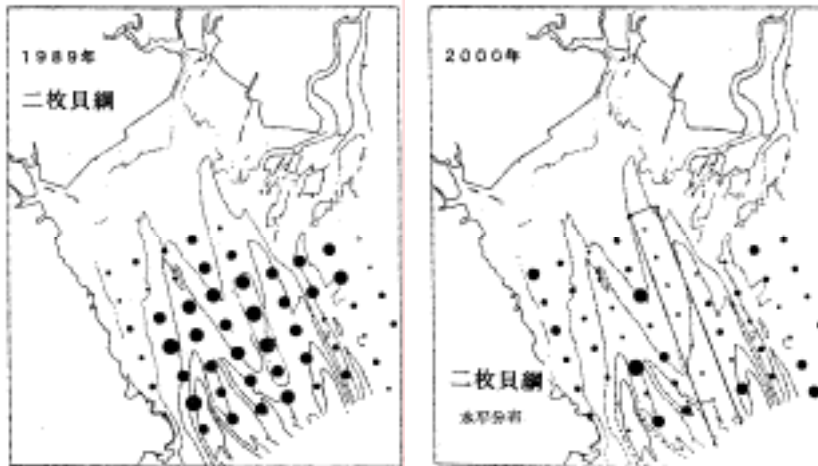


ウ) ベントスの減少

(現状と問題点の特定)

有明海北西部における 1989 年夏季と 2000 年夏季の調査 (調査点は別添資料 45) によると、全マクロベントス (小型の底生動物) の平均密度は 3,947 個体/m² (1989 年) から 1,690 個体/m² (2000 年) に減少しており、これは主に二枚貝類の減少 (特に住之江川沖海底水道) によるものであった (図 4.3.22) (多毛類、甲殻綱については別添資料 46)。



注) 右図の線で囲まれた部分が住之江川沖海底水道に該当する部分。

図 4.3.22 有明海北西部におけるマクロベントス (うち二枚貝綱) の調査結果

マクロベントスの種類別に見ると、シズクガイは 1989 年・2000 年の調査で優占種であったが、1989 年調査時に最優占種であったチヨノハナガイは 2000 年調査時に大きく減少した。2000 年以降に行われた環境省調査 (別添資料 47) でもシズクガイは貝類で最も優占するが、チヨノハナガイは高密度で継続して出現しない (熊本港周辺でも同様)。甲殻類は端脚目のホソツツムシは減少し、ドロクダムシ科の *Corophium* sp. が湾奥で増加した。多毛類はダルマゴカイが減少し、ケンサキスピオ、カタマガリギボシソメが増加傾向にある (図 4.3.23)。

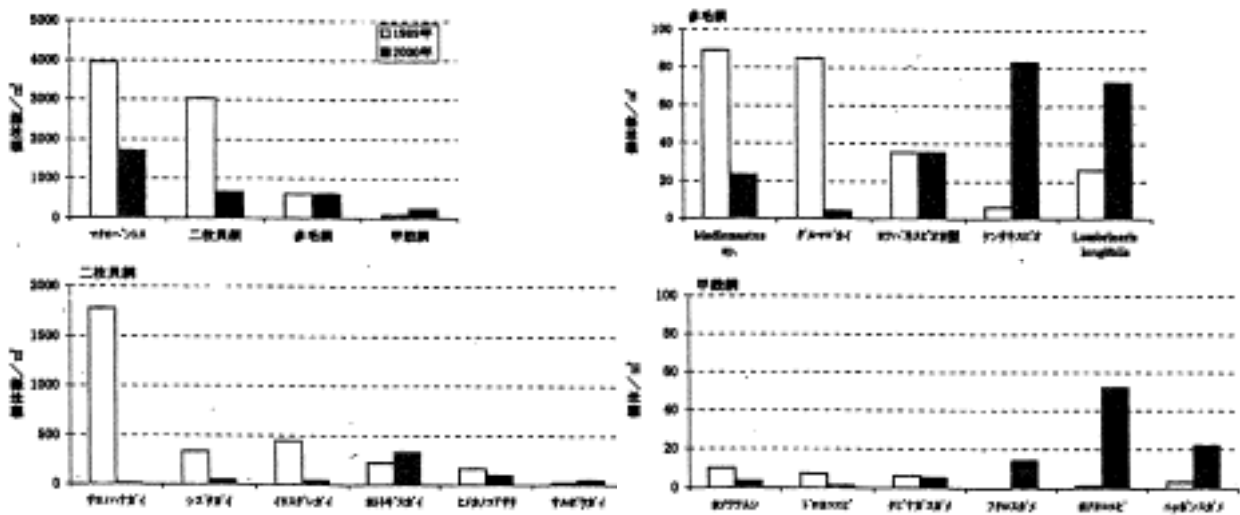


図 4.3.23 マクロベントス個体数地点平均の比較

(要因の考察)

上記の調査結果(1989年、2000年)から、有明海北西部(湾奥部)の底質の泥化と富栄養化の傾向がみられた(表4.3.3)。(中央粒径値の分布については図4.3.5、泥分率、強熱減量及び酸揮発性硫化物の分布については別添資料36を参照)。また、有明海北西部(湾奥部)においては、夏季に貧酸素水塊の発生も報告されている(第3章6参照)。

表4.3.3 底表泥の属性(1989年夏季と2000年夏季)

項目	1989年8~9月	2000年9月
Md 7以上の微細泥地点数	11地点	19地点
泥分率70%以上の地点数	18地点	23地点
焼却減量10%以上地点数	17地点	27地点
総硫化物量0.5mg/g乾泥以上の地点数	9地点	13地点

マクロベントスの総個体数、種数、種多様度指数と、底質の強熱減量(IL)、酸揮発性硫化物、泥分、中央粒径値との関係については、有意な負の相関が認められた(表4.3.4)。

表4.3.4 マクロベントス(個体数、種数、多様性)と底質との相関(2000年調査)

	I.L	AVS	泥分	Md ϕ
総個体数	-0.400	-0.359	-0.470	-0.450
種数	-0.671	-0.633	-0.712	-0.691
種多様度指数H'(s)	-0.600	-0.542	-0.543	-0.527

すべて危険率1%で有意

調査点の表層堆積物の中央粒径値、酸揮発性硫化物と指標生物となりうるマクロベントスの出現範囲を整理すると、中央粒径値については、多くのベントスがMd 1~7に広く分布するが、エラナシスピオ、コノハエビ、ニッポンスガメの生息範囲は狭かった。また、酸揮発性硫化物については、シズクガイ、ミズヒキゴカイの両種は最も耐性が強く、ヨツバナスピオB型、クビナガスガメとチヨノハナガイがこれに次ぐ。エラナシスピオ、コノハエビ、ニッポンスガメ、クシノハクモヒトデは最も耐性が弱い(図4.3.24)。

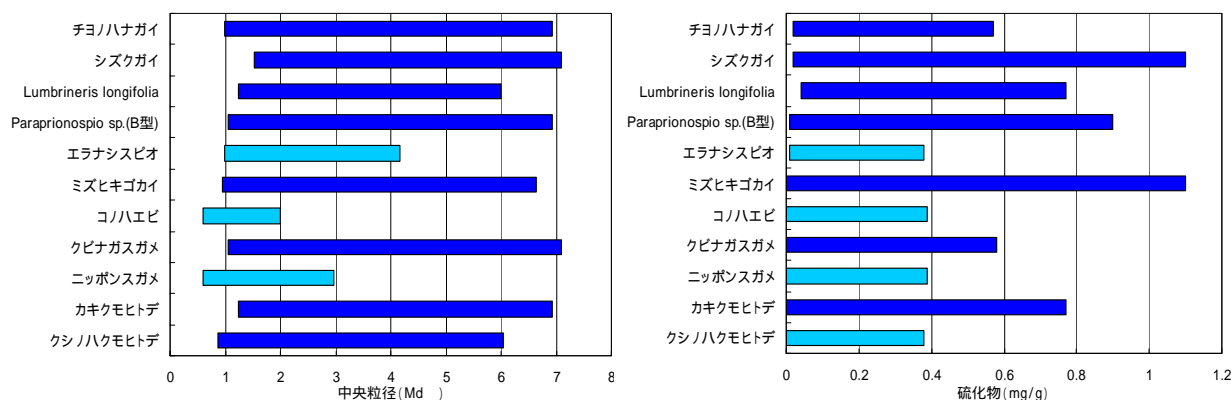


図4.3.24 指標種の生息域における粒度組成(Md)と硫化物の範囲

(まとめ)

以上のことから、有明海北西部(湾奥部)においては、底質の泥化、有機物・硫化物の増加、貧酸素化がマクロベントスの生物量及び種の多様性(生息できるマクロベントスの種類の制限)を減少させる要因となっている可能性があると考えられる。

エ) ノリ養殖(不作)

(現状と問題点の特定)

有明海におけるノリ生産枚数は増加して推移してきたが、平成12年度漁期において、ノリの色落ち被害が生じ、生産枚数は大きく落ち込んだ。平成13年度以降の生産枚数は概ね以前の水準で推移している(図4.3.25)。

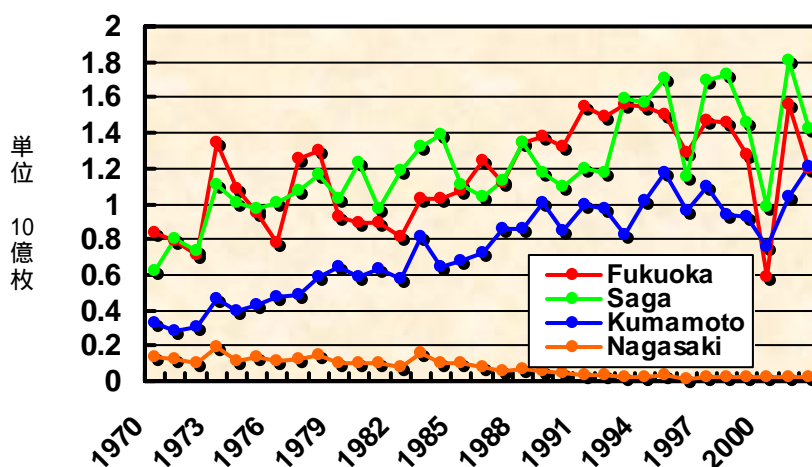


図 4.3.25 有明海のノリ生産枚数の推移

佐賀県のノリ生産量、経営体数、ノリ網の柵数の推移をみると、経営体数、柵数とも横ばいもしくは減少傾向であるが、生産技術の改良により生産量は増加している。病気等(別添資料48)の発生によって生産量の落ち込みが見られる年があり、近年では平成12年度漁期の減少が大きい(図4.3.26)。

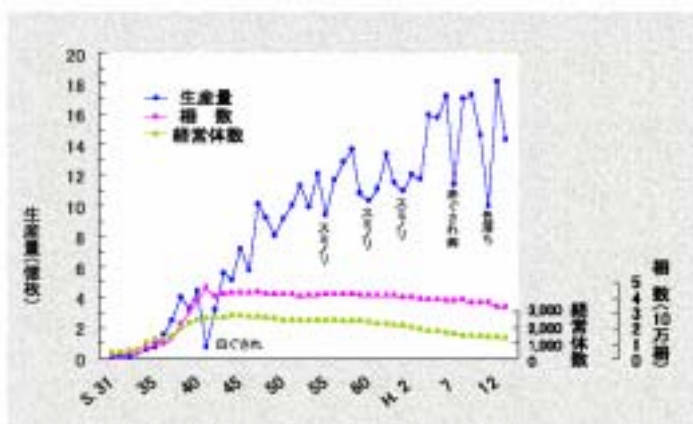


図 4.3.26 佐賀県のノリ生産量、経営体数及び柵数の推移

また、有明海の秋季(10月)の水温はノリの採苗に影響する(水温25 以上では殻胞子が出にくい、付着後に異形芽になりやすい等)。佐賀県におけるノリの採苗期日は平成10年までは概ね10月1日~7日(平均3.8日)であったが、平成11年以降は10月4日~12日(平均8.3日)と5日弱遅くなった(図4.3.27)。

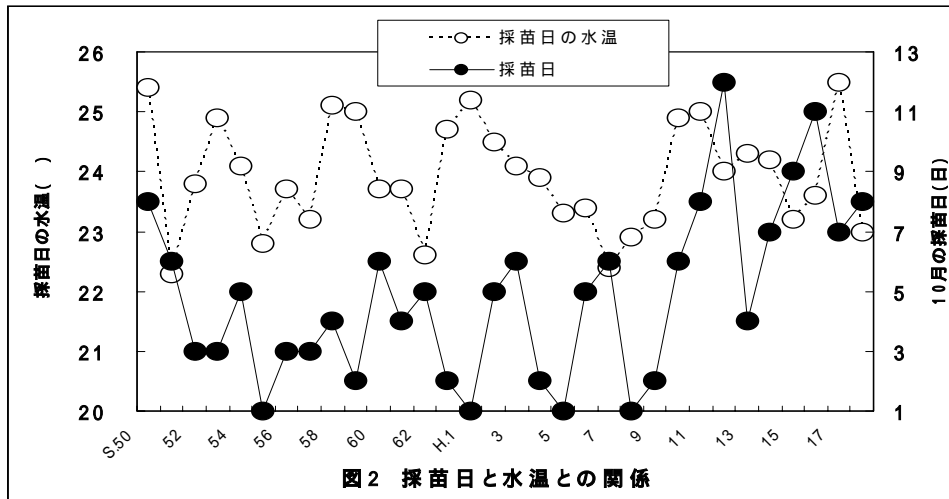


図 4.3.27 ノリの採苗日と水温との関係(佐賀県)

(要因の考察、まとめ)

平成12年度のノリ不作については、11月の集中豪雨の後、極端な日照不足で小型珪藻が発生せず、12月初旬に栄養塩を多量に含む高塩分海水が持続する条件下、高い日照条件が重なって、大型珪藻 *Rhizosolenia imbricata* が大発生して赤潮を形成し、栄養塩を吸収してノリの色落ち被害につながったと考えられる。

ノリ採苗時期(佐賀県)については、水温や潮汐(大潮が採苗に適す)などの海況条件を踏まえ、関係者が協議の上で決定される。有明海の水温が平成11年以降に高く推移していることも、採苗時期の決定に際して考慮されていると思われる。(図4.3.28)。また、秋芽網の生産量と水温との関係については、負の相関が示唆されており(図4.3.29) 秋~冬季の水温上昇が秋芽網期におけるノリの生産に影響を及ぼす要因の一つである可能性が示唆される。

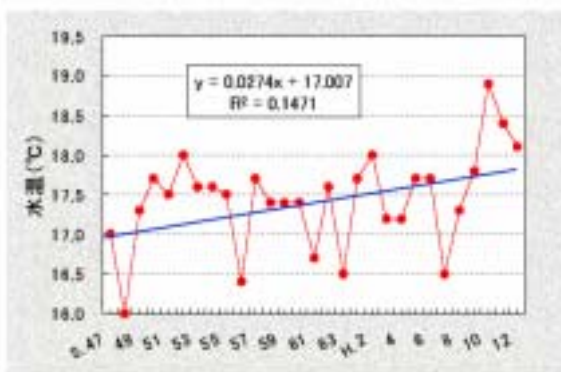


図 4.3.28 佐賀県海域の10~12月の平均水温の変動(早津江川観測塔の昼間満潮時)

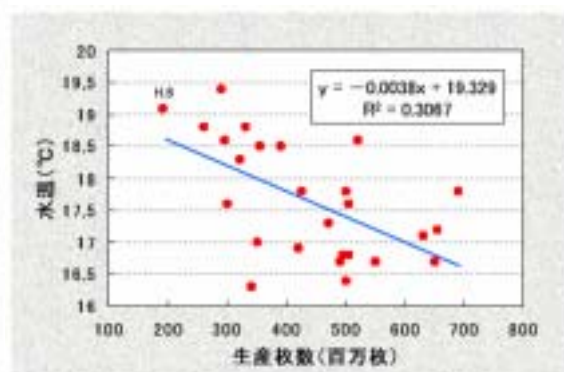


図 4.3.29 水温と秋芽網期の生産量(佐賀県)

(2) 八代海

ア) 魚介類養殖

(現状と問題点の特定)

ブリ類の近年の養殖生産量は、熊本県では5千t～7千t、鹿児島県では1万2千t～1万6千t程度(図4.3.30)で安定的に推移している。

トラフグ養殖(熊本県)の生産量は、平成9年の1,851tをピークに減少(平成15年は688t)した(図4.3.31)。この理由としては、平成11年の台風による養殖生け簀の損壊や平成12年のクロコディニウム赤潮による被害により体力の落ちた養殖漁家が魚価安に陥ったトラフグから他魚種へ転換したことがあげられる。

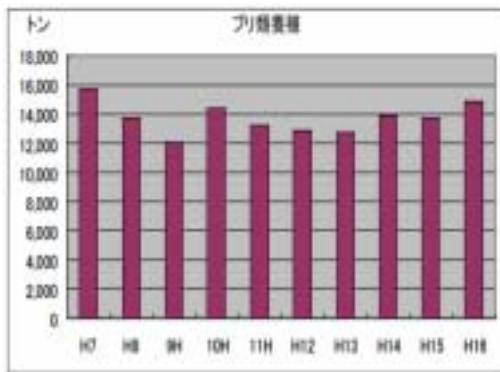


図 4.3.30 ブリ類養殖生産量の推移 (鹿児島県)

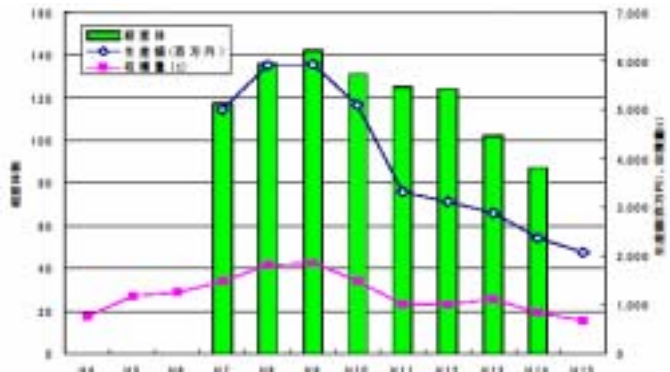


図 4.3.31 トラフグ養殖生産量、生産額、経営体の推移 (熊本県)

クルマエビ養殖(熊本県)の生産量は、250t～500t程度で推移してきたが、平成5年に中国産クルマエビ種苗とともに持ち込まれたウィルス感染症により150tまで減少した。平成8年には収穫量は回復したが、ウィルス感染症については現在も小規模に発生している(図4.3.32)。

真珠養殖の生産量は、平成5年の6.9tをピークに1.9t(平成11年)まで減少し、その後、やや増加傾向で推移している。減少の要因は平成9年に発生したアコヤガイ赤変病であり、耐病性アコヤガイの導入、冬季に低水温地域に移動するなどの対策の結果、生産はやや持ち直している(図4.3.33)。

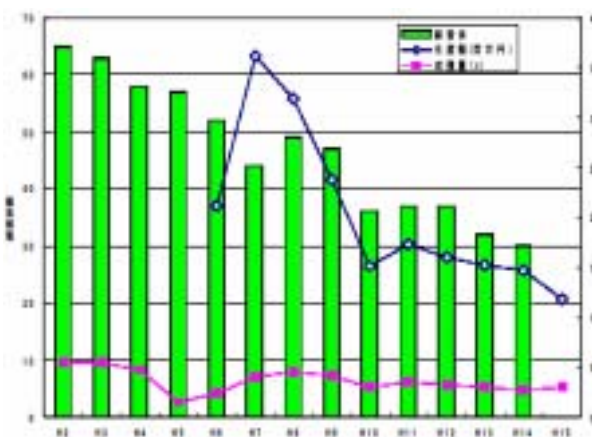


図 4.3.32 クルマエビ養殖生産量、生産額、経営体の推移 (熊本県)

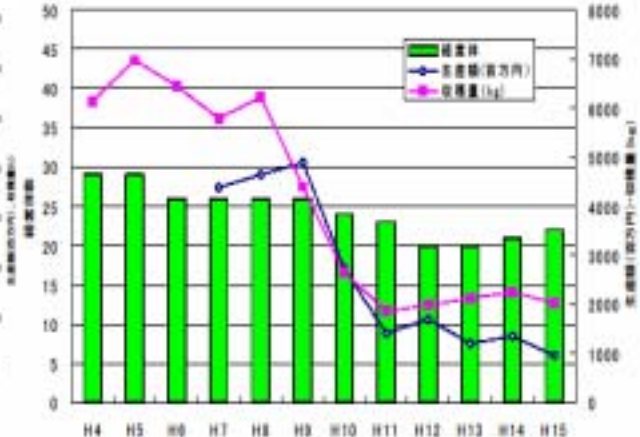


図 4.3.33 真珠養殖生産量、生産額、経営体の推移 (熊本県)

(要因の考察、まとめ)

八代海の魚介類養殖の生産量は、平成6年頃まで増加傾向であったが、その後、減少傾向にある(図2.2.2参照)。生産量の減少要因としては、魚病の発生、有害赤潮の発生、台風による災害等があげられるが、魚価安などの経済的な要因もあると考える。

イ) ノリ養殖(不作)

(現状と問題点の特定)

八代海のノリ養殖生産量は、平成14年頃まで増加傾向にあったが、平成15年以後生産量が減少している(図2.2.2参照)。過去5年間の概況をみると、平成13年、14年の2年間は一部の地域を除いて平年を上回り、豊作感が強かったものの、平成15~16年度の漁期は、ほとんど全ての漁場で平年を大きく下回った。平成17年度漁期も過去2カ年に比べやや増加したが、全ての漁場で平年を下回った(表4.3.5)。

表4.3.5 平成13~17年度漁期のノリ生産量の推移

都府	漁場名	平成13年度 (千kg)	平成14年度 (千kg)	平成15年度 (千kg)	平成16年度 (千kg)	平成17年度 (千kg)	平年値(※)
都府合計		1,066,382	1,227,911	985,116	1,181,262	1,323,387	1,050,544
山口	三角	17,063	16,751	9,873	11,752	10,165	13,798
	松合	6,144	5,544	1,551	1,873	3,106	5,432
	徳和	28,031	28,391	10,585	11,804	20,430	25,021
	岩和	3,429	3,794	1,410	1,443	2,075	2,600
	八代	1,093	1,230	371	689	907	1,201
	戸北	0	361	0	0	382	464
不特定漁場		55,760	56,071	23,790	27,561	37,064	49,516

※平年値は、H7~11年度漁期の平均値。

都府	漁場名	平年値 H13/ha	平年値 H14/ha	平年値 H15/ha	平年値 H16/ha	平年値 H17/ha
都府合計		101.5	116.9	83.9	112.4	126.0
山口	三角	123.7	121.4	71.6	85.2	73.7
	松合	113.1	102.1	28.6	34.5	57.2
	徳和	107.7	109.1	40.7	45.4	78.5
	岩和	131.9	145.9	54.2	55.5	79.8
	八代	91.0	102.4	30.9	57.4	75.5
	戸北	0.0	77.8	0.0	0.0	82.3
不特定漁場		112.6	113.2	48.0	55.7	74.9

ウ) 魚類等の減少

(現状と問題点の特定)

八代海の魚類等の漁獲量は1980年代初めに2万t近くを記録したが、1990年代初めまでは概ね1万5千t前後で推移してきた。その後、1994年頃から減少傾向にあり、2001年にやや増加が見られたものの、2003年は1万tを切り、過去最低を記録した(図4.3.34)。

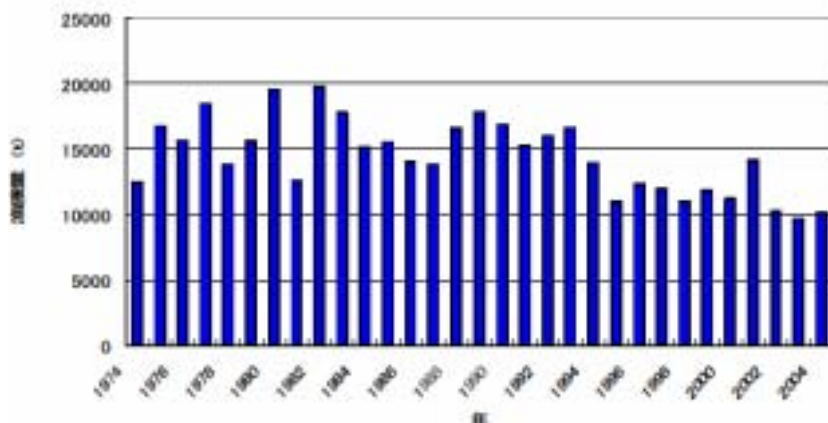


図4.3.34 八代海における魚類等の漁獲量の推移

熊本県における漁獲の傾向、問題点等について、以下のとおり整理した。

近年の漁獲状況を見ると、カタクチイワシ（1,000～2,000 t）、シラス（1,000～2,500 t）、タチウオ（400 t）、マアジ（200～600 t）などの漁獲量が大きい。2001年にまき網によるコノシロの漁獲量が増加（7,000 t）したが、聞き取り等から、養殖魚の餌料として需要が増え、漁獲努力量が増したためと思われる。コノシロの漁獲量は翌年以降に減少した。

魚種別の漁獲状況を見ると、タチウオ、マダイ、クルマエビ、その他のカレイ類は、1990年代後半から減少している（図 4.3.35）。マダイについては、浮游期仔稚魚の分布密度が減少傾向にあり、漁獲量の一層の減少が予測される。

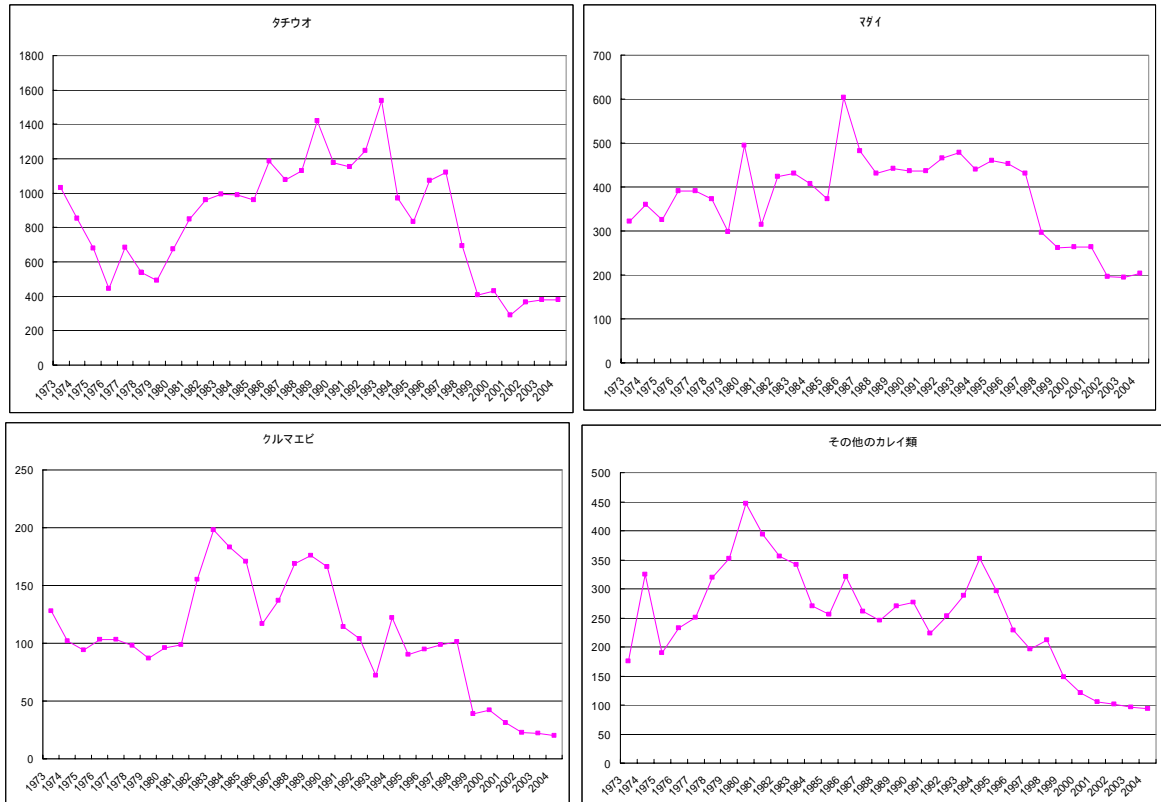


図 4.3.35 タチウオ、マダイ、クルマエビ、その他カレイの漁獲量の推移

カタクチイワシ、クロダイ・ヘダイ、スズキは、1990年代前半から減少傾向にあり、また、ガザミは1980年代半ばのピーク後減少し、近年はピーク時の1/5程度で推移している（図 4.3.36）。

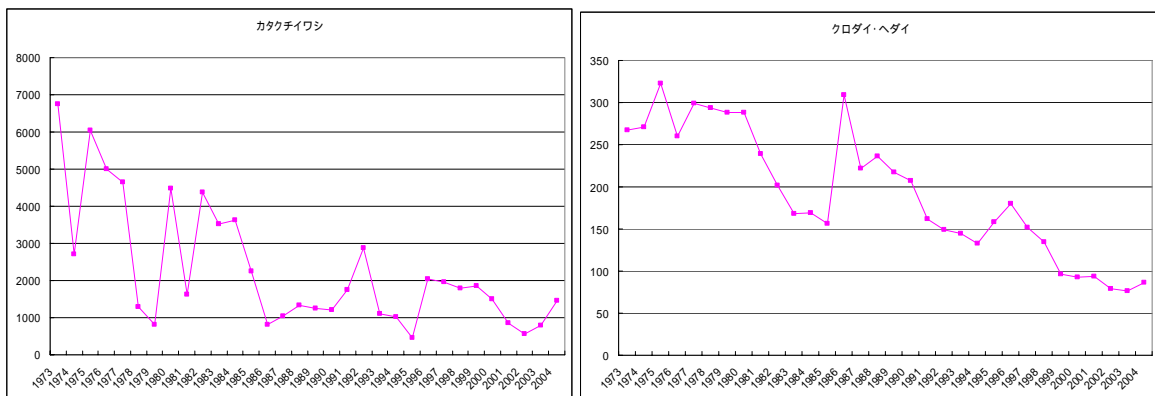


図 4.3.36(1) カタクチイワシ、クロダイ・ヘダイの漁獲量の推移

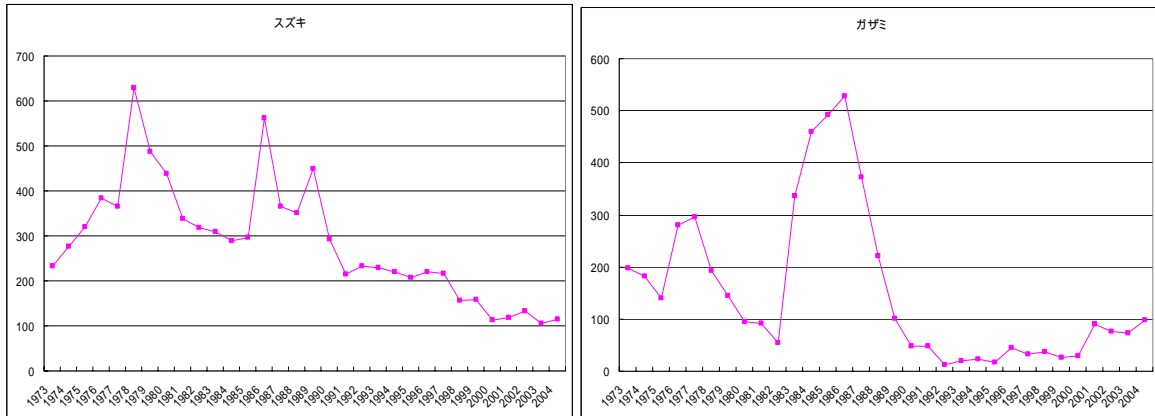


図 4.3.36(2) スズキ、ガザミの漁獲量の推移

多くの魚種が減少傾向にある中でシラスの漁獲は増加傾向にある（図 4.3.37）。シラスは、他魚種の餌料ともなるため、八代海の漁業生産と生態的地位（高次捕食者への餌料としての）の両面において重要である。シラス漁業は、八代海の漁業生産の 1/4 から 1/6 を占める重要な産業であることから、シラスの資源生態の把握と、漁業の適切な管理が必要である。

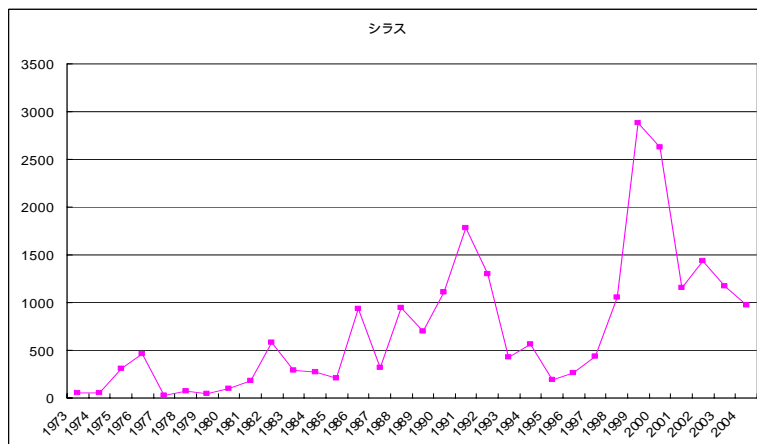


図 4.3.37 シラスの漁獲量の推移

（要因の考察、まとめ）

有明海の項で述べたとおり、魚類資源等の初期減耗はその資源量に大きく関与するため、仔稚魚の育成場である干潟・藻場の消滅・縮小が資源の減少の一因となる可能性がある。

八代海においては、藻場及び干潟の面積が減少するとともに、藻場の質（植生の密度等）が低下していると思われるため（別添資料 49）、こうした海域を初期生育の場としている種（クルマエビ等）の減少要因の1つであると推察される。

また、コノシロの漁獲減少については、漁獲圧の増加による資源の減少の可能性も推察される（漁獲努力量との資源評価に必要な情報はない）。

4. 直接的な環境要因の変化に関する考察

(1) 有明海

直接的な環境要因として、潮流速の減少、底質の泥化、底質中の有機物・硫化物の増加と貧酸素水塊、赤潮の発生を取り上げ、これらの要因の変化に何が影響しているのかを考察した。

これらの環境要因は相互に影響を及ぼしており、特に潮流速の減少は他の多くの要因の変化に関係することから、始めに潮流速の減少を取り上げ、その後、他の要因を考察した。最後に赤潮の発生に関係する要因として透明度の上昇の考察結果を記した。

ア) 潮流速の減少について

有明海では、干拓・埋立て、海岸線の人工化（護岸化）、港湾等の人工構造物の構築、ノリ網の敷設（柵数は1950年代後半から急増、1970年頃をピークに減少）がなされてきた。さらに外海の潮位上昇に伴って潮位上昇が見られている。有明海において長期間にわたって生じてきた海面積の減少や潮位上昇等の事象は、物理的条件として、有明海の潮流を減少させる方向へ働くものとする。

また、長期的、短期的な地形変化に伴う潮流速の変化にかかるシミュレーションから、

(a) 有明海湾奥部の干拓（1970年以前）に伴う地形変化により、湾奥部を中心に潮流速は10～30%減少する、

(b) 諫早湾干拓に伴う地形変化により、諫早湾内で潮流速は20～60%減少し、有明海中央部で潮流速は5%減少する、

との結果が得られている（図4.4.1）。

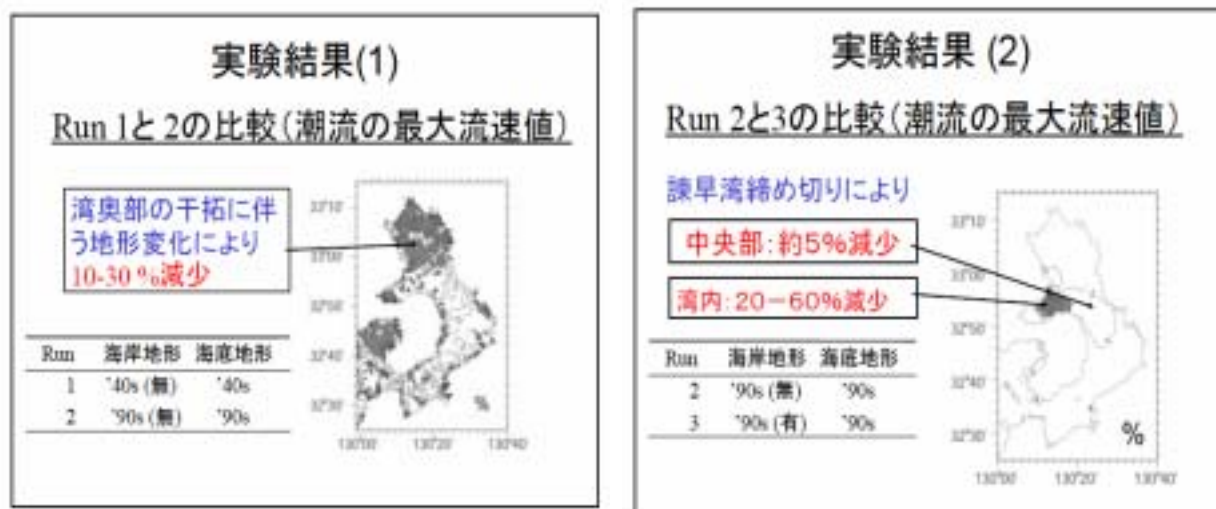


図4.4.1 潮流速のシミュレーション結果

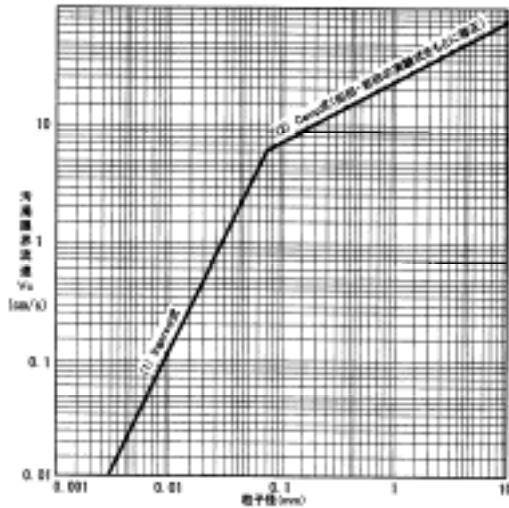
なお、上記のほかに、海面積の減少や潮位上昇等の潮流速への影響については、シミュレーションや観測が行われている（図3.5.13～図3.5.17）。

有明海の潮流速にかかる実測データの不足等から、その程度、各要因の寄与度等は判断できないが、上述のような潮流速を減少させる事象が有明海で生じ、また、シミュレーションの結果をも考察すれば、有明海の潮流は、干拓・埋め立て、潮位上昇、人工構造物、ノリ網の設置等の要因に応じて、全体としてみれば、長期的に減少した可能性が高いと考えられる。

イ) 底質の泥化について

潮流の減少

潮流と底質の関係の検討にあたって、流れの中に存在する粒子の粒径と汚濁限界流速との関係を図 4.4.2 に示した。ある粒子の粒径に対応する汚濁限界流速よりも大きい流れのもとでは、その粒子は沈降することなく浮遊し続ける。汚濁限界流速が低くなれば、沈降せずに海底上を浮遊・流動する粒子の粒径も小さくなる。



注: ① 上記の式は、右のとおりである。

(1) Ingersoll 式 $V_c = \frac{1}{12} \sqrt{\frac{g}{f}}$

ここで、 f は Stokes 数より表のとおりである。

Stokes 数 $St = \frac{1}{18} \frac{g d^2}{\nu}$

(2) Gasp 式 (粒径、形状の異なる式からとった) $V_c = 1.48 \sqrt{\frac{g d^2}{\rho}}$

ここで、式中の記号は、右のとおりである。

- V_c : 汚濁限界流速 (cm/s)
- g : 重力加速度 (980 cm/s²)
- ρ : 水の単位体積重量 (1.020)
- d : 土粒子直径 (μ)
- f : 摩擦抵抗係数 (=0.025)
- ν : 土粒子の比重 (=2.65)
- μ : 粘性係数 (25°C = 0.0114 gpot/m)
- ρ : 比重 (1.020)

② 上記の関係は、底質の土質の性状によっても変化するので、現地底質の存在状態、土質を考慮しておく必要がある。

③ Ingersoll 式の摩擦抵抗係数 f の値は、濁りを構成する懸濁土粒子が土質となることから、 $f = 0.025$ とした。

④ 上記の関係は、沈降し懸濁した粒子が再浮上する流速下では非懸濁粒子の正味の沈降はないとの考え方に基づいて作成したものである。

図 4.4.2 粒子径と汚濁限界流速の関係

有明海における連続観測調査(図 4.4.3)によると、大潮期を中心に SS(10~100 μ のシルト・粘土分が主成分)の濃度が上昇し、湾奥部 (St.1、St.2) において、その傾向が顕著であった (別添資料 50)。

大潮期の水位、流速、SS 濃度及び塩分の変化をみると、St.1 の底層の SS 濃度は、流速に対応しており、上げ潮と下げ潮時の流速の増大による底泥の巻き上げが、SS 濃度の増大の主要な要因と考えられる。他方、St.2 の SS 濃度は、鉛直的に一様化し、流速よりも潮位に対応しており (SS 濃度は干潮時で最大となり、満潮時に低下) これは St.2 の北部の筑後川の高濁度水塊の移流の影響が想定される (図 4.4.4)。



注) () 内は平均水深

図 4.4.3 測定地点

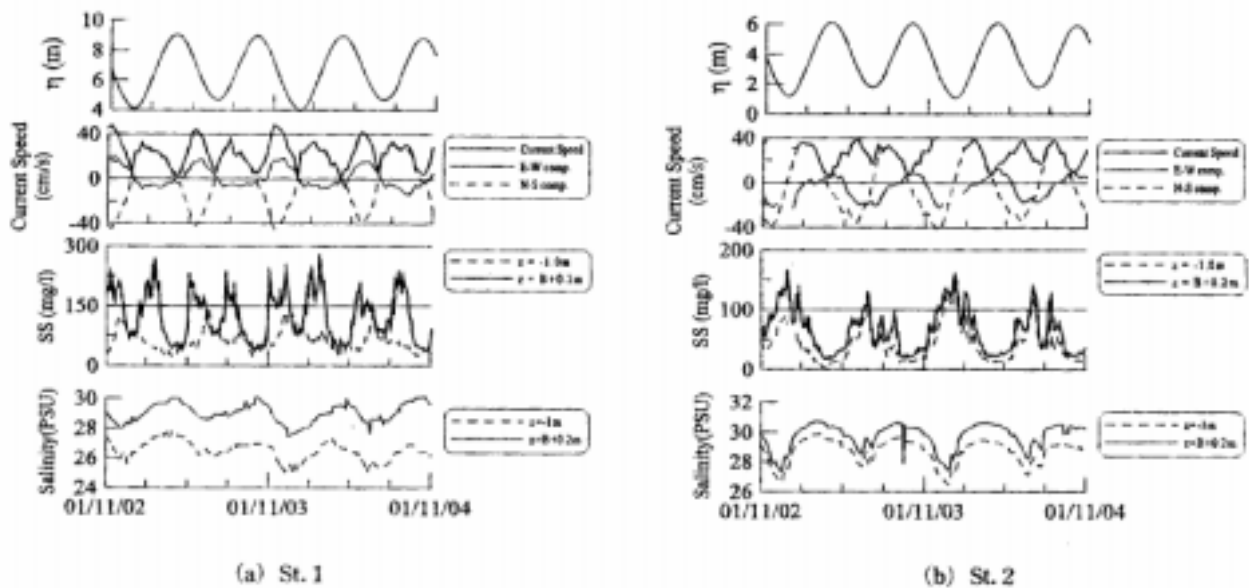


図 4.4.4 St.1 と St.2 における大潮期の水位、流速、SS 濃度、塩分の変化

St.1 では底層の流速が 20cm/s を超えると顕著な SS 濃度増大がみられ(図 4.4.5)、この流速値が底泥の移動限界に対応しているものと思われる。このような潮流に対応した SS 濃度の変動パターンは、熊本港沖の St.4 においても同様に見られると報告されている。

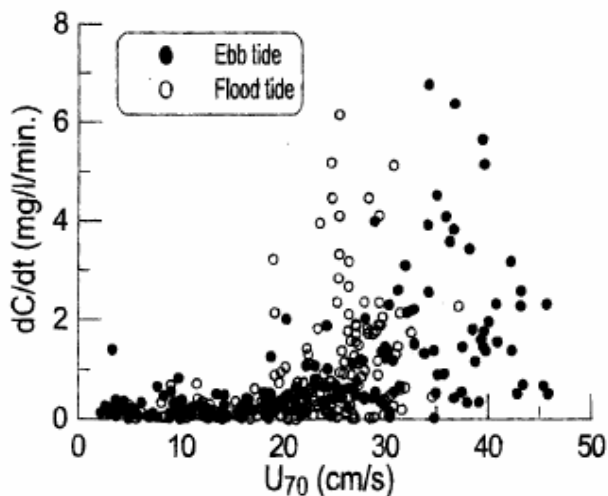


図 4.4.5 St.1 における底面付近での SS 濃度上昇率と流速の関係

タイラギの薄まき覆砂実証調査の結果から、福岡県大牟田地先と佐賀県太良沖では底質への浮泥の堆積状況が異なり、25cm/s の流速の出現頻度の違いが要因の 1 つと推測されているが(別添資料 51)、この流速は St.1 における底泥の移動限界(流速 20cm/s)と調和するものと考えられる。ただし、この流速値は絶対値ではなく、底質の質、海域の水深(波による巻き上げ効果)等により変化することに留意する必要がある。

また、有明海全体の潮流の状況と底質の状況を比較すると、概ね相対的に潮流の遅い海域(湾奥部の沿岸よりの海域、諫早湾内、熊本市沖等)において底質の含泥率が高い傾向がみられる(別添資料 52)。

有明海の潮流は、前述のとおり多くの要因により長期的に減少した可能性が高いと考えられるため、潮流速低下に伴って、浮泥の移動限界に対応した流速値を下回る海域が拡大し、当該海域において底泥の移動量の減少、堆積量の増加を生じさせ、底質の泥化を進めたものと推測される。

具体的には、1956～1957年、1997年及び2001年の底質の比較（図3.4.2）（各々の調査方法の違いには留意が必要）1989年と2000年の調査結果（図4.3.5）から、有明海湾奥部において底質が泥化傾向にあると思われるが、その要因の1つとして、上述のア）で可能性を指摘した潮流速の減少が考えられる。

河川を通じた陸域からの土砂供給の減少

河川からの粗粒の海域への流入が特に減少したとすれば底質の細粒化の一因となる可能性が指摘されている（農林水産省有明海ノリ不作等対策関係調査検討委員会最終報告書）。

河川流域から海への土砂の流出過程には、土砂の生産、流出、流送、堆積・沈降など多くの場がシステムとして係わっている。流域から海への土砂流出には、河川だけを考えるのではなく、流域の視点、即ち、流域・河川を一体として考える必要があるが、現在、土砂供給に関する情報が河川内のものに偏っている状況にあることから、今後は流域における土地利用の変化や土地利用と土砂流出量の関係等についても情報の収集・評価を行っていく必要がある。

以下、筑後川と緑川について得られている情報の範囲内で考察する。

筑後川は有明海へ流入する河川の流域面積の約35%を占め、有明海への影響が最も大きく、ダム堆砂量から推算した筑後川流域の土砂生産量はダム流域で10万 m^3 /年、全流域がダム流域と同様の土砂を生産すると仮定すると全流域で32万 m^3 /年と推定されている。

筑後川では1953年から50年間に各種事業により土砂が持ち出され、3,300万 m^3 の河床変動が生じたと推定される（別添資料53）。特に、砂利採取は最盛期に年間200～300万 m^3 /年と言われ、近年の土砂生産推定量32万 m^3 /年を大きく上まわる。筑後川の下流域においては、砂利採取や、土砂流出の停滞、海からのガタ土の流入増加等により、河床材中の砂の割合が大きく減少し、シルト・粘土が増加したと考えられる（図3.2.2参照）。

掃流砂量については、ばらつきがあるものの減少傾向が認められ（図4.4.6）、砂の現存量の減少、河床の緩勾配化（図3.2.3）が原因として指摘されている。なお、この掃流砂量は推定式（芦田・道上式）により算出された推測値であることに留意する必要がある。

また、短期的なイベントとして、筑後川の感潮域に堆積したシルト・粘土が出水時に浸食されて河口沖合域に堆積する事例が報告されている（別添資料54）が、大規模な洪水時には、感潮域河床を構成する砂分が河口外へ流出することも考えられる。今後、規模の異なる洪水について、同様の調査・検討を行い、感潮域及び河口沖合域に流出する土砂の質と量を、短期的、長期的観点から明らかにする必要がある。

1950～60年代の砂利採取等により筑後川から海域へ砂の供給量が減少したと思われることから、筑後川における人為的な砂の持ち出しが底質の細粒化の一因となる可能性がある。

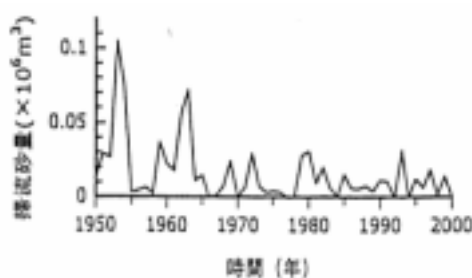


図4.4.6 掃流砂量の経年変化（25.5km地点）

第4章3のアサリの項において、緑川河口域における底質の細粒化について考察したことから、緑川における人為的な砂の持ち出し等に関するデータを整理した（緑川の河床材や掃流砂量の推移、シルト・粘土の挙動に関するデータはなかった）。

1966年～2003年の間の緑川における砂利採取量は335万 m^3 、ダム堆砂量は447万 m^3 であり（別添資料55）、過去においては河床の低下もみられ、昭和43年、昭和53年と比べると近年の河床高は一部区間で低い状態にある（図4.4.7）。

砂利採取が規制されたため、現在、緑川の河床低下は生じておらず、今後も、安定した河床が続くものと予想されるが、モニタリングを行なうことは必要である。

また、緑川ダムの堆砂については、計画されている堆砂量内にあり、ダム管理上の問題は生じていないが、堆砂速度は、計画よりもやや速いことから、堆砂量のモニタリングを続けながら、堆砂の除去、還元を検討していくことが必要である。

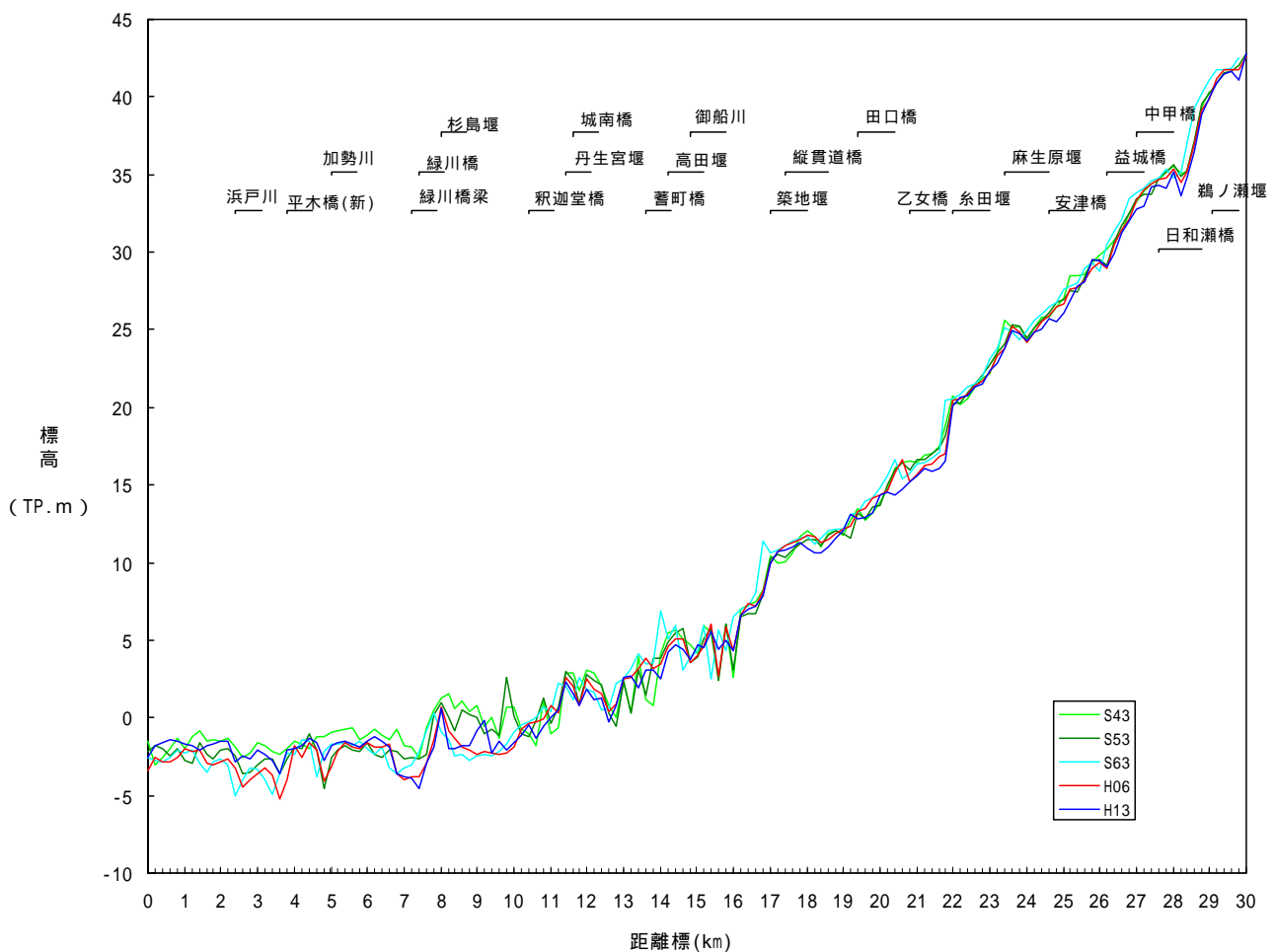


図4.4.7 緑川本川の平均河床高縦断の経年変化

ウ) 底質中の有機物、硫化物の増加及び貧酸素水塊について

有明海奥部の底質調査（1989年、2000年）の結果、同海域の西側において底質の泥化と強熱減量の増加傾向がみられ（別添資料36）、また、諫早湾の湾奥部～湾中央部の測点では底質のCODが増加傾向を示している（別添資料56）。

有明海湾奥部～諫早湾における調査からは、表層堆積物中の有機炭素量が湾奥部西部や諫早湾で高い値を示し、これらの海域ではクロロフィル色素量の値も大きい（図4.4.8）。また、有機炭素安定同位体比（ ^{13}C ）から、表層堆積物中の有機炭素量は植物プランクトン起源の有機物の影響を強く受けていると推測される（別添資料57）。

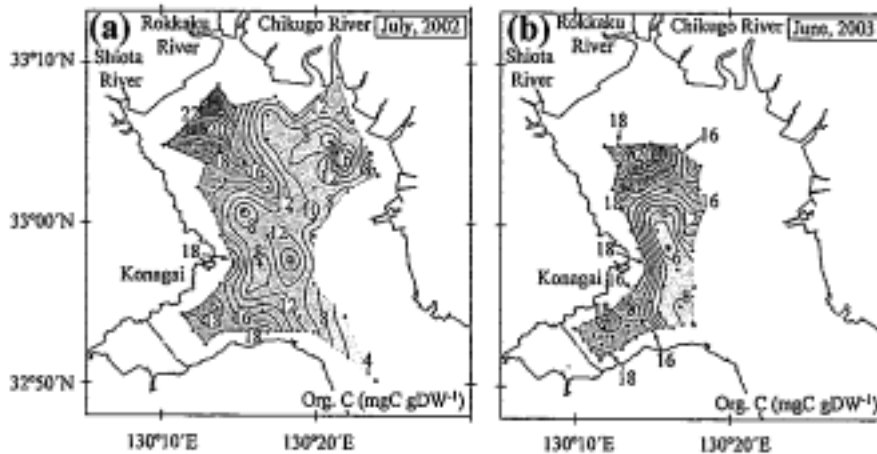


Fig. 3. Horizontal distributions of organic carbon in the surface sediments of the inner part of Ariake Bay and Isahaya Bay in July 2002 (a) and June 2003 (b).

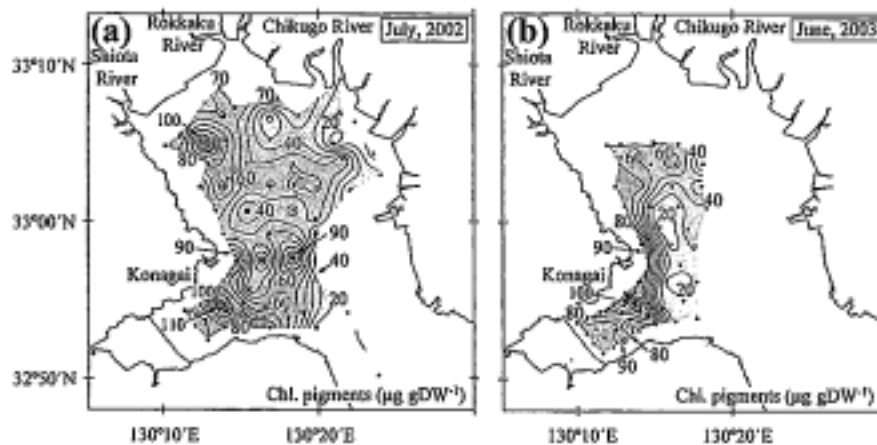


Fig. 4. Horizontal distributions of chlorophyll pigments (chlorophyll a + phaeopigments) in the surface sediments of the inner part of Ariake Bay and Isahaya Bay in July 2002 (a) and June 2003 (b).

図 4.4.8 表層堆積物中の有機炭素の分布（上図）とクロロフィル色素量の分布（下図）

佐賀県、諫早湾において赤潮が増加していることから（図4.4.13）、赤潮の増加により植物プランクトン由来の有機物の沈降・堆積が増えて、湾奥西部（鹿島沖）及び諫早湾の底質中の有機物の増加につながった可能性がある。また、諫早湾調整池の排水拡散に伴う浮泥量の調査結果によると、浮泥は諫早湾奥部で沈降し、湾中央～湾口での沈降は殆ど見られなかった。淡水

由来の珪藻類の殻が諫早湾奥部（特に排水門付近）に沈降しているが、湾中央にかけて減少し、湾口部では殆どみられない（別添資料 58）。排出される淡水産植物プランクトンやその他陸起源有機物は、諫早湾奥部の底質中の有機物となっている可能性がある。

有明海奥部の干拓やその他の要因（潮位上昇、海岸線の人工化（護岸化）、港湾等の人工構造物、ノリ網等）により湾奥部を中心に潮流低下が生じたと推測され、また、諫早干拓により諫早湾内で流速低下が生じている（図 3.5.13）ことから、こうした流速の低下が推測若しくは認められる海域において、有機物を含むより微細な粒子が沈降・堆積しやすい状態が生じたことが推察される（図 4.4.2）。

湾奥西部（鹿島沖）では、貧酸素水塊の発生が報告され（第 3 章 6 参照）、夏季の底層 DO 濃度（別添資料 59）も長期的な低下傾向にあることが示唆されるとともに、底質中の硫化物が増加傾向を示している（別添資料 36 及び別添資料 60）。諫早湾においても、貧酸素水塊の発生が報告されるとともに（第 3 章 6 参照）、諫早湾の奥部では底質中の硫化物の増加傾向が認められている（図 4.4.9）。

これらのことから、両海域においては、植物プランクトン由来の有機物の沈降が増加し、有機物分解に伴う底層の貧酸素化、嫌気的環境下での硫化物の増加といった底層環境の悪化が生じている可能性が窺われる。

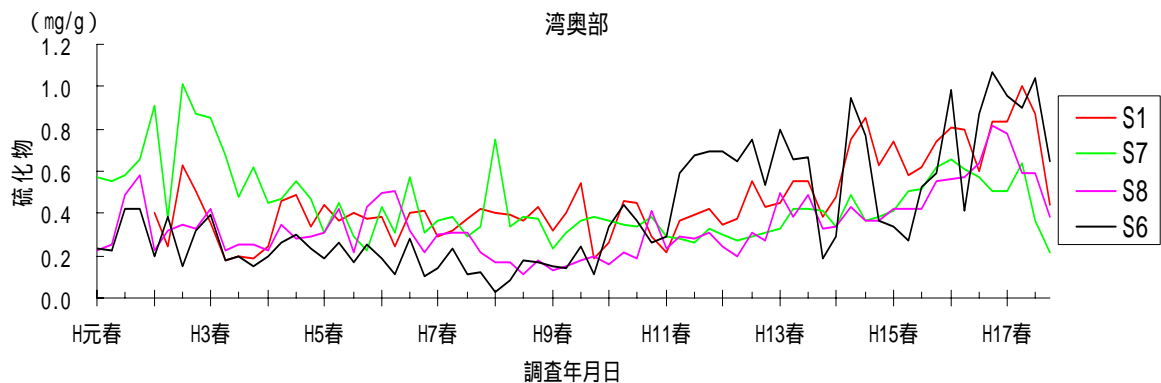


図 4.4.9 諫早湾奥部の測点（S1, S7, S8, S6）の底質中の硫化物（mg/g）の推移

また、有明海湾奥部においてマクロベントスが減少傾向にあると考えられており（図 4.3.23）これが底質中の有機物の増加要因の一つとなる可能性があると思われるが、その程度を把握するためには、ベントスの種とその生態、生息環境の状況を踏まえた有機物の分解に関する知見の蓄積が必要であろう。

ノリ酸処理剤・施肥の影響については、これらによる負荷よりも養殖ノリによる炭素、窒素及び燐の取り上げ量が大きいこと、有明海の流入負荷量（COD、T-N、T-P）に占める酸処理剤・施肥の負荷の割合は僅かであること、酸処理剤の底質への移行に関する調査結果（別添資料 61）等を考えると、酸処理剤・施肥の適正な使用がなされれば、有機物・硫化物の増加の要因になる可能性は少ないと思われる。