

島根県佐陀川に記録された *Ammonia* イベント

野村律夫¹・河野重範²・辻本 彰¹

The *Ammonia* event found in the Sada River linking Lake Shinji and the Sea of Japan, Shimane Prefecture, southwest Japan

Ritsuo Nomura¹・Shigenori Kawano²・Akira Tsujimoto¹

Abstract: The *Ammonia* event was recognized in the Sada River that is an artificial canal linking the Sea of Japan and Lake Shinji, southwest Japan. This event has been originally recognized by Nomura and Endo (1998) in Lake Shinji as a distinct increase of foraminiferal species *Ammonia* “*beccarii*” in the 1980s. The cause of this event has not yet been cleared, but the implication suggested the cause related to the artificial dyke constructed in Lake Nakaumi through the large-scale land reclamation project in the 1970s to 1980s.

By using ²¹⁰Pb radioactivity, we identified the age of this event occurred in the latest 1970s or earliest 1980s, which are very near to the original proposal. The age determination is very critical. If we applied the CRS model, the event age was 1977±1.4 and if we applied the constant flux and constant sedimentation rate model, it was 1982. The intercalation of fine-grained sand near the top of core sediments, however, suggests the age using the both model is valid.

The *Ammonia* event is intimately related to the increased total organic nitrogen and also the decreased TOC/TN ratios. Not only *A. “beccarii”*, but also other foraminiferal species such as *Haplophragmoides canariensis* and thecamoebians were increased in accordance with the event. Taking the associated increase of both foraminifera and organic nitrogen into consideration, we suggest the change of water quality to eutrophic water with high primary productivity is the major cause of the *Ammonia* event.

Key words: *Ammonia* event, foraminifera, ²¹⁰Pb dating, CRS model, eutrophic water

はじめに

近年の海面水位の上昇は、地球温暖化に関連して IPCC でも重要な環境問題のひとつであり、生態系やわれわれの生活圏に及ぼす影響について多角的な議

論がされている (IPCC, 2007; LOICZ, 2011)。顕著になった気候変動や自然再生法に基づく環境の評価指標として、有孔虫は地質学的な実績からみても有効的活用が期待される。沿岸域や汽水域では、これまでも人為的・自然変動の影響によって有孔虫群集が

¹ 島根大学教育学部地学教室 Faculty of Education, Shimane University, Matsue, 690-8504, Japan

² 島根県三瓶自然館 Sanbe Natural Museum, Ooda, Shimane, 694-0003, Japan

受付日：2011年11月3日，受理日：2011年12月22日

変化したことを示す報告が多くなされている（国内では亀丸, 1996; Nomura and Seto, 2002; Nomura, 2003; Tsujimoto *et al.*, 2006a, b; Katsuki *et al.*, 2008; Takata *et al.*, 2009). 筆者らは国内の海跡湖や河川汽水域での有孔虫群集の変化に注目して研究を進めているが、宍道湖および中海で確認されているイベント的变化(野村・遠藤, 1998)は、地域性と気候変動等のグローバルな影響との関係を理解するうえで重要な情報をもたらすものと認識している。さらに、イベント前後の環境変化のテンポとモードを理解することによって、水域環境の保全・再生へ向けた科学的な取組みも可能となる。2003年に施行された自然再生推進法の基本方針では、過去に損なわれた生態系や自然環境を科学的な知見に基づいて取り戻すことを目的とし、地球温暖化の影響にも配慮した自然再生の取組みの必要性を指摘している(環境省, 2011)。地球温暖化のような複雑な因果関係をもたらす水質環境への影響は、堆積物に記録された有機的・無機的情報を解釈することで効果的な評価が可能となり、さらに堆積物中に普遍的に含まれる有孔虫の遺骸は長期的な環境変化の直接的証拠として利用しやすい。その意味でも有孔虫は保全・再生事業への活用が期待される。

汽水湖の中海・宍道湖には、有孔虫が低塩分域から高塩分域にかけて分布を異にして生息している。高塩分域の腐泥には *Trochammina hadai*, 比較的low塩分域で腐泥底質には *Haplophragmoides canariensis* が分布している。*Ammonia* “*beccarii*” は、高塩分域から低塩分域にかけて広く産出する(Takata *et al.*, 2009, 2010)。その産出には中海における人為的な自然改造が1970年から1980年代にかけて行われてきたことと関連した変化がみられる。野村・遠藤(1998)は、*A. “beccarii”* が *H. canariensis* を置き換えるように1980年ごろに多産するようになったことを確認し、*Ammonia* イベントと称した。そのなかで中海における大規模干拓のための堤防建設と湖水循環の変化との関連性を指摘した。しかし、野村・遠藤(1998)による *Ammonia* イベントの出現時期については、年代を特定する証拠が必ずしも十分ではなかった。

本報告は、宍道湖と日本海とを繋ぐ水路の佐陀川で採取したコア試料を分析した結果、イベントの確認を行うことができたので鉛年代測定法によってそのイベントの年代を考察した。

佐陀川とその歴史的背景

佐陀川は、宍道湖北東部の浜佐田と日本海側の恵

曇を結ぶ全長8.3 km, 川幅約25–30mの人工水路である。この水路は、洪水時の宍道湖の水位を下げることを目的として、江戸期天明年間(1784–1788年)に島根半島を直線的に横断する形で開削された(建設省出雲工事事務所, 1995)。しかし、この開削が宍道湖にもたらした環境変化の詳細はよく分っていない。

島根県河川課によると、佐陀川は河道勾配が小さく、潮位変化によって河川内で順流・逆流が生じ、河川全区間が感潮河川となっている(島根県, 2006)。また、宍道湖・中海淡水化事業に関連した研究では、宍道湖水の流量および日本海海水の逆流量も無視できるものと評価されている(宍道湖中海淡水湖化に伴う水管理及び生態変化に関する研究委員会, 1983)。高安・會田(1995)は、佐陀川の流動を調査した中で、通常の状態では日本海の海水が宍道湖まで達することはないことを述べるとともに、遡上を可能にする要因として強い西風と日本海側の低気圧の関与を指摘している。国土交通省河川水位情報によると、佐陀川内の鹿島水位局の水位は、宍道湖湖心の水位に比べ、9.54 cm(2011年9月1日現在)低い程度であった(国土交通省, 2011)。ただし、洪水等の出水時には両者の水位差は急激に大きくなる。このように、佐陀川は洪水対策としての利用評価は低く、平成18年7月の豪雨では上流にあたる宍道湖側で水位上昇による堤防を越えた水害が起こっている。現在、斐伊川治水対策によって大橋川の時間当りの流量の約7%になるように改修計画がなされている(国土交通省中国地方整備局, 2010)。

1982–1984年には農林水産省が宍道湖・中海干拓淡水化事業のために鹿島町仲田に佐陀川水門を建設した。しかし、この水門は事業が2002年に中止されたため、防潮機能を全く果たさないまま2008年(平成20年)に撤去された。したがって、この水門による宍道湖への影響はなかったものと判断される。

研究方法

(1) コア試料の採取

試料は押し込み式柱状採泥器を使って2010年4月29日に採取した。採泥地点は、鹿島中学校前の佐陀川が西方へ折れ曲がる場所にあり、水深2.0 mであった(図1)。佐陀川では主な水産資源としてシジミが棲息しており、底質が砂質の場所(鹿島町佐陀宮内付近)では漁獲が行われている。しかし、地域の漁民によると、泥質堆積物が堆積している採泥地点は一般にシジミ漁はされない場所となっている。水質情報につて

は表1に示す。

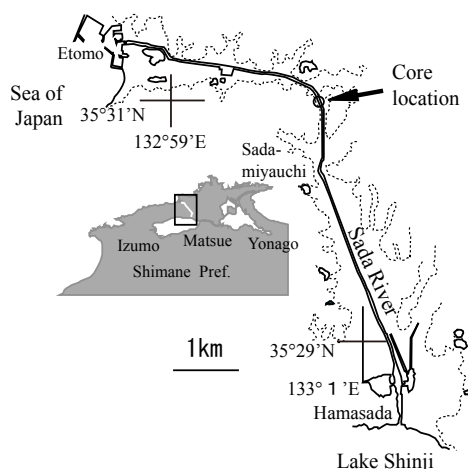


図1 位置図。

Fig. 1 Location map.

表1 採泥地点の水質。

Table 1 Water quality of sample location.

水深(m)	水温(°C)	塩分(psu)	溶存酸素(mg/L)
0.3	14.81	19.18	8.68
0.5	14.78	20.05	8.65
1.0	14.73	20.57	8.45
1.5	14.72	20.59	8.30
1.8	14.71	20.52	8.25

(2) 堆積相と試料の処理

採取した表層堆積物の深さは、内径 6.0 cm のアクリルパイプに約 60 cm であった。コア深度約 7 cm までは暗褐色を呈し、約 7-20 cm の間は黒色、約 20 cm 以深では暗緑色を呈する砂を含む泥質堆積物であった。表層及びコア深度約 7 cm, 8-9 cm, 14 cm にはシジミの貝殻片がみられ、深度 21 cm と 29 cm には礫径 2-3 cm 大の流紋岩の垂角礫が含まれていた。その他は、分析の障害となる特別な堆積構造はなく、塊状であった。

コア試料は、実験室内で厚さ 1 cm ごとに分離し、さらに堆積物を化学的分析および年代測定用と有孔虫分析用に 2 分割を行った。分割した試料は、それぞれの湿重量を量り、また一方の試料の乾燥重量を量ることで含水率を求めた。また含砂率は、水洗前の有孔虫分析用の湿重量と含水率から乾燥重量を求め、さらに水洗後の残渣物の重量をその乾燥重量で除して求めた。含泥率は、1 から含砂率を引いて求めた。塩素量は、X 線分析顕微鏡 (Horiba XGT-5000) を使って求めた。粉末試料を固めたペレットに管電圧と管電流がそれぞれ 30 kV と 1 mA の X 線を照射し、

その計数率 (cpm) で示した。

(3) 有孔虫とその処理

有孔虫分析用の試料は、全て 63 μm の篩を使って水洗した。コア深度 20 cm までは生体と遺骸を区別するために残渣物を約 12 時間ローズベンガル溶液で染色した。その後、染色した残渣試料は再度、63 μm の篩で水洗し乾燥させた。

水洗した試料は、乾燥後、四塩化炭素 (比重: 1.58 g/cm^3) を使って浮選させた。有孔虫を含む試料を 150 μm の篩で分離し、分離した試料中の有孔虫個体を全て顕微鏡下で摘出した。

(4) ^{210}Pb と ^{137}Cs の測定

含水率を測定した試料は粉末にした後よく攪拌し、2.0 g をセルロースの管瓶に封入した。 ^{210}Pb と ^{137}Cs の測定は、井戸型ゲルマニウム半導体で構成された Eurisy 低エネルギー γ 線測定装置を使った。スペクトル解析は、キャンベラ社のスペクトル・エクスプローラ (ver.1.43) を利用した。

^{210}Pb ($t_{1/2}=22.3$ 年) を利用した堆積速度は、水中を沈降して堆積した過剰鉛 (unsupported lead; excess lead) によって求めることができる。堆積物には異なったプロセスで堆積物中に付加される支持鉛 (supported lead) が存在しているため、過剰鉛 ($^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ と表記) は、 ^{210}Pb の測定値から、支持鉛の量を引いて求める。支持鉛の量は、 ^{226}Ra の娘元素である ^{222}Rn とその娘元素との永続平衡の関係を利用して求める。ここでは、352 keV の ^{214}Pb の測定値を ^{210}Pb の測定値から差し引いた。測定にあたっては、 ^{222}Rn とその娘・孫娘元素が放射平衡に達する約 3 週間から 1 ヶ月後に行った。また、このとき ^{137}Cs の測定も同時に行った。 ^{137}Cs は核実験でつくられた人工核種であり、半減期が 33.3 年であるので表層堆積物中には 1960 年代の降下セシウムが残っている。とくに 1963-1964 年に降下した ^{137}Cs は、堆積物を層序的に密に分析することによって検出される場合があり、堆積物の年代を特定するうえで重要な情報になる。

^{210}Pb の測定値は、一般的な堆積速度一定モデル (CFCS: Constant Flux Constant Sedimentation Rate Model) (Robbins, 1978) と CRS モデル (Constant Rate of Supply Model) (Appleby and Oldfield, 1978; Robbins, 1978; 金井ほか, 1995; 金井, 2002) を使って解析した。CRS モデルは、次のように示される。

$$A_x = A_{(0)} e^{-kt}$$

ここで、 $A_{(0)}$ はコア試料中の全積算 $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ の量、 A_x

はコア試料のコア深度 x までの積算 $^{210}\text{Pb}_{(\text{ex})}$ の量, k は崩壊定数 ($k=\ln(2)/T_{1/2}$) を示している. したがって, 堆積年数は, 次のように求めることができる.

$$t=1/k \cdot \ln(A_{(0)}/A_x)$$

また, コア深度 x における堆積速度は, 堆積物の密度と含水率から求めた堆積物重量 (g/cm^2) を堆積年数 t_x で除して求めた.

分析結果

(1) 含水率・含泥率・塩素量

含水率, 含泥率および塩素量のコア内の変化を図2に示し, 以下にその特徴を述べる.

〔含水率〕 コア深度 3 cm までは, 70% 台の含水率であるが, 急減しコア深度 8-9 cm では 30% 台となった. コア深度 12-14 cm で 60% 近くになり, それ以深では 50% 前後で変化した. コア深度 46 cm から 52 cm では 60% 前後となっていた.

〔含泥率〕 コア深度 3 cm までは, 40% 前後の砂が堆積物中に含まれているが, コア深度 4-10 cm では 10% まで含泥率が低下した. 泥の含有量はコア深度 12-13 cm では 90% 前後となり, コア深度 15-32 cm では 50-60% 台となった. コア深度 33 cm より深部では, さらに泥の量が多くなり, コア深度 50 cm では 70-90% までになった.

〔塩素量〕 含水率と含泥率に反映された層位変化を示しており, 含泥率が低下している 4-10 cm では塩素量も低い. 塩素量は, コア深度 4-10 cm を除けば, コア深度 13 cm から上位で上昇傾向を示しているほか, コア深度 45 cm 以深でやや高めになっている.

(2) 有孔虫群集

産出した有孔虫は汽水域に一般的な多様性の低い低塩分型の群集よりなる(表2). それらは, *Ammonia "beccarii"*, *Haplophragmoides canariensis*, *Miliammina fusca*, *Ammobaculites exiguus* の4種のほか, *Protelphidium* sp. が僅かな個体数ながら散点的にみられた. そのほか, 低塩分域にみられる膠着殻原生動物(Thecamoebians) も比較的多く産出した(表2). コア深度 25-29 cm には, 沿岸砂質底・岩礁域に生息する *Pararotalia nipponica*, *Cibicides refulgens* が少ないながら連続的に産出した. 図版1にはこのような有孔虫および膠着殻原生動物を示した. なお, 染色した結果, 生体個体の確認はできなかった.

Ammonia "beccarii" は, 表層からコア深度 6 cm ま

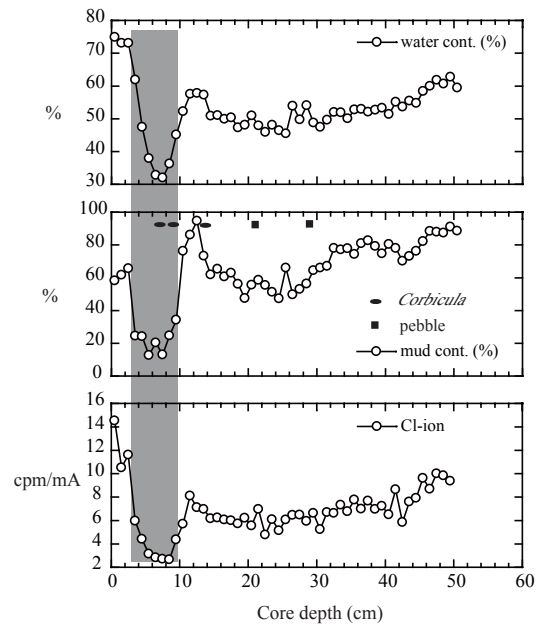


図2 含水率, 含泥率, 塩素イオン量. 陰影部分は砂含有量の多い層準.

Fig. 2 Distribution of water contents, mud contents and chlorine ion. Hatched area indicates sand-rich layer.

での層準で乾燥堆積物 1 g あたり 8-47 個体産出し, 群集の 60% を占有する試料もある. 群集中の割合でみると, コア深度 14 cm にかけて 20% 以上を占める(図3).

Haplophragmoides canariensis は, 全ての試料に産出し, 群集を代表している(図3). コア深度 5 cm までは産出個体数 (10-17 個体/g) が多いが, 産出割合では最表層を除いて, コア深度 12 cm より上位では *A. "beccarii"* に逆転されている.

Ammobaculites exiguus は, 1 g あたりの産出個体数が必ずしも多くなかったが, 一定して産出した. 傾向としては, コアの上部で産出個体数は増えるが, 割合では下部試料の方が多い.

Miliammina fusca は, *Techamoebian* とよく似た産出傾向にあり, *H. canariensis* や *A. "beccarii"* に比べて産出個体数は多くなかった. しかし, 割合でみるとコア深度 9-13 cm に多かった.

Protelphidium sp. は, コア深度 14-29 cm の堆積物中に産出したが, 保存がよく再堆積の結果とはいえないう産出状況であった.

(3) $^{210}\text{Pb}_{(\text{ex})}$ と ^{137}Cs の測定結果

$^{210}\text{Pb}_{(\text{ex})}$ と ^{137}Cs の測定結果を表3に, その分布を図4に示す. $^{210}\text{Pb}_{(\text{ex})}$ は, コア深度 14 cm までは低下傾向を示し, とくにコア深度 5-8 cm では 4 cm との濃度

島根県佐陀川に記録された *Ammonia* イベント

表2 産出有孔虫. Marine forms には *Cibicides*, *Pararotalia* が含まれる.

Table 2 Occurrences of foraminifera and thecamoebians. *Cibicides* and *Pararotalia* are included in Marine forms.

Core depth (cm)	Mid-core depth (cm)	Individuals counted							Relative abundance (%)						Individuals/sed.gram						
		<i>Ammonia "beccarii"</i>	<i>Ammoniaculites exiguus</i>	<i>Haplophragmoides canariensis</i>	<i>Haplophragmoides</i> sp.	<i>Williammina fusca</i>	<i>Protelphidium</i> sp.	Thecamoebians	Marine forms	Total Foraminiferal individuals	<i>Ammonia "beccarii"</i>	<i>Haplophragmoides canariensis</i>	<i>Ammoniaculites exiguus</i>	<i>Williammina fusca</i>	Thecamoebians	<i>Protelphidium</i> sp.	Foraminiferal Number	<i>Ammonia "beccarii"</i>	<i>Haplophragmoides canariensis</i>	<i>Ammoniaculites exiguus</i>	<i>Williammina fusca</i>
0-1	0.5	39	27	83		67		11		216	18.1	38.4	12.5	31.0	4.8	48.0	8.2	17.5	5.7	14.2	
1-2	1.5	228	9	95	5	56		46		393	58.0	24.2	2.3	14.2	10.5	57.5	29.9	12.4	1.2	7.3	
2-3	2.5	90	4	48	1	15		12		158	57.0	30.4	2.5	9.5	7.1	41.5	22.0	11.7	1.0	3.7	
3-4	3.5	311	33	123	2	45		39		514	60.5	23.9	6.4	8.8	7.1	77.7	43.7	17.3	4.6	6.3	
4-5	4.5	316	34	97		43		13		490	64.5	19.8	6.9	8.8	2.6	53.0	33.3	10.2	3.6	4.5	
5-6	5.5	180	29	72	2	14		15		297	60.6	24.2	9.8	4.7	4.8	20.6	11.9	4.8	1.9	0.9	
6-7	6.5	69	27	39		5		3		140	49.3	27.9	19.3	3.6	2.1	7.9	3.8	2.1	1.5	0.3	
7-8	7.5	10	8	4						22	45.5	18.2	36.4			1.3	0.6	0.2	0.5		
8-9	8.5	27	3	11	1	11		6		53	50.9	20.8	5.7	20.8	10.2	4.0	1.8	0.7	0.2	0.7	
9-10	9.5	31	1	20	1	8		9		61	50.8	32.8	1.6	13.1	12.9	6.3	2.8	1.8	0.1	0.7	
10-11	10.5	8	2	7	1	18		20		36	22.2	19.4	5.6	50.0	35.7	5.8	0.8	0.7	0.2	1.9	
11-12	11.5	10		6		13		9		29	34.5	20.7		44.8	23.7	5.0	1.3	0.8		1.7	
12-13	12.5	7	1	7		4		8		19	36.8	36.8	5.3	21.1	29.6	2.9	0.8	0.8	0.1	0.4	
13-14	13.5	12	8	17		5	7	10		49	24.5	34.7	16.3	10.2	16.9	5.3	1.1	1.5	0.7	0.5	
14-15	14.5	6	16	85	7	9	2	13		125	4.8	68.0	12.8	7.2	9.4	10.4	0.5	6.4	1.2	0.7	
15-16	15.5	4	2	54	5	8		3		73	5.5	74.0	2.7	11.0	3.9	8.1	0.4	5.8	0.2	0.9	
16-17	16.5	3	10	59	2	3	1	5		78	3.8	75.6	12.8	3.8	6.0	8.0	0.3	5.7	1.0	0.3	
17-18	17.5	3	10	56	2	12	1	5		84	3.6	66.7	11.9	14.3	5.6	8.1	0.3	5.1	0.9	1.1	
18-19	18.5	9	11	64	3	2		6		89	10.1	71.9	12.4	2.2	6.3	7.8	0.7	5.2	0.9	0.2	
19-20	19.5	12	8	76	5	11	1	13		113	10.6	67.3	7.1	9.7	10.3	10.1	1.0	6.1	0.6	0.9	
20-21	20.5	6	11	72	8	5		6	1	103	5.8	69.9	10.7	4.9	5.5	10.0	0.6	6.6	1.0	0.5	
21-22	21.5	23	18	79	6	10	1	5	1	138	16.7	57.2	13.0	7.2	3.5	13.2	2.1	7.3	1.7	0.9	
22-23	22.5	8	13	65	5	4		2		95	8.4	68.4	13.7	4.2	2.1	10.5	0.9	7.0	1.4	0.4	
23-24	23.5	5	14	56	3	5	1	9		84	6.0	66.7	16.7	6.0	9.7	7.7	0.4	4.6	1.2	0.4	
24-25	24.5	2	13	95	1	10		3	5	126	1.6	75.4	10.3	7.9	2.3	9.9	0.2	7.3	1.0	0.8	
25-26	25.5	1	7	75	2	6		3	1	92	1.1	81.5	7.6	6.5	3.2	8.0	0.1	6.3	0.6	0.5	
26-27	26.5	3	4	33	4	3	1		1	49	6.1	67.3	8.2	6.1	0.0	7.3	0.4	4.9	0.6	0.4	
27-28	27.5	7	8	45	1	9		2	4	74	9.5	60.8	10.8	12.2	2.6	8.6	0.8	5.1	0.9	1.0	
28-29	28.5	13	11	64	3	7	6	9	1	105	12.4	61.0	10.5	6.7	7.9	11.9	1.4	6.7	1.1	0.7	
29-30	29.5	4	7	55	4	3		6		73	5.5	75.3	9.6	4.1	7.6	10.8	0.5	7.5	1.0	0.4	
30-31	30.5	2	6	43	4	7		2		62	3.2	69.4	9.7	11.3	3.1	7.5	0.2	5.1	0.7	0.8	
31-32	31.5		14	56		7		4		77		72.7	18.2	9.1	4.9	7.8		5.4	1.3	0.7	
32-33	32.5	1	5	26	1	6		2		39	2.6	66.7	12.8	15.4	4.9	4.7	0.1	3.0	0.6	0.7	
33-34	33.5	3	4	40		4		2		51	5.9	78.4	7.8	7.8	3.8	5.1	0.3	3.9	0.4	0.4	
34-35	34.5	25	5	34	3	1		2		68	36.8	50.0	7.4	1.5	2.9	7.2	2.6	3.5	0.5	0.1	
35-36	35.5	1	10	53	2	4		3		70	1.4	75.7	14.3	5.7	4.1	7.4	0.1	5.4	1.0	0.4	
36-37	36.5	1	3	27	3	1		1		35	2.9	77.1	8.6	2.9	2.8	3.5	0.1	2.7	0.3	0.1	
37-38	37.5	1	15	47		6		3		69	1.4	68.1	21.7	8.7	4.2	6.6	0.1	4.3	1.4	0.6	
38-39	38.5		8	44		3		6		55		80.0	14.5	5.5	9.8	7.1		5.2	0.9	0.4	
39-40	39.5	1	13	23	1	1		4		39	2.6	59.0	33.3	2.6	9.3	5.5	0.1	2.9	1.7	0.1	
40-41	40.5		13	33	1	3				50		66.0	26.0	6.0		4.6		3.0	1.2	0.3	
41-42	41.5																				
42-43	42.5	1	5	37	1	2		2		46	2.2	80.4	10.9	4.3	4.2	5.4	0.1	4.1	0.6	0.2	
43-44	43.5																				
44-45	44.5		12	50	1	1				64		78.1	18.8	1.6		6.4		5.0	1.2	0.1	
45-46	45.5																				
46-47	46.5	1	1	22				1		24	4.2	91.7	4.2		4.0	3.2	0.1	2.9	0.1		
47-48	47.5																				
48-49	48.5		4	24	2	3				33		72.7	12.1	9.1		4.2		3.1	0.5	0.4	
49-50	49.5																				
50-51	50.5	2	2	10	1	1		2		16	12.5	62.5	12.5	6.3	11.1	1.9	0.2	1.1	0.2	0.1	

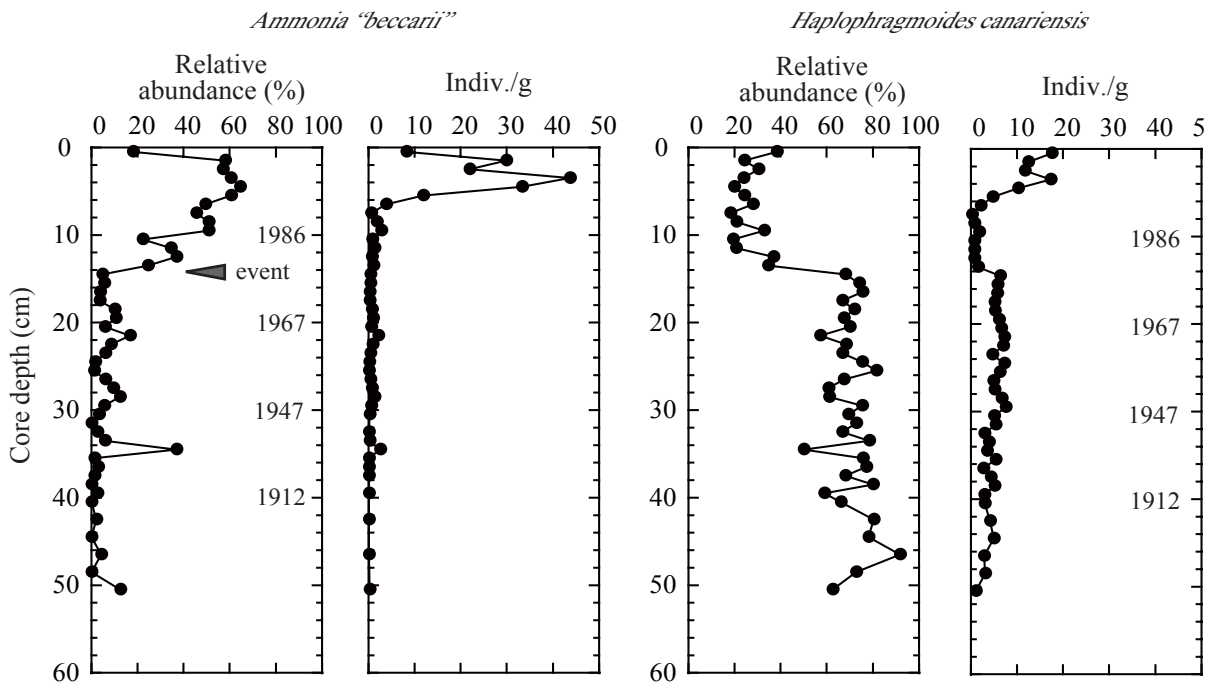


図3 *Ammonia "beccarii"* と *Haplophragmoides canariensis* の相対量と乾燥堆積物 1g あたりの個体数。*Ammonia* イベントは、相対量の分布に示される。

Fig. 3 Occurrences of *Ammonia "beccarii"* and *Haplophragmoides canariensis*. *Ammonia* event is indicated by solid arrow.

差が約 0.2 Bq/g にも達する顕著な低下がみられた。この区間は砂層よりなり、 $^{210}\text{Pb}_{(\text{ex})}$ の急激な低下はこの部分の砂層と対応していた。コア深度 15 cm より深部では 0.05 Bq/g 以下となり、その放射能濃度はほぼ一定していた。

^{137}Cs は、15 cm の深度にピーク的な濃度 (0.028 Bq/g) がみられたが、それより深い 31 cm までは 0.005-0.010 Bq/g の間の値を示した。この値は、この間の堆積物へ ^{137}Cs が供給され続けたことを意味する。コア深度 31 cm 以深では極めて低い濃度であり、 ^{137}Cs の降下以前の堆積物とみられる。

考 察

(1) 年代決定

今回得られた $^{210}\text{Pb}_{(\text{ex})}$ と ^{137}Cs の濃度分布は、それぞれ特徴的な分布形態を示している。 $^{210}\text{Pb}_{(\text{ex})}$ にはコア深度 5-8 cm で急激に低下し、また増加する分布がみられる。このような不安定な堆積現象にともなった $^{210}\text{Pb}_{(\text{ex})}$ の濃度分布は、単純な崩壊モデルによる解釈では問題となるため、我々は CFCS モデルでの試料選択と CRS モデルによる検討の 2 段階の考察を行った。CFCS モデルでは、 $^{210}\text{Pb}_{(\text{ex})}$ が一定の

表 3 $^{210}\text{Pb}_{(\text{ex})}$ と ^{137}Cs の測定結果。

Table 3 Results of $^{210}\text{Pb}_{(\text{ex})}$ and ^{137}Cs radioactivity.

Core depth (cm)	Mid-depth (cm)	$^{210}\text{Pb}_{(\text{ex})}$ Bq/g	^{137}Cs Bq/g
0 - 1	0.5	0.399 ± 0.013	0.010 ± 0.001
1 - 2	1.5	0.367 ± 0.012	0.009 ± 0.001
2 - 3	2.5	0.329 ± 0.014	0.009 ± 0.001
3 - 4	3.5	0.258 ± 0.013	0.008 ± 0.001
4 - 5	4.5	0.195 ± 0.012	0.009 ± 0.001
5 - 6	5.5	0.143 ± 0.009	0.006 ± 0.001
6 - 7	6.5	0.096 ± 0.011	0.006 ± 0.001
7 - 8	7.5	0.075 ± 0.009	0.007 ± 0.001
8 - 9	8.5	0.112 ± 0.011	0.010 ± 0.001
9 - 10	9.5	0.200 ± 0.010	0.010 ± 0.001
10 - 11	10.5	0.160 ± 0.009	0.014 ± 0.001
11 - 12	11.5	0.127 ± 0.009	0.017 ± 0.001
12 - 13	12.5	0.114 ± 0.011	0.021 ± 0.001
13 - 14	13.5	0.099 ± 0.011	0.024 ± 0.001
14 - 15	14.5	0.055 ± 0.010	0.029 ± 0.001
15 - 16	16.5	0.037 ± 0.007	0.010 ± 0.001
18 - 19	18.5	0.043 ± 0.009	0.009 ± 0.001
20 - 21	20.5	0.045 ± 0.006	0.006 ± 0.001
22 - 23	22.5	0.040 ± 0.007	0.008 ± 0.001
23 - 24	24.5	0.043 ± 0.007	0.004 ± 0.001
26 - 27	26.5	0.032 ± 0.007	0.006 ± 0.001
28 - 29	28.5	0.033 ± 0.007	0.009 ± 0.001
30 - 31	30.5	0.049 ± 0.007	0.006 ± 0.001
34 - 35	34.5	0.034 ± 0.007	0.004 ± 0.001
38 - 39	38.5	0.019 ± 0.008	0.001 ± 0.001
42 - 43	42.5	0.024 ± 0.007	0.003 ± 0.001
46 - 47	46.5	0.022 ± 0.007	0.003 ± 0.001
50 - 51	50.5	0.008 ± 0.008	0.004 ± 0.001

放射壊変をすることを前提とし、一定レベル以下の放射能濃度は堆積過程で希釈された結果と解釈している。放射能濃度が壊変式に適合する試料と高い誤差値をもった試料を除くと、図4のように8試料(1, 2, 3, 10, 31, 35, 43, 47 cm)で高い相関を得ることができる ($r^2=0.99$)。この壊変定数から導かれる堆積速度は、0.471 cm/year (または 0.338 g/cm²/year) となる。この堆積速度は、金井ほか (1998) によるところの宍道湖西部の速度に近い。一方で、¹³⁷Csの分布はコア深度 15 cm にピークをつくっている。このようなピークは、汎世界的にみられる 1963 年の放射性核物質の降下時期に一致させることが可能である (Katsuragi, 1983)。しかし、コア深度 15 cm を 1963 年と特定すると 47 年前となり、²¹⁰Pb_(ex) で求めた堆積速度による年数 (15 cm/0.471cm/y=31.8 年) との間に約 15 年の差が生じる。Katsuragi and Aoyama (1986) によって示される石川県輪島の 1970-1980 年代の ⁹⁰Sr (人工放射性元素) 降下量は、1960 年代の 1/50 程度であることからみても、今回得られた ¹³⁷Cs のピークは降下物を直接とらえたものとは考えにくい。

次に、含水率をもとにした積算重量深度 (Mass depth) によって CRS モデルで検証した。CRS モデルは、以下のように試料ごとの ²¹⁰Pb のフラックス (g/cm²) は一定とし、コアの ²¹⁰Pb の全インベントリーを求めたうえで、濃度別に堆積速度を導く。結果は表4に示されるように、試料を選択した CFCS モデ

ルの結果と似た年代値を得ることができた。図5には、コア深度と堆積年代との関係を示す。

コア深度 4-10 cm に存在する砂層は、このコアにおいては特徴的と言える。前述したように、このコアの採取地点から約 90 m 下流では農水省が 1982-1984 年に佐陀川水門を建設している。この工事によって砂質堆積物が移動したことも考えられるため、砂層を工事に関連させると、CFCS モデルでは 1988-1990 年となり、CRS モデルでは 1984-1987 年となる。結果として、両モデルとも工事年に近い値となったが、CRS モデルの結果のほうがより近似している。

ここで問題となる ¹³⁷Cs によるコア深度 15 cm の年代について、CRS モデルでも 1975 年頃となり、約 12 年の年代差が生じる。CFCS モデルでも似た年代差があったことから、この理由について採泥地点の上流がシジミの漁場であることを考慮すると、川床の人為的攪乱によって影響を受け、再堆積した結果によるものと考えられる。このように ²¹⁰Pb_(ex) および ¹³⁷Cs の濃度とも、コア深度 4-29 cm の間は堆積物の攪乱が起きていることを示しているが、その攪乱はこのコア深度の ¹³⁷Cs 濃度が検出可能な濃度でもあることから、1950 年代以降に始まり、また河床の表面のみを乱すものであったと解釈される。

(2) *Ammonia* イベントの確認

有孔虫群集の産出状況から、近年における環境

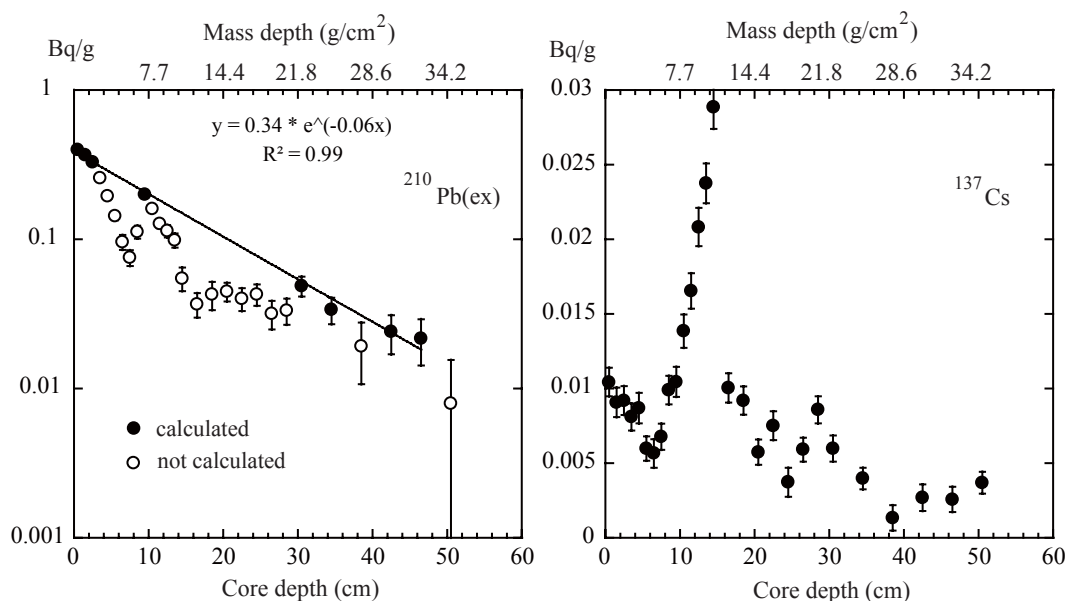


図4 ²¹⁰Pb_(ex) と ¹³⁷Cs の分布. 単純回帰モデルでは、黒丸の測定値のみを利用。

Fig. 4 Distribution of ²¹⁰Pb_(ex) and ¹³⁷Cs. Only solid circles were used for the age calculation for the simple regression model of ²¹⁰Pb_(ex).

表4 堆積年代の計算結果.

Table 4 Calculated results of sedimentation rate and the ages.

Core depth (cm)	Mid-depth (cm)	Mass Depth (g/cm ²)	CRS Model Years before 2010.3	CRS Model Error of year	CRS Model Sdimentation rate (g/cm ² /yr)	CRS Model Calender Year	**CFCS Model Calender Years	***CFCS Model Calender Years
0-1	0.5*	0.296*	0.8	0.0	0.373	2010	2009	2009
1-2	1.5*	0.617*	2.5	0.1	0.187	2008	2007	2008
2-3	2.5*	0.939*	4.2	0.2	0.196	2006	2005	2008
3-4	3.5	1.434	6.4	0.3	0.218	2004	2003	2006
4-5	4.5	2.200	9.4	0.4	0.261	2001	2001	2004
5-6	5.5	3.191	12.5	0.5	0.318	1998	1998	2001
6-7	6.5	4.317	15.2	0.6	0.410	1995	1996	1998
7-8	7.5	5.467	17.4	0.7	0.530	1993	1994	1994
8-9	8.5	6.498	19.7	0.8	0.451	1991	1991	1991
9-10	9.5*	7.316*	23.0	0.9	0.249	1987	1990	1989
10-11	10.5	7.985	26.4	1.0	0.195	1984	1988	1987
11-12	11.5	8.554	29.0	1.2	0.222	1981	1985	1985
12-13	12.5	9.119	31.3	1.3	0.245	1979	1983	1983
13-14	13.5	9.694	33.5	1.4	0.259	1977	1982	1982
14-15	14.5	10.391	35.6	1.5	0.336	1975	1979	1980
16-17	16.5	11.801	38.2	1.7	0.523	1972	1975	1975
18-19	18.5	13.281	40.9	1.8	0.554	1969	1971	1971
20-21	20.5	14.730	44.1	2.0	0.460	1966	1967	1967
22-23	22.5	16.291	47.7	2.2	0.427	1963	1963	1962
24-25	24.5	17.834	51.7	2.5	0.387	1959	1958	1958
26-27	26.5	19.282	55.5	2.8	0.381	1955	1954	1953
28-29	28.5	20.636	59.0	3.1	0.389	1951	1949	1949
30-31	30.5*	22.144*	64.6	3.6	0.268	1946	1946	1945
34-35	34.5*	24.931*	78.7	5.6	0.198	1932	1937	1937
38-39	38.5	27.578	91.8	7.5	0.202	1918	1929	1929
42-43	42.5*	30.171*	108.4	9.6	0.156	1902	1920	1921
46-47	46.5*	32.483*	141.0	18.5	0.071	1869	1912	1914

* indicating the used values for the CFCS Model

** indicating the sedimentation rate of 0.471cm/year.

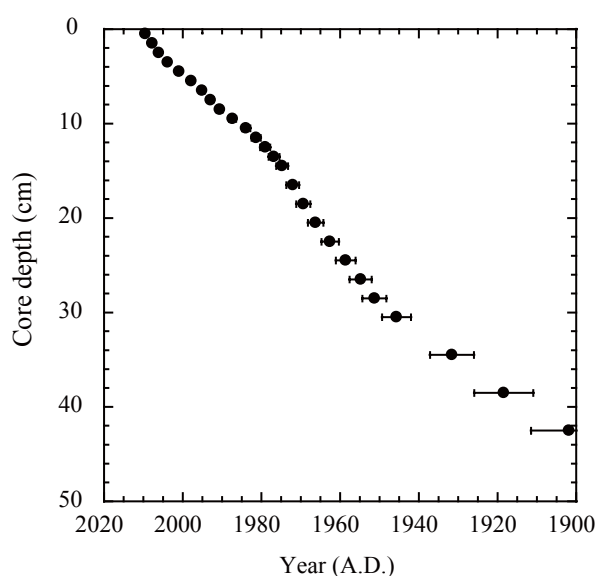
*** indicating the sedimentation rate of 0.338g/cm²/year

図5 CRSモデルによるコア深度と堆積年代との関係.

Fig. 5 Relationship between the core depth and calculated ages for the CRS model.

変化を読み取ることが出来る。その最も顕著な変化はコアの深度 15 cm 以内で起こっていることである。前述したように、一方で、4-29 cm の間は堆積物の攪乱が行われた層準でもある。有孔虫群集も二次的に攪乱の影響を受けているものと考えられるが、主要種である *Haplophragmoides canariensis* から *Ammonia "beccarii"* を主とする群集への変化は極めて明瞭に起こっており、堆積学的な混合作用を反映した結果とはいいがたい。また、コア深度 25-29 cm では異地性である海生種の混入がみられた。コア深度 25-29 cm は、1940 年代末から 1950 年代に相当する。この年代は、日本海の海面水位が高かったことはすでに指摘した (Nomura, 2003)。

Ammonia "beccarii" がコア深度 14 cm から上部にかけて増加しはじめる年代は、1977±1.4 年頃である。このコア年代は、佐陀川水門の建設がはじまった 1982 年より前のことである、しかし、CFCS モデルによる年代では 1982 年頃となり、工事の開始時期に近い。宍道湖の *Ammonia "beccarii"* は、湖底表面

から 1-2 cm 程度潜って生息していることもあり(野村・吉川, 1995), 仮にこの深度を堆積年数にすると, 約 2-4 年となる. したがって, 年代解釈では, 佐陀川の水門工事開始時期と重複する. しかし, このことについては, 工事期間が 3 年間 (1982 年から 1984 年) に限られていること, 以降にも *Ammonia* は継続して多産するようになったことから考えると, 工事そのものによる影響とは関係していないとみるべきであろう. したがって, 河川内の特定の要因というより佐陀川および宍道湖の水質変化を受けた結果として, 有孔虫群集が変化したものと解釈できる.

ここで有機物組成について検討してみる. コア深度 20 cm までの全有機炭素 (TOC) の割合, 全窒素 (TN) の割合, およびその TOC/TN 比の変化を図 6 に示した. 砂層による TOC および TN の低下はみられるものの, TOC, TN とも表層へ向けて増加する傾向がみられる. 有機物の分解が堆積物中で起こるため表層から深度が深くなるに従って TOC, TN とも低下するのは一般的な現象である. しかし, 結果は TOC に比べて TN は分解の程度が少ないか, または TOC に比べ TN が多く供給されてきたことが示される. TOC/TN 比をみると, 明瞭にコア深度 15 cm より浅い, すなわち 1970 年代以降 TN 量が多くなっていることを示す. 一般に, C/N 比は, 有機物の組成の違いを反映したものと解釈されており, プランクトン起源の有機物ほど C/N は小さい(海生珪藻の一般的な C/N 比は 6.6 (Brzezinski, 1985)). 逆に繊維質の植物ほど C/N 比は高くなる. 続成作用の過程で窒素性有機物は炭素性有機物より微生物分解されやすく, 結果として C/N 比による解釈に影響を及ぼすこともある (Jorgensen, 1996; Wakeham, 2002). しかし, 図 6 に示されるコア深度 15 cm 以浅の TN は, TOC に比べてとくに分解が進んでいるようにはみえない. このことを考慮すると, 1982 年頃 (コア年代で) に起こった *Ammonia* イベントは, プランクトン起源の有機物が堆積の過程で付加されやすい環境と呼応して起こっているようにみられる. *Haplophragmoides*, *Ammobaculites*, *Miliammina* も同じように TN の増加に合わせて増加傾向を示すが, *Ammonia* はこれらの種類よりより活発に有機物を摂取することで産出割合を増加させているものとみられる. プランクトンの有機組成に応じた有孔虫の摂食行動は, まだ不明のことが多く, 植食性のほか肉食性まで多岐に亘っている (Dupuy *et al.*, 2010). 今後このことを解明する必要

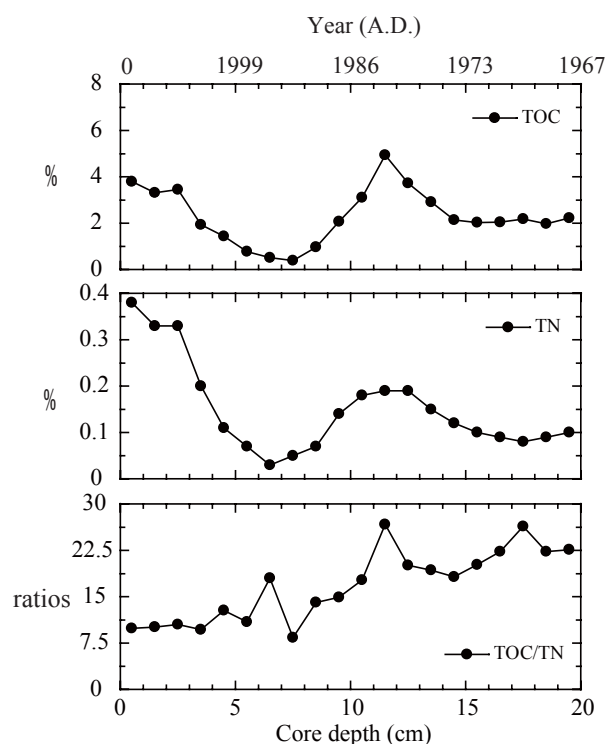


図6 全有機炭素 (TOC), 全窒素 (TN), およびそれらの比 (TOC/TN 比) の分布.

Fig. 6 Distribution of total organic carbon (TOC), total nitrogen (TN), and the ratio (TOC/TN).

があるが, 一般的には植物プランクトン食である事例が多い (Murray, 1991, 2006; Topping *et al.*, 2006). 中海における 10 年間にわたる我々の調査でも有孔虫がプランクトンの繁殖に呼応した産出をみせている (野村ほか, 2008). 有孔虫の摂食様式は群集変化の背景を理解するうえで重要であるが, ここでは *Ammonia* イベントは 1980 年頃から宍道湖水域における富栄養化に伴った第一次生産者の変化を受けて起こった可能性を指摘したい.

まとめ

- (1) 佐陀川のコア試料で *Ammonia* イベントを確認した. *A. "beccarii"* は, コア年代で 1977 ± 1.4 年または 1982 年ごろより産出割合が高くなり, 1980 年代後半から 1990 年代中頃に顕著な個体数増加を示す. *H. canariensis* は *A. "beccarii"* と対称的な産出割合を示すが, 堆積物 1g あたりの個体数は増加している.
- (2) 全有機炭素と全窒素の元素比 (TOC/TN 比) の分布は, *A. "beccarii"* の産出と対称的であり, *A. "beccarii"* が多産するときに TOC/TN 比が低くなり,

プランクトン起源の有機物が堆積しやすい環境を示唆する。*Haplophragmoides*, *Ammobaculites*, *Miliammina* などについても同様にプランクトン起源の有機物量との関係が指摘できるが、*Ammonia* はとくに関係深い。プランクトン食としての摂食嗜好が関係しているものとみられる。

(3) コア堆積物の堆積年代の特定は、イベントを理解するうえで重要である。 ^{210}Pb の高密度測定は、堆積速度を求めると同時に堆積過程を解読する手段として有効である。 ^{137}Cs のピークは、堆積過程で二次的に形成される場合があり、 ^{210}Pb の分布と比較して解析する必要がある。

(4) 日本海沿岸に特徴的な *Pararotaria* や *Cibicides* が 1940-1950 年代の試料に含まれていた。

謝 辞

本研究は、科学研究費(基盤研究 B:21340147)「近年の海面水位上昇による沿岸水の滞留時間の長期化問題と生態系への影響」の一部を使用した。島根大学教育学部の池田翔太君には γ 線分析で協力頂いた。また、適切なコメントを頂いた二人の査読者にお礼申し上げる。

文 献

Appleby, P. G. and Oldfield, F. (1978) The calculation of lead-210 dates assuming a constant rate of supply of unsupported ^{210}Pb to the sediment. *Catena*, 5: 1-8.

Brzezinski, M.A. (1985) The Si:C:N ratio of marine diatoms: interspecific variability and the effect of some environmental variables. *Journal of Phycology*, 21: 347-357.

Dupuy, C., Rossignol, L., Geslin, E. and Pascal, P.-Y. (2010) Predation of mudflat meio-macrofaunal metazoans by a calcareous foraminifer, *Ammonia tepida* (Cushman, 1926). *Journal of Foraminiferal Research*, 40: 305-312.

IPCC (2007) Climate Change 2007: Synthesis Report. In: Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC, (eds.) Core Writing Team, Pachauri, R.K. and Reisinger, A. pp. 1-109. Geneva, Switzerland.

Jorgensen, B. (1996) Material flux in the seiment. In: Coastal and Estuarine Studies, (eds.) Jorgensen, B. and

Richardson, K. pp. 115-135. American Geophysical Union.

亀丸文秀 (1996) 1960 年代から 1990 年代の松島湾における底生有孔虫群集の変化. 化石 (fossils), 61: 1-20.

金井 豊 (2002) 鉛 -210 堆積年代測定法とその問題点. 地球化学, 34: 23-39.

金井 豊・井内美郎・片山 肇・斎藤文紀 (1995) ^{210}Pb , ^{137}Cs 法による長野県諏訪湖底質の堆積速度と堆積環境. 地調月報, 46: 225-238.

金井 豊・井内美郎・山室真澄・徳岡隆夫 (1998) 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.

環境省 (2011) 環境省パンフレット「自然再生推進法のあらまし」(改訂版). http://www.env.go.jp/nature/saisei/network/relate/li_4_2.html (2011 年 10 月時点)

Katsuki, K., Miyamoto, Y., Yamada, K., Takata, H., Yamaguchi, K., Nakayama, D., Coops, H., Kunii, H., Nomura, R. and Khim, B.-K. (2008) Eutrophication-induced changes in Lake Nakaumi, southwest Japan. *Journal of Paleolimnology*, 40: 1115-1125.

Katsuragi, Y. (1983) A study of ^{90}Sr 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.

建設省出雲工事事務所 (1995) 斐伊川誌. pp. 1-679.

国土交通省 (2011) 河川水位情報 <http://suii.ezwords.net/> (2011 年 9 月時点).

国土交通省中国地方整備局 (2010) 斐伊川水系河川整備計画. http://www.cgr.mlit.go.jp/izumokasen/07_keikaku/07_keikaku_03.html (2011 年 9 月時点).

LOICZ (2011) Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone. <http://www.loicz.org/> (2011 年 10 月時点).

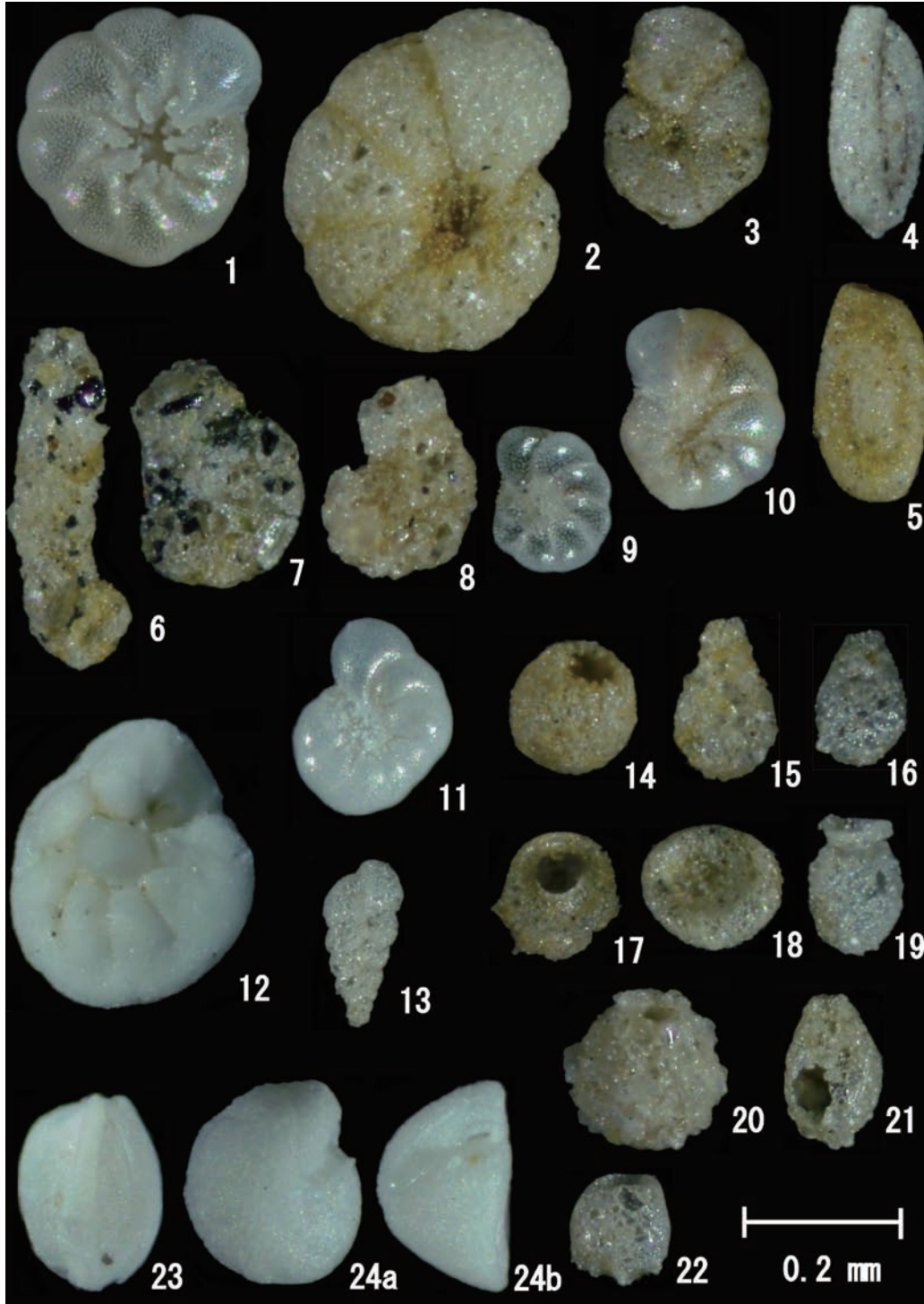
Murray, J. W. (1991) Ecology and paleoecology of benthic foraminifera. Longman Scientific & Technical.

Murray, J. W. (2006) Ecology and applications of benthic foraminifera. Cambridge University Press.

Nomura, R. (2003) Assessing the role of artificial vs. natural impacts on brackish lake environment: foraminiferal evidence from Lake Nakaumi, southwest Japan. *Journal of the Geological Society of Japan*, 109: 197-214.

野村律夫・遠藤公使 (1998) 汽水域における人為的改造と有孔虫群集の変化. その 5 *Ammonia* イベントの提唱と 2005 年の宍道湖. LAGUNA (汽水域研

- 究), (5) :15-26.
- 野村律夫・黒田達也・瀬戸浩二 (2008) 中海湖心部における7年間の長期モニタリングからみえる湖水環境. 第15回新春恒例汽水域研究発表会(松江).
- Nomura, R. and Seto, K. (2002) Influence of man-made construction on environmental conditions in brackish Lake Nakaumi, southwest Japan: foraminiferal evidence. *Journal of the Geological Society of Japan*, 108: 394-409.
- 野村律夫・吉川恵吾 (1995) 湖水環境の人為的改造と底生有孔虫の群集変化: その2 宍道湖の中央1側線の結果. 島根大学教育学部紀要, (29) (自然科学編) : 31-43.
- Robbins, J. A. (1978) Geochemical and geophysical applications of radioactive lead isotopes. In: *Biogeochemistry of Lead*, (ed.) Nriago, J. O. pp. 285-393. Elsevier.
- 島根県 (2006) 河川等災害関連事業概要書, 平成18年度佐陀川河川災害事業. <http://www.pref.shimane.lg.jp/kasen/saigaikanren/saigaikanren.html> (2011年9月時点).
- 宍道湖中海淡水湖化に伴う水管理及び生態変化に関する研究委員会 (1983) 宍道湖中海淡水湖化に関連する水理水質及び生態の挙動について. pp. 642. 農業土木学会.
- Takata, H., Seto, K., Kurata, K. and Khim, B.-K. (2009) Distribution of living (stained) benthic foraminifera (Protista) in the Ohashi River, southwest Japan: a clue to recent faunal change in the Lake Shinji-Nakaumi system. *Fundamental and Applied Limnology*, 174: 185-192.
- Takata, H., Dettman, D. L., Seto, K., Kurata, K., Hiratsuka, J. and Khim, B.-K. (2010) Novel habitat preference of *Ammonia "beccarii"* forma 1 in a macrobenthos community on hard substrates in the Ohashi River, southwest Japan. *Journal of Foraminiferal Research*, 39: 87-96.
- 高安克己・會田智宏 (1995) 人工河川・佐陀川から宍道湖に遡上する日本海海水. *日本海水学会誌*, 49: 161-170.
- Topping, N. J., Murray, J. W. and Pond, D. W. (2006) Sewage effects on the food sources and diet of benthic foraminifera living in oxic sediment: A microcosm experiment. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 329: 239-250.
- Tsujimoto, A., Nomura, R., Yasuhara, M. and Yoshikawa, S. (2006a) Benthic foraminiferal assemblages in Osaka Bay, southwestern Japan: faunal changes over the last 50 years. *Paleontological Research*, 10: 141-161.
- Tsujimoto, A., Nomura, R., Yasuhara, M., Yamazaki, H. and Yoshikawa, S. (2006b) Impact of eutrophication on shallow marine benthic foraminifera over the last 150 years in Osaka Bay, Japan. *Marine Micropaleontology*, 60: 258-268.
- Wakeham, S. (2002) Diagenesis of organic matter at the water-sediment interface. In: *Chemistry of marine water and sediments*. (eds.) Gianguzza, A., Pelizzeti, E. and Sammartano, S. pp. 146-164. Springer.



図版 1 産出した主要有孔虫および膠着殻原生動物 .

Plate 1 Major foraminifera and thecamoebians.

1. *Ammonia* "beccarii" Linné; 2. *Haplophragmoides canariensis* (d'Orbigny); 3. *Haplophragmoides* sp.; 4, 5. *Miliammina fusca* (Brady); 6-8. *Ammobaculites exiguus* Cushman and Bronnimann; 9.-11. *Protelphidium* sp.; 12. *Pararotalia nipponica* (Asano); 13. *Textularia earlandi* Parker; 14. *Phryganella nidulus* Penard [Thecamoebian]; 15-16. *Diffflugia oblonga* Ehrenberg [Thecamoebian]; 17. *Centropyxis aculeata* Ehrenberg [Thecamoebian]; 18. *Bullinularia* sp. [Thecamoebian]; 19. *Diffflugia urceolata* Carter [Thecamoebian]; 20. *Diffflugia urens* Patterson [Thecamoebian]; 21. *Diffflugia proteiformis* Lamarck [Thecamoebian]; 22. *Heleopera sphagni* (Leidy) [Thecamoebian]; 23. *Quinqueloculina* sp.; 24. *Cibicides refulgens* Montfort.