1997–2015 年における有明海全域の底質とマクロベントス群集の変化

Interannual variation from 1997 to 2015 in bottom sediments and community structures of macrobenthic fauna in the Ariake Sea, western Kyushu, Japan佐藤慎一^{1),*}・東 幹夫²⁾・山中崇希³⁾・依田優介^{1),6)}・松尾匡敏⁴⁾・佐藤正典⁵⁾¹⁾ 静岡大学理学部地球科学科 〒422-8529 静岡市駿河区大谷 836²⁾ 〒020-0556 岩手県岩手郡雫石町名子 216-7³⁾ 国土交通省 国土地理院 〒305-0811 茨城県つくば市北郷 1⁴⁾ 長崎県立宇久高等学校 〒857-4901 長崎県佐世保市宇久町平 1042⁵⁾ 鹿児島大学大学院理工学研究科 〒890-0065 鹿児島市郡元 1-21-35⁶⁾ 現所属：株式会社八十二銀行 〒380-8682 長野市大字中御所岡田 178 番地 8Shin'ichi SATO^{1),*}, Mikio AZUMA²⁾, Takaki YAMANAKA³⁾, Yusuke YODA^{1),6)},
Masatoshi MATSUO⁴⁾ and Masanori SATO⁵⁾¹⁾ Institute of Geosciences, Shizuoka University, 836 Ohya, Shizuoka 422-8529, Japan²⁾ 216-7 Nago, Shizukuishi-cho, Iwate 020-0556, Japan³⁾ Geospatial Information Authority of Japan, 1 Kitasato, Tsukuba 305-0811, Japan⁴⁾ Uku High School, 1042 Ukumachi-Taira, Sasebo, Nagasaki 857-4901, Japan⁵⁾ Graduate School of Science and Engineering, Kagoshima University, 1-21-35 Korimoto, Kagoshima 890-0065, Japan⁶⁾ Present address: The Hachijuni Bank, LTD., 178-8 Okada, Nagano 380-8682, Japan

Abstract: In order to evaluate the effect of 35.5 km² of land reclamation in Isahaya Bay in the inner part of the Ariake Sea, Japan, we analyzed the interannual variation in the bottom sediments and community structures of macrobenthic fauna across the whole area of the Ariake Sea. Sediment samples were collected from 82 fixed subtidal stations consisting of four parts (inner, central-north, central-south, and mouth parts) in June 1997 (two months after the complete closure of the inner Isahaya Bay by the 7-km dike), June 2002 (two months after the temporary recovery of limited tidal currents within the inner Isahaya Bay by the opening of the water gates in the dike), June 2007, and June 2015. The median particle diameter of the bottom sediments decreased at many stations around the central to mouth parts of the Ariake Sea from 2002 to 2007, and it increased from 2007 to 2015. A total of 29,885 macrobenthic invertebrates (mean density 7,289 ind./m²) were collected from the 82 fixed subtidal stations in June 1997, and the most dominant taxa were polychaetes, gammaridean amphipods, ophiuroids, and bivalves. In June 2002, 62,314 individuals (mean density 15,199 ind./m²) were collected from the same stations. However, the number and density of the macrobenthos declined to 11,992 (2,925 ind./m²) in June 2007 and 17,669 (4,310 ind./m²) in June 2015. A similar pattern of the variation (i.e., an increase from 1997 to 2002, and a decrease from 2002 to 2007 and 2015) was commonly observed in the densities of each dominant taxon, and for all macrobenthos in each of the four parts of the Ariake Sea, although the variation was more remarkable in the inner and central-north parts than in the others. Our results suggest that the macrobenthic community has declined from 2002 to 2007 and 2015 not only around Isahaya Bay (in the inner part of the Ariake Sea), but across the whole area.

Key Words: Ariake Sea, bivalves, bottom sediments, gammaridean amphipods, macrobenthic fauna, polychaetes

はじめに

有明海の奥部西側に位置する諫早湾では、1997 年 4 月

14 日に全長 7,050 m の潮受け堤防により約 35.5 km² の浅海域が閉め切られた（東 2000）。それ以降、有明海全域において環境とマクロベントス群集の顕著な変化が見られ（金澤ら 2005, 松尾ら 2007a,b, 上杉ら 2012, 折田ら 2019, 山中ら 2019）、現在でも漁船漁業やノリなどの養殖漁業が深刻な不振に見舞われている。

有明海保全生態学研究グループ（代表：東 幹夫／森下 浩史）は、1997 年 4 月の諫早湾潮受け堤防の閉め切り（潮

Received 22 April 2020 Accepted 23 September 2020

* Corresponding author

E-mail: sato.shinichi.c@shizuoka.ac.jp

止め)以降に毎年実施している堤防内外の採泥調査に加えて、1997年から2015年までの間に計4回(1997年6月・2002年6月・2007年6月・2015年6月)、有明海全域を対象とした採泥調査を実施した(東ら 2018)。その結果、1997年から2002年にかけて、有明海全域でマクロベントスの群集構造の変化が確認され(山中ら 2019)、特に湾奥部と湾口部において特定種の急激な個体数密度の増加が見られた(東 2000, 2005, 2011, 金澤ら 2005, 松尾ら 2007a,b, 上杉ら 2012, 東・佐藤 2016, 折田ら 2019, 山中ら 2019)。しかし、その後の2007年には、有明海全域で共通してマクロベントスの個体数密度の急激な減少が確認された(上杉ら 2012, 東・佐藤 2015, 2016, 東ら 2018, 折田ら 2019)。

さらに、毎年の有明海の奥部に限った採泥調査の結果からは、諫早湾の潮止め以降1997年から2001年まで堤防外側海域のマクロベントスは減少傾向にあり、その後2002年4-5月に実施された短期開門調査直後の2002年6月に多くの定点でマクロベントスの急激な増加が確認された(金澤ら 2005)。しかし、短期開門終了後は急速にマクロベントスが減少し、その傾向は2003年から2018年まで続いている(東ら 2018, 佐藤・東 2019)。有明海全域における1997, 2002, 2007年の3回分の調査結果は、これらマクロベントスの変化が諫早湾潮受け堤防周辺に止まらず、有明海全域でも同様に進行していたことを意味している。しかし、4回目の2015年に実施された有明海全域調査の結果については、これまで東ら(2018)が途中経過を報告したのみである。

マクロベントスは、移動能力が低く動きが緩慢なため、環境指標生物として優れた特性を持つ(菊池 1978)とともに、魚介類の重要な食物資源となっている(東・佐藤 2016, 首藤 2016)。そのため、最近のマクロベントスの消長や動向は、漁船漁業の現状把握や今後の予測にとって不可欠な情報となる。本稿では、これまでの本研究グループによる調査結果を総括的に紹介し、東ら(2018)が示したデータを整理・修正することで、1997年から2015年までの有明海全域における底質とマクロベントス群集全体の変化や、各動物群における優占種の分布変化を明らかにした。また、他研究のデータと比較することで、この期間で特徴的な変化を示したマクロベントス種について論じた。

諫早湾干拓事業をめぐる裁判の経緯

諫早湾干拓事業をめぐることは、現在もなお漁業者や営業者などが原告となった複数の訴訟が裁判所で係争中である(堀 2019)。潮受け堤防閉め切り後、2000年12月から2001年初頭に空前のノリ不作を迎え、2001年12月に「有明海ノリ不作等対策関係調査検討委員会」は、諫早湾干拓事業による有明海全域への影響を検証するため、短期(2ヶ月程度)・中期(半年程度)・長期(数年程度)の段階的開門を実施することを提言した(東・佐藤 2015, 堀 2019)。そ

の結果、2002年4月24日～5月20日に短期開門が実施され、潮受け堤防内の淡水化された調整池内に潮位差0.2 m以内の海水導入が行われた。2004年8月には、佐賀地方裁判所が諫早湾干拓事業の工事中止の仮処分を決定したが、その処分は2005年5月に福岡高等裁判所により取り消され、同年8月に最高裁判所も維持した(堀 2019)。これらの判決を受けて、短期開門後に実施が予定されていた中・長期開門は実施されず、2007年11月20日に干拓事業の完工式が行われた。

しかし、干拓事業完了後も有明海の異変と漁業不振は続き、2008年6月に佐賀地方裁判所は開門判決を言い渡し、2010年12月に福岡高等裁判所も1審判決を維持した(堀 2019)。これらの裁判では、潮受け堤防内への海水導入(農・漁・防災共存の段階的開門)の必要性が認められ、2013年12月までを準備期間とした上で、5年間の常時開門が命じられ、国が上告を断念したことで確定判決となった。それにもかかわらず、2013年11月に長崎地方裁判所から開門差し止め仮処分判決が出されると、国は2010年の確定判決に対して異議請求を行うようになり、2018年7月に福岡高等裁判所が国の異議請求を認めた(堀 2019)。それに対して、2019年9月に最高裁判所は福岡高等裁判所の判決を差し戻すとともに、最高裁からの補足意見として、2010年の確定判決後の状況の変化を踏まえて審理することを福岡高裁に対して要求した(佐藤ら 2020)。

本研究グループは、2010年以降も現在まで有明海奥部海域と全域において同一精度で継続的に調査を行っており、ここで得られたマクロベントスの生息状況の変化に関する知見は、今後の裁判所の適正な判断のためにも寄与することができると思われる。

有明海全域で行われてきた採泥調査の概要

有明海全域では、1997年6月3-5日(92定点)と2002年6月5-6日および19-20日(88定点)に長崎大学水産学部の実習船「鶴水」、2007年6月21-24日(107定点)と2015年6月8-11日(100定点)に島原市の漁船「福好丸」に乗船して採泥調査を実施した(Fig. 1, Table ES1; 折田ら 2019)。有明海全域においてA1-92までの92定点を設定したが、2002年はA23-24とA33-34、2015年はA81-86の採泥調査をそれぞれ実施しなかったため、本研究では過去4回すべてで共通する82定点(A1-22, 25-32, 35-80, 87-92)を集計の対象とした。各定点では、Smith-McIntyre型採泥器(採泥面積0.05 m²)により1回の採泥を行った。得られた堆積物試料から粒度分析用試料として表層堆積物の一部を取り除き、その他は船上で1 mm目の篩でふるい、篩上に残ったすべてのマクロベントスを10%ホルマリン海水で固定して持ち帰った。また、同時に各地点において多成分水質計(アレック電子製ADR-1000など)を用いて表層水と底層水の水温・塩分などを測定した。

Fig. 1. Map showing the location of sampling stations in the Ariake Sea (data partly reproduced from Yamanaka et al. 2019).

その後、室内で高次分類群レベルでの選別・計数を行い、二枚貝類については1997, 2002, 2007, 2015年の4回分の全個体の種レベルの同定を行い、種ごとの個体数を計数した(金澤ら 2005, 上杉ら 2012, 依田 未発表データ)。多毛類は1997, 2002, 2007年の3回分の8科24種の同定と計数を行い(折田ら 2019), ヨコエビ類は1997, 2002年の2回分の全個体の種同定と計数を行った(松尾ら 2007a,b)。これらの同定・計数結果を基に、高次分類群レベルの個体数を修正した(Table ES 2)。なお、動物群の学名は、既報の文献(金澤ら 2005, 松尾ら 2007a,b, 折田ら 2019 など)に従った。

粒度分析は、1997, 2002年の試料は篩分法とピペット法(近藤ら 2003), 2007, 2015年の試料は島津レーザ回折式粒度分布測定装置(SALD-3100)を用いて、中央粒径値($Md\phi$)と含泥率などを求めた(上杉ら 2012)。1997, 2002年は採泥器で得られた堆積物に長さ12 cm, 内径2.6 cmの塩化ビニールパイプを差し込んでコア試料を採取し(近藤ら 2003, 松尾ら 2007a,b), 1997年は表層から12 cmまで、2002年は表層2–3 cmまでを対象とした粒度分析値を用いた(上杉ら 2012)。一方、2007, 2015年は表層約1 cmの堆積物試料を粒度分析に用いた。上杉ら(2012)は、2007年に採集されたコア試料10定点分を用いて、近藤ら(2003)の手法で表層から12 cmまでを対象にして篩分法とピペッ

Fig. 2. Interannual variation in the median particle diameter ($Md\phi$) of bottom sediments in the Ariake Sea from June 1997 to June 2015 (data partly reproduced from Orita et al. 2019). In the figure legend, "no data" means the particle diameter could not be measured because the sediment sample volume was too small. In June 2015, the sediment samples were not collected from the fixed stations of A81–86.

ト法で得られた $Md\phi$ 値と、表層約1 cmの堆積物試料を対象にしてレーザ回折式粒度分布測定装置による $Md\phi$ 値を比較したところ、2つの粒度分析方法によるデータ間に有意な差はないと判定された(Wilcoxon 符号順位検定: $Z = -1.019$, $p = 0.32$)。

有明海全域の底質粒度変化

1997年6月の有明海全域の底質は、湾口部から湾央西部の島原沖にかけては極粗粒～中粒砂が分布し、湾奥北東部から島原半島国見沖に至る海域の定点は中粒砂～シルト、そして湾奥西部海域と諫早湾内および湾央東部の熊本沖の定点ではシルト～粘土の泥質堆積物であることが示された(近藤ら 2003)。その傾向は、2002年6月・2007年6月・2015年6月においても同様であり、全体的な底質分布は大きく変動していない(Fig. 2; 松尾ら 2007a,b, 上杉ら 2012, 東ら 2018)。

しかし、海域ごとに見ると、1997年と2002年には $Md\phi < 0$ の極粗粒砂が有明海湾口部(A67, A73, A85, A88 など)に分布していたが、2007年にはこれらの定点で $Md\phi > 0$

となり、2015年には湾口部の1定点(A90)と湾奥東部(A11)で極粗粒砂が分布していた(Fig. 2)。さらに、2007年に湾央北部の熊本県沿岸(A22, 31, 32, 38)や湾央南部の島原半島沿岸(A56, 62-64)などで底質の細粒化がみられたが、2015年はA22を除けば1997年や2002年に近い底質分布となった(東ら 2018)。

マクロベントス群集の変化

1997, 2002, 2007, 2015年の4回実施した全域調査で共通する82定点(Table ES2; A1-22, 25-32, 35-80, 87-92)において、最も多く採集された動物群は、多毛類・ヨコエビ類・二枚貝類・クモヒトデ類であった(Fig. 3)。また、82定点で採集されたマクロベントスの総個体数(平均個体数密度)は、潮止め直後の1997年6月の29,885個体(7,289個体/m²)から、短期開門直後の2002年6月は62,314個体(15,199個体/m²)に激増したが、2007年6月には11,992個体(2,925個体/m²)まで減少、そして2015年6月は局所的なヨコエビ類の増加により17,669個体(4,310個体/m²)となった(Fig. 3; 東ら 2018を修正)。

この傾向は、諫早湾周辺のみならず、有明海全域で共通して見られる(Fig. 4; 東ら 2018)。有明海全域82定点を、湾奥部20定点(Fig. 1のA1-17, 25-27)、湾央北部20定点(A18-22, 28-32, 35-44)、湾央南部22定点(A45-66)、湾口部20定点(A67-80, 87-92)に区分して、4回の採泥調査で共通する20-22定点の海域で採集されたマクロベントスの平均個体数密度を比較すると、4海域とも同様に1997年に比べて2002年は急激に個体数密度が増加し、その後2007年に激減して2015年は微増または微減の傾向にあった(Fig. 4; 東ら 2018を修正)。

区分された4海域の平均個体数密度を比較すると、1997

Fig. 3. Interannual variation in the mean density (ind./m²) of macrobenthic invertebrates collected from the 82 fixed subtidal stations in the Ariake Sea from June 1997 to June 2015 (data partly reproduced from Uesugi et al. 2012 and Azuma et al. 2018). White triangles indicate major events occurred around Isahaya Bay: (1) isolation by the reclamation dike on April 14, 1997; (2) the water gates of the reclamation dike were temporarily opened from April to May, 2002; and (3) the construction of the reclamation dike was completed on November 20, 2007 (Uesugi et al. 2012).

年の湾央北部と湾口部において、他の海域よりもクモヒトデ類が複数の定点で多くの個体が採集されている(Fig. 4; 東ら 2018)。また、2015年には湾奥部(A13)と湾口部(A91)においてヨコエビ類が1定点あたり1,000個体以上も採集されたため、他の海域に比べて採集されたマクロベントスの総個体数が増加した(Fig. 4)。それに対して、湾央北部と湾央南部では、マクロベントスの採集個体数は2007年よりも2015年の方が少なかった。

有明海全域におけるマクロベントスの分布は、1997年は湾奥南部-湾央北部と湾口部の海域で500個体/0.05 m²以上の定点が多く、湾奥北部(佐賀沖・諫早湾口)と湾央南部東側(熊本沖)の海域で100個体/0.05 m²以下の定点が

Fig. 4. Interannual variation in the mean density (ind./m²) of macrobenthic invertebrates collected from the inner part (A1-17, A25-27 in Fig. 1), central-north part (A18-22, A28-32, A35-44), central-south part (A45-66), and mouth part (A67-80, A87-92) in the Ariake Sea from June 1997 to June 2015 (data partly reproduced from Azuma et al. 2018).

多く見られた (Fig. 5). 2002 年には湾奥南部と湾央北部から湾央西側海域を経て湾口部までの広域に渡って 500 個体/0.05 m² 以上の定点が見られるようになり、特に湾奥部と湾央北部の 2 定点 (A16, A22) では 3,000 個体/0.05 m² 以上まで増加した。しかし、A15 を除く全ての定点で 2007 年には 500 個体/0.05 m² 以下に減少し、2015 年には A13 と A91 で 1,000 個体/0.05 m² 以上となったものの全体的には 2007 年と大きな違いは見られなかった (Fig. 5). 1997 年の同一定点の採集個体数に比べて、2002 年は湾奥部-湾央北部と湾口部で 500 個体/0.05 m² 以上増加した定点が多く、2007 年と 2015 年はそれらの海域で 1997 年と比べて 500 個体/0.05 m² 以上減少した定点が見られた (Fig. ES1).

ヨコエビ類の分布変化

マクロベントス全体のうち 4 回の採泥調査で有明海全域の採集個体数が最も多かったヨコエビ類は、1997 年は湾奥部 (A13) と湾口部 (A89) の 2 定点で 1,000 個体/0.05 m² 以上が採集され、湾奥南部-湾央北部と湾口部の海域で 100 個体/0.05 m² 以上の定点が多かった (Fig. 6). 2002 年は湾奥部から湾央北部までの 10 定点 (A13-16, 20-22, 26, 28, 37) と湾口部の 1 定点 (A85) で 1,000 個体/0.05 m² 以上が見られ、100 個体/0.05 m² 以上の定点は湾央北部から湾口部にかけての主に西側海域に連続的に分布した (Fig. 6). 1997 年に比べて、2002 年にヨコエビ類の採集個体数が 500 個体/0.05 m² 以上も増加した定点は、湾奥部-湾央北部の 14 定点と湾口部の 3 定点であった (Fig. ES2).

しかし、2007 年は 1,000 個体/0.05 m² 以上が採集された定点はなく、100 個体/0.05 m² 以上が採集された定点も湾奥部から湾口部までの 7 定点に減少した (Fig. 6). 2007 年は、1997 年と比べても多くの定点で採集個体数が減少しており、特に湾奥南部-湾央北部の 3 定点と湾口部の 2 定点では採集個体数が 1997 年の同一定点に比べて 500 個体/0.05 m² 以上も減少していた (Fig. ES2). 2015 年は湾奥部周辺と湾口部周辺のそれぞれ 8 定点で 100 個体/0.05 m² 以上が採集され、このうち諫早湾沖 (A13) と三角沖 (A91) の 2 定点では 1,000 個体/0.05 m² 以上のヨコエビ類が採集された (Fig. 6). しかし、1997 年の同一定点の採集個体数と比較すると、特に湾央北部から湾口部までの多くの定点で 2015 年の方が採集個体数は少なく、その傾向は 2007 年と大きな違いは見られなかった (Fig. ES2).

ヨコエビ類は、1997 年と 2002 年の試料については全個体の種同定が完了している (松尾ら 2007a, b). それらによると、有明海全域におけるヨコエビ群集の最優占種は、1997 年はクダオソコエビ *Photis longicaudata* であり、2002 年はドロクダムシ属の種 A *Corophium* sp. A であった (松尾ら 2007a). また、1997 年から 2002 年にかけて、キタクダオソコエビ *Photis reinhardi* とボウアシソコエビ *Gammaropsis utinomii* が湾奥南部の筑後川沖で増加したのに加えて、ド

ロクダムシ属の種 A、トゲドロクダムシ *C. crassicorne*、クダオソコエビ、ニホンソコエビ *Gammaropsis japonica*、キシドウヨコエビ *Priscomilitaris tenuis* が有明海湾央西部で増加した (松尾ら 2007b). このうち、ドロクダムシ属の種 A とトゲドロクダムシは、1997 年には有明海湾奥部と湾口北部に分かれて分布していたが、2002 年に底質の粒度組成変化に伴い有明海湾央西部から湾奥南部まで分布域が広範囲に拡大したことが指摘された (山中ら 2019).

多毛類の分布変化

有明海全域における多毛類の分布は、1997 年は湾奥部から湾口部まで 30 個体/0.05 m² 以上の定点が多く、そのうち 18 定点は 200 個体/0.05 m² 以上であった (Fig. 7). 2002 年は湾奥部から湾口部まで 100 個体/0.05 m² 以上の定点が増加し、その中で 200 個体/0.05 m² 以上の定点数は、湾奥部から湾央北部の 14 定点と湾央南部から湾口部の 19 定点に増加した。2002 年の採集個体数は、1997 年の同一定点と比較して、100 個体/0.05 m² 以上増加した定点が湾奥南部-湾央北部と湾口部の海域に多く見られた (Fig. ES3).

しかし、2007 年には 100 個体/0.05 m² 以上の定点が 18 定点に減少し、200 個体/0.05 m² 以上の定点は湾奥部と湾口部の 3 定点 (A15, A71, A92) のみとなった (Fig. 7). また、1997 年の同一定点と比較しても、湾央北部と諫早湾から湾口部までの 26 定点で 100 個体/0.05 m² 以上も減少したのに対して、100 個体/0.05 m² 以上増加した定点は 2 定点 (A15, A92) のみであった (Fig. ES3). さらに、2015 年には 200 個体/0.05 m² 以上の定点はなく、100 個体/0.05 m² 以上を示す定点も湾奥部 2 定点 (A11, A14) と湾口部 2 定点 (A89, A91) だけであり (Fig. 7), 1997 年の同一定点と比べて 100 個体/0.05 m² 以上増加した定点は見られなかった (Fig. ES3).

折田ら (2019) は、1997 年から 2007 年までの 3 回分について、有明海全域の多毛類 8 科 24 種の分布変化を明らかにした。その結果、有明海全域における多毛類 24 種のうち最も個体数が多かったのは、1997 年と 2007 年はハナオカカギゴカイ *Sigambra hanaokai* であり、2002 年はチロリ *Glycera nicobarica* であった。また、多毛類 24 種を海域別の出現状況に基づいて 7 つの分布パターンに分類した (I. 有明海全域: オノミチチロリ *Glycera onomichiensis*, チロリ, ハナオカカギゴカイなど, II. 湾口部以外: カニゴカイ *Tambalagamia fauveli*, III. 主に湾奥南部から湾口部まで: ニシキゴカイ *Nereis zonata*, トノサマゴカイ *Scalibregma inflatum*, IV. 湾奥南部, 中央部東部, 中央部西部: ヒウチウミイサゴムシ *Pectinaria hiuchiensis*, V. 主に諫早湾, 最奥部, 中央東部: フサウミダルマ *Sternaspis costata*, VI. 主に湾口部: キタチロリ *G. capitata*, エラナシチロリ *G. tessellata*, *Pisione subulata*, アリアケゴカイ *Nicon japonicus*, ウミケムシ *Chloeia flava*, VII. 出現地点数の少ない種; 折

Fig. 5. Interannual variation in the density of macrobenthic invertebrates (ind./0.05 m²) in the Ariake Sea from June 1997 to June 2015.

Fig. 7. Interannual variation in the density of polychaetes (ind./0.05 m²) in the Ariake Sea from June 1997 to June 2015 (data partly reproduced from Uesugi et al. 2012 and Azuma et al. 2018).

Fig. 6. Interannual variation in the density of gammaridean amphipods (ind./0.05 m²) in the Ariake Sea from June 1997 to June 2015 (data partly reproduced from Uesugi et al. 2012 and Azuma et al. 2018).

Fig. 8. Interannual variation in the density of bivalves (ind./0.05 m²) in the Ariake Sea from June 1997 to June 2015 (data partly reproduced from Uesugi et al. 2012 and Azuma et al. 2018).

田ら 2019)。

また、1997, 2002, 2007 年における主な種の出現地点数と平均個体数密度の増減を調べると、上記のうち、チロリ、カニゴカイ、フサウミダルマは 1997 年に比べて 2002 年に出現地点数が増加した後、2007 年には出現地点数も平均密度も減少した (折田ら 2019)。しかし、ハナオカカギゴカイのように出現地点数も平均密度もほとんど変化しない種や、ウミイサゴムシのように 1997 年に比べて 2002 年に出現地点数が減少した後で再び 2007 年に出現地点数と平均密度が増加した種もあり、多毛類では種ごとに異なる分布パターン変化を示した。

二枚貝類の分布変化

二枚貝類は、1997 年は湾奥部と熊本沖の 2 定点 (A13, 55) で 100 個体/0.05 m² 以上が採集され、2002 年は湾奥部から湾央南部の 4 定点に加えて湾口部の 9 定点でも 100 個体/0.05 m² 以上が採集された (Fig. 8)。1997 年の同一定点と比較して 2002 年に採集個体数が 100 個体/0.05 m² 以上増加した定点は湾奥部と湾央北部の 3 定点と湾口部の 8 定点であったが、100 個体/0.05 m² 以上減少した定点は湾奥部と熊本沖の 2 定点 (A13, A55) のみであった (Fig. ES4)。

しかし、2007 年は 100 個体/0.05 m² 以上の二枚貝類が採集された定点はなく、湾奥部から湾口部にかけての 10 定点で 11 個体/0.05 m² 以上が採集されただけであった (Fig. 7)。2015 年は諫早湾を含む湾奥部 3 定点と、湾央北部から湾口部までの 10 定点で 11 個体/0.05 m² 以上を示した。ヨコエビ類と多毛類は湾央部では西側海域で比較的個体数密度が高かったが、二枚貝類では湾央部では西側よりも東側海域で個体数密度が高いのが特徴である (Figs. 7-9)。1997 年の同一定点と比較して 100 個体/0.05 m² 以上増加した定点は 2007, 2015 年ともになく、100 個体/0.05 m² 以上減少した定点はどちらも 2 定点であった (Fig. ES4)。2015 年の有明海全域 82 地点における二枚貝類の採集個体数 (515 個体) は、1997 年の同じ地点の採集個体数 (1,257 個体) の約 41% であった。2002 年の短期開門直後に二枚貝類の採集個体数は 4,007 個体と急激に増加したが、2007 年には 407 個体にまで激減し、2015 年の採集個体数は 2007 年とほとんど差がなかった (Fig. 3)。

二枚貝類に関しては、1997, 2002, 2007, 2015 年の 4 回分の全個体の種同定が完了した (金澤ら 2005, 上杉ら 2012, 依田 未発表データ)。それによると、有明海全域 82 定点で採集された個体数が多かった種は、1997 年はホトトギスガイ *Musculista senhousia* とヤマホトトギスガイ *Musculus japonica*、2002 年はキヌマトイガイ *Hiatella orientalis* とビロードマクラガイ *Modiolus comptus*、2007 年はビロードマクラガイとホトトギスガイ、2015 年はシズクガイ *Theora lubrica* とヤマホトトギスガイであった。

1997, 2002, 2007, 2015 年の 4 回の有明海全域の分布パ

ターンで特徴的な変化が見られた種は、ビロードマクラガイ、タマエガイ *Musculus cupreus*、キヌマトイガイであり、これらの種は 1997 年に比べて 2002 年に湾央北部と湾口部で 100 個体/0.05 m² 以上と多くの個体が採集されたが、2007 年に定点 A29 でビロードマクラガイが 95 個体採集された以外は 2015 年の全定点も含めて多くても 1-11 個体/0.05 m² 程度しか採集されなかった (依田 未発表データ)。これらの種に共通する特徴は、足糸を出して礫などに接着することであり、キヌマトイガイに関しては 2002 年に Mdφ<0 の極粗粒砂の定点で多く見られたが、2007 年には極粗粒砂の定点が検出されず礫も少なかったため、本種が減少したことが指摘されている (上杉ら 2012)。しかし 2015 年には、湾奥部 (A11) と湾口部 (A91) の 2 定点で極粗粒砂が認められたものの、これらの定点では二枚貝類はチヨノハナガイ *Raetellops pulchellus* とビロードマクラガイがそれぞれ 1 個体/0.05 m² ずつ採集されたのみであり、キヌマトイガイは採集されなかった (依田 未発表データ)。

ヨコエビ類・多毛類・二枚貝類の群集構造変化

山中ら (2019) は、1997 年 6 月と 2002 年 6 月に有明海全域で採集されたヨコエビ類・多毛類・二枚貝類の同定・計数データを統合して、マクロベントス群集のクラスター解析によるグループ区分と、それらの群集構造に影響を与える環境因子の考察を行った。その結果、有明海全域のマクロベントス群集は 7 つのグループに区分された (I. シズクガイ・ハナオカカギゴカイ・クビナガスガメ *Ampelisca brevicornis* など, II. ドロヨコエビ *Nippopisella nagatai*・ハナオカカギゴカイ・シズクガイ・チヨノハナガイなど, III. フサウミダルマ・ハナオカカギゴカイ・クビナガスガメなど, IV. スンナリヨコエビ *Maera serratipalma*・キヌマトイガイ・タマエガイなど, V. フクロスガメ *Ampelisca naikaiensis*・コブスガメ *A. bocki* など, VI. キタクダオソコエビ・ボウアシソコエビ・ドロクダムシ属の種 A・ビロードマクラガイなど, VII. キタクダオソコエビ・キシドウヨコエビ・ヤマホトトギスガイなど)。

このうち、グループ I-III は有明海湾奥部と湾央東部に分布し、グループ IV は湾口部を中心に分布、そしてグループ V-VII は湾奥部から湾央西部に見られた。これらのグループ間では、特に堆積物の含泥率と中央粒径値に有意差が見られることが多く、有明海全域のマクロベントス群集は主に底質の影響を受けた分布をしているとした。さらに、1997 年と 2002 年の有明海全域の底質の変化に着目すると、含泥率 0-1% の定点が 1997 年に比べて 2002 年に湾央西部に多く見られたことから、グループ IV の次に含泥率の低い定点に多く分布したグループ VI の種群が、1997 年に比べて 2002 年に湾奥部から湾央西部の海域に分布を広げたと推測された (山中ら 2019)。

2007年と2015年に関しては、二枚貝類のみ全個体の同定・計数が完了しているが、1997年と2002年に多く見られたヤマホトトギスガイとピロードマクラガイは、2007年には有明海全域での採集個体数が大幅に減少し、その後の2015年にはヤマホトトギスガイは湾奥部から湾中央北部に見られ、ピロードマクラガイは湾中央南部から湾口部に分布域を変えて生息していることが確認された（依田 未発表データ）。ヨコエビ類と多毛類でも同様に、2007年に有明海全域における採集個体数の大幅な減少が確認されており、その後の2015年にも採集個体数の明確な回復は見られていない（Figs. 6, 7）。

その他の動物群の分布変化

上記の3動物群以外では、クモヒトデ類が1997年には湾中央北部6定点と湾口部4定点で100個体/0.05 m²以上が採集されたのに対して、湾奥部と湾中央南部はそれぞれ1定点で100個体/0.05 m²以上が採集された（Fig. 9）。1997年の有明海全域82定点における採集個体数は3,050個体であり、ヨコエビ類と多毛類の次に多く採集された。しかし、2002年は湾口部と湾中央北部の2定点（A28, 92）で100個体/0.05 m²以上（A92は100個体/0.05 m²）が採集されたのみで、82定点の合計は1,627個体と1997年に比べて約

53%まで減少した。2007年には100個体/0.05 m²以上の定点はなく、82定点の合計も920個体と2002年よりさらに減少した。2015年には湾中央北部の2定点（A35, 40）で100個体/0.05 m²以上を示したが、合計個体数は926個体で2007年とほぼ同じであった。

また、頭索動物のヒガシナメクジウオ *Branchiostoma japonicum* は、4回の全域調査で共通して湾口部から湾中央北部までの範囲で複数個体が採集された（Fig. 10）。1997年には湾口部から湾中央北部までの17定点で採集され、特に湾口部の1定点（A85）で31個体/0.05 m²が採集された（Fig. 10）。2002年は15定点で1-9個体/0.05 m²が採集されたが、共通する82定点（A81-86は対象外）での採集個体数は38個体で、1997年の41個体より少なかった。2007年は8定点で1-3個体/0.05 m²が採集され、82定点での合計は12個体とさらに減少した。2015年は10定点で1-4個体/0.05 m²が採集され、82定点での合計は19個体であり、2007年よりは多かったが1997年・2002年の採集個体数に比べると半数以下であった。

これらの動物群では、1997年が最も採集個体数が多く、2002年は1997年より減少している点で、ヨコエビ類・多毛類・二枚貝類とは異なる変動を示している。クモヒトデ類とヒガシナメクジウオは、どちらも湾口部が主要な分布域であるのに対して、ヨコエビ類・多毛類・二枚貝類は湾

Fig. 9. Interannual variation in the density of ophiuroids (ind./0.05 m²) in the Ariake Sea from June 1997 to June 2015.

Fig. 10. Interannual variation in the density of *Branchiostoma japonicum* (ind./0.05 m²) in the Ariake Sea from June 1997 to June 2015.

口部に分布する種に加えて、湾奥部と湾央北部に分布の中心がある優占種も多く、それらが2002年に爆発的に増加したことで、マクロベントス全体の分布変化に影響を及ぼしていることがわかる。しかし、すべての動物群で共通して、2007年と2015年の採集個体数は1997年と2002年に比べて大幅に減少していた。

他の研究とのデータの比較

本研究グループ以外にも、1997–2015年に有明海でマクロベントスの調査を行なった研究例があり、そのうちの幾つかは種レベルでの分布変化についても言及している（例えば、大隈ら 2001, 陶山ら 2003, Yoshino et al. 2010, 2014, 園田ら 2013, 奥石ら 2015, Orita et al. 2015, Tsutsumi et al. 2015 など）。また、1997年以前のデータとして、菊池（1978）による1972–1977年の有明海全域調査や、古賀（1991）による1989年の有明海湾奥調査などの結果が報告されている。そこで、本研究とこれらの研究を比較検討した。

1972年から1977年に有明海全域21地点を5回調査した結果（菊池 1978）によると、有明海湾奥部・諫早湾・熊本県沿岸の泥質の地点では、本研究と同じくシズクガイ・チヨノハナガイなどの二枚貝類と、ドロクダムシ科端脚類が多いことがわかる。しかし、イヨスダレ *Paphia undulata*・ゴイサギ *Macoma tokyoensis*・イタボガキ *Ostrea denselamellosa* などの二枚貝類は、本研究では貝殻はあっても生きた個体がほとんど採集されておらず、当時の貝類相の豊富さがうかがえる。また、種数と個体数密度の高い湾央北部の砂泥質の地点と湾口部の砂礫質の地点では、端脚類を主体とする小型甲殻類が大半をなし、特に湾央北部の砂底ではタテソコエビ *Stenothoe gallensis* が優占種で、より泥質の地点ではドロクダムシ属の種 *Corophium* sp. とホソヨコエビ *Erichthonius pugnax* が優占するとある（菊池 1978）。本研究では、1997年・2002年ともに、タテソコエビ属の採集個体数は有明海全域でも合計100個体未満であり、湾央北部では1個体しか採集されなかった（松尾ら 2007a）。一方、ドロクダムシ属の複数種（ドロクダムシ属の種A、トゲドロクダムシなど）とホソヨコエビは、1997年に比べて2002年に採集個体数が増加しており、これらの種が1997年以前にも優占していたと推測できる。

1989年8月の有明海湾奥80地点で採集されたマクロベントスは、環形動物68種・軟体動物59種・節足動物55種・棘皮動物11種などで、全体の種数の88%を上位3門で占めていた（古賀 1991）。二枚貝類では、ホトトギスガイ・イヨスダレ・チヨノハナガイ・シズクガイ・ヒメカノコアサリ *Veremolpa micra* の出現が多かったが、このうちイヨスダレは本研究では貝殻は多いが生きた個体はほとんど採集されず、湾奥部の貝類多様性の減少が確認された。また、ヒメカノコアサリは、湾奥部で2010–2011年にかけ、比較的多く採集されたと報告されている（Yoshino et al. 2014）。

しかし、本研究による1997, 2002, 2007, 2015年の有明海全域調査では合併の貝殻は多かったが、殻を開くと生きた個体はほとんど確認されなかった。ヨコエビ類では湾奥部に分布の中心とする種が少ないが、1989年の有明海湾奥80定点ではホソツツムシ *Cerapus tubularis*・クビナガスガメ・スナナリヨコエビ・ドロヨコエビ・ホソヨコエビなどが多く見られた（古賀 1991）。このうち、ホソツツムシ・クビナガスガメ・ドロヨコエビは、1997年と2002年でも泥底に分布中心があった種にあげられているが、スナナリヨコエビはむしろ湾口の粗粒砂の定点に多く見られ湾奥部では採集されていない（松尾ら 2007a）。また、ホソヨコエビについても、1997年には湾奥部ではほとんど採集されなかったが、2002年には特に諫早湾口などで急激に増加した。これらのことから、ヨコエビ類では有明海湾奥部の優占種の一部が置き換わった可能性がある。

大隈ら（2001）は、古賀（1991）と同一地点において、2000年9月に採泥調査を行い、1989年8月のデータと比較したところ、二枚貝類ではチヨノハナガイ・シズクガイ・イヨスダレ・ヒメカノコアサリの減少とヤマホトトギスガイの増加、そしてヨコエビ類ではホソツツムシ・クビナガスガメ・ドロヨコエビの減少とフクロスガメ・ホソヨコエビ・ニッポンスガメ *Byblis japonicus* の増加を報告した。このうち、チヨノハナガイとシズクガイは年変動が激しく1997年以降も増減を繰り返しているが、前述のようにイヨスダレとヒメカノコアサリは本研究で採集された個体数は少なかった。ホソツツムシ・クビナガスガメ・ドロヨコエビは、松尾ら（2007a）でも1997年に比べて2002年に減少したことが報告されている。しかし首藤ら（2020）によるとエラホソツツムシ *Cerapus erae* が1998年11月から2000年11月までの間で連続して優占種5種に入っているため、この時期に一時的に諫早湾口周辺で増加したと考えられる。フクロスガメ・ホソヨコエビ・ニッポンスガメは、すべて1997年に比べて2002年に有明海全域での採集個体数が増加したが、これら3種は大隈ら（2001）の調査範囲以南の海域で多く見られた（松尾ら 2007a）。

陶山ら（2003）と奥石ら（2015）は、2001年6月及びその後2003年10月まで5回の採泥調査により、湾口部を除く有明海湾奥～湾央南部海域47定点におけるマクロベントスの主要種の分布変化を明らかにした。その結果、平均生息密度が100個体/m²以上を示した種は、二枚貝類ではアサリ・チヨノハナガイ・シズクガイ・ホトトギスガイ・ビロードマクラガイ、ヨコエビ類ではドロクダムシ属の1種 *Corophium* sp. 1・タイリクドロクダムシ *Corophium sinensis*・クダオソコエビ・ボウアシソコエビ、多毛類ではカザリゴカイ *Amphiteis gunneri*・イトゴカイ科の1種 *Mediomastus* sp. 1であり、2001–2003年6月に採集された上位5種はアサリとシズクガイ以外は毎年入れ替わったことを明らかにした。これらの種は、潮間帯に分布中心をもつアサリやタイリクドロクダムシを除けば、本研究のデータとほぼ同

じ変動を示している。興石ら (2015) が対象とした 2001–2003 年は、2002 年 4–5 月に実施された短期開門実施前後の年にあたり、本研究グループではデータの無い 2002 年 11 月と 2003 年 6 月にも採泥調査を行なっているため、今後さらに詳細なデータの分析が期待される。

Tsutsumi et al. (2015) は、2002 年 4 月から 2008 年 11 月まで 39 回にわたり、有明海湾奥部 4 定点の採泥調査を実施した。それによると、2002 年 4 月に Stn C (本研究では A14 に最も近い定点) において、アゴナガヨコエビ科の 1 種 *Pontogeneiidae* sp. が 5,175 個体/m² の高密度で採集されている。本科の種は、2002 年 6 月に同じ海域を調査した松尾ら (2007a) と興石ら (2015) のリストには見られず、2002 年 4 月にのみ増殖したのか別種の誤同定なのか不明である。二枚貝類に関しては、2003 年 4 月にヤマホトトギスガイが、2003 年 8 月にピロードマクラガイが採集されており、本研究による 2003 年 11 月の調査でも A14 でヤマホトトギスガイが A15 でピロードマクラガイが採集されていることに整合的である。

ま と め

有明海全域の底質分布は、1997 年から 2015 年まで大きな変化は見られなかったが、熊本県沿岸や島原半島沿岸で 2007 年に広範囲の底質の細粒化が認められた他、2015 年には湾奥部で極粗粒砂の分布が確認されるなど、局所的な底質変化がみられた (Fig. 2)。しかし、2015 年に極粗粒砂が確認された 2 定点 (A11, 91) では、二枚貝類の増加は見られなかった。また、マクロベントスの採集個体数は、1997 年に比べて 2002 年は 2 倍以上に増加したが、2007 年には 1997 年の 40% 程度にまで減少し、2015 年でも 1997 年に比べると 60% 以下の状態であり、2015 年までに有明海全域のマクロベントス群集の回復は見られなかった (Fig. 3)。これは、ヨコエビ類・多毛類・二枚貝類などの主要な動物群において、2002 年にドロクダムシ属の種 A やピロードマクラガイなどの幾つかの日和見種が急激に増加したが、2007 年にそれらがほぼ消滅するとともにそれ以外の 1997 年から残っていた種も減少し、その状況が 2015 年も続いていることを意味している (Figs. 6–8)。2002 年に見られたマクロベントスの採集個体数の急激な増加は、有明海湾奥部と湾央北部で特に顕著だが、同時に湾央南部や湾口部のように諫早湾潮受け堤防から遠く離れた海域でも見られる (Figs. 4–5)。2002 年 4–5 月に実施された短期開門による影響が、湾口部のマクロベントスの増加に及んでいるかどうかは、今後に常時開門が実施されることでそのメカニズムを検証する必要がある。マクロベントスは、魚介類の重要な食物資源である (東・佐藤 2016, 首藤 2016) ため、有明海の漁船漁業の回復には、マクロベントス群集の回復は必要不可欠である。しかし、2007 年と 2015 年の有明海全域におけるマクロベントスの採集個体数変化には、1997

年と比べて回復傾向は認められないのが現実である。

謝 辞: 長崎大学水産学部実習船「鶴水」の古川素直船長と乗組員の方々、漁船「福好丸」の松本正明船長、長崎大学教育学部の近藤寛名誉教授と元水産学部の西ノ首英之氏、鹿児島大学の市川敏弘名誉教授、長崎大学・鹿児島大学・東北大学・静岡大学の卒業生の皆さんには、採泥調査において多大な協力をいただいた。これらの皆様に心より感謝申し上げます。本研究費の一部として、佐藤慎一は JSPS 科研費 JP13740297, JP15740308, JP1965021, JP21500861, JP25440229, JP17K07564 と (財)水・クリタ環境科学振興財団助成金 (萌芽的研究)、高木仁三郎市民科学基金の研究助成金を使用させていただいた。東は、有明海保全生態学研究グループ代表として、(財)自然保護助成基金創立 10 周年記念助成とプロ・ナトゥーラ・ファンド国内研究助成を使用させていただいた。松尾は藤原ナチュラリスト振興財団の助成金を使用させていただいた。ここに記して感謝の意を表します。

Electronic supplementary material: The online version of this article (doi: 10.5179/benthos.75.54) contains supplementary material: Tables ES1 and ES2. Figs. ES1–ES4.

引用文献

- 東 幹夫 2000. 諫早湾干拓事業の影響. 佐藤正典 (編), 有明海の生きものたち: 干潟・河口域の生物多様性, 海游舎, 東京, pp. 320–337.
- 東 幹夫 2005. 底生動物相の経年変化. 日本海洋学会 (編), 有明海の生態系再生をめざして, 恒星社厚生閣, 東京, pp. 118–128.
- 東 幹夫 2011. 有明海異変と開門による再生 (その 2) 一底生動物の経年変化から. 日本の科学者 46: 963–969.
- 東 幹夫・佐藤慎一 2015. 有明海の底生動物の長期定点調査から見てきたこと. 日本の科学者 50: 65–69.
- 東 幹夫・佐藤慎一 2016. 諫早湾閉め切り以降の有明海底生動物の消長. 諫早湾開門研究者会議 (編), 諫早湾の水門開放から有明海の再生へ, 有明海漁民・市民ネットワーク, 東京, pp. 81–92.
- 東 幹夫・佐藤慎一・山中崇希・佐藤正典・松尾匡敏・市川敏弘 2018. 有明海再生までの底生動物の生産過程を生活環境と対比して明らかにする採泥調査の継続. 自然保護助成基金助成成果報告書 26: 1–10.
- 堀 良一 2019. 問われる司法と有明海再生. 田中 克 (編), いのち輝く有明海を: 分断・対立を超えて協働の未来選択へ, 花乱社, 福岡, pp. 218–237.
- 金澤 拓・佐藤慎一・東 幹夫・近藤 寛・西ノ首英之・松尾匡敏 2005. 諫早湾潮止め後の有明海における二枚貝群集の変化. 日本ベントス学会誌 60: 30–42.
- 菊池泰二 1978. 内湾ベントス相に対する汚染の影響. 堀部純男 (編), 環境科学としての海洋学 2, 東京大学出版会, 東京, pp. 130–147.
- 古賀秀昭 1991. 有明海北西海域の底質及び底生生物. 佐賀県有明水産試験場研究報告, 13: 57–79.
- 近藤 寛・東 幹夫・西ノ首英之 2003. 有明海における海底堆積物の粒度分布と CN 組成. 長崎大学教育学部紀要—自然科学— 68: 1–14.
- 興石裕一・清本節夫・西 潔・小菅丈治・田中徳子・陶山典子・鈴木健吾 2015. 2001 年から 2003 年の有明海奥部および中部海域で採集されたマクロベントス—出現種および主要種の分布—. 水産技術, 7: 113–138.

- 松尾匡敏・首藤宏幸・東 幹夫・近藤 寛・玉置昭夫 2007a. 有明海潮下帯の底質区分とヨコエビ群集—1997 年と 2002 年の比較. 長崎大学水産学部研究報告 88: 1–42.
- 松尾匡敏・首藤宏幸・東 幹夫・近藤 寛・玉置昭夫 2007b. 諫早湾奥部締め切り後の有明海潮下帯ヨコエビ群集構造の変化. 日本ベントス学会誌 62: 17–33.
- 大隈 斉・江口泰蔵・川原逸朗・伊藤史郎 2001. 有明海湾奥部の底質およびマクロベントス. 佐賀県有明水産振興センター研究報告, 20: 55–62.
- Orita R., A. Umehara, T. Komorita, J. W. Choi, S. Montani, T. Komatsu and H. Tsutsumi 2015. Contribution of the development of the stratification of water to the expansion of dead zone: A sedimentological approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 164: 204–216.
- 折田 亮・佐藤正典・佐藤慎一・近藤 寛・松尾匡敏・東 幹夫・山西良平・Yusuf Shuaib Ibrahim・松下 聖・下村真美 2019. 有明海における多毛類 24 種の分布: 1997 年・2002 年・2007 年の調査に基づく 10 年間の変化. 日本ベントス学会誌 74: 43–63.
- 佐藤慎一・東 幹夫 2019. 諫早湾潮止め後 20 年間の有明海における底生動物変化. 日本ベントス学会誌 73: 120–123.
- 佐藤慎一・折田 亮・山川彩子・阿部博和・松政正俊 2020. 特集 諫早湾閉め切りから 20 年, 有明海の現状と未来を考える (2). 日本ベントス学会誌 74: 98–99.
- 園田吉弘・滝川 清・川崎信二・青山千春・齊藤 孝 2013. 有明・八代海海域における海水温変動と底生生物群集の応答特性. 土木学会論文集 B2 (海岸工学), 69: I_1116–I_1120.
- 首藤宏幸 2016. 沿岸成育場における多様な餌生物と稚魚による捕食. 海洋と生物, 38: 675–680.
- 首藤宏幸・松尾匡敏・佐藤慎一・東 幹夫 2020. 諫早湾潮受け堤防の締め切り後 5 年間の有明海中央部における底生端脚類群集の変化. 日本ベントス学会誌 74: 100–108.
- 陶山典子・興石裕一・須田有輔・村井武四 2003. 底質から見た有明海北部の海域区分とマクロベントスの分布. 水産大学校研究報告, 51: 105–114.
- Tsutsumi, H., A. Takamatsu, S. Nagata, R. Orita, A. Umehara, T. Komorita, S. Shibamura, T. Takahashi, T. Komatsu and S. Montani 2015. Implications of changes in the benthic environment and decline of macrobenthic communities in the inner part of Ariake Bay in relation to seasonal hypoxia. *Plankton and Benthos Research*, 10: 187–201.
- 上杉 誠・佐藤慎一・佐藤正典・松尾匡敏・近藤 寛・東 幹夫 2012. 諫早湾潮止め後 10 年間の有明海における主な底生動物相の変化. 日本ベントス学会誌 66: 82–92.
- 山中崇希・佐藤慎一・松尾匡敏・佐藤正典・東 幹夫 2019. 諫早湾潮受け堤防閉切り後の有明海全域における水質・底質変化と二枚貝類・ヨコエビ類・多毛類の群集構造変化. 日本ベントス学会誌 74: 67–74.
- Yoshino, K., T. Hamada, K. Yamamoto, Yamaguchi and K. Ohgushi 2010. Effects of hypoxia and organic enrichment on estuarine macrofauna in the inner part of Ariake Bay. *Hydrobiologia*, 652: 23–38.
- Yoshino, K., T. Katano, Y. Ito, T. Hamada, N. Fujii and Y. Hayami 2014. Community assembly by limited recruitment in a hypoxia-stressed soft bottom: A case study of macrobenthos in Ariake Bay. *Plankton and Benthos Research*, 9: 57–66.