

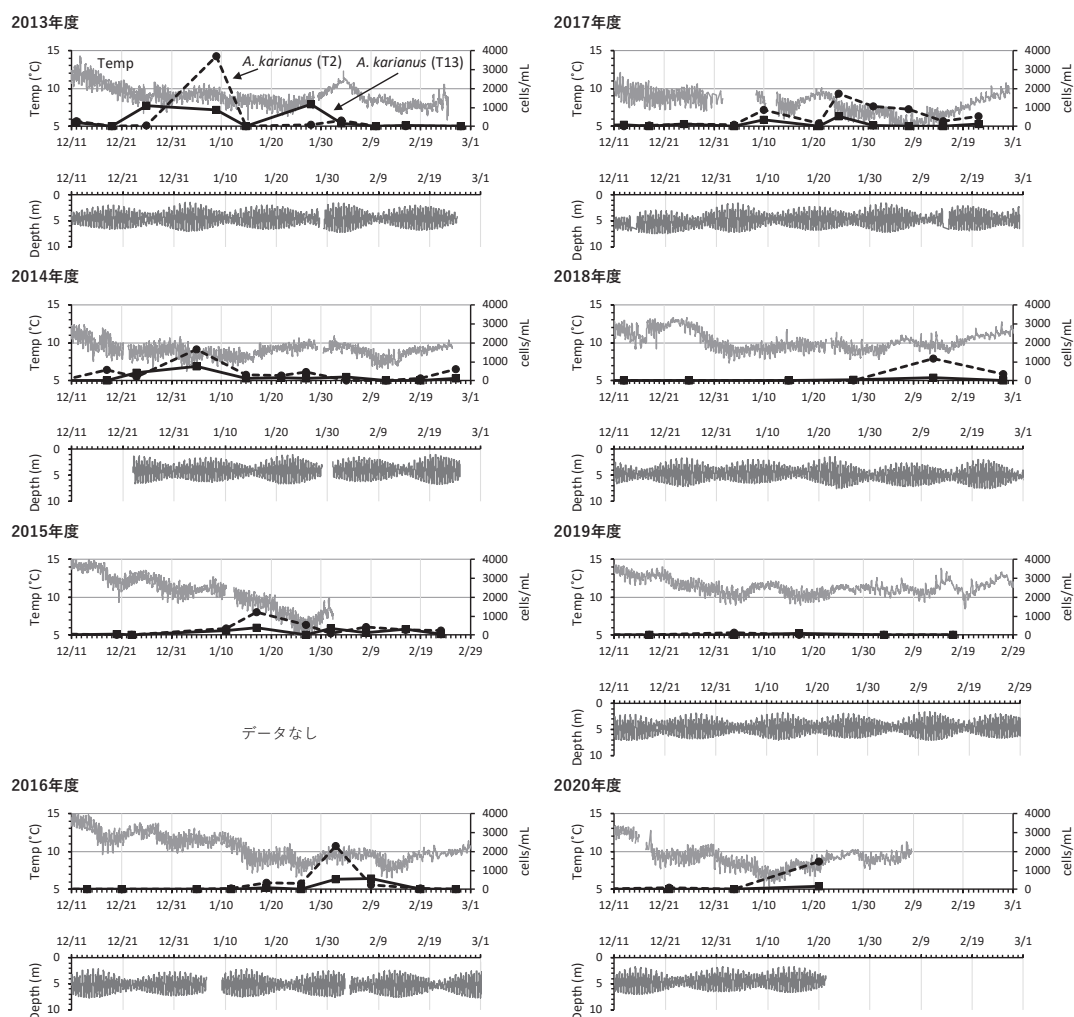


図 19 2013 年度から 2020 年度の 12 月中旬から 2 月下旬の Stn. T13 の表層水温，Stn. T13 と Stn. T2 の表層における *Asteroplanus karianus* の細胞密度，Stn. T13 の水深の変化

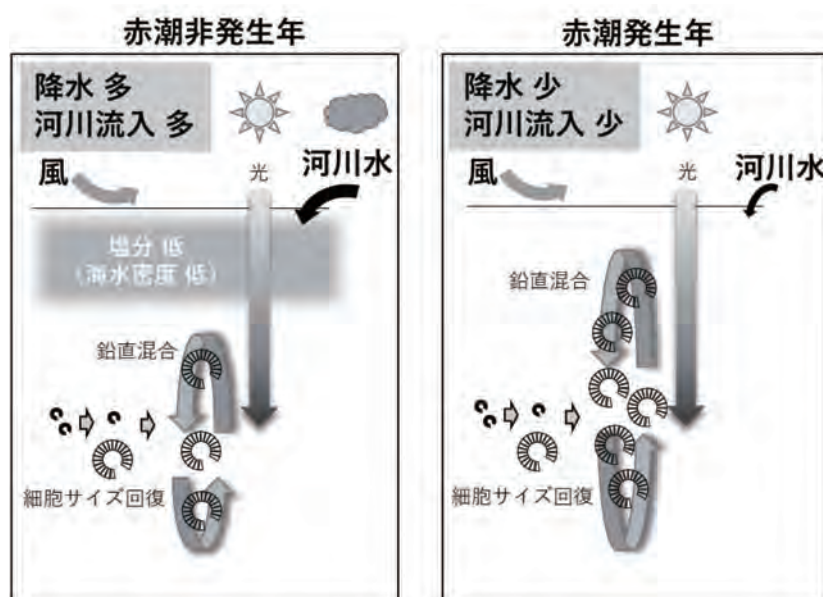


図 20 赤潮非発生年と発生年における秋季の *Eucampia zodiacus* 細胞の挙動に関する仮説の模式図

1) 有害赤潮プランクトンの出現動態監視および予察技術開発

カ. 有明海・八代海・鹿児島湾海域

② 八代海・鹿児島湾海域

水産研究・教育機構 水産技術研究所（五島）

紫加田知幸

水産研究・教育機構 水産技術研究所（廿日市）

北辻さほ，三宅陽一，鬼塚 剛

水産研究・教育機構 水産技術研究所（長崎）

杉松宏一，中野 善，岡村和磨

熊本県水産研究センター

向井宏比古，木下裕一，安藤典幸

鹿児島県水産技術開発センター

高杉朋孝，東條智仁，吉満 敏

東町漁業協同組合

浦 啓介，細谷昌玄，立元伸幸，濱島俊一

埼玉大学大学院・理工学研究科

西山佳孝

1 全体計画

(1) 目的

近年，八代海等において *Chattonella* 等鞭毛藻による赤潮が頻発し，甚大な漁業被害が報告されている。一方で，発生した有害赤潮を駆除する効果的で実用的な技術はなく，現場では餌止め，生簀避難などの事前策を講じて凌いでいるのが現状である。よって，事前策をより確実に且つ効果的に実施する方策が現場から強く求められており，その具体的な方策として，赤潮動態および関与する環境条件の高頻度モニタリングとリアルタイムでの情報共有，そして高精度の赤潮短期動態予察技術が該当する。本課題では，現場観測および室内実験を行って当該海域における赤潮の短期動態と環境条件との関係を定量的に解析し，有害赤潮生物の短期動態に影響する主たる因子を特定する。また，有害赤潮生物について増殖や光合成等に関する生理学的な解析を進め，赤潮の発達や衰退を予測する上で利用可能な生物指標を見出す。最終的に，当該海域における有害赤潮の短期動態予測手法を提案する。まずは過去の被害額が大きい八代海について優先的に取り組む。

2 令和2年度計画及び結果

(1) 目的

「全体計画と同じ」

(2) 方法

1) 八代海における赤潮短期動態予測技術の開発

①自動観測ブイ等による環境条件の連続モニタリング（水技研 [長崎]）

八代海姫戸沖に設置されている大型観測ブイ（図 1, Stn. A）に 自動昇降式多項目水質計（AAQ-170W, JFE アドバンテック）、 流向流速計（Aquadopp Profiler, Nortek, 抽出深度：1.5, 5, 10, 20m）、 風向風速計（CYG-5106, Climatec, 海面から高さ 3 m）、 光量子計（DEFI-L, JFE アドバンテック, 海面から高さ 3 m）および硝酸塩センサー（SUNA V2, SEA-BIRD SCIENTIFIC, 設置深度：1.5 m）を装着して各種観測を実施した。2020 年 6 月から 9 月まで、1 時間間隔で水温、塩分、クロロフィル蛍光、濁度、溶存酸素飽和度、流向・流速の鉛直観測データ、海上風の風向・風速、1 分間隔で光量子束密度、30 分間隔で硝酸塩濃度のデータを取得した。光量子束密度および硝酸塩濃度以外の観測データは、携帯電話通信網を通してデータ処理サーバーへ送信し、ホームページ（有明海・八代海等の水質観測情報、<http://ariake-yatsushiro.jp/>）上で公開した。なお、鉛直自動観測ブイの機能維持と観測データの精度向上を図るため、1 ヶ月に 1 回の頻度で点検を行うとともに、表層、深度 1.5 m, 2 m, 5 m, および 10 m から採水を行い、塩分（8400B, GUILD LINE）、クロロフィル a 濃度（10AU, TURNER DESIGNS, Holm-Hansen 法 [Holm-Hansen et al. 1965]）、懸濁物質濃度（孔径 0.45 μm のミリポアフィルターでろ過・乾燥後に秤量 [植松ら 1978]）および栄養塩（TRACCS2000, BRAN+LUEBBE）の分析に供した。採水試料の分析結果の一部は、自動観測ブイに搭載した多項目水質計で得られた観測データの較正に用いた。

②高頻度赤潮モニタリング（熊本水研，鹿児島水技セ，東町漁協，水技研）

2020 年 5～9 月、図 1 に示す 8 定点（Stn. 2～6, A, C, K）において、週 1 回の頻度で採水（採水器：バンドーン採水器, 離合社製）および多項目水質計（AAQ-RINKO176, AAQ-RINKO171, JFE アドバンテック）を用いた環境観測（海面から海底まで）を行った。採水層は Stn. A, K で表層, 10, 20 m 層およびクロロフィル蛍光値極大層（クロロフィル極大層）、その他の定点で表層, 5 m, 10 m 層とした。全ての海水試料について有害赤潮プランクトン種の細胞密度および栄養塩濃度（ $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{SiO}_2\text{-Si}$ ）の分析に供した。また、代表 3 定点 Stn. 2, 4, 6 の表層および 5 m 層, Stn. A, K の表層, クロロフィル極大層で採取した海水試料については植物プランクトン種組成を算出した。クロロフィル極大層が不明瞭な場合は採水を実施しなかった。植物プランクトンの細胞密度は、光学顕微鏡（IMT-2, BX53, BX51, BH2, オリンパス）下で海水試料 1 mL 中に含まれる細胞を計数して算出した。栄養塩分析はオートアナライザー（QuAAtro36, ビーエルテック）を用いて分析した。調査期間終了後、得られたデータについて気象データ、過去のデータおよび既往知見との比較等を行い、八代海における赤潮発生シナリオを提案するとともに、短期動態に関与する主たる環境

条件を考察した。また，気象観測データは気象庁ホームページ (<https://www.jma.go.jp/jma/index.html>)，球磨川の水位データは国土交通省水文水質データベース (<http://www1.river.go.jp/>) より得た。

③有害赤潮短期動態に深く関与する環境条件の絞り込み

現場で見出された現象を室内実験で検証した。また，②では把握できない，現場における有害赤潮藻類の増殖動態に及ぼす環境条件の影響を明らかにするために，現場データの解析等を行った。

ア．八代海におけるシャットネラ赤潮の中長期動態予測技術の開発（水技研 [廿日市]）

八代海における *Chattonella* 赤潮の発生には，冬から春の気温および梅雨入り時期が関係していることが報告されている（Onitsuka et al. 2015, 北辻ら 2018）。この既往知見をもとに，2月から4月の平均気温（アメダス八代）と九州南部梅雨入り日（5月16日からの経過日数）の2変量を用いた判別分析による *Chattonella* 赤潮の中長期予察技術を開発した（紫加田ら 2019）。今年度は本予察技術を用いて *Chattonella* 赤潮の発生確率と発生時期を予察するとともに，現場出現状況との比較検証を行った。

イ．生物指標を用いた短期動態予測手法の開発

生物の活性などを指標にして有害赤潮藻類の短期動態を予測する手法の確立を最終目標とし，細胞のサイズや色素含量など基本的な生物パラメータが増殖活性の指標となるかを検証した。また，分子マーカーを用いて増殖活性を計測する手法を確立するために，赤潮鞭毛藻類から効率よくタンパク質を抽出し，定量する技術の開発を行った。

A) 細胞形態診断による赤潮予察技術の開発（水技研 [五島，廿日市]）

これまでの室内外の結果，細胞サイズ（長幅比）や形態（核の見え方など）が *Chattonella* の増殖活性の指標となる可能性が示唆されている（紫加田ら 2019, 2020）。そこで，本研究では，室内培養株を用いて，*Chattonella* の細胞形態に及ぼす光強度の影響を調べた。八代海より分離された *C. antiqua* の無菌クローン株（4KGY）を実験に供した。1 mL を 25 mL の改変 SWM-3 培地が入った 50 mL 容三角フラスコに接種し，25°C，250 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ，14hL:10hD の条件で継代培養し，対数増殖後期にある培養株を1日間暗条件で培養後，実験に供した。7段階の光強度，その他は継代培養と同じ条件で培養し，1～2日に1回の頻度で1 mL サンプルリングし，細胞計数および細胞形態の観察に供した。光学顕微鏡下で計数して細胞密度を算出するとともに，20 cells を 200 倍で写真撮影した。取得した画像を Image J を用いて細胞の長さおよび幅を計測した。また，スピアマンの順位相関を用いて光強度と細胞サイズとの関係を分析した。

B) 増殖活性の指標となる光合成関連タンパクの探索（埼玉大）

Chattonella antiqua 無菌クローン株（NIES-1 株）を 12 h 明/12 h 暗の明暗周期下または暗所で1日培養した後，細胞からタンパク質を抽出し，光合成関連タンパク質をウエスタンブロッ

ッティング法により定量した。これにより、増殖と相関のある光合成関連タンパク質を同定した。タンパク質抽出方法は以下の手順で行った。

(1) 集藻した細胞をプロテアーゼインヒビターカクテル(ナカライ製)入りのバッファー(50 mM HEPES-KOH pH7.5)で懸濁し、ガラスビーズおよび超音波で細胞を破碎した。

(2) 細胞破碎液を遠心分離(15,000 rpm, 5 min, 4°C)にかけて可溶性タンパク質画分と膜タンパク質画分を調製し、SDSの添加と加熱(80°C, 5 min)により可溶化した。

(3) 調製したサンプルのクロロフィル a 濃度を測定した後、1 レーンあたりタンパク質量が 6 µg になるように 12.5% SDS ゲルへローディングし、SDS-PAGE (320 V, 20 mA, 150 min) を行った。

250 µmol photons m⁻² s⁻¹ の 12 h 明/12 h 暗で *C. antiqua* を 2 日間培養した後、あるいは明暗条件で *C. antiqua* を 1 日間培養し、1 日間暗所で培養した後、細胞を集め、上記のプロトコールに従ってタンパク質を SDS-PAGE に供した。その後、光化学系 II 反応中心タンパク質 D1 (東京大学 和田教授から譲渡)、CO₂ 固定酵素 Rubisco (Agrisera, AS03037)、光捕集タンパク質 FCP (Agrisera, AS174116) の抗体を用いて、ウエスタンブロッティング法により *C. antiqua* の各タンパク質を検出し、ImageJ software (<http://rsbweb.nih.gov/ij/>) を用いてバンドを定量した。

2) 鹿児島湾における有害赤潮等発生監視と発生機構の解明 (鹿水技セ)

①赤潮モニタリング

2020 年 4 月～7 月は毎月 2 回、2020 年 8 月～1 月は毎月 1 回の頻度で、図 2 に示す 12 定点において、採水(採水器: バンドーン採水器, 離合)および多項目水質計(AAQ-RINKO171, JFE アドバンテック)を用いた環境観測を行った。採水層および環境観測層は表層と 10 m 層とした。さらに、Stn.⑪については多項目水質計を用いて海面から海底までの環境観測を実施した。海水試料は有害赤潮プランクトンの細胞密度(全定点)および植物プランクトン種組成(Stn. ②, ⑧, ⑪)、栄養塩濃度(全定点)の分析に供した。植物プランクトンの細胞密度は、光学顕微鏡(BX53, BX51, オリンパス)下で海水試料 1 mL に含まれる細胞を計数して算出した。栄養塩濃度はオートアナライザー(QuAAtro39, ビーエルテック)を用いて分析した。また、通常検鏡(全定点)および濃縮検鏡(Stn.③, ⑪)により *Chattonella* spp.細胞の計数を行った。濃縮検鏡は 1,000 倍を基本として行ったが、1 月については越冬細胞の有無を確認するため、20,000 倍を上限に細胞が確認されるまで濃縮した。得られたデータについて気象データ、過去のデータおよび既往知見との比較等を行い、有害赤潮発生の特徴を把握するとともに、発生機構の解明に向けた解析を行った。気象観測データは気象庁ホームページ(<https://www.jma.go.jp/jma/index.html>)より得た。

②既存データ等を用いた解析

鹿児島県水産技術開発センターが調査において取得した 1978 年以降の水温、塩分、DIN、

DIP のデータを整理し、鹿児島湾の長期的な環境の変動を把握し、赤潮発生機構の解明に向けた解析を行った。

(3) 結果及び考察

1) 八代海における赤潮短期動態予測技術の開発

①自動観測ブイ等による環境条件の連続モニタリング

大型観測ブイは台風通過・時化などによる一時的な停止（風速 9 m s^{-1} 以上を目安に判断）を除き、観測期間を通して稼働した。ただし、流向流速計は、機器の接続不良により 7 月 31 日から観測を開始した。また、硝酸塩センサーについては、ここではデータ補正前の値として整理する（2021 年 3 月機器点検・校正予定）。

自動昇降式多項目水質計で計測された水温、塩分およびクロロフィル a 濃度の鉛直プロファイルを図 3 に、各層別の経時変化を図 4 に示す。観測期間中、表層水温（深度 0.5 m）は $21.0 \sim 31.8^{\circ}\text{C}$ で推移し、8 月 15 日に最高値を示した。深度 10, 20 および 30 m 層の水温はそれぞれ $19.3 \sim 27.1^{\circ}\text{C}$, $19.1 \sim 26.3^{\circ}\text{C}$ および $19.0 \sim 26.2^{\circ}\text{C}$ の範囲で推移し、深度 10 m については 9 月上旬に、深度 20 および 30 m 層については 9 月中旬に最高値を示した。観測期間中、表層塩分は $0.3 \sim 32.7$ で推移し、球磨川の氾濫が発生した 7 月 4 日、その後 7 月 12 日に最も低下、梅雨明け後（九州南部は 7 月 28 日ごろ梅雨明け）表層塩分は回復した。深度 10, 20 および 30 m 層の塩分は、それぞれ $22.7 \sim 33.2$, $29.4 \sim 33.3$ および $30.7 \sim 33.4$ の範囲で推移した。観測期間中、表層（深度 0.5 m）、深度 10, 20 および 30 m 層のクロロフィル a 濃度は、それぞれ $0.1 \sim 25.6$, $0.3 \sim 43.0$, $0.3 \sim 8.8$ および $0.4 \sim 10.1 \mu\text{g L}^{-1}$ の範囲で推移した。

観測期間中、硝酸塩濃度は $91.4 \mu\text{M}$ 以下で変動し、6～9 月は球磨川の出水に伴って上昇した（図 5）。7 月上旬および中旬にクロロフィル a 濃度の大きな上昇が確認された。いずれの時期においても、直前に河川流量の上昇、表層塩分の低下および硝酸塩濃度の上昇が認められた。8 月上旬および下旬においては、比較的クロロフィル a 濃度が低かった。この期間中、硝酸塩濃度は低い値で推移しており、栄養塩の枯渇により植物プランクトンが増殖しづらかったと推察された。9 月上旬に表層でクロロフィル a 濃度の上昇が認められたが、同時期に海上風の上昇（図 6）や水温・塩分躍層の変化（図 3, 4）、球磨川の出水や栄養塩の上昇があることから、台風 9 号 10 号の接近に伴う鉛直混合の発生と、球磨川からの出水による栄養塩の供給に伴ってクロロフィル a 濃度が上昇したものと考えられた。

海上風は、梅雨前線の影響により、特に球磨川の氾濫が発生した 7 月 4 日付近を中心に南風が卓越し、梅雨明け後の 8 月は穏やかに推移、9 月上旬の台風 9 号および 10 号の接近や秋雨前線の影響により強風が吹いた（図 6）。流況は深度 1.5 および 5 m では北向きの流れが、深度 20 m 付近では北向きの流れが優位であった（図 7）。光量子束密度の日積算値は $5.4 \sim 93.2 \text{ mol m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ の範囲で推移した（図 8）。

水温、塩分、クロロフィル a 濃度を 2019 年の同時期（6～9 月）と比較すると（図 9）、表

層水温は7月上旬までは高め、7月中旬から8月中旬までは昨年より低めで推移、8月中旬以降は高めで推移していた。また、中層および下層水温は9月までは昨年より低め、9月に入ると昨年より高めで推移していた。塩分は総じて昨年より低め、特に梅雨期の6月から7月下旬にかけての表層付近の塩分差は顕著であった。クロロフィル a 濃度は表層から深度 10 m 付近までは昨年よりも高め、深度 10 m 以深では低めの傾向であった。

②高頻度赤潮モニタリング

ア. 環境条件

A) 気象

図 10-a に、八代市における 2020 年の 5～9 月までの気象条件の変化を示す。

気温は期間中、18.9（5月1日）～30.4℃（8月9日）の範囲で推移した。5～6月中旬まで上昇後、7月下旬まで上昇と下降を繰り返し、8月上旬にかけて上昇し、9月上旬以降は下降した。

降水量は、5月に2回、6月に4回、7月に6回、9月に2回、50 mm を超え、7月4日に 159 mm、9月7日に最高値 164 mm を記録した。7月4日から7月末にかけては記録的な豪雨となり（令和2年7月豪雨）、7月3日には球磨川流域で 400 mm 超える降水量を記録した。また、2020 年 8 月 7 日付け気象庁報道発表資料によると、八代海が含まれる九州北部地域の梅雨入りは 6 月 11 日で平年より 6 日遅れ、梅雨明けは 7 月 30 日で平年より 11 日遅れた。九州北部地域の梅雨時期における降水量の平年比は 195%で、1950 年以降、最高値であった。日照時間は梅雨期間の 6 月中旬から 7 月下旬までは、概ね短く、8 月は長かった。

図 10-b に、宇城市三角町における 2020 年の 5～9 月までの風速の変化を示す。台風が接近した 9 月 3 日と 7 日に、10.0 m s⁻¹ 以上の平均風速（時別値）が観測された。

B) 水質

調査期間中、水温は 17.1（5月8日, Stn. 4, 表層）～30.0℃（8月18日, Stn. A, 表層）で推移した（図 11）。概して、水温は 8 月中旬まで上昇し、その後低下していった。塩分は 5.8（7月8日, Stn. 2, 表層）～34.1（5月12日, Stn. 7, 底層）で推移し、令和2年7月豪雨による影響で、7月上旬、八代海北部から南部, Stn. 2, A, 4, 5, 6 の広範囲で塩分が大きく低下した（それぞれ 5.8, 10.7, 14.2, 18.6, 22.7 ; 図 12）。水温および塩分のデータより算出された Sigma-T は、2.2（7月8日, Stn. 2, 表層）～24.8（5月12日, Stn. 4, 6, c, 底層）で推移した（図 13）。Sigma-T のデータによると、密度成層は 7 月上旬から中旬にかけて発達後、その後 8 月中旬まで維持したが 9 月以降は衰退傾向となったが、9 月中旬に一時的に再生した。Stn. 2, A, 4, 5 における密度躍層の位置は 4～10 m 深と推定された。

クロロフィル蛍光値は 6 月下旬に北部の表層付近で、7 月中～下旬、8 月中旬および 9 月下旬に全域で高くなった（図 14）。中でも 7 月中下旬に全点で最高値を記録した。

DIN, DIP および DSi 濃度はそれぞれ 0.15 μM（7月29日, Stn. C, 表層）～23.4 μM（6月

16 日, Stn. 2, 表層), $\leq 0.01 \mu\text{M}$ (7 月 21 日, Stn. 4, 5, 6, A, C, 表層等) $\sim 1.13 \mu\text{M}$ (7 月 29 日, Stn. 2, 5 m 層) および $0.38 \mu\text{M}$ (7 月 29 日, Stn. 5, 5 m 層) $\sim 142.9 \mu\text{M}$ (6 月 16 日, Stn. 2, 表層) の範囲で推移した (図 15~17)。調査期間を通して, いずれの栄養塩種も北部で高い傾向にあった。10 m より浅い深度層において, 多くの調査定点 (Stn. 2, A, 4, 5, 6) で DIN および DIP 濃度が 7 月上旬に上昇したが, 塩分低下と同期していたことから, 球磨川からの供給によるものと考えられた。7 月下旬~8 月中旬については, DIN および DIP 濃度は全調査点で *Chattonella* spp. の増殖に必要となる半飽和定数 (DIN : $0.65 \mu\text{M}$, DIP : $0.26 \mu\text{M}$, Nakamura et al. 1988) を下回ることがあり, 特にその頻度は八代海南部の DIP 濃度で高かった。しかし, 8 月下旬以降は栄養塩濃度の回復が認められた。9 月 8 日と 9 月 23 日に DIP の上昇が確認されたが, 前者は 9 月 2 日からの気温低下と台風 9 号および 10 号の接近による香水や擾乱, 後者は前線通過に伴う 9 月 19 日からの気温低下と強風による擾乱や降水による影響と考えられた。DSi についても DIN および DIP と同様の変動パターンが認められたが, 珪藻の増殖に必要となる半飽和定数 (DSi : $2.0 \mu\text{M}$) を下回ったのは, 主に珪藻が高密度化した 8 月中旬の一部の深度層のみであった。

イ. 植物プランクトンの発生状況

A) 有害赤潮プランクトン種の発生状況

Chattonella spp. は, 別事業の調査で 5 月に濃縮検鏡で初認されたが, 本調査では 9 月 8 日に Stn. A で 1 cell mL^{-1} , 9 月 16 日に Stn. 2 で 3 cells mL^{-1} , Stn. 4 で 2 cells mL^{-1} の細胞密度で検出されたのみであった。*Heterosigma akashiwo* は 5 月~8 月に Stn. 2, 4, 6, A, K で断続的に確認され, 5 月 12 日, 19 日, 6 月 16 日には細胞密度が $100 \text{ cells mL}^{-1}$ を超え, 最高細胞密度は $800 \text{ cells mL}^{-1}$ であった (5 月 12 日, Stn. 2)。別の赤潮調査結果によると, 5 月 13 日に Stn. 2 の西方の沿岸地先で $2,700 \text{ cells mL}^{-1}$, 5 月 14 日に Stn. 2 の東方の沿岸地先で $61,000 \text{ cells mL}^{-1}$ が検出された。*Karenia mikimotoi* は 5 月 7 日, 6 月 9 日, 8 月 18 日に Stn. 4, 5, 6, C, K で検出されたが, 最高細胞密度は 1 cell mL^{-1} であった。*Cochlodinium polykrikoides* は, 5 月 27 日から 8 月 25 日にかけて Stn. A, 4, 5, 6, C, K において最高 8 cells mL^{-1} の細胞密度で検出された。別の赤潮調査結果によると, 7 月 3 日に Stn. 2 の東方の沿岸で $100 \text{ cells mL}^{-1}$ が検出された。*Heterocapsa circularisquama* は観察されなかった。

B) 珪藻類の発生状況

珪藻類の細胞密度は調査期間中, 最高で $25,400 \text{ cells mL}^{-1}$ (7 月 21 日, Stn. 4, 表層) が検出された。また, $5,000 \text{ cells mL}^{-1}$ を超えたのは, 6 月 23 日に Stn. 2 の表層, Stn. A の表層と極大層, 7 月 21 日に Stn. 2 の表層と 5 m 層, Stn. 4 の 5 m 層, Stn. A の極大層, Stn. K の表層と極大層, 7 月 29 日の Stn. K の表層, 8 月 31 日の Stn. 2 の表層であった。多くの場合, 優占種は *Skeletonema* spp. あるいは *Chaetoceros* spp. であった (図 18-1, 18-2)

ウ. *Chattonella* の非発生の要因

2020 年度の有害赤潮プランクトンおよび珪藻類の発生パターンを図 19 にまとめた。自動

観測ブイ観測の結果も踏まえると、大きなクロロフィル蛍光値が検出された時期の優占種は珪藻類であり、有害種は低調であった。*Chattonella* は例年通り 5 月に初認された後、9 月まで発達しなかった。その原因として、記録的な大雨による海域内個体群の外洋への流出や高濁度による光不足、競合種である珪藻赤潮の頻発に伴う栄養塩不足などが考えられる。ただし、自動観測ブイの濁度データによると、高濁度となったのはごく表層でかつ短期間であった。さらに、自動観測ブイの日射量データと高頻度モニタリングで得られた消散係数から算出した限界深度（紫加田ら 2020, 図 20）を踏まえると、当該期間中、5 m 以浅では増殖するために必要な光量は十分透過しており、2019 年度の *Chattonella* の赤潮発達時とそれほど変わらない状況であった。これらのことから、高濁度による光不足は本種赤潮の非発生要因ではないと判断された。9 月に入ると、鉛直混合による上層への栄養塩供給とその後の再成層化により細胞密度が上昇したが、すぐに気温低下による鉛直混合が進み、衰退したと考えられた。

③有害赤潮短期動態に深く関与する環境条件の絞り込み

ア．八代海におけるシャットネラ赤潮の中長期動態予測技術の開発

図 21 によると、2 月から 4 月の平均気温が高く梅雨入りが遅いほど *Chattonella* 赤潮が発生しやすく、平均気温が低く梅雨入りが早いほど発生しにくい傾向が認められる。2020 年は 2 月から 4 月の平均気温が 11.7°C、梅雨入り日が 5 月 30 日（速報値および確定値）であり、図 21 にプロットすると発生確率は「中程度」と判定された。また、図 22 によると、判別得点が高い年は赤潮発生時期が早く、判別得点が低い年は赤潮発生時期が遅い傾向が認められる。2020 年の判別得点は 0.68 だったため、回帰直線から推定された赤潮発生時期は 8 月上旬で、散布図の点のばらつきを表す平均絶対誤差（約 10 日）を考慮すると 7 月下旬から 8 月中旬にかけての発生見通しだった。以上のような九州南部梅雨入り日時点での中長期予察結果に対して、実際には、八代海で *Chattonella* 細胞密度は低密度で推移し、非発生年であり、最高細胞密度を記録したのは 9 月上～中旬であった。

本予察技術は梅雨入り前までの環境条件を用いた判別分析であり、得られる判別得点は梅雨入り前の発生ポテンシャルを表していると考えられる。そのため、2020 年の結果は、梅雨入り前までの環境条件はある程度整っていたものの、梅雨入り後の環境が *Chattonella* の増殖に不適で非発生となった可能性を示唆している。2020 年の梅雨入り後の特筆すべき環境条件として、2020 年 7 月に球磨川流域で発生した豪雨が挙げられる。大規模な出水は低密度で存在していた個体群をフラッシュアウトし、出水によって引き起こされる表層の急激な塩分低下は *Chattonella* の増殖にマイナスな影響を与えた可能性がある。以上を踏まえて、本予察技術は、梅雨入り後のプランクトン動態や短期的に個体群に影響を与える環境因子の監視と組み合わせる必要があるのである。

イ．生物指標を用いた短期動態予測手法の開発

A) 細胞形態診断による赤潮予察技術の開発

C. antiqua は $30 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ 以上で増殖し、 $250 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ まで光強度依存的に増殖速度が上昇した (図 23)。細胞長および細胞幅は、培養初期において、光強度が高いほど大きい傾向にあったが、次第に光強度間の差が小さくなった (図 24-1)。培養開始 5 日まで光強度と高い正の相関が認められたが、以降は相関係数が減少し、P 値が上昇した (図 24-2)。長幅比は、日ごとに光強度間の差および相関係数が大きくなり、最終的に光強度依存的に大きくなった。これらの結果から、光不足の指標として、短い履歴は細胞長や細胞幅、長い履歴は長幅比が利用できることがわかった。

細胞サイズ計測時、並行して形態異常の観察を行った。これまでに、N 無添加培地では核が鮮明に見える細胞が、P 無添加培地では中央部がくぼんだように見える細胞が特異的に認められることが分かっている (紫加田ら 2020)。しかしながら、本試験ではこういった形態の細胞はほとんど認められなかった (図 25-1)。一方で、細胞尾部に突起のある細胞 (図 25-2) が、増殖が低調であった 30 と $50 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ では試験期間中コンスタントに、 $400 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ で増殖が停止した試験最終日に比較的多く観察された (図 25-1)。

以上の本実験で見出された形態的特徴は、光欠乏状態や増殖不調の指標になると考えられた。

B) 増殖活性の指標となる光合成関連タンパクの探索

D1 のバンドは約 30 kDa 付近に検出され、発現量は明暗条件と比較して暗条件で有意に低く、約 70%まで減少していた (図 26)。FCP のバンドは約 17 kDa 付近に検出され、発現量は明暗条件と比較して暗条件で有意に高く、暗条件のバンド強度は明暗条件の約 1.4 倍だった (図 26)。Rubisco のバンドは約 55 kDa 付近に検出され、発現量に明暗条件と暗条件間で有意な差はなかった (図 26)。以上の結果から、*C. antiqua* は暗条件で D1 の発現量が減少し、FCP の発現量が増加することが明らかとなった。これまでの研究から、暗条件では *C. antiqua* の増殖が抑制されることが明らかとなっている。したがって、D1 の発現量と増殖速度は負に相関し、FCP の発現量と増殖速度は正に相関することが示唆された。すなわち、光合成関連タンパク質の発現量が *C. antiqua* の増殖活性の指標となる可能性が示唆された。

2) 鹿児島湾における有害赤潮等発生監視と発生機構の解明

①赤潮モニタリング

A.環境条件

A) 気象

図 27 に溝辺アメダスの降水量、図 28 に牧之原アメダスの日照時間を、表 1 に気象庁による九州南部地域における気温、降水量および日照時間の旬別階級区分を示す。図 27 によると、降水量は 1 月から 3 月上旬は概ね平年並み〜多く、3 月中旬から 5 月上旬は少ない〜平年並みで推移し、5 月中旬および 6 月中旬から 7 月上旬にかけて平年を大きく上回る降水が確認され