

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

1981.4～1982.3

Annual Progress Reports of

Low Level Radioactivity Laboratory, Kanazawa University

目 次

大学の大切な顔として（学長）	2
In-Situ 測定状況と試料写真	2
南極産隕石の ^{26}Al の測定 — 宇宙線照射年代および落下年代の推定	3
In-Situ γ スペクトロメトリーによる環境放射能調査	4
ウラン系列非平衡の非破壊 Ge-LEPS 測定 — ウラン鉱物への適用	6
原爆被曝誘導放射能のシミュレーション照射による研究	7
Pu, Am の分離, 定量 — HDEHP 抽出または DBDEC(M)P 抽出と LEPS 測定の適用 ..	8
環境試料中の ^{241}Am と $^{239, 240}\text{Pu}$	9
三方五湖の核地球化学的研究	
(1) 湖水の Ra 同位体比, U 同位体比および Pu 含有量	10
(2) 湖底堆積物中の人工および天然放射性核種	11
海産生物中の ^{210}Pb	12
木材等炭質物試料からの C-14 年代測定用ベンゼンの調製	13
種々の試料の C-14 年代測定成果	14
昭和56年度・施設備品・運営人事関係諸資料; 研究報告	15
昭和56年度・会合・調査出張・見学来訪記録等	16

大学の大切な顔として

金沢大学学長 金子 曾 政

金沢大学の重要なひとつの顔となっている低レベル放射能実験施設が出来てから、はや7年目になる。適地を与えられ、地元の協力を得て、桃栗はもとより、枝もたわわな柿の実を見る日も間近いことと思われる。

年次報告によれば、当初より内外の見学来訪者は跡を絶たず、留学研修も相継いでいるようである。研究テーマはほとんど際限がなく、遠く南極水中の放射性核種の測定から、化石サンゴの非破壊年代、隕石の γ 線、環境中のプルトニウム、各地土壌中の放射性核種や温泉水中のラドンの測定、松葉に含まれる放射性核種量の変化から何がわかるかなど、古今に及び、東西にわたり、われわれをとりまく環境の低レベル放射能の本質と、その意味するところを地球的規模で究めようとしている。

当初、全国関係学者の興望を担って、十数部門の環境放射能研究所を目指していたが、現実には誠にきびしく、理学部附属の低レベル放射能実験施設として、千里の道へ第一歩を踏み出したのであるが、7年たって、施設職員各位の意気益々あがり、その成果は広く海外にも認められるに至った。

由来、日本人は、定量的と定性的、経時変化を伴う事象など、明確に識別しない傾向がある。人間を含めて、各種各様な環境を醸し出すなかに棲息し、放射能にとり巻かれている現在、正確にものを認識し、ことに処して叡智と愛情を失わず、常に未来を志向した文化を築いていくためには、低レベル放射能実験施設の健全な発展こそ肝要であろう。金沢大学の誇りうるひとつの顔として、大切にしていきたいものである。

岐阜県・土岐地方調査
(左 小原露頭・右 月吉坑)

白山スーパー林道三方岩駐車場(海拔1445m)での測定
----- p.4 参照



御母衣ダム発電所(地下240m)
内での測定
----- p.4 参照



年代測定用
辰巳用水導水管(くさまき)
----- p.14 参照

南極産隕石中の ^{26}Al の測定 — 宇宙線照射年代および落下年代の推定 —Measurements of Cosmogenic ^{26}Al in Antarctic Meteorites

— Estimation of Exposure and Terrestrial Ages —

南極で発見された隕石の数は数1000にのぼり、これまで入手が困難であった宇宙物質の研究に大きな道が拓かれた。南極産隕石は落下してから長い間氷床中に保存されていたものが多く、落下年代やその頻度、特定地域への集積の機構などの解明には長寿命宇宙線生成核種の測定が必要である。宇宙線生成核種の中では ^{26}Al （半減期72万年）が比較的測定し易く1808keV γ 線の非破壊測定がよく行われている。南極隕石のうちわが国で測定された ^{26}Al のデータはほとんどない。当施設では低バックグラウンドGe(Li)測定の実用として1979年より隕石の測定をはじめ、これまでに吉林隕石（3試料）のほか15個の南極産石質隕石の測定を完了した。

非破壊 γ 線測定では検出効率を正しく求めることが重要で、隕石の場合には一般には石膏の型を取り、グナイトの粉末に鉄粉を混ぜるなどして模擬線源をつくっている。本研究ではこれに代って天然放射性核種を比較的多く含む工作用の油粘土を用いて模擬線源をつくり、隕石と粘土の密度の違いによる γ 線の自己吸収の差をモンテカルロ法による計算で補正した。 ^{26}Al からの1808keV γ 線に対する検出効率は、隕石の大きさや形によるが、0.22%から0.55%の範囲にある。隕石試料は長いもので14000分、短いもので5500分測定を行い ^{26}Al 、 ^{40}K を定量した。

Table 1に得られた結果を示す。 ^{26}Al はdpm/kg、 ^{40}K はKの含有量(%)で、 ^{137}Cs は隕石のごく表面部分に存在すると考えられるのでcpmであらわした。 ^{26}Al の飽和放射能は約60dpm/kgと考えられ、これより小さい場合には短い宇宙線照射期間または古い落下年代で一般に説明される。Table 1からわかるように約1/3は飽和値に近い値を示しているが、残りはこれより低く、最も低いものは29dpm/kgである。 ^{26}Al の値だけでは照射年代と落下年代の推定には不十分であり、他の核種例えば ^{36}Cl 、 ^{10}Be 、 ^{53}Mn など長寿命核種あるいはNeの同位体比等の値と合わせて考えることが必要である。幸い今回測定したYamato 隕石のほとんどは ^{53}Mn の測定がなされており、 ^{26}Al と ^{53}Mn の値をもとに両年代の簡単な推定を試みた。

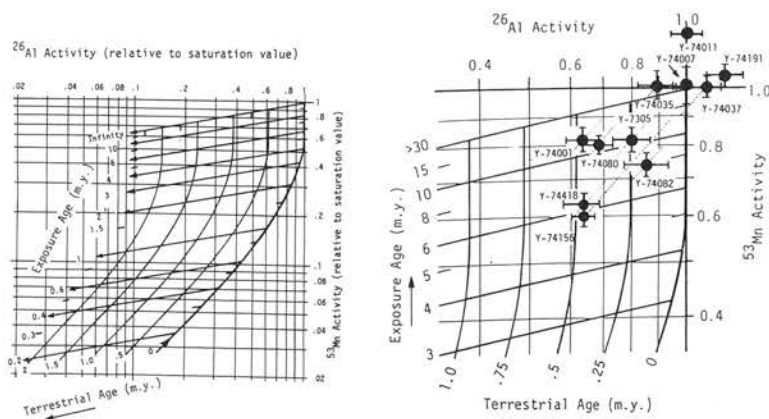
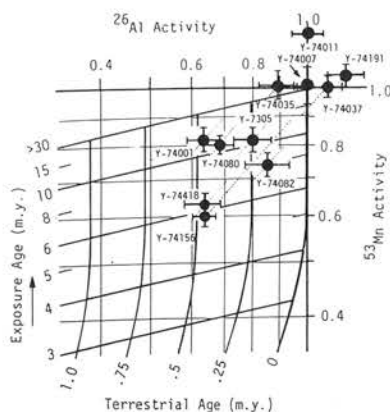
^{26}Al と ^{53}Mn はFig. 1の太い曲線に沿って時間とともに飽和値に近づくが、ある時点で地上に落下したあとは、図中の斜線に沿って減衰が始まる。 ^{26}Al と ^{53}Mn の飽和値をそれぞれ60dpm/kgおよび430dpm/kg Feとして今回の測定値をプロットするとFig. 2が得られる。Fig. 2に見られるようにいくつかの隕石は飽和値をこえてプロットされるが、これは飽和値のとり方が不適当なものと考え、45°に引いた点線に沿って下げることにすればよい。このようにして推定された年代値をTable 2に示す。Table中Dで示した3個のDiogeniteは鉱物組成から同一母体と考えられていたが ^{26}Al 、 ^{40}K の値もこれを支持している。

隕石中の ^{137}Cs は核実験による汚染であり、Pu同位体や ^{241}Am 等による汚染もかなりあるものと考えられる。 ^{137}Cs の壊変しないうちにこれら核種の測定を行い、フォールアウトによる汚染の指標として値をおさえておく必要がある。

Table 1. ^{26}Al , ^{40}K and ^{137}Cs in Antarctic meteorites.

Sample	Class	Weight (g)	Measuring time (min)	Measured Radioactivities		
				Al-26 (dpm/kg)	K (%)	Cs-137 (cpm)
Yamato-						
7305	L5	733.8	10161	4844	.0844-.005	.4152-.012
74001	H5	244.8	10772	3823	.0722-.004	.4402-.007
74007	L6	147.3	10830	6245	.0862-.005	.2672-.007
74010	D	275.9	6228	7245	.0022-.002	.1162-.005
74011	D	197.7	12396	6124	.0012-.002	.1172-.004
74035	L6	101.0	12533	5324	.0732-.005	.2632-.006
74036	L5-6	195.0	10519	2923	.0912-.004	.5982-.009
74037	D	544.6	5497	6644	LTD*	.1402-.005
74038	H5-6	198.4	14523	3523	.0872-.005	.3542-.006
74080	L6	236.0	9645	4123	.0802-.003	.1222-.007
74082	H4-5	158.6	10244	5125	.0632-.003	.4392-.010
74156	H4	707.7	9833	3523	.0612-.004	.5512-.010
74191	L3	483.5	7441	4024	.1402-.007	.2342-.007
74418	H6	340.1	10112	3823	.0622-.003	.1782-.010
Allan-Hills-						
76006	H6	562.8	12342	5424	.0802-.005	.4692-.008

*LTD: less than detectable

Fig. 1 Calculated growth and decay curves of ^{26}Al and ^{53}Mn .Fig. 2 ^{26}Al and ^{53}Mn correlation of Antarctic meteorites.Table 2. Exposure and terrestrial ages of Antarctic meteorites by ^{26}Al - ^{53}Mn .

Sample	Class	Activity (dpm/kg)		Expos. age (my)	Terrest. age (my)	Ne-21 age (my)
		Al-26 (T1/2=7.2my)	Mn-53* (3.7my)			
Adopted Saturation Value 60		430				
Yamato-						
7305	L5	4844	352418	11	0.25 (.2)	22±2
74001	H5	3823	351416	13	0.5	
74007	L6	6245	433419	> 15	< 0.1	
74010	D	7245	6144			
74011	D	6124	523423	> 15	< 0.1 (< 1)	32
74035	L6	5324	440419	> 15	0.2 (.2)	88
74036	L5-6	2923			0.7	
74037	D	6644	432416	> 15	< 0.1	
74038	H5-6	3523			0.5	
74080	L6	4123	345415	11	0.4 (.2)	34
74082	H4-5	5125	320413	8	0.2	
74156	H4	3523	255415			4
74191	L3	3823	450423	> 15	< 0.5 (.5)	
74418	H6	3823	275411	6	< 0.1 (< 1)	10
Allan-Hills-						
76006	H6	5424	51241	6	< 0.2	

a: Taken from compiled data by M. Honda (1981).

b: Corrected terrestrial age by He-21 data.

c: Average of two measurements.

d: J. C. Evans et. al. (1979).

[本研究は国立極地研究所の南極隕石研究の一環としてなされたもので、2月に行われた第7回南極隕石シンポジウムで小村、塚本、阪上の連名で発表された。]

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

In-Situ 測定による本年度の環境放射能調査は以下の地域で行った。

- (1) 81年7月18日～26日, 白山スーパー林道, 平瀬, 御母衣を經由し土岐・瑞浪にまたがる東濃ウラン鉱床地域および中津川市苗木, 蛭川村の花崗岩地帯。
- (2) 81年10月19日～24日, 京大原子炉鉄室内および近畿大学原子力研究所原子炉棟内。
- (3) 82年3月20日～24日, 珠洲市を中心とした能登半島北部。

この他, 当施設内のさまざまな地点で室内, 屋外で測定を行った。7月の調査には可搬型 Ge-LEPS, NaI(Tl) 検出器も使用し, 多入力同時測定やマイコンによる現地でのデータ処理についても検討した。Ge(Li) 検出器による空間 γ 線の測定結果を Table 1 に示す。今年度の調査目的および成果の要点は以下のとおりである。

○ウラン鉱床地帯・花崗岩地帯の空間 γ 線々量とその成分別寄与。

土岐・瑞浪にまたがる東濃ウラン鉱床では現地測定によりウラン系列核種の放射平衡を検討することを目的として坑内での試料採取も行った。苗木・蛭川村付近は種々の鉱物の産地として知られる花崗岩地帯で, わが国の最も高放射能地域の1つである。Table 1 からわかるように, 花崗岩露頭では15～18 μ R/hrにも達している。成分的にはTh-系列と ^{40}K の寄与が著しく高いのが特徴である。御母衣では地下発電所内で連続測定を行い ^{222}Rn の時間変化を観測した。 ^{222}Rn 濃度は夜半から朝にかけて減少がみられ, 地表大気中の変動のパターンとはかなり時間的なズレがある。地中での ^{222}Rn の放出が地表に現われる迄に時間を要するためなのか, 坑内換気にも影響する気圧・気温の変動など気象的要因によるものなのか興味深い。

○近畿大学原子力研究所炉室とその周辺の放射線測定

近大炉 (UTR) では原子炉運転中高エネルギー γ 線のGe(Li) スペクトルの測定を行い, その寄与が炉の外壁の方向や距離でどう変化するかを主に調べた。この他短期間使用した ^{235}U 濃縮核燃料の放射能測定, 中性子発生源による周辺物質中の誘導放射能の測定等も行った。Fig. 1 は原子炉西壁から距離を変えて測定した0～8.2MeVの γ 線スペクトルである。高エネルギー γ 線の寄与が圧倒的に高いが6～8 MeVにかけての広いピークと511keV γ 線の他は目立った構造のない連続スペクトルが得られた。これらの寄与は距離の二乗に反比例していることを確かめた。Pu-Be 中性子源により周辺に生成している誘導放射能として ^{22}Na , ^{24}Na , ^{27}Mg , ^{28}Al , ^{54}Mn , ^{56}Mn , ^{182}Ta および ^{198}Au を認めたが, いずれもかなり少量であり, 高エネルギー γ 線のコンプトン散乱線の高いバックグラウンドのため長時間測定でようやく検出可能であった。

Table 1. Exposure rates by In-Situ Ge(Li) spectrometry.

Measuring Points	Exposure Rates (μ R/hr)				
	U	Th	K	Cs-137	Total
[Hakusan-Mihoro-Hirase-Toki-Mizunami-Naegi, July 18-26, 1981]					
1) Hakusan, Sampo-Iwa	2.52	4.63	5.21	nd	12.36
2) Mihoro-Dam (Underground)					
3) " 17:35-19:00	3.52	3.63	4.06	nd	11.21
4) " 19:00-20:25	3.52	3.74	4.16	nd	11.42
5) " 20:25-21:50	3.09	3.65	4.15	nd	10.89
6) " 21:50-23:15	2.90	3.61	4.02	nd	10.53
7) " 23:15- 0:40	2.80	3.52	4.19	nd	10.51
8) " 0:40- 2:05	2.76	3.42	4.15	nd	10.33
9) " 2:05- 3:30	2.74	3.56	4.13	nd	10.43
10) " 3:30- 4:50	2.72	3.55	4.09	nd	10.36
10) Hirase (Granite outcrop) (Toki and Mizunami)	2.29	5.00	5.65	0.04	12.98
11) Wago (U-mineral outcrop)	90	nd	nd	nd	90
12) Wago (Granite outcrop)	2.34	5.77	5.33	nd	13.44
13) Shizuhara (Outcrop)	3.20	7.50	6.32	nd	17.02
14) Misano (Outcrop)	2.40	5.30	5.51	nd	13.21
15) Nengahara	14.0	2.20	2.84	nd	19.0
16) PNC Office Building	3.37	3.93	4.05	nd	11.35
17) " 2-nd	3.11	4.00	4.07	nd	11.18
18) SW of Toki City	0.95	1.92	1.05	0.17	4.09
19) " "	1.16	2.57	1.96	nd	5.69
20) Tokyo Yogyo (Zr-sand), Tajimi (Nakatsugawa City)	142.9	39.8	0.79	nd	183.5
21) Granite outcrop, Higashiyama	2.20	7.72	5.53	nd	15.45
22) Granite outcrop near Abirome Br.	2.88	7.43	7.63	nd	17.94
23) Granite outcrop, Naegi	2.20	6.68	5.88	nd	14.76
[KUR Iron Room and Environs of Kinki University Reactor, Oct. 20-23, 1981] (KUR)					
24) KUR Iron Room (20 cm thick Fe)	0.04	0.00	0.00	nd	0.04
(Kinki University Atomic Energy Research Institute)					
25) 0.4m from NW-side wall of UTR (2.4m from Center)	3.4	2.4	2.6	nd	8.5
26) 0.4m from W-side wall (2.4m)	2.0	1.0	2.7	nd	5.7
27) 2.0m " (4 m)	1.36	2.05	2.65	nd	6.06
28) 4.0m " (6 m)	1.40	2.46	2.44	nd	6.30
29) 8.0m " (10 m)	1.57	2.25	2.50	nd	6.32
30) 0.4m from S-side wall (2.4m)	2.0	1.3	2.0	nd	5.3
31) Side of Neutron Source Room	1.13	1.79	2.32	nd	5.24
32) Center of Neutron Source Room	2.14	2.00	2.31	0.13	6.58
33) Measurement Room	1.36	1.80	2.57	nd	5.73
[Noto Peninsula, March 21-24, 1981]					
34) Koya El. School	1.08	1.55	1.59	0.20	4.42
35) Taibo El. School	0.97	0.92	1.34	0.38	3.61
36) Tada El. School	1.08	1.30	1.59	0.12	4.09
37) Suzu Shrine	0.68	0.96	1.30	0.38	3.32
38) Shuzen-an, Matsunagi	1.03	0.91	1.85	0.09	3.88
39) Hakusan Shrine, Naura	0.95	1.14	2.01	0.31	4.41
40) Wajima High School	0.80	1.46	1.17	0.21	3.64
41) Minatsuki	0.83	1.18	1.57	0.05	3.63
[LLRL]					
42) Side of Building (Oct. 2, '76)	0.75	2.99	0.75	0.23*	4.72
43) " (May 26, '78)	0.85	3.11	0.78	0.04	4.78
44) " (Jul. 29, '81)	1.03	3.01	1.28	0.03	5.35
45) " after heavy rain (")	3.18	2.90	1.23	0.03	7.34
46) Rooftop Corner (Mar. 3, '82)	1.00	1.52	1.86	0.04	4.42
47) Rooftop Center (")	1.30	1.86	2.26	0.02	5.44
48) Center of Penthouse (")	1.94	3.41	4.45	nd	9.90
49) 3F Student Room (")	2.17	3.11	4.01	nd	9.29
50) 2F Meas.Rm Center H = 1 m	1.90	2.95	4.18	nd	9.03
51) " H = .5 m	1.85	3.07	4.16	nd	9.08
52) " H = .2 m	1.85	3.06	4.20	nd	9.11
53) " H = .1 m	1.86	3.09	4.17	nd	9.11
54) " NE Corner H = 1 m	1.52	2.89	3.91	nd	8.32
55) " NE Midway H = 1 m	1.96	3.05	4.11	nd	9.12
56) " E H = 1 m	1.78	3.12	3.96	nd	8.96
57) " SW Midway H = 1 m	1.68	3.05	3.98	nd	8.71
58) " SW Corner H = 1 m	1.94	2.80	3.76	nd	8.50
59) 1F Meas. Room (Sep. 9, '78)	1.59	2.94	3.68	nd	8.21
60) 1F New Meas. Room (Jul. 16, '81)	1.51	2.82	3.90	nd	8.33

nd: not detected.

*: including short fission products.

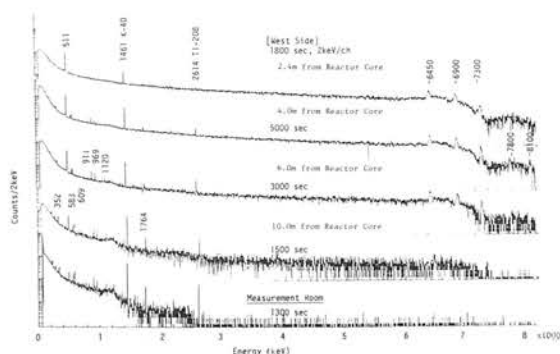


Fig. 1. In-Situ Ge(Li) spectra measured in reactor room at 1W operation.

○県内各地の空間 γ 線々量とその寄与成分の評価。

県内各地のIn-Situ γ 測定は4年目に入り、能登半島北部の珠洲市を中心とする地域を調査した。今回の調査地域は半島西部に比べ空間 γ 線々量は全般に低く3~4 $\mu\text{R/hr}$ の範囲にあるほか ^{137}Cs の蓄積も少く、自然の状態に近いと考えられる寺家(須々神社境内)でも0.38 $\mu\text{R/hr}$ とそれほど高くなかった。Fig. 2にこれまでの調査結果もあわせて成分別の線量寄与を示す。棒の高さは線量の強さに対応し、左からU系列、Th系列、 ^{40}K の寄与をあらわしている。この図から能登半島全域の土壤中の天然放射性核種の分布の様子を知ることができる。

○低レベル放射能実験施設内の空間 γ 線々量

施設の敷地内に県の環境放射線測定局の設置が決まり、NaI(Tl)検出器による線量測定のほか種々の気象データの連続測定が行われることになった。(p.15写真参照)このため設置場所付近の放射能レベルの測定を行うとともに施設内のさまざまな場所でのIn-Situ測定を実施し、以前の測定値も合わせてTable 1に示した。

同一地点で行った建屋横の広場【42~44】の値は約1 $\mu\text{R/hr}$ 増加しているがこれは81年6月に完成した増築による影響とみなすことができる。NaI(Tl)検出器の設置予定の屋上の隅付近【46】では4.4 $\mu\text{R/hr}$ で、屋上の中心【47】は床面を見込む立体角の増加により各成分とも30%増加するが、地表に分布する ^{137}Cs の寄与は逆に減少している。2階の測定室(現データ処理室)では検出器の位置を色々変えて測定したが窓際【54】と空調器そば【58】がやや低いほかはほとんど変化がなく床面からの高さによる差もみられなかった。1階測定室が比較的低いのは遮蔽材の影響あるいは床下室内にあるに敷いた珪石や鉄板の効果があらわれているものと考えられる。

○NaI(Tl)検出器による宇宙線成分の評価

野外測定の際にはNaI(Tl)による線量評価もときには行う。この検出器は取扱いが容易で、高エネルギーの宇宙線成分の評価には非常に有効であり、3 MeV以上の宇宙線成分(主として μ 中間子)の海拔高度による変化・地下での吸収などについて検討を行ってきた。当施設内で得られたNaI(Tl)スペクトルをFig. 3(a)(b)に示す。(a)は検出器を置く角度によるスペクトルの変化を調べたもので約40 MeV付近にみられるmuonのピークは検出器を縦に置くと最も高エネルギー側に移る。屋上と1階の間には3層の天井があり、それだけで宇宙線成分の寄与は2/3に減少する(b)。Table 2は海面上での3 MeV以上の成分(130cpm)を3.4 $\mu\text{R/hr}$ として求めた様々な海拔高度と深さによる宇宙線成分の測定結果を示したものである。

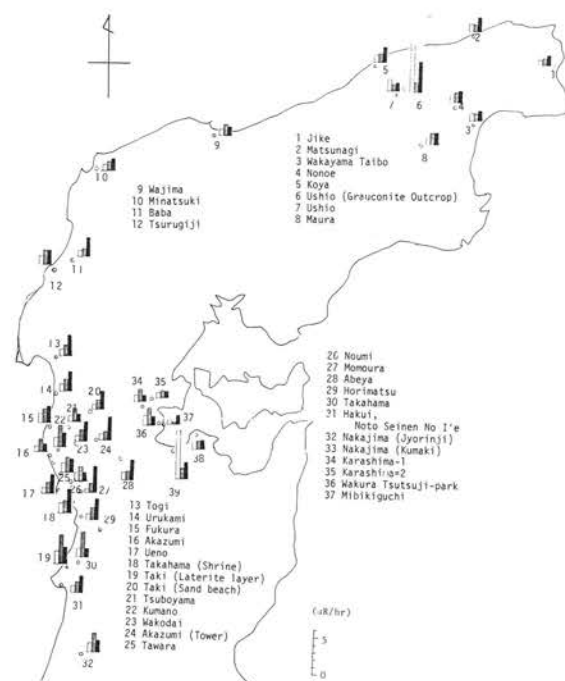


Fig. 2 Map of exposure rates in Noto Peninsula. from left to right: contribution of U, Th and K.

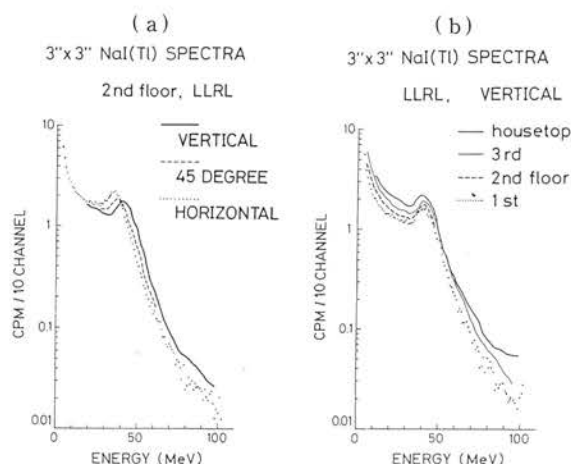


Fig. 3. High energy NaI(Tl) spectra measured at LLRL.

(a) Variation of spectral shape by detector angle.

(b) Attenuation of high energy component by ceilings

Table 2. Exposure rates by cosmic-ray components measured at various altitude and depth.

Measuring points	Altitude or Depth (m)	Exposure Rates ($\mu\text{R/hr}$)	
		Gamma-ray	Cosmic-ray
Sanpo-iwa	1445	14.8	4.7
Mihoro Dam	766	8.9	3.9
Hakusan Hogo Center	602	7.9	3.6
Tedorigawa Dam	470		3.7
LLRL Rooftop (4F)	50	4.5	3.4
" Measurement Room(1F)	40	8.5	2.2
Niu Bay (sea bottom)	- 4.5	1.5	1.0
Satokawa Cavern, Komatsu	- 50 mwe*		0.21
Kagekiyo Cavern, Akiyoshi	-150 mwe		0.048
Tedorigawa Dam (Tunnel)	-270 mwe	9.5	0.024
Mihoro Electric Power Station (Underground)	-600 mwe	12.2	0.020

*: Meters Water Equivalent.

Density of rock is assumed to be 2.5g/cc.

3.4 $\mu\text{R/hr}$ is assumed at sea level.

[本研究は原子力安全研究協会委託、近畿大学原子力研究所共同利用、石川県委託などにより部分的に実施され、それぞれの報告書により詳細に記載されている。]

ウラン系列非平衡の非破壊Ge-LEPS測定 — ウラン鉱物への適用 —

Non-destructive Ge-LEPS Measurement of U-series Disequilibrium

— Application to Uranium Minerals —

岐阜県土岐・瑞浪両市にまたがる東濃ウラン鉱床の調査で、露頭などについては可搬型のGe-LEPSも使用しU系列核種の平衡に関するIn-Situ測定を試みたが(p.4参照)、一方、坑内については検出器を持ち込むことなく、さまざまな地点でウラン鉱物を採取し、国内国外各地からの標準鉱物と合わせて動燃の事務所で、各試料数分から10分の測定を行い、放射平衡がかなり乱れている試料では、定性的な判定が十分可能なことを確かめた。さらに、これらの測定結果をチェックするとともに、U系列核種の放射平衡の度合を精密に測定するため、研究室に試料を持ち帰り、低バックグラウンドγ線測定により非破壊定量を行った。

LEPS測定ではU系列核種のうち低エネルギーγ線放出核種、 ^{234}Th (63, 93keV), ^{226}Ra (186keV), ^{214}Pb (242, 295, 352keV), ^{210}Pb (46keV), ^{235}U (186keV)等を比較的効率よく検出できる。放射平衡にある天然ウランの場合186keVγ線が ^{226}Ra と ^{235}U からはほぼ同程度の割合で放出されるため、それぞれの寄与の割合を求め、放射平衡の簡便な判定方法を検討した。放射平衡が保証されている標準U試料(NBL)および精製した天然U試料の精密測定を行い、63keVγ線との比を正確に求め、186keVγ線について ^{226}Ra と ^{235}U の寄与の割合を求めた。その結果、口径8cm²と15cm²の2つの検出器で得られた値は誤差の範囲内で一致し、 ^{226}Ra と ^{235}U の寄与として(59:41)を得た。この値を用いることによりFig. 1に示すグラフからU系列核種の放射平衡の度合を簡単に求めることができる。

横軸に186keVと63keVγ線の比を、縦軸に ^{210}Pb の46keV, ^{214}Pb の242, 295, 352keVγ線等と63keVγ線の比をそれぞれとりプロットする。検出器の有効面積や厚みなどにより各スケールは違ってくるが、これは放射平衡にある標準U試料を含む線源で容易に値づけできる。ここで使用したGe-LEPS(15cm²×7mm)の場合 $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$ 比が0の場合および放射平衡の場合の186keV/63keVγ線の比は、それぞれ0.19および0.55(±0.01)となった。図中、縦に引いた点線より左側に測定点がある場合には、放射能値で $^{226}\text{Ra} < ^{238}\text{U}$ の未平衡状態、右側に来るとは $^{226}\text{Ra} > ^{238}\text{U}$ の状態に相当する。一方 ^{222}Rn の損失のない試料では ^{214}Pb の各ピークについてそれぞれ図の各斜線上にのる事になり、これらの線よりも低い場合には ^{222}Rn の損失や ^{222}Rn が十分に生長していない未平衡の試料と考えられる。なお46keV/63keV比が斜線より高い場合は、 ^{210}Pb の付加あるいは ^{226}Ra の溶出などが考えられる。

月吉鉱床および各地で採取されたU鉱物にこの方法を適用して、得られた結果をTable 1.に示す。低バックグラウンド測定値は現地測定値よりやや低くなったが、非常に限られた短時間測定であることを考えれば現地測定の結果は妥当であるといえよう。

$^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$, $^{214}\text{Pb}/^{238}\text{U}$, $^{210}\text{Pb}/^{238}\text{U}$ 比がほとんど等しい試料はU及び娘核種の移動のない閉鎖系と考えられる。これらの値がすべて1より小さい場合[(1),(2),(3)]は、新鮮なUの2次鉱物を含むものと判断される。 $^{226}\text{Ra}/^{238}\text{U}$ 比に比べ $^{214}\text{Pb}/^{238}\text{U}$ 比が小さい試料[(5),(6),(8),(10)]は、 ^{222}Rn が逃げ易い状態にあること。また、娘核種が過剰にある試料[(7),(8),(10)]はUの溶出または、 ^{226}Ra の付加で説明できる。(9)についてはUの付加を考えた方が妥当であろう。

このようにU含有量が比較的高ければバックグラウンドを無視できるので、遮蔽を行わない現地測定でも放射平衡の度合を容易に知る事ができる。さらに低バックグラウンドγ線測定を実験室で行なえば、U系列諸核種の放射平衡についてさらに詳細な検討も可能である。

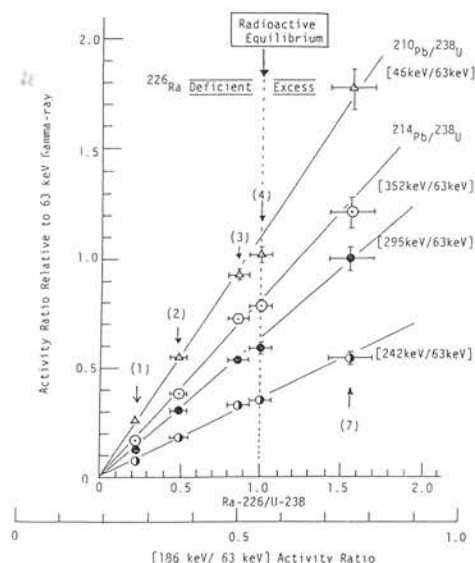


Fig. 1 Simple graphical method to determine the equilibrium state of U-series nuclides.

Table 1. U-series disequilibrium in various U-containing samples.

Sample and Location	Weight (g)	Activity Ratios Ra/U	Ra/U	Ra/U	Remarks
(1) Andersonite, Surface	11	0.22±0.05	0.21±0.05	0.24±0.05	Fresh mineral
(2) " " Surface	64	0.47	0.50	0.50	"
(3) " " middle depth	54	0.83	0.90	1.05	Nearly Equilibrium
(4) " " Rock	70	0.97	0.98	1.16	"
(5) Boring core near No.3 point	19	1.05	0.80	0.96	Radon escape
(6) Rock near cross cut-W	74	0.72	0.44	1.00	Radon escape
(7) Rock near No.1 point	74	1.55	1.41	2.01	U leached
(8) Rock near No.3 point	84	1.33	1.17	1.34	U leached
(9) Sediment mud of pond	64	0.29	0.30	0.49	U accumulate
(10) Surface rock, Obara	51	2.22	1.12	2.74	Radon escape, U leached

Ra/U : Ra-226(186keV)/U-238(63keV)
\$ Ra/U : Pb-214(352keV)/U-238(63keV)
& Ra/U : Pb-210(46keV)/U-238(63keV)

[本研究は原子力安全協会委託研究として、動力炉核燃料開発事業団の協力も得て行われた。]

原爆被曝誘導放射能のシミュレーション照射による研究

Induced Radioactivity Study by Simulation Irradiation to Atomic Bomb Exposure.

1976年以来、In-Situ γ スペクトロメトリーにより広島および長崎の原爆被曝レンガ・敷石などについて、残留放射能 ^{152}Eu （半減期12.4年）を検出し(LLRL-AR-2, p. 7), さらに1979年には可搬型LEPSにより広島元安橋の花コウ岩橋桁等について ^{152}Eu を認め(LLRL-AR-4, p. 10), その存在濃度を推算した*. このような結果の解析にも役立てるため、かなり大型試料でも照射可能な近畿大原子炉(UTR)を利用し、その中央ストリンガーにFig. 1のような花コウ岩ブロックを積重ねた50cmの柱を挿入し、2日間にわたり計13時間照射した。照射完了後の試料は γ スペクトロメトリーで ^{56}Mn , ^{24}Na の放射能を認めたが、線量率は低く、数十分冷却後ブロックを解体し、中性子束密度を測るため同時に装着した金箔、酸化ユーロピウム粉末、純アルミニウム板等を取り出し、前2者を近畿大Ge(Li) γ スペクトロメーターで測定した。

花コウ岩の各ブロックは1ヶ月間近畿大にて冷却後、当施設より持参したLEPSで測定したが ^{233}Pa のピーク以外では天然放射性壊変系列のほかはとくに認めなかった。しかし、各ブロックを当施設に持帰り、それぞれを重遮蔽低バックグラウンド γ スペクトロメーターで測定し、Fig. 2 上部に1例を示すような ^{152}Eu ピークを認める γ スペクトルをえた。Fig. 2 下部には比較のために非照射の同質花コウ岩の γ スペクトルを示す。測定は照射後4ヶ月前後経過してから500~2500分行われたが、各ブロックの下面および上面について ^{152}Eu の121keV γ 線ピーク面積計数率からその壊変率を測定計数統計誤差(1 σ)もつけてFig. 3に印で示した。

同図には各金箔1mgあたりの ^{198}Au 計数率を○印または○印(花コウ岩側面)で、酸化ユーロピウムの4ヶ月冷却後の ^{152}Eu の121keVピーク計数率も●印で示した(照射完了直後は半減期9.3時間の $^{152\text{m}}\text{Eu}$ の各ピークが顕著)。一方アルミニウム板は照射完了直後半減期2.24分の ^{28}Al のピークを認めたのみで(n, p)反応により生成する ^{27}Mg (半減期9.45分)の検出は困難であった。しかし翌日当施設に持帰り重遮蔽のもとで測定したところ(n, α)反応による ^{24}Na の1.368MeVのピークを約1000分測定で認めた。Fig. 3には△印でその計数率を試料1gあたりで示す。速中性子の(n, α)反応で生成する ^{24}Na は、熱中性子放射化誘導核種 ^{198}Au , ^{152}Eu に比し、中心より45cm高の場所での減少が大きく、これは試料ブロックおよび周辺黒鉛等による速中性子の減速が原因と考えられる。

照射花コウ岩ブロック中の ^{152}Eu 含有量をその計数率から求めるためには、同形の測定線源を油ネンドで作製し、その含有する天然放射性核種から ^{152}Eu の121keV γ 線の絶対計数効率を求めた。それから例えばAブロックの ^{152}Eu 含有量は $0.157 \pm 0.006 \text{ pCi/g}$ となる。いまAの照射位置の中性子束密度 $1.5 \times 10^7 \text{ n/cm}^2 \cdot \text{sec}$ (13時間照射で $7 \times 10^{11} \text{ n/cm}^2$)とすれば、 0.91 pCi/g と評価された広島元安橋花コウ岩での中性子束は1945年の被曝当時には $2.4 \times 10^{13} \text{ n/cm}^2$ と推算されることとなる。

* 巻末研究報告 IAEA-STI/PUB/592, 105~124 (1981)。

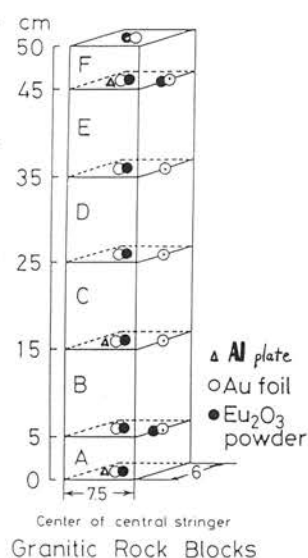


Fig. 1 Irradiated Sample.

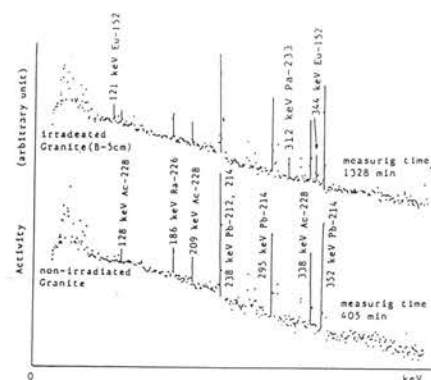


Fig. 2 Ge(Li) spectra of irradiated and non-irradiated granitic blocks.

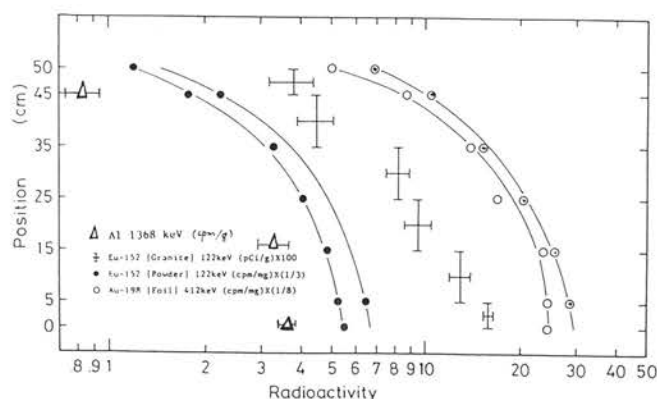


Fig. 3 Produced radioactivities at each position.

[本研究は主として大学院生、圓尾好宏の協力により行われ、その修士論文に記載されるとともに昭和55年度近畿大学原子炉共同利用研究経過報告書 p.9~11に報告され、また第25回放射化学討論会において研究発表(3A04, 要旨集 p.196)された。]

Pu, Amの分離, 定量 — HDEHP抽出またはDBDEC(M)P抽出とLEPS測定 —

Separation of Pu and Am — Application of Solvent Extraction with HDEHP or DBDEC(M)P and LEPS Measurement —

環境試料中のPu汚染分布測定はかなり広範に行われるようになったが、 α 放射体による汚染という観点からみると、 ^{241}Pu (β , $T_{1/2}$ 14.4年) より生長する ^{241}Am (α , $T_{1/2}$ 432年) の定量はゆるがせにできない。また測定法の観点では、従来からは α スペクトロメトリーを主としていたが、低エネルギー光子スペクトロメトリー(LEPS)の適用も興味ある研究課題である。本研究ではかなり高度のPu汚染を受けた環境試料、すなわち、1968年Pu爆弾搭載のB52墜落事故のあったデンマーク領GreenlandのThuleの環境試料(海底土)を同国の研究者から提供されたのでこれを用い、上記の諸課題を研究した。とくにAmの溶媒抽出分離については、従来使用していたHDEHPの使用のほか、分離分析法をより簡易化するため、 8NHNO_3 溶液からでもAm抽出可能なDBDECMP*およびDBDECMP**が、本邦でも合成(東京化成工業)され入手できたので、これら有機試薬の特性(Am等抽出に関する)を検討するとともに、環境試料分析への適用を試みた。

試料そのままでLEPS測定によってもFig. 3(a)のように ^{241}Am の存在は明かであるが、Pu同位体の存在に起因するU-LX線の領域には ^{241}Am の存在に起因するNp-LX線もほぼ重なり、Pu評価のためにはAmからの化学分離が望まれる。

Thule試料については難溶性 PuO_2 の存在も考えられるので、Fig. 1に示すように硝酸溶出のほか、さらにHF添加溶出も加え、両者から求められるAm, Pu量の比較も行った。なお α スペクトロメトリーによる精密測定もあとで行いうるよう、両元素のトレーサー核種も一定量試料溶液に添加した。Fig. 2には HNO_3 溶出部分と、その残渣に $\text{HF}+\text{HNO}_3$ 溶出を行った部分、それぞれにつき、TOA抽出によりPuを抽出分離、その後水相のpHを1.2~1.6に調節してAmをHDEHPで抽出した実験での水相および有機相(右肩斜)のLEPS測定結果を示す。分離されたPu, Am両部分につき電着線源も作製し、そのLEPS測定さらに α スペクトロメトリーも行った。標準 ^{239}Pu , ^{241}Am , ^{243}Am 等の同様の測定値を参照し、LEPS測定による試料中の ^{241}Am 量は α スペクトロメトリーによる値と合致し、 $^{239+240}\text{Pu}$ 量に比し HNO_3 溶出部分にやや多い。

面倒なpH調節を要しない新有機試薬をKel-F-300担体に保持させ(DBDECMPは 8NHNO_3 で脱離しやすいのでDBDECMPを使用)、逆相クロマトグラフィーでAmを捕集する方法を、陰イオン交換樹脂によるPu捕集と組み合わせた逐次分離もFig. 4に示すように検討した〔詳細Radiochimica Acta, 29, 205-208 (1981)〕。分離された各部分のLEPSスペクトルをFig. 3に示すが、Pu, Amの分離は有効で、試料中の存在量は $^{239+240}\text{Pu}$ $771 \pm 9\text{pCi/g}$, ^{238}Pu $11 \pm 1\text{pCi/g}$, ^{241}Am $76 \pm 3\text{pCi/g}$ と電着 α スペクトロメトリーにより定量された。

〔本研究は化学教室卒研生山本豊、北陸大学山本政儀氏の協力で行われ、一部は第24回放射化学討論会に発表(2A17)された。〕

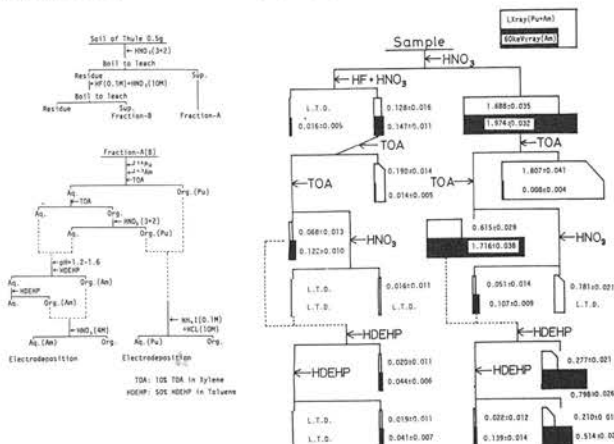


Fig. 1 Analytical scheme by solvent extraction with TOA and HDEHP.

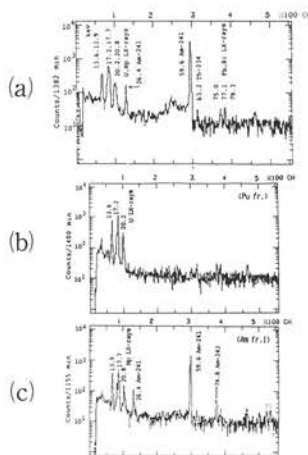


Fig. 3 Low energy photon spectra by Ge-LEPS.

(a) Thule sample.
(b) Pu fraction.
(c) Am fraction.

Fig. 2 Counting rates of two different peaks of LEPS for each fraction.

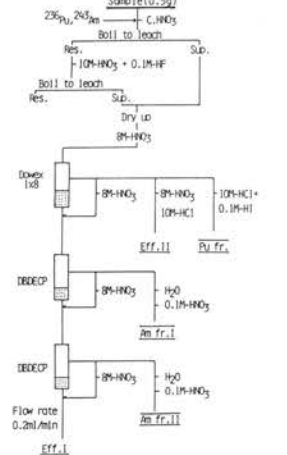


Fig. 4 Sequential separation method of Pu and Am by anion exchange and reversed phase chromatography with DBDECMP.

* Dibutyl-N,N-diethylcarbamylphosphonate (DDCP) or (DBDECMP)
 $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{CH}_2\text{O}-\text{P}(\text{O})(\text{O}-\text{CH}_2\text{CH}_3)_2$
 $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{CH}_2\text{O}-\text{P}(\text{O})(\text{O}-\text{CH}_2\text{CH}_3)_2$

** Dibutyl-N,N-diethylcarbamylmethylphosphonate (DBDECMP)
 $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{CH}_2\text{O}-\text{P}(\text{O})(\text{O}-\text{CH}_2\text{CH}_3)_2$
 $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{CH}_2\text{CH}_2\text{O}-\text{P}(\text{O})(\text{O}-\text{CH}_2\text{CH}_3)_2$

環境試料中の ^{241}Am と $^{239,240}\text{Pu}$

²⁴¹Am and ^{239,240}Pu in Environmental Samples

原子力施設から由来する放射性廃棄物の処理処分に関わる長期安全評価の重要問題として、長寿命放射性核種の環境中での挙動研究が増々重要になっている。とくに生物への影響が大きい α -放射体の超ウラン元素、 ^{241}Am やプルトニウム (Fig. 1) の挙動は重大な関心事である。今回は、環境試料中の ^{241}Am のレベルを把握すると共に、 $^{241}\text{Am}/^{239, 240}\text{Pu}$ 放射能比での検討が、Pu環境汚染の由来を知る上で有効であると思えるので、通常のフォールアウト地域のもを高濃度汚染を受けた試料〔㊴ Thule (グリーンランド), ㊵ Bikini 環礁の土壌及び第5福竜丸の使用したボンテンチクの「しゅろ」、㊶ 長崎西山地区の土壌〕と比較対比しながら検討した。 $^{239, 240}\text{Pu}$ は α 線スペクトロメトリー、 ^{241}Am はGe-LEPSによる非破壊測定もしくは α 線スペクトロメトリーで定量した。

Fig.2.には土壤深度分布の測定結果を、Fig.3,4には他の研究者の成果も参照して諸核種の放射能比として示す。またFig.5には、これまでに分析した試料の $^{239,240}\text{Pu}$ 濃度（横軸）、 ^{241}Am 濃度（縦軸）、 $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$ 比（斜線）をまとめた。世界的な大気圏核実験によるフォールアウト蓄積試料での $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$ 比は、陸土、海底土、湖底土ともに0.3前後の値が得られた。しかし小黑飯土（壤）では0.63～0.75の高い値が得られ、またFig.5に示すように土壤の場合、深くなるにつれてこの比が高くなる傾向が認められる〔LLRL-AR-4 p.9参照）。Fig.3に示す海藻（ホンダワラ、ワカメ）については、0.06～0.22の値が得られ、既知報告データと近似している。Fig.4に示すように、高純度Pu爆弾を搭載したB-52の氷上激突爆発で汚染したThule試料、Pu爆弾に起因するフォールアウトを直接受けた長崎西山地区試料の比は、それぞれ0.099、0.04～0.047と低い。一方Bikini環礁関連の土壤及び「しゅろ」の比は、それぞれ0.65、0.51とかなり

高い。このように高濃度Pu汚染地区の試料中の ^{241}Am / $^{239+240}\text{Pu}$ 比が一般環境試料中のそれと異なることは非常に興味深く、この放射能比での検討が、環境試料中のPu汚染由来を評価する上で有効であると考えられる。

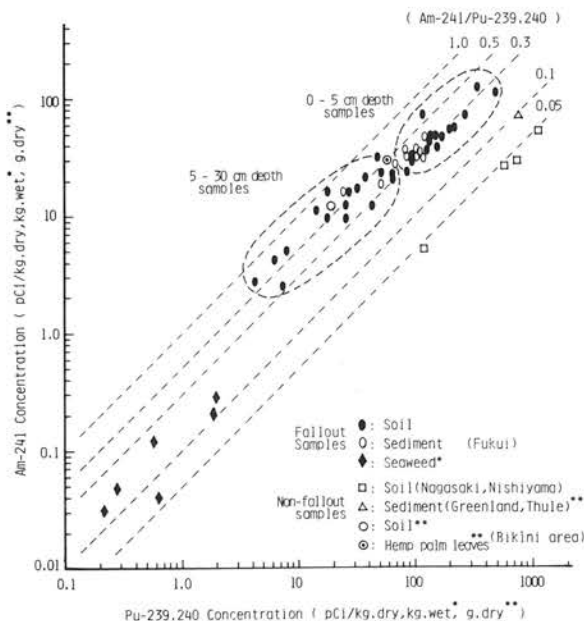


Fig. 5 Concentrations of ^{241}Am and $^{239,240}\text{Pu}$ in the environmental samples and activity ratios of $^{241}\text{Am} / ^{239,240}\text{Pu}$

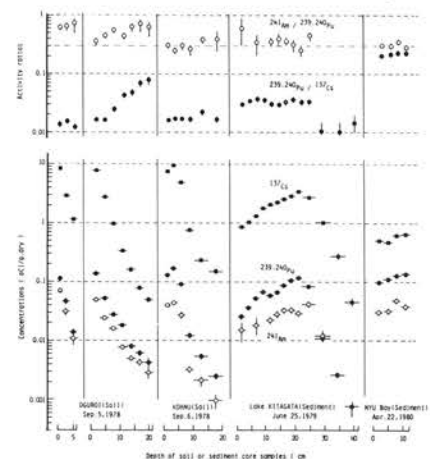


Fig. 2 Depth profiles of ^{241}Am , $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{137}Cs in soils and sediments, and their activity ratios.

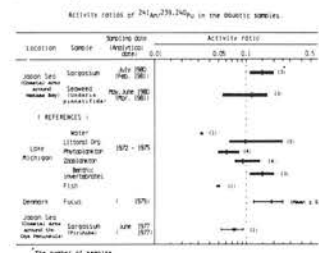


Fig. 3 Activity ratios of $^{241}\text{Am}/^{239,240}\text{Pu}$ in aquatic samples.

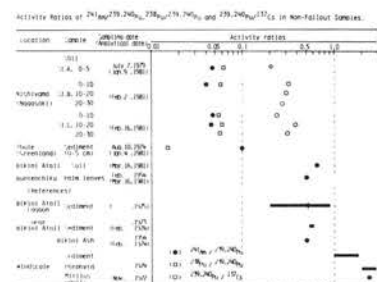


Fig. 4 Activity ratios of $^{241}\text{Am}/^{239, 240}\text{Pu}$, $^{238}\text{Pu}/^{239, 240}\text{Pu}$ and $^{239, 240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ in non-fallout samples.

〔本研究は、北陸大・薬、山本政儀氏の研究協力により行ったもので第16回保健物理学会で発表され、また結果の一部は、International Symposium on Migration in the Terrestrial Environment of Long-Lived Radionuclides from the Nuclear Fuel Cycle, (IAEA), (Tennessee, USA, 27~31 July 1981) で山本氏が発表した。〕

三方五湖の核地球化学的研究

(1) 湖水のRa同位体比, U同位体比およびPu含有量

Nuclear Geochemical Study on "Five Lakes of Mikata"

Isotopes of Ra, U and Pu in Water

福井県三方五湖は、若狭湾から海水の流入を受ける日向湖、久々子湖、それに浦見川(1665年開削完工)より連なる水月湖、菅湖、また鱒川、別所川など河川水の流入を受ける三方湖から成り、五湖すべてが異った形態・水質を有し、地球化学的に興味あるシステムを形成している。(Fig. 1, 2) 最近の生活排水や観光の影響に伴う環境保全の見地から、水質及び生態学的調査が注目されているが、放射性核種についての核地球化学的研究は殆んど行われておらず、今回は、湖水及び河川水中の天然放射性核種(^{238}U , ^{234}U , ^{226}Ra , ^{228}Ra)と、人工フォールアウト核種(^{239}Pu , ^{240}Pu)を対象に検討した。

【採水と分析】Fig. 1に示す採水地点の中で、A1, A2, B, C, D, E1, F1は1979年10月、A4, B2, B3, E2, E3, F2は1981年6月、A3は8月・A5, A6, E4, E5, F3は12月に採水したもので下記の方法で分析した。

i) Pu及びRa: 湖岸で300lのバケツに採水し、塩酸酸性とした後、 Fe^{3+} 担体、 ^{236}Pu トレーサーを加え数時間放置。アンモニア水を加え、 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 沈殿にPuを捕集し、さらに Ba^{2+} 担体を加え、 BaSO_4 沈殿にRaを捕集した。沈殿を実験室に持ち帰り、塩酸可溶性部分からPuをTOA抽出法により分離、電着後 α スペクトロメトリーを行った。不溶性部分を乾燥、秤量後密封一ヶ月放置して γ スペクトロメトリーよりRaを分析した。(609keV ^{214}Bi ピークより ^{226}Ra を、911keV ^{228}Ac ピークより ^{228}Ra を定量。)

ii) U同位体: 別に持ち帰った塩酸酸性の試料に ^{232}U トレーサーを加え、 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 共沈法(慣用法)または AlPO_4 共沈法を用い、溶媒抽出及びイオン交換により分離、電着後 α スペクトロメトリーを行った。 AlPO_4 共沈法では、慣用法に比し、鉄除去の煩雑さがなく、その際のU損失を少くし、Uの分離には有効でこの際Raは共沈しないことも実験的に確かめた。

【測定結果と考察】Fig. 3に三方五湖の各同位体の結果をまとめた。なお、U同位体については辰口町の温泉水・河川水のほか、石川県の各温泉の値もあげて、Fig. 4で比較を行った。三方五湖の ^{238}U 量は、全体として塩分濃度に比例して変化し(海水の流入に帰因)、一方、河川の流入する三方湖の ^{238}U 量は河川水の値とあまり異ならず、鱒川、別所川上流の $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ 放射能比(A.R値)は高く、湖水でA.R値の高いものは概して ^{238}U 量が低い。水月湖でも、中央付近表層水で三方湖同様の傾向を示し、三方湖に流入する河川水の直接の影響が大きいことを認めた。Fig. 4に示す ^{238}U 量とA.R値の相関では、水系ごとにグループがみられる。 ^{226}Ra 量は、ほぼ ^{238}U 量に対応して減少するが、放射平衡の観点でみると1/10~1/15である。なお、Ra/U比については、底質からの溶出が考えられるが、試料Cについての ^{234}Pu 量からもうかがえるように試料によっては、底質舞上りの影響も大きいと考えられる。

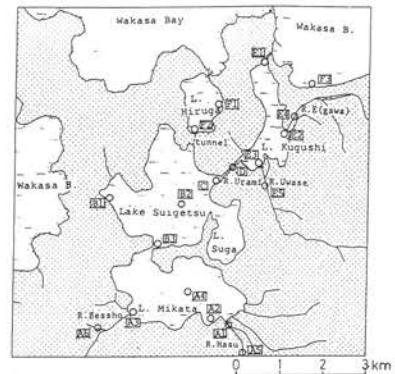


Fig. 1 Sampling sites at "Five Lakes of Mikata".

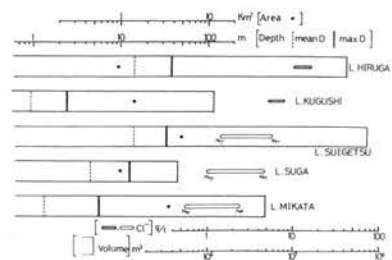


Fig. 2 Dimensional characteristics and Cl^- concentration of "Five Lakes of Mikata".

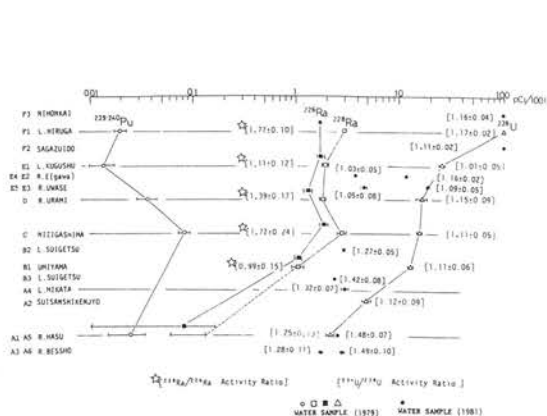


Fig. 3 Concentration of various radionuclides in each water sample.

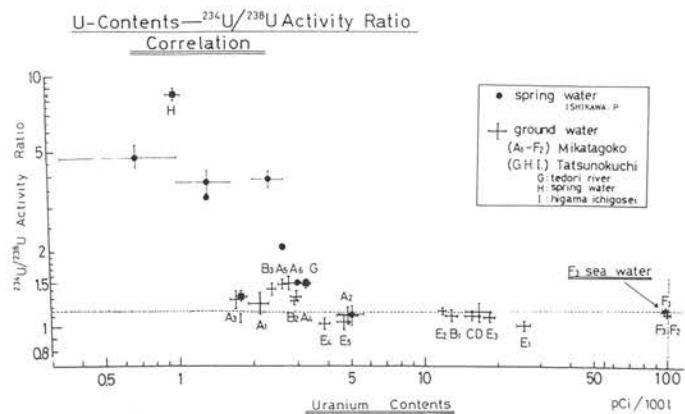


Fig. 4 ^{238}U contents and $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ activity ratios.

〔本研究は、化学教室卒研生・林の実験協力、大学院生・塚本の測定のほか、放射化学研究室の中西講師、大学院生・竹井・卒研生・北沢らの成果をまとめたもので、1981年度日本地球化学会に一部を発表。〕

(2) 湖底堆積物中の人工 ($^{239,240}\text{Pu}$, ^{238}Pu , ^{137}Cs) および天然 (^{210}Pb) 放射性核種

Artificial and Natural Radionuclides in Lake Sediments

本研究では、フォールアウト起源の人工放射性核種 $^{239,240}\text{Pu}$, ^{238}Pu , ^{137}Cs の水圏環境における沈積に及ぼす諸条件を考察する目的で、面積、深度、水質の異なる水を有する三方五湖の湖底堆積物について、これらの核種を定量し検討した。試料は Fig. 1 に示す地点で1979年10月 (stn. 1~10), 1981年6月 (A~D) に、それぞれエックマン・バージ採泥器 (20cm×20cm) 又は、ピストンコアラ (φ51mm) を用いて採取した。表層試料は、濾過により間けき水を除き、赤外線ランプで乾燥後、100 メッシュ以下に粉碎した。コア試料は10000r.p.m で遠心し、間けき水を除き、表層試料同様に粉碎した。

上記諸試料13~25 g をプレス、φ 50mm のディスク状とし、PGT. closed-end coaxial Ge(Li) により ^{137}Cs 等を、LEPS (低エネルギー光子スペクトロメーター) により ^{210}Pb 等を定量した。この他 A~D 試料では、試料 2 g を用い、EDAX 社、EXAM2 B 型エネルギー分散型蛍光 X 線分析装置 (分析化学) により、13 元素が定量されている。又、stn. 2, 3, 7, 10 の試料 50 g については、 ^{236}Pu トレーサーを加え、化学分離、電着し、α スペクトロメーターにより $^{239,240}\text{Pu}$, ^{238}Pu を定量した。

これら放射能測定の結果は、Table. 1 (1981年採取)、Table. 2 (1979年採取) に示す。Table. 1 で ^{137}Cs 濃度を比較すると、日向湖、久々子湖、三方湖では水月湖の各々 1.5, 2.2~4.4, 3.0~6.0 倍である。これは試料 C が水月湖の水深のより深い所から採取されたもので、浅い久々子湖、三方湖にくらべ堆積物表面への ^{137}Cs の供給効率が低いと考えられる。同じ水月湖でも、水深の浅い海山寄りで採取した1979年の試料では、 ^{137}Cs 濃度が高い。一方 Pu 濃度も同様にこの採取点では高い。なお、三方湖で excess ^{210}Pb 濃度が少ないのは、堆積速度の速いことを反映すると考えられる。なお、Fig. 2 には、水月湖海山寄りの $^{239,240}\text{Pu}$, ^{137}Cs 濃度の深度分布の例を示した。いずれも、深度とともに減少し、

1.11~1.97 g/cm² 層では 0~0.26 g/cm² 層の 1/100 程度である。

Table. 3 はフォールアウト起源の Pu と Cs の他の海底堆積物中濃度もあげるとともに、地表降下量をも参照して、水圏から堆積物への移行過程での挙動の違いを検討したものである。浅い湖や湾に降下した Pu は、ほとんどその場で沈降するが、Pu 濃度の違いが生ずるのは、海流や河川等により Pu を付着した懸濁物が流入・堆積付加するためと考えられる。一方 Cs は、湖水・沿岸海水の違いによらず、水面に降下したはずの量の 3% 程度しか堆積物に移行していない。このため、堆積物の $^{239,240}\text{Pu}/^{137}\text{Cs}$ 放射能比は陸上の値に比べ数10倍大きくなっている。

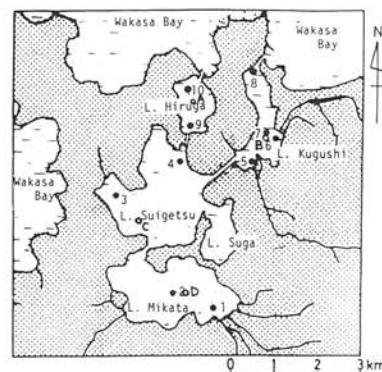


Fig. 1. Sampling sites at "Five Lakes of Mikata".

Table. 1. Radionuclide concentration in lake sediment core samples collected in 1981 (pCi/g dry).

湖底堆積物の 深さ (cm)	試料番号	Pu-238	Cs-137	K-40
日向湖	0-20	1.54	0.30 ± 0.05	0.25 ± 0.05
久々子湖	0-7	1.11	0.30 ± 0.03	0.17 ± 0.03
	7-12	0.79	0.59 ± 0.06	N.D.
	12-17	0.76	0.60 ± 0.06	N.D.
	17-22	0.82	0.66 ± 0.03	N.D.
三方湖	0-5	1.62	0.80 ± 0.03	0.30 ± 0.03
	5-10	1.62	0.86 ± 0.03	0.25 ± 0.03
水月湖	0-10	2.48	0.83 ± 0.03	0.52 ± 0.03
	10-11	1.62	0.79 ± 0.03	0.63 ± 0.03

Table. 2. Radionuclide concentrations in surface lake sediments collected by Ekman barge in 1979.

採取地点	分析した層 (深さ cm)	核種濃度				放射能比 (%)	
		$^{239,240}\text{Pu}$ (dpm/kg dry)	^{238}Pu (dpm/kg dry)	^{137}Cs (dpm/g dry)	excess ^{210}Pb (dpm/g dry)	Pu-238 Pu-239,240	Pu-238 Cs-137
三方湖・中央 (stn. 2)	(0 ~ 約 3.5 cm)	111.7 ± 6.2	3.82 ± 0.57	3.17 ± 0.16	12.0 ± 2.0	3.42 ± 0.49	3.53 ± 0.27
水月湖・海山寄 (stn. 3)	(0 ~ 約 2.4 cm)	542 ± 41	21.8 ± 2.1	3.15 ± 0.17	32.2 ± 4.8	4.02 ± 0.24	17.2 ± 1.6
	(約 2.4 ~ 約 5.6 cm)	495 ± 24	13.3 ± 1.1	1.701 ± 0.090	35.6 ± 5.3	2.68 ± 0.20	29.1 ± 2.1
久々子湖・中央 (stn. 7)	(0 ~ 約 3.7 cm)	174 ± 13	7.88 ± 0.95	1.244 ± 0.070	23.6 ± 4.1	4.52 ± 0.45	14.0 ± 1.3
日向湖・北西寄 (stn. 10)	(0 ~ 約 7.3 cm)	500 ± 25	6.68 ± 0.78	0.949 ± 0.057		1.33 ± 0.14	52.7 ± 4.1

Table. 3. Accumulations of $^{239,240}\text{Pu}$, ^{238}Pu and ^{137}Cs . (mCi/km²)

(分析した層)	$^{239,240}\text{Pu}$	^{238}Pu	^{137}Cs	放射能比 (%)	
				Pu-238 Pu-239,240	Pu-238 Cs-137
水月湖・海山寄、湖底 (0 ~ 約 18 cm)	1.533 ± 0.061	0.0513 ± 0.0033	7.19 ± 0.27	3.34 ± 0.25	21.3 ± 1.2
丹生湖・湖底 (0 ~ 約 10 cm)	2.87 ± 0.16	0.097 ± 0.017	12.9 ± 1.0	3.36 ± 0.58	22.2 ± 2.2
	2.80 ± 0.16	0.129 ± 0.020	15.8 ± 1.0	4.59 ± 0.69	17.7 ± 1.5
大槌湖・湖底 (0 ~ 約 11 cm)	2.98 ± 0.14	0.111 ± 0.012	13.67 ± 0.88	3.73 ± 0.38	21.8 ± 1.7
	2.66 ± 0.18	0.071 ± 0.010		2.66 ± 0.42	
東京、胎表 (1954 年 ~ 1977 年)	1.2	0.055	200	4.6	0.6

* 福岡、杉村、葛城 (1979)

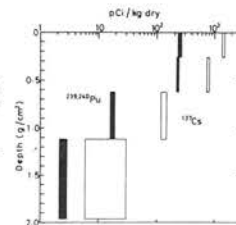


Fig. 2. Depth profiles of $^{239,240}\text{Pu}$ and ^{137}Cs concentration in lake sediments at Lake Suigetsu (stn. 3).

[本研究は、大学院生・圓尾、卒研生・林 (巧) が協力し、化学教室寺田教授、中西講師の研究として行われ、同教室の大学院生・竹井、林 (徳幸) も協力した。また1981年度日本地球化学会年会に一部を発表。]

海産生物中の ^{210}Pb ^{210}Pb Contents in Marine Organisms

日本の食生活は以前に比べかなり変化し海産生物の摂取量が減ったといわれている。しかし世界的にみれば魚介類や海藻の摂取は依然として高く、海産生物に含まれる ^{210}Pb 、 ^{210}Po の測定は、タバコ中のこれら核種とともに体内被曝線量の評価には不可欠である。日本近海で獲れる魚介類の ^{210}Pb の測定として1968年の放医研のデータがあるが、この値から日本は北欧やエスキモーなどとともに ^{210}Pb 摂取量の高い地域の一つに数えられている。 ^{210}Pb は十分遮蔽されたGe-LEPSにより測定が容易に行なえるので東大農学部および秋田大医学部との共同研究として海産生物中の ^{210}Pb の再評価を行った。

試料の採取および灰化までの前処理は両大学で行いLEPS測定を金沢大が担当した。測定には生重量で0.2–1kgの試料を用い500℃で灰化して測定線源を作成した。魚の場合、主として筋肉部分を測定したが、キチジは頭骨と内臓部を、サンマは筋肉と内臓を、またカツオは5個体を使い個体差をみるとともに血合肉、エラ、消化管、内臓に分けて測定した。イワシは丸ごと食することも多いので筋肉部分と丸ごとの測定も行った。Fig. 1 (a)–(d)にLEPSスペクトルの例を示す。(a)は検出器のバックグラウンド、(b)はカツオの筋肉、(c)はキチジの内臓、(d)は巻貝のシライトマキで得られたものである。 ^{210}Pb の46keV γ 線のピークは(a)、(b)では非常に低く認め難いが、(c)、(d)では明瞭である。生重量kgあたりに換算した ^{210}Pb 濃度をTableにまとめて示す。

魚の筋肉中の ^{210}Pb はほとんどのものが2–10dpm/kgに入るが、イワシやキチジでは20dpm/kgとやや高目である。内臓部分は筋肉部分より1–2桁 ^{210}Pb 濃度が高く、中でもキチジやシライトマキでは600dpm/kgを超えた値が得られている。軟体類ではスルメイカと二枚貝のコダマガイが20–30dpm/kgと中でも低目であるが、巻貝では著しく高く魚の内臓に近い。これに対し甲殻類のカニ、エビの筋肉中の ^{210}Pb は魚肉と同程度の低い値を示している。一方海藻類ではワカメが低かった他はいずれもかなり ^{210}Pb 濃度が高く50–330dpm/kgの範囲にある。

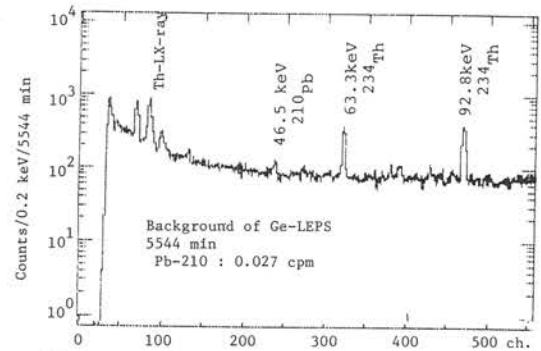
今回の測定値は諸外国で測定された値にはほぼ等しく放医研の値に比べ数倍から数10倍の差がある。この時の試料のとり方について詳しい記載がないのでわからないが内臓も含んでいる値とも考えられる。これらの結果から魚介類可食部の ^{210}Pb 濃度をやや大きな10pCi/kgとして平均的な日本人の魚介類摂取量を1日100gとすれば魚介類を通しての ^{210}Pb 摂取量は1pCi/dayとなる。

Table ^{210}Pb contents in marine organisms.

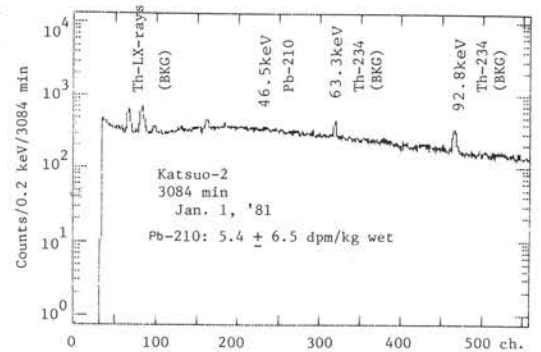
Sample	Pb-210 (dpm/kg)	Sample	Pb-210 (dpm/kg)
[Fishes]			
Maiwashi (Whole body)	368 $\pm$ 16	Surumeika (Body)	30.1 $\pm$ 4.0
" (Mustle)	24.6 $\pm$ 3.3	" (Legs)	27.4 $\pm$ 2.7
Ma-aji (Mustle)	6.1 $\pm$ 4.6	Kodama-gai	18.9 $\pm$ 6.2
Ma-saba (Mustle)	5.7 $\pm$ 3.3	Shiraitomaki	73 $\pm$ 6
Sanma (Mustle)	8.5 $\pm$ 4.2	" (Guts)	642 $\pm$ 21
" (Guts)	185 $\pm$ 19	Nejibora	337 $\pm$ 15
Katsuo-1 (Mustle)	7.8 $\pm$ 5.0	Hime-ezobora-modoki	429 $\pm$ 18
" -2(")	5.4 $\pm$ 6.5	[Crustacean]	
" -3(")	1.6 $\pm$ 2.4	Hiratsume-gani	5.7 $\pm$ 2.8
" -4(")	8.1 $\pm$ 2.0	Saru-ebi	1.1 $\pm$ 4.0
" -5(")	7.5 $\pm$ 2.0	[Sea Weeds]	
" (Red mustle)	12.0 $\pm$ 4.0	Wakame	< 20
" (gill)	40.6 $\pm$ 7.1	Ana Aosa	142 $\pm$ 6
" (Digestive organ)	118 $\pm$ 14	Jyoromoku	71 $\pm$ 12
" (Liver, spleen)	100 $\pm$ 12	Akamoku	55 $\pm$ 8
Mako-garei (Mustle)	5.5 $\pm$ 1.2	Umi-torano-o	220 $\pm$ 16
Meita-garei(")	10.5 $\pm$ 1.8	Fushi-fujimoku	98 $\pm$ 15
Chi-dai(")	2.2 $\pm$ 5.2	Piri-hiba	331 $\pm$ 26
Kichiji(")	19.2 $\pm$ 2.1		
" (Guts)	690 $\pm$ 26		
" (Head+)	306 $\pm$ 12		

Systematic error is estimated to be less than $\pm 10\%$.

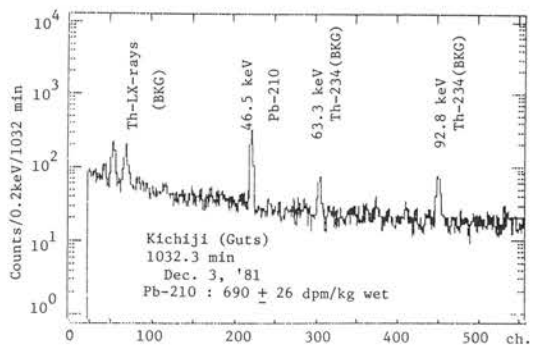
[本研究は東大農学部清水 誠助教授および秋田大医学部久松俊一助手との共同研究である。魚介類中の ^{210}Pb の測定は、原子力安全研究協会の委託を受けて実施された。]



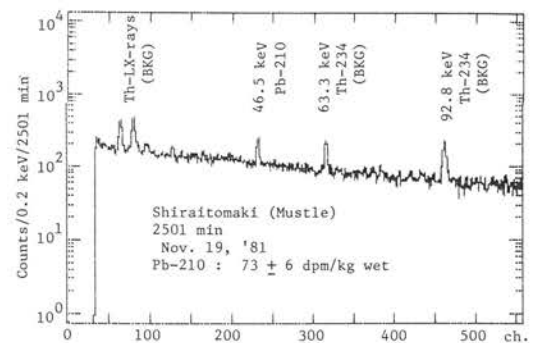
(a) Background spectrum of Ge-LEPS.



(b) LEPS spectrum of Katsuo-fish (Mustle).



(c) LEPS spectrum of Kichiji-fish (Guts).



(d) LEPS spectrum of Shiraitomaki (Mustle).

Fig. Examples of LEPS spectra of marine organisms.

木材等炭質試料からのC-14年代測定用ベンゼンの調製

Preparation of Benzene from Carboneous Material such as Wooden Sample for C-14 Dating

低レベル放射能実験施設において開発し、炭酸塩試料についてはほぼルーチン化した本法を、さらに木材試料等にも適用するよう研究をすすめた。その際、燃焼発生する CO_2 をアンモニアに吸収し、 CaCl_2 で炭酸塩を得る常法では、イオウ酸化物などの不純物は除ける反面、その後の操作が煩雑である上、処理操作、放置中などに、大気中の CO_2 や化学試薬自身からの ^{14}C 混入のおそれもある。そこで、 CO_2 をドライアイスとして直接捕集する方法を開発した(試料をベンゼンに誘導する本法では、化学的不純物は合成過程中に除かれる可能性が大きい)。図に、その燃焼装置を示すと共に、以下、試料燃焼から CO_2 捕集に至る操作を、やや詳細に述べる。

まず、試料はあらかじめ 300°C で充分炭化しておく。つぎに燃焼 CO_2 発生を行うが、用いる酸素は4%NaOH溶液に通して酸素中の CO_2 を除き、燃焼管の前後から送る。後部からも酸素を送るのは、不完全燃焼の防止と、次の酸化第二銅の再生の意味をもつ。酸素流量は、当初、炭化試料1g燃焼するのに約1時間と、低圧で非常にゆっくり送ったが、これでは時間もかかり、かえって収率も悪かった(この際、 PdCl_2 を沓紙にしみ込ませた CO 検知紙を用い、 CO 発生が大きいことを確認)。そこで、現在は圧力を高め、毎分約1ℓを燃焼管の前後に分けて流し、炭化試料8gを3~5時間で燃焼完了、収率も向上した。電気炉による加熱は $400\sim 500^\circ\text{C}$ 、試料を管の後方に石英ウールで寄せてはさみ、前方を酸素の予熱領域としている。

燃焼管を出てくる気体は、 CO_2 、 CO 、 O_2 、水蒸気、イオウ酸化物等である。このうち不完全燃焼による CO は、針状 CuO を通るうちに充分酸化され、さらに硫酸酸性 KMnO_4 溶液によってイオウ酸化物を除去する。

気体の CO_2 をドライアイスとして捕集するに当たっては、はじめ液体窒素(b.p. -196°C)で試みたが、酸素(b.p. -183°C)の凝集がはなはだしく、逆流してうまくいかなかった。そこで、液体窒素でn-プロピルアルコールを凝固点(f.p. -127°C)付近まで冷却することで、良好に CO_2 (f.p. -78.5°C)のみを捕集できた。冷却用の液体窒素は500ml前後だが、これで10時間以上補給なしに連続使用できる。(b.p.: boiling point, f.p.: freezing point)

最後の H_2O トラップは、 CO_2 捕集の様子、反応の終了並びに逆流の有無を知るためのものである。

燃焼完了後、ドライアイスとして捕集された試料 CO_2 を含むトラップは、真空ラインに接続し、水分除去のためドライアイス・エタノールトラップを通してのち液体窒素で捕集する。なお、この際トラップ内に残った酸素が真空ライン内に残るので、コック操作で徐々に除き、マンメーターで真空を確認する(マンメーター値が0の後もおしばらく真空に引き続けると良い)。その後は、これまでと全く同様に、 Li_2C_2 、 C_2H_2 を経てベンゼンを合成する。

全体を通して注意することは、木炭燃焼の際、急激に加熱、振動させたり、酸素を大量に流し過ぎたりすると、微細な木炭がいわゆる炭塵爆発を起こし危険である。又、燃焼中は内圧がかなり上昇するので、気体が逃げぬように常に注意を払った。

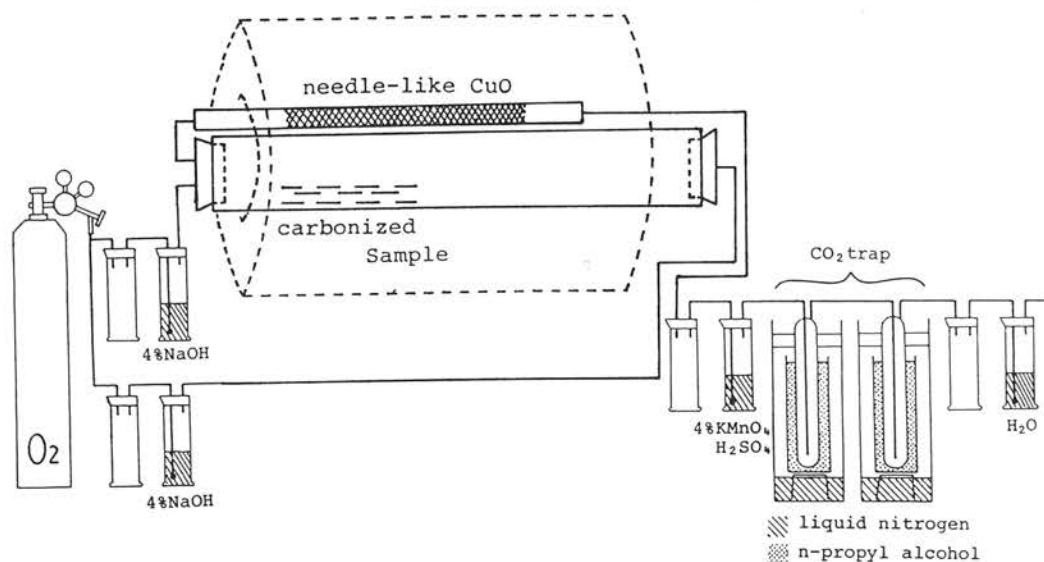


Fig. 1. Combustion furnace and trapping system of CO_2 for carboneous samples.

[本研究の実験は化学教室卒研生、松崎栄により行われた。第5回地質年代学宇宙年代学同位体地学(G. C. I. G.)国際会議(於、日光)で測定年代結果と共に発表予定である。]

種々の試料の C-14 年代測定成果

Results of C-14 Dating for Various Samples

本年度 LLRL で行った ^{14}C 年代測定をまとめた。本年度より、前頁で示したように木材の年代測定も可能となり、今後さらに有意義な ^{14}C 年代測定が行なえるようになった。

i) 金沢市石引町の歩道整備工事現場から発見された、寛永9年(1632)板屋兵四郎によって建設されたといわれる辰巳用水木管を測定, 280 ± 36 yr. BP を得, 明治の改修説を否定する結果を与えた。なお、京都産業大($\text{C}_2\text{H}_5\text{OH}$ 液シン法)、東北大(アルカリ処理の後、 C_2H_2 ガス法)によるクロスチェックも、統計誤差を考慮すれば、当研究室の結果と矛盾しなかった。

ii) 富山湾吉原沖でみつかった埋没林を、地学教室と協力検討した。埋没林は、それが生育していた当時そこが陸であったことを物語るもので、これにより、地盤の沈下、海水準の上昇といったことが研究される。この埋没林の測定は学習院大でも行われている。なお、今回は試料のアルカリ処理は行わず実験したが、一部を除き矛盾しない年代を示した。

iii) 数年前まで辰口町を通っていた、旧能美線の軌道に用いられていた枕木を測定した。1度目の測定で意外に比放射能が低かったため、さらにもう一度ベンゼンを合成、測定してみたが同様に比放射能が低く、共に 3×10^3 yrBP 前後の結果を得た。これは、枕木の腐食を防ぐために表面に塗るタール等 dead carbon を含むものの影響と思われ、さらにアルカリ処理等の前処理の効果を検討しつつある。

iv) 七尾市大田区の深度2.5m~9.3mから採取された貝化石試料を、表1に示すように分けそれぞれ測定した。

S_1 と S_2 の年代の差は、 S_2 が層全般の試料を測定したのに対し、 S_1 は表層のものが主だったことによると思われる。

v) 昭和57年3月1日、鶴来町の酒造現場から、アルコール発酵中に放出される CO_2 を採取、現代の ^{14}C レベル評価を行った。過去に行った2例と共に Table 2 に示したが、このような ^{14}C レベルの減少は、核実験により大気中に大量に生成した ^{14}C が、時間と共に海水中に溶け込むため、最近は徐々に減少してゆく様子を示すものである。

その他、地学教室との協力で行われた南西諸島産等のサンゴの本年の年代測定結果もあわせ、図1の○印で記入した。

[本研究のうち、i) iii) iv) v) は主として化学科卒研生、松崎栄により行われた。一方、サンゴ試料については専攻生、信定智子が、特に埋没林試料処理の際は東大海洋研、田中武男が実施協力し、その原試料はいずれも地学教室、小西健二教授から提供されたものである。]

Table. 1. Estimated ages of fossil shell collected at Ota, Nanao.

depth(m)	2.5-3.3	4-4.8	5.5-6.3	7-7.8	8.5-9.3	酸処理	estimated age
S_1 (g)	6.030	13.544	2.742	0.752	0	o	4000 ± 220 y.BP
S_2 (g)	3.129	7.091	3.140	1.108	4.600	x	5600 ± 300 y.BP

Table. 2. The assessment of present level ^{14}C activity from CO_2 sampled at a sake brewery.

sampling date	79.2.1	80.1.18	82.3.1
dpm/gC	21.206	19.737	18.316

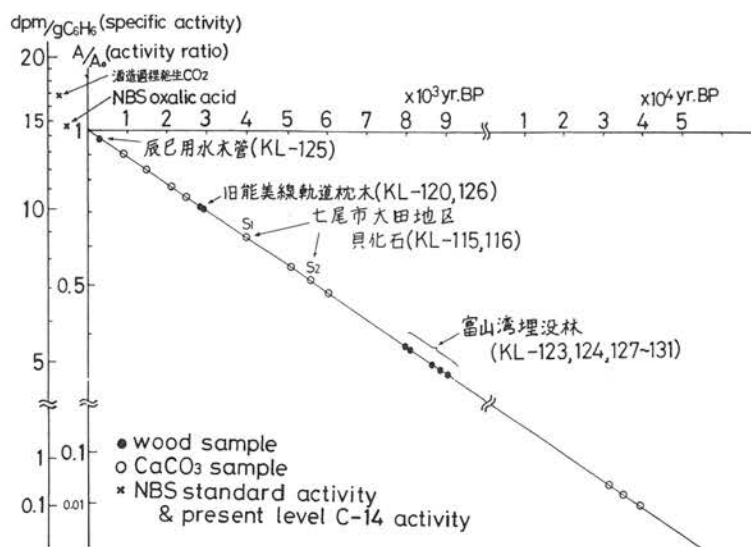


Fig. 1. Summary of the ratios of ^{14}C activity to NBS standard and calculated ages.

新規納入設備

(主として
研究等による)

プレーナ型ゲルマニウム検出器
NAIG IGP-1507610型
カートリッジマグネチックテープレコーダ
NAIG E-595
シリコン半導体検出器
ORTEC-R-025-450-100

灰 化 炉
ヤマト FA-21型
油回転真空ポンプ
ヤマト PD-100型

マイブライター
広業社 KGS-80(CB)
デュアルカウンター
NAIG E-541
プリアンプ
NAIG RG-11BC
プリアンプ
キャンペラ 2004DM型
真空チェンバー
キャンペラ 7400A型

使用量

液体窒素 5,400 ℓ
A 重 油 3,241 ℓ
電 気 124,150KWH
水 道 2,035m³

《施設職員》

施設長(併) 阪 上 正 信
(教授)

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 55年5月～57年5月)

理 学 部 小 西 健 二 寺 田 喜久雄

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

医療技術大 安 東 醇

《研 修 員》

Dr. Hu. Shze Jer [胡 雪州] (マレーシア)

57. 2. 12～3. 6

人 事

研究報告・解説

阪上正信, 液体シンチレーションによるベンゼン¹⁴C年代測定法の開発と適用, 古文化財編集委員会編, 考古学・美術史の自然科学的研究, 日本学術振興会発行, p. 36～44 (1980)。

阪上正信, 土壤中の天然と人工放射性核種 -とくに γ および α 放射体-, 第5回放射環境セミナー「人間環境と自然放射線」報文集, p. 147～153 (1979)。

阪上正信, 環境放射能, 岩波講座・現代化学22「地球と環境の化学」p. 225～248 (1980)。

桜井次郎, 小村和久, Ge(Li)検出器のバックグラウンドの経年変化, RADIOISOTOPES. 30 (8), 49 (1981)。

M. Sakanoue. Alpha Radioactive Nuclides in Geochemistry and In-situ Gamma Spectrometry. Nuclear Chemistry & Radiochemistry Symposium, Feb. 25-28, INDIA. p. 98 (1980)。

小村和久, In-situ γ 線スペクトロメトリー, RADIOISOTOPES. 30 (6), 70 (1981)。

山守志朗, 環境と放射能 (Ⅲ, 放射性降下物および大気中のラドン濃度の変動について), 石川県高等学校理化学研究部会研究紀要 (1980)。

M. Yamamoto, K. Komura and M. Sakanoue. Distribution and Characteristics of Pu and Am in Soil. International Symposium on Migration in the Terrestrial Environment of Long-Lived Radionuclides from the Nuclear Fuel Cycle. IAEA-SM-257/11 (1981)。

M. Yamamoto, K. Komura and M. Sakanoue. A Simple Sequential Separation Method of Pu and Am by Anion Exchange and Extraction Chromatography. Radiochimica Acta 29, 205 (1981)。

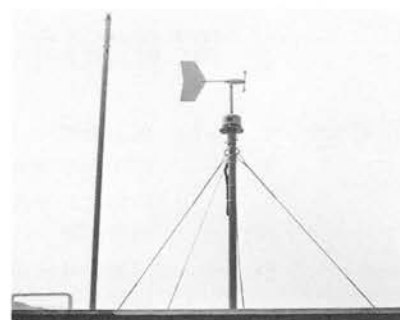
H. Kawakami, N. Yoshikawa, K. Komura, M. Koike and H. Yamada. Excited O⁺ States and Electric Monopole Transitions in ¹¹⁸Sn. Institute for Nuclear Study, University of Tokyo. INS-Rep. -434 (1981)。

K. Koike, K. Komura, H. Kawakami, M. Kanbe, H. Yamada, G. Madiueme, S. Shibata, T. Fujisawa and T. Wada. Electric monopole transitions between O⁺ States in ¹⁰²Ru. Physical Review C. 24 (4), 1611 (1981)。

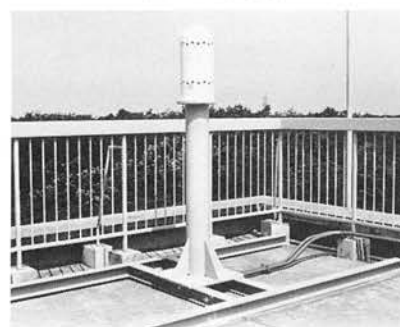
小村和久, 非破壊 γ 法による年代測定, 考古学と自然科学, 14, 1 (1982)。

小村和久, 書評「化学・生化学のための放射化学入門, D. J. マルコム・ローズ著」蛋白質, 核酸, 酵素, 27 (5), 73 (1982)。

なお, 昨年度IAEA-SM-252/6として掲載の研究報告 (In-Situ Low-Level γ Ray Spectrometry and X Ray Fluorescence Analysis) は「Methods of Low Level Counting and Spectrometry」IAEA, Vienna STI/PUB/592, p. 105～124, (1981)として出版された。



風向・風速計

放射能連続モニタリング用
温度補償付NaI検出器降下ばいじん・降水採取器
日照計・温湿度計・雨量計

石 川 県 設 置 諸 設 備

昭和56年度 見学来訪・調査出張の記録

- 昭和56. 4. 1～20 阪上教授「低レベル計測とスペクトロメトリー」に関する国際シンポジウム(西ベルリン) のため出張
5. 1 防衛大学物理学科 久保添教授 ^{14}C 研究連絡のため来所
5. 7 ◎昭和56年度第1回運営委員会(於 理学部)
- 5.14 薬学部学生80名見学・実習
6. 3～5 〔福井県三方郡美浜町にて環境放射能調査〕
- 6.10 科学技術庁原子力安全局核燃料規制課佐藤氏来所
- 6.20 富山大学工学部中谷秀夫助教授、学生6名来所
- 7.11 工学部学生50名見学・実習
- 7.18～22 〔岐阜県土岐市、瑞浪市、苗木地方環境放射能調査〕
- 7.29 会計検査院調査官清水 茂氏見学、名古屋大学プラズマ研究所大林治夫教授、宮原 昭教授来所、岐阜県土岐市小・中・高教員7名見学
- 7.30 会計検査院第二局文部検査第二課調査官兼副長柳田 修氏来所
8. 7 動力炉核燃料開発事業団核燃料主任研究員村野 徹氏来所
- 8.14 中西陽一石川県知事、松崎従成辰口町長来所
- 8.25～9.2 第31回IUPAC総会委員として阪上教授ベルギーに出張
- 8.29 東北大学理学部小元久仁夫氏、日本大学高野 司氏、鈴木正章氏、東京学芸大学山路 進氏来所
9. 9 金沢工業大学木羽敏泰教授、石川県教育委員会5名年代測定研究打ち合せのため来所
- 9.11 ◎昭和56年度第2回運営委員会(於 辰口)
- 9.29 特定研究「古文化財」年代測定班会議のため30名来所
10. 9 神戸商船大学道嶋正美教授、長崎大学宮島純子助手見学
- 10.14 京都大学葛西善三郎教授来所
- 10.20～24 〔京都大学原子炉実験所にて測定、近畿大学原子力研究所にて共同研究〕
- 10.25 東京都立大学理学部永目論一郎氏、北海道大学触媒研究所角田範義氏見学
11. 6 BEIR III検討委員会のため11名来所、ゼミナール、見学
- 11.10 福井県美浜町区長会25名見学
- 11.16 福井県美浜町議会原子力発電所特別委員会12名見学
- 11.13 医療技術短期大学学生42名見学
- 11.20 北陸原子力懇談会会議出席者15名見学
12. 3 〔福井県三方郡美浜町環境放射能測定〕
- 12.14 南カロライナ大学(米国) W.S.Moore教授来所
- 12.22 京都大学放射線生物センター武部 啓教授研究打ち合せのため来所
- 昭和57. 2. 4 名古屋大学工学部下 道国助手測定のため来所
2. 5 東京大学農学部清水 誠助教授来所
2. 6 総合研究池田・滝沢班研究集会のため20名来所
- 2.10 愛媛県公害技術センター放射能科技師松浦栄美氏、水口定臣氏見学
- 2.12 電力中央研究所青木敬雄氏、仲佐博裕氏来所。名古屋大学理学部古川路明助教授来所、ゼミナール
- 2.21～23 〔近畿大学原子力研究所にて共同研究〕
- 2.24～26 大阪大学理学部福島昭三助手、三藤安佐枝氏測定のため来所
- 2.27～3.6 広島大学原爆放射能医学研究所D.C高田 純氏測定のため来所
- 3.15 ◎昭和56年度第3回運営委員会(於 理学部)
- 3.21 農林水産省九州農業試験場畜産部長檀原 宏氏見学
- 3.21～24 〔能登環境放射能調査〕
- 3.29 原子爆弾被曝の放射線線量評価研究の打ち合せ会のため20名来所

低レベル放射能実験施設 昭和56年度研究概要・年次報告 1982年6月30日発行

〒923-12 石川県能美郡辰口町和気 TEL (076151) 4440

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