

# タイ国南部ソクラー湖における海面上昇の影響予測評価

平井幸弘<sup>1</sup>

## Assessment of Impacts of Sea Level Rise on the Songkhla Lake in South Thailand

Yukihiro Hirai<sup>1</sup>

**Abstract :** In this paper the author first presents an original procedure to assess the impact of sea level rise. Following this procedure the natural and socioeconomic characteristics of the Songkhla Lake are described. Then the lacustrine lowland of Thale Sap Songkhla is divided into three distinctive geographical zones, and major factors that control the development of each littoral zone are identified. Based on those development factors, some serious impacts of sea level rise on the lake were assessed as follows ;

(1) In the beach ridge plain, coastal erosion will become more severely, especially where large-scale shrimp farming developed will be affected critically by the retreat of the shoreline along the present coast.

(2) The area of Songkhla City should be protected by higher or stronger seawall if the coastal erosion would become more severe.

(3) The channel linked the lake and the Gulf of Thailand will become twice or three times as wide as present one, because of the erosion of the north end of the spit. Then the groundwater in the littoral lowlands will be affected by the increase in salinity of the lake water.

(4) In the deltaic lowland of Thale Sap Songkhla, wide littoral area will be inundated with lake water about 1 to 3 km in width from the present lake shoreline. Lacustrine lowlands newly covered with urban facilities, should be protected from severe floods or long-term inundation.

**Key words :** assessment of impacts, beach ridge plain, deltaic lowland, sea level rise, Songkhla Lake

### はじめに

近年世界各地で、豪雨や熱帯性低気圧による洪水や高潮などの災害が頻発している。これに対し、すでに地球温暖化や海面上昇の影響が、現実に現れているのではないかと指摘や懸念も表明されている。IPCCの地球温暖化に関する第二次レポートでは、「全球平均地上気温は、19世紀以降現在までに

すでに0.3~0.6℃上昇し、西暦2100年までに現在に比べて2℃上昇する。全球海面は、過去100年に10~25 cm上昇し、同じく約50 cm上昇する。」と予想されている(IPCC編・環境庁地球環境部監修, 1996)。

ところが、今後の海面上昇によって、デルタや湖沼、マングローブ、干潟、サンゴ礁などの様々な海岸で、具体的にどのような影響が予測され、どの程

<sup>1</sup> 愛媛大学教育学部地理学研究室 Department of Geography, Faculty of Education, Ehime University  
(現在, 専修大学文学部地理学教室 Present address ; Department of Geography, Faculty of Literature, Senshu University, Kawasaki 214-0033, Japan)  
e-mail ; hirai@isc.senshu-u.ac.jp

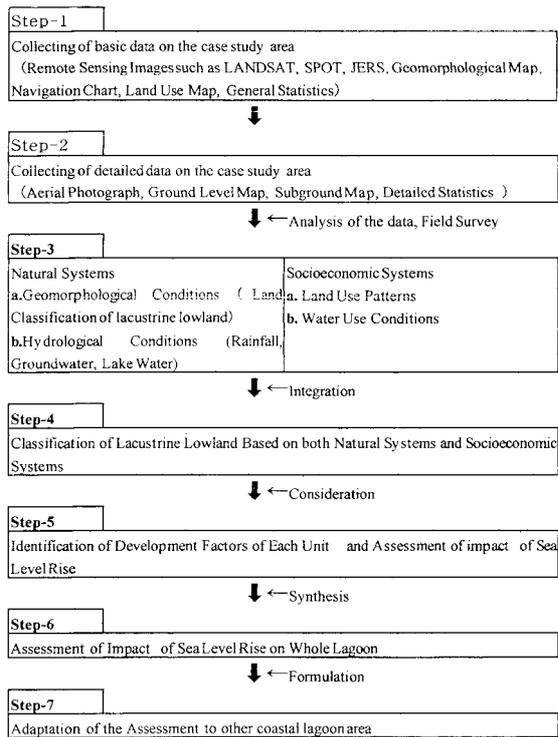


図1 海跡湖における海面上昇の影響予測評価の  
手順 (Hirai et al., 1999)

Fig.1 Original procedure of assessment of the impacts  
of sea-level rise on coastal lagoons (Hirai et al., 1999)

度の問題となるかと言った点については、まだあまり議論されていない。また現在のところ、海面上昇の影響予測評価の確立した統一的手法はない。そのため、評価手法の開発を含め、上記の点に関する議論を早急に深めて、対応戦略を練り上げることが、重要な課題となっている。

筆者は、多様な土地利用・水利用が高密度で行われ、海面上昇の様々な影響を受けやすい海跡湖を研究対象として、上記の問題について研究を進めてきた (平井, 1995a ; 1998 ; 1999 ; Hirai, Sato and Charlchai, 1999 など)。そのうち、平井(1999)・Hirai, Sato and Charlchai (1999)では、海跡湖における一般的な海面上昇の影響予測評価の手法について討論し、IPCC CZMS (1992)の海面上昇に対する各国の脆弱性評価の共通手法を参考にして、海跡湖での海面上昇の影響予測評価の手順を、七つのステップに分けて示した(図1)。この際筆者は、海面上昇の影響を予測し評価するためには、各地域が抱えている外的および内的ストレス、また地域的あるいはその土地固有の特質を十分に考慮することが重要であると強調した。すなわち、各地域が将来に向かって変貌(発展/停滞/衰退)していく過程で、それを促

進/阻害すると考えられる様々な自然および社会・経済的条件を、できる限りあらかじめ抽出し確認しておくことが重要である。前稿では、そのような条件をIPCC CZMS (1992)の共通手法の中に出てくるDevelopment Factorsという術語をそのまま用いた。本稿でも、適当な日本語が見あたらないので、Development Factorsのまま使いたい。

以下では、まず研究対象地域としているソクラー湖全体の自然および社会・経済システムの特徴について整理した(ステップ③)。そしてソクラー湖の一部であるサップソクラー湖の湖岸・海岸地帯の区分と類型化(ステップ④)を行い、その後類型化された各地区でのDevelopment Factorsの抽出と、海面上昇の影響を予測した(ステップ⑤)。最後に、サップソクラー湖全体の海面上昇の影響予測と評価を行った(ステップ⑥)。

## ソクラー湖における自然および 社会・経済システム

本研究では、対象地域の自然システムの特徴を明らかにするために、地形条件と水文条件を取り上げた。このうち地形条件は、単に土地の高低だけでなく、水文環境や土地および水利用の特徴を明らかにするための基礎的条件として、5万分の1地形図を基図として衛星写真判読および現地調査によって地形分類を行った。以下に、前稿(平井, 1999)にもとづき研究対象地域の自然および社会・経済システムの概要を記す。

### 1. 自然システム

**地形条件**：本研究で研究対象地域としているソクラー湖は、タイ国南部マレー半島東岸に位置する南北約90 km、東西約25 km、面積1182 km<sup>2</sup>の海跡湖である。一般にソクラー湖と呼ばれるが、湖盆は北側のノイ湖(Thale Noi)、中央のルアン湖(Thale Luang)、そして南側のタイランド湾と直接つながっているサップソクラー湖(Thale Sap Songkhla)の3つの湖盆に分かれている(図2)。

このようなソクラー湖を取りまく湖岸地帯は、低地の地形的特徴から大きく、①東のタイランド湾と湖盆とを隔てる浜堤列平野(Beach Ridge Plain)、②ノイ湖とその周辺の湿地帯(Thale Noi and Phru Khuan Khreng)、③ルアン湖西側の湖岸低地帯(Lacustrine lowland of Thale Luang)、④サップソクラー湖西岸から南岸の三角州性低地(Deltaic

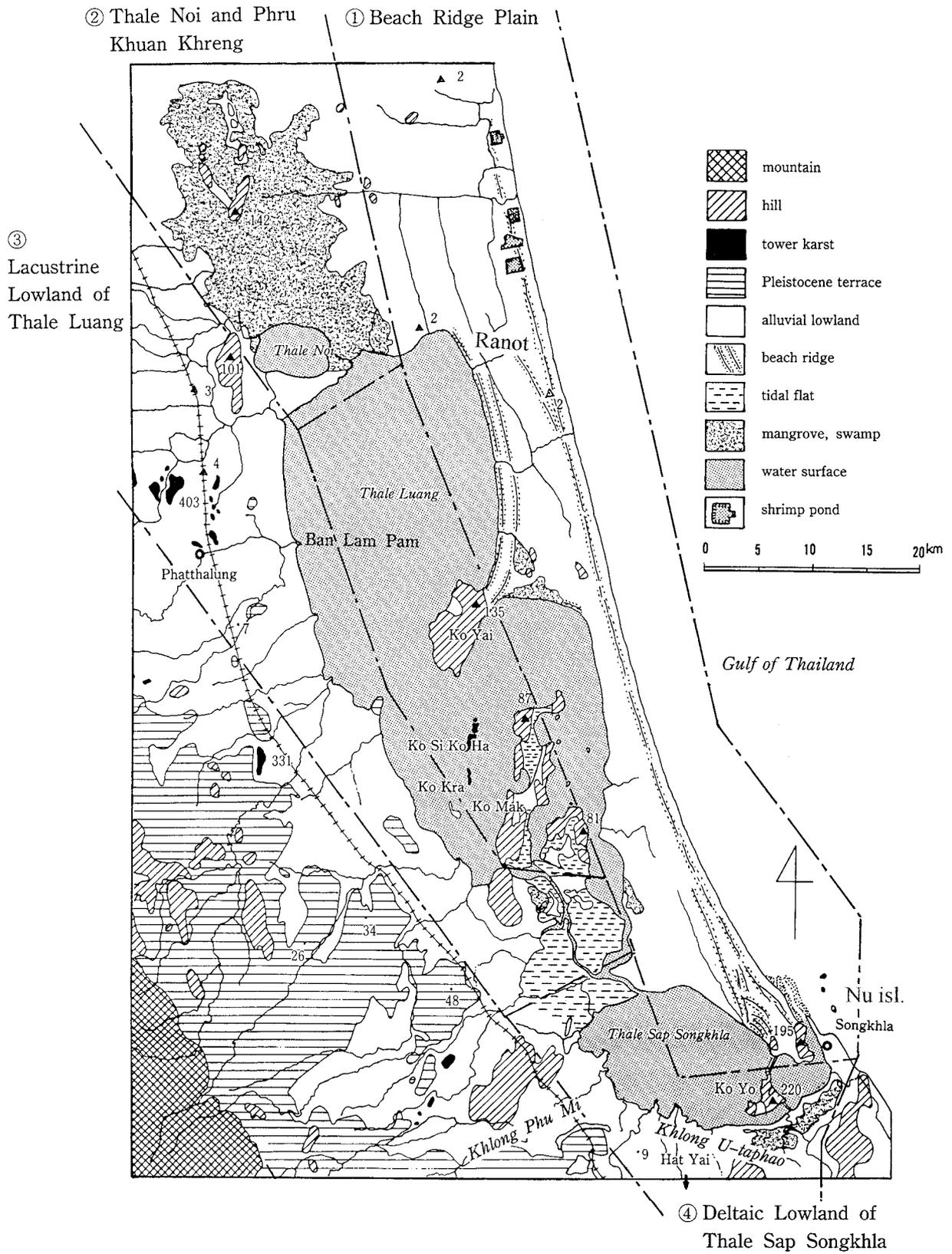


図2 ソンクラ湖周辺の地形分類図 (平井, 1999 を一部改変)  
 Fig.2 Geomorphological classification map of the Songkhla Lake area (Hirai,1999)

Lowland of Thale Sap Songkhla) の、4つに分けられる。

このうち浜堤列平野は、幅3~8 km、標高数 m 以下で、現在の海岸線とほぼ並行するように何本もの浜堤列が発達している。それぞれの浜堤の頂面高度は、おおむね標高2~3 mで、堤間低地との比高は約1~2 mである。ただし、浜堤列平野最南端部の海岸では、頂面の標高が約4~5 mの砂丘も見られる。

水域面積26 km<sup>2</sup>のノイ湖周辺には、面積126 km<sup>2</sup>に及ぶ広大な湿地帯(Phru Khuan Khreng)が広がっており、水生植物が群生する狭義の湿地のほか、草原や泥炭湿地林・熱帯常緑林なども見られる。そしてルアン湖西岸は、標高数 m 以下の、海成/湖成の湖岸低地となっており、南のサップソクラー湖の西岸から南岸にかけては、背後の山地・丘陵地から流れ出る諸河川などがつくる現成および過去のデルタが発達し、三角州性低地が広がっている。

**水文条件:** ソクラー湖一帯は熱帯モンスーン気候で、年間の季節的变化は少なく、降水量は流域全体平均で年間約2100 mmである。西のアンダマン海との流域界をなす山脈が半島の中央をほぼ南北に走っているため、北東モンスーンの吹く冬季(10月~12月)に山地域で大雨となり、年によっては激しい洪水が引き起こされる(NESDB,1985)。ソクラー湖南東端に位置するソクラー市では、1956年から1985年までの30年間の年平均降水量は2078.7 mmで、雨季に当たる10月~12月3カ月間に年降水量の6割強の1298.3 mmが降っている。これとは対照的に、1月~4月の乾季には毎月の降水量は100 mm以下で乾燥がきびしい。5月~9月は乾季であるが、毎月100 mm以上の降水がある(平井, 1995 a)。

ソクラー湖の平均水深は、ノイ湖が1.1 m、最大のルアン湖が1.8 m、サップソクラー湖が1.5 mといずれも非常に浅い。平均的な塩分濃度はルアン湖南部で5~20%、同北部で1~10%程度と、全体として汽水となっている。しかし、乾季と雨季で、湖の水位・水深、湖岸線の位置、湖水面積、塩分濃度などは大きく変化する。すなわち、北東モンスーンが吹く雨季に海水面が高くなるため、湖の水位は12月に最大となる。通常毎年の洪水のピークは+1 mで、湛水期間は約1週間ほどであるが、大きな洪水が起こると湖水位は上流の湖で+2 mまで上昇する。湖水位が上昇すると、湖岸線は場所によっては数百 m も後退し水面は広範囲に広がる。

## 2. 社会・経済システム

**土地利用・水利用:** 浜堤列平野の一般的な土地利用は、浜堤のリッジ部分に主要道路が走り、それに沿って集落が細長く発達する。ここでは、ココヤシやサトウヤシの他、マンゴー、マンゴステイン、ジャックフルーツ、チョンブーなどの果樹栽培が盛んである。これに対し、堤間低地は一般的に水田として利用されている。また、ヤイ島(Ko Yai)半島より北側では海岸線から約2.5 km内陸までの部分に、近年急速にエビの養殖場が広がっており、同時に激しい海岸浸食が起こっている。ラノット(Ranot)地区での聞き取りによると、この10年間に海岸が約35~40 mも浸食されて、2回も内陸側に家を支さざるを得なかったという。

ノイ湖とその周辺地域は1975年に禁猟区に指定され、地元では「ノイ湖水鳥公園(Thale Noi Waterfowl Park)」として知られ、現在はラムサール条約の登録湿地ともなっている。しかしながら、森林部分では地域住民によって木材や薪炭材として伐採も進んでいる。

ルアン湖西岸での一般的な土地利用は、水田である。しかし近年は、水田のほかに、ココヤシ、カシューナッツ、バナナ、パイナップル、ジャックフルーツなどの果樹栽培や、養豚・乳牛の放牧も行われている。さらに一部の農家では、水田に小規模な養魚池をつくり、ナマズや淡水エビなどを育ててマレーシアに輸出している。すなわちこの付近では、水田耕作を主としながらも、多種の生業を営んでいることが特徴で、混合農業地帯として位置づけられる。基幹である稲作は、基本的には年1回の収穫であるが、ルアン湖西方山地での灌漑用ダムの建設によって、年2回、場所によっては年3回の収穫地域が広がっている。

ソクラー湖東側の浜堤列平野と西岸の湖岸低地では、浅層の海浜または氾濫原堆積物中に存在する地下水が、これらの地域の重要な生活用水になっている。この浅層地下水はその量が限られており、また汚染されやすいという特徴を持つ。

サップソクラー湖西岸から南岸に広がる三角州性低地の土地利用と水利用については、次で詳述する。

### サップソクラー湖湖岸の区分と類型化

本章では、上に述べた自然および社会・経済システムの特徴に基づいて、湖岸地帯の地域区分と類型化を行う。ソクラー湖全体については、具体的な

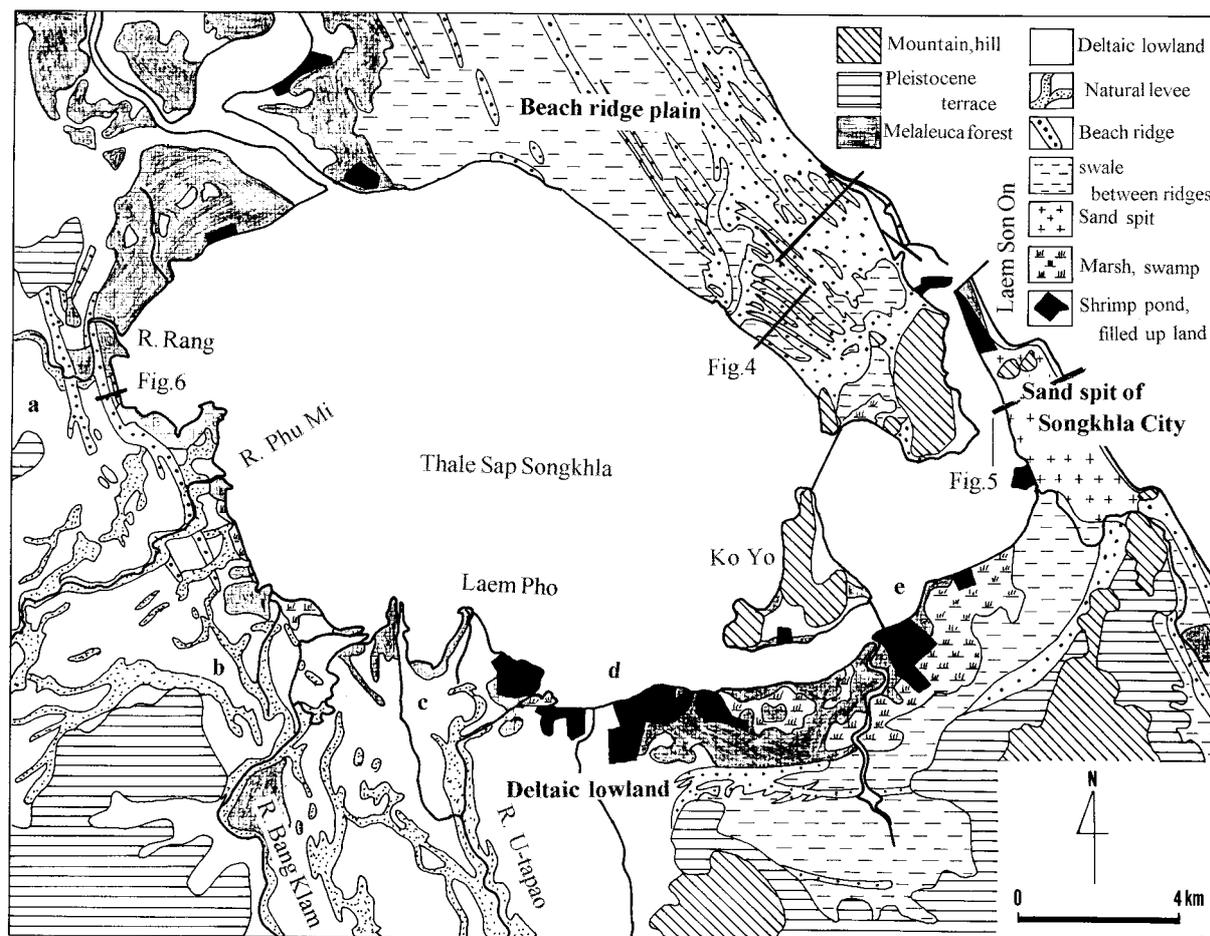


図3 サップソクラー湖の地形分類図

Fig.3 Geomorphological classification map of Thale Sap Songkhla

資料や現地調査が十分でないので、以下では多くの地形要素が存在し、多様な土地利用が見られるサップソクラー湖の湖岸を対象として、地域区分と類型化を行った。

サップソクラー湖の湖岸地帯は、微地形と土地利用の違いから、①サップソクラー湖北東岸の浜堤列平野部分 (Beach ridge plain)、②ソクラー市の市街地が広がっている湖口より南側の砂嘴部分 (sand spit of Songkhla City)、そして③サップソクラー湖西岸から南岸に広がる三角州性低地 (Deltaic lowland) の3つの地区に分けられる (図3)。以下、3地区の微地形や土地利用の特色について述べる。

### 1. 浜堤列平野

**微地形：**サップソクラー湖の北東岸は、ソクラー湖の湖盆とタイランド湾とを隔てる延長約75 kmの浜堤列平野の最南端部で、幅約5 kmを有する。ここでは海岸線に並行して、幅がそれぞれ100～

300 mの浜堤が何本も発達している。とくに海側の約2 kmの範囲には、明瞭な浜堤が3列～7列認められ、ソクラー湖側にも1列～3列の比較的明瞭な浜堤が存在する。さらに浜堤列平野中央の低地にも、一部埋没しかけた浜堤が数列認められる。

浜堤列平野最南端部では、サップソクラー湖の湖岸からタイランド湾の海岸まで明瞭な18列の浜堤が認められる (図4)。それぞれの浜堤の幅はおよそ100～200 mで、中央の国道408号付近では人為的に若干平坦化されている可能性がある。

上記の18列の浜堤列は、その規模 (幅と頂面の高さ)、平面的な位置と南北方向への連続性から、海岸よりの7列 (約2 km) と、湖岸よりの5列 (約1.3 km)、そして両者の中間にある6列 (約1.2 km) の3つの部分に区分できる。このうち海側の7列の浜堤は、頂面の高さが海面より約2 m前後と規模が大きく、北側によく連続する。湖側の5列の浜堤も

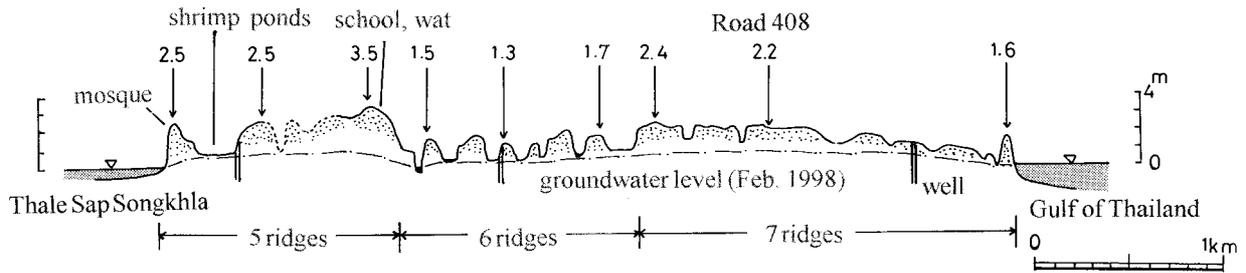


図4 浜堤列平野の地形断面図

Fig.4 Geomorphological cross section of the southern part of the Beach Ridge Plain

比較的明瞭で規模が大きく、頂面は海面から2 m以上で最高3.5 mに達し、堤間低地の高度も海面から1 m程度ある。これに対し中央の浜堤列は、頂面高度が海面から1.5 m前後と低く、堤間低地も海面から0.5 m以下の高さでその一部は湿地化し、リッジの北側延長は低地に埋没する。

**地下水：**潮汐表によると、ソンクラ市沖のヌー島(Ko Nu)における海水面の日変化は、季節によって異なるが20~80 cmほどである。年間では、北東モンスーンが海から陸地に向かって吹き雨季となる11月が最も高く、+0.1~0.4 m、逆に陸からタイランド湾側に向かって南西モンスーンが吹き乾季となる7月の終わりに最も低く、0~-0.8 mとなる。一方、サップソンクラ湖の湖岸では、雨季に+0.6 m、乾季には-0.5 mほど低下する。なお、1988年11月の大洪水時には、断面図のサップソンクラ湖湖岸で最高水位が+1.8 mに達した。

海岸よりの浜堤群のうち、高さ約1 mの浜堤上にある井戸では、雨季には地表まで地下水が上昇すると言う。平野中央部でも井戸水を利用しているが、乾季には塩水化するため飲用には適さず、もっぱら洗濯と灌漑用である。海面からの高さが0.5 mしかない堤間低地の最も低い部分が湿地になっていることから、平野中央部分の地下水位は、おおむね0.5 m付近と推定される。湖側の浜堤上にも井戸があるが、やはり地下水に塩水が混じるので、利用はもっぱら洗濯用である。なお、飲用水はいずれも雨水を貯めて利用している。

以上まとめると、浜堤列平野南部の地下水は雨季には淡水であるが、乾季には一部が塩水化する。地下水位は、雨季には海岸および湖岸よりで平均海面から+0.8~1 m、乾季には海面と湖水面の低下に伴って若干(1 m以内)低下する。平野中央部分では、地下水位も低く+0.5 m以下と推定される。

**土地利用：**海岸よりの浜堤部分のうち、標高の低い部分はメラルカ林および湿地である。近年1 mほど盛り土して広い道路が造られ、その両側に新しい寺院や公園など、急速に開発が進んでいる。高さ1~1.5 mの浜堤上では、マンゴーやマンゴスティン、ココナッツ、スイカなどの果樹および野菜畑が広がっている。海側の浜堤群のほぼ中央の高さ2.2 mの地点を国道408号が走る。

平野中央部では、いずれも浜堤上に村落の主要道路が走り、それに沿って家屋が並んでいる。個々の農家の周囲には、スイカなどの野菜のほか、パパイヤ、ジャックフルーツなどの果樹園、ニワトリやアヒルの養鶏場などが見られ、竹林となっているところも多い。浜堤上のかつての林地が、材木や薪として伐採され裸地になっているところもある。一方、堤間低地はかつて水田であったが、現在は不耕作地となって放棄されているところが多い。この付近は、ソンクラ市やハジャイ市などに近いため、現金収入を得るために都市部に出稼ぎに出る人が多い。

湖側の浜堤群のうち、最も湖岸に近い浜堤上には、船大工小屋とモスクがあり、イスラム系住民が多い漁業集落となっている。その浜堤の内陸側には、4年前(1994年頃)につくられたエビの養殖池が広がっている。養殖池は、もとの水田を70~80 cm掘り下げ、その土で池の周りを高さ約1 mの堤防で囲み、一辺が50~60 mの池を連続して複数作っている。かつて水田の畦に生えていたパルミラヤシは、地下水が塩水化したため一部が立ち枯れている。最も高い高さ3.5 mの内陸の浜堤上には、比較的まとまった集落が見られ、タイ式寺院や学校、大規模な倉庫など、この地区の公共施設が立地している。

## 2. 砂嘴(ソンクラ市街地)

**微地形：**ソンクラ市の中心市街地が広がる砂嘴

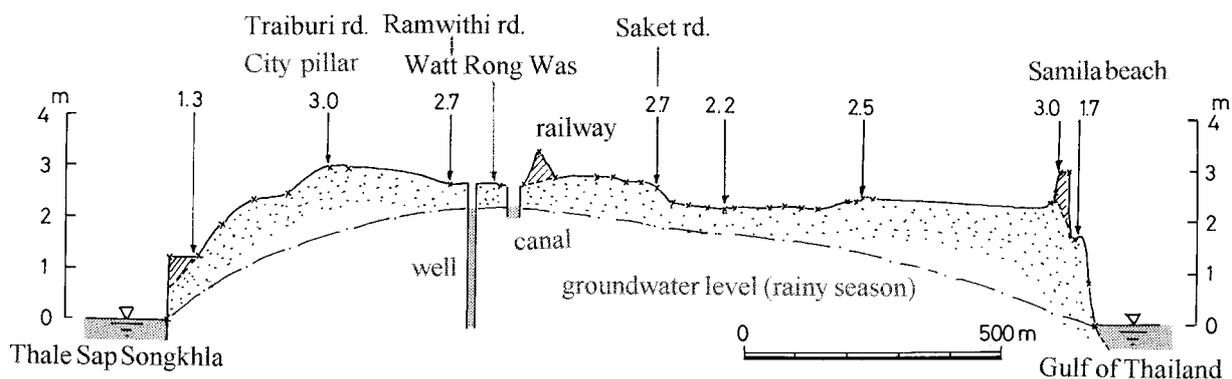


図5 砂嘴（ソクラー市）の地形断面図

Fig.5 Geomorphological cross section of the Sand Spit of Songkhla City

は、幅 1.8 km、延長約 5 km で、全体として海面より +2~3 m の高さを有する。海側には海面からの高さ 3 m、幅 20 m の海岸堤防を兼ねた道路が造られ、湖側にも護岸および堤防が築かれている（図 5）。ここは古くから市街地化が進み、人工的に平坦化された部分もあるため、砂嘴本来の自然地形を正確に復元することは困難である。しかし、砂嘴中央の鉄道（廃線）をはさんで、海寄りの部分と運河付近は、その周辺よりやや低い。先に述べた浜堤列平野南部の浜堤群を参考にすると、市街地全体が一つの砂嘴上にあるというよりも、それぞれの幅が約 400 m の 3 列の高まり（浜堤）と、その間にある幅約 300 m の低まり（堤間低地）とからできていると推定される。

**地下水：**砂州中央の寺院（Wat Rong Was）境内にある井戸では、地下水位は月 100 mm ほどの降水がある乾季後半の 5 月頃から上昇し始め、本格的な雨季となる 10 月頃にはほぼ地表面まで達し、雨季の終わる翌年 1 月まで高い。その後、2 月からは水位が低下し、4 月の末にはほぼ海面と同じくらいになる。1998 年 2 月の調査時には、井戸の地下水面は地表面より約 -1 m ほどであった。

井戸水は淡水であるが、いわゆる「淡水レンズ」として存在する。「真水と海水との比重の差によって、力学的に海面より上にある真水の厚さの 40 倍の深さまで真水が存在する」という「ガイベン・ヘルツベルグの法則」によって、まわりを塩分の濃い海水に囲まれていても、均質な砂からなる砂州・砂嘴中には下半分が厚い凸レンズ状の真水が存在する。日本の京都の天橋立の中央に湧き出す「磯清水」（平井、1995 b）や、砂州ではないが多孔質で割れ目

が発達した玄武岩である中海の大根島の「淡水レンズ」（徳岡、1998）などは有名である。

**土地利用：**現在のソクラー市街地のうち、湖よりの最も高い地点に、“City Pillar”と呼ばれるものがあり、ここより湖岸側が旧市街地である。本市街地で最も高いトラブリ通り（Traiburi Rd.）とラムウイテイ通り（Ramwithi Rd.）の間には多くの寺院がある。サケット通り（Saket Rd.）より東側は、新しい商店や分譲の戸建て住宅地となり、海側には、市庁舎、工科大学、裁判所や、競技場、ゴルフ場などの公共施設が見られる。海岸は、幅 50~60 m、延長約 4.5 km の砂浜（サミラビーチ：Samila Beach）となっているが、南部のカオセン村（Ban Kao Seng）では、この 20 年ほどの間に海岸の砂浜の浸食が急速に進んだため、漁村が内陸に移動せざるを得なかったという（平井、1995 a）。

ソクラー市街地が広がる幅 1800~2000 m の砂嘴の北側には、幅約 500 m、延長約 2 km の新しい砂嘴ソクオン岬（Laem Son On）が延びている。この部分は、海面からの高さが 0.5~1 m 以下で、海側の砂浜の背後は樹高 10 m 以上の松の生い茂る低湿地で、反対の湖岸側は整地されて港湾および海軍関係の役所や公園となっている。湖岸側の堤防は、湖水面から +2.2 m の比高があるが、砂嘴先端の公園は湖面からわずか +0.9 m の高さしかない。

### 3. 三角州性低地

サップソクラー湖の南岸では、ハジャイ市内を流下するウタパオ川（Khlóng U-Tapao）やバンクラム川（Khlóng Bang Klam）、そして南西岸にプミ川（Khlóng Phu Mi）などの諸河川が流入し、低平な三

角州性低地をなしている。湖岸低地一般の高さは、湖水面から0.5~1 m以下で非常に平坦である。そして、河道はいくつにも分岐して、いわゆる鳥趾状三角州をつくり湖岸線は屈曲に富む。

この低平で広大な三角州性低地は、微地形の違いと土地利用の特色から、a. 浜堤・後背湿地/水田地区、b. 自然堤防/近郊野菜地区、c. 新デルタ/住宅・工場地区、d. メラルカ林/エビ養殖地区、e. メラルカ林/公共施設地区の、5地区に細分される。以下、各地区の微地形と土地利用の特色を述べる。

#### a. 浜堤・後背湿地/水田地区

サップソクラ湖西岸のラン川 (Khlóng Rang) 河口から、プミ川河口に至る約6 kmの湖岸低地には、湖岸線に並行する2列の浜堤(湖岸側より浜堤I、浜堤IIとする)と、その背後の低平な後背湿地、そしてその内陸側に見られる標高約10~20 mの更新世の段丘が特徴的である(図3)。浜堤および段丘の段丘崖下は、集落や野菜畑・果樹園で、後背湿地は広く水田となっている。段丘面上および内陸の丘陵地はパラゴムのプランテーションが広がっている。

この地区の湖岸付近の地形断面測量の結果、湖岸の水際に、幅50 m、湖水面からの比高0.5~0.6 mの小規模な現成の浜堤が認められる(図6)。その背後は、幅約200 m、湖水面からの比高が0.5 m前後の低地で、その内陸側に幅約200 m、比高最大2.1 mの浜堤Iが発達している。湖水位が上昇する雨季には、湖岸線は現成の浜堤を越えて浜堤I前面の低地の2/3ほど、湖水面からの比高約0.4 mまで達す

る。集落が立地している浜堤Iは、過去の洪水でも浸水していない。浜堤Iの背後に広がる低地は、幅約500 m、湖水面からの比高0.6 m以上で、その内陸側に、幅約200~300 mの浜堤IIが認められる。

浜堤Iのほぼ中央には、幅10 mの道路が走っており、その両側に農家がある。家屋は、湖水面から比高2 m以上の浜堤の最も高いところにあり、その両側の斜面は自家用の野菜畑や果樹園(バナナ、パパイヤなど)として利用している。また、水田の畦および浜堤上には、パルミラヤシが植えられており、その果樹液からサトウを作っている。それぞれの農家には井戸があり、地下水面は地表から-0.5~-0.7 mで、湖水面より約1 m高い。井戸水には塩分は含まれていないが、水質が飲用には適さないため灌漑専用である。飲用水は、浜堤列平野と同様に雨水を大きなポットに貯めて利用している。

#### b. 自然堤防/近郊野菜地区

プミ川河口からバンクラム川河口に至る約7 kmの湖岸では、浜堤I・IIは見られず、幅100~400 mの自然堤防が良く発達している。しかし、自然堤防の湖水面からの比高はあまり大きくない。例えば、現在のプミ川河口の北側にある旧河口付近の自然堤防上に立地するファハット村(Ban Hua Hat)は、湖面より+1.2 mで、湖岸から700 m内陸にあるお寺(Wat Khlóngkha Wadi)が建っている自然堤防は、湖水面からの高さは+1.5 mである。

自然堤防上の土地利用は、集落のほか、ハジャイ市に近いので、スイカ、ネギ、ミント、ヨウサイ(タイ語でパップーン:Pakbung)、キンマ(Piper betele)

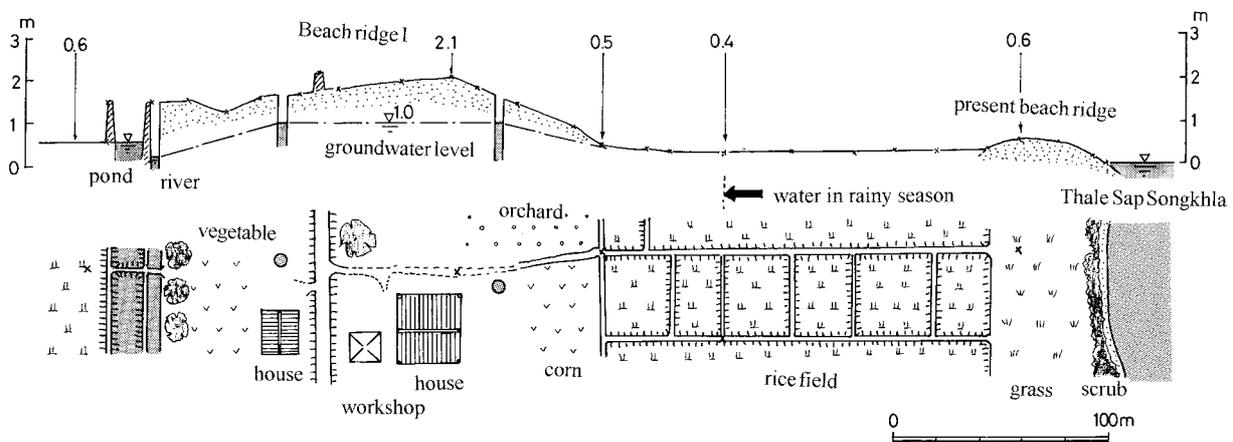


図6 三角州低地北西部の地形断面図

Fig.6 Geomorphological cross section of the north-western part of Deltaic Lowland of Thale Sap Songkhla

などの野菜や、ココナッツ、カシューナッツ、バナナ、オオフトモモ(チョンプー: Chompoo)、スターフルーツ、マンゴーなどの市場向けの野菜や果物の栽培が盛んである。しかし自然堤防の湖水面からの比高が小さいため、雨季には湖が増水してたびたび浸水する。例えば、バンクラム川下流の湖岸から約1 km 内陸の自然堤防上では、1988年11月の大水害時に湛水深が120 cm、湛水期間が約2週間にもおよび、家屋も被害を受けた。1996年の雨季にも、野菜畑が約20 cm 浸水して被害を受けたと言う。

一方この地区では、深さ数 m の浅井戸と深さ約50 m に達する深井戸の両方を使っている。浅井戸の地下水位は、地面から一約1 m と湖水位とほぼ同じで、もっぱら洗濯用である。飲用水は、淡水である深井戸からポンプで汲み上げて利用している。しかし、湖岸に近いファハット村では、2月～9月の乾季には湖の塩分の影響があるとのことであった。

#### c. 新デルタ/住宅・工場地区

現在のウタパオ川の河口付近とその東側のポー岬(Laem Pho) 付近の約5 km の湖岸低地は、自然堤防はあまり発達せず、湿地およびメラルカ林が広がっている。しかしながら、ここには例えば現ウタパオ川の河口から3 km の右岸に“Songkhla Laguna”という大規模な高級集合住宅がつくられ、ポー岬の約1 km 内陸側にも建て売り住宅が立ち並んでいる。この地区は、ハジャイ市から車で約20分と近くて土地が安く、川や湖のそばで涼しく空気が良いなどの理由から、かつて水田であったところに上述のような都市住民の住宅がつくられている。また、少し上流のウタパオ川およびバンクラム川の河道沿いには、水産加工工場や缶詰工場が立地し、河川や湖の水質汚染も心配されている(平井, 1999)。

#### d. メラルカ林/エビ養殖地区

ポー岬より東側の約7 km の湖岸には、大規模なエビの養殖池が並んでいる。この地区は、かつてマングローブ林およびその背後の淡水湿地林(主として *Melaleuca leucadendra*: カユプテ) が広がる湖岸湿地であった。それらを切り開いて、1980年代後半から大規模なエビの養殖池が造られ始め、90年代に入って急速に拡大してきた。しかし、このような大規模なエビの養殖池は、水質や底泥の汚染のため、生産開始から5年ほどで生産性が落ちる(末廣, 1993; 平井, 1999)。そのため、サップソンクラーク

湖の南岸だけでなく、ルアン湖南部に浮かぶマック島(Ko Mak) やナンカム島(Ko Nang Kham) などの島の低地や、ルアン湖とサップソンクラーク湖とを連絡している水路の両岸、さらにサップソンクラーク湖の北岸など、従来メラルカ林であった湖岸湿地やかつて水田であったところに、次々と新しいエビの養殖池が広がっている。

#### e. メラルカ林/公共施設地区

サップソンクラーク湖南東岸の、ヨー島への橋の両側それぞれ約4 km の湖岸低地は、以前はやはりマングローブ林や淡水湿地林の広がる湿地帯であった。しかし、現在より約20年ほど前に、ヨー島を経由して北東岸の浜堤列平野へと続く新しい橋が建設された後、湖岸湿地の開発が急速に進み、現在ではソンクラーク市民病院や水産大学などの公共的な施設のほか、大規模な工場の建設など急速に都市的な土地利用が広がっている。

### サップソンクラーク湖における 海面上昇の影響予測

本章では、前章で類型化した3地区ごとに、将来の海面上昇の影響を予測する。その際、第II章でも述べたように、評価対象地域の自然および社会・経済システムの中で、将来の海面上昇に対して何がそれぞれの地域にとって最も重要な要素なのか、すなわち各地区における Development Factors を抽出しておくことが必要である。そこで、以下では研究対象とした3地区の Development Factors を確認した上で(表1)、海面上昇の影響を予測しその評価を行う。

なお、海面の上昇は今後100年間に約50 cm、最大およそ1 m と予測されている(IPCC編・環境庁地球環境部監修, 1996) ので、ここでは0.5 m の上昇と1 m の上昇の2つの場合について考える。

#### 1. 浜堤列平野

サップソンクラーク湖の湖盆とタイランド湾とを隔てている浜堤列平野は、前述のように個々の浜堤の地形的違いと土地利用変化の特色から、異なる3つの部分からなる。すなわち、海側の国道までの約2 km の部分は、海面からの高さが2 m 以下で、従来湿地およびメラルカ林であったが、近年急速に都市的な開発が進んでいる。今後、そのような土地利用変化が進行すると思われ、この地区では「都市化」

表1 サップソクラー湖岸の各地区における  
Development Factors  
**Table 1** Development Factors of three geomorphological  
zones of Thale Sap Songkhla

| Geomorphological zone                   | Development Factors    |
|---|------------------------|
| Beach ridge plain                       | Shrimp farming         |
|   | Drainage, Ground water |
|   | Coastal erosion        |
| Sand spit                               | Coastal erosion        |
| Deltaic lowland                         | Flood, Inundation      |
| a. Natural levee, Back marsh            |                        |
| /rice field                             | Flood, Inundation      |
| b. Natural levee/Truck farming          | Truck farming          |
| c. New delta/Housing, Canning factories | Urbanization           |
| d. Melaleuca/Shrimp farming             | Shrimp farming         |
| e. Melaleuca/Public facilities          | Urbanization           |

が重要な Development Factors となる。一方、湖岸側の部分は浜堤の規模が大きく、集落はその上に限って分布する。しかし、堤間低地では、かつての水田がこの4~5年の間にエビ養殖池へと変化しており、これからもしばらくはその傾向は継続すると予想される。したがって、この地区での Development Factors として、「エビ養殖」を挙げる。

浜堤列平野の中央部分では、近年堤間低地での水田耕作が放棄されて不耕作地が広がっているほかは、あまり際だった土地利用変化は見られず、今後も急速な土地利用変化は起こりにくい。しかし、この地区の浜堤および堤間低地の高さは、海側および湖側と比べて全体的に0.5~1mほど低い。そのため、将来の海面上昇に対して、「排水」や「地下水」問題が Development Factors となる。

**0.5 m の海面上昇**；海岸側と湖岸側いずれも、海面からの高さ1.5~2.5 m の浜堤が発達しており、直接浸水する低地の面積はそれほど大きくはない。しかし、海面上昇によって、浜堤基部の浸食が激しくなり、海側の低い浜堤上の公園やキャンプ場、また湖側の堤間低地に造られたエビ養殖池などは、一部使用不能となる可能性がある。とくに、雨季の洪水時には、湖側の湖岸に近い堤間低地は、浸水や湛水の被害が大きい。そして、平野中央部分の堤間低地

では、最も低い低地の高さが0.5 m ほどしかなく、0.5 m の海面上昇でも恒常的に排水不良の湿地となって、将来の土地利用が制限される。

**1 m の海面上昇**；海岸および湖岸の浜堤の浸食が激しく進み、海側では現在の海岸線から内陸に500 m ほどが水没し、内陸の堤間低地の一部も浸水する。とくに、平野中央部分では、浜堤も含めてかなりの部分が湿地化する。湖岸側でも、約500 m 内陸にある2番目の浜堤付近まで浸水し、エビの養殖池や一部浜堤上の家屋や畑地・果樹園にも、被害が発生する。

## 2. 砂嘴（ソクラー市街地）

市街地となっている砂嘴部分は、全体として土地の高さが海面より2~3 m 以上あり、海側も湖側も堤防または護岸によって人工的に守られている。しかし、タイランド湾に面した砂浜では、最近の約20年間海岸の浸食が激しく進行している。例えば、砂州南東端の海岸にある NICA (National Institute of Coastal Aquaculture) の敷地では、1998年1月に幅約10~20 m あった砂浜がいきなり浸食され、護岸とフェンスが根こそぎ倒壊して、防風林として植えてあるトキワギョリュウ(タイ語でソン；Son, *Casualina equisetifolia*) が立ち枯れた。このような近年の激しい海岸浸食の原因として、直接的には海岸の港や河口付近に設けられた突堤や導流堤によって沿岸漂砂の移動が阻止されたこと、間接的には流出河川の中・上流のダム建設による供給土砂量の減少や、海岸での砂の大量採取、またタイランド湾沿岸での石油や天然ガスの掘削による海岸地域の地盤沈下などが指摘されている(Prinya, 1993)。したがって、将来的にも「海岸浸食」が、この地区の Development Factors となる。

**0.5 m の海面上昇**；市街地には直接的な影響は及ばないが、現在観光リゾート地となっているタイランド湾側のサミラビーチでは、砂浜の浸食がより激しくなり、砂浜そのものが消失する可能性がある。また、市街地の北端にある現成の砂嘴(ソンオン岬)は、海面からの比高が0.5~1 m 以下なので、とくに低くなっている砂州東側の松林地帯は水没する。

**1 m の海面上昇**；市街地には直接的な影響は少ないと予想されるが、海側の砂浜の浸食はより深刻となる。湖側では、堤防がなく低い護岸しかない湖岸の一部で、浸水や土地の浸食の危険性がある。砂嘴北部の公園一帯は、海面からの高さが1 m 以下な

ので水没し浸食されてしまう。また砂嘴南部の湖岸を埋め立てて造成された魚市場や港湾施設などでは、それらの機能が低下・使用不能になる可能性がある。そして前述のように、「淡水レンズ」としてこの砂嘴中に存在している地下水は、海水面や湖水面の上昇によって、その容量が大きく減少する。

### 3. 三角州性低地

サップソンクラーク湖の西岸から南岸にかけての三角州低地は、さらに5つの地区に区分されるが、いずれの地区も土地の高さが低く、現在でも雨季の洪水時には、湖岸の広い範囲が浸水している。すなわちこの三角州性低地では、「洪水」「浸水」が共通する Development Factors である。そしてこれに加えて、自然堤防地帯では「近郊野菜生産」が、新デルタとメラルカ林では「都市化」と「エビ養殖」が Development Factors となる。

**0.5 m の海面上昇；**浜堤列・後背湿地地区では、現在の湖岸線より内陸に 250 m、浜堤 I の基部まで湖岸線が後退し、浜堤・背後の後背湿地も一部浸水し、排水不良となる。一方自然堤防地区では、自然堤防上は湖水面からの高さがおよそ 1~1.5 m なので直接水没しないが、その周りの後背湿地は広い範囲が水没する。自然堤防上でも、雨季の洪水時には現在以上の頻度で浸水被害が多発し、湛水深の増大や湛水期間の長期化が懸念される。

南岸の新デルタやメラルカ林地区では、湖岸の低地の土地の高さが低いので広い範囲が水没し、雨季の洪水時の被害が大きい。とくに、これらの地区では、大規模なエビ養殖池および住宅・工場、公共施設などの都市的な施設が広がっているので、いったん浸水被害を受けるとその影響は大きい。また、この低地全体で地下水位が上昇し、また地下水への塩分の混入によって、現在灌漑用水として利用されている浅層の地下水は、利用しにくくなる可能性がある。

**1 m の海面上昇；**浜堤・後背湿地および自然堤防地区では、湖水面からの高さが 1.5 m 前後の浜堤 I や自然堤防はいずれ浸食され、周辺の後背湿地も広く水没し、最終的には湖岸線は現在より数 km 内陸まで後退する。雨季には、浜堤 II 上でも浸水や土地の浸食被害等を受けることが予想される。

新デルタやメラルカ林地区でも、0.5 m の海面上昇時以上に浸水範囲が広がり、洪水による都市施設への被害がより深刻になる。また湖岸の広範囲で地

下水が上昇し、排水不良あるいは湿地化する恐れがある。

## サップソンクラーク湖全体における海面上昇の影響予測と評価

サップソンクラーク湖の湖盆全体の海面上昇の影響予測と、その評価を行うために、将来海水面および湖水面が 1 m 上昇したと仮定し、その時に予測される海岸線／湖岸線のおよその位置を示した(図 7)。この地域では、0.5 m または 1 m 間隔の詳細な地盤高図は、現在のところ存在せず、水準点も利用できない。また、湖水位は雨季と乾季で -0.5 m ~ +1.5 m も変動する。そのため、第 7 図に示した湖岸線の位置は、湖岸の何方所かで測量した結果と、洪水時の浸水深の聞き取りによって推定したおよその位置である。とくに、サップソンクラーク湖南岸の三角州性低地のうち、新デルタやメラルカ林地区の内陸部では、土地の高さを知る手段がない。そこで、西岸の浜堤／自然堤防地区と東岸の砂嘴で推定した位置から、地形的に両者をつなげたおよその推定線である。

上記のような点を考慮しながら、サップソンクラーク湖全体での海面上昇の影響予測の評価を行うと、

① 1 m の海面／湖面上昇による海岸線／湖岸線の後退は、タイランド湾側の浜堤列平野やソンクラーク市の砂嘴部分では、せいぜい 500 m ~ 1 km 程度なのに対し、サップソンクラーク湖西岸～南岸の三角州性低地では、1 km ~ 3 km 以上内陸まで水没すると予測される。とくに三角州性低地では、雨季には湖水面の上昇と、山地・丘陵地からの河川の流入によって、現状よりさらに激しい洪水が予想される。洪水以外の時も、西岸の浜堤の内陸側や南岸の自然堤防に囲まれた後背湿地では、排水不良や土地の湿地化が進む。その影響の範囲は、明確に図示することはできないが、もともとこの地区が非常に低平であることを考えると、かなり広い範囲に及ぶと推測される。

三角州性低地のうち、ウタパオ川やバンクラム川の下流、およびヨー島への橋近くの湖岸では、ハジャイ市やソンクラーク市の都市域の拡大、都市化の進展にともなって、都市的な施設の建設が今後ますます進むと予想される。これらの都市的な土地利用や施設への被害について、将来深刻な問題となる可能性がある。

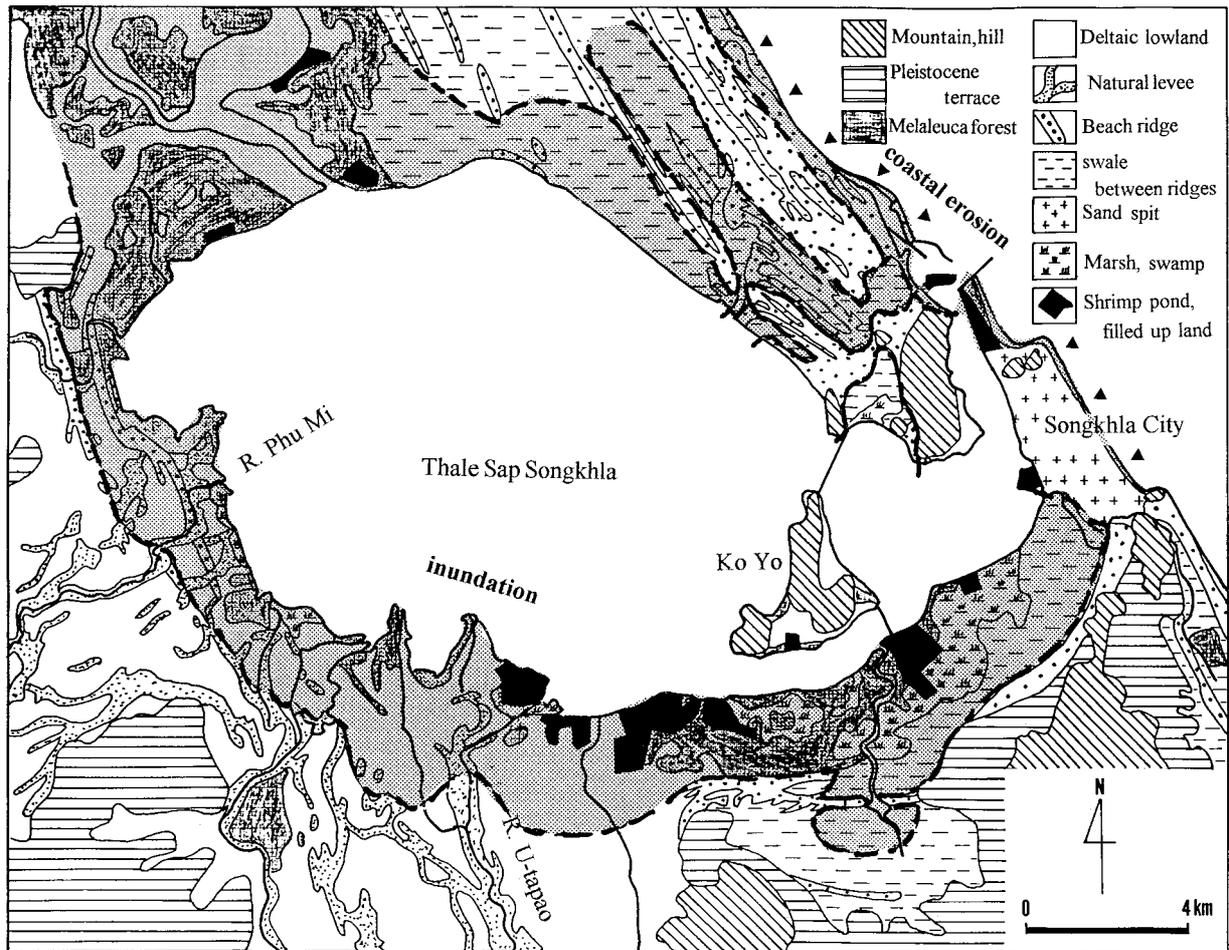


図7 サップソクラー湖における海面上昇の影響予測評価図  
 Fig.7 An assessment map of impacts of sea-level rise on Thale Sap Songkhla

②一方、浜堤列平野や砂嘴の海岸では、海面上昇によって砂浜の浸食がますます激しくなる。浜堤列平野では、もし堤防や護岸などの人工構造物で浸食を防止しなければ、1 m の海面上昇により水没する範囲を越えて砂浜の浸食が進み、第7図に示した線よりさらに内陸側まで海岸線が後退する恐れもある。

現在、堤防や護岸で守られているソクラー市の市街地でも、浸食が激しくなれば堤防の嵩揚げ等が必要になろう。なお、ソクラー市街地先端の現成の砂嘴部分は完全に水没し浸食されると予測される。そうすると、ソクラー湖の湖口の幅は、現在の約 500 m からその 2~3 倍になり、湖内と外洋水との水の交換、流入・流出の割合が高まり、湖内の塩分濃度の上昇や湖岸の地下水へ塩分の混入が増大するなどの、大きな影響が湖岸地帯に及ぶ。

③サップソクラー湖の南岸では、1980 年代の

後半からとくに 1990 年代以降、大規模なエビの養殖池が造成されている。この 4~5 年、とくに 1990 年代の後半に限ると、サップソクラー湖北岸のメラカ林を切り開いて、あるいはルアン湖からの水路沿いや浜堤列平野の湖岸側のかつての水田地帯に、エビの養殖池が急速に拡大している。これらは、養殖開始から約 5 年ほどで生産性が落ちるために、10 年もすれば放棄されるところも出現する。さらに、養殖池に隣接する水田では、池から漏れてくる塩分が混じった地下水の影響で稲の生育が阻害され、耕作放棄あるいはエビ池化が進行する。このような状況のもと、養殖エビをめぐる現在のような経済的状況が変化しない限り、エビの養殖は、汽水が得られるサップソクラー湖の湖岸地域の湖岸線から約 2 km の範囲まで連続的に広がっていく可能性がある。そのようなエビの養殖池を囲う堤防は、そのほとんどが泥を積んだだけの簡単なものであるた

めに、将来の海面上昇による堤防の浸食や、池からの排水不良の問題の発生など、エビの養殖をめぐる問題は重要である。

④このほか、本文中では述べなかったが、サップソクラー湖中の南東部に位置するヨー島では、現在その南岸と北東岸に2本の橋が架かり、島の東岸の道路沿いの湖岸には洒落たレストランが並んでいる。また島の北部西岸にも、湖中に海鮮レストランが多数立地し、観光の中心となっている。これらの施設は、将来の海面上昇に対してまったく無防備で、すでに一部のレストランの敷地では湖岸の浸食が発生している。

## おわりに

本稿は、タイ国南部マレー半島東岸のタイランド湾に面するソクラー湖地域を対象とし、地球温暖化による海面上昇の影響予測および評価を行った。海跡湖における海面上昇の影響予測評価については、IPCC CZMS (1992) による一般的な海面上昇の脆弱性評価の手法をもとに、筆者が7つのステップからなる手順を整理しすでに示した(平井, 1999; Hirai, Sato and Charlchai, 1999)。本稿では、サップソクラー湖を事例として、この7ステップのうち主としてステップ④「自然および社会・経済システムの特徴による湖岸・海岸地帯の区分と類型化」と、ステップ⑤「類型化された各タイプごとに Developmet Factors の抽出と海面上昇の影響予測評価」、およびステップ⑥「対象地域全体の海面上昇の影響予測評価」を論じた。

すなわちステップ④として、サップソクラー湖の湖岸が、浜堤列平野、砂嘴、三角州性低地の3つに分けられ、土地利用および水利用の特徴から、さらに三角州性低地が、自然堤防・後背湿地/水田、自然堤防/近郊野菜、新デルタ/住宅・工場、メラルカ林/エビ養殖と、メラルカ林/公共施設の5つの地区に細分された。このように類型化された湖岸の各タイプは、ソクラー湖全体の湖岸地帯を類型化する際に大変有効である。

ステップ⑤として、各地区での Developmet Factors を抽出・認定した上で、0.5 m, 1 m の海面上昇に対し、それぞれ具体的にどのような影響が予測されるかを述べた。そして、ステップ⑥として、サップソクラー湖全体での影響予測と評価を行った結果、①サップソクラー湖西岸～南岸の三角州性低地での浸水水没の範囲が広く、今後ハジャイ市やソク

ラー市の都市化にともなう何らかの対応策、そして②海岸浸食が深刻化すると予測される浜堤列平野や砂嘴では、堤防や護岸などのハードな土木工事の必要性があること、また、湖口の幅が広がることで、③湖内の塩分濃度の上昇や、湖岸の地下水への影響についての対応や、④湖岸で広がっているエビの養殖池の問題への対応が、強く求められることを指摘した。

## 謝辞

タイ国での現地調査に際しては、ハジャイ市にあるプリンス オブ ソクラー大学(Prince of Songkhla University; PSU) の、自然資源学部地球科学教室土地改良研究室(Laboratory of Land Reclamation, Department of Earth Science, Faculty of Natural Resources) の Dr. Charlchai 氏ほかの研究室のスタッフ、ならびに駒沢大学文学部地理学教室の佐藤哲夫氏に多大なる協力をいただいた。あらためて、ここに感謝いたします。なお本研究は、1997年度から3年計画で実施された環境庁の地球環境研究総合推進費による「海面上昇の影響の総合評価に関する研究」(研究代表:建設省国土地理院)の成果の一部である。ここに関係各位に、深く感謝いたします。

なお本研究のあらまは、1999年11月30日-12月4日タイのチャム(Cha-Am)で開かれた Thai-Japanese Geological Meeting “The Comprehensive Assessments on Impacts of Sea-Level Rise”において発表・討論した。

## 文 献

- 平井幸弘(1995 a): タイ国南部ソクラー湖周辺の地形と環境問題。愛媛大学教育学部紀要, III, 15 (2), 1-16.
- 平井幸弘(1995 b): 『湖の環境学』古今書院, 186 p.
- 平井幸弘(1998): 湖沼の開発利用と環境保全。日本地形学連合編『地形工学セミナー2・水辺環境の保全と地形学』古今書院, 86-111.
- 平井幸弘(1999): タイ国南部ソクラー湖湖岸における自然および社会・経済システム。愛媛大学教育学部紀要, III, 19 (2), 1-15.
- Hirai, Y., Satoh, T. and Tanavud, C. (1999) Assessment of impacts of sea level rise on coastal lagoons -case studies in Japan and Thailand-. Regional Views, 12, 33-45.
- IPCC 編・環境庁地球環境部監修(1996): 『IPCC 地

- 球温暖化第二次レポート』中央法規出版, 128 p.
- IPCC CZMS (1992) : Global Climate Change and the Rising Challenge of the Sea, 35 p. (環境庁国立環境研究所地球環境研究センター, 1996 による)
- 環境庁国立環境研究所地球環境研究センター (1996) : “Data Book of SEA-LEVEL RISE”, 88 p.
- NESDB (National Economic and Social Development Board, and National Environment Board) (1985) : Songkhla Lake basin planning study, Final Report, vol. 2, Annex A, Physical Natural and Human Resources of the Basin.
- 徳岡隆夫 (1998) : 大根島の淡水レンズ. 「島根の自然」編集委員会編『島根の自然をたずねて』築地書館, 64-65.
- Prinya Nutalaya (1993) : Coastal erosion in the Gulf of Thailand. International Congress on Geomorphological Hazards in Asian-Pacific Region, Sep. 1993. Waseda Univ., Tokyo, 40-41.
- 末廣 昭 (1993) : 『タイ開発と民主主義』岩波書店, 224 p.

# The Holocene environmental change of the estuary of Nagdong River, southern Korea

Sora Kang<sup>1</sup>, Yeon Gyu Lee<sup>2</sup>, Boo-Young Bae<sup>3</sup>, Jung Woo Lee<sup>4</sup> and Sun Yoon<sup>1</sup>

**Abstract :** A total of 79 species of benthic foraminifera belonging to 49 genera and 60 species of diatoms belonging to 35 genera are identified from the core samples of the deltaic sediments in Nagdong Estuary. On the basis of benthic foraminiferal fauna and diatom flora, the deltaic sediments of the cores can be divided into three environmental intervals : the upper Interval I bay environment ; the middle Interval II offshore bay environment ; the lower Interval III is bay environment. The sea-water had advanced into Nagdong Estuary already earlier than 7133 yr.B.P. This marine transgression may be correlated with the Jomon Transgression in the Japanese Islands. Sea-level fluctuation occurred after around 7000 yr.B.P., which might be due to the vertical movement of the land of Nagdong Estuary.

**Key words :** Nagdong Estuary , Holocene environment , micropaleontology , marine transgression

## Introduction

Nagdong River is the longest river in southern Korea, and its estuary (Nagdong Estuary) is underlain with broad and thick deltaic sediments. In the marginal area of the estuary, many kitchen middens are distributed, which contain Neolithic and Proto-historic times. Yoon and Yee (1985) and Lee and Yoon (1992) reported the result of the investigation of Sugari Kitchen midden, which is located in the west-central margin of the estuary. Yoon and Yee (1985) studied Site 3 of Neolithic Time and Site 5 of Proto-historic Time, and discussed the sea-level changes of the estuary. They concluded that comparing with the present sea-level, the sea-level was about 5 m higher around 4500 yr.B.P., rose to 7.5 m higher around 3400 yr.B.P., fell to 5 m higher around 1900 yr.B.P. and rose again to 6.5 m higher around 1700 yr.B.P. Lee and Yoon (1992) reported the molluscan assemblages of Site 3 of Neolithic Time, and stated that the lowermost stratigraphic units ranging from 4450 yr.B.P. through 4250 yr.B.P. are terrestrial deposits and the upper units

ranging from 4250 yr.B.P. through 2950 yr.B.P. are embayment deposits which were influenced by fresh water.

The present article deals with the environmental change near the bay-mouth of the Nagdong Estuary, analyzing the foraminiferal fauna and diatom flora, which were detected in the drilling cores. The drillings were carried out to investigate the foundation of an industrial complex.

## Micropaleontological analysis

### 1. Materials and Methods

Cores Sp-23 and Sp-39 located near the bay-mouth of the Nagdong Estuary (Fig. 1) are consist of silt or silty clay and clay. A total of 29 samples were collected for the examination of foraminifera and diatoms, which comprise 11 samples from the 13 to 31 m-long silt or clay core of Sp-23 and 18 samples from the 13 to 54 m-long silty clay or clay core of Sp-39 (Fig. 2).

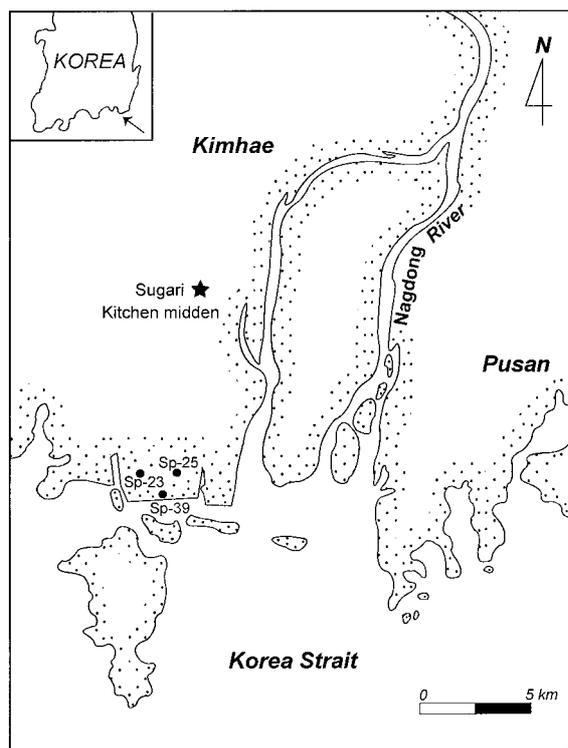
For picking foraminifera, the samples were washed,

1 Department of Geology, Pusan National University, Pusan 609-735, Korea  
e-mail : sora@hyowon.cc.pusan.ac.kr

2 Department of Oceanography, Yosu National University, Yosu 550-749, Korea

3 Department of Geology, Chungnam National University, Daejeon 305-764, Korea

4 Dong-A Geological Engineering Co. Ltd., Pusan 609-310, Korea



**Fig. 1** Location of drilling cores in the study area and Sugari Kitchen midden.

using 74  $\mu$  m (200 mesh) sieve with tap water, and dried in an oven for 24 hours, and then, fossils were picked under the binocular microscope. For the examination of the fossil diatoms, samples were placed in an oven at 60  $^{\circ}$ C for 24 hr and 3 g of dried-up materials were boiled in a 100 ml beaker with about 10 ml of hydrogen peroxide solution (15%) for several seconds and then left to stand for 24 hr after diluting with distilled water. After pouring off the suspension, the residue were diluted with 50 ml of distilled water and homogenized for about 3 seconds in an ultrasonic washer. Using a micropipette, 0.25ml of this solution was placed on a cover glass, dried on a hot plate at 50 $^{\circ}$ C, and then mounted on a glass slide using Canada balsam.

## 2. Results

### 2-1. Benthic Foraminiferal Fauna

A total of 27 samples were collected from the cores Sp-23 and Sp-39. Of these 27 samples, 5 samples from the section 41 to 54 m of the core Sp-39 do not contain benthic foraminifera, and the other 22 samples contain generally abundant and well-preserved fossil foraminifera. From 22 samples, a total of 79 species of benthic foraminifera belonging to 49 genera are picked (Tab. 1).

**Core Sp-23 :** From 9 samples of the section 15 to 31 m, 60 species belonging to 38 genera of benthic

foraminifera are identified. The fossil foraminifera are generally well preserved and abundant. As a whole, the most dominant species of this core are *Elphidium advenum* and *Pseudorotalia gaimardii*. However, a little change of the benthic foraminiferal fauna is identified through the core. In the lowermost part of the core (29–31 m), *P. gaimardii* is not yielded, and the dominant species are *Buccella frigida* and *Elphidium clavatum*. *Ammonia beccarii*, *E. advenum* are common, and *Elphidium somaense* is associated. *Elphidium subincertum* and *E. reticulosum* are occurred characteristically, that is dissimilar to the other samples in this core. In the middle part of the core (19–27 m), the dominant species are *E. advenum* and *P. gaimardii*. *A. beccarii*, *A. ketienziensis angulata*, *B. frigida*, *E. clavatum*, *E. somaense*, *Pseudonion japonicum* and *Pseudoparrella tamana* are associated. *Bolivina robusta*, *Quinqueloculina* spp., *Rosalina* spp. and *Spiroloculina* sp. are the minor species. In the upper part of the core (15–17 m), the dominant species are *P. gaimardii* and *E. advenum*. *B. frigida*, *E. clavatum*, *E. somaense*, *E. subincertum* and *Quinqueloculina seminulum* are common. *A. ketienziensis angulata*, *P. japonicum*, *P. tamana* and *Spiroloculina* sp. are associated. The agglutinated foraminifera such as *Ammobaculites* sp., *Haplophragmoides columbiensis* and *Trochammina* spp. are occurred characteristically as minor species.

**Core Sp-39 :** Seventy-nine species belonging to 47 genera of benthic foraminifera are identified from 13 of 18 samples of the section 13 to 54 m. Five samples of the section 41 to 54 m do not contain any of foraminifera. Preservation and abundance of the fossils is generally good and abundant except for the samples from the section 39 to 54 m. The sample 39 m yields well-preserved benthic foraminifera but, poor in abundance. As in the core Sp-23, the most dominant species are *E. advenum* and *P. gaimardii*, throughout the core, and the change of the benthic foraminiferal fauna is identified, also. As mentioned above, the lower part of the core (41–54 m) is barren zone. In the lower-middle part (37–39 m), the sample 39 m has only two species, *Ammonia beccarii* and *Buccella frigida*. The dominant species from the sample 37 m are *E. somaense* and *E. clavatum*. *Pseudoparrella naraensis*, *Globocassidulina depressa* and *Rosalina globularis* are common, and *E. advenum* is associated. In the upper-middle part (21–35 m) of this core, *E. advenum* and *P. gaimardii* are dominant. *A. ketienziensis angulata*, *B. robusta*, *B. frigida*, *P. japonicum*, *E. clavatum* and *A. beccarii* are common. *E. somaense*, *Nonionella stella*, *Spiroloculina* sp. and *Quinqueloculina seminulum* are associated. *Cibicides lobatulus*, *Fissurina* spp., *Gaudryina* sp., *P. naraensis* and *Rosalina* spp. are occurred as minor species. In the upper part (13–19 m), the dominant species are *E.*





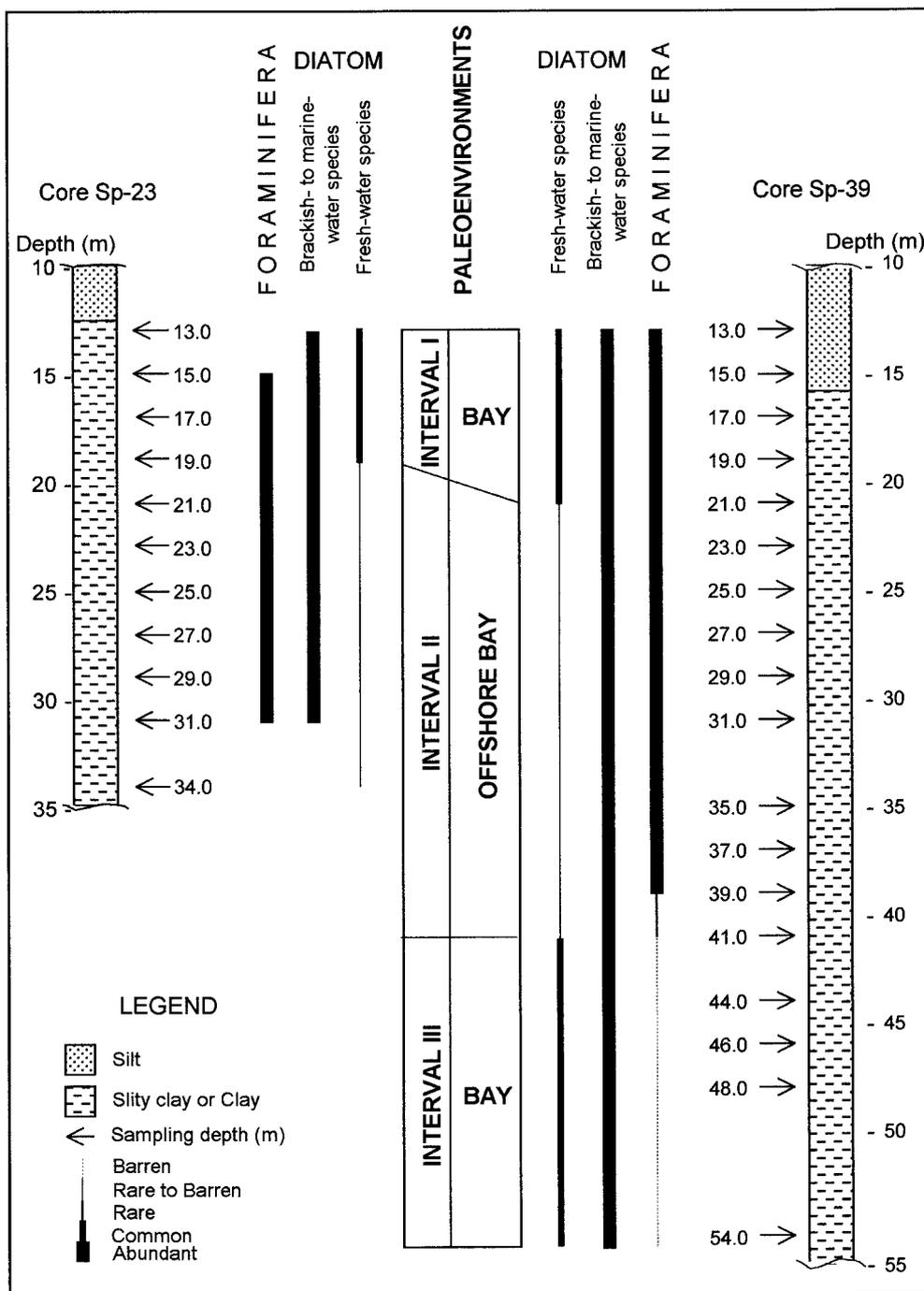


Fig. 2 Abundance of microfossils and paleoenvironment inferred from the core Sp-23 and Sp-39

diatoms, *Coscinodiscus jounesianus*, *Cyclotella striata*, *Diploneis smithii*, *Gramatophora marina*, *Paralia sulcata*, and *Thalassionema nitzschioides*. Fresh-water diatoms, *Achnanthes brevipes*, *A. hauckina*, *Amphora* sp., *Cymbella* spp., *Epithemia* sp., *Eunotia diodon* v. *diodon*, *E. exigua* v. *exigua*, *E. rostellata* v. *rostellata*, *Gomphonema parvulum* v. *parvulum*, *G. truncatum* v. *truncatum*, *Meridion circulare* and *Rhopalodia*

*gibberula* v. *gibberula* are occurred from the upper part (13 ~17 m) of the core Sp-23, upper part (13 ~19 m) and lower part (41 ~54 m) of the core Sp-39, respectively.

### Age Dating

Radiocarbon dating method using the benzene liquid scintillation was performed on the oyster shell collected

from the horizon 26.5 m of the core Sp-25 in Nagdong Estuary. The carbon in sample was synthesized to the benzene through the sample preparation,  $\text{SrCO}_3$ ,  $\text{SrC}_2$ ,  $\text{C}_2\text{H}_2$  and  $\text{C}_6\text{H}_6$  synthesizing process. Age dating was calculated by Wallac 1415 Liquid Scintillation Counter. The operation of the age dating was conducted at the Yosu University in Korea.

The result of radiocarbon dating is estimated to be  $7133 \pm 179$  yr.B.P. (Fig. 3)

## Discussion

### 1. Paleoenvironments

*Elphidium advenum*, the most dominant foraminifera from all samples, is widely distributed species in a shallow environment. *B. frigida*, *E. clavatum*, *N. stella*, *P. tamana*, *Bolivina* spp., *Fissurina* spp. and *Lagena* spp. are indicators of muddy offshore in the inner area in Tokyo Bay (Kosugi et al., 1991). *A. beccarii* and *P. japonicum* are inner shelf species affected by coastal waters of the off Southern Akita of Japan (Matoba et al., 1992). *P. gaimardii* is subtropical species (Hasegawa, 1993) and widespread species of the bay mouth through central bay of the Tanabe bay (Chiji et al., 1968) and Hiroshima Bay with *Quinqueloculina* spp. and *Rosalina* spp. (Kosugi et al., 1991). *E. subincertum* is widespread species on the sandy and muddy substratum and 35~30‰ in salinity in the inner bay area of the Tokyo Bay (Kosugi et al., 1991). *A. ketienziensis angulata* which is known as open shallow-sea species is occurred in the outer bay and bay mouth of the Matsushima Bay (Matoba, 1970). *B. robusta*, which is associated species with offshore surface water, distributes shallower part and the bay mouth of the Tsuruga Bay (Inoue, 1986). *E. somaense* is occurred from the outer bay and bay mouth of the Matsushima Bay (Matoba, 1970), and the central part of the Hiroshima Bay (Kosugi et al., 1991). However, this species was regarded as the indicator of innermost bay area within Tokyo Bay (Kosugi et al., 1991).

Diatoms, *Coscinodiscus jounesianus*, *Cyclotella striata*, *Diploneis smithii*, *Gramatophora marina*, *Paralia sulcata*, and *Thalassionema nitzschioides* are brackish- to marine-water species (Laws, 1988). *Achnanthes brevipes*, *A. hauckina*, *Amphora* sp., *Cymbella* spp., *Epithemia* sp., *Eunotia diodon* v. *diodon*, *E. exigua* v. *exigua*, *E. rostellata* v. *rostellata*, *Gomphonema parvulum* v. *parvulum*, *G. truncatum* v. *truncatum*, *Meridion circulare* and *Rhopalodia gibberula* v. *gibberula* are fresh-water species (Patrick et al., 1966, 1975; Round et al., 1990).

On the basis of benthic foraminiferal fauna and diatom flora, core Sp-23 and Sp-39 are divided 3 intervals, I, II, III, in descending order in the core.

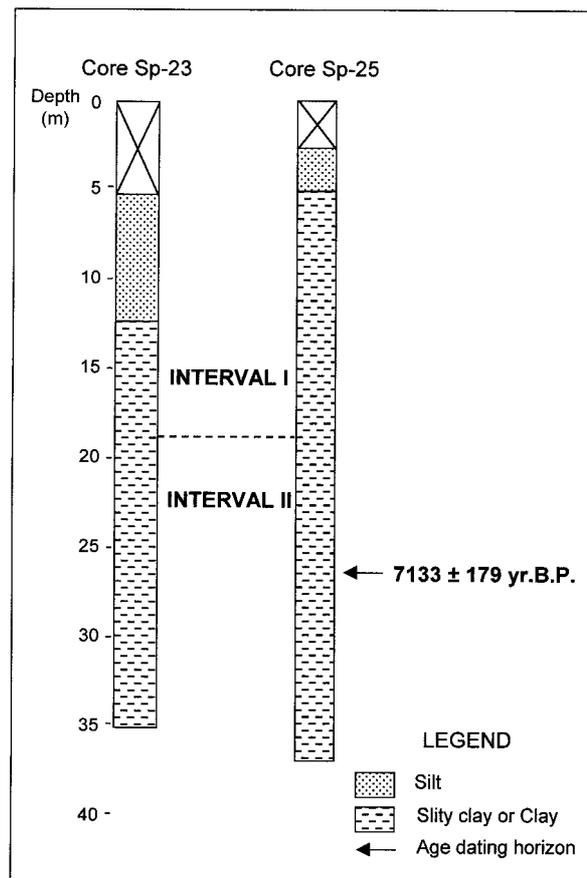


Fig. 3 Stratigraphic correlation between the core Sp-23 and Sp-25.

**Interval I:** The upper parts of the core Sp-23 and Sp-39 (13~17 m and 13~19 m, respectively) belong to this interval. *E. advenum*, *P. gaimardii* and *E. subincertum* are abundant. The foraminiferal fauna in this interval shows the shallow or bay environments. With the brackish- to marine-water diatoms, the fresh-water diatoms such as *Cymbella* spp., *E. exigua* v. *exigua* and *Gomphonema parvulum* v. *parvulum* are abundant also. Therefore, this interval was formed under the bay environment affected by the fresh waters.

**Interval II:** This interval is the lower part (19~34 m) of the core Sp-23 and middle part (21~39 m) of the core Sp-39. In all samples from two cores, the dominant species are brackish- to marine-water diatoms such as *P. sulcata*, *C. striata* and *T. nitzschioides*. On the other hand, the fresh-water diatoms are not yielded. The relatively higher frequency of outer bay and bay mouth or central bay species such as *P. gaimardii*, *A. ketienziensis angulata*, *B. robusta* and *P. tamana*, etc. and the occurrence of *N. stella*, *Fissurina* spp., *Lagena* spp., *Quinqueloculina* spp. and *Rosalina* spp. as a minor species indicate the offshore environments. In the lower

part of this interval, that is, the lowermost part of the core Sp-23 and the lower-middle part of the core Sp-39, the foraminiferal fauna is dissimilar from other part of this interval. It is supposed that this part is the transition zone from the environment of the interval I to that of interval II.

Therefore, the deposition of this interval was under the offshore bay environment. During this period, the effects of the fresh waters were decreased than that of interval I, and probably it is considered that there was the fluctuation of the sea level in this period.

**Interval III :** The lower part (41~54 m) of the core Sp-39 belongs to this interval. In the core Sp-23, this interval is not identified because of the short length of the core. This interval does not yield any foraminifera. However, judging from the presence of brackish- to marine-water diatoms, it is probable that foraminifera lived, but are not preserved. Brackish-to marine-water diatoms, *Actinoptychus senarius*, *Diploneis smithii*, *P. sulcata* and *T. nitzschioides* are occurred in association with the fresh-water diatoms, *Achnanthes brevipes*, *Cymbella* spp., *Eunotia diodon* v. *diodon*, and *Gomphonema parvulum* v. *parvulum*, etc. Therefore, the sediments of this interval were deposited under the bay environment strongly affected by fresh waters during the lower sea level.

## 2. Sea-level fluctuation in Nagdong Estuary

The radiocarbon dating with the oyster shell collected from the horizon 26.5 m of the core Sp-25 (Fig. 3) indicates that sea-water already had advanced into Nagdong Estuary earlier than 7133 yr.B.P. This marine transgression may be correlated with the Jomon Transgression in the Japanese Islands (Assoc. Geol. Collabor. Japan, 1996, p. 597).

Yoon and Yee (1985) reported that comparing to the present sea-level, the sea-level of Nagdong Estuary was 5 m higher around 4500 yr.B.P., 7.5 m higher around 3400 yr.B.P., 5 m higher around 1900 yr.B.P. and 6.5 m around 1700 yr. B. P. This fact suggests sea-level fluctuation occurred in Nagdong Estuary. Since around 7000 yr.B.P., the sea-level continuously rose to 7.5 m higher than present sea-level, the highest sea-level in Nagdong Estuary, around 3400 yr.B.P. The sea-level fluctuation in Nagdong Estuary after around 7000 yr.B.P. might not be originated by the rise and fall of the sea-level itself but probably due to vertical movement of the land of Nagdong Estuary.

## Reference

Assoc. Geol. Collabor. Japan (ed.), 1996, Cyclopedia of

- earth sciences, new ed., Heibonsha, Tokyo, Japan, 1443 pp. (in Japanese).
- Chiji, M. and Lopez, S.M., 1968, Regional foraminiferal assemblages in Tanaba Bay, Kii Peninsula, central Japan. *Pub. Seto Mar. Biol. Lab.*, 16(2) : 85-125.
- Hasegawa, S., 1993, Distribution of recent benthic foraminifers as an indicator of thermal conditions of the seas around the Japanese Islands -An approach to reconstruction to Cenozoic oceanic condition - . *Fossils*, 55 : 17-33 (in Japanese with English abstract).
- Inoue, Y., 1986, Foraminiferal fauna in the sediments of the Tsuruga Bay. *Marine Sciences Monthly*, 18 : 564-569 (in Japanese ; title translated).
- Kosugi, M., Kataoka, H. and Hasegawa, S., 1991, Classification of foraminifer communities as indicators of environments in an inner bay and its application to reconstruction of paleoenvironments. *Fossil*, 50 : 37-55 (in Japanese with English abstract).
- Laws, R.A., 1988, Diatoms (Bacillariophyceae) from surface sediments in the San Francisco bay estuary. *Proc. California Aca. Sci.* : 133-254.
- Lee, Y.G. and Yoon, S., 1992, Study on the molluscan fossil fauna of Sugari Shell Mound, Kimhae. *Jour. Geol. Soc. Korea*, 28(4) : 335-341 (in Korean with English abstract).
- Matoba, Y., 1970, Distribution of recent shallow water foraminifera of Matsushima Bay, Miyagi Prefecture, northeast Japan. *Tohoku Univ., Sci. Rep., 2 nd ser. (Geol.)*, 42 (1) : 1-85.
- Matoba, Y. and Fukasawa, K., 1992, Depth distribution of recent benthic foraminifera on the continental shelf and uppermost slope off southern Akita Prefecture, Northeast Japan. In : Ishizaki, K. and Saito, T. (eds.) : *Centenary of Japanese Micropaleontology*, p. 207-226, Terra Sci. Pub. Co., Tokyo.
- Patrick, R. and Reimer, C.W., 1966, The diatoms of the United States ; Exclusive of Alaska and Hawaii. Vol. 1, Monographs of Academy of Natural Science of Philadelphia No. 13, p. 1-688.
- Patrick, R. and Reimer, C.W., 1975, The diatoms of the United States ; Exclusive of Alaska and Hawaii. Vol. 2, Monographs of Academy of Natural Science of Philadelphia No. 13, p. 1-213.
- Round, F.E., Crawford, R.M. and Mann, D.G., 1990, The diatoms ; biology and morphology of the genera. Cambridge Univ., p. 1-747.
- Yoon, S. and Yee, E.J., 1985, The molluscan assemblages of the Sugari Shell-Mound and the sea-level changes. *Jour. Paleont. Soc. Korea*, 1 : 141-152 (in Korean with English abstract).

## Dictyochaetae, *Pediastrum* の出現傾向から見た 淀江平野の中期完新世古環境変遷

荒川賢丈<sup>1</sup>・徳岡隆夫<sup>1</sup>・渡辺正巳<sup>2</sup>

### Holocene paleoenvironmental change in Yodoe plain, Tottori Prefecture, Southwest Japan, based on the analyses of planktic microfossils, Dictyochaetae and *Pediastrum*.

Yoshitake Arakawa<sup>1</sup>, Takao Tokuoka<sup>1</sup> and Masami Watanabe<sup>2</sup>

**Abstract :** Relative abundances of marine plankton Dictyochaetae and freshwater plankton *Pediastrum* were systematically determined from a drill core through Holocene sediments in Yodoe Plain, to decipher environmental changes in the Paleo-Yodoe Lake. Compared with the difficult and time-consuming diatom assemblage analysis normally used, the above method offers a simple but valuable method for the study of environmental changes in brackish lakes, as the two species concerned are easy to identify under the microscope due to their characteristic features. Chemical analyses of TOC, TN, C/N, TS and C/S were also made from the same core. It is well-known that total sulfur (TS) and carbon-nitrogen ratio (C/N) are sensitive indicators of freshwater-brackish-marine conditions. Environmental indicators from the chemistry are compatible with those derived from the plankton abundances.

**Key words :** chemical analysis, paleoenvironment, Dictyochaetae-analysis, *Pediastrum*-analysis, Yodoe plain.

#### はじめに

近年、汽水域における堆積物中の TOC (Total Organic Carbon), TN (Total Nitrogen), TS (Total Sulfur) など化学分析値と堆積環境の関係が調べられ (Sampei et al., 1997 など), 汽水域での簡易な古環境 (堆積環境) 推定方法として定着しつつある。その裏には分析機器の発達その他, 「従来汽水域の古環境 (堆積) 推定に用いられてきた珪藻分析が, だれにでも容易に

出来るものではない。」という事情も存在した。しかし「塩水楔」の存在する汽水域では, 底層水の環境を示す化学分析値と, 表層水の環境を示す珪藻分析がそろわなければ, 正確な堆積環境が推定できないことも明らかである。

筆者らは, 汽水域の堆積物を対象とした花粉分析を実施する際に海洋性プランクトンの一種である Dictyochaetae (Order Dictyophales) および, 淡水性プランクトンの一種である *Pediastrum* (Order

<sup>1</sup> 島根大学総合理工学部地球資源環境学教室

Faculty of Science and Engineering, Shimane University, 1060 Nishikawatsu, Matsue 690-8504 Japan  
e-mail ; tokuoka@riko.shimane-u.ac.jp

<sup>2</sup> 文化財調査コンサルタント株式会社

Consultant of Archaeological Research Inc., 57-2 Shimohigashikawatsu, Matsue 690-0822 Japan  
e-mail ; m.watanabe.ar@ma 4.justnet.ne.jp

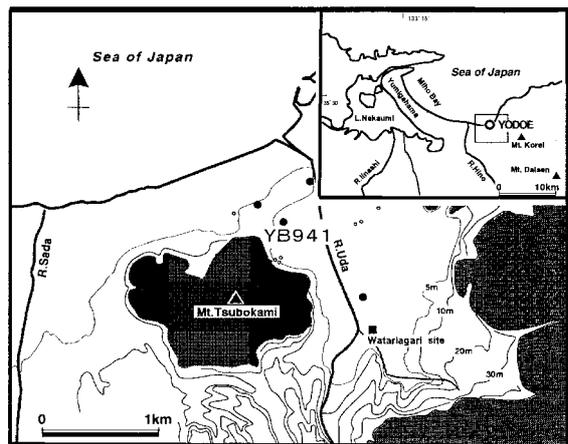


図1 調査位置図

Fig.1 Map of Yodoe plain and drilling site.

Chlorococcales, Family Hydrodictyaceae) が分析用プレパラート中に混入する事を経験的に知っていた。これら2種類の同定は容易であり、珪藻に変わる表層水の環境指標になりうると、筆者らは考えた。

本報では、珪藻化石分析に変わる簡便な古環境(堆積環境:主に表層水)指標を探るために、鳥取県西部の淀江平野にける YB 941 ボーリング (図1) を対象に、Dictyochaetae および、*Pediastrum* の出現傾向と化学分析結果の比較を行った。この結果 Dictyochaetae と TS, *Pediastrum* と C/S (Total Organic Carbon / Total Sulfur) の間に強い相関関係があることが明らかになった。このことから Dictyochaetae 分析および *Pediastrum* 分析が、珪藻分析に変わる簡便な堆積環境推定の指標として有効であることが示唆された。また、Dictyochaetae 分析と *Pediastrum* 分析に基づき、淀江平野の古環境変遷を推定した。

## 試料について

中村ほか (1997) の YB 941 ボーリングコアを分析試料とした。YB 941 ボーリングコアの柱状図を図2左端に示す(詳細な記載は中村ほか (1997) を参照)。

Dictyochaetae 分析は、図2に示す化学分析と同層準の18試料について行った。*Pediastrum* 分析は図2に示す、化学分析と異なる層準の21試料について行った。

## 分析方法

以下にそれぞれの分析方法および結果の表示方法を示す。化学分析の内 TOC, TN は中村ほか (1997) により既に報告済であるが、測定機器を代え、再度分析を行った。

### (1) Dictyochaetae

湿潤試料 0.04~0.06 g を秤量し、水を加え 10 cc に調整。十分に攪拌した溶液からピペットにより一滴 (約 0.05 g) を滴下し、プレパラートに封入。封入したプレパラート全面を検鏡し、Dictyochaetae の個体数を計数。

結果の表示は、上述の数値を用いて湿潤試料 1 g あたりの個体数を算出し示す。

### (2) *Pediastrum*

今回は花粉分析の過程で検出できた *Pediastrum* を対象に計数を行った。このため、プレパラートの作製は渡辺 (1995) の花粉分析処理方法に準じている。ただし振動篩は利用せず、コンカルビーカーと沈降速度の違いを利用した方法により粘土分除去を行った。プレパラートを検鏡し、木本花粉総数が 200 個体以上になるまでに出現した *Pediastrum* の個体(群体)数を計数した。

結果の表示は、木本花粉総数に対する百分率 (%) で示す。

### (3) 化学分析

試料を乾燥・粉砕後、200 メッシュ篩にて調整。HCl (1 N) にて洗浄後、FISON 社製 EA 1108 型 CHNS コーダを用いて分析。また、標準試料には BBOT を使用。

結果の表示は TOC, TN, TS として百分率で示すほか、C/N, C/S も算出する。

## 分析結果

分析結果を図2、表1に示した。

### (1) 化学分析結果に基づくステージ区分

化学分析結果は、ステージ I~IV に大別することが可能である。ステージ I~IV のそれぞれの特徴は以下の通りである。

ステージ I: TN は 0.10~0.18% と安定している。TOC は最下部で 1.2%, C/N は最下部で 13, 上部で 12~13 と低い値を示すが、他の試料では 1.9~2.6%, 14~17 と安定している。TS は中部で 2.6%, 上部で 2.2% と著しい高率を示し、他の試料では 1.2~2.0% を示す。C/S は 1.0~1.5 と安定している。

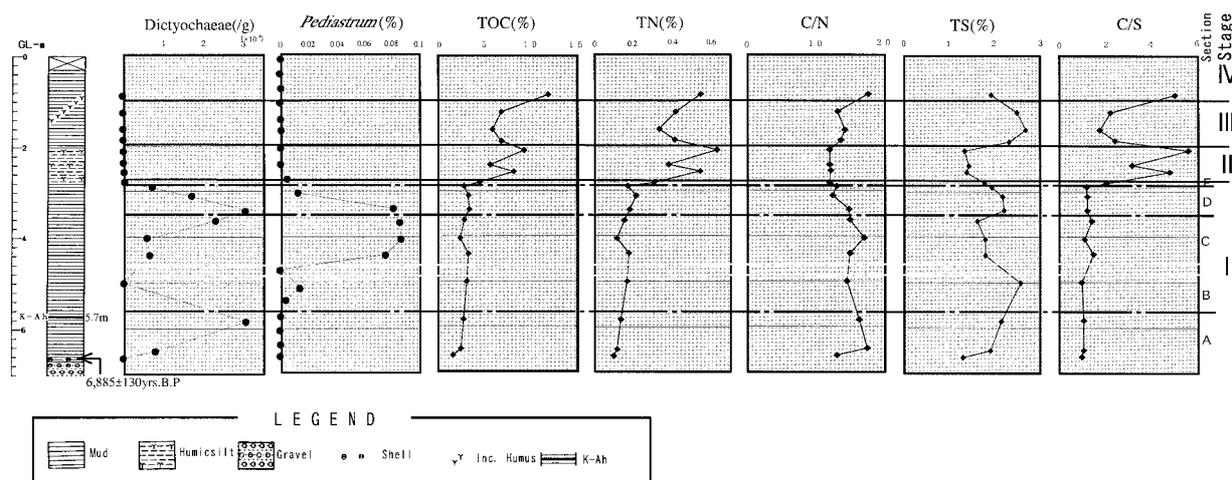


図2 ボーリングコア YB 941 の分析結果

Fig.2 Microfossile Assemblage Zones and Chemical analyses Zones from YB 941 site. (Section A through D are Microfossile Assemblage Zones. Stage I through IV are Chemical analyses)

表1 分析結果一覧

Table 1 Data of Dictyochaeeae-analysis, Pediastrum-analysis and Chemical analyses

| Sample.No. | Depth.(m) | TOC(%) | TN(%) | C/N    | TS(%) | C/S   | Dicty.(/g) | Pedias(%) | Depth.(m) | Sample.No. | Section | Stage |
|------------|-----------|--------|-------|--------|-------|-------|------------|-----------|-----------|------------|---------|-------|
|            |           |        |       |        |       |       |            | 0         | 0.06      | 102        |         | IV    |
|            |           |        |       |        |       |       |            | 0         | 0.4       | 110        |         |       |
|            |           |        |       |        |       |       |            | 0         | 0.74      | 118        |         |       |
| 121        | 0.87      | 9.538  | 0.543 | 17.565 | 1.916 | 4.978 | 0          |           |           |            |         |       |
|            |           |        |       |        |       |       |            | 0         | 1.04      | 205        |         | III   |
| 212        | 1.25      | 5.461  | 0.416 | 13.127 | 2.472 | 2.209 | 0          |           | 1.4       | 217        |         |       |
| 225        | 1.64      | 4.696  | 0.333 | 14.102 | 2.676 | 1.755 | 0          |           | 1.64      | 225        |         |       |
| 303        | 1.88      | 5.49   | 0.408 | 13.456 | 2.301 | 2.386 | 0          |           |           |            |         |       |
|            |           |        |       |        |       |       |            | 0         | 2.03      | 308        |         | II    |
| 310        | 2.09      | 7.441  | 0.627 | 11.868 | 1.331 | 5.591 | 0          |           | 2.38      | 320        |         |       |
| 321        | 2.41      | 4.481  | 0.378 | 11.854 | 1.422 | 3.151 | 0          |           |           |            |         |       |
| 326        | 2.56      | 6.549  | 0.54  | 12.128 | 1.372 | 4.773 | 0          |           |           |            |         |       |
|            |           |        |       |        |       |       |            | 0         | 2.75      | 402        | E       | I     |
| 404        | 2.81      | 3.593  | 0.302 | 11.897 | 1.769 | 2.031 | 0          | 0.003846  |           |            |         |       |
| 407        | 2.89      | 2.225  | 0.172 | 12.936 | 1.919 | 1.159 | 6858.7     |           | 3.04      | 412        | D       |       |
| 414        | 3.1       | 2.596  | 0.21  | 12.362 | 2.16  | 1.202 | 17146.76   | 0.012     |           |            |         |       |
| 425        | 3.41      | 2.632  | 0.179 | 14.704 | 2.194 | 1.2   | 30757.33   | 0.080586  | 3.38      | 424        |         |       |
| 502        | 3.65      | 2.265  | 0.153 | 14.804 | 1.607 | 1.409 | 22981.97   | 0.084577  | 3.68      | 503        |         |       |
| 515        | 4.05      | 1.919  | 0.113 | 16.982 | 1.785 | 1.075 | 5945.31    | 0.086777  | 4.05      | 515        | C       |       |
| 526        | 4.39      | 2.615  | 0.176 | 14.858 | 1.778 | 1.47  | 6377.54    | 0.075099  | 4.39      | 526        |         |       |
|            |           |        |       |        |       |       |            | 0         | 4.71      | 606        |         |       |
|            |           |        |       |        |       |       |            | 0         | 5.12      | 620        | B       |       |
| 616        | 5         | 2.433  | 0.168 | 14.482 | 2.562 | 0.95  | 0          | 0.014218  | 5.38      | 629        |         |       |
|            |           |        |       |        |       |       |            | 0.003571  |           |            |         |       |
|            |           |        |       |        |       |       |            | 0         | 5.72      | 709        |         |       |
| 713        | 5.84      | 2.188  | 0.135 | 16.207 | 2.13  | 1.027 | 30864.17   | 0         | 6.06      | 720        |         |       |
|            |           |        |       |        |       |       |            | 0         | 6.36      | 730        |         |       |
|            |           |        |       |        |       |       |            | 0         |           |            |         |       |
| 804        | 6.49      | 1.972  | 0.114 | 17.298 | 1.893 | 1.042 | 8000       | 0         |           |            | A       |       |
| 810        | 6.64      | 1.239  | 0.096 | 12.906 | 1.298 | 0.955 | 0          | 0         | 6.64      | 810        |         |       |

中村ほか (1997) の分析では I 期中部から上部の層準で TN, C/N の減少傾向を認めているが、今回の分析では明瞭に現れなかった。

ステージ II : TOC が 4.5~7.4%, TN が 0.38~0.62%, C/S が 3.2~5.6 と I 期に比べ著しく高くなる。一方で、C/N は 12, TS は 1.3~1.4% と低くなる。

ステージ III : TOC が 4.7~5.5%, TN が 0.33~0.42%, C/S が 1.8~2.4 と II 期に比べ低くなる。一方で、

TS は 2.3~2.7% と著しく高くなり、C/N は 13~14 とやや高くなる。

ステージ IV : TOC が 9.5%, TN が 0.54%, C/S が 5.0, C/N が 18 と III 期に比べ著しく高くなる。一方で、TS は 1.9% と著しく低くなる。

(2) 微化石に基づく区分

前述のステージ I の試料からは Dictyochaeeae, *Pediastrum* が検出される。これらの出現傾向を基に

ステージ I をセクション A~E に細分することが可能である。セクション A~E のそれぞれの特徴は以下の通りである。

セクション A: *Dictyochaetae* が 0~30000/g と増加する。*Pediastrum* は検出されない。

セクション B: *Dictyochaetae* は出現しないが、*Pediastrum* が 0.014% で小ピークを示す。

セクション C: *Dictyochaetae* が 6000~23000/g と増加する。また、*Pediastrum* は 0.087% でピークを示す。

セクション D: *Dictyochaetae* は前区分から 31000/g まで増加しピークを示すが、後半には 6900/g まで減少する。一方で、*Pediastrum* は 0.081~0.012% と減少する。

セクション E: *Dictyochaetae* は出現せず、*Pediastrum* も 0.0038% と低率である。

### 微化石と化学分析値の関係

*Dictyochaetae* 分析値、*Pediastrum* 分析値と、化学分析値の相関図を作成し(図 3)、相関係数を算出した(表 2)。ただし、GL-2.81 m より上位では *Dictyochaetae*、*Pediastrum* とともにほとんど認められないことから、対象から除いた。

#### (1) *Dictyochaetae*

試料 No.616 (図 3 の◆) は *Pediastrum* の割合が高い傾向にあり、表層と底層での塩分濃度が異なる「塩水楔」に起因する可能性が考えられる。また、「塩水楔」の存在は同試料の C/S が 0.95 と低いことから予想される。これらのことから、試料 No.616 (図 3 の◆) を相関係数の算出から除いた。

表 2 で明らかのように、TS との強い相関が認められた。また、TOC との弱い相関も認められた。

#### (2) *Pediastrum*

*Pediastrum* は他の分析項目と分析層準が異なることから、分析層準の 0~0.12 m の範囲に入る試料であれば同じ試料と見なし相関図に示した。また、試料 No.709 (図 3 の★) では陸上に生育していた植物が縄文海進に伴い水没し死滅した結果、TOC、C/N が増加したと考えられる。この結果 C/N が 16 と高いにも関わらず *Pediastrum* が低率であったと考えられる。このことから、相関係数の算出から除いた。

表 2 で明らかのように、C/N との強い相関が認められた。また、C/S とも相関が認められた。

以上のように *Dictyochaetae* と海水の指標とされる TS、*Pediastrum* と淡水(陸源碎屑物)の指標とされ

表 2 相関係数一覧

Table 2 Correlation coefficient between the data of *Dictyochaetae*, *Pediastrum* and the data of Chemical analyses (TOC, TN, C/N, TS, C/S)

|            | TOC(%)   | TN(%)    | C/N      | TS(%)    | C/S      |
|------------|----------|----------|----------|----------|----------|
| Dicty.(/g) | 0.554755 | 0.392003 | 0.128575 | 0.64805  | 0.166943 |
| Pedia.(%)  | 0.331593 | 0.003997 | 0.78494  | -0.11956 | 0.63069  |

る C/N の間に強い相関が認められることから、*Dictyochaetae* 分析、*Pediastrum* 分析が汽水域での堆積環境推定に有効であることが明らかである。このことから、*Dictyochaetae* 分析、*Pediastrum* 分析が珪藻分析に変わる汽水域での堆積環境推定の指標となることが示唆される。

### 古環境推定

前述のように *Dictyochaetae* 分析、*Pediastrum* 分析が珪藻分析に変わる古環境推定の指標となることが明らかになった。このことから、*Dictyochaetae*、*Pediastrum* が多く検出できたステージ I について、*Dictyochaetae*、*Pediastrum* 分析および化学分析に基づく古環境の推定を行う。

また、ステージ II より上位では今回の目的であった *Dictyochaetae*、*Pediastrum* も検出されなかった。ステージ II より上位は中村ほか(1997)の Stage 3 (沼の時代)に相当するが、中村ほか(1997)を上回る情報は得られなかった。一方で、YB 941 ポーリングコアを対象とした花粉分析結果の投稿準備中であることから、今回はステージ II より上位の古環境推定を行わず、次の機会に譲ることとする。

セクション A: *Dictyochaetae* が増加傾向を示す。セクション A 最下部で 6,885±130 y.B.P. が得られ、最上部に K-Ah 火山灰層が確認されていることと合わせ、縄文海進に伴い、湾内の塩分濃度が上昇していったと考えられる。また、淀江湾と日本海を隔てる砂州はまだ未発達であったと推定される。

前述のように、TC および C/N の増加は急激な海水準上昇にともない陸上に生育していた植物が水没したことによると考えられる。

セクション B: *Dictyochaetae* が減少するのに対し、TS は増加を、C/S は減少を続ける。一方、*Pediastrum* は小ピークを示す。河川からの流れ込みが多くなり、淀江湾内の表層水は淡水化する。一方で砂州が未発達なため、底層水は塩水楔として高塩分を保ったと推定される。このために、底層水は貧

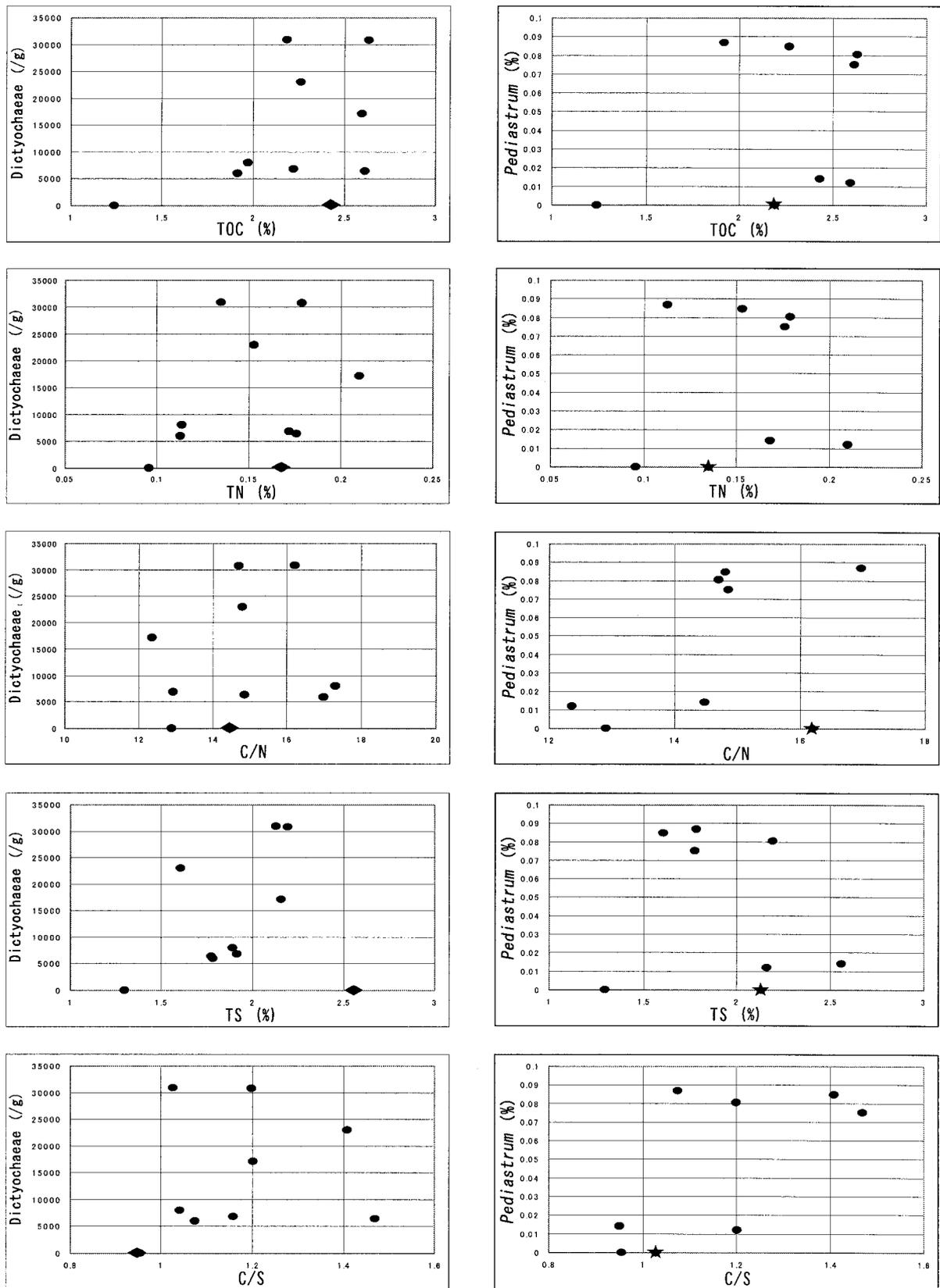


図3 Dictyochaetae, *Pediastrum* と化学分析値との相関図

Fig.3 Correlations between the data of Dictyochaetae, *Pediastrum* and the data of Chemical analyses (TOC, TN, C/N, C/S).

酸素(強還元)環境になったと考えられる。

セクション C: *Pediastrum* が高い値を示すことから、河川からの流れ込みが激しかった、あるいは河川による沖積作用が進み河口が前進したと推定できる。*Dictyochaetae* が安定して出現することから、砂州の発達はさほど進んでいなかったと考えられる。しかし沖積作用により湾内が急速に浅くなり、あるいは沈水砂州が形成され、セクション B で認められた塩水楔の現象が見られなくなったと考えられる。

河川から湾内への流れ込みが激しかった原因の一つには、降水量が多かったことが推定できる。

セクション D: *Dictyochaetae*, TS が高い値を示し、塩分濃度が高くなったと考えられる。*Pediastrum* や C/N が低くなることから河川からの流入量が減少したことは明らかである。この結果、海水の影響がやや強くなったと考えられる。後半では一転して *Dictyochaetae* が急減し、急激な環境変化が推定される。この時期以降急激に砂州が発達し、淡水湖沼へと変化した可能性が示唆される。砂州の急激な発達は、海退により促された可能性もある。

区分 E: *Dictyochaetae* が全く検出されず、*Pediastrum* の出現率も低くなる。一方で、TOC が急増するが C/N は減少傾向にあることから、河川からの流入量の乏しい淡水湖沼へと変化していったと考えられる。

## ま と め

*Dictyochaetae* 分析値, *Pediastrum* 分析値と科学分

析値との比較から, *Dictyochaetae* の検出量と TS・TC, *Pediastrum* と C/N・C/S との相関関係が認められた。このことから, *Dictyochaetae* 分析, *Pediastrum* 分析が珪藻分析と同様に汽水域での古堆積環境推定に有効であることが示唆された。

また, *Dictyochaetae* 分析, *Pediastrum* 分析を用いて, 堆積環境の推定を試みた。

今後, 珪藻分析データとの比較や, 科学分析値との比較データを多く集め一般化に努めたい。

## 謝辞

本報告は, 荒川の卒業論文の一部をまとめ直したものである。卒業論文執筆にあたり, 島根大学総合理工学部永江美由起氏をはじめ関係諸氏には貴重なご指導・ご助言を頂いた。また, 本報告執筆にあたり文化財調査コンサルタント(株)深尾千春氏には貴重なご助言を頂いた。ここに記してお礼申し上げます。

## 参 考 文 献

- 中村唯史・徳岡隆夫・赤木三郎・岩田文章(1997) 淀江平野の地下地質と淀江潟の復元. LAGUNA (汽水域研究), 4: 59-68.
- Sampei Y., Matsumoto E., Kamei T. and Tokuoka T. (1997) Sulfur and organic carbon relationship in sediments from coastal brackish lakes in the Shimane peninsula district, southwest Japan. *Geochemical Journal*, 31: 245-262.
- 渡辺正巳(1995)花粉分析法. 考古資料分析法, pp.84-85. ニュー・サイエンス社, 東京.

## 津屋崎干潟で見られる貝類遺骸群について

田中秀典<sup>1</sup>

### A death shell assemblage occurred in Recent Tsuyazaki tidal flat

Hidenori Tanaka<sup>1</sup>

**Abstract :** Recent shell remains buried in various depths were investigated in the Recent Tsuyazaki tidal flat in Kyushu, west Japan. Sedimentary features and component of shell remains were examined by 5 sediment samples (50 cm×50 cm×50 cm depth), which were collected during May, 1994.

It becomes evidence that *Umbonium moniliferum* (gastropod) remains occurred dominantly (approximately 3000 ind. / m<sup>2</sup> on average) in each death shell assemblage on the tidal surface. It is considered that *U. moniliferum* remains were produced in large quantities at their habitat and produced remains were transported easily to other bottom by the tidal currents or hermit crab etc. This situation was observed in other depth. Especially, *U. moniliferum* remains condense highly, over 10000 ind. / m<sup>2</sup>, at Locs 3 a (sand flat) or 4 b (sandy mud flat) in 40-50 cm depth. A distribution pattern of this high-condensed shell part is similar to that of organism causing bioturbation. It is assumed that this high shell condensed part is accumulated by bioturbation. Furthermore, this part included many *Macoma incongrua* (bivalve : living mud flat) remains. Owing to this bivalve not transporting a long distance after death, it is assumed that these shells were reflected environment change in the past.

**Key words :** death assemblage, taphonomy, tidal flat, Tsuyazaki

### はじめに

貝化石群の組成は生息時・堆積時の環境とタフオノミーによって決まっているため、地層中から産出する二枚貝・巻貝は、その地層が堆積したときの環境を知る上で重要な指標となる。このような化石記録を正確に理解するため、現世の干潟の生物相の観察や遺骸群・堆積相との対比がおこなわれてきた (Van Straaten, 1952 a ; 1952 b ; Füsrich and Flessa, 1987 ; Tanabe et al., 1986 ; Tanabe and Arimura, 1987 ; Meldahl and Flessa, 1990 など)。また Davies et al. (1989 a ; 1989 b) は、TAZ (taphonomically active zone) という概念を示し、生物遺骸はこのゾーンに滞留し

ている間にもっともタフオノミーの影響を受けると述べている。したがって、貝化石の持つ情報を正しく評価するためには、干潟表層の観察だけでなく、TAZ における観察も必要である。しかしながら、これまでの干潟でおこなわれた地球科学的な観点からの研究の多くは、干潟の表面から 10 cm ぐらいまでの堆積物を採集し、そこに含まれる貝類遺骸を検討したものが大半である。干潟表層より深い堆積物中に含まれる貝類遺骸群について検討したものはあまりない。そこで筆者は、福岡県宗像郡津屋崎町の干潟を調査地として選び、0.5 m×0.5 m×0.5 m の堆積物を採集し、そこに含まれる貝類遺骸について観察をおこなった。

<sup>1</sup> 島根大学汽水域研究センター Research Center for Coastal Lagoon Environments, Shimane University, Matsue 690-8504, Japan  
e-mail ; BYA 06151@nifty.ne.jp

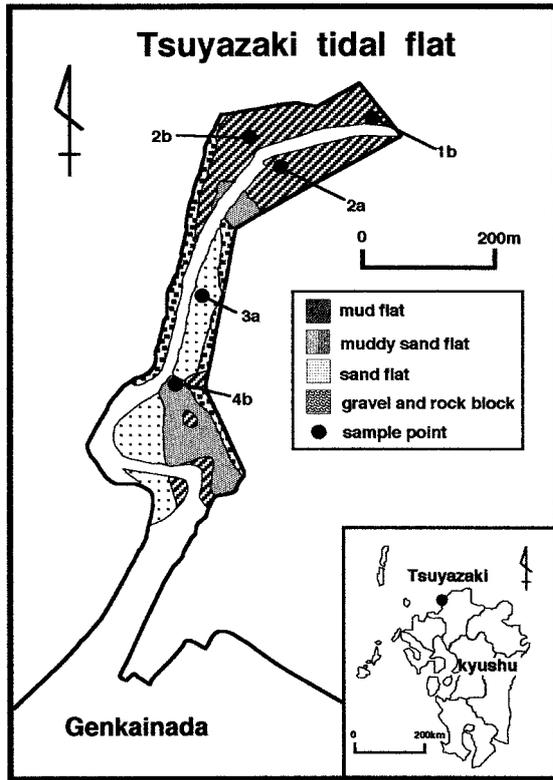


図1 津屋崎干潟の底質図と試料採集地点  
Fig.1 Sample points and bottom sediment map.

## 調査地と観察方法

### 調査地

調査地は福岡県宗像郡津屋崎町の入り江に広がる南北約2kmの細長い干潟でおこなった(図1)。この干潟は、干潮時に干出する場所と干出しない場所の2つに大きく区分することができる。下山(1979)は、堆積物の粒径によってさらにこの干潟を数種類の底質に区分し、潮位差・海水温・塩分濃度など干潟の環境を詳細に記載した。本研究では、下山(1979)および筆者の観察に基づき、津屋崎の干潟の環境を次の5つに区分した。

1) 泥質平底 (mud flat) : 入り江の奥部 (Locs.1 b, 2 a, 2 b など; 図1) に分布し、干潮時に干出する。ヤマトオサガニ (*Macrophthalmus japonicus*) およびその巣穴が干潟の表面で観察される。またコアマモ (*Zostera nana*) がパッチ状に群生している。この底質の表面にはイボウミニナ (*Batillaria zonalis*) が生息しており、この巻貝の這い跡も観察することができる。

2) 泥砂質平底 (muddy sand flat) : 入り江の中央部

のくびれ部から奥部と入り江の開口部の一部 (Loc.4 b など; 図1) に分布し、干潮時に干出する。泥質平底と同様に、ヤマトオサガニおよびその巣穴が堆積物の表面で観察される。また入り江の開口部に近い Loc.4 b ではイボキサゴの生貝が数多く生息している。一方、入り江のくびれ部では、イボウミニナの生貝が生息しており、さらにコアマモがパッチ状に群生している。

3) 砂質平底 (sand flat) : 入り江の中央部から入り江の開口部 (Loc.3 a など; 図1) に分布し、干潮時に干出する。ニホンスナモグリ (*Callianassa japonica*) とテッポウエビ (*Aipheus brevicristatus*) およびその巣穴が観察される。また、Loc.4 b 付近では、ツバサゴカイ (*Chaetopterus variopedatus*) の巣穴が観察される。干潟表面には、多数のイボキサゴが生息している。また、アサリ (*Ruditapes philippinarum*) の生貝も多数生息しており、大潮時には潮干狩りによって採集されている。

4) 礫質平底 (gravel and rock block) : 入り江のくびれ部の両側に分布し、干出する(図1)。大礫サイズの岩が散在しており、アラレタマキビ (*Cranulilittorina exigua*) 等の岩礁生の貝類が、岩の表面に生息している。表面にはスナガニ (*Ocypoda ceratophthalma*) とその巣穴が多数観察される。

5) 感潮水路 (channel) : 入り江開口部から奥部にかけて干出しない細長い1本の水路として続いていて、春の大潮の干潮時でも干出しない(図1)。入り江の奥部では数本の支流に分かれる。ここにはアマモ (*Zostera marina*) が群生している。

### 観察方法

1994年5月9~11日、24~27日の大潮の干潮時に、礫質平底と感潮水路をのぞく5ヶ所で試料採集をおこなった。試料採集の方法は、それぞれ0.5m×0.5m×0.1mの堆積物を50cmの深さまで定量採集した。採集した堆積物を現場で2mmメッシュのふるいにかけて、メッシュに残ったものを研究室にもちかえた。研究室ではもちかえた試料を貝殻と堆積物に区別し、貝殻の殻頂(巻貝)と蝶番(二枚貝)が残っているものだけをピンセットで拾い出し、個体数をカウントした。これは同じ個体を複数回計測しないためである。

## 干潟堆積物中の貝類遺骸の分布

産出する貝類遺骸の中でウメノハナガイ (*Pillucina*

表1 産出した貝類遺骸のリスト.  
Table 1 List of shell remains occurred in Tsuyazaki tidal flat

| Bivalvia                          | 1b     |         |         | 2a'    |         |         | 2b     |         |         | 3a     |         |         | 4b     |         |         | total |
|-----------------------------------|--------|---------|---------|--------|---------|---------|--------|---------|---------|--------|---------|---------|--------|---------|---------|-------|
|                                   | 0-10cm | 20-30cm | 40-50cm |       |
| <i>Anomalocardia squamata</i>     | 0      | 0       | 3       | 0      | 0       | 3       | 0      | 0       | 7       | 0      | 5       | 21      | 0      | 0       | 3       | 42    |
| <i>Callista chinensis</i>         | 0      | 0       | 1       | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 10     | 13      | 0       | 2      | 11      | 14      | 51    |
| <i>Cyclina orientalis</i>         | 0      | 4       | 32      | 16     | 26      | 34      | 5      | 15      | 48      | 13     | 64      | 146     | 0      | 2       | 22      | 427   |
| <i>Dosinia japonica</i>           | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 1       | 0       | 3      | 0       | 20      | 0      | 0       | 2       | 28    |
| <i>Fatulina minuta</i>            | 236    | 0       | 2       | 4      | 2       | 25      | 0      | 0       | 0       | 28     | 48      | 0       | 0      | 33      | 24      | 402   |
| <i>Fragum tumori</i>              | 0      | 0       | 22      | 28     | 19      | 72      | 0      | 0       | 0       | 5      | 44      | 100     | 3      | 5       | 13      | 311   |
| <i>Glycymeris</i> sp.             | 0      | 0       | 0       | 1      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 11     | 11      | 20      | 1      | 4       | 4       | 52    |
| <i>Gomphina neostarkodes</i>      | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 1       | 1     |
| <i>Laevicardium undulopictum</i>  | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 14      | 0       | 0      | 0       | 0       | 14    |
| <i>Lakona cuneata</i>             | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 6       | 19      | 0      | 0       | 0       | 25    |
| <i>Limatula nippona</i>           | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 5       | 0      | 0       | 0       | 114    | 253     | 819     | 7      | 18      | 41      | 1257  |
| <i>Macoma incognita</i>           | 0      | 7       | 24      | 139    | 58      | 92      | 0      | 3       | 13      | 6      | 11      | 106     | 0      | 1       | 8       | 468   |
| <i>Mactra omata</i>               | 0      | 0       | 3       | 1      | 3       | 9       | 0      | 0       | 0       | 0      | 85      | 0       | 3      | 20      | 55      | 179   |
| <i>Mactra veneniformis</i>        | 0      | 0       | 8       | 6      | 6       | 16      | 0      | 0       | 0       | 0      | 53      | 0       | 2      | 0       | 41      | 132   |
| <i>Mactra</i> sp.                 | 0      | 8       | 0       | 0      | 0       | 3       | 0      | 3       | 25      | 84     | 11      | 0       | 0      | 0       | 13      | 147   |
| <i>Meretrix lusoria</i>           | 0      | 10      | 11      | 19     | 5       | 10      | 0      | 0       | 2       | 42     | 42      | 0       | 0      | 5       | 65      | 211   |
| <i>Moerella venilis</i>           | 0      | 7       | 71      | 36     | 30      | 62      | 19     | 65      | 393     | 120    | 249     | 707     | 7      | 63      | 185     | 2014  |
| <i>Musculus senhousia</i>         | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 1       | 14     | 1       | 9       | 38     | 6       | 12      | 81    |
| <i>Mya arenaria</i>               | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 3       | 0      | 3       | 0       | 0      | 0       | 0       | 6     |
| <i>Pecten</i> sp.                 | 15     | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 15    |
| <i>Pitar sulfureus</i>            | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 1       | 0       | 0      | 0       | 0       | 1     |
| <i>Ruditapes philippinarum</i>    | 0      | 9       | 22      | 14     | 20      | 25      | 0      | 12      | 60      | 151    | 220     | 578     | 6      | 51      | 189     | 1357  |
| <i>Saccostes kagaki</i>           | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 3      | 0       | 9       | 0      | 1       | 1       | 14    |
| <i>Scapharca subcrenata</i>       | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 1       | 1     |
| <i>Tentidoxa kiusuensis</i>       | 0      | 0       | 0       | 3      | 1       | 1       | 0      | 0       | 0       | 24     | 37      | 171     | 8      | 28      | 57      | 330   |
| <i>Trapezium japonicum</i>        | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 6      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 6     |
| <i>Vermetolpa micra</i>           | 0      | 0       | 2       | 1      | 0       | 1       | 0      | 0       | 0       | 18     | 21      | 63      | 3      | 7       | 13      | 129   |
| <i>Wallucina striata</i>          | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 2       | 0       | 2     |
| <b>gastropod</b>                  |        |         |         |        |         |         |        |         |         |        |         |         |        |         |         |       |
| <i>Batalia zonalis</i>            | 283    | 683     | 471     | 747    | 386     | 435     | 77     | 298     | 446     | 213    | 563     | 1654    | 17     | 153     | 513     | 6939  |
| <i>Cerithiidea cingulata</i>      | 38     | 40      | 107     | 67     | 34      | 58      | 5      | 47      | 62      | 4      | 16      | 30      | 0      | 1       | 6       | 515   |
| <i>Cerithiidea djadjarisensis</i> | 19     | 38      | 141     | 79     | 43      | 97      | 10     | 18      | 31      | 18     | 47      | 63      | 1      | 20      | 30      | 655   |
| <i>Hania ibiwa</i>                | 11     | 20      | 23      | 11     | 12      | 44      | 0      | 8       | 18      | 13     | 21      | 72      | 0      | 5       | 25      | 283   |
| <i>Littorina borevicula</i>       | 0      | 0       | 0       | 3      | 2       | 1       | 0      | 0       | 0       | 1      | 2       | 6       | 0      | 0       | 3       | 18    |
| <i>Lunella coronata coreensis</i> | 0      | 0       | 2       | 7      | 4       | 6       | 0      | 0       | 0       | 1      | 4       | 18      | 1      | 0       | 7       | 50    |
| <i>Monodonta labio</i>            | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 1       | 0       | 0      | 0       | 0       | 1     |
| <i>Neventa didyma</i>             | 1      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 10      | 11    |
| <i>Olivella japonica</i>          | 0      | 0       | 1       | 0      | 2       | 5       | 0      | 0       | 0       | 6      | 4       | 28      | 3      | 9       | 51      | 109   |
| <i>Pataloidea lanzanica</i>       | 7      | 14      | 17      | 50     | 30      | 58      | 12     | 51      | 86      | 45     | 103     | 233     | 1      | 30      | 65      | 802   |
| <i>Proclava plefferi</i>          | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 0       | 0      | 0       | 1       | 1     |
| <i>Pseudolittorina pulchella</i>  | 4      | 2       | 8       | 59     | 30      | 45      | 1      | 13      | 12      | 1      | 4       | 13      | 0      | 2       | 0       | 194   |
| <i>Rhinoclava kochi</i>           | 0      | 5       | 4       | 0      | 0       | 3       | 0      | 0       | 0       | 0      | 1       | 10      | 0      | 0       | 0       | 23    |
| <i>Umbonium moniliferum</i>       | 496    | 964     | 883     | 496    | 290     | 949     | 58     | 172     | 432     | 1037   | 2341    | 4859    | 1552   | 889     | 3304    | 18722 |
| total                             | 1110   | 1811    | 1858    | 1787   | 1003    | 2059    | 187    | 706     | 1639    | 1991   | 4299    | 9774    | 1655   | 1368    | 4779    | 36026 |

*pisidium*), アツシオガマ (*Cycladicama tsuchii*) は, どの地点・深度からも普遍的に産出するため記述からは除いてある.

#### Loc.1 b

場所：入り江の最奥部の泥質平底に位置し, 干出する (図1). 生貝はほとんど観察されない. 干潟表面には, ヤマトオサガニなどカニ類とその巣穴が多数観察される. さらに, 保存の悪いイボウミニナの遺骸が, 干潟表面に散在している. また試料採集地点の近くには, 感潮水路が流れている.

#### 遺骸の分布:

(1) 0-10 cm: 貝類遺骸の種数は10種で, 総遺骸数

は1110個体である (表1). 貝類遺骸の上位5種は, イボキサゴ (46%), イボウミニナ (25%), ウスザクラガイ (*Nitidotellina minuta*) (21%), ヘナタリガイ (*Cerithiopsis cingulata*) (3%), カワアイガイ (*Cerithiopsis djadjarisensis*) (2%) である. この5種で産出する総遺骸数の97%を占める.

(2) 20-30 cm: 貝類遺骸の種数は14種で, 総遺骸数は1811個体である (表1). 貝類遺骸の上位5種は, イボキサゴ (53%), イボウミニナ (38%), ヘナタリガイ (2%), カワアイガイ (2%), アラムシロガイ (*Reticunassa festiva*) (1%) である. この5種で産出する全遺骸数の96%を占める. 現在は生息していないオキシジミ (*Cyclina sinensis*) の遺骸

が含まれるようになり、アサリやハマグリ (*Meretrix lusoria*) など、砂質平底に生息する貝類の遺骸も含まれるようになる。

(3) 40–50 cm：貝類遺骸の種数は 22 種で、総遺骸数は 1858 個体である (表 1)。貝類遺骸の上位 5 種は、イボキサゴ (47%)、イボウミニナ (25%)、カワアイガイ (8%)、ヘナタリガイ (6%)、ユウシオガイ (*Moerella rutila*) (4%) である。この 5 種で全遺骸数の 90% を占める。20–30 cm と同様に、オキシジミ、アサリ、ハマグリなどの貝殻が含まれる。

#### Loc.2 a

場所：入り江の奥の泥質平底に位置し、干出する (図 1)。イボウミニナの生息地で、この巻貝の生貝が干潟表面に多数くみられる。Loc.1 b と同様にヤマトオサガニなどカニ類とその巣穴が多数観察される。また、コアマモが干潟表面にパッチ状に分布している。

#### 遺骸の分布：

(1) 0–10 cm：貝類遺骸の種数は 21 種で、総遺骸数は 1787 個体である (表 1)。貝類遺骸の上位 5 種は、イボウミニナ (42%)、イボキサゴ (28%)、ヒメシラトリガイ (*Macoma incongrua*) (8%)、カワアイガイ (4%)、ヘナタリガイ (4%) である。この 5 種で産出する全遺骸数の 86% を占める。これらの貝殻に加えてアサリ・ハマグリなど砂質平底に生息する貝類や、スガイ (*Lunella coronata coreensis*)、タマキビガイ (*Littorina brevicula*) など岩礁生の貝類も若干含まれる。

(2) 20–30 cm：貝類遺骸の種数は 20 種で、総遺骸数は 1003 個体である。貝類遺骸の上位 5 種は、イボウミニナ (39%)、イボキサゴ (29%)、ヒメシラトリガイ (6%)、カワアイガイ (4%)、ヘナタリガイ (3%) である。この 5 種で産出する全遺骸数の 81% を占める。0–10 cm 同様にアサリ・ハマグリなど砂質平底に生息する貝類やスガイ・タマキビガイなど岩礁生の貝類も若干含まれる。

(3) 40–50 cm：貝類遺骸の種数は 25 種で、総遺骸数は 2059 個体である (表 1)。貝類遺骸の上位 5 種は、イボキサゴ (47%)、イボウミニナ (21%)、カワアイガイ (5%)、ヒメシラトリガイ (4%)、ヒシガイ (*Fragum crinatum*) (3%) である。この 5 種で産出する全遺骸数の 80% を占める。また、表層と同様にアサリ・ハマグリなど砂質平底に生息する貝類やスガイ・タマキビガイなど岩礁生の貝類も若干含まれる。

#### Loc.2 b

場所：入り江の奥の泥質平底に位置し、Loc.2 a とは感潮水路を挟んで向かい合っており、干出する (図 1)。生貝は見られない。Loc.1 b と同様にヤマトオサガニなどカニ類とその巣穴が多数観察される。

#### 遺骸の分布：

(1) 0–10 cm：貝類遺骸の種数は 8 種で、総遺骸数は 187 個体である (表 1)。貝類遺骸の上位 5 種は、イボウミニナ (41%)、イボキサゴ (31%)、ユウシオガイ (10%)、ツボミガイ (*Patelloida lampanicloa*) (6%)、カワアイガイ (5%) である。この 5 種で、産出する全遺骸数の 94% を占める。これ以外にオキシジミやヘナタリなど泥質平底に生息する貝類が見られる。

(2) 20–30 cm：貝類遺骸の種数は 13 種で、総遺骸数は 706 個体である (表 1)。貝類遺骸の上位 5 種は、イボウミニナ (42%)、イボキサゴ (24%)、ユウシオガイ (9%)、ツボミガイ (7%)、ヘナタリ (7%) である。この 5 種で、産出する全遺骸数の 90% を占める。これ以外に、オキシジミやアラムシロガイなど泥質平底に生息する貝類が見られるようになる。また砂質平底に生息するアサリも若干含まれる。

(3) 40–50 cm：貝類遺骸の種数は 17 種で、総遺骸数は 1639 個体である (表 1)。貝類遺骸の上位 5 種は、イボウミニナ (27%)、イボキサゴ (26%)、ユウシオガイ (24%)、ツボミガイ (5%)、ヘナタリ (4%) である。この 5 種で、産出する全遺骸数の 87% を占める。これ以外に、オキシジミ、アラムシロガイ、ヒメシラトリガイなど泥質平底に生息する貝類が多く見られる。また、砂質平底に生息するアサリもかなり含まれる。

#### Loc.3 a

場所：入り江の中央部の砂質平底に位置し、干出する (図 1)。イボキサゴが表層から 1 cm の深さに数多く生息しており、ここがこの貝の中心生息地である (Shimoyama, 1985; 田中・近藤, 1995)。ニホンスナモグリやテッポウエビなど深い巣穴を形成する甲殻類とその巣穴を数多く観察することができる。

#### 遺骸の分布：

(1) 0–10 cm：貝類遺骸の種数は 27 種で、総遺骸数は 1991 個体である (表 1)。貝類遺骸の上位 5 種は、イボキサゴ (51%)、イボウミニナ (11%)、アサリ (8%)、ユウシオガイ (6%)、コナユバネガイ (*Limatula nippona*) (6%) である。この 5 種で、産出する全遺骸数の 82% を占める。これ以外に、オキ

シジミ・カガミガイ (*Phacosoma japonicum*)・ヘナタリ・カワアイガイなどの泥質平底に生息する貝類や、タマキビ・スガイなど岩礁生の貝類が若干含まれる。

(2) 20–30 cm：貝類遺骸の種数は 33 種で、総遺骸数は 4299 個体である (表 1)。遺骸の上位 5 種は、イボキサゴ (54%)、イボウミニナ (13%)、コナユバネガイ (6%)、ユウシオガイ (6%)、アサリ (5%) である。この 5 種で、産出する全遺骸数の 84% を占める。これ以外にオキシジミ・ヘナタリ・カワアイガイなどの泥質平底に生息する貝類や、タマキビ・スガイなど岩礁生の貝類が若干含まれる。

(3) 40–50 cm：貝類遺骸の種数は 25 種で、総遺骸数は 9774 個体である (表 1)。貝類遺骸の上位 5 種は、イボキサゴ (50%)、イボウミニナ (17%)、コナユバネガイ (8%)、ユウシオガイ (7%)、アサリ (6%) である。この 5 種で産出する全遺骸数の 88% を占める。この層準にはこれまでの層準と異なり、ヒメシラトリガイやオキシジミガイなど泥底に深く潜って生息する二枚貝の遺骸が多く含まれる。

#### Loc.4 b

**場所：**試料採集地点の中でもっとも外界 (玄界灘) にちかい泥砂質平底に位置し、干出する (図 1)。イボキサゴの生息地で、数多くの生貝が干潟の表層で観察できる。春の大潮の時には、潮干狩りがさかんにおこなわれるため、表面から 15 cm 程度の深さまでは人為的に掘り起こされている。Loc.3 a ほどの密度ではないが、ニホンスナモグリやテッポウエビなどの甲殻類と多毛類のツバサゴカイの巣穴が観察される。またホトトギスガイ (*Musculista senhousia*) がパッチ状に分布している。

#### 遺骸の分布：

(1) 0–10 cm：貝類遺骸の種数は 17 種で、総遺骸数は 1655 個体である (表 1)。貝類遺骸の上位 6 種は、イボキサゴ (95%)、ホトトギスガイ (2%)、イボウミニナ (1%)、キウシュウナミノコガイ (*Tentidonax kiusiuiensis*) (1% 未満)、ユウシオガイ (1% 未満)、コナユバネガイ (1% 未満) である。イボキサゴの遺骸が 9 割以上を占めており、今回の調査でもっとも大きかった。この 6 種で、全遺骸数の 98% を占める。アサリ・ハマグリなど砂質平底に生息する貝類の遺骸はほとんどみられない。

(2) 20–30 cm：貝類遺骸の種数は 25 種で、総遺骸数は 1368 個体である (表 1)。貝類遺骸の上位 5 種は、イボキサゴ (65%)、イボウミニナ (11%)、ユ

ウシオガイ (5%)、アサリ (4%)、ツボミガイ (2%) である。この 5 種で産出する全遺骸数の 87% を占める。

(3) 40–50 cm：貝類遺骸の種数は 32 種で、総遺骸数は 4779 個体である (表 1)。貝類遺骸の上位 6 種は、イボキサゴ (69%)、イボウミニナ (11%)、アサリ (4%)、ユウシオガイ (4%)、ツボミガイ (1%)、ハマグリ (1%) である。この 6 種で産出する全遺骸数の 90% を占める。カワアイガイ・オキシジミなど泥質平底に生息している貝類の遺骸の割合も多く、スガイやタマキビガイなど岩礁生の貝類の遺骸も若干含まれる。

### 津屋崎干潟で見られる貝類遺骸群の特徴

#### 1) イボキサゴの遺骸の卓越

イボキサゴの生息地である砂質平底の Loc.3 a では 4148 個体/m<sup>2</sup>、泥砂質平底の Loc.4 b では 6208 個体/m<sup>2</sup>、入り江の奥でイボキサゴの生息していない泥質平底においても、Loc.1 b では 1984 個体/m<sup>2</sup>、Loc.2 a では 1984 個体/m<sup>2</sup>、Loc.2 b では 232 個体/m<sup>2</sup> の密度でイボキサゴの遺骸が分布している (表 1)。また Locs.1 b, 3 a, 4 b では産出する貝類遺骸群の中で第 1 位を占め、Locs.2 a, 2 b においても第 2 位を占めている。このように津屋崎干潟の表層 (0–10 cm) では、底質に関係なくイボキサゴの殻が貝類遺骸群の中において卓越している。

津屋崎干潟の砂質平底の表層 (Loc.3 a) には、イボキサゴが 1200 個体/m<sup>2</sup> 以上の密度で生息している (Shimoyama, 1985; 田中・近藤, 1995)。Shimoyama (1985) は、3 年にわたるイボキサゴの個体群動態の観察から、毎年春に新規加入が行われ、新規加入をした幼貝は夏の間に急激に成長し、その年の冬には成貝サイズに達することを述べている。そして、新規加入した貝の 90% 以上が 1 年以内に死亡すると述べている。また小澤 (1981) は、津屋崎干潟におけるイボキサゴの死因の一つとして、ワタリガニ類による捕食をあげており、ワタリガニ 1 個体あたりイボキサゴの幼貝で 30 個体/日、成貝で 10 個体/日を捕食することを述べている。一方、田中・近藤 (1995) は、津屋崎干潟の表層に含まれるイボキサゴの殻を、殻の破損状態に基づいて 4 段階に区分し、ひどく破損した殻は干潟全体に、完全な殻でも干潟の奥まで分布していることを示した。この原因として、イボキサゴの生息深度が表層直下であるため、水流などの影響を受けて死後運搬されやすいことを

挙げている。さらに下山(1979)や Shimoyama(1985)は、イボキサゴの殻を津屋崎干潟ではヤドカリがよく利用しており、バケツリレー方式で殻が遠くまで運ばれると述べている。

これらのことから、津屋崎干潟では、自然死や捕食などによってイボキサゴの遺骸が年間を通じて多数生産されていることが予想される。そして、生産された遺骸は水流などの物理的な要因やヤドカリなどの生物学的な要因によって、生息地から干潟の各底質へ大量に供給される。その結果、底質などに関係なく、干潟のどの場所においてもイボキサゴの遺骸が卓越するようになると考えられる。

さらに、イボキサゴの遺骸が卓越する傾向は、干潟表層以外の深さに含まれる貝類遺骸群においても見られる。特に砂質平定の Loc.3 a や泥砂質平定の Loc.4 b の深さ 40–50 cm には、1 万個体以上/m<sup>2</sup> の密度でイボキサゴの遺骸が含まれ、イボキサゴを中心とした貝殻密集部が形成されている(表 1)。この密集部に含まれるイボキサゴの遺骸には、光沢が残っているようなものが多く含まれている。この遺骸を<sup>14</sup>C 同位体を用いて年代測定した結果、「Recent (1950 年以降)」という値が得られた。砂質平定には、スナモグリやテッポウエビなど堆積物に巣穴を深く掘って生物が数多く生息しており、その分布とイボキサゴの遺骸の密集部の分布とはよく一致する。Meldhal (1987) は、干潟に形成される貝殻密集層の要因の 1 つとして、ベルトコンベアー方式の生物攪拌による集積を挙げている。津屋崎干潟においてイボキサゴの新鮮な遺骸が干潟深部に含まれる要因は、このベルトコンベアー方式の生物攪拌によって、イボキサゴの遺骸が急速に埋没したためかもしれない。

一方、湾奥の泥質平定 (Locs.1 b, 2 a, 2 b) の表層以外の堆積物では、砂質平定ほどの密集はないものの、平均して 2000 個体/m<sup>2</sup> 以上の密度でイボキサゴの遺骸が堆積物に含まれている(表 1)。ここに含まれるイボキサゴの遺骸は、砂質平定のものと違い、殻の光沢がとれて白っぽくなっているものばかりで、砂質平定で見られたような新鮮な遺骸はまったくない。これらのイボキサゴの遺骸は、死後かなり時間がたっていると考えられる。実際<sup>14</sup>C 同位体を用いて年代測定をした結果、Loc.2 a の 40–50 cm に含まれるイボキサゴの遺骸の年代を測定してみると 1040±50 Y. B. P. という値が得られた。したがって、泥質平定では、遺骸の埋没速度がかなり遅い可能性がある。しかし、50 cm という深さは破壊から

完全に隔離された (TAZ を完全に越えた) 深さでないため、洗い出された古い遺骸がなんらかの原因で供給されて混合した可能性も否定できない。これらの問題を解決するには、各底質での貝類遺骸の埋没速度を測定することが必要不可欠であり、今後の課題である。

## 2) 貝殻密集部に含まれる泥底に生息する貝類遺骸

前述のように砂質平定 (Loc.3 a) の深さ 40–50 cm にはイボキサゴを中心とした貝殻密集部が認められるが、この中にはヒメシラトリガイのような泥質平定に深く潜って生息している二枚貝の遺骸もかなり含まれている。この二枚貝の遺骸はそれほど破損していないものや合弁個体のものなど、殻の状態がよいものが多く見られる。田中・近藤 (1995) は、ヒメシラトリガイの遺骸は破片化したものでも死後もほとんど移動しないので、古環境の推定の際に排除する必要はないと述べている。このことから、密集部に含まれているヒメシラトリガイの殻は、死後それほど移動されていないと考えられる。また、この貝殻密集部にはヒメシラトリガイ以外にも、オキシジミガイやイボウミニナなど泥質平定に生息する貝類の遺骸が含まれており、Loc.3 a ではこの 3 種類で産出する遺骸の 14% を占める。おそらく過去に、現在の砂質平定とは異なり泥質平定であった時期があると思われ、海水準変動などの環境変動を反映しているものと考えられる。それがいつ頃であったかは不明で、<sup>14</sup>C 年代測定法などを用いてこれらの貝類遺骸の年代を測定することが今後必要である。

## ま と め

福岡県宗像郡津屋崎町にある干潟で、表層から深さ 50 cm までの堆積物を採集し、そこに含まれる貝類遺骸群について調査した。その結果、干潟表層ではイボキサゴの遺骸が底質に関係なく卓越していることがわかった。これはイボキサゴの遺骸の生産量が高く、死後運搬されやすい状態にあるためである。イボキサゴの遺骸が卓越する傾向は干潟表層だけでなく、表層以外の深さに含まれる貝類遺骸群においても見られた。特に Locs 3 a, 4 b の 40–50 cm の深さには、1 万個体/m<sup>2</sup> 以上の高密度でイボキサゴの遺骸が含まれる密集部が認められた。一方、泥質平定ではこのような密集部は見られないものの、平均して 2000 個体/m<sup>2</sup> 以上の密度でイボキサゴの遺骸が含まれていた。この密集部の分布は、スナモグリなどの生物攪拌を引き起こす生物の分布と似通っ

ており、生物攪拌による貝殻の集積によって形成された可能性がある。また、この貝殻密集部には泥底に生息する貝類の遺骸が多く含まれており、これらの遺骸は過去の環境変動を反映していると思われる。

#### 謝辞

高知大学理学部の近藤康生助教授には、野外調査・室内処理などの御指導をいただいた。京都大学大学院理学研究科の前田晴良助教授には論文のまとめる際に丁寧な御指導いただいた。高知大学理学部の田代正之名誉教授、大阪学院大学の鎮西清高教授、京都大学大学院理学研究科の増田富士雄教授には、論文の内容に関して貴重なアドバイスをいただいた。九州大学農学部津屋崎臨海実験所には、試料採集のさいに宿泊させていただいた。試料採集に同行していただいた高知大学理学部地学科の方々や、ゼミでいろいろと意見を言って下さった京都大学理学部地質学鉱物学教室の院生の方々にこの場をかりて厚くお礼を申し上げます。

#### 引用文献

- Davies, D. J., Powell, E. N. and Stanton, R. J. Jr. (1989 a) Taphonomic signature as a function of environmental process : shells beds in a hurricane-influenced inlet on the Texas coast. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Paleoecol.*, 72 : 317-356.
- Davies, D. J., Powell, E. N. and Stanton, R. J. Jr. (1989 b) Relative rates of shell dissolution and net sediment accumulation - a commentary : can shell beds form by the gradual accumulation of biogenic debris on the sea floor?. *Lethia*, 22 : 207-212.
- Füsih F. T. and Flessa K. W. (1987) Taphonomy of tidal flat molluscs in the northern Gulf of California : paleoenvironmental analysis despite the perils of preservation. *Palaios*, 2 : 543-559.
- Meldahl, K. H. (1987) Sedimentologic and taphonomic implications of biogenic stratification. *Palaios*, 2 : 350-358.
- Meldahl, K. H. and Flessa, K. W. (1990) Taphonomic pathways and comparative biofaces and taphofacies in a recent intertidal/shallow shelf environment. *Lethia*, 23 : 43-60.
- 小澤智生 (1981) イボキサゴの捕食者—特にワタリガニ類による捕食について。貝類学雑誌, 39 : 225-235.
- 下山正一 (1979) 内湾性ヤドカリによる巻貝死殻集団の殻サイズ分布型の再構成。海洋科学, 11 : 527-535.
- Shimoyama S (1985) Size-frequency distribution of living population and dead shell assemblages in a marine intertidal sand snail, *Umbonium (Suchium) moniliferum* (Lamarck), their palaeoecological significance. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Paleoecol.*, 49 : 327-353.
- Tanabe, K. and Arimura, E. (1987) Ecology of four infaunal bivalve species in the recent intertidal zone, Shikoku, Japan. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Paleoecol.*, 60 : 219-230.
- Tanabe, K., Fujiki, T. and Katsuta T. (1986) Comparative analysis of living and death bivalve assemblage on the Kawarazu Shore, Ehime Prefecture, west Japan. 日本ベントス研究会誌, 30 : 17-30.
- 田中秀典・近藤康生 (1995) 干潟における貝類遺骸の分散：表層堆積物に含まれる貝殻の保存状態区分とその頻度分布に基づく推定。高知大学学術研究報告 [自然科学], 44 : 1-11.
- Van Straaten, L. M. J. U. (1952 a) Biogene textures and the formation of shell beds in the dutch Wadden sea I. *Proc. Koninkl. Ned. Akad. Wetenschap.*, 55 : 500-508.
- Van Straaten, L. M. J. U. (1952 b) Biogene textures and the formation of shell beds in the dutch Wadden sea II. *Proc. Koninkl. Ned. Akad. Wetenschap.*, 55 : 509-516.

## パイプによる潮通しが中海・北部承水路における マクロベントス群集に与えた影響

山口啓子<sup>1</sup>・藤本真子<sup>2</sup>・高安克己<sup>3</sup>・園田 武<sup>4</sup>

### Effect of tidal-flow induction on macrobenthic animal community in an enclosed channel of Lake Nakaumi, Southwest Japan

Keiko Yamaguchi<sup>1</sup>, Masako Fujimoto<sup>2</sup>, Katsumi Takayasu<sup>3</sup> and Takeshi Sonoda<sup>4</sup>

**Abstract :** Macrobenthic animals were observed from 1997 to 1999 in relation to induction of tidal flow brought from a construction of water-way pipes connecting with North Channel and Honjo Area in Lake Nakaumi, Shimane Prefecture, Southwest Japan. Before the construction, abundance and diversity of the benthic animals were very poor on channel bottoms, except for on a shallow site. The benthic animals, however, recovered after the construction, especially at the bottom near to pipe openings. After the pipes were removed, abundance and diversity of the benthic animals became very poor again. These results indicate that increase of tidal flow contributes improvement of benthic environment, probably due to increase of seawater intrusion. They suggest that further increase of seawater intrusion leads improvement of bottom environment of Lake Nakaumi, but detail studies on benthic ecology are required to evaluate the effect of the seawater intrusion on the benthic community.

**Key words :** macrobenthic animal, Lake Nakaumi, tidal flow, induction

#### はじめに

中海は斐伊川水系の末端に位置し、幅約 250 m・長さ約 8 km の境水道を通して日本海につながる中～高塩分の汽水湖である。斐伊川水系では、戦後の米不足対策として宍道湖・中海の淡水化および干拓が計画された。この中で、中海の北西部には、本庄工区と呼ばれる湖内最大の干拓地が計画され、この地区を中海と仕切るための堰堤が 1987 年にはほぼ完成した。しかし、米事情の変化や水質汚濁の懸念などにより、1988 年には淡水化・干拓計画の一

時凍結が決定された。この様な経緯を経て、現在の中海は本庄水域（本庄工区）と中海水域とに 2 分された状態にある（図 1 B）。また、干拓予定地を取り囲む堰堤と旧北湖岸線および旧西湖岸線との間は、従来この水域に流入していた河川水を本庄工区内に流入させないための水路がもうけられており、それぞれ北部承水路・西部承水路とよばれる細く狭い水域を形成している。堰堤建設前の中海では、境水道から流入した海水は、主に現在の本庄水域にあたる中海北西部に流入していた。しかし、堤防建設以来、海水の主流は境水道から南へ屈曲し中浦水門を経て

<sup>1</sup> 1 島根大学生物資源科学部 Faculty of Life and Environmental Science, Shimane University, Matsue, 690-8504, Japan  
e-mail ; keiko@life.shimane-u.ac.jp

<sup>2</sup> 総合科学株式会社 Sogo-Kagaku Co. Ltd., Chuoh-ku, Osaka 540-0019, Japan

<sup>3</sup> 島根大学汽水域研究センター Research Center for Coastal Lagoon Environments, Shimane University, Matsue, 690-8504, Japan

<sup>4</sup> 北海道大学水産学部 Faculty of Fisheries, Hokkaido University, Hakodate 041-8611, Japan

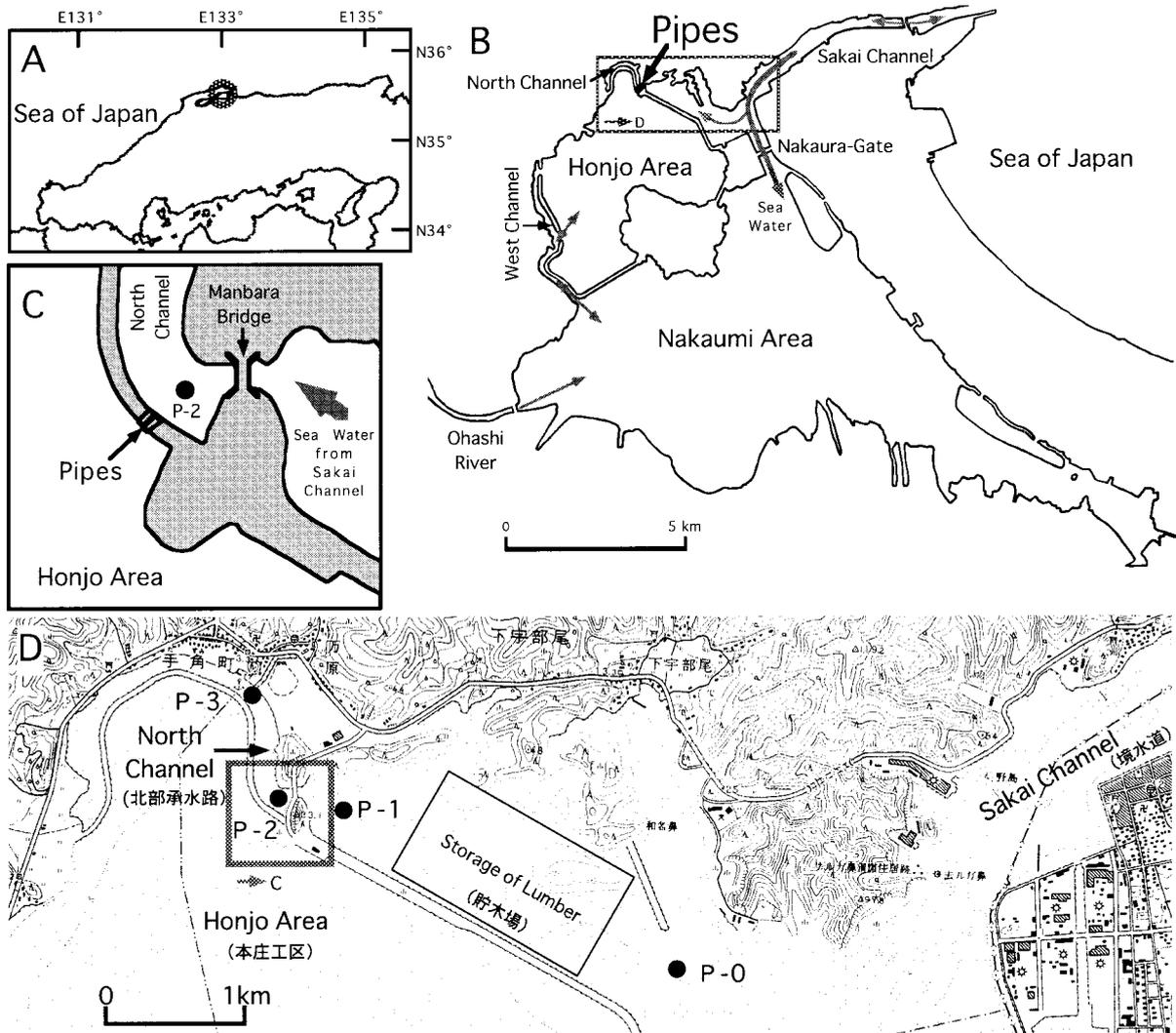


図1 中海と調査地点位置図。

- A. 中海の位置, B. 中海における本庄水域の位置 (□内の拡大図が D),  
 C. パイプ付近の拡大図, D. 調査地点位置 (□内の拡大図が C).

Fig. 1 Index map of Lake Nakaumi and study sites

中海水域へ流入するようになった。その結果、中海にはいくつかの閉鎖性の高い水域が形成された。北部承水路もそのひとつである。北部承水路は狭い行止まりの水路で、内部振動で水の動きはあるものの、水の交換は極めて少ない水域と考えられている(高安, 1998)。

1998年3月、本庄水域を水産資源生産場として利用可能か否かを調査するため、中国四国農政局により本庄水域を隔てる堰堤に潮通しパイプが設置された。この潮通し実験は、境水道を經由してきた日本海水の本庄水域への流入を促し、水の交流量や水質・底質・生物相の変化およびアサリ (*Ruditapes philippinarum*) の生育などを調査することを目的と

していた。しかし実際に行われたのは、境水道から北に奥まった北部承水路と本庄水域を区切る堰堤に(図1C)、直径2.5m長さ26mのパイプ2本を埋め込んだだけの、ごく小規模な潮通しであった。この実験通水は、1年後の1999年3月にパイプを撤去し、堰堤を再び埋め戻して終了した。

この間、本庄水域内では水質・底質・漂流ブイの調査や底生生物に関する様々な調査が行われ、この潮通しの効果はパイプのごく近傍のみにおいては確認されたが(直接的影響は主に南東方向へ半径50m~300m程度:中国四国農政局, 1998;福井ほか, 1999;堀ほか, 2000など)、本庄水域全体のベントス相にはほとんど影響がみられなかった(藤本ほか,

1999). 一方, パイプの外側である北部承水路の水質・底質環境や, ベントスに対する影響ははまだ報告されていない.

本論文では, 北部承水路から境水道につながる水域において, 潮通しパイプの設置前後に行った水質・底質ならびに底生生物調査の結果について報告する. さらに潮通しパイプの建設が北部承水路側の底生動物の生息環境にどのような影響を与えたかを検討する.

## 方 法

中海北部の干拓堤防の北側, 日本海につながる境水道側から上流に向かって, 貯木場に入る手前を地点 P-0, 貯木場をこえた万原橋の下流の地点を P-1, 北部承水路内潮通しパイプ正面 (パイプから約 50 m) の地点を P-2 (農政局の調査地点番号 S 1 とほぼ同じ地点), 更に上流に地点 P-3 を設定し, 調査地点とした (図 1 D).

水質は現地でも項目水質計 (YSI 社製 610 型) を用いて, 水温 (°C)・塩分 (psu)・溶存酸素濃度 (mg/l) の項目について表層から水深 0.5 m ごとに湖底上約 10 cm まで記録した. エックマンバージ型採泥器 (1/25 m<sup>2</sup>) で生物分析用に 4 回, 底質分析用に 1 回採泥し 1 地点の試料とした. 底泥は表層約 1 cm をすくいとり, 肉眼および希塩酸などを用いて貝殻等を除去して乾燥後の全重量を測定し, 64 μm メッシュのフルイでふるって欠損重量を測定し, 全重量に対する欠損重量の比率を含泥率として求めた. 底泥の硫化水素臭を強い順に「強い++」「有り+」「無し-」で記録した. 生物は底泥を 0.5 mm メッシュのフルイでふるって 10% 中性ホルマリンで固定した. その後, 肉眼で認識できる生物を摘出し, 同定・個体数計測を行った. 個体数は 0.1 m<sup>2</sup> 当たり換算した.

調査日はパイプ設置前 (通水前) の 1997 年 9 月 30 日, 1997 年 11 月 11 日, パイプ設置後 (通水中) 1998 年 8 月 4 日, 1999 年 1 月 21 日 (P-2 地点のみ), パイプ撤去後 (通水終了後) の 1999 年 9 月 7 日 (P-2 地点のみ) に行った.

## 結 果

### 1. 水質

潮通しパイプ設置前の 1997 年 11 月 11 日と設置後の 1998 年 8 月の水質を図 2 A, B に示す. 両日と

も境水道から進入してきた水深約 3 m 以深の塩水くさびが P-0 地点から P-2 地点まで達している. 底層の塩分は下流 (境水道) 側の P-0 地点から上流に向かって低くなっていた. P-3 地点は水深が 3 m より浅いため塩分躍層もほとんどみられなかった. 溶存酸素濃度 (以下, DO) をみると, P-0 地点では塩水くさび内部は表層水よりもやや低くなっているが, 5 mg/l 以上の濃度があった. 一方, P-1 地点では塩分躍層以深で急激に DO が減少し, 水深 5 m 付近から湖底直上まではほぼ無酸素状態になっていた. P-2 地点では塩分躍層以深で同様に DO の低下がみられたが, P-1 地点ほどの低下はなかった. P-3 地点では DO はほとんど変わらなかった. これらの水質の特徴は, 全調査時に共通していた. ただし水温については夏季 (下層が低温) と冬季 (上層が低温) で鉛直勾配が逆になっていた.

### 2. 底質

底質は全体に砂またはシルト質砂で, 含泥率は最高でも 1998 年 8 月の P-1 地点の 33.0% であった (表 1). 特に P-2 地点では通水前に 20.4% あった含泥率が, 通水開始後には 6.6% まで低下し, 肉眼観察でも粒子の淘汰が非常によかった. P-1 地点では植物片が多く含まれていた. 硫化水素臭は 1997 年は P-3 地点をのぞいて「有り」または「強い」であったのに対し, 1998 年 8 月では全地点で「無し」であった. 1999 年 1 月の P-2 地点は表層 (約 2 cm) だけが採泥された場合は「無し」だったが, 底質の深い部分 (2 cm 以深) が採泥された場合に「有り」であった. パイプ撤去後の 1999 年 9 月の P-2 地点では, 強い硫化水素臭があった. P-2 地点の底質色は, 1997 年は黒色であったが, 通水中 1998・99 年は褐色であった.

### 3. マクロベントス

通水前の 1997 年 11 月は, P-0 地点の出現種数は 3 種のみで, そのうち二枚貝のヒメカノコアサリ *Veremolpa micra* が最も個体数が多かった (表 1). P-1 地点は無生物であった. P-2 地点は 4 種が見られたが, 多毛類のドロオニスピオ *Pseudopolydora kempi* の個体数のみが多く, 他の 3 種は 1 個体ずつで, Shannon-Wiener の多様性指数  $H'$  は低かった. P-3 地点では個体数は少ないながら多様性のある生物相が認められた. 多様性指数  $H'$  の値でも, P-3 が最高となった.

通水中の 1998 年 8 月では, P-0 地点はミナミシ

ロガネゴカイ *Nephtys polybranchia* が優占し、P-1 地点はほぼ無生物であった。P-2 地点では前回に比べ、出現種数は2倍、個体数は10倍以上になっていた。個体数が特に多かったのは、ホトトギスガイ

*Musculus (Musculista) senhousia* とアサリであった。ホトトギスガイは、マット状に広がるほどではなく、小さなパッチ状のコロニーを形成していた。P-3 地点はP-2 地点と種構成が類似しているが個体

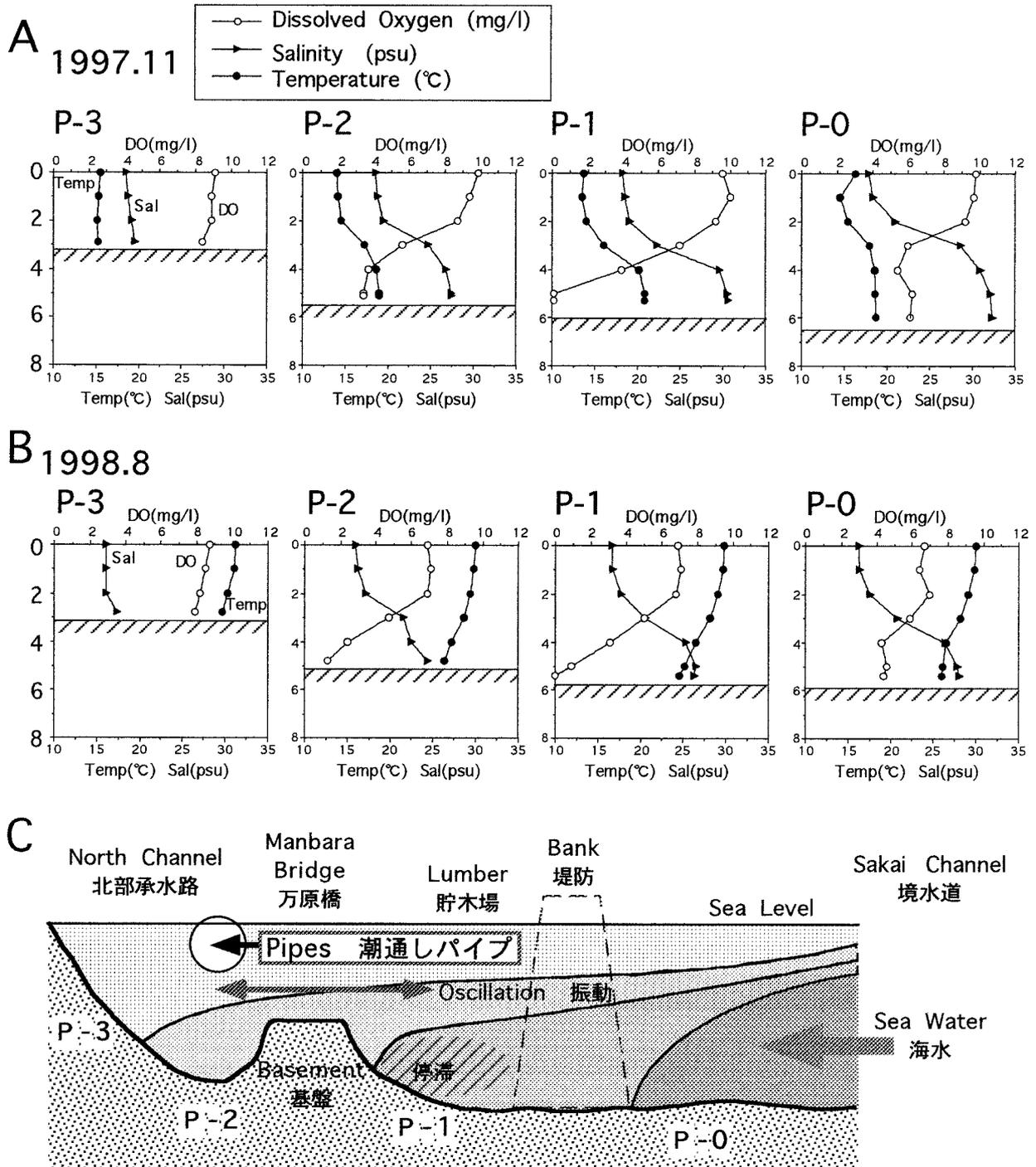


図2 各調査地点の水質の鉛直プロフィール (A: 1997.11 および B: 1998.8) と境水道から北部承水路に至る水塊の特徴 (C)。

Fig.2 Vertical profiles of water quality (A: 1997.11, B: 1998.8) and a schematic vertical section of sea water from Sakai Channel to North Channel (C)

数が少なかった。多様性をしめす H' は 1997 年に比べ、特に P-2 地点で 0.26 から 1.51 へと大きく増加し、P-0 地点でもいくぶん増加した。

1999 年 1 月の P-2 地点は 1998 年 8 月に比べ、個体数は半減したが種数はほぼ同じであった。個体数が減少したのは移動能力の低いホトトギスガイとアサリで、かわってニホンドロソコエビなど遊泳可能な小型甲殻類が優占し、多毛類の構成種が変化した。多様性をしめす H' は高い値を維持していた。

通水終了後の 1999 年 9 月の P-2 地点は、ほぼ無生物といえる状態となっていた。

## 考 察

### 北部承水路の水質の特徴とベントス相

潮通しを行うことにより、水質に関して北部承水路でも塩分および溶存酸素濃度が上昇することが予想された。しかし、今回示した水質測定値からは潮通しの効果といえる変化を見いだすことができなかった。そこでまず、北部承水路の水質の一般的特徴について考察する。本水域において底層の塩分は

下流から上流に向かって低くなり、河口汽水域の特徴がみられる(図 2 C)。特に注目されるのは底層 DO で、貯木場の下流側と上流側にあたる P-0 地点と P-1 地点とで、全く異なっていた(図 2 A, B)。境水道側から進入した新鮮な海水である塩水くさびは、P-0 地点では底層においても十分な酸素を含んでいたが、その奥にあたる P-1 地点では常に無酸素状態となっていた。一方、P-2 地点の湖底は塩水くさびのより上流にあたるが、その直前の P-1 地点湖底が無酸素状態のときでも、1 mg/l 以上の DO があった。この P-1 と P-2 地点の間にある万原橋付近には基盤岩が露出しており、干拓堤防工事で承水路をもうけるために約 4 m の水深まで掘り下げられている(高安, 1998)。このため P-1 と P-2 地点とで湖底に段差があり、P-1 地点の水深 4 m よりも浅い酸素を含む水が塩水くさびとして P-2 地点の湖底部に到達していると考えられる。逆に P-1 地点では、底層の水がこの段差のために停滞し交換されないため、常に無酸素状態になっていると考えられる。P-3 地点では水深が 3 m より浅いため塩水くさびは到達しておらず、上層の低塩分水塊内である

表 1 1997 年から 1999 年の北部承水路におけるマクロベントスの個体数 (/0.1 m<sup>2</sup>) と多様度指数、水深、底質の含泥率と硫化水素臭。

Table 1 Occurrence (number of individuals /0.1 m<sup>2</sup>) and diversity index H' (Shannon-Wiener) of macrobenthos, water depth, mud content and hydrogen sulfide of the sediment in North Channel Area of Lake Nakaumi during 1997-1999.

| 和名         | 学名           | 潮通し前                                  |      |      |     | 潮通し中 |      |      |      | 終了後  |      |      |
|------------|--------------|---------------------------------------|------|------|-----|------|------|------|------|------|------|------|
|            |              | 1997                                  |      |      |     | 1998 |      |      |      | 1999 | 1999 |      |
|            |              | P-3                                   | P-2  | P-1  | P-0 | P-3  | P-2  | P-1  | P-0  | P-2  | P-2  |      |
| MOLLUSCA   | カワグツツボ       | <i>Falsicingula elegans</i>           | 14   | 0    | 0   | 0    | 9    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
|            | アラムシロガイ      | <i>Hinia festiva</i>                  | 0    | 0    | 0   | 0    | 0    | 3    | 0    | 0    | 6    | 0    |
|            | ムラサキガイ       | <i>Mytilus galloprovincialis</i>      | 0    | 1    | 0   | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
|            | コウロエンカワヒバリガイ | <i>Limnoperna fortunei kikuchii</i>   | 0    | 0    | 0   | 0    | 0    | 3    | 0    | 0    | 0    | 0    |
|            | ホトトギスガイ      | <i>Musculista senhousia</i>           | 12   | 1    | 0   | 0    | 78   | 259  | 0    | 0    | 34   | 0    |
|            | アサリ          | <i>Ruditapes philippinarum</i>        | 3    | 0    | 0   | 0    | 11   | 163  | 0    | 0    | 6    | 0    |
|            | ヒメシラトリガイ     | <i>Macoma incongrua</i>               | 8    | 0    | 0   | 0    | 0    | 0    | 0    | 1    | 1    | 0    |
|            | ヒメカノコアサリ     | <i>Veremolpa micra</i>                | 0    | 0    | 0   | 39   | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
| ANNELIDA   | ゴカイ          | <i>Neanthes japonica</i>              | 0    | 0    | 0   | 0    | 1    | 3    | 0    | 0    | 0    | 0    |
|            | カギゴカイの一種     | <i>Sigambra</i> sp.                   | 5    | 0    | 0   | 5    | 0    | 5    | 0    | 0    | 15   | 0    |
|            | ミナミシロガネゴカイ   | <i>Nephtys polybranchia</i>           | 0    | 1    | 0   | 0    | 12   | 60   | 0    | 18   | 21   | 1    |
|            | ヤマトスピオ       | <i>Prionospio (Minuspio) japonica</i> | 6    | 0    | 0   | 0    | 6    | 4    | 0    | 0    | 0    | 0    |
|            | イトエラスピオ      | <i>Prionospio (Minuspio) pulchra</i>  | 0    | 0    | 0   | 0    | 0    | 1    | 0    | 1    | 14   | 0    |
|            | ドロオニスピオ      | <i>Pseudopolydora kempfi</i>          | 0    | 56   | 0   | 0    | 5    | 0    | 1    | 0    | 16   | 0    |
|            | ウミイサゴムシ      | <i>Lagis bocki</i>                    | 0    | 0    | 0   | 0    | 9    | 26   | 0    | 0    | 0    | 0    |
| ARTHROPODA | ニホンドロソコエビ    | <i>Grandidierella japonica</i>        | 0    | 0    | 0   | 0    | 5    | 84   | 0    | 0    | 119  | 0    |
|            | アリアケドロクダムシ   | <i>Corophium acherusicum</i>          | 0    | 0    | 0   | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    | 30   | 0    |
|            | クマ目          | CUMACEA sp.                           | 0    | 0    | 0   | 0    | 1    | 0    | 0    | 0    | 0    | 0    |
|            | 未同定          |                                       | 10   | 0    | 0   | 1    | 0    | 0    | 0    | 26   | 18   | 0    |
|            | 種数           | Species richness [S]                  | 7    | 4    | 0   | 3    | 10   | 11   | 1    | 4    | 11   | 1    |
|            | 総個体数         | Total no. ind. [N]                    | 58   | 59   | 0   | 45   | 137  | 611  | 1    | 46   | 280  | 1    |
|            | 多様度          | Diversity index [H']                  | 1.84 | 0.26 | -   | 0.45 | 1.62 | 1.51 | 0.00 | 0.86 | 1.75 | 0.00 |
|            | 水深           | Depth (m)                             | 2.9  | 4.6  | 5.3 | 6    | 2.8  | 4.8  | 5.4  | 5.4  | 4.3  | 4.8  |
|            | 底質の含泥率       | Mud content (%)                       | 20.0 | 20.4 | 8.6 | 9.3  | 21.9 | 6.6  | 33.0 | 18.3 | 0.3  |      |
|            | 底質の硫化水素臭     | H2S (強い++ 有り+ 無し-)                    | -    | +    | ++  | +    | -    | -    | -    | -    | -/+  | ++   |

ため酸素が十分に供給されていて、貧酸素化しないと考えられる。

この様に、北部承水路では観測点ごとに一定の水質特性が認められ、上記の水質の特徴はベントス相にも反映されている。P-0 地点では主に海域～高塩分域に生息するヒメカノコアサリ、ミナミシロガネゴカイが優占種としてみられる（高安ほか、1989；山根ほか、1998）。P-2、P-3 地点はアサリやホトトギスガイなど内湾～河口部に棲息する広塩性の種が多くみられる。無酸素状態の P-1 地点はほぼ無生物状態である。通水前の北部承水路内で P-3 地点でのみ生物相が豊かだったのは、浅場であるため常に十分な酸素が供給されていたためであろう。

### 通水によるベントスと底質の変化

北部承水路のベントス相は潮通し前の 1997 年は貧弱であったが、1998 年の潮通しパイプ通水開始後に生物が増加し、特にパイプ正面に当たる地点 P-2 においては種数・個体数の増加が顕著にみられた。P-2 地点は、通水前にはドロオニスビオが単独で優占していたのに対し、通水開始後にアサリやホトトギスガイ、ニホンドロソコエビなどが増加した。アサリやホトトギスガイは貧酸素耐性能力が低い生物である（中村ほか、1997）。ニホンドロソコエビも本庄付近では西部承水路などの酸素の豊富な場所で生息している種である（堀ほか、2000）。また、底質に関しても通水前は黒色で硫化水素臭を発する還元状態であったのに対し、通水中は夏期でも褐色で無臭の酸化した状態であった。これらのことから、P-2 地点では 1998 年 8 月の DO が低いことが示唆される。停滞した水域においては、夏期に成層することが貧酸素化の一つの原因であるが、通水による流れが湖底付近を攪拌していたことが、海水交換の効果と相まってベントスの生息環境を改善したと考えられる。さらに、通水終了後の 1999 年 9 月には P-2 地点の湖底が嫌気化してほぼ無生物状態になったことは、夏期における海水攪拌・交換の重要性と潮通しの効果を裏付けている。また、潮通し工事の関係で、P-2 地点に砂が堆積し、覆砂を施したと類似の効果があつたことも、ベントスの生息環境改善に貢献した可能性もある（山口ほか、投稿中）。

次に、塩分に注目してベントスの変化を検討すると、ホトトギスガイは本庄水域内で顕著な優占種であるが（Yamamuro, 1998；藤本ほか、1999）、境

水道付近には僅かにしか分布しておらず（山根ほか、1998）、中塩分の湖底において優占する傾向がある。潮通しパイプの本庄水域内側では、通水中の 1998 年 8 月にはホトトギスガイがパイプ付近の湖底一面にマット状コロニーを形成していた（中国四国農政局、1998；山口ほか、1999；堀ほか、2000）。それと比較すると、P-2 地点のホトトギスガイの増加はさほど大きくはない。また、通水後に P-0・P-2・P-3 地点で増加した多毛類のミナミシロガネゴカイは中海の中心水域で優占種の一つとしてみられ（園田ほか、1998）、特に境水道に近い水域で個体数が多く（山根ほか、1998）、高塩分域に生息する種である。藤本ほか（1999）によると、ミナミシロガネゴカイは 1997 年 5 月と 7 月に本庄水域内で優占種であったが、塩分の低下した秋以降に個体数が激減したあと、1998 年はほとんど出現していない。すなわち、北部承水路におけるミナミシロガネゴカイの通水開始後の増加は、境水道側からの幼生移送によるものと推測される。これらのことから、この水域におけるベントス相の通水前後の変化は、境水道からの流入水の影響拡大も関係していることが推察される。北部承水路は先端が閉鎖し、かつ屈曲した狭い水路であり、海水の流入は制限されている。しかし、潮通しが増加すれば、それにとまなう様々なベントス幼生が本庄水域へ供給され、本庄水域や中海全体のベントス多様性と生産性の増加が期待できる。

一方で、停滞性の高い中海は貧酸素化に対する生理あるいは生態的耐性の弱いベントスの生息環境としてはもともと好条件ではない。たとえば北部承水路を作った堤防建設前でも、この水域の主要部にはアサリは多くは生息していなかった（Kikuchi, 1964 など）。これは、中海では沿岸から離れると急激に水深が深くなり湖底のほとんどの面積を水深 5-6 m が占め（徳岡・高安、1992）、そのような湖盆部では湖水が停滞しやすくかつ泥底となっているためと考えられる。本庄水域は中海水域と比較して、顕著な塩分躍層が形成されにくいため、貧酸素化が抑制されているといわれてきた（例えば日本海洋学会海洋環境問題委員会、1996；相崎・秋葉、1998）。しかし、底生生物の調査から、夏期～秋期には本庄水域の広い面積で生物の大量死が起こることがわかってきた（藤本ほか、1999；堀ほか、2000）。その原因は、1997 年の場合は多雨による塩分の低下と考えられる。ミナミシロガネゴカイ・アサリなど低塩分を好まない種がこの時期に衰退した。更に、上層

の塩分低下は、湖水の密度成層を強化させ、上下の水の循環を妨げ、貧酸素化を促進させた。また、1998年には夏期にシオグサ (*Cladophora speciosa*) の極端な繁茂の後、一斉枯死がおこり、遺骸が停滞した底層付近で貧酸素化が起こっていた (山口ほか, 1999)。たとえ堤防を広範囲に開削したとしても、閉鎖性が高く水の停滞する中海において塩分変化および貧酸素化がベントスに及ぼす影響は避けられない。気象条件などによる環境変化が大きく、ベントスの生息状況が時空間的に大きく変化する汽水湖の生態学的知見はまだ不十分で、未知な要素が多い。水産利用だけでなく水域環境改善の研究のためには、生物および環境の長期的調査が不可欠である。

## ま と め

北部承水路の底生動物相は浅場を除いて非常に貧弱であったが、潮通しパイプを設置し通水開始後、特にパイプ正面の P-2 地点でマクロベントスの多様性と生息量の増加が確認され、通水前よりもベントスにとっての湖底環境は明らかに改善したことが示された。そして、パイプを撤去した後、P-2 地点の底生動物相は貧弱なものにもどった。堤防の除去など大面積の開削が行われれば、中海の北西部は豊かな水域としてよみがえる可能性が示唆された。ただし、その開削の際には、湖水の停滞性を低減するために、海水の交換率の増大、貧酸素水塊の解消のための配慮が必要である。

## 謝辞

島根大学汽水域研究センターの徳岡隆夫センター長、國井秀伸助教授、大塚泰介博士、田中秀典博士には研究遂行を支援していただき、有益な助言・議論をいただいた。端脚類の同定は京都大学瀬戸臨海実験所の大和茂之博士にご尽力いただいた。水産庁瀬戸内海区水産研究所の浜口昌巳博士には本論文をまとめるに当たり粗稿を読んでいただき、有益な助言をいただいた。同センターの松本雅夫さん、中海漁業組合の門脇義雄さんには調査船の操船をはじめ、調査作業をお手伝いいただいた。東京大学工学部の作野裕司君、島根大学総合理工学部地球資源環境学科の中山大介君、立見博俊君、荻野拓也君には様々な場面でご助力いただき、調査が遂行できました。お世話になったこれらの皆様に心よりお礼申し上げます。

## 引用文献

- 中国四国農政局. 1998. 本庄工区水産調査報告書, 中国四国農政局資料.
- 藤本真子・高安克己・山口啓子・園田武. 1999. 中海本庄工区におけるベントス相と環境特性 (予報). LAGUNA (汽水域研究), 6: 107-117.
- 福井真司・青井亜矢子・藤岡克己・前田伊佐武・三浦真吾・相崎守弘. 1999. 中海本庄工区に設置された潮通しパイプ交換水の水質特性, LAGUNA (汽水域研究), 6: 37-42.
- 堀伸子・波越淳・秋葉道宏・相崎守弘. 2000. 底生動物から見た中海・本庄工区の潮通しの効果. LAGUNA (汽水域研究), 7: 45-52.
- Kikuchi, T. 1964. Ecology and biological production of Lake Naka-umi and adjacent regions, (3) Macrobenthic communities of Lake Shinji-ko and Lake Naka-umi. *Spec. Publ. Seto. Mar. Biol. Lab. Series II, Part I*: 21-44.
- 中村幹雄・品川 明・戸田顕史・中尾 繁. 1997. 宍道湖および中海産二枚貝 4 種の環境耐性. 水産増殖, 45 (2): 179-185.
- 日本海洋学会海洋環境問題委員会. 1996. 閉鎖性水域の環境評価に関する見解—中海本庄工区干拓事業の場合—. 海の研究, 5: 333-344.
- 奥田節夫. 1997. 汽水湖における水塊の移動と混合過程. 沿岸海洋研究, 35 (1): 5-13.
- 園田 武・中尾 繁・中村幹雄・高安克己. 1998. 宍道湖・中海・神西湖の多毛類相. LAGUNA (汽水域研究), 5: 101-108.
- 高安克己・小野俊彦・住田耕一. 1989. 中海・宍道湖の自然史研究—その 10. 中海底質中の貝類遺骸群集とその変遷. 島根大学地質学研究報告, 8: 33-50.
- 高安克己. 1998. 中海本庄水域周辺承水路の水塊動態. LAGUNA (汽水域研究), 5: 161-173.
- 徳岡隆夫・高安克己. 1992. 中海北部 (本庄工区) アトラス. 徳岡・高安編, 島根大学山陰地域研究総合センター, 島根: 92 p.
- 山口啓子・門脇義雄・藤森恒至・立見博俊. 1999. 中海本庄水域におけるアサリの成長と生残—関連する要因の予察と潮通しパイプの効果の検討—. LAGUNA (汽水域研究), 6: 145-156.
- Yamamuro, M., Oka, N. and Hiratsuka, J. .1998. Predation by diving ducks on the biofouling mussel *Musculista senhousia* in a eutrophic estuarine lagoon.

*Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 174 : 101–106.  
山根恭道・向井哲也・清川智之・内田浩・中村幹  
雄. 1998. 中海・宍道湖漁場環境保全対策推進調

査定期観測基礎調査. 島根県水産試験場事業報告,  
平成 8 年度 : 230–249. 島根県.

## 底生動物から見た中海・本庄工区の潮通しの効果

堀 伸子<sup>1</sup>・浪越 淳<sup>1</sup>・秋葉道宏<sup>2</sup>・相崎守弘<sup>1</sup>

### The effect of construction of tidal flow pipes on the benthic fauna in the Honjo Area of Lake Nakaumi

Nobuko Hori<sup>1</sup>, Atsushi Namikoshi<sup>1</sup>, Michihiro Akiba<sup>2</sup> and Morihiko Aizaki<sup>1</sup>

**Abstract :** The Honjo area was surrounded by dikes for reclamation work and separated from Lake Nakaumi in 1981. However, the work was frozen and the area still remains as a closed water area. Tidal flow pipes were constructed for the evaluation of fishery promotion between Honjo area and Hokubushosuiro channel in March 1998.

The benthic fauna of Honjo area was surveyed during April 1997 to March 1999 at 6 sites in the area and 1 site in Seibushosuiro.

In order to evaluate the effect of tidal flow pipes, the benthic fauna data before and after was compared. No change was observed except near the pipes. But, conspicuous change observed near the pipes. *Musculus senhousia* increased at St.1, 2 near the pipes after constructed. And number of species increased, too in nearest station. Similarity Index between St.6 and St.1, 2 near the pipes was higher after constructed.

**Key words :** Lake Nakaumi, Honjo area, tidal flow pipes, benthic fauna

#### はじめに

島根県と鳥取県の間に位置する中海は、サロマ湖に次ぐ全国 5 番目の大きさを誇る湖であり、八郎潟や霞が浦などが埋め立てや淡水化によって失われるなか、現存する汽水湖として貴重な水域となっている。

この中海でも戦後の農地不足のため干拓、淡水化が計画された。中海の干拓事業のうち、面積の小さい揖屋干拓地や安来干拓地などは工事が完了し、干陸化が行われたが、最大面積を占める本庄工区は、1981 年に堤防や湖底の工事は完了したが、社会情勢の変化から 1988 年に計画は中断され、現在も水域のまま残っている。

湖底は干拓工事のため、中央に幅約 40 m、深さ

約 4 m の排水溝が約 5 km にわたって掘られているほか、道路予定地などには砂を多量に覆砂しているなど、様々な湖底の改変が行われている(徳岡, 1992)。

1995 年に島根県は「宍道湖中海に関わる水質予測事業」の結果を踏まえて、干陸化による他の水域への影響はないとの判断から干陸化事業の再開を決断し、農林水産省に工事再開を申し入れた。しかし、この申し入れに対し激しい反対運動が起き、公共事業の見直し機運と相まって、今後の利用を検討するため 1997 年～1998 年の 2 年間の調査期間を設け、この調査結果をもとに干拓の再開を審議する運びとなった。

また、1998 年 3 月には漁業振興の調査の一部として北部承水路に直径 2.5 m、長さ 26 m の潮通し

<sup>1</sup> 島根大学生物資源科学部 Faculty of Life and Environmental Science, Shimane University, Matsue 690-8504, Japan

<sup>2</sup> 国立公衆衛生院水道工学部 National Institute of Public Health

パイプ2本が設置され、水の交換が行われるようになった。潮通しパイプ設置により、境水道からの潮の影響を直接受けることになり、潮の流れが変化するものと考えられることから、底層環境や底生動物も影響を受けることが予想された。

全国的にみても人工的な改変の影響を受けている水域は多いが、このような大規模な実験が行われた例は少なく、人工的な改変が底生動物に与える影響についての知見は、今後、生物の生息環境保全の観点から水域を保全していく上で重要であると考えられる。

本研究では潮通しパイプ設置前の1997年4月から設置後の1999年3月までの2年間、本庄工区において、底層水や底質などの生息環境と底生動物の調査を行い、底生動物相の変化から潮通しパイプ設置の効果を評価した。また改変された湖底環境が底生動物相に与えた影響について検討した。

## 調査水域

### 1. 調査地点

本庄工区は中海の1/5の面積である1689haを占める。本庄工区の北部と西部には、河川からの流入する水を干拓地外に排出するため作られた承水路が存在し、中海側とは西部承水路の2カ所の開口部でのみつながっていた。

1998年3月～1999年2月の1年間は北部承水路

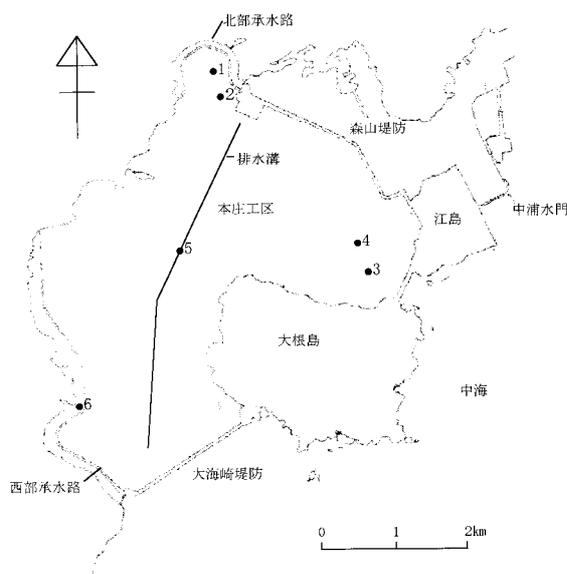


図1 中海本庄工区の概要と調査地点

Fig.1 Sampling station in Honjo area of Lake Nakaumi

に直径2.5m長さ26mの潮通しパイプ2本が設置され、水の交換が行われた(高安, 1999; 福井他, 1999; 中国四国農政局, 1999)。

調査地点は本庄工区北部の覆砂された地点のSt.1, 本来の湖底部分のSt.2, 大根島に近い東部の覆砂された地点のSt.3, 本来の湖底部分のSt.4, 排水溝中央のSt.5, 西部承水路のSt.6とした(図1)。各地点の平均水深はSt.1～6でそれぞれ5.0, 5.1, 4.5, 5.1, 9.3, 0.5mであった。本庄工区北部のSt.1およびSt.2は、潮通しパイプ設置の影響を直接受ける水域であり、特にSt.2はパイプの延長上約200mの地点に設置したところから影響を強く受けると考えられた。東部に設置したSt.3およびSt.4は潮通しパイプの直接影響を受けない水域であることから、パイプ設置の効果を評価する際に対照となる水域と考えた。St.5は排水溝中央の溝中であり、湖底の改変の象徴として設置した。St.6は西部承水路の開口部に近い岸辺に設置した。この地点は潮の干満に伴って湖水が激しく移動し、河と同様に流水環境と考えられる地点である。

### 2. 調査方法

調査は、1997年4月から1999年3月まで毎月1回行った。採泥はエクマンバージ型採泥器(採泥面積0.04m<sup>2</sup>)を用い、各地点とも物理化学用に1回、底生動物用に2回行った。同時に調査地点の水深と、表層水と底泥直上水の水温、塩分、電気伝導度、溶存酸素濃度(DO)を簡易型水質計(YSI model 85)を用いて測定した。

底泥は0.5mmメッシュの篩にかけ回収されたものを10%ホルマリンで固定し、種の同定、個体数、湿重量の計測を行った。

類似度指数の計算はKimoto(1976)のC<sub>π</sub>に従い次式より求め、単純連結法(Single-linking method)を用いてデンドログラムを作成した。データは1997年、1998年とも最も多くの種類数が出現した6月のものを使用した。

$$C_{\pi} = \frac{2 \sum_{i=1}^S n_{1i} \cdot n_{2i}}{(\sum_{i=1}^S n_{1i}^2 + \sum_{i=1}^S n_{2i}^2) N_1 \cdot N_2} \quad 0 \leq C_{\pi} \leq 1$$

$$\sum_{i=1}^S n_{1i}^2 = \frac{\sum_{i=1}^S n_{1i}^2}{N_1^2}, \quad \sum_{i=1}^S n_{2i}^2 = \frac{\sum_{i=1}^S n_{2i}^2}{N_2^2}$$

ここでS; 全種類数, N; 全個体数, n<sub>i</sub>; 第i番目の個体数である。

底質は、強熱減量(IL), 底質COD(S-COD), 酸化還元電位, CHNS含量, 粒度組成を測定した。分

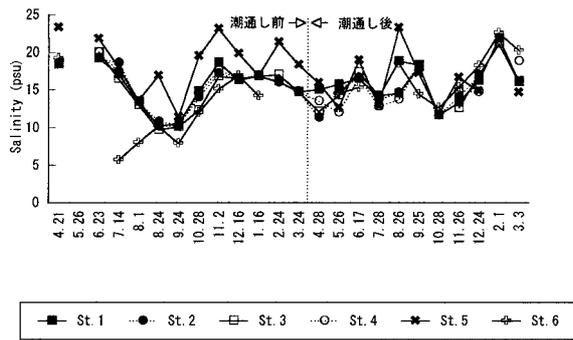


図2 底泥直上水塩分濃度の季節変化

Fig.2 Monthly changes in salinity concentration in the overlying water of the Honjo area between April 1997 and March 1999

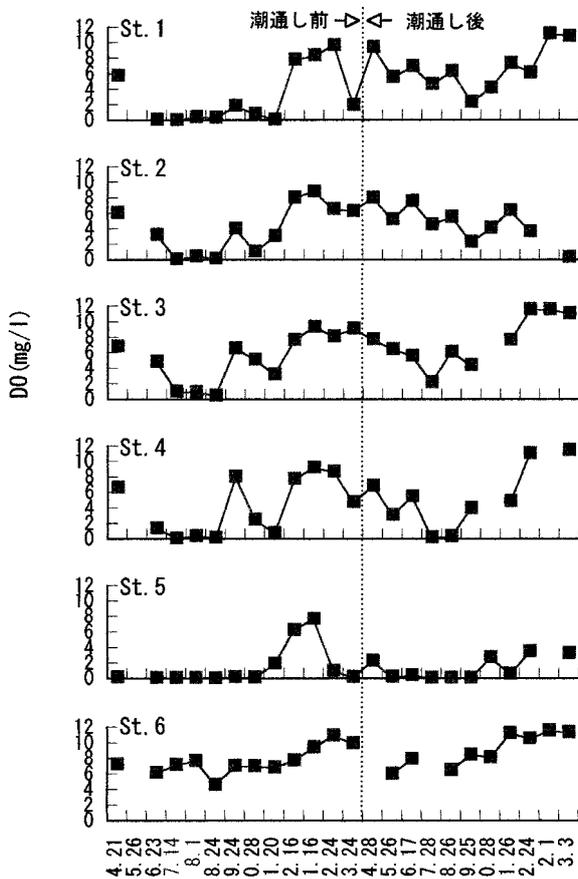


図3 底泥直上水溶存酸素濃度の季節変化

Fig.3 Monthly changes in DO concentration in the overlying water of the Honjo area between April 1997 and March 1999

析は IL, S-COD は、底質調査法 (日本環境測定分析協会, 1988) に従い、酸化還元電位は ORP メーター (HORIBA カスタニー ATC), CHNS 含量は元素分

析機 (パーキングエルマ社 2400 II 型) を用い、粒度組成は篩い分け法 (西条, 1995) によって行った。

## 結 果

### 1. 水質

本庄工区の底泥直上水 (底質直上 50 cm 程度) の塩分濃度変化を図 2 に示す。底泥直上水の塩分濃度は 10~25 psu であった。中海では 3~5 m のところに塩分躍層が発達していたが、本庄工区内は底層までよく混合した状態で強い塩分躍層はみられなかった (相崎, 秋葉 1998)。1997 年は例年より夏季の降水量が多く、塩分濃度は 8 月後半には 10 psu にまで低下するといった特徴的な年であった。1998 年は 11~22 psu で例年並みであった (島根大学環境分析化学研究室, 1994)。

底泥直上水の溶存酸素濃度の季節変化を図 3 に示す。1997 年の 7 月~8 月後半には、St.1~4 で溶存酸素は底層で急激に減少し、1 mg/l を下回る低い値となった。1998 年には St.1, 2 では夏季の底泥直上水溶存酸素の低下はみられなかったが、St.3 で 2 mg/l 程度まで低下し、St.4 では 1 mg/l を下回る無酸素状態となっていた。St.5, 6 では 1997, 1998 年ともに同様な傾向を示し、排水溝中央に位置する St.5 では年間のほとんどが 1 mg/l 以下の無酸素状態であった。西部承水路に位置する St.6 では、溶存酸素濃度は年間を通じて高い値を示した。

### 2. 底質

底質の分析結果を表 1 に示す。1997 年の年平均値では底質の泥分率は覆砂された地点の St.1 と St.3 でそれぞれ 31.7%, 29.4% と、本来の湖底の St.2 と St.4 の 58.5%, 53.2% より低かった。IL は St.1 及び St.3 でそれぞれ 5.1%, 7.5%, S-COD は 15.9 mg/l, 27.4 mg/l で、本来の湖底である St.2 及び St.4 に比べて低かった。St.3 では泥分率は低かったが、St.1 に比べて、IL, S-COD は高い傾向がみられた。これは藻場が造成されており、分解しやすい堆積物が多かったためだと考えられた。次に T-S 濃度は IL, S-COD 同様、覆砂された St.1 及び St.3 では 0.40%, 0.45% と、本来の湖底である St.2 及び St.4 の 0.53%, 0.56% に比べ 0.1% 程度の違いがみられた。排水溝中の St.5 では泥分率、IL, S-COD 及び T-S 濃度とも他の調査地点に比べて著しく高かった。流水環境と考えられる St.6 では泥分率は 1.8% と低く、ほとんどが砂であった。また、IL, S-COD 及び

表1 底質分析結果

Table 1 Physical and chemical composition of sediment in Honjo area of Lake Nakaumi

| 1997 <sup>a</sup> |                 |                |                 |                 |
|-------------------|-----------------|----------------|-----------------|-----------------|
| St-No.            | Silt+Clay(%)    | Ig.loss(%)     | S-COD(mg/g)     | T-S(%)          |
| 1                 | 31.7(4.7~59.5)  | 5.1(1.3~7.5)   | 15.9(2.7~26.0)  | 0.40(0.02~0.94) |
| 2                 | 58.5(39.1~80.1) | 6.5(3.7~8.5)   | 20.7(15.7~27.0) | 0.53(0.28~0.90) |
| 3                 | 29.4(6.8~58.2)  | 7.5(3.0~14.9)  | 27.4(7.1~64.7)  | 0.45(0.01~1.21) |
| 4                 | 53.2(28.9~68.1) | 8.8(3.1~13.8)  | 36.2(11.8~46.6) | 0.56(0.06~1.25) |
| 5                 | 78.5(61.5~89.7) | 12.2(9.6~13.8) | 41.1(29.5~55.5) | 0.70(0.33~1.04) |
| 6                 | 1.8(0.2~4.2)    | 2.1(1.1~3.4)   | 2.6(1.3~4.8)    | 0.04(0.02~0.09) |
| 1998 <sup>b</sup> |                 |                |                 |                 |
| St-No.            | Silt+Clay(%)    | Ig.loss(%)     | S-COD(mg/g)     | T-S(%)          |
| 1                 | 18.8(6.3~37.6)  | 4.0(2.1~7.6)   | 8.6(2.3~18.1)   | 0.25(0.08~0.63) |
| 2                 | 49.8(28.0~64.0) | 5.2(2.1~6.2)   | 17.5(14.1~26.0) | 0.60(0.36~0.93) |
| 3                 | 32.5(7.3~57.2)  | 6.3(2.2~11.9)  | 22.4(4.0~52.6)  | 0.66(0.17~1.50) |
| 4                 | 62.2(50.3~74.2) | 9.9(7.0~12.0)  | 38.6(21.8~51.3) | 0.99(0.71~1.71) |
| 5                 | 78.8(43.0~87.4) | 13.0(7.9~15.1) | 45.1(20.7~51.6) | 1.07(0.70~1.59) |
| 6                 | 1.0(0.3~2.1)    | 1.8(1.2~3.1)   | 2.8(1.7~6.3)    | 0.04(0.00~0.11) |

T-S 濃度とも他の地点に比べて著しく低かった。1998 年の年平均値は、1997 年と同様な傾向が見られたが、St.1, 2 では低くなる傾向がみられた。これは毎月のサンプリングの際にサンプリング地点のズレが 1997 年に比べて少なくなったためであると考えられる。

### 3. 底生動物

底生動物の種類を表 2 に示す。底生動物は貝類 7 種と多毛類 5 種、節足動物 7 種の計 19 種が確認できた。本庄工区内では水深が 5 m 以上のところが多く、貝類では二枚貝のホトトギスガイ (*Musculus senhousia*) やヒメシラトリガイ (*Mocoma incongrua*) が、多毛類ではウミイサゴムシ (*Lagis* sp.) やミナシロガネゴカイ (*Nephtys polybranchia*)、スピオ科の一種 (*Prionospio* sp.) などがみられた。節足動物のほとんどは西部承水路の St.6 でみられた。今回確認できた種数は藤本 (1999) によって報告された本庄工区内での種数 34 種に比べると約半分であった。しかしながら藤本らが多産及び普通と報告している種はすべて含んでおり、底生動物相の解析を行ううえで十分に信頼性のあるデータが収集できたものとする。

底生動物個体数の変動を図 4 に示す。個体数は 1997 年の春から夏にかけて、St.1 では 60~1,500 個体/m<sup>2</sup>、St.2 では 330~1,200 個体/m<sup>2</sup>、St.3 では 530~13,000 個体/m<sup>2</sup>、St.4 では 70~1,100 個体/m<sup>2</sup> と変動し、St.1~3 では貝類の優占率が高かった。8 月後半から 11 月にかけては無生物となった地点が多かった。冬季には多毛類のスピオ 1 種類が増加したため、個体数は回復したが、貝類はみられなかつ

表 2 底生動物の種類

Table 2 Species name of Macrobenthos collected in Honjo area of Lake Nakaumi from April 1997 to March 1999

| Phylum     | Class      | Order | Species                                      |
|------------|------------|-------|--|
| Mollusca   | Bivalvia   |       | <i>Tapes philippinarum</i> アサリ               |
|            |            |       | <i>Musculus senhousia</i> ホトトギスガイ            |
|            |            |       | <i>Mocoma incongrua</i> ヒメシラトリガイ             |
|            |            |       | <i>Laternula limicola</i> ソトオリガイ             |
|            |            |       | <i>Thais clavigera</i> イボニシ                  |
|            |            |       | <i>Hinia festiva</i> アラムシロ                   |
| Annelida   | Polychaeta |       | <i>Lagis</i> sp. ウミイサゴムシ                     |
|            |            |       | <i>Nephtys polybranchia</i> ミナシロガネゴカイ        |
|            |            |       | <i>Prionospio</i> sp. スピオの一種                 |
|            |            |       | <i>Neanthes succinea</i> アシナガゴカイ             |
|            |            |       | <i>Neanthes japonica</i> ゴカイ                 |
| Arthropoda |            |       | <i>Ampithoe lacertosa</i> ニッポンモバヨコエビ         |
|            |            |       | <i>Merita</i> sp. メリタヨコエビ科の一種                |
|            |            |       | <i>Grandidierella</i> sp. ユンボソコエビの一種         |
|            |            |       | <i>Orangon affinis</i> エビジャコ                 |
|            |            |       | <i>Gnorimosphaeroma</i> spp. イソソブムシ近似種       |
|            |            |       | <i>Synidotea leavidorsalis miers</i> ワラジヘラムシ |
|            |            |       | <i>Philyra heterograna ortmann</i> ヘルトリコブシガニ |
|            |            |       |  |

た。1998 年の春季には貝類が増加したが、St.3 ではその割合は低かった。夏季には St.2 を除き本庄工区内は無生物状態となった。St.2 では夏季にも死滅せず、1997 年には夏以降みられなかった貝類も 11 月までみられた。図 5 に底生動物の湿重量の変化を示す。湿重量は 1997 年には春から夏にかけてが多く、St.1 で最高 550 g/m<sup>2</sup>、St.2 で 390 g/m<sup>2</sup>、St.3 で 1,730 g/m<sup>2</sup>、St.4 で 120 g/m<sup>2</sup> であった。夏以降は貝類がみられなかったため湿重量は小さかった。1998 年には St.1, St.2 でホトトギスガイが増加したため、St.1 で最高 4,520 g/m<sup>2</sup>、St.2 で 710 g/m<sup>2</sup> と大幅に増加した。湿重量の変化でみれば、貝類は St.1, St.2 で増加し、St.3 で減少したことがわかる。排水溝の St.5 ではほとんど生物はみられず、1998

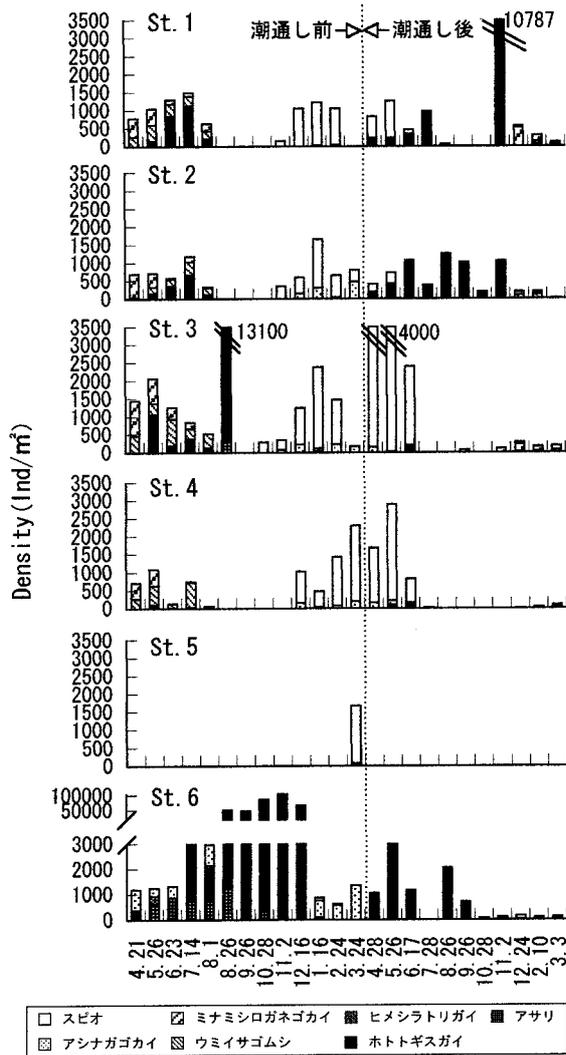


図4 底生動物個体数の季節変化

Fig.4 Monthly change in density of Macro benthos at each station

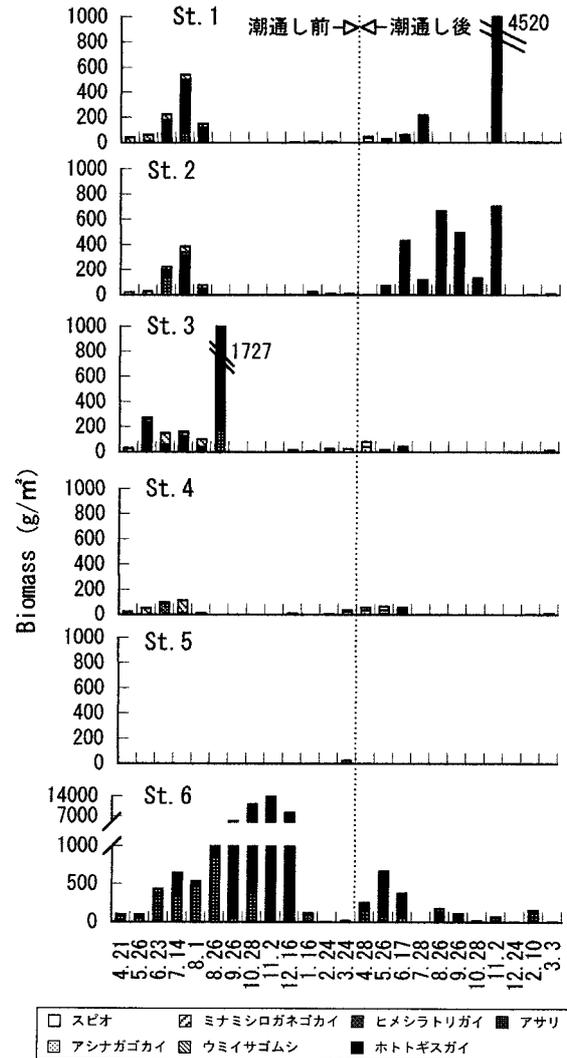


図5 底生動物湿重量の季節変化

Fig.5 Monthly change in biomass of Macro benthos at each station

年の3月の1ヶ月間のみ見られたが、小型のものが多く湿重量は小さかった。西部承水路に位置するSt.6は常に高い個体数であり、1997年8月後半～12月にかけてはホトトギスガイが湖底にマットを形成したため、大幅に増加し個体数は10万個体/m<sup>2</sup>に湿重量は14,000g/m<sup>2</sup>達した。1998年7月にはアオサが大量発生し、枯れたものが湖底を覆ったため、無生物となった。8月以降は順調に回復したが、1997年のようなホトトギスガイの大量発生はみられなかった。

#### 4. 底生動物相の変化

本庄工区各地点における底生動物の個体数、湿重量及び種類数の年間平均値を潮通しパイプ設置前の

1997年と設置後の1998年とで比較して図6に示す。潮通しパイプに近いSt.1、及びSt.2では1998年に湿重量が大幅に増加しており、St.2では種類数も1997年には7種類であったのに対し、1998年には10種類に増加した。これはホトトギスガイ (*Musculus senhousia*) の増加などと、堤防開削による流れの影響によって底生動物が増加したためと考えられた。このように潮通しパイプ設置によりパイプ周辺では底生動物の生息環境に顕著な改善効果がみられた。しかし、潮通しパイプから遠いSt.3、4では個体数は両年に変化はみられなかった。また、St.3では湿重量及び種類数は減少した。これは貝類が増殖しなかったためである。

St.5では潮通しパイプの設置に関わらず、1998

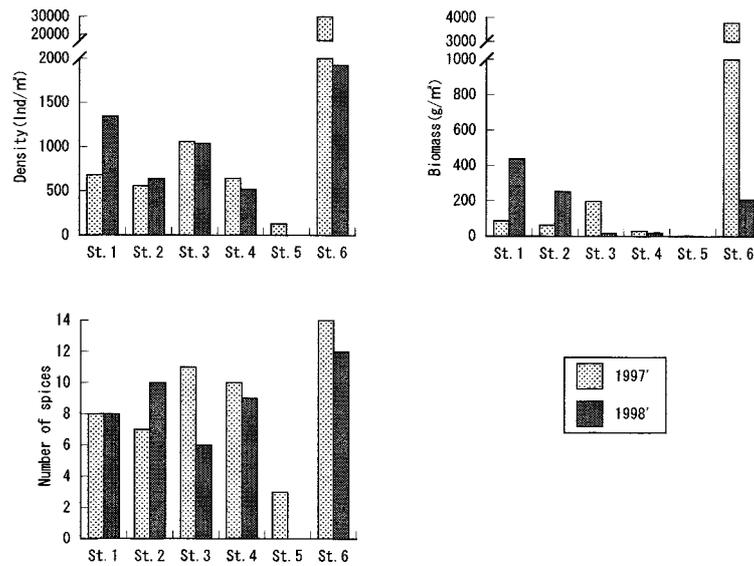


図6 本庄工区各地点における底生動物の個体数、湿重量の年間平均値と出現種類数の比較

Fig.6 Comparison of annual mean density, biomass and number of species between 1997 and 1998 at each station

年は無生物状態のままであった。西部承水路の St.6 では個体数及び種類数は両年でほぼ同じであったが、湿重量は大きな違いがみられた。これはホトトギスガイが 1997 年に異常に増殖し、1998 年にはあまり増えなかったためである。

高安 (1999) による承水路の水塊動態の調査では、潮通しパイプ周辺では 20 分～1 時間程度の頻度で流向が変化する動きが顕著であったとしていること、福井ら (1999) は潮通しパイプの影響範囲について、潮通しパイプからの一回の流入量が 11.2 万 t/day であることから潮通しパイプからよく混合しながら拡散したと仮定すると、その影響範囲は 200 m 程度であると推定していること、また藤岡ら (1999) による水質調査でも本庄工区全域に対しての影響は見られなかったとしていることなどから、これらの結果と今回の調査で底生動物の増加がみられた地域は一致していると考えられた。

### 5. クラスタ分析による類似性の変化

今回の底生動物の調査データをもとにクラスタ分析を行い、各地点間類似度指数を計算した (図 7)。データは比較的種類数の多い 6 月のものを用いた。1997 年には St.1, 2 の間では 0.94、St.3, 4 の間では 0.85 と類似度が高く、本庄工区の St.1～4 全体でも 0.69 と高い類似度を示した。しかし、西部承水

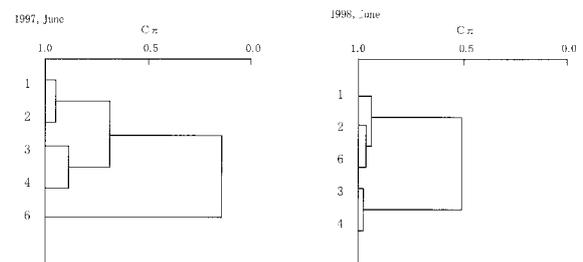


図7 底生動物の調査地点間の類似度

Fig.7 Cluster analysis at Dendrogram using Similarity Index ( $C\pi$ ) among Station based on the Distribution of Macroenthos

路の St.6 との間では 0.14 とほとんど類似性を示さなかった。1998 年では St.1, 2 と St.6 の間で 0.93 と高い類似度が示され、St.3 と St.4 との類似度は 0.53 と低下した。すなわち、潮通しパイプ設置前の 1997 年には本庄工区内の 4 地点では類似度が高く、同じような分布をしており、St.6 とは異なっていたが、1998 年には潮通しパイプに近い St.1 及び St.2 の底生動物相は底生動物が豊富な西部承水路の St.6 との類似度が高くなり、St.3, 4 との類似度は低下した。

潮通しパイプ周辺では多様度が増し、生物が多い西部承水路の地点との類似度が高くなったことは、

潮の流れが底生動物の生息に大きな影響を与えたことが示唆された。

## 考 察

本庄工区の潮通しパイプの設置場所は、西部承水路が建設された当時しばらくの間、開削されており、船が自由に通行できる状況であった(建設省国土地理院, 1990)。その当時の経験から、堤防開削により、本庄工区の水質や生物相が大きく変化することが期待され、漁業振興の決め手として堤防の開削が求められた。しかしながら、堤防の開削は認められず、直径 2.5 m の潮通しパイプ 2 本が設置され、潮通しの効果が調査された(中国四国農政局, 1999)。

潮通しパイプ設置の効果は農水省および島根大学の研究者らによって詳細に調査された(中国四国農政局, 1999: 清家ら, 1999: 高安, 1999: 藤岡ら, 1999: 福井ら, 1999)。その結果、潮通しの効果はパイプ周辺に限定され、本庄工区全域には影響を及ぼさなかったという結論が得られた(福井ら, 1999: 藤岡ら 1999)。しかしながら、潮通しパイプ周辺では顕著な改善効果が見られ、特に底質環境が改善したとの報告がある(中国四国農政局, 1999)。

本研究の結果からは、潮通しパイプの延長上に位置する St.2 では、パイプ設置後に多くの底生動物が生息できるようになり、個体数、湿重量及び種類数の増加が見られた。また、パイプ設置前は夏季に無酸素状態になり、長期間におよび無生物状態が続いたが、設置後は夏季の斃死は起きなかった。さらに特徴的なのは潮通しパイプから 1 km 程度離れた St.1 においてもパイプ設置後には個体数及び湿重量の増加が見られ、6 月のデータを用いた解析では、底生動物相は西部承水路の St.6 と類似したことである。表 1 に示すように、底質の成分組成や化学組成はパイプ設置前後で大きな違いは観察されていない。このことからこのような変化は底質が改善されたことより引き起こされたのではなく、パイプ設置により流れが生じたことによって生じたものと推測できる。水質等の調査からはパイプ設置の直接的な影響範囲として 200 m 程度が考えられ、またパイプの東側にその範囲が広いと推測された(福井ら, 1999)。しかし、今回の結果はアサリ増殖実験のために人工的に覆砂された実験水域を越えてかなり広い範囲にわたって影響が現れたことを示している。

本庄工区東部水域の St.3 および St.4 ではパイプ設置後、動物相が貧弱になった。この原因としては、

潮通しパイプによる直接的な影響ではなく、他の要因によって生じたものと推測される。山口ら(1999)は、同水域において夏季に底層のごく薄い部分が無酸素状態になり、実験していたアサリがほぼ全滅したことを報告している。この原因としては海藻の一種であるシオグサがこの水域に多量に繁茂し、7 月下旬に突然枯死・分解したことにより、底層付近が無酸素状態になったと推定している。このようなシオグサの繁茂は 1997 年には見られておらず、1998 年 3~5 月にかけて透明度が上昇したこと(藤岡ら, 1999)が引き金になっている可能性が高い。おそらく、上記のような原因で St.3 及び St.4 では底生動物相が貧弱になったものと推測される。

排水溝に設置した St.5 では、1997 年冬季には若干の底生動物が観測されたが、パイプ設置後の 1998 年には全く観測することができなかった。北部承水路から流入する潮通し交換水は比重が重いところから、排水溝の水質や底生動物に影響が現れることが予測されていたが、実際には変化は見られなかった。このことから、潮通しパイプ設置による影響範囲は、パイプ周辺に限定されていたことが推測できる。今回の潮通しの効果はその影響範囲が限定され、本庄工区全体で見た場合にはその効果は低いものとなった。しかしながら、パイプ横の造成地でのアサリ生息実験でもまずまずの結果が見られており(中国四国農水局, 1999)、今回の底生動物の調査結果からも、潮汐による流れを与えることができれば、底生動物の生息域を拡大できることが明らかになった。今後森山堤防や大海崎堤防の開削が行われた場合には、本庄工区全域にわたって多様性の高い生物の生息環境が形成されるものと考えられた。

今回の調査で潮通しパイプ周辺で増加したホトトギスガイは、湖底にマットを形成して成長するため、アサリなどの二枚貝には悪影響を与えるが、マットが形成されることによって底生動物の種類が増加すること(Crooks, 1998)や、冬場に訪れる渡り鳥の食料としても重要である(岡, 1998)ことが知られている。本庄工区内は強固な塩分躍層は発達していないが、水の流れがほとんどないため、夏季には底泥直上では貧酸素化しやすく、底生動物に悪影響を及ぼしている。今回、流れのあるところでは夏季以降も無生物状態とならなかったことから、塩分躍層が形成されないように高塩分水の流入を防ぎ、より大規模に水の交換を行えば、年間を通して底生動物が生息できる環境となり、本庄工区の水質浄化能力は向上するものと考えられた。

## ま と め

中海本庄工区の潮通しのパイプ設置による影響を底生動物相から評価するため、1997年4月から1999年3月にかけて調査を行った。調査は本庄工区内5地点と西部承水路1地点で行った。潮通しパイプ設置前の1997年は本庄工区内のSt.1~5において、8月下旬から10月にかけて無生物状態となった。また、類似度指数を用いて調査地点間の類似度を調べたところ、St.1~4とSt.6の類似度は低かった。潮通しパイプ設置後の1998年は、本庄工区東部や排水溝では底生動物の増加は見られなかったことから潮通しの効果は本庄工区全域に及ぶものではないことが示唆された。しかしパイプ周辺のSt.1, St.2で貝類の*Musculus senhousia*が増加し、湿重量や種類数も増加する傾向が見られ、潮通しパイプ設置によりパイプ周辺では顕著な改善効果がみられた。また、潮通し後にはパイプ周辺のSt.1, 2とSt.6との類似度が高くなっていた。このことから底生動物の生息には流れの影響が大きいことが示唆された。

## 引用文献

相崎守弘, 秋葉道宏 (1998) 中海本庄工区の水質特性, *LAGUNA 5* : 175-182.  
 藤岡克己, 青井亜矢子, 前田伊佐武, 相崎守弘 (1999) 中海本庄工区の水質特性と潮通しの影響, *LAGUNA 6* : 43-48.  
 藤本真子, 高安克己, 山口啓子, 園田武 (1999) 中海本庄工区におけるベントス相と環境特性(予報) *LAGUNA 6* : 107-117.

福井真司, 青井亜矢子, 藤岡克己, 前田伊佐武, 三浦真吾, 相崎守弘 (1999) 中海本庄工区に設置された潮通しパイプ交換水の水質特性, *LAGUNA 6* : 37-42.

J.A.Crooks (1998) Habitat alteration and community-level effect of an exotic mussel, *Musculista senhousia*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 162 : 137-152.

建設省国土地理院監修 (1990) 日本の湖沼アトラス, 財団法人日本地図センター, 東京

木元新作 (1976) 動物群集研究法 I, 一多様性と種類組成, 共立出版, 東京

日本環境測定分析協会 (1988) 「改訂版 底質調査方法とその解説」環境庁水質保全局水質管理課編, 丸善, 東京.

岡奈理子 (1998) 浅水域の prey-predator システム～二枚貝採食スペシャリストの潜水ガモとその補食圧～, 月刊海洋, vol.30, No.5 : 289-295.

西条八束 三田村緒佐武 (1995) 新編 湖沼調査法, 講談社, 東京.

島根大学理学研究科環境分析研究室 (1994) 宍道湖・中海水質月報.

高安克己 (1999) 中海本庄水域周辺承水路の水塊動態, *LAGUNA 6* : 161-173.

徳岡隆夫, 高安克己 (編) (1992) 中海北部 (本庄工区) アトラス, 島根大学山陰地域研究総合センター.

中国四国農政局 (1998) 本庄工区水産調査報告書  
 山口啓子, 門脇義雄, 藤森亘至, 立見博俊 (1999) 中海本庄水域におけるアサリの生残と成長 *LAGUNA 6* : 145-156.

## 沿岸域における珪藻遺骸群集と化石群 —大村湾におけるセディメント・トラップ実験結果—

加藤めぐみ<sup>1</sup>・谷村好洋<sup>2</sup>・松岡數充<sup>3</sup>・福澤仁之<sup>1</sup>

### Diatom flora in sinking particles and coastal marine sediments, examined by sediment trap method in Omura Bay, western Japan

Megumi Kato<sup>1</sup>, Yoshihiro Tanimura<sup>2</sup>, Kazumi Matsuoka<sup>3</sup> and Hitoshi Fukusawa<sup>1</sup>

**Abstract :** Time-series samples were collected by sediment trap at Nagayo-ura in Omura Bay, western Japan from June 1998 to June 1999. Diatom flora in these trap samples and surface sediments taken beneath the sediment trap were analyzed and compared each other for investigating taphonomic changes of diatom frustules. The diatom flora in the trap samples was mostly composed of marine planktonic taxa, so they were presumed to be autochthonous remains. On the other hand, benthic diatoms with no pigments in their frustules from the sediment samples were considered to be allochthonous remains transported by bottom water currents. Then annual fluxes of marine planktonic diatoms were derived from both of the trap and the sediment. The resulting fluxes in the sediment samples were much smaller than the annual sinking flux calculated from the trap samples. This investigation suggests major decrease of the frustules possibly occurred at boundary zone of seawater and surface sediments. The preservation rate (annual flux from the surface sediment sample/ annual flux from the trap sample) was estimated 2.8% for total marine planktonic diatoms, and varied among each taxon from less than 0.1% to 16.5. So the abundance and composition of the fossilized flora in the sediments are much different from the original one which lived in surface water. Therefore, we should consider taphonomic loss of diatom frustules to quantify past diatom productivity and interpret paleoecological information from diatom records in sediments.

**Key words :** coastal environments, marine planktonic diatoms, preservation rate, sediment trap, taphonomic process

#### はじめに

珪藻は水域生態系の一次生産者として淡水から海水にわたるさまざまな水域に生息しており、それぞれの種もしくは分類群が特定の塩分、栄養塩濃度、pH、水流、水温などの水質要素とともに生息するほかの生物群集との競合関係に適応していることが

知られている(巖佐, 1976)。また、シリカよりなる珪藻殻は堆積物中に化石として保存されるため、珪藻は過去の水域環境を示す生物指標のひとつである。この理念にもとづいて堆積物中の珪藻化石群集の層序学的変化から堆積物形成当時の水域環境を推定する研究がさかんに行なわれてきた。

近年の古環境復元研究では、過去の環境要素を定

<sup>1</sup> 東京都立大学大学院理学研究科地理科学専攻 Department of Geography, Graduate School of Science, Tokyo Metropolitan University, Hachioji 192-0397, Japan e-mail; megumi@comp.metro-u.ac.jp

<sup>2</sup> 国立科学博物館 National Science Museum, Shinjuku, Tokyo 169-0073, Japan

<sup>3</sup> 長崎大学水産学部 Faculty of Fisheries, Nagasaki University, Nagasaki 852-8521, Japan

量的に示すことやその変化に明確な年代軸を加えたりその変化速度を具体的に示すことが重要視されている(福沢ほか, 1997). 湖沼・内湾堆積物は堆積速度が大きいので高時間分解能でかつ精度よく古環境を復元することが可能で, これらの試料に豊富に含まれる珪藻化石からより具体的で定量的な過去の環境情報を得ることが望まれる. したがって, これからの珪藻化石を用いた古環境復元においては, 個々の珪藻種の分布を規定している塩分, 栄養塩濃度, 水温といった水質を定量的に明らかにすることや, 水域内の物質循環や生態系システムのなかで重要な珪藻生産量を精密に見積ることに取り組むべきであろう. そのための基礎として, 珪藻が沈積・埋没過程で受ける変化をまず明らかにする必要がある. なぜなら, 珪藻化石のもつ環境情報をより正確に評価するためには, 表層水塊中に生息していた珪藻が遺骸となって沈降して堆積物中の化石となるまでに受けるさまざまな変化をあらかじめ見積っておくことが必要不可欠であるからである.

これまで珪藻化石を対象とした研究が数多く行なわれてきた一方で, 珪藻化石の沈積・埋没過程に注目したタフオノミー研究はあまりなされてこなかった(小杉, 1985). とくに, 地球環境変動の解明や人間生活にとって非常に重要な地域の一つである内湾域における珪藻化石のタフオノミー研究はこれまで行なわれていない. そこで本研究では, セディメント・トラップ試料と表層から欠層なく採取された海底堆積物試料を用いて大村湾長与浦における珪藻の沈積・埋没過程を明らかにすることとした. 両試料に含まれる珪藻個体数を年間沈降殻数もしくは年間堆積殻数(annual flux)に換算して比較した. そして, タフオノミーが表層水塊中における珪藻生産量の定量的復元に貢献する可能性について検討した.

## 研究対象地域

本研究で用いた試料は長崎県中央部に位置する大村湾においてピストン・コアリングにて採取された(図1). 大村湾は鮮新世末から更新世に活動した断層によって形成された地溝帯に海水が侵入してできた断層性海湾で(波多江, 1976), 海岸線から沖へ向かって急激に水深が増して水深約20mの平坦な海底がひろがるケトル型(Kettle Type)の海底地形をなしている. 大村湾に流入する河川は大きくないため, 沿岸部をのぞくと大村湾の海底堆積物は中央粒径が $8\phi$ 以上の細粒物質からなる(鎌田ほか,

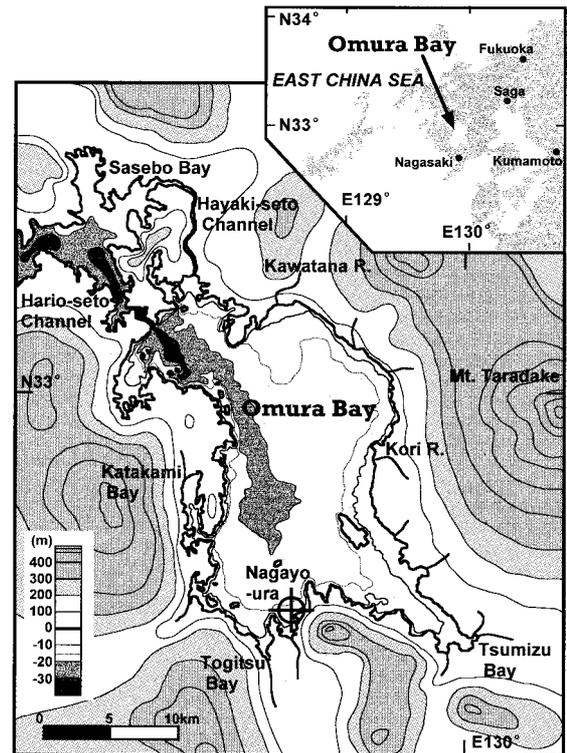


図1 大村湾の海底地形および周辺地形と試料採取地点

Fig.1 Morphological map around Omura Bay, western Japan and the sampling site in Nagayo-ura.

1980). また, 大村湾の地形的特徴としてもっとも注目すべきことに, 典型的な袋状海湾(もしくは閉鎖性海湾; closed sea)であることが挙げられる. 大村湾とその母湾である佐世保湾とは2つの狭い水路(針尾瀬戸と早岐瀬戸)を介してのみつながるため, 大村湾は外洋との海水交換が悪い非常に閉鎖的な内湾で湾内水の成層状態が強まる夏季には湾中央部の底層水の酸素濃度が著しく低下することが知られている. 生態学的な研究としてこの海底無酸素化現象と渦鞭毛藻赤潮発生メカニズムとの関連性が注目されており(岡市, 1987), 金・松岡(1998)は海底堆積物中の渦鞭毛藻シストの群集変化を検討して大村湾の富栄養化現象について論じている.

## 試料と方法

本研究では, 長崎県大村湾の湾奥部に位置する長与浦(図1)において簡易型セディメント・トラップ(図2)を用いて採取された沈降物試料および海底表層より攪乱なく採取された堆積物コア試料を分析・検討に用いた. セディメント・トラップ試料は

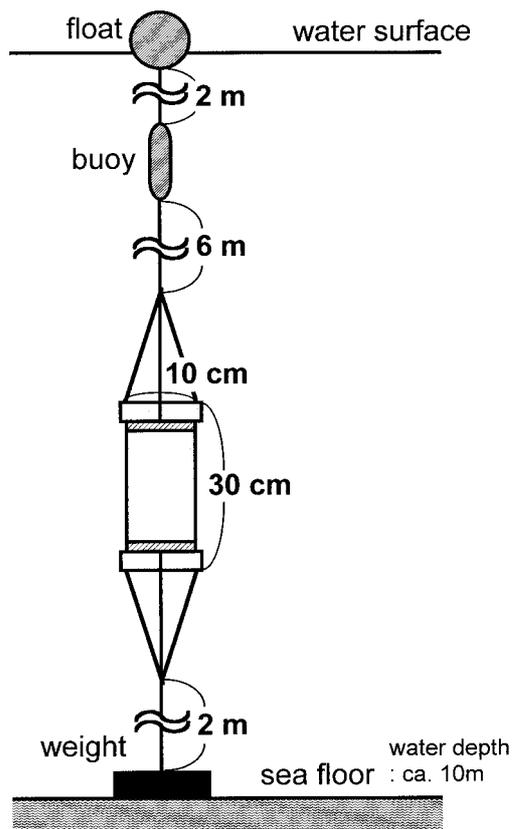


図2 大村湾長与浦に係留されている簡易型セディメント・トラップの構造模式図，丹藤（1999 MS）に一部加筆

Fig.2 Structure of the sediment trap deploying at Nagayo-ura in Omura Bay, described by Tanto (1999 MS)

1998年6月～1999年6月にかけて約2週間ごとに回収された(表1)。セディメント・トラップ中から回収された沈降粒子試料をメンブレン・フィルター(Millipore社製, タイプHA: 直径47 mm, 孔径0.45 μm)でろ過して, そのフィルターをトランスパレンシー・オイル(R. P. Cargille Laboratories社製, Transparency Medium 1.506)でスライドグラスに貼りつけて定量スライドを作成した。また, 珪藻殻を詳細に観察して種を同定するためにスチラックス樹脂(シグマ光機社製: 商品名Storax Gum, 屈折率1.62)で封入した光学顕微鏡観察用スライドと走査型電子顕微鏡観察用の試料を別途に用意した。光学顕微鏡観察および珪藻殻の計数には, 東京都立大学地理学教室のオリンパス社製BH-2光学顕微鏡を用い, 走査型電子顕微鏡は国立科学博物館新宿分館の日本電子社製JSM-5310を使用した。

海底表層より欠層なく採取された内径3.9 cm 全長37 cmのピストンコア試料については, まずその

表1 珪藻遺骸の解析に用いられたセディメント・トラップ試料(試料採取地点: 大村湾長与浦 St. 2)

Table 1 Samples for analyzing diatom assemblages taken by sediment trap at Nagayo-ura St. 2 in Omura Bay

| sampling date | deploying days |
|---------------|----------------|
| 17/Jun/98     | 14             |
| 1/Jul/98      | 14             |
| 18/Jul/98     | 17             |
| 1/Aug/98      | 14             |
| 17/Aug/98     | 16             |
| 31/Aug/98     | 16             |
| 14/Sep/98     | 14             |
| 28/Sep/98     | 14             |
| 13/Oct/98     | 15             |
| 27/Oct/98     | 14             |
| 13/Nov/98     | 14             |
| 24/Nov/98     | 14             |
| 8/Dec/98      | 14             |
| 22/Dec/98     | 14             |
| 18/Jan/99     | 27             |
| 4/Feb/99      | 17             |
| 18/Feb/99     | 14             |
| 5/Mar/99      | 15             |
| 19/Mar/99     | 14             |
| 2/Apr/99      | 14             |
| 16/Apr/99     | 14             |
| 30/Apr/99     | 14             |
| 15/May/99     | 15             |
| 28/May/99     | 13             |
| 10/Jun/99     | 13             |

層相(図3)を記載したのち層厚1 cmごとに分割した。分割したそれぞれの試料の含水率を測定してかさ密度を求めた。珪藻殻を検鏡するためのスライドは, セディメント・トラップ試料と同様に, 堆積物試料をそれぞれ蒸留水中に懸濁させてメンブレン・フィルターでろ過して作成した。堆積物の年代は, 同試料採取地点において同様に採取された全長46 cmの堆積物コア試料の深度2~3, 9~10, 19~20, 29~30, 39~40, 45~46 cmの6層準を用いて<sup>210</sup>Pb法によって求められた平均堆積速度の0.29 cm/年にもとづくこととした。なお, <sup>210</sup>Pb法による測定はアレグニーテクノロジー・ジャパン社に依頼して行なった。

### 1998年6月～1999年6月に出現した珪藻群集

本研究対象地域において優占して出現した6分類群(dominant taxa)およびそれらに次いで多く出現した16分類群をふつうに出現するもの(common taxa)として表2に示した。優占して出現する6分類群とふつうに出現する16分類群の年間沈降殻数

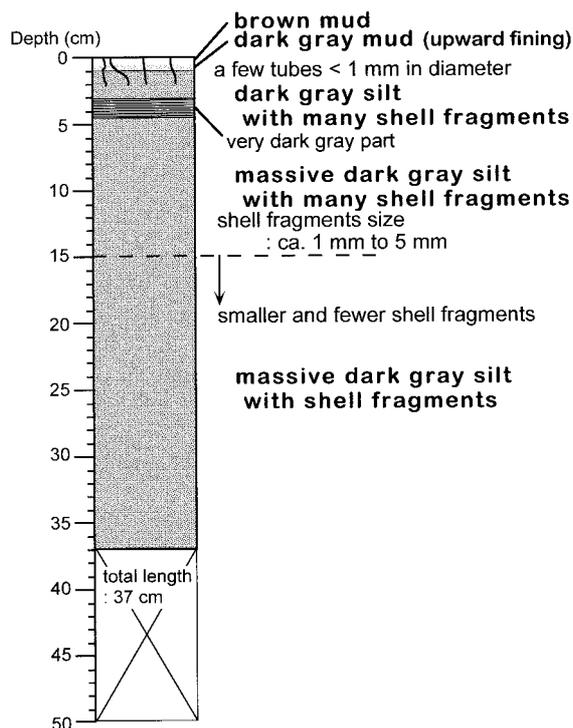


図3 大村湾長与浦 St. 2 地点で採取されたピストンコア試料の層相

Fig.3 Schematic columnar section of the sediment core taken at Nagayo-ura St. 2 in Omura Bay

の合計で海生浮遊性珪藻全体の 80% 以上が占められており、これらの珪藻種群が調査水域全体の珪藻生産量のなかで重要な意味をもつと思われる。

## 長崎県大村湾における珪藻の沈積・埋没過程

### 【海底に沈降する珪藻遺骸の運搬】

堆積物中の生物化石には、そこに生息場所で化石化した現地性 (autochthonous) の化石と、ほかの場所で生息していた生物遺骸が運ばれてきて化石化した異地性 (allochthonous) の化石とが混在している (Martin, 1999)。堆積物中の生物化石から現地の古環境を精度よく復元するためには、化石群集のなかから両者を識別したうえで現地性化石からの生態学的情報を抽出する必要がある (小杉, 1985)。

大村湾のセディメント・トラップ試料に含まれる珪藻群集は、海生浮遊性種から構成されていた (表 2)。本研究対象地域の水深は 10 m と浅く表層海水中に生息していた珪藻が遺骸となってすみやかに沈降してきたと考えられるため、セディメント・トラップ試料中に認められた海生珪藻・珪質鞭毛藻群集をその上方の有光層 (euphotic zone) 中で生産さ

表 2 1998 年 6 月～1999 年 6 月に大村湾のセディメント・トラップ試料中に多く出現した珪藻分類群

Table 2 Dominant and common diatom taxa in sediment trap samples from Omura Bay during June 1998 to June 1999

| taxon   | annual flux<br>( $\times 10^6$ valves $\text{cm}^{-2} \text{yr}^{-1}$ ) | relative abundance<br>(%/marine planktonic diatoms) | accumulated relative abundance<br>(%/marine planktonic diatoms) | d: dominant,<br>c: common |
|---|---|---|---|---------------------------|
| <i>Thalassionema nitzschioides</i> (Grunow) Husted complex  | 7.41  | 16.15   | 16.15   | d                         |
| <i>Neodelphineis pelagica</i> Takano  | 5.34  | 11.63   | 27.78   | d                         |
| <i>Skeletonema costatum</i> (Greville) Cleve +<br><i>Skeletonema tropicum</i> Cleve                                       | 4.98  | 10.84   | 38.62   | d                         |
| <i>Proboscia alata</i> (Brightwell) Sundstrom   | 4.34  | 9.46  | 48.08   | d                         |
| <i>Thalassionema frauenfeldii</i> (Grunow) Hallegraeff  | 4.10  | 8.93  | 57.02   | d                         |
| <i>Chaetoceros affinis</i> Lauder   | 3.15  | 6.86  | 63.88   | d                         |
| <i>Cyclotella litoralis</i> Lange & Syvertsen + <i>Cyclotella striata</i> (Kützing) Grunow                                | 1.14  | 2.48  | 66.36   | c                         |
| <i>Thalassiosira decipiens</i> (Grunow) Jörgensen   | 0.98  | 2.14  | 68.50   | c                         |
| <i>Chaetoceros lorenzianus</i> Grunow   | 0.81  | 1.77  | 70.27   | c                         |
| <i>Thalassiosira eccentrica</i> (Ehrenberg) Cleve   | 0.63  | 1.37  | 71.65   | c                         |
| <i>Chaetoceros lancinosus</i> Schütt  | 0.59  | 1.30  | 72.94   | c                         |
| <i>Chaetoceros didymus</i> Ehrenberg  | 0.53  | 1.16  | 74.10   | c                         |
| <i>Bacteriastrium delicatulum</i> Cleve ?   | 0.52  | 1.14  | 75.24   | c                         |
| <i>Cymatotheca weissflogii</i> (Grunow) Hende   | 0.43  | 0.94  | 76.18   | c                         |
| <i>Thalassiosira oestrupii</i> (Ostenfeld) Hasle var.<br><i>venrickae</i> Fryxell & Hasle                                 | 0.35  | 0.77  | 76.95   | c                         |
| <i>Thalassionema bacillare</i> (Heiden) Kolbe   | 0.35  | 0.76  | 77.71   | c                         |
| <i>Rhizosolenia imbricata</i> Brightwell + <i>Rhizosolenia fallax</i> Sundström + <i>Rhizosolenia decipiens</i> Sundström | 0.33  | 0.73  | 78.43   | c                         |
| <i>Rhizosolenia setigera</i> Brightwell   | 0.33  | 0.72  | 79.15   | c                         |
| <i>Thalassiosira tenera</i> Proschkina-Lavrenko type-1  | 0.32  | 0.70  | 79.85   | c                         |
| <i>Actinocyclus sagittulus</i> Villareal  | 0.32  | 0.70  | 80.54   | c                         |
| <i>Chaetoceros danicus</i> Cleve  | 0.29  | 0.64  | 81.18   | c                         |
| <i>Thalassiosira lundiana</i> Fryxell   | 0.25  | 0.54  | 81.73   | c                         |

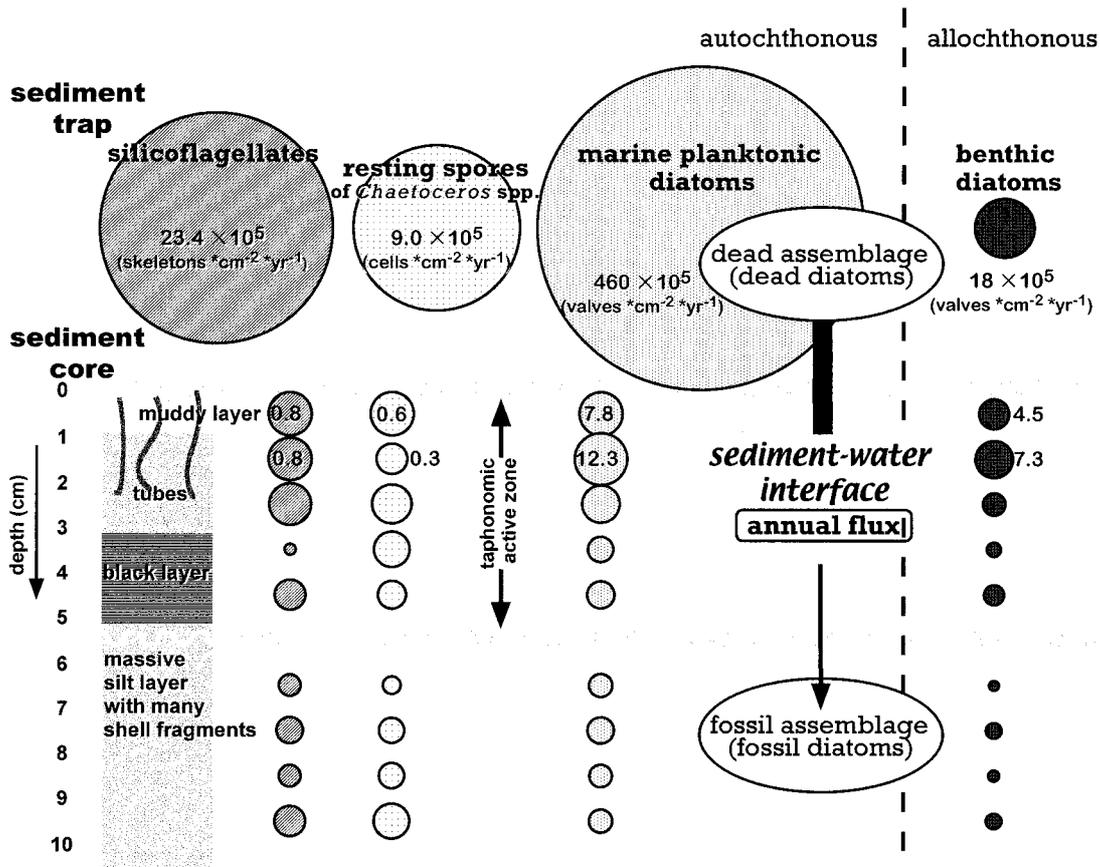


図4 珪藻殻数、*Chaetoceros* 属の休眠孢子数および珪質鞭毛藻骨格数のタフオノミー過程における変化  
**Fig.4** Diagram showing quantitative taphonomic changes of diatom, resting spores of *Chaetoceros* spp. and silicoflagellates in Nagayo-ura, Omura Bay

れたものの遺骸，すなわち現地性遺骸であると考えることができる。これに対し，堆積物コア試料中には，海生浮遊性珪藻・珪質鞭毛藻群集に加えて，セディメント・トラップ試料にはほとんど含まれなかった底生・付着生珪藻種が相対的に多く認められた(図4)。これらの底生・付着生の珪藻群集はどれも原形質を内包していなかったことから，堆積物表層で生育し遺骸となった現地性遺骸群集ではなく潮流などによって堆積物採取地点の外部から混入した異地性の遺骸群集であると判断された。また，過去約130年間に相当する表層～深度37cmの堆積物コアの層相には大きな変化が認められない(図3)。このことから，過去約130年間にわたって試料採取地点の水深や環境に大きな変化はなかったと推定される。したがって，本研究対象地域の古水域環境を推定するためには，まず現地性の化石群集を構成する海生浮遊性珪藻・珪質鞭毛藻群集を解析することが重要である。

#### 【海底表層における珪藻遺骸の化石化過程】

そこで次に，現地性遺骸・化石群集である海生浮遊性珪藻種についてセディメント・トラップ試料と堆積物コア試料に含まれる珪藻殻数をそれぞれ定量的に比較して，珪藻化石から珪藻殻の年間沈降殻数(annual flux)を推定する方法について検討した。1年あたりの沈降殻数と堆積殻数を求めて比較した結果，現地性であると判断された海生浮遊性珪藻群集の場合，海底へ沈降してきた珪藻殻のうち堆積物中に化石として残されるものは多くの珪藻分類群で1%未満～10数%であった(図4)。ここで示された海底に沈降してきた珪藻殻のうち化石として堆積物中に残される珪藻殻の割合はこれまで外洋域において概算的に推定された値(Schrader,1971)におおむね矛盾しない。しかしながら，外洋域と水深の浅い内湾域では珪藻遺骸の沈降過程が異なると推定される。これまでの研究で，外洋域で珪藻遺骸が糞粒

(fecal pellet) としてではなく単独で沈降する場合には、珪藻殻のほとんどが海水中で溶解してしまうことが指摘されている (Schrader, 1971). 一方, 本研究でセディメント・トラップで回収された水柱 (water column) を沈降してきた珪藻遺骸の多くは単独もしくは珪藻のコロニー (群体) として認められた. この観察結果は水深が 10 m と浅い本研究対象地域では沈降途中における珪藻殻の溶解量が大きくないことを示している. そして, 珪藻殻の沈積・埋没過程における減少は, おもに堆積物表層に沈積した後の埋積過程および化石化過程において起こったと考えられる. このことから, 珪藻のタフオノミーにおいて海底堆積物最表層部の堆積物と海水が混じりあうセディメント・ウォーター・インターフェイス (sediment water interface) における珪藻遺骸の破碎・溶解作用の影響が重要であるという考え (Takahashi, 1989) が内湾域においても支持される. Martin (1999) によれば, 海底表層部において生物遺骸には物理・化学・生物学的な作用が活発に働くために生物遺骸の破碎・溶解 (分解) が起こる. 陸域に近接する内湾域では, 潮流, 沿岸流および波浪によって異地性遺骸の移入および現地性遺骸の再堆積 (物理学的作用) が生じ, 珪藻殻の溶解作用に強い影響を及ぼす海水および間隙水の化学性変化 (pH, Eh の変化を含む) や有機物分解 (化学的作用) が珪藻遺骸の埋積過程に関わっている. さらに, 底生動物による捕食や分解 (生物学的作用) は, 物理学的・化学的作用をもともなって海底に沈積した珪藻殻の破碎・溶解に大きな影響を及ぼしていると考えられる. 海底に沈積した珪藻殻のうち化石化する割合が外洋域と内湾域で同程度であることは, 海底表層部で両地域に共通して及ぼされる作用が沈積・埋没過程における珪藻殻数減少の主要因である可能性を示唆している.

#### 【珪藻生産量の復元方法とこれからの課題】

珪藻殻の構造が分類群によって異なるために, 脆弱な殻をもつ珪藻分類群ほど溶解される選択的溶解作用 (differential dissolution) が生ずる (Mikkelsen, 1977). 堆積物中の珪藻化石群集から過去において実際に存在した珪藻群集の種構成を推定してそれらの生産量を精度よく見積るためには, この選択的溶解作用の影響を定量的に明らかにする必要がある. 本研究ではセディメント・トラップ試料から算出された年間沈降珪藻殻数に対する表層堆積物中に含まれる珪藻殻の 1 年あたりの堆積数を堆積物固定率

表 3 大村湾長与浦において多く認められた海生浮遊性珪藻および珪質鞭毛藻の堆積物固定率  
**Table 3** Preservation rate of dominant or common marine planktonic diatoms, resting spores of *Chaetoceros* spp. and silicoflagellates in Nagayaura, Omura Bay

| taxon   | preservation rate (%) |
|---|-----------------------|
| total valves of marine planktonic diatoms   | 2.8                   |
| total cells of resting spores   | 3.1                   |
| total skeletons of silicoflagellates  | 3.5                   |
| <i>Rhizosolenia setigera</i> Brightwell   | 16.5                  |
| <i>Cyclotella litoralis</i> Lange & Syvertsen +<br><i>Cyclotella striata</i> (Kützing) Grunow | 7.2                   |
| <i>Proboscia alata</i> (Brightwell) Sundström   | 5.4                   |
| <i>Thalassiosira oestrupii</i> (Ostenfeld) Hasle var.<br><i>venrickae</i> Fryxell & Hasle     | 5.1                   |
| <i>Thalassionema frauenfeldii</i> (Grunow)<br>Hallegraeff                                     | 3.8                   |
| <i>Thalassionema nitzschioides</i> (Grunow) Hustedt<br>complex                                | 2.5                   |
| <i>Chaetoceros lorenzianus</i> Grunow   | 1.1                   |
| <i>Neodelphineis pelagica</i> Takano  | 0.9                   |
| <i>Chaetoceros affinis</i> Lauder   | 0.6                   |
| <i>Skeletonema costatum</i> (Greville) Cleve +<br><i>Skeletonema tropicum</i> Cleve           | 0.4                   |

(preservation rate) と定義した. この堆積物固定率とは, 個々の珪藻殻の破碎・溶解状態の差異に関わらずその数の減少量だけに注目した珪藻殻の堆積物への固定率を示している (表 3). さらに, 本研究で用いたセディメント・トラップの係留水深は約 8 m と浅いため, セディメント・トラップ中に捕集された珪藻遺骸群集はその直上有光層中に生息していた生体群集に質・量ともに極めて近いものと推定される. また, これまでの海洋学研究によれば珪藻遺骸はすみやかに海底へ沈積することが知られており, セディメント・トラップで回収された沈降粒子中の珪藻遺骸を用いて珪藻生産量の変化が推定されることも一般的である (Takahashi, 1989; Tanimura, 1999 など). したがって, この珪藻遺骸の堆積物固定率を用いて, 堆積物中に含まれる珪藻化石数から海底での破碎・溶解作用によって珪藻殻が減少する前の珪藻沈積量すなわち過去の珪藻生産量を定量的に見積る方法が提案される (図 5). この方法にもとづいて過去 130 年間における珪藻群集全体の生産量の変化および 1998 年~1999 年にかけて本研究対象地域において優占して認められた珪藻種それぞれ生産量

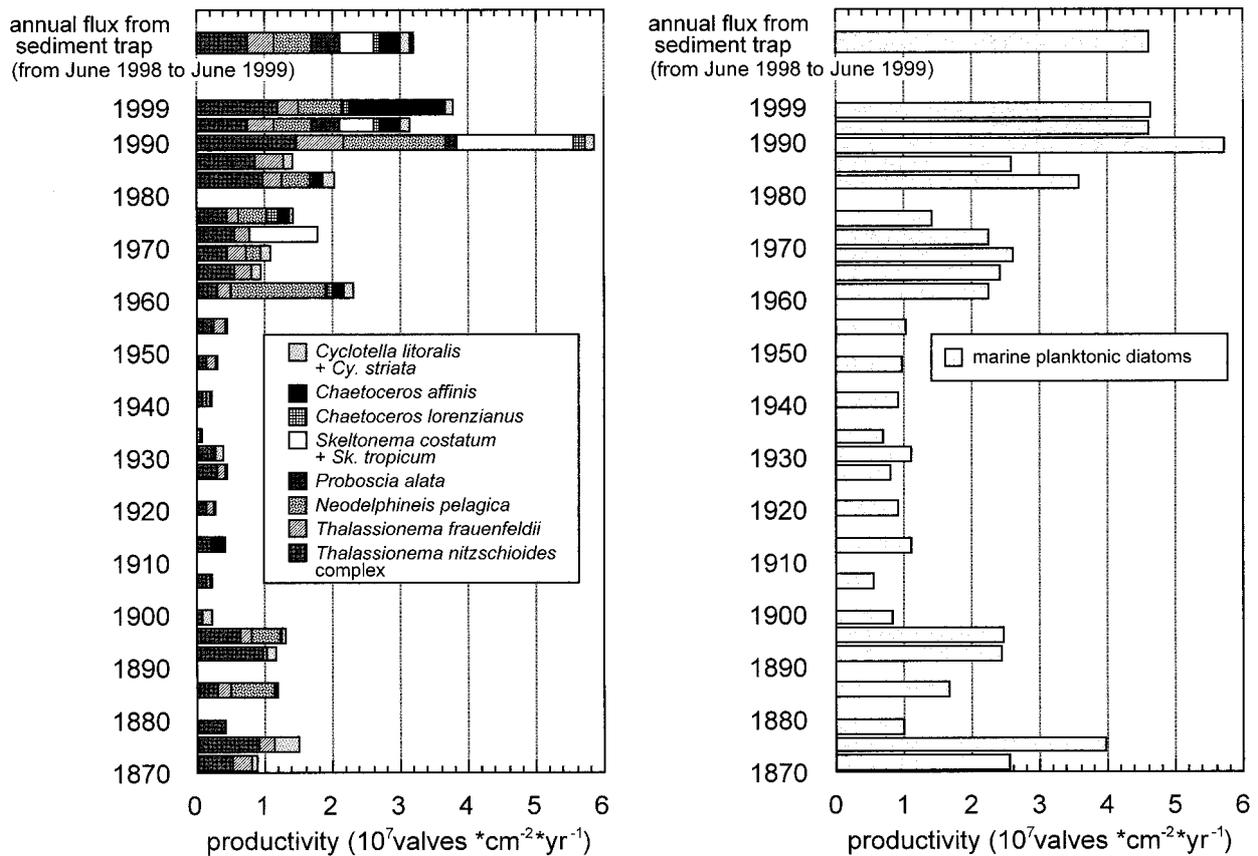


図5 堆積物固定率を用いて復元された優占種の生産量の変化 海生浮遊性珪藻全体の合計を堆積物固定率2.8%を用いて算出(右), 現生において優占する6分類群と *Cyclotella litoralis* + *Cy. striata*, *Chaetoceros lorenzianus* の生産量ををそれぞれの堆積物固定率から算出(左)

Fig.5 Diagram showing estimated diatom productivities of 6 dominant taxa based on each preservation rate right : calculated by data of total marine diatoms (preservation rate : 2.8%), left : estimated productivities of present 6 dominant taxa with *Cyclotella litoralis* + *Cy. striata* and *Chaetoceros lorenzianus*

の変化を推定して, その結果を比較して図5に示した。

しかしながら, 現段階において次の2つの大きな問題点の解決が待たれる。第一には堆積物中で全く失われてしまう珪藻分類群については堆積物固定率を適用できず, 出現数が少ない分類群についても誤差が非常に大きくなることである。そして第二の問題として, 現在生じている沈積・埋没過程が過去において必ずしも成立していたとはかぎらないことが挙げられる。これらの問題解決のためには, 珪藻殻を破碎・溶解させる主要な要因とそれらに対する珪藻殻の構造の耐性とを明らかにして, 珪藻殻の溶解量を客観的に評価する方法を確立する必要がある。また, 過去の化石化過程を支配する堆積環境の諸要因の変化に左右されない, より適応範囲の広い珪藻生産量復元法の確立が望まれる。具体的には, 化石

化過程を左右する堆積環境そのものの変化だけを分離する方法や, 個々の珪藻の形態変化など化石化過程での珪藻群集組成の変化やその絶対量の変化とは独立した指標で珪藻生産量を推定する方法を確立することが必要となる。

以上のような問題点の解決と新たな方法論の確立のために現生試料を用いた検証が欠かせない。そして, 珪藻生産量の復元だけにとどまらず珪藻化石から過去の水質を定量的に明らかにしていくためにも, 現世環境における珪藻の生態と環境との関連性を探究していく必要がある。このような研究のなかで, セディメント・トラップ実験は観察・実験により検証可能な現世珪藻のもつ環境情報と堆積物中の珪藻化石記録とをつなぐ重要な役割を果たしていくはずである。セディメント・トラップ実験および現世環境における検証にもとづいた古環境復元研究の

さらなる発展が期待される。

### 謝辞

東京都立大学の岩田修二教授，塚本すみ子博士には，本研究を進めるにあたりご指導・ご助言をいただいた。試料採取においては，長崎大学水産学部の趙賢珍氏，林正夫氏，丹藤直樹氏（当時）に長きにわたってご協力いただいた。以上の方々に心からお礼申し上げます。なお，本研究の経費の一部として，文部省科学研究費補助金基盤研究 A（課題番号：113040，代表者：福澤仁之）を使用した。記してお礼申し上げます。

### 引用文献

福澤仁之・藤原 治・大井圭一・山田和芳・加藤めぐみ・小野有五・伊勢明広・米田茂夫（1997）湖沼・内湾・レス堆積物によるアジアモンスーン変動の高精度復元。月刊地球，19：463-468。  
 波多江信広（1976）大村湾を中心とする地域の地質構造発達史。鹿児島大学理学部紀要（地学・生物学），9：21-40。  
 巖佐耕三（1976）「珪藻の生物学」東京大学出版会，東京，147 p。  
 鎌田泰彦・近藤 寛・堤 由美子（1980）九州北西

部伊万里湾・大村湾の底質と CHN 組成。長崎大学教育学部自然科学研究報告，31：63-82。  
 金 亨信・松岡數充（1998）渦鞭毛藻シスト群集組成から見た大村湾における富栄養化の過程。日本プランクトン学会報，45：133-147。  
 小杉正人（1985）染色像による珪藻の生体・遺骸の識別法とその意義。第四紀研究，24：139-147。  
 Martin, R. E. (1999) *Taphonomy: A Process Approach*. pp.1-26, Cambridge University Press, Cambridge.  
 Mikkelsen, N. (1977) On the origin of *Ethmodiscus ooze*. *Marine Micropaleontology*, 2: 35-46.  
 岡市友利（1997）赤潮現象。岡市友利編「赤潮の科学（第二版）」pp. 5-42, 恒星社厚生閣，東京。  
 Schrader, H.-J. (1971) Fecal pellets: role in sedimentation of pelagic diatoms. *Science*, 174: 55-57.  
 Takahashi, K. (1989) Silicoflagellates as productivity indicators: evidence from long temporal and spatial flux variability responding to hydrography in the northeastern Pacific. *Global Biochemical Cycles*, 3: 43-61.  
 Tanimura, Y. (1999) Varieties of a single cosmopolitan diatom species associated with surface water masses in the North Pacific. *Marine Micropaleontology*, 37: 199-218.

## 宍道湖におけるアオコの発生とその地球化学的特徴

瀬戸浩二<sup>1</sup>・中山大介<sup>2</sup>・田中秀典<sup>2</sup>・山口啓子<sup>3</sup>

### Cyanobacterial water-bloom in Lake Shinji and its geochemical features

Koji Seto<sup>1</sup>, Daisuke Nakayama<sup>2</sup>, Hidenori Tanaka<sup>2</sup> and Keiko Yamaguchi<sup>3</sup>

**Abstract :** In Lake Shinji, it is known that cyanobacterial water-bloom grows under the freshwater condition in the pluvial. In the middle of November 1999, however, the water-bloom grew under the restrained condition of the saline water (4.6 psu) and the low temperature (lower than 15°C). The purpose of this study is to clarify geochemical features such as carbon isotope ratio of the water-bloom in November 1999, and to discuss the factors controlling the occurrence of water-bloom based on geochemical features and environmental information.

The carbon isotope ratios of <63 μm suspended particulate organic matter (POM) from the Shinji Lake Surface Water (SSW) are  $-22.45 \pm 0.17\%$ , showing a intermediate  $\delta^{13}\text{C}$  value between typical oceanic and freshwater phytoplankton. It is considered that high  $\delta^{13}\text{C}$  values of POM are caused by  $^{13}\text{C}$  concentration increased in dissolved inorganic carbon (DIC) as a result of high production of phytoplankton for the prior absorption of  $^{12}\text{C}$ . The  $\delta^{13}\text{C}$  value of POM in the pycnocline is  $-25.05\%$ , which is lower than that of POM in SSW. This low  $\delta^{13}\text{C}$  value may have shown the carbon fixation by the photosynthesis using the  $^{12}\text{C}$ -enriched DIC accumulated in pycnocline and Shinji Lake Bottom Water (SBW).

The  $\delta^{13}\text{C}$  values of water-bloom are  $-23.82 \pm 0.03\%$ , and are 1.1 to 1.4‰ lower than that of POM in SSW. This low  $\delta^{13}\text{C}$  value may be caused by the water-bloom produced on/in the water surface where inorganic carbon exchange with the atmosphere. The negative correlation is recognized between  $\delta^{13}\text{C}$  values of the water-bloom and salinity. This correlation shows that high salinity water mass below pycnocline including the  $^{12}\text{C}$ -enriched DIC is added to the SSW.

Judging from geochemical characteristics and the water-bloom condition, the cyanobacterial water-bloom in November, 1999, may be caused by the lower layer including the nutriment such as  $\text{NH}_4\text{-N}$  is thrust up by the inflow of the saline water, and partially diffused in SSW.

**Key words :** Lake Shinji, cyanobacterial water-bloom, carbon isotope ratio, POM, water mass structure

### はじめに

宍道湖は、斐伊川河口付近に位置する低鹹汽水湖であり、日本で3番目の面積を持っている。この湖

の下流には高鹹汽水湖である中海があり、大橋川を通じて宍道湖と結ばれている。宍道湖の平均塩分は3~4 psu であり(伊達ほか, 1989), 中海から高塩分の水塊が大橋川を通じて流入することによって、

<sup>1</sup> 島根大学総合理工学部地球資源環境学科 Department of Geoscience, Shimane University, Matsue 690-8504, JAPAN  
e-mail; seto@riko.shimane-u.ac.jp

<sup>2</sup> 島根大学汽水域センター Research Center for Coastal Lagoon Environments, Shimane University, Matsue 690-8504, JAPAN

<sup>3</sup> 島根大学生物資源科学部生態環境科学科 Faculty of Life and Environmental Science, Shimane University, Matsue 690-8504, JAPAN

湖の汽水環境が保たれている。1984年に農水省は中海河口付近に中浦水門を建設し、中海・宍道湖を淡水にすることを計画した。しかしながら、淡水化によるアオコなどの発生によって水質環境が悪化するかもしれないという懸念から1988年に淡水化事業は永久凍結に追い込まれた。これまでの研究から多量の降雨によって塩分が低下した際に、宍道湖においてアオコが発生することが知られている(伊達, 1988; 橋谷ほか1992; 作野, 1998; 1999; 伊達, 1999)。しかし, 1999年11月には, 塩分が低下していないにもかかわらず, アオコが多量に発生した。この発生時には, アオコは宍道湖全域をはじめ, その下流域である中海にも見られるほどであった。そこで本研究では, 1999年11月に発生したアオコの炭素同位体比およびC/N比などの地球化学的特徴を明らかにするとともに, 発生時の水質環境との比較から今回のアオコの発生要因について検討した。

## 調査及び試料

アオコの採取調査は1999年11月11日に汽水域研究センター所有調査船「ルピア」を用いて行った。試料の採取は2種類の方法で行った。一つはバンドン採水器(3ℓ)による水深1m間隔での採水, もう一つは63 $\mu$ mメッシュのフルイを用いた表層のアオコの採取である。前者は宍道湖湖心のSt.2地点のみで行い, 後者は湖心から大橋川までの4地点(St.2, A2, A3, OH3地点)で行った(図1)。採取時にアオコ分布の基礎環境データとして, 水中投下式

鉛直クロロフィル測定装置(ACL1151-DK:アレックス電子製)を用いて水温・塩分・照度などの観測も行っている。測定法は, 中山ほか(1999)にしたがった。

持ち帰った採水試料は, 2ℓを63 $\mu$ mメッシュのフルイで通過させた後, GF/Fのガラス繊維フィルター(粒子保持能:0.7 $\mu$ m)でろ過した。なお, 63 $\mu$ m以上のアオコの群体は水洗により強制的に通過させている。一方, 63 $\mu$ mメッシュのフルイを用いて採取したアオコは, 採取後よくかき混ぜ, 63 $\mu$ mメッシュのフルイを強制的に通過させた後, GF/Fのガラス繊維フィルターでろ過した。

ろ過したフィルターは, 80 $^{\circ}$ Cで1日乾燥させ, 分割してC/N比と炭素同位体比を測定した。C/N比の測定には, フィルターの約1/8を用い, 銀製コンテナ上で塩酸処理後, 封入し, さらに錫製コンテナに封入した。その後, CHNS元素分析計(E.A.1108; FISON社製)で全有機炭素量, 全窒素量を測定し, C/N比を求めた。炭素同位体比は, 分割したフィルター上の試料を1Nの塩酸で処理し, 五酸化バナジウムとともにバイコール管に封入し, 900 $^{\circ}$ Cで約2時間燃焼後, 測定した。同位体測定は, -131 $^{\circ}$ Cのn-Pentanを用いてCO<sub>2</sub>を精製後, 軽元素ガス質量分析計(Delta S:サーモクエスト社製)で行った。軽元素ガス質量分析計の測定精度は,  $\pm$ 0.02%以内である。

クロロフィル量の測定はアオコの発生量を評価するために行い, 採水試料1ℓをGF/Fのガラス繊維フィルターでろ過したものをを用いた。クロロフィルの

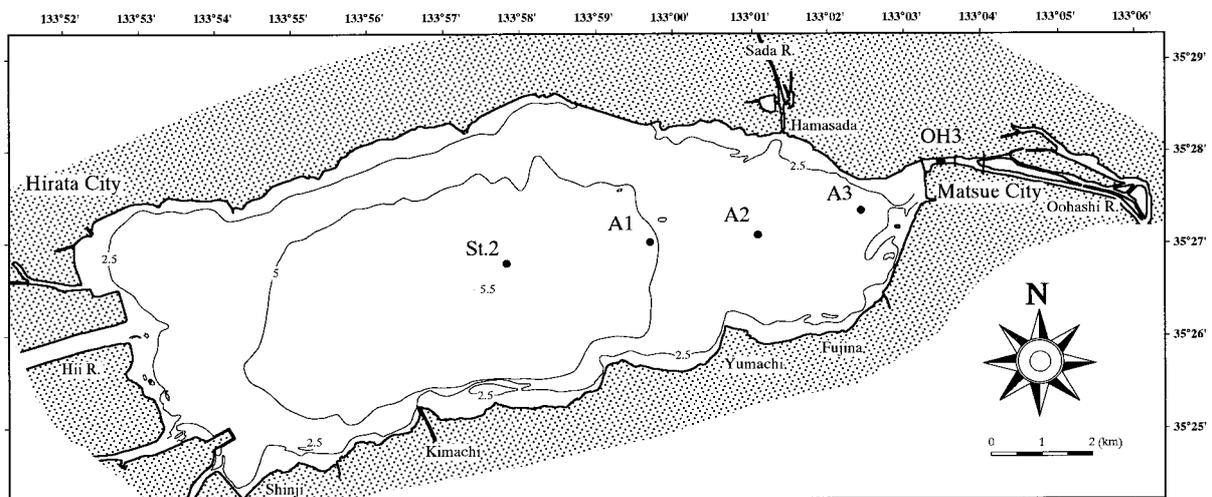


図1 調査位置図  
Fig.1 Index map

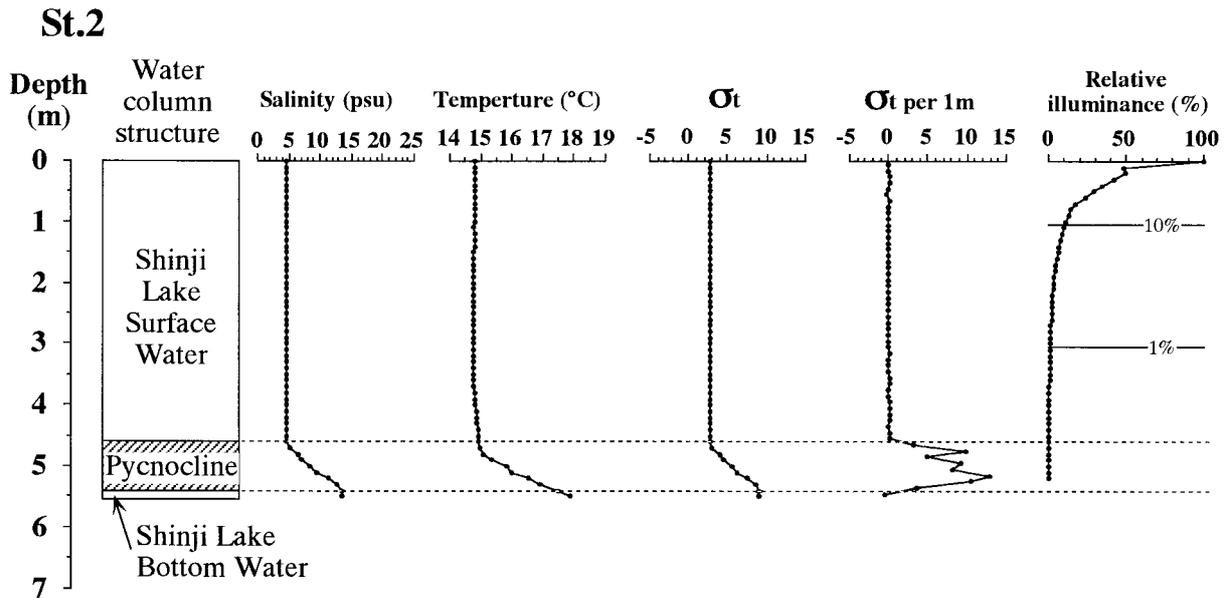


図2 宍道湖湖心 St.2 地点の水質の鉛直分布と水塊構造  
 Fig.2 Vertical distribution of water quality and water mass structure at St.2 in Lake Shinji

定量はアセトンで抽出後, UNESCO の方法で行った.

### アオコの発生状況

1999 年におけるアオコの発生は, 11 月中旬ごろがピークであった. 宍道湖の全域にアオコが発生し, 中海や中浦水道でも見られた. このアオコの発生は, 10 月ごろから始まった. 10 月 7 日の調査では, 宍道湖でわずかに見られる程度であった. 11 月 9 日の調査時では, アオコの密集部とそれ以外の部分に明瞭な境界が見られた. 11 月 11 日の試料採取調査の時では, 9 日で見られた明瞭な境界はなかったが, 全体に密集しており, さらにアオコが増加してようであった. 宍道湖の下流側の大橋川付近では, 宍道湖湖心より密集していた. この時浮いているアオコは風の作用によってすじ状を呈していた. その後, アオコの発生は終息し, 12 月 12 日の調査時では, 宍道湖でわずかに見られる程度であった.

### アオコ発生時の水質環境

アオコ発生のピークに近い 11 月 11 日に塩分・温度などの水質調査を行った. この日は曇り時々晴れで微風であった. 透明度は宍道湖で 1.1 m~1.3 m, 大橋川上流部の OH 3 地点では宍道湖よりはやや高く, 2.0 m であった. 宍道湖湖心の St.2 地点にお

る相対照度は 1.1 m で 10%, 3.1 m で 1% まで減少する (図 2). 10% の相対照度を示す水深は, 透明度とほぼ同じ深さを示している.

#### 1) 水温

宍道湖湖心の St.2 地点における水温は, 表層で 14.8°C であった. 水温の鉛直変化を見ると, 水深 3.5 m までわずかに減少し, 4.8 m まで緩やかに増加する. 水深 4.8 m から湖底の 5.5 m まで 4.3°C/m の平均水温勾配で増加し, 水温から見ると逆成層が形成されている (図 2). アオコがもっとも密集している大橋川入口付近の A 3 地点では, 表層の水温が 15.5°C と表層の測定点の中でもっとも高い値を示す (図 3). この地点における水温の鉛直変化を見ると, 表層から水深 0.8 m までは緩やかに減少し, 水深 0.8 m からはほぼ一定となる. この水深の水温は, St.2 地点の表層の水温とほぼ同じ 14.9°C であり, 表層は中層より 0.6°C 高いことになる. この高温水塊は, 湖心方向に温度差, 厚さが減少している. OH 3 地点では水温の垂直変化は見られず, ほぼ一定の値を示している.

#### 2) 塩分

宍道湖湖心の St.2 地点における塩分は表層で 4.5 psu で, 湖底に向かってにわずかに増加する (図 2). 塩分は水深 4.7 m から 5.4 m まで 13.5 psu/m の平均塩分勾配で増加し, 塩分躍層が形成されている. 底層の塩分は 13.4 psu であった. 表層の塩分は下流方

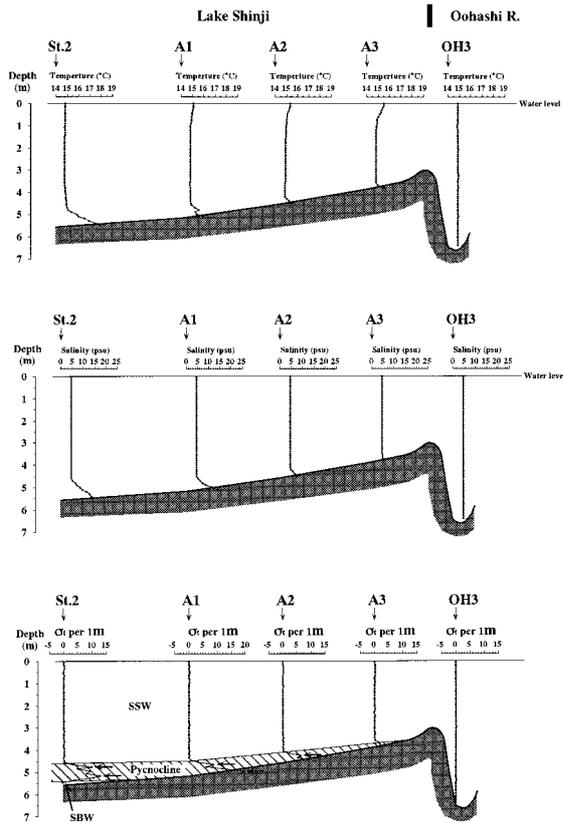


図3 宍道湖湖心～大橋川上流部における水温・塩分の鉛直分布と水塊構造

Fig.3 Profiles of water temperature, salinity and water mass structure from the center of Lake Shinji to the upper part of Ohashi River.

向に緩やかに増加し、大橋川上流部の OH3 地点で 4.7 psu 程度を示す (図 5)。この底層付近で見られる塩分躍層の厚さは、宍道湖では下流方向の地形的高まりとともに薄くなり、変化し始める水深が浅くなる。OH3 地点では、塩分躍層は見られず、表層から川底までほぼ一定の値を示している。

3) 密度

塩分と温度から密度 (シグマテター;  $\sigma_t$ ) を求め、その変化率から水塊構造を示した (図 2, 3)。 $\sigma_t$  は、多くの場合塩分と同じ変化を示すが、A3 地点で見られる高温水塊では温度変化に伴った  $\sigma_t$  の変化を呈している。本研究では便宜的に  $\sigma_t$  が 1 m 当り 1.5 以上の変化率を示す層を密度躍層とし、その境界より表層にある水塊を宍道湖表層水 (Shinji Lake Surface Water: SSW)、下層にある水塊を宍道湖底層水 (Shinji Lake Bottom Water: SBW) とした。宍道湖での SSW は、湖心の St.2 地点付近で厚さ 4.6 m ともっとも厚く、下流方向に徐々に薄くなっている。大橋川上流部の OH3 地点では、湖底 (6.4 m) まで SSW に支配されている。一方、SBW は、宍道湖湖心付近でのみ見られ、厚さもわずか 0.1 m 程度である。それらの境界の密度躍層の厚さは、St.2 地点で約 0.7 m であり、その厚さは湖底の水深が浅くなるのに伴い薄くなる。密度躍層中には、2 層準 (4.8 m と 5.2 m) の変化率のピークが見られる (図 3)。このピークは密度躍層と SSW の境界とほぼ平行に

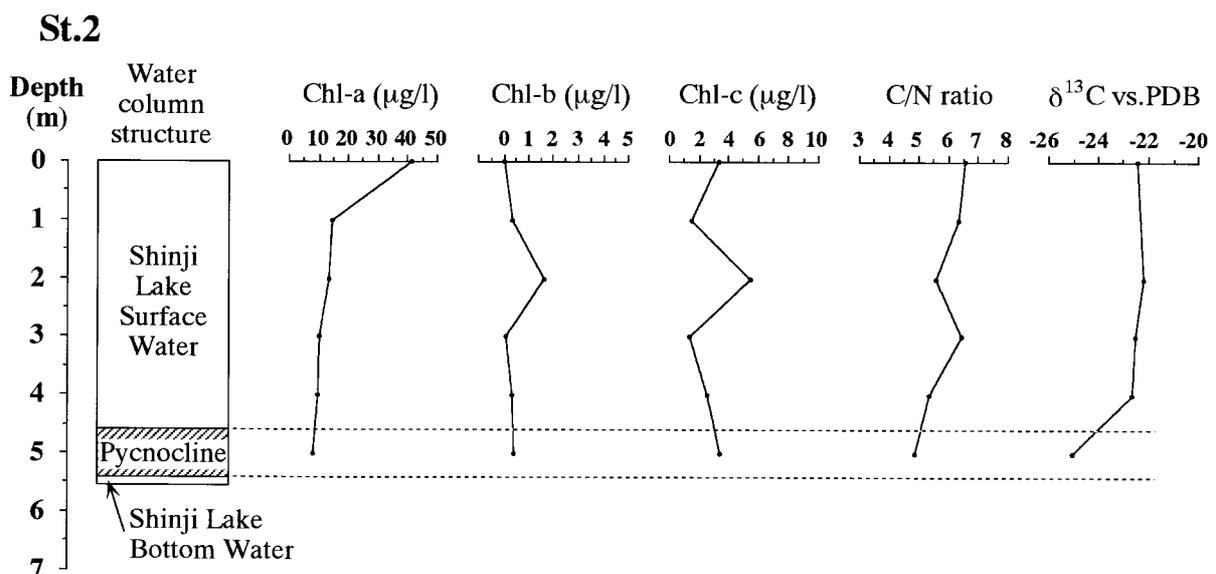


図4 宍道湖湖心 St.2 地点のクロロフィル量、懸濁態有機物の C/N 比と炭素同位体比の鉛直分布

Fig.4 Vertical distribution of chlorophyll concentration and the C/N ratio and carbon isotope ratio of suspended particulate organic matter at St.2 in Lake Shinji-ko

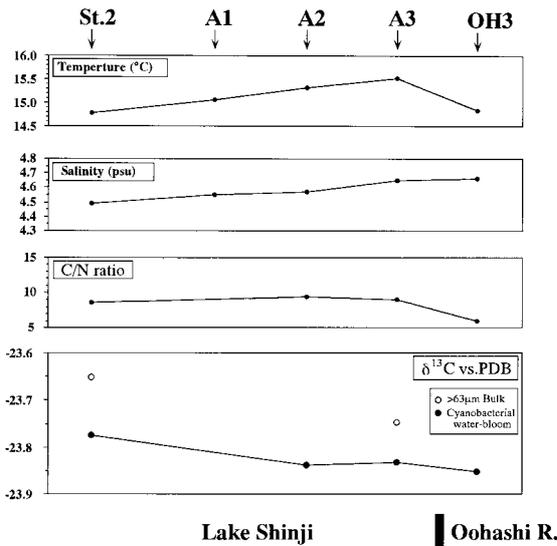


図5 宍道湖湖心～大橋川上流部における水温、塩分、アオコのC/N比と炭素同位体比の水平分布  
**Fig.5** Distribution of water temperature, salinity and the C/N ratio and carbon isotope ratio of water bloom from the center of Lake Shinji to the upper part of Oohashi River.

見られ、上位の層準はA2地点まで追跡できる。密度躍層とSSWの境界は湖底の水深が浅くなるとともにわずかに浅くなっているため、変化率のピークも浅くなっている。

### クロロフィル量の鉛直分布

宍道湖湖心付近のSt.2地点において表層から1m間隔でクロロフィル量を測定した(図4)。表層のクロロフィルa(Chl-a)量は41mg/lと最も高く、水深1mでは14mg/lと顕著に減少する。それ以深では湖底方向に緩やかに減少し、密度躍層中にあたる水深5mでもっとも低くなる。クロロフィルb(Chl-b)量は水深2mがもっとも高く、1.6mg/lである。水深3mでいったん減少するが、湖底方向に緩やかに増加する。クロロフィルc(Chl-c)量は表層で比較的高く、3.3mg/lである。水深1mでいったん減少するが、水深2mでもっとも高い5.5mg/lを示す。それ以深ではChl-b量と同様な挙動を示す。

### アオコ及び懸濁態有機物のC/N比及び炭素同位体比

63 $\mu$ mメッシュのフルイで採集したアオコ試料を

表1 宍道湖における懸濁態有機物とアオコ単成分のC/N比および炭素同位体比

**Table 1** Data of C/N ratio and carbon isotope ratio of water bloom and suspended particulate organic matter in Lake Shinji.

| Station | Material           | Depth   | C/Nratio | $\delta^{13}\text{C}$ vs. PDB |
|---------|--------------------|---------|----------|-------------------------------|
| St.2    | POM                | surface | 6.54     | -22.450                       |
| St.2    | POM                | 1m      | 6.33     | -                             |
| St.2    | POM                | 2m      | 5.56     | -22.222                       |
| St.2    | POM                | 3m      | 6.43     | -22.509                       |
| St.2    | POM                | 4m      | 5.38     | -22.627                       |
| St.2    | POM                | 5m      | 4.88     | -25.048                       |
| St.2    | water-bloom        | surface | 8.67     | -23.774                       |
| A2      | water-bloom        | surface | 9.41     | -23.839                       |
| A3      | water-bloom        | surface | 9.03     | -23.833                       |
| OH3     | water-bloom        | surface | 6.01     | -23.853                       |
| St.2    | Bulk (>63 $\mu$ m) | surface | -        | -23.652                       |
| A3      | Bulk (>63 $\mu$ m) | surface | 7.66     | -23.747                       |

63 $\mu$ mメッシュのフルイを強制的に通過させ、ガラス繊維フィルターでろ過したものは、アオコの単成分に近い試料と見なせる。アオコのC/N比は、OH3地点を除いて、8.5~9.5である。OH3地点では、6.0と低い値を示した。炭素同位体比は、-23.77~-23.85%であり、その差は0.08%と極めて小さいものであった。しかし、下流方向に減少していく傾向が見られる(図5)。St.2地点とA3地点では、63 $\mu$ mメッシュのフルイで採集したアオコ試料をそのまま乾燥させて炭素同位体比の測定を行った。その結果、アオコの単成分試料の値より約0.1%高い値を示した。

宍道湖湖心のSt.2地点において表層から1m間隔で採水し、採水試料から63 $\mu$ m以下の懸濁態有機物(POM)を得た。POMのC/N比は4.8~6.5で、湖底に向かって減少する傾向がある(図4)。POMの炭素同位体比は、SSW中の水深4mまでが-22.22~-22.63%で、水深5mの密度躍層中では-25.05%と顕著に低い値を示す。SSW中のPOMの炭素同位体比は、表層でやや低い値を示し、水深2mでやや増加するが、それ以深では緩やかに減少する。

### 考 察

#### 1) アオコ及び懸濁態有機物の炭素同位体比の変化要因

宍道湖表層水(SSW)の影響下にある63 $\mu$ m以下の懸濁態有機物(POM)は、 $-22.45 \pm 0.17\%$ であった。陸上高等植物(C3植物)の $\delta^{13}\text{C}$ 値は、-28~

-26%であり(和田ほか, 1984; 小倉ほか, 1986), 小川ほか(1994)では陸起源のエンドメンバーとして-26.5%を用いている. SSWのPOMの $\delta^{13}\text{C}$ 値はそれより高く, POMのC/N比も陸上高等植物より低いことから, その多くが宍道湖で生産された植物プランクトンであると思われる.

中緯度における海洋植物プランクトンの $\delta^{13}\text{C}$ 値は, 約 $-20 \pm 1\%$ であることが知られている(和田ほか, 1986). また, 琵琶湖やミシガン湖などにおける淡水湖の植物プランクトンの $\delta^{13}\text{C}$ は,  $-28 \sim -25\%$ が得られている(Nakai and Koyama, 1991; Meyers, 1994). 淡水と海水の $\delta^{13}\text{C}$ 値の違いは, それぞれの溶存無機炭素(DIC)の $\delta^{13}\text{C}$ 値を反映しているものと考えられている. SSWの塩分は4.5 psuで, 単純に海水と淡水の混合と考えるとSSWのPOMの $\delta^{13}\text{C}$ 値は淡水湖の植物プランクトンの値に近いことが期待される. しかしながら, SSWのPOMの $\delta^{13}\text{C}$ 値はそれらの中間的な値より高い方にややずれている.

内湾などのやや閉鎖された生産性の高い海域では植物プランクトンの $\delta^{13}\text{C}$ 値が高くなることが知られている. 例えば, 東京湾では, 生産性の高い夏季に $-15.0 \pm 0.3\%$ という一般的な海洋植物プランクトンの $\delta^{13}\text{C}$ 値より高い値が得られている(小川ほか, 1994).  $\delta^{13}\text{C}$ 値が高くなる理由として, 植物プランクトンの活発な増殖によって炭酸の拡散律速が生じ, 高い $\delta^{13}\text{C}$ 値を示す植物プランクトンが生産されるものと見られている(小川ほか, 1994). 一方, 淡水湖においてもアオコの大量発生などにより $\delta^{13}\text{C}$ 値が高くなることが知られている. これは, この高い $\delta^{13}\text{C}$ 値を示す時期に植物プランクトンと溶存無機炭素(DIC)の $\delta^{13}\text{C}$ 値の差が小さくなることから, 低DIC量, 高pHのため $\text{CO}_2$ が極めて少ない状態で光合成を行っていることに起因すると考えられている(Takahashi et al., 1990). 今回, 宍道湖で得られた植物プランクトンの $\delta^{13}\text{C}$ 値はアオコ発生時のものである. 今回の調査ではpHを測定していないため, 確定的な議論はできないが, 秋季のpHは8.7前後(伊達ほか, 1989)であった. また, 1997年のアオコ発生時のpHは, 9.1~9.5であった(作野ほか, 1998). したがって, Takahashi et al. (1990)で説明されているほどpHが高いとは言えない. また, 大量発生することによって高くなるはずのアオコ単成分の $\delta^{13}\text{C}$ 値も高い値を示していない. このことからアオコの高い生産性のためにDICの $^{13}\text{C}$ 濃縮が行われ, その後,  $^{13}\text{C}$ に富むDICを利用して他

の植物プランクトンの生産が行われたためにPOMの $\delta^{13}\text{C}$ 値がやや高い方向にシフトしたものと考えられる. アオコ単成分の $\delta^{13}\text{C}$ 値が低いのは, アオコ自身が浮遊することにより, 大気との炭素交換が活発に行われている極表層部で高い生産を行っていることがもう一つの要因と思われる.

一方, 密度躍層中のPOMの $\delta^{13}\text{C}$ 値は, SSW中のPOMと比較して極めて低い. 淡水湖の表層堆積物の $\delta^{13}\text{C}$ 値は,  $-25 \sim 30\%$ と低い値を示すことが知られている(Meyers and Ishiwatari, 1995). 密度躍層中のPOM $\delta^{13}\text{C}$ 値が低い理由として湖底堆積物がまき上がってPOMに含まれることも否定できないが, 密度躍層以深にSBWが存在し, 密度躍層も水塊として比較的安定していることから湖底堆積物のまき上がりによる影響はないと考えられる. 湖底堆積物中の有機物が分解されると $^{12}\text{C}$ に富むDICが形成される. 循環のよい湖沼では $^{12}\text{C}$ に富むDICはすぐに拡散され, 最終的には気圏に放出される. しかしながら, 密度躍層のある湖沼では,  $^{12}\text{C}$ に富むDICは拡散されることなく密度躍層以深に蓄積される. 密度躍層中のPOMが植物プランクトンで構成されているとすると,  $^{12}\text{C}$ に富むDICの環境下で光合成による炭素固定が行われているために低い $\delta^{13}\text{C}$ 値を示すものと思われる. しかしながら, 密度躍層の水深では相対照度は1%以下と極めて低く, 植物プランクトンはわずかな光量を使って生産活動を行っていることになる. 近藤ほか(1994)では, 地中海で鉛直的な採水を行い, 植物プランクトンの光合成特性を示した. その結果, 塩分躍層で浅の植物プランクトンは陽性型, 以深では陰性型を示しており, 植物プランクトンが光合成特性を変化しながら生存していることが明らかにされた. したがってこの結果は光量の少ない環境でも植物プランクトンの炭素交換が可能であることを示唆している. SSW中であっても水深4mで得られたPOMの $\delta^{13}\text{C}$ 値はやや低く, 密度躍層中のPOMの $\delta^{13}\text{C}$ 値に偏った傾向を示す(図6). これは, 密度躍層以深の水塊との混合により, 底層から $^{12}\text{C}$ に富むDICが供給されたためであると思われる.

アオコ単成分の $\delta^{13}\text{C}$ 値はSSWのPOMの値より1.1~1.4%低い. 中山ほか(2000)によれば, 表層付近ではアオコが植物プランクトンの96%以上を占めている. Chl-a量とChl-b, c量の比から見ても表層におけるアオコの量は非常に大きい. しかしながら, 表層のPOMの $\delta^{13}\text{C}$ 値とC/N比は, アオコ単成分に多少寄っているものの, アオコ単成分の値と

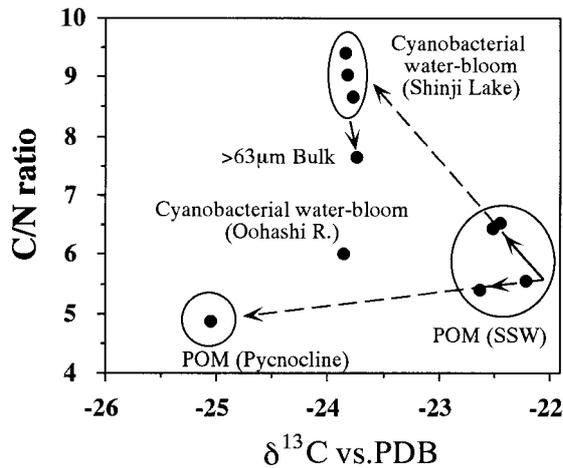


図6 宍道湖における懸濁態有機物およびアオコ単成分のC/N比と炭素同位体比の散布図  
**Fig.6** Scatter diagram between C/N ratio and carbon isotope ratio of water-bloom and suspended particulate organic matter in Lake Shinji.

はかなり離れている(図6)。これは、アオコの個体数やアオコに含まれるChl-a量は多いが、有機物量としては他の植物プランクトンより小さいことを示している。

宍道湖(St.2地点)~大橋川上流(OH3地点)の4地点において表層のアオコ単成分の炭素同位体比が明らかになったが、変位差は小さいもの下流方向に減少していく傾向が見られる(図5)。一方、SSWの塩分は、宍道湖~大橋川上流の間に増加する傾向にある。図7はアオコの $\delta^{13}C$ 値と塩分の散布図である。ともに変位差は小さいもの、アオコの $\delta^{13}C$ 値と塩分間に相関係数0.7以上の負の相関が認められた。汽水の端成分である海水の溶存無機炭素(DIC)の $\delta^{13}C$ 値は、一般に淡水のDICより高い値を示す。そのため、淡水と海水の混合水である汽水のDICの $\delta^{13}C$ 値は、塩分と正の相関を示すはずである。しかし、アオコの $\delta^{13}C$ 値は、塩分と負の相関を示している(図7)。前にも述べたように、宍道湖に安定して存在している密度躍層やSBWのDICは、堆積物の有機物が分解されたものが蓄積されているため $^{13}C$ に富んでいる。鉛直方向のPOMの $\delta^{13}C$ 値と塩分の関係を見たところ、二極化しているために相関を議論することはできないが、アオコの $\delta^{13}C$ 値と塩分の負の相関と比較的近い傾きを示している(図7)。したがって、アオコの $\delta^{13}C$ 値の下流方向への減少傾向とSSWの下流方向の塩分増加は、宍道湖の密度躍層以深の高塩分水塊の付加に起因して

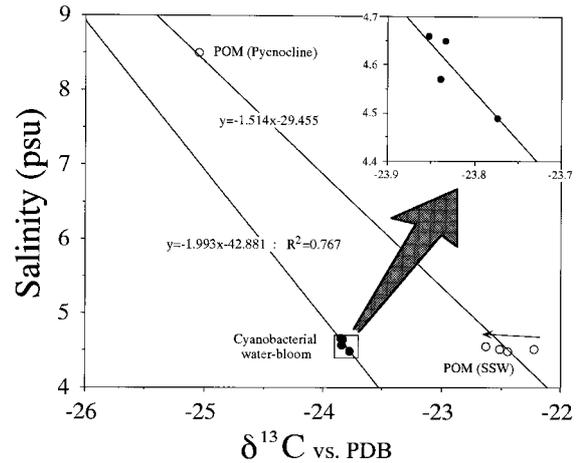


図7 宍道湖における懸濁態有機物およびアオコ単成分の塩分と炭素同位体比の関係  
 黒丸はアオコの単成分、白丸はPOMを示す。SSWのPOMの $\delta^{13}C$ 値は、アオコによって矢印の方向にシフトしている。SBWとSSWのPOMは大きく離れ、2つの集団を示す。その関係式における傾きとアオコ単成分の関係式の傾きは比較的近い。

**Fig.7** Relationship between salinity and carbon isotope ratio of water bloom and suspended particulate organic matter in Lake Shinji. The black round shows the water-bloom, and the white round shows POM. The value of POM of the SSW shifts in the direction of the arrow by the effect of the water-bloom. The  $\delta^{13}C$  value of POM of SBW is greatly different from that of SSW, and two groups are formed. The gradient of this relational expression is similar with the gradient of the relational expression at salinity and  $\delta^{13}C$  value of the water-bloom.

いるものと思われる。

## 2) アオコの発生要因

宍道湖では、過去に幾度もアオコが大発生している。最近では、1997年から1999年まで3年連続で発生している。宍道湖でのアオコは多雨により低塩分化が起こったときに発生し、低塩分化が起こっても日照の少ない時には発生しないことが報告されている(伊達, 1988; 橋谷ほか, 1992)。伊達(1988)は、室内実験において水温が13℃から30℃までの間でアオコ(*Microcystis*)の増殖量がほぼ直線的に増加し、塩分が1000~1500 mg/l (1~1.5 psu程度)で著しく抑制されることを報告している。また、アオコは、強光障害を受けにくく、光が強いほど他のプランクトンより相対的に増殖しやすいと言われている。そのため、アオコは低塩分、高温、高日照のもとで発生しやすいと考えられている(伊達, 1988;

橋谷ほか, 1992; 大谷, 1997). 1997年のアオコの発生でも, 1%以下の低塩分の時に起きている(作野ほか, 1998; 作野ほか, 1999). しかしながら, 1999年のアオコの発生は, 高塩分(4.6 psu), 低温(15°C以下)で起きている. また, 発生のピークが11月中旬であることを考慮すると日照もそれほど多いとは考えにくい. このように1999年のアオコの発生は, アオコにとって抑制される条件下で起きていることになる. したがって, アオコの発生には, これまでと違った他の要因を考える必要がある.

淡水湖での *Microcystis* の発生は, アンモニア態窒素( $\text{NH}_4\text{-N}$ )の供給に依存していることが知られている(Horne, 1975). 伊達ほか(1989)によれば, 宍道湖の $\text{NH}_4\text{-N}$ は下層において高い傾向にあり, 特に夏季に著しく増加すると報告している. そして, この増加を下層水中の有機態窒素の分解・無機化及び湖底泥からの供給に由来するものと考えている. 今回の調査では, SSWの塩分はアオコが発生し始めた10月から発生の終息した12月まで増加傾向にあった. また, 10月から11月の間に密度躍層以深の水層は0.3 mから0.9 mと厚くなっている. これらは, 宍道湖への塩水の供給に伴い, 密度躍層が上層に押し上げられるとともに, SSWが底層の密度躍層から塩分を供給されていることを示しているものと思われる. また, POMの炭素同位体比の鉛直分布は, 密度躍層で蓄積された低い炭素同位体比を示すDICがSSWに供給されていることを示唆している. したがって, 1999年の場合, 塩水の下層への流入に伴い,  $\text{NH}_4\text{-N}$ などの栄養塩を含む底層の水が押し上げられ, さらにその一部が表層水に拡散することによってアオコが発生したと考えられる. その後のアオコの増殖の抑制は, さらなる高塩分化, 低温, 日照不足, 密度躍層の衰退に伴う栄養塩の供給不足などが考えられる.

高塩分下でのアオコの発生の原因は特定できないが, 大塚ほか(2000)は, 今年発生したアオコが典型的な *Microcystis aevuginosa* と形態的に異なることを指摘しており, これまで発生したアオコとは性質が異なっている可能性がある. 今後, 高塩分下で発生したアオコの種を同定すると共に, それを用いた培養実験によって塩分耐性を明らかにすることが必要と思われる.

## ま と め

1. 1999年11月中旬のアオコの発生は, 高塩分(4.6

psu), 低温(15°C以下)というアオコにとって増殖が抑制される条件下で起こった.

2. 宍道湖表層水の影響下にある63  $\mu\text{m}$ 以下の懸濁態有機物は,  $-22.45 \pm 0.17\%$ で, 海洋植物プランクトンと淡水湖の植物プランクトンの $\delta^{13}\text{C}$ 値の中間的な値よりやや高い方向にシフトしている. これは, アオコの高い生産性のために溶存無機炭素の $^{13}\text{C}$ 濃縮が行われ, その後,  $^{13}\text{C}$ に富む溶存無機炭素を利用して他の植物プランクトンの生産が行われたためにPOMの $\delta^{13}\text{C}$ 値がやや高い方向にシフトしたものと考えられる.

3. 密度躍層中の懸濁態有機物の $\delta^{13}\text{C}$ 値は $-25.05\%$ で, 宍道湖表層水中の懸濁態有機物と比較して極めて低い. 密度躍層以深に蓄積された $^{13}\text{C}$ に富むDICを用いて光合成による炭素固定が行われているために低い $\delta^{13}\text{C}$ 値を示すものと思われる.

4. アオコ単成分の $\delta^{13}\text{C}$ 値は $-23.82 \pm 0.03\%$ で, 宍道湖表層水の懸濁態有機物の値より1.1~1.4%低い. アオコ単成分の $\delta^{13}\text{C}$ 値が低いのは, アオコ自身が浮遊することにより, 大気との炭素交換が活発に行われている極表層部で高い生産を行っているためと思われる.

5. アオコ単成分の $\delta^{13}\text{C}$ 値と塩分間に相関係数0.7以上の負の相関が認められた. これは, 密度躍層以深の $^{13}\text{C}$ に乏しいDIC(底質有機物の分解による)を含んだ高塩分水塊の宍道湖表層水への付加を反映しているものと思われる.

6. 1999年11月のアオコの発生は, 塩水の下層への流入に伴い, アンモニア態窒素などの栄養塩を含む底層の水を押し上げ, さらにその一部が表層水に拡散することによって起こったと考えられる. 本研究では高塩分下でのアオコの発生の原因は特定できなかったが, 今後, 高塩分下で発生したアオコの種を同定することと共に, それを用いた培養実験によって塩分耐性を明らかにすることが必要であると思われる.

## 謝辞

本研究の調査では, 島根大学汽水域研究センターの所有する調査船「ルピア」を使用した. 調査船を快く貸していただいた國井秀伸博士に厚くお礼を申し上げます. また, 島根大学総合理工学部地球資源環境学科助教授の三瓶良和博士および島根大学汽水域研究センターの大塚泰介博士には, 粗稿を読んでいただき, 貴重な御意見を頂いた. ここに感謝の意を表し, 厚くお礼を申し上げます.

## 引用文献

- 伊達善夫 (1988) 宍道湖・中海とアオコ. ふるさとブックレット 12. たたら書房, 米子, 49 p.
- 伊達善夫 (1999) 本庄工区の干拓と淡水化について. LAGUNA (汽水域研究), 6: 189-203.
- 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, 平均値-。山陰地域研究 (自然環境), 5: 89-102.
- 橋谷博・奥村稔・藤永薫・近藤邦男・清家泰 (1992) 宍道湖・中海の水質変動に与える気象・海象の影響- (その2) 1982~1991年の水質変動と気象5因子. 山陰地域研究 (自然環境), 8: 68-86.
- Horne, A. J. (1975) The Ecology of Clear Lake Phytoplankton. *Special report the Clear Lake Algal Research Unit, Lakeport, Calif.*: 1-116.
- 近藤邦男・清家泰・橋谷博 (1994) 汽水湖中海における栄養塩類および植物プランクトンの鉛直分布を支配する塩分躍層の役割. *Jpn J. Limnol.*, 55, 1: 47-60.
- Meyers, P. A. (1994) Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. *Chem. Geol.*: 289-302.
- Meyers, P. A. and Ishiwatari, R. (1995) Organic Matter Accumulation Records in Lake Sediments. In A. Lerman, D. Imboden and J. Gat (eds.), *Physics and Chemistry of Lakes (2nd ed.)*: 279-328.
- Nakai, N. and Koyama, M. (1991) Die Rekonstruktion von Paläoumweltbedingungen unter Berücksichtigung der anorganischen Bestandteile, des C/N- und des Kohlenstoff-Isotopenverhältnisses am Beispiel des 1400-m-Bohrkerns aus dem Biwa-see. In S. Horie (ed.), *Die Geschichte des Biwa-Sees in Japan Universitätsverlag Wagner, Innsbruck*: 149-160.
- 中山大介・作野裕司・松永恒雄・高安克己・國井秀伸 (1999) 宍道湖・中海の鉛直クロロフィル a 濃度分布特性. LAGUNA (汽水域研究), 6: 217-222.
- 中山大介・大塚泰介・瀬戸浩二・山口啓子 (2000) アオコ発生時における現場型蛍光法によるクロロフィル濃度測定の問題点. LAGUNA (汽水域研究), 7: 71-76.
- 小倉紀雄・木村健司・関川朋紀・山田和人・南川雅男 (1986) 東京湾内湾部における懸濁有機物の炭素安定同位体比. 地球化学, 20: 13-19.
- 小川浩史・青木延浩・近磯晴・小倉紀雄 (1994) 夏季の東京湾における懸濁態および堆積有機物の炭素安定同位体比. 地球化学, 28: 21-36.
- 大谷修司 (1997) 宍道湖・中海水系の植物プランクトンの種類組成と経年変化. 沿岸海洋研究, 35, 1: 35-47.
- 大塚ほか (2000). 宍道湖産 *Microcystis* sp. の形態観察. LAGUNA (汽水域研究), 7: 81-83.
- 作野裕司・中山大介・松永恒雄・高安克己・六川修一・中村幹雄・國井秀伸 (1998) 衛星リモートセンシングによる中海・宍道湖の水質濃度マッピング (その1) -アオコ発生時の透明度, 懸濁物質濃度およびクロロフィル a 濃度の面的把握-. LAGUNA (汽水域研究), 5: 183-196.
- 作野裕司・松永恒雄・中山大介・六川修一・高安克己・國井秀伸・中村幹雄・山室真澄 (1998) SPOT/HRV データによるアオコ発生時の宍道湖表層クロロフィル a 濃度分布の推定. 日本リモートセンシング学会誌, 19, 2: 20-36.
- Takahashi, K., Yoshioka, T., Wada, E. and Sakamoto, M. (1990) Temporal variation in carbon isotopic ratio of phytoplankton in a eutrophic lake. *J. Plankton Res.*, 12: 799-808.
- 和田英太郎 (1986) 生物関連分野における同位体効果-生物界における安定同位体分布の変動-. RADIOISOTOPES, 35: 136-147.
- 和田英太郎・水谷広・柄沢享子・蒲谷裕子・南川雅男・米本昌平・辻 (1984) 大槌水系における有機物の挙動-炭素・窒素同位体比からの評価-. 地球化学, 18: 89-98.

## アオコ発生時における現場型蛍光法による クロロフィル濃度測定の問題点

中山大介<sup>1</sup>・大塚泰介<sup>2</sup>・瀬戸浩二<sup>3</sup>・山口啓子<sup>4</sup>

### Problems of vertical profile of chlorophyll concentration measured by *in vivo* method under water-bloom condition

Daisuke Nakayama<sup>1</sup>, Taisuke Ohtsuka<sup>2</sup>, Koji Seto<sup>3</sup> and Keiko Yamaguchi<sup>4</sup>

**Abstract :** Vertical profiles of chlorophyll concentration, salinity, water temperature, illuminance and phytoplankton species composition in Lake Shinji were surveyed in November 11 1999. The chlorophyll concentration determined by spectral absorption method was the highest at surface. Determined by *in vivo* method, in contrast, the concentration at the surface was less than that in the lower water column. Probably *in vivo* method was not able to detect the high concentration of *Microcystis* sp. at the thin surface layer. Relatively high chlorophyll concentration determined by *in vivo* method in the lower water column was possibly caused by low phytoplankton activity.

**Key words :** chlorophyll concentration, *in vivo* method, Lake Shinji, vertical profile, water-bloom

### はじめに

湖の生態系において食物連鎖の底辺にあたるものは、植物プランクトンなどによる光合成すなわち一次生産である。一次生産量は、湖の環境保全を考える上で非常に重要な情報であり、とりわけ漁業生産および水質汚濁と密接な関係がある。したがって、湖全体の一次生産量が推定されれば、漁業および環境保全への有効な利用が期待され、将来的には湖の環境情報のデータベース化とそれに対応した水質予測モデルの構築に役立つ。

本研究で調査地とした宍道湖は、島根県東部に位置し、日本全国の湖沼の中で漁獲量が1番多い(國

井ほか, 1993)。これは宍道湖が生産性の高い汽水湖であるためである(大谷, 1997)。現在、クロロフィル *a* 濃度の測定が建設省出雲工事事務所、島根県内水面水産試験場、島根県衛生公害研究所などによって定期的に行われている。しかし、同湖における一次生産量の推定は、ほとんど行われていない(國井 1996)。

湖全体の一次生産量を推定するためには、まず植物プランクトンの空間分布を同時に把握する必要がある。中海・宍道湖では、衛星や航空機を使ったリモートセンシングにより、湖全体のクロロフィル *a* 濃度分布を同時に、かつ広域的に推定する技術が検討されている(作野ほか, 1999 a)。この方法に

<sup>1</sup> 元島根大学大学院理学研究科 Former ; Department of Geoscience, Shimane University, Matsue, Shimane 690-8504, Japan

<sup>2</sup> 島根大学汽水域研究センター Research Center for Coastal Lagoon Environments, Shimane University, Matsue, Shimane 690-8504, Japan

<sup>3</sup> 島根大学総合理工学部地球資源環境学科 Department of Geoscience, Shimane University, Matsue, Shimane 690-8504, Japan  
e-mail ; seto@riko.shimane-u.ac.jp

<sup>4</sup> 島根大学生物資源科学部 Faculty of Life and Environmental Science, Shimane University, Matsue, Shimane 690-8504, Japan

は、植物プランクトンの水平分布を完全に同時に把握できるという利点がある。しかし湖沼におけるリモートセンシングでは表層の情報しか検出できない可能性が高く(作野ほか, 1999 b), 水柱の植物プランクトンの総量を議論する場合には表層クロロフィル *a* 濃度データだけでは不十分である。

植物プランクトンの鉛直分布を知るために有効な手段の1つとして、植物プランクトンの蛍光特性を利用した現場型 (*in situ*) の蛍光法によるクロロフィル濃度の測定がある。現場型蛍光法には、細胞懸濁 (*in vivo*) のまま測定が可能であること、採水作業が不要であり迅速に行えること、数 cm 間隔のデータを取得できるといった利点がある。ただし、この方法による測定値の信頼度は低く、大きな誤差を含んだ近似値であるため、あらかじめ吸光光度法を併用して検量線を作成する必要がある(海洋観測指針, 1990)。中山ほか(1999)は、現場蛍光法によって測定された宍道湖・中海の表層クロロフィル *a* 濃度が、吸光光度法による表層クロロフィル *a* 濃度と高い相関を示したことを報告した。しかしこの研究では、鉛直分布については現場蛍光法と吸光光度法の比較がなされておらず、また測定値に影響を及ぼすであろう植物プランクトンの種組成との関係が論じられていない。特にアオコ発生時には、クロロフィル *a* 濃度の鉛直分布に偏りが生じやすいため、鉛直分布を知ることが重要になる。

そこで筆者らは、アオコが発生した時期の宍道湖において現場型蛍光法によってクロロフィル *a* 濃度の鉛直分布を測定し、吸光光度法による結果と比較するとともに、植物プランクトンの現存量および種組成との対応を検討することにした。

## 方 法

観測は1999年11月11日に宍道湖湖心(35°27'N, 132°58'E)で行った(図1)。この日の天候は曇り、無風で湖面は穏やかな状態であった。

現場では透明度、水質(クロロフィル濃度、水温、塩分、照度)の測定、および湖水の採水を行った。透明度の測定にはセッキ板(30 cm)を使用し、クロロフィル、水温、塩分、照度の測定には水中投下式鉛直クロロフィル測定装置(ACL 1151-DK: アレック電子製)を使用した(図2)。測定方法は中山ほか(1999)に従った。また、3 l のバンドン採水器(離合社製)を用いて、水深0 m から5 m まで1 m 間隔で採水し、クロロフィルの定量と、植物プランクト

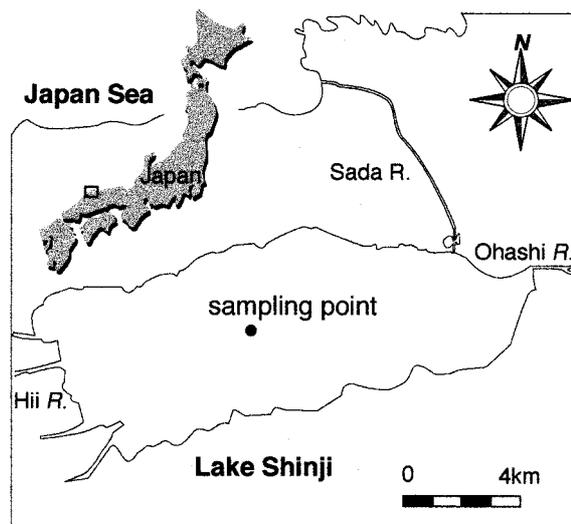


図1 調査地点

Fig. 1 Map showing sampling point

ンの同定・計数に用いた。

試料水をガラス繊維フィルター(Whatman, GF/F)で1 l ろ過し、アセトンで抽出した後、UNESCO法およびLorenzen法でクロロフィル濃度を定量した。植物プランクトンの同定・計測は以下の方法で

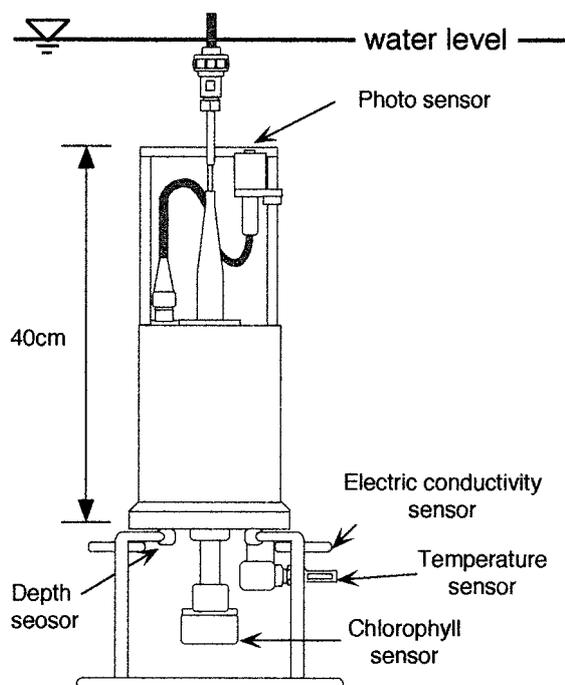


図2 現場型センサーの外観

Fig. 2 Appearance of vertical chlorophyll-a measurement apparatus ACL 1151-DK

行った。試料水 100 ml をグルタルアルデヒドで固定し、1 週間静置した後、上澄み液を捨てて 2 ml の濃縮試料とした。濃縮試料をピペットマンで  $5\mu\text{l}$  とり、スライドガラス上に滴下して、 $18\text{ mm}\times 18\text{ mm}$  のカバーガラスをかけてプレパラートとした。この際、試料がカバーガラスの外にはみ出していない事を確認した。プレパラートを、接眼グリットを備えた顕微鏡下で 400 倍で検鏡した。カバーガラス上に 2 mm 間隔で 81 個の格子点を設定し、それぞれの格子点を視野の中心として、接眼グリット内に細胞の中心がある藻類の細胞を同定・計測した。同様の計数を、プレパラートを代えて 4 回繰り返した。各種の細胞数に 1 細胞あたりの体積を乗じて細胞の体積を算出した。*Microcystis* sp. については、直径  $5\mu\text{ m}$  の球形とした(大塚, 2000)。*Cyclotella* spp. については、20 細胞の直径と帯面の高さを測定し、その平均値をもとに円柱近似によって体積を算出した。ほかの種については宍道湖・中海水系の藻類研究会(1996)の記述に従い、球体または垂球形体近似によって体積を算出した。

## 結果および考察

### (1) 現場蛍光法の水質結果

水中投下式鉛直クロロフィル測定装置によって得られた水質分布の観測結果を図 3 に示す。照度については 0 m の入射光を 100% とした相対照度で示した。現場蛍光法によるクロロフィル *a* 濃度(以下、 $\text{Chl-}a_{\text{in vivo}}$  濃度)は、5 m まで水深と共に増加する分布を示した。このような分布は、宍道湖で多く観察されてきた(中山ほか, 1999)。ただし、湖底付近(5 m 以深)の  $\text{Chl-}a_{\text{in vivo}}$  濃度には、ばらつきが見られた。

塩分は、0 m から 4.7 m まで 4.5 psu と、均一な分布を示した。その下層の分布は段階的に増加しており、湖底直上の塩分は 13.4 psu であった。水温は、0 m から 4.7 m まで  $14.6\sim 14.9^\circ\text{C}$  の範囲でほぼ均一な分布を示した。それ以下では水深と共に高温になり、湖底直上の水温は  $17.9^\circ\text{C}$  であった。また、水深 3.1 m で相対照度が 1% になった。したがって水深 3.1 m 付近が、植物プランクトンの呼吸と光合成が等しくなる補償深度であったと考えられる(有賀, 1973)。

### (2) クロロフィル分析結果

水深別に採水したの UNESCO 法で求めたクロロ

フィル濃度(以下、クロロフィル *a* 濃度を  $\text{Chl-}a_{\text{U}}$  濃度、クロロフィル *b* 濃度を  $\text{Chl-}b$  濃度、クロロフィル *c* 濃度を  $\text{Chl-}c$  濃度、各クロロフィル濃度の合計を  $\text{Chl-}U_{\text{total}}$  濃度と略す)と、Lorenzen 法で求めたクロロフィル濃度(クロロフィル *a* 濃度を  $\text{Chl-}a_{\text{L}}$  濃度、フェオフィチン濃度を Pheao. 濃度、 $\text{Chl-}a_{\text{L}}$  濃度、Pheao. 濃度の合計を、 $\text{Chl-}L_{\text{total}}$  濃度と略す。)を表 1 に示す。 $\text{Chl-}U_{\text{total}}$  濃度、 $\text{Chl-}a_{\text{U}}$  濃度は 0 m で最大で、相対的に表層より下層のほうが低い値を示した。 $\text{Chl-}b$  濃度、 $\text{Chl-}c$  濃度は 0 m で低く、2 m に 1 つのピークを形成するが、水柱全体としてみると水深が大きいほど高い値を示す傾向が見られた。また、 $\text{Chl-}L_{\text{total}}$  濃度、 $\text{Chl-}a_{\text{L}}$  濃度は 0 m で最大で、水深の増加とともに濃度が低くなっていった。Pheao. 濃度は、わずかではあるが水深が大きいほど高い値を示す傾向が見られた。

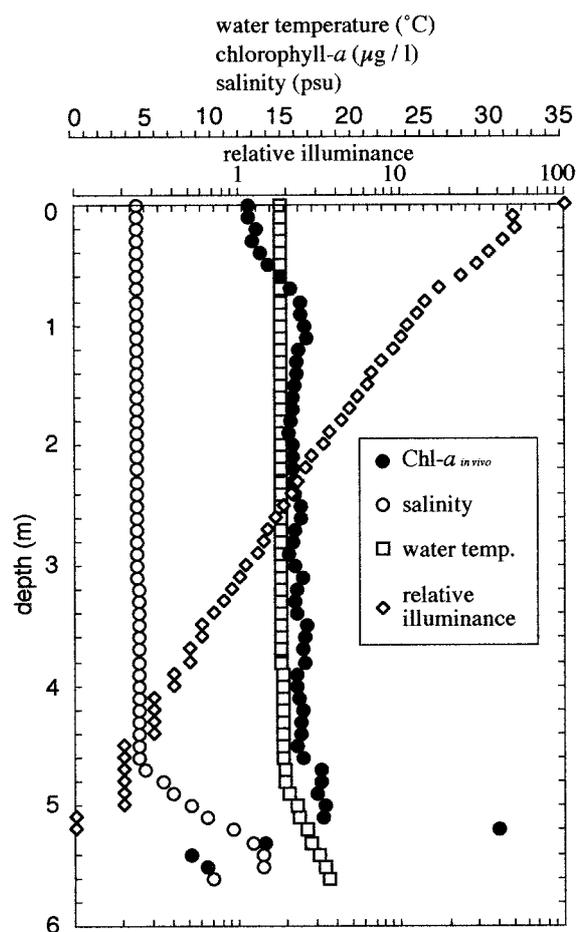


図3 クロロフィル濃度、塩分、水温、照度の鉛直分布

Fig.3 Vertical profiles of chlorophyll concentration ( $\mu\text{g/l}$ ), salinity (psu), water temperature and relative illuminance

表1 宍道湖における吸光光度法によって算出した鉛直クロロフィル濃度分布。

**Table 1** Vertical distribution of chlorophyll concentration used spectral absorption at the center of Lake Shinji.

| depth | UNESCO                               |                                |                       |                       |                             |                                |                | Lorenzen                    |  |
|-------|--------------------------------------|--------------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------------|--------------------------------|----------------|-----------------------------|--|
|       | Chl- <i>a</i> <i>in vivo</i><br>µg/l | Chl- <i>a</i> <i>U</i><br>µg/l | Chl- <i>b</i><br>µg/l | Chl- <i>c</i><br>µg/l | Chl- <i>U</i> total<br>µg/l | Chl- <i>a</i> <i>L</i><br>µg/l | Phaeo.<br>µg/l | Chl- <i>L</i> total<br>µg/l |  |
| 0     | 12.4                                 |                                |                       | 3.3                   | 44.4                        | 40.9                           |                | 40.9                        |  |
| 1     | 16.4                                 | 14.3                           | 0.4                   | 1.5                   | 16.1                        | 12.8                           | 2.1            | 15.0                        |  |
| 2     | 15.6                                 | 13.6                           | 1.6                   | 5.5                   | 20.8                        | 11.9                           | 2.9            | 14.8                        |  |
| 3     | 15.8                                 | 10.2                           | 0.1                   | 1.4                   | 11.7                        | 9.0                            | 2.1            | 11.1                        |  |
| 4     | 15.9                                 | 9.7                            | 0.3                   | 2.6                   | 12.7                        | 8.6                            | 2.4            | 11.0                        |  |
| 5     | 17.9                                 | 7.9                            | 0.4                   | 3.4                   | 11.7                        | 6.3                            | 2.8            | 9.2                         |  |

### (3) 植物プランクトンの種組成

植物プランクトンの種組成を表2に示す。植物プランクトンの種組成の特徴は、0 mにおける藍藻類が39.68 mm<sup>3</sup>/ℓと全体の94%を占めていたことである。特にアオコの構成種であった *Microcystis* sp. が全体の93%の割合で優占していた。また、1 mでは *Microcystis* sp. の独占的な優占はなくなり、珪藻類、緑藻類(広義)の出現する割合が多くなった。1 m以下では、種の割合に変化が少なく、分類群ごとの割合の平均は、藍藻類が60%、珪藻類が27%、緑藻類が10%であった。珪藻類の *Cyclotella* spp. は、宍道湖における優占種であり、緑藻類の *Dictyosphaerium ehrenbergianum* も、たびたび宍道湖で見られる(大谷, 1997)。なお、通常、宍道湖でアオコを形成する種は、*Microcystis aeruginosa* であるとされてきた(大谷, 1997)が、今回みられた *Microcystis* sp. は、典型的な *M. aeruginosa* とは形態が異なっていた。このことについては大塚(2000)で詳しく議論されている。

### (4) 現場蛍光法および吸光光度法の Chl. 濃度分布

現場蛍光法および吸光光度法で求めた各 Chl. 濃度の鉛直分布を図4に示す。Chl-*U* total 濃度、Chl-*a* *U* 濃度、Chl-*L* total 濃度、Chl-*a* *L* 濃度の分布は、ともに Chl-*a* *in vivo* 濃度のそれと異なった。その要因として、1) 測定時における問題、2) 光合成と照度の関係、の2つが考えられる。

1) 測定時の問題：今回用いた測定装置の深度センサーとクロロフィルセンサーの位置の違いが、測定結果に影響したと思われる。図2で示した装置は深度センサーよりも約20 cm下部にクロロフィルセンサーが設置されている。従って水深0 mの測定値は実際には水深約20 cmのものであった可能性が高い。一方、肉眼観察でアオコは、ごく表層にマッ

表2 宍道湖における植物プランクトンの鉛直分布  
**Table 2** Vertical distribution of phytoplankton at the center of Lake Shinji

| Taxa                                  | 0m           | 1m          | 2m          | 3m          | 4m          |
|---------------------------------------|--------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| <b>Cyanophyceae</b>                   |              |             |             |             |             |
| <i>Microcystis</i> sp.                | 39.29        | 3.22        | 3.74        | 3.56        | 3.45        |
| <i>Woronichinia</i> sp.               | 0.30         | 0.44        | 0.31        | 0.29        | 0.61        |
| Others                                | 0.09         | 0.11        | 0.06        | 0.38        | 0.25        |
| <b>Bacillariophyceae</b>              |              |             |             |             |             |
| <i>Cyclotella</i> spp.                | 2.01         | 1.97        | 1.75        | 1.75        | 1.81        |
| Others                                | 0.00         | 0.00        | 0.06        | 0.06        | 0.06        |
| <b>Chlorophyceae</b>                  |              |             |             |             |             |
| <i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> | 0.44         | 0.93        | 0.42        | 0.70        | 0.42        |
| Others                                | 0.19         | 0.04        | 0.25        | 0.16        | 0.07        |
| <b>Others</b>                         | <b>0.01</b>  | <b>0.14</b> | <b>0.00</b> | <b>0.22</b> | <b>0.34</b> |
| <b>total</b>                          | <b>42.33</b> | <b>6.85</b> | <b>6.59</b> | <b>7.12</b> | <b>7.01</b> |

ト状のコロニーを形成していた。したがってセンサーを投入した際に、ごく表層にあった実際のピークを、クロロフィルセンサーが検知できず、0 mの測定が正確に行えなかった可能性がある。

2) 光合成と照度の関係：今回の測定ではクロロフィルセンサーから発せられた400~480 nmの光は、光合成色素によって吸収され、植物プランクトンの蛍光をもたらす。しかし、生きた植物プランクトンが発する蛍光の強度は、必ずしも含有される Chl-*a* 濃度に比例しない。植物プランクトンの活性が低いほど光合成色素が吸収した光エネルギーのうち、蛍光として放出される割合が増大する(石丸, 1990)。今回、Chl-*a* *L* 濃度と Pheao. 濃度の割合をみると Pheao. 濃度の割合が下層で高くなっていた。このことから下層の植物プランクトンの光合成活性は弱かったと思われる。その結果、本来存在していた Chl-*a* 濃度に相当する蛍光強度よりも全体的に蛍光強度が大きくなり、センサーに過大に受光される結果となると考えられる。

以上の結果からアオコの発生時における現場蛍光法の場合、Chl-*a* *in vivo* 濃度の鉛直分布は、表層で過小に、下層で過大に測定される可能性がある。ただし Chl-*c* 濃度が Chl-*a* *in vivo* 濃度と類似的になることは Chl-*c* を多く含む珪藻が通常優占する宍道湖においてこの現場法が有効な手段である事を示唆する。

今後は、さらに現場法の Chl-*a* 濃度と吸光光度法の Chl-*a* 濃度とを比較・検討することで、植物プランクトンによる一次生産量の推定を行っていき

謝辞

この調査を行うのに島根大学汽水域研究センター

所有の「ルピア」を使用させて頂いた。また、クロロフィル濃度の測定には島根大学汽水域研究センター中海分室の機器を使用させて頂いた。水中投下式クロロフィル測定装置は平成9年度文部省科学研究補助金（基礎基盤（B）（2）「中海・本庄工区の生物多様性と生態系調査，課題番号09480112）」により購入したものである。関係各位に深くお礼申し上げます。

## 引用文献

有賀祐勝 (1973) 水界植物群落の物質生産Ⅱ. 生態学講座 8:7  
 石丸 隆 (1990) 沿岸環境調査マニュアルⅡ (水質・微生物編), 日本海洋学会編. 恒星社厚生閣. p.57-61.  
 大塚泰介 (2000) 宍道湖産 *Microcystis* sp. の形態観察.

LAGUNA (汽水域研究), 7:81-83  
 気象庁編 (1990) 海洋観測指針. p.263.  
 國井秀伸・高安克己・橋谷博・中村幹雄・中尾繁 (1993) 汽水湖生態系の特性と日本における研究の現状. 日本生態学会誌, 43:195-209  
 國井秀伸 (1996) 宍道湖湖心における水深別クロロフィル量と光合成速度の季節変化 (予報). LAGUNA (汽水域研究), 3:97-101.  
 中山大介・作野裕司・松永恒雄・高安克己・國井秀伸 (1999) 宍道湖・中海の鉛直クロロフィル a 濃度分布特性. LAGUNA (汽水域研究), 6:217-222.  
 大谷修司 (1997) 宍道湖・中海水系の植物プランクトンの種類組成と経年変化. 沿岸海洋研究, 35:35-47.  
 作野裕司・松永恒雄・中山大介・六川修一・高安克己・國井秀伸・中村幹雄・山室真澄 (1999 a) SPOT/HRV データによるアオコ発生時の宍道湖

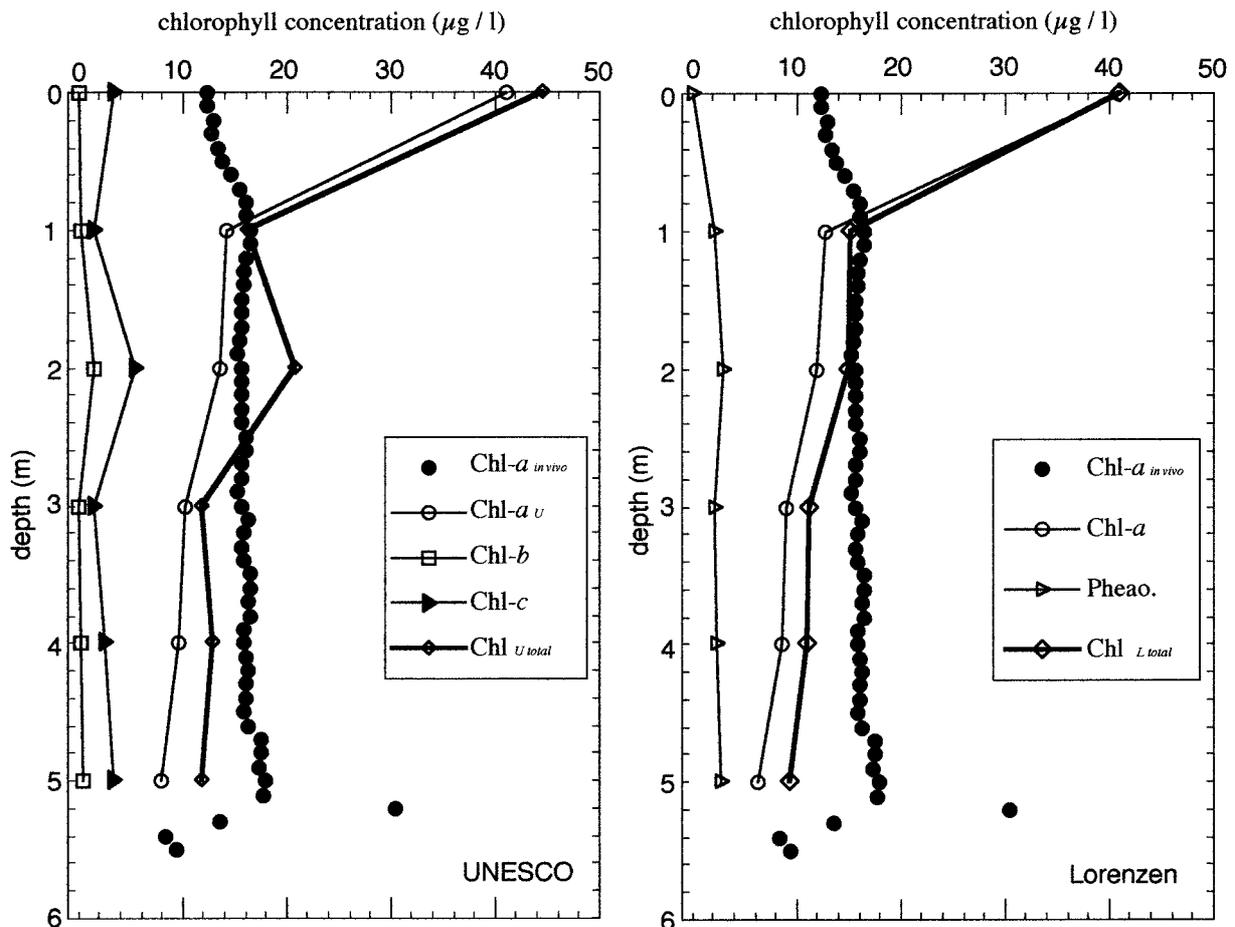


図4 現場型蛍光法と吸光光度法によって得られたクロロフィル濃度の比較

Fig.4 Comparison between vertical profiles of chlorophyll concentration measured by *in vivo* method and spectral absorption

- 表層クロロフィル a 濃度分布の推定. 日本リモートセンシング学会誌, 19 (2) : 20-36.
- 作野裕司・中山大介・松永恒雄・高安克己・六川修一・中村幹雄・國井秀伸 (1999 b) 衛星リモートセンシングによる中海・宍道湖の水質濃度マッピング (その 2) - 1998 年 3 月の調査. LAGUNA (汽水水域研究), 6 : 205-216.
- 宍道湖・中海の研究会 (1996) 宍道湖・中海水系の藻類, 高浜印刷, 松江.

短 報

# アサリ (*Ruditapes philippinarum* (A. Adams et Reeve)) による赤潮 (*Prorocentrum minimum* (Pavillard) Schiller) の除去について

田中秀典<sup>1</sup>・大塚泰介<sup>2</sup>

## Elimination of red tide water (*Prorocentrum minimum*) by using *Ruditapes philippinarum*

Hidenori Tanaka<sup>1</sup> and Taisuke Ohtsuka<sup>2</sup>

**Abstract :** *Ruditapes philippinarum* (8 individuals) were reared in red tide water (20 liter) extremely dominated by *Prorocentrum minimum*. *P. minimum* in the tank decreased from  $2.0 \times 10^8$  cells to  $4.0 \times 10^7$  cells 24 hours after and to  $3.0 \times 10^6$  cells 48 hours after. *R. philippinarum* removed more than 98% of *P. minimum* within 48 hours. *R. philippinarum* is possibly useful to remove the red tide occurring in the Nakaumi.

**Key words :** *Prorocentrum minimum*, red tide water, *Ruditapes philippinarum*, Nakaumi

### はじめに

*Prorocentrum minimum* (Pavillard) Schiller は、中海ではしばしば赤潮を形成し、まれに宍道湖でも赤潮を形成する事がある(宍道湖・中海の藻類研究会, 1996)。本種による漁業への目立った被害は、今のところ報告されていない。しかしながら、赤潮による被害が発生する前に、赤潮が発生した時への対策を準備しておくことは必要と思われる。

筆者らは、中海や宍道湖に生息している生物を利用して、自然に負荷をかけず赤潮を除去することを考えている。アサリ (*Ruditapes philippinarum* (A. Adams et Reeve)) は中海に生息しており、水産資源として有用である。アサリの濾水率は 0.2~2.4 リットル/個体/時間と大きく(千葉・大島, 1957)、赤潮を

短期間で除去できる可能性がある。そこで、中海で採水した赤潮にアサリを入れ、アサリが 48 時間で赤潮をどの程度除去するかを調べた。

### 実験方法

2000 年 1 月 25 日に、汽水域研究センター中海分室の堤防から、赤潮と考えられる海水を 20 リットル採水し、水槽 (25 リットル) に移し替えた。採水時の中海の水温は 10℃ 前後であったため、アサリの活動度が高い 23℃ (喜多村, 1937) まで 1 晩かけて水温をあげた。海水を循環させるために、エアレーションをおこなった。また、人工海水で満たした別の水槽に、実験に使用する 8 個体のアサリを入れて、23℃ の温度に馴致させるとともに、餌をあたえず

<sup>1</sup> 島根大学汽水域研究センター Research Center for Coastal Lagoon Environments, Shimane University, Matsue 690-8504, Japan  
e-mail ; BYA 06151@nifty.ne.jp

<sup>2</sup> 島根大学汽水域研究センター Research Center for Coastal Lagoon Environments, Shimane University  
(現在、滋賀県立琵琶湖博物館 Present address ; Lake Biwa Museum, Kusatsu, Shiga 525-0001, Japan)

に飢餓状態にした。実験に使用したアサリは、1999年11月に広島県の宮島から採集し、中海で飼育していたもので、殻高は平均23.4 mm、殻長は平均32.8 mmであった。

実験は、2000年1月26日9時から28日9時までの48時間おこなった。実験開始時、24時間後、実験終了時(48時間後)の3回、海水をそれぞれ200 mlずつ採水し、そのうち100 mlを植物プランクトンのカウントに用いた。植物プランクトンの個体数の変化から、48時間での赤潮の除去量、およびアサリの濾水率を評価した。

## 結果と考察

実験開始時の海水中では、*Prorocentrum minimum*が植物プランクトンの98%近くを占め、海水20リットルの中に $2.0 \times 10^8$  cells含まれていた(図1, 2)。宍道湖・中海の藻類研究会(1996)は、この渦鞭毛藻は中海でもっとも優占し、しばしば赤潮を形成するとしている。したがって今回使用した海水は、中海で発生する典型的な赤潮と考えることができる。

24時間後には、水槽中の*P. minimum*は $4.0 \times 10^7$  cellsに減少していた(図1, 2)。アサリ8個体で $1.6 \times 10^8$  cellsの*P. minimum*を摂餌したことになり、24時間で80%の赤潮が除去されたことになる。実験終了時(48時間後)には、水槽中の*P. minimum*は $3.0 \times 10^6$  cellsまで減少しており(図1, 2)、48時間で98.5%の赤潮が除去されたことになる。

アサリによる濾水速度を*P. minimum*の減衰から算出したところ、1日目は4.0 L/個体/日、2日目は4.7 L/個体/日となった。しかしこれは実際よりも控えめな値であると考えられる。その理由は、

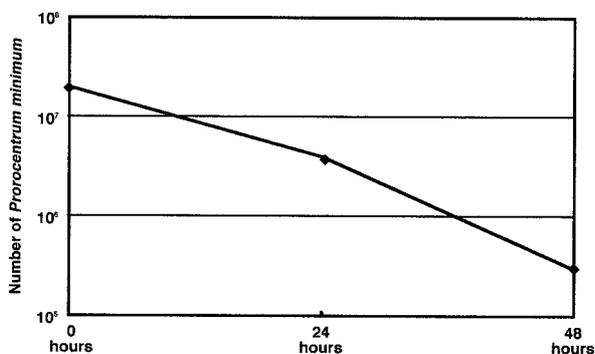
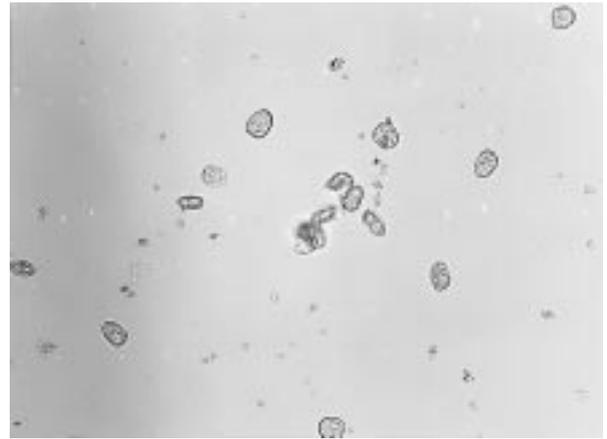
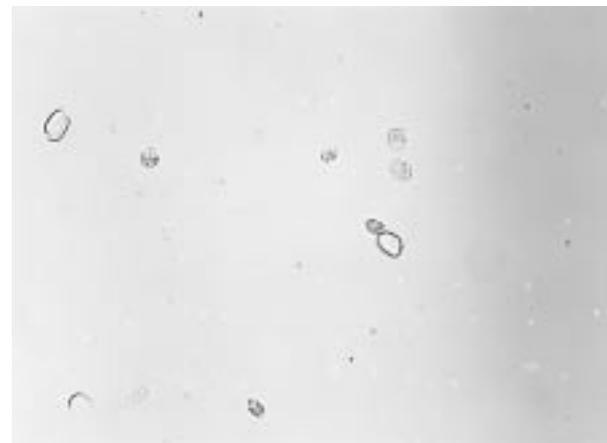


図1 *Prorocentrum minimum*の量の変化。縦軸は対数目盛

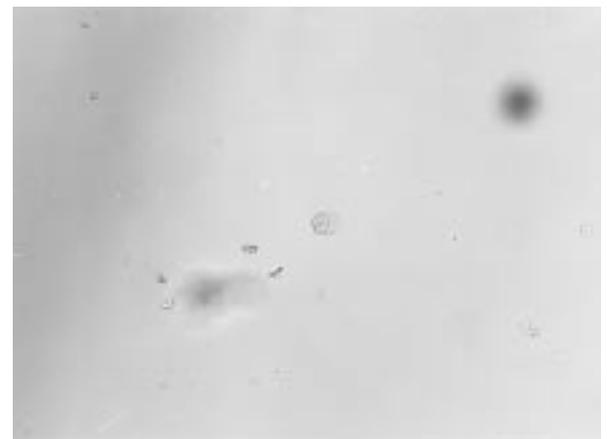
Fig.1 Transition of *Prorocentrum minimum* number



1



2



3

図2 *Prorocentrum minimum*の密度を示した顕微鏡写真。1) 実験開始時、2) 24時間後、3) 48時間後 ×200 (写真の横は390 μm)

Fig.2 Photo of *Prorocentrum minimum* density. 1) 0 hour, 2) 24 hours after, 3) 48 hours after ×200 (photo width is 390 μm)

本実験は室内で光を制御せずに行われたため、*P. minimum* が水槽内で増殖した可能性が高いことと、アサリに消化されず偽糞として排出され、水中に回帰した *P. minimum* がいた可能性が高いことである。

このようにアサリは、*P. minimum* をよく摂餌することがわかった。地中海で発生する赤潮の除去に十分に役立つと思われる。ただし、今回の実験と同程度の赤潮除去効果を水深 1 m の水柱で実現しようとするれば、1 m<sup>2</sup> あたり 400 個体ものアサリを投入する必要がある。今後、アサリの密度がもっと低い場合の赤潮の除去効果を、実験によって調べる必要がある。

相崎ほか (1998) は、シジミを使った濾水実験を行い、底質に潜ったものの方が水槽に直置きしたものよりも濾水率が高いことを報告している。今回はアサリを底質に潜らせずに実験を行っているため、自然状態のアサリはもっと除去率が高い可能性もある。一方、今回の実験では海水温を 23℃ とアサリがもっとも活動的な温度に設定しているため、これ以外の温度では除去の程度が小さくなることが予想される。野外における実験が必要と思われるが、今後の検討課題である。また、アサリによる赤潮除去を他の手段と併用した場合の効果についても、今後検討する価値がある。

なお、*P. minimum* が急性の毒素を持つという報告は今までのところないため、赤潮の除去に用いたアサリを水産資源として活用することが可能と思われる。

## ま と め

地中海に優占して生息する珪藻である *Prorocentrum minimum* の赤潮海水 (20 リットル) 中に、アサリ (8

個体) を入れて飼育したところ、48 時間後には 98 % 以上の *P. minimum* がアサリによって除去された。地中海で発生する赤潮の除去に、アサリが有用である可能性が示された。

## 謝辞

この実験をするにあたり、島根大学汽水域研究センターの高安克己教授にはいろいろと便宜をはかっていただいた。中海分室の管理人の松本雅夫氏には、分室を利用するにあたり便宜をはかっていただいた。島根大学生物資源学部の相崎守弘教授、山口啓子講師、地球生物資源学部の瀬戸浩二博士には、研究をすすめる上で貴重なアドバイスをいただいた。また、アサリを採集するにあたり、広島県の平川勝氏、丸本洋子さん、久保河内悦子さんにご協力をいただいた。実験水槽などの機器は、農林水産技術会議「森林、海洋などにおける CO<sub>2</sub> 収支の評価の高度化」プロジェクトによって島根大学汽水域センターに設置されたものを使用させていただいた。

## 引 用 文 献

- 相崎守弘・森岡美津子・木幡邦夫 (1998) ヤマトシジミを利用した汽水域の水質浄化に関する基礎研究。用水と廃水, 40: 34-39.
- 千葉健治・大島泰雄 (1957) アサリを主とする海産二枚貝の濾水・摂餌に及ぼす濁りの影響。東北水産研究所研究報告, 40: 37-46.
- 喜多村勇 (1937) アサリの鰓の繊毛運動と温度との関係。日水誌, 6: 154.
- 宍道湖・中海の藻類研究会 (1996) 宍道湖・中海水系の藻類。宍道湖・中海の藻類研究会, 島根, 44 p.

## 宍道湖産 *Microcystis* sp. の形態観察

大塚泰介<sup>1</sup>

### Morphology of *Microcystis* sp. in Lake Shinji, a brackish Lake in Japan

Taisuke Ohtsuka<sup>1</sup>

**Abstract :** *Microcystis* sp., which mainly composed the water bloom in Lake Shinji in 1999, was different from typical *Microcystis aeruginosa* by its colony shape. Its colony was more or less spherical, often macroscopic, with scattered and somehow irregularly arranged cells. The cells were 3.6–6.4  $\mu\text{m}$  in diameter. The *Microcystis* sp. resembled *Microcystis flos-aquae* except for the cell density. It was also similar to *Microcystis ichthyoblabe* but it had larger cells and narrower mucilage envelopes.

**Key words :** *Microcystis*, colony shape, cell size, Lake Shinji

宍道湖では 8 月から 11 月にかけて、しばしばラン藻類の *Microcystis* によるアオコが発生する (秋山ほか, 1996)。これまで、宍道湖におけるアオコの主な構成種は、*Microcystis aeruginosa* (Kützing) Kützing とされてきた (秋山, 1970 ; 秋山ほか, 1996)。しかし、筆者が 1999 年に宍道湖で大発生した *Microcystis* を観察したところ、群体の形状が典型的な *M. aeruginosa* と大きく異なっていた。

そこで本研究では、1999 年に宍道湖および中海で採集された *Microcystis* (以下、宍道湖産 *Microcystis* sp. と呼ぶ) の形態を観察し、特徴を記述するとともに、その分類について検討する。

宍道湖沖、宍道湖尻、中海からそれぞれ試料を採集した。宍道湖沖の試料は 1999 年 11 月 11 日に、湖心よりやや西寄りで船上から採集された。宍道湖尻の試料は 1999 年 12 月 8 日に、松江大橋近くの岸から採集された。中海の試料は 1999 年 12 月 1 日に、中浦水道に接した島根大学汽水域研究センター江島分室の船着場で採集された。

宍道湖沖における試料採集時の塩分は 4.7 psu だった (瀬戸ほか, 2000)。松江大橋における試料採集日の表層塩分は、島根県内水面水産試験場の月報によると約 6 psu だった。中海中浦水道における試料採集日の表層塩分は約 21 psu だった (宇野ほか, 未発表)。

採集した試料に、ホルマリン : 25% グルタルアルデヒド = 1 : 3 液を約 5% 加えて固定し、研究室に持ち帰った。採集から 1 ヶ月以内に各試料を顕微鏡観察した。総合倍率 100 倍で群体の形態を、総合倍率 1,000 倍で細胞の形態を、それぞれ観察し、同時に写真を撮影した。細胞の写真を 2,000 倍に引き伸ばし、各試料について 100 細胞ずつ、細胞の短径と長径を測定した。直径を、短径と長径の相乗平均と定義した。

本研究で観察された、宍道湖産 *Microcystis* sp. の形態的特徴を以下に記述する。

<sup>1</sup> 島根大学汽水域研究センター Research Center for Coastal Lagoon Environments, Shimane University, Matsue 690-8504, Japan  
現在 ; 滋賀県立琵琶湖博物館 Present address ; Lake Biwa Museum, Kusatsu, Shiga 525-0001, Japan  
e-mail ; ohtsuka@lbm.go.jp

表1 宍道湖産 *Microcystis* sp. の細胞直径の分布。直径と短径の相乗平均を直径と定義した。

**Table 1** Cell diameter distribution of *Microcystis* sp. in Lake Shinji. The diameter is defined as a geometrical mean of the length and the breadth.

| Lake population                            | Shinji  |        | Nakaumi |
|--|---------|--------|---------|
|  | Pelagic | Outlet | Outlet  |
| <b>Diameter (<math>\mu\text{m}</math>)</b> |         |        |         |
| 3.4~3.6                                    |         |        | 1       |
| 3.6~3.8                                    |         |        | 3       |
| 3.8~4.0                                    |         |        | 17      |
| 4.0~4.2                                    | 4       |        | 21      |
| 4.2~4.4                                    | 9       | 3      | 23      |
| 4.4~4.6                                    | 16      | 11     | 12      |
| 4.6~4.8                                    | 22      | 12     | 10      |
| 4.8~5.0                                    | 15      | 13     | 8       |
| 5.0~5.2                                    | 14      | 15     | 5       |
| 5.2~5.4                                    | 6       | 19     |         |
| 5.4~5.6                                    | 7       | 9      |         |
| 5.6~5.8                                    | 4       | 9      |         |
| 5.8~6.0                                    | 2       | 4      |         |
| 6.0~6.2                                    | 1       | 4      |         |
| 6.2~6.4                                    |         | 1      |         |
| Average ( $\mu\text{m}$ )                  | 4.88    | 5.15   | 4.33    |

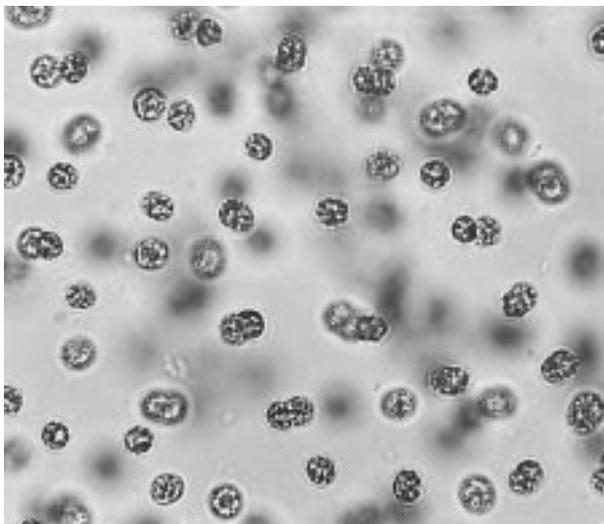


図1 宍道湖産 *Microcystis* sp. の疎らな細胞 (宍道湖沖;  $\times 1,000$ )

**Fig. 1** Scattered cells of *Microcystis* sp. in Lake Shinji (Lake Shinji, pelagic;  $\times 1,000$ ).

#### 宍道湖産 *Microcystis* sp.

細胞は球形で、分裂前にやや長くなる。細胞の直径  $3.6\sim 6.4\ \mu\text{m}$  (表1)。細胞はガス胞をもつ。細胞



図2 宍道湖産 *Microcystis* sp. の群体。A: 小さな群体 (宍道湖沖;  $\times 100$ )。B: 大きな群体の一部。細胞の粗密が著しい (宍道湖尻;  $\times 100$ )。

**Fig. 2** Colonies of *Microcystis* sp. in Lake Shinji.

A. Small colonies (Lake Shinji, pelagic;  $\times 100$ ).

B. A part of a large colony with apparently aggregated cells (Lake Shinji, outlet;  $\times 100$ ).

は粘質中にやや疎らに配列し、粗密を生じることが多い (図1)。細胞集団の外側を包む粘質は薄く、その外縁は光学顕微鏡下で認められない。群体の直径はしばしば数 mm に達する。群体は、小さなものはほぼ球形で、肉眼的な大きさではやや平たく不規則な形になるが、長く伸びたり穿孔することはほとんどない (図2)。

Komárek (1991) は、日本でアオコを形成する *Microcystis* として、*M. ichtyoblabe* Kützing, *M. flos-aquae* (Wittrock) Kirchner, *M. novacekii* (Komárek) Compere, *M. aeruginosa*, *M. viridis* (A. Braun)

Lemmermann, *M. wesenbergii* (Komárek) Komárek の 6 種を同定した。渡辺 (1994) は *M. ichtyoblabe* と *M. flos-aquae* の区別を疑問視しているが、他についてはほぼ Komárek と同様の分類をしている。上記 6 種のうち、*M. ichtyoblabe*, *M. flos-aquae*, *M. aeruginosa* の 3 種には、それぞれ宍道湖産 *Microcystis* sp. と類似性がある。そこで、この 3 種と宍道湖産 *Microcystis* sp. との形態を比較した。

細胞がやや疎らに配列し、粗密を生じることが多いという点では、宍道湖産 *Microcystis* sp. は *M. ichtyoblabe* に似ている。しかし典型的な *M. ichtyoblabe* の細胞径は 2.0~3.2  $\mu\text{m}$  で、宍道湖産 *Microcystis* sp. よりもずっと小さい (Komárek, 1991; Komárek & Anagnostidis, 1998)。また、細胞集団の外側を包む粘質が宍道湖産 *Microcystis* sp. では薄いのに対して、*M. ichtyoblabe* では厚い (Komárek, 1991; Komárek & Anagnostidis, 1998)。

群体の外形について見ると、宍道湖産 *Microcystis* sp. は *M. flos-aquae* とよく似ている。*M. flos-aquae* の細胞径は 3.5~4.8  $\mu\text{m}$  (Komárek, 1991; Komárek & Anagnostidis, 1998) で、宍道湖産 *Microcystis* sp. よりやや小さいが、違いは顕著でない。しかし *M. flos-aquae* は、細胞が密に存在し、群体が肉眼的な大きさになることが稀である (Komárek & Anagnostidis, 1998) という点で、宍道湖産 *Microcystis* sp. と異なる。

宍道湖産 *Microcystis* sp. の細胞径は、日本産 *M. aeruginosa* の細胞径 (3.2~6.6  $\mu\text{m}$ ; 渡辺, 1994) とよく一致する。しかし、典型的な日本産 *M. aeruginosa* の大きな群体は、明瞭な穴をもつ裂片状 (Komárek, 1991)、あるいは、枝分かれした紐状または中空網目の亜球形 (渡辺, 1994) であるのに対し、宍道湖産 *Microcystis* sp. の大きな群体はそのような形態を示さない。

以上のように、宍道湖産 *Microcystis* sp. は、日本からこれまでに報告されてきた代表的な *Microcystis* の各種と形態が異なる。この観察結果が、遺伝的な違いによるものか、あるいは単なる環境変異を示すのか、今のところ明らかでない。従って、宍道湖産 *Microcystis* sp. を同定するためには、今後の研究による情報の蓄積が必要である。

最後に、宍道湖沖の試料を提供して下さった島根大学総合理工学部の瀬戸浩二助手、田中秀典氏、中山大介氏、およびアオコの同定に際し貴重なご助言を下された滋賀県琵琶湖研究所の辻村茂男博士に深謝の意を表す。

## 引用文献

- 秋山優 (1970) プランクトンの調査。宍道湖—水資源としての基礎調査—。島根県。pp. 63-107.
- 秋山優・大谷修司・江角比出郎 (1996) 宍道湖・中海水系の藻類。宍道湖・中海の藻類研究会, 松江。130 p.
- Komárek, J. (1991) A review of water-bloom forming *Microcystis* species, with regard to populations from Japan. *Archiv fur Hydrobiologie, Supplement* 92, *Algological Studies*, 64: 115-127.
- Komárek, J. and Anagnostidis, K. (1998) Cyanoprokaryota I. Chroococcales. In: *Süßwasserflora von Mitteleuropa*, 19/1 548 p.
- 瀬戸浩二・中山大介・田中秀典・山口啓子 (2000) 宍道湖におけるアオコの発生とその地球化学的特徴。LAGUNA (汽水域研究), 7: 61-69
- 渡辺眞之 (1994) 水の華をつくる藍藻。アオコ—その毒素と出現—。渡辺真利代・原田健一・藤木博太編。pp. 25-54. 東京大学出版会, 東京。

## 中海・宍道湖文献目録

相崎守弘<sup>1</sup>

### Bibliography concerning Lakes Nakaumi and Shinji

Morihiro Aizaki<sup>1</sup>

**Abstract :** Published 589 papers concerning natural science of Lake Nakaumi and Lake Shinji are listed.

**Key words :** bibliography, Lake Nakaumi, Lake Shinji

#### はじめに

中海及び宍道湖は日本を代表する汽水湖である。汽水湖としての学術的興味に加えて、水産の場としても重要であるところから多くの研究が行われてきた。1960年代からは干拓、淡水化の事業が始まり、さらに多くの調査研究が行われた。

ここでは、自然系の論文を中心に、約100年間の論文のリストを作成した。ここに、洩れている論文もまだ多く残されていると思われるが、589編の論文についてリストアップできた。今後さらに補充して行くことによって、より精度の高い論文目録が完成されるものと思う。皆様のご協力をお願いいたします。

本文献リストを制作するに当たって、能智美佳さん、前田伊佐武さんの協力を得た。記して感謝します。また、本文献リストの作成には住友生命財団の助成を受けております。記して感謝いたします。

#### 中海・宍道湖関連文献目録

##### ～1950年

1. 宍道湖の記, 前田秀実, 地学雑誌, 6 (72),

679-682, 1894.

2. 日本海沿岸本土の湖沼, 田中阿歌麿, 地学雑誌, 17 (193), 64, 1905.
3. 宍道湖公魚人工孵化, 山田政満, 水産研究誌, 8 (5), 207-208, 1913.
4. 中海調査, 島根県水産試験場, 大正9年度島根水試事業報告, 71-108, 1920.
5. 宍道湖及中海に於ける水産養殖に就いて, 妹尾秀実, 水産研究誌, 17 (11), 24, 1922.
6. 宍道湖の鹹度問題, 小牧実繁, 地球, 8(4・5・6), 257-270・361-368・418-426, 1927.
7. 宍道湖の鹹度問題, 小牧実繁, 地球, 9(1・2), 46-52・123-127, 1928.
8. 中海海洋観測調査報告, 須田皖次, 松平康雄, 海洋時報, 3, 120-153, 1929.
9. 中海赤潮についての調査, 石井省一郎, 海洋時報, 3, 195-198, 1931.
10. Studies on the Bottom Fauna of Japanese Lakes, 宮地伝三郎, Jap. Jar. Zool, 4, 41-99, 1932.
11. 中海の魚類予報, 安達亀一, ユーグレナ, 3 (4), 23-24, 1932.
12. 中海における珪藻と赤潮 (昭和8年夏季中海海洋調査報告第二部), 倉茂英次郎, 喜多村一

<sup>1</sup> 島根大学生物資源科学部 Faculty of Life and Environmental Science, Shimane University, Matsue 690-8504, Japan  
e-mail ; aizaki@life.shimane-u.ac.jp

- 男, 気象集誌, 12, 287-300, 1933
13. 中海赤潮調査, 島根県水産試験場, 昭和7年度島根水試事業報告, 68-83, 1934.
  14. 中海調査, 喜多村一男, 島根県浜田測候所, 浜田, 1-30, 1935.
  15. 出雲宍道湖産貝類, 高木仟, *Venus*, 7(4), 174-187, 1937.
  16. 中海に於ける水位異常変化に就いて, 豊原義一, 海と空, 18, 50-53, 1938.
  17. 宍道湖の化学生物的研究, 松平康男, 齊藤行正, 海と空, 22(12), 403-413, 1942.
  18. 日本の汽水特に潟湖の生態学的研究, 第一報 日本沿岸汽水域の底生動物, 上野益三, 服部報公会研究報告, 10, 409-425, 1943.
  19. 中海の底生動物群集と遺骸群集, 宮地伝三郎, 京大生理生態業績, 31, 1-24, 1945.
  20. A limnological survey of the Nakano-umi and Lakes Shinji in the coast of the Japan Sea, II. on the plankton of Nakano-umi in summer, Chiba, T., *Bull. Jap. Fisher*, 16, 22-, 1949.
  21. 中海・宍道湖産白魚の魚群系統, 太田繁, 水試月報, 1(3), 7-8, 1949.
  22. 中海・宍道湖ヨコエビ生態調査, 太田繁, 水産庁調, 18, 1-18, 1949.
  23. 石見, 出雲の陸水エビ類, 上田常一, 水試月報, 1(13), 6-12, 1950.
  24. 中海・宍道湖産のシラウオの第二次性徴並びに魚群系統, 太田繁, 水産研究誌, 41(1), 1950.
  25. 中海産カキの被害, 丸川久俊, 水試月報, 1(11), 1950.
  26. 再び中海・宍道湖産白魚の魚群系統, 太田繁, 水試月報, 2(3), 7-8, 1950.

#### ～1960年

1. 中海, 宍道湖の湖沼学的研究3, 夏期宍道湖のプランクトンに就いて, 千葉卓夫, 小林歌夫, 日本水産学会誌, 41(1), 9-14, 1951.
2. 美保湾・中海の海況と生物群集, 宮路伝三郎, 波部忠重, 美保湾生物調査, 1, 1-9, 1952.
3. ソウギョの宍道湖移植にさいして, 亀山展志, 水試月報, 3(4), 10-12, 1955.
4. 中海の赤潮に関する化学的研究, 梶川豊明, 鳥取県水産試験場研究報告, 35, 1-364, 1955.
5. 大山出雲特定地域宍道湖中海水理調査報告書, 島根県, 鳥取県, 昭和32年国土総合開発

調査, 1-312, 1958.

6. Ecological studies on the algal flora of the Lakes Shinji and Nakano-umi, Akiyama, M., Nishigami, K., *Bull. Shimane Univ.*, 9, 69-75, 1959.
7. 汽水系宍道湖にみられるオオイシソウの生態, 秋山優, 藻類, 7(3), 1-4, 1959.
8. サルボウの生態的研究I. サルボウ稚貝の低比重に対する抵抗力について, 山城隆文, 水産増殖, 6(3), 1959.
9. プランクトン, 千田哲資, 中海干拓基本調査報告書, 鳥取県水産試験場, 105-137, 1959.
10. Ecological study on *clithon retropictus* (Martens, V) in Lakes Shinji and Nakaumi, Miyamoto, I., *Jap. J. Ecol.*, 10, 45-, 1960.

#### ～1970年

1. 宍道湖および中海の藻類相の生態的研究, II. 藻類浸透圧の適応について, 西上一義, 秋山優, 藻類, 9(1), 25-31, 1961.
2. 宍道湖・中海の無機環境および若干の元素(P, N)の物質循環, 森主一, 中海干拓淡水化事業に伴う漁族生態調査報告; 宮地伝三郎編, 島根県, 14-27, 1962.
3. 美保関・中海・宍道湖及びこれらに流入する河川の水質について, 岡林弘之, 木村俊博, 島根県衛生研報, 4, 1-16, 1962.
4. The inorganic environmental condition on Lakes Shinji and Nakano-umi with special reference to the matter circulation especially of nitrogen and phosphorus, Mori, S., *An Ecological Report of Aquatic Biota in Lake Nakano-umi*, 14-27, 1962.
5. Notes on some arthropoda and decapoda found in Lakes Shinji and Nakano-umi, Harada, E., *An Ecological Report of Aquatic Biota in Lake Nakano-umi*, 45-49, 1962.
6. Phytoplankton in Lakes Shinji and Nakano-umi, Negoro, K., *An Ecological Report of Aquatic Biota in Lake Nakano-umi*, 1962.
7. 山陰地方の淡水藻類の生態, 秋山優, 山陰文化研究紀要, 2, 77-90, 1962.
8. 美保湾・中海・宍道湖の底生動物, 宮地伝三郎, 中海干拓・淡水化事業に伴う漁族生態調査報告, 29-41, 1962.
9. 美保関・中海・宍道湖の貝類目録, 渡部忠重, 菊池泰二, 中海干拓淡水化事業に伴う漁族生態調査報告, 宮地伝三郎編, 島根県, 42-43,

- 1962.
10. 美保湾・中海・宍道湖の大型甲殻類とタコ・イカ類, 原田英司, 中海干拓淡水化事業に伴う漁族生態調査報告, 宮地伝三郎編, 島根県, 45-49, 1962.
  11. 美保湾・中海・宍道湖の魚類, 岩井保, 浅野博利, 中海干拓淡水化事業に伴う漁族生態調査報告; 宮地伝三郎編, 島根県, 50-56, 1962.
  12. 植物プランクトン, 根来健一郎, 中海干拓・淡水化事業に伴う漁族生態調査報告, 57-65, 1962.
  13. 水草・大型藻類, 根来健一郎, 中海干拓・淡水化事業に伴う漁族生態調査報告, 82-84, 1963.
  14. 美保関・中海・宍道湖の底生生物, 菊池泰二, 中海干拓淡水化事業に伴う漁族生態調査報告, 宮地伝三郎編, 島根県, 1962.
  15. Ecology and Biological Production of Lake Nakami, Kikuchi T., *Spec. Publ. Seto Mar. Biol. Lab. Series II Part I*, 1964.
  16. The Charophyta from the lakes of Japan, Kasaki, H., *J. Hattori Bot. Lab.*, 27, 217-314, 1964.
  17. 松江市内堀川の水質調査, 松江市内堀川の汚濁に関する調査研究, 島根大学文理学部生物学教室, 島根県衛生研究所年報, 4, 13-18, 1964.
  18. 松江市堀川の水質調査成績, 佐藤一夫, 菊地幸子, 島根県衛生研年報, 4, 49-55, 1964.
  19. 中海と赤潮, 岸岡務, 米子市立弓ヶ浜中学校科学部, 米子, 206, 1965.
  20. 宍道湖の堆積環境と底生動物群集についての予察的研究, 水野篤行, 地質調査所報告, 214, 1-26, 1966.
  21. 宍道湖の動物たち, 上田常一, 上田常一先生退官記念事業会, 51-118, 1967.
  22. 宍道湖・中海底質の化学組成について(水成岩の化学組成の研究その2), 大森江い, 地質調査所月報, 20 (7), 463-479, 1968.
  23. Ecology and Biological Production of Lake Nakami and Adjacent Regions. 4. Distribution of Fishes and their Foods, Kawanabe, H., Tezuka, Y., *Spec. Publ. Seto Mar. Biol. Lab.*, 2 (2), 45-73, 1968.
  24. Ostracodes from Shinji and Nakami, Shimane Prefecture, Western honshu, Japan, Ishizaki, K., *Sci. Rep. Tohoku Univ.*, 2nd Ser (Geol.), 41 (2), 197-224, 1968.
  25. 湖底堆積物からみた宍道湖, 秋山優, 山木輝男, 山陰文化研究紀要, 12, 14-25, 1968.
  26. 宍道湖西部のワカサギ漁と気象との関係について, 三代耕二, 水試月報, 53, 23-25, 1968.
  27. 宍道湖における堆積環境と珪藻に関する予報, 野口寧世, 目川友子, 地学研究, 19, 193-197, 1968.
  28. 中海水圏における水質の動態に関する研究(I) 淡水化前における塩素量および水温の分布について, 伊達善夫, 山陰文化研究紀要, 9, 1968.
  29. 松江市堀川における植物プランクトンの生物学的化成の年周変動, 秋山優, 西上一義, 山陰文化研究紀要, 9, 61-73, 1968.
  30. 松江市堀川の植物プランクトンの生態学的研究, 安部昭彦, 島根県立松江北高等学校研究紀要, 6, 5-29, 1968.
  31. 汽水域における生物生産—中海水系における生産関係を中心として—, 川那部浩哉, 地質学論集, 3, 15-22, 1968.
  32. 汽水湖底泥中のウラニウム分布の一例—その2—(要旨), 水野篤行, 関根節郎, 地質学雑誌, 74 (2), 144-145, 1968.
  33. 宍道湖・中海底泥中のU分布, とくに沈積環境との関係(予報), 水野篤行, 関根節郎, 地質調査所報告, 232, 317-352, 1968.
  34. 中海・宍道湖の堆積についての総合的研究, 水野篤行, 地質調査所月報, 20 (3), 221-224, 1968.
  35. 中海水質調査報告書, 島根県, 鳥取県, 1968.
  36. 宍道湖・中海底泥中のU分布, とくに沈積環境との関係(予報), 水野篤行, 地質調査所報告, 232, 317, 1969.
  37. 中海水系の魚たち, 川那部浩哉, 川と湖の魚たち, 60-82, 1969.
  38. 宍道湖産動物目録, 島根県, —宍道湖—水源としての基礎調査, 103-106, 1970.
  39. 宍道湖の水質について, 木村俊博, 安井直樹, 島根県衛生公害研究所報, 11, 29, 1970.
  40. プランクトンの調査, 宍道湖—水資源としての基礎調査—, 秋山優, 島根県, 63-102, 1970.
  41. 中海湖底下の第四紀泥炭層の14C年代—日本の第四紀層の14C年代(53)—, 水野篤行, 大嶋和雄, 地球科学, 24 (2), 76-78, 1970.

## ～1980年

1. 微生物と堆積一序(とくに中海・宍道湖の底質中の硫酸還元菌について), 都留信也, 堆積学連絡会報, 3, 8-10, 1971.
2. 中海産大型藻類の分布とその生態的特性, 秋山優, 佐川紀子, 山陰文化研究紀要(自然科学), 11, 19-26, 1971.
3. 中海産藻類プランクトンの生態学的研究, 佐川紀子, 秋山優, 山陰文化研究紀要(自然科学), 11, 27-39, 1971.
4. 中海の魚類, 島根大学地域分析研究会編, 飢字の入海-中海とその干拓淡水化をめぐって-, 117-119, 1971.
5. 中海・宍道湖の堆積物中の微量元素(予察), 中尾征三, 水野篤行, 堆積学連絡会報, 3, 2-6, 1971.
6. 中海・宍道湖底質における粘土鉱物の分布について(予報), 藤井紀之, 安田俊一, 地質調査所月報, 22, 593-602, 1971.
7. 中海産大型藻類の分布とその生産的特性, 秋山優, 佐川紀子, 山陰文化研究紀要(自然科学篇), 島根大学, 11, 19-26, 1971.
8. 宍道湖・中海湖水の懸濁物中のウラン含有量, 望月常一, 中尾征三, 地質調査所月報, 23(7), 393-398, 1972.
9. Marine fungi from Lake Shinji and Naka-umi, Yamamoto, M., Yubaki, K., *Men. Nat. & Cult. San-in Reg., Shimane Univ.*, 12, 1-13, 1972.
10. 宍道湖, 中海の第四紀堆積物中のアミノ酸, アミノ糖について, 寺島美南子, 大嶋和雄, 地質学雑誌, 78(6), 289-300, 1972.
11. 中海・宍道湖の形成過程とその問題点, 水野篤行, 大嶋和雄, 地質学論集, 7, 113-124, 1972.
12. 宍道湖・中海および神西湖のフジツボ類, 伊賀哲郎, 山陰文化研究紀要, 13, 59-70, 1973.
13. 中海コア試料中の火山灰および浮石の粘土鉱物-大山および三瓶山降下堆積物中の粘土鉱物その3-, 田崎和江, 地質学雑誌, 79(2), 79-88, 1973.
14. 1971・1972年宍道湖・神西湖の天然魚に発生した疾病について, 鈴木博也, 魚病研究, 9(1), 1974.
15. 宍道湖のカワチブナに発生したカリグス寄生による被害について, 鈴木博也, 魚病研究, 9(1), 1974.
16. 中海・宍道湖水域生物調査及び流動調査報告書, 建設省出雲工事事務所, 70, 1974.
17. 潟湖の汚濁-中海の生態学的長期研究, 岸岡務, 技研出版, 東京, 237, 1975.
18. 水質汚濁機構に関する基礎的調査研究(第1報)-宍道湖の基礎生産量調査-, 木村俊博, 森本直知, 島根県衛生公害研究所報, 16, 50-53, 1975.
19. 島根県における公共用水域の衛生科学的調査研究(第2報), 島根県衛生研究所, 島根県衛生研究所年報, 14, 38-51, 1972.
20. 島根県における公共水域の衛生化学的調査研究(第4報), 森本直知, 井塚俊一, 島根県衛生公害研年報, 16, 53-58, 1975.
21. 底質の重金属汚染調査, 島根県衛生研究所, 島根県衛生公害研究所年報, 16, 58-60, 1974.
22. 県下公共用水域の底質環境について, 島根県衛生研究所, 島根県衛生研究所年報, 17, 45-49, 1975.
23. 富栄養化に関する実験的研究と将来予測, 伊達善夫, 中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書, 島根県, 1, 1-30, 1975.
24. 宍道湖のプランクトンおよび着性藻類の推移に関する調査, 秋山優, 中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書, 島根県, 1, 31-53, 1975.
25. 主要魚類・貝類・鳥類の生息分布に関する調査, 大氏正巳, 中海・宍道湖の水質保全調査報告(第1報), 55-, 1975.
26. 中国地方の湖沼, 森下郁子, 日本の湖沼診断, 176-180, 1975.
27. 中海・宍道湖生物調査報告書, 建設省出雲工事事務所, 107, 1975.
28. 中海干拓淡水化事業-事業計画と自然環境について, 伊達善夫, 水理学, 19, 43-, 1975.
29. 中海水圏における水質の動態に関する研究(II), 伊達善夫, 川上誠一, 山陰文化研究紀要, 15, 35-60, 1975.
30. 各河川の生物学的な水質階級と優占種, 森下郁子, 生物からみた日本の河川, 山海堂, 1976.
31. 宍道湖の生物相の1975年の現況, 森下郁子, 久保淳子, 淡水生物, 14, 161-167, 1976.
32. 中海における水質汚濁機構の解析と水質の将来予測, 伊達善夫, 中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書, 島根県, 2, 1-22, 1976.
33. 宍道湖のプランクトンおよび着性藻類の推移に関する調査, 秋山優, 中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書, 島根県, 2, 23-58, 1976.

34. 中海・宍道湖水系のベントスの生息とその推移に関する調査, 伊賀哲郎, 中海・宍道湖の水質保全調査報告(第2報), 59-83, 1976.
35. 水質汚濁機構に関する基礎的調査研究(第2報) - 宍道湖の基礎生産量と植物プランクトン -, 森本直知, 川上誠一, 島根衛公研年報, 17, 42-44, 1976.
36. 中海・宍道湖富栄養化調査報告書, 建設省出雲工事事務所, 127, 1976.
37. 中海の水質, 伊達善夫, 島根大学農学部農芸化学工学研究室特別報告, 1, 1976.
38. 宍道湖・中海の堆積物中の炭素分布について, 小野美代子, 小野寺公兎, 地質調査所月報, 27(8), 535-553, 1976.
39. 宍道湖・中海の堆積物中の窒素およびC/N比分布について, 小野美代子, 小野寺公兎, 地質調査所月報, 28(7), 431-444, 1976.
40. 中海干拓・淡水化に伴う水圏環境変動に関する研究, 人間の生存にかかわる自然環境に関する基礎的研究, 伊達善夫, 文部省研究報告集, 157-167, 1977.
41. 昭和50年度中海・宍道湖水質汚濁関連調査, 建設省中国地方建設局出雲工事事務所, 中海・宍道湖富栄養化調査, 中海堆積汚泥調査, 87, 1977.
42. 宍道湖の水質汚濁と植物プランクトン, 森本直知, 川上誠一, 用水と廃水, 19, 407-419, 1977.
43. 宍道湖のプランクトンおよび着性藻類の推移に関する調査, 秋山優, 中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書, 島根県, 3, 25-72, 1977.
44. 中海・宍道湖水系のベントスの生息とその推移に関する調査, 伊賀哲郎, 中海・宍道湖の水質保全調査報告(第3報), 73-83, 1977.
45. 中海・宍道湖水質汚濁関連調査, 建設省出雲工事事務所, 87, 1977.
46. 中海における新生堆積物の捕集方法について, 伊達善夫, 環境科学研究報告書中海班, 4, 49-60, 1977.
47. 宍道湖の底質(1) 表層底質からみた有機汚染分布, 山崎美紀雄ら, 島根県衛生公害研究所報, 20, 40-52, 1978.
48. 昭和53年度の宍道湖調査結果について, 安田幸伸, 森本直知, 島根県衛生公害研究所報, 20, 137-143, 1978.
49. 中海における水質汚濁機構の解析と水質の将来予(Ⅲ), 伊達善夫, 中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書(第4報), 島根県, 1-23, 1978.
50. 宍道湖のプランクトンおよび着生藻類の推移ならびに淡水藻類の発生予察に関する調査, 秋山優, 中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書(第4報), 島根県, 25-52, 1978.
51. 中海・宍道湖水系のベントスの生息とその推移に関する調査, 伊賀哲郎, 中海・宍道湖の水質保全調査報告(第4報), 53-71, 1978.
52. 中海の植物プランクトン相の現況と推移, 伊達善夫, 近藤邦男, 「環境科学」研究報告書, 中海の干拓・淡水化が水圏環境に及ぼす影響に関する基礎的研究, 1, 24-44, 1978.
53. 中海および宍道湖の昆虫相に関する研究, 三浦正, 環境科学研究報告書, 中海の干拓・淡水化が水圏環境に及ぼす影響に関する基礎的研究, 1, 64-75, 1978.
54. 淡水および汽水性クロレラにおける光合成活性の日周変化について, 落合英夫, 「環境科学」研究報告書, 中海の干拓・淡水化が水圏環境に及ぼす影響に関する基礎的研究, 1, 76-83, 1978.
55. 内湾性汽水湖における水温および塩分と2,3の環境要因, 伊達善夫, 近藤邦男, 水温の研究, 22, 1978.
56. 中海水圏における水質の動態に関する研究(Ⅳ) 富栄養化現象の多変量解析による考察, 伊達善夫, 持田和男, 山陰文化研究紀要, 28, 1978.
57. 中海水圏における水質の動態に関する研究(Ⅴ) 中海における植物プランクトン相とその増殖に及ぼす環境因子の影響, 伊達善夫, 近藤邦男, 山陰文化研究紀要, 29, 1978.
58. ユスリカの主要種とその発消長について, 三浦正, 島根大学農学部研究報告, 12, 41-45, 1978.
59. 中海の植物プランクトン相の現況と推移(Ⅱ), 伊達善夫, 近藤邦男, 「環境科学」研究報告書, 中海の干拓・淡水化が水圏環境に及ぼす影響に関する基礎的研究, 2, 7-25, 1979.
60. 汽水湖中海の植物プランクトンの出現様式. I. 出現様式の統計的解析と主な環境要因との関連について, 大竹久夫, 伊達善夫, 「環境科学」研究報告書, 中海の干拓・淡水化が水圏環境に及ぼす影響に関する基礎的研究, 2, 27-43, 1979.
61. 汽水湖中海の植物プランクトンの出現様式. II 数値分類法による出現パターンの探索, 大竹久夫, 伊達善夫, 「環境科学」研究報告書, 中海

- の干拓・淡水化が水圏環境に及ぼす影響に関する基礎的研究, 2, 45-60, 1979
62. 地中海の底生動物-1978年の調査から-, 伊賀哲郎, 環境科学研究報告書, 地中海の干拓・淡水化が水圏環境に及ぼす影響に関する基礎的研究, 2, 89-101, 1979
63. 地中海における水質汚濁機構の解析と水質の将来予測(IV), 伊達善夫, 中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書, 島根県, 5, 1-25, 1979
64. 宍道湖水系におけるプランクトンおよび着生藻類の推移ならびにその生態学的研究, 秋山優, 中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書, 島根県, 5, 33-62, 1979
65. 中海・宍道湖水系の底生動物の生息とその推移に関する調査, 伊賀哲郎, 中海・宍道湖の水質保全調査報告(第5報), 63-77, 1979
66. 藻類生産の潜在能力(Algal Growth Potential)試験による水質の富栄養化の評価と水質浄化に関する研究(第2報), 川上誠一, 林喬一郎, 島根県衛生公害研究所報, 21, 48-51, 1979
67. 地中海圏における水質の動態に関する研究(V). 地中海における植物プランクトン相とその増殖に及ぼす環境因子の影響, 伊達善夫, 近藤邦男, 山陰文化研究紀要, 19, 139-180, 1979
68. 斐伊川・神戸川の水生昆虫-方形区調査結果集計表-, 西村登, 日本水産資源保護協会, 1979
69. 斐伊川・神戸川の水生昆虫-斐伊川・神戸川漁業調査報告-, 西村登, 日本水産資源保護協会, 71-112, 1979
70. Phytoplankton studies in the brackish Lake Nakanoumi, Japan. I Phytoplankton in Lake Nakanoumi, 1974-1978, Otake, H., Kondo, K., *Arch. Hydrobiol.*, 90, 309-323, 1980
71. 宍道湖・中海の水質調査結果(昭和55年度), 川上誠一, 安田幸伸, 島根県衛生公害研究所報, 22, 137-138, 1980
72. 宍道湖の底質と大型底生動物について, 中村幹雄, 昭和53年度島根県水産試験場事業報告, 167-175, 1980
73. 宍道湖流入河川のマシジミ生息調査, 中村幹雄, 昭和54年度島根県水産試験場事業報告, 171-175, 1980
74. 第2回自然環境保全基礎調査1979年湖沼調査報告書, 太田彰次ら, 島根県, 15-31, 1980
75. 中海干拓淡水化がその水圏環境に及ぼす影響について-事前調査とその問題点-, 大竹久夫, 伊達善夫, 陸水学雑誌, 41(3), 153-162, 1980
76. 地中海圏における水質の動態に関する研究(VI). 地中海における植物プランクトン相(その2), 伊達善夫, 山陰文化研究紀要, 20, 159-179, 1980
- 1981年
1. 中海および宍道湖における底生藻類の生態学的研究. 2. 汚濁環境と底生藻類の分布ならびに小形着生藻類の生態, 秋山優, 環境科学研究報告書, 中海の干拓・淡水化が水圏環境に及ぼす影響に関する基礎的研究, 3, 35-46, 1981
2. 地中海における植物プランクトンの光合成活性に与える水質の影響, 三田村緒佐武, 松本典子, 環境科学研究報告書, 中海の干拓・淡水化が水圏環境に及ぼす影響に関する基礎的研究, 3, 47-51, 1981
3. 汽水湖中海における光合成活性の日周変化, 三田村緒佐武, 橘淳治, 「環境科学」研究報告書, 中海の干拓・淡水化が水圏環境に及ぼす影響に関する基礎的研究, 3, 53-58, 1981
4. ライト・トラップで誘発された中海の水生昆虫, 三浦正, 環境科学研究報告書, 中海の干拓・淡水化が水圏環境に及ぼす影響に関する基礎的研究, 3, 69-72, 1981
5. ライト・トラップで誘発された宍道湖の水生昆虫, 三浦正, 環境科学研究報告書, 中海の干拓・淡水化が水圏環境に及ぼす影響に関する基礎的研究, 3, 73-80, 1981
6. 中海の植物プランクトン相の現況と推移(III), 伊達善夫, 近藤邦男, 環境科学研究報告書, 中海の干拓・淡水化が水圏環境に及ぼす影響に関する基礎的研究, 4, 25-47, 1981
7. 大型底生藻類の死滅による水界への汚濁負荷と, 分解産物の植物プランクトンによる利用, 秋山優, 環境科学研究報告書, 中海の干拓・淡水化が水圏環境に及ぼす影響に関する基礎的研究, 4, 61-67, 1981
8. 地中海の底生動物(II), 伊賀哲郎, 環境科学研究報告書, 中海の干拓・淡水化が水圏環境に及ぼす影響に関する基礎的研究, 4, 77-86, 1981
9. 中海および宍道湖の水生昆虫, 三浦正, 環境科学研究報告書, 中海の干拓・淡水化が水圏環境に及ぼす影響に関する基礎的研究, 4, 87-99, 1981
10. Phytoplankton studies in the brackish Lake

Nakanoumi, Japan. II. Numerical classification of phytoplankton species based on the likeness of occurrence, Otake, H., Oda, K., *Arch. Hydrobiology*, 90, 397-409, 1981

11. Studies on the brackish water environment of Lake Nakanoumi with special reference to the reclamation and freshening project, Otake, H., Date, Y., *Verein. Limnol.*, 21, 613-618, 1981
12. 宍道湖・中海の水質調査結果(昭和56年度), 川上誠一, 安田幸伸, 島根県衛生公害研究所報, 23, 118-119, 1981
13. 宍道湖のプランクトン相について, 石原純子, 安田幸伸, 島根県衛生公害研究所報, 23, 121-127, 1981
14. 中海地区産業公害総合事前調査(水質関係)現地調査報告書, 産業公害防止協会, 236-239, 1981
15. 中海の植物プランクトン相に関する調査と研究(VI), 伊達善夫, 中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書6, 島根県, 1-25, 1981
16. 宍道湖水系におけるプランクトンおよび着生藻類の推移ならびにその生態学的研究, 秋山優, 中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書6, 島根県, 27-54, 1981

#### 1982年

1. A quantitative analysis of phosphorus cycle in the shallow brackish lake Nakanoumi, Japan, Otake, H., Seike, Y., *Arch. Hydrobiol.*, 94, 286-301, 1982
2. 中海の植物プランクトン相と水質汚濁機構の解析に関する研究(VII), 伊達善夫, 中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書7, 島根県, 1-22, 1982
3. 中海・宍道湖水系における植物プランクトンおよび着生藻類の推移ならびにその生態学的研究, 秋山優, 中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書7, 島根県, 23-49, 1982
4. 宍道湖・中海の藻類, 秋山優, 遺伝, 36(10), 90-94, 1982
5. 着生藻類, 秋山優, 飫宇の入海-中海とその干拓・淡水化をめぐって-, 島根大学地域分析研究会編, 126-130, 1982
6. Seasonal and aerial feature of the lagoonal environment in lake Nakanoumi, a shallow coastal lagoon in Japan, Otake, H., Kondo, K., *Arch. Hydrobiol.*, 97, 15-26, 1982

7. 国設中海鳥獣保護区設定等調査報告書, 中海・宍道湖地域生物研究会, 環境庁・島根県・鳥取県, 55-88, 1982
8. 昭和56年度中海・宍道湖生物調査業務報告, アジア航測, 建設省中国地方建設局出雲工事事務所, 1982
9. 宍道湖・中海の大型底生動物の生息分布とその推移について, 中村幹雄, 昭和55年度島根県水産試験場事業報告, 155-168, 1982
10. 宍道湖・中海のプランクトン相について, 石原純子, 安田幸伸, 島根県衛生公害研究所報, 24, 86-90, 1982
11. 宍道湖中海の底層水質と底生動物の現況(底生動物班研究報告)水管理, 東幹夫ら, 生態変化委員会資料(魚類小委員会), 1982
12. 動物・植物プランクトン, 近藤邦男, 飫宇の入海-中海とその干拓・淡水化をめぐって, たたら書房, 123-126, 1982
13. 重金属, 農薬ならびに海面活性剤に対する植物プランクトンの生態的応答, 秋山優, 環境科学研究報告書, 中海の干拓・淡水化が水圏環境に及ぼす影響に関する基礎的研究, 5, 29-37, 1982
14. 中海の底生動物(III), 伊賀哲郎, 環境科学研究報告書, 中海の干拓・淡水化が水圏環境に及ぼす影響に関する基礎的研究, 5, 61-75, 1982
15. 中海および宍道湖の水生昆虫-1981年度中海の調査から-, 三浦正, 環境科学研究報告書, 中海の干拓・淡水化が水圏環境に及ぼす影響に関する基礎的研究, 5, 77-90, 1982
16. 中海および宍道湖の水生昆虫-1981年度宍道湖の調査から-, 三浦正, 環境科学研究報告書, 中海の干拓・淡水化が水圏環境に及ぼす影響に関する基礎的研究, 5, 91-105, 1982
17. 中の海底生動物の現況(底生動物班研究報告)水管理, 川合禎二ら, 生態変化委員会資料(底生動物小委員会), 1982
18. 飫宇の入海-中海とその干拓淡水化をめぐって, 島根大学地域分析研究会, たたら書房, 米子, 211, 1982
19. 中海・宍道湖の自然史研究その1. 予察的柱状採泥の結果について, 中海・宍道湖自然史研究会, 島根大学地質学研究報告, 1, 29-49, 1982

#### 1983年

1. 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, 伊達善夫, 宍道湖・中海淡水湖化にともなう水管理及び生態変化に関する研究委員会, 中間報告, 345-452, 1983
2. 中海のプランクトン相に関する調査と研究 (VIII), 伊達善夫, 中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書 8, 島根県, 1-27, 1983
  3. Nakanoumi land reclamation and freshening project, Otake, H., *Water Science and Technology*, Pergamon press, 36180, 1983
  4. 変わりゆく宍道湖と中海 (気になる魚カワヤツメ・イトヨ), 越川敏樹, 淡水魚, 9, 76-81, 1983
  5. 昭和 57 年度中海・宍道湖生物調査業務, アジア航測, 建設省中国地方建設局出雲工事事務所, 1983
  6. 昭和 58 年度の宍道湖・中海調査結果について, 神谷宏, 安田幸伸, 島根県衛生公害研究所報, 25, 83-99, 1983
  7. 宍道湖・大橋川・中海, 縦断通日調査, 石飛裕, 神谷宏, 島根県衛生公害研究所報, 25, 100-104, 1983
  8. 宍道湖・中海水質管理計画 (案), 宍道湖等水質管理計画管理計画検討委員会, 1-19, 1983
  9. 宍道湖・中海の底生動物「宍道湖中海淡水化に関連する水利水質および生態の挙動について」, 川合禎二ら, 609-622, 1983
  10. 宍道湖北岸の野生動物, 大氏正己, 宍道湖北岸自然環境保全地域学術調査報告書, 18-32, 1983
  11. 淡水産紅藻オオイシソウ属の日本新産 2 種について, 中村武, 千原光雄, 植物研究雑誌, 58, 22-29, 1983
  12. 中海・宍道湖水系における植物プランクトンおよび着生藻類の推移ならびにその生態学的研究 (VIII), 秋山優, 中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書 8, 島根県, 29-52, 1983
  13. 中海に生息する魚介類, 島根県, 中海水鳥渡来水域学術調査報告書, 21-27, 1983
  14. 中海・宍道湖の自然史研究その 2. 宍道湖の底質・底層水および底生動物, 中海・宍道湖自然史研究会, 島根大学地質学研究報告, 2, 79-89, 1983
- 1984 年
1. 中海の植物プランクトン相に関する調査と研究 (X), 伊達善夫, 中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書 9, 島根県 1-11, 1984
  2. 中海・宍道湖水系における植物プランクトンおよび着生藻類の推移ならびにその生態学的研究 (IX), 秋山優, 中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書 9, 島根県, 13-37, 1984
  3. 中海・宍道湖, 公開シンポジウム. 湖沼水質環境の現状と保全, 伊達善夫, 島根大学陸水研究会, 22-27, 1984
  4. The role of tides in removing phosphorus from Lake Nakanoumi, a coastal lagoon in Japan, Otake, H., Nato, H., *Arch. Hydrobiol.*, 99, 1984
  5. 主要 10 湖沼の汚濁の現状と保全への提言—宍道湖, 伊達善夫, 川上誠一, 公害と対策, 20, 1984
  6. 宍道湖・中海のヨシノボリ, 越川敏樹, 水野寿彦教授退官記念誌, 206-214, 1984
  7. 宍道湖の底質と底生動物調査, 島根県水産試験場, 昭和 58 年度赤潮対策技術開発試験報告書・水試資料, 26, 33-48, 1984
  8. 宍道湖の底生動物相と底質 1982 年夏期, 中村幹雄ら, 昭和 57 年島根県水産試験場事業報告, 186-204, 1984
  9. 宍道湖の野生生物—現状・保護・提言—, 島根県野生生物研究会, 宍道湖はいま, 3, 3-22, 1984
  10. 中海・宍道湖の自然特性—中海を中心として, 伊達善夫, 森忠洋, 島根大学農学部紀要, 農村開発, 13, 1984
  11. 中海・宍道湖の水生昆虫に関する研究, 三浦正, 中海・宍道湖の集水域と水域における総合研究, 211, 1984
  12. 中海—汽水生態系と干拓淡水化事業, 大竹久夫, 陸水と人間活動, 門司・高井 (編), 167-208, 東京大学出版会, 1984
  13. 宍道湖・中海の水中沈降物について, 石飛裕, 神谷宏, 島根県衛生公害研究所報, 26, 124-132, 1984
  14. 昭和 59 年度の宍道湖・中海調査結果について, 安田幸伸, 神谷宏, 島根県衛生公害研究所報, 26, 113-132, 1984
  15. 中海・宍道湖の自然史研究—その 3. サイドスキャンソナーとアトラスデソ 20 による宍道湖底の音波調査—, 中海・宍道湖自然史研究会, 島根大学地質学研究報告, 3, 167-174, 1984
  16. 中海・宍道湖周辺における農水産物の流通問題—弓浜半島産地仲買人の行動様式—, 猪俣趣,

中海・宍道湖の集水域と水域における農林業開発と自然環境に関する総合的研究, 38-42, 1984

17. 中海干拓土壌の熟畑化の程度と形態・理化学性, 松井佳久, 若月利之, 中海・宍道湖の集水域と水域における農林業開発と自然環境に関する総合的研究, 138-145, 1984
18. 中海干拓地((屋工区)の土壌微生物学的特性, 達山和紀, 江川宏, 中海・宍道湖の集水域と水域における農林業開発と自然環境に関する総合的研究, 146-152, 1984
19. 中海干拓工事に伴う周辺農地の気温環境の変化に関する小気候学的研究, 小林哲夫, 岩尾俊夫, 中海・宍道湖の集水域と水域における農林業開発と自然環境に関する総合的研究, 196-197, 1984
20. 中海底泥からのリン溶出と関与する細菌について, 松本宗人, 西舩雄二郎, 中海・宍道湖の集水域と水域における農林業開発と自然環境に関する総合的研究, 204-210, 1984
21. *Microcystis aeruginosa* の増殖に及ぼす塩分の影響, 伊達善夫, 森忠洋, 中海・宍道湖の集水域と水域における農林業開発と自然環境に関する総合的研究, 231-237, 1984
22. 有孔虫群集からみた中海・宍道湖の変遷, 紺田功, 関西支部会報(97), 西日本支部会報(81) 合併号, 5-8, 1984

#### 1985年

1. アトラスデソ 20 による宍道湖の音波調査, 中海・宍道湖自然史研究会, 島根大学地質研究報告, 4, 127-132, 1985
2. 汽水湖中海における一次生産に関する研究, 近藤邦男, 水質汚濁研究, 8(11), 744-751, 1985
3. 底泥間隙水中の溶存性有機物が中海の汽水性植物プランクトンの増殖に及ぼす影響, 近藤邦男, 水質汚濁研究, 8, 816-825, 1985
4. 主成分分析法を用いた汽水湖中海下層の水質解析, 近藤邦男, 清家泰, 水質汚濁研究, 8(12), 808-815, 1985
5. 昭和 59 年度中海・宍道湖生物調査業務, アジア航測, 建設省中国地方建設局出雲工事事務所, 1985
6. 昭和 60 年度赤潮調査報告について, 神谷宏, 石飛裕, 島根県衛生公害研究所報, 27, 110-114, 1985
7. 宍道湖からの報告・汽水生態系を守ろう, 平

塚純一, 東北の自然, 40, 2-3, 1985

8. 宍道湖とその周辺水域の魚類, 越川敏樹, 淡水魚, 11, 10-14, 1985
9. 宍道湖の柵網で漁獲された魚類, 平塚純一, 淡水魚, 11, 15-19, 1985
10. 宍道湖の魚たち, 越川敏樹, 宍道湖の自然, 106-120, 山陰中央新報社, 1985
11. 宍道湖の底生動物, 中村幹雄, 宍道湖の自然, 123-130, 山陰中央新報社, 1985
12. 宍道湖周辺河川の貝類について, 岡村一郎, 宍道湖の自然, 131-132, 山陰中央新報社, 1985
13. 水生昆虫, 谷幸三ら, 宍道湖の自然, 133-137, 山陰中央新報社, 1985
14. トンボ, 淀江賢一郎, 宍道湖の自然, 138-142, 山陰中央新報社, 1985
15. ユスリカ, 宍道湖の自然, 西田秀行, 143-146, 山陰中央新報社, 1985
16. 中海の植物プランクトン相に関する調査と研究(X), 伊達善夫, 中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書(第10報), 1-21, 島根県, 1985
17. 中海・宍道湖水系における植物プランクトンおよび底生藻類の推移ならびにその生態学的研究(X), 秋山優, 中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書(第10報), 23-36, 島根県, 1985
18. ルポ・中海, 宍道湖の水, 上野英雄, 技術と人間, 14(12), 38-50, 1985
19. 宍道湖の底生動物と底質の季節変化, 中村幹雄, 山本孝二, 島根県水産試験場事業報告昭和58年度, 195-200, 島根県, 1985
20. 宍道湖の富栄養化に関する研究—無機態窒素, りんの調査, 三木和夫, 島根女子短期大学紀要, 23, 93-97, 1985
21. 宍道湖の自然特性及び宍道湖と中海の水質特性の比較(中海・宍道湖の自然特性), 伊達善夫, 島根大学農学部紀要農村開発, 特別号, 3-6, 1985
22. 宍道湖の魚類相と水環境との関係, 伊達善夫, 越川敏樹, 島根大学農学部紀要農村開発, 特別号, 1985
23. 中海干拓事業の進捗に伴う就業構造の変化と特産物生産(自然特性と結びついた生産力構造), 渡部晴基, 井口隆史, 島根大学農学部紀要農村開発, 特別号, 13-23, 1985
24. 明治・大正・昭和戦前期における宍道湖漁業

(自然特性と結びついた生産力構造), 野田公夫, 島根大学農学部紀要農村開発, 特別号, 25-37, 1985

25. 宍道湖・中海沿岸地域における土地改良事業の課題—予報—(自然特性と結びついた生産力構造), 永田恵十郎, 島根大学農学部紀要農村開発, 特別号, 39-48, 1985
26. 水資源開発と地域の農業・社会問題—中海・宍道湖周辺地域の場合(自然特性と結びついた生産力構造), 永田恵十郎, 島根大学農学部紀要農村開発, 特別号, 49-57, 1985
27. 中海・宍道湖底及びその周辺地域の最上部完新統の花粉分析, 大西郁夫, 島根大学地質学研究報告, 4, 115-126, 1985
28. 防草シートを用いた水路法面の舗装工法—中海干拓地の潮回し水路での試験工法, 天野景敏, 牧恒雄, 農業土木学会誌, 53(10), 899-906, 1985

#### 1986年

1. 汽水湖・中海における窒素代謝Ⅰ—植物プランクトンによる無機態窒素の取り込み, 清家泰, 近藤邦男, 陸水学雑誌, 47(2), 121-132, 1986
2. 汽水湖・中海における窒素代謝Ⅱ—夏期における底泥表層部での脱窒特性, 清家泰, 近藤邦男, 陸水学雑誌, 47(2), 133-141, 1986
3. 汽水湖・中海における窒素代謝Ⅲ—低酸素濃度下における硝化・脱窒, 清家泰, 近藤邦男, 陸水学雑誌, 47(3), 269-278, 1986
4. 宍道湖における微成層の形成とその変化, 菅井隆吉, 牟田口勝平, 陸水学雑誌, 47(4), 315-324, 1986
5. 昭和60年度中海・宍道湖生物調査業務報告, アジア航測, 建設省中国地方建設局出雲工事事務所, 1986
6. 宍道湖・中海のけん濁物質中の炭素, 窒素, リン, クロロフィル-a濃度について, 神谷宏, 石飛裕, 島根県衛生公害研究所報, 28, 94-97, 1986
7. 宍道湖岸でナゴヤサナエの大量羽化を確認, 佐藤仁志, すかしば, 26, 12-13, 1986
8. 宍道湖に生息するウキゴリ属の1種(第1報), 越川敏樹, 淡水魚, 12, 51-55, 1986
9. 中海の魚類, 越川敏樹, 島根野生生物研究会会報, 4, 7-17, 1986
10. 宍道湖の大橋から宍道湖大橋間の北岸で捕獲した魚類, 桑原弘道, 島根野生生物研究会会報,

4, 57-59, 1986

11. 中海・宍道湖漁業基礎調査定期観測調査について, 山本孝二ら, 昭和59年度島根県水産試験場事業報告, 166-182, 1986
  12. 中海の植物プランクトン相に関する調査と研究(XI), 伊達善夫, 中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書(第11報), 1-25, 1986
  13. 中海・宍道湖水系における植物プランクトンおよび底生藻類の推移ならびにその生態学的研究(XI), 秋山優, 中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書(第11報), 26-51, 1986
  14. 宍道湖・中海の淡水化計画—その歴史と問題点(戦後の水質公害をめぐって<特集>), 保母武彦, 公害研究, 15(4), 30-36, 1986
  15. 宍道湖の富栄養化に関する研究—全窒素と全リンの測定, 三木和夫, 島根女子短期大学紀要, 24, 1-8, 1986
  16. 出雲中海沿岸地区の民族, 中海沿岸地区民族資料緊急調査報告, 島根県教育委員会, 221, 1986
  17. 昭和61年度の宍道湖・中海調査結果について, 安田幸伸, 神谷宏, 島根県衛生公害研究所報, 28, 98-101, 1986
  18. 中海・宍道湖の富栄養化防止条例案(銀行実務と民事裁判-149-), 谷啓輔, 判例タイムズ, 37(35), 37-40, 1986
  19. 中海・宍道湖淡水化をめぐって—調和への選択(地域は変わるか—農業・テクノポリス・文化<特集>—地域からの報告), 中川信, 世界, 486, 62-67, 1986
  20. 中海干拓彦名地区の第1次埋立粘土層の性状について, 鳥山暁司, 山本勝三, 農業土木学会誌, 54(12), 1093-1098, 1986
  21. 微生物を指標とした宍道湖・中海の水質調査, 保科健, 他, 日本公衆衛生雑誌, 33(10), 651-656, 1986
- #### 1987年
1. 1986年度宍道湖のナゴヤサナエ羽化殻調査, 淀江賢一郎, すかしば, 27, 12-13, 1987
  2. 昭和61年度中海・宍道湖生物調査業務報告, アジア航測, 建設省中国地方建設局出雲工事事務所, 1987
  3. 宍道湖・中海の懸濁物質の組成について, 神谷宏, 石飛裕, 島根県衛生公害研究所報, 29, 68-71, 1987
  4. 昭和62年度宍道湖・中海調査結果, 石飛裕,

- 安田幸伸, 島根県衛生公害研究所報, 29, 72-74, 1987
5. 宍道湖東西側線の表層コアにみられる珪藻群集の変遷—半定量的研究, 水野篤行, 隅祐二, 中海・宍道湖の環境変化に関する研究, 研究報告書(上), 33-46, 1987
  6. 中海・宍道湖漁業環境基礎調査定期観測調査について, 山本孝二ら, 昭和60年度島根県水産試験場事業報告, 167-184, 1987
  7. 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)—, 中海・宍道湖自然史研究会, 松本英二, 島根大学地質学研究报告, 6, 61-84, 1987
  8. 農水省の中間報告最終回答における生物(魚類)から見た問題点, 編集同人, ネットワーク中海・宍道湖, 2(5), 1-6, 1987
  9. わが町エクスカッションガイド—中海周辺の変貌をみる, 岩佐武彦, 地理, 32(2), 117-121, 1987
  10. 干陸用締切り水域(中海干拓本庄地区)内外の表面水温の比較, 小林哲夫, 元田雄四郎, 農業気象, 43(3), 209-214, 1987
  11. 砂土地帯(中海干拓弓浜埋立地区)の暗渠効果, 天谷孝夫他, 農業土木学会誌, 55(12), 1155-1160, 1987
  12. 中海干拓彦名地区の第2次埋立粘土層の性状について, 鳥山暁司, 山本勝三, 農業土木学会誌, 55(2), 117-122, 1987
- 1988年
1. Role of the bivalve *Corbicula japonica* in the nitrogen cycle in a mesohaline lagoon, Nakamura, M., Yamamuro, M., M. Ishikawa, and H. Nishimura, *Marine Biology*, 99(3), 369-374, 1988
  2. Seasonal changes of the distributions of brackish polychaetes in Lake Shinji, Japan, Yamamuro, M., *Jpn. J. Limnol.*, 49(4), 287-292, 1988
  3. 汽水湖「宍道湖」におけるアオコの発生状況について—宍道湖・そして水に思う—, 菅井隆吉, 水, 30(4), 61-65, 1988
  4. 昭和62年度中海・宍道湖生物調査業務, アジア航測, 建設省中国地方建設局出雲工事事務所, 1988
  5. 昭和63年度の宍道湖・中海調査結果について, 高橋順一, 川上誠一, 島根県衛生公害研究所報, 30, 74-76, 1988
  6. 宍道湖・中海水域におけるチチブの胸びれ斑紋別類型について(予報), 越川敏樹, 島根野生生物研究会会報, 5, 26-28, 1988
  7. 宍道湖・中海とアオコ, 伊達善夫, たたら書房, 49, 1988
  8. 宍道湖・中海のナノプランクトン調査(昭和62年度及び昭和63年度の結果から), 川上誠一, 石飛裕, 島根県衛生公害研究所報, 30, 77-89, 1988
  9. 宍道湖産ワカサギの系群について, 川島隆寿, 島根県水産試験場事業報告昭和61年度版, 196-206, 1988
  10. 宍道湖におけるワカサギ及びシラウオ資源の変動, 川島隆寿, 島根県水産試験場研究報告, 6, 69-80, 1988
  11. 宍道湖のナゴヤサナエ, 大浜祥治ら, 島根野生研会報, 5, 1-15, 1988
  12. 地形・底質・自然史アトラス「中海・宍道湖」, 三梨昂ら, 島根大学理学部, 115, 1988
  13. 中海・宍道湖漁業環境基礎調査定期観測基礎調査について, 山根恭道ら, 昭和61年度島根県水産試験場事業報告, 207-222, 1988
  14. 干拓地における農地整備工—中海干拓揖屋・安来地区の圃場面工を主として, 佐野文彦, 土崎哲男, 農業土木学会誌, 56(12), 1211-1216, 1988
  15. 干拓地土層の農地化過程—中海干拓揖屋・安来地区の事例, 足立忠司[他], 農業土木学会誌, 56(12), 1203-1209, 1988
  16. 現状中海の塩類・溶存酸素等鉛直分布の巨視的パターン, 南勲[他], 農業土木学会論文集, 136, 73-82, 1988
  17. 宍道湖・中海の淡水化事業と住民運動, 川上誠一, 水質汚濁研究, 11(1), 19-23, 1988
  18. 住民が直接請求した景観保全条例—宍道湖・中海景観保全条例(案)(リゾート開発と景観保全法<特集>), 保母武彦, 公害研究, 18(1), 8-14, 1988
  19. 住民の勝利—宍道湖・中海淡水化延期, 吉川晴雄, 前衛, 566, 30-33, 1988
  20. 食卓からしじみをなくすな—中海・宍道湖(カラーグラビア・ルポ), 三沢通博, 月刊社会党, 391, 60-63, 1988
  21. 淡水化に揺れる首相のふるさと—迷走する中海・宍道湖干拓淡水化事業, 中川信, 世界, 511,

196-200, 1988

22. 未来を切りひらく力ー中海・宍道湖淡水化反対運動にみる, 中川信, 世界, 518, 15-18, 1988
23. 中海・宍道湖で問われる行政の無責任ー役人の仕事おこしよりも, 現実的な村おこしを(国家プロジェクトを再検討する<特集>), 保母武彦, エコノミスト, 66 (23), 62-68, 1988
24. 中海・宍道湖の自然史研究ーその 8. 中海・宍道湖より得られた柱状試料の花粉分析, 渡部正巳, 中海・宍道湖自然史研究会, 島根大学地質学研究報告, 7, 25-32, 1988
25. 中海・宍道湖を資源豊かな湖にー淡水化事業の「延期」と共産党, 住民の活動, 中林よし子, あすの農村, 165, 98-102, 1988
26. 中海干拓彦名地区の埋立て粘土の力学的性質と乾燥過程, 鳥山暁司, 島根大学農学部研究報告, 22, 115-120, 1988
27. 中海及び宍道湖の富栄養化と輸入食糧, 若月利之, 島根大学農学部研究報告, 22, 89-94, 1988
28. 島根県シジミと夕日の逆襲ー宍道湖・中海淡水化事業, 25年目のUターン?, 平木民雄, Asahi journal, 30 (7), 78-81, 1988

## 1989年

1. 宍道湖・中海の水質ー泳げたところからの水質の変遷ー, 伊達善夫, 自治研島根, 245, 2-9, 1989
2. 半閉鎖性水域での水質問題. ー中海・宍道湖ー, 伊達善夫, 第15回日本水質汚濁研究協会セミナー.「ウォーターフロントと水環境」講演資料集, 38-62, 1989
3. 汽水域に生息するハゼ科魚類の分布形態について, 越川敏樹, 公益信託 Takara ハーモニストファンド平成元年度研究活動報告, 101-114, 1989
4. 昭和63年度中海・宍道湖生物調査業務報告, アジア航測, 建設省中国地方建設局出雲工事事務所, 1989
5. 宍道湖・中海水域におけるハゼ科魚類の季節的な生息状況, 越川敏樹, 島根野生生物研究会会報, 6, 21-25, 1989
6. 宍道湖・中海の藻類が語るもの, 秋山優, 第3回山陰地域研究公開シンポジウム宍道湖・中海の自然環境ー環境はみんなの手でー, 島根大学山陰地域研究総合センター, 45-50, 1989
7. 宍道湖漁場におけるヤマトシジミ現存量調査, 川島隆寿ら, 昭和63年度島根県水産試験場事業報告, 200-, 1989
8. 宍道湖産魚類の検索, 桑原弘道, 島根野生生物研究会会報, 6, 15-19, 1989
9. 宍道湖底層水質の変動, 橋谷博, 奥村稔, 山陰地域研究(自然環境), 5, 75-88, 1989
10. 12年間の定期調査からみた中海・宍道湖の水質ー季節変化, 経年変化, 平年値ー, 伊達善夫, 橋谷博, 山陰地域研究(自然環境), 5, 89-102, 1989
11. 冬季3週間にわたる観測から見た中海の水流と風との関係, 清家泰, 橋谷博, 山陰地域研究(自然環境), 5, 103-108, 1989
12. シンジコハゼ(仮称)の生態と種苗生産, 道津喜衛, ハゼ科魚類の保護・移植に関する研究成果報告書, 1-4, 1989
13. 中海・宍道湖漁場基礎調査定期観測基礎調査について, 山根恭道ら, 昭和62年度島根県水産試験場事業報告, 204-220, 1989
14. 中海底質中の貝類遺骸群集とその変遷, 高安克己ら, 島根大学地質学研究, 8, 33-50, 1989
15. 干拓地軟弱地盤における水路施工ー中海干拓地揖屋(いや)安来(やすぎ)地区の事例, 高山昌照, 松井俊英, 農業土木学会誌, 57(2), 121-125, 1989
16. 宍道湖・中海及び美保湾底質中の重鉍物分布とその起源について, 正岡栄治, 水野篤行, 平岡環境科学研究所報告, 2, 19-50, 1989
17. The tidal exchange in Lake Shinji under low discharge conditions, Ishitobi Y., H. Kamiya, K. Hayashi, M. Gomyoda, *Jpn. J. Limnol.*, 50, 105-113, 1989
18. 中海・宍道湖の自然史ー8年間の研究のまとめから(第10回日本海シンポジウムより), 徳岡隆夫, 大西郁夫, 日本の科学者, 24(6), 348-353, 1989
19. 中海・宍道湖淡水化反対運動の総括(自然との共生めざして<特集>), 島根県労働組合評議会, 月刊総評, 373, 50-55, 1989
20. 中海干拓地の圃場乾燥条件と他との比較, 江崎要, 足立忠司, 農業土木学会誌, 57(2), 127-133, 1989
21. 中海干拓地・安来地区における植生分布と土壌の化学性, 石川重雄[他], 農業土木学会誌, 57(12), 1121-1130, 1989
22. 中海干拓地での溶脱・酸化過程と鉄・硫酸

化細菌数の経年変化, 高井康雄 [他], 日本土壌肥料学雑誌, 60 (2), 151-156, 1989

23. よみがえれ湖, 保母武彦, pp 211, 同時代社, 東京, 1989

1990年

1. A method for detecting and identifying the lethal environmental factor on a dominant macrobenthos and its application to Lake Shinji, Japan, Yamamuro, M., Nakamura, M., *Marine Biology*, 107 (3), 479-483, 1990
2. Development and management of brackish water zones: A review of the land reclamation and salinity barrier project in Lakes Nakaumi and Sinji, Japan, Hobo, T., *Studies of the San'in Region (Rural Development)*, 6, 69-91, 1990
3. Diatom assemblages in the surface sediments of Lake Shinji and Lake Nakanoumi, Shimane Prefecture, Japan, Kashima, K., *Diatom*, 5, 51-58, 1990
4. Nitrogen metabolism in the brackish Lake Nakanoumi. IV. Seasonal variation of nitrate nitrogen, Seike, Y., Kondo, K., *Jpn. J. Limnol.*, 51, 137-147, 1990
5. Red tides in the brackish Lake Nakanoumi (I). The frequency and causative species of red tides, Kondo, K., Seike, Y., *Bulletin of Plankton Society of Japan*, 36, 103-110, 1990
6. Red tides in the brackish Lake Nakanoumi (II). Relationships between the occurrence of *Prorocentrum minimum* red tide and environmental conditions, Kondo, K., Seike, Y., *Bulletin of Plankton Society of Japan*, 37, 19-34, 1990
7. Red tides in the brackish Lake Nakanoumi (III). The stimulative effects of organic substances in the interstitial water of bottom sediments and in the excreta from *Skeletonema costatum* on the growth of *Prorocentrum minimum*, Kondo, K., Seike, Y., *Bulletin of Plankton Society of Japan*, Jap., 37, 35-47, 1990
8. Relationship between phytoplankton occurrence and salinity or water temperature in brackish lake Nakaumi, 1979-1986, Kondo, K., Seike, Y., *Jpn. J. Limnol.*, 51, 173-187, 1990
9. Relationship between the yearly changes in phytoplankton occurrence and nutrient concentra-

tion in brackish lake Nakaumi, 1974-1986, Kondo, K., Seike, Y., *Jpn. J. Limnol.*, 51, 191-197, 1990

10. 宍道湖・中海水質調査結果について (平成2年度), 神谷宏, 黒崎理恵, 島根県衛生公害研究所報, 32, 95-97, 1990
11. 宍道湖・中海のナノプランクトン調査結果について, 川上誠一, 黒崎理恵, 島根県衛生公害研究所報, 32, 101-125, 1990
12. 宍道湖・中海の水質. 1. 泳げたところからの水質の変遷, 伊達善夫, そうけん情報, 2, 19-33, 1990
13. 宍道湖及びその周辺の淡水海綿について, 益田芳樹, 佐藤國康, *Kawasaki Medical Society*, 16, 67-82, 1990
14. 出雲平野西部の自然史, 大西郁夫, 徳岡隆夫, 山陰地域研究 (自然環境篇), 6, 21-34, 1990
15. 宍道湖・中海の湖底環境, 橋谷博, 奥村稔, 山陰地域研究 (自然環境), 6, 137-146, 1990
16. 宍道湖から単利した *Oscillatoria* sp. の増殖特性, 近藤邦男, 清家泰, 山陰地域研究 (自然環境), 6, 147-155, 1990
17. 中海の水流と風との関係Ⅱ. 流向・流速に及ぼす風の影響, 橋谷博, 清家泰, 山陰地域研究 (自然環境), 6, 157-164, 1990
18. 1988年夏季の中海における *Microcystis aeruginosa* の分析, 岸岡務, 山陰地域研究 (自然環境), 6, 165-170, 1990
19. 宍道湖の水生昆虫, 淀江賢一郎, 「宍道湖・中海—その環境と生物」, 30-34, 1990
20. 魚類とその分布, 須永哲雄, 「宍道湖・中海の魚貝類」, 1-13, 1990
21. 底生動物とその分布, 底生動物小委員会, 「宍道湖・中海の魚貝類」, 14-21, 1990
22. 中海・宍道湖漁業基礎調査定期観測基礎調査について, 山根恭道ら, 昭和63年度島根県水産試験場事業報告, 1990
23. 中海・宍道湖自然史研究—その14. 宍道湖より得られた柱状試料の珪藻分析—, 鹿島薫, 中海宍道湖自然史研究会, 島根大学地質学研究报告, 9, 159-161, 1990
24. 中海・宍道湖の水質及びプランクトンに関する研究, 伊達善夫, 宍道湖・中海淡水湖化に伴う水管理および生態変化に関する研究委員会, 水質・プランクトン小委員会, 348, 1990
25. 中海における植物プランクトン群集の出現を支配する環境要因, 近藤邦男, 国際生態学シン

ポジウム島根'90「汽水域・その豊かな生態系を求めて」報告集, 19-28, 1990

26. 平成元年度中海・宍道湖生物調査業務報告, アジア航測, 建設省中国地方建設局出雲工事事務所, 1990
27. 汽水湖沼, 宍道湖・中海の珪藻-1-Mastogloia 属[英文], 後藤敏一, 植物分類・地理, 41(4~6), 143-154, 1990
28. 中海・宍道湖の自然史研究, 高安克己, 上田和昭, 島根大学地質学研究報告, 9, 129-144, 1990
29. 中海・宍道湖の地史と環境変化(湖沼の成因と環境・地質), 徳岡隆夫[他], 地質学論集, 36, 15-34, 1990
30. 中海・美保湾の蛸壺漁, 内田律雄, 季刊文化財, 69, 7-20, 1990
31. 中海における水理特性の2層密度流の実態, 南勲, 藤原正幸, 農業土木学会誌, 58(2), 183-190, 1990
32. 島根県中海干拓地内への汽水性湖水の地下浸透とそれが土壌の無機塩分組成に及ぼす影響について, 松井佳久, 繁田毅, 日本土壌肥料学雑誌, 61(6), 622-630, 1990

#### 1991年

1. 藻類発生防止対策調査(1). 藻類プランクトンの増殖に対する水草類によるアレロパシー効果, 秋山優, 中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書(第12報), 島根県, 1-11, 1991
2. 中海・宍道湖水系における植物プランクトンおよび着生藻類の推移ならびにその生態学的研究(XII), 秋山優, 中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書(第12報), 島根県, 12-20, 1991
3. 松江市堀川の藻類プランクトンとその生態, 環境へのエコテクノロジー適用, 秋山優, 日立機電工業株式会社報告書, 1-2, 1991
4. Relationship between phytoplankton occurrence and salinity or water temperature in brackish Lake Nakaumi, Kondo, K., *Proc. Inter. Symp. Ecol. Shimane'90*, 21-31, 1991
5. 大橋川の魚類相, 越川敏樹, 汽水湖研究, 1, 29-32, 1991
6. 山陰地方における淡水エビの分布について, 宇田川弘泰ら, 島根野生学会報, 7, 19-21, 1991
7. 知られざる中海湖底の四季, 橋谷博, 奥村稔, 山陰地域研究(自然環境), 7, 105-112, 1991
8. 宍道湖・中海汽水域における大型藻類及び海生沈水草本植物群落とその分布, 杵村喜則, 小池文人, 汽水湖研究, 1, 81-86, 1991
9. 宍道湖・中海の植物プランクトン調査結果について, 神谷宏, 島根県衛生公害研究所報, 33, 98-100, 1991
10. 宍道湖のナゴヤサナエ2, 大浜祥治ら, すかしば, 35, 15-17, 1991
11. 宍道湖のヤマトシジミ漁場ならびに保護区, 坂本巖ら, 汽水湖研究, 1, 25-27, 1991
12. 宍道湖への高塩分水の流入, 橋谷博, 奥村稔, 山陰地域研究(自然環境), 7, 83-92, 1991
13. 宍道湖流入河川の水生昆虫相実態調査と生物学的水質判定(1), 谷幸三ら, 汽水湖研究, 1, 33-72, 1991
14. 月1回の定期調査からみた中海・宍道湖の水質-地点間変動, 橋谷博, 清家泰, 山陰地域研究(自然環境), 7, 93-104, 1991
15. 中海・宍道湖漁場基礎調査定期観測基礎調査, 山根恭道ら, 平成元年度島根県水産試験場事業報告, 184-194, 1991
16. 平成2年度中海・宍道湖生物調査業務報告書, アジア航測, 建設省中国地方建設局出雲工事事務所, 1991
17. 汽水域の窒素循環における大型底生動物の役割-宍道湖を例にして-, 山室真澄, 小池勲夫, 国際生態学シンポジウム島根'90報告集, 121-128, 1991
18. 宍道湖・中海の湖底泥に関する調査研究について, 島根県衛生公害研究所報, 33, 117, 1991
19. 中海の優占藻類種間の相互作用, 持田和男[他], 島根大学農学部研究報告, 25, 143-147, 1991
20. 島根県における旧石器時代研究の現状と課題-宍道湖周辺を中心に-, 丹羽野裕, 島根考古学会誌, 8, 57-66, 1991
21. 河川水辺の一斉調査・中海, 建設省出雲工事事務所, 67, 1991

#### 1992年

1. 藻類発生防止対策調査(2). 藻類プランクトンの増殖に対する海藻類およびアマモ類によるアレロパシー効果, 秋山優, 中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書(第13報), 島根県, 1-9, 1992

2. 藻類発生防止対策調査(3). 藻類プランクトンの増殖に対する水草類によるアレロパシー効果, 秋山優, 中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書(第13報), 島根県, 1992
  3. 藻類発生防止対策調査(4). 藻類プランクトンの増殖に対するシャジクモ類によるアレロパシー効果, 秋山優, 中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書(第13報), 島根県, 1992
  4. 藻類発生防止対策調査(5). 藻類プランクトンの増殖に対する種子植物によるアレロパシー効果, 秋山優, 中海・宍道湖の水質保全に関する調査報告書(第13報), 島根県, 1992
  5. 朝酌川の水質調査, 松江東高生物部, 平成3年度高文連自然科学部門研究集録, 61-65, 1992
  6. 島根県のトンボ相(Ⅲ), 大浜祥治ら, すかしば, 37/38, 81-106, 1992
  7. 宍道湖・中海水質調査結果について(平成4年度), 神門利之, 神谷宏, 島根県衛生公害研究所報, 34, 96-98, 1992
  8. 宍道湖・中海の植物プランクトンの調査結果(1992年度), 江角比出郎, 島根県衛生公害研究所報, 34, 99-105, 1992
  9. 宍道湖・中海におけるシラウオ系群の再検討, 川島隆寿, 土江征典, 島根県水産試験場研究報告, 7, 81-94, 1992
  10. x線マイクロアナライザーによる中海湖底柱状堆積物におけるC,S,Feの垂直分布-EPMA元素カラーマッピングによる検討-, 三瓶良和, 高須晃, 山陰地域研究(自然環境), 8, 11-20, 1992
  11. 宍道湖・中海の水質変動に与える気象・海象の影響(その1). 大橋川栄養塩フラックス調査, 橋谷博, 奥村稔, 山陰地域研究(自然環境), 8, 51-67, 1992
  12. 宍道湖・中海の水質変動に与える気象・海象の影響(その2), 1982~1991年の水質変動と気象5因子, 橋谷博, 奥村稔, 山陰地域研究(自然環境), 8, 69-86, 1992
  13. 学術論文に見る中海水質の変遷, 佐野茂, 山陰地域研究, 8, 95-106, 1992
  14. 中海北部(本庄工区)アトラス, 徳岡隆夫, 高安克己, 島根大学山陰地域研究センター, 92, 1992
  15. 宍道湖のヤマトシジミの生息域としての湖岸ヨシ帯, 坂本巖, 汽水湖研究, 2, 7-14, 1992
  16. 宍道湖・中海水域におけるハゼ類の分布(1)-チチブ属4種とウキゴリ属2亜種について-, 越川敏樹, 汽水湖研究, 2, 49-56, 1992
  17. 宍道湖流入河川の水生昆虫相実態調査と生物学的水質判定(2), 谷幸三ら, 汽水湖研究, 2, 71-86, 1992
  18. 中海, 宍道湖, 田中正明, 日本湖沼誌, 495-504, 名古屋大学出版会, 1992
  19. 中海・宍道湖漁場基礎調査定期観測基礎調査, 山根恭道ら, 平成2年度島根県水産試験場事業報告, 204-214, 1992
  20. 平成3年度中海・宍道湖生物調査業務報告書, アジア航測, 建設省中国地方建設局出雲工事事務所, 1992
  21. 中海の底泥表層における硫酸塩還元活性の季節変化[英文], 森忠洋, 山下繁樹, 日本水処理生物学会誌, 27(2), 1-6, 1992
- 1993年
1. 「山陰のトンボ」, 大浜祥治ら, 山陰中央新報社, 200, 1993
  2. Nitrogen metabolism of the filter-feeding bivalve *Corbicula japonica* and its significance in primary production at a brackish lake in Japan, Yamamuro, M., Koike, I., *Limnol. Oceanog.*, 38(5), 997-1007, 1993
  3. 汽水湖生態系の特性と日本における研究の現状, 國井秀伸, 高安克己, 日本生態学会誌, 43, 195-209, 1993
  4. 汽水湖沼における現生および化石珪藻群集, 鹿島薫, 地質学論集, 39, 7-14, 1993
  5. 宍道湖のヤマトシジミ稚貝の生息域, 坂本巖, 汽水湖研究, 3, 5-7, 1993
  6. 宍道湖・中海水域におけるハゼ類の分布(2)-宍道湖・中海産のチチブとヌマチチブの特徴-, 越川敏樹, 汽水湖研究, 3, 63-69, 1993
  7. 宍道湖・中海の植物プランクトンの調査結果(1993年度), 江角比出郎, 島根県衛生公害研究所報, 35, 76-83, 1993
  8. 宍道湖の赤潮とアオコ, 秋山優, URBAN KUBOTA, 32, 1, 1993
  9. 海跡湖の地史-中海・宍道湖-, 高安克己, 徳岡隆夫, URBAN KUBOTA, 32, 38-74, 1993
  10. 宍道湖の環境群と生物群集, 園田武ら, 平成3年度島根県水産試験場事業報告, 189-200, 1993
  11. 中海浚渫跡地に集積した浮泥の特性, 秋葉道

- 広, 橋田隆史, 環境工学研究論文集, 30, 243-, 1993
12. 中海の環境群と生物群集, 沢村貴史ら, 平成3年度島根県水産試験場事業報告, 201-211, 1993
  13. 平成4年度中海・宍道湖生物調査業務報告書, アジア航測, 建設省中国地方建設局出雲工事事務所, 1993
  14. 松江の堀川-移り変わりと汚濁問題-, 伊達善夫, 自治研島根, 297, 1-16, 1993
  15. 宍道湖・中海のトンボ, 魚類, 鳥類, 板倉宏文ら, 「市民と結ぶ宍道湖・中海研究展」, 13, 1993
  16. ヤマトシジミの働きから見た宍道湖の特徴, 中村幹雄ら, 「市民と結ぶ宍道湖・中海研究展」, 14-15, 1993
  17. 大型底生動物から見た宍道湖の特徴, 中村幹雄ら, 「市民と結ぶ宍道湖・中海研究展」, 16-17, 1993
  18. 宍道湖・中海の付着生物群集, 原田英司ら, 「市民と結ぶ宍道湖・中海研究展」, 18-19, 1993
  19. 汽水域における完新世の古環境解析-中海堆積物を例として-, 三瓶良和, 松本英二, 一九九三年度名古屋大学大気圏科学研究所共同研究報告書, 22, 1993
  20. 中海・宍道湖周辺地域における過去2000年間の花粉分帯と植生変化(湖沼の成因と環境・地質-統一), 大西郁生, 地質学論集, 39, 33-39, 1993
  21. 汽水湖の望ましい環境づくりにおける地質学の役割-中海・宍道湖を例として(湖沼の成因と環境・地質-統一), 徳岡隆夫, 地質学論集, 39, 167-172, 1993
  22. 中海・宍道湖の自然はいかにして形成されたか?-湖底堆積物から見た過去二千年の環境変化-, 高安克己, 公開シンポジウム報告書中海・宍道湖とその流域-豊かな自然と文化を未来, 15-40, 1993
  23. 中海・宍道湖周辺の古代集落, 内田律雄, 公開シンポジウム報告書 中海・宍道湖とその流域-豊かな自然と文化を未来, 41-61, 1993
  24. 中海・宍道湖集水域の植生-過去と未来をつなぐ鎮守の森-, 宮田逸夫, 公開シンポジウム報告書 中海・宍道湖とその流域-豊かな自然と文化を未来, 61-84, 1993
  25. 中海・宍道湖圏域における人口の動向と将来予測, 藤岡光夫, 公開シンポジウム報告書中海・宍道湖とその流域-豊かな自然と文化を未来, 85-112, 1993
  26. 中海・宍道湖周辺における産業の史的展開, 内藤正中, 公開シンポジウム報告書 中海・宍道湖とその流域-豊かな自然と文化を未来, 113-138, 1993
  27. 海跡湖をめぐる, 徳岡隆夫他, URBAN KUBOTA, 32: 2-29
- 1994年
1. Diel change of nitrogen species in surface and overlying water of shallow eutrophic lake in summer, Yamamuro, M., Koike, I., *Limnology and Oceanography*, 39 (7), 1726-1733, 1994
  2. 汽水湖中海における栄養塩類及び植物プランクトンの鉛直分布を支配する塩分躍層の役割, 近藤邦男, 清家泰, 陸水学雑誌, 55, 47-60, 1994
  3. 宍道湖・中海水質調査結果(平成5年度), 神谷宏, 神門利之, 島根県衛生公害研究所報, 35, 73-75, 1994
  4. 宍道湖・中海水質調査結果(平成6年度), 神谷宏, 神門利之, 島根県衛生公害研究所報, 36, 101-103, 1994
  5. 宍道湖・中海の植物プランクトン水質調査結果(平成6年度), 神谷宏, 島根県衛生公害研究所報, 36, 104-110, 1994
  6. 宍道湖におけるワカサギ資源の変動, 松本洋典, 島根県水産試験場研究報告, 8, 171-183, 1994
  7. 宍道湖の大型底生動物の季節変化, 中村幹雄ら, 平成4年度島根県水産試験場事業報告, 212-219, 1994
  8. 中海・宍道湖漁場環境基礎調査定期観測基礎調査, 安木茂ら, 平成4年度島根県水産試験場事業報告, 253-269, 1994
  9. 塩水楔調査のための水中音響探査機の開発, 西村清和ほか, LAGUNA, 1, 1-9, 1994
  10. 音波探査による中海・宍道湖の塩分躍層の検討とその意義, 徳岡隆夫ほか, LAGUNA, 1, 11-26, 1994
  11. 中海・宍道湖における現生および化石珪藻群集に関する最近の話題, 鹿島薫, LAGUNA, 1, 37-43, 1994
  12. Dinoflagellate cysts assemblage found in the

surface sediments of Lake Nakaumi, western Japan, Kojima, N., K. Seto, K. Takayasu, M. Nakamura, LAGUNA, 1, 45-51, 1994

13. 宍道湖周辺のため池におけるヒツジグサの定着に及ぼす水生動物の影響, 三原健吾, 國井秀信, LAGUNA, 1, 53-58, 1994
14. 中海・宍道湖に生息するトンボ類とその塩分耐性, 竹内和彦ら, LAGUNA, 1, 59-64, 1994
15. 平成5年度中海・宍道湖生物調査業務, アジア航測, 建設省中国地方建設局出雲工事事務所, 1994
16. マッドランプー中海, 飯梨川河口ー, 徳岡隆夫, 山内靖喜, 島根大学汽水域研究センター特別報告, 1, 130, 1994
17. 食物連鎖を利用した水質浄化技術, 山室真澄, 化学工学, 58 (3), 217-220, 1994
18. 中海干拓と水環境, 島根大学汽水域研究センター, 島根大学汽水域研究センター特別報告, 第2号, pp 52

1995年

1. Role of aquatic birds on nutrient cycling in eutrophic lakes, Yamamuro, M., Oka, N., *Proceedings of 6th International Conference on the Conservation and Management of Lakes*, 2, 775-776, 1995
2. 宍道湖の富栄養化, 石飛裕, 神門利之, 第6回世界湖沼会議霞ヶ浦'95年論文集, 1289-1292, 1995
3. 朝酌川の水質と生物, 松江東高校, H6年度高文連研究集録, 28-31, 1995
4. シジミ3種の系統とヤマトシジミ個体群のアイソザイム多型, 初見真智子, 中村幹雄, *Venus*, 54 (3), 185-193, 1995
5. 宍道湖の淡水湖化時のヤマトシジミ生息状況, 坂本巖ら, 汽水湖研究, 4, 5-19, 1995
6. 宍道湖・中海水域におけるハゼ類の分布(3)ー宍道湖におけるハゼ類の生息状況ー, 越川敏樹, 汽水湖研究, 4, 62-67, 1995
7. 宍道湖のヨシ帯とマクロベントス, 坂本陽一ら, 汽水湖研究, 4, 68-72, 1995
8. 宍道湖流入河川の水生昆虫相実態調査と生物学的水質判定(3), 谷幸三ら, 汽水湖研究, 4, 73-93, 1995
9. 平成6年度ベントス調査業務, 島根県環境保健公社, 建設省中国地方建設局出雲工事事務

所, 1995

10. 堀川のプランクトン. 松江の堀川, 達山和紀, 歴史と自然, 28-29, 1995
11. 松江市堀川における植物プランクトンの種類組成と季節変化, 高橋佐和子, 大谷修司, 松江堀川の水質と自然環境変化と生態系動向(平成6年度)報告書, 1995
12. 海跡湖の環境変遷と歴史に学ぶ土地利用, 徳岡隆夫, 海岸・沿岸域を考える IGBP・LOICZ 研究計画シンポジウム講演要旨集, 75-78, 1995
13. 汽水域の底生動物と環境変化, 山室真澄, 陸水学雑誌, 56 (1), 72-73, 1995
14. 汽水域生態系の特色を活かした富栄養化対策, 山室真澄, 日本海学会誌, 49(3), 129-135, 1995
15. 中海・宍道湖における連系振動ー解析解に基づく理論的考察, 藤井智康, 奥田節夫, 陸水学雑誌, 56 (4), 291-296, 1995
16. 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, 野村律夫, 猪口靖, LAGUNA, 2, 1-9, 1995
17. 汽水域・塩分躍層の動態長期観測システムの開発(予報), 徳岡隆夫ほか, LAGUNA, 2, 21-27, 1995
18. 汽水棲シジミ2種の殻体内部構造, 小林巖雄, 高安克己, LAGUNA, 2, 33-51, 1995
19. 宍道湖および斐伊川河口域の流入河川における1985年から1994年にかけての水生植物相の変化, 國井秀伸, 佐藤あすか, LAGUNA, 2, 53-56, 1995
20. 富栄養化湖沼における食物連鎖を利用した水質浄化技術に関する研究, 山室真澄, 平成6年度国立機関公害防止等試験研究成果報告書, 50, 1-15, 1995

1996年

1. Role of filter-feeding bivalves and aquatic birds in estuarine ecosystems, Yamamuro, M., *Proceedings of the Third International Symposium of ETERNET - APR: Conservation of the Hydrospheric Environment*, 6, 34-39, 1996
2. 汽水性潟湖である宍道湖における魚類相の周年変化, 山室真澄, 平塚純一, 陸水学雑誌, 57 (3), 273-281, 1996
3. 松江市堀川における植物プランクトンの種類組成と季節変化, 大谷修司, 岡奈津子, 松江

- 堀川の水質と自然環境変化と生態系動向(平成7年度)報告書, 松江市, 1996
4. ヤマトシジミの塩分耐性, 中村幹雄, 安木茂, 水産増殖, 44 (1), 31-35, 1996
  5. ヤマトシジミの温度耐性, 中村幹雄, 品川明, 水産増殖, 44 (3), 267-271, 1996
  6. 夏季の宍道湖の底層水に蓄積する栄養塩の起源, 神谷宏, 石飛裕, 陸水学雑誌, 57(4), 313-326, 1996
  7. 未攪乱底泥コアを用いた連続培養系での酸素消費・溶出実験, 中村由行, 井上徹教, 海岸工学論文集, 43, 1091-1095, 1996
  8. 中海における過去 8,000 年間の有機炭素埋積速度 - Carbon Sink としての汽水域堆積物(特集湖沼堆積物 - 地球環境変動の“高精度検出計”), 三瓶良和, 松本英二, 第四紀研究, 35(2), 113-124, 1996
  9. 島根東部の完新世環境変遷と低湿地遺跡, 中村唯史, 徳岡隆夫, LAGUNA, 3, 9-11, 1996
  10. 湖水環境の人為的改造と底生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, 野村律夫, 山根幸夫, LAGUNA, 3, 13-24, 1996
  11. 湖水環境の人為的改善と底生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, 野村律夫, LAGUNA, 3, 25-31, 1996
  12. 渦鞭毛藻シスト群集による中海上部完新統の古環境分析, 小島夏彦, 芳山聡, LAGUNA, 3, 41-48, 1996
  13. 宍道湖における 17 世紀初頭の汽水から淡水への環境変化, 田村嘉之, 丹後雅憲, LAGUNA, 3, 49-56, 1996
  14. 宍道湖における衛星同期水質調査(その1), 作野裕司, 高安克己, LAGUNA, 3, 57-72, 1996
  15. 汽水湖中海における塩分躍層動態の長期観測, 徳岡隆夫, 三瓶良和, LAGUNA, 3, 73-90, 1996
  16. 斐伊川から宍道湖へ流出する汚濁負荷量の推定, 武田育郎, 福島あきら, LAGUNA, 3, 91-96, 1996
  17. 宍道湖湖心における水深別クロロフィル量と光合成速度の季節変化(予報), 國井秀伸, LAGUNA, 3, 97-101, 1996
  18. 宍道湖産ヤマトシジミ殻体の微細成長縞の観察, 高安克己, 小林巖雄, LAGUNA, 3, 103-110, 1996
  19. 宍道湖の湖岸におけるフナムシの分布, 津下麻樹, 星川和男, LAGUNA, 3, 127-129, 1996
  20. 日本海洋学会沿岸海洋研究部会・日本プランクトン学会合同シンポジウム「閉鎖性汽水域における物理・化学・生物学的過程」コンペーパー報告, 山室真澄, 日本プランクトン学会報, 43 (2), 165-168, 1996
  21. 富栄養化湖沼における食物連鎖を利用した水質浄化技術に関する研究, 山室真澄, 平成7年度国立機関公害防止等試験研究成果報告書, 47, 1-11, 1996
  22. 閉鎖性水域の環境影響評価に関する見解・中海本庄工区干拓事業の場合, 日本海洋学会海洋環境問題委員会, 海の研究, 5(5・6), 333-344, 1996
  23. 本庄工区はいま… - 中海干拓事業再開か -, 國井秀伸, 山室真澄, 陸水通信, 8, 10-12, 1996
  24. 魚類や鳥類にとっての中海, 山室真澄, 自然保護, 404, 12-13, 1996
  25. 県が推進する有害無益の事業工事再開目指す島根県の真の狙い - 中海干拓(特集税金をむさぼる者たち - 告発! 公共事業の“病巣”), 週刊東洋経済, 5392, 20-24, 1996
  26. 今, 地方で…第 29 回今なぜ!! 揺れる中海干拓再開 - 進むも地獄, 退くも地獄の「知事の決断」, 引野道生, 月刊官界, 22(10), 184-189, 1996
  27. 子孫のために中海・本庄水域を守る, 森忠洋, 資源環境対策, 32 (11), 1030-1035, 1996
  28. 住民の声をきちんと聞け! - 中海干拓事業の復活をやめさせよう!, 西村敏, 月刊状況と主体, 247, 57-64, 1996
  29. ルポルタージュ魚介類の宝庫中海を守れ, 保母武彦, 月刊労働組合, 365, 35-39, 1996
  30. 中海土地改良事業をめぐる住民運動(特集住民運動の現在), 保母武彦, 都市問題, 87 (10), 43-53, 1996
  31. 宍道湖・中海水系の藻類, 宍道湖・中海の藻類研究会出版, 1996
  32. 感潮域の底生動物, 山室真澄, 河川感潮域(西條八東, 奥田節夫編), 151-172, 名古屋大学出版会, 1996
- 1997 年
1. “意外な陰の立役者” 貝や水鳥の水質浄化機能, 山室真澄, かんきょう, 40-41, 1997
  2. Relationship of internal waves with tide and wind

- drift effects and propagation of internal kelvin waves in brackish Lake Nakaumi, Fujii T., *Jpn. J. Limnol.*, 58 (3), 241-260, 1997
3. 中海におけるオゴノリ漁による窒素・リン除去量の見積もり, 山室真澄, 陸水学雑誌, 58 (3), 317-322, 1997
  4. 汽水湖沼沿岸部における水温・水質構造の日周変動-鉛直対流循環が二枚貝生態系に及ぼす影響-, 中村由行, Kerciku, F, 水工学論文集, 41, 469-474, 1997
  5. 栄養塩の溶出及びSODに関する室内実験手法の提案, 中村由行, 井上徹教, 水工学論文集, 41, 433-438, 1997
  6. 汽水湖沼における強風下での混合現象の連続観測, 中村由行, 柳町武志, 水工学論文集, 41, 475-480, 1997
  7. 汽水域における水塊の移動と混合過程, 奥田節夫, 沿岸海洋研究, 35, 5-13, 1997
  8. 汽水湖中海における貧酸素水塊形成時の硝化・脱窒, 清家泰, 奥村稔, 沿岸海洋研究, 35, 27-33, 1997
  9. 宍道湖・中海水系の植物プランクトンの種類組成と経年変化, 大谷修司, 沿岸海洋研究, 35 (1), 35-47, 1997
  10. 汽水域での高次生産者を通じた窒素・リンの収支, 山室真澄, 沿岸海洋研究, 35 (1), 69-73, 1997
  11. 宍道湖・中海水域におけるハゼ類の分布 (4) -当水域の生息状況と主な種について-, 越川敏樹, 汽水湖研究, 5, 14-22, 1997
  12. ヤマトシジミ硫化水素耐性, 中村幹雄, 品川明, 水産増殖, 45 (1), 17-24, 1997
  13. 宍道湖および中海産二枚貝4種の環境耐性, 中村幹雄, 品川明, 水産増殖, 45 (2), 179-185, 1997
  14. 宍道湖のヨシ帯におけるマクロベントス群集多様性の季節変化, 原田茂樹, 中村幹雄, LAGUNA, 4, 11-18, 1997
  15. 中海本庄水域の魚類, 越川敏樹, LAGUNA, 4, 19-27, 1997
  16. 宍道湖における衛星同期水質調査 (その2), 作野祐司ほか, LAGUNA, 4, 29-37, 1997
  17. 宍道湖堆積層中のシジミ貝殻層の発見とその意義, 徳岡隆夫, 中村唯史, 三瓶良和, LAGUNA, 4, 77-83, 1997
  18. 環境保全運動の展開過程における地域性-中海・宍道湖の干拓・淡水化反対運動を事例として, 浅野敏久, 地理科学, 52 (1), 1-22, 1997
  19. 宍道湖・中海を守り育てる下水道-リン除去と資源化の活用に向けて (島根県) (特集高度処理から超高度処理まで-高度処理人口1,500万人へのアプローチ-高度処理技術開発に見る地域性と多様性), 塚本隆富, 月刊下水道, 20 (5), 56-59, 1997
  20. 食物連鎖を利用した水質浄化技術, 山室真澄, 地質ニュース, 520, 34-41, 1997
  21. 中海干拓事業の動向-その経過と問題点と展望 (特集環境自治体づくりの現状), 川上誠一, 月刊自治研, 39 (4), 79-86, 1997
  22. 島根地域での地方分権論議 (1) 中海干拓問題 (特集地方分権), 富野暉一郎, 判例タイムズ, 48 (10), 111-113, 1997
  23. 富栄養化湖沼における食物連鎖を利用した水質浄化技術に関する研究, 山室真澄, 平成8年度国立機関公害防止等試験研究成果報告書, 47, 1-14, 1997
- 1998年
1. Concentrations of nitrogen in sandy sediments of a eutrophic estuarine lagoon, Yamamuro, M., Koike, I., *Hydrobiologia*, 386, 37-44, 1998
  2. Eutrophication control through food web management in estuarine lagoons? A case study of Lake Shinji and Lake Nakaumi, Yamamuro, M., *Proceedings of the Seventh Japanese - German Workshop on Waste Water and Sludge Treatment*, 267-275, 1998
  3. Predation by diving ducks on biofouling mussel *Musculista senhousia* in a eutrophic estuarine lagoon, Yamamuro, M., Oka, N., *Marine Ecology Progress Series 174*, 101-106, 1998
  4. Relationship between internal oscillation and movement of anoxic water in a connected brackish water region -Lake Nakaumi and the Ohasi River, Fujii, T., *Jpn. J. Limnol.*, 59 (1), 1-12, 1998
  5. Improving lagoonal environments for future generations-A case study of Lakes Nakaumi and Shinji, Japan, Tokuoka, T., K. Takayasu, LAGUNA, 5, 1-10, 1998
  6. コア SJ 96 の概要と宍道湖の古環境変遷, 高安克己, 出雲古代景観復元チーム, LAGUNA, 5, 1-13, 1988

7. 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, 遠藤公史, LAGUNA, 5, 15–26, 1998
  8. 美保湾・中海・宍道湖に至る環境と介形虫群集との関係, 田中源吾, 瀬戸浩二, 高安克己, LAGUNA, 5, 81–91, 1998
  9. 宍道湖・中海・神西湖の多毛類相, 園田武, 中尾繁樹, LAGUNA, 5, 101–108, 1998
  10. 中海および浜名湖表層堆積物の有機炭素・窒素・イオウ濃度分布, 倉門由紀子, 三瓶良和, 高安克己, 川尻敏文, 坂崎繁樹, LAGUNA, 5, 123–135, 1998
  11. 中海本庄水域周辺承水路の水塊動態, 高安克己, LAGUNA, 5, 161–173, 1998
  12. 中海本庄工区の水質特性, 相崎守弘, 秋葉道宏, LAGUNA, 5, 175–182, 1998
  13. 衛星リモートセンシングによる中海・宍道湖の水質濃度マッピング(その1)アオコ発生時の透明度, 懸濁物質濃度およびクロロフィル a 濃度の面的把握, 作野裕司, 中山大介, LAGUNA, 5, 183–196, 1998
  14. 中海本庄工区で観察された水鳥の個体数変化, 神谷要, 国井秀伸, LAGUNA, 5, 237–242, 1998
  15. 本庄工区と北部承水路棧域における底生魚類相, 越川敏樹, 汽水湖研究, 6, 35–40, 1998
  16. 汽水湖中海における海藻・海草類の分布と現存量, 島村京子, 中村幹雄, 水産増殖, 46 (2), 219–224, 1998
  17. 宍道湖・中海周辺採集地案内, 大谷修司, 藻類, 46 (1), 27–30, 1998
  18. 島根県宍道湖の底質における堆積速度と堆積環境, 金井豊, 井内美郎, 地球化学, 32 (2), 71–85, 1998
  19. 二枚貝が優占する汽水湖沼の水質のモデル化, 中村由行, Fatos Kerciku, 海岸工学論文集, 45, 1046–1050, 1998
  20. 富栄養化湖沼における食物連鎖を利用した水質浄化技術に関する研究, 山室真澄, 平成9年度国立機関公害防止等試験研究成果報告書, 49, 1–16, 1998
  21. 島根県の動物相に関する文献目録 Part 2 (1996–1997年), 淀江賢一郎, 鶴崎展巨, ホシザキグリーン財団研究報告, 2, 91–107, 1998
  22. 宍道湖西海岸の親水公園の造成とヤマトシジミの繁殖, 坂本巖, ホシザキグリーン財団研究報告, 2, 137–164, 1998
  23. 中海・宍道湖で行ったマガンの日没前後の観察結果, 神谷要, 土居克夫, ホシザキグリーン財団研究報告, 2, 275–281, 1998
  24. 1997年度島根県カモ科鳥類生息調査報告, 脇坂英弥, ホシザキグリーン財団研究報告, 87–90, 1998
  25. 宍道湖におけるシジミ大量へい死対策緊急調査報告書, pp 75, 島根県
  26. 汽水湖沼におけるヤマトシジミの水質浄化機能に関するボックスモデル解析, 中村由行, F. Kerciku, 井上徹教, 二家本晃造, 用水と廃水, 40, 18–26, 1998
- 1999年
1. SPOT/HVR データによるアオコ発生時の宍道湖表層クロロフィル a 濃度分布の推定, 作野祐司, 松永恒雄, 日本リモートセンシング学会, 19 (2), 20–36, 1999
  2. 中海に施工した覆砂底におけるマクロベントス群集構造の遷移, 安木茂, 中村幹雄, 水産増殖, 47 (2), 181–190, 1999
  3. 島根県の淡水魚(既報の整理), 山口勝秀, ホシザキグリーン財団研究報告, 3, 1–38, 1999
  4. 中海南岸域における魚類の生息状況—安来・論田における小型定置網の漁獲内容から—, 越川敏樹, ホシザキグリーン財団研究報告, 3, 239–249, 1999
  5. 宍道湖におけるカモ科鳥類の越夏状況, 森重晃, ホシザキグリーン財団研究報告, 3, 285–298, 1999
  6. 本庄水域の魚類, 越川敏樹, 中海本庄工区の生物と自然, 71–84, たたら書房, 1999
  7. 中海本庄工区干拓事業, 山室真澄, 日本海洋学会編「明日の沿岸環境を築く」, 41–43, 恒星社 厚生閣, 1999
  8. 中海本庄工区の水質特性, 清家泰, 奥村実, 藤永薫, 大谷修司, 千賀有希子, 岡宏樹, LAGUNA, 6, 1–9, 1999
  9. 中海本庄工区北部承水路堤潮通しパイプ付近の水の動き, 高安克己, LAGUNA, 6, 11–17, 1999
  10. 塩濃度の変化から推定した本庄水域の表層水の交換率, 小池文人, 相崎守弘, 清家泰, 秋葉道宏, 奥村稔, 藤永薫, LAGUNA, 6, 19–25, 1999
  11. 本庄工区パイプ潮通し付近の底層水の動態観

- 測, 上野博芳, 徳岡隆夫, 三瓶良和, 高安克己, 西村清和, 須崎聡, 松田滋夫, 久保田俊輔, 鈴木重教, LAGUNA, 6, 27-35, 1999
12. 中海本庄工区に設置された潮通しパイプ交換水の水質特性, 福井真司, 青井亜矢子, 藤岡克己, 前田伊佐武, 三浦真吾, 相崎守弘, LAGUNA, 6, 37-42, 1999
  13. 中海本庄工区の水質特性と潮通しの影響, 藤岡克己, 青井亜矢子, 前田伊佐武, 相崎守弘, LAGUNA, 6, 43-48, 1999
  14. 本庄工区への負荷量の算定と水質浄化能の評価, 相崎守弘, 今吉篤子, LAGUNA, 6, 49-55, 1999
  15. 中海湖心および中海本庄工区における 1996 年から 1998 年にかけての表層水の光合成速度の季節変化, 國井秀伸, LAGUNA, 6, 57-62, 1999
  16. 中海本庄工区における植物プランクトンの種類組成と現存量の季節変化, 大谷修司, 清家泰, 奥村稔, 相崎守弘, LAGUNA, 6, 63-71, 1999
  17. 中海本庄工区内外における動物プランクトン群集の季節変動, 大塚攻, 星名照美, 清家泰, 國井秀伸, 西田周平, LAGUNA, 6, 89-105, 1999
  18. 中海本庄工区におけるベントス相と環境特性(予報), 藤本真子, 高安克己, 山口啓子, 園田武, LAGUNA, 6, 107-117, 1999
  19. 湖水環境の人為的改造と底生有孔虫の群集変化; その 7 珪藻 *Cyclotella* の産出による堆積年代の推定とその意義, 野村律夫, LAGUNA, 6, 123-127, 1999
  20. 中海本庄水域の植物表生珪藻 1 宿主植物による種組成の違い, 大塚泰介, 辻彰洋, LAGUNA, 6, 129-143, 1999
  21. 中海本庄水域におけるアサリの生残と成長一関連する要因の予察と潮通しパイプの効果の検討一, 山口啓子, 門脇義男, 藤森恒至, 吉松康仁, LAGUNA, 6, 145-156, 1999
  22. 出荷内容から見た中海本庄工区内における魚介類の生息状況, 越川敏樹, LAGUNA, 6, 157-164, 1999
  23. 中海本庄工区の底質環境, 三瓶良和, 徳岡隆夫, 藤森恒至, 吉松康仁, LAGUNA, 6, 165-177, 1999
  24. 塩分躍層(塩水楔)動態観測システムの開発ー汽水域の貧酸素水塊問題への貢献ー, 徳岡隆夫, 三瓶良和, 亀井健史, 西村清和, 鈴木重教, 松田滋夫, 久保田俊輔, 須崎聡, 上野博芳, LAGUNA, 6, 179-187, 1999
  25. 本庄工区の干拓と淡水化について, 伊達善夫, LAGUNA, 6, 189-203, 1999
  26. 衛星リモートセンシングによる中海・宍道湖の水質濃度マッピング(その 2)ー1998 年 3 月の調査ー, 作野裕司, 中山大介, 松永恒雄, 高安克己, 六川修一, 中村幹雄, 國井秀伸, LAGUNA, 6, 205-216, 1999
  27. 宍道湖・中海の鉛直クロロフィル a 濃度分布特性, 中山大介, 作野裕司, 松永恒雄, 高安克己, 國井秀伸, LAGUNA, 6, 217-222, 1999
  28. 中海における炭酸塩殻生物の潜在的分布能力, 瀬戸浩二, 山口啓子, 田中源吾, LAGUNA, 6, 247-260, 1999
  29. 中海におけるアカエイを用いたバイオテレメトリーの基礎実験, 徳岡隆夫, 西村清和, 村上英幸, LAGUNA, 6, 293-298, 1999
  30. 中海本庄工区の生物と自然, 國井秀伸(編著), たたら書房, 1999
  31. 中海・宍道湖の 100 年間の開発・利用及び環境変化ー20 世紀から 21 世紀へのメッセージー, シンポジウム講演資料集, pp 121, 1999
  32. 水産調査の結果について, 中国四国農政局, pp 128, 1999
  33. 水産利用の方向について, 中国四国農政局, pp 44, 1999