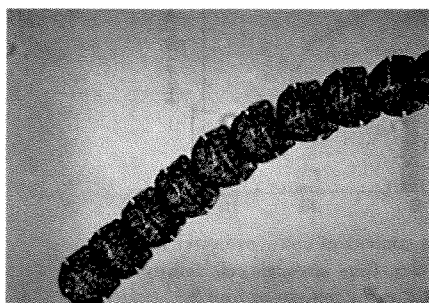


久美浜湾における *Gymnodinium catenatum* (DINOPHYCEAE) の出 現について

西岡 純
和田 洋藏
今西 裕一
京都府水産事務所



久美浜湾において、養殖カキからまひ性貝毒が検出され、毒化原因生物の調査をおこなったところ、*Gym. catenatum* が水温 6~15°C、塩分 23~32 の範囲に出現しており、最高 6.1×10^4 cells/l まで増殖した。降雪を伴う急激な日最高気温の低下により表層の水温・塩分が低下してくると、植物プランクトンの優先種は交替していき、*Gym. catenatum* も減少して躍層の下部に少数がみられるだけとなった。まひ性貝毒は *Gym. catenatum* の減少に約 2 週間遅れて減少していった。

Gymnodinium catenatum は渦鞭毛藻類の一種で、1939年にカリフォルニア湾で赤潮を起こし、1943年に新種記載された (GRAHAM, 1943) 種である。その後、1976年にヨーロッパで (ESTRADA, 1984; FRAGA and SANCHEZ, 1985)、1979年にメキシコで (MOREY-GAINES, 1982; MEE, 1986) 本種が原因のまひ性貝毒による中毒事故が発生したことから、まひ性貝毒原因種として注目を集めるようになったものである。日本国内では、HADA (1967) により広島湾から記載されていたが、特に赤潮を形成するほど増殖することもなかったせいもあり、ほとんど知見の無い種類であった。1986年になって、山口県仙崎湾での養殖カキのまひ性貝毒原因種が *Gym. catenatum* であることが明らかとなった (池田ら, 1988; IKEDA *et al.*, 1989) が、日本の他の海域からは、これまで、*Gym. catenatum* が原因の貝毒発生報告はなく、大村湾や香川県沿岸などで出現の記録はある (YUKI and YOSHIMATSU, 1987) もの、仙崎湾以外では *Gym. catenatum* の出現動向についても詳しくは判っていない。

1991年12月に、京都府内の久美浜湾において、*Gym. catenatum* の増殖が確認され、養殖中のカキの毒化が進むのではないかと懸念されたことから、*Gym. catenatum* の増減の状況を調査し、*Gym. catenatum* の増殖環境等について若干の知見を得たので、その結果を報告する。

材料と方法

調査は1991年12月20日から1992年1月16日までの間に9回、Fig. 1 に示した久美浜湾内の4定点において養殖カキ (垂下水深 1.5~3 m) のまひ性貝毒量および各層の水温・塩分とプランクトン細胞数密度について実施するとともに、1991年12月26日からは Stn. 1 の水深 2.5 m 層の水温の連続観測を行った。

水温については EIL 社製 MC/5 型塩分・水温計、アレック電子製 STD または水銀棒状温度計で測定した。また、水温の連続観測については、離合社製 RMT 水温記

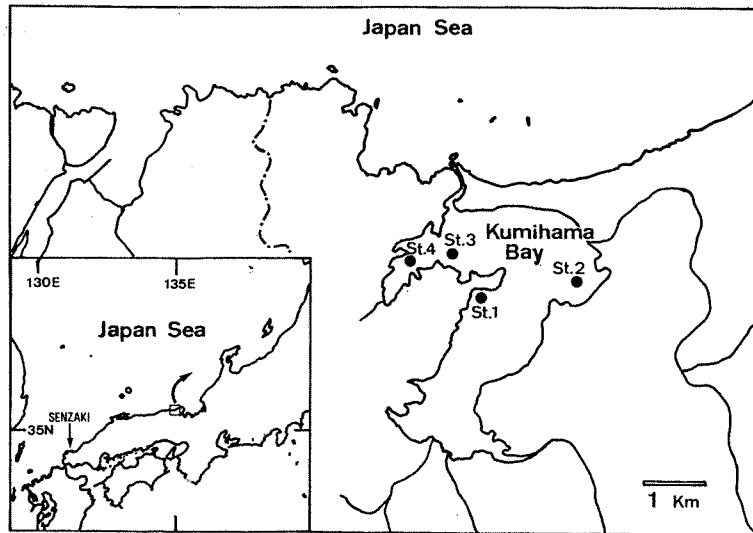


Fig. 1. Location map of KUMIHAMA Bay and experimental stations.

録計を用いて10分間隔で測定・記録した。

塩分についてはアレック電子製 STD または EIL 社製 MC/5 型塩分・水温計を用いて測定した。

まひ性貝毒については養殖カキ可食部について日本食品分析センターあるいは日本缶詰検査協会へ分析を委託した。

プランクトンについては、北原式採水器を用いて海水 2l を採水し、最終濃度 5% になるまで酢酸・ホルマリンを添加し固定した後、沈澱法により 20 ml まで濃縮したもののうちの 2 ml (原海水 200 ml 分) を顕微鏡下に取り細胞数を計数した。

気温、降水量などの気象のデータについては、京都府気

象月報から、舞鶴海洋気象台の観測結果を利用した。

結果および考察

Gymnodinium catenatum の細胞数密度の変化と貝毒量の変化について Fig. 2 に Stn. 1 および Stn. 3 における *Gym. catenatum* の細胞数密度の最高値とカキ可食部のまひ性貝毒量の最高値の変化を示した。

Stn. 1 では、*Gym. catenatum* は、調査開始時の12月20日には 4 m 層で既に 7,500 cells/l の細胞数密度で存在しており、12月27日には最高 61,000 cells/l まで増加したが、その後は減少して行き、1月16日にはほとんど見られなく

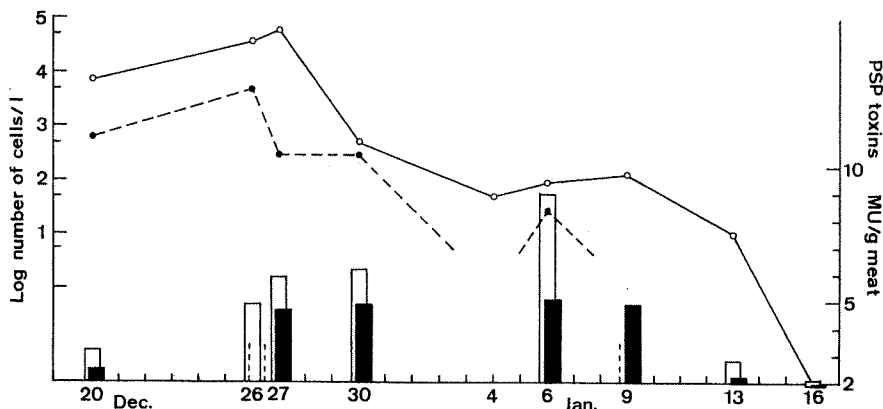


Fig. 2. Changes of *Gymnodinium catenatum* cell densities and PSP toxin contents of cultured oyster meat. Open circles, *Gym. catenatum* cell density at Stn. 1; Closed circles, *Gym. catenatum* cell density at Stn. 3; White bar, PSP toxin content at Stn. 1; Black bar, PSP toxin content at Stn. 3.

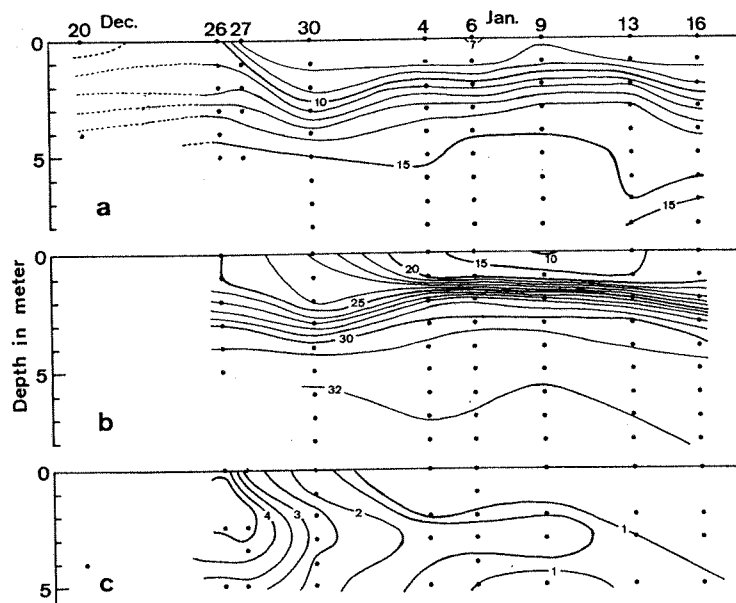


Fig. 3. Time-Depth sections of water temperature (a), salinity (b) and *Gym. catenatum* cell density (c) at Stn. 1.

なった。Stn. 2 では、12月26日の2.5 m層で最高 8,420 cells/l, Stn. 3 では、12月26日の2.5 m層で最高 4,180 cells/l, Stn. 4 では12月20日の3 m層で最高 1,850 cells/l と Stn. 1 に比べ低密度で経過した。

まひ性貝毒量は、調査開始時の12月20日には既に可食部で最高 3.2 MU/g 検出されていた。その後1月6日まで徐々に増加して行き、1月6日には最高 9.0 MU/g となったが、以後は減少して1月16日には1地点でのみ 2.1 MU/g 検出されるだけとなった。*Gym. catenatum* の細胞数密度の増減に対し、まひ性貝毒量は約2週間遅れて増減する傾向が認められた。

仙崎湾での垂下実験では、*Gym. catenatum* の細胞数密度が $10^3 \sim 10^4$ cells/l の高密度に推移した間、各種移植二枚貝は短期間に高毒化したと報告されている(池田ほか, 1988)。今回の久美浜湾での *Gym. catenatum* の細胞数密度も $10^3 \sim 10^4$ cells/l で推移しており、*Gym. catenatum* の細胞数密度としてはカキを毒化させるのに充分な量であったと考えられる。ただし、まひ性貝毒量については仙崎湾での値と比較するとかなり低い値にとどまっていた。また、*Gym. catenatum* が減少してからもまひ性貝毒量が増加するなど、仙崎湾での垂下実験の結果とは異なる挙動を示していた。

毒量の差については、海域全体での増殖量や水平、垂直的な移動・集積などにより、カキが捕食するプランクトンの数量が異なるため単純には比較できないが、仙崎湾の場

合でも、別の年度には *Gym. catenatum* の減少から約2週間遅れて養殖カキのまひ性貝毒量が減少した例もあり、今回の久美浜湾での養殖カキの毒化は、*Alexandrium* 属などの他の毒化原因プランクトンが出現していなかったこと、*Gym. catenatum* の増減とまひ性貝毒量の増減パターンがよく似ていたことから、*Gym. catenatum* の増殖によるものとして間違いないものと思われる。

水温・塩分の変化と *Gym. catenatum* 細胞数密度の変化について Stn. 1 における水深・時間断面での水温、塩分および *Gym. catenatum* の変化を Fig. 3 に示した。

水温は調査開始時の12月20日の表層で 9.0°C、4 m層で 14.2°C であったものが、12月26日にはそれぞれ 10.4°C および 14.8°C と若干上昇していた。12月27日以降は表層から冷え始め、水深 3 m 付近に躍層が出来、水温は、表層では6ないし7°C で経過したが、躍層の下部では 15°C 前後で経過した。

塩分は12月26日には表層で25あったが、12月30日以降減少して行き、水深 2~3 m 付近に躍層が出来、表層では20以下で経過したが、躍層の下部では30以上で経過した。

Gym. catenatum は12月26日には表層でも 30,000 cells/l 以上存在したが、12月27日には表層で 500 cells/l、12月30日には表層で 40 cells/l と減少して行き、1月4日以降は表層では認められなくなった。これは、12月27日に降雪があり、それ以降表層の水温が低下して行き、塩分も減少して水深 2~3 m 付近に躍層が出来ていった経過と対応してお

り、躍層のすぐ下に当たる水深 3 m では、*Gym. catenatum* は12月30日以降減少しながらも少数は残存していた。

Gym. catenatum の増殖と水温・塩分の関係については BLACKBURN *et al.* (1989) が室内培養により確認した結果、水温 14.5~20°C、塩分23~34を増殖の好適範囲としている。現場での *Gym. catenatum* 出現時の水温、塩分については GRAHAM (1943) は水温 14~17°C、塩分35.07~35.50 を、HALEGRAEFF *et al.* (1989) は水温 12~18°C、塩分28~34を、BRAVO *et al.* (1990) は水温 14~28°C をあげている。また、池田ほか (1988) は *Gym. catenatum* の分布密度は水温が 16°C から 11°C にかけての下降期の比較的低い時期に高くなる傾向にあったとしている。そのほか、BALECH (1964) のデータでは *Gym. catenatum* の出現した地点の水温は 17°C であり、FRAGA *et al.* (1990) の示した図においても *Gym. catenatum* の増殖期間は水温 14~19°C の期間にあたっているなど、現場における観察結果は、一部の高温側での事例を除き、BLACKBURN *et al.* (1989) の培養結果と良く一致している。

今回、久美浜湾に出現した *Gym. catenatum* の細胞数密度と水温・塩分の関係を T-S ダイアグラム上に落としてみると、*Gym. catenatum* は、Fig. 4 に示したように、水温 6~15°C、塩分23~32の範囲に出現していた。京都府沿岸域では1985年から貝毒の調査時に *Gym. catenatum* も計数し

てきている*1が、これまでに舞鶴湾や宮津湾で出現した場合 (Fig. 5 に黒塗りの丸で示した) と比べると、今回の *Gym. catenatum* 出現時の水温・塩分は低水温、低塩分側に片寄っている。また、山口県仙崎湾での出現例*2と比較してみても、低水温、低塩分側に片寄っている。久美浜湾の場合、水温・塩分の強い躍層が出来易く、躍層付近で躍層

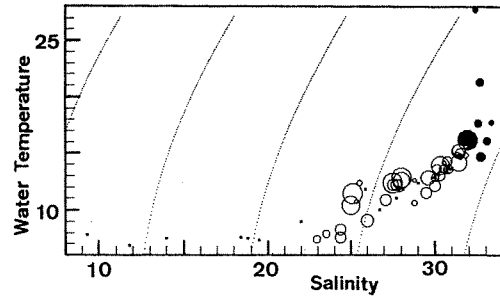


Fig. 4. Appearance of *Gym. catenatum* on T-S diagram. Open circles, This time; Closed circles, Other researches (MIYAZU Bay and MAIZURU Bay).

*1 京都府：重要貝類毒化対策事業報告書

*2 山口県，山口県内海水産試験場：重要貝類毒化対策事業報告書，赤潮防止対策事業報告書，貝毒安全対策事業報告書

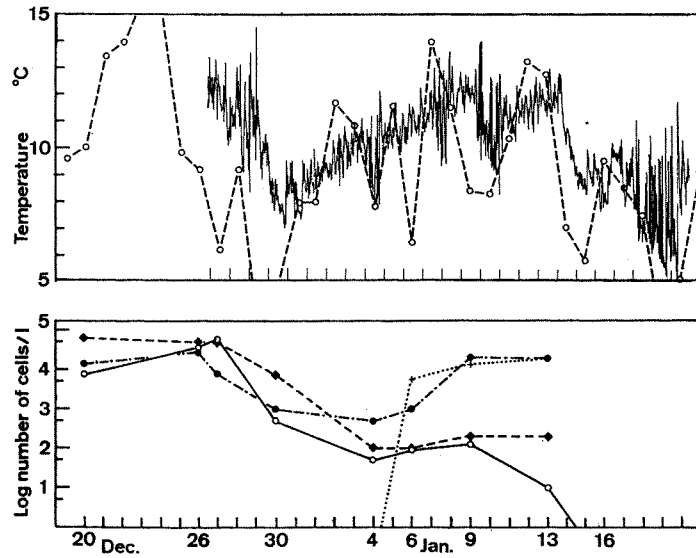


Fig. 5. Changes of water temperature at 2.5 m depth of Stn. 1, maximum air temperature of the day (upper), and changes of cell densities of four dominated phytoplanktons (lower). (upper) Solid line, water temperature; Broken line, maximum air temperature of the day. (lower) Open circles, *Gym. catenatum*; Closed circles, *Gym. mikimotoi*; Rhombs, *Distephanus speculam*; Plus signs, *Eucampia zoodiacus*.

以浅に浮上しようとしたものが低水温・低塩分での出現になったものと推察され、躍層以深では上記の BLACKBURN *et al.* (1989) の示した増殖好適条件を大体満たしていたと考えられる。

日最高気温および水温の変化とプランクトン優先種の変化について 12月26日にメモリー記録式の水温計を水深2.5 mに垂下して以後の水温変化と1日の最高気温の変化を Fig. 5 に示した。日最高気温は12月24日から26日にかけて急激に低下し、その後上下しながら徐々に上昇してゆき、1月13日から14日にかけて再び急激に低下した。2.5 m層の水温は12月29日から30日にかけて急激に低下し、その後また徐々に上昇して1月14日から15日にかけて再び急激に低下した。

調査期間中の植物プランクトン優先種の組成は、調査開始時の12月20日から27日にかけては珪質鞭毛藻類の *Distephanus speculum*, 渦鞭毛藻類の *Gymnodinium mikimotoi* と *Gym. catenatum* の3種の鞭毛藻類の複合状態であったが、12月30日から1月4日にかけて全体に減少した後、1月6日以降 *Gym. mikimotoi* は再び増加し、新たに増殖してきた珪藻類の *Eucampia zoodiacus* との複合状態に変化して行った。調査終了時の1月16日には珪藻類の *Skeletonema costatum* が 10^7 cells/l程度まで急速に増殖して優先種となった他、*Chaetoceros* spp. などの珪藻類が増加し、珪藻類主体のプランクトン組成となった。

Gym. catenatum の増殖に関して、スペイン西岸では、湧昇の緩みに伴う沖合水の湾内への流入 (FRAGA *et al.*, 1988, 1990), 湧昇流による栄養塩の補給 (FIGUEIRAS and FRAGA, 1990), シストの浮上 (FIGUERAS and PAZOS, 1991) などが要因としてあげられている。また、HALLEGRAEFF *et al.* (1989) によれば、タスマニア島南部の場合には、しばしば大雨の後に増殖すると記述されている。久美浜湾の場合は、幅30 m, 長さ700 m, 平均水深3.5 mの細長い水道で日本海と結ばれているだけであり、もともと閉鎖性が強く、通常、表層近くは半鹹水であるので、スペイン西岸やタスマニア島の場合とは異なった要因で増殖したのと考えられる必要がある。

SMAYDA (1980) は、植物プランクトンの種の遷移を規定する要因として5つの非生物要因と5つの生物関連要因をあげている。その中の1つ、海水の擾乱に関して、鞭毛藻類は鉛直的に安定な環境下で優先し、珪藻類はこれに比べるとより不安定な環境に位置づけられることから、水塊の混合が種組成に影響を与えているという見解を紹介しているが、今回観察された植物プランクトンの優先種の変化を水温の変化と対比させて見ると、Fig. 4 に示されたように、1991年12月29日から30日にかけての水温の急激な低下

が引き金となって、プランクトン構成種が変化していったものと考えられる。

舞鶴湾など閉鎖性内湾の表層水温は1日の最高気温と良く似た変化をする傾向にある (上野・武田, 1977)。水温下降期には、気温の変化が1日ないし2日の間に急激に低下した後しばらくは一定の範囲を上下しながら、また急激に低下するといった階段状の変化をたどる傾向にあることから、表層水温も同様に階段状の変化をたどる傾向にあると考えられる。急激な気温の低下は、寒冷前線の通過という形で起こる場合がほとんどであるため、降雨と強風を伴うことが多く、海水を攪乱するなどして植物プランクトンの組成に変化をもたらす要因となることが考えられる。舞鶴湾では、この急激な気温の低下の後、数日から数日して赤潮の発生を見ることが多い (西岡, 1986)。

最近5カ年間の気象の状況を Fig. 6 に示した。表層水温が気温変化と連動していると想定し、*Gym. catenatum* の増殖に好適と考えられる15°C前後の日最高気温で経過した時期を見てみると、1991年は11月始めから12月の終わり

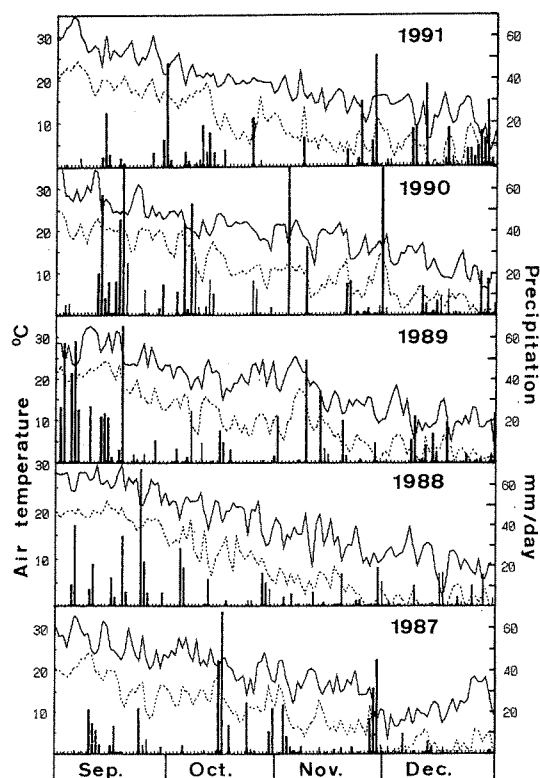


Fig. 6. Changes of maximum and minimum air temperature of the day, and precipitation of the day. Lines, Air temperature; Bars, Precipitation.

まで約1カ月半あり、それまでの4カ年と比べると長くなっていることが判る。

BLAVO (1986), BLACKBURN *et al.* (1989) による培養により調べられた *Gym. catenatum* の分裂速度は3日に1回ぐらいであるので、海水1l中に数細胞であったものが数万細胞にまで増殖するには約1カ月半かかる勘定となり、1991年の場合、1日の最高気温が15°C前後で経過した期間とほぼ一致している。

HARRIS (1986) は、MARGALEF (1963) が植物プランクトンの遷移の道筋において一定の方向を示す6つの主要な特徴をあげている中の一つ、混合および擾乱の減少について、「MARGALEFは、より安定な水柱のみが先行群集により積み上げられた群集構造を保存し、かつ作り上げることを可能にすると考えた。」としている。

今回、*Gym. catenatum* の増殖初期の調査が出来ていないが、11月始めの気温の急激な低下と、それ以後約1カ月半 *Gym. catenatum* の増殖に好適と考えられる15°C前後の日最高気温で経過したことが、*Gym. catenatum* の大増殖につながったものと推察できる。この年、仙崎湾では11月初旬から *Gym. catenatum* が出現し始めており*³、久美浜湾でも同時期に増殖を開始した可能性が高い。

Gym. catenatum はシストを作ることが知られている (BRAVO, 1986; ANDERSON *et al.*, 1988; HALLEGRAEFF *et al.*, 1988; BLACKBURN *et al.*, 1989)。久美浜湾においては1985年から貝毒の調査が実施されているが、まひ性貝毒は1989年12月にムラサキイガイ中腸腺から極僅かに検出されたのみである。また、1985、1986年にプランクトンの調査を実施した時には舞鶴湾や宮津湾では *Gym. catenatum* は出現していたが、久美浜湾では出現しておらず、*Gym. catenatum* が、もともと久美浜湾に存在していて毎年増殖を繰り返し、湾内で生活史を完結していたと考えるよりは、湾外からの流入によって湾内へもたらされたものがたまたま増殖に成功したと考える方が自然であるように思われる。しかし、今回の大増殖を契機に、湾内にシストが大量に播かれ、湾内で生活史を完結するようになるのではないかとということが危惧されるので、今後の久美浜湾での *Gym. catenatum* の出現状況について注目していく必要があると考えられる。

文 献

ANDERSON, D.M. *et al.* 1988. The Unique, Microreticulate Cyst of the Naked Dinoflagellate *Gymnodinium*

*³ 山口県内海水産試験場：平成3年度貝毒安全対策事業報告書

catenatum. Jour. Phycol., **24**: 255-262.

BALECH, E. 1964. El Plancton de Mar del Plata durante el periodo 1961-1962. Bol. Inst. Biol. Mar., **4**: 1-49.

BLACKBURN, S.I. *et al.* 1989. Vegetative Reproduction and Sexual Life Cycle of the Toxic Dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* from Tasmania, Australia. Jour. Phycol., **25**: 577-590.

BLAVO, I. 1986. Germinacion de Quistes, Cultivo y Enquistamiento de *Gymnodinium catenatum* Graham. Inv. Pesq., **50**(3): 313-321.

BRAVO, I. *et al.* 1990. First Report of *Gymnodinium catenatum* Graham on the Spanish Mediterranean Coast. in "Toxic Marine Phytoplankton" (ed. GRANALI, E. *et al.*), 449-452. Elsevier.

ESTRADA, M. *et al.* 1984. *Gymnodinium catenatum* (Graham) en las Rias Gallegas (NO de Espana). Inv. Pesq., **48**(1): 31-40.

FIGUEIRAS, F.G. and FRAGA, F. 1990. Vertical Nutrient Transport during Proliferation of *Gymnodinium catenatum* Graham in Ria de Vigo, Northwest Spain. in "Toxic Marine Phytoplankton" (ed. GRANALI, E. *et al.*), 144-148. Elsevier.

FIGUEIRAS, F.G. and PAZOSY, Y. 1991. Hydrography and Phytoplankton of the Ria de Vigo before and during a Red Tide of *Gymnodinium catenatum* Graham. Jour. Plankton Res., **13**(3): 589-608.

FRAGE, S. and SANCHEZ, F.J. 1985. Toxic and Potentially Toxic Dinoflagellates Found in Galician Rias (NW Spain). in "Toxic Dinoflagellates." (ed. ANDERSON, D.M. *et al.*), 51-54. Elsevier.

FRAGA, S. *et al.* 1988. Influence of Upwelling Relaxation on Dinoflagellates and Shellfish Toxicity in Ria de Vigo, Spain. Estuarine, Coastal and Shelf Science, **27**: 349-361.

FRAGA, S. *et al.* 1990. *Gymnodinium catenatum* Bloom Formation in the Spanish Rias. in "Toxic Marine Phytoplankton" (ed. GRANALI, E. *et al.*), 149-154. Elsevier.

GRAHAM, H.W. 1943. *Gymnodinium catenatum*, A New Dinoflagellate from the Gulf of California. Trans. Amer. microsc. Soc., **62**: 259-261.

HADA, Y. 1967. Protozoan Plankton of the Inland Sea, Setonaikai. I. The Mastigophora. Bull. Suzugamine Woman's Coll., Nat. Sci., **13**: 1-26.

- HALLEGRAEFF, G.M. *et al.* 1988. Three Estuarine Australian Dinoflagellates that can Produce Paralytic Shellfish Toxins. *Jour. Plankton Res.*, **10**(3) : 533-541.
- HALLEGRAEFF, G.M. *et al.* 1989. *Gymnodinium catenatum* Blooms and Shellfish Toxicity in Southern Tasmania, Australia. in "Red Tides: Biology, Environmental Science, and Toxicology" (ed. OKAICHI *et al.*), 77-80. Elsevier.
- HARRIS, G.P. 1986. *Phytoplankton Ecology*. 384 pp. Chapman and Hall.
- 池田武彦・松野 進・遠藤隆二, 1988, 貝毒に関する研究 (第3報). *Gymnodinium catenatum* による二枚貝の毒化について. *山口内水試報*, **16** : 59-68.
- IKEDA, T. *et al.* 1989. First Report on Paralytic Shellfish Poisoning Caused by *Gymnodinium catenatum* Graham (Dinophyceae) in Japan. in "Red Tides: Biology, Environmental Science, and Toxicology" (ed. OKAICHI *et al.*), 411-414. Elsevier.
- MARGALEF, R. 1963. (in HARRIS, G.P., 1986)
- MEE, L.D. *et al.* 1986. Paralytic Shellfish Poisoning with a *Gymnodinium catenatum* Red Tide on the Pacific Coast of Mexico. *Marine Envir. Res.*, **19** : 77-92.
- MOREY-GAINES, G. 1982. *Gymnodinium catenatum* Graham (Dinophyceae): morphology and affinities with armoured forms. *Phycologia*, **21**(2) : 154-163.
- 西岡 純. 1986. 舞鶴湾における珪質鞭毛藻類 *Dictyocha fibura* EHR. による赤潮の発生機構. *本誌*, **10** : 41-53.
- SMAYDA, T.S. 1980. *Phytoplankton Species Succession*. in "The Physiological Ecology of Phytoplankton" (ed. MORRIS, I.), 493-570. Blackwell.
- 上野正博・武田一雄. 1977. 舞鶴湾物理環境定期観測. 舞鶴湾の動植物リスト, 65-69, 京大農学部附属水産実験所.
- YUKI, K. and YOSHIMATSU, S. 1987. Morphology of the Athetic Dinoflagellate *Gymnodinium catenatum* in Culture. *Bull. Plankton Soc. Jap.*, **34**(2) : 109-117.

Synopsis

On the Occurrences of *Gymnodinium catenatum* (DINOPHYCEAE) in Kumihama Bay

Jun NISHIOKA, YOZO WADA and Yuichi IMANISHI

In December 1991, paralytic shellfish poison (PSP) was detected from cultured oyster in Kumihama Bay. Research for causative organisms were done from 20th December 1991 to 16th January 1992. *Gymnodinium catenatum* was observed 6.1×10^4 cells per liter as maximum abundance in the water with temperatures of 6-15°C, salinities of 23-32. Dominant species of phytoplankton composition including *Gym. catenatum*, were changed due to decreasing of surface water temperature and salinity by reason of rapidly fall of maximum air temperature of the day with a snowstorm. Changes of PSP concentration in the shells have a time lag of a week for that of density of *Gym. catenatum*.