

環境の変遷と有孔虫：有孔虫による人間活動が 及ぼした汽水湖の環境評価

野村 律夫

島根大学教育学部地学研究室（微化石研究室）
〒690-8504 島根県松江市西川津町1060
nomura@edu.shimane-u.ac.jp

Foraminiferal Interpretation of Brackish Environment Caused by Human Activities

Ritsuo NOMURA

Faculty of Education, Shimane University, Nisikawazu-cho 1060, Matsue, 690-8504, Japan

Abstract

During the last 30 years, there have been significant human activities in brackish lakes and coastal areas in Japan. Natural environments have been changed by these human activities, which include many artificial constructions such as coastal embankments and sluice gates, dredging of bottom sediment, and discharging of nutrients into brackish and coastal waters.

As a national project of Japan in the 1970s, a large-scale land reclamation was planned and partly carried out in Nakaumi Lake. This project is now not working because of increasing requests that natural environment must be protected. Several artificial constructions were thus left incomplete, which should have led to a primary factor that changed the environment of both the water qualities and living organisms from the 1970s through the 1990s.

Foraminifera are significantly useful to reconstruct these environmental changes caused by human activities. Foraminifera have a large standing crop in brackish and coastal areas, and they are very sensitive to the changes of waters. Moreover, the remains of foraminifera are preserved as fossils, which make possible the time series analysis of environments.

This paper reviews foraminiferal evidence responded to the human activities in Nakaumi and Shinjiko Lakes.

はじめに

1960年代頃より始まった日本経済の高度成長の波は、各地で公害問題という形で地域住民の生活・健康に影響するまでになったことは歴史の事実である。そして30年以上を経過した現在、21世紀へ向けて我々の生活環境を向上させつつ、自然との調和また自然環境をいかにして保全するのかという問題に我々は直面している。今ここで、このよう

な自然環境の歴史的変遷をいかに人間活動が影響を及ぼしてきたのか、具体的過程を実証することは自然環境保全にとって意義深いものと考えられる。多様な地球環境のなかでも汽水域は人間活動によって最も顕著に改変されてきた場所であり、多くの人為的な付加が汽水域に与えられた。小論では、このような人間活動が与えた汽水域の環境変化の過去・未来を有孔虫が有効に評価しえることを代表的な湖として宍道湖・中海を例に紹介する。

宍道湖・中海は、1960年代後半から70年代前半にかけて農林水産省の直轄事業として淡水化計画が実施され、人為的な改造がなされてきた。この干拓・淡水化計画は戦後に始まった食料増産計画を受けて実施されたもので、とくに中海では干拓予定地の堤防閉鎖、淡水化のための水門建設および湖底の浚渫が行われた。かかる計画で人為的に改造された地域の総面積は、本来の中海の面積の32%にあたる。しかも淡水化・干拓の計画場所は、海水と淡水の混合する所にあり、水系の上流部に位置する宍道湖の環境にも直接影響することになる。この国営事業は、1970年代に工事の基本的部分の建設がなされたにもかかわらず、上述のような近年の日本経済の構造変化や環境保全の高揚によって干拓予定の67%が中断されている。工事に伴った環境への対策および計画の継続か否かは社会問題となっており、議論の真っ只中にある。

なぜ有孔虫は環境評価に有効なのか

有孔虫を使った具体例を紹介する前に、なぜ有孔虫を環境評価に利用するのか述べてみたい。有孔虫は原生動物であり、汽水域で産する種類は0.2~0.5mmの大きさで中型底生生物（メイオベントス）に属している。底生有孔虫が環境評価に有効な理由を7つ列挙してみると次のようなことが挙げられよう。

1) 硬い殻（test）をもつこと。殻には大きく石灰質を抽出した石灰質殻と周囲より集めた砂粒を膠着させた膠着質殻に区分されており、これらの殻をもつ種の生態は生息環境の違いを反映している。石灰質種や膠着質種は生体の死後も殻が堆積物中に保存されるため、現在と過去をつなぐ直接的な証拠となる。

2) 塩分が4%以上の汽水から海水域に普遍的に生息している。研究対象は、殻をつくる有孔虫がこのような環境に生息しているため、塩分のある環境が主である。

3) 砂粒程度の大きさである。少量の堆積物であっても、砂粒程度の大きさであるため、篩を使って水洗するだけで有孔虫個体が多数得られる。1グラムの泥質堆積物を63~74 μ mの篩で水洗すれば、約100~300個体の有孔虫が得られることもある。個体数が特に多い場合には分割器を使って適度に分割すれば、定量化が容易に行える。

4) 多様な形態をもっている。有孔虫は室（chamber）と呼ばれる空間を個体成長とともに増やしていく。その室の付加過程が種によって異なっている。

5) 堆積物の中でも表層部分に生息しており、堆積物と下層水の境界層の環境を記録している。種によって異なるが、生活様式に堆積物の内部で常に生活する内生（infaunal）と堆積物の表面で生活する表生（epifaunal）がある。環境に応じてこのような生活様式を異にする群集が形成される。

6) 群集が水塊構造を反映している。上層水でプランクトンによって生産された有機物は分解しながら沈降・堆積する。塩分躍層は上層と下層の混合を阻害する要因となり、下層水が停滞性になれば堆積物は有機物に富み、還元的な環境が形成される。一方躍層の発達が弱く、流動的な下層水の場合は酸素が供給されやすく堆積物は酸化的な環境

になる。群集を解析することによって堆積物の酸化・還元の相対的な程度を評価しえ、さらに下層の水塊の性質を推測することができる(図1)。

7) 石灰質の殻は鉱物学的・化学的な研究対象となる。化学成分は炭酸カルシウムであるが、結晶系が異なったり、外部環境に応じてカルシウムとマグネシウムのイオン交換が起こったりする。ストロンチウムなどの微量元素の含有量も環境に応じて異なる。また、地質時代(白亜紀以降)のなかでは、殻の炭素(^{12}C と ^{13}C)・酸素(^{16}O と ^{18}O)の各同位体が標準値とどれほど隔たっているかを示す同位体比によって物理化学的な環境復元が可能となる。

現在、このような有孔虫の生物としての解析と地球化学的な解析の両側面から進められ、より厳密な環境復元が可能となっている。

中海・宍道湖における有孔虫の分布とその特徴

中海・宍道湖の有孔虫は、図2に示される代表的な5種類によって特徴づけられている。その組成は単純であり、群集の定量的な扱いが容易である。

中海の有孔虫は1939年に羽田が有孔虫の存在を報告して以降、NOMURA and SETO (1992) が中海全域を調査した。その結果によると、中海は *Trochammina hadai* と *Ammonia beccarii* によって占有された有孔虫群集が形成されていることが分かっている。

有孔虫による内湾や沿岸環境の 解釈のためのキーワード

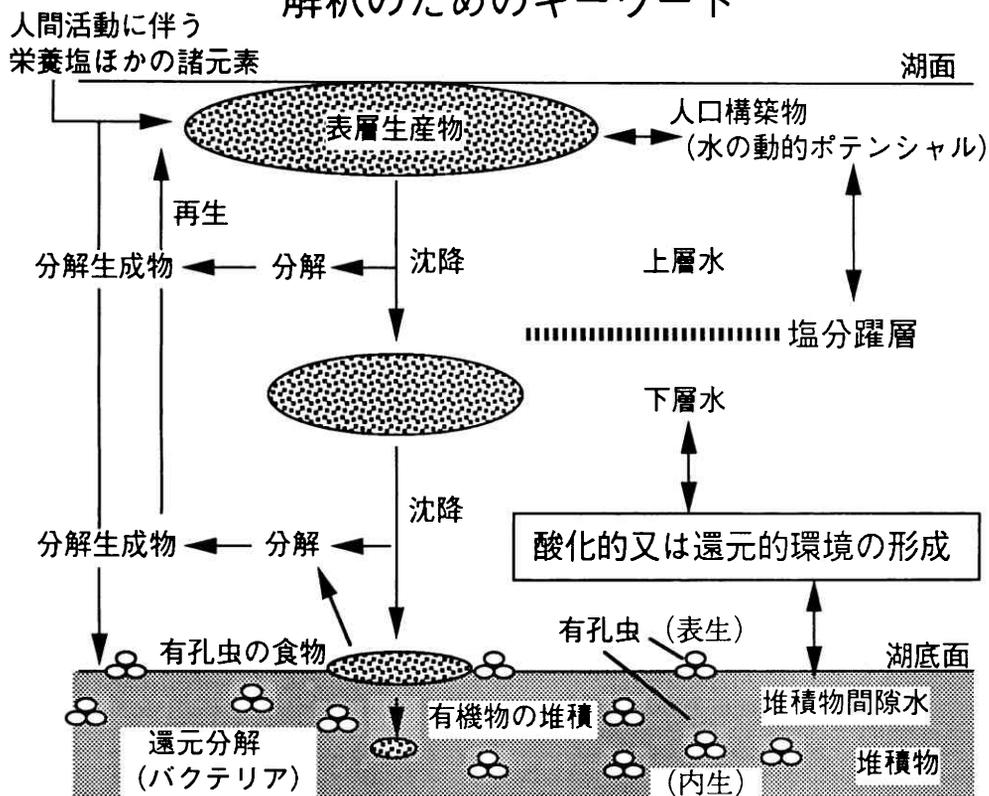


図1. 有孔虫を使って環境を解釈するための基本的事項

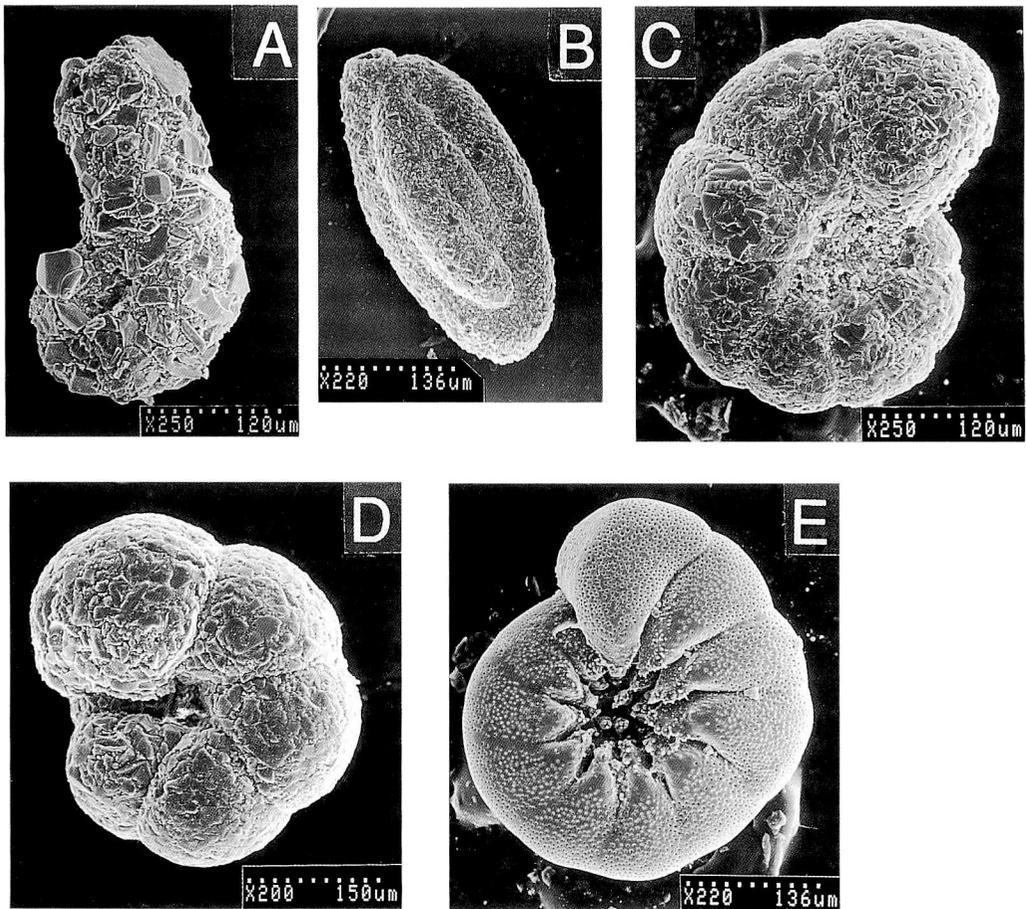
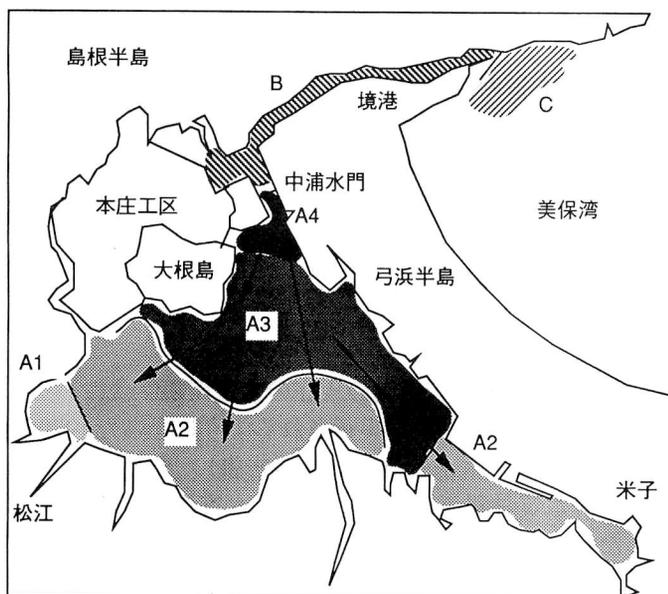


図2. 中海・宍道湖で特徴的な有孔虫. A: *Ammobaculites exigua*, B: *Miliammina fusca*, C: *Haplophragmoides canariensis*, D: *Trochammina hadai*, E: *Ammonia beccarii*. A-Dまでは砂粒で殻をつくっているため膠着質有孔虫ともいう. Eは石灰質殻よりなるもので透明ないし半透明の見かけからガラス質石灰質有孔虫とも呼ばれる

る. 淡水の流入する部分では *Haplophragmoides canariensis* が分布し, これら3種はそれぞれ中心的な分布域を異にしている (図3). *T. hadai* は *A. beccarii* より腐泥化した湖底に優占して産出し, 貧酸素に耐性的である. *A. beccarii* は躍層 (水深約 4 m) の直下で, 水の流動的な場所で優占して産する. このような有孔虫の分布を外部環境要素と比較すると, 基本的に塩分・溶存酸素・底質・水流によって分布が規制されていることが明瞭である. 特に, 塩分は主要な分布規制要因で, 美保湾から境水道にかけて塩分上昇に伴って *Elphidium* などの沿岸性種を含む多様性に富む群集へと変化する (図3).

一方, 宍道湖での分布は島根大学の中海・宍道湖自然史研究会によって全域での分布が明らかにされ, 宍道湖西部では *Miliammina fusca*, 東部には *Ammonia beccarii* と *Haplophragmoides canariensis* が優占して分布していることが明らかにされた. この分布の特徴からは, 塩分の違いが宍道湖の東西であるものの, 年間を平均した濃度の差異はかなりオーバーラップしていることが多く, 塩分が有孔虫の主要な分布の規制要因には



- A1: *Haplophragmoides canariensis* の優占する群集
- A2: *Ammonia beccarii* の優占する群集
- A3: *Trochammina hadai* の優占する群集
- A4: *Trochammina hadai*-*Miliolinella* の優占する群集
- B: *Pseudonion japonicum*-*Quinqueloculina* の優占する群集
- C: *Elphidium somaense*-*Elphidium excavatum* の優占する群集

図3. 中海の有孔虫群集の分布 (NOMURA and SETO, 1992による). 矢印は美保湾より境水道を通して流入したより高い塩分水の密度的な流れ方向を示している

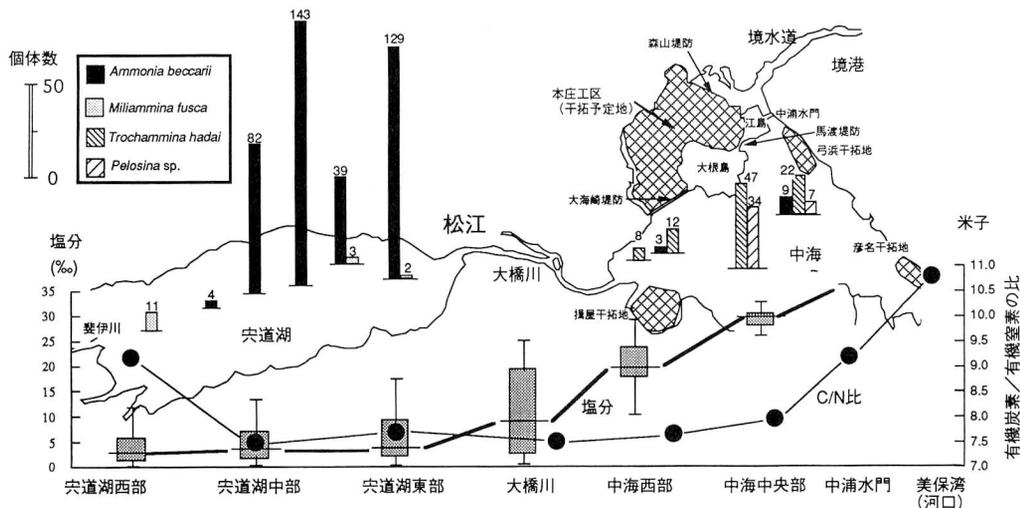


図4. 1995年5月に採取した表層3cmまでの堆積物(37.7cc)中の生体有孔虫の個体数と分布. 宍道湖西部は*M. fusca*, 宍道湖東部は*A. beccarii*, 中海は*T. hadai*と近年増加傾向を示す*Pelosina sp.*がそれぞれ優占している. また, 塩分および有機炭素と有機窒素比の地理的な分布を示している. 明らかに, 塩分は主要な分布規制要因になっているが, 有機物の組成の違い(炭素/窒素の比)なども主要な要因になる. 塩分は1991年1月から1994年12月までをまとめた

なっていないようである。塩分以上に分布の規制要因には有機物組成の違いが反映されているものと考えられている（野村・吉川，1995）。堆積物中の有機炭素（C）と有機窒素（N）の比を比較すると宍道湖西部では9～9.5であるのに対して，中東部ではほぼ7.5～8くらいである。一般にC/N比が9以上であるとセルロースに富む高等植物に由来する人が多いことから，斐伊川より陸上植物の供給が多いものと考えられる（図4）。実際，陸上植物の破片が宍道湖西部では多い。

このように宍道湖・中海では，それぞれに生態を異にする有孔虫の分布が確認されるが，両湖とも主要な分布規制要因には塩分躍層の発達程度から派生する多様な規制要因が複雑に相互作用し合っている。

中海・宍道湖の現在の水質環境

中海・宍道の淡水化および干拓工事が実行されるようになった1970年代前半より建設省や島根県（公共用水域・地下水水質測定結果報告書），また島根大学理工学部化学教室（島根大宍道湖・中海水質月報ごびうす）により水質の経年変化が組織的に測定されるようになった。したがって，近年の水質環境に関する資料は宍道湖・中海の水質特性の詳細を把握可能にしている。しかし，70年代以前の水質については極めて断片的な結果が公表されているのみにすぎない（たとえば，伊達ほか，1975；岸岡，1975）。ここでは，有孔虫と関係する水質要素の変動について紹介する。

中海については，境水道を介して日本海より海水が逆流するため，水深約4mに顕著な塩分躍層が発達することはよく知られている。中海の湖心部における下層水の塩分は，30～33%で年間を通して安定している。上層水の塩分は下層水より約10%低く，また季節的に低下するのは3～4月頃で，斐伊川水系が上流より雪解け水を流出する時期に当たる。水温については，上層と下層とも似た変化を示し，夏季に25～30℃，冬季に約6℃となる。したがって，年格差は20～25℃ということになる。溶存酸素は上層水は年間を通して過飽和状態に近いが，下層水は8～9月頃に無酸素状態になる。

宍道湖の塩分については，最小幅100mの大橋川を介して中海より逆流しているため低塩分となっている。湖心部で3～4%であり，上層水と下層水の格差は極めて少ない特徴を有す。宍道湖における水質環境は，気象変化と密接に関連して変化していることが知られている（橋谷，1991）。たとえば，低気圧の移動や長期的な降雨量の減少期には中海より塩分の逆流が容易になり，躍層の形成が見られる。下層水と上層水の温度格差はほとんどない状況にある。下層水の溶存酸素は夏季に20%以下になることが普通である。

以上のような水質要素のほか，窒素，リンなどの栄養塩類，COD（化学的酸素要求量）も測定されている。栄養塩類の変動は，伊達ほか（1989）が中海中央部で1976年から1987年にかけて全リンの濃度が1.5倍になっていることを報告しているが，経年的にみると顕著な変化を認めがたい。宍道湖のCOD値は中海のそれより高い傾向にある。経年的には，それぞれの地点では顕著な変化がないものとして報告されている（島根県；図5）。しかしこれには別解釈も報告されており，野村（1996）は宍道湖や大橋川のCOD値が1980年に高レベル側へ変移したとし，これをCODイベントと呼んだ。この点については，有孔虫との関連で再度ふれる。一般に水質分析に示される化学的要素は短期間の変動（たとえば月単位，季節単位のこと）を表現しやすいが，長期的な変動ではその特徴を捉えにくいように見える。この点で，有孔虫のような生物種の産出状況は長期的な変動を捉えやすい。

中海・宍道湖の人為的改造と有孔虫群集

有孔虫による環境の変化過程を具体的に検討するためには、柱状の堆積物を乱さないように湖底から採取しなければならない。採取した柱状堆積物は0.5~1.0センチメートル単位でスライスし、250メッシュの篩で水洗する。その後、残渣物を乾燥させ有孔虫の種類とその個体数を分析する。生体と遺骸を区別するために、一般的にローズベンガル染色を水洗後の残渣物に施しておく。生体の場合、原形質が紅色に染まるから遺骸と容易に区別される。次に、中海・宍道湖を例として環境変化を復元していくことになるが、

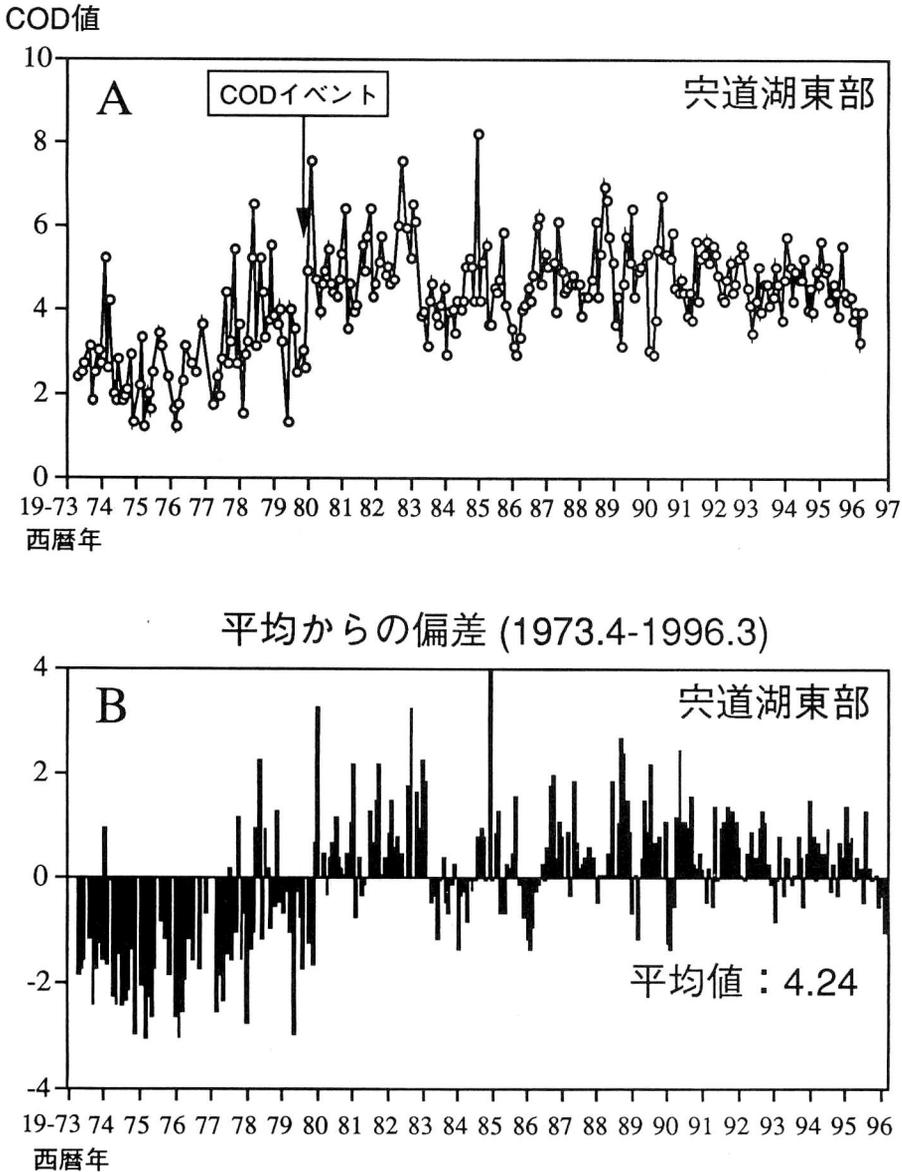


図5. 1973年から1997年3月までの宍道湖東部の定点における下層水の化学的酸素要求量の経月変化と平均からの偏差。1980年にCODは不連続的な分布を示しており、CODイベントをなす(野村・遠藤, 1998による)

その前に人為的な改造がいつ、どこでなされたのか記録をみしてみる（図6）。

境水道より流入する美保湾の日本海水は、中海の中央に位置する大根島と江島を反時計回りに巻くように流れていたことが明らかになっている。これは大根島と江島間の水路（現在の馬渡堤防）と江島と弓浜半島間の水路が2 m以下と浅かったため、比重の重い下層水は直接南下できなかったためである。しかし、このような自然の地形は人為的に改造されてしまった。境港の浚渫や大海崎堤防、森山堤防が1968年12月より始まり、1969年3月には中浦水門の建設が始まっている。78年3月に79年3月に馬渡堤防、そして最後に森山堤防が1981年3月の完成し、本庄干拓予定地は完全に閉鎖された。したがって1981年以降、境水道より逆流する海水は、僅か414mの中浦水門を介してしか移動することができない構造になっている（それぞれの位置は図4を参照）。

これらの工事には、大量の粗粒物が利用されてる。そのため、工事箇所に近い部分には本来の細粒堆積物の中に粗粒砂が挟在する現象となって出現している。この粗粒堆積層は工事時期の具体的な証拠となる。柱状堆積物に過去の年代を推定する方法は層位学と呼ばれ、炭素14年代測定法、セシウム137年代法、鉛210年代法などにより深さの異なった何点かの堆積物中の放射性の元素の量を測定し、堆積速度から内挿することによって得られる（中海・宍道湖自然史研究会ほか、1986；島根大学山陰地域研究総合センター、1988；表1）。しかし、このような年代測定法は高価なうえ、内湾や沿岸域では堆積速度が一定でないため、誤差を伴うことが一般的である。したがって、何らかの方法によって具体的な年代を指示する証拠を示すことができれば、かなり精度を保証した年代値として利用することができる。この証拠として、上述したような堤防工事に伴う砂層を発見することにより、工事記録を参照して年代値を特定することが可能となる。

図7には宍道湖における有孔虫群集の層位的な分布を示した。顕著な変化が湖底下3～5 cmにかけて起こっており、いずれの地点でも*Haplophragmoides canariensis*と入れ替わって*Ammonia beccarii*の産出が著しくなっている。大橋川上流の地点でも*H. canariensis*と*A. beccarii*との関係は鏡像の関係にあり、*H. canariensis*の減少と*A. beccarii*の増加が見られる（図8）。大橋川の中流の地点における有孔虫群集でも同様であった。宍道湖では、さらに*H. canariensis*が共通して減少する深さが7～16cmにかけて存在している。明らかに、*A. beccarii*が増加する以前の環境変化を示している。

中海の中央部で実施した柱状採泥の結果では*Trochammina hadai*の産出が湖底下4-5cmで高くなっている（野村・山根、1996）。また、湖底下12-13cmにかけて*A. beccarii*が減少している（図9）。以上のような種の層位的な分布の変化は堆積速度が異なるため湖底下の深さはそれぞれ異なるものの、1920-30年代と1970年代と80年初期に連動した現象となって現れていると注目される。

中海で干拓のために閉鎖された本庄工区内で得られた有孔虫の層位的な分布は、極めて顕著な変化を示している（図10）。高い多様性を有していた場所でありながら、その多様性が全く失われ、しかも有孔虫が現在消滅していることが明らかになった（野村・猪口、1995）。前述のように、工事に伴った砂粒堆積物の層位的な分布と呼応して急激な産出減少が起こっていることから、堤防の建設による工区内の閉鎖が主要な原因となっていることは明らかである。このような堆積物組成の違いや有孔虫群集の違いは、湖底下4～6 cmの範囲で見られる。

このように、柱状試料中の有孔虫を分析することによって長期的な環境変化が容易に復元される。ここで挙げられる種の特徴は、*H. canariensis*が塩分のやや低い場所に多いこ

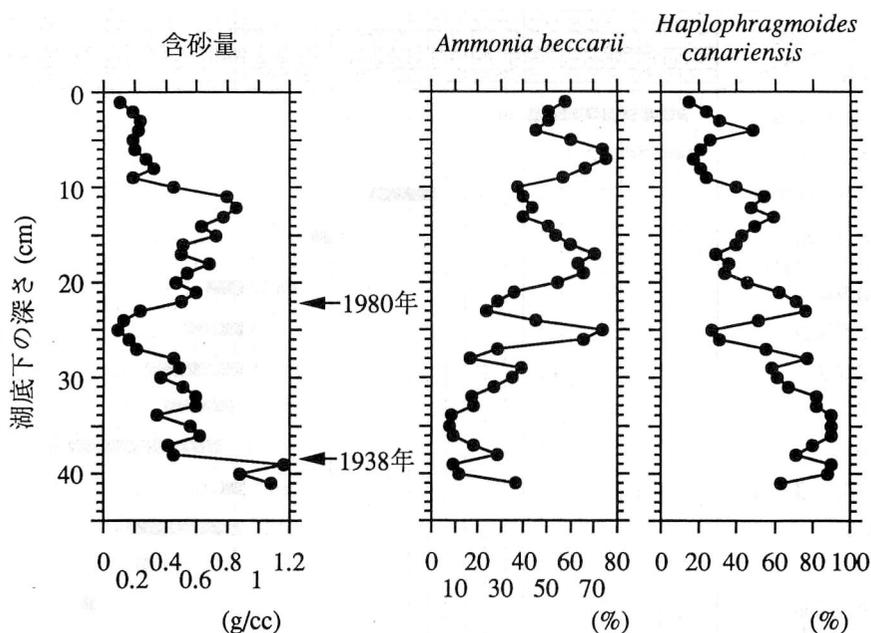


図8. 大橋川上流における*A. beccarii*と*H. canariensis*の相対的な分布. 2つの種は対称的な分布を示している

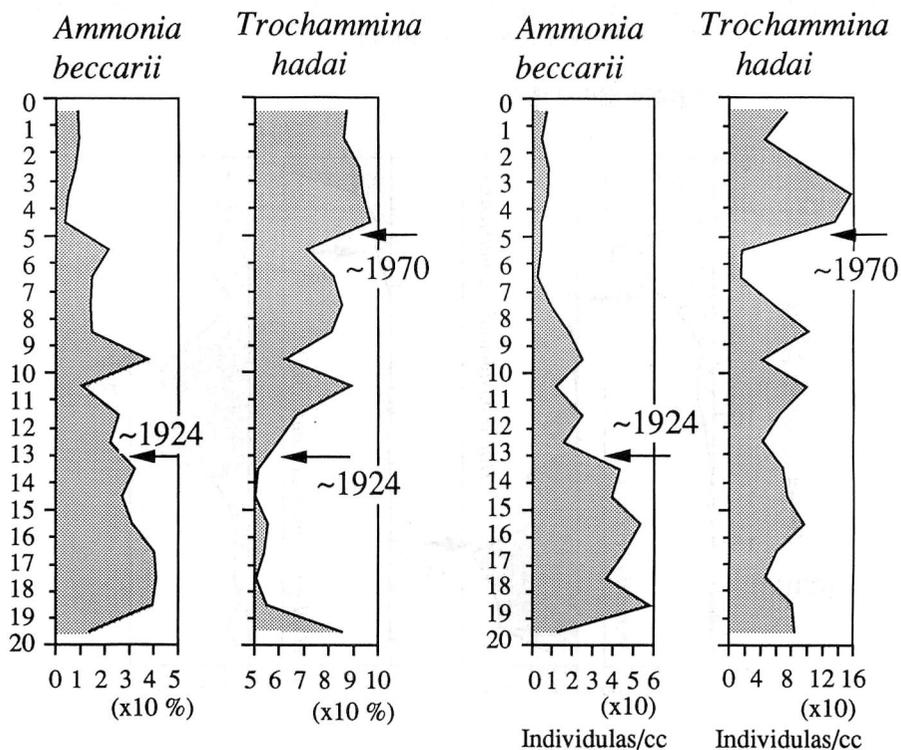


図9. 地中海の中央部における*T. hadai*と*A. beccarii*の分布 (堆積物 1 cc 当たりの個体数と相対量). *A. beccarii*は中海から減少傾向にあり, *T. hadai*は増加しつつあるものとみられる (野村・山根, 1996による)

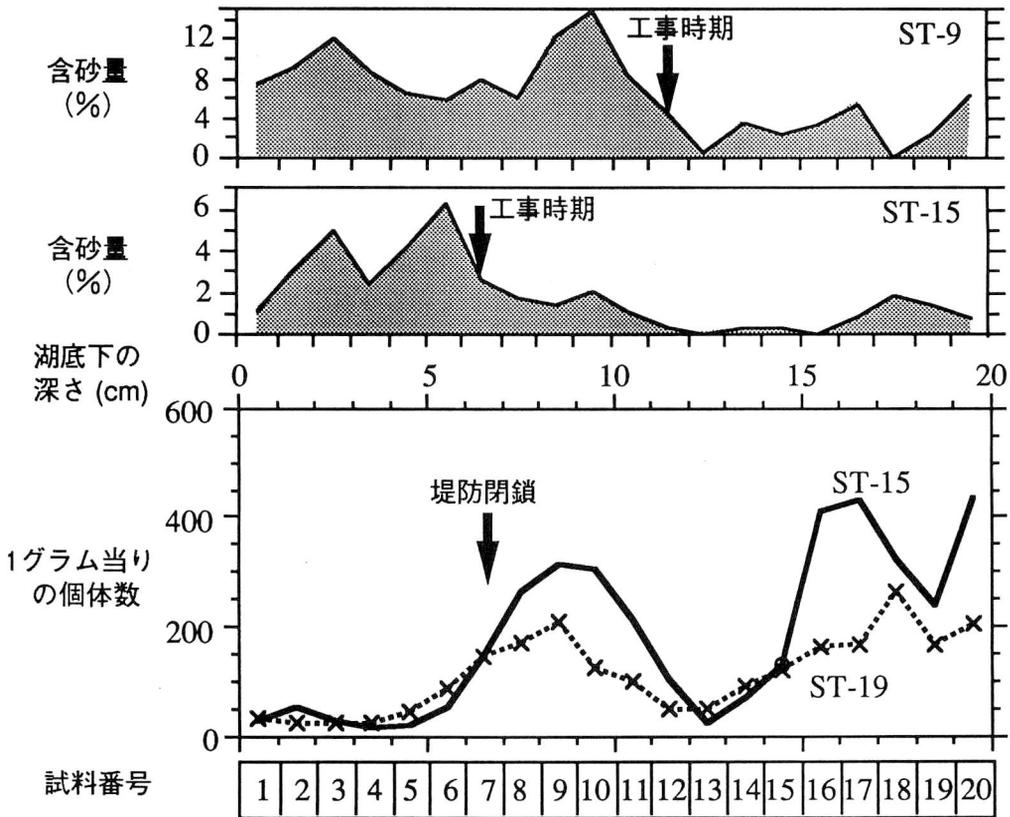


図 10. 本庄工区内部での有孔虫の消滅の様子(堆積物 1 g 当たりの個体数). 堤防の建設によって工区内の塩分躍層が消え, 環境が激変したために消滅した(野村・猪口, 1995による)

表 1. 中海・宍道湖における堆積速度(島根大学山陰地域研究総合センター, 1988による)

^{210}Pb による堆積速度 ($\text{g}/\text{cm}^2/\text{y}$)

宍道湖 $0.070 \pm 0.003 \sim 0.165 \pm 0.003$ (平均: 0.1078 ± 0.003)

中海 $0.044 \pm 0.002 \sim 0.077 \pm 0.002$ (平均: 0.0558 ± 0.002)

^{137}Cs による堆積速度 ($\text{g}/\text{cm}^2/\text{y}$)

宍道湖 $0.016 \pm 0.016 \sim 0.171 \pm 0.02$ (平均: 0.0817 ± 0.019)

中海 $0.044 \pm 0.018 \sim 0.065 \pm 0.02$ (平均: 0.055 ± 0.019)

と, *A. beccarii* は広塩性であるが, *H. canariensis* より高い塩分を好む. *Trochammina hadai* は高塩分環境, また *A. beccarii* に比べて高い還元環境でも生息している特徴がある. したがって, 宍道湖では湖底下 7~16cm にかけて淡水の影響に支配された環境から塩分のある湖水環境へと移行していること. 中海では, より還元性の強い堆積環境へ変化していること. 閉鎖された本庄工区内は有孔虫の生息できない環境が形成されたことが挙げられ, いずれも湖水環境の人為的な改造と密接な関係のもとに起こっている.

有孔虫が示す人為的な環境

一般的に、湖水環境は水質によって評価されている。その最も代表的な指標が化学的酸素要求量 (COD) と呼ばれるものである。いわゆる水中に酸素と結合することのできる物質、とくに有機物がどの程度含まれているかを示す。したがって、CODの測定値が高ければ有機物質が多く含まれていることになり、水質が良くないことになる。環境行政の基準では4段階に区分され、それぞれ水の利用項目 (水道、水浴、農業・工業用水など) が規制されている。このCODによって経年的な宍道湖・中海の水質変動が1970年前半以降記録されている (図5)。結果をみると、季節的な変動が明瞭に示されているが、経年的な変動では明瞭な傾向はないものとして報告されてきた。あるとしても、極めて僅かにCOD値が高くなったというものである。このような変動に対して、有孔虫群集は極めて明瞭な変動が1980年頃の起こったことが前述のように示される。

有孔虫群集の変化を現在の分布域の水質から判断して解釈すると、宍道湖の湖底下7~16cmは堆積速度から見積もって1930年代に相当している。*Haplophragmoides canariensis* が急激に減少して産出する時期は境港修築工事や、また宍道湖と中海をつなぐ大橋川の大規模な浚渫の時期であり、この工事によって湖水の塩分が上昇したものとみられる (それより以前は、宍道湖は淡水に近い状況にあった)。松江市の市誌によっても、工事によって宍道湖の湖水が農業用水として使えなくなった記録が残されている (松江市誌編さん委員会, 1962)。また豊原 (1938) は大橋川の改修工事によって中海と宍道湖の平均水面差が3cmになったことを報告している。*Haplophragmoides canariensis* の減少は、このような人為的な環境変化を記録している証拠である。

宍道湖では湖底下5cmより*Ammonia beccarii*による*H. canariensis*の生態的な置換が起こっている。宍道湖の堆積速度が遅いため、堆積速度の早い大橋川で検討しても同様に確認される現象である。*Ammonia beccarii*が広塩性であるため、両者の生態的な差異は生息域の違いから評価されることになる。湖底下5cm、すなわち年代値に置き換えて表現すると、この環境変化は1980年に起こったことになる。この年代はまさに前述の本庄工区の堤防が完成し、工区内が閉鎖された時期に一致している。このことから明らかに有孔虫は近年における人間活動の証拠を明確に示している。前述のように、CODの調査結果を再検討したところ、必ずしも連続的な変化として理解されるものではない。図5の矢印で示されるように1980年の前後で不連続的な変化が起こったようにもみえる。そして、この変化はCODと*A. beccarii*の両者がお互いに呼応していることから、それぞれCODイベントと*Ammonia*イベントと呼ばれている (野村, 1996; 野村・遠藤, 1998)。この両者のイベントを比較すると、水質でみる環境変化は漸進的な変化をするというよりも、断続的な変化として捉えることができるように思われる。すなわち、あるフィードバック効果により維持されてきた環境が突然レベルの異なったフィードバック効果をもつ環境へと移行することである。

1980年ころの本庄工区内で有孔虫群集がいかにして消滅していったのか考察してみたい。干拓予定地として堤防が形成されて以降、閉鎖的になった環境で有孔虫は多様性を急激に失っている。これは下層水へ塩分の補充がないため、漸次的に工区内の湖水が脱塩し、それまで存在していた塩分躍層が消失する結果となったためと考えられる。境水道より日本海海水の流入する場所に近い本庄工区は、高塩性の種にとって塩分の低下が決定的な環境変化であったものとみられる。また躍層の消滅は、下層水が気象条件に敏感に影響され、湖水は擾乱されやすくなり、溶存酸素の下層水への供給も容易になる

ような結果をもたらしたであろう。現在、無酸素が形成される場所は約10mの排水溝のような限られた所にすぎない。このような場所以外は、堆積物表面を酸化的環境へと変貌させている。*Trochammina hadai*は腐泥環境に多く、中海では硫化水素の発生する環境でも適応しているが、この種にとっても酸化環境では存続できなくなった。また、湖底の有機物質の酸化による分解は、堆積物の間隙水を酸性へと導き、広塩性である*A. beccarii*のような石灰質殻を有す種類にとっても好適な環境とはいえない。

一方、中海では下層水の流入・流出が中浦水門によって制限されたため、より停滞性の構造へと変化している。下層水が停滞するほど、表層より流入する有機物の付加は保存されやすくなり、堆積物は還元性の強い腐泥へとなる。当然のこととして、栄養塩類の付加も促進される。微妙な水流変化の起こるたびに下層の累積した栄養塩類の一部は表層水へ移動する。結果として赤潮の発生を促す。この現象は循環的であり、現在のような停滞性の下層水が水力的に維持されている間は継続され、決して改善されることはないものとみられる。どの地域でも汽水域は、海水と淡水の密度差、および河川からの栄養塩類流入によって必然的に湖底は腐泥化する環境にある。その改善方法は、富栄養化した湖底泥の大規模な酸化または除去、さらに下層水の循環をよくし流入・流出を促すことであろう。

今後の課題

これまで有孔虫研究者の多くは、地質時代の古環境復元のために有孔虫の生態を積極的に研究してきた。その結果、高度な統計的手法を駆使して説得性のある復元も可能となった。その反面、最も我々の生活尺度としての時間スケールにおける有孔虫の有効利用をないがしろにしてきたきらいがある。一般市民や学生の多くは、有孔虫という生物を知らないか、または有孔虫は化石でしか見ることのできないものと思っている。これは、古生物学者が地質学的目的のみに利用してきたための結果であり、現代的な環境問題への利用には消極的であったこともある。しかし、今後は生体としての有孔虫を人間生活に関わる環境指標に積極的に利用していかなければならないと考える。そのためには、汽水～沿岸域の有孔虫群集の生体について多くの基礎的な情報を集める必要がある。以下に例を示しておく。

(1) 異常成長と重金属汚染

沿岸域の有孔虫群集が公害による環境汚染と密接に関連していることが70年代の初めころより指摘されている（たとえば、SHAFER, 1973 ; BOLTOVSKOY and WRIGHT, 1976）。高有機質で汚染された所は、溶存酸素の欠乏した環境が形成され、硫化鉄で充填された個体の産出が普通である（SEIGLIE, 1971）。過剰な有機物の堆積がバクテリアを繁殖させ、有孔虫の生息を阻害していることもあるが（ALVE, 1991）、有孔虫のなかには、*T. hadai*のように比較的強い耐性をもっている。また、多量の有機物質で富栄養化した場所では、特定の種が高密度に分布することが指摘されている。しかし、このような環境汚染と密接に関係している種であっても、群集そのものに地域差があるため統一的に利用するにあたって障害があるように思われる。すなわち、汚染への反応が群集または種によって異なっているため、地域的な問題に留めざるを得なかった。近年、沿岸堆積物中に濃縮されてきた重金属汚染による有孔虫の奇形個体の増加が注目されている。汚染に対する有孔虫の反応を奇形個体の発生率のような観点で比較すれば、汚染の程度が把握しやすく、広範囲の環境比較が可能になる。たとえば、イスラエル北部の地中海沿岸では底生

有孔虫群集の30%に奇形が表れていると報告されている (YANKO *et al.*, 1998). 奇形には, 非対称旋回やねじれなどの異常巻き, 室の変形と大きさの異常, 異常な室の付加, 最終旋回の未発達, 口孔の複数化, キールの変形, 殻表面の装飾の欠如, 殻表面の突起の形成などが認められている. 中海でもこのような個体が出現しており, そのいくつかの例を図11に示しておく.

奇形個体の出現には, 重金属汚染によって発現するばかりでなく, 生息環境に対するストレスから誘発される場合もある (ALMOGI-LABIN *et al.*, 1992). たとえば, 宍道湖では *Miliammina fusca* に生息域の塩分低下による異常の発生がしばしば認められることがあ

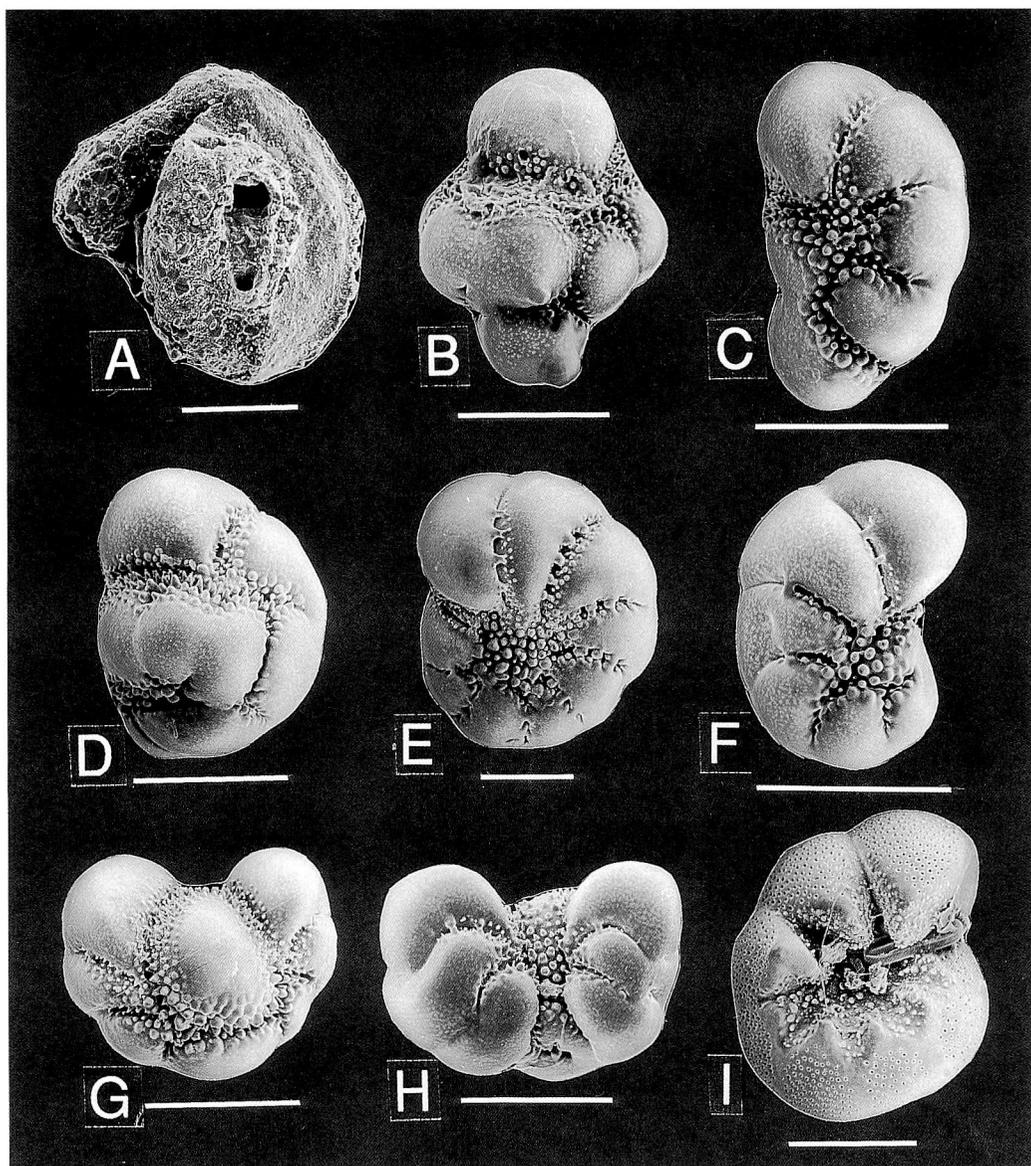


図 11. 奇形の有孔虫. A: *Miliammina fusca*, B~H: *Elphidium subarcticum*, I: *Ammonia beccarii*. Aは宍道湖, B~Iは中海 (本庄工区内)

る(野村, 未発表, 図11-A)。しかし, 塩分の影響しない環境ではカドミウムが *Amphistegina* に, クロムが *Cibicides* に, チタンが *Pseudotriloculina* に奇形をそれぞれもたらす確率が高い (YANKO *et al.*, 1998)。銅や亜鉛も重要な奇形発生要因元素に挙げられ, とくに *Ammonia beccarii* は Cu 濃度 10~20ppm を含む飼育実験で 12 週間後には奇形の室を形成したという報告もある (SHARIFI *et al.*, 1991)。種によって奇形発生率も異なっているようである。

宍道湖・中海に限らず, 腐泥の堆積しやすい内湾環境では重金属元素の付加が進行しているものと考えられるので, このような奇形個体の出現率を積極的に検討をしなければならない新たな課題である。現在, 中海では *A. beccarii* より *Elphidium subarcticum* の方が奇形の発生率が高い結果が得られている。しかし, なぜ重金属が奇形個体の発生を導くのか, 生化学的な機構については全く分かっていないのが現状である。

(2) 前述したように, 日本における初期の有孔虫研究の対象域は浅海や汽水域であった。残念ながら初期段階では有孔虫群集の定量化に至っていない資料が多いものの, 数 10 年の間に群集の構成が異なってきたことを示す例が報告されるようになった。田辺湾や大阪湾では貧酸素水の発達によって *A. beccarii* から *T. hadai* が群集を優占する構成に変化した(紺田・千地, 1989)。浜名湖や松島湾でも明らかな群集の分布域の違いが現れている (IKEYA, 1977; 亀丸, 1996)。亀丸によると, 松島湾では 1930 年代の岩礁域に生息する *Elphidium crispum*, *Pararotalia nipponica*, miliolids から 1960 年代には *Trochammina* や *Elphidium subarcticum* が優占するようになり, 1990 年代には *A. beccarii* や *E. subgranulosum* が優占する群集へと変化している。30 年代から 60 年代の変化は湾岸の岩礁域が人工改造され, 海洋汚染が拡大していたことと関連させている。反対に 60 年代から 90 年代にかけては COD 値の低下など水質の改善結果によるものとしている。海外においても, 人間活動に関連した実態が報告されている(たとえば, ALVE, 1995 のレビュー参照)。このように有孔虫は人間活動が与えた沿岸域の環境変化を実証する極めて有効な生物であるといえる。したがって, 有孔虫により環境変化の要因を究明し, その変化が今後どのような結果をもたらすのかシミュレーションすることも無理ではない。たとえば, 野村・遠藤 (1998) は, 宍道湖における *A. beccarii* と *H. canariensis* が柱状堆積物中で対称的な産出をしていることから, それぞれの堆積年代を見積もったうえで *H. canariensis* の宍道湖からの消滅時期を予測した(図 12)。分布の平均をとった場合, 最小の産出頻度をとった場合, 最高の産出頻度をとった場合の 3 例で示した。平均として 2007 年に消滅し, その前として 9.1 年, 後として 14.7 年かかることになった。(2007.3 - 9.1) 年は 1998 年, すなわち, 現在であり, *H. canariensis* は消滅しつつあることになる。試料を採取した 1997 年にはこの種は産出していなかった点で予測と一致した結果になった。ただし, これには有孔虫と他の生物との捕食関係など解決しなければならない問題も含まれているが, *A. beccarii* と *H. canariensis* の生態から導かれる環境変化の方向は, 湖内で生産される有機物が経年的に増大していることを示唆している。

このように, 有孔虫の最も有効な点として, 時系列的な解析が可能であることも強調しておきたい。今後, 内湾や沿岸の環境評価に有孔虫が積極的に導入されるべきであろう。

謝辞: このシンポジウムは有孔虫学を発展させるための極めて意義深い企画であった。このシンポジウムを企画された八田明夫教授・大木公彦助教授には, 発表の機会を与え

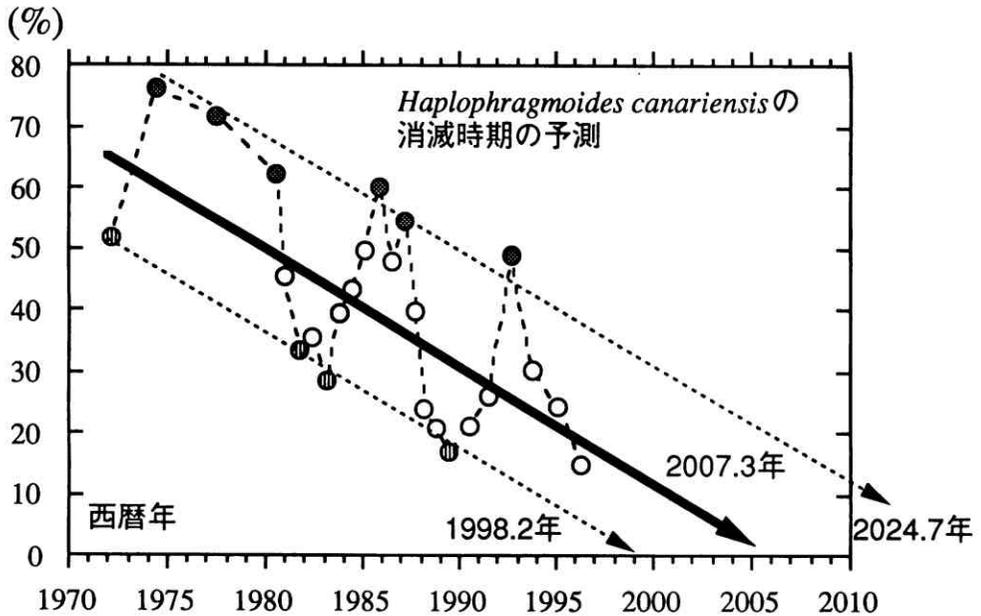


図 12. 大橋川上流地点における1970年以降の*H. canariensis*の減少と消滅時期の予測。1998年から2025年まで約27年の期間があるが全体で見積もると2007年ころとなる（野村・遠藤，1998による）

て頂くとともに特別号の編集でお世話になりました。

引用文献

- ALMOGI-LABIN, A., PERELLIS-GROSSOVICZ, L. and RAAB, M. 1992: Living *Ammonia* from a hypersaline inland pool, Dead Sea area, Israel. *Journal of Foraminiferal Research*, 22, 257-266.
- ALVE, E. 1991. Benthic foraminifera in sediment cores reflecting heavy metal pollution in Sorford, western Norway. *Journal of Foraminiferal Research*, 21, 1-19.
- ALVE, E. 1995. Benthic foraminifera response to estuarine pollution: A review. *Jour. Foram. Res.*, 25, 190-203.
- BOLTOVSKOY, E. and WRIGHT, R. 1976. Recent foraminifera. Dr. W. Junk b.v. Publishers, The Hauge, pp. 515.
- 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), 35-60. 島根大学.
- 伊達善夫, 橋谷博, 清家泰, 近藤邦男, 奥村稔, 藤永薫 1989. 12年間の定期調査からみた中海・宍道湖の水質—季節変化, 経年変化, 平年値—. 山陰地域研究, (5), 89-102, 島根大学.
- 羽田良禾 1939. 汽水産有孔虫類の研究Ⅳ. 中海の有孔虫類. 動物学雑誌, 51, 135-139.
- 橋谷博, 清家泰, 近藤邦男, 奥村稔, 藤永薫, 伊達善夫 1991. 月1回の定期調査からみた中海・宍道湖の水質. 山陰地域研究, (7), 93-104, 島根大学.

- IKEYA, N. 1977. Ecology of foraminifera in the Hamana Lake region on the Pacific coast of Japan. *Reports of Faculty of Science, Shizuoka University*, 11, 131-159.
- 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, (61), 1-20.
- 岸岡 務 1975. 瀉湖の汚濁—中海の生態学的長期研究—. pp.237, 技研出版, 東京.
- 紺田 功・千地万造 1989. 紀伊半島田辺湾における最近の有孔虫群集の変化. 高柳洋吉・石崎国熙編, 日本列島の有孔虫, 105-110.
- 松江市誌編さん委員会 1962. 新修松江市誌, pp.1837 (関連ページ: p.20-21, p.1168-1171)
- 中海・宍道湖自然史研究会・松本英二・井内美郎・鹿島 薫 1987. 中海・宍道湖の自然史研究—その6. 中海における1986年度柱状採泥と湖底表層堆積物中の有孔虫・珪藻群集(予報)—, 島根大学地質学研究報告, (6), p.61-84.
- 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*, (3), 25-31.
- 野村律夫・遠藤公使 1998. 湖水環境の人為的改造と有孔虫の群集変化. その5 *Ammonia* イベントの提唱と2005年の宍道湖. *Laguna*, (5), 15-26, 島根大学汽水域センター.
- 野村律夫・猪口靖 1995. 湖水環境の人為的改造と底生有孔虫の群集変化—その1 島根県中海本庄工区の場合. *Laguna*, (2), 1-9, 島根大学汽水域センター.
- NOMURA, R. and SETO, K. 1992. Benthic foraminifera from brackish Lake Nakanoumi, San-in District, Southwestern Honshu, Japan. *Centenary of Japanese Micropaleontology*, 227-240, Terra Sci. Publ. Co., Tokyo.
- 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*, (3), 13-24, 島根大学汽水域センター.
- 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), 29, 31-43.
- SCHAFFER, C. T. 1973. Distribution of foraminifera near pollution source in Chaleur Bay. *Water, Air and Soil Pollution*, 2, 219-233.
- SEIGLIE, G. A. 1971. A preliminary note of the relationships between foraminifers and pollution into Puerto Rican Bays. *Caribbean Journal of Science*, 11, p. 93-98.
- SHARIFII, A. R., CROUDACE, I. W. and AUSTIN, R. L. 1991. Benthic foraminiferids as pollution indicators in Southampton Water, southern England, U. K. *Journal Micropalaeontology*, 10, 109-113.
- 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).
- 島根大学山陰地域研究総合センター 1988. 中海・宍道湖, 地形・底質・自然史アトラス. 三梨 昂・徳岡隆夫編, pp.115.
- 豊原義一 1938. 宍道湖塩害問題に就て. 地学雑誌, (50), 154-166.
- YANKO, V., AHMAD, M. and KAMINSKI, M. 1998. Morphological deformities of benthic foraminiferal tests in response to pollution by heavy metals: Implications for pollution monitoring. *Journal of Foraminiferal Research*, 28, 177-200.