

冬季、猪串湾と小蒲江湾に出現する *Gymnodinium catenatum* の 個体群形成に影響する海況条件

宮村和良^{†1}, 阿保勝之²

Growth of *Gymnodinium catenatum* Graham effected by hydrographic conditions at Inokushi and Ogamae Bays in winter season

Kazuyoshi MIYAMURA^{†1} and Katsuyuki ABO²

The drastic growth of the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* (a causative organism of paralytic shellfish poisoning) was observed in Inokushi and Ogamae Bays in winter. To elucidate the characteristics of the growth and effects of hydrographical conditions on the growth, we carried out the field observations of monitoring of *G. catenatum* cells, water temperature, salinity and current velocity in Inokushi and Ogamae Bays from 26 January to 20 April in 2004. The cell density of *G. catenatum* increased gradually from late in January and reached the maximum (8,858 cell L⁻¹) late in March in the inmost part of Inokushi Bay. After late in March, the cell density decreased rapidly. The growth phases of *G. catenatum* were divided into four phases; early phase, stationary phase, exponential phase, senescent phase. The hydrographic condition was changed late in March in Inokushi Bay. From January to late in March, the inverse estuarine circulation occurred and warm water masses intruded into the upper layer of Inokushi Bay. After late in March, the estuarine circulation was induced by precipitation and basin water masses flowed out through the surface layer. The growth of *G. catenatum* was effected by the hydrographic conditions. The cell density increased when the inverse estuarine circulation was occurred and increased remarkably when the water temperature increased. However, the cell density decreased rapidly when the estuarine circulation occurred and allowed cells to flow out of the bay.

Key words: paralytic shellfish poisoning, *Gymnodinium catenatum*, inverse estuarine circulation, estuarine circulation

はじめに

Gymnodinium catenatum Grahamは麻痺性貝毒 (Paralytic Shellfish Poison: PSPと称す) 原因種としてGraham (1943) によって1943年に初めて報告されて以来、その出現は世界中で報告 (Shumway, 1990; Hallegraeff, 1993; Anderson,

1994) されている。日本においても、1986年に山口県仙崎湾 (Ikeda *et al.*, 1987) でその出現が初めて報告されて以後、西日本を中心とする沿岸域で出現が確認され、二枚貝の毒化が報告されている (西岡ほか, 1993; 馬場ほか, 1995; Matsuyama *et al.*, 1999)。猪串湾と小蒲江湾においても、1996年に本種の出現が初めて確認 (Takatani *et al.*, 1998) された。その後、毎年本種の出現が確認され、二枚貝の毒化が報告されている (大分県水試事業報告, 1996; 大分県海洋水産研セ事業報告, 1997~2003)。二枚貝の毒化は養殖ヒオウギガイへの出荷停止に伴う漁業被害だけでなく、潮干狩り等を行なう一般の人々にも公衆衛生上の被害を与えている。このような状況の中、本種の発生予察が現場漁業者および民衆から強く望まれている。これまで、本種の二枚貝毒化は冬季に顕著に認められ、ヒオウギガイ主要漁場である小蒲江湾における冬季の*G. catenatum*の出現については、猪串湾からの伝播が確認されている (宮村未発表)。また、阿保・宮村 (2005) は冬季猪串湾の流動特性の詳細を明らかにし、*G. catenatum*の出現が猪串湾内の流動と密

2005年3月15日受付, 2005年8月25日受理

¹ 大分県農林水産研究センター 水産試験場 〒879-2602 大分県佐伯市上浦大字津井浦194番地の6

Oita Prefectural Agriculture, Forestry and Fisheries Research Center Fisheries Research Institute, 194-6 Tsuiura, Kamiura, Saiki, Oita, Japan 879-2602

現在: 大分県東国東地方振興局 水産課 〒873-0504 大分県東国東郡国東町大字安国寺786-1

Oita Higashi Kunisaki Regional Development Bureau, Fisheries Division, 786-1 Ankokuji, Kunisaki, Higashikunisaki, Oita 873-0504 Japan

² 水産総合研究センター養殖研究所 〒516-0193 三重県度会郡南勢町中津浜浦422-1

National Research Institute of Aquaculture, Fisheries Research Agency, 422-1 Nakatsuhamaura, Nansei, Watarai, Mie 516-0193, Japan

[†] miyamura-kazuyoshi@pref.oita.lg.jp

接に関わっていることを報告している。しかし、*G. catenatum*の個体群形成と流動との関係については断片的な記述にとどまっており、初期増殖から衰退へと続く一連の個体群形成過程については連続的に明らかにされていない。また、その鉛直分布の特徴把握は残された課題であった。そこで本研究では、2004年1月から4月まで猪串湾と小蒲江湾において*G. catenatum*の鉛直分布調査および流動測定を実施した。その結果、*G. catenatum*の個体群形成には、猪串湾の流動と水温変化が大きく影響していることが示唆されたので報告する。

方法

猪串湾、小蒲江湾のSt. a~St. iの9点において (Fig. 1), 2004年1月26日から2004年4月20日の期間に週1回の水温と塩分の測定および採水を行った (但し2004年3月1日は欠測)。水温と塩分の測定は、クロロテック (アレック社製 ACL-1180DK) を用いて深度0.5m~海底まで0.1m間隔で行った。採水は、採水器 (リゴ-B号) を用いて表面、2m深、5m深、10m深、海底上1m深の各層で行った。採水した海水をポリプロピレン製容器に移し、クーラーボックスに収容して研究室まで持ち帰った。持ち帰った海水をプランクトンネット (口径10 μ m) を用いて1000mlを10mlに濃縮した後、ルゴール液を1ml添加し、*G. catenatum*栄養細胞の計数を行った。*G. catenatum*栄養細胞の計数は3回行い、その平均値を海水1l当たりの密度に換算し、*G. catenatum*細胞密度とした。また、上記の調査期間中に調査点St. 1とSt. 2に超音波多層流速計 (RD社製 WHADCP1200 kHzおよびBBADCP600 kHz) を海底に設置し、表層から底層まで深度1m毎に10分毎に1分間測定し

(1秒毎60回)、1時間平均して流速データとした。また、水温計 (アレック電子製MDS-MkV) を深度2.5m~5.0m毎に設置し、10分間隔で測定を行った。

結果と考察

猪串湾の海洋環境

観測期間中の猪串湾奥から湾外にかけて (St. a, c, d, e) の水温の鉛直断面分布をFig. 2, 塩分の鉛直断面分布をFig. 3に示した。水温分布は1月26日~3月29日の期間に湾奥で低く、湾外で高い傾向にあった。特に、1月26日、2月9日、

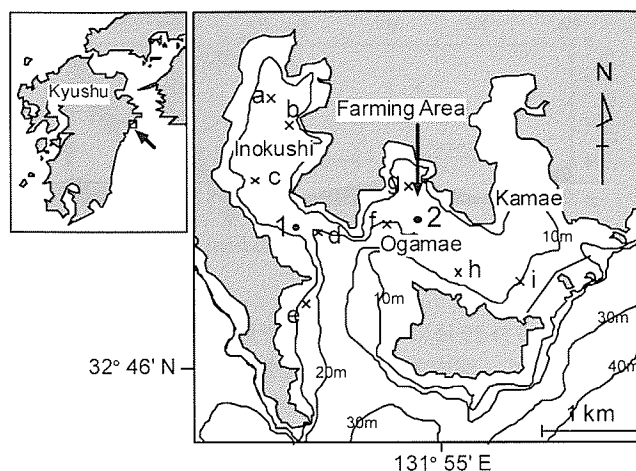


Figure 1. Location of the sampling stations in Inokushi Bay and Ogamae Bay. St. a~St. i indicate stations for the observations of water temperature, salinity, and cell density of *Gymnodinium catenatum* Graham. St. 1 and St. 2 indicate stations for the observations of current velocity.

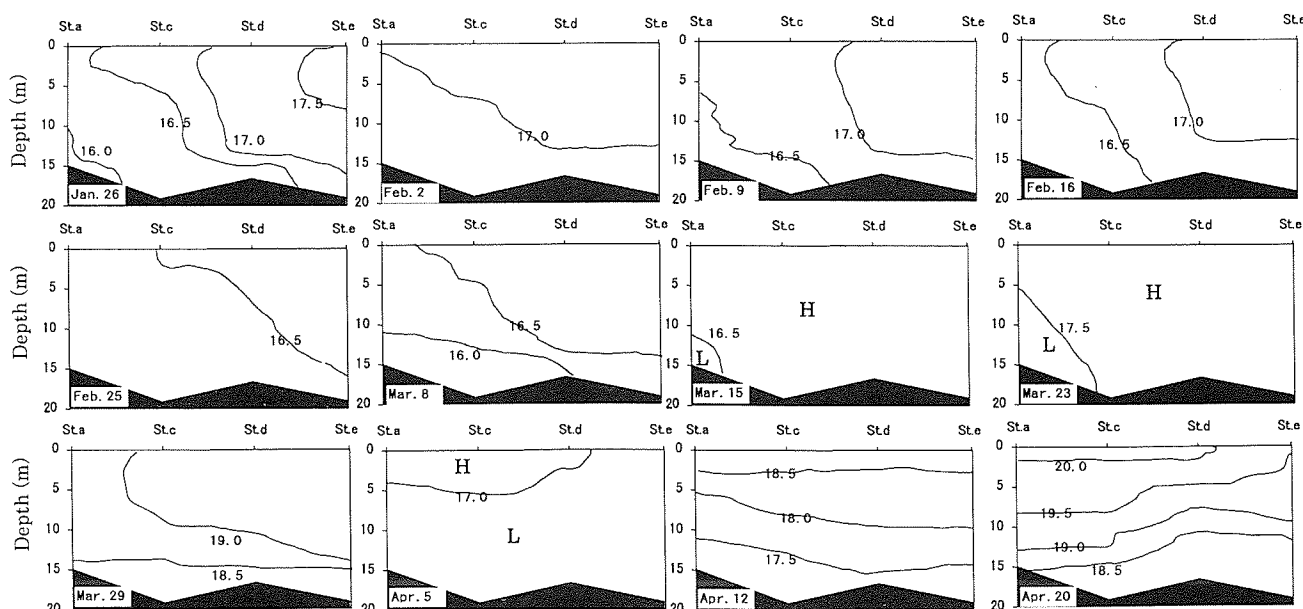


Figure 2. Longitudinal distributions of water temperature from January 26th to April 20th in Inokushi Bay.

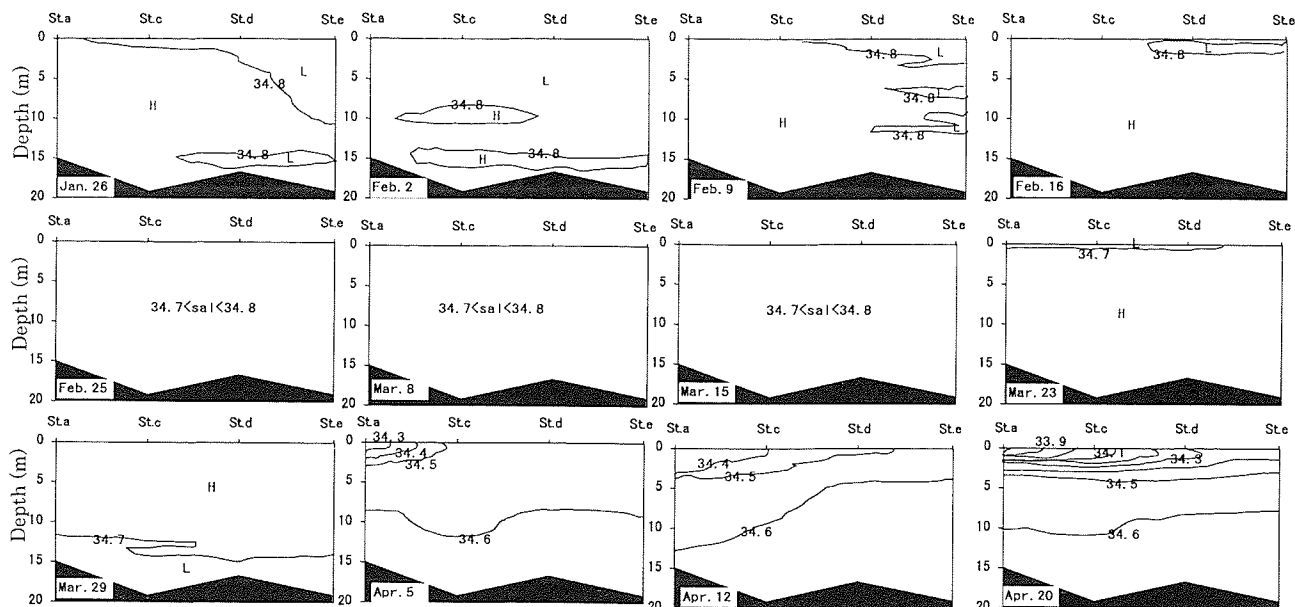


Figure 3. Longitudinal distributions of salinity from January 26th to April 20th in Inokushi Bay.

2月16日, 3月29日には猪串湾奥で低水温, 湾外で高水温の傾向が強く, 湾内 (St. a, c, d) で等水温線が鉛直方向に形成されており, 水温の水平勾配が大きかった. 一方, 4月5日~4月20日の期間に全調査点で水温成層が形成され, 上層の水温が高く, 下層は低かった. 塩分分布は, 1月26日~3月29日の期間は湾内・外で大きな差はなく, 34.6~34.9 psuの高塩分で分布していた. 一方, 4月5日以降は St. aから St. cの湾奥で低塩分の分布域が確認され, その後, その分布は徐々に猪串湾奥から St. d, St. eの湾外の表層へ広がる傾向が確認された.

猪串湾の水温・塩分の鉛直断面分布から猪串湾は, 塩分の空間的な変化が少なく, 密度分布は水温分布とほぼ一致していた. 猪串湾の鉛直水温分布は, 1月26日~3月29日と4月5日~4月20日でその分布が大きく違うことから, 両期間で流動が大きく変化していると考えられる. そこで猪串湾の流動について両期間の特徴を調べた. Fig. 4aには, 猪串湾口 (St. 1) における残差流を示した. ただし, 25時間移動平均により潮汐成分を除去したものを残差流とし, 図には St. 1の深度1m, 深度7mおよび深度14mの時系列のみ示した. 湾軸方向成分で正の値は流入を示す. 猪串湾口部の残差流は, 1月下旬から3月下旬は上層流入, 下層流出し, 3月下旬以降は上層流出, 下層流入する傾向が確認された. 1月26日~3月29日と4月5日~4月20日の水温分布の変化した期間で流動が大きく違っていたことが分かる. 1月下旬から3月下旬は逆エスチュアリー循環が卓越し, 湾内の海水は下層から流出し, 湾外の海水は上層を通して流入していたと考えられる. 一方, 3月下旬以降はエスチュアリー循環が発達し, 湾内の海水が上層から流出し,

湾外の海水が下層から流入したと考えられる.

阿保・宮村 (2005) は, 猪串湾では冷却期には逆エスチュアリー循環流が卓越するが, 降雨時には一時的にエスチュアリー循環流が生じ, その流動の変化は気温の低下による海水の冷却と降水量の増加が起因していると報告している. 1月下旬から3月下旬には海面冷却によって, 湾内の水温が低下し湾内と湾外で水温勾配 (密度勾配) が形成され, 逆エスチュアリー循環流 (上層流入, 下層流出) が形成されやすい環境であったと考えられる. 一方, 降水量は3月下旬以降に降雨が記録された日数が増え, 3月29日には短期間に40mm以上のまとまった降雨が確認された. 同時期の塩分の鉛直分布 (Fig. 3) では, 低塩分の分布域が猪串湾奥表層から拡大していく傾向が確認された. このことから, 4月5日~4月20日の期間は猪串湾奥への降雨による河川水の流れ込みが多く, 河川水の流れ込みによってエスチュアリー循環流が形成されやすい環境であったと考えられる.

太平洋の沿岸域では, 黒潮系水の波及により暖水が湾内へ流入することが多く報告されており, 豊後水道の四国側沿岸では, 急潮が発生し黒潮系暖水が湾内表層へ流入することが知られている (武岡ほか, 1992). 内湾への暖水波及時には, 湾外の暖水が表層から流入し湾内水が下層から流出するため, 逆エスチュアリー循環が発生する. 湾内 (St. 1)の水温時系列データ (Fig. 4b) では, 1月下旬から3月中旬は15°C~18°C台で推移していた水温が3月15日から16日の期間に16.9°Cから19.6°Cに急上昇している. この時には, 黒潮系暖水波及の影響があったと推測され, 湾内は逆エスチュアリー循環が発達していた. この時期の猪

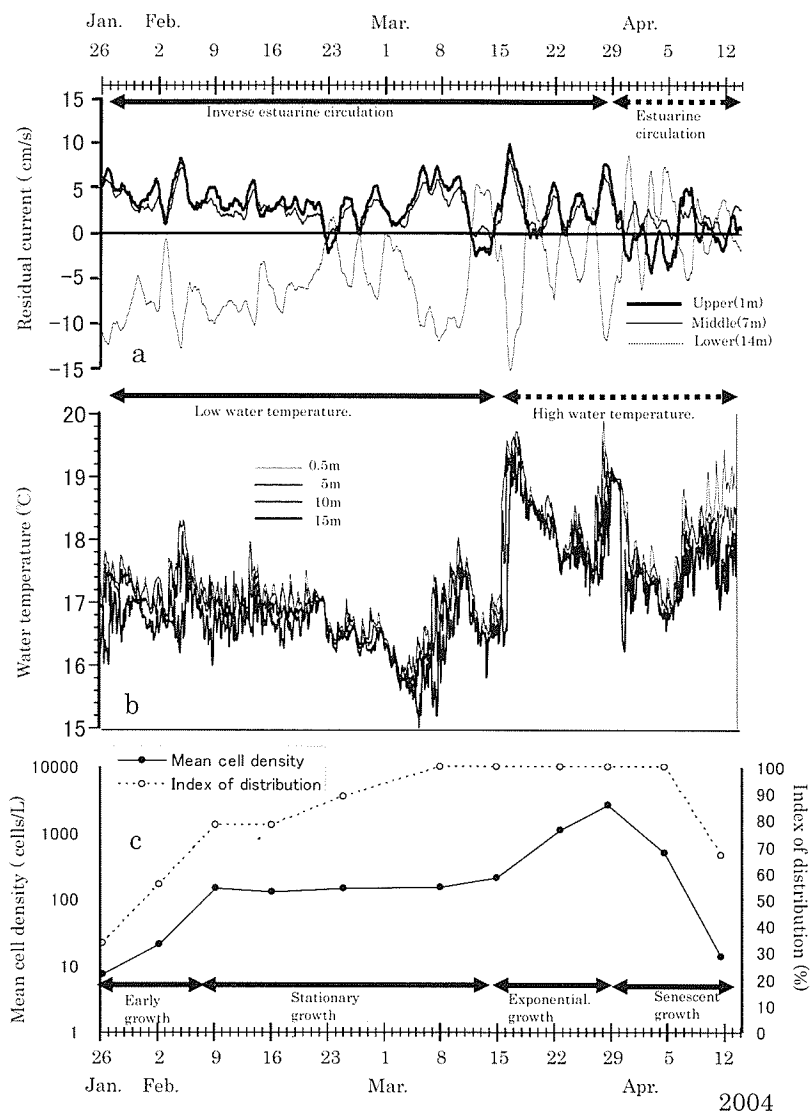


Figure 4. Time series of residual current (a) and water temperature (b) at St. 1 in Inokushi Bay, and mean cell density of the entire area (open circles and dotted line) and index of distribution (close circles and solid line) of *Gymnodinium catenatum* Graham in Inokushi Bay and Ogamae Bay (c) from January 26th to April 14th 2004.

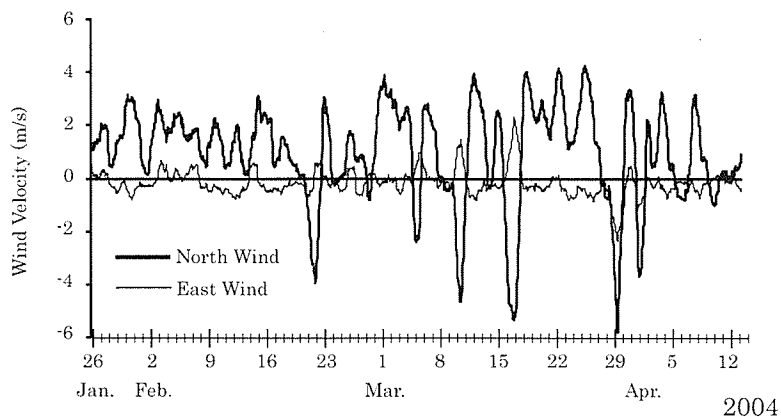


Figure 5. Time series of wind velocity at Kamae AMeDAS point. Thick and thin lines indicate the north wind (southward component) and east wind (westward component), respectively.

串湾では、海面冷却と黒潮波及の影響により逆エスチュアリー循環が卓越していたと考えられる。

残差流の時系列 (Fig. 4a) には数日周期の変動が含まれている。阿保・宮村 (2005) は、猪串湾における残差流の数日周期変動は風の変動と良く対応することを報告している。Fig. 5は同期間の風の変動 (AMeDAS蒲江) である。ただし、日周変動を除去するために24時間移動平均を示してある。北風と残差流の数日周期変動はよく対応しており、北風が強いときには残差流が小さく、北風が弱いときには残差流が大きい傾向がある。北よりの季節風は、猪串湾では湾奥から湾口へ向かって吹くので、季節風が強いときには、湾外からの暖水流入が妨げられ残差流は弱くなる。一方、季節風が弱いときには、湾外水が湾内上層へ流入し残差流が大きくなり逆エスチュアリー循環が発達する。この風と残差流の関係は、逆エスチュアリーが卓越する1月から3月下旬まで顕著にみられる。

Gymnodinium catenatum 栄養細胞の出現特性

各調査点の細胞密度の推移

各調査点の *G. catenatum* の各層平均細胞密度の推移を Fig. 6 に示した。 *G. catenatum* の細胞密度は1月下旬から3月上旬まで猪串湾内の St. a~St. d で比較的密度が高く推移する傾向が見られた。3月中旬から下旬には調査点全域で細胞密度が増加した。3月29日には最高密度に達し、St. b では

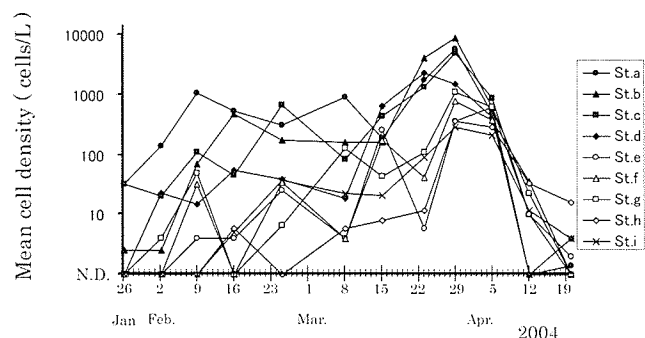


Figure 6. Changes in cell density of *Gymnodinium catenatum* Graham from January 26th to April 20th 2004 in Inokushi Bay and Ogamae Bay.

8858 cells L⁻¹ が記録された。その後、4月上旬に全調査点で細胞密度は急激に減少し、減少直後の4月5日には全調査点で細胞密度がほぼ同じ100 cells L⁻¹ のオーダーになった。4月中旬から下旬には猪串湾外の St. f~St. h で猪串湾内より高い密度で推移した。

猪串湾、小蒲江湾における *G. catenatum* 出現特性を明らかにするためには、調査海域での出現傾向を整理する必要がある。そこで、本種遊泳細胞の各定点の各層平均細胞密度から算出した調査海域全域の平均出現細胞密度 (以下、海域平均出現密度という) の経時変化を Fig. 4c に示した。また、調査海域における本種遊泳細胞の分布域の広さをとらえるために、次式で定義した分布指標を求め、その経時変化を同じ図中に示した。

分布指標 (%)

$$= (\text{遊泳細胞が出現した定点数} / \text{全調査点数}) \times 100$$

この分布指標は、遊泳細胞の分布域の広さの程度を意味し、その値が小さいほど分布は局所的であり、逆に、値が100に近づくほど分布域が広がっていることを意味する。

本種遊泳細胞の海域平均出現密度は調査開始の1月下旬は10 cells L⁻¹ 以下のオーダーであったが、その後増加して2月上旬には100 cells L⁻¹ オーダーに達した。それ以降3月中旬まで顕著な増加は確認されなかったが、3月下旬から再び増加して3月29日には2679 cells L⁻¹ の最高密度に達した。しかし、その後急激に減少し、4月中旬には10 cells L⁻¹ 以下のオーダーになった。分布指標の経時変化は調査開始の1月26日には33%であった。その後、2月上旬まで急速に70%以上まで増加した後、一時的に横ばいに推移し、その後、再び増加して3月上旬には100%に達した。4月上旬まで100%で推移したが、4月中旬には急激に低下した。

平均出現密度から *G. catenatum* の個体群形成過程を次のように整理した (Table 1)。I. 1月下旬~2月上旬の10 cells L⁻¹ 以下の低密度から100 cells L⁻¹ 以上に増殖する時期 (初期増殖期)、II. 2月中旬~3月中旬の100 cells L⁻¹ 以上の一定の細胞密度のまま、横ばいで推移する時期 (停滞期)、III. 3月下旬の1000 cells L⁻¹ 以上の高密度に増殖する期間 (増殖期)、IV. 4月上旬以降の減少する時期 (衰退期) に分けることができる。これらの各個体群形成過程における分

Table 1. Subdivision of *Gymnodinium catenatum* Graham growth phases.

Growth phase	Season	Characteristic of population	
		Cell Density	Area of distribution
Early growth	Late in Jan.–Early in Feb.	Increasing	Increasing
Stationary	Middle in Feb.–Middle in Mar.	Unchanged	Increasing
Exponential growth	Late in Mar.	Increasing	Unchanged
Senescent	Apr.	Decreasing	Decreasing

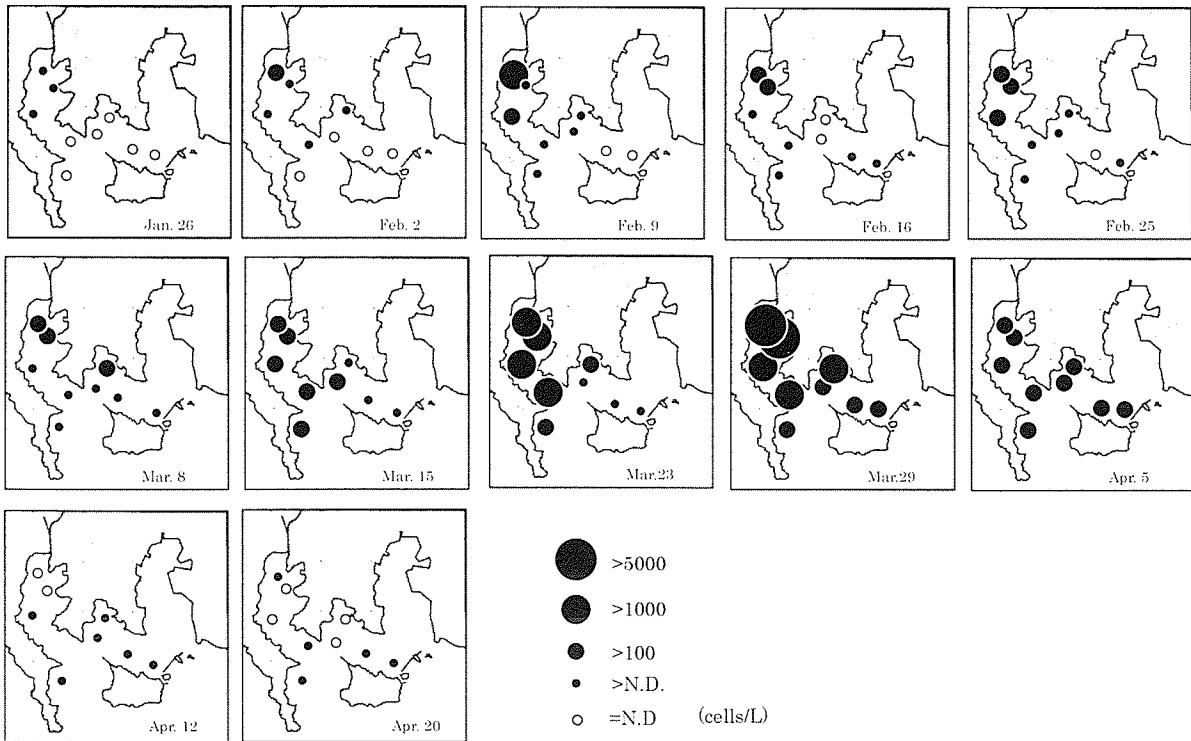


Figure 7. Distribution of cell density of *Gymnodinium catenatum* Graham in Inokushi bay and Ogamae Bay from January 26th to April 20th in 2004. Circles indicate vertical averaged values in the five layers at each sampling station.

布指標の特徴を見ると初期増殖期から停滞期には分布指標が増加し、増殖期には横ばい、衰退期には減少する傾向にあった。このような海域平均出現密度と分布指標の推移は過去の調査でも確認されることから、本海域における *G. catenatum* の個体群形成の特性を表していると考えられる。

G. catenatum 個体群の形成過程と水平分布

次に *G. catenatum* の個体群形成の特性と本種遊泳細胞の水平分布の関係について検討した。 *G. catenatum* の水平分布を Fig. 7 に示した。ただし、各点の細胞密度は各層平均値である。初期増殖期の1月26日には 100 cells L^{-1} 未満の低密度分布域が猪串湾奥の St. a~c で確認されたが、その他の点では N.D. (検出限界以下 = 1.3 cells L^{-1} 以下) であった。その後、徐々に猪串湾奥で増加し、2月9日には St. a で $1051 \text{ cells L}^{-1}$ に達した。猪串湾外の St. e~St. g でも遊泳細胞が確認されたが、 100 cells L^{-1} 未満の低密度であった。停滞期の2月16日には猪串湾奥の St. a の細胞密度は減少したが、 St. h, St. i で新たに遊泳細胞が観察され、3月8日には調査点全域で遊泳細胞が確認された。3月15日には猪串湾およびその周辺 (St. e, f) で細胞密度の増加が確認された。増殖期の3月23日には猪串湾内 (St. a~d) の細胞密度が増加し、3月29日には猪串湾奥の St. a, St. b で観測期間中最も細胞密度が高く、それぞれ $5814 \text{ cells L}^{-1}$ 、 $8858 \text{ cells L}^{-1}$ に達した。

衰退期の4月5日には急速に猪串湾の細胞密度は減少し、猪串湾外の St. h, St. i では細胞密度の大きな減少はなく、全域で細胞密度が一様の 100 cells L^{-1} のオーダーで観察された。その後、4月12日以降は全調査点で細胞密度は減少し、N.D.の調査点を確認された。

本種の個体群形成の特徴は以下のようにまとめられる。初期増殖期には猪串湾奥の細胞密度が増加し、猪串湾及び周辺で分布を拡大した。停滞期には猪串湾奥の細胞密度が減少し、分布が全域に広がった。増殖期には全域に分布した遊泳細胞のうち、猪串湾奥の個体群を中心に増殖が起こった。衰退期には猪串湾内の細胞密度が急激に減少し、全域の細胞密度が一時的にほぼ同じ密度になった後、全域の個体群密度が減少し、分布域も減少した。本種は増殖速度が小さく (Yamamoto *et al.* 2002)、海水流動による逸散の影響を受けやすいため、個体群形成には湾奥のように海水流動の小さな静穏域が適していると考えられる。そのため、本海域では猪串湾奥から個体群が発生すると考えられる。以上のことから、猪串湾と小蒲江湾で出現する *G. catenatum* は、猪串湾奥が増殖域であり、増加した個体群が海域全域の出現に影響すると考えられた。

G. catenatum の個体群形成と海洋環境の関係 猪串湾の流動と細胞密度推移の関係

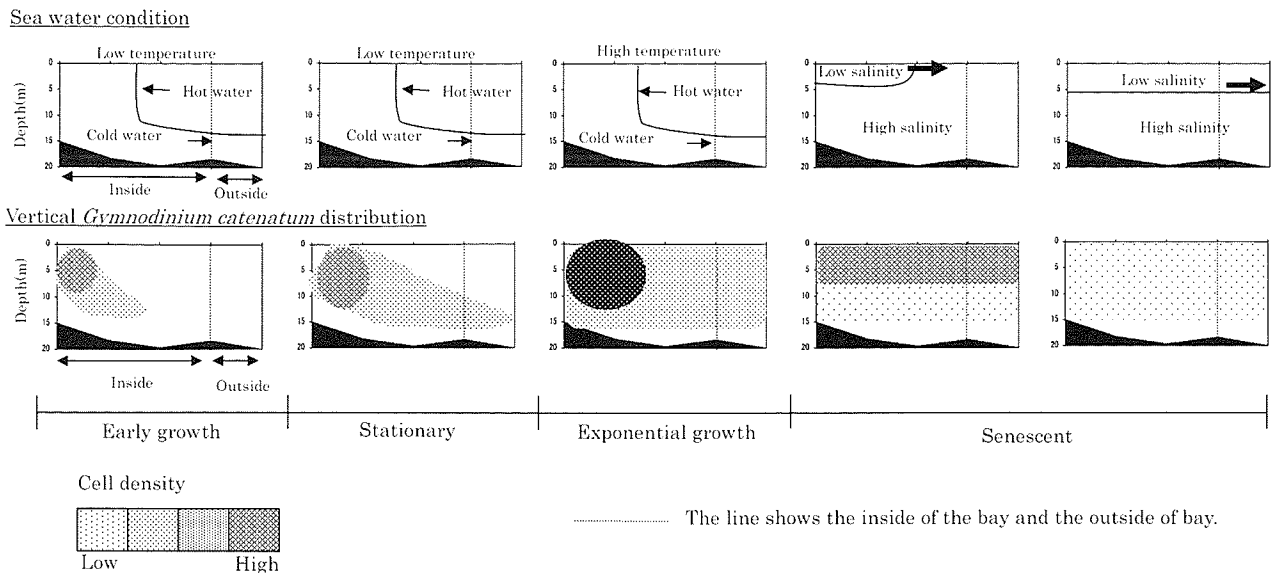


Figure 8. Sea water conditions and the vertical distribution patterns of *Gymnodinium catenatum* in Inokushi Bay.

猪串湾の流動環境は1月下旬から3月下旬の期間は逆エスチュアリー循環流が卓越し、3月下旬以降の期間はエスチュアリー循環流が卓越していた。一方、海域全域の *G. catenatum* の出現に影響する猪串湾奥の本種の出現密度には初期増殖期、停滞期、増殖期、衰退期で変動が確認された。猪串湾の流動と、細胞密度の推移をみると逆エスチュアリー循環流が確認された時期は、猪串湾内の細胞密度はやや減少から増加する傾向が確認され、個体群密度が維持されている。一方、エスチュアリー循環流が卓越した4月5日~4月20日の期間は細胞密度が急激に減少し、個体群密度が著しく減少していた。このことから猪串湾内の *G. catenatum* の個体群は逆エスチュアリー循環流の時には維持されやすく、エスチュアリー循環流の時には衰退しやすいと考えられた。*G. catenatum* は冬季の低水温の環境では増殖速度が遅く(Yamamoto *et al.* 2002)、冬季に出現する本種の個体群密度は移流・拡散による個体群逸散の影響を大きく受けると考えられる。海水流動と本種の関係について、Fraga *et al.* (1988), Fermin *et al.* (1996) はスペインのVigo湾において *G. catenatum* が上層へ鉛直移動することによって下層からの流出する流れから個体群密度の低下を軽減していると報告し、本種の鉛直移動については、馬場ほか(2001) が仙崎湾の現場調査から本種が日中に上層へ集積する日周鉛直移動を確認している。このことから猪串湾で出現する *G. catenatum* も上層へ鉛直移動することによって、結果的に逆エスチュアリー循環流時の下層からの流出を軽減していると考えられる。一方、エスチュアリー循環流時には、湾内の海水が上層から流出することから、上層へ鉛直移動した個体群は湾外へ流出しやすく、急激に個体群密度が減少したものと考えられる。

逆エスチュアリー循環時には *G. catenatum* 個体群密度の急激な減少は確認されないが、やや減少する時期が2月9日~3月15日に確認されている。阿保・宮村(2005) は逆エスチュアリー循環流の発達によって湾内の海水が下層から流出する期間が長期間続いた場合、本種個体群の一部は下層から流出し、猪串湾奥の本種の個体群密度は低下すると報告している。今回も2月5日~2月23日、3月4日~11日に比較的長期間、湾内の海水が下層から流出する期間が確認され、2月9日~3月15日の期間の猪串湾の *G. catenatum* 個体群密度の減少は逆エスチュアリー循環流により、個体群の一部が下層から流出したものと考えられる。

G. catenatum の個体群形成過程と環境との関係

猪串湾における *G. catenatum* の出現は流動の影響を大きく受けていた。ここでは本海域で見られた本種の個体群形成の各過程と流動との関係について検討した(Fig. 8)。初期増殖期(1月26日~2月9日)には猪串湾奥を中心に本種が増殖し、分布域が広がっている。しかし、その分布は猪串湾内およびその周辺に限られている。これは猪串湾内で増殖した本種の一部が、逆エスチュアリー循環流によって猪串湾外へ移流・拡散した結果であると考えられる。しかし、猪串湾奥の増殖域での個体群密度が低いために、湾外へ移流・拡散する個体群が少なく、逸散の影響を大きく受け、分布範囲が限られているものと考えられる。

次に停滞期(2月9日~3月16日)には、海域平均細胞密度は大きく増減しないが、猪串湾奥の増殖域の *G. catenatum* 細胞密度が減少し、分布域が全域に広がる。湾奥の細胞密度が減少した2月9日~2月25日の水温、*G. catenatum* 細胞密度の St. a, St. c, St. d, St. e の鉛直分布(Fig. 9)を見る

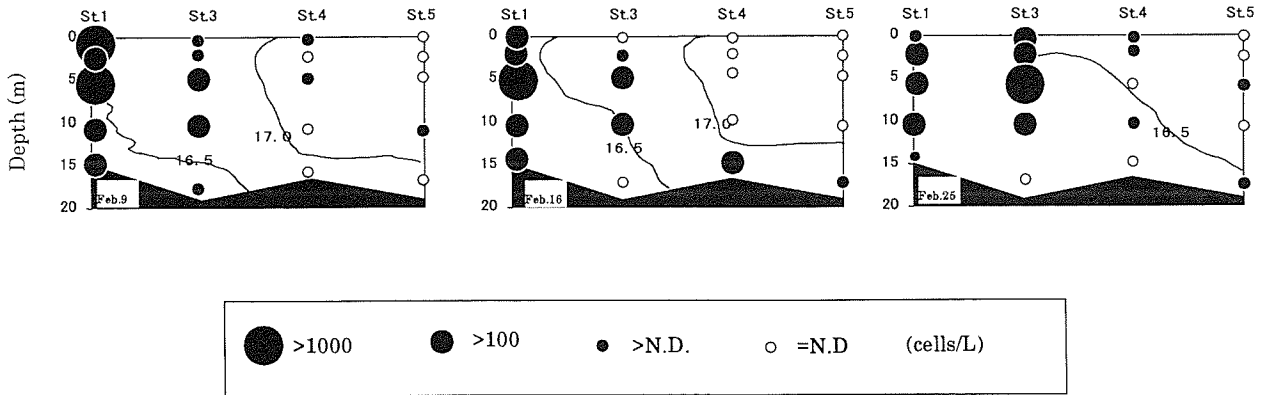


Figure 9. Longitudinal distributions of cell density of *Gymnodinium catenatum* Graham and water temperature from February 9th to 25th in Inokushi Bay.

と、2月9日に猪串湾奥の低水温域で高密度に達した本種の一部が、2月16日には St. d, St. e の底層部分に分布し、その後分布域が広がっている。これは、増殖域で十分に増殖した湾奥個体群の一部が猪串湾口の底層から移流していることを示している。この時期には逆エスチュアリー循環流が卓越していることから、猪串湾奥の個体群の一部が逆エスチュアリー循環流によって底層から流出し分布が広がったものと考えられた。また、この時海域平均細胞密度が大きく増減しないのは、猪串湾奥の増殖域における個体群密度の増加と湾奥から湾外への移流・拡散による個体群密度の逸散が平衡しているためと考えられる。

増殖期 (3月16日~3月29日) には、*G. catenatum* の分布が St. a~St. i の全域に確認されたまま、さらに猪串湾奥を中心に個体群密度が増加している。この時期の猪串湾口の残差流を見ると一時的に弱まっている。このことが流動によるプランクトンの逸散を弱めたと考えられる。さらに同時期の水温の推移 (Fig. 4b) をみると、黒潮系暖水の流入によって急激に水温が 16.9°C から 19.6°C まで 2.5°C 上昇している。本種の増殖スピードは 17°C から 20°C に上昇すると、増殖スピードが 0.1 divisions day⁻¹ 以下から 0.15 divisions day⁻¹ と増加することから (Yamamoto *et al.* 2002)、水温上昇によって本種の増殖スピードが増加したと考えられる。以上のことから、増殖期は残差流の一時的な弱まりと水温上昇によって猪串湾奥の個体群が増加したのと考えられた。

最後に衰退期 (3月29日~) の期間について検討した。衰退期には、猪串湾内の細胞密度が急激に減少し一時的に全域の細胞密度が均一になった後、細胞密度の減少と分布域の縮小が見られる。衰退期にはエスチュアリー循環流によって表層水が湾外へ流出していることから、増殖域の *G. catenatum* 細胞の大部分が猪串湾から湾外へ移流・拡散したと考えられる。さらに、この時期の細胞密度の低下が急激であることから、エスチュアリー循環流による猪串湾外

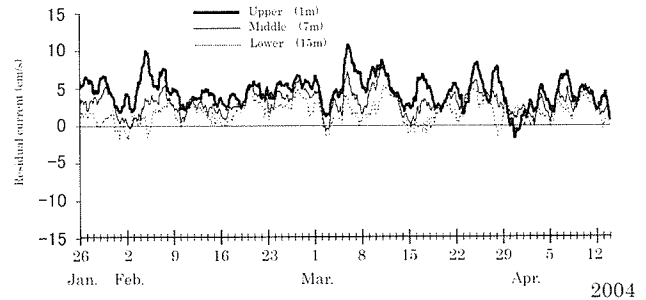


Figure 10. Time series of residual current at St. 2. Thick solid line, solid line and dotted line indicate current velocity in the upper, middle and lower layers, respectively.

への個体群の逸散は大きいと考えられる。

猪串湾から小蒲江湾への *G. catenatum* の伝播

本種の分布は猪串湾から小蒲江湾へ広がっていく傾向がみられる。プランクトンである本種が移流・拡散して分布域を小蒲江湾へ広がるには、猪串湾から小蒲江湾への残差流によって運ばれる必要がある。そこで St. 2 の小蒲江湾の残差流について検討した (Fig. 10)。図には St. 2 の深度 1m、深度 7m、深度 15m の時系列のみ示してあり、残差流は湾軸方向成分で正の値は東向きの流れを示す。St. 2 の残差流は全層で東向きへ流れ、猪串湾口から小蒲江湾側へ流れていた。このことから猪串湾から湾外へ流出した本種の一部は残差流によって東へ運ばれ、小蒲江湾に分布域を広げていると考えられる。実際に、猪串湾 (St. c) から小蒲江湾周辺 (St. i) までの *G. catenatum* 鉛直分布の推移 (Fig. 11) を見ると、猪串湾で高密度に達した *G. catenatum* が徐々に小蒲江湾へ広がっていく様子が伺うことができる。これは、本種が猪串湾で増殖し、その後、小蒲江湾へ移流・拡散したことを示唆するものである。

週1回の調査結果をもとに、本種の個体群形成と流動変化

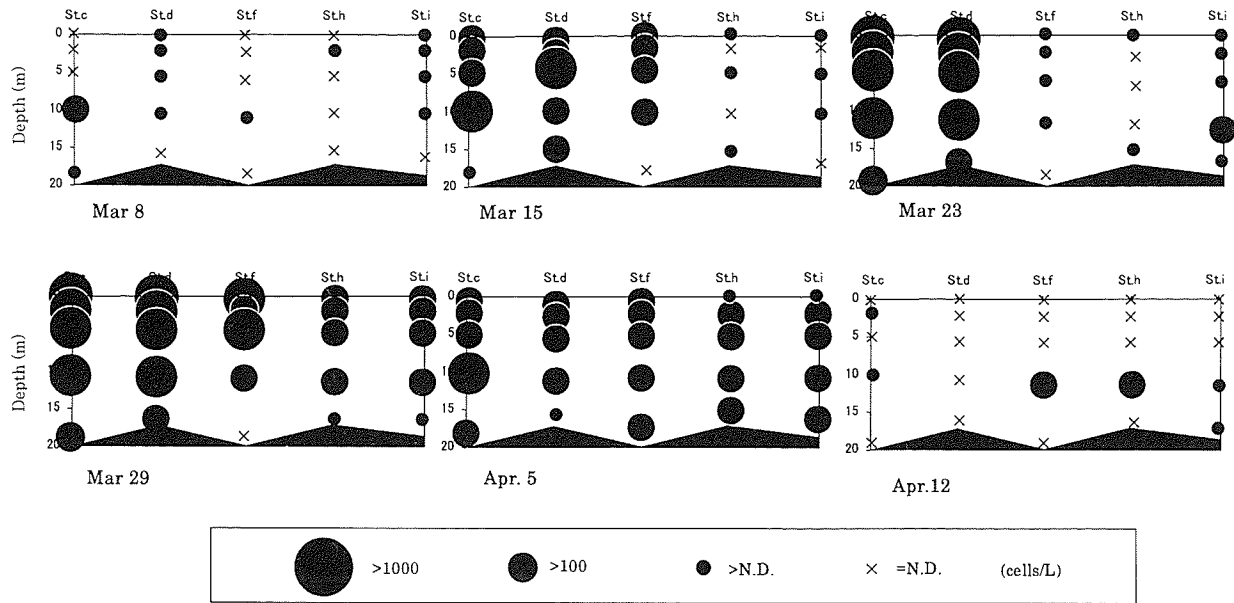


Figure 11. Vertical profiles of cell density of *Gymnodinium catenatum* Graham in Inokushi Bay and Okamae Bay from March 8th to April 12th 2004.

による物理環境の関係について報告してきた。特に、逆エスチュアリー循環流（表層流入，底層流出）の卓越する時期とエスチュアリー循環流（表層流出，底層流入）の卓越する時期では本種の出現は大きく異なり，本種は逆エスチュアリー循環流が形成される環境下で個体群密度を維持できることを示唆する結果であった。また，本来，好適水温が25°Cである本種にとって冬季の出現は適していないと考えられるが，天然の環境下では好適水温以外の条件下でも本種がブルームを形成することが分かった。今後，本種の増減を予察するには競合するプランクトン種の変動および捕食者等についても検討を行い，予察精度を上げる必要があると考えられる。

謝辞

本研究を始める機会を与えて頂いた水産総合研究センター小谷祐一博士並びに瀬戸内海区水産研究所赤潮環境部の関係諸氏に感謝します。現地調査で協力して頂いた大分県海洋水産研究センターの田村勇司主任研究員，まと水産の日高敏雄氏並びに論文を校閲していただいた九州大学大学院本城凡夫教授，瀬戸内海区水産研究所松山幸彦博士に感謝します。また，本研究は水産総合研究センター運営費交付金プロジェクト研究「新奇有害プランクトン *Gymnodinium catenatum* の発生機構の解明」の一部であることを付記します。

引用文献

阿保勝之・宮村和良 (2005) 冬季の猪串湾における流動特性が貝毒原因プランクトン *Gymnodinium catenatum* の個体群増殖に及ぼす影響。沿岸海洋研究, 42, 2, 161-165.

Anderson, D. M. (1994) Red tide. *Sci. Am.* 271, 52-58.
 馬場俊典・楡山節久・池田武彦・桃山和夫 (1995) 貝毒に関する報告-4 仙崎湾における貝毒原因プランクトンの出現と養殖カキの毒化について。山口県内海水試報告, 24, 22-25.
 馬場俊典・楡山節久・田井中剛 (2001) 山口県仙崎湾における有毒プランクトン *Gymnodinium catenatum* の鉛直移動と養殖マガキの毒化状況について (短報)。日本プランクトン学会報, 48, 2, 95-99.
 上木学会 (1985) 水面における熱交換。水理公式集, 98-99.
 Fermin, E. G. (1996) Short-time scale development of a *Gymnodinium catenatum* population in the Ria de Vigo (NW SPAIN). *J. Phycol.*, 32, 212-221.
 Fraga, S., D. M. Anderson, I. Bravo, B. Reguera, K. A. Steidinger and C. M. Yentsch (1988) Influence of Upwelling Relaxation on Dinoflagellates and Shellfish Toxicity in Ria de Vigo, Spain. *Estuar. Coast. Shellfish Sci.*, 27, 349-361.
 Graham, H. W. (1943) *Gymnodinium catenatum* a new dinoflagellate from the Gulf of California. *Transaction of the American Microscopical Society*, 62, 259-261.
 Hallegraeff, G. M. (1993) A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia*, 32, 79-99.
 Ikeda, T., S. Matsuoka, S. Sato, T. Ogata, M. Kodama, Y. Fukuyo and H. Takayama (1987) First report on paralytic shellfish poisoning caused by *Gymnodinium catenatum* Graham (Dinophyceae) In. *Red Tide: Biojogy, Environmental Science, and Toxicology*, eds. T. Okaichi, D. M. Anderson, T. Nemoto, Elsevier, New York, 411-414.
 Matsuyama, Y., M. Miyamoto and Y. Kotani (1999) Grazing impact of the heterotrophic dinoflagellate *Polykrikos kofoidii* on a bloom of *Gymnodinium catenatum*. *Aquat. Microb. Ecol.*, 17, 91-98.
 西岡 純, 和田洋蔵, 今西裕一 (1983) 久美浜湾における *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae) の出現について。京都海洋セ研報, 16, 43-49.
 大分県水産試験場 (1996) 平成7年度大分県水産試験場事業報告書, 226-241.
 大分県海洋水産研究センター (1997) 平成8年度大分県海洋水産研究センター事業報告書, 176-203.

- 大分県海洋水産研究センター (1999) 平成9年度大分県海洋水産研究センター事業報告書, 197-203.
- 大分県海洋水産研究センター (2000) 平成10年度大分県海洋水産研究センター事業報告書, 182-195.
- 大分県海洋水産研究センター (2001) 平成11年度大分県海洋水産研究センター事業報告書, 166-173.
- 大分県海洋水産研究センター (2002) 平成12年度大分県海洋水産研究センター事業報告書, 185-190.
- 大分県海洋水産研究センター (2003) 平成13年度大分県海洋水産研究センター事業報告書, 136-142.
- 大分県海洋水産研究センター (2004) 平成14年度大分県海洋水産研究センター事業報告書, 146-156.
- Shumway, S. E. (1990) A review of the effects of algal bloom on shellfish and aquaculture. *J. World Aquacult. Soc.*, **21**, 65-104.
- Takatani, T., T. Morita, A. Anami, H. Akaeda, Y. Kamijo, K. Tsutsumi and T. Noguchi (1998) Appearance of *Gymnodinium catenatum* in Association with the Toxification of Bivalves in Kamae, Oita Prefecture, Japan. *J. Food Hyg. Soc. Japan*, **39**, 4.
- 武岡英隆, 秋山秀樹, 菊池隆展 (1992) 豊後水道の急潮. 沿岸海洋研究ノート, **29**, 90-60.
- 柳 哲雄 (1989) 沿岸海洋学. 恒星社厚生閣, 東京, 154 pp.
- Yamamoto, T., S. J. Oh and Y. Kataoka (2002) Effect of temperature, salinity and irradiance on the growth of the toxic dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* (Dinophyceae) isolated from Hiroshima Bay, Japan. *Fish. Sci.* **68**, 356-363.