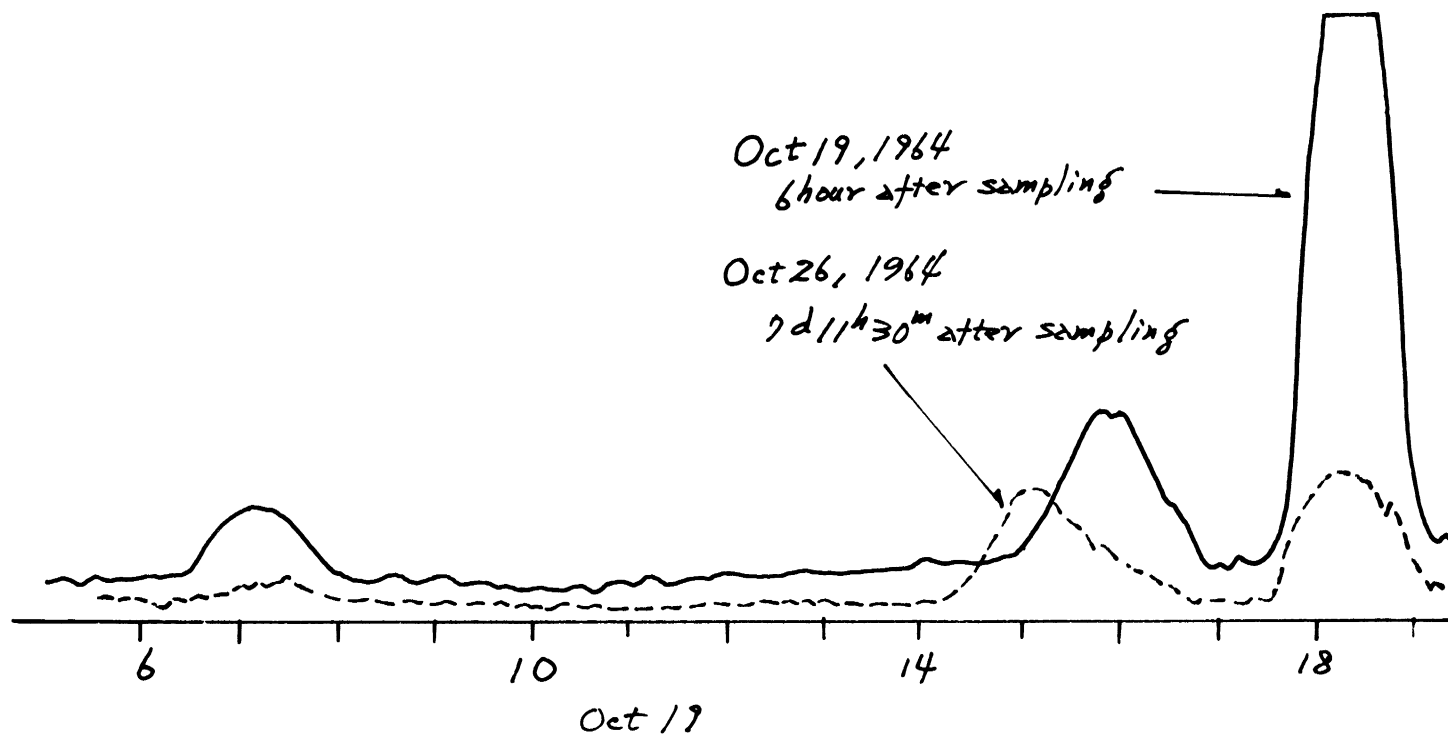
3 中国核実験(1964年10月16日)からの放射能

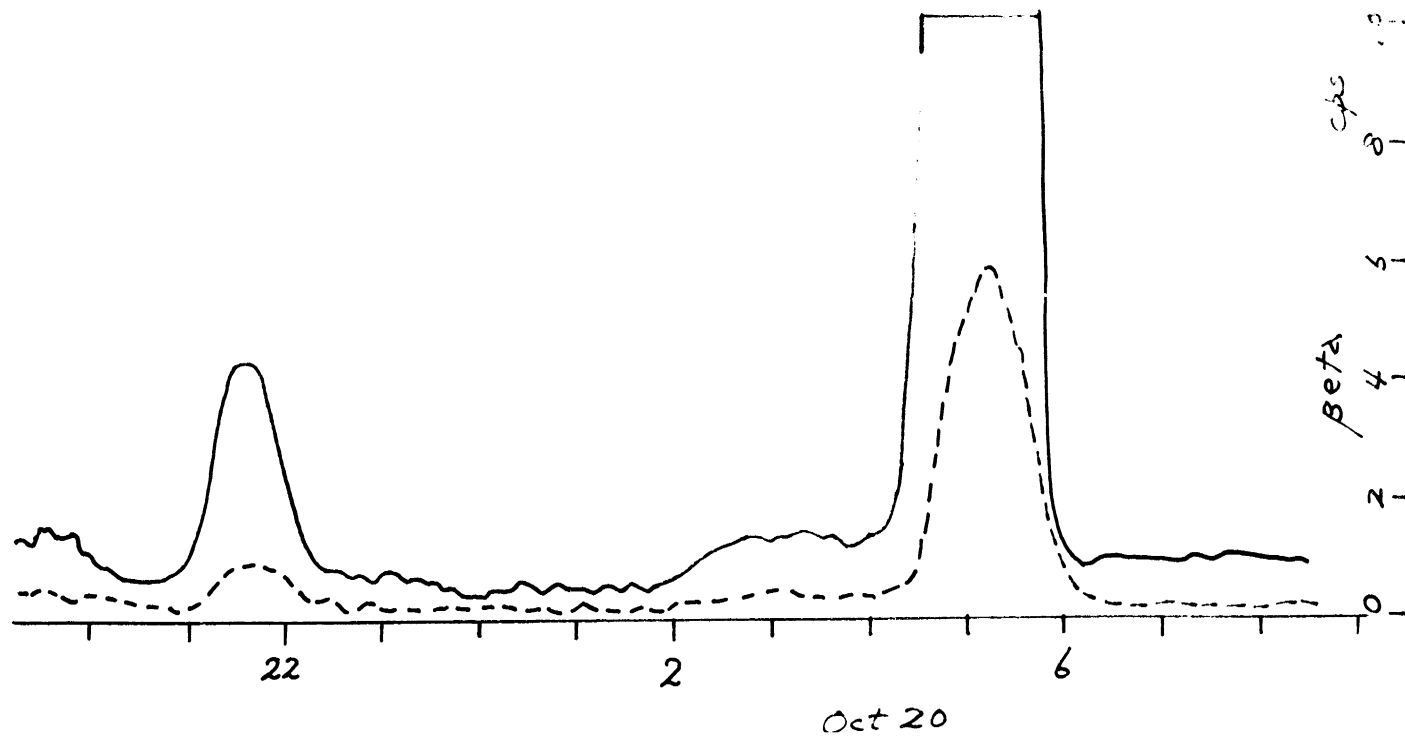
気象庁観測部 木村 耕三、○村 山 信彦
藤 本 博、神 山 基
気象庁水戸地方気象台 大越 延夫

1964年10月16日16時(JST)に中国が行なった核実験(報道によるとSinkiang-Uigur自治区Takla Makan 沙漠のLop Nor湖の付近、従って約40°N, 90°E)によって生じた放射能ちりは予想どおり18日夜から19日に初めて日本に到来した。18日までに降った降水中にはこの実験からのちりは全く含まれていなかった。

従って19日に日本上空を蔽った移動性高気圧に含まれていて、黄砂が運ばれると同じようにして運ばれて来て、ドライフォールアウトとして降下した。特に19日は東京の東南東に位置した低気圧への高気圧よりの吹き出しとして降下したちりが中部日本にまず現われたと考えられる。降水の中に含まれた放射能は19日から20日にかけての雨について初めて出現した。

その後1週間に降水に最大20～30 pc/cc(採取終了後6h)ちりは最大38 pc/m³(採取





後20h)の β 放射能濃度を記録した。これは1961~62年の場合の最大より1けた低い。今回は実験地から日本までの距離が3,700~4,500kmで今までのうち一番近く、従って放射性巨大粒子の飛来が著るしかった。

19日に空気中の巨大粒子をダストモニターに7個とらえた。その減衰は図示のとおり(現在解析中)。1961~62年のころより著しい。また水戸気象台で20m²中に2ケの巨大粒子をとらえたが、減衰より上記実験日に起因する。集塵器の集塵面積が異ると巨大粒子の飛来中はかなりばらついた値がえられ易い。しかし小面積の方が大面積より放射能が大きいこともあり、これは確率の問題である。

4 中共の核実験による放射性フォールアウトについて

気象庁気象研究所

三宅 泰雄, 〇猿橋 勝子

杉村 行勇

1964年10月16日午後4時(日本時間), 中国で行なわれた核実験の日本への影響は, 18日夕刻からあらわれはじめた。東京では18日朝から16時30分ごろまで降雨があったが, この降雨中には新しい核爆発による放射能は検出できなかった。16時30分から翌19日9時までの落下塵の放射能は急激に増加し120mc/km², 16.5hrが観測された。

前日までの落下塵の放射能は0.03~0.3mc/km², dayであった。

19日9時から16時までの落下塵は85mc/km², 7hrであった。その後, 落下塵の放射能は次第に減少し, 20~21日には20mc/km², day, 21日~22日には10mc/km², dayとなった。22日から23日には計12mmの降雨があったので, 放射性物質の総落下量は増加し, 156mc/km², dayとなった。

全ベータ放射能の半減期は, 10月26日現在4日であった。核分裂生成物だけであるならば, 半減期はその時期において, 約10日が期待される。爆発後1週間までの半減期は約2, 3日であった。この半減期はネプツニウム239の半減期とひとしい。したがって相当多量のネプツニウム239の存在の可能性が考えられる。

ベータ線エネルギーのつよさは0.35Mev前後のものが60%以上, 0.6Mev前後が20%であった。核分裂生成物の平均ベータ線エネルギーは0.33~0.44Mevであって, エネルギー分布からみても, ネプツニウム239の存在が考えられる。この測定結果は新潟大学小山研究室における測定と全く一致している。小山研究室では化学分離により, ネプツニウム239の約40%の存在をみとめた。

このほか落下塵を化学的に処理して, 主としてウラン, ネプツニウムを分離し, そのアルファ線スペクトルを測定したので, その結果についても報告する。

5 中国核爆発実験の放射性降下物による環境汚染

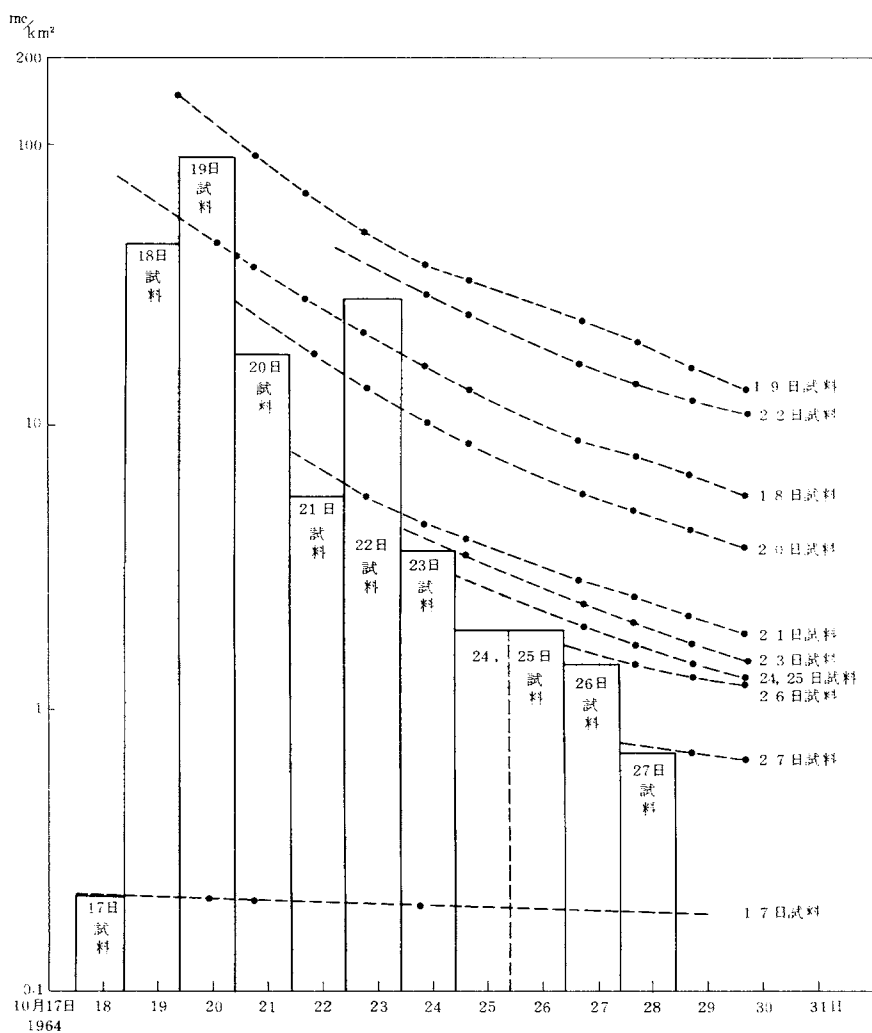
放射線医学総合研究所

佐伯 誠 道, 中 義一郎

鎌 田 博, 小 堀 卓

村 越 善 次

1964年10月16日に中国で核爆発実験が行なわれたと報じられている。水盤法で雨水および自然落下じんを集め放射能測定を行なった結果によると、10月18日は未明よりかなりの降雨



第1図 放射性降下物の全 β 放射能及びその減度

があったが、千葉市黒砂町における10月17日午前10時より10月18日午前10時までの試料（10月17日試料と仮称す。以下同様に称す。）では、全ベータ放射能（科学技術庁放射能測定法、1963年）は $0.2\text{mc}/\text{km}^2$ であり新しい核爆発の影響は観察されなかった。しかし10月18日試料（約17mmの降雨を含む）では放射能は急上昇し $43.6\text{mc}/\text{km}^2$ 、更に10月19日試料では $89.8\text{mc}/\text{km}^2$ となり、其の後は日を追って漸減を示した。10月18日、19日試料の全ベータ放射能の半減期は初期で約2日である（第1図）。

試料中から化学分離によってヨウ素を分別し放射能を測定した結果、全ベータ放射能の5%—15%に当る放射性ヨウ素が検出された。ヨウ素画分の放射能減衰曲線から、I-131、I-132、I-133を認めた。イオン交換樹脂による分別ならびにガンマー線波高分析も行なった。

一方、10月22日に採取した家畜の甲状腺にも放射性ヨウ素の蓄積が観察され、乳牛23pc、和牛12pc、豚26pcの値を得た。牛乳についても分析測定を行なっているので、併せて報告する。

6 日本におけるCs137, Sr90の降下

気象庁気象研究所

三宅 泰雄, ○葛城 幸雄

1961年～1962年のソヴィエトおよびアメリカの核実験の影響により、東京に降下したCs137, Sr90の量は1962年には各々 21.9 および $8.1\text{mc}/\text{km}^2$ であり、1963年はこの約2倍の 52.3 および $19.1\text{mc}/\text{km}^2$ であった。注目すべきことは1964年前半の降下量が前年度の前半の降下量と比較してあまり減少していないことである。

1964年5月までのCs137, Sr90の蓄積量は各々 $162\text{mc}/\text{km}^2$ 、 $59\text{mc}/\text{km}^2$ である。5月から10月までのSr90降下量を全β放射能値から推定すると $5\text{mc}/\text{km}^2$ （Cs137は約 $10\text{mc}/\text{km}^2$ ）で蓄積量は10月には $64\text{mc}/\text{km}^2$ となるものと思われる。

他の6地点の1963年および1964年のSr90降下量は次の通りである。

	東京 丸ノ内	札幌	仙台	秋田	大阪	福岡
1963年	19.3	21.3	17.0	40.3	13.8	20.0
1964年1～5月	5.9	10.9	8.0	12.2	5.5	6.5

又1963年以降の毎月の全β放射能値（爆発1年後即ち1963年10月15日に換算した値）を次にしめす。

	dpm/m ²		dpm/m ²
1963年1月	9,090	1964年1月	73,216
2月	16,496	2月	52,198
3月	187,731	3月	70,539
4月	174,946	4月	188,678
5月	270,104	5月	115,050
6月	451,828	6月	138,257
7月	170,491	7月	51,187
8月	151,861	8月	31,640
9月	133,193		
10月	102,917		
11月	29,269		
12月	31,067		

1959年7月以降の7地点におけるCs¹³⁷/Sr⁹⁰を次に示す。

	Cs ¹³⁷ /Sr ⁹⁰	範 囲
東 京 (丸ノ内)	2.8 ± 1.4	1.2 ~ 6.3
(高円寺)	2.8 ± 1.2	1.0 ~ 6.0
札 幌	2.3 ± 0.8	1.2 ~ 4.2
仙 台	2.7 ± 1.0	1.3 ~ 4.5
秋 田	2.9 ± 1.2	1.4 ~ 5.7
大 阪	3.0 ± 1.3	1.2 ~ 6.0
福 岡	2.4 ± 0.9	1.1 ~ 5.1

演者らはさきに東京におけるSr⁹⁰降下量のデータから1958年の核実験フォールアウトの成層圏における平均滞留時間を求め約1年とした。今回は1961年および1962年の核実験について同様の方法により平均滞留時間を求めた。

1963年と1964年における降下量がほぼ類似している点については、成層圏上部から放射性粒子が地上に降下し初めるまでの時間的なずれがあるものとして若干の考察を行なった。

7 国内および日本付近のSr⁹⁰, Cs¹³⁷降下量の比較

気象庁観測部 村 山 信 彦

1963年6月までの期間について、日本およびその付近のSr⁹⁰ (Cs¹³⁷) の降下量を降水量を考慮して比較を行なった。その結果は下記の表に示したとおりで、主なことは

- (1) 最大の降下は日本海側にみられる。最小の降下は大阪付近にみられる (50mc/km² 以下)

- (2) 東京都内のような狭小地域内でも降下量にかなりのばらつきがみられる。一つには降水がその原因となっている。
- (3) 1962~63のCs¹³⁷/Sr⁹⁰比は大型水盤採取によると、2.5ないしそれ以上の値になっている。
- (4) 東南アジアの降下量は日本に比しはるかに小さい。
- (5) 1963年前半の降下量は1962年前半のその約3倍となっている。

Table 1. Comparison of Sr⁹⁰ deposition and rainfall amount at three stations in TOKYO district in 1963.

		rainfall amount in 1963 (mm)	Sr ⁹⁰ deposition (mc/km ²)
J.M.A Observation field, Ote-machi, Tokyo	35°41' N 139°46' E 6m	1579 (100%)	20.4 (100%)
Meteorological Research Institute, Mabashi, Tokyo	35°42' N 139°40' E	1657 (105%)	19.1 (94%)
HASL Sampling Point, Tachikawa	35°42' N 139°24' E 96m	1220 (77%)	12.7 (62%) 14.0 (69%)*
Agricultural testing field, Tachikawa	35°42' N 139°24' E 75m	1326 (84%)	

* corrected to the pot value by collection ratio of funnel/pot, 0.9 for Sr⁹⁰ following to the reference (6)

Table 2. Comparison of cumulative Sr⁹⁰ deposition upto March, 1963 at three points in Tokyo-city.

Met. Resear. Inst. Mabachi	JMA Headqarter (obs. field) Ote-machi	Natn'l. Inst. Agricultural Sci. Nishigahara
37.9 mc/km ²	33.6 mc/km ²	34.3* mc/km ²

* Sr⁹⁰ contained in the soil of 25cm depth (after Dr. K. Kodaira, N.I.A.S., Tokyo)

Table 3.

period	nuclides	Sapporo	Aki ta	Sendai	Tokyo	Osaka	Fukuoka	Mean
up to Dec.1962	Cs ¹³⁷ *	61.0	90.9	74.1	81.3	51.8	75.6	72.5
up to Jun.1963	Sr ⁹⁰	39.5	63.1	43.7	42.1	28.2	47.3	44.0
	Cs ¹³⁷ *	89.2	171.1	109.5	114.6	84.8	118.0	114.5
up to Dec.1963	Sr ⁹⁰	52.4	81.4	53.3	51.5	36.7	53.0	54.7
Jan.-Jun. 1962	Cs ¹³⁷	11.7	14.4	10.9	12.2	8.2	17.4	12.5
	Sr ⁹⁰	5.4	6.0	4.4	4.0	2.7	7.1	4.9
Jan.-Jun. 1963	Cs ¹³⁷	28.2	80.2	35.4	33.3	33.0	42.4	42.1
	Sr ⁹⁰	10.0	23.5	9.1	11.0	9.4	15.2	13.0

* computed from Sr⁹⁰ deposition observed for the time period up to June 1959 assuming that Cs¹³⁷/Sr⁹⁰ = 2.2

8 南方定点海域における落下塵埃の放射能

気象庁海洋気象部

秋 山 勉, ○吉 村 広 三

昭和37年の第4回発表会で報告した資料は1962年8月までのものであったので, 今回は1962年9月以降の落下塵埃の全ベータ放射能量と過去7年余の経年変動について報告する。

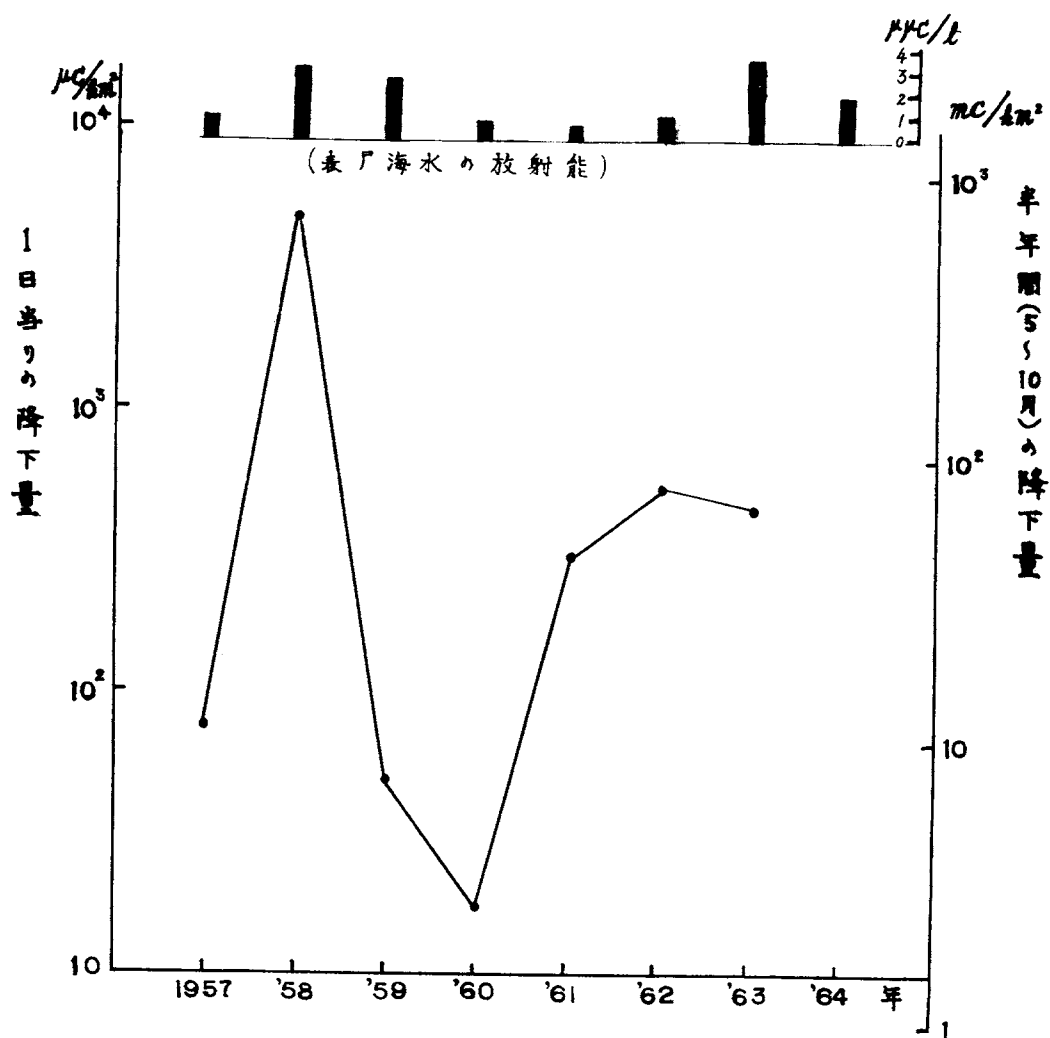
1962年9月以降の実測値による月別の日平均降下量と月間の最大値および最少値を表に示した。

第1表 日平均降下量の月別測定値

年	月	日 平 均 降 下 量 ($\mu\text{c}/\text{km}^2/\text{day}$)	最 大 ($\mu\text{c}/\text{km}^2/\text{day}$)	最 少 ($\mu\text{c}/\text{km}^2/\text{day}$)
1962	9	252.9	1.18×10^3	54
	10	818.1	3.67×10^3	19
1963	6	264.6	2.13×10^3	4
	7	156.9	1.27×10^3	31
	8	934	23.46×10^3	4
	9	161.2	0.76×10^3	0
	10	649.3	11.69×10^3	0

この7ヶ月の間に $10\text{mc}/\text{km}^2/\text{day}$ 以上の放射能が計測されたことが2回——1963年8月7日($23.4\text{mc}/\text{km}^2/\text{day}$)および10月25日($11.7\text{mc}/\text{km}^2/\text{day}$)——あり, 上記2日を除くと1963年は大体において $0.15 \sim 0.25\text{mc}/\text{km}^2/\text{day}$ の平均値になっている。

次に降下量の経年推移をみると、核実験に伴ない1958年および1962年にピークが表われている。しかし1962年のピークはゆるやかで、高空実験が多かったためか、全体的にみて大気中で可成り混合したのちに降下してきたような感じとなっている。参考のため表層海水の全ベータ放射能量を図の上部にヒストグラムで略記した。落下量のグラフとの関係からみると表層海水の方でピークがあとにずれている。おそらくは表層海水中に落下放射能が一時的に集積する現象なのであろう。



第1図 夏季、南方定点に落下した放射能
(ガムドペーパーによる)

9 放射性フォールアウトと大気オゾンの季節変化について

気象庁気象研究所

三宅 泰雄, ○金沢 照子

放射性降下物の源は成層圏にあり, その降下量が多く場所で春に極大をしめし, また中緯度地帯に分布の極大をしめすことは, 大気オゾンの場合と非常によく似ている。このことから両者の変化の機構に共通なものがあることが予想され, 従来知られている大気オゾンに関する知識が放射性降下物の落下機構を考えるのに役立った。しかし, この二つの現象には相違する点もいくつかあげられる。大気オゾンは成層圏内で光化学反応によってつくられるが, 放射性ちりは地上のある箇所から成層圏内に放射性雲として打ちこまれる。また, 大気オゾンは気体で対流圏に入ると比較的すみやかに分解するが, 放射性ちりは雨や他の塵によるスクャベンジによって地上に落下する。

我々は, 日本, アメリカ, カナダ, イギリスの各々数地点について 1958 年から 1963 年までの大気オゾンと放射性降下物の季節変化について比較した結果, 両者の極大が必ずしも時期的に一致していないことを見出した。季節変化の極大の最も多く出現した月は, 大気オゾンについては 3~4 月, 放射性降下物については 4~5 月であった。これは, 両者の季節変化の原因に大きな相違があるためで, 大気オゾンの季節変化が成層圏内での移流と対流圏への流入によるのに対し, 放射性降下物の季節変化は, 放射性ちりの対流圏への流入と, 対流圏内での移流およびスクャベンジされる場所や時期によってきまる。

三宅, 猿橋(1951)は, 大気オゾンの季節変化と緯度分布を, 太陽輻射の年変化と子午線方向の移流の勢力の年変化とが重なる結果によって説明したが, 放射性降下物の成層圏および対流圏の滞留期間から類推すれば, 更にこの他に大気オゾンの成層圏から対流圏への流入も考慮しなければならないことがわかった。

10 大気放射能のバックグラウンドの変動について

水戸地方気象台

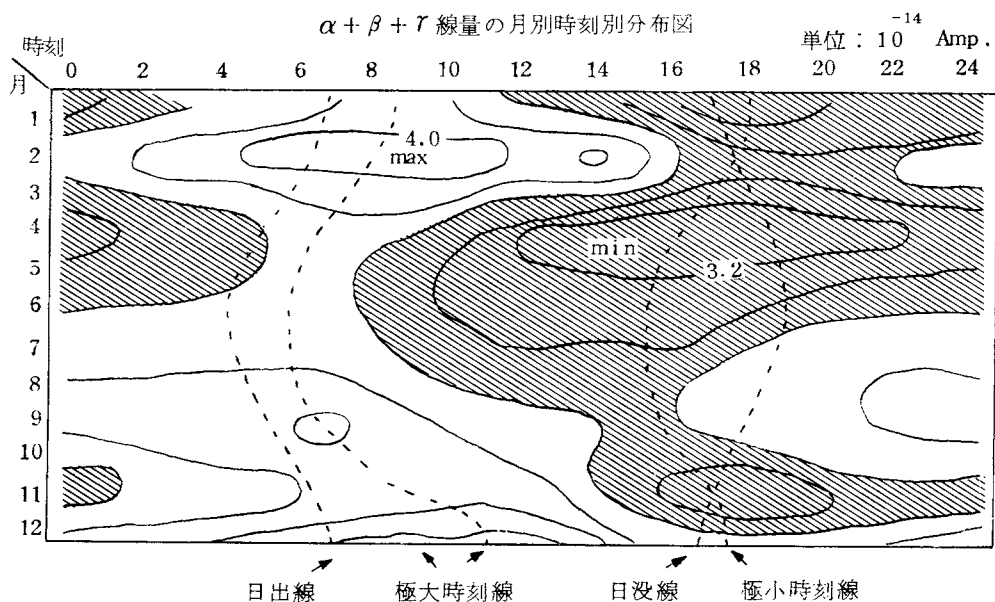
○大越 延夫, 渡辺 盛夫

電離箱を用いて引きつゞき大気放射能の観測を行なっているが, 1963 年における変動について報告する。

(1) $\alpha + \beta + \gamma$ 線量の月別時刻別変動は次図の様である。

即ち

- 1) 季節的に見ると冬大きく夏小さい傾向を示している。
- 2) 日変化については, 極大時刻は 6 時—12 時で日出のおよそ 2 時間後に現われている。又極小の時刻は冬期には 18 時頃, 夏期には 15 時頃に現れるが, これは本測定では主として R_n ,



Tn 系列中の半減期の短い初期のものが寄与しているため、寒候期では夕方の接地逆転の影響を大きく受けるためと考えられる。

3) 大気放射能の変動と気象要素との関係について、2, 3 の結果を得たので報告する。

11 大気浮遊塵中の ^{239}Pu (^{240}Pu) 測定 - 1

放射線医学総合研究所

○阿部 史朗, 阿部 道子

渡辺 博信

米ソの1961年までの核実験により種々の放射性核種が空中に拡散している。これらはフォールアウトとなって地表付近に落下し浮遊塵として吸入される。そのレベルをはっきりさせることは危害評価にあたって重要なことである。我々は種々の核種についてそのレベルを測定しつつあるが、 ^{239}Pu (^{240}Pu) についておおよその結果が得られたので報告する。

測定された期間は1961年12月から現在に至るまで、サンプリング場所は千葉市放医研敷地内である。

1. 方 法

1-1 サンプルング: 浮遊塵捕集はミリポアAAフィルタによった。その理由は、他の機会に一部発表しているが、^{注(1)(2)(3)}フィルタの集塵特性については集塵効率、捕集ダストの表面保

持特性、圧力損失変化の点で、測定に対しては自己吸収、後方散乱の点で良好な性質をもつたものである。フィルタ径は47 mm のものを用いた。

空気吸引は約30 ℓ/min の割合で24時間集塵を標準とした。吸引空気量は1回につき約43 m³ になる。

1-2 放射能測定： 集塵済フィルタはごく少数の特殊例を除き少くとも24時間以上放置してから測定した。これは自然放射性核種の寄与分を少なくして測定値の解析を容易にするためである。

測定器は大面積の半導体検出器とパルスハイトアナライザの組合せによるアルファ線スペクトロメータによった。捕集フィルタ自身を直接スペクトロメータによって測定する方法を主としたが、核種の確認のために一部の試料は化学的処理を行なった。

フィルタ直接測定における、集塵済フィルタの吸収も含めた測定系の総合分解能は200 KeV FWHM以内であった。(図中5.5MeV付近を参照)

化学処理をした試料についてはさらによい分解能が得られている。

得られたスペクトルは複雑なものを除き一定のピーク図形により範囲を決めその範囲内のカウント数から放射能を定めた。

複雑なスペクトルを示すものについては化学処理を併用している。

1-3 核種の確認： フィルタ試料の直接測定では種々の核種が同一のピークを示すおそれがある。それで一部の試料につき分析によって、そのPu 寄与分を調べた。Pu 分析法はダストをHNO₃ で処理後、T T A ベンゼンで抽出を行ない、最後の試料調整は電着によった。^{注4)} この結果からピークはPu によるものが大部分であることが認められた。

2. 測定結果

いままで得られた概略の数値を下にあげる。この値はやゝ低目に見積られた値であるが、将来一層確実にして行く予定である。

Table

Sampling Date	²³⁹ Pu(²⁴⁰ Pu) in Airborne Dust (×10 ⁻¹⁵ μc/cc·air)
1961. XII	~8
1962. Spring	2 ~ 10
1963. "	2 ~ 8
1964. "	< 12

以上の他にβ放射能との比較もされている。

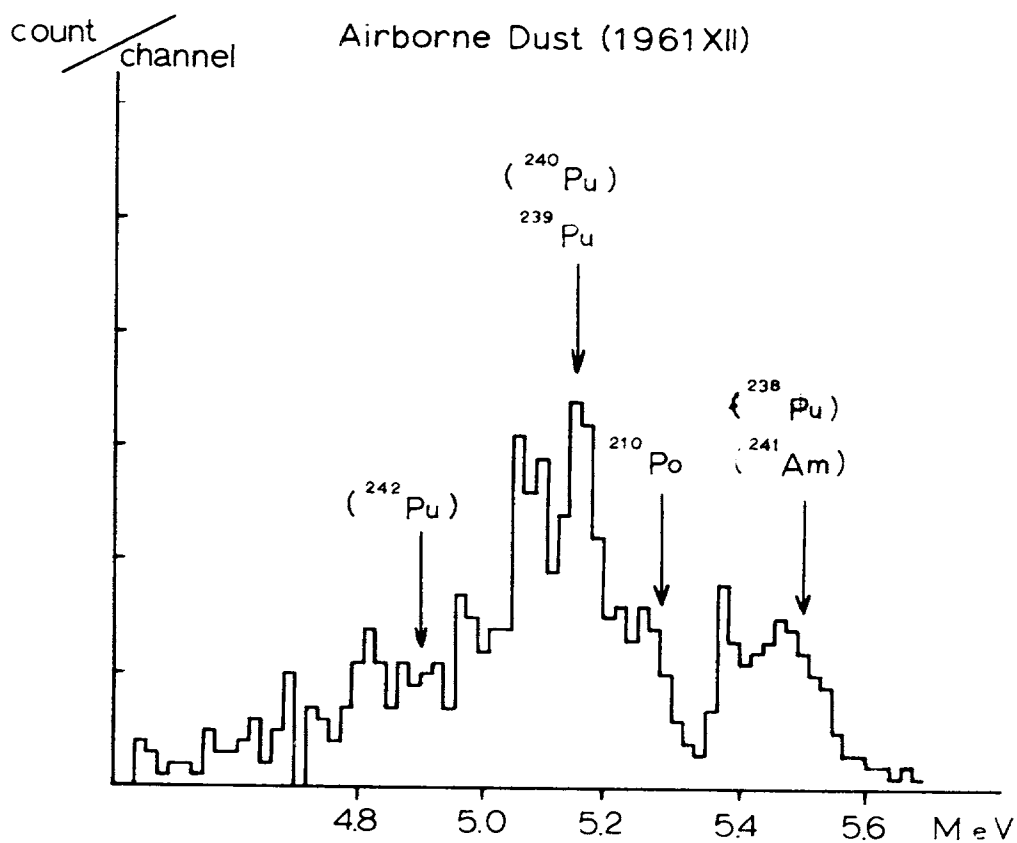
3. む す び

上にあげた数値を吸入に結びつけるためにはいくつかのファクタを必要とし、それらについても研究を進めている。直接の結びつきはないとしても、放射線による生体への影響の点でこのレベルは考慮外にできないものを持っている。そのような意味から一層確実な値を得よう努力している。核種としてもさらに他のものも追求さるべきであるが、その面についても現在研究中で

ある。

この研究に際し、種々御協力頂いた放医研化学研究部河村正一氏に感謝する。

- 注 (1) 放医研 36 年度年報
(2) 日本放射線影響学会第 6 回学会発表 (unpublished)
(3) 日本労働衛生工学会第 4 回学会発表 (unpublished)
(4) AECU-4024



12 大型および小型集塵器の性能比較

気象庁観測部 ○神 山 基

気象庁における地表大気中の浮遊塵の放射能観測は札幌、仙台、東京、大阪、福岡の5管区気象台において行なわれ、従来は小型集塵器によっていたが、これを大型集塵装置に切り換えることとなり、1962年から設置を開始して現在までに仙台を除く4か所に設置が終り、本年4月から上記4か所では正式に大型による放射能観測を行なっている。

この間大型集塵装置の性能試験のため、小型集塵器との比較を始め種々の付随的な試験を行ってきたので、それらの結果を一括して項目別にまとめた。

1. 沓紙を重ねた場合の浮遊塵捕集率

沓紙には沓紙の種類によって決まった浮遊塵捕集能力があるが、ある沓紙が捕集しうる粒子のうち1枚の沓紙によって捕捉しうる量がどれぐらいか、換言すれば捕集できる筈の粒子をどのぐらい逃すものかを、小型集塵器を使って調べたのが第1表である。これによってみると時によって差はあるがまず大部分は1枚の沓紙で捕捉していると認められる。

2. 小型集塵器における沓紙の枚数による吸引流速の変化

沓紙の枚数すなわち抵抗の増加による吸引能力の変化を調べた結果は第2表のとおり抵抗が増加するに従って吸引能力の低減速度は急激に増すことが示される。

3. 小型集塵器の吸引量

第3表に示すとおり各官署によって多少の差はあるが大体機械の性能の差の限界内とみられ、平均 $7.35\text{m}^3/5\text{hour}$ の吸引能力を持っている。

4. 大型集塵装置の測定方法別流速変化

マノメーター、家庭用ガスメーター、大型ガスメーター、U字管、気象用ピラムの5種類の方法で大型集塵装置を5時間連続運転したときの流速変化は第4表のとおりで、マノメーターは感度不良のため精度が悪いことと時によって変動が著しく、ガスメーターは内部抵抗が大きくて流速が低くまた低減速度も低い。U字管の示度は不安定で予想外の変動を示すなどの欠点があり、ピラムが流速の減少の模様、総流量等から最も信頼性があると認められる。なお第5表は5時間総吸引量である。

5. 大型集塵装置のポンプ温度

排気排水管の取付部付近の外壁温度は第6表のように始め急激に、次第にゆっくり上昇し、一定温度を保つようになる。

6. 円筒型ピラムによる大型集塵装置の吸引量の変化

気象用ピラムによる場合と同じく、始め急激に、次第にゆっくり減少する傾向が認められる。

7. 円筒型ピラムを連結したときの位置による計測値の変化

ピラムの性能が同じならばこれを直列に連結しても計測値は同じであるべきであるが、第7表のごとく後（ポンプ側）の方が小さくでる。これは円筒内の空気の流速分布に差異を生ずるためと思われる。No. 2のピラムだけは性能の違いによって低い値が出たと考えられる。

8. 大型および小型集塵器の性能比較

福岡管区気象台で行なわれた比較試験の結果は第8表にまとめて示したが大型は小型に比して5時間流量で46.3倍、沓紙面通過流速で2.33倍であるが、採取試料の放射能測定値から10 m³あたりの放射能濃度を出してみると非常に良く一致している。これは観測部において行なった結果とも一致している。

9. 大型集塵装置の始動時と5時間運転の平均との流速比

札幌管区気象台において始動直後10分間の円筒型ピラム録数器のカウントと総カウントとを観測した結果は第9表のとおり平均流速に対して始動時には平均1.52倍の流速を持っていることが示される。

第1表 沓紙を重ねた場合の浮遊塵吸着率

1. 使用沓紙 東洋No.5A
2. 測定方法 沓紙を3枚重ねて吸引し、各沓紙の放射能強度を測定し、それぞれの付着率を調べる。
3. 使用器械 小型集塵器

試料採取日	吸引空気量 m ³	測定日	沓紙番号			計 cpm
			1 cpm	2 cpm	3 cpm	
1962.10.23 24 {5時間ずつ2日間} {吸引}	9.10 } 17.85 8.75 }	1962.10.26	7.2	1.3	2.9	11.4
		10.27	9.4	0.0	0.0	9.4
		(灰化) 10.29	10.0	0.4	0.3	10.7
1962.10.30 (5時間吸引)	10.00	10.31	6.0	2.5	0.0	8.5
		11.1	5.2	0.0	0.0	5.2
計			37.8	4.2	3.2	45.2
平均			7.56	0.84	0.64	9.04
総計数に対する比(%)			83.6	9.3	7.1	100.0

なお、4枚以上重ねた場合は、4枚目以降はすべて0.0cpmである。

第2表 小型集塵器における沓紙の枚数による吸引流速の変化

沓紙枚数	1962.11.8	11.10	平均	沓紙がない場合に対する比 (%)	沓紙が1枚の場合に対する比 (%)
枚	m ³ /hour	m ³ /hour	m ³ /hour		
0	1.65	2.05	1.85	100	103
1	1.62	1.98	1.80	97	100
2	1.61	1.94	1.78	96	99
3	1.58	1.91	1.75	95	97
4	1.55	1.71	1.63	88	91
5	1.53	1.31	1.42	77	79

第3表 小型集塵器の吸引量一覧表

1963年10月1日～12月31日の値の平均値

官 署	吸 引 量	平 均 値 に 対 する 比	備 考
札幌	m ³ /5 hours 7.47	101.7 %	
仙台	6.51	88.6	
東京	7.64	104.0	
大阪	6.74	91.7	
福岡	8.37	113.9	
平均	7.35		

第4表 大型集塵装置の測定方法別流速変化（平均値）算出表

測定 方法	経過時間	瞬 間 流 速 m ³ /hour							平 均
	h m	1962.9.5	9.8	9.10					
マノ メータ	0	383	66	13					154
	30	343	40	7					130
	1.00	290	40	7					112
	1.30	251	26	7					95
	2.00	185	26	7					73
	2.30	132	26	7					55
	3.00	106	26	7					46
	3.30	92	26	7					42
	4.00	66	26	7					33
	4.30	59	26	7					31
	5.00	46	26	3					25
	平均	178	32	7					72

	h m	1962.9.14	9.17	平 均				1962.10.4	平 均
ガスメ ーター 家庭用	0	34	39	37				43	43
	30	34	40	37				41	41
	1.00	32	40	36				39	39
	1.30	32	40	36				37	37
	2.00	32	40	36			ガスメ ーター 大 型	36	36
	2.30	32	40	36				35	35
	3.00	32	40	36				34	34
	3.30	31	40	36				34	34
	4.00	31	41	36				33	33
	4.30	31	40	36				32	32
	5.00	31	40	36				32	32
	平均	32	40	36				36	36

第4表 大型集塵装置の測定方法別流速変化（平均値）算出表（続）

測定 方法	経過時間	瞬間流速 $m^3/hour$							
	h m	1962.9.14	9.17	9.18	9.26	9.28	10.1	10.4	平均
U字管	0	33	33	45	47	45	47	45	42
	30	38	40	49	49	47	49	47	46
	1.00	43	42	51	55	51	50	52	49
	1.30	45	44	51	55	51	51	54	50
	2.00	46	45	51	55	51	51	54	50
	2.30	47	45	51	55	51	51	54	51
	3.00	46	46	50	54	53	51	54	51
	3.30	45	46	50	54	53	50	47	49
	4.00	44	46	50	54	53	50	51	50
	4.30	43	46	50	54	51	50	52	49
	5.00	43	42	50	53	51	53	52	49
	平均	43	43	50	53	51	50	51	49

	h m	1962.9.25	9.26	9.28	10.1				平均
気象用 ピラム	0	61	60	63	64				62
	30	56	54	58	55				56
	1.00	48	50	55	54				52
	1.30	48	48	51	52				50
	2.00	47	46	52	51				49
	2.30	46	46	51	49				48
	3.00	42	46	47	45				45
	3.30	40	44	46	47				44
	4.00	39	44	47	44				44
	4.30	38	43	51	41				43
	5.00	36	41	43	39				40
	平均	46	47	51	49				48

第5表 大型集塵装置の測定方式別流量測定値
(すべて5時間連続吸引量)

吸引年月日	使用 用紙	家庭用ガス メーター	マノ メーター	U 字 管	大型ガス メーター	気象用 ビラム
年 月 日		m ³	m ³	m ³	m ³	m ³
1962.9. 5	USN type 5G		870			
9. 8	東洋 No.5A		154			
9.10	" No.5B		37			
9.14	" HE-10	160		218		
9.17	USN type 5G	199		220		
9.18	東洋 HE-10			250		
9.25	"					226
9.26	"			268		237
9.28	"			256		257
10. 1	"			252		245
10. 4	"			258	181	
平 均		180	354	246	181	241

注： マノメーターはアルコールを使用，U字管は水銀を使用した。
マノメーターによる値はマノメーターの感度が不十分なため不正確である。

第6表 大型集塵装置のポンプ温度測定値
(排気排水管取付部の外壁温度)

経過時間	ポ ン プ 温 度 (°C)								
h m	1962 9.8	9.14	9.17	9.18	9.26	9.28	10.1	10.4	平 均
0	26.0	26.3	25.4	27.2	20.7	24.2	19.8	24.3	24.2
30	40.5	42.5	47.5	44.0	38.2	35.9	34.8	39.7	40.4
1.00	45.5	53.6	54.5	51.1	47.9	47.6	42.7	49.0	49.0
1.30	50.0	59.0	56.6	55.0	52.6	52.8	49.5	54.0	53.7
2.00	50.0	61.6	58.9	56.0	55.0	55.4	53.0	56.0	55.7
2.30	48.5	61.5	59.4	56.6	55.8	56.8	55.4	56.5	56.3
3.00	54.0	63.1	58.1	57.2	56.3	56.6	56.7	58.0	57.5
3.30	52.8	64.0	60.3	57.2	56.6	57.6	57.7	57.5	58.0
4.00	55.5	64.3	60.0	57.1	57.2	58.4	58.5	56.7	58.5
4.30	56.0	64.5	60.3	57.2	57.4	58.9	59.1	57.2	58.8
5.00	57.8	63.7	55.3	58.2	57.6	59.2	59.5	58.1	58.7
最 高	57.8	64.5	60.3	58.2	57.6	59.2	59.5	58.1	58.8

第7表 大型集塵装置のビラム円筒連結送風試験
位置による計測値の変化

ビラム連 結順序	第 1 回			第 2 回			備 考
	ビラム 番 号	録 数 器 カウント	n ₁ 対 する比	ビラム 番 号	録 数 器 カウント	n ₁ 対 する比	
n ₁	No. 4	10分間の 値 114	% 100	No. 1	10分間の 値 93	% 100	No. 2 は第 1 回目のとき故障 第 2 回目では正常であった。 他のビラムより低い値なのは 回転特性によるものと判断さ れる。
n ₂	3	104	91	2	78	84	
n ₃	2	故障	—	3	84	90	
n ₄	1	102	89	4	83	89	

第8表 大型——小型集塵器比較試験

福岡管区気象台の試験結果

採 取 年月日	流量 (5 時間)			戸紙面通過流速			放射能濃度 (20 時間更正値)		
	大 型	小 型	比	大 型	小 型	比	大 型	小 型	比
1964年	m ³	m ³	大型/小型	m/sec	m/sec	大型/小型	cpm/10m ³	cpm/10m ³	大型/小型
5. 1	386	8.24	46.8	2.08	0.882	2.36	2	2	1.0
4	292	8.16	35.8	1.58	0.873	1.81	8	8	1.0
6	404	8.21	49.2	2.18	0.878	2.48	8	8	1.0
8	355	8.30	42.8	1.91	0.888	2.15	6	10	0.6
11	419	8.23	50.9	2.26	0.881	2.57	6	3	2.0
13	422	8.40	50.2	2.28	0.899	2.54	6	8	0.8
15	277	8.23	33.7	1.49	0.881	1.69	10	8	1.3
18	319	8.19	38.9	1.72	0.876	1.96	11	7	1.6
20	318	8.16	39.0	1.72	0.873	1.97	11	12	0.9
22	365	8.30	44.0	1.97	0.888	2.22	3	3	1.0
25	493	8.29	59.5	2.66	0.887	3.00	3	3	1.0
27	312	8.11	38.5	1.68	0.868	1.94	9	8	1.1
29	474	8.78	54.0	2.56	0.939	2.73	6	6	1.0
6. 1	351	8.16	43.0	1.89	0.873	2.16	9	13	0.7
3	473	8.20	57.7	2.55	0.877	2.91	2	3	0.7
5	312	8.36	37.3	1.68	0.895	1.88	6	4	1.5
8	397	8.41	47.2	2.14	0.900	2.38	7	11	0.6
10	397	8.19	48.5	2.14	0.876	2.44	6	8	0.8
12	330	8.22	40.1	1.78	0.880	2.02	7	7	1.0
15	415	8.30	50.0	2.24	0.888	2.52	5	5	1.0
17	406	8.31	48.9	2.19	0.889	2.46	6	9	0.7
19	500	8.31	60.2	2.70	0.889	3.04	8	7	1.1
22	445	8.38	53.1	2.40	0.897	2.68	9	8	1.1
24	348	8.44	41.2	1.88	0.903	2.08	5	7	0.7
平 均	384	8.29	46.3	2.07	0.887	2.33	6.6	7.0	1.0

第9表 大型集塵装置を5時間運転したときの始動時および平均10分間
ビラム録数器のカウンタ数比較（札幌气象台）

年 月 日	始動直後10 分間の録数 器カウンタ	5時間録 数器の総 カウンタ	平 均 10分間 カウンタ	始動直後の 平均10分間 に対する比	備 考
1964	count /10min	count /5hr	count /mean 10min		
4.14	104	1,992	66.4	1.57	
15	108	1,998	66.6	1.62	
17	110	2,000	66.7	1.65	
20	105	2,148	71.6	1.47	
22	158	2,208	73.6	2.15	
24	146	2,360	78.7	1.86	
27	140	2,772	92.4	1.52	
5. 1	120	2,370	79.0	1.52	
4	112	2,390	79.7	1.41	
6	104	2,230	74.3	1.40	
8	112	2,459	82.0	1.37	
11	110	2,359	78.6	1.40	
15	153	2,622	87.4	1.75	
18	140	2,512	83.7	1.67	
20	161	3,293	109.8	1.47	
22	128	2,929	97.6	1.31	
25	136	2,393	79.8	1.70	
27	75	1,912	63.7	1.18	
29	123	2,790	93.0	1.32	
6. 1	116	2,420	80.7	1.44	
3	135	3,300	110.0	1.23	
5	185	3,486	116.2	1.59	
平 均	126	2,497	83.2	1.52	

13 フォールアウト粒子にみられる fractionation effect

大阪府立放射線中央研究所

○真室 哲 雄, 吉 川 和 子
真 木 伸 文, 松 並 忠 男
藤 田 晃

1961年秋および1962年秋にソ連の核爆発で生じた強放射能粒子を数多く採取し、これらに現われていた fractionation effect について調べ、既に前回に報告したが、その後さらにデータを検討した結果得られた若干の知見について報告する。

第1表は1962年秋採取の強放射能粒子についての測定結果例である。 ^{237}U や ^{239}Np についても核分裂生成核種にみられたと同様な効果が現われていることがわかった。その他の実験事実を総合して、これらの粒子については fractionation factor は次のような順で増加すると結論された。

$\{^{137}\text{Cs}, ^{89}\text{Sr}, ^{103}\text{Ru}, ^{106}\text{Ru}, \} ^{140}\text{Ba} + ^{140}\text{La}, ^{141}\text{Ce} + ^{144}\text{Ce}, ^{90}\text{Sr}, ^{99}\text{Mo}, ^{95}\text{Zr} + ^{95}\text{Nb}.$

ただし、括弧内の核種の順位は明確に決定できなかった。 ^{239}Np と ^{237}U はともに上の列において $^{140}\text{Ba} + ^{140}\text{La}$ と $^{141}\text{Ce} + ^{144}\text{Ce}$ の間に位置するように考えられる。E.C.Freiling は refractory な挙動を示す順として下記のような列を考えた。

$^{137}\text{Cs}, ^{89}\text{Sr}, ^{90}\text{Sr}, ^{136}\text{Cs}, ^{115}\text{Cd}, \text{U and Ag radionuclides}, ^{140}\text{Ba}, ^{91}\text{Y}, ^{141}\text{Ce}, ^{99}\text{Mo}, \text{Pu and rare earth radionuclides}, \text{Zr radionuclides}.$

二つの列は ^{90}Sr を ^{140}Ba 、 ^{141}Ce について異なった位置においている。また、Uを ^{140}Ba に対して異なった位置におき、Np(Pu)は全く異なった位置においているが、その他は一致している。これらの相異は次のような事情に原因すると考えられる。E.C.Freiling は彼の列を比較的低規模の爆発の場合について導いたと考えられるに反して、ここで観測した粒子は10Mt以上の大規模爆発に由来しており、したがって火球内の物質の凝結所要時間がかなり長かったものと推測される。例えば、 ^{90}Sr の先祖となる ^{90}Kr (33 sec)の効果は、大規模爆発では小規模爆発におけるより小さくなってしまふであろう。

さらに、粒子の色と $^{141}\text{Ce} + ^{144}\text{Ce}$ に対する fractionation factor との関係を調べたところ、赤褐色のものが概して factor が大きく、無色や黒色のものは小さい傾向がみられた。第2表は1961年秋採取の粒子についてみられた結果をとりまとめたものである。前回に報告した粒子の溶解性に関する実験でわかったように、強放射能粒子は一般に溶解しにくい性質を示すが、無色や黒色のものは比較的溶けやすく、黒味がかった赤褐色のものは最も溶けにくい。このことと何か関係があるようにみえる。

なお、本年10月の中共核実験に由来する強放射能粒子についても観測結果を報告する。

第1表 1962年秋に採取された強放射能粒子にみられる fractionation effect

試料番号	β 放射能 (cpm)	fractionation factor f					f' (^{237}U)	f' (^{239}Np)
		^{99}Mo	^{103}Ru	^{131}I	$^{140}\text{Ba} + ^{140}\text{La}$	$^{141}\text{Ce} + ^{141}\text{Ce}$		
No. 1	5,119	0.10	0	0	0.02	0.10	0.10	0.05
No. 2	2,614	0.15	0	0	0.03	0.10	0	0.05
No. 3	4,527	0.65	0	0	0.02	0.25	0	0.05
No. 4	14,820	-	0	0	0.04	0.25	0	0.10
No. 5	6,406	1.00	0	0.05	0.06	0.25	0.20	0.10
No. 6	6,289	1.00	0	0.25	0.06	0.25	0.35	0.20
No. 7	1,139	1.15	0	0.25	0.12	0.50	0.45	0.35
集塵用紙	-	-	0.95	-	-	0.92	1	1

第2表 1961年秋に採取された強放射能粒子にみられた粒子の色と
 $^{141}\text{Ce} + ^{144}\text{Ce}$ に対する fractionation factor との関係*

群 別	平均直径 (μ)	色	$^{141}\text{Ce} + ^{144}\text{Ce}$ に対する fractionation factor
A 群 6.9 ~ 9.2 μ	8.7	黄 金 色	0.25
	9.0	赤 褐 色	0.50
	9.0	"	0.50
	8.4	"	0.50
	8.7	"	0.60
	8.7	黒 褐 色	0.60
	8.1	赤 褐 色	0.65
	9.2	"	0.70
	6.9	"	0.85
B 群 9.0 ~ 10.4 μ	9.8	無 色	0.30
	10.4	黒 色	0.35
	10.1	黄 褐 色	0.35
	10.4	黄 色	0.40
	10.1	無 色	0.40
	10.1	赤 褐 色	0.40
	10.1	黄 金 色	0.45
	10.4	赤 褐 色	0.50
	9.0	"	0.50
	9.0	"	0.50
	9.2	"	0.70
C 群 10.4 ~ 13.9 μ	13.9	黄 金 色	0.25
	11.3	黒 色	0.25
	11.8	"	0.30
	10.4	"	0.35
	10.4	黄 色	0.40
	10.4	赤 褐 色	0.50
	12.1	黄 褐 色	0.55

* 粒子を直径によって3群に分け、それぞれを fractionation factor の小さい順から配列してある。

14 三朝，増富地方における放射性核種および外部線量について

国立衛生試験所

○浦久保 五郎， 亀谷 勝昭

長谷川 明， 池淵 秀治

昨年三朝，増富における温泉水中の ^{226}Ra の分析結果を報告したが，本年は，天然放射性核種がFall-outに比較してどの程度食品等を汚染しているかを知るために，土壤，野菜中の ^{90}Sr および ^{226}Ra を分析して汚染程度を比較検討した。天然放射性核種の存在は地域によりかなり変動があると考えられるが，一応三朝，増富地方を選んで分析した。

分析方法は ^{90}Sr については科学技術庁編放射性ストロンチウム分析法に従って行なった。 ^{226}Ra の分析方法は，前処理した液にBaを加え， ^{226}Ra を硫酸塩として共沈させたのち，炭酸アルカリを用いて炭酸塩とし，塩酸に溶かして90日放置，2Nギ酸アンモニウムを用いるイオン交換樹脂（Amberlite 1R-120）で ^{226}Ra を分り，PRガスを用いて ^{226}Ra のみを定量した。

本方法によって分析した結果，三朝，増富地方の土壤については ^{90}Sr および ^{226}Ra の含有量はいずれも三朝地方に多く，2倍以上の値を示している。また三朝地方の土壤中の ^{226}Ra の量は ^{90}Sr に比してかなり多いが，野菜灰分中の ^{226}Ra は土壤中の ^{226}Ra に比してかなり低く， ^{90}Sr による汚染の場合とかなり異った傾向を示す。

また三朝，増富地方における外部線量の測定値を昨年報告したが，本年度は新しく検討のうえ再び測定した値を報告する。

15 シンチレーションカウンターによる環境の放射線の測定

理化学研究所

山崎 文男，○岡野 真治

環境に存在する放射線はそこに存在する放射性物質より放出される α 線， β 線， γ 線および宇宙線によるものがある。これらのうち外部被曝線量として問題になるものは γ 線ならびに宇宙線によるものである。これらの測定をシンチレーションカウンターを用いて測定した結果について報告する。

1. γ 線の測定

環境に存在する放射性物質より放出される γ 線の大部分はそのエネルギーは3 MeV 以下と考えることができる。したがって3 MeV 以下のエネルギーの γ 線による外部被曝を決定するにはそのエネルギー分布と線束密度ならびに方向性についての測定を行なうことが必要である。

環境の γ 線エネルギー分布はシンチレーション γ 線スペクトルメーターを用いて測定を行なった。測定に用いた装置は3"φ×3"NaI(Tl)をシンチレーターに用い，波高分析器には400

チャンネル (TMC 402型) を用いた。

測定方法はこれらの装置によって得られたスペクトルについて最初最も高いエネルギーを示す光電効果によるピークに着目しこれに相当するコンプトン分布スペクトルを逐次差引く方法を行なった。この場合あらゆるエネルギーの r 線についてそれぞれ標準のスペクトル分布を作り、逐次差引くのが理想であるが簡便な方法としてコンプトン分布を平坦なスペクトルとして取扱った。すなわち第1図における真のスペクトルを点線とすると測定されるスペクトルは実線の如くであり、これに対して鎖線の如きものとして扱った。このような取扱いにより、逐次高いエネルギーからコンプトン効果を加味して r 線スペクトルを決定した。この r 線スペクトルから線束密度を決定するにあたっては光電効果計数効率を用い、この際のコンプトン効果の差引きにはピーク対全スペクトルの比 $R = N_p / (N_p + N_c)$ を用い、単位面積当りの線束密度の換算にはシンチレーターの体積を立方体としてその一面の面積を用いた。

この方法によって得られたそれぞれのエネルギースペクトルからその線量率寄与を算出すると第1表の如くなり、それらの和は電離箱による線量率測定結果と良い一致が得られた。

この方法によって得られた r 線スペクトル分布を異なる時期ならびに異なる環境について測定を行ないその内容についての解析を行なった。

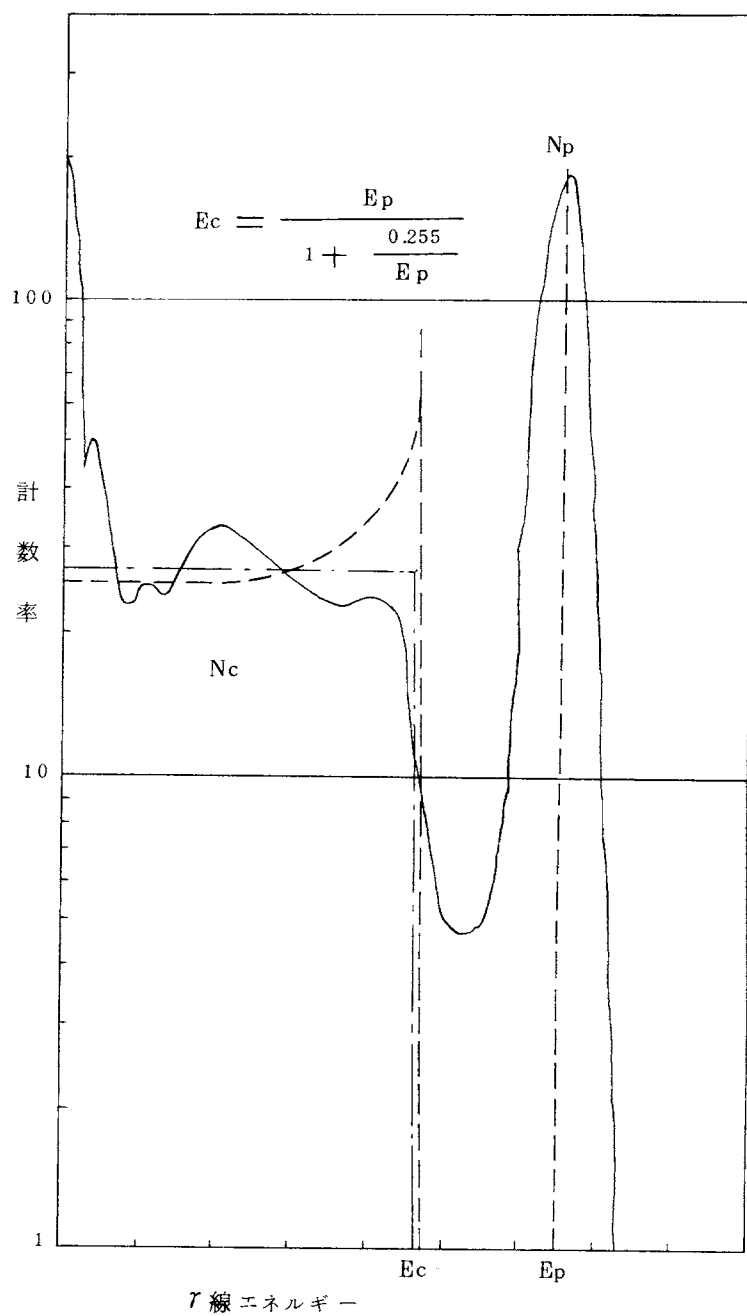
2. 宇宙線の測定

宇宙線としてシンチレーションカウンタで得られる情報は μ 中間子高速電子線、シャワーならびに r 線によるものであり、測定にはNaI (Tl) シンチレーターとそれをかこむ有機シンチレーターによる同時および逆同時回路によるシンチレーション r 線スペクトルの測定方法を試み、主としてNaI (Tl) で3 MeV以上のエネルギー損失を与える信号についての解析を行なった。

第1表 測定結果

Ra 0.26mc 1m May. 10. 1963 立教原研野外 Jan. 22. 1964

(MeV)	($\mu r/h$)	(MeV)	($\mu r/h$)	(MeV)	($\mu r/h$)	(MeV)	($\mu r/h$)	(MeV)	($\mu r/h$)	(MeV)	($\mu r/h$)
3.432	2.7	0.609	40.3	2.62	0.15	0.50	0.48	2.62	0.15	0.76	0.45
2.202	17.7	0.35	8.1	2.20	0.10	0.35	0.39	2.20	0.14	0.63	0.46
1.848	55.4	0.30	7.5	1.82	0.10	0.25	0.52	1.82	0.10	0.48	0.33
1.378	22.1	0.24	4.2	1.46	0.45	0.15	0.52	1.46	0.51	0.35	0.19
1.120	31.1	0.15	5.5	1.12	0.33	0.05	0.17	1.22	0.17	0.25	0.28
0.934	4.9	0.05	2.7	0.75	2.03	total	5.68	1.05	0.12	0.15	0.41
0.769	22.3	total	224.5	0.66	0.44	実測	5.8	0.88	0.12	total	3.43
rhmc 0.865										実測	3.5



第1図 γ線エネルギー E_p のスペクトル

16 外部線量測定用高圧電離箱の試作

放射線医学総合研究所

渡 辺 博 信 ○ 松 田 節 子

山 下 幹 雄

屋内、外における外部被曝線量の分布を測定するため、1) γ 線を $0.1\mu\text{r/hr}$ の精度で測定できること、2) 線質依存性が小さいこと、3) 携帯が容易で電池式であることを目標に、高圧イオンチェンバーを試作した。試作チェンバーの概要と、特性テストの結果を報告する。

試作高圧チェンバーの概要

F.P.SPrers の高圧チェンバーをモデルとした。

ガスボンベの大きさは、直径15 cm, 30 cm長、壁には3.2mm 厚の自然放射能の少ない鉄材を使用した。封入ガス圧は 20 kg/cm^2 まで可能である。線量率の測定は、イオン電流によるバイアス電圧のドリフトを読みとることによって行われる。

諸特性

次の諸特性についてテストした。

- 1) 線量率に対する電圧ドリフトの直線性
- 2) 封入ガス圧による感度特性
- 3) ガスの種類による感度特性

Ar-N₂ 混合ガスの混合比を変えて、各線質 (^{144}Ce , ^{198}Au , ^{226}Co , バックグランド等) に対する感度を調べた。

- 4) 線質依存性

^{144}Ce (0.133 MeV) から ^{60}Co (1.173, 1.332 MeV) までの範囲の γ 線に対するエネルギー依存性を、Ar ガス, M₂ ガス, Ar-N₂ 混合ガス, 等について求めた (Fig.1)

- 5) 温度特性
- 6) 安定性
- 7) 測定精度

測定精度は、封入するガスの種類、測定すべき線質によって若干異なるが、今回試作した電離箱は、 $10\mu\text{r/gr}$ 程度の線量率に対し、封入ガス圧15 気圧、10 分間測定で、およそ $0.5\mu\text{r/hr}$ の測定精度を持つ。従って、測定時間の延長、封入ガス圧の上昇によって $0.1\mu\text{r/hr}$ に精度を上げることが出来る。

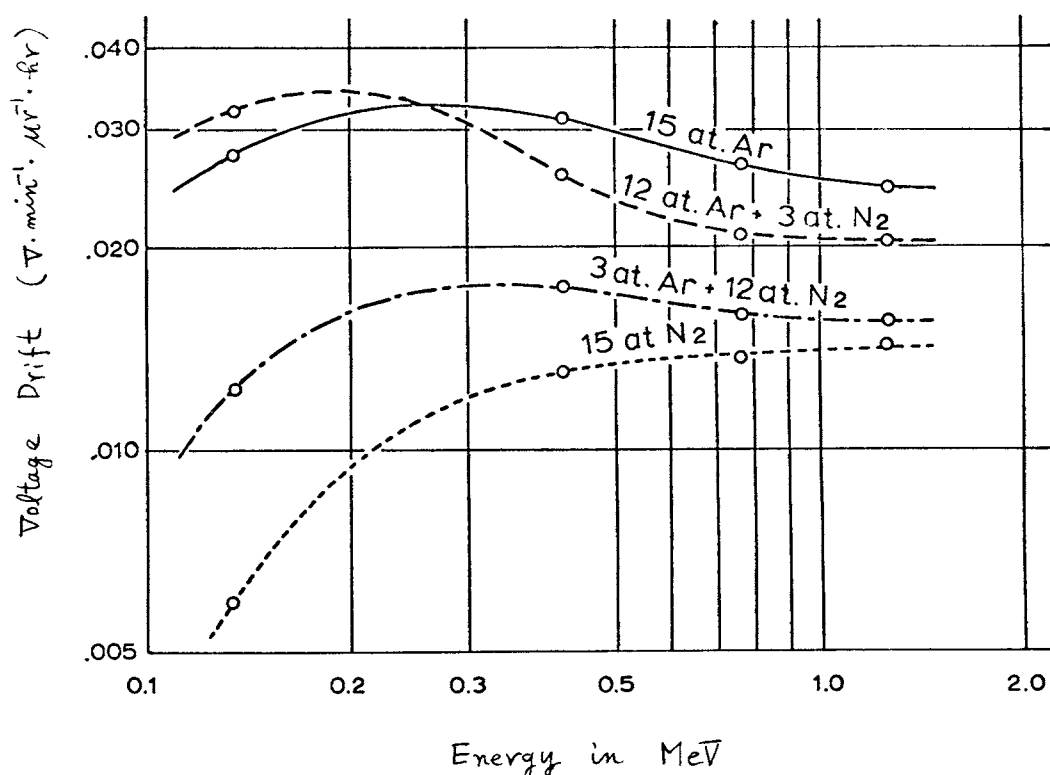


Fig 1 : Energy Dependence Curves for Various Gases

17 自動エアサンプラの試作

放射線医学総合研究所 阿部 史朗，渡辺 博信

核実験または各種原子力施設の運転により人工放射性物質が，空中に拡散し放射性塵として浮遊している。これらを総合的に，かつ人体への吸入という観点から調べることは危害および障害の評価にあたって重要な問題である。

しかし現在までのところこの問題は十分解決されているとは云いがたい。全放射能をしらべるといような簡単な場合でも，捕集，測定法の点で明らかでないことがあったり，人手と時間を要したりするからである。

上のような目的を十分に満し，確実な値を得る装置が開発されれば有用である。今回その目的を追求する第1段階として，基本的なメカニズムを作製して次段の発展のための試験を行なった。

本自動装置は，浮遊塵捕集が良好で，人工と自然にほぼ分離した $\alpha + \beta(\gamma)$ の全放射能計測ができ，また2日以内の短半減期核種があった場合の減衰状況が見られる。

自然放射能と人工放射能の分離測定はもっとも簡単な次の方法を用いている。一つの試料につき崩壊曲線を長時間にわたって記録させ，その減衰状況から自然放射能を推測するとともに，残りの

部分から人工放射能を推測する。同時にこの曲線から短半減期核種の効果がよみとれる。

1. 装置と構成

1-1 構成：安定でかつ装置も簡単になるので集塵方式としてはキルタ法を採用する。フィルタについては十分吟味した結果集塵効率、表面集塵特性、自己吸着、後ち散乱、圧力損失変化の点からミリポアA Aフィルタが最適と考え、テープ状の同フィルタを用いた。

全体のブロックダイアグラムは第1図の通りで、テープ送りメカニズム、集塵、検出、計測、記録の各部より成る。

1-2 集塵部、テープ送り：集塵部はほぼ通常のエアサンプラと類似しているが、フィルタの強度の点から、支持網を用いるなど工夫してある。集塵スポット直径は50mmで、テープ巾は60mmである。

テープ送りはフィルタペーパーを定時間毎に定長だけ間欠的に送る。送り出し間隔は1回につき70mmである。

1-3 検出部：パンケーキ型GM管（有効径44mm窓厚1.6mg）を2個テープの走行方向に並べ、送られたテープの集塵スポットがちょうどその真下に来るように位置させてある。集塵時間を1単位時間とすると、第1検出器では集塵終了直後からはじまり、第2検出器では集塵終了1単位時間後からはじまる各1単位時間だけの放射線測定が行われ、その減衰曲線がレコーダに記録される。本装置では1単位時間が12時間または24時間に設定できる。

バックグラウンド計数値を下げるため、検出部は60mm厚の潮で蔽い外部放射線を遮蔽している。バックグラウンド値は約18cpmであった。フィルタ下部にはアルミ板を設け後ち散乱を防いだ。

1-4 計測、記録中：計測には第1GM管に対しログレートメータ、第2GM管に対しリニアレートメータを用いている。

ログレートメータは自然放射性物質の短半減期成分ならびに突発的なカウント数増加に対処できるように、 10^4 cpmのレンジをもたせている。時定数を300秒でいどにして、記録のバラツキを押えている。

リニアレートメータは100, 300, 1000, 3000, 10000cpmの5レンジを持ち、ログレートメータの計数値の多少によってレンジが切換えられる。時定数は400秒でいどである。

レコーダは標準送り速度30mm/hrの6打点式のものを用い将来に備えている。

2. 特性

2-1 検出効率：幾何学的効率は 2π に対しほぼ100%である。

2-2 他の方法との比較：ミリポアフィルタ+パンケーキGM管（人手を使う方式）の測定値と比較したものを第2図に示した。集塵装置の比較としてはひじょうに良好な比例関係が成立している。

2-3 その他：安定性などほぼ1年間の運転で十分良好であることが認められている。

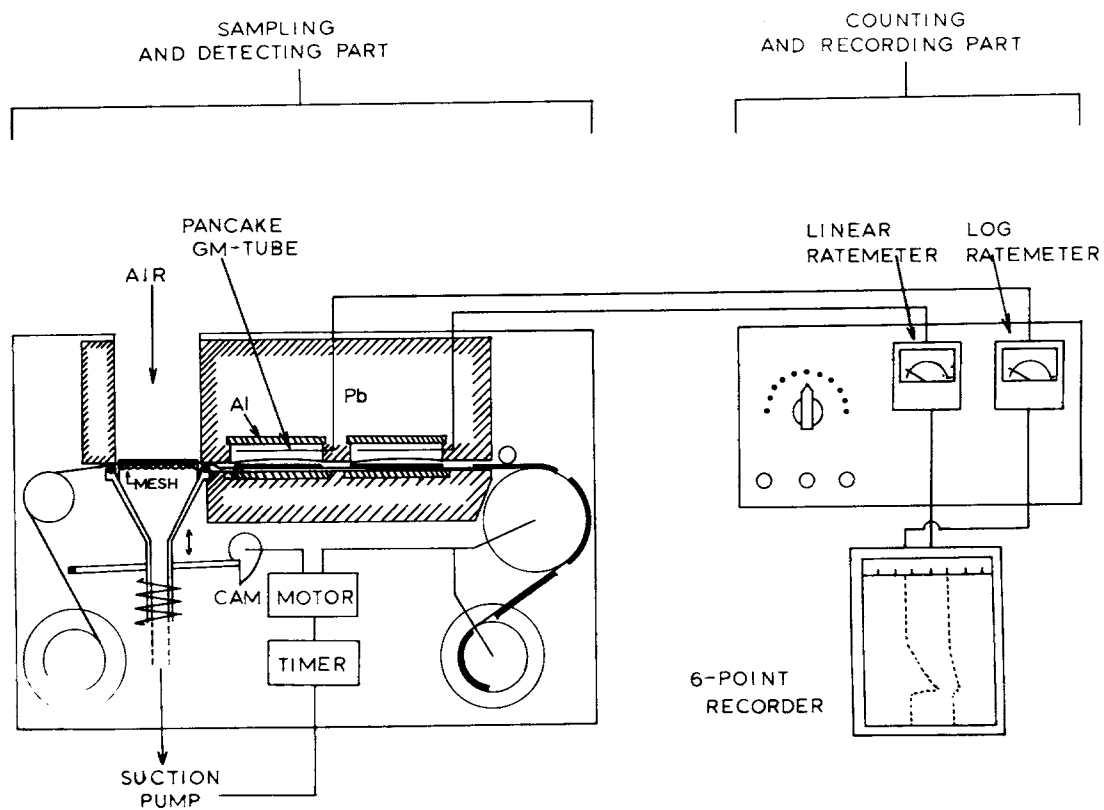
3. むすび

現在吸入評価に対してより意義のあるサンプリングを目指し、特殊の分離用ヘッドを研究しつつある。

また放射性物質の蓄積状況，相当長時間日後の放射線計測が行えるような第2号器を計画している。

さらに計測部を主とした検討をつづけその面でもより有意義になるようにするつもりである。

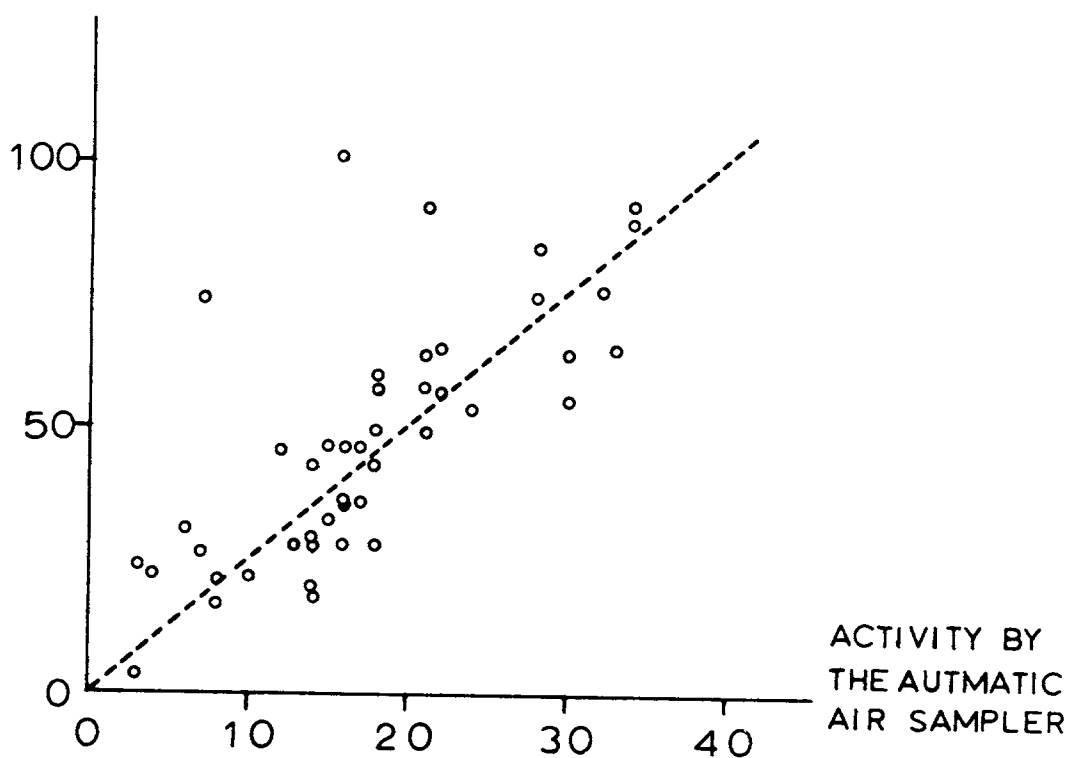
- (1) 放医研36年度年報
- (2) 日本放射線影響学会第6会学会発表 (unpublished)
- (3) 日本労働衛生工学会第4回学会発表 (unpublished)



また放射性物質の蓄積状況，相当長時日後の放射線計測が行えるような第2号器を計画している。
さらに計測部を主とした検討をつづけその面でもより有意義になるようにするつもりである。

- (1) 放医研36年度年報
- (2) 日本放射線影響学会第6回学会発表 (unpublished)
- (3) 日本労働衛生学会第4回学会発表 (unpublished)

ACTIVITY BY A NORMAL FILTER SAMPLING SYSTEM



第 2 図 COMPARISON OF
THE AUTOMATIC AIR SAMPLER
WITH A NORMAL FILTER SAMPLING
SYSTEM

(ARBITRARY SCALE)

18 治療用放射線による遺伝有意線量の推定

放射線医学総合研究所 物理第3

○ 橋 詰 雅， 加 藤 義 雄
丸 山 隆 司， 白 貝 彰 宏
小 野 綾 子，

1 まえがき

診断用X線による日本人の遺伝有意線量は、文部省の理研究に協力してさきに年間約 40 m rem/man と発表した。今日は治療による放射線（外部照射のみ）による寄与を求めた。

遺伝有意線量の算出は一件毎にその照射条件によって求めた生殖腺線量を測定し、これに患者の病気による5年生存率を考慮した年令別の子供期待数を掛けて求めた。但し生殖腺の病気の一部については子供期待数を0とした。

$$\text{遺伝有意線量: } D = \sum_j^{16,643} (d_j L_j + d_j M_j) / \sum_k N_k \cdot W_k$$

但し d_j : j 番目の人が照射でうけた生殖腺線量

L_j : j 番目の人の5年生存率を加味した子供期待数

W_k : k の年令層の子供期待数

N_k : k の年令層の日本人の人数

2 実験方法

成人および子供の人体ファントムを使用して、治療の全国調査を行なった際の照射部位区分にしたがって、正面を32，側面を22，背面を32に分割し、その各々の部位の中心に照射野（8×8cm）で皮膚焦点間距離を40cmとして各種線質の放射線を照射した。

線量計には空気電離箱を使用し、直接線の測定には容積1cm³，散乱線の測定には容積12cm²のもので、特に軟X線まで線質依存性の少ないものを使用した。

3 線量算出方法

(i) 2の様な方法で求めた生殖腺被曝線量を、その時の皮膚面の位置における空中線量および64にて割り、空中線量1r，照射野1cm²あたりの生殖腺被曝線量を求めた。

(ii) 病気別に5年生存率を正常，60%，40%，30%，20%，10%，5%，1%，の8段階に分けた。（但し1%は5年生存率0のもの）

始めの5年間は指数曲線によって死亡するものとし、5年後の生存率は正常と考え、各病気と年令層との生存率曲線を作り、これと各年令層の子供期待数とから患者各個人の子供期待数を求めた。但し子宮癌その他生殖能力のなくなる病気は5年生存率の如何にかかわらず子供期待数を基とした。

(iii) 照射条件のうち、年令、性別、照射部位、管電圧、フィルター、皮膚焦点間距離、照射野、1回治療空中線量、その他をIBMのカードにパンチし、IBMによって生殖腺被曝線量(d_j)を計算させ、次に病名をパンチして、これと年令から子供期待数(L_j)を求めさせて、IBM

によって $djLj$ を計算させた。

4 実験結果と考察

線量計算に使用出来た調査表, 16,643 枚によって求められた生殖腺線量および遺伝有意線量は第 1 表および第 2 表の如くなる。

生殖腺の被曝線量は約 2.9×10^6 red となり遺伝有意線量は約 3.7×10^4 red となる。

この調査表は 1 ケ月の調査であり, その回答率は約 60%, また回答数 17,775 枚のうち, 計算に使用したもの 16,643 枚であるので, これらの補正を行ない, 1 年間の日本人の治療によって受けた遺伝有意線量を求めると約 8×10^5 red となる従って生れて来る子供 1 人あたりの遺伝有意線量は, この値を 1.249×10^8 で割って 6.5 m rad となった。従って治療用放射線による遺伝有意線量はさきに推定した診断用 X 線による遺伝有意線量 38.6 m rad の約 17% とみてよい。

(table 1)

Gonad Dose (rad)

		0—2	3—7	8—14	< 15	≤ 15	total
males	surface therapy	8	16	4,440	4,464	5,262	9,726
	deep therapy	38	16	1,237	1,291	32,197	33,488
	total	46	32	5,677	5,755	37,459	43,214
females	surface therapy	4	44	240	288	1,844	2,132
	deep therapy	834	174	1,049	2,057	2,372,604	2,374,661
	total	838	218	1,289	2,345	2,374,448	2,376,793

males	Co, Cs	3	38	73	114	36,525	36,639
females	Co, Cs	212	479	1,078	1,769	422,277	424,046

	×	RI	total
males	43×10^3	36×10^3	79×10^3
females	$2,376 \times 10^3$	424×10^3	$2,800 \times 10^3$
total	$2,419 \times 10^3$	460×10^3	$2,879 \times 10^3$

(table)

Genetically Significant Dose (rad)

		0-2	3-7	8-14	<5	≥ 15	total
males	surface therapy	20	43	11,785	11,848	1,636	13,484
	deep therapy	70	4	396	470	655	1,125
	total	90	47	12,181	12,318	2,291	14,609
females	surface therapy	9	97	532	638	4,131	4,769
	deep therapy	385	254	530	1,169	2,817	3,986
	total	394	351	1,062	1,807	6,948	8,755

males	Co, Cs	1	21	30	52	5,785	5,837
females	Co, Cs	98	162	2,577	2,837	4,951	7,788

	×	RI	total
males	14.6×10^3	5.8×10^3	20.4×10^3
females	8.7×10^3	7.8×10^3	16.5×10^3
total	33.3×10^3	13.6×10^3	36.9×10^3

19 診断用X線撮影による骨髓線量の推定

放射線医学総合研究所 物理第3

○ 橋 詰 雅, 加 藤 義 雄
丸 山 隆 司, 白 貝 彰 宏
小 野 綾 子,

1. まえがき

放射線によって白血病が誘発されることは一般に認められているが、その誘因はまだ明確にされていない。しかし多くの資料は骨髓線量と白血病誘発には相関関係があることを示している。これは本来個人個人の被曝線量に関係すると考えられるが、非常に大人数のグループを考えると、被曝線量の総和はそのグループにおける白血病の発生率と相関関係があると考えてよいと思われる。従って我々は診断用X線撮影による日本人の骨髓積分線量として次の如き式を定義しその値を求めた。

骨髓積分線量： $D = \sum_{j,k} N_{j,k} d_{j,k} / \sum N_k$

骨髓有意積分線量： $D_s = \sum_{j,k} N_{j,k} L_{j,k} d_{j,k} / \sum N_k$

但し k ：各年令層

j ：照射の種類

$N_{j,k}$ ： k 年令層で j の照射を受けた人数

$d_{j,k}$ ： k 年令層で j の照射を受けた場合の骨髓線量

N_j ： k 年令層の全人数

$L_{j,k}$ ：放射線により誘発される白血病の誘発因子

2. 実験方法

Actirre Bone Marrow の量を766gとして全身に配分し、約20gに1つの割合いで螢光ガラス線量計またはLiF熱ルミネッセンス線量計をおいた。照射条件はさきに遺伝有意線量を推定したとき用いたと同じものを使用した。但し管電圧、管電流、フィルター、皮膚フィルム間距離、照射野および撮影時間は50回の平均を使用した。

3. 線量算出方法

(i) 骨と骨髓の不連続境界面の補正は、骨梁中と間隔の傾度表から計算し超過線量として2%を与えた。

(ii) レントゲン値から吸収線量に換算する f 値は0.93を使用した。

(iii) 骨髓積分線量は次の10区画(14才以下は12区画)ごとの線量と、その区画の骨髓量の積の総合計したものとした。

頭部、頸部、肋骨、胸骨、胸椎、腰椎、骨盤、仙骨、大腿骨、上脛
(下腿、前腕)

(iv) 14才以下は3～7才の骨髓線量を使用した。

(v) $L_{j,k}$ は被曝後20年間に白血病が誘発されると仮定し、その間の生存比を考慮して求めた。

4. 実験結果と考察

各部位1回撮影の平均骨髓積分線量に年間撮影件数を掛けて年間の骨髓積分線量を求めると第1表の如くなり、全男性の受ける量は 2.5×10^8 g-rad/Y、全女性は 1.8×10^8 g-rad/Yとなった。また骨髓有意積分線量は第2表の如くなり、男女それぞれ 2.2×10^8 g-rad/Yおよび 1.6×10^8 g-rad/Yとなった。この結果、日本人1人あたりの骨髓積分線量ならびに骨髓有意積分線量はそれぞれ4.3 g-rad/Yおよび3.8 g-rad/Yとなった。

なお、この調査表は35年度であるため、現在と多少違いがあると思われる。特に問題となるのは、フィルム感度と増感紙の相違および撮影条件数である。これらの補正を行なうと38年度の骨髓積分線量ならびに骨髓有意積分線量は、それぞれ4.5 g-rad/Yおよび4.1 g-rad/Yとなる。

Table 1 $\sum_{j,k} N_{j,k} d_{j,k}$ (mega-rad)

Site of Radiography	$N_{j,k} d_{j,k}$		Site of Radiography	$N_{j,k} d_{j,k}$	
	Male	Female		Male	Female
1	15.4	9.0	12	0.8	0.7
2	1.8	0.7	13	3.5	2.7
3	6.2	1.9	14	1.1	0.3
4	53.4	32.3	15	...	0.6
5	120.4	86.1	16	...	3.5
6	7.3	5.5	17	...	11.2
7	0.7	0.8	18	3.9	1.6
8	1.8	1.4	19	0.4	0.1
9	6.4	4.9	20	0.7	0.9
10	6.8	3.8	21	0.6	0.3
11	3.6	1.6	Total	234.6	170.1

$$D_m = \frac{234.6 \cdot 10^6}{95.2 \cdot 10^6} = 2.46 \text{ g-rad/year}, \quad D_f = \frac{170.1 \cdot 10^6}{95.2 \cdot 10^6} = 1.79 \text{ g-rad/year},$$

$$D = D_m + D_f = 4.25 \text{ g-rad/year}$$

Table 2 $\sum_{j,k} N_{j,k} L_{j,k} d_{j,k}$ (mega-rad)

Site of Radiography	$N_{j,k} d_{j,k}$		Site of Radiography	$N_{j,k} d_{j,k}$	
	Male	Female		Male	Female
1	13.8	8.3	12	0.7	0.7
2	1.7	0.6	13	3.0	2.5
3	5.3	1.7	14	0.9	0.3
4	47.6	30.0	15	...	0.6
5	104.1	75.5	16	...	3.5
6	6.3	4.9	17	...	10.9
7	0.6	0.7	18	3.2	1.6
8	1.5	1.3	19	0.3	0.1
9	5.2	4.5	20	0.6	0.8
10	6.2	3.4	21	0.6	0.3
11	3.2	1.5	Total	207.8	154.4

$$D_{m,f} = \frac{207.8 \cdot 10^6}{95.2 \cdot 10^6} = 2.18 \text{ g-rad/year}, \quad D_{f,f} = \frac{154.4 \cdot 10^6}{95.2 \cdot 10^6} = 1.62 \text{ g-rad/year},$$

$$D_s = D_{m,f} + D_{f,f} = 3.80 \text{ g-rad/year}$$

20 東海村周辺のバック・グラウンド放射線の調査(1)

電離箱, NaI 波高分析器, GM カウンターによる線量測定

日本電子力研究所保健物理部

森 内 茂, 笠 井 篤

松 下 紘 三, 石 原 豊 秀

原子力研究所がある東海村周辺は関東平野の比限に位置し、関東ローム、丘砂、阿武隅山八構山系の影響を受けた久慈川沖積層：那珂川沖積層その他種々の地質が分布していて自然放射線の地域差がいちじるしい。

われわれは1963年10月、1964年4月の2回にわたり東海村周辺の放射線の地域的な分布を調査するとともに、電離箱GMカウンターNaI 波高分析器による各測定法の相互比較およびその実測値と土壌の核種分析結果からの計算値との比較検討をおこなった。測定器の校正ならびに線量換算には種々の考慮すべき問題があるが、われわれは次のような方法でおこなった。電離箱とGMカウンターはRa 標準線源で校正した。測定器自身のバック・グラウンドについてはまず電離箱の2汚染による過大評価分は電離箱のガス圧対電離電流特性の零圧力外挿値を2成分による電流値として測定値から差引き、GM管の壁材汚染と宇宙線による過大評価分は先の電離箱測定値を標準にして決定した。

NaI による波高分布からの線量換算は、入射γ線のエネルギーに関係なく次式を満足するようなG(E) 曲線を波高分布に乘じ、これを全チャンネルにわたって総計するという方法でおこなった。

$$\int_{E_0}^{E_1} \frac{(E, E_0) G(E) dE}{Ma E_0} = \text{const}$$

E_0 : 入射γ線エネルギー

$f(E, E_0)$: 入射γ線 E_0 によってNaI 中に失われるエネルギーE のパルスの微分断面積

Ma : エネルギー E_0 のγ線に対する空気の実吸収係数

実際の換算に使用したG(E) 曲線は計算により得たG(E) 函数を数種のエネルギーの標準γ線で補正ならびに校正したもので、単位はMr·h⁻¹/cpm of each channelで表わされている。

地質別測定器別の測定結果は表1に示す通りである。各測定値は宇宙線成分を含まないγ線のみの値として示してある。

これによると線量率は地質の違いによってかなりの変化がみられ、久慈川沖積層、関東ローム層の間には2.5 倍程度のひらきがある。なお第一回目測定値と第二回目測定値の差はFallout の減少によるものであって、第一回目測定時のFallout の寄与は、測定場所で差があるが大体1～2 (Mr/h) 程度である。

またそれぞれの測定値の相関は図1に示す通りかなり良い関係がえられている。野外で低線量を測定する目的には測定時間が短いこと、測定精度が高いこと、スペクトルが記録されることの諸点で、NaI 波高分析器が最も有利である。

表 1 測 定 結 果

地 質	G M カウンター		電 離 箱		5"φ×4"NaI(Tl)	
	第 1 回測定	第 2 回測定	第 1 回測定	第 2 回測定	第 1 回測定	第 2 回測定
丘 砂	6.5		5.7		5.27	
	6.2		6.2		6.93	
	7.0	5.7	6.5	5.7	6.83	5.19
平 均 値	6.6		6.13		6.34	
関 東 ロ ー ム 層	4.4				4.35	
			5.1		4.98	
	3.2	3.2	2.9	2.3	3.06	2.36
	4.3	3.6	4.7	3.5	4.47	3.06
					3.78	
	4.3		4.0		4.28	
	4.4	2.7	3.8	3.1	4.05	2.51
平 均 値	4.1		4.42		4.13	
沖 久慈川 積 那珂川 層 新 川	5.4		5.2		5.67	
	6.7	6.6	7.5	6.3	6.98	6.29
		6.1	7.8	6.9	7.49	6.14
			7.0		6.76	
	4.5		4.6		5.02	
	5.3	5.0	5.8	5.8	6.33	4.77
	4.8		4.7		4.65	
	4.6		5.5		4.66	
平 均 値	5.2		6.01		5.94	
そ の 他	4.4		4.4		4.01	
	4.9		5.3		4.74	
	6.0		5.3		5.40	
	6.0		5.0		5.92	
	5.5		5.0		5.46	
	6.2		6.7		6.16	
	4.5		5.9		4.91	
	5.0	5.0	5.3	5.4	5.46	4.90
総 平 均	5.2	4.7	5.40	4.88	5.33	4.40

単 位： $\mu\text{r/hr}$

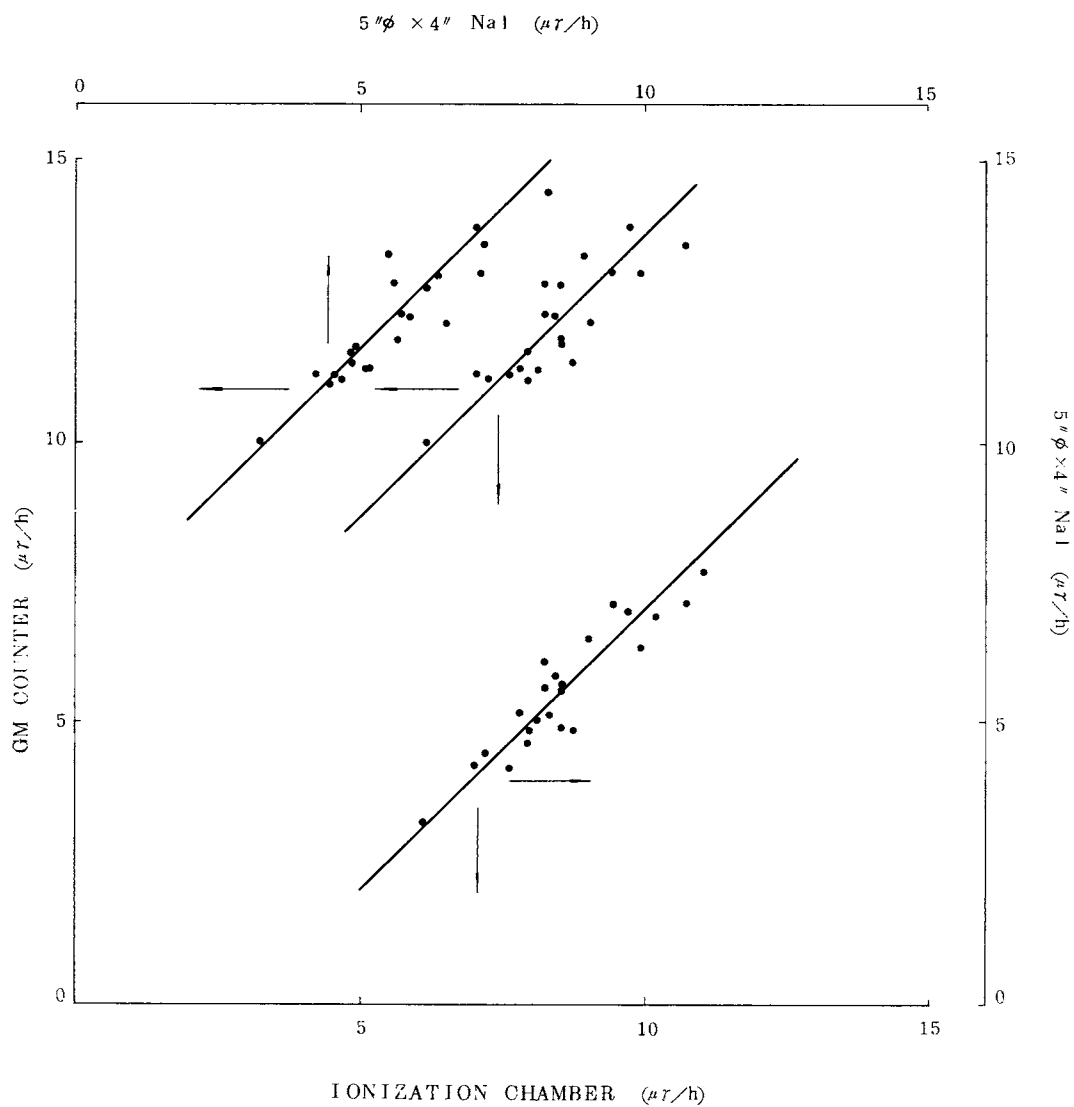


図 1 各測定値間の相関関係

21 東海村周辺のバックグラウンド放射線の調査(Ⅱ)

土壌中の核種分析からの線量評価

日本原子力研究所保健物理部 笠井 篤, 森内 茂
松下 紘三, 石原 豊秀

東海村周辺のバックグラウンド放射線を種々の角度から評価するため、電離箱、Na エシンチレーター、GM管による測定と同時に同じ測定地点の土壌を採取し、その中の線量に寄与している核種、すなわちTh, U, ^{40}K , ^{90}Zr - ^{95}Nb , ^{137}Cs を分析してその濃度あるいは蓄積量から地上における線量率を計算によってもとめ、実測値と比較検討した。

(1) 測定地点と土壌の採取

東海村周辺の地質分布は、地質調査所発行の地質図に従って大別すると、丘砂、関東ローム層、久慈川と那珂川の沖積層に分類され阿隈山系の末端がでてきている所では複雑な地質分布をしている。測定点はこれらの地質を考慮にいれて26点を決め、昨年10月と今年の4月の2回にわたって測定と同時に土壌を採取した。

(2) 土壌中の核種の垂直分布

土壌中の核種の分布は、Th, U, K, については均一に分布しているとみてさしつかえないが、フォールアウトは同じに扱うわけにはいかない。そこでフォールアウトの土壌中における垂直分布をみるため、関東ローム層の土壌を垂直に各層毎にとりその γ 放射能を測定した。その結果は第1図に示すような分布をしめしている。そして8cm以下の分を天然の放射能として差引き、フォールアウトの成分のみについてみると、90%近くが深さ1cmのところにとどまっておりますその核種の成分は ^{90}Zr - ^{95}Nb が大部分であった。

(3) 核種の定量

土壌中の核種は γ 線スペクトロメーターで測定して定量した。ThとUについては標準のOreを、Kについてはkcℓをそれぞれ標準試料とした。 ^{90}Zr と ^{137}Cs は、厚さ2cmの標準溶液を寒天で固めて標準試料とした。これらの標準試料でそれぞれのスペクトルをとり、それから得られる係数によって、エネルギーの高い方のピークから順次差引きスペクトルを分解して、 ^{232}Th , ^{238}u , ^{40}K , ^{90}Zr , ^{137}Cs の正味の計数率をもとめて定量した。

(4) 土壌中の核種の濃度

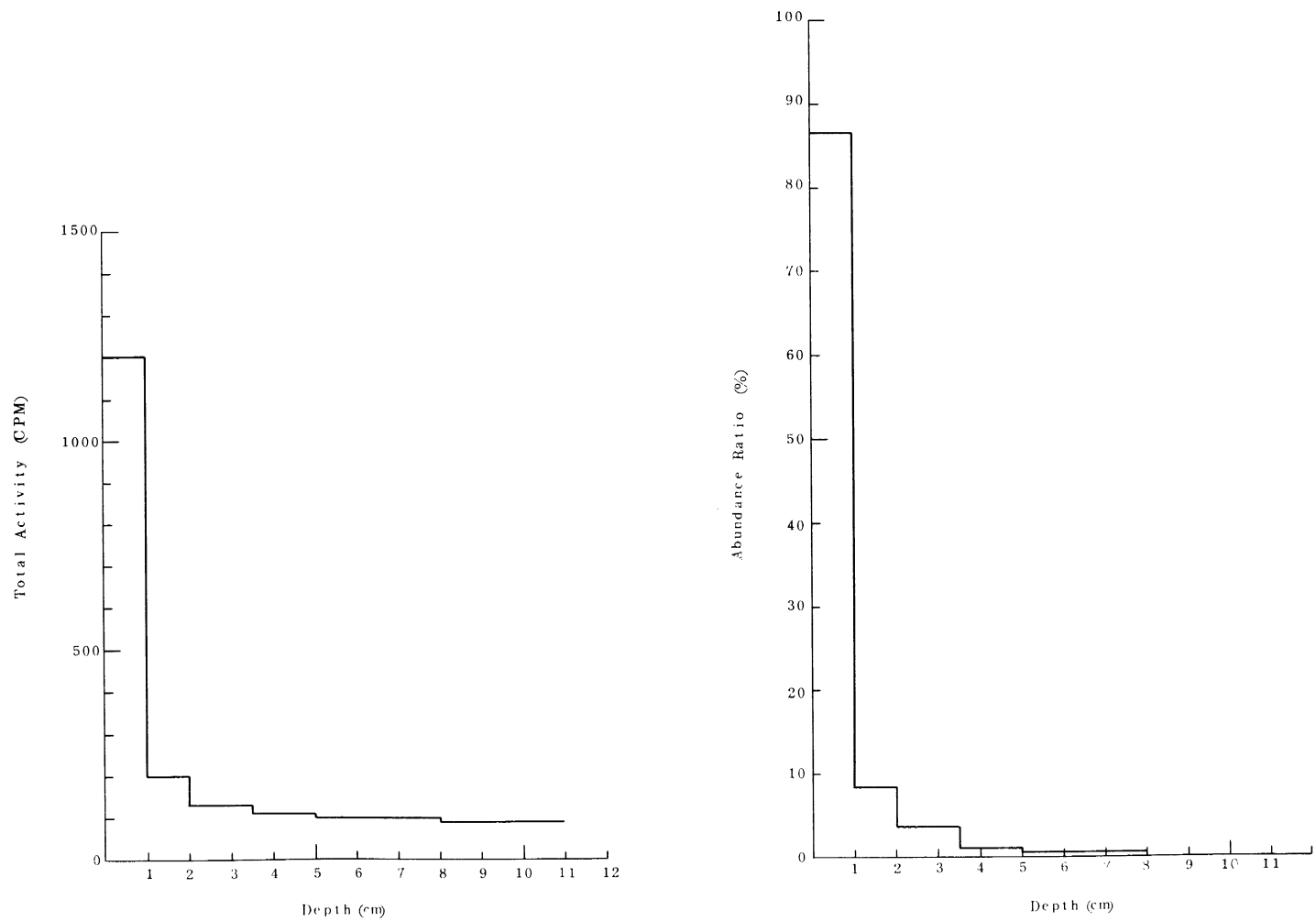
定量した核種の値は第1表に示した。これで見ると1回目と2回目の同じ地点での値は天然の核種についてはよく一致している。各地質別にみると、Th, u では地質のちがいによる差はみられずほぼ一定である。kは明らかに関東ローム層が低くなっており、高いのは久慈川沖積層と丘砂である。一方フォールアウトの ^{90}Zr - ^{95}Nb と ^{137}Cs をみると地点による差が大きい。これは採取地点が種々な場所であったためこのような差がでてきたのであろう。また ^{90}Zr - ^{95}Nb の全平均値をみると、昨年10月の蓄積量が148mc/km²であったが今年4月ではその約 $\frac{1}{4}$ に減少している。

(5) 地上における線量率

これらの土壌中の各核種の濃度および蓄積量から、地上1 mにおける線量率を計算によってもとめた。その結果を第2表に示した。ここで明らかなように関東ローム層は低く、地の地質の平均値と比較すると約 $2\mu\text{r/hr}$ 低くなっている。また第1回目の昨年10月の値と2回目の今年4月の値ではいずれも2回目の方が低く総平均で約 $1.5\mu\text{r/hr}$ の減少となっている。この土壌の核種の値から計算した線量率と実際に測定した線量率とを比較すると、第2図に示すとおり非常によく一致しており、特にNaIシンチレーターによる値とはほぼ1:1に対応している。

(6) 核種毎の線量寄与の割合

各地点での線量率に各核種がそれぞれ寄与している線量の割合を第3表に示した。これで見ると、昨年10月において一番大きく線量に寄与している核種は ^{95}Zr - ^{95}Nb で、総平均値で見ると35%が ^{95}Zr - ^{95}Nb からの線量寄与となっている。しかし今年の4月では ^{95}Zr - ^{95}Nb からの寄与は減少して13%となり、kからの寄与が一番大きくなっている。 ^{137}Cs の寄与する割合はほぼ一定で7%前後をしめている。



第 1 図 土壌中のフォールアウトの垂直分布

第 1 表 土 壤 中 の 核 種 濃 度

I : 第 1 回測定 1963 年 10 月

II : 第 2 回測定 1964 年 4 月

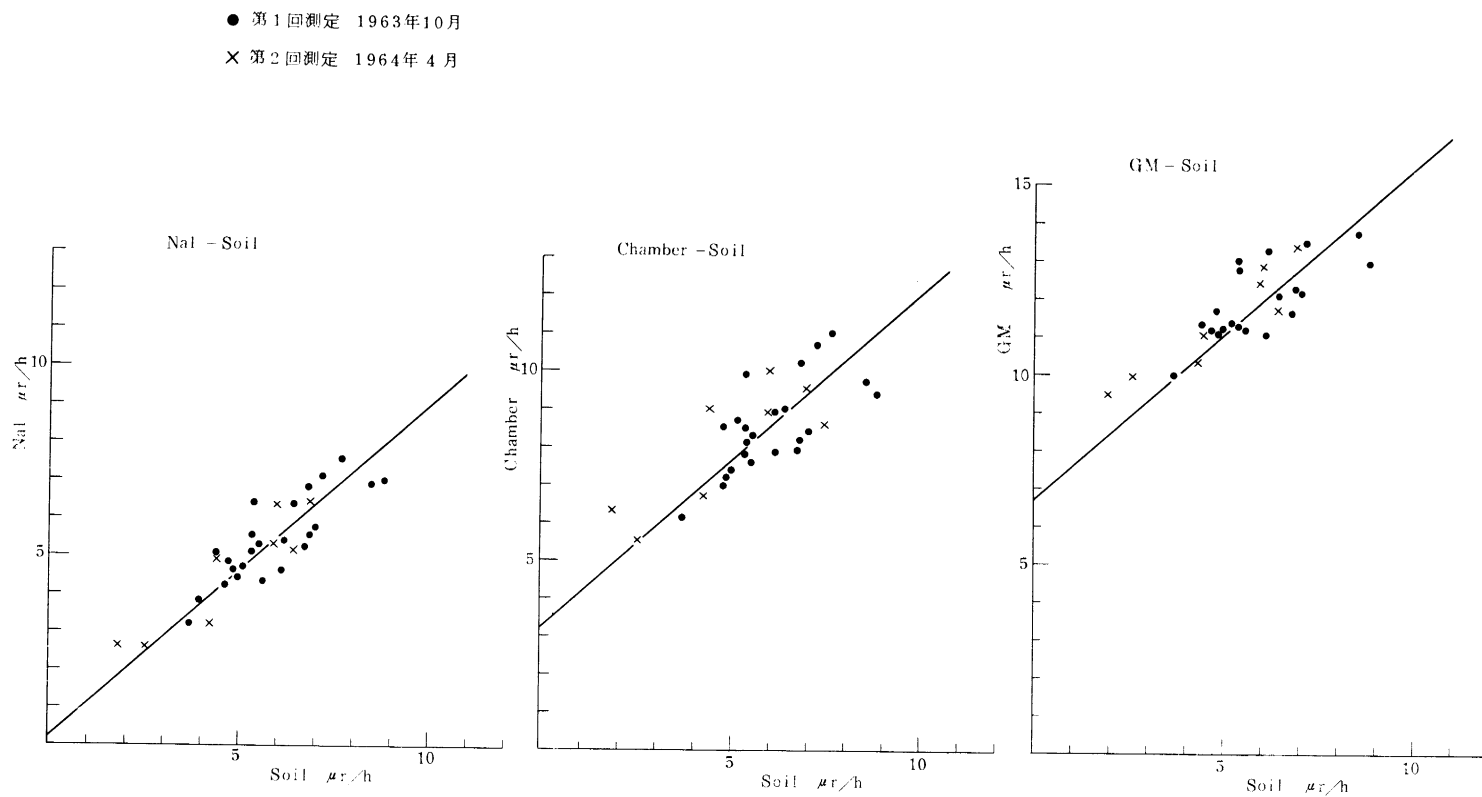
地 点 番 号	^{232}Th $\mu\text{mc/g}$		^{238}U $\mu\text{mc/g}$		K				$^{95-98}\text{Zr-Nb}$ mc/Km^2		^{137}Cs mc/Km^2		地 質
	I	II	I	II	$^{40}\text{K}\mu\text{mc/g}$		K W %		I	II	I	II	
					I	II	I	II					
A - 1	0.28		0.30		16.1		1.8		124		23.1		丘 砂
A - 2	0.33		0.40		14.7		1.8		263		48.1		
A - 3	0.31	0.35	0.49	0.38	11.0	10.5	1.3	1.3	254	58.4	98.1	86.9	
平均 値	0.31		0.40		15.6		1.6		214		56.4		
B - 1	0.43		0.32		4.58		0.56		132		32.2		関 東 ロ ーム 層
B - 2	0.53		0.18		8.41		1.0		123		33.7		
B - 3	0.29	0.24	0.46	0.26	3.25	3.18	0.40	0.39	74.1	16.5	23.1	22.7	
B - 4	0.47		0.51		2.36		0.29		195		39.2		
B - 5	0.29		0.43		4.09		1.0		43.4		14.7		
B - 6	0.31	0.29	0.73	0.49	1.0	1.41	0.12	0.17	129	70.4	38.7	74.3	
B - 7	0.29	0.26	0.52	0.19	3.96	2.30	0.48	0.28	117	1.74	38.1	6.54	
平均 値	0.37		0.45		3.52		0.56		116		31.4		
C - 1	0.50		0.49		10.4		1.3		157		36.9		久 沖 慈 川 積 那 珂 川 層 新 川
C - 2	0.77	0.59	0.35	0.49	15.7	12.2	1.9	1.5	80.7	43.8	32.8	56.8	
C - 3	0.49	0.49	0.36	0.33	15.3	13.4	1.9	1.6	164	26.5	36.6	41.9	
C - 4	0.49		0.31		16.1		2.0		110		27.6		
C - 5	0.55		0.38		9.67		1.2		69.1		22.2		
C - 6	0.40	0.40	0.43	0.25	8.72	9.10	1.1	1.1	165	18.7	39.4	29.5	
C - 7	0.52		0.40		8.92		1.1		163		42.2		
C - 8	0.42		0.36		9.02		1.1		91.1		21.1		
平均 値	0.52		0.39		11.7		1.4		125		32.4		
D - 1	0.44		0.49		7.38		1.2		39.7		15.5		そ の 他
D - 2	0.16		0.41		4.26		0.52		206		36.1		
D - 3	0.37		0.67		10.1		1.23		389		83.1		
D - 4													
D - 5	0.30		0.70		7.7		0.94		174		65.4		
D - 6	0.60		0.27		15.0		1.83		22.4		11.3		
D - 7	0.55		0.26		6.22		0.76		67.7		13.1		
D - 8	0.53	0.68	0.66	0.38	3.72	10.5	0.45	1.28	334	43.5	62.6	42.2	
総 平 均 値	0.42	0.41	0.44	0.35	8.69	7.82	0.78	0.95	148	34.9	37.4	45.1	

第2表 土壤中核種分析からの線量率

I : 第1回測定 1963年10月

II : 第2回測定 1964年 4月

地 点 番 号	Th $\mu\text{r/h}$		U $\mu\text{r/h}$		^{40}K $\mu\text{r/h}$		$^{95}-^{95}\text{Zr-Nb}$ $\mu\text{r/h}$		^{137}Cs $\mu\text{r/h}$		全線量率 $\mu\text{r/h}$		地 質
	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	
A-1	0.81		0.61		2.62		1.98		0.15		6.17		丘 砂
A-2	0.96		0.81		2.60		4.17		0.31		8.85		
A-3	0.90	1.18	0.99	0.89	1.95	2.16	4.04	1.08	0.63	0.64	8.51	5.95	
平均値	0.90		0.81		2.39		3.40		0.36		7.84		
B-1	1.23		0.65		0.81		2.10		0.21		5.00		関 東 ロ ーム 層
B-2	1.54		0.36		1.49		1.95		0.22		5.56		
B-3	0.84	0.81	0.93	0.60	0.58	0.65	1.18	0.30	0.15	0.16	3.68	2.52	
B-4	1.36	0.97	1.03	1.15	0.42	0.29	3.09	1.30	0.25	0.55	6.15	4.26	
B-5	0.84		0.87		1.49		0.69		0.09		3.98		
B-6	0.90		1.47		0.17		2.06		0.25		4.85		
B-7	0.84	0.87	1.05	0.44	0.70	0.48	1.85	0.04	0.24	0.05	4.68	1.88	
平均値	1.08		0.91		0.81		1.85		0.20		4.84		
C-1	1.45		0.99		1.84		2.50		0.24		7.02		久 慈 川 沖 積 層 那 珂 川 新 川
C-2	2.23	1.98	0.71	1.15	2.78	2.51	1.28	0.81	0.21	0.42	7.21	6.87	
C-3	1.42	1.65	0.73	0.78	2.71	2.75	2.60	0.49	0.23	0.31	7.69		
C-4	1.42		0.63		2.84		1.74		0.18		6.81		
C-5	1.60		0.77		1.71		1.10		0.14		5.32		
C-6	1.16	1.35	0.87	0.59	1.54	1.87	2.62	0.35	0.25	0.22	6.44	4.38	
C-7	1.51		0.81		1.58		2.59		0.27		6.76		
C-8	1.22		0.73		1.60		1.45		0.13		5.13		
平均値	1.51		0.79		2.08		1.99		0.21		6.55		
D-1	1.28		0.99		1.75		0.63		0.09		4.74		そ の 他
D-2	0.46		0.83		0.75		3.27		0.23		5.54		
D-3	1.07		1.35		1.78		0.62		0.53		5.35		
D-4													
D-5	0.87		1.41		1.36		2.77		0.42		6.83		
D-6	1.74		0.55		2.66		0.35		0.07		5.37		
D-7	1.60		0.53		1.10		1.08		0.08		4.39		
D-8	1.54	2.29	1.33	0.89	0.66	2.16	5.31	0.80	0.40	0.31	9.24	6.45	
総 平 均 値	1.23	1.39	0.88	0.81	1.58	1.61	2.12	0.65	0.24	0.33	6.05	4.78	



第2図 土壤中の核種分析からの線量と実測値との比較

第3表 核種の線量寄与の割合

I：第1回測定 1963年10月

II：第2回測定 1964年4月

地点 番号	Th Dose %		U Dose %		⁴⁰ K Dose %		⁹⁵ Zr- ⁹⁵ Nb Dose %		¹³⁷ Cs Dose %		全線量率 μr/h		地 質
	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	I	II	
A-1	13		10		42		32		2		6.17		丘 砂
A-2	11		9		29		47		4		8.85		
A-3	11	20	12	15	23	36	47	18	7	11	8.51	5.95	
平均値	11		10		30		43		5		7.84		
B-1	25		13		16		42		4		5.00		関 東 ロ ーム 層
B-2	28		6		27		35		4		5.56		
B-3	23	32	25	24	16	26	32	12	4	6	3.68	2.52	
B-4	22		17		7		50		4		6.15		
B-5	21		22		37		17		2		3.98		
B-6	19	23	30	27	4	7	42	31	5	12	4.85	4.26	
B-7	18	46	22	23	15	25	40	2	5	3	4.68	1.88	
平均値	22		19		17		38		4		4.84		
C-1	21		14		26		36		3		7.02		久 慈 川 沖 積 層 那 珂 川 新 川
C-2	31	29	10	17	39	37	18	12	3	6	7.21	6.87	
C-3	18	26	9	13	35	46	34	8	3	5	7.69	5.98	
C-4	21		9		42		26		3		6.81		
C-5	30		14		32		21		3		5.32		
C-6	18	31	14	13	24	43	41	8	4	5	6.44	4.38	
C-7	22		12		23		38		4		6.76		
C-8	24		14		31		28		3		5.13		
平均値	23		12		32		30		3		6.55		
D-1	27		21		37		13		2		4.74		そ の 他
D-2	8		15		14		59		4		5.54		
D-3	20		25		33		12		10		5.35		
D-4													
D-5	13		21		20		41		6		6.83		
D-6	32		10		50		7		1		5.37		
D-7	36		12		25		25		2		4.39		
D-8	17	36	14	14	7	33	57	12	3	5	9.24	6.45	
総平均値	20	30	15	18	26	32	35	13	4	7	6.05	4.78	

22 $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ の呼吸による被曝線量の推定

日本原子力研究所保健物理部

笠井 篤， 片桐 浩
人見 清一

$^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ の空气中濃度から呼吸によって肺に与えた被曝線量については、1961年10月から1963年4月までの値をすでに報告してある。今回は引続きその後の値として1964年4月までの値を追加すると共に、さらに呼吸によって肺に入ったものの一部のみこまれて消化管に入るので、それによって消化管に与えた線量をも推定した。

(1) $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ の測定

試料は空气中塵埃を連続移動口紙式集塵器で24時間の連続集塵によって集め、この口紙を約1月毎にまとめて焼却したものを測定試料とした。 $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ の定量は、マルチチャンネルの γ 線スペクトロメーターで測定して定量した。この場合 $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ の0.76 MeVのホトピークと接近している ^{137}Cs のピークとを分離する必要がある。特に昨年以降 $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ の濃度が減少しており ^{137}Cs のピークが無視できなくなっている。そこで標準の $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ の γ 線スペクトルを試料と同一条件で測定しその標準スペクトルから得られる係数によって試料の $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ の正味のホトピーク計数率をもとめ(第1図)、その値より $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ の濃度を決定した。この場合すべて ^{95}Zr と ^{95}Nb は放射平衡にあるとして扱っている。

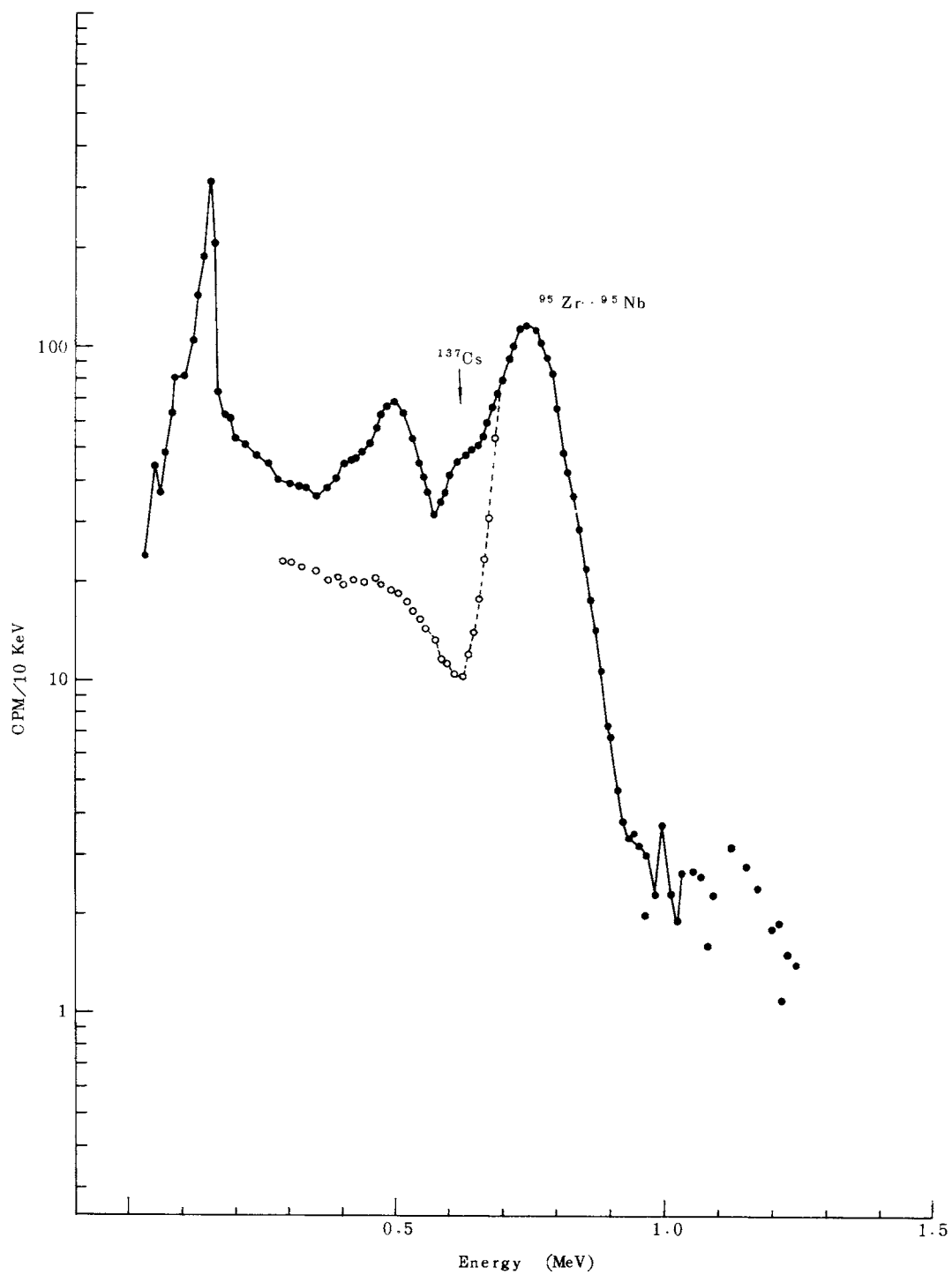
(2) $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ の空气中濃度

このようにして1961年10月から1964年までの $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ の空气中濃度をもとめ、その結果を第2図に示した。 $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ の最高濃度を示した月は昨年の5月で $4.9 \times 10^{-12} \mu\text{c}/\text{cm}^3$ であり平均濃度としては $10^{-12} \mu\text{c}/\text{cm}^3$ である。また全放射能の値と比較してみると、当然のことながら変動の傾向は昨年10月頃までは非常によく一致しておる。また全放射能濃度と $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ の濃度の比をみると、だいたい30%から60%の $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ の占める割合となっている。しかし昨年の11月頃より全放射能と $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ の濃度変化の傾向が一致しなくなっている。これはその頃より $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ が急速に減少しているのになし、 ^{90}Sr や ^{137}Cs などの長半減期のものの相対的な割合が増してきていることによるものであろう。

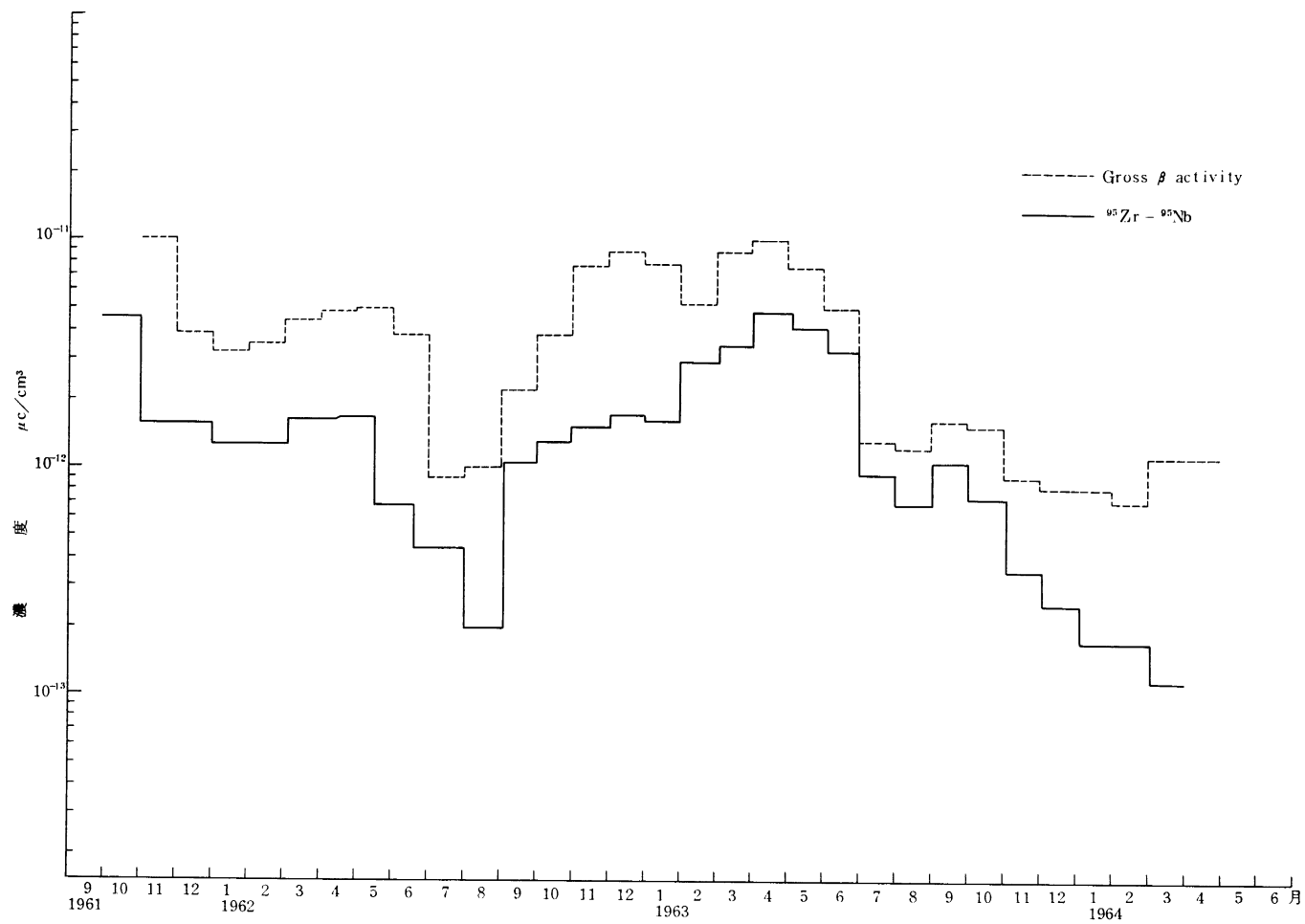
(3) 肺と消化管への被曝線量

この $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ の空气中濃度から呼吸による被曝線量を計算したのであるが、この $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ は不溶性として扱った方が妥当であるためすべて不溶性とした。ICRPでは不溶性のものを呼吸した場合、12.5%が肺にとどまり、62.5%が24時間以内にのみこまれて消化管に達するとしている。この仮定を用い、また体内のRIの排泄が単純な指数法則に従うとして肺と消化管に与えた線量を計算した。その際の常数はすべてICRPの値をもいた。また消化管中の問題となる臓器としては最も滞留時間の長い大腸下部をとり、そこでの蓄積線量として計算した。計算式は別に示した。

これらの結果は第1表に示すとうり、昨年4月における肺への蓄積量は $0.47\text{m}\mu\text{c}$ でこの時の



第1図 $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ に対する γ 線スペクトルの分解



第 2 図 空気中の $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ の濃度

ヒューマンカウンターによる測定値が $0.7\mu\text{c}$ とかなり近い値をしめている。しかしそれが今年の4月では $0.045\mu\text{c}$ と1年間で $\frac{1}{10}$ に減少している。これはこの1年間特に昨年後半から ^{95}Zr - ^{95}Nb の濃度が急激に低くなってきていることによる。

一方蓄積線量は1961年10月から今年の4月までの間で 6.4m rem となり、昨年4月からの1年間で約 2m rem の増加となっている。

大腸下部に与えた線量は1961年10月から今年の4月までの間で 0.95m rem でこの値は非常に小さい値となっている。この大腸下部の線量は食事によるものの線量と比べるとほぼ同じ程度の値となっている。

これらのことから、 ^{95}Zr - ^{95}Nb の体内における被曝線量は、呼吸によって消化管に与える線量および食物からの寄与などより、呼吸によって肺に与える線量が一番大きいということがいえる。

計 算 式

肺への蓄積量

$$Q_t = \sum_i \frac{C_i \cdot K \cdot f_a}{\lambda} \{1 - e^{-\lambda(t_{i+1} - t_i)}\} e^{-\lambda(t - t_{i+1})} \quad (1)$$

$$f_a = 0.125 \quad T_e = 42.2(\text{day}) \quad K = 2 \times 10^7 \text{ cm}^3/\text{day}$$

肺の被曝線量

$$R_t = \sum_i \left\{ \frac{C_i \cdot K \cdot f_a}{\lambda} \left\{ (t_{i+1} - t_i) - \frac{1}{\lambda} (1 - e^{-\lambda(t_{i+1} - t_i)}) \right\} + \frac{C_i \cdot K \cdot f_a}{\lambda} \{1 - e^{-\lambda(t_{i+1} - t_i)}\} \{1 - e^{-\lambda(t - t_{i+1})}\} \right\} K$$

$$m = 1000 \text{ (g)} \quad E(\text{RBE})_n = 0.52 \text{ (MeV)}$$

消化管の被曝線量

$$R = \sum_i 5.5 \times 10^{-2} c_i \cdot k \cdot f_a (t_{i+1} - t_i) \quad (3)$$

$$f_a = 0.625 \quad \tau = 18(\text{hr.}) \quad m = 150(\text{g}) \quad \Xi = 0.43(\text{MeV})$$

第1表 $^{95}\text{Zr}-^{95}\text{Nb}$ の呼吸による肺と消化管への被曝線量

肺への蓄積量	
1963年4月における蓄積量	0.47m μ c
ヒューマンカウンターによる測定値	0.7 m μ c
1964年4月における蓄積量	0.045m μ c
肺に与えた線量	
1961年10月より1964年4月までの線量	6.4mrem
年 平 均	2.6mrem/y
消化管（大腸下部）に与えた線量	
1961年10月より1964年4月までの線量	0.95mrem

23 日本近海海水の放射能

海上保安庁水路部

○長 屋 裕， 塩 崎 愈
背 戸 義 郎

1. 調 査 方 法

前年に引続き、太平洋側では黒潮を中心として、陸側、沖側の3海域、日本海側では対島海流及び外側と、陸側の2海域で現在迄、合計38点の全放射能測定用海水と、50点の核種分析用試水を採取し、測定に供している。

2. 調 査 結 果

イ) 全放射能

太平洋側……昭和38年11月には黒潮中心、沖側共に4.6dpm/ ℓ と同レベルにあるのに対し、陸側においては1.1dpm/ ℓ と約 $\frac{1}{4}$ の値を示している。しかし昭和39年3月には陸側、沖側共に増加の傾向を示しているのに対し、中心部では逆に減少している。5月には3海域共、5～6 dpm/ ℓ の値を示し、8月にも又、同程度のレベルにある。

日本海側……対島海流及び沖側、陸側共に昭和38年11月には5 dpm/ ℓ の値を示し、昭和39年3月、5月、8月と若干の増減はあるが、同程度の3～5 dpm/ ℓ のレベルにあり、太平洋側と変わらない。

ロ) 核種分析

^{90}Sr の濃度は $0.2 \sim 0.4 \mu\mu\text{c}/\ell$, ^{137}Cs の濃度は $0.3 \sim 0.6 \mu\mu\text{c}/\ell$ と昨年のレベルと大差ない。

24 深層水の放射性物質の分布

海上保安庁水路部

○長 屋 裕, 塩 崎 愈
背 戸 義 郎

1. 調査方法

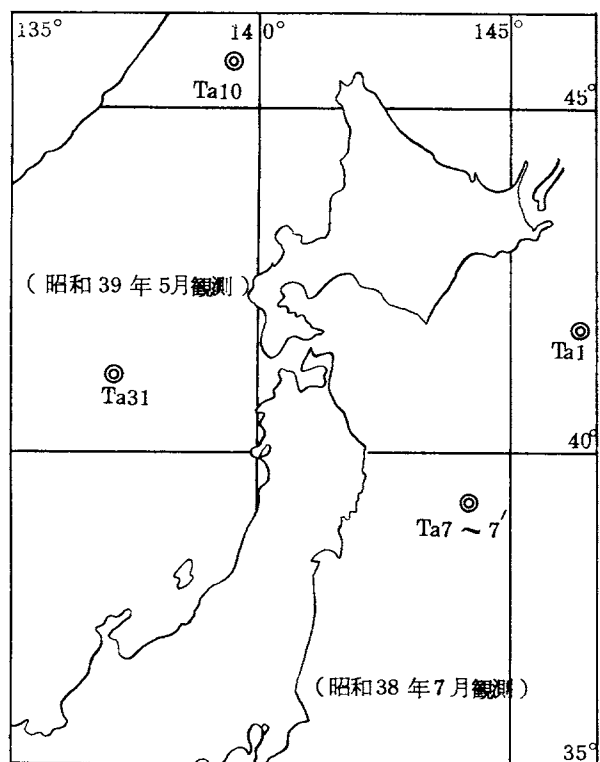
昭和37年9月に行った日本海溝北部での深層観測, 昭和39年5月日本海観測の際50ℓバ
ンドン型採水器を用いて海水を採取, 核種分析を行った。

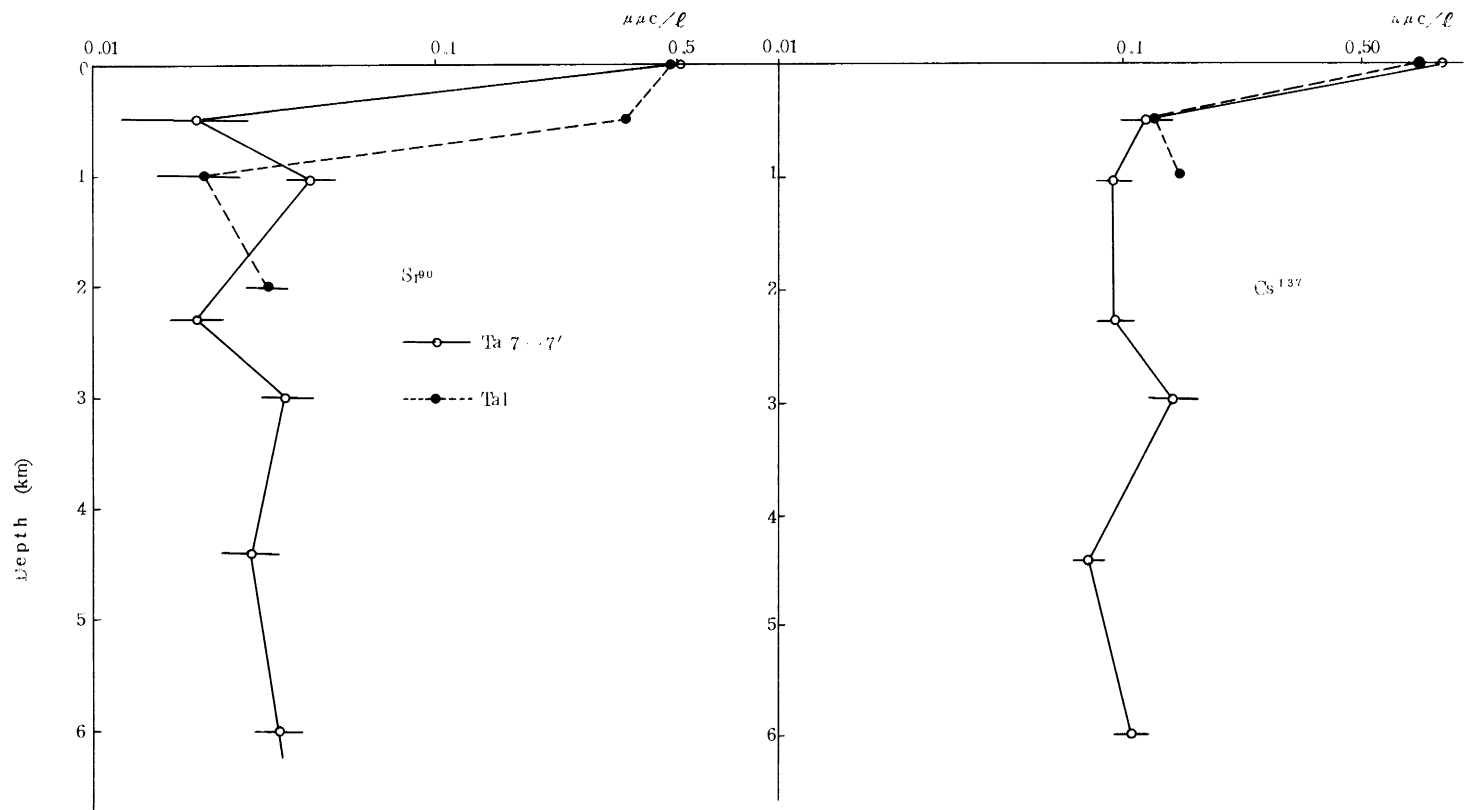
2. 調査結果

日本海溝北部の分析結果から各核種別の垂直分布を図に示す。500m以深ではほぼ一定であ
って, ^{90}Sr では $0.02 \sim 0.04 \mu\mu\text{c}/\ell$, ^{137}Cs と ^{144}Ce はそれぞれ $0.08 \sim 0.14$ 及び,
 $0.12 \sim 0.25 \mu\mu\text{c}/\ell$ の範囲内にあり, 表面海水と比較すると, ^{90}Sr では $\frac{1}{10} \sim \frac{1}{20}$,
 ^{137}Cs では $\frac{1}{5} \sim \frac{1}{10}$, 又 ^{144}Ce では $\frac{1}{25} \sim \frac{1}{50}$ の値を示している。

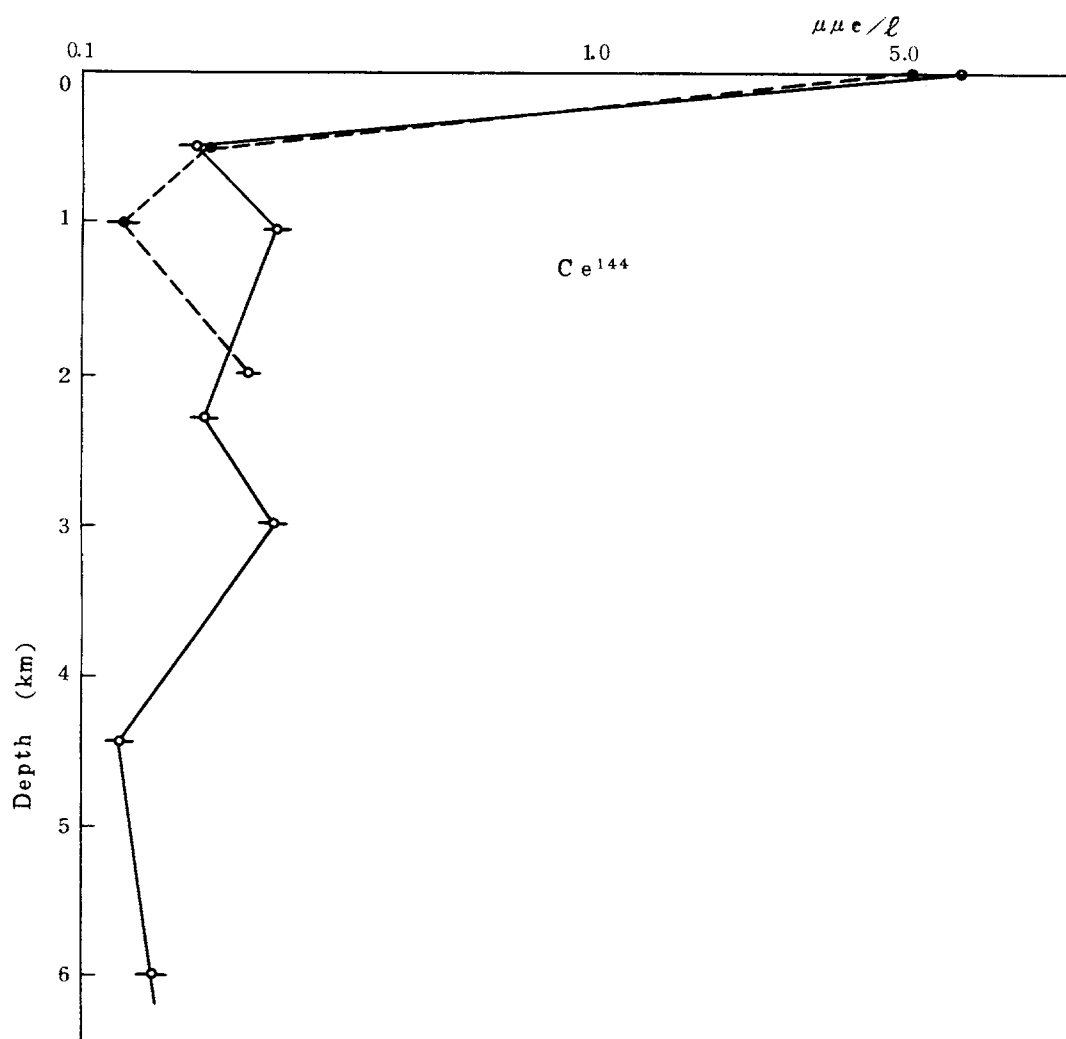
昭和39年の日本海観測の結果は現在分析を行っている。

深層海水採集地点





各核種の垂直分布図 - 1



各核種の垂直分布図 - 2

25 日本近海の底土の放射能

気象庁 海洋気象部

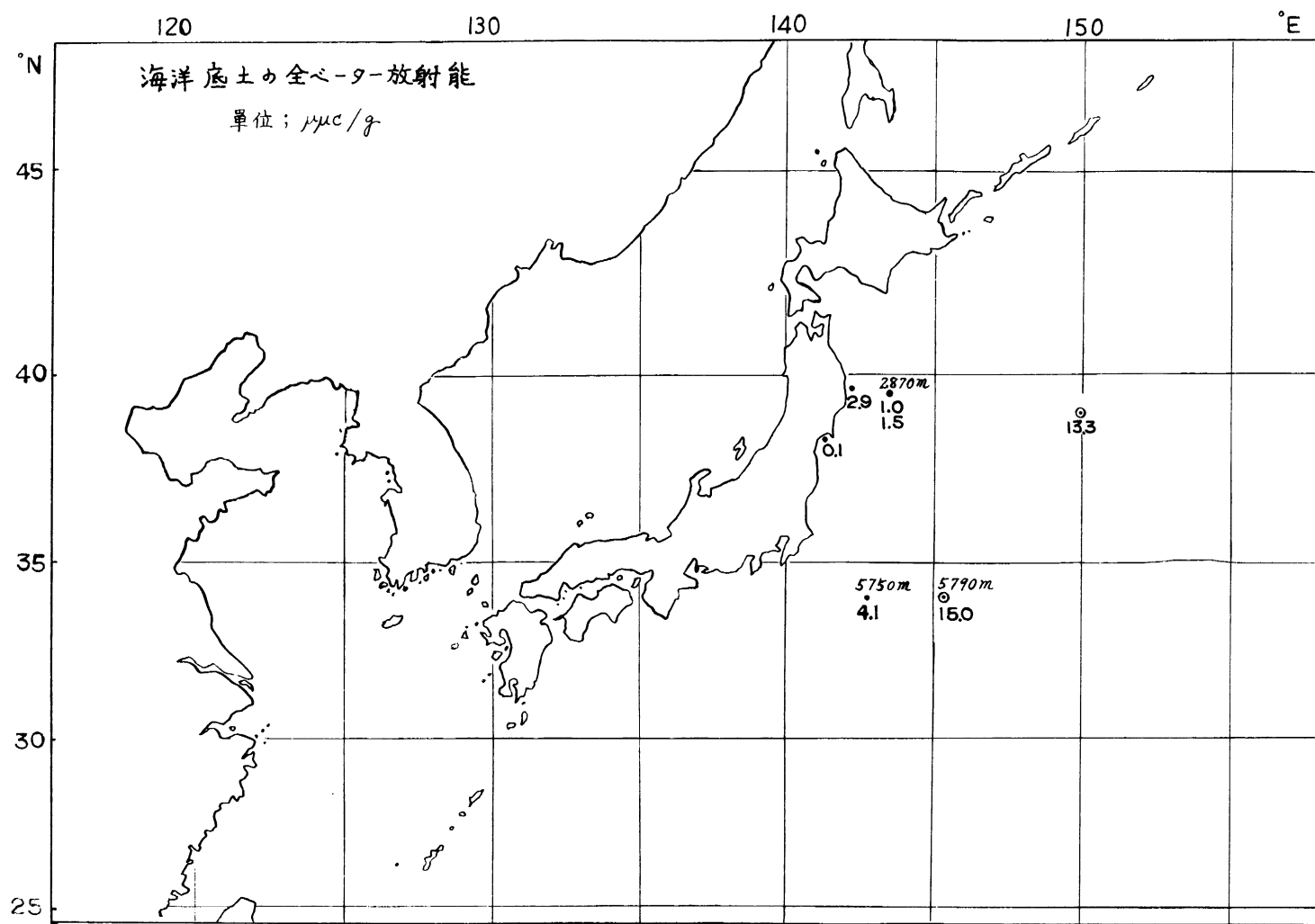
興 水 直 文, ○吉 村 広 三
由 良 武

凌風丸によって採取された本州東方海域の底土の全ベータ放射能, および全アルファ放射能の測定を試みた。測定に用いた試料は主としてコア・サンプラーで採取された柱状のもので, 表面より5 cmを切り取り, 科学技術庁編の「放射能測定法」(1957年)によって処理を行ない, GM計数装置および硫化亜鉛シンチレーションカウンタを用いて計測した。

測定値の換算には標準体としてベータ線測定用である500 dpsの酸化ウランを用いたが, アルファ線の測定にさいしてはアルミニウムカバーを取り除いて, ^{238}U , ^{234}U の崩壊のさい放射されるアルファ線(4.18 Mev)を活用した。

未だ測定数が少なく, 結果は粗な図に終わっているが, 遠洋の深海底土で, バックグラウンドとみられるこの測定値が高く, 沿岸の2, 3の点では今までのところ何れも僅かな値である。このことは大洋底土のバックグラウンドが主として $^{230}\text{Th}(\text{I}_0)$ の沈積に起因してもたらされているとみられることより, 大陸の縁辺部では陸成の堆積物, 石灰質の沈積物などによって希釈されてしまったり,あるいは傾斜や流れで流失してしまったりしたためであろう。

また, もしも冷塩酸抽出法において, ^{230}Th が大きく影響するならば, 深さによるてい減も現われるものとみて, 3p° N, 150° E点で得られた柱状試料により, 5 cmごとに全アルファ線および全ベータ線の測定を試みた。結果はアルファ線のてい減も表われず, ベータ線との比もすべて1.6前後となった。以上のことより ^{230}Th は抽出されず, またRa以下RaGまでの核種は底土中で包蔵水などによりかく散しているのではないかという目安を得た。今後処理法および測定法を変え, もう少し検討を続けたい。



26 日本近海の海水の全ベータ放射能

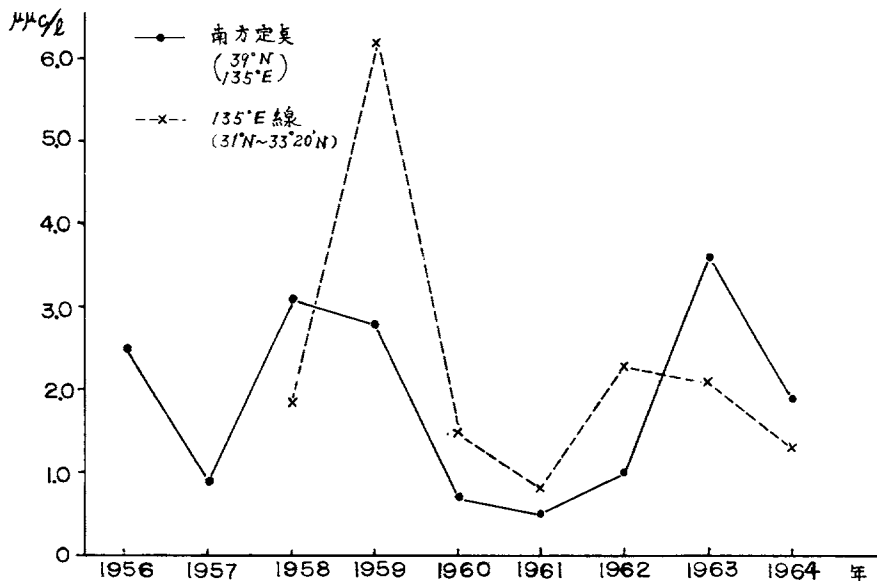
気象庁 海洋気象部

秋 山 勉, ○鷺 猛
由 良 武

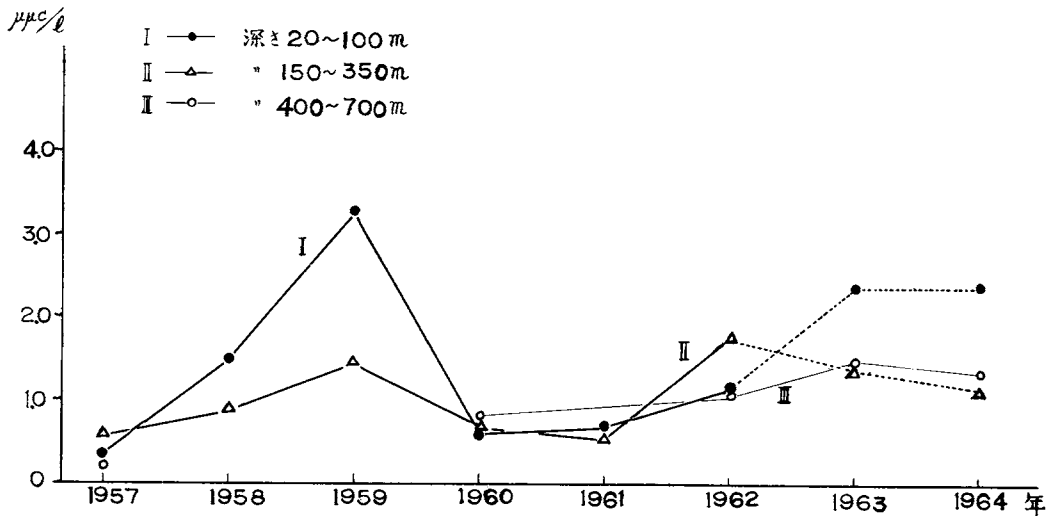
昨年に引き続いて、1963年7月以降1964年6月までの海水の全ベータ放射能の測定結果と中層および深層における測定値の経年変化のありさまを報告する。

1963年7月より1964年6月までの表面海水の全ベータ放射能測定値は、前1ケ年と大まかに見て変化なく、本州東方海域で $0.6 \sim 6.1 \mu\text{c}/\ell$ 、本州南方海域で $0.9 \sim 6.1 \mu\text{c}/\ell$ 、東支那海で $0.9 \sim 2.4 \mu\text{c}/\ell$ 、日本海で $2.4 \sim 12.1 \mu\text{c}/\ell$ 、オホーツク海で $2.3 \sim 3.6 \mu\text{c}/\ell$ となっていて、依然として日本海が高く、 $10 \mu\text{c}/\ell$ 以上の測定値が3個現われている。しかし、紀州沖の南下のラインと南方定点(29°N , 135°E)の観測結果によって、表面水の測定値の変動を取り上げると、1964年は1963年に比し減少気味になっているのが伺える。(第1図) また、表層下の海水についてみると、300m以浅は測定値が僅少ではっきりしないが、500m層付近での1964年の値は平均 $1.32 \mu\text{c}/\ell$ ($1.1 \sim 1.5 \mu\text{c}/\ell$)となっていて、1963年のレベルと殆んど変っていない。(第2図)したがって、以上の結果より表層下の海水に比較的に長い半減期を持つ核種がおいおい混入し、相対的に比を高めたことによるのではないかと推察される。また、それゆえに表層下の海水が核実験以前、もしくは1960～1961年のレベル近くに放射能を減少するようになるまでには、なお可成りの年月が必要になるものと思われる

表層海水のベータ放射能の推移



中層海水のベータ放射能の推移



27 1962年太平洋捕獲魚の放射性物質 (第2報)

放射線医学総合研究所

佐伯 誠 道上 田 泰 司

鈴木 譲

第5回放射能調査研究成果発表会論文抄録集p. 36~46, (1963)に引きつづき, 1962年8月中旬に捕獲されたメバチ, キハダ, ビンナガ, クロカワカジキの放射性核種の分析測定を行った。

その結果, 新に ^{130}Cs 濃度について第1表にあげる結果を得た。核爆発実験の直後に採集された試料ではあるが, 前回 ^{90}Sr について観測されたと同様に ^{137}Cs についても, その濃度の著しく高いものは認められなかった。肝臓の ^{137}Cs 濃度は他の組織に比べて高いことが観察された。

第1表 マグロ中の ^{137}Cs 濃度

魚 種	試料番号	組 織	pc/kg/fresh	ash %	k %/ash	c. u.
メ バ チ	Nq 4	肝 臓	44.3 ± 4.4	1.01	25.1	17.5 ± 1.7
メ バ チ	Nq 4	卵 巢	3.3 ± 0.3	0.98	29.0	1.2 ± 0.1
メ バ チ	Nq 5	胃 壁	6.1 ± 0.6	1.41	21.0	2.0 ± 0.2
キ ハ ダ	Nq 11	血合肉	15.6 ± 1.5	1.39	30.6	3.7 ± 0.4
ビ ン 長	Nq 39	血合肉	9.7 ± 0.9	1.29	31.4	2.4 ± 0.2
クロカワ カジキ	Nq 48	ユウモンズイ	12.3 ± 1.2	1.34	27.7	3.3 ± 0.3
クロカワ カジキ	Nq 48	胃 壁	8.9 ± 0.9	1.35	20.7	3.2 ± 0.3
キ ハ ダ	Nq 50	卵 巢	5.7 ± 0.6	1.01	26.5	2.1 ± 0.2

28 日本海側と太平洋側の魚類中のストロンチウム-90, セシウム-137 濃度

放射線医学総合研究所

佐伯 誠 道 上 田 泰 司

鈴木 護

1 緒 言

日本人の主要な動物性蛋白質源である魚類の放射能汚染の調査研究は、放射性降下物の国民に与える影響を知るために必要なばかりでなく、将来の問題として考えられる放射性廃棄物の水産食品に与える影響を評価するために必要な放射能バックグラウンド調査としても意味をもっと考える。

2 試料と実験法

日本列島の日本海側の試料として新潟沖合のカマス、サバ、アジ、ボラの海水魚及び鳥屋野潟のコイ、フナ淡水魚（天然魚）を1963年10月中旬に採集した。太平洋側としては、銚子沖のサバ、千葉県竹岡のカレイの海水魚と東京湾のハゼの汽水魚及び淡水魚として東京都下のコイ（養殖魚）を1964年1月中旬に採集した。各試料につき骨、筋肉、内臓の3部分を採取し450°Cで灰化して分析に供した。

3 考 察

(1) 魚骨中の ^{90}Sr

第1図に見られるように、海水魚と淡水魚とを比べると、淡水魚は、海水魚に比べて桁ちがいにS. U. (^{90}Sr pc/g. Ca)が高い。この原因として、海水は、淡水に比べて安定SrならびにCa濃度が著しく高いので、 ^{90}Sr はアイソトープ希釈され生体内に摂取蓄積される量が減ずることが考えられる。即ち、両水中ではCa:1.1mg/l Sr:0.014mg/lであるが、(菅原健:日本化学会関東支部地球化学研究会, 1962年10月), 海水ではCa:400mg/l, Sr:7mg/l (O. I. Leipunsky: Atomnaya Energia, 3, 530, 1957)の濃度を示している。

淡水魚については、東京に比べると新潟の魚骨のS. U.が高いことが観察された。新潟地方に比べると、放射性降下物量が概して多いことが原因の1つであると思うが、両地方の魚の生育する環境の水質や餌料に関して今後の検討を進めて原因を明らかにしたい。またボラのS. U.が他の海水魚に比べて著しく高いことは、興味がある。ボラの摂餌の特殊性にもとずくものかもしれないので、他の地方のボラについても更に調査したい。

(2) 魚類の筋肉と内臓の ^{137}Cs

第1表の結果に見られるように、日本海側のサバを除いては、何れの魚種についても内臓より筋肉の ^{137}Cs 濃度が高いことが観察された。

日本海側のカマス、ボラは著しく高い ^{137}Cs 濃度を示しているが、カマスは灰分含量（無機物含量）が他の魚に比べて多いことに起因している。それ故にC. U. (^{137}Cs po/g. K)としては著しく高い値を示さない。一方、ボラはC. U.も43.2と高く、日本海側のフナはC. U. 59.6に次いで高かった。ボラはS. U.も前述の様に高いので、ボラについては

更に調査を進めたい。

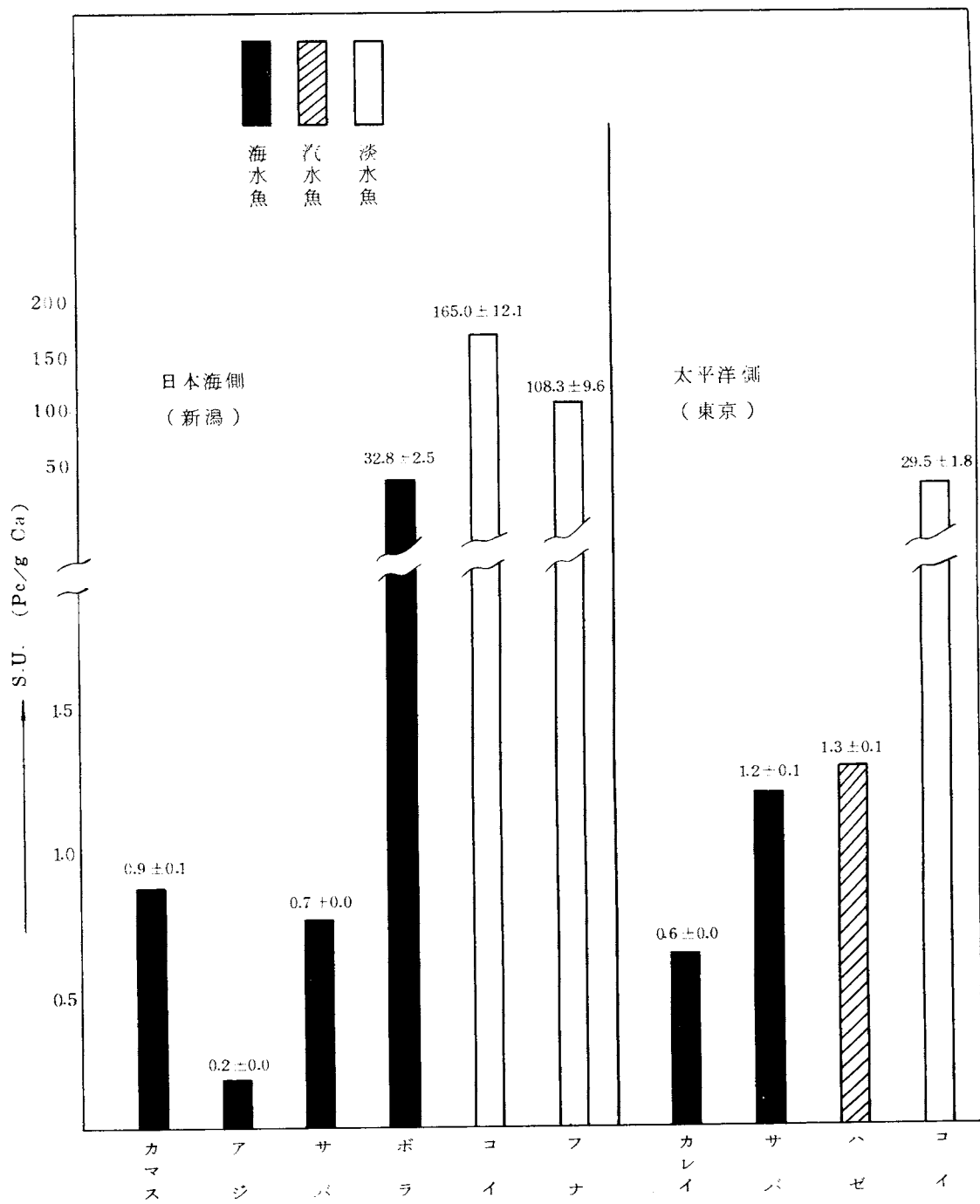
又、共に鳥屋野潟に棲息するコイとフナでは、その筋肉のC. U. が、コイは16.4でありフナの59.6と可成りの差を示しているが、この点については更に調査を続けたい。

海水魚と淡水魚とを比較した場合、 ^{137}Cs については ^{90}Sr に認められたような両者の著しい差は認められない。海水の安定Cs 含量は安定Sr 含量に比べて甚だ低く、 $0.0005\text{mg}/\ell$ であることと、海水魚のCs 濃縮率が比較的低いことが原因であろうと考える。

試料の採集にあたり格別の御協力を賜った新潟県衛生研究所の各位、並びに本研究所環境衛生第5研究室、小柳卓、大桃洋一郎の両氏に感謝する。

第1表 魚類の ^{137}Cs 濃度

	魚 種	生棲区分	組 織	pc/kg/fresh	ash %	K %/ash	C. U
日 本 海 側	カマス	海水	筋 肉	188.1 ± 18.1	4.75	27.6	14.3 ± 1.4
			内 臓	88.3 ± 8.0	2.17	25.3	16.1 ± 1.5
	ア ジ	"	筋 肉	92.4 ± 9.0	2.17	24.5	17.4 ± 1.7
			内 臓	.	.	.	.
	サ バ	"	筋 肉	38.2 ± 3.5	1.13	29.6	11.4 ± 1.1
			内 臓	45.2 ± 4.4	2.27	15.6	12.8 ± 1.2
	ボ ラ	"	筋 肉	158.9 ± 15.0	1.29	28.5	43.2 ± 4.1
太 平 洋 側			内 臓	132.9 ± 11.8	4.60	25.0	11.6 ± 1.0
	コ イ	淡水	筋 肉	53.8 ± 5.0	1.04	31.6	16.4 ± 1.5
			内 臓	39.5 ± 3.7	1.11	28.0	12.7 ± 1.2
	フ ナ	"	筋 肉	146.9 ± 14.6	0.80	30.8	59.6 ± 5.9
			内 臓	.	.	.	.
	カレイ	海水	筋 肉	19.1 ± 1.9	1.25	33.8	4.5 ± 0.4
			内 臓	13.1 ± 1.3	1.54	18.8	4.5 ± 0.4
	サ バ	"	筋 肉	57.3 ± 5.1	0.72	33.6	23.7 ± 2.1
			内 臓	45.2 ± 4.4	1.40	20.7	22.6 ± 2.2
	ハ ゼ	汽水	筋 肉	14.1 ± 1.4	2.17	14.9	4.3 ± 0.4
			内 臓	9.7 ± 0.9	1.05	14.1	6.5 ± 0.6
	コ イ	淡水	筋 肉	91.5 ± 9.0	1.05	33.0	26.4 ± 2.6
			内 臓	21.5 ± 2.0	0.78	27.8	9.9 ± 1.0



第1図 近海産および淡水産魚類の骨の ^{90}Sr 濃度

29 東京湾内海水中の放射性核種の濃度第一報 ストロンチウム⁹⁰濃度について

放射線医学総合研究所

大 桃 洋一郎 児 玉 幸 雄

山 口 治 子 佐 伯 誠 道

東京湾内の3地点を選び、その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。

実験および結果

- 1) 試料：1963年7月および11月に千葉港沖において採取された表面海水，1964年6月および8～9月に千葉港沖，木更津沖並びに上総湊沖において採取された表面海水，さらに1963年10月に新潟信濃川河口において採取された表面海水を試料として用いた。
- 2) 分析法，分析法は，塩崎ら（海上保安庁水路部）の方法によった。即ち，⁹⁰Srを直接定量せずに，水酸化物共沈法により捕集した⁹⁰Yを，TBPにより抽出し，しゅう酸イットリウムとして分離定量する方法である。
- 3) 結果，得られた結果は，第1表に示す通りである。

第1表 東京湾内海水中の⁹⁰Sr濃度（⁹⁰Sr pc/ℓ）

採取年月 採取地点	1 9 6 3		1 9 6 4	
	7 月	10～11月	6 月	8～9月
千 葉 港 沖	0.6	0.45	0.45	
木 更 津 沖	—	—	0.43	0.26
上 総 湊 沖	—	—	0.42	0.32
新潟信濃川河口	—	0.32	—	—

その他の核種 ¹³⁷Cs，¹⁴⁴Ce および ⁹⁵Zr - ⁹⁵Nb については，目下データの整理中である。

30 海水放射能の調査報告（Ⅰ，東京湾南部海域）

防衛大学校化学教室

○岡部 建蔵， 加瀬 常男， 粕谷 光正，
南 武久， 大野 良一， 丸山 和正

1 調 査 目 的

核爆発実験に伴う人工放射性物質による環境汚染の調査を目的として，当校では従来空気中の塵と雨水の放射能を測定して来たが，38年度より河水，池水，海水等の水系試料の調査を開始したので，その一部として東京湾南部海域の海水放射能について報告する。

2 調 査 海 域

調査海域は神奈川県三浦半島の周辺海域であるが，便宜上次の4水域に分けてデーターを整理した。

- (1) 三崎水域：武山の南方荒崎より城ヶ島を廻って，久里浜南方のアシカ島迄の水域。この水域内の採取点は荒崎，城ヶ島，剣崎，下浦等で，いずれも海岸の岩場で採水した。
- (2) 浦賀水域：アシカ島より北方の浦賀水道を経て，第2第3海堡を結ぶ線迄の水域。この水域内の採取点はアシカ島，浦賀，観音崎，走水等で，主として舟艇を用いて海上で採水した。
- (3) 横須賀市水域：第2第3海堡を結ぶ線より西方，勝力岬迄の横須賀市に面した水域。この水域内の採取点は馬堀，大津，猿島，三笠公園等で，海岸の砂場で採水した。
- (4) 軍港水域：横須賀湾及び長浦湾内の水域。この水域内の採取点は6地点で，両湾内に均等配分して，舟艇により海上で採水した。

3 調 査 期 間

調査期間は各水域によって多少の差異があるが，38年11月より開始し，現在に至っている。但し本報告の資料データーは39年6月迄のものを集計した。その理由は39年8月以降，海水の放射能レベルが明白に低下したからである。試料採水は毎週1回定時に行なった。

4 実 験 方 法

1 地点毎回の採水量は30ℓで，これに0.5Nの過マンガン酸カリ30mℓと約3%の過酸化水素10mℓを加えて攪拌後，1時間室温で放置熟成する。約80度に加熱し，冷却した後口過する。口液は捨て，二酸化マンガンの沈澱を焼却して得る粉末を試料として，ベーター及びガンマー放射能を測定する。粉末の重量は0.2乃至0.5gm程度であった。ベーター線の強度はGM管（マイカ膜1.4mg/cm²）を用いて測定し，装置の計数効率はUX₂を標準として定めた。BGは12乃至20程度である。ガンマー線の強度はウエルタイプのシンチレーション，カウンターを用いて測定し，装置の計数効率は¹³¹Iを標準として定めた。BGは150程度である。

測 定 結 果

(1) 三崎水域：

採水期間，38年12月23日より39年3月30日迄

採水総量，630ℓ

放射能値 ($\mu\text{uc}/\ell$)

	r	β	r/β
最大値	2.23	1.03	
最小値	1.07	0.61	
平均値	1.57	0.78	2.0

(2) 浦賀水域：

採水期間 38年11月6日より39年6月22日迄

採水総量 2,380 ℓ

放射能値 ($\mu\text{uc}/\ell$)

	r	β	r/β
最大値	4.10	2.40	
最小値	0.71	0.33	
平均値	1.64	0.77	2.1

(3) 横須賀市水域：

採水期間 38年12月3日より39年6月4日迄

採水総量 1,200 ℓ

放射能値 ($\mu\text{uc}/\ell$)

	r	β	r/β
最大値	5.00	2.09	
最小値	1.03	0.47	
平均値	1.94	0.92	2.1

(4) 軍港水域：

採水期間 39年1月16日より39年6月17日迄

採水総量 3,260 ℓ

放射能値 ($\mu\text{uc}/\ell$)

	r	β	r/β
最大値	4.73	2.23	
最小値	0.80	0.39	
平均値	1.92	0.85	2.3

6 所 見

三崎水域及び浦賀水域の試料水は一般に清透で、その放射能平均値はベーターでそれぞれ 0.78 及び 0.77 であるのに対し、横須賀市水域及び軍港水域の試料水は一般に濁っている場合が多く、その放射能平均値はベーターでそれぞれ 0.92 及び 0.85 と稍高い。この事は個々の試料水についても云える事で、一般に荒天のため試料の濁りが強い時には放射能値は高い。軍港内の海水は波浪が小さいのにもかかわらず濁りが強いが、これは海水の流動が少ないためと推定している。

本報告の調査期間内での平常放射能レベルとして、ガンマーについて 2.0 乃至 1.0、ベーター

について1.0乃至0.5を採用して見ると、この平常レベルより低い場合は非常に希れであるが、この平常レベルより高い場合は上記の如く荒天で海水が濁った場合にしばしば見られる。軍港水域内では毎回6地点で採水するが、その各回の平均値について調べて見ると、上記の平常放射能レベルより高い場合は例外なく採取時が下げ潮中の場合である。逆に下げ潮の時は必ず海水の放射能レベルが高いとは云えない。この事より軍港の様な閉鎖区域では、海水の放射能レベルが港外区域よりも稍高い場合が多い可能性があると思われる。

31 1963年度における海洋生物の全 β 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 秀弥, 田中 萩子

1963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、および前年までに得られた資料に基づいてその概要を報告する。

1 生物群別放射能水準と種類による特性,

1963年4月～1964年3月に得られた海洋生物群別の平均放射能およびそれぞれの最高値とその種類を第1表に示した。

この表によれば従来同様プランクトンの放射能は高水準を持続している。しかし植物プランクトンが例年にくらべ200 μmc も低い値を示している。これは核実験の中止にともない東京湾内における植物プランクトンがすべての時期、地点で低下した結果による。動物プランクトンの放射能は植物プランクトンのような低下現象はみられない。ベントス中ではナマコ類が累年平均の2倍という高い値を示している。このことはナマコ類が比較的長寿命の特定核種を濃縮したために核実験が中止されてもなお高い放射能の水準を持続したものと考える。

2 放射能分布の海域性

放射能の測定が行なわれた海域を内湾域(東京湾)、沿岸水域、黒潮流域、冷水域(遠州灘沖)黒潮反流域の5水系に分けてプランクトン放射能の強さと変動傾向を考察した。上記5水系に共通してみられる現象としては1957年調査開始以来1962年に現われた最高のピークが漸次減少し、1963年12月、1964年3月には核実験のなかった1960～61年の頃のレベルにまで低下していることである。この低下傾向にも3つの型がある。すなわち東京湾の放射能は1962年11月を境に急激に減少し1963年に入ってからのはぼ減少しつくした形で1964年3月に至っている。これに反し沿岸水域、黒潮流域、黒潮反流域は除々に減少してゆく傾向を示しているがまだかなり高水準にある。遠州灘沖の冷水塊内のプランクトン放射能は測定された試料数が少ないこともあり、大きな変動をくり返しているが概観すると上記の諸水系同様減少する傾向を示している。1963年11～12年から1964年4月にかけての放射能の水準は東京湾が196 $\mu\text{mc/g}$ 灰であるのに対して、他の水系のそれは沿岸水域618、黒潮流域374、冷水域622、黒潮反流域516 $\mu\text{mc/g}$ 灰を示しており外洋水系のプランクトン放射

能が東京湾にくらべて高水準にあることは従来同様である。

1957年本調査開始以来上記5水系について、 $4000\mu\text{mc/g}$ 灰以上の比較的高い放射能の海域別出現地点比率は次のとおりである。

水 系	測定試料数	$4,000\mu\text{mc}$ 以上の出現地点数	$4,000\mu\text{mc}$ 以上の出現地点数 / 測定試料数
東京湾	78	1	1.28 %
沿岸水域	147	5	3.40
冷水域	11	0	0
黒潮流域	41	2	4.88
黒潮反流域	52	1	1.92

上の表から一応黒潮流域は他水系に比べ高放射能の出現頻度の高い傾向がうかがえる。しかし沿岸水域においては1963年度中に高放射能出現地点が2試料加えられ、前年までの2.3%から3.4%に増加している。

東京湾、房総沖、相模灘、鹿島灘、遠州灘、薩南など海域別にその放射能水準をみると東京湾が他海域に比べて低いことは前述のとおりである。1963年5月に遠州灘沖が特に独立して高い値を示した。この原因については現在明らかでない。

3 放射能の経年変動

東京湾と房総沖、相模灘のプランクトン放射能の経年変動を第2図に示した。プランクトン放射能の変動は核実験の有無すなわち **fall-out** の量と高い相関があり、特に東京湾では核実験と時期的なずれのない、きわめて敏感な反応を示していることは従来と今年度も全く変りない。東京湾におけるプランクトンは植物が主体を占める場合が多く、逆に外洋では動物が主体を占める場合が多い。この動物、植物による濃縮の違いや海洋における **fall-out** の分布のきわめて複雑であること等から陸上における **fall-out** 現象とは簡単に対比出来ない。

ネクトン、ベントスの放射能の経年変動は1963年度中には1957年調査開始以来の最高値を示した。しかし1963年12月以後減少傾向を見せるものが多い。これらの変動傾向はプランクトンの変動とはそのピークにおいて多少時期の遅れを示している。

4 放射能の垂直分布

プランクトンについては房総沖において0, 50, 100, 200m 各層の測定が行なわれたが各層とも $512\sim790\mu\text{mc}$ を示し、深度による差異はほとんどない。これは **fall-out** の減少、放射性核種の減衰とあいまって海洋中における上下層の混合を端的にあらわしている。この現象は核実験停止中にみられる共通した現象である。

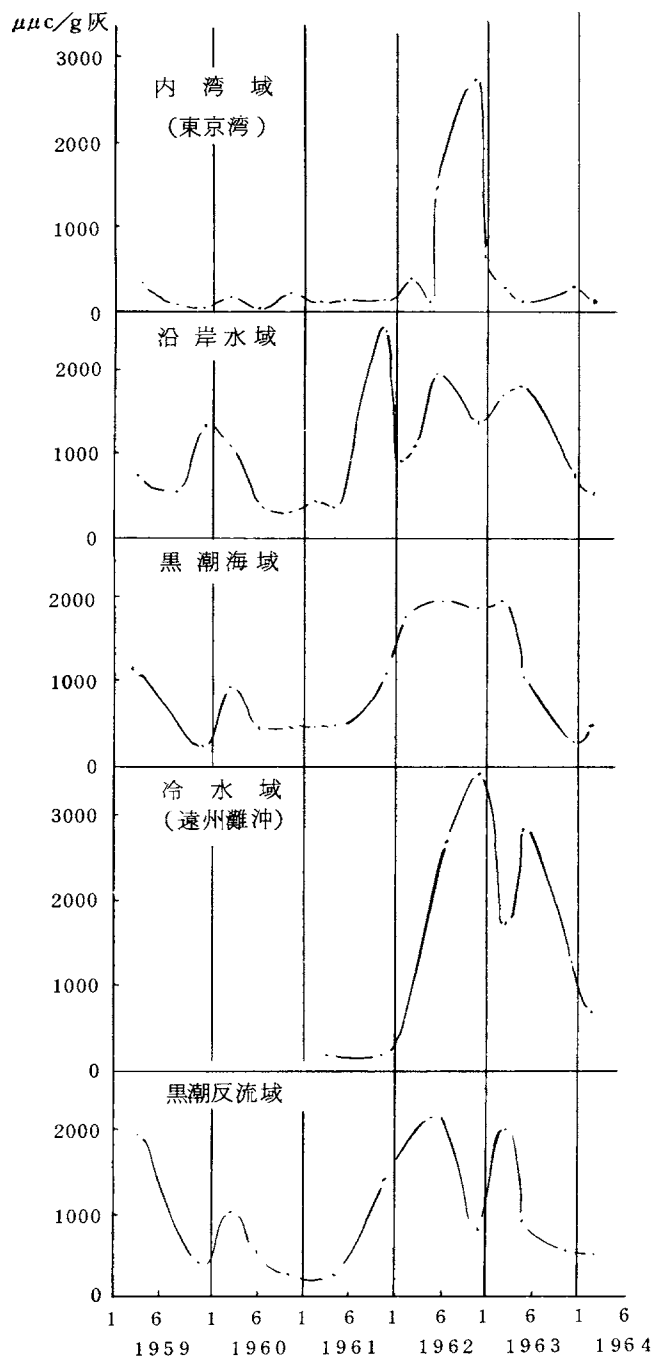
ネクトン、ベントス(ナマコ類を除く)も16~1950m の範囲の採集測定が行なわれたが、浅海底、深海底の差異はほとんどなく、 $53\sim104\mu\text{mc}$ の低水準にある。ナマコ類では試料数は3試料ときわめて少ないが、その筋肉において140mのものと1140~1350mのものとは深海底に生息しているものが高く、その差は $600\mu\text{mc}$ に達する。しかし胃内容物では全く同じレベルであった。

5 ブランクトンの放射能の減衰

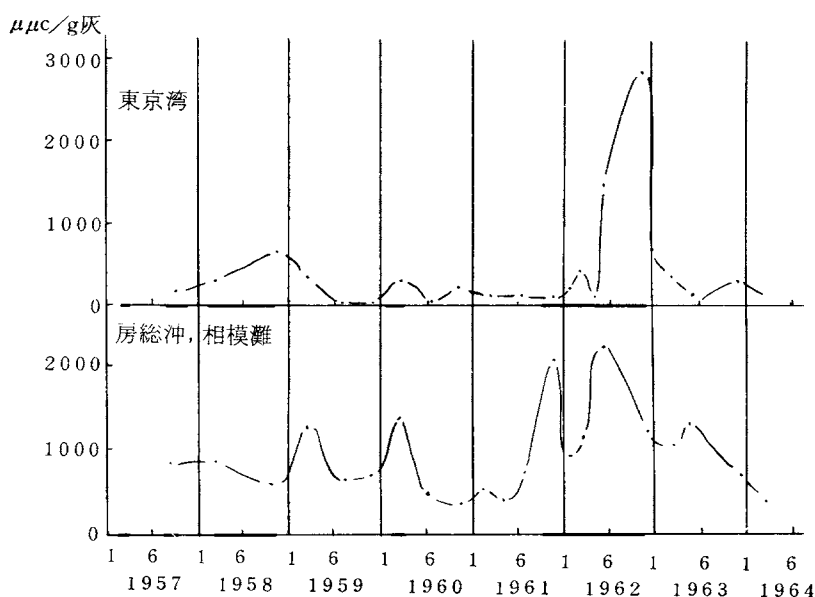
プランクトンの放射能の減衰を追跡した結果、1963年度においては、従来の測定にみられた減衰とは異なる傾向を示した。すなわち1958～1962年に測定されたプランクトンの放射能の減衰傾向は採集直後において、核実験の有無を問わず見かけ上約20～40日の半減期を示していた。しかし38年5月および11月の結果ではそのような早い減衰は測定されず、従来、採集日から60～80日以上経過した後の減衰の傾向（半減期約200日以上）を38年度のプランクトンはその採集の初期に示している。

第1表 生物群別平均および最高放射能（38年4月～39年3月）

生 物 群		32年7月～38年3月		38年4月～39年3月					
		試料数	平均放射能 $\mu\text{C/g}$ 灰	試料数	平均放射能 $\mu\text{C/g}$ 灰	最高放射能 $\mu\text{C/g}$ 灰	最高値を示した試料の		
							種 類	採取月	採取場所
プランクトン	主 動 物	346	922	38	987	5102		38- 5	st 110
	主 植 物	62	516	10	347	940		12	124
ネクトン	魚 類	117	25	22	66	266	ミシマオコゼ内蔵	12	B1
ベントス	ホ ヤ 類	4	52	2	123	144	エ ボ ヤ	12	128
	ナ マ コ 類	74	329	6	718	1370	ハナガサ消化管内容物	5	B2
	ウ ニ 類	72	62	8	78	229	ムレーウニ消化管内容物	5	110
	ヒ ト デ 類	58	7	6	22	62	ヒ ト デ 類	11	77
	海 百 合 類	4	10	3	25	67	ウ ミ ユ リ	5	K7
	甲 殻 類	85	353	9	88	275	エ ビ 類	5	B5
	斧 足 類	58	20	3	96	233	イ タ ヤ ガ イ 軟 体	5	K1
	腹 足 類	31	46	4	90	137	ナ ガ ニ シ 軟 体	5	K1
	堀 足 類	1	10	0	—	—	—	—	—
	頭 足 類	10	37	1	23	23	ミ ミ イ カ	12	128
	多 毛 類	0	—	1	80	80	ウ ロ コ ム シ	5	K7
	花 虫 類	41	28	9	48	137	ヤ ト カ リ ス ナ ギ ン チ ヤ ク	12	B4
	ヒ ド ロ 虫 類	4	44	0	—	—	—	—	—
	海 綿 類	20	30	3	40	50	カ イ メ ン 類	11	47



第1図 水系別航海次別プランクトン



第2図 プランクトンの海域別航海次別全 β 平均放射能
—— 核実験期間

32 海洋生物の ^{90}Sr , ^{137}Cs について

水産庁東海区水産研究所

○戸沢 晴巳, 渡辺 和子, 南迫 洋子

38年より39年前半にかけて採取された海洋生物の ^{90}Sr , ^{137}Cs 分析を行なった。主な試料である海藻類および魚類についての結果を第1, 第2表に示す。

^{90}Sr のレベルはノリが前年よりやや上まわっているが、大体において大差はない。ストロンチウム単位で比較すると海藻類は魚類の10倍くらい高い値を示している。またノリと魚類の平均K含量を考えるとセシウム単位は魚類の方がはるかに高いと推定される。同一試料中の ^{90}Sr と ^{137}Cs との比をみると一般に ^{137}Cs が多いが、この傾向は海藻類よりも魚類の方に著しいようである。

なお魚類のうちアジとカレイの ^{137}Cs を比較すると、ややアジの方が高い程度であり大きな差はない。この点についてカレイの方がはるかに多かったとの報告^(註)があるので、別に同一漁場同一時に漁獲された種の魚類について比較を行なったが、やはり大きな差異はなくむしろアジのように中層以浅で生活するものの方が、カレイのような底棲のものよりやや多いようであった。

註) 第3回放射能調査成果発表会 抄録集 p.47

第1表 海藻類の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs

試料	採取時期及場所	^{90}Sr			^{137}Cs		$\frac{^{137}\text{Cs}}{^{90}\text{Sr}}$
		$\frac{\mu\text{C}}{\text{g灰分}}$	$\frac{\mu\text{C}}{100\text{g乾物}}$	S.U.	$\frac{\mu\text{C}}{\text{g灰分}}$	$\frac{\mu\text{C}}{100\text{g乾物}}$	
アサクサノリ	38.1 広島	0.42	4.3	14.9	0.50	5.1	1.2
"	38.11 "	0.37	2.7	12.8	0.81	5.9	2.2
"	38.1 塩釜	0.29	4.5	8.8	0.25	4.0	0.9
"	38.11 有明湾	0.11	1.3	3.7	1.18	13.2	10.1
"	38.1 伊勢湾	0.05	0.6	2.5			
"	38.1 三河湾	0.13	1.3	9.6			
"	38.11 "				1.55	11.6	
"	38.1 千葉				0.31	3.1	
アラメ	38.1 三崎	0.06	1.7	2.0	0.15	4.4	2.6
"	38.8 "	0.27	2.3	5.1	0.84	7.3	3.2

第2表 魚類の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs

試料	採取時期及場所	^{90}Sr			^{137}Cs		$\frac{^{137}\text{Cs}}{^{90}\text{Sr}}$
		$\frac{\mu\text{C}}{\text{g灰分}}$	$\frac{\mu\text{C}}{\text{kg生体}}$	S.U.	$\frac{\mu\text{C}}{\text{g灰分}}$	$\frac{\mu\text{C}}{\text{kg生体}}$	
アジ	38.5 東京湾	0.04	1.3	0.2	0.90	28.8	22.2
"	38.6 真鶴沖	0.06	1.9	0.2	0.97	32.4	17.0
"	38.10 "	0.13	4.4	0.5	0.65	22.4	5.1
"	39.3 "				1.24	45.8	
カレイ	38.3 八戸沖	0.04	1.5	0.2	0.29	11.2	7.5
"	38.11 "				0.97	28.2	
"	38.5 香住沖	0.10	2.6	0.6	0.38	9.6	3.8
"	38.5 "	0.07	1.6	0.3	0.46	10.9	6.8
"	38.5 新潟沖	0.15			0.60		4.0
"	39.3 真鶴沖				0.82	23.5	

33 日本近海プランクトンの放射能汚染

水産庁東海区水産研究所 ○敦賀 花人

海洋生物の長期間にわたる放射能汚染には主として ^{54}Mn , ^{55}Fe , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{95}Zr - ^{95}Nb , ^{106}Ru - ^{106}Rh , ^{144}Ce - ^{144}Pr などがあずかることが認められている。海洋生物の灰分についてFe, Co, Zn, Zr, Ru, Ceの同位元素を分析する方法を検討し, その分析法を用いて昭和39年2, 3月と5月に日本近海で採取したプランクトンの汚染状況を調べた。

1 分析法の概要

試料灰分0.5~2.0 gにキャリアとしてFe, Co, Zn, Sr, Zr, Nb, Cs をそれぞれ5mg, Ceを10mg, Ruを20mg加え, 10倍量の混合融剤($\text{KOH}:\text{K}_2\text{CO}_3:\text{KNO}_3=2:1:1$)で融解する融成物を熱水で浸出してZn, Nb, RuをFe, Co, Zr, Ceの水酸化物(又は炭酸塩)から分離する。

水溶性区分からZn, Ruを硫化物として沈殿させてNbを除いた後, Ruは亜鉛末で還元して金属ルテニウムとし, Znはオキシソルファイドとしてそれぞれ単離する。

水に不溶の残渣(Fe, Co, Zr, Ceを含む)は硝酸, 次いで塩酸で処理して珪酸(Zrはこれに含まれる)を分離した後, C1型陰イオン交換樹脂柱(9mmφ×250mm)に吸着させる。Ce, Co, Feを8N, 4N, 0.5N 塩酸を用いて順次溶出させ, 各溶離液からCe, Co, Feをそれぞれシウワ酸塩, アントラニル酸塩, オキシソルファイドとして単離する。

Zrを含む珪酸はHFで処理した後, Zrをマンデル酸塩として単離する。

以上の操作によって得られた各元素の重量から添加したキャリアの回収率を求めた後, 低バックグラウンドカウンターで放射能を計測して採取時の強度を算出する。

この分析法による各元素の回収率はZrの60%を除いて80~90%であった。

2 結果

Fe, Co, Zn, Zr, Ru, Ceの同位元素のうち, ^{144}Ce - ^{144}Pr の存在が最も卓越し, ^{106}Ru - ^{106}Rh がこれに次いでいた。すなわち ^{144}Ce - ^{144}Pr は500~1,000 pc/ash-1g, ^{106}Ru - ^{106}Rh は10~300 pc/ash-1gであった。 ^{55}Fe , ^{60}Co , ^{65}Zn , ^{95}Zr は2月採取の試料ではその測定値が標準偏差以下の値を示すのでそれらの存在は無視せざるを得ないが, 5月採取の試料についての ^{55}Fe , ^{60}Co の測定値は $1.0 \sim 1.5 \pm 0.3$ cpmであった。

昭和38年までのプランクトンに多かった ^{95}Zr - ^{95}Nb の存在は既にまったく認められなかった。

海域別, 動植物プランクトン別による汚染状態の特徴については分析例数が少ないので考察を加え難い。

34 東海沿岸水中の ^{137}Cs について

日本原子力研究所保健物理部

亀田 和久, 人見 清一, 岡本 利夫

日本原子力研究所においては、研究所周辺の環境物質の放射能調査をおこなっているがその一環として東海沖の海水中の ^{137}Cs の定量分析をおこなったのでその結果を報告する。分析法は、海水100ℓにつき、16%フェロシアン化カリウム50mℓ 10%硫酸ニッケル50mℓを加え、攪拌後の沈澱物を測定試料とした。これをTMC400チャンネルの波高分析器で200チャンネルを約3 MeV のエネルギーバンドで400分測定をした。

Fig.1 は東海沖の海水中の ^{137}Cs の測定結果である。この測定より

- 1) 一般に沿岸水中において、 ^{137}Cs の濃度が高い。
- 2) すくなくともこの採水点では100m以浅では ^{137}Cs 濃度に差はない。

北大平洋の黒潮流域での ^{137}Cs は $0.5\mu\text{c}/\ell$ 以下と推定されるので、この沿岸水中で顕著なことは ^{137}Cs 濃度が高いことである。

Fig.2 は東海沖の沿岸水の水温、塩素量と ^{137}Cs 濃度および雨量と雨水中のgross activityを示す。この結果、沿岸の同一点(63年2月, 6月, 9月, 11月, 64年1月)で採水した試水中の ^{137}Cs は7月~11月に高く、12月~6月に低いようであるが、これを明らかに季節変化とも考えられるが、それには更に長期の測定が必要である。

次にFig.3 はT-Sダイアグラムと ^{137}Cs 濃度採水月、沿岸よりの距離を図示している。これによると ^{137}Cs の最も低い値($0.45\mu\text{c}/\ell$)は沿岸よりの距離が40kmの地点で得られている。この値は黒潮流域での推定値とはほぼ等しい。また約20kmの地点では、 $0.63\sim 0.80\mu\text{c}/\ell$ であり、10km以内ではNo.16とNo.18を除いて $0.80\mu\text{c}/\ell$ 以上の値を示している。No.16(0.70) No.18($0.76\mu\text{c}/\ell$)の値であるが、これは図で示されるように比較的高いsalinityを持ち、10km以内にあって、沖合水の影響があった結果と考えられる。

現在海水中の ^{137}Cs 汚染に対する直接のflow outとfall outの影響は同じと考えられるにもかかわらず、東海沿岸の海水中の ^{137}Cs 濃度の高いことについては、次の諸点が考えられる。

- 1) 陸地に蓄積された ^{137}Cs の海への流亡
 - a) 河川水によるもの
 - b) 地下水によるものが考えられる。

しかし、この ^{137}Cs の地表移動については、すでに多くの研究者によって報告されているように、河川水による地上の ^{137}Cs の流亡は蓄積量のわずか1~2%にすぎないこと、そして地下水による ^{137}Cs の海への回帰は地下水中の ^{137}Cs 濃度がいちじるしく低いことから無視できる。筆者等は東海沿岸にある久慈川中の ^{137}Cs を測定した結果 $0.05\mu\text{c}/\ell$ 以下であった。このことは沿岸水中の ^{137}Cs に対する地表の ^{137}Cs 蓄積量の流亡はすくなくとも沿岸においては稀釈効果を持つと思われる。

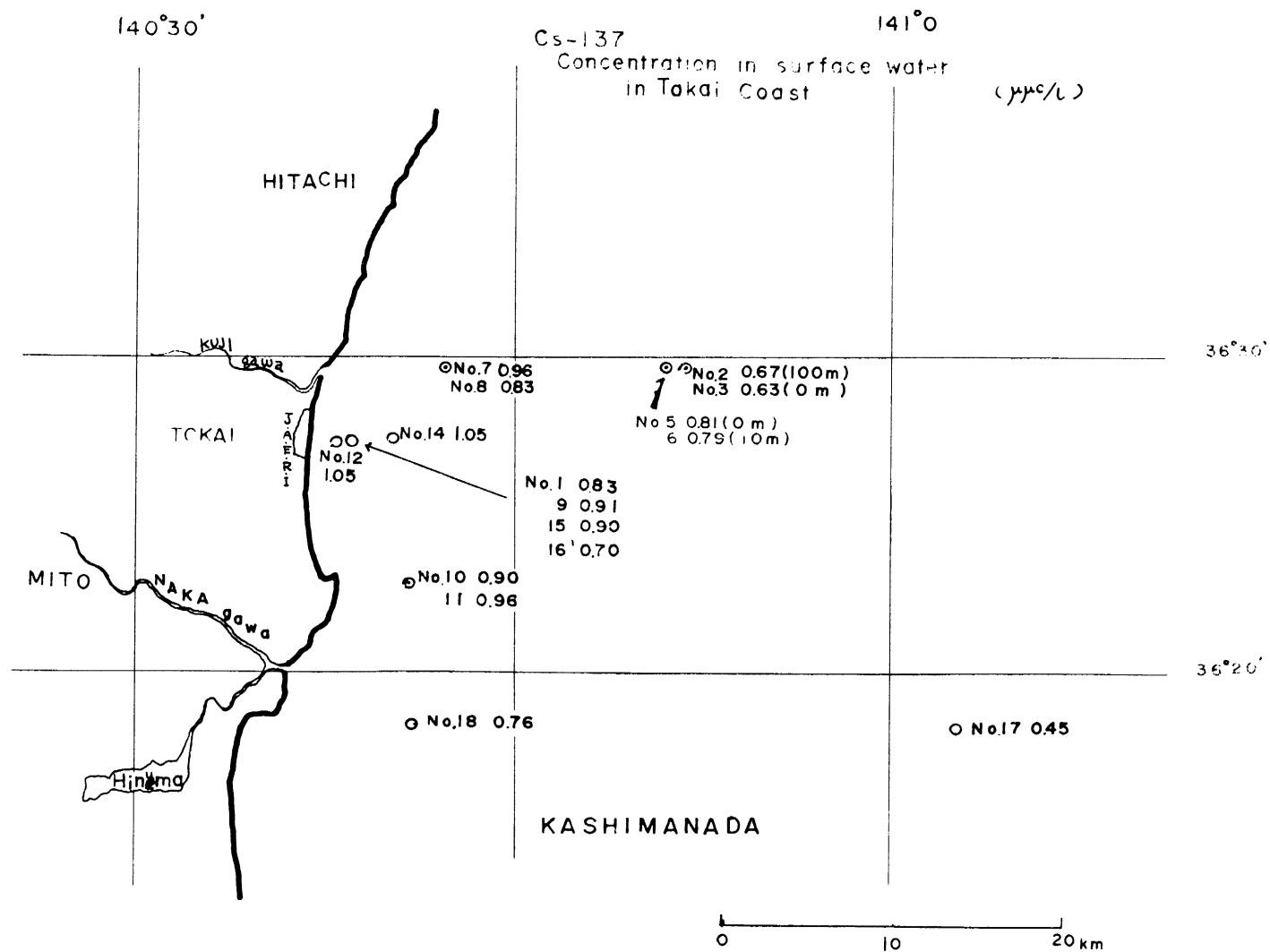


Fig. 1

Monthly variation of ^{137}Cs , chlorinity,
temperature in sed water
and rainfall

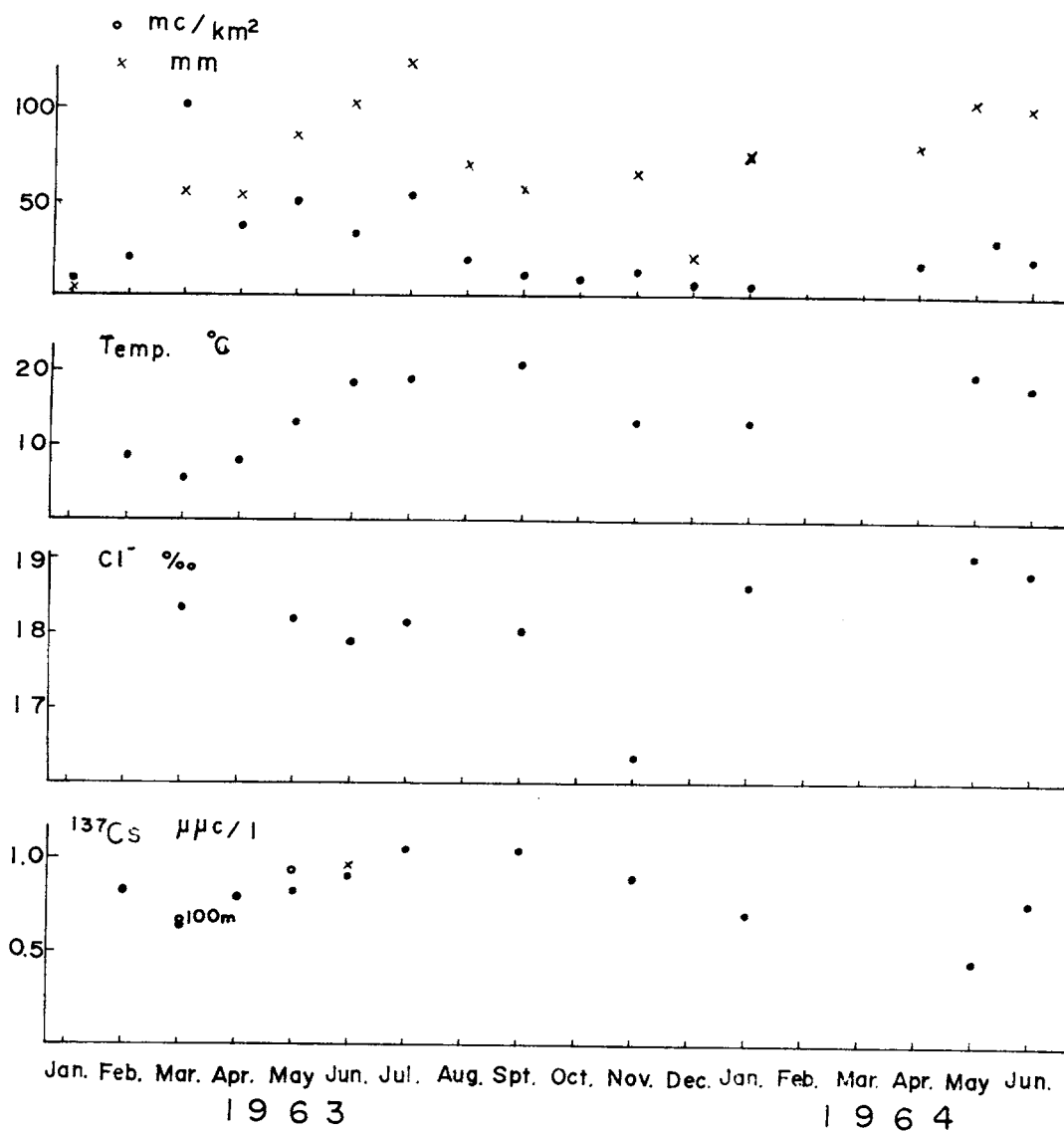


Fig.2

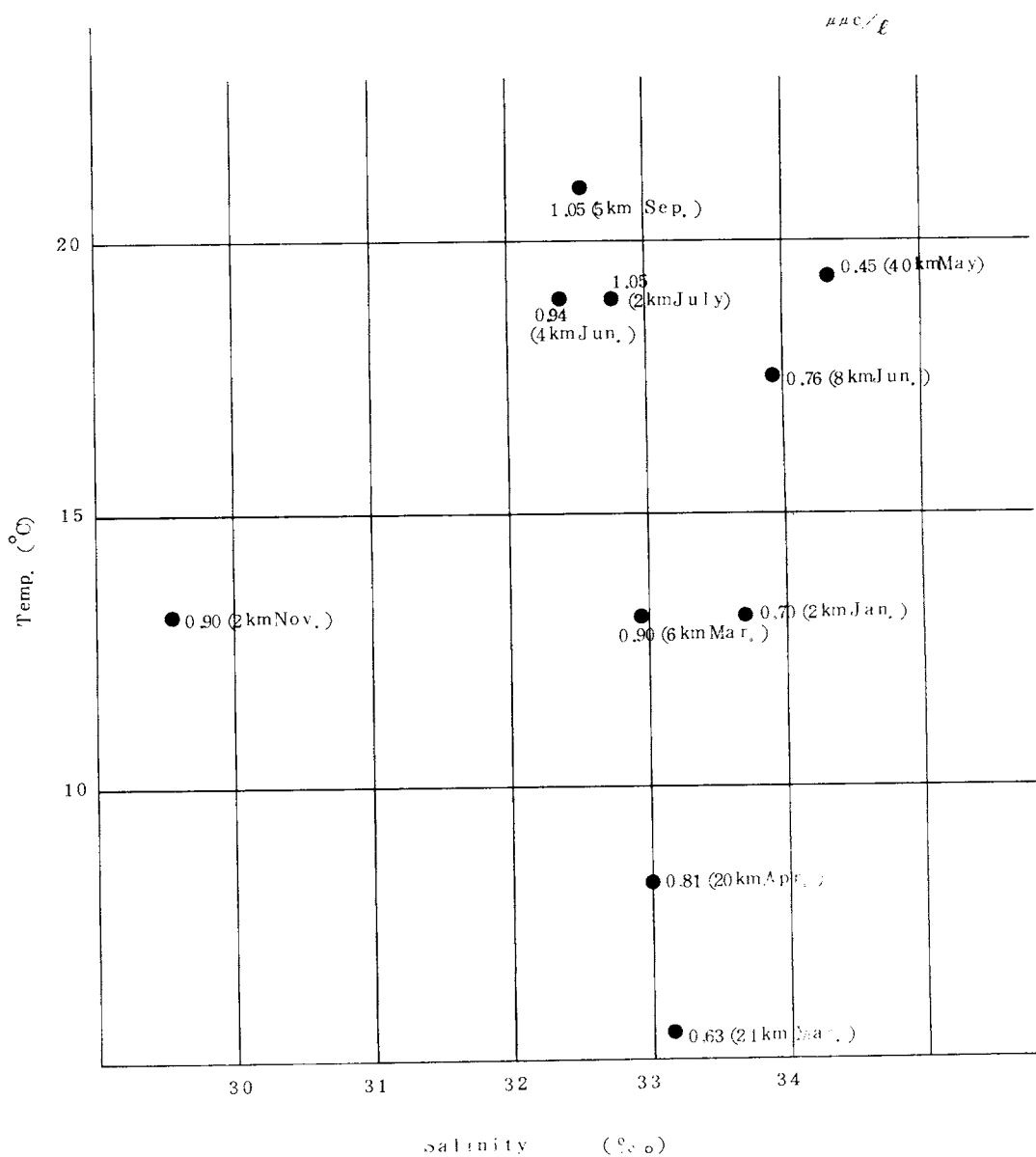


Fig. 3 T-3 and ^{137}Cs in surface water

2) 沿岸地帯の陸上に蓄積された fall out の風による沿岸水域の落下

これは一般に地上の fall out の蓄積を測定する際に直接落下する dust や rain water 中の放射能からの蓄積量の測定を土壤に蓄積された放射能の測定値とに差があり、この差の存在については現在検討されているが、差の原因の一つとして地上の植物等への付着や一連の食物連鎖による移行が考えられる。こうした地表の植物や fall out が風等によって海に飛来することも考えられるが、その量については充分検討していない。しかしこれらのことが外洋水に比べて沿岸水中への ^{137}Cs の寄与は考えられるが、約2～3倍の値を示す主な原因になることはないと思われる。

3) 当研究所よりの放射性廃液放出にともなう影響の有無

これについては58年4月から64年7月までの放出液の全放射能は約100mcで毎月の放出量は均一でない。この廃液がかりに ^{137}Cs 全てであるとして原研周辺の10km² 深さ10mの海域に1ヶ月間貯留され均一に分布したと仮定しても実際の沿岸水中の ^{137}Cs 濃度の増加に全く寄与しない。

4) 沿岸水中での ^{137}Cs の濃縮作用

a) プラクトン等の微細な海洋生物による濃縮

b) 沿岸水中の懸濁物等による付着

筆者等の海水中の ^{137}Cs の分析法はこれら微細な海洋生物や懸濁物等の分離していない。一般に ^{137}Cs は海水中でイオン状で存在し、また海洋生物による濃縮率が低く、藻類の ^{137}Cs の濃縮率は1～3であるとされている。このために希土類のように海水中で粒子状またはコロイド状になる元素と異って、Csのような海水中でイオン状の元素の濃縮についてはあまり考慮されていない。しかし筆者等の調査結果から、プラクトンや懸濁物量の少ない外洋水からの影響の小さな沿岸水での ^{137}Cs の高い濃度が予想される。これらについては今後さらに調査検討を進めたい。

35 北海道における放射能調査

北海道衛生研究所 ○ 安 藤 芳 明

昭和38年度委託調査結果の概要を報告する。

1 雨 雪 水

札幌市における雨雪水中の放射能は、前年度に較べてはるかに減少しており、年間を通じていちじるしい異常値は認められなかった。月間降下量をみると、第1表のとおりである。

第1表 放射能月間降下量（昭和38年～同39年）

月	mc/km ²	月	mc/km ²	月	mc/km ²	月	mc/km ²
5	50.07	8	40.89	11	30.98	2	31.78
6	22.46	9	63.38	12	31.80	3	6.90
7	85.28	10	39.66	1	62.54		—

2 浮遊じん

札幌市における地表附近の浮遊じん（医理研製静電式集じん器による）の放射能について、月間平均値をみると、第2表のとおりである。

第2表 浮遊じんの放射能（昭和38年～同39年）

月	$\mu\mu\text{c}/\text{m}^3$	月	$\mu\mu\text{c}/\text{m}^3$	月	$\mu\mu\text{c}/\text{m}^3$	月	$\mu\mu\text{c}/\text{m}^3$
5	—	8	1.66	11	1.31	2	0.55
6	3.24	9	1.99	12	1.03	3	0.84
7	3.27	10	1.94	1	0.80		—

3 陸水

上水及び流水中の放射能は、全く異常は認められなかった（最高値、帯広市原水 $25.5\mu\mu\text{c}/\ell$ ）しかし融雪水中にはかなりの汚染が認められた。即ち最高値は浦河町（1月）の $174.9\mu\mu\text{c}/\ell$ である。

4 土壌

札幌市及び帯広市における未耕地土壌の月間蓄積量は第3表のとおりである。

第3表 土壌中放射能蓄積量（昭和38年～同39年）

市	月	mc/km^2	市	月	mc/km^2
札幌	6	118.8	帯広	7	123.2
	9	135.2		8	148.4
	12	295.6		10	228.2
	3	119.6		11	240.0

5 食品類

農作物、牛乳及び魚介類の放射能は、前年度に較べていちじるしく減少し、ほとんどみるべき汚染はなかった。しかし牧草にはなおかなりの汚染が認められた。それらの結果を示すと第4表のとおりである。

第4表 食品類の放射能（昭和38年）

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
白菜	札幌市他1ヶ所	4	0.78	0.20
玄米	札幌市他2ヶ所	9	1.42	0.97
しじみ	網走市他2ヶ所	6	2.20	1.55
牛乳	札幌市他2ヶ所	18	0.56	0.15
牧草	札幌市他2ヶ所	18	81.94	18.90

〔 附 〕 北海道産牛乳・粉乳及び牧草のストロンチウム 90 含有量 *

近年北海道産牛乳が、内地産のものに較べて一般にストロンチウム 90 含有量が高いと云われているので、その実態調査として、地域差あるいは牧草との関連性があるかを調べた。その成績の一部を示すと、第 5 表のとおりであり、牧草の影響が認められた。

第 5 表 札幌産牛乳及び牧草（オーチャード）の⁹⁰Sr 推移

牛 乳 の ⁹⁰ Sr		牧 草 の ⁹⁰ Sr	
採取年月日	S.U.	採取年月日	S.U.
38. 5.24	5.4 ± 0.4	38. 6. 7	141.0 ± 6.0
38. 7. 9	9.0 ± 0.5	38. 7. 9	297.7 ± 11.3
38. 9.13	12.3 ± 0.6	38. 9.13	244.6 ± 14.0
38.11.20	30.3 ± 1.1	38.11.20	495.3 ± 19.3
39. 1.16	11.7 ± 0.6	—	—

* 分析は、牛乳は分析化学研究所、粉乳は埼玉県衛生研究所がそれぞれ担当した。

36 宮城県における放射能調査

宮城県衛生研究所

佐 藤 新 作， 奏 野 輝 子

1 ま え が き

1963 年 4 月より 1964 年 3 月まで科学技術庁の委託調査及び県独自で行なった調査についての概略である。

2 測 定 方 法

科学技術庁に設けられた放射能測定基準小委員会「放射能測定法」（1963 年）により行ない食品中の K は分光光度計フリュームフォトメーターにより定量し⁴⁰K による放射能の補正を行なった。

核種不明の試料について、その放核能強度を dps または Curie 単位で正確に求める事は困難なことであるが便宜的に測定試料 500mg と同重量の KCl (⁴⁰K の β 線の最大エネルギー 1.33MeV) を用いた。(KCl 100mg に含まれる⁴⁰K は 90d・p・m) 又陸水のように重量が少ない試料については自己吸収の影響も小さいと考えられるので U₃O₈ (UX₂ の β 線で 500 d・p・s) を用いて c・p・m から μuc の換算を行なった。

3 測 定 結 果

3-1 陸水・土壌

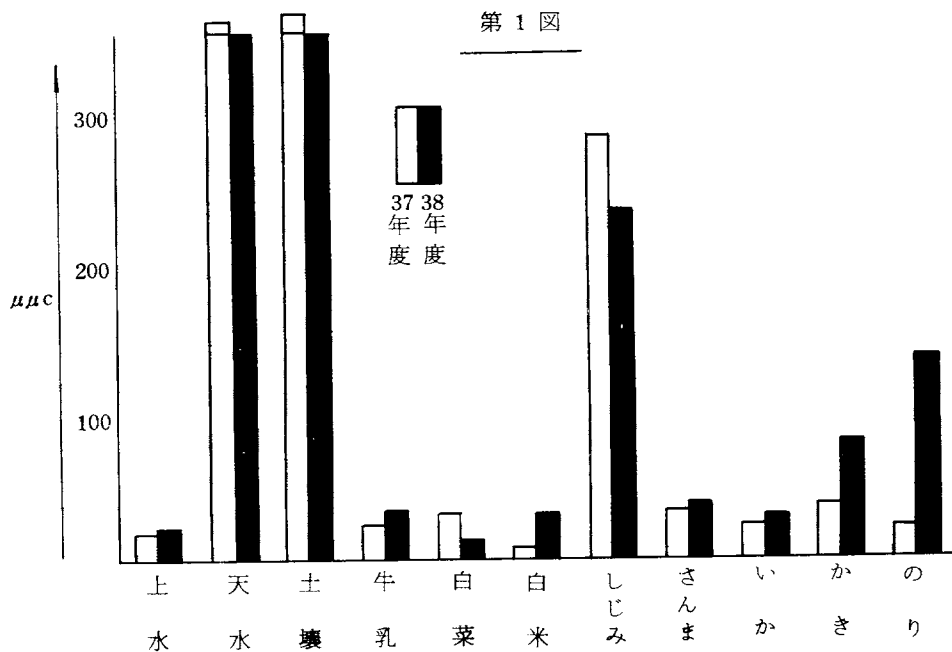
1963 年 10 月より大気圏内核実験停止協定が発効したにもかかわらず作年同様高い放射能が認められた。これは高空には相当量の長寿命核種の滞留が考えられ fall-out による地

表への蓄積量が増大したためと思われる。それぞれの最高値を示せば上水（原水）では $19.9 \mu\text{mc}/\ell$ （去年は $19.0 \mu\text{mc}/\ell$ ） 天水は $539 \mu\text{mc}/\ell$ （ $513 \mu\text{mc}/\ell$ ）で土壌では灰分 500mg 当り $328.9 \mu\text{mc}$ （ $652 \mu\text{mc}$ ）のグロス放射能が測定された。

3-2 食 品

食品関係のグロス放射能も昨年同様高い値を示した。最高値を示せば牛乳は $33.9 \mu\text{mc}$ （去年は $22.3 \mu\text{mc}$ ）野菜関係では白菜の $13.4 \mu\text{mc}$ （ $33.37 \mu\text{mc}$ ）穀類では白米の $31.2 \mu\text{mc}$ （ $7.14 \mu\text{mc}$ ）を示し、また魚貝類では「しじみ」の $239.2 \mu\text{mc}$ （ $285.6 \mu\text{mc}$ ）と最も高く「さ」「さんま」の $37.1 \mu\text{mc}$ （ $32.4 \mu\text{mc}$ ）「いか」の $27.7 \mu\text{mc}$ （ $21.34 \mu\text{mc}$ ）であった。

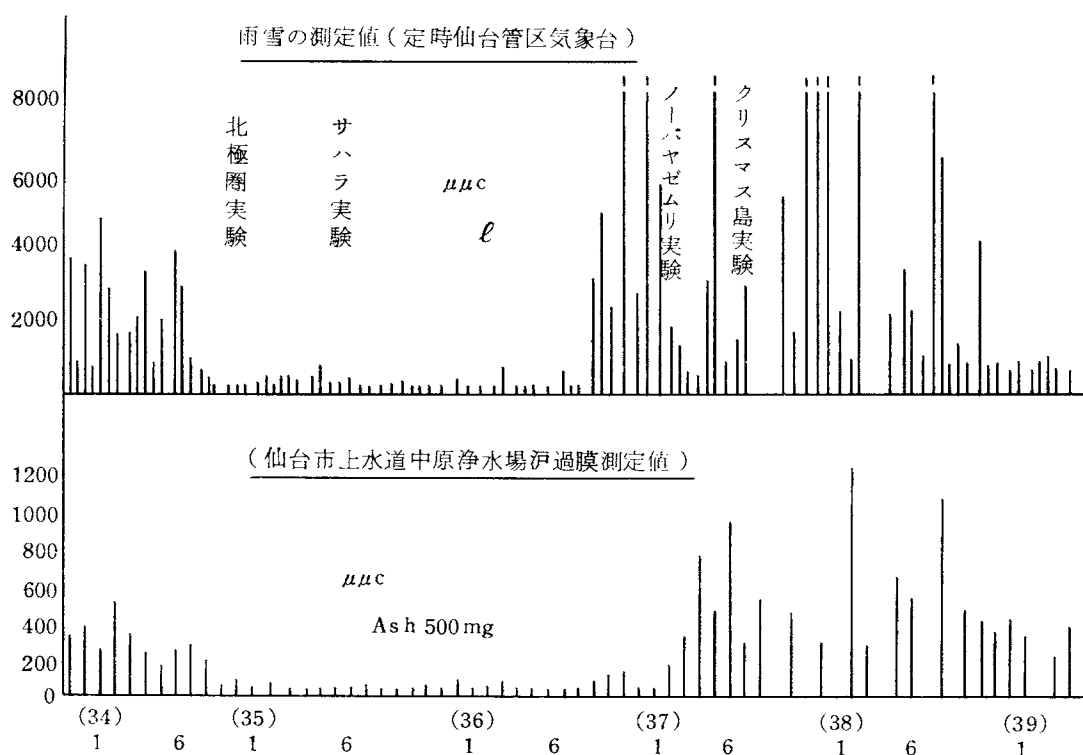
委託外の調査として実施した本県特産の「松島かき」は $85.1 \mu\text{mc}$ （ $35.0 \mu\text{mc}$ ）「松島のり」 $135 \mu\text{mc}$ （ $20 \mu\text{mc}$ ）と昨年より数倍の高い値を示していた。（第1図参照）



第 1 図

3-3 上水道汙過膜

本県独自の調査として昭和33年11月より継続的に調査している宮城町にある仙台市上水道中原浄水場の汙過膜（緩速汙過）の灰分 500mg 当り μmc は第2図に示したように37年春より引続き高い値を示している。さらにそれぞれの関係について考察すると仙台管区気象台による雨水のグロス放射能は38年は6月にピークを示し、それらが表流水などにはない流れた上水道原水（大倉川系）も38.6.17採取のものが最高値を示し、また汙過された汙過膜も7月採取出来なかったが38.8.9採取のものが最高値を示している。また牧草も38.8.28採取のものが $499.8 \mu\text{mc}$ と最高値を示し、それらを食べてできた牛乳も38.8.28のものが今迄の最高値を示しているなど長寿命核種による fall-out の影響を如実に示し一連の放射能汚染の推移が明白にうかがわれた。（第2図参照）



第 2 図

37 茨城県における放射能調査

茨城県衛生研究所

齊藤 功, ○小池 亮治, 中沢 雄平
森田 茂樹, 高橋 明子

茨城県における雨水降下塵の放射能は 1963 年下半期以後減少 : 最近はやと自然放射能のレベルに近い値を示したが、本年 10 月中国の核爆発実験の影響をうけて急増し、10 月 19 日から 20 日にかけて灰取紙によって採取した、放射能は $135 \text{mc}/\text{km}^2$ に達した。

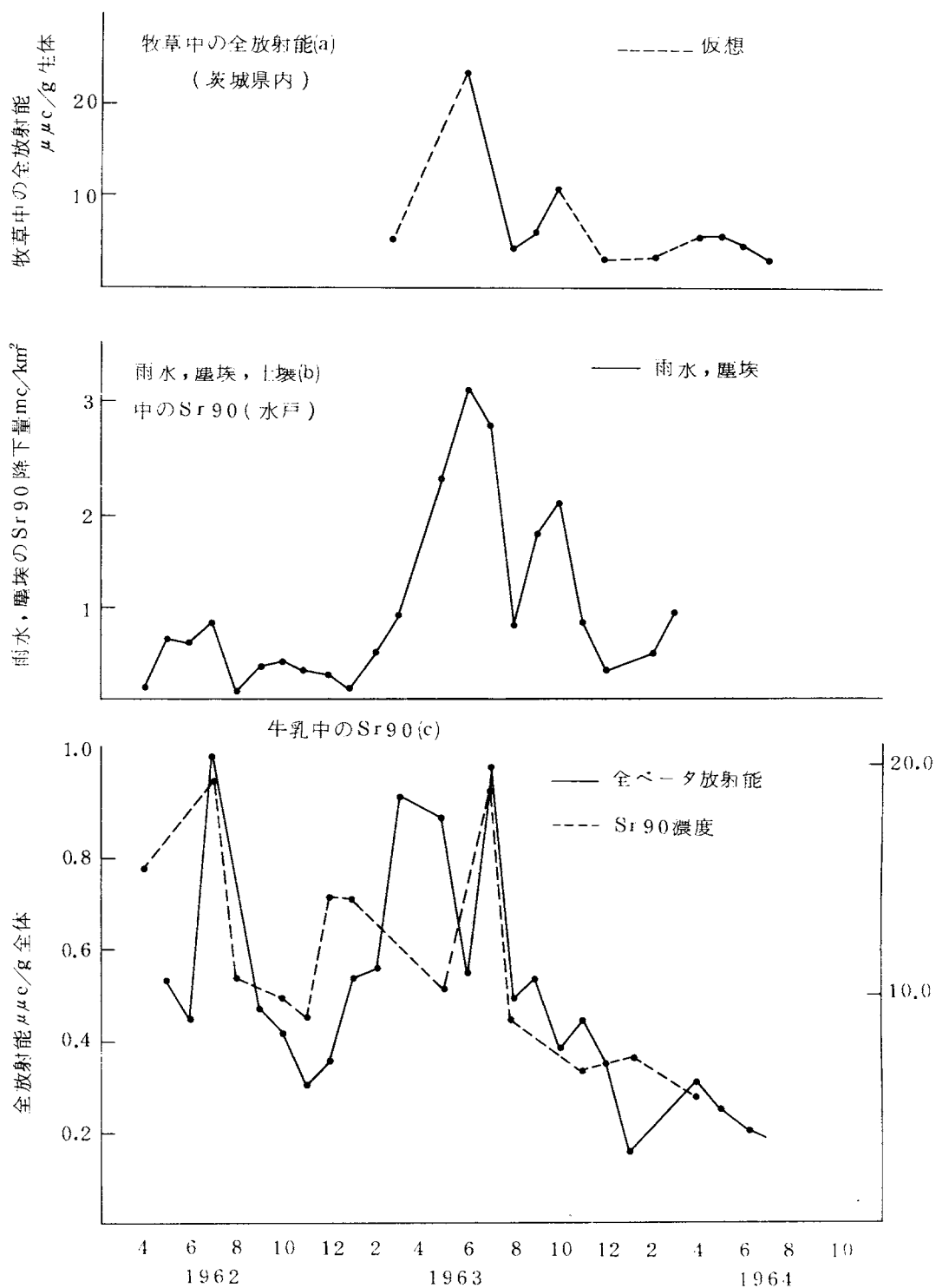
東海村周辺地域数地点で採取した牛乳中の放射能推移は、第 1 図のように雨水降下塵の放射能及び牧草の放射能とよく一致し、核爆発実験による放射性降下物の影響がよくあらわれている。特に牛乳の全放射能と Sr-90 とはその傾向が一致し、両者の関係は次式で表もされる。

$$C = 2.0 N$$

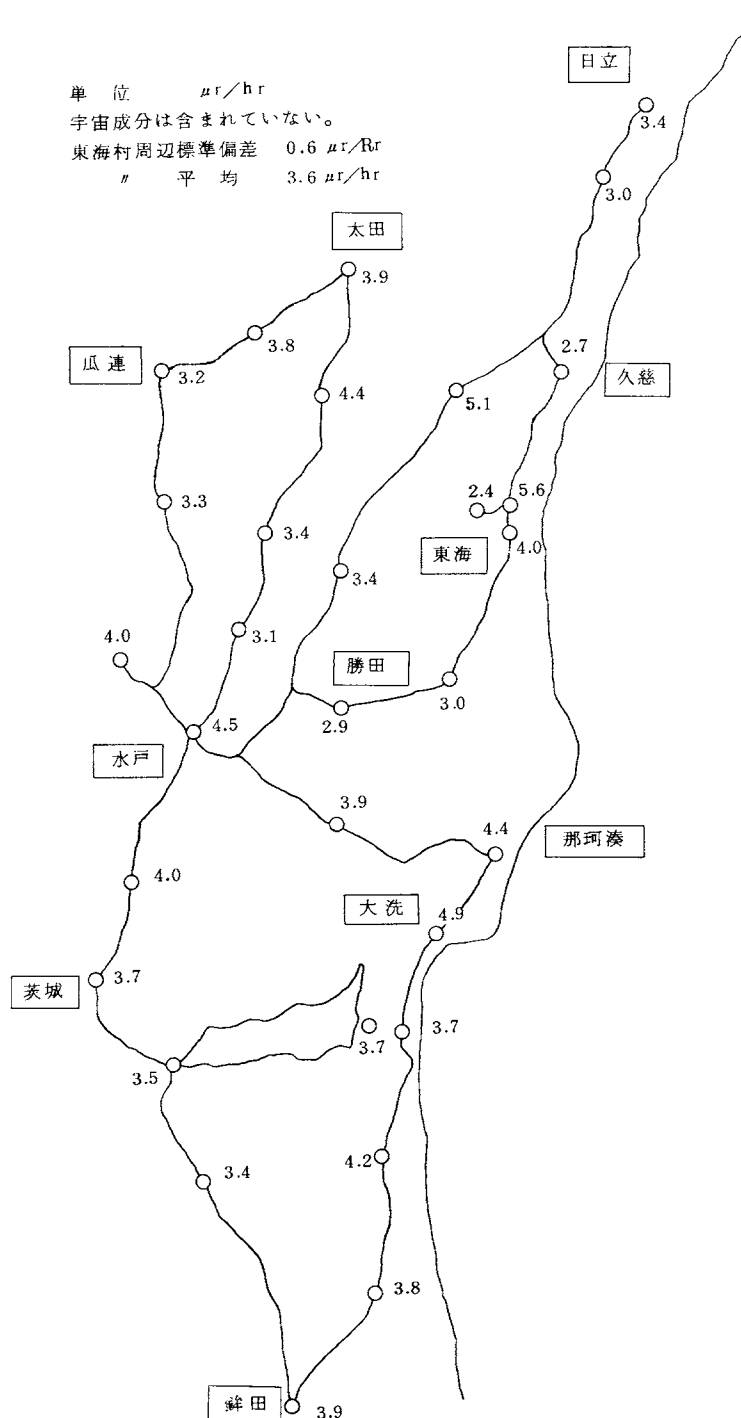
N : 牛乳中の全放射能 $\mu\mu c/g$ 生体

C : 牛乳中の Sr-90 $\mu\mu c/\ell$

また、牛乳中の放射能のピークは飼料として牧草が最も多く使用される 7 月に現はれる傾向があ



第1図 牛乳の放射能



第3図 東海，大洗周辺空間線量分布
 1964年4月～8月測定（平均）

る。

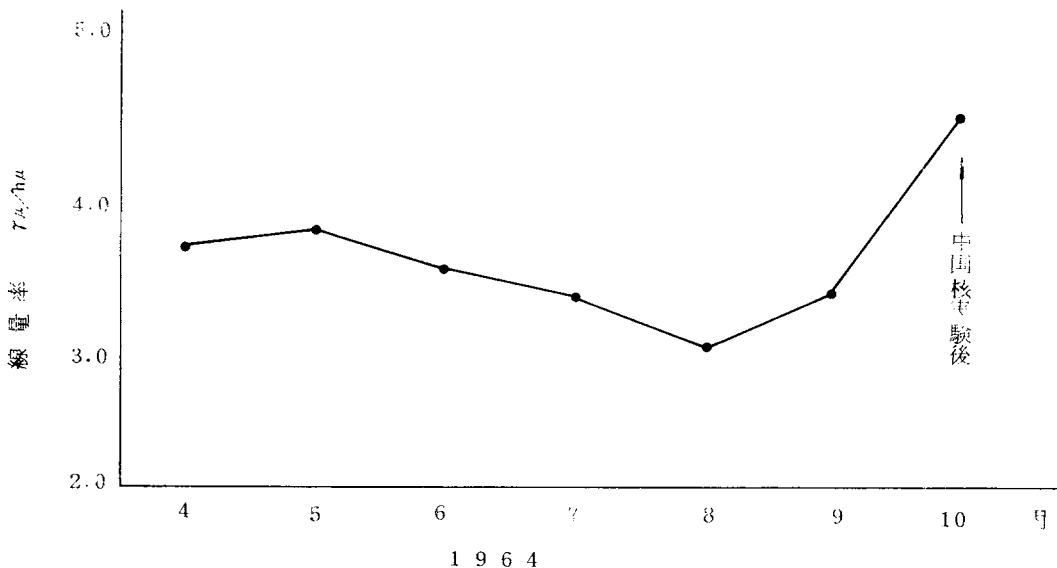
那珂川の原水（水戸）、水戸の蛇口水、水戸の雨水降下塵の全放射能を本年4月以後について比較してみると、第1表のように原水と蛇口水の放射能濃度は殆ど同じで、雨水塵の放射能濃度の凡そ1%にすぎない。Sr-90、Cs-137についても同様であるが、Sr-90の場合3%、Cs-137の場合1%である。これらのことは、地表に落下した放射能塵は河川流域の土壌によって大部分吸着され、しかもSr-90よりCs-137の方がより多く吸着されていることを意味する。

第1表 水戸における原水、蛇口水、雨水塵の放射能

	雨水塵 $10^2 \mu\text{mc}/\ell$	那珂川原水 $\mu\text{mc}/\ell$	水戸蛇口水 $\mu\text{mc}/\ell$	原水/雨水塵 %	備 考
全放射能	3.16	3.5	3.0	1.1	1964年4月～8月平均
Sr-90	0.10	0.31		3.1	1963年6月 ～1964年2月 平均
Cs-137	0.15	0.19		1.3	

本年4月～5月かけ茨城県下全域にわたって野外の空間線量の測定を行なった。第2図はその結果で、県北部山地が比較的高く県南部関東ローム層地域が低い値を示し、筑波山周辺の花崗岩採掘場では特に高く、何れも表面地質分布の影響が大きいことがわかった。

また本年4月～10月にかけて東海村、大洗周辺について毎月更に詳しい空間線量の測定を行なった。第3図はその結果で、全体的には関東ローム層に属し低い値を示しているが、東海村、大洗など海岸に面した砂丘地が高い値を示す傾向がある。東海村周辺について空間線量の月別推移をみると、第4図のように5月と10月にやや高い値を示しているが、5月の山はスプリングピークの影響で10月の山は中国核爆実験の影響である。



第4図 東海村周辺における空間線量 1964年4月～10月平均

38 静岡県に於ける放射能調査

静岡県衛生研究所

○ 植 松 甲之介, 永 野 光 位
渡 辺 淳 子, 田 宮 通 子

1 ま え が き

静岡県下における放射能調査の概略は以下の通りである。

2 測 定 対 称

- 1) 浮遊塵(電気集塵法)
- 2) 雨水(定量及び定時採取法)
- 3) 落下塵(ワセリン法及び水ばん法)
- 4) 陸水〔上水(源水給水), 井水, 天水, 下水(4), 流水〕
- 5) 土壌 (2)
- 6) 食品〔野菜(2), 牛乳, 魚貝類, 茶(2), 果実(2)〕

3 測 定 方 法

科学技術庁「放射能測定法」(1963年)により全放射能の測定を行なった。

4 調 査 結 果

以下に調査結果の概略を示す。図1に落下塵の月別降下量(減衰を考慮していない)を, 図2に陸水, 図3に食品の月別変化を示した。

5 考 察

落下塵については各年別における月別降下量は下表の通りである。(単位 $\text{mc}/\text{km}^2/\text{month}$)

第1表 ワセリン法による年度別の月間降下量

種 別 \ 年 度	34年	35年	36年	37年	38年	39年
最 高 値	88.81	6.56	1490.55	728.45	151.00	26.06
最 低 値	1.89	1.33	1.08	19.81	10.20	6.0
範 囲	1.89~88.81	1.33~6.56	1.08~1490.55	19.81~728.45	10.20~151.00	6.0~26.06

以上の如く本年に減少の傾向にありいずれも暫定指標第1段階 $2500 \text{mc}/\text{km}^2/\text{month}$ に及ばない。又陸水については, 天水 $10^{-2} \sim 1 \mu\text{mc}/\text{cc}$, 上水, 井水流水下水は $10^{-3} \sim 10^{-1} \mu\text{mc}/\text{cc}$ であり前年とはほぼかわらない。

又食品については茶 $10^3 \sim 10^4 \mu\text{mc}/500 \text{mg}$ 灰分野菜牛乳果実, 魚貝類は $10 \sim 10^2/500 \text{mg}$ 灰分 500mg で前年と殆んど変らなかった。

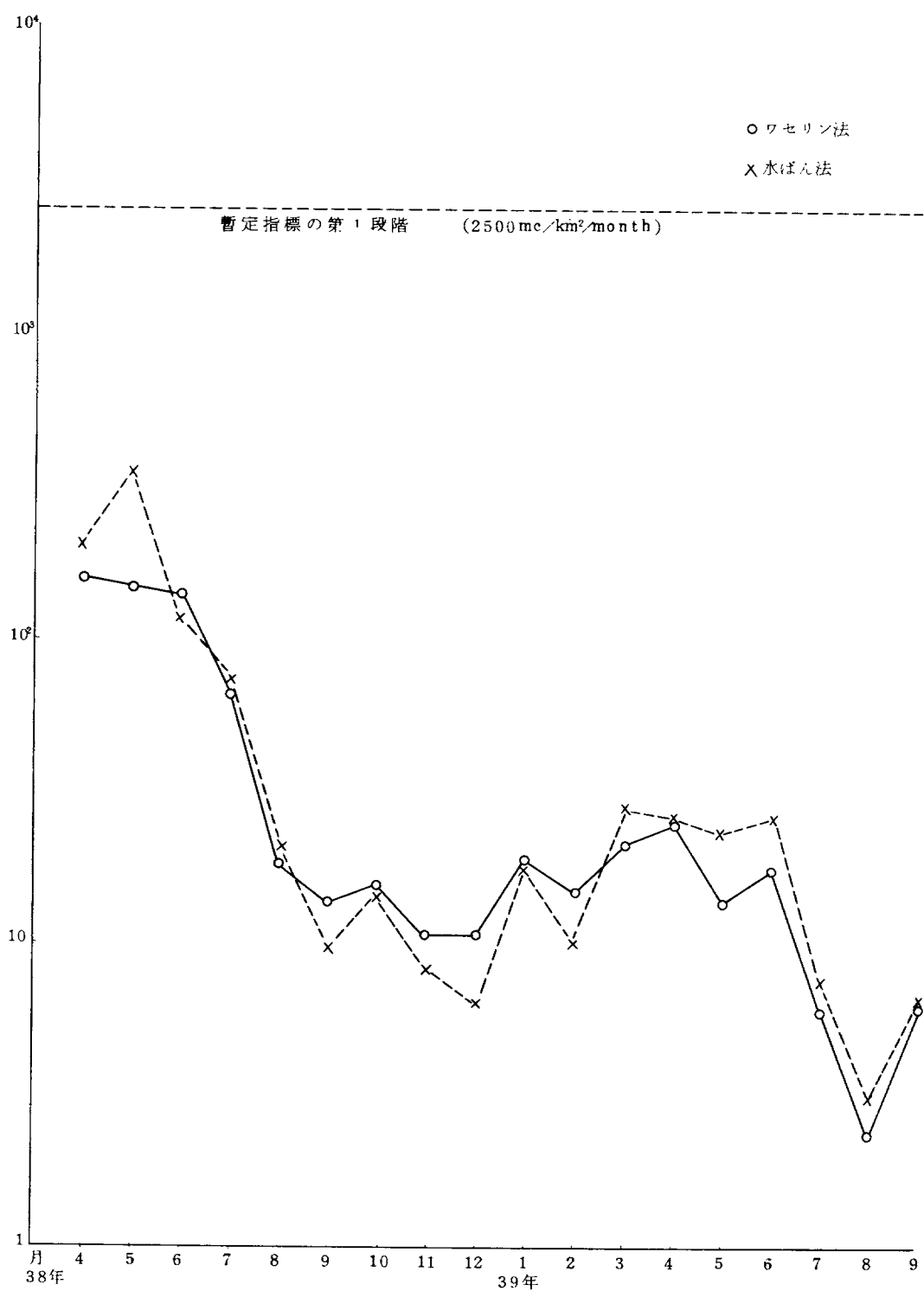


図 1 落下塵中の全放射能

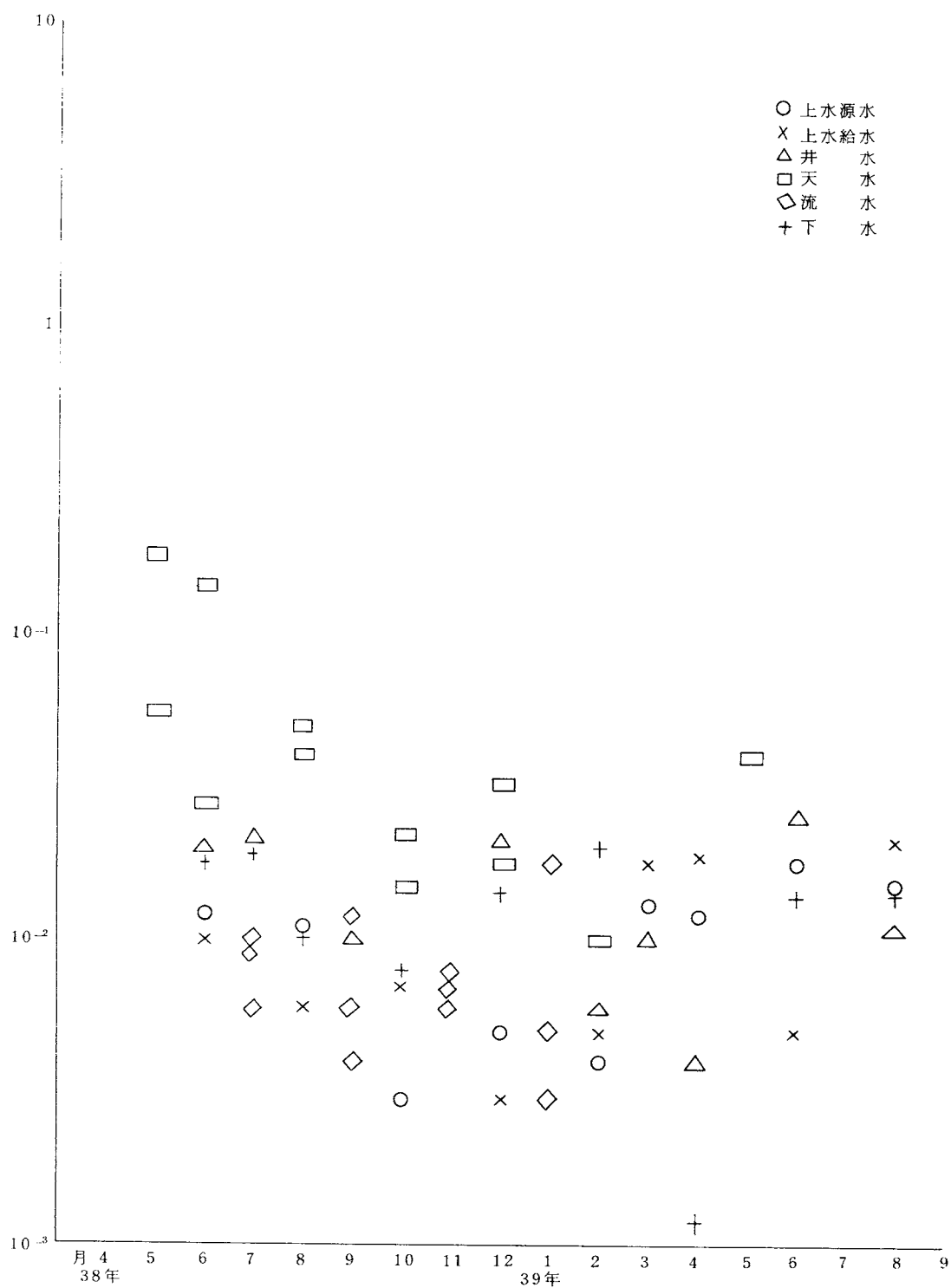


図 2 陸 水

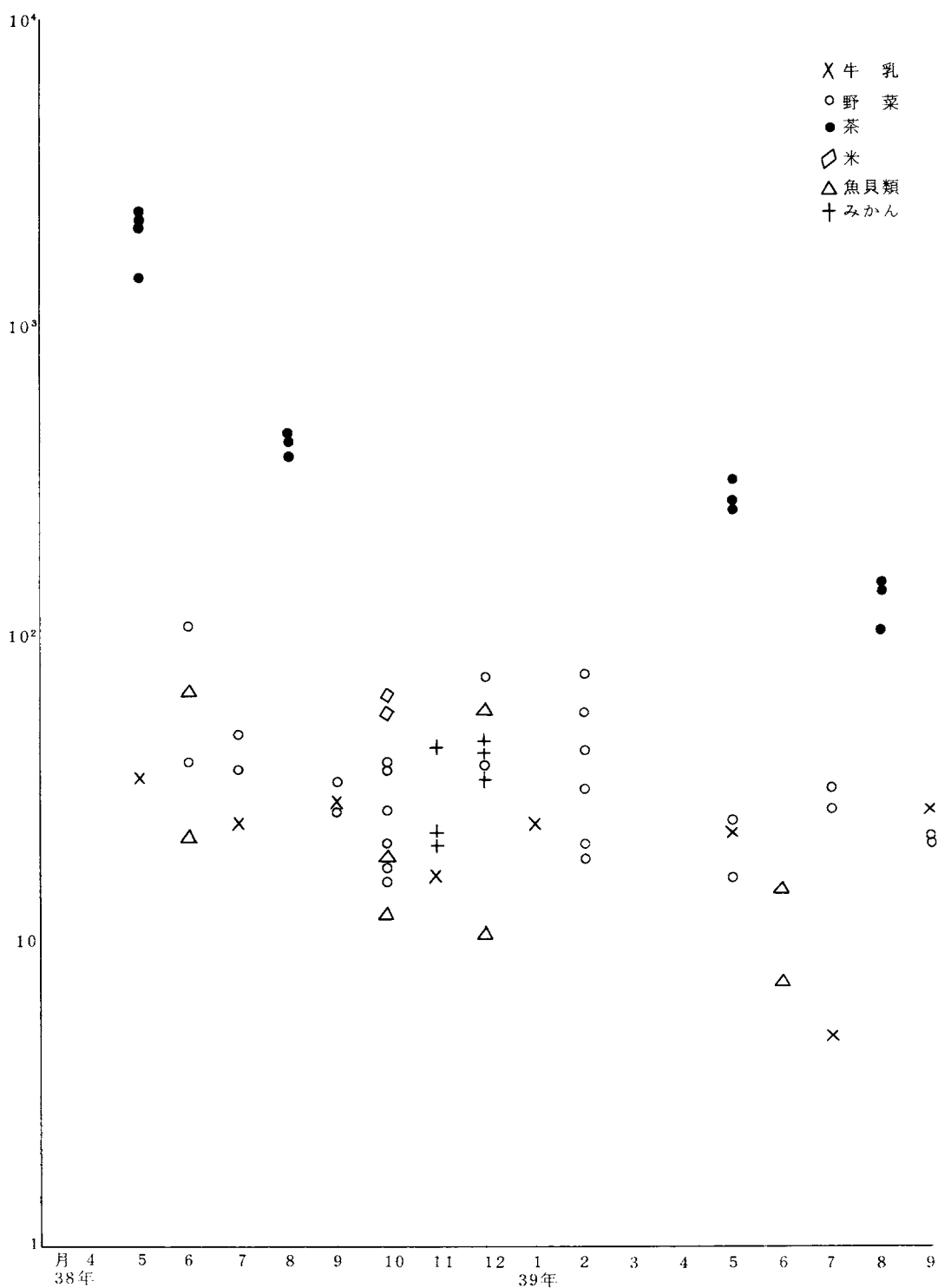


図 3 食 品

39 愛知県における放射能調査

愛知県衛生研究所 ○林 関一

(ま え が き)

本報は1963年9月より1964年8月までの科学技術庁の委託調査及び愛知県独自で行なった調査の結果である。

(調 査 対 象)

雨水, ちり, 陸水, 海水, 農畜産物, 土壌等合計593件である。

(測 定 方 法)

試料の前処理並びに測定法は科学技術庁「放射能測定法」(1957)に従った。

(測定結果の概要)

試料の種別について本調査期間中に得られた最高値並びに平均値を表Iに示したが, 各種別とも平均値においては昨期(1962年9月~1963年8月)より下廻っている。

表IIは1平方キロメートル当りの放射性物質の月間総合降下概量を示したものであり, 表III, 表IVはそれぞれ下水(流入下水), 下水沈澱物(水酸塩, 炭酸塩)の全 β 放射能の測定値の変遷状況を示したものであるが, 少数の例外を除けば全般的に昨期より下廻っている。

尙本年10月中旬中共における核爆発実験にともなう影響は, 当所においては10月18日の降雨より現われ初め定量採取の測定値は18日・ $84\mu\text{mc}/\ell$, 21日・ $15170\mu\text{mc}/\ell$ を示した。又定時採取の測定値では, 18日・ $180\mu\text{mc}/\ell$ ($0.5\text{mc}/\text{km}^2$), 21日・ $2900\mu\text{mc}/\ell$ ($46.5\text{mc}/\text{km}^2$), 22日・ $1040\mu\text{mc}/\ell$ ($1.6\text{mc}/\text{km}^2$)であり, 浮遊塵の測定値は19日・ $1.04\mu\text{mc}/\text{m}^3$, 22日・ $4.4\mu\text{mc}/\text{m}^3$, 23日・ $6.2\mu\text{mc}/\text{m}^3$ であり, 降下塵の測定値は18日・ $4.16\mu\text{mc}/\text{m}^2\text{day}$, 20日・ $0.03\mu\text{mc}/\text{m}^2\cdot\text{day}$ であった。(以上はすべて6時間更生値で示した。)

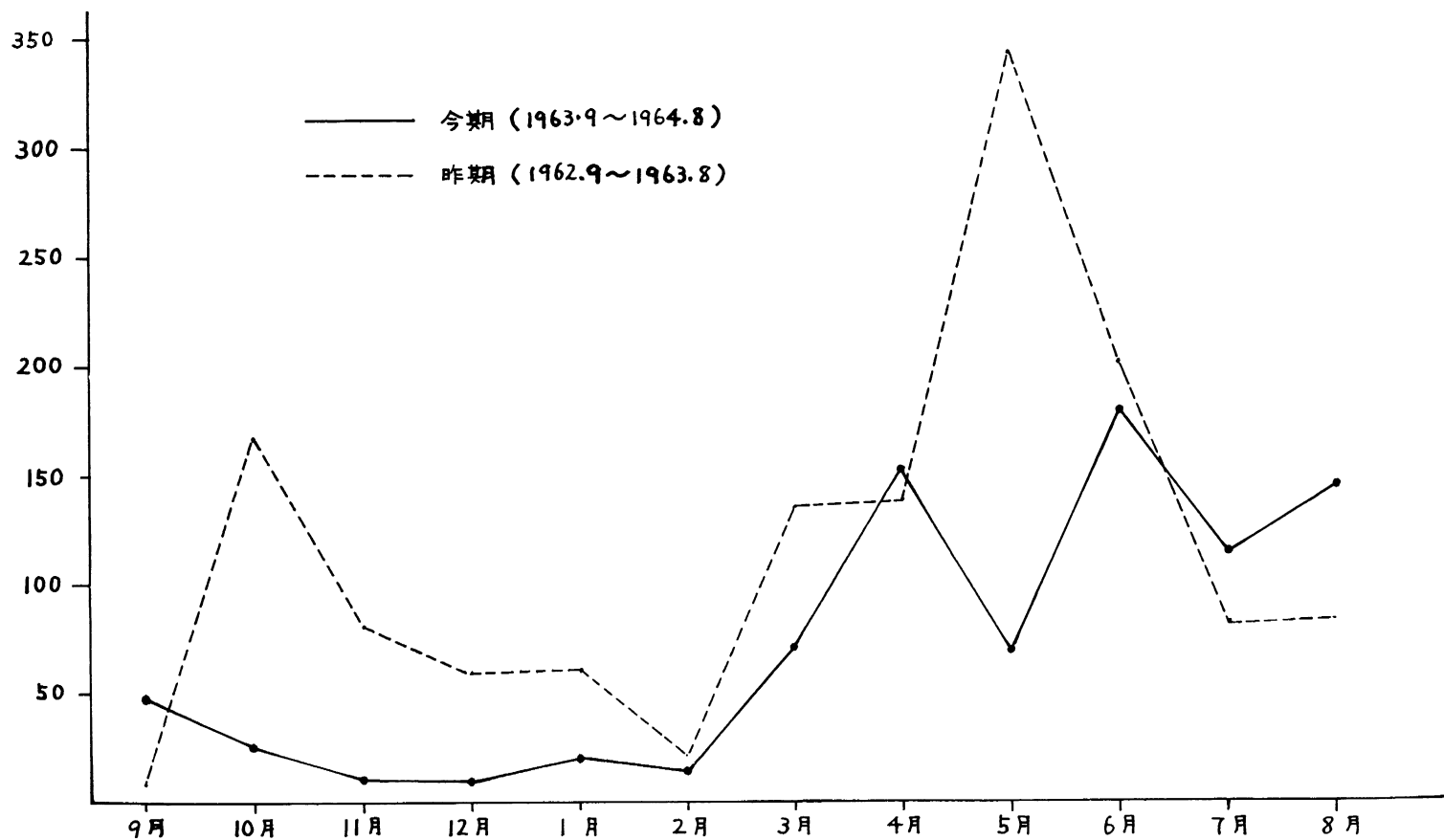
表Ⅰ 放射能測定値（最高及び平均）並びに測定総件数

1963・9月～1964・8月

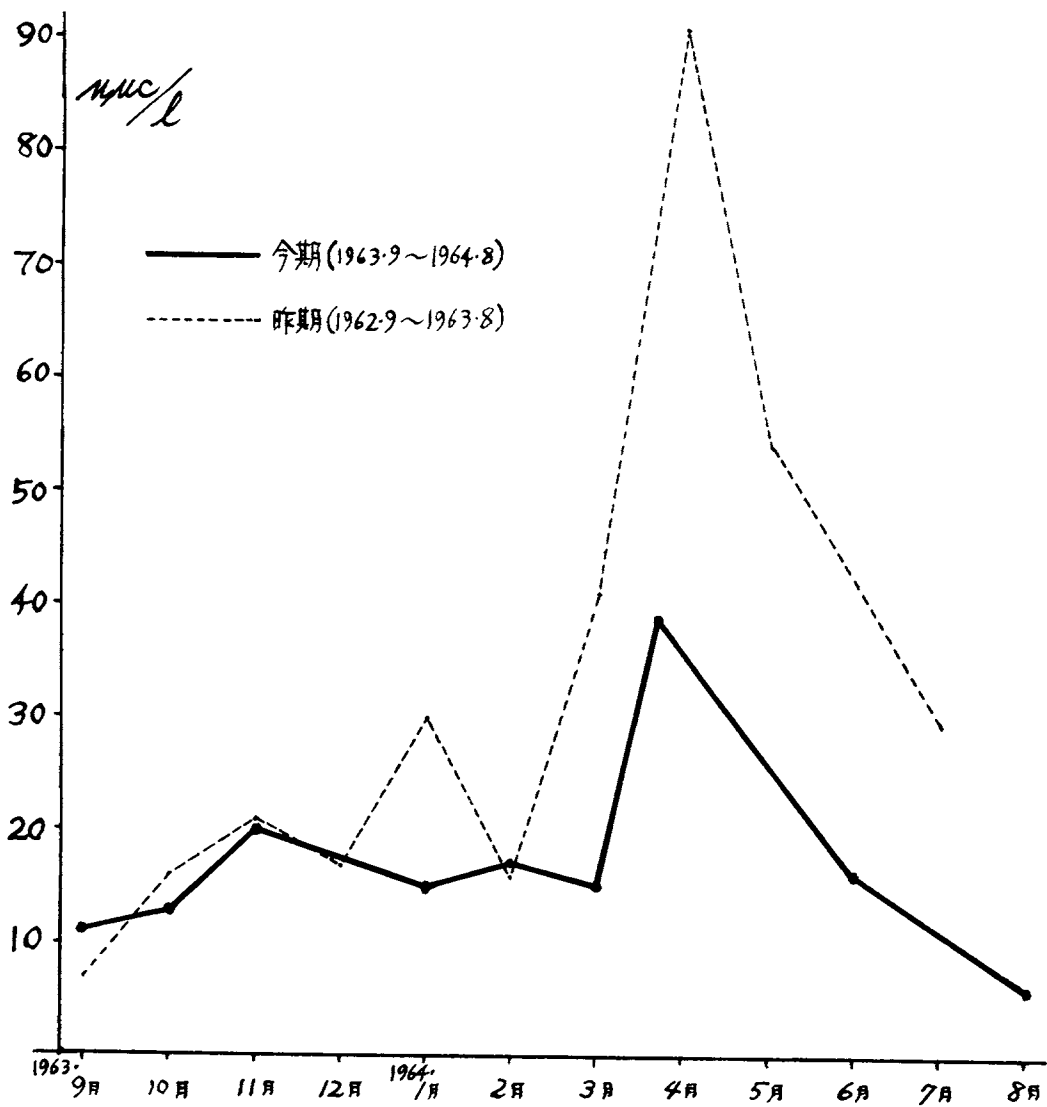
種別，品名	測定回数	最 高 値			平 均 値
		年 月 日	採 取 場 所	測 定 値	
雨水（定量採取）	67	39. 3. 25	名古屋市 愛知衛研	3270 $\mu\mu\text{c}/\ell$	1200 $\mu\mu\text{c}/\ell$
雨水（定時採取）	87	39. 6. 9	" "	1635 "	310 "
浮遊塵	96	38. 11. 12	" "	6.16 $\mu\mu\text{c}/\text{m}^3$	1.14 $\mu\mu\text{c}/\text{m}^3$
降下塵	90	39. 3. 17	" "	1.39 $\text{m}\mu\text{c}/\text{m}^2\cdot\text{day}$	0.38 $\text{m}\mu\text{c}/\text{m}^2\cdot\text{day}$
上水，水道水	16	39. 6. 5	犬山市，名古屋市上水道取入口	10.0 $\mu\mu\text{c}/\ell$	4.9 $\mu\mu\text{c}/\ell$
河川水	5	39. 7. 17	尾西市，木曾川	7.8 "	3.8 "
下水水	9	39. 4. 23	名古屋市，堀留下水処理場	38.8 "	16.8 "
下水沈着物	10	39. 4. 23	" "	500 $\mu\mu\text{c}/\text{乾}\cdot 0\text{g}$	334 $\mu\mu\text{c}/\text{乾}\cdot 10\text{g}$
表面海水	6	38. 11. 11	伊勢湾 野間沖	3.2 $\mu\mu\text{c}/\ell$	1.9 $\mu\mu\text{c}/\ell$
海底水	6	38. 11. 14	" 四日市港口	3.7 "	2.5 "
海底土	7	38. 11. 20	" 伊良湖水道	12.3 $\mu\mu\text{c}/\text{乾}\cdot \text{g}$	6.5 $\mu\mu\text{c}/\text{乾}\cdot \text{g}$
はくさい	6	38. 12. 3	渥美郡赤羽根町	0.74 $\mu\mu\text{c}/\text{生}\cdot 1\text{g}$	0.33 $\mu\mu\text{c}/\text{生}\cdot 1\text{g}$
ほうれんそう	13	38. 9. 28	" "	5.10 "	0.89 "
大根（葉）	7	38. 9. 12	江南市	3.96 "	1.51 "
"（根）	8	38. 10. 23	西加茂郡猿投町	0.33 "	0.06 "
米	6	39. 12. 3	渥美郡赤羽根町	13.50 "	3.93 "
牛乳	11	39. 7. 29	" "	0.09 "	0.01 "
土壌（草地）	27	39. 6. 9	西加茂郡猿投町	13.2 $\mu\mu\text{c}/\text{乾}\cdot 1\text{g}$	5.98 $\mu\mu\text{c}/\text{乾}\cdot 1\text{g}$
"（裸地）	30	39. 2. 10	渥美郡赤羽根町	14.3 "	5.71 "
牧草	26	38. 11. 5	北設楽郡設楽町	11.7 $\mu\mu\text{c}/\text{生}\cdot 1\text{g}$	3.35 $\mu\mu\text{c}/\text{生}\cdot 1\text{g}$
空間線量	36	39. 6. 9	西加茂郡藤岡村	20.5 $\mu\text{r}/\text{hr}$	13.0 $\mu\text{r}/\text{hr}$
その他	24				
計	593				

表Ⅱ 降雨による放射性物質の月間総合降下概量 (1 km² 当り)

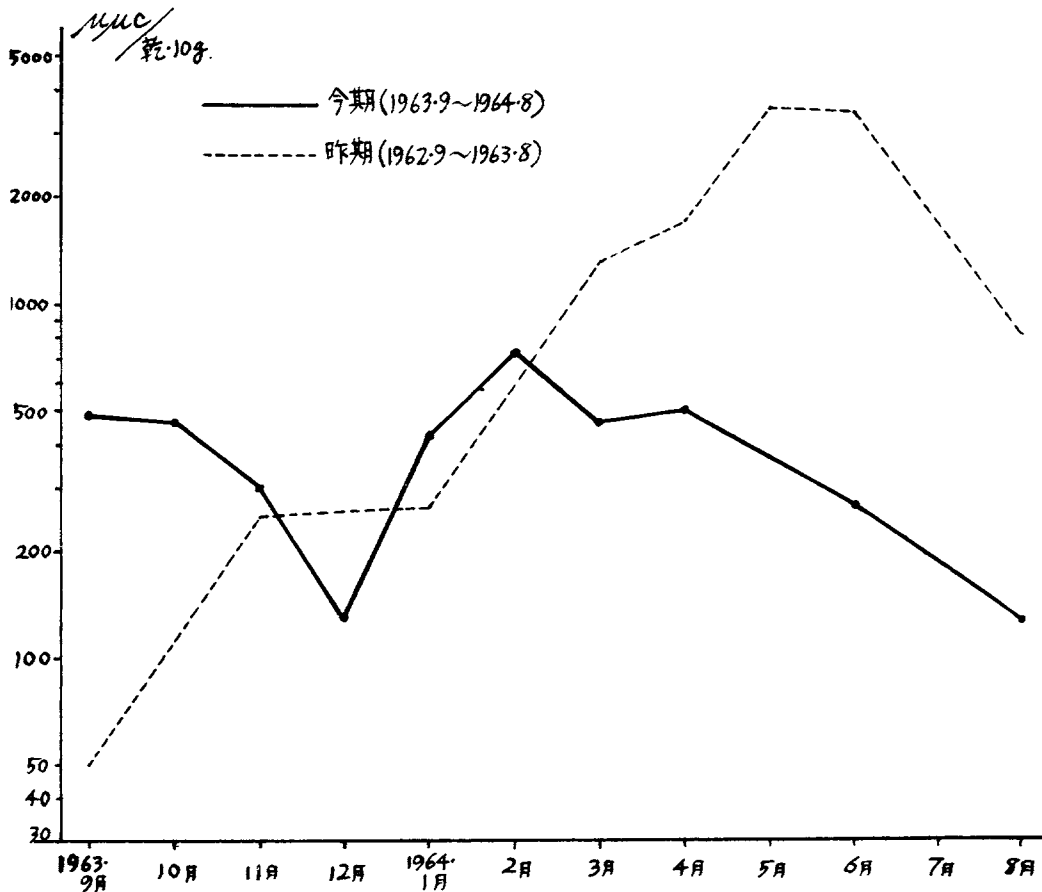
	1963 9 月	10 月	11 月	12 月	1964 1 月	2 月	3 月	4 月	5 月	6 月	7 月	8 月
放射性物質月間総合降下量 mc/km ²	48	26	11	10	20	13	70	152	68	179	114	144
月間降雨総合量 mm	109	88	37	25	81	79	22	29	29	27	9	7



表Ⅲ 下水（流入下水）の全 β 放射能
（名古屋市堀留下水処理場で採取）



表Ⅳ 下水沈澱物（水酸塩，炭酸塩）の全 β 放射能
（名古屋堀留下水処理場で採取）



40 大阪府下における放射能調査

大阪府立公衆衛生研究所

大志野 章， 沖 岩 四 郎， 吉田 幸子

昭和38年10月から昭和39年9月迄に行なった調査成績を報告する。又39年10月16日に中国の核実験が行なわれたので，その影響についても合わせて報告する。ここで報告する測定値は，空間線量率を除いて，全ベータ放射能に関するものである。

1 全降下物： 表面積1000平方センチの円筒型水盤に水を張り，10日間捕集した雨および降下塵全量を濃縮し測定した。その結果を第1図に示す。単位は $mc/km^2 \cdot day$ である。

全体に低い値が示されているが、季節的に春に多い傾向がみられる。又7月以降の減少が著しい。

- 2 浮遊塵： 静電式平行板型集塵器で、週2～3回、地上約15米の地点で、1回1000立方メートル以上の空気を吸引して捕集した浮遊塵中の放射能を第2図に示す。測定単位は $\mu\text{C}/\text{m}^3$ である。

浮遊塵中放射能も全降下物放射能と同様低い値が保たれ、7月以降更に減少しているのがみられる。しかし春に多いという傾向は見出されていない。

- 3 陸水： 河川水、蛇口水および下水の最高値、最低値、平均値を第1表に示す。

下水の放射能の高いのが目立つが、その理由については目下検討中である。

- 4 土壌： 地表5センチの土壌の放射能を第2表に示す。柴島は砂土質、枚方は粘土質で土質の差が放射能に表われているのがみられる。

第1表 陸水の放射能 ($\mu\text{C}/\ell$)

試料	試料数	平均値	最高値	最低値
淀川	9	6.3	10.0 ('39.4)	4.5 ('39.8)
大和川	4	9.9	13.7 ('39.1)	6.8 ('38.11)
蛇口水	6	4.7	5.8 ('39.6)	3.2 ('39.4)
下水	14	15.1	22.9 ('39.3)	9.3 ('39.9)

第2表 土壌の放射能 ($\mu\text{C}/\text{乾物g}$)

地点	試料数	平均値	最高値	最低値
柴島	4	8.0	10.0 ('38.11, '39.2)	4.8 ('39.7)
枚方	4	4.0	6.4 ('38.11)	1.3 ('39.7)
関西原子炉周辺	6	5.8	6.6 ('38.11)	5.3 ('39.1)

- 5 空間線量率： ^{137}Cs で更正したシンチレーション・サーベーターで測定した地上1米における空間線量率の測定結果を第3表に示す。

第3表 空間線量率 ($\mu\text{r}/\text{h}$)

地点	回数	平均値	最高値	最低値
柴島	7	8.7	10.1 ('39.3)	8.0 ('39.7)
枚方	7	8.2	10.7 ('39.3)	6.7 ('39.8)
関西原子炉周辺	9	7.6	9.4 ('39.1)	6.4 ('39.9)

- 6 その他の試料： 原乳、農作物等についても測定を行なったが、いずれも低い値に保たれている。

以上の如く、39年9月迄はいずれの試料も低く保たれ、特筆すべき放射能汚染は見出されなかった。

§ 中国核実験の影響とその評価

中国核実験が報道されたので、雨水と塵埃に主力を置いて、その影響を調査した。このために特に追加した測定は、沱紙式集塵器による浮遊塵と、静電式電気集塵器による浮遊塵採取の頻度増加、および降雨毎の雨の採取である。また、充来行なっている10日間の全降下物の採取も引き続き行なった。

- 1 沱紙式集塵器による浮遊塵： 沱紙式のものについては μm への換算が困難なので濃度は分らないが、結果を速かに知り得るので採用した。吸引量は $40\sim 60\text{m}^3/2\text{h}$ である。その結果を第4表に示す。

F 5 の試料に著しく高い放射能がみられたが同じ時間に採取したE 5 (表5) では、それ程高い放射能をみていないので、極めて単時間に降下をみたのか、あるいは、いわゆる、高放射能粒子による結果ではないかと思う。

第4表 沱紙式集塵器による浮遊塵

(cpm/m^3 , 6時間更正値)

試料番号	日	採取時間	測定値
F 1	17	12:00 ~ 14:00	0.65
F 2	17	22:00 ~ 24:00	0.50
F 3	18	2:00 ~ 4:00	0.85
F 4	18	8:00 ~ 10:00	0.75
F 5	19	10:00 ~ 12:00	426.2
F 6	19	16:00 ~ 18:00	2.79
F 7	20	11:00 ~ 13:00	28.5
F 8	21	11:00 ~ 13:00	22.6
F 9	22	11:30 ~ 13:30	6.1
F 10	24	11:00 ~ 13:00	1.4

- 2 静電式集塵器による浮遊塵： 充来の方式に従い、 1000m^3 以上の空気を吸引して得た結果を第4表に示す。沱紙式程著しく高い放射能は見出されていないが、19日~21日にかけてピークがみられる点は沱紙式と一致している。

第5表 静電式集塵器による浮遊塵

($\mu\text{m}/\text{m}^3$ 24時間更正値)

試料番号	日	採取時間	測定値
E 1	17	10:00 ~ 16:00	0.32
E 2	18	0:00 ~ 6:00	0.59
E 3	18	12:00 ~ 18:00	0.43
E 4	18	19:00 ~ 19日 8:00	1.19
E 5	19	8:30 ~ 14:30	1.97
E 6	19	20:00 ~ 20日 9:00	2.95
E 7	21	8:30 ~ 14:30	2.27
E 8	23	8:30 ~ 14:30	1.32

3 雨水関係： デポジット・ゲージで受けた雨については，17日：0.04，21日：19.7，22日：1.7，いずれも単位は $\mu\mu\text{c}/\text{cc}$ の結果を得た。

又水盤法による10日間の全降下物については，10月12日～21日の試料で $29.7\mu\text{c}/\text{m}^2\text{day}$ であった。第1図に比べると著しく高いことが分る。

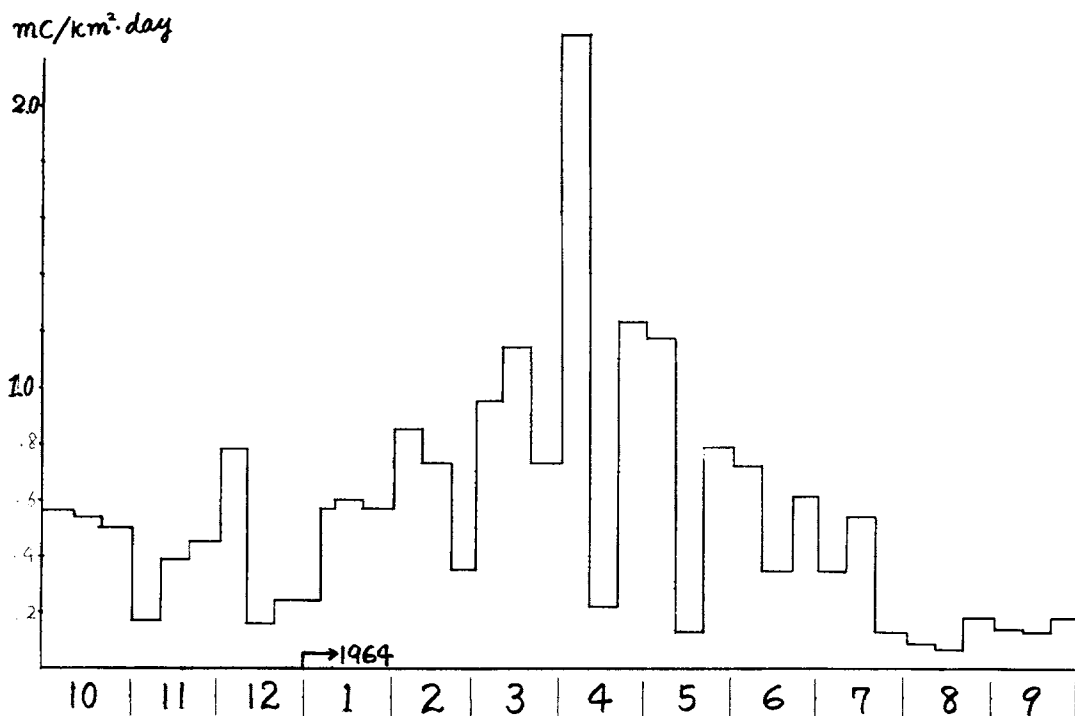
4 影響の評価

上記の如く，19日から21日にかけてピークがみられ，以後減少している。これらの結果を，公布されている許容基準量と比較してみたい。

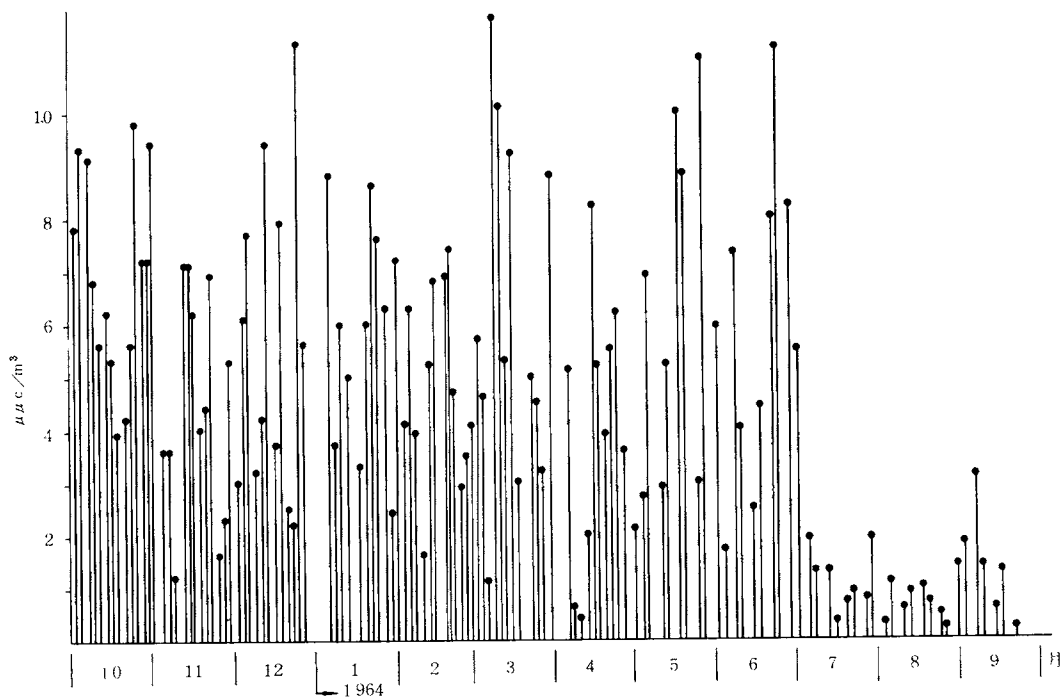
浮遊塵では，公に認められた数値ではないが，[Health Physics (1961), 4, 289]から引用した許容量（但し，職業人1週40時間の計算なので，一般人1週168時間に適用するため，1/40の値をとった）空気中約 $3 \times 10^{-9} \mu\text{c}/\text{cc}$ （但し ^{235}U の核爆発後5～10日の値）と比較してみると，我々の測定結果では最高値が $3 \times 10^{-12} \mu\text{c}/\text{cc}$ となり約1000分の1の値しか含まれていなかったことになる。

又，放射能対策本部発表の緊急事態対策第1段階 $2.5\mu\text{c}/\text{km}^2$ と我々の10月12日～21日に補集した降下物の測定値 $29.7\mu\text{c}/\text{m}^2 \cdot \text{day}$ と比較してみると，この降下物濃度で30日降り続いたとしても $0.9\text{c}/\text{km}^2$ になり，基準量は超さない。

結論として，今回の核実験の初期的な影響は19日～21日をピークにして減少し，そのピーク時も緊急事態対策をひく必要のない程度だったといえよう。



第1図 全降下物放射能



第 2 図 浮遊塵放射能

41 昭和6年から昭和26年の間に採取された淀川水系の
水道水、河水試料の全放射能と、全放射能測定値にお
よぼすカリウムの寄与の補正についての一提案

大阪府立公衆衛生研究所

○林 智 林 美代子

〔A〕 昭和6年から昭和26年の間に採取された淀川水系の水道水、河水試料の全放射能

1 試料について

関西原子炉の建造がプログラムにのぼった昭和31年ごろ、フォールアウトその他による汚染期以前の放射能のバックグラウンドを知っておく必要が論じられ、マスコミを通じて市民の協力を依頼した結果、若干の試料が集められた。それらは第1表の通りである。

第1表 測定した試料水の由来

試料番号	1	2	3	4	5	6
採取年月	昭 6 5 ~ 11	昭 10 10	昭 19 末	昭 23 ~ 24	昭 25 2	昭 26 ~ 27
試料体積(ml)	1,780	510	18,740	360	1,795	4,750
種類	淀川系水道水	淀川の表流水	淀川系水道水	淀川系水道水	淀川系水道水	淀川系水道水
保存状態	良 一 升 壺	甚 良 サイダー壺 研究室へ集 めてから五 合壺	良 たぬき壺 蓋なし、倉 庫 中保存	甚 良 ランプの底 の水研究室 へ集めてか ら1ℓのガ ラス、マリ オット	甚 良 一 升 壺	不良 ドラム罐、木 蓋 雨水流入 のおそれ、研 究室では5ℓ のガラスのマ リオット
採取場所	東区農人橋	毛馬閘門	北区源蔵町	北区永楽町	西区本田三	旭区千林町
由 来	“アミダ池に 日参して採取 した花”を活 ける水	縁切りの水	戦時中の 防火用水	ランプの重 りのための 水	寒の水	防火用水

2 測 定

試料体積の少いがあるためもあって、核種分析を目指す一切の方法をあきらめ、全放射能の測定を行うことにした。沈渣、器壁への吸着を考慮し、試料は全量を用いる。濃縮操作は科学技術庁で標準化されている方法によった。試料皿は内径2.5cm 壁高0.6cm、ステンレス厚み約130mg/cm²。

測定装置はNuclear Chicago Model C115, これはガスフロータイプ端窓型GM, 窓径2.7cm, 窓厚約0.1mg/cm², 窓と試料皿底との距離約0.9cm, ジオメトリ約18%, 理研製ウラン標準(U₃O₈の4.8mg, Pa²³⁴のベータ; 500ベータ/s)での実測計数効率25.4%, バックグラウンド約4cpm。

カリウムの補正は炎光分析による。FPF-2日立炎光光度計, 燃料プロパン, 分光部は干渉フィルター。共存物の干渉に関しては, 種々の添加実験によって, それを無視しうることを試料ごとにたしかめた。カリウムの分析値を用いて, カリウムの放射能が測定値におよぼしている寄与を差引く方法については後述。計数値の絶対化には, カリウムの寄与を差引く際に用いたカリウムに関する検量図(第2図)を用いた。

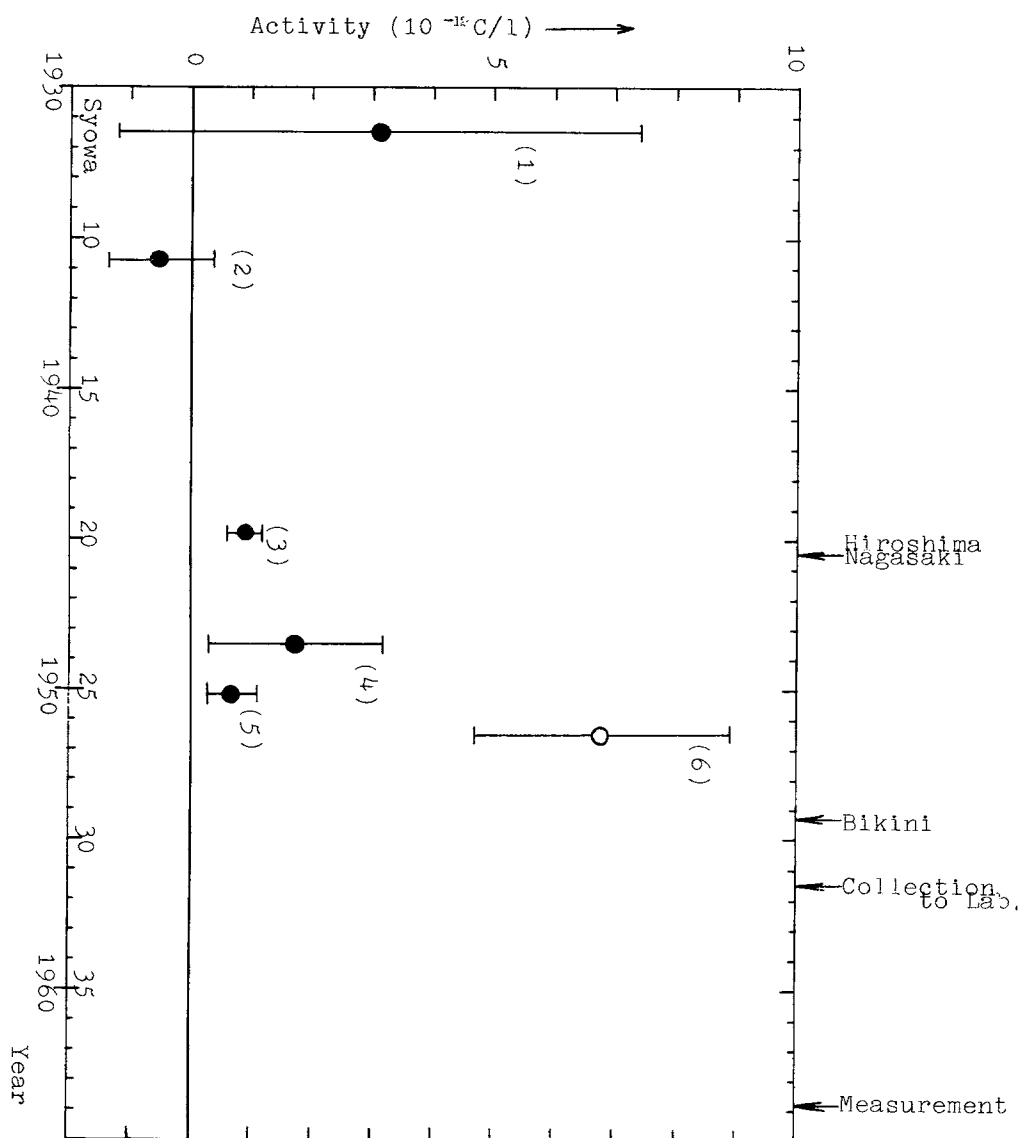
誤差は計数値の統計誤差(標準偏差)およびカリウム分析の精度を標準偏差5%と仮定した誤差から成っている。

3 結 果

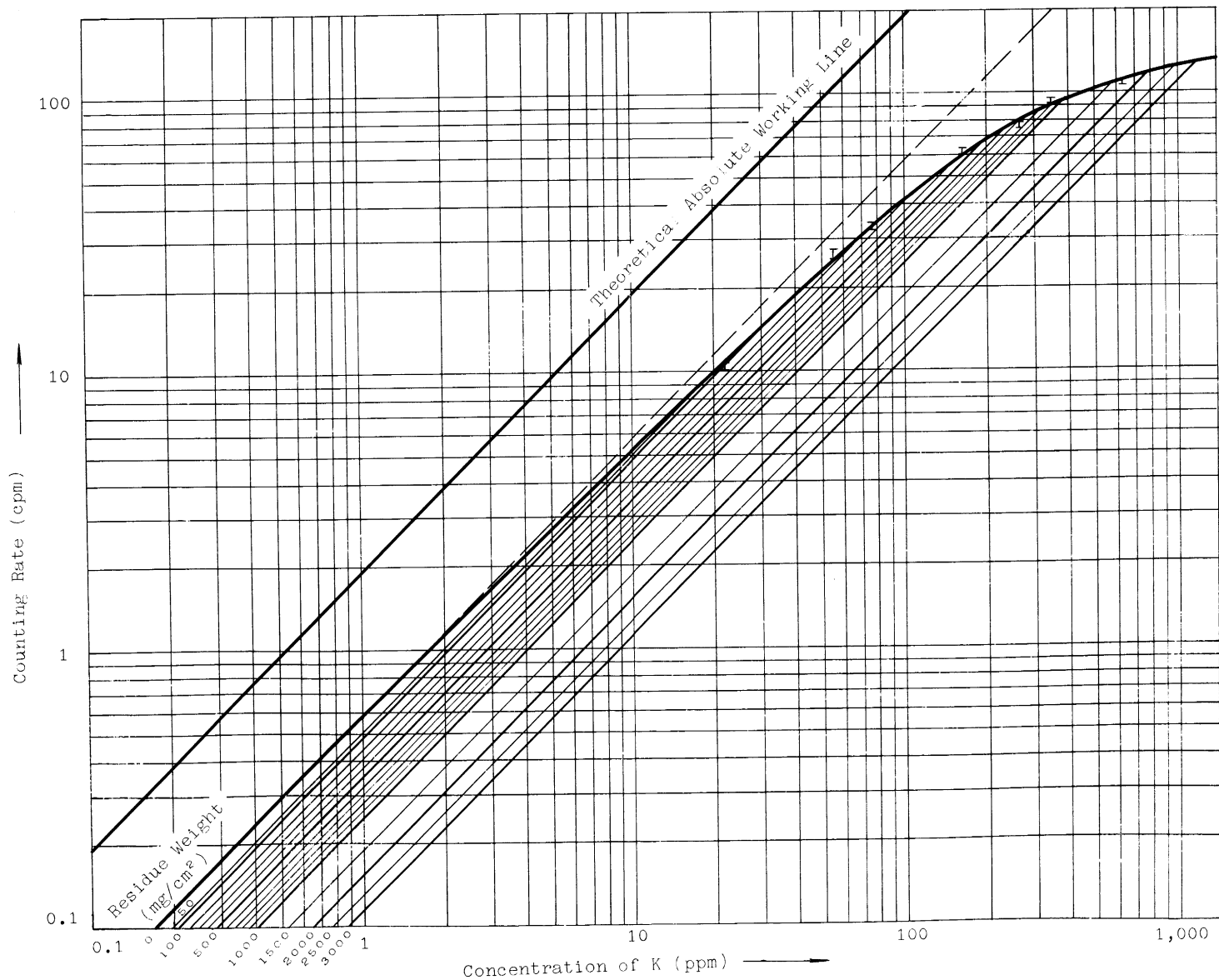
測定結果は, 第2表, 第1図の通りである。

第2表 測定結果

試料番号	試料水の体積 (ml)	測定計数率 (cpm) B. G. 含まず	残渣量 (mg)	K濃度 (ppm) 濃縮前の濃度	乾固試料が純水1ℓに溶解しているとして	K ⁴⁰ による推定計数率 (cpm)	K ⁴⁰ の寄与を差引いた計数率 (cpm)	壊変率 (dpm)	K ⁴⁰ をのぞいた放射能 (10 ⁻¹² c)	K ⁴⁰ をのぞいた放射能 (10 ⁻¹² c/ℓ)	備考
1	1,780	33.8 ± 2.7	456	52	92	31.5 ± 1.5	2.3 ± 3.2	12.3 ± 17.0	5.6 ± 7.7	3.1 ± 4.3	
2	510	0.40 ± 0.26	70	2.2	1.1	0.55 ± 0.03	-0.15 ± 0.26	-0.56 ± 0.98	-0.25 ± 0.44	-0.50 ± 0.87	
3	18,740	6.5 ± 0.69	2812	1.9	36	4.2 ± 0.21	2.3 ± 0.72	37.5 ± 11.8	16.9 ± 5.3	0.90 ± 0.28	
4	360	0.80 ± 0.29	71	2.4	0.88	0.43 ± 0.02	0.37 ± 0.30	1.4 ± 0.15	0.63 ± 0.52	1.75 ± 1.44	
5	1,795	1.7 ± 0.35	198	1.3	2.4	1.05 ± 0.05	0.65 ± 0.35	2.8 ± 1.5	1.26 ± 0.68	0.70 ± 0.38	
6	4,750	29.3 ± 2.3	1530	25	120	21.0 ± 1.0	8.3 ± 2.5	72 ± 21.6	32.4 ± 9.7	6.8 ± 2.1	保存不良資料



第1図 昭和6年から昭和26年の間の淀川系水試料の放射能



第2図 図 Nuclear Chicago Model C115 によって測定した計数値における K^{40} (KNO_3) の寄与を求めるための曲線 (試料水の体積 1,000 ml, 試料皿の径 2.5 cm)

以上のデータを最近の水道水、河水試料の測定値と比較する。

〔B〕 カリウムの寄与の補正法

蒸発残渣量が非常に異なる試料においてカリウムの寄与を補正するため、硝酸カリウムの既知量の実測計数値から、第2図のような検量図をつくった。これは蒸発残渣量をパラメータにしたカリウム量（皿上の試料を1ℓに溶解したときのカリウム濃度）と計数率との関係である。これにより、カリウム濃度と蒸発残渣がわかれば、容易に試料計数値におけるカリウムの寄与を差引くことができる。

42 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

1963年4月より1964年3月までの間に、当所において観測した各種試料の放射能測定結果の概要を報告する。

1 試 料

この期間内に採取、処理して放射能を測定した試料の種類ならびに検体数は次のとおりで合計189検体に上り、別に29検体の試料を採取、処理して分析化学研究所に送付した。

a 河川水	23,	b 融雪水	6
c 上 水	6	d 雨 水	128
e 牛 乳	6	f 茶	12
g 魚貝類	8		

2 測定方法

計測機器としては島津製作所製EC-14型の計数装置および同社製B-1BGM管を用い、科学技術庁放射能測定基準小委員会制定の方法（1957）に準拠して測定した。

3 測定結果

各試料別の測定成績を前年度と比較すれば次表のとおりである。

雨水の放射能は図のように年度当初、可成りの高カウントを数回観測したが、7月以降は減少したまま推移し、著しい増大はみられなかった。これらの6時間、および72時間更正値は何れも減衰が小さいので、長半減期性の放射性元素に由来するものと推察される。また、雨水の放射能は降雨量とある程度の相関を有するようと思われる、両対数グラフによってプロットすれば、対角線状の分布を示す。

その他の各種検体については、何れも例年に比較して著しい変化を認めなかった。

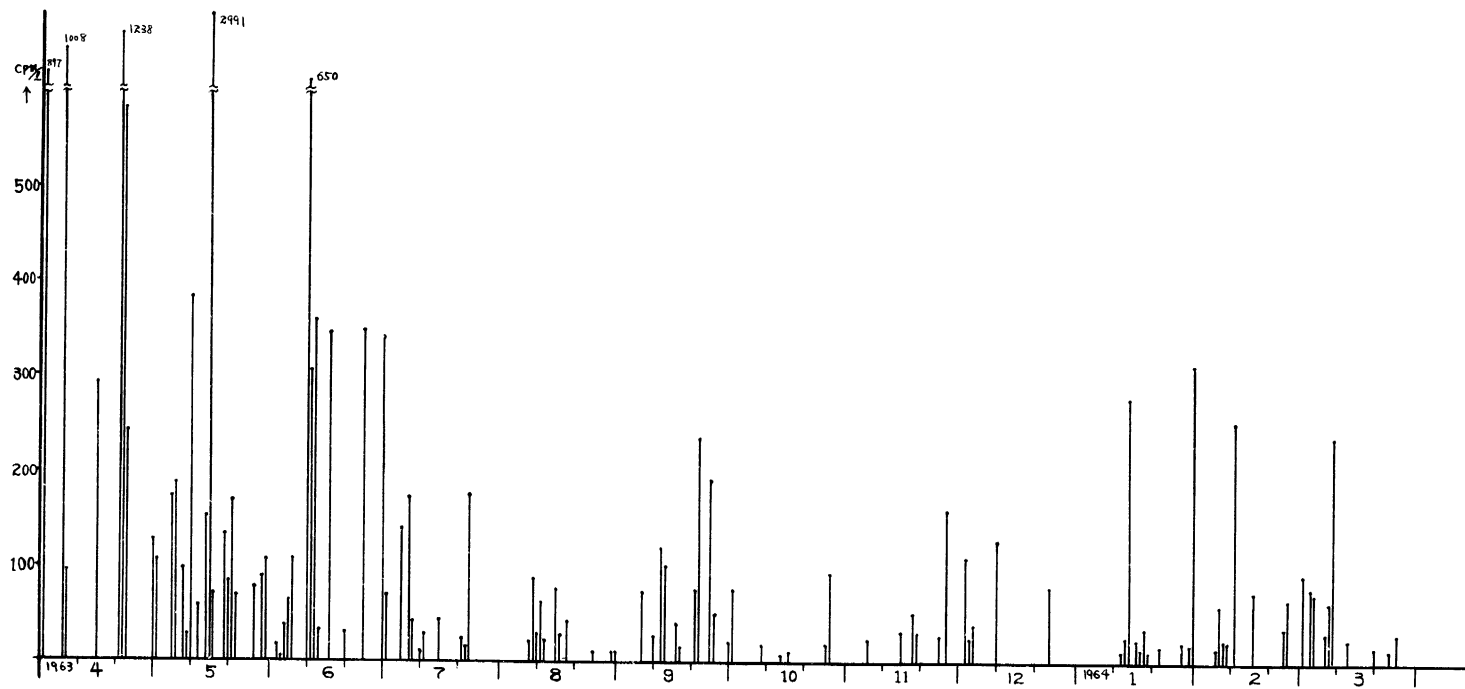
单 位	c p m / ℓ			
種 別	上 水		雨 水	
年次	最 高	最 低	最 高	最 低
1962 . 4)	117 .0±11 2 月 27 日	-2 .0±10 9 月 13 日	7,303 .0±50 .0 3 月 26 日	20 .1 ± 9 .0 3 月 10 日
1963 . 3	舞鶴市上水道	京北町簡易水道	府 衛 研	府 衛 研
1963 . 4)	14 .0±11 .0 6 月 5 日	-4 .0±10 .0 4 月 24 日	2,991±44 5 月 15 日	5 .0 ± 11 6 月 1 日
1964 . 3	京都市蹴上浄水場	京都市蹴上浄水場	府 衛 研	府 衛 研

单 位	μ μ c / ℓ			
種 別	河 川 水		融 雪 水	
年次	最 高	最 低	最 高	最 低
1962 . 4)				
1963 . 3				
1963 . 4)	616 .9 10 月 18 日	-564 .7 2 月 5 日	327 .8 3 月 9 日	13 .6 2 月 5 日
1964 . 3	鴨川下流	鴨川上流	京 北 地	峯 山 町

单 位	μ μ c / 灰 分 500mg			
種 別	茶		魚 介	
年次	最 高	最 低	最 高	最 低
1962 . 4)	115 .7 2 月 14 日	15 .0 8 月 23 日	31 .8 7 月 17 日	0 .6 9 月 13 日
1963 . 3	宇 治 市	和 束 町	宇治市(ふな)	宇治市(ふな)
1963 . 4)	1,426 .2 9 月 13 日	354 .1 8 月 12 日	265 .9 7 月 8 日	16 .0 12 月 17 日
1964 . 3	宇治田原町	宇治田原町	宇治市(ふな)	宇治市(ふな)

单 位	c p m / 灰分500mg	
種 別	牛 乳	
年次	最 高	最 低
1962 . 4)	3 .2 ± 1 .6 11 月 15 日	0 .1 ± 1 .5 9 月 27 日
1963 . 3	京 都 市	福 知 山 市
1963 . 4)	24 .8 ± 1 .4 5 月 9 日	8 .1 ± 1 .1 1 月 13 日
1964 . 3	京 都 市	京 都 市

雨水・ちり（定時採水）放射能経日変化



43 兵庫県における放射能調査

兵庫県衛生研究所

大城俊彦 ○飯田敏行

新谷幸三

第5回発表会に引き続き、当所の測定による放射能調査の概要は次のとおりである。

1 降水について（表1、表2）

38年7月より39年6月まで、1カ年の推移は表1のとおりである。とくに著しい計数値は見られず、最大値は39年3月25日（降水量1.0ミリ）の $2.013\mu\text{c}/\text{ml}$ であった。

又降水による月間降下量は39年4月の $48.0\text{mc}/\text{Km}^2$ が最大で、38年11月の $2.64\text{mc}/\text{Km}^2$ が最小であったが、降水1ミリ当りの降下量として見ると38年7月の $0.45\text{mc}/\text{Km}^2$ が最も大きくなっている。

なお神戸市と豊岡市の測定結果を比べて見ると表2のとおりで、39年1月、2月には県北部（日本海側）の豊岡市の方に大きい計数値が見られ、4月、5月には神戸市の方が大きい。

2 雨水、ちりについて（図1）

大型水盤によって捕集した雨水、ちりの旬間平均値の推移を見ると図1のとおりで、38年8月上旬の $7.3\text{mc}/\text{Km}^2/\text{日}$ が目立つだけで、38年前半期に比べ著しい減少である。

3 上水及び牛乳について（図2、図3）

前回から引続いて測定を行なってきた上水及び牛乳については図2、図3に示すとおりで著しい変化は見られない。

上水は神戸市水道局の干莉貯水池の水とその水系の水道水であり、牛乳は明石市にある県農業試験場で採取したものである。なお牛の飼育に用いる同場栽培の牧草の測定値を附記した。

4 その他科学技術庁の委託をうけて38年度に行なったのは河川水、下水、流水、米、土壌などである。

表1 降水中の放射能の推移

（6時間交正值）

	測定回数	平均地 $\mu\text{c}/\text{ml}$	最大値 $\mu\text{c}/\text{ml}$	月間降下量 mc/Km^2	降水/mm当り 降下量 mc/Km^2
38年 7月	7	0.632	1.444	29.19	0.45
8月	11	0.223	0.604	19.54	0.19
9月	11	0.329	1.514	28.63	0.22
10月	4	0.195	0.514	6.58	0.059
11月	6	0.282	0.894	2.64	0.097
12月	7	0.362	0.683	5.15	0.32
39年 1月	9	0.206	0.616	10.97	0.15
2月	7	0.344	0.630	13.51	0.21
3月	8	0.660	2.013	23.00	0.35
4月	12	0.525	1.863	48.00	0.32
5月	7	0.526	1.368	23.36	0.32
6月	10	0.343	0.922	20.58	0.14

表2 降水中放射能の県南部と北部の比較

年 月	神戸市(県南部)			豊岡市(県北部)		
	測定回数	平均値 $\mu\mu\text{c}/\text{ml}$	最大値 $\mu\mu\text{c}/\text{ml}$	測定回数	平均値 $\mu\mu\text{c}/\text{ml}$	最大値 $\mu\mu\text{c}/\text{ml}$
38年 7月	7	0.632	1.444	6	0.431	0.897
8月	11	0.223	0.604	7	0.142	0.241
9月	11	0.329	1.514	6	0.204	0.307
10月	4	0.195	0.514	8	0.255	0.672
11月	6	0.282	0.894	6	0.259	0.764
12月	7	0.362	0.683	2	0.354	0.403
39年 1月	9	0.206	0.616	13	0.693	1.610
2月	7	0.344	0.630	7	0.541	1.108
3月	8	0.660	2.013	6	0.616	1.036
4月	12	0.525	1.863	6	0.256	0.470
5月	7	0.526	1.368	3	0.194	0.222
6月	10	0.343	0.922	-	-	-

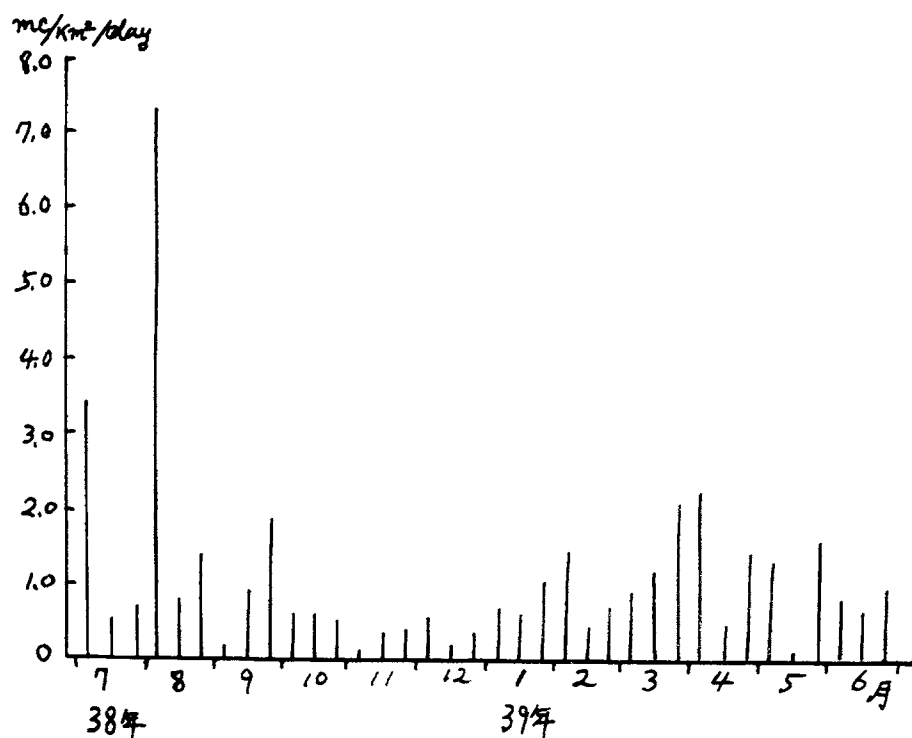


図1 雨水・ちりの放射能の推移

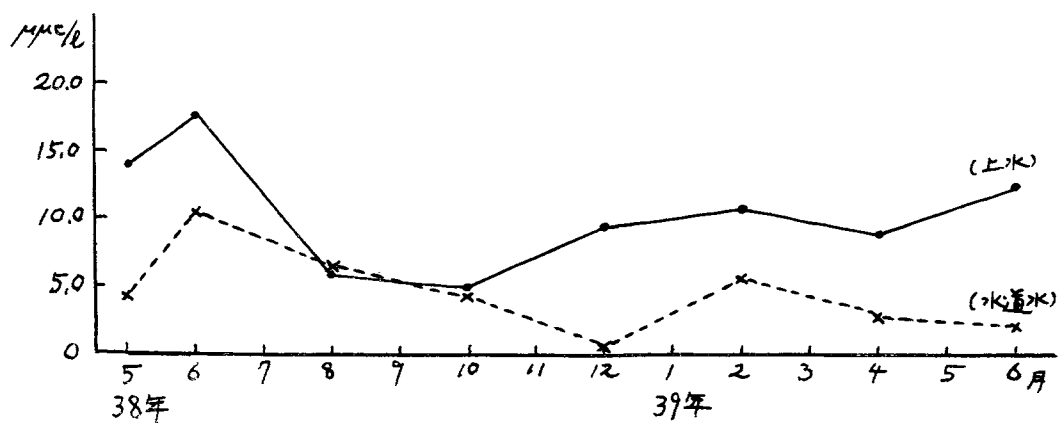


図2 上水中の放射能の推移

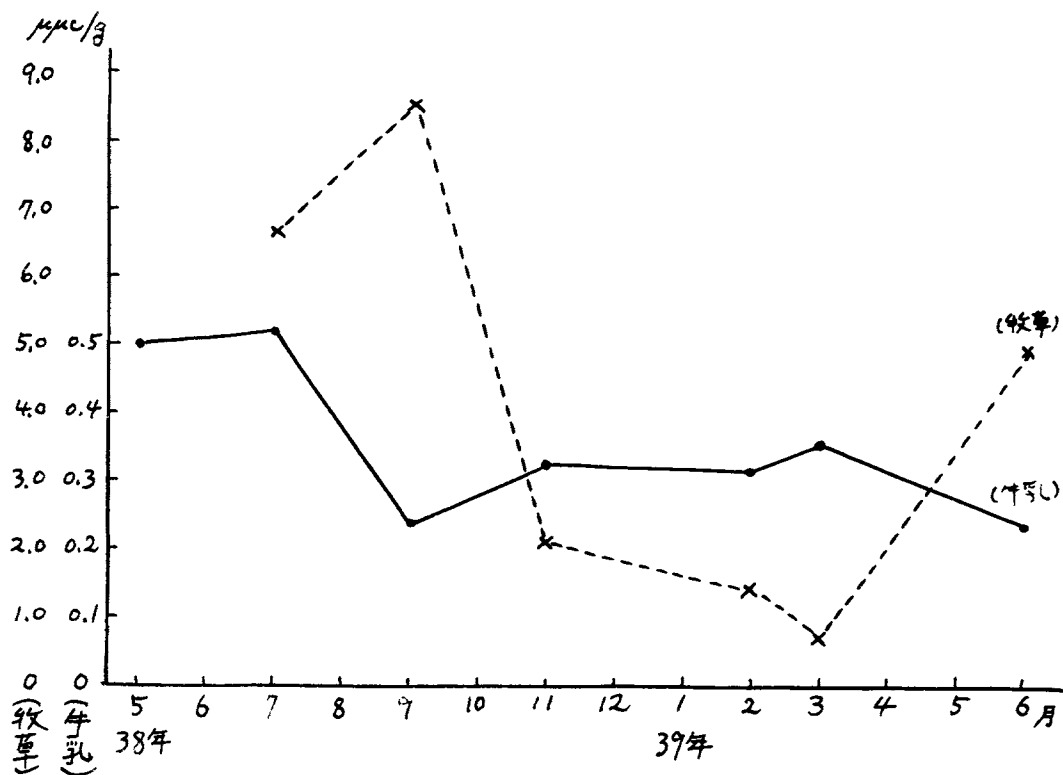


図3 牛乳（生乳）中の放射能の推移

44 鳥取市に降った雨の放射能について (第4報)

鳥取県衛生研究所

○宮 田 年 彦 谷 口 育 代

吉 田 恭 代

当研究では、放射性降下物による生活環境の汚染を監視するための調査の一環として、1958年8月以来雨水中に含まれる全 β 放射能（以下単に放射能という）の測定を継続して実施して来た。ここには、1963年1月～12月の期間に得られた測定成績を報告する。

試料の採取、調整および測定方法

54A型雨水採取装置を用いて定時採取法により降雨を採取した。雨水採取量が50～200mlの場合はその全量を、200ml以上の場合はその中の200mlを試水とし、「放射能測定法」（1957）に従って処理し、SA-230 計数装置にGM-131A（いづれも神戸工業製）を付けて放射能を測定し6時間更正值で示した。

また、5月以降57型大型水盤を用いて、1ヵ月間の雨水および降下じんを採取し、2～10ℓを試水とし、定時採取の場合と同様な方法および装置により放射能を測定した。

なお、これらの測定値は標準試料（ U_3O_8 : 500 dps）の測定により計数効率補正を行なって、Curie 単位に換算した。

測定結果と考察

1 単位体積当りの放射能強度

図1は各測定値を $\mu\text{mc}/\ell$ に換算して示したものである。

1962年11月下旬頃を最高にして徐々に低下していた放射能は、図にみられるように、1963年に入ってもその傾向が続き、1963年は1月が最高で低下の一路をたどった。然し、この間に3、6および10月の各初旬に、その前よりも上昇して歯状の変化を示しながら低下した。そこで1年を1～2月、3～5月、6～9月および10月以後の4期間に分けると、各期間の放射能の降下濃度の半減期は夫々約20、30、40および80日を示した。

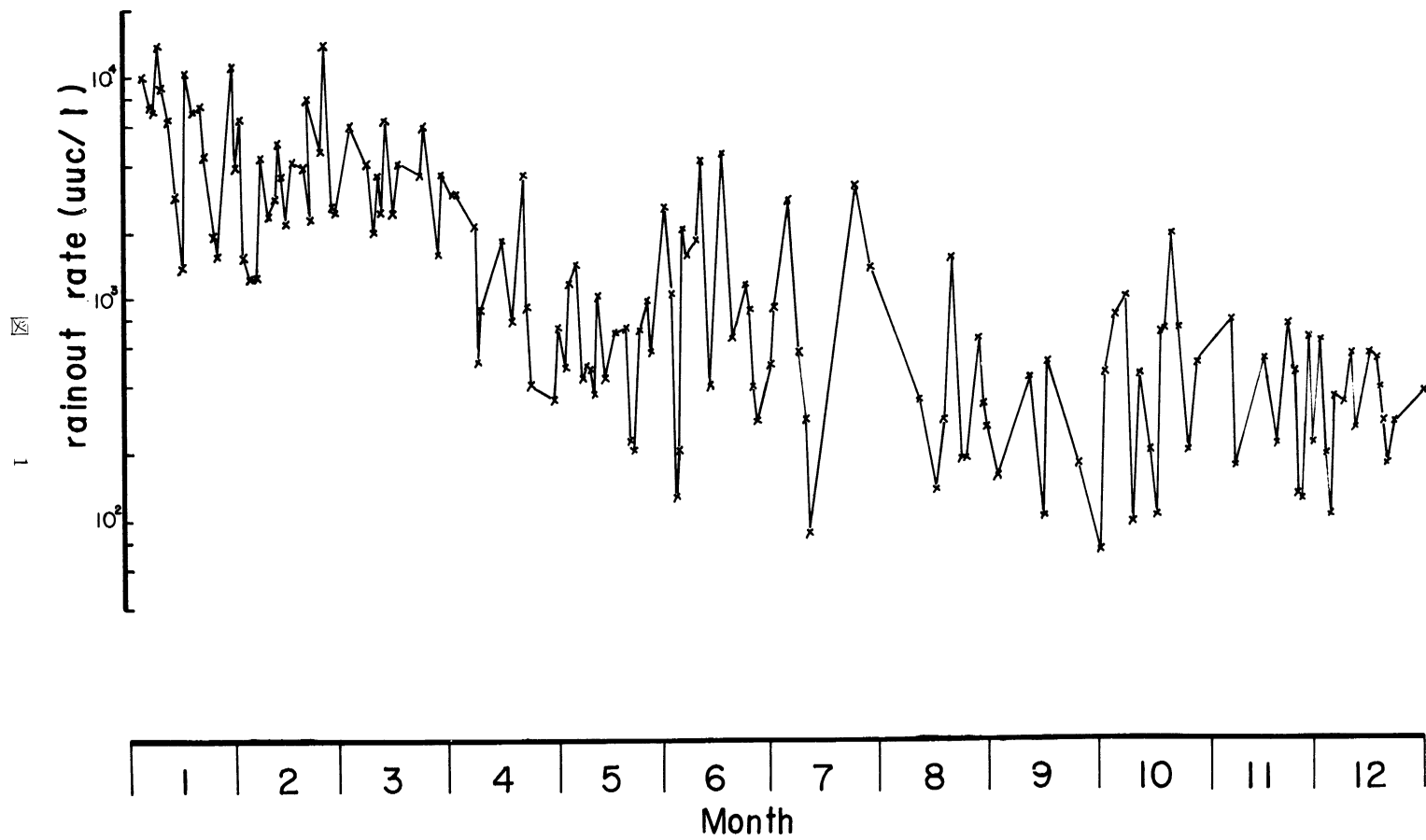
本調査期間中における最低値および最高値は、それぞれ $7.2 \times 10 \mu\text{mc}/\ell$ （10月1日）

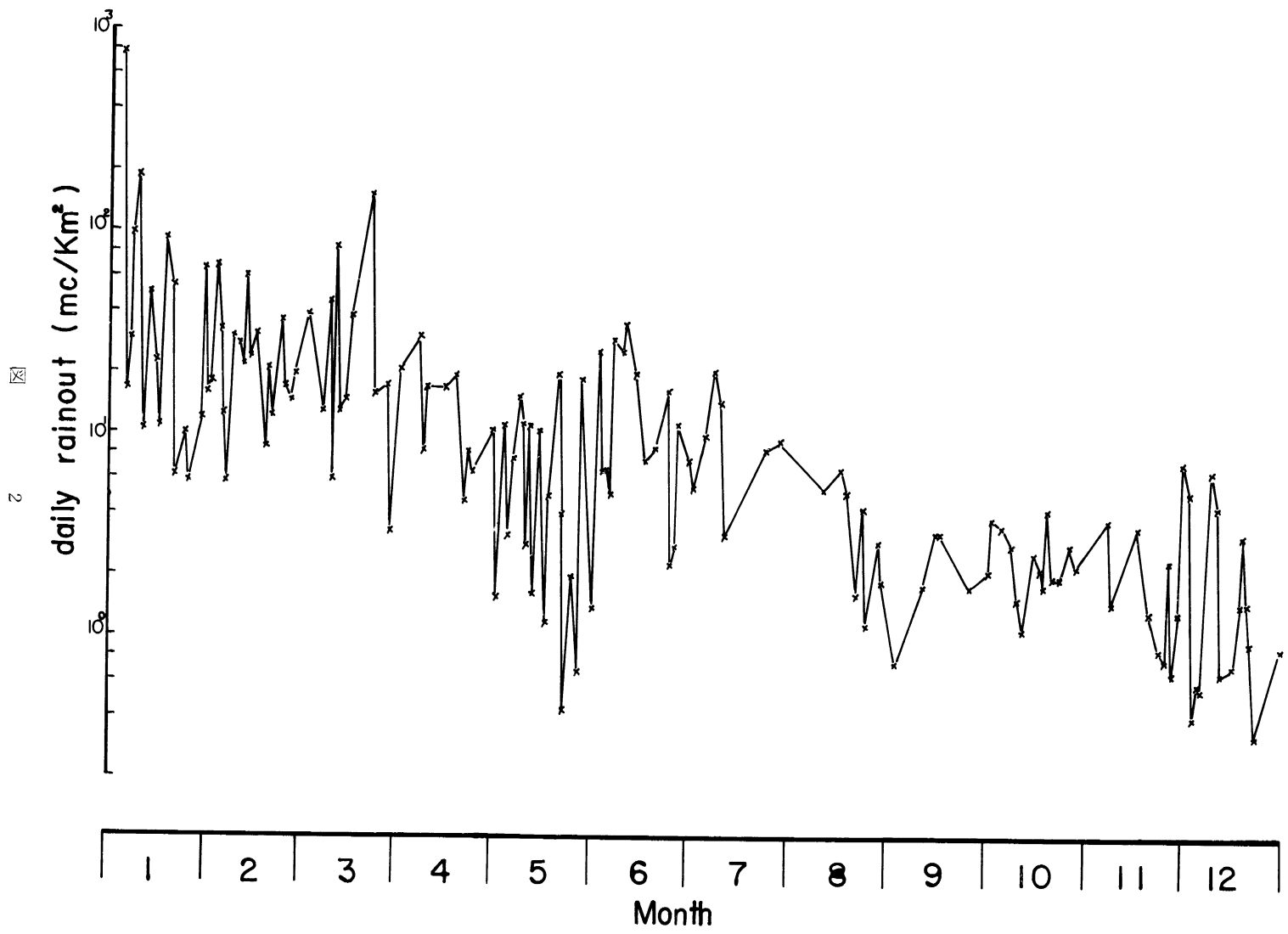
$1.41 \times 10^4 \mu\text{mc}/\ell$ （2月25日）であった。

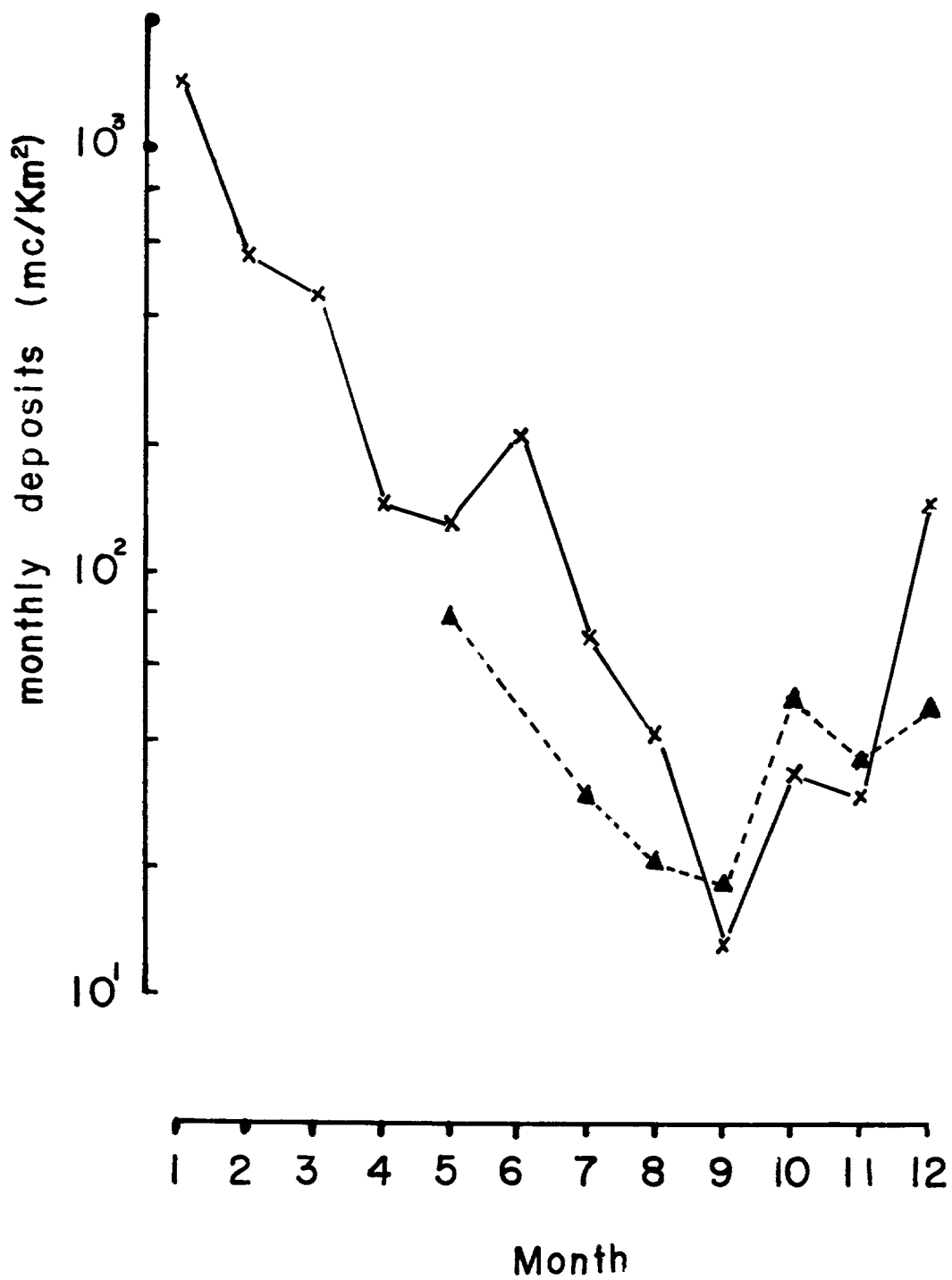
2 単位面積当りの放射能強度

図2には、単位面積当りに雨と共に降下した放射能量（ mc/Km^2 ）を示した。

図にみられるように1963年における変化は単位体積当りの放射能強度の変化とはほぼ同様の変化を示しており、1～2月、3～5月、6～9月および10月以降の4期間に分けることが出来る。







そして、これら単位面積当り降下量の半減期は夫々約 25, 25, 35, および 80 日を示した。

なお、本調査期間中に於ける最低および最高値は夫々 $4.0 \times 10^{-1} \text{ mc/Km}^2$ (12月4日), $7.74 \times 10^2 \text{ mc/Km}^2$ (1月5日) であった。

3 月間降下量

2 で求めた単位面積当りの放射能降下量を 1 ヶ月分積算した月間降下量と、大型水盤法によって求めた月間降下量との経月変化を図 3 に示した。

月間積算量は 1962 年 12 月を最高として、1963 年に入ってから図 3 でみられるごとく低下し、6 月に小さな山がみられるが 9 月を最低にした V 型の変化を示した。

また、大型水盤法によって得られた月間降下量の変化も 5 月以降の値しかないが、同様に 9 月を最低とした V 型の変化を示しており、値も両者の間に大きな差は認められなかった。

本調査期間中における月間種算量の最低および最高は、 $1.71 \times 10 \text{ mc/Km}^2 / \text{月}$ (9 月), $1.45 \times 10^3 \text{ mc/Km}^2 / \text{月}$ (1 月) であった。

45 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

1963 年 4 月より 1964 年 3 月までに実施した岡山県内の陸水、食品、その他の放射能調査結果を報告する。試料の調製測定は科学技術庁の「放射能測定法」ならびに「放射性ストロンチウム分析法」に準拠した。全放射能の測定は神戸工業製 G. M. カウンターを用い、 ^{90}Sr の測定は神戸工業製 ローバックカウンターを使用した。

1 陸 水

i) 雨(雪)水 全放射能は 4 月末まで減少の傾向を示していたが 5 月、6 月に至り雨量とともに増加し、7 月以降暫次減少した。降下濃度は 6 月 18 日の $8.360 \mu\text{c}/\ell$ が最高であったが 1 ヶ月間の積算全放射能は 5 月 $349.6 \text{ mc}/\text{m}^2$ 6 月 $279.4 \text{ mc}/\text{m}^2$ であった。 ^{90}Sr は第 1 表のとおり 5 月の $3.94 \text{ mc}/\text{Km}^2$ が最高で以後次第に減少した。

第 1 表 ^{90}Sr の毎月降下量

採取年月	1963 4	5	6	7	* 8	9	10	11	12	1964 1	2	3
^{90}Sr mc/Km^2	1.32	3.94	3.12	0.68	—	0.64	0.16	0.54	0.15	0.12	0.34	0.90

*実験室事故により測定せず

- ii) 上水, 河川水, 下水, これらの水は何れも fall out の影響が少く, 目立った汚染は認められなかった。本年度の全放射能の平均は上水 $12.6 \mu\text{mc}/\ell$, 下水 $21.8 \mu\text{mc}/\ell$ であった。
- iii) 天水 本県北部(新見市)の試料は4月より8月までは $128.7 \sim 201.0 \mu\text{mc}/\ell$ であったが9月以降は $15.4 \sim 59.2 \mu\text{mc}/\ell$ に減少した。南部(灘崎町)の試料は, 4月より7月まで $140.0 \sim 207.6 \mu\text{mc}/\ell$ であり8月以降は $41.7 \sim 92.5 \mu\text{mc}/\ell$ であった。(交付された汚過装置は常時使用されていない状況である)何れも上水等と比較すれば稍高い放射能である。

2 食 品

- i) 果実および穀類 果実は梨, 穀類は大麦, 小麦, 玄米を選び測定に供した。これらの試料の中で津山市産の大麦(早生坊主)は他の穀類に比べ, 少々高い $10.1 \mu\text{mc}/\text{g}$ を検出した。しかしその他の試料についてはほとんど放射能の汚染は認められなかった。大麦の早生坊主は前年度においても $12.0 \mu\text{mc}/\text{g}$ を検出しており fall out の影響を受けやすい1品種であるろうと考える。

- ii) 野菜 葉菜はホーレン草, 白菜, 大根葉の3種類, 根菜は馬鈴薯, 大根(根部)の2種類を試料とした。根菜類の放射能汚染は前年度に引続き極めて僅かである。また葉菜類は採取時期が9月から10月であったため特に著しい汚染は見られず大根葉 $0.9 \mu\text{mc}/\text{g}$, 白菜 $0.1 \mu\text{mc}/\text{g}$, ホーレン草 $1.5 \mu\text{mc}/\text{g}$ が本年度における最高値である。

- iii) 牛乳 牛乳は県内2地点(岡山市, 津山市)の原乳を試料として隔月に測定したが, 2地点とも放射能汚染は極めて少なく $0.0 \sim 0.2 \mu\text{mc}/\text{g}$ であった。

3 其の他

- i) 牧草 乳牛飼料として用いられている牧草の放射能汚染は, 種別により相当差が見られるが一般に葉菜類より著しく春から夏に投与していたクローバー等4種類の平均放射能は, $12.3 \mu\text{mc}/\text{g}$ であった。11月頃1時間に投与したレーブ, カブラ等は栽培が秋季であり汚染は少く平均 $1.2 \mu\text{mc}/\text{g}$ であった。

- ii) 土壌 県内2地点(岡山市, 津山市)で採取した試料は何れも深さ2 cm までに大部分蓄積され2地点とも5月, 8月, 11月および3月に測定した月の比較では11月が最高であった。即ち, 岡山市は2 cm の深さで $24.3 \mu\text{mc}/\text{g}$ 津山市は $19.3 \mu\text{mc}/\text{g}$ である。

以上の結果より本年度は5月, 6月の多雨期にやや顕著な fall out の影響を認めたが, 其の後次第に減少する傾向を示した。したがって6月までに採取した試料の中には(雨水, 天水, 牧草等)やや高い放射能を検出した。

しかし7月以降は特に著しい放射能汚染は認められなかった。

46 福岡県における放射能調査

福岡県衛生研究所

森 本 昌 宏, 森 彬

前年度に引き続いて実施した38年度の陸水及び食品の放射能調査の概要は次のとおりである。

1. 陸 水

測定結果は表1に示すとおりである。一般に陸水は測定値が低く、増減の傾向は明らかではないが、従来と比較して大きな差はみとめられないようである。ただ表1にみられるように下水が他の陸水にくらべて、かなり高い値を示している。これは従来からの傾向で、下水は蒸発残渣が多く、また採水場所（市下水処理場）が河口に近く、海水の浸入があるため K^{40} による影響があるのではないかと考えられる。

表1 陸水の放射能 ($\mu\text{C}/\ell$)

採 水 年 月	上 水 (原 水)	河 川 水	下 水
	平 尾 浄 水 場	塩 原 (那 珂 川)	築 地 町 (市 下 水 処 理 場)
38. 7	7.2 ± 2.1	4.7 ± 0.7	67.8 ± 20.3
38. 9	5.7 ± 2.1	4.4 ± 3.2	24.6 ± 14.8
38. 11	6.3 ± 2.3	1.0 ± 2.5	24.9 ± 6.6
38. 12	5.0 ± 2.0	2.9 ± 2.3	16.6 ± 7.1
39. 3上	2.5 ± 2.1	6.9 ± 2.4	10.8 ± 29.1
39. 3下	5.7 ± 2.4	6.3 ± 2.4	27.3 ± 16.4

2. 土 壤

測定結果は表2に示すとおりで、従来と大差はないが、当然の傾向として上層、中層、下層の順に値が減少している。

表2 土壌の放射能 ($\mu\text{C}/\text{g}$ 乾燥試料)

採 取 年 月	採 取 地	深 さ (cm)		
		0.0~2.0	2.0~20.0	20.0~
38. 9	曲 瀬	17.3	5.0	1.8
38. 8	二 日 市	14.2	1.1	0.7
38. 12	曲 瀬	6.1	2.6	1.5
38. 11	二 日 市	20.3	1.4	0.8
39. 1	曲 瀬	28.5	5.6	2.9
39. 1	二 日 市	14.8	2.6	0.9
39. 3	曲 瀬	28.0	3.1	1.8
39. 3	二 日 市	19.7	0.8	1.0

3. 食 品

測定結果は表3～5に示すとおりで、核実験中ほど高い値はみられなかったが、穀類中小麦が玄米に比較してかなり高い値を示している。また野菜は従来どおり地上葉菜が地上部のもの（たとえば大根）より高い値を示している。また地上葉菜類中はうれん草、大根葉部の値がかなり高く、きやべつ、白菜が汚染されにくい結果を示しているが、これも従来どおりの傾向にある。魚貝類ではふなが $32\sim 57\mu\text{c/g}$ 灰を示しており、普通より若干高い値を示しているようである。またしじみは $131\sim 240\mu\text{c/g}$ 灰とやや高い値が計測された。なお市販の牛乳については $1\sim 18\mu\text{c}/500\text{mg}$ 灰程度であったが、6月採取分のみ $160\mu\text{c}/500\text{mg}$ 灰の高い値を示した。

表3 農産物の放射能 ($\mu\text{c/g}$ 灰 除K)

試 料	採 取 年 月	採 取 地	未 洗	水 洗
小 麦	38. 7	新 宮 町	105 $\pm$ 1	—
小 麦	38. 7	甘 大 市	113 $\pm$ 1	—
小 麦	38. 7	二 日 市	109 $\pm$ 1	—
玄 米	38.11	二 日 市	20.3 $\pm$ 4.7	—
玄 米	38.12 上	甘 木 市	18.2 $\pm$ 4.3	—
玄 米	38.12 上	新 宮 町	16.2 $\pm$ 5.4	—
玄 米	38.12 下	二 日 市	26.4 $\pm$ 4.9	—
玄 米	38.12 下	新 宮 町	25.0 $\pm$ 4.5	—
玄 米	39. 1	甘 木 市	20.3 $\pm$ 4.0	—
ほ う れ ん 草	38.11	志 免 町	89.2 $\pm$ 0.6	16.2 $\pm$ 6.7
ほ う れ ん 草	38.11	八 女 市	1.2 $\pm$ 6.1	8.1 $\pm$ 7.1
ほ う れ ん 草	39. 1	志 免 町	67.1 $\pm$ 6.9	68.9 $\pm$ 6.8
ほ う れ ん 草	39. 1	八 女 市	64.9 $\pm$ 5.4	56.8 $\pm$ 7.2
大 根 (根)	38.11	志 免 町	—	8.1 $\pm$ 6.3
大 根 (葉)	38.11	志 免 町	31.5 $\pm$ 4.8	16.2 $\pm$ 5.0
大 根 (根)	38.11	八 女 市	—	22.3 $\pm$ 6.7
大 根 (葉)	38.11	八 女 市	32.4 $\pm$ 6.8	16.2 $\pm$ 4.7
大 根 (根)	38.12	志 免 町	—	0.4 $\pm$ 0.8
大 根 (葉)	38.12	志 免 町	138 $\pm$ 7	138 $\pm$ 7
大 根 (根)	38.12	八 女 市	—	8.1 $\pm$ 6.6
大 根 (葉)	38.12	八 女 市	114 $\pm$ 7	64.9 $\pm$ 5.7
き や べ つ	39. 1	志 免 町	26.4 $\pm$ 6.8	0.2 $\pm$ 4.3
き や べ つ	39. 1	八 女 市	12.2 $\pm$ 6.6	10.1 $\pm$ 6.6
き や べ つ	39. 2	志 免 町	6.1 $\pm$ 6.1	0.6 $\pm$ 6.1
き や べ つ	39. 2	八 女 市	38.5 $\pm$ 5.6	16.2 $\pm$ 6.7
白 菜	38.12	志 免 町	28.4 $\pm$ 5.0	0.4 $\pm$ 3.2
白 菜	38.12	八 女 市	22.3 $\pm$ 6.7	12.2 $\pm$ 5.1
白 菜	39. 1	志 免 町	25.1 $\pm$ 4.8	42.6 $\pm$ 5.7
白 菜	39. 1	八 女 市	6.3 $\pm$ 0.7	6.1 $\pm$ 0.7
京 菜	39. 2	志 免 町	223 $\pm$ 10	199 $\pm$ 9
京 菜	39. 2	八 女 市	2.0 $\pm$ 4.3	30.4 $\pm$ 6.1
京 菜	39. 3	志 免 町	109 $\pm$ 6	93.2 $\pm$ 7.2
京 菜	39. 3	八 女 市	93.2 $\pm$ 7.2	128 $\pm$ 7

表4 魚貝類の放射能 ($\mu\text{c/g}$ 灰 除K)

試 料	採 取 年 月	採 取 地	測 定 値
ふ な	38. 7	大川市	56.8 $\pm$ 7.6
ふ な	38. 11	大川市	32.4 $\pm$ 7.6
ふ な	39. 3	大川市	40.6 $\pm$ 9.8
し じ み	38. 8	福岡市(室見川)	154 $\pm$ 9
し じ み	38. 10	福岡市(室見川)	240 $\pm$ 13
し じ み	39. 4	福岡市(室見川)	131 $\pm$ 9

表5 牛乳の放射能 ($\mu\text{c}/500\text{mg}$ 灰 除K)

採 取 年 月	採 取 地	原 乳	市 販 乳
38. 6	古賀町青柳	8.1 $\pm$ 4.2	160 $\pm$ 9
38. 8	古賀町青柳	6.1 $\pm$ 3.9	18.2 $\pm$ 4.9
38. 10	古賀町青柳	13.4 $\pm$ 4.4	10.1 $\pm$ 5.2
38. 12	古賀町青柳	12.2 $\pm$ 4.7	8.1 $\pm$ 4.5
39. 2	古賀町青柳	22.3 $\pm$ 5.0	4.1 $\pm$ 3.8
39. 2	古賀町青柳	—	4.1 $\pm$ 6.8

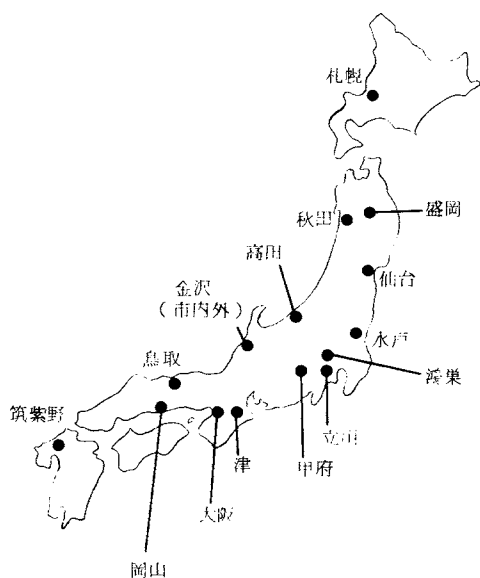
47 土 壌 および米の ^{90}Sr について

農業技術研究所

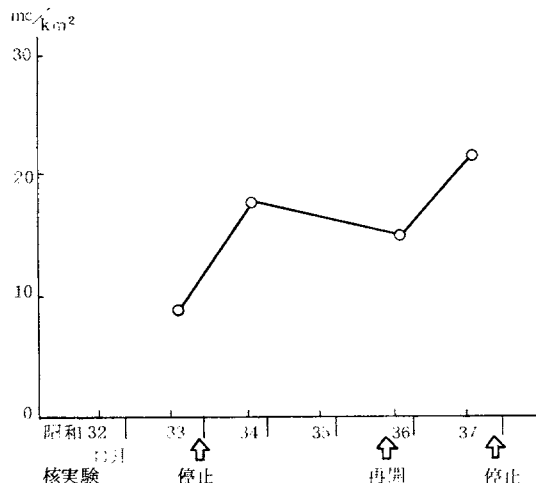
○小 平 潔, 石 川 美佐子

例年どおり第1図に示す各農業試験場の圃場から土壌及び米を採取して ^{90}Sr を分析した。

土壌の置換態 ^{90}Sr の各年の平均値は第2図の通りで、次の3点が注目される。第1は土壌の ^{90}Sr の増大が核実験実施時期から1年ほど遅れて認められることである。第2に ^{90}Sr が昭和35～36年に僅かながら減少の傾向を示すことである。各年とも地域差が大きいので平均値の僅かの増減を論ずるのは適当でないとも考えられるが、若干の下層土の分析結果から下層への ^{90}Sr の流



第 1 図 試料採取地点



第 2 図 水田土壌中の ^{90}Sr
(酢酸アンモニウム抽出)

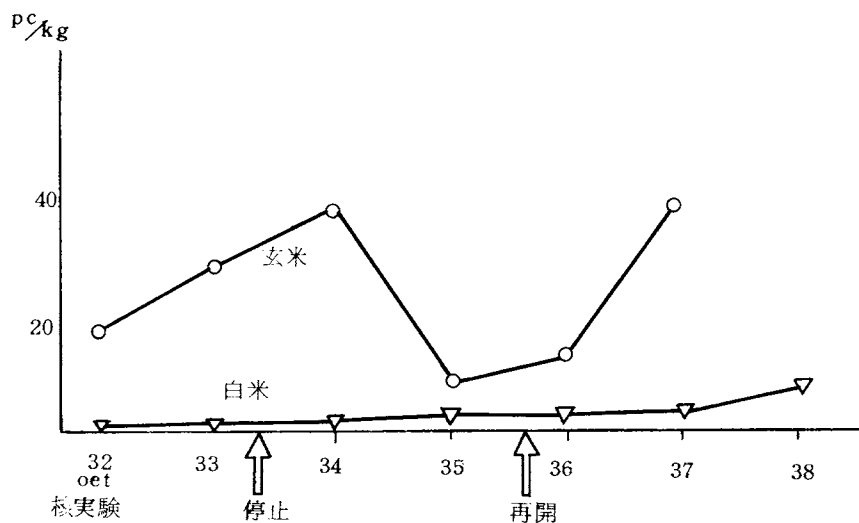
亡量が十数%と見積られるので、この減少の傾向はほぼ間違いないものと思われる。第 3 に ^{90}Sr 汚染が日本海側で高いという傾向がいまだに維持されていることである。これは第 1 表の昭和 38 年秋採取の水田作土の塩酸抽出 ^{90}Sr 分析値にもあらわれている。

第 1 表 水田作土 (昭和 38 年) 塩酸抽出 ^{90}Sr , mc/km²

	平 均	実測値の範囲	例 数
日 本 海 側	71	53-84	4
太 平 洋 側	25	12-39	7

米の ^{90}Sr 含量については各年の平均値は第 3 図及び第 2 表に示す通りで、その特徴は次の 3 点に要約される。第 1 に米の汚染が最近において第 2 ピークを迎えていることである。これも土壌と同じく核実験後 1 年ほど経過した頃の汚染が著しい。昭和 34 年のピークから類推すれば、現在の汚染は 38 年をピークとして以後下降するのではないかと予想されるが、これは分析を継続して実証する必要がある。

第 2 は ^{90}Sr が玄米に多く白米に少いことである。稲のポット栽培試験^{*}によると、出穂期以降外部からもみさらに附着した Sr は段々に内部に浸透するが、その大部分はぬか層に止まって白米部分にまで達するのは比較的少量であると報告されている。玄米の ^{90}Sr 汚染がその年の ^{90}Sr 降下



第3図 米のSr-90含量の経年変化

第2表 白米中⁹⁰Sr, pc/kg

	平均	実測値の範囲	例数
昭和37年産	4.4	1.9- 8.2	15
昭和38年産	7.3	2.1-15.1	15

率に伴って増減しているのは、この汚染機構で解釈することが出来る。一方白米の⁹⁰Sr含量は甚だ低く、年ごとの変化も僅少である。これは主として土壤に蓄積された⁹⁰Srの経根吸収によるものと考えられる。たゞ昭和36年までは白米1kg当りの値が毎年1~2pc、あったものが第2表に示すとおり37年4pc、38年に7pcと増えているのは、土壤中の⁹⁰Sr蓄積量が増えたことと共に、この稲作期間中に特に⁹⁰Sr降下率が高かったことを考慮して解釈する必要がある。

* 昭和32年度農林省関係放射能調査年報, p83 (1958)。

48 土壌および米の¹³⁷Csについて

農業技術研究所

小 平 潔, 津 村 昭 人

石 川 美佐子

国立公衆衛生院 ○山 県 登

各農業試験場から採取した土壌と米を試料として（採取地点は⁹⁰Srの項第1図参照）

¹³⁷Csを分析した。

土壌の置換態¹³⁷Csの分析値を第1表に示し、参考のために⁹⁰Srの値を附記する。第1の特徴はこれも概して日本海側で高く、太平洋側で低い傾向が見られることである。第2は同一処理による⁹⁰Srの分析値よりも低く、土壌による固定が認められることである。

白米の¹³⁷Cs分析値の各年の平均値を第1図に示す。第1の特徴は¹³⁷Csの降下率の消長を白米が極めて敏感に反映しており、⁹⁰Sr汚染と著しく異なることである。第2に白米中の¹³⁷Csの含量の高いことで、これまでの各年平均値を見ると最低でも35pc/kg、最高では113pc/kgに達している。第3は白米の¹³⁷Csも⁹⁰Srと同様現在の第2ピークが38年を境として減少することが予想される

がこれも今後実証する必要がある。第4は白米中で¹³⁷Cs/⁹⁰Sr比が10:1又はそれ以上を示すことで、降下物中の比が3:1前後であるのに比べて著しく高いことである。

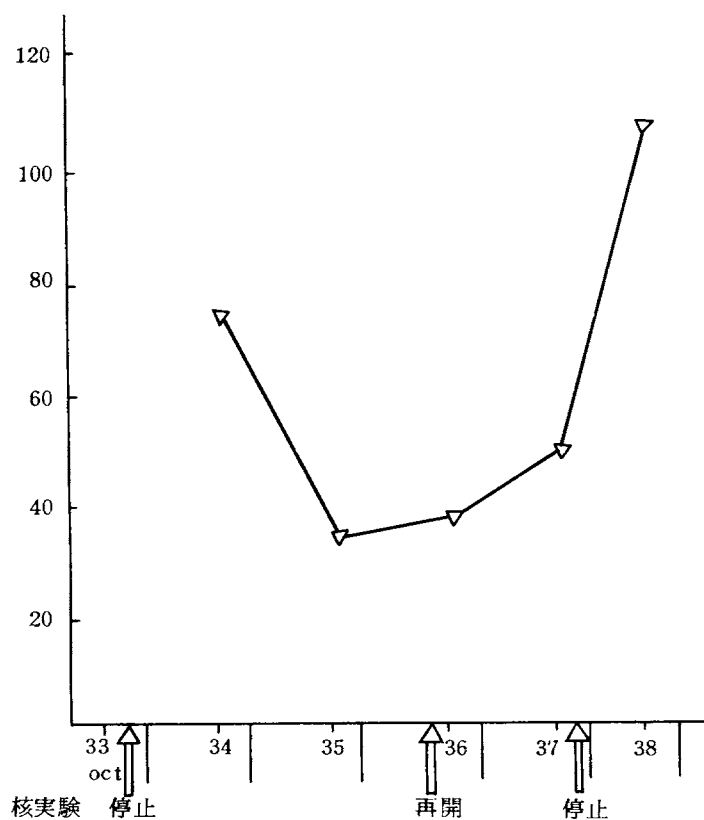
この第4の点については特に稲のポット試験を行なって研究した結果^{*}、第2表に示すように白米部への¹³⁷Csの選択的濃縮が見られ、主として植物生理的作用によって説明し得ることがわかった。

第1表 土壌（昭和37年）の置換態¹³⁷Cs、附置換態⁹⁰Sr

地 名	¹³⁷ Cs, mc/km ²	⁹⁰ Sr, mc/km ²
札 幌	15	26
秋 田	—	34
高 田	22	32
金 沢	26	—
盛 岡	17	—
仙 台	14	20
水 戸	9	21
鴻 巣	—	20
東 京	9	19
大 阪	4	15
岡 山	6	10
筑 紫 野	17	19
平 均	(14)	(22)

第2表 白米による1日当り濃縮係数

投 与 時 期	Cs	Sr
幼 穂 形 成 期	8×10^{-1}	4×10^{-4}
出 穂 期	5×10^{-1}	2×10^{-2}



第 1 図 白米の Cs-137 の経年変化

* 小平・津村放射線影響学会講演 1964年7月。

49 作物による放射性降下物中の ^{90}Sr 吸収抑制に関する研究

農技研化学部土壌第一科

○西 垣 晋, 渋谷 政 夫

小 山 雄 生

本研究は土壌中に降下した ^{90}Sr の作物による吸収の機構を明かにし、同時に土壌中の ^{90}Sr が作物によって吸収されることを抑える方法を研究しようとするものであるが、まづ水稻をとりあげ、実際圃場における物料投与と関連して研究を進め、既往の基礎的研究結果と合わせて、農業的規模

における ^{90}Sr 吸収抑制の具体的方法論を確立しようとするものである。

このためまづ初年度においてはSrの放射性アイソトープを安全に野外の実際圃場で使用する方法を確立するため 使用する放射性Sr 核種の選定、圃場に投入する放射性核種を出来るかぎり少くして作業者の被曝線量を可及的に少なくするために作物体中の放射性Sr 核種の測定法の研究および圃場設定法等の研究を行った。

一方、土壌の種類によって石灰材料のSr 吸収抑制におよぼす影響が異なるので、火山灰性半湿田土壌に対比し、カオリン性乾田圃場を用いた。

前年度までの成績によれば、肥料用石灰、肥料用硝石灰および珪酸苦土石灰等の石灰材物料によるSr の吸収抑制は、これらの物料を水稻田植前に施用し、かつこれを土壌中に鋤込んだ場合には、モミ中のSr 濃度は低下している。即ち普通に水稻栽培に対し施用する石灰量程度ですでにSr 吸収は大体60%に抑えられていることが明かである。従って石灰材投与は水稻の ^{90}Sr 吸収抑制に効果があり、これは予想したようにカルシウムを加えて土壌中のカルシウム量を増加し、Sr に競合させ作物による ^{90}Sr の吸収抑制を行うことが可能であることを示すものである。しかしながら ^{90}Sr 吸収を60%程度におさえることは容易であるが、さらに抑制を増大させる場合には容易でない。

従って前記3種の石灰材料の外に、一般に使用されている石灰材料および土壌改良剤等を選択して実際圃場試験を行った。現在分析実験中であるが、得られた結果について報告する。

50 土壌中のストロンチウム-90，セシウム-137 濃度

放射線医学総合研究所

佐 伯 誠 道， 篠 田 博

清 水 恵美子

(1) 緒 言

放射性降下物の土壌への蓄積量を知る事と、河川流域土壌より河川への放射性物質の流亡を調べる目的で土壌中の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs について放射能調査を始めた。

(2) 試 料 採 取

北海道，新潟，東京，静岡，愛知，大阪，福岡の7都道府県の衛生研究所の協力により，表土を裸地及び草地について，30cm 四方深さ5cm をそれぞれ2区画づつ採取し，2区画を一緒にして，裸地試料，草地試料とした。

試料採取地及び採取年月日については第1表に示す通りである。

(3) 分 析 法

上記各衛生研究所より送付されたものについて風乾後，ジャイロシフター（徳寿製作所製）（篩目J.I.S.2mm）で篩別し，その中より200gを分析供試料とした。

分析法は「科学技術庁編，放射性ストロンチウム分析法，及びセシウム137分析法」に準じ

て実施した。

(4) 分 析 結 果

分析結果は第2表(1回目)及び第3表(2回目)の通りである。

(第1表) 1963年土壤放射能調査試料
採取地等一覧

都道府 県 名	採取期 *	種 類	採 取 地	土 質
北海道	前 期 } 後 期 }	裸 地 草 地	札幌市北海道学芸大学構内 真駒内団地(旧種蓄場)	砂壤土 壤土, やや石を含む
新潟	前 期	裸 地 草 地	中蒲郡横越村杉林 同 上	砂黄土 同 上
	後 期	裸 地 草 地	白根市白根小学校校庭 新潟市平島浄水場庭	砂質土 同 上
東京	前 期 } 後 期 }	裸 地 草 地	新宿区百人町衛生研究所 北多摩郡久留米町小山196	関東ローム 同 上
静岡	前 期 } 後 期 }	裸 地 草 地	清水市清池字上島 同 上	軟質土壌 同 上
愛知	前 期 } 後 期 }	裸 地 草 地	愛知県江南市東野滝実業高校 同 上	沖積層 砂 地
大阪	前 期 } 後 期 }	裸 地 草 地	大阪府枚方市御殿山 大阪大学枚方学舎 大阪市東淀川区浜町柴島浄水場	粘土質 砂 地
福岡	前 期 後 期	裸 地 草 地	福岡県早良町曲瀬水源地 同 上	砂壤土 同 上

* 前期は1963年6月～8月, 後期は1963年10月～12月

供 試 料 縦×横×深 30cm×30cm×5cm を1区画とし, 2区画採取し均一に混合したものである。

抽 出 法 塩酸抽出法による。

(第2表) 各地表土中の ^{90}Sr , ^{137}Cs

(1963年前期試料)

試料 No.	試料採取 都道府県	試料採取 年 月 日	^{90}Sr mc/km ²		^{137}Cs mc/km ²	
			裸 地	草 地	裸 地	草 地
1	北海道	38. 8.20	22.3±0.7	16.5±0.6	28.7±0.5	18.8±0.4
2	新潟	7.30	24.8±0.8	23.1±0.7	53.3±0.9	43.8±0.7
3	東京	8.15	12.1±1.0	12.0±0.6	17.2±0.3	32.3±0.5
4	静岡	8. 8	7.0±0.4	16.5±0.5	6.2±0.2	24.1±0.4
5	愛知	7. 5	18.6±0.7	20.0±0.6	37.4±0.6	31.5±0.5
6	大阪	6.28	28.6±0.7	19.1±0.8	21.9±0.4	61.4±1.0
7	福岡	9. 4	23.6±0.7	43.5±1.3	34.1±0.6	74.9±1.2

(註) ^{90}Sr , ^{137}Cs の土壌表層より深部への流亡の Factor は考慮してない。(第3表) 各地表土中の ^{90}Sr , ^{137}Cs

(1963年後期試料)

試料 No.	試料採取 都道府県	試料採取 年 月 日	^{90}Sr mc/km ²		^{137}Cs mc/km ²	
			裸 地	草 地	裸 地	草 地
8	北海道	38.11.29	34.0±0.8	12.3±0.6	76.4±2.9	17.9±1.4
9	新潟	10.17	38.2±0.8	32.3±0.7	71.6±2.1	70.0±2.4
10	東京	12. 3	6.0±0.1	14.3±0.3	11.4±0.9	37.2±1.4
11	静岡	11.29	13.2±0.3	16.0±0.3	32.5±1.2	31.7±1.2
12	愛知	11. 8	37.3±1.0	19.2±0.5	113.1±2.5	63.1±1.3
13	大阪	11.18	19.5±0.4	19.3±0.4	35.0±1.3	64.0±1.6
14	福岡	12. 9	10.6±0.2	30.7±0.7	18.6±0.8	78.3±1.6

(註) ^{90}Sr , ^{137}Cs の土壌表層より深部への流亡の Factor は考慮してない。

51 土壌中の全放射能測定法における 塩酸抽出法と直接測定法の比較

日本原子力研究所 保健物理部

○人 見 清 一, 笠 井 篤

梁 瀬 芳 晃

土壌中の全放射能測定法には、塩酸による抽出法が従来からおこなわれてきたが、欠点としては、測定結果がでるまでに時間がかゝり過ぎる点が上げられる。当研究所においても、土壌の測定は、平常時の管理として、また、事故時の指標としてとり上げて来ているが、事故時において、早急に汚染したものを発見したり、どの試料を分析するかを決めるために、簡易かつ迅速に結果をだすには、あまりにも時間の浪費がある。

そこで今回は、大型のGM計数管（径50mm）を使用し、土壌を採取後、乾燥をおこなっただけで、一定量を量取した試料を直接に測定をおこない、従来、当研究所でおこなってきた、塩酸抽出法と比較検討を試みた。

なお、調査は、当研究所でおこなっている、定期試料採取地点を選び、1963年4月から1964年7月までに、6回で試料処理件数は約100地点おこなった。

52 土壌中のフォールアウトとその深度分布

理化学研究所

山 崎 文 男, ○岡 野 真 治

横浜国立大学

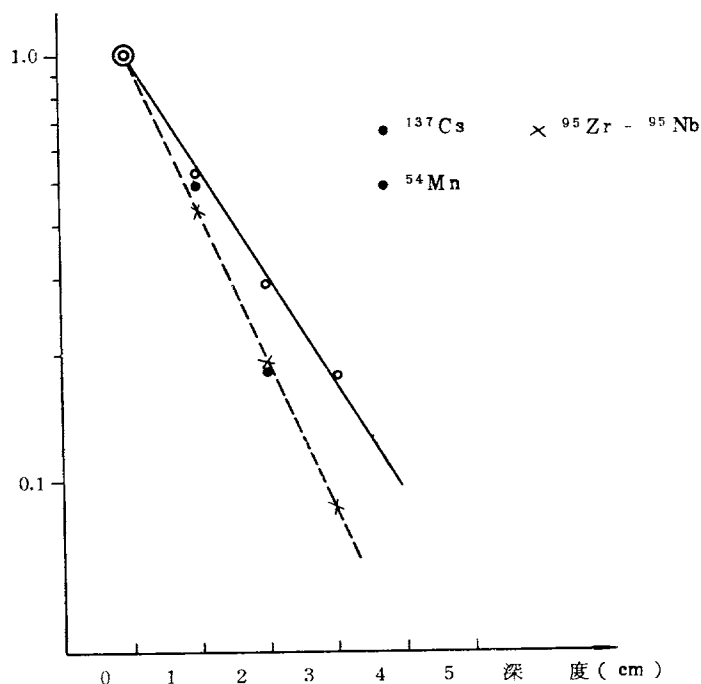
竹 内 梃, 石 塚 安 広

核爆発実験によるフォールアウトが、地上に広く分布していることは、よく知られていることである。しかし、それらの土壌中における深度分布は、すべての核種について明らかにされていない。これら核種の深度分布を知ることは、これらによる外部被曝線量を決定する上に必要なことである。この報告は土壌中に含まれるフォールアウト核種のうち γ 線を放出する核種について、仙台、秋田、金沢、横浜の各地区における深度分布を測定した結果を述べる。

測定は、シンチレーション γ 線スペクトルメーターによって行った。検出された核種は、 ^{137}Cs , ^{54}Mn , ^{106}Ru - ^{106}Rh , ^{144}Ce - ^{144}Pr , ^{125}Sb ならびに、現在はすでに減衰してほとんどその存在を認められてない ^{95}Zr - ^{95}Nb , ^{141}Ce などである。

これらのうち ^{137}Cs , ^{54}Mn , ^{95}Zr - ^{95}Nb は、すでに第1図の如き結果が得られており、 ^{137}Cs が他に比して深くまで分布していることが知られている。

今回は、他の核種についても、先にかかげた4地区別にその量ならびに、深度分布を報告する。



第1図

53 米の $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ による汚染

国立公衆衛生院

山 県 登, ○岩 島 清

農業技術研究所

小 平 潔

従来、日常食の $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ による汚染を調べてきたが、そのうち特に米の汚染について、空気中濃度と粳の汚染との関聯因子、粳から玄米、白米と精米した際の汚染の変化および日常食への白米による汚染の寄与を調べた。すなわち、全国15ヶ所の農業試験場から採取した1962年産の粳（1試料 4.5kg）の $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ をガンマースペクトロメータで測定した。

ついで玄米、さらに白米としその都度同様の方法で測定した。

まず、粳、玄米、白米中の $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ の変動係数はそれぞれ0.73, 0.69, 0.46であり、95%の信頼度で粳と玄米については相関が認められたが、玄米と白米、粳と白米には相関が認められなかった。

次に、東京産の粳について $^{95}\text{Zr} - ^{95}\text{Nb}$ の空気中濃度と粳の汚染との間に単一指教函数模型を適用

し、空气中濃度を知ることによって粳の汚染を推定するための因子（ $f = 0.032$ ）求めた。

$$Q = \frac{f \cdot q}{\lambda} - (1 - e^{-\lambda t})$$

Q：粳の ^{95}Zr - ^{95}Nb 濃度（ $\mu\text{c/g}$ ）

t：粳の状態で空气中に露出生育した時間

q：t時間中の平均空气中 ^{95}Zr - ^{95}Nb 濃度（ $\mu\text{c/m}^3$ ）

λ ：壊変定数

f：空气中 ^{95}Zr - ^{95}Nb の粳に捕獲される場合

また、各地で収穫した白米をその地方で1人1日358g摂取したと仮定して日常食への寄与を計算すると、東京では1963年2月24日で10～14%、北海道では1963年3月1日で12～14%、秋田では1963年3月12日で7～12%であった。

1962年産米 ^{95}Zr - ^{96}Nb （ $\mu\text{c/g}$ ・採取時）

	粳	玄	米	白	米	採 取 日
北 海 道	16.0	1.21		0.20		10/ 1
秋 田	11.5	0.35		0.16		10/ 1
盛 岡	7.9	0.63		0.14		9/30
仙 台	7.1	0.31		0.10		9/14
高 田	3.3	0.40		0.18		9/14
水 戸	7.0	0.33		0.21		9/12
鴻 巣	18.1	0.62		0.19		9/25
東 京	1.8	0.17		0.17		9/15
甲 府	3.1	0.32		0.13		10/23
津	0.8	0.14		0.04		9/20
金 沢	5.4	0.41		0.26		9/ 1
大 阪	4.0	0.20		0.11		11/ 8
岡 山	4.0	0.15		0.03		10/30
鳥 取	16.5	0.80		0.15		10/15
筑 紫 野	6.3	0.26		0.09		10/30

54 各種食品，陸水，雨水ちり，および 土壌等の ^{90}Sr ^{137}Cs ^{144}Ce について

社団法人 分析化学研究所

浅 利 民 彌 千 葉 盛 人
 ○有 木 督 黒 田 雅 之
 樽 山 繁 熊 埜 御 堂 真 士
 山 口 久 夫 徳 森 尙 志
 仁 木 幹 夫

当所においては，科学技術庁放射能調査委託にもとづいて，各都道府県衛生研究所の協力で集められた各種食品，陸水，雨水ちり，土壌等の ^{90}Sr ^{137}Cs について分離測定を行った。

1964年度分より日常食，海水，海底土，土壌，浮遊塵は ^{90}Sr ^{137}Cs に加えて ^{144}Ce の分離測定も行っている。

分析試料は表の通りで，その分析測定結果について1963年度および1964年度7月採取試料までを報告する。

試 料	分 析 核 種	1963年度分析試料数	1964年度分析試料数
牛 乳	^{90}Sr , ^{137}Cs	122	41
野 菜	^{90}Sr , ^{137}Cs	137	24
日 常 食	^{90}Sr , ^{137}Cs (^{144}Ce)	114	10
粉 乳	^{90}Sr , ^{137}Cs	7	2
茶 葉	^{90}Sr , ^{137}Cs	6	
上 水	^{90}Sr , ^{137}Cs	105	59
流 水	^{90}Sr , ^{137}Cs	37	
融 雪 水	^{90}Sr , ^{137}Cs	16	
天 水	^{90}Sr , ^{137}Cs	18	
灯 台 天 水	^{90}Sr , ^{137}Cs		22
雨 水 ち り	^{90}Sr , ^{137}Cs	275	88
土 壌	^{90}Sr , ^{137}Cs (^{144}Ce)	64	43
海 水	^{90}Sr , ^{137}Cs (^{144}Ce)		9
海 底 土	^{90}Sr , ^{137}Cs (^{144}Ce)		5
浮 遊 塵	^{90}Sr , ^{137}Cs (^{144}Ce)		9

^{144}Ce については1964年度より分離測定を始めた。

55 日常食に由来するSr-90の体内蓄積量について

国立栄養研究所

食品化学部 早川 徳子

環境の汚染に伴い、食生活を通して人体の被る影響を推測するため或はその影響をできるだけ少くする方法を究明する目的で、成年女子を被試験者とし、ごく普通の食事を摂った際の食事中 Sr-

献立の1例

	献立名	材料名	分量 g	熱量 cal	蛋白質 g	脂肪 g		
朝	御飯汁 味噌汁	米	100	342	6.4	0.8		
		みそ	20	31	2.5	0.7		
		茄子	15	31	2.5	0.7		
		油揚げ	3	11	1.0	0.9		
		かつおぶし	2	7	1.5	0.1		
		油卵	10	90	0	10.0		
		豚挽肉	50	26	6.3	5.6		
		玉ねぎ	30	44	10.4	0.2		
		椎茸	20	5	0.1	—		
		にんじん	5.7	—	7.0	—		
		にんじん	10	4	0.2	—		
		わさび漬	10	20	1.8	0.4		
		お茶漬						
昼	ドレッシング	米	120	400	7.7	1.0		
		のり	0.5	—	0.2	—		
		塩鮭	48	65	9.1	2.5		
		しそ	1	—	—	—		
		キャベツ	35	6	0.5	0.1		
		きゅうり	30	3	0.3	—		
		トマト	120	25	1.2	0.2		
		ピーマン	5	1	0	—		
		油酢	13	117	—	13		
		酢	5					
		夕	御飯一 つけ合せ 酢の物	米	120	400	7.7	1.0
				じゃがいも	80	62	1.5	0.1
				玉ねぎ	30	7	0.2	—
豚挽肉	30			44	6.4	0.2		
にんじん	30			12	0.6	0		
リンゴ	少々							
牛乳粉	50			30	1.4	1.4		
小麦粉	10			35	1.3	0.1		
小油	10			90	0	10.0		
にんじく	少々							
福神漬	18			18	0.7	0.1		
らっきょう	33			17	0.7	0.1		
わかめ	3			—	0.3	—		
イカ	20			14	3.4	0.2		
ねずみ	8			2	0.1	0		
砂糖	8			—				
とうもろこし	6			24	0	0		
桃ジュース	200 2/3袋			80	1.6	0.4		
総計				2,063	84.6	49.8		

90含量及び尿，尿中に排泄されるSr-90量を測定し，体内の蓄積量を求めた。

被試験者は女子6名（女子大生，22才，体重55～68kg），試験期間は10日間であり，試験食としては普通の家庭で日常摂られているものに近くなるよう献立を作成した。その1例を別表に記す。

Sr-90の分析試料は試験食については被試験者の摂取するものと同一になるように母食2人分ずつ調製して分析用標本とし，尿，尿については毎24時間分，10日間連続採取した。

またSr-90の分析方法は発煙硝酸法により，計測は低バックグラウンド放射能測定装置を使用した。

実験の結果は1人1日平均のSr-90摂取量は $6.9\mu\text{C}$ で，尿中に $0.5\mu\text{C}$ ，尿中に $5.8\mu\text{C}$ がそれぞれ排泄され，蓄積量は $0.7\mu\text{C}$ であった。S.U.は摂取したものについては13.1蓄積されたものについては13.5であったが，Sr-90はCaに比べて尿中排泄量が多く，尿中排泄量は小なかった。

56 食 品 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 讓

(1) 緒 言

科学技術庁放射能調査の一環として日常食を担当したが，調理済の食品を大別して主食類，野菜類，肉類，汁類の4区分に分けて調査した。つまり，日常食の放射能水準を知ると共に上記のどの区分に ^{90}Sr ， ^{137}Cs が多いかの傾向をあわせて検討した。

(2) 試 料

北海道（札幌），新潟，東京，大阪，福岡の5区の各都道府県衛生研究所に依頼し，都市成人，農村成人および農村子供の3群（ただし大阪のみは都市成人および会社等の集団の2群）に分け，調理済の可食部2日分を次の4区分に分けて収集し， 450°C で灰化後分析に供した。

- 1) 主 食 類 （米，麦，パン，うどん類）
- 2) 野 菜 類 （根菜，葉菜，豆類等）
- 3) 肉 類 （獣肉，鳥肉，魚介類，卵，牛乳等）
- 4) 汁 類 （汁類，水，嗜好飲料等）

試料収集の日時は第1回は6月下旬より8月初旬，第2回は11月中旬より12月初旬であった。

(3) 実験および結果

1) γ 線波高分析

灰化試料をポリエチレン製の袋に入れ，256チャンネルの γ 線波高分析器で16時間計測し γ 線放出核種を調べた。

新潟都市成人と大阪集団成人につき4食品区分のガンマ線波高分布を第1図に示す。

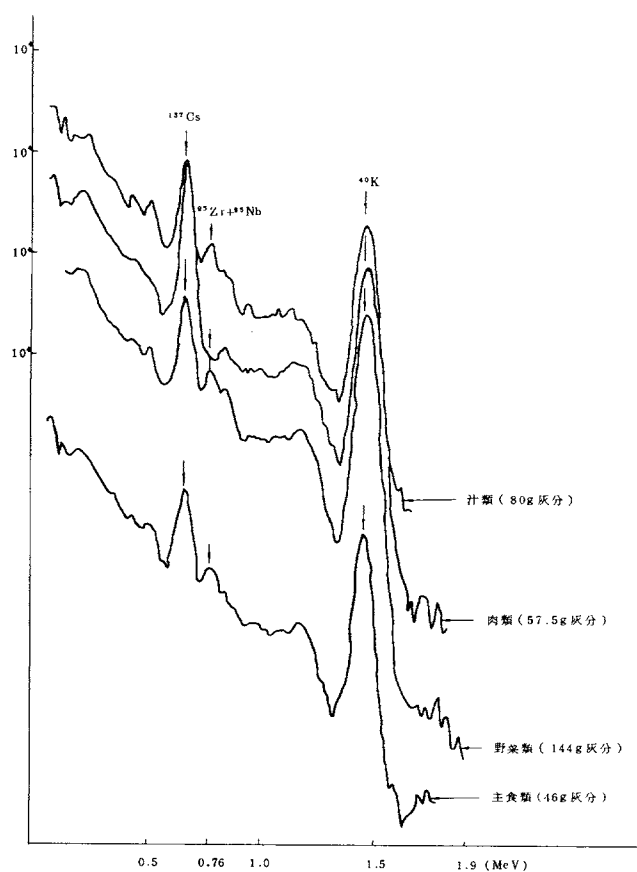
各食品区分に ^{40}K につき ^{137}Cs を示すピークが明瞭に現われた。さらに野菜類、主食類、汁類の各食品区分には僅かながら ^{95}Zr ・ ^{95}Nb と思われるピークが表われたが、肉類には認められなかった。

この傾向は大阪、新潟のいずれにも共通している。

2) ^{90}Sr 量および ^{137}Cs 量

i) ^{90}Sr 量

結果を第1, 2表に示す。1人1日の ^{90}Sr 摂取量は第1回, 第2回ともに野菜類に最も多



第1図 新潟都市成人試料Y-線波高分布

第 1 表 カテゴリー別日常食中の⁹⁰Sr 量 (1963 年 6 月末～8 月初)

		主 食 類	野 菜 類	肉 食 類	汁 類	計
		pc/d/p (Camg/d/p) S.U	pc/d/p (Camg/d/p) S.U	pc/d/p (Camg/d/p) S.U	pc/d/p (Camg/d/p) S.U	pc/d/p (Camg/d/p) S.U
北海道	都市成人	1.3±0.1(55.3) 23.5	2.2±0.1(34.8) 63.1	1.1±0.1(162.0) 6.8	1.5±0.1(185.0) 8.1	6.1±0.4(437.1) 14.0
	農村成人	0.2±0.0(59.7) 33.5	2.3±0.3(34.9) 65.8	1.8±0.1(207.0) 8.7	1.4±0.1(166.0) 8.4	5.7±0.5(467.6) 12.2
	農村子供	0.9±0.1(29.2) 30.8	1.0±0.1(13.0) 76.6	2.0±0.2(148.0) 13.5	1.2±0.1(145.0) 8.3	5.1±0.5(335.2) 15.2
新潟	都市成人	2.0±0.1(51.2) 39.1	11.3±1.3(119.0) 95.1	1.1±0.1(119.0) 9.2	1.4±0.1(164.0) 8.5	15.7±1.6(453.2) 34.6
	農村成人		9.5±1.1(119.0) 80.1	0.9±0.1(105.0) 8.6	3.1±0.3(191.0) 16.2	
	農村子供	0.4±0.0(10.4) 38.5	9.0±0.9(168.0) 53.5	1.6±0.2(258.0) 6.2	1.2±0.1(80.0) 15.0	12.2±1.3(516.4) 23.3
東京	都市成人	1.7±0.3(34.8) 48.8	2.2±0.6(25.9) 85.1	1.6±0.2(83.3) 19.2	1.9±0.6(122.0) 15.5	7.4±1.7(266.0) 27.8
	農村成人	0.8±0.1(15.0) 53.3	1.9±0. (24.3) 78.2	0.8±0.1(51.6) 15.5		
	農村子供	0.3±0.0(4.8) 62.0	1.3±0.1(24.2) 53.5	0.5±0.1(49.0) 10.2	0.4±0.0(111.0) 3.6	2.5±0.2(189.0) 13.2
大阪	都市成人	1.3±0.1(30.0) 48.1	2.3±0.2(43.3) 53.1	1.2±0.1(132.0) 9.0	1.6±0.1(107.0) 14.9	6.4±0.5(312.8) 20.5
	集団給食	1.5±0.3(31.5) 47.6	9.6±0.8(61.5) 156.0	1.4±0.3(173.0) 8.1	1.2±0.3(88.9) 13.5	13.7±1.7(354.9) 38.6
福岡	都市成人	5.9±0.4(110) 53.1	9.3±0.8(124.0) 75.5	1.0±0.1(294.0) 3.5	1.5±0.1(115.5) 13.0	17.7±1.3(643.5) 27.5
	農村成人	5.3±0.4(110) 48.1	8.4±0.7(103.0) 81.3	3.3±0.3(38.4) 8.6	1.3±0.1(111.6) 11.6	18.3±1.5(708.6) 25.8
	農村子供	2.7±0.2(85.7) 31.5	4.4±0.5(85.4) 52.0	4.5±0.5(363.0) 12.5	1.1±0.1(98.9) 11.1	12.7±1.3(633.0) 20.1

第 2 表 カコデリー別日常食中の⁹⁰Sr 量 (1963, 11 中～12 初)

		主 食 類	野 菜 類	肉 類	汁 類	計
		pc/d/p (Camg/d/p) S.U	pc/d/p (Camg/d/p) S.U	pc/d/p (Camg/d/p) S.U	pc/d/p (Camg/d/p) S.U	pc/d/p (Camg/d/p) S.U
北海道	都市成人	1.8±0.1(52.1) 34.5	6.0±0.3(85.1) 70.5	3.0±0.2(132) 22.1	2.5±0.2(138.1) 18.1	13.3±0.8(407.3) 32.7
	農村成人	2.8±0.2(48.5) 57.7	5.6±0.3(88.1) 63.6	2.5±0.2(152) 16.5	3.6±0.2(156.7) 23.0	14.5±0.9(445.3) 32.6
	農村子供	0.7±0.0(41.6) 16.8	6.1±0.4(90.5) 67.4	1.2±0.1(111) 10.8	1.8±0.1(118.8) 18.2	9.8±0.6(351.9) 27.8
新潟	都市成人	2.3±0.2(63.5) 36.2	14.3±1.0(81.6) 175.2	1.6±0.1(121) 13.2	3.6±0.2(101.5) 35.5	21.8±1.5(367.6) 59.3
	農村成人	2.7±0.2(61.0) 44.3	22.1±2.0(80.5) 274.5	2.1±0.1(131) 16.0	5.9±0.4(163.2) 36.2	32.8±2.7(435.7) 75.3
	農村子供	2.6±0.2(55.5) 46.8	23.9±1.9(85.5) 279.5	1.5±0.1(128) 11.7	2.5±0.2(151.5) 16.5	30.5±2.4(420.5) 72.5
東京	都市成人	1.0±0.1(48.1) 20.7	5.9±0.3(67.1) 87.9	0.4±0.0(85.5) 4.7	0.9±0.1(125.5) 7.2	8.2±0.5(326.2) 25.1
	農村成人	1.3±0.1(36.6) 35.5	1.1±0.1(39.9) 27.6	1.1±0.1(67.7) 16.2	2.2±0.1(121.3) 18.1	5.7±0.4(265.5) 21.5
	農村子供	1.6±0.1(29.8) 53.7	1.5±0.1(41.5) 35.1	6.4±0.3(101.5) 63.0	0.6±0.0(100.1) 6.0	10.1±0.5(272.9) 37.0
大阪	都市成人 集団給食					
福岡	都市成人	1.8±0.1(45.5) 39.7	8.2±0.4(88.9) 92.2	1.5±0.1(146.1) 10.3	1.3±0.1(128.5) 10.2	12.8±0.7(409.0) 31.3
	農村成人	1.5±0.1(46.6) 32.2	7.3±0.4(85.4) 85.5	0.9±0.1(138.5) 6.5	1.0±0.1(135.1) 10.1	10.7±0.7(405.6) 26.4
	農村子供	1.3±0.1(40.1) 32.4	6.3±0.3(81.7) 77.2	1.0±0.1(113.1) 8.8	1.2±0.1(128.1) 9.4	9.8±0.6(363.0) 27.0

く、主食類がこれに次ぎ、肉類、汁類は大体同じであった。主食類では第1回の試料では福岡都市成人の 5.9pc/d/p (531.1S.U.) が高く、北海道農村成人の 0.2pc/d/p (33.5S.U.) が最低であった。これに対し第2回の試料では北海道農村成人の 2.8pc/d/p (57.7S.U.) が高く、北海道農村子供の 0.7pc/d/p (16.8S.U.) が最低であった。野菜類では第1回の試料では新潟都市成人の 11.3pc/d/p (95.1S.U.) が高く北海道農村子供の 1.0pc/d/p (76.6S.U.) が最低であった。第2回の試料では、新潟農村子供の 23.9pc/d/p (279.5S.U.) が高く、最低は北海道農村成人の 5.6pc/d/p (63.6S.U.) であった。肉類については第1回の試料は福岡農村子供の 4.5pc/d/p (12.5S.U.) が高く、東京農村子供の 0.5pc/d/p (10.2S.U.) が最低であるが、第2回の試料では東京農村子供は 6.4pc/d/p (63.0S.U.) を示したが、これを除くと最高は 3.0pc/d/p (22.7S.U.) より 0.4pc/d/p (4.7S.U.) の範囲であった。東京農村子供が高い値を示したのは他の群の肉の摂取量灰分が平均 3.38g に対し 7.9g と多かった為である。汁類は第1回の試料では新潟農村成人の 3.1pc/d/p (16.2S.U.) が高く、東京農村子供の 0.4pc/d/p (3.6S.U.) が最低であり地域差は殆んど認められないのに対し、第2回の試料では最高は新潟農村成人の 5.9pc/d/p (36.2S.U.) であり、東京農村子供の 0.6pc/d/p (6.0S.U.) が最低であり、概して新潟県は多く、東京は最も少なかった。

1人1日の ^{90}Sr 摂取を S.U. でみれば第1回に比べ、第2回は東京都市成人が 27.8 から 25.1 と減じている以外はすべて増加していて、5地方、3群の各回の食品区分別 S.U. の平均値では都市成人では第1回は 24.9 で第2回は 37.1 、同様に農村成人では 19.0 と 39.0 、農村子供では 18.0 と 41.1 であり、第2回は第1回の夫々 49% 、 105% 、 128% 増であった。

ii) ^{137}Cs 量

分析の結果を第3、4表に示す。

主食類は第1回の試料は最高 24.0pc/d/p により最低 2.8pc/d/p に対し、第2回は最高 54.8pc/d/p より最低 7.6pc/d/p で、何れの地域に於ても増加しているが、特に北海道の増加が著るしい。地域的にも北海道は高い。野菜類では第1回が最高 48.7pc/d/p 、最低 8.0pc/d/p に対し第2回では、最高 49.3pc/d/p 、最低 9.0pc/d/p であり、新潟農村成人、東京農村子供および福岡都市成人を除いてはいずれも第2回の方が増加している。地域別では第1、2回を通じて新潟が特に高かった。肉類では第1回の試料は 59.0pc/d/p が最高であり、 2.9pc/d/p が最低であったのに対し、第2回の試料では 46.8pc/d/p が最高であり、 3.2pc/d/p が最低であった。北海道、福岡は第1、2回を通じて殆んど増減は認められなかったが、新潟都市成人および農村子供、東京都市成人および農村成人は顕著な減少を示し、一方東京農村子供は著るしい増加を示した。汁類では第1回は最高 35.3pc/d/p 、最低 2.2pc/d/p であり、第2回は最高 30.6pc/d/p 、最低 2.4pc/d/p であった。第1、2回を通じ新潟県は他よりもやゝ高い値を示した。又福岡県は3群とも明らかに増加を示した。

1日の ^{137}Cs 摂取量は、第1回では新潟都市成人の 122.7pc/d/p が最高であり、東京農村子供の 22.0pc/d/p が最低で全般的に新潟、大阪、北海道、東京、福岡の順であった。第2回では北海道都市成人の 115.5pc/d/p が最高であり、福岡農村子供の 53.5pc/d/p が最低であったが、全般的には北海道、新潟、東京、福岡の順であった。第2回の方が ^{137}Cs 摂取量

第 3 表 カテゴリー別日常食中の¹³⁷Cs 量 (1963 年 6 月末～8 月初)

		主 食 類	野 菜 類	肉 類	汁 類	計
		pc/d/p(Kmg/d/p) C.U	pc/d/p(Kmg/d/p) C.U	pc/d/p(Kmg/d/p) C.U	pc/d/p(Kmg/d/p) C.U	pc/d/p(Kmg/d/p) C.U
北 海 道	都市成人	24.0±2.3(324.5) 73.8	17.6±1.6(674.4) 26.2	28.4±2.6(591.7) 36.9	11.8± (301.6) 39.1	81.8± 7.6(1892.2) 43.2
	農村成人	4.2±0.4(53.3) 79.2	17.9±1.8(1093.6) 16.4	4.1±0.4(333.9) 11.7	11.1±1.1(533.5) 20.7	37.2± 3.6(2014.3) 18.5
	農村子供	11.1±1.1(160.0) 69.6	9.3±0.8(363.5) 25.5	8.0±0.6(433.0) 18.4	12.1±1.2(348.4) 34.6	40.4± 3.6(1304.5) 31.0
新 潟	都市成人	9.5±0.9(268.3) 35.3	40.0±3.5(1170.0) 34.2	59.0±5.7(788.5) 74.8	14.3±1.3(318.4) 45.0	122.7±11.3(2545.2) 48.2
	農村成人		48.7±4.4(2172.7) 22.4	3.3±0.3(248.0) 13.1	35.3±2.9(442.8) 40.8	
	農村子供	6.8±0.6(133.9) 50.8	34.8±2.7(1367.5) 25.1	35.2±3.1(273.8) 128.4	5.1±0.4(240.7) 21.3	81.9± 6.8(2037.9) 40.2
東 京	都市成人	10.7±0.8((212.7) 50.3	18.2±1.5(644.5) 28.2	26.2±2.6(202.0) 129.9	5.9±0.5(195.0) 30.8	65.6± 5.8(1052.2) 62.3
	農村成人	5.4±0.5(293.2) 18.5	8.0±0.8(248.6) 32.3	35.2±3.4(674.0) 52.3		
	農村子供	2.8±0.3(58.4) 47.1	9.6±0.9(279.2) 34.2	6.6±0.6(149.1) 44.4	3.1±0.2(96.5) 32.0	22.0± 2.1(583.2) 37.7
大 阪	都市成人	12.4±1.2(309.8) 39.9	27.3±2.4(1213.3) 22.5	27.2±2.2(603.9) 45.0	19.0±1.7(197.8) 80.2	85.8± 7.4(2324.8) 36.9
	集団給食	21.4±1.9(293.5) 73.0	25.3±1.7(1018.1) 24.9	15.1±1.3(477.5) 31.7	9.7±0.9(223.4) 43.6	71.6± 5.7(2012.5) 35.6
福 岡	都市成人	17.8±1.7(345.6) 51.5	20.6±2.0(1350.5) 15.2	10.3±1.0(522.5) 19.8	6.7±0.9(198.6) 33.9	55.5± 5.7(2417.2) 23.0
	農村成人	9.6 ±0.9(414.8) 23.1	15.1±1.5(1178.0) 12.8	2.9±0.2(419.3) 7.0	2.5±0.2(194.7) 12.6	30.0± 2.8(2206.8) 13.6
	農村子供	5.0±0.5(228.0) 22.1	8.4±0.8(764.0) 11.0	9.4±0.9(492.0) 19.1	2.2±0.2(104.3) 20.6	25.0± 2.0(1588.3) 15.7

第 4 表 カテゴリー別日常食中の¹³⁷Cs 量 (1963 年 1 1 月中～1 2 月初)

		主 食 類	野 菜 類	肉 類	汁 類	計
		pc/d/p(Kmg/d/p) C.U	pc/d/p(Kmg/d/p) C.U	pc/d/p(Kmg/d/p) C.U	pc/d/p(Kmg/d/p) C.U	pc/d/p(Kmg/d/p) C.U
北海道	都市成人	42.8±4.2(369.7) 115.7	31.7±3.1(1062.8) 29.8	27.2±2.7(792.5) 34.4	13.8±1.4(595.7) 23.1	115.5±11.8(2820.7) 41.0
	農村成人	54.8±5.4(396.2) 138.4	28.4±2.8(883.2) 32.2	5.5±0.5(521.7) 10.5	14.6±1.5(730.0) 20.0	103.3±10.1(2531.1) 40.9
	農村子供	14.4±1.4(155.9) 92.5	41.9±4.1(948.8) 44.1	7.2±0.7(398.3) 18.2	5.6±0.6(231.8) 24.2	69.1 ± 6.8(1734.8) 40.0
新潟	都市成人	17.1±1.6(277.5) 61.6	49.3±4.5(1604.4) 30.7	16.7±1.7(521.6) 32.0	22.6±2.2(588.6) 38.4	105.7±10.0(2992.1) 35.4
	農村成人	33.8±3.4(456.7) 73.9	39.2±3.8(1789.9) 21.9	5.5±0.5(407.1) 13.6	14.3±1.4(890.2) 16.1	92.8± 9.0(3543.9) 26.1
	農村子供	12.8±1.3(203.8) 62.8	47.3±4.7(1760.1) 26.9	6.3±0.6(353.8) 17.7	8.1±0.8(473.5) 17.1	74.5± 7.3(2791.2) 26.7
東京	都市成人	15.8±1.6(317.2) 49.7	45.4±4.5(1329.9) 34.2	4.8±0.5(151.9) 31.7	5.0±0.5(218.5) 22.9	71.0± 7.0(2017.5) 35.1
	農村成人	17.9±1.8(304.3) 58.9	9.3±0.9(387.0) 24.1	15.1±1.5(491.4) 30.6	30.6±3.0(682.7) 44.8	72.9± 7.1(1865.4) 39.0
	農村子供	7.6±0.8(174.9) 43.6	9.0±0.9(332.3) 27.0	46.8±4.6(1231.6) 38.0	2.4±0.2(111.1) 21.3	65.8± 6.5(1849.9) 35.5
大阪	都市成人 集団給食					
福岡	都市成人	22.3±2.2(378.0) 88.9	17.8±1.8(1422.8) 12.5	10.6±1.0(52.6) 20.3	16.4±1.6(455.5) 36.0	67.1± 6.6(2777.9) 24.1
	農村成人	15.0±1.5(506.0) 29.5	23.7±2.3(1576.6) 15.0	3.2±0.3(339.2) 9.3	14.8±1.5(443.5) 33.3	56.7± 5.5(2865.3) 19.7
	農村子供	14.0±1.4(429.5) 32.5	24.7±2.4(1284.8) 19.2	6.7±0.7(438.6) 15.2	8.1±0.8(491.7) 16.5	53.5± 5.3(2644.6) 20.3

は新潟都市成人および農村子供は減少を示したが、全国平均では都市成人が82.3pcから89.8pc、農村成人が33.6pcから81.4pc、農村子供が42.4pcから65.7pcと夫々明らかな増加を示した。

57 上水道水中のストロンチウム-90及び セシウム-137濃度

放射線医学総合研究所

鎌田 博 清水 恵美子

佐伯 誠 道

昭和36年12月より昭和37年3月までは天水、井水、上水道源水について26ヶ所より採取し、 ^{90}Sr 濃度を調査した。（飲料水中の ^{90}Sr について；第4回放射能調査成果発表会，昭和37年11月21-22日）

昭和37年4月より昭和38年3月までは上水道源水及びその蛇口水について26ヶ所より隔月に採取し、 ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度について調査した。（上水道水中の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度について；第5回放射能調査成果発表会，昭和38年11月21-22日）

昭和38年度以降は，新潟，東京及び大阪の3都府県の上水道水源水及びその蛇口水について隔月に採取し， ^{90}Sr 及び ^{137}Cs 濃度について調査を続行中である。

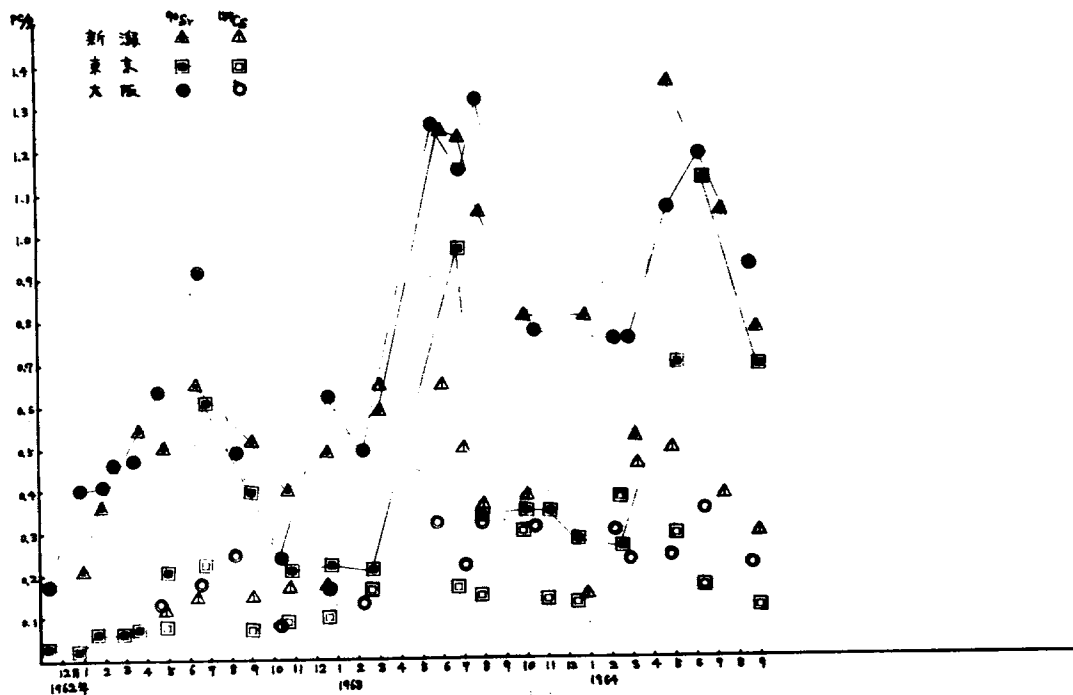
本報に於いては，新潟，東京及び大阪の3都府県の上水道源水及びその蛇口水について昭和36年より昭和39年8月までの調査結果を報告する。

調査結果は第1図及び第2図に示す如くである。

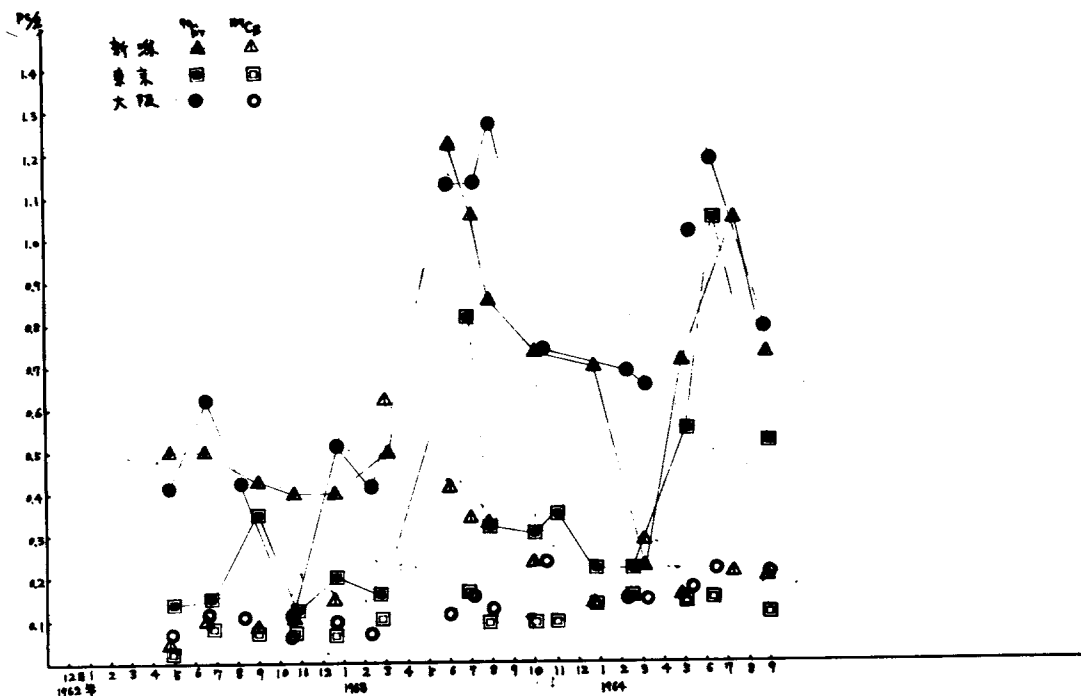
全般的に ^{90}Sr 及び ^{137}Cs レベルは蛇口水より源水が高レベルを示しており，源水，蛇口水ともに ^{90}Sr レベルが ^{137}Cs レベルよりも高くなっている。

年月別にみると ^{90}Sr 、 ^{137}Cs とに変化が認められ，昭和37年，昭和38年，昭和39年とも毎年6月頃を中心に高値ピークが観察される。

^{137}Cs については蛇口水中の濃度変化が源水よりも比較的低レベルを示している。即ち源水の $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ Ratio よりも蛇口水の $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ Ratio が低値を示している。



第1図 上水道源水中の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs



第2図 上水道蛇口水中の ^{90}Sr 及び ^{137}Cs

58 醱酵アルコールおよび植物精油中の ^{14}C の 濃度変化

放射線医学総合研究所

岩 倉 哲 男 檜 田 義 彦

森 崎 尙 子

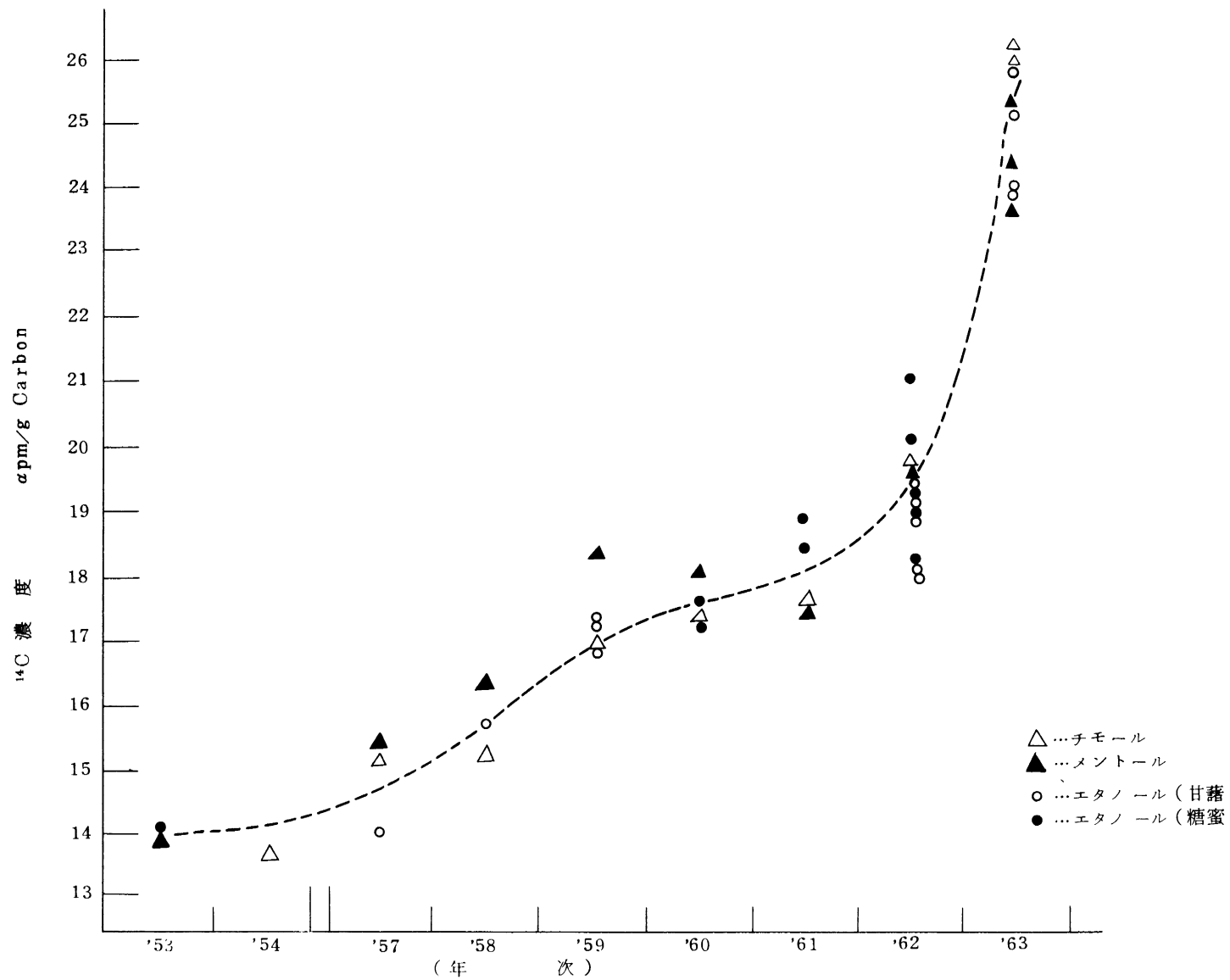
Liquid scintillation counting により、国内産甘藷、東南アジア産糖蜜を原料としたアルコールおよび国内産メントール、チモール中の ^{14}C 濃度を測定した。アルコールは通産省所属の各地方アルコール工場より入手し、試料を大量に使用して測定できるよう scintillation counter の検出部を改造した。すなわち通常の 20 ml vial 用の試料室をとりはずし、Packard 社に特註した Kaufman chamber を装置した。これはアルミ製円筒状の容器で、その両側は合成ゴム製 O リングをはさんで光電子増倍管の光電面に直接 scintillator が接する。従って chamber の内壁と光電面とが約 170 ml の円筒形空間を形成し、測定試料を混入した scintillator はこの上部から出し入れする。この際光電面に光が当らぬよう 注入孔には Neopren の黒色キャップをかぶせ scintillator の注入は 200 ml の輸血用注射器を使用した。測定用 scintillator の組成は次の通りである。

Toluene	80ml
Alcohol (試料)	80ml
P P O	640mg
dimethyl P O P O P	20mg

Background 計数率を求めるために合成アルコール (Humble Oil & Refining Co.) について、上記と同組成の scintillator を作り測定した。

メントールの 63 年度測定試料は北海道北見および岡山より入手し前回同様 p - サイメンに誘導し、又チモールは千葉大学薬草園より入手しメチルエーテルに誘導して、そのまま scintillator として用い常法に従い測定した。

以上の結果をまとめると 63 年度においてはいずれの試料も核実験の影響のなかった時代の 80 % 前後の増加率を示し、光合成によって植物体にとりこまれた炭素中の ^{14}C の増加の傾向を顕著に示している。また地域別、採集期別の試料の間に特に有意の差は認められなかった。



59 牛乳と飼料におけるSr-90, Cs-137 汚染の関係

農林省 畜産試験場

檀 原 宏 ○三 橋 俊 彦

韓国 畜産試験場 (IAEA 留学生)

任 京 淳

牛乳のSr-90, Cs-137汚染は、そのほとんどが飼料に由来する。したがって、飼料の汚染を無視しては、牛乳の汚染は考えられず、また、その汚染対策も飼料の適当なコントロールが大きい効果をもたらすのは疑いない。

しかし、飼料の測定は、牛乳の場合よりもはるかに多くの困難が伴う。乳牛の飼料は多彩にわたり、たとえ同一種の飼料でも、時期によってその性質が大巾に変わる。

当場では、現在、全国から8県をえらび、それらの県の畜産試験場あるいは酪農試験場において、その県で生産された飼料（配合飼料は除く）で乳牛を飼養し、飼料中の成分と牛乳成分との関係を調べる試験を行なっている。（乳牛の飼養給与基準に関する研究。昭38～41年）われわれはこの試験に加わり、給与した飼料、その生産された牛乳について、Sr-90, Cs-137の汚染濃度を測定した。

実施県：

北海道、岩手、富山、栃木、千葉*、静岡、岡山、香川、福岡

*千葉は当場産の飼料と牛乳を供試した。当場ではこの試験には加わっていない。

試料採取：

各県とも、6頭の乳牛を使用。昭和38年10月より開始した。県の事情により開始時期は一樣ではなかった。

年間を3期に区分し、飼料は各期ごと1回、牛乳は各期の始と終の2回づつサンプリングし測定分析した。各飼料は乳牛の摂取量と摂取割合をデータに基づいて算定し、風乾粉細した各単味飼料を実験室で再配合して縮分し、灰化。Sr-90, Ca, Cs-137およびKを測定した。

牛乳は6頭分を混合し縮分して乾固灰化、同様に測定分析した。

成果を要約すると次の通りである。

結 果：

- (1) 牛乳のSr-90濃度は、地域的には北海道が最高で、約40 S U。次いで岩手県の20～24 S Uが目立つが、その他の県では、ほとんど20 S U以下である。低いところでは香川県の6～7 S U、千葉県の11 S Uが見られる。飼料は、各牛乳の約5～10倍の濃度が検出された。
- (2) Cs-137濃度は、やはり北海道が最高で70 C Uにおよび（約120 $\mu\text{c}/\ell$ ）、次いで岩手県の50～60 C U（約80～100 $\mu\text{c}/\ell$ ）。低い県では香川が17 C U（約25 $\mu\text{c}/\ell$ ）であった。飼料中のCs-137も牛乳に比べるときわめて高い値を示したが、Sr-90ほどはっ

きりした倍率は得られなかった。

(3) 時期別にみると、勿論、県によってもそれぞれ異なるが、だいたい10, 11, 12月が高く、1, 2, 3, 月となるにつれて下降の線をたどっている。

(4) $OR^* = \frac{\text{牛乳のSU}}{\text{飼料のSU}}$ としてCaとSr-90の差別率を計算すると、各県とも0.1～0.2に集中し、従来の実験成績に近い値を示した。

*厳密にはSU (Sr-90 $\mu\text{c/gCa}$) からそのORは求められない。あくまで近似値である。

現在、この試験が開始されてから1ヵ年を経過した。なお今後2ヵ年間継続されるので、さらにデータを集積して、飼料-牛乳間のSr-90, Cs-137濃度の関係を明らかにしたいと思う。

60 高リンの給与による牛乳へのSr-90の 分泌抑制試験

農林省 畜産試験場

○檀 原 宏 三 橋 俊 彦

韓国 畜産試験場 (IAEA留学生)

任 京 淳

目 的：乳牛を高リンの飼料で飼養し続けると、血液がアチドーシスに傾き、その結果、骨細胞へのCa (Srを含めて)の沈着が減少し、その反対にCaの離脱が大きくなる。この状態が長く続くと、乳牛はいわゆる骨軟化症を呈してくる。

Caの骨への沈着のそ害は、同時にSr-90のそれをも抑制することになり、Sr-90の体内蓄積を減らす結果となる。血液や乳汁中のCa含量を左右する因子は、ある種のホルモンによるが、いっぽう、体内のCa貯蔵量が低下すると(骨中のSr-90の減少によって)減少することが報告されている。

今回は牛乳中のSr-90を減少させる一つ的手段として、骨中のCaを減少させ、それに伴ってSr-90を減らし、牛乳への分泌を少なくすることを試みた。

方 法：前回の(高カルシウム給与)試験と全く同様に、北海道(札幌……北海道農業試験場畜産部)、千葉(農林省畜産試験場)および九州(熊本……九州農業試験場畜産部)の3ヶ所において行なった。それぞれ条件の類似した2頭の乳牛を選び、この1対の供試牛に対し、試験期を交互にくり返えしたスイッチバック方式を用いた。対照期は通常の飼料を与え、試験期にはその飼料にリン酸ナトリウム(局方)を1日1頭あたり300g～500g添加した。(いちように500g給与の予定であったが、牛によっては添加を嫌うものもあらわれたので、それらは減量した。最低300gは与えた)飼料におけるリン含量の分析、および計算により、これらの乳牛は試験期には対照期の3～5倍のリンを摂取していることになる。

結果および考察：各測定値には誤差が多く、数値そのものの比較は意味が薄いので、各値間の大

小のみを符号によって記述し、有意検定を行なう符号検定法を用いて、高リン給与の効果の判定を行なった。その結果、北海道では、5%の有意水準で試験期のほうにSr-90の減少が認められたが、千葉、九州ではそれが認められなかった。前回の高カルシウム給与法に比べれば、今回の方法はあまり効果が期待されないことがわかった。

61 乳汁におけるSrの分泌経路について

農林省 畜産試験場

檀 原 宏 ○宮 本 進

韓国 畜産試験場 (I A E A 留学生)

任 京 淳

牛乳のSr-90は、摂取した飼料のそれから、次の二つのルートを経由して分泌すると考えられる。一つは、飼料中のSr-90が消化管から吸収され、血液によってそのまま乳房に運ばれて乳腺より分泌する。他は、血液で運ばれたSr-90が、いったん骨格に沈着したのち、ふたたび血中に溶離して乳腺に向うルートである。しかしこの両者は、当然、時間的なズレがあり、骨細胞を経由するフラクションは、直接に分泌する部分よりは幾分遅いと考えられる。

この両者を区別して、牛乳中のSr-90の量はそのいずれが主か、またその割合を知ることは、動物のコントロールによる牛乳のSr-90汚染対策のうえに重要な基礎をなすものである。

先づ予備実験として、泌乳中のモルモットを供試した。分べん直後のモルモットに、Sr-85を10 μ c 股静脈に注射し、5日間そのまま飼育を続けた。次いで20 μ cのSr-89をカプセルにより経口的に投与し、その後搾乳を続け、1, 2, 3, 5, 7および12日目の乳汁について、Sr-85およびSr-89をそれぞれ計測した。血液内に投与したCaやSrは、48時間後にはその大部分が硬組織に沈着し、その他に存在するものは、ほとんど体外に排出されることがすでに明らかにされている。それゆえに、血管内投与5日後のSr-85は、そのほとんどが、骨や歯に存在すると考えてよい。この骨格から溶離するSr-85と、直接に腸管から吸収されたSr-89の割合を時間毎に追跡した。また同時に糞、尿への排泄をも測定した。

次いで、泌乳中の山羊を用いて、同様の実験を追試した。1頭あたり100 μ cのSr-85を頸静脈に、それから5日後にSr-89を200 μ cカプセルで投与し、モルモットと同様の測定を乳、糞、尿について行なった。これらの結果につき報告する。

最後に、この知見を最終的に確認するために、現在同様の計画で、乳牛を供試して実験を継続している。

62 牛乳のイオン交換樹脂除染法に関する検討

乳 業 技 術 協 会

イオン交換樹脂による牛乳中の異常放射性核種 Sr. 90 および Cs137 の除去法についての概要は前年度報告で説明した。その後引続いて、本法における各分野毎の検討を行ってきたので、その成果について報告する。

- 1) 経体汚染ミルクと混合汚染ミルクとの除染率の比較山羊乳を実験材料として、経口投与された山羊乳中の Sr. 85 および Cs. 134 と添加攪拌されたあと低温貯蔵約 24 時間された山羊乳中の Sr. 85 および Cs. 134 では、混合塩型イオン交換樹脂による反応はやや異なる。両者を比較してみると、
- Tab. 1 経体汚染乳と添加汚染乳における除染率

注 加 2M citric acid/100ml	Sr. 85 の除去率			
	0ml	0.4ml	0.8ml	1.2ml
経 体 汚 染 乳	34.9 %	52.0	79.9	98.5
添 加 汚 染 乳	46.9	69.1	87.4	-

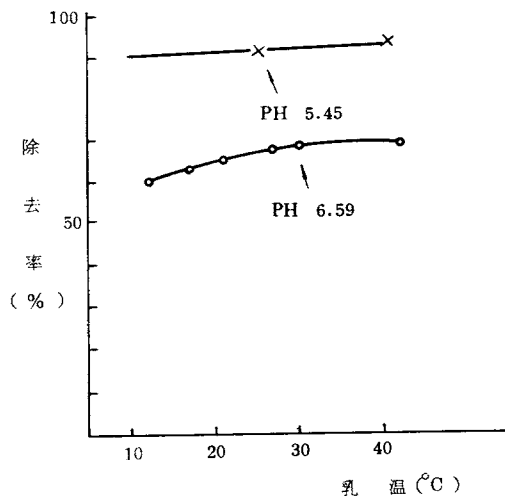
経体汚染されたミルクでは除染率は相当低い。しかし、2M citric acid を添加して PH を下げてゆくと、両者間の汚染率における差は次第に少くなる。Cs. 134 において比較してみると

経体汚染乳 95 %
 添加汚染乳 93 であって余り差はない。

- 2) 除染率に影響する諸要因

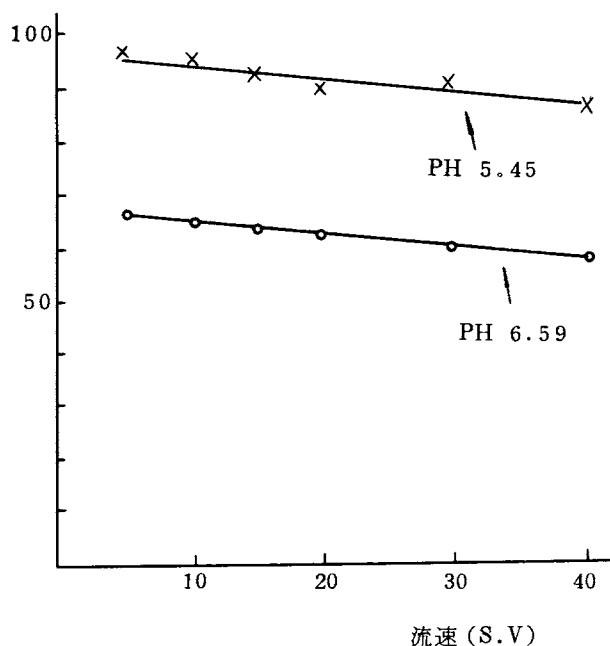
- a) 乳温、一般牛乳では約 30°C に至るまでは温度の上るにつれて僅少ながら Sr. 85 の除去率は上る。しかし 30°C を越せば、あとの変化は余りない。一方予め PH を 5.45 に調整されている milk では低温時でもその除去率には高温の場合とほとんど差はない。

Fig 1 乳温による Sr85 の除去率



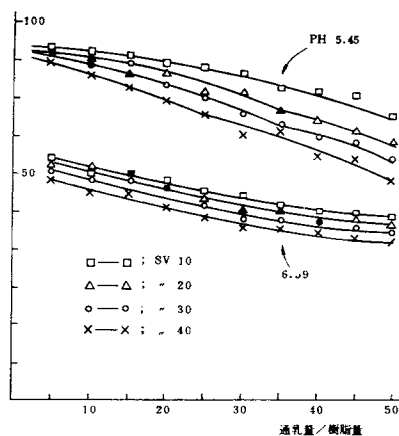
b) 交換樹脂との接触時間（流下速度）S.V 値が 10 位では余り変化はないが、その値が 30 ～ 40 に達するようでは、Sr85 の除去率は前者に比べて約 10 % も低下することになる。

Fig 2 流下速度による Sr. 85 の除去率



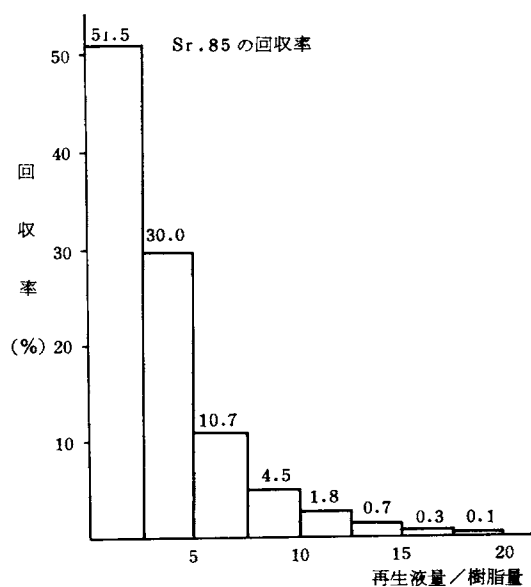
c) 通乳量（流下乳量）一般ミルクにおいては一定樹脂の量に対して通乳量の増加するにつれ、ほぼ直線的に除染率の低下がある。通乳量／樹脂量が 30 程度で、流下開始期の除染率に比べて約 10 % の低下となる。ところが、予め PH5.45 に調整されている牛乳では S.V 値の大小によって除染率に相当大きな影響があって、通乳量の増大によって低下する除染能力も次第に大きな差を示すようになる。

Fig 3 通乳量に應ずる Sr. 85 の除去率



3) 交換樹脂中に集蓄された Sr85 の再生剤液による回収前報でも一応この問題にふれたが確実な資料を得るため、再度の実験を試みた。その結果は第 4 図の通りであって、汚染樹脂の再生をはかりつつ、Sr.85 を回収するために流下させた再生液の量は樹脂の 5 容量で 80% 以上、10 倍量では約 94% の Sr.85 を回収し得る。樹脂再生のために必要とされる再生剤液は前法に示したように 5～6 倍量でほぼ十分であるが、同時に交換樹脂の Sr.85 を除くには約十倍量の再生剤液を必要とする。

Fig 4 再生剤液によるイオン交換樹脂中の — — —



4) 樹脂処理牛乳の加工用原料乳としての検討。

前年報告したように除染処理乳中の成分ことにその無機塩分量は一部増減することのあるのは避けられない。しかし種々検討した結果によって、牛乳として一応満足を得られるような成績は得られた。しかしこれに加熱や酵素反応を加えて加工しようとする際、製品における十分な成果を得られるかどうか。その点についてより精密な実験成績を得るためにまずレンネット添加によるカード凝固試験を試みた。その結果は、第 2 表の通りである。

Tab. 2 レンネット酵素による原乳処理乳のカード凝固状態

添加後時間		10 分	15 分	20 分	25 分	30 分	35 分	40 分
塩化カルシウム 無 添 加	原 乳	(-)	(-)	(-)	(-)	(++)	(++)	(++)
	処理乳	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)
塩化カルシウム 0.01 % 添加	原 乳	(-)	(-)	(-)	(++)	(++)	(++)	(++)
	処理乳	(-)	(-)	(-)	(-)	(±)	(±)	(+)
塩化カルシウム 0.02 % 添加	原 乳	(-)	(-)	(-)	(++)	(++)	(++)	(++)
	処理乳	(-)	(-)	(-)	(±)	(±)	(+)	(++)

よってこの牛乳を用いてチーズ製造の原料としようとするには 0.02 % に当る CaCl_2 を添加した上で加工した方が良好なチーズを作るに好都合である。

5) 樹脂処理牛乳の栄養価

微量ながら栄養上重要な種々の牛乳中成分が除染処理時のイオン交換樹脂で除かれるかもしれない。そこで直接幼いうたてを供試動物として、交換樹脂通乳牛乳と無処理牛乳の給与実験によって、栄養価値の比較を試みた。

基 本 式

$$\Delta W = a (\Delta T) b$$

ΔW は ΔT 時間に対応する増体量

a 供試初期の体重

b 生 長 係 数

に基づいて得られた結果は、

Fig 5 栄養価値比較成績

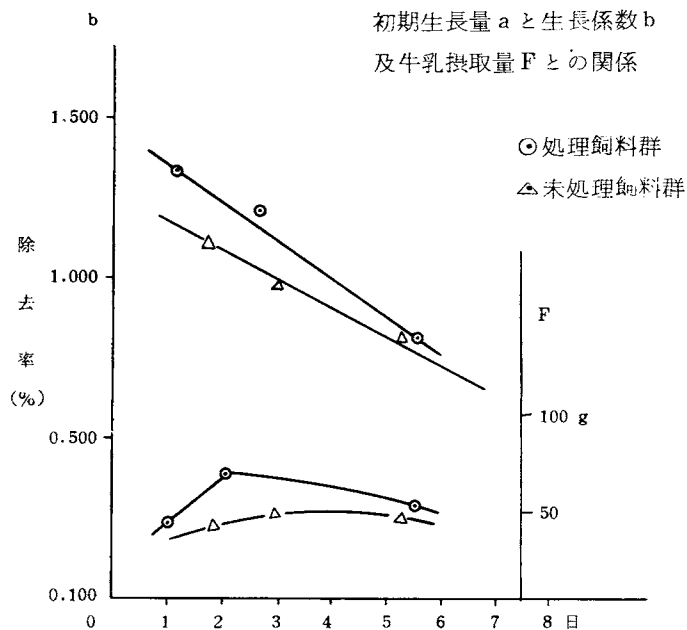
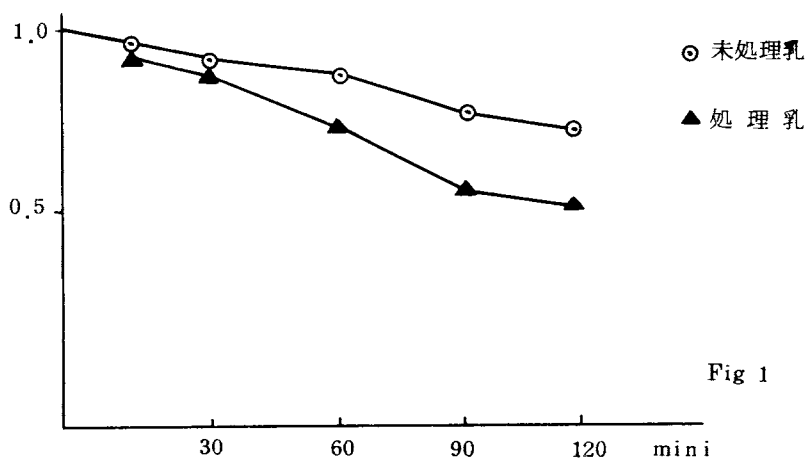


Fig 5 に示された通りであって、生長係数 b においても、また牛乳の摂取量においても、原乳による栄養よりも処理乳の方が優れているものと考えられる。その原因と考えられる消化吸収性を比較してみた結果はFig 6 の通りである。 Fig 6 Stomach Emptying Test



6) 除染コストの概算

イオン交換樹脂塔によって原乳のまま、除染をするとして、その間の所要経費を概算してみると、

Tab 3 所要コスト概算 (180ℓ 当り)

薬品費	90円
樹脂代	5円
一部牛乳濃縮費	5円
金利	72円
償却費	180円
人件費	360円
計	712円

となり、約4円/1ℓの牛乳となる。

63 血液分析による日本人体内セシウム-137

負荷量の推定

国立公衆衛生院

○山 県 登 岩 島 清

放射線医学総合研究所 飯 沼 武

国立公衆衛生院では1959年以来、日本人の人体内セシウム-137負荷量を知る目的で筋肉試料の分析をおこなってきたが、試料の採取の不便さと全国に亘る採集の困難なことにかんがみ、これに替るべき方法として血液を利用することを考えた*。

すなわち、各地の血液銀行より、一地点五試料、一試料200gの保存血液を購入し、これにつき、放射化学分析法により（リンモリブデン酸—ジピクリルアミン—塩化白金酸による分離、ベータ線低バックグラウンド測定）

* N. Yamagata, Symposium on Assessment of Radioactive Body Burden in Man, SM-52/3, Heideberg, 11-16 May 1964.

全血中のセシウム-137の濃度を求めた。

次に、これより体内量を求めるために、研究室員8名につき同一時に、それぞれの血液（100ml）を採取、同時にヒューマンカウンターにより体内量を求めておく。これらの人間について得た血液——体内量の平均関聯値を用いて、各地よりの血液の分析値から日本人の体内量を推定する。但し、以上の人間はすべて男子とする。

第1表 血液中Cs-137濃度と体内量との関係（1964年7月21日 8名平均）

体 重 Kg	¹³⁷ Cs 血中	¹³⁷ Cs 体内量
56.0	33.9 pc/kg	14.9 nc

第1図に地方別の血中セシウム-137濃度の平均値（カッコ内は標準偏差）を示すが、北陸および北海道で高い値が、また中国および近畿で低い値が観察される。なお、これら全血試料は平均41.7を示す北関東を除き、すべて売血によるものである。

第1表の結果は、偶然にも体重平均は56Kgであって、一応日本人の平均体重（男）として著者らが用いている値と等しいので、ここで得られた血液——体内量の平均関聯値を用いて各地からの血液分析の結果から体内負荷量を求めると第2表に示す通りである。

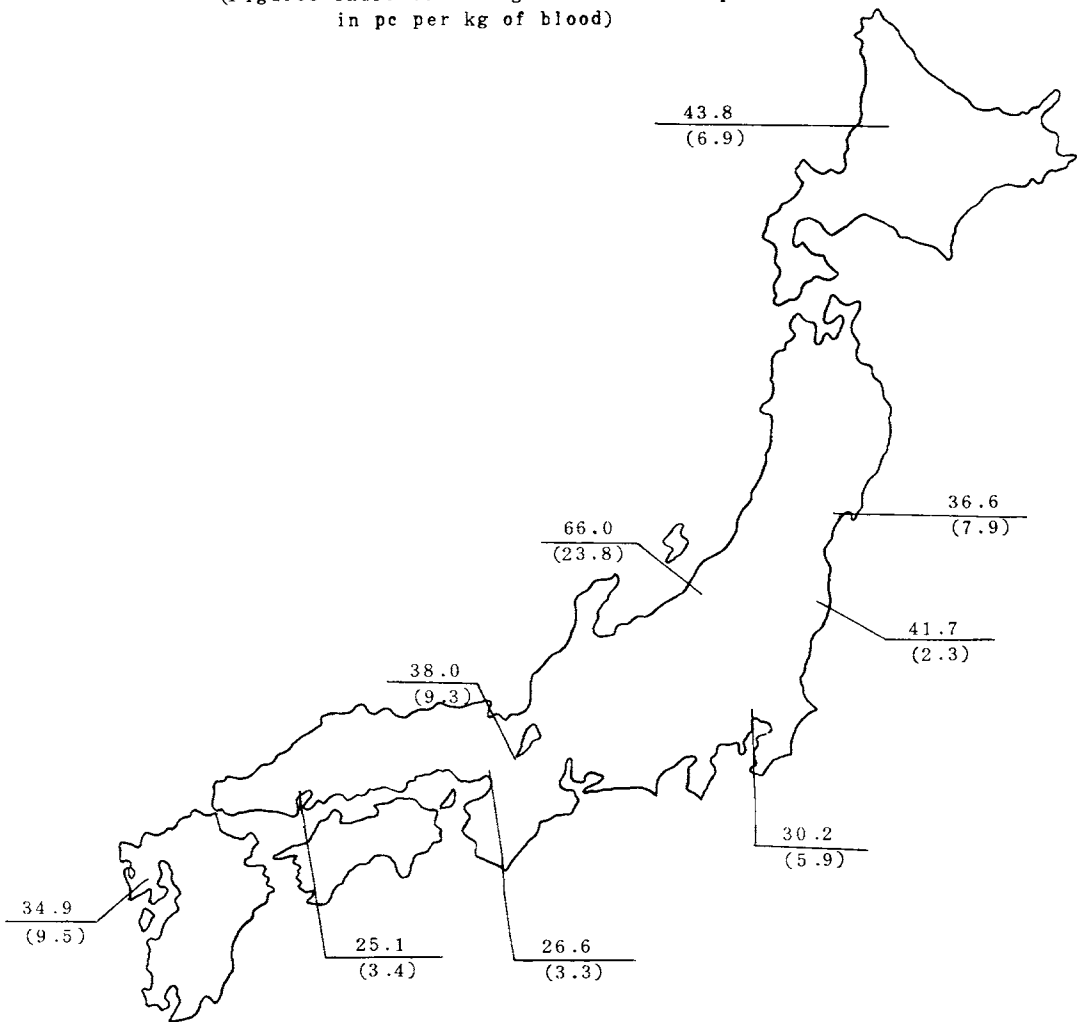
第2表 体内¹³⁷Cs負荷量の推定値（nc）

札 幌	19.3
仙 台	16.1
新 潟	29.0
福 島	18.3
東 京	13.3
京 都	16.7

大 阪	11.7
広 島	11.0
長 崎	15.3

北陸および北海道の値が高いことは、一応蓄積量あるいは穀物でも両地域が高い値を示すという従来知られた事実と一致するが、穀物の流通消費が全国的におこなわれる事実も考え合わせると、穀物以外の比較的 local に消費される食品たとえば野菜などの影響もあるのではないと思われる。

第1図 Concentration of ^{137}Cs in Human Whole Blood collected in Japan
(Figures indicate average of each 5 samples in pc per kg of blood)



64 ^{137}Cs 人体負荷量と ^{137}Cs 尿中濃度

放射線医学総合研究所

佐伯 誠道, 飯沼 武

○内山 正史, 葵 昭明

石原 十三夫

核実験に由来する放射性降下物中の ^{137}Cs の体内量をホールボディカウンターで測定し、尿中濃度を化学分析で求め関連性を見た後、Richmond の式を適用してこの対象群における生物学的半減期を求め、個体差をも検討した。なお人尿 ^{137}Cs の分析法は昭和39年4月の原子力学会で口頭発表した方法（佐伯、飯沼、内山： ^{137}Cs の人体負荷量に関する研究）に準じた。それらの結果は第1表、第1図に示すとおりである。すなわち、 ^{137}Cs の生物学的半減期は従来発表されている値より短いことが示された。

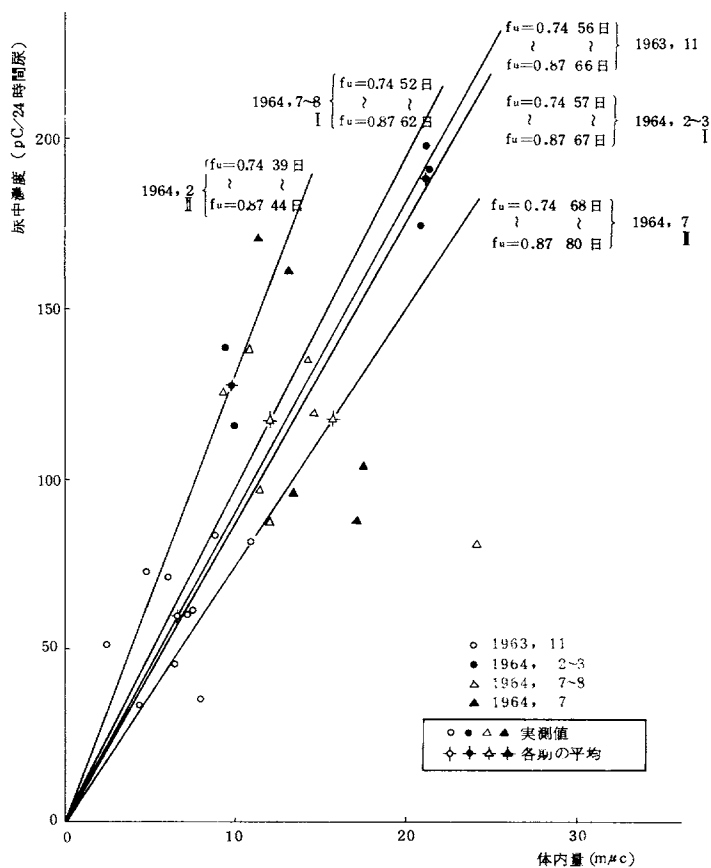
尿中 ^{137}Cs の日変化の程度を知るため3人につき24時間尿を1週間連続測定の結果、最大50%のふれを示すことが観察された。

なお昭和37年度に引き続き尿中の ^{137}Cs の年次変化を知る目的で石川、大阪、埼玉で採取した中学生の貯留尿の分析をおこない、成人と同様な計算式が適用できると仮定して体内量を算出する。

第1表 ^{137}Cs 体内量と ^{137}Cs 尿中濃度及び生物学的半減期

測定年月	性別	体内量(μc)	尿中濃度 (pc/24 時間尿) C.U.		生物学的半減期 (日)
1963.11	男	10.87	82.65	-----	fu=0.74 fu=0.87 56 ~ 66
"	"	2.41	50.15	-----	
"	"	5.92	71.54	-----	
"	女	4.76	73.00	-----	
"	"	4.42	33.99	-----	
"	男	7.09	60.31	-----	
"	"	7.41	61.54	-----	
"	女	7.84	35.61	-----	
"	"	8.78	84.24	-----	
"	男	6.38	45.95	-----	
		平均 6.59	平均 59.90		
1964. 2	男	20.75	174.4±2.1	-----	fu=0.74 fu=0.87 57 ~ 67
1964. 3	"	21.22	191.1±2.6	707.8±9.6	
"	"	21.04	197.9±2.1	-----	
		平均 21.00	平均 187.8		
1964. 2	男	9.86	115.7±2.4	-----	fu=0.74 fu=0.87 39 ~ 44
1964. 3	"	9.33	139.0±1.5	279.6±3.0	
		平均 9.60	平均 127.4		

測定年月	性別	体内量 (m μ c)	尿中濃度 (pC/24 時間尿) C.U.	生物学的半減期 (日)
1964. 7	男	10.56	137.8 $\pm$ 3.4	198.8
"	"	11.35	97.1 $\pm$ 1.8	181.8
1964. 8	"	9.21	125.8 $\pm$ 2.0	140.1
"	"	11.89	87.4 $\pm$ 1.1	163.6
"	"	14.21	135.2 $\pm$ 1.0	133.9
"	"	14.45	119.0 $\pm$ 1.9	215.6
		平均 11.95	平均 117.1	平均 172.3
1964. 7	男	12.92	161.3 $\pm$ 2.6	220.4
"	"	13.28	96.2 $\pm$ 1.8	164.7
"	"	11.22	170.5 $\pm$ 1.8	327.3
"	"	17.38	103.7 $\pm$ 1.7	186.9
"	"	16.91	80.8 $\pm$ 1.6	147.9
"	"	22.02	97.1 $\pm$ 1.8	115.6
		平均 15.62 $\pm$ 3.9	平均 118.3 $\pm$ 56.0	平均 160.5 $\pm$ 82.7
				f u=0.74 f u=0.87 52 ~ 62
				f u=0.74 f u=0.87 68 ~ 80



第 1 図 ^{137}Cs 人体負荷量と ^{137}Cs 尿中濃度

65 内部被曝線量の調査

腸管内における種々の放射性同位元素の滞留状況について

放射線医学総合研究所

市川 竜資, ○榎本 好和

小栗 幹郎, 稲葉 次郎

高田 直子

汚染食品及び汚染した飲料を経口的に摂取した場合、人体が最初消化管系において内部被曝を受ける。この様な汚染食品、飲料水の経口摂取による人体の内部被曝線量の評価に資するため、消化管内における種々の放射性核種の動向を、ラットを使用して実験的に調査検討した。実験は、経口摂取した際、消化管内における滞留量の時間的変化を各部位について検討した。

実験方法は、Wistar 系成熟ラット（日令90～100日）経口ゾンデで、胃内に放射性同位元素を含む0.9% NaCl 溶液を一匹につき1ml 投与し、30分、1時間、2時間、4時間、6時間、24時間で屠殺、小腸部位を4部、他、胃、盲腸、直腸にわけて分離採取し、電気炉で灰化後HCl 溶液で溶解、ウェル型シンチレーション・カウンターで測定した。使用した放射性同位元素は、 ^{85}Sr 、 ^{134}Cs 、 ^{65}Zn 、 ^{95}Zr である。

これらの放射性核種の、消化管内滞留状況は、核種によって多少の差はあるが、大体、十二指腸、空腸部位の滞留は短く、回腸及び盲腸における滞留時間は長い。24時間絶食させたラットに、 ^{85}Sr を含む0.9% NaCl 溶液を経口投与した場合、消化管内滞留状況の傾向は同じであったが、餌を与えていた群に比して、滞留時間は、各部位ともはやく、体外に、はやく排泄された。なお、腸管壁における分布状態を知るために、組織学的検討を加えている。

Sr-85 fasted rat

実験動物： Wistar 雌ラット 生後約100日 体重 160～200g

区 分	胃	小腸1	小腸2	小腸3	小腸4	盲 腸	直 腸	計
30 分	21.2±4.2	4.9±1.4	9.0±2.4	50.9±6.8	3.9±2.7			89.9
1 時間	10.3±1.1	1.4±0.2	2.6±0.3	8.1±4.3	63.1±4.8	2.5±1.4	0.3±0.1	88.3
2 時間	5.2±2.6	1.0±0.5	1.7±0.6	6.2±3.4	15.3±2.1	54.2±4.3	0.9±0.4	84.5
4 時間	0.2±0.0	0.2±0.1	0.7±0.4	1.3±0.7	2.0±0.7	82.4±2.7	2.1±1.2	88.9
6 時間	0.0±0.0	0.2±0.1	0.1±0.0	0.2±0.1	0.5±0.1	57.9±1.4	17.5±1.3	76.4
24 時間	0.0±0.0	0.0±0.0	0.1±0.0	0.1±0.0	0.5±0.1	7.5±3.2	4.8±2.4	13.0

* 3例の平均±標準誤差 (投与量に対する%表示)

Sr-85 fed rat

区 分	胃	小腸 1	小腸 2	小腸 3	小腸 4	盲 腸	直 腸	計
30 分	59.2±1.7	2.4±0.1	18.7±6.8	14.2±5.8				94.5
1 時間	49.7±3.5	2.3±0.4	15.6±4.6	21.8±2.1	0.2±0.1			89.6
2 時間	12.4±2.8	1.6±0.5	5.7±1.2	8.5±1.4	23.5±4.9	38.2±6.0	0.6±0.2	90.5
4 時間	7.0±3.1	0.6±0.1	1.2±0.0	5.6±0.8	15.7±3.6	50.5±1.6	9.5±2.4	90.1
6 時間	3.0±1.9	0.5±0.4	2.3±1.6	4.8±2.9	6.0±1.7	37.7±2.7	26.6±3.4	80.9
24 時間	0.9±0.2	0.2±0.1	0.2±0.1	0.3±0.2	0.4±0.2	1.8±0.2	0.6±0.1	4.4

* 3 例の平均±標準誤差（投与量に対する％表示）

Zn-65 fed rat

実験動物：Wistar 系 雌ラット 生後約 90 日 160～220 g

区 分	胃	小腸 1	小腸 2	小腸 3	小腸 4	盲 腸	直 腸	計
30 分	47.2±6.2	8.2±0.6	32.6±6.3	3.7±1.7	0.1±0.1			91.8
1 時間	47.9±7.7	3.7±0.7	12.4±3.6	22.3±4.1	0.8±0.4	0.1±0.1		87.2
2 時間	28.0±4.5	2.7±0.7	6.5±2.2	17.6±3.2	25.6±8.5	2.7±2.5	1.1±1.0	84.2
4 時間	6.4±4.1	2.0±0.3	2.8±0.4	15.6±2.4	9.8±2.0	39.7±1.1	3.7±3.2	80.0
6 時間	0.3±0.1	1.1±0.2	1.2±0.9	2.5±0.9	4.4±1.2	43.1±6.1	21.4±1.1	74.0
24 時間	0.5±0.2	0.8±0.3	0.7±0.3	1.1±0.3	1.4±0.2	5.2±1.7	0.8±0.1	10.5

* 3 例の平均±標準誤差（投与量に対する％表示）

Zr-95 fed rat

Wistar 系ラット 雌 生後 100 日 体重 140～200 g

区 分	胃	小腸 1	小腸 2	小腸 3	小腸 4	盲 腸	直 腸	計
30 分	83.9±6.8	1.9±0.3	6.9±2.0	3.6±0.8				96.4
1 時間	51.3±3.1	3.8±0.4	21.2±3.8	15.0±1.7	1.1±0.8			92.4
2 時間	34.2±5.8	1.6±0.4	6.5±0.2	20.3±2.7	26.3±6.5	5.0±1.7	0.3±0.1	94.2
4 時間	23.7±4.5	0.9±0.3	2.8±0.7	12.7±0.5	17.5±1.4	29.8±3.5	2.4±1.2	89.8
6 時間	4.6±2.4	0.6±0.2	0.4±0.2	1.7±0.9	4.8±0.2	38.8±6.3	16.5±8.3	67.4
24 時間	0.3±0.2	0.0±0.0	0.1±0.0	0.1±0.0	0.2±0.1	0.4±0.2	0.3±0.2	1.4

投与量に対する％

平均±標準誤差（3 例）

66 人 骨 中 の ^{90}Sr に つ い て

放射線医学総合研究所

佐 伯 誠 道, 田 中 義 一 郎

富 川 昭 男

日本人の人骨への ^{90}Sr の蓄積量を明らかにし、放射能対策に資するため、東京、大阪、京都、宮城、福島より1962年度に死亡した者の人骨（主として肋骨）を昨年度に引き続き471検体を採取し、その204試料について分析を行い、1963年の死亡者は10月までに採取された北海道、東京、新潟の302検体の人骨（主として肋骨）のうち、145試料の ^{90}Sr の分析を行った。

^{90}Sr の分析は発煙硝酸分離法により行い、低バックグラウンドカウンター（医理学製LBC-13）を用いて ^{90}Y について計測を行った。

1962年度の測定結果は第1表に記載し、1963年度の結果は第2表に記載した。

なお今回の測定結果は第5回放射能調査研究成果発表会抄録集に既に記載されたものは重複を避けるため除いた。

表中 ^{90}Sr 濃度はCa1g当りのPC（ストロンチウム単位，S.U.）で表わした。

すなわち、1962年の結果によれば日本人の人骨の ^{90}Sr 濃度は胎児 $0.88\text{S.U.}\pm 0.20$ 、0~4才 1.66S.U. 、5~19才 $1.38\text{S.U.}\pm 0.54$ 、20才以上 $0.45\text{S.U.}\pm 0.31$ であり、1963年の結果は胎児 $1.36\text{S.U.}\pm 0.44$ 、0~4才 $2.01\text{S.U.}\pm 1.01$ 、5~19才 $1.41\text{S.U.}\pm 0.47$ 、20才以上 $0.41\text{S.U.}\pm 0.25$ であった。

第 1 表 人 骨 の ^{90}Sr 濃 度

1962年死亡者

年 令	地 区	試料採取月	性 別	骨 種	Srmg/ Cag	S.U. $\pm$ s.d. (^{90}Sr pc/g Ca)
1	東 京	62 年 7 月	女	肋骨, 脊椎骨		1.61 ± 0.07
7	"	" 1	"	"		0.95 ± 0.07
8	"	" 9	"	"		1.00 ± 0.06
12	"	" 7	"	"		1.99 ± 0.08
13	"	" 1	男	"		2.37 ± 0.07
13	"	" 7	"	"		1.45 ± 0.07
14	福 島	" 7	女	"		0.55 ± 0.05
15	東 京	" 7	"	"		1.38 ± 0.08
16	"	" 9	男	脛骨		2.05 ± 0.10
17	"	" 10	"	肋骨		2.03 ± 0.10
18	"	" 6	女	肋骨		0.84 ± 0.06
18	"	" 11	男	脊椎骨		1.64 ± 0.08
18	"	" 11	"	肋骨		1.81 ± 0.08
18	"	" 8	"	" , 脊椎骨		1.08 ± 0.06
18	"	" 9	"	"		2.07 ± 0.09
18	"	" 9	"	"		0.81 ± 0.01

年 令	地 区	試料採取月	性 別	骨 種	Sr mg/ Ca g	S.U.±s.d. (⁹⁰ Sr pc/g Ca)
18	東 京	63 年 10月	女	胸 骨		1.14±0.08
18	"	" 1	"	肋 骨		1.18±0.09
18	"	" 9	男	"		1.44±0.07
19	"	" 7	"	"		1.35±0.07
19	"	" 10	女	"		0.88±0.06
19	"	" 9	"	脊椎骨		0.78±0.05
19	"	" 9	"	肋 骨		1.30±0.07
19	"	" 9	"	大腿骨		0.37±0.04
20	"	" 3	男	"		0.75±0.06
20	"	" 9	"	肋 骨		0.93±0.06
21	"	" 8	"	"		0.46±0.04
21	"	" 8	"	脊椎骨		1.06±0.06
21	"	" 8	"	肋 骨		1.33±0.06
21	新 潟	" 12	女	"		1.11±0.09
21	東 京	" 6	男	"		1.20±0.07
22	新 潟	" 12	"	"		0.74±0.06
22	東 京	" 6	"	"		0.51±0.06
27	新 潟	62 年 11月	"	"		0.27±0.04
29	東 京	" 7	"	"		0.74±0.08
30	"	" 2	女	大腿骨		0.03±0.01
31	"	" 3	"	肋 骨		0.16±0.02
36	"	" 10	"	脊椎骨		1.20±0.08
51	"	" 1	"	膝蓋骨		0.59±0.07
51	"	" 11	男	大腿骨		0.20±0.03
51	"	" 11	"	膝蓋骨		0.22±0.03
51	"	" 11	"	脊椎骨		0.28±0.02
59	"	" 1	"	膝蓋骨		0.40±0.05
59	"	" 1	"	大腿骨		0.26±0.03
59	"	" 10	"	肋 骨		0.39±0.03
62	"	" 11	"	膝蓋骨		0.23±0.03
62	"	" 11	"	大腿骨		0.26±0.03
73	"	" 1月	"	胸 骨		0.33±0.04
73	"	" 1	"	膝蓋骨		0.14±0.02
73	"	" 1	"	大腿骨		0.19±0.02

註 括弧内数字は合併試料の試料数

第 2 表 人 骨 の ^{90}Sr 濃 度

1963年死亡者

年 令	地 区	試料採取月	性 別	骨 種	Sr mg/ Ca g	S. U. $\pm$ s. e. (^{90}Sr pc/g Ca)
胎 児	東 京	63 年 7 月		全 身 骨		1.09 $\pm$ 0.07
"	"	" 10 "		"		1.43 $\pm$ 0.11
"	"	" 10 "		"		2.10 $\pm$ 0.13
"	"	" 10 "		"		1.33 $\pm$ 0.08
"	"	" 10 "		"		1.41 $\pm$ 0.11
"	"	" 10 "		"		2.38 $\pm$ 0.13
"	"	" 10 "		"		1.49 $\pm$ 0.11
"	"	" 10 "		"		0.94 $\pm$ 0.09
"	"	" 10 "		"		0.85 $\pm$ 0.08
"	"	" 10 "		"		0.98 $\pm$ 0.09
"	"	" 7 "		"		2.14 $\pm$ 0.13
"	"	" 7 "		"		1.19 $\pm$ 0.07
"	"	" 8 "		"		1.18 $\pm$ 0.07
"	"	" 10 "		"		1.25 $\pm$ 0.10
"	"	" 8 "		"		1.22 $\pm$ 0.07
"	"	" 7 "		"		1.35 $\pm$ 0.08
"	"	" 6 "		"		0.86 $\pm$ 0.04
0 年	"	" 2 "	男	"		3.15 $\pm$ 0.17
0 "	"	" 6 "	女	"		2.81 $\pm$ 0.19
0 "	"	" 5 "	男	大腿骨		0.80 $\pm$ 0.04
0 "	"	" 1 "		肋 骨 (14)		1.38 $\pm$ 0.08
0 "	"	" 2 "	男 女	" (8)		1.96 $\pm$ 0.10
0 "	"	" 6 "	"	"		2.06 $\pm$ 0.14
1 "	"	" 8 "	男	"		4.37 $\pm$ 0.19
3 "	"	" 6 "	女	大腿骨		2.12 $\pm$ 0.13
3 "	"	" 6 "	"	肋骨, 大腿骨		1.34 $\pm$ 0.10
4 "	"	" 6 "	男	" "		1.24 $\pm$ 0.10
4 "	"	" 6 "	"	" "		1.47 $\pm$ 0.10
1~4年	"	" 6 "	男 女	肋 骨 (7)		0.95 $\pm$ 0.09
5 "	"	" 6 "	女	肋 骨		1.78 $\pm$ 0.10
6 "	"	" 7 "	"	肋骨, 大腿骨		0.99 $\pm$ 0.13
7 "	"	" 7 "	男	"		1.64 $\pm$ 0.10
7 "	"	" 4 "	女	"		1.28 $\pm$ 0.10
7 "	"	" 1 "	男	脊椎骨		1.13 $\pm$ 0.06
7 "	"	" 1 "	"	肋 骨		0.70 $\pm$ 0.06
7 "	"	" 8 "	女	肋骨, 大腿骨		1.25 $\pm$ 0.10
7 "	"	" 7 "	男	" "		1.14 $\pm$ 0.10
8 "	"	" 2 "	女	肋 骨		1.10 $\pm$ 0.06
8 "	"	" 5 "	男	"		2.50 $\pm$ 0.13
9 "	"	" 4 "	女	"		1.64 $\pm$ 0.08
9 "	"	" 7 "	"	肋骨, 大腿骨		0.91 $\pm$ 0.10
9 "	"	" 7 "	"	" "		1.30 $\pm$ 0.08
9 "	"	3	"	肋 骨		2.18 $\pm$ 0.11
9 "	北海道	3	男	"		1.94 $\pm$ 0.11
11 "	東 京	3	男	"		1.63 $\pm$ 0.08

年 令	地 区	試料採取月	性 別	骨 種	Sr mg/ Ca g	S.U.±s.e. (⁹⁰ Sr pc/g Ca)
11 年	北 海 道	63 年 2 月	男	肋 骨		1.66 ± 0.08
11 "	東 京	" 8 "	"	肋骨 大腿骨		0.92 ± 0.08
11 "	"	" 6 "	"	肋 骨		1.13 ± 0.08
11 "	"	" 8 "	女	肋骨 大腿骨		1.37 ± 0.09
12 "	"	" 4 "	男	肋 骨		1.79 ± 0.11
12 "	"	" 4 "	女	脊椎骨		1.78 ± 0.12
12 "	"	" 8 "	男	肋骨 大腿骨		0.83 ± 0.08
12 "	"	" 6 "	女	肋 骨		2.08 ± 0.15
13 "	"	" 8 "	男	肋骨 大腿骨		1.98 ± 0.13
15 "	"	" 7 "	女	肋骨 大腿骨		1.06 ± 0.10
15 "	"	" 6 "	男	肋 骨		1.82 ± 0.13
15 "	"	" 3 "	"	"		1.97 ± 0.08
16 "	"	" 6 "	"	"		2.30 ± 0.10
16 "	"	" 8 "	"	"		1.07 ± 0.10
16 "	"	" 2 "	"	"		1.03 ± 0.09
17 "	"	" 3 "	女	"		1.34 ± 0.10
17 "	"	" 8 "	"	"		2.02 ± 0.11
18 "	"	" 6 "	"	"		1.59 ± 0.09
18 "	"	" 8 "	男	"		0.55 ± 0.04
18 "	"	" 4 "	女	"		1.40 ± 0.10
18 "	"	" 5 "	"	"		1.23 ± 0.09
19 "	"	" 3 "	男	"		1.75 ± 0.10
19 "	"	" 3 "	"	"		1.13 ± 0.09
19 "	"	" 3 "	"	"		0.53 ± 0.04
19 "	"	" 9 "	"	"		1.17 ± 0.10
5~10"	"	" 1~5 "	男 女	" (3)		0.96 ± 0.09
20 "	"	" 8 "	男	肋骨 脛骨 (2)		1.29 ± 0.04
21 "	"	" 1 "	"	肋 骨		1.15 ± 0.05
25 "	新 潟	" 2 "	女	"		0.42 ± 0.05
29 "	東 京	" 5 "	"	"		0.42 ± 0.04
20~21"	"	" 6~8 "	男	" (3)		0.41 ± 0.04
27 "	"	" 6 "	"	"		0.51 ± 0.05
33~38"	"	" 2~3 "	男 女	肋骨, 脊椎骨(3)		0.38 ± 0.03
37~38"	新 潟	" 2~3 "	男	肋 骨 (3)		0.40 ± 0.03
40~44"	東 京	" 1~3 "	"	" (5)		0.42 ± 0.03
40~48"	"	" 1~4 "	女	" (4)		0.36 ± 0.03
54~59"	"	" 1~3 "	"	" (3)		0.22 ± 0.02
50~59"	"	" 1~3 "	男	" (6)		0.40 ± 0.02
60~69"	"	" 1~3 "	男 女	肋骨, 胸骨 (6)		0.27 ± 0.02
70~79"	"	" 1~4 "	男 女	肋 骨 (8)		0.32 ± 0.02

(註) 括弧内の数字は合併試料の試料数

67 家畜骨中のSr-90について

農林省家畜衛生試験場

林 光 昭, 宮 尾 陟

1957年以来、例年全国各地から家畜骨、主として牛馬骨を採取してSr-90汚染量を測定している。本年(1964年)は、5月から9月までに採取した牛骨引例(7地区)および馬骨20例(5地区)について分析したのでその成績について次に示す。分析資料は、いずれも大腿骨の骨端部を試料とした。

第1表 牛骨⁹⁰Sr濃度

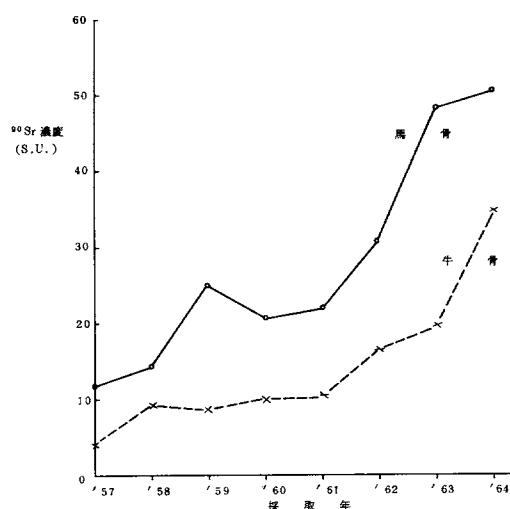
採 取 地	例 数	Sr/1000 Ca	S. U.
北 海 道	5	0.322 ± 0.050	57.8 ± 12.3
宮 城	5	0.387 ± 0.096	24.3 ± 6.5
山 形	5	0.272 ± 0.055	41.2 ± 30.5
長 野	1	0.388	40.5
鳥 取	5	0.366 ± 0.050	27.5 ± 6.4
広 島	5	0.309 ± 0.102	35.4 ± 9.2
宮 崎	5	0.230 ± 0.045	22.9 ± 1.8
計および平均値	31	0.316 ± 0.067	35.0 ± 10.9

第2表 馬骨⁹⁰Sr濃度

採 取 地	例 数	Sr/1000 Ca	S. U.
宮 城	4	0.465 ± 0.147	42.1 ± 8.4
東 京	6	0.588 ± 0.122	77.5 ± 23.4
長 野	2	0.434 ± 0.036	11.1 ± 2.0
広 島	3	0.488 ± 0.094	36.9 ± 12.3
宮 崎	5	0.603 ± 0.153	49.2 ± 18.7
計および平均値	20	0.537 ± 0.122	50.5 ± 15.4

次に今年の成績を加えて1957年以来の家畜骨⁹⁰Sr濃度の推移を図示する。

今年の成績を昨年までの成績と比較すると、馬骨では前年の平均値48.3 S. U.を僅かに上回る値で50.5 S. U.であったが、牛骨では著しく高くなり、前年の19.8 S. U.から35.0 S. U.と急激な汚染の上昇を示していた。



第1図 牛馬骨 ^{90}Sr 濃度の年次別推移

牛骨の汚染量の上昇は第1表にも示す通り、これまで比較的汚染量の高かった東北、北海道地方の汚染量が急激に高まったこと、殊に山形の牛骨試料からは102 S.U.というこれまでの牛骨での最高値が得られており、さらに長野、広島のように、いわゆる内陸地方で昨年までの成績では比較的近かった地域の値が著しく高かったことによるものである。このように、家畜骨の ^{90}Sr 汚染が昨年までのように北方あるいは裏日本の汚染が高いばかりでなく、内陸部の試料まで高くなってきたことは本年に初めて見られる所見である。

しかし馬骨では、本年は例数が少く、とくに例年高い汚染量を示している北海道の材料が得られなかったことは、今年の平均値にかなり影響しているのではないと思われる。しかし、東京の馬骨材料（前年までと同じく北海道、東北地方から購入したことの明らかな馬）が著しく高い汚染量を示していることは、それらの地区の汚染量が昨年より更に上昇していることを推察させるものである。

以上のように ^{90}Sr 汚染量がいまだに年々増加していることは、1才あるいは2才の極く若い牛馬骨で著しく高い汚染量を示すもののあることから明らかなであり、牛乳などへの ^{90}Sr の移行を考えると、今後とも ^{90}Sr 汚染量、とくに乳牛の汚染量については十分な注視を必要とするものと考えられる。