

徳山湾に発生した *Alexandrium catenella* 赤潮による二枚貝類の毒化 ——麻痺性貝毒の毒量および毒成分組成の比較——

坂本 節子・長崎 慶三・松山 幸彦
小谷 祐一

Comparison of Toxicity and Toxin Composition among Bivalves Affected with PSP Toxins by the Red Tide of *Alexandrium catenella* in Tokuyama Bay

Setsuko Sakamoto, Keizo Nagasaki, Yukihiro Matsuyama,
and Yuichi Kotani

Abstract With the occurrence of a red tide of *Alexandrium catenella*, bivalves were contaminated by paralytic shellfish poisoning (PSP) toxins in Tokuyama Bay, Seto Inland Sea, at the end of May in 1997. With the aim of comparative study on the toxicity and toxin composition in different bivalve species, we analyzed PSP toxins in *A. catenella* and bivalves, mussels, oysters and short-necked clam collected at Tokuyama Port (TOK) and Kushigahama beach (KU) on May 29-30 using HPLC.

Cell density of *A. catenella* was higher at TOK (3.3×10^4 cells/ml) than at KU (2.7×10^2 cells/ml). Natural *A. catenella* collected at TOK produced PSP toxins at the content of 31.06 fmol/cell (equivalent for 0.166 MU/ 10^4 cells). The dominant components of PSP toxins were C1+C2 and GTX4, which were included respectively 80.4 mol% and 13.7 mol% of total toxins.

The toxicity of mussel (108.6 MU/g) was higher than oyster (13.8 MU/g), although both bivalves inhabited same environmental condition at TOK. There was same tendency at KU (67.9 MU/g and 7.4 MU/g in mussel and oyster, respectively). The oyster collected at TOK showed lower toxicity than short-necked clam (35.1 MU/g), while the toxin content was more. The dominant toxins were C1+C2 in all species. The ratios of potent toxic carbamoyl derivatives, GTX1-4, neoSTX and STX, were higher in mussels and clam than *A. catenella*, but the ratios of these toxins were lower in oysters. The toxin composition were different among the species, but were similar between same species at different stations. These results indicate that not only toxin content but also the specific accumulation and metabolism of toxins in bivalves affect the difference of toxicity.

Key words: paralytic shellfish poisoning, toxicity, toxin composition, *Alexandrium catenella*, bivalves

二枚貝類は食物連鎖を通じて有毒な物質を蓄積し、食品衛生上の問題を引き起こすことがある。麻痺性貝毒の発生もそうした現象の一つである。近年、麻痺性貝毒の発生海域は世界各地に広がっており、食中毒や毒化による貝の出荷規制等の水産被害は大きな問題となっている (Shumway 1990, Hallegraeff 1993)。麻痺性貝毒は渦鞭毛藻類や藍藻類が生産することが知られている。日本沿岸では渦鞭

毛藻の *Alexandrium catenella*, *A. tamarense* および *Gymnodinium catenatum* などが主な原因種となっている。

1997年5月下旬、山口県徳山湾内でアサリ *Ruditapes philippinarum* に規制値以上の麻痺性貝毒が検出されたため、周辺海域では二枚貝類の採捕の禁止および出荷の自主規制の措置がとられた。この時、徳山湾では *A. catenella* の赤潮が観察された。本海域は島や半島で囲ま

1999年2月26日受理 (Accepted on February 26, 1999)

瀬戸内海区水産研究所業績 A 第5号 (Contribution No. A 5 from National Research Institute of Fisheries and Environment of Inland Sea)
坂本節子 (元科学技術特別研究員)・長崎慶三・松山幸彦・小谷祐一: 瀬戸内海区水産研究所 〒739-0452 広島県佐伯郡大野町丸石2-17-5
(S. Sakamoto, K. Nagasaki, Y. Matsuyama, and Y. Kotani: National Research Institute of Fisheries and Environment of Inland Sea, 2-17-5 Maruishi, Ohno, Saeki, Hiroshima 739-0452, Japan)

れた閉鎖性の高い海域であり、これまでも春に *A. catenella* や *A. tamarensis* の発生が観察されてきた。1979年5月および1981年5月には *A. catenella* の赤潮が観察され、同時にアサリやムラサキガイ *Mytilus galloprovincialis* が毒化したことが確認されている（山口県内海水産試験場 池田武彦氏、私信）。しかしながら、1982年以降は *A. catenella* および *A. tamarensis* の小規模な発生があったものの、中毒事件や規制値（4 MU/g）を越える麻痺性貝毒は検出されていない（山口県 重要貝類毒化対策事業報告書 1982-1995）。

貝毒の原因となるプランクトンの毒性や毒成分組成はプランクトンの種類や発生海域によって異なる（Cembella 1998）。したがって、貝に蓄積される麻痺性貝毒の毒性や毒成分組成は、餌となるプランクトンの毒性や毒成分組成に影響されると考えられる。また、同じ有毒プランクトンを摂取した場合でも、毒性や毒成分組成は貝の種類によって異なる（Oshima *et al.* 1990, Asakawa *et al.* 1995, Bricelj *et al.* 1996）。しかしながら、徳山湾における *A. catenella* や二枚貝類の毒性および毒成分組成の特徴について詳細に検討された例はない。本研究では、まずはじめに、1997年5月に徳山湾で発生した *A. catenella* の天然細胞と培養細胞の毒量および毒成分組成を HPLC を用いて分析した。次に、同湾で採取したムラサキガイ、マガキ *Crassostrea gigas* およびアサリの毒量および毒成分組成を分析し、貝類と *A. catenella* あるいは貝類間における毒量、毒性および毒成分組成を比較することにより、二枚貝による毒の蓄積の特徴について検討した。

材料および方法

Alexandrium catenella の毒量および毒成分組成

1997年5月29日および30日に徳山湾内の櫛ヶ浜および徳山港で調査をおこなった。Fig. 1 に試料採取定点を示す。両日、両定点においてバケツ採水により表層海水を採取し、ポリタンクに入れて研究所へ持ち帰った。この海水 10 ml を終濃度2.5%のグルタルアルデヒドで固定した後、顕微鏡下で *A. catenella* 細胞数を計数した。

5月29日に徳山港で採取した海水 5 l をメッシュサイズ 125 μm の篩でろ過してゴミや大型の動物プランクトンを除去した後、メッシュサイズ 10 μm の篩でろ過して海水中のプランクトンを濃縮した。濃縮液を遠心分離（850 \times g, 15 min）して集めたプランクトン細胞に 5 ml の 0.1N 酢酸を添加し、超音波（5 min）で細胞を破碎した後、遠心分離（2,000 \times g, 10 min）して得られた上清をポアサイズ 0.45 μm ディスクフィルターでろ過した。この抽出液を HPLC 蛍光分析法（Oshima *et al.* 1995a）による麻痺性貝毒の分析に供した。分析に用いた麻痺性貝毒の標品のうち、GTX1~GTX4 混液および C1・C2 混液は日本水産資源保護協会から配布されたものを用いた。また、C3・C4 混液は東北大学の長島氏より分与いただいた。STX および neoSTX は大分県猪串湾で毒化したヒオウギガイ *Chlamys nobilis* から定法に従って抽出・精製したものを用いた（坂本・小谷 1998）。

また、5月29日に採取した海水からピペット洗浄法で *A. catenella* を分離し、改変 SWM3 培地（伊藤・今井

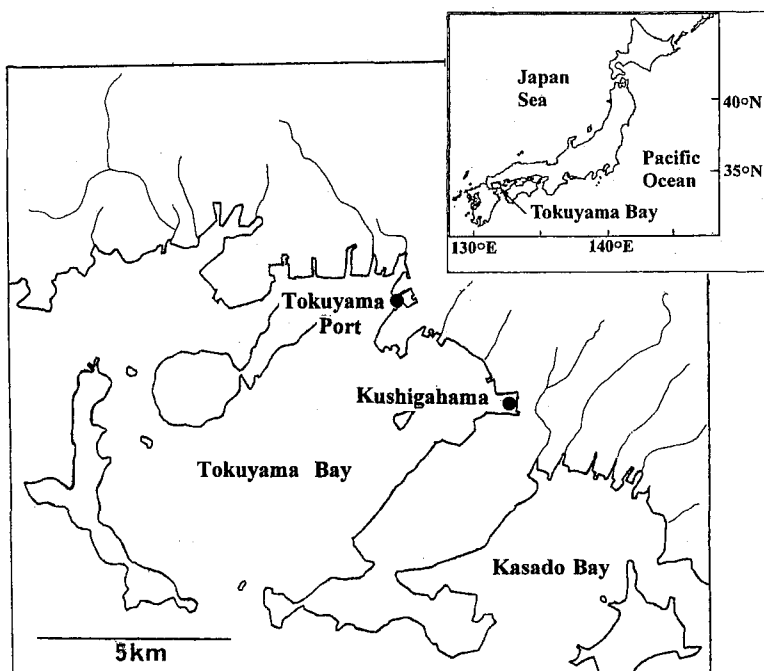


Fig. 1. Location of the sampling stations, Tokuyama Port and Kushigahama beach, in Tokuyama Bay.

●: Sampling station

1987) 中で培養して *A. catenella* のクローン株 (Ac Tokuyama97 株) を得た。この培養株を 15 ml の改変 SWM3 培地中で、20°C、4,000 lx、12 hL: 12 hD 明暗周期で18日間培養した。培養液を遠心分離 (1,400×g, 10 min) して細胞を回収し、0.1 ml の 0.1N 酢酸を添加して、先と同様の方法で抽出し、麻痺性貝毒の分析に供した。

貝類の毒量および毒成分組成

5月29日に徳山港の岸壁および櫛ヶ浜の岩礁帯に付着していたムラサキイガイおよびマガキを採取した。また、5月30日には櫛ヶ浜でアサリを採取した。持ち帰った貝の中から、ムラサキイガイおよびマガキについては20個体を、アサリについては30個体を無作為に取り出し、殻高およびむき身湿重量を測定した。貝のむき身は毒を抽出するまでの間、-80°Cで凍結保存した。

貝むき身試料からの麻痺性貝毒の抽出は食品衛生検査

指針 (安元 1991) に準じて行った。すなわち、秤量したむき身を自然解凍し、等量の 0.1N 塩酸中 (pH3~4) で破碎した。破碎試料を沸騰浴中で10分間加熱抽出した後、遠心分離 (2,000×g, 10 min) して粗抽出液を得た。粗抽出液を部分精製するために SEP-PAK C18 カートリッジカラムに通し、次いで非吸着部をウルトラフリー C3GC (M. W. 10,000, Milipore 社) で限外ろ過した。このようにして得られた抽出液に含まれる麻痺性貝毒を HPLC 蛍光分析法で分析した。なお、毒量から毒性への換算には Oshima (1995a) により報告されている比毒性 (MU/μmol) の値を用いた。

結果および考察

Alexandrium catenella の発生状況

5月29日の調査時、徳山港では既に *A. catenella* が赤潮を形成しており、海水は暗赤褐色を呈していた (Fig. 2-A

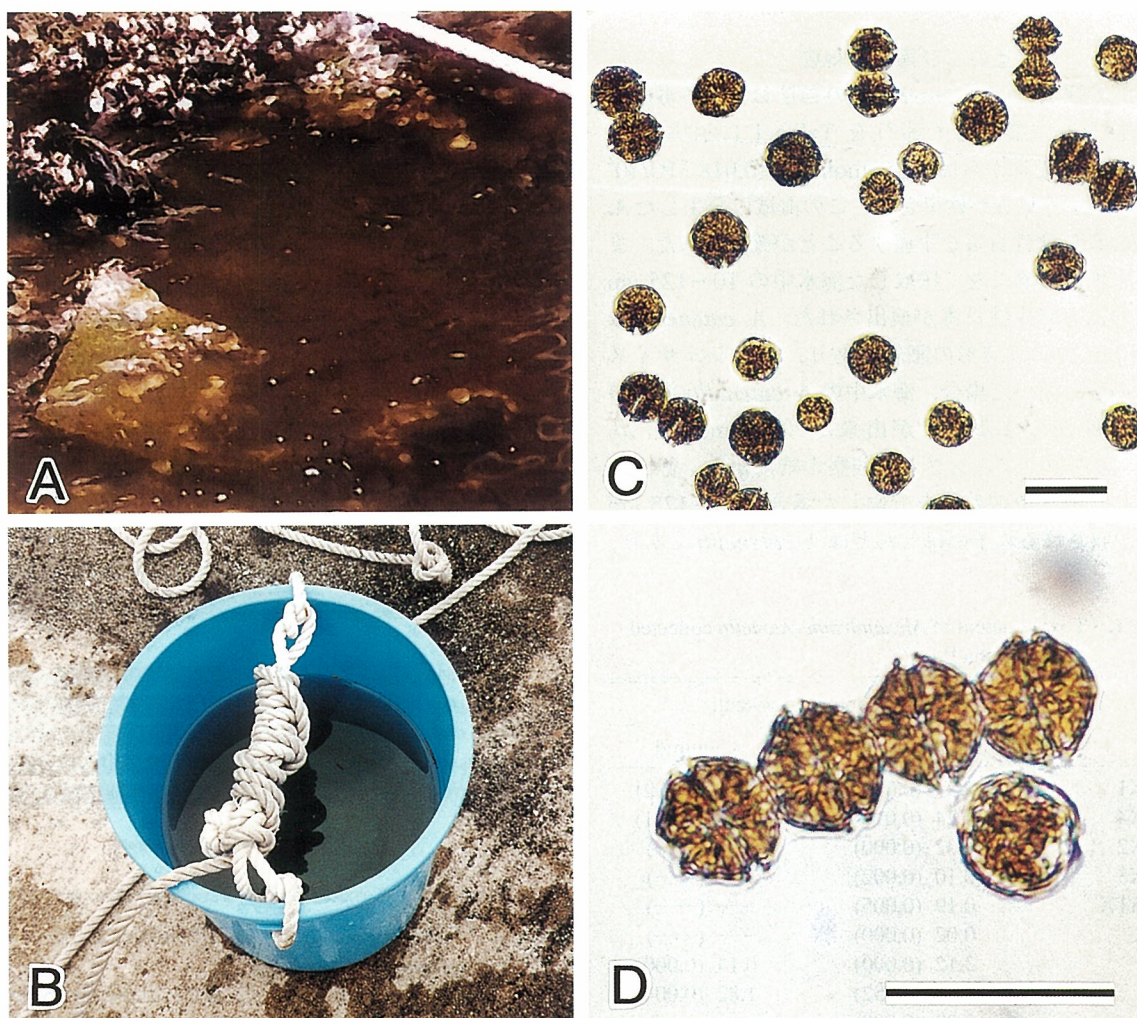


Fig. 2. A red tide of *Alexandrium catenella* at Tokuyama Port on May 29, in 1997.

A: A red tide of *A. catenella* at Tokuyama Port. B: The red tide seawater collected at the surface. C: Microphotograph of *A. catenella* in the seawater. Not concentrated. Scale bar = 50 μm. D: Microphotograph of a four cells chain of *A. catenella*. Scale bar = 50 μm.

and B)。この時の表層海水中には 3.32×10^4 cells/ml の *A. catenella* が検出された。この海水には *Skeletonema costatum* や *Chaetoceros* spp. などの珪藻類が 1 ml 中に数細胞観察されたが、これらの細胞密度は *A. catenella* の細胞密度の 1% にも満たなかった。一方、櫛ヶ浜では赤潮を形成していなかったものの、表層海水中から 2.71×10^2 cells/ml の *A. catenella* が検出された。両定点の海水試料中には *A. catenella* 以外の麻痺性貝毒生産能を持つ既知のプランクトンは観察されなかった。*A. catenella* は増殖至適条件下でしばしば 2~8 細胞の連鎖群体を形成するが、海水試料中には多数の連鎖群体が観察され、本種が増殖中であったと推察された (Fig. 2-C and D)。5月30日の表層海水中にも *A. catenella* 細胞が観察されたが、その密度は徳山港で 2.05×10^4 cells/ml、櫛ヶ浜で 1.02×10^2 cells/ml にそれぞれ減少していた。徳山港における調査時の水温は 18.2~19.2°C、塩分は 31% であった。

プランクトンの毒量および毒成分組成

徳山湾で採取した *A. catenella* の毒量および各毒成分の比毒性を基に算出した毒性を Table 1 に示す。*A. catenella* の培養株からは 2.85 fmol/cell (0.018 MU/ 10^4 cells) の麻痺性貝毒が検出され、この海域に発生した *A. catenella* が麻痺性貝毒を生産することが確認された。また、5月29日に徳山港で採取した海水中の 10~125 μ m 粒子画分にも麻痺性貝毒が検出された。*A. catenella* は 21~48 μ m のほぼ球形の細胞であり、メッシュサイズ 20 μ m の篩を用いた場合、海水中の *A. catenella* 細胞の 99% 以上を回収することが出来る (Sakamoto *et al.* 1992)。海水中のプランクトン観察の結果から、徳山港で採取した海水中の粒子を分画した場合、10~125 μ m 画分に回収される粒子のほとんどは *A. catenella* であり、

Table 1. Toxin content of *Alexandrium catenella* collected at Tokuyama Port

	Toxin content (fmol/cell)	
	Natural	Cultured
GTX1	1.21 (0.030)	0.09 (0.002)
GTX4	4.24 (0.076)	0.63 (0.011)
GTX2	0.02 (0.000)	— (—)
GTX3	0.10 (0.002)	— (—)
neoSTX	0.19 (0.005)	— (—)
STX	0.02 (0.000)	— (—)
C1	3.12 (0.000)	0.14 (0.000)
C2	21.86 (0.052)	1.82 (0.004)
C3	0.08 (0.000)	— (—)
C4	0.24 (0.000)	0.17 (0.000)
Total	31.06 (0.166)	2.85 (0.018)

(): Toxicity (MU/ 10^4 cells) —: Not detected

したがって 10~125 μ m 画分に検出された毒の由来は *A. catenella* であると考えられる。この画分の毒量と *A. catenella* の発生密度から、天然の *A. catenella* 一細胞あたりの毒量は 31.06 fmol/cell (0.166 MU/ 10^4 cells) と算出された。これは培養細胞の毒量の約 10 倍 (毒性値で約 9 倍) の値であった。天然個体群の毒性が同じ海域から単離された培養細胞よりも高いという現象については、これまでにもいくつかの報告がある。例えば、Fundy 湾では *Gonyaulax excavata* の天然個体群の毒性が培養細胞の 20 倍以上 (White 1986)、大船渡湾では *Protogonyaulax tamarensis* (= *A. tamarensis*) の天然個体群の毒性が培養細胞の約 10 倍 (Kodama *et al.* 1982) であった。徳山湾における天然個体群と培養細胞の毒性の差はこれらの報告と同程度であった。

Fig. 3-a に天然および培養した *A. catenella* の毒成分組成を示す。天然の *A. catenella* 細胞の毒の主成分は C2 で、これが全毒量の 70% 以上を占めた。また、GTX1 + GTX4 が毒成分組成の約 20% を占めていた。培養細胞にもこれらの成分が含まれ、その組成比は似ていた。しかしながら、天然細胞には微量成分として GTX2, GTX3, neoSTX および STX も検出されたのに対し、培養細胞ではこれらの成分は検出されなかった。また、培養細胞では C4 の割合がやや高かった。渦鞭毛藻が生産する毒の成分組成は同じ培養株では比較的安定した性質であることが知られている (Boyer *et al.* 1987, Kim *et al.* 1993a)。しかしながら、その毒成分組成は同じ種内でも発生海域によって異なり (Oshima *et al.* 1990, Anderson *et al.* 1994, Kim *et al.* 1993b)、さらに、同じ海域で発生した同じ種であっても培養株によって毒成分組成が異なる例が知られている (Hamasaki *et al.* 1998, 坂本・小谷 1998)。こ

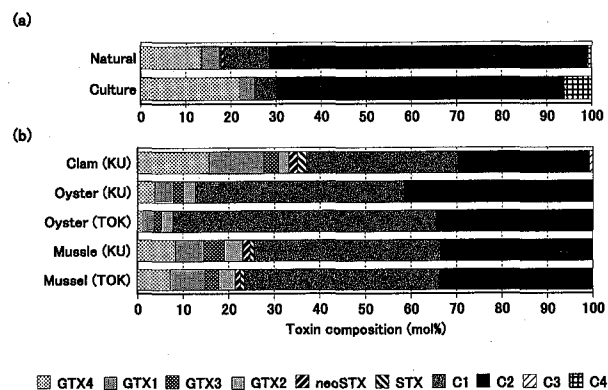


Fig. 3. Toxin composition of PSP toxins in *Alexandrium catenella* and bivalves.

(a): Natural *A. catenella* and cultured one collected at Tokuyama Port. (b): Bivalves, short-necked clam, oyster and mussel, collected at Tokuyama Port (TOK) and Kushigahama beach (KU).

Abbreviations are as follows; GTX: gonyautoxin, STX: saxitoxin, C1-C4: N-sulfocarbamoyl toxins.

Table 2. Shell height and weight of bivalve specimens

	Tokuyama Port		Kushigahama Beach		
	Mussel	Oyster	Mussel	Oyster	Short-necked clam
Number of specimen	20	20	20	20	30
Shell Height (mm)					
Average	37.1±5.6	47.9±7.5	40.8±5.5	53.0±7.1	17.9±1.6
Maximum	50.6	65.5	51.1	73.5	21.4
Minimum	30.2	36.5	30.9	40.2	15.5
Weight (g)*					
Average	3.64±2.07	4.06±1.62	3.74	4.85±2.54	1.36
Maximum	10.95	8.66	—**	11.82	—**
Minimum	1.64	1.61	—**	2.37	—**

*Whole meat **No data

これらの知見から、本研究において *A. catenella* の天然細胞に検出された微量成分が培養細胞に観察されなかったことは、本海域で発生した *A. catenella* の個体群が毒成分組成の異なる多様な細胞で構成されていたことを推測させる。この点については今後詳細に検討する必要がある。

貝類の毒量および毒成分組成

毒の分析に用いた貝試料の殻高およびむき身湿重量を Table 2 に示す。ムラサキガイの平均むき身湿重量は徳山港で 3.64 g 櫛ヶ浜で 3.74 g であった。また、マガキの平均むき身湿重量は徳山湾で 4.06 g、櫛ヶ浜で 4.85 g であった。これらの結果から、ムラサキガイおよびマガキについてはほぼ同様の個体組成の試料が得られ、採取地点間での毒の比較が可能であると判断した。

各供試貝の毒量を Fig. 4-a に示す。ムラサキガイとマガキは、同じ岩礁地帯や岸壁に生息していたことから、*A. catenella* 赤潮に暴露されていた環境がほぼ同じであったと考えられる。しかしながら、ムラサキガイの毒量が、櫛ヶ浜では 121.8 nmol/g、徳山港では 203.2 nmol/g であったのに対し、マガキの毒量はムラサキガイよりも少なく、櫛ヶ浜では 21.6 nmol/g、徳山港では 62.1 nmol/g であった。また、櫛ヶ浜で採取したアサリの毒量は 42.9 nmol/g であり、マガキよりは毒量が多かったものの、ムラサキガイよりは毒量が少なかった。こ

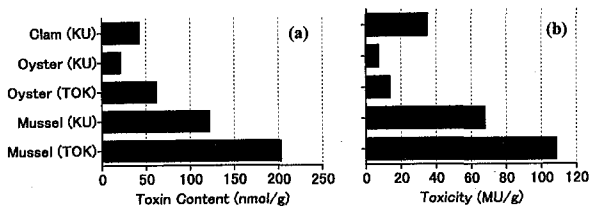


Fig. 4. Toxin content (a) and toxicity (b) of short-necked clam, oysters and mussels collected at Tokuyama Port (TOK) and Kushigahama beach (KU) in Tokuyama Bay.

のことから、ムラサキガイはマガキやアサリよりも同じ期間で急速に高毒化することがわかった。池田他 (1985) は山口県仙崎湾において *Protogonyaulax catenella* (*A. catenella*) が発生した時に、ムラサキガイがマガキやアサリよりも急速に高毒化する現象を観察しており、今回の結果とよく一致する。また、Fundy 湾や呉湾でも同様の現象が観察されている (White 1982, Asakawa *et al.* 1993)。日本では東日本沿岸の一部でムラサキガイが麻痺性貝毒モニタリングに用いられているものの、他の多くの海域ではアサリ、ホタテガイ、ヒオウギガイがモニタリングに用いられている (Yamamoto and Yamasaki 1996)。しかしながら、前述の結果はマガキやアサリをモニタリングの対象とした場合、これらの貝の毒性が低い時期に、ムラサキガイが既に高毒化している可能性があり、非商業的な貝の採捕・摂食による食中毒が発生する危険性があることを示している。逆に、ムラサキガイが急速かつ高毒化するという生理的特性を考慮すると、本種をモニタリングの対象種とすることにより貝毒発生初期に、いち早く貝の毒化状況を察知できる可能性がある。ムラサキガイは日本のほとんどの沿岸で採取することができるという利点もある。Bricelj and Shumway (1998) は同様の観点から、ムラサキガイが麻痺性貝毒モニタリングにおける指標生物として適していることを言及しており、本研究の結果もこれを支持する。

貝 1 g あたりの毒量 (T_b ; nmol/g)、貝一個体当たりの平均湿重量 (W_b ; g) および天然の *A. catenella* 一細胞あたりの毒量 (T_a ; fmol/cell) から、次の計算式によって貝一個体に蓄積された *A. catenella* 細胞数 (C ; cells) を算出した。

$$C = T_b \times W_b / (T_a \times 10^{-6})$$

徳山港で採取されたムラサキガイおよびマガキ一個体あたりに蓄積された毒量はそれぞれ 2.1×10^7 cells およ

び 7.5×10^6 cells の *A. catenella* 細胞に相当した。徳山港における *A. catenella* の発生密度から、これらの細胞数はそれぞれ海水約 0.7 l および 0.2 l に相当すると算出された。楠木 (1977) は室内実験においてマガキの濾水量を測定し、一個体当たり 10~12 l/h であったと報告している。ここでは *A. catenella* 発生密度の時空的变化や貝が代謝・排泄した毒量は考慮されていないが、貝に蓄積された毒は貝に取り込まれた *A. catenella* に含まれていた毒のごく一部であることが結果から推察された。

貝の毒量を採取地点間で比較すると、徳山港のムラサキガイは櫛ヶ浜の約 1.7 倍、マガキは約 2.9 倍高い値であった。しかしながら、徳山湾では *A. catenella* が櫛ヶ浜の約 100~200 倍の細胞密度で発生しており、*A. catenella* の細胞密度は貝の毒性値の差に反映されていなかった。二枚貝類による濾水量はプランクトン密度が高濃度になるにつれ低下することが観察されている (楠木 1977)。また、*A. tamarensis* のような有毒プランクトンを餌とした場合には、珪藻類などの他種プランクトンに比べて低密度で二枚貝の濾水量が低下することが観察されている (Matsuyama and Uchida 1997)。徳山港では櫛ヶ浜に比べて *A. catenella* が高密度に発生していたにもかかわらず貝の毒量がそれに反映されていなかったのは、*A. catenella* が赤潮を形成していたことにより貝類の濾水量が低下したためではないかと考えられる。

毒量から比毒性の値を基に算出した貝の毒性を Fig. 4-b に示した。徳山港で採取したマガキの毒性は 13.8 MU/g であり、アサリの毒性 35.1 MU/g に比べて低かった。しかしながら、毒量で比較すると、マガキはアサリよりも多量の毒を蓄積していた。この結果は、貝の毒性が蓄積された毒量だけでなく、毒成分組成に影響を受けていることを示している。

Fig. 3-b にムラサキガイ、マガキおよびアサリに蓄積された毒成分組成を示した。貝の毒成分組成は貝の種類によって異なったが、異なる定点で採取した同じ種間ではよく似ていた。いずれの貝においても蓄積された毒の主成分は C1+C2 であった。これらの成分の割合はムラサキガイで 74~77 mol%，マガキで 87~92 mol%，アサリで 62 mol% であった。これら以外の成分では貝の種類による蓄積の特徴がみられた。すなわち、アサリでは GTX1+GTX4 が多く、約 30 mol% を占めた。ムラサキガイでは GTX1+GTX4 が約 15 mol% を占めていた。これらの貝では *A. catenella* には微量にしか検出されなかった GTX2, GTX3, neoSTX および STX の割合も比較的高い傾向が認められ、これらの成分が 8~11 mol% 以上を占めた。これに対し、マガキでは GTX1+GTX4 の割合は 10 mol% よりも低く、GTX2, GTX3 や STX 等の他の強毒性成分を合計した割合も 4~5 mol% と低い値であった。これらの結果から、同じ *A. catenella*

が餌であっても、マガキはムラサキガイやアサリに比べて C1 や C2 といった低毒性成分をより多く蓄積することがわかった。一方、アサリはムラサキガイに比べて GTX1, GTX4 などの高毒性成分を多く蓄積していたものの、蓄積毒量そのものが少ないため、ムラサキガイよりも毒性が低かったと考えられた。アサリがムラサキガイやマガキに比べて高毒性成分を多く蓄積するという特性については、アサリが砂泥中に生息しているため、*A. catenella* の遊泳細胞だけでなく、ブルームの後期に形成されて沈降してくる *A. catenella* のシストや、上層で毒化した貝類の排泄物等の摂食による二次的な毒化原因の影響があることも考慮する必要があるだろう。

貝は体内に蓄積した毒を化学的あるいは酵素的に他の毒成分に変換して代謝することが示唆されている。例えば、Shimizu and Yoshioka (1981) はホタテガイの一種 *Placopecten magellanicus* のホモジネートが GTX 群を STX へ変換することを示した。また、Sullivan *et al.* (1983) はアサリの一種 *Protothaca venulosa* が GTX 群や STX などの強毒性 carbamoyl 誘導体を特異的に蓄積することを報告している。Noguchi *et al.* (1988) はヒオウギガイ *Chlamys nobilis* を用いて弱毒成分である N-sulfocarbamoyl 誘導体を decarbamoyl STX に変換することを示した。一方、Oshima (1995b) は貝類による毒の代謝過程で C1 および C2 が減少して carbamoyl 誘導体が増えることに注目し、日本で一般的に食用とされている貝類の毒変換酵素のスクリーニングをおこなったが、そのような反応酵素は見つからなかったことを報告している。しかしながら、これらの報告は貝類が弱毒成分を強毒成分へと変換する代謝過程を示している。本研究でもムラサキガイやアサリでは *A. catenella* に比べて強毒性成分の組成が高くなっていたことから、これらの貝の体内で弱毒から強毒への代謝過程が存在する可能性がある。しかしながら、マガキではむしろ弱毒成分が多く蓄積される傾向が見られた。マガキでみられた代謝過程はこれまでに報告されている貝類の毒変換酵素の反応だけでは説明できない。貝の種類による毒成分組成の差異には毒の変換過程だけでなく、毒成分による排泄速度の相違も関与していると考えられる。このような視点からの研究が今後の課題であろう。

謝 辞

本研究の遂行に当たり、麻痺性貝毒の標品を分与していただいた東北大学教授の大島康克博士、毒の分析システムの構築に御協力いただいた広島大学教授の松田治博士および山本民次博士に心より感謝申し上げる。山口県内海産試験場の池田武彦場長、馬場俊典研究員には徳山湾での貝毒発生状況等に関して有益な情報を提供していただいた。また、瀬戸内海区水産研究所赤潮環境部

長の玉井恭一博士には本稿を校閲していただき、貴重なご意見を頂いた。記して謝意を表する。

文 献

- Anderson, D. M., D. M. Kulis, G. J. Doucette, J. C. Gallagher and E. Balech, 1994. Biogeography of toxic dinoflagellates in the genus *Alexandrium* from the northeastern United States and Canada. *Mar. Biol.*, **120**, 467-478.
- Asakawa, M., K. Miyazawa and T. Noguchi, 1993. Studies on paralytic shellfish poison (PSP) toxification of bivalves, in association with appearance of *Alexandrium tamarense*, in Hiroshima Bay, Hiroshima Prefecture. *J. Food Hyg. Soc. Japan*, **34**, 50-54.
- Asakawa, M., K. Miyazawa, H. Takayama and T. Noguchi, 1995. Dinoflagellate *Alexandrium tamarense* as the source of paralytic shellfish poison (PSP) contained in bivalves from Hiroshima Bay, Hiroshima Prefecture, Japan. *Toxicon*, **33**, 691-697.
- Boyer, G. L., J. J. Sullivan, R. J. Andersen, P. J. Harrison and F. J. R. Taylor, 1987. Effects of nutrient limitation on toxin production and composition in the marine dinoflagellate *Protogonyaulax tamarensis*. *Mar. Biol.*, **96**, 123-128.
- Bricelj, V. M., A. D. Cembella, D. Laby, S. E. Shumway and T. L. Cucci, 1996. Comparative physiological and behavioral responses to PSP toxin in two bivalve molluscs, the softshell clam, *Mya arenaria*, and surfclam, *Spisula solidissima*. In "Harmful and Toxic Algal Blooms" (eds. by T. Yasumoto, Y. Oshima and Y. Fukuyo), UNESCO, pp. 405-408.
- Bricelj, V. M. and S. E. Shumway, 1998. Paralytic shellfish toxins in bivalve molluscs: Occurrence, transfer kinetics, and biotransformation. *Fish. Sci.*, **6**, 315-383.
- Cembella, A. D., 1998. Ecophysiology and metabolism of paralytic shellfish toxins in marine microalgae. In "Physiological Ecology of Harmful Algal Blooms" (eds. by D. M. Anderson, A. D. Cembella, and G. M. Hallegraeff), Springer, Verlag Berlin Heidelberg, pp. 381-403.
- Hallegraeff, G. M., 1993. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia*, **32**, 79-99.
- Hamasaki, K., M. Horie and S. Taguchi, 1998. Growth and toxicity of *Alexandrium tamarense* isolated from Hiroshima Bay during blooms in 1992-1995. In "Harmful Algae" (eds. by B. Reguera, J. Blanco, M. L. Fernandez and T. Wyatt), Xunta de Galicia and Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, pp. 341-342.
- 池田武彦・松野 進・遠藤隆二, 1985. 山口県沿岸。「貝毒プランクトン—生物学と生態学」(福代康夫編), 水産学シリーズ56, 恒星社厚生閣, 東京, pp. 109-118.
- 伊藤克彦・今井一郎, 1987. ラフイド藻。「赤潮生物研究指針」(日本水産資源保護協会編), 秀和, 東京, pp. 122-130.
- Kim, C-H., Y. Sako and Y. Ishida, 1993a. Variation of toxin production and composition in axenic cultures of *Alexandrium catenella* and *A. tamarense*. *Nippon Suisan Gakkaishi*, **59**, 633-639.
- Kim, C-H., Y. Sako and Y. Ishida, 1993b. Comparison of toxin composition between populations of *Alexandrium* spp. from geographically distant areas. *Nippon Suisan Gakkaishi*, **59**, 641-646.
- Kodama, M., Y. Fukuyo, T. Ogata, T. Ishimaru, H. Kamiya and F. Matsuura, 1982. Comparison of toxicities of *Protogonyaulax* cells of various sizes. *Bull. Jpn. Soc. Sci. Fish.*, **48**, 567-571.
- 楠木 豊, 1977. マガキの濾過水量の測定法について. 日水誌, **43**, 1069-1076.
- Matsuyama, Y. and T. Uchida, 1997. Simplified method to measure the clearance rate of bivalve fed on microalgae. *Bull. Nansei Natl. Fish. Res. Inst.*, **30**, 183-188.
- Noguchi, T., S. Chen, O. Arakawa and K. Hashimoto, 1988. An unique composition PSP in "Hiogi" scallop *Chlamys nobilis*. In "Mycotoxins and Phycotoxins '88" (eds. by S. Natori and K. Hashimoto), Elsevier, Amsterdam, pp. 351-358.
- Oshima, Y., 1995a. Post-column derivatization HPLC methods for paralytic shellfish poisons. In "Manual on Harmful Marine Microalgae" (eds. by G. M. Hallegraeff, D. M. Anderson and A. D. Cembella), IOC Manuals and Guides No. 33, UNESCO, pp. 81-111.
- Oshima, Y., 1995b. Chemical and enzymatic transformation of paralytic shellfish toxins in marine organisms. In "Harmful Marine Algal Blooms" (eds. by P. Lassus, G. Arzul, E. Erard, P. Gentien and C. Marcaillou), Lavoisier, Paris, pp. 475-480.
- Oshima, Y., K. Sugino, H. Itakura, M. Hirota and T. Yasumoto, 1990. Comparative studies on paralytic shellfish toxin profile of dinoflagellates and bivalves. In "Toxic Marine Phytoplankton" (eds. by E. Graneli, B. Sundstrom, L. Edler and D. M. Anderson), Elsevier, Amsterdam, pp. 391-396.
- 坂本節子・小谷祐一, 1998. 呉湾に発生した *Alexandrium tamarense* の麻痺性貝毒量および毒成分組成の株間における変異. 南水研報, **31**, 45-52.
- Sakamoto, S., T. Ogata, S. Sato, M. Kodama and T. Takeuchi, 1992. Causative organism of paralytic shellfish toxins other than toxic dinoflagellates. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **89**, 229-235.
- Shimizu, Y. and M. Yoshioka, 1981. Transformation of paralytic shellfish toxins as demonstrated in scallop homogenates. *Science*, **212**, 547-549.
- Shumway, S. E., 1990. A review of the effects of algal bloom on shellfish and aquaculture. *J. World Aquacul. Soc.*, **21**, 65-104.
- Sullivan, J. J., W. T. Iwaoka and J. Liston, 1983. Enzymatic transformation of PSP toxins in the littleneck clam (*Protothaca staminea*). *Biochem. biophys. Res. Commun.*, **114**, 465-472.
- White, A. W., 1982. Intensification of *Gonyaulax* blooms and shellfish toxicity in the Bay of Fundy. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.*, **1064**, 1-12.
- White, A. W., 1986. High toxin content in the dinoflagellate *Gonyaulax excavata* in nature. *Toxicon*, **24**, 605-610.
- 山口県, 1982-1995. 重要貝類毒化対策事業報告書.
- Yamamoto, M. and M. Yamasaki, 1996. Japanese monitoring system on shellfish toxins. In "Harmful and Toxic Algal Blooms" (eds. by T. Yasumoto, Y. Oshima and Y. Fukuyo), UNESCO, pp. 19-22.
- 安元 健, 1991. 麻痺性貝毒。「食品衛生検査指針, 理化学編」(厚生省生活衛生局監修), 日本食品衛生協会, 東京, pp. 300-305.