

干拓堤防締切り後の諫早湾および有明海中央部における二枚貝類の変化

佐藤慎一*・金澤 拓**

*東北大学総合学術博物館・**東北大学理学部地圈環境科学科

Faunal change of bivalves in Ariake Sea after the construction of the dike for reclamation in Isahaya Bay, Western Kyushu, Japan

Shin'ichi Sato* and Taku Kanazawa**

*The Tohoku University Museum, Aoba, Aramaki, Aoba-ku, Sendai 980-8578 (kurosato@mail.tains.tohoku.ac.jp); **Department of GeoEnvironmental Sciences, Faculty of Science, Tohoku University, Sendai 980-8578 (kanazawa@dges.tohoku.ac.jp)

Abstract. In April 1997, the inner part of Isahaya Bay was shut off from Ariake Sea, western Kyushu, Japan with a dike for reclamation. After this isolation, in the both inner and outer parts of Isahaya Bay, aspects of water quality suddenly changed, and fauna of bivalves was drastically replaced. In the outer part of Isahaya Bay, 25 species of bivalves were collected from the 20 fixed stations in June 1997. However, the number of species and the mean individual density suddenly decreased starting November 1998, and then increased after November 2000. These phenomena are synchronized with the temporal change of the dissolved oxygen in this area. In the inner part of Isahaya Bay, 11 species of marine bivalves were collected in large numbers before the dike was completed. These species were still alive in May 1997, but most of them had died by August 1997, when salinity decreased to <5psu.

However, an introduced species, *Potamocorbula* sp. that was not found prior to the isolation of this bay, replaced the pre-isolation bivalve community since August 1997. This species also increased in number in Saemangeum, western Korea, after the dike construction, and in San Francisco Bay, USA as an exotic species. Therefore, it can survive and multiply alone through large environmental changes such as isolation and artificial introduced. Fossils of this species were also found from several horizons in Holocene deposits in southwestern Japan. These fossils occur only in a monospecific shell bed, and some marine bivalves occur below this shell bed. Therefore, the aggregation of *Potamocorbula* shells is essential to the reconstruction of environmental changes, such as isolation.

Key words: Ariake Sea, bivalves, Isahaya Bay, paleoecology, *Potamocorbula*, reclamation

はじめに

急激な環境変動に対する生物群集の応答、すなわち優占種の大量死滅とその後の生物の侵入過程の解明は、古生態学における重要な関心事のひとつである。古生代末期や中生代末期などに生じた大量絶滅事件後の生物群集の回復過程も、第四紀に見られる氷河性海水準変動に伴う生物群集の変遷も、そしてまた、いま我々の目の前で生じている大規模干拓事業などの人為的環境変化に伴う生物群集の変化も、それを引き起こす原因や時間スケールには大きな違いはあるにしても、急激な環境変動に対する生物群集の応答としては共通する点が多いのではないだろうか。

有明海の西部に位置する諫早湾奥部では、1997年4月14日に全長7,050mの潮受け堤防によって、3,550haの干潟・浅海域が締めきられた（図1）。潮受け堤防には2カ所に水門があり、引潮時に調整池から有明海へと排水を行うことで調整池の水位を-1 mに保っている。そのため、かつての潮間帯上部～中部であった部分は完全に干上がり、夥しい数の貝類の死殻が現れた（佐藤, 1997, 2000a, 2000b, 2001）。一方、潮間帯下部～潮下帯であった部分は、潮止め後に塩

分や溶存酸素濃度などの水質が急激に変化し、それまでに生息していた優占種が大量に死滅し、その後に別の種が侵入することで、生物群集の種構成が大きく変化する過程が詳細に観察された（佐藤慎一ほか, 2001a; Sato and Azuma, 2002）。

さらに、諫早湾干拓工事の影響は潮受け堤防の内側にとどまらず、その外側の有明海中央部においても潮汐の振幅や潮流の速度の減少（佐藤・田北, 2000; 宇野木, 2001）、貧酸素水塊や赤潮の発生（東, 2000; 佐藤正典ほか, 2001; 堤ほか, 2003）、海苔の不作や魚介類の漁獲量の減少（佐藤正典ほか, 2001; 東, 2003）、底質の細粒化（松尾ほか, 2003; 中嶋ほか, 2003）、などを引き起こしたと指摘されており、大きな社会問題となっている。

また近年、このような大規模干拓事業は東アジア各国でも盛んに行なわれている。特に、韓国西海岸の始華（Sihwa）地域やセマングム（Saemangeum）地域では、諫早湾干拓の5～10倍以上の規模の干拓事業が行われており、諫早湾干拓と同様の環境問題をかかえている（洪, 2000; ハンほか, 2001）。そして、これら韓国の干拓地においても底生生物の定量調査が継続的に行なわれており、大規模堤防建設に

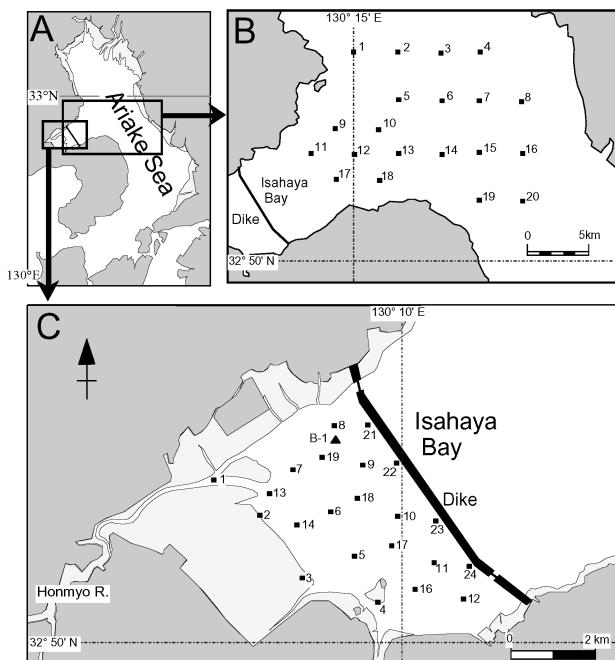


図1. A: 有明海における調査範囲。B: 採泥を行なった有明海中央部20定点の位置。C: 講早湾干拓調整池において採泥を行った定点(■: St.1~24, St.15とSt.20は設定せず)と、農林水産省が設けた観測定点(▲: B-1)の位置。濃い着色部分は陸地部分で、淡い着色部分は潮止め前の干潟領域を示す。

伴う生物群集の変化が報告されている(例えば、Hong *et al.*, 1997; 諸, 2000; 佐藤慎一ほか, 2001b, 2003; 佐藤, 2002など)。

本稿では、干拓堤防締切り後の諫早湾および有明海中央部における二枚貝類の変化を報告し、それを韓国で行われた大規模干拓事業やアメリカ合衆国サンフランシスコ湾での解析結果などと比較することにより、急激な環境変動に対する貝類群集の応答の共通性について考察する。特に、これら人為的な環境変動に対して共通の応答を示したヒラタヌマコダキガイ *Potamocorbula* sp.について、その生態的特徴を明らかにして、化石群集への応用の可能性を提示する。

調査方法

長崎大学の研究グループは、図1Cに示す諫早湾干拓調整池内の12~20定点において、小型漁船による採泥調査を実施しており(東, 2000; 佐藤正典ほか, 2001), 著者は採取試料に含まれる貝類標本の同定を行なってきた(佐藤慎一ほか, 2001a; Sato and Azuma, 2002)。これまでに、潮止め直前(1997年3月23日)と、潮止め後12回(1997年5月24日, 8月27日, 1998年4月9日, 8月20日, 1999年7月30日, 10月20日, 2000年7月26日, 2001年3月10日, 2002年3月8日, 5月28日, 9月4日, 2003年8月5日)の採泥を実施した。各定点の位置はGPS(Sony製IPS-760:誤差30m以内)で決定し、Ekman-Birge採泥器(採泥面積;15cm

×15cm)を用いて、各定点において3~9回の採泥を行った。得られた底質試料から粒度分析用に一部を取り除き、泥温を測定した後に1mmの篩にかけ、篩に残ったすべての底生生物を10%ホルマリンで固定した。その後、実験室において貝類標本を選別し、光を透かしたり殻の一部を破損させる等の方法で、各個体の生死を確認するとともに、種の同定および種ごとの個体数を数えた。

また、長崎大学の研究グループにより採集された有明海中央部20定点(図1B)における採泥試料中に含まれる貝類標本の同定も行なった。潮止め後2カ月の1997年6月を始めとして、1998年11月, 1999年6月, 2000年6月・11月, 2001年6月・11月, および2002年6月に、長崎大学水産学部附属実習船「鶴水」により、Smith-McIntyre採泥器(採泥面積;0.05m²)を用いて、各定点で1回の採泥をおこなった。得られた試料は上記と同じ処理を行ない、実験室において種ごとの個体数を記録した。そして、採泥を行なった20定点における二枚貝類の種数と平均個体密度を求めて、その経年変化を追跡調査した。

調整池内と有明海中央部の両海域において、各調査定点で採取した底層水の水温・pH・塩分・溶存酸素濃度(DO)等を、多成分水質計(アレック電子製ADR-1000)により測定した。また、農林水産省が調整池内に設けた観測定点(図1Cの▲; B-1)で計測した表層水の化学的酸素要求量(COD)・塩素イオン量・全窒素量(TN)・全リン量(TP)・クロロフィルa量(Chl. a)のデータ(1997年3月4日~2000年5月15日まで週1回計測)を引用した。

結果

諫早湾干拓調整池における潮止め後の二枚貝類の変化

諫早湾干拓調整池では、潮止め後に水質が大きく変化した。農林水産省が観測定点(図1C, B-1)で計測したデータによると、1997年5月6日から19日にかけて調整池の表層水の塩分は約25psuから10psu以下へと急激に減少している(図2A)。この急激な塩分の減少は、この間に降った大雨による影響と考えられている(東, 1999)。さらに、1997年7月には塩分が1psu以下にまで減少し、その後は一時的に1997年10月に塩分が10psuまで上昇したものの、1998年~2000年には塩分が2psuを超えることはなかった。また、表層水の溶存酸素濃度(DO)・化学的酸素要求量(COD)・全窒素量(TN)・全リン量(TP)・クロロフィルa量(Chl. a)は、潮止め後1997年5~6月に一時的に急増しているが、その後は季節変化を反映した周期的な増減を繰り返している(図2B-F)。

さらに、調整池内の底層水においても1997年5月以降に溶存酸素濃度や塩分などの急激な変化が見られている(Sato and Azuma, 2002)。底層水の溶存酸素濃度は1997年5月には堤防中央付近で低く(2mg/L以下)、1997年8月には調整池中央部の数地点で2mg/L以下の貧酸素状態となった(図3A1-2)。しかし、その後はほとんどの地点で8mg/L以上と

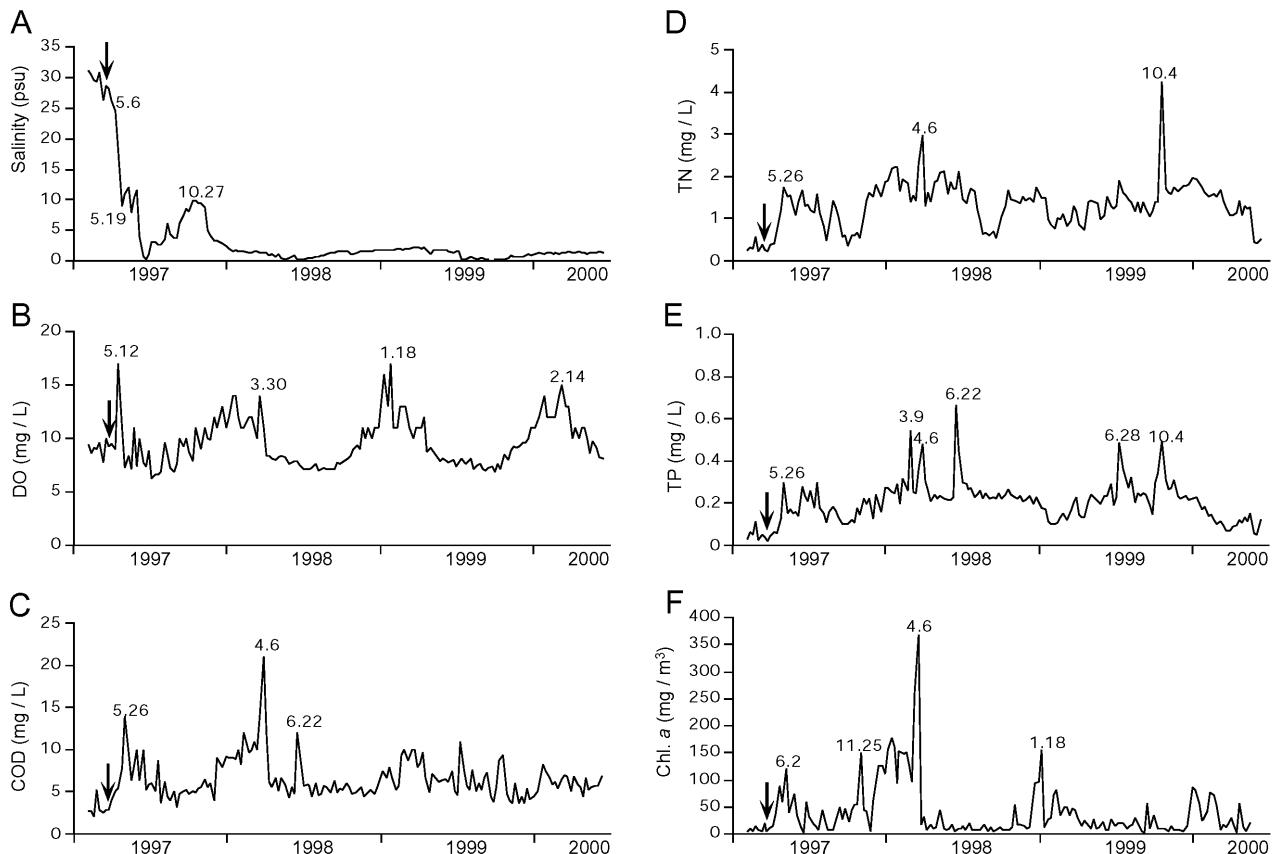


図2. 農林水産省の観測データに基づく潮止め前後の観測定点(B-1)における表層水の水質変化。A: 塩分, B: 溶存酸素濃度(DO), C: 化学的酸素要求量(COD), D: 全窒素量(TN), E: 全リン量(TP), F: クロロフィルa量(Chl.a). 各グラフの数字は急激な変化を示した観測日, 矢印は潮止めの行われた時期を示す。

なり(図3 A3), 1998年以降は夏場にも貧酸素水塊が発生することはなかった(Sato and Azuma, 2002)。また, 底層水の塩分は1997年には多くの地点で10psu以上であったのに対して, 1997年8月には本明川河口付近を中心潮受け堤防から離れたほとんどの地点で塩分が5psu未満にまで減少した(図3 B1-2)。そして, 1998年以降は調整池内のすべての地点で塩分が2psu未満になり(図3 B3), それから2002年4月の短期開門調査まではほとんどの地点の塩分が1psu未満であった。

これら水質の変化に対応して, 二枚貝類の種構成も大きく変化した。潮止め前(1997年3月)と潮止め直後(1997年5月)の諫早湾干拓調整池内の調査では, サルボウ *Scapharca kagoshimensis*, コケガラス *Modiolus (M.) metcalfei*, ホトトギス *Musculista senhousia*, シズクガイ *Theora fragilis*など15種類の海生二枚貝類が確認されている(佐藤慎一ほか, 2001a)。これらの種は, 潮止め後1カ月までは調整池内で変わらず生息していたが, その後1997年8月にはほぼ全てが死亡しているのが確認されている(図3 C1-3)。そして, その後はこれらの種が調整池内で見られることは一切なかった。

一方, ヒラタヌマコダキガイは潮止め前にはまったく見られなかつたが, 1997年5月に本明川河口周辺で初めて確認され(図3 D1), 1997年8月には調整池内の大部分の場

所でこの種だけが高密度で優占するようになった(図3 D2)。その後, 1998年4月には1地点を除く調整池内の全地点で本種が得られるようになった(図3 D3)。しかし, 1999年7月以降は本種も減少を始め, ついに2002年3月にはすべての定点で本種が見られなくなった。2002年4-5月に実施された短期開門調査により, 一時的に干拓調整池の塩分は10-20psu程度にまで増加したが, その後ヒラタヌマコダキガイが調整池内で見られることはなく, 2002年以降には底生生物がほとんど見られず, わずかにイトミミズ類などが生息する環境となった。

有明海中央部における水質と二枚貝類の変化

採泥調査を行なった有明海中央部20地点における底層水の溶存酸素濃度と塩分の分布を図4に示す。1997年6月には, 底層水の溶存酸素濃度が2mg/L未満となる貧酸素水塊が, 諫早湾干拓堤防の外側で発生している(図4 A1)。これは, 諫早湾口部で潮受け堤防築造のための海砂採取域の窪地に滞留していた貧酸素水に由来するものと考えられている(東, 2000; 佐藤正典ほか, 2001)。同様の貧酸素水塊は, 1999年6月と2001年6月にも発生した(図4 A2,A4)。特に, 2001年6月に発生した貧酸素水塊は広範囲に渡り, 調査地点の半数以上に影響を及ぼした。この年の貧酸素水塊発生は, 日本自然保護協会(2001)や堤ほか(2003)な

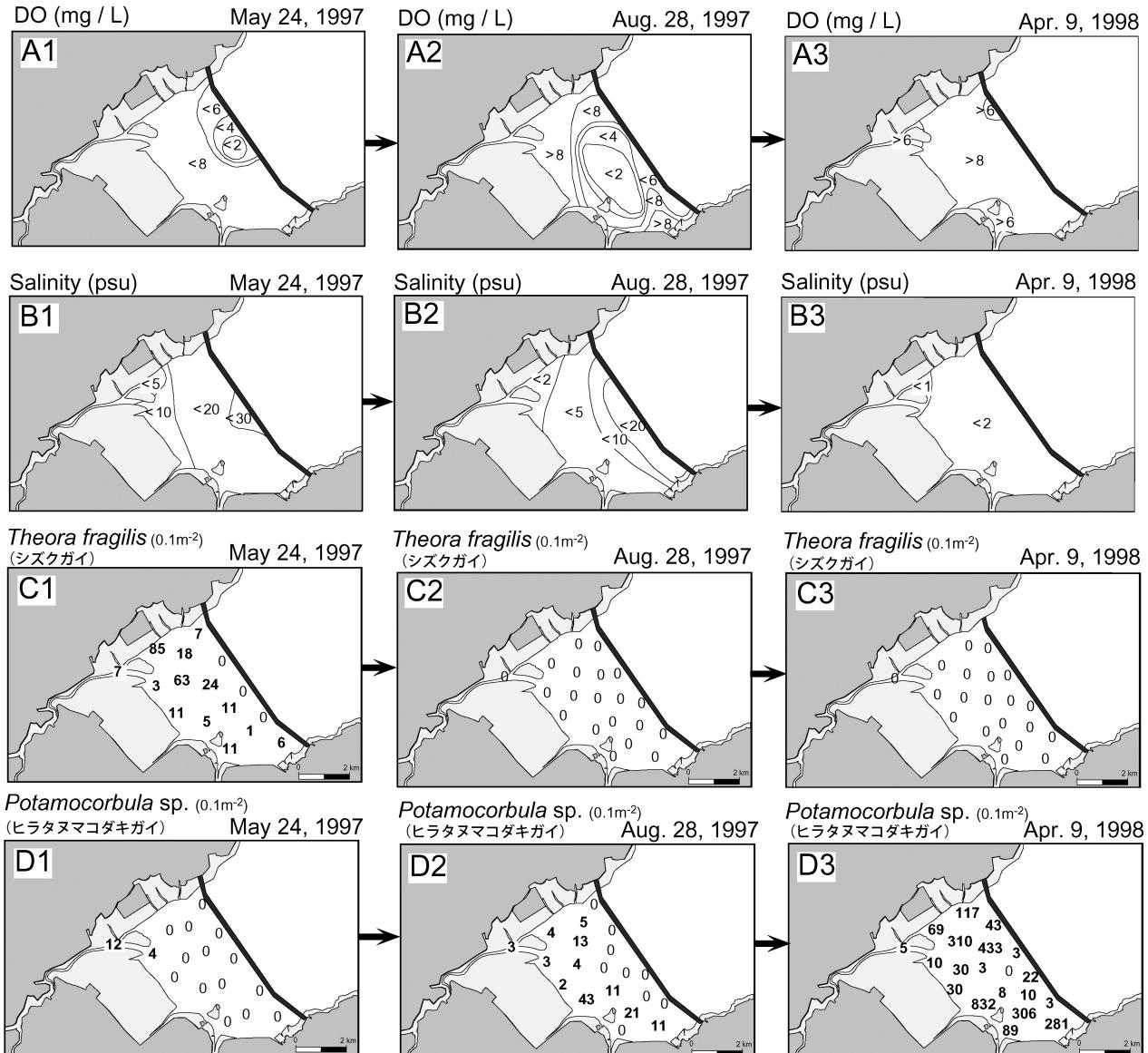


図3. 潮止め後(1997年5月, 8月, 1998年4月)に見られた諫早湾干拓調整池における底層水の水質変化と二枚貝類の個体密度変化。A1-3: 溶存酸素濃度変化, B1-3: 塩分変化, C1-3: シズクガイの個体密度変化, D1-3: ヒラタヌマコダキガイの個体密度変化. Sato and Azuma(2002)を一部改変。

どにより8月初旬にも確認されていることから、恐らく諫早湾口周辺では貧酸素状態が2ヵ月以上も続いたものと考えられる。しかし、その前後の年にあたる2000年6月と2002年6月には、調査した全地点において底層水の溶存酸素濃度は6 mg/L以上であった。また、1998年11月、2000年11月、2001年11月においても、全地点で底層水の溶存酸素濃度は6 mg/L以上であった。

底層水の塩分は、1999年と2000年の6月には、潮止め堤防周辺海域において30psu以下の低塩分となつたが、それ以外の時期には調査した全域において塩分は30psu以上を保つていた(図4 B1-5)。諫早湾干拓調整池から排出される大量の淡水は、海水よりも密度が低いため、すぐに表層へと上昇してしまう(佐藤正典ほか, 2001)。そのため、排水が行なわれた直後か、または潮止め堤防間近の地点でな

い限り、底層水の急激な塩分低下は見られないものと考えられる。

一方、採泥調査を行った20定点において、1997年6月には合計25種452個体/ m^2 の二枚貝類が得られた(図5)。この時に多く見られた種は、カラスノマクラ *Modiolus (Modiolusia) elongata*・ビロードマクラ *Modiolus (M.) comptus*・ホトトギス・ヤマホトトギス *Musculista japonica*・チヨノハナ *Raetella pulchella*・シズクガイである。これらの種は、ビロードマクラを除き1998年11月には急激に減少し、全体で12種141個体/ m^2 となった。その後、2000年6月には、それまで多く生息していたビロードマクラも消滅することで11種61個体/ m^2 にまで減少した。しかし、2000年11月にカラスノマクラとヤマホトトギスが、そして2001年6月にチヨノハナが急激に増殖することで、二枚貝全体で

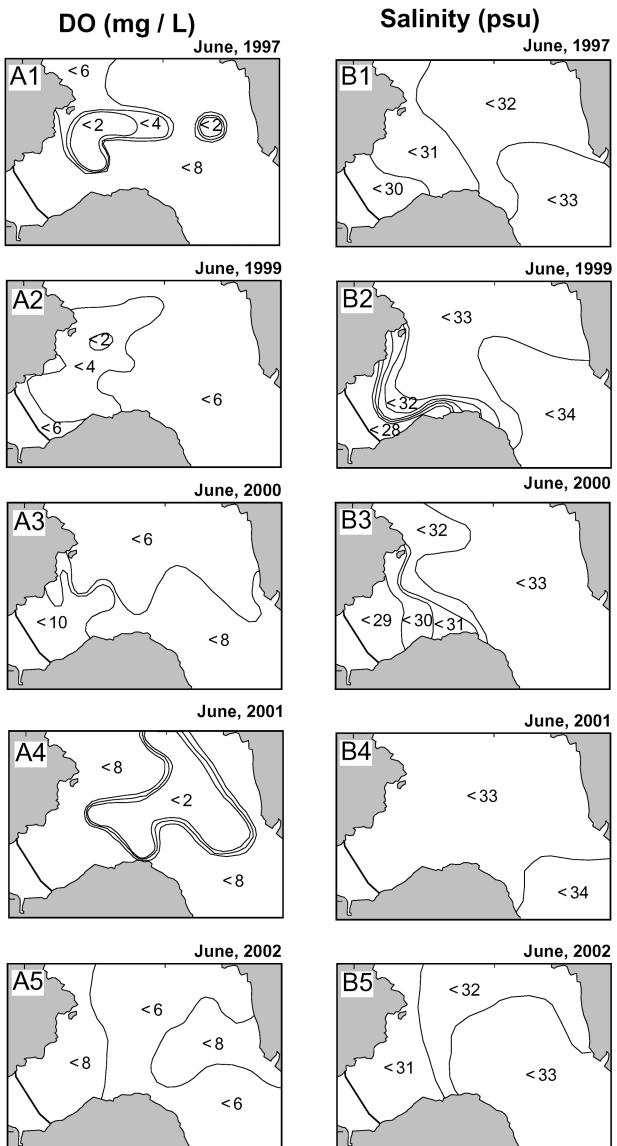


図4. 1997年6月～2002年6月に見られた有明海中央部における底層水の水質変化. A1-5 : 溶存酸素濃度変化, B1-5 : 塩分変化.

2001年6月には18種357個体/m²にまで増加した。その後、2001年11月には再びそれらの種が激減することで13種113個体/m²に減少するが、2002年6月にはビロードマクラが大増殖し二枚貝全体で23種1028個体/m²となった(図5)。

1997年6月における二枚貝各種の分布を見ると、チヨノハナはシズクガイと同じく諫早湾口に最も近い泥底に多く、ヤマホトトギスはカラスノマクラやホトトギスと同様に中央付近の細砂底に、そして諫早湾口からやや離れた中粒砂底にはビロードマクラが多く見られた(図6)。ヤマホトトギスとチヨノハナは1997年6月から1999年6月にかけて各定点における個体数が減少し、2001年6月に再び急激に増加するものの、2002年6月にはほとんど見られなくなった(図6 A, C)。この傾向は、上記2種と同様の生息分布を示したシズクガイやカラスノマクラなどでも同じであった。一方、ビロードマクラは、これらの種とは異なっており、1997年6月から1999年6月までは多くの地点で見られ

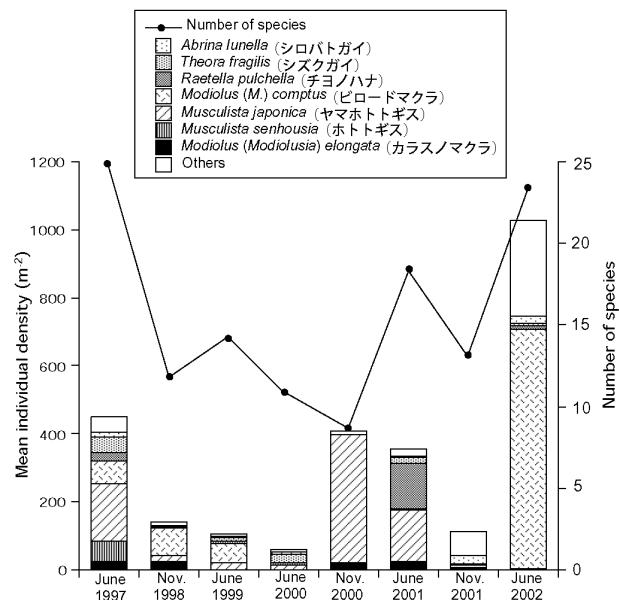


図5. 有明海中央部20定点における二枚貝類の種数・平均個体密度の経年変化.

るのだが、2000年6月には一旦消滅してしまう(図6 B1-3)。そして、2001年6月にわずかに見られるようになり、2002年6月には本種だけが急激に増殖した(図6 B4-5)。

考察

調整池における水質変化と貝類群集の変化過程の比較

諫早湾干拓調整池では、潮止め前に多く生息していたシズクガイやホトトギスなどの海生二枚貝類が潮止め後4カ月で完全に死滅し、その後に汽水生のヒラタヌマコダキガイ一種だけが急激に増殖した(図3 C, D)。汽水域における底生生物の分布様式は、底層水または堆積物間隙水の塩分や溶存酸素濃度に規定されており、塩分5psu以下または溶存酸素濃度2-3 mg/L以下になると二枚貝類の種数や個体密度は急激に減少する(Reish, 1971; Rosenberg, 1977; 今林, 1983, 1998; 風呂田, 1991; 中村, 1998)。

諫早湾干拓調整池においても、シズクガイなどの海生二枚貝類は、1997年5月には塩分5-20psuの地点で多く見られていた(図3 B1, C1)が、1997年8月にはそのほとんどの地点で塩分が5psu未満にまで減少している(図3 B2)。一方、1997年8月には貧酸素水塊(2 mg/L以下)が発生したもの、同年5月にシズクガイが多く分布した地点では溶存酸素濃度は高い(8 mg/L以上)状態を保っていた(図3 A2, C1)。これらの観察結果により、潮止め直後の諫早湾干拓調整池における海生二枚貝類の大量死滅は、貧酸素水塊の発生よりも、むしろ急激な塩分低下によって生じたものと考えられる。

しかし、潮止め後の調整池では1997年5月から8月にかけて、水温・泥温の上昇や、酸化還元電位の低下、化学的酸素要求量・全窒素量・全リン量・クロロフィルa量の増

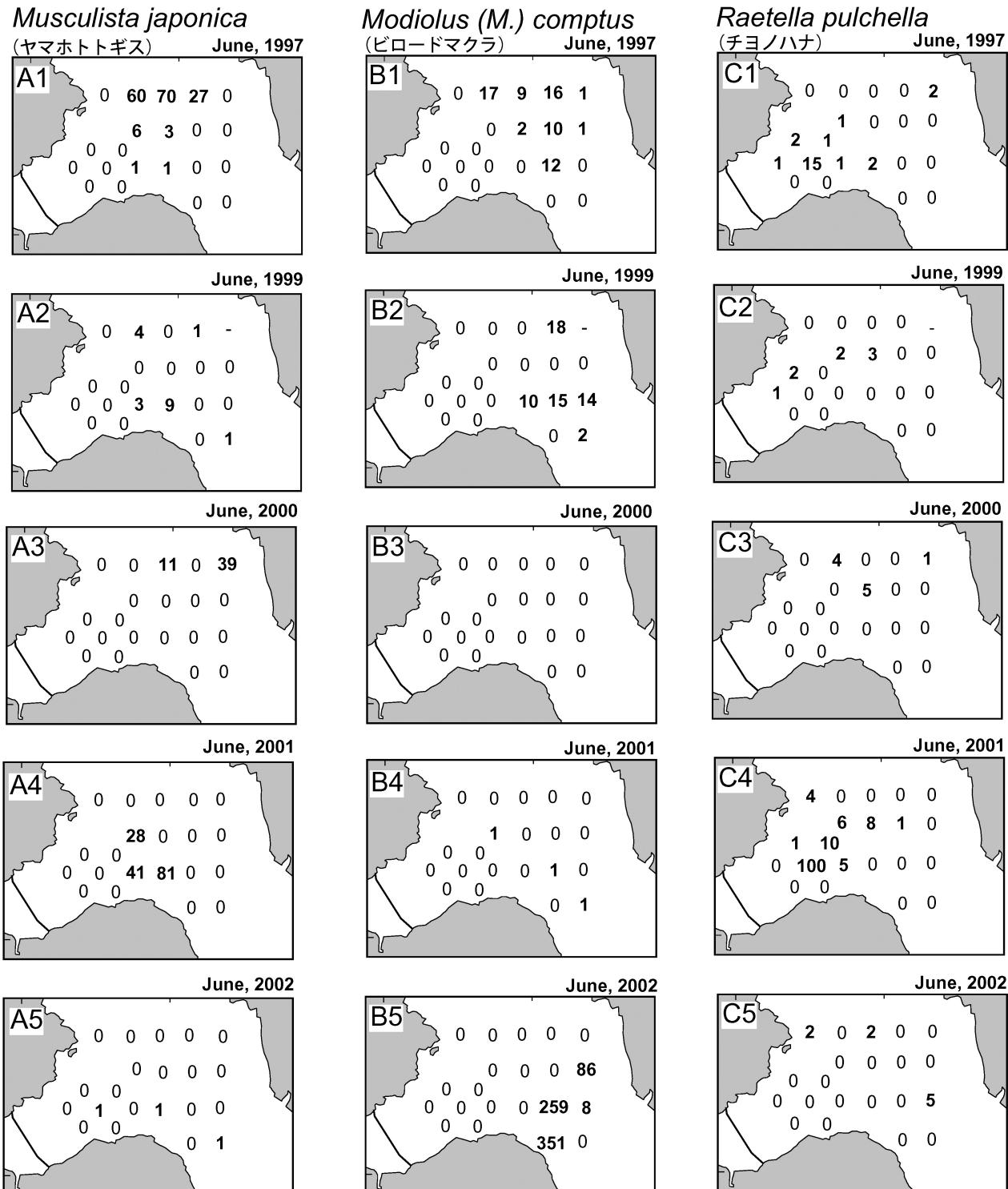


図6. 1997年6月～2002年6月に見られた有明海中央部における各二枚貝種の個体密度変化. A1-5 : ヤマホトギス, B1-5 : ビロードマクラ, C1-5 : チヨノハナ.

加（図2）などが生じているため、これら塩分以外の要素も貝類の大量死滅に何らかの影響を与えた可能性がある。例えば、ホトトギスなどの海生二枚貝類は、溶存酸素濃度の低下とは別に硫化水素の発生によっても生存率が減少することが実験により確認されている（中村, 1998）。潮止め直後の調整池では、化学的酸素要求量が増加し酸化還元

電位が低下していることから、硫酸還元菌の活性により硫化水素が発生していた可能性が高く、その影響も貝類大量死滅の一因として考えることができるであろう。

一方、潮止め後に急激に増殖したヒラタヌマコダキガイの分布範囲は、塩分10psu以下の部分とほぼ重なっており、特に塩分5psu以下の定点で個体密度が高かった（図3 B,

D). 本種は塩分耐性の範囲が極めて広く、1997年5月に得られたすべての個体が殻長1cm未満の未成熟個体であった(佐藤, 2002; Sato and Azuma, 2002)。このことから、恐らく本種は潮止め前には本明川の下流域に生息していたものが、潮止め後の調整池の塩分低下と他の海生貝類の死滅により生態的空白地ができることで、急激に調整池全域に増殖したものと推測される。ヒラタヌマコダキガイの生態的特徴と古生態学的応用の可能性については後に詳述する。

干拓堤防外側における水質変化と二枚貝類への影響

諫早湾干拓堤防外側では、諫早湾口周辺海域に多く分布していたカラスノマクラ、ホトトギス、ヤマホトトギス、チヨノハナ、シズクガイの5種が、1998年11月以降に急激に減少した(図5, 6)。しかし、上記5種とは分布範囲が若干異なるビロードマクラは、1999年6月にも島原半島沖で多くの個体が得られた(図6 B2)。また、1997年6月に発生した貧酸素水塊の分布範囲は、ビロードマクラが多く分布していた海域(島原半島沖)よりも、前者5種が多く分布していた海域(諫早湾口)に近かった(図4 A, 6)。

貧酸素水塊は、潮の満ち引きや風の影響等により広範囲に移動すると考えられている(日本自然保護協会, 2001)。三河湾において1996年6-7月に10分間隔で定点観測を行なった結果によれば、49日間の計測期間中に貧酸素状態(DO飽和度20%以下)は断続的に10回以上あったが、それぞれの継続期間は半日~1日程度であった(鈴木ほか, 1998)。一方、二枚貝類の貧酸素耐性に関する実験では、無酸素状態(0.05mg/L以下)では25°Cにおいてシズクガイは2日で、ホトトギスは3日で完全に死滅することが確認されている(玉井, 1993; 中村, 1998)。しかし、サルボウは無酸素状態でも50%の個体が10日間も生存することが確認されており、シズクガイも1.3mg/L程度の貧酸素状態であれば少なくとも4日間は問題なく生存できる(玉井, 1993; 中村, 1998)。

そのため、一時的な貧酸素水塊の発生によりただちに二枚貝類が完全に死滅することはないかも知れないが、貧酸素水塊が長期間にわたり停滞することで、その周辺海域の広い範囲で二枚貝類の個体密度に大きな影響を与えることは明らかである。したがって、1997年6月に諫早湾口でシズクガイやホトトギスなどの海生二枚貝5種が激減した要因は、その周辺海域で発生した貧酸素水塊によるものと考えられる。同様に、2001年6月に再び諫早湾口周辺海域において増殖したヤマホトトギスとチヨノハナが2001年11月に激減した要因も、2001年6月~8月に発生した貧酸素水塊による可能性がある。

一方、1997年6月におけるビロードマクラの分布域は、貧酸素水塊の発生した場所から比較的遠かつたため、1999年6月までは島原沖で多くの個体が得られたと考えられる。しかし、本種は2000年6月には全地点で消滅し、2001年6月には若干数のみが見られ、2002年6月になって急激に増殖した(図6)。この2000年6月におけるビロードマクラ

の消滅の要因は、現時点では得られていない溶存酸素濃度や塩分のデータだけでは説明ができない。有明海全域では、潮流の速度減少とそれに伴う底質の細粒化などが指摘されていることから(佐藤・田北, 2000; 宇野木, 2001; 松尾ほか, 2003; 中嶋ほか, 2003), 今後はさらに各採泥定点における粒度分析の結果と本研究のデータを比較することにより考察を加えたい。

ヒラタヌマコダキガイの生態的特徴と古生態学への応用

諫早湾干拓調整池で潮止め後に増殖したヒラタヌマコダキガイは、殻長は最大でも3cm程度で、黄褐色の殻皮に覆われている。右殻が左殻より大きく、左殻を抱くような形になる。本種は、1992年に初めて有明海で見られるようになり、中国大陸に広く分布する*P. laevis*に近いと考えられている(堀越・岡本, 1994)。しかし、これまで分類学的な検討はほとんどなされておらず、便宜的に和名が付けられているに過ぎなかった。有明海では、中国大陸から輸入されたシジミ類の中に混入することで移住したと考えられている(堀越・岡本, 1994; 佐藤慎一ほか, 2001a)。さらに、アメリカ合衆国サンフランシスコ湾でも、1986年以降にスマコダキガイ類(*P. amurensis*に同定されている)が急激に増殖し、1988年には10,000個体/m²を超える高密度で生息している(Carlton *et al.*, 1990; Nichols *et al.*, 1990)。その移入経路としては、東アジア周辺に寄港した貨物船等のバラスト水中に浮遊幼生が混入し、それがサンフランシスコ湾にまで運ばれたとする説が有力である(Carlton *et al.*, 1990)。

佐藤(2002)は、日本・韓国・ロシア・アメリカ合衆国で採集されたスマコダキガイ類標本の形態比較を行なった結果、諫早湾で潮止め後に増殖したヒラタヌマコダキガイは、*P. amurensis*の模式産地であるアムール河の集団や韓国セマングム地域に自生する集団と形態的に一致しており、またサンフランシスコ湾に人為的に移入された集団とも非常に似ていることを明らかにした。一方、北海道や青森県の汽水湖などに以前から生息している同属のスマコダキガイは、これまで*P. amurensis*に同定されてきたが、その模式産地であるアムール河の集団とは形態的に異なっていた。現時点では、*P. laevis*の模式標本との対比を行なっていいないので確定的ではないが、これが同種であることが確認されれば、*P. amurensis*は*P. laevis*のシノニムとなり、北日本に生息するスマコダキガイは新種または新亜種として記載する必要がでてくる。

諫早湾干拓と同様に、韓国中西部にあるセマングム干拓予定地内の潮間帯および潮下帯においても、干拓堤防建設後にヒラタヌマコダキガイが増殖したことが知られている(佐藤, 2002)。諫早湾では本種は底層水の塩分が10psu以下の地点にのみ分布が限られていたが、韓国セマングム地域では塩分が10psu以下に減少する以前から本種が増殖している(諸, 2000; 佐藤, 2002)。そのため、ここでは塩分の低下以外の要因(例えは他の海生貝類の消滅や底質の

表1. 日本各地の完新統から産出するヌマコダキガイ類化石の特徴。

地名	地層中のヌマコダキガイ類化石の産状	含ヌマコダキガイ類化石層準の堆積物	ヌマコダキガイ類化石の殻長	同層準から産出する二枚貝化石	推定される年代	引用文献
島根県 宍道湖底ボーリングコア	数cm～数十cm間隔で、ラミナ状に密集した層が3層含まれる。	シルト	4～5mmが最も多いが、最大では15mm程度	ヤマトシジミ・アサリ・ヒメシラトリ	約6,000年前～約4,000年前	高安ほか, 2000
鳥取県 鳥取市東町県庁地下	少産	砂・粘土互層	20mm程度	ヤマトシジミ・マガキ	約8000年前	山名ほか, 1975
広島県 来島海峡安芸灘側海底	採泥試料中に含まれる。	再堆積	10mm程度	イナカクチベニ・マルミエガイ	不明	波部, 1980
愛媛県 下灘沖ボーリングコア	密集層	極細粒砂	10mm未満	マガキ・アサリ	約10,000年前	横山ほか, 2003
兵庫県 神戸沖ボーリングコア	密集して産出	シルト	数mm程度	記述なし	完新世初期	石井・植田, 1998
兵庫県 尼崎市左門殿川口辰巳橋	多産	シルト	記述なし	シズクガイ・チヨノハナ	約9,400年前～約8,800年前	Maeda, 1978; 松島, 1984
大阪府 新大阪駅地下	密集層	シルト	5mm程度	なし	約12,000年前～約9,000年前	梶山・市原, 1972; 石井, 1987
愛知県 海部郡弥富町稻窓	散在的に産出	シルト	4mm程度	ヤマトシジミ	約11,000年前～約9,500年前	松島, 1983; 松島, 1984
静岡県 御前崎	1層準から産出。直下の層準からハイガイ・マガキが産出。	砂礫層	記述なし	ヤマトシジミ	約8,800年前～約8,300年前	松島, 1984
千葉県 銚子半島	散在的に産出	砂質泥層	小型	ヤマトシジミ	約9,300年前～約9,000年前	松島, 1984
東京都 墨田区八広ボーリングコア	多産	中～細粒砂層	小型	記述なし	約8,000年前	遠藤ほか, 1988
東京都 江戸川区小松川ボーリングコア	合弁は少なく、リワークされ集積した。	細～粗粒砂層	10mm以下がほとんど。最大で15mm	バカガイ・チヨノハナ・エゾマテなど	約10,000年前～約6,000年前	中島ほか, 2003; 中島, 私信
東京都 葛飾区高砂ボーリングコア	1種だけで密集して産出	泥層	10mm以下がほとんど。最大で15mm	なし	約9,000年前	中島, 私信
埼玉県 草加市学園町ボーリングコア	多産	砂混じりシルト	記述なし	アサリ・サルボウ・バカガイなど	約6,000年前	遠藤ほか, 1995
埼玉県 草加市柿木町ボーリングコア	1種だけで密集して産出	泥層	10mm以下がほとんど。最大で15mm	なし	約9,000年前～約8,000年前	中島ほか, 2003; 中島, 私信
埼玉県 秩父山貝塚	貝塚から多産		大型個体	ヤマトシジミ	約4,500年前	波部, 1980; 松島, 1984
秋田県 八郎潟大潟村役場付近	多産	砂層	7mm程度。最大でも11mm	ヤマトシジミ	完新世	波部, 1989
北海道 札幌市東区栄町	多産	中～粗粒砂層	15mm程度	アサリ・サルボウ・ウソシジミなど	約8,000年前～約7,500年前	高木ほか, 1990
北海道 苫小牧市勇払	多産	シルト	記述なし	マガキ・ウネナシトマヤガイ	約5,300年前	赤松ほか, 1995
北海道 白糠郡白糠町バシクル沼	少産	緑～淡青灰色粘土	15mm程度	マガキ・ウネナシトマヤガイ	約6,000年前	松島, 1982a
北海道 枝幸郡浜頓別町安別川石堂橋	貝殻層の最上部5cm以内に密集して産出。	シルト	記述なし	ヤマトシジミ	約5,000年前	大島ほか, 1972; 松島, 1982b

粒度変化など)により本種の分布範囲が拡大したことが示唆される。

さらに、本種はサンフランシスコ湾でも広い塩分耐性を示しており、塩分1psu以下から32.6psuの範囲に本種の分布が確認されている (Nichols *et al.*, 1990). 受精実験の結果では、本種は塩分5psuから25psuの間で受精可能であり、受精後2時間の胚は10psuから30psuの塩分耐性があることが確認されている (Nicolini and Penry, 2000). 謳早湾干拓調整池では、1998年4月以降は本種の新規加入が認められなくなつたが、それは調整池の塩分が2psuを下回った時期と一致していた (Sato and Azuma, 2002). これらのことから、本種の幼生は成熟個体に比べると塩分耐性の幅が狭いものの、塩分が2psu以上であることが新規加入個体の生存を可能とする条件のひとつと考えられる。

ところで、ヌマコダキガイ類の化石は日本各地の完新統に多産する (表1). このうち、特に西日本で産出する化石集団は、合弁で自生的産状を示す殻長10mm未満の小型個体が一種だけで密集して産出するという共通した特徴がある (佐藤慎一ほか, 2001a). これまで、これらは絶滅亜種のコガタヌマコダキガイ *P. amurensis takatukayamaensis*

に同定されていたが、化石集団の中には稀に殻長10mm以上の個体も含まれており、これら成熟個体の殻形態を観察する限りでは、現生ヒラタヌマコダキガイと何ら違いが認められない (高安ほか, 2000). したがって、ヒラタヌマコダキガイは少なくとも数千年前までは西日本各地で生息していたが、数百～数千年前に何らかの要因で日本における個体群が絶滅した後に、ごく最近になって新しく「外来種」として中国大陸から有明海に人為的に移入され再登場した可能性が高い (佐藤慎一ほか, 2001a).

ヒラタヌマコダキガイは塩分耐性の幅が他種に比べて極めて広く、そのため大規模干拓に伴う潮止めのような急激な環境変化にも十分に対応できる。しかも、多い繁殖回数と早い性成熟により、河口～浅海域に生態的空白地が出来た時には、他種よりも早く新規加入個体が移住して定着することできる。また、本種の幼生は成熟個体に比べると塩分耐性の範囲が狭いことが飼育実験により確かめられている (Nicolini and Penry, 2000). そのため、ヒラタヌマコダキガイの成熟個体は低塩分の河川流域などに常に生息し、周辺海域で塩分低下などにより他の海生貝類が消滅した時に大増殖を引き起こすが、塩分が2psu以下にまで減少する

と小型個体が大量に死滅することで、コガタヌマコダキガイに特徴的な化石集団の産出状態が出現すると推定される。

例えば、島根県宍道湖底の完新統では、ヌマコダキガイ類化石密集層の直下で、突然にチヨノハナ、ヒメカノコアサリ *Veremorpa micra*、ウラカガミ *Dosinella corrugata*、イヨスダレ *Paphia undulata*などの海生貝類が消滅する（高安ほか, 2000）。このヌマコダキガイ類の化石密集層が出現する層準は、珪藻化石が消失する層準とも一致しており、地層の含水比、強熱減量、全有機炭素量、全窒素量、全イオウ量などの分析結果からは、まさに当時の古宍道湾が閉鎖的な水域に変化した時期にあたると推定される（高安ほか, 2000）。これらの観察事実は、この時期に古宍道湾が閉塞状態となり、河川水の流入により湾内底層水の塩分が急激に減少することで、チヨノハナやイヨスダレなどの海生貝類と珪藻類が消滅し、その後にヌマコダキガイ類が急激に増殖しては大量死滅を繰り返す状況が続いていることを示唆している。

また、この他の産地では、主に海進初期（約10,000年前～8,000年前）にヌマコダキガイ類の化石密集層が見られる場合が多い（表1）。海進期には、パリアー島が発達して次第に陸側へと移動する現象が特徴的に見られることから（増田, 1992），この時期にラグーンが急速に閉鎖状態となる環境変動が各地で頻発したものと考えられる。従って、潮止め後の諫早湾と似たような環境変動は、過去にも自然現象として主に海進期に西日本各地で頻繁に生じており、これら地質時代に生じた「潮止め現象」においても、現在と同様にヒラタヌマコダキガイが爆発的な増殖と消滅を繰り返していたと考えることができる。

謝辞

長崎大学の東幹夫教授、近藤寛教授、西ノ首英之教授、および諫早市の土井博満氏には、諫早湾調整池の採泥調査に参加させていただいた。鹿児島大学の佐藤正典助教授、熊本ルーテル学院大学の菊池泰二教授、九州大学の下山正一博士、島根大学の高安克己教授、大阪市立自然史博物館の石井久夫博士、元神奈川県立生命の星・地球博物館の松島義章博士、独立行政法人産業技術総合研究所の中島礼博士、愛媛大学の奈良正和博士には、多くの有益な情報を提供していただいた。鄭恩珠さんには韓国語の論文を翻訳していただいた。Mr. David Manzariと三好克幸氏には英文要旨の校閲をしていただいた。査読者である長崎大学の松岡敷充教授と熊本大学の小松俊文博士には、数多くの有意義なご指摘をいただいた。これらの方々に厚くお礼申し上げます。なお本研究費の一部として、文部省科学研究費補助金（若手研究B：No. 15740308）およびトヨタ財団市民社会プロジェクト助成金を使用させていただいた。記して感謝の意を表します。

文献

- 赤松守雄・山崎理子・荒川忠宏, 1995. 北海道における完新世貝類群集の特性—石狩低地帯沿岸地域と内浦湾地域を例として、北海道開拓記念館研究紀要, (23), 7-18.
- 東幹夫, 1999. 謫早湾大規模干拓計画の経緯と環境アセスメントの問題—潮止め切前後の底生生物相の変化にもふれて—. 海の研究, 8, 56-61.
- 東幹夫, 2000. 謼早湾干拓事業の影響. 佐藤正典, 有明海の生き物たち：干潟・河口域の生物多様性, 320-337. 海遊舎.
- 東幹夫, 2003. 謿早湾干拓事業と「有明海異変」—再生への提言—. 陸水学雑誌, 64, 209-217.
- Carlton, J. T., Thompson, J. K., Schemel, L. E. and Nichols, F. H., 1990. Remarkable invasion of San Francisco Bay (California, USA) by the Asian clam *Potamocorbula amurensis*. I. Introduction and dispersal. *Marine Ecology Progress Series*, 66, 81-94.
- 遠藤秀典・相原輝雄・宇野沢昭・松本英二・富樫茂子, 1988. 東京低地の本所埋没段丘及びその埋積堆積物の形成年代, 第四紀研究, 26, 401-405.
- 遠藤邦彦・村田泰輔・黒沢一男・小杉正人・木村奈都, 1995. 草加市花栗町、学園町で見出された貝層とその環境. 草加市史研究, (9), 41-57.
- 風呂田利夫, 1991. 東京湾の環境回復への提言 東京湾内底生動物の生き残りと繁栄. 沿岸海洋研究ノート, 28, 160-169.
- 波部忠重, 1980. 来島海峡にヌマコダキガイ. ちりばたん, 11, 45-46.
- ハンギョング・パクスンヨン・チュジョンテク・ホンソンフ, 2001. 海を売った人びと—韓国・始華湖干拓事業—. 山下亮(訳), 305p., 南方新社.
- 洪在上, 2000. 韓国の干潟の底生生物—特に仁川周辺の干潟について. 佐藤正典, 有明海の生き物たち：干潟・河口域の生物多様性, 285-301. 海遊舎.
- Hong, J. S., Jung, R. H., Seo, I. S., Yoon, K. T., Choi, B. M. and Yoo, J. W., 1997. How are the spatio-temporal distribution patterns of benthic macrofaunal communities affected by the construction of Shihwa dike in the west coast of Korea? *Journal of the Korean Fisheries Society*, 30, 882-895. (in Korean with English abstract)
- 堀越増興・岡本正豊, 1994. 有明海の湾奥部で繁殖した新外来種 *Potamocorbula cf. laevis* (Hinds) ヒラタヌマコダキガイ (新称). ちりばたん, 24, 77-83.
- 今林博道, 1983. 底生生物群集に及ぼす貧酸素水塊の影響. 日本水産学会誌, 49, 7-15.
- 今林博道, 1998. 貧酸素下のベントスの生残戦略. 月刊海洋, 30, 125-132.
- 石井久夫, 1987. 大阪地下の二枚貝化石. 大阪市立自然史博物館収蔵資料目録, 19, 1-36.
- 石井久夫・植田静喜, 1998. 神戸沖ボーリングコアから見つかった完新世ヌマコダキガイ属化石. *Venus 貝類学雑誌*, 57, 148.
- 諸涼吉, 2000. セマングム事業環境影響共同調査団結果報告書(環境影響評価分野), 海洋底生動物. セマングム事業環境影響共同調査団, 92p. (韓国語)
- 梶山彦太郎・市原実, 1972. 大阪平野の発達史—¹⁴C年代データからみた—. 地質学論集, (7), 101-112.
- Maeda, Y., 1978. Holocene transgression in Osaka Bay. *Journal of Geoscience, Osaka City University*, 21, 53-63.
- 増田富士雄, 1992. 古東京湾のパリアー島. 地質ニュース, (458), 16-27.
- 松尾匡敏・東幹夫・佐藤慎一・近藤寛・西ノ首英之, 2003. 謿早湾潮止め後の有明海における底質とマクロベントス密度の経年変化 II. 2003年日本プランクトン学会・日本ベントス学会合同大会講演要旨集, 124.
- 松島義章, 1982a. 北海道東海岸、バシクリ沼の沖積層から産出した貝殻の¹⁴C年代. 釧路市立郷土博物館紀要, (9), 1-8.
- 松島義章, 1982b. 北海道クッチャロ湖畔の海成沖積層の¹⁴C年代とそれに関連する問題. 神奈川県立博物館研究報告(自然科学), (13), 51-66.

- 松島義章, 1983. 貝類群集からみた弥富の完新統南陽層の堆積環境. 東海農政局地質調査報告書—愛知県弥富ボーリングコア分析一, 1-14.
- 松島義章, 1984. 日本列島における後氷期の浅海性貝類群集. 神奈川県立博物館研究報告(自然科学), (15), 37-109.
- 中嶋健太・近藤 寛・東 幹夫・中村 剛・西ノ首英之, 2003. 諫早湾潮止め後の有明海における底質とマクロベントス密度の経年変化 I. 底質の粒度組成と堆積型分布. 2003年日本プランクトン学会・日本ベントス学会合同大会講演要旨集, 123.
- 中島 礼・木村克己・田辺 晋・宮地良典・石原与四郎, 2003. 東京低地から中川低地の沖積層における貝化石群集の変遷. 日本地質学会第110年学術大会講演要旨, 47.
- 中村幹雄, 1998. 宍道湖におけるヤマトシジミ *Corbicula japonica* Primeと環境との相互作用に関する生理生態学的研究. 島根県水産試験場研究報告, (9), 1-192.
- Nichols, F. H., Thompson, J. K. and Schemel, L. E., 1990. Remarkable invasion of San Francisco Bay (California, USA) by the Asian clam *Potamocorbula amurensis*. II. Displacement of a former community. *Marine Ecology Progress Series*, **66**, 95-101.
- Nicolini, M. H. and Penry, D. L., 2000. Spawning, fertilization, and larval development of *Potamocorbula amurensis* (Mollusca: Bivalvia) from San Francisco Bay, California. *Pacific Science*, **54**, 377-388.
- 日本自然保護協会, 2001. 有明海奥部における底層の溶存酸素濃度(速報). 日本自然保護協会ホームページ. http://www.nacsj.or.jp/old_database/isahaya/isahaya-010817-hokoku.html
- 大島和雄・山口昇一・佐藤博之, 1972. 北海道クッチャロ湖畔の沖積統貝殻層. 地質学雑誌, **78**, 129-135.
- Reish, D. J., 1971. Effect of pollution abatement in Los Angeles harbor. *Marine Pollution Bulletin*, **2**, 71-74.
- Rosenberg, R., 1977. Benthic macrofaunal dynamics production, and dispersion in an oxygen-deficient estuary of west Sweden. *Journal Experimental Marine Biology and Ecology*, **26**, 107-133.
- 佐藤正典・田北 徹, 2000. 有明海の生物相と環境. 佐藤正典, 有明海の生き物たち: 干潟・河口域の生物多様性, 10-35. 海遊舎.
- 佐藤正典・東 幹夫・佐藤慎一・加藤夏絵・市川敏弘, 2001. 諫早湾・有明海で何がおこっているのか? 科学, **71**, 882-894.
- 佐藤慎一, 1997. [諫早湾干拓] 貝類の生態. サイアス, (24), 74-75.
- 佐藤慎一, 2000a. 諫早湾干拓地の現世古生態学(口絵). 地質学雑誌, **106**, V-V I.
- 佐藤慎一, 2000b. 二枚貝類—特に諫早湾について. 佐藤正典, 有明海の生き物たち: 干潟・河口域の生物多様性, 150-183. 海遊舎.
- 佐藤慎一, 2001. 諫早湾干拓地の貝類相—泥干潟における貝類の帶状分布—. 第四紀研究, **40**, 43-51.
- 佐藤慎一, 2002. 大規模干拓堤防建設に伴う貝類群集の変化. 日本ベントス学会誌, (57), 106-118.
- Sato, S. and Azuma, M., 2002. Ecological and paleoecological implications of the rapid increase and decrease of an introduced bivalve *Potamocorbula* sp. after the construction of a dike for reclamation in the Isahaya Bay, Western Kyushu, Japan. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, **185**, 369-378.
- 佐藤慎一・東 幹夫・近藤 寛・西ノ首英之, 2001a. 諫早湾干拓地の貝類相—調整池における貝類相の時間的变化—. 第四紀研究, 40, 85-95.
- 佐藤慎一・白藤淳一・久保 監, 2001b. 黄海セマングム地域における干潟底生生物群集. 2000年5月・8月ベントス調査班報告書(定性・定量調査). 日韓共同干潟調査2000年度報告書, 37-56.
- 九州・琉球湿地ネットワーク.
- 佐藤慎一・山下博由・久保 監, 2003. 韓国セマングム地域の干拓防潮堤建設に伴う干潟底生生物群集の時間的变化. 日韓共同干潟調査2001年度報告書, 62-75. 日韓共同干潟調査団.
- 鈴木輝明・青山裕晃・甲斐正信・今尾和正, 1998. 底層の貧酸素化が内湾浅海底生生物群集の変化に及ぼす影響. 海の研究, **7**, 223-236.
- 高木俊男・赤松守雄・高橋輝明, 1990. 北部石狩低地帯の完新世自然貝殻層と古環境. 北海道開拓記念館研究年報, (18), 1-17.
- 高安克己・田中秀典・佐藤慎一, 2000. 宍道湖コア SJ96 に見られるスマコダキガイ密集層の古環境の意味—サンフランシスコ湾の例との比較から—. 島根大学地球資源環境学研究報告, (19), 37-45.
- 玉井恭一, 1993. シズクガイの貧酸素耐性. 日本水産学会誌, **59**, 615-620.
- 堤 裕昭・岡村絵美子・小川満代・高橋 徹・山口一岩・門谷 茂・小橋乃子・安達貴浩・小松利光, 2003. 有明海奥部海域における近年の貧酸素水塊および赤潮発生と海洋構造の関係. 海の研究, **12**, 291-305.
- 宇野木早苗, 2001. 湾域の環境を決める海水の流れ. 科学, **71**, 912-920.
- 渡部 晟, 1989. 八郎潟の完新統産 *Potamocorbula amurensis*. 秋田県立博物館研究報告, (14), 39-40.
- 山名 巍・山本賢二・竹林慶謹, 1975. 鳥取平野沖積層の化石群集. 鳥取県立博物館研究報告, (12), 19-39.
- 横山芳春・七山 太・安藤寿男・大塚一広, 2003. 完新統海成粘土層中に産出する軟体動物化石群と堆積過程:瀬戸内海伊予灘海域, 下灘沖海上ボーリングコアの解析結果の例. 化石, (74), 7-17.

(2004年4月7日受付, 2004年6月1日受理)

