第2回放射能調査研究成果発表会

論　文　抄　録　集

昭和35年11月25日

科　学　技　術　庁

目　　次

【　】は紙上発表のみにて口答発表は行わない。

論文番号	題名	担当機関	担当者（○印は口頭発表者）	頁
1	成層圏の放射能塵測定と航空機搭載用集塵機の試作	防衛庁　技術研究本部第１研究所	鈴木辰三郎，服部一郎，○劔持幹人	1
2	飛行機による上層放射能観測	気象研究所	伊東譲自，○矢野直，成瀬弘	3
3	成層圏用放射能ゾンデ測定部の改良について	気象研究所，高層気象台	○石井千尋	7
4	成層圏のエエロゾールの行動に関する理論的考察	放射線医学総合研究所	○阿部史朗	9
5	サハラ砂漠の核爆発実験による放射能塵	気象庁観測部	川畑幸夫，　大田正次，○小池亮治	10
6	日本各地における雨水中の ^{90}Sr，^{137}Cs の降下量について	気象研究所	三宅泰雄，　猿橋勝子，○葛城幸雄，金沢照子	14
7	フォールアウト中の ^{90}Sr と ^{137}Cs について	国立予防衛生研究所放射線医学総合研究所	○永井充，古賀義彦，安食洋子，伊沢正実，坪田博行，田野実	16
8	電離箱式自然放射能測定装置の試験結果	気象庁観測部	小池亮治，　○稲村芳久	18
【9】	外部線源からのγ線の測定について	気象庁観測部	小池亮治，　渡辺清光	20
10	土壌および農作物の全放射能	農業技術研究所，北海道・北陸・東海近畿・九州地域農業試験場	○小平潔，串崎光男，伊藤邦男，山崎伝，青葉幸二，河合惣吾，木下彰	21
11	土壌および農作物中の ^{90}Sr の分析	農業技術研究所	○小平潔，檀原宏，細井時江，坂口正巳，藤山玲子	22
12	フォールアウトによる ^{90}Sr の米麦類への蓄積機構について	放射線医学総合研究所	市川竜資，　阿部道子，○江藤正子	24
13	全国各地の1959年産玄米，耕土および飲用天水中の ^{90}Sr 濃度について	放射線医学総合研究所	市川竜資，○阿部道子，江藤正子，渡辺博信	25
14	東海村における土壌および大気中の ^{90}Sr，^{137}Cs の濃度について	日本原子力研究所	○笠井篤，人見清一，石原豊秀	26
【15】	北海道における緩速水道用ロ砂の ^{90}Sr 吸着量について	北海道衛生研究所	安藤芳明，井上勝弘	27
【16】	宮城県における放射能調査について	宮城県衛生研究所	佐藤新作，郡山力，田代節子	27
17	各種環境物質中における放射性希土類と ^{90}Sr について	茨城県衛生研究所	○根津尚光，　浅野京，大内新一	29
【18】	上下水の放射能調査	東京都立衛生研究所	長尾元雄，三村秀一	31
【19】	各種食品の放射能調査	東京都立衛生研究所	松井多一，　西垣進，直井家寿太	33
【20】	福井県における放射能調査	福井県衛生研究所	本田玄四郎，岸彦平	34
【21】	京都府における放射能汚染調査	京都府衛生研究所	安井市治，　小西勉，田伏正之，三浦運一	36
【22】	大阪府下における放射能汚染	大阪府立公衆衛生研究所	竹味忠二，大志野章	39
【23】	陸水および各種食品の放射能について	鳥取県衛生研究所	梶原太郎，　宮田年彦，乾則夫，大西将	40
【24】	ウラン鉱山附近の水に含有されるRnについて（第１報）	鳥取県衛生研究所	宮田年彦，乾則夫	41

論文番号	題名	担当機関	担当者 (○印は口頭発表者)	頁
【25】	岡山県における放射能調査	岡山県衛生研究所	鈴木聖，山本隆志，岡本寿子，北村直次	42
【26】	福岡県の放射能調査	福岡県衛生研究所	森本昌宏，森　彬	43
27	家畜骨中の放射性ストロンチウムについて	家畜衛生試験場	○林光昭，宮尾睦，米村寿男	44
28	人骨中の ^{90}Sr について	放射線医学総合研究所	○渡辺博信，小柳卓	45
29	人尿中の ^{137}Cs について	放射線医学総合研究所 大阪府立公衆衛生研究所 石川県　衛生研究所	伊沢正実，○坪田博行， 河村正一，田野実， 前田吉門，竹味忠二，板倉淳	46
30	セシウムによる環境汚染の研究	国立公衆衛生院	○山県登	47
31	日本近海における落下塵埃の放射能	気象庁海洋気象部	丸茂隆三，吉村広三，松村要，飯塚善治，○中沢雄平	49
32	日本近海の海水の放射能	気象庁海洋気象部	丸茂隆三，吉村広三，松村要，○飯塚善治，中沢雄平	51
33	日本近海における表層海水の放射能について	海上保安庁水路部	堀定清，○日向野良治，長屋裕，塩崎愈，背戸義郎	53
34	海水中の ^{90}Sr，^{137}Cs について	気象研究所	三宅泰雄，○猿橋勝子，葛城幸雄，金沢照子	54
35	横浜港の放射能レベル調査について	海上保安庁水路部	堀定清，日向野良治，○長屋裕，塩崎愈，背戸義郎	54
36	海水および海底沈積物の全放射能について	東海区水産研究所	深井麟之助，○渡辺和子	55
37	1959年海洋生物全 β 放射能調査結果	東海区水産研究所	○中井甚二郎，服部茂昌，本城康至，木立孝，奥谷喬司	56
38	高い放射能をもつベントスの汚染由来と生態との関係	東海区水産研究所	中井甚二郎，○服部茂昌，本城康至，木立孝，奥谷喬司，水野多美子	59
39	海洋生物中の ^{90}Sr および ^{137}Cs について	東海区水産研究所	○深井麟之助，渡辺和子	62
40	魚類の放射能調査	国立衛生試験所	長沢佳熊，亀谷勝昭，○山田茂，城戸靖雅	63
41	放射性核種の蓄積機構に関する研究	放射線医学総合研究所	市川竜資，○小栗幹郎	64
【42】	生物環境中の ^{14}C の分布調査	放射線医学総合研究所	樫田義彦，　山崎幹夫，岩倉哲男	65

1. 成層圏の放射能塵測定と航空機塔載用集塵器の試作

防衛庁 技術研究本部 第1研究所　鈴木　辰三郎，服部　一郎，
○劔持　幹人

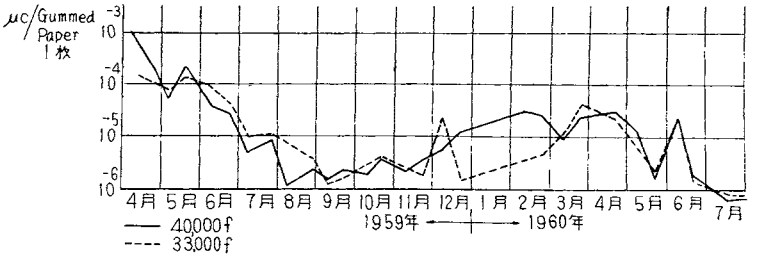
1958年以来ジェット機を使用して，ガムドペーパーにより成層圏の放射能塵を採取，測定を行って来たが，核爆発実験の停止以降グロスアクティヴィティーの減少に伴い，更に大量に又精確に放射能塵を採取する必要が生じた。このためジェット航空機 F-86F に塔載する集塵器を作成したので，ガムドペーパーに依る最近の成層圏の放射能塵の測定結果と共にこの集塵器の概要を報告する。

1．ガムドペーパーに依る放射能塵採取測定

a）方　法　透明粘着剤を塗布した17.5×33.5 cm 大の醋酸繊維素皮膜（ガムドペーパー）をジェット機主翼前面に左右計20枚貼布し，33,000 feet 及び40,000 feet を約1時間飛行して塵の採取を行なう。採取後のガムドペーパーはこれを灰化してからグロスアクティヴィティーの計数を行う。

b）結　果　1959年春に比べてグロスアクティヴィティーは1/100～1/1000に減少しているためγ線スペクトロメータによる核種の分析が出来ず，グロスアクティヴィティーのみの測定結果を第1図に示す。

第　1　図



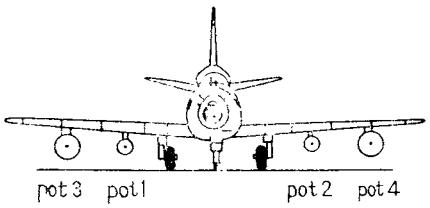
2．航空機塔載用集塵器

ガムドペーパーによる採取方法は簡便ではあるが定量的な採取が出来ない。定量的な集塵方法で主に利用されているのは静電式と口紙式であるが，その両者の集塵効率は塵の粒度に関連して不明確である。

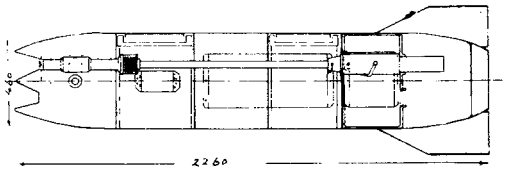
本集塵器の特色は定量的採取に両者を備えたこと，別に核種分析用の試料を得るための大量口紙集塵器も備えたこと，更に直接一定量の空気を採取して Ionization current chamber で測定するための空気採取装置も備えたことなどである。

a）概　要　第2図に示すようにジェット機 F-86F 主翼下に4個の Pot が懸吊され各 Pot は次の集塵器を収納している。採取飛行の際は Pot 1 及び2，或は Pot 3 及び4，或

第　2　図



第3図 (Pot 1)



はPot全部計4個を装着する事が出来るが，Pot 4 個を装着した場合燃料の関係で飛行時間が30分程度となる。

Pot 1 { 静電式集塵器（流量計付）
　　 { ロ紙式集塵器（流量計付）

Pot 2　大量ロ紙式集塵器（分析試料採取用・流量計なし）

Pot 3 }
Pot 4 } 空気採取装置

b）静電式集塵器（第3図）

○主体パイプ

30mmϕ×890 mm 真鍮パイプ　　心線 M_0 0.05mmϕ

集塵中はコットレル型集塵管として作動，集塵後はフローカウンターとして作動

○電動バルブ

開閉所要時間約10秒　　10W直流直巻モーター使用　　機内操作可能

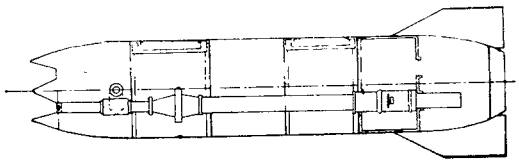
○高圧発生器及び指示　高漏洩磁束変圧器（入力 400c/s 115V，出力 20 KV）使用

セレン整流器による全波整流　　印加電圧調整用抵抗可変　　機内電圧指示

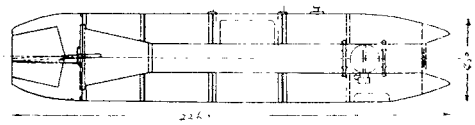
○流量計　白金熱線式積算流量計

○流　量　約 0.5～2 m/s（先端絞りで調節可能）　約 1～5 m^3/hr

第4図　(Pot 1)



第5図　(Pot 2)



c）ロ紙式集塵器（第4図）

○集塵部　100mmϕ　　東洋ロ紙 No. 5 使用

○電動バルブ　静電式集塵器と同仕様

○流量計　回転ビラム型風程式流量計

○流　量　集塵部で　約 1～2m/s　　約 0.5～1m^3/min

d）大量ロ紙式集塵器（第5図）

○集塵部　300mmϕ　　東洋ロ紙 No. 5 使用

○電動バルブ　回転型 10W 直流直巻モーター使用　　開閉所要時間約20秒

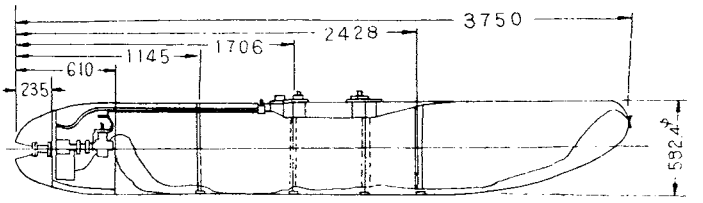
○流　量　流量計なし　約 1～2 m/s　　約 5～10m³/min

e）空気採取装置　（第6図）

○空気取入口

ラムエアー及びコンプレスドエアーの切換可能

第6図 (Pot 3 及び Pot 4)



○電動バルブ

真空用，10W直流直捲モーター使用

開閉所要時間約10秒

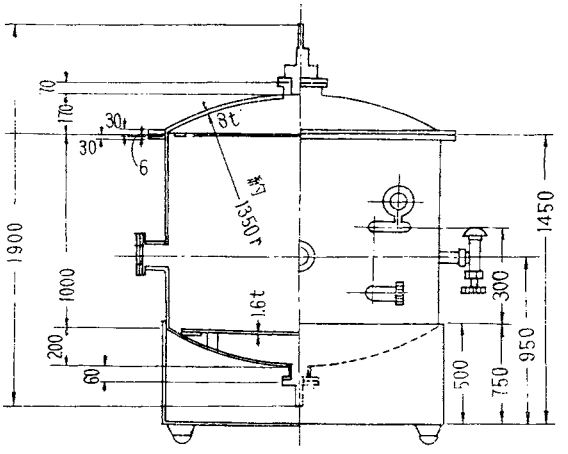
他に手動バルブ2個

○採取袋　絹地芯ネオプレンゴムシート使用　　容量　約 0.54m³

破裂圧力　25kg/cm²　　使用圧力　0.8kg/cm²

f）採取空気測定用　Ionization current chamber (第7図)

第 7 図　Ionization current chamber



○容　量　約 1.53m³ (有効容量 1 m³)

○極板ステンレス　1 m³　　ガードリング付円形

○圧力計　ブルドンゲージ及びサーミスターゲージ

○測定器　Vibrating Reed Electrometer (Cary) Model 31

2. 飛行機による上層放射能観測

気象研究所　伊東　彊自，○矢野　直，
成瀬　弘

1957年10月以来，飛行機によって，地上から7,000mまでの垂直高度別観測を5回，2,000～3,000 m の一定高度の観測を 45 回行った。この観測期間は，核実験継続中と中止後との二つの時期に分けることができる。この後期は，新しい実験の影響をうけることなく，成層圏からの放射性降下物

の降下の実体を調査するうえで，好都合であり，興味ある期間である。

前回の報告では，集塵および測定方法とその結果を述べた。その主な点は，上層大気（対流圏内）の気中放射能は，高さと共に指数函数的に増加すること，その濃度は降水や雲粒中で著しく減少していること，対流圏下層（2,000～3,000m）では，地上の日変化とよい相関があることなどである。

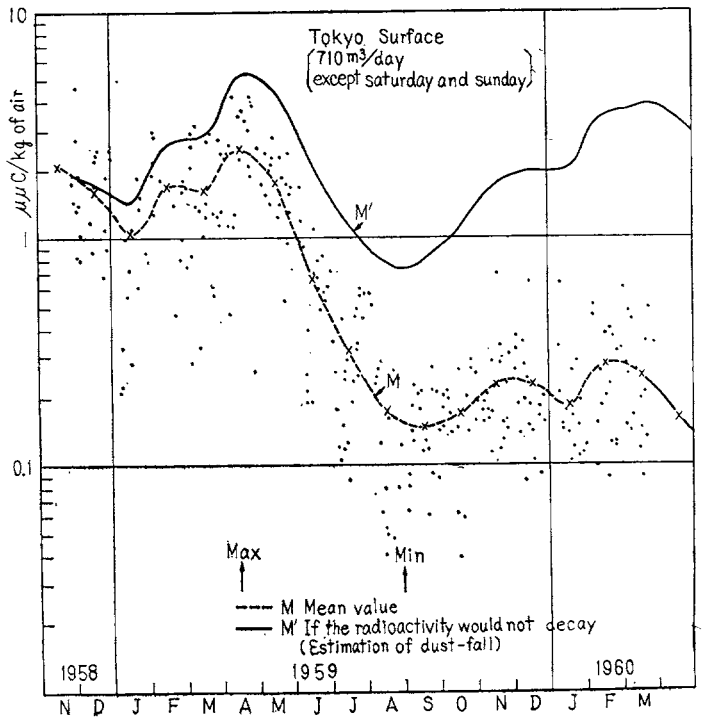
この垂直分布は，Stewart などが指摘しているように，対流圏落下が，成層圏落下にくらべて著しく急速に行なわれるためであろう。

今回の報告は，主として，実験停止後の気中放射能濃度（地上および上層）と，その垂直分布の時間的変化を調べたものである。

第1図は，1958年末から，1960年4月までの地上における変化を記入したものである（東京管区気象台の電気集塵器により毎日約 710 m^3 の集塵を行ない，自然放射能の減衰後に測定した値）。

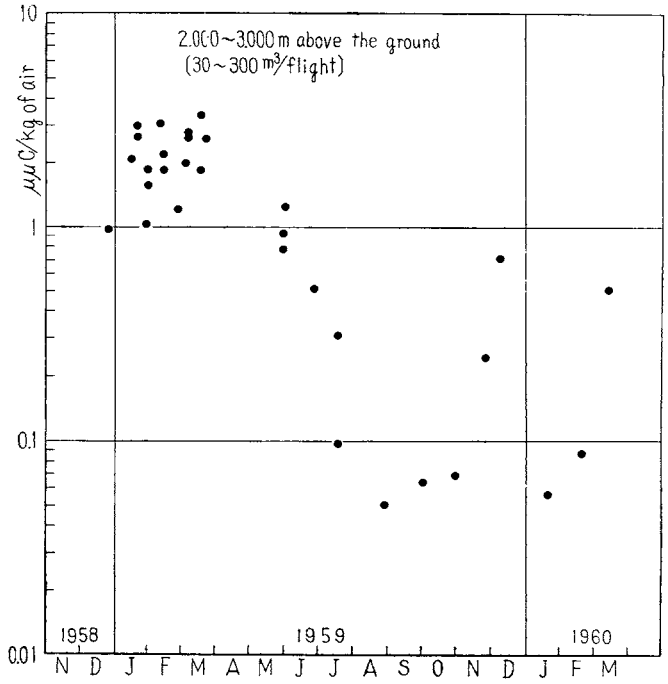
測定値は可成り大きな日変化をともなってはいるが，平均してみると太い破線Mで示したような季節変化が認められた。これが1958年11月(実験停止直後)から放射能減衰を伴わないものとすると第1図の細い実線 M′ で示したような明瞭な変化がみられる。すなわち，春に最大値，秋に最小値を示すような変化がある。

第1図　気中放射能（地上）（1958年11月～1960年4月）

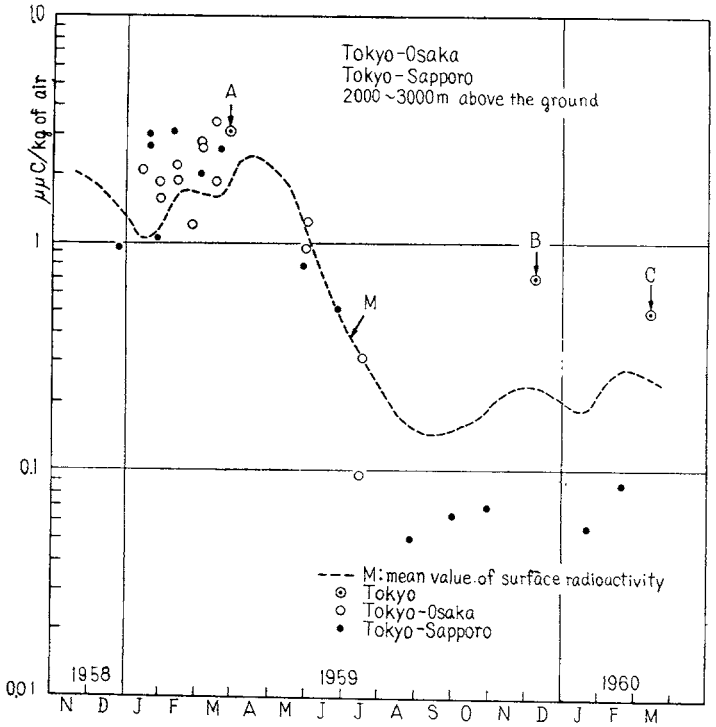


第2図は，飛行機観測の結果（2,000～3,000m）であり，同様な変化をともなっている。そこで地上の平均値と飛行機観測値と同一の図に記入してみると，第3図のようになり，飛行機で採取した場所による相違があるが，この程度の高度では，地上の値とあまり変化がないことがわかる。

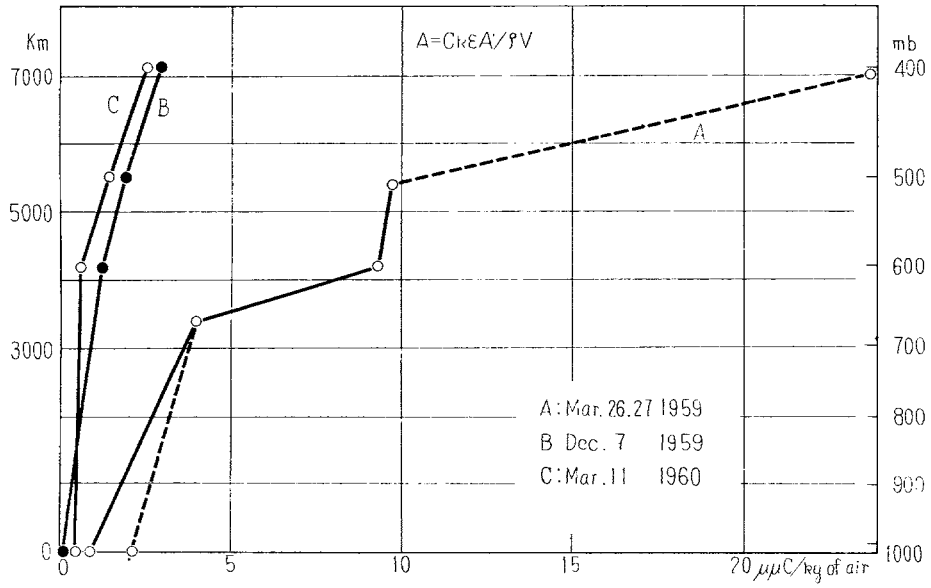
第２図　気中放射能（高度2,000～3,000m）1958年11月～1960年４月



第３図　地上と飛行機観測値の比較　1958年11月～1960年４月

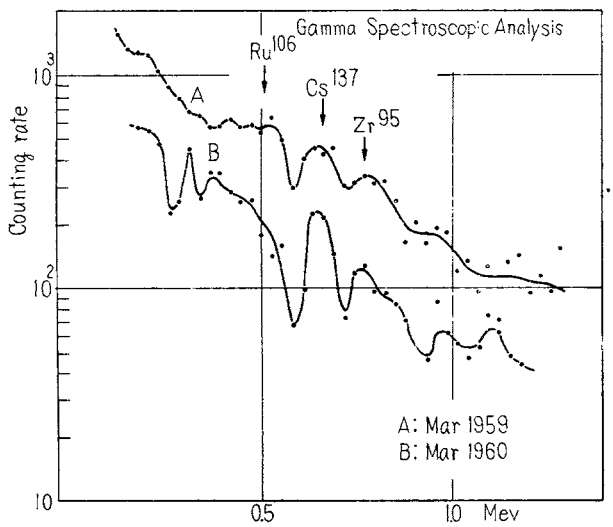


第4図　気中放射能垂直分布の時間的経過



そこで垂直分布をみてみると（地上から400mb，高度で7,000m），核実験停止後の気中放射能は，著しく減少してきているが，前述のような，高さとともに指数函数的に増加していることは同様である。これは第4図に示してあり，A，B，Cによって示されている。この図に記入された測定値は集塵器の効率が考慮されている。

第5図　試料のガンマー・スペクトル分析結果



第1図で示したように，もし放射能の減衰をともなわないような変化がM′によって示されるならば，1959年の春と1960年の春における長期寿命核種の気中放射能濃度は，同程度の水準にあるはずである。

そこで，1959年3月，1959年8月1960年3月，すなわち，季節変化の二つの最高月と一つの最低月の一カ月分をまとめた試料について分析した結果が，第5図である。ここでは1959年3月と1960年3月の結果だけが示されているが，同じ条件での8月の結果は，図に示されたような，セシウムなどのピークが認められなかった。すなわち，定量的には決定できないとしても，1959年の春と1960年の春で同程度の長期核種の気中濃度があったと考えられる。

3. 成層圏用放射能ゾンデ測定部の改良について

気象研究所・高層気象台　○石　井　千　尋

1．残された疑義

一昨年来成層圏の放射性塵の分布を精密にはかることを実施してきたが，まだ多少疑義が残されていた。

その一つは成層圏において測定値から差引くべき宇宙線光子成分が，われわれの推算通りであるかどうか。

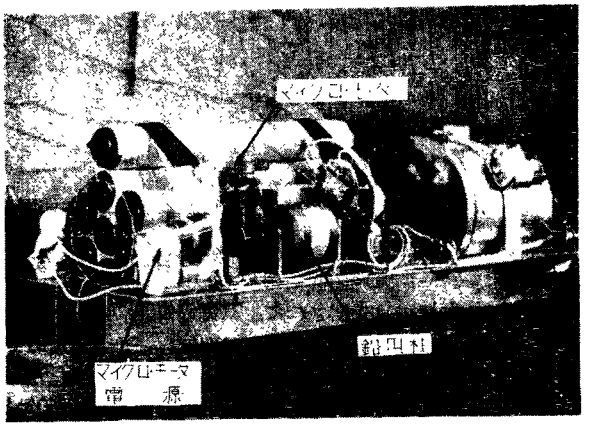
もう一つは気球に吊られている測器の性能が飛揚後変化していないかどうかである。

第一の問題は従来度々の実測から，あまり大きい差があるとは考えられない。すなわち現在までに実測して得られたγ線の最少の値よりも大きくはなり得ない。

次に測器が上空の低温或は太陽輻射による部分的高温のもとで，地上で調整した時と同じ状態で作動しているかどうかという点である。これは色々推定可能な資料もあるが直接検査してその結果が入手できれば一番よい。

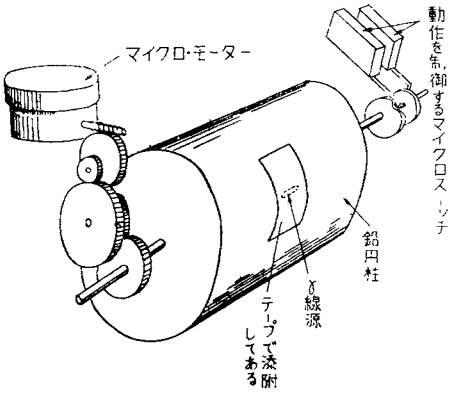
2．方針と構造

今回はこの測器の性能を上空で検査するための附加装置を作ることにした。方針として，一定量の放射性γ線源を自蔵し，常時鉛の遮蔽をしておいて所望のときに遮蔽を除いてGM管に正対させることにする。このため鉛円柱の一側にγ線源として夜光時計の塗料を添附したものを計数管の横に置き，マイクロモーターで鉛の円柱を 180° 回転させて校正をする。この構造は写真及び第1図に示すようなものである。



成層圏用放射能ゾンデの校正装置を示す。耐圧円筒の内部を引出してある。手前が校正部その後方はGM管の組で右側円筒部は回路が入れてある。

第1図　校正装置の概要



校正の時期はタイマーを用いてもよいが，今回は気圧リレーを用いた。すなわち空ごうの針が或る点まで来るとリレーが作動し，針がこの点を通過しおわると自動的にもとの位置に復する構造になっている。実際用いてみると，約一分間の校正値が得られる。

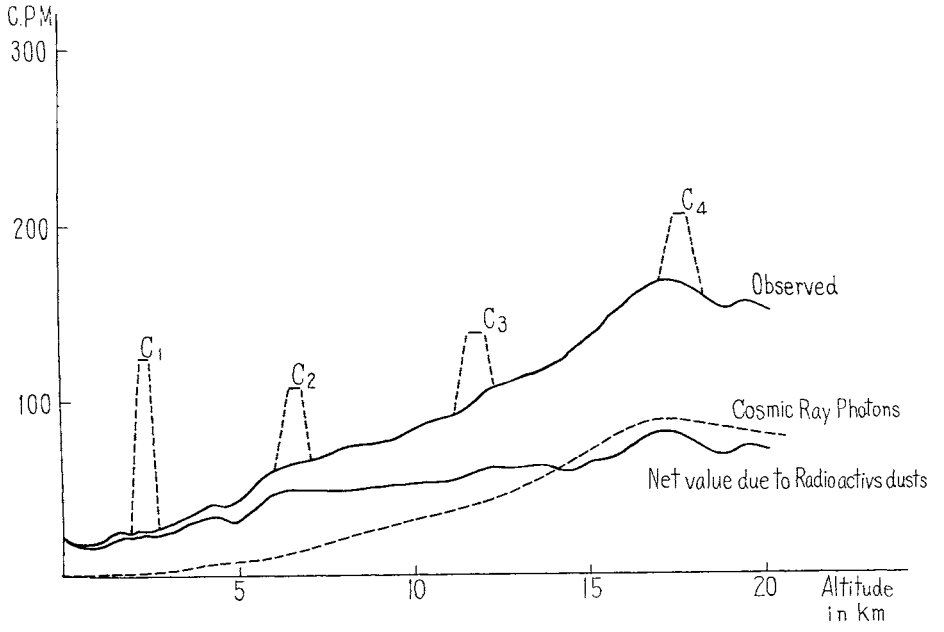
校正に用いるγ線源の強さは上空に於て実際にはかるγ線の計数とほぼ同じ計数だけ増加する程度のものを用いた。この程度の急増加があれば記録の上

から明確に区別できる。

3．観測の結果

本方式を用いて実際に本年（1960年）7月7日と9日に高層気象台において成層圏用放射能ゾンデを飛揚させ，上空で検査を実施しながら観測した。その記録を第2図及び第1表に示す。

第 2 図　1960年7月9日の飛揚記録



上の実線は受信された計数毎分値，C_1，C_2，C_3，C_4 は夫々校正点で C_2 以下が C_1 より少ないのは鉛円柱が完全に180°回転しなかったためでこれは落下後回収の上確認された。

第 1 表　1960年7月　観測記録

	7月7日15：10飛揚		7月9日12：10飛揚			7月7日15：10飛揚		7月9日12：10飛揚	
高度 km	濃度 10^{-10}c/kg	濃度 10^{-16}c/cc	濃度 10^{-10}c/kg	濃度 10^{-16}c/cc	高度 km	濃度 10^{-10}c/kg	濃度 10^{-16}c/cc	濃度 10^{-10}c/kg	濃度 10^{-16}c/cc
0	1.6	1.9	2.2	2.6	12	6.0	1.5	5.6*	1.5*
1	1.6	1.7	1.7	1.8	13	6.8	1.5	5.7	1.3
2	1.8	1.8	2.2	2.1	14	6.8	1.3	5.6	1.1
3	1.9	1.6	2.4	2.2	15	5.7	0.9	6.0	1.1
4	1.9	1.5	3.1	2.6	16	4.3	0.5	6.7	0.9
5	2.1	1.4	3.2	2.2	17	3.7	0.4	7.5	0.9
6	2.5	1.5	4.5	2.7	18	3.8	0.3	7.0	0.7
7	2.8	1.4	4.6	2.5	19	3.7	0.3	6.5	0.5
8	3.5	1.6	4.7	2.2	20	2.9	0.3	6.5±0.3**	0.48±0.03**
9	4.0	1.6	4.6	1.8	21	2.2	0.2		
10	5.2	1.8	4.8	1.6	22	0.9*	0.05*		
11	5.5	1.6	5.0	1.5					

* 印　信頼度薄い　　** 印　浮遊して長時間測定精度高い

4. 成層圏内のエエロゾールの行動に関する理論的考察

放射線医学総合研究所　○阿　部　史　朗

成層圏内の Aerosol 粒子の動向に及ぼす太陽光エネルギーの効果について理論的な検討を加えた。この結果を使えば fallout の世界分布，時間的変動の大体が説明可能かもしれない。

成層圏に太陽光が入射すると，そこにある空気・水蒸気・微粒子は太陽光エネルギーをもらって加熱される。空気・水蒸気などは固体微粒子にくらべて，単位体積あたりに吸収するエネルギーが小さい。すなわち粒子がまわりの媒質よりも受熱量（単位体積あたり）が多く，定常状態での温度はまわりよりも高くなる。このような温度の高い粒子は各々そのまわりに小さな温空気塊を作る。この空気塊は粒子からの熱供給によってまわりの大気よりも温度が高くなるとみられる。温度が高いので密度もまわりにくらべ小さく，まわりとの密度差による力，つまり浮力によって空気塊は上昇するすことになる。

上の道筋を理論的に取扱い，上の過程が可能かどうか，また成層圏内の Aerosol の動向に影響するほど大きな値が得られるかどうかを検討してみた。

空気塊の運動方程式はストークス抵抗を入れて，

$$\frac{dV}{dt}=g\frac{T-Ta}{Ta}-\frac{6\pi\eta RV}{\rho v}$$

V：上昇速度　　T，Ta：空気塊，まわりの大気の温度　　g：重力加速度，

η：大気の粘性定数　　R，v：空気塊の半径，体積　　ρ：空気塊の密度。

状態方程式は簡単のため

$$J_0\pi r^2=\rho vC_p\frac{dT}{dt}-Av\frac{dp}{dt}+s\sigma(T^4-Ta^4)+s\alpha(T-Ta)+s\lambda\frac{T-Ta}{\delta}$$

を使った。

J_0：太陽定数　　r：粒子の半径　　C_p：定積比熱　　s：空気塊の表面積

σ，α，λ：フク射，対流，伝導の定数

定常状態を仮定して

$$\frac{dT}{dt}=0,\quad\frac{V}{dt}=0,\quad\frac{\partial p}{\partial t}=0$$

として扱い，終端速度

$$V=\frac{v\rho g}{6\pi\eta R}\cdot\frac{T-Ta}{Ta}$$

を求めた。

5. サハラ砂漠の核爆発実験による放射能塵

気象庁観測部　川畑　幸夫，大田　正次，
○小池　亮治

1．1958年10月北極圏の核爆発実験が終った。第1図は同年12月から1960年3月まで雨の放射能の推移を示すものである。1958年12月以後漸減した雨の放射能は1960年2月中・下旬突然大きくなり3月中旬以降再び元の状態にもどった。これはサハラ砂漠における核爆発実験の影響である。

2．第2図は東京で1960年2月17日，米子で3月1日に採取した雨の放射能の減衰状況を示す。発生時刻を2月13日15時（日本時間）とすると何れも次式で示される直線となる。

$N=N_0t^{-1.8}$

N_0……爆発後1時間後の放射能値

N……　〃　t時間　　〃

t……経過時間

これから半減期2.7日（$Np\,237$）の放射性同位元素が全放射能のおよそ30％含まれていることがわかると同時にサハラ砂漠の核爆発実験によって発生した放射能塵が，雨にとらえられて観測されることがわかった。

3．東京において2月17日13時57分～17時15分までの雨の中には放射能は 0.5 $\mu\mu$c/cc であったが，13時57分～22時20分までに降った雨の平均放射能は 7.5 $\mu\mu$c/cc の高い値を示している。第3図～第5図から分かるように，2月17日17時過ぎ東京を寒冷前線が通過し強い降雨をもたらしている。また2月15日～19日の間における 500mb 等圧面天気図を見ると，強い偏西風がサハラ砂漠上空から等高度線にそって日本上空に達している。したがって2月13日サハラ砂漠で発生した放射能塵は，上層の強い偏西風にのって日本上空に達し，前線に伴う雨域にとらえられて降下したことが分る。

Fig. 1 Variation of rain water radioactivity in Japan, Dec. 1958～Mar. 1960.

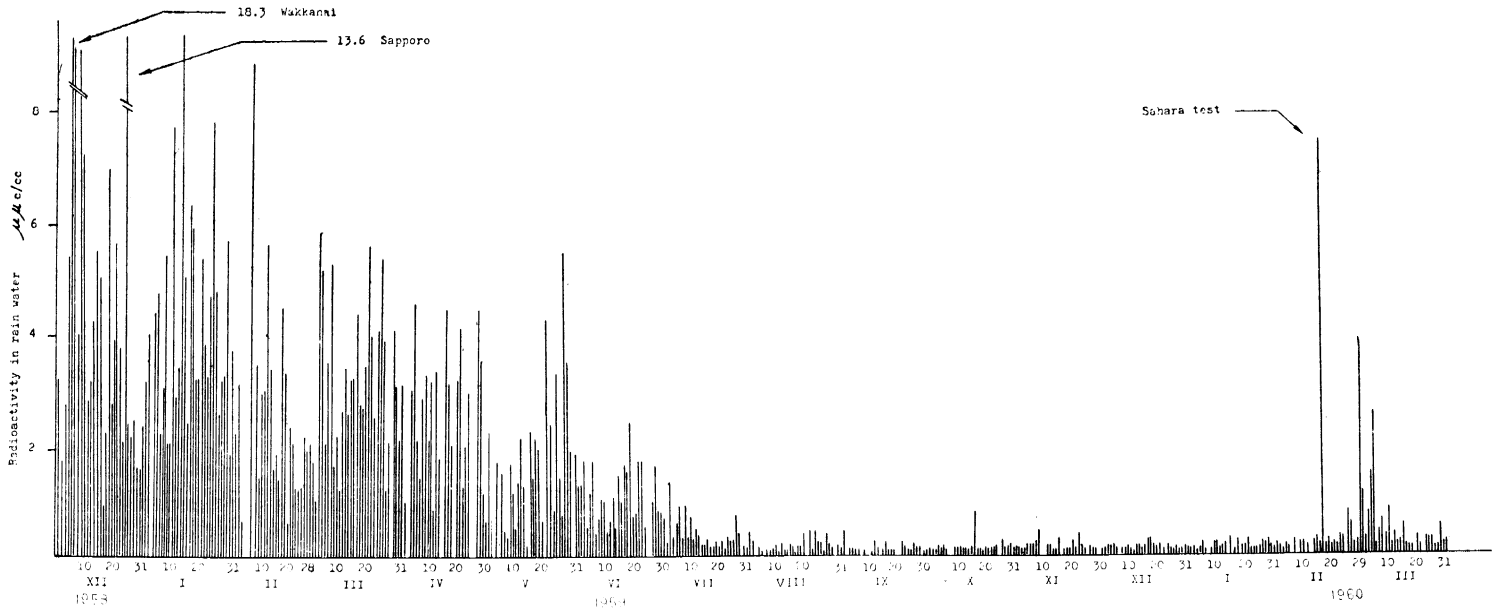


Fig. 2 Radioactive decay curve of fallout from Sahara.

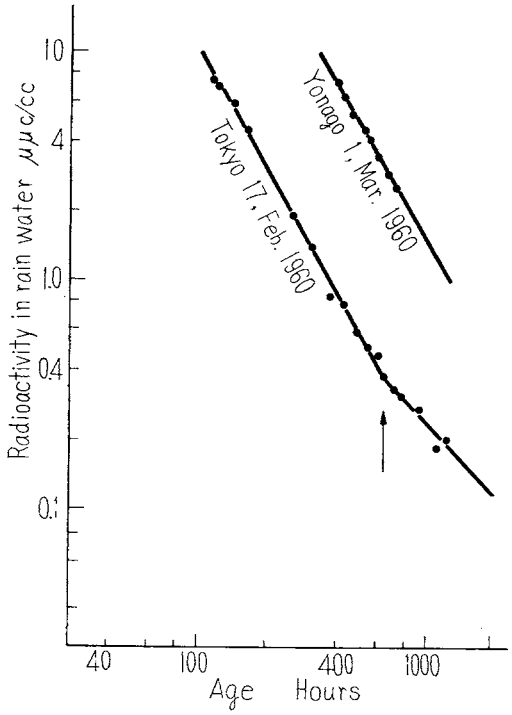


Fig. 3 Wind direction record 17-18 Feb. 1960. Tokyo

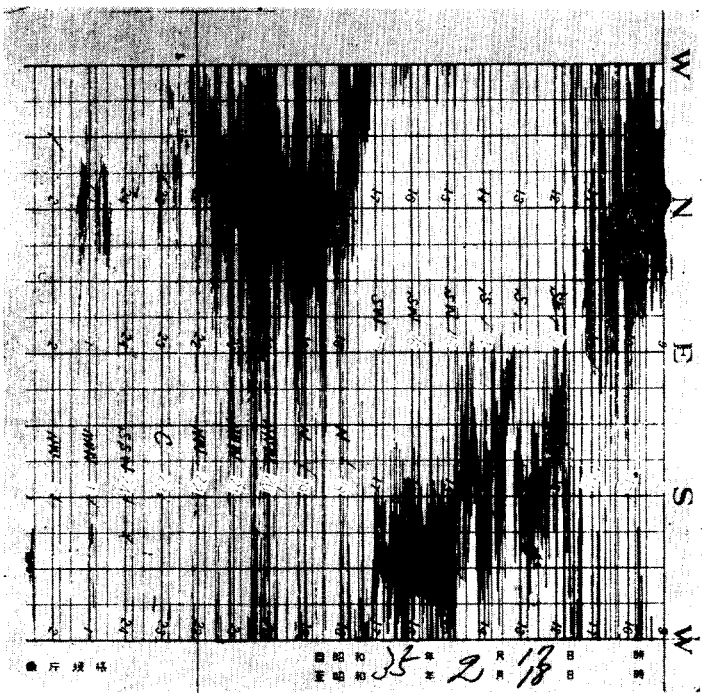


Fig. 4 Temperature record. 17-18 Feb. 1960. Tokyo

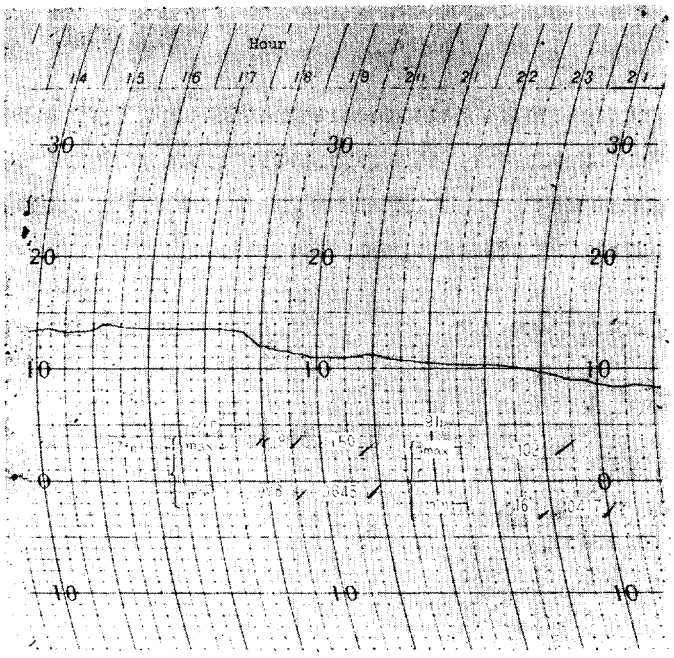
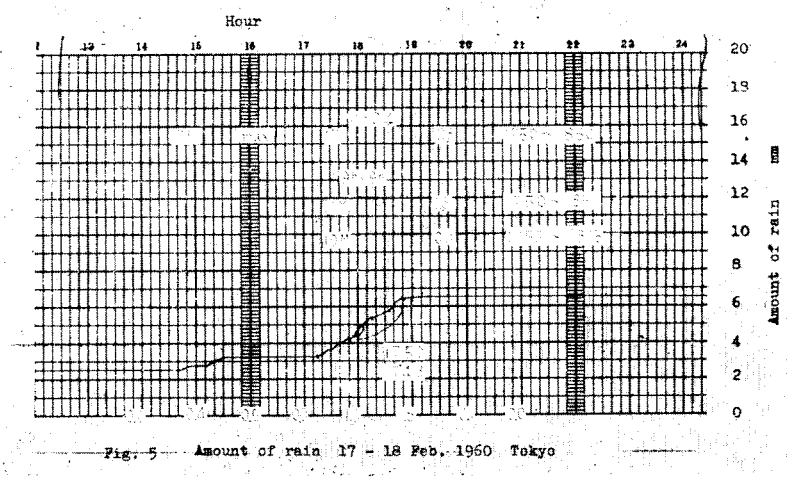


Fig. 5 Amount of rain 17-18 Feb. 1960. Tokyo



6. 日本各地における雨水中の ^{90}Sr, ^{137}Cs の降下量について

気象研究所　三宅　泰雄，　猿橋　勝子
○葛城　幸雄，　金沢　照子

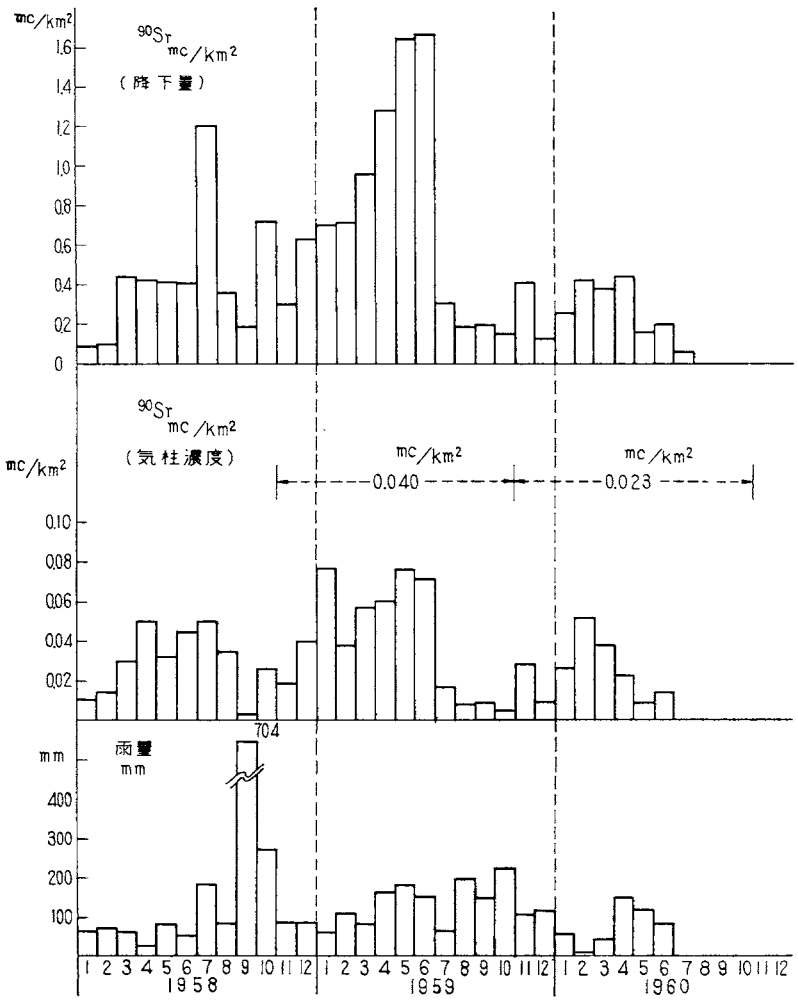
前年度に引続き日本各地（東京・札幌・仙台・秋田・大阪・福岡及び気象研究所）の7地点において採集した放射性降下物中の ^{90}Sr, ^{137}Cs の測定を行ったのでその結果について報告する。

第1図は東京（気象研究所）における1958年1月以降の ^{90}Sr 降下量，気柱中の ^{90}Sr 濃度，雨量の年変化を示す。気柱中の ^{90}Sr 濃度 C は次式より求められる。

$$C=S_f(1-e^{\beta p}+kP)$$

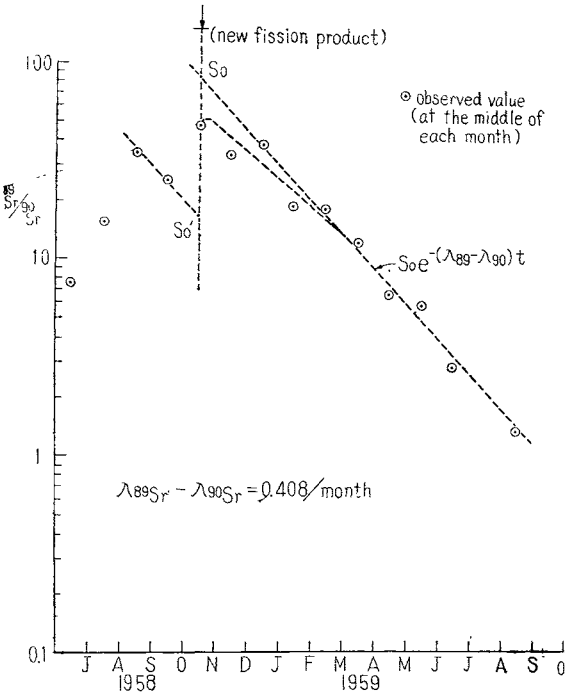
$$\begin{cases} S=^{90}Sr \text{ 降下量} \\ \beta,\ k=\text{constant} \\ P=\text{雨　量} \end{cases}$$

第 1 図　東京における ^{90}Sr の降下量



1958年10月以後核実験が停止されたにもかかわらず，1959年春に著しいピークがみられる。6月まで増加を示したのち7月以後は降下量が顕著に減少し，再び1960年春に明らかにピークがみとめられた。

第 2 図　東京における $^{89}Sr/^{90}Sr$ の値（1958年6月～1959年10月）

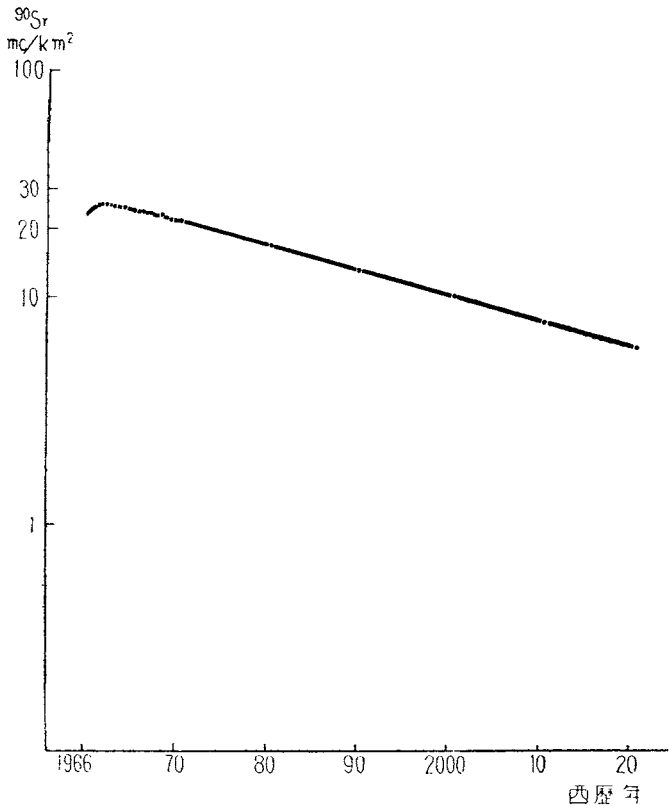


第2図には東京における $^{89}Sr/^{90}Sr$ の月変化を示す。この図において顕著なる点は第一に，1958年10月以降 $^{89}Sr/^{90}Sr$ の実測値はこの時を基点とした $^{89}Sr/^{90}Sr$ の理論的な値とほとんど一致した。第二に1958年10月以降 $^{89}Sr/^{90}Sr$ の値のピークがみとめられなかったことである。これらの事実より1958年10月以後の ^{90}Sr の降下量の多くは1958年度における核実験によるものであると考えられる。又1959年春のピークは成層圏からの ^{90}Sr 降下量の増加によるものと考えられる。第 1 図の ^{90}Sr の気柱濃度の変化から ^{90}Sr の大気中における半減期を求めると16カ月，又滞留期間は23カ月であった。

アメリカの Ash Can Project の資料から1959年6月末における 30°N～60°N における成層圏の ^{90}Sr 濃度は約 5mc/km² であることが推定される。これより1960年6月の成層圏の ^{90}Sr 濃度は 3.4mc/km² となる。又この時までの地上における ^{90}Sr 蓄積量は 24.84mc/κm² である。これらの値と滞留期間23カ月を用いて，今後50年間の ^{90}Sr の蓄積量の変化を推定した結果を第3図に示した。この図に見られるように，^{90}Sr の蓄積量は，土壌からの自然流失のない限り，今後10年くらいの間，ほとんど減少することはないであろう。

^{137}Cs についても γ スペクトロメータにより測定を行ったのでこの結果についても合せて報告する。

第 3 図　^{90}Sr 地上蓄積量の経年変化の予想（東京）



7. フオールアウト中の ^{90}Sr と ^{137}Cs について

国立予防衛生研究所　○永井充，古賀義彦，安食洋子

放射線医学総合研究所　伊沢正実，坪田博行，田野　実

フォールアウト中の $^{137}Cs/^{90}Sr$ の値は W.G. Marley などによれば約1.7で一定の値をとっていると言われ，また，P. F. Gustafson などは深さ6吋までの土壌中の $^{137}Cs/^{90}Sr$の値が1.6であると報告している。一方，K. Low は土壌について，M.N,ЖNЛКIHA などは，フォールアウトについて，もっと大きな値であると報告している。また，J. Machta などや R.N. Crooks などのデータも詳細にしらべると必ずしも1.7に収斂する比較的一定した値とはなっていない。

我々は1956年10月以後 ^{90}Sr を，1957年8月以後 ^{137}Cs を毎月の雨水およびフォールアウトについて測定を継続して来た。

○分析法

毎月の雨水およびフォールアウトを水盤法によって採取し，これを濃縮して塩酸抽出を行った。抽出液の分析は次の二方法によった。

A）塩酸抽出液に Sr および Cs のキャリヤーを加え，発煙硝酸法により Sr を分離し，そのロ

液から Cs を分離する。すなわち，Sr は発煙硝酸法によって大部分の Ca を除去し，Y によるスキャベンジを行って Ba・Ra を除去したのち，炭酸ストロンチウムとして沈殿をつくる。更に陽イオン交換分離で精製し，EDTA 滴定法で操作中の回収率を求める。次いで Y-ミルキングを行い，^{90}Sr の量は ^{90}Y の放射能を測定して求める。

一方 Cs は発煙硝酸の口液を濃縮し，塩酸溶液にかえ，珪タングステン酸で沈殿させ，Fe によるスキャベンジを行って，過塩素酸セシウムとして沈殿を精製する。^{137}Cs の量は β および γ 放射能を測定して求める。

第 1 表　^{90}Sr および ^{137}Cs の降下量　　($m\mu c/m^2$)

年	月	降雨日数	雨量	東京			千葉		
				^{90}Sr	^{137}Cs	Ratio	^{90}Sr	^{137}Cs	Ratio
1957	8	6	46	0.03	0.10	3.3			
	9	14	246	0.21	0.48	2.3			
	10	4	35	0.14	0.36	2.6			
	11	4	52	0.07	0.14	2.0			
	12	5	111	0.11	0.41	3.7			
1958	1	6	60	0.15	0.27	1.8			
	2	4	66	0.13	0.25	1.9			
	3	10	63	0.13	1.00	7.7			
	4	9	36	0.22	1.82	8.2			
	5	11	86	0.65	1.22	1.8			
	6	7	62	0.33	0.93	2.8			
	7	12	196	0.46	1.21	2.6			
	8	9	78	0.34	0.63	1.9			
	9	14	675	0.14	0.93	6.6			
	10	14	276	0.44	1.15	2.6			
	11	9	55	0.32	0.63	2.0			
	12	9	122	0.49	0.97	2.0			
1959	1	8	63	0.33	0.88	2.7			
	2	13	144	0.12	—	—			
	3	12	90	1.02	2.55	2.5			
	4	8	155	1.12	3.07	2.7			
	5	14	201	1.86	4.10	2.2			
	6	11	120	0.78	2.60	3.3			
	7	14	72	0.17	0.84	4.9			
	8	9	135	0.14	0.29	2.1	0.12	0.20	1.7
	9	10	160	0.09	0.29	3.2	0.08	0.27	3.4
	10	15	217	0.03	0.21	7.0	0.05	0.20	4.0
	11	8	120	0.04	0.32	8.0	0.03	0.23	7.7
	12	6	137	0.09	0.18	2.0	0.12	0.22	1.8
1960	1	7	31	0.07	0.18	2.6	0.06	0.16	2.7
	2	8	8	0.06	0.24	4.0	0.06	0.10	1.7
	3	15	72	0.05	0.14	2.8	0.04	0.20	5.0
	4	19	167	0.24	0.52	2.2	0.11	0.36	3.3
	5	15	126	0.19	0.91	4.8	>0.19	>0.42	~2.2
	6	14	83	0.15	0.32	2.1	>0.11	>0.24	~2.2

B) 塩酸抽出液から陽イオン交換分離により，Sr および Cs 部分のみ分離し，これを EDTA を過剰に加えてアンモニア・アルカリ性で Cs をフェノール・スルホン酸樹脂に吸着させる。

流出液は Y-ミルキングを行って ^{90}Y の放射能値から ^{90}Sr の量を求める。^{137}Cs は樹脂のまま γ 放射能の測定により求める。

○結果と考察

分析結果を第1表に示し，表中に月間の雨量および降雨日数を併記した。1957年8月から1960年6月に至る東京におけるフォールアウト中の $^{137}Cs/^{90}Sr$ の値は平均 2.8 であり，1959年8月から1960年4月に至る千葉における値は平均2.9となっている。しかし，毎月の比は 1.7～8.2 といろいろな値をとっている。ЖNЛKNHA などもまた，1958年から1959年にかけてレニーングラードのフォールアウト中の $^{137}Cs/^{90}Sr$ の値も平均3.2で1.0～6.8の値を報告しているし，またその他のデータも含め，我々のデータと合せ考えて見ると気象状件などにより，地域的および時期的な差異が生じたものと考えられる。

これらの事からフォールアウトの落下機構に関する一部の推論も可能であろうと思われる。

8. 電離箱式自然放射能測定装置の試験結果

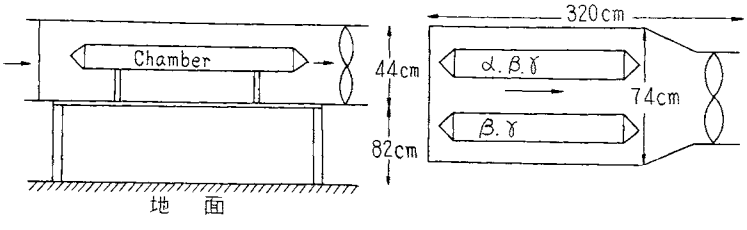
気象庁 観測部　小池　亮治，○稲村　芳久

水戸地方気象台における放射能測定業務の一部として，電離箱式自然放射能測定装置を試作して現在実験中である。

測定装置および測定方法

第1図は測定装置の概略を示したもので，2個の同軸円筒型の電離箱を通風筒内に据付け，通風筒内後部の扇風機で 0.5～3m/sec の速さで空気を流すようにしてある。

第　1　図



第2図は α，β，γ 線測定用の電離箱の概略図で外側電極を金網としその上に 0.4 mg/cm² のマイラー膜を巻いて密閉した。外部電極の金網に約 +1,000V の電圧を与えている。

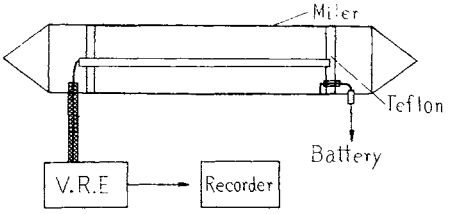
集電電極には直径 1cm の金属棒を使用し外部電極との間の絶縁材料にはテフロンを用いた。集電電極をエレクトロメーター（独逸 FRIESEKE & HOEPFNER 社製最小測定電流 10^{-15}Amp.）につなぎ，電離による電荷の測定を行いこれを自記記録計（大倉電気製）により記録させている。

β，γ 線用電離箱の仕様・供給電圧およびエレクトロメーターは α，β，γ 線用電離箱の場合と同

一規格のものを使用し，記録計は共用している。

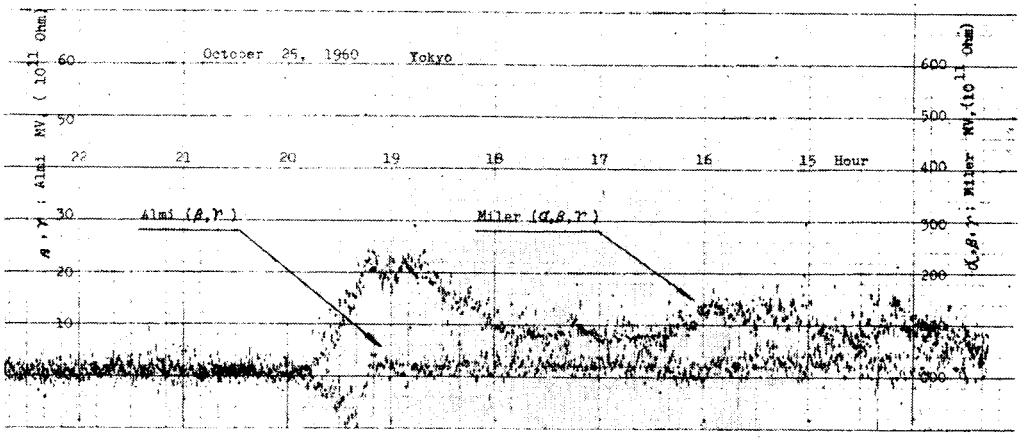
α線の入射を防ぐために約 3.25 mg/cm² のアルミ箔を2重にして外部電極の金網の上に巻き密閉している。

第2図

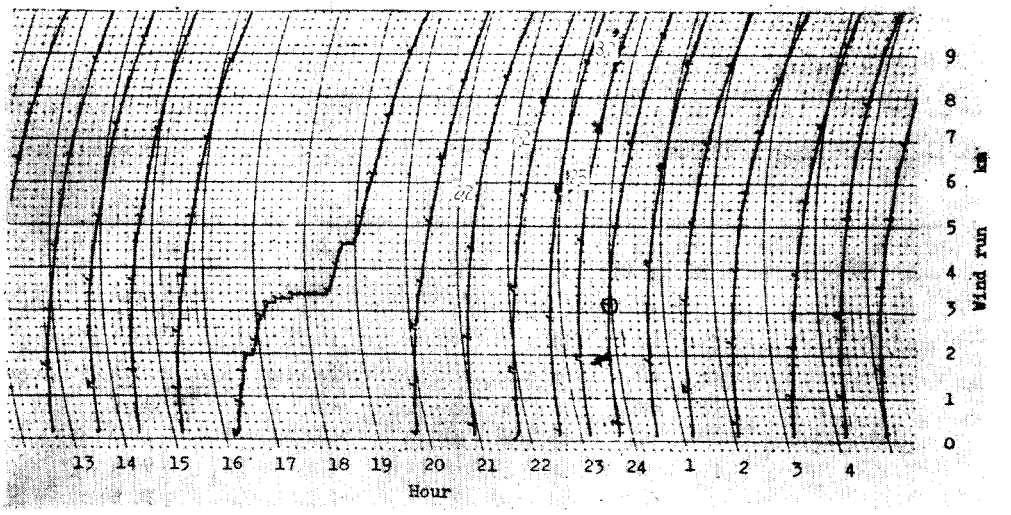


第3図はこの電離箱によって測定した自然放射能の記録で，アルミ壁の電離箱の方がマイラー壁の電離箱の値よりα線の分だけ低い値を示している。またマイラー壁の電離箱では18時から20時にかけてピークが現われているが，このピークは第4図風程自記記録上の17時から19時にかけて現われた無風状態と時間的に対応している。したがって19時前後に大気が安定し拡散が少くなったために，地表大気中にあるラドンやトロンの崩壊生成物の量が増加したことが分る。

第 3 図　空気中の自然放射能測定結果　(1960年10月25日)



第 4 図　風 程 自 記 記 録　(1960年10月25～26日)



【9】 外部線源からの γ 線の測定について

気象庁 観測部　小池　亮治，渡辺　清光

1．人体が体外から受ける放射線の線源として，1958年国連科学委員会の報告によると，地殻によるものが比較的大きい。核爆発実験による放射性降下物によるものは，現在はかなり低く，自然源によるものと比べほとんど測定誤差の範囲内程度と思われる。

2．地表を通し地殻から受けるγ線の測定を六甲山附近で行った。測定器は理化学研究所製γ線用GM計数装置で，小型軽量化するためトランジスターを使い，特殊な電池を必要とせず使用の便をはかった。計数管はシネ用三脚にとりつけ，高さ・方向何れも自由に変えられるようにした。測定器の dimension は

γ線用GM管　GH-1　No. 5901
Effective length　80mm
Diam.　33mm
Wall　クロム鋼2 mm (1,500mg/cm²)
Filling gass　Neon+Argon+Halogen　220mmHg
計数器　RSC—3 FPI（8進オールトランジスター方式）

測定器の検定結果

a．July 16 1960 気象庁広場
Ra Standard 0.26mc 1cpm=1.13mr/year

b．July 23 1960 六甲牧場
Ra Standard 1mc 1cpm=0.92mr/year

a，b の平均値　1cpm=1.0mr/year

3．六甲山附近の測定

第1表は本器を用いて測定した六甲山附近（花崗岩地帯）の値である。六甲山駅が特に高い値を示したのは，同駅附近の北面が山になっていて，側面からの寄与があるためと思われる。

第　1　表

測定日	測定時刻	地点	測定値	
			gross	宇宙線を除く
July 22	10：20	摩耶山	127.1	94.1
	13：20	牧場	127.3	94.3
	15：40	六甲駅	144.0	111.0
July 23	09：00	西灘駅	105.3	72.3
	11：10	展望台	125.4	92.4
	12：00	記念碑	123.8	90.8

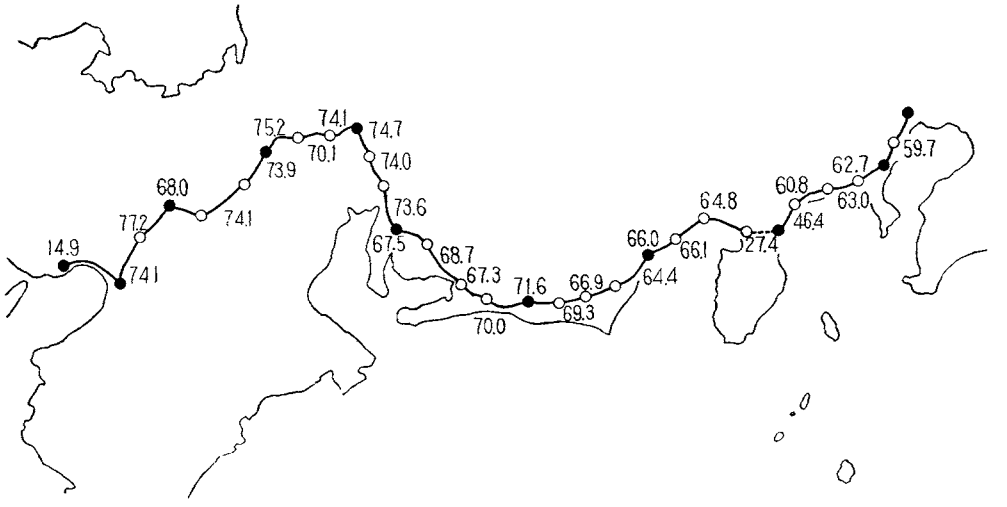
4．車中における測定

地表からのγ線の量の地域差を知るために神戸・東京間において車中の窓よりの手かけの上に計

数管を置いて連続測定を行った。

車中と車外ではすべての条件が異るため車外の方は車中の1.4倍（宇宙線を含む）であった。第1図は測定結果であって関西は高い値を示し関東は低い値を示している。丹那トンネル内では非常に低い値になっているがこれは宇宙線の寄与がほとんどなくなるためと思われる。以上は理化学研究所山崎文男博士を中心とした研究班の協力を得たものである。

Fig. 1 Gamma radiation from external sources in the train, July 24, 1960. (cpm)



10. 土壌および農作物の全放射能

農業技術研究所　北海道・北陸・東海近畿・九州地域農業試験場

○小平　潔，串崎　光男，伊藤　邦男，
山崎　伝，青葉　幸二，河合　惣吾，
木下　彰

各地域における国立農業試験場のうち，北海道（札幌）・北陸（高田）・東海近畿（金谷）・九州（熊本）の4カ所で行われた放射能調査の結果をとりまとめて報告する。これはいわゆる "Gross count 調査" で核種決定を行っていないが，すべて ^{40}K の影響を除いて測定したものである。その放射能をここでは便宜上 "Total β" と呼ぶこととする。

1．雨水中の Total β の推移

札幌及び高田の観測によれば1959年6月までは雨水中に 300cpm/l 以上の Total β が認められたが，7月以降は 100cpm/l 以下となり，放射性降下物は明かに減少した。

2．土壌・農作物および牛乳中の Total β の年度内推移，および地域別・試料別の比較。

各地域においてそれぞれ特徴的な土壌・農作物および牛乳について経時的に Total β を測定した。すなわち土壌としては湿田・乾田・畑およびそれぞれの未耕地など，農作物としては米・麦・根菜類・緑肥作物・茶・牧草などを調査の対象とし，必要に応じてさらにそれらを細かく分けた。

これら試料を測定して次の結果を得た。

（1） 全般的に見て農作物および牛乳の Total β は1959年度初めから漸減の傾向をはっきり示し，雨水中の Total β の推移とよく一致した。ただし細かく見ればその間に多少の起伏はあった。たとえば1960年2～3月の小さな山はかなり特徴的で，値は小さくてもなんらかの意味を持つのではないかと考えられる。

（2） このような時期別変化を考慮に入れて比較すると，Total β は土壌では高田＞金谷＞札幌の順であり，いねの茎葉では札幌＞高田＞金谷＞熊本，白米では各地域とも殆んど検出出来なかった。また茶葉では金谷＞熊本，牛乳では札幌＞熊本の順であった。

（3） 各地域ごとにその地域農業上重要な土壌と農作物の放射能汚染の状況が把握された。たとえば米・麦を各地域共通とするほか，北海道の飼料作物，北陸の湿田と緑肥作物，東海近畿の茶，九州の畑作物などが挙げられる。又 Total β の内容の解析についても若干の試みが行われた。

3．土壌・農作物および牛乳の Total β の年次別推移

（1） 前年度の成績を参照すると上記雨水・土壌・農作物および牛乳の Total β は1958年秋を頂点として漸減して来たことがわかる。これはいうまでもなく同年秋の大規模核爆発とその後の爆発停止の反映と考えられる。

（2） 各種試料について，1957年以降各年度の Total β の最高値を比較すると次の通りになった。水稲茎葉（収獲期）'58≫'59，茶葉'57≪'58＞'59，飼料作物'57≪'58≫'59，牛乳'57≪'58＞'59。

4．農作物および牛乳の汚染経路の推定

Total β の値は，いねでは茎葉≫玄米，もみがら及びぬか≫白米，白米≧0；馬鈴薯では葉≫塊茎；大根では葉≫根であった。これらの傾向は昨年度にも見られ，農作物の Total β の大部分が放射性降下物の附着侵入による外部汚染に基ずくものであると推定してさしつかえないと考えられる。又既に述べたように農作物の年間の Total β の推移が雨水のそれとよく一致することも，この推定を裏付けるものと考えられる。なお牛乳の Total β の推移は，飼料作物のそれにやや遅れながら相伴うもののようで，両者の関係が密接であることが認められた。

11. 土壌および農作物中の ^{90}Sr の分析

農業技術研究所　○小平　潔，檀原　宏，細井　時江，
坂口　正己，藤山　玲子

わが国各地の国立および都道府県立農業試験場で土壌および小麦子実を1959年6月頃に一斉に採取し，これを当研究所に送付してその放射性ストロンチウムを分析した。

1．耕地土壌の置換態 ^{90}Sr の分布

耕地土壌の置換態 ^{90}Sr 含量は，第1図に示す通り東日本では最高36，最低30，平均33mc/km² であった。表日本および盆地では1地点のみ26，その他8地点では最高13，最低7，平均10mc/km² であり，9地点全部の平均は11mc/km² であった。以上の分析例からわが国耕地土壌全体を論ずるこ

とは危険を伴うが，裏日本および表日本グループの再平均値をとり，その概数 2×10mc/km² なる値を，1959年6月のわが国耕地土壌の置換態 ^{90}Sr のレベルと見なすこととした。昨年同期に比べてこれらの値はかなり増加し，又裏日本と表日本との差が一層はっきりした。

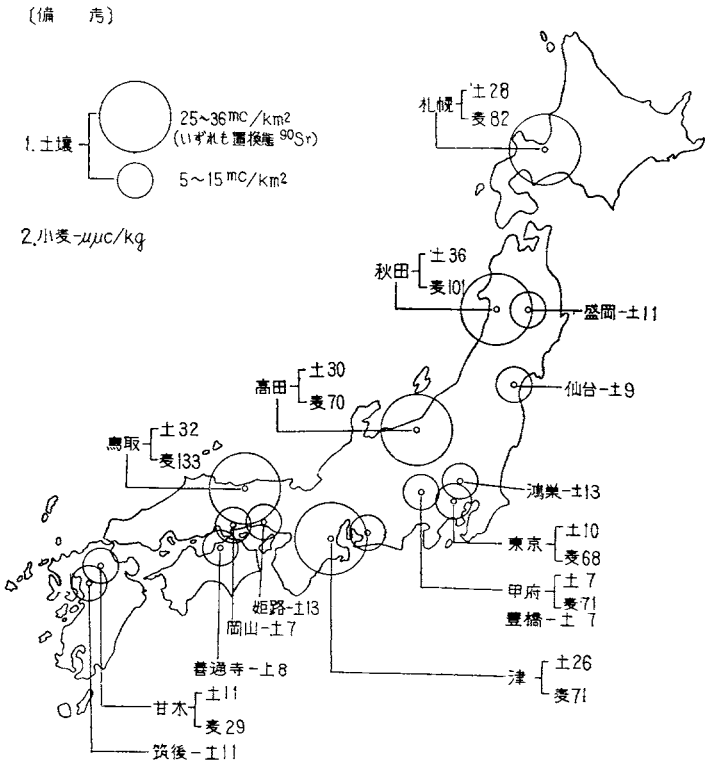
2．小麦玄麦中の ^{90}Sr 含量

1959年産の小麦玄麦中の ^{90}Sr 含量は裏日本平均が 101 μμc/kg，319 Sr単位；表日本平均が 70 μμc/kg，214 Sr単位であった。両者の再平均値は 86μμc/kg，267 Sr単位となる。さらに北海道および九州の一例ずつを加えた総平均は 78 μμc/kg，241 Sr 単位となった。これらの値は第2図に示す如く，昨年同期の小麦玄麦の ^{90}Sr 含量よりも著しく大きく，この調査開始以来小麦玄麦としては最高の値であった。これは核爆発が1958年秋の停止直前に大規模に行われた際の降下物による影響と見られ，別報の各地域の Gross count 調査の結果ともよく一致する。

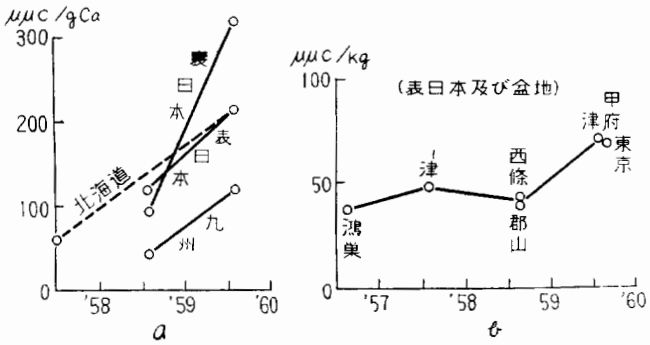
3．土壌汚染と小麦玄麦の汚染

上記小麦子実とそれの生産された圃場の土壌とについて ^{90}Sr の分析値を比較すると，土壌中の置換態 ^{90}Sr と小麦玄麦中の ^{90}Sr 含量は極めて高い相関を示した。このことは小麦子実の汚染経路の解明に手がかりを与えるものであるが十分ではないので，なお引続き検討中である。

第 1 図　土壌及び小麦中の ^{90}Sr の分布（1959年度）



第 2 図　小麦中の ^{90}Sr の年次別推移



12. フオールアウトによる ^{90}Sr の米麦類への蓄積機構について

放射線医学総合研究所　市川　竜資，阿部　道子，
○江藤　正子

千葉市産水稲・小麦・大麦・裸麦について，1959年及び1960年の生産物を土壌・もみがら・ぬか（又はふすま）・精白部・茎葉部に分けて ^{89}Sr，^{90}Sr を分離測定した。また特に1960年産の小麦については出穂始（4月15日）から収獲（6月6日）までそれらの穂をパラヒン紙の袋にておおったり又はビニール布を畑の上全体におおうことによって，経穂吸収を妨害し，対照と比較して，フォールアウトや地面から舞い上った ^{90}Sr の穂への直接吸収の度合いと，土壌中からの経根的吸収との関係を量的に考察し，地上蓄積量と一定期間中の ^{90}Sr 降下率との作物汚染への重要度の検討を行った。又1959年4～6月は ^{90}Sr 降下率の非常に多かった時期であり，丁度これが麦類の出穂期から収獲までの期間に当っており，1960年は降下がかなり低下していることから，両年度の生産物の比較は，汚染の過程を考察するに好都合である。データのうち，小麦の場合を比較してまとめると第1表のようになっている。

第 1 表　小麦の各部位における放射性ストロチウム濃度（S.U.単位）

部位 / 年度	茎葉部	もみがら	ふすま	精白粉	土壌	
					0−2cm	2−10cm
1959	650	1,800	340	160	130	45
1960	180	690	80	95	108	138
1960（袋おおい）	180	190	30	38	〃	〃
1960（ビニール布おおい）	92	82	37	25	89	107

これらから，出穂期から収獲までの期間における穂の直接吸収は極めて効率のよいことがわかる。

P.24

12. フォールアウトによる Sr^{90} の米麦類への蓄積機構について。追補

放医研、市川竜資他

経穂吸收を更に別けて、小麦粉中 Sr^{90} の起源を次のように3別する。

- 経穂 ……
  - フォールアウト降下 { X (1960) / 10X (1959) }
  - 地表からの土壌粒子 Y
- 経根 …… 地中蓄積 Sr^{90} Z

第1表から、

$$\begin{cases} 10X+Y+Z=160 \\ X+Y+Z=95 \\ Z=30 \end{cases} \qquad \begin{cases} X=7\sim8 \\ Y=55 \\ Z=30 \end{cases}$$

これから 1959, 1960 産小麦粉中 Sr^{90} を解析すると、次表のようになる。

第2表

小麦粉 (S.U.)	土壌起源		出穂から収穫までのフォールアウト(経穂)
	経根	経穂	
1959 春	30	50	80
%	(20)	(30)	(50)
1960 春	30	50	10
%	(35)	(55)	(10)

13. 全国各地の1959年産玄米・耕土及び飲用天水中の ^{90}Sr 濃度について

放射線医学総合研究所　市川　竜資，○阿部　道子，
江藤　正子，　渡辺　博信

fallout から食品を通じて放射性物質が人体に摂取されるまでの過程はいろいろあるが，ここでは，食品として摂取量が多く，日本人にとって特に問題とすべき米，栽培植物への吸収の培地としての耕土及び直接人体に影響を及ぼす飲用天水の3種について，特に ^{90}Sr をとりあげてその濃度をしらべた。放射性核種中でも特に ^{137}Cs・^{90}Sr が問題とされているからである。

玄米・土壌試料は，北海道・宮城・福岡・茨城・東京・京都・鳥取・岡山・福井のものであるが，その大部分が衛生研究所から得られたものである。玄米は1959年産米として全採取地で陸稲・水稲の2種類が集められた。耕土は，米の収獲時と同時に得られた試料で，当該地での水田・畑の2種類についてしらべた。天水は，北海道・京都・岡山・福井の岬・山間地から飲料水として用いられているものを採取したものである。

測定方法は，玄米については 550°C にて灰にし，土壌は 1N 酢酸アンモン溶液によって置換態 Sr を抽出し，天水は蒸発乾固物について，発煙硝酸法により Sr を分離し，ローバックカウンターにて計測した。

玄米についての測定結果は第1表の通りである。

第　1　表

Locality	S.U.	$\mu\mu c^{90}Sr/kg$	Localtiy	S.U.	$\mu\mu c^{90}Sr/kg$
北海道　水稲	328±15	29　±1.3	鳥　取　水稲	52± 4.8	4.2±0.4
陸稲	139± 6.6	32　±1.5	陸稲	67±10	4.3±0.7
宮　城　水稲	198±14	21　±1.5	福　岡　水稲	109± 7.1	13　±0.9
陸稲	205±10	42　±2.1	陸稲	89± 8.9	3.5±0.4
茨　城　水稲	142±13	23　±2.0	京　都　水稲	72± 3.6	7.2±0.2
陸稲	35± 5.2	4.7±0.7			
東　京　水稲	193± 6.0	21　±0.7	福　井　水稲	84± 3.6	9.2±0.4
陸稲	146± 7.7	19　±1.0	陸稲	69±22	9.2±3.0
岡　山　水稲	254±16	23　±1.4			
陸稲	96± 4.8	9.7±0.5			

全般的に見て玄米は1958年産のものより ^{90}Sr 濃度は低い。また，水稲は陸稲よりやや高くなる傾向がうかがわれる。

14. 東海村に於ける土壌及び大気中の $^{90}Sr \cdot ^{137}Cs$ の濃度について

日本原子力研究所　○笠井　篤，人見　清一，
石原　豊秀

原研周辺の空気中の放射能をモニターする一つの方法として，大容量の湿式電気集塵器により，短時間で大容量の空気を吸引してその中の核種を分析することができる。最初に集塵効率と流量を測定し，その集塵器で約 20,000m³ の空気を約2時間で吸引しその中の ^{90}Sr と ^{137}Cs の定量をおこなった。

集塵効率の測定は，集塵器の入口と出口にそれぞれ同じ型のロ紙式集塵器と小型の電気集塵器を置き，大容量電気集塵器と同時間集塵し，終了直後にそれぞれの放射能を測定した。その放射能の差から集塵効率を求めた。

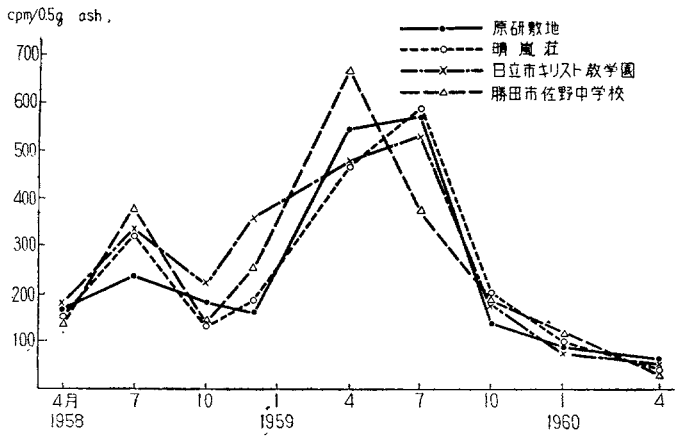
流量の測定は，大容量のファンモーターにより吸引しているため測定は困難であるが，ピトー管と熱線型の風速計を用いて流量を測定した。

分析法は，集塵された塵埃がけんだく液となって流出してくるので，それを蒸発乾固後残留物を濃塩酸 100m*l* で2回加熱抽出し，Sr・Cs 担体を加へて，Sr は発煙硝酸法で分離しさらにYを分離して ^{90}Sr 量を算出した。Cs は発煙硝酸のロ液から分離し塩化白金酸セシウムとして測定した。測定はすべて Tracerlab の Low Back counter を用いた。結果は $^{90}Sr \cdot ^{137}Cs$ ともオーダーとして $10^{-16}\mu c/ml$ である。

又1959年10月における東海村周辺の4地点の土壌中の ^{90}Sr を定量した。分析法は一定面積 30cm×30cm，深さ 10cm の土壌をとりその中の 500g を分析試料とした。試料を6N-塩酸で2回抽出後 Ca・Sr をシュウ酸で沈殿させ，その後同様に発煙硝酸法により Srを分離しYの放射能より ^{90}Sr 量を算出した。その結果，蓄積量として 15～19mμc/m² と4地点共かなり近い値を示している。

さらに1958年4月より1960年4月までの松葉の全放射能を定期的に測定した。その内の地点における変動をみてみると，第1図の通り4地点共その変動の傾向が非常に良く似ており，しかも1959年7月を界にして急激に減少して来ている。これはそのまま松葉に吸着した放射性降下物の変動と認めることができる。

第1図　東海村周辺の植物（松の葉）の放射能変動（1958年4月～1960年4月）



【15】 北海道における緩速水道用ロ砂の ^{90}Sr 吸着量について

北海道衛生研究所　安藤　芳明，井上　勝弘

先年我々は，北海道各地の緩速水道を対象として，ロ砂の吸着性放射能を測定した。その結果北海道においては，日本海側が概して汚染度の高いこと，またロ砂の放射能減衰よりみて長半減期元素の蓄積が推定された。

そこで今回はこれを更に確めるため，道内緩速水道10カ所および襟裳岬灯台の天水桶のロ砂について ^{90}Sr の分析を行った。

各浄水場ロ過槽のロ砂面積当りの平均値は 0.8 mμc/m² であった。これを一般土壌と比較すると（ロ砂と土壌とはやや性格が異るが），道内各地77カ所の平均値は 2.6 mμc/m² とされているから（山口忠，北方産業衛生，第22号，92頁，昭和34年による），およそ 1/3 の汚染度を示すことになる。しかし天水用ロ砂の場合は，直接雨水をロ過するので土壌と同じ値を示した。

【16】 宮城県における放射能調査について

宮城県衛生研究所　佐藤　新作，郡山　　力，
田代　節子

1．まえがき

本報は1959年4月より1960年3月までの科学技術庁の委託調査及び宮城県独自で行った調査についての概略である。

2．測定方法

陸水・食品・土壌（ロ過膜）の測定方法は，放射能調査測定基準小委員会編の放射測定法(1957)によった。食品中のKの分析は分光光度計フレームフォトメーターにより定量し，^{40}K による放射能補正を行った。

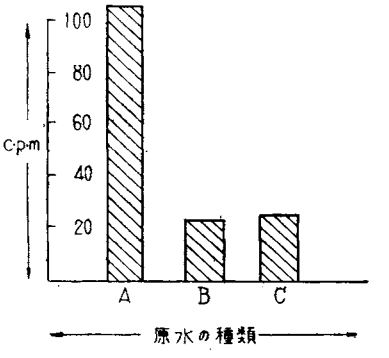
測定条件は第1表の通りである。

第　1　表

計数装置	"TEN" 100 Scaler Model SA-3B
使用計数管	GM 131　No. 2225
マイカ窓の厚さ	3.29mg/cm²
窓からの距離	1段目（約 10mm）
比較試料	科研 U_3O_8 48mg A·110
試料皿	神戸ステンレススチール　内径 25mm　深さ 6mm　厚さ0.3mm

(注) GM 管は Pb レンガで囲った。

第1図　原水の種類別平均 cpm/Ash 500 mg



3．測定結果の概要

3—1　陸水と ロ過膜

最高値を示せば上水では原水の 6.7cpm，蛇口で 2.5，下水で 4.5，井水で3.8，河川水で2.9，ロ過膜で灰分500 mg 当り 181.7 cpm であった。これらロ過膜の放射能レベルの実態を知る目的で県内各地の水道ロ過膜を調査した。測定結果は，雨水があまり他の水で稀釈されないものを原水としている山間部の水道に高い値がみられ，これに対し低い値を示したものは，海岸地帯・内陸地帯を流れる表流水又は伏流水を取水している水道であった。第1図に原水の種類別平均cpmを示した。

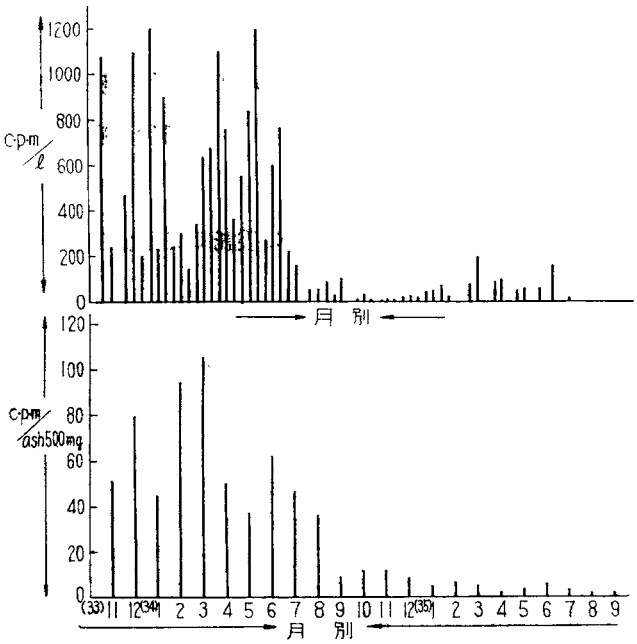
A……山間部の表流水を原水としている。

B……内陸・海岸地帯を流れる大きな川の表流水を原水としている。

C……伏流水を原水としている。

1958年11月より継続的に調査している仙台市上水道中原ロ過池のロ過膜灰分500mg 当りの cpm と，仙台管区気象台測定による雨雪の定時の cpm との関係を示せば第2図の如くであり，1959年秋以来 fallout による汚染は cpm 調査からみれば低くなっているのがうかがわれる。

第2図　上図：雨の放射能測定値（定時・仙台管区気象台測定値）
下図：仙台市上水道中原ロ過池・ロ過膜の放射能測定値

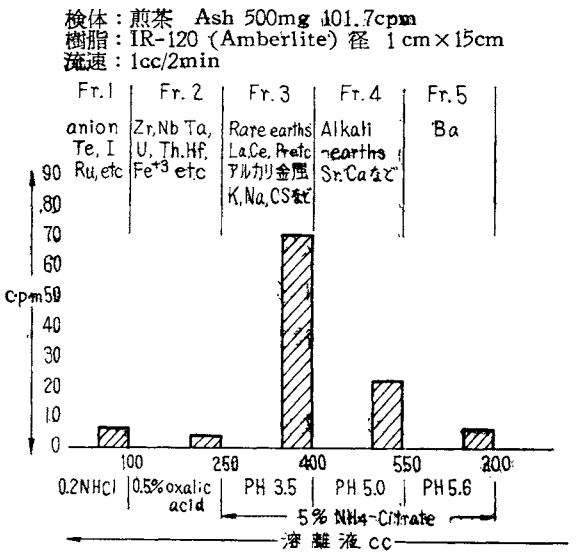


3—2　食　　品

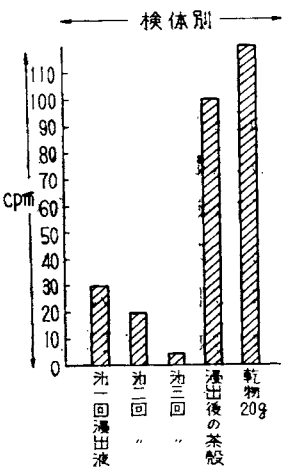
農作物では「茶」「きゃべつ」「ほうれんそう」などに高い値がみられた。穀類は「玄米」が精白したものに較べて高い値を示し，魚介類では「しじみ」「鯉」などが高い値を示している。

食品関係の最高値を示せば野菜類では灰分 500 mg 当り除 ^{40}K の cpm で，「ほうれんそう」の 8.1 cpm，「馬鈴薯」の 5.5，「きゃべつ」の 17.3，「大根」の 5.4，「なす」の 4.3 であり穀類では「大麦」の 13.4，「小麦」の 9.8，「玄米」の 1.9，「白米」の 0.4 であった。魚介類では「いわし」の 1.7，「鯉」の 6.3，「ふな」の 3.7，「しじみ」の12.0，「いか」の 3.7，「かき」

第3図　イオン交換樹脂による放射性物質の溶出曲線



第4図



の 5.7 であった。畜産物では「馬骨」の 2.5，「牛骨」の 4.7，「牛乳」の4.7であった。海草類では「のり」の3.4であった。「茶」は101.7で最高値を示したので，これの ash 500mg についてイオン交換樹脂（Amberlite IR-120）による分析を行った結果，第3図に示すようにFr. 3の Rare earths の所に最も高い count を認め，次にFr. 4の Alkali-earths の所に高い count を認め，明かに fallout による汚染が認められた。

参考までに普通に飲料にするような条件ではどの程度抽出されるかをみたら，3回の抽出で約35%位の count のものが抽出されることが判った（第4図）。

17. 各種環境物質中における放射性希土類と ^{90}Sr について

茨城県衛生研究所　○根津　尚光，浅野　京，
大内　新一

1．まえがき

雨水・fallout の全放射能は，1959年8月以降急激に減少したが，土壌などに残存している長寿命の核分裂生成物の中には，^{90}Sr や ^{137}Cs と共に ^{144}Ce・^{144}Pr・^{147}Pm・^{151}Sm などの放射性希土類があり，直接間接に，食品や生体への影響が考えられる。

我々は，先に“しじみ”の中から $^{144}Ce+^{144}Pr$ を検出し報告したが，更に土壌・ほうれん草・大根・いか・ふなの骨・牛馬骨などについて，Ce を中心に放射性希土類の分析を行い，併せて ^{90}Sr を定量して，検討を加えたので報告する。

2．方　法

2.1　放射性希土類の分析

生体試料は，乾物約1kgを電気炉を用い，400～450°Cで灰化し，塩酸抽出，アルカリ熔融を行って試料溶液を調製した。担体としてCe（■）89mgを加え，水酸化物を分離し，更にこの中からシュウ酸塩を分離した。これを電気炉で焼き炭酸塩に変え，塩酸に溶解し，水酸化物を分離した。上記操作を4～5回くり返して行い，Ca・Al・PO_4^{3-}等夾雑物の大部分を除いた。試料は塩化物にかえ，濃塩酸にとかして陰イオン交換樹脂柱を通し，次いで7.5M硝酸溶液に変えて，再び，同濃度の硝酸で処理した陰イオン交換樹脂柱を通過させThをのぞいた。通過液にLa（■）20mgを担体として加え，沃素酸塩法によりCeとLaその他の希土類に分けた。次いで夫々をシュウ酸塩として試料を調製し，110°Cで1時間乾燥，デシケーターで放冷後秤量し，回収率を求め，GM計数装置で放射能を測定した。

土壌は，風乾細土1kgについて，冷塩酸抽出法により試料溶液を調製した。担体としてCe(■) 89mgをこれに加えたのち，水酸化物を分離した。次いで6N塩酸溶液にかえ，エチルエーテルで鉄をのぞいた。この溶液からシュウ酸塩を調製し，以後の操作は生体試料に準じて行った。

標準試料はU_3O_8を用い，担体の回収率から担体添加時における濃度を算出した。

2.2　^{90}Srの分析

試料中の^{90}Srは，「放射性ストロンチウム分析法」科学技術庁（1960年5月）に従って分析を行った。測定器は通常のGM計数装置を用い，鉛遮蔽測定台を使用した。標準試料はNBSの^{90}Sr＋^{90}Y標準溶液を使用した。土壌は，酢酸アンモニウム抽出法によった。

3．分析結果と考察

3.1　放射性希土類

第1表に結果を示したが，ふな骨を除いては，いずれもCeフラクションがLaその他のフラクションより高い値を示している。両フラクションの相互の割合は，一様でなかった。Ceフラクションの放射能は，前回確認済の化学分析操作及びハンターバローの表から^{144}Ce＋^{144}Prによるものと考えられる。

第1表　放射性希土類の放射能（$\mu\mu c$/乾物kg）

フラクション / 試料	Ce	La その他
土壌	1,840±39	510±75
ほうれん草	303±21	9±16
大根	100±51	40±40
しじみ	496±15	110±13
いか	160±20	85±20
ふな骨	64±22	96±25
獣骨*	633±16	110±21

*　獣骨は生骨1kg当りの値である。

3.2　Cuフラクションと^{90}Srの放射能

結果を第2表に示した。Ceその他の希土類は^{90}Srと同様に骨に親和性があるので，Ca 1g当りで比較してみた。又全放射能計測の場合は，灰分について測定し，灰分中のCa含有率も試料により異るので，灰分1g当りにも直してみた。その結果によれば，土壌・しじみ・いかは^{90}SrよりもCeの方がはるかに多い。灰分1g当りでみると，しじみが他のCeにくらべて最高である。又，獣骨中のCeが乾物及び灰分当りでは，比較的多いのが注目される。一方^{90}Srは断然骨に多く，ふな骨・獣骨双方ともに群を抜いている。しじみ・いかなどが^{90}Srについては比較的少いのが対称的である。ほうれん草・大根はこの中間にあり，大根は^{90}Srの方が若干多く検出され

た。Ce フラクションと ^{90}Sr の放射能比（Ce/^{90}Sr）は，しじみ・いか・土壌が 10^{1} のオーダーにあり，ほうれん草・大根が 10^{0} 前後で，骨になると 10^{-2} になっている。これは放射性希土類と ^{90}Sr の選別吸収の一傾向を示していると考えられる。

第2表　Ce フラクションと ^{90}Sr の放射能（$\mu\mu c$）

試料＼単位＼元素	乾物1kg当り		灰分1g当り		カルシウム1g当り		比
	Ce	^{90}Sr	Ce	^{90}Sr	Ce	^{90}Sr	Ce/ Sr
土壌	1840±39	130±20	1.84±0.04	0.13±0.02	630±13	45±7	1.4×10^{1}
ほうれん草	303±21	198±20	1.65±0.11	1.1 ±0.1	40.2±2.8	26±3	1.5×10^{0}
大根	100±51	182±15	1.08±0.55	1.98±0.16	15.2±7.7	28±2	5.5×10^{-1}
しじみ	496±15	21± 6	15.2±0.46	0.65±0.19	93.0±2.8	4.0±1.2	2.3×10^{1}
いか	160±20	9.7±3.7	1.67±0.21	0.10±0.038	63.0±7.9	3.8±1.4	1.7×10^{1}
ふな骨	64±22	1838±21	0.24±0.08	6.937±0.081	0.68±0.23	19.48±0.23	3.5×10^{-2}
獣骨*	633±16	9293±60	2.11±0.05	30.98±0.20	5.41±0.14	79.65±0.5	6.8×10^{-2}

* 獣骨生骨1kg当りの値である。

【18】 上・下水の放射能調査

東京都立衛生研究所　長尾　元雄，三村　秀一

昭和34年度の科学技術庁の委託で，天水（伊豆大島の貯水槽の水）と三河島の下水は毎月1回，上水（青梅市沢井水道）と伊豆大島の貯水槽内の沈殿物は年間3回調査した。その結果は大体第1表の如くである。

第　1　表

	最高 cpm/l	最低 cpm/l	平均値 cpm/l
上水（沢井水道の原水と蛇口水）	5.67	——	1.85
下水（三河島汚水処理場の放流水）	13.30	2.23	5.40
天水（伊豆大島，貯水槽の水）	51.90	3.60	11.80
沈殿物（伊豆大島）	331.67 (cpm/g)	7.67 (cpm/g)	124.50 (cpm/g)

以上の結果から，上水・下水は例年同様，特に放射能汚染が認められない。しかし，大島の天水沈殿物は昨年度より高い計数率を示している。

大島の天水においては(第2表参照)，5月・6月・7月は 10cpm/l 以上の計数率であった。又貯水槽の沈殿物（第3表参照）も高い計数率を示している。これは特に家外にある貯水槽で，余り掃除をしない悪条件の場所を選定したためとも思われる。この地区は現在もまだ，核爆発による放射能汚染が十分認められるので，次の如き対策を指導している。

（1）降りたての雨は先づ流し捨てる。

（2）出来るだけ，砂口過の装置をつけて天水を採水する。

（3）貯水槽内は常に掃除をし，清潔にする。

第 2 表　大島天水（貯水槽内の水）測定結果

採水月	採水地	外観	水温（°C）	採水日時	測定月日	計数率 cpm 比較試料	自然計数率	試料計数率	同 cpm/l	蒸発残留物 mg/l
34 4	大島保健所	澄明			34 5.24	D-44 1587.6±17.8	17.03±0.75	22.83±0.87	5.80±1.15	125.36
5	〃	〃	16.0	5.12 AM 11.00	6.10	D-44 1670.2±18.3	16.17±0.73	68.07±1.51	51.90±1.68	23.16
6	〃	〃	16.1	6.1 PM 4.35	7.2	D-44 1492.6±17.3	9.47±0.56	35.97±1.09	26.50±1.23	24.58
7	〃	〃			8. 7	D-44 1600.0±17.9	16.60±0.74	27.03±0.95	10.43±1.21	27.41
8	〃	〃	24.0	8.31 PM 1.55	9.14	D-44 1625.6±18.0	15.60±0.72	22.63±0.87	7.03±1.13	26.29
9	〃	〃	22.4	9.29 PM 2.00	10. 3	D-44 1495.0±17.3	16.37±0.74	24.53±0.90	8.17±1.17	54.91
10	〃	〃	20.3	10.29 PM 1.00	11. 9	D-44 1471.0±17.2	16.60±0.74	18.13±0.78	1.53±1.08	65.62
11	〃	〃	18.0	11.10 PM 3.00	12.15	D-44 1488.6±17.3	15.47±0.72	19.07±0.79	3.60±1.07	52.03
12	〃	〃	14.8	12.21 AM 10.30	35 1. 6	D-44 1561.6±17.7	16.33±0.74	24.40±0.90	8.07±1.17	55.32
35 1	〃	〃	14.0	35.1.15 AM 11.13	1.29	D-44 1531±17.5 U_3O_8 5002.2±31.6	16.47±0.74	20.67±0.83	4.20±1.11	67.20
2	〃	〃	10.7	2.15 PM 2.55	3. 2	D-44 1511±17.4 U_3O_8 4971±31.5	16.77±0.75	20.13±0.82	3.37±1.10	69.17
3	〃	〃		3.10 AM 11.30	3.29	D-44 1577.6±12.6 U_3O_8 5302±23.0	22.01±1.05	32.05±1.27	10.04±1.64	38.72

第 3 表　大島天水沈殿物測定結果

採集月	採集地	採集月日	測定月日	乾燥残留量（g）	計数率 比較試料	自然計数率	試料計数率	同 cpm/g
6	大島元町農業協同組合	6.18	6.22	1.000	1600±17.80	16.03±0.73	276.66±3.03	260.63±3.12
	大島元町 神田	〃	〃	〃	〃	〃	230.66±2.77	214.63±2.86
	大島元町 山田	〃	〃	〃	〃	〃	203.63±2.61	187.60±2.71
	大島元町洋裁学校	〃	〃	〃	〃	〃	24.46±0.90	8.43±1.16
	大島元町 椿荘	〃	〃	〃	〃	〃	62.03±1.44	46.00±1.61
9	農業協同組合	9.7	9.14	1.000	1625.6±18.03	15.60±0.72	86.57±1.69	70.96±1.85
	神田	〃	〃	0.6596	〃	〃	214.76±2.67	(285.87±4.20)
	山田	〃	〃	1.000	〃	〃	156.30±2.28	140.7 ±2.39
	洋裁学校	〃	〃	0.2934	〃	〃	153.90±2.26	(524.50±8.10)
	椿荘	〃	〃	0.6277	〃	〃	198.67±2.44	(259.76±4.07)
12	農業協同組合	12.1	12.8	1.000	1529.8±17.46	15.86±0.72	161.03±2.31	145.17±2.42
	神田	〃	〃	〃	〃	〃	46.40±1.24	30.53±1.44
	山田	〃	〃	〃	〃	〃	25.53±0.89	7.67±1.14
	洋裁学校	〃	〃	〃	〃	〃	347.53±3.40	331.67±3.48
	椿荘	〃	〃	〃	〃	〃	83.50±1.67	67.63±1.82

備考　（ ）は検体量が少いので計数は換算してある。

【19】 各種食品の放射能調査

東京都立衛生研究所　松井　多一，西垣　　進，
直井家寿太

1957年9月より科学技術庁から各種食品の放射能調査を委託され，現在までその調査が継続されているが，1959年4月から1960年3月までに行った調査結果を報告する。

1．調査対象

（1） 農産物　10種

A 穀類　玄　　米……期間内　4回
　　大　　麦……期間内　3回
　　小　　麦……期間内　3回

B 野菜　ホーレン草……期間内　4回
　　キャベツ……期間内　4回
　　大　　根……期間内　4回
　　ナ　　ス……期間内　3回
　　馬鈴薯……期間内　3回

C 果実　　梨　……期間内　3回

D 茶　　番　　茶……期間内　2回

（2） 水産物　5種

こい
ふな
しじみ
いか
いわし
} ……期間内　各3回

（3） 畜産物　3種

牛　乳……期間内　6回

馬　骨……期間内　2回

牛　骨……期間内　3回

2．考　察

（1） 穀　類

(a) 玄米は，4回の調査を行ったが，汚染値と見られる結果は得られず，検体数が少いので，これだけで汚染なしと推論出来ないが，大体において汚染なしと思われる状態であった。

(b) 大麦は，押麦と押麦にする前のものについて調査したが，いづれも汚染値を示した。

(c) 小麦は，製粉前のものについて調査したが，これも若干の汚染を受けていると思われる値が得られた。

以上のような結果であったが，これは麦類が穀部と種実の完全剝離が困難であるため，穀部に付着した或は吸着された人工放射能塵に起因しているものと思われる。

（2） 野　菜

(a) ホーレン草は'59年5月には相当の汚染が見られたが，'59年11月以降のものは'60年1月にわずかに汚染値が見られた以外は全く異常値が見られなかった。'60年1月のものは，'59年5月と比べて大幅な汚染値の減少が見られた。

(b) キャベツは'59年6月に外部の葉に若干の汚染が見られたが，これ以外は異常値は見られず前年度と同じような状態であった。

(c) 大根は前年度は葉部からかなりの汚染値が見られたが，今年度も'59年5月・6月は同様に明らかな汚染を認めた。併し，'59年11月以降のものは，殆んど汚染がみられず，ホーレン草と同様に汚染値の急激な減少が見られた。根部は'59年5月に他に比べて稍々高い値を示しただけでほとんど汚染を受けていないと思われる。

(d) ナスは前年度と同じく全く汚染値は見られなかった。

(e) 馬鈴薯も各回を通じて全く汚染値は見られなかった。

以上に見られるように，秋口より前年度から，ひきつづいて相当の汚染のあった野菜類（主として葉菜）の汚染値の急激な減少を示したことは，原水爆実験停止による結果のあらわれと推定でき今後は Delayed fallout が雨水により，葉菜の表面をわずかに汚染する状態が続き，顕著な汚染は見られなくなるものと考えられる。

（3） 番茶は前年度にひき続いて相当の汚染が見られた。併し今後は野菜類と同じに汚染度が大幅に減少するものと思われる。

（4） 梨は'59年8月のものの皮部から明らかな汚染値が見られたが，これを除いて果肉部は汚染が見られなかった。

（5） 魚介類

こい・ふな・いか・いわしは毎回全く汚染は見られなかった。しじみは前年度は相当の汚染が見られたが，今年度は'60年2月・3月にわずかな汚染が見られたにすぎなかった。これも今年度特に目立ったことである。

（6） 牛乳・獣骨は共に異常値が見られなかった。

以上に見られるように，従来相当の汚染の見られた食品の汚染度が大幅に減少し始めたことが認められ，これは原水爆実験停止のあらわれとして，特筆されることである。この現象により，今迄の野菜。茶の汚染は Jet 気流に伴って運ばれた圏界面付近の fallout による表面汚染が主で，今後は Delayed fallout による弱い表面汚染が暫く続くであろうことが推測でき，'60年度の調査により特に茶の汚染度が大幅に減少することが期待できる。

【20】 福井県における放射能調査

福井県衛生研究所　本田玄四郎，岸　　彦平

昭和34年度放射能調査の概要について述べる。雨水・落下塵埃及び陸水については，神戸工業製100進法GMカウンターを用いた。マイカ窓の厚さは 2.00 mg/cm², 見掛けの効率は比較試料 U_3O_8 を用いたとき10%である。食品の測定には科研製100進法GMカウンターを用い，マイカ窓の厚さ

は 1.5mg/cm², 比較試料 U_3O_8 による見掛けの効率は15.8%である。試料との測定距離は何れも1cm である。

1．雨水及び落下塵埃について

例年の通り，雨水については降雨の都度，落下塵埃については毎日，全放射能の測定を行った。集塵には粘着紙を用いた。雨により降下する1日平均の放射能は，落下塵に比べて高かった。雨水の全放射能は 500cpm/l 以上のものは1件もなかった。雨量を考慮すると，500cpm/m² 以上のものは72件，1,000 cpm/m² 以上のものは37件であった。1958年度の 500 cpm/l 以上のもの59件，500cpm/m² 以上のもの165件及び1,000 cpm/m² 以上のもの 144 件に比べると，本年度フォールアウト中の全放射能は相当減少している。

2．陸水について

測定結果は1957，58年度とほぼ同じ傾向を示して居り，天水及び天水沈殿物・河川水・湖水の順にフォールアウトによる影響が少くなっている。

福井市内丸山上水道は近郊を流れる九頭竜川の伏流水であり，フォールアウトによる影響は認められなかった。

河川水及び湖水は若狭方面の南川と水月湖を対象に選んだ。南川では 5.8cpm/l (26.1$\mu\mu$c)，湖水では 3.3 cpm/l (14.9 $\mu\mu$c) を示すものがあり，いずれも僅かではあるが，降雨及び降雪中の放射能の影響と考えられる値を示している。

天水は石川県七尾市，能都町及び福井県越前岬燈台を調査個所に選んだ。次の表はその採水個所の状況である。

天水採取地	石川県七尾市東浜町	石川県鳳至郡能都町	福井県丹生郡越前岬燈台
家族数	11 人	3 人	3 人
ロ過設備	ナシ	ナシ	砂・砂利によるロ過槽
貯水槽	屋外ドラム罐	屋内，石ワクの井戸，つるべ汲上げ，径 80cm 深さ6.3m	地下埋蔵，コンクリート製，手動式ポンプにより汲上。
天水採取状況	瓦屋根の雨樋よりドラム罐に貯え，その上澄液を使用し，降り始めの雨も入れている。	瓦屋根の雨樋より井戸に貯えその上澄液を使用。降り始めの雨も入れている。	屋根の雨水を雨樋により溜池に入れる（地下埋蔵）。降り始めの雨も入れている。

七尾市の天水では8月採取の，114.7cpm/l (516.2$\mu\mu$c)，能都町天水においては6月採取の35.2 cpm/l (158.4$\mu\mu$c) が最高値であったが，以後雨水中の全放射能の減少に従って減っている。平均値は七尾において 22.9 cpm/l (103.1 $\mu\mu$c)，能都において 10.0 cpm/l (45.0 $\mu\mu$c) で昨年の七尾 143.1 cpm/l (643.9 $\mu\mu$c)，能都 38.5 cpm/l (173.3 $\mu\mu$c) のものに比べると著しい開きが見られる。

しかし，天水沈殿物は，昨年と余り変りなく，いずれも相当な放射能が検出された。平均値は乾物100g当り七尾では1958年度 27,536.5cpm，1959年度 32,734.2cpm，能都では1958年度 358.6 cpm，1959年度500.2 cpm である。

越前岬燈台ではロ過の前と後では差が著しく，ロ過槽により約80%が除かれていた。

なお，ロ過しない天水の放射化学分析結果は，希土類元素・アルカリ金属が40～50%を占めてい

た。

3．食品について

本年度も，昨年度と同じく葉菜類と貝類に比較的高い値を検出した。

牛乳では5才のホルスタイン乳牛の生乳を試料としたが，平均1.2 cpm/100cc（3.5 μμc）であった。

野菜・果物・穀類及び魚貝類の中，ほうれん草の 34.8 cpm/乾物10g（100.9μμc）が最も高かったが，1957・1958年に比べると著しく減少している。次に大麦の 6.4 cpm/乾物10g（18.6 μμc），しじみの 6.5cpm/生試料10g（19.0 μμc）がやや高かった。

牛骨及び馬骨は県内産のものを対象としたが，測定値は灰分 500mg 当り牛骨の 3.9cpm（11.3 μμc），馬骨の 7.9cpm（22.9μμc）が最高である。骨は肋骨を試料とした。

茶葉・番茶及び乾草（かもじぐさ他）についてアンバーライト120による分析を行った。茶葉中の放射性物質は番茶の中に約 1/5 が溶離した。それぞれの試料を灰化し，0.2N 塩酸に溶かし，樹脂層を通した。その結果，希土類及びアルカリ金属の部において，茶葉と番茶では30～40%，乾草では50～60%の放射能を認めた。

【21】 京都府における放射能汚染調査

京都府衛生研究所　安井　市治，小西　勉
田伏　正之，三浦　運一

我々の環境が放射能により汚染されることは，研究が進み色々のことが判明するに従って問題の重大性が認められるので，当所においては，科学技術庁の委託をうけて調査測定を行っているが，ここに1959年4月より1960年3月までの成績の概要を総括して報告する。

1．試　料

（1）上　水

京都市蹴上浄水場原水他7種につき計31検体を採取した。

（2）下　水

京都市下水処理場内で計10検体を採取した。

（3）井　水

京都市内で同一井戸につき計10検体を採取した。

（4）河川水

京都市内の河川につき計55検体を採取した。

（5）天　水

京都府下経ケ岬航路標識事務所の飲料水用貯水槽より計10検体を採取した。

（6）雨　水

当所内で降雨毎に計76検体を採取した。

（7） 食品類

植物性食品としては，玄米・大麦・小麦・ほうれんそう・キャベツ・馬鈴薯・大根及びなすを，動物性食品としては，牛乳・しじみ・ふな・いわし・いか及びかにを，その他牛骨・馬骨等計61検体を採取した。

2．測 定

試料の調製及び測定法は科学技術庁放射能調査測定基準小委員会制定の方法によった。

3．測定結果

（1） 上 水

上水道原水では最低 0 cpm/l，最高 7.9 cpm/l であって，前年度の最高が 47 cpm/l であったのに比し甚だ低い値がでている。 又給水栓水では最低 0 cpm/l，最高 2.5 cpm/l であって，前年度の最高が 14.2 cpm/l であったのに比しこの場合も甚だ低い値を示している。

（2） 下 水

最低 0.1 cpm/l，最高 3.7 cpm/l を示しており前年に引き続き低い値を示している。

（3） 井 水

最低 0 cpm/l，最高 2.2 cpm/l であって，放射能汚染を疑う必要がないものと思われる。

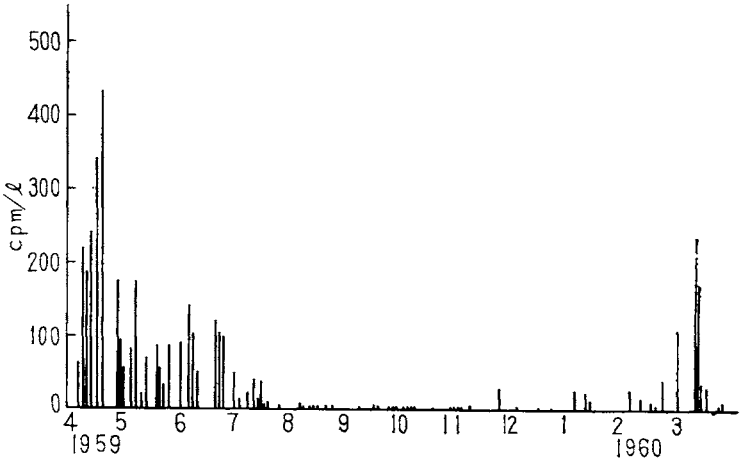
（4） 河川水

最低 0 cpm/l，最高 32 cpm/l であって，前年の最高 25.5 cpm/l に比し最高値は多少高いが，全体的に見をと計数値が減少しているのが見られる。

（5） 天 水

ロ過前の水では最高 154.2 cpm/l を示しており，その他にもかなり高い値を示す場合が多いが，雨水をそのまま貯水したものであるから止むを得ない。然し前年度の値に比べると一般に少い値となっている。ロ過後の水では最低 7.7 cpm/l，最高 74.8 cpm/l の値がでているが，一般にロ過前比しロ過後の値の減少度が小さいのが見られ，ロ過能力は昨年に比し悪るくなっているのが見られる。

第 1 図 雨水中放射能検出図



（8） 雨　水

最低 0 cpm/l，最高 430.5 cpm/l を示しており昨年に比し一般に甚だ低い値となっている。この数値を図示すれば第1図の通りである。

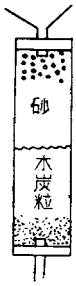
（7） 食品類

灰分 500mg 当りの計数値は最低 0.05 cpm（いか），最高 16.74 cpm（茶）を示しており全体的に見て前年度の計数値に比し特に目立った変化はないようである。

4．砂層による雨水中の放射能吸着率調査

放射能を含有する雨水を砂層で口過する場合砂の粒度と吸着度との間にどのような関係があるか，又木炭粒が吸着に際してどのようなはたらきをするか等を知る目的で実験を行った。

第 2 図



第　1　表

区　分	口過装置の砂の粒度　(mm)
A	0.3 以下
B	0.3 ～0.85
C	0.85～2.8
D	0.3 ～2.8
E	0.3 ～0.85(第2図のように半分は木炭をつめる)

第2図のような装置の管にA・B・C・D・Eの区分で第1表の通りの直径を有する砂を 43 cm の厚さに詰め雨水が自然に各砂層を通り下の受器にたまるようにして，得た口過水中の放射能を測定し，別にその時の口過しない雨水中の放射能を測定し各 cpm/l の値をだし，吸着率を計算した。

この場合最高の吸着率を示す砂の粒度は径 0.3 mm～2.8 mm（D）のものであって，吸着率は 87.25% である。次に吸着率のよいのは，砂の径が 0.3mm～0.85mm (B) のもので，吸着率 84.36 % を示している。3番目がAで吸着率 82.24%，4番目はCで吸着率 80.76%，最後のEは吸着率 75.76% であった。

5．総　括

我々の環境の放射能による汚染度は，降雨中の放射能の含量により左右されることは当然であるが，1958年後期に核爆発の実験が停止されたと伝へられるが，雨水中の放射能含量はこの時期から急激に上昇し初め1959年4月頃までは今までに見ない高数値が続いたが，5月頃から漸次減少し，8月以後1960年2月頃までは毎回極めて僅かの計数値しか認められない状態となった。これに従って上水道原水・河川水・食品類についても一般に減少の傾向が認められる。

次に放射能を有する雨水を粒度の異る数種の砂の層で口過する実験を行ったところ現在一般に浄水場口過池で使用されている程度のもので約85%の放射能が吸着される成績を得た。又木炭粒については，粒の大きさにもよると思われるが，今回の実験では，放射能の吸着には良好な成績を得られなかった。

【22】 大阪府下における放射能汚染

大阪府立公衆衛生研究所　竹味　忠二，大志野　章

当研究所で調査した，大阪府下における放射性物質による環境汚染の成績を簡単に報告する。測定は，神戸工業製 SA-1000C 及び堀場製作所製 EIT-6R のスケーラに，いずれも端窓型の GM管を接続して用い，二，三の例外を除き，科学技術庁，放射能測定法（1957）に準じて行った。

1．上水道水

布施市上水道浄水場の原水及び浄水を毎月数カ所より採取し測定を行った。1958年1月より現在に至る迄の最高値は1958年1月に示した，試料1 l あたり，原水の 6.3 cpm，浄水の 4.4 cpm である。その時期を除いては，特に著しい放射能は検出されていない。又原水と浄水との間に，著しい放射能の差は認められない。

2．下水道水

大阪市津守下水処理場における処理前及び処理後の下水を毎月採取し，処理前のものは沈殿部分と口過部分に分け，処理後のものは口過せず測定した。いずれも試料1 l をとり沈殿部分は口紙と共に灰化して測定し，他のものは蒸発濃縮し試料皿に集めて測定した。

1959年6月以降現在迄の最高値は，処理前の口過部分で 5.5 cpm（1960年5月），沈殿部分で 2.8cpm(1959年11月)，処理後のもので 4.3 cpm（1960年2月）であった。3つの試料間の差異は処理前のものは，口過部分の方が沈殿部分より高い傾向を示し，又処理前のものの合計は処理後のものより高い傾向を示している。

3．雨　水

雨水は降雨毎に全量を蒸発し測定を行った。測定値は ^{90}Sr の効率に合わせて補正し dpm/m² で示す。雨水中の塵埃は除かず，そのまま測定した。1959年5月以降の雨水を1カ月間の総量にしてまとめたものについて検討すると次のようになる。

1959年5月では 146,010dpm/m²（829dpm/l）で，まだ核爆発実験の影響があって，高い値を示しているが，以後減少して，1960年1月では 895dpm/m²(34.1dpm/l) と現在までの最低値を示している。同年2月には，フランスのサハラ砂漠核実験の影響が現われ，16,473 dpm/m²（1,216 dpm/l）と急激に増加したが，2月をピークに減少しはじめ，1960年9月では，958 dpm/m²（9.7 dpm/l）とフランス核実験以前の最低値にほぼ戻っている。

4．塵　埃

口紙を通して空気を流し，口紙上に集めた空気中のダストを一夜放置後，そのまま測定した。一日に流した空気の量は大体 4 m³ である。測定値は ^{90}Sr の効率に合わせて補正し，1カ月毎に dpm/m³ air volume/day でまとめた。

その結果，1959年5月以降現在迄の最高値は 7.2dpm（1959年5月）で以後減少を示し，1960年9月では 0.1 dpm に過ぎない。

5．野　菜

毎月5～6検体を大阪府下数カ所より採取し，生体 300gr を灰化，^{40}K の補正を行い，灰分500 mgについての値で示す。 1658年11月より測定を行っているが，1959年8月より1960年3月の間は研究所の移転等のため中止している。

その結果のめぼしいものを記すと， 1）1958年11月，41.2 cpm あったホーレン草の放射能は少くとも1959年4月迄同程度の放射能を持続していたが1960年5月には 8.9 cpm と減少している。 2）1959年4月ホーレン草等の菜類は 23.3～49.4cpm の値を示しているにもかかわらず，同年5月のマメ類（実）では，0.1～5.2 cpm の値しか示していない。 3）降雨中の放射能の減少した現在では菜類も果実類も同程度の汚染しか示さず，その値は計数誤差の範囲に近い。 4）採取した場所による放射能の著しい違いは認められない。

以上の結果を概観していえることは，核爆発実験中止後，環境汚染は減少を示している。ただしその後フランスの核実験があったため，降雨中にその影響が認められたが，それもすぐ減少し始め現在のところ，比較的わずかの放射能汚染しか検出出来ない状態になっている。

【23】 陸水及び各種食品の放射能について

鳥取県衛生研究所　梶原太郎，宮田年彦，
乾　則夫，大西　将

1958年以来雨水・陸水及び各種食品の放射能を GM counter で測定しているが，1958・1959年の測定値より次のような結果を得たので報告する。なお，測定値は，全期間にわたって同一のGM管を使用しなかったので，試料と同一条件で測定した U_3O_8 標準試料のカウント数よりキュリー単位に換算して示す。

1．雨の放射能

雨の放射能は毎日午前9時に前24時間の雨を採取し，その中の 100ml を試料とし蒸発乾固して，平均放射能を測定した。

1958年より1959年4月までは，10^{-3}～$10^{-2}\mu c/l$ の高値を示していたが，1959年5月頃から低下して9～10月には 0～$10^{-4}\mu c/l$ となり，11月以降は $10^{-4}\mu c/l$ 前後となった。なお単位面積当りに降下した雨の放射能も同様な傾向を示している。

2．陸水の放射能

上水1系統，井水3カ所，河川水3水系及び下水1カ所より，毎月1回試料 1l を採り，蒸発乾固して放射能を測定した。

a．上水：源水では，1958年8月～1959年7月は，10～30$\mu\mu c/l$ であったが，1959年8月以降は 6$\mu\mu c/l$ 以下しか認められなかった。

ロ過水では，源水より少し低い値を示していたが，配水にはほとんど認められなかった。

b．井水：15$\mu\mu c/l$ 以下であった。

c．河川水：1958年は時々高い値（最高102$\mu\mu c/l$）を示すこともあったが，1959年は 26$\mu\mu c/l$ 以下で大きく低下していた。

3．食品の放射能

食品は灰分 500mg を用いて放射能を測定し，^{40}K の放射能補正をおこない，乾物10g 当りの値に換算した。

a．植物性食品：12品目について測定した。測定値は，地表に露出している部分に高く，地中に生育した部分には低かった。1959年は1958年よりも測定値は全体に低下していたが，地中で生育した部分の放射能は地表で生育した部分の放射能に比してその低下の割合が少い事が認められた。

b．動物性食品：8品目について測定した。そのうち牛乳は，1958年8月～1959年1月は 30～244$\mu\mu$c の高値であったが，それ以降は 0～19$\mu\mu$c となって低下している。また魚類では海産のものが淡水産のものに比して高かった。部位別にみると，1958年は，内臓＞肉であったが，1959年度は淡水産のものはその順位が逆となり，肉＞内臓となっている。

4．むすび

1959年は1958年に比して，放射能汚染源の一つである雨の放射能が低下したためか，陸水及び各種食品の放射能は低下しているが，地表に蓄積された放射性物質が野菜等の根から吸収される傾向がうかがはれること，淡水産の魚の放射能分布が異なって来ていることは興味ある結果である。

【24】 ウラン鉱山附近の水に含有される Rn について（第1報）

鳥取県衛生研究所　宮田　年彦，乾　　則夫

日本各所で原子燃料の開発が進められているが，人形峠附近はその中でも有望視されて原子燃料公社の手でその開発が進められている。この人形峠の北側，鳥取県の中央部に於ても広範囲に亘って高品位のウラン鉱床が発見され，ウラン鉱石が試掘されている。これ等のウラン探鉱及び鉱石の採取に伴ない，鉱山附近の谷川水は種々の汚染，殊に放射性物質による汚染を受けると考えられ，下流域に及ぼす公害が心配されるので，鉱山附近の水の汚染を監視する目的でこの調査を進めている。

調査は，現在鳥取県下で開発されている主な鉱区――神倉地区・東郷地区――の2カ所について自然放射能の強い地域の沢・杭口及びそれ等から水の流下する川に夫々20及び13カ所の測点を定め夫々の測点より試水を採取して，水温・流量・pH・HCO_3^-・Fe・Cu・Zn・SO_4^{2-}・硬度・$KMnO_4$ 消費量を測定し，また上記の測点の内の夫々11カ所についてローリッツエン型の Rn 測定装置により Rn 測定を実施している。

今迄の調査結果では，Rn の値は，水の流量に比例してその濃度が増減している様である。然し現在調査中であり，2回の成績のみであるので，今後の調査によりはっきりした結論を出したいと考えているが，今回は過去2回の調査成績を Rn の値を中心に中間報告する。

【25】 岡山県における放射能調査

岡山県衛生研究所　鈴木　　塁，山本　隆志
岡本　寿子，北村　直次

1959年度に実施した陸水・食品及び植物の放射能測定調査について，その結果を報告する。

1．陸　水

雨水は7月 450 cpm/l，10月 633 cpm/l の2つのピークがあったが，他の地区で検出された放射能値を比較するとやや低目になっている。

この事は1957年測定を開始して以来同じ傾向であり，中国・四国両山脈にはさまれている地形的な影響であろうと考えられる。

上水道水・下水の放射能はほとんど異常が認められなかった。天水は4月より6月迄に 43.5±1.6cpm/l を最高に 10.2±1.2cpm/l が最低であったが，7月以降漸次減少している。

河川水はウラン埋蔵地帯を流れる池河川の水を採取し測定した，その測定結果については異常が見られなかった。

2．食品類

大根・ホーレン草は他の野菜果物に比し放射能値が高いが，穀類，或は水産物の放射能については特に高いものは検出されなかった。

牛乳・牛馬骨等も異常は見られなかった。

3．天水沈殿物

天水貯水槽の沈殿物を吸引ポンプで採取した。試料は黒色泥状を呈し，土壌の放射能測定法に従い測定した。試料採取の貯水槽は口過装置を備え，容積約2,000l，コンクリート製で1951年以来沈殿物を一度も取出しておらない状態であった。測定結果は試料乾物100g 当り8月10,343±132cpm 11月 6950±55cpm，1月 6894±41cpm と比較的高い放射能値を検出した。

4．人形峠地帯の野菜植物

試料は原子燃料公社で採掘している人形峠坑道廃水の下流域2地点で採取した。野菜はほとんど異常は認められなかったが，植物の中でネコヤナギ・ツゲ等の灌木の葉は灰分 100 mg，最高40.8±1.7 cpm で最低 12.4±1.2 cpm の放射能を測定した。

【26】福岡県の放射能調査

福岡県衛生研究所　森本　昌宏，森　　彬

1957年，1958年（既報）に引き続いて実施中の陸水及び食品の放射能調査概要は次のとおりである。

1）陸　水

現在までの最高値は

上水（蛇口）	3.2 cpm/l	1958年7月
上水（原水）	7.0	1958　3
下水（口液）	5.2	1959　9
下水（沈殿）	2.5	1958　3
河　川　水	4.6	1957　12
井　　水	3.5	1959　1

上記のとおりで，何れも 7 cpm/l を越えたものがなく，増加，減少の傾向は指摘出来ない。

2）食　品

農産物については一般に減少の傾向をたどっており，地上葉菜類において特に著しさが目立つ。

	cpm （除 K 乾物 10 g）								
	32 年 度			33 年 度			34 年 度		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
大根（葉部）	—	—	—	1,016.6 ±13.7	78.0 ±7.0	150.7±5.4 72.8±5.8	56.6±6.2 63.0±7.4	0	0
ほうれん草	30.7±8.6	68.3±7.0	42.9±6.7	187.4±10.4	90.9± 4.6	178.7±8.6 119.7±7.7	17.2±8.3	0	0
甘　藍	5.0±2.2	6.0±2.5	—	13.4± 3.8	18.4± 4.7	6.2±2.3	0	0	0
茄　子	1.8±0.3	2.0±0.4	1.0±0.4	24.9± 4.0	11.2± 3.7	7.9± 3.4	0	0	0
馬鈴薯	5.9±1.2	37.1±6.1	0	2.4± 0.8	16.5± 1.6	0	0	0	0
茶（玉露）	23.8±3.1	—	—	19.1±11.9	29.9±13.1	—	6.4±2.3	23.8±2.2	23.9±2.5
茶（煎茶）	13.6±2.0	—	—	60.7± 7.0	58.8±10.1	—	45.3±1.9	28.7±2.0	76.6±2.3
茶（番茶）	—	—	—	136.9±10.5	47.4± 9.6	72.7±14.7	4.9±1.8	22.3±2.0	29.8±2.0
玄　麦	2.2±0.6	2.2±0.6	3.6±1.1	0	0	0	0	0	0
玄　米	10.7±4.4	0	0	0	0	0	0	0	0
白　米	0	0	2.5±0.2	1.0±0.3	0	0	0	0	0

表から明らかなように，地上葉菜類の大根（葉部），ほうれん草は相当高い値を示してきたが1959年度に入ってから急激に減少して殆んど測定値0となっている。又甘藍・茄子・馬鈴薯も同様に減少の傾向がみられる。ただ茶のみが比較的変動の多い値を示し続けている。

本年度に入ってからの大根葉部・ほうれん草・玄麦も ^{40}K による計測しかみとめられない。

畜水産物は一般に低い値を示し，大きな変化はない。ただ牛乳のみが1958年に平均 11.0cpm を示していたのが1959年以降は約5cpmから0と減衰している。

27. 家畜骨中の放射性ストロンチウムについて

家畜衛生試験場　○林　光昭，宮尾　陟，
米村　寿男

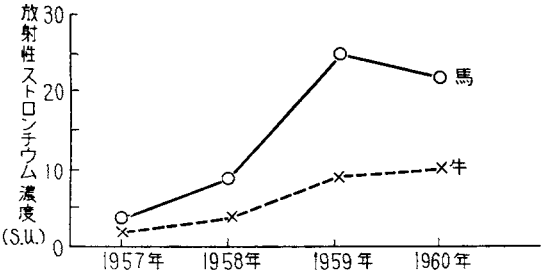
1957年～1959年の3カ年間に，約200例の全国各地の家畜骨について ^{90}Sr の汚染調査を行った結果，人骨に比し数倍～数十倍もの汚染を認め，家畜の種類により汚染度の異なることを知った。また，地域的に汚染度の異なるような成績を得てきたが，採集試料数の不均一のために，十分な結果を得ることが出来なかった。

今年は，この汚染度と共に，地域的あるいは年令的な差をより明らかにするため，全国各地から出来るだけ平均した試料数を集めることに主眼をおき，約100例の馬・牛の骨を採集し，分析した。

以下その成績を要約すると，

本年採集した馬骨の ^{90}Sr の平均値は22.0 S.U. であり，牛の平均値は10.0 S.U. であった。これを過去3年間の成績と比較すると，馬骨では，'57・'58・'59・'60年の平均値は，それぞれ，3.40，8.23，25.1，22.0 S.U. であり（第1図），急激に増加した昨年をピークに今年はやや減少していた。牛ではこの4年間のそれぞれの平均値は，2.23，4.14，8.60，10.0 S.U. と年々増加の傾向をたどって来ている。しかし，馬では105.0 S.U. と過去4年間での最高値を示した例もあり，牛においては，なお増加の傾向にあることから，今年の ^{90}Sr の汚染は昨年と同水準，ないしはなお増加の傾向にあるものと思われる。

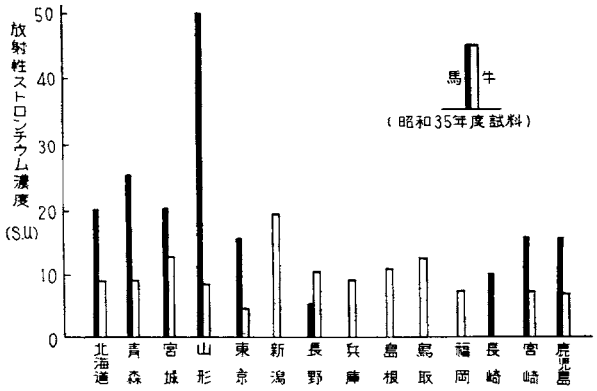
第1図　家畜骨中放射性ストロンチウムの濃度（S.U.）の推移



また，地域的に ^{90}Sr の汚染度をみると，高い値を示した地方は，馬では，北海道・青森・宮城・山形，牛では宮城・新潟・長野・鳥取・島根であり，これらの地方は，降雨中あるいは空中塵中の放射性物質が多いといわれる北日本あるいは裏日本地方と一致しているように思われた（第2図）。

年令については，材料の性質上年令不詳のものが多く，例数をまとめての比較は困難であるが詳細については目下検討中である。

第２図　家畜骨中放射性ストロンチウムの地域別平均値（S.U.）



なお前回の成績と同様に，馬骨の ^{90}Sr 濃度は牛骨のそれに比較し相当高い値を示しているが，このことは摂取飼料の差異などに影響される点もあると思われるが，われわれが実施した ^{45}Ca および ^{90}Sr の代謝試験の成績からストロンチウムとカルシウムの Discrimination Factor の差によるものが大きいと思われる。

28. 人骨中の ^{90}Sr について

放射線医学総合研究所　○渡辺　博信，　小柳　　卓

1．人骨中の放射性ストロンチウムの濃度については，1957年及び1958年に主として新潟地方より採集した試料について分析測定を行い報告したが，其の後も研究を続け，1959年及び1960年中の東京における死亡者を対象とし，特に若年令層の試料に重点を置いて分析定量を行った。1958年末に核実験が停止されて以後，降下物による地上の核分裂物質蓄積量の増加は次第に減少しつつあると考えられるが，過去に行われた爆発の影響が人体にどのように現われているか，さらに将来の人体中への蓄積量はどの位であるかを知る上に骨中の ^{90}Sr の測定はなお重要な一手段となると考えられる。現在測定は継続中であるが，測定値の一部を報告する。

2．試料は灰化後約5gを取り，ストロンチウム担体を50mg加えて発煙硝酸処理を繰返し，最終的には炭酸ストロンチウムの形で分離し，担体に対する収率 75～85% であった。測定にはガスフローカウンター内臓の窓無し型及び端窓型の低バックグランドカウンターを用い，計数効率はそれぞれ約 44%，40%，数値の統計誤差は10% 前後である。別に試料の一部を取って重量法により Ca 含量を測定した。

3．測定結果を年令別に見ると第１表の通りである。

第　1　表

年　度	年　令(才)	個 体 数	S.U.(average±s.d.)	range
1959年	18 ～ 29	(9)	1.08 ± 0.48	0.12～1.91
1960年	1 ～ 10	(4)	1.62 ± 0.16	1.21～2.10
〃	11 ～ 20	(9)	0.98 ± 0.23	0.12～2.56
〃	21 ～ 30	(6)	0.88 ± 0.28	0.21～2.53
〃	31 ～	(37)	0.45 ± 0.19	0.13～1.10

1957～1959年の測定値は少なく，1960年との比較は困難であるが，年令層を大別して比較すると第2表のようになる。

第　2　表

年　度	S.U.	<30才 個体数	range	＞31才 S.U.	個体数	range
1957年	0.54±0.23	(14)		1.07±0.29	(14)	
1958年	1.48±0.17	(8)	0.69～1.83	1.71±0.22	(11)	0.56～2.50
1959年	1.08±0.48	(9)	0.12～0.48			
1960年	1.16±0.22	(19)	0.12～2.56	0.45±0.19	(37)	0.13～1.10

4．第1表より，若年令層に ^{90}Sr 濃度の高い傾向は見られるが，10才以下の値が数少なく，なお，胎児についての測定も得られなかった。第2表において1957，1958年の値は新潟の試料についてのもので，直ちに1959，1960年の値と比較する事は出来ないが，全般に前者が高い値を示していることは年度別，年令差以外に，地理的条件或いは食生活状況等の要因をも考慮に入れるべきことを示すものと考えられる。

29. 人尿中の ^{137}Cs について

放射線医学総合研究所　伊沢　正実，○坪田　博行，河村　正一，田野　実
大阪府立公衆衛生研究所*　前田　吉門*，竹味　忠二*，板倉　淳**
石川県衛生研究所**

fallout に由来する放射性同位元素が人体に及ぼす影響を見るためには，人体に摂取されたそれらの放射性核種の量の評価が必要である。骨中の ^{90}Sr 含有量の評価は広く行われているが，現在生存している人間について評価する目的で，Kと共に人間の代謝経路を通っていると考えられる ^{137}Cs の量を人体から排泄される尿について評価した。

試料尿は，大阪および石川両地区において中学生を対象とし，1人200cc，50人1グループ1検体として，1カ所1回に24グループ，年2回の採取を行った。

1検体（10l）に硝酸2l を加え，その10l をとりセシウム担体500mgを加え50～60°Cに加熱する。これに20%モリブデン酸ナトリウム水溶液1l をはげしく撹拌しながら徐々に加えリンモリブデン酸アンモニウムセシウムの沈殿を作る。沈殿を約300ccの（1：1）アンモニア水にとかし，放射線医学総合研究所に輸送する。

2l のビーカーに，濃硝酸200～250ccと濃燐酸10ccと水約500ccをとり，50～60°Cに加熱し，これに試料のアンモニア水溶液を加えて再沈殿を行なう。

沈殿を乾燥し，その50grを径6cmのシャーレに入れて，マルチチャンネルパルスハイトアナライザーで，^{137}Cs 以外の混入のおそれのある核種による汚染の有無を検討しながら，^{137}Cs のフオトピークのみをとって試料50gr中の ^{137}Cs の量を測定した。別に ^{137}Cs を含まない人工尿を作り，これを基準として自然計数を求めた。また，計数効率は上記人工尿にセシウム担体と，^{137}Cs 標準溶

液1000 dpsとを加えて作成したものにより求めた。このようにして得た^{137}Csの量から試料尿中の^{137}Csの濃度を求めた。

測定試料の全量を200ccのビーカーに入れて測定することも行ったが，固体試料による測定は試料の調整法や計数効率の求め方など2，3の問題点があるので，溶液のまま液浸シンチレーションカウンターで測定する方法についても検討した。すなわち，沈殿に2N苛性ソーダ200～300ccを加えて沈殿を溶解し，加熱してNH_3を追出したのち水を加えて500ccにする。これを逆ウエル型の銅製容器に移して^{137}Csの計数値を測定する。この方法によれば，沈殿量の変化による効率の変化や，試料のマウンティングの問題などがなくなり，測定の精度が高くなることがわかった。

測定結果の一部を第1表に示す。

第1表　尿中の^{137}Cs量（単位 $m\mu$C/検体 10l尿）

大阪		石川	
'59年11月採取	'60年2月採取	'59年11月採取	'60年2月採取
0.26	0.19	0.34	0.35
0.26	0.27	0.46	0.34
0.31	0.24	0.34	0.26
0.36	0.25	0.33	0.27
0.24	0.24	0.38	0.28
0.21	0.23	0.38	0.28

第1表からわかるように尿中の^{137}Csの量は石川地区が大阪地区よりも多い。このことは，裏日本の方が表日本よりもfallout rateの大きいことによるものであろう。

30. セシウムによる環境汚染の研究

国立公衆衛生院　○山　県　　登

核分裂生成物中の長寿命核種の一つ^{137}Csについて，世界的にはそのγ線による体内照射を問題にしているために，人体内の総量を求めることと，欧米での主要食品中のミルクについて，測定に手間と時間のかからないγ測定が用いられて来た。

演者は，研究の当初からβ測定によって研究をおこなって来たが，特に^{137}Csが人体内では従来考えられているように筋肉や軟組織だけでなく，骨髄中にも存在することを確認し，そのβ線による骨髄照射も考慮しなければならないことから，環境と人体とにおける^{137}Csの移動循環のもようを詳細に検討する必要が生じた。

そのためには，いままでセシウムの同族元素のカリウムとの化学性の相似から，^{137}Csによる環境汚染の程度をあらわすのにセシウムユニットとして，1gのカリウム中の$\mu\mu$cであらわすことがおこなわれて来た。しかし，自然界においてセシウムは必ずしもカリウムと行動を共にするとは限らない（山県：Bull. Chem. Sor. Japan 32, 407, 1959）ので，セシウムユニットを用いて，土壌・食品・人体の関連を検討すると，ある場合には不合理・不可解の点が出てき，循環のもよう

を適格につかまえることができない。

この欠点を克服するには，^{137}Cs の量と比較すべき元素として ^{133}Cs（天然のセシウム）を用いればよい。この場合には両者が一度混合した場合には自然現象の中では全く同一の行動をとると見てよい。ことにセシウムの場合にはストロンチウムと違って人体と外界との間で平衡に達する時間が短いので，人体も含めた自然界における天然セシウムの分布を調べておくことにより，この系に加えられた ^{137}Cs の平衡達成後の分布を容易に且つ一義的に知ることができる。

この意味で，本研究の一つの目標として天然セシウムの分析がクローズアップされ，これに附随して ^{137}Cs の簡便迅速な分析法の検討及び実際の試料の分析が必要となる。

本年度得られた成果として，1. 天然セシウムの放射化分析　2. 1による人体臓器組織中の天然セシウムの分析　を発表する。1については第4回放射化学討論会（10月6日～8日　於原研B-25）　2については地球化学論会（10月29～31日　於　名古屋大学）及び日本放射線影響学会（11月10日～11日　於　京都大学）で発表したがこれらを取りまとめ概括すると次の通りである。

1. 生体中のセシウムの放射化分析

人体組織灰の 0.1g を JRR-1 により3日間中性子照射を行い，生成した ^{134}Cs をジピクリルアミン一塩化白金酸法で分離したのち，β 測定を行う。

0.02～0.1μg 程度の ^{133}Cs の分析が可能であるが数 cpm，場合により 1cpm 程度の測定をおこなうので低バックグランドベータカウンターが必要である。

2. 人体中の天然セシウム（及びルビジウム，カリウム）の分布

i) 自然産植物では Rb と K の相関は良く（r=0.72）Cs と K の相関は悪い（r=0.18）のに対して，人体中では，Rb と Cs との K に対する相関の良否に大した差はなく，土壌→植物の場合ほど大きな Discrimination が，動植物性食品→人体の場合には働かないことがわかる。

ii) 日本人体内における Rb は平均4.4p.p.m.（生重量中），Rb/K は 2.8×10^{-3} で，これらの値は米国のデータの3分の1であり，低い値を示す原因の一つとしては一般に植物性食品中の Rb/K は動物性食品中より低いことから，食習慣の差によることが考えられる。

iii) 人体中の天然セシウム含量は，人体試料15例，臓器組織別202個の試料について平均 0.01 μg/生重量1g で，これに対し G.W. Leddicatte の放射化分析による値は 0.13～6 で非常に高く I.H. Tipton らの分光分析による値は $<1.4\times10^{-4}$ で極めて低くこれらの中間にある。

iv) 同一試料（人体組織）について ^{137}Cs の分析値と比較した結果 $^{137}Cs/^{133}Cs$ の比は筋肉について $4.2\sim27\times10^{-8}$ であった（1958年8月～1959年4月に死亡した人体について）。これに対して，前に分析した食品等の $^{137}Cs/^{133}Cs$ の値は1957年において次の通りである。

土壌（桐生，酢酸アンモン抽出）	6×10^{-8}	標準食（桐生）	2.2
大根の根	0.11	人　血	1.6
大　麦	1.1	人　血	5.2
米	0.68～10	人　尿	0.7～7.1
豚　肉	1.1	海　水	0.075～0.13
たにし	6.7	かつお	0.29

このようなデータは ^{137}Cs と ^{133}Cs の双方に対して，1957年以来の土壌・食品・人体のさらに多数の試料につき現在分析中で，その結果をまち，時間的及び空間的な ^{137}Cs の行動について結論を得，環境汚染の現状をつかまえると同時に将来の予測をすることができる。

31. 日本近海における落下塵埃の放射能

気象庁 海洋気象部 丸茂 隆三，吉村 広三，松村 要，
飯塚 善治，○中沢 雄平

1. 採 取 方 法*

海上における落下塵埃の放射能を調査するために，1957年4月以後海洋観測船（凌風丸）及び定点観測船において，灰取紙（Gummed Paper 30×30 cm）を船橋に設置した取付台の上に広げて，毎日午前9時から翌日の9時まで24時間露出して採取した。取外した灰取紙は粘着面を内側にして折りたたみ，各試料毎に封筒に入れておき，持ち帰えった。

2. 測 定 方 法*

帰港後採取した試料は実験室に持ち帰り，磁製ルツボに入れ，電気炉中にて始め400°Cで完全に炭化してから，更に600°Cに上げて完全に灰化する。燃焼灰化したのち灰を試料皿に移し，GM計数装置で全放射能を測定した。

3. 調 査 海 域

定点観測船の位置は29°N，135°Eを中心とする半径50マイル圏内にあるから，採取位置の変動はあまり大きくない。海洋観測船の場合は，24時間の露出時間中に100マイル以上も移動する。調査海域は主として本州東方海域・三陸沖の33°Nから44°N，155°E以西（時には165°Eにおよんだこともある）で，採取位置が広範囲に変動している。

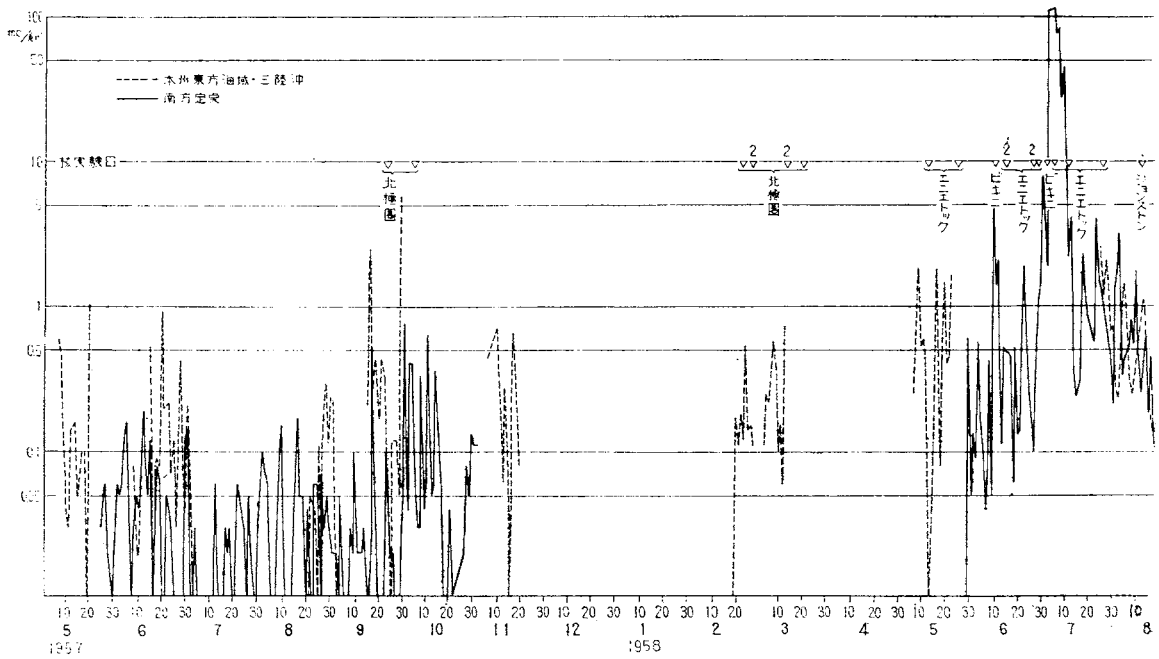
4. 測 定 結 果

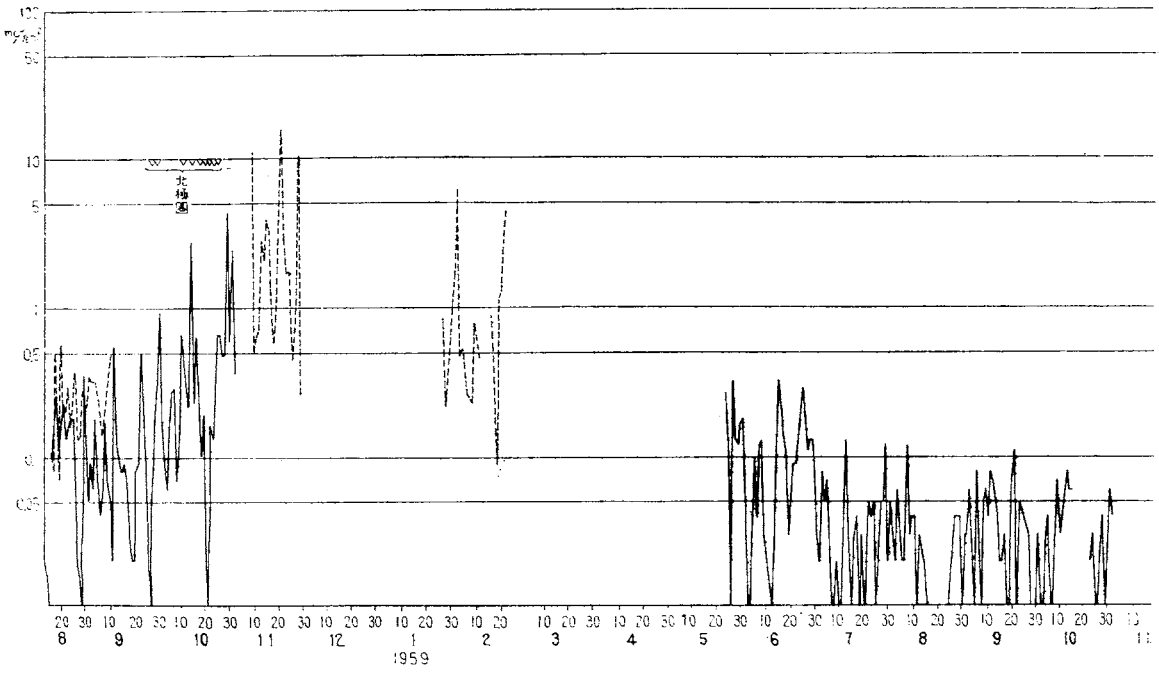
測定結果は採取日や測定日のずれ，或は放射能の減衰を補正しない実測値のままである。又単位の換算には500dpsの U_3O_8 を比較試料として用い，1km² 当りのミリキューリー数（mc/km²）で表わした。

1957年から1959年の落下塵埃の放射能を第1図に示す。これは落下塵埃の全放射能降下量の日々の経過である。1958年までは核爆発実験の増加に伴い，落下塵埃の放射能が段々大きくなっており特に1958年7月上旬は異常な値を示した。これはビキニ，エニウエトックにおける連続核実験の影響である。1958年10月の北極圏を最後に核実験を停止して以来徐々に減少していることがわかる。なお核実験日は微気圧計によって推定された核爆発の場所及び日時である。

落下塵埃の放射能の日々の落下量の出現日数は，南方定点を例にとると，第1表に示すようになり，落下塵埃の全放射能は1958年が特に大きくそれ以後減少していることがわかる。

第1図　海上における落下塵埃の放射能（日変化）





第1表　南方定点における落下塵埃の放射能の出現頻度（各年5月～10月）

1日当りの mc/km²

年	採取日数	0～0.05	0.05～0.1	0.1～0.5	0.5～1	1～5	5～10	10～50	50～100	100～500	平均	最高
1957	147	107	22	15	3						0.06	0.8
1958	149	16	23	60	19	22	1	3	2	3	4.54	115.5
1959	139	98	19	22							0.05	0.3

5. 考　察

灰取紙には落下塵埃の外に雨水や海水の飛沫も附着するが，海がしけている時以外は海水の影響はあまり大きくないようである。又陸上のように一度地上に落下した塵埃が再び舞い上って附着する心配は少ない。灰取紙で採取した落下塵埃の放射能にはかなり地域性があるらしく，これは気象状況とも関係があることがうかがえる。又両観測船の資料を比較する際は採取位置を注意しなければならない。

落下放射能の測定は米国の灰取紙による方法が広く各国で行われていることは知られている通りで，これに次いでは漏斗状の雨量計型採取器，水盤型採取器が多く用いられている。

各国の資料の比較を容易ならしめるために米国の灰取紙と水盤との比較測定が行われた。その結果をみると**，米国で行われた試験では水盤法による採取効率を100%とみて，灰取紙法は60%，カナダで行われた試験では夏が50%，冬が20%である。日本で行った試験では平均して60%で，米国の試験と同じであるが，個々の場合で変動が大きいことがわかった。

* 大気放射能観測指針 1959年——気象庁

** Scientific Committee on the Effect of Atomic Radiation への各国の報告

32. 日本近海の海水の放射能

気象庁　海洋気象部　　丸茂隆三，吉村広三，松村要

○飯塚善治，中沢雄平

1. 調査海域および時期

1959年5月迄の測定結果については昨年報告したので，それ以後1960年9月迄の測定結果について報告する。海域は従来とほとんど同じで，オホーツク海は46°N以南，太平洋側は33°Nから44°Nにおよぶ157°E以西の本州東方海域，27°N以北で132°Eから140°Eにおよぶ本州南方海域，27°N以北で132°Eから125°Eにおよぶ本州西南方海域，日本海は東南側の半分の海域である。このほか29°N，135°Eの南方定点では1959年および1960年の6～10月に約1週間おきに採水した。なお1960年5～6月に行われた深海観測には放射性廃棄物投棄に関する研究の一環として，深海水および深海底土を採取し，このうち現在深海水の放射能測定が終了した。

2. 測　定　方　法

従来と同じく，科学技術庁の放射能調査測定基準小委員会で編集した「放射能測定法」(1957年)に従って全放射能を測定し，測定値は500dpsの酸化ウラニウムを比較試料としてdpm/lで表わした。

3. 測定結果

(1) 表面水の放射能

測定値は1958年春以来次第に大きくなってきて，1959年5月の本州南方海域の試料は13～23dpm/lとなったことは前回報告したが，1959年5～6月を境にしてその後どの海域でも減少してきた。すなわち1959年5月の三陸沖の試料は6～12dpm/lであったが，8月の試料では2～6 dpm/lに，東方海域では5月の試料は7～16dpm/lであったが，8月の試料は1～14dpm/lであり，南方海域でも8月の試料は6～13dpm/lとなった。1959年9月オホーツク海の試料は0～2 dpm/lであり，11月東方海域の試料は2～8dpm/l，11月南方海域の試料はあまり変らず6～14dpm/l 12月三陸沖の試料は0～4dpm/lとなった。1959年南方定点では前半8月半ば迄の試料は3～12dpm/l，後半の試料は2～7dpm/lとなった。1960年に入って1月西南方海域の試料は1～3dpm/l，2月東方海域の試料では0～3dpm/l，3月三陸沖の試料は0～3dpm/lで，共に天然のレベルに近く，南方海域の試料はまだ2～6dpm/lであるが，これも1959年11月のものよりは著しく減少している。1960年5月南方海域の試料は1～5dpm/l，日本海側では0～3dpm/l，6月西南方海域の試料は0～2dpm/l，7月三陸沖の試料は0～3dpm/l，7～8月南方海域の試料は1～4dpm/l，8月東方海域の試料は0～2 dpm/lとなった。また南方定点では1～3dpm/lとなった。

(2) 中層水の放射能

次に東方海域の水深50mおよび300mの海水の測定値について述べる。1959年5月の試料は50mで5～14dpm/l，300mで3～6dpm/l，8月の試料は50mで1～3dpm/l，300mで2～3dpm/l，11月の試料は50mで5～7dpm/l，300mで3～4dpm/l，1960年2月の試料は50mで1～3dpm/l，300mで2dpm/lとなった。

(3) 深層水の放射能

1960年5月の深海観測においては30°N，141°Eから147°Eの間で4点，0，500，1000，2000，3000mの各層の海水を採取した。その測定値は29°52′N，147°38′Eでは0，500，1000，2000，3000mの各層すべて2dpm/l，29°59′N，145°32′Eでは0，500，3000mはそれぞれ1，2，2dpm/l 30°10′N，142°33′Eの0，500，3000mはそれぞれ1，2，1dpm/l，29°54′N，141°00′Eの0，500，3000mではそれぞれ1，1，2dpm/lであった。これらはいづれも天然のレベルと考えられる。

4. 考察

試料は採水後計測迄に大体40日から60日を経ているものが多いので，測定値から採水時の放射能を正確に推測することはできないが，日本近海の海水の全放射能について変化の大体の状況はわかる。

すなわち，日本近海の海水の全放射能は1959年5～6月を境として次第に減少し，1960年3月には本州南方海域以外はすべて大体天然のレベルに近くなった。ただ南方海域だけは1960年8月にもまだ人工放射能を認め得る状況である。水深300m迄の放射能は大体表面と同じ傾向である。放射性廃棄物海洋投棄に関連して1960年5月に採取した深海水では，全放射能は天然のレベルであった。

また各海域を比較した場合，1959年と同様，北方海域よりも南方海域の方が値が大きい。

33. 日本近海における表層海水の放射能について

海上保安庁水路部　堀　定清，○日向野良治，長屋　裕，
塩崎　愈，背戸　義郎

1. 調 査 方 法

日本近海の放射能による汚染源として，その一つはビキニ，エニウエトックから北赤道海流を経て黒潮に移るものと，他の一つは，放射性降下物が挙げられるが，この内，降下物によるものは，陸上の測定値と海水の混合層の厚さや水質によって或程度推定の出来るものである。然し，ビキニ附近から海流によって運ばれて来るのを知るためには精密な測定によらなければならない。

このような考えに基づき，1959年以後は，試水の採取に当り，黒潮をまたがって，沿岸寄り，黒潮の中及び沖側の夫々の地点における表層水と混合層以深の点とを選んで，この調査を行って来た。

試料の採取は，主として海上保安庁水路部の定期的海象観測の際に行い，巡視船や練習船に依頼することもあった。

試水は陸上の実験室に持帰り，鉄・バリウム担体法に従って処理し，普通のGM計数装置で測定した。

1958年頃までは，試水の採取量も1地点において1lであり，計数器の効率も10%前後であったので海水について放射能汚染状況を詳細に知ることが困難であった。

しかし，1959年以後，試水の量も5lに増し，計数器の効率も30%以上で測定するようにしたので精度が従来より1桁向上し，ほとんどの測定値の標準偏差を，その測定数値の$1/3$以下に収めることが出来るようになった。

計数効率の決定は，RaD, E, F, 標準試料及び，それによって崩壊数を決定したところの ^{144}Ce を使用して行った。

2. 結　果

(1) 1958年以前の測定資料による放射能検出地点のほとんど及び1959年以後における測定値の大きなものは，すべて黒潮の表層水から見出されている。

(2) 黒潮の表層水については1959年の初夏（6月）に汚染のピークが現れて，沿岸寄りの地点における値（3～4 dpm）の約3倍値（12dpm）を示したが，1959年盛夏（7月）には，半減し，秋には沿岸寄りの水や，黒潮より沖の水と殆んど同じレベル（4～5 dpm）になり，そののち同一の状態が続いている。

3. 結 果 の 説 明

ビキニ附近から発したものが海流にのり，北赤道海流を経て更に黒潮がこれを受継ぎ，本州に接近するまでの距離は約 4,000 マイルで，この間平均0.5ノットで流れて来るものとすれば約11カ月

を要することになる。

従って1958年7月に激しく行われた核実験の影響が黒潮で感じられるのは，翌年の6月ということになり測定結果と一致している。

又，1959年の秋以後，黒潮の放射能が低く，かつ一定の値を示しているのは，ビキニ，エニウエトックにおける核実験が1958年9月上旬以後中止されているためであるものと思われる。

34. 海水中の ^{90}Sr・^{137}Cs について

気象研究所　三宅　泰雄，○猿橋　勝子，
葛城　幸雄，　金沢　照子，

昨年度は海水中の ^{90}Sr の測定結果の一部を報告したが，その後ひきつづき測定を行ったので，海水中の ^{137}Cs の測定結果とともに報告する。海水中の ^{90}Sr の分析法については，昨年すでに報告したものによった。

^{137}Cs の分析法については，従来二三の方法が提出されているが，われわれは次のような新しい方法を考案し，簡便迅速に，しかもかなりの精度をもって測定を行うことに成功した。

海水試料約100l に炭酸ナトリウム1kg を加え $CaCO_3$ および $SrCO_3$ を口別する。口液に硝酸を加え，pH を2に調節する。これに燐モリブデン酸アンモニウムの粉末を1g/l 割合で加え，2時間常温で攪拌をつづける。セシウムは，この間にアンモニウムとおきかわるので，モリブデン酸塩を口別乾燥し，γ スペクトロメーターにより ^{137}Cs を測定する。測定結果を大西洋および大平洋東部の測定値と比較すると，北太平洋西部の海水には，約数十倍以上の ^{90}Sr および ^{137}Cs がふくまれていることが分った。これはいうまでもなく，ビキニ実験場からの局地的 fallout および流出によるためであり，北赤道海流と黒潮とのつながりを証明するものである。

35. 横浜港の放射能レベル調査について

海上保安庁水路部　堀　定清，日向野良治，○長谷　裕
塩崎　愈，背戸　義郎

1. 調　査　方　法

原子力船の就航に先だち，予め港内の放射能レベルについて測定を行うため海上保安庁水路部では1960年8月，横浜港内の11地点において「タコ足」型パイプとポンプを使用して海底の泥水を採取しこの調査の試料とした。

このように泥水を採取した理由は，横浜港においては，海水の放射性物質の内，特別に海水中で安定な元素を除き，ほとんどのものは沈降性物質に附着して海底の表層に沈積すると考えられ，し

かもその海底は，極めて含水率の高い泥から徐々に含水率の低い泥に変っていくので，水と底との境界が明瞭でない地域が存在するためである。

採取した泥水は，実験室に持帰り，海水と堆積物（泥）とにロ別し，海水は，科学技術庁編・放射能測定法（1957年）に従い，海底堆積物は各試料50gについてその塩酸抽出液を蒸発乾固後，ケイ酸はロ別し，ロ液を濃縮してWell型γ線測定器によりその放射能を測定する。

なお，試料と同じ容量の^{144}Ce溶液に対するγ線の計数効率を求め，計測条件の斉一を図る。

又，γ線測定の済んだ試料について，^{90}Sr・^{137}Cs・^{144}Ceなどの核種分析を行う考えである。

2. 結　果

10月10日現在海底堆積物の塩酸抽出液について，ケイ酸をロ過除去し濃縮中であり，10月末までにはγ線測定の結果が得られる予定である。

36. 海水および海底沈積物の全放射能について

東海区水産研究所　深井麟之助，○渡辺　和子

1957年に全国放射能調査が開始されて以来，水産研究所関係でえられた海水および海底沈積物についての結果は，期報・年報として今まで公表されてきたが，ここでは現在までにえられた結果を概観し，主としてその地域的変動と経年変動について報告する。測定はいずれも科学技術庁で刊行した，放射能測定法（1957年）によって行った。

海水については，調査の行われたいづれの海域でも，その計数率ははなはだ低く，測定値から放射能の水平分布を論じたり，あるいは時間的変化を検討することは意味がないので，計測値がその標準偏差σの2倍あるいは3倍をこえるかどうかを一つの目安とし，2σあるいは3σ以上の値の出現率，有意値出現率を用いて，海域間の差異や経年変動を吟味した。

外洋性の試水について見ると，日本海（新潟沖定線，日本海中部）では1957年以来，1959年まで，上述の出現率が高い傾向が持続しており，1958年の終り頃に極大がある。これに反して太平洋岸（房総沖定線，遠州灘）では，1957年以来出現率は低く，特に1959年以後減少している傾向がある。支那東海（大瀬崎沖定線）はこれらの海域の中間にあり，1958年始めには高かった出現率が以後減少している。このような出現率による比較は，この場合のように各地で行われた測定条件が異り，しかも比較的少数の試料を扱う際には信頼性が乏しく，必ずしも合理性のあるものではないが，大勢を示すという意味では大過はないであろう。海水についての，有意値出現率が日本海で1957年以来減少せず，また太平洋岸で低いことは，水の交換と拡散の問題と関連している可能性があり注目すべき事実であろう。内湾性の試水については東京湾・相模湾と有明海を比較したが，はっきりした傾向をつかむことはできない。ただ，全般に有明海の方が出現率がやや高い傾向がある。

海底沈積物の放射能は，比較的限定された特定海域の放射性物質の蓄積などを追跡する手がかりとして用いることが出来るが，広範囲の海域の汚染を論ずるには，適当でないように考えられる。すなわち，同一地点で採集した試料について，同一条件で測定しても，時には甚だしい値の差異が

ある。これは底質の分布の不連続性によるものと考えられる。測定値は，^{40}K を標準として計数効率を補正して比較したが，変動が大きく，一般的傾向をつかむことは困難である。おそらく，外洋の海底沈積物の放射能は，現在の測定法を用いる限り，上層の水あるいは生物の放射能によって影響されるよりも，その試料のとられた場所の，地質的な性質に依存する方が大きいと考えられる。しかし，内湾海域では沈積物の沈降速度も大きく，また陸岸からの放射性物質の供給も考えられるので，平均的な変動を表わす可能性がある。このような観点から東京湾・相模湾と有明海を比較すると，前者では1958年10月～11月に著しく放射能が上昇し，以後も大体同じレベルにあるが，有明海では一般的に低い傾向が認められる。

37. 1959年海洋生物全β放射能調査結果

東海区水産研究所　○中井甚二郎，服部茂昌，本城康至
木立　孝，奥谷喬司

1959年に行われた水産関係放射能調査によって日本近海81地点から得られた海洋生物全β放射能測定試料数はプランクトン49，ネクトン24，ベントス86である。これ等資料を主体として生物の種類による放射能水準の相異・経年変動・地域性および汚染源，深海生物の現状について概要を述べる。

1. 生物群別放射能水準と特性

1959年においても生物群の全β放射能水準についての特色は基本的には従来とあまり変らない。すなわち，プランクトン・深海産ナマコの水準は高いが，その他のベントスおよびネクトンは低水準である（第1表）。一般にネクトン・ベントスの放射能の寿命は長く，プランクトンでは短かい。

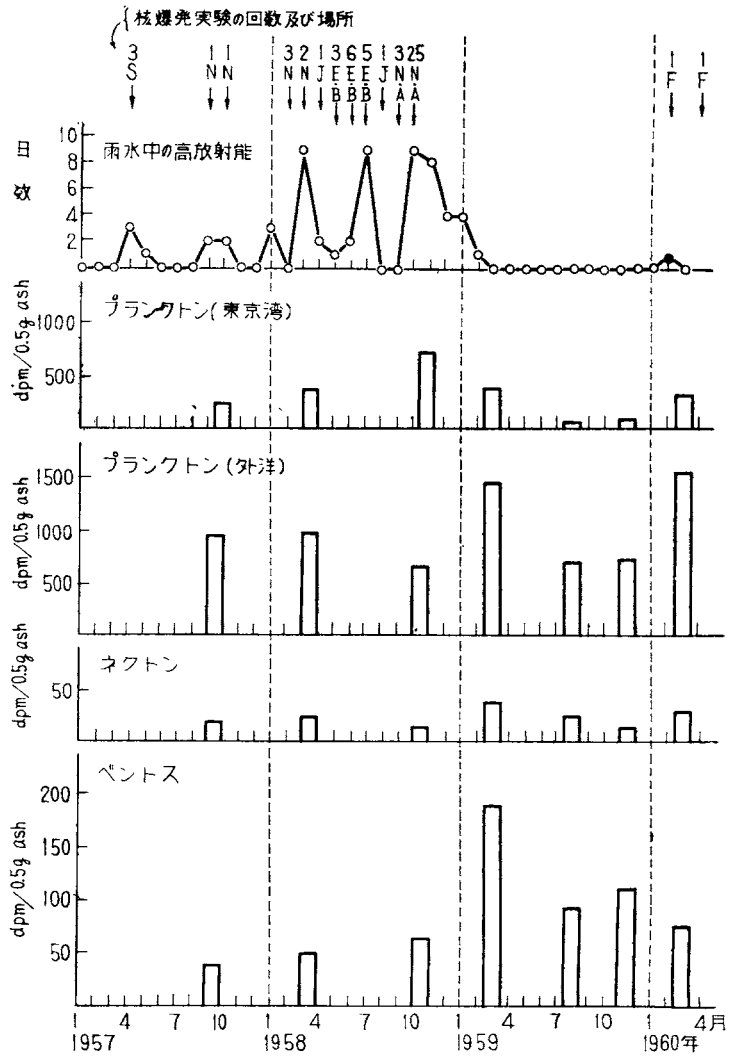
第1表　生物群別平均放射能（1959年1～12月）

生物群		試料数	cpm3σ<試料数	dpm/0.5g ash		
			全試料数	最低値	最高値	平均値
プランクトン	植物性	12	75%	16	2,878	745
	動物性	35	94	36	3,734	901
ネクトン（魚類）		24	31	6	56	26
ベントス	深海産ナマコ（主としてカンテンナマコ類）	16	100	43	854	409
	その他	70	35	0	402	45

減衰追跡結果の1例を示すと2年後においてもカンテンナマコ肉では47%維持され，プランクトンでは僅かに7%残る。なお生物によって自己吸収率の著しく大きいものがある。腹足類の如きがその1例である。これは測定上の課題でもあるが生物の放射能特性の上からも重要であり，それらについては特に核種の確認が必要と考えられる。

2. 経年変動・地域性および汚染源

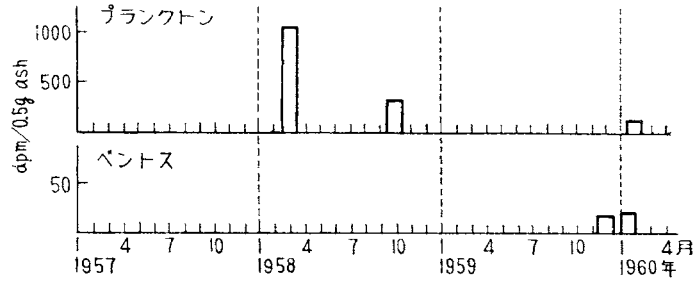
1960年3月の資料も加えて航海別平均放射能値の変動をみると，東京湾のプランクトンのピークは1958年11月と1960年3月の2つであるが，前者の方が後者よりも高い。この変動傾向は推定された核爆発実験・高放射能雨の月別起生頻度に大体対応し，fallout による汚染が敏感に反映しているようにみられる（第1図）。



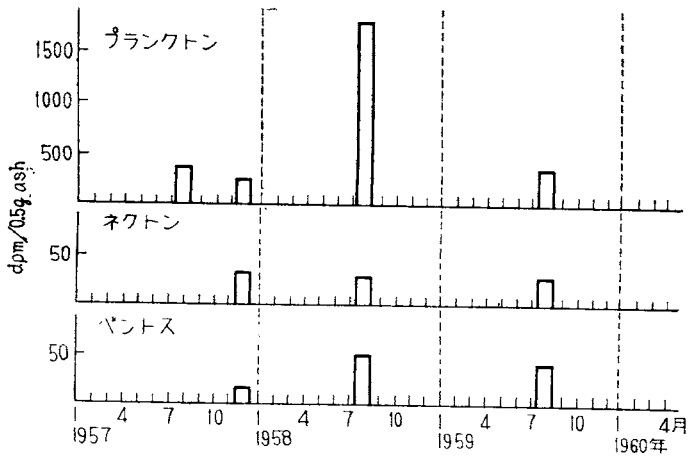
第1図　房総沖・東京湾内外の生物群別・航海次別平均放射能．雨水中の高放射能（3,000cpm/l 以上）の月別頻度並びに核爆発実験の回数と場所．•2,900cpm/l（気象庁関係報告による）
場所の略号　S：シベリヤ，N：北極圏，
E：エニウエトツク，B：ビキニ，J：ジョンストン，
A：ネバダ，F：サハラ

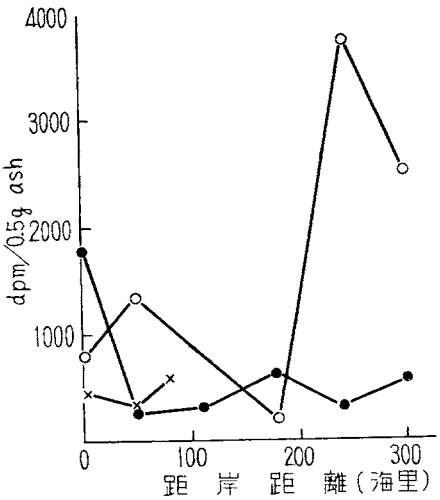
房総沖の外洋プランクトンでは初めのピークが3～4カ月後の1959年2～3月の航海に現われ，あとのピークは東京湾と同時期であるが高水準になっている。支那東海・日本海のプランクトンでは調査回数が少なく余り明らかでないが1958年中にピークがみられる（第2，3図）。

第2図　支那東海生物群別・航海次別平均放射能



第3図　新潟沖生物群別・航海次別平均放射能





第4図
表層プランクトンの距岸距離別放射能分布
○　房総沖　1959年3月
•　同　'59年11月
×　新潟沖　'59年8月

ネクトン・ベントスの放射能の経年変動は房総近海外洋部ではプランクトンとほぼ同様である。他海域の変動はあまりハッキリしない。

プランクトンの放射能は従来同様一般に内湾（東京湾）に低く，外洋部に高い。特に黒潮本流域の房総沖が最も高い。外洋では一般に沖合に行く程高くなる傾向がみられる（第4図）。これらは日本近海における放射能汚染源の一つとしてflow-outを想定させる1根拠である。

3.　深海産(1,000～3,350m)ベントスの現状

1959年においては房総沖（日本海溝大陸棚斜面)および相模灘の1,000～3,350mの海底で測定資料の得られた地点数は6地点である。その結果によるとカンテンナマコ類を主とする深海産ナマコの平均放射能は367dpmでかなり高水

準であり，全試料が3σ以上の有意な測定値を示している。しかし他の生物では平均値が僅かに22 dpmで且つ有意の値は極めて少ない。これらは生物の生態との関連において深海放射能の現状に重要な示唆を与えている（第2表）。

第2表　深海産ベントスの平均放射能（1959年　1～12月）

海深	カンテンナマコ類以外のベントス				カンテンナマコ類			
	生物種数	全試料数	cpm3σ<試料数	放射能平均値 dpm/0.5g ash	生物種数	全試料数	cpm3σ<試料数	放射能平均値 dpm/0.5g ash
1,000～2,000m	7	7	1	11	2	6	6	426
2,000～3,000m	3	3	1	17	—	—	—	—
3,000～4,000m	2	3	2	54	2	3	3	248
計	12	13	4	22	4	9	9	367

4. 結　言

調査の行われた海域と期間の範囲において外洋の海洋生物放射能は東京湾のような内湾よりも常に高水準であり，しかも後者がfalloutを敏感に反映し，核実験停止期間にはたちまち低下するに対し前者は依然高水準を持続している。主としてプランクトンの海底沈積により，海底に放射性物質が蓄積されつつあることは特異生態を示すカンテンナマコ等ベントスの放射能調査結果が示めすところであり，原子力廃棄物の海洋投棄の実施如何にかかわらず，今後の推移は注意されるべきであろう。

38. 高い放射能をもつベントスの汚染由来と生態との関係

東海区水産研究所　中井甚二郎，○服部茂昌，本城康至，
木立　孝，奥谷喬司，水野多美子

日本近海における海洋放射能汚染の度合を示す指標として，海の上層部ではプランクトン，大洋底では深海産ナマコ類が適切であることは，1957～1959年の調査結果を概括した第1表によっても，両生物群の全β放射能値が他のものよりも断然高いということから否定できない。

第1表　生物群別試料要目並びに全β放射能（'57年9月～'60年3月）

	海域	深さの範囲 (m)	試料数	cpm3σ<試料数 / 全試料数	dpm/0.5g ash 最低値	最高値	平均値
プランクトン	黒潮海域	0～ 300	168	89 %	0	21,556	952
ネクトン	〃	13～2,470	44	16	0	56	21
全ベントス	〃	13～3,350	198	39	0	854	83
深海産ナマコを除くベントス	〃	13～3,350	172	30	0	226	33
深海産ナマコ（主としてカンテンナマコ）	〃	770～3,350	26	100	43	854	412

しかし従来の調査によるとベントス中にはその全β放射能の強さが，プランクトンや深海産ナマコ類には遠く及ばないけれども，かなり高い水準を示す生物が若干出現している。これ等の放射能値，消化管内容物種類などの調査結果およびベントスについて暫定的に分類した摂餌型を第2表に示した。

第2表　ベントスの種類別放射能，摂餌型及び消化管内容物種類

種類	採集年月日	st.	採集水深 m	dpm 0.5g ash	摂餌型	消化管内容物種類
尾索綱 ボウズボヤ	'58,3,19	B 1	64	87	A	
尾索綱 エボヤ	'59,8,15	T 9	13	85	A	
ウニ綱 ムレーウニ	'58,4, 8	T29	715	116	B	(主)腐泥質（多）*Cosc. radiatus, Cosc. lineatus, Chaet.* spp., *Thal.* spp., *Rhiz. setigera* (少)砂粒，海綿類骨片，*Globigerna* sp.
ウニ綱 ブンブク類	'60,3,10	T29′	950	61	B	(主)腐泥質(多) *Cosc. wailesii, Cosc. Granii, Chaet.* spp., *Nitz. seriata*
ウニ綱 ハリナガフクロウニ	'59,8,13	T24	90	119	C B	(大部分)褐藻類細片(少)小石30(径約5mm)
ウニ綱 フクロウニ	'60,3, 4	B 2	1,320	155	C B	褐藻類細片
ウニ綱 ウニ類	'59,11,18	B 3	470	226	C B	(大部分)褐藻類細片(少)*Globigerina* sp. 海綿類骨片(極少)Radiolaria, *Janthina* sp., Diatom
甲殻綱 イガグリモドキ	'58,11,15	T29	770	58	C B D	(多)コガネエビス貝殻，Radiolaria, (*Tuscarora*? etc), Calyptoblastea
甲殻綱 〃	'59,8,12	T29	930	112	C B D	(少)*Globigerina* sp., Diatom(*Cosc.* spp, *Thalassiothrix* sp., *Navicula.* sp.
甲殻綱 〃	'60,3,10	T29′	950	66	C B D	
腹足綱 ウミフクロウ	'58,4, 8	T16	50	73	C B D	(多)Holmesiella affinis 消化物(少)*Cosc. wailesii, Cosc. radiatus,* Copepoda remains, 砂粒，消化管内容物なし
腹足綱 ボウシウボラ	'58,3,19	B 1	64	142	C	
腹足綱 〃	'60,7, 9	T16	50	114	C	
腹足綱 シライトマキ	'56,11,7	G16	300	162	B C	砂粒，Crustacean Decapoda remains
腹足綱 ヒラセギンエビス	'56,11,7	G16	300	153	B C	(主)Diatom (*Chaet.* spp., *Actinoptychus urdulatus, Nitz. seriata,* Cosc. spp.) (少)Foraminifera, Radiolaria, Copepoda remains, 砂粒，腐泥質
斧足綱 イタヤガイ	'58,4, 8	T16	50	131	A	(主)*Cosc.* spp. (少) *Nitz. Closterium, Eucampia Zoodiacus, Thalassiothrix* sp.
花虫綱 ヤドカリ	'60,7, 6	B 2	1,180	37	A	消化管内容物なし
花虫綱 スナギンチャク						
海綿綱 カイメン類	'59,3, 8	B 3	940	63	A	
海綿綱 〃	'60,7, 5	B 3	370	49	A	

注1.　摂餌基本型記号はA：吸水食，B：泥食，C：固形食，D：捕食を示す。
注2.　表中の腐泥質はムレーウニ・ブンブク類について確めたところによれば，その半数はケイ藻片，残りは鉱物質及び有機物の粒子であった。

吸水食型として示された5種については餌料の直接観察は行われていないが，ここで取扱ったものでは，その性格上恐らく主としてプランクトンの死骸を栄養源にすると想像される。他の生物試料の場合は泥食型又は泥食と固形食の複合型，或は泥食・固形食・捕食の複合型である。そのうち消化管内容物の皆無であったボウシウボラ以外総べて消化管内容物中にプランクトン特にケイ藻の遺骸が多数含まれている。しかもケイ藻の種類は Coscinodiscus 属が主であり，次いで出現の多いプランクトンは有孔虫・放散虫で，いずれも比較的強固な殻を持つもののみに限られ，体が脆弱或は分解の容易な動物プランクトンの出現は極めて少ない。これらは表中腐泥物に含まれていると考えられる。ただ固形食型に属する一部のウニ類では内容物の主体は褐藻類であることが例外的であった。

次にこれ等生物中固着生活を営まないで，比較的運動性の大きいもの，一部代表的試料としてムレーウニ・ウミフクロウ・シライトマキ・ヒラセギンエビスの体比重を全重量と排斥水量の測定値から求め，又ムレーウニの消化管内容物重量を測定して第3表に示した。

第3表　ベントス種類別比重

種　類	採集年月日	St.	採集水深	大きさ	全重量	容量	比重	消化管内容物重量
ムレーウニ	'60年7月9日	T29	750m	長径13.3cm	594 g	540 cc	1.100	62 g
ウミフクロウ	'58. 4. 8	T16	50	体長 5.4	22.25	20.0	1.112	
シライトマキ	'60. 7. 25	18	360	殻高 8.7	32.75	27.0	1.215	
ヒラセギンエビス	'60. 7. 25	18	360	〃 3.4	6.07	4.6	1.320	
イイジマカンテンナマコ	'59. 1. 19	T28′	1,220	全長31.5	414	395	1.048	33.5
カンテンナマコ類	'59. 3. 17	T29′	810	〃 18.5	121.9	116.5*	1.046	24.8*
〃	〃	〃	〃	〃 13.5	61.9	58.8*	1.053	11.6*
ナガニシ	'60. 7. 9	T16	50	殻高12.5	24.8	16.0	1.55	

* 消化管壁も含む。

この表中には参考までに深海産ナマコ・ナガニシについても附記されている。ムレーウニ・ウミフクロウの体比重は深海産ナマコ程ではないがかなり低い。なおこの値は水の洩出などにより海中生存中の値よりも過大になっていると思われる。

以上の資料によって，深海産ナマコ類に次いでやや高水準の放射能をもつベントス類の放射能の由来・移行経過・その機構について考察すると，生活力を失った海の上層部のプランクトンは放射能を帯びたまま，次第にいわゆるマリンスノーとして海底上に降下して浮泥状態を呈すると推定されるが，これらのベントスは固型食型に属する一部のウニ類を除き，この沈降したプランクトン遺骸をそれぞれの摂餌生態型に応じて直接或は間接に摂取し，プランクトン遺骸中の放射性物質がベントス体内に移行・濃縮すると認められる。

この根拠は上記諸表に示されるように海の上層部プランクトンの放射能水準が高いこと，食性がプランクトン遺骸を摂る型に属し，消化管内容物中のプランクトン密度が大きいこと，しかも内容物中検出された種類は残存し易いケイ藻のようなものが主体であり，腐泥物とされた物体中には動物プランクトンなどの死骸も当然多量に含まれていると推定されること，ベントスの或るものは特に体が低比重で浮泥中の運動に適しているものとみられることなどである。

従ってこれらの放射能由来・経過・その機構は基本的には深海産ナマコの場合と軌を一にするといえる。ただ深海産ナマコに比べて放射能がやや低水準を示すのは，プランクトン死骸の摂取量が少量であるためか，或は放射性物質の濃縮率が生物の特性として小さいことによるかは明かでない。又褐藻類を主食とする一部のウニ類の場合はそれが褐藻類に含まれる放射性物質の移行によるか，或はプランクトン遺骸に由来するものか現在明かでないが，ただそれらウニ類消化管内容物のK含量は測定試料では，わずかに0.4%に過ぎず，疑問が残されている。

39. 海洋生物中の ^{90}Sr および ^{137}Cs について

東海区水産研究所　○深井麟之助，渡辺　和子

1957年以来分析を行ってきた海洋生物中の ^{90}Sr と，1960年から分析を開始した ^{137}Cs について，とりまとめて報告する。

分析法はストロンチウムについては，科学技術庁刊行の"放射性ストロンチウム分析法(1960年)"により，セシウムについては，"放射能測定部会専門委員資料（1960年9月14日案)" 中のリンモリブデン酸法に準拠した。ただし，^{90}Sr に対しては，試料から分離した Sr から，^{90}Y をミルキングしたのち，その減衰を追跡して ^{90}Sr の存在を確認する方法を補足した。

^{90}Sr の海洋生物中の含量は，陸上生物に比較してきわめて低く，1g の灰分について，0.009～0.11$\mu\mu c$ の範囲にある。一方，試料灰分中のカルシウムの含量は，貝殻・魚骨・ヒトデ類などは高く，25～40%，海藻は10%前後であるが，魚肉では1%程度，ケイ藻では1%以下という風に大きく変化する。したがって，ストロンチウム単位で，^{90}Sr の含量をあらわせば，ケイ藻・アラメなどの植物性試料が，それぞれ6.0および4.1を示すに反して，動物性試料は高々0.5を示すにすぎない。ただし，主としてケイ酸質からなるニセサンゴは，カルシウム含量が低いために，絶対量は1gの灰分につき0.010$\mu\mu c$ の ^{90}Sr を含有するのみであるにかかわらず，14.3のストロンチウム単位を示す。

このように，海洋生物のカルシウム含量は，非常に変動が大きく，その栄養の段階も複雑で，この間のカルシウムとストロンチウムの行動の差異が問題となるので ^{90}Sr の食物連鎖中における行動を推定するのは困難である。しかし，一般的な傾向としては，陸上生物の場合と同じように，食物連鎖の高次の段階ではストロンチウム単位は減少している傾向をうかがうことができる。

含量の絶対量として比較的大きなものは，サクラエビ（駿河湾）・アサリ殻（東京湾）・メバチ骨（ビキニ近海）・カラフトマス肉（日本海）であり，それぞれ灰分1gにつき，0,079，0,108，0,097，0,097$\mu\mu c$ のストロスチウム含量を示している。

結論として，海洋生物中の ^{90}Sr 含量は現在きわめて低いが，同一地点・同一種のものでも増加の傾向を示すものもあり，またかなり深い所から採集した試料についても，浅い所のものと同程度の ^{90}Sr が定量されていることは注目される。

^{137}Cs については未だ分析値が少いために，はっきりした傾向はつかめない現状であるが，絶対量として灰分1g中の $\mu\mu c$ 数は ^{90}Sr と同程度または，それ以下の試料が多いようである。

40. 魚類の放射能調査

国立衛生試験所　長沢佳熊，　亀谷勝昭，
○山田　茂，　城戸靖雅

東京築地中央魚市場に陸揚げされたマグロ類肝臓118検体（1959年11月～1960年10月）についてその放射能汚染を調査して来た。1958年10月著しい汚染魚（1959年10月第1回放射能調査研究成果発表会発表）を得て以来，高度の汚染は認められなかった。

1959年11月～1960年10月調査した118検体の内，

生検体5gの灰分について 100cpm 以上を認めたもの 0,

生検体5gの灰分について30cpm 以上を認めたもの　3検体,

生検体5gの灰分について30cpm 以下であったもの　115検体であった。

今日なお残留する放射性核種を検討する目的で，このうち高い汚染を示したものについて核種分析を行った。その結果，^{65}Zn および $^{90}Sr+^{90}Y$ を確認，^{113m}Cd を推定し，その他目下未確認核種2種を検出した。

(1) 核種の分属：Tompins のイオン交換樹脂法（Amberlite CG-120 使用）にしたがって核種を分属した。各フラクションの放射能の分布は第1表の通りである。

第　1　表

検体番号		98			
生重量（g）		237.4			
捕魚年月日		1959. 11. 4～1960. 1. 1			
捕魚海域		N. 9° 00′ ～ E. 152° 00′ N. 10° 00′ ～ E. 153° 00′			
フラクション番号	区分	cpm*	測定年月日	%	灰分重量（g）
	検体	538.0±70.0	1960. 9. 2	100	2.4300
Fr. 1	N/5 塩酸溶離液	22.1± 3.3	9. 5	4.1	
Fr. 2	0.5% シュウ酸溶離液	9.2± 3.2	9. 5	1.7	0.4280
Fr. 3	5%クエン酸アンモニウム(pH3.5)溶離液	331.0± 4.6	9. 5	61.5	1.8167
Fr. 4	5%クエン酸アンモニウム(pH5.0)溶離液	168.4± 3.2	9. 5	31.2	0.3189
Fr. 5	12% 塩酸溶離液	2.7± 3.1	10.11	0.5	0.0157
Fr. 6	樹脂灰分	2.3± 3.1	10.11	0.4	0.0081

* シンチレーションカウンターにより測定

大部分の放射能は Fr. 3，4 に移行した。

(2) 沈殿法による各フラクションから核種の分離：Fr. 3 に Y^{3+} および Zn^{2+} の担体を加え，稀

土類を分離する目的で，先づアンモニアの過量で処理し，水酸化物を分離した。次いで酢酸酸性で亜鉛を硫化物として分離した。各沈殿の放射能の分布は第2表の通りである。

第　2　表

フラクション番号	区分	cpm*	測定年月日	灰分重量(g)
Fr. 7	水酸化イットリウム	8.5±3.2	1960. 10. 3	0.0281
Fr. 8	硫化亜鉛	217.7±6.1	9.28	0.0109

* シンチレーションカウンターにより測定

256 チャンネル・パルスハイトアナライザーによるγ線スペクトルの結果，Fr. 8 には 1.11Mev に ^{65}Zn のピークを認めた。また稀土類核種はほとんど残存しないことを確認した。

Fr. 4 は発煙硝酸による沈殿法を反復して，Sr を分離した。発煙硝酸母液は Cd^{2+} 担体を加えて蒸発乾固し，残留物の塩酸溶液からカドミウムを硫化物としして分離した。この母液中にはさらに放射能を認め，Fe^{3+} を加えてスキャベンジしたところ，水酸化鉄と共沈することを知った。各沈殿の放射能分布は第3表に示す通りである。

第　3　表

フラクション番号	区分	cpm	測定年月日	灰分重量(g)
Fr. 9	炭酸ストロンチウム	21.6±0.4*1	1960. 10.4	0.0490
Fr. 10	硫化カドミウム	0 ±3.2*2	10.4	0.0362
Fr. 11	水酸化鉄	113.9±3.7*2	10.4	0.7262

*1 ローバックカウンターにより測定

*2 シンチレーションカウンターにより測定

Fr. 10 にはγ線を認めず，β放射体の存在を確認した。低放射能のため正確なエネルギー測定はできなかったが，Barreira 法によって，β-max は約 0.43Mev であった。エネルギーの点からは若干低目ではあるが，分属部位・沈殿個所などから，この核種は ^{113m}Cd であろうと推定した。

Fr. 11 はβ，γ放射体を認め，γ線スペクトルから約 0.1Mev および 0.45Mev のγエネルギーを確認したが，この核種については目下検討中である。

41. 放射性核種の蓄積機構に関する研究
(鰓吸収におけるストロンチウム・カルシウム差別率について)

放射線医学総合研究所　市川竜資，○小栗幹郎

フォールアウトによる地表汚染から種々の食物段階をへて人体に蓄積する Sr の量を左右する Sr・Ca 差別率に関して，多くの研究がネズミ・ネコ・ヒツジなどの哺乳動物についてなされている。しかし水生動物については，この方面の研究が少い。筆者などは魚類における Sr・Ca 差別率

の研究を行いつつあるが，今回，ウナギ（Anguilla Japonica）を用いて鰓灌流法による鰓吸収の実験から種々の知見を得たので報告する。

実験方法としては ^{89}Sr・^{45}Ca 二重標識法により鰓部周囲の外部灌流液である海水あるいは淡水（人工）をラベルし鰓灌流後の内部灌流液である生理的塩類液について一定時間毎に5～11回採取し差別率を求めた。なおウナギは淡水ウナギおよび海水に適応した海水ウナギを用いた。

(1) 淡水ウナギを用いた場合，人工淡水（10mgCa/l）からの鰓吸収における DF 値（DF gill absorptive）は 0.74± 0.02（5尾平均）であった。

(2) 一方海水ウナギを用いた場合，海水からの鰓吸収における DF 値は 0.67± 0.01（5尾平均）であり，淡水ウナギの DF 値よりかなり低い値が得られた。

(3) 灌流実験の結果，鰓よりのカルシウラ吸収量は個体によりかなりの変動が認められたが体重約 150g の個体で最高値として，淡水魚 0.019mg/day 海産魚 0.15mg/day を得た。

なお人工淡水中のカルシウム含有量を 100mg/l に変化させた場合の DF 値は 0.73± 0.03 で，(1)の場合とほぼ同じであった。

42. 生物環境中の ^{14}C の分布調査
（液体シンチレーシヨン・スペクトロメーターによる ^{14}C・^{3}H の測定）

放射線医学総合研究所　　樫田義彦，山崎幹夫，岩倉哲男

生物環境中の ^{14}C の分布増加率を液体シンチレーション法で測定する計画をたてた。この計測値の信頼度を高める条件は (1) 測定回路を逆同時計数とし雑音を小さくする。(2) 低温（0°～5°）で測定し光電増巾管の熱雑音を少くする。(3)測定容器のガラス中の ^{40}K に由来する雑音を除くため低カリガラスを使用する(4)測定液量は通常 20ml であるが 100ml と多くとる。(5) Quenching 現象の少い化合物の型に測定試料を誘導する。1～4 の条件をみたす "Tri-Carb" Liquid Scinti llation Counter は11月末到着予定で本格的測定はそれ以降にゆずり条件5について検討した結果を報告する。

^{14}C を固定し測定試料とする方法は次の通り。

(1) $BaCO_3$ として溶媒中に浮游させる。

(2) Hyamine hydroxide に CO_2 として吸収させ溶媒中に分散させる。

(3) 溶媒又はこれに可溶の化合物に誘導する。

i) $Li_2CO_3 \xrightarrow[a]{} Li_2C_2 \longrightarrow CH:CH \longrightarrow$

ii) $C_6H_5X \xrightarrow[a]{Mg+CO_2} C_6H_5CO_2H \xrightarrow[b]{CH_2N_2} C_6H_5CO_2CH_3 \xrightarrow[c]{LiAlH_4}$

$C_6H_5CH_2OH \xrightarrow[d]{H_2} C_6H_5CH_3$

iii) $CO_2 + \underline{LiAlH_4} \rightarrow CH_3OH$

液体シンチレーションの溶媒はベンゼン系炭化水素であるから i) ii) のベンゼン・トルエンであれば理想的であるが i) は特殊触媒と高圧を必要とするので実験室的には困難である。ii) は実験室的に容易であるが行程が長いのでその中間体で Quenching の少い測定可能の化学型を求めた。

又植物の炭酸固定によりできる澱粉・糖を原料とする醗酵酒中のエタノール，或は iii) の方法によるメタノールを測定対象とする考えで各種アルコール類の Quenching についても検討した。