

原子力の利用に伴う環境の 放射能汚染について

齋藤 要

原子力が人類によって大規模に解放されたのは1945年7月16日、アメリカのニューメキシコ州（アラモゴード砂漠）で行なわれた原爆実験以来のことであるが、現在においてもなお、その利用目的には軍事的なものや平和的なものが共存しているため、人類は幾分の不安と希望を抱いて原子力時代を迎えている。しかし、原子力の利用には、その目的の如何に拘わらず、必ず危険な放射能汚染の現象が伴うことを忘れてはならない。汚染問題の重要性が世界的に認識されたのは1954年3月1日、アメリカの水爆実験によって起きたビキニ事件（福竜丸事件）以来のことである。この事件は unfortunated "Lucky Dragon" と呼ばれ、世界の人々にいわゆる「死の灰」の恐怖を認識させたのである。一方、死の灰は単に原水爆実験によってのみ生ずるものではなく原子力の平和利用に伴って原子炉からも多量生ずる。

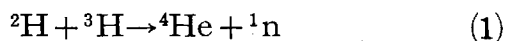
原子力の魅力は僅かの物質で強力なエネルギーが得られるという点にあるが、世界における現在の主要エネルギー資源（石油、石炭）の将来に対する供給可能期限（50～100年程度）より考え、近き将来には原子力が有力なエネルギー源となり、我々の経済生活を大きく変革することは予測される。若し工業用エネルギーの大部分を原子エネルギーが供給する時代が来るとすれば、原子炉からの死の灰の年間推定生成量は最低5000トン⁽¹⁾にも達するゆえ、この時代が人類にとって真に幸福な時代となるか否かは危険な死の灰を適切に大量処理し得るか否かにかかっているとみえる。

(1) 出力750×10⁶kwの原子炉の稼働で1日1トンの死の灰が生成するとしての計算値。

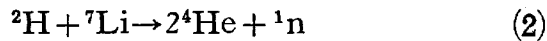
死の灰による環境汚染の問題は、その起源より軍事的なものと平和的なものとに大別されるが、現状では前者に比べ後者による汚染が極めて小規模な局地的なものであるといえる。また人体を主体として汚染源を分類すれば外部的汚染源と内部的汚染源とに分けられ、前者は地球上に蓄積した死の灰を主とし、後者は飲食物とか人体に転移した死の灰の成分を主とする。勿論外部的汚染源のあるものは内部的汚染源となる性格を有している。これらの汚染源については、現在、国連機構を通じ各国が研究を進めてをり、日本ではビキニ事件以来文部省が特定総合研究班を組織し、世界に誇り得る数々の実績をあげている。筆者も一分担研究者として若干の研究を続行しているが、ここでは本誌の性格上専門的な記述はさけ、主として現在、全世界的環境汚染の主因をなしている核実験の影響に関する一般的な研究成果と情報を解説的に要約し、これを第一部外部的汚染源、第二部内部的汚染源とに分けて述べることにする。

核分裂反応と核融合反応の性格

一般に質量の大きい元素の原子核が分裂して二つのより小さい質量の元素の原子核に変換する反応を核分裂反応 (Nuclear fission reaction) と称し、その際、強力なエネルギー⁽¹⁾と死の灰の主成分となる核分裂生成物を生ずる。この反応を軍事的に利用した例がいわゆる原爆であり、平和的に利用した例には発電用原子炉がある。これに対し、二つの質量の小さい元素の原子核が融合して別種の元素の原子核に変換する反応を核融合反応 (Nuclear fusion reaction) と称し、その代表的反応は次式で示され、太陽の熱エネルギーはこの種の反応によるものである。



(1) ウランやプルトニウム (原子量約 240) の原子核が分裂すると約 200 Mev (1 Mev=100 万電子ボルト) のエネルギーを放出するのに対し重水素の原子核 5 個 (原子量約 10) が核融合した場合は約 24.2 Mev のエネルギーを生ずる。従って同重量の場合は後者が前者の約 3 倍のエネルギーを放出することになる。



かような反応は核分裂反応以上のエネルギー⁽¹⁾を放出するが、現在のところそのエネルギー形態の平和的利用は殆んど不可能で、専ら軍事的目的に使用されている。前式(1)のように水素の同位元素のみを用いた爆弾が水素爆弾で、(2)式のようにリチウムを用いた場合はリチウム爆弾と区別されるが、一般に水爆と総称されている。ところで両式の反応生成物であるヘリウムは既に空気中にも存在する非放射性元素であり、また重水素(${}^2\text{H}$)が融合して生ずる ${}^3\text{He}$ も安定同位元素であるから、一般に融合反応の生成核種は環境の放射能汚染をもたらすことは殆んどないと考えてよい。しかし水爆に利用される核融合反応は熱核反応(Thermonuclear reaction)とも称せられ、それを起すには通常10億度以上の温度を必要とし、この超高温を現在地上で得る方法としては核分裂反応を利用する以外にはないのである。従って水爆といえども起爆過程に原爆を用いるので大量の核分裂生成物を放出し、環境の著しい放射能汚染をもたらすことになる。若し水爆において核分裂反応を使用せずに核融合反応を起すことに成功したとすれば、いわゆるきれいな水爆が実現したことになる。しかし、その場合でも前式のように中性子(${}^1_0\text{n}$)を放出し、これが反応環境に存在する物質に作用して誘導放射性物質を生ずるから絶対的にきれいな水爆などは存在し得ないと考えてよい。

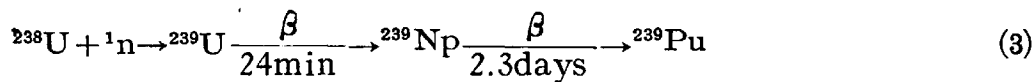
放射能汚染を起す物質の種類

核分裂性物質：現在使用されている核分裂性元素の代表的なものは ${}^{235}\text{U}$ 、 ${}^{238}\text{U}$ 及び ${}^{239}\text{Pu}$ で、広島原爆には ${}^{235}\text{U}$ を、また長崎には ${}^{239}\text{Pu}$ が使用されている。 ${}^{235}\text{U}$ は天然のウラン鉱中に ${}^{234}\text{U}$ や ${}^{238}\text{U}$ と共存し、三者の含量比は各々平均0.72%、0.006%、99.2%で、含量比の最も高い ${}^{238}\text{U}$ は熱中性子⁽²⁾

(1) 前頁(1)参照。

(2) 熱中性子とは常温で熱運動をしている中性子で、平均エネルギーは僅か0.025 eV、毎秒約2kmの速度で運動し、遅い中性子とも呼ばれる。これに対し1MeV程度のエネルギーを有する中性子の速度は毎秒約30万kmであるから、かような *

が作用しても核分裂反応を起さず。次式のように中性子を核内に吸収して
 先ず ^{239}U となり、これは24分の半減期⁽¹⁾で β 崩壊して ^{239}Np になり、それが
 2.3日の半減期で β 崩壊し ^{239}Pu となる。



即ち ^{239}Pu は原子炉内で、かような反応を行なわせて得られる核分裂性元素
 であって、自然界には産しないものである。

これらの核分裂性元素を原料として分裂反応を起すのであるが、実際の核
 実験においては分裂せずに放出されるものもかなりあるため一部は環境の放
 射能汚染源となり得る。しかし、 ^{235}U 、 ^{238}U 及び ^{239}Pu の半減期は各々 7.1×10^8 年、
 4.5×10^9 年、 2.4×10^4 年のように極めてながいため放射能は非常に弱
 く、主として α 線を出す。 α 線は 3~5cm の空気層で完全に吸収されるの
 で、たとえ地表にこれらが蓄積してもその放射線による著しい外部障害は殆
 んど起きない。また、これらは生元素（生体が生存上必要とする元素）では
 ないため体内に導入されても、ながく体組織に吸収蓄積することも少ない。
 しかし長期間連続的に体内に導入されると有害となることはウラン鉱の従業
 員に肺ガン発生率が高いという事実よりも証明される。

なお、放射能雨を分析すると ^{239}Np （半減期2.3日）と ^{237}U （半減期6.7日）
 が比較的多く検出されるが、前者は(3)式の反応における中間生成物で、後者
 は次式のように ^{238}U に中性子が作用して生じたものである。



アメリカの核実験によって放出される死の灰の中には ^{239}Np よりも ^{237}U が

* 中性子を速い中性子と称している。

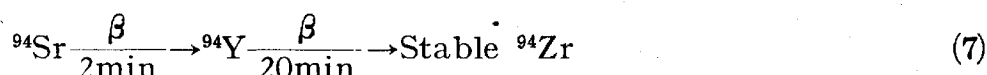
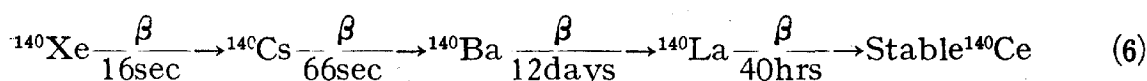
(1) 半減期とは放射性元素が崩壊して他の元素に変換する場合、もとの元素の原子
 数が最初の半分に減るまでに要する時間をいう。これを T とすれば崩壊定数 λ
 との間に $T = \frac{1}{\lambda} \log_e 2$ の関係がある。この物理的半減期に対し生理（生物）的
 半減期と称するものもある。これは体内に侵入した特定の元素の数が、自然の生
 理学的な除去過程の結果として初めの値の半分にまで減少するに要する時間をい
 う。

例外なく多いのに対しソ連のものでは前者が多く、後者は全く検出されないこともある。これはソ連では核分裂性元素として ^{238}U をあまり使用しないためと推定される。これらの両元素は核実験直後の死の灰に多量含有していることもあるが、何れも半減期が極めて短いため環境の汚染源としては危険性が少ないといえる。

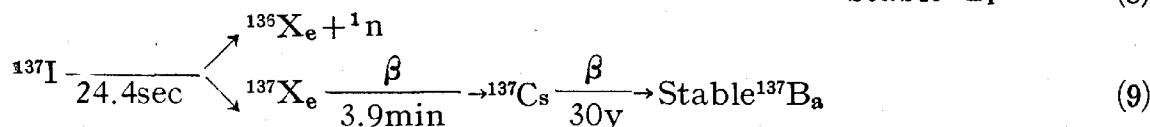
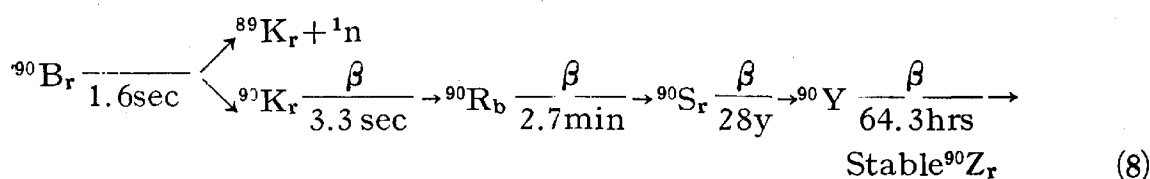
核分裂生成物質： ^{235}U とか ^{239}Pu の原子核に熱中性子が入ると核分裂反応を起すが、それには約40種もの異なる反応過程が知られている。一般の分裂反応においては、二つの等しい質量数の原子核に分裂することは稀で、質量数140位と90位の核種になる確率が多い。その反応例を次に示した。



ここに生じたキセノンとかストロンチウムは非常に不安定で、次式のように直ちに β 崩壊を行なって他の核種に変換し、最後には各々非放射性的のセリウムとジルコニウムになる。



また分裂によって ^{90}Br と ^{137}I を生じた場合には次式のように β 崩壊の他に中性子 (^1_0n) の放出を伴う。



このように核分裂反応には種々の崩壊反応が伴う結果として、35種の元素の約200種もの同位元素を含む複雑な核分裂生成物質を生じ、含有核種の大部分は放射性的で、 β 線の他に γ 線と少量の α 線を放出し、半減期も一秒以

下のものから 10×10^5 年という極めてながいものまで含んでいる。その全放射能強度は分裂エネルギー 1 メガトン⁽¹⁾ 当り、1 時間後で約 30 万 Mc⁽²⁾ (約 30 万トンのラジウムに相当する放射能) という脅威的値を示すが、核崩壊の進行に伴って弱くなる。たとえば爆発 1 時間後の全放射能を 100% とすれば 7 時間後には約 10%，2 日後で約 1% というように分裂初期において急速に減少し、以後次第に減少速度が遅くなり、10 年後には約 400kc，100 年後で約 30kc⁽³⁾ の放射能になると推定される。

次に核分裂生成物質の生成量は分裂エネルギー 1 メガトン当り約 50kg であるが、その主なる核種の生成量 (%) と半減期¹⁾ を次表に示した。

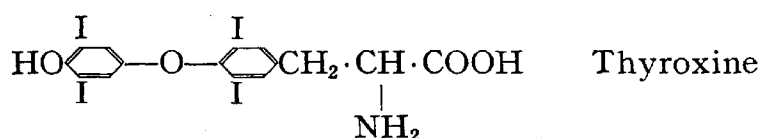
-
- (1) 核爆発のエネルギー放出量は TNT (Trinitrotoluene) 火薬が爆発した時に発生するエネルギーに比較して表現することが多い。従って 1 メガトンのエネルギーとは 100 万トンの TNT が爆発した時と同量のエネルギー (4.2×10^{22} エルグ) を意味する。
- (2) 1 Mc (メガキュリー) = 100 万キュリー。核種の如何に拘わらず一秒間に 3.7×10^6 個の核崩壊が起こる放射性物質の量を 1 キュリーと称し、これはラジウムの約 1g に相当する量である。1 キュリーの 100 万分の 1 を 1 μ c (マイクロキュリー)，その 1000 分の 1 を 1 m μ c (ミリマイクロキュリー) とし、またその 1000 分の 1 を 1 $\mu\mu$ c (マイクロ・マイクロキュリー) と称する。放射能を測定するには通常 Geiger-Müller 計数器を用い、1 分間に計数器が捕えた放射線の数を cpm (count per minute) と称する。しかし、測定試料から出る放射線がすべて G-M 管に突入するわけではなく、同一試料の場合でも測定条件とか G-M 計数器の種類によってカウントは異なる。従って、cpm では各国各所における測定結果を比較する時に不都合が生ずるので、最近では 1 分間における崩壊数 dpm (disintegrations per minute) 既知の標準放射性物質のカウントを所定条件で求め、cpm を dpm またはキュリーに換算して表現するようになった。
- (3) WAY-WIGNER の式 $A_t = A_1 \cdot t^n$ より算出。
 A_t = 核分裂後の時間 t における放射能強度
 A_1 = 単位時間 1 における放射能強度
 n = 核分裂生成物がつくられてからの時間に関する変数 (例、1 時間後から 2 年位までは 1.2 が適用される)

^{235}U , ^{238}U 及び ^{239}Pu の核分裂によって生ずる主要核種

核種	半減期	生成量 (%)		
		^{235}U	^{238}U	^{239}Pu
^{85}Kr	10.6年	0.30	0.14	0.07
^{89}Sr	50.5日	4.79	2.81	1.44
^{90}Sr	28.0年	5.77	3.20	2.23
^{91}Y	58.0日	5.40	3.68	2.69
^{95}Zr	65.0日	6.20	5.70	5.12
^{103}Ru	7.0日	3.00	6.60	6.25
^{106}Ru	1.0年	0.38	2.70	6.17
^{125}Sb	2.0年	0.01	0.02	0.12
^{131}I	8.0日	3.10	3.33	4.85
^{132}Te	77.0時間	4.70	4.70	6.32
^{133}I	20.8日	6.90	5.72	6.19
^{137}Cs	30.0年	6.15	6.20	6.80
^{140}Ba	12.8日	6.35	5.70	5.00
^{141}Ce	33.0日	6.00	5.62	4.65
^{144}Ce	288.0日	6.00	4.50	3.66

即ち、比較的多く生成する核種はアルカリ土族の ^{89}Sr , ^{90}Sr 及び ^{140}Ba , チタン族の ^{95}Zr , 鉄族の ^{103}Ru 及び ^{106}Ru , ハロゲン族の ^{131}I 及び ^{133}I , 酸素族の ^{132}Te 及びアルカリ族の ^{137}Cs などであるが生体に対する危険度は核種によってかなり異なる。一般に核分裂生成物の体内への吸収蓄積の機構は生物の種類, さらに同一生物でも組織とか器官の種類により同一ではないが,²⁾ 人体に吸収蓄積され易い核種は ^{89}Sr , ^{90}Sr , ^{131}I , ^{133}I 及び ^{137}Cs である。 ^{89}Sr と ^{90}Sr は生元素として重要なカルシウムと同族元素で, 三者は化学的性質のみならず体内吸収後の挙動も類似し, 大部分は骨に沈着する。しかし ^{89}Sr と ^{90}Sr とでは半減期が各々 50.5 日と 28 年で, 前者は崩壊速度が速いため体内に吸収されても比較的危険度は少なく, 核分裂直後の生成物においてのみ注意を要する核種といえる。これに対し ^{90}Sr は半減期がながいのみな

らず生理的半減期もながく、何年間も体内に残存して β 線を放出するので最も危険な核種である。¹³¹I 及び ¹³³I は自然界にある非放射性ヨウ素の同位元素で三者の化学的性質は同一と考えてよい。ヨウ素も重要な生元素で、たとえば甲状腺ホルモン Thyroxine の構成元素として生存上必要なものであるから ¹³¹I と ¹³³I も容易に体内に吸収され甲状腺に蓄積する。しかし両者の半減期は



各々8.05日と20.8日であるから前述の ⁸⁹Sr の場合より、さらに危険度は少ないといえる。次に ¹³⁷Cs は生元素として重要なカリウムと同族元素で、食物循環を経て速やかに体内へ吸収され、主として肉組織のような軟組織に沈着する。その半減期は非常にながく30年であるが、数ヶ月の生理的半減期で体内に残存し、絶え間なく β 線を放出するゆえ、⁹⁰Sr と共に最も危険な内部放射線源となり得る核種である。

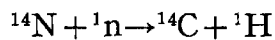
誘導放射性物質：核分裂反応の過程で(5)式に示したように中性子 ($\frac{1}{0}\text{n}$) が放出されるという事実が原子力利用のカギである。即ちこの中性子で次の核分裂性元素を分裂させる反応が自動的に進み、いわゆる連鎖反応が起こる。一方(8)及び(9)式のような崩壊過程においても中性子を生ずる。中性子は約18分の寿命であるが、電気を有しないため元素の電子殻を通過して容易に原子核に近づき、核力によって核に吸収され易い特性を有している。従って核分裂の際、連鎖反応に関与しなかった多量の中性子(推定生成量1メガトン当り500g)が核分裂装置(たとえば爆弾)の材料とか爆発点附近に存在する種々の物質に吸収される結果誘導放射性物質を生成する。その種類は分裂装置の設計とか構造によって異なるも、通常 ⁶⁵Zn, ⁵⁵Fe, ⁵⁹Fe, ⁵⁴Mn, ⁵⁷Co, ⁵⁸Co, ⁶⁰Co などが検出される。これらは装置の金属材料中に含まれる銅, ニッケル, 鉄

(1) 106頁の(1)参照。

及びコバルトなどが中性子を吸収して生じたもので、特に ^{60}Co は半減期 (5.3年) もながく β 線のほかに強力な γ 線を放出する危険な核種であるが、各国の核実験においても、その点を考慮し ^{60}Co を大量に放出する、いわゆるコバルト爆弾の実験はさしひかえているようである。

一方、原子炉内で ^{59}Co に中性子を吸収させて得られる ^{60}Co は⁽¹⁾ 嚴重な管理下で医療用とか食品殺菌用の放射線源として利用されている。

次に誘導放射性物質の種類は核実験を行なった環境によっても異なる。たとえば空中爆発の場合は放出された中性子の大部分は窒素に作用し半減期の極めてながい ^{14}C を生ずる。



また実験が地表とか、爆発による火の玉が地表に達するような空中で行なわれると、中性子の約50%は地上に達し土壌成分に吸収されて ^{31}Si , ^{28}Al とか ^{24}Na などを生ずる。さらに海上または海中で実験が行なわれると中性子が水及びそれに溶存している塩類に作用して、 ^2H (非放射性) を多く生ずるが、他に ^{24}Na , ^{38}Cl , ^{32}P , ^{28}Mg , ^{113}Cd とか ^{115}Cd なども生成する。

これらのうちで重要な生元素の同位元素に属するものは ^{65}Zn (半減期250日), ^{55}Fe (: 3年), ^{59}Fe (: 47日), ^{24}Na (: 14.8時間), ^{38}Cl (: 37分), ^{56}Mn (: 2.6時間), ^{32}P (: 14日), ^{28}Mg (: 21時間) 及び ^{14}C (: 5568年) などである。しかし ^{59}Fe , ^{24}Na , ^{38}Cl , ^{56}Mn , ^{32}P , 及び ^{28}Mg などは半減期が短かいため生体に対する危険性は少なく、また ^{14}C は半減期が極めてながいが、比較的低エネルギー (0.156 Mev) の β 線しか放出しないうえに、その生成量 (2×10^{26} 個/メガトン) は自然界における既存量に比べ微量であるから生体に対する影響は一応無視し得ると思う。これらに対し ^{65}Zn , ^{55}Fe 及び ^{113}Cd は半減期の点からも注意すべき核種で、たとえば核実験停止期間 (1958年11月から1960年1月) の後期に日本近海でとれたカジキ類の肝臓で、

(1) 拙著：『食品工業の分野における放射線利用の問題点』商品研究, No. 47, 1~7 (1961)...参照

^{90}Sr とか ^{137}Cs などが殆んど検出されないにも拘わらず $^{55}\text{Fe}\dots 0.09\mu\text{c}$, $^{65}\text{Zn}\dots 0.006\mu\text{c}$, $^{113}\text{Cd}\dots 0.09\mu\text{c}$ (各生組織100g 当り, μc は108頁⁽²⁾参照) 程度検出されている。この事実はこれらの核種が外部環境より容易に吸収されて比較的長期間体内に残留することを示している。特に、体内における生理作用の未だ明らかにされていないカドミウムが肝臓のような代謝の活発な器官にながくとどまっていることは生化学的にも注意すべき現象である。

以上述べたように環境の放射能汚染を起こす物質には残留核分裂性物質、核分裂生成物質及び誘導放射性物質の三種があり、これらを総称して死の灰といっている。

放射能汚染を起こす物質の環境への分散

原子炉外で核実験が行なわれた場合、汚染物質の分散に大きな影響を与える条件としては、先ず地表面に対する爆発点の位置と放出エネルギー量が考えられる。次に両要因による各環境への推定分散量⁽⁴⁾を示した。

核実験の場所による汚染物質の環境別分散量 (%)

実験場所	A			B	
	起爆点附近	対流圏	成層圏	起爆点附近	対流圏
空 中	0	1	99	0	100
地 表	79	1	20	80	20
水 面	20	1	79	20	80
深 海	100	0	0	100	0

A : 放出エネルギーが 1 メガトン以上の場合

B : 放出エネルギーが 0.5 メガトン以下の場合

勿論、実験によっては、このように場所を明確に区別し得ない中間的な場合もある。たとえば空中爆発でも起爆点の高さが低くなると地表爆発の性格も加わることは明らかで、さらに分散量は爆発後の経過日数とか地形、気象条件によっても左右される。

空中実験：この場合の生成物は分裂反応に伴なう数百万度という高熱のため

高圧ガス状の火の玉となり周囲の空気をまき込みながら上昇する。その際空中の酸素、窒素及び水蒸気が高温下で化学反応を起こして有色の亜硝酸とか窒素酸化物を生ずるため火の玉は赤褐色を呈するが、上昇に伴なり温度の降下によってガス状物質は凝結を開始し、白色の放射能雲となる。この雲の到達する高度は放出エネルギーの大きいほど高く、これが気温の反転層に達すると温度勾配によって幾分拡散するが、大部分は同層を通過し、同密度の大気層とか成層圏の底部に達すると上昇速度をゆるめて水平に拡がりキノコ型の雲を形成する。雲の上端はメガトン級の実験で、約 50km にも達し、汚染物質は $0.01\mu\sim 10\mu$ ($1\mu=10^{-6}\text{m}$) 程度の微粒子となって殆んど成層圏内に分散する。従って、かなり高い空中爆発の直後では地表が放射能で強く汚染されることは極めて少なく、このことは 20 キロトンの原爆が地上約 600m の高さで爆発した広島と長崎における被害が主として熱線と爆風によるもので、汚染物質の降下によるものが少なかった事実よりも諒解される。

地表実験：この場合は爆発点附近の地表が強く放射能で汚染される。一方、前述のような放射能雲も形成される。火の玉が拡大して地表面に接触すると著しい量の岩石、土砂などの構成物質が中性子を吸収し誘導放射性物質に変化すると同時に気化して火の玉に混入する。さらに火の玉の上昇に伴なって爆風により地表から飛散した砂塵が吸いあげられるために、その放射能雲は空中実験の場合より遙かに雑多な汚染物質を含む。土砂などに由来する大型の汚染粒子は重力の作用により間もなく爆発点附近に落下するが、直径 10μ 以上の粒子の降下速度は STOKES の法則より近似的に求められる。

$$V=0.35d^2\rho \text{ feet/hr} \quad d=\text{直径}\mu \quad \rho=\text{粒子の密度 g/cm}^3$$

いま、砂の密度を 2.6g/cm^3 とし、高度 10km から直径 200μ , 100μ , 50μ , 10μ の各粒子が地上に落下するに要する時間を求めると、各々、0.9, 3.7,

(1) 1メガトン級の爆発エネルギーの5%が土砂の気化作用に使用された場合の気化物質の生成量は約2万トンで水の場合は約10万トンが水蒸気になると推定される。

14.7, 369.9 時間となる。しかし、実際問題としては空気の渦流等の影響を受けるため降下時間は多少変化する場合が多い。地表実験による汚染例としては、20メガトン級の爆発によって起きた1954年のビキニ事件があり、この時は10時間後に 18000km² 以上の地域とか水面が放射性降下物によって著しく汚染された。

地下及び海中実験：これらの場合は放出エネルギーの大部分が地中または水中の衝撃波としてあらわれるが、一部は地表または水面に脱出して爆風を起す。その割合は爆発点が深くなればなるほど小さく、深度によっては汚染物質の一部は表面上に分散する。しかし爆発点附近の周囲にある大量の岩石や海水が強く汚染されることは勿論で、特に海中の場合は汚染海水が海流によって広く分散する可能性がある。

以上述べたように核実験の実施場所とか規模により汚染物質の分散様式は異なるが、現在までに大型メガトン級の実験は多く空中爆発の形式で行なわれているため汚染物質は一応対流圏よりも成層圏に多量分散したことになる。代表的核種についてみると1960年までの実験によって ⁹⁰Sr は約 6.8Mc, ¹⁴C 原子は 24×10^{27} 個が成層圏に運ばれたと推定されている⁵⁾。

成層圏と対流圏における放射能汚染物質の移動

爆発によって成層圏または対流圏に達したガス状の汚染物質のなかには ⁸⁵Kr 及び ¹⁴CO₂ のように本来気体のものも含まれているが、その大部分は次第に凝結し、冷却が進むと固体粒子となり、多くは水滴と共存した型になる。爆発による激しい動揺がしずまると、それらは成層圏から対流圏、次いで地表。または対流圏から地表へと降下する。これが放射性降下物 (Fall-out) である。その降下速度と量は前述のように爆発点、放出エネルギー、気象及び地勢条件などにより異なるが、一般に一日以内で爆発点附近に落下する局地的降下物と地球の周囲を広く移動する全世界的降下物とに分けられ、後者によって実験実施国のみならず全世界が現にかなり汚染されている点に

問題がある。

成層圏：同圏に放出された汚染物質の拡散についての機構は知り難いが、その大部分は直ちに対流圏へ降下することなく、しばらく、そこに滞留していることは確かである。即ち成層圏に達した汚染粒子の多くは $0.01\mu\sim 10\mu$ ⁽¹⁾ 位で、大型のものは前述のように重力の作用で降下するが、 5μ 以下の粒子は空気分子と衝突して起るブラウン運動の影響を多く受けるので降下し難くなる。一方成層圏では風速約 $100\sim 150\text{km/hr}$ の帯状流が非常に発達しているので、汚染物質は爆発後 3~6 週間で地球周囲の同圏内に広く分散し、空気の下降流などに伴って徐々に降下すると考えられる。その半減滞留期間⁵⁾ は熱帯地方の低成層圏 (高度 $20\sim 30\text{km}$) で 20ヶ月、高成層圏 ($30\sim 40\text{km}$) で 30ヶ月、極地方の低成層圏で 5ヶ月、高成層圏で 12ヶ月、さらに電離層 (45km 以上) では 60ヶ月と推定されていることから汚染物質の成層圏から対流圏への降下は極めて緩慢であることが諒解される。1958年にアメリカが西経 80 度線にそって北半球の三ヶ所、南半球の 1ヶ所において集塵装置をつけた気球をあげ、成層圏内における ^{90}Sr の分布を調査した結果によると、放射能強度は $2\sim 195\text{dpm}/1000\text{ft}^3$ (108頁⁽²⁾参照) で、核実験は主として低緯度と中緯度で行なわれたにも拘わらず、 ^{90}Sr 量の多いところは極地方の上空になっている。⁶⁾ これは成層圏内に極地方に向う子午面に沿った空気の流れがあることに起因し、また高度 30km 以上では ^{90}Sr 量が非常に少ないが、この程度の高空では空気密度が低いので重力による粒子の降下作用が強くなるための現象と解される。なお ^{14}C についても同様な分布の傾向が認められていることより、⁷⁾ 成層圏内に放出された汚染物質は、一般にかような挙動をとると考えてよい。

(1) $1\mu=10^{-6}\text{m}$ 即ち 1000 分の 1mm .

肉眼可視限度……………約 20μ

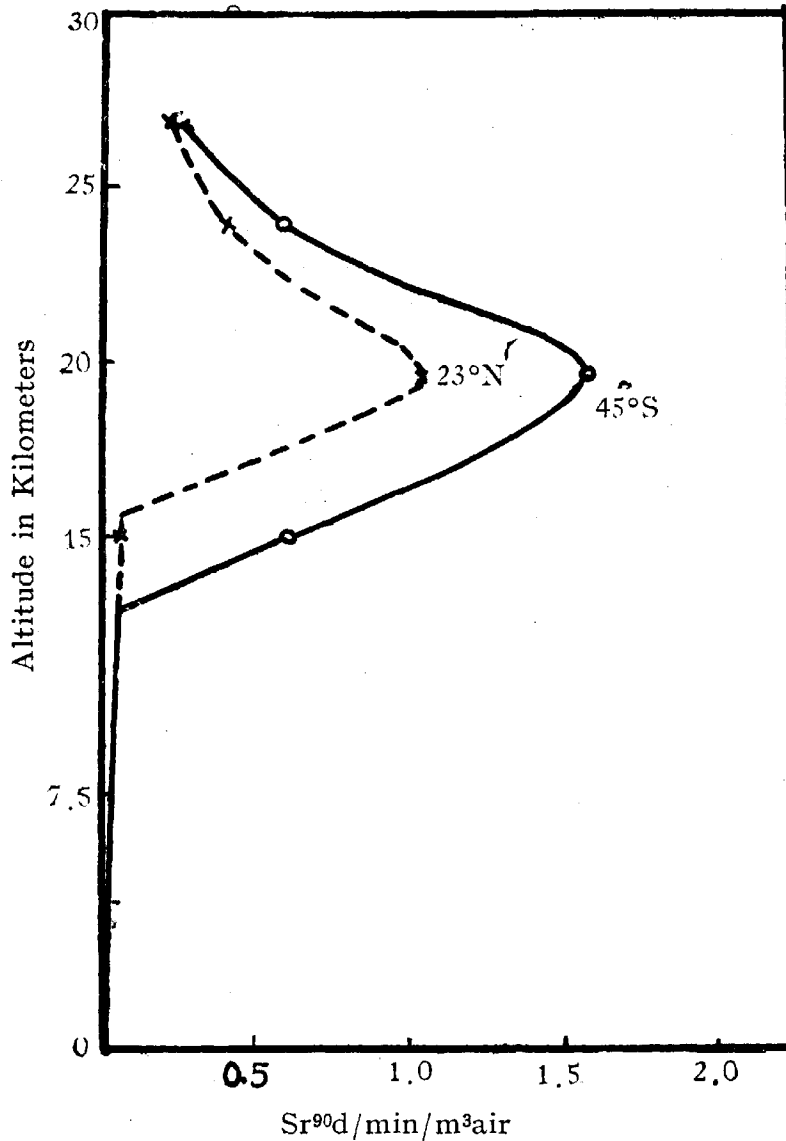
顕微鏡 : ……………約 0.2μ

電子顕微鏡 : ……………約 $5\times 10^{-3}\mu$

油の煙中の粒子は $0.02\sim 1\mu$ 程度

対流圏：成層圏に分散した汚染物質は成層圏降下物となって対流圏へ移動するが、両圏の圏界面の切れ目の附近では ⁹⁰Sr の濃度傾斜が第 1 図のよ

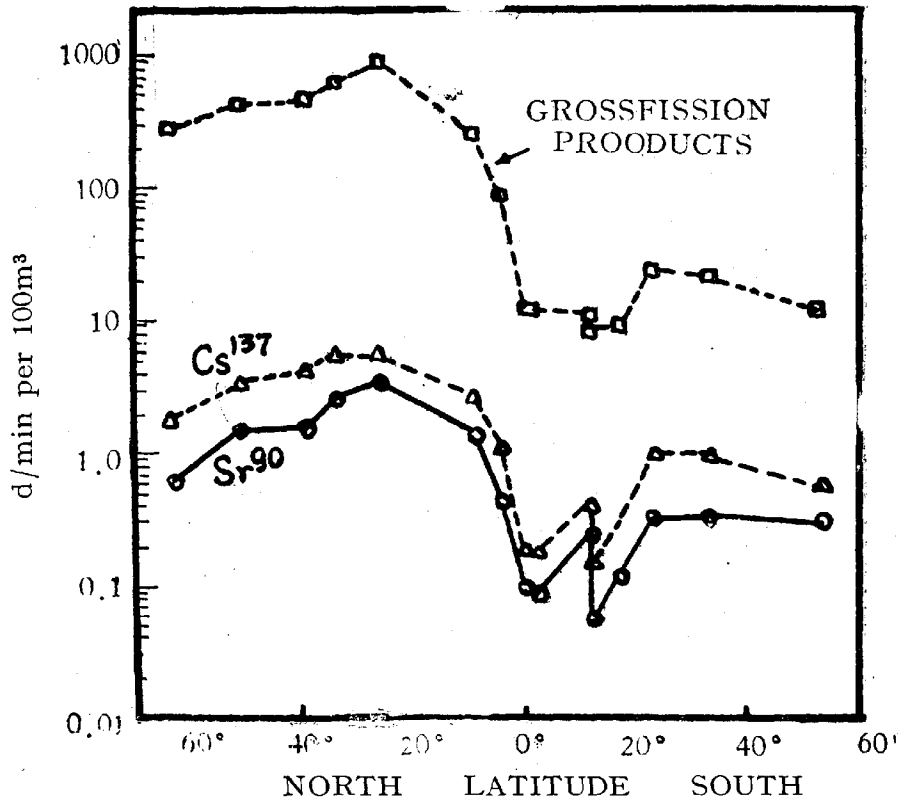
第 1 図 大気中 ⁹⁰Sr 量の高度による変化 (1957~1958年)



うに非常に大きくなっていることは興味深い現象である。成層圏降下物は中緯度上層にあるこの切れ目を経て対流圏内に流れ込みジェット気流に乗って中緯度線に沿って西から東へ移動することは確かである。またアメリカ及びソ連圏内のジェット気流附近で行なわれる核実験の対流圏降下物の場合は直接この気流に混入する。一方熱帯地方で行なわれた核実験の場合は、先づ赤道附近の東風に混入して西方に移動し、アジ

ア大陸にさしかかる附近で北に向きを変え、西風に乗って中緯度に達することが多い。このような上層気流によって対流圏降下物が中緯度上空に多く集まり、移動しながら降下することは第 2 図⁹⁾に示した地表面近くの空気中における汚染物質の分布について検討した結果からも諒解される。即ち全核分裂生成物 (Gross fission product), ¹³⁷Cs 及び ⁹⁰Sr の各量は低緯度よりも中緯度に多く、また南半球より北半球に多い理由としては、北半球で核実験

第2図 空気中における放射性物質の緯度別分布 (1958年)



が多く行なわれたことと両半球間における大気との交換が余り活発でないことなどが考えられる。対流圏降下物は成層圏降下物に比べて半減滞留期間は短かく2~4週間であるが、前述のような上層気流に混入すると2~3週間で地球を一周する。1960年2月13日、フランスがサワラ砂漠(27°N)で行なった原爆実験の対流圏降下物は14日ガーナ(5°N)、15日カイロ(30°N)、16日ボンベイ(20°N)、17日日本(35°N)、28日イギリス(52°N)、3月1日スエーデン(60°N)の各地で検出されている¹⁰⁾事実、たとえ小規模な実験(70キロトン級)といえども生成物は文字通り全世界的降下物となることを示している。

対流圏の中層以下における降下物の移動は高気圧、低気圧、大気環流及び不連続線等の気象現象により一層複雑になるが、我国の場合は多く移動性高気圧即ち大陸からの下降気流に伴って下方へ移動し、地表への落下には降雨または降雪現象が大きな役割をなしている。

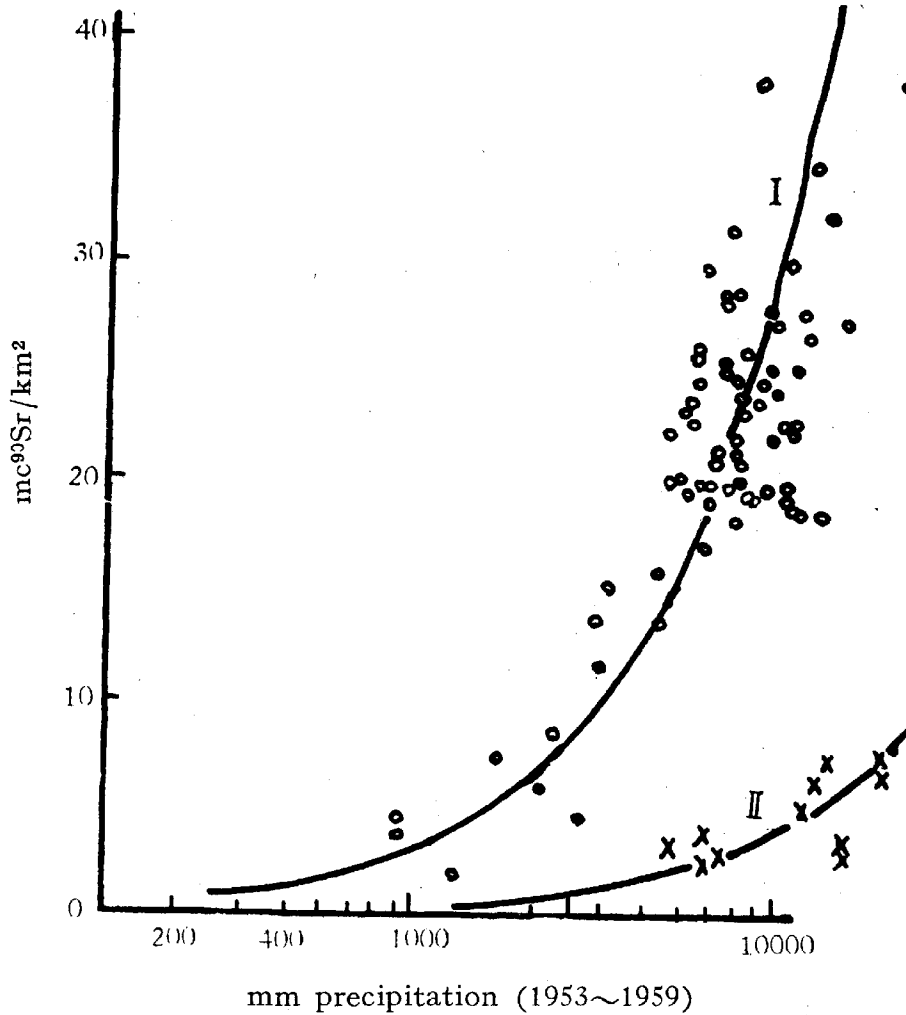
地表への落下：雨及び雪は天然の放射性物質，たとえば ^{214}Pb （半減期 26.8 分）， ^{213}Pb （：10.6時間）， ^{210}Pb （：22年）， ^{222}Rn （：3.8日）， ^{226}Ra （：1622年）などを含むため若干の放射能を示すが，これらの核種は生元素ではなく，その放射能が殆んど無害であることは人類が有史以前より今日まで生存していることから証明される。問題は雨または雪が対流圏に分散している人工放射性物質を含んで降下し，地球上に著しい放射能汚染をもたらすという¹¹⁾ことで，現在地上に蓄積された半減期のながい汚染物質の90%は雨または雪と共に降下したものと推定されている。即ち汚染粒子が地上約3～6 kmの成雨層または成雪層に達すると，粒子は水蒸気の濃縮核となる場合もあるし，また蒸気圧勾配とか降下に伴なう圧着などによって雨や雪に吸着される場合もある。この際，雪は雨よりも粒子を表面に吸着する作用がかなり強い事実を降雪地方の場合は一応考慮する必要がある。1960年，鹿児島，東京，新潟，札幌の各市場より同時期に求めた同種標準食品（一人，一日量）中の ^{90}Sr 量が各々，平均7, 8, 12及び $10\mu\mu\text{c}$ で，降雪地方に多いという実験結果は雪の粒子吸着作用と関係あるようにも思える。

一般に雨または雪の単位量当りの放射能はふり始めに強く，降水量の増加に従って減少するが，降水量の多いほど対流圏にある汚染物質の除去作用が強くなるのは当然である。次に降雨量と ^{90}Sr の地上蓄積量との関係を第3¹²⁾図に示した。

即ち降雨量が多ければ ^{90}Sr 蓄積量も多くなる傾向はあるが，その関係は必ずしも比例的ではなく，同一雨量の場合でも温帯地方が熱帯地方より遙かに蓄積量が多くなっている。これは前述（第2図参照）の温帯地方の空中に汚染粒子が多く分散しているという事実とも関係のある現象で，現に地上における ^{90}Sr 蓄積量は低緯度よりも中緯度に，また南半球よりも北半球に多くなっている。しかし1960年以降では両半球間の差異が小さくなる傾向を示すようになった¹³⁾。日本のように温帯地方にあって，比較的雨量の多い国は

第3図 ^{90}Sr 地上蓄積量と降雨量との関係

I : 温帯地方 II : 熱帯地方

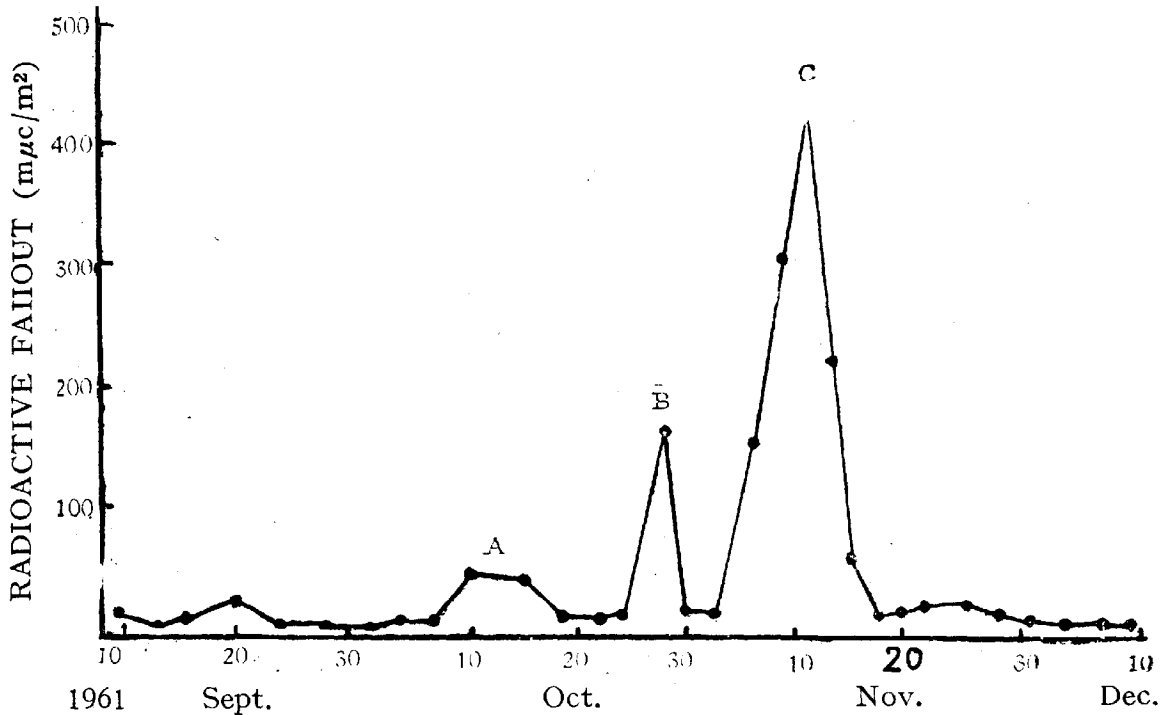


地上汚染の度合が高く、現にアメリカとソ連の両陣営から放射能雨の洗礼を受けている。このことはソ連が行なう核実験では3～7日後に、ビキニにおける実験では7～10日後に、またネバダにおける実験では2～3週間後に日本各地で強い放射能雨が検出されることから諒解される。勿論、対流圏に分散した汚染物質の全部が雨や雪と共に降下するわけではなく、粒子自身の重力とかブラウン運動または下降気流などによって直接地球上に到達する場合もある。その量は灰取紙法あるいは水盤法⁽¹⁾により測定されるが、次にソ

(1) 灰取紙法：セロアン紙にワセリンなどの粘着性物質を塗った粘着紙 (gummed paper) 1ft² を高さ約1 m のスタンドにのせ屋外に24時間放置して降下物をとらえる方法。*

連が北極海のノーバヤゼムリア地方で行なった核実験(1961年9月~10月)の影響を鹿児島で検討した結果の一例を第4図に示した。

第4図 放射性降下物量の時期的変化(鹿児島, 1961年後期)

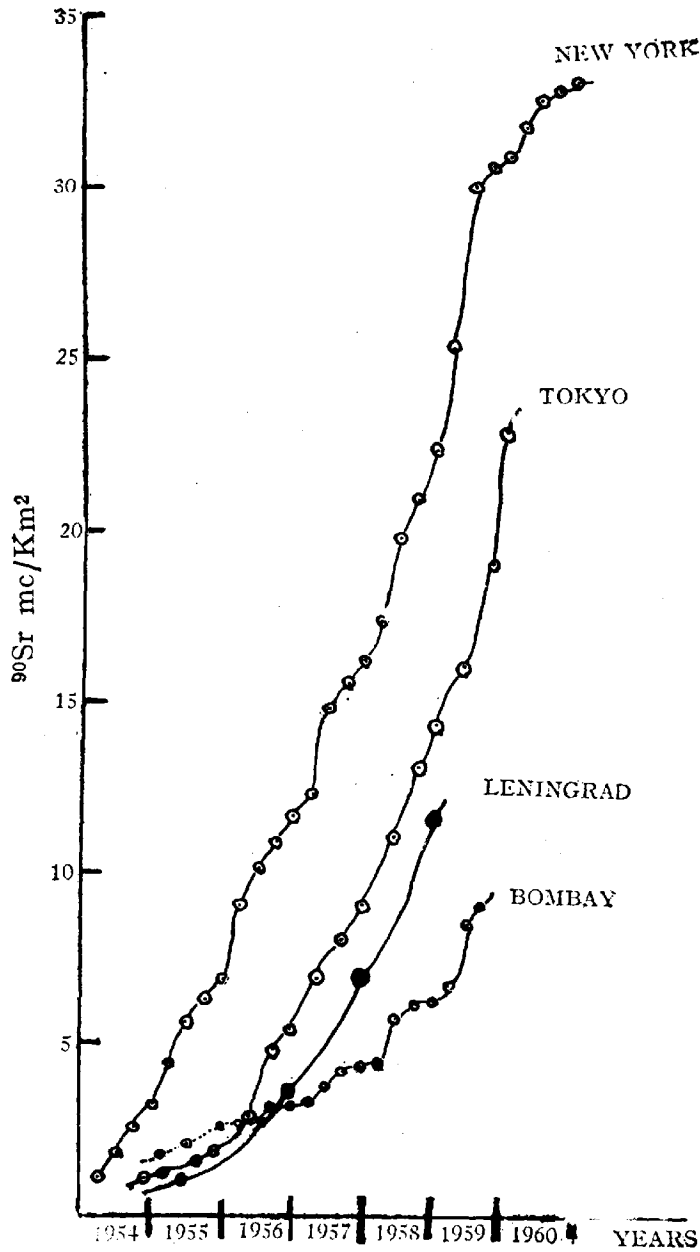


ソ連は、この期間内に31回(総計約170メガトン)の実験をしたと推定されるが、大型実験は10月4日と5日(10メガトン級)、23日(30メガトン級)、30日(50メガトン級)及び31日(20~30メガトン級)に行ない、特に10月30日のは史上最大の実験であった。これらの影響は図におけるA, B, Cの放射性降下物質量のピークとして明瞭にあらわれている。即ち大型実験によって放出された汚染物質はノーバヤゼムリア地上の上空で高度約5kmの偏西風または高度9~10kmにあるジェット気流に混入して、4~6日で我国上空に達し、大陸性高気圧(下降気流)などによって地上に落下したものと推定される。この降下物の主成分は ^{239}Np (約40%)で、アメリカの核実験降下物に多い ^{237}U は殆んど検出されなかった事実は典型的なソ連型水爆による降下物であることを示している。

* 水盤法: 深さ5cm, 面積およそ1000cm²のホーロ引きバットに冬季には300ml, 夏季には500mlの蒸溜水を入れて屋外に24時間放置して降下物をとらえる方法。

地表への蓄積：以上述べたような過程を経て成層圏降下物とか対流圏降下物が地表へ蓄積し、我々の生活環境を広く汚染するのであるが、その場合、降下物中の γ 線放出核種は危険な外部照射源となり得る。しかし現在までの降下量では直ちに人体に大きな影響を与えるとは考えられない。問題は我々の呼吸作用とか飲食物循環を経て体内に沈着し、内部照射源となり易い核種、たとえば ^{90}Sr とか ^{137}Cs など地上蓄積量である。前述のように10メガトン級の核分裂反応によって ^{90}Sr は約1.07Mc (^{137}Cs は1.70Mc)放出すると推定されるが、これが10年間に地球上に一様に降下すると仮定すれば1年間の地上蓄積量は $0.2\text{mc}/\text{km}^2$ となる。勿論10年間には核種の半減期に応じて核崩壊が進むとはいえ、現在迄に推計400メガトン以上の核実験が行なわれていることや降下量は前述の仮定と異なり人類が密集する中緯度地帯に多いことなどを考えれば環境汚染の問題は現在でも楽観出来ない事態となっていることに注意すべきである。一般人に対する ^{90}Sr の許容地上蓄積量は $22\text{mc}/\text{km}^2$ (職業人に対しては $220\text{mc}/\text{km}^2$)とされているが、次に世界の主要都市における1960年までの ^{90}Sr 蓄積量を第5図に示した、^{13), 14)} ニューヨークは当時既に許容量以上に達し、東京は1961年8月で ^{90}Sr 量 $27\text{mc}/\text{km}^2$ (^{137}Cs は $70\text{mc}/\text{km}^2$)になっている。さらにMACHTA. Lは1963年6月3日、アメリカ上下両院原子力委員会の証言で「1963年には1962年のアメリカ及びソ連の核実験によって ^{90}Sr 蓄積量が倍増すると推定した」旨を外電(ワシントンAP 発朝日新聞1963年6月5日号)は伝えている。かような事態は人類の環境衛生上無視出来ないことで、全面核実験停止が強く要望される理由も主としてここにある。なお、許容量とは決して無害な量を意味するものではない。放射能は人体に対し少量でもそれなりに有害で、長期間照射されると白血病とか骨ガン、特に遺伝的な障害を起す確率が高くなることは確かである。

第5図 主要都市における⁹⁰Sr蓄積量の年変化



放射能汚染物質の海洋への移行

海洋の放射能汚染の主なる原因としては、(1)海中または海表面近くでの核実験の実施、(2)放射能汚染物質の対流圏からの自然降下、(3)放射能汚染物質の地上からの雨水または河川による運搬、(4)放射能汚染物質の海中投棄、などが考えられる。このうち(1)の場合に最も大規模な直接汚染がおこ

る。たとえば、アメリカが1954年3月～5月にかけてビキニ海域で行なった水爆実験の結果、海洋の汚染がその近海のみならず日本近海までおよんだ事実はこの例である。当時アメリカ側の報道によれば、ビキニ、エニウエトック環礁附近の海水放射能は無視出来る程度に弱いということであったが、同年5月から6月にかけて実際測定してみると、エニウエトックの西方約180kmのところ、最高7025cpm/l (41m μ /l) という脅威的値が観測され、さらに6月下旬にはビキニ西方約2500kmの九州南方海域でも5～10cpm/lの人工放射能が検出されたのである。この場合は汚染海水の一部がビキニ海域から西へ北赤道海流と共にフィリッピン沖に達し、この附近から北上して黒潮に混入し、台湾、琉球列島を経て日本近海に達したと推定される。その間、5月に台湾東方海域とか小笠原近海で放射能汚染を受けたシイラが獲れ、続いて7月には九州沿岸、8月には四国、伊豆七島沿岸でも汚染魚が検出され、なかには体表放射能70360cpm (410m μ) を示すものもあった。これらの汚染魚は厚生省の指示⁽¹⁾により廃棄処分となり、日本の漁業に当時の価格で30億円以上の損害を与えたことはご承知の通りである。

ビキニ事件後、大規模な核実験は多く空中で行なわれるようになったが、その実施後は例外なく日本近海の海水放射能が増加している。この事実は最近⁽²⁾の原因に由来する海洋汚染のケースが多くなったことを示している。たとえば九州近海で1958年の後半に対流圏降下物の落下による汚染と思われる39dpm/l という値が検出された。この時期はアメリカがビキニの水爆実験場で空中実験を続行した直後にあたり、以後次第に海水放射能は減少し、天然のレベル近くになったが、1961年後半に至って再び上昇し7～10dpm/lの値を示すようになった。これはソ連のノーバヤゼムリア地方における核実験

(1) ビキニ事件当初は放射能汚染の問題が全く新しい体験で検査の基準を決定する明確な根拠は殆どなかったが1954年3月厚生省は一応「魚の放射能がG-M計数器を魚体より10cm離して100cpm以上ある場合には廃棄処分にする」と決定した。この基準は試料の放射能が天然の放射能の2～3倍以上のカウントがあれば人工放射能があるとみてよいという根拠に基づくものである。

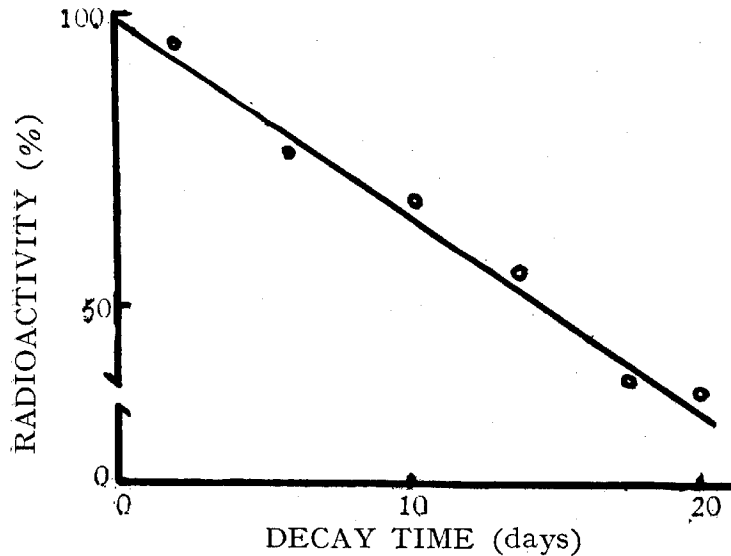
の対流圏降下物による汚染と推定される。

海洋は地球表面積の約71%を占めるから対流圏降下物の全降下量は陸上より多いと考えられ、その量はソ連が黒海地方で検討した結果によると陸上の¹⁵⁾1.5~2.0倍となっている。しかし、海洋では表面に降下した汚染物質が直ちに立体的移動を行なう点が陸上と異なる。即ち海水に混入した汚染物質は表面水の運動に伴なって100mの深度までは急速に拡散する場合が多い。それ以深では拡散速度が遅くなるため海水の放射能は深度によってかなり異なるという現象を呈する。たとえば1959年に西大平洋のマリアナ海溝附近の表面水で⁹⁰Sr量 $195\mu\mu\text{c}/100\text{l}$ という高い値を得たが、深度500~1000m層では約 $1/2$ 量、5000m層では $1/10$ 量、6000m以深では天然のレベルと考えられる程度であった。

一般に海洋中の汚染物質は海水の循環、渦流による拡散減衰を受けるので地上蓄積の場合よりも危険度は少ないと考えられるが、そこに棲息する生物は汚染物質を濃縮蓄積する作用が強く、なかには環境値の100万倍値を示めすプランクトンもあるという事実を忘れてはならない。プランクトンは食物循環の第一段階に該当するもので、人間の食物でないが、人間の食物になる魚類の餌料となるから、人体の放射能汚染をもたらす間接的な要因となり得るものである。

最近、筆者が特に関心をもつことは海洋で思いがけない時期とか海域に強い放射能が検出されるという事実である。たとえば1961年1月、印度洋の赤道海域(4°N, 77°E と 4°N, 78°E)で採集したプランクトンに $800\mu\mu\text{c}/0.1\text{g}$ (灰分)の放射能を検出した。この汚染経路であるが、印度洋では従来核実験が行なわれた事実がないこと、汚染が局部的であること、検出時期が1958年11月よりの核実験停止期間内であること、さらに第6図のように含有核種の半減期が極めて短いことなどから、この汚染は核実験によるものではなく原子力潜水艦などの原子炉の運転によって生じた放射性廃棄物、即ち(4)の原因¹⁶⁾に由来する汚染と推定している。

第6図 プラクトン中放射性核種の半減期
(採集点, 印度洋, 4°N, 77E,
採集年月, 1961年1月)



原子炉は一日の運転で通常出力 1000kw 当り約 1g の放射性廃棄物を生ずる。従って出力 70000kw の原子炉を有するノーチラス型潜水艦が 100 日間運転したとすれば約 7kg (広島級の核爆発では約 1kg) の廃棄物を生ずることになり, 生成 1 分後の総放射能は 5.7Mc (ラジウム 570 万トンの放射能に相当) という著しい強度になる。一方加圧水冷却減速型原子炉を有する艦では年間 ^{60}Co で約 20c 程度の汚染廃水を潜航中に投棄しているから, 少なくともこれに由来する海洋の放射能汚染は避けられない現状である。

しかし, 原子炉の運転に伴なり環境汚染の問題は単に軍事的利用の場合だけではなく平和的利用を目的とする実験用原子炉とか動力用原子炉の場合も同様で, 現在, 危険な廃棄物を各国が如何に処理しているかといえば大量処分は主として海中投棄に依存している。イギリスでは廃棄物を不銹鋼製のドラム罐に入れ, コンウォールの西南あるいは本国の南方 1000km の海域に, またアメリカでは特製のコンクリートとか鑄造の容器に入れ, サンフランシスコとかボストンにある海軍機関の塵芥処理事業として比較的深海に投棄している。この海中投棄の根拠であるが, 深海では種々の成層があるため海水の上下混合が極めて緩慢であることや人間の食生活に関係ある生物が殆んど

200m 以浅に棲息していることなどから比較的安全と考えた結果であろう。しかし、フランスの深海潜水艇アルキメデス号による日本海溝の調査（1962年7月26日）によっても明らかのように深度 10010m の深海でさえ海水のかなり速い流動がある事実や海中生物には速やかに垂直方向に運動し得るものが多く、しかも前述のように海水中の放射性物質を濃縮蓄積する作用が著しく強い事実などから考えても汚染物質の海中投棄には、なお検討を要する点が多々ある。

原子力の平和利用は全人類に与えられた20世紀の課題で、原子力時代を人類にとって有益なものとするには、先ず危険な放射性廃棄物の適切な処理法を確立する必要がある。しかし現状では十分な解決策がなく、特に原子炉を多く有するアメリカ（約200炉）、イギリス（約40炉）及びソ連（約35炉）では深刻な問題となりつつある。これらの国々は、自国内の原子炉灰の取扱に苦勞しているにも拘らず、一方では死の灰を大量放出して全世界的汚染をもたらす核実験の全面中止を実行し得ないということは一見矛盾した話である。

（第一部終り）、なお、本文中の筆者の研究は文部省科学研究費（1955～1961）によって行なったことを付記し、謝意を表する。

文 献

- 1) KATOCOFF, S: *Nucleonics* **18**, 201～208 (1960)
- 2) SAITŌ, K: "The Research in the Effects and Influences of the Nuclear Bomb Test Explosions" **1**, 875～882 (1956)
- 3) SAITŌ, K: Annual Reports of Scientific Research. Radiation Effects. 95～102 (1961)
Mem. Fac. Fish. Kagoshima Univ., **8**, 181～193 (1960)
- 4) HOLLISTER, H: UNSCEAR / PANEL I, 105～112 (1960)
- 5) STEBBINS, A. K.: USAEC report DASA 539B (1961)

- 6) MACHTA, L: Statment of Dr L. MACHTA, the Special Subcommettee on Radiation of the Joint Committee on Atomic Energy Congress of the US. part 1, 141~161 (1957)
- 7) HAGMANN, F. et al: Science, **13**, 133~135 (1959)
- 8) MACHTA, L et al: United Nations document A/AC. 82/G/L. 242 (1962)
- 9) LOCKHART, L. B. Jr, R. A. BAUS: Naval Research Laboratory report. NRL-5208, NRL-5239, NRL-5359 (1958)
- 10) WARD, A. H., J. D. MARR et al: United Nations document A/AC. 82/G/L. 243 (1962).
- 11) United Nations : Report of Discussion on Physical Aspects of Fallout held on the Morning of 15 January 1960.
- 12) MIYAKE, Y., K. SARUHASHI et al: Seasonal variation of radioactive fallout. Meteorological Res. Inst. Japan (1961)
United Nations document A/AC. 82/G/L. 698 (1961)
- 13) HARDY, E. P., J. RIVERA, J. FRANKEL: USAEC report HASL—III,—115 (1961)
- 14) VOHRA, K. F., B. T. TAYLOR, Y. MIYAKE, K. SARUHASHI et al: United Nations document A/AC. 82/G/L. 257 (1962)
Шведов, В. П., Определение загрязнений биосферы продуктами ядерных испытаний (сборник статей). Академия наук СССР, Москва (1959)
- 15) Шведов, В. П., А. А. Юзефович, Л. И. Беляев и др., Исследование радиоактивных загрязнений в районе Черного моря в 1959 году. Государственный комитет Совета министров СССР по использованию атомной энергии, Москва (1961)
- 16) SAITŌ, K: Annual Reports of Scientific Research. Radiation Effects, 29~35 (1962)
Mem. Fac. Fish. Kagoshima Univ., **10**, 9~14 (1962)

