

三重県沿岸海域における麻痺性貝毒の発生状況

畑 直垂・館 洋・中西尚文・山田浩且

Occurrence of paralytic shellfish poison (PSP) around the coastal sea in Mie Prefecture

NAOTSUGU HATA, HIROSHI TACHI, NAOFUMI NAKANISHI AND HIROKATU YAMADA

キーワード：麻痺性貝毒, PSP, *Alexandrium* 属, *Gymnodinium catenatum*

麻痺性貝毒 (Paralytic Shellfish Poison ; PSP) は、*Alexandrium* 属や *Gymnodinium catenatum* などの有毒渦鞭毛藻が産生する毒で、二枚貝の毒化を引き起こす (野口 2003)。毒化した二枚貝をヒトが摂食すると食中毒を起こし、重篤な場合には死に至ることから、食品衛生上の問題となっているだけでなく、毒化した二枚貝が出荷規制を受けることから、水産業にも大きな影響を与えている (野口 2003)。

我が国では、1975年に三重県の尾鷲湾で *A. catenella* による赤潮が発生し、アサリやムラサキガイなどの毒化が確認されたのが麻痺性貝毒の最初の公式記録である (Hashimoto *et. al.* 1976)。その後、1970年代後半から、東日本を中心に貝毒による食中毒事件が多発したことから、水産庁の主導により全国的な貝毒モニタリング体制が整備された (小金澤・小谷 1985, 野村 1994)。三重県においては、1980年から水産庁委託事業によりモニタリングが開始され (三重県 1981)、現在も継続されている。

全国的にモニタリング体制が整備されてからは、市場に流通した二枚貝からは貝毒による食中毒の発生はないものの (野口 1994)、その後も自家消費での食中毒は発生しており、死亡例もみられる (野口 2003)。二枚貝の毒化予防対策が困難な現状においては (野口 1994)、モニタリングにより二枚貝の毒化を早期に捉え、食中毒の発生を未然に防止することが重要である。

そこで本研究では、三重県で実施した1980～2011年までの32年間の貝毒モニタリングデータを解析し、県内における麻痺性貝毒による二枚貝の毒化状況および原因プランクトンである *Alexandrium* 属と *G. catenatum* の分布と出現の特徴、毒化予測に必要な二枚貝のマウス毒性値と原因プランクトンの出現密度との関係について整理し、的確な貝毒監視体制の確立に資することを目的とした。

方法

三重県において1980年から開始された重要貝類等毒化点検調査 (昭和55～57年度水産庁委託)、重要貝類毒化対策事業 (昭和58～平成元年度水産庁委託)、赤潮貝毒監視事業・貝毒調査事業 (平成2～6年度水産庁補助)、貝毒成分等モニタリング事業 (平成7～17年度水産庁補助)、貝毒成分等モニタリング事業 (平成18～23年度農林水産省消費・安全局交付金) によるモニタリングデータを解析に用いた。モニタリングの対象海域は、伊勢湾、鳥羽海域、的矢湾、英虞湾、五ヶ所湾、阿曾浦・錦海域、尾鷲湾の7海域である (Fig. 1)。各海域における調査地点、貝毒検査の対象種、調査年、調査月を Table 1 に示した。主にアサリ (*Ruditapes philippinarum*)、ムラサキガイ (*Mytilus galloprovincialis*)、ヒオウギ (*Mimachlamys nobilis*) を検査対象とし、3～6月を中心にモニタリングを実施した。各地点では、二枚貝の貝毒検査と併せてプランクトン調査を実施した。モニタリング頻度は、貝毒検査およびプランクトン調査ともに概ね月1回であるが、二枚貝の毒化や有毒プランクトンの増加が認められた際には、必要に応じて臨時調査を実施した。貝毒検査の対象種についても必要に応じて随時追加した。

二枚貝の貝毒検査は、可食部全体を検査対象とし、マウス毒性試験による公定法 (厚生省環境衛生局乳肉衛生課長通知1980, 安元1991) に従ってマウス毒性値 (MU/g whole meat) を求めた。マウス毒性値の検出限界は1.8 MU/g whole meatとした。なお、貝毒検査は、三重県の衛生部局 (現在: 三重県保健環境研究所) が実施した。

プランクトン調査は、0m, 2m, 5m, 10m および底上1m層を基本とし、各層から海水を採取するとともに、水温、塩分を測定した。海水の採取は主にバンドーン採水器、水質調査は主に YSI 社製 model 85, アレッ

ク電子社製 model AAQ1183-H などの多項目水質計を用いた。海水は約 1~2L を採取し、直径 150mm、粒子保持能 1.2 μm のガラス繊維濾紙 (Whatman 社製 GF/C)、もしくは直径 100mm、孔径 20 μm のプランクトンネットで約 100 倍に濃縮し、光学顕微鏡下で濃縮海水 1ml を観察して *Alexandrium* 属および *G. catenatum* の細胞数を計数し、濃縮前の海水 1ml あたりの細胞密度 (cells/ml) を求めた。細胞密度の検出限界は 0.01 cells/ml とした。*Alexandrium* 属の同定は、細胞外形のほか、主に頂孔板、第 1 頂板、後縦溝板の形態的特徴に基づいて行った (福代ら 1997)。なお、プランクトン調査は、三重県の水産部局 (現在: 三重県水産研究所, 農林水産商工環境事務所漁政課) が実施した。

二枚貝の毒化リスクを把握するため、各海域における二枚貝のマウス毒性値 (各年の最高値) の経年変化および *Alexandrium* 属と *G. catenatum* の出現密度 (各年の最高値) の経年変化, *Alexandrium* 属と *G. catenatum* の海域別の出現件数 (年数) の変化, *Alexandrium* 属と *G. catenatum* の出現密度 (各月の最高値) と出現頻度 (各月の出現回数) の季節変化, *Alexandrium* 属および *G. catenatum* の出現密度と水温および塩分との関係について解析した。また、プランクトン密度から二枚貝の毒化を予測するため、*A. catenella*, *A. tamarense*, *Alexandrium* spp. (未同定) および *G. catenatum* の出現密度と二枚貝のマウス毒性値との関係について解析した。両者の関係

の解析には、毒化への影響が予想される、二枚貝のサンプリング日から遡って 10 日以内のプランクトンデータを使用した。

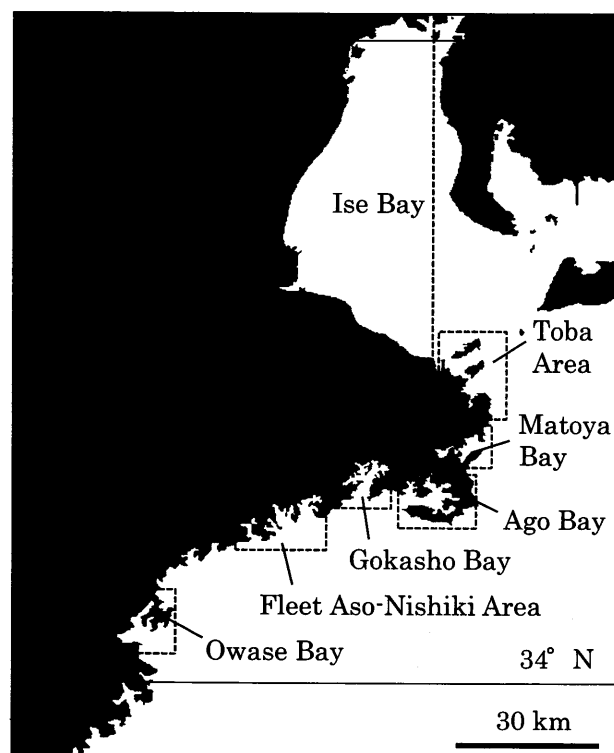


Fig.1. Location of the PSP monitoring area in Mie prefecture.

Table 1. Outline of PSP monitoring system in Mie prefecture from 1980 to 2011

Investigation area	Major target species of bivalves	Monitoring period	Major target month of investigation												
			Jan.	Feb.	Mar.	Apr.	May	Jun.	Jul.	Aug.	Sep.	Oct.	Nov.	Dec.	
Ise Bay															
Suzuka	Short-necked clam*1	1980 - 1982	○	○	○	○	○	○							○
Tsu	Short-necked clam	1980 - 2005			○	○	○	○							
Matsusaka	Short-necked clam	2005 - continuing			○	○	○	○							
Ise	Short-necked clam	1980 - 1983	○	○	○	○	○	○							○
Toba Area															
Ohama	Blue mussel*2	1980 - 2003			○	○	○	○							
Uramura	Blue mussel	2003 - continuing			○	○	○	○							
Matoya Bay															
Matoya	Blue mussel	2007 - continuing			○	○	○	○							
Ago Bay															
Tategami, Shinmei etc.	Noble scallop*3	1999 - continuing				○	○	○	○	○					
Gokasho Bay															
Fleet Gokasho	Short-necked clam	1982 - 1998			○	○									
Fleet Aso-Nishiki Area															
Fleet Aso	Noble scallop	2006 - continuing			○	○	○	○							
Owase Bay															
Fleet Yaguchi	Short-necked clam	1980 - continuing			○	○									

*1 : *Ruditapes philippinarum*

*2 : *Mytilus galloprovincialis*

*3 : *Mimachlamys nobilis*

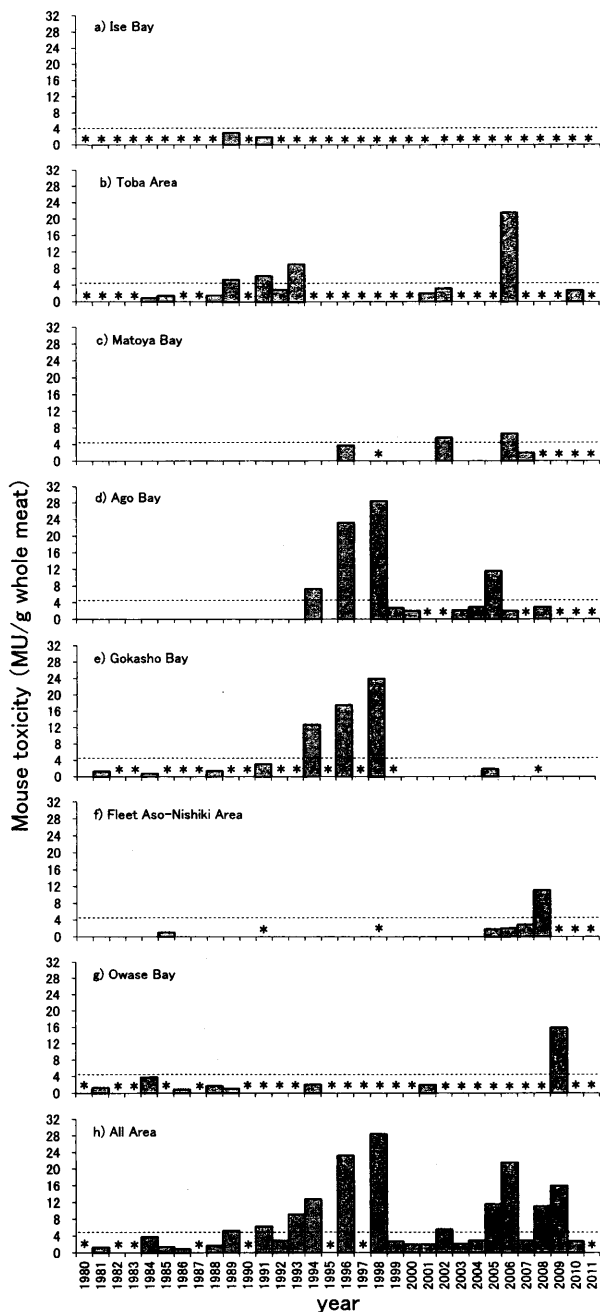


Fig.2. Annual changes of mouse toxicities of bivalves around the coastal sea in Mie prefecture from 1980 to 2011. Dot-Lines indicate quarantine limits (4 MU/g whole meat). Plot (*) indicate that mouse bioassay is conducted but mouse toxicity is not detected (<1.8 MU/g whole meat).

結果

1 二枚貝の毒化状況

Fig. 2 に 1980 ~ 2011 年の三重県沿岸海域における二枚貝のマウス毒性値 (最高値) の変化を示した。マウス毒性値は、検査した二枚貝の全種類のうちの最高値を示している。各海域におけるマウス毒性値の検出件数 (年数) は、臨時で調査した年も含めると、伊勢湾では 2 件、

鳥羽海域では 11 件、的矢海域では 4 件、英虞湾では 10 件、五ヶ所湾では 8 件、阿曾浦 - 錦海域では 5 件、尾鷲湾では 8 件であった。県全体としては、いずれかの海域でマウス毒性値が検出された年が 24 件 (年) あった。定期調査を実施した年数に対するマウス毒性値が検出された年数の割合は、伊勢湾で 6.3% (検出年数 / 定期調査年数: 2 年 / 32 年)、鳥羽海域で 34.4% (11 年 / 32 年)、的矢湾で 20.0% (1 年 / 5 年)、英虞湾で 53.8% (7 年 / 13 年)、五ヶ所湾で 35.3% (6 年 / 17 年)、阿曾浦 - 錦海域で 50.0% (3 年 / 6 年)、尾鷲湾で 25.0% (8 年 / 32 年)、県全体では 75.0% (24 年 / 32 年) であった。なお、マウス毒性値の年変動や検出頻度については、いずれの海域においても明らかな増加あるいは減少傾向は認められなかった。

Table 2 に三重県内における麻痺性貝毒による二枚貝の出荷自主規制事例の概略を示した。我が国では、マウス毒性値が基準値 (4MU/g whole meat) を超えた場合に出荷自主規制を実施するように定められている。(野村 1994)。出荷自主規制事例は、鳥羽海域で 4 件、的矢湾で 2 件、英虞湾で 4 件、五ヶ所湾で 3 件、阿曾浦 - 錦海域で 1 件、尾鷲湾で 1 件、県全体では計 15 件であった。二枚貝の種類別では、ヒオウギが 8 件、ムラサキイガイが 5 件、マガキが 3 件、アサリが 1 件であった。各二枚貝におけるマウス毒性値の最高値は、ヒオウギが 28.4 MU/g whole meat, ムラサキイガイが 21.5 MU/g whole meat, マガキが 15.9 MU/g whole meat, アサリが 6.5 MU/g whole meat であった。規制開始時期は 2 月下旬 (尾鷲湾, マガキ) ~ 7 月上旬 (英虞湾, ヒオウギ) で、規制期間は短い事例で 19 日間 (英虞湾, ヒオウギ), 長い事例では 85 日間 (英虞湾, ヒオウギ) であった。

2 Alexandrium 属および Gymnodinium catenatum の出現状況

三重県内で出荷自主規制の基準値 (4MU/g whole meat) を超える二枚貝の毒化を引き起こしたプランクトンで種が同定されているものは *A. catenella*, *A. tamarense* および *G. catenatum* の 3 種で、出荷自主規制件数は多い順に *A. catenella* が 9 件, *A. tamarense* が 3 件, *G. catenatum* が 1 件であった (Table 2)。このほか *Alexandrium* spp. (未同定) が 2 件あった。

Fig. 3 に 1980 ~ 2011 年の三重県沿岸海域における *Alexandrium* 属および *G. catenatum* の出現密度 (最高値) の変化を示した。*Alexandrium* 属は, *Alexandrium* spp. (未同定) の他, *A. catenella*, *A. tamarense*, *A. fraterculus*, *A. pseudogonyaulax*, *A. affine*, *A. leei*, *A. minutum* の 7 種が確認された。プランクトンの出現種数については 1990

Table 2. Records of PSP events exceeding quarantine limits in Mie prefecture from 1980 to 2011

Investigation area		Bivalves		Phytoplanktons
Year	Monitoring stations	Species (Max. MU/g)	Regulated duration (days)	Dominant species (Max. cells/ml)
Toba Area				
1989	Toba	Blue mussel (5.3) * ²	Apr. 14 - May 8 (25)	<i>Alexandrium</i> spp. (0.15)
1991	Ohama	Blue mussel (6.2)	May 13 - not recorded	<i>A. tamarense</i> (9)
1993	Ohama	Blue mussel (9.1)	Apr. 8 - not recorded	<i>Alexandrium</i> spp. (43.7)
2006	Uramura	Blue mussel (21.5)	Apr. 5 - May 10 (36)	<i>A. tamarense</i> (19)
		Oyster (5.9) * ³	Mar. 29 - Apr. 17 (20)	
Matoya Bay				
2002	Isobe	Blue mussel (5.6)	Jun. 13 - Jul. 4 (22)	<i>A. catenella</i> (46)
2006	Isobe	Oyster (5.8)	Mar. 23 - Apr. 17 (26)	<i>A. tamarense</i> (195)
Ago Bay				
1994	Tategami, Wagu	Noble scallop (7.2) * ⁴	Jun. 2 - Jun. 20 (19)	<i>A. catenella</i> (502.9)
1996	Tategami, Shinmei	Noble scallop (23.2)	Jul. 2 - Aug. 27 (57)	<i>A. catenella</i> (65)
1998	Tategami, Shinmei	Noble scallop (28.4)	May 21 - Aug. 27 (84)	<i>A. catenella</i> (1410)
2005	Tategami * ¹	Noble scallop (11.6)	Apr. 13 - Jul. 6 (85)	<i>G. catenatum</i> (33)
Gokasho Bay				
1994	Kambara, Funakoshi, Fleet Shuku	Noble scallop (12.7)	Jun. 16 - Jul. 21 (36)	<i>A. catenella</i> (220)
1996	Fleet Shimotsu, Fleet Shuku	Noble scallop (17.5)	Jun. 18 - Aug. 27 (71)	<i>A. catenella</i> (240)
1998	Fleet Hasama	Short-necked clam (6.5) * ⁵	May 21 - Jul. 10 (21)	<i>A. catenella</i> (250)
	Fleet Shimotsu, Fleet Shuku	Noble scallop (24.0)	May 28 - Jul. 16 (50)	
Aso-Nishiki Area				
2008	Fleet Aso	Noble scallop (11.0)	Jun. 12 - Jul. 16 (35)	<i>A. catenella</i> (40)
Owase Bay				
2009	Lake Shiraishi	Oyster (15.9)	Feb. 25 - Mar. 18 (22)	<i>A. catenella</i> (24)

*1 : Accumulation of PSP occurred in Fleet Kowa. Cell density of *Gymnodinium catenatum* is results of investigation in Fleet Kowa.

*2 : *Mytilus galloprovincialis*

*3 : *Crassostrea gigas*

*4 : *Mimachlamys nobilis*

*5 : *Ruditapes philippinarum*

年代後半から増加する傾向が認められたものの、各種プランクトンの出現密度の変化には明らかな増加あるいは減少傾向は認められなかった。

1980～2011年の *Alexandrium* 属および *G. catenatum* の海域別の出現件数(年数)の合計は、*Alexandrium* 属では多い順に *A. catenella* が58件、*A. tamarense* が21件、*A. fraterculus* が15件、*A. pseudogonyaulax* が6件、*A. affine* が4件、*A. minutum* が3件、*A. leei* が2件、*G. catenatum* では18件であった (Fig. 4)。

各種プランクトンにおける、海域別の出現密度 (Fig. 3) および出現件数(年数) (Fig. 4)、月別の出現密度(最高値)と出現頻度(32年間の出現回数合計値) (Fig. 5)、出現密度と水温 (Fig. 6) および塩分 (Fig. 7) との関係は以下のとおりであった。

(1) *Alexandrium catenella*

出現件数は伊勢湾で2件(最高密度: 8 cells/ml)、鳥羽海域で6件(最高密度: 27 cells/ml)、的矢湾で5件(最高密度: 46 cells/ml)、英虞湾で14件(最高密度: 1,410 cells/ml)、五ヶ所湾で12件(最高密度: 840 cells/ml)、阿曾浦 - 錦海域で8件(最高密度: 150 cells/ml)、尾

鷺湾で11件(最高密度: 9,200 cells/ml)であった。出現件数は伊勢湾で少なく、英虞湾より南方海域で多い傾向にあった (Fig. 3, 4)。本種は10～11月を除く広い時期に出現し、特に5月の出現頻度と出現密度がともに他の時期に比べて高かった。出現密度は1～2月および4～6月に高かった (Fig. 5)。本種は9.4～25.1℃の水温範囲で出現し、1 cells/ml以上の出現がみられた水温範囲は9.9～24.8℃であった (Fig. 6)。塩分は8.0～36.0の範囲で出現し、1 cells/ml以上の出現がみられた塩分範囲は8.0～35.3であった (Fig. 7)。

(2) *Alexandrium tamarense*

出現件数は伊勢湾で8件(最高密度: 7 cells/ml)、鳥羽海域で5件(最高密度: 19 cells/ml)、的矢湾で3件(最高密度: 195 cells/ml)、英虞湾で3件(最高密度: 7 cells/ml)、五ヶ所湾で1件(最高密度: 0.015 cells/ml)、阿曾浦 - 錦海域で1件(最高密度: 0.124 cells/ml)、尾鷲湾では出現しなかった。出現件数は伊勢湾で多く、南方海域ほど少ない傾向にあった (Fig. 3, 4)。本種は3～6月および12月に出現し、特に3月の出現頻度と出現密度がともに他の時期に比べて高かった (Fig. 5)。本種は

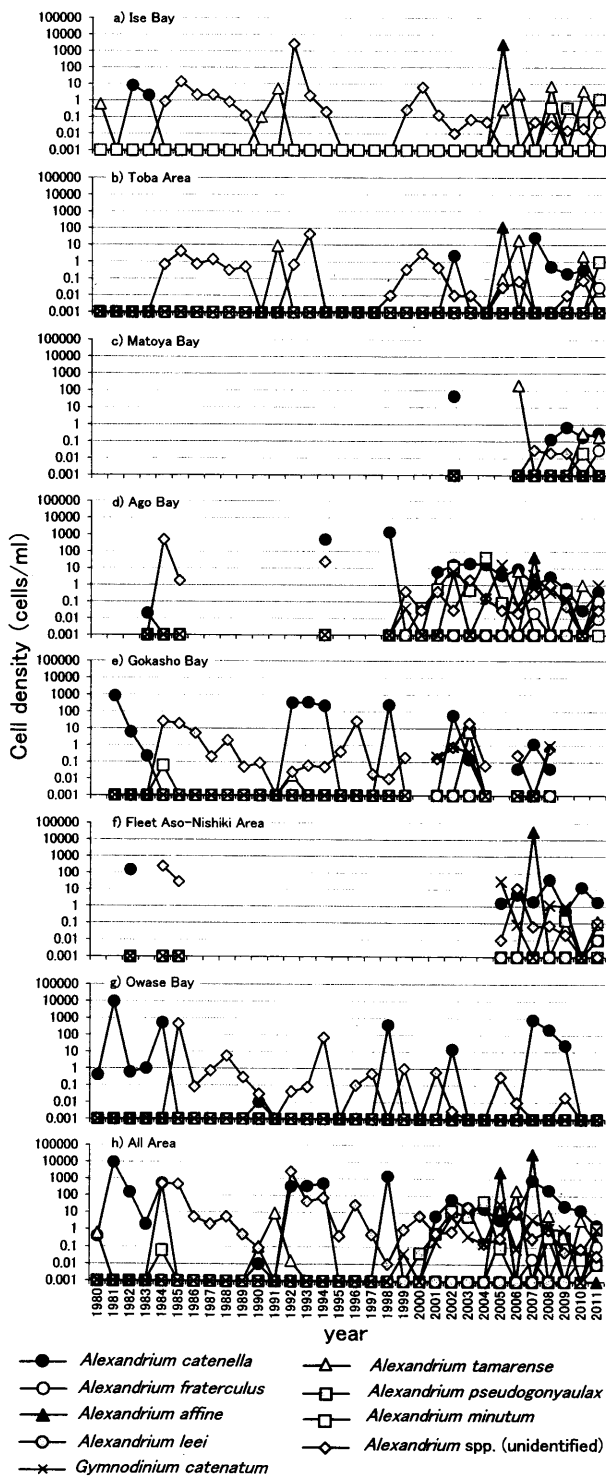


Fig.3. Annual changes of maximum cell densities of *Alexandrium* spp. and *Gymnodinium catenatum* around the coastal sea in Mie Prefecture from 1980 to 2011. The year without a plot indicate that investigation is not conducted.

7.8 ~ 21.0℃ の水温範囲で出現し、1 cells/ml 以上の出現がみられた水温範囲は 7.8 ~ 18.4℃ であった (Fig. 6)。塩分は 14.0 ~ 34.5 の範囲で出現し、1 cells/ml 以上の

出現がみられた塩分範囲は 26.1 ~ 34.4 であった (Fig. 7)。

(3) *Alexandrium fraterculus*

出現件数は伊勢湾で 3 件 (最高密度: 1.17 cells/ml), 鳥羽海域で 1 件 (最高密度: 0.98 cells/ml), 英虞湾で 8 件 (最高密度: 44 cells/ml), 五ヶ所湾で 2 件 (最高密度: 6 cells/ml), 阿曾浦 - 錦海域で 1 件 (最高密度: 0.147 cells/ml), 的矢湾と尾鷲湾では出現しなかった (Fig. 3, 4)。本種は 6 ~ 11 月に出現し、7 月の出現頻度と出現密度がともに他の時期に比べて高かった (Fig. 5)。本種は 20.3 ~ 27.3℃ の水温範囲で出現し、1 cells/ml 以上の出現がみられた水温範囲は 21.3 ~ 23.7℃ であった (Fig. 6)。塩分は 28.1 ~ 33.9 の範囲で出現し、1 cells/ml 以上の出現がみられた塩分範囲は 32.9 ~ 33.9 であった (Fig. 7)。

(4) *Alexandrium pseudogonyaulax*

出現件数は伊勢湾で 1 件 (最高密度: 0.05 cells/ml), 鳥羽海域で 1 件 (最高密度: 0.03 cells/ml), 的矢湾で 1 件 (最高密度: 0.03 cells/ml), 英虞湾で 2 件 (最高密度: 0.11 cells/ml), 阿曾浦 - 錦海域で 1 件 (最高密度: 0.09 cells/ml), 五ヶ所湾と尾鷲湾では出現しなかった (Fig. 3, 4)。本種は 4 ~ 7 月に出現し、6 月の出現頻度と出現密度がともに他の時期に比べて高かった (Fig. 5)。本種は水温が 15.5 ~ 27.9℃, 塩分が 25.4 ~ 34.6 の範囲で出現した (Fig. 6, 7)。

(5) *Alexandrium affine*

出現件数は伊勢湾で 1 件 (最高密度: 2,580 cells/ml), 鳥羽海域で 1 件 (最高密度: 120 cells/ml), 英虞湾で 1 件 (最高密度: 46 cells/ml), 阿曾浦 - 錦海域で 1 件 (最高密度: 30,000 cells/ml), 的矢湾, 五ヶ所湾, 尾鷲湾では出現しなかった (Fig. 3, 4)。本種は 8 月にのみ出現し、出現密度の最高値は 30,000 cells/ml で、*Alexandrium* 属全種のうちで最も高かった (Fig. 5)。本種は水温が 22.6 ~ 29.4℃, 塩分が 29.5 ~ 33.3 の範囲で出現するとともに、1 cells/ml 以上に達した (Fig. 6, 7)。

(6) *Alexandrium minutum*

出現件数は伊勢湾で 1 件 (最高密度: 0.363 cells/ml), 的矢湾で 1 件 (最高密度: 0.02 cells/ml), 阿曾浦 - 錦海域で 1 件 (最高密度: 0.01 cells/ml), 鳥羽海域, 英虞湾, 五ヶ所湾, 尾鷲湾では出現しなかった (Fig. 3, 4)。本種は 6 ~ 8 月に出現した (Fig. 5)。出現時の水温は 20.0 ~ 27.8℃, 塩分は 33.7 ~ 34.3 の範囲であった (Fig. 6, 7)。

(7) *Alexandrium leei*

出現件数は英虞湾で 1 件 (最高密度: 0.009 cells/ml), 阿曾浦 - 錦海域で 1 件 (最高密度: 0.01 cells/ml), 伊勢湾, 鳥羽海域, 的矢湾, 五ヶ所湾, 尾鷲湾では出現しなかつ

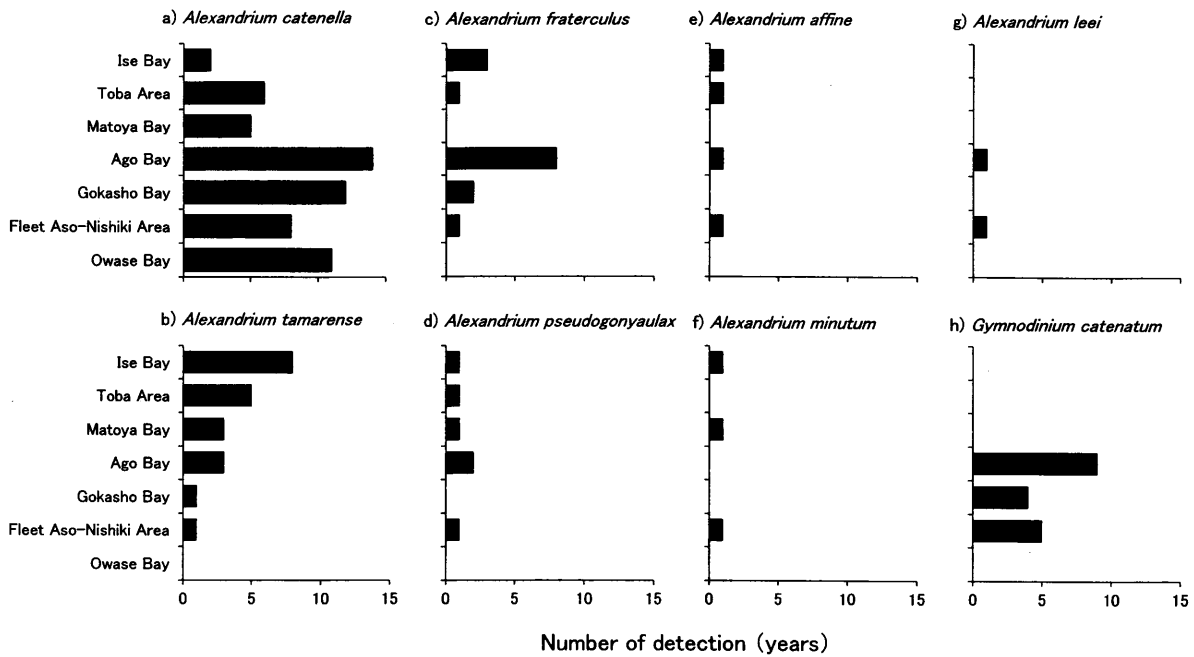


Fig.4. Number of detection years of *Alexandrium* spp. and *Gymnodinium catenatum* around the coastal sea in Mie prefecture from 1980 to 2011.

た (Fig. 3, 4)。本種は5月にのみ出現した (Fig. 5)。出現時の水温は16.9～19.1℃, 塩分は33.7～34.3の範囲であった (Fig. 6, 7)。

(7) *Gymnodinium catenatum*

出現件数は英虞湾で9件 (最高密度:17 cells/ml), 五ヶ所湾で4件 (最高密度:0.92 cells/ml), 阿曾浦 - 錦海域で5件 (最高密度:33 cells/ml), 伊勢湾, 鳥羽海域, 的矢湾, 尾鷲湾では出現しなかった (Fig. 3, 4)。本種は2～8月および11月の広い時期に出現し, 出現頻度は6月が最も高かった。出現密度は4月と8月が他の時期に比べて高かった (Fig. 5)。本種は12.3～30.6℃の水温範囲で出現し, 1 cells/ml以上の出現がみられた水温範囲は17.0～25.2℃であった (Fig. 6)。塩分は32.8～34.2の範囲で出現し, 1 cells/ml以上の出現がみられた塩分範囲は32.8～34.2であった (Fig. 7)。

3 *Alexandrium* 属および *Gymnodinium catenatum* の出現密度と二枚貝のマウス毒性値との関係

Fig. 8 に *A. catenella*, *A. tamarense*, *Alexandrium* spp. (未同定) および *G. catenatum* の出現密度と二枚貝のマウス毒性値との関係を示した。*A. catenella* では, 出現密度が1 cells/ml以上でマウス毒性値が検出される事例が認められ, 10 cells/ml以上で出荷自主規制の基準値 (4 MU/g whole meat) を超える事例が認められた。*A. tamarense* では, 1 cells/ml以上でマウス毒性値が検出されるとともに, 基準値を超える事例が認められた。*Alexandrium* spp. (未同定) では, 0.01 cells/ml以上でマウス毒性値が検出される事例が認められ, 0.1 cells/ml以上で基準値を超える事例が認められた。*G. catenatum* では, 0.1 cells/ml以上で基準値以下の毒化事例が3例あった (0.14 cells/ml: ヒオウギ 2.6 MU/g whole meat, 0.37 cells/ml: ヒオウギ 1.9 MU/g whole meat, 33 cells/ml: マガキ 1.8 MU/g whole meat)

ウス毒性値が検出される事例が認められ, 0.1 cells/ml以上で基準値を超える事例が認められた。*G. catenatum* では, 0.1 cells/ml以上で基準値以下の毒化事例が3例あった (0.14 cells/ml: ヒオウギ 2.6 MU/g whole meat, 0.37 cells/ml: ヒオウギ 1.9 MU/g whole meat, 33 cells/ml: マガキ 1.8 MU/g whole meat)

A. catenella と *A. tamarense* では, 10 cells/ml程度の出現密度からマウス毒性値が基準値を超える事例が増加したものの, 同じ密度レベルでもマウス毒性値のばらつきは大きく, 二枚貝の種類毎のマウス毒性値の違いは明らかではなかった。

考 察

1 三重県沿岸海域における二枚貝の毒化リスク

伊勢湾, 鳥羽海域, 的矢湾, 英虞湾, 五ヶ所湾, 阿曾浦 - 錦海域および尾鷲湾の各海域におけるマウス毒性値の年変動や検出頻度には, 明らかな増加あるいは減少傾向は認められず (Fig. 2), 1980年以降, 二枚貝の毒化リスクに大きな変化はないと考えられた。しかし, いずれかの海域ではほぼ毎年のように毒化が発生している現状にあり (Fig. 2), 県下の毒化リスクは決して低いとはいえない。とりわけ英虞湾や五ヶ所湾, 阿曾浦 - 錦海域における毒化リスクは高く, これらの海域を中心に, 今後も広域的に貝毒モニタリングを継続していく必要がある。

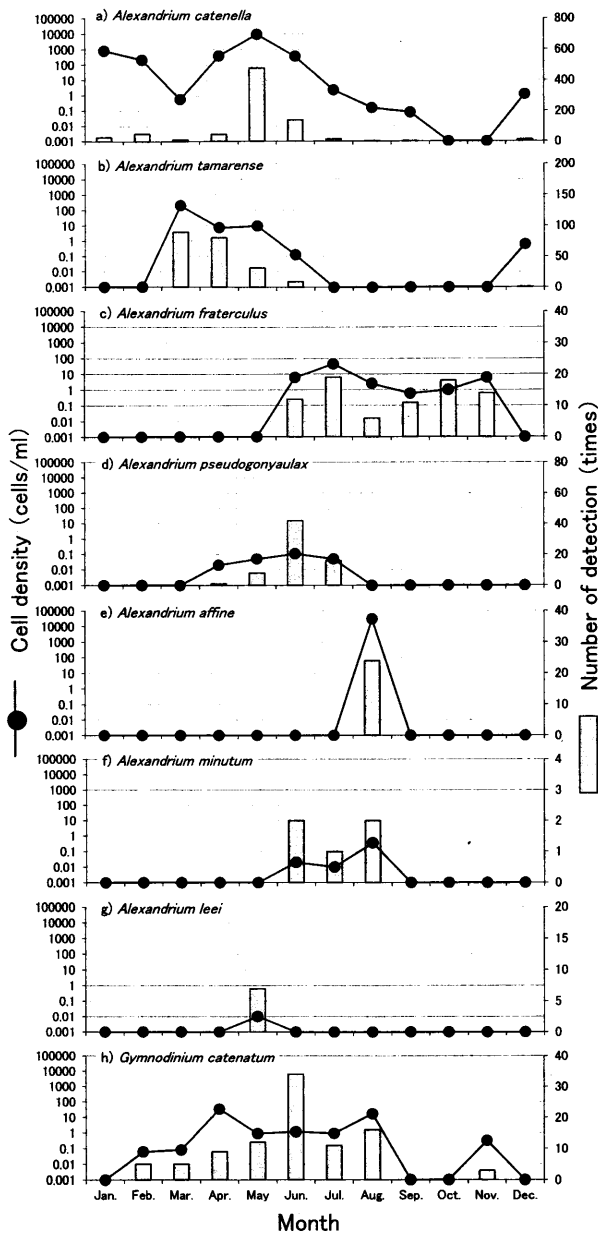


Fig.5. Seasonal changes of maximum cell densities and number of detection times of *Alexandrium* spp. and *Gymnodinium catenatum* from 1980 to 2011.

英虞湾で2005年に確認された出荷自主規制の基準値を超えるヒオウギの毒化については、英虞湾内で原因となるプランクトンが確認されなかった。そこで、当時、生産者にヒオウギの養殖履歴を聞き取った結果、ヒオウギは検査の直前まで古和浦に避寒させていたことが判明した。さらに、古和浦でプランクトン調査を実施した結果、*G. catenatum*が33 cells/mlの密度で確認されたことから、ヒオウギは英虞湾内で毒化したのではなく、古和浦で避寒中に本種により毒化したものが英虞湾に運び込まれたものと推定されている (Table 2)。今後、ヒオウギの避寒漁場におけるモニタリングの必要性についても

検討が必要である。

伊勢湾、鳥羽海域、的矢湾、英虞湾、五ヶ所湾、阿曾浦 - 錦海域および尾鷲湾の各海域におけるプランクトンの出現種数は1990年代後半から増加する傾向が認められた (Fig. 3)。これについては、それまで *Alexandrium* spp. (未同定) として処理されていたものが、この頃から種同定され、記録されることが多くなったことが影響していると考えられる。このことを考慮すると、各種プランクトンの出現密度の年変動には明らかな増加あるいは減少傾向は認められなかった。我が国では、1914年と1916年に五ヶ所湾で *Peridinium* 属あるいは *Glenodinium* 属の一種として赤潮の発生が報告されているプランクトンが (平坂 1922, 1923), *Alexandrium* 属 (おそらく *A. catenella*) の初確認の記録とされる (吉田・福代 2000, 松岡・吉田 2001)。また、結城 (2008) は、1956～1996年の的矢湾における調査から、*A. catenella* の出現密度が1970年代中期～1980年代前期にかけて急激に増加したことを報告している。以上のことから、三重県沿岸海域では、少なくとも1910年代から *Alexandrium* 属 (主に *A. catenella*) が出現し、1970年代中期～1980年代前期にかけて急激に出現密度が増加傾向となり、その後は出現密度が高い状況が維持されていると考えられた。

Alexandrium 属および *G. catenatum* の海域別の出現件数 (年数) から、三重県沿岸海域における *Alexandrium* 属および *G. catenatum* の分布特性、すなわち二枚貝の毒化リスクが高い海域が見出せる (Fig. 4)。*A. catenella* および *A. tamarense* はともに県下のほぼ全域に広く分布するものの、前者は特に英虞湾以南で、後者は特に伊勢湾～鳥羽海域で多く出現する傾向が認められた。二枚貝の出荷自主規制事例について、海域別に原因となった *Alexandrium* 属の種類を見てみると、鳥羽海域では種同定されているものはすべて *A. tamarense*、英虞湾以南ではすべて *A. catenella* であったのに対し、その中間に位置する的矢湾では両種による毒化事例が認められた (Table 2)。これらの現象は両種の分布特性を良く反映しており、鳥羽海域以北では *A. tamarense*、英虞湾以南では *A. catenella*、的矢湾では両種による二枚貝の毒化リスクが高いと考えられた。一方、*G. catenatum* については、英虞湾、五ヶ所湾、阿曾浦 - 錦海域などで出現件数が多かった。これらの海域では、*A. catenella* に加えて、本種による二枚貝の毒化にも注意が必要である。*A. fraterculus*, *A. pseudogonyaulax*, *A. affine*, *A. minutum*, *A. leei* の5種については、出現件数は少なかったものの、三重県沿岸海域に広く分布している可能性がある (Fig. 4)。今後、これ

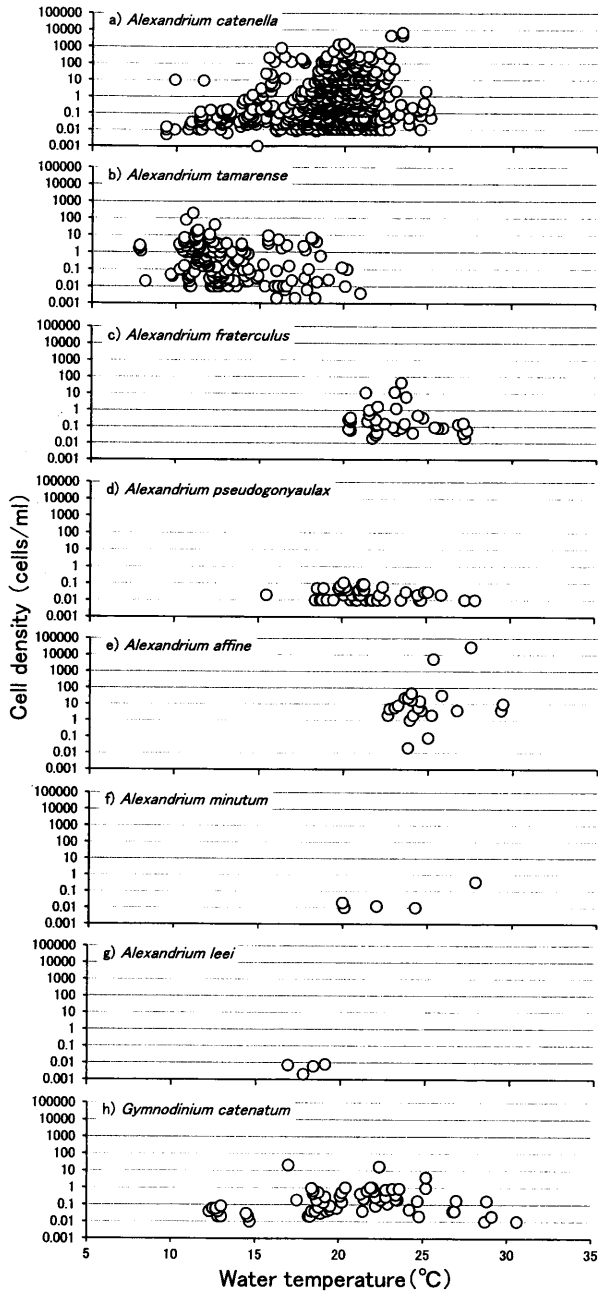


Fig.6. Relationships between water temperature and cell density of *Alexandrium* spp. and *Gymnodinium catenatum*.

らの種についても、さらにデータを集積し、分布の特性を明らかにしていく必要がある。

Alexandrium 属および *G. catenatum* の出現密度（最高値）および出現頻度の季節変化から、*Alexandrium* 属および *G. catenatum* が出現し易い時期、すなわち二枚貝の毒化リスクが高い時期が見出せる（Fig. 5）。*A. catenella* は、5月の出現頻度と出現密度がともに高く、5月が出現ピークと考えられたが、ほぼ周年出現する危険性があることが分かった。一方、*A. tamarense* は3月の出現頻度と出現密度が高く、出現ピークは *A. catenella* よ

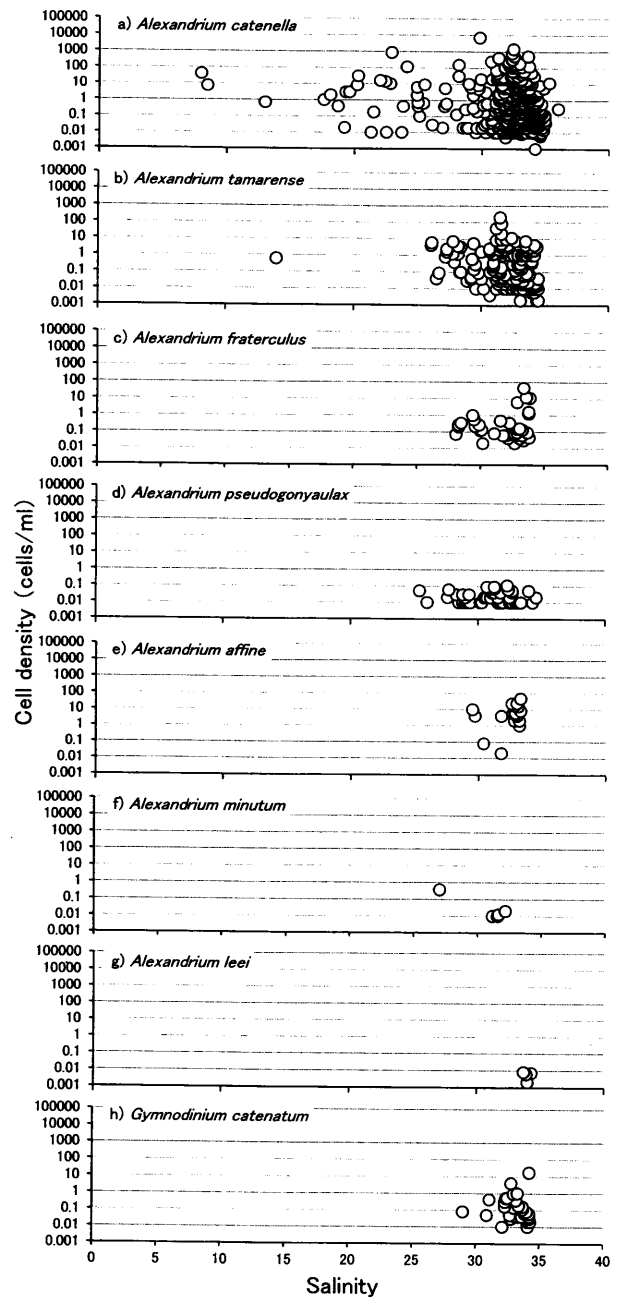


Fig.7. Relationships between salinity and cell density of *Alexandrium* spp. and *Gymnodinium catenatum*.

りも早めと考えられた。*A. fraterculus* の出現時期は6～11月と長く、出現頻度と出現密度のピークは明瞭ではなかったが、7月の出現頻度と出現密度がともに最も高かった。*A. pseudogonyaulax* の出現時期は4～7月で、*A. fraterculus* よりもやや早い6月が出現ピークと考えられた。*A. affine* は、8月にのみ出現し、出現密度も高かったことから、夏季に出現し易い種と推察された。*A. minutum* の出現時期は6～8月で、*A. fraterculus* や *A. affine* と同様、夏季にも発生し易いと考えられた。*A. leei* の出現時期は5月で、*A. catenella*、*A. tamarense*、*A.*

三重県沿岸海域における麻痺性貝毒の発生状況

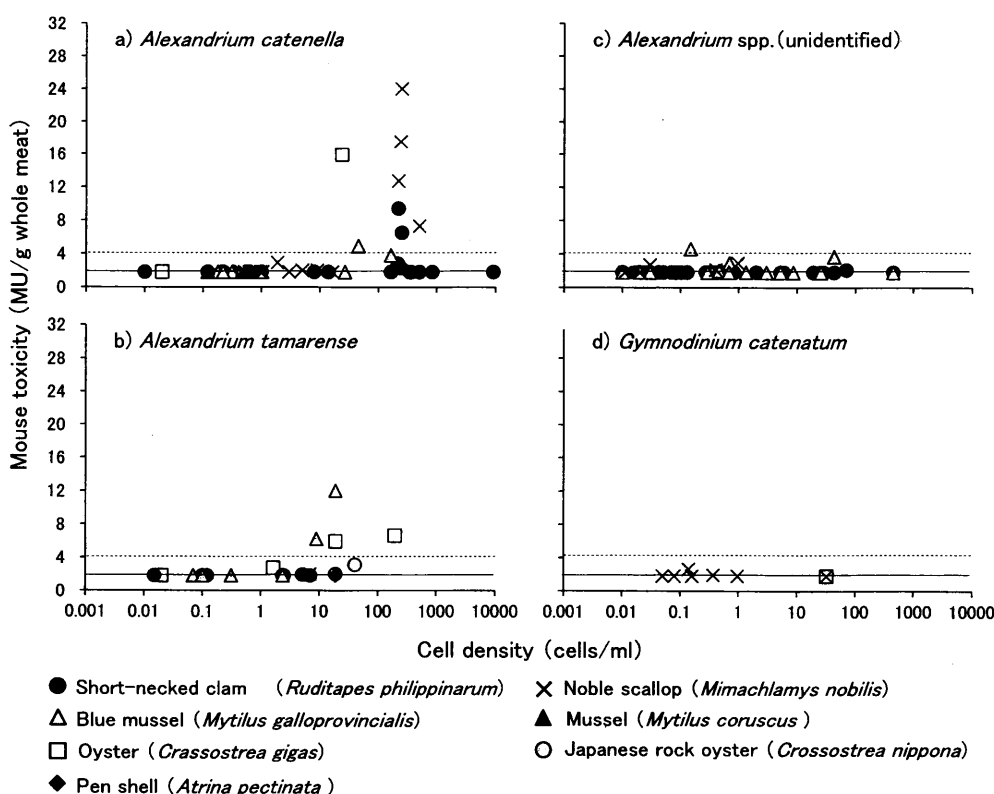


Fig.8. Relationships between mouse toxicity of bivalves and cell density of *Alexandrium* spp. and *Gymnodinium catenatum*. Dot-Lines indicate quarantine limits (4 MU/g whole meat). Solid lines indicate the limit of detection (<1.8 MU/g whole meat).

pseudogonyaulax と時期が重複した。*G. catenatum* の出現時期は、2～8月および11月と広範囲で、特に4～8月に出現し易いと考えられた。以上の *Alexandrium* 属と *G. catenatum* の出現時期から、三重県沿岸海域では周年にわたって二枚貝が毒化する危険性があるといえ、現在のモニタリング時期は3～6月が中心であるが、よりの確で安全性の高い貝毒監視体制を整備するためには、各海域における二枚貝の生産実態も考慮しつつ、モニタリング時期を見直す必要があるだろう。*A. catenella* については、1975年1月、1981年5月、2007年1月および2009年2月に、いずれも尾鷲湾において赤潮の発生が記録されている (Hashimoto *et. al.* 1976, 三重県農林水産部水産事務局漁政課 1982, 三重県科学技術振興センター水産研究部 2008, 三重県水産研究所 2010)。尾鷲湾においては、現在3～4月にモニタリングを実施しているのみであり、これらの時期においても監視が必要であると考えられる。*A. affine* については2005年8月に伊勢湾と鳥羽海域で、2007年8月に阿曾浦で赤潮の記録がある (三重県科学技術振興センター水産研究部 2006, 2008)。本種の出現実態を考慮し、夏季(8月)までモニタリングを継続すべきである。

Alexandrium 属および *G. catenatum* の出現環境は、塩分については概ね 25.0～35.0 の範囲で出現している点で共通していたのに対し、水温については種類毎に特異性が認められた (Fig. 6, 7)。*A. catenella* の出現水温は 9.4～25.1℃であったのに対し、*A. tamarense* はやや低めの 7.8～21.0℃であった。一方、*A. fraterculus* の出現水温は 22.6～27.3℃で、*A. catenella* よりもやや高めであった。*A. pseudogonyaulax* の出現水温は 15.5～27.9℃で、*A. fraterculus* に近かったが出現水温の下限は *A. fraterculus* よりも低かった。*A. affine* の出現水温は 22.6～29.4℃で、最も高めであった。*A. minutum* の出現水温は 20.0～27.8℃と高めで *A. fraterculus* と *A. affine* に類似していた。*A. leei* の出現水温は 16.9～19.1℃で *A. catenella*, *A. tamarense*, *A. pseudogonyaulax* と重複し、*G. catenatum* は 12.3～30.6℃の広い水温範囲で出現した。これらの出現水温と前述の出現時期の傾向が一致することから、プランクトンの出現時期の違いは、それぞれのプランクトンにおける増殖の至適水温の違いを反映している可能性が高い。ただし、このことを明らかにするためには、それぞれのプランクトンの生理的な増殖水温の違いを培養実験等により検討する必要があるだろう。

2 プランクトン密度による毒化予測

今回のモニタリングデータの解析から、二枚貝が毒化するプランクトン出現密度の閾値を推定することができた (Fig. 8)。*A. catenella* と *A. tamarensis* では、1 cells/ml 程度の出現密度から二枚貝の毒化が始まり、10 cells/ml 程度で基準値 (4 MU/g whole meat) を超えるマウス毒性値が検出される危険性があると考えられた。しかし、両種が含まれる可能性がある *Alexandrium* spp. (未同定) で 0.01 cells/ml 以上で毒化事例が、0.1 cells/ml 以上で基準値を超えた事例が認められたことを考慮すると、より低い出現密度でも二枚貝が毒化する危険性があるといえる。*G. catenatum* については、0.1 cells/ml 以上で3例の毒化事例が認められたものの、マウス毒性値が顕著に増加する出現密度は不明であった。今回のモニタリングデータでは、プランクトンの調査地点と二枚貝の採取地点が完全には一致していない事例が多く、プランクトン調査日と二枚貝の採取日が異なる事例も多いことから、毒化予測の指標に用いるには精度的には不十分である。今後、より綿密な調査を実施して、より高精度のプランクトン密度基準値を検出する必要がある。また、二枚貝の毒化を精度良く予測するためには、二枚貝の種類毎に密度基準値を設定することも必要である。

今回、三重県沿岸海域で出現が確認された *Alexandrium* 属7種と *G. catenatum* のうち、実際に二枚貝の毒化が認められた *A. catenella*, *A. tamarensis* および *G. catenatum* 以外の種類については、毒産生能に関する知見が十分ではない。2005年に伊勢湾および鳥羽海域で発生した *A. affine* については、ELISA法 (RIDASCREEN FAST PSP) で毒産生能が調べられた結果、無毒あるいは極めて低毒産生能であったとされる (松山, 未発表)。また、岩手県沿岸で発生した *A. fraterculus*, *A. pseudogonyaulax*, *A. minutum* についても、無毒あるいは極めて低毒産生能であったことが報告されている (加賀ら 2006)。しかし、海外で発生した *A. affine*, *A. leei* (Nguyen-Ngoc 2004), *A. minutum* (Yoshida et al. 2000) では有毒のものが報告されており、同一種でも有毒あるいは無毒の個体群が存在する可能性がある。二枚貝の毒化を的確に予測するためには、今後、プランクトンの毒産生能に関する知見を収集することも重要である。

3 現状の貝毒監視体制の問題点とその対策

本研究により、三重県沿岸海域で出現する *Alexandrium* 属および *G. catenatum* の分布特性、出現時期、二枚貝が毒化する出現密度などが明らかになった。プランクトン調査は、マウス毒性試験による貝毒検査に比べて費用や労力が少なく済む。また、最近、マウス毒性試験のス

クリーニング法として利用可能な ELISA 法等の貝毒簡易測定法の開発も進んでいる (Kawatsu et al. 2002, 大島・濱野 2007)。これらの手法を複合的に活用すれば、より多くの地点、高い頻度で監視することが可能となり、監視区域を細分化することができる。現在の監視体制では、一つの調査地点が広い監視区域を代表しているため、二枚貝の毒化を見逃す危険があるとともに、実際は毒化が発生していない水域の二枚貝まで出荷規制を受けることにより生産者が不利益を被っている可能性もある。今後は、プランクトン調査や ELISA 法等の貝毒簡易測定法を有効に活用し、二枚貝の毒化実態に応じた安全かつ生産者の損失にも配慮した貝毒監視体制を構築していく必要がある。

要 約

三重県で実施された 1980～2011年までの32年間の貝毒監視モニタリングデータを解析し、県内における麻痺性貝毒による二枚貝の毒化状況、原因プランクトンである *Alexandrium* 属と *Gymnodinium catenatum* の分布や出現の特徴、二枚貝の毒化予測に必要となる二枚貝のマウス毒性値と原因プランクトンの出現密度との関係などについて整理した。二枚貝のマウス毒性値の経年変化から、県内の二枚貝の毒化リスクには大きな変化はなかったものの、毒化リスクは低い状況とはいえなかった。三重県沿岸海域では *Alexandrium* 属7種と *G. catenatum* が確認され、毒化原因の主要種である *A. catenella*, *A. tamarensis* および *G. catenatum* の分布は、それぞれ南部海域、北部海域および中南部海域が中心であることが明らかになった。また、それぞれのプランクトンの発生時期や発生水温が明らかになった。マウス毒性値が二枚貝の出荷自主規制の基準値である 4 MU/g を超える *A. catenella* および *A. tamarensis* の出現密度の目安は、10 cells/ml 程度以上と推察された。これらの知見は、三重県における確かな貝毒監視体制の確立に寄与するものと考えられる。

文 献

- 野口玉雄 2003: マリントキシン. 日水誌, 69(4), 895-909.
 Hashimoto, Y., Noguchi, T., and Adachi, R. 1976: Occurrence of toxic bivalves in association with the bloom of *Gonyaulax* sp. in Owase Bay. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 42 (6), 671-676.
 小金澤昭光・小谷祐一 1985: 貝毒問題に関する研究と対策. 「貝毒プランクトン—生物学と生態学」(福代康夫

- 編). 恒星社厚生閣, 東京, 9-18.
- 野村真郷 1994: 貝毒対策の行政対応と問題点. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 60 (5), 679-680.
- 三重県 1981: 昭和 55 年度重要貝類等毒化点検調査報告書. 昭和 56 年 3 月.
- 野口玉雄 1994: 貝毒対策の現状および問題点. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 60 (5), 677-678.
- 厚生省環境衛生局乳肉衛生課長通知 1980: 貝毒の検査法等について. 昭和 55 年 7 月 1 日, 環乳第 30 号.
- 安元 健 1991: 自然毒, 動物毒, 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, 300-305.
- 福代康夫・井上博明・高山晴義 1997: 渦鞭毛植物門 渦鞭毛藻綱. 「日本産海洋プランクトン検索図説」(千原光雄・村野正昭 編). 東海大学出版会, 東京, 31-112.
- 平坂恭介 1922: 本年春季に起れる赤潮. *動物学雑誌*, 34, 740-748.
- 平坂恭介 1923: 再び赤潮に就いて. *動物学雑誌*, 35, 84-85.
- 吉田 誠・福代康夫 2000: 形態学的特徴からみた *Alexandrium* 属の分類. 日本プランクトン学会報, 47 (1), 34-43.
- 松岡數充・吉田 誠 2001: 日本近海における麻痺性貝毒原因渦鞭毛藻の地理的分布. *月刊海洋*, 33(10), 695-699.
- 結城勝久 2008: 三重県の矢湾における渦鞭毛藻 *Alexandrium catenella* と *A. tamarense* の出現量の長期変化. *プランクトン学会報*, 55(1), 33-40.
- 三重県農林水産部水産事務局漁政課 1982: 昭和 56 年 (1 月～12 月) に三重県沿岸海域で発生した赤潮について. 昭和 57 年 1 月.
- 三重県科学技術振興センター水産研究部 2008: 平成 19 年三重県沿岸海域に発生した赤潮. 平成 20 年 3 月.
- 三重県水産研究所 2010: 平成 21 年三重県沿岸海域に発生した赤潮. 平成 22 年 4 月.
- 三重県科学技術振興センター水産研究部 2006: 平成 17 年三重県沿岸海域に発生した赤潮. 平成 18 年 3 月.
- 加賀新之助・関口勝司・吉田 誠・緒方武比古 2006: 岩手県沿岸に出現する *Alexandrium* 属とその毒産生能. *Nippon Suisan Gakkaishi*, 72 (6), 1068-1076.
- Nguyen-Ngoc, L. 2004: An autecological study of the potentially toxic dinoflagellate *Alexandrium affine* isolated from Vietnamese waters. *Harmful Algae*, 3, 117-129.
- Yoshida, M., Ogata, T., Thuoc, C.V., Matsuoka, K., Fukuyo, Y., Hoi, N.C., and Kodama, M. 2000: The first finding of toxic dinoflagellate *Alexandrium minutum* in Vietnam. *Fish. Sci.*, 66 (1), 177-179.
- Kawatsu, K., Hamano, Y., Sugiyama, A., Hashizume, K., and Noguchi, T. 2002: Development and application of an enzyme immunoassay based on a monoclonal antibody against gonyautoxin components of paralytic shellfish poisoning toxins. *J. Food Protection*, 65 (8), 1304-1308.
- 大島泰克・濱野米一 2007: 麻痺性貝毒のモニタリング. 「貝毒研究の最先端-現状と展望」(今井一郎・福代康夫・広石伸互 編). 恒星社厚生閣, 東京, 19-29.