

PNC ⅡJ1630 91-001

本資料は 〇/年 10月 〇日付けで登録区分、
変更する。

[技術情報室]

分置

天然放射性核種の環境中移行

に関する調査研究 (I)

(020D0004)

平成2年度委託研究費
研究成果報告書

平成3年3月

近畿大学原子力研究所

森 嶋 彌 重

本資料の全部または一部を複写・複製・転載する場合は、下記にお問い合わせください。

〒319-1184 茨城県那珂郡東海村大字村松4番地49
核燃料サイクル開発機構
技術展開部 技術協力課

Inquiries about copyright and reproduction should be addressed to:
Technical Cooperation Section,
Technology Management Division,
Japan Nuclear Cycle Development Institute
4-49 Muramatsu, Tokai-mura, Naka-gun, Ibaraki, 319-1184
Japan

© 核燃料サイクル開発機構 (Japan Nuclear Cycle Development Institute)

目 次

1.はじめに	-----	1
2.方法および測定	-----	2
2.1 試料の採取	-----	2
2.2 試料の調製	-----	2
2.3 γ 線エネルギースペクトル分析	-----	2
3.結果と考察	-----	6
3.1 γ 線核種分析, 検出限界などの特性	-----	6
3.2 土壌中のウランおよびトリウム崩壊生成核種	-----	6
3.3 河川水中のウランおよびトリウム崩壊生成核種	-----	10
4.まとめ	-----	10
参考文献	-----	14

1. はじめに

原子力産業の発展に伴い、大量のウランの使用が必至となってきた現在、原子力発電所、ウラン鉱山および核燃料再処理工場等からの核燃料廃棄物の環境への放出が懸念され、人間とその環境に対する放射生態学的関心を集めている。

放射性物質の農作物への移行経路は、大別して沈着および経根吸収の2通りとなる。前者は、降水に溶解した形、あるいは粒子状とガス状での沈着が含まれる。しかし、短寿命核種の場合は沈着からの寄与を考えればよいが、長半減期核種の場合は経根吸収も無視できない。

原子力施設の平常運転並びに事故時に放出される人工放射性物質の環境中での移行及び影響を評価する場合、バックグラウンドとしての天然放射性核種の環境中での分布状況、および植物などへの移行に関する情報が不可欠である。また、環境中で人工核種と類似の挙動をする天然核種については、人工核種の移行評価に用いることができる。

そのため、天然核種の内、ウラン系列核種、トリウム系列核種を中心として土壌から植物への移行及び植物中での分布に関するデータを入手するための調査研究を実施しようとするものである。原子力施設のほとんどが沿岸に建設され、海産生物への取り込みについては多くの研究がされているが、農作物への移行に関する研究は少なく、今回高レベル自然放射能地区を対象に調査しようとするもので、今年度は鳥取三朝地区および奈良室生地区の環境放射能調査の一部を報告する。

山本ら¹⁾は岡山県人形峠付近の吉井川流域の土壌を用いて硝酸ウランなど添加した実験系、およびウランを含む水耕栽培法によって白菜へのウランの吸収に関する研究を行った。筆者らは自然環境におけるウラン移行と分布に関して系統的に研究^{2)~5)}を行い、1977年に報告した。わが国における天然ウランレベルの各種農作物について野外調査を、奈良市内およびウラン鉱床が近くにあり、その影響を受けやすいと思われる岡山県奥津地方(人形峠近辺)を選んで、環境水および土壌の両者からの移行について研究が行われた。

ウランの分析法としては、環境試料より陰イオン交換分離法によ

りウランを単離し、電着試料を格子付イオンチェンバーおよび波高分析器による α 線スペクトル分析により行った^{2)~5)}。しかし、今年度はまず、環境試料を灰化あるいは蒸発濃縮のみを実施し、放射化学的分離を行わないで、Ge半導体を検出器として波高分析器による γ 線エネルギースペクトル分析により測定を実施し、基礎的実験とした。

2. 方法および測定

2.1 試料の採取

高レベル自然放射能地区として奈良県室生地区、岡山県人形峠、鳥取県三朝温泉地区、また対照地区として奈良市、東大阪市を選び試料の採取を行った。各種農作物、土壌およびかんがい用水をFig.1,2により採取した。

2.2 試料の調製

採取した試料はそれぞれ秤量後、Fig.3により調製した。農作物については乾燥、炭化後電気炉で灰分とし、土壌は100℃乾燥器で乾燥した後、16メッシュのふるいで均一化した風乾細土を、河川水等は20gの試料を蒸発乾固後、残渣をそれぞれプラスチック製U-8容器に入れ測定試料とした。

2.3 γ 線エネルギースペクトル分析

プリンストン・ガンマテック社製、有効体積80ml、相対効率20%のGe半導体を検出器とした波高分析装置NAIG社製、Eシリーズにより γ 線スペクトルを測定し、解析装置NEC-9801, NLAB-GAMMAにより核種分析を行った。

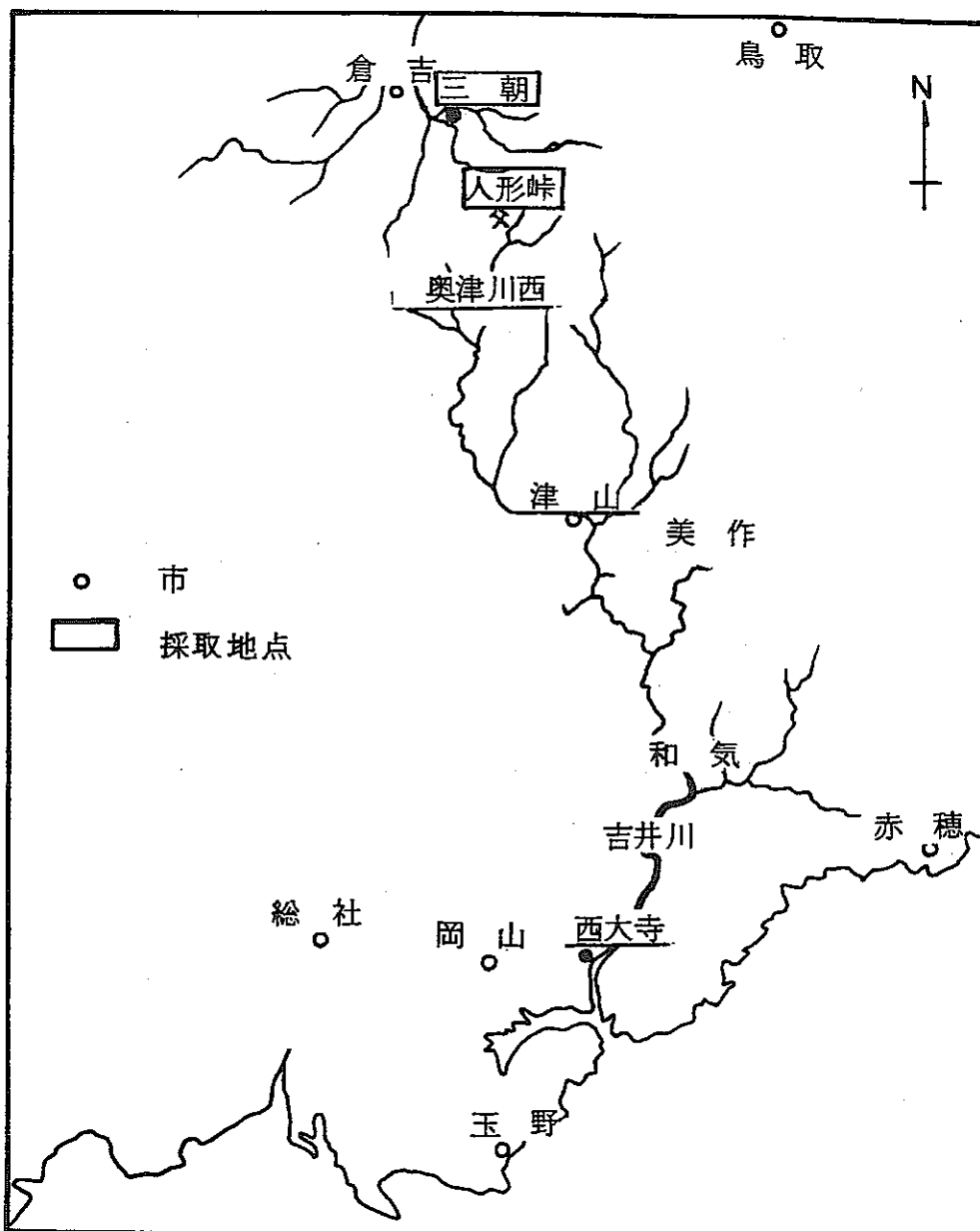


Fig. 1 鳥取地区のサンプリング地点

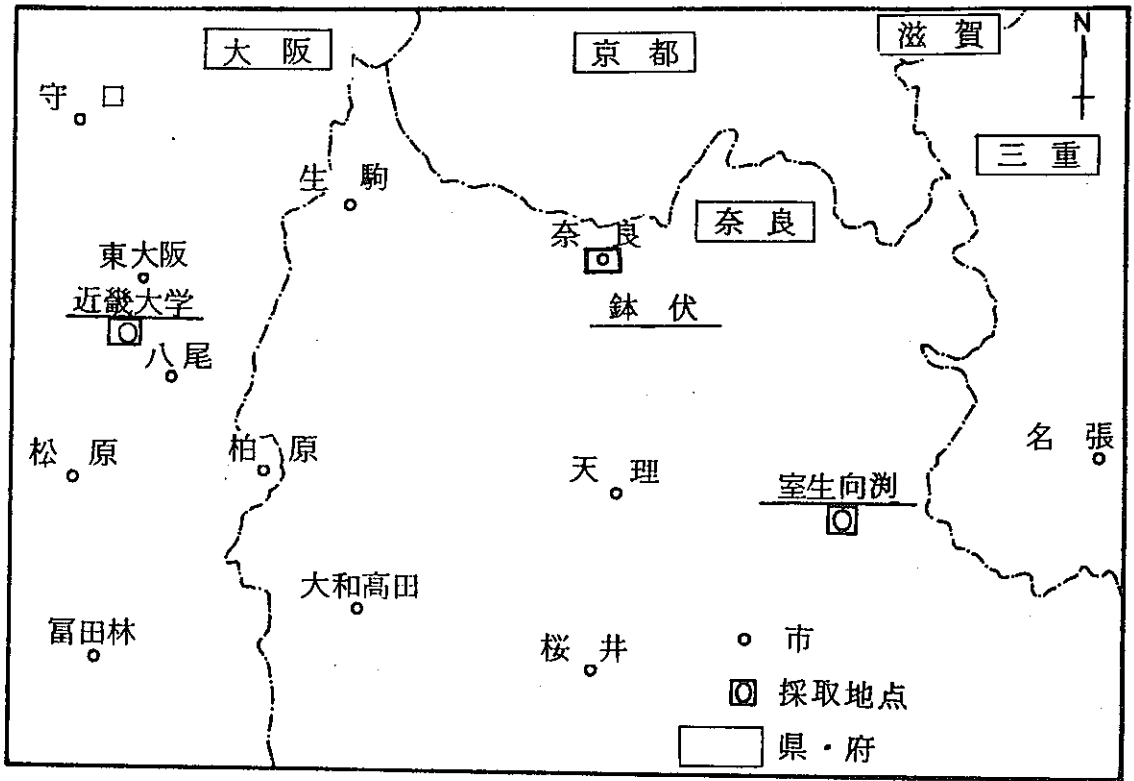


Fig. 2 奈良地区のサンプリング

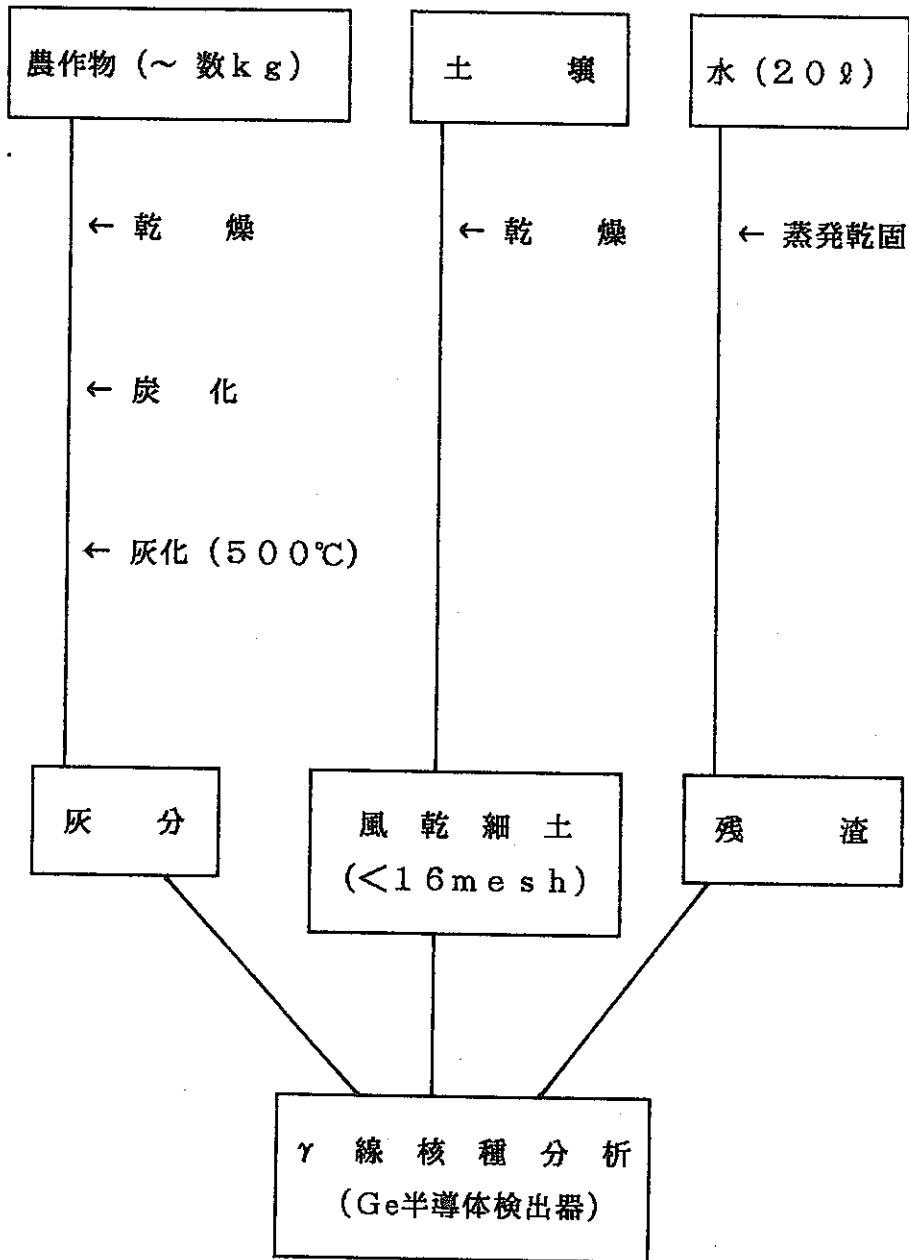


Fig. 3 環境試料の調製および測定

3. 結果と考察

3.1 γ 線核種分析の検出限界など特性

測定に使用したGe半導体検出器の半値巾（分解能）は2 keV、ピークエネルギーと検出限界の関係をTable 1に示した。

これによると ^{137}Cs の662 keVのピークを用いて土壌試料150gを9万秒で測定した時の検出限界は約4 Bq/kg、20gの水試料を30万秒で測定した時の検出限界は2 Bq/gとなった。各核種については表に示したピークエネルギーについて定量を実施した。

3.2 土壌中のウランおよびトリウム崩壊生成核種濃度

Ge半導体を検出器とした多重波高分析器により測定した土壌試料の γ 線スペクトルをFig.4に示した。これによるとウラン系列の崩壊生成核種 ^{226}Ra 、 ^{214}Pb 、 ^{214}Bi 、トリウム系列の崩壊生成核種 ^{212}Pb 、 ^{208}Tl 、 ^{228}Ac 、自然放射性核種 ^{40}K および微量であるが人工放射性核種 ^{137}Cs などのピークが検出されています。ウランおよびトリウムの崩壊生成核種のピークは多数検出されているが、ここで示したエネルギーのピークをもとに算出し、土壌中の γ 線核種濃度を求めたものをTable 2に示した。ウラン系列の ^{226}Ra (^{238}U を含む)濃度についてみると、人形峠山土が最高の18 kBq/kg、室生山土が1 kBq/kgと対照地区のそれぞれ約170倍および10倍であった。田土については室生地区および三朝地区ではそれぞれ160 Bq/kgおよび140 Bq/kgと対照地区と比較するとそれぞれ1.5倍および1.2倍と若干高かった。トリウム系列の ^{212}Pb については、人形峠山土および室生山土においてそれぞれ280 Bq/kgおよび137 Bq/kgと対照地区に比べそれぞれ約3倍および1.6倍を示したが、他はほぼ同じレベルであった。 ^{40}K 濃度は、人形峠、三朝地区で1~1.3 kBq/kgと関西より若干高い傾向を示した。

Table 1 γ 線エネルギーと検出限界

核種	エネルギー (keV)	検出限界	
		土試料 9×10^4 秒 測定(Bq/kg)	水試料 3×10^5 秒 測定(Bq/l)
Ra-226	185.99	46.10	25.10
Pb-212	238.62	4.09	2.70
Pb-214	351.92	5.81	3.60
Tl-208	583.14	3.01	2.00
Bi-214	609.31	6.94	4.22
Cs-137	661.65	3.83	2.11
Ac-228	911.10	12.30	7.11
K-40	1460.80	26.90	20.60

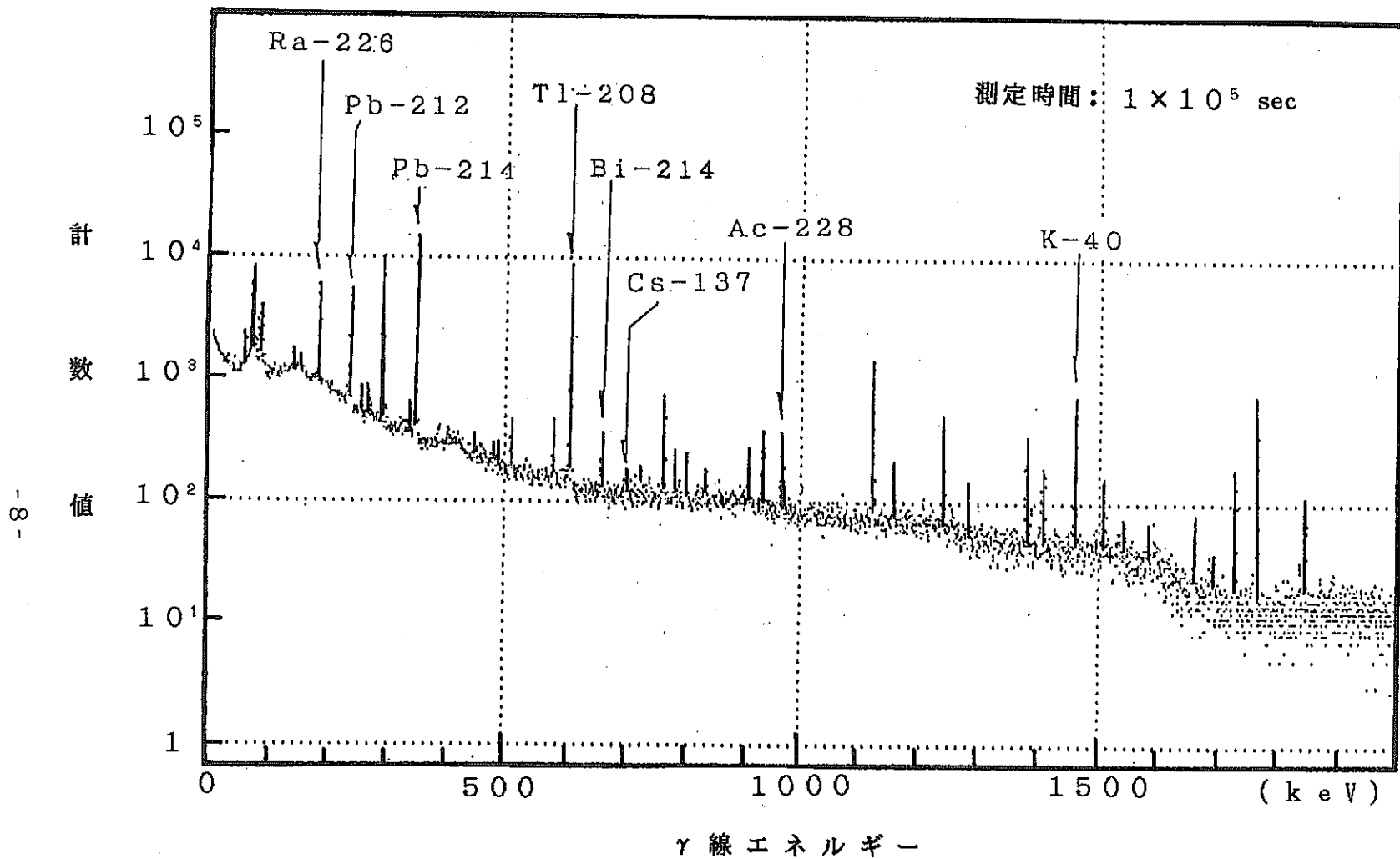


Fig. 4 室生山土のγ線スペクトル

Table 2 高レベル自然放射能地区における土壌中の γ 線核種濃度

(Bq/kg)

試料	K-40	Cs-137	U 系 列		T h 系 列		
			Ra-226	Pb-214	Pb-212	Tl-208	
高レベル 地 区	人形峠 (山土) (1)	1340±144*	116.0±13.0	18200±254	7130±491	283±17.8	79±11.0
	三朝町 (田土) (2)	1090~1230	23.9~30.7	137~ 142	42.2~43	59.4~94.2	13.6~21.7
		1160±99.0**	27.3± 4.8	140± 3.5	42.6± 5.7	76.8±24.6	17.7± 5.7
	室生村 (山土) (3)	839~1050	ND~21.1	587~1480	275~928	43.6~238	10.2~22.4
963±110**		9.0±10.9	1076±452.0	559±335.0	137±97.4	14± 7.0	
室生村 (田土) (3)	914~1090	10.8~30.2	137~ 184	43~58	59.4~69.2	13.6~15.2	
	971±103**	18.3±10.4	162± 23.6	52± 16.5	63± 5.2	14± 0.8	
対照地区	東大阪市 (土) (1)	913± 7.5*	1.8± 0.4	82± 5.8	31± 0.9	84± 0.9	22± 0.4
	奈良市 (田土) (1)	854±11.7*	5.9± 0.8	134± 10.8	47± 1.4	86± 1.5	19± 0.8

* 計数誤差

** 標準偏差

3.3 河川水中のウランおよびトリウム崩壊生成核種

高レベル自然放射能地区である人形峠用水、三朝川（鳥取）、室生用水（奈良）試料中の γ 線スペクトルをFig.5に示した。これによるとウラン系列の ^{226}Ra (^{238}U を含む)、 ^{214}Pb 、 ^{214}Bi 、トリウム系列の ^{212}Pb 、 ^{208}Tl 、 ^{228}Ac および ^{40}K などが検出され、人工放射性核種である ^{137}Cs については検出限界以下であった。土壌試料と同様に、多数のピークが検出されているがここで示したエネルギーのピークをもとに濃度を算出し、水試料中の放射性核種濃度を求めたものをTable 3に示した。ウラン系列の ^{226}Ra (^{238}U を含む)濃度についてみると、 50mBq/l と対照地区の水試料の、1~2割高い結果を示したが、トリウム系列についてはほぼ同レベルであった。

4. まとめ

ウランおよびトリウムは地表上至るところに存在する元素であるが、その土壌の地質学的条件により大きく影響され、その量も大きく変動すると思われる。今回、ウラン鉱床などが近くにありその影響を受けやすいと思われる鳥取県三朝温泉地区、奈良県室生地区などの高レベル自然放射能地区、および対照地区として奈良市と東大阪市を選んで採取した土壌および河川水についてウランレベルの調査を実施して、次の結果を得た。

1. 山土中のウラン系列崩壊生成核種濃度は対照地区に比べて人形峠で約170倍、室生山土で10倍あった。トリウム系列崩壊生成核種濃度については人形峠で、対照地区の約3倍を示した。
2. 高レベル自然放射能地区の田土についてはウラン系列崩壊生成核種は対照地区の1.2~1.5倍で若干高かった。
今回の報告では調査地区において採取した試料の内の一部の測定結果で今後データの積み重ねを急ぐ。

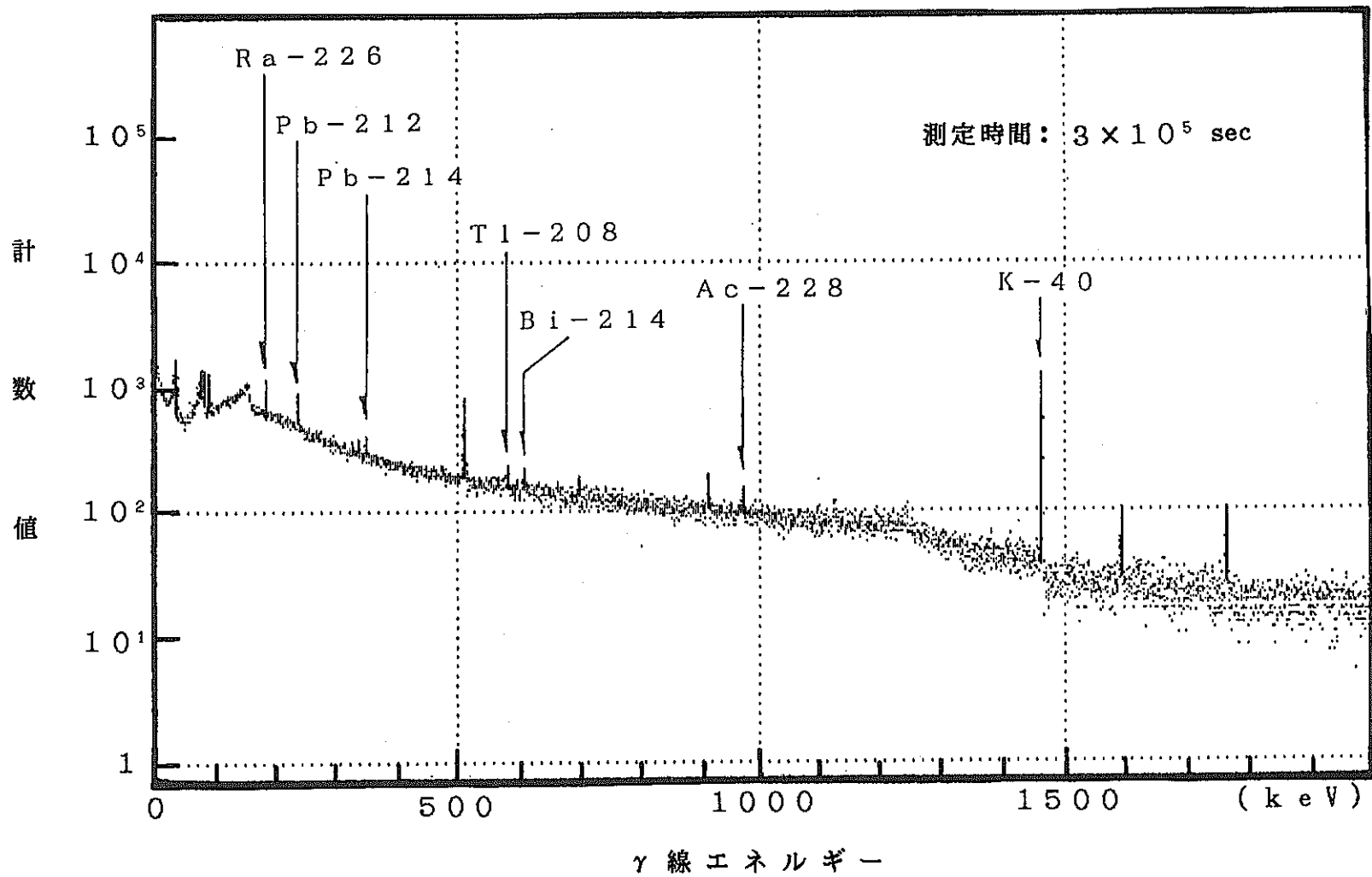


Fig. 5 三朝川水のγ線スペクトル

Table 3 高レベル自然放射能地区における用水中のγ線核種濃度

(mBq/l)

試料	K-40	Cs-137	U系列		Th系列		
			Ra-226	Pb-214	Pb-212	Tl-208	
高レベル 地区	人形峠 (1)	563±9.8*	ND	66.2±8.4	9.8±1.2	6.9±1.4	1.4±0.76
	三朝川 (3)	555~599	ND	51.2~58.0	ND~5.27	ND~3.92	ND~2.05
		570±24.5**		55.7±3.90	3.0±2.68	2.5±2.17	0.7±1.18
室生池 (2)	522~574 548±36.0**	ND	49.4~51.9 56.1±1.77	ND~4.65 2.3±3.29	ND~3.51 1.8±2.48	ND~2.23 1.1±1.58	
対照地区	奈良池 (1)	544±9.7*	ND	48.9±8.21	ND	5.4±1.34	ND

* 計数誤差

** 標準偏差

3. 河川水中のウラン系列核種濃度は対照地区に比べて高レベル自然放射能地区においてに1～2割高かったが、トリウム系列核種濃度については対照地区と同レベルであった。

(後記)

なお、初年度、現地環境調査に先がけ、試料採取などを実施し、文献調査および α 放射能測定によるウラン等の定量などは次年度以降に報告する。

参 考 文 献

- 1) T.Yamamoto and K.Masuda ; J. Radiat. Res., 15, 1 (1974)
- 2) H.Morishima, T.Koga, H.Kawai, Y.Honda and Y.Katsurayama;
J. Radiat. Res., 18, 139 (1977)
- 3) 森嶋彌重, 桂山幸典, 鶴田隆雄, 古賀妙子, 河合 廣, 本田嘉秀
林 正樹; 保健物理, 8(3), 153 (1973)
- 4) 森嶋彌重, 古賀妙子, 本田嘉秀, 桂山幸典; Radioisotopes, 25
773 (1976)
- 5) 森嶋彌重; 自然環境におけるウランの移行と分布に関する研究,
1~93 (1977)