

有明海北西部における貧酸素水塊と底質が サルボウの大量斃死に与える影響

岡村和磨^{1†}, 田中勝久^{1*}, 木元克則¹, 藤田孝康^{2**}, 森 勇一郎^{3‡}, 清本容子¹

Effects of oxygen deficient water and properties of surface sediments on the mass mortalities of the ark shell (*Scapharca kagoshimensis*) in the northwestern part of Ariake Bay

Kazumaro OKAMURA^{1†}, Katsuhisa TANAKA^{1*}, Katsunori KIMOTO¹,
Takayasu FUJITA^{2**}, Yuichiro MORI^{3‡} and Yoko KIYOMOTO¹

An investigation of the water mass and surface sediments was conducted in 2004 to clarify the cause of mass mortalities of ark shell (*Scapharca kagoshimensis*) that have occurred during summer of recent years in the northwestern part of Ariake Bay. In May, a hypoxia event had already been observed near the bottom in the marginal area of the mudflat, where the surface sediment was oxygenated. A red tide was observed simultaneously with the hypoxia event, suggesting that oxygen consumption occurred due to the decomposition of organic matter originating from the red tide phytoplankton in the bottom layer. Since the end of June, a continuous occurrence of red tides and enhancement of the stratification caused frequent hypoxia events, and then intrusion of low oxygen water from offshore enhanced the hypoxia in the marginal area of the mudflat, resulting in the highly reducing conditions in the surface sediments after July. Hydrogen sulfide was considered to be formed due to the decomposition of red tide phytoplankton and/or dead benthos including ark shell under the anaerobic-reducing conditions, which enhanced the hypoxia. The more ark shells died in the surface sediments, the more hydrogen sulfide would be generated from the surface sediments. The large amount of hydrogen sulfide generated under such reducing conditions could have induced large-scale anoxic water mass and also the mass mortality of ark shell in the mid and late August.

Key words: Ariake Bay, ark shell, hypoxia, red tide, surface sediment

2009年12月21日受付, 2010年8月19日受理

¹ 独立行政法人水産総合研究センター西海区水産研究所
Seikai National Fisheries Research Institute, Taira, Nagasaki, Nagasaki
851–2213, Japan

* 現所属 独立行政法人国際農林水産業研究センター
Japan International Research Center for Agricultural Sciences,
Tsukuba, Ibaraki 305–8686, Japan

² 日本ミクニヤ株式会社
Mikuniya Corporation, Takatsu-ku, Kawasaki, Kanagawa 213–0001,
Japan

** 現所属 社団法人水産土木建設技術センター
Fisheries Infrastructure Development Center, Chuoh-ku, Tokyo
104–0045, Japan

³ 佐賀県有明水産振興センター
Saga Prefectural Ariake Fisheries Research and Development Center,
Ogi, Saga 349–0313, Japan

‡ 現所属 佐賀県玄海水産振興センター
Saga Prefectural Genkai Fisheries Research and Development Center,
Karatsu, Saga 847–0122, Japan

† mrmaro@fra.affrc.go.jp

はじめに

有明海奥部と諫早湾の底層では夏季に大規模な貧酸素水塊が発生し（日本海洋学会環境問題委員会, 2002; 木元ほか, 2003; 堤ほか, 2007）, とくに佐賀県・福岡県沿岸の有明海北西部干潟周辺海域では夏季の小潮時に底層の溶存酸素濃度の低下が著しいことが報告されている（田中・児玉, 2004; 速水, 2007; Tanaka et al., 2007; 徳永ほか, 2009）. 現在, 有明海湾奥部では, アゲマキ (*Sinonovacula constricta*), タイラギ (*Atrina* spp.) 等の貝類の漁獲が低迷しており, 回復の兆しが見えない（大隈ほか, 2001; 伊藤, 2004; 佐々木, 2005）. とくに, タイラギは2000年度以降の夏期ごとに大量斃死が確認されていることから（伊藤, 2004）, 同海域が夏季に広範囲にわたって貧酸素化することが, 貝類の漁獲低迷に大きく関与している可能性がある.

有明海北西部はサルボウ (*Scapharca kagoshimensis*) の好

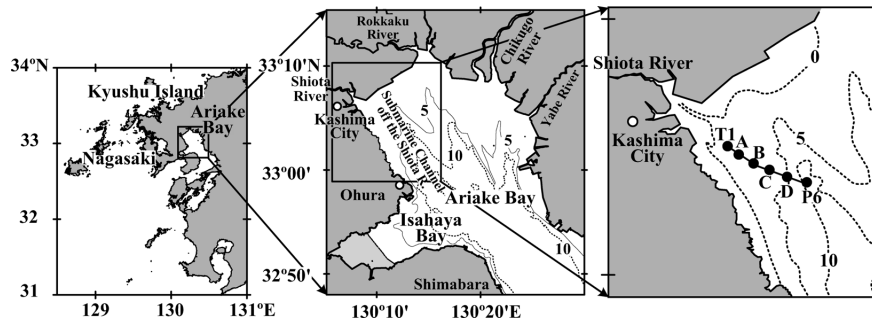


Figure 1. Map of the sampling and monitoring stations in the northwestern part of Ariake Bay. Numerals on isobath contours are in meters.

漁場であり、2000年には全国の漁獲の75%を占めた（中村ほか、2003）、2001年の有明海のサルボウの現存量は総重量で約13,000トンと推定され、サルボウによる海水の年間濾水量は $223 \times 10^8 \text{ m}^3$ （筑後川の年間流量の約6倍）に達し、干潟の水質浄化に重要な役割を果たしていると考えられている（中村ほか、2003）。佐賀県におけるサルボウの漁獲量は年変動が大きく、過去に豊凶を繰り返している。その中で1988年以降は1万トンを超え、1997年までの10年間は1万トン以上の漁獲量を維持してきたが、1998年以降漸減傾向にあり（真崎・小野原、2003）、2001年には夏季に大量斃死が発生した（中村ほか、2003）。サルボウはアサリなどに比べて貧酸素や硫化水素に対する耐性が強いことが知られており（中村ほか、1997）、有明海においてもっとも環境耐性の強い貝類と考えられるサルボウの資源の減少は、有明海の海洋環境のさらなる悪化を示すものとして極めて重要な問題である。

有明海北西部では、浮泥再懸濁量の減少による赤潮の増加（杉本ほか、2004；田中ほか、2004；清本ほか、2008）が指摘され、赤潮プランクトン起源有機物の分解による貧酸素水塊発生（児玉ほか、2009）や底質悪化（岡村ほか、2006）の可能性が議論されているが、貧酸素水塊発生および底質悪化とサルボウの大量斃死との関連についてはほとんど知見が得られていない。

そこで本報告では、2004年4月から9月に有明海北西部鹿島沖において水質の定線観測および自動定点観測によって貧酸素水塊の消長を観測するとともに、サルボウ漁場の表層堆積物を採取し、酸化還元電位、粒度組成、硫化物含量、クロロフィル a およびフェオ色素含量、有機炭素含量および有機炭素安定同位体比を測定することにより、底質および有機物の特性を把握し、貧酸素水塊の形成要因、貧酸素水塊発生と底質悪化との関連性、さらにはこれら環境の変化がサルボウの大量斃死に与える影響について考察する。

材料と方法

小型漁船により有明海北西部の鹿島沖干潟から塩田川沖海底谷に至るT1–P6の6定点（Fig. 1）において、2004年4月28日–9月22日まで溶存酸素の低下が著しい小潮時にあわせて月1–2回、多項目水質計（AAQ-1183H；アレック電子社製）を用いて水深1mごとの水温・塩分・クロロフィル a 濃度・溶存酸素濃度（DO）などの水質鉛直分布調査を実施した。定点T1からBの周辺海域がサルボウ漁場にあたり、干潟縁辺部の定点T1は現在も佐賀県有明海漁業協同組合鹿島市支所によって漁業が盛んに営まれている。一方、その沖合の定点Bは漁獲量が減少したため、現在は漁場が放棄されている（藤田ほか、2007）。各鉛直分布調査時には、定点T1およびP6において深度1mおよび最下層の海水を北原式採水器により採取した後、DMF抽出法によりクロロフィル a 濃度を分析し（Suzuki and Ishimaru, 1990）、AAQ-1183Hの蛍光強度をクロロフィル a 濃度に変換した。その際、AAQ-1183Hの蛍光強度は懸濁物濃度（SS）により特性が変化したため、 $SS < 20.5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ では、クロロフィル a 濃度（ $\leq 55 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ ） $= 0.492 \times \text{蛍光強度}^2 + 2.552 \times \text{蛍光強度}$ （ $r^2 = 0.856$, $n = 20$ ）、 $SS \geq 20.5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ では、クロロフィル a 濃度 $= 9.32 \pm 0.64 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ （平均 \pm SD, $n = 5$ ）を用いた。堆積物はエクマン・バージ採泥器を用いて定点T1（水深約3m）および定点B（水深約5m）の2定点において採取した。さらに定点T1, B, P6の3定点では2004年6–9月に多項目水質計（MS4a；環境システム社製）、小型メモリーDO計（Compact-DOW；アレック電子社製）、小型メモリー水温塩分計（Compact-CT；アレック電子社製）等を海底上20cmおよび任意水深に設置し、DO、水温、塩分の連続観測を実施した（独立行政法人水産総合研究センター、2005）。

定点T1では2004年5月から2005年3月（10月、2月を除く）まで月1–2回、一辺50cmの方形枠により表層から20cmまでの堆積物をダイバーにより1調査につき2–4回採取した後、目合い2mmの篩でふるい分け、篩上に残ったサルボウ生貝・斃死貝を計数し、個体群密度および斃死貝

率の変動を調べた。なお、生貝については殻長別に計数し、軟体部が喪失して殻のみになったもの（片殻しかないものも1個体として計数）および軟体部が残っていても閉殻しないものを斃死貝とした。斃死貝率は、柿野ほか（1984）の方法を参考に、枠取り調査結果から枠内に出現した斃死貝数を生貝数と斃死貝数の合計で除して算出した。

エクマン・バージ採泥器で採取した堆積物からは、直上水がある状態で内径30mmのポリプロピレン製チューブ（注射筒の筒先部を除去したもの）でコア数本を採取し、1本には現地でORP計（RM-20P; DKK・TOA製）を堆積物表面から1cm差し込み、得られた値と泥温から標準水素電極の値に換算して酸化還元電位（Eh）を測定した。他のコアからは表層堆積物（表層より厚さ1cmまで）を採取、硫化物含量として酸揮発性硫化物（AVS-S）量を検知管法（ヘドロテック-S; ガステック社製）により測定した（荒川, 1980）。一部を秤量済みDMF入りチューブに入れて冷凍保存し、クロロフィル*a*およびフェオ色素含量の分析に供した（Suzuki and Ishimaru, 1990）。残りの試料は秤量済みの小型容器に入れて冷凍保存した。

冷凍保存した表層堆積物試料は凍結乾燥して含水率を測定した後、粒径500μm以上の大型粒子を篩で取り除いた。なお、硫化物含量、クロロフィル*a*およびフェオ色素含量（乾重量あたりの重量）については、各測定値と凍結乾燥後に求めた含水率を用いて算出した。試料の一部は過酸化水素の加熱処理により有機物を除去し、分散剤としてピロリン酸ナトリウムを加えた後、レーザー回折式粒度分布測定装置SALD-3100（島津製作所製）によって粒度組成を測定し中央粒径値（Mdφ）を算出した。

残りの試料は元素分析装置Flash EA1112と質量分析装置DELTA Plus（ともにサーモエレクトロン社製）からなるオンライン分析システムを用いて有機炭素含量および有機炭素安定同位体比（ $\delta^{13}\text{C}$ ）の分析を行った。なお、有機炭素含量および $\delta^{13}\text{C}$ の分析にあたっては、無機の炭酸塩を除くために堆積物試料を銀製容器に入れた後、1N-HClを気泡が発生しなくなるまで加え、真空デシケータ中で乾燥させた（三島・星加, 1995）。 $\delta^{13}\text{C}$ は標準物質からの同位体比の差の1000分率であり、 $\delta^{13}\text{C}(\text{‰})=(R_{\text{SA}}/R_{\text{ST}}-1)\times 1000$ と表される。ここで、 R_{SA} は試料中の安定同位体比（ $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ）、 R_{ST} は標準物質（PDB）の安定同位体比である。実際の測定には検定したL- α -Alanineを作業標準物質として用いた。有機炭素含量および $\delta^{13}\text{C}$ の分析精度はそれぞれ $\pm 0.04\%$ 、 $\pm 0.05\%$ であった。

結果

水質の連続観測

水温は2004年4月から8月にかけて17–18°Cから29°C前後まで上昇し、上層ほど水温は高い傾向にあった（Fig. 2a）。9月以降水温は低下し、表層-2m深で25–26°C、それより

下層で26–27°Cを示した。塩分は4月が30–32と最も高く、その後、表層-中層（3–4m深）にかけて低塩分水塊の出現により5–7月には20–28に低下した（Fig. 2b）。8月には表層-5m深で30程度、それより下層で31程度と全体的に高い値を示した後、9月には表層で28未満となり中層に強い塩分躍層が観測された。DOはすでに5月28日の調査時に定点Bの底層を中心として $2\text{mg O}_2\cdot\text{l}^{-1}$ 以下を示し、貧酸素水塊が観測された（Fig. 2c）。貧酸素水塊は7月9日の調査時をのぞき定点B–Cのサルボウ漁場沖側を中心に観測され、8月23日の定点BではDOが底層を中心に表層まで $1.5\text{mg O}_2\cdot\text{l}^{-1}$ 以下となるもっとも大規模な貧酸素水塊が認められた。その後、貧酸素水塊は9月上旬に一時的に消滅するも、9月下旬には再度出現した。このように観測海域では間欠的ではあるが貧酸素水塊は5月から9月の長期間にわたり発生し、とくに8月にもっとも発達していた。クロロフィル*a*濃度は5月、8月に表層から中層にかけて、9月には中層から下層を中心に $20\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 以上と高い値を示し、5月下旬、8月上旬、9月下旬には $50\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 以上に達した（Fig. 2d）。高クロロフィル*a*濃度が観測されるときに貧酸素水塊が底層を中心に観測される傾向にあった。

2004年6–9月の連続観測による定点T1, B, P6の海底直上（0.2m）における水温、塩分、DOの13時間移動平均値の経時変化と筑後川流量（瀬ノ下流量（河口から25.5km上流地点、筑後大堰よりも2.5km上流側）；国土交通省 水文水質データベース）および大浦検潮所（Fig. 1）の潮位（気象庁 気象統計情報）から算出した一潮汐間の潮位差の平均値（以後、単に潮位差とする）の経時変化をFig. 3に示す。定点B, P6の観測はそれぞれ7月10日、6月11日から開始し、台風接近のための機器の撤収や故障により途中欠測がある。

水温は定点T1で6月上旬に22°C前後であったが、中旬以降上昇して7月下旬から8月中旬においては30°C以上に達することもあった（Fig. 3a）。定点P6でも6月中旬に21°C未満と低かったが、その後上昇して8月中旬には27°C以上を示した。定点Bでは、8月中旬まで定点T1とP6の間の値を示した。8月下旬以降は定点T1, B, P6とほぼ同じ値になり9月上旬まで同様に推移したが、中旬以降は定点T1で水温が大きく変化し、下旬に低下がみられた。塩分は定点T1で6月下旬、7月上–中旬、8月下旬、9月上–中旬に数日間で3–7程度大きく低下するのが観測され（Fig. 3b）、塩分の低下の前もしくは同時期には、筑後川の流量の増加傾向がみられた（Fig. 3c）。一方、定点P6では期間を通して塩分は29–33程度と変化は少なかった。DOは6月中旬までは $5\text{mg O}_2\cdot\text{l}^{-1}$ 前後で安定していたが、6月下旬以降、浅海域を中心に小潮期に低下する傾向がみられた（Fig. 3d, e）。定点T1では7月下旬以降の小潮期にDOが $1\text{mg O}_2\cdot\text{l}^{-1}$ 未満となり、8月11–14日、23–26日には頻繁に $1\text{mg O}_2\cdot\text{l}^{-1}$ 未満となった。9月7日にDOは急激な減少を示した後、9月8

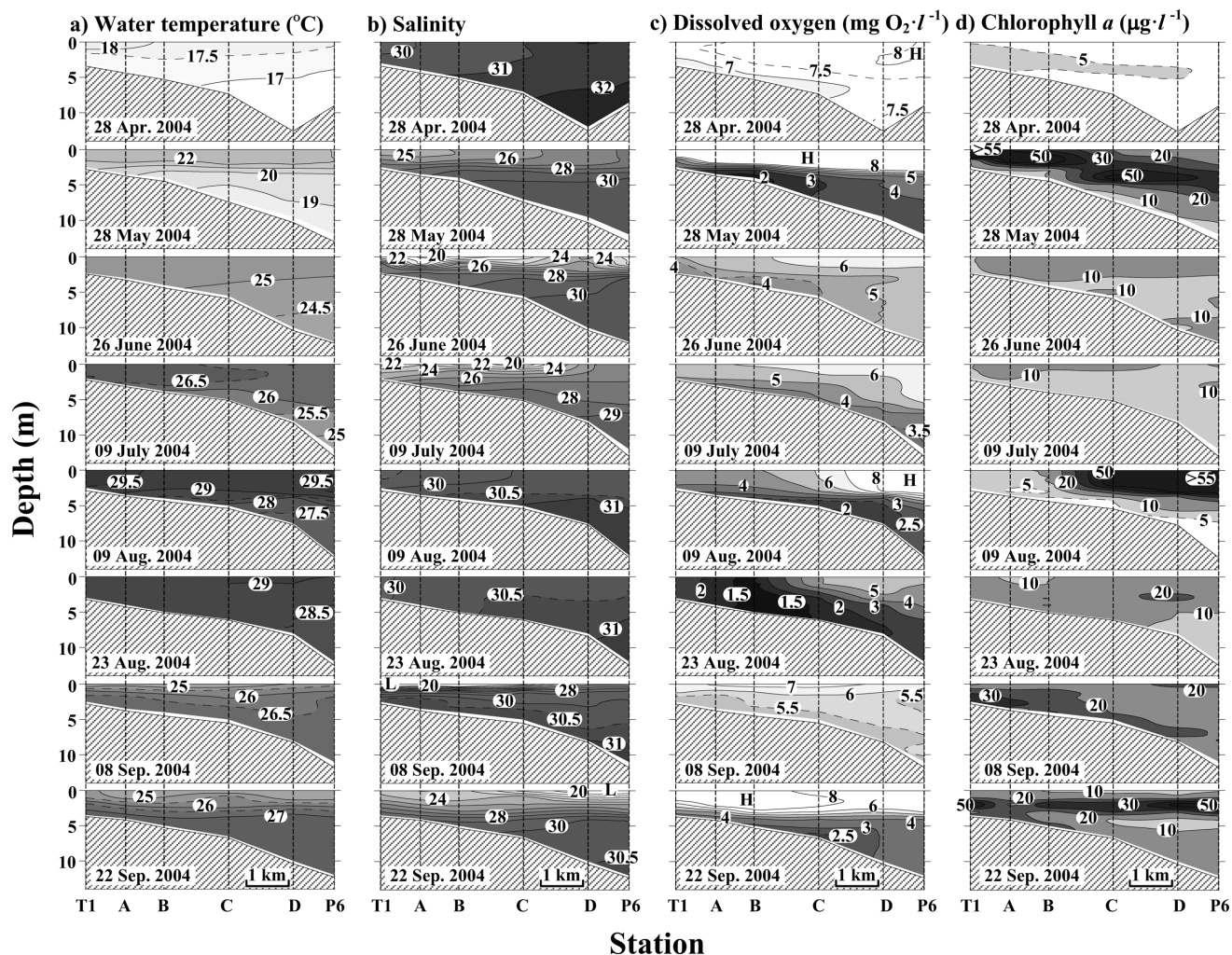


Figure 2. Temporal variations in the vertical distributions of water temperature (a), salinity (b), dissolved oxygen (c), and chlorophyll *a* (d) along the transect (Stn T1–P6) in the northwestern part of Ariake Bay.

日には小潮期にもかかわらず $5 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ 程度に回復した。9月7日には台風18号が観測海域を通過し、鹿島沖で有義波高が250 cmを越え（国土交通省九州地方整備局筑後川河川事務所）、潮位差にもパルス状のピークが確認できる (Fig. 3e)。9月8日には一時的に貧酸素が解消したものの、9月下旬の小潮期にはDOは再び低下し、定点T1, Bにおいて、それぞれ $1 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$, $2 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ 未満を示した。

底質

表層堆積物のEh (Fig. 4a) は、定点T1において2004年7月以降急激に低下し、8月上旬に 0 mV 以下、8月下旬には -100 mV 以下（最小値 -192 mV ）を示し、底質は著しく還元的な状態となった。定点Bでは7月上旬に 0 mV 以下、8月上旬には -100 mV 前後となり、定点T1よりも早く底質が還元的な状態になっていた。その後9月上旬には両定点とも一時的に 100 mV 以上を示したが、定点Bでは9月下

旬、定点T1では10月に入って 0 mV 以下と再び底質は還元的な状態となった。定点T1において海底直上のDOは7月下旬以降小潮期に無酸素に近い値 ($1 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ 未満)を示すようになるが、その時期とEhが急激に低下した時期とが一致する。定点BではEhが急激に低下した7月上旬の海底直上のDOの連続観測データはないが、Ehが 0 mV 未満を示す8月の海底直上のDOは小潮期に頻繁に $2 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ （一部 $1 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ ）未満を示した。硫化物含量 (Fig. 4b) は、両定点とも4月から緩やかな増加傾向を示し、定点T1では6月下旬から7月上旬に一時的に減少するが、8月のEhの低下とともに $0.5 \text{ mg S} \cdot \text{g DW}^{-1}$ 以上を示し、Ehが最小値を示す8月下旬には $2.5 \text{ mg S} \cdot \text{g DW}^{-1}$ に達した後、9月上旬以降は $0.2 \text{ mg S} \cdot \text{g DW}^{-1}$ 以下で推移した。定点Bでは6月下旬に $0.5 \text{ mg S} \cdot \text{g DW}^{-1}$ 以上を示した後、7月に一時減少、その後 $0.35 \text{ mg S} \cdot \text{g DW}^{-1}$ 前後を示したが、9月以降は $0.2 \text{ mg S} \cdot \text{g DW}^{-1}$ 以下で推移した。

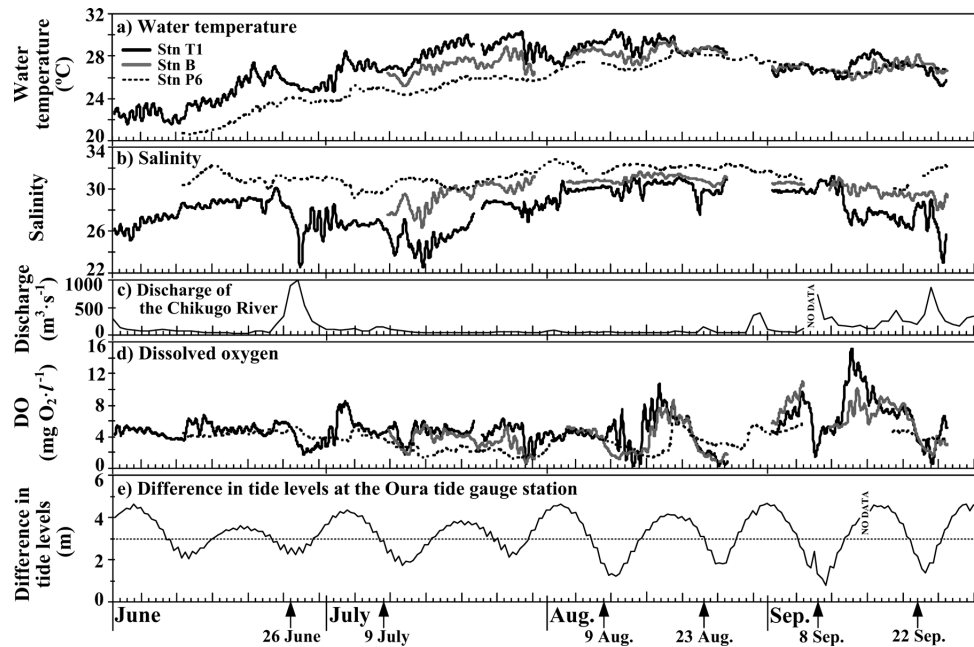


Figure 3. Temporal variations in water temperature (a), salinity (b), and dissolved oxygen (DO) (d) near the bottom at Stns T1, B, and P6 in the northwestern part of Ariake Bay, shown as 13-hour moving average values. Temporal variations in discharge of the Chikugo River (c) and difference in tide levels (e) calculated with tide level data at the Oura tide gauge station are also shown. Difference in tide levels was calculated as an average in one tidal cycle from a flood tide to the next one. The sets of an arrow and the date in the lower axis show the timing when vertical observation and bottom sediment sampling were done.

クロロフィル *a* およびその分解産物のフェオ色素含量 (Fig. 4c) は、定点 T1 において 8 月上旬までは、それぞれ $11\text{--}22\ \mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$, $56\text{--}64\ \mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$ を示した後、8 月下旬から 9 月上旬にかけて $5\text{--}6\ \mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$, $34\text{--}43\ \mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$ に減少した。その後再び増加し、10 月にはそれぞれ $28.3\ \mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$, $110\ \mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$ の最大値を示した。定点 B では、6 月下旬にそれぞれ $3.6\ \mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$, $29.5\ \mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$ と低くなった以外は 4 月から 8 月上旬まで $8\text{--}18\ \mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$, $41\text{--}62\ \mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$ を示した。8 月下旬にはそれぞれ $3.1\ \mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$, $25.8\ \mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$ まで減少し、その後多少の増加はあったものの $8\ \mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$, $37\ \mu\text{g}\cdot\text{gDW}^{-1}$ 未満で推移した。両色素含量の変動はほぼ同じ傾向を示し、定点 T1 では定点 B よりも平均で 1.5 倍程度高い傾向にあった。クロロフィル色素 (クロロフィル *a* + フェオ色素) 含量に対するクロロフィル *a* 含量の割合も、定点 T1, B でそれぞれ 16–26%, 11–26% であり、定点 T1 で高い傾向にあった。

有機炭素含量 (Fig. 4d) は、定点 T1 において 4 月から 7 月まで増加傾向を示し、4 月下旬の $17.3\ \text{mgC}\cdot\text{gDW}^{-1}$ から 7 月初旬には $21.1\ \text{mgC}\cdot\text{gDW}^{-1}$ に達した。その後ほぼ横ばいで推移し、台風 18 号通過後の 9 月上旬に急激に減少した後、再び増加に転じた。定点 B では 4 月から増減を繰り返しながらも増加傾向を示したが、その絶対量および変動幅 ($17.1\text{--}19.4\ \text{mgC}\cdot\text{gDW}^{-1}$) は定点 T1 に比べて小さい傾向に

あった。 $\delta^{13}\text{C}$ は、定点 T1 では 4–5 月にかけて、定点 B では 4–6 月にかけて、それぞれわずかに減少傾向にあった (Fig. 4d)。その後 8 月までほぼ横ばいで推移し、台風 18 号通過後の 9 月上旬に共に減少して最小値 (それぞれ -22.1% , -22.4%) を示した後、再び増加した。

Md ϕ は、定点 T1, B において 7 以上 (シルト質) を示した (Fig. 4e)。4 月は両定点ともほぼ同じ値を示したが、その後 7 月まで浅海側の定点 T1 が定点 B よりもわずかに値が大きくなる傾向にあった (最大値 7.9)。8 月上旬に値が逆転した後、8 月下旬に再び両定点ともほぼ同じ値となり、台風 18 号通過後の 9 月上旬に Md ϕ が減少して最小値 (定点 T1 で 7.5, 定点 B で 7.4) を示した後、再び増加した。

サルボウ個体群密度の推移

2004 年 5–7 月の調査では生貝のみが観測され、個体群密度はおおよそ $2200\text{--}3800$ 個体 $\cdot\text{m}^{-2}$ と非常に高い状態であった (Fig. 5a)。殻長別にみると、5–7 月にかけて 10–20 mm の個体は減少、20–30 mm の個体は横ばい、30–40 mm の個体は増加もしくは横ばい傾向にあり、成長による個体の大型化がみられた。8 月 4 日の調査では個体群密度はそれ以前と同程度であったが斃死貝が出現し始めた (Fig. 5b; 斃死貝率は 10% 程度)。その後、9 月 1 日の調査では生貝の割合が

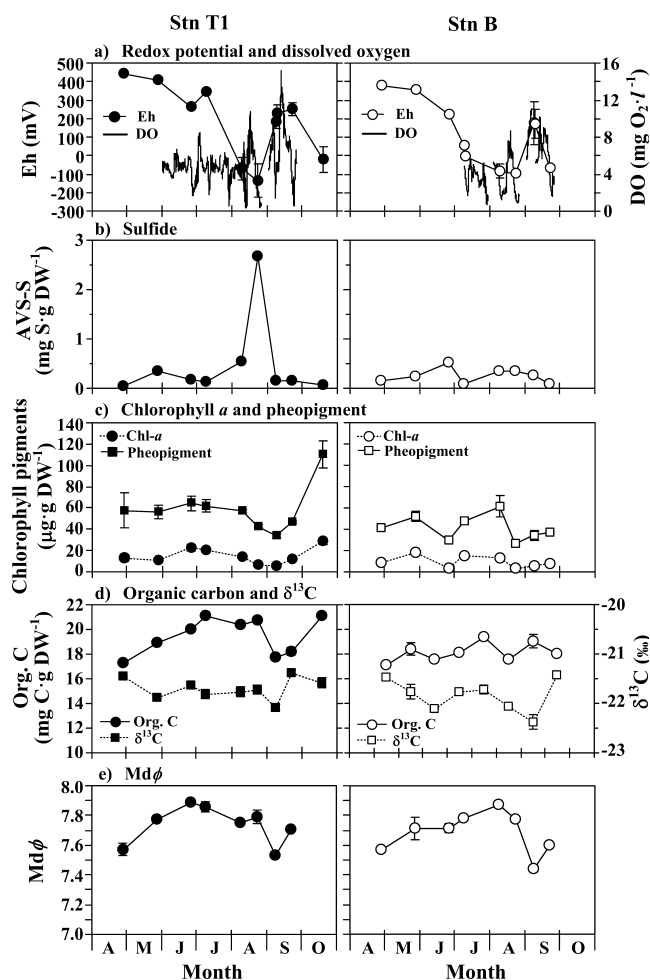


Figure 4. Temporal variations in redox potential (Eh) (a), sulfide (b), chlorophyll a and pheopigment (c), organic carbon and stable isotope ratio of organic carbon ($\delta^{13}\text{C}$) (d), and median grain size ($\text{Md}\phi$) (e) in the surface sediment (0–1 cm) at Stns T1 (left) and B6 (right). Temporal variations in dissolved oxygen (DO) near the bottom are also shown as 13-hour moving average values in Figure 4a. Bars in figures indicate standard deviations of triplicate measurements.

急激に減少して斃死貝率は $81.8 \pm 19.6\%$ (平均 \pm SD, $n=4$) に達し, 個体群密度が大きく減少した. 斃死貝の出現時期は表層堆積物の Eh が急激に低下して底質が還元的な状態になった時期と一致している. 11月1日の調査では, 個体群密度は $2000 \text{ 個体} \cdot \text{m}^{-2}$ 程度になり (斃死貝率は 5% 未満), 殻長 40–50 mm の大型個体が確認された. 11月下旬以降, 個体群密度は斃死貝率が 1% 未満にも関わらず減少し, $500\text{--}700 \text{ 個体} \cdot \text{m}^{-2}$ で推移した.

考察

貧酸素水塊発生と底質の変化

5月下旬に定点Cを中心とした海底付近において, 貧酸素

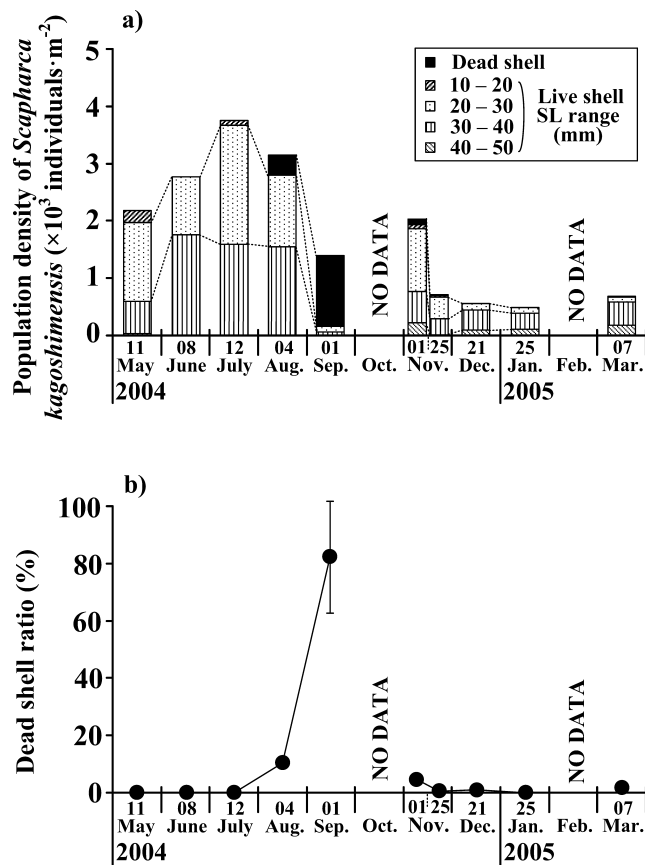


Figure 5. Temporal variations in population density of each shell length (SL) (a) and dead shell ratio (b) of ark shell (*Scapharca kagoshimensis*) at Stn T1 from May 2004 to March 2005. Bars in Figure 5b indicate standard deviations exceeding triplicate counts.

水塊の発生が認められるが (Fig. 2c), このとき同海域は水温・塩分躍層の形成により成層構造が強化され (Fig. 2a, b), クロロフィル a 濃度が高く (Fig. 2d), 5月18–27日 (10日間) には鞭毛藻・クリプト藻赤潮が発生していたことも報告されている (水産庁九州漁業調整事務所, 2005). 同時期の定点T1, Bにおける表層堆積物中のクロロフィル色素含量は約 $70 \mu\text{g} \cdot \text{g DW}^{-1}$ (Fig. 4c) と夏季に赤潮や貧酸素が問題となっている大阪湾 (水深 20 m 以浅) と同程度に高いことから (門谷ほか, 1991), 5月の貧酸素水塊は赤潮プランクトンの沈降と分解により底層付近の酸素が一時的に大量消費されて発生したと考えられる. 貧酸素水塊が頻発した夏季には, 6月9日–7月15日 (37日間), 8月9–24日 (16日間) に珪藻・鞭毛藻の赤潮が長期にわたり発生し (水産庁九州漁業調整事務所, 2005), 定点T1, Bでは表層堆積物中のクロロフィル色素含量がそれぞれ $80 \mu\text{g} \cdot \text{g DW}^{-1}$, $70 \mu\text{g} \cdot \text{g DW}^{-1}$ を越えていたことから (Fig. 4c), 赤潮起源有機物の沈降量が増加し, 分解により底層で大量の酸素が消費されていたと考えられる. 8月下旬以降, 定点

T1, Bでは表層堆積物のクロロフィル色素含量は減少するが、9月下旬以降は増加し、10月の定点T1では夏季よりも高い値 ($123.1 \mu\text{g} \cdot \text{gDW}^{-1}$) を示した (Fig. 4c). この期間に大規模な赤潮の報告はないが、同海域では9月下旬の中層以深にクロロフィルaのピークが観測されており (Fig. 2c), 底層では植物プランクトン起源有機物による大量の酸素消費が9月下旬以降にも起きていた可能性がある.

有機炭素含量は、定点T1において4月下旬から7月初旬にかけて増加することから、表層への有機物の蓄積が示唆される. $\delta^{13}\text{C}$ は有機物の起源の推定に用いられ (例えば, Wada et al., 1987), 有明海奥部では山本ほか (2006) が海産植物プランクトン (増殖時) および陸域由来懸濁物 (有明海流入河川出水時) の $\delta^{13}\text{C}$ を測定し、海起源および陸起源有機物のエンドメンバーをそれぞれ -18.7‰ , -24.5‰ として堆積物中の有機物起源を推定している. これらのエンドメンバー値を用いて、定点T1, Bの表層堆積物における海起源有機物の有機物全体への寄与率を試算すると、それぞれ $42\text{--}54\%$, $37\text{--}53\%$ となる. $\delta^{13}\text{C}$ が最小値となる9月上旬を除くと海起源有機物は全体のほぼ 50% を占め、筑後川河口域 ($\delta^{13}\text{C} = -23.1\text{‰}$; 岡村ほか, 2006) の 24% に比べて2倍ほど高く、筑後川河口域に比べて海起源有機物の関与が大きい. 定点T1の春から夏季にかけての有機炭素含量の増加時には、海起源・陸起源有機炭素含量はおおよそ増加傾向にあるが、陸起源有機炭素含量の増加が顕著なときに海起源有機炭素含量は減少する傾向にある. このとき、海起源有機炭素含量が実際に減少しているのか、陸起源の無機 (鉱物) 粒子の増加によって見かけ上減少しているのかは、 $\delta^{13}\text{C}$ のデータからは判断できない. 一方で有機炭素含量の増加時には、 $\text{Md}\phi$ が増加 (細粒子化) する傾向にある. 山本ほか (2006) は、有明海奥部における堆積物の粒子サイズ別の $\delta^{13}\text{C}$ 分析により、堆積物中の粗粒シルト分画 ($16\text{--}63 \mu\text{m}$) の $\delta^{13}\text{C}$ 値は有明海流入河川の出水時の土砂と同程度に低く、細粒シルトおよび粘土分画 ($16 \mu\text{m}$ 以下) の $\delta^{13}\text{C}$ 値は海起源有機物の付加により高い傾向にあることを報告している. したがって、有機炭素含量の増加にともなう $\text{Md}\phi$ の増加は、海起源有機物の増加が続いていたことを示唆する. なお、近藤ほか (2003), 横山・石樋 (2009) は同海域の $\text{Md}\phi$ を9以上と報告しており本研究より高い値を示す一方で、徳永ほか (2005) は最大値を7.6と同程度の値を報告している. 分析には、前者はピペット法を、後者は本研究と同じレーザー回折式粒度分布測定装置を用いていることから、分析手法による違いが生じていると考えられる. したがって、本研究における $\text{Md}\phi$ についての議論は、以後も値の変化のみに留める.

連続観測の結果から、6月中旬以降に底層の水温が上昇し始めた後の浅海域を中心に小潮期にDOが低下する傾向がみえる (Fig. 3a, d, e). これを検証するために、定点別に潮位差とDO (ともに一潮汐間の平均値) との関係を見る

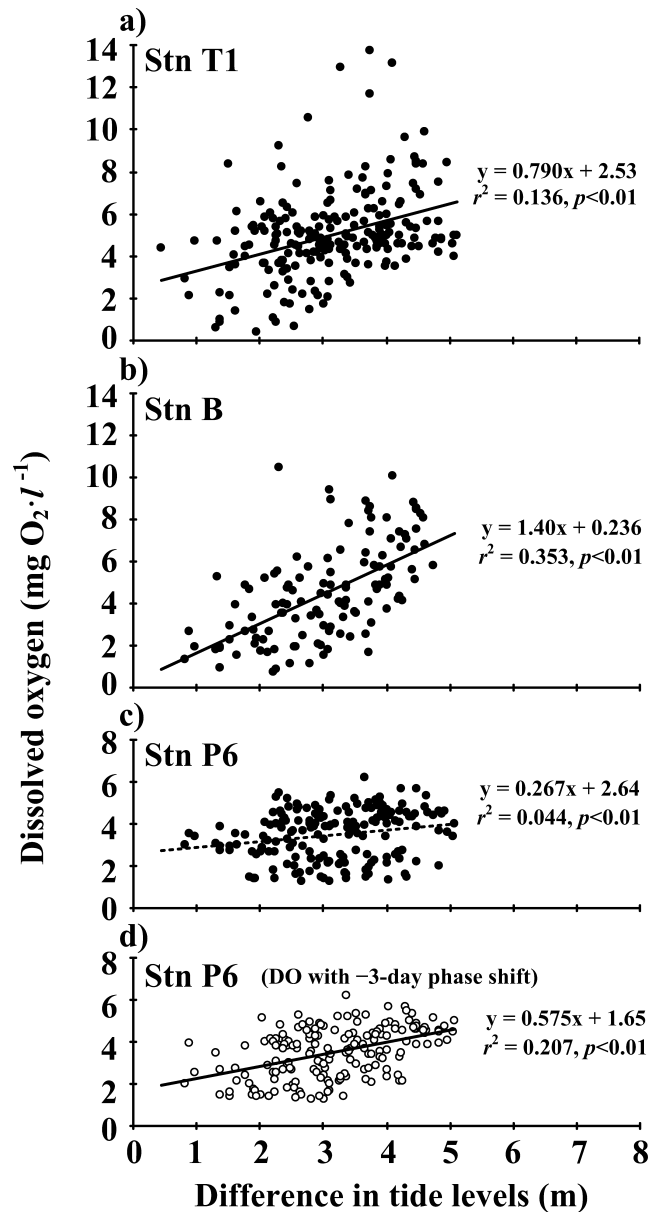


Figure 6. Relationship between difference in tide levels and dissolved oxygen (DO) at Stns T1 (a), B (b), and P6 (c, d). Difference in tide levels and DO were calculated as an average in one tidal cycle from a flood tide to the next one. Data at P6 (d) show the relationship between difference in tide levels and DO with -3 -day phase shift.

と、定点T1 (Fig. 6a) では、おおよそ潮位差が小さいほどDOが低下する傾向にあり ($r^2=0.136$, $n=211$, $p<0.01$), 潮位差毎のDOの最小値は潮位差の減少にともない減少し、潮位差3m未満でDOの最小値は $2 \text{mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ 未満となる. しかし、両者の相関があまり高くないのは、定点T1の水深が約3mと浅いために、風浪などにより絶えず表層から酸素が供給されるためと考えられる. 実際、定点T1より

沖合の定点B (Fig. 6b; 水深約5m) では, ばらつきは小さくなり, 両者の相関は高くなる ($r^2=0.353$, $n=123$, $p<0.01$). 一方, 沖合の定点P6 (水深約12m) では, 一見すると潮位差によるDOの変化はみられないが (Fig. 6c), -3日間の位相差を与えると相関はもっとも高くなる (Fig. 6d; $r^2=0.207$, $n=172$, $p<0.01$). これは潮位差が極小になった3日後にDOが極小になることを意味する.

貧酸素水塊の形成には, 水温の上昇による溶存酸素量の減少や水塊の成層構造の強化による表層からの酸素供給減少が重要な要因と考えられている (柳, 2004). 本研究では, 水温上昇に関する影響は低水温期のデータが少ないために検討できなかったが, 成層構造の強化の影響については, 鉛直的にデータを取得した定点P6において, 4m深と海底上0.2mの σ_t の差を深度差で除したものを成層強度の指標とし, 潮位差および海底上0.2mのDO (-3日間の位相差を与えたもの) との関係から検討した (数値は全て水質計MS4aのデータより算出). DOと成層強度の時系列変化 (Fig. 7) から, 7月中-下旬を除き, 潮位差は3日後のDOの変化とほぼ同期している. 各小潮期の成層強度は上昇傾向にあり, 小潮期の成層強化が3日後のDO低下に関わっている様子がうかがえる. 一方, 7月上-下旬は継続して成層強度が高く (Fig. 7中の灰色部), この期間のDOは潮位差の変動と同期せず継続的に減少した. 6月下旬-7月上旬には筑後川の出水があり (Fig. 3c), 定点P6の4m深では6月30日以降に継続的な塩分の低下 (<30) がみられたことから (独立行政法人水産総合研究センター, 2005), 定点P6の底層では, 筑後川からの淡水流入により上層が低塩分化して成層構造が強化され, 表層からの酸素供給が減少したためにDOが継続的に低下したとみられる.

6月下旬の小潮期に定点T1でDOは低下するが (Fig. 3d), この時点で底質は酸化状態にあった (Fig. 4a). その後, 定点P6において7月上旬から成層強化によると考えられるDOの継続的な低下がみられた後, 定点T1, Bの小潮期毎のDO値は徐々に低下した. 速水 (2007) は, 同海域において小潮期に低水温・高塩分の沖合の海水が浅海域の底層に陥入することを報告している. 定点T1では6月下旬 (定点Bでも7月上旬) 以降, 赤潮起源有機物の分解による酸素消費によって小潮期毎にDOの低下がみられるなか, 7月下旬以降には沖合から低DO水 (低水温・高塩分) が陥入することによってさらにDO低下が顕著になり, 底質の還元化が進行したと考えられる. また, 沖合から低DO水が陥入することで, 定点Bでは7月下旬-8月中旬にDOが定点T1よりも早く低下するとともに最小値も低くなり (Fig. 3d), 底質の還元化も定点T1に比べて早くなったと推察される (Fig. 4a).

8月に入り底層水のDOおよび底質のEhは, 定点Bより定点T1で低くなり (Fig. 4a), 硫化物含量が定点T1で急激に増加した (Fig. 4b). 定点T1では定点Bに比べて表層堆積

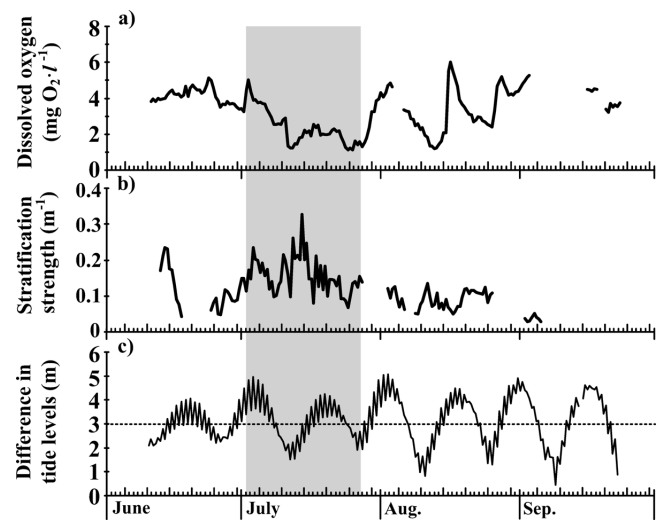


Figure 7. Temporal variations in dissolved oxygen (DO) (a), stratification strength (b), and difference in tide levels (c) at Stn P6. Stratification strength was calculated by dividing difference between sigma-t at the depth of 4 m and that of 0.2 m above the bottom by distance between two layers. DO is shown with -3-day phase shift. Remarkable increase of stratification strength and decrease of DO with 3-day time lag were observed in the gray area.

物の有機物含量が高いため酸素消費量が多いと考えられるが, それに加えて硫化物含量の増加は硫化水素の発生を示唆し, 酸化反応による急速な酸素消費の存在をうかがわせる (徳永ほか, 2009). ここで, 連続観測のDO (海底直上20cm), 水温, 塩分を用いて推定した定点T1, B, P6における酸素消費速度の経時変化を Fig. 8 に示す. なお, 酸素消費速度は, 満潮時を基点として一潮汐周期内のDOの減少量から求めた. その際, 同一水塊内のDOの変化量をみるために, 水質計MS4aの水温, 塩分値の測定精度 (各々 $\pm 0.1^\circ\text{C}$, ± 0.2) を考慮し, 水温, 塩分の変化が各々 0.2°C , 0.4 以内のデータのみを用い, 大潮・小潮期各々において求めた酸素消費速度のうち最大値を示した. 定点T1では6-8月上旬まで $0.7\text{--}2.3\text{ g O}_2\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{day}^{-1}$ と徐々に上昇し, 8月中・下旬には $4.4\text{--}5.2\text{ g O}_2\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{day}^{-1}$ と高い値を, 9月上旬には $8.0\text{ g O}_2\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{day}^{-1}$ と著しく高い値を示す. 定点Bでは7-8月まで $0.7\text{--}2.8\text{ g O}_2\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{day}^{-1}$ と概して定点T1に比べ低い, 8月上-中旬は増加傾向を示す. 沖合の定点P6では他定点に比べて総じて低い, DOが減少し始めた7月中旬に $4.1\text{ g O}_2\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{day}^{-1}$ と高い値を示す. 児玉ほか (2009) は, 夏季の鹿島沖で懸濁物の酸素消費速度が $0.07\text{--}3.72\text{ g O}_2\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{day}^{-1}$ の範囲にあることを報告している. 本研究で試算した酸素消費速度も8月上旬まではほぼ同じ範囲内にあるが, 8月下旬には1.4倍程度高くなることから, 硫化水素による酸素消費速度の増加が示唆される.

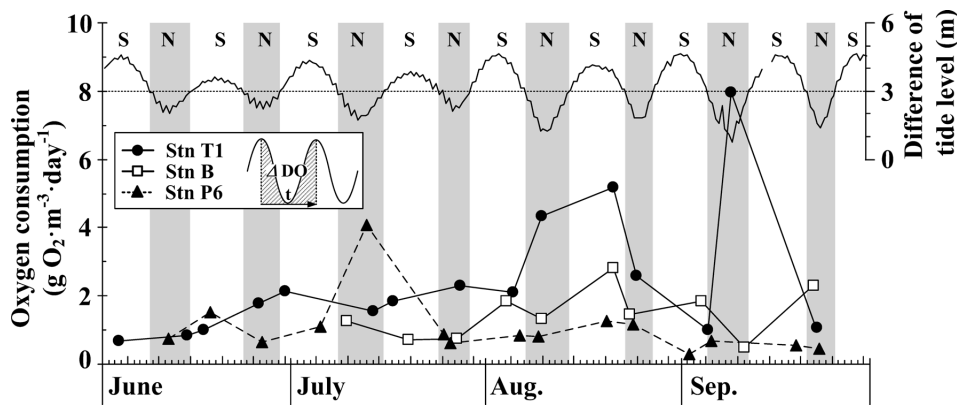


Figure 8. Temporal variations in the oxygen consumption rate of the bottom water at Stns T1, B, and P6. These were calculated with decrease of dissolved oxygen in one tidal cycle from a flood tide to the next one, and the maximum value was selected in each spring (S) and neap (N) tide phase.

9月上旬には定点T1, Bともに底質のEhは100 mV以上に回復し, 定点T1, Bでは表層堆積物の $\delta^{13}\text{C}$ の低下やMd ϕ の減少 (Fig. 4d, e) がみられ, 浅海側の定点T1では有機炭素含量が急激に減少した (Fig. 4d). 観測の前日 (9月7日)には大型の台風18号の通過により強い海底攪拌が起きていたと考えられ, 海起源有機物を多く含む細粒シルトおよび粘土画分 (山本ほか, 2006) が海底から巻き上げられた結果, 表層堆積物の $\delta^{13}\text{C}$ の低下やMd ϕ の減少が起きたと推察される. 定点T1では有機炭素含量の減少時に, 海起源および陸起源有機炭素含量の双方が減少しているため海底からの巻き上げが優位と考えられるが, 定点Bでは陸起源有機炭素含量の増加により有機炭素含量が増加していることから (Fig. 4d), 周辺海域から陸起源有機物が流入した可能性が考えられる. 台風の通過により水塊および底質には十分な酸素が供給され, 9月8日のEhの回復につながったとみられるが, 台風の通過した9月7日に定点T1でみられた著しく高い酸素消費速度 ($8.0 \text{ g O}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{day}^{-1}$) は, 酸素消費の多くが底質に蓄積された硫化水素の酸化に使われたためと考えられ, 底質悪化が深刻であったことをうかがわせる.

サルボウの生息環境としての底質

血液中にヘモグロビンを有するサルボウ等のフネガイ科の二枚貝は, 他の二枚貝に比べ貧酸素環境への耐性が強いとされる (de Zwaan et al., 1991; van den Thillart et al., 1992; 中村ほか, 1997). 中村ほか (1997)は無酸素状態 (水温 25°C , DO $0.05 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$) の海水でアサリとサルボウの飼育実験を行い, アサリが1日目に死亡個体が出現したのに対し, サルボウは7日目まで出現しなかったことを報告している. 本研究において, サルボウ漁場である定点T1では連続観測の結果から直上水 (海底上 20 cm) のDOが $1 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ 以下を示したのは最大で4日間程度, それも

断続的であることから, 貧酸素状態がサルボウの直接的な斃死要因とは考えにくい. 一方, 定点T1の表層堆積物のEhは8月9日および8月23日に0 mV以下の値 ($-69, -137 \text{ mV}$) を示した. Ehが0 mVを下回ると酸素は存在しないことから (Jørgensen, 1977b), 8月上旬から下旬において表層下の堆積物の間隙水は無酸素状態であったと考えられる. このことは, 海底の表面近くで生息し水管を持たないサルボウにとって, 無酸素水の影響を頻繁に受ける状況が大潮を挟んで2週間ほど続いていたことになり, サルボウ生残への悪影響が予想される.

無酸素条件下で堆積物中の有機物は硫酸還元バクテリアの分解により硫化水素が生成され (Jørgensen, 1977a), 生成される硫化水素はとくに高水温下において水生生物には有害とされる (Theede et al., 1969). 中村ほか (1997)は硫化水素の耐性実験 (水温 25°C , DO $1 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ 以下, 個体数20) をアサリとサルボウで実施し, アサリが $10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の濃度で2日目に半数が死亡するのに対し, サルボウは $10\text{--}30 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の濃度が5日以上続くと高濃度実験区から死亡個体が出現することを報告している. 還元状態において硫酸還元バクテリアによって生成される硫化水素は, 周囲に酸素がある場合には再び酸化されるため堆積物中には大量に存在しないが (Jørgensen, 1977c), DOが $1 \text{ mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ 以下になると海水中の硫化物濃度は上昇し始め水塊中に蓄積される (柿野, 1985). 定点T1では, 8月上旬以降に表層堆積物中の硫化物含量が増加していることから硫化水素の発生が示唆され (Fig. 4b), 小潮期の低DO時を中心に硫化水素による底生生物 (一部のサルボウを含む) の斃死も進行していたと考えられる.

硫酸還元細菌の活性は水温と有機物量に左右され, とくに後者によって大きく変化する (Jørgensen, 1977c). したがって, 8月23日の定点T1における表層堆積物中の硫化物含量の急激な上昇 (Fig. 4b) は, 無酸素状況下での大量の有機

物負荷があったことを示唆する。定点Bでは8月の小潮期に底生生物が減少しているのが確認されており(藤田ほか, 2007), 定点T1では8月4日にサルボウの斃死貝が確認され, 9月1日には斃死貝率が80%を越えた(Fig. 5a, b)。7月中旬以降, 定点T1では底質が還元状態になるなか, 徐々に底生生物が斃死し始め, その有機物が還元環境下で分解され硫化水素が発生していたと推察される。生成した硫化水素は酸素を速やかに消費して水塊の無酸素化および底質の還元環境を強化し, それによって斃死した底生生物がさらに大量の硫化水素を発生させる循環が生じ, 最終的に硫化物耐性の強いサルボウまでが大量斃死する事態に陥ったと考えられる。なお, 9月1日に斃死貝密度が大きく減少しているが, 斃死貝は軟体部を失うことで軽くなることから, 潮流等による攪拌によって拡散, または調査海域から流出した可能性が考えられる。

2004年において, サルボウ生貝の個体群密度は大量斃死が確認された9月1日に急激に減少した。しかし, 11月1日には, 生貝の個体群密度が2000個体・m⁻²程度にまで増加し, 殻長40mm以上の個体の出現や斃死貝数の急激な減少などの組成の変化もみられた。本研究における個体数の計数誤差(SD・平均⁻¹)は50%に達する場合もあり11月のサルボウ個体群密度の上昇が実際の変化をどれほど反映しているかについては疑問があるが, 9月1日以降11月1日の調査までの間に, 9月7日, 29日, 10月20日と台風の接近(有義波高は150cm以上)が相次いだことから, 浅海域の強い擾乱によりサルボウの分布状態が変化した結果とも考えられる。11月下旬以降の個体群密度は500–700個体・m⁻²程度で推移しており, 計数誤差を50%と考えても9月上旬の斃死以前(5月を除く)に比べて低くなっていることから, 大量斃死後に個体群密度の減少が起きている可能性が示唆される。しかし, 本調査の計数誤差の大きさやサルボウ分布の流動性の高さを考慮すると, サルボウ資源に及ぼす大量斃死の影響を正確に評価するためには, サンプル回数を増やすとともに, より広範囲な分布調査を実施して検証する必要がある。

まとめ

本研究により, 干潟縁辺部の浅海域(定点T1からC)が有明海北西部の鹿島沖における貧酸素水塊の発生域であることが確認された。調査期間中(2004年の4–9月)における最初の貧酸素水塊は5月下旬に観測され, 同時に赤潮が発生していたことから, 貧酸素水塊は赤潮プランクトンおよびそのデトリタスの沈降・再懸濁の過程で底層水の酸素を一時的に大量消費して発生したことが示唆された。その後の継続的な赤潮による有機物負荷量の増加や成層強化より貧酸素水塊が頻発, さらに沖合からの低酸素水の陥入による貧酸素水塊の強化により7月以降に底質が還元化したものと推察された。還元環境下では, 赤潮プランク

ンや斃死したサルボウなどの底生生物の分解により硫化水素が発生することで酸素消費速度が増大し, 8月以降の貧酸素水塊の強化につながったと考えられる。さらに貧酸素水塊の強化がサルボウの斃死貝数の一層の増加とそれに続く硫化水素の大量発生という悪循環を招き, 8月中・下旬の大規模な無酸素水塊の形成とサルボウの大量斃死が起きたと推察される。有明海においてもっとも環境耐性の強い二枚貝と考えられるサルボウの大量斃死は底質環境の悪化を象徴するものであり, サルボウ資源量の減少は有明海北西部の干潟とその周辺域の水質浄化能力を大きく低下させる恐れがある。干潟の水質浄化能力を維持するためにも, 貧酸素水塊発生 の 主要因である赤潮の発生や硫化水素の発生を招く底質の還元化を防ぐための施策の早急な立案が望まれる。

謝辞

本研究は, 水産庁有明海貧酸素水塊漁業被害防止対策事業および環境省請負業務・有明海貧酸素水塊発生機構実証調査の一環として実施された。本事業・業務の関係者の方々, 現地調査にご協力頂いた佐賀県有明海漁業協同組合鹿島市支所の関係者の方々にこの場を借りて深謝申し上げます。また, 本稿の作成にあたり, 有益なご助言を賜った広島大学大学院生物圏科学科の井関和夫教授に深く感謝申し上げます。

引用文献

- 荒川 清(1980)第5章底質調査法11. 硫化物。「水質汚濁調査指針」日本水産資源保護協会編, 恒星社厚生閣, 東京, 254–257.
- de Zwaan, A., P. Cortesi, G. van den Thillart, J. Roos and K. B. Storey (1991) Differential sensitivities to hypoxia by two anoxia-tolerant marine mollusks: a biochemical analysis. *Mar. Biol.*, **111**, 343–351.
- 独立行政法人水産総合研究センター(2005)6. 平成16年度の調査内容。平成16年度環境省請負業務結果報告書 有明海貧酸素水塊発生機構実証調査, 5–105.
- 藤田孝康・木村和也・森 光典・田中勝久・木元克則・岡村和磨・森 勇一郎(2007)有明海奥部サルボウガイ漁場における曳航式微細気泡装置による底質改善実験。水産工学, **44**, 101–111.
- 速水祐一(2007)有明海奥部の貧酸素水塊。月刊海洋, **39**, 22–28.
- 伊藤史郎(2004)有明海における水産資源の現状と再生。佐賀県有明水産振興センター研究報告, **22**, 69–80.
- Jørgensen, B. B. (1977a) Bacterial sulfate reduction within reduced microns of oxidized marine sediments. *Mar. Biol.*, **41**, 7–17.
- Jørgensen, B. B. (1977b) Distribution of colorless sulfur bacteria (*Beggiatoa* spp.) in a coastal marine sediment. *Mar. Biol.*, **41**, 19–28.
- Jørgensen, B. B. (1977c) The sulfur cycle of a coastal marine sediment (Limfjorden, Denmark). *Limnol. Oceanogr.*, **22**, 814–832.
- 柿野 純(1985)硫化物を指標にした無酸素水の酸素消費量。千葉県水産試験場研究報告, **43**, 65–69.
- 柿野 純・竹脇 博・鈴木和良(1984)最近の東京湾におけるアサリへい死現象とへい死調査に関する考察。千葉県水産試験場研究報告, **42**, 23–28.
- 木元克則・西内 耕・岡村和磨(2003)有明海における溶存酸素分布。月刊海洋, **35**, 261–265.

- 気象庁 気象統計情報 潮汐観測資料. (<http://www.data.kishou.go.jp/kaiyou/db/tide/genbo/index.php>)
- 清本容子・山田一來・中田英昭・石坂丞二・田中勝久・岡村和麿・熊谷 香・梅田智樹・木野世紀 (2008) 有明海における透明度の長期的上昇傾向及び赤潮発生との関連. 海の研究, **17**, 337-356.
- 児玉真史・徳永貴久・木元克則・柴原芳一 (2009) 夏季の有明海奥部における基礎生産速度と有機懸濁物質の分解特性. 海岸工学論文集, **56**, 1006-1010.
- 国土交通省 九州地方整備局 筑後川河川事務所 有明海タワー総合観測所 平成14-17年海象データ.
- 国土交通省 水文水質データベース 日流量年表. (<http://www1.river.go.jp/>)
- 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—, **63**, 1-14.
- 真崎邦彦・小野原隆幸 (2003) 有明海奥部におけるサルボウの漁業実態と分布状況. 佐賀県有明水産振興センター研究報告, **21**, 29-36.
- 三島康史・星加 章 (1995) 海洋堆積物試料中の炭素・窒素安定同位体比のオンライン分析法について. 中国工業技術研究所報告, **45**, 17-22.
- 門谷 茂・三島康史・黒川一幸・岡市友利 (1991) 大阪湾堆積物中の有機炭素・窒素・全リンおよびフェオフィチンの水平分布. 香川大学農学部学術報告, **43**, 77-87.
- 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**, 179-185.
- 中村義治・深町孝子・真崎邦彦・関根幹男・三村信男 (2003) 有明海奥部のサルボウガイ漁場における炭素固定量の評価. 海岸工学論文集, **50**, 1111-1115.
- 日本海洋学会海洋環境問題委員会 (2002) 有明海環境悪化機構究明と環境回復のための提言2. 海の研究, **11**, 631-636.
- 岡村和麿・田中勝久・木元克則・清本容子 (2006) 有明海奥部と諫早湾における表層堆積物中の有機物の分布と有機炭素安定同位体比. 海の研究, **15**, 191-200.
- 大隈 齊・江口泰蔵・川原逸朗・伊藤史郎 (2001) 有明海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.
- 佐々木克之 (2005) 内湾および干潟における物質循環と生物生産【38】有明海漁業5.アゲマキとサルボウ. 海洋と生物 **158**, **27**, 267-274.
- 杉本隆成・田中勝久・佐藤英夫 (2004) 有明海奥部における浮泥の挙動と低次生産への影響. 沿岸海洋研究, **42**, 19-25.
- 水産庁九州漁業調整事務所 (2005) 平成16年 赤潮発生状況. 平成16年 九州海域の赤潮, 22-29.
- Suzuki, R and T. Ishimaru (1990) An improved method for determination of phytoplankton chlorophyll using N, N-Dimethylformamide. J. Oceanogr. Soc. Japan, **46**, 190-194.
- 田中勝久・児玉真史 (2004) 有明海奥部の環境変動に及ぼす浮泥の影響. 水環境学会誌, **27**, 307-311.
- 田中勝久・児玉真史・熊谷 香・藤本尚伸 (2004) 有明海筑後川河口域における冬季のクロロフィル蛍光と濁度変動. 海の研究, **13**, 163-172.
- Tanaka, K., K. Okamura, K. Kimoto, H. Yagi and M. Kodama (2007) Citrate-dithionite-bicarbonate extractable phosphorus (CDB-P) pool in the suspended and surface sediments of the tidal flat area in inner Ariake Bay, Japan. J. Oceanogr., **63**, 143-148.
- Theede, H., A. Ponat, K. Hiroki and C. Schlieper (1969) Studies on the resistance of marine bottom invertebrates to oxygen-deficiency and hydrogen sulphide. Mar. Biol., **2**, 325-337.
- 徳永貴久・磯野正典・松永信博 (2009) 有明海泥質堆積物の再懸濁時における酸素消費—室内実験による検討—. 土木学会論文集B, **65**, 269-276.
- 徳永貴久・児玉真史・木元克則・柴原芳一 (2009) 有明海奥西部海域における貧酸素水塊の形成特性. 海岸工学論文集, **56**, 1011-1015.
- 徳永貴久・宗 孝士・松永信博・児玉真史 (2005) 有明海北部海域の底泥環境調査. 水工学論文集, **49**, 1363-1368.
- 堤 裕昭・堤 彩・高松篤志・木村千寿子・永田紗矢香・佃 政則・小森田智大・高橋 徹・門谷 茂 (2007) 有明海奥部海域における夏季の貧酸素水発生域の拡大とそのメカニズム. 海の研究, **16**, 183-202.
- van den Thillart, G., G. van den Lieshout, K. Storey, P. Cortesi and A. de Zwaan (1992) Influence of long-term hypoxia on the energy metabolism of the haemoglobin-containing bivalve *Scapharca inaequivalvis*: critical O₂ levels for metabolic depression. J. Comp. Physiol. B, **162**, 297-304.
- Wada, E., M. Minagawa, H. Mizutani, T. Tsuji, R. Imaizumi and K. Karasawa (1987) Biogeochemical studies on the transport of organic matter along the Otsuchi River watershed, Japan. Estuar. Coast. Shelf Sci., **25**, 321-336.
- 山本浩一・速水祐一・笠置尚史・宮坂 仁・大串浩一郎・吉野健児・平川隆一 (2006) 有明海奥部における表層底質の分布特性と底質環境の形成要因. 海岸工学論文集, **53**, 961-965.
- 柳 哲雄 (2004) 貧酸素水塊の生成・維持・消滅機構と化学・生物的影響. 海の研究, **13**, 451-460.
- 横山 寿・石樋由香 (2009) 底質の主成分分析による有明海奥部海域の区分. 日本水産学会誌, **75**, 674-683.