

第2回ジュネーブ会議総合報告

保健物理編

調査報告 No. 12

1960年3月

日本原子力研究所

Japan Atomic Energy Research Institute

第2回ジュネーブ会議総合報告

保 健 物 理 編

ま え が き

この総合報告は、第2回ジュネーブ原子力平和利用会議において報告された多くの論文を基礎にし、さらに入手しうる最近の資料を参照して日本原子力研究所が責任編集したものである。部門別分類および担当執筆はつぎのようにおこなわれた。

- 1 原子炉編（原子炉設計研究室，原子炉開発試験室）
- 2 物 理 編（固体物理研究室，原子核物理研究室）
- 3 原子力工学編（機械装置研究室，計測制御研究室，化学工学研究室）
- 4 金 属 編（金属研究室）
- 5 化 学 編（分析化学研究室，物理化学研究室，放射化学研究室）
- 6 保健物理編（保健物理部）

編集の方針としては論文の単なるよせ集めという形ではなく、それぞれの論文を十分消化し各部門の連関にも配慮を加え、一つのまとまった著作としての内容をもつように努力した。

原子力平和利用会議は1956年に開催された第1回の成功につづいて、今回も世界各国から約6,000人が参加し、発表された論文も2,400編の多きに達した。本報告に収めたこれらの論文は、過去2カ年間に各国が原子力平和利用にかたむけた努力の結晶であって、いずれも貴重な成果である。

これらの業績を十分にそしゃくすることこそ、つぎの発展の原動力であると信ずる。

本報告刊行の意義もまたまさにこの点につきるのである。

昭和35年1月30日

日本原子力研究所理事

杉 本 朝 雄

保健物理編の執筆者はつぎのとおりである。

放射線障害防止の規準および放射線防護の総合的経験（宮永 一郎・大西 武・藤田 稔），職業人に対する放射線防護の経験（各 論）（藤田 稔），内部照射の諸問題（藤田 稔・赤石 準・山本 峯澄），放射線の測定技術（村主 進・野村 幸三郎・福田 整司・三戸 規生・立田 初己・斎藤 親・南 賢太郎），核分裂生成物の環境物質への移行（亀田和久・角川 正義・森内 茂），原子炉の事故と災害評価（福田整司）

第2回ジュネーブ会議総合報告・保健物理編

目 次

放射線障害防止の規準および放射線防護の総合的経験

1. 概 説.....	1	職員に対する防護.....	5
2. 国際放射線防護委員会 (ICRP)	1	4. 1. 1 サーベイおよびモニタリング.....	5
2. 1 ICRP の現在の組織	2	4. 1. 2 個人管理.....	5
3. ICRP による許容線量	2	4. 2 一般大衆に対する防護.....	7
4. 放射線管理の総合的経験.....	4	5. 結 語.....	9
4. 1 管理区域およびその近傍で作業する		文 献.....	9

職業人に対する放射線防護の経験 (各論)

1. 概説および放射線防護の一般原則.....	10	3. 1. 1 ウラン鉱山におけるラドン.....	14
1. 1 外部照射.....	10	3. 1. 2 天然ウラン金属製造.....	14
1. 2 内部照射.....	10	3. 1. 3 ウラン-233 の取り扱い	16
2. 外部照射.....	11	3. 1. 4 プルトニウムの potential hazard	17
2. 1 外部照射の防護と経験された被曝線量.....	11	3. 2 内部被曝の evaluation.....	19
2. 1. 1 ウラン鉱山.....	11	3. 2. 1 尿中のウラン, プルトニウム	
2. 1. 2 天然ウラン燃料製造.....	11	の分析.....	19
2. 1. 3 ウラン-233 feed material の		3. 3 プルトニウムの事故.....	20
取り扱い.....	12	3. 3. 1 医学的検査.....	21
2. 1. 4 プルトニウムの処理.....	13	3. 3. 2 処 置.....	21
3. 内部照射.....	14	3. 3. 3 結 論.....	22
3. 1 内部照射への危険性とその防護.....	14	文 献.....	23

内 部 照 射 の 諸 問 題

1. 肺に吸入された不溶性の放射性粒子の		3. 4. 1 放射線量の計算.....	34
沈着とその傷害.....	24	3. 4. 2 尿排泄率 E の計算	34
1. 1 ウランおよびトリウムの最大許容濃度.....	27	4. 人体中の微量プルトニウムの高感度分析法.....	36
1. 2 管理の方法 (Control measures).....	28	4. 1 概 説.....	36
2. 経口摂取したプルトニウムの吸収傷害.....	28	4. 2 バックグラウンド.....	36
3. ^{90}Sr と ^{137}Cs のヒトにおける排泄	30	4. 3 電 着.....	36
3. 1 概 説.....	30	4. 4 原子核乳剤による検出.....	37
3. 2 数学的モデルと器官に対する放射線量.....	30	4. 5 結 果.....	37
3. 2. 1 Exponential Model	30	5. 尿および海水中の ^{89}Sr , ^{90}Sr の簡易分析法.....	38
3. 2. 2 糞の排泄.....	30	5. 1 概 説.....	38
3. 2. 3 放射線量の計算.....	32	5. 2 実験および結果.....	38
3. 3 最大許容量を連続摂取している		6. 人体中にある γ 線の測定	39
場合の尿排泄の計算.....	33	文 献.....	40
3. 4 Power-Function Model.....	33		

放射線の測定技術

1. 概 説.....	42	きの線量測定.....	45
2. 放射線測定に関する単位および標準.....	42	3. 放射線測定.....	46
2. 1 ICRU の活動.....	42	3. 1 高エネルギー中性子線測定.....	46
2. 2 米国における放射能標準の最近の発展.....	43	3. 2 高線量 γ 線の測定.....	46
2. 3 中性子線束の標準.....	44	3. 3 電子と物質との相互作用.....	47
2. 3. 1 中性子源.....	44	4. 障害防止用測定器.....	48
2. 3. 2 速中性子線束.....	45	4. 1 Human Counter.....	48
2. 3. 3 熱中性子線束.....	45	4. 2 その他の障害防止用測定器.....	51
2. 3. 4 中性子線, γ 線が混合したと		文 献.....	51

核分裂生成物の環境物質への移行

1. 概 説.....	52	度に含んでいる構造の異なった土	
2. 土壌中での ^{90}Sr , ^{137}Cs その他の核種の行動.....	52	壊からの植物による Cs の摂取.....	60
3. 植物による土壌からの ^{90}Sr と ^{137}Cs の摂取.....	53	4. 植物から動物への ^{90}Sr と Ca の移行.....	65
3. 1 Ca 欠乏の土壌から ^{90}Sr を摂取す		5. ^{90}Sr と ^{137}Cs の自然状態での植物によ	
る際の石灰追肥の効果.....	54	る吸収.....	68
3. 2 ^{90}Sr 摂取の際の Sr-担体の効果.....	60	6. 飼料から牛乳への ^{90}Sr の摂取.....	72
3. 3 Cs-担体または K をいろいろの程		文 献.....	76

原子炉の事故と災害評価

1. 概 説.....	78	3. 1. 3 ^{90}Sr , ^{89}Sr および ^{144}Ce 十 ^{144}Pr	
2. 災害評価の測定.....	78	の骨線量.....	83
2. 1 核分裂生成物の拡散.....	78	3. 1. 4 ^{239}Pu の肺線量.....	83
2. 2 晴天時沈降および雨天時沈降.....	81	3. 1. 5 I の甲状腺線量.....	83
3. 予想される災害.....	81	3. 1. 6 胃腸管の受ける線量.....	83
3. 1 直接被曝.....	82	3. 1. 7 直接被曝の総量.....	83
3. 1. 1 全身の γ および β 曝射.....	82	3. 2 間接被曝.....	84
3. 1. 2 β 線の内部照射によって肺の		4. 結 語.....	84
受ける線量.....	82	文 献.....	81

放射線障害防止の規準および 放射線防護の総合的経験

1. 概

説

放射線と放射能の発見は、そのきわめて有益な性質と人体に対してある種の障害をあたえることを同時に示した。ROENTGEN が発見した X 線がいかに医学に大きな役割を果しているかは周知のところである。ラジウムその他の天然放射性物質についても同じことがいえる。しかし、その間 X 線やラジウム取扱者には放射線障害があらわれた。

第二次大戦中、1942 年 12 月にシカゴ大学で最初の原子炉がうごき、1943 年 11 月にはオークリッジで最初の RI 製造用の原子炉が作業を開始した。第二次大戦前には全世界のラジウムの保有量は約 2 ポンドであった。このような少量のラジウムによってさえも、その取り扱いの不適当なために幾多の犠牲者が出たので

ある。現在の原子炉はそれ自身で数百トンのラジウムに相当するガンマ線を放出する。

放射線および放射性物質の利用に関する知識の蓄積とともにその後の使用量が指数関数的に増大してくる反面、放射線障害に対する生物学的知識はいまだにきわめて貧弱である。

しかし、放射線、放射能の障害が早期に発見されていたことは、とにかく幸いであった。放射線の防護に対しては X 線発見より 5 年間に放射線障害の患者が 170 例とか、1922 年までに約 100 人の X 線技術者が倒れたなどという事例が報告されているが、このころまでには人体に対する放射線障害を重視し、これを防止しようとする努力はまだ本格的ではなかった。

2. 国際放射線防護委員会 (ICRP)

歴史 X 線の障害防護という観点から、被曝線量を制限しようという最初の提案は、おそらく MUTSCHLER のものであろう。彼は 1925 年、連続して 30 日間に皮膚紅斑線量の 100 分の 1 を、耐容線量 (tolerance dose) とした。彼は X 線技術者がその外見上なんらの障害を受けない場合を調査した結果この値を得た。これは現在の線量に換算すると 0.2 rem/day ぐらいと考えられる。

国際的な放射線防護委員会は 1928 年、Stockholm でおこなわれた国際 X 線ラジウム防護委員会として第 2 回国際放射線学会と同時に発足し、Dr. G. W. C. KAYE を議長とし、英国、ドイツ、スウェーデンおよび米国から 4 名の物理学者、1 名の放射線学者が集まり、医療用の X 線およびラジウムの使用に関する放射線安全取扱法を作成することを目的とした。1933 年に耐容線量と呼ばれる第 1 回の最大許容線量を決定し、1934 年の修正で最大許容線量の大きさは working day 当り 0.2 r という値が採用された。これは年

間およそ 60 r に当り、現在の最大年間許容線量の 12 倍である。

1937 年には委員の数は 8 名にふえ、その目的も医療用のみでなく工業、科学研究における放射線防護も対象になった。

第二次大戦後、原子エネルギーの利用に関する仕事の規模は、放射線防護の問題を根本的に変えてしまった。原子炉をはじめ、各種の加速器からの放射線およびこれらによって作り出される人工放射性同位元素は、たくさんの新しい分野で使用されるようになり、各種の放射線、一つ一つの放射性同位元素の許容量を決定することが急務となった。

1950 年 London において開かれた第 6 回国際放射線学会の時に国際 X 線ラジウム防護委員会は今日の ICRP (The International Commission on Radiological Protection) となり、仕事の範囲を分担する小委員会をつくった。1953 年 Copenhagen における第 7 回国際放射線学会の時には 13 名からなる本委員会と小委

員会を合わせて 50 名となった。この会議でその当時まで採用されていた 0.2 r/day から 0.3 r/w に引き下げた。この結果は 1955 年 ICRP の勧告として発表された。この時に決められた許容線量および放射性物質の許容濃度の値が、現在わが国の法律に採用されている。

1956 年 Mexico City で第 8 回国際放射線学会が開催される前に、ICRP はその 4 月に Geneva で会合し 1953 年の勧告に対する多くの修正がおこなわれ、そのうちあるものは 1958 年 1 月に発表された。この修正案で ICRP は初めて遺伝線量の問題をとりあげた。その理由として「今日、原子力発電所の建設が各国で進行しているので、放射性廃棄物や放射性物質の処理や分散に伴って、国民の相当大きな人口集団がその影響を受けることになる。ICRP はその重要性和緊急性をみとめ、公衆に対する責任を痛感している」とのべ、近い将来にこれらの問題についての勧告がおこなえるように研究を促進することを決意した。

1958 年 9 月 Geneva でおこなわれた ICRP の勧告は上の成果を含むものであって、その成文は 1959 年に刊行された。また 1959 年 ICRP はミュンヘンで会合を持ち 1958 年 9 月の基本的勧告を議論し、若干の補足的説明および修正をおこなった。

2.1 ICRP の現在の組織

3. ICRP による許容線量

前述したように、現在わが国で採用されているのは 1955 年の ICRP の勧告であり、これには外部放射線に対する許容線量および約 86 種類の核種についての水中、空気中の許容濃度が決められている。その根本的な考えかたは「現在の知識に照らして、生涯のいずれの時期にも感知されうる程度の身体的障害をおこさないと思われる電離性放射線の量」ということで、職業的に放射線を取りあつかう人を中心に考えられており、一般大衆に対してはその $1/10$ という量が勧告されている。しかしこの勧告は 1958 年 9 月に至ってその修正勧告が発表されたことは前述のとおりである。この新勧告に表われた最大許容線量のおもな修正点は次のようなものである。

前述のように 1953 年の ICRP の MPD に関する勧告は放射線職業人に対するものとしてきめられ、しかもその根本的な考え方は個人に対する線量であった。

ICRP は国際放射線医学会の主催の下に動いており、そのメンバーは国家の代表委員および ICRP から提出された指名簿から Executive Committee of the International Radiological Congress により選ばれる。

ICRP の委員は放射線学、放射線防護、物理、生物、遺伝、生化学および生物物理の分野における業績をみて国籍には無関係に選ばれる。

ICRP は勧告を準備するに当たりつねに放射線防護の原則を取り扱い、各国の要求に適した技術的規制、すなわち実効的な規則を作成する責任は、各国の防護委員会にまかせるという方針をとっている。

現在 ICRP は次の小委員会をもち、会員は全部で 60 名にのぼっている[2263]。

- 1) 外部放射線に対する許容線量に関する小委員会
- 2) 内部放射線に対する許容線量に関する小委員会
- 3) 3 MeV までのエネルギーの X 線や密封された線源からの β, γ 線に対する防護に関する小委員会
- 4) 3 MeV 以上のエネルギーの電磁放射線や電子、中性子および陽子に対する防護に関する小委員会
- 5) 放射性同位元素の取り扱いおよび放射性廃棄物処理に関する小委員会

また、1956 年以来 ICRP は、非政治的組織として WHO に加入し、種々な形で支持をうけている。

そしてその値として、週線量 0.3 rem/w が採用されていた。大衆線量としてはその $1/10$ と決められていた。

新しい勧告では次のような被曝の種類を対象としている。原則として個人の被曝と全集団との被曝に分類し、個人被曝についても A および B グループに分けて考えられている。

A) 職業的被曝

B) 特殊グループの被曝

- a) 管理区域の付近で働く非放射線従事者
- b) 業務上時々管理区域に出入するが、放射線従事者とはみなされない者
- c) 管理区域の近隣に居住する一般人

C) 一般集団の被曝

以上からわかるように、新勧告ではきわめて積極的に一般大衆の被曝に関する考慮をおこない、しかも C)

に関しては従来までの個人被曝という概念のほかに遺伝的な意味での生殖線量を規定している。

個人被曝についての大きな修正点は、週線量という概念が二次的となり、すべて蓄積線量という概念で規定される。すなわち、たとえば全身被曝あるいは生殖腺被曝の場合は、任意の連続した 13 週間に 3 rem 以上の線量を受けないという条件つきで N 才までの $D=5(N-18)\text{rem}$ の蓄積線量が許容される。したがって新勧告に出てくる最小期間は 13 週（4 半期）であり、放射線管理の立場からはその適用の柔軟性が増した。

第 1 表 職業人に対する許容線量

問題となる器官	13週における最大線量 (rem)	平均年間線量 (rem)	N 才までの蓄積線量 (rem)
造血器官 (全身), 水晶体, 生殖腺	3	5 (15)	5 ($N-18$)
皮膚, 甲状腺	8	30 (30*)	
脚, 踝, 手, 前腕	25	75 (75)	
他のあらゆる単一器官	4	15 (15)	

〔注〕 上表のうち平均年間線量の () 内の値は 1953 年の勧告値である。*1953 年の勧告値では甲状腺は一般の器官と同じで 15rem/y である。新勧告値は連続的に被曝する人の場合、造血器官、水晶体、生殖腺に対しては 1/3 に引き下げられた。

上の第 1 表は職業人に対する許容線量を示すものであり、第 1 図は上の関係を図示したものである。図中、実線は $D=5(N-18)\text{rem}$ の関係を、また破線は最大 13 週間線量率を示す。したがって個人の被曝線量率が破線で示したものより小さく、年令別に割り当てられた線量が実線より下にあれば放射線被曝は許容線量内にある。アメリカの典型的な一小事業所における従業員の被曝の経験によれば各個人の 1~10 年間の蓄積

線量は第 2 図に示すようにすべて $5(N-18)\text{rem}$ より十分低い。

特殊グループに対しては造血器官、水晶体、生殖腺に対する年間線量は、外部被曝および内部被曝をあわせて次の値を越えてはならないとしている。

B(a), B(b) 1.5 rem/y

B(c) 0.5 rem/y

また一般集団 C に属する個人の許容量は B(c) と同じく 0.5 rem/y である。

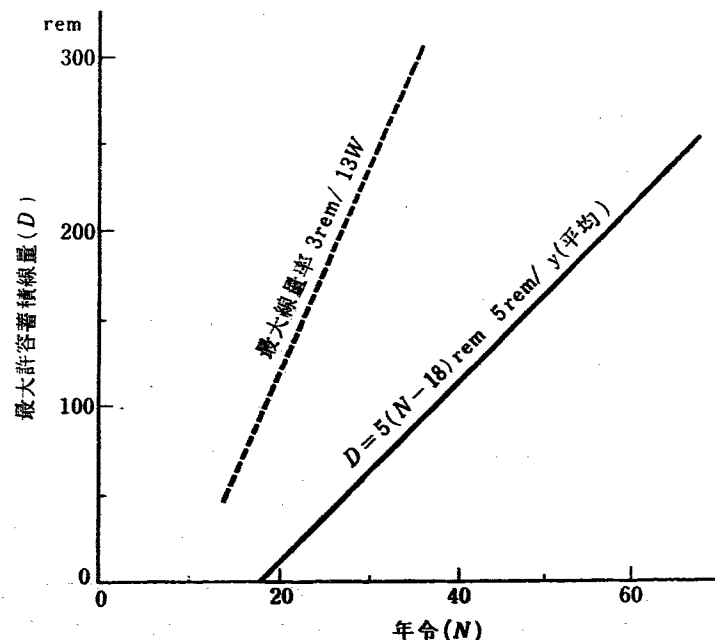
さらに全人口の被曝に関しては、生殖可能な平均年令を 30 年とし、その間の遺伝線量として 5 rem を越えるべきではないとしている。

以上に述べた数値はすべて内外被曝を含む値で医療行為ならびに自然バックグラウンドからの線量のほかに加えるという意味のものである。

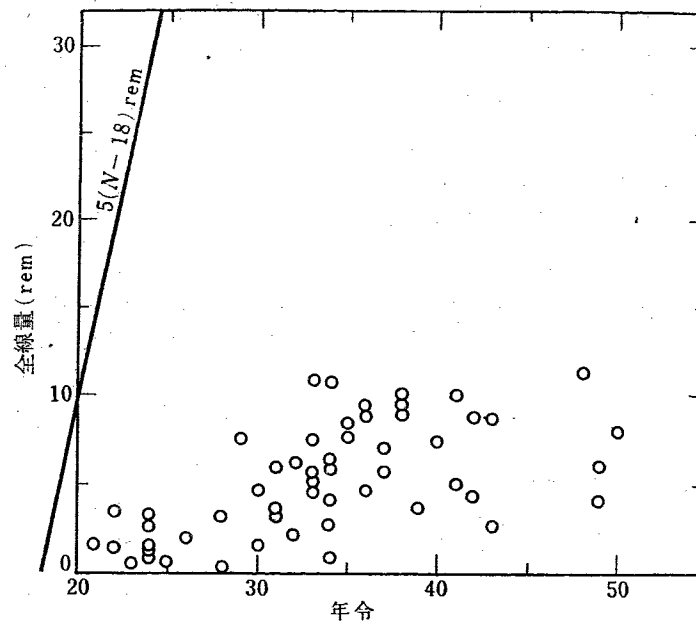
水中および空気中の許容濃度および体内許容量は前勧告の 86 核種に対して新勧告では 240 核種について記載されている。第 2 表は新勧告に現われた 240 核種について、それぞれの器官が問題となる器官であるような核種の数をあげたものである。

内部被曝についても次のような若干の考えかたの修正がある。

1) 職業上の被曝の期間を以前の 70 年から実的な 50 年に下げた。2) 不活性ガスの許容濃度を決めるに当って、身体が全立体角から照射されるという以前の考え方をやめ、半分の 2π から照射されるとした。3) q や MPC を計算するに際し、特に Pu, U, Ra, Sr については, exponential function model に



第 1 図 $D=5(N-18)\text{rem}$ の関係 [751]



第2図 蓄積線量分布の一例 [751]

よるほか、power function model による計算も加えた²⁾[757].

4. 放射線管理の総合的経験

放射線管理は各国とも ICRP の勧告にもとづいておこなっている。ただ URATOM 加盟国は、一応 UR-ATOM の規定にもとづくという立前をとっているが、その内容は ICRP とほとんど同じである。わが国ももちろん、ICRP の勧告にもとづいて科学技術庁がきめた法律によって放射線の実地的な管理がおこなわれているのである。

各国の事情によって、また研究所の規模と仕事の内容によって、放射線管理の組織、仕事の分担内容は多少違うことがあるが、根本的な考えかたにかわりはない。

放射線防護の責任は、放射線作業をおこなっている者自身にある。公式には、各作業場の長である。放射線管理室は、各作業場とは全然独立の立場にあり、各作業場における放射線防護に関する勧告をおこなう。同時に放射線レベルや放射能濃度のレベルを調査したり放射線防護のための個人被曝線量を測定記録するなどのサービスをおこなう。放射線管理室の勧告を無視して過剰被曝をおこした場合には、その職員が叱責をうけることになる。

放射線管理の仕事を大きく分けると、①構内にある管理区域、およびその近傍で働く職員に対する防護、

第2表 種々な問題となる器官に対する核種の数 [757]

問題となる器官	線量率 (rem/week)	各器官が次のものにもとづいて 問題となる器官と核種の数		
		体内許容量 q	(MPC) _w	(MPC) _{air}
全身	0.1	35	11	21
骨	0.56	76	31	50
腎臓	0.3	68	9	28
肝臓	0.3	17	1	5
甲状腺	0.6	10	8	8
脾臓	0.3	8	2	4
膵臓	0.3	4	3	3
肺臓	0.3	4	1	3(234)*
皮膚	0.6	1	0	1
脂肪	0.3	1	1	1
体液	0.1	1	1	1
生殖腺	0.1	0	0	0
胃腸管				
大腸下部	0.3		134(195)*	86
大腸上部	0.3		12 (22)*	11
胃	0.3		10 (5)*	6
小腸	0.3		3 (1)*	2

* は比較的不溶性のもの、他は可溶性のものである。

②構外の一般大衆に対する防護になる。まず管理区域内で作業する職員に対して述べる。

4.1 管理区域およびその近傍で作業する職員に対する防護

4.1.1 サーベイおよびモニタリング 作業場ならびにその近接箇所の放射線源からの放射線強度、表面汚染、空気中の放射性物質濃度はルーチンとしてたえず測定する。とりわけ放射線、放射能レベルの変動が大きいとみられる場所は特に注意がはられる。

外部放射線 外部放射線には普通 γ 線に対しては電離槽型のサーベイ・メーターが使用される。これらはベークライトの窓を開けて雲母などの約 30 mg/cm^2 程度の窓にすることによって β 線もはかれるようになったものが多い。中性子の測定器には BF_3 カウンターを使うことが多いが、これは原理的に被曝線量を測定するものでないことに注意して使用しなければならない。大量に γ 線のある場合の速中性子線量を測ることは、現在でも完全に解決されていない。

表面汚染および空気汚染 表面汚染にはとれにくい汚染 (fixed contamination) と、とれやすい汚染 (loose contamination) とがある。前者は外部線源と考えればよいが、後者は空気汚染の原因となる。これは外部からの被曝とちがい、吸入や摂取によって放射性物質が体内に入った場合は、特に半減期の長い物質のときには、障害防止上大きな問題である。したがって汚染のおこる可能性のある区域はルーチン的にスミヤ法を使って表面汚染をしらべ、集塵器によって空気中の放射性塵埃を集めてその濃度を測定する。表面汚染の許容度は、ICRP の新勧告にも記載されないようである。その理由は汚染をおこす物質の物理的、化学的狀態、付着状態、その部屋での作業の性質などによって空中汚染をおこす量を評価することがきわめてむずかしいからである。英国 AERE で採用しているものと、米国の各研究所で使用しているレベルとでは非常に大きなひらきがある。わが国では現在、英国の値を採用し、 α 放射体で $10^{-5} \mu\text{C/cm}^2$ 、 β, γ 放射体で $10^{-4} \mu\text{C/cm}^2$ をとっているが、場合によってはこれでは危険である。空气中放射性濃度が許容量を越えたような場合は、当然、呼吸防護具の使用が勧告され供給される。英国各研究所における年間の表面汚染のサーベイの回数、および除染を要した回数および空気のサンプリングの結果を第 3 表、第 4 表に示す。第 4 表に特殊と書かれているのはルーチンのほかに特殊な作業をおこなう場合や、事故などのときに必要に応じて測定されたものである。

4.1.2 個人管理 外部被曝 各職員の被曝線量は、

第 3 表 英国における表面汚染のサーベイ [302]

場 所	計	サーベイの結果 除染作業の いらぬ回数	サーベイの結果 除染作業を必要 とした回数
Springfields	1294	658	636
Capenhurst*	45000	42000	3000
Windscale- α	28924	10217	18707
β	12853	5427	7426
計	41777	15644	26133
Dounreay	1910	1640	270
産業グループ計	89981	59942	30039
研究グループ	5740	3800	1940

* Capenhurst の数値は略値

第 4 表 英国における空気のサンプリング結果 [302]

場 所	サンプル の 型 式	合 計	1 mpc 以 上の回数	10 mpc 以 上の回数
Springfields	ルーチン	1041	20 (2%)	0
	特 殊	3525	1689 (48%)	527 (15%)
Capenhurst	ルーチン	1100	3 (0.3%)	1 (0.1%)
	特 殊	5220	494 (8.5%)	138 (2.6%)
Windscale	ルーチン $\left\{ \begin{array}{l} \alpha \\ \beta \end{array} \right.$	65770	441 (0.7%)	119 (0.18%)
		43260	130 (0.3%)	8 (0.02%)
	特殊 $\left\{ \begin{array}{l} \alpha \\ \beta \end{array} \right.$	6970	622 (9%)	208 (2.7%)
		8180	229 (2.8%)	42 (0.5%)
Dounreay	ルーチン	10433	0	0
	特 殊	1677	41 (2.4%)	10 (0.6%)
産業グループ	ルーチン	121604	594 (0.5%)	128 (0.1%)
	特 殊	25572	3075 (12%)	925 (3.6%)
研究グループ	ルーチン	6886	24 (0.35%)	0
	特 殊	4876	529 (10.8%)	265 (5.4%)

放射線管理室から供給されるフィルムバッジによって測定され、記録保管される。フィルムは銅やカドミウムの窓をもっていて、 n, β, γ 被曝をわけて測定することができる。米国の ORNL のものはフィルムバッジの域を脱してきわめて広範な目的をもっている。 n, β, γ はもとより速中性子の大量被曝、 γ 線の大量被曝などの場合にもフィルムを現像しなくても、封入された In foil, Au foil, sulfur の粉末および化学線量計などによって、すぐに判別できるようになっている。フィルムの現像は、施設の改善と管理の進むにしたがってしだいに伸びて 13 週に 1 度というのが原則となってきた。そのかわり、放射線を受けやすい作業や線量率の高い場合の作業には、ポケット線量計やポケット電離槽をもち、これらを毎日チェックして、過剰被曝があった場合には、ただちにフィルムが現像できるようにしている。その他各国でアラームのついた個人線量計が設計製作され、すでに実用に供されてい

第5表 英国におけるフィルムによるガンマ線の個人被曝測定の結果 [302]

	産業グループ				研究グループ					
	Windscale		Others		Harwell		Amersham		計	
	数	%	数	%	数	%	数	%	数	%
フィルム携帯者数	2269		2983		3410		181		3591	
年間 1.5 rad 以上の被曝線量者数	979	43.1	6	0.2	70	2.2	65	35	135	3.83
3 rad	577	25.4	2	0.07	34	1.1	40	22	74	2.06
4 rad	362	15.9	0	—	16	0.5	33	18	49	1.37
5 rad	201	8.9	—	—	8	0.25	26	14	34	0.95
6 rad	102	4.4	—	—	0	0	21	12	21	0.59
7 rad	58	2.3	—	—	—	—	14	8	14	0.39
8 rad	27	1.1	—	—	—	—	7	4	7	0.20
9 rad	5	0.2	—	—	—	—	4	2	4	0.11
10 rad	2	0.1	—	—	—	—	1	0.5	1	0.03
13 週に 3 rad をこえた人の数	43		0	—	0	—	7		7	
総線量 (man-rad)	4516	—	155		500		366		866	
測定閾値線量 (rad)	0.02		0.02		0.05		0.05		0.05	

第6表 カナダ (Chalk River) における 1r/y 以上の被曝者数 [184]

総被曝線量 r/y	1956				1957			
	1~3	3~5	5~10	10~15	1~3	3~5	5~10	10~15
化学操作	22	16	2	—	10	—	—	—
研究および開発	28	3	—	—	19	3	1	—
原子炉操作	62	13	1	—	57	7	—	—
放射線障害防御	50	6	—	—	48	1	—	—
維持	69	12	—	—	47	—	—	—
商業生産部門	4	1	14	10	10	—	13	4
総計*	235	51	17	10	191	11	14	4

* Chalk River の職員 2300 人の残りは言うべきほどの測曝射を受けなかった。

第7表 米国における 1947~1955 年間の職員被曝 [751]

年間総被曝線量の範囲 (rem)	1947~1955		1955	
	人数	%	人数	%
0~1	186,836	95.34	56,708	94.21
1~5	8,468	4.32	3,157	5.24
5~10	569	0.29	285	0.47
10~15	73	0.04	41	<0.07
>15*	19	0.01	3	<0.01
計	195,865	100.0	60,194	100.0

* 15rem/y を越える被曝は日課作業上の過剰被曝と事故による過剰被曝の両方を含む。

るところもある。各国の被曝経験をj知ることjは現在および将来の operation の重要な指針になるであろう。上の第5表、第6表、第7表はそれぞれ英国、カナダおよび米国の個人被曝の統計的結果であり、第8表から第11表まではフランスにおける個人被曝線量の作業別統計を表わしている。

体内汚染 現在のところ、体内汚染の検査方法とし

第8表 1955, 1956, 1957 年の3年間、フランスの原子力研究所で作業した人々の作業別年間線量。グループ1: 原子炉、粒子加速機、エレクトロニクス、機械の技術、グループ2: 化学、ヤ金、生物への RI の応用、グループ3: ウラン鉱山とその付属施設における作業 [330]

仕事の別	年間線量 <500mr	501~1,000mr	1,001~5,000mr	5,001~15,000mr	>15,001mr
グループ1	4,895人 100%	2,830人 57.82%	1,661人 33.93%	393人 8.03%	8人 0.16%
		91.75%			0.06%
グループ2	5,669人 100%	2,704人 47.70%	2,083人 36.74%	861人 15.19%	13人 0.23%
		84.44%			0.14%
グループ3	4,833人 100%	2,971人 61.47%	1,278人 26.44%	573人 11.86%	9人 0.19%
		87.91%			0.04%

第9表 1955, 1956, 1957 年の3年間フランス原子力研究所以外の機関における作業別年間線量。グループA: ラジウム、X線による医学上の診断、治療、グループB: RI の医学的応用、RI の研究、工業、農業上の応用 [330]

仕事の別	年間線量 <500mr	501~1,000mr	1,001~5,000mr	5,001~15,000mr	>15,001mr
グループA	1,209人 100%	514人 42.51%	242人 20.02%	337人 27.88%	82人 6.78%
		62.53%			2.81%
グループB	1,364人 100%	672人 49.27%	441人 32.33%	202人 14.81%	34人 2.49%
		81.6%			1.10%

てルーチン化しているのは尿分析である。不溶性の放射性物質を取り扱う場合には、糞の分析もおこなわれる。これらは主として、ウランウムやプルトニウムを

第 10 表 1955, 1956, 1957 年の 3 年間, フランスの原子力研究所で作業した人々の作業別の 1/2 カ月あたりの線量 [330]

仕事の別	1/2 カ月あたりの線量	<600mr	601~3,000mr	>3,001mr
グループ 1	73,902人 100%	73,859人 99.94%	35人 0.05%	8人 0.01%
グループ 2	82,745人 100%	82,624人 99.86%	103人 0.12%	18人 0.02%
グループ 3	38,144人 100%	37,880人 99.31%	249人 0.64%	15人 0.04%

第 11 表 1955, 1956, 1957 年の 3 年間フランス原子力研究所以外の機関における作業別の 1/2 カ月あたりの線量 [330]

仕事の別	1/2 カ月あたりの線量	<600mr	601~3,000mr	>3,001mr
グループ A	13,897人 100%	13,262人 95.43%	538人 3.87%	97人 0.70%
グループ B	17,363人 100%	17,265人 99.45%	66人 0.38%	30人 0.17%

取り扱っている職員が対象とされるが、そのほか ^{90}Sr , ^{60}Co なども問題になる。肺中に吸入した量をはかるために息を電離槽につめて測定したり、いわゆる total body counter もおいおいルーチン化して、体内汚染をすみやかに、しかも正確に推定できるのも近い将来であろう。第 12 表, 第 13 表, 第 14 表および第 15 表は英国, カナダおよびノルウェーにおける尿分析に関する資料である。

皮膚の除染は、少しでも傷のある場合は医師にまかされる。英国の報告には皮膚汚染は過去 1 年間に Windscale および Harwell で総計 700 件あり、傷のあった場合が 120, 医師が傷口を切りとった場合が 11 件もある。

第 14 表 カナダにおける bioassay の結果 urinary tolerance 以上を示した例数* [184]

	1955						1956						1957					
	F.P.	Pu Am	^3H	U	^{60}Co	Ra	F.P.	Pu Am	^3H	U	^{60}Co	Ra	F.P.	Pu Am	^3H	U	^{60}Co	Ra
化学操作	24	1	1	0	0	0	21	1	0	3	0	0	1	0	0	0	3	0
研究および開発	14	1	1	0	0	0	10	11	0	1	0	0	4	0	0	0	1	0
原子炉操作	22	0	12	0	0	0	22	0	0	0	0	0	16	0	2	0	0	0
放射線障害防御	18	1	0	0	0	0	15	1	0	0	0	0	3	1	0	0	2	0
維持	15	0	7	4	0	0	24	1	0	11	0	0	9	1	1	1	0	0
商業生産部門	3	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
総計	96	3	21	4	0	1	93	15	0	15	0	0	36	2	3	1	6	2
被汚染者数	102						93						36					
検査総数	3444						3447						2620					

* F.P. = ^{90}Sr および ^{131}I を含む核分裂生成物

U = 天然ウラン

Ra = ^{223}Ra , ^{224}Ra , ^{226}Ra および ^{227}Ac を含むラジウム族

第 12 表 英国における尿試料の数 [302]

	産業グループ	Harwell
天然ウランおよび濃縮ウラン	36,000*	1,092
^{239}Pu	1,660	1,078
^{210}Po	176	40
^3H	489	260
総 α 放射能	—	299
総 β 放射能	382	409
^{89}Sr および ^{90}Sr	91	—
^{134}Cs および ^{137}Cs	31	53
天然トリウム	317	—
ラジウム	—	41

* このうち 34,100 は Springfields におけるものである。

第 13 表 英国における尿試料中のプルトニウム [302]

場 所	24 時間試料の数		
	計	超 過	
		20 μg	100 μg
Springfields	445	4	3
Windscale	1213	29	7
Dounreay	2	0	0
Harwell	1078	1	0

4.2 一般大衆に対する防護

原子炉や核燃料再処理工場などのように非常に大量の放射性物質が取り扱われるところでは煙突あるいは排水口を通じて放射性物質が構外にまで出て行き一般大衆に傷害を与える可能性がある。これを監視するために建物の煙突、排水口および構内の適当な箇所に連続モニターを置いて許容レベル以上の放射性物質が放出された場合には警報を出して作業を中止する。放射性排水はもちろん許容濃度以下にうすめたり、処理さ

第15表 ノルウェー原子力研究所 (JENER) における 1957 年の RI の排泄 [577]

尿 分 析	サン プル 数	濃 度						
ウ ラ ニ ウ ム (天然)	44	0 17	0-10 μ gU/l 22	10-50 μ gU/l 5		以 上 0		
プ ル ト ニ ウ ム	37	0 31	0-2 $\times 10^{-7}\mu$ c/24hr 5	2 $\times 10^{-7}$ -4 $\times 10^{-7}\mu$ c/24hr 1		以 上 0		
フィッション・プロダクト ¹³¹ I ³² P ³⁵ S	19	0 4	10 ⁻⁵ -10 ⁻⁴ μ c/24hr 13	10 ⁻⁴ -10 ⁻³ μ c/24hr 2	10 ⁻³ -10 ⁻² μ c/24hr 0	10 ⁻² -10 ⁻¹ μ c/24hr 0	以上 0	
	20	0	0	10	9	1	0	
	10	4	3	1	2	0	0	
	3	1	0	0	0	2	0	
	合 計	133						
甲状腺における ¹³¹ I の直接 測定 (スペクトロメーター で)	58	最大許容量の百分率						
		0	0~5%	5~10%	10~20%	20~30%	30~50%	以 上
		14	24	8	6	4	2	0

れたりして放出される。カナダの AECL の例では職業人の飲料水の許容濃度以下の廃液は直接 Ottawa 川に放出し、許容濃度よりわずかに高い廃液は川中での完全な混合が仮定できないので川岸から約 2 km 離れた地中に埋め、より高い濃度のものはタンクに貯えられている[184]。建物から構内外に放出された放射性物質についても一般大衆に傷害を与えないようにその行く先をたえず監視する必要がある。そのために構内外に放射線レベル、放射性塵埃ガスを測定するモニタリング・ステーションを備え、さらに広い範囲にわたって、各種の植物、野菜、穀物、天然水、畜産物、海産物などの試料を集め、その放射能を測定する。これらの仕事は野外管理といわれ、多くの原子力機関ではほぼ放射線管理室が分担している。

固体廃棄物の処理も上の問題と関連して、一般大衆の放射線傷害に重要な影響をもつのでやはり放射線管理室の協力の下に仕事がおこなわれる。これもカナダの AECL における例であるが、わずかに汚染している固体廃棄物は容器なしにそのまま埋没され、相当に汚染している固体廃棄物はコンクリートで固めて埋没したり、アスファルトで内張りした坑に埋没している。固体、液体廃棄物はともに基盤が約 10 km² の面積にわたって花コウ岩であるところに埋没されており、ここには液体用の A 地区と固体用の B 地区があり、いずれも湿地帯を通して小さな Perch 湖に流入しその出口を通して Ottawa 川に流れ込む。この総量は現在約 1.5 mc/day である。第 3 図は過去 2 年間に測定された Perch 湖の流出入口における放射能の変

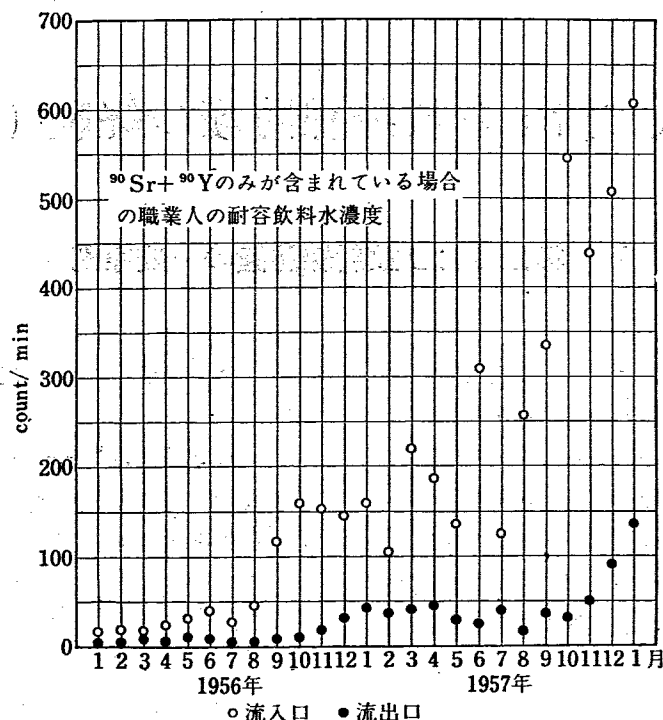
化を示す。流入口に比べ流出口における放射能の減少は、放射性イオンの希釈あるいは沈殿固着によるものである[184]。

もし廃棄物が不用意に埋没された場合放射性物質は埋没点にとどまるものではなく、核種による遅速の差こそあれ長年月の間には地下水や土壌を通して拡散してゆくものであるから、埋没地点の地質の調査特に地下水系の綿密な調査が必要であろう。1954~55 年に廃棄された硝酸酸性溶液の中の ⁹⁰Sr が廃棄点から 200 m、深さ 10 m のところで検出されたり、ケミカル・ピットから 40 m 離れた滲滴の中から ¹⁰⁶Ru と ⁹⁰Sr が検出されたという事例が報告されている[184]。

わが国では、さいわい London* における Thames 川の問題のような直接の大問題はないが、それでも東海村の海岸は嚴重に監視されている。

放射線管理室は、保健物理の実的な作業部門として、以上のような放射線防護の仕事をおこなっているが、またこれらの放射線管理に必要な測定器の改良、体内汚染の測定法、各種試料の高速分析などの重要な技術的問題も研究の対象としている。ORNL の保健物理部はこれらの研究部門と放射線管理室を含んでいるが、これらはカナダの AECL では分離しているようである。

* Harwell からの放射性廃水は Thames 川に排出され、この川水は London 市民の飲料水となる。



第3図 Perch 湖水中の radioactivity [184]

5. 結 語

原子力の恩恵の享受は、放射線管理がうまく、正しくおこなわれるかどうかにかかっているといっても過言ではない。われわれは、より正しい放射線障害の知

識を蓄積するとともに、より万全の放射線管理をおこなって、われわれの子孫になんらのうれいもなく原子力の恩恵を受けられるように努力すべきである。

文 献

第2回ジュネーブ会議報文

- [184] G.C. BUTLER, G. COWPER, C.A. MAWSON, J. NEIL, C.G. STEWART, G.W.C. TAIT: Health and safety in Canadian operations.
- [302] H.J. DUNSTER, W.G. MARLEY, A.S. MCLEAN: Radiation exposure experience in the U.K. Atomic Energy Authority in 1957.
- [330] H. JAMMET, F. PERRISSIN: Enseignement tire de l'examen des statistiques a partir des archives radiologiques individuelles.
- [577] G. JENSSEN: Health physics work and experience in a small atomic energy establishment.
- [751] L. S. TAYLOR: The influence of lowered

permissible dose levels on atomic energy operations in the United States.

- [757] K.Z. MORGAN, I.H. TIPTON, M.J. COOK: A summary of data that was used in the revision of the internal dose recommendations of the ICRP.
- [2263] R. M. SIEVERT: The work of the International Commission on Radiological Protection.

そ の 他

- 1) ICRP: Report of Committee II International Commission on Radiation Protection on permissible dose for internal radiation 1958 revision.
- 2) Recommendation of the International Commission on Radiation Protection. (Adopted Sep. 9. 1958) ICRP Publication 1. Pergamon Press, London (1959).

職業人に対する放射線防護の経験 (各論)

1. 概説および放射線防護の一般原則

放射線防護の主な目的は、放射線作業場で働いている職員および周辺の住民の被曝を最小にすることである。この目的を達成するため、いろいろの方法がとられている。まず放射線防護の原則的な考え方とその技術的方法を簡単にのべ、第2回ジュネーブ会議において放射線防護や健康管理について報告された諸論文の理解を助けることとしたい。放射線による被曝は、防護の手段や被曝のあり方から大きく分けて外部照射と内部照射になる。

1.1 外部照射

これは身体の外にある線源から放射線を受ける場合であって、そのコントロールはつぎの3原則によっておこなうことができる。

1) 遮蔽する 放射線は物質に吸収され、吸収されることにより、エネルギーが弱くなる性質がある。たとえば、 α 線やエネルギーの低い β 線であれば、手袋で十分遮蔽することができる。また普通の β 線や γ 線については、プラスチック、コンクリートおよび鉛などをもちい、放射線を減ずることができる。ニュートロン用にはコンクリート、水およびパラフィンなどがよくもちいられる。

2) 距離をとる 放射線は距離の2乗に逆比例して弱まる。したがってピンセット、マニプレーターなどの遠隔操作のできる道具を使用し、どんな弱い線源でも直接手にふれることは、厳にいましめなければならない。

3) 時間を短縮する 以上の1) 2) の手段を採用しにくい場合、多量に被曝する場合は、人員を交替して、1人あたりの作業時間を減らす。

以上の3原則で被曝を少なくするのであるが、実際の作業には、サーベイメーターを使って、作業位置での放射線レベルを測定し、遮蔽、距離および時間を適当にコントロールする。また個人が受ける線量は直接測定する。これは必要欠くことのできないものであり、フィルム・バッジとかポケット線量計を各個人が携帯

して、ある期間たとえば4週間あたりの被曝線量を測定する。

この測定値から作業が適正におこなわれているかどうかを調べることができ、また個人被曝を最大許容量(現法律 300 mrem/w)以下に保って健康傷害を予防する。

1.2 内部照射

体内にある線源から照射を受ける場合である。放射性物質は体内に入って蓄積することがある。この放射性物質は体外に排泄されるか、物理的に減衰するまで長時間にわたり、まわりの組織を照射しつづけ傷害を起す。放射性物質が体内に入る経路から考えて、1) 吸入によって肺に入る、2) 口から飲みこむ、および3) 皮膚を通して体内に入るの三者がある。

内部照射が起らないようにするには体内に入った放射性物質の排泄を促進することも考えられるが、いまのところ効果のある方法が発見されていないので、放射性物質が以上の経路を通して体内に入ることを防ぐには、つぎの諸手段を講ずる。

1) 放射性物質を過度に吸入しない 一般には密閉した容器、たとえばグローブ・ボックス中で操作するとか、フードを用い、放射性塵埃やガスが作業する人のところに洩れてこないようにする。また部屋全体を通風する。作業室の空気中に含まれる放射能を常時または適時サンプリングして測定し、放射性物質濃度が許容濃度以下であることを確かめて作業する。許容値を越えていれば呼吸保護具をつける。

2) 口から飲みこまない 実験室で飲食、喫煙および化粧をしない。手に着いた放射性物質が知らず知らずのうちに口から体内に入ることがあるから、実験室を去るときは、手足および衣服汚染測定器で、汚染の有無を確かめる。汚染があれば十分汚染除去をしてから部屋を出る。

3) 皮膚から入らないようにする 切傷から入る場合と、物質の性質によっては無傷の皮膚にとけて入る場合がある。手袋をはめて作業する。ガラス器具など

で手を切らないよう特に細心の注意をはらう。

以上の防護手段を講じて、若干放射性物質が入ることは一般にまぬがれない。このため個人の体内にある放射能の量(放射線防護の国際勧告でその最大許容値が与えられている)を直接 total body counterなどで測定する。これは γ 放射体には便利であるが β 線放射体の測定には必ずしも有利でない。また α 線しか出さない放射性物質については、排泄される便や尿の中に含まれるアイソトープの量を分析し、その値から体内の器官中の放射性物質の蓄積を推定する。尿分析はすべての核種に応用でき、比較的安価なため広く採用されている。普通は核種によってももちろん差違はあるが分析を1月に1回ぐらいおこない、事故の場合はほとんど毎日しらべる。

以上のべた防護方法を完全に実施すれば、健康傷害はほとんど起らないのであるが、測定値が間違っていたとか事故などの場合には傷害が起こることがある。そ

れを早期に発見するために定期的に健康診断をおこない、血液、皮膚、眼およびその他の検査をする。雇用前に1回健康診断をおこない、就業後の検査と比較する。現在の日本の法律では健康診断は1年4回定期的におこなうことになっている。

実際に体内に R.I. をとり入れて障害が起った場合は、いろいろの薬剤を使用し、体内除染に努める。またそれ以上の体内蓄積を防ぐため、その作業から遠ざける。

ジュネーブ会議で報告された放射線管理、健康管理の論文で記述されている内容はすべて上述の一般原則にのっとるものであって、大きく分けて具体的な経験をのべているものと、必要な技術開発、基礎的な研究をおこなっているものとに分類される。

本章では実際の経験を主体とし、放射線防護を外部照射と内部照射に分けて記述し、それらに伴う比較的細部の問題および基礎的研究は別章に記載する。

2. 外 部 照 射

外部照射を受けた場合、人間はどの程度の線量で影響を受けるかを簡単にのべよう。

長期にわたって被曝しても、現在の知識にてらしてその人の一生の間になんら認めうべき傷害を発見できない線量を最大許容線量と定義し、ICRP の最近の勧告では全身照射の場合 0.1 rem/w に相当するところの $5(N-18) \text{ rem}$ (N は年令) が与えられていることは第1章の“ICRP による許容線量”でのべられている。そしてこの基準値が放射線管理の基礎になるわけである。しかし事故時には思いがけない高線量を一度に受けることがありうる。その際一度に受ける線量と人体におよぼす影響との関係が問題になる。それを第1表に示す。

第1表 被曝線量とその影響^{a)}
(短かい時間に全身に γ 線を被曝した場合)

25r	境界の線量(この線量までなんら認めうべき影響は一般に現われない)
50r	リンパ球の減少
75r	危険な線量であるが、重大な影響はない
100r	50% の人に放射線病が起る
200r	血液の成分の減少、活力の低下、約 5% の死亡率
225r	100% の人に放射線病が起る
400r	50% の死亡率(30 日以内に)
600r	100% の死亡率

つぎに外部照射の問題を実際の被曝線量の結果とともに各作業場別にのべる。

2.1 外部照射の防護と経験された被曝線量

2.1.1 ウラン鉱山 外部 γ 線の強度はフィルムとサーベイメーターの読みで測定することができる。カナダのウラン鉱山[219]においてフィルムを高品位の鉱石のある場所で杭につけて測てみると 48 時間で約 300 mr であった。鉱石の品位が 2% のある採取場では、鉱石に接して測ると、25 mr/hr であり、3 フィートはなすと 7 mr/hr であった。しかし鉱夫のつけたフィルムでは、決して 100 mr/w にはなっていない。そして鉱夫の半分以上は 50 mr/w 以下であった。フィルムの被曝は鉱石の品位と関連があったが、空気中のラドンやその崩壊生成物の濃度とは関連がなかった。フランスの Crouzille 鉱区で 1957 年の年間外部線量は 16% の人が $5r \times (1 \sim 1/3)$ であり、84% の人が $5r \times 1/3$ 以下であった。また、第2表は、フランスの全鉱区における被曝線量の結果を示している[1238]。

2.1.2 天然ウラン燃料製造 ラジウムをすでに除去してしまった沈殿物を取り扱う操作には外部被曝はあまりない。45% ウランを含むたるづめの沈殿物 50

第2表 1957年にフランス鉍山労働者の受けた
外部年間線量分布 [1238]

鉍 区	$<5r \times \frac{1}{3}$	$5r \times (\frac{1}{3} \sim 1)$	$> 5r$	全労働力
La Crousille	84%	16%	0%	100%
Vendée	98%	2%	0%	100%
Le Forez	96%	4%	0%	100%
Grury	87%	13%	0%	100%
全 鉍 区	93%	7%	0%	100%

ドン近傍では 2 mr/hr 以下である。16% のウランを含む重力濃縮物を取り扱う際には、ラジウムが入っているのかかなりの照射を受ける。貯蔵場にある濃縮物 10 トンに接して測定すると 75 mr/hr であり、12 フィート離れると 7 mr/hr である。

重力濃縮物を処理する操作は大抵自動的であって、工場の作業員は普通は照射をひどく受けるほど近接しない。二、三手でやる操作では、100 mr/w 以上受けるが、過度の被曝は作業員を交代して防いでいる[219]。

またイギリスのスプリングフィールド工場において天然ウラン燃料製造に従事している従業員についてはつぎのような報告がある[295]。

1) γ 線被曝 1957年に管理用フィルムをつけた2000人以上の人々の中で、ただ1人が年間蓄積線量が γ 線で 1.5 rad を越えたにすぎない。1953年には、この年がピッチブレンドを処理した最後の年であったが、8人が 5 rad 以上を受けた。1953年以降はだれも 5 rad を越えていない。フィルムの測定限界値は 0.01 rad であって、4週間に1回フィルムを交換しているから、年間 0.13 rad に対応する。

2) β 線被曝 スプリングフィールド全工場で β 線の一般的レベルは γ 線と同様まったく低い。フィルムをつけた 2000 人以上の中で、ただ8人が1年間に 20 rad を越えた。最高は 28.0 rad であった。しかし、 β 線被曝の注意を要する場所が2か所あって、それはウランの鑄造工場と六フッ化ウランの生産工場である(第5表参照)²⁾。これらをやや詳しくのべるとつぎのとおりである。

四フッ化ウランをマグネシウムで還元するとウラン金属のピレットができる(第5表参照)。このウラン金属には β 線を放射する崩壊生成物 UX_1 と UX_2 が含まれていない。ピレット内でのこれら崩壊生成物の生長速度は UX_1 の 24 日という半減期で決まる。つぎの真空鑄造の際、 UX_1 は炉の中で揮発し、より冷たいところに沈着する。これらの沈着物からの β 放射は、局所的に高い線量率を与え、からのルツボで 60

rad/8hr またはそれ以上に達する。

また四フッ化ウランから六フッ化ウランの製造の間、 UX_1 と UX_2 は反応容器中に残る。四フッ化ウランはコン跡的なプルトニウムと核分裂生成物、とくにルテニウム 106(これはロジウム 106 に崩壊する)を含んでいる。反応容器中に残った残査はウランとこれらのいろいろの放射性残査を含んでいる。ルテニウム 106 は高エネルギーの 3.5 MeV の β 線を出し、0.3 rad/w 以下にするため特に目の保護が必要となる。残査の表面における放射線は強烈で、シールドを設備しなければならない。シールドを設備しても、作業員を交代させることが必要となる。というのはこのような工場の性格として、すべての局所的な高線量照射を除去することはできないからである。交代の基本として1人の作業員が目に対して、強い β 照射を 10日間に 0.6 rad まで受けてよいとした。この交替は特殊の熟練工たとえば組立工のような要員では困難であるが、半熟練工には割合簡単にできる。

身体の大部分が β 線に照射される場所としては、上述の鑄造工場と六フッ化ウラン生産工場があるが、人がウラン金属を取り扱うときは、手の皮膚に対する過剰被曝の問題があり、その被曝を妨げるように防護策を講じなければならない。厚手の PVC 手袋を採用すると、1.5 rad/w 以下におさえられる。測定は指のさきにフィルムを小さく切ったものをつけておく。これによって、現在の作業条件は完全であることを確かめてある。ウラン棒を検査している人々の受ける最高線量は、手袋をしている間は、1週あたり平均 0.5 rad 以下であった。

2.1.3 ウラン-233 feed material の取り扱い [1987] ロス・アラモス科学研究所(LASL)で過去3年間に処理した feed material は 20~80 ppm のウラン-232 を含んでいた。このウラン-232 の崩壊生成物から出る γ 線が問題となる。Feed material を取り扱うとき、放射能が生長するという問題がある。ウラン-233 とその崩壊生成物およびウラン-232 自身は問題にならない。しかしウラン-232 の崩壊生成物は、まったく別の問題を提起する。

ウラン-232 が崩壊(半減期 74 年)して直後にできるトリウム-228 の半減期は 1.9 年であり、トリウム-228 以降の崩壊生成物は全部半減期 4 時間以内である。このことから放射能は全体として、10 年間で最大に達し、それから 74 年で減衰することになる。

厚さ 0.635 cm、直径 5.08 cm の円板状の feed material (20 ppm のウラン-232 を含む) について計算す

ると、1 cm の距離における線量率 r/hr はつぎの第 3 表のように生長する。2つの資料 (厚さ 0.32 cm, 直径 5.08 cm の円板) について実測してみると、上の計算とはほぼ合致する。

第3表 親-崩壊生成物連鎖からの線量率の生成 [1987]

	1 日	4 週	32 週	10 年
$^{233}\text{U} + \text{Daughters}$	0.0029 r/hr at 1 cm	0.0032	0.011	0.15
$^{232}\text{U} + \text{Daughters}$	0.19	0.37	3.2	14.0

エネルギー範囲は、ウラン-232 の系列では 0.04~2.6 MeV まであり、全線量率の半分はタリウム-208からの 2.6 MeV の γ 線であった。このエネルギースペクトルの γ 線では、中程度の鉛のシールドでは大して効果はない。鑄造後 430 日の円板では、線量率は 0.635 cm の鉛でシールドして半分にまでなった。

0.635 cm の鉛をさらに追加して行くごとに 5.08 cm までは線量率は約 7/10 倍ずつに減少した。すなわち最初の 0.635 cm の鉛シールドの後の γ 線は、すべてエネルギー 2.6 MeV である。

1) ウラン-233 の化学的精製中における γ 線の問題 上述の議論により、 γ 線の線量率は化学精製または鑄造中のトリウムの精製程度と、その操作後の時間の関数である。

1956 年、1957 年に使用した材料では、プラスチックの輸送ビンの表面において、管理用測定器で測定すると 0.1~3.0 r/hr であった。ただし、この線量率は 2 l の溶液中に feed material が約 250 g あったものについてえられた値である。

1957 年は過酸化物の沈殿、フッ酸化、金属への還元の仕事をおこない、その線量率は 1956 年より少し高い。

フィルムバッジの測定では全員の γ 線被曝の総計は、32 kg の材料を処理して 1956 年は 44.0 rem であり、1957 年は 8 kg の材料で作業して 18.0 rem であった。1956 年と 1957 年では化学精製処理に全員 9 人が従事した。1956 年には、2 人がおのおの 11.0 rem/y を、他の人々はおのおの 4.0 rem/y であり、また 2 週あたりで 0.6 rem 以上のことは 2 回あっただけで 15 rem/y 以内にあった。1957 年には ICRP と NCRP の勧告により 5 rem/y の努力をした。人間をうまく回転して 1 人だけが 5 rem をこえた (5.3 rem/y)。もう 1 人は約 5.0 rem/y であり、他は平均 1.25 rem/y であった。1 回だけ、0.6 rem/2 w 以上のことがあった。

このことは化学作業員の協力のたまものである。かれらはポケット線量計を毎週みずから記録し、それによって仕事の進め方を決定したのである。また手首用フィルム・バッジと全身用フィルム・バッジをつけていた。両方とも β 線被曝は大したことはなく、この化学操作では、全身被曝のほうが制限要素となった。

現在まで、シールドはあまりしてない。口過ピンは 1.27 cm の鉛でシールドしてあり、さらに外部にもちはこびできる 1.27 cm の鉛シールドを置き、最初の沈殿操作に使用した。

全身に対する γ 線被曝を減少させるために、ほんの短時間の間であっても、ウラン-232 の崩壊生成物を分離することが必要である。

J.A. KIRCHER そのほかの仕事により、陰イオン交換樹脂カラムがこの必要な clean up を完成することがわかった。現在この方法を採用し、試験中である。

2) ウラン-233 の金属工作における経験 化学処理に加えて、金属の鑄造および機械加工についてもある経験がえられた。ロス・アラモスでは、鑄造および機械加工はプルトニウムが鑄造され加工されると同じ drybox line でおこなわれている。そしてプルトニウム 239 の最大許容濃度 (空気中) はウラン-233 よりずっと小さいので、ウラン-233 の α 線に関するかぎりなにも問題はない。7 週間で約 14 kg のウラン金属が工作された。鑄造、加工、ニッケル被覆をおこなった 5 人の作業員の平均全身外部被曝は 0.7 rem/w であって、手首の被曝は許容線量に対する割合で表わすと、全身被曝のそれと同じであった。この期間の間、5 人の被曝は 0.3 rem/w を越えた。この場合が一番典型的な場合で、金属加工操作で問題が起きているのである。したがってつぎのような勧告が考えられる。

すなわち feed material の生産が full time となると、つぎのことが望ましい。

- i) 化学的精製のための完全な遠隔操作。
- ii) 化学的精製と金属加工との間の時間の短縮。
- iii) 金属成分の鑄造および工作のための遠隔操作。

もしこの勧告が技術的、経済的の制限によってできなければ、drybox のシールドをよくし、かつ作業員を大量に増加すれば過剰被曝を防ぐことはできるであろう。

2.1.4 プルトニウムの処理 [760] プルトニウムは α 放射体として、主として吸入による内部照射が考えられるが、さらにまた 17 keV がもっとも多い一連の X-ray を出すから外部照射も問題となる。プルトニウムを少量とり扱うときは問題にならないが、kg 程度

の多量になると、許容限界内にするためフィルム・バッジとポケット線量計が必要となる。フィルム・バッジと線量計はとくに、この範囲の放射線に校正しておく。中性子もまた放射される。これはプルトニウムの α 線と軽い元素との (α, n) 反応によって出る。いまのところ、個人の被曝を本当に算定できる満足すべき中

性子検出器はなく、ニュートロン・サーベイメーターが、この目的に使われてきている。現在空気中の汚染をずっと密にコントロールすることができるから、ヤ金の操作では、外部照射が制限要素となりつつある。

遮蔽は以前大して重要でなかったが、今後おのおの新しい操作には必要となるであろう。

3. 内部照射

3.1 内部照射への危険性とその防護

3.1.1 ウラン鉱山におけるラドン ヨーロッパのウラン鉱山で、鉱夫の肺ガンの発生率が一般人のそれに比べ高かったため、ラドンの吸入による放射線障害が問題となった。ICRP は (1953 年)、連続被曝の場合、ラドンおよびその崩壊生成物が平衡状態にあるものについて、空气中最大許容濃度として $10^{-7} \mu\text{C}/\text{cc}$ を勧告し、新 ICRP は、(1958 年) 崩壊生成物を含まないラドンについて、 $3 \times 10^{-8} \mu\text{C}/\text{cc}$ を勧告している。またフランスでは 1 日 8 時間呼吸するとして、 $2 \times 10^{-7} \mu\text{C}/\text{cc}$ を最大許容濃度としている[1238]。

ラドンの吸入の防護手段 ウラン鉱山における空气中ラドン濃度の検査の結果からみると、通風するということが、空气中に浮遊するほこりやガスの吸入から起る放射線障害を防護するためのもっとも実際的な方法である。

1954 年カナダ Beaverlodge 鉱山では、機械力による通風空気供給は $850 \text{ m}^3/\text{min}$ であった。採掘段のラドン濃度は $0.8 \times 10^{-7} \mu\text{C}/\text{cc}$ から $9.3 \times 10^{-7} \mu\text{C}/\text{cc}$ までで平均 $2.5 \times 10^{-7} \mu\text{C}/\text{cc}$ であった。人々が働いている開発途上の heading や上り場(raises)では $0.26 \times 10^{-7} \mu\text{C}/\text{cc}$ から $65 \times 10^{-7} \mu\text{C}/\text{cc}$ まであり、平均 $13 \times 10^{-7} \mu\text{C}/\text{cc}$ であった。全鉱山については、RaA の濃度は平均してみてもそのときのラドン濃度の 80% で RaC' は平均 55% であった。採掘段と heading との間のいちじるしい相違は、大抵の採掘段が鉱山の空気供給の幹線から通風をうけていることによる。

ラドンおよびその崩壊生成物の濃度は鉱山の中で非常に広い範囲で変化し、その濃度の予想はむずかしい。放射能のレベルは通風にひどく敏感で、鉱山が開発されてゆくにしがって通風の模様がしばしば変わるかもしれない。したがって、全ウラン鉱山についてラドン崩壊生成物を間歇的に測定することに頼らないでルー

チンに測定することが望ましい。

通風の勧告として鉱山の主要空気供給は 1 日あたり鉱石 1 トンで $3 \text{ m}^3/\text{min}$ が必要とされる。採掘段で働いている人は空気の流れの速度として $10 \sim 15 \text{ m}/\text{min}$ の通風が供給されるべきである。そのほか補助的の通風は文献 4) に詳しい。いろいろの通風がラドン、ラドン崩壊生成物およびほこりにおよぼす影響が第 4 表に掲げられている。それはいくつかの検査でえられた諸測定を集計したものである。

ウラン工場においても、原鉱石中にラジウムがあると、ラドンが出る。イギリスのスプリングフィールドのウラン工場において、ラドンの濃度は、ピッチブレンドを使っていた最終の 3 カ月間は、煙突の出口で $3 \times 10^{-8} \mu\text{C}/\text{cc}$ であった[295]。

フランスの鉱山 [1238] では常時働く場所におけるラドンの最大許容平均濃度を $2 \times 10^{-7} \mu\text{C}/\text{cc}$ としていることはすでにのべた。この場合、13 週間平均してよいとしているが、測定の瞬間値が $20 \times 10^{-7} \mu\text{C}/\text{cc}$ 以上であれば、個人は安全装備をつけなければならず、 $50 \times 10^{-7} \mu\text{C}/\text{cc}$ であれば、特別の指図がなければ仕事は保留する。また塵埃については α 粒子の $50 \text{ dpm}/\text{m}^3$ を最大許容平均濃度としている。

3.1.2 天然ウラン金属製造 原鉱からウラン金属の製造にいたるまでの多くの操作にはいろいろの危険性がともなう。それを要約すると第 5 表²⁾のようになる。とくに可溶性のウランを体内にとり入れると、腎臓に蓄積しそれが問題となる器官となる。ICRP (1958 年)によれば、体内許容量 q は $5 \times 10^{-3} \mu\text{C}$ 、空气中の最大許容濃度 MPC (in air) は $3 \times 10^{-11} \mu\text{C}/\text{cc}$ であって、ウランを多量に扱う工場などではとくに注意を要する。詳しくは次章に「不溶性の酸化ウランおよび酸化トリウム吸入による障害の問題」を動物実験を中心としてのべてある。

スプリングフィールドウラン工場での放射線防護は

第4表 ラドン、ラドン崩壊生成物および埃におよぼす通風の影響 [219]

鉱山	年	鉱石の生産量 トン/日	鉱石品位 %	通風 m ³ /min	埃の粒子数/cm ³	ラドン(10 ⁻⁷ μc/cc) ^a			ラドン崩壊生成物 (10 ⁻⁷ μc/cc) ^a			ラドン濃度に対する、その崩壊生成物の百分率		
						最大濃度	最小濃度	中間濃度	最大濃度	最小濃度	中間濃度	最大	最小	中間
Beaver-lodge	1954	450	0.3	850	546	1000	0.3	13	202 ^{b)}	0.5 ^{b)}	8 ^{b)}	91	21	68
	1956	680	0.3	1700	463	33	0.3	2.7	15	0.1	1.0	102	4	36
	1958	1800	0.2	5700	400	3	"	1	1	"	1			
Pronto	1956	900	0.1	1240	663	45	"	1.3	18 ^{b)}	0.2 ^{b)}	1.2 ^{a)}	80	15	50
	1957	1350	0.1	3300	385		"		1.2	"	0.5			
	1958	1350	0.1	3300	350					"				
Quirke	1956	0		900	685	268	"	4.5	5.8 ^{b)}	0.9 ^{b)}	2.3 ^{b)}	60	18	35
	1957	2700	0.1	7400	680		"		5.9	"	1.0			
	1958	2700	0.1	7800	323					"				
Nordic	1956	0		400	787	13	"	0.7	17	0.1	0.7	124	8	48
	1957	2700	0.1	7400	653		"		2.9	0.1	0.7			
	1958	2700	0.1	7400	415									

a) 各鉱山のある場所では、空気中のラドンおよびラドン崩壊生成物の両方をサンプリングした。ほかの場所では一方のみ測定した。

b) 数字は RaA+RaC' の放射能の半分を表わす。測定法は Tsivoglou *et al*²⁾ による。ほかのラドン崩壊生成物の数字は、Kusnetz⁴⁾ の方法でえられた 1 l あたりのアルファ・エネルギー 1.3×10⁵ MeV の分数または倍数を示す。

c) 検出不能。

第5表 ウラン処理上の危険性、ただし原料は 25% ウランを含むピッチブレンドの場合²⁾

危険性	照射源	普通の場合での被曝 (コントロールなしの場合)	備考
γ線被曝	1. 鉱石の取扱い 2. Ra を含む沈殿物	鉱石のドラムの山に近づいて 50mr/hr ドラムの山の近くで 100mr/hr	Ra の含有量 100mg/ton ²²⁶ Ra の含有量 30mg/ton
β線被曝	1. UF ₄ →UF ₆ の変換 2. ウランのピレット真空鑄造 3. 金属ウランの取扱い	2~3 rad/w, 手はより多く受ける 2 rad/w 手はもっと受ける 皮膚の表皮は 235 mrad/hr 受ける (UX ₁ , UX ₂ と平衡のウラン金属と接した場合)	ガス状の UF ₆ はとりのぞかれている。 反応しない残渣には UX ₁ と UX ₂ が 多い βの線源は不純物 βの放射能は金属を真空鑄造後 90 日 で 90% まで回復する
ラドンの吸入	密閉した空間に原鉱石を貯蔵した場合	通風がなければ 10 ⁻⁸ c/l にもなる	貯蔵および処理場でわずかの通風でも 条件は非常によくする
α放射体のほこりおよび煙の吸入	1. 原鉱石の採取および破碎 2. 乾燥したウラン塩および酸化物の機械または手による処理 3. ガス状の UF ₆ の洩れ 4. 金属ウランの機械加工	良好な処理と部屋の通風がおこなわれない場合には 1 日平均濃度が 5 mg/m ³ にもなる 突然 UF ₆ が大量にもれてひどく被曝することがある ウランが自然に燃えてその煙を吸入し 過度の曝射が起りうる	普通の金属のほこり処理技術が有効である ベンとかフランジなどからのもれを防ぐため高忠実度の保守が必要となる 切りくずを油中に貯蔵すること、多量の冷たい油を使用すること

つぎのようにおこなっている [295]。ウランの仕事はすべて contact area (ウランと職員が接触している場所) 内でおこない、そのほかの場所ではウランの作業は全然しない。これらの区域へ入るときは、更衣室を通り、すべての人は衣服を全部交換する。すなわち各自の衣服を脱ぎ捨て、UKAEA によって用意された着物に着かえる。着物は青色の野戦で使うような上衣と

ズボンで、さらに適当な下着も着かえる。この上に、手首足首と首をボタンで止めるようになっている白い木綿の上っぱりまたはボイラ服を着る。ポケットはどの衣服にもない。ポケットにウランがたまて、洗たくしてもとれないからである。その上に PVC の手袋、白の木綿の帽子とゴムの半長靴をはけば服装は完全である。また水のしみこまない前かけ、目おい、いろ

いの型の呼吸保護具は、放射性または化学上特別の危険性がある仕事をするときに着用する。法令の定めるところにしたがって規則正しく検査や試験の記録を維持する。食事の休憩のために contact area を去るときは、人々はすべて手を洗い、上衣、帽子、長靴および手袋を取り去り、仕事の終りには、人々は全部、シャワーをあび、それから各自の衣服をつける。手の放射能検査は任意とする。しかし著しく手の汚染がつづいている特別の場合は、必ず汚染検査をつづける。

ウラン工場の洗たく場は高度の衣服洗たく能力が要求される。上衣と帽子と下着は全部、少なくとも毎週洗たくする。ある工場では、着る物のいくつかは、毎日とりかえる必要がある。普通の洗たく技術がウランの汚染を取り除くに有効であるということがわかっている。すべての衣服は β の汚染が検査され、必要ならば2度洗う。更衣室や洗たく場や汚染除去のサービスの運管は、保健物理部の仕事の一部となっている。

ウランを contact area から contact area に運ぶときは、特別の運搬車だけを使用し、その車は汚染を定期的に検査する。ウランは密閉した容器に入れて工場から運び出される。この容器は、生産品を保護し、かつとり扱う人が汚染しないように設計されている。タンカー中にあるウランを含む液体や円筒形容器中にある六フッ化ウランの輸送は特別の運搬車に限り、その車に外部汚染がないことを検査してから発送する。事故でこぼしたときに対処できるよう配慮をいつもしておく。

器具とか工場の品物や設備を contact area から取り去るときには、最初処理する人(process staff)によってきれいにされ、それからモニターしてのち、non-contact area への障壁を越えることにする。もっととり扱いのむずかしい品物は汚染除去センターできれいにされる。Contact area にあったものは、すべて、汚染のないことを確認してから工場の外に出す。

工場内の汚染は good house keeping によって最小限にとどめられていて、汚染の広がりとは定期的放射線汚染検査でチェックされる。空気中の汚染の広がりとは定期の空気サンプリングによって測定される。これには、semi-skilled workers が従事している。これらの人々は放射線および試料処理の基礎的訓練をへており、その仕事は重要であるから待遇をよくしてある。

技術者(物理の卒業者)は以上のべたいいろいろの操作に従事し、放射線安全問題について、ほかの化学処理作業員のアドバイザーとなる。これらの定期検査の結果と、尿排泄からの情報によって、工場の設備を変

えたり作業条件を改良したりする。

つぎに天然ウランの吸入による傷害のコントロールをのべる。天然ウランの場合は完全に操作を密閉しておこなうほどのことはないが、ほこりを除去することができるようになっている必要がある。空気汚染が許容濃度より大きい場合は、呼吸保護具を着けねばならない。各操作は工場の開始にあたって研究され、可能な場所はすべて、排気設備をもうける。このようにしてレベルを職業人の許容濃度 $9 \times 10^{-11} \mu\text{C/cc}$ 以下に十分保つようにしてある。サンプリングの方法としては 5.5 cm 直径の口紙を通して一定量の空気を吸引している。口紙は Whatman No. 41 である。短時間にサンプルするときは A.E.R.E. の 1195 型、ダストサンプラーで $5 \text{ m}^3/\text{hr}$ の速度を採用している。とくにウランのほこりの多い作業のあとでは、30 分間サンプルし、呼吸具がもはや必要でないかどうかを決めている。仕事中の測定値がほしいときは、もっと長い時間たとえば8時間サンプリングする。初期には口紙はケイ光法で分析したが、あとでシンチレーションカウンター法に変えた。両者とも許容濃度の数倍までは似たような結果を示す。ウランの処理が湿った状態でおこなわれるときは、ウランが空气中に逸散するほこりにならない。Ammonium diuranate の沈殿を Nutsch 口紙上に沈殿させているとき不注意に乾くと許容濃度に達するときがある。原材料の種類によっては、トリウム-230 やポロニウム-210 をいろいろの量で含む沈殿が口紙上に残ることがある。この沈殿を削り取る作業のときは呼吸保護具をつけ、衣服の汚染が起らないように PVC の水を通さない上着を着る。定期的にしばしば工場内を洗って掃除すると、空気中や表面の汚染を少なくできる。四フッ化ウランの入った盆を大きな容器にあける操作のときは、非常にほこりの濃度が高くなる。このときは作業員は新鮮な空気が供給してある透明な PVC の頭おおいをつける。四フッ化ウランをマグネシウムで還元するために詰める作業をするときは、ウランのほこりが危険なのでこの仕事では常に呼吸保護具をつける。かなくそこからウランビレットを回収するときに、反応容器をこわすが、そのときも許容濃度以上の空気の汚染が起る。

この仕事は金網の上でおこない、空気を下方に引きこの空気は水の洗浄器を通す。これでもなお防じんマスクをつける要がある。

3.1.3 ウラン-233 のとり扱い 普通トリウム-232 から製造された feed material ウラン-233 はその中に 80 ppm 程度のウラン-232 を含んでいる。その比活動

度は両者合わせて、 $10.2 \times 10^{-3} \text{ c/g}$ (ウラン-233 のみなら $9.4 \times 10^{-3} \text{ c/g}$) であって天然ウランの $3.3 \times 10^{-7} \text{ c/g}$ に比べて非常に大きい。すなわち同じ 1g のほりでもウラン-233 の場合は、放射能が 10^4 くらい強い。したがってほりの吸入についてはとくに注意を要し、ロス・アラモス科学研究所 (LASL) では化学精製、金属の鑄造などは drybox 中でおこなうことに決めてある[1987]。

ICRP (1958 年) によればキュリー数で表わしたウラン-233 の体内許容量と空中最大許容濃度は、可溶性の場合 $q: 0.05 \mu\text{C}$, $\text{MPC}_{\text{air}}: 5 \times 10^{-10} \mu\text{C/cc}$ である。第一に問題になる器官は骨であって、半減期 300 日、空気中から肺に吸いこんだ量のうち骨に沈着する割合は 0.083 である。

ロス・アラモスのウラン-233 製造工場ではつぎのように、ウラン-233 に関する保護手段を講じている。すなわち air sampling は毎日おこない、呼吸保護具の着用および尿分析を励行している。空気中でウラン-233 の平均レベルが許容濃度を越えた場合に呼吸保護具をつける。放射能のレベルはサンプリングのつぎの日に定期的に決定されている。しかし経験上から正しく判断ができるので、ウラン-233 の吸入を最小限に止める満足すべき方法がとられている。空気中で濃度が高い場合にはつぎの仕事のどれかをおこなっているときである。すなわち、drybox の手袋を変えるとき、drybox 中でなにか修理作業をしているとき、放射性物質の汚染除去をしているとき、および drybox 中へかまたは drybox から空気を移しているとき空気汚染が著しい。以上の作業をおこなうときは実際には仕事を続行中とその後 1 時間は呼吸保護具をつける。ロス・アラモス研究所においてウラン-233 の化学精製をおこなっている drybox chains が設備してある部屋において空気の計数値は 1956, 1957 年の経験では、平均 4 d/m^{-3} で許容濃度と比べ十分小さい。許容濃度は職業人 40 時間労働で 390 d/m^{-3} である。ただ一回予期しなかった事故が 1957 年 2 月に起り、過度の空気汚染があった。それは、勤務時間外に、一つの drybox line で弱い爆発が起ったためである。そのときの計数値は 8 時間の間 1400 d/m^{-3} であった (許容濃度の約 4 倍)。事故を知らないで作業員がしばらく部屋に呼吸具をつけないで入った。しかし、尿分析では、ウラン-233 は過度に入っていないかった。

3.1.4 プルトニウムの potential hazard Pu は半減期および α 放射の点で Ra に似ており、血液中のプルトニウム化合物は骨に沈着する。空気中の許容

濃度はすべての R.I. 中最低であって ICRP (1958 年) によれば可溶性の場合 MPC_{air} は $2 \times 10^{-12} \mu\text{C/cc}$, 不溶性の場合 $10^{-11} \mu\text{C/cc}$ である。したがって極端な注意が必要となる。(この生物学的基礎は次章を参照のこと)。化学者や金属学者には非常に理解しにくいことであるが、単にこの金属の一片をもって部屋の中を通るだけで、酸化プルトニウムが空気中に飛散し、許容濃度以上になる。このため完全に密閉した drybox 中ですべて操作することが必要となり、この drybox の保守が大問題となる。

いろいろ操作を分離し密閉することは、プルトニウムによる健康障害をコントロールする重要な方法である[760]。ある操作、たとえば、プルトニウムを圧穿台でプレスする操作は完全に包んで密閉することは困難である。この際、プルトニウムと圧穿台の両者をじゃ腹のような箱の中に入れ、この箱をプレス器の中に入れる。プレス操作はプルトニウムを圧穿台が箱の中にある間におこなわれる。全作業が遠隔操作でおこなわれるところでは、内外両照射に対し最良の防護がある。臨界に達しないように装置の中のコンテナがある量以上には入らないように造る。この臨界量の計算においては水のような減速材と突き棒の効果を考慮する。火事や爆発のような事故の影響も考慮する。金属の切りくずや他の高度に燃えやすい材料のある場所には水とかその他の消火剤を用意し、そのときに、たくさん集中して核事故を起さないように設計すべきである。また、プルトニウムの量をどの時期でも最小にして、起るかもしれない事故の激しさを最小限にいくとめるようにする。

この場合も排気通風は汚染をコントロールする大きな要因である。実際にはすべての drybox に 10 ないし 25 cfm の速度でフィルターを通して通風する。この空気は drybox を出る際口過され、それから中央排気系の終りで再び口過され、最後に煙突を通して放出される。Drybox の inlet フィルターの内外には水柱 0.5 インチの圧力差があれば、十分空気はスムーズに入って流れてゆく。箱の中の圧力が短時間大気圧より高くなって中のプルトニウムが inlet フィルターを通して外に出ることがあるかも知れないから、inlet フィルターは十分に高性能のもでなければならぬ。Inlet フィルターはほりを取り除くから、排気系のフィルターが早くだめになるのを防ぐ。Inlet フィルター以外のフィルターは取り換えがずっとむずかしい。空気が drybox を離れるとき、小さいが高能率の outlet フィルターを通り、それから排気系に入る。で

さればすべて、この outlet filter を drybox 中に置き、中から交換できるようにしておく。これには、高能率で、不燃性または火に強いフィルターがよい。中央排気系は必ずしも全建物をついにまとめる必要はない。いくつかの系に分け、それぞれ作業単位を形成している一連の操作に使用する。こうすれば、一部不都合が起ってもほかは使用できる。排気系の最後には、高能率のガラスファイバー紙フィルターをつける。空気は、このようにして2回高能率のフィルターできれいにされ、それから放出される。このようにすると、どちらかのフィルターがだめになっても危険はない。Drybox のどれかの outlet フィルターがないならば、main filter の前にprefilterをつけ、高価なフィルターの寿命を延ばすようにする。最後のフィルターの設備はうまく設計して、フィルターを換えるとき空気汚染が最小で作業員も被曝しないようにする。ロス・アラモスでは、フィルターが回転できるように建造し、系を止めたり、開き放しにしないでフィルターの交換ができるようになっている。使用済みのフィルターは引き出して drybox に入れ包装する。最近 drybox の通風は一般通風と区別した。このため極端に高い能率を要する口過は比較的少量の空気だけに必要であった。汚染のおそれのあるダクト系には腐食性の酸が存在するから、ステンレススチールが使用されている。プラスチックのダクトが使用できるが、火災の心配がある。プルトニウム処理の建物の一般通風系は外気を中位の効率をもったフィルターを通して系に入れる供給系と中央の建物の排気系とからなる。おもな作業室では、以上の一般通風系により、1時間あたり20回空気を交える。排気系には中程度の能率をもつフィルターだけが使用されている。この際、部屋内の気圧が drybox と hood に対して正であるが、廊下や事務所やその他の非汚染区域より負でなければならない。

ロス・アラモスのプルトニウム処理の建物では、この気圧差は手で調節しているが、新しい建物では、機械的な制御ができるようになっている。汚染の少ないところから多いほうへ空気を流すことが眼目である。

日常の管理 健康管理部門では、床、壁、drybox の外側、装置そのほかの表面汚染を検査する。この汚染検査はプルトニウム工場ではとくに必要である。装置の機能が正しくない場所や、洩れ、こぼれを見いだすことができる。

管理者(monitor)は汚染した場所の洗浄について知識を与え、また汚染事故をくり返さないように忠告を与える。作業時間開始前に作業の正しい方法について

勧告を与える。危険性があると感じたならば、ある特別な作業を停止させる権限をもつ。

空気のサンプリング ある仕事にともなってじん速に空気中のプルトニウムを測定するためには、環状のインパクターで、大きい粒子だけを集め、小さい崩壊生成物は通過させてしまう。(天然のラドン、トロンの崩壊生成物を集めると、その減衰を待つため、測定には最低数時間かかる)このようにしてもその日の終わりか、仕事の終わりにしか測定結果が出ない。短時間にサンプルを集め、自動的に計数し、記録するサンプラーが設計された。これは汚染が高いとき警報がなるようになっている。実際の事故では汚染が著しいから、短時間の空気採取でも有用である。

プルトニウムの体内許容量が低いから、作業時間中連続してサンプリングする必要がある。このためにはたくさんのサンプリング用の孔を大きなポンプに連結するのが一番よい。

保護衣服 プルトニウムの処理設備を使って働いている従業員は保護衣服を着用する。その内容は上っぱり、帽子、ゴムの手袋、下着、靴と靴下、安全メガネ、呼吸保護具である。防じんマスクは大して役に立たない。顔の全面をおおうマスクや、空気または酸素を補給できるマスクが必要である。これらのもろもろの洗たくは特別の洗たく場でおこなう。

空気の洗浄化すでに排気系のところでものべたが高能率のフィルターが必要である。排気の煙突から出るプルトニウムの検査をおこない、地上で大衆許容量以下になるようにする。ロス・アラモスの場合では、1/10 MPC 以下であった。

15年に達する Hanford におけるプルトニウム生産の経験[2382]では、そのあいだ身体の内側に沈着したプルトニウムの重大な過度の曝射が1回もなかったが、小さな曝射事故は起っている。

皮膚が広範囲に汚染するといういくつかの事故では無傷の皮膚がプルトニウムの吸収に対して非常に効果的な障壁を作っていることがわかった。したがって、皮膚の除染にあたってもっとも重要な原則は、皮膚を完全無欠に保つことである。豚皮で実験して開発されたもっとも効果的な除染方法としては、プラスチックの皮膚にぴったりくっつく外科医用のdressing (Aeroplast) をスプレーする方法がある。この dressing はかわいたあとで皮をむくようにはぎ、その皮と一緒に角質層の汚染した表面をとりさるのである。*また吸入

* プルトニウム除染の研究や皮膚を通るプルトニウム吸収の研究では、オートラジオグラフの技術が定量的結果においてたいへん有益である。

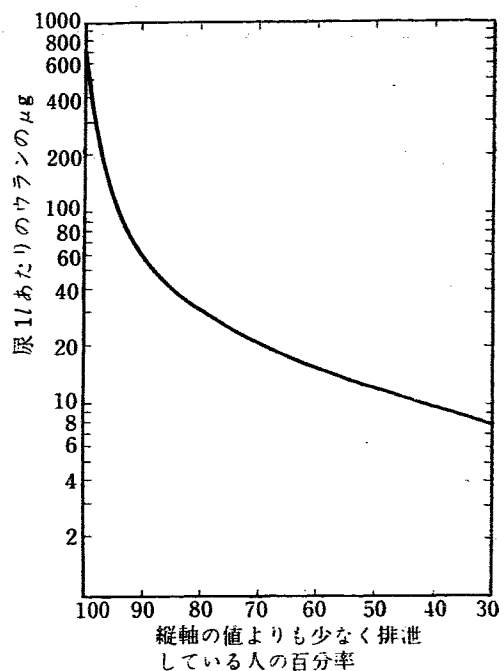
による事故の報告 [765] は 3.3 を参照されたい。

3.2 内部被曝の evaluation

内部被曝線量の算定の一環として尿分析がある。また total body counter も考えられる。 α 放射体については現在のところ尿分析が広くおこなわれている。次章に、尿分析をおこなう根拠と体内汚染の場合の被曝線量の算定法および尿中許容濃度の決め方、およびアルゴンヌにおける total body counter が記載してある。

3.2.1 尿中のウラン、プルトニウムの分析 一般に尿中の放射性同位元素の分析は個人の被曝の指標としてのみならず、いろいろの作業の部門で採用されている防御手段の効率の判定としても有意義である。

i) ウラン鉱山と工場の尿分析およびラドン吸入量
カナダのウラン鉱山で働く鉱夫は全員尿中ウランが $10 \mu\text{g/l}$ 以下であるので、ウランの吸入はほとんど問題になっていない。連続照射の場合として、天然ウラ



第1図 尿中ウラン分布 [219]

第6表 1957年におけるフランスの鉱山労働者のラドン吸入量（労働力の百分率分布）[1238]

地 区	>1MPL	13/13 ~ 12/13	12/13 ~ 11/13	11/13 ~ 10/13	10/13 ~ 9/13	9/13 ~ 8/13	8/13 ~ 7/13	7/13 ~ 6/13	6/13 ~ 5/13	<5/13	全労働力
La Crouzille	0	—	5	2.3	3.3	4.3	6	9	9.6	60.5	100%
Vendée	"	1.1	1.8	1.9	2.7	2.7	4.5	7.5	7.3	70.5	"
Le Forez	"	0.8	0.8	0.8	0.8	2.4	4.8	8.8	16	64.8	"
Grury	"	—	—	—	1.1	3.5	4.5	3.5	15	72.4	"
合 計	"	0.7	2.4	1.8	2.5	3.2	5	7.7	9.5	67.2	100%

ンについては、 $100 \mu\text{g/l}$ が最大許容量と考えられている。しかしウランを 73% 含む沈殿物を生産している工場では、従業員の間にかなりウランの吸入排泄がある。その結果は第1図に示すとおりである。

ラドンの吸入 フランス Crouzille 鉱区では 1957 年の 1 年間についてつぎのように空气中濃度から被曝線量を出している [1238]。すなわち 60% の人が MPL の 5/13 以下を吸入し、80% の人が MPL の 8/13 以下を吸入し、MPL の 12/13 以上の人は皆無であった。また平均は MPL の 1/2 以下であった。

ここで MPL とは、ラドン $2 \times 10^{-7} \mu\text{c/cc}$ を 1 日 8 時間あたりで 1 年間 (28 日 $\times$ 13) 吸入した場合の線量 ($\approx 10 \text{ rem/y}$ for lung) を示す。フランスのほかの鉱区を含めての結果を第 6 表に示す。

ii) 天然ウラン燃料製造工場の尿分析 一般に少量の尿についてウランのケイ光分析をおこない、尿の汚染についてはとくに注意している。回数はルーチンの仕事の従業員は自発的に 1 月あたり 2~3 回試料を持参する。仕事がいちいちと変る人および障害の危険性

のわからない人はもっと回数が多い。ときには尿を 8 時間以上にわたって採取する。

尿中のウランが多いときは、つぎの第 7 表に示すように適当な処置をとる。

第7表 尿中ウランの量とその処置 [295]

ウランのレベル ウラン $\mu\text{g/l}$	処 置
>100 研究レベル	さらに尿のサンプルをとりウラン分析の前にタンパクを調べる
>300 処置レベル	さらに尿のサンプルをとりウラン分析の前にタンパクを調べる。職業上の原因を研究し工場の管理部門に結論を報告する

$300 \mu\text{g/l}$ 以上という結果は非常に少ない。またタンパク尿も少なく $1000 \mu\text{g/l}$ 以上のウランのときだけ表われている。タンパク尿は数日以上続いたことはない。グループ別の比較統計を週期的にとってみると、第 8 表のごとくで、これは数千のサンプルの分析にもとづいている。

iii) ^{233}U 製造にともなう尿分析 尿から ^{233}U を取

第8表 仕事の別とウラン排泄との関係[295]

仕 事 の 型	空中の汚染の平均レベル (短時間の採取)	“期待される” ウランの排泄 ($\mu\text{g}/\text{l}$)	
		個人の尿の少量のサンプル	グループの平均
(1) 化学研究室	MPC より十分以下	40 より大きくない	10より大きくない
(2) ルーチンの保守技術作業	不明	まれに 40 より大	まれに10より大
(3) 半乾燥の粉末をとり扱う 生産作業	時には MPC を越えるが $5 \times \text{MPC}$ を 越えることはまれ	しばしば 40~100 の範囲時に 100 を 越す. まれに 200 以上	10~20
(4) 乾燥した粉末をとり扱う 作業	かなりひんぱんに MPC を越えるが $5 \times \text{MPC}$ を越えることはまれ	しばしば 40~100 の範囲.(3) の場合 よりもっとしばしば 100 を越す. まれ に 300 以上	10~40
(5) ガス状の生産物にさらさ れる作業	正常でない操作の期間中ひんぱんに MPC を越え, しばしば $10 \sim 40 \times \text{MPC}$	つねに 40~100 の範囲. しばしば 100 以上, まれに 500 以上	25~50
	正常の操作の間は MPC はまれにしか 越えない (短時間および長時間のサン プリング両者共)	しばしば 40~100の範囲. まれに 100 以上, 300 以上はない	10~25

MPC=最大許容濃度 (呼吸保護なしで作業する場合)

り出す分析方法は、溶媒抽出法からイオン交換法に変えている。イオン交換法では、トリウムおよびトリウム崩壊生成物をよくとり除き、 ^{233}U の収率も約 90% である。

Feed material line で働いている人々は、普通 1 月 1 回尿のサンプルをとっている。

骨に体内許容量のウランが固定されていて、それ以上さらに骨に摂取しないときはじめの日の排泄はおおよそ $455 \text{ dpm}/\text{l}$ である。連続に体内にとり入れている場合は、尿中の排泄量はさらに漠としたものになる。

すでにのべたように吸入によって体内に入った量の 8.3% だけが第1の問題の臓器の骨に達して固定される。残りの 91.7% は排泄されてしまう。この排泄は主として尿から uranyl carbonate complex の形でおこなわれ、1 回だけ吸入した場合、最初の 24 時間以内にこの過程で排泄される。

管理上からは ^{233}U の $50 \text{ dpm}/\text{l}$ を一応の基準としている。 $50 \text{ dpm}/\text{l}$ 以上であれば、再びサンプルする。 $50 \text{ dpm}/\text{l}$ 以下になれば検査はやめる。 $50 \text{ dpm}/\text{l}$ が持続すれば事態を研究し、原因を除去する。

実際の尿中のウランの値 1956 年と 1957 年中で feed material の化学処理場で作業した人の平均は約 $13 \text{ dpm}/\text{l}$ であった。これまでの最高は $75 \text{ dpm}/\text{l}$ であったが、長く持続していない[1987]。

iv) プルトニウム生産工場における尿分析 分析方法は最初 LANGHAM によって開発され、のちに SCHUBERT, HEALY らによって、本質的に変えられた (次章参照)。

プルトニウムの尿排泄の記録は 1945 年のはじめ以来保存されている。この間分析方法は何回も変り、改良されたが、その時は必ず新しい方法に移る前に新旧両方法が平行しておこなわれた。こうすれば、古い記録も有効である。プルトニウムの仕事に従事した全期間にわたって連続被曝している人は少ない。

尿分析と仕事の歴史からみると、作業員がプルトニウムを体内にとり入れるのは、大部分事故のときに受ける過度の被曝の結果である。この事故のときに入る量のほうが普通作業ではんのわずかずつ連続して吸収するものよりずっと多い。ロス・アラモスで初期には、過度に被曝し体内許容量を越えた人が幾人かある。この人たちはすべてプルトニウム作業をやめ、またロス・アラモスを去った人も多い。この人たちはまだ尿中のプルトニウムの分析をおこなっている。また 3 年ごとに完全な身体検査をおこなっているが、今までプルトニウムのための健康傷害は起っていない [760]。

3.3 プルトニウムの事故 [765]

アメリカのハンフォード原子力研究所 (Hanford Atomic Products Operation) において約 13 年間の操業中に起った最初の事故についてのべる。その際プルトニウムの身体最大許容量 ($0.6 \mu\text{g}$ または $0.04 \mu\text{c}$) を非常に越えていた。

空気によって動作する隔膜の欠陥のため硝酸プルトニウムの酸性溶液が銅の空気供給ラインを通して逆流してきた。この酸性溶液が銅を腐食しおよそ 200 cc が制御盤の背後の床にこぼれおちた。部屋の空気は人

の働いているところから制御盤のほうへ流れていたにもかかわらず、プルトニウムの一部が作業室いっぱいに広がった。最初、汚染の事実は近くの机の上に横にしておいてあった可搬のアルファカウンターの発した音でわかった。部屋の床表面を測ってみると、カウンターの測定可能範囲を越えて広く汚染していることがわかり、運転員はただちに監督者を呼び、彼はプルトニウムの存在を確認し、2人とも30秒のちに部屋を去った。あとでサーベイしてみると、人の作業する場所および出口と排気ファン近くの地上が広範に汚染していた。建物の近くにいた他の6人から尿をとって測ってみると、コン跡程度から約0.01 μC までのプルトニウム沈着があった。

運転員の皮膚と衣服類をポータブルの計測器で検査してみると、約8平方インチのプロベ面積あたり、40,000 dpm より大きいプルトニウムの汚染を示した。のちに、鼻汁をふきとった布の分析ではプルトニウムは約100万 dpm もあった。曝射に続く12時間の間のすべての尿を分析すると、全部で310 dpm も含むことがわかった。このことから、ある程度のプルトニウムがほとんどただちに血液の中に入ったことを示している。硝酸プルトニウムは身体のpHで加水分解して水酸化物の沈殿となる。したがって、プルトニウムのいくらかは、尿分析からはならぬ検出できない状態で肺中に残留していると思われる。したがって処置としては、プルトニウムが血液の中に入り、身体に再沈着する前に、できるだけたくさん排泄するように導くことであった。

監督者の最初の尿の分析の結果から、運転員よりわずかではあるが実際に吸入していることがわかった。処置は事故3日目から始められた。

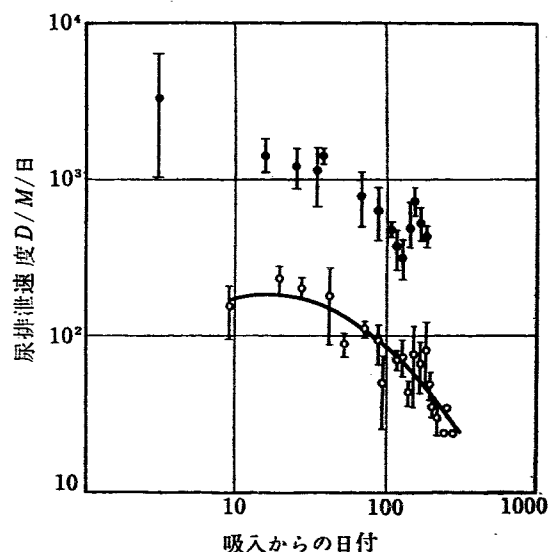
3.3.1 医学的検査 第1例は白人の男の運転員、年令41才、毎年完全な医学的検査を受けていた。その内容は経歴、普通の身体検査、胸の14×17のレントゲン写真、完全な血球算定、尿分析およびその他の検査であって、被曝にさきだちこの検査を幾年もの間、雇用中受けていたのである。このような検査は、ルーチンにすべての雇用者に対し、作業配置前と従業中毎年おこなわれている。この事故のための被曝にひきつづき、この完全な検査方法はただちにくり返し、さらに3~6箇月の間隔で続けられた。

排泄を促すため calcium disodium ethylenediamine tetraacetic acid (CaEDTA) で処置のあいだ、毎日尿分析がおこなわれ、血球検査は毎月おこなわれた。いろいろの血液の化学的検査、腎臓の機能および肝臓の

機能検査の結果は異常を示さなかった。尿を濃縮する腎臓機能は毎日の尿サンプルの比重が1.003から1.025まで振れていることによってわかった。

患者はある慢性の背中のいたみ以外は苦痛をうたえず、このいたみは傷害後何年もの間あったり、なかったりした。身体検査、胸のX線検査、研究室での検査、心電図、特殊の肝臓および腎臓機能検査はすべて正常限度内にあり、曝射または処置後ならぬ認めうべき変化がなかった。あるとき1回、毎日の尿検査でアルブミンが出たことがあった。これは、ただちに、EDTAの処置を1時的に中止したため、なくなった。

第2例は白人で40才であった。検査とルーチンの研究室の所見では、この場合本質的に異常がなく、血液の化学的検査はおこなわなかった。



● CaEDTAで処理期間中の排泄
○ 非処理期間中の排泄
— 肺中30~40日の半減期に対する計算分泌曲線

第2図 プルトニウム-肺沈着の尿排泄 [765]

3.3.2 処置 第2図はCaEDTAで処理をした期間および処理をしない期間の尿の排泄速度を曲線で示している。

この曲線から、肺中のプルトニウムの半減期は30~40日で最初の沈着量 (deposit) は0.36マイクロキュリーである。220日間の観察で測定された全プルトニウムの排泄は:

尿として除去された全量 0.037 マイクロキュリー
(肺に沈着しその一部が尿として除去される)

便となって除去された全量 0.35 マイクロキュリー
(上部呼吸道にあったものが線毛運動などで胃腸系へ除去される、ここでは肺中に沈着したと考えない)

また吸入直後に血液の中に吸収された量は0.003マ

イクロキユリーであった。便として最初の1週間は多量に排泄したが(第9表参照), 後期の約60日後には尿としての排泄量に比べ数十倍少ない。

第9表 糞便としての排泄(第1例)[765]

吸入後の日付	便中のプルトニウム μC
1	0.14
2	0.13
3	0.063
5	0.014
6	4.2×10^{-4}
7	4.7×10^{-5}
合計約 0.35 μC	

すでにのべたように最初 0.36 マイクロキユリーが肺に沈着し, 尿として排泄されたものは220日間でわずか 0.037 マイクロキユリーである。すなわち肺の中に相当量のプルトニウムが残留した。したがって筆者らは物質を簡単に可溶性だとか不溶性として分類できないことおよび物質がこの定義にしたがって行動すると期待できないことがわかる。この事故では, 硝酸プルトニウムの溶液が蒸発したのであるが, この“可溶性”の物質が一部しか溶けない化合物として肺中に残留した。肺に対する平均曝射線量はこの場合は重大な損傷を起すと思われるよりも低い, この物質がもっと不溶性であれば線量は多くなるであろう。

3.3.3 結論 プルトニウム化合物を吸入した個人の事後処置は, もしその化合物があまり溶けず, ゆっくり肺から吸収されるとするならば, 可溶性の場合より, ずっと不満足なものとなる。CaEDTAを長期(220日間)にわたり血管内注射をしたことによりプルトニウムの尿中排泄を10倍に増加したが, それでもこの量は尿として除去さるべき体内沈着量(肺中の沈着量)の10%にすぎなかった。

なお体内に沈着したプルトニウムの除去について, 動物実験の結果を述べてみよう。

プルトニウムを摂取したのちすぐに処置すればプルトニウムの沈着の除去はうまくゆく。この時クエン酸ジルコニウムがプルトニウムの骨への沈着の防止にもっとも効果的であり, ethylenediamine tetraacetic acid (EDTA) が軟組織からプルトニウムを除くにもっとも有効である。処置がおくれるとプルトニウムは骨にしっかりと沈着し, これらの薬は効果が少なくなり, もっともよい結果でも EDTA で4週間強く処置して骨への沈着を25%減らしたにすぎない。

第10表 EDTA または DTPA で処置したあとのネズミの体中におけるプルトニウムの分布[2382]
注射後 48 時間の分布(投与した量の百分率)

	対照(NaCl) ^{a)}	EDTA 処置 ^{a)}	DTPA 処置 ^{a)}
骨格 ^{b)}	61±6	44±5	8.7±0.9
肝臓	18±2	9.4±1.1	5.3±0.9
腎臓	0.8±0.05	0.4±0.06	0.6±0.06
脾臓	1.8±0.2	1.4±0.2	0.2±0.02
尿	1.6	15	43
糞	2.1	3.9	15

a) 1.0 μC のクエン酸プルトニウム(IV)を血液中に注射後1時間で 0.3mM を腹腔内に注射。

b) 大腿骨を24倍して算出。

種々の薬品を試験してみると diethylenetriamine-pentaacetic acid (DTPA) がすべての重要な点ですぐれている。EDTA と DTPA を比較してみると第10表のようになる。体内汚染除去を始める1箇月くらい前に投与したプルトニウムの除去については, EDTA と DTPA が良好であって, その結果を第11表に示す。

第11表 EDTA と DTPA でくり返し処置したあとのネズミの体内におけるプルトニウム分布。プルトニウム投与後38日たって開始[2382]

4週間処置してからの分布^{a)}(投与した量の百分率)

	対照	EDTA	DTPA
骨格	64±6	70±7	49±7
肝臓	3.7±1.3	1.9±0.2	0.5±0.1
腎臓	0.2±0.03	0.2±0.04	0.1±0.02
脾臓	1.3±0.3	0.1±0.02	0.1±0.04
尿 ^{b)}	2.1	2.6	8.8
糞 ^{b)}	3.4	4.2	4.7

a) 1日の処置として 0.3mM EDTA または DTPA(ナトリウム塩)+0.2mM カルシウムグルコネートを腹腔内に与えた。対照群にはカルシウムグルコネートだけを与えた。第1と第2の週の間は4日間処置し, 第3週は2日間, 第4週は1日だけ処置した。

b) 4週間の処置期間中に排泄されたものを集積した値。

この表では EDTA は効果がないようであるが, カルシウム塩として投与されたほかの実験では, 沈着した全量については統計的に意味のある減少を示したのである。この表から DTPA はよいことがわかり, 実際の応用の可能性を示しているが, 処置の期日がのびると, プルトニウムの排泄が非常に悪くなることに注意しなければならない。

文 献

第 2 回ジュネーブ会議報文

- [219] S.D. SIMPSON, *et al.*: Canadian experience in the measurement and control of radiation hazards in uranium mines and mills.
- [295] A. BUTTERWORTH, A. COOK, H. MASON: Radiological protection of workers engaged in the manufacture of natural uranium fuel at the Springfields' Factory of the U.K.A.E.A.
- [760] H.F. SCHULTE, D.D. MEYER: Control of health hazards in handling plutonium.—Results of 14 years experience.
- [1238] R. AVRIL, *et al.*: Measures adopted in French mines to ensure the protection of personnel against the hazards of radioactivity.
- [1987] J.N.P. LAWRENCE: Health physics aspects of handling uranium -233 feed material.
- [2382] R. C. THOMPSON, W. J. BAIR, S. MARKS, M. F. SULLIVAN: Evaluation of internal exposure hazards for several radioisotopes encountered in reactor operations.

そ の 他

- 1) B. RAJEWSKY: Strahlendosis und Strahlenwirkung. Georg Thieme Verlag. Stuttgart.
- 2) M. EISENBUD, J. A. QUIGLEY: Peaceful uses of atomic energy. United Nations, **13** (1956) 222.
- 3) E.C. TSIVOGLU, *et al.*: *Nucleonics*, **14** (9), 40 (Sept. 1953)
- 4) H. L. KUSNETZ: *Am. Ind. Hyg. Assoc. Quart.*, **17**, 85 (1956)

内部照射の諸問題

1. 肺に吸入された不溶性の放射性粒子の沈着とその傷害

肺に吸入される RI は可溶性と不溶性の両者があるが、可溶性のものは体内への侵入口に比較的影響されないで体内に分布する。不溶性のものは、肺に留まり、その残留時間は粒子の大きさと形状、可溶性になる速度および線毛運動または貪食作用による除去の速度によって決まるであろう。肺にある間、RI はその分布にしたがって周囲の組織を非常に不均一に照射する。

したがって、この傷害の評価に当っては RI 粒子の肺中の分布や病理学の知識を必要とする。

普通動物実験では RI (たとえば $^{239}\text{PuO}_2$, $^{106}\text{RuO}_2$) を aerosol として吸入させ、また hydrosol として気管内注射によって投与する。Aerosol の吸入はより適当な方法であるが、実験的にはむずかしく、とくに大量の RI を沈着させる目的には注射のほうがやさしい。そして長い期間にわたる分布および病理学的影響についてのデータは主として気管内注射の動物からえられている。 ^{106}Ru の分析のほうがずっと容易であるから、 $^{106}\text{RuO}_2$ 曝射のデータが $^{239}\text{PuO}_2$ についてのデータよりはるかに多い。

第1表 吸入した粒子の分布 (全吸入量の百分率) [2382]

吸入した粒子の行方	ハツカネズミ中の $^{106}\text{RuO}_2$ の実験結果 ^{a)}	人間に対し ICRP で仮定された値
はきだされる	24	25
上部呼吸道に沈着したのち 胃腸系へ飲みこまれる	62	50
肺に沈着する	23	25
24 時間後に肺に存在する	10	13

a) 実験誤差のため全部の合計は 100% を越える。

第2表 1 週 30 時間 1 年間吸入させたイヌの肺中にある UNO_3 , UO_2 および ThO_2 の濃度。数字は U または Th による質量を示す [739]

化合物	空気中濃度 (mg/m^3)	肺中の濃度 ($\mu\text{g}/\text{肺の組織 } 1\text{g}$)
可溶性 UNO_3	9	2
不溶性 UO_2	1	116
不溶性 UO_2	10	950
不溶性 ThO_2	5	170

第1表は 0.05 から 3 ミクロンまでの大きさの粒子を含む aerosol に 1 時間さらしたすぐあとの $^{106}\text{RuO}_2$ の分布である。

またウランのじんあいの吸入の研究の結果、不溶性化合物 (UO_2 または U_3O_8) の大量が肺に留まること、可溶性化合物 (硝酸ウラン) のじんあいは、高濃度でも肺にはほんのコン跡程度しか残らないことがわかる (第2表)。

これと対照的に、同じ濃度の不溶性ウラン酸化物は、肺 1g あたりウラン 950 μg のウランを蓄積する。同様に不溶性の ThO_2 を吸入したイヌは 1 年間で肺 1g あたり 170 μg のトリウムを蓄積する。

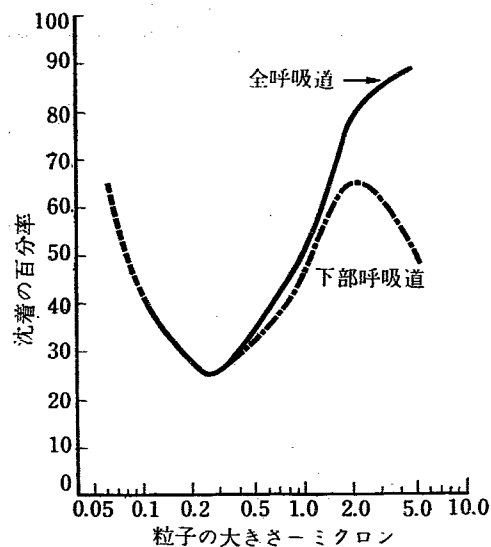
動物の種類は 2 種 (イヌとネズミ) で空気中濃度も 2 種 (1 と 10 mg/m^3) しかないが、ほかには空気中濃度と肺の蓄積量との関係を推測する基礎的データは少ない。第2表からわかるように、空気中濃度と肺蓄積量との間にはほぼ比例性がある。このデータから空気中最大許容濃度 (50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$) を吸入したときには、肺には 4 $\mu\text{g}/\text{g}$ 以上たまらまいであろうと予想される。

酸化ウランのじんあいの粒子の大きさと、肺への残留との関係は第3表に示すとおりである。また、いろいろの実験値や理論値の総合的結果は第1図のようになるという [738]。この粒子の大きさの影響は注意する必要がある。

最初肺のみに注意を集中したが、実験してみると肺のリンパ節にも注意を向ける必要があった。肺とリンパ節への沈着の比率は第4表、第5表に示すとおりである。

これらの不溶性の粒子が肺から除去される速度について
第3表 粒子の大きさの関数としてウサギの肺中における UO_2 の沈着 [739]
(80 mg/m^3 を 30 日間に吸入させた場合)

粒子の大きさ (ミクロン)	肺沈着 ($\mu\text{g}/\text{g}$)
2	157
>1	510
0.5	1230



第1図 微小粒子の呼吸道における沈着の模式図:

HULTQVIST¹⁾の詳細な図から導いたもの [738]

いてはよく知られていない。ネズミの実験では、 UO_2 や ThO_2 の肺中量を半分取除くには、約 5~6 カ月間要する。イヌの実験では、 ThO_2 は 7 年間にほとんど除去されないという結論が出た。気管内に ^{230}Th を与えたネズミでは、最初の 1 週間にかかなりの量が胃腸管へ移動した。そのあと肺中の量は永久的で 2 カ月間の

第4表 UO_2 (5 mgU/m^3) を吸入させたイヌとサルとリンパ節における UO_2 の残留, ThO_2 (4 mgTh/m^3) を 1 回吸入させたあと 7 年たって殺されたイヌの組織中にあるトリウムの濃度 [739]³⁾

動物をぎせいにした時間・年月	動物の種類	肺中の濃度 ($\mu\text{g/g}$)	リンパ節中の濃度 ($\mu\text{g/g}$)
6 カ月	イヌ	1030	1,490
1 年	"	1220	6,600
2 年	"	2200	2,9000
2 年	サル	3050	142,000
ThO_2 7 年	イヌ	760	37,500

観察期間中本質的に変化しなかった。

気管内に注射した $^{106}\text{RuO}_2$ の残留を、14 カ月間 total body counting によって追跡すると第 2 図のようになる。プルトニウムの残留のようすもプルトニウムから出る低エネルギーの X 線を total body counter で測ることによって得られ、その結果は ^{106}Ru と似ている。肺からはかの組織への RI の移行は $^{239}\text{PuO}_2$ や $^{106}\text{RuO}_2$ を気管内に投与して調査できる。このデータは第 6 表に示した。オートラジオグラフによる研究により、再分布した物質の一部は粒子のままで存在することがわかった。したがって、ある物質は肺から

第5表 リンパ節と肺における濃度比 [738]

元素	化合物の型	動物の種類	曝射の型	時 間		リンパ節/肺 (g あたり)
				曝 射	曝射後	
U	不溶性	サ ル	吸 入	93 日	短時間	49
	不溶性	イ ヌ	吸 入	6 月	短時間	1.5
	不溶性	イ ヌ	吸 入	12 月	短時間	6.2
	不溶性	イ ヌ	吸 入	24 月	短時間	13.8
	不溶性	ネズミ	吸 入	6 月	短時間	0.3
	不溶性	ネズミ	吸 入	12 月	短時間	1.95
	不溶性	ネズミ	吸 入	12 月	6 月	13.2
	不溶性	イ ヌ	吸 入	1 年	短時間	22
	可溶性	イ ヌ	吸 入	1 年	短時間	1.3
Th	不溶性	イ ヌ	吸 入	数カ月	8 年	53
	可溶性	イ ヌ	吸 入	3 月	6 年	32
	可溶性	イ ヌ	吸 入	2 月	6 年	25
^{210}Po	可溶性	ネズミ	吸 入	5 時間	10 日	0.05
	可溶性	ネズミ	吸 入	5 時間	57 日	0.26
	可溶性	ネズミ	吸 入	20 分	5 日	0.06
	可溶性	ネズミ	吸 入	20 分	20 日	0.10
	可溶性	ネズミ	吸 入	20 分	30 日	0.19
	可溶性	ネズミ	気管内注入	短時間	2 日	0.12
	可溶性	ネズミ	気管内注入	短時間	10 日	0.40
	可溶性	ネズミ	気管内注入	短時間	30 日	4.1
	可溶性	ネズミ	気管内注入	短時間	62 日	2.8
	可溶性	ネズミ	気管内注入	短時間	62 日	2.8
^{239}Pu	不溶性	イ ヌ	吸 入	160 日	数時間	12.5 ^{a)}
	不溶性	ロ バ	(野 外)	160 日	数時間	17.8 ^{a)}
	不溶性	イ ヌ	気管内注入	短時間	10 日	0.01

a) 中間値

第6表 放射性粒子の気管内投与のあとの組織内分布 ($\mu\text{C} \times 10^3 / \text{組織} 1 \text{g} / \text{注射} \mu\text{C}$) [2382]

組 織	180 日後			1 年後		
	$^{106}\text{RuO}_2^a)$	$^{239}\text{PuO}_2^b)$	$^{239}\text{Pu}(\text{OH})_4^c)$	$^{106}\text{RuO}_2^d)$	$^{239}\text{PuO}_2^e)$	$^{239}\text{Pu}(\text{OH})_4^c)$
肺	124	46	93	30	85	57
骨	38	31	50	180	50	63
副 腎	2	18	10	—	19	7
筋 肉	10	15	10	2	8	8
卵 巣	12	14	—	1	28	—
脾 臓	4	10	4	5	45	5
肝 臓	1	3	28	2	24	60
リ ン パ	7	3	8	30	17	14
腎 臓	0.4	1	2	0.1	3	1

a) はじめの量=3.7 μC $^{106}\text{RuO}_2$, 平均粒子直径 1.0 μ b) はじめの量=0.003 μC $^{239}\text{PuO}_2$, " 0.3 μ c) はじめの量=0.02 μC $^{239}\text{Pu}(\text{OH})_4$, " 0.5 μ d) はじめの量=3.2 μC $^{106}\text{RuO}_2$, " 0.8 μ e) はじめの量=0.06 μC $^{239}\text{PuO}_2$, " 1.0 μ

粒子のままで除去されたということを意味しているようである。また、粒子のままであれば、そのまわりの強い放射線量による病理学的な影響について問題が生じてくる。つぎに、肺に与えた放射線量を問題にしてみよう。

全放射線量の計算は肺中のウランやトリウムの濃度とその蓄積速度について簡単な仮定をおいて求めることができる(第7表)。

$^{239}\text{PuO}_2$ や $^{106}\text{RuO}_2$ を気管内に投与した場合、それによって起る傷害は、大きくわけて腫瘍と肺炎である。

組織学的検査では4つの型の腫瘍がわかった。良性の乳頭状嚢状線腫、鱗片状細胞ガン、線維肉腫、および未分化悪性腫瘍がそれである。悪性腫瘍の発現のための潜伏期は少なくとも200日であるようにみえる。

第7表 UO_2 (5mgU/m³) を2年間吸入させた動物と ThO_2 (45mgTh/m³) を吸入させたあと7年間たった動物の肺とリンパ節に対する放射線量 [739]

2年 UO_2	2年間の平均線量率	2年間の終りにおける線量率	2年間の全線量
イヌの肺	14 rem/w	23 rem/w	1,400 rem
" のリンパ節	115	310	11,500
サルの肺	19	33	1,900
" のリンパ節	560	1,510	56,000
7年 ThO_2			
イヌの肺	10	10	3,640
" のリンパ節	360	360	131,000

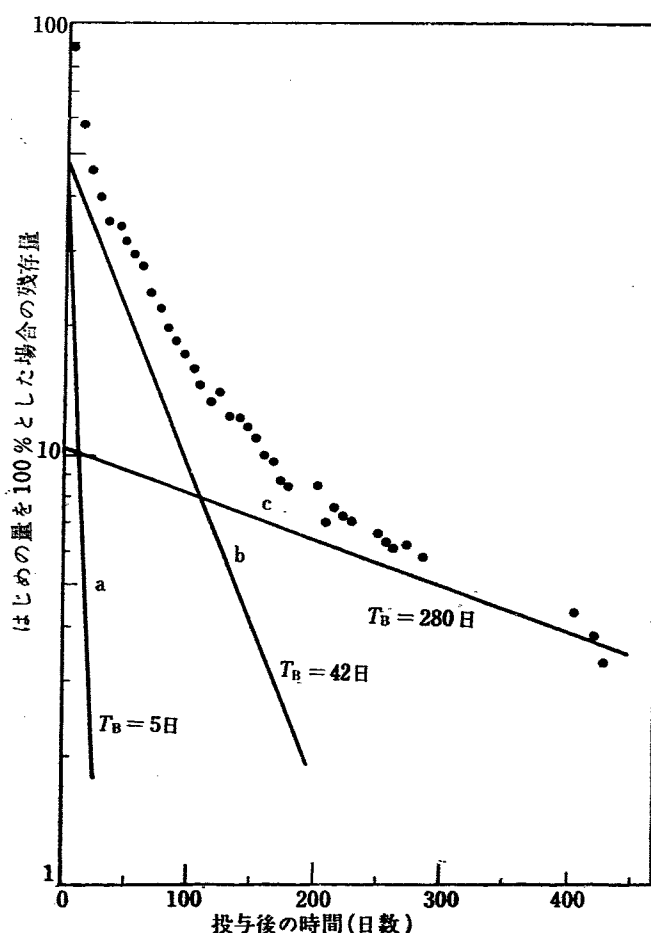
(注) a) 100 erg/g=rad

b) RBE=10

c) Th の崩壊1箇について 5MeV のエネルギーを仮定した。

0.06 μC の $^{239}\text{PuO}_2$ を気管内に注射した17匹のハツカネズミのうち2匹に400日後に悪性腫瘍が発生し、またわずかに0.003 μC 注射した3匹目のハツカネズミにも同様に発生している。 β 線を出す ^{106}Ru では肺ガンの発生の割合はずっと少ない。

4.5 μC 受けた1匹だけガンができた。なお第8表

第2図 ハツカネズミの気管内に注射した $^{106}\text{RuO}_2$ の残留 [2382]

第8表 放射性物質による肺ガンの発生 [738]

元 素	動物	線 量		知 見
		投与の方法	計算された線量 ^{a)}	
1 ²¹⁰ Po	ネズミ	気管内に 5 μ C/kg	>2500 rad (60匹のイヌについて)	15匹のうち2匹が鱗片状細胞ガン, 15匹のうち1匹が乳頭状腺腫の増加
2 ²³⁹ Pu	ハツカネズミ	気管内に 0.06 μ C/動物	>1885 rad ^{b)}	400 日たって 17 匹のうち2匹が鱗片状細胞ガン
3 ¹⁴⁴ Ce- ¹⁴⁴ Pr	ネズミ	気管内に5~50 μ C/動物	>2150 rad	鱗片状細胞ガン
4 ¹⁴⁴ Ce- ¹⁴⁴ Pr	ネズミ	吸入によって 3.2~200 μ C/動物	~30,000 rad(0.2 μ C/g 組織あたり)	化成 (予報)
5 Ba ¹³⁵ SO ₄	ネズミ	気管内に 375 μ C/w (10週間)	12,000~ 20,000 rad	鱗片状細胞化成およびまたはガンの 25% 発生
6 酸化 ¹⁰⁶ Ru	ハツカネズミ	気管内に 4.5 μ C/動物	>1,000 rad	23匹のうち1匹に1年間たって悪性腫瘍 (鱗片状細胞ガンではない)
7 ⁹⁰ Sr 玉	ネズミ	線源うめこみ	78,000 rad 47,000 rad	ガン リンパ腺肉腫
8 ¹⁰⁶ Ra- ¹⁰⁶ Rh 玉	ネズミ	線源うめこみ	70 rad 20,000 rad	化成 気管支にガン

a) それぞれの実験について、その実験者が計算していないときは、肺に一樣に分布するとして計算してある。これらは最小線量であろう。

b) 実効半減期を 30 日と仮定した。

にはほかのいろいろの元素による傷害も含めて総括的に示してある。

1.1 ウランおよびトリウムの最大許容濃度 [739]

BALE の計算では天然ウラン 25 μ g は毎分 37 箇のアルファ粒子を出す。半分は ²³⁴U から半分は ²³⁸U から放出される。アルファ粒子は平均 4.49 MeV のエネルギーを出すとする、25 μ g/g は 0.0039 rad/24hr で RBE_α=10 を使うと 0.039 rem/24hr となり許容レベルよりわずかに小さい。何年間にもわたる長期の動物の吸入実験から MPC は 50 μ g/m³ と定められた。

この濃度では、不溶性のウラン化合物はなんら腎臓傷害はないのであり、また不溶性のウラン化合物では、何年間吸入しても許容線量を与えるために必要な 25 μ g/g (組織) より大きい肺中濃度を蓄積することはないであろう。この MPC, 50 μ gU/m³ (空気) は 3.3×10^{-11} μ C/cc に相当する。

²³²Th についても似たような計算ができる。トリウム 21 μ g は毎分 31 箇の α 粒子を放出する。その平均エネルギーは 6 MeV である。したがって組織 1g あたりの 21 μ g のトリウムはほぼ許容線量を与える。トリウムの肺中における残留の様子は不溶性のウラン化合物の残留と類似しているとして、²³²Th に対してはウランに対し選んだと同じ MPC, すなわち 3.3×10^{-11} μ C/cc を選ぶことは理屈にかなう。もしトリウムがその崩壊生成物と一部平衡にあれば、1 崩壊あたり 6 MeV のかわりに 5 MeV となり、トリウムの許容値は 25 μ g/g (組織) となり、ウランのそれと数値的に同じとなる。

²³²Th の MPC がウランのそれより低くあるべき

だという示唆について考えてみる。これは4つの仮定にもとづいている。

- 1) トリウムの新陳代謝の様子はウランよりプルトニウムのそれに近い。
- 2) 肺におけるトリウムの生物学半減期が約1年である。
- 3) トリウムが肺を離れると、その大部分は骨に移行する。
- 4) 骨中においてはその半減期は約20年である。

これらの仮定を全部入れて計算すると、骨に対する許容量以下に維持するため MPC には 10^{-11} μ C/cc よりも、 10^{-13} μ C/cc が必要となる。殺される7年前に ThO₂ を吸入したイヌでは、肺の負荷量は7年の間なんら著しい減少を示さなかった。このイヌの骨中のトリウム量は約 1 μ g/g であり、肺は平均 760 μ g/g であった。骨全体では 1 mg, 肺全体で 76 mg あった。したがって、肺から骨への移行は最小であって確かにトリウムの大半はいぜんとして肺に留まる。この事実から MPC を 10^{-13} μ C/cc とすることは少なくとも現在のところ拒否してよい。新 ICRP の勧告では不溶性のウランに対し 2×10^{-11} μ C/cc を、不溶性のトリウムに対し 4×10^{-12} μ C/cc を与えているが、可溶性のトリウムにはもっともきびしい 7×10^{-13} μ C/cc を与えている。第7表をみると、許容量を大幅に上まわっているが、肺やリンパ節にはなんら傷害を発見できなかった。ガンも現われていない。実験動物や人間の患者では、大量の X 線照射で肺の組織変化(線維形成や肺炎)が 2,000 r 以下で起っている。内部照射では 1,800 rem で肺ガンが起っている。第7表に示した動物では、大量被曝しているのになぜ組織学的変化が起らないので

あろうか。それには4つの要因がある。

- 1) 線量は2ないし7年の期間にわたって与えられた。X線のほうは1日または数日で与えられた。
- 2) 肺組織の放射線感受性が大きくない。
- 3) ThO_2 や UO_2 は粒子であって、点線源の複雑な geometry が作用している。(不均一な放射線源のもつ意味はまだ評価できていない。)
- 4) 放射線の自己吸収があり、これはよくわかっていない。ウランとトリウムは両方とも密度の高い元素である。多分、自己吸収が組織に与える実効放射線量を減少させたのであろう。

これらの要素の中で最大の意味をもつものは、曝射の点線源的性質の考慮から計算される実効線量の減少であらう。第7表を計算するに当っては、(その容積内に放射線が一樣に分布するとして) 組織の単位容積あたりに放出される全エネルギーを考えた。点線源は

- a) 容積の大きな部分を照射できない。
- b) すぐそばの小さな容積中にエネルギーは集中し、いちばん近い内側の部分においては致死線量の数倍を与えるであらう。こうして
- c) 生き残った組織に吸収される実効エネルギーを著しく減少させる。

このようにして感ずる線量 (sensible dose) は1,000倍またはそれ以上も減少させられるかもしれない。人間については肺中の負荷量と空中濃度を関係づけるデータは非常に不足している。鉱山における肺ガンの原因はまだ証拠がなく確立されていない。200 d/m-m³の空气中で10年間働いたトリウムの精製工場の職長の肺には1.7 rem/w (許容量の5倍) を与えるトリウムを含んでいた。この量ではなんら組織学的傷害は

発見されなかった。トロトラスト (25% 酸化トリウムを含んだ液体でレントゲン診断用造影剤) を与えた4人の患者はトリウム 232 を0.2 mg/g (肺の組織) を含み、0.7 rem/w (許容量の2倍) であったが、組織学的変化はみられなかった。

1.2 管理の方法 (Control measures)

動物実験や人の事故記録から集積された知識によってつぎのようなことがいえる。

- 1) ウランとトリウムの酸化物を含んだ糞の排泄はほこりっぽい空気を直前に吸入したことを反映している。
- 2) 尿分析はウラン被曝の主要な指標である。作業をした日の終りにとった尿サンプルの検査は可溶性ウラン化合物のその日の曝射を表わす。肺中の不溶性物質プラス骨中に沈着したウランの負荷量は仕事からはなれた一時期、たとえば月曜日の朝の尿のサンプルからわかる。
- 3) 肺中にある ThO_2 の負荷量は尿分析からはわからない。
- 4) 固定してしまったトリウムの body burden は糞分析からわからない。
- 5) 呼気のトリウムの測定、尿中に出たラジウムの分析または whole body counter を使用する方法がトリウム被曝およびトリウムの body burden の指標として勧告される。トリウムの body burden を評価するよい方法はないから、トリウム dust の空气中濃度のコントロールは、強制的にやらねばならない [739]。

2. 経口摂取したプルトニウムの吸収傷害

吸収率 Hanford Laboratory において、ネズミを使って実験をおこない、プルトニウムのいろいろの濃度において pH 2 より酸性でない溶液として長いあいだ継続的に胃内に投与した。その結果いちばん問題となる器管は骨であり、骨への吸収率 (f_w) は 3×10^{-5} ということがわかった [2382]。(新しい ICRP-1958 年では 2.4×10^{-5} となっている。)

この数字はブタについての少数の実験でも確かめられた。胃内投与でなく飲料水中にプルトニウムを入れるか舌の上におくという口を通しての実験でも、胃へ

の吸収沈着は、胃中へ管で入れる実験結果と同じであった。

この摂取されたプルトニウムが吸収され、骨に沈着する割合の 3×10^{-5} という数字は、汚染した飲料水にあてはめることができる。飲料水中ではプルトニウムは pH 2 よりアルカリ性であって、プルトニウムは、きわめて溶けにくい4価の重合した水和酸化物として存在するであらう。ただし、この数字は非常に若い動物 (子供) については適用できない。生長したネズミでは 3×10^{-5} という値であるが、生れて1日のネズミ

では 2.5×10^{-3} で第1週の終りで 1×10^{-3} となり、第3週の終りで 2×10^{-4} となり、1カ月たって生長したネズミと同一になる。この約100倍の吸収率の増加は、大型の分子の腸における透過性が增大していることによる。いくつかの動物種について非常に若い動物に対してこの事実が報告されている。

工業上の被曝条件によっては、プルトニウム(4価)の重合体溶液で観察されたよりもずっと高い吸収が起るかもしれない。0.1Nの硝酸溶液中にある6価のプルトニウムの吸収率は胃中へ投与のネズミでは約 2×10^{-2} である。Complexing agentsの存在によって、より低い酸の溶液中では吸収は増加する。クエン酸を含むプルトニウムのpH2の溶液中では吸収率は 4×10^{-3} である。これらの結果から胃腸系からのRIの吸収率に対し、ただ一つの数字を無差別に使うことは危険である。このようなただ一つの数字は飲料水の許容汚染限界をきめるには応用できるけれども、研究室や生産工場であらういろいろの放射線障害をカバーするという期待はできない。

摂取したRIによる腸管の照射

(X線照射による影響との比較)

口から摂取したプルトニウムが吸収され骨に沈着する割合が非常に小さいため、吸収されないRIが腸管を照射することの方がより重大な障害を起すかもしれない。1953年のICRPの勧告では胃腸管への照射を制限要素として考えた場合のMPCの方が骨を問題の臓器として計算したMPCより2倍低いのである*。

胃腸管に対するいろいろの型の照射による傷害の差を知るためネズミを使って実験をおこない、口から摂取した吸収率の悪い α 放射体(^{239}Pu)と β 放射体(^{91}Y)の急性の傷害と、生体内にある腸および摘出した腸にX線を照射して起る傷害とを比較した。

X線照射の実験では、摘出した腸について、LD-50は1,550rで平均7.1日生存した。腹腔照射では1,620rで生存期間は5.7日であった。

また全身のX線照射では、LD-50は650rであり、全身照射1,500rでは平均生存時間は3.6日であった[2382]。

血液学的影響はふたとおりの腸管のX線照射でひどく異なっていた。一過性のリンパ球減少が照射後5日で最大に達し、この減少は腹腔照射の動物でより明瞭

であり、長くつづいた。顆粒数は腹腔照射の動物では減少したが、摘出した腸を照射した動物では減少しなかった。血清アルブミンについては両照射法とも約50%の減少をひき起した。損傷をうけた腸から血が出たための赤血球の損耗は全血液量の1.5に等しかった。1900r腹腔X線照射の動物中の少数を除いて菌血症はなかった。組織病理学的効果は2つのX線照射法において本質的に等しかった。損傷は致死量以下の線量で起る有糸分裂阻止から、半致死量や致死量で起るはげしい退化や潰瘍までいろいろあった。この損傷は照射後44日も残った。

胃内投与の ^{91}Y のLD-50は17mc/kgで平均生存時間は9日であった。血液学的効果はX線照射につづく効果と同じであった。同一の死亡率を起す量では体内 β 照射はX線と比べ、白血球をよりひどく減少させたが、血清アルブミンや血液のロスではより小さい効果を示した。 β 照射による組織病理学的効果はX線のそれと類似していたが、その分布状態が異なっていた。X線照射では、小腸がいちばん損傷がひどかったが、 ^{91}Y の摂取による損傷は、大腸には限られていた。大腸は小腸に比べ、そこに ^{91}Y が長い期間留まるため、より大きな線量を受けていることはもちろんである。 ^{91}Y のLD-50の量(17mc/kg)は、腸管内通過速度を正常と考え、小腸に放射線量として1200radを、大腸に4000rad与えていると計算される。腸の機能に及ぼす放射線の効果から腸の動きがゆるくなるため実際の線量は4000rad以上となると思われる。

^{239}Pu のLD-50は、硝酸塩として胃内に投与された場合90mc/kgであり、生存時間は24時間以内であった。ネズミの死はおそらく硝酸塩の毒性のためであろう。 $^{239}\text{PuO}_2$ を胃内に200mc/kgも多量に投与しても放射線の効果は認められなかった。この量は、計算によれば小腸の内容物の表面で約 $1.5 \times 10^6 \text{ rem}$ の放射線量を与える。この計算はICRP(1953)と同一の考え方にしたがっておこなっている。大線量でも傷害の徴候がないことから、腸内容物から出ている α 放射線は、腸壁に対して大部分無効であるように思われる。それゆえ障害を評価する実際の目的には、このような胃腸内の α 放射体はMPCを計算する場合には無視してよいであろう**。

* ただし新しいICRPの勧告では、 ^{239}Pu について骨をcriticalとして(MPC)_w = $5 \times 10^{-5} \mu\text{c/cc}$, GIをcriticalとして $3 \times 10^{-4} \mu\text{c/cc}$ であって、旧勧告と異なり骨をいちばんcriticalとしている。

** ICRPの新勧告では胃腸管内の α 放射体については、その出す全エネルギーの1/100が胃腸管壁に対しeffectiveであるとしている。

3. ^{90}Sr と ^{137}Cs のヒトにおける排泄

3.1 概 説

放射性同位元素 (^{40}K を除く) がヒトの排泄物中にある場合は体内汚染の証拠となる。体内汚染がわかっただけでそれ以上の摂取をやめ、排泄物を時間を追って分析していけば RI の体内負荷量がわかる場合が多い。

またアイソトープの種類から問題の器官がわかり、RBE や放出エネルギーから、その器官が受ける線量を rem で計算できる。単一摂取につづく体内負荷量の減少を記述する関係式から、連続摂取の場合の体内負荷量の時間的増加がわかる。また一定の率で連続摂取の場合について、毎日の排泄物の量をきめることもできる。したがって尿、糞の分析は職業的にアイソトープを摂取する人の被曝の管理のために1つのよい方法を与えるということになる。体内排泄の正確な生化学的メカニズムが知られていないから、観察された排泄率を記述するために簡単な数学的モデルを選ぶ。すなわち2人の人が ^{90}Sr で体内汚染して尿として排泄している場合と、1人の人が ^{137}Cs で汚染した場合について、はじめは Exponential Model で、つぎに Power Function Model についてのべる[220]。

3.2 数学的モデルと器官に対する放射線量

3.2.1 Exponential Model 実験でえられた排泄のデータは exponential model で正確に適合させることができる。いま時間 0 で $N_0 \mu\text{C}$ 体内に存在するとする。その物理的な減衰の割合を λ_0 (1/日) とする。循環系中にある RI は $N \mu\text{C}$ で、排泄の割合を $-\lambda_1 N$ で与えられると仮定する。循環系中の RI が $-\lambda_2 N$ という割合で、ある化学的狀態に移るとし、この化学的狀態の濃度は N_1 で、その排泄率は $-\lambda_3 N_1$ であるとする。

そうすると

$$\frac{dN}{dt} = -\lambda_0 N - \lambda_1 N - \lambda_2 N \quad (1)$$

および

$$\frac{dN_1}{dt} = \lambda_2 N - \lambda_0 N_1 - \lambda_3 N_1 \quad (2)$$

これから

$$N = N_0 \exp\{-(\lambda_0 + \lambda_1 + \lambda_2)t\} \quad (3)$$

および

$$N_1 = \frac{\lambda_2 N_0}{\lambda_3 - \lambda_1 - \lambda_2} \exp(-\lambda_0 t) [\exp\{-(\lambda_1 + \lambda_2)t\} - \exp(-\lambda_3 t)] \quad (4)$$

排泄率は

$$\begin{aligned} y(t) &= \lambda_1 N + \lambda_3 N_1 \\ &= N_0 [(\lambda_1 - b) \exp\{-(\lambda_0 + \lambda_1 + \lambda_2)t\} \\ &\quad + b \exp\{-(\lambda_0 + \lambda_3)t\}] \end{aligned} \quad (5)$$

ここに

$$b = \frac{\lambda_3 \lambda_2}{\lambda_2 + \lambda_1 - \lambda_3}$$

t を日、 λ を 1/日で表わすと、 $y(t)$ は 1 日あたり排泄される μC となる。この式を実際の排泄(第3, 4, 5図)にあてはめて常数を求めると第9表のようになる。

第9表 実際に得られた常数値 [220]

	第 1 例	第 2 例	第 3 例
λ_1 , 1/日	112.76×10^{-3}	83.06×10^{-3}	11.44×10^{-3}
λ_2 , 1/日	61.06×10^{-3}	33.65×10^{-3}	132.74×10^{-3}
λ_3 , 1/日	2.96×10^{-3}	2.95×10^{-3}	3.67×10^{-3}
b , 1/日	1.06×10^{-3}	0.873×10^{-3}	3.46×10^{-3}
N_0 , 1/日	4.476×10^4	9.73×10^4	1.68×10^5

^{90}Sr と ^{137}Cs の場合は、 $\lambda_1 \lambda_2$ および λ_3 に比べ λ_0 は小さいので 0 に等しいとしてよい。また体内負荷量 $R(t)$ は次式で表わされる。

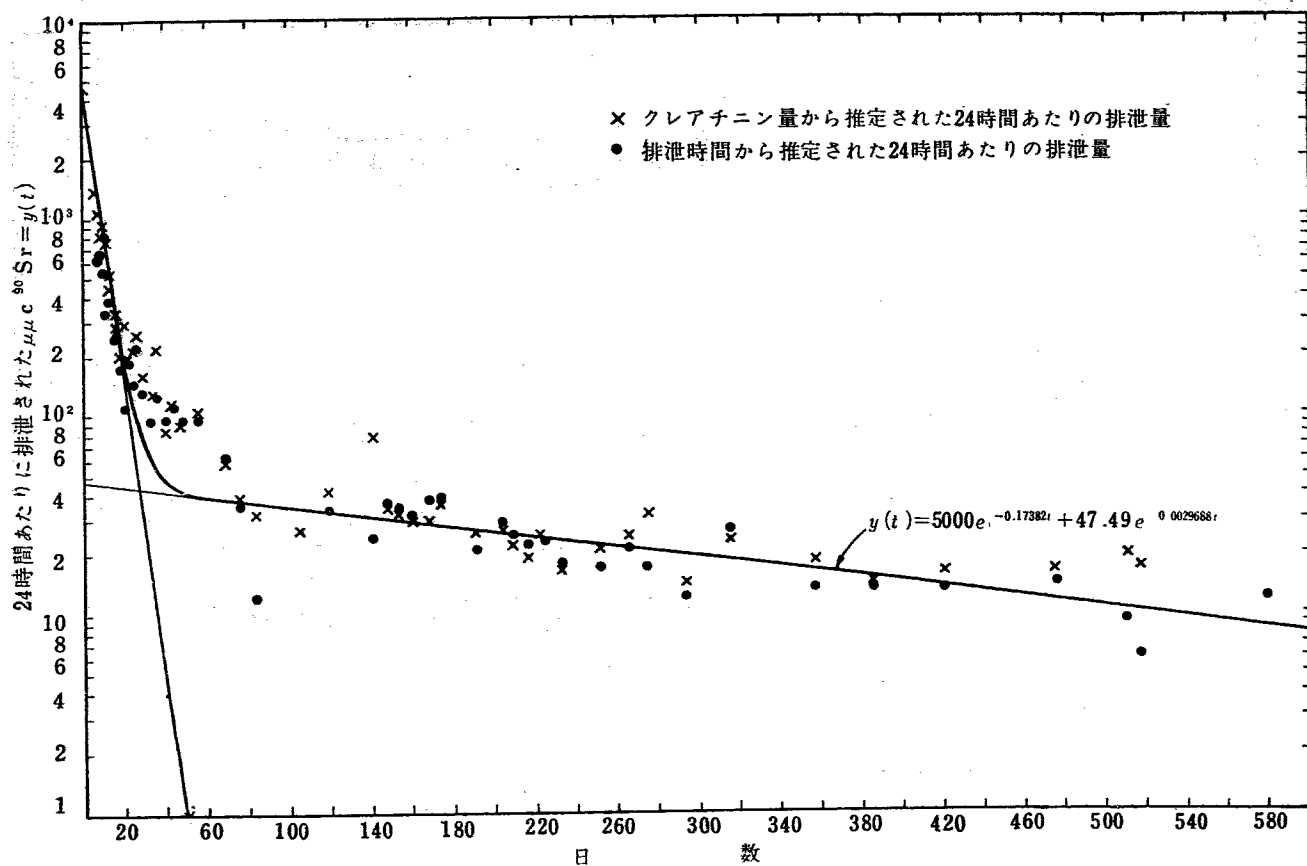
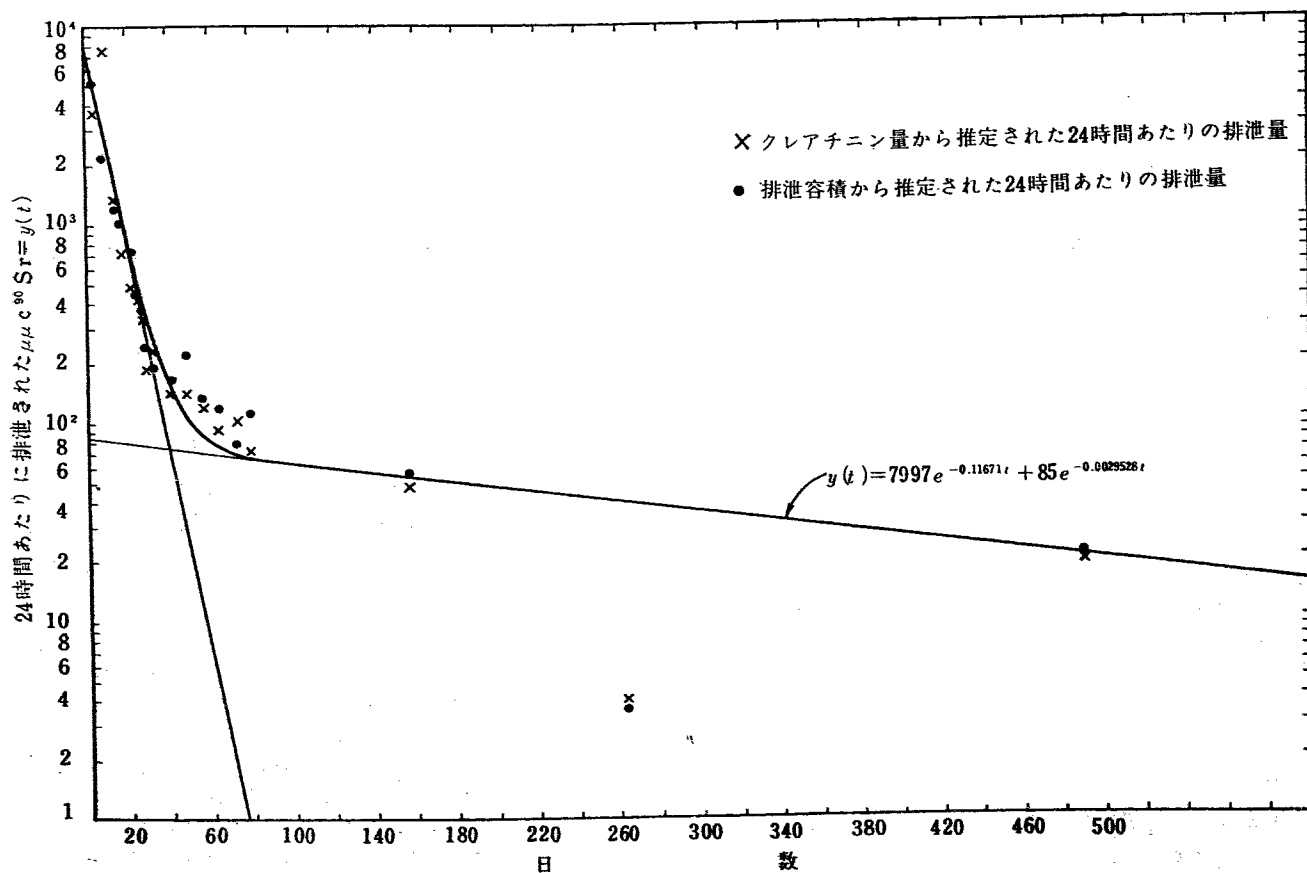
$$\begin{aligned} R(t) &= N_0 \left[1 - \frac{b}{\lambda_3} \exp\{-(\lambda_0 + \lambda_1 + \lambda_2)t\} \right. \\ &\quad \left. + \frac{b}{\lambda_3} \exp\{-(\lambda_0 + \lambda_3)t\} \right] \end{aligned} \quad (6)$$

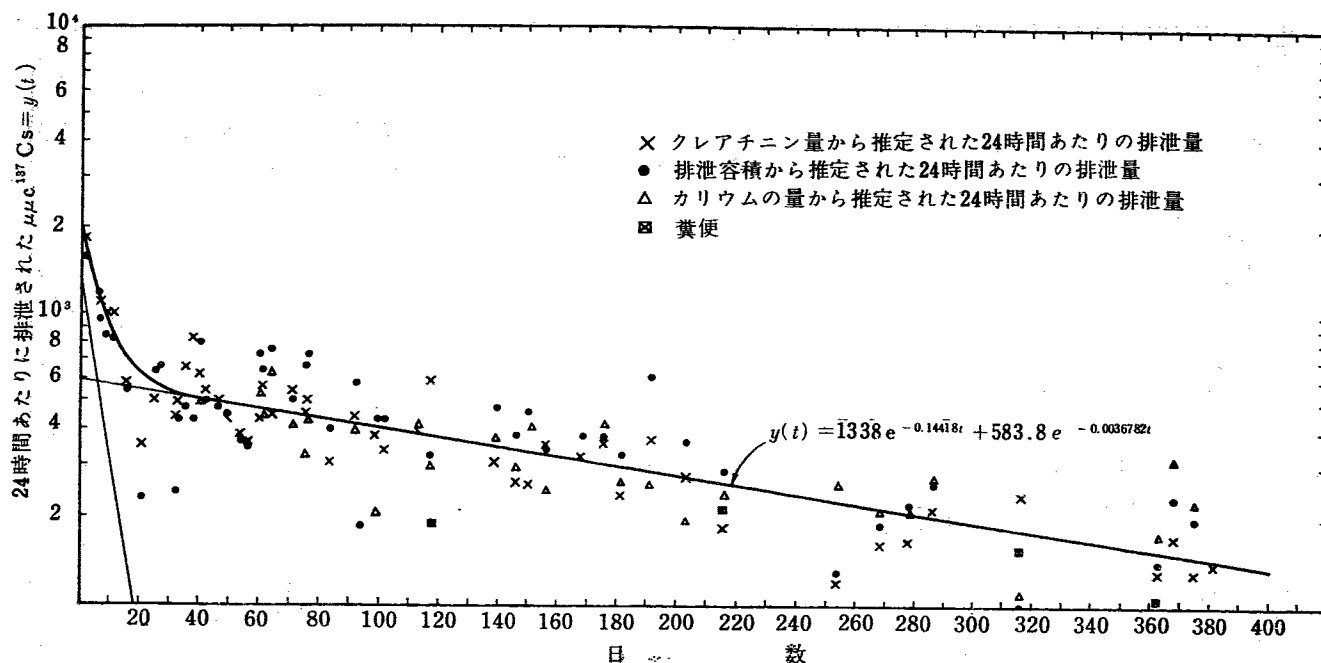
体内にある全量のうち一部は urinary pool から尿になって排泄されるが、そのほか糞として排泄される分もある。さいわいに ^{137}Cs の場合について尿のほかに糞の分析もおこなってある。文献にあるデータとこの糞のセシウムの分析のデータを使って、urinary pool の大きさから体内の全量を評価することができる。

3.2.2 糞の排泄 第3例で糞中のセシウムの分析がおこなわれており、第10表と第5図に示してある*。

第5図から糞の排泄曲線の傾斜は尿の排泄曲線の傾斜と平行であることがわかる。糞の排泄が尿の排泄と

* しかし WOODWARD *et al.* [221] は ^{137}Cs のトレーサー実験を人体でおこない、第5図とまったく異なり糞中の排泄は5日間以内で実質上 0 に等しいという結果を出している。

第3図 ^{90}Sr の排泄率の時間的変化 (第1例) [220]第4図 ^{90}Sr の排泄率の時間的変化 (第2例) [220]

第5図 ^{137}Cs の排泄率の時間的变化 (第3例) [220]第10表 糞および尿中の ^{137}Cs の分析値 [220]

1日	排泄量		1日の排泄全量 に対する百分率	
	$\mu\mu\text{C}/6$ (糞中)	$\mu\mu\text{C}/\text{日}$ (尿中) (第3図から)	尿 中	糞 中
118	145	385	72.6%	27.4%
216	216	270	55.6	44.4
316	154	186	54.7	45.3
363	104	155	59.8	40.2
平 均			61%	39%

同じようなメカニズム (式1と2) でおこなわれていると仮定すると、測定データから $\lambda_3(\text{糞}) = \lambda_3(\text{尿})$ であり、セシウムが体内で化学的狀態に移る係数 λ_2 は同一であるから式 (5) から

$$\frac{y(t)_{\text{尿中}}}{y(t)_{\text{糞中}}} = \frac{N_0^u}{N_0^f} \quad (7)$$

式 (7) と第10表から total body pool つまりアイソトープの体内の全量は N_0^u と N_0^f からわかり、 ^{137}Cs の urinary pool の 1.64 倍であると結論される。

^{90}Sr については糞の分析はおこなっていない。しかし HARRISON と RAYMOND はヒトの ^{90}Sr の排泄についてデータを公表している。それによれば体中負荷量の 5% が尿として、ほかは糞として排泄される。したがって、 ^{90}Sr の全射体負荷量 $= 20 \times (^{90}\text{Sr} \text{ urinary pool})$ である。

3.2.3 放射線量の計算 身体負荷量と時間との関係曲線 式(6)の下面積は、問題の器官に対する放射線量に比例する。40年生存するとして、その間に受

ける線量はつぎのようになる。

線量 (urinary pool 中にある RI から器官に与えられる線量)

$$\frac{3.7 \times 10^{-2} \times 8.64 \times 10^4 \times 1.6 \times 10^{-6} \times \Sigma E(\text{RBE}) N}{m \times 100}$$

$$\times \int_0^{40\text{年}} R(t) dt \quad (8)$$

$3.7 \times 10^{-2} = \mu\mu\text{C}$ あたり毎秒の崩壊数

$8.64 \times 10^4 = 1$ 日あたりの秒の数

$1.6 \times 10^{-6} = 1\text{MeV}$ あたりの erg 数

$\Sigma E(\text{RBE}) N = \text{MeV}$ で表わした 1 崩壊あたりの実効エネルギー

$\int R(t) dt$ は問題の器官すべてに対して $\mu\mu\text{C}$ -日で表わされる*。

^{90}Sr では問題の器官は骨であり、 $m = 7 \times 10^3 \text{g}$ で $\Sigma E(\text{RBE}) N$ は 5.5MeV 、 ^{137}Cs では全身が問題の器官であって、 $m = 7 \times 10^4 \text{g}$ である。 $\Sigma E(\text{RBE}) N$ は 0.59MeV をとった。3つの例について計算すると第11表のようになる。

* いま、urinary pool 中にある RI の全量は循環系にあるものとある化学的狀態にあるものと和であると考えている。すなわち $R(t) = N(t) + N_1(t)$ であって、問題の器官内に存在するもののみが大体放射線量に関与するのであって、体内にある RI の全量はその器官を照射するわけではない。しかし、しばらく時間がたつと ^{90}Sr の場合は体内にある全量のほとんど大部分が問題の器官内に集り、 ^{137}Cs の場合は全身が問題の器官であるから、上の計算は正しい。

第 11 表 放射線量 [220]

第 1 例		第 2 例		第 3 例	
urinary pool からの線量	全線量	urinary pool からの線量	全線量	urinary pool からの線量	全線量
223	4460	415	8300	19	31

3.3 最大許容量を連続摂取している場合の尿排泄の計算 いま $C \mu\text{C}/\text{日}$ の割合で $d\tau$ 時間連続摂取しているとき、その体内摂取量は $f_1 C d\tau$ である。 f_1 は胃腸管から血中へはいる割合を示す。

時刻 t (t は τ より大) では体の urinary pool に残っている量は

$$q_u = \int_{\tau=0}^{\tau=t=40\text{年}} f_1 C r(t-\tau) d\tau \quad (9)$$

ここに $r(t) = \frac{R(t)}{N_0}$ は最初 $t=0$ で urinary pool 中にあった量に対する時刻 t における量の割合。

^{137}Cs に対する体内許容量 q は ICRP に示すように

$$q(^{137}\text{Cs}) = \frac{2.8 \times 10^3 m W}{f_2 \Sigma E(\text{RBE}) N} = \frac{19.6 \times 10^6}{\Sigma E(\text{RBE}) N} \mu\text{C}$$

m = グラムであらわした問題の器官の質量 (70 kg 全身) $W = 0.1 \text{ rem/w}$

f_2 = 問題の器官内にある量と全身にある量との比
同じく ^{90}Sr に対して骨が問題の器官となり

$W = 0.3 \text{ rem/w}$, $m = 7 \text{ kg}$

$$q(^{90}\text{Sr}) = \frac{10.9 \times 10^6}{f_2 \Sigma E(\text{RBE}) N} \mu\text{C}$$

このようにして q は求められる。

また q_u は前に求めた q/q_u の比と q から計算することができる。第 12 表はそれを示す。

第 12 表 urinary pool 中の許容量 q_u [220]

アイソトープ	$q \mu\text{C}$	$q_u \mu\text{C}$	f_2	f_1	$\Sigma E(\text{RBE}) N$ MeV
^{137}Cs	30×10^6	20.1×10^6	1.0	1.0	0.59
^{90}Sr	2.1×10^6	1.05×10^6	0.95	0.3	5.5

q_u がわかり、また $R(t)/N_0$ を測定した値から求めることができるから式(9)を利用して $f_1 C$ すなわち C の値を計算することができる。これを第 13 表に示す。

第 13 表 最大許容摂取率 C [220]

	元 素	$C \mu\text{C}/\text{day}$
第 1 例	^{90}Sr	2820
第 2 例	^{90}Sr	3290
第 3 例	^{137}Cs	78200

いま最大許容摂取率 $C \mu\text{C}/\text{day}$ の割合で RI をある期間体内にとり入れているとき、摂取する日数の関数として尿の排泄率を計算することができる。 $C \mu\text{C}/\text{day}$

第 14 表 尿排泄率 E [220]

t 日	第 1 例 $E \mu\text{C}/\text{day}$	第 2 例 $E \mu\text{C}/\text{day}$	第 3 例 $E \mu\text{C}/\text{day}$
1	90	80	850
2	160	150	1,630
4	270	260	2,970
6	360	360	4,120
10	460	480	5,960
30	560	690	11,980
10^2	620	770	27,070
3×10^2	720	870	53,730
10^3	830	970	76,380
10^4	840	990	78,250

を時刻 τ において $d\tau$ 時間摂取したとすれば、体内へは $f_1 C d\tau \mu\text{C}$ だけはある。また 1 日に排泄される割合は式(5)から

$$Y(t) = \frac{y(t)}{N_0}$$

時刻 t (τ より大きい) においては、排泄量は

$$dE = f_1 C d\tau Y(t-\tau)$$

$\tau=0$ から $\tau=t$ まで連続摂取すると

$$E = \int_{\tau=0}^{\tau=t} f_1 C d\tau Y(t-\tau)$$

E の値を 3 つの例について計算すると、第 14 表および第 6 図のようになる。

被曝が 10 日以内であれば職業人とは考えず、また尿分析による管理をしないで 100 日以上も被曝するとは考えられないと仮定すると、20 日間の E の値を職業人に対する最大許容尿排泄量と考えてよいであろう。この考えによると、最大許容量を摂取している証拠として ^{90}Sr では $1.3 \times 10^3 \text{ dpm}$ ($600 \mu\text{C}$)、 ^{137}Cs では $2.1 \times 10^4 \text{ dpm}$ ($9500 \mu\text{C}$) が毎日の尿排泄量という結論になる。

3.4 Power-Function Model

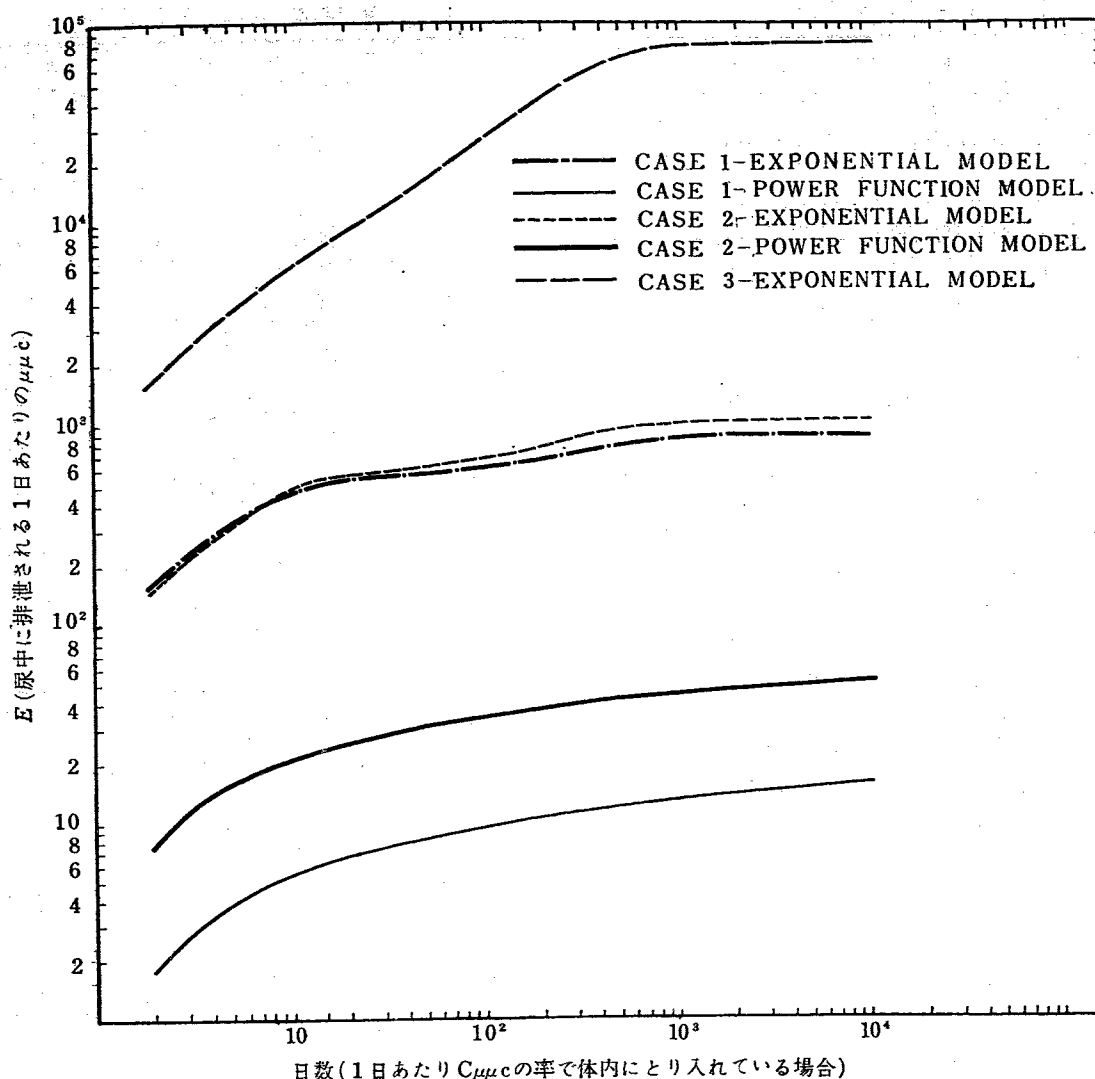
これまでのべてきた Exponential Model は尿排泄のメカニズムについてあるもっともらしい仮定を立てて得られたものである。しかし排泄のメカニズムについてなら仮定をおかないで、排泄のデータを数学的に適当に記述する簡単な数式を考えてみることもできる。これが powerfunction である。排泄の曲線はできるだけ簡単な式をとると、

$$y(t) = a \exp(-\lambda_0 t) (t-b)^{-c} \\ \approx at^{-c} \gg 1 \text{ 日 } t \ll 1/\lambda_0$$

で表わされる。

体内負荷量 $R(t)$ は

$$\frac{dR(t)}{dt} = -y(t) - \lambda_0 R(t)$$



第6図 E の時間的变化 [220]

前式を使って $R(t) = A \exp(-\lambda_0 t) (t-b)^{-n}$

$$R(t) \approx At^{-n} \quad t \gg 1 \text{ 日} \quad t \ll 1/\lambda_0$$

$$A = \frac{a}{c-1} \quad n=c-1 \text{ である.}$$

第1図と第2図の実際の排泄のデーターをこれらの式にあてはめると、第1例は

$$y(t) = 8200t^{-1.1}$$

で、第2例は

$$y(t) = 20500t^{-1.2}$$

t は日で、 $y(t)$ の単位は $\mu\mu\text{c}/\text{日}$ であり、 $t \gg 1$ 日で $t \ll 1/\lambda_0$ の観察範囲内である。 c の値が1より大であればよいが、1より小さい場合、体内負荷量 $R(t)$ は At^{1-c} であるから $1-c$ が正となり時間とともに増大するという矛盾が起り、これまでの解析のしかたが適用されない。実際、第3例のセシウムのときは

$$y(t) = 4080t^{-0.38} \text{ である.}$$

したがって、簡単な式では表わされず、複雑な一般形

の power function が必要となる。これでは exponential model と比べて実際上の有用性が失われる。

第15表 線量 (power function) [220]

第1例-remS		第2例-remS	
Urinary pool からの線量	全線量	Urinary pool からの線量	全線量
13.3	266	7.5	150

3.4.1 放射線量の計算 Power function model で放射線量を求めると第15表のようになるが、第11表に示すように、同じ例についての exponential model の結果に比べ 17 倍および 55 倍も小さい値となっている。

3.4.2 尿排泄率 E の計算

(1) 最大許容摂取率 $C \mu\mu\text{c}/\text{日}$ を連続的に体内にとり入れている場合 (power function model).

Exponential model の場合と同様に考える。数式の誘導の詳細はとりやめ、結果だけを示すと C につい

第 16 表 最大許容摂取率 C (power function) [220]

	C $\mu\text{C}/\text{日}$
第 1 例	86.7
第 2 例	193

ては第 16 表のようになる。

尿排泄率 E について計算すると第 17 表のようである。

第 1 例と第 2 例について 40 年間にうける全線量, 最大許容摂取率, およびそれに対応する尿排泄量を exponential model と power function model について比較すると第 18 表のようになり, model のとり方によって両者に著しい差違のあることがわかる。

つまり power function も exponential も実験期間中は同じようによく合うけれども 40 年という期間に伸ばしての計算では, 非常に違った結論を出すことになる。

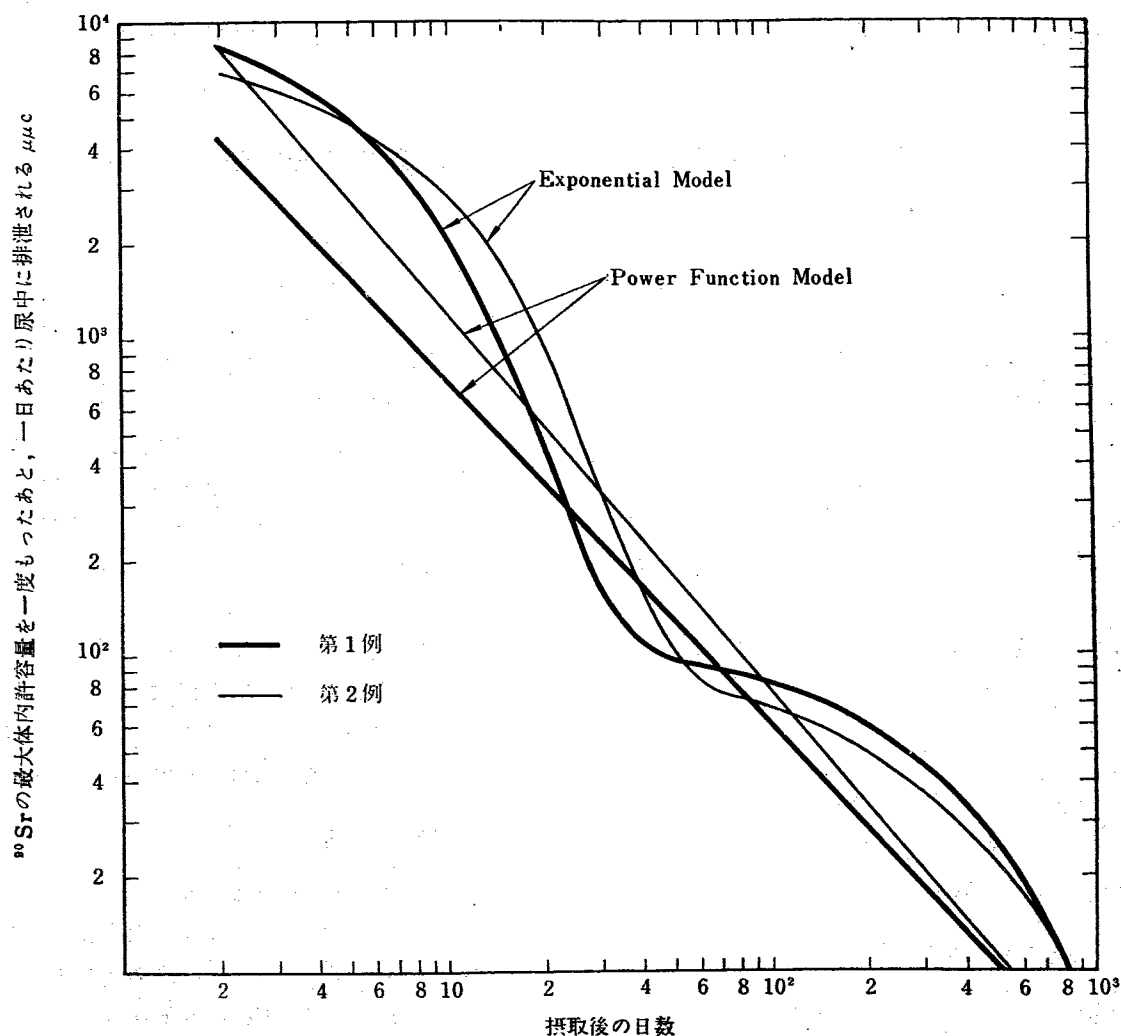
(2) 最大体内許容量を 1 度もったあとでの尿排泄の計算 (Exponential と power function model)

第 17 表 尿排泄率 E (powerfunction) [220]

t 日	第 1 例 E $\mu\text{C}/\text{day}$	第 2 例 E $\mu\text{C}/\text{day}$
2	1.74	7.39
4	3.37	13.94
6	4.26	17.36
10	5.35	21.27
30	7.50	28.44
10^2	9.60	34.69
3×10^2	11.31	39.22
10^3	12.98	43.16
10^4	15.66	48.50

式(5)の N_0 を q_0 (第12表) に等しいとおき, 第 1 例と第 2 例に対する毎日の排泄量が exponential model にしたがって計算できる。同様に $A=q_0$ として power function model によって計算される。第 7 図にその結果を示す。両者とも, 実験データのばらつき内で 10^3 日まではよく一致する。

実際の 24 時間あたりの尿排泄量の推定



第 7 図 尿排泄率の時間的変化の比較 [220]

第18表 Exponential と power function model の比較

		Exponential Model	Power Function Model	Exponential
				Power function
全線量 rem	第1例	4460	266	17
	第2例	8300	150	55
最大許容摂取率 C $\mu\text{c/day}$	第1例	2820	86.7	32
	第2例	3290	193	17
尿排泄量 E	日数	2, 6, 10, 10^2 , 10^3 , 10^4 日	2, 6, 10, 10^2 , 10^3 , 10^4 日	
	第1例	160, 360, 460, 620, 830, 840 $\mu\text{c/day}$	1.7, 4, 5, 9, 12, 15 $\mu\text{c/day}$	50~100
	第2例	150, 360, 480, 770, 970, 990	7, 17, 21, 34, 43, 48	10~25

24 時間尿つまり 1 日に排泄する尿の全量を集めることは必ずしも容易でないで、普通、夜の時間も含めて 15 時間採取した。これを 1 日あたりの排泄量に修正するために 3 つの方法を使うことができる。すなわち採取した時間、容積、サンプル内のクレアチニン量またはカリ量を考慮するのである。第 1 例では平均して体重 1 kg あたり 24 時間にクレアチニン 25 mg 排泄していることがわかった。24 時間の排泄量はまた排泄のあった時間と 24 時間との比率から求められた。第 2 例では排泄についての時間がわからなかった。そ

れて 24 時間尿は普通の成年女子は体重 1 kg あたり 24 時間に 18 mg のクレアチニンを排泄するという事実をつかって、クレアチニン含量から計算された。24 時間排泄はまたサンプルの容積と計算された 24 時間排泄の容積の比からきめた。第 3 例では 1 日について、体重 1 kg あたり 17.6 mg のクレアチニンと 34.6 mg のカリを排泄することがわかった。24 時間の排泄はまたサンプルの容積と採取時間を考慮して計算から出した。尿中のセシウムとストロンチウムの分析方法は省略する。詳しいことは [220] を参照されたい。

4. 人体中の微量プルトニウムの高感度分析法

4.1 概 説

プルトニウム取扱者の体内沈着プルトニウムの早期検出は非常に重要なことである。尿中のプルトニウムの分析は、その排泄率が体内沈着量の関数であるという仮定の上になつて体内沈着量を知るためにおこなうものである。プルトニウムの体内最大許容量は 0.04 μc ($0.6 \mu\text{g}^3$) であつて、きわめて微量であり、さらに排泄率が非常に小さいということも加わつて、非常に高い検出感度が要求される。たとえば、可溶性プルトニウム化合物を摂取して、体内最大許容量の沈着が起つた場合、100 日後に尿中に排泄される量は 1 日あたり 6 dpm ($4.2 \times 10^{-5} \mu\text{g}$) であり⁴⁾、実際問題としては 1 dpm 以下のプルトニウムの検出が必要とされる。以下、尿中のプルトニウムの高感度かつ再現性のよい検出法をのべる [759]。

4.2 バックグラウンド

従来 Hanford においてもちいられていたルーチンの方法は、尿を蒸発乾固したのち灰化し、プルトニウ

ムをフッ化ランタンに共沈させる方法であつた。共沈させたプルトニウムは、4 価の状態では TTA で抽出し、これを 8 N の硝酸で逆抽出をおこない、乾固近くまで蒸発してから直径 1.5 インチの測定皿に移し、乾固後低バックグラウンドの α 線用計数装置で放射能を測定した。この場合、0.5 dpm の検出限界をえるためには、測定時間は 2 時間以上を要した。最近原子核乳剤が α 線の測定に利用されるようになったが、これを利用する分析法は試料からプルトニウムを分離し、これを小円板に均一に電着させる方法である。この円板は、顕微鏡で相当数の飛跡が数えられるよう、十分な時間乳剤と接触させる。プルトニウムの量は乳剤の効率、測定面積、露出面積、露出時間から求める。

4.3 電 着

試料より分離されたプルトニウムはアルカリ性溶液中で直径 1/2 インチのステンレス鋼円板の中央の直径 7 mm の部分に電着させる⁵⁾。次亜塩素酸ナトリウムの存在下において 1~2 N の水酸化カリウム溶液中では $10^{-6} \mu\text{c}$ のプルトニウムがほぼ定量的に電着する。

尿試料よりプルトニウムの分離にはフッ化ランタンの共沈と、TTA 抽出法を用いることは従来と同じであるが、硝酸による逆抽出をおこなうと、硝酸イオンの存在により電着収率を低下させるため、硝酸の代りに塩酸を用いた。電着装置は 20 個の試料が同時におこなえるものを使用した。この操作のチェックは既知量のプルトニウムを加えた尿と加えない尿の両方につきおこなったが、操作方法の詳細⁶⁾はここでは省略する。

4.4 原子核乳剤による検出

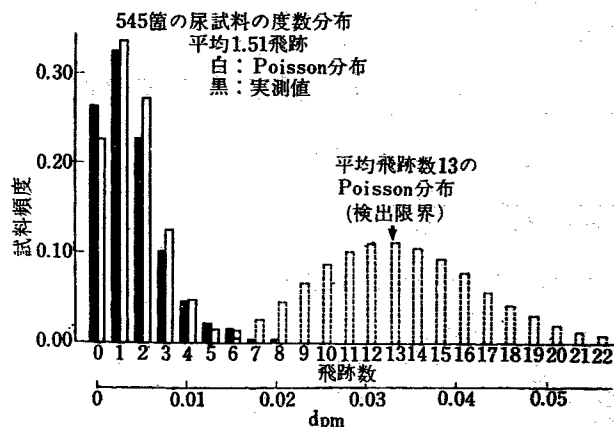
原子核乳剤としては 1×3 インチのスライドにはりつけた厚さ 25μ の Kodak NTA 乳剤を用いた。乳剤中の不純物によるバックグラウンドの飛跡は、現像前、室温にて 0.3% の過酸化水素の飽和蒸気にさらすことにより効果的に減少させることができる。このとき乳剤の感度は 3~4 時間乾燥させることによりもとにもどる。これでバックグラウンドの飛跡を 1/10 以下に減少させることは容易にできる。普通のバックグラウンドの値は実際には $0.002 \sim 0.004 \text{ dpm/cm}^2$ で無視できる。高温高湿は飛跡潜像の保持能力を低下させるが、 5°C に保った場合には、露出 8 週間後に飛跡像の減少はほとんど認められなかった。最適現像条件は $20^\circ\text{C} \pm 1^\circ$ で D-19 で攪拌せずに 6 分、定着は攪拌しながら 45 分、水洗は 1 時間おこない、ほこりのない空気中で乾燥させる。

オートグラフをとる装置として、同時に 8 箇の試料につき露出できる“オートラジオグラフ・カメラ”を作った。

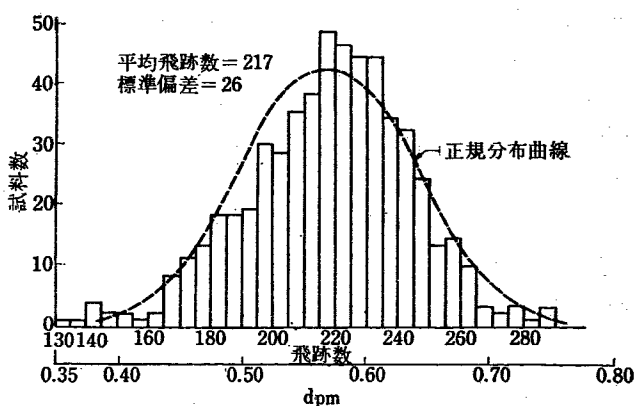
5°C にて通常 168 時間露出したのちスライドを取り除き現像する。つぎに暗視野照明の顕微鏡（倍率 430 倍）で飛跡をかぞえる。顕微鏡の接眼鏡に矩形の枠線を入れ、乳剤の $0.1 \times 0.2 \text{ mm}^2$ の面積を区切るようにした。普通は 4 mm^2 の面積をスキャンする。露出時間、露出面積、乳剤の効率から飛跡数を dpm に換算する。乳剤の効率は常時、標準試料でチェックする。

4.5 結 果

この方法により分析された 545 箇のブランク尿試料について、乳剤 3.8 mm^2 当りの飛跡数の度数分布は第 8 図のとおりである。この分布は Poisson 分布とよく一致する。したがってある量のプルトニウムを含む試料の値の分布も Poisson 分布と一致すると仮定し、分析値の 99% がバックグラウンド分布より高い値のときを検出限界とするならば、それは 0.033 dpm となる。



第 8 図 ブランク試料の度数分布と検出限界 [759]



第 9 図 0.57dpm のプルトニウムを入れた尿試料 553 箇の度数分布 [759]

第 9 図は 0.57 dpm のプルトニウムを加えた場合の分析値の分布を示したものである。これらの値の標準偏差値は 12% である。飛跡数の計数のみの分散の標準偏差は 7% で、残りの分散はほかの操作に起因するものである。乳剤の効率を 50% と計算すると、この方法の検出効率 は 89% となる。乳剤の効率は垂直方向の飛跡がよみとれないので、一般には 50% より少し小さい。

この方法のもっとも大きい特長は、電着板の面積を小さくすること（直径 $1 \sim 2 \text{ mm}$ にすること可能）と露出時間を組み合わせることによって検出限界をいくらかでも小さくすることができる。ほかの利点としては α 線の計数が簡単かつ安価にできることである。

事故のときは尿中のプルトニウムはできるだけ短時間のうちに知る必要があるが、一般にこの場合はプルトニウムの濃度はかなり大きいので、普通の方法で十分である。ここにのべた方法は、試料採取より分析値がえられるまでにある程度の時間を必要とするが、プルトニウムの存在の有無、沈着量の早期検出を目的とするルーチンの方法としては、信頼度、感度、実用性ともに良好である。

5. 尿および海水中の ^{89}Sr , ^{90}Sr の簡易分析法 [549]

5.1 概 説

水中の $^{89,90}\text{Sr}$ の簡易定量法はすでに報告されている⁷⁾が、このおもな操作はつぎのとおりである。

まず Sr 担体を加え Ca や Ba とともに炭酸塩として適当量の試料から濃縮し、硝酸にとかしたのち 65% 硝酸中で 2 回沈殿操作をくり返して Ca を除く。つぎにエーテル-塩酸混合液で Ba を BaCl_2 として除く操作を 3 回おこない、水酸化鉄でスキヤベンジグしてから炭酸塩として Sr を沈殿させ、放射性 Sr 全量と ^{89}Sr 量を測定する。 ^{90}Sr 量は ^{90}Y を $\text{Y}(\text{OH})_3$ の沈殿で ^{90}Sr より分離し、この放射能を測定して求める。

この方法は非常に短時間で分析できること（放射性 Sr 量, ^{89}Sr 量約 5 時間, ^{90}Sr 24 時間以内）、試料 3 l をとると飲料水の場合、普通の GM 計数装置で許容量の 1/20 またはこれより高い検出感度を有していること、多くの無機イオンおよび有機物の存在に妨害されないこと、特殊な装置・試薬・技術を必要としないことなどの利点を有しており、多量の挟雑物を含むいろいろな種類の水についてのルーチンの方法として適している。

いままでに報告されている尿中の Sr の分析方法はいろいろな点で満足すべき方法でなく、また海水中の Sr の分析も放射性廃棄と関連して重要であるので、この両者中の Sr の分析法としての条件を検討した。

5.2 実験および結果

尿 数人から約 0.5 l の尿をとり、比放射能が約 400 dpm/mg の Sr を硝酸塩の形で加えた。沸騰近くまで加熱し、6 ml の濃アンモニア水と 6 ml の 1 M Na_2CO_3 を加えて沈殿を生成させる。遠心分離のち水で洗い数 ml の濃硝酸にとかす。発煙硝酸で硝酸濃度を 65% とし、生成した $\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$ の沈殿を遠心分

第 19 表 尿および水道水について得られた炭酸ストロンチウムの比放射能 [549]

試料	添 加 物 質	比放射能 dpm/mg Sr CO_3
尿	~0.5ml ^{89}Sr 溶液	256
水道水	" "	248
尿	0.5ml ^{89}Sr 溶液	246
尿	" " + 900mg $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	239
尿	30mg 非放射性ストロンチウム	0

離し 5 ml の水にとかす。この操作を 2 回おこない、アルコール-エーテル混合液で沈殿を洗ったのち水にとかし、 SrCO_3 の沈殿を作る。これを口過棒を使用し、重量を測定してある口紙で口過し乾燥後秤量し放射能を測定する。いろいろな場合について実験した結果を第 19 表に示すが、収率は 70~80% であった。

第 19 表からわかるように人尿中の Sr の分析法としてこの方法を採用することができると考えられる。最初の濃縮段階を沸騰点近くで炭酸塩の存在なしにおこなった場合および室温において同様におこなった場合にえられた SrCO_3 の比放射能はそれぞれ 237 および 239 dpm/mg であった。沈殿は普通の場合よりとり扱いがたく、また収率も 50% 以下になることもあるので、これらの実験でははっきりした差は示されなかったけれども、高い温度で、炭酸塩を添加しておこなうのが望ましい。

海水 海水は多量の Mg を含有し、アンモニアを加えると非常に多量の沈殿を生成し、とり扱い困難となるので、沈殿剤につきいろいろと検討した。この結果アンモニアと Na_2CO_3 または $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$ は MgCO_3 の沈殿を効果的に防ぎ適当である（第 20 表）。この操作を沸騰点でおこなうと、生成した沈殿のとり扱いは容易である。なお実験には ^{90}Sr を用いた。

収率はほかの方法より低く、40~50% である。なおこの収率の計算には海水中の Sr 量を求め (13.8 mg/l という値がえられた) この補正をおこなってある。こ

第 20 表 海水および蒸留水について得られた炭酸ストロンチウムの比放射能 [549]

試料	Sr 担体量 (mg Sr^{2+})	沈 殿 剤	比放射能 cpm/mg	
海 水	500ml	19.4	8.3g NH_4Cl : 50+10ml $\cdot$ 2M $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$	170
海 水	500ml	19.4	30+10ml $\cdot$ 2M $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$	158
蒸留水	500ml	19.4	NH_4OH : Na_2CO_3	163 ^{a)}

a) 海水中の Sr 量を求めこれの補正をした量

の方法はこのままでは不満足な点もあるが、濃縮段階が改良されれば海水についての分析法として適当であると考えられる。

方 法 方法全体の詳細は付記した文献⁷⁾にのべたが、これを尿および海水の分析法に適用するには最初の濃縮段階に少しの変更を要する。

尿 24 時間試料を塩酸で約 0.1N とし 30mg の Sr^{2+} と 15mg の Ba^{2+} を加え、沸騰近くまで加熱してから試料 1 l 当り 12.5 ml の濃アンモニア水と 10 ml の 1 M Na_2CO_3 を加え 10~15 分間 90~95°C に

保つ、のち遠心分離し、水で洗浄したのち Sr を文献⁷⁾のようにして分離、精製する*。

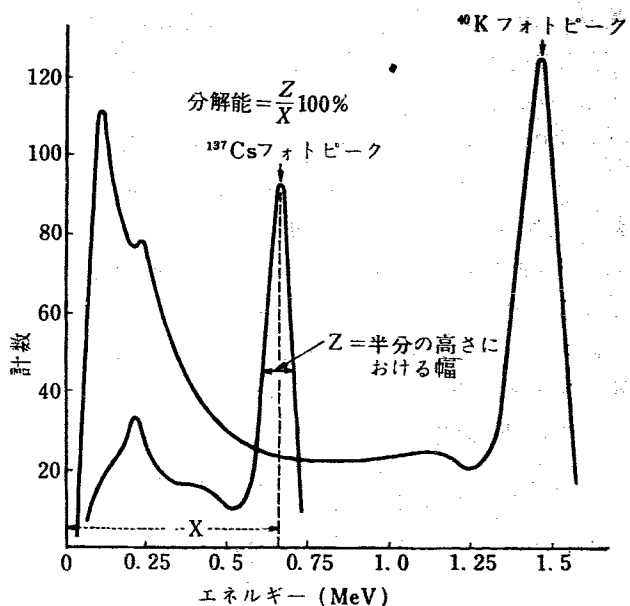
海 水 全 Sr 量が 30mg になるように必要ならば担体を加え、沸騰しながら試料 1 l 当り 60 ml の 2M $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$ を加え、10~15 分間 90~95°C に保つ。さらに 10 ml の $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$ を加え(沈殿を生じたらもはや生じなくなるまで加える)のち遠心分離する。ピーカーを硝酸で洗い、この硝酸で分離した沈殿をとく。Ba²⁺ 15 mg を加え、文献⁷⁾の方法で Sr を分離、精製する。

6. 人体中にある γ 線の測定

人体中にある γ 線放射物質の代謝を研究するための装置、技術が発達してきている。この技術を用いて人体中の 10^{-9}c の γ 線放射体の鑑定、位置、測定ができる。その結果、全身からの排泄の速度や肺のような特殊な器官からの排泄の速度も正確に求められてきている。

検出器としては、どんな人でも人体中に 2 つの放射性元素 (^{40}K , ^{137}Cs) を含んでいるので、 γ 線のエネルギーを選別をするものでなければならない。NaI(Tl) クリスタルは分光性がよく、しかも低エネルギーに対しての感度も高いのでよくもちいられている。クリスタルの厚さはフォトピークとバックグラウンドのおおのシグナルの比が最大になるものを選び、感度をよくするために大きい径のクリスタルがよいが 20cm 以上になれば急に分解能が悪くなる。径 20 cm, 厚さ 10 cm のクリスタルで ^{137}Cs と ^{40}K との分解能はそれぞれ 12.5%, 9.5% であった(第 10 図)[762]。

測定設備としては、バック・グラウンドを低くするために検出器・被検出体などを外部からの γ 線に対して遮蔽しなければならない。アルゴンヌ国立研究所においては 0.63 cm の鉄板を重ねて 20 cm の厚さにし、それで床、天井、壁を遮蔽した 2.4×2.2×1.8 m の大きさの室で測定がおこなわれている。しかし、この測定の内部の鉄板中に放射能があるため、室内側にさらに 3 mm の鉛を張って遮蔽し、75 keV から 225



第 10 図 ^{40}K と ^{137}Cs のスペクトル [762]

keV までの低エネルギーのバックグラウンドを 40% 少なくすることができた。

測定の方法には“1m 弧の方法”と“標準椅子の方法”の 2 つの方法がある。

1m 弧の方法 人体は薄い金属製のベッドに体の測面をつけて横になり、1m の半径をもった板に腹面または背面を付ける。クリスタルは弧の彎曲の中心に置き、人体がクリスタルの方を向いている場合とクリスタルに背を向けている場合の 2 回測定する。放射性元素の存在はスペクトルのフォトピークにおけるエネルギーで見分けられる。較正をおこなうときは既知の放射性元素の既知量を人体の中心に該当するところにおき、その元素の前後へいろいろの厚さにプレス・ウッドを積み重ねる。プレスウッドの厚さをいろいろに

* この沈殿は Ca, Ba, Sr のほか Mg, Fe, Al などを含み得るのでこれをできるだけ少量の濃硝酸にとかし、水で 5 ml にうすめ、これに 6.2 ml の発煙硝酸 (99.6%, s.g. 1.52) を加え冷却後遠心分離する。この操作をくり返しておこなうが、多量の Ca, Mg, Al および F.P. を含有する試料の場合でも 1 回おこなうだけでこれらのものを十分よく除くことができる。最後に酸を除くため (1:1) のアルコール-エーテル混合液 5 ml で洗い、沈殿を遠心分離する。

変えて人体からえたスペクトルとファントムからのスペクトルが一致するようにする。このとき人体とファントムの散乱、吸収が同一であることを表わしている。このようにして人体中にある放射性元素の量が計算される。この方法は体中の放射性物質の位置に無関係に用いられるが、感度は低い。

標準椅子の方法 人体を椅子にかけさせ、椅子の坐るところとよりかかるところからそれぞれ 42cm 離れたところにクリスタルを置いて測定する。この位置は体格に無関係なスペクトルがえられる。較正はプレスウッドのファントムでできず、体中に存在する γ 線放射物質と同一の物質の既知量を人体に入れて、それによって増加した計数率ともとの計数率とを比較しておこなう。放射性半減期の短い物質かまたは生物学的半減期の短い放射性元素にだけ適用される。一度特定の放射性同位元素で較正したものは、同じ器官において同じ元素を含んでいる人の場合にこの椅子を用いて 5% までの誤差で使用できる。

“標準椅子の方法” で得たデータを用いて 12 人について人体中のカリウム含有量を計算した。蒸留水 405 g に ^{42}K を人体に与えたと同じ量だけ溶かしたビンと、405 g の普通の KOH (K 235 g 含) を入れたビンとからそれぞれクリスタルを 40 cm 離しておのおの γ 線スペクトルをえて、つぎの式をもちいて人体中の K 含有量が計算できる。

体中の K 含有量

$$= (235\text{g}) \times \frac{\text{体中の } ^{40}\text{K の計数率}}{\text{KOH からの } ^{40}\text{K の計数率}} \\ \times \frac{\text{水中の } ^{42}\text{K の計数率}}{\text{体中の } ^{42}\text{K の計数率}}$$

各測定の計数率はフォト・ピークの 250 keV のバンドにおける面積である。

また各人には 661 keV のところにフォト・ピークがあるので ^{137}Cs を含有していることがわかった。 ^{137}Cs のスペクトルは体中の ^{42}K のスペクトルを全スペクトルから減ずることによって得る。

体中から得たスペクトルの分析はつぎのようにしておこなう。人体から得た全スペクトルから ^{40}K の標準スペクトルを引き、残ったスペクトルからさらに ^{137}Cs

の標準のスペクトルを引く。その残りのスペクトルは体内にある放射性物質からのスペクトルとなる。もし各人についての標準スペクトルがわかっていれば、測定限界は計数 50 分間にて ^{85}Sr の場合約 2×10^{-10} c である。

ほかの放射性元素からの γ 線エネルギーが標準の ^{137}Cs や ^{40}K のフォト・ピークと重なる場合がある。このときは1週間ごとに“1m弧の方法”と“標準椅子の方法”を用いて、1週ごとのスペクトルの差を出す。その差は体中の放射性元素の減弱したことによるものであって、最終的には ^{137}Cs と ^{40}K のスペクトルのみとなる。スペクトル減弱の割合から生物学的半減期がわかる。較正は“1m弧の方法”におけるようにファントムをもちいてファントムからと体中からの各スペクトルが等しいようにしておこなう。これから減弱率とだいたい生物学的半減期が計算できる。

空気中に浮遊している汚染物を吸入する可能性が多いので肺中の放射能の測定は重要である。測定は分光性のよいコリメートしてある NaI(Tl) クリスタルをもちいて、胸を格子状にした9点を測定して肺中に放射性物質の存在をみる。しかしコリメートしてあるクリスタルをもちいて測定するには時間がかかるので、コリメートしてないそのままのクリスタルをもちい、胸より 1 cm のところと背より 1 cm のところにクリスタルを置いて測定する。同じように放射性物質を吸入していない人についても測定し、その両者のスペクトルの差から肺中の放射性物質の真の値を求める。胸と同じ濃度に分布するようにファントムの中に放射性物質を配置し、そのスペクトルが胸からのスペクトルと同一であるようにして較正する。この線源の既知量から肺の放射性物質の含有量を決定する。測定誤差は十分間測定の場合、肺中の ^{235}U では 30 μg であった。

また 20 日おきに胸を測定したときの減弱の速度と、排泄物から求めた ^{235}U の排泄の速度とはよく一致した。

かようにしてクリスタルの位置を動かすことによって人体のどこにあっても、 5×10^{-10} c の γ 線放射物を測定でき、また人体中の放射能の含有量の任意の測定ができる。

文 献

- [549] J. KOOI: A simple procedure for the determination of ^{89}Sr and ^{90}Sr in urine and sea water.
- [738] J.N. STANNARD: An evaluation of inhalation hazards in the nuclear energy industry.
- [739] HAROLD C. HODGE, ROBERT G. THOMAS: The questions of health hazards from the inhalation of insoluble uranium and thorium oxides.
- [759] L.C. SCHWENDIMAN, J. W. HEALY: A sensitive analytical method for the determination of very low level plutonium in humans.
- [762] C.E. MILLER: Low intensity spectrometry of the gamma radiation emitted by human beings.
- [765] W.B. NORWOOD *et al.*: Treatment of plutonium inhalation...case studies.
- [2382] R.C. THOMPSON, W.J. BAIR, S. MARKS, M.F. SULLIVAN: Evaluation of internal exposure hazards for several radioisotopes encountered in reactor operations.
- そ の 他
- 1) B. HULTQVIST: Studies on naturally occurring ionizing radiations, *Kgl. Svenska Vetenskapsakad. Handl.*, Fjärde Serien, Band 6, Nr. 3 (1956)
- 2) K. T. WOODWARD *et al.*: Proc. of the Health Physics Society, First Annual Meeting, June 25~27. (1956), Univ. Mich., Ann Arbor, Mich.
- 3) N.B.S. Hand Book 52 (March 1953)
- 4) W.H. LANGHAM: Experimental and observed human data on absorption and excretion of plutonium and the application of plutonium urine assays to the diagnosis of exposure of personnel, presented at the Meeting of Medical and Laboratory Directors of the Atomic Energy Commission (Sept. 1950)
- 5) L.C. SCHWENDIMAN, J. W. HEALY, D.L. REID: HW-22680 (Nov. 1951)
- 6) L.C. SCHWENDIMAN, J. W. HEALY: Nuclear track technique for low level plutonium in urine, submitted to *Nucleonics Magazine*
- 7) J. KOOI: Quantitative determination of strontium-89 and strontium-90 in water, *Anal. Chem.*, **30**, 532 (1958)

放射線の測定技術

1. 概 説

保健物理の目的に使用する測定器、測定法については多くの雑誌に発表されているが、ジュネーブ会議の発表論文は1つのテーマに集中されたものは少ない。しかしながら米、英における human counter の開発、ジュネーブ会議に出品したプラスチック human counter など、体内の放射性物質測定については多くの論文が発表されている。この研究は各国でさかんにおこなわれており、別にカナダの論文もある。米、英、カナダの体内放射性物質量の測定結果は、放射線作業をしていない一般人に対して現在、K は体重の 0.212% で

あり、 ^{137}Cs は 3.2~11.9 m μC であることを示している。 ^{137}Cs は原爆実験により核分裂生成物が世界中に拡散したことによるものであり、体内の ^{137}Cs の量は年々増加している。また放射線単位、標準については L.S. TAYLOR の ICRU の活動ならびに計画の説明があり、W.B. MANN, R.S. CASWELL らの最近の研究発表があったが、以上はすべて米国の発表で、他の国の発表はなかった。障害防止用測定器に関しては D. TAYLOR が管理用計測器に関する問題について発表し、Pu のモニタリングの問題について言及している。

2. 放射線測定に関する単位および標準

2.1 ICRU の活動

L.S. TAYLOR *et al.*[2243] は ICRU の活動について紹介し、その内容はつぎのとおりである。1925 年ロンドンで開かれた第1回国際放射線会議(ICR)の主催で国際放射線単位および測定委員会(ICRU)が作られた。そのとき放射線計量単位の統一を図ったが一致点は見いだされなかった。その後 30 年間、本委員会は単位と量の統一に努力してきた。委員は 12 名、議長 1 名よりなり、ほかにいくつかの小委員会がある。

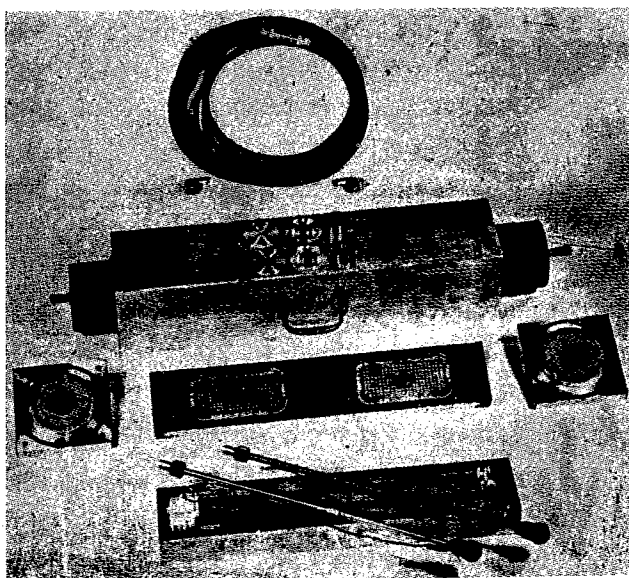
第8回 ICRU はジュネーブで 1956 年の春開かれ、国際放射線防護委員会(ICRP)とともに会議をおこない、また世界保健機構(WHO)に対し、正式に放射線単位の測定の分野で技術的助言をすることになった。ICRU の数人の委員が WHO の委員と議論したことは (i)ICRU の勧告をいかにして、世界的規模で実施するか、(ii) またいかにして経済的にこの分野における人人を訓練するか の2つであった。

1956 年の ICRU の報告は 1956 年国際放射線単位および測定委員会報告¹⁾に述べられているが、その中で、中性子線、X 線、 γ 線などの線量の単位を明瞭に

規定した。また生物学的考慮を入れた新しい単位についても言及した。報告は放射能標準小委員会および X 線標準小委員会の 2 つの小委員会報告からなっている。放射能標準小委員会は利用できる標準線源の一覧表と入手先の資料を提出した。またこの委員会では、一次標準としては 1% の精度で、相互比較の際には 2% の精度で、二次標準は 3%、医学的目的に対しては 5% の精度を勧告した。

X 線標準小委員会は一次標準に用いる 0.5 MeV 以下の X 線用の自由空気型標準電離箱の精度を分析し、精度 1.1% であると推定した。この電離槽の相互比較のために、これを運搬することはむずかしいので、相互比較をおこなうための小さな cavity chamber の製作を勧告、米国国家標準局(NBS)は ICRU が相互比較にもちいるための電離槽を製作した。これの各国間の運送、較正の人手などの費用は WHO および UNESCO が負担することになった。この装置の写真は第 1 図のとおりのものである。この装置に関して、NBS の過去の結果によると、ゼロ点移動は 0.4% 以内であった。

各国間の Ra 一次標準相互比較は何回かおこなわれ

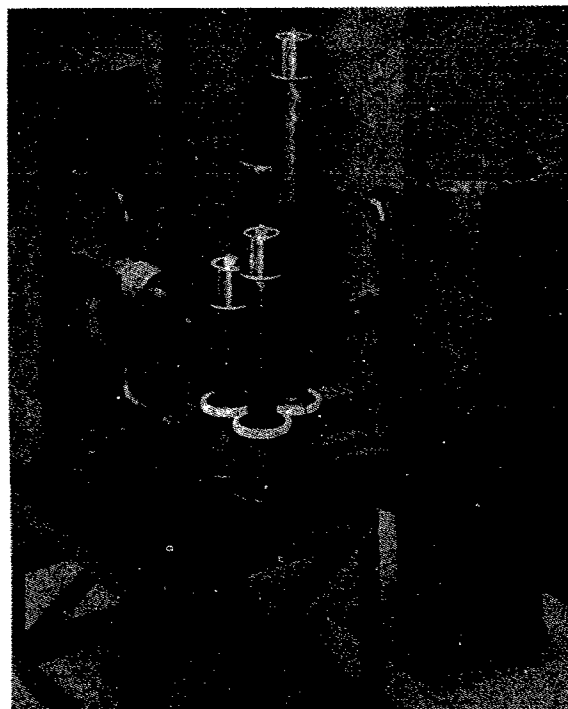


第1図 ICRU の要求により NBS が製作した照射線量測定用可搬標準測定器および附属品。本品は各国の自由空気型一次標準電離槽の国際比較および γ 線源の出力を測定するために使用される。[2243]

たが、その結果は 1958 年の ICRU 会議に提出された。本委員会の次回報告は 1959 年におこなわれる予定である。

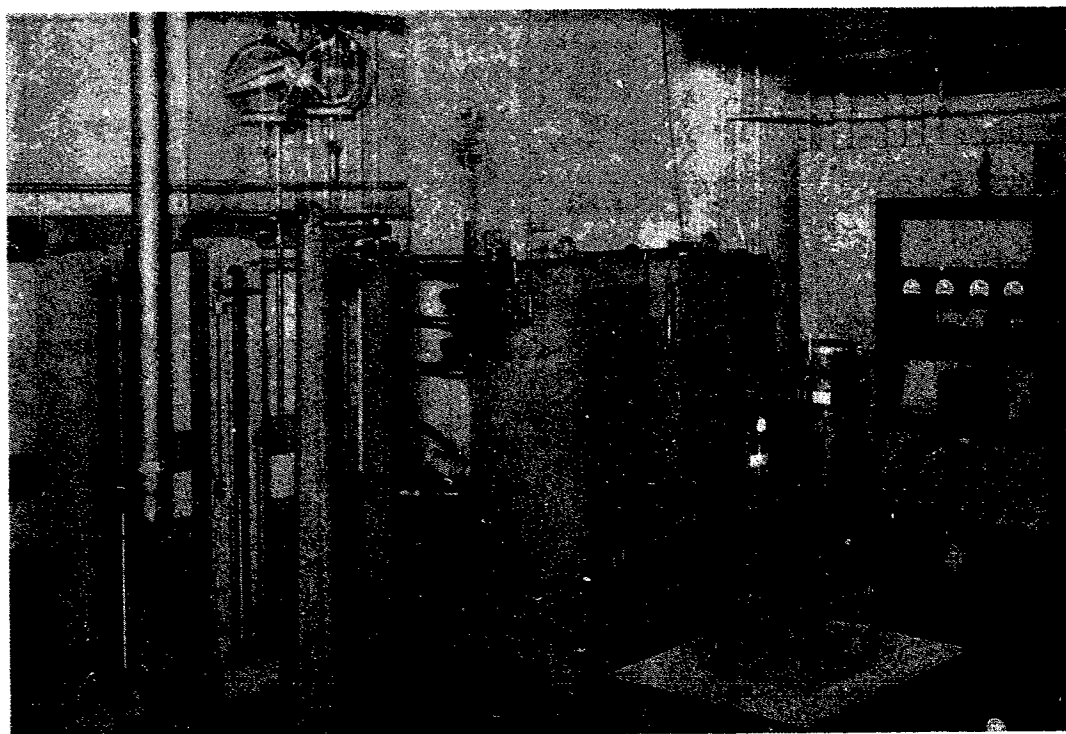
2.2 米国における放射能標準の最近の発展

これは NBS Circular 594 “The Preparation, Maintenance and Application of Standards of Radioactivity” にのべられたもの以外の、その後開発された放射



第2図 NBS 補償型ガス計数管 [750]

能標準についてのべたものである。W.B. MANN *et al.* (アメリカ) [750] は ^{85}Kr の標準化に対してガス計数管を使用し、 ^{210}Po に対しては液体シンチレーターを使用して $\pm 0.3\%$ 以上の精度で標準化した。 ^{14}C の測定にもちいられた補償型ガス計数管（第2図、第3図参照）をもちいて ^{85}Kr の測定をおこなった。この計数管は陰極がステンレス製の3つの計数管と、銅製



第3図 NBS 補償型ガス計数管、ガス操作装置および遮蔽 [750]

陰極の3つの計数管よりなっており、プラトローは比例計数領域で400~500Vである。計数ガスのメタンガス中に既知量(0.1%程度)の ^{85}Kr を入れて測定した。計数管の壁の影響があるので、1気圧、0.5気圧、0.33気圧の圧力で測定して、グラム分子当りの壊変率を測定し、圧力の逆数を横軸にとって図表を書き、 $1/P=0$ のときの計数を外挿によって求めて ^{85}K の量を決定した。大気圧程度の場合ステンレス陰極をもちいれば、壁の影響は1%程度である。

^{210}Po の標準化に対しては液体シンチレーターを使用し、0.1Nの塩酸中に含まれる塩化ポロニウムで測定した。液体シンチレーターは8g/l・phenylbiphenyloxadiazole-1,3,4(PBD)と、波長移相用として0.1g/lのp-bis[2-(5-phenyloxazole)]-benzene(POP)よりなる。 ^{210}Po の5.3MeVの α 線に対して波高分析器により17%の分解能が得られた。液体シンチレーターで得られた壊変率と 4π 比例計数管で得られた値とは1%の数十分の一の程度で一致した。

2.3 中性子線束の標準

R.S. CASWELL *et al.* (アメリカ) [752] は、NBSでもちいられている中性子線標準化の方法について述べ、さらに熱中性子吸収線量の国際的規定に対する提案をした。

2.3.1 中性子源 NBSは一次標準用と外国との相互比較用との2つのRa-Be(γ, n)線源を保有している。この線源の利点は(i)半減期が長い。(ii)中性子発生率(yield)の再現性がよい。(iii)線束密度がよい球対称をなす。(iv)RaとBeと混合しなくてもよい。(v)RaFの蓄積による(α, n)反応の中性子は生じないことにある。しかしながら、この線源は γ 線の放出が大きく、形状も大きく、発生する中性子線エネルギーは低い。 γ 線が低く、高いエネルギーが必要なときはPu-Be線源をもちいたほうがよい。中性子線束の絶対測定は水槽中でのInまたはMn薄片の誘導放射能で熱中性子の水中での分布を求め積分して出した。またMnSO₄溶液中に線源を入れ、Mnの誘導放射能を 4π 比例計数管で測定して決定した。このMn槽法は正確だが 2×10^5 n/s程度の大きな線源にのみ使用される。

液浸シンチレーション・カウンターの使用は感度を100倍近く上げたが、一方バックグラウンドも20倍ぐらゐ増加した。標準線源とほかの線源の比較はマンガ槽中での液浸計数管をもちいるか、黒鉛堆中での熱中性子線を測定しておこなった。この際の誤差はバックグラウンドの変化、線源中での熱中性子の吸収、 $^{16}\text{O}(n, \alpha)^{13}\text{C}$ 反応の補正の不正確(ただしこれは約4MeV以上の中性子線を出す場合)などである。第1表に各国間の相互比較の値を示す。

第1表 中性子源の相互比較の値 [752]

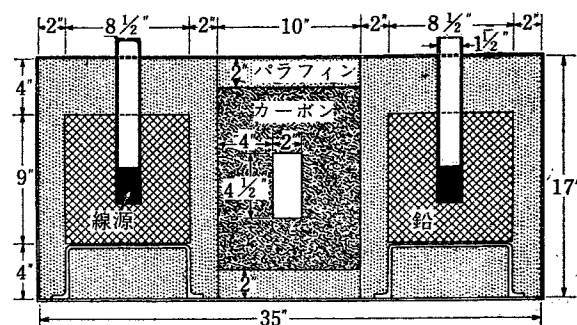
国名	線源名	型名	線源の強さの絶対測定値 $\times 10^6$ n/sec	誤差 %	相互比較の日付	相互比較値 R^*			
						米国測定	スウェーデンの測定	Baselおよびスウェーデンの測定	ベルギーおよびスウェーデンの測定
U.S.A.	NBS I	Ra-Be (γ, n)	1.264	1.7	July 1957	1.000			
U.S.A.	(NBS II)	Ra-Be (γ, n)		3.	July 1957	(1.000)			
Sweden	Stockholm	Ra-Be (α, n)	2.65	2.	Oct. 1954	0.984			0.999
U.S.S.R.	I [H-22]	Ra-Be (α, n)	5.96	3.	June 1951		0.979		
U.S.S.R.	(II [H-26])	Ra-Be (α, n)	0.486	7.	Mar. 1952		(0.976)		
Belgium	Union Miniere	Ra-Be (α, n)	7.87	2.	Dec. 1952	0.992	1.011	1.004	
U.K.	(Harwell)	Ra-Be (α, n)	9.66	4.5	Mar. 1951	(1.069)	(0.973)	(0.997)	
U.K.	Oxford	Rd.Th-D ₂ O(γ, n)	0.0618	1.6	Jan. 1955	0.989			
Switzerland	Basel B-2	Ra-Be (α, n)	1.518	2.8	Apr. 1955	0.971	0.985		
U.S.A.	Los Alamos, 44	Ra-Be (α, n)	6.068	5.	Aug. 1944	1.016			1.019
U.S.A.	(Argonne, 38)	Ra-Be (α, n)	5.5	7.	Oct. 1944	(1.049)			(1.040)
Germany	Freiburg, I.B.		0.753	3.5	Apr. 1955			1.077	
Switzerland	Lausanne		0.7177	5.	Apr. 1955			0.982	
France	Paris, 37 C.E.A.	Ra-Be (α, n)	5.43	2.5	Oct. 1950				1.029
Italy	Milano	Ra-Be (α, n)	3.27	5.	June 1954				(0.920)

* $R = \frac{\text{絶対測定による線源の強さと線源 NBS I の強さとの比}}{\text{直接比較による線源の強さと線源 NBS I の強さとの比}}$

2.3.2 速中性子線束 エネルギー依存性のあまりないロング・カウンターで測定するときは中性子源は速中性子線束の標準として使用できる。従来ロング・カウンターは $D(d, n)$ 反応からえられる中性子線で較正されてきた。2方法間の値は測定誤差の範囲内で一致する。 $D(d, n)$ 反応をもちいて較正する場合、中性子線束密度は一定角度での $D(d, p)$ 反応による陽子の測定より決定するのであるが、 $D(d, n)$ と $D(d, p)$ との断面積の比が文献によって異なるので、この断面積の誤差が、較正の誤差となる。

2.3.3 熱中性子線束 第4図に示すような減速材の組合せで約 $4000 \text{ n/cm}^2 \cdot \text{sec}$ の熱中性子線束の様な分布がえられた。較正は $^{10}\text{B}(n, \alpha)^7\text{Li}$ 反応をもちいて α 粒子の絶対測定から $\pm 2\%$ の精度でおこなった。また NBS と ORNL とで熱中性子束密度を独自に較正したものについて相互比較をしたところ、測定誤差の範囲内で一致した。

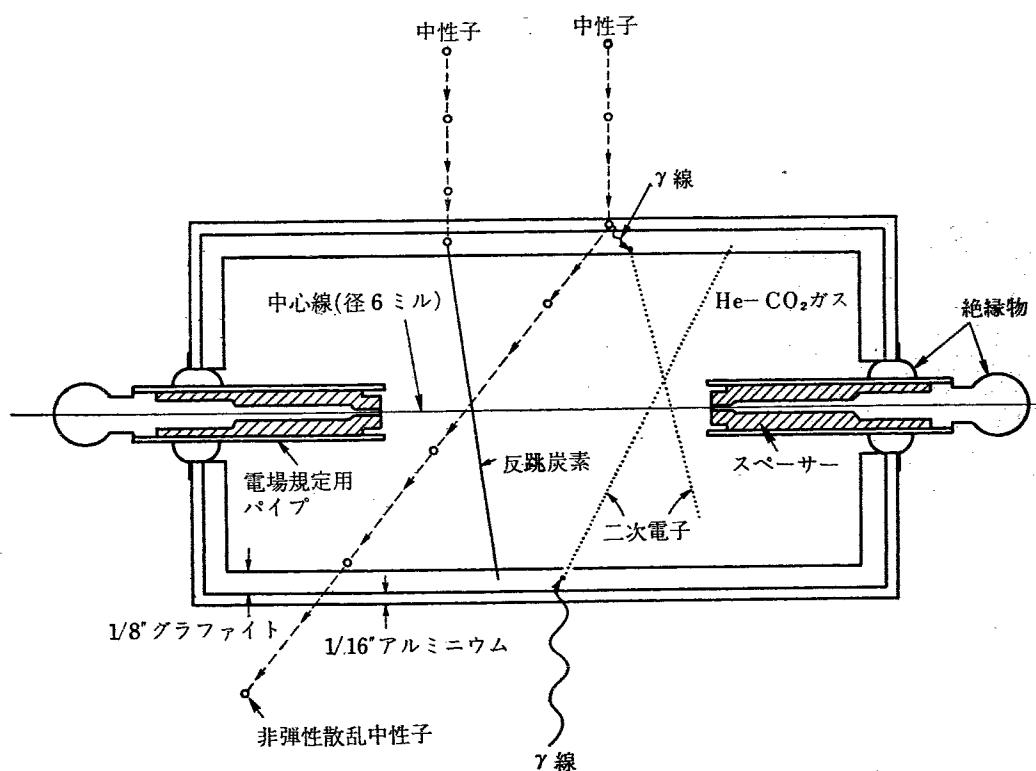
2.3.4 中性子線、 γ 線が混合したときの線量測定



第4図 標準熱中性子較正装置. Ra-Be(α)中性子源2箇を対称的に置き、カーボン中央の空洞に測定器をおく。[752]

この場合には第5図に示すような比例計数管をもちいて測定をおこなうことができる。しかしながらこれは、増幅器、記録系の安定度に依存するから、標準用測定器としてはもちいられない。

彼らは中性子線量の標準として $\text{erg/gm} \cdot \text{sec at 1m}$ の値で較正された Pu-Be(α, n) 線源の使用を提案した。精度は現存の技術では、 $\pm 5\%$ 程度と期待されている。



第5図 中性子に感じない γ 線用線量計模型図 [752]

- 現象の説明：(1) γ 線は壁より二次電子を放出し、計数管内でエネルギー損失は小であるので、これは計数される。
 (2) 中性子は壁より炭素の反跳電子を放出する。これは大きいパルスを生ずるので記録されない。
 (3) 中性子は計数管のアルミニウム壁で非弾性散乱により γ 線を生じ、これが、二次電子を出す。
 この二次電子は計数されるので、この現象が起きたときは中性子に感ずる。

3. 放射線測定

3.1 高エネルギー中性子線測定

P.S. BARANOV (ソ連) [2083] は線束密度の小さい、高エネルギー中性子線の測定についてのべている。

ここに発表された検出器はエネルギー約 20 MeV 以上の中性子束の測定用の装置で、組立と取り扱いが容易な構造にしている。

これは $^{12}\text{C}(n, 2n)^{11}\text{C}$ 反応をもちい、 ^{11}C から出る β 粒子をシンチレーション・カウンターで測定する方法である。

測定装置はアルミハクで覆われた球面状のガラス容器 (容積約 500 cm³) からなり、2つの磨かれた平面窓にそれぞれ光電子増倍管を取り付け、分解時間 約 3×10^{-8} sec の同時計数装置、増幅器、波高選別器および計数装置からなる。この装置の外観およびその組立図は第6図に示す。



第6図 高エネルギー中性子線測定装置
(遮蔽を取り去ったところ) [2083]

もちいたシンチレーターは *p*-terphenyl の xylene および phenylcyclohexane 溶液である。

シンチレーターを除いたときのバックグラウンド計数率は約 0.2 cps であった。シンチレーターをつけ厚さ 5 cm の鉛シールドで全体を遮蔽したときのバックグラウンドは約 7.5 cps であった。

このバックグラウンドは容器のガラス中の ^{40}K によるものではない。容器に金属または plexiglass をもちいても、バックグラウンドは減少しなかった。また宇宙線によるバックグラウンドは 1 cps 以下である。

バックグラウンドの大部分はシンチレーターそのものの放射能によるものと思われる。シンチレーターの炭素中にアイソトープが $10^{-11} \sim 10^{-12}$ 混入しているこ

とがバックグラウンド計数率を生ずると解釈される。効率はおそらく約 40 MeV ないし約 400 MeV までの範囲で、中性子のエネルギーに依存しない。その理由はこのエネルギー範囲における $^{12}\text{C}(n, 2n)^{11}\text{C}$ 反応に対する断面積は経験的に一定であるからである。

中性子束測定の誤差は $^{12}\text{C}(n, 2n)^{11}\text{C}$ 反応に対する断面積の不確かさにより約 $\pm 15\%$ である。

シンチレーターは中性子に照射されたのち測定器容器に流入させ、誘起した ^{11}C の放射能が測定される。

いまシンチレーターを Π n · cm⁻² · sec⁻¹ の中性子束で T 分照射するとし、照射後測定開始までの時間を τ 分とする。また ^{11}C の測定時間 t 分、この測定時間中のパルス数を B とすると、

$$\Pi = \frac{(B - ft)\lambda}{\eta \sigma_{n,2n} n \{1 - \exp(-\lambda T)\} \cdot \exp(-\lambda \tau) \{1 - \exp(-\lambda t)\}}$$

ここに、 f はバックグラウンド計数率、 n はシンチレーター中の炭素原子の数、 λ は ^{11}C の崩壊定数 ($\lambda = 0.0338/\text{m}$) である。

このときの相対標準偏差は下の式によって与えられる。

$$\delta = \frac{\sqrt{(B - ft) \exp(-\lambda t) + ft}}{(B - ft)}$$

ここに、バックグラウンド計数率の測定の誤差は省略した。 B/ft は δ が最小値となるような測定の最適時間を与える。

3.2 高線量 γ 線の測定

種々の研究あるいは工業上の応用において、強度の高い γ 線および β 線の利用が増大するにつれて、これに適した線量測定の方法が広く研究されてきた。その結果、さまざまな方法が考えられているが、完全な測定をおこなうために、1つの段階として線量測定の標準化が望まれるようになった。S. I. TAIMUTY *et al.* (アメリカ) [2014] はまず第1に、高線量率の線量測定にもちいる積分線量計に要求される条件について、(1) 線量の領域、(2) 線量率、(3) エネルギーに対する依存性、(4) 確度、(5) 照射前の安定性、(6) 照射後の安定性、(7) 温度に対する依存性、(8) 使用の難易、の8項目をあげてこれらにつきのべたのち、Quartermaster Food and Container Institute でとり扱った数多くの線量計のうち、上記条件がほぼ満たされてい

第 2 表 水溶液ケイ光線量計の特性 [2014]

線 量 計	線量の範囲 rad $\times 10^6$	線量率 rad/sec	精度	照射後の安定性	使用の難易
Fricke	0.004~ 0.04	2×10^6 (ave) 10^{10} (peak)	$\pm 1\%$	Stable	B
Ceric	0.05~100	2×10^6 (ave) 2×10^8 (peak)	$\pm 4\%$	Stable	B
Ferrous sulfate—Cupric sulfate	0.1 ~ 10	200	—	25%	C
Methylene Blue	0.01~ 10	10^5	$\pm 6\%$	1%	C
Anthracene	0.3 ~ 200	4×10^5	$\pm 10\%$	Stable	A
Naphthalene	0. ~ 200	4×10^5	$\pm 10\%$	Stable	C
Bibenzyl	10.2~ 4	200	$\pm 10\%$	Stable	A
Acetylsalicylic acid (Aspirin)	0.2 ~ 4	200	$\pm 10\%$	Stable	A

第 3 表 ガラスケイ光線量計の特性 [2014]

線 量 計	線量の範囲 rad $\times 10^6$	線量率 rad/sec	精度	照射後の安定性	使用の難易
Cobalt F-0450	0.01~2	200	$\pm 2\%$	10~14%	B
Cobalt F-0621	0.01~2	10^6	$\pm 2\%$	1~2%	A
Silver phosphate	0.01~2	10^5	$\pm 2\%$	8~19%	B
Manganese No. 9762	0.01~2	3×10^4	$\pm 3\%$	4~6%	B
Microscope Slides	0.01~2	10^4	$\pm 5\%$	16~30%	B
Nitrous oxide	0.01~ 3×10^3	200	$\pm 5\%$	Stable	D
Cyclohexane	0.01~130	200	$\pm 6\%$	Stable	D
Chlorinated hydrocarbons	0.01~1	200	5~10%	Stable	C
Cellophane	0.5 ~ 15	10^5	5~10%	Stable	B

と思われるいくつかをとり上げて、その性能を調べた。この結果を第 2 表および第 3 表に示す。表中、線量計が上記条件のうち 4 つを満足している場合は使用の難易の欄に A、3 条件の場合は B、2 条件の場合は C、1 条件しか満足していないものは D の文字をつけてその優劣を示している。実験に使用された線源は、3000 c の ^{60}Co (最高 200 rad/sec)、1 MeV の電子加速器 (最高 2×10^6 rad/sec)、8 MeV の線形電子加速器 (最高尖頭線量率 5×10^8 rad/sec) である。

この実験の結果、すでにのべた 8 つの条件をことごとく満足しているような線量計は、調査の対象として採用したものの中にはないことが明らかにされた。

現在のところ最も欠陥が少なく、かつもっとも精度の高いものは FRICKE の線量計である。この線量計は測定領域が限られているが、二次標準の代用としては広くもちいることができる。Ceric sulfate 線量計はよい性能をもっているが、 10^5 rad 以下の線量に対しては確実性が少ないので、何かほかの方法で補う必要がある。Anthracene は 10^5 rad 以上の線量に対してかなり有望のように思われるが、さらに研究の余地がある。ガラス線量計、とくに Cobalt F-0621 ガラスはかなり条件を満たしており、小さい形で使用ができる点で便利である。しかしながらガラス線量計は、高い線量るときおよび低い線量率で長時間の照射の場合には不正確である。

以上 4 つの線量計が現在のところもっともよいもの

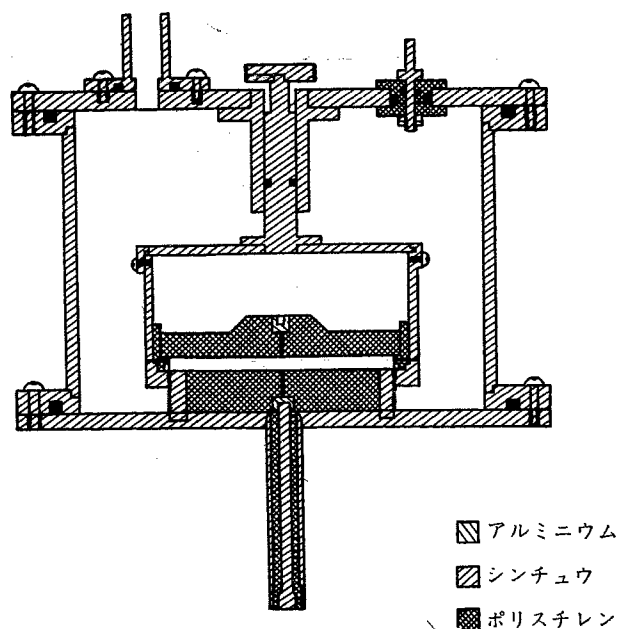
と思われるが、広い範囲にわたる線量の測定には 2 つ以上の型式の線量計をもちいるのがよいとのべており、論文では ceric sulfate 線量計とガラス線量とをもちいることをすすめている。この論文では最後に線量計の較正についてふれ、3 つの方法、すなわち熱量測定法、電離測定法、ビーム出力測定法をあげて、それぞれについて長短を述べているが、標準の目的には熱量測定法がもっともよいであろうとのべている。

3.3 電子と物質との相互作用

いろいろのエネルギーをもった電子のいろいろな物質における阻止能に関する知識は、十分えられているとはいえない。とくに電子のエネルギーが低い場合についてそうである。N. A. BAILY *et al.* (アメリカ) [742] は ^{35}S , ^{32}P , ^{90}Y の β 線をもちいて、空気に対する電子の相対的阻止能の新しいデータを発表している。

測定にもちいられたのは第 7 図に示す電離槽をもちい、この上部電極には一様に分布した β 線放射体を塗布し、電離槽の内部に空気およびいろいろの気体を封入して空気に対して相対的阻止能を測定した。測定の対象とした気体は 水素、ヘリウム、窒素、酸素、ネオン、アルゴン、クリプトン、キセノンである。

測定の結果は、もちいられた気体の単位質量当りの相対阻止能、および 1 箇の電子当りの相対阻止能について第 4 表に示すようになった。原子番号と相対阻止



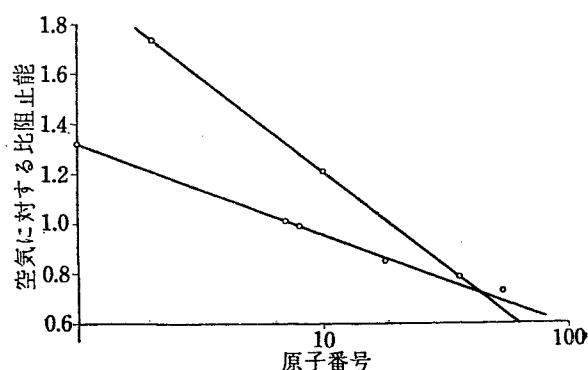
第7図 ^{35}S , ^{32}P , ^{90}Y の β 線スペクトルの阻止能測定用電離槽 [742]

能の関係を図示すると、たとえば ^{35}S については第8図のようである。この図表から平均イオン化ポテンシャルの値によって少なくとも2つの異なった集団のあることが示唆されている。

一方 A.K. HILMI *et al.* (イラク) [2020] は液体中の β 線の吸収について発表している。HUSAIN and PUTMAN²⁾ は $Z^4/3A \times \text{厚さ} (\text{mg}/\text{cm}^2)$ の関数として β 線の吸収曲線を求めると、吸収物質の種類に無関係に同様な吸収曲線がえられることを発表しているが、A.

第4表 ^{35}S , ^{32}P , ^{90}Y の β 線の空気に対する比阻止能 [742]

ガ ス	電子当りの空気に対する比阻止能		
	^{35}S	^{32}P	^{90}Y
空 気	1.00	1.00	1.00
水 素	1.32	1.30	1.22
ヘ リ ウ ム	1.74	1.60	1.57
窒 素	1.01	1.02	
酸 素	0.991	0.996	0.996
ネ オ ン	1.21	1.14	1.20
アルゴン	0.849	0.878	0.980
クリプトン	0.787	0.751	
キセノン	0.728	0.762	



第8図 ^{35}S の β 線スペクトルの空気に対する比阻止能 (電子当りの比阻止能) [742]

K. HILMI *et al.* は Na, Sr, Pb などの多数の元素の酢酸塩、塩化物、硝酸塩の各種の濃度の溶液をもちいて、この結果を実証した。

4. 障害防止用測定器

4.1 Human Counter

体内の放射性物質の量の測定は human counter による直接測定および、排泄物、呼気中の放射能より間接に推定する方法があるが、1955 年前後に、MARI-NELLI らにより human counter が製作されて以来、各国でこれに関する研究がおこなわれている。

C.E. MILLER (アメリカ) [762] はアルゴンヌ国立研究所における human counter の最近の開発についてのべているが、(内部照射の諸問題 第6節参照)、英国では J. RUNDO [1467] がハーウェル、AERE に建設した human counter について発表している。

RUNDO は予備実験として人体外より直接体内の汚染を知るために厚さ 10 cm の鉛で遮蔽した直径 5 cm,

厚さ 5 cm の NaI (Tl) 結晶を4箇使用した human counter を製作したが、のちに検出部は直径 11 cm, 厚さ 5 cm の NaI (Tl) 結晶に取りかえた。

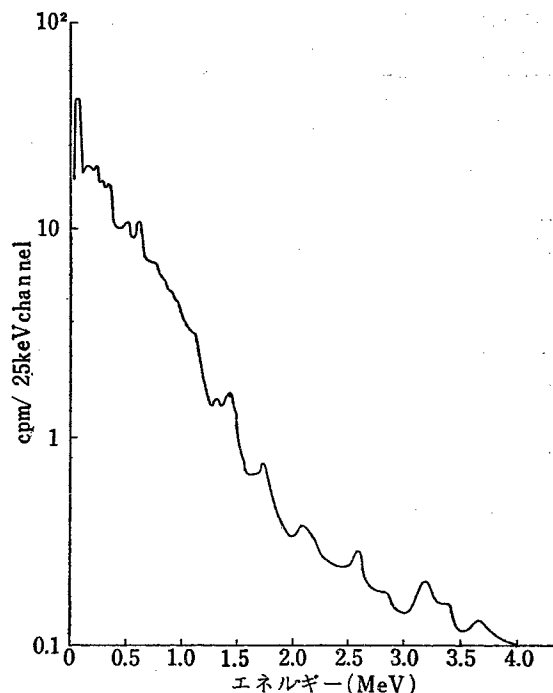
第9図は 10 cm の鉛で遮蔽した直径 11 cm, 厚さ 5 cm の NaI (Tl) シンチレーターのバックグラウンドのスペクトルを示したものである。0.4 MeV 以上のエネルギーのバックグラウンド計数は 637 cpm であった。

第9図の 0.5 MeV のスペクトルは宇宙線によってできる消滅放射線に基づくものであると考えられ、2.6 MeV のスペクトルは少量のトリウムによる周囲の汚染によるものであると考えられる。このようなバックグラウンドをもつシンチレーション・カウンターを第10図の実線および点線の円で示す位置においた。実線は寝台に伏した人体の上方にプローブを置いている

ことを示し、点線は人体の下方にプローブを置いていることを示す。プローブのこのような配置に対して図の黒点で示す位置に線源を置いて、プローブの高さを適当に調節することにより、図中下の曲線で示すようなほぼ一様な感度曲線をえた。

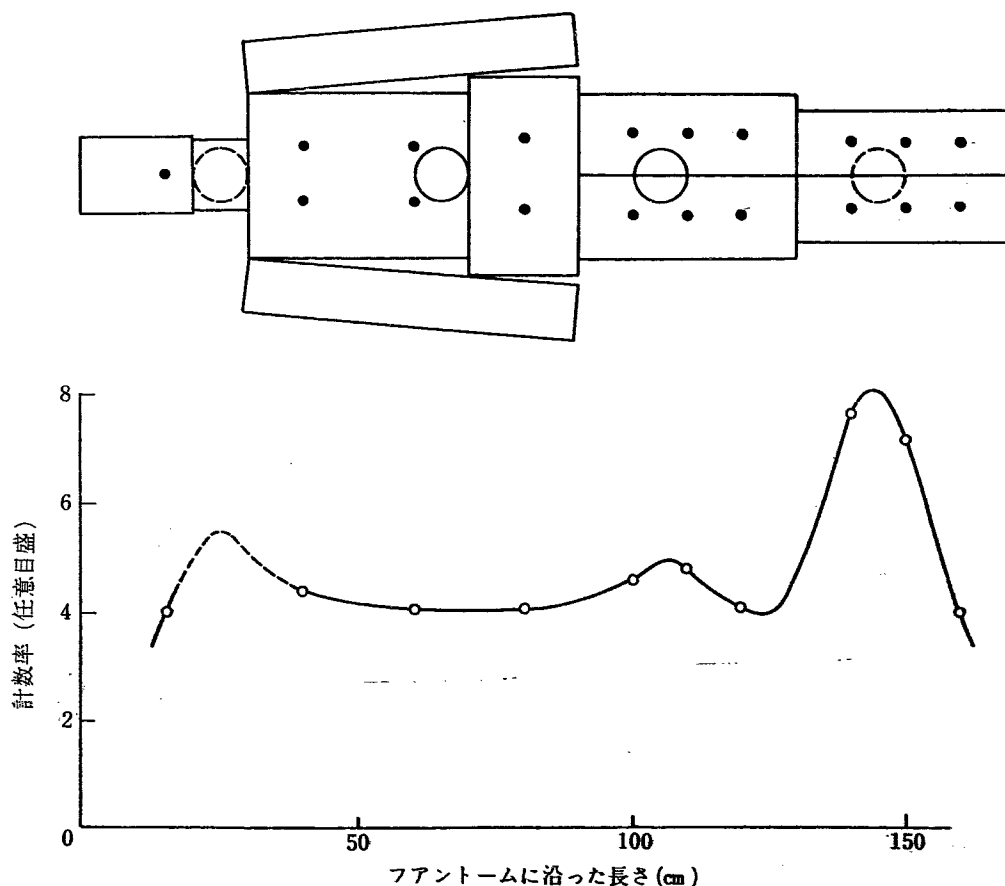
人体中の放射能の推定のために、スペクトルを 50 ~ 540 keV, 540 ~ 825 keV, 825 ~ 1325 keV, 1325 ~ 1650 keV の 4 箇の領域に分け、まずスペクトル分布より核種の決定をしたのち上記の各領域の計数率から体内の放射性物質の量を算定した。またファントームの挿入によるバックグラウンド計数率の変化、各領域の計数率の比から、放射性物質が体内にあるか、体表面にあるかを推定する方法などを研究したのち、人体中の放射性物質の量の測定結果として第 5 表の結果をえた。この結果は米国において MARINELLI らの得た結果とはほぼ一致する。さらに、放射線作業により体内に放射性物質を摂取した職員の摂取量の測定もおこなった。この測定器の最小検出感度は第 6 表のようなものである。

K.G. McNEILL *et al.*³⁾ (カナダ) は Toronto 大学における human counter について最近発表している。この測定器には 1 箇の直径 5", 厚さ 4" の NaI 結晶



第 9 図 直径 10.8 cm, 厚さ 5 cm の NaI(Tl) 結晶を 10 cm の鉛で遮蔽したときのバックグラウンドのエネルギー・スペクトル [1467]

をもちい、Du Mont 製 6364 の光電子増倍管を使用したものである。NaI 結晶はバックグラウンドを減少



第 10 図 ファントーム内の各位置における 2 箇の点線源による装置の感度曲線 [1467]

第5表 一般人の体内のカリウムおよびセシウムの
代表的測定結果 (1956年6月~1958年1月) [1467]

試験体	測定日	カリウムの量 g	セシウムの量		住 所
			m μ c	μ c/g K	
J.C.	25. 6. 56	150	4.7	31	Oxfordshire
H.B.	22. 11. 56	160	3.2	20	Oxfordshire
A.C.	30. 11. 56	110	4.3	39	Berkshire
D.B.	21. 2. 57	159	4.3	27	Berkshire
J.R.	22. 2. 57	158	3.8	24	Berkshire
W.R.	11. 3. 57	154	5.7	37	Berkshire
E.T.	30. 5. 57	128	5.2	41	Berkshire
J.T.	22. 7. 57	148	6.5	44	Oxfordshire
E.L.	31. 7. 57	151	11.9	79	Devonshire
C.P.	18. 10. 57	136	7.1	52	Berkshire
J.U.	10. 1. 58	166	9.4	56	Berkshire

させるために、NaI 中の K 含量の特に少ないものを選び、結晶の容器に電解銅、結晶の窓に水晶をもちいている。このシンチレーション・カウンターのバックグラウンドは8インチの鉄遮蔽の場合、200 keV~2.0 MeV の範囲で 470 cpm, 1 MeV~2 MeV の範囲で 66 cpm である。これをもちいて 30 人の一般人の人体中

第6表 Human Counter の検出感度 [1467]

同位元素名	体内最大許 容量(m μ c)	検出感度 (m μ c)
^{137}Cs	3.3×10^4	1.5
^{60}Co	3×10^3	1
$^{90}\text{Sr} + ^{90}\text{Y}$	10^3	50
$^{226}\text{Ra} + 30\% \text{ daughters}$	10^2	8
^{227}Ac or $^{227}\text{Th} + \text{All daughters}$	18	~2
^{228}Th or $^{224}\text{Ra} + \text{All daughters}$	9	1.5

の放射性物質の量を測定したところ、人体中の K 含量の平均値は体重の $(0.21_2 \pm 0.013)\%$ であり、 ^{137}Cs の量は平均 7.8 m μ c, すなわち, 51 μ c/gK の値をえた。

一方 E.C. ANDERSON *et al.*⁴⁾(アメリカ) は NaI の代りに液体シンチレーターをもちいた human counter の研究を発表している。これは Geneva Counter と呼ばれるものであるが、これと同一の様式に属する Los Alamos Counter (1953 年製作) とともに、その特性を示すと、第7表のとおりである。

第7表 液体シンチレーション・ヒューマン・カウンターの比較

	Los Alamos Counter	Geneva Counter
形状その他		
型 式	水平型, 4 π 水槽型をしていてつりあげる型式	垂直型, 2 π 歩いてはいる
シンチレーターの容積	560l	280l
シンチレーター溶液	Terphenyl-POPOP の toluene 溶液	Terphenyl-POPOP の triethylbenzene 溶液
遮 蔽	鉛 20ton (厚さ5インチ)	鉛 16ton (厚さ3インチ)
光電子増倍管	2" 径のもの (Du Mont 6292) 108 箇	16" 径のもの (Du Mont K-1328) 6 箇
光電陰極面の全壁面に対する比	0.016	0.13
使用したエレクトロニクスの型	真空管式, コインシデンス・アナライザー使用	トランジスター式, シンチチャンネル・アナライザー使用
使用電力	2500W	140W
大約の価格	\$ 51,000	\$ 32,000
特性		
バックグラウンド		
^{40}K チャンネル	250cps	82cps
^{137}Cs チャンネル	180cps	73cps
^{90}Sr チャンネル	—	500cps
計数効率 (70 ボンドのファントム)		
^{10}K γ 線	22%	9.4%
Cs チャンネルの ^{40}K	6.3%	3.4%
^{137}Cs γ 線	8%	6.1%
^{90}Sr 阻止 X 線	—	0.3%
統計的精度 (平均の大きさのおとなについて, 100 秒計数のとき)		
^{40}K	$\pm 0.0003\mu\text{c}$ $\pm 2.9\%$	$\pm 0.0003\mu\text{c}$ $\pm 3.1\%$
^{137}Cs	$\pm 0.0008\mu\text{c}$ $\pm 6.3\%$	$\pm 0.0006\mu\text{c}$ $\pm 4.5\mu\text{c}$
^{90}Sr (推定)		$\pm 0.03\mu\text{c}$ $\pm 30\mu\text{c Sr/g Ca}$
半値幅 (^{40}K のとき)	30%	18%
核分裂生成物をモニターする ときの有効エネルギー・チャ ンネル数	2	4

また, K. LIDÉN (スウェーデン) [171] は阻止 X 線を測定することによって, 人体中の ^{90}Sr の量を測定する方法を研究している.

4.2 その他の障害防止用測定器

各種の障害防止用測定器については, 各種の改良がおこなわれているが, D. TAYLOR (英国) [60] は放射線管理にもちいられる測定器に関する 2, 3 の問題を提起している. その 1 つは前記の human counter に関するものであるが, さらに人体中のプルトニウムの量の測定法として崩壊の 4% は 17 keV の γ 線を放出するので, 0.25 mm の厚さの NaI をこの γ 線測定用のシンチレーターとしてもちいれば 0.002 μC の

プルトニウムが検出されるであろうとのべている. また排水の連続モニタリングの方法に言及しているが, 検出感度は満足すべきものではない.

J.R. BROWN (英国) [294] はシンチレーターをもちいて, 1 箇のプロープで α 線および β 線を検出する方法についてのべている. これは, プラスチック・シンチレーターの上に ZnS(Ag) を付着させたもので, ZnS(Ag) は α 線のみによって発光し, その波高は高く, プラスチックは β 線によって発光し, その波高は ZnS(Ag) の α 線による波高より低いことを利用し, それぞれの波高を弁別計数することにより, 1 箇のプロープで α 線と β 線を計数するようにしたものである.

文 献

第 2 回ジュネーブ会議報文

- [60] D. TAYLOR: Some special problems in health physics instrumentation.
- [171] K. LIDÉN: The determination of ^{90}Sr and other β -emitters in human beings from external measurements of the Bremsstrahlung.
- [294] J.R. BROWN: Simultaneous hand and clothing checking for alpha and beta contamination.
- [742] N.A. BAILY: Electron stopping powers relative to air.
- [750] W.B. MANN, H.H. SELIGER: Radioactivity standardization in the United States.
- [752] R.S. CASWELL *et al.*: Standards for neutron flux measurement and neutron dosimetry.
- [762] C.E. MILLER: Low intensity spectrometry of the gamma radiation emitted by human beings.
- [1467] J. RUNDO: Body radioactivity measurement as an aid in assessing contamination by radionuclides.
- [2014] S.I. TAIMUTY: High level dosimetry of

gamma and electron beam sources.

- [2020] A.K. HILMI *et al.*: Absorption of beta particle in solution.
- [2083] P. S. BARANOV *et al.*: An instrument for measuring low fluxes of high-energy neutrons.
- [2243] L.S. TAYLOR, L.H. GRAY, H.O. WYCKOFF: Program of the International Commission on Radiological Units and Measurements.

そ の 他

- 1) Report of the International Commission on Radiological Units and Measurements, NBS H 62(1956).
- 2) S.A. HUSAIN, J.L. PUTMAN: The absorption of beta particles as a function of atomic number, *Proc. Phys. Soc., Sect. A*, **70**, 304~5 (1957).
- 3) K.G. MCNEILL, R.M. GREEN: Measurements with a whole body counter, *Can. J. Phys.*, **37**, 683-689.
- 4) E.C. ANDERSON *et al.*: The Geneva Counter, AEC Report, LA-2238 or TID-4500.

核分裂生成物の環境物質への移行

1. 概 説

大規模な原子力利用が進むに従い、廃棄される核分裂生成物は土壌を汚染し、さらに植物に摂取され、やがては動物にまで移行する。これら核分裂生成物のうち、長寿命の核種 ^{90}Sr と ^{137}Cs はとくに食物として体内に摂取されることによって哺乳類や人類に大きな影響を与える。

このため、これら放射性核種の土壌-植物-動物という系列での摂取や移行についての研究が要求され、さらにその放射能汚染に対する対策が考慮されねばならない。したがって核分裂生成物の土壌-植物さらに動物への移行については、すでになりに多くの研究がなされている。しかし、これらの核種の環境での行動は、かなり複雑多岐であるため、ある1つのまたは1国の研究結果を、環境の化学的物理的条件の異なった他の、

または他国の状態に無制限にそのまま適用することができない。この問題についてはわが国でも若干とりあげられてはいるが、組織的、かつ大規模な研究は十分なされていない。ここに第2回ジュネーブ会議で報告されたこれらの問題に関する研究のおもなものをとりまとめた。すなわち、スウェーデンでは

A. スウェーデンの土壌中での長寿命の核分裂生成物の行動

B. 植物による土壌からの ^{90}Sr と ^{137}Cs の摂取

C. ^{90}Sr の吸収に関する植物-動物の相互関係

また、U.S.A. では、自然状態での作物による ^{90}Sr と ^{137}Cs の摂取、United Kingdom では、飼料より牛乳への ^{90}Sr の移行といった題目でそれぞれ核分裂生成物の環境物質への移行の研究報告をおこなっている。

2. 土壌中での ^{90}Sr , ^{137}Cs , その他の核種の行動

土壌中での核分裂生成物の行動を追求するために、EDVARSON ら (1958)[177] は、1956年の秋からスウェーデンを東西南北の各部に分けその代表的な地域の土壌を選び、 $2.5 \times 2 \text{ m}^2$ の面積を実験地と定めた。核分裂生成物としては、 ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{137}Cs および ^{144}Ce を HNO_3 に溶解しこの溶液を実験地に加え、 ^{90}Sr については 0.1 mc/m^2 、そしてほかの核種については 1 mc/m^2 の濃度で散布した。これら実験地の土質を第1表に示した。

放射性溶液を実験地に散布したのは数年間耕作をおこなわず、各試料は 1, 6, 12, 18, および 24 カ月後に採取するよう企画した。また、土壌試料は直径 7 cm の円筒状のボーリングによりそれぞれ異なった深さから採取し、各放射能は G-M カウンターと γ 波高分析器を併用して測定した。

1 カ月後に最初の試料採取をおこなった。ほとんどすべての放射能が植物と地表から 1 cm の深さの土壌中に含まれていたが、その放射能分布は1例を除い

第1表 土 壌 特 性 [177]

No.	場 所	土壌の分類	有機物 乾燥土壌の%	水素イオン 濃 度	置換性 Ca (mg/100g)	置換性塩基容量 (me/100mg)
1	Skarhult, S	Morain loam	4.1	4.9	55	21
2	Fröslida, SW	Fine sand	7.2	5.8	未測定	~20
3	Vinköl, W	Fine sand	3.8	6.3	150	~18
4	Uttuna, E	Heavy clay	4.0	6.7	260	19
5	Offer, N	Silty clay loam	5.6	6.0	未測定	~23

S その他はスウェーデンの南その他を表わす。

第2表 異なった深さでの全 r の比放射能 (任意単位)
6~12 の試料の平均値 [177]

A. 沈積後6カ月

深さ (cm)	1	2	3	4	5
植物	23.4	31.4	24.6	24.2	45.9
0	67.0	85.9	51.5	72.5	74.9
1	2.6	15.3	3.0	9.0	5.2
2	1.3	17.5	1.6	2.1	1.4
3	1.0	9.3	1.6	1.1	3.9
4	0.6	6.0	0.7	1.2	0.9
5	1.6	3.2	1.8	0.4	0.7

B. 沈積後 12 カ月

深さ (cm)	1	2	3	4	5
植物	3.0	0.4	0.7	0.3	1.6
0	92.1	64.5	49.9	25.2	76.7
1	4.4	23.6	14.2	33.7	10.9
2.5	1.1	13.8	3.4	13.2	7.6
4	0.6	6.5	1.7	0.4	2.2
6	0.1	1.9	0.3	3.7	0.8
9	0.1	2.3	0.1	1.2	0.6

ては有意な差は認められなかった。Soil 1 では 2 cm の深さのところにおける放射能はわずかであったが、 ^{106}Ru は濃溜されていた。すなわち、 ^{106}Ru - ^{137}Cs および ^{106}Ru - ^{144}Ce 比が 0~0.5 cm のものより 10 倍も高かった。

6 カ月および 12 カ月後に採取した試料の全 r の比放射能を第2表に示した。この表から見られるように 3 つの顕著な特徴がある。すなわち Soil 2 ではほかの Soil に比べて放射性核種がかなり大きい移動を示し、深い層まで影響を与えていること、つぎに Soil 4 の 0~1 cm で口過されること、最後は Soil 1 において、放射性核種の最高の保持力が認められていることである。これらの差については、

(a) Soil 2 は砂質であること

(b) Soil 1 は微細な土質構成で置換性カルシウムが極端に低く

(c) Soil 4 は逆にカルシウム含量が高く、粘土含有も多いことが原因となっている

第3表 実験に用いた土壌の素性とポット当りの土壌の重量

土壌	土 壌 の 素 性	ポット当りの土壌の重量 kg
1	Kopparslagargården, Skaraborgs län	5.4
2	Skurups Lantmannaskola, Malmöhus län	6.1
3	Svalövs — " — — " —	5.4
4	Brönnestad, — " — — " —	5.9
5	Skarhults Nygård, — " — — " —	5.0
6	Jockelsta, Västmanlands län	5.6
7	Skottlandshus, Kristianstads län	5.0
8	Ultuna, Uppsala län	5.6
9	Västerbygd, Uppsala	5.2
10	Gorsingeholm, Södermanlands län	3.6
11	Stensfält, Skaraborgs län	5.2

3. 植物による土壌からの ^{90}Sr と ^{137}Cs の摂取

FREDRIKSSON はスウェーデンにおけるおもな耕作土壌を 11 種 選んで以下の目的の実験をおこなった。

- 異なった農作物による土壌からの ^{90}Sr の摂取における石灰の追肥の影響
- 植物による ^{90}Sr 摂取の際の Sr-担体の影響
- 植物による ^{137}Cs 摂取における土壌中の K-含量と土壌構造の影響
- いろいろの植物による土壌からの ^{137}Cs 摂取の際の Cs-担体の影響

第3表は実験にもちいた 11 種の土壌の化学特性である。

各土壌の特性は

Soil 1: 有機物含量が比較的高く、このため陽イオン交換容量が大きい。

Soil 2, 3, 4 および 7: 有機物含量が低い。

Soil 5: Ca 含量が非常に低い。したがって、農作物の収穫をあげるために石灰の追肥が必要であるが、このことは逆に植物による Sr の摂取の際に石灰の追肥の影響を研究するのに好適である。

Soil 6: 粘土質で Ca 含量が低く、リンを固定する力が大きい。

Soil 8: 重い粘土質で栄養分に富み、石灰が十分で肥沃である。

Soil 9: 重い粘土性の土壌で比較的 Ca 含量が低い。

Soil 10: イオウに富んだ有機物の酸形成のために塩基物含量が非常に低い。

Soil 11: 重い粘土性の土壌である。

これらの土壌の約 5 l をポットに入れて実験をおこ

第4表 土壤中の異なった石灰量でのカラスムギの収率と化学成分 [177]

土壌中の Ca, 陽イオン交換容 量の (%)	収率, ポット当 りの g		化 学 成 分									
			わ ら			子 実			⁹⁰ Sr			
			mg/g 乾 物						mμc/g 乾物		μc/g Ca	
	わ ら	子 実	Ca	Mg	K	Ca	Mg	K	わ ら	子 実	わ ら	子 実
12.5	44.7	42.5	5.9	1.1	22.4	1.5	1.1	6.5	321	27	54	18
25.0	47.2	39.1	6.4	1.3	22.0	1.5	1.1	6.5	182	20	28	13
50.0	46.8	40.8	8.9	1.4	22.3	1.1	1.2	6.5	125	12	14	10
100.0	47.3	44.2	9.8	0.8	19.6	1.1	1.1	6.3	78	6	8	6
200.0	48.1	44.2	10.9	0.7	19.2	1.2	1.2	6.2	66	4	6	4

第5表 土壤中の異なった石灰量でのオオムギの収率と化学成分 [177]

土壤中の Ca, 陽イオン交換容 量の (%)	収率, ポット 当りの g		化 学 成 分									
			わ ら			子 実			⁹⁰ Sr			
									mg/g 乾 物			
	わ ら	子 実	Ca	Mg	K	Ca	Mg	K	わ ら	子 実	わ ら	子 実
12.5	10.3	2.9	3.5	1.1	30.3	0.5	0.8	7.0	191	92	55	—
25.0	38.9	25.7	8.5	1.5	26.7	1.6	1.3	6.8	242	12	28	7
50.0	43.4	30.1	8.2	1.5	22.8	1.1	1.3	6.8	87	5	11	5
100.0	49.8	29.7	9.7	1.4	19.6	1.2	1.2	6.4	58	5	6	4
200.0	43.6	26.3	9.8	1.3	21.6	1.0	1.0	6.1	51	3	5	3

なったもちいた植物はカラスムギ, オオムギ, エンドウ, 赤クローバー, チモシー, 牧草, 冠毛犬尾 (crested dog's-tail), シロカラシ, バレイショ, サトウダイコン, ニンジン, ダイコン, レタス, ホウレンソウ, カリフラワー, ソバ, 白キャベツである。

ポットの土壌には 1320 mg の窒素と 910 mg のリンとを混和した。このほか ⁹⁰Sr の実験にもちいたポットのすべてに 1150 mg のカリウムを加えた。そのほか必要に応じ, ⁹⁰Sr, Sr-担体, CaCO₃ およびカリウムをさらに加えた。ポット中の植物を同数にし, 温室中で光と温度を適当に調節して栽培した。

クローバー, チモシー, 牧草, crested dog's tail および雑草は開花時に, カラスムギ, オオムギ, エンドウ, シロカラシ, ソバは種子の成熟期, そのほかのものは食用の状態になったときに全部収穫し, 乾燥後, 常法で化学分析し, さらにその一部を灰化して放射能を測定した。

3.1 Ca 欠乏の土壌から ⁹⁰Sr を摂取する際の石灰追肥の効果

この研究のために Ca 含量の低い Soil 5 をもちい, 土壌中のカルシウム全イオン交換容量の 12.5, 25, 50, 100 および 200% に相当するように炭酸カルシウムを加えた。

a) カラスムギ 石灰の追肥をおこなわなくとも, 収穫高は良好で, 石灰を加えてもわずかに増収したにすぎない。⁹⁰Sr は主として麦わらに検出された。麦わら中の Sr 含量は石灰の追肥の増加とともにかなり減少し, また Sr は Ca と同様に麦わら中に濃縮する。⁹⁰Sr-μc/g-Ca で表わすと麦わらより穀粒では値が低く, また ⁹⁰Sr は Ca に比べ植物への移行性は低い。

これについては MENZEL や HEALD (1955)¹⁾ ROMNEY (1956)²⁾ MARTIN ら (1957)³⁾ の研究結果そのほかと全く一致する (第4表)。

b) オオムギ カラスムギに比べてオオムギは生育の際に土壌中のカルシウムを強く要求するから, 石灰の追肥は作物の増収に大いに影響する。オオムギの ⁹⁰Sr 含量はカラスムギと同様, 麦わらのほうが穀粒よりはるかに大きい, カラスムギと異なる点は陽イオン交換容量の 25% に相当する Ca 含量のところで最大値を示す。麦わらについては ⁹⁰Sr-μc/g-Ca の値はカラスムギの値とよく一致する。

穀粒についていえば, 土壌中の Ca-含量のもっとも低いところで Sr/Ca の値が非常に大きいことである (第5表)。

c) エンドウ エンドウは土壌の陽イオン交換容量が 50% まで石灰を加えることで増収することができた。石灰の追加は, 種子の生成に若干の増加は見られ

第 6 表 土壌中の異なった石灰量でのエンドウの収率と化学成分 [177]

土壌中の Ca, 陽イオン交換容 量の %	収率, ポット 当りの g		化 学 成 分									
			わ ら			子 実			⁹⁰ Sr			
									mg/g乾 物			mμc/g乾物
	わ ら	子 実	Ca	Mg	K	Ca	Mg	K	わ ら	子 実	わ ら	子 実
12.5	48.4	28.6	22.1	3.1	15.0	0.6	1.2	12.7	1250	32	56	53
25.0	52.0	31.6	28.4	2.3	11.7	0.6	1.1	13.3	839	15	30	24
50.0	55.4	46.3	30.8	2.1	10.9	0.7	1.7	12.0	454	6	15	9
100.0	51.5	45.8	27.7	1.7	11.0	0.7	1.2	11.9	197	3	7	4
200.0	47.3	47.4	27.6	1.4	10.1	0.7	1.1	12.1	169	2	6	3

第 7 表 子壌中の異なった石灰量での二倍体赤クローバーの収率と化学成分 [177]

土壌中の Ca, 陽イオン交換容 量の %	収率, ポット 当りの g		化 学 成 分									
			一次摂取			二次摂取			⁹⁰ Sr			
									mg/g 乾 物		mμc/g乾物	
	一次摂取	二次摂取	Ca	Mg	K	Ca	Mg	K	一次摂取	二次摂取	一次摂取	二次摂取
12.5	22.6	8.4	18.0	5.7	33.7	12.2	4.2	30.7	1056	717	59	59
25.0	39.2	12.4	22.6	3.3	23.6	16.8	2.7	24.1	641	518	28	31
50.0	40.4	13.5	25.2	3.4	23.6	24.3	2.5	18.8	319	327	13	13
100.0	31.8	12.8	26.0	3.2	26.6	23.8	2.4	20.0	152	141	6	6
200.0	28.0	11.9	25.9	3.2	29.5	24.9	2.4	20.0	146	124	6	6

第 8 表 土壌中の異なった石灰量での四倍体赤クローバーの収率と化学成分 [177]

土壌中の Ca, 陽イオン交換容 量の %	収率, ポット 当りの g		化 学 成 分									
			一次摂取			二次摂取			⁹⁰ Sr			
									mμc/g乾物		μc/gCa	
	一次摂取	二次摂取	Ca	Mg	K	Ca	Mg	K	一次摂取	二次摂取	一次摂取	二次摂取
12.5	29.2	9.2	16.7	3.8	35.4	10.5	3.0	2.4	916	600	56	57
25.0	45.0	12.6	20.6	3.2	26.5	15.1	2.5	18.1	572	453	28	30
50.0	47.0	15.5	22.3	3.0	22.9	20.4	1.9	15.7	272	299	12	15
100.0	45.2	16.2	21.1	2.4	21.1	19.2	1.6	16.0	115	108	6	6
200.0	33.1	14.7	21.5	2.6	27.1	15.5	1.7	17.8	103	101	5	7

たが、わらでは、明らかに減収状態を生じた。わらの Ca-含量は陽イオン交換容量が 50% のときに最高でその量はカラスムギやオオムギのわらに比べて約 5~6 倍である。⁹⁰Sr の放射能もカラスムギやオオムギのわらより約 5~6 倍高い値を示している。しかし、⁹⁰Sr- μ c/g-Ca の値は、わらではカラスムギやオオムギと同じような結果がエンドウからも得られた(第 6 表)。

d) 赤クローバー 二倍体と四倍体の赤クローバーについての実験結果は第 7 表と第 8 表に示した。この表からも明らかなように陽イオン交換容量が 50% に相当する Ca 含量の土壌で収率の最大値が得られ、エンドウの実験結果と類似している。

四倍体の赤クローバーと二倍体の赤クローバとの収

率を比べると、四倍体のもののほうが二倍体のものより約 21% 多い値を示す。

⁹⁰Sr- μ c/g-Ca は二倍体と四倍体のものとで、ほとんど同じ値であり、すでにのべたカラスムギ、オオムギ、エンドウのわらの ⁹⁰Sr- μ c/g-Ca の値ともほぼ一致する。

e) チモシーと牧草 チモシーと牧草についての実験結果は第 9 表に示してある。チモシーの収率は土壌中の Ca 含量には実際には無関係である。牧草の場合、収率も低くはっきりした関係は見られないが、土壌中のカルシウムが陽イオン交換容量として 25% の場合に収率の最高値が得られるような傾向が見える。両植物とも乾物中の Ca 含量は土壌中の Ca が増加す

第9表 土壌中の異なった石灰量でのチモシーと牧草の収率と化学成分 [177]

土壌中の Ca, 陽イオン交換容 量の %	収率, ポット 当り g		化 学 成 分									
			チモシー			牧 草			⁹⁰ Sr			
									mμc/g乾物		μc/gCa	
	チモシー	牧 草	mg/g 乾 物									
			Ca	Mg	K	Ca	Mg	K	チモシー	牧 草	チモシー	牧 草
12.5	26.5	3.5	6.3	1.7	41.2	8.5	2.6	33.3	331	453	52	53
25.0	25.2	6.8	9.0	2.0	37.1	8.9	2.0	29.2	263	286	29	32
50.0	25.5	6.3	11.4	2.6	37.9	12.2	1.9	31.0	178	221	16	18
100.0	26.5	6.5	12.6	2.5	38.0	14.2	1.7	31.6	110	150	9	11
200.0	24.5	5.5	12.7	2.4	36.9	15.2	1.7	30.5	94	149	7	10

第10表 土壌中の異なった石灰量での二倍体シロカラシの収率と化学成分 [177]

土壌中の Ca, 陽イオン交換容 量の %	収率, ポット 当り g		化 学 成 分									
			わ ら			種 子			⁹⁰ Sr			
									mg/g乾 物			
	わ ら	種 子	Ca	Mg	K	Ca	Mg	K	わ ら	種 子	わ ら	種 子
12.5	12.9	1.8	17.8	3.0	31.7	3.1	2.8	11.6	885	97	55	21
25.0	34.1	7.5	13.2	1.2	19.5	4.0	3.1	9.6	442	50	29	10
50.0	59.1	13.2	16.6	1.0	15.4	5.2	4.0	10.4	274	27	15	4
100.0	60.9	13.8	18.3	0.6	16.2	5.5	3.3	10.1	139	14	7	2
200.0	59.5	13.4	14.0	0.5	15.2	5.2	3.4	10.0	101	10	5	2

第11表 土壌中の異なった石灰量での四倍体のシロカラシの化学成分 [177]

土壌中の Ca, 陽イオン交換容 量の %	収率, ポット 当り g		化 学 成 分									
			わ ら			種 子			⁹⁰ Sr			
									mg/g乾 物			
	わ ら	種 子	Ca	Mg	K	Ca	Mg	K	わ ら	種 子	わ ら	種 子
12.5	10.2	1.5	19.0	3.9	33.5	4.7	3.0	12.3	1043	97	55	21
25.0	18.9	3.9	17.3	2.7	31.5	4.8	3.6	11.5	509	50	29	10
50.0	47.6	8.6	16.0	1.5	16.8	6.7	3.8	12.1	247	27	15	4
100.0	55.2	11.4	20.9	0.3	12.7	6.9	3.3	11.0	139	14	7	2
200.0	53.3	9.5	18.6	0.7	13.8	6.5	3.2	11.2	101	10	5	2

るにしたがい増加する。⁹⁰Srの放射能はチモシーより牧草のほうに高かったが、両方ともカラスムギ、オオムギ、エンドウやクローバーの場合と同様、土壌中のCaの含量の増加とともに減少した。チモシーではCaの量と比較して⁹⁰Srの量がいくぶん低い、⁹⁰Sr- μ c/g-Ca値は双方の植物とも今までのべた植物で得た値ともよく一致する（第9表）。

f) シロカラシ 二倍体と四倍体のシロカラシへの石灰の追肥によるわらや種子の収率やCa、MgおよびK含量への影響についての実験結果は第10,11表に示す。この場合二倍体、四倍体とも石灰処理の増加につれてCa含量が土壌の交換容量の100%に等価になるまで収率は増加する。しかし、土壌中のCa含量

が陽イオン交換容量の50~100%以上からさらに増加すると、二倍体のものに関するかぎりでは、その増加量は小さくはっきりしなくなる。そして赤クローバーの場合と異なり、収率は二倍体のもののほうが四倍体のものより多かった。わら中のCa含量は二倍体、四倍体と土壌中のCa含量が増加するとともに減少するが、最低状態をすぎるとかえって増加し、土壌中のCaが陽イオン交換容量の100%に相当するところで最高値を示し、そのあとは再び減少するという複雑な状態を示した。また、わら中の⁹⁰Srの放射能はカラスムギ、エンドウ、クローバーと同様土壌中のCa含量の増加とともに減少し、Ca含量が二倍体も四倍体も同じ場合は、四倍体の放射能のほうが二倍体のものよ

第 12 表 土壤中の異なった石灰量でのバレイショの収率と化学成分 [177]

土壌中の Ca, 陽イオン交換容 量の %	収率, ポット 当りの g		化 学 成 分									
			地 上 部			地 下 部			⁹⁰ Sr			
									mg/g 乾 物			mμc/g 乾物
	地上部	地上部	Ca	Mg	K	Ca	Mg	K	地上部	地下部	地上部	地下部
12.5	22.4	68.2	16.7	3.6	26.6	0.2	1.0	18.3	714	9	43	43
25.0	28.3	70.3	24.2	3.8	19.3	0.3	1.0	17.5	407	7	17	22
50.0	36.8	96.4	28.2	4.2	13.0	0.3	0.6	14.9	253	4	9	13
100.0	30.9	58.2	34.3	4.3	22.0	0.6	0.7	16.5	161	4	5	6
200.0	30.7	66.2	37.2	3.6	19.5	0.5	0.6	14.9	147	3	4	6

第 13 表 土壤中の異なった石灰量でのサトウダイコンの収率と化学成分 [177]

土壤中の Ca, 陽イオン交換容 量の %	収率, ポット 当りの g		化 学 成 分									
			地 上 部			根			⁹⁰ Sr			
									mg/g 乾 物			mμc/g 乾物
	地上部	根	Ca	Mg	K	Ca	Mg	K	地下部	根	地下部	根
12.5	0.6	0.2	30.5	5.8	31.7	16.4	—	—	751	1054	25	64
25.0	31.3	19.8	18.8	3.3	30.3	5.1	0.9	9.5	459	228	24	45
50.0	33.1	19.1	18.3	2.3	22.1	8.9	0.4	9.0	206	147	11	16
100.0	40.3	36.2	21.7	1.7	21.4	7.0	0.5	8.5	99	51	5	7
200.0	45.4	38.1	25.6	1.1	20.0	6.3	0.4	8.6	103	47	4	7

第 14 表 土壤中の異なった石灰量でのニンジンの収率と化学成分 [177]

土壤中の Ca, 陽イオン交換容 量の %	収率, ポット 当りの g		化 学 成 分									
			地 上 部			根			⁹⁰ Sr			
									mg/g 乾 物			mμc/g 乾物
	地上部	根	Ca	Mg	K	Ca	Mg	K	地上部	根	地上部	根
12.5	6.4	3.0	16.3	4.4	58.0	1.9	1.2	33.1	686	219	42	99
25.0	18.7	12.6	21.7	4.1	45.0	2.8	1.1	26.4	498	127	23	46
50.0	19.9	20.1	26.2	3.6	32.8	2.9	1.2	16.0	245	51	9	17
100.0	20.9	24.9	29.4	2.5	28.7	3.0	1.1	14.8	121	29	4	10
200.0	21.5	27.1	32.8	2.6	32.7	2.8	1.0	16.0	108	26	3	9

り高く、クローバーの場合と逆である。⁹⁰Sr/Ca 比をわらについて見ると、Ca 含量のもっとも低いところでは、シロカラシはほかの植物よりやや低い値を示している。

g) バレイショ バレイショの地上部分と地下部分の Ca 含量は、Ca の飽和に達するまで土壤中の Ca 含量の増加とともに増加状態を示した(第 12 表)。地下部分の ⁹⁰Sr の放射能はいずれの場合も非常に低く、地上部分の放射能はほかの植物に見られるものと同様に、土壤中の Ca 含量の増加とともに減少する。また ⁹⁰Sr/Ca 比は既述した植物の値よりも低い。

h) サトウダイコン Ca 含量のもっとも低いところでの根の生長は非常に貧弱である(第 13 表)。収率

は土壤中の Ca 含量の増加とともに増す。サトウダイコンは地上部と根の双方とも石灰処理をおこなわないときの Ca 含量は非常に高く、追肥によりかえって減少状態を示す。これは Ca の追肥がサトウダイコンの生長を急速にうながした結果である。⁹⁰Sr の放射能は地上部と根の両方とも、土壤中の Ca 含量が増加し飽和に達するまでは減少状態を示す。また Ca の追肥のもっとも少ないときをのぞいて、すべて ⁹⁰Sr の放射能は地上部のほうが根よりも高い。

i) ニンジンとダイコン ニンジンの場合には地上部と根の両方とも石灰の追肥量の増加とともに収率も増加するが、ダイコンの場合は逆に若干減収の傾向を示す(第 14 表と第 15 表)。また地上部と根の両方に

第15表 土壌中の異なった石灰量でのダイコンの収率と化学成分 [177]

土壌中の Ca, 陽イオン交換容 量の %	収率, ポット 当りの		化 学 成 分									
			地 上 部			根			⁹⁰ Sr			
									mg/g 乾 物			
	地上部	根	Ca	Mg	K	Ca	Mg	K	地上部	根	地上部	根
12.5	2.5	5.4	21.4	4.1	36.0	4.1	2.4	51.0	1071	396	50	97
25.0	2.6	5.7	39.2	4.6	33.9	8.5	2.8	56.0	1013	320	26	38
50.0	2.4	3.6	60.4	3.8	13.3	14.4	2.6	36.0	752	220	12	15
100.0	2.0	4.5	61.5	2.2	16.3	18.2	2.0	39.0	335	122	5	7
200.0	1.8	3.6	57.5	1.2	26.0	20.8	1.5	48.0	248	99	4	5

第16表 土壌中の異なった石灰量でのレタスとハウレンソウの収率と化学成分 [177]

土壌中の Ca, 陽イオン交換容 量の %	ポット当りの g		化 学 成 分									
			レ タ ス			ホーレンソウ			⁹⁰ Sr			
			mg/g 乾 物						mμc/g 乾物		μc/gCa	
	レタス	ホウレン ソウ	Ca	Mg	K	Ca	Mg	K	レタス	ホウレン ソウ	レタス	ホウレン ソウ
12.5	0.2	1.0	18.8	—	—	—	2.8	21.4	828	—	44	—
25.0	7.4	2.0	17.2	5.3	61.0	23.5	4.3	79.0	441	646	26	28
50.0	15.2	6.9	15.8	4.4	40.8	27.0	5.3	92.0	162	334	10	12
100.0	15.2	7.4	17.0	4.1	37.1	27.6	3.5	83.0	90	158	5	6
200.0	13.0	7.5	18.4	4.1	46.6	28.4	2.8	86.0	85	139	5	5

ついて Ca 含量はダイコンのほうがニンジンよりも高い。⁹⁰Sr の放射能について見ると、両植物とも根よりも地上部のほうが高いが、石灰の追肥量の増加とともに両植物とも地上部と根の放射能は減少する。また地上部と根ともに同じ土壌の Ca 含量ではダイコンのほうがニンジンよりつねに高い放射能値を示す。

j) レタスとハウレンソウ 第16表がレタスとハウレンソウについての実験結果であるが、これによると、土壌中の Ca は石灰の追肥により陽イオン交換容量の 50% に達するまでは収率の増加に大きく寄与する。しかし植物中の Ca 含量に対する土壌への石灰の追肥の影響はほんのわずかである。両植物中の ⁹⁰Sr についても同じように土壌中の Ca 含量が陽イオン交換容量の 50% に達するまでは石灰の追肥により ⁹⁰Sr の放射能は大きく低下するが、100% を越えると減少状態は小さくなる。ハウレンソウとレタスの乾物の g 当りの放射能値は前者のほうが後者より同じ土壌中の Ca 含量については高いが、⁹⁰Sr/Ca 比ではほとんど同じ値を示す。

k) シロキヤベツとカリフラワー シロキヤベツ中の Ca 含量は土壌中の Ca が陽イオン交換容量の 50% のときに減少状態を示す場合をのぞいては、ほぼ増加の傾向にある。この減少の原因についての解釈は困難である。カリフラワーの葉の場合、その葉の Ca

第17表 土壌中の異なった石灰量でのシロキヤベツの収率と化学成分 [177]

土壌中の Ca 陽イ オン交換 容量の%	ポット当 りの g	化 学 成 分				
		mg/g 乾物			⁹⁰ Sr	
		Ca	Mg	K	mμc/g 乾物	μc/g Ca
12.5	43.6	12.1	2.4	18.8	577	48
25.0	60.0	16.3	1.9	17.0	428	26
50.0	74.4	13.5	1.4	14.9	159	12
100.0	80.0	21.3	1.2	13.7	94	4
200.0	98.4	23.6	1.2	12.7	97	4

含量が土壌の低い Ca 含量で減少を示すのは、石灰の追肥による植物の発育の大きな増加による稀釈効果の結果と思われる。両植物とも石灰の追肥により ⁹⁰Sr の放射能は減少し、同じ土壌の Ca 含量では、シロキヤベツのほうがカリフラワーよりつねに高い値を示す(第17表と第18表)。

l) 二倍体と四倍体のソバとクレストッド・ドッグス・テール これらの植物については、石灰の追肥実験は土壌中の Ca が陽イオン交換容量の 12.5 および 50.0% の2つの場合しかおこなわなかった。収率についてはクレストッド・ドッグス・テールの場合を除いて、いずれも石灰追肥により増加し、乾物中の Ca 含量はすべての場合とも石灰の追肥で増加状態を示した。ソバの茎のみについて見ると、二倍体より四倍体

第 18 表 土壌中の異なった石灰量でのカリフラワーの収率と化学成分 [177]

土壌中の Ca, 陽イオン交換容 量の %	ポット当りの		化 学 成 分									
			葉 上 部						⁹⁰ Sr			
			mg/g 乾 物						mμc/g 乾 物		μc/g Ca	
	葉	上 部	Ca	Mg	K	Ca	Mg	K	葉	上 部	葉	上 部
12.5	18.0	10.6	15.4	2.0	25.0	1.5	1.7	36.9	351	19	46	26
25.0	30.5	10.8	12.7	1.6	20.9	1.6	1.6	39.7	135	10	21	12
50.0	27.8	17.4	18.6	1.5	17.7	1.9	1.4	36.9	95	6	10	6
100.0	28.6	15.8	25.9	0.9	15.6	2.8	1.7	38.2	67	5	5	4
200.0	33.1	13.0	21.1	0.9	14.3	2.2	1.4	34.8	49	3	5	3

第 19 表 ソバとクレストッド・ドッグス・テールの収率および化学成分に対する石灰添加の影響 [177]

種	土壌中の Ca, 陽イ オン交換 容量の%	収率, ポ ット当り の g	化 学 成 分						実測比
			mg/g 乾 物			90Sr			
			Ca	Mg	K	mg/g 乾物	μc/g Ca		
ソバ:									
二倍体・茎	12.5	44.7	10.0	1.2	12.6	816	82	1.11	
〃	50.0	50.0	12.7	1.1	15.0	211	17	0.90	
葉	12.5	43.3	19.9	3.6	16.5	747	38	0.51	
〃	50.0	50.3	20.2	2.6	14.8	162	8	0.35	
四倍体・茎	12.5	52.4	4.7	1.5	9.3	312	66	0.90	
〃	50.0	54.2	9.5	1.0	8.2	166	17	0.94	
葉	12.5	40.0	17.2	3.6	16.5	579	34	0.46	
〃	50.0	43.0	24.4	2.4	15.8	212	9	0.47	
クレストッド・ドッグス・テール	12.5	17.0	6.9	2.3	36.8	272	39	0.53	
〃	50.0	12.1	14.7	2.5	44.2	195	13	0.72	

第 20 表 オオムギ二倍体, 赤クローバーおよびハウレンソウの収率と化学成分への Sr-担体の影響 [177]

種	Sr-担体 ポット当 りの mg	収率, ポ ット当り の g	化 学 成 分						実測比
			mg/g 乾 物			90Sr			
			Ca	Mg	K	mμc/g乾物	μc/g Ca		
オオムギ: わら	0	43.8	7.6	1.5	24.2	217	29	0.77	
〃	4	42.9	7.9	1.5	23.5	216	27	0.74	
〃	44	39.6	7.7	1.5	24.2	202	26	0.71	
子実	0	29.2	1.5	1.3	6.4	12	8	0.22	
〃	4	32.3	1.1	1.2	6.0	11	10	0.27	
〃	44	29.4	0.8	1.3	6.2	11	14	0.38	
二倍体赤クローバー	0	33.7	23.7	3.6	31.2	666	28	0.76	
〃	4	41.5	23.3	3.1	28.9	652	28	0.76	
〃	44	45.0	22.3	2.9	25.9	610	27	0.74	
ホ ウ レ ン ソ ウ	0	2.6	22.7	4.2	75.0	597	26	0.71	
〃	4	2.1	22.2	4.0	65.0	600	27	0.73	
〃	44	2.2	22.5	5.2	77.0	606	27	0.73	

のほうが Ca 含量は低い、⁹⁰Sr の放射能は石灰の追肥で全部減少した。またソバの茎の ⁹⁰Sr については、Ca 含量と同様二倍体のものが四倍体のものより高く、とくに土壌中の Ca 含量の低いところではその差が大きい。Ca の g 当りの ⁹⁰Sr の値はソバでは茎のほうが

が葉よりも約 2 倍高い。ソバの二倍体の葉とクレストッド・ドッグス・テールの ⁹⁰Sr/Ca 比は土壌の Ca 含量の低いところでは同じ程度で、追肥によって後者のほうが高くなる (第 19 表)。

第21表 土壤中のCs-担体の異なった量での赤クローバーの収率の化学成分, 各ポットへの ^{137}Cs の添加量は0.2mc

土 壤	ポット当りの Cs 添加量 mg	収率, ポット 当りの g	化 学 成 物				
			Ca	Mg	K	^{137}Cs	$^{137}\text{Cs}+^{138}\text{Cs}$
			mg/g 乾 物			m $\mu\text{C/g}$ 乾物	me/g 乾物
1.	0	15.1	26.3	3.9	21.2	30.7	1.1×10^{-8}
	4	18.6	29.1	4.8	17.6	64.1	9.5×10^{-6}
	20	17.6	29.5	5.0	17.2	224.7	1.7×10^{-4}
	100	25.7	28.7	4.6	11.1	633.8	2.4×10^{-3}
	500	10.5	28.8	5.3	24.3	1193.3	2.2×10^{-2}
2.	0	27.9	32.9	3.9	11.9	11.3	4.1×10^{-9}
	4	27.3	35.1	4.2	12.2	26.3	3.9×10^{-6}
	20	29.8	33.1	3.9	11.1	73.5	5.5×10^{-5}
	100	34.7	33.3	3.6	8.0	423.8	1.6×10^{-3}
	500	8.7	30.4	4.2	20.3	1074.8	2.0×10^{-2}
4.	0	23.6	32.0	5.3	9.5	4.3	1.6×10^{-9}
	4	25.6	32.6	5.3	8.7	7.0	1.0×10^{-6}
	20	26.1	33.8	5.0	6.9	25.3	1.9×10^{-5}
	100	25.7	35.9	5.3	5.9	125.1	4.6×10^{-4}
	500	17.9	33.7	5.4	6.9	422.1	7.8×10^{-3}
6.	0	22.9	22.5	6.7	25.3	14.3	5.2×10^{-9}
	4	29.9	20.8	5.8	21.5	23.5	3.5×10^{-6}
	20	25.5	21.2	6.7	20.3	65.3	4.8×10^{-5}
	100	29.9	20.3	5.9	18.2	278.2	1.0×10^{-3}
	500	27.3	19.3	6.7	21.0	631.3	1.2×10^{-2}

3.2 ^{90}Sr 摂取の際の Sr-担体の効果

この研究をおこなうために Ca 含量の低い Soil 5 をもちい、この土壤が陽イオン交換容量の 25% と等価であるように石灰を加えて実験をおこなった。Sr 担体として 4.4 と 44 mg の 2 つの異なった量を各ポットに加え、植物としてはオオムギ、二倍体赤クローバーとハウレンソウをもちい、その実験結果を第 20 表にのせた。この表からは Sr-担体の添加によってオオムギとハウレンソウでは収率に問題となるような変化は起きない。しかしクローバーは Sr-担体の増加とともに収率は増加し、乾物中の K と Mg の含量は減少した。

Ca 含量について見ればオオムギの穀粒中の Ca 含量は Sr-担体の添加量が増えると逆に減少する。しかし Mg と K 含量は一定にとどまった。 ^{90}Sr の放射能について見ると、オオムギの穀粒の放射能は Sr-担体を添加するとごくわずかに減少するだけであるが、Ca 含量がいちじるしく減少するために Sr/Ca の値は増加した。また、わらの ^{90}Sr による放射能は穀粒のそれに比べて約 20 倍も高い。土壤への Sr-担体の添加により、わらの放射能は絶対量と Sr/Ca の値とも減少する

傾向にあり、この結果はクローバーと類似している。しかしハウレンソウの乾物中の放射能は土壤中の Sr-担体量が増すとやはりやや増加の傾向を示す。

3.3 Cs-担体または K をいろいろの程度に含んでいる構造の異なった土壤からの植物による Cs の摂取

第 3 表に示した 11 の土壤のうち 9 点を選び Cs-担体の含量の異なったもの 5 点、K 含量の異なったもの 4 点を作り、栽培植物として二倍性クローバーをもちいて Cs の摂取の研究をおこなった。Cs-担体の含量のおおの異なったものについての実験結果は第 21、22 表に示した。

この結果のうち、とくに注目される事項を以下に列記する。

a) 粘土と K 含量の低い土壤では Cs-担体の添加量を 100 mg にまであげることで収率の増収を見た。

b) しかし Cs-担体を 500 mg まで増加させると、かえって収率はかなり低下する。K 含量がいちじるしくとばしい Soil 4 においてさえ Cs の 500 mg 添加は収率の大きな低下を引き起す。

c) 粘土と K 含量の高い土壤では収率の低下は起

第 22 表 土壌中の Cs-担体の異なった量での赤クローバーの収穫量と化学成分, 各ポットへの ^{137}Cs 添加量は 0.2mc [177]

土 壌	ポット当りの Ca 添加量 mg	収率, ポット当 りの g	化 学 成 分				
			Ca	Mg	K	^{137}Cs	$^{137}\text{Cs} + ^{133}\text{Cs}$
			mg/g 乾 物			m $\mu\text{c/g}$ 乾物	me/g 乾 物
7	0	27.7	21.8	3.8	28.9	3.7	1.4×10^{-9}
	4	27.8	23.1	3.7	27.7	10.7	1.6×10^{-6}
	20	30.6	23.2	3.8	25.3	66.4	4.9×10^{-3}
	100	42.3	21.1	3.7	19.2	106.4	4.0×10^{-4}
	500	42.2	23.3	4.4	17.7	415.5	7.7×10^{-3}
8	0	45.0	25.4	4.5	34.2	3.2	3.2×10^{-9}
	4	46.6	25.6	4.5	34.2	5.8	8.6×10^{-7}
	20	49.9	24.9	3.8	33.0	15.6	1.2×10^{-5}
	100	46.7	26.3	4.4	30.6	34.3	1.3×10^{-4}
	500	47.2	26.1	5.1	25.7	189.3	3.5×10^{-3}
9	0	28.6	24.2	6.8	21.9	8.1	3.0×10^{-9}
	4	31.0	23.5	8.0	20.7	18.8	2.8×10^{-6}
	20	27.7	24.1	7.4	20.7	42.6	3.2×10^{-5}
	100	31.2	23.6	7.6	18.2	138.1	5.1×10^{-4}
	500	26.8	23.5	8.2	18.2	302.5	5.8×10^{-3}
10	0	10.7	27.0	4.1	31.2	27.6	1.1×10^{-9}
	4	17.9	27.4	4.0	27.1	31.1	8.1×10^{-7}
	20	16.4	30.2	4.7	26.5	123.5	1.5×10^{-5}
	100	17.3	26.9	4.1	26.2	239.9	1.5×10^{-4}
	500	13.9	28.7	4.6	28.6	539.8	1.4×10^{-3}
11	0	22.6	20.2	6.8	27.1	6.1	2.2×10^{-9}
	4	21.0	20.2	7.5	27.1	9.5	1.4×10^{-6}
	20	21.2	20.3	7.0	27.1	17.5	1.3×10^{-5}
	100	21.8	20.4	7.3	24.6	51.8	1.9×10^{-4}
	500	20.3	20.2	7.3	22.0	162.7	3.0×10^{-3}

きないようである。

d) 無担体の ^{137}Cs は実験にもちいた 9 つの土壌のいずれにおいても植物によりほとんど利用されない。このことは、添加した無担体の ^{137}Cs は土壌中で強く固定されることを物語っている。

e) しかし土壌条件の差で Cs 摂取量に明らかな差が見られる。

f) クローバーの乾物 1 g 当りの ^{137}Cs の量は Soil 7 で栽培したものより Soil 1 で栽培したもののほうが約 8 倍も高い値を示し、しかしながら Cs 担体の添加量が増加するにつれて植物による ^{137}Cs の摂取量はすべての土壌についてだんだん大きくなる。

g) 全 Cs 摂取量 ($^{137}\text{Cs} + ^{133}\text{Cs}$) は担体の添加量の増加で非常に著しく増加する。このことははなはだ興味ある問題で土壌の Cs 保持容量が非常に小さいため、Cs-担体の添加量の増加により植物による Cs 摂取量が強く増加することを示している。まずはじめに Cs のごく少量が強く土壌に固定され、その後添加

する大量の Cs は植物により非常に容易に摂取される。

次にポットに一定量 (20 mg) の Cs-担体を添加し、K 含量をいろいろ変えた土壌での Cs 摂取についての実験結果を第 23 表と第 24 表に示す。

それによると

(i) K 添加量を増すことで収率は増加した。とくに K 含量のまずしい土壌でいちじるしく、同時に Ca と Mg 含量が減少する。

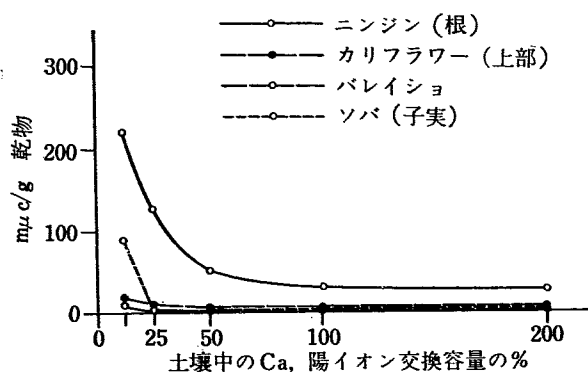
(ii) ^{137}Cs の摂取量は土壌中の K 含量が増加するにつれて大きく減少する。

(iii) 乾物 1 g あたりの減少は Soil 1 で最高であって、211 m μc ^{137}Cs に等しい。K 含量に富んだ土壌 Soil 8 と 11 では ^{137}Cs の減少量はもっとも低く、約 15 m μc 減少したにすぎない。

(iv) K の添加により Cs の摂取は Cs が土壌中で特別な形で結合している Soil 7 で相対的にいちばん減少している。

第23表 土壤中の異なった K 含量での赤クローバーの収率と化学成分、各ポットへの ^{137}Cs の添加量は 0.2mc

土壌	K, ポット当りの添加量 mg	収率, ポット当りの g	化 学 成 分			
			Ca	Mg	K	^{137}Cs
			mg/g 乾 物			m $\mu\text{C/g}$ 乾 物
1	0	17.6	29.5	5.0	17.2	224.7
	100	26.3	28.4	4.5	17.2	183.6
	500	29.5	24.9	4.0	22.1	129.1
	2500	34.8	21.3	5.0	41.3	13.4
2	0	29.2	33.1	3.9	11.1	73.5
	100	37.6	31.8	3.4	10.2	70.1
	500	43.6	29.5	3.4	15.8	42.1
	2500	45.3	23.9	2.9	33.7	15.4
4	0	26.1	33.8	5.0	6.9	25.3
	100	27.5	33.2	5.1	8.5	27.2
	500	31.2	29.3	4.8	12.9	27.0
	2500	35.3	23.6	4.1	33.0	6.9
6	0	25.5	21.2	6.7	20.3	65.3
	100	26.7	21.5	5.7	23.4	54.1
	500	30.3	19.3	5.4	26.2	32.3
	2500	32.5	16.8	4.3	37.2	4.2
7	0	30.6	23.2	3.8	25.3	66.4
	100	47.6	23.1	3.8	25.3	8.4
	500	45.1	21.9	3.4	27.7	6.9
	2500	43.4	21.1	3.2	37.5	3.0



第1図 異なった石灰量の土壤でとれた数種の食用作物の中の ^{90}Sr [177]

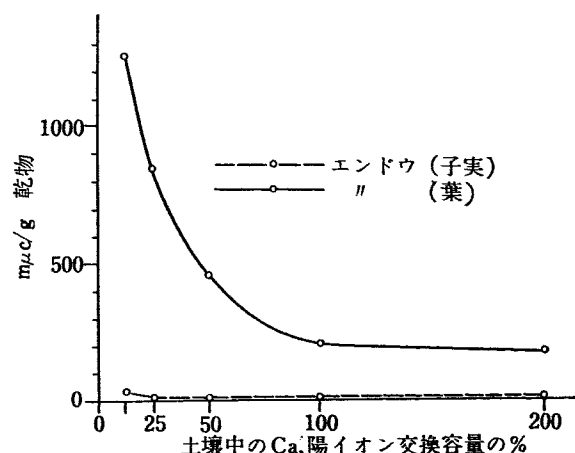
以上の Sr と Cs について、種々な条件の土壤からいろいろな植物による摂取についての実験結果をまとめると

a) Sr の摂取量は栽培植物の種類により非常に差がある(第 1.2 図). 同じ植物種については Sr は Ca と同様とくに葉に濃縮され、花や種子では少ない(第 2, 3 図参照). このような事実は NISHITA や LARSON (1957)⁴⁾ そのほかの実験結果とよく一致する.

b) 土壤と植物との関係は近似的につぎの式で表わされよう.

第24表 土壤中の異なった K 含量での赤クローバーの収率と化学成分、各ポットへの ^{137}Cs の添加量は 0.2mc

土壌	K, ポット当りの添加量 mg	収率, ポット当りの g	化 学 成 分			
			Ca	Mg	K	^{137}Cs
			mg/g 乾 物			m $\mu\text{C/g}$ 乾 物
8	0	49.9	24.9	3.8	33.0	17.4
	100	49.7	25.8	4.7	31.7	12.1
	500	49.3	25.0	4.1	34.2	2.7
	2500	52.6	23.4	3.7	40.3	1.9
9	0	27.7	24.1	7.4	20.7	42.6
	100	33.1	22.9	7.3	20.7	29.2
	500	31.2	21.9	6.0	25.7	20.9
	2500	30.1	20.8	4.7	42.0	3.6
10	0	16.4	30.2	4.7	26.5	123.5
	100	14.7	27.0	4.0	29.5	55.6
	500	23.0	26.9	3.6	27.4	33.0
	2500	20.5	24.0	3.8	42.1	34.7
11	0	21.2	20.3	7.0	27.1	17.5
	100	20.9	19.5	7.1	25.7	11.6
	500	20.8	19.5	7.4	32.0	8.6
	2500	21.6	18.0	5.3	39.6	1.6



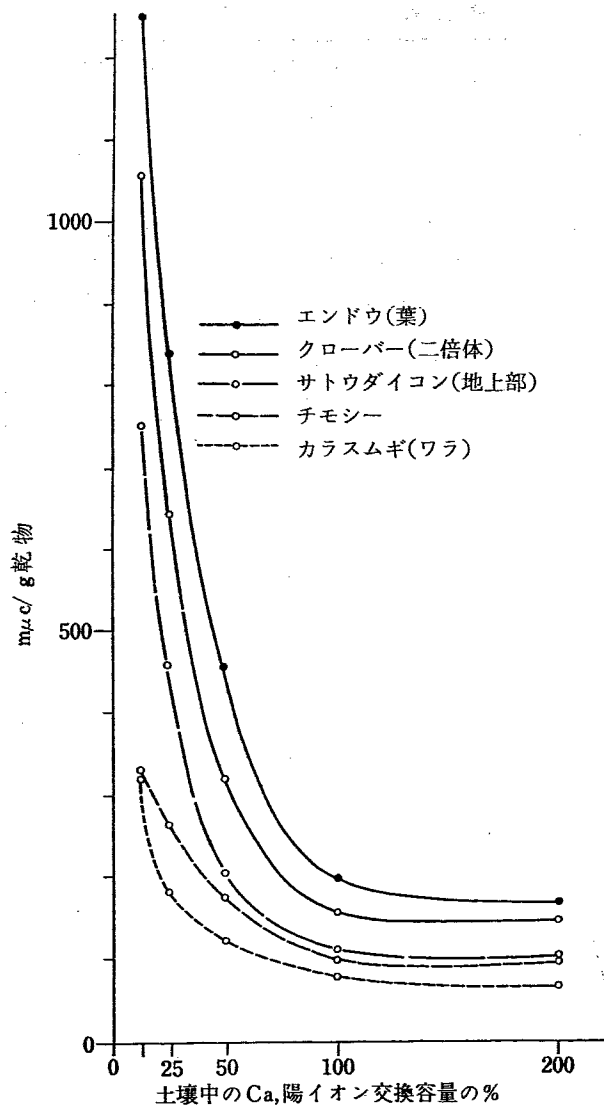
第2図 土壤中の異なった石灰量でのエンドウの ^{90}Sr 含量 [177]

$$Y = \frac{A}{X} + B \quad (1)$$

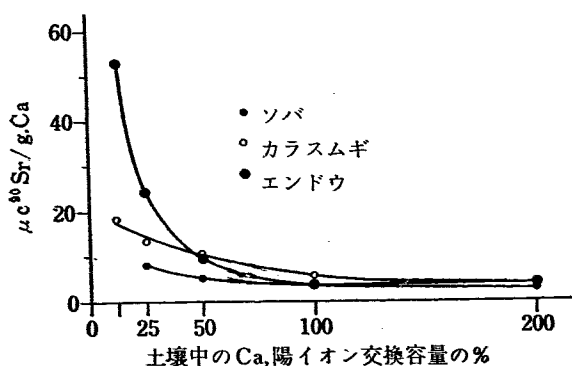
ここに Y = 植物のある問題とする部分の $^{90}\text{Sr/g-Ca}$
 X = 陽イオン交換容量の % で示した土壤中の置換性 Ca

そして A と B は土壤の種類、植物の種類および問題とする植物組織の種類による定数である.

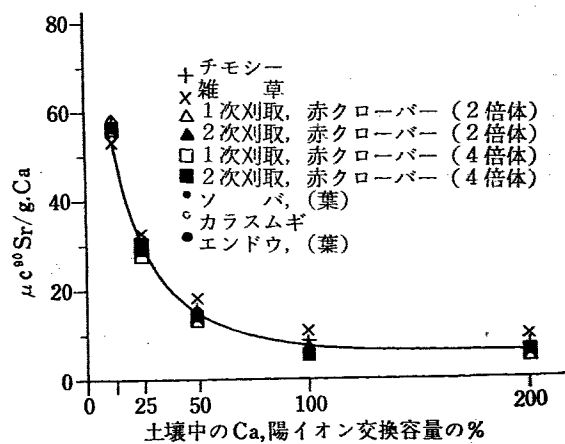
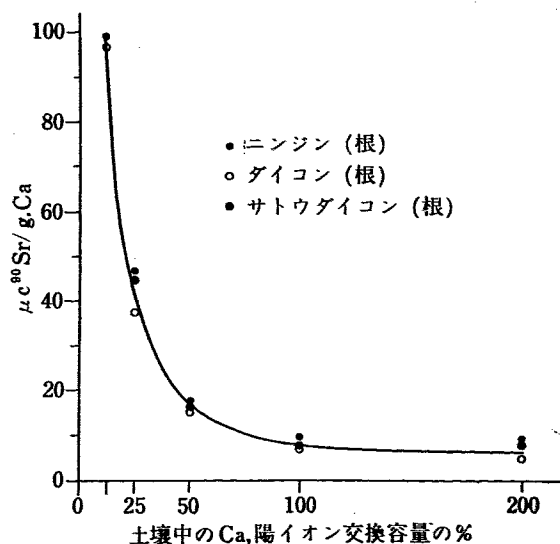
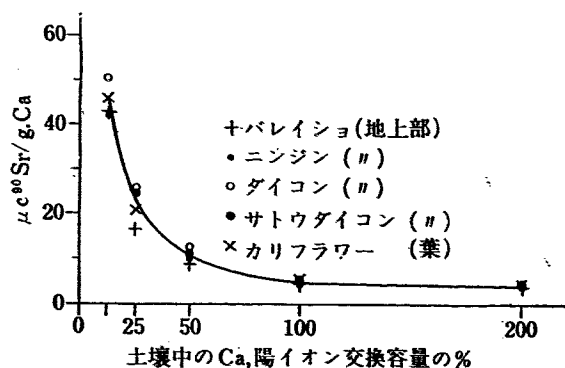
ところで A と B は実際には定数でなく、与えられた条件の下でのみ有効である. とくに植物によるイオン摂取が、複雑な土壤-植物系中にある1つあるいはそれ以上の要素の強さを変化させるかどうかによって、 A と B は植物の生長期の間に変化する. (1)



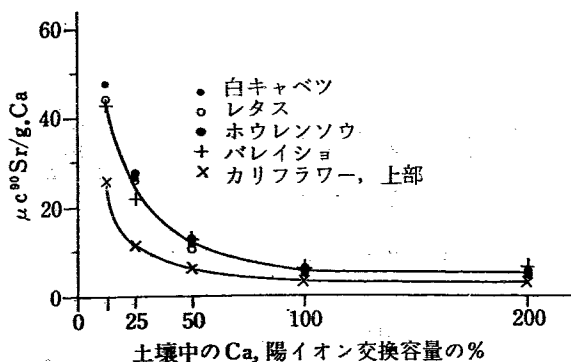
第3図

第4図 土壤中の異なった石灰量での種実中の $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ 関係 [177]

式は双曲線型で、Ca 低含量の土壤ではいろいろな植物組織中の $^{90}\text{Sr}/\text{g}-\text{Ca}$ は石灰の追肥により大きく減少することを意味する。これに反して、土壤中の置換性 Ca の量が陽イオン交換量に達しているかあるいは過剰にあるときは、石灰の追肥は実際には重要でない。これらの関係は第4～8図に明らかに示されている。

第5図 土壤中の異なった石灰量での葉質中の $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ 関係 [177]第6図 土壤中の異なった石灰量での数種の根の $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ 関係 [177]第7図 土壤中の異なった石灰量での数種の植物の地上部と葉における $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ 関係 [177]

c) 以上のことから 1957 年に MARTIN³⁾ らが下した結論、“簡単な分析方法で測定されるような Ca の部分は植物体内に摂取される前に無担体の Sr を希釈することはない”を無条件に支持することはできない。この結論は石灰に富んだあるいは少なくともかなり石



第8図 土壌中の異なった石灰量での食用作物中の $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ の関係

灰含量の多い土壌についてのみとりあげられる。だが陽イオン交換容量の50%あるいはそれ以下の値に相当するCaの低含量であるスウェーデンの普通の土壌のようなものにならずしもMARTINの説を適用できるかどうかは問題である。もっともCa欠乏の土壌に対する石灰の追肥は、栽培植物によるSr摂取を妨害するため、实际的効果的な方法であるといわなければならない。以上の実験からさらに酸性土壌中のSr-Caの関係については詳細な研究が必要であって、石灰の非常に高い土壌で得た結果をそのままCa欠乏の土壌にあてはめ正しいとみなすことは保証されない。

d) ほかの条件が等しいならばCa含量の低い植物と比べてCaをより多量に摂取する種のほうがSr放射能は高い値を示す。異なった植物種はいろいろのSr

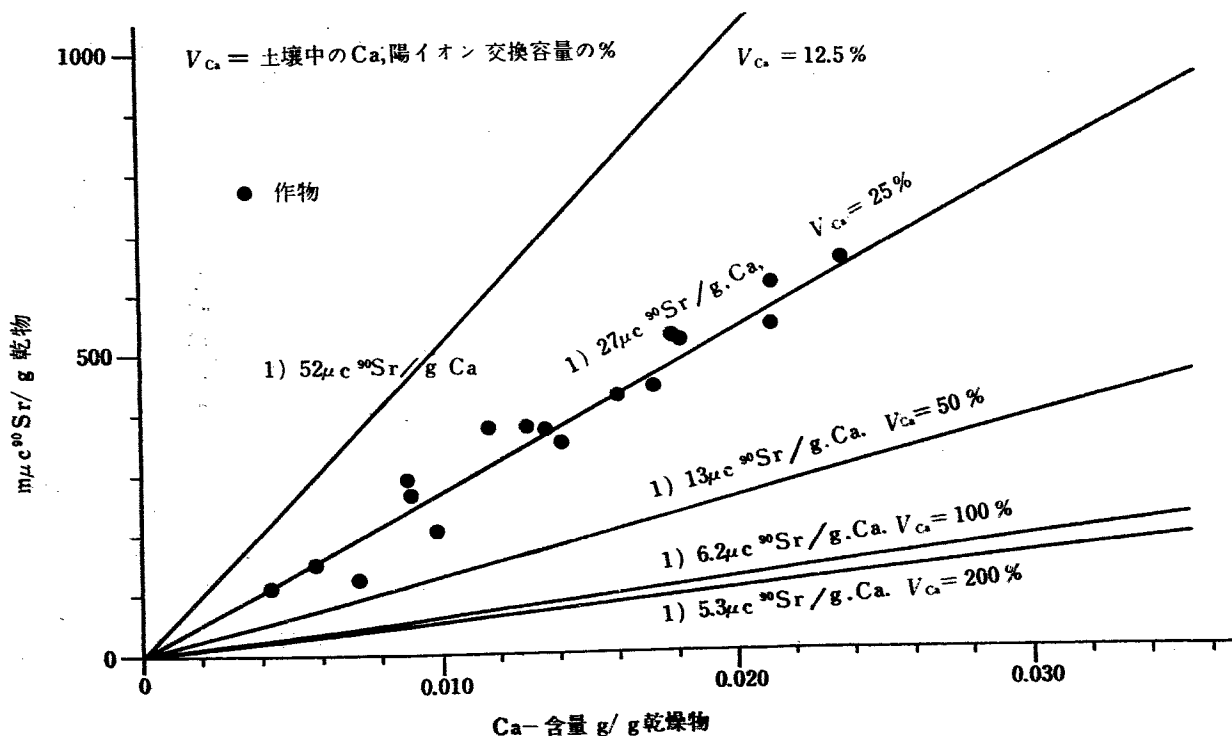
第25表 実測比(植物組織-土壌)

種	土壌中のCa, 陽イオン交換容量の%				
	12.5	25.0	50.0	100.0	200.0
カラスムギ	0.64	0.70	0.74	0.84	1.26
オオムギ	0.80	0.71	0.55	0.64	1.09
エンドウ	0.76	0.80	0.79	0.76	1.31
赤クローバー, 二倍体	0.79	0.77	0.71	0.63	1.22
赤クローバー, 四倍体	0.75	0.70	0.69	0.60	1.13
チモシー	0.71	0.79	0.85	0.95	1.60
牧草	0.72	0.87	0.98	1.14	2.13
シロカラシ, 二倍体	0.67	0.74	0.84	0.68	1.10
シロカラシ, 四倍体	0.70	0.75	0.76	0.67	1.10
バレイショ	0.58	0.46	0.49	5.51	0.87
サトウダイコン	—	0.74	0.68	0.58	1.00
ニンジン	0.60	0.67	0.63	0.51	0.84
ダイコン	0.87	0.77	0.71	0.65	0.97
レタス	0.65	0.69	0.56	0.57	1.00
ホウレンソウ	—	0.75	0.67	0.87	1.07
白キャベツ	0.65	0.72	0.64	0.48	0.88
カリフラワー	0.60	0.56	0.54	0.56	0.99

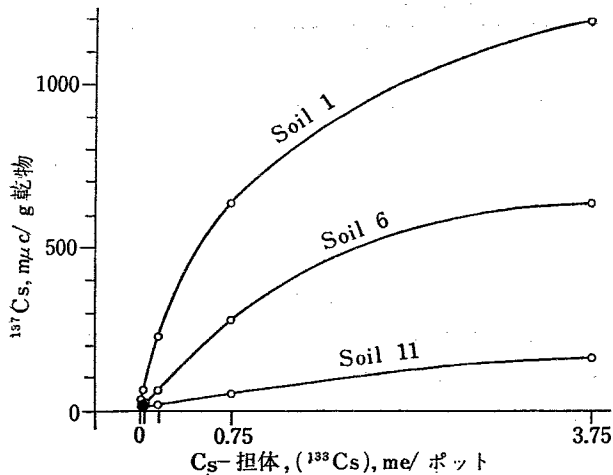
とCa含量を示すが、Sr/Ca比にほぼ一定値を示す(第9図)。COMARらの研究にしたがって各農作物の“Observed Ratio”を計算すると第25表のようになる。

なお“Observed Ratio”はつぎの式から算出した。

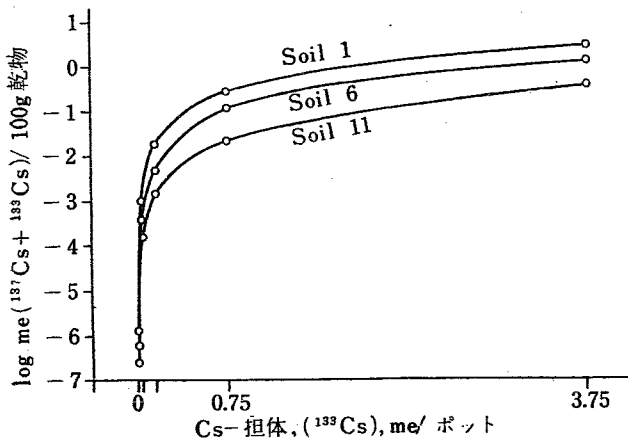
$$\text{OR}_{\text{植物-土壌}} = \frac{\text{Sr/植物中のCa}}{\text{Sr/土壌中のCa}}$$



第9図 実験に用いた作物に対する $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ 平均関係
1) 問題とする石灰量での食用作物に対する $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ の平均値 [177]

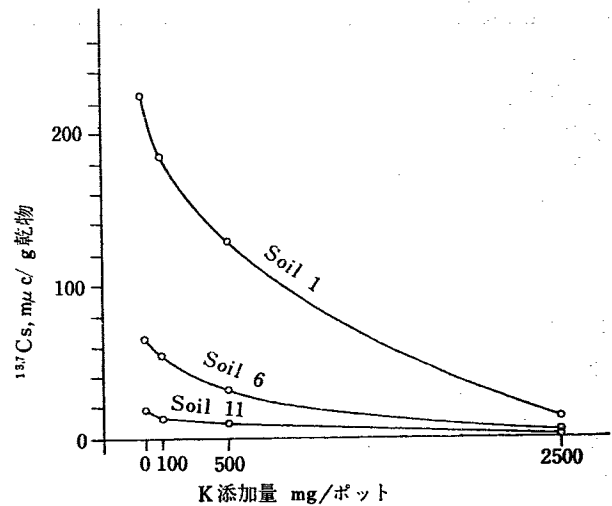


第 10 図 異なった担体を用いた際の赤クローバ中の ^{137}Cs 放射能 [177]



第 11 図 異なった担体を用いた際の赤クローバの Cs 含量 [177]

第 25 表からわかることは土壤中の Ca が陽イオン交換容量に対し未飽和である間は土壤中の Ca 含量に無関係に OR 値はほとんど 0.7~0.8 の一定値を示す。Ca 含量が土壤中の陽イオン交換容量をこえると、OR 値はかなり大きく増加する。この値については CALLANDER (1941), MENZEL および HELAD (1955) および MARTIN ら (1957) が早くから出した値とよく一致している。土壤が Ca で未飽和のとき OR 値が 1 より低いということは化学的に決定された土壤中の Ca



第 12 図 異なった K 含量を用いた際の赤クローバ中の ^{137}Cs 放射能 [177]

の値が植物に利用される量を正確に表わしていないかもしれないという事実による。また、Ca 含量のもっとも高い土壤での OR 値が 1 より大きいことに対しては、土壤に加えた CaCO_3 の若干が pool-Ca と平衡状態にないことに由来するものと思われる。

Sr-担体の添加の実験によると、Sr は土壤中においてもまた土壤と植物の境界面を通過する間も Ca の同位体に似た行動をする。

e) 無担体で Cs を土壤に加えたとき、Cs は非常に強く土壤に吸着し、問題となるほど、植物に摂取されない。このことは NEEL ら (1953)⁵⁾, ROMNEY ら (1954)⁶⁾, KLECHOVSKY および GULIAKIN (1957)⁷⁾ の研究結果と一致する。

また Cs-担体の添加による実験では土壤に Cs-担体を添加すると植物による ^{137}Cs の摂取を非常に増加する(第 10, 11 図参照)。しかし K の添加は逆に ^{137}Cs を低下させる全く逆の効果をもつ(第 12 図参照)。

これらの研究結果から、土壤が無担体状態の ^{137}Cs で汚染されても Cs 含量の低い自然の土壤から危険量を植物が摂取し、なにか実際に障害が起りそうなことではないと結論することは許されよう。

4. 植物から動物への ^{90}Sr と Ca の移行

土壤から植物への ^{90}Sr の移行の研究は前節にのべた研究のほかにも多くの研究がおこなわれている。しかし植物から動物あるいは人間に、Ca や ^{90}Sr がどのように移行するかについての研究はまだ十分とはいえない

い。そこで BERTIL, RASMUSON および Bo GAHNE はハツカネズミをもちい ^{90}Sr や ^{45}Ca を飼料に混合し、植物から動物への ^{90}Sr や Ca の移行について実験をおこなった [177]。

第26表 飼料の組成 [177]

	I (%)	II (%)
二倍体赤クローバー	20	—
四倍体赤クローバー	—	20
カゼイン (無カルシウム)	20	20
デキストリン	30	30
シ ョ 糖	20	20
植 物 脂	8	8
鉱 物 混 合 物	2	2
ビ タ ミ ン	痕跡	痕跡
乾 燥 物	95.65	95.45
タンパク質	20.70	19.94
脂 肪	8.80	8.85
粗 織 維	5.37	5.37
灰 分	3.55	3.75
カルシウム	0.41	0.37

^{90}Sr と ^{45}Ca をもちいて植物から動物への移行について実験をおこなう際に、植物として二倍体と四倍体の赤クローバーをもちいた。その理由としては、

- 飼料用の植物としてもっとも一般的な植物である。
- 多くの異なった種類がある。
- 貯蔵に便利である。
- 四倍体のクローバーは二倍体のものよりタンパク質、脂肪およびリンを高比率で含有しており、繊維質や Ca の含量率は低い。

このことのために Ca 含量の異なった土壤中で四倍体および二倍体の赤クローバーによる ^{90}Sr の摂取量の差などの研究をおこない、さらに二倍体と四倍体の Ca とり入れの差と関連づけて動物にとっての ^{90}Sr の摂取しやすさを調べた。

Soil 5 中に一定量の ^{90}Sr を加えいろいろの Ca 含量でクローバーを生育させた。すべての Ca 含量で二倍体は四倍体よりも Ca と ^{90}Sr の両方とも乾燥重量の百分率として多く摂取した。その平均の差は Ca 13%, ^{90}Sr 15% であった。したがって四倍体のほうが二倍体に比べ ^{90}Sr の含有量が少ないから、動物の体内とり入れ率が大でなければ、放射線障害減少の立場からは有利である。

二倍体と四倍体の赤クローバーのおのおのを家畜に食べさせ ^{90}Sr の摂取量の差を研究するのが望ましいが、実際上の点からも経済的な面でも不可能なことから実験動物としてハツカネズミをもちいた。そのほかに実験結果が早くえられること、またくり返して実験ができることも一因である。もちろん家畜のような草食動物についての研究をハツカネズミのような小さな

第27表 飼料中の放射能 [177]

	$^{90}\text{Sr}/\mu\text{C/g}$ 食物	$^{45}\text{Ca}/\mu\text{C/g}$ 食物
飼 料 I	0.210 ± 0.0005	0.218 ± 0.004
添加量の%	99.7	95.7
飼 料 II	0.193 ± 0.004	0.218 ± 0.004
添加量の%	99.5	95.7

雑食動物で代行することは不適當である。しかしこれらの問題点があるにもかかわらず、ハツカネズミをもちいての実験結果は家畜についての条件を検討する際に十分価値があるものと思われる。 ^{90}Sr は人および家畜によって食物中のカルシウムの汚染として体内にとり入れられる。カルシウムとストロンチウムは同じ経過で新陳代謝をおこない相互に影響しあうから、両元素を分離することはできない。したがって Sr の体内とり入れを Ca のそれと関連させることが有利である。この実験では、赤クローバーからの ^{90}Sr を含んでいる食物に一定量の ^{45}Ca を加えている。

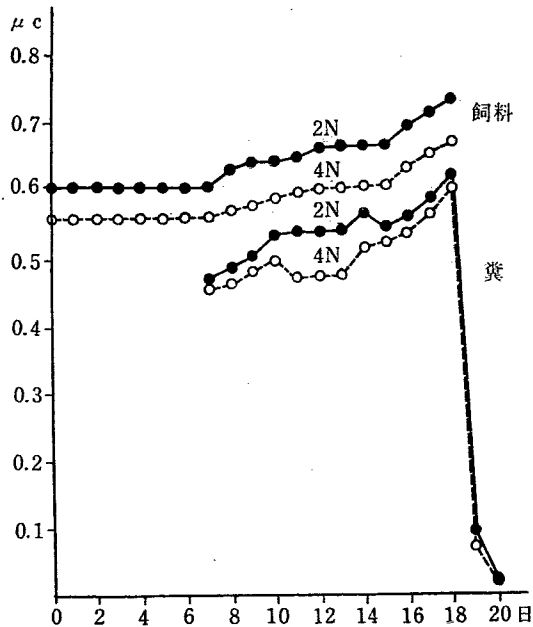
ハツカネズミの飼育には特殊なプラスチック製の飼育箱をもちい、糞便による食物の放射能汚染を完全に防止した。雄のアルビノマウスを1匹ずつ飼育箱に入れ、5匹を1グループとして3グループをもちい、1グループを同一条件で飼育実験にもちいた。飼料の組成は第26表に示す。また飼料中の ^{90}Sr と ^{45}Ca の量は第27表に示した。飼料中の各成分は十分混合、均一にして約3gの小さな球にした。この球20個分の放射能を測定した結果、混合が十分なことが確かめられた。この飼料は24時間で消費される量を推定し、毎日与えた。

第1グループのハツカネズミには二倍体のクローバーを第2グループのハツカネズミには四倍体のクローバーをもちいて作った放射性飼料を、第3グループは放射性物質を含まず市販の飼料のみを与えた。ハツカネズミを飼育箱に入れてから2日後から放射性飼料を与え18日間連続投与し、その後2日間は普通食物を与えた。実験後、供試動物は殺して大腿骨と全身の放射能を測定した。糞は実験の8日目から毎日、尿は2日目ごとに採取し ^{90}Sr と ^{45}Ca の放射能を測定した。 ^{90}Sr と ^{45}Ca は特別なペーパークロマトグラフ法により分離測定し、実験終了後に採取した大腿骨と全身の ^{90}Sr と ^{45}Ca も同様にして測定した。

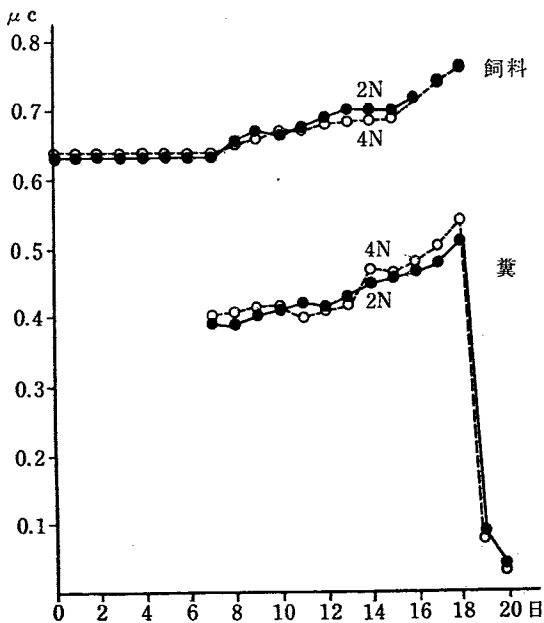
1~18日間での飼料の全摂取量および8~21日間の糞尿中の ^{90}Sr と ^{45}Ca の放射能についてはそれぞれ第13, 14, 15 および 16 図に示した。

以上の実験法によって得た結果を次に列記する。

- 放射性飼料の投与を中止すると糞中の放射能は



第13図 二倍体と四倍体の赤クローバーをそれぞれ飼料としてハツカネズミに与えた際の日々の飼料および糞中の ^{90}Sr の全放射能、ハツカネズミ5匹の平均値 [177]

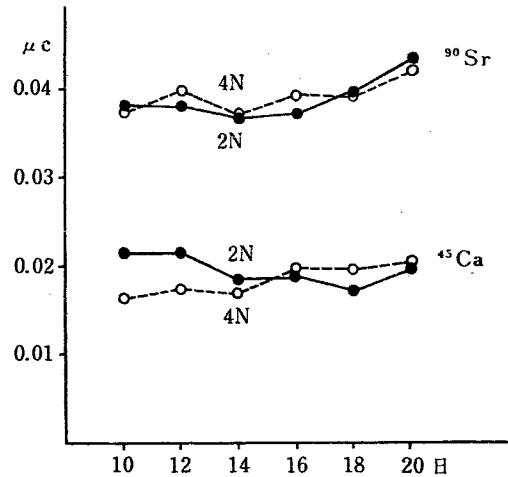


第14図 二倍体と四倍体の赤クローバーをそれぞれ飼料としてハツカネズミに与えた際の日々の飼料および糞中の ^{45}Ca 全放射能、ハツカネズミ5匹の平均値 [177]

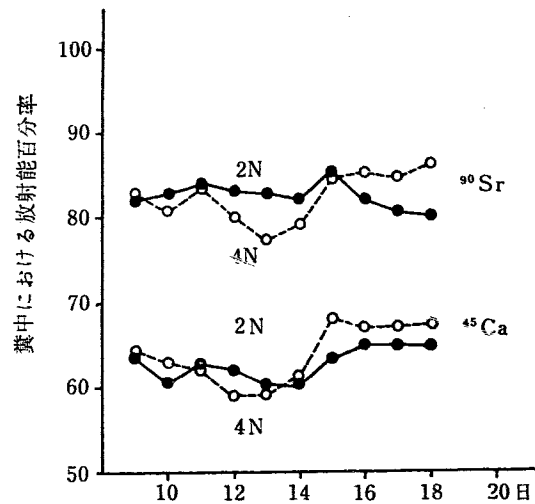
急速に減少する。実験動物グループ間の ^{90}Sr の全消費量の差は同時に糞中の放射能の差となって現われる。

b) 尿中の ^{90}Sr 排出量は摂取量に比べて非常に少なく、実験グループ間に顕著な差はない。また ^{45}Ca の放射能は全消費量、糞および尿についてグループ間に差はない。

c) 全身と大腿骨中の1mg当りの ^{90}Sr の放射能を四倍体と二倍体のクローバーを食べたハツカネズミについて比較すると、その比はおおの 0.93 で I お



第15図 二倍体と四倍体の赤クローバーをそれぞれ飼料としてハツカネズミに与えた際の日々の尿中の ^{90}Sr と ^{45}Ca の全放射能、ハツカネズミ5匹の平均値 [177]



第16図 二倍体と四倍体の赤クローバーをそれぞれ飼料としてハツカネズミに与えた際の日々の糞中の ^{90}Sr と ^{45}Ca の百分率放射能、ハツカネズミ5匹の平均値 [177]

よびIIの食物中の比 0.92 とよく似ている。 ^{45}Ca についてのその同じ比はおおの 1.03 と 0.99 である。

$$\frac{{}^{90}\text{Sr}/{}^{45}\text{Ca} \text{ 試料中}}{{}^{90}\text{Sr}/{}^{45}\text{Ca} \text{ 飼料中}} = \text{OR} \text{ 試料-飼料}$$

(Sr-Ca Observed ratio)

この比は ^{90}Sr と ^{45}Ca が食物から糞尿および骨へ移行した際のその差別 (differentiation) を示すために使用される。 ^{90}Sr は植物体からくるが、おそらくその全部が動物によって利用されるとは考えられない。しかしこのことは、ほかの人たちがおこなった動物実験の結果と、ここに得られたつぎの OR 試料-飼料の値と比較して考慮されるべきである。

OR 糞-飼料 1.30 ± 0.01 , OR 尿-飼料 2.34 ± 0.08 ,
OR 骨-飼料 0.26 ± 0.01 , OR 身体-飼料 0.27 ± 0.01 ,
OR 残留-飼料 0.26

ここに得た結果はほかの研究結果とよく一致する。すなわち COMER らはネズミに牛乳を与えず水溶液に Sr と Ca を含んだものを与え OR 骨-飼料 の値を出したが、その値は 0.27 であった。また ALEXANDER らはモルモットについては 0.22, ネズミについて 0.27, ハツカネズミでは 0.35 の値を示している。

d) 8~18 日間の飼料の全摂取量と糞尿中に排出された量との差から計算した OR 残留-飼料は、OR 骨-飼料および OR 全身骨-飼料 とよく一致した値を示す。OR 骨-飼料 の OR 全身-飼料 が変わらないことから大腿骨中の $^{90}\text{Sr}/^{45}\text{Ca}$ 比が全身を代表することになる。

e) 生物体における Ca と Sr の選別についての重要な生理学的過程は消化器管による吸収と尿排泄の2つである。この関係を示すために“Sr-Ca-Discrimination Factor” (Sr-Ca の選別係数) DF をもちい上述の2つの過程に対し、おのおの DF 吸収と DF 尿で表わすところの式が得られる (COMER *et al.*, 1956)。

$$\text{DF}_{\text{吸収}} = \frac{100 - \%^{90}\text{Sr}_{\text{糞中}}}{100 - \%^{45}\text{Ca}_{\text{糞中}}}$$

$$\text{DF}_{\text{尿}} = \frac{\text{OR 残留飼料}}{\text{DF}_{\text{吸収}}}$$

現在の実験から DF 吸収 は 0.45, DF 尿=0.58 となる。消化管の吸収は尿排泄に比べ、より効果的に選別していることになる。しかし、この DF 尿の値は SPENCER ら (1957)⁶⁾ や COMAR ら (1956)⁷⁾, 57⁸⁾ などの研究で得られたものより大きい。食物組成と分析法の差で説明できるであろう。

本実験において、 ^{90}Sr は植物性の飼料から与えられた。飼料が植物であるということは実験の結果に重大な関係がある。ストロンチウムの利用率、摂取率についてなんら研究はおこなっていないので、本結果はカルシウムと関係づけて論議しなければならない。さてカルシウムはムラサキウマゴヤシと後咲き赤クローバーからは、野生型の白クローバーに比べよく摂取される (ARMSTRONG and THOMAS, 1952)。カルシウムがムラサキウマゴヤシによってだけ得られると (SURAND

SUBRAHMANYAN, 1952), その利用率は粉乳の 0.81, アマランスの 0.14 に比べ 0.76 であった。

またネズミや人間の実験においても、ある種の葉中カルシウムの利用しやすさは、シュウ酸があるとこなわれる (MAYNARD and LOOSLI, 1956)。しかしながらこれらの結果を畜産動物への影響にまで一般化することは危険である。そうでなければウシにおいて無機態のカルシウム (HANSARD *et al.*, 1957) はムラサキウマゴヤシなどの草からのカルシウムよりもっと能率よく利用されねばならないが、両者の差は統計的に意味がない。カルシウムについての結果を直接ストロンチウムに適用できないとしても、放射性ストロンチウムによる障害を議論するにあたって、その摂取率を考慮に入れることはたいせつである。

重要な葉植物である赤クローバーの二倍体と四倍体をハツカネズミに与えた本実験において、そのハツカネズミの ^{90}Sr 摂取の百分率は両者で異なるということとはなかった。

体内への取り入れはその元素の有用性 (availability) によるが、食物中の Ca 含量によっても変えられる。おそらく二倍体と四倍体中の Ca の差はそれほど大きくなく ^{90}Sr の体内摂取はたいして影響されなかったのであろう。ストロンチウムの利用しやすさについて適切な表現を得ることのために、ここでもちいた放射性同位元素を適当にかえて消化管に吸収されないで通過したストロンチウムの部分と体内にとり入れられてのち、排泄されたストロンチウムと区別できるようにした。このようにして食餌中のストロンチウムの真の吸収を決めることが可能である。

本実験においては二倍体の赤クローバーは四倍体のクローバーより ^{90}Sr をより多く摂取することがわかった。植物体中の ^{90}Sr の量の差はまたその植物を飼料として食べたハツカネズミの体内においてもそのまま保存される。したがって四倍体のクローバーは放射線障害の減少という点から二倍体のものより飼料としてすぐれているにちがいない。

5. ^{90}Sr と ^{137}Cs の自然状態での植物による吸収

従来の ^{90}Sr , ^{137}Cs の土壌から植物への移行といった問題についての研究は、栄養液とか人工土壌をもちいておこなわれたものが多い。しかし、実際には自然状態の土壌と植物について ^{90}Sr と ^{137}Cs の摂取あるいは移行についての研究が必要である。そこで S. I.

AUERBACH と D.A. CROSSLEY, JR. は ORNL の放射能汚染地域を利用して ^{90}Sr と ^{137}Cs の自然状態での植物による吸収についての実験をおこなった。ORNL はこのような核分裂生成物の植物による ^{90}Sr や ^{137}Cs の吸収についての長期実験に適している。この地域は

第 28 表 自然植物中の元素の濃度 (2~5 回転回したものの平均値) [401]

	<i>Solidago</i>	<i>Rhus</i>	<i>Eupatorium</i>	<i>Polygonum</i>	<i>Bidens</i>	<i>Impatiens</i>	<i>Fraxinus</i>
花	$^{90}\text{Sr}^a)$	0.028	0.041	0.024	0.031		
	$^{137}\text{Cs}^a)$	0.040	0.014	0.011	0.012		
	K $^b)$	1.47	1.58	1.13	1.82		
	Ca $^b)$	0.61	0.79	0.32	0.75		
	Mg $^b)$	0.04	0.09	0.09	0.11		
茎	^{90}Sr	0.052	0.114	0.028	0.024		
	^{137}Cs	0.018	0.006	0.005	0.005	0.064	0.007
	K	0.78	0.55	0.87	0.44	2.34	0.37
	Ca	0.54	1.19	0.35	1.02	0.64	0.67
	Mg	0.11	0.10	0.19	0.33	0.09	0.07
葉	^{90}Sr	0.094	0.112	0.098	0.104	0.051	0.082
	^{137}Cs	0.279	0.019	0.008	0.018	0.008	0.074
	K	1.37	1.09	1.02	1.14	1.18	1.32
	Ca	1.55	1.84	2.05	1.80	2.44	2.74
	Mg	0.25	0.13	0.20	0.53	0.31	0.21

a) $\mu\text{C}/100\text{g}$ 乾燥量b) $\text{g}/100\text{g}$ 乾燥量

12 年間低レベルの放射性廃棄物の貯水地-White Oak Lake-であったところで2年前に排水し約 35 エーカーの汚染地域ができた。この地域の1 エーカーあたりの ^{90}Sr の濃度は 2.0 curie, ^{137}Cs については 14.0 curie である。この地域でトウモロコシを栽培し実験をおこなった。

この実験地の一般的な性質はつぎのとおりである。

a) 沈殿物の表面から 12 インチまでは砂利と砂と粘土が複雑に混合したもので、土壌中の有機物含量は少ない。

b) 可溶性のリン含量は少なく、普通の農作物の育成に不十分である。

c) HCl (0.1N) 抽出による K 含量は 0.12~0.43 meq/100g であった。

d) 酸浸出によって除かれるカルシウムは炭酸塩を含む土壌では 50 meq/100g より多く、もっと普通のカルシウムの値は未飽和の土壌について 11meq/100g 程度である。

e) 置換性水素の最高値は 2.0 meq/100g, そのほか比較的高濃度の硝酸および硫酸イオンと低濃度の Cl イオンを含む。

f) 土壌を 1 M の HNO_3 で処理し, ^{90}Sr を測定した結果 0.036~0.060 $\mu\text{C}/100\text{g}$ であり, これは 0.1N の酸で浸出してえた値とほぼ等しい。このことから土壌中の全放射性ストロンチウムは水に可溶性で希酸抽出が可能である。

g) ^{137}Cs は 9M の H_2SO_4 と 0.1N の HCl で土壌を処理して測定したところ, 前者に非常に多かった (0.33~2.55 $\mu\text{C}/100\text{g}$)。このことは ^{137}Cs がほとんど

非置換性の鉱物的結合をしていることを示す。

1956 年と 1957 年の夏に湖床に自然に生えた植物を集め, ^{90}Sr , ^{137}Cs , Ca, K, Mg, Na の測定をおこなった。植物はできるだけ各部位 (葉, 茎, 葉柄, 花および実) に分けて分析した。しかし多数の種類, 試料採取点の相違などでこれらの値をそのまま簡単に比較検討することは困難である。特殊な野生植物中の ^{90}Sr と ^{137}Cs そのほかの成分の測定結果を第 28 表に示す。この表の植物の種間の相違はそれぞれの植物の生えていた場所についての考慮が払われてないので意味はないが, 1つの傾向として *Solidago* spp. と *Impatiens pallida* Nutt. に ^{137}Cs の高い値が見られ, 同一植物では葉と花から茎よりも放射性核種とほかの成分を多く含む。

このような土壌と植物の相互関係をさらに明らかにするために 1957 年に 50×50 フィートの均質な土地を選び, さらにこれを幅約 12 フィートの縦列 4, 横列 4 の 16 地域に区分し, トウモロコシの栽培をおこなった。この栽培地の一般の土壌成分の分析結果は第 29 表に, ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{60}Co の値は第 30 表に示した。

栽培にもちいたトウモロコシは 4 種で, 試料として葉, 穂, 茎, そして花を適当な時期に採取した。Field corn は順調に発育し, とりいれができたが garden corn は発育が悪かった。これは気候とリン欠乏の影響のようである。放射性核種とおもな栄養成分の測定結果は第 31 表に示した。この表から明らかなように ^{137}Cs と ^{90}Sr は葉と花にもっとも多くふくまれている。

試料中の ^{90}Sr と Ca の関係は第 17 図に見られるように比例関係があるが, 第 18 図のように ^{137}Cs と

第29表 White Oak Lake Bed の土壌成分の分析 [401]

	成分	コラム1	コラム2	コラム3	コラム4	列平均		
列1	Ca ^{a)}	33.37	33.27	34.43	33.57	33.66		
	Na ^{a)}	0.145	0.146	0.120	0.118	0.132		
	K ^{a)}	0.247	0.250	0.233	0.241	0.243		
	Mg ^{a)}	1.20	1.48	1.50	1.51	1.44		
	P ^{b)}	0.52	0.84	0.61	0.70	0.67		
列2	Ca	33.09	36.61	28.30	26.93	31.23		
	Na	0.123	0.124	0.116	0.101	0.116		
	K	0.225	0.225	0.196	0.191	0.209		
	Mg	1.45	1.44	1.37	1.37	1.39		
	P	0.60	1.52	1.08	1.22	1.10		
列3	Ca	30.30	31.51	26.76	23.33	27.98		
	Na	0.111	0.102	0.108	0.099	0.105		
	K	0.206	0.209	0.204	0.165	0.196		
	Mg	1.46	1.40	1.31	1.30	1.37		
	P	1.02	1.02	1.22	0.96	1.06		
列4	Ca	35.52	39.71	38.28	42.27	38.94		
	Na	0.138	0.158	0.169	0.178	0.161		
	K	0.224	0.225	0.224	0.240	0.228		
	Mg	1.41	1.45	1.50	1.82	1.55		
	P	1.40	1.24	1.28	1.28	1.30		
コラム平均						総平均	$\bar{x}^c)$	$s^{d)}$
	Ca	33.07	35.28	31.94	31.53	32.95	7.76	144
	Na	0.129	0.133	0.128	0.124	0.128	0.021	144
	K	0.226	0.227	0.214	0.209	0.219	0.028	144
	Mg	1.38	1.44	1.43	1.49	1.44	0.21	144
	P	0.89	1.16	1.06	1.04	1.04	0.32	143

a) meq/100g 土壌

b) ppm

c) 平均値

d) 標準偏差

e) 測定回数

第30表 White Oak Lake Bed の放射性核種の濃度 (濃度 $\mu\text{C}/100\text{g}$ 土壌) [401]

	成分	コラム1	コラム2	コラム3	コラム4	列平均		
列1	⁶⁰ Co ^{a)}	0.34	0.33	0.35	0.41	0.36		
	¹³⁷ Cs ^{a)}	1.59	1.65	1.34	2.05	1.66		
	⁹⁰ Sr ^{b)}	0.039	0.032	0.028	0.031	0.032		
列2	⁶⁰ Co	0.43	0.43	0.35	0.29	0.38		
	¹³⁷ Cs	1.78	1.53	1.46	1.43	1.55		
	⁹⁰ Sr	0.026	0.028	0.035	0.031	0.030		
列3	⁶⁰ Co	0.35	0.35	0.28	0.21	0.30		
	¹³⁷ Cs	1.15	1.35	1.04	0.71	1.06		
	⁹⁰ Sr	0.021	0.031	0.027	0.018	0.024		
列4	⁶⁰ Co	0.31	0.46	0.39	0.46	0.41		
	¹³⁷ Cs	1.03	1.87	1.76	1.84	1.63		
	⁹⁰ Sr	0.039	0.039	0.035	0.038	0.038		
コラム平均						総平均	$\bar{x}$	s
	⁶⁰ Co	0.36	0.39	0.35	0.34	0.36	0.13	48
	¹³⁷ Cs	1.39	1.60	1.40	1.51	1.47	0.47	48
	⁹⁰ Sr	0.031	0.033	0.031	0.029	0.031	0.0066	48

a) γ -スペクトロメーターによる全濃度の分析値

b) 1M の酢酸アンモニウム抽出液を放射化学分析した値

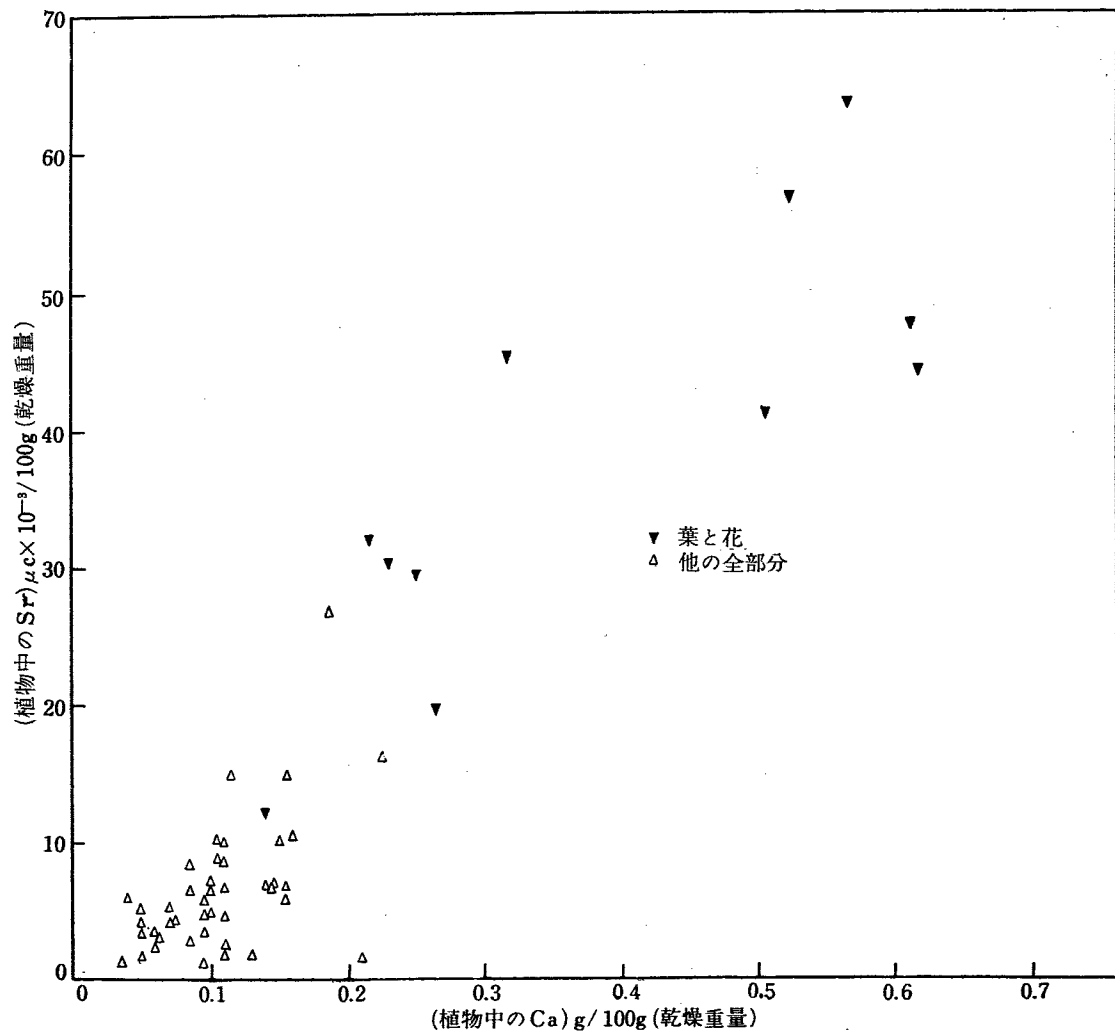
K との間には比例関係は見られない。

野生種では Sr-Ca の比 (植物の各部分の平均) は

 $7.0 \times 10^4 \mu\text{C}/1000\text{g}$ Ca の近辺でその範囲 5.5-8.2 $\times 10^4$ であった。平均の土壌の値は 5.0×10^4 のもの

第 31 表 トウモロコシ中の元素の濃度 (平均値) [401]

	葉	外皮	粒	穂軸	茎	花	最小識別差
$^{90}\text{Sr}^a)$	39.7	6.3	2.5	4.4	12.1	28.4	11.00
$^{137}\text{Cs}^a)$	49.1	21.9	12.7	19.5	17.1	69.1	6.38
$\text{K}^b)$	1.54	0.98	1.21	0.94	0.67	0.64	0.25
$\text{Ca}^b)$	0.568	0.111	0.107	0.0568	0.165	0.228	0.047
$\text{Na}^b)$	0.0133	0.0049	0.0041	0.0034	0.0028	0.0054	0.0041
$\text{P}^b)$	0.163	0.153	0.174	0.154	0.186	0.071	0.056
$\text{Mg}^b)$	0.166	0.0656	0.0707	0.0437	0.0895	0.111	0.041

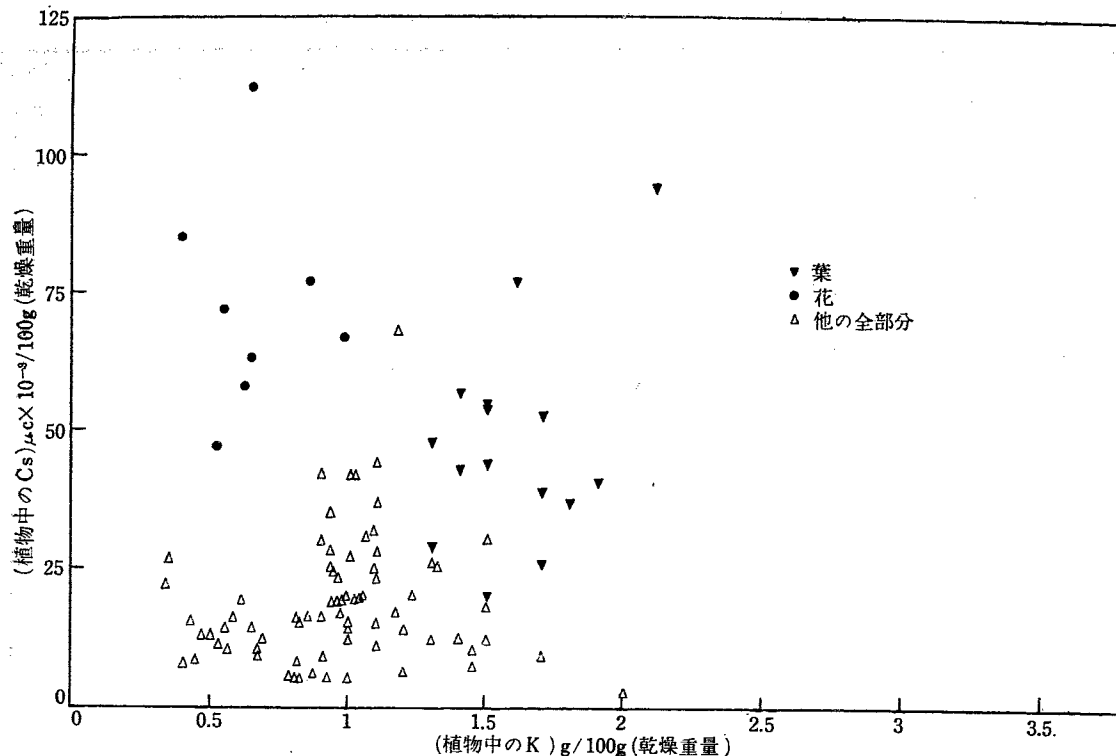
a) $\mu\text{c} \times 10^{-3}/100\text{g}$ 乾燥量b) $\text{g}/100\text{g}$ 乾燥量第 17 図 トウモロコシ中の ^{90}Sr と Ca の関係 [401]

をもちいると選別係数は1よりやや大きい。植物の部分別では Sr/Ca 比は 2.3×10^4 (穀物) から 12.5×10^4 (花) までで選別係数は0.5 (環物) から2.8 (花) までである。この選別係数の値は、ほかの研究者によって得られた他種の植物の値とよく一致する。

野生種の $^{137}\text{Cs}/\text{K}$ 比 (植物の各部の平均) は0.8ないし 8.4×10^4 の範囲で土壌の全平均値 1.4×10^5 を基準とすると、選別係数は0.06ないし0.60までの大きな幅がある。トウモロコシについてだけ考える

と、 $^{137}\text{Cs}/\text{K}$ 比は平均 2.7×10^4 、植物の各部分では 1.0×10^4 (穀物) $\sim 10.8 \times 10^4$ (花) の範囲で、土壌のそれを 1.4×10^5 とすると、選別係数は0.07–0.77である。これらのけたの差は種と種との差、植物の部位の差によるものと考えられる。これらの栽培したトウモロコシと野生植物の調査結果を見ると (第 28, 31 表), トウモロコシのほうが野生植物より Ca と ^{90}Sr 含量が低い。

葉の中の ^{137}Cs と ^{90}Sr の値は茎や果実と比較して

第18図 トウモロコシ中の ^{137}Cs とKの関係 [401]

高いことがいろいろの種について報告されている。花の中の濃度についての測定値は少ないが、それによると葉よりも低い。しかし、湖床での本実験では ^{137}Cs 、 ^{90}Sr とも花の値は葉の値と等しいかあるいはそれより高い値を示す。

トウモロコシの栽培地について土壌-植物を“組み”

にした測定ができていれば、 $^{90}\text{Sr}-\text{Ca}$ あるいは $^{137}\text{Cs}-\text{K}$ の相互関係をさらに綿密に調査し評価できたのだろうが、本実験では作物の部分的な不出来のため、いろいろの元素について“組み”になった値が十分えられなかった。

6. 飼料から牛乳への ^{90}Sr の摂取

放射性物質で汚染された飼料から、その放射性物質が乳牛に摂取されさらに牛乳に移行する問題について A. MORGAN そのほかは University of Reading の Sonning 農場で野外実験をおこなった。ここでとり上げた放射性物質は ^{90}Sr である。

この野外実験ではいくつかの困難な問題がある。すなわち、(a) 乳牛の飼料の毎日の摂取量の推定 (b) 分析にもちいた試料が乳牛の飼料の本当の代表としかどうか、また (c) 季節による飼料の変化、たとえば冬の間は麦わら、ほし草、あるいはサイロで保存した牧草、野菜などが主な飼料となるが、牧草が生育している時期は野外の牧草が主な飼料となるわけである。それに野外の牧草も天候とか地形とかで生産量も消費量も若干の変化がある。これらのことも一応考慮

して調査をおこなった。この調査からつぎのことがわかった。

a) 夜間の飼料を食べる期間は昼間のその約2倍に近いにもかかわらず、各期間中に消費された飼料の量はほぼ同じである。

b) 乾燥物の1日の消費量は平均およそ24ポンド(10.89 kg)であったから、収率は分析試料として乳牛1匹につき昼夜にわけて約12ポンドと仮定した。

c) 分析用の牧草は1m平方に区分した3地区の牧草を地表から1インチの高さまでかり取って用いた。

d) 試料を乾燥後700~800°Cで灰化し、SrとCaの分析をおこなった。 ^{90}Sr とCaの分析はBRYANT⁹⁾その他の方法にしたがい、安定なSrは蛍光分析法その他で測定した。

第 32 表 乳牛 1 日当りの摂取量 (kg 乾燥量) [100]

試料区分	期 間	牧草	干草	サイロに貯蔵したまぐさ	むぎわら	ムラサキウマゴヤシ	キャベツ	濃 縮 物
1~3	28/11/56~8/1/57	—	—	—	2.48	—	6.79	1.96
4~6	29/1/57~20/3/57	—	—	3.49	3.12	—	3.39	2.81
7~14	23/4/57~1/10/57	10.89	—	—	—	—	—	0.38
15	19/11/57	—	3.56	4.76	—	3.47	—	1.20
16~18	10/12/57~21/1/58	—	3.56	6.35	—	—	4.52	0.81

第 33 表 各種飼料中の ^{90}Sr と Ca 量 [100]

材料	試料番号	採集期間	Ca	^{90}Sr	
			g/kg 乾燥	$\mu\text{C/g}$ 乾燥重量	$\mu\text{C/g}$ Ca
牧 草	16	Apr. '57~Oct. '57	7.75	346	48
ほし草	4	Nov. '57~Jan. '58	5.71	207	36
サイロ貯蔵のまぐさ	3	Jan. '57~Mar. '57	7.24	143	20
"	4	Nov. '57~Jan. '58	6.31	209	33
麦わら	6	Nov. '56~Mar. '57	3.22	131	41
ムラサキウマゴヤシ	2	Nov. '57	12.67	413	33
キャベツ	6	Nov. '56~Mar. '57	10.59	131	11.5
"	3	Dec. '57~Jan. '58	9.89	232	23
濃縮物	20	Nov. '56~Jan. '58	5.97	39.7	6.6

第 34 表 乳牛 1 匹当りの牛乳と飼料中の ^{90}Sr と Ca の日々の含量 [100]

区分	飼料			牛乳			⁹⁰ Sr excreted in milk %	OR milk-diet
	Ca g	⁹⁰ Sr		Ca	⁹⁰ Sr			
		μμC	μμC/g Ca		μμC	μμC/g Ca		
1~3	76.1	702	9.2	10.36	13.85	1.3	1.48	0.14
3~6	87.7	1809	20.6	11.71	21.03	1.8	1.16	0.09
7~14	86.5	3784	43.7	14.32	40.3	2.8	1.13	0.07
15	111	3305	29.8	13.01	41.63	3.2	1.26	0.11
16~18	114.4	3066	26.8	12.87	29.61	2.3	0.97	0.09
						平均	1.3%	0.09

乳牛 1 匹が毎日消費する飼料の量は第 32 表に示す。ここで濃縮飼料は落花生を固めたものや魚粉を穀類(全量の約 35~70%) といっしょに与え、鉍物値は石灰と骨の粉末を混合したものをもちいた。

これらの飼料とこれと消費したウシの牛乳中の ^{90}Sr と Ca の含有量の平均値を第 33, 34 表に示す。

a) この表によれば葉の面積が広い草の $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ 比がもっとも高く、1957 年のキャベツでもっとも低い。したがって葉による ^{90}Sr の摂取が重要であると思われる。キャベツ (kale) の場合、葉の面積対重量の比が小さいから、土壌からの ^{90}Sr の吸収はより高い比率を示すだろう。

b) ムラサキウマゴヤシ (lucerne) 中の $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ 比の値は予期に反した高い値を示す。というのはマメ科の植物の特性として Ca 含量が高いからである。このことはムラサキウマゴヤシは葉の部分が多いので葉面の ^{90}Sr の摂取量が多くなるのが原因しているのだ

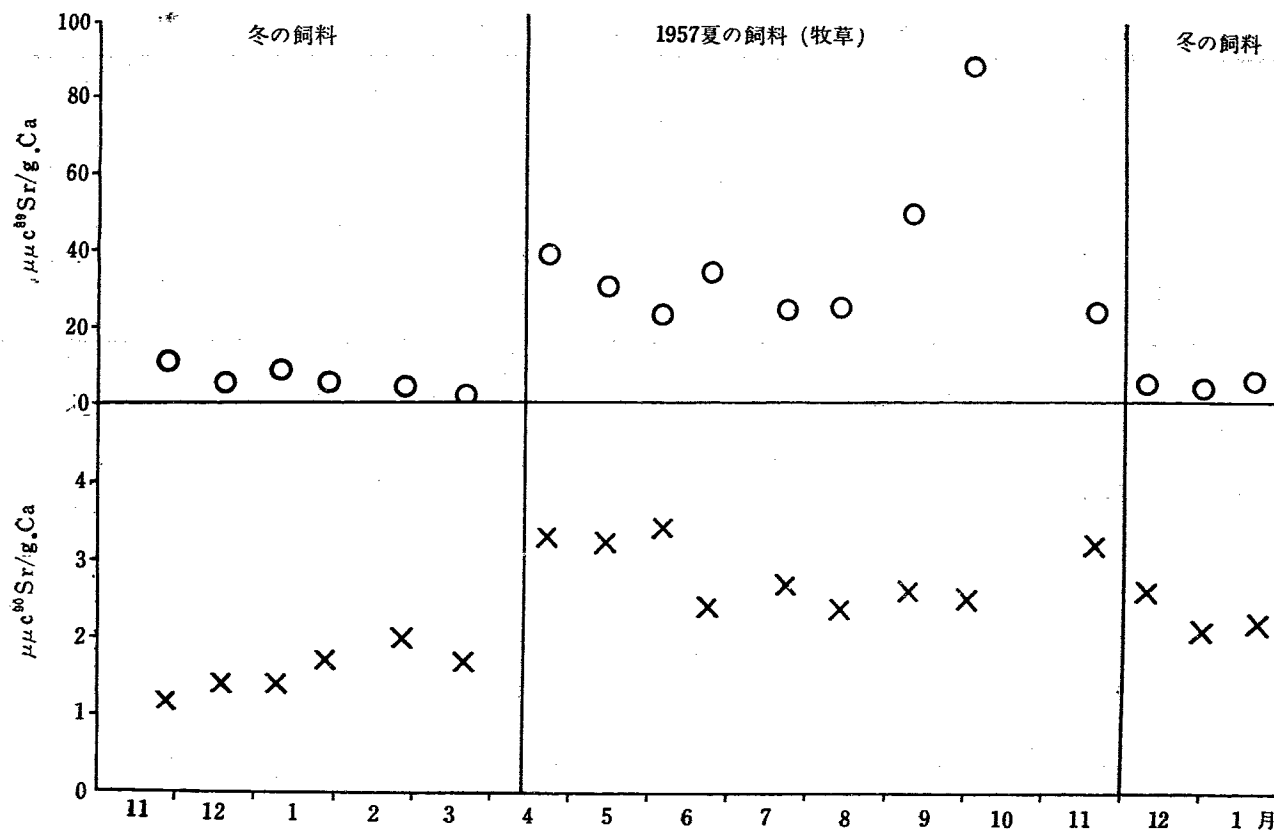
ろう。

c) 濃縮飼料の値がもっとも低い $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ 比を示すが、これはその調製の際に鉍物性の Ca を添加したことによる。

d) いま牛乳中の $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ 比を飼料中の $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ 比で割ったものを OR (observed ratio) と定義するが、これを第 34 表の最右欄に示す。本実験の結果の平均値は 0.09 でほかの研究者の得た値とよく一致する。

飼料中の ^{90}Sr のうち牛乳中に分泌される量は平均 1.3% である。

e) 牛乳中の ^{90}Sr と ^{90}Sr の放射能は第 19 図に示すとおりである。はじめの 3 つの試料の ^{90}Sr の値が低い (1.2~1.4 $\mu\text{C/g-Ca}$)。これはこのときの飼料がキャベツを主とし、麦わらと濃縮飼料をほんの少々混合したからで、その後キャベツの量をへらし、サイロで保存しておいた生牧草を加えることで牛乳中の放射能は 1.7~2.0 $\mu\text{C/g-Ca}$ と増加し、4 月に乳牛を放

第19図 牛乳中の ^{90}Sr と ^{89}Sr [100]

牧し直接牧草を食べさせることで ^{90}Sr の値は $3.3 \mu\mu\text{c/g Ca}$ と増加した。

f) 10月に採取した牛乳中の ^{89}Sr の $87 \mu\mu\text{c}^{89}\text{Sr/g Ca}$ という異常に高い値はfalloutの影響で、これは同年9月に採取された雨水中の ^{89}Sr の比放射能が突然上昇したことから推定される。

g) 1957から1958年の冬にかけて牛乳中の放射能はそれ以前の非常に低い値にまで低下しなかった。これは環境物質中の ^{90}Sr の値が増加したことにもよるが、また飼料として放射能濃度の低いキャベツのほかに放射能濃度の高いはし草やサイロで保存した牧草をかなり配合したことも一因である。

^{90}Sr と安定ストロンチウムとの比を見ると、牧草にもっとも高い比が得られ、葉面による ^{90}Sr 摂取の重要性を裏づけしている。第35表に示すようにOR牛乳

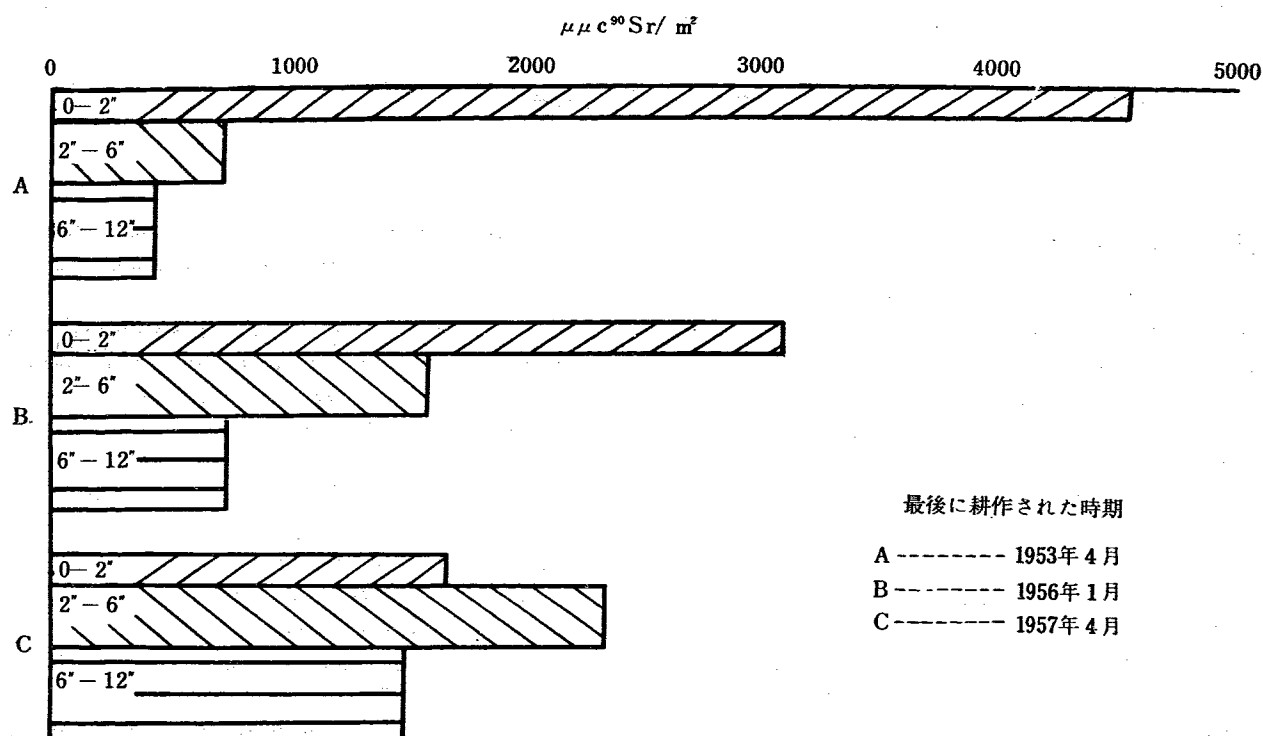
飼料の値および牛乳中に分泌された安定ストロンチウムの量の平均値は、 ^{90}Sr についての値とよく一致する。

Sonning農場をA, BおよびCの3地区にわけ、いろいろの時期に耕作し、種子をまき、草をはやした。各地区から0~2", 2~6" および6~12"の深さの各層にわけて土壌を採取し、 ^{90}Sr とCaの分析をおこなった。

第20図はこの土壌中の ^{90}Sr の垂直分布である。1953年4月の土壌中の ^{90}Sr の放射能は、本実験のおこなわれたとき(1957年)の値に比べてほとんど問題にならないと推定される。したがって最終耕作が1953年のA地区の ^{90}Sr の垂直分布はずっと以前からの牧場の1つの基準を示す。これによると0~2"層では全 ^{90}Sr の約80%を含んでいる。B地区は1956年

第35表 乳牛1匹当りの牛乳と飼料中の安定ストロンチウムとCa含量[100]

区 分	飼 料			牛 乳			Stable Sr excreted in milk %	OR milk-diet
	Ca g	Stable Sr		Ca g	Stable Sr			
		μg	μg/g Ca		μg	μg/g Ca		
12	81.9	185400	2264	15.41	3710	240	2.00	0.11
17	129.0	294500	2284	13.12	3280	250	1.11	0.11
						mean	1.55	0.11

第 20 図 土壌中の ^{90}Sr の垂直分布 [100]

に耕作し種子をまいたが C 地区ではその作業を 1956 年と 1957 年におこなった。C 地区においては、0~2" 層で全 ^{90}Sr 量の 30% で 2"~6" の層の 42% より低い。これらの結果から土壌中で ^{90}Sr が比較的移動しないこと、および不動性で耕作によりその分布が変動することが示される。

第 36 表 草類中の ^{90}Sr と Ca [100]

区画	平均乾燥重量 kg/m ²	平均 Ca g/kg 乾燥重量	^{90}Sr			
			$\mu\mu\text{d}/\text{kg}$ 乾燥重量		$\mu\mu\text{c}/\text{g}$ Ca	
			試	料	試	料
A	0.158	4.64	606, 511, 476	531	120, 124, 100	115
B	0.149	8.69	323, 415, 299	346	38, 46, 35	40
C	0.100	13.09	255, 312, 216	261	23, 27, 13	20

第 36 表は草類中の ^{90}Sr と Ca の測定値である。これによると A 地区から採取した草の $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ の値がもっとも高いが、これは草類の土壌からの養分吸収が 0~2" のところでおこなわれるからで、根の中における深さはそれほど影響がない。したがって B, C では 2" 以下の層は ^{90}Sr の濃度が A 地区よりも高い

にもかかわらず草類の値は 0~2" の ^{90}Sr の量に依存する。いろいろの試料中の Ca 含量の差は種の差によるもので、C からのものは雑草を多くふくみ、B は A よりもクローバーを多く含んでいた。

以上のことから草地を常時耕やしたり種子まきをくり返すことで土壌の上層の $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ 比は著しく減少するから、牧草や牛乳中の $^{90}\text{Sr}/\text{Ca}$ 比も低下することがわかる。

この農場で採取した草の ^{90}Sr と Ca の平均含量(第 36 表)は B で得られた値とよく一致し、1953 年に最終耕作した A の含量より低い値を示すことは耕作により ^{90}Sr と Ca の含量が少なくなることを示している。

この調査から得た牛乳の ^{90}Sr の量は英国のほかの地域で得られた試料の値と比べてかなり低い。たとえば、本調査では 1957 年の夏に分析した 8 つの試料の平均は $2.8 \mu\mu\text{c } ^{90}\text{Sr}/\text{g. Ca}$ で、Somerset で 1956 年に得られた 13 の試料の平均値 $4.4 \mu\mu\text{c } ^{90}\text{Sr}/\text{g. Ca}$ より低い。最近の 2 年間どの地域でも、4 以下の低い数値はほとんど報告されていない。

文 献

第2回ジュネーブ会議報文

- [100] A. MORGAN, G.W. COX, R. S. TAYLER: The uptake of radiostrontium from foodstuffs into the milk of cattle.
- [177] LARS FREDRIKSSON, BENGT ERIKSSON: Plant uptake of ^{90}Sr and ^{137}Cs from soils.
- BERTIL RASMUSON, BO GAHNE: Plant-animal interrelationships with respect to the absorption of ^{90}Sr .
- KAY EDVARSON, KERSTIN LOW, LARS FREDRIKSSON, Transport of long-lived fission products in Swedish soils.
- [401] S.I. AUERBACH, D.A. CROSSLEY, JR.: Strontium-90 and cesium-137 uptake by vegetation under natural conditions.
- そ の 他
- 1) J. M. BOWEN, J. A. DYMOND: Strontium and barium in plants and soils, *Proc. Roy. Soc.*, **B144**, 355~368 (1955).
 - 2) J. M. BOWEN, J. A. DYMOND: The uptake of calcium and strontium by plants from soils and nutrient solutions, *J. Exp. Bot.*, **7**, 264~272 (1956)
 - 3) F. J. BRYANT, A. J. CHAMBERLAIN, A. MORGAN, G. S. SPICER: Radiostrontium in soil, grass, milk and bone in the United Kingdom, AERE HP/R 2353 (1957).
 - 4) R. COLLANDER: Selective absorption of cations by higher plants, *Plant Physiol.*, **16**, 691, 720 (1941).
 - 5) C. L. COMAR, R. SCOTT RUSSEL, R. H. WASSERMAN: Strontium-calcium movement from soil to man, *Science*, 126 (1957).
 - 6) L. FREDRIKSSON: Några data rörande växtnäringssämnenas fördelning i en skånsk betesmark, *Svenska Vall-och Mosskulturforeningens Tidskrift*, **8** (10), 141~143 (1956).
 - 7) L. FREDRIKSSON, B. ERIKSSON, B. RASMUSON: Uptake of strontium and caesium by plants grown in soils of different texture and different calcium and potassium content (1957).
 - 8) V.M. KLECHOVSKY, I. V. GULIAKIN: Behavior of tracer amounts of strontium, caesium, ruthenium and zirconium in soils and plants according to the data of investigations with radioactive isotopes of these elements, UNESCO/NS/RIC/141 (1957).
 - 9) R.P. MARTIN, P. NEWBOULD, R. SCOTT RUSSEL: Discrimination between strontium and calcium in plants and soils and soils. UNESCO/NS/RIC/175 (1957).
 - 10) R.G. MENZEL, W.R. HEALD: Distribution of K, Rb, Cs, Ca, & Sr within plants grown in nutrient solutions, *Soil Sci.*, **80**, 287~293 (1955).
 - 11) J.W. NEEL, J.H. OLAFSON, B. E. GILLOOLY, H. NISHITA, A. J. STEEN, K. H. LARSON: Soil-plant interrelationships with respect to the uptake of fission products 1. the uptake of ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{106}Ru , ^{144}Ce and ^{91}Y , Report UCLA-247 (1953).
 - 12) H. NISHITA, K.H. LARSON: Summary of certain trends in soil-plant relationship studies of the biological availability of fall-out debris, Report UCLA-401 (1957).
 - 13) E.M. ROMNEY, W. A. RHOADS, K. H. LARSON: Plant uptake of ^{90}Sr , ^{106}Ru , ^{137}Cs and ^{144}Ce from three different types of soils, Report UCLA-294 (1954).
 - 14) E.M. ROMNEY, G. V. ALEXANDER, G. M. LE ROY, W. A. RHOADS, J. W. NEEL, K. H. LARSON: Effects of calcium and strontium on plant uptake of ^{90}Sr and stable strontium from nutrient solutions and soils, UCLA **374**, 1~61 (1956).
 - 15) R. SCOTT RUSSEL, H. M. SQUIRE, R.P. MARTIN: The effects of Operation Hurricane on plants and soils, AERE/SPAR 3 (1955).
 - 16) R. SCOTT RUSSEL, G. M. Milbourn: Rate of Radioactive strontium into plants from soil. *Nature*, **180**, 322~324 (1957).
 - 17) G.V. ALEXANDER, R.E. NUSBAUM, N.S. MAC DONALD: The relative retention of strontium and calcium in bone tissue, *J. Biol. Chem.*, **218**, 911~919 (1956).
 - 18) R.H. ARMSTRONG, B. THOMAS: The availability of calcium in three legumes of grass land, *J. Agr. Sci.*, **42**, 454~460 (1952).
 - 19) C. L. COMAR: Radioisotopes in Biology and Agriculture. Mc Graw-Hill Book Co. Inc., New York (1955).
 - 20) C.L. COMAR, R.H. WASSERMAN, M. M. NOLD: Strontium calcium discriminating factors in the rat. *Proc. Soc. Exptl. Biol. Med.*, **92**, 859~863 (1956).
 - 21) C.L. COMAR, R.H. WASSERMAN, S. ULLBERG, G. A. ANDREWS: Strontium metabolism and strontium-calcium discrimination in man. *Proc. Soc. Exptl. Biol. Med.*, **95**, 386 (1957).
 - 22) P. GYÖRGY: Vitamin Methods, Vol. II, Academic Press Inc., New York (1951).

- 23) S. L. HANSARD, H. M. CROWDER, W. A. LYKE: The biological availability of calcium in feeds for cattle, *J. Animal Sci.*, **16**, 437~443 (1957).
- 24) J. H. JONES, C. FOSTER: A salt mixture for use with basal diets either low or high in phosphorus, *J. Nutrition*, **24**, 245~256 (1942).
- 25) A. KIVIMAE: Den di-och tetrapoloida rödklöverns kemiska sammansättning. Sveriges Utsädesf. Tidskr., **61**, 13~24 (1951).
- 26) E. LEDERER, M. LEDERER: Chromatography. Elsevier Publ., Amsterdam; (1957).
- 27) L. A. MAYHARD, J. K. LOOSLI: Animal Nutrition, McGraw-Hill Book Co. Inc., New York (1956).
- 28) H. SPENCER, D. LASZLO, M. BROTHERS: Strontium and calcium metabolism in man, *J. Clin. Invest.*, **36**, 680~688 (1957).
- 29) B. K. SUR, V. SUBRAHMANYAN: Availability of calcium in lucerne and its value in nutrition, *Ind. J. Med. Res.*, **40**, 481~486 (1952).
- 30) R. S. RUSSELL, G. M. MILBOURN: Rate of entry of radioactive strontium into plants from soil. *Nature*, **180**, 322~324 (1957).
- 31) L. A. KRUMHOLZ: Observations on the fish population of a lake contaminated by radioactive wastes. *Bull. Amer. Mus. Nat. History*, **110**(4), 281~367 (1956).
- 32) E. R. GRAHAM: Uptake of waste ^{90}Sr and ^{137}Cs by soil and vegetation. *Soil Science* (in press) (1958).
- 33) BERND KAHN, A. S. GOLDIN: Radiochemical procedures for the identification of the more hazardous nuclides. *J. Amer. Water Works Assoc.*, **49**, 767~771 (1957).
- 34) L. B. FARABEE: Procedure for the radiochemical analysis of strontium and barium in human urine. ORNL-1932, PP. 1~19 (1955).
- 35) W. F. LIBBY: Radioactive strontium fallout. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.*, **42**, 365~390 (1956).
- 36) H. P. COOPER: Effects of energy properties of some plant nutrients on availability, on rate of absorption, and on intensity of certain oxidation-reduction reactions. *Soil Science*, **69**, 7~39 (1950).
- 37) R. S. RUSSELL, H. M. SQUIRE, R. P. MARTIN: The effects of Operation Hurricane on plants and soils. AERE (Harwell)/SPAR/3.
- 38) F. J. BRYANT, A. C. CHAMBERLAIN, A. MORGAN, G. S. SPICER: Radiostrontium fallout in biological materials in Britain, A.E.R.E HP/R 2056 (1956), Published by H.M.S.O.
- 39) N. G. STEWART: Private communication (1958).
- 40) N. G. STEWART, N. R. CROOKS, R. G. D. OSMOND, E. M. FISHER: The worldwide deposition of long-lived fission products from nuclear test explosions, A.E.R.E., HP/R 2354 (1957).
- 41) F. J. BRYANT, A. C. CHAMBERLAINE, A. MORGAN, G. S. SPICER: Radiostrontium in soil, grass, milk and bone in U.K., 1956 results. *J. Nuclear Energy*, **6**, 22~40 (1957).

原子炉の事故と災害評価

1. 概 説

原子炉事故が発生した場合、被害の範囲はきわめて広く、従業員だけでなく一般大衆へもその被害がおよぶという意味において炉の安全性はきわめて重要な問題である。それゆえ、設置される炉の安全性についてはあらかじめ十分な検討および評価がなされなければならない。近時炉自体の安全性の問題については多くの研究がなされ、原子炉事故の起る確率はきわめて少なく、たとえ事故が起った場合でも炉を鋼鉄製のコンテナ中に格納することによって周囲の環境への放射性物質の放出を最小限に止めることができる。

それにもかかわらず事故時の災害評価を前もっておこなう理由は、要求される安全度に対する合理的な根拠を示すとともに万一の事故に対する適切な処理方法を確立しておく必要があるからである。実際、ウインズケールの事故はあらかじめつぎのような事柄の対策を確立しておく必要性を示した[1551]。(1) 事故の間に放出されたかもしれない放射能の量および区域の測定。(2) 放射能で汚染されたかもしれない建物、農作物、動物および人間のモニタリング。(3) 被害を受け

た資産や農作物の除染あるいは回収。(4) 必要あれば保護のため人間を立ちのかせること。

原子炉事故についての実際的な経験は非常に少ないから、事故の評価は理論的な考慮にだけ頼らなければならない。事故評価においてもっとも重要なことからは放射性物質拡散の計算法および緊急時許容線量（とくに内部被曝に対する）の基準のきめ方である。現在においてはこれらについて確立された方法があるわけではない。のちにのべるように拡散の計算法は異なる方法でえられた結果が大体一致するが、緊急時許容線量の基準のとりかたによっては見積られる災害の程度はまったく異なった結果を与えることも考えられる。これらのほかに事故評価の概算は事故の生じた機構、エネルギー放出の速度、気象条件、それに関連して放射性物質の推積の速度に依存している。これらの条件はそれぞれ不確さをふくんでいるから、事故評価の概算値はその order だけが妥当性を有する。以下、現在広くもちいられている方法についてのべることにする。

2. 災害評価の推定

2.1 核分裂生成物の拡散

原子炉事故が発生して核分裂生成物が放散した場合周囲の環境に与える被害の程度を推定する方法として現在まで発表されている災害評価報告書 (Dresden¹⁾, Yankee²⁾, AEC Report³⁾ など) では、いずれもつぎの SUTTON⁴⁾ の式がもちいられている。

$$x(x, y, 0) = \frac{2Q}{\bar{u}\pi C_y C_z x^{2-n}} \exp\left[-\frac{1}{x^{2-n}}\left(\frac{y^2}{C_y^2} + \frac{h^2}{C_z^2}\right)\right] \quad (1)$$

(1) 式は点源連続放散の濃度分布 x を与える式で、 C_y : 風向きに直角な水平拡散係数 (m^2/s), C_z : 垂直方向の拡散係数 (m^2/s), $\bar{u}$: 平均風速 (m/sec), n :

風速の垂直分布に関するパラメーター, h : 煙突の高さ, x は地表面上の xy 地点における空气中放射能濃度であるが, Q を事故時に放出される総放射能 (curie) にとれば, $c \cdot sec/m^3$ の単位で表わされ, その地点における曝射量を示すものになる。また Q を放射性物質が放出される速度 (c/sec) にとれば c/m^3 で表わされる。後者の場合の曝射量は $Q(c/m^3)$ をその地点で被曝した時間で積分した量で与えられる。 $c \cdot sec/m^3$ という単位はあとで見るように被害の程度を推定する際に便利な単位である。地表面からの放出の場合は,

(1) 式において $h=0$ にとればよい。

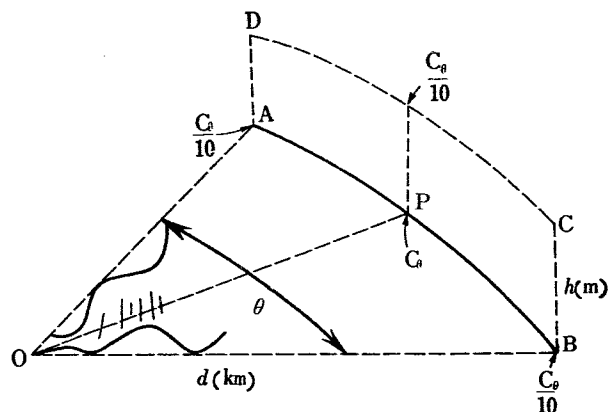
上に与えた SUTTON の式では拡散幅 $\langle Y^2 \rangle^{1/2}$ およ

び $\langle Z^2 \rangle^{1/2}$ が風下の距離 x と n , C_y および C_z と

$$2\langle Y^2 \rangle = C_y^2 x^{2-n}, \quad 2\langle Z^2 \rangle = C_z^2 x^{2-n}$$

という関係式で一義的に結びつくものとされているがこのような関係式では表わしえない拡散の異方性がある。拡散距離が 1 km 以上になるとこの拡散の異方性は著しくなり、とくに垂直方向の拡散の状況を x の関数として簡単に表現するのがむずかしくなる。

最近英国原子力公社⁵⁾では災害推定の方法として実際の資料に基づいて次のような方法がとられている。



第 1 図

Airborne material が地表から風下方向に拡散する場合、原点 O から d km の距離において放射性物質の拡散幅を第 1 図のようにとり、横方向の広がりが角 θ° および垂直方向の拡散高さ h (m) を定義する。P 点から横および垂直方向への濃度減少は GAUSS 分布をとるものと仮定する。

分裂生成物が Q c/sec の割合で地表から放出されるとすると、風下方向の濃度 C_0 は次の式で与えられる。

$$C_0 = \frac{1.7 \times 10^{-1} Q}{u d \theta h} \quad \text{c/m}^3 \quad (2)$$

u は平均風速 (m/sec) である。SUTTON の式の場合と同様に C_0 を P 点での曝射時間で積分すると曝射量 ($\text{c} \cdot \text{sec}/\text{m}^3$) を与える。

広がり角 θ は気象条件および放出の仕方によって、それぞれ次のように与えられている。

(a) 数分間程度の短時間放出、風向き安定。気象条件によって第 1 表のごとき値をとる。気象の分類は第 2 表に与えられている。

(b) 短時間放出、風向きが変動するとき、

$$d=0.1\text{km}, \quad \theta=\text{風向き変動角。}$$

$$d=100\text{km}, \quad \theta=(\text{風向き変動角}) \times 1/2$$

(c) 長時間放出、 $d=0.1\text{km}$, $\theta=\text{風向き変動角。}$

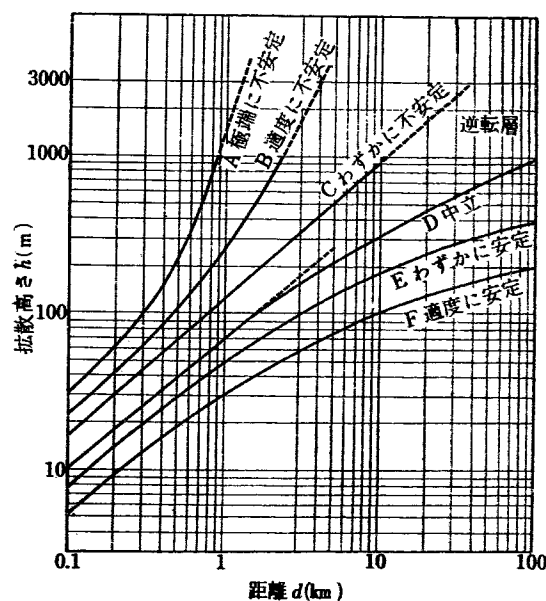
$d=100\text{km}$, $\theta=15$ 分間ごとの風向き変動角の平均値。拡散高 h はそれぞれの気象条件に応じて第 2 図から求められる。

1 表⁵⁾

$d(\text{km})$	0.1	100
気象条件		
A	50°	25
B	40	20
C	30	15
D	20	10
E	15	7
F	15	5

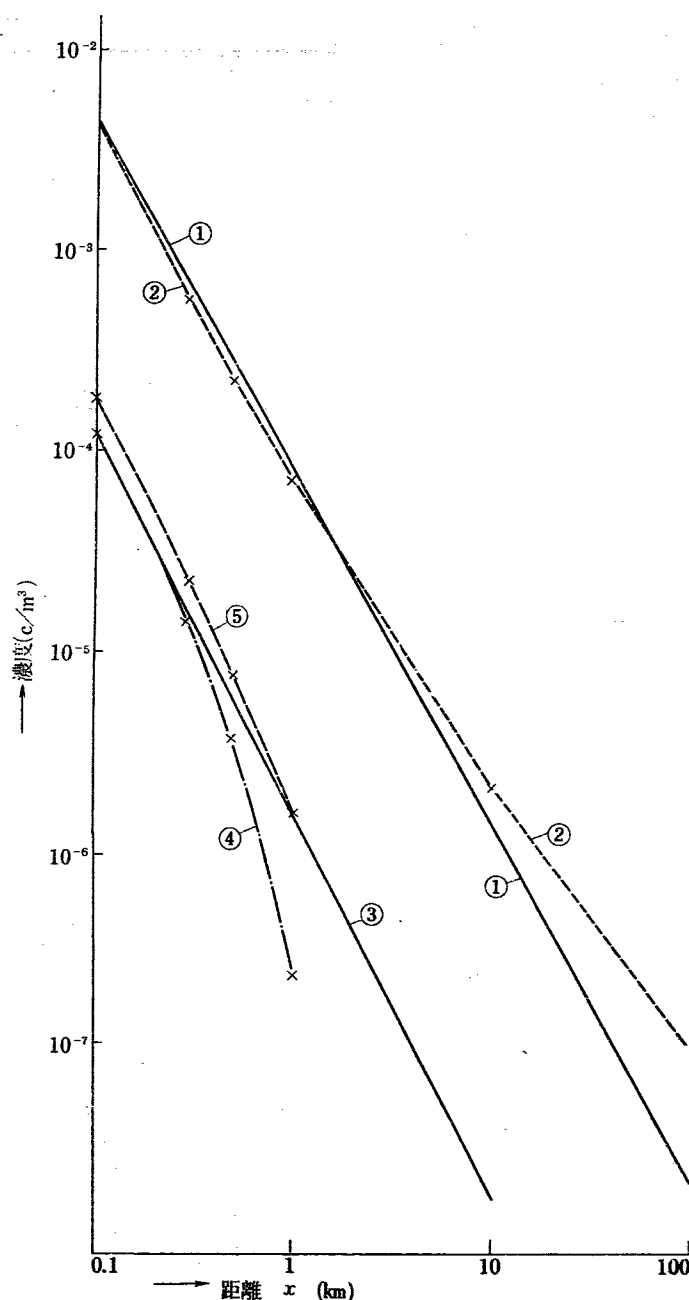
第 2 表 気象条件の分類⁵⁾

日 射 時				夜 間		
表面風速 m/sec	強	軽	弱	厚い雲で おおわれている 日中あるいは 夜	薄い雲で おおわれている 低い雲が 4/8 以上ある時	雲量が 3/8 以下 の時
2	A	A~B	B	D	—	—
<2	A~B	B	C	D	E	F
4	B	B~C	C	D	D	E
6	C	C~D	D	D	D	D
<6	C	D	D	D	D	D



第 2 図 距離と拡散高さの関係

第 3 図に SUTTON の式および英国方式で計算した距離に対する濃度変化の比較を示した。計算は気象条件の両端の場合についておこなった。SUTTON の式にもちいた気象条件は、原子力研究所で観測した東海村近傍のものである。分裂生成物放出の期間中風向きは絶えず変化するので、同一地点がつねに風下方向にあるとは限らず、したがって曝射点における濃度は変化する。SUTTON の式ではこのような風向き変動による濃度減少を考慮する因子はふくまれていないから (1) 式の代わりに次の (3) 式をもちいた。



第3図 拡散式の比較

地上から1 c/secの割合で放出された時の濃度を示す。

- ① SUTTONの補正式: 気層安定 (逆転層のある場合) $n=0.5$, $C_y=0.03$, $C_x=0.06$, $u=2\text{m/sec}$, $\beta=40^\circ$
- ② 英国方式: 適度に安定 $u=2\text{m/sec}$, $\theta=40^\circ$, 気象条件 F
- ③ SUTTONの補正式: 気層不安定 $n=0.2$, $C_y=0.01$, $C_x=0.21$, $u=10\text{m/sec}$, $\beta=40^\circ$
- ④ 英国方式: 極端に不安定 $u=10\text{m/sec}$, $\theta=40^\circ$, 気象条件 A
- ⑤ 英国方式: 適度に不安定 $u=10\text{m/sec}$, $\theta=40^\circ$, 気象条件 B

$$x = -\frac{\alpha}{\beta} x_0 (x, 0, 0) \quad (3)$$

ここに $x_0 = \frac{2Q}{\pi C_y C_x u x^{2-n}}$ (地表面からの放出とした) で $Q=1\text{c/sec}$ とした。 α は放射能雲が x 地点で x_0 の濃度で y 方向に広がったと仮定した場合の広がり角で $\tan \frac{\alpha}{2} = \frac{C_y}{2} \sqrt{\frac{\pi}{x^n}}$ から求められる。 β は風向き変動の角度である。 α/β は濃度低下率を示す。

英国方式の θ の値には上の β の値をもちい、 h の値は気象条件に応じて第2図から求めた。

第3図からわかるように近距離においては2つの方法からえられた結果はかなりよい一致を示す。とくに逆転層のある場合は $0.1 \sim 10\text{ km}$ の範囲で両者の結果はほとんど一致する。気象条件のような複雑な要素をふくむものにおいて異なる方法で算定した値が一致することは注目すべきことであって、このような一

致がえられることは気象条件が同じ場合は異なる算定方法をとっても結果において大差ない値を与えることを示すとともに、もちいた2つの方法が濃度計算に対していずれも妥当な方法であることを示している。遠距離において2つの方法の差異が大きくなるのは(1) SUTTONの式では拡散幅が距離と一義的に結びついて、英国方式では拡散高さの距離に対する変化率が距離によって変っている。(2) 横方向への拡散による濃度減少はSUTTONの式を基にした計算では α/β で考慮され、英国方式では $1/\theta$ で考慮されており、 α/β は距離とともに減少し、 $1/\theta$ はこの計算では一定にとったことなどによるものと考えられる。遠距離において両者の不一致が見られても、その場合は濃度の減少も大きく、直接被曝だけを考えるとときは被曝量はあまり問題とならないであろうから、計算方法が異なることによって違った値がえられても重要な影響を与えるものではない。また気層安定の場合両方法のずれはやや大きい、濃度の減少も大きく、事故の想定には被害のもっとも大きい逆転層のある場合について考えればよいから、この程度のずれはあまり問題とならない。

2.2 晴天時沈降 (Fall out) および雨天時沈降 (Rain out)

放出される分裂生成物の中にはその粒度の比較的大きいものもあり、大体 2μ 以上のものは一部沈降し土地に沈着する。このことにより半減期の長い放射性物質が沈着する場合相当長期にわたり間接被曝を受けることになるから、沈降に対する考慮もなされなければならない。粒子の地表面への沈降は簡単な式として表現するのは困難であるが、CHAMBERLAIN⁶⁾はSUTTONの式に粒子が沈降により除かれてゆくことの補正をお

第3表 沈降速度⁶⁾

粒子の大きさ	$V_g(\text{m/sec})$
質量中央値 1μ のグループ	1.30×10^{-4}
" 7μ のグループ	9.56×10^{-3}

第4表 減衰係数⁶⁾

粒子直径 μ	0.02in/hr の降雨	0.15in/hr の降雨
0.5	$1.0 \times 10^{-5} \text{sec}^{-1}$	$2.0 \times 10^{-5} \text{sec}^{-1}$
1.5	1.5×10^{-5} "	3.0×10^{-5} "
3.5	6.0×10^{-5} "	3.0×10^{-4} "
7.0	1.5×10^{-4} "	7.0×10^{-4} "
15.0	2.0×10^{-4} "	1.0×10^{-3} "

こない、fall outの式として次の式を求めている。

$$F(x, y) = \frac{2Q_0 V_g}{\bar{u} \pi C_y C_z x^{2-n}} \exp\left(-\frac{4V_g x^{n/2}}{\bar{u} \pi^{1/2} C_z}\right) \times \exp\left[-\frac{1}{x^{2-n}} \left(\frac{y^2}{C_y^2} + \frac{h^2}{C_z^2}\right)\right] \quad (4)$$

Q_0 をcurieで表わすと $F(x, y)$ は c/m^3 の単位となる。 V_g は沈降速度でSTOKESの法則から第3表のように与えられる。

またrain outの式は次のように求められている。

$$R(x, y) = \frac{AQ_0 \exp(-Ax/\bar{u})}{\bar{u} \pi^{1/2} C_y x^{(2-n)/2}} \exp\left(-\frac{y^2}{C_y^2 x^{2-n}}\right) \quad (5)$$

A は雨によって雲中の放射濃度が減衰し、放射性物質が単位時間当り土地に沈着する割合を示す係数である。これは降雨の状況および粒子の大きさなどのほか多くの因子に関係している。第4表にこの減衰係数の値を示す。強雨の場合は減衰係数はさらに大きい、このときは土地は沈着せず洗い流されるので、あまり問題とならない。

3. 予想される災害

広範囲の被害を与えるような原子炉事故には、つぎの2つの型が想定される。

(1) 核分裂生成物の放出 原子炉で作られた全核分裂生成物の何割かがairboneとなる場合。

(2) 揮発性物質の放出 燃料が溶解して揮発性の核分裂生成物がすべて放出された場合。

それぞれの場合に放射性物質の成分の割合が異なっている、上の2つの放出に対してそれぞれ別々に曝射量と汚染度を概算することが必要である。

さきにMARLEYとFRY⁷⁾およびPARKERとHEALY⁸⁾がこの問題について論及しているが、曝射量の概算にもちいた方法については記述していない。ここではKUPERとCOWAN[430]の推定方法にしたがって直接被曝と間接被曝についてのべる。この種の被害の計算をするに当っては致命的な被害を与える場合、病気をひきおこすような場合およびどんな傷害も期待されないというような被害の各段階での曝射量が考慮される必要がある。KUPERおよびCOWANの論文でなさ

れた計算は各個人の生涯の間に受ける障害を基にしてなされたものであって、被曝の結果受けるであろう遺伝的な影響については資料の不足のためまったく考慮されていない。またこれらの計算は統計的に見て意味があるものであるから、被曝した個人のうちのごく小数にだけ現われるような疾患についての考慮はなされていない。

3.1 直接被曝

放射性雲の中に浸った場合に受ける曝射を医学的影響の程度に応じて4種類に分類する。第5表にはこれらの分類に相応した影響を与えると考えられる急性の全身 γ 線量およびそれらの γ 線量に相当する曝射量 $\text{c} \cdot \text{sec}/\text{m}^3$ の概算を与えてある。曝射量を表わす単位として前にのべた $\text{c} \cdot \text{sec}/\text{m}^3$ をもちいるのが实际的である。

第5表 被害の分類と許容限界 [430]

分類	等価全身 γ 線量	等価曝射を与える放出分裂生成物曝射量 (濃度 $\times$ 時間 ($\text{c} \cdot \text{sec}/\text{m}^3$))	
		全核分裂生成物	揮発性生成物
A 致死曝射	>450r	>400	>350
B 障害見込	100~450r	90~400	80~350
C 障害の見込なし、ただし検診などに若干の費用を要す	25~100r	10~90	10~80
D 障害なし	<25r	<10	<10

直接被曝は、放射性雲が通過している間にうける全身の γ および β 曝射による外部被曝と吸入による内部被曝との両方がある。内部被曝については身体の各器官での被害を組み合わせる必要がある。このために、緊急許容線量 (acceptable emergency dose, AED) とよばれる量をもちいるのが便利である。AEDとは統計的にみてそれ以下の線量ではいかなる障害も引きおこさないという線量である。AEDとして全身の γ 線曝射の場合は25r、各器官での内部照射に対しては γ 線曝射に同等な値をとる。以下では大きな影響を与えるような放射性核種による外部および内部曝射に対して $1 \text{ c} \cdot \text{sec}/\text{m}^3$ の曝射がAEDの何倍に当るかを求め、つぎにこれらを組み合わせ、分類に応じた許容限界を求める。

計算をするに当って熱出力500MWの炉が180日間運転された場合の核分裂生成物について考えた。放射性物質のおもな組成は第6表に示す。さきにのべた2つの型の放出に対してそれぞれつぎのように仮定した。すなわち(1)全核分裂生成物の50%が放出、(2)全揮発性生成物と1%のSrの放出。

第6表 熱出力500MW, 180日間運転, 炉停止後24時間の全核分裂生成物 [430]

全核分裂生成物	4.1 $\times 10^6$ curie
内訳	
^{90}Sr	3.8 $\times 10^5$ "
^{89}Sr	1.7 $\times 10^7$ "
^{144}Ce	8 $\times 10^6$ "
^{239}Pu	3.8 $\times 10^3$ "
ヨウ素	5 $\times 10^7$ "
希ガス	3.4 $\times 10^7$ "
全揮発性生成物	8.4 $\times 10^7$ "

3.1.1 全身の γ および β 曝射 曝射を受ける人は半無限の雲の中にいるものとして計算した。第6表の値は事故発生後24時間のときの値であるから、 $1 \text{ c} \cdot \text{sec}/\text{m}^3$ の曝射に相当する線量を考えるときは雲が通過した時刻以後の減衰を補正しなければならない。ここでは到着時間を2時間とする。全核分裂生成物は $t^{-0.2}$ で減衰するが、揮発性生成物の場合は $t^{-0.8}$ で減衰するから、後者の場合は雲が曝射地点に到達するまでの時間が線量の計算に重大な影響を与える。全身の γ 線量はつぎの式で計算される。

$$d = \frac{1}{2} \cdot S \mu\text{c}/\text{cc} \cdot 3.7 \times 10^4 \text{ dis}/\text{sec} \cdot \mu\text{c} \cdot E_{\gamma} \text{ MeV}/\text{dis} \\ \cdot \frac{1.6 \times 10^{-6} \text{ erg}/\text{MeV}}{100 \text{ erg}/\text{g} \cdot \text{rad} \cdot 0.0012 \text{ g}/\text{cc}_{\text{ai}}} \text{ rad}/\text{sec} \\ = 0.246 S E_{\gamma} \text{ rad}/\text{sec} \quad (6)$$

ここで E_{γ} : 平均の γ 線エネルギー(MeV), S : 放射性物質の空中濃度($\mu\text{c}/\text{cc}$), $E_{\gamma}=0.7 \text{ MeV}$ にとり、事故後2時間で被曝するものとして減衰による補正を考慮して、 $1 \text{ c} \cdot \text{sec}/\text{m}^3$ の曝射は核分裂生成物に対して $0.28 \text{ rad}=0.0112 \text{ AED}$, 揮発性生成物に対しては $1.26 \text{ rad}=0.0505 \text{ AED}$ となる。

β 線による曝射はおもに皮膚に影響を与えるものであって、 γ 線曝射に比べてその被害の程度は僅少であるから、皮膚面に沈着して容易に取り除かれない場合以外は問題にならない。

3.1.2 β 線の内部照射によって肺の受ける線量

核分裂によって生ずる放射性物質の減衰は前にのべたように比較的ゆっくりしているから、肺胞中に沈着した放射性物質からの β 線によって肺の受ける線量を考える場合は、時間的に積算された線量をとらなければならない。

標準人の単位時間当りの平均の呼吸量を $220 \text{ cc}/\text{sec}$ にとり、吸入されたうちの25%が肺中に止まるとすれば $1 \text{ c} \cdot \text{sec}/\text{m}^3$ の曝射で核分裂生成物の場合は $55 \mu\text{c}$ が肺中に沈着する。揮発性生成物の場合は40%が希ガスであるから $22 \mu\text{c}$ が肺中に保持される。第1日

(2時間から24時間)の間で積算された肺線量は、核分裂生成物で1.21 rad、揮発性生成物で0.9 radとなる。

このようにしてえられた肺線量を急性の全身 r 線量(25 r)に等価なものに換算するためのしっかりした根拠はない。しかしNCRP⁹⁾の勧告では局部被曝は全身被曝の5倍まで許している。したがって上にえられた肺線量を全身のそれと等価なものにするのに5で割ってさしつかえないと考えられる。これに基づいて $1\text{ c}\cdot\text{sec}/\text{cm}^3$ の曝射は、核分裂生成物の場合0.24等価 r 線量=0.0096 AED、揮発性生成物の場合は0.18等価 r 線量=0.0072 AEDとなる。

3.1.3 ^{90}Sr , ^{89}Sr および $^{144}\text{Ce}+^{144}\text{Pr}$ の骨線量

それぞれ一生の間にうける蓄積線量が50 radになるような1回に受ける核種の量を1 AEDととる。 ^{90}Sr では1 AEDは $10\text{ }\mu\text{C}$ 、 ^{89}Sr では $770\text{ }\mu\text{C}$ 、 $^{144}\text{Ce}+^{144}\text{Pr}$ では $203\text{ }\mu\text{C}$ となる。それぞれの場合の $1\text{ c}\cdot\text{sec}/\text{m}^3$ の曝射をAEDで表わしたものを第7表に示す。この

第7表 AEDで表わした $1\text{ c}\cdot\text{sec}/\text{m}^3$ の被曝[430]

	核分裂生成物の放出	揮発性生成物の放出
外部 r 線量	0.0112	0.0505
肺の β 線量	0.0096	0.0072
^{90}Sr による骨線量	0.016	0.0008
^{89}Sr による骨線量	0.0116	0.00058
$^{144}\text{Ce}+^{144}\text{Pr}$ による骨線量	0.021	—
^{239}Pu による肺線量	0.012	—
甲状腺線量	0.01	0.049
胃腸管の線量	0.0112	—
総計	0.103	0.108

計算にもちいられた ^{90}Sr の身体許容量および実効半減期はICRP(1958)の勧告値とは異なっていることに注意しておく必要がある。

3.1.4 ^{239}Pu の肺線量 ^{239}Pu は不溶性で肺がcritical organとなると仮定した。Handbook 52⁹⁾では肺中の最大許容限度は $0.008\text{ }\mu\text{C}$ で、緊急時のときのように一生に1回程度の被曝ではこの値の5倍つまり $0.04\text{ }\mu\text{C}$ をとってもよい。吸入したうちの25%が肺中にとどまるとすると、核分裂生成物の $1\text{ c}\cdot\text{sec}/\text{m}^3$ の曝射は0.012 AEDとなり、揮発性生成物に対しては無視できる。

3.1.5 Iの甲状腺線量 医学的治療にI(^{131}I , ^{133}I , ^{135}I)の25,000~30,000 radの線量をもちいた場合6ヵ月以内に1/6~1/2の人に十分な医学的徴候が現われる。徴候が現われ始める最低線量の1/10、すなわち2000 radをAEDにとる。 ^{131}I と ^{133}I が $1\text{ }\mu\text{C}$ 甲状腺

にある場合、線量率は 0.77 rad/day となり、最初の1週間の積算値は3 rad、それ以後にうける線量は2 radであることから甲状腺での1 AEDとしては $400\text{ }\mu\text{C}$ をとる。

3.1.6 胃腸管の受ける線量 胃腸管の線量を求めることは簡単ではないが、肺中に蓄積された放射性物質が気管支から出てふたたび飲み込まれることによって胃腸管を通過すると考え、その量は肺中にある量と大ざっぱにみて同一であるとする。核分裂生成物の $1\text{ c}\cdot\text{sec}/\text{m}^3$ の曝射では $55\text{ }\mu\text{C}$ が肺中に残るから、これが胃腸管に移った場合は0.56 radの線量を与える。胃腸管で50 radをAEDにとると、 $1\text{ c}\cdot\text{sec}/\text{m}^3$ の曝射は0.0112 AEDとなる。揮発性生成物の場合は、胃腸管への影響は無視できる。

3.1.7 直接被曝の総量 いままでにえられた局部被曝を全体的に考慮する場合に、それらをどのように加え合わせたらよいかということについては、いままでにほとんど基準はない。被曝がいかなる障害も引き起こさないという限界の場合(第5表の分類D)においては、AEDで表わした局所被曝を単に加えて全身についての障害の程度を考えることが一応許されるであろう。1箇所の局部被曝でもそれが病気を引き起こすか、あるいは致命的となる場合は上のように加え合わせる方法はまったく無意味である。

第7表に上の方法で求めた $1\text{ c}\cdot\text{sec}/\text{m}^3$ の曝射をAED単位で表わしたものを一括して示す。この表から $10\text{ c}\cdot\text{sec}/\text{m}^3$ の被曝までは、分類Dにはいることがわかる。

以上のべた内部被曝の算定にあたってとられた方法は、核分裂生成物から出る β 線による肺線量およびおのおのの放射性核種に対するcritical organでの線量を25 rの r 線量に等価な線量に換算して外部 r 線量とともに加算し、全身の被害の程度をAED単位で表わすものである。しかしながら実際にはある核種が吸入された場合、ただ1つの身体器管だけが障害をうけるというわけではなく、核種によって分布の程度の差異はあっても身体の各部に分布される。したがって、多くの放射性物質を同時に吸入する場合には個々の核種に対するcritical organ以外のものがcritical organになる場合も出てくるから、厳密な取扱いをする場合はこのことをも考慮する必要がある。さらに外部被曝のAEDである25 rに等価なものとしてとられている内部被曝のAEDの値にも、なお検討すべき点が残されている。肺線量の計算法およびSrなどのAEDを50 radととることに問題があるが、とくに ^{131}I の

AED として 2000 rad の積算線量に当る 400 μC をとっているが、最近の論文¹⁰⁾によると Windscale の事故の場合に生じた障害を考慮して AED として 25 rad をとっており、これを基にしてえられる ^{131}I の量は年令によって第 8 表のような値となる。

第 8 表 ^{131}I の緊急時許容量¹⁰⁾

年 令	許容摂取量 μC
6 カ月未満	0.65
3 才	1.20
1 0 才	3.40
20 才以上	15.00

3.2 間 接 被 曝

Fall out や rain out によって分裂生成物が土地の上に堆積した場合、土地そのものからうける γ 線による外部被曝と農作物、畜産物および飲料水の摂取により、Sr からの障害が考えられる。この場合の制限としては第 9 表に示すように、範囲 I は最初の 12 時間に 25 r をこえるおそれのある場合、範囲 II は揮発性生成物に対しては 3 カ月間の線量が 50 r になる場合、核分裂生成物の場合は 1 年間の線量が約 75 r になる

第 9 表 土地汚染の範囲 (事故後 24 時間経過時の放射能) [430]

範 囲	全核分裂生成物の放出	揮発性生成物の放出
	(C/m^2)	(C/m^2)
I 緊急立退き (12 時間以内)	>0.2	$>0.1^*$
II 立退きが必要	$>10^{-2}$	>0.1
III 土地使用のきびしい制限、一時的立退きまたは屋外作業の制限	$10^{-2} \sim 10^{-3}$	$0.1 \sim 10^{-2}$
IV 耕作中の農作物は廃棄、1 年間の農耕を制限することもある	10^{-4}	$10^{-2} \sim 10^{-3}$
V 損失はないであろう	$<10^{-4}$	$<10^{-3}$

* 適当な避難場所がない場合。

から、最初の 3 カ月間で 25 r となる範囲をとる。範囲 III は 3 カ月以上たつて 50 r をうけるとかまたは吸入および摂取によって余分の被曝をうけるおそれのある範囲である。範囲 IV および V は農作物に対する影響からきめられる。すなわち土壌中の Ca 1 kg 当りに ^{90}Sr が 1 μC ある場合を最大許容濃度 (MPC) ときめると、地表から 2.5 in (6.4 cm) 以内にある ^{90}Sr の 1 MPC は 24 時間後の核分裂生成物の割合を基にして算出すると、 $2.8 \times 10^{-4} \text{C}/\text{m}^2$ に相当する。揮発性生成物の放出に対しては、この値の 1/20 になる。

4. 結 語

原子炉設置にあたっては最大の想定事故 (maximum credible accident) すなわちほかのいかなる想定しうる事故によってもそれ以上の災害がおこることはない事故についての十分な解析をし、そのさい施設の従業員と周囲の一般地域の公衆におよぼす災害は予想しうる最悪の場合でも許容しうる限界を越えてはならない。ここでのべた事故時の放射性物質の拡散および予想される災害についての算定方法はまだ満足すべきものでなく、とくに内部被曝の計算には多くの問題点がある。現在においては蓄積された経験が不十分であり、安全

度の当否の判断は主観的なものとなりがちである。このためにも内部被曝についての AED の基準が設定されることが望まれる。

さらに原子炉事故は不測の場合に生じ、その災害は広範囲におよぶことを考えて、日ごろ非常時対策を整備しておく必要がある。それとともに事故に際しての責任と補償制度も確立されなければならない。STASON [2352] は放射線傷害をうけた場合の責任と財政的補償の法律問題について論じているが、ここではそれについては触れなかった。

文 献

第 2 回ジュネーブ会議報文

[430] J. B. H. KUPER, F. P. COWAN: Exposure criteria for estimating the consequences of a catastrophe in a nuclear plant.

[1551] C. ROGERS MC CULLOUGH: The experience in the United States with reactor operation and reactor safeguards.

[2352] E. BLYTHE STASON: Legal problems of liability and financial protection connected with radi-

ation injuries.

そ の 他

- 1) Commonwealth Edison Co. and General Electric Co. (July 30, June 12, 1957)
- 2) Yankee Atomic Electric Co. Licence application (Docket No. F-29) (March 1958)
- 3) WASH-740: USAEC (1957)
- 4) O.G. SUTTON: *Quart. J. Roy. Meteorol. Soc.*, **73**, 257 (1947)
- 5) Meteorological Office, Air Ministry: G11437 (1958)
- 6) A.C. CHAMBERLAIN: AERE HP/R 1261 (1952)
- 7) W.G. MARLEY, T. M. FRY: Paper 8/P/394, Geneva Conference (Aug. 1955)
- 8) H.M. PARKER, J. W. HEALY: Paper 8/P/482, Geneva conference (Aug. 1955)
- 9) National Committee on Radiation Protection. Handbook 52, U.S.N.B.S. (1953)
- 19) Report to the Medical Research Council by its Committee on Protection against Ionizing Radiations: *Erit. Med. Jour.*, **11**, 967 (1959)