
福岡県水産海洋技術センター 研究業務報告 研究報告

第 1 号

BULLETIN
OF
FUKUOKA FISHERIES AND MARINE TECHNOLOGY RESEARCH CENTER
No. 1

福岡県水産海洋技術センター

2026年3月

目 次

[研究業務報告]

研究報告

1. 福岡湾におけるマクロベントスおよび漁場環境の長期変化
江頭 亮介・江崎 恭志・池浦 繁…………… 1
2. 筑前海における藻場の現状
佐野 満汰・坂田 匠・大形 拓路…………… 7
3. 豊前海における水平垂下式カキ養殖の実証試験
日高 研人・田中 大志・増田 浩美・俵積田 貴彦・田中 慎也 …… 19
4. 有明海福岡県干潟縁辺部におけるタイラギ母貝育成手法の検討
佐藤 尊明・合戸 賢利・江崎 恭志…………… 23

福岡湾におけるマクロベントス及び漁場環境の長期変化

江頭 亮介^a・江崎 恭志・池浦 繁^b
(水産海洋技術センター)

近年、福岡湾を取り巻く環境が大きく変化しており、漁場環境にも多大な影響を与えている。福岡湾に隣接する水処理センターにおいて、リン除去を目的とした高度処理設備が1993～1999年度に整備され、福岡湾では全リン（以下TP）濃度は1993年度ごろをピークに減少傾向にある¹⁾。また、2000年代には冬期の溶存態無機リン不足によるノリ、ワカメ養殖の不作が頻発するようになった²⁾。福岡湾の漁場環境のうち、水質やプランクトンについては一定の知見³⁾が存在するが、マクロベントスについては、2010年以後福岡湾全域の調査結果が報告⁴⁾されておらず、近年の状況が明らかになっていない。

そこで、本研究では2024年5月から2025年2月にかけて福岡湾全域で採泥および水質調査を実施し、マクロベントスの環境と密接に関係する特に個体数と水質、底質を評価した上で過去と比較し、その変化を引き起こした要因を統計的に検証した。

方 法

1. 福岡湾の水質及び底質の長期変動

福岡湾のマクロベントスの生息、分布や組成などに影響を与えていると考えられる水質、底質の長期変動について以下のとおり分析を行った。

(1) 水質

解析には、Windows版のR version 4.5.1でパッケージtimsac version 1.3.8-4を用いた。

福岡湾の水質については、季節調整法を用いた長期変動傾向の報告がある⁵⁾。季節調整法とは、時系列データをトレンド成分、季節成分、ノイズ成分に分ける統計手法であり、トレンド成分を分析することにより長期変動傾向を把握することができる。しかし、この報告⁵⁾では環境基準点ごとに分析しているため、海域全体の傾向が分からない。またマクロベントスに影響があると思われるクロロフィルa（以下Chl-a）の分析がなされていない。

そのため、福岡市水質測定結果報告から、1982年4月

～2025年3月の底層水温、底層溶存酸素量（以下D0）、底層化学的酸素要求量（以下COD）、底層Chl-a、底層全窒素（以下TN）、底層TPについて、全環境基準点の月別平均値を使用し、この報告⁵⁾と同様に季節調整法を用いてトレンド成分を抽出し、海域全体の長期変動について分析を行った。環境基準点を図1に示した。なお、このデータは、毎月1回調査されているものである。

(2) 底質

福岡湾の底質については、福岡市水質測定結果報告から1982年～2024年のCOD、強熱減量（以下IL）について、全環境基準点の年別平均値を使用し、海域全体の分析を行った。なお、このデータは、毎年8月に調査されているものである。

2. 調査年別と季節別マクロベントス生息状況の比較

2024年度の春（5月）、夏（8月）、秋（11月）、冬（2月）の季節別に、福岡湾内の21点でマクロベントス調査を行った。調査定点を図1に示した。なお、この調査定点は、1991～1992年⁶⁾、2008年度⁴⁾に実施されたマクロベントス調査と同様の定点のうち、埋め立てにより採泥ができなくなった定点1を除いたものである。

水質については、各定点で多項目水質計（JFEアドバンテック株式会社製RINKO-Profilier ASTD102）を用いて底層水温、底層D0、底層Chl-aを測定した。

底質およびマクロベントスについては、各定点でスミス・マッキンタイヤ採泥器（採泥面積1/20m²）を用いて

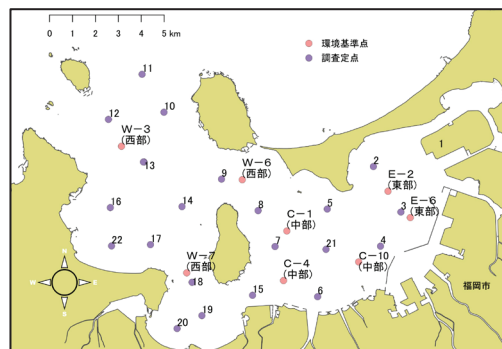


図1 福岡湾内の環境基準点と調査定点

^a 現所属：有明海研究所

^b 現所属：漁業調整委員会事務局

3回ずつ底泥を採取し、分析用サンプルとした。

底泥のうち、底質環境項目分析用として深さ 3cm の表層泥を採取し、泥分率、中央粒径値（以下 $Md\phi$ ）、酸揮発性硫化物（以下 AVS）、COD、IL を分析した。分析方法は 1980 年刊行の新編水質汚濁調査指針に従った。

また、底泥中のマクロベントスの分析用として、残りの泥全量を目合い 1mm の金属製篩に通し、残存物を 10% 中性ホルマリンで固定の上、種の同定および計数を行った。なお、重量 1g を超える個体は今回の分析から除外した。

（１）調査年別マクロベントス生息状況の比較

1991～1992 年、2008 年度、2024 年度のマクロベントス個体数およびマクロベントスの出現状況より求めたシャノンの多様度指数（以下多様度指数）を年別に比較し評価した。評価については、調査年ごとに対応のある 2 標本 t 検定を行い、有意か判断した。

（２）季節別マクロベントス生息状況の比較

1991～1992 年、2008 年度、2024 年度のマクロベントス個体数を、季節別に整理して比較し評価した。評価については、調査年ごとに対応のある 2 標本 t 検定を行い、有意か判断した。

3. マクロベントス個体数と底質および水質との関係

福岡市水質測定結果報告の各環境基準点に最も近いマクロベントス調査定点を選出し、水質とマクロベントス個体数及び底質の関係を解析した。対応は表 1 のとおりとした。解析には、Windows 版の R version 4.5.1 でパッケージ glmTMB version 1.1.13 と MuMIn version 1.48.11 を用いた。

（１）1991～1992 年、2008 年度、2024 年度のマクロベントス個体数と水質との関係

1991～1992 年、2008 年度、2024 年度のマクロベントス個体数と水質の関係を解析した。マクロベントス個体数については、1991～1992 年、2008 年度、2024 年度の表 1 の調査定点における全季節のデータを用いた。水質は福岡市水質測定結果報告の同年同月のデータを使用した。解析は一般化線形混合モデル（以下 GLMM）を用いた。応答変数をベントス個体数、説明変数を底層水温、底層

D0、底層 COD、底層 TN、底層 TP、底層 Chl-a、ランダム効果をマクロベントス調査定点、応答変数の確率分布は負の二項分布、link 関数は log とした GLMM のフルモデルを構築した後、総当たり法により赤池情報量基準（以下 AIC）が最小となるモデル選択を行った。

また、夏季には福岡湾奥において貧酸素水塊が発生することが知られており⁷⁾、マクロベントス個体数に影響があると考えられる。そのため、夏季におけるマクロベントス個体数と水質の関係を解析した。応答変数をベントス個体数、説明変数を底層水温、底層 D0、底層 COD、底層 TN、底層 TP、底層 Chl-a、ランダム効果をマクロベントス調査定点、応答変数の確率分布は負の二項分布、link 関数は log とした GLMM のフルモデルを構築した後、総当たり法により AIC が最小となるモデル選択を行った。

そして、ベントスの大多数の種は懸濁物食もしくは堆積物食であることから⁸⁾、餌料となる有機物量の指標である COD は重要と考えられる。そのため、底層 COD と他水質との関係を解析した。応答変数を底層 COD、説明変数を底層水温、底層 D0、底層 TN、底層 TP、底層 Chl-a、ランダム効果をマクロベントス調査定点、応答変数の確率分布は正規分布、link 関数は log とした GLMM のフルモデルを構築した後、総当たり法により AIC が最小となるモデル選択を行った。

（２）2024 年度のマクロベントス個体数と底質および水質との関係

2024 年度のベントス個体数と底質および水質の関係を解析した。データは 2024 年度マクロベントス調査の、全季節の全調査定点のものを使用した。解析は GLMM を用いた。応答変数をベントス個体数、説明変数を AVS、泥中 COD、 $Md\phi$ 、底層水温、底層 D0、底層 Chl-a、ランダム効果をマクロベントス調査地点、応答変数の確率分布は負の二項分布、link 関数は log とした GLMM のフルモデルを構築した後、総当たり法により AIC が最小となるモデル選択を行った。なお、説明変数間の多重共線性を考慮し、VIF が 10 以上になる泥分率、IL は除外した。

結 果

1. 福岡湾の水質及び底質の長期変動

（１）水質

福岡湾の水質の長期変動を図 2-1 から図 2-6 に示した。

表 1 ベントス調査地点と環境基準点の対応

マクロベントス調査定点名	2	3	4	7	9	12	15	18
環境基準点名	E-2	E-6	C-10	C-1	W-6	W-3	C-4	W-7

福岡湾におけるマクロベントス及び漁場環境の長期変化

底層水温の上昇傾向, 底層DOの2010年以降の減少傾向,
底層COD, 底層Chl-a, 底層TPの1990年代からの減少傾向

向が見られた。

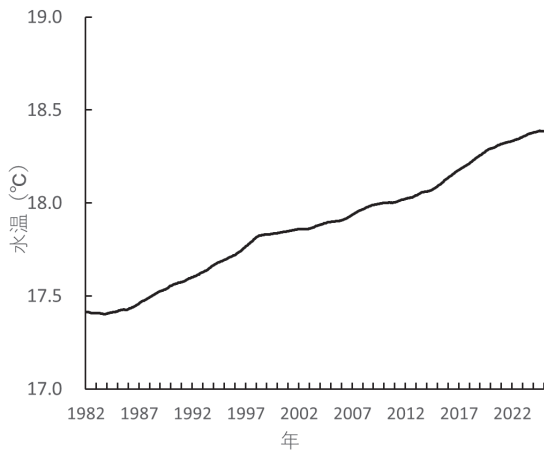


図 2-1 底層水温の長期変動

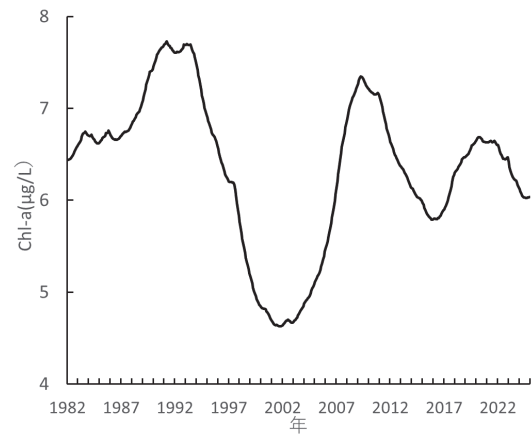


図 2-4 底層 Chl-a の長期変動

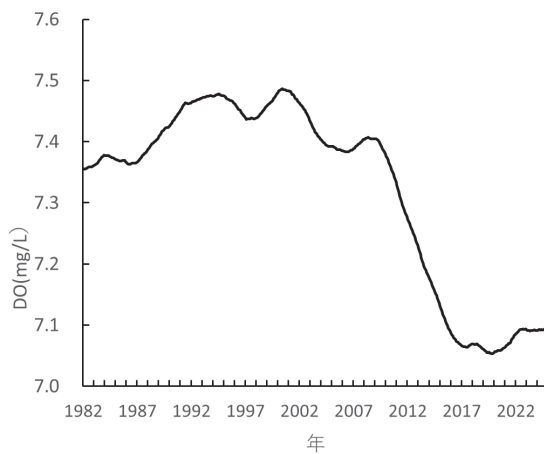


図 2-2 底層 DO の長期変動

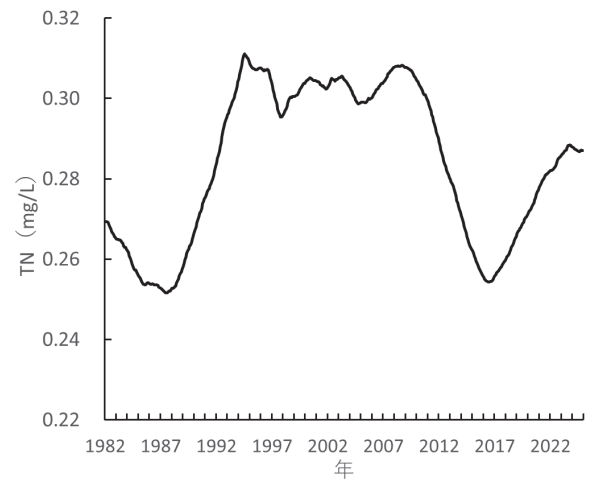


図 2-5 底層 TN の長期変動

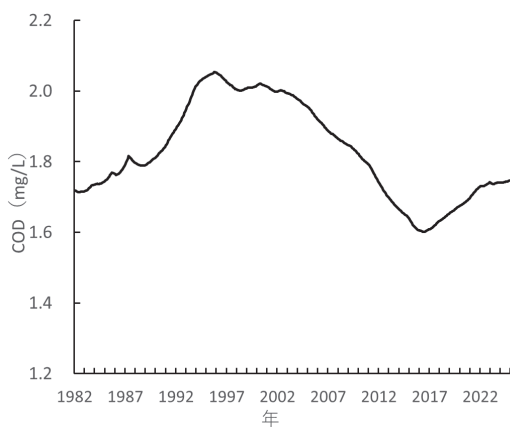


図 2-3 底層 COD の長期変動

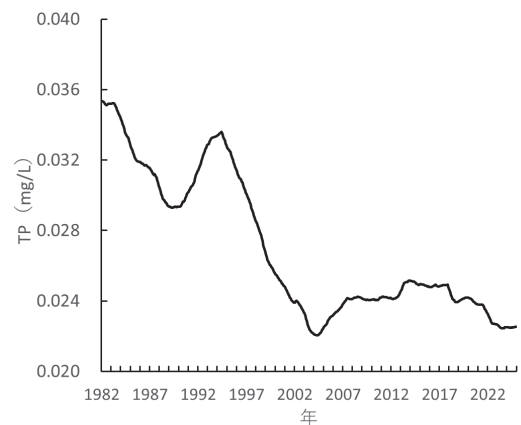


図 2-6 底層 TP の長期変動

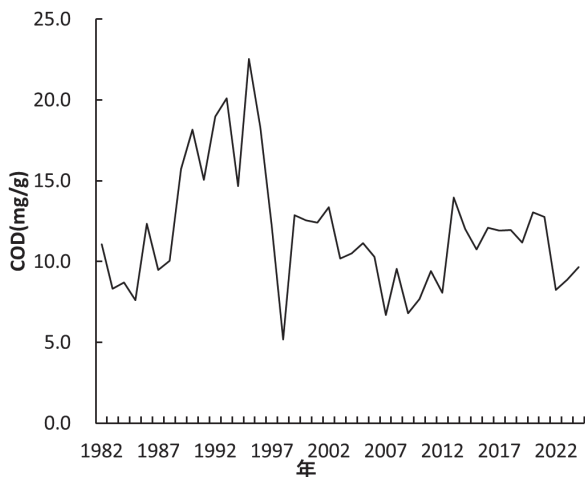


図 3-1 COD の長期変動

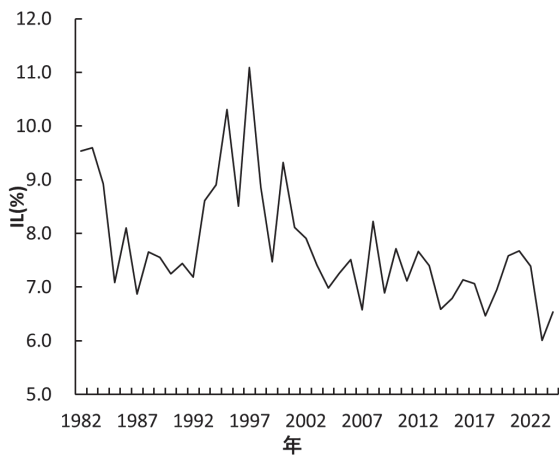


図 3-2 IL の長期変動

(2) 底質

福岡湾の底質の長期変動を図3-1から図3-2に示した。CODは1995年をピークに減少したのち横ばい、ILは1990年代以降の減少傾向が見られた。

2. 調査年別と季節別マクロベントス生息状況の比較

(1) 調査年別マクロベントス生息状況の比較

マクロベントス生息密度と多様度指数について調査年別に比較した結果を表2に示した。

1991～1992年と2008年度の比較では、多毛類、多様度指数の増加が見られ、危険率1%で有意であると判断された。

1991～1992年と2024年度の比較では、マクロベントス平均個体数、多毛類、軟体動物類の減少が見られ、危

表2 年別マクロベントス生息密度と多様度指数の経年変化

項目	1991～1992年	2008年度	2024年度	評価 (1991～1992年 と2008年度)	評価 (1991～1992年 と2024年度)	評価 (2008年度と 2024年度)
マクロベントス 平均個体数 (個体/㎡)	1911.4	2795.0	471.2	有意差なし	減少**	減少**
うち多毛類	582.7	1549.3	232.0	増加**	減少**	減少**
うち甲殻類	251.5	181.2	125.1	有意差なし	有意差なし	有意差なし
うち軟体動物類	1040.1	846.4	70.0	有意差なし	減少**	減少**
多様度指数H'	2.3	3.6	2.4	増加**	有意差なし	減少**

有意水準：*5% **1%

表3 季節別マクロベントス生息密度の経年変化

季節	1991～1992年 マクロベントス 平均個体数 (個体/㎡)	2008年度 マクロベントス 平均個体数 (個体/㎡)	2024年度 マクロベントス 平均個体数 (個体/㎡)	評価 (1991～1992年 と2008年度)	評価 (1991～1992年 と2024年度)	評価 (2008年度と 2024年度)
春	1,484.3	4,686.7	503.7	増加*	減少*	減少**
夏	487.6	2,852.4	286.7	増加**	有意差なし	減少**
秋	1,151.9	1,819.0	436.2	有意差なし	減少**	減少**
冬	4,521.9	1,821.9	658.1	有意差なし	減少*	減少**

有意水準：*5% **1%

危険率1%で有意であると判断された。

2008年度と2024年度の比較では、マクロベントス平均個体数、多毛類、軟体動物類、多様度指数の減少が見られ、危険率1%で有意であると判断された。

また、2024年度のマクロベントス平均個体数は過去最低であった。

(2) 季節別マクロベントス生息状況の比較

季節別のマクロベントス生息密度について調査年別に比較した結果を表3に示した。

1991～1992年と2008年度の比較では、春と夏にマクロベントス平均個体数の増加が見られ、春の増加は危険率5%、夏の増加は危険率1%で有意であると判断された。

1991～1992年と2024年度の比較では、春、秋、冬にマクロベントス平均個体数の減少が見られ、春と冬の減少は危険率5%、秋の減少は危険率1%で有意であると判断された。

2008年度と2024年度の比較では、全季節でマクロベントス平均個体数の減少が見られ、危険率1%で有意であると判断された。

また、2024年度のマクロベントス平均個体数は全季節において過去最低であった。

3. マクロベントス個体数と底質および水質との関係

(1) 1991～1992年、2008年度、2024年度のマクロベントス個体数と水質の関係

表 4 1991～1992 年, 2008 年度, 2024 年度のマクロベントス個体数と水質の GLMM 解析結果

標本数	変数名	標準化偏回帰係数	標準誤差	p値	AIC
96	切片	7.253	0.129	<0.001	1596.9
	底層水温	-0.431	0.118	<0.001	
	底層COD	0.683	0.170	<0.001	
	底層Chl-a	0.311	0.135	0.021	

表 5 1991～1992 年, 2008 年度, 2024 年度の夏季マクロベントス個体数と水質の GLMM 解析結果

標本数	変数名	標準化偏回帰係数	標準誤差	p値	AIC
24	切片	6.363	0.252	<0.001	362.8
	底層DO	1.120	0.373	0.003	
	底層TN	2.705	1.054	0.010	
	底層Chl-a	-1.817	1.024	0.076	

1991～1992 年, 2008 年度, 2024 年度のマクロベントス個体数と水質の関係の解析結果を表 4 に示した。AIC が最小となるモデルの説明変数として, 底層水温, 底層 COD, 底層 Chl-a が選択され, 水温が高く, 底層 COD と底層 Chl-a が低いとマクロベントス個体数が減少するモデルとなった。

また, 夏季における 1991～1992 年, 2008 年度, 2024 年度のマクロベントス個体数と水質の関係の解析結果を表 5 に示した。AIC が最小となるモデルの説明変数として, 底層 DO, 底層 TN, 底層 Chl-a が選択され, 底層 DO と底層 TN が低いとマクロベントス個体数が減少するモデルとなった。

そして, 底層 COD と他水質との関係の解析結果を表 6 に示した。AIC が最小となるモデルの説明変数として, 底層水温, 底層 DO, 底層 TN, 底層 TP が選択され, 底層水温と底層 DO, 底層 TN, 底層 TP が低いと底層 COD が減少するモデルとなった。

(2) 2024 年度のマクロベントス個体数と底質および水質の関係

2024 年度のマクロベントス個体数と底質および水質の関係の解析結果を表 7 に示した。AIC が最小となるモデルの説明変数として, 泥中 COD, Mdφ, 底層水温が選択され, 泥中 COD が低く, 底層水温が高いとマクロベントス個体数が減少するモデルとなった。

表 6 1991～1992 年, 2008 年度, 2024 年度の底層 COD と水質の GLMM 解析結果

標本数	変数名	標準化偏回帰係数	標準誤差	p値	AIC
96	切片	0.614	0.057	<0.001	127.1
	底層水温	0.161	0.031	<0.001	
	底層DO	0.200	0.033	<0.001	
	底層TN	0.129	0.028	<0.001	
	底層TP	0.055	0.018	0.003	

表 7 2024 年度マクロベントス個体数と底質および水質の GLMM 解析結果

標本数	変数名	標準化偏回帰係数	標準誤差	p値	AIC
84	切片	5.976	0.110	<0.001	1178.7
	泥中COD	0.552	0.171	0.001	
	Mdφ	-0.310	0.169	0.068	
	底層水温	-0.368	0.092	<0.001	

考 察

1991～1992 年, 2008 年度, 2024 年度と 3 回実施されたマクロベントス調査のうち, 2024 年度のマクロベントス個体数が最小であり, 減少していることが明らかになった。

マクロベントスのうち, 甲殻類については減少が認められなかったが, ほとんどがメナシビンノであった。この種は, 泥場を嗜好する種にも関わらず砂場の砂を敷いた水槽で長期間飼育可能と環境の変化に強い種と推測されている⁹⁾ため, 福岡湾の湾奥の泥質や湾央の砂泥質⁶⁾といった様々な底質環境に適応して増加した可能性がある。そして, 2024 年度のマクロベントス個体数の変動が大きいため, マクロベントスの種も変動していることが考えられる。そのため, マクロベントス種組成によるクラスター分析等を行い, マクロベントスの経年変化の詳細を更に分析する必要があると推察された。

また, マクロベントス個体数と水質および底質の GLMM 解析結果から, 底層もしくは泥中 COD と底層 Chl-a が低く, 水温が高いとマクロベントス個体数が減少することが分かった。

ベントスの大多数の種は植物プランクトンを主とする有機懸濁物をろ過もしくは吸着によって摂餌する懸濁物

食と、底表面もしくは砂泥中の有機物を摂餌する堆積物食であることから⁸⁾、COD と Chl-a については、マクロベントスの餌料に関連する項目である。そのため、これらが低いとマクロベントス個体数が減少することを示していると考えられる。

また、底層 COD、泥中 COD、底層 Chl-a のいずれも 1990 年代以降に減少しており、マクロベントスの餌料の減少が推察される。

水温が高いほどマクロベントス個体数が減るという解析結果に加え、夏季の底層 D0 が減るほどマクロベントス個体数が減るという解析結果から、近年の海水温上昇により海中の D0 が減少し、マクロベントスに悪影響を及ぼしていることが推察される。

そして、底層 TP は 1990 年代以降、底層 D0 は 2010 年代以降に減少が見られること、GLMM 解析により TP、TN、D0 の減少も底層 COD の減少に影響していることが分かった。底層 TP の減少理由については、1993 年から順次導入された下水の高度処理の効果と推察している報告がある⁵⁾。

以上により、TP の減少等によりマクロベントスの餌料が減少していることに加え、海中の D0 の減少によりマクロベントス個体数が減少している可能性がある。

なお、福岡湾と同様に栄養塩類の低下によるノリの色落ちや浮魚・底魚などの漁業生産量の低下が問題となっている瀬戸内海では、2015（平成 27）年 10 月 2 日に改正瀬戸内海環境保全特別措置法が公布・施行され、栄養塩類の適切な管理に関する調査・研究や、様々な栄養塩供給の試みが行われている¹⁰⁾。

福岡湾においても、漁場環境の改善に向けて同様の取り組みが必要ではないかと考えられる。

文 献

- 1) 横山佳裕，大島雄三，後藤祐哉，望月佑一，藤井暁彦，内田唯史．冬期博多湾における海域の栄養塩類に対する下水処理の緩和運転の効果に関する現地観測 2019；75；2：I_983-I_988．土木学会論文集 B3（海洋開発）
- 2) 江藤拓也，片山幸恵，江崎恭志．2008 年から 2010 年における福岡湾でのノリ，ワカメ養殖の不作要因について．福岡県水産海洋技術センター研究報告 2012；22：33-40．
- 3) 里道菜穂子，江崎恭志，多田邦尚．福岡湾の栄養塩濃度と植物プランクトン種組成の 18 年間（1993－2010 年）の変化 2019；56；2：131-141．沿岸海洋研究
- 4) 江崎恭志，江藤拓也．マクロベントス群集から見た福岡湾底質環境の現状と経年変化．福岡県水産海洋技術センター研究報告 2010；20：47-52．
- 5) 有本圭佑，中山恵利，大平良一．季節調整法を用いた博多湾の長期水質変動解析 2023；48：79-88．福岡市保環研報
- 6) 本田清一郎．福岡湾の底生生物群集の季節変化．福岡県水産海洋技術センター研究報告 1993；1：189-198．
- 7) 柳哲雄，石井大輔．博多湾奥部における貧酸素水塊発生・消滅機構．海の研究 2009；18（2）：169-176．
- 8) 菊池 泰二．ベントスの働き—生物攪拌を中心に．沿岸海洋研究ノート 1981；18（2）：67-77．
- 9) 荒巻陽介．福岡県柳川市沖端の干潟に出現するカニ類とメナシピンノの生態に関する一知見，2005；53；1：9-19．水産大学校研究報告
- 10) 阿保勝之．瀬戸内海を豊かな海に—水産資源の持続的利用のための提言．2016；39（A）：97-101．水環境学会誌

筑前海における藻場の現状

佐野 満汰・坂田 匠^a・大形 拓路
(水産海洋技術センター)

福岡県筑前海区では、定期的に海区全域の藻場面積調査を行っており、直近の2013～2015年調査と初期調査である1976～1978年調査の結果を比較すると、筑前海区全体で約4.3%の藻場が減少している¹⁾。藻場減少の要因として、高水温やウニなどの植食性動物による食害が考えられ、小呂島では過去に夏季の高水温によりアラム類(アラム、ツルアラム)の大量枯死・流出が確認されている²⁾。その後、小呂島では漁業者や多面的モニタリング事業者から、これまで見られなかった南方系のホンダワラ類が増えており、藻場の組成が変化している。

また、ウニ類による食害で一部の地域で藻場が局所的に衰退している。そのような状況を踏まえ、県では水産多面的機能発揮対策事業により、筑前海区全体で7漁協20支所においてウニ除去を進めるとともに³⁾、2024年度(令和6年度)からブルーカーボン事業によりウニ養殖の推進等に取り組んでいる。さらに近年は、民間企業も藻場保全活動に参入しており、その活動の規模は拡大している。

このように、藻場を取り巻く環境が変化している中、本研究では筑前海区における藻場の現状を把握し、今後の藻場保全対策に活かすことを目的とした。

方 法

1. 筑前海区海域別藻場の分布

過去の藻場面積は、初期面積として初回調査である大隈ら⁴⁻⁵⁾が1976～1978年に実施した筑前海区藻場・干潟調査および海域生物環境調査報告書のデータを、直近の藻場面積として、日高らが2013～2015年に実施した研究報告のデータを用いた。

大隈らは実地調査より概略図を作成し、これを基に漁業情報サービスセンターによる航空写真撮影調査を参考資料として音響測深器を用い、岩礁転石域を探索して藻場外縁部を定め、この内側を植生可能域としてSCUBA潜水によって植生の有無を確認した。海藻の植生域ではそ

の種類、植生被度、底質等を調べ、1/25,000のデッカチャートに輪郭を記載して、位置、長さ、幅及び面積を算出している。面積の算出にはドット計算法を用いている。

2013～2015年の実施の藻場面積調査では、既存の藻場面積を基にして潜水調査を実施し、GISソフトのカシミール3Dを用いて面積を算出し、既存藻場面積から差し引くもしくは加える方法で藻場面積を求めている。

本調査では、国際航業株式会社に委託し実施した、衛星画像による藻場分布の解析を行った。衛星画像による解析は、2022～2024年にSPOT衛星6号及び7号、そしてWorldView-2衛星により撮影された画像を使用した。解析に使用する画像は、藻場繁茂期の2～5月、そして雲量が少ない、透明度が高い、波の影響が少ないものを目視で選定して使用した。次に、選定した画像にマスク処理を施し、解析に不要な陸域等を除外した。次に、光の錯乱や吸収等の大気の影響を取り除くために、暗画素法を用いた大気補正を行った。暗画素法とは、反射率の低い対象物や底質からの反射が無く、水深が十分深いと考えられる海域において、海面から反射する輝度は主に大気からの散乱によるものであるとして、その値を基準値として全画素から差し引く補正手法である。本研究では、画像ごとにデジタルナンバー(以下、DN)の最小値を暗画素値とし、全画素のDN値から差し引くことで補正した。衛星画像は水深が深くなるほど水中における光の減衰が大きくなり、正確な底質分類が困難となることが知られている。そこでLyzenga et al.⁶⁾の手法に従い、画像に水柱補正を施すことによりこの光の減衰の影響を軽減した。

以上の補正を加えた画像(図1)を用いて、藻場分布図を作成した。さらに主要箇所について潜水調査を実施し、底質や藻場の優占種を把握するとともに、衛星画像解析で作成した藻場分布図の細部を修正し、GISソフトのカシミール3Dを用いて藻場面積を算出した。

過去の調査における藻場の定義は、1976～1978年調査に基づき大型海藻が点生(被度5～25%)以上で分布している地先としているが、本研究では水産庁が公開してい

^a 現所属：有明海研究所

る磯焼け対策ガイドライン⁷⁾に基づき、従来の海藻に加えアマモ場も藻場と定義した。

2. 定線側線調査による海藻出現種の分布及び植食性動物による食害状況調査

当センターでは、1976～1978年から、筑前海区の代表定線における定線側線調査を行っている。1976～1978年の調査では、海岸線延長50km当たり1線とし、9線で調査を行っている。前回調査の2013～2015年では、北九州・遠賀、宗像、福岡・糟屋、糸島海域の各代表4線（藍島、大島、玄界島、串崎鼻）を過去と比較する定線として設定している。そこに小呂島と姫島を追加した計6定線で調査を実施している。本研究では、近年藻場の状況が大きく変化しており、継続的な追跡が必要であると考えられたため、2013～2015年調査に基づき、これらの6定線の調査を実施した（表1、図2）。

調査項目は、出現した大型海藻種および優占種の記録、水深帯別の海藻現存量、さらに植食性動物による大型海藻の食害状況とした。現存量は、各定線における任意の水深帯で50cm×50cmの枠取りを行い、枠内のすべての海藻を回収し、その質量を測定した。食害状況については、海藻に残された食害痕を目視で確認することで行った。調査時期は、2024年の12月～2025年の3月に行い、過去の結果と比較ができるように、なるべく同時期に調査を行った。

3. 小呂島における南方系ホンダワラ類の出現状況調査

2013年～2015年の調査以降、小呂島の漁業者より種類不明の海藻が生えていると報告があり、現地確認を行ったところ、それらが南方系ホンダワラ類であることが判明した。南方系ホンダワラ類は分類学的にはホンダワラ属 *Sargassum* のうち *Sargassum* 亜属に属し、本来の分布域は熱帯や亜熱帯水域である。

本研究では、小呂島での南方系ホンダワラの出現状況を把握するため、2017年～2025年の間、年に1回定線側線調査を行った。調査項目は、南方系ホンダワラ類及びその他大型海藻の出現種の記録、南方系ホンダワラ類の景観被度の測定とした。景観被度は水深5～7mの定線上に1m×1mの枠を設置し、枠内の海藻の被度を目視で確認し、その割合の合計が100になるように記録した。調査地点はStn.1を小呂島東側にStn.2を西側にそれぞれ設

定した（表2、図3）。調査時期は、いずれも3月に行い、過去の結果と比較ができるようにした。2018年と2021年は調査を実施できなかったため欠測とした。



図1 補正済み藻場素図（小呂島）

表1 定線調査地点 GPS

調査線番号	地先名	北緯	東経	北緯	東経	沖出し方向	沖出し距離
No.1	藍島 白洲灯台	33° 59.148'	130° 47.468'	33° 59.270'	130° 47.290'	北北西	350m
2	大島 加代鼻	33° 54.743'	130° 26.940'	33° 54.757'	130° 27.179'	東南東	360
3	玄界島 柱島	33° 41.623'	130° 13.448'	33° 41.728'	130° 13.302'	北西	300
4	小呂島西	33° 52.049'	130° 01.966'	33° 52.070'	130° 01.881'	西	150
5	姫島 サザエ瀬	33° 34.277'	130° 03.275'	33° 34.228'	130° 03.355'	南南東	150
6	串崎鼻	33° 29.770'	130° 02.686'	33° 29.804'	130° 02.562'	西北西	200

* GPSの値は世界測地系WGS84を使用。

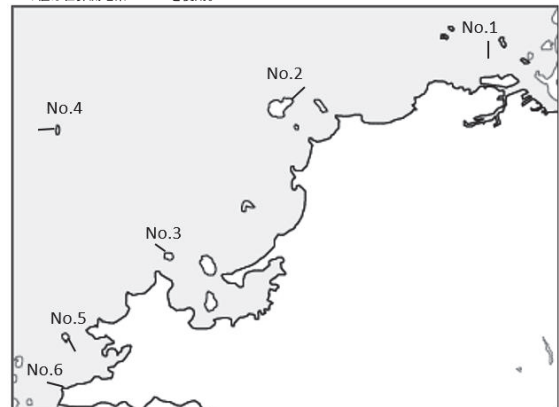


図2 定線調査地点

表2 小呂島調査地点 GPS

調査線番号	地先名	北緯	東経	北緯	東経	沖出し方向	沖出し距離
Stn.1	小呂島東岸	33° 51.966'	130° 02.363'	33° 51.967'	130° 02.416'	東	100m
Stn.2	小呂島西岸	33° 52.049'	130° 01.966'	33° 02.070'	130° 01.881'	西	150m

* GPSの値は世界測地系WGS84を使用。

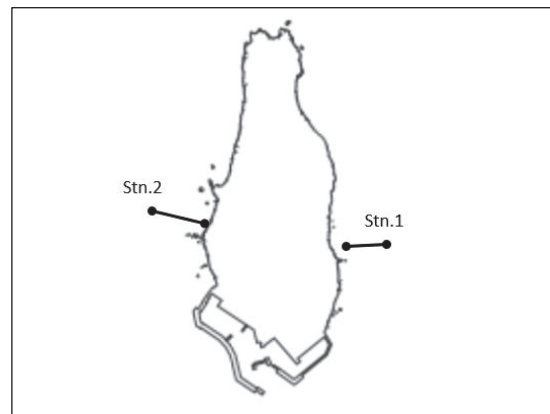


図3 小呂島調査定線

結 果

1. 筑前海区海域別藻場の分布

筑前海の藻場分布を海域別に図 4 に示し、各地区における年代別の面積の推移を表 3 に、さらに漁場別の詳細を表 4-7 にまとめた。

筑前海区全体での藻場面積は 4328.7 ha で、1976～1978 年の調査と比較すると 86.7%で、この 50 年間で 666.4 ha、13.3%の減少と推計された。また、直近の 2013 年～2015 年の調査と比較すると 90.4%で、471.6 ha、9.8%の減少と推計された。

北九州・遠賀海域では 2022～2025 年における藻場の面積は 1997.6 ha で、1976～1978 年の調査と比較すると 83.6%で、この 50 年間で 392.2 ha、16.4%の減少と推計された。宗像海域では 2022～2025 年における藻場の面積は 906.3 ha で、1976～1978 年の調査と比較すると 88.1%で、この 50 年間で 122.1 ha、11.9%の減少と推計された。福岡・糟屋海域では 2022～2025 年における藻場の面積は 935.8 ha で、1976～1978 年の調査と比較すると 88.9%で、この 50 年間で 116.4 ha、11.1%の減少と推計された。糸島海域では 2022～2025 年における藻場の面積は 488.9 ha で、1976～1978 年の調査と比較すると 93.2%で、この 50 年間で 35.7 ha、6.8%の減少と推計された。

北九州・遠賀海域では、1976～1978 年の藻場面積と比較して、馬島北 22.9%、藍島北 37.6%など、馬島及び藍島地先での減少割合が大きく、特にアラメやツルアラメの減少を広範囲で確認した。宗像海域では、潜水調査の結果、過去にアラメ場が形成されていた地島及び大島北側地先において、一部アラメが消失していることが確認された。一方で、大島南側地先ではガラモ場が拡大しており藻場の増加がみられた。神湊地先（大バエ）では神湊西沖の転石帯で過去見られなかったガラモ・ワカメ場が確認され、1976～1978 年調査と比較して 809.9%と大きく増加した。福岡・糟屋海域では、志賀島橋、西戸崎地先、今津地先及び能古島地先においてアマモ場がみられた。勝馬地先（志賀島）は当海域では最大規模の藻場であったが、過去 50 年の間に 256.9ha (48.4%) の減少がみられた。小呂島では 50 年前に比べ、一度藻場が減少したものの、直近 10 年では 85.9 ha (1,276.7%) 増加している。糸島海域では、引津湾内の広範囲でアマモ場がみら

れ 13.5 ha であった。糸島海域における主要な藻場において、1976～1978 年の藻場面積と比較して、芥屋地先 (68.6%)、仏崎地先 (63.8%)、姫島地先 (85.0%) といずれも減少しており、潜水調査による観察でガラモ場の増加を確認した。また昆布島、サギノ首、配崎地先、磯崎地先、羽島、串崎において過去ガラモ場であった海域でワカメが増加している傾向がみられた。

本研究より追加したアマモ場は筑前海区全体で約 55.0 ha ありほとんどすべて福岡湾及び糸島海域に分布していた。

また、筑前海区全体で優占藻類はガラモであり、アラメ類の減少が顕著であった。筑前海の西側に位置する福岡・糟屋、糸島海域では、ワカメ場の増加がみられ、局所的に優占している状況であった。

2. 定線側線調査による海藻出現種の分布及び植食性動物による食害状況調査

潜水調査の 6 定線における出現大型海藻種について表 8 にまとめた。2013～2015 年調査と今回の調査を比較すると、藍島では大型海藻 13 種から 14 種に増加し、優占種はツルアラメとノコギリモクからノコギリモクとマメタワラに変化していた。大島では大型海藻 10 種から新たにホンダワラ類が 4 種増加し 14 種となり、優占種はアラメとノコギリモクで変化がなかった。玄界島では大型海藻 8 種から 9 種に増加し、優占種はクロメとエンドウモクからウスバノコギリモクとマメタワラに変化していた。小呂島では大型海藻 8 種から 4 種に減少しており、出現種は全て入れ変わっていた。優占種はトゲモクからフクレミモクとウスバモクに変化していた。姫島では大型海藻 11 種から 12 種に増加し、優占種はクロメとノコギリモクからクロメとワカメに変化していた。串崎鼻では大型海藻 3 種から 2 種に減少し、過去大型海藻の優占は確認されなかったが、本研究ではワカメが優占していた。

潜水坪刈り調査結果について表 9 にまとめた。2013～2015 年の調査と比較すると、藍島では 2013～2015 年調査では小型海藻を含めた出現種数は 7 種、現存量 1,016g/m²、主要種ツルアラメ、ウスバノコギリモクであり、本研究では出現種数 11 種、現存量 1,796g/m²、主要種ワカメであった。大島では 2013～2015 年調査では出現種数 15 種、現存量 4,092g/m²、主要種アラメ、ヤナギモクであり、本研究では出現種数 11 種、現存量 692g/m²、主要種ノコギリモク、エンドウモクであった。玄界島では 2013

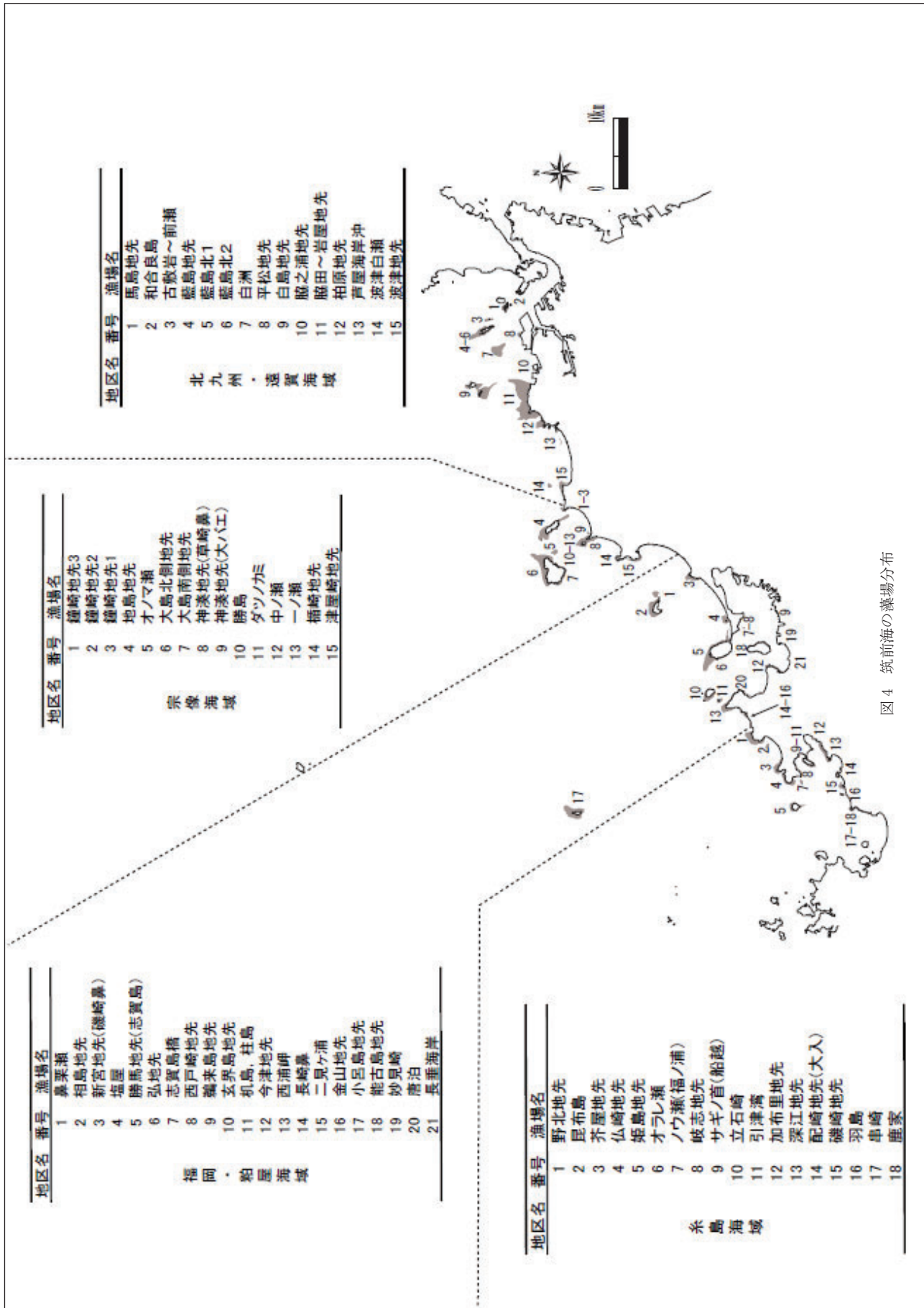


図4 筑前海の藻場分布

表3 海区別藻場面積及び過去調査との比較

海域名	2022-25年面積 (ha)	優占藻類	2013-15年面積	2013-15年割合	1976-78年面積	1976-78年割合
北九州・遠賀	1,997.6	ガラモ・ツルアラメ	2397.2	83.3%	2389.8	83.6%
宗像	906.3	ガラモ・アラメ	958.7	94.5%	1028.4	88.1%
福岡・粕屋	935.8	ガラモ・クロメ	966.4	96.8%	1052.2	88.9%
糸島	488.9	ガラモ・ワカメ	478.0	102.3%	524.6	93.2%
合計	4,328.7		4800.3	90.2%	4995.1	86.7%

表4 北九州・遠賀地区における漁場別藻場詳細及び過去との比較

地区名	漁場 番号	漁場名	面積(ha)						底質	優先藻類 (今回)	優先藻類 (2015)
			2022-2025		2013-2015	2007	1988-1991	1976-1978(b)			
			2022-2025(a)	割合 (a/b)							
北九州・遠賀 海域	1	馬島地先	11.9	22.9%	53.6	51.9	52.0	51.9	岩盤	ガラモ・ツルアラメ	ツルアラメ・ガラモ
	2	和合良島	2.5	63.3%	3.9	3.9	4.0	3.9	岩盤	ツルアラメ・ガラモ	ツルアラメ・ガラモ
	3	古敷岩～前瀬	18.6	66.3%	28.0	28.0	28.0	28.0	岩盤	ガラモ・ツルアラメ	ガラモ・ツルアラメ
	4	藍島地先	90.7	61.3%	149.1	147.9	148.0	147.9	岩盤	ガラモ・ツルアラメ	ガラモ・ツルアラメ
	5	藍島北1	10.1	37.6%	26.9	26.9	27.0	26.9	岩盤	ガラモ・ツルアラメ	ガラモ・ツルアラメ
	6	藍島北2	23.1	68.1%	33.9	33.9	34.0	33.9	岩盤	ガラモ・ツルアラメ	ガラモ・ツルアラメ
	7	白洲	205.3	103.7%	197.9	195.4	198.0	197.9	岩盤	ガラモ・ツルアラメ	ガラモ・ツルアラメ
	8	平松地先	24.5	N.D.	2.4	N.D.	N.D.	N.D.	テトラ	ツルアラメ・ガラモ	ツルアラメ・ガラモ
	9	白島地先	318.2	77.0%	413.4	413.4	413.0	413.4	転石・玉石	ツルアラメ・ガラモ	ツルアラメ・ガラモ
	10	脇之浦地先	9.9	N.D.	1.5	N.D.	N.D.	N.D.	投石・テトラ	ガラモ・ツルアラメ	ツルアラメ
	11	脇田～岩屋地先	1020.7	92.7%	1102.8	1101.2	1101.0	1101.2	岩盤・玉石	ツルアラメ・ガラモ	アラメ
	12	柏原地先	125.0	59.2%	211.1	211.1	212.0	211.1	岩盤	ツルアラメ・ガラモ	ツルアラメ
	13	芦屋海岸沖	5.2	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	投石	ガラモ	
	14	波津白瀬	63.4	93.9%	67.5	67.5	68.0	67.5	岩盤・玉石	ガラモ・ツルアラメ	ガラモ
	15	波津地先	68.8	64.8%	105.3	106.3	106.0	106.3	転石・玉石	ガラモ	ガラモ
小計			1997.6	83.6%	2397.2	2387.4	2391.0	2389.8			

表5 宗像地区における漁場別藻場詳細及び過去との比較

地区名	漁場 番号	漁場名	面積(ha)						底質	優先藻類 (今回)	優先藻類 (2015)
			2022-2025		2013-2015	2007	1988-1991	1976-1978(b)			
			2022-2025(a)	割合 (a/b)							
宗像海域	1	鐘崎地先3	6.0	N.D.	16.7	N.D.	N.D.	N.D.	岩盤・玉石	ガラモ	ガラモ
	2	鐘崎地先2	18.8	273.2%	6.9	6.9	7.0	6.9	岩盤・玉石	ガラモ・アラメ	ガラモ
	3	鐘崎地先1	0.7	67.3%	1.1	N.D.	1.0	1.1	岩盤	ガラモ	ガラモ
	4	地島地先	280.8	73.8%	377.5	377.5	381.0	380.6	岩盤・転石	ガラモ・アラメ	ガラモ・アラメ
	5	オノマ瀬	21.0	43.6%	N.D.	N.D.	48.0	48.1	岩盤・転石	ガラモ・アラメ	アラメ
	6	大島北側地先	211.5	84.5%	250.4	250.4	250.0	250.4	岩盤・転石	アラメ	アラメ
	7	大島南側地先	138.5	107.8%	125.6	93.1	129.0	128.4	岩盤・転石	ガラモ	ガラモ
	8	神湊地先(草崎鼻)	8.9	59.7%	15.0	15.0	15.0	15.0	岩盤・転石	ガラモ・ワカメ	ガラモ
	9	神湊地先(大バエ)	41.8	890.9%	N.D.	N.D.	5.0	4.7	岩盤・転石	ガラモ	ガラモ
	10	勝島	69.2	110.1%	61.2	61.2	63.0	62.9	転石・玉石	ガラモ	ガラモ・アラメ
	11	ダツノカミ	8.4	158.8%	N.D.	N.D.	5.0	5.3		ガラモ・アラメ	ガラモ・アラメ
	12	中ノ瀬	10.4	122.7%	N.D.	N.D.	8.0	8.4		ガラモ・アラメ	ガラモ・アラメ
	13	一ノ瀬	N.D.	0.0%	N.D.	N.D.	11.0	11.1		ガラモ・アラメ	ガラモ・アラメ
	14	樺崎地先	23.1	65.1%	34.2	34.2	35.0	35.4	岩盤・転石	ガラモ	ガラモ
	15	津屋崎地先	67.1	95.8%	70.0	N.D.	70.0	70.0	岩盤・転石・玉石	ガラモ・ワカメ	ガラモ
	小計		906.3	88.1%	958.7	838.3	1028.0	1028.4			

表6 福岡・粕屋地区における漁場別藻場詳細及び過去との比較

地区名	漁場 番号	漁場名	面積(ha)						底質	優先藻類 (今回)	優先藻類 (2015)	
			2022-2025		2013-2015	2007	1988-1991	1976-1978(b)				
			2022-2025(a)	割合 (a/b)								
福岡・粕屋海域	1	鼻栗瀬	4.7	47.1%	N.D.	N.D.	10.0	10.0	岩盤	ガラモ	クロメ	
	2	相島地先	50.8	86.8%	58.6	58.6	59.0	58.6	転石	ガラモ・クロメ	クロメ・ガラモ	
	3	新宮地先(磯崎鼻)	49.6	116.7%	N.D.	N.D.	43.0	42.5	玉石	ガラモ・ワカメ	ガラモ	
	4	塩屋	47.3	221.8%	21.3	N.D.	21.0	21.3	岩盤	ガラモ・ワカメ	ガラモ	
	5	勝馬地先(志賀島)	273.8	51.6%	489.5	530.7	531.0	530.7	岩盤・転石	ガラモ・クロメ	クロメ・ガラモ	
	6	弘地先	5.1	N.D.	56.0	56.0	56.0	N.D.	岩盤・転石	ガラモ・クロメ	クロメ	
	7	志賀島橋	4.3	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	砂	アマモ		
	9	西戸崎地先	8.4	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	砂	アマモ		
	12	鶴来島地先	4.7	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	転石	ガラモ		
	13	玄界島地先	93.8	81.6%	113.1	113.1	113.0	115.0	岩盤・転石	ガラモ	クロメ	
	14	机島, 柱島	68.5	228.2%	28.6	28.5	30.0	30.0	岩盤・大レキ	クロメ・ガラモ	クロメ	
	15	今津地先	37.9	N.D.	45.0	45.0	45.0	N.D.	岩盤・転石	ガラモ・アマモ	ガラモ	
	16	西浦岬	55.6	55.4%	100.4	100.4	100.0	100.4	岩盤・転石	ガラモ・クロメ	クロメ・ガラモ	
	17	長崎鼻	13.8	197.4%	12.0	N.D.	7.0	7.0	転石・玉石	ガラモ	クロメ	
	18	二見ヶ浦	12.3	182.6%	6.8	N.D.	7.0	6.8	玉石	ガラモ・ワカメ	ガラモ	
	19	金山地先	1.6	40.0%	4.0	4.0	4.0	4.0	岩盤	ガラモ・クロメ	ガラモ	
	20	小呂島地先	93.2	74.0%	7.3	126.0	126.0	126.0	転石・玉石	ガラモ	ガラモ	
	21	能古島地先	70.1	N.D.	20.0	20.0	20.0	N.D.	岩盤	アマモ・ワカメ	ガラモ	
	22	妙見崎	2.0	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	転石	ガラモ		
	23	唐泊	38.2	N.D.	3.9	N.D.	N.D.	N.D.	転石	ワカメ・ガラモ	クロメ	
	24	長垂海岸	9.9	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	岩盤・転石	ガラモ		
	小計			935.8	88.9%	966.4	1,082.4	1,172.0	1,052.2			

表7 糸島地区における漁場別藻場詳細及び過去との比較

地区名	漁場 番号	漁場名	面積(ha)						底質	優先藻類 (今回)	優先藻類 (2015)
			2022-2025		2013-2015	2007	1988-1991	1976-1978(b)			
			2022-2025(a)	割合(a/b)							
糸島海域	1	野北地先	94.1	95.4%	98.6	98.6	99.0	98.6	岩盤・転石	ガラモ・クロメ	アラメ・クロメ
	2	昆布島	37.4	184.3%	19.8	20.3	20.0	20.3	岩盤・玉石	ガラモ・ワカメ	クロメ・ガラモ
	3	芥屋地先	40.3	68.6%	60.0	58.8	59.0	58.8	転石	クロメ・ガラモ	クロメ・ガラモ
	4	仏崎地先	34.0	63.8%	53.3	N.D.	53.0	53.3	転石	ガラモ・クロメ	クロメ・ガラモ
	5	姫島地先	122.0	85.0%	141.4	125.9	143.0	143.4	転石・玉石	ガラモ・クロメ	クロメ・ガラモ
	6	オラレ瀬	N.D.	N.D.	1.2	N.D.	8.0	N.D.	岩盤・転石	ガラモ	ガラモ
	7	ノウ瀬(福ノ浦)	15.9	100.0%	15.9	N.D.	16.0	15.9	転石	ガラモ・クロメ	ガラモ
	8	岐志地先	18.8	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	転石	ガラモ	
	9	サギノ首(船越)	6.6	43.7%	15.0	N.D.	15.0	15.0	転石	ガラモ・ワカメ	ガラモ
	10	立石崎	1.4	70.8%	2.0	N.D.	2.0	2.0	転石	ガラモ	ガラモ
	11	引津湾	13.5	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	砂	アマモ	
	12	加布里地先	4.6	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	転石	ガラモ	
	13	深江地先	14.1	182.2%	7.8	N.D.	8.0	7.8	転石・玉石	ガラモ	ガラモ
	14	配崎地先(大入)	20.8	135.4%	6.3	15.4	15.0	15.4	転石	ガラモ・ワカメ	ガラモ
	15	磯崎地先	16.5	64.2%	10.1	25.7	26.0	25.7	玉石	ガラモ・ワカメ	ガラモ
	16	羽島	31.7	90.9%	34.1	34.1	35.0	34.9	岩盤・転石・玉石	ガラモ・ワカメ	ガラモ
	17	串崎	8.4	72.9%	1.5	11.6	12.0	11.6	玉石	ガラモ・ワカメ	ガラモ
	18	鹿家	8.8	40.0%	11.0	22.0	22.0	22.0	転石・玉石	ガラモ	ガラモ
小計			488.9	93.2%	478.0	412.3	533.0	524.6			
(筑前海区全域)合計			4328.7	86.7%	4800.3	4720.3	5124.0	4995.1			

* 2013-2015は筑前海における藻場の現状および藻場造成に関する研究

* 2007年は筑前海における藻場の遷移と現状調査

* 1988-91年は第4回自然環境保全基礎調査(一部福岡北海域環境マップからデータ補完)

* 1976-78年は福岡県筑前海域の藻場・干潟調査

* 表空欄は不明または欠測

表8 定線別出現大型海藻

種名	海域名 定線	北九州・遠賀		宗像		福岡・粕屋				糸島			
		1 藍島		2 大島		3 玄界島		4 小呂島		5 姫島		6 串崎鼻	
		調査年月日	2015.2	2025.3	2015.2	2025.1	2014.1	2024.12	2015.3	2025.3	2013.3	2025.3	2013.9
ワカメ			○	○	○	○				○	◎		◎
クロメ						◎	○			◎	◎	○	
ツルアラメ	◎	○		○	○			○					
アラメ	○	○		◎	◎			○					
ジョロモク	○	○		○		○				○			
ホンダワラ	○	○								○			
ヒジキ	○									○	○		
イソモク	○	○								○	○		○
アカモク	○	○		○	○		○			○	○		
ノコギリモク	◎	◎		◎	◎	○	○	○		◎	○		
トゲモク				○				◎			○		
ナラサモ				○	○			○			○		
ヤツマタモク	○	○		○			○			○		○	
マメタワラ	○	◎		○	○	○	◎	○			○		
ヤナギモク	○	○		○	○					○			
ウスバノコギリモク	○	○		○	○	○	◎	○			○		
ヨレモク					○	○	○	○		○	○	○	
エンドウモク	○	○		○	○	◎	○				○		
タマハハキモク		○											
エゾノネジモク							○						
キレバモク									○				
ツクシモク									○				
フクレミモク									◎				
ウスバモク									◎				

※○は出現海藻種,◎は優占出現海藻種を示す。

※空白は調査ライン上に出現しなかった種を示す。

表 9 定線別坪刈り調査結果

海域	定線			定点			種類数	現存量 (g/m ²)	主要出現種類(上位3種)
	No	地名	沖出し 距離(m)	調査日	沖出し 距離(m)	水深(m)			
北九州・遠賀	1	藍島	350	2015.2	350	8.0	7	1,016	ツルアラメ、ウスバノコギリモク、シマオオギ
				2025.3			11	1,796	ワカメ、アカモク、ノコギリモク
宗像	2	大島	360	2015.2	100	6.0	15	4,092	アラメ、ノコギリモク、ヤナギモク
				2025.1			11	692	ノコギリモク、エンドウモク、ヤツマタモク
福岡・粕屋	3	玄界島	300	2014.1	74	4.0	7	3,408	ジョロモク、クロメ、マメタワラ
				2024.12	85		5	1,300	サンゴモ、マメタワラ、エンドウモク
	4	小呂島	150	2015.3	60	6.0	12	1,228	サンゴモ、ノコギリモク、カニノテ
				2025.3			10	616	サンゴモ、フクレミモク、ウスバモク
糸島	5	姫島	150	2013.1	55	5.0	3	2,994	ノコギリモク、クロメ、ヤナギモク
			200	2025.3	70		8	1,764	ヨレモク、サンゴモ、ワカメ
	6	串崎鼻	200	2013.9	50	5.0	7	440	エツギイワノカワ、ヘリトリカニノテ
				2025.3	60		7	216	ワカメ、サンゴモ、アミジクサ

表 10 定線別植食性動物の食害状況

種名	調査年月日	北九州・遠賀		宗像		福岡・粕屋				糸島			
		1 藍島		2 大島		3 玄界島		4 小呂島		5 姫島		6 串崎鼻	
		2015.2	2025.3	2015.2	2025.1	2014.10	2024.12	2015.3	2025.3	2013.3	2025.3	2013.9	2025.3
ワカメ		○	◎	◎		◎				◎	○		○
クロメ						◎○	○			◎○	○×	○	
ツルアラメ	○	◎○	◎	△×				○×					
アラメ	○	○	◎○	○△				○×					
ジョロモク	◎	◎		◎		○×				◎○			
ホンダワラ	○	◎								◎			
ヒジキ	○									◎○	◎		
イソモク	○	◎○								◎	◎		○
アカモク	◎	◎	◎	◎			◎			◎	◎		
ノコギリモク	○	○	○	◎○	◎○	◎○		◎○		○	◎		
トゲモク				○				◎○			○		
ナラサモ			◎	◎				◎○			◎		
ヤツマタモク	◎○	○		○			△			◎○		○	
マメタワラ	◎○	◎	◎○	◎○	◎○	◎○	○△	○			◎○		
ヤナギモク	○△	○	○△	△						◎○			
ウスバノコギリモク	◎	○	○	○	◎○	○△		○			○		
ヨレモク				◎	○	○		○		○	○	○	
エンドウモク	○	◎○	○	○	○	○					○		
タマノハキモク		○											
エゾノネジモク							◎○						
キレバモク										◎			
ツクシモク										◎			
フクレミモク										◎			
ウスバモク										◎○			

※食害判別基準は、◎：食害なし、○：藻体の一部食害、△：藻体の1/2以上食害、×：成長点なし

※空白は調査ライン上に出現しなかった種を示す。

表 11 定線別植食性魚類の出現状況

種名	海域名	北九州・遠賀		宗像		福岡・粕屋				糸島			
	定線	1 藍島		2 大島		3 玄界島		4 小呂島		5 姫島		6 串崎鼻	
	調査年月日	2015.2	2025.3	2015.2	2025.1	2014.10	2024.12	2015.3	2025.3	2013.3	2025.3	2013.9	2025.3
アイゴ		r	r	r		cc	r			*		*	
メジナ			c	cc	c	c	cc	c	cc	*		*	
タカノハダイ			r		r	r	r			*		*	
ニザダイ						c		r		*		*	
ノトスズミ					r			r		*		*	

※cc: > 100尾, c: 10～99尾, r: < 10尾を示し, * は未記録, 空白は未確認を示す。

※定線上から目視で判別できたもののみ記録。

表 12 小呂島の定線調査における大型海藻の出現状況

		調査年月日							
種類		2017.3	2019.3	2020.3	2022.3	2023.3	2024.3	2025.3	
南方系 ホンダワラ類	キレバモク		○	○	○	○	○	○	
	ツクシモク	○	○	○	○	○	○	○	
	フクレミモク								○
	ウスバモク		○	○	○	○	○	○	
	マジリモク					○	○		
その他 大型海藻	ノコギリモク	○	○	○					
	トゲモク	○	○	○					
	ナラサモ	○							
	ヤツマタモク		○	○					
	マメタワラ	○	○	○					
	ウスバノコギリモク	○	○	○			○		
	エンドウモク		○	○			○		
	エゾノネジモク	○							

※○は出現海藻種, 空白は調査ライン上に出現しなかった種を示す。

表 13 小呂島の定線調査における南方系ホンダワラ類の景観被度

調査年月日	Stn.1 (東側)					Stn.2 (西側)				
	キレバモク	ツクシモク	フクレミモク	ウスバモク	合計	キレバモク	ツクシモク	フクレミモク	ウスバモク	合計
2017.3					0		+			0
2019.3	+				0				+	0
2020.3	+				0				+	0
2022.3	+	+		+	0	+	+		+	0
2023.3	+	+		10	10	10	+		+	10
2024.3	+			10	10	5	+		+	5
2025.3		+	25	5	30	5	+	10	5	20

※マジリモクは藻体数が少なく枠取りで確認無し。

※数字は景観被度で, 合計100になるように目視で測定した。合計値の不足分は, 基質及び小型海藻である。

※空白は未確認, +は被度5未満を示す。

～2015 年調査では出現種数 7 種、現存量 3,408g/m²、主要種ジョロモク、クロメであり、本研究では出現種数 5 種、現存量 1,300g/m²、主要種 サンゴモ、マメタワラ、エンドウモクであった。小呂島では 2013～2015 年調査では出現種数 12 種、現存量 1,228g/m²、主要種サンゴモ、ノコギリモクであり、本研究では出現種数 10 種、現存量 616g/m²、主要種サンゴモ、フクレミモク、ウスバモクであった。姫島では 2013～2015 年調査では出現種数 3 種、現存量 2,994g/m²、主要種ノコギリモク、クロメであり、本研究では出現種数 8 種、現存量 1,764g/m²、主要種ヨレモク、サンゴモ、ワカメであった。串崎鼻では 2013～2015 年調査では出現種数 7 種、現存量 440g/m²、主要種エツキイワノカワ、ヘリトリカニノテであり、本研究では出現種数 7 種、現存量 216g/m²、主要種ワカメ、サンゴモ、アミジクサであった。植食性動物による被害状況について表 10 にまとめた。藍島では△（藻体の 1/2 以上）の重度な被害は確認されなかった。大島ではツルアラメ、アラメ、ヤツマタモクに対して△または×（成長点なし）の重度被害が確認され、2013～2015 年調査と比較して被害の程度が強まっていた。玄界島ではヤツマタモク、マメタワラ、ウスバノコギリモクに対して△の被害が確認され、2013～2015 年調査と比較して被害の程度が強まっていた。小呂島では、2013～2015 年調査にツルアラメ及びアラメにおいて×の被害が確認されていたが、今回これらのアラメ類が消失していたため、目立った被害は確認されなかった。姫島ではクロメに対して×までの被害が確認され、2013～2015 年調査と比較して被害の程度が強まっていた。串崎鼻では被害が確認されたものの、○（藻体の一部被害）にとどまった。

潜水調査において目視で確認した植食性魚類の出現状況を表 11 にまとめた。藍島ではアイゴ、メジナ、タカノハダイを確認し、メジナが c（10～99 尾）程度の出現であった。大島ではメジナ、タカノハダイ、ノトイヌズミを確認し、メジナが c 程度の出現であった。玄界島ではメジナ、タカノハダイを確認し、メジナが cc（100 尾以上）程度の出現であった。小呂島ではメジナを確認し、c 程度の出現であった。姫島、串崎鼻において植食性魚類は確認されなかった。

3. 小呂島における南方系ホンダワラ類の出現状況調査

小呂島における出現大型海藻種について表 12 にまとめた。2017 年より南方系ホンダワラ類であるツクシモクが確認され、2019 年からキレバモク、ウスバモク、2022

年からはマジリモク、そして 2025 年からフクレミモクが確認されている。一方で、南方系ホンダワラ類以外の大型海藻は 2020 年まで 6 種確認されていたが、2022 年以降ほとんど確認されなくなった。

南方系ホンダワラ類の景観被度について表 13 にまとめた。2022 年まで藻体数が少なく景観被度は 0 であった。2023 年以降主にウスバモク、キレバモクが増加し被度 10～30 程度を占めた。

考 察

本研究では、衛星画像により判読した藻場分布データの精度を検証するため、同時期に行った現地調査の結果と比較し、藻場の有無の正答率を評価した。対象地点は 343 か所とし、（正答した地点数／全地点数）×100＝正答率（％）に基づき正答率を算出した。衛星画像解析で藻場ありと判読し、現地調査でも藻場が確認された地点数は 158 地点、衛星画像解析及び現地調査ともに藻場無しとなった地点数は 110 地点であった（表 14）。本研究における正答率は 78.1%となり、水産庁が公表する広域藻場モニタリングの手引きに示された画像解析による藻場判読の目標正答率 70～80%を満たしており、十分な精度であった⁸⁾。本研究の結果、筑前海区全体での藻場面積は 4328.7ha で、1976～1978 年の調査と比較して、667.4 ha（13.4%）減少、直近の 2013 年～2015 年の調査と比較すると、471.6 ha（9.8%）減少となった。2013～2015 年の報告では 1976～1978 年の調査時から 194.8ha（3.9%）の減少であったのに対して、直近の 10 年間で大きく減少した結果となった。一方、他県においては福岡県を上回る大幅な藻場の減少がみられ、佐賀県では 2013 年に 1,300ha あった藻場が 2022 年には 600ha（約 54% 減）に、長崎県では 1989 年に 13,354ha あった藻場が 2021 年には 9,090ha（約 32% 減）であったと報告されているおり、いずれの福岡県以南における藻場減少の主な要因は、海水温上昇及び植食性動物（ウニ類、アイゴ、メジナ、イヌズミ類）による被害であると報告されている⁹⁻¹⁰⁾。福岡県以南の県では、水温上昇により、冬季においても植食性魚類が高活性であるため、摂食圧が高く大幅な藻場の減少を招いていると推察される。

本調査では、アラメ類、ヤナギモク、マメタワラ、ヤツマタモクにおいて藻体の 1/2 以上の被害が確認された。野田ら¹¹⁾によると、アイゴの被害調査においてヤ

表 14 衛星画像解析の正当数及び正答率

		衛星画像解析		
		藻場有り	藻場無し	合計
現地調査	藻場有り	158	30	188
	藻場無し	45	110	155
	合計	203	140	343

※（正答した地点数／全地点数）×100=正答率（％）に基づき計算
ナギモク、ジョロモク、マメタワラ、ヤツマタモクが選択的に摂餌され、野田¹²⁾によると、アイゴはアラメ類の成長点を含む茎部分まで摂餌すると述べられている。一方、三郎丸ら¹³⁾によるとメジナは付着珪藻や小型緑藻・紅藻類を選択的に摂餌し、ホンダワラ類などの褐藻は摂餌しなかった。したがって本食害調査で確認された食害痕及び被害海藻種から、筑前海区では魚類による食害は、アイゴによる影響が大きいと推測された。しかし、植食性魚類の出現調査では、アイゴの確認は2地先に止まり、出現尾数はいずれも10匹以下と少数であった。千葉県では水温17.5℃を下回る12月から定置網での漁獲量が減少し、低水温期は深所への移動や岩礁域で動かなくなると述べられている¹⁴⁾。本調査時における水温は10～15℃であったことから、アイゴの活性が低く調査時に確認できなかったものと考えられ、本県沿岸部は水深が浅く冬季の水温低下が植食性魚類の活動を制限している可能性も示唆される。筑前海域では植食性魚類の食害状況に関する知見が不足しているため、今後漁獲調査による季節的な資源量の推移、胃内容物の確認、定点カメラによる食害状況の記録などによりデータの収集が必要である。植食性魚類の食害による藻場の減少についての定性・定量的なデータを整理し、適切な藻場保全対策を進めることが重要である。

筑前海全域でアラメ場の一部消失及びそれに伴うガラモ場への遷移がみられた。また、福岡・糟屋海域と糸島海域においては局所的にガラモ場がワカメ場に遷移していた。この要因の一つとして、近年の夏季における高水温が考えられる。福岡県水産海洋技術センターでは九州大学応用力学研究所の海洋シミュレーションモデル（Dreams_D）をもとに筑前海の複数定点において海水温を継続的に記録している。アラメ類の消失が目立った藍島近海では、2025年、2024年、2022年、2020年に夏季の最高水温が29℃を超えており、2025年では8月上旬から9月下旬にかけて40日間以上水温28℃を超えていた。一方で、前回調査年の2015年は夏季の水温が28℃を超えた日は数日程度であった。

アラメ類の生育上限水温はアラメ29℃、クロメ28℃であり¹⁵⁾、近年の高水温の影響によりアラメ類の成長阻害、枯死、そして流出したものと考えられる。筑前海に分布する主要なホンダワラ類の生育上限水温は、マメタワラ30℃、ジョロモク30℃、ヤツマタモク31℃、ノコギリモク31℃でありいずれもアラメ類に比べ高水温に対して耐性がある¹⁵⁾。したがって一時的な高水温によりアラメ類が消失した海域において、新たにホンダワラ類が加入し分布を広げたものと考えられる。

宗像、福岡・糟屋及び糸島海域においてワカメ場が増加している傾向があり、潜水調査の結果、夏季にほとんど海藻が生えていない転石帯で冬から春にかけてワカメ場が形成される地先が複数確認された。一方、水産多面的機能発揮対策事業によりウニ除去を実施している地先では比較的アラメ場、ガラモ場が維持されワカメの数が少ない印象であった。ワカメは大型海藻や小型海藻に覆われた転石などの基質では、胞子体の付着が阻害されることが知られている¹⁶⁻¹⁷⁾。このことから、ウニ類による食害により藻場が消失した海域に、新たにワカメが加入し優占種になったものと考えられる。ワカメは冬から春にかけて巨視的な胞子体として葉長1m以上まで成長するが、5月ごろに枯れて流出するため、ワカメ場は夏季に海藻が完全になくなることも少なくない。ワカメのような一年で生活史を終える海藻で構成される藻場は一年藻場とよばれ、アラメ場やガラモ場などを多年生藻場とよぶ。一般にウニ類、アワビ、サザエなどの磯根資源及び魚類などの生息場として機能するのは多年生藻場といわれており、水産的価値高く維持・造成が重要である。今後もウニ除去活動をはじめとした藻場保全活動を継続的に実施することで、アラメ場やガラモ場を中心とした多年生藻場の維持・造成につながると考えられる。

近年、小呂島に存在する大型海藻は南方系ホンダワラ類のみとなっている。南方系ホンダワラ類以外の大型海藻は、2020年まで確認されていたものの、極くまばらな植生であった。小呂島では2013年に夏季の高水温によりアラメ類の大量枯死・流出が確認されている。この高水温の影響で、トゲモクなどのホンダワラ類も枯死・流出している²⁾。南方系ホンダワラ類の多くは藻長が他のホンダワラ類より短く、光をめぐる競争に不利なためこれまで小呂島に入植していなかったと考えられるが、在来の藻場が消失した海域に南方系ホンダワラ類の種子が供給され、競合する海藻が不在であったこ

とから新たに定着し増加していると推測される。南方系ホンダワラ類で構成される藻場は冬季に消失する特徴があるものの、春から夏にかけては、他の大型海藻で構成される藻場と比べて、藻場に生息する魚類の種数と個体数に差がないことが知られており¹⁸⁾、藻場として一定の機能があると思われる。しかし、南方系ホンダワラ類の藻場機能や水産利用については情報が不十分であるため、今後も継続的なモニタリング及び適切な管理を検討する必要がある。

謝 辞

本研究を進めるにあたり、調査の実施に多大なご協力を賜った（株）ベントスの南里海児氏をはじめ、関係各位の皆様深く感謝申し上げます。現地調査において貴重な助言やご支援をいただいたことにより、本研究を無事遂行することができました。ここに厚く御礼申し上げます。また、調査実施にあたりご協力いただいた関係漁協、漁業者の皆様にも厚く御礼を申し上げます。

文 献

- 1) 日高研人, 森慎也, 梨木大輔, 後川龍男, 内藤剛. 筑前海における藻場の現状および藻場造成に関する研究. 福岡県水産海洋技術センター研究報告 2015 ; 26 : 47-56
- 2) 日高研人, 森慎也, 後川龍男, 内藤剛, 林宗徳. 筑前海区アラメ・カジメ場状況調査—アラメ, ツルアラメ, クロメの大量枯死・消失—. 福岡県水産海洋技術センター事業報告 2015 ; 139-141.
- 3) 坂田匠. 漁場環境保全対策事業(4) 環境・生態系保全活動支援(藻場の保全活動). 福岡県水産海洋技術センター事業報告 2025 ; 89-92.
- 4) 大隈辿ら. 筑前海区藻場・干潟分布調査. 福岡県福岡水産試験場研究業務報告 1980 ; 123-152.
- 5) 西海区水産研究所. 九州西岸海域藻場・干潟分布調査報告書 1981 ; 7-21.
- 6) Lyzenga DR. Remote sensing of bottom reflectance and water attenuation parameters in shallow water using aircraft and Landast data. INT.J REMOTE SENSING 1981 ; VOL. 2 : 71-82
- 7) 水産庁. 第3版磯焼け対策ガイドライン 全国漁港漁場協会, 東京, 2021 ; 3-7
- 8) 水産庁. 広域藻場モニタリングの手引き. 水産庁. https://www.jfa.maff.go.jp/j/gyoko_gyozyo/g_zyoho_bako/attach/pdf/mobahozen_sozo_isoyaketaisaku-7.pdf, 2026年1月8日閲覧
- 9) 吉田幸史. 水産研究のフロントから 佐賀県玄海水産振興センター. 日本水産学会誌 2025 ; 91 (3) : 254
- 10) 長崎県水産部漁港漁場課. 長崎県における磯焼け対策について. 環境省. https://www.env.go.jp/council/content/i_13/000281921.pdf, 2026年1月8日閲覧
- 11) 野田幹雄, 大原啓史, 浦川賢二, 村瀬昇, 山元憲一,. 響灘蓋井島のガラモ場に出現したアイゴ成魚の餌利用—大型褐藻類の採餌との関連—. 日本水産学会誌 2011 ; 77 (6) : 1008-1019.
- 12) 野田幹雄. 藻場への採食圧評価に関わるアイゴの採食行動の特徴. 平成17年度日本水産工学会学術講演会講演要旨集 2005 ; 239-242.
- 13) 三郎丸隆, 塚原博. 福岡県北部沿岸におけるメジナの生活史. 九州大学農学部学藝雑誌 1984 ; 2 (3) : 35-48.
- 14) 秋山清二, 長沼美和子, 片山知史. 千葉県館山湾におけるアイゴの生活年周期. 水産工学 2009 ; 46 (2) : 107-115.
- 15) 村瀬昇. 暑さに強い海藻を調べる. 海洋水産エンジニアリング 2023 ; 22 : 50-61.
- 16) Paul MS, Oliver F, Barrie MF, Mads ST. A review of three decades of research on the invasive Kelp *Undaria Pinnatifida* in Australasia: An assessment of its success, impacts and status as one of the world's worst invaders. Marine Environmental Research 2017 ; 131 : 243-257.
- 17) Joseph PV, Craig RJ. Establishment of the introduced Kelp *Undaria pinnatifida* in Tasmania depends on disturbance to native algae assemblages. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 2003 ; 295 : 63-90
- 18) Yuichiro T, Yohei N, Zenji I, Masanori H. Fish response to expanding tropical Sargassum beds on the temperate coasts of Japan. MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES 2012 ; 464 : 209-220.

参考写真



写真1 優良なガラモ場（波津）

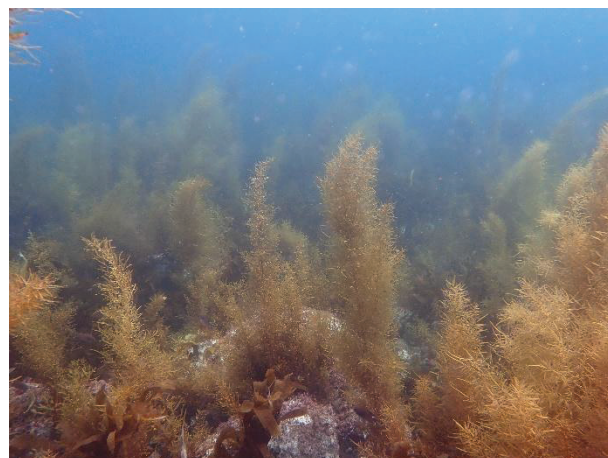


写真4 食害を受けたアラメ（岩屋）



写真2 優良なアラメ場（大島）

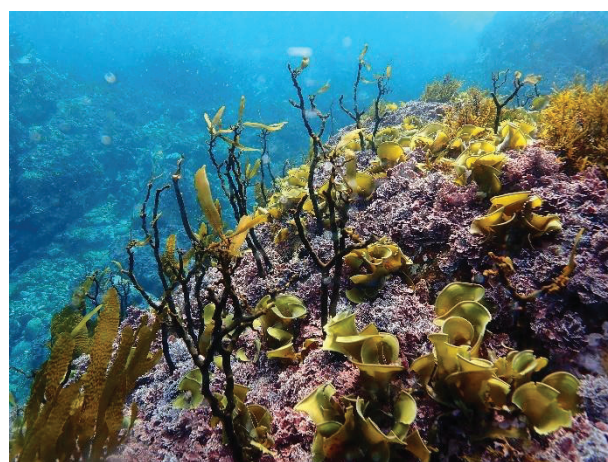


写真5 食害を受け葉状部が消失したヤナギモク（大島）



写真3 ムラサキウニの蛸集（藍島）

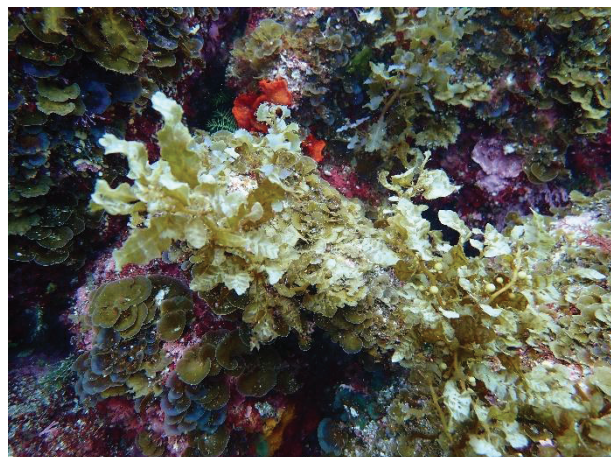


写真6 ツクシモク（小呂島）

豊前海における水平垂下式カキ養殖の実証試験

日高 研人・田中 大志・増田 浩美・俵積田 貴彦・田中 慎也^a
(豊前海研究所)

福岡県豊前海区でのマガキ養殖は、1983年に恒見漁協(現豊前海北部漁協恒見支所)で試験養殖が開始されてから急速に発展し、現在では「豊前海一粒かき」というブランド名で年間1,000~1,500トンの生産量を誇る冬季の主幹漁業に成長している。

現在、マガキ養殖は豊前海全域で営まれているが、漁船漁業との漁場の競合や利用可能な静穏域の漁場が沿岸に限られていることから、漁場の大幅な拡大は困難な状況である。

本県では、マガキ養殖の安定生産を目指し、これまで、振動を低減した耐波性筏の開発¹⁻²⁾、クロダイの食害防止対策³⁻⁴⁾などに取り組んできた。今後、生産量を維持・増大させるためには、養殖手法の改良により、単位収量を増やすなどの対策が必要となっている。

現在、豊前海ではコレクター(カキ種苗が付着したホタテ殻)をロープに対し、鉛直方向に挟み込む鉛直垂下方式(以下、鉛直垂下と記述)による養殖が行われている。一方、広島県や三重県では、塩ビ管等のスペーサーを用いてコレクターを水平方向に配置する水平垂下方式(以下、水平垂下と記述)が一般的である⁵⁾。

本県豊前海において、水平垂下でマガキの養殖試験を筏の一部で実施したところ、鉛直垂下よりも水平垂下の方が、成長は良好であり、筏中央部の流速が速く、クロロフィル量も多かったことから両者を掛け合わせたクロロフィルフラックスも、水平垂下の方が高いことが確認された。また、水平垂下では、養殖密度を高めることが可能となり、その結果収穫量を1.21倍に増大できることが推察された。⁶⁾ただし、前回の試験は筏の一部で実施したものであるため、本研究では、筏規模での垂下方式別の成長と養殖初期の餌料環境の把握をするとともに、作業性や収穫量を試算し、豊前海における水平垂下の有効性を検証することを目的とした。

方 法

1. 垂下方式別の成長および餌料環境

(1) 成長

垂下方式別の成長を比較するために、漁業者協力のもと人工島周辺漁場内の隣接する区域に、鉛直垂下筏(垂下連のすべてが鉛直垂下)と水平垂下筏(垂下連のすべてが水平垂下)を各1台モデル筏として設定した(図1)。各試験区では、2024年6~11月まで月1回、殻高および殻付き重量を測定し、さらに、2024年8~11月には、軟体部重量も測定した。

得られた各項目の値について、両試験区間の成長に有意差が認められるかを確認するため、t検定を行った。

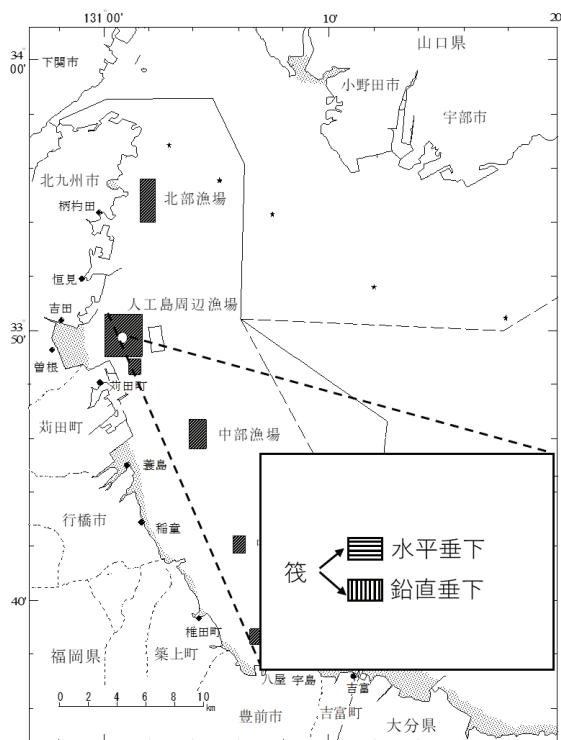


図1 調査位置図

^a 現所属：漁業管理課

(2) 養殖初期の餌料環境

垂下方式別に養殖初期の餌料環境を比較するため、成長比較試験を実施した各筏（図1）の中央部に流向流速計（AEM-USB：JFEアドバンテック社）とクロロフィル濁度計（ACLW-USB：JFEアドバンテック社）を設置し（図2）、2024年6月1日～6月30日にかけて筏内の流速およびクロロフィルa濃度を連続観測した。流向流速計及びクロロフィル濁度計の測定間隔は1時間に設定し、得られたデータから日平均値を算出した。

流速については、2方向の流速を合成して算出された平均合成流速を用いた。さらに観測で得られたクロロフィルa濃度と流速の積からクロロフィルフラックス⁷⁾を算出した。

各項目の値については、両試験区間の差が認められるかを確認するため、t検定を行った。

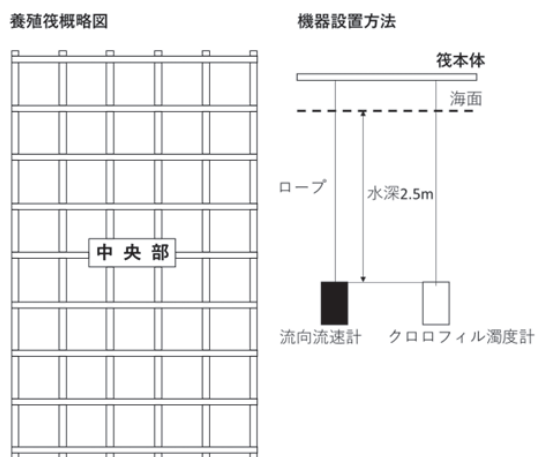


図2 測定機器の設置箇所図

2. 垂下方式別の作業性および収穫量

(1) 作業性

垂下方式別の作業性を比較するため、当研究所内において垂下方式別の平均作業時間を計測した。さらに、漁業者への聞き取りにより、垂下連作製時の平均作業人数が3名であることを確認したため、各方式において、3名で垂下連1本を作製した際の作業時間をとりまとめた。得られた作業時間を基に、筏1台当たり900本を作製すると仮定したときの作業時間および作業日数を推定した。

(2) 収穫量

垂下方式別の収穫量を比較するため、成長比較試験を実施した各筏（図1）において、2024年11月に垂下連を2本ずつ収穫した。垂下連の殻付き重量からコレクター1枚当たりの平均殻付き重量を算出し、鉛直垂下を基準とした場合の水平垂下の重量比を求めた。さらに漁業者へ

の聞き取り調査に基づき、推定した平均コレクター枚数から鉛直垂下を基準とした水平垂下のコレクター枚数比を算出し、重量比とコレクター枚数比を乗じて収穫量比を推定した。

結 果

1. 垂下方式別の成長および餌料環境

(1) 成長

各試験区における殻高、殻付き重量および軟体部重量の推移を図3～5に示した。殻高は水平垂下の方が鉛直垂下よりも大きく推移し、11月時点で、鉛直垂下で70.9mm、水平垂下で76.9mmであった。殻付き重量についても、同様に水平垂下が大きく、11月時点で、鉛直垂下で35.1g、水平垂下で38.5gであった。軟体部重量についても、水平垂下が大きく、11月時点で、鉛直垂下で5.7g、水平垂下で6.9gであった。t検定の結果、すべての項目において水平垂下が、有意に大きい値を示した($P<0.05$)。

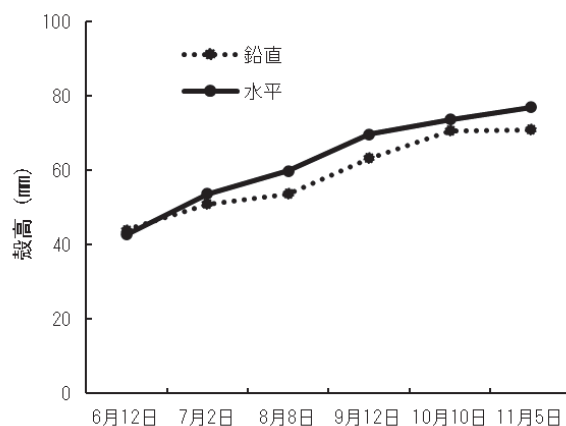


図3 垂下方式別の殻高の推移

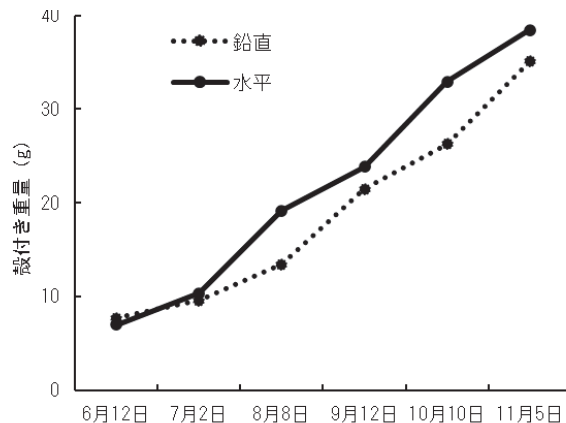


図4 垂下方式別の殻付き重量の推移

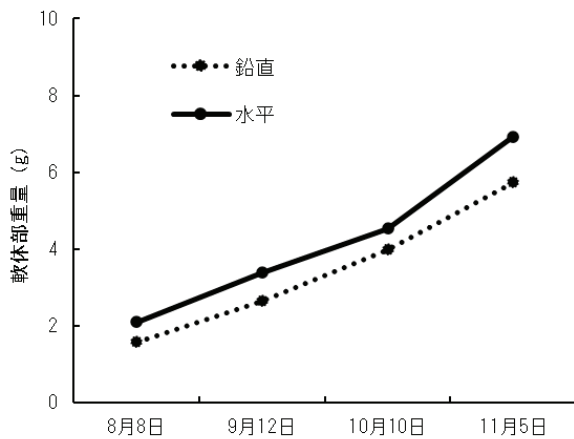


図5 垂下方式別の軟体部重量の推移

(2) 養殖初期の餌料環境

平均合成流速、クロロフィルa濃度およびクロロフィルフラックスの推移を図6～8に示した。平均合成流速は、鉛直垂下で1.22～6.45cm/sec、水平垂下で1.41～6.24cm/secの範囲で推移した。t検定の結果、水平垂下が有意に大きい値を示した($P<0.01$)。

クロロフィルa濃度は、鉛直垂下で0.70～3.84 $\mu\text{g/L}$ 、水平垂下で0.89～4.61 $\mu\text{g/L}$ の範囲で推移した。t検定の結果、水平垂下が有意に大きい値を示した($P<0.01$)。

クロロフィルフラックスは、鉛直垂下で2.29～20.47 $\mu\text{g/L}\cdot\text{cm/sec}$ 、水平垂下で2.79～20.78 $\mu\text{g/L}\cdot\text{cm/sec}$ の範囲で推移した。t検定の結果、水平垂下が有意に大きい値を示した($P<0.01$)。

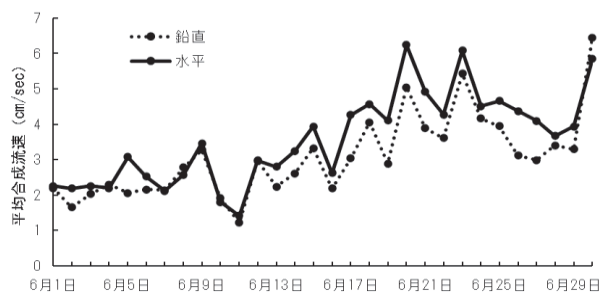


図6 垂下方式別の平均合成流速の推移

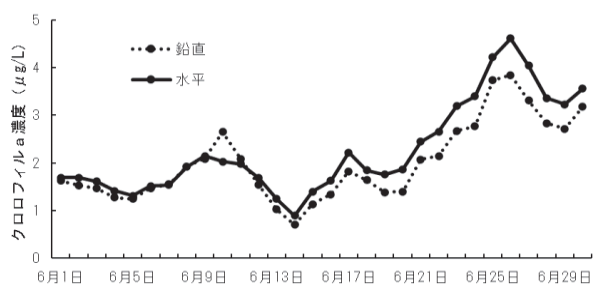


図7 垂下方式別のクロロフィルa濃度の推移

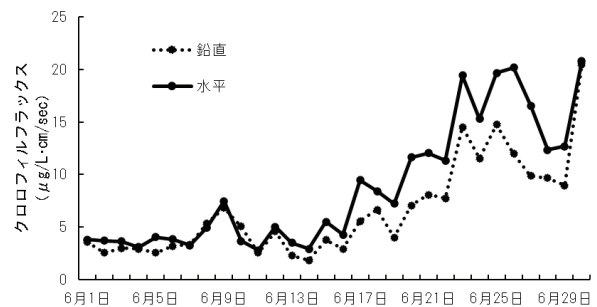


図8 垂下方式別のクロロフィルフラックスの推移

2. 垂下方式別の作業性および収穫量

(1) 作業性

垂下方式別の平均作業時間および必要作業日数を表1に示した。作業人数を3名とした場合、垂下連1本を作製する作業時間は、鉛直垂下で3分13秒、水平垂下で3分15秒であった。筏1台当たり900本の垂下連を作製すると仮定した場合、鉛直垂下では48.25時間、水平垂下では48.75時間を要した。1日の作業時間を7.75時間とすると、筏1台あたりの垂下連作製に必要な日数は、鉛直垂下で6.2日間、水平垂下で6.3日間と推定された。

表1 垂下方式別の平均作業時間および必要作業日数

垂下方式	作業区分	作業人数	1本当たり	筏当たり(900本)	作業日数**
鉛直	カキロープ装着	2	2分59秒	44.75	
	カキ補給	1	14秒	3.5	
	合計	3	3分13秒	時間(h) 48.25	6.2日間
水平	コレクター穴あけ	1	1分10秒	17.5	
	カキロープ装着	2	2分05秒*	31.25	
	合計	3	3分15秒	時間(h) 48.75	6.3日間

*1人1本ずつ作製するため、1本あたりの作業時間は、2で除して算出。

**1日の作業時間を7.75時間として作業日数を算出。

(2) 収穫量

垂下方式別の収穫量比を表2に示した。コレクター1枚当たりの殻付き重量は、鉛直垂下で433.3g、水平垂下で463.7gであり、鉛直垂下を基準とした場合の水平垂下の重量比は1.07であった。漁業者への聞き取り調査より、垂下連1本当たりのコレクター枚数は、鉛直垂下で15枚、水平垂下で16枚であり、鉛直垂下を基準とした水平垂下のコレクター枚数比は1.07であった。得られたコレクター1枚当たり殻付き重量と垂下連1本当たりのコレクター枚数から筏1台当たりの収穫量を試算したところ、鉛直垂下で5.8t、水平垂下で6.6tと算出された。また、重量比とコレクター枚数比を乗じて収穫量比を算出すると1.14となり、水平垂下の収穫量は鉛直垂下の1.14倍と推定された。

表 2 垂下方式別の収穫量比

	コレクター1枚当たり 設け重量 (g)	重量比 (a)	コレクター枚数 (枚)	コレクター枚数比 (b)	筏1台当たり 設け重量 (t)	収穫量比 (a) × (b)
鉛直垂下	433.3	1	15	1	5.8	1
水平垂下	463.7	1.07	16	1.07	6.6	1.14

*収穫直前時点(11月)の垂下ロープをランダムに2本抽出し、コレクター1枚当たり設け重量を算出。

**鉛直垂下のコレクター1枚当たり設け重量を1とした場合の水平垂下の重量比を算出。

***漁業者聞き取り調査に基づく、垂下連1本当たりのコレクター枚数。

****コレクター1枚当たり設け重量にコレクター枚数、筏1台当たりの垂下連900本を乗じて算出。

考 察

本研究では、豊前海における水平垂下方式の有効性を筏規模で検証した。その結果、水平垂下は鉛直垂下に比べ、成長および養殖初期の餌料環境が有意に大きく、収穫量も1.14倍増加することが示された。これらの差は、水平垂下において流速、クロロフィルa濃度およびクロロフィルフラックスが高く推移し、餌料供給量が増加したことによるものと考えられた。田中ら⁶⁾も筏の一部で試験したところ水平垂下は鉛直垂下に比べ成長が良好であり、水平に垂下すると、コレクター周辺には大きな滞留がみられず、潮通しが良い状況が確認されたと報告している。また、縁辺部からの栄養が豊富な海水が中央部まで滞留せずに流入することで、鉛直垂下よりもクロロフィル量が多くなったと述べており、本研究でも同様の結果が得られたと考えられた。

作業性については、両方式で大きな差は認められなかったが、鉛直垂下では、基本的に複数人で1本の垂下連を作製するのに対し、水平垂下では1人で1本の垂下連を作製できる。そのため、水平垂下では、カキロープへの装着作業人数を増やすことでより効率的に垂下連の作製が可能となり、作業に習熟すればさらに作業性が向上すると考えられた。

ただし、収穫量の試算については重量の増加だけではなく、コレクター枚数の増加による影響も考慮している点に留意する必要がある。筏1台900本分を鉛直垂下から水平垂下に変更する場合、コレクター枚数は1台につき900枚増加する。この養殖密度の増加が漁場環境に与える影響も考慮すべきである。中川ら⁸⁾は、クロロフィルa濃度と軟体部重量に正の相関がみられたと報告しており、クロロフィルa濃度の低下が軟体部重量の低下につながると示唆している。今後、養殖密度の増加に伴い、カキ同士による餌の競合が大きくなり、漁場環境にとってデメリットになる可能性がある点には注意が必要である。後川ら⁹⁾によると、豊前海ではカキの出荷時期にあたる10～1月の全層平均DIN濃度の減少幅が大きいと報告しており、これは、カキの餌となる珪藻類などの植物プランクトンの生産にも影響す

る可能性を示している。このため、カキの餌料環境の指標となるクロロフィルa濃度の推移については今後も注視する必要がある。

以上から、漁場拡大が困難な豊前海において、水平垂下方式は生産量維持・増大の有効な手法と考えられる。ただし、養殖密度の増加に伴う成長や漁場環境の変化については、持続的な漁場利用の観点からも継続的な調査が必要である。

文 献

- 1) 上妻智行, 佐藤利幸, 長本篤, 江藤拓也. FRP製パイプを用いたカキ養殖筏の耐波性試験. 福岡県水産海洋技術センター研究報告 2005; 15: 33-37.
- 2) 中川浩一, 上妻智行, 佐藤利幸, 江藤拓也, 俵積田貴彦. 波浪による振動を低減した耐波性かき養殖筏の開発とそれを用いた養殖マガキの生産. 福岡県水産海洋技術センター研究報告 2008; 18: 11-20.
- 3) 中村優太, 中川浩一. 豊前海におけるマガキ食害実態の把握. 福岡県水産海洋技術センター研究報告 2011; 21: 105-110.
- 4) 山田京平, 佐藤利幸, 俵積田貴彦, 宮内正幸, 大形拓路. マガキ養殖における食害防止に関する研究. 福岡県水産海洋技術センター研究報告 2016; 26: 29-38.
- 5) 尾定 誠. シリーズ<水産の科学> 3. カキ・ホタテガイの科学, 朝倉書店, 東京都, 2019, 96.
- 6) 田中慎也, 永松公明, 黒川皓平, 野副滉, 後川龍男, 鹿島祥平. 豊前海における水平垂下式カキ養殖の導入に関する研究. 福岡県水産海洋技術センター研究報告 2023; 33: 17-22.
- 7) 張成年, 山本敏博, 丹羽健太郎, 柴田玲奈, 日向野純也, 淡路雅彦, 松本才絵, 長谷川夏樹, 櫻井 泉, 秦安史, 鈴木秀和, 宮脇大, 村内嘉樹, 平井玲, 水野知巳, 羽生和弘, 程川和宏, 川崎信司, 内川純一, 梅本敬人, 生嶋登. 漁場生産力の有効活用によるアサリ母貝場造成および新規創出技術開発. 平成24年度水産基盤整備事業報告書: https://www.mf21.or.jp/suisankiban_hokoku/data/pdf/z0000913.pdf, 令和7年11月16日閲覧
- 8) 中川浩一, 俵積田貴彦, 中村優太. 近年の「豊前海一粒かき」の育成状況と漁場環境との関係. 福岡県水産海洋技術センター研究報告 2009; 19, 109-114.
- 9) 後川龍男, 黒川皓平, 田中慎也, 鹿島祥平. 豊前海の長期

有明海福岡県地先干潟縁辺部におけるタイラギ母貝育成手法の検討

佐藤 尊明・合戸 賢利^a・江崎 恭志^b
(有明海研究所)

有明海におけるタイラギの潜水器漁業は 1920 年代から営まれており¹⁾, 冬季の重要な漁業であった。しかし, 2000 年代から資源が大きく減少した²⁻³⁾後, 2012 年から 2025 年現在まで潜水器漁業は休業している。

タイラギは本県では重要魚種に位置付けられており, 国と本県を含む有明 4 県(他, 佐賀・長崎・熊本県)では, 2015 年から, 有明海再生のための様々な取り組みを実施している。

本県では, これまでにタイラギ母貝の育成試験をかつての好漁場であった沖合域や干潟域で実施してきたが, 2020 年 7 月豪雨後の著しい低塩分化により, 育成試験を行っていた干潟域のタイラギが全滅し, 沖合域でも次第に減耗していた⁴⁾。また, 近年, 夏季の猛暑により, 干潟域が干出時に高温に晒されているため, アサリ等貝類資源に影響を与えていることが問題視されている⁵⁾。

このような中, 今回, 沖合域と干潟域の中間に位置する干潟縁辺部に着目した。ここは水深が 2~8m で推移するため, 出水時における低塩分の影響を軽減でき, また, 比較的に入水深が浅く, 海水の交換が行われやすいため, 貧酸素状態になりにくい海域と考えられる。

そこで, 2021 年から 2024 年にかけて干潟縁辺部での水質の連続観測を行うとともに, 育成カゴを用いたタイラギ育成手法の検討を行ったので, その結果をここに報告する。

方 法

1. 水質環境

干潟縁辺部, 干潟域及び沖合域における試験実施場所を図 1 に示した。これらの水質環境を把握するため, 自記録式水質測定センサーを海底直上 0m の位置に設置し, 水温, 塩分, 溶存酸素飽和度, クロロフィル a 濃度, 流速の連続観測を行った。観測機器は, JFE アドバンテック株式会社製の水温・塩分計 (ACTW-USB), 溶存酸素計

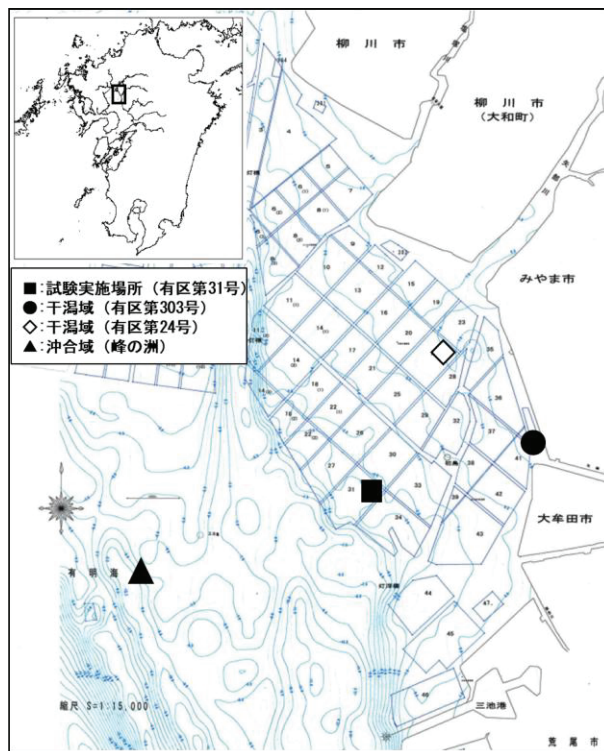


図 1 試験実施場所

(AROW2-USB), クロロフィル計 (ACLW2-USB), 流速計 (AEM-USB) を使用し, 20 分間隔でデータを取得し, これらのデータから日平均値を算出した。なお, 観測期間は 2021 年 1 月 1 日~2024 年 12 月 31 日, 観測機器の交換は 3 か月に 1 回実施した。

2. 育成手法の検討

表 1 の試験区を設置して, 2021 年 12 月 22 日~2024 年 12 月 23 日に育成手法の検討を行った。試験に用いたタイラギは, 有明海産母貝から生産した人工種苗を, 江崎⁶⁾の手法により湾内静穏域 (三池港 DL:5m) で中間育成したものを用いた。今回の試験では育成条件として, タイラギの収容密度, 育成基質及び育成容器の蓋の 3 つの

^a 現所属: 水産振興課

^b 現所属: 水産海洋技術センター

条件について、タイラギの生残及び殻長測定の結果から比較検討を行った。

育成容器は、蓋付きサンテナーカゴ（サンコーPP製、外寸：長さ56×幅39×高さ28.4 cm。以下、「カゴ」。）を用いた（図2）。収容方法は、図3に示すように目合い2mmのネトロンネット（34×32（/inch）メッシュ）を張った後、基質として海砂（粒径425～850 μ m）又はアンスラサイト（株式会社トーケミ製、粒径約2mm）を深さ7cm（約0.015 m^3 ）となるように充填してタイラギを収容した。

以上の方法でタイラギを収容したカゴを、図4のように36m間隔に建てた2本の支柱間に結んだロープから海底に静置するように垂下した。また、すべてのカゴは、月1回の頻度で洗浄して浮泥の除去を行うとともに、6～7月にはすべてのカゴの基質の交換を行った。

(1) 収容密度

この試験は2022年12月22日～2023年12月13日に実施した。殻長50 mm前後の個体を1,000個/ m^2 程度で育成した際、密度効果の影響を受けないという報告⁷⁾を参考に、今回の試験では1000個/ m^2 を基準に密度を設定し

表1 各年次の育成条件

設置年次	試験期間	育成日数	試験開始時の平均殻長(mm)
2022年	2021/12/22～ 2023/2/21	426	34.2 $\pm$ 7.2
2023年	2023/2/21～ 2023/12/13	295	48.5 $\pm$ 5.6
2024年	2023/12/13～ 2024/12/23	376	44.0 $\pm$ 9.8



図2 試験に用いた育成カゴ

た。表2に示すように2022年は収容密度を1,000個体/ m^2 （以下、「中密度区」）に設定したカゴを2個、1,500個体/ m^2 （以下、「高密度区A」）に設定したカゴを2個設置した。2023年は高密度区Aを6個、2,000個体/ m^2 （以下、「高密度区B」とする）を3個設置し、育成開始後30日目に殻長を測定し、死殻数を計数して生残率を算出した。また、試験開始時点から8月時点までの平均殻長をもとに一日当たりの成長率（以下、「日間成長率」）を算出した。

(2) 育成基質

2023年2月21日～2024年12月23日に、収容密度を高密度区Aと高密度区Bの2種類とし、表3に示した条件で試験区を設置した。「(1)収容密度」と同様、育成開

表2 育成密度試験の条件

設置年次	収容密度（個体/ m^2 ）	設置数（個）	試験区種類
2022年	1,000	2	中密度区
	1,500	2	高密度区A
2023年	1,500	6	高密度区A
	2,000	3	高密度区B



図3 基質を充填しタイラギを収容した育成カゴ

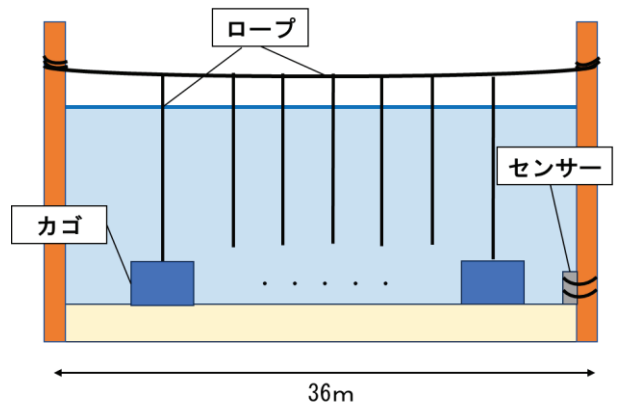


図4 垂下方法の概略図

始後 30 日目に生残個体数の計数及び殻長測定を行うとともに、試験開始時点から 12 月時点までの平均殻長から日間成長率を算出した。

なお、2024 年はカゴの安定を図るため、育成カゴの底にステンレス製の平板を入れて試験を実施した。

(3) 育成容器の蓋

2023 年 12 月 13 日～2024 年 12 月 23 日に、カゴに付属の通水性の乏しい蓋(以下「プラ蓋」と通水性のある目合い 12 mm 粗目網(図 5、以下、「網蓋」)の比較を行った。収容密度は高密度区 A とし、育成基質は蓋ごとに海砂を充填した 2 つとアンスラサイトを充填した 2 つの計 8 個のカゴを設置した。「(2) 育成基質」と同様、生残個体数の計数、殻長測定及び日間成長率の算出を行った。

結 果

1. 水質環境

試験期間中の水温の推移を図 6 に示す。2021 年は 8～28℃、2022 年は 7～30℃、2023 年に 7～29℃、2024 年は 9～29℃で推移した。試験期間中は 7～30℃で推移し、タイラギの鰓の小片のほふく運動が停止するとされる 40℃⁸⁾を超えることはなかった。

表 3 育成基質試験の条件

設置年次	基質種類	設置数 (個)
2023 年	砂	4
	アンスラサイト	2
2024 年	砂	4
	アンスラサイト	4



図 5 網蓋を被せたカゴの外観

試験期間中の塩分の推移を図 7 に示す。2021 年は 8 月 17～24 日の 8 日間の 1 回、2023 年は 7 月 7～9 日の 3 日間、14～15 日の 2 日間、10 月 2～9 日の 8 日間、11 月 6～20 日の 15 日間の合計 4 回、タイラギの繊毛活動に影響を与えるとされる 15 以下⁹⁾を観測した。また、2022、2024 年は 15 以下を観測することはなかった。なお、2021 年 9 月 13 日～12 月 31 日及び 2022 年 3 月 13 日～4 月 24 日は観測機器不調により欠測とした。

試験期間中の日平均溶存酸素飽和度の推移を図 8 に示す。2021 年は 5 月 26 日、6 月 4 日、8 月 16～19 日の 4 日間及び 8 月 30 日～9 月 5 日の 7 日間の合計 4 回、2022 年は 8 月 21～23 日の 3 日間の 1 回、2023 年は 7 月 21～28 日の 8 日間及び 8 月 14 日の合計 2 回、2024 年は 7 月 8 日、7 月 16～21 日の 6 日間、7 月 28～31 日の 4 日間、8 月 3～6 日の 4 日間及び 8 月 11 日の合計 5 回、タイラギのえらの小片のほふく運動が低下するとされる⁸⁾溶存酸素飽和度 40%以下を観測した。なお、2021 年は 11 月 9 日～12 月 26 日の間は観測機器不調のため欠測とした。

2021 年及び 2023 年の 6 月 1 日～9 月 30 日における干潟縁辺部と、干潟域の有区 303 号と有区 24 号の塩分の推移を図 9 に示す。なお、2023 年は干潟域の観測機器不調のため、7 月 5 日～8 月 9 日までの結果を示した。

2021 年は干潟縁辺部において 8 月 17～24 日の 8 日間、塩分 15 以下を観測した一方、干潟域の有区 303 号では 8 月 14 日～9 月 2 日の 20 日間、塩分 15 以下を観測した。また、2023 年は干潟縁辺部において 7 月 7～9 日の 3 日間及び 7 月 14～15 日の 2 日間の合計 2 回、塩分 15 以下を観測した一方、干潟域の有区 24 号では 7 月 5～20 日の 16 日間、塩分 15 以下を観測した。両年とも干潟域より干潟縁辺部の方が塩分の最低値が高く、塩分 15 以下の継続日数も短かった。

2021 年及び 2023 年の 6 月 1 日～9 月 30 日における干潟縁辺部と沖合域の溶存酸素飽和度の推移を図 11 に示した。なお、2021 年 6 月 1 日～8 月 17 日及び 2023 年 7 月 28 日～8 月 9 日に沖合域の溶存酸素飽和度は、観測機器不調により欠測とした。

2021 年は、干潟縁辺部において、6 月 4 日、8 月 16～19 日の 4 日間及び 8 月 30 日～9 月 5 日の 7 日間の合計 3 回、溶存酸素飽和度 40%以下を観測した一方、沖合域では 8 月 18～24 日の 7 日間及び 8 月 27 日～9 月 7 日の 12 日間の合計 2 回、40%以下を観測した。また、2023 年は、干潟縁辺部において、7 月 21～28 日の 8 日間及び 8 月 14 日の合計 2 回、40%以下を観測した一方、沖合域では 7 月 4～5 日の 2 日間、7 月 10～27 日の 18 日間、8 月 10～15 日の 6 日間、8 月 22～24 日の 3 日間及び 8 月 27～28 日の 2 日間の合計 5 回、40%以下を観測した。両年とも、沖合域より

干潟縁辺部方が 40%以下を示した継続日数が短く、その出現頻度も少なかった。

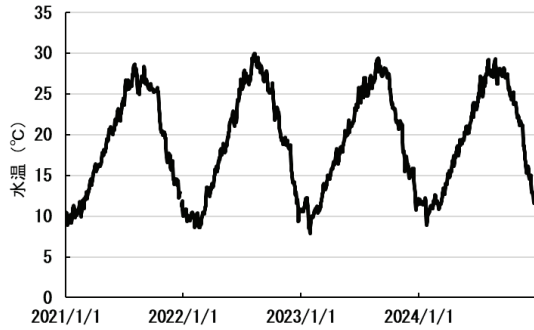


図 6 水温の推移

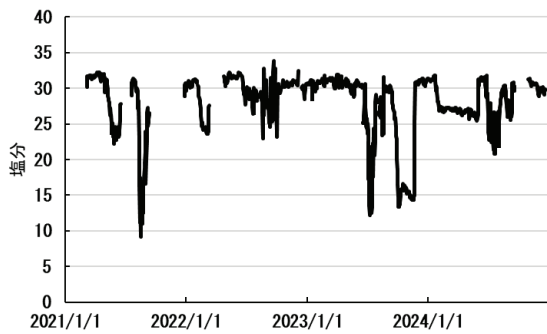


図 7 塩分の推移

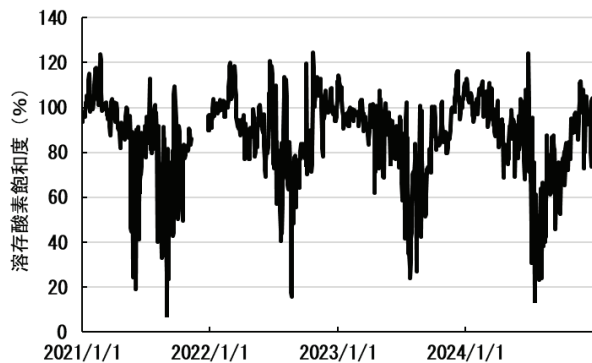


図 8 溶存酸素飽和度の推移

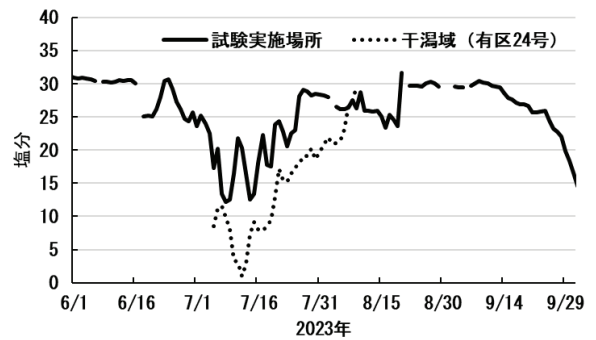
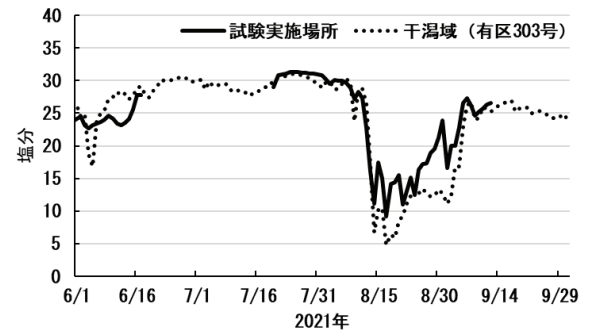


図 9 干潟縁辺部と干潟域の塩分の推移

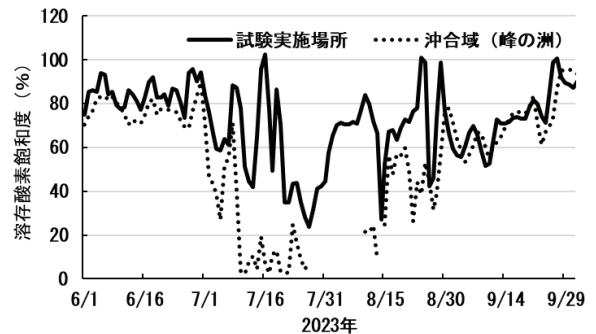
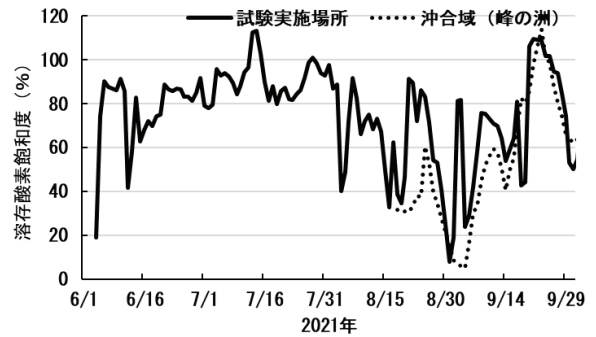


図 10 干潟縁辺部と沖合域の溶存酸素飽和度の推移

2. 育成手法の検討

(1) 収容密度

2022 年及び 2023 年の試験における生残率の推移を図 11 に示す。2022 年は 8 月から生残率が低下傾向を示し、中密度区は 9 月に 96%から 93%に、10 月は 93%から 87%と徐々に低下し、試験終了時の生残率は 86%であった。一方、高密度区は 9 月に 97%から 86%に低下したが 10 月以降は横ばいとなり、試験終了時の生残率は 85%であった。

また、2023 年は生残率が 7 月から大きく低下し、高密度区 A は 7 月に 96%から 85%に低下後、8 月は横ばいになったが、9 月から再び低下し、試験終了時の生残率は 72%であった。一方、高密度区 B は 7 月の生残率が 84%、8 月が 71%と大きく低下後、9 月以降は緩やかに低下し、試験終了時の生残率は 68%であった。

図 12 に 2022 年及び 2023 年の 8 月時点における密度別の日間成長率を示す。2022 年は試験開始から 244 日後に殻長 34.2 mmから 106 mmに成長し、日間成長率は中密度区が 0.44%、高密度区 A が 0.49%となり、有意差が見られた（有意水準 5%）。2023 年では試験開始から 160 日後に殻長 48.5 mmから 96.9 mmまで成長し、日間成長率はどちらも 0.43%で有意差は認められなかった。

(2) 育成基質

2023 年及び 2024 年における育成基質別生残率の推移を図 13 に示す。両年とも 7 月から生残率が低下し、2023 年では基質が砂の試験区（以下、「砂区」）で、7 月に 99%から 74%に低下し、その後も漸減し、試験終了時の生残率が 54%に、基質がアンスラサイトの試験区（以下、「アンスラ区」）で、7 月にあった。2024 年は 7 月に 96%から 85%に低下し、その後は砂区よりも緩やかに漸減し、試験終了時の生残率は 72%であった。また、2024 年は両試験区とも 7 月に生残率が大きく低下し、砂区の生残率は 79%から 44%に、アンスラ区は 93%から 41%になったが、その後は両試験区とも横ばいとなり、試験終了時の生残率は砂区が 43%、アンスラ区が 42%であった。

育成基質別平均殻長の推移と試験終了時までの日間成長率を図 14 に示した。平均殻長において、2023 年は試験開始時の平均殻長が 48.5 mmであり、274 日後の試験終了時に砂区は 119.2mm、アンスラ区は 120.7mm まで成長した。また、2024 年は試験開始時の 40.0 mmから 373 日後の試験終了時に砂区は 141.4mm、アンスラ区で 134.6mm まで成長した。両年とも 5 月から 6 月にかけて、及び 10 月から 11 月にかけて成長が停滞した。

また、日間成長率において、2023 年は砂区が 0.32%、アンスラ区が 0.33%、2024 年は砂区が 0.28%、アンスラ区が 0.27%となり、両者に有意差は認められなかった。な

お、2023 年より 2024 年の平均殻長の方が大きく、また、日間成長率においては 2024 年より 2023 年の方が高く、これらには有意差が認められた（有意水準 5%）。

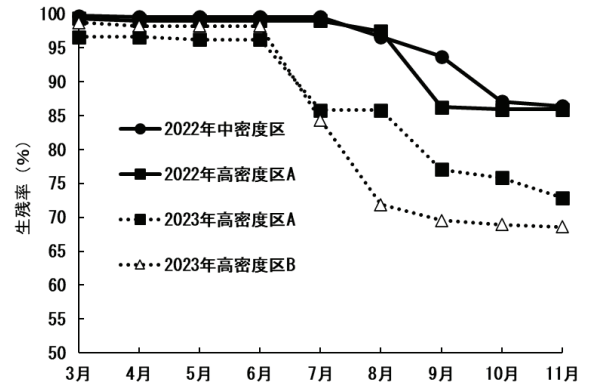


図 11 生残率の推移（2022～2023 年）

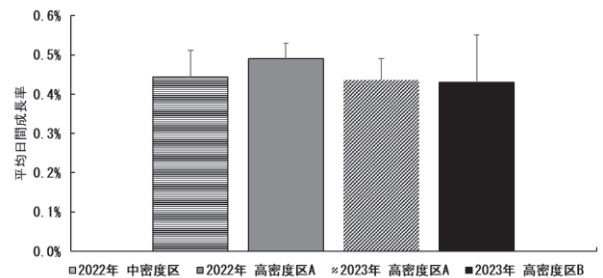


図 12 日間成長率の比較（2022～2023 年）

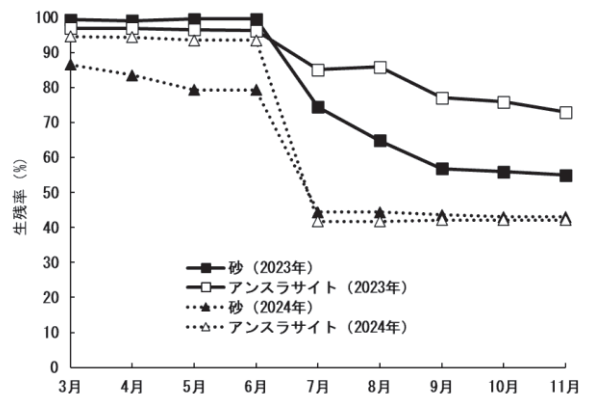


図 13 生残率の推移（基質別、2023～2024 年）

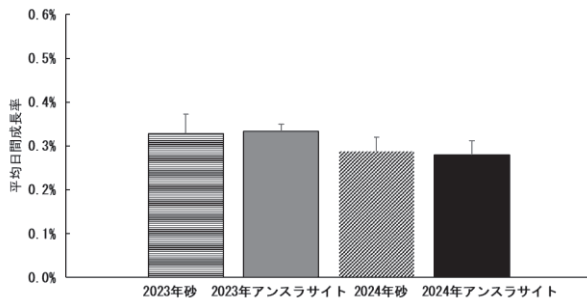
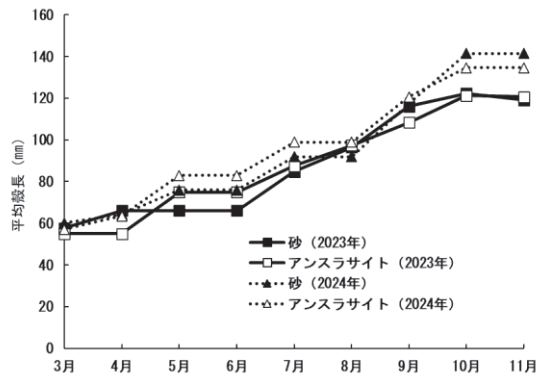


図 14 平均殻長の推移と 11 月時点での日間成長率

(3) 育成容器の蓋

蓋別の生残率の推移を図 15 に示す。両試験区の 7 月における生残率が大きく低下し、プラ蓋区が 48%に、網蓋区が 38%であった。その後は両試験区とも概ね横ばいで推移し、試験終了時の生残率はプラ蓋区が 37%、網蓋区が 32%であった。

蓋別の平均殻長の推移を図 16 に、12 月時点の日間成長率を図 17 に示す。試験開始時の平均殻長は 44.0 mm で、試験終了時に網蓋区は 160 mm、プラ蓋区は 150 mm まで成長した。なお、両試験区とも 5～6 月、7～8 月及び 10～11 月に成長の停滞が認められた。

また、日間成長率はプラ蓋区で 0.30%、網蓋区で 0.32% となり、プラ蓋区より網蓋区の方が平均殻長及び日間成長率が大きかった（有意水準 5%）。

考 察

干潟縁辺部における水質の連続観測の結果、水温については年変動が小さいことを確認した。タイラギの育成に大きく影響する塩分と溶存酸素飽和度であるが、塩分については、タイラギの繊毛活動に影響を与えるとされる塩分 15 以下を、観測する年と観測しない年があり、干潟域よりその最低値は小さく、その継続日も短いこと、また、溶存酸素飽和度については、タイラギの鰓の小片

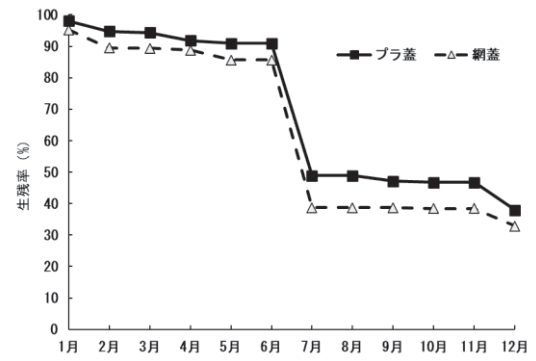


図 15 蓋別の生残率の推移

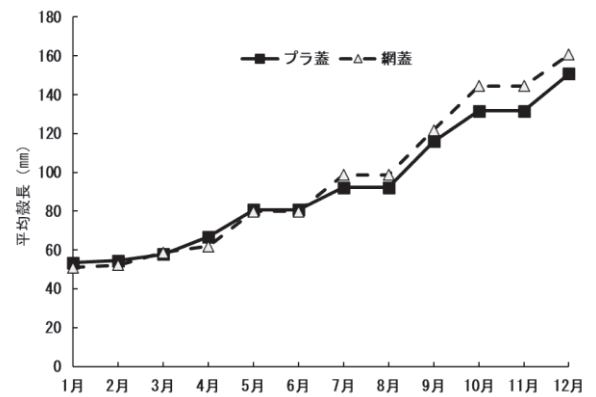


図 16 蓋別の平均殻長の推移

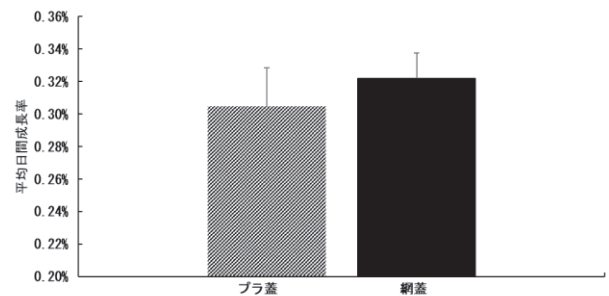


図 17 12 月時点での日間成長率

のほふく運動が低下するとされる 40%以下を各年とも確認したが、その最低値は沖合域より小さく、継続日も短いことを確認した。干潟縁辺部は干潟域よりも低塩分の影響が小さく、沖合域よりも貧酸素の影響が小さいという、試験開始前の想定を裏付ける結果となった。

この中で、育成手法として、収容密度、育成基質及び育成カゴの蓋の検討を行い、生残に差はないが高密度ほど

成長が良かったこと、育成基質として砂とアンスラサイトでは差がないこと及び既存のプラスチックの蓋の方が高生残、高成長であるという結果を得た。いずれの試験においても試験終了時までタイラギは生残しており、干潟縁辺部でもカゴを用いた育成をできることは確認できたため、干潟縁辺部の育成場所としての可能性は示唆されたが、高密度ほど成長が良いこと及び通水性の悪い既存の蓋の方が生残、成長が良いなど、疑問も残る結果となった。密度試験においては、殻幅の測定を行っていないため、高密度に移植されたタイラギが、横の成長を抑制されて細長くなっている可能性がある。また、通水性の良い網蓋の方が既存の蓋よりも海水交換の差から餌料環境が良く、この影響で網蓋の生残及び成長が良いことを想定していたが、その逆の結果となった。 塚本は浮泥の堆積によりタイラギがへい死したこと¹⁰⁾、杉野らは生育に適さない浮泥厚が 20 mm 以上であること¹¹⁾を報告しており、今回の蓋の試験結果は浮泥の堆積量が影響しているのかもしれない。なお、育成基質については、砂とアンスラサイトの比較で有意差は認められなかったため、海上でのカゴの上げ下げや洗浄作業における労力を考えると、砂よりも軽くて洗浄しやすいアンスラサイトを用いた方が良いと考えられた。

今後、沖合漁場の母貝場で実施している潜水器を用いた大規模な母貝場の造成も視野に入れ、今回の試験で疑問が残る結果となった育成手法における育成密度や育成カゴの蓋の再現性の確認、及び干潟縁辺部で高生残、高成長できるタイラギ育成手法の確立のため、殻幅及び浮泥厚の測定や餌料環境の把握など更なる調査を実施して、干潟縁辺部におけるタイラギ母貝場としての有効性について検討を行っていきたい。

文 献

- 1) 山下康夫. 有明海産タイラギに関する研究－Ⅰ 漁獲量変動の周期性について. 佐賀県有明水産試験場報告 1980 ; 7 : 85-88.
- 2) 松井繁明. 有明海北東部漁場におけるタイラギの資源変動. 福岡県水産海洋技術センター研究報告 2002 ; 12 : 29-35.
- 3) 川原逸郎, 伊藤史郎. 2000 年, 2001 年夏季に有明海北東部漁場で発生したタイラギの斃死－Ⅰ. 佐賀県有明水試験場研究報告 2003 ; 21 : 7-13.
- 4) 江崎恭志, 合戸賢利, 山田京平. 有明海漁場再生対策事業(3)二枚貝類増産事業(タイラギ). 令和 2 年度福岡水産海洋技術センター事業報告 : 152-155.
- 5) 藤井 暁彦, 道山 晶子, 田中 憲一, 横山 佳裕. 高温条件がアサリ稚貝の生残に与える影響の定量化. 水環境学会誌 2016 ; 39 : 103-108.
- 6) 江崎恭志, 合戸賢利. 有明海におけるリシケタイラギの中間育成および母貝育成の適正条件. 福岡県水産海洋技術センター研究報告 2023 ; 33 : 1-9.
- 7) 国立研究開発法人水産研究・教育機構. タイラギ種苗生産・養殖ガイドブック. 2019 ; 62-97.
- 8) 山元憲一, 田中実, 田中直樹, 神菌真人, 秋本恒基. マガキ, クマサルポー, タイラギの鰓のほふく速度に及ぼす低酸素と水温の影響. 水産増殖 1993 ; 41 : 435-438.
- 9) 山元憲一, 半田岳志. 水産増殖 2011;59(4) : 535-540.
- 10) 塚本達也, 田中勝久, 那須博史, 松岡数充. 有明海の浮泥がタイラギに及ぼす影響. 水産増殖 2008 ; 56(3) : 335-342.
- 11) 杉野浩二郎, 吉田幹英, 山本千裕. タイラギの生息に適した底質条件の検討－タイラギの生息状況とその底質条件－. 福岡県水産海洋技術センター研究報告 2010 ; 20 : 53-60.

令和6年度 福岡県水産海洋技術センター研究業務報告

発 行 令和8年3月

発行者 福岡県水産海洋技術センター
所 長 林 宗徳

福岡県水産海洋技術センター 〒819-0165 福岡市西区今津1 1 4 1－1
TEL 092-806-5251 FAX 092-806-5223

有明海研究所 〒832-0055 柳川市吉富町7 2 8 番地の5
TEL 0944-72-5338 FAX 0944-72-6170

豊前海研究所 〒828-0022 豊前市大字宇島7 6 番地の3 0
TEL 0979-82-2151 FAX 0979-82-5599

内水面研究所 〒838-1306 朝倉市山田2 4 4 9
TEL 0946-52-3218 FAX 0946-52-3324
