愛媛県西部佐多岬半島の阿弥陀池および亀ヶ池の堆積速度と堆積環境の変遷

金井 豊*・井内美郎**

Sedimentation rates and environmental changes of Lakes Amida and Kamegaike, Ehime Prefecture, Japan

Yutaka Kanai* and Yoshio Inouchi**

To investigate the Recent lacustrine sedimentary environments, 16 bottom samples and 2 cores from Lake Amida and 7 bottom samples and a single core from Lake Kamegaike, both in Ehime Prefecture, Japan, were analyzed in terms of sedimentation rates and grain size distribution.

In Lake Amida, the average sedimentation rate calculated from a core taken at a shallower water depth site was 1.35 cm/y, which is faster than the average rate of 0.92 cm/y calculated from another core taken at a deeper site in the same lake. In the core from Lake Kamegaike, an increase of the sedimentation rate from 0.54 cm/y to 1.36 cm/y was detected at the core depth of 60 cm. The surface of this increase is dated to be ca. 1954, which roughly corresponds the time when a water gate was constructed. This increase would be explained as an effect of the gate that should have prevented the suspended matter in the lake to flow out into the sea.

The sedimentation rates obtained in this study were generally larger than those in other Japanese lakes. This may be due to a probable higher rate of soil erosion and transportation, because the area around the lakes of this study has been exploited largely for agriculture such as orange fields. In addition, the variation of depth profiles of Pb-214 and K of the three cores is well correlated to artifact events such as shore protection and road works, which suggests that such events should have affected even on the distribution of nuclides.

These results have given some important clues to study sedimentation models and environmental changes of lakes.

Key words : Cs-137, Ehime, environment, Lake Amida, Lake Kamegaike, Pb-210, sedimentation rate

受付 : 2003 年 4 月 23 日 受理 : 2004 年 2 月 20 日

* (独立行政法人) 産業技術総合研究所 地質調査総合センター
深部地質環境研究センター
Research Center for Deep Geological Environments,
Geological Survey of Japan, National Institute of
Advanced Industrial Science and Technology (AIST),
Tsukuba 305-8567, Japan

** 愛媛大学沿岸環境科学研究センター
Center for Marine Environmental Studies (CMES),
Matsuyama 790-8577, Japan

はじめに

海底や湖底の堆積物には、過去から現在までの歴史が織り込まれている。従って、堆積物を時間軸に沿って解析することで、過去の環境変遷を紐解くことができる。その際に、堆積物の時間軸を正しく設定することが必要で、過去 100 年程度の堆積物を解析する場合の年代測定法として、鉛-210 法とセシウ

ム-137 法は有効な手法となっている。

著者らはこれまでに国内外の湖沼や沿岸海域の堆積物の年代測定をしてきた。それらは大陸内部にある湖沼（金井ほか, 1998 a), 内陸の山岳湖（金井ほか, 2000), 盆地性の湖（金井ほか, 1995 ; 1997) 等の淡水湖, 汽水湖（金井ほか, 1998 b ; 2002), 沿海の堆積物（金井・池原, 1995) などにおける堆積速度の解析であり, それと同時に堆積環境の変化についても調査・検討を加えてきた。

今回, 愛媛県の西部にある小さな海跡湖である阿弥陀池および亀ヶ池の調査をする機会を得た。海跡湖は, 国内では霞ヶ浦やサロマ湖, 宍道湖・中海, 浜名湖等がよく知られているが, 地域やその履歴によって堆積物に残されている記録内容や状態が異なると推定される。そこで, 今回小さな海跡湖である阿弥陀池と亀ヶ池におけるコアについても同様に堆積速度を算出し, 環境についての検討を行ったので, それについて報告する。

調査地域の概要と試料

阿弥陀池は, 愛媛県の最西端にある佐多岬半島の宇和海側に位置しており, 井野浦に面している (Fig. 1)。東西約 260 m, 南北約 420 m の細長い形をしており, 最大水深 6.8 m, 総面積約 0.052 km² である。流入河川は南岸と北東岸からの 2 河川があり, 北西岸から 1 河川を介して三崎灘へ流出している。流域面積は約 0.43 km² で湖面積の約 8.6 倍あり, 琵琶湖が約 6 倍なのに比較すると幾分大きい。湖の西岸は, 1967-1971 年にかけて埋め立てて道路工事が行われた記録がある。一方, 南側・東側の流入河川河口の水田埋め立て工事が 1970 年代後半に行われている。周辺斜面では柑橘類の栽培が明治時代から行われているが, 戦後になって本格化した。

亀ヶ池は, 佐多岬半島の伊方町加周にあり, 宇和海に面している (Fig. 1)。東西約 550 m, 南北約 290 m, 最大水深 7.2 m, 総面積 0.102 km² の愛媛県下第 1 の海跡湖である。流域面積は 1.47 km² で湖面積の約 15 倍もあり, 阿弥陀池よりも大きい。1600 年頃は陸地にはいり込んだ海と記録されており, その後徐々に閉鎖的になり海跡湖となったといわれている。50 年ほど前に海との間の水路に水門が作られ, 今では海水の流入がないという。

周辺の地質は三波川変成帯に属し, 主に泥質（黒色）片岩ならびに塩基性（緑色）片岩からなる。阿弥陀池の南部海岸沿いには角閃岩・かんらん岩・蛇

紋岩等の超塩基性岩が分布する。亀ヶ池の北東部には, 一部黒色片岩・石英片岩・絹雲母片岩なども分布している。

底質試料の採取は, 音波探査等による湖沼調査の一環として, 1997 年 5 月に押し込み式柱状採泥器を用いてなされた。試料採取位置を Fig. 1 に示す。阿弥陀池では, 湖内の 16 ケ所で行った。このうち STB-8 は試料が抜け落ちたため, 試料は採取できなかった。堆積速度算出用のコアの採取位置は池の中央部の南北 2 点であるが, STA-2 は水深約 4.5 m, STB-3 は水深約 6.5 m 程度で, STB-3 の方が深くなっている。一方, 亀ヶ池では, St-a から St-g までの 7 ケ所で底質を採取した。堆積速度算出用のコアには, 中央部の St-a のコアを用いた。

なお, 採取されたコア試料については, 肉眼観察, 軟エックス線写真撮影, 粒度分析, 砂粒組成分析なども併せてなされており, その詳細については別途報告予定である。

分析方法

鉛-210 法による堆積速度算出法というのは, 岩石中のウランに起因するラジウム-226 の壊変によって生じた気体状のラドン-222 が大気中に拡散し, それから生じた鉛-210 が湖沼において堆積物と共に埋積し, 堆積後は鉛-210 が供給されずに固有の半減期 (22.3 年) で減少していくことに基づいている。実際に測定される鉛-210 放射線は堆積粒子中のラジウム-226 起源の鉛-210 によるものが含まれるため, 鉛-210 および鉛-214 放射線強度から過剰鉛-210 放射線強度 ($Pb-210_{ex} = [鉛-210] - [鉛-214]$) を算出し, 過剰鉛-210 放射線強度の対数の深度に対する傾きから平均堆積速度を求める (詳細については, 金井ほか, 1998 a を参照のこと)。また, セシウム-137 法というのは, 大気圏核実験等によるフォールアウトが 1963 年に最大になる (Peirson, 1971 ; Katsuragi, 1983 ; Katsuragi and Aoyama, 1986) ことを用い, 堆積物中のセシウム-137 が極大となる深度に 1963 年の目盛りを入れて, その間の平均堆積速度を算出する。

湖沼から採取したコア試料は二つに分割後, 断面を観察して一方は軟 X 線写真撮影用, 他方は粒度分析・堆積速度算出用とした。表層 5 cm は深度 1 cm, 2 cm, 5 cm のところで切り取り, それ以降は 5 cm 間隔に分割した。堆積速度算出のためには, 分割試料を乾燥後微粉碎した試料約 2 g をナルゲン社

製スクリーキャップ付き遠沈管に封入して約1ヶ月静置した。ラジウム-226, ラドン-222, 鉛-214とが放射平衡になった後, 鉛-210, 鉛-214, セシウム-137, カリウム-40等の放射線を低バックグラウンド仕様の米国ORTEC社製井戸型ゲルマニウム半導体検出器(GWL-140230-S及びGWL-120230-S)を用いて測定を行った。測定装置は, SEIKO EG&G社製スペクトラムマスター92Xをコンピュータ制御してデータ処理を行った。測定時間は試料によって異なるがおおよそ1~5日間である。各核種の放射線濃度の算出には, 46.5 keV (Pb-210), 352 keV (Pb-214), 661.6 keV (Cs-137), 1,461 keV (カリウム-40)の γ 線を使用した。試料の量によって各ピークの検出効率が変化するため, それぞれの正味の

ピーク強度は試料高による補正をして求めた。

軟X線写真撮影は, 半割した試料を25 cm毎にプラスチックケースに入れ, SOFRON MODEL TRS-1005を用いてX線撮影を行い, 堆積構造の解析を行った。また, 粒度分析は, 比重計法と篩い分け法とを併用して求めた。すなわち, 有機物処理と脱塩処理後の試料を蒸留水に分散剤と共に良くかき混ぜ, 攪拌後静置して経過時間毎の比重を計測した。1日以上経過してから4.5 ϕ の篩に通し, 4.5 ϕ 以上の粒子については篩い分けを行った。これらの結果から粒径の累積頻度曲線を作成し, Folk and Ward (1957)に従い, 中央粒径値・分級度・対称度などを求めた。

Fig. 1 Map of sampling locations (modified from the 1/25,000 topographical maps "Minatoura" and "Misaki" of the Geogr.Sur.Inst.)

結果と考察

阿弥陀池における底質の堆積速度

阿弥陀池では、STA-2 (St-20) と STB-3 (St-75) の2ヶ所で堆積速度算出用のコアが採取された。そ

れぞれのコアにおける放射線強度の変化を Tables 1, 2 および Fig. 2 に示した。また、全鉛-210 放射線強度から鉛-214 放射線濃度を差し引いて求めた過剰鉛-210 放射線強度 ($Pb-210_{ex} = [鉛-210] - [鉛-214]$) を Fig. 3 に示した。横軸の深度には質量深

Fig. 2 Variation of radioactivities in cores from Lake Amida.

● : Pb-210, □ : Pb-214, ■ : Cs-137, × : K

Fig. 3 Depth profiles of Pb-210ex (● : left ordinate) and Cs-137 (× : right ordinate) and sedimentation rate in Lake Amida.

度を用いることもあるが、今回は含水率の測定が行われなかったのでコアの長さを用いている。質量深度とコア長との違いは、粒径の違いや圧密の効果が評価できることにあるが、今回は測定されたコア間ではほぼ類似する傾向であるとして考察を進める。この図から平均堆積速度を算出すると、STA-2では1.36 cm/y、STB-3では0.86 cm/yとなった。一方で、セシウム-137法で求めた平均堆積速度は、STA-2では1.32-1.47 cm/y（ピーク位置の分割コアに幅があるため、堆積速度にも幅がでくる。中央値で1.40 cm/y）、STB-3では0.88-1.03 cm/y（中央値で0.96 cm/y）となった。セシウム-137法でもセシウム-137が1954年から検出され始めることを用いて平均堆積速度を算出することが可能で、STA-2において深度55 cmで検出し始めたとすると1.28 cm/y、STB-3では深度40 cmとすると0.93 cm/yとなる。これらの値を平均すると、STA-2での平均堆積速度は1.35 cm/y前後、STB-3では0.92 cm/y前後となる。STA-2の方がSTB-3よりも堆積速度が幾分大きくなっており、前者の方が水深が浅く湖沼の流出河川口に近いにもかかわらず、懸濁物の供給・堆積が多いことを示唆している。

国内の湖沼の堆積速度は、これまでの調査では、野尻湖で0.02 cm/y（塚田, 1967）、0.033 cm/y（公文ほか, 2003）、琵琶湖で0.1-0.2 cm/y（松本, 1975）、0.06 cm/y（井内ほか, 1987）、水月湖で0.11 cm/y（Matsuyama, 1974）等が知られ、同じ海跡湖

である霞ヶ浦で0-0.41 cm/y（井内ほか, 1983）、宍道湖で0.02-0.56 cm/y（平均0.23 cm/y；金井ほか, 1998 b）、浜名湖で0.16-0.48 cm/y（池谷ほか, 1987）など、いずれも1 cm/y未満のところが多い。1 cm/yを超える堆積速度としては、山岳内陸湖の諏訪湖で0.7-1.4 cm/y（平均1.1 cm/y；金井ほか, 1995）等の値が報告されているが、今回の0.92-1.35 cm/yという値は、日本における湖沼の平均堆積速度の中では大きめの方に分類される。流域面積/湖面積の比は約8.6~15倍にすぎないが、堆積作用が盛んに行われていることを示す。後背地が柑橘類の畑となっており、そこでの土壌の流失は山岳地域の自然風化・浸食と比較して大きいと推定される。

阿弥陀池における堆積物の粒径と堆積環境

STA-2はSTB-3よりも水深が浅いため、堆積物の粒度も相違していることが期待される。別途測定された中央粒径値（Md ϕ ）の深度変化によると、STA-2は中央粒径値が7と8との間で変動しており、表層浅部で7を切っていた。一方でSTB-3は40 cm以深では約8であるが、浅部では約7となっていた。これらの結果だけからは、STA-2がSTB-3より粗い傾向にあるとは必ずしもいえない。

阿弥陀池全体での表層底質における粒径分布を見るために、試料の水深と中央粒径値ならびに分級度との関係を、Fig. 4に示した。分級度は3-6と非常に大きく、かなり分級の悪い試料である。それでも、

Fig. 4 Relationships between water depth and median (Md ϕ), sorting of the grain size of surface sediments in Lake Amida.

● : STA   ■ : STB

Fig. 4 に示されるように水深と中央粒径値ならびに分級度との相関係数はいずれも高くはないが、水深が深いほど中央粒径値は大きく、分級度は小さくなる傾向があるように見られる。すなわち、池の深部ではより淘汰された細粒の堆積物が堆積する傾向にある。この傾向を考慮すると、水深のより深い STB-3 のほうが、STB-2 よりもより淘汰された細粒の堆積物が多いと考えられる。一般に細粒堆積物の方が粗粒堆積物よりも間隙率・含水比が大きいので、STB-3 の堆積速度が STB-2 よりも幾分小さいという結果は、フラックスで考えた場合にも矛盾しない結果を与える。

堆積物が湖沼に堆積する場合、懸濁物の供給・運搬・堆積機構によって、深いところに多く堆積、逆に浅いところにたくさん堆積する等、いろいろなタイプがあると考えられるが、今回の阿弥陀池では二ヶ所の測定点しかないが、浅い箇所の方が堆積が盛んであることが判明した。

阿弥陀池における堆積環境の変化

阿弥陀池では、これまでに数回の護岸工事や埋め立てが行われてきたようである。今から約 30 年前の昭和 42-46 年 (1967-1971) に、池の西側および北側で水田の埋め立て工事がなされたという。また、昭和 50 年代後半 (1980 年以降) にも北東部および南側で水田の埋め立て工事がなされたという。

堆積環境の変化が供給堆積物の化学組成変化という形で記録されている可能性が考えられるため、今回の測定における Pb-214、K-40 放射線強度の変化について検討した。Pb-214 放射線強度は放射平衡を仮定すれば堆積物中のラジウム、もしくはウラン濃度に相当し、K-40 放射線強度はカリウム濃度に対応する。Fig. 2 では対数表示であるため濃度変化が見づらいため、Fig. 5 に Pb-214 放射線強度と K 濃度の深度変化を示した。図には、コアの平均堆積速度から算出した年代の目盛りも示してある。また、上記 2 回の埋め立て・護岸工事の行われた時期を矢印 (a) で示した。いずれの場合もその時期に Pb-214 もしくは K が低下している傾向がある。コアの採取位置が岸部から離れているものの、阿弥陀池は小さな池であるので、護岸工事の影響は岸から離れた中央部で採取されたコアの放射性核種濃度にも影響が現れているのであろう。さらに、1950 年代後半や 1990 年代前半などでも低下傾向が見られており (Fig. 5 で同様に矢印 (b), (c) で示した)、何らかの影響が示唆されている。1950 年代後半のイベントは不明であるが、1994 年には休憩所の工事が西岸で行われており、この影響が現れたものと推定される。

亀ヶ池における堆積速度

亀ヶ池では、湖心に近い St-a で堆積速度算出用

Fig. 5 Depth profiles of Pb-214 and K in Lake Amida.

Arrows (a), (b) and (c) indicate the time of shore protection/reclamation works, resting place construction and unknown works, respectively.

のコアが採取された。そのコアにおける Pb-210, Pb-214, Cs-137 放射線強度および K 濃度の深度変化を Table 3 および Fig. 6 に示した。また、全鉛-210 放射線強度から鉛-214 放射線強度を差し引いて求めた過剰鉛-210 放射線強度 (Pb-210ex = [鉛-210] - [鉛-214]) を Fig. 7 に示した。この図で、全ての測定点を用いて平均堆積速度を算出すると 0.93 cm/y であるが、60 cm 以深では直線関係からのずれが大きくなる。そこで、2本の直線で近似したところ、平均堆積速度は深度 0 cm-60 cm までのデータからは 1.28 cm/y, 60 cm 以深でのデータからは 0.54 cm/y となった。一方、セシウム-137 法で求めた平均堆積速度は、1.32-1.47 cm/y (中央値で 1.40 cm/y)、検出開始年代で算出すると 1.40 cm/y となった。Cs-137 法では深度 60 cm までの試料から計算しているので、これらのことを総合すると、深度 60 cm より上位での堆積速度は約 1.36 cm/y 前後、深度 60 cm よりも下位では 0.54 cm/y 前後となる。上位での圧密の効果を考慮していないので、実際より大きめに見積もっている可能性があるが、深度 60 cm を境に堆積速度が変化していると推定された。それは今から約 50 年前の 1954 年前後と推定される。

亀ヶ池における流域面積/湖面積の比は約 15 で、阿弥陀池よりも大きい。穴道湖での 26 に比較すると小さい。比較的堆積速度が大きいのは、流域における土地利用状況が他地域と違って、農地利用の

Fig. 6 Variation of radioactivities in cores from Lake Kamegaike.

● : Pb-210, □ : Pb-214, ■ : Cs-137, × : K

ための開拓で堆積物の運搬が多かったためと推定される。

Fig. 8 には、亀ヶ池におけるコアの軟 X 線写真を示した。今回堆積速度を算出した St-a コアの軟エックス線写真観察では、深度 60 cm の所に黒く写る層があり、これは亀ヶ池で採取された他の地点でのコア St-b~St-f でも観察されている。阿弥陀池ではこれと類似するものが観察されておらず、また、この層の年代は後述するように亀ヶ池に水門が造成された頃に相当しているため、この層はそれに関連したイベントに該当するものと考えられる。この層を同年代の鍵層として他のコアでの平均堆積速度を求めると、0.6-1 cm/y の範囲に分布した。この推定平均堆積速度と採取されたコアの水深との関係を Fig. 9 に示したが、水深が深くなるほど堆積速度が大きくなっていることが示される。この結果は、阿弥陀池での結果とは異なっており、池の置かれた状況によって堆積状況が違ってくるが示された。亀ヶ池では、懸濁物が一方向に移動・流出するのではなく、水門ができたことによって池の中での流れに変化が生じて巡回もしくは停滞し、中央部の深いところでより多く堆積しているものと考えられる。

亀ヶ池における堆積環境の変化

亀ヶ池では、深度 60 cm を境に堆積速度が変化し

Fig. 7 Depth profiles of Pb-210ex (●: left ordinate) and Cs-137 (×: right ordinate) and sedimentation rate in Lake Kamegaike.

ており、それは今から約 50 年前の 1954 年前後と推定された。それは水門が作られた頃であり、堆積物が海域に流失せずに堆積が促進されたために堆積速度が増大したものと考えられる。また、戦後に周辺斜面における農地開拓が進んで柑橘類の栽培が本格化したことも、亀ヶ池の後背地から堆積物が多量に運搬され、湖底の堆積量を増加させたことにつながっているものと考えられる。別途行われた粒度分析結果によると、深度 70 cm から上位に向けて中央粒径値 ($Md\phi$) が小さくなる、即ち粗くなっていることも示されており、農地の利用によって堆積物の増加と調和的な結果となっている。

Fig. 10 には、亀ヶ池の St-a における Pb-214 放射線強度、K 濃度の深度変化を推定年代と共に示した。測定点が少ないので明言はできないものの、65 cm 以浅ではそれ以深と比べ K 濃度が低下している傾向がある。水門ができる前と推定されるため、組成変化・環境変化の原因は特定できない。Pb-214 放射線強度は、1915 年前後、1966 年前後、1973 年前後、1988-1994 年前後で相対的な増減変化している。これらの中で、外因として考えられるのは、1972 年から始まった国道建設がある。国道 197 号線（メロ

Fig. 8 Soft X-ray photographs of core samples taken from Lake Kamegaiké.

ディーライン) を建設のため、山頂付近を工事したので、組成の異なる土砂が亀ヶ池に流入したのかも知れない。その他の強度変動の原因は今のところ定かではないが、小さな湖沼なので、台風などによる大水や海水の逆流・進入などがあったのかも知れない。

まとめ

愛媛県西部佐多岬半島にある 2 つの海跡湖である阿弥陀池および亀ヶ池の堆積環境調査の一環として、採取された底質コアを用いて堆積速度を求め、

Fig. 9 Relationship between estimated average sedimentation rate and water depth in Lake Kamegaiké.

Fig. 10 Depth profiles of Pb-214 and K in Lake Kamegaiké. Arrow indicates the time of road works.

その堆積環境の変遷を検討した。その結果、以下のことが判明し、これらの結果は湖沼の堆積モデルや変遷に関する有用な知見となった。

- (1) 阿弥陀池での2ヶ所の平均堆積速度は0.92 cm/y と1.35 cm/y で、水深の浅い箇所の方が堆積速度が大きかった。
- (2) コアのPb-214, K-40 放射線強度の深度分布は、護岸工事や道路工事の時期に合致して変動するのが確認され、阿弥陀池は小さな池であるので護岸工事の影響は岸から離れた中央部で採取されたコアの放射性核種濃度にまで影響が現れているとみた。
- (3) 亀ヶ池での堆積速度は、深度60 cm よりも下位では0.54 cm/y 前後、深度60 cm より上位での堆積速度は約1.36 cm/y 前後と推定し、深度60 cm に相当する年代は、亀ヶ池に水門が設置された頃の1954年前後と推定され、堆積物が海域に流失せずに堆積が促進されたためにその後は堆積速度が増大したものと考えた。
- (4) 阿弥陀池の0.92–1.35 cm/y、および亀ヶ池の1.36 cm/y という堆積速度は、日本国内での他の湖沼と比較しても大きめの値であった。これは調査地域が柑橘類の栽培の盛んな畑作地域にあり、農地利用のための開拓やその後の土地状況で堆積物の運搬が多かったためと推定した。
- (5) 阿弥陀池では池の水深の浅い場所の方が堆積速度が大きいのにに対し、亀ヶ池では水深の浅いところの方が堆積速度が小さいと推定した。小さな池でも両者では堆積状況が異なっており、亀ヶ池では河川から運搬された懸濁物が一方向に移動・流出するのではなく、水門によって池の中で巡回もしくは停滞するようになり、深いところでより多く堆積しているものと考えた。

謝 辞

本研究を進めるに当たり、調査船・調査器具など池の調査に便宜を図って下さった関係者ご一同に厚く感謝申し上げる。また、二名の匿名査読者ならびに栗田裕司編集委員には建設的なご指摘・ご意見をいただいた。ここに記して御礼申し上げます。

文 献

Folk, R.K. and Ward, W.C., 1957 : Brazos River bar : A

studying the significance of grain size parameter. *J. Sed. Petrology*, **27**, 3–26.

池谷仙之・和田秀樹・大森真秀, 1987 : 浜名湖のボーリング柱状試料について. 静岡大学地球科学研究報告, **13**, 67–111.

井内美郎・中尾征三・横田節哉・齋藤文紀・村上文敏・寺島滋・寺島美南子・竹内三郎・吉川秀樹・志岐常正・太井子宏和・徳岡隆夫・公文富士夫・中野聡志・遠藤秀一・前田広人・熊谷道夫・近藤洋一, 1987 : 湖沼汚染底質の堆積機構解明に関する研究. 環境庁環境保全研究成果集, 64–1–64–19.
井内美郎・齋藤文紀・横田節哉, 1983 : 霞ヶ浦湖底泥の堆積速度—火山灰層を用いた堆積速度算定法—. 地質学雑誌, **89**, 125–128.

Katsuragi, Y., 1983 : A study of ⁹⁰Sr fallout in Japan. *Papers in Meteorology and Geophysics*, **33**, 277–291.

Katsuragi, Y. and Aoyama, M., 1986 : Seasonal variation of Sr-90 fallout in Japan through the end of 1983. *Papers in Meteorology and Geophysics*, **37**, 15–36.

金井 豊・池原 研, 1995 : 新潟沖大陸棚のPb-210 およびCs-137 法による堆積速度. 地調月報, **46**, 269–282.

金井 豊・井内美郎・片山 肇・齋藤文紀, 1995 : ²¹⁰Pb, ¹³⁷Cs 法による長野県諏訪湖底質の堆積速度の見積り. 地調月報, **46**, 225–238.

金井 豊・井内美郎・片山 肇・齋藤文紀, 1997 : 低バックグラウンド放射能測定システムによる長野県諏訪湖底質の放射能測定と堆積速度の見積り. 地調月報, **48**, 277–295.

金井 豊・井内美郎・徳岡隆夫, 1998 a : 放射性核種を用いた中国 Daihai 湖および Blackspring 湖の堆積速度測定と堆積環境. 堆積学研究会報, **47**, 55–70.

金井 豊・井内美郎・山室真澄・徳岡隆夫, 1998 b : 島根県宍道湖の底質における堆積速度と堆積環境. 地球化学, **32**, 71–85.

金井 豊・井内美郎・徳岡隆夫, 2000 : ネパールにおける山岳湖の堆積速度と堆積環境. 地調月報, **51**, 175–187.

金井 豊・山室真澄・井内美郎・徳岡隆夫, 2002 : 島根・鳥取県中海における堆積速度と堆積環境. 地球化学, **36**, 161–178.

公文富士夫・河合小百合・井内美郎, 2003 : 野尻湖湖底堆積物からみた約25,000～6,000年前の気候変動. 第四紀研究, **42**, 13–26.

松本英二, 1975 : ²¹⁰Pb 法による琵琶湖湖底泥の堆積速度. 地質学雑誌, **81**, 301–305.

Matsuyama, M., 1974 : Vertical distributions of some chemical substance in surface sediments of a meromictic Lake Suigetsu. *Journal of Oceanographic Society of Japan* **30**, 209–215.

Peirson, D.H., 1971 : Worldwide deposition of long-lived fission products from nuclear explosions. *Nature*, **234**, 79–80.

塚田松雄, 1967 : 野尻湖における化石枝角類と生態的秩序. 第四紀研究, **6**, 101–110.

Table 1 Activities of Pb-210, Pb-214, Cs-137 and K-40 in Lake Amida (STA-2).

depth (cm)	Pb-210 (Bq/g)	$\pm \sigma$	Pb-214 (Bq/g)	$\pm \sigma$	Cs-137 (Bq/g)	$\pm \sigma$	K (Bq/g)	$\pm \sigma$
0 - 1	0.296	± 0.019	0.030	± 0.003	0.015	± 0.002	0.498	± 0.023
2 - 5	0.296	± 0.019	0.033	± 0.003	0.012	± 0.002	0.591	± 0.024
5 - 10	0.261	± 0.019	0.026	± 0.003	0.017	± 0.002	0.560	± 0.024
10 - 15	0.221	± 0.019	0.028	± 0.003	0.017	± 0.002	0.501	± 0.024
15 - 20	0.233	± 0.020	0.032	± 0.003	0.019	± 0.002	0.550	± 0.025
20 - 25	0.175	± 0.017	0.037	± 0.003	0.024	± 0.002	0.628	± 0.024
25 - 30	0.226	± 0.018	0.034	± 0.003	0.025	± 0.002	0.610	± 0.025
30 - 35	0.207	± 0.015	0.038	± 0.003	0.020	± 0.001	0.567	± 0.020
35 - 40	0.181	± 0.018	0.024	± 0.003	0.035	± 0.002	0.596	± 0.025
40 - 45	0.147	± 0.018	0.036	± 0.003	0.045	± 0.002	0.594	± 0.025
45 - 50	0.147	± 0.018	0.034	± 0.003	0.072	± 0.003	0.606	± 0.025
50 - 55	0.114	± 0.016	0.027	± 0.003	0.057	± 0.002	0.582	± 0.024
55 - 60	0.078	± 0.015	0.027	± 0.003	0.006	± 0.001	0.558	± 0.022
60 - 65	0.107	± 0.012	0.038	± 0.002	0.003	± 0.001	0.573	± 0.019

Table 2 Activities of Pb-210, Pb-214, Cs-137 and K-40 in Lake Amida (STB-3).

depth (cm)	Pb-210 (Bq/g)	$\pm \sigma$	Pb-214 (Bq/g)	$\pm \sigma$	Cs-137 (Bq/g)	$\pm \sigma$	K (Bq/g)	$\pm \sigma$
0 - 1	0.226	± 0.020	0.025	± 0.003	0.012	± 0.002	0.514	± 0.027
2 - 5	0.244	± 0.017	0.023	± 0.003	0.015	± 0.002	0.534	± 0.023
5 - 10	0.243	± 0.016	0.033	± 0.003	0.014	± 0.002	0.516	± 0.022
10 - 15	0.228	± 0.017	0.029	± 0.003	0.020	± 0.002	0.583	± 0.024
15 - 20	0.187	± 0.014	0.031	± 0.002	0.031	± 0.001	0.608	± 0.020
20 - 25	0.127	± 0.015	0.033	± 0.003	0.033	± 0.002	0.624	± 0.022
25 - 30	0.144	± 0.016	0.031	± 0.003	0.053	± 0.002	0.572	± 0.024
30 - 35	0.114	± 0.016	0.024	± 0.003	0.057	± 0.002	0.512	± 0.022
35 - 40	0.086	± 0.016	0.029	± 0.003	0.008	± 0.002	0.537	± 0.024
40 - 45	0.075	± 0.015	0.027	± 0.003	0.003	± 0.001	0.590	± 0.024
45 - 50	0.087	± 0.012	0.031	± 0.002	0.000	± 0.001	0.570	± 0.018
60 - 70	0.041	± 0.014	0.035	± 0.003	0.000	± 0.001	0.625	± 0.023
80 - 87	0.081	± 0.012	0.050	± 0.002	0.000	± 0.001	0.633	± 0.019

Table 3 Activities of Pb-210, Pb-214, Cs-137 and K-40 in Lake Kamegaike (St-a).

depth (cm)	Pb-210 (Bq/g)	$\pm \sigma$	Pb-214 (Bq/g)	$\pm \sigma$	Cs-137 (Bq/g)	$\pm \sigma$	K (Bq/g)	$\pm \sigma$
0 - 1	0.227	± 0.020	0.017	± 0.003	0.017	± 0.002	0.167	± 0.020
1 - 2	0.249	± 0.018	0.014	± 0.003	0.019	± 0.002	0.198	± 0.018
2 - 5	0.215	± 0.017	0.008	± 0.003	0.017	± 0.002	0.201	± 0.017
5 - 10	0.224	± 0.012	0.016	± 0.002	0.016	± 0.001	0.184	± 0.012
10 - 15	0.213	± 0.012	0.017	± 0.002	0.017	± 0.001	0.220	± 0.013
15 - 20	0.184	± 0.017	0.012	± 0.003	0.021	± 0.002	0.206	± 0.017
20 - 25	0.163	± 0.016	0.012	± 0.003	0.027	± 0.002	0.226	± 0.017
25 - 30	0.138	± 0.015	0.014	± 0.003	0.028	± 0.002	0.203	± 0.016
30 - 35	0.086	± 0.015	0.022	± 0.003	0.037	± 0.002	0.217	± 0.017
35 - 40	0.108	± 0.015	0.012	± 0.003	0.043	± 0.002	0.202	± 0.016
40 - 45	0.080	± 0.015	0.018	± 0.003	0.049	± 0.002	0.195	± 0.016
45 - 50	0.101	± 0.015	0.013	± 0.003	0.054	± 0.002	0.193	± 0.016
50 - 55	0.084	± 0.015	0.012	± 0.003	0.037	± 0.002	0.197	± 0.017
55 - 60	0.077	± 0.014	0.012	± 0.003	0.011	± 0.001	0.193	± 0.016
60 - 65	0.037	± 0.011	0.012	± 0.002	0.001	± 0.001	0.188	± 0.013
70 - 75	0.027	± 0.010	0.011	± 0.002	0.000	± 0.001	0.244	± 0.014
80 - 84	0.030	± 0.008	0.016	± 0.002	0.001	± 0.001	0.228	± 0.011

愛媛県西部佐多岬半島の阿弥陀池および亀ヶ池の堆積速度と堆積環境の変遷

金井 豊・井内 美郎, 堆積学研究, 2004, No. 58, 93—103

Kanai, Y. and Inouchi, Y., 2003 : Sedimentation rates and environmental changes of Lakes Amida and Kamegaike, Ehime Prefecture
Jour. Sed. Soc. Japan, No. 58, 93—103

愛媛県にある2つの海跡湖である阿弥陀池および亀ヶ池の堆積環境調査の一環として、採取された底質コアを用いて堆積速度を求め、その堆積環境を検討した。その結果、阿弥陀池での2ヶ所の平均堆積速度は0.92 cm/yと1.35 cm/yで、水深の浅い箇所の方が堆積速度が大きかった。一方、亀ヶ池で行った1ヶ所の堆積速度は、深度60 cmよりも下位では0.54 cm/y前後、深度60 cmより上位での堆積速度は約1.36 cm/y前後と推定された。堆積速度が変化した深度60 cmに相当する年代は、亀ヶ池に水門が設置された頃の1954年前後と推定され、堆積物が海域に流失せずに堆積が促進されたためにその後は堆積速度が増大したものと考えられた。阿弥陀池では池の水深の浅い場所の方が堆積速度が大きいのに対し、亀ヶ池では水深の深いところの方が堆積速度が大きいと推定された。小さな池でも両者では堆積状況が異なっており、亀ヶ池では河川から運搬された懸濁物が一方向に移動・流出するのではなく、水門によって池の中で巡回もしくは停滞するようになり、深いところでより多く堆積しているものと考えられた。本研究で得られた0.92–1.35 cm/y（阿弥陀池）、および1.36 cm/y（亀ヶ池）という堆積速度は、日本国内での他の湖沼と比較しても大きめの値であった。これは調査地域が柑橘類の栽培の盛んな畑作地域にあり、農地利用のための開拓やその後の土地利用によって堆積物が浸食・運搬され易かったためと推定された。コアのPb-214、K-40放射線強度の深度分布は、護岸工事や道路工事の時期に合致して変動するのが確認され、阿弥陀池は小さな池であるので護岸工事の影響は岸から離れた中央部で採取されたコアの放射性核種濃度にまで影響が現れているとみられた。これらの結果は湖沼の堆積モデルや変遷に関する有用な知見となった。