

琵琶湖南湖の湖底堆積物の Sr 同位体比

南 雅代¹⁾・小田寛貴²⁾・小島貞男³⁾・横田喜一郎⁴⁾・中村俊夫²⁾

1) 名古屋大学大学院環境学研究科地球環境科学専攻

TEL: 052-789-3030 FAX: 052-789-3033

minami@eps.nagoya-u.ac.jp

2) 名古屋大学年代測定総合研究センター

TEL: 052-789-2579 FAX: 052-789-3095

3) 愛知医科大学核医学センター

TEL: 052-264-4811 FAX: 0561-61-1805

4) 滋賀県琵琶湖研究所

TEL: 0775-26-4800 FAX: 0775-26-4803

1. はじめに

大気、降水や河川を通じて湖内に運び込まれる外来性物質、湖内で生産されたプランクトンなどの自生性物質は生物・化学的作用を受け、環境の影響を受けながら、湖底に堆積していく。湖底では堆積した物質が続成作用を受け、一部は水に回帰している。近年、人間活動の著しい増大は、湖水ならびに湖底土に影響を与えており、この影響を堆積物の中に見出すことは、地球環境保全の点からも重要なことである。

湖には、大気、降水や河川を通じて流入した天然放射性核種 (^{210}Pb など)、大気圏核実験等に由来する人工放射性核種 (^{137}Cs など) が微量ながらも広範囲に分布している。 ^{210}Pb は岩石・土壌粒子中に含まれる ^{226}Ra の α 壊変によって生じた ^{222}Rn (気体) が大気に拡散し、放射壊変して生成される。 ^{210}Pb はエアロゾルなどに付着し、滞留時間が1週間以内で降下して大気から除去される (Poet *et al.*, 1972)。 ^{210}Pb は水中の粒子との親和性が高いために、短期間に水中から固相に移行して堆積物とともに埋積する。 ^{14}C は半減期が5730年と比較的長いので数百年以下の若い年代を求めることは難しいのに対し、 ^{210}Pb の半減期は22.3年と短いので、約百年以下の堆積物の堆積年代を求めるのに有効である。

^{137}Cs は大気圏内での核爆発実験等によって供給される人工放射性核種であり、半減期が30年と短いために数十年の堆積物の堆積速度を求める上でよく用いられている。大気圏核実験はアメリカ、ロシアで1950年頃に開始され、中国、フランスなども加わり、1960年後半まで頻繁に行われた。大気圏核実験に由来する人工放射性核種が最も水圏、陸圏に降り注いだのは1963~4年頃とされている。したがって、この ^{137}Cs を用いて、湖の堆積速度を求める研究 (e.g., Krishnaswami *et al.*, 1971; Koide *et al.*, 1973) や、拡散による固相-水間の堆積物の再分配の研究が行われている (e.g., Robbins *et al.*, 1977)。

本研究では、琵琶湖南湖から得られた湖底堆積物の ^{210}Pb 、 ^{137}Cs を測定して、堆積速度を見積もるとともに、Sr同位体比、Sr濃度を測定し、堆積物の起源物質を探ることを目的とした。Srは ^{84}Sr (0.56%)、 ^{86}Sr (9.86%)、 ^{87}Sr (7.00%)、 ^{88}Sr (82.58%)の同位体を持ち、このうち ^{87}Sr は ^{87}Rb から半減期 4.9×10^9 年で β 壊変して生成される。 ^{87}Sr を安定同位体である ^{86}Sr で割って得られる $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ は鉱物毎に異なった値を持ち、このSr同位体比は、堆積物が続成作用を受けたり、運搬、堆積する際にほとんど変化しないので (Dasch, 1969)、起源物質を知るための有効なトレーサーと考えられる。今回は、湖底堆積物そのままと、2M塩酸でリーチングをして炭酸塩成分を除いた珪酸塩成分について、Sr同位体比ならびにSr濃度を求めた。

2. 試料

琵琶湖は第四紀以前に出現したと考えられている湖で、湖底下には均質な細粒堆積物が存在している。湖の表面積は 674km^2 、平均深度は 41m であり、湖は琵琶湖大橋を境にして、南湖と北湖に分けられている (図 1)。南湖の表面積は 58km^2 で最大深度は 8m、平均深度は 3.5m であり、沿岸には大津等の都市部が位置しているのに対し、北湖の表面積は 616km^2 で最大深度は 104m、平均深度は 44m であり、沿岸の都市化は進んでいない。そのため、南湖と北湖は水質も生物相も異なり、特に南湖では環境汚染の影響が大きい。表 1 に、琵琶湖研究所から出されている琵琶湖のデータの一部を示す。

本研究に用いられた試料は、図 1 に星印で示した C3 地点 (水深 4.3m) で 1998 年 1 月に採取されたものである。内径 5cm のコアサンプラーを用いて堆積物を採取し、直ちに 1cm 深さごとに切断した後、各々ポリエチレン容器に入れて持ち帰った。

表 1 琵琶湖のデータ

Table 1 Physical data of Lake Biwa

	North	South	Total
Surface area (km^2)	616	58	674
Maximum depth (m)	104	8	104
Mean depth (m)	44	3.5	41
Volume (billion tons)	27.3	0.2	27.4
Residence time of water (y)	5.5	0.04	5.5

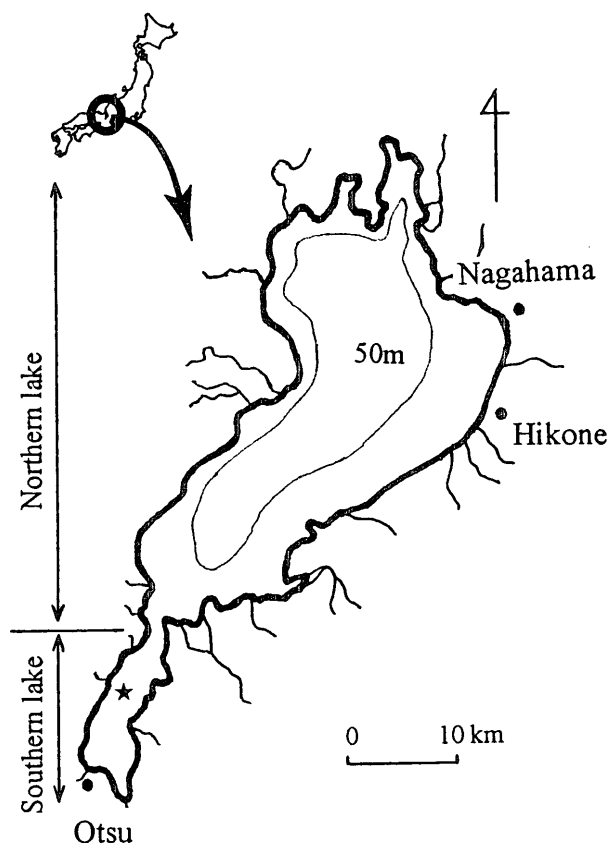


図 1 琵琶湖の地図 (試料採取位置: 星印)

Fig. 1 Location map of Lake Biwa showing a sampling site of sediments

3. 分析方法

3. 1 Ge 半導体検出器による ^{210}Pb 、 ^{137}Cs 測定

試料は約 80°C で乾燥後、乳鉢で十分に粉碎した。試料の湿重量、乾重量との差から求めた含水量も表 1 に示した。試料をプラスチック試験管に封入し、Ge 半導体検出器にセットして、 ^{210}Pb 、 ^{137}Cs から放出される γ 線（それぞれ 46.5keV 、 661keV ）を数日～数週間測定した。実際に測定される ^{210}Pb 放射能には、堆積物を作っている鉱物粒子中に含まれる ^{226}Ra から成長した ^{210}Pb ($^{210}\text{Pb}_{\text{supported}}$) も含まれるため、その量を ^{214}Pb と放射平衡であると仮定し、全 ^{210}Pb および ^{214}Pb 放射能から、過剰 ^{210}Pb 濃度 ($^{210}\text{Pb}_{\text{excess}}$) を算出する。

$$A(^{210}\text{Pb}_{\text{excess}}) = A(^{210}\text{Pb}_{\text{supported}}) - 1/\alpha \cdot A(^{214}\text{Pb})$$

A : 放射能

α : $^{218}\text{Po} \rightarrow ^{214}\text{Pb}$ α 壊変の分岐比 (0.99)

この過剰 ^{210}Pb 濃度と深度の関係から平均堆積速度を求めることができる。壊変定数 λ の放射性核種が t 年前に固相-水境界面で放射能 A_0 で堆積し、堆積速度 v (cm) で堆積が継続して現在深さ x (cm)、放射能が A である堆積物を考えると、

$$A(x) = A_0 \cdot \exp(-\lambda \cdot t) \quad \text{ここで } t = x/v$$

の関係式が成り立つ。この式が成り立つためには、1) 堆積物由来の ^{226}Ra から成長した ^{210}Pb が ^{214}Pb と放射平衡になっている、2) 堆積速度が一定である、3) 堆積物中で閉じた系となっている、4) 放射性核種の水中における滞留時間が堆積年代に比べて小さい、などの仮定が成立している必要がある。

3. 2 表面電離型質量分析計による Sr 同位体比測定

試料はそのまま、2M 塩酸で 3 時間リーチングを行った後の残さの 2 種類について分析を行った。試料約 0.2g をフッ化水素酸-過塩素酸で分解し、乾固させた後に塩酸に溶解して、同位体比測定用と定量用に 2 分割した。定量用試料には、特定の同位体を濃縮してあるスパイク (Sr の場合は ^{84}Sr 、Rb の場合は ^{87}Rb を濃縮してある) を添加、再び乾固し、スパイクと試料を平衡に達せしめた。同位体比測定用、定量用試料いずれも乾固した後、2.4M 塩酸に溶解し、陽イオン交換樹脂 (BioRad AG50WX8) をつめたカラムに通して、塩酸を溶離液として Rb と Sr を分離した。それぞれの分画液を乾固後、硝酸を加え再度乾固し、蒸留水に溶かしてリン酸とともに Ta フィラメントに塗布し測定した。塩酸、硝酸は精密分析用試薬 (キシダ化学) を蒸留したものをを用いた。Rb と Sr の定量は Finnigan MAT 四重極型質量分析計 (THQ) を用いた同位体希釈法によって行った。定量の誤差は 1%、 $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ 比は Micromass 社の Sector 54-30 磁場型質量分析計を用いて測定した。測定期間中の NIST SRM 987 のくり返し測定の結果は $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr} = 0.710234 \pm 0.000027$ (2σ , $n=45$) であった。

4. 結果と考察

4. 1 ^{210}Pb および ^{137}Cs 放射能

表 2 に堆積物試料について測定された全 ^{210}Pb 、 ^{214}Pb 、過剰 ^{210}Pb 、 ^{137}Cs の放射能を示す。全ての値は、background の放射能を差し引いた正味の値で示した。また、図 2 に過剰 ^{210}Pb の鉛直分布を、図 3 に ^{137}Cs の鉛直分布を図示した。

表 2 南湖湖底堆積物の全 ^{210}Pb 、 ^{214}Pb 、過剰 ^{210}Pb 、 ^{137}Cs の放射能Table 2 Total ^{210}Pb , ^{214}Pb , excess ^{210}Pb and ^{137}Cs activities in southern Lake Biwa sediments

Depth (m)	H ₂ O (%)	Cumulative sediment mass (g/cm ²)	$^{210}\text{Pb}_{\text{total}}$ (Bq/g)	^{214}Pb (Bq/g)	$^{210}\text{Pb}_{\text{excess}}$ (Bq/g)	^{137}Cs (Bq/g)
0~1	83.9	0 ~0.171	0.125±0.012	0.056±0.003	0.069±0.012	0.0078±0.0012
1~2	80.5	0.171~0.349	0.131±0.012	0.053±0.003	0.079±0.013	0.0115±0.0013
2~3	76.5	0.349~0.659	0.135±0.011	0.050±0.003	0.085±0.011	0.0061±0.0011
3~4	71.3	0.659~0.991	0.104±0.012	0.052±0.003	0.052±0.012	0.0094±0.0012
4~5	71.7	0.991~1.41	0.151±0.015	0.055±0.004	0.096±0.015	0.0130±0.0016
5~6	71.1	1.41 ~1.76	0.149±0.014	0.045±0.004	0.104±0.015	0.0190±0.0016
6~7	69.5	1.76 ~2.11	0.134±0.013	0.048±0.003	0.085±0.013	0.0257±0.0014
7~8	68.6	2.11 ~2.57	0.128±0.013	0.057±0.003	0.071±0.014	0.0396±0.0016
8~9	68.4	2.57 ~3.00	0.125±0.011	0.054±0.003	0.070±0.011	0.0497±0.0013
9~10	67.3	3.00 ~3.45	0.111±0.013	0.058±0.003	0.054±0.014	0.0434±0.0011
10~11	65.5	3.45 ~3.87	0.072±0.010	0.064±0.003	0.008±0.010	0.0193±0.0011
11~12	65.9	3.87 ~4.36	0.070±0.010	0.058±0.003	0.013±0.011	0.0072±0.0011
12~13	65.6	4.36 ~4.82	0.054±0.013	0.056±0.003	-0.002±0.013	0.0042±0.0013
13~14	64.1	4.82 ~5.25	0.056±0.010	0.072±0.003	-0.016±0.011	0.0021±0.0010
14~15	62.1	5.25 ~5.81	0.071±0.011	0.067±0.003	0.004±0.011	0.0016±0.0011
15~16	61.7	5.81 ~6.29	0.069±0.011	0.058±0.003	0.011±0.011	0.0000±0.0011
16~17	62.0	6.29 ~6.91	0.056±0.010	0.055±0.003	0.001±0.010	0.0001±0.0010
17~18	61.0	6.91 ~7.36	0.056±0.010	0.054±0.003	0.001±0.010	-0.0028±0.0010
18~19	60.3	7.36 ~7.84	0.053±0.007	0.052±0.002	0.001±0.008	0.0006±0.0008
19~20	60.1	7.84 ~8.41	0.059±0.010	0.051±0.003	0.009±0.010	0.0002±0.0010
20~21	59.5	8.41 ~8.89	0.054±0.010	0.054±0.003	0.000±0.010	-0.0003±0.0010
21~22	59.6	8.89 ~9.54	0.057±0.010	0.055±0.003	0.003±0.010	0.0003±0.0010
22~23	58.5	9.54~10.11	0.053±0.009	0.055±0.002	-0.002±0.010	-0.0005±0.0009
23~24	57.6	10.11~10.64	0.056±0.010	0.048±0.002	0.008±0.010	0.0005±0.0009
24~25	57.0	10.64~11.21	0.056±0.010	0.053±0.002	0.003±0.010	-0.0027±0.0010
25~25.5	56.6	11.21~11.57	0.051±0.010	0.048±0.003	0.003±0.010	-0.0001±0.0010

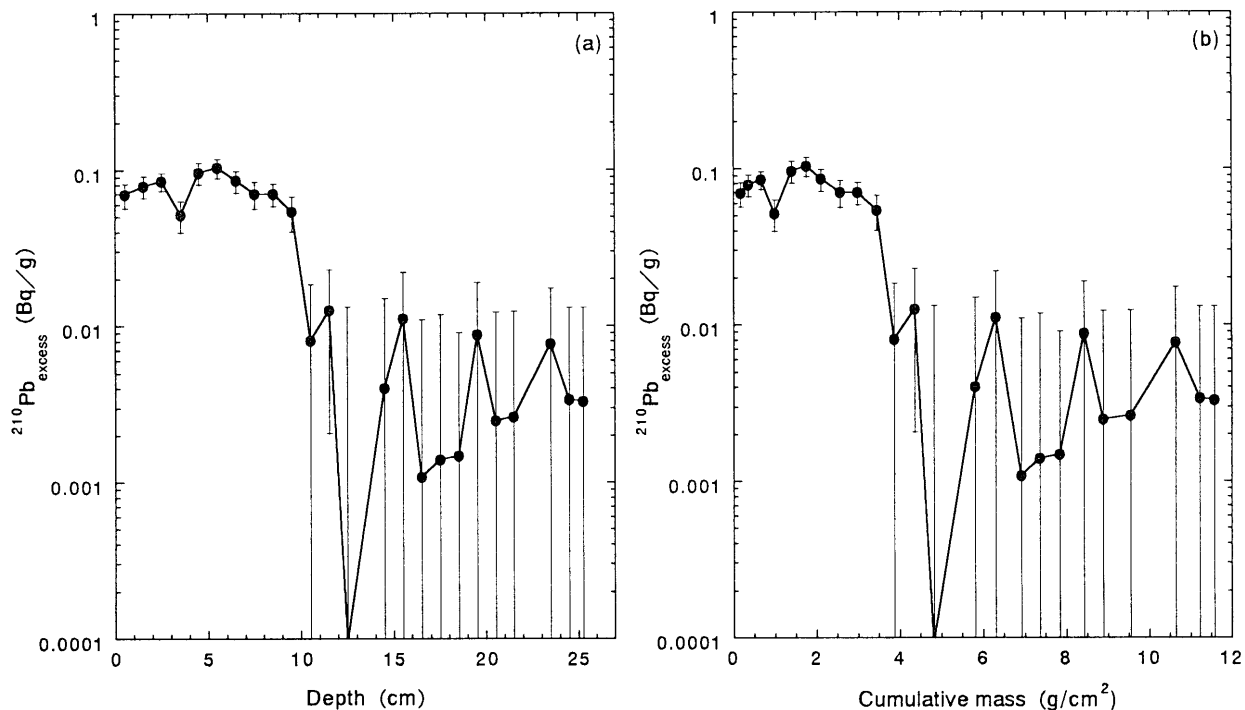


図 2 過剰²¹⁰Pbの鉛直分布
 Fig. 2 Plots of the ²¹⁰Pb_{excess} activities as a function of depth

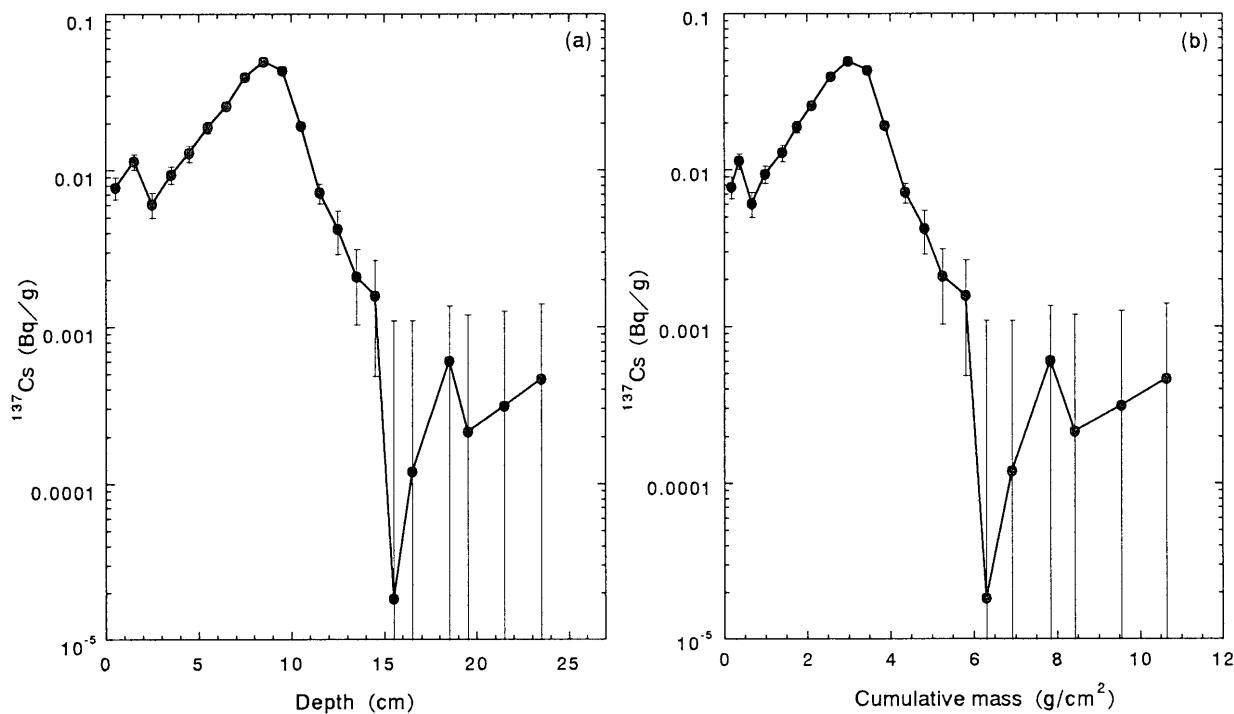


図 3 ¹³⁷Csの鉛直分布
 Fig. 3 Plots of the ¹³⁷Cs activities as a function of depth

過剰 ^{210}Pb は湖底表面部においては深さとともにわずかに増加、その後、湖底下 10cm まで深さとともにわずかに減少、それ以下の深さではほぼゼロとなっている。深さ 4~10cm における ^{210}Pb 放射能の傾きから堆積速度を求めると、約 3 mm/年となった。松本 (1975) は、南湖の堆積速度を 1mm/年以下としており、本研究での堆積速度はこの値に比べてかなり大きい。堆積物の混合が起きている場合、 ^{210}Pb から求められる堆積速度は実際よりも 2~25 倍大きくなるという報告もある (e.g., Benninger, L.K, 1978)。今回の堆積物試料は、堆積物の混合や ^{210}Pb の拡散が生じている可能性が考えられ、 ^{210}Pb 法により得られた結果は、見かけの堆積速度を示していると考えられる。

^{137}Cs は深さ 9.5cm のところで大きなピークを示し、深さ 1.5cm のところでもわずかなピークを示す。深さ 9.5cm における ^{137}Cs のピークは 1963~64 年にピークをなす大気圏核実験等によって供給されたものと考えられる。深さ 10cm 部の堆積物が 1965 年のものとし、表面部まで堆積速度が一定だったとすると、深さ 10cm までの堆積速度は約 3 mm/年程度になる。一方、深さ 2~9cm における ^{137}Cs 放射能と深度の関係から堆積速度を産出すると、約 1mm/年となり、上の値とはかなり異なる。 ^{210}Pb 法と ^{137}Cs 法で求められる堆積速度の食い違いは多数報告されており、鉛の拡散移動を示唆する論文が多い。南湖堆積物の堆積速度は本来 1mm/年であるが、特に湖底表面部における堆積物の混合や ^{210}Pb の拡散による移動などにより、大きな堆積速度が得られた可能性も考えられる。

Wieland *et al.* (1993)は、スイスの Sempach 湖の湖底堆積物の ^{137}Cs を測定し、1986年5月1日に起こったチェルノブイリ事故による ^{137}Cs の挙動を調べている。彼らのデータによると、チェルノブイリ事故で発生した ^{137}Cs は 1960 年前後の大気圏核実験で発生した ^{137}Cs に比べてかなり多量であり、大気で拡散、短期間で世界中に運搬されたと考えられる。深さ 1~2cm の琵琶湖湖底堆積物に見られるわずかなピークはチェルノブイリ事故によって発生した ^{137}Cs という可能性も考えられる。しかし、南湖は特に人為的に湖底表面部が荒らされているので、このピークは堆積物の混合によるものと考えの方が妥当である。 ^{137}Cs と同様、大気圏核実験によって生成された人工放射性核種に ^{14}C や ^{90}Sr やがあり、これらの核種を研究することにより、さらに情報が得られるであろう。

4. 2 Sr 同位体比および Sr 濃度

表 3 に堆積物試料について測定された Sr 同位体比および Sr、Rb 濃度の結果を示す。また、図 4 に Sr 同位体比の鉛直分布、図 5 に Sr 濃度の鉛直分布を図示した。Sr 同位体比、Sr 濃度ともに深さ 10~15cm のところで、急激に変化をしていることがわかる。Sr 濃度はこの範囲で約 64ppm から約 73ppm へと 10ppm の増加を示しており、Sr 同位体比は 15cm より深いところでは約 0.7198 のほぼ一定の値を、10cm から浅いところでは 0.7185 前後のほぼ一定値をとっている。リーチング後の残さの Sr 同位体比は深さ 6~10cm のところを除いて、深度とともに大きくなる傾向が見られる。堆積物を 2M 塩酸でリーチングすることにより、炭酸塩

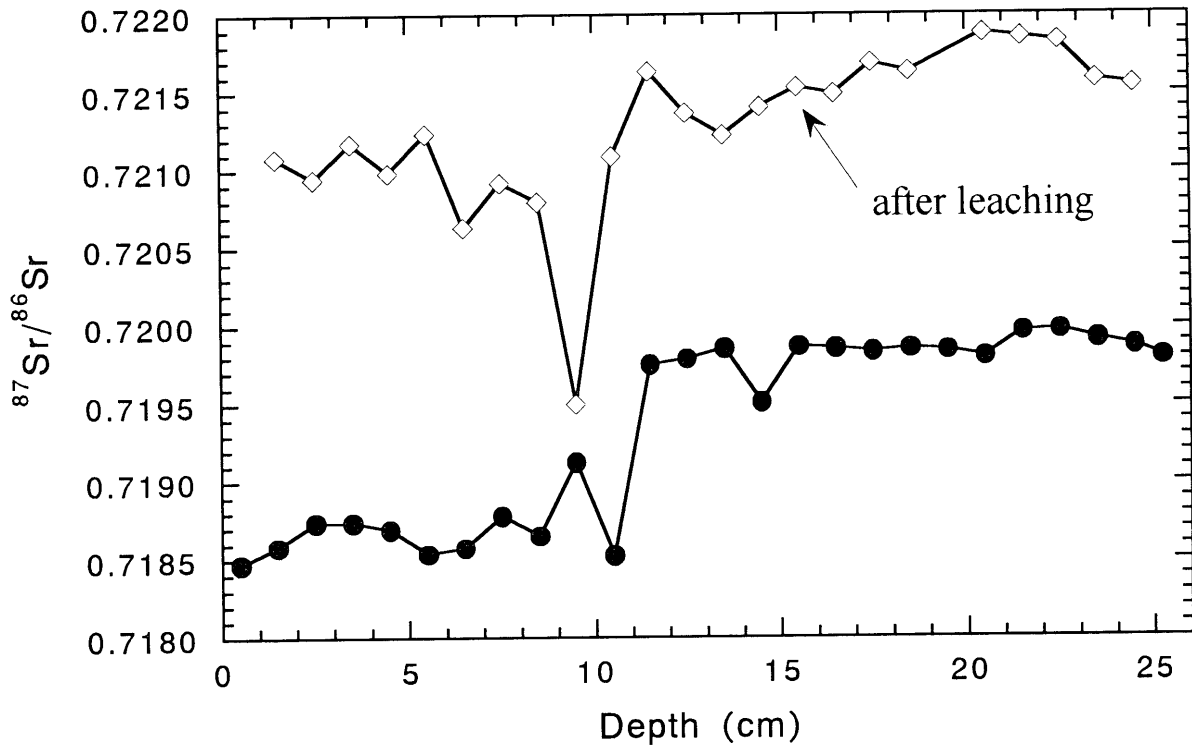


図 4 Sr同位体比の鉛直分布
 Fig. 4 Sr isotope ratios as a function of depth

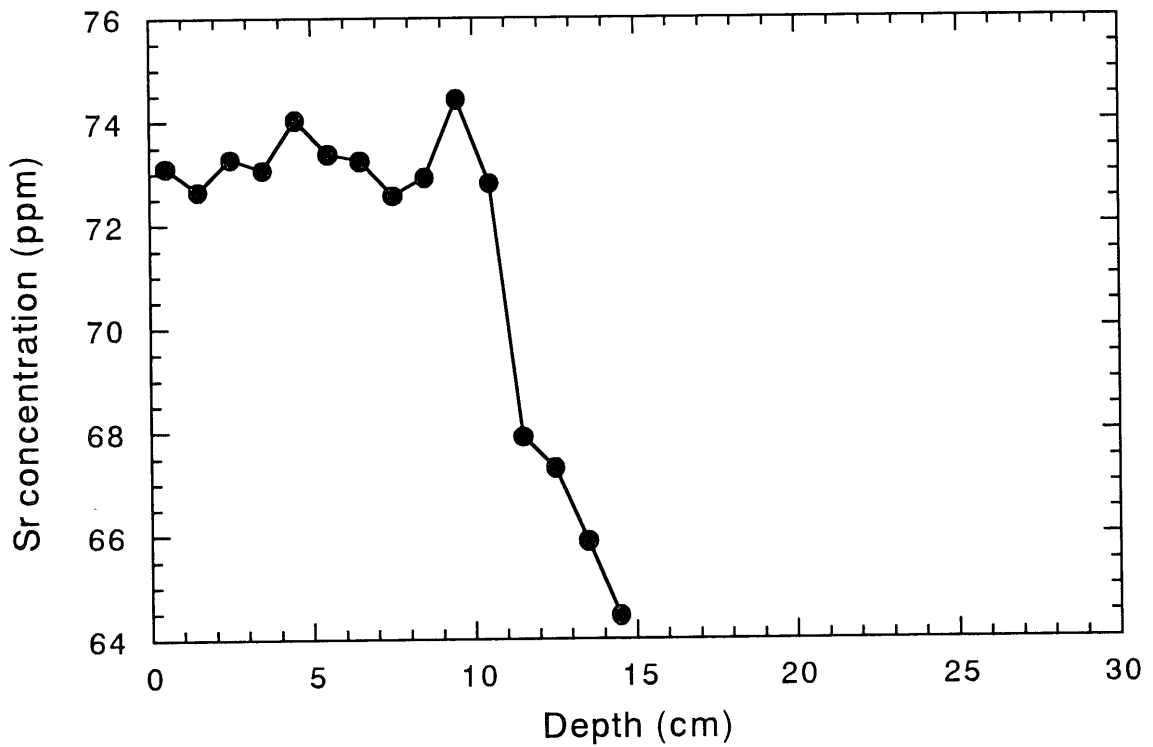


図 5 Sr濃度の鉛直分布
 Fig. 5 Sr concentration as a function of depth

表3 南湖湖底堆積物の Sr 同位体比および Sr 濃度

Table 3 Sr isotope ratio and Sr concentration in southern Lake Biwa sediments

Depth (m)	before leaching			after leaching		
	Rb (ppm)	Sr (ppm)	$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$	yield (%)	Sr (ppm)	$^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$
0~1	154	73.1	0.718473 ± 14	----	----	-----
1~2	----	72.6	0.718581 ± 14	94.0	51.6	0.721077 ± 16
2~3	154	73.3	0.718739 ± 14	94.5	55.2	0.720941 ± 16
3~4	----	73.1	0.718739 ± 14	92.7	55.2	0.721174 ± 16
4~5	159	74.0	0.718694 ± 17	92.9	55.6	0.720983 ± 14
5~6	----	73.2	0.718536 ± 14	92.4	55.2	0.721234 ± 14
6~7	157	72.6	0.718573 ± 14	94.1	56.3	0.720632 ± 16
7~8	----	74.4	0.718781 ± 18	88.0	53.6	0.720917 ± 16
8~9	151	72.8	0.718651 ± 16	94.6	50.2	0.720793 ± 18
9~10	----	67.9	0.719126 ± 14	----	----	0.719500 ± 16
10~11	----	67.3	0.718525 ± 19	----	----	0.721086 ± 19
11~12	----	65.9	0.719752 ± 14	----	----	0.721633 ± 16
12~13	----	64.4	0.719789 ± 14	----	----	0.721364 ± 14
13~14	----	----	0.719855 ± 14	----	----	0.721432 ± 14
15~16	----	----	0.719865 ± 16	----	----	0.721528 ± 16
16~17	----	----	0.719856 ± 14	----	----	0.721486 ± 16
17~18	----	----	0.719834 ± 14	----	----	0.721685 ± 14
18~19	----	----	0.719854 ± 13	----	----	0.721629 ± 14
19~20	----	----	0.719823 ± 14	----	----	-----
20~21	----	----	0.719800 ± 14	----	----	0.721877 ± 14
21~22	----	----	0.719962 ± 14	----	----	0.721853 ± 19
22~23	----	----	0.719970 ± 14	----	----	0.721825 ± 16
23~24	----	----	0.719915 ± 16	----	----	0.721575 ± 14
24~25	----	----	0.719868 ± 16	----	----	0.721544 ± 14
25~25.5	----	----	0.719796 ± 14	----	----	-----

成分が除去され、リーチング後の残さは鉱物を形成するケイ酸塩成分のみになっていると考えられる。リーチング後の収率は 92~95%であった。アジア大陸のレスが示す $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ は 0.723~0.727、 $^{87}\text{Rb}/^{86}\text{Sr}$ は 4.5~6.5 と報告されており (Asahara *et al.*, 1999)、本研究におけるリーチング後の残さが示す値 ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr} \approx 0.722$ 、 $^{87}\text{Rb}/^{86}\text{Sr} \approx 6$) はその値に近い。したがって、琵琶湖南湖の堆積物は、大陸物質である可能性が示唆された。

Sr 濃度、Sr 同位体比ともに深度 10cm 付近で大きい変化をしており、この時期に、Sr 系に大きな変化があったことがわかる。この時期は ^{137}Cs の鉛直分布から 1960 年頃と考えられ、日本の高度成長期にあたる。この頃から Sr 同位体比が低く、Sr 濃度が高い物質が付加され

たとも考えられる。しかし、深度 10cm までの表面部では堆積物の混合、拡散が生じている可能性があり、簡単には結論付けられない。表層の堆積物が混合し、再懸濁することによって溶存物質との接触時間が増大し、粒子のスキャベンジング効果も増大する結果、堆積物中の元素濃度が高くなる。琵琶湖湖水の Sr 同位体比は未測定であるが、現在の海水の平均値 0.7092 および河川水の平均値 0.7119 (Palmer and Edmond, 1989) から予想して、恐らく 0.715 前後であると考えられる。湖底表面部の堆積物の Sr 同位体比が低く、Sr 濃度が高いのは、湖水中の溶存物質との影響が大きいと考えられる。今後、南湖堆積物の未測定の Rb、Sr 濃度の測定、人為的影響の少ない北湖の湖底堆積物の研究、さらには湖水ならびに湖水に流入している河川水の研究などを総合的に研究していくことが必要であると考えられる。

5. まとめ

琵琶湖南湖で採取された堆積物の ^{210}Pb 、 ^{137}C 放射能を測定して、堆積速度を見積もった。 ^{210}Pb から堆積速度は 3mm/年という結果が得られ、大気圏核実験に起因する ^{137}C のピークからもほぼ 3mm/年の堆積速度が得られた。しかし、今回採取された堆積物においては、湖底表面部での堆積物の混合、核種の拡散が考えられ、3mm/年という値は見かけの堆積速度である可能性がある。堆積物中の Sr 同位体比、Sr 濃度は、 ^{137}C がピークを示す深度 10cm 付近で Sr 同位体比は 0.7185 から 0.7198 へと高く、Sr 濃度は 73ppm から 64ppm へと低く急激に変化しており、その原因として、1) 深度 10cm 付近の堆積物が堆積した時期 (1960 年頃) に、例えば人為的な環境汚染などによって Sr 系に大きな変化があった、2) 表層の堆積物は混合、再懸濁によって粒子のスキャベンジング効果が増大しているため、などが考えられる。2) の場合、 ^{210}Pb 、 ^{137}Cs の鉛直分布は堆積ではなく混合によって生じたということになる。1) に対しては、Cd、Hg などの汚染重金属物質や、 ^{137}Cs と同様に人工放射性核種である ^{14}C や ^{90}Sr などの研究が、2) に対しては、湖水、河川水の Sr 同位体比などの研究がさらに必要である。今後、北湖の湖底堆積物に対しても分析を進めていく予定である。

謝 辞

本研究を進めるにあたり、名古屋大学大学院環境学研究科の田中 剛先生には多大な御尽力を賜り、また同研究科の浅原良浩助手には有益な御助言を頂いた。記して謝意を表します。なお本研究の一部は、住友財団環境研究助成研究「化石骨から抽出した無機および有機成分分析に基づく古環境復元」の援助で行われた。

引用文献

- Asahara Y., Tanaka, T., Kamioka, H., Nishimura A. and Yamazaki, T. (1999) Provenance of the north Pacific sediments and process of source material transport as derived from Rb-Sr isotopic systematics. *Chemical Geology* **158**, 271-291.
- Benninger, L.K. (1978) ^{210}Pb balance in Long Island Sound. *Geochim. Cosmochim. Acta* **42**, 1165-1174.
- Dasch, E.J. (1969) Strontium isotopes in weathering profile, deep-sea sediments, and sedimentary rocks. *Geochim. Cosmochim. Acta* **33**, 1521-1552.
- Lake Biwa Research Institute and National Institute for Research Advancement (1984) *Data book of world lakes*. The Secretariat, Shiga Conference'84 on Conservation and Management of World Lake Environment, Otsu.
- Koide, M., Bruland, K.W. and Goldberg, E.D. (1973) $^{228}\text{Th}/^{232}\text{Tn}$ and ^{210}Pb geochronologies in marine and lake sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta* **37**, 1171-1187.
- Krishnaswami, S., Lal, D., Martine, J.M. and Mrybeck, M. (1971) Geochronology of lake sediments. *Earth Planet. Sci. Lett.* **11**, 407-414.
- 松本英二 (1975) ^{210}Pb 法による琵琶湖湖底泥の堆積速度. *地質学雑誌*, **81**, 301-306.
- Palmer, M.R. and Edmond, J.M. (1989) The strontium isotope budget of the modern ocean. *Earth Planet. Sci. Lett.* **92**, 11-26.
- Poet, S.E., Moore, H.E. and Martell, E.A. (1972) Lead 210, bismuth 210, and Polonium 210 in the atmosphere: accurate ration measurement and application to aerosol residence time determination. *J. Geophys. Res.* **77**, 6515-6527.
- Robbin, J.A., Krezoski, J.R. and Mozley, S.C. (1977) Radioactivity in sediments of Great Lakes: post-depositional redistribution by deposit-feeding organisms. *Earth Planet. Sci. Lett.* **36**, 325-333.
- Wieland, E., Santschi, P.H., Hohener, P. and Sturm, M. (1993) Scavenging of Chernobyl ^{137}Cs and natural ^{210}Pb in Lake Sempach, Switzerland. *Geochim. Cosmochim. Acta* **57**, 2959-2979.

Sr isotope ratios of sediments in southern Lake Biwa

Masayo MINAMI¹⁾, Hirotaka ODA²⁾, Sadao KOZIMA³⁾,
Kiichiro YOKOTA⁴⁾ and Toshio NAKAMURA²⁾

- 1) Department of Earth and Environmental Sciences, Graduate School of Environmental Studies, Nagoya University, Furo-cho, chikusa-ku, Nagoya 464-8602, Japan
TEL: 052-789-3030 FAX: 052-789-3033
- 2) Center for Chronological Research, Nagoya University, Furo-cho, Chikusa-ku, Nagoya 464-8602, Japan TEL: 052-789-2579 FAX: 052-789-3095
- 3) Radioisotope Research Center, Aichi Medical University, Nagakute, Aichi 480-1195, Japan TEL: 052-264-4811 FAX: 0561-61-1805
- 4) Lake Biwa Research Institute, 1-10, Uchidehama, Otsu, Shiga 520-0806, Japan
TEL: 0775-26-4800 FAX: 0775-26-4803

A sediment core in the southern Lake Biwa was analyzed for ^{210}Pb , ^{137}Cs and Sr isotope ratio. The sedimentation rate of the lake sediments assumed by ^{210}Pb is about 3mm/y. ^{137}Cs , a fallout product from atmospheric nuclear weapon tests, shows maximum activity at 9.5cm depth. Maximum fallout of ^{137}Cs to water and land occurred during 1963-1964, and the sedimentation rate assumed by ^{137}Cs is also about 3mm/y. The sedimentation rate of 3mm/y, however, could be untrue because surface sediments are disturbed and mixed by physical turbulence. Sr isotope ratios of the lake sediments radically change from 0.7185 to 0.7198, and Sr concentrations also radically change from 73ppm to 64ppm at near 10cm depth. Therefore, the following causes are expected: 1) Sr system has changed by artificially environment pollution since near 1960, and 2) surface sediments are disturbed and mixed by physical turbulence. In the case of 2), the profiles of ^{210}Pb and ^{137}Cs lead to mixing process except sedimentation process. The profiles of other nuclides such as ^{14}C and ^{90}Sr would help better understanding of the behavior of lake sediments. It is necessary to analyze another sediment cores of southern and northern Lake Biwa.