

図 4.4.70 タイラギ成員生息密度の水平分布
 (出典：2009～2012年、佐賀県調査結果)
 凡例において、nd (1個体以下/100m²) は0と表示した。

② 要因の考察

2009～2010年漁期の成員の大量成育と、2010年夏期の大量へい死の要因を中心に整理・考察した。

i) 貧酸素水塊による影響

A3海域では、貧酸素に着目した調査が始まった2001年以降、毎年貧酸素水塊の発生が確認されている。本海域における貧酸素水塊については、夏期の成層の発達(図4.4.71)と国内の他の内湾と比較しても大きな酸素消費によってもたらされている。A3海域で実測された底層の酸素消費速度は、調査地点P6(図4.4.72、沖神瀬西)において $0.27\text{mg/L/day}^{14)}$ (児玉ら2009)で、これは柳(2004)の報告¹⁵⁾による国内の主要内湾(静岡湾、東京湾、三河湾、燧灘、周防灘、洞海湾、大村湾)中で最も高い東京湾の値($0.19\sim 1.48\text{mg/L}$)に比べて低い値を示す。A3海域では、2008年夏期から秋期にかけて徐々にまとまった量の稚貝が発生し、翌2009年に2008年発生群による成貝がA3海域に分布しており、翌年の漁期(2009年12月から2010年4月)にかけて豊漁となった。A3海域では毎年のように貧酸素が発生するものの、2009年夏期の本海域における貧酸素化は比較的軽微であり(図4.4.72)、立ち枯れへい死等もみられなかったことから、これが稚貝から成貝に成長する期間における高い生存率につながったと考えられる。一方、漁期後も同海域に残存していた2008年級群は、翌2010年の夏期には、継続時間の長い貧酸素水塊の発達(図4.4.72)にともなって大量へい死が発生し、その結果この年の漁期の漁獲減少につながった。図4.4.73にA3海域の沖神瀬西(P6)付近での詳細調査を示した。貧酸素水塊の発生にともない7月6日から8月10日の間に海域に生息しているタイラギ成貝が100%死滅した¹⁶⁾(図4.4.73、荒巻・大隈2011)。A3海域ではA1海域に比べ底層水の酸素消費速度が低いにもかかわらず、A3海域の貧酸素水塊の累積日数はA1海域より多い。これはA1海域で小潮期に発生した貧酸素水塊が、大潮期に向かう過程で沖合のA3海域まで拡大し、それらが水深が深く鉛直混合を受けにくい海域で維持・強化されるためである¹⁷⁾(徳永ら2009)。

このことから、この海域では貧酸素水塊がタイラギ資源変動に影響を与えていることが推定される。貧酸素水への曝露によってタイラギのへい死が生じることは、室内実験によっても確認されている¹⁸⁾(郡司掛ら2009)。

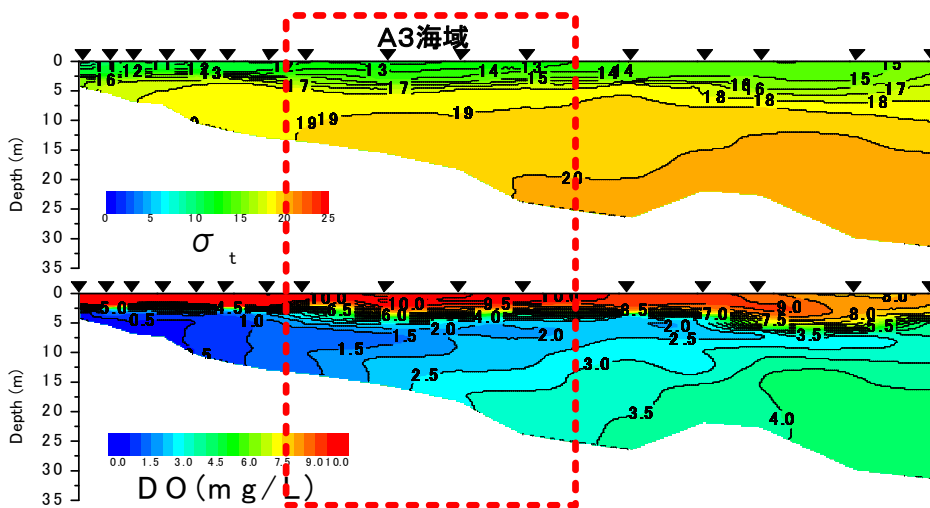


図 4.4.71 有明海湾奥部における密度構造と溶存酸素量分布 (2010年8月4日)

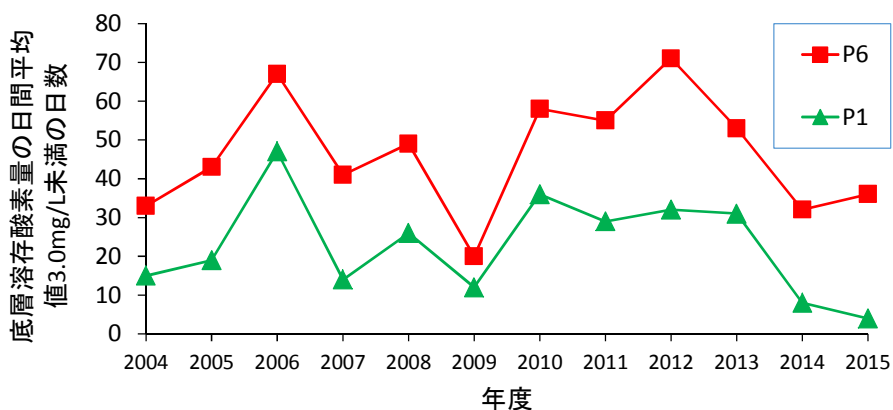
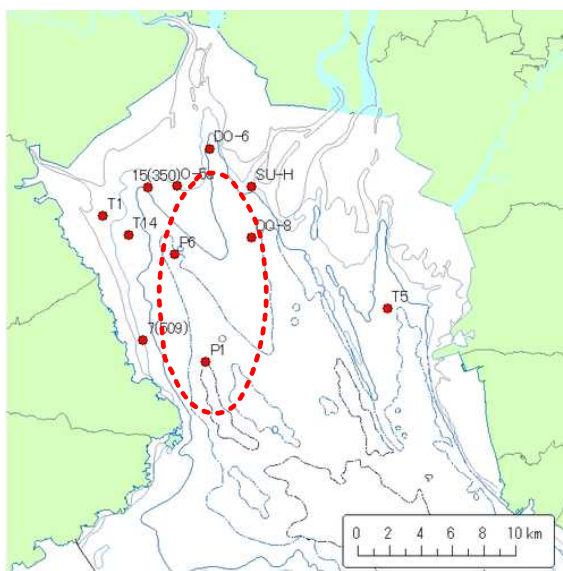


図 4.4.72 A3 海域における溶存酸素観測地点 (上図) と底層溶存酸素量の日間平均値 3.0mg/L 未満の日数の経年変化 (下図)

出典：水産研究・教育機構の調査結果

注) 各年度、各地点の底層溶存酸素量の日間平均値が 3.0mg/L 未満となった日数を記載している。なお、観測期間は 6~9 月を中心に行われており、詳細な観測日数は各年度、各地点により異なる。

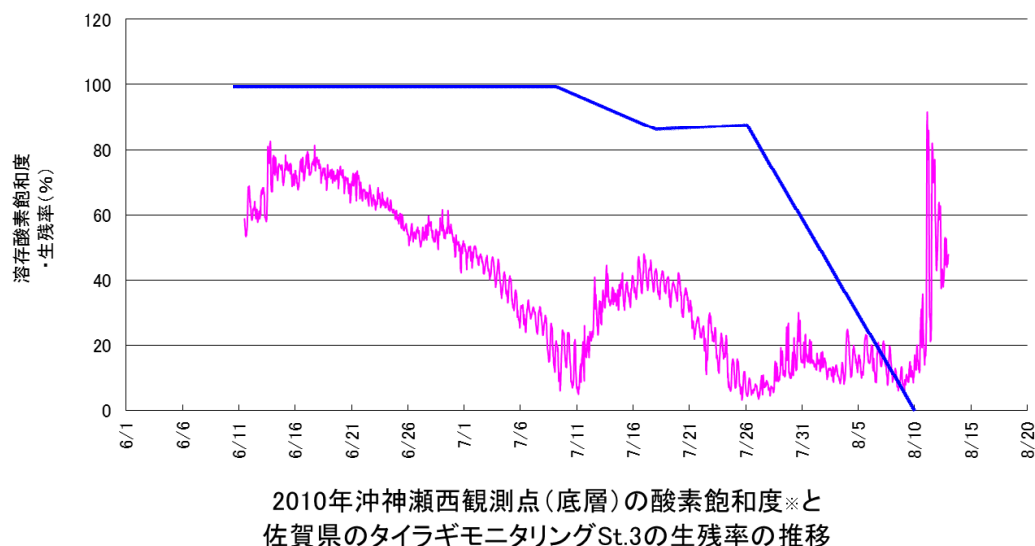


図 4.4.73 2010年沖神瀬西（P6）観測点（底層）の溶存酸素飽和度と
タイラギ生残率の推移

出典：水産総合研究センターの調査結果

本海域における長期的なタイラギ資源の減少には、貧酸素化の長期的進行も影響したと考えられる。A3海域では、1970年代から1980年代にかけて貧酸素化の進行が確認されており、それは底層のCODの増加と同期している（図4.4.74）。A3海域における溶存酸素量とタイラギ大量死との関係について図4.4.75に示した。この海域においては、夏期のタイラギ生息調査を開始した1999年以降の結果においては、着底稚貝の出現さえほとんど確認できない状況である。そうした中、2008年にまとまった密度で着底稚貝が観察され、2009年の漁獲に繋がっている。しかし、この唯一の高密度出現個体群についても、2010年夏期の貧酸素によって全滅する被害が発生している。稚貝の発生頻度が低いため、貧酸素との因果関係を見だし難い状況ではあるものの、この海域においては、夏期の貧酸素水塊の発生にともなってタイラギの大量へい死が生じるリスクは高いと言える。A3海域がタイラギ生息域として機能していた1980年代以前は、底層溶存酸素量は現在より高く推移していた可能性が高く、長期的な貧酸素化傾向がこの海域におけるタイラギ資源の減少要因に大きな影響を与えている可能性が想定される。

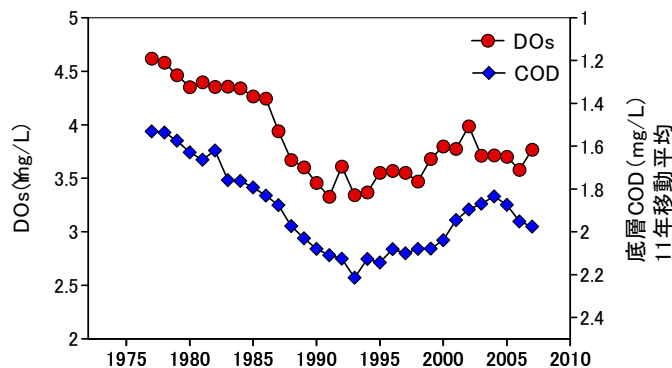


図 4.4.74 有明海湾奥部底層における 11 年間で年々の成層強度変動を除いた溶存酸素量 (DO_s) と 11 年移動平均した COD の経年変化 (速水 2007 を改変)

1970 年代から 2000 年代までの 7 月の浅海定線調査結果について、底層 DO と成層強度をあわせて解析することで、大規模な出水による短期的な成層強度の変動の影響を除き、貧酸素化の長期的な変化を検討し図示したもので、1990 年代前半を谷とした貧酸素の進行が認められる¹⁹⁾ (速水、2007)。

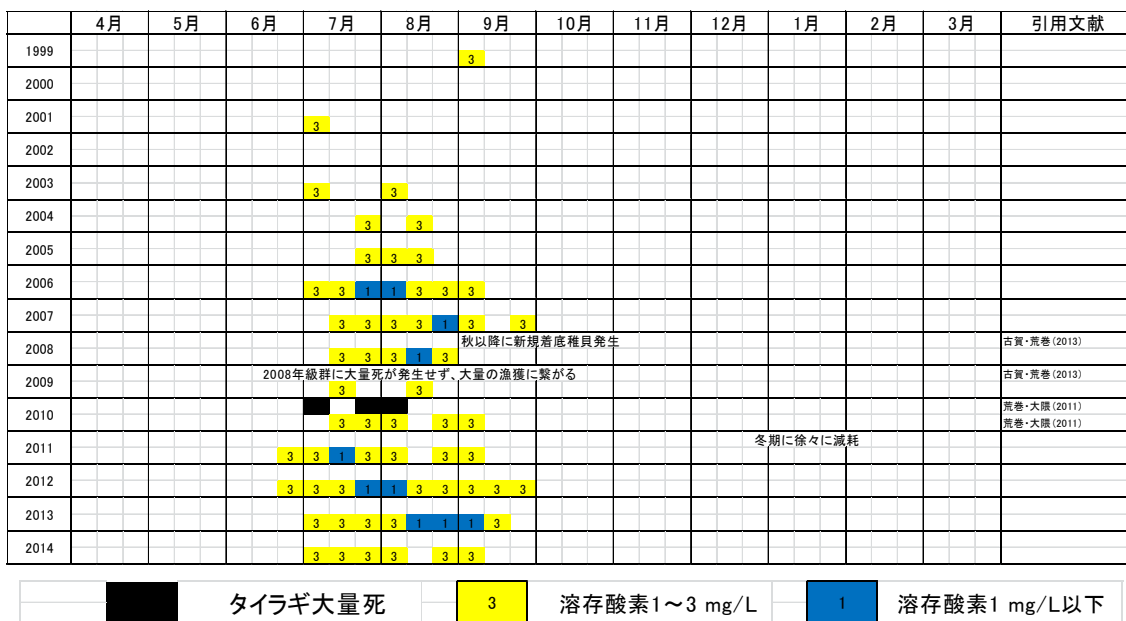


図 4.4.75 A3 海域のタイラギ生息域における溶存酸素とタイラギ大量死との関係 既往文献および水産総合研究センターによる観測結果から整理した

ii) 浮遊幼生の発生量減少による影響

2010年以降のタイラギ資源量低迷の減少として考えられるのが、浮遊幼生の発生量減少である。これについて、2008年からの調査結果において、A3海域におけるタイラギ浮遊幼生量は2012年以降、それ以前に比べて1/10~1/4程度と低位で推移している（(8)有明海全体一有用二枚貝の減少参照）。

本海域におけるタイラギ生息量は、年による変動はあるものの1990年代前半まではA2海域と同程度あるいはそれ以上の分布がみられた。しかし、1990年代後半以降は、2009年を除いてまとまった量の成育がみられなくなった。漁獲量の減少が顕在化しはじめた1990年代以降の調査結果によれば、この海域では着底時期の稚貝の量が極めて少ない。これが漁獲量低迷につながっている。稚貝量の変動には、浮遊幼生の発生量と、着底後の死亡率が影響する。2003年の浮遊幼生量の分布を見ると、1980年代と大きく変わらない密度で出現しているものの、着底稚貝（及び成貝）がみられなくなっている（図4.4.76）。この状態は、2008~2010年を除き、2003年から2011年まで確認されている。したがって、この期間については、2008~2010年を除いて、着底後の死亡率の上昇が起きたと考えられる。2012年以降については、後述するように、A3海域で浮遊幼生発生量が極めて低位で推移しており、浮遊幼生発生量の減少も影響していると考えられる。

なお、1980年代には、有明海湾奥部（A2・A3海域を合わせたもの）のタイラギ成貝は2~3世代で構成されていたが、1999年には1歳のみになっていた^{20), 21)}（図4.4.77）。このことから、漁獲量の低迷が続く1990年代後半以降には、複数の世代で資源が構成されることがなくなり、タイラギ資源の再生産が縮小、不安定化していることがうかがえる。

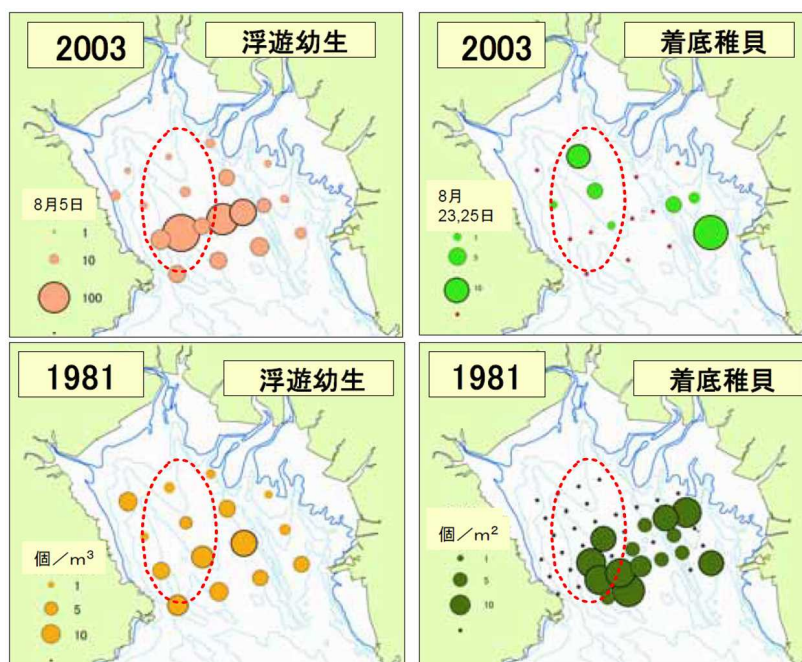


図 4.4.76 1981年と2003年のタイラギの浮遊幼生、着底稚貝の分布域の比較
出典：平成18年委員会報告書

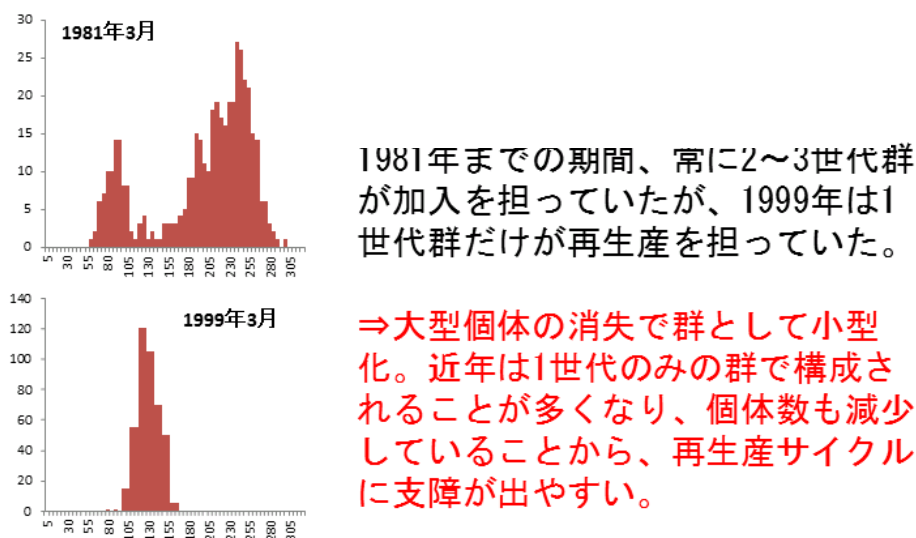


図 4.4.77 1981年と1999年のタイラギ殻長組成の比較

出典：

1981年のコホート：タイラギ漁場の形成条件・特に付着器質に関する研究（島崎ら 1984 佐賀県有明水試昭和 58 年度指定調査）

1999年のコホート：有明海北東部漁場におけるタイラギの資源変動（松井 繁明 2002 福岡県水産海洋技術センター研究報告第 12 号 29-35）

iii) 浮泥による影響

着底後の死亡については、浮泥が影響しているとの報告がみられる。浮遊幼生には着底時の底質選択性はなく、砂のない泥の基質ではへい死（砂のある基質では着底後に足糸で砂粒や貝殻に固着して生存）することが実験によって既に確認されている²²⁾（川原ら 2004）。そのため、海底上の砂粒や貝殻など、タイラギ稚貝が固着する基盤が浮泥（シルト・粘土分）によって覆われてしまうと、タイラギ稚貝の生残に悪影響を及ぼすと推定される（図 4.4.78、図 4.4.79）。タイラギの覆砂実証調査（福岡県・佐賀県）からは、浮泥の堆積がみられない A 2 海域の覆砂区ではタイラギ稚貝は生残するが、浮泥が多い A 3 海域の覆砂区域ではタイラギ稚貝の生息密度が低下してほとんどみられなくなるとの結果が得られている²³⁾（環境省 有明海・八代海総合調査評価委員会（2006（平成 18）年 12 月）委員会報告）。タイラギの着底稚貝は足糸で底質に殻体を固定して直立し、ろ水活動によって摂餌と呼吸を行うが、海底面を覆う浮泥層厚が着底稚貝の体サイズを越えてしまうと浮泥中に埋没してしまい、着底のみならず、その後のろ水活動にも悪影響を受けて成長阻害や死亡などの影響を受けている恐れがある²⁴⁾（塚本ら 2008）。ただし、A 3 海域は、浮泥を含む堆積物について、データのある 2009 年以降において全 9 調査地点で単調な増加傾向はみられなかった（詳細は「イ）ベントスの変化」に記載した）。このため、浮泥がタイラギ資源の長期的な減少に影響したかどうかは不明である。なお、本海域は、その大半は中央粒径値が 7 を越える軟泥域であり、底質の泥化について 1975 年から現在にかけて、海域全体で単調な泥化傾向はみられないが、場所により一定期間泥化を示した地点がある（詳細は「イ）ベントスの変化」に記載した）。このため、有用二枚貝などの水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質の改善が有効な場合もあると考えられる。

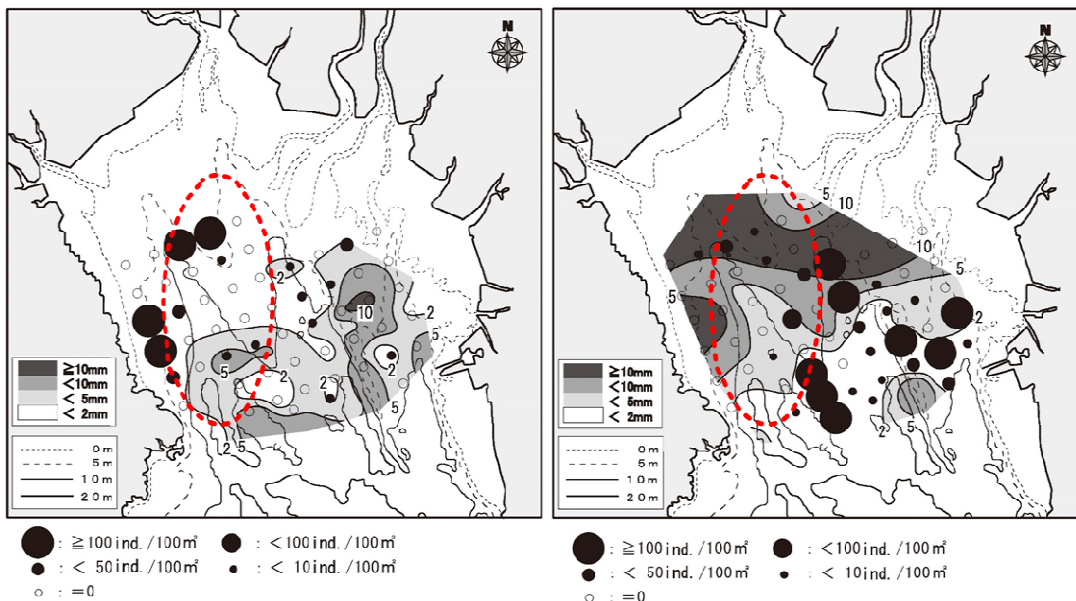


図 4.4.78 2008年(左)と2009年(右)のタイラギ着底稚貝出現密度と浮泥層厚の水平分布
(出典：古賀・荒巻 2013 一部改変)

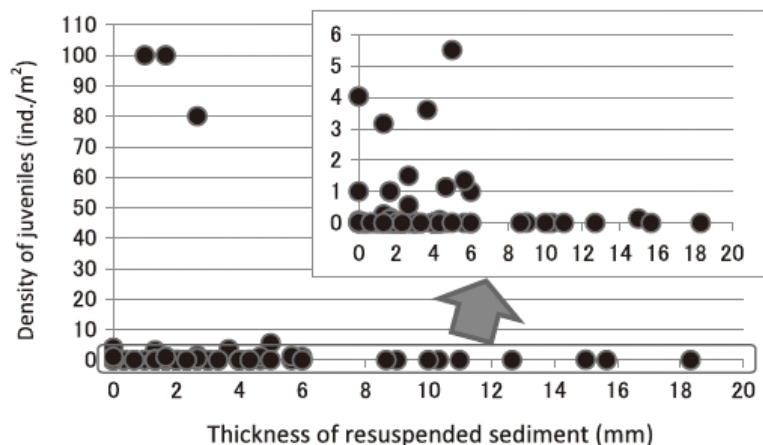


図 4.4.79 2008～2010年の8月に観測された浮泥層厚とタイラギ着底稚貝の出現密度との関係 (古賀・荒巻 2013 一部改変)
出典：古賀・荒巻 (2013) 佐賀県有明水産振興センター研究報告 26号, p13-24.

ここでA3海域の浮泥の挙動について述べる(浮泥の再懸濁画分(SS)が移植タイラギ稚貝に与える影響について調べられた結果については、(2) A2海域 p. 30 参照)。図 4.4.80 に示した調査地点P6における調査結果によれば、密度法による浮泥層厚の経時変化は少なく、2015年の8月上旬に10mmを超えた以外は7mm前後で推移しており²⁵⁾(図 4.4.81)、先に示したA2海域よりも大きな値を示した。

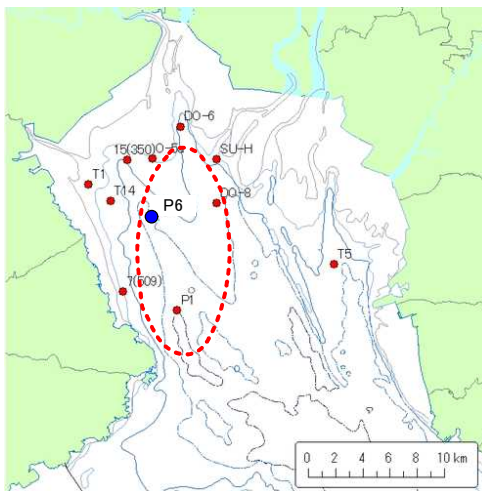


図 4.4.80 A3海域における浮泥モニタリング調査地点

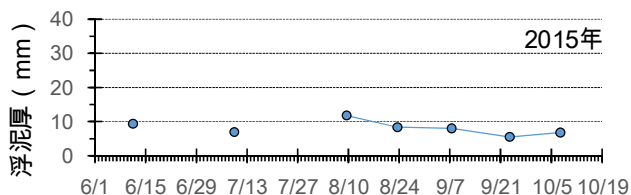


図 4.4.81 A3海域における浮泥層厚の経時的変化

出典：平成27年有明海二枚貝類の減少要因解明等調査より

A3海域（調査地点P6）の浮泥分画の物理化学的性状については、中央粒径（Md φ）でA2海域（調査地点T5）よりも大きな値を示し、有機炭素含量でもやや大きな値を示した。クロロフィル色素量は中央値で他海域と同程度であるものの変動が大きい²⁵⁾（図 4.4.82）。

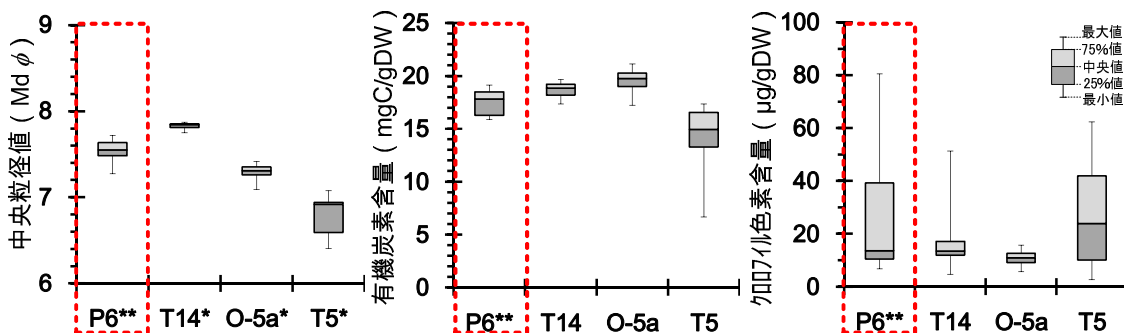


図 4.4.82 A3海域の夏期（2015年）における浮泥の中央粒径値、有機炭素含量、クロロフィル色素含量

*は2014年、**は2015年のデータ、それ以外は両年のデータを使用。

出典：平成27年有明海二枚貝類の減少要因解明等調査より

iv) その他の原因・要因

タイラギ資源の減少要因の一つとして、ナルトビエイによる食害がある。詳細は(8)有明海全体ー有用二枚貝の減少に記載した。

その他の減耗要因としては、前回委員会報告書でも漁獲圧、ウィルス、化学物質について考察されている。

タイラギの資源管理策については、漁場における資源調査結果に基づき、漁期や操業時間を漁業者や試験研究機関も交えた協議会において調整が行われている。一方で、近年、浮遊幼生や着底稚貝の量が過去と比較して非常に低位で推移している。このような状況の中で、資源の回復へ寄与する規模の浮遊幼生発生量を確保するために、保護すべき親貝資源量の把握など、資源の持続的な利用に向けた知見が得られていないことが課題の一つとして挙げられる。

b) サルボウ

A3海域周辺のサルボウについては、A1海域との境界付近に生息しているため、漁獲量が多いA1海域にまとめて記載した。

エ) まとめ

A3海域（有明海湾奥西部）では、問題点として「有用二枚貝の減少」がみられ、その原因・要因の考察を行った。なお、問題点の明確な特定には至らなかったが、ベントス（底生生物）については種組成や個体数の変化が確認されたことに留意する必要がある。

なお、「魚類等の変化」に関する原因・要因の考察や、「有用二枚貝の減少」の要因のうちエイ類による食害等に関する考察については、有明海全体でまとめて別に記載した（（8）有明海全体－有用二枚貝の減少、（9）有明海全体－ノリ養殖、魚類等参照）。

ベントスについては、1988年以前のデータがなく、1970年頃と現在の変化は不明である。1989年夏期及び2000年夏期のデータ並びに2005年から約10年間のデータにより、傾向の整理を行った。

具体的には、1989年夏期と2000年夏期の調査を比較すると、全マクロベントスの平均密度が5,577個体/m²(1989年)から1,658個体/m²(2000年)へと約1/3に減少しており、多毛類、甲殻類等は増加し、二枚貝類、クモヒトデ類は減少していた。また、調査手法は異なるが、2005年以降のモニタリング結果では、種組成はさらに変化し、2007年頃までは節足動物、それ以降は環形動物が個体数の上で高い割合を占め、二枚貝類が多くみられた。2005年以降、全1調査地点（Asg-4）で環形動物門の種類数に増加傾向がみられたが、これ以外の分類群では、種類数、個体数に単調な増加・減少傾向はみられなかった。2005年以降のデータでは、特定の優占種（ホソツツムシ等の短命種やダルマゴカイ等の有機汚濁耐性種）により、総個体数が大きく変動している。最大値は最小値の約30倍になっており、群集構造の年変動が大きいと考えられる。

ベントスの生息と密接な関係があるといわれる底質については、1988年以前のデータがなく、1970年頃と現在の変化は不明であり、1989年以降のデータから単調な変化傾向はみられなかった。本海域では底質の動向とベントスの生息に明確な関係の有無は確認されなかった。

- 底質の泥化（細粒化）については、1975年から2010年にかけてのデータでも、ベントスとの比較ができる1989年から2010年にかけてのデータでも、海域全体で単調な泥化傾向はみられなかった。なお、含泥率について、場所によっては上昇傾向を示す地点がみられることに留意が必要である（2008年から2013年にかけてのデータより）。
- 底質の硫化物については、1989年から2010年にかけてのデータでは海域全体で単調な増加・減少傾向はみられなかった。総硫化物量が0.5mg/g以上の地点は全17調査地点のうち2～5地点であり、隣接するA2海域より多い。
- 底質の有機物に関して、強熱減量は1989年から2010年にかけてのデータでは、海域全体で単調な増加・減少傾向はみられなかった。強熱減量が10%以上の地点は全17地点のうち12～15地点であり、隣接するA2海域より多い。また、CODは2001年以降の期間におけるデータでは、全1地点で8～15mg/g程度であり、増加傾向がみられた。
- 浮泥を含む堆積物については、埋没測定板を用いた堆積厚の調査を行った2009年から2015年にかけて全9調査地点で単調な増加傾向はみられず、場所

によっては一定期間減少傾向がみられた地点がある。

次に、ベントスの生息と密接な関係があるといわれる貧酸素水塊の出現状況について考察した。なお、3章 6. 貧酸素水塊に記載したとおり、貧酸素水塊が有明海奥部で発生することが示されている。

強い成層が発達する夏期(6~9月)にA1海域との境界域で発生した貧酸素水塊がしばしば拡大し、広範囲に貧酸素状態になる。月1回の調査による底層溶存酸素量の年間最低値は、1972年以降、全1調査地点で1~5mg/L程度であり、低下した。また、連続観測調査による底層溶存酸素量の日間平均値の年間最低値は、2004年以降のデータでは全2調査点のうち1地点(P6)で毎年2.0mg/Lを下回っている。他の1地点(P1)は1~3mg/L程度である。

有用二枚貝のうちタイラギについては、2009~2010年漁期にはA3海域で成貝の大量成育が認められ、漁獲量の回復がみられたが、2010年夏期には大量へい死が生じ、以降は再び低迷している。

漁獲量については海域毎に示せないが、成貝の分布状況(各年度の定点間平均密度)の変化によれば、1976年におけるデータからタイラギ成貝が100個体/100m²以上存在した地点もあったが、その後減少し、1996年から2011年まではnd~22.1個体(全平均1.9個体)/100m²、2012年以降はnd~0.1個体(全平均0.06個体)/100m²となっており、2012年以降に資源量の低下傾向が顕著になっている。また、1997年以降の稚貝の分布状況(各年度の定点間平均密度)の変化によれば、1997年から2011年まで、タイラギ稚貝がnd~33個体(全平均5個体)/100m²存在したが、2012年以降は0.2~3個体(全平均1.7個体)/100m²となっており、稚貝の資源量の低下傾向が顕著になっている。タイラギ浮遊幼生の発生量は2012年以降、それ以前に比べて1/10~1/4程度と低位で推移している。こうした資源量の急減により、2012年から2015年にかけて4年連続の休漁に追い込まれている。

A3海域では、貧酸素水塊がタイラギの資源減少の要因の一つと推定される。前述のように、底層溶存酸素量の年間最低値は1972年以降減少している。夏期のタイラギ生息調査データのある1999年以降において、2008年に徐々にまとまった量の稚貝が発生し、2009年の漁期にかけて豊漁となった。2009年夏期は貧酸素累積日数が少なく、貧酸素化は比較的軽微であった。2010年夏期には、貧酸素水塊の発達に伴ってタイラギ成貝の大量へい死が発生した。

また、タイラギの浮遊幼生や着底稚貝の量が非常に低位で推移している。このような状況の中で、保護すべき親貝資源量の把握など、資源の持続的な利用に向けた知見が得られていないことが課題の一つとして挙げられる。

タイラギ稚貝が浮泥の堆積によって覆われるとその生存に悪影響を及ぼすと推定される旨の報告や、底層付近のSS濃度が高いとタイラギの生残率が低いというデータがある。一方、本海域において、浮泥を含む堆積物について、データのある2009年以降において全9調査地点で単調な増加傾向はみられなかった。このため、浮泥がタイラギ資源の長期的な減少に影響したかどうかは不明である。なお、底質の泥化について、1975年以降のデータをみると、海域全体で単調な泥化傾向はみられないが、場所により一定期間泥化を示した地点があるため、有用二枚貝などの水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質の改善が有効な場合もあると

考えられる。

サルボウについては、問題点として夏期にへい死が生じている。2001年、2004年、2006年、2011年及び2012年には大量へい死がみられた。

その要因として、夏期の底層における著しい貧酸素化（溶存酸素量 1mg/L 未満）と貧酸素化に伴う底泥及び海底直上水中の硫化水素の増加により、へい死を引き起こしている可能性が高いと推測される。

その他、有用二枚貝の減少を引き起こすおそれがある共通の要因の一つとして、エイ類による食害がある。詳細は（8）有明海全体-有用二枚貝の減少に記載した。

参考文献

- 1) 速水祐一、山本浩一、大串浩一郎、濱田孝治、平川隆一、宮坂仁、大森浩二（2006）：夏季の有明海奥部における懸濁物輸送とその水質への影響, 土木学会海岸工学論文集, 第 53 巻, p. 956-960.
- 2) 園田吉弘、滝川清、床次武富、早田功、齋藤孝（2008）：有明海における水質・底質の実測データに基づく海域環境の変動特性, 土木学会海岸工学論文集, 第 55 巻, p. 1021-1025.
- 3) 横山勝英、山本浩一、河野史郎（2008）：有明海北東部及び筑後川感潮河道における地形・底質・形態別リンの季節変動と土砂移動経路に関する考察, 土木学会論文集 B, Vol. 64 No. 2, p. 83-98.
- 4) 環境省 有明海・八代海再生フォローアップ調査
- 5) 環境省 有明海・八代海再生重点課題対策調査
- 6) 園田吉弘、滝川清、齋藤孝、青山千春（2012）：有明海湾奥部沖神瀬西地点における底生生物分布特性と海域環境変動特性, 土木学会論文集 B2(海岸工学), Vol. 68, No. 2, p. I_1026-I_1030.
- 7) 濱田孝治、速水祐一、山本浩一、大串浩一郎、吉野健児、平川隆一、山田祐樹（2008）：2006年夏季の有明海奥部における大規模貧酸素化, 海の研究, 17, p. 371-377.
- 8) 荒巻 裕、大隈斉（2011）：有明海佐賀県海域で2010年夏季に発生したタイラギ1歳貝の大量斃死について, 佐有水研報, 25, p. 1-7.
- 9) 松原賢・吉田幸史・首藤俊雄（2011）：有明海佐賀県海域におけるノリ漁期の植物プランクトンの出現動向(1989-2010). 佐賀県有明水産振興センター研究報告, 第 25 号, pp. 21-35.
- 10) 吉田誠（2012）：有明海で発生する有害鞭毛藻－*Chattonella*を中心に. 豊穰の海・有明海の現状と課題（大嶋雄治編）、恒星社厚生閣, 東京, pp. 25-38.
- 11) 片野俊也・吉野健児・伊藤祐二・速水祐一（2013）：有明海奥部の植物プランクトンの季節変化：特に夏季, 冬季の有害赤潮と環境要因の関連について. 沿岸海洋研究, 51(1), 53-64.
- 12) 古賀秀昭・荒巻裕（2013）：佐賀県有明海におけるタイラギ漁業の歴史と漁場形成要因. 佐賀県有明水産振興センター研究報告. 第 26 号, pp. 13-24.
- 13) 真崎邦彦・小野原隆幸（2003）：有明海湾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. 第 21 号, pp. 29-36
- 14) 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, 第 56 巻, pp. 1006-1010.
- 15) 柳哲雄（2004）：貧酸素水塊の生成・維持・変動・消滅機構と化学・生物的影響. 海の研究, 第 13 巻 第 5 号, pp. 451-460.

-
- 16) 荒卷裕・大隈斉 (2011) : 有明海佐賀県海域で2010年夏季に発生したタイラギ1歳貝の大量斃死について. 佐賀県有明水産振興センター研究報告, 第25号, 1-7.
 - 17) 徳永貴久・児玉真史・木元克則・柴原芳一 (2009) : 有明海湾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, 第56巻, pp. 1011-1015.
 - 18) 郡司掛博昭、大嶋雄治、松井繁明、田上航、今石幸治、本田匡人、諸石淳也、姜益俊、島崎洋平、本城凡夫 (2009) : 低酸素海水に反復暴露したリシケタイラギ (*Atrina lischkeana*) の浮上行動とへい死. 九州大学大学院農学研究院学芸雑誌, 第64巻 第1号, 19-22.
 - 19) 速水祐一 (2007) : 有明海奥部の貧酸素水塊. 海洋と生物, 第173号, pp. 577-583.
 - 20) 島崎大昭・杉原雄二・山下康夫 (1984) 「昭和58年度指定調査研究総合助成事業報告書. タイラギ漁場の形成条件・特に付着基質に関する研究 (昭和56~58年度総括). 佐賀県有明水産試験場」
 - 21) 松井繁明 (2002) : 有明海北東部漁場におけるタイラギの資源変動. 福岡水海技センター研究報告, 第12号, pp. 29-35.
 - 22) 川原逸朗、山口忠則、大隅斉、伊藤史郎 (2004) : タイラギ浮遊幼生の飼育と着底・変態. 佐賀県有明水産振興センター研究報告, 第22号, pp. 41-46.
 - 23) 環境省 有明海・八代海総合調査評価委員会 (2006 (平成18)年12月) 委員会報告
 - 24) 塚本達也, 田中勝久, 那須 博史, 松岡數充 (2008) 有明海の浮泥がタイラギに及ぼす影響. 水産増殖 56: 335-342.
 - 25) 水産総合研究センター・佐賀大学 (2016) 「平成27年度有明海・八代海再生評価支援 (有明海二枚貝類の減少要因解明等調査)」, 212 pp.

(4) A4海域(有明海中央東部)

ア) この海域の特性

A4海域(有明海中央東部)は図4.4.83に示すように、有明海中央の東側に位置し、主に干潟前面の浅海域である。

A4海域南側には白川、緑川が流入し、底質については、滝川ら(2002)によると、河口付近とその沖合で異なっており、白川河口では泥分が減少傾向にあるのに対して緑川河口では泥分が増加傾向にある、と報告している¹⁾。

流況・流動については、滝川ら(2005)によると全体的には湾奥向きの平均流が形成されており、南側の湾央側では白川・緑川等から流入する河川水と湾口からの外海水がぶつかる境界で潮目が形成され、鉛直的には下降流が形成されている²⁾。熊本港の沖合に形成される潮目の下には懸濁物が集積することが報告されている²⁾。

水質については、滝川ら(2002)によると、熊本地先では、栄養塩濃度は降水量・河川流量に大きく左右され、夏期には表層から水深5m付近にかけて成層化が生じた場合があることを報告している¹⁾。

底質については、熊本港地先は泥質で、有機物、栄養塩が多い^{3)、4)}。沖合は砂泥質で、有機物、栄養塩が少ないものの^{3)、4)}、潮目の下では硫化物が多いことが報告されている⁵⁾。

貧酸素水塊については、熊本港地先において、夏期の小潮期に弱い貧酸素水塊が観測されるが⁶⁾(熊井ら2012)、生物の大量死を引き起こすほどの規模ではない。

赤潮について、本海域は、2011～2015年の赤潮発生件数が45件である(図4.4.150参照)。

本海域ではノリ養殖が行われている。

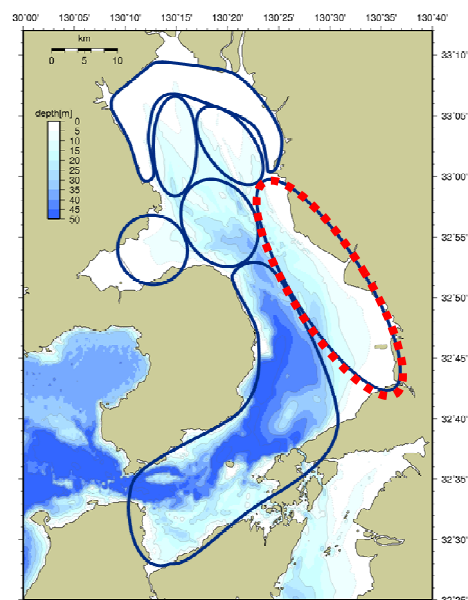


図 4.4.83 A4海域位置

イ) ベントスの変化

a) 現状と問題点の特定

A4海域では1992年以前のベントスのモニタリング結果がなく、1970年頃と現在の変化は不明である。ここでは1993年以降のモニタリング結果から、以下のとおり傾向の整理を行った。

1993年から熊本地先においてベントスのモニタリングが年2回行われている。その結果を図4.4.85に示す。種類数は、軟体動物門に増加傾向がみられ、これ以外の分類群では単調な増加・減少傾向はみられなかった。個体数は、棘皮動物門に増加傾向がみられ、これ以外の分類群では単調な増加・減少傾向はみられなかった。2007年以降、個体数の変動が大きく、季節によって軟体動物門の個体数が100倍以上異なるという現象がみられ、群集構造の年変動が大きいと考えられる。この変動を作り出しているのは主にホトトギスガイであり、本種は他種が減少した際や適した生息環境が見つかった際に大量に着底する日和見種である。岸寄りのNo.②地点では特に変動が顕著であった。実際に個体数が大きく変動していること、本種が極めて狭い範囲に高密度で生息していること、の両方の要因によってこの変動が生み出されたと思われる。

また、緑川河口域の2009年の調査においてはホトトギスガイマットが形成されていることが確認されている⁷⁾(堤ら2013)。

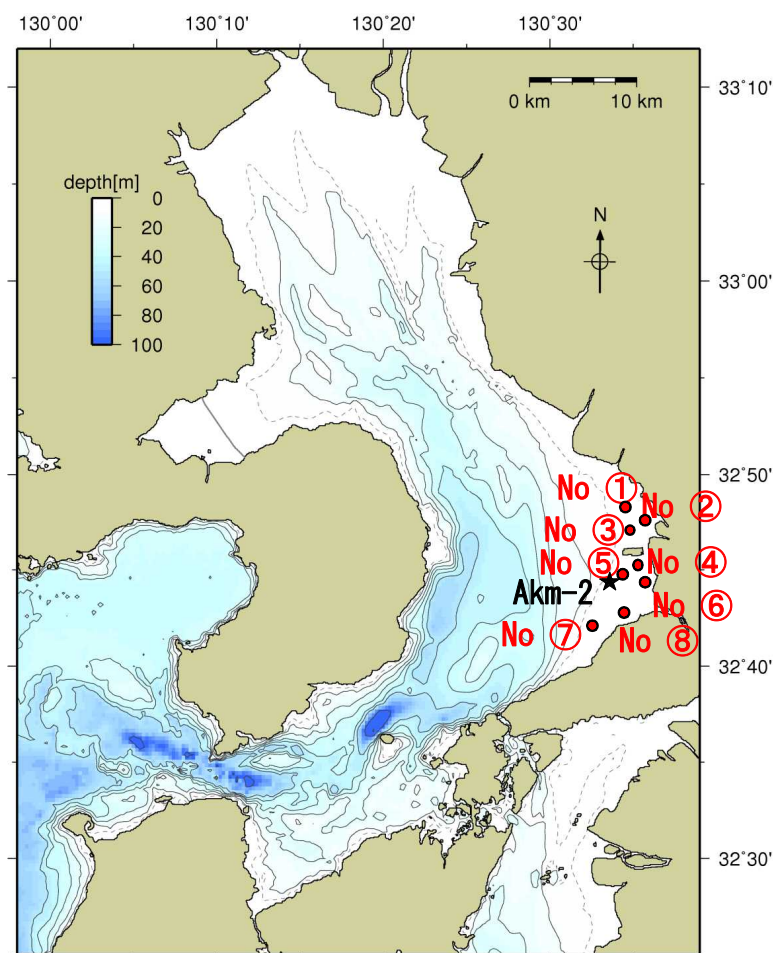


図 4.4.84 A4海域調査地点図

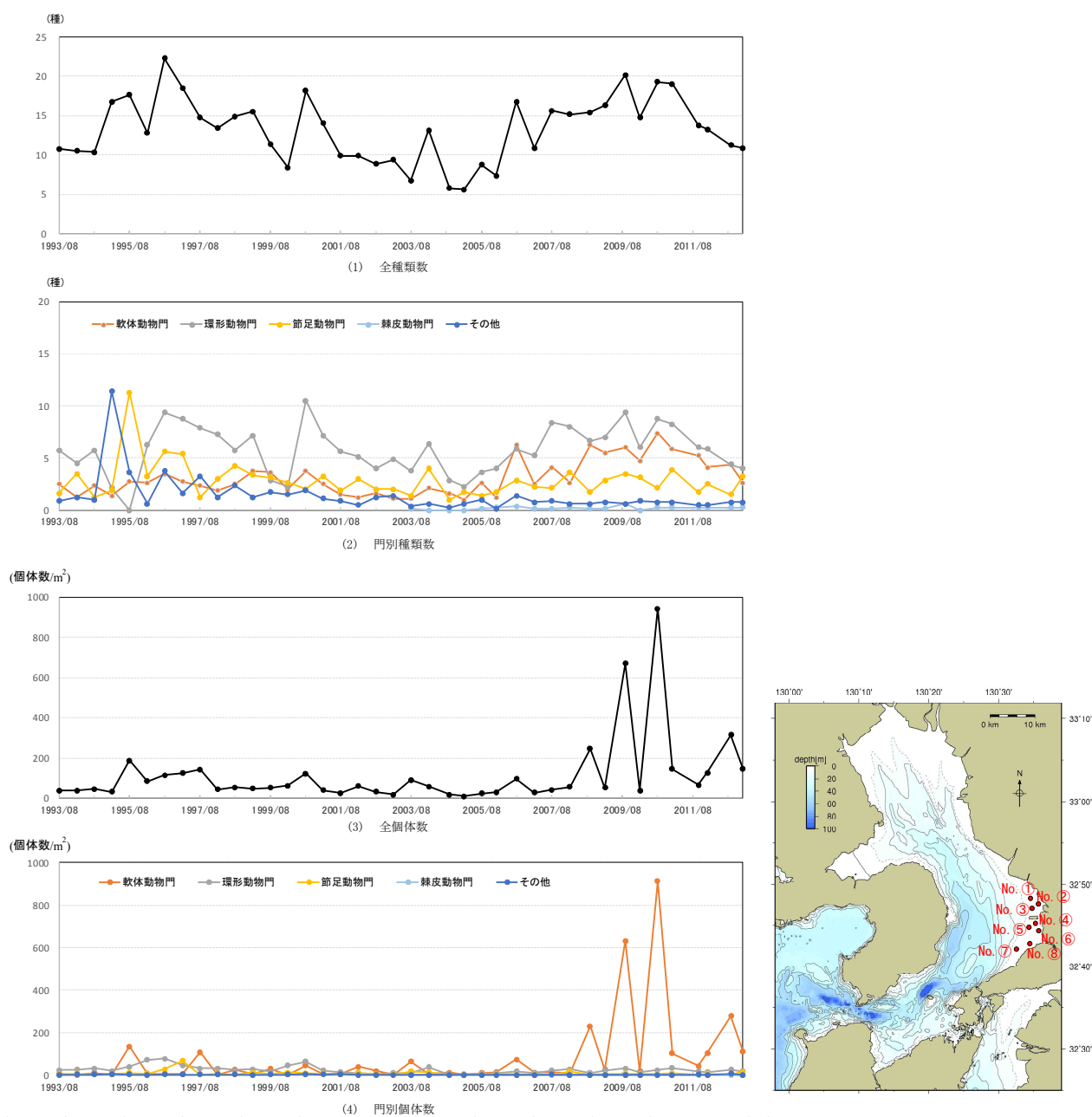


図 4.4.85 熊本地先におけるベントスの推移

(右下図の8地点の平均：採泥回数2回)

出典：熊本県による調査結果を整理

また、熊本地先の沖合側では 2005 年以降、ベントスのモニタリングが行われている。結果を図 4.4.86 に整理した。種類数・個体数ともに、節足動物門に減少傾向がみられた。これ以外のベントスは単調な増加・減少傾向はみられなかった。主要種では節足動物門がみられなくなり、環形動物門がみられる頻度が高くなってきている。2005 年以降、日和見的で短命な有機汚濁耐性種（シズクガイ等）が断続的に主要種となっている

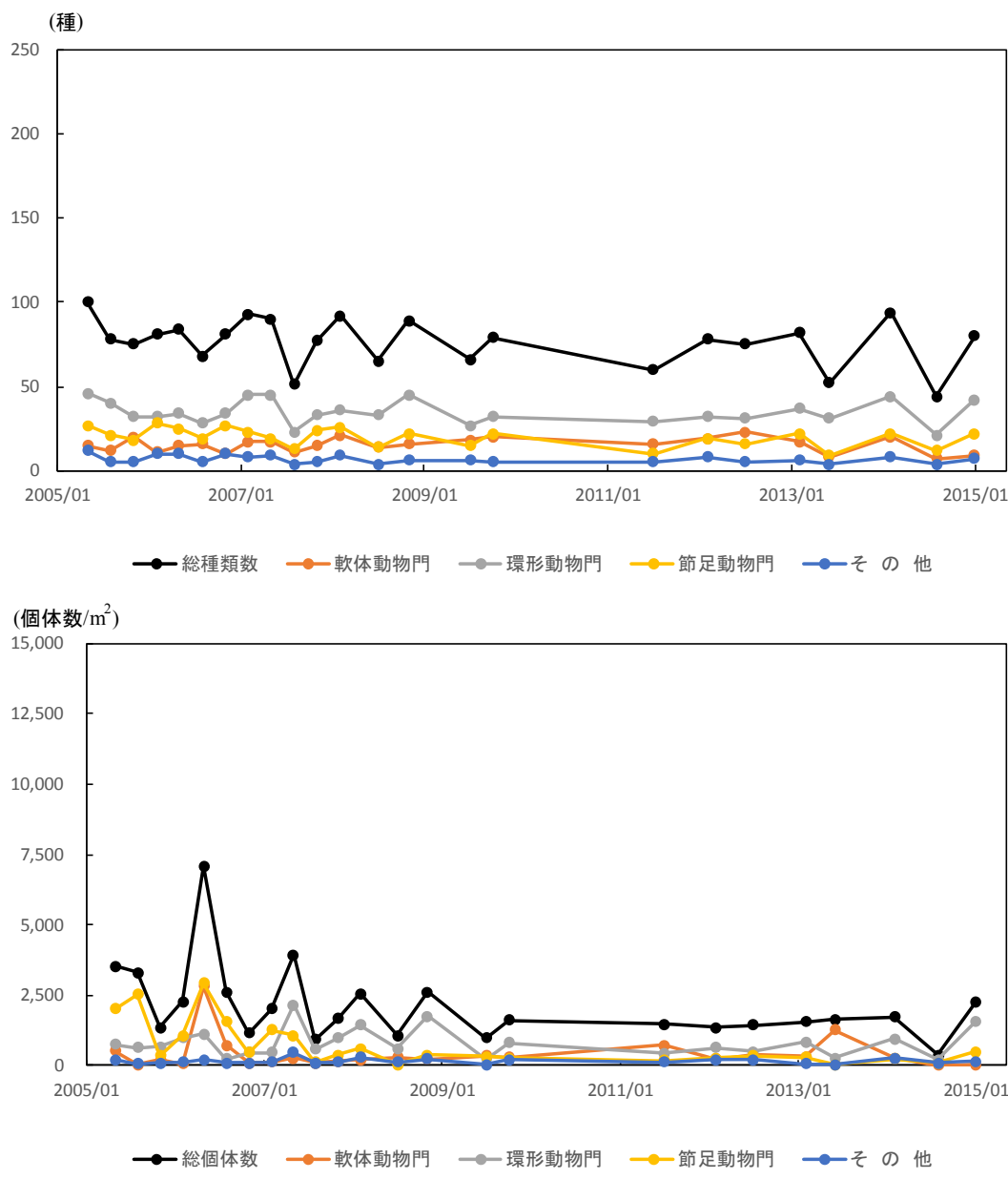


図 4.4.86 A 4 海域におけるベントスの推移
 (熊本地先の沖合側の Akm-2 地点：採泥回数 10 回)
 出典：環境省 有明海・八代海再生フォローアップ調査結果
 有明海・八代海再生重点課題対策調査結果 等

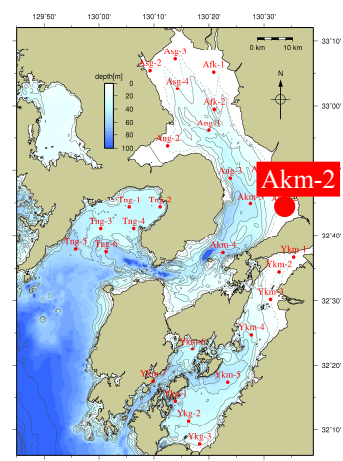


表 4.4.10 A4海域におけるベントスの出現主要種の推移

A-4			
Akm-2			
年月	門等	種名	個体数割合
2005/05	節足動物門	カムシ目	21.2%
	節足動物門	Ampelisca sp.	20.8%
2005/08	軟体動物門 二枚貝類	シズクガイ	12.0%
	節足動物門	カムシ目	58.5%
2005/11	環形動物門	モロココカイ	10.5%
	節足動物門	Ampelisca sp.	9.2%
2006/02	環形動物門	イトコカイ科	15.6%
	節足動物門	フロスカメ	13.9%
2006/05	環形動物門	モロココカイ	5.8%
	節足動物門	カムシ目	32.8%
2006/08	環形動物門	Mediomastus sp.	25.2%
	環形動物門	モロココカイ	5.3%
2006/11	軟体動物門 二枚貝類	ウメノハナガイ	36.7%
	節足動物門	カムシ目	15.7%
2007/02	節足動物門	Photis sp.	8.0%
	節足動物門	カムシ目	55.2%
2007/05	軟体動物門 二枚貝類	シズクガイ	12.9%
	軟体動物門 二枚貝類	ウメノハナガイ	7.9%
2007/08	環形動物門	モロココカイ	14.4%
	節足動物門	カムシ目	11.4%
2007/11	節足動物門	トヨコエビ	7.8%
	節足動物門	カムシ目	47.6%
2008/02	環形動物門	モロココカイ	4.8%
	環形動物門	モロココカイ	4.4%
2008/07	節足動物門	トヨコエビ	15.0%
	環形動物門	Magelona sp.	13.8%
2008/11	環形動物門	モロココカイ	10.5%
	環形動物門	Magelona sp.	33.0%
2009/07	環形動物門	モロココカイ	8.9%
	環形動物門	Mediomastus sp.	7.1%
2009/10	環形動物門	Parapriospio sp. (B型)	20.2%
	節足動物門	クビナカスカメ	9.9%
2009/07	環形動物門	Prionospio sp.	7.4%
	環形動物門	Parapriospio sp. (B型)	12.8%
2008/07	節足動物門	クビナカスカメ	11.5%
	環形動物門	Sigambra tentaculata	6.8%
2008/11	軟体動物門 二枚貝類	シズクガイ	17.2%
	環形動物門	Sigambra tentaculata	14.6%
2009/07	紐形動物門	紐形動物門	8.3%
	環形動物門	マクスビオ	10.3%
2009/10	環形動物門	Parapriospio sp. (B型)	8.2%
	環形動物門	モロココカイ	7.9%
2011/07	軟体動物門 二枚貝類	ウメノハナガイ	17.2%
	節足動物門	トヨコエビ	15.2%
2012/02	軟体動物門 二枚貝類	シズクガイ	6.2%
	環形動物門	モロココカイ	14.9%
2012/07	環形動物門	Prionospio sp.	7.1%
	環形動物門	Mediomastus sp.	6.8%
2013/02	軟体動物門 二枚貝類	シズクガイ	40.7%
	環形動物門	Mediomastus sp.	6.1%
2013/08	環形動物門	モロココカイ	5.7%
	環形動物門	Magelona sp.	16.1%
2014/02	紐形動物門	紐形動物門	9.1%
	軟体動物門 二枚貝類	ウメノハナガイ	5.7%
2014/08	紐形動物門	紐形動物門	11.7%
	節足動物門	トヨコエビ	9.2%
2015/01	環形動物門	モロココカイ	5.5%
	環形動物門	Magelona sp.	9.1%
2015/08	環形動物門	Parapriospio sp. (B型)	7.4%
	環形動物門	Scolecipis sp.	7.3%
2016/02	節足動物門	Photis sp.	77.0%
	軟体動物門 二枚貝類	クビナカスカメ	5.2%
2016/08	軟体動物門 二枚貝類	ヤマトツノガイ	1.8%
	軟体動物門 二枚貝類	ツクガイ科	10.1%
2017/02	軟体動物門 二枚貝類	ウメノハナガイ属	7.7%
	棘皮動物門	ナマコ綱	7.6%
2017/08	棘皮動物門	キノコ科	18.7%
	軟体動物門 二枚貝類	チゴマテ	12.4%
2018/02	節足動物門	スナホリムシ科	9.8%
	軟体動物門 二枚貝類	スダレモシガイ	21.4%
2018/08	軟体動物門 二枚貝類	ミノガイ科	14.6%
	節足動物門	ユボノコエビ科	10.7%

【採取方法】

船上からスミス・マッキンタイヤ型採泥器（採泥面積 0.05m²）を用いて表層泥を採取した。採泥回数は 10 回とした。

【主要種の選定方法】

年ごとに、Akm-2 において個体数が多い順に 3 種抽出した。同数の場合は併記した。

【出典】

環境省 有明海・八代海再生フォローアップ調査結果等より取りまとめ

A4 海域における出現主要種の変遷を詳細にみると、2005 年から 2006 年は主要種のなかでは節足動物が多くみられ、2007 年からは環形動物も多くみられるようになってきている。

なお、汚濁耐性種で強内湾性の海域に生息できるとされているシズクガイが 2005 年から断続的に主要種となっている。

b) 要因の考察

ベントスの生息と密接な関係があるといわれる底質について、1992年以前のモニタリング結果がなく、1970年頃と現在の変化は不明である。ここでは1993年以降の調査結果を中心に要因の考察を行うこととした。

熊本地先の全8調査地点で1993年から行われているモニタリング結果では、泥化については、1地点(No. ①)では粘土・シルト分が60~100%程度で推移し、泥化(粘土・シルト分の増加傾向)がみられたが、他の地点では0~90%程度で推移し、海域全体で単調な増加・減少傾向はみられなかった。また、底質の硫化物については、全8地点でnd~1.2mg/g程度となっており、1地点(No. ⑧)で増加傾向がみられた。底質の有機物に関して、強熱減量は全8地点でnd~10%程度であり、2地点(No. ②及びNo. ⑧)で増加傾向がみられた。また、CODは全8地点でnd~30mg/g程度であり、4地点(No. ①、②、④及び⑥)で減少傾向がみられた。これ以外の地点・項目では海域全体で単調な増加・減少傾向はみられなかった(図4.4.88)。

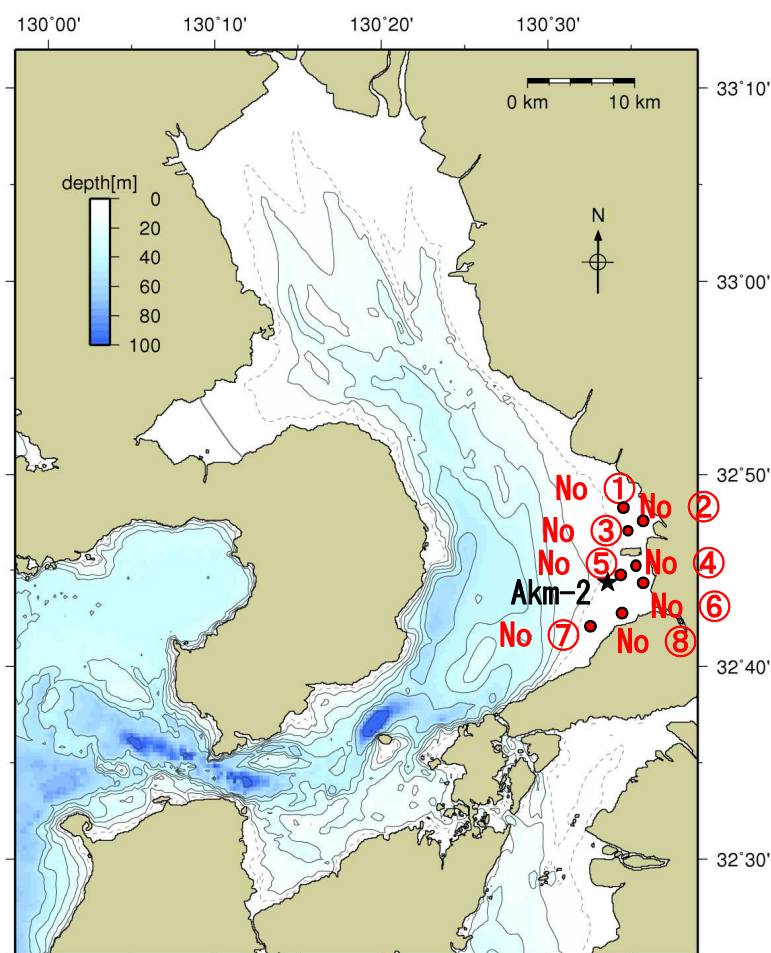
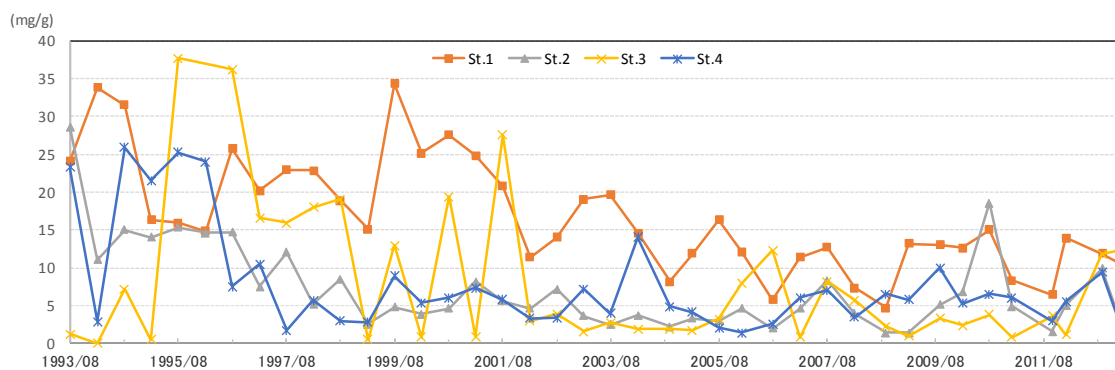
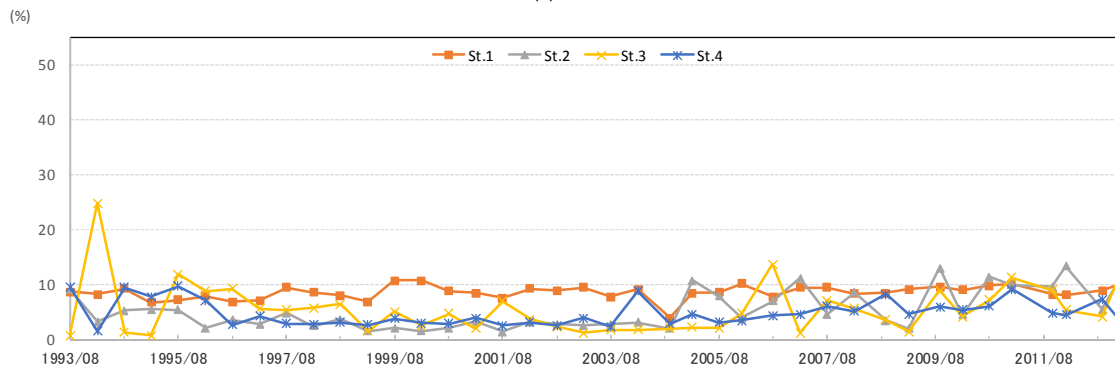


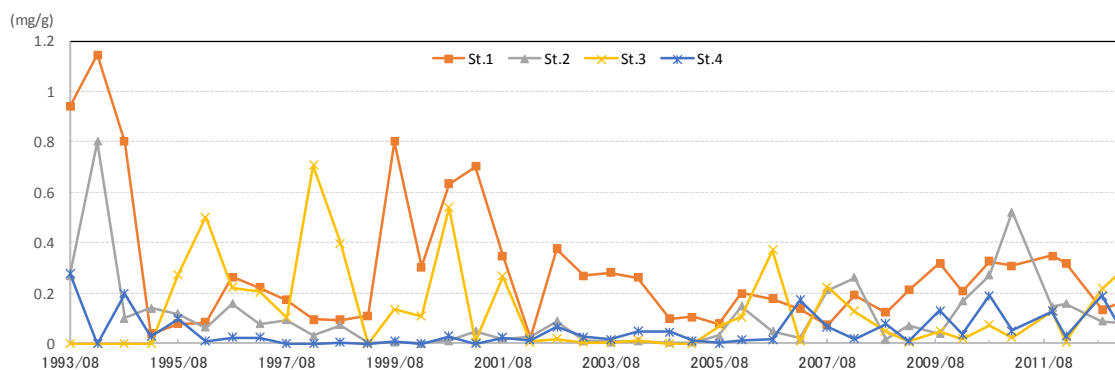
図 4.4.87 A4海域調査地点図



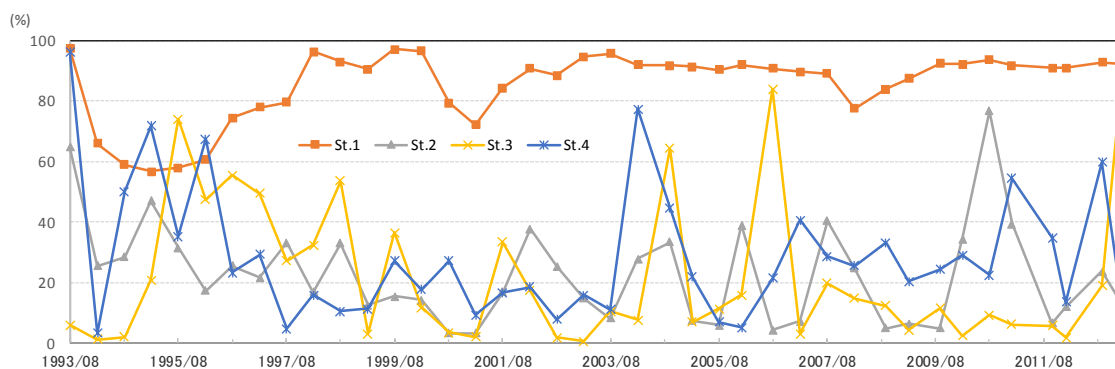
(1) COD



(2) 強熱減量



(3) 全硫化物



(4) 粘土・シルト分

図 4.4.88(1) 熊本地先における底質の推移
 (図 4.4.85 熊本地先におけるベントスの推移と同一地点)
 出典：熊本県による調査結果を整理

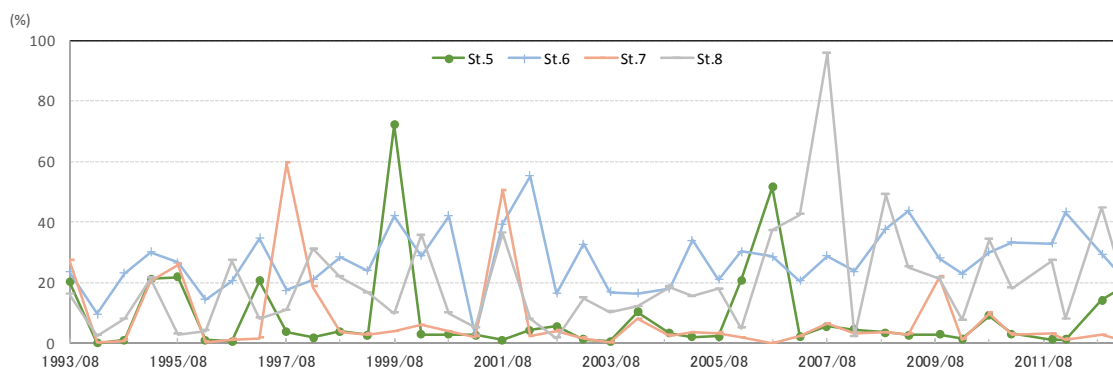
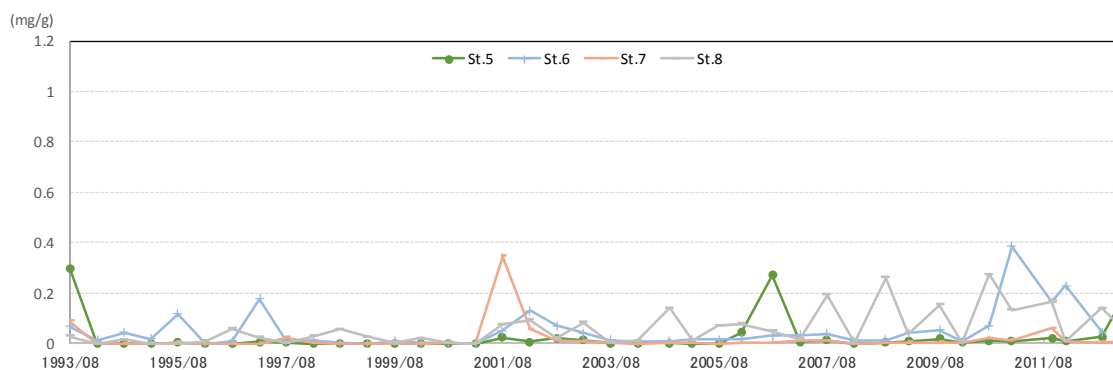
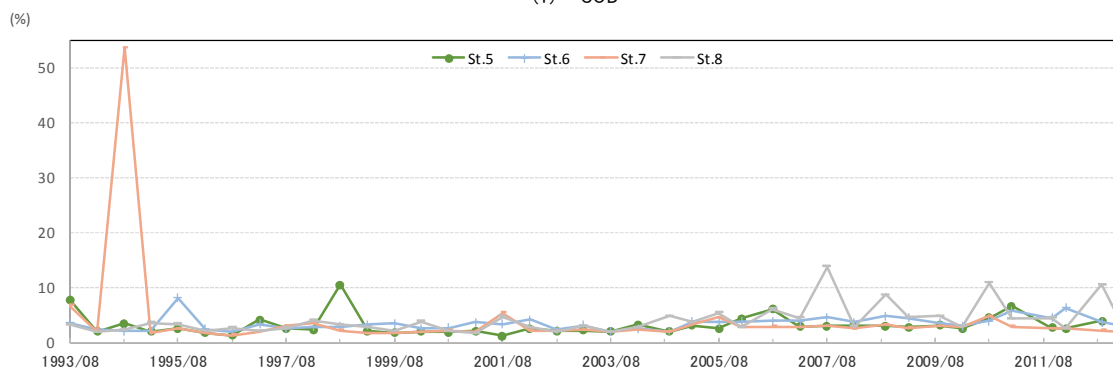
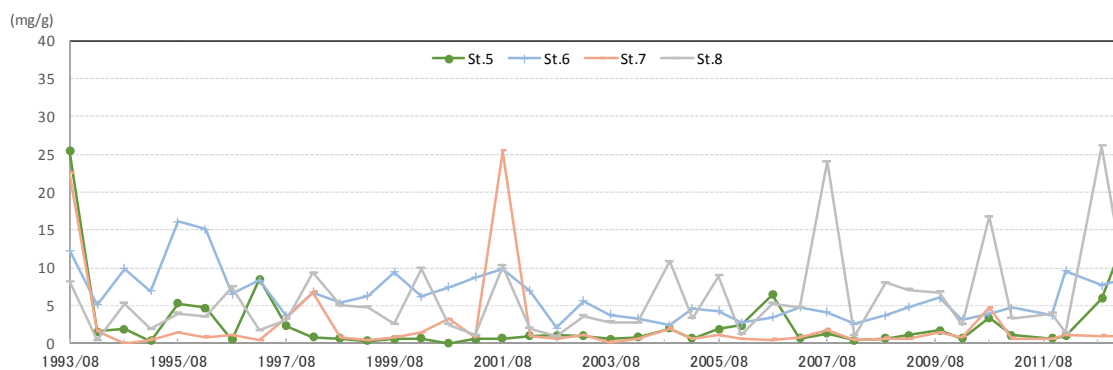


図 4.4.88(2) 熊本地先における底質の推移
 (図 4.4.85 熊本地先におけるベントスの推移と同一地点)
 出典：熊本県による調査結果を整理

また、熊本地先の沖合側の全1調査地点(Akm-2地点)で2001年以降行われているモニタリング結果では、粘土・シルト分は10~70%程度で推移して増加傾向がみられ、底質の泥化傾向が進行していると考えられる。底質の硫化物はnd~0.3mg/g程度であり、増加傾向がみられた。底質の有機物のうち、強熱減量は2~6%程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。また、CODは3~10mg/g程度であり、増加傾向がみられた。(図4.4.89)。

これらの結果から、底質については、本海域では1993年以降のデータから、一部の地点で泥化がみられるが、海域全体としては単調な変化傾向はみられなかった。底質の動向とベントスの生息に明確な関係の有無は確認されなかった。

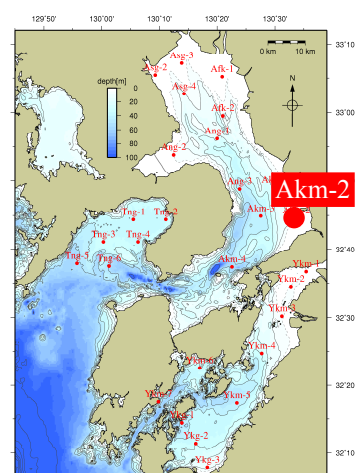
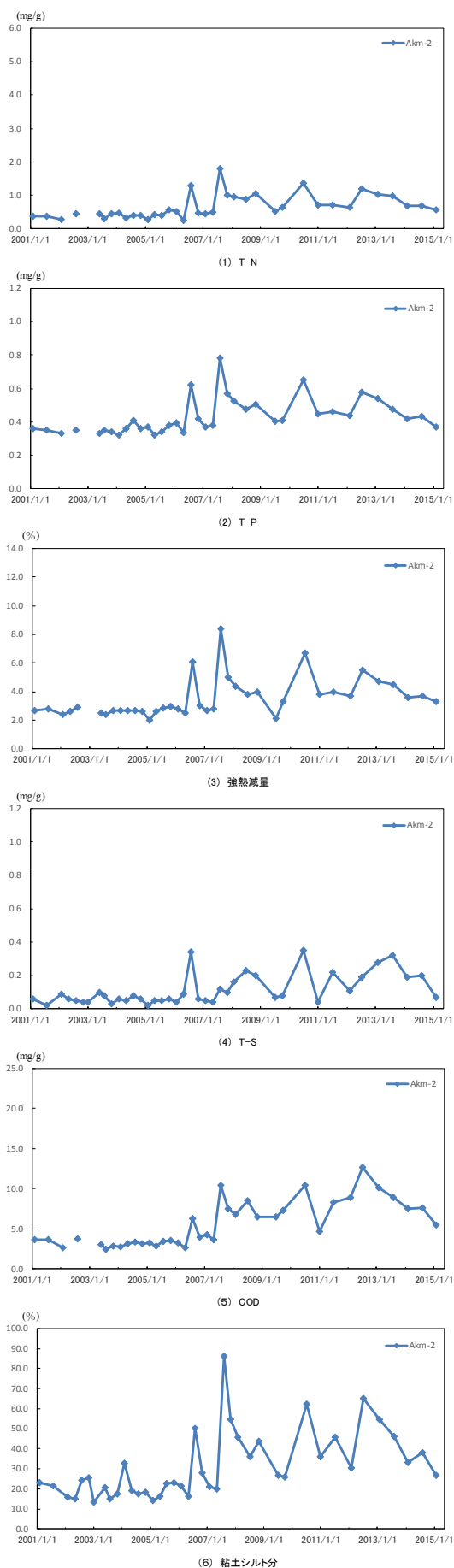


図 4.4.89 A4海域における底質の推移

(図 4.4.86 A4海域におけるベントスの推移と同一地点)

出典：環境省 有明海・八代海再生フォローアップ調査結果等より取りまとめ

ウ) 有用二枚貝の減少

本海域では、荒尾干潟などでは、徒取りによるタイラギの漁獲が過去にみられた。熊本県沿岸ではアサリの漁獲が多く、1977年に65,000tの漁獲を記録したが、その後減少した。2005年から2008年にかけて資源が一時的に回復し、2005年の漁獲量は10,000トンに達した⁸⁾(熊本県2006)。しかしながら、2009年以降資源の減少傾向が明瞭となり、現在は過去最低レベルの漁獲量に留まっている。また、本海域はサルボウの生息域であるが、漁獲量は佐賀県海域・福岡県海域と比較してわずかであり、現在、漁業としては成立していない。

a) タイラギ

① 現状と問題点の特定

タイラギは、A4海域の北部に相当する荒尾市から長洲町の干潟縁辺部で潜水器漁業と徒取りによる漁獲が過去にみられた。熊本県におけるタイラギ漁獲量をみると、1976年から1981年まで2,000tを超える漁獲がみられ、1980年には最大約9,000tの漁獲が生じた。しかしながら、その後急減し、ほとんど漁獲がみられなくなるなど、漁場が形成されない状態が続いている。

② 要因の考察

この海域のタイラギ漁場は、A2海域のタイラギ漁場と連続している。熊本県の調査によれば、2001年5月末から6月にかけて9割前後、2013年の8月から9月にかけて移植されたタイラギが海底から立ち上がって死滅するなど^{9)、10)}(熊本県水産研究センター2001, 熊本県水産研究センター2003)、A2海域の立ち枯れへい死と同様の現象が確認されている。

浮泥の堆積がタイラギ稚貝の着底等に悪影響を及ぼすとの結果がある(詳細は(2)A2海域に記載した)。底質の泥化について、経年モニタリングデータがある1993年以降のデータをみると、海域全体で単調な泥化傾向はみられないが、場所により一定期間泥化を示した地点がある(詳細は、「イ)ベントスの変化」に記載した)。このため、有用二枚貝などの水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質の改善が有効な場合もあると考えられる。

b) アサリ

① 現状と問題点の特定

アサリはA4海域(熊本県沿岸)で1977年に65,000tの漁獲を記録したが、その後減少し、1990年頃から2,000t前後で推移してきた。2005年から2008年にかけて資源が一時的に回復し、2005年の漁獲量は5,662tに達した(図4.4.90)。しかしながら、2009年以降資源の減少傾向が明瞭となり、2013年には漁獲量が352tとなるなど、現在は過去最低レベルの漁獲量に留まっている。

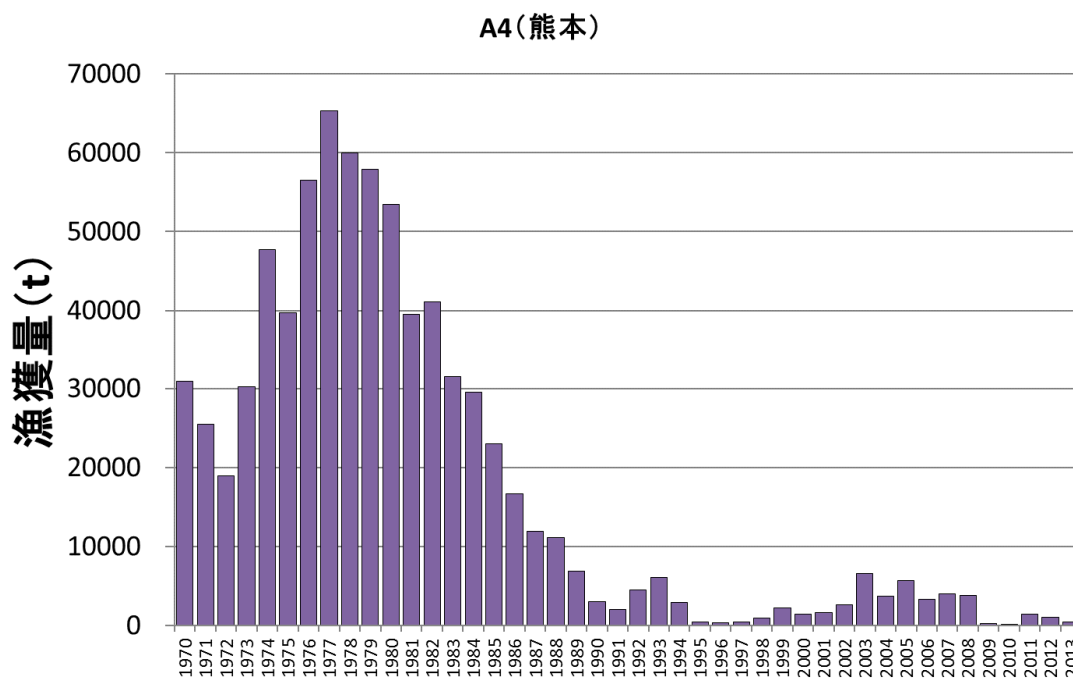


図 4.4.90 A4海域のアサリ漁獲量の推移

(農林水産統計より環境省が作図した。)

② 要因の考察

アサリ資源はA4海域のほとんどを占める熊本県海域における漁獲量が卓越しているため、前回委員会報告書では主に緑川河口のアサリ変動要因について論議されている。アサリ資源の減少に係る要因としては、過剰な漁獲圧、底質環境の変化、ナルトビエイによる食害、有害赤潮、底質中のマンガンの影響があげられている¹¹⁾(環境省 有明海・八代海総合調査評価委員会(2006(平成18)年12月)委員会報告)。

漁獲圧に関しては、アサリ漁獲量の減少につれて殻幅12~13mmの小型のアサリを1回目の繁殖が終わるか終わらないかのうちに漁獲してしまうことが前回委員会報告書においても指摘されており、前年資源へ加入した稚貝の98%が1年後には漁獲されるとの推計結果も示されている。こうした指摘を受けて、2000年以降は漁獲量や漁獲サイズの制限を中心としたアサリの資源管理が実施され、2003年以降は資源が回復基調に入り、2005年には比較的高い生産状況に至った。しかし、2009年以降漁獲の低迷がみられている。

なお、2009年以降の漁獲の低迷については、浮遊幼生の加入が少ない(図4.4.91)、着底稚貝の発生量が少ないという現象が指摘されている。浮遊幼生の発生量は、2004年及び2005年には600個体/m³を超える発生が確認されたが、2006年以降は100個体数/m³を下回る年が多い。特に2009年以降の漁獲量の低下は、秋期に発生した浮遊幼生、着底稚貝の減少による再生産の縮小が大きく影響しているとの指摘がある。

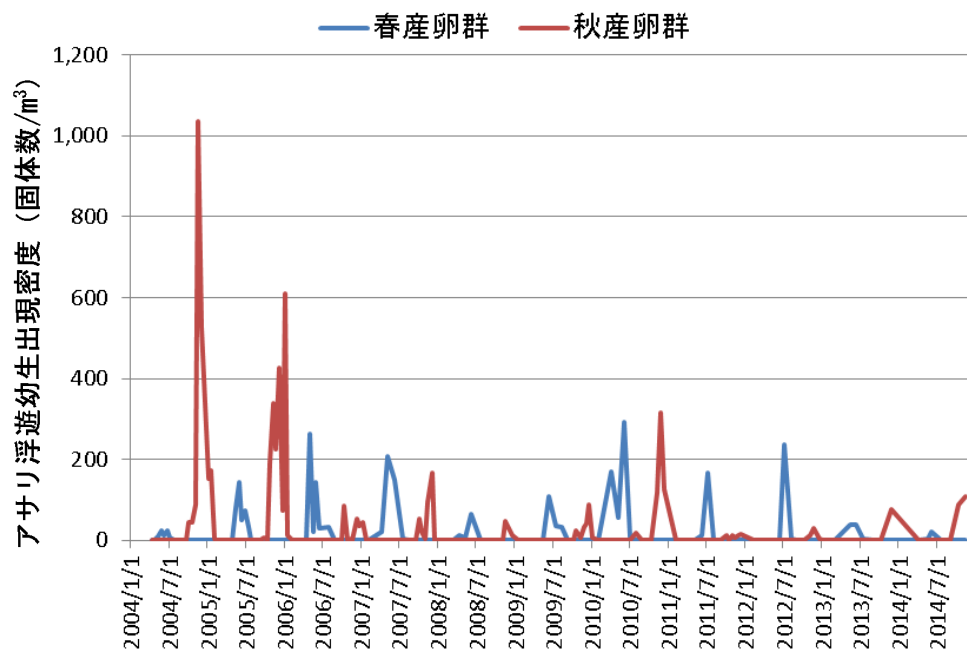


図 4.4.91 緑川河口におけるアサリ浮遊幼生の出現状況（2004～2014年）

（出典： 熊本県の調査結果による）

熊本県のアサリ管理マニュアルⅡ（熊本県 2006）によれば、A4海域におけるアサリ資源は、秋期に発生する着底稚貝に大きく依存しているという⁸⁾。図 4.4.92 に緑川河口における、2000年以降の秋期の着底稚貝発生量と漁獲対象サイズに近い20mm以上の成貝生息密度の変化を示した。

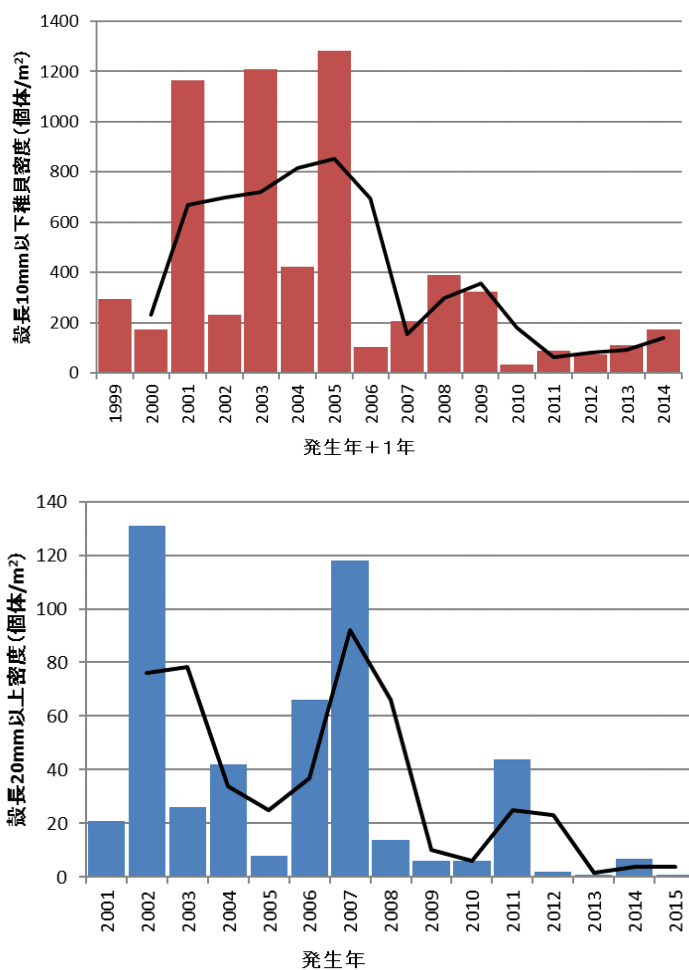


図 4.4.92 緑川河口におけるアサリ稚貝および成員の出現状況 (2001～2015 年)

上段は春の調査結果時に確認された殻長 10mm 以下の稚貝密度 (前年秋生まれ 個体群)。確認年に 1 年を足して図示した。後段は秋の調査結果で生息が確認された殻長 20mm 以上の成貝密度、実線は 2 ヶ年の移動平均を示した。(出典: 熊本県の調査結果による)

図 4.4.92 をみると、秋の稚貝発生量と 2 年後の漁獲サイズの個体密度には、ある程度の相関がみられ、秋に産まれたアサリ稚貝が資源量・漁獲量に強く影響していることが伺える。特に 2008 年以降は秋の稚貝発生量が低く、図 4.4.90 に示した 2009 年以降の漁獲量の低下とも合致している。

A4 海域において、漁獲サイズの資源へ繋がる着底稚貝は、秋の浮遊幼生発生量に左右されている。一方で、秋のアサリ産卵量を左右する要因については必ずしも明らかになっていない。図 4.4.93 に緑川河口におけるアサリ親貝の肥満度のデータ (産卵期直前の 9 月の経年変化) を示した。肥満度はアサリの軟体部の肥育度を示す指標として用いられ、成熟によって増加し、放精放卵によって減少することが知られている。

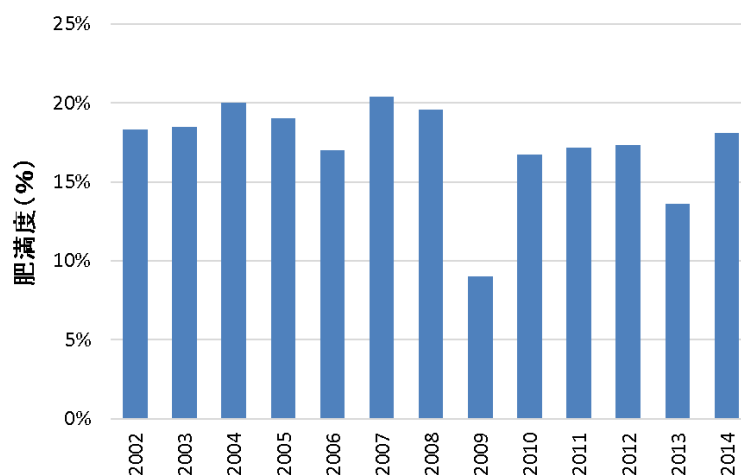


図 4.4.93 緑川河口におけるアサリ親貝の肥満度（9月）の推移（2002～2014年）

肥満度＝軟体部重量(g)/(殻長(cm)×殻高(cm)×殻幅(cm))×100
 (出典： 熊本県の調査結果による)

肥満度が高ければ抱卵数が多いという関係があるとの報告がある¹²⁾（松本ら2014）。ただし、秋のアサリ肥満度に与える環境要因については明らかではない。

底質環境の変化に関しては、アサリの生産性を失った漁場に覆砂を施すことにより稚貝の成育が認められ、生産が回復することから^{11)、13)}（環境省 有明海・八代海総合調査評価委員会(2006(平成18)年12月)委員会報告、農林水産技術会議(2005))、底質環境にアサリの成育を阻害する要因の存在が推察された。

アサリ稚貝は、足糸で砂粒子に付着して体を保持するため、底質の粒径選択性があり、粒径0.5mm以上の粒子が適当とされている¹⁴⁾（水産庁2008）。アサリ着底の適・不適を見るには、中央粒径のみではなく、アサリの着底に適した粒径の粒子の割合（粒径分布）を見ていく必要があると考える。前回委員会報告書においては、緑川河口域の粒径分布からアサリ稚貝の着底に適した大きさの粒子の割合が中央粒径の減少の程度よりも大きく減少した可能性が示唆され、底質の泥化が緑川漁場におけるアサリ資源の減少につながった可能性が推測されていた¹¹⁾（環境省 有明海・八代海総合調査評価委員会(2006(平成18)年12月)委員会報告)。底質の泥化について、経年モニタリングデータがある1993年以降のデータをみると、海域全体で単調な泥化傾向はみられないが、場所により一定期間泥化を示した地点がある（詳細は、「イ）ベントスの変化」に記載した）。このため、有用二枚貝などの水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質の改善が有効な場合もあると考えられる。

また、アサリ稚貝は、波浪や潮流による洗掘により本来の生息場から流出してしまうことが指摘されている¹⁴⁾（水産庁2008）。移植試験の結果によれば、干潟の前面ほど小型の稚貝は波浪等によって砂泥と一緒に容易に逸散して漁場に残存しないことから、アサリ稚貝の着底と成育に厳しい環境になっていると推定される¹⁴⁾（水産庁2008）。

なお、アサリ漁場への覆砂については、海砂採取が海域環境に影響を及ぼすおそれがあることに留意する必要がある。

現在、熊本県では、経営体毎の漁獲量制限・漁期の設定等による資源管理に努めているが、浮遊幼生や着底稚貝の量が低位で推移している中で、資源の回復へ寄与する規模の浮遊幼生発生量を確保するために、保護すべき親貝資源量の把握など、資源の持続的な利用に向けた知見が得られていない。

前回委員会報告書において、干潟に蓄積した重金属の一種であるマンガンがアサリの資源変動に影響を与えている可能性が示唆されている。Tsutsumi (2008)においても、緑川河口において、マンガンが検出されており、アサリの資源減少との関係が示唆されている¹⁵⁾。

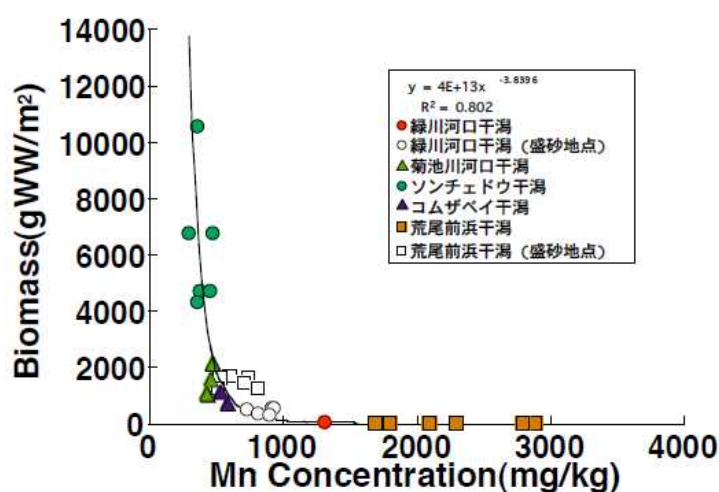


図 4.4.94 干潟のマンガン濃度とアサリ生息重量との関係

(出典： 堤 (2003) 平成 15 年度熊本県立大学地域貢献研究事業研究成果概要 (海域の底質中に含まれるマンガンが底生生物に及ぼす影響に関する調査研究))

実際に緑川河口において、底質中のマンガン濃度が上昇するとアサリの生息重量が急減する観察例がある¹⁶⁾ (図 4.4.94)。

一方で、高橋ら (2011) によれば、荒尾前浜干潟では底質中のマンガン濃度が 2,000 ~ 3,000mg/kg である海域においても 2000gWW/m² に達するアサリ個体群が形成された事が確認されている¹⁷⁾。

このことから、マンガンがアサリの資源減少要因として特定されるには至っていない。

食害については、ナルトビエイが満潮時に干潟のアサリ漁場に出現してアサリを食害することが指摘されており、ナルトビエイによる食害は、近年のアサリ資源の減少の一因と考えられる。詳細は (8) 有明海全体一有用二枚貝の減少に記載した。

有害赤潮による影響に関しては、*Chattonella* はアサリのろ水活動を顕著に阻害するものの、赤潮密度でのへい死等は室内試験によっても確認されていない。よって、*Chattonella* 赤潮の増大が直接アサリ資源に影響している可能性は考えにくい。詳細は (6) A 6 海域 (有明海諫早湾) に記載した。

2012年の7月に発生した九州北部豪雨により、福岡県の矢部川河口、熊本県白川河口域を中心に大量の泥土堆積が認められ、アサリの大量へい死がみられた¹⁸⁾、¹⁹⁾ (有明海・八代海等総合調査評価委員会第2回生物小委員会資料3、Lusiaら 2013)。

競合生物であるホトトギスガイに関しては、マットを形成し、アサリの潜砂を阻害する他、マット下での全硫化物の増加、さらに餌である植物プランクトンをめぐり競争等が指摘されている。図 4.4.95 に示した熊本県水産研究センターの緑川河口干潟における調査では、2008年秋には平均47万個/m²のホトトギスガイが確認されており、2009年からのアサリ資源の減少の要因の一つであることが指摘されている。

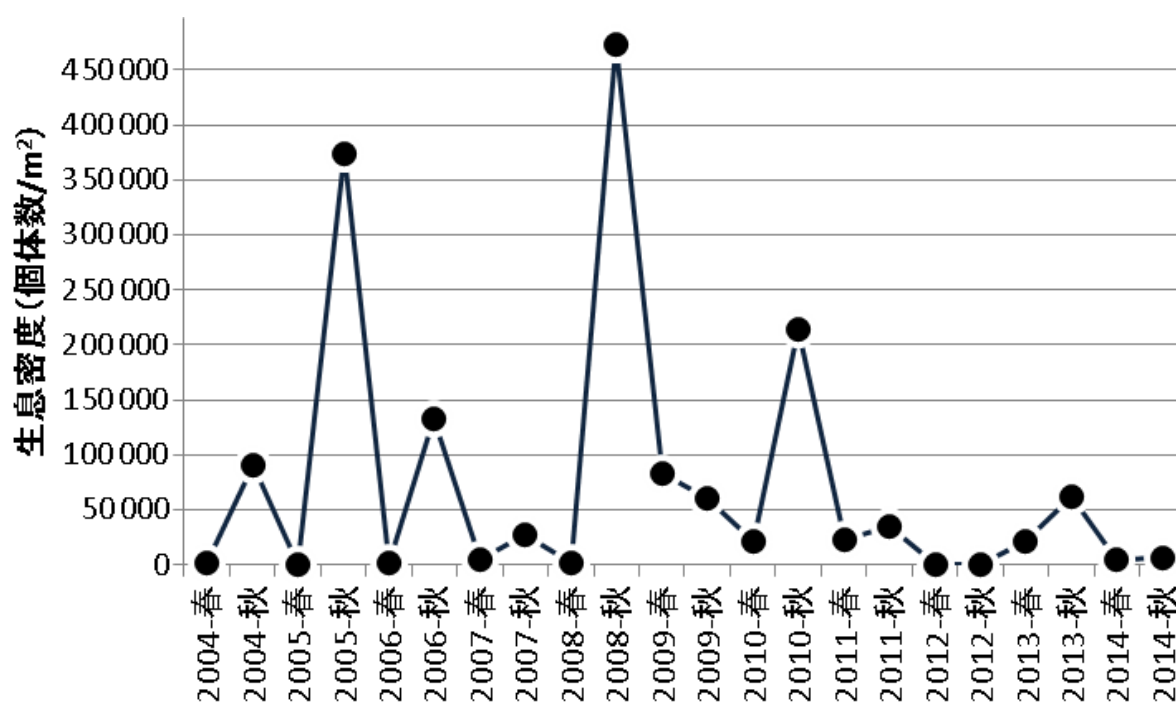


図 4.4.95 緑川河口におけるホトトギスガイ出現状況 (2004～2014年)

(出典： 熊本県の調査結果による)

エ) まとめ

A4海域(有明海中央東部)では、問題点として「有用二枚貝の減少」がみられ、その原因・要因の考察を行った。なお、問題点の明確な特定には至らなかったが、ベントス(底生生物)については種組成や個体数の変化が確認されたことに留意する必要がある。

なお、「魚類等の変化」及び「ノリ養殖の問題」に関する原因・要因の考察や、「有用二枚貝の減少」の要因のうちエイ類による食害等に関する考察については、有明海全体でまとめて別に記載した((8)有明海全体ー有用二枚貝の減少、(9)有明海全体ーノリ養殖、魚類等参照)。

ベントスについては、1992年以前のデータがなく、1970年頃と現在の変化は不明である。1993年以降のデータから傾向の整理を行った。

具体的には、熊本地先では1993年以降、軟体動物門の種類数の増加傾向及び棘皮動物門の個体数の増加傾向がみられた。これ以外の分類群では単調な増加・減少傾向はみられなかった。また、熊本沖合では2005年以降のデータから、節足動物門の種類数及び個体数に減少傾向がみられた。熊本沖合では2005年以降、日和見的で短命な有機汚濁耐性種(シズクガイ等)が断続的に主要種となっている。熊本地先では2007年以降、個体数の変動が大きく、群集構造の年変動が大きいと考えられる。この変動を作り出しているのは主に日和見種と言われるホトトギスガイであり、岸寄りのNo.②地点で特に顕著であった。

ベントスの生息と密接な関係があるといわれる底質については、1992年以前のデータがなく、1970年頃と現在の変化は不明である。1993年以降におけるデータから海域全体で単調な変化傾向(泥化、有機物・硫化物の増加等)はみられないが、場所により一定期間泥化を示した地点がある。また、本海域では底質の動向とベントスの生息に明確な関係の有無は確認されなかった。

- 底質の泥化(細粒化)については、熊本地先の全8調査地点のうち1地点(No.①)では粘土・シルト分が60~100%程度で推移して増加傾向がみられ、泥化が進行していると考えられる。その他の地点ではnd~90%程度で推移し、単調な泥化傾向はみられなかった。また、熊本沖合の1地点において、2001年以降のデータでは粘土・シルト分が10~70%程度で推移して増加傾向がみられ、泥化が進行していると考えられる。
- 底質の硫化物については、熊本地先の全8地点でnd~1.2mg/g程度となり、1地点(No.⑧)で増加傾向がみられた。熊本沖合の1地点において、2001年以降のデータではnd~0.3mg/g程度であり、増加傾向がみられた。
- 底質の有機物に関して、強熱減量は熊本地先の全8地点でnd~10%程度であり、2地点(No.②及びNo.⑧)で増加傾向がみられた。熊本沖合の1地点において2001年以降のデータでは2~6%程度であり、単調な増加・減少傾向はみられなかった。また、CODは熊本地先の全8地点でnd~30mg/g程度であり、4地点(No.①、②、④及び⑥)で減少傾向がみられた。熊本沖合の1地点において2001年以降のデータでは3~10mg/g程度であり、増加傾向がみられた。

有用二枚貝のうち、タイラギについては本海域の北部の干潟縁辺部で潜水器漁業と徒取りによる漁獲がみられた。1976年から1981年まで2,000tを超える漁獲がみられ、1980年には最大約9,000tの漁獲が生じた。しかしながら、その後急減し、ほとんど漁獲がみられなくなるなど、漁場が形成されない状態が続いている。2001年には5月末から6月にかけて9割前後、2013年の8月から9月にかけて移植されたタイラギが海底から立ち上がって死滅するなど、A2海域の立ち枯れへい死と同様の現象が確認されている。

浮泥の堆積がタイラギ稚貝の着底等に悪影響を及ぼすとの結果がある（詳細は(2) A2海域に記載）。1993年以降のデータから、海域全体で単調な泥化傾向はみられないが、場所により一定期間泥化を示した地点があるため、有用二枚貝などの水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質の改善が有効な場合もあると考えられる。

アサリは、本海域で1977年に65,000tの漁獲を記録したが、その後減少し、1990年頃から2,000t前後で推移してきた。2005年から2008年にかけて資源が一時的に回復し、2005年の漁獲量は5,662tに達したが、2009年以降資源の減少傾向が明瞭となり、2013年には漁獲量が352tとなるなど、現在は過去最低レベルの漁獲量に留まっている。また、浮遊幼生の発生量は、2004年及び2005年には600個体/m³を超える発生が確認されたが、2006年以降は100個体数/m³を下回る年が多い。特に2009年以降の漁獲量の低下は、秋期に発生した浮遊幼生、着底稚貝の減少による再生産の縮小が大きく影響しているとの指摘がある。

アサリの浮遊幼生や着底稚貝の量が低位で推移している。このような状況の中で、保護すべき親貝資源量の把握など、資源の持続的な利用に向けた知見が得られていないことが課題の一つとして挙げられる。

底質については、粒径0.5mm以上の粒子がアサリ稚貝の着底に適切とされている。1993年以降のデータから、海域全体で単調な泥化傾向はみられないが、場所により一定期間泥化を示した地点があるため、有用二枚貝などの水生生物の保全・再生のため重要な地点について、底質の改善が必要な場合もあると考えられる。

なお、底質中のマンガンはアサリの資源減少要因として特定されるには至っていない。

Chattonella 赤潮の増大が直接アサリ資源に影響している可能性は考えにくい。詳細は(6) A6海域（有明海諫早湾）に記載した。

その他、有用二枚貝の減少を引き起こすおそれがある要因の一つとして、エイ類による食害がある。詳細は(8) 有明海全体－有用二枚貝の減少に記載した。

参考文献

- 1) 滝川清、田中健路、外村隆臣、吉村祥子、古市 正彦（2002）：有明海の中部海域における環境変動の要因分析，土木学会海岸工学論文集，第49巻，p. 1066-1070.
- 2) 滝川清（2005）「第14回有明海・八代海総合調査評価委員会 資料3 有明海・八代海の底質環境について」
- 3) 環境省 有明海・八代海再生フォローアップ調査

- 4) 環境省 有明海・八代海再生重点課題対策調査
- 5) 秋元和實、滝川 清、島崎英行、鳥井真之、長谷義隆、松田博貴、小松俊文、本座栄一、田中正和、大久保功史、筑紫健一、松岡數充、近藤 寛(2004)：「がらかぶ」が見た有明海の風景-環境変化をとらえるための表層堆積物データベース-, 熊本大学沿岸域環境科学教育研究センター, NPO みらい有明・不知火.
- 6) 熊井教寿、大吞智正、滝川清、松下訓、川岸寛(2012)：環境整備船「海輝」調査による有明・八代海の海域環境特性の把握, 土木学会論文集 B3 (海洋開発), Vol. 68, No. 2, p. I_750-I_755.
- 7) 堤裕昭、野村龍之介、田上貴文、小森田智大、岩崎敏治、藤森隆美 (2013)：砂質干潟におけるホトトギスガイの泥状のマット形成と基質攪拌によるマット破壊が底生生物群集の季節変動に及ぼす影響. Vol. 67, No. 2, p. 47-55
- 8) 熊本県 (2006)「熊本県アサリ資源管理マニュアルⅡ」, 34 pp.
- 9) 熊本県水産研究センター (2001)「タイラギモニタリング調査. 平成 13 年度事業報告書」, pp. 59-61.
- 10) 熊本県水産研究センター (2003)「タイラギモニタリング調査. 平成 15 年度事業報告書」, pp. 82-87.
- 11) 環境省・有明海・八代海総合調査評価委員会, 委員会報告, 平成 18 年 12 月, 4 章 3 (1) ア) ②アサリ, p. 49.
- 12) 松本才絵、淡路雅彦、日向野純也、長谷川夏樹、山本敏博、柴田玲奈、秦 安史、櫻井 泉、宮脇 大、平井 玲、程川和宏、羽生和弘、生嶋 登、内川純一、張 成年 (2014)：日本国内 6 地点におけるアサリの生殖周期. 日本水産学会誌、第 80 卷 第 4 号、pp. 548-560.
- 13) 農林水産省農林水産技術会議事務局(2005)：有明海の海洋環境の変化が生物生産に及ぼす影響の解明 (プロジェクト研究成果シリーズ 432) , pp. 103-107.
- 14) 水産庁 (2008)「干潟生産力改善のためのガイドライン」
- 15) Tsutsumi, H (2008) : Reduction of manganese dioxide in the sediment and its negative impact on the physiology of clams on two sandy tidal flats, Midori River Tidal Flat and Arao Tidal Flat, in Ariake Bay. Plankton and Benthos Research, Vol. 3, p. 64-71
- 16) 堤裕昭 (2003)「平成 15 年度熊本県立大学地域貢献研究事業研究成果概要 (海域の底質中に含まれるマンガンを底生生物に及ぼす影響に関する調査研究)」
- 17) 高橋徹 (2011)「有明海砂質干潟における重金属の蓄積がアサリ稚貝の殻形成と生残へ与える影響について」, 科学研究費補助金研究成果報告書 (基盤研究(C), 課題番号 19580223) .
- 18) 環境省 (2012)「有明海・八代海等総合調査評価委員会第 2 回生物小委員会 資料 3 九州北部豪雨による影響について」
- 19) Lusia, M.、白石紘基、伊東政和、外村隆臣、中條壮大、小林信久、黒岩正光、山田文彦 (2013)：平成 24 年 7 月九州北部豪雨の異常出水に伴う潮間帯河口干潟の応答特性. 土木学会論文集 B2(海岸工学), Vol. 69, No. 2, pp. I_631-I_635.

(5) A5海域(有明海湾中部)

ア) この海域の特性

A5海域(有明海湾中部)は図4.4.96に示すように、有明海の中央に位置している。

環境省 有明海・八代海総合調査評価委員会第10回海域再生対策検討作業小委員会資料6(諫早湾干拓事業の潮受堤防の排水門の開門に伴う環境変化を把握するための調査 調査結果の概要のポイント)を見ると、夏期及び冬期は表層及び底層ともに湾軸方向(北北西～南南東)の潮流が卓越しているように読み取れる¹⁾。大串ら(2007)によると、エスチュアリ循環流が形成されているため、平均流は表層では湾口方向、底層では湾奥方向となっている²⁾。

水質は、園田(2011)によると、筑後川由来のDINがA1・A2・A3海域を経由して流入する³⁾。

底質は砂泥質で、栄養塩、有機物が少ない^{4)、5)}。

水深が深く、速い潮流が卓越するため、貧酸素水塊の発生は指摘されていない。

赤潮について、本海域は2011～2015年の赤潮発生件数が7件である(図4.4.150参照)。

本海域では、ノリ養殖が一部区域で行われている。

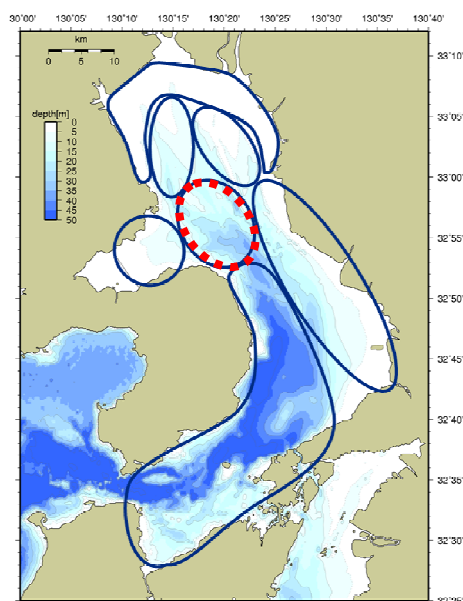


図 4.4.96 A5海域位置