

金沢大学理学部附属

低レベル放射能実験施設 研究概要・年次報告

1983.4～1984.3

Annual Progress Reports of

Low Level Radioactivity Laboratory, Kanazawa University

目 次

新たな発展のために	2
In-Situ 測定状況と試料採取写真	2
In-Situ γ スペクトロメトリによる環境放射能調査	3
広島における原爆誘導放射性核種 ^{152}Eu	4
長崎および広島の土壌中のPu 同位体, ^{241}Am , ^{137}Cs	5
可搬型4チャンネルサーベイメーターによる環境放射線の連続測定	6
御母衣ダム地下設置低バックグラウンド放射能測定設備周辺の環境放射能	7
東太平洋における表層海水のPu, Am, Ra 濃度	8
東太平洋における深層海水のPu, Ra 濃度 — マンガンファイバー係留法による簡易捕集 —	9
タバコ葉中と喫煙にともなう ^{210}Pb , ^{210}Po	10
環境トリチウムの降水別, 水系別変動	11
北海道暑寒別岳周辺の河岸段丘とその ^{14}C 年代	12
北海道オホーツク海沿岸における第四紀海水準変動研究への ^{14}C 年代測定の適用	13
文化財, 遺跡出土試料の ^{14}C 年代測定および現代産米の ^{14}C レベル	14
昭和58年度・施設備品・運営人事関係諸資料; 研究報告	15
昭和58年度・会合・調査出張・見学来訪記録等	16

新たな発展のために

清水 誠

(東京大学農学部助教授・環境放射能研究所設立準備委員会委員)

昭和58年度は“おしん”の1年であった。異常とも言えるブームは列島の北から南まで“辛抱”の2字を運んだ。“臨調”の2字も大きな重みで公務員に迫った。大学も例外ではなく、人員増を伴う計画などはとても無理という雰囲気はここ数年続いていたが、これが一層強いものになって来た。この冬は厳しい寒さが続いたが、大学に専門の講座のない環境放射能研究にも辛い季節が続いている。

学術会議が放射線障害基礎研究所と環境放射能研究所の設立を主要内容とする「放射能影響研究の推進について」という勧告を政府に出したのが昭和43年10月であり、環境放射能研究所の設置を金沢大学に依頼したのが昭和45年3月であった。それから15年ほどの歳月が経過し、昭和50年に低レベル放射能実験施設の設置が認められてからでも、10年に近い。全国の研究者の期待は夢に終わるのか？ しかし、諦めることはできない。

昭和58年11月、学術会議は新たに「大学関係を中心とした基礎研究並びに放射線影響研究の推進について」という勧告を議決した。放射線影響研究に関する部分は昭和43年勧告の見直しであり、放射線生物、環境放射能に保健物理を加えた3分野それぞれ最低これだけは実現したいという計画である。環境放射能も従来の研究所構想を縮小して、流動部門1を含む5部門の研究センター案としている。金沢大学もこの勧告の意図を勘案して、この3月に従来の環境放射能研究所の概算要求案を全国共同利用の研究センターに切り換える方針を決定した。

環境放射能の研究の活性化に欠くことのできない人材養成・研究交流の拠点として、全国共同利用の研究センターはどうしても実現させたい。本低レベル放射能実験施設は毎年の年次報告に見られるように、施設独自でユニークな活動を展開する一方、国内共同研究でも多くの成果を挙げている。IAEAの地域集会開催・研修員受け入れをはじめ、外国人研究者の来訪も多く、国際的評価も高い。本施設はすでに実質的には全国共同利用の機関であるとも言えよう。これを形も実質に伴ったものとし、また、活動をさらに充実したものとするためにも、新しく検討された環境放射能研究センターを実現すべく、全国の関連研究者の全面的な支援のもとに、金沢大学の努力をお願いしたい。



人形峠ウラン鉱野外溶出実験場での
In-Situ測定 (p. 3)



宝達山を望む石川県砂丘地農業試験場における
In-Situ 測定



太平洋上における大学院生による
共沈実験 (p. 7)



可搬型4チャンネルサーベーターによる測定
(p. 4) (岡山大温研・飲泉場)

In-Situ γ スペクトロメトリによる環境放射能調査Measurement of Environmental Radioactivity by In-Situ γ Spectrometry

本年度は58年9月4日～9日に三朝（鳥取県）・人形峠（岡山県）地域、11月11～13日に福井県美浜町、59年3月26～29日に石川県河北地区の環境放射能調査を行った。施設の開設時より全国各地のIn-Situ測定に活用していた可搬型Ge(Li)検出器は、老朽化が激しく野外調査には使用出来ない状態のため、三朝・人形峠地域及び石川県内の測定では可搬型Ge-LEPSまたはNaI(Tl)検出器を持参し、最新型のGe検出器を所有している他の機関との共同研究の形で、また美浜町では原子炉から漏洩する高エネルギー γ 線を海上からNaI(Tl)検出器を用いて測定した（本報告p.6）。

三朝・人形峠地区の測定結果をTable 1に示す。なお、3月下旬の調査結果は測定器の検出効率とその角度依存性の測定等が完了していないので次年度に報告する。

三朝では、温泉街のほぼ中心で地熱の高い薬師地蔵前広場と岡山大学温泉研究所敷地内及び飲泉場室内での線量率を測定し、飲泉場では窓の閉鎖によるラドン蓄積の検出可能性について検討した。三朝地区の γ 線量率は $12\mu\text{R/h}$ で成分別にはTh系列核種と ^{40}K の寄与が大きく、岐阜県の東濃・苗木地区の花こう岩地域と線量率、寄与成分とも類似している。人形峠では、見学用坑道のウラン鉱石の露頭と採掘現場、ラウン抽出プラントの鉱石上、（p.2写真）抽出残渣上等で数 $100\mu\text{R/h}$ を越える高い線量率を記録したが、他の場所では $8\sim 11\mu\text{R/h}$ 程度であった。採掘や抽出を行っているウラン鉱石はAutunite($\text{Ca}(\text{UO}_2)_2(\text{PO}_4)_2 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$)と主体とするウランの二次鉱物であり、 ^{230}Th 以下のウランの娘核種は放射平衡に達していないが、放射平衡の状態であれば線量率はこの数倍になることが予想される。

γ 線のピーク計数率を壊変当りの放出率(Branching Ratio)で割って得られる見掛けの検出効率曲線を描けば、土壌や空気中の核種の分布状態や放射平衡について或る程度推定出来る(LLRL-AR-3, p.5.)。Fig. 1に今回の測定にこれを適用した例を示す。

三朝温泉薬師地蔵前広場(a)ではウラン系列核種に対する傾きがトリウム系列のそれより緩やかであるが、これは高い地熱のため土壌空気中のラドン濃度が表層部分で低くなっていることを示すものと考えられる。人形峠のウラン鉱石上(b)では、 ^{235}U と ^{226}Ra が寄与する186 keV γ 線は、 ^{226}Ra と平衡状態にある ^{214}Pb 、 ^{214}Bi からのエネルギーの高い γ 線に対する見掛けの検出効率よりずっと高い。これは186 keV γ 線のほとんどが ^{235}U からの寄与であり、 ^{226}Ra が親核種のウラン同位体との平衡量に達していないウランの二次鉱物の存在を示すものである。

〔三朝・人形峠の調査は(財)原子力安全研究会の委託研究として実施したもので、測定に当り島根県衛生研究所、岡山大学温泉研究所及び動燃人形峠事業所の協力を得た。また石川県下及び美浜の調査は石川県、美浜町からの委託で実施した。〕

Table 1. Exposure rates by In-Situ gamma-spectrometry.

Measuring Point	Exposure Rates ($\mu\text{R/hr}$)				Total
	U	Th	K	Ca-137	
[Misasa, Tottori : Sep. 5-6, 1983]					
Yakushi Jizo	2.66	4.73	5.11	0.01	12.53
Institute for Thermal Spring Research, Okayama University					
outside (rain) 1st	2.92	4.90	4.44	0.02	12.28
" 2nd	2.61	4.77	4.24	0.03	11.65
" 3rd	2.61	4.91	4.41	0.02	12.05
"Insensha" (window opened)	1.40	2.59	4.59	0.01	8.59
" (window closed)	1.33	2.39	4.41	0.01	8.14
" (" , 1 hour)	1.55	2.52	4.43	0.01	8.51
[Ningyo Pass, Okayama : Sep. 7-9, 1983]					
Outcrop of U deposit (10m)	41.1	5.72	4.13	n.d.	51.0
Above U-leached Waste	249	3.90	3.96	n.d.	257
Off the U deposit & Waste	7.36	3.11	3.07	n.d.	13.54
Heap-Leaching Plant	209	4.16	4.05	n.d.	217
Side of Heap-Leach. P.	7.78	4.16	3.19	n.d.	15.13
In the cavern of U dep. (50 cm from U outcrop)	676	2.35	2.91	n.d.	681
Parking zone of "Sensinkan"					
Concrete floor	1.77	2.50	3.59	0.02	7.88
Asphalt floor (corner)	1.84	2.51	3.83	0.02	8.20
" (center)	1.81	3.64	3.13	0.04	8.62
On the soil	2.54	2.65	3.82	0.02	9.03
On the pebble (side of bldg.)	4.98	3.08	2.48	0.04	10.58

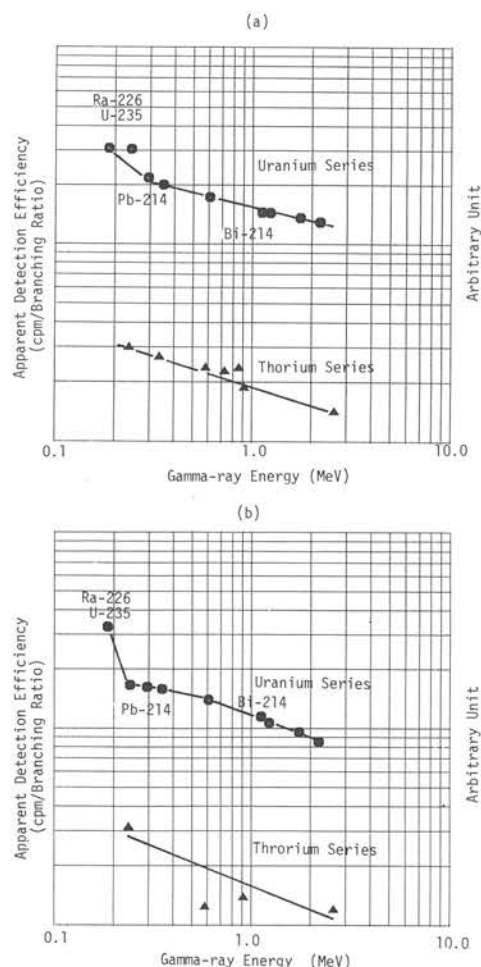


Fig. 1 Apparent detection efficiency curves for uranium and thorium series nuclides measured at (a) Yakushi Jizo, Misasa and (b) Heap leaching plant, Ningyo.

広島における原爆誘導放射性核種 ^{152}Eu Neutron-induced Radionuclide ^{152}Eu in Hiroshima

1982年11月に行った可搬型Ge検出器により広島市の ^{152}Eu のIn-Situ γ 線測定および被曝レストハウスの壁面4箇所より採取したコンクリートのコア試料の ^{152}Eu の深度分布の測定結果について紹介する。

<In-Situ γ 線測定>

Fig. 1に、護国神社（爆央より630m、現在広島城内に移設）のブロンズ狛犬の台座で測定した γ 線ピーク計数を、それぞれの γ 線の分岐比で割って得られた見掛けの検出効率曲線（apparent detection efficiency）を示す。 ^{152}Eu の傾きは、UおよびTh系列核種に対する傾きより急であり、原爆中性子の照射により ^{152}Eu が表面近くにより多く生成したことが示唆される。In-Situ測定では、ターゲット物質中のEu含有量が分からないので、U系列の352keVと ^{152}Eu の344keV γ 線のピークの比で規格化して、爆央よりの距離との関係を見ると、Fig. 2のようになる。この値は、ブロンズ製狛犬の花崗岩台座(2)の値が最も高く、次いで、花崗岩製狛犬(3)、レストハウス西壁面(1)の順になっている。(1)の値が低いのは、被曝後、建屋の改修のさいの約3cmのモルタル上塗りによって、 γ 線が吸収されることおよび当時の周辺の遮蔽状況等によるものと考えられる。なお、(4)の広島城花崗岩石垣より離れた地点でのIn-Situ測定による ^{152}Eu の検出は、極めて困難と考えられる。

<レストハウス壁面コア試料中の ^{152}Eu の深度分布>

レストハウスでのコア試料（直径10cm長さ約15cm）採取地点をFig. 3に示す。コア#4は三階の内側から外向かってボーリングしたもので、他のコア試料とは逆になっている。各コア試料は、表面より厚さ約1cm毎に切り分けて各々について ^{152}Eu の非破壊 γ 線測定を行った。試料の不均質さによる ^{152}Eu の344keV γ 線計数率のばらつきは、同時に計数されたU系列の ^{214}Pb の352keV、あるいはTh系列の ^{212}Pb の238keV γ 線との強度比をとって規格化し、相対的な深度分布を求めた。一方、安定Euの深度分布をみるため、近畿大の原子炉を用い、照射実験を行った。その結果、Fig. 4に示すように、放射化で増加した ^{152}Eu の量は、U系列と良い相関が見られ、352keV γ 線による規格化の妥当性が裏付けされた。これに対して、Th系列との相関はあまりよくなかった。なお、(■)のデータ点についての相関係数は0.8となり、それらとは原子炉照射時間の異なる(□)のデータ点に対しては、0.99の値が得られた。

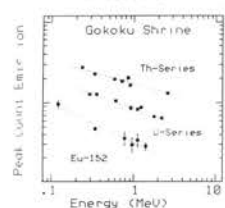


Fig. 1 Apparent detection efficiency curve for ^{152}Eu , the U- and Th-series. The slope for ^{152}Eu is steeper than those for the U- and Th-series nuclides indicating that the ^{152}Eu content decreases with increasing depth.

Fig. 3 Concrete core sampling site.

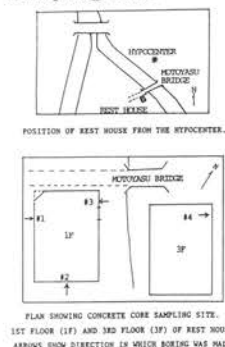


Fig. 2 Normalized ^{152}Eu activity in relation to the slant distance.

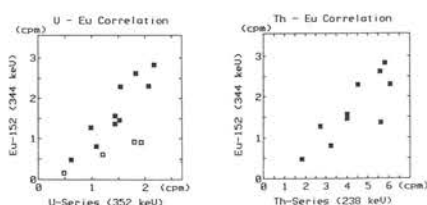
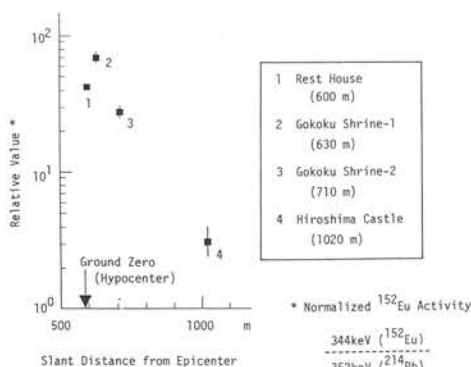


Fig. 4 Correlation of Eu to the U- and Th-series showing the reasonability of normalizing Eu by the U-series nuclide ^{214}Pb (352 keV) rather than by the Th-series nuclide ^{212}Pb (238 keV). The Eu content was obtained by neutron-induced ^{152}Eu (344 keV).

したがってコア試料中のEu含有量が分からなくても、U系列で規格すると、ほぼ照射中性子量の相対的比較ができると考えられる。こうして求めた ^{152}Eu の深度分布の結果をFig. 5に示す。これらの深度分布は、各壁面を照射した中性子フルエンスのみでなく、そのエネルギーの特長をも表わしていると考えられる。今後、コンクリートコア試料の主要元素の組成および含水率についての測定を行い、深度分布の解析を行う予定である。

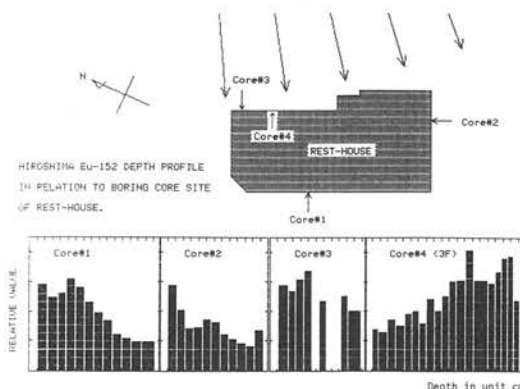


Fig. 5 Concrete core depth profile of ^{152}Eu activity (344keV/352 keV ratio).

〔本研究は大学院生陳国龍の協力により行われ、一部は昭和58年度近畿大学原子炉共同利用研究として行い、第27回放射化学討論会（1983.10.於 名大）で発表した。〕

長崎および広島県の土壌中のPu同位体, ^{241}Am , ^{137}Cs Pu Isotopes, ^{241}Am and ^{137}Cs in Soils from Nagasaki and Hiroshima

長崎“西山”, 広島“黒い雨”地域およびそれら周辺土壌中のPu同位体, ^{241}Am , ^{137}Cs 濃度を測定し, これら両地域における原爆からの放射性降下物の残留放射能の寄与を検討した。

試料は1976年の長崎, 広島の残留放射能調査の際に採取した土壌(0~10 cm深さ)を用いた。今回分析を行った試料の採取地点をFig.1, 2に示す。 γ 線スペクトロメトリーにより ^{137}Cs を定量した後, 収率補正用のトレーサーとして一定量の ^{242}Pu , ^{243}Am を添加し, PuとAmの逐次放射化学的分離, 精製を行ない, α 線スペクトロメトリーにより $^{239-240}\text{Pu}$ (^{238}Pu), ^{241}Am を定量した。またこれらの測定以外に, いくつかの試料中の $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 同位体比の測定も行なった(LLRL-AR-7, p.11)。

Fig.3, 4に長崎, 広島土壌中の $^{239-240}\text{Pu}$, ^{137}Cs 蓄積量を, Fig.5, 6にそれら土壌中の ^{238}Pu , $^{239-240}\text{Pu}$, ^{241}Am , ^{137}Cs の核種間の放射能比をそれぞれ示す。

長崎においては, Fig.3から明らかなように, 西山地区の土壌中の $^{239-240}\text{Pu}$ 蓄積量($14\sim45\text{mCi}/\text{km}^2$)が他の地域からの値($1.0\sim3.7\text{mCi}/\text{km}^2$)と比べて非常に高い。 ^{137}Cs レベルについては, $^{239-240}\text{Pu}$ ほど顕著な差はない。Fig.6に示した放射能比から見ると, 西山地区のいずれの放射能比も一般環境中でのそれらの比(LLRL-AR-7, p.9, 10)と異なっている。また $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 同位体比に対しても一般環境中での値0.18よりも低い0.02~0.04の値が得られ, 今日においてでさえかなりの原爆Puが土壌に残存していることがわかる。

西山地区以外に, 爆心地から東8 km地点においても明らかに原爆寄与があることが示唆される。

一方広島においては, Fig.4に示すように, “黒い雨”地域の $^{239-240}\text{Pu}$, ^{137}Cs が特に高いという傾向は見当らない。放射能比(Fig.5)も, 北北西10, 12 km地点からの試料を除いて一般環境中でのそれらの比と変らない。この2地点からの $^{241}\text{Am}/^{239-240}\text{Pu}$ 比が非常に低い値を示しているが, この両核種の土壌中の挙動のちがいのためとも考えられる。しかし $^{240}\text{Pu}/^{239}\text{Pu}$ 同位体比は0.17~0.18で一般環境中での値と等しい。このように, 広島にあっては, 原爆からのPu寄与がグローバル・フォールアウトPuにくらべて無視できる程度に小さいことが明らかになった。

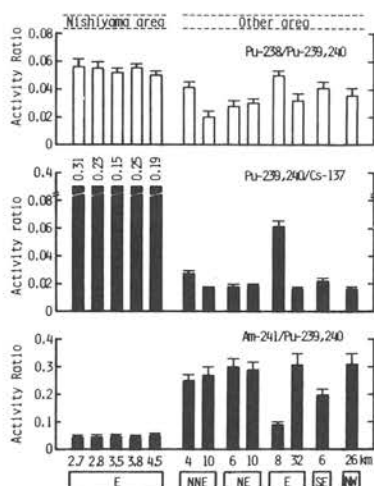


Fig. 6 Activity ratios of $^{238}\text{Pu}/^{239-240}\text{Pu}$, $^{239-240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ and $^{241}\text{Am}/^{239-240}\text{Pu}$ in Nagasaki soils.

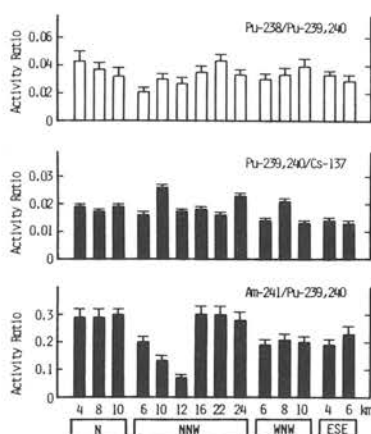


Fig. 5 Activity ratios of $^{238}\text{Pu}/^{239-240}\text{Pu}$, $^{239-240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ and $^{241}\text{Am}/^{239-240}\text{Pu}$ in Hiroshima soils.

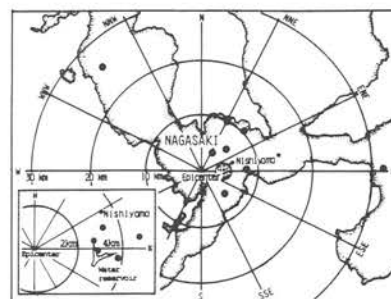


Fig. 1 Sampling locations of soils from Nagasaki.

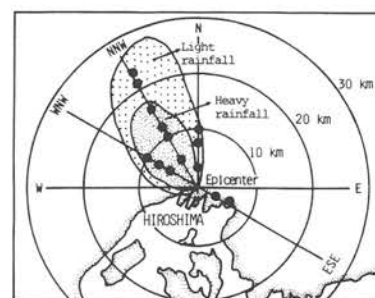


Fig. 2 Sampling locations of soils from Hiroshima.

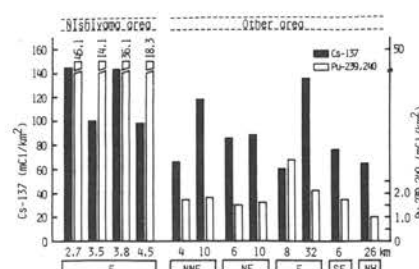


Fig. 3 Accumulation of $^{239-240}\text{Pu}$ and ^{137}Cs in Nagasaki soils.

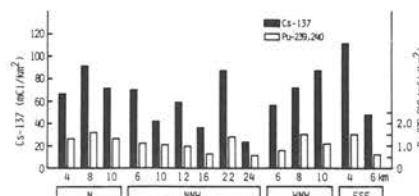


Fig. 4 Accumulation of $^{239-240}\text{Pu}$ and ^{137}Cs in Hiroshima soils.

[本研究は北陸大・山本政儀氏の協力で行なわれ, 長崎および広島県の土壌はそれぞれ長崎大(医), 岡島教授, 広島大(原医研), 澤田教授より提供された。研究成果は日本放射線影響学会第26回(1983.11.京都)で報告した。]

可搬型4チャンネルサーベイメーターによる環境放射線の連続測定

Continuous Monitoring of Environmental Radiation by Using a Four-Channel Survey Meter

環境放射能・放射線モニタリングのためにNaI(Tl)シンチレーション検出器を用いたカーボンが行われているが、従来の全計数率法ではその成分寄与が弁別できない。そこで下記のようにシングルチャンネル波高選別器を組みあわせ、各チャンネルの計数率変化を連続記録できるようにした可搬型4チャンネル・サーベイメーター・システムを当施設が企画し、福井県美浜町が装備したので、それを各種測定に使用し、有効性を検証した。

〈測定装置〉 検出器には連続測定でも統計精度を向上させるため4"φ×4"のNaI(Tl)ヘッドを用い、5"φの光電子増倍管を接続した。これに接続する4チャンネル計数装置は、高圧電源(+900V)と増巾器・下限弁別波高選別器及び3つのシングルチャンネル波高選別器をへて、4つの線量率計(4段切変え)と計数器(時間設定10-900秒)で構成される。電源はカーバッテリー、DC12V(NiCd電池)またはAC100Vで、記録は5ペン式記録計(1つは温度センサー用)を使用した。(p.2の写真参照)

〈結果と考察〉 ①白山スーパー林道でのカーボン測定の一部をFig.1に示す。とくに宇宙線寄与を示す3~10MeV成分は峠付近(海拔高度1400m)では山麓(海拔高度400m)に比し50%高くなっており、一方トンネル内ではそれは土かぶりの遮蔽で1cpmまで減少している。

②全日空機内(小松-東京)での測定結果の一部をFig.2に示す。宇宙線成分(3~10MeV)は高度とともに増加することが明瞭にわかる。一方全計数、 ^{40}K 相当、 ^{208}Tl 相当の計数率は地上から離れるとともにはじめ急激に減少するが、高エネルギー宇宙線成分の増加がこれらに寄与するので再び増加する。

③美浜原子力発電所周辺海上での再度にわたる測定結果をFig.3,4に示す。それぞれ2号・3号炉が稼働の場合と1号・3号炉稼働の場合であったが、いずれも稼働中の原子炉(主に1号・2号炉、天井の厚い3号炉の寄与は少い)近くで高エネルギーγ線成分の増加がみられ、1号炉からの寄与は放水口から約300mまで検出できた。これは高エネルギーγ線スカイシャインと考えられ、そのエネルギースペクトルを波高分析器でとると5~6MeVにきれいなショルダーがみられた。また海面下1mの温度センサーにより、放水口付近で2~3℃の海水温上昇も同時に観測できた(Fig.3)。

このように、このシステムによるモニタリングは従来の全計数率を用いた方法に比し、各成分寄与変化がよくわかり、簡便で非常に有効である。

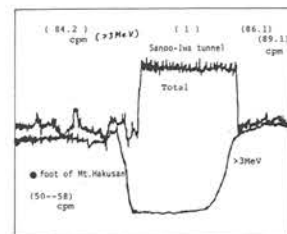


Fig. 1 Car-borne survey on "Hakusan Super Rindo"

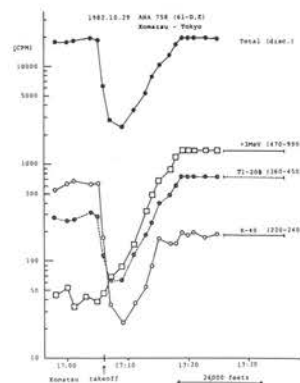


Fig. 2 Air-borne survey from Komatsu air-port.

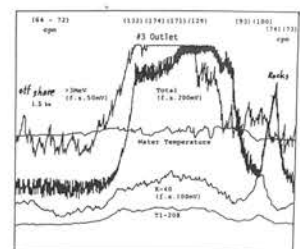


Fig. 3 Ship-borne survey near an out-let of cooling water from nuclear reactor at Mihama.

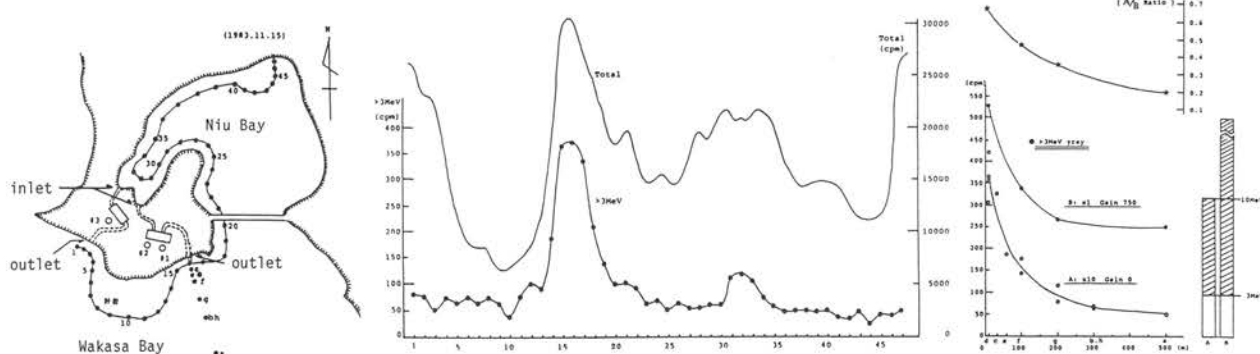


Fig. 4 Ship-borne survey around Mihama Atomic Power Plant.

[本研究は福井県美浜町の協力により行われ、日本放射線影響学会第26回大会(1983.11京都)において大学院生・林 巧により口頭発表された。]

御母衣ダム地下設置低バックグラウンド放射能測定設備周辺の環境放射能

Environmental Radioactivity around Low Back-ground Facility Set
in the Underground Tunnel at Mihoro, Gifu

極く微弱な放射能の測定のための低バックグラウンドを確保するには、 μ 中間子を主体とする宇宙線シャワー高エネルギー成分をも有効に減少し得る測定設備を地下深部に設置することが望ましい。

このような測定設備の設置箇所として、宇宙線の高エネルギー成分が地上の約 $1/170$ に減少することが現地測定 (1981.7) で確認された御母衣地下発電所トンネル ($\sim 700\text{mwe}$) は国際的にも遜色のない箇所と考えられる。

文部省科研費試験研究に申請していた補助金が、昭和57年度後期より2年間継続で交付されることになり、御母衣地下発電所の側孔トンネル (Fig. 1) 内に測定室設備 (LLRL-AR-7, p.15写真) を設置した。

本設備は、気密性で断熱材内張りの鉄製コンテナ、および地下トンネル内に存在するラドン同位体とその娘諸核種を除去することを目的とする空気浄化装置 (PREフィルター、HEPA フィルター、活性炭フィルターと3相200V送風機) を組合わせたものである。これらの設備は、Fig. 1 示す約1.2kmの斜トンネルを通じ昭和58年5月に搬入し、設置した。これまで、以下に示す測定手段により、この設備内外と周辺の環境放射能についての知見を得るとともに、TLDのSelf Dose測定を行い、液シン測定もはじめている。

1. NaI(Tl) 検出器による γ Spectrometry ($3''\phi \times 3''$ および $3''\phi$ 球型), $4''\phi \times 4''$ Na(Tl) 検出器による多チャンネルサーベーパー (Fig. 2)
2. Ge 検出器による γ -Spectrometry.
3. 電離箱によるラドンの測定 (Fig. 3)
4. CR-39 による α 粒子トラックの測定 (Fig. 4)
5. ZnSシンチレーターによる捕集エアロゾル粒子の α 線測定 (Fig. 3)
6. NaI(Tl) 検出器による捕集エアロゾル粒子の γ 線測定 (Fig. 3)
7. 空気中のエアロゾル粒子の濃度測定。
8. コンテナ内に設置した低バックグラウンド液体シンチレーションカウンター (Aloka-LB 1) の性能試験と、その ^3H 測定への応用。
9. トルエン吸収-液シン法によるラドンの測定。
10. 水トラップによるラドンの娘核種の捕集と液シン測定。
11. 鉛遮蔽下での NaI(Tl) 検出器のバックグラウンドの測定。

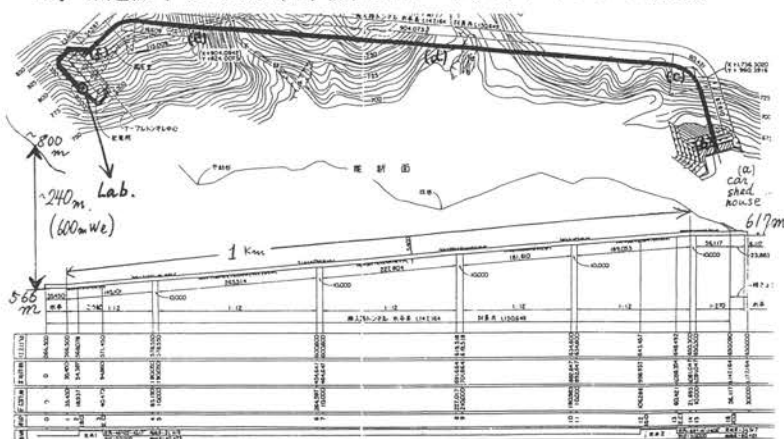


Fig. 1 Underground tunnel and the point where a laboratory container was set.

[本研究は、文部省試験研究により設置された設備と関連して、名古屋大学工学部池辺研、福井県衛研、滋賀医大青山研等の協力で行われたもので、概要は第27回放射化学討論会 (1983.10於名大) において阪上が口頭発表し、その詳細は試験研究報告書冊子にある。]

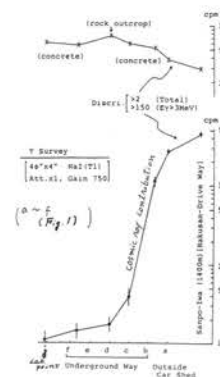


Fig. 2 Gamma ray monitoring by the survey meter with 2 channel discriminator.

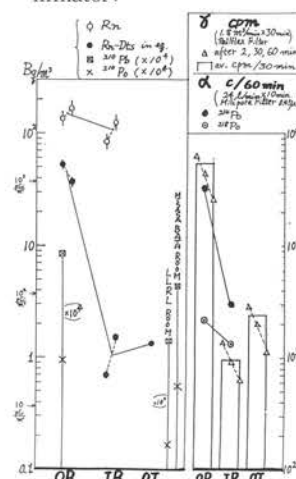


Fig. 3 Concentrations of Rn and its daughter nuclides and radioactivities (α and γ) collected on filter papers. OR (out of lab. room), IR (in lab. room), OT (out of tunnel)

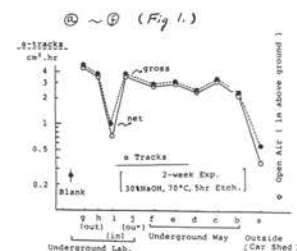
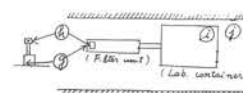


Fig. 4 α tracks density on CR-39 detector at various points (a-j).

東太平洋における表層海水のPu, Am, Ra濃度

Pu, Am and Ra Contents in Surface Water of East Pacific Ocean

海洋において, $^{239,240}\text{Pu}$, ^{241}Am (人工放射性核種) や ^{226}Ra , ^{228}Ra (天然放射性核種) は, 重要な地球化学的トレーサであり, 各核種を正確に定量する事はその挙動のみならず, 海水混合の知見を得る上でも重要である。

〈試料と分析〉 1982年11月~83年2月, 東大海洋研究所所属, 白鳳丸の航海(KH-82-5) で表層海水を採水した。Fig. 1に採水地点を航跡とともに示した。

1000 l を1試料とし収率補正用に既知量の ^{242}Pu , ^{243}Am を添加し, 水酸化鉄共沈法・硫酸バリウム共沈法により各核種を船上で前濃縮し (p. 2写真参照), 沈殿混合物を研究室に持ち帰った。

(Raの収率はBaの回収率による。Pu, Am は, 酸可溶性の水酸化鉄フラクションから溶媒抽出, イオン交換法を用いて分離・精製・電着し, α スペクトロメトリにより定量。Raは硫酸バリウム沈殿を乾燥・秤量後, 密封し1ヶ月放置し, 成長した娘核種の γ スペクトロメトリにより定量した。

〈結果と考察〉 分析が終了した試料すべてのデータをTableに示した。また, $^{239,240}\text{Pu}$ 濃度を過去の諸研究者のデータとともにFig. 2に示す。今回の東太平洋の値 (■) は, 過去のデータとくらべて全般的に低下しており, 現在のフォールアウト量の低下, 拡散沈降による表層からの除去, 海流等の影響と考えられる。Fig. 3はPu, Am濃度を緯度別に示したものである。過去の研究者データ(LLRL-AR-3, p.10関連)の30°N付近のPu濃度ピークは今回は見られなかったが, Am濃度および $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$ 放射能比は, 高緯度海域で他に比し, いくぶん高いことがわかった。現在のグローバルフォールアウトのAm/Pu比は0.05~0.15で, 核実験のさかんであった当時から乱されていない表面土壌でもこの比は0.3までしかAmは成長しておらず, この海域における0.6近い高い値はPu, Amの化学的挙動の違いによる表層からの除去過程(沈降・拡散)の相異を反映したものと考えられる。

^{226}Ra は各海域ではほぼ一定の濃度で過去のデータ (LLRL-AR-1, p.12)とも同程度であるのに対し, 半減期の短い ^{228}Ra 濃度および $^{226}\text{Ra}/^{228}\text{Ra}$ 比は沿海試料 (No. 21, 9) でいくぶん高く, 太平洋の表面海水の均一混合に要する時間は, その半減期に比して長いことがわかる。

Table 1 KH-82-5 surface water data (Pu, Am, Ra)

Sample No.	Location	Pu-239,240 ($\times 10^4 \text{ fCi/ton}$)	Am-241 (fCi/ton)	Am-241/Pu-239,240 (fCi/ton)	Ra-226 (pCi/ton)	Ra-228 (pCi/ton)	Ra-228/Ra-226
3	42.1°N, 146°W	7.68 $\pm$ 2.56	1.96 $\pm$ 0.50	0.26 $\pm$ 0.11	29.43 $\pm$ 3.67	3.74 $\pm$ 2.07	0.13 $\pm$ 0.07
4	40.5°N, 131°W	3.75 $\pm$ 0.99	2.08 $\pm$ 0.49	0.56 $\pm$ 0.20	25.89 $\pm$ 3.86	2.96 $\pm$ 1.82	0.11 $\pm$ 0.07
5 (stn.5)	37.0°N, 127°W	4.99 $\pm$ 0.50	2.86 $\pm$ 0.55	0.57 $\pm$ 0.12	25.51 $\pm$ 1.10	2.93 $\pm$ 1.08	0.12 $\pm$ 0.04
7 (stn.7)	31.4°N, 125°W	2.79 $\pm$ 0.61	1.79 $\pm$ 0.40	0.64 $\pm$ 0.20	24.32 $\pm$ 1.35	2.93 $\pm$ 1.42	0.12 $\pm$ 0.06
21	28.3°N, 117°W	3.27 $\pm$ 0.57	0.92 $\pm$ 0.26	0.28 $\pm$ 0.09	26.52 $\pm$ 1.26	4.44 $\pm$ 1.47	0.17 $\pm$ 0.06
9 (stn.11)	17.3°N, 117°W	3.62 $\pm$ 0.48	0.94 $\pm$ 0.24	0.26 $\pm$ 0.08	23.44 $\pm$ 1.28	3.66 $\pm$ 1.50	0.16 $\pm$ 0.07
18 (stn.24)	8.3°N, 117°W	7.39 $\pm$ 0.76	0.84 $\pm$ 0.35	0.11 $\pm$ 0.05	24.39 $\pm$ 1.73	3.01 $\pm$ 1.38	0.12 $\pm$ 0.06
16 (stn.22)	0.0°N, 117°W	7.77 $\pm$ 0.83	1.07 $\pm$ 0.23	0.14 $\pm$ 0.03	23.33 $\pm$ 1.39	0.31 $\pm$ 0.77	-----
14 (stn.20)	5.0°S, 117°W	9.01 $\pm$ 0.83	0.75 $\pm$ 0.22	0.08 $\pm$ 0.02	22.37 $\pm$ 1.01	2.19 $\pm$ 1.47	0.10 $\pm$ 0.07

[本研究は, 東京大学海洋研究所共同利用研究として, 主として金沢大・理・当施設配属の大学院生・林 巧により行われ, その修士論文に詳細がある。]

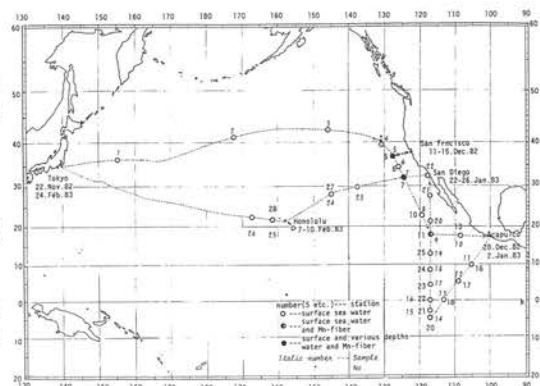
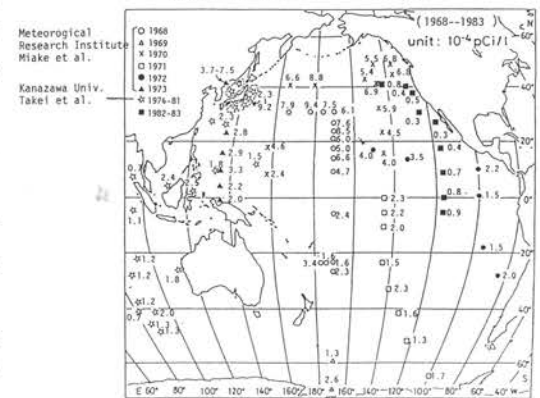
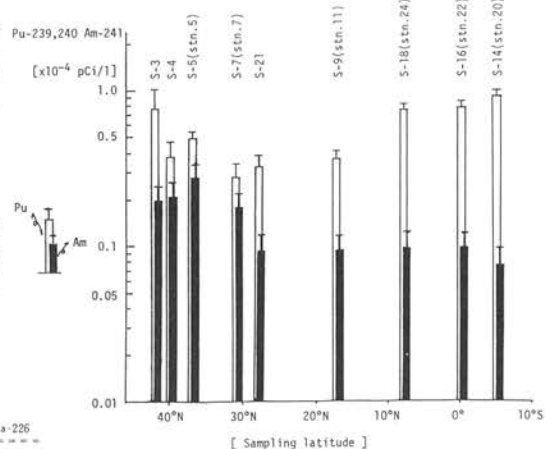


Fig. 1 Sampling locations along the route of KH-82-5 cruise.

Fig. 2 $^{239,240}\text{Pu}$ contents in the Pacific surface water. (■: KH-82-5 data)Fig. 3 Contents of $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{241}Am in surface seawater.

東太平洋における深層海水のPu, Ra濃度

— マンガンファイバー係留法による簡易捕集 —

Pu and Ra Contents in Subsurface Water of East Pacific Ocean Collected
by MnO₂ Fiber Mooring Method

表層海水と同程度の海水量を深層から採水することは非常に困難である。そこで今回の東大海洋研・白鳳丸KH-82-5航海では、係留マンガンファイバー法を用いRaのみならず、Puを深海でその場所で前濃縮することをこころみた。

＜マンガンファイバーの作成＞ 0.4MのKMnO₄液を加熱し、アクリル繊維（3デニール）を入れて約1時間80°～85℃に保った。繊維にMnO₂が吸着したことを確認し、蒸留水で洗浄、風乾した。100gのMn繊維をナイロンネット等にくるみ吸着体とした。

＜係留実験と分析＞ 上記吸着体を北大・名大のセジメント・トラップにFig. 1に示すようにとりつけ、本年次報告p. 8 Fig. 1に示すStn. 7, 11等においてそれぞれ40, 24日間係留実験を行った。係留後各深度より回収された吸着体は船上で風乾して、当施設に持帰った。実験室では吸着した放射性核種をMnO₂とともに温6M HClで溶かし出し、Fig. 2に示すように、水酸化鉄共沈法および硫酸バリウム共沈法により、表層海水同様に、PuおよびRaの定量を行った。

＜結果と考察＞ Stn. 7, 11のデータをTable 1, 2に示し、Fig. 3, 4にそれぞれ図示した。今回の係留法では各核種の吸着率や交換有効海水量がわからないため、相対的な比較であるが、深度700m付近で^{239,240}Pu濃度ピークがみられた。これは、他の諸研究者のデータとも類似しており、Puの様な沈降が考えられ、フォールアウト降下の多かった時期（1964）を反映するものとする説や、Puが吸着している粒子の分解等による沈降速度の低下によるとする説等がある。なお²⁴¹Amの定量も試みたが検出限界以下であった。

半減期の短い²²⁸Raはほとんど検出限界以下であったが、²²⁶Raは充分検出でき、700m以深ではば一定の値を示す。表層のRaの値と比較し、表層水と深層水の混合はかなり遅いことがわかった。Raの検出限界の向上には、Table 3に示すRaブランクの軽減、より低バックグラウンドのγ測定が望まれる。

今回の実験で、マンガンファイバーを約1ヶ月係留することで、簡便にPu, Ra等を前濃縮できることがわかったが、今後、吸着効率や交換有効水量の検討等が望まれる。

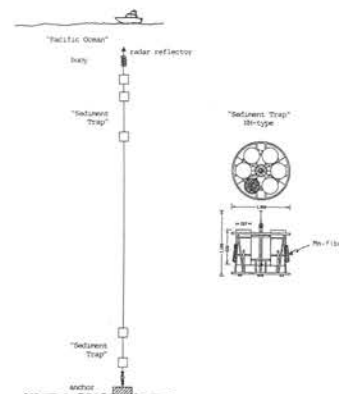


Fig. 1 MnO₂-acrylic-fiber mooring experiments.

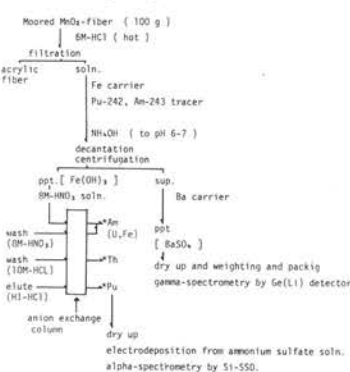


Fig. 2 Analytical scheme of plutonium and radium from MnO₂-fiber.

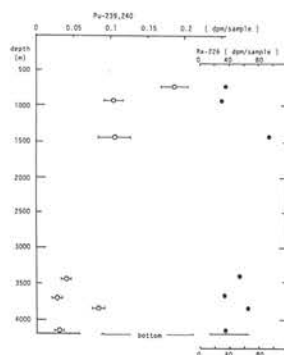


Fig. 3 Depth profile of Pu and Ra at stn. 7

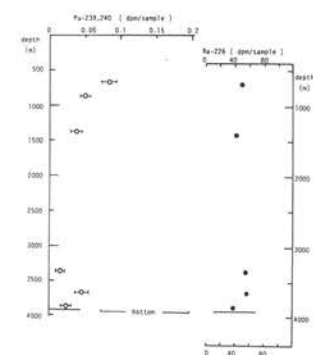


Fig. 4 Depth profile of Pu and Ra at stn. 11 (KH-82-5)

Table 1 Subsurface water data (KH-82-5), Stn. 7

Depth (m)	Pu-239,240 (dpm/sample)	Ra-226 (dpm/sample)
740	0.186 ± 0.019	37.89 ± 1.48
940	0.184 ± 0.013	29.61 ± 1.48
1440	0.185 ± 0.022	96.53 ± 4.87
3440	0.040 ± 0.007	54.25 ± 2.07
3700	0.027 ± 0.007	34.35 ± 1.62
3840	0.083 ± 0.009	65.63 ± 3.10
4150	0.030 ± 0.007	35.95 ± 1.79

Table 2 Subsurface water data (KH-82-5), Stn. 11

Depth (m)	Pu-239,240 (dpm/sample)	Ra-226 (dpm/sample)
670	0.083 ± 0.011	48.99 ± 2.74
870	0.049 ± 0.008	35.49 ± 2.13
1370	0.037 ± 0.008	40.75 ± 2.28
3370	0.015 ± 0.006	53.16 ± 2.97
3670	0.045 ± 0.009	55.09 ± 3.08
3870	0.023 ± 0.008	37.70 ± 2.11

Table 3 Radium blanks

	Ra-226	Ra-228
	(dpm/g BaSO ₄)	
BaCl ₂ ·2H ₂ O (commercialized)	7.01 ± 0.18	0.21 ± 0.05
	(dpm/100 g Mn-fiber)	
MnO ₂ -acrylic fiber (used in this work)	0.21 ± 0.15	0.05 ± 0.04
(reported value)*	0.1 -- 1.0	0.1 -- 0.2

* Moore et al., Knaus et al., Reid et al.

[本研究は、前頁の報告同様、主として大学院生・林 巧により行われ、その修士論文に詳細がある]。

タバコ葉中と喫煙にともなう ^{210}Pb , ^{210}Po

^{210}Pb and ^{210}Po in Tobacco Leaves and their Behaviors by Smoking

昨年度(LLRL-AR-7, p. 5) にひきつづき、喫煙による発ガンの原因として研究課題となっているタバコ関連の ^{210}Po とその親核種 ^{210}Pb についての研究を下記の諸対象につき行い、有意義な結果をえた。

A) タバコ生葉

温室内で栽培されたタバコ生葉の各部分についての ^{210}Pb および ^{210}Po の定量結果を、Table 1に示す。これらの値を、昨年度報告した野外にて栽培されたタバコ生葉の ^{210}Pb (0.6~1.0 pCi/g) および ^{210}Po (0.6~1.2 pCi/g) と比較すると、明らかに量的に少なく、約15~20分の1にすぎない。このことはタバコ葉中の ^{210}Pb , さらにその娘核種の ^{210}Po が、空気中のラドンから生じたエアロゾルの天然フォールアウトとして、野外では降雨などの影響により多量に降下、蓄積したためであることを示している。

B) 市販製品タバコ

今年度行なったソ連製の2種(k, l)の結果を、Table 2に示す。国産タバコに比し、昨年検討した外国産と同様に、両核種の含有量は少ない傾向が認められる。なお、 ^{210}Pb と ^{210}Po の量比はほぼ放射平衡の関係にある。この他、国産品(m)、輸出用品種(n)の結果も昨年度行なった国内販売用の同品種(b)の結果とともに示す。

C) 喫煙または自由燃焼後の残留

国内産一品種の同一の箱からの試料(#R3)を用い、人間が実際に喫煙した場合(#A1)、点火して自由燃焼した場合(#A2)に得られた灰についての ^{210}Po の残留量を原試料の生重量1gあたりに換算してTable 3に示す。かなりの ^{210}Po が揮散することが実証された。

D) 自動喫煙装置による実験結果

専売公社自動喫煙装置を用い、同所で提供された各品種についての実験結果を、原試料の生重量1g当りの量に換算し、昨年度報告した各原試料中における両核種の量とともにTable 4に示した。

E) 室内での喫煙実験結果

金沢大学理学部3階化学科学生控室に、学生13名を集め、MILD-SEVEN総本数51本を30分間喫煙させ、その間エアフィルターを付けた吸引ポンプで室内空気を1.54m³/minの条件で吸引した。なお、喫煙終了後フィルターを取り換え、各30分間、同様の室内空気吸引を行ない、それぞれのエアフィルターについて ^{210}Po の定量を、その他得られた各部分とともに行なった。その結果をTable 5に示す。

この結果でまず注目すべきことは、30分間の喫煙中、エアフィルターにより捕集された空気中の ^{210}Po がかなりの量にのぼること、喫煙終了後の30分間でもその約半分の ^{210}Po が残留捕集されており、さらに30分後にも空気中に残留することが認められたことである。なお、タバコフィルターに付着する量はそれほど多くないことも注目すべきである。吸殻中になんかの量が見出されるのは、メインストリームの ^{210}Po がこの部分にも捕集されることが考えられる。なお喫煙の際のサイドストリームの重要性もうかがわれる。

Table 1 The contents of ^{210}Pb and ^{210}Po in tobacco leaves grown in a green house.

	Pb-210 (pCi/g)	Po-210 (pCi/g)
a		0.04 ± 0.01
b		0.04 ± 0.01
c	0.06 ± 0.11	
d		0.04 ± 0.01
e	0.02 ± 0.10	0.04 ± 0.01

Table 2 The contents of ^{210}Pb and ^{210}Po in commercially available tobacco products.

	Pb-210 (pCi/g)	Po-210 (pCi/g)
foreign products		
k	0.48 ± 0.00	0.43 ± 0.02
l	0.50 ± 0.04	0.45 ± 0.02
domestic products		
m	0.84 ± 0.07	0.54 ± 0.02
n		0.57 ± 0.02
b	0.91 ± 0.06	0.89 ± 0.04

Table 3 The effect of smoking and ignition on the lost of ^{210}Po .

	Po-210 (pCi/g)
raw materials [the same brand]	
(the sample used for the experiments.)	
# R1	0.57 ± 0.05
# R2	0.67 ± 0.05
# R3	0.59 ± 0.03
ash samples	
# A1	0.12 ± 0.01
# A2	0.16 ± 0.01
# A3	0.15 ± 0.13

Table 4 The experimental results obtained by the smoking using an automatic smoking machine.

	raw materials (pCi/g)	ash (pCi/g)	Cambridge filter (pCi/g)
Pb-210			
a	0.52 ± 0.06	0.37 ± 0.04	0.06 ± 0.08
b	0.91 ± 0.06	0.66 ± 0.06	0.16 ± 0.12
d	0.68 ± 0.05	0.45 ± 0.05	0.07 ± 0.10
g	0.67 ± 0.05	0.55 ± 0.05	0.23 ± 0.10
h	0.68 ± 0.08	0.42 ± 0.03	
Po-210			
a	0.61 ± 0.04	0.15 ± 0.13	0.09 ± 0.23
b	0.89 ± 0.04	0.03 ± 0.16	0.54 ± 0.15
d	0.65 ± 0.03	0.20 ± 0.15	0.64 ± 0.30
g	0.60 ± 0.03	-0.10 ± 0.16	0.14 ± 0.28
h	0.54 ± 0.06	-0.04 ± 0.10	

Table 5 ^{210}Po determined for various parts in the smoking experiments made by students in a room.

		Po-210 (pCi)	
		In analysed samples	total
raw material		17.75 ± 0.80	30.17 ± 1.36
filter used in tobacco		0.50 ± 0.04	1.02 ± 0.08
butt end		2.64 ± 0.13	13.25 ± 0.63
ash		0.74 ± 0.09	2.81 ± 0.16
air filter used for high volume air sampler	#1	3.26 ± 0.17	
	#2	1.45 ± 0.09	5.35 ± 0.20
	#3	0.76 ± 0.05	
dispersed amount			7.72 ± 0.35
			25.5

[本研究は、日本専売公社委託研究として、榊田武史氏の協力をえて行われた。詳細は専売公社昭和58年度研究報告書にある。]

環境トリチウムの降水別、水系別変動

Variation of Environmental Tritium Concentrations (Precipitate and Water Vapour at Tatsunokuchi; Lakes and Rivers at Mihama)

本年度より核融合研究と関連して ^3H の環境動態研究のとりまとめと推進の代表者をつとめることとなった。その各分担者の研究測定の実状を把握するためのアンケートを行うとともに、内外の環境のトリチウムに関する歴史的回顧とそのデータをまとめた冊子を印刷した。一方当施設でもその時間的局地的変動の研究を分担することとなった。

＜定量方法＞ 降雨（雪）、大気中水蒸気、河川水等の試料は、クエンチングの原因となる不純物を除去するため蒸留を行い、乳化シンチレーター（ドータイト・シンチゾル EX-H 及びインスタゲル）を用いて100mlバイアルに均一混合して測定用試料とした (Fig. 1), なお、海水試料は濃度が低いので、電解濃縮を試みた。測定は福井県衛研と当研究室の御母衣ダム地下測定室におかれた液体シンチレーションカウンタで行った。計数効率の補正は、標準試料を用い種々のクエンチ濃度における外部標準線源比を求め作成した補正曲線により行った。バックグラウンド水は、秋田県地下1500m程度の井戸水を使用した。

＜結果＞ 他研究所との同一試料2種のクロスチェック結果は、当研究室の測定値の信頼性を示した。水系による ^3H 濃度の差異を検討するため、福井県美浜町とその隣接地の三方五湖の湖水、耳川とその支流、水道水、海水を採取し測定した結果を Fig. 2 に示す。海水の影響の大きい日向湖は海水と同程度の ^3H 濃度で低く、河川水では地下水の混入の程度により ^3H 濃度に高低がみられる。一方、当施設屋上で58年4月より降雨雪毎に試料水を採取し、また大気水蒸気の冷却凝縮による採取も数回行って測定した。それらの結果を Fig. 3 に当日の雨量（下欄）とともに示す。なお上欄の ^3H 濃度を、水爆実験等によるトリチウム大気汚染のはじまる以前のシカゴおよび神戸の雨水の米国での測定値と比較すると、現在は降雨別、季節的変動がかなりあるものの、ほぼ当時のレベルまで ^3H 濃度は低下してきていることがうかがわれる。

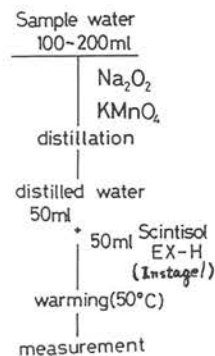


Fig. 1 Analytical procedure.

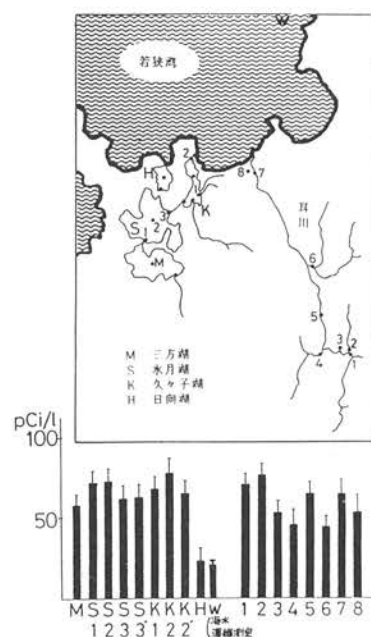


Fig. 2 Tritium concentration of lakes and rivers in Mihama, Fukui.

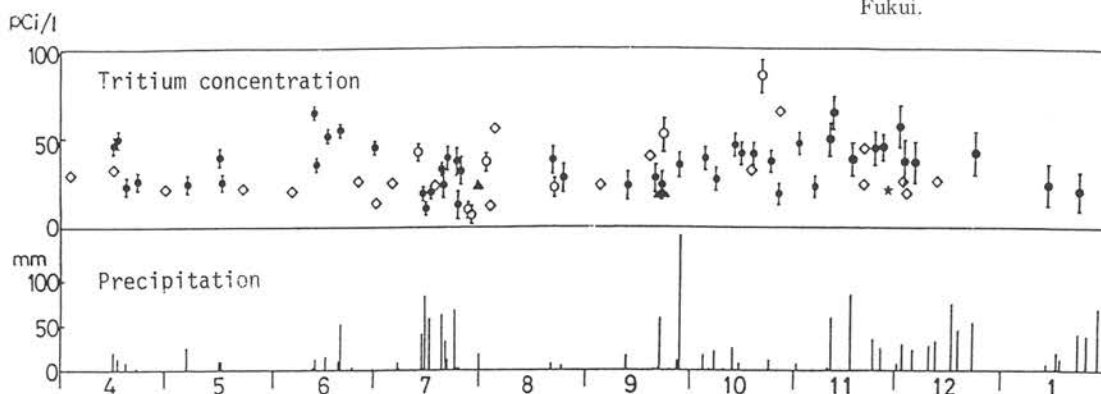


Fig. 3 Tritium concentration of precipitate (●) and water vapour (○) during 1983~1984 at Tatsunokuchi, Ishikawa with each precipitation there. <for comparison: ◇ Rains at Chicago (1953~1954) ★ Rain at Kobe (1953. Nov.)>

〔本研究は、エネルギー特別研究（核融合）トリチウム班の研究として、主として理学部化学科卒研究生・竹花 匡と、福井県衛生研究所五十嵐修一氏の協力により行われた。〕

北海道暑寒別岳周辺の河岸段丘とその ^{14}C 年代River Terraces and the ^{14}C Ages in the Eastern Slopes of
Mt. Shokanbetsu, Hokkaido

北海道札幌市の北方、樺戸山地の北部に暑寒別岳（標高1491m）がある。その東斜面およびその東方の丘陵地に発達する段丘の形成年代および形成環境を明らかにすることを試みた。

段丘は上からI→V面に分けられる（Fig. 1）。

I面をつくる段丘礫層（厚さ4～5m）は10万～12万年前の亜熱帯気候を示す赤色風化礫層を切ってその上に堆積しており、最終間氷期が終って間もないWürm氷期初め（6～7万年前）にこの段丘は形成されたと考えられる。

II面は10mという他段丘より厚い堆積物からなる。堆積物は細礫薄層をはさんだ砂層を主とし、他段丘の堆積物にくらべ細粒である。この堆積物の最下部から採取された木片の ^{14}C 年代測定結果は41600年前からそれほど遡らない値を示した。またIII面はII面をわずかに切った段丘で薄い円礫層からなる。この円礫層中から得られた木片の ^{14}C 年代値は $39800 \pm \begin{smallmatrix} 7600 \\ 3800 \end{smallmatrix}$ 年前を示した（Fig. 1, Fig. 2のD）。したがってII, III面はおよそ4万年前、比較的短い期間内に相ついで形成されたと考えられる。この4万年前という値は ^{14}C 年代値としては限界に近く、精度に問題がある。II, III面はポロシリ亜氷期に形成された可能性が強いが、なお検討の余地が残る。段丘堆積物が厚く細粒であることからII面形成期は降水強度が小さく、粗大礫の生産は少かった。そのかわり細粒の物質が山地斜面よりかなりの量が供給され、それが下流へあまり運ばれず山麓に堆積した、と推定することが可能である。当時の気候が現在より寒冷であったか否かについては明らかでない。十勝平野ではポロシリ亜氷期に著しいfill top段丘や押し出し地形の形成がみられ、寒冷気候下の著しい岩屑量の増大が示唆されるが、本地域ではこれらの現象が顕著ではない。この地域的差違の原因についてはまだ明らかでなく、今後の重要な検討課題のひとつである。

IV面はWürm氷期後半の立川面相当面、V面は完新世段丘と考えられるが、その形成年代は不明である。3地点（Fig. 2のA, B, C）の段丘礫中から採取された木片試料について ^{14}C 年代測定を行ったがいずれも“Recent”であった。

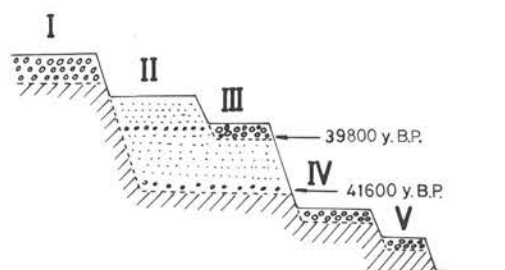


Fig. 1 Schematic cross section of the river terraces and the ^{14}C ages.

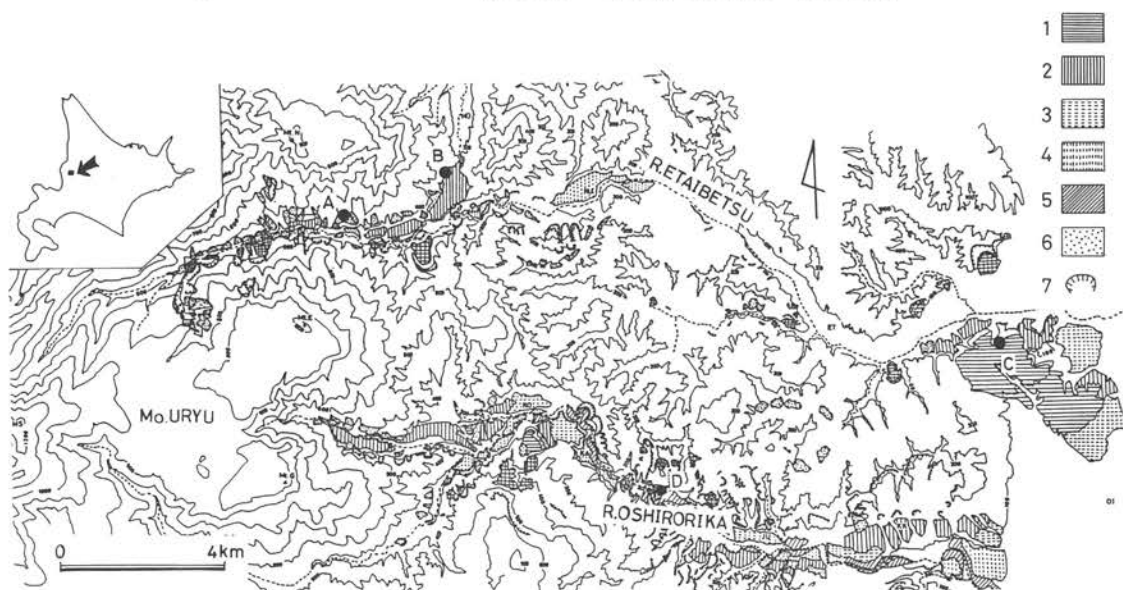


Fig. 2 Distribution of the river terraces.

1. I terraces. 2. II terraces 3. III terraces 4. IV. terraces 5. V. terraces
6. Gentle and smooth slopes 7. Landslips.

〔本研究は大学院生（文学研究科地理学）山本憲志郎（現 北海道大学大学院環境科学博士課程院生）が修士課程の研究課題として行った。 ^{14}C 年代測定に際して化学科大学院生・松崎 榮の協力によった。〕

北海道オホーツク海沿岸における第四紀海水準変動研究への ^{14}C 年代測定の適用

Application of Radiocarbon Dating for the Study of Quaternary Sea Level Change around the Sea of Okhotsk

第四紀における海水面の変動（上昇）は、気候の温暖化によって引き起こされた氷河の後退に伴う海水量の増加に、地域的な地殻変動による影響が加わるため、この種の研究は地域を限定して行われるのが普通である。今回、北海道オホーツク海沿岸全般（Fig. 1）にわたる海水準変動研究を行った。

試料は、すべて神戸市立教育研究所前田保夫氏により提供された。採取された地層の柱状カラムの観察から、前田氏らによって描かれた柱状図をFig. 2に示す。各試料の ^{14}C 年代測定は、既報のベンゼン合成液体シンチレーション法によったが、得られた結果も、試料採取の個所とともにFig. 2に示す。

柱状カラムの観察から当時の海水面を推定し、 ^{14}C 年代測定の結果と合わせてえられたのが、Fig. 3の海水準変動曲線である。これを見ると、約9000年前の低海水準面、約6000年前の縄文海進最高潮期のほか、それ以後に海水面が微妙に上下動しながら現海水面に至ることをうかがわせる。しかし、約5～3000年の間における試料の年代測定結果では、海水面以下を示すはずの貝化石と海水面以上を示す泥炭の年代測定結果の逆転がみられた。これには試料の移動など種々の原因が考えられるが、今後さらに試料数を増やし、研究を深めることにより、この間についてもより明確な変動曲線をうることができるであろう。

以上のように当施設において開発されベンゼン合成・液体シンチレーション法は、昨年度の富山湾埋木材試料、大阪湾、播磨灘から採取された諸試料等の成果や、従来からの化石さんご試料についての多くの測定値等により、本邦各地での第四紀海水準変動研究に有意義な寄与をしてきた。

〔本研究は、主として大学院生・松崎榮により行われ、その修士論文に詳細が報告されている。〕

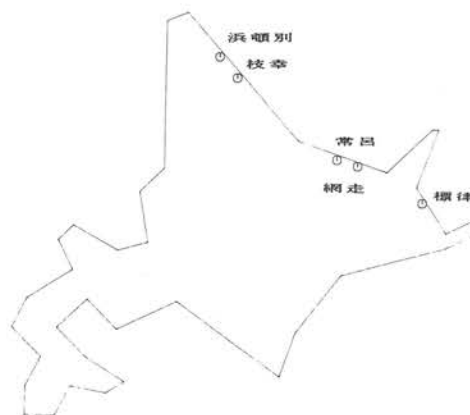


Fig. 1 Location where the Samples for ^{14}C dating were collected.

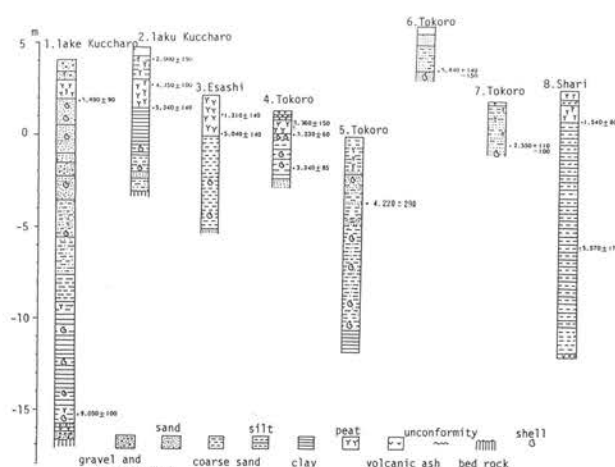


Fig. 2 Columnar section around the sea shore of the Sea of Okhotsk.

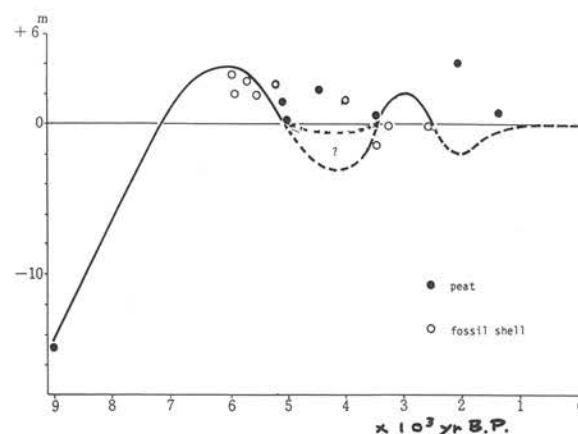


Fig. 3 The curve of sea level changes for the sea of Okhotsk.

文化財、遺跡出土試料の ^{14}C 年代測定および現代産米の ^{14}C レベル ^{14}C Dating by Liquid Scintillation Method applied to Cultural Asset and Remains, and ^{14}C Level in Modern Rice

ベンゼン合成・液体シンチレーション測定により行われた本年度の文化財、遺跡出土試料についての結果をTableにまとめた。なお各試料の採取場所をFig. 1に示す。以下、それぞれについて述べる。なお炭質試料の燃焼、 CO_2 捕集は本施設で開発した方法(LLRL-AR-6, p13)によった。

1. 文化財試料

(1)辰巳用水に使用の角形木管：これはすでに一昨年度報告(LLRL-AR-6, p14)した試料である。

(2)たたら鉾(けら)関連試料：本試料は島根県広瀬町・金哉子神社宮司安部正氏より提供された。鉄分の多い鉾(けら)を多く含むと思われる土試料で、これに含まれる炭質物の年代測定を試みた。試料に酸とアルカリによる前処理を施し450gを炭化、燃焼して炭酸ガスを捕集、これから合成によって得られたベンゼン6.855gについて年代測定を行った。その結果は $480 \pm 50\text{y.B.P.}$ であった(KL-187)。これは $1470 \pm 50\text{A.D.}$ に相当し、宇波では 1500A.D. の頃から鋳物作成が始まったといわれており、当時のものではないかと思われる。

2. 遺跡出土試料

(1)津軽・蓬田大館発掘の木材：本試料は金沢大文学部・佐々木助教授より提供された。この試料は青森県東津軽郡蓬田大館遺跡において現地地表下1.64～1.74 mの堀の堆積土中から採取された炭化木である。この遺跡は津軽地方で最大級の規模をほこる中世城館の1つである。 ^{14}C 年代は $880 \pm 80\text{y.B.P.}$ (KL-152)と測定され、これは $1060 \pm 80\text{A.D.}$ に相当する。

(2)太安万呂・文禰麻呂の墓の炭化木：本試料は奈良県橿原考古学研究所・泉森氏より提供された。太安万呂墓炭化木3種、文禰麻呂墓炭化木2種である。太安万呂の没年は723A.D.と墓碑にある。両試料の酸処理と酸・アルカリ処理後の ^{14}C 年代測定の結果は、それぞれについて集中度のよい年代が得られたが、太安万呂について少し若く、文禰麻呂についてはそれより少し古い傾向はあった。しかし、計数の標準偏差(1σ)を考えると、それほど矛盾のない値である。

(3)高瀬遺跡木片：本試料は富山県東砺波郡井波町高瀬にある井波歴史民俗資料館館長・岩倉氏より提供された。この遺跡の中核となるものは古代地方官衙風の建築跡を示す掘立柱の配列群で、これらの柱根から採取された木片につき ^{14}C 年代測定を行った。結果は $1240 \pm 75\text{y.B.P.}$ (KL-150)であり、これは $710 \pm 75\text{A.D.}$ に相当し、以前からの歴史的推定値からみて妥当な年代である。

(4)韓国木材試料：本試料は韓国慶北大物理学科の姜榮浩(Kang Yung-Ho)氏より提供された。試料は北緯35度53分、東経128度37分朝鮮半島南部の三国時代の土城壇より、池底下3.2mの地点から中国漢式土器とともに採取された木片、および城壁下6mの深さから中国漢式土器を含んだ層の上部より採取された木片であった。 ^{14}C 年代はそれぞれ $1820 \pm 70\text{y.B.P.}$ (KL-189)、 $1980 \pm 75\text{y.B.P.}$ (KL-163)と測定され、これらは $130 \pm 70\text{A.D.}$ および $30 \pm 75\text{A.D.}$ に相当する。

なおこのほか、1982年収穫の各地産(大阪・東京・石川・秋田・埼玉)の現代産米についての ^{14}C 比放射能測定も行ったが、 $19.80 \sim 20.46\text{dpm/gC}$ ($\delta^{14}\text{C}$ 値294～337‰)の値であった。

Table. Radiocarbon ages of cultural assets and remains

試料 (Sample)	KL-No.	放射性炭素年代(y. B. P.) (C-14 age)	西暦 (A. D.)
1-(1) 辰巳用水角形木管	153	330 ± 45	1620 ± 45
1-(2) たたら'けら'	187	480 ± 50	1470 ± 50
2-(1) 蓬田大館遺跡	152	880 ± 80	1060 ± 80
2-(2) 太安万呂	*	1190 ± 100	760 ± 100
2-(2) 文禰麻呂	184	1290 ± 60	660 ± 60
2-(3) 高瀬遺跡	150	1240 ± 75	710 ± 75
2-(4) 韓国遺跡	189	1820 ± 75	130 ± 75
"	163	1980 ± 75	-30 ± 75

* KL-179, 182, 186, 188, 190 の平均。

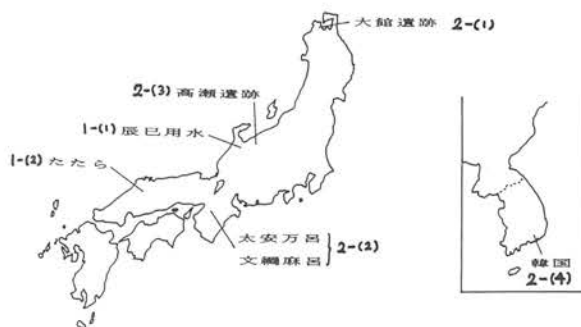


Fig. 1 Sampling location of the Samples used for ^{14}C dating.

[本研究は、主として大学院生・松崎 榮によって行われ、その修士論文に詳細が報告されている。]

《施設職員》

施設長(併)
(教授) 阪上正信

教授 阪上正信

助教授 小村和久

技官 加藤岩夫

事務補佐員 中本美智代

《運営委員》 (任期 58年5月～60年5月)

理学部 小西健二 梅鉢幸重

医学部 久田欣一 米山良昌

薬学部 二階堂修 正宗行人

工学部 平井英二 山本善一

教育学部 瀬嵐哲夫

教養部 定塚謙二

医療技術 安東醇

短大

《文部省留学生》

Tan Kok Leong [陳国龍] (マレーシア)

58.1～

人
事

新規
納入
設備

(主
委
託
研
究
費
等
に
よ
る)

マルチチャンネル波高分析器

NAIG社 E-560 (2システム)

カセットテープレコーダー AMT-2

リニアアンプ E-511

ADコンバータ

高圧電源 D-112A

カウンタスキャナ E-544

迅速試料分解装置

三菱化成工業(株) QD-01

ロータリーポンプ

ヤマト科学 T-2033A

凍結乾燥器

ヤマト科学 DC-55A

送風低温乾燥器

ヤマト科学 DK-62

真空チェンバー

セイコー SVC-9 (2台)

漢字プリンター

ソード社 PT-350

使
用
量

液体窒素 7,500 ℓ A重油 2,802 ℓ

電気 165,726KWH 水道 2,410m³

研
究
報
告
・
解
説

K. Konishi, T. Tanaka and M. Sakanoue. Secular Variation of Radiocarbon Concentration in Sea Water:

Sclerochronological Approach. Proceedings of the Fourth International Coral Reef Symposium, Manila, 1981, Vol.1, p. 181～185 (1981)。

小村和久, 可搬型Ge検出器による環境放射能のin situ測定, Isotope news, (349), p. 2～5 (1983)。

M. Sakanoue. Transuranics in the Environment. Proceedings of the Seminar on Management of Environment, INDIA, Feb. 11-15, 1980, p. 87～104 (1983)。

T. Nakanishi, T. Imura, K. Komura and M. Sakanoue. ¹⁵²Eu in Samples exposed to the Nuclear Explosions at Hiroshima and Nagasaki. Nature. 302 (5904), p. 132～134 (1983)。

M. Yamamoto, K. Komura and M. Sakanoue. ²⁴¹Am and Pu in Japanese Rice-field Surface Soils. J. Radiat. Res. 24(3), p. 237～249 (1983)。

M. Yamamoto, K. Komura and M. Sakanoue. Discrimination of the Plutonium due to Atomic Bomb Explosion in 1945 from Global Fallout Plutonium in Nagasaki Soil. J. Radiat. Res. 24(3), p. 250～258 (1983)。

J. Takada, M. Hoshi, S. Sawada and M. Sakanoue. Uranium Isotopes in Hiroshima "Black Rain" Soil. J. Radiat. Res. 24(3), p. 229～236 (1983)。

阪上正信, 自動車(船舶)による迅速空間ガンマ線の測定, "最近の環境放射線モニタリングについて(空間ガンマ線の測定)" 研究会報告, KURRI-TR-239, p. 50～58 (1983)。

阪上正信, 大気浮遊塵中のアクチニド諸核種(Am, Pu, U同位体)——超ウラン元素の舞上り効果の研究—— 文部省科学研究費総合研究(A)報告書 "長寿命放射性核種の放射生物学的挙動とその被ばく線量評価に関する研究(II)", p. 24～27 (1983)。

阪上正信, 梶田武史, 煙草における²¹⁰Pbと²¹⁰Poの定量分析, 日本専売公社昭和57年度喫煙と健康に関する委託研究報告概要, p. 71～77 (1983)。

阪上正信, ウラン・トリウムの分析, 第10回放射環境セミナー「環境放射性物質に関する最近の分析測定法とその将来」報文集, p. 239～250, (1983)。

阪上正信, 環境放射能の測定のあゆみ, 名古屋大学アイソトープ総合センター Tracer 9, p. 18～27 (1984)。

M. Sakanoue and T. Hashimoto. Hot Atom Chemistry and Geochemical and Actinide Chemistry.

"Hot Atom Chemistry," Edited by T. Matsuura, Kodansha Ltd. p. 460～471 (1984)。

M. Yamamoto, S. Igarashi, M. Yoshioka, T. Kitagawa and M. Sakanoue.

Transuranic Elements in Nyu Bay Sediments. Health Physics. 46 (2), p. 455～460 (1984)。

阪上正信, 時間的, 局地的にみたトリチウムの動態と化学形の研究, 文部省科学研究費エネルギー特別研究(核融合)研究成果報告集, トリチウム理工学・環境動態・生物影響班, p. 5～6 (1984)。

阪上正信, 「環境トリチウムの測定とその動態に関する研究資料要覧」文部省科研費補助(課題番号58050020)全73p. (1984)。

阪上正信「地下設置極低バックグラウンド放射能測定施設とその活用」文部省科研費補助(課題番号57840034)全63p. (1984)。

阪上正信, 米田昭二郎, 日吉芳朗, たのしい化学実験, 講談社, 全299p. (1984)。

昭和58年度 見学来訪・調査出張の記録

- 昭和58. 4. 19 京都大学防災研究所北陸微小地震観測所 竹内文朗助手研究打ち合せ来所
 4. 28 大阪大学基礎工学部D.C佐藤高晴氏測定のため来所
 5. 1 東京理科大学都築洋次郎教授来所
 5. 4 分子科学研究所長 長倉三郎氏, 電気通信大学 野田春彦氏, 藍原有敬氏, 立教大学 中埜邦夫教授, 日本極地研究振興会 鳥居鉄也氏他10名来所
 5. 9 金子曾政学長来所; 5. 17 工学部電気エネルギー変換実験施設 別所一夫教授来所
 5. 18 辰口町教員 8 名見学
 5. 19; 5. 26 薬学部学生各35名見学・実習
 5. 24 富山大学 水谷義彦教授, 学生見学・ゼミ
 5. 27 京都大学放射性同位元素総合センター 栗原紀夫教授来所
 5. 27~28 〔近畿大学原子力研究所にて共同研究〕
 6. 11 工学部学生35名講義・見学
 6. 17~18 マイソール大学(インド) P. Venkataramaiah 博士来所
 7. 6 日本分析化学専門学校 品川睦明氏 他学生20名見学
 7. 11~8. 29 阪上教授「アクチニド諸核種の放射化学, 核地球化学の研究」(学術振興会), IAEA 見学及び国際純正応用化学連合総会に出席のためソビエト連邦, オーストリア, デンマークに出張
 8. 19 東京大学農学部 清水誠助教授, 原子力安全研究協会 佐藤貞明氏研究打ち合せ
 9. 4~9 〔鳥取県東伯郡三朝町にて環境放射能調査〕
 9. 20 医学部学生 5 名海藻海水中の放射能測定に来所
 9. 21~23 〔近畿大学原子力研究所にて共同研究〕
 10. 4~ 5 エネルギー特別研究(核融合)「時間的, 局地的にみたトリチウムの動態と化学形の研究」研究報告会議のため18名来所
 10. 6 東北大学理学部 吉原賢二教授, 名古屋大学工学部 下道国助¹⁾手, 研究打ち合せ来所
 10. 19 ハーバード大学(米国) P.L.Hayes 博士来所
 11. 14~16 〔福井県三方郡美浜町にて環境放射能調査〕
 11. 23 日本大学 本田雅健教授来所・ゼミ
 11. 24~25 茨城県公害技術センター 平井保夫氏来所
 11. 25 理学部化学科 3 年生26名見学・実習
 11. 26 医療技術短期大学学生40名見学・講義
 昭和59. 1. 18~25 慶北大学(韓国) 李 倫鏡助教授研究のため来所
 1. 28 辰口町壮年団15名見学
 2. 3 工業技術院地質調査所 玉生志郎技官見学
 2. 23 科学技術庁原子力安全局 高橋昭一査察官来所
 58. 5. 11~12, 5. 23, 6. 4, 7. 2~3, 7. 26~27, 8. 8~10, 10. 19, 12. 26~27,
 59. 1. 22~23, 3. 5~6 〔岐阜県御母衣ダム環境放射能調査〕
 3. 7 日本アイソトープ協会甲賀研究所所長 真室哲雄氏, 滋賀医科大学 米原英典技官, 京都大学工学部 荻野晃也氏来所
 3. 8 ◎昭和58年度運営委員会(於理学部), 環境放射能研究所設立準備委員会(於事務局); 京都大学工学部 井上頼輝氏来所
 3. 12 理学部地学科学生10名見学
 3. 16 愛知県衛生研究所生活環境部 大沼章子氏, 福井県生活環境部 西川義雄主事, 竹内良一技師来所
 3. 21 ピッツバーグ大学(米国) Edward P. Radford 教授ゼミ・見学, 韓国原子力研究所 柳 炳善氏, 放射線医学総合研究所那珂湊支所 白石久二雄氏来所
 3. 26~29 〔能登環境放射能調査〕
 3. 29 京都女子高等学校 前田照夫教諭ほか京都府高等学校教諭理科研究会25名見学

低レベル放射能実験施設 昭和58年度研究概要・年次報告 1984年 5 月30日発行

〒923-12 石川県能美郡辰口町和気

TEL (0761) 51-4440

Low Level Radioactivity Laboratory, Kanazawa University, Wake, Tatsunokuchi, Ishikawa 923-12, JAPAN