

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

野村律夫¹・遠藤公史¹

Benthic foraminiferal changes in relation to human activities: Part 5 Implication of the *Ammonia* event and the environment of Lake Shinjiko in the year 2005

Ritsuo Nomura¹ and Koshi Endo¹

Abstract: We studied the benthic foraminifera in the core sediments of the Ohashi-gawa River connecting the two brackish Lakes Shinjiko and Nakaumi. The river is best suited to reconstruct the recent environmental history of Shinjiko, because of high sedimentation rate and having artificially changed river floor. Such a history is useful to estimate the timing of assemblage change by referring to the documents of artificial dredging. We confirm the rapid appearance of *Ammonia beccarii* in the year 1980 at the upstream station of the Ohashi-gawa and in the year 1974 at the downstream station (Yada Station). This time lag may be due to the reverse current of high saline waters from Nakaumi. We also confirm the Chemical Oxygen Demands (COD) event in the Ohashi-gawa that has been recognized in the waters of Shinjiko. Thus, both the foraminiferal and chemical changes are coeval event, suggesting the anthropologic input of nutrients into the brackish area and several artificial constructions forming stagnant nature of bottom water. The *Ammonia* event suggests the high loading of organic matter produced in the lakes during the past several decades.

The recent decrease of another dominant species *Haplophragmoides canariensis* indicates a statistically significant correlation between the year and the relative abundance. By extrapolating the first-order regression of this species, we estimate the extinction time of this species in Shinjiko in the year 2005. We interpret also that the brackish environment is going through the process of ecological changes in the recent years.

Key words: foraminifera, *Ammonia* event, COD event, ecological change

はじめに

ここ数十年間の宍道湖の環境評価は水質分析によってほとんど変化のないものとして評価されている(たとえば, 島根県)。しかしながら, 湖底堆積物中に生息する有孔虫群集は, 近年大きく変化してい

る。野村(1996)は, 1971年以降に始まった島根県の調査による水質調査の中で化学的酸素要求量の劇的な変化が1980年に起こっていることを報告し, 野村・吉川(1995)が指摘した1980年の群集変化をCODとの関係で議論した。その中で, 1980年の環境変化はCODイベントとして宍道湖におけ

¹ 島根大学教育学部地学研究室

Foraminiferal Laboratory, Faculty of Education, Shimane University, Matsue 690-8504, JAPAN

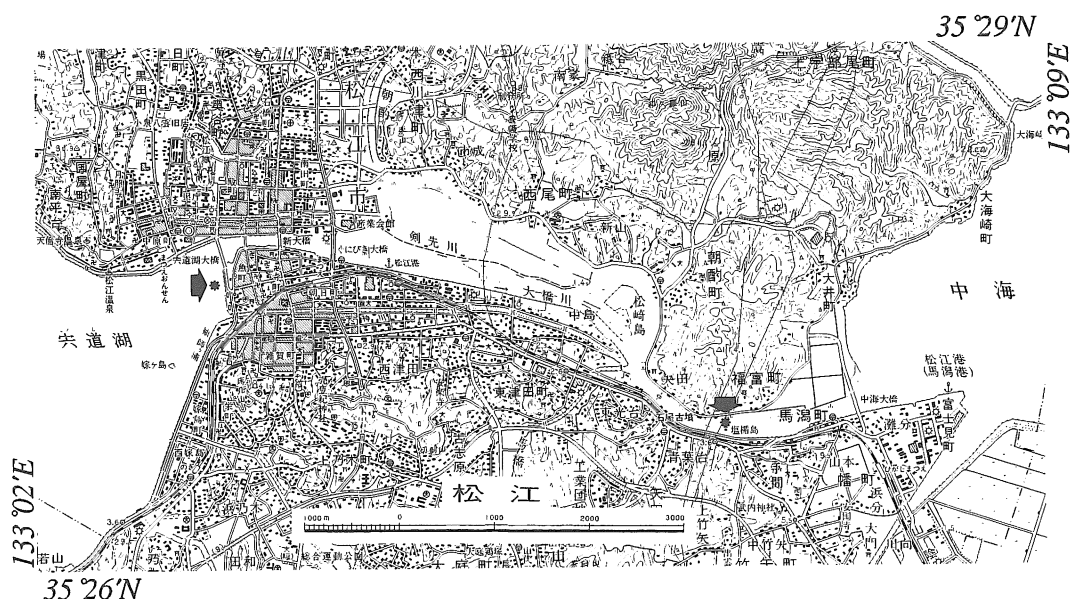


図 1. 柱状試料の採取場所.

Fig. 1. Locations of studied stations.

極めて大きな環境変化の時期として注意を喚起した。湖底のヘドロ堆積物中に生息する有孔虫は COD イベントによって増加するとともに、湖底に有機物の付加が現在進行しつつあることを明示している。

このような宍道湖における有孔虫群集の変化は極めて遅い堆積速度を有す宍道湖中東部地域における検討結果であり、1980年代以降の環境変化の詳しい解析には試料のもつ分解能に限界があった。本研究は、このような点を考慮して速い堆積速度を有す大橋川で柱状採泥を実施した(図 1)。ここは、中海の塩分が逆流する大橋川の群集変化と宍道湖のそれとを対比して検討するうえで重要な場所にあたり、ここ数十年の湖水環境の変化を明らかにすることができる。

大橋川の改造の歴史的背景

湖水環境の変遷を有孔虫群集から検討する前に、堆積物の年代を見積もるうえで工事記録は有効な証拠になる。そこで、大橋川でなされた改造工事について多少言及しておきたい。工事に伴う堆積物相の変化、とくに堆積物の粒度組成の変化は柱状堆積物に年代を特定させる方法として本研究では採用している。

宍道湖と中海をつなぐ大橋川は、古くより宍道湖周辺の自治体にとって水上交通の重要な水路として利用されてきた斐伊川水系の一部である。周囲の地質は中新世の松江層と和久羅山安山岩よりなり、とくに矢田地区の松江層のアルカリ玄武岩が分布する

地域では川幅が狭まり、もともと水深が極めて浅くなっていた。アルカリ玄武岩の火砕岩よりなる塩桶島北側の最大川幅はわずか 100m にすぎない。このような地質は宍道湖と中海との水位差を生じさせ、松江市街が水害を受けやすい地形的な特徴となっていた。また、大正年間に水上交通が盛んになるにつれて、このような地形は大型船の運航に支障をきたすようになったこともあり、当時の内務省は、大正 13 年から昭和 14 年にかけて川幅の拡幅や川床の掘削など大規模な改造を行っている(建設省出雲工事事務所, 1964, 1995)(図 2)。

この工事は、一方で宍道湖水の塩分増加といった湖水環境の変容を伴い、宍道湖周辺の農作物に塩害を生じさせ、新たな社会問題となったことが豊原(1938)によって詳細に報告されている。川幅の拡張や川床の浚渫・掘削は宍道湖水の中海への流出を促し、中海の下層水の逆流を容易にさせている。この工事によって宍道湖と中海の水位差は、13cm から 3cm へと低下した。昭和 42 年から 54 年までの中海と宍道湖の塩分収支より求めた中海の下層水の流入量は、最大 17.0m³/s, 最小 5.3m³/s, 平均 9.2m³/s で、大橋川における日流量は 488m³/日になるという報告もある(島根県)。

その後、護岸工事が昭和 42~50 年にかけて継続的の事業として遂行され、現在に至っている。その間、川底の浚渫が昭和 49 年に矢田地区で行なわれた他は、大規模な工事はない。大橋川の支流である朝酌川の浚渫・掘削は昭和 50 年に始まり、昭和 62 年に完工している。

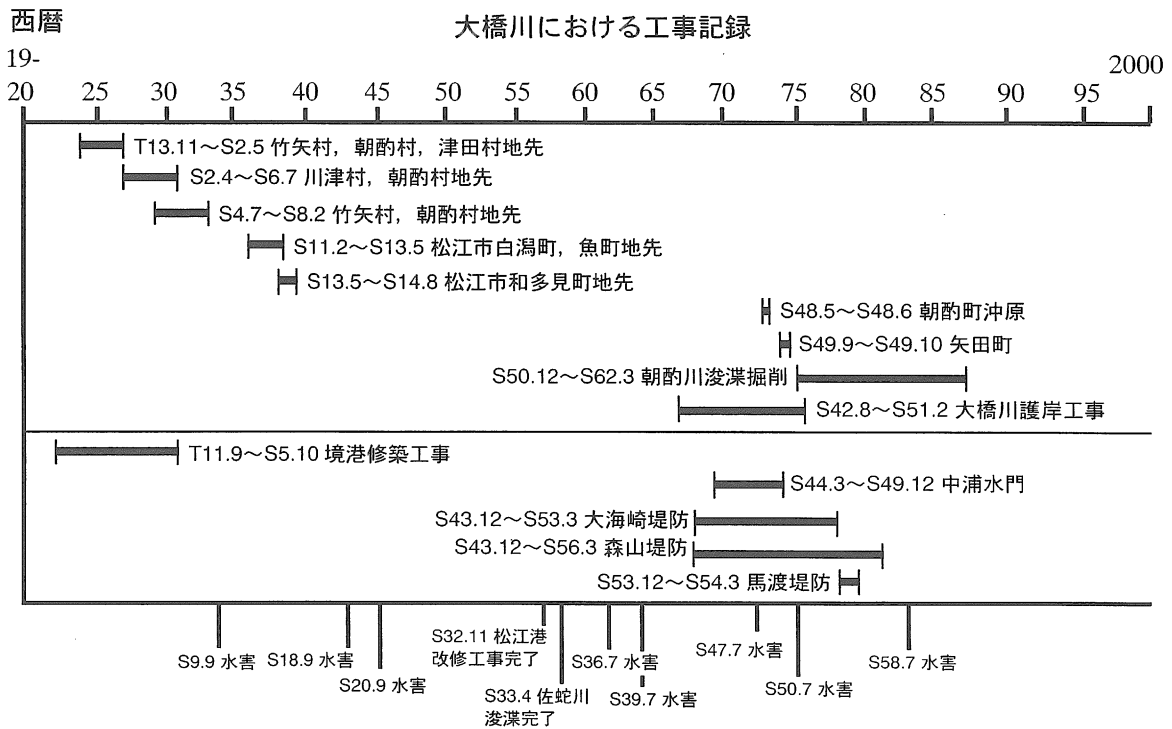


図 2. 大橋川における工事記録と中海・境水道における建造物の工事時期.
 Fig. 2. Age intervals of the artificial dredging in the Ohashi-gawa and the constructions in Nakaumi and Sakai Strait.

柱状堆積物の採取場所、堆積相、処理方法

湖水環境の歴史的解析のための柱状採泥は、1997年5月25日と6月27日の2回に分けて行った。大橋川は川床の多くが中粒砂よりなるため、泥質堆積物が分布する浚渫場所を特定して行った(図1)。一方で、浚渫された場所における採泥は、前述のように堆積物の年代を決定するのに極めて有効となる。今回、得られた柱状堆積物の最下底は工事に伴った砂質堆積物よりなり、容易にそれより上位の泥質堆積物とは区別される。

大橋川上流地点(133° 03.08'E; 35° 27.78'N)は、宍道湖との間に位置しており、水深4.5mである。水深が1.5m程度の周囲の平坦な湖底とは異なりU字的な地形をなしている。明らかに人為的に掘削・浚渫されたもので、その時期は昭和11年から13年にかけて行なわれた工事によるものである。ここでは41cmと43cmの2本の柱状堆積物を採取することができた。堆積物は最上部の3mmが黄褐色を呈する他は、異臭を伴う黒色の堆積物であった。湖底下39~41cmは、砂含有量が40%の砂堆積物よりなるが、それより上位は泥質である。湖底下20cmにかけては、シジミの成・幼体殻が頻繁に含まれている。またタニシの幼殻も多数含まれている。湖底下38cmには、潮間帯や内湾の泥底に生息するヒメシラトリ(*Macoma incongrua*)が含まれ、

塩水の影響があったことが明らかである。含砂率の分布は、湖底下10cmより上位で低下するほか25cm付近にも明瞭な低下がみられる(図3)。柱状堆積物はそれぞれ有孔虫分析と堆積物の化学的分析に供したため、この地点では有孔虫数や含砂量等の表示は体積当たりで見積もった。

矢田地点は、塩楯島の北に位置し大橋川の中で最も深い部分にあたり、水深が6mを超え、河川方向に船底状をなしている。ここで採取された1本の柱状堆積物は湖底下39cmまでである。

湖底下23cmまでは異臭のある黒色堆積物よりなり、それより下部は暗緑色の泥質堆積物である。最下部は砂質堆積物よりなり(図4)、この中には約1cm²ビニール片が発見された。矢田、朝酌地域の川床は昭和の初めの大規模掘削・浚渫のあと、昭和47年にも再度浚渫工事が施され、それ以降の工事は無い。したがって、ビニール片は、昭和47年の工事で混入したものとみられる。色調の急激な変化が湖底下23cmで見られるように、湖底下23cmから37cmの堆積物は、2次的なブロックとして採泥地点に転動したものと考えられる。この岩相変化と後述する有孔虫群集の変化とは極めて調和している。しかし、転動ブロックについては、含水率が上位と顕著に変わっていないことから時間的な隔たりはないものと考えている(図5)。

柱状堆積物は各1cmごとに分割し、湿重量を測

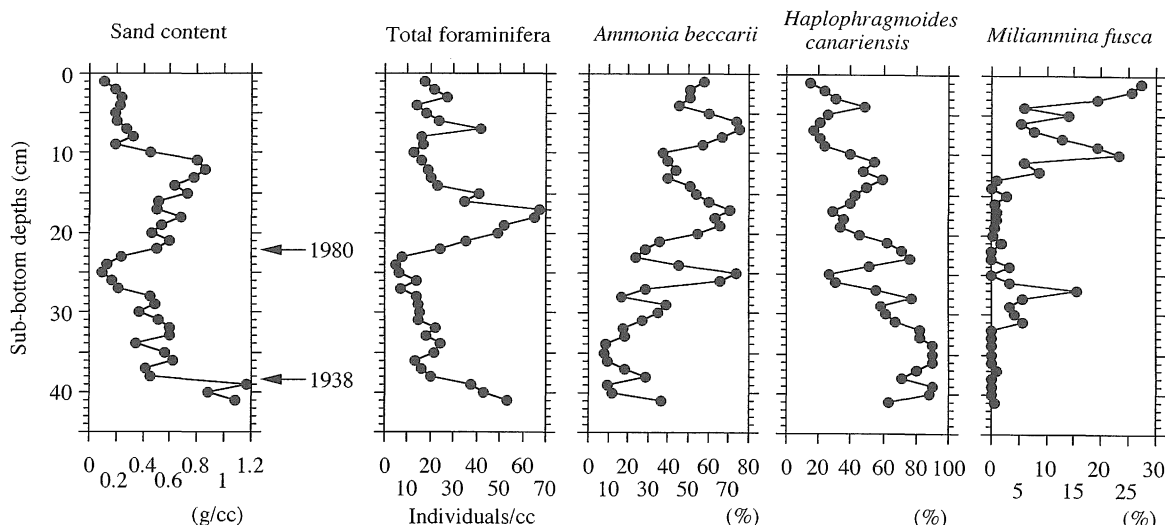


図 3. 大橋川上流地点における含砂率と有孔虫の産出変化。
Fig. 3. Stratigraphic distributions of sand content and foraminifera at the upstream Ohashi-gawa station.

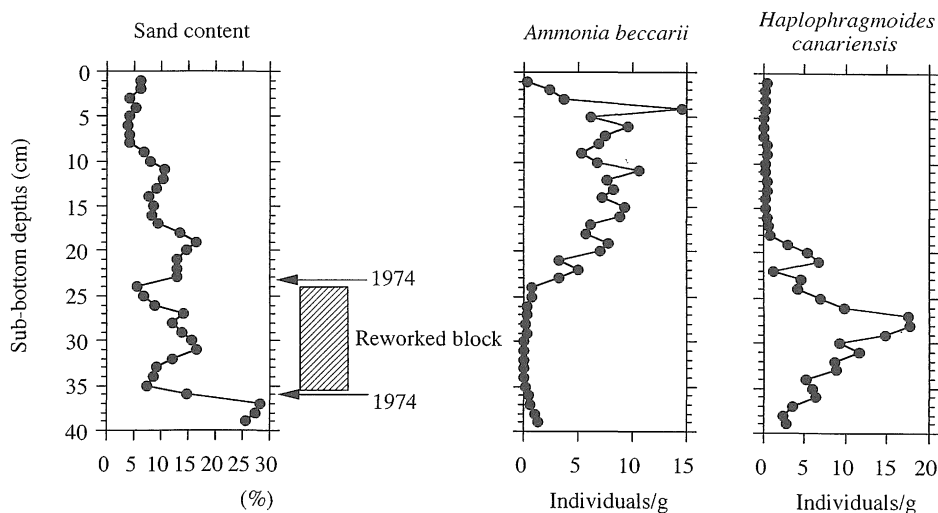


図 4. 矢田地点における含砂率と有孔虫の産出変化。湖底下 23cm から 36cm は、ブロック状に移動したと推定される堆積物。
Fig. 4. Stratigraphic distributions of sand content and foraminifera at the downstream station (Yada station). Note the reworked block of sediments from 23 to 36 cm below the bottom.

定したあと、約 1/2 は有孔虫群集の解析へ、約 1/2 は有機物含有量・硫黄分析のために乾燥させた。含水率は后者の分析から得られたものである。

なお、有孔虫分析は 63 μ m の篩で水洗のあと、表層 10cm までの堆積物はローズベンガルによって生体を染色させた。有孔虫の個体数は試料当たり 200 個体以上になるように残渣試料を分割し、堆積物の乾燥重量 1g または体積当たりの個体数へと変換させて試料間の比較を行った。

有孔虫群集の変化とその意義

矢田地点では *Ammonia beccarii* と *Haplophragmoides canariensis* が極めて特徴的な層位的分布を示している (図 4; 図版 1)。湖底下 23cm までは *A. beccarii* がほぼ 100% 占有し、24~37cm までは *H. canariensis* が 100% となる。最下位では *A. beccarii* が認められ湖底下 23cm のところと同じ産出割合を示す。その他、中海の特徴種となっている小型の *Trochammina hadai* が湖底下 10cm までのところで僅かに産出する。

大橋川上流地点で認められた有孔虫種は、*Ammonia beccarii*, *Haplophragmoides canariensis*, *Milammina fusca*, *Ammobaculites iizukae* の4種であった。この中で、前3種は柱状堆積物中で特徴のある分布を示している。*A. beccarii* は湖底下27cmより急激に優占種として産出するようになり、反対に *H. canariensis* は20%程度の変動を伴いながら減少していく。両者の関係は鏡像となっており、湖底下23cm, 10~14cm, 4cmに *A. beccarii* のピークの減少が認められ、反対に *H. canariensis* は増加する。*M. fusca* は湖底下27cmにピークをなして産出したあと、10cmから表層にかけて一定して産出するようになる。湖底下2cmまでは25~30%となる(図3; 図版1)。

両地点で共通する *A. beccarii* の産出は、ほぼ同調して湖底下21cmのところで急激に増加している(図6)。とくに、矢田地点では湖底下23cmより下部で *A. beccarii* の産出が少なただけに、極めて大きな環境の変化が起こったと考えざるを得ない。また、矢田地点では、この時の環境変化がそれ以降も一定して継続しているのに対して、大橋川上流地点では少なくとも2回の別の環境変化の影響を受けている。ただし、矢田地点でも有孔虫数の変動からみれば、その変動幅は小さいもの大橋川上流地点の変動と同調しているようにも見受けられる。

Haplophragmoides canariensis は、矢田地点では湖底下21cmを境して劇的に消滅する。しかし、宍道

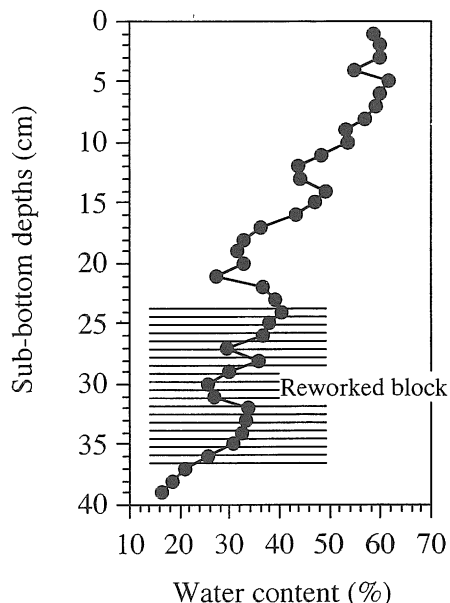


図5. 矢田地点における含水率の変化。ブロック状部分の含水率は上位のそれと顕著な変化はない。

Fig. 5. Stratigraphic distribution of water content at Yada station. Nearly normal distribution of water content suggests minor time lag between the reworked block and the above sediments.

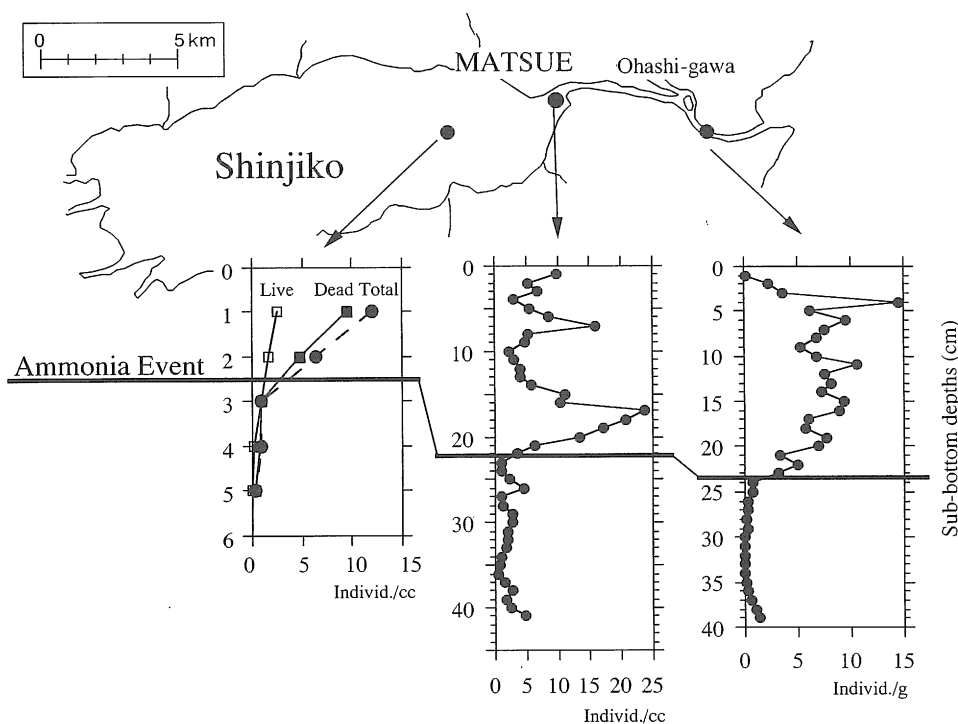


図6. Ammonia イベントの層準。

Fig. 6. Stratigraphic level of the Ammonia event.

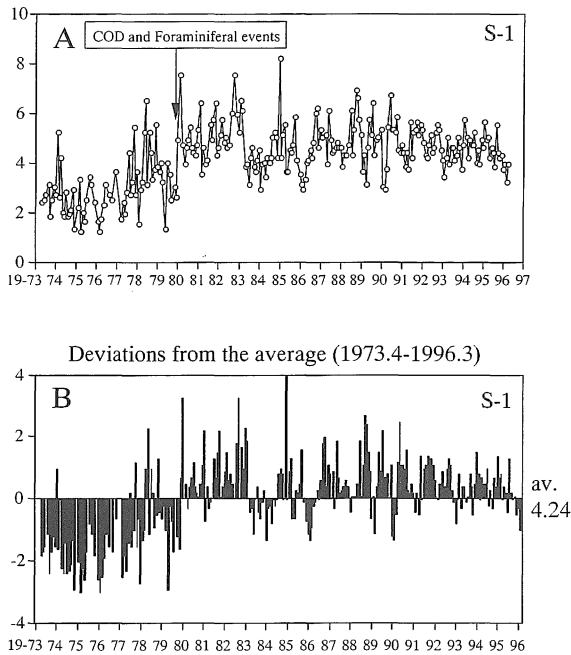


図 7. 宍道湖における水質測定地点 (S-1) における COD の経年変化 (A) と平均値 (1973~1996 年) からの偏差 (B)。

Fig. 7. Annual variation of COD values from the year 1973 to 1996 at Shinjiko Station. S-1 (a) and deviations from the averaged values (b).

湖側では急激な減少ではなく、激しい凹凸を伴いながら減少している。染色による生体の確認は、本調査では得られなかった。また、宍道湖東部での定期調査においても *H. canariensis* の生体の確認はされていないことから、この種は宍道湖においてもほぼ絶滅状態にあることが推察される。

以上の産出状況は、宍道湖側の有孔虫群集の方がより複雑な生態的反応を示しているものの、両地域で起こった環境変化は大局的には共通の要因のもとに生起していることが明らかである。

COD と有孔虫群集の変動

宍道湖・中海では鳥根県や建設省出雲工事事務所によって水質調査が 1971 年以降定点観測されている。初期の観測資料には連続を欠く期間もあるが、有孔虫群集との変動を比較するうえで有効な資料となる。ここでは、宍道湖東部の定点 (S-1) と大橋川の矢田地区 (S-5) で 1973 年以降得られている下層水の COD (鳥根県衛生公害研究所調査) との比較を行う。

S-1 (図 7A) と S-5 (図 8A) は、季節的な変動を除く経年変化では極めて類似した変動を示している。しかし、S-5 地点は季節的な変動を受けたピー

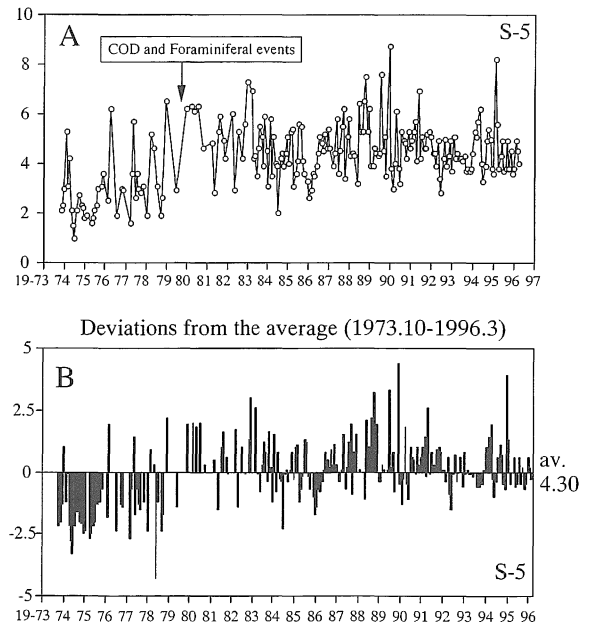


図 8. 大橋川における水質測定地点 (S-5) における COD の経年変化 (A) と平均値 (1973~1996 年) からの偏差 (B)。

Fig. 8. Annual variation of COD values from the year 1973 to 1996 at the Ohashi-gawa Station. S-5 (a) and deviations from the averaged values (b).

クが見られることと、70 年代のデータに欠落もみられるため S-1 地点で COD の変化を要約すると次の点があげられる。1970 年代は基本的に 2~4 mg/l の COD を示しているが、1980 年には急激な上昇 (5~6 mg/l) を示すことである。これは宍道湖の湖心部 (S-3) で確認されている COD イベントに対比されるものである。急激に上昇した COD 値も 1983~'84 年と 1986 年に減少し (3~4 mg/l)、1970 年代の COD に近い値となっている。さらに 1990 年をピークに緩やかな上昇 (5 mg/l) がみられ、現在に向けて値は低下している。1973 年 4 月から 1995 年 3 月までの COD 値を平均してみると、さらに明瞭に上述の変動を理解することができる (図 7B と図 8B)。なお、1973 年以前の COD 値の変動については、中海で伊達ほか (1975) が 1965~1973 年について報告している。これによると、下層水の年平均は 65 年から 71 年にかけて上昇し 2mg/l と最大になるが、71 年から 73 年にかけては低下している。その変動幅は約 1mg/l 以内にあるようで、60 年代後半から 73 ものを見受けられる。

このような COD の経年変動に対して、有孔虫群集も極めて調和的な変動をなしていると言える。矢田地点で *A. beccarii* が *H. canariensis* と劇的に相対頻度を入れ替えるのは 1974 年の工事以降に起こり、1980 年にはほぼ 100% を占有するまでになる。

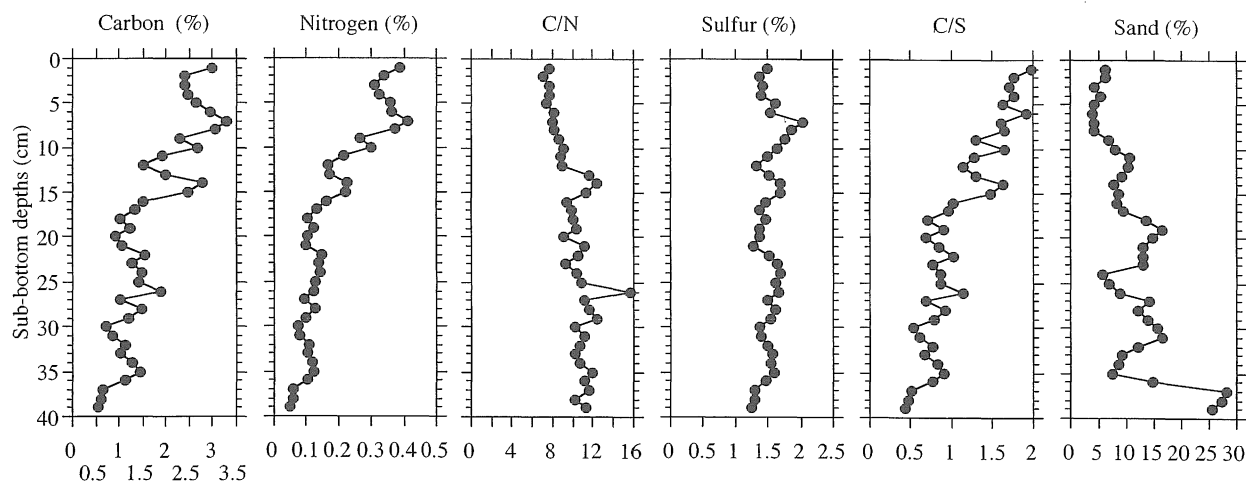


図9. 矢田地点における有機元素量と硫黄含有量の変化。

Fig. 9. Stratigraphic distributions of organic carbon, organic nitrogen, C/N, sulfur, and C/S at Yada station.

70年代後半のCOD値には月によって著しい変動を示している。大橋川上流地点でも同様に1980年に一致して相対頻度および有孔虫数とも急増する。*Ammonia beccarii* のこのような産出は、野村・吉川(1995)が宍道湖の東部、長江沖で確認してきたことと一致しており、矢田地区が宍道湖側より5~6年前に湖水環境の変動が始まったことを示している。ここで、CODの上述のようなイベントに対して*A. beccarii*の特徴的な産出を*Ammonia*イベントと呼ぶことにする(図6)。

CODは、水質の汚濁の程度を示す指標として扱われているが、有孔虫群集も基本的に水の汚濁、すなわち有機物の付加と同調して、その産出程度を変化させてきている。

ここで、留意すべきはCOD値は1980年にそのレベルを上昇させて以降、何らかのフィードバック効果によって一定に保たれている点である。これに対して、有孔虫群集は大きく変動を示しながらも*A. beccarii*のように増加したり、または*H. canariensis*のように減少するか明瞭な傾向を示している。有孔虫群集のこのような反応は、明らかに生態的な結果であり、その種の生態的許容範囲の内外で増加または減少しているものと考えられる。基本的な環境要因としては、CODに示される有機物の湖底への付加に反応しているものと考えられる。CODの季節変動はクロロフィル量の変化と一致しており、総じて水中の有機物量とみなされる。したがって、上層水における基礎生産者の量的変動と一致するはずであるが、栄養素の極めて複雑な湖底堆積物との間の遊離・沈降過程が考えられ、経年的変動のもつ意味を不明にしている。また、矢田地点の最表層部で*A. beccarii*の個体数が減少している点については、大橋川上流地点で*M. fusca*が急激に増加していること

と関係して、新たな環境変化に対応した結果かもしれない。この点については、さらに検討をしていきたいと考えている。

堆積物の化学的特徴

堆積環境を化学的立場から検討する基本的な観点に堆積場の酸化還元状態の復元がある。とくに堆積物中の有機物量や硫黄含有量は、第一次的な酸化還元状態を評価するために利用されることが多い。しかし、これには継続的な変化も起こり得るため、有孔虫群集との関係で比較検討する必要がある。一般的に、淡水から汽水域にかけて、窒素に対する炭素の比は植物性の富栄養湖では11程度で、貧栄養湖では9程度である。これにはセルロース質の多い高等植物は高いC/N比(一般的に >20)を有しているのに対して、高蛋白質の海藻類ではC/Nが4~10の範囲にある(たとえば、Tenzer et al., 1997)。また、硫黄に対する炭素の比(C/S比)は、硫酸塩還元バクテリアの活動度を反映することから、底質の還元性の程度を示す指標と解釈することができる。すなわち、高い比はバクテリアの活動の弱まった硫化物の形成されにくい酸化的環境を示す。反対に低いC/S比は、より還元的環境を示唆する。以上のような基礎的情報を基に大橋川の堆積物を検討する。

矢田地点では、炭素および窒素量は含砂率と明瞭な相関をなしているように、砂含有量が多くなると有機物量の保存も悪くなっている(図9)。しかし、表層から湖底下20cmまでとそれより深い部分との間には量的な不連続がみられ、急激に高くなっている。これをC/Nで見ると、湖底下20~25cmを境して、上位の表層まで10前後から7~8まで緩やかに

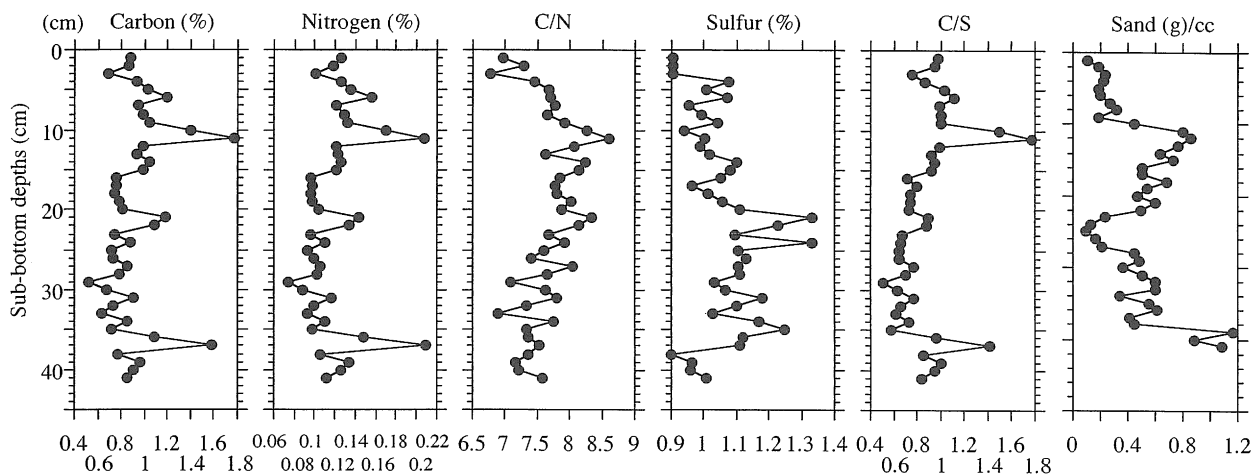


図 10. 大橋川上流地点における有機元素量と硫黄含有量の変化。

Fig. 10. Stratigraphic distributions of organic carbon, organic nitrogen, C/N, sulfur, and C/S at the upstream Ohashi-gawa station.

低下し、下位では 10~12 の間で変動をしている。

硫黄含有量も含砂量と明瞭な関係にあり、2~1.2%の間で鉅歯状の層位的な分布を示している(図9)。C/Sは湖底下20cm付近で明瞭な変化を示し、表層にかけて0.7から2まで急激に増加する。この変化は湖底下20cm以下の変動とは明らかな違いをなしている。

大橋川上流地点の有機炭素、窒素、硫黄含有量の層位的変化は図10に示す通りである。この地点における炭素・窒素の分布には、矢田地点で見た分布とは異なっており、明瞭な傾向はみられないようである。いずれも含砂量との間に弱い相関が見られ、保存の程度がこのような分布を規制しているかもしれない。しかし、C/Nでみると、湖底下10cmで最も高い値を示し、表層部へ向けて急激にその値を低下させている。湖底下20cmまでの変動(7.5~8)とは明瞭な違いを見せている。

硫黄の分布は、表層部3cmまでがほぼ0であり、湖底下20cm付近の上位と下位で量的な不連続が見られる。すなわち、湖底下20cmより上位で硫黄含有量は低下している。しかし、C/Sは、10cm付近の特異なピークを除けば、ほぼ一定して柱状試料の下部(湖底下35cm)より増加している。

両地点とも共通していることは、C/Nの減少とC/Sの増加があげられ、化学的にも共通した湖底環境の変遷が考えられよう。とくに、湖底下20~25cmより上位と下位での変化は明瞭な変換部分に相当している。上位では底質の還元度が低下(矢田地点)ないしわずかに低下(大橋川上流地点)しているにもかかわらず、湖底へ流入する有機物質の変化がより顕著になったことが基本的要因として推察されよう。

C/N値の変化は、河川~汽水性の高等植物に由来する有機物に対して大型底生動物、動植物プランクトン、藻類起源の有機物の付加が進んでいることが考えられる。C/S値の変動は、前述のように含砂量によって変化することから、保存の問題も影響していることが考えられるかもしれない。しかし、有機物組成のなかで分解しやすいN量の変化が0.1から0.4まではほぼ一定して増加し、しかもその間の変動幅が0.1%以内と極めてわずかしき変わっていないため、保存による影響は少ないものと考えられる。

考 察

1) *Ammonia* イベント

矢田地点で有孔虫群集の層位的変化や有機物量、硫黄含有量の変化から湖底下20cmに顕著な変化の起こったことが明かとなった。この深さは、大橋川で1974年に川床を浚渫した時期に相当するものとみられる。この関係を基準としてみると湖底下15cm付近は1980年に相当し、かつて宍道湖で指摘されていたCODイベントと有孔虫の群集交換イベント(すなわち、*Ammonia* イベント)の存在を明瞭に支持することとなった。堆積速度の極めて速い大橋川におけるイベントは、この地点が中海に近いこともあるが、6年以内の極めて短期間に環境変化が起こったことを示している。中海から流入する下層水塊がこの6年以内に大橋川の下層水を代表するものとなったことが明らかであり、*Ammonia beccarii*の産出はこの水塊の宍道湖方向への定常的逆流を示している。宍道湖では*A. beccarii*の産出が1980年頃か

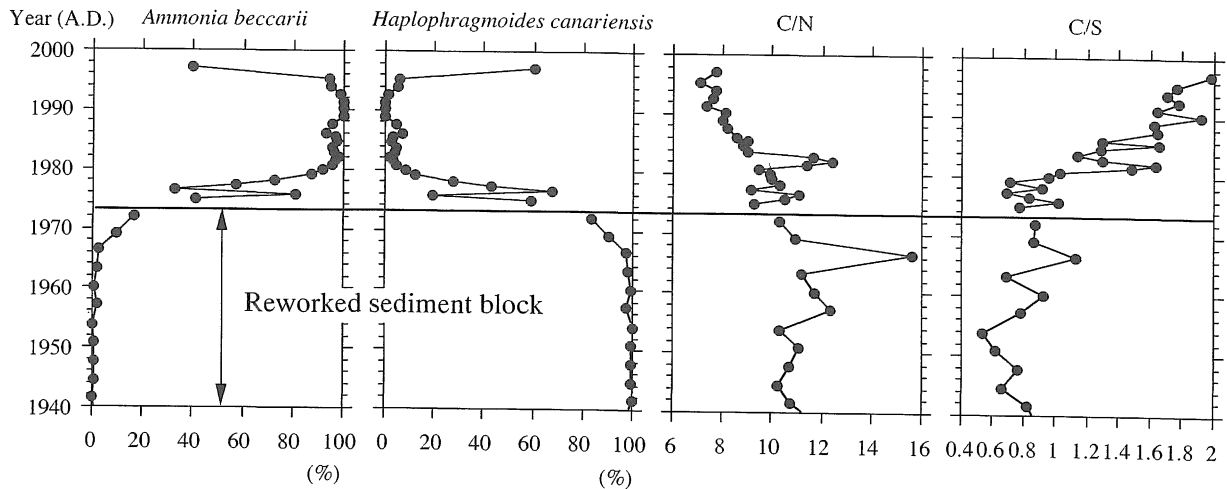


図 11. 矢田地点における西暦年数でみた主要有孔虫の産出変化と C/N, C/S の変化.

Fig. 11. Distributions of Foraminifera, C/N, and C/S based on ages at Yada station. Years before 1974 are conformably estimated, using the sedimentation rates except the reworked block.

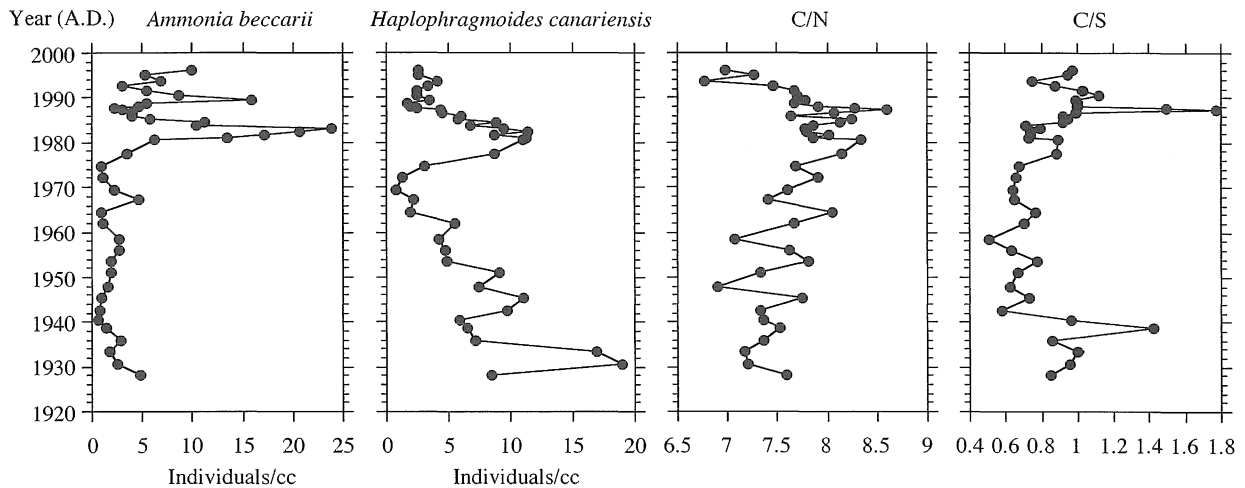


図 12. 大橋川上流地点における西暦年数でみた主要有孔虫の産出変化と C/N, C/S の変化.

Fig. 12. Distributions of Foraminifera, C/N, and C/S based on ages at upstream Ohashi-gawa station.

ら顕著になっているから、大橋川のこの地点との間には下層水の定常的な移動と宍道湖内での分布拡大に約 6 年近くかかっている。

このような年代に基づく有孔虫や堆積物中の C/N, C/S の変化は、堆積速度を基にして西暦年で示した図 11 と図 12 に示している。

2) *Ammonia* イベントの意義

Ammonia beccarii による *Haplophragmoides canariensis* の群集置換は、COD イベントから推察されるように、下層水に有機物の付加が進行してきたことと調和している。堆積物中の窒素量が湖底下 20cm における量より 4 倍も増加しているのに対して炭素量は 3 倍である。これは汽水域内の有機物生産が 1980 年以降急激に増加しつつあることを示している。湖岸や河岸に繁殖していたセルロース質の

植物の減少もこのような有機物組成の変化の要因の一つになっていることも考えられる。河岸堤防の建造は間接的ながらも大橋川や宍道湖の堆積物組成を変える要因になっていることは、1967 年以降年次計画で護岸工事がなされていったことと有機物組成の変化と極めて調和している。

このように 1970 年代以降の湖水環境の変化は、大局的にみれば、中海における中浦水門の建設と本庄工区を区画する大海崎堤防、森山堤防、馬渡堤防の建設による中海下層水の循環ポテンシャルの低下、および中海内における有機物の付加の促進、中海下層水の宍道湖への逆流の影響の定常化、宍道湖・中海へ流入する河川水系における河岸工事の促進など、水域への多様な人為的改造がここ 20 年間に有孔虫群集を大きく変化させた基本的な要因と考えられる(野村・山根, 19965)。また、宍道湖・中

海の藻類研究出版会（1996）が文献調査によってまとめた報告によると、中海では1954年から1974年にかけて植物プランクトンの優占種に変化が起きているという。このような要因には岸岡(1975)や伊達ほか(1975)が1960年代の水質の研究で指摘するように、都市型生活排水の流入の増大が1960年代後半以降多くなり、中海においては漸次的に富栄養化を進行させたことがその背後にあることは考慮すべきである。結果として、プランクトンの異常繁殖をもたらし、腐泥の堆積と栄養塩類の再生によるプランクトンの異常繁殖というフィードバック効果が働くようになったことである。さらに、上述の人口構築物は自然がもつ微妙な正負のフィードバック効果をさらに複雑化する付加的な要因になっている。Ammonia イベントは、このような中海で起こっている人為的改造による自然のバランスの崩壊を間接的に示す証拠になるものと解釈したい。

3) 宍道湖の生態系の変化時期の予測

堆積速度の速い大橋川上流地点における *H. canariensis* の現在に至る減少過程は、変動を伴いながらも1960年代以降1次回帰が可能な分布形態を示していることが明らかになった(図13)。ここで、矢田地点でも明らかになったように1970年代から始まったAmmonia群集の増加を考慮にいれて、1970年代から現在までの層位的な分布形態をもとに *H. canariensis* の宍道湖からの消滅時期の推定を行ってみる。このような予測の前に有孔虫の捕食者の存在は群集規模を制限する要因と考えられるが、現在までのところ汽水域における有孔虫の捕食関係は明らかにされていない。沿岸域では巻貝、甲殻類、ウニ、ナマコなどの棘皮動物、さらに線虫類による捕食がわずかに報告されているが、宍道湖では積極的に *H. canariensis* を捕食する大型生物は存在しないものと考えられる。したがって、*H. canariensis* の個体数変動は基本的にこれまで議論してきたような *A. beccarii* によって生息域を占有された結果であり、この要因には宍道湖内での有機物量の湖底への流入量の変動による環境変化によるものと考えてよい。

1970年以降の24試料の回帰直線は、

$$H. canariensis (\%) = 3812.7 - 1.9 \times (\text{西暦年})$$

となり、2005年には *H. canariensis* は消滅する。しかし、この分布の中で最も低いレベルで推移したとすると、

$$H. canariensis (\%) = 34038.8 - 2.1 \times (\text{西暦年})$$

となり、その消滅時期は1999.4年となる。さらに最も上位で推移したとすると、

$$H. canariensis (\%) = 2983.3 - 1.5 \times (\text{西暦年})$$

となり、これについては2025.3年となる。このような *H. canariensis* の減少過程からみて、1999.4年

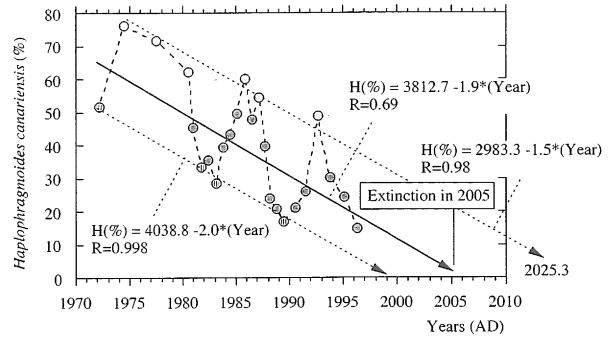


図13. 大橋川上流地点(宍道湖東部)における相対的産出から推定される *Haplophragmoides canariensis* の消滅時期。

Fig. 13. Extinction level based on the relative abundance of *Haplophragmoides canariensis* at the upstream Ohashi-gawa station.

から2025.3年にかけて25.9年の間に宍道湖の環境は大きく変化していくものと推定される。消滅の時期の最も可能性の高いのは2005年であり、比較的現在に近い段階での生態系の変化を予測させる。

ここで予測した年代は、あくまでも *H. canariensis* の現存量が0になるところであり、その年代を強調するのは問題があるかもしれない。消滅に伴う環境の変化は現在も起こりつつあるものと解釈すべきであろう。また、消滅によって他の生物にどのような変化が現われるかは、*H. canariensis* の食物連鎖の上下の捕食関係が明確でないことや、個々の生物種のもつ環境への適応幅が異なることにより明言はできない。また、汽水域特有の複雑な短期的、長期的自己周期に加えて、気候や潮位変化などの外部営力によって変化の起こりやすい環境の中では、生物によって異なる反応をするものとみられ、予測をさらに困難にしていくこともある。しかし、近年目だつて起こったコノシロの大量死、シラウオの大量出現などの生物種の変化は、*H. canariensis* の減少変化とともに宍道湖の変化過程の一場面とみるべきかもしれない。

このような問題提起をするにあたって、汽水域における有孔虫の生態系での位置づけをさらに明確にする必要を感じており、今後他の生物との関係について明らかにし、2005年までの宍道湖内の環境変化を具体化させたいと考える。

ま と め

1. 宍道湖で指摘していた有孔虫の *Ammonia beccarii* の1980年以降の顕著な産出に対応した化学的酸素要求量(COD)の変化(CODイベント)を再検討す

引用文献

るために、堆積速度の速い大橋川上流地点と大橋川の矢田地点で柱状採泥を行い、有孔虫群集の層位的変化を検討した。その結果、湖底下 20~25cm にかけて *A. beccarii* の顕著な増加と *Haplophragmoides canariensis* の減少を認めた。その湖底下 20~25cm の層位的な年代は大橋川上流地点が 1980 年、矢田地点が 1974 年頃と考えられ、このような明瞭な有孔虫種の生態的な置換を *Ammonia* イベントとして提唱した。

2. *Ammonia* イベントは宍道湖の COD イベントと対応して起こっており、しかも大橋川でも COD イベントが 1980 年に起こっていることが確認された。明らかに 1980 年頃より大橋川や宍道湖の堆積物としての有機物量の付加が進行していることが指摘される。

3. 有機物組成の炭素(C)と窒素(N)、および C/N の層位的変動、さらに硫黄と炭素比の層位的変動からみると、大橋川上流地点も矢田地点も基本的に炭素量に比べて窒素量の多い湖内で生産された有機物の堆積が近年進行している。この傾向は大橋川上流地点で 1990 年以降顕著になっている。このような有機物質の付加に伴って、底質環境が水質や生物に与える影響は今後、より著しくなるものとみられる。

4. 宍道湖と大橋川で認めた有孔虫群集は極めて単純な組成であり、その相対的割合の変化は環境の変化と具体的に対応させやすい利点がある。大橋川上流地点の *Haplophragmoides canariensis* の相対的割合は 1970 年以降一回帰で表現できる統計的に有意な減少を示す。このことによって *H. canariensis* のこの地点からの消滅時期を推定したところ、2005 年になることが明かとなった。ただしこの推定年代も 1999 年頃から 2025 年頃にかけて約 26 年間の幅のなかで考える必要があるし、現在でも起こりつつあると解釈すべきである。

5. *Haplophragmoides canariensis* の消滅と関連して、宍道湖内部の生態系に何らかの変化が起こるものと考えられる。しかし、生物種によって環境への適応幅が異なるため、他の生物種の具体的な変化については不明である。この解明のためには、有孔虫を含む生物種の総合的な調査が必要であろう。

伊達善夫・川上誠一・松本宗人, 1975. 中海水圏における水質の動態に関する研究 (III). 水質の経年変化. 山陰文化研究, 15 号, 35-60.

野村律夫, 1996. 湖水環境の人為的改造と有孔虫の群集変化. その 4 有孔虫の群集変化に対応した化学的酸素要求量 (COD) と宍道湖水の変化. LAGUNA(汽水域研究), no. 3, 25-31.

野村律夫・山根幸夫, 1996. 湖水環境の人為的改造と有孔虫の群集変化. その 3 中海東部の過去数 10 年の環境変化. LAGUNA(汽水域研究), no. 3, 13-24.

野村律夫・吉川恵吾, 1995. 湖水環境の人為的改造と有孔虫の群集変化. その 2 宍道湖の中央 1 測線の結果. 島根大学教育学部紀要 (自然科学編), no. 29, 31-43.

建設省出雲工事事務所, 1964. 斐伊川改修 40 年史, 583p.

建設省出雲工事事務所, 1995. 斐伊川誌, 679p.

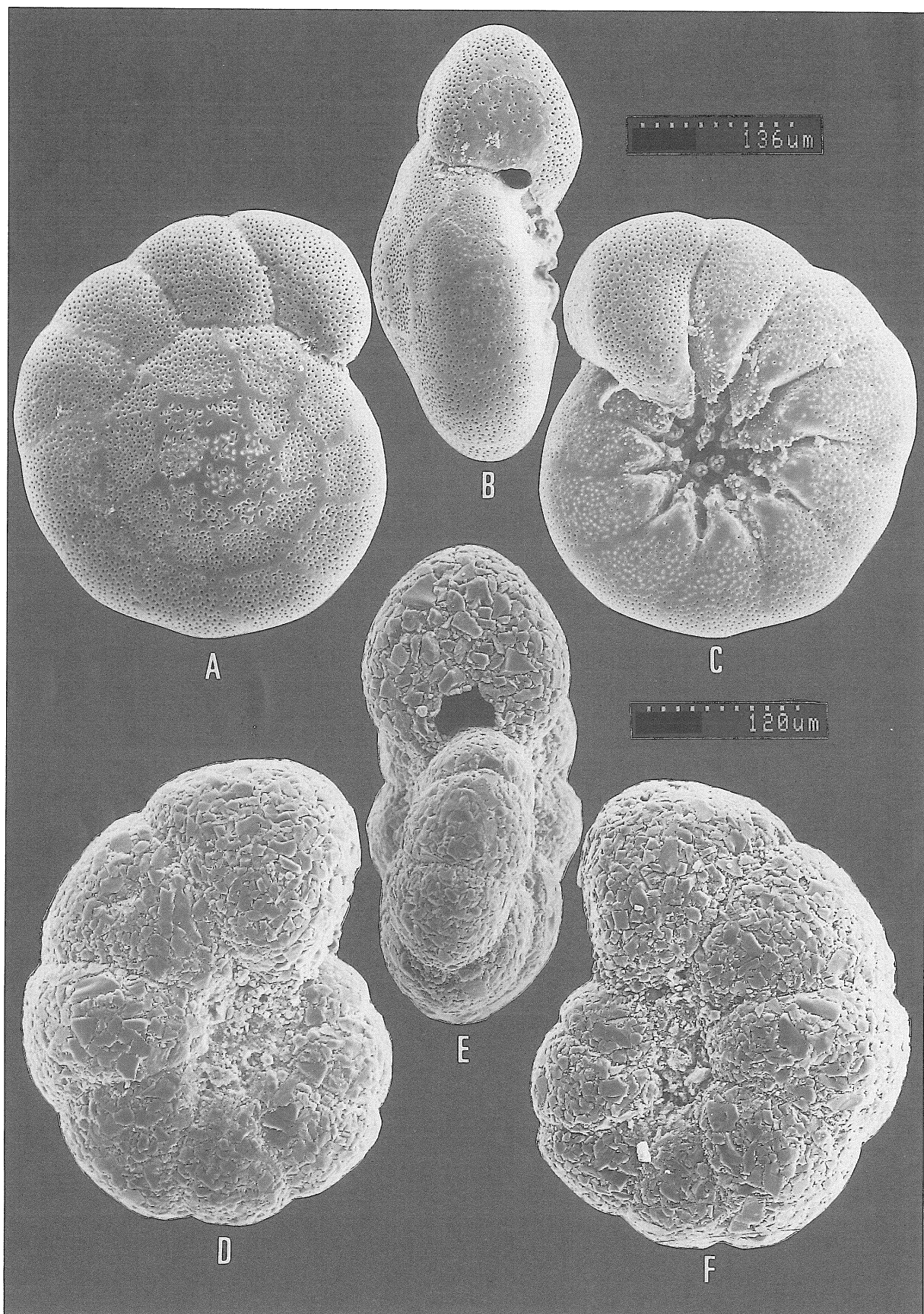
岸岡 務, 1975. 潟湖の汚濁—中海の生態学的長期研究—, 237p., 技研出版, 東京.

Tenzer, G. E., Meyers, P. A. and Knop, P., 1997. Source and distribution of organic and carbonate carbon in surface sediments of Pyramid Lake, Nevada. *Jour. Sediment. Res.*, 67, no. 5, 884-890

豊原義一, 1938. 宍道湖塩害問題に就て. 地学雑誌, 50 号, 154-166.

島根県. 公共用水域・地下水水質測定結果報告書 (昭和 47 年度から平成 7 年度).

宍道湖・中海の藻類研究会, 1996. 宍道湖・中海水系の藻類. 130p., 宍道湖・中海の藻類研究会出版 (島根大学教育学部大谷修司研究室).



図版 1. *Ammonia beccarii* (Linné)(A-C)と *Haplophragmoides canariensis* (d'Orbigny)(D-F).
 Plate 1. *Ammonia beccarii* (Linné)(A-C) and *Haplophragmoides canariensis* (d'Orbigny)(D-F).