

このほか、タイラギの覆砂実証調査（佐賀県、福岡県）から、シルトの堆積が見られない福岡県沖の覆砂区ではタイラギ稚貝は生残するが、シルトが多く堆積する佐賀県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見られなくなるとの結果が得られており、底質の泥化がタイラギ稚貝の生息に悪影響を及ぼすことが推測される（別添資料 35）。

底質環境の項（3章4）で述べたとおり、有明海の底質は長期的に泥化傾向にあると考えられる。有明海湾奥部で1989年と2000年に実施された底質調査を比較すると、西側から中央部にかけて分布していた中央粒径値 $Md \phi 6$ の部分が $Md \phi 7$ に変化しており、こうした海域で泥化が進んだものと思われる（図 4.3.5）。このほか、同調査結果によると、底質の強熱減量（IL）、酸揮発性硫化物（AVS-S）も増加している（別添資料 36）。また、有明海湾奥西部においては貧酸素化の進行が示唆される（別添資料 59）。

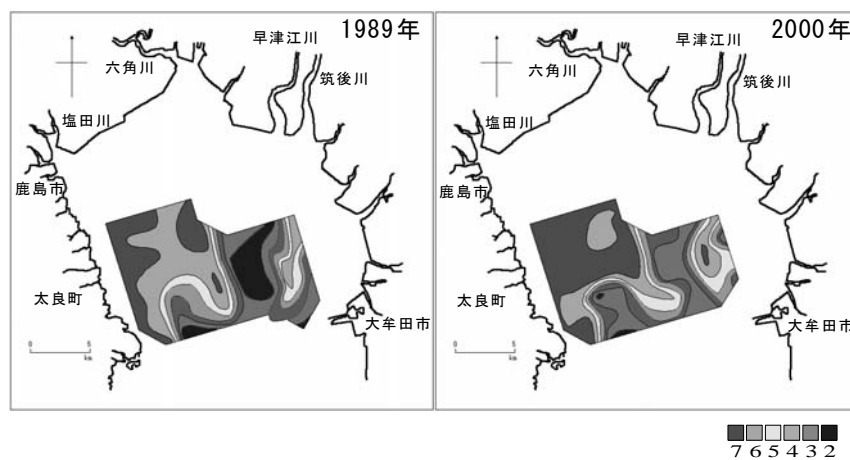


図 4.3.5 有明海湾奥部の底質の中央粒径値の水平分布

以上のことから、有明海北部海域のタイラギ資源の長期的な減少は、同海域の西側～中央海域における底質環境の悪化（泥化の進行、有機物・硫化物の増加、貧酸素化）によってタイラギの着底期以降の生息場が縮小したことが主な要因と考えられる。

その他の要因としては、漁獲圧、ナルトビエイ等の食害、ウィルス、化学物質が想定されるが、漁獲努力量はタイラギの資源量に応じて増減させてきたこと（別添資料 37）、ナルトビエイ等による食害やタイラギの大量斃死は過去には確認されていないこと、中・西部漁場のタイラギのみが化学物質等の影響を大きく受けるとは考えにくいこと等を考慮すれば、これらがタイラギ資源の長期的減少の主たる要因である可能性は低いものと考えられる。

また、有明海の潮流変化がタイラギの浮遊幼生の輸送状況に及ぼす影響については、情報不足により判断ができない。

(b) 近年の減少要因

近年のタイラギ資源の減少要因としては、2000年以降に北東部漁場で確認された成貝の大量斃死（立ち枯れ斃死）の発生があげられる。大量斃死は、タイラギ稚貝の着底から1年以降の5月～8月及び秋季にタイラギの大きさに関係なく発生している（図 4.3.6）。衰弱個体は軟体部が萎縮し、鰓や腎臓にウィルス様粒子が確認されている。

酸素消費量を指標としてタイラギの活力をみると、着底後3ヶ月後（11月頃）にはすで

に活力の低下（酸素消費量の低下）が確認されている。成員の活力低下時にウイルス感染の影響が認められるが、この活力低下の原因は明らかにされていない。また、大量斃死の発生が最初に確認された時期（2000年7月10日、2001年6月1日）の水温はそれほど高くなく、底層が貧酸素状態になっていたとは考えにくい。

北東部漁場において近年発生しているタイラギの大量斃死のメカニズムについては現時点では不明である。

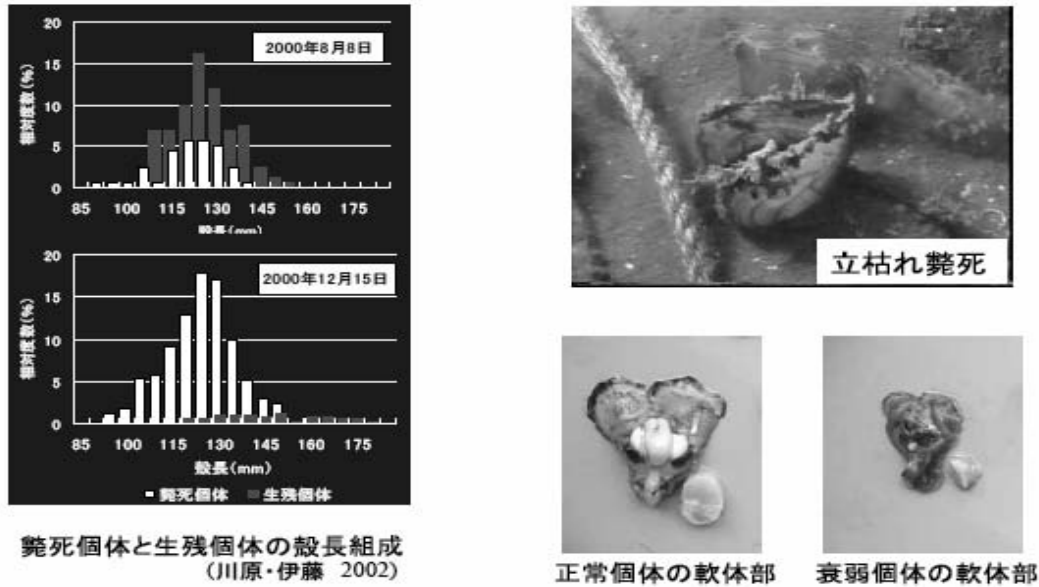


図 4.3.6 有明海北東部漁場におけるタイラギの大量斃死

また、近年、ナルトビエイによる食害が春から初夏に認められる（タイラギの資源量が十分にある場合は秋にも食害が認められる）。ナルトビエイは、平均体重が雄で6kg、雌で12kgと大型のエイであり、最大で体重の10%の餌を食べているとの報告もある。ナルトビエイの資源量は明らかにされていないが、漁業者からの聞き取り等によると、近年増えているとの指摘があり、タイラギの造成漁場、天然漁場において、タイラギ生息数の減少にかなりの影響を与えていることが推測される（表 4.3.1）。タイラギ資源の水準が低位にある状況において、近年のナルトビエイによる食害はタイラギ資源の減少要因の1つと考えられる。



餌生物	出現頻度(%F)
サルボウ	54.5
タイラギ	28.3
アサリ	24.1
カキ	18.6
マテガイ	3.4
二枚貝類	13.1
腹足類	2.1
貝類(消化)	7.6
胃内容物調査個体数	307
うち空胃個体数	93
空胃率	30.3%

全て貝類

図 4.3.7 ナルトビエイの写真（左）、胃内容物調査結果（右）

表 4.3.1 タイラギの食害の発生状況（佐賀県）

	平成 11 年級群 ^(注)	平成 12 年級群	平成 13 年級群	平成 14 年級群
食害の様子	・バラバラになった殻が海底に散在 ・それまで生息していたタイラギが消失	・バラバラになった殻が海底に散在 ・すり鉢状の窪み発見 ・それまで生息していたタイラギが消失	・バラバラになった殻が海底に散在 ・すり鉢状の窪み確認	・バラバラになった殻が底に散在 ・すり鉢状の窪み確認 ・それまで生息していたタイラギが消失
食害初認時期	平成 12 年 6 月 9 日	平成 13 年 9 月 26 日	平成 14 年 4 月 18 日	平成 15 年 5 月 22 日
食害発生確認場所	佐賀県造成漁場	佐賀県造成漁場	佐賀県造成漁場	佐賀県造成漁場 天然漁場（大牟田沖、ダイナン）
その他 特記事項	原因不明	状況証拠から食害生物がナルトビエイではないかと推察	ナルトビエイの胃内容物にタイラギ確認	ナルトビエイの胃内容物にタイラギ確認

注) 平成 11 年生まれのタイラギの群集、以下同じ

(まとめ)

以上を整理すると、有明海北部海域のタイラギ資源の減少は、長期的要因として中西部漁場での底質環境の悪化（泥化、有機物・硫化物の増加、貧酸素化）による着底期以降の生息場の縮小、短期的要因として北東部漁場での大量斃死（原因不明）とナルトビエイによる食害が考えられる。長崎県海域におけるタイラギの減少要因、タイラギ幼生の輸送状況に及ぼす潮流変化の影響、大量斃死の発生メカニズムについては明らかにされておらず、今後解明していくべきと考える。

② アサリ

(現状と問題点の特定)

アサリは熊本沿岸で 1977 年に 6 万 5 千 t の漁獲を記録したが、その後減少し、1990 年半ばから 2 千 t 前後で推移してきた。最近では回復傾向にあり、2003 年の漁獲量は 7 千 t となった(図 4.3.8)。1980 年代と 2000 年代の漁場を比較すると、漁場が岸に寄り、熊本県荒尾地先などで漁場が縮小した(図 4.3.9)。熊本県の主要漁場（荒尾地先・菊池川河口域・白川河口域・緑川河口域）全体で漁獲量が減少しているが、特に緑川河口域の減少が顕著である（別添資料 38）。ただし、有明海のアサリ漁獲量は、1960 年代は 2 万 t 以下であり、有明海全体で 3 万 t 以上の漁獲量があったのは 1973～1984 年の 12 年間であったことに留意する必要がある。

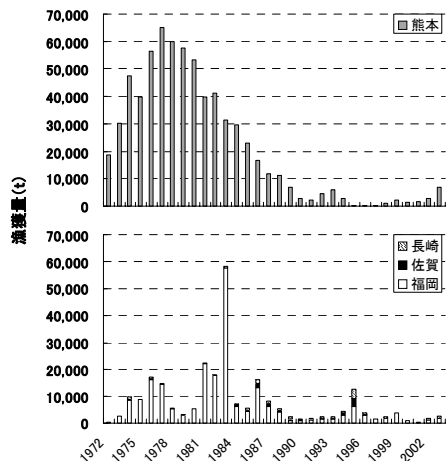


図 4.3.8 有明海のアサリ漁獲量の推移

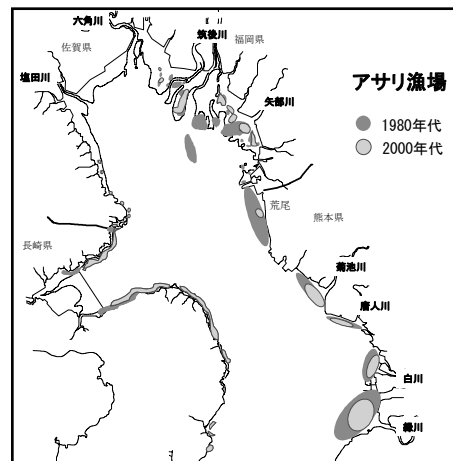


図 4.3.9 有明海のアサリ漁獲量の推移

(要因の考察)

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、マンガンの影響があげられる。

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（おそらく満 1 歳）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指摘されており、前年加入した稚貝の 98%が 1 年後には漁獲されるとの推計結果（熊本県水産研究センター）も得られている（別添資料 39）。また、資源管理を行っている地域ではアサリの漁獲量が回復傾向にあることから、アサリ資源の減少には漁獲圧が大きく影響していると思われる。

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生育が認められ（図 4.3.10）、生産が回復することから、漁場の縮小に関しては、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る。

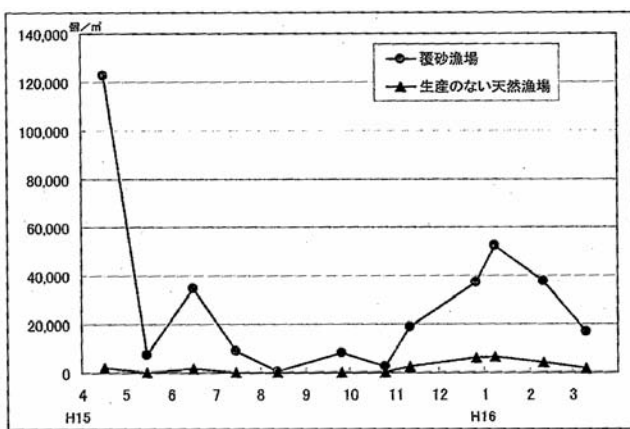


図 4.3.10 緑川河口域のアサリ分布密度の推移（着底稚貝）

ここでは、漁獲量の減少が著しい漁場（1977年：4万2千t→2003年：5千t）である緑川河口域を取り上げた。緑川河口域における底質の長期的データとして入手できたのは、中央粒径のみであることから、底質の粒径について考察を試みた。

緑川河口域における底質の中央粒径は、1981年の調査で 0.212 mm、1996年～2003年の調査で 0.182～0.203 mmと、若干ではあるものの底質の細粒化の傾向が推測される（表 4.3.2）。

表 4.3.2 熊本県緑川河口のアサリの漁獲量と干潟の中央粒径値

西暦	年号	アサリの漁獲量		中央粒径	
		漁獲量 (ton)	変化率 (%)	中央粒径値 (mm)	変化率 (%)
1972	昭和47年	7,152	31.2		
1973	昭和48年				
1974	昭和49年	27,327	119.2		
1975	昭和50年	25,125	109.6		
1976	昭和51年	37,821	165.0		
1977	昭和52年	42,010	183.2		
1978	昭和53年	39,117	170.6		
1979	昭和54年	38,633	168.5		
1980	昭和55年	36,994	161.4		
1981	昭和56年	22,926	100.0	0.212	100.0
1982	昭和57年	21,274	92.8		
1983	昭和58年	19,485	85.0		
1984	昭和59年	20,175	88.0		
1985	昭和60年	12,825	55.9		
1986	昭和61年	11,567	50.5		
1987	昭和62年	10,182	44.4		
1988	昭和63年	8,799	38.4		
1989	平成元年	3,753	16.4		
1990	平成2年	1,513	6.6		
1991	平成3年	1,633	7.1		
1992	平成4年	411	1.8		
1993	平成5年	338	1.5		
1994	平成6年	43	0.2	0.203	95.7
1995	平成7年	20	0.1		
1996	平成8年	22	0.1	0.182	85.8
1997	平成9年	4	0.0	0.191	89.9
1998	平成10年	509	2.2	0.194	91.7
1999	平成11年	1,418	6.2	0.194	91.7
2000	平成12年	1,119	4.9	0.204	96.1
2001	平成13年	840	3.7	0.197	93.0
2002	平成14年	1,532	6.7	0.194	91.7
2003	平成15年	5,038	22.0	0.191	90.3

既存文献によると、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 0.5 mm以上の粒子が適当とされている。アサリ着底の適・不適に見るのには、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。緑川河口域の底質の粒径分布に関する長期的なデータはなかったが、1996年の緑川河口域の粒径分布をみると、稚貝の着底に適するとされる 0.5 mm以上の粒は 2~3%しかなく、その割合は、アサリの生産性が高い他の地域の漁場と比して著しく低い（図 4.3.11）。また、その分布形状から、細かい均質な粒で構成されていることが分かる。

緑川河口域の粒径分布を考慮すると、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、底質の細粒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る。しかしながら、中央粒径の測点数が 1981年と 1996~2003年の調査で異なること、中央粒径の減少が僅かであることから、過去のデータと比較可能な調査の実施とデータの精査が必要と考える（測点は別添資料 40 参照）。

なお、アサリ漁場への覆砂については、海砂採取の規制海域が拡大し、今後、その入手が困難になることが想定されること、また、海砂採取が採取海域の漁場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。

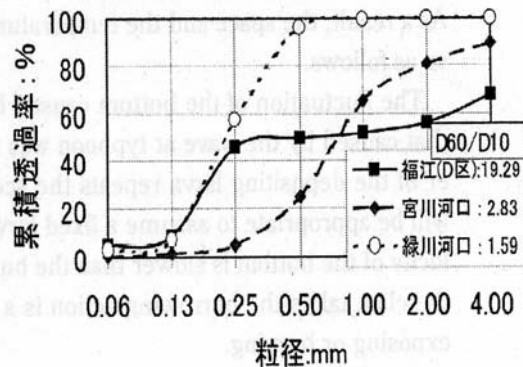


図 4.3.11 アサリ漁場の粒径分布
(福江、宮川河口、緑川河口)

また、アサリ稚貝の着底には底質の基盤の安定性が重要な要因との指摘がなされている。定置網（熊本県の小型定置は 30 余りあったが、6 経体まで減少）やノリの棒杭、覆砂の実施箇所等の周辺にはアサリが多くみられ、こうした構造物等が基盤の安定性に寄与するものと推測される。加えて、アサリの漁獲量が 4 万 t あった頃においては、アサリが層をなしており、アサリ自身（貝殻も含めて）も基盤の安定に寄与していたことが推測できる。

食害については、ナルトビエイ（特に若い個体）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いる。飼育実験によると体重 2 kg の若いナルトビエイが夏季に毎日 1 kg のアサリを食べたとの報告や、ナルトビエイは群れになって干潟に出現するために 1 日に数トンのアサリを食害されたとの報告もある。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。

有害赤潮による影響に関しては、シャットネラ赤潮の発生によってアサリの斃死が確認されている（別添資料 30）。近年、シャットネラ赤潮の発生は増加傾向にあることから、アサリ資源に影響している可能性が推測される。

マンガンのアサリへの影響（別添資料 41）に関しては、以下の問題が指摘されている。

(a) 荒尾と緑川地先で影響が強く、その間にある菊池川地先、白川河口域の漁場で影響は少