

# 長期モニタリングデータからみた大阪湾における環境変化と 有毒渦鞭毛藻*Alexandrium tamarense*ブルーム規模の拡大

|       |                            |
|-------|----------------------------|
| 誌名    | 日本プランクトン学会報                |
| ISSN  | 03878961                   |
| 著者    | 山本, 圭吾<br>中嶋, 昌紀<br>今井, 一郎 |
| 巻/号   | 64巻1号                      |
| 掲載ページ | p. 11-21                   |
| 発行年月  | 2017年2月                    |

## 長期モニタリングデータからみた大阪湾における環境変化と 有毒渦鞭毛藻 *Alexandrium tamarens* ブルーム規模の拡大

山本圭吾<sup>1)\*</sup>・中嶋昌紀<sup>1)</sup>・今井一郎<sup>2)</sup>

<sup>1)</sup> 大阪立府環境農林水産総合研究所水産技術センター 〒599-0311 大阪府泉南郡岬町多奈川谷川 2926-1

<sup>2)</sup> 北海道大学大学院水産科学研究院 〒041-8611 北海道函館市港町3-1-1

### Expansion of blooming in the toxic dinoflagellate *Alexandrium tamarens* and environmental fluctuation analyzed from long-term monitoring data in Osaka Bay, eastern Seto Inland Sea, Japan

KEIGO YAMAMOTO<sup>1)\*</sup>, MASAKI NAKAJIMA<sup>1)</sup> AND ICHIRO IMAI<sup>2)</sup>

<sup>1)</sup> Marine Fisheries Research Center, Research Institute of Environment, Agriculture and Fisheries, Osaka Prefecture, 2926-1 Tanigawa, Tanagawa, Misaki, Sennan, Osaka 599-0311, Japan

<sup>2)</sup> Graduate School of Fisheries Sciences, Hokkaido University, 3-1-1 Minato-cho, Hakodate, Hokkaido 041-8611, Japan

\* Corresponding author: E-mail: YamamotoK@o-suishi.zaqr.jp

**Abstract** The expansion of blooming in the toxic dinoflagellate *Alexandrium tamarens* in Osaka Bay, eastern Seto Inland Sea, Japan, is examined from investigations at 13 or 20 sampling stations from 2002 to 2016, as well as long-term environmental monitoring from 1975 to 2016. *Alexandrium tamarens* blooms were mainly observed from March to May in Osaka Bay, at approximately 15°C and 30 PSU. High cell densities were observed at low nutrient conditions, especially low phosphate, and low chlorophyll *a*. Temperatures in April and May gradually rose over the study period, but salinity from February to May showed no trend. Dissolved inorganic nitrogen (DIN) declined from the 1980s onward, and the downward trend became conspicuous after the 2000s. Phosphate drastically declined until the 1990s and then remained at a low level. *Alexandrium tamarens* blooms in Osaka Bay increased in scale approximately from the 2000s onward. Long-term trends in the dynamics of *A. tamarens* populations were considered to relate to the concentration of DIN and the cell density of the dominant diatom in Osaka Bay, *Skeletonema* spp. Short-term blooms of *A. tamarens* in Osaka Bay may have been induced by declines in phosphate concentration. However, the long-term expansion of *A. tamarens* appears to be related to a decline in DIN concentrations and subsequent decreased spring blooms, especially of *Skeletonema* spp.

**Key words:** *Alexandrium tamarens*, long term changes, Osaka Bay, environmental factor

#### はじめに

日本における代表的な麻痺性貝毒原因渦鞭毛藻 *Alexandrium tamarens* (Lebour) Balech による二枚貝の毒化は、1980年代までは北海道や東北地方が中心であったが<sup>3)</sup>、近年は西日本でも頻繁に報告されるようになった (Imai et al. 2006)。かつて典型的な富栄養海域とされた

大阪湾では、本種が増殖する春季は珪藻のブルームが顕著であり (城1986)、近年までほとんど問題にされてこなかった。しかし、2002年春季に東部海域で本種による出荷自主規制値 (4 MU g<sup>-1</sup>) を超える二枚貝の毒化が確認 (濱野2002, 山本2004) されて以降、毎年のように *A. tamarens* の増殖と二枚貝の毒化が確認されるようになった。さらに、2007年、2011年、及び2013年には海域での増殖に加え、大阪湾奥に流入する淀川の感潮

域でも確認されただけでなく赤潮状態にまで増殖するなど (山本ほか2009, 山本2010, 山本ほか2010など), 増殖の規模は拡大傾向にある。

本報では, 2002年から2016年のモニタリング調査のデータを用い, 大阪湾における環境要因と *A. tamarensis* 栄養細胞の出現の年変動における関係を検討した。さらに大阪湾で1970年代から行っている環境モニタリングデータから, *A. tamarensis* の主増殖期である春季における環境の長期的な変化傾向を明らかにするとともに海域環境の推移を明らかにし, *A. tamarensis* の出現動態と比較検討することで, 近年大阪湾で大規模増殖が頻発するようになった要因を考察した。

### 材料および方法

*Alexandrium tamarensis* 栄養細胞密度および環境要因の調査は, 2002年から2016年の2月から5月に月2回から5回の頻度で行った。月の月上旬に大阪湾全域の20定点 (Fig. 1A) で, 残りの週を大阪湾東部の14定点ないし定点cを除いた13定点 (Fig. 1B) において実施した。なお, bとb'の位置は若干異なるが, データの処理上同じ定点とした。調査は大阪府立環境農林水産総合研究所 (旧大阪府立水産試験場) 調査船「おおさか (1998年4月~2013年2月: 28 t, 2013年3月~: 19 tの新造船)」により行った。各定点で表層水をバケツにより採水し, 一部に

については現場で25%グルタルアルデヒド水溶液を最終濃度2.5%になるように加えて固定した。採水した試水は実験室に持ち帰り, 無固定の試水は生物顕微鏡下で1 mL中の細胞数を計数し, 固定した試水はCalcofluor whiteで染色 (Fritz & Triemer 1985) した細胞の鏡板観察を行い, 第一頂板の腹孔の確認により種を同定した。

水温, 塩分のデータについては毎回調査時に, バケツ採水した表層水を現場にて棒状水銀温度計で水温を測定した後実験室に持ち帰り, サリノメーター (鶴見精機製デジオート Model3-GまたはModel-5) で塩分を測定することにより得た。2009年以降は月上旬, 中旬に月2回の頻度で表層水について栄養塩濃度を, 2011年以降は栄養塩に加えてクロロフィルa濃度を分析した。栄養塩濃度の分析には, 400°Cで2時間強熱処理したグラスファイバーフィルター (Whatman GF/C) で濾過した試水についてオートアナライザー (BLTEC社製swAA) を用い, 溶存無機態窒素濃度 ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$ : なお,  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$ の総和をDINとして扱う), 溶存無機態リン濃度 (DIP:  $\text{PO}_4\text{-P}$ ), 溶存態ケイ素濃度 ( $\text{SiO}_2\text{-Si}$ ) を分析した。クロロフィルa濃度はフィルター上の捕集物を90%アセトンで24時間抽出し, Holm-Hansen法 (Holm-Hansen et al. 1965) により蛍光光度計 (ターナーデザイン社製TD700) で測定した。

*A. tamarensis* 栄養細胞出現の長期経年変動の検討には, 1994年以降は筆者らが実計数した年間最高細胞密度を,

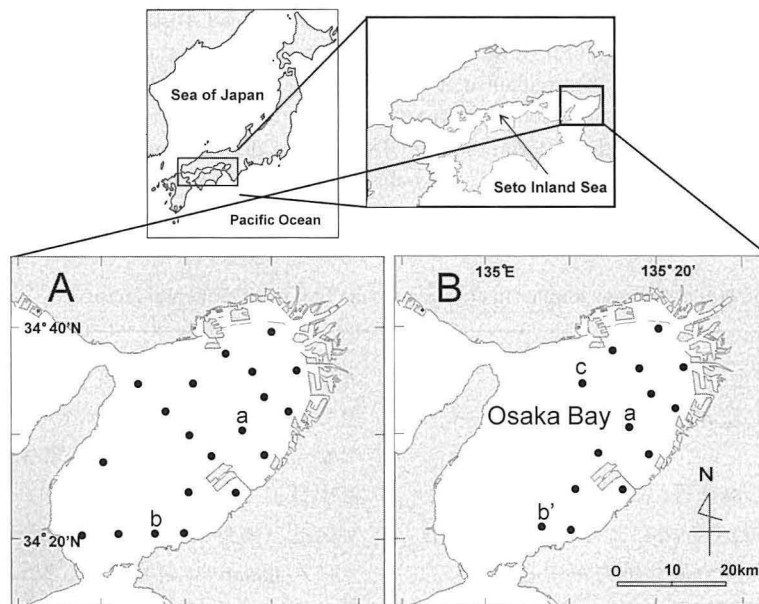


Fig. 1. Location of the sampling stations for monitoring of *Alexandrium tamarensis* in Osaka Bay. A: stations for the samplings on every first Monday and Tuesday in each month and B: stations for the samplings on other days of Monday. a: station for measuring densities of all species of phytoplankton (especially diatoms). b and b': nearby stations, so treated as same station. c: station for samplings usually on every third Monday (middle of month).

1993年以前は、大阪府立水産試験場事業報告に記載されているデータを使用した。水質項目の長期経年変動の検討は、大阪府立環境農林水産総合研究所水産技術センター（旧大阪府水産試験場）が月1回の頻度で、各月上旬に大阪湾の20定点（Fig. 1A）で行っている浅海定線調査のデータを用いた。水温と塩分については、2月から5月の4ヶ月分のデータを、DIN, DIP, クロロフィル *a* については、年4回の頻度で行っている浅海定線調査の特殊項目のうち2月と5月のデータを使用した。トレンド解析はMann-Kendall検定法により行った。検定にはR 3.0.1 (R Core Team 2013)を使用した。その他植物プランクトンのうち珪藻類については、2000年から2016年の湾東部のほぼ中央に位置する定点aで、月2回から5回の頻度で計数されたデータを使用した。なお、その他植物プランクトンについては、前述の *A. tamarense* 栄養細胞と同様に現場で25%グルタルアルデヒド水溶液を最終濃度2.5%となるように加えて固定した表層水を実験室に持ち帰り、*A. tamarense*と同様に1 mL中の細胞数を生物顕微鏡下で直接計数して細胞密度を求めた。

## 結 果

### *Alexandrium tamarense* 栄養細胞の年別出現状況

2002年から2016年の各年の2月から5月における *A. tamarense* 栄養細胞の出現状況を Fig. 2 に示した。この15年間のいずれの年も  $1 \text{ cell mL}^{-1}$  以上の *A. tamarense* 栄養細胞が確認されたが、最高細胞密度が  $10 \text{ cells mL}^{-1}$  を超えたのは2002年、2006年～2008年、2010年、2011年、2013年～2016年の10年であった。  $10 \text{ cells mL}^{-1}$  を超えた年はいずれも出荷自主規制値を超える二枚貝類の毒化が確認された（以降、これらを貝毒発生年、これ以外を貝毒非発生年と称する）。これら10年のうち2007年、2008年、2011年、2013年～2014年、2016年は  $100 \text{ cells mL}^{-1}$  を超える出現が確認された（貝毒発生年のうち、これらを大規模発生年と称する）。出現のピークは概ね3月中旬～4月中旬に見られたが、ピーク時期は年により異なった。すなわち2002年、2006年は3月中下旬、2004年、2011年、2016年は4月上旬、2003年、2005年、2007年～2009年、2013年、2014年は4月中下旬にピークが確認された。さらに2010年、2012年、2015年については3月下旬と4月下旬の2回のピークが認められた。

大阪湾の海域ごとの出現動態をみるために、2000年～2015年の増殖盛期における *A. tamarense* の水平分布を示した（Fig. 3）。全域調査時に増殖盛期が認められたのは2004年、2011年、2016年であったが、いずれも西部海

域の密度は低く、主に東部海域で増殖が確認された。東部海域においては中部以北で大規模な増殖が確認され、中でも関西国際空港周辺と、淀川河口に近い定点を中心に高密度に増殖することが多かった。

### *Alexandrium tamarense* 栄養細胞出現時の水域環境

Fig. 4に各年における *A. tamarense* 栄養細胞出現時の水温と細胞密度、Fig. 5に塩分と細胞密度の関係を示した。*A. tamarense* の出現は、 $7.7^{\circ}\text{C} \sim 21.4^{\circ}\text{C}$  と広い水温範囲で確認された。細胞密度のピークは  $15^{\circ}\text{C}$  前後の水温帯で確認される年が多かったが、2002年、2006年、2011年のように  $10^{\circ}\text{C}$  前後でピークとなった年も散見された。塩分は概ね30前後の時に高密度の増殖が集中していたが、2003年、2008年、2015年のように20未満の低塩分で高密度の増殖が確認されるケースもあった。

2009年から2016年の細胞密度と溶存無機態栄養塩濃度の関係を Fig. 6 に示した。  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$ , DIN, DIP,  $\text{SiO}_2\text{-Si}$  のすべてについて、有意な相関は認められないものの、栄養塩が高いときに細胞密度が低い傾向がみられた。珪藻をはじめとする他の植物プランクトンと *A. tamarense* の出現状況を比較するため、Fig. 7に *A. tamarense* 出現時のクロロフィル *a* と細胞密度の関係およびクロロフィル *a* 濃度階級ごとの出現頻度を示した。ここで、*A. tamarense* の細胞密度が高い場合、*A. tamarense* 自体にもクロロフィルが含まれるため、補正が必要となる。そこで、*A. tamarense* 以外の植物プランクトンがほとんど出現していなかった2016年4月の湾奥の試料（細胞密度  $450 \text{ cells mL}^{-1}$ , クロロフィル *a* 濃度  $10.67 \mu\text{g L}^{-1}$ ）を基に *A. tamarense* の細胞当たりクロロフィル *a* 量を  $2.4 \times 10^{-5} \mu\text{g}$  と算出した。これを全体のクロロフィル *a* 濃度から減じることで、海域における *A. tamarense* 以外の植物プランクトンの現存量の指標とした。なお、ここで得られた細胞当たりクロロフィル *a* 量は、山本ほか（2010）に示された回帰式から計算されるクロロフィル *a* 量とほぼ同量であった。*A. tamarense* 細胞密度とクロロフィル *a* との関係では、クロロフィル *a* 濃度が高い定点で本種の高い増殖を示すこともあったが、  $1 \text{ cell mL}^{-1}$  以上の *A. tamarense* 出現は  $5 \mu\text{g L}^{-1}$  以下のクロロフィル *a* 濃度のケースが全体の半分以上を占めていた。

### 大阪湾の春季における環境要因の長期経年変動と *Alexandrium tamarense* 栄養細胞の長期的出現状況の変動

Fig. 8に1975年から2016年の春季（2月～5月）における水温、塩分、溶存無機態栄養塩、クロロフィル *a*、定点調査における *A. tamarense* 年間最高細胞密度の経年変

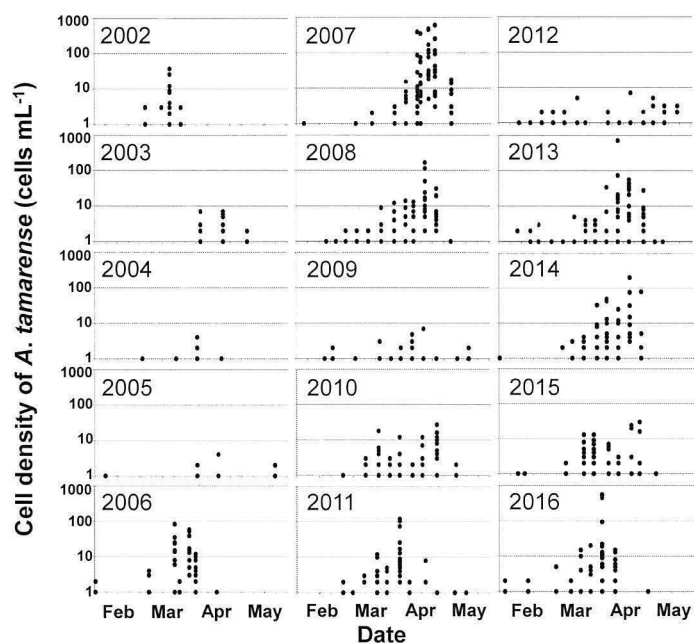


Fig. 2. Changes in cell densities of *Alexandrium tamarensis* in Osaka Bay from February to May, in 2002–2016.

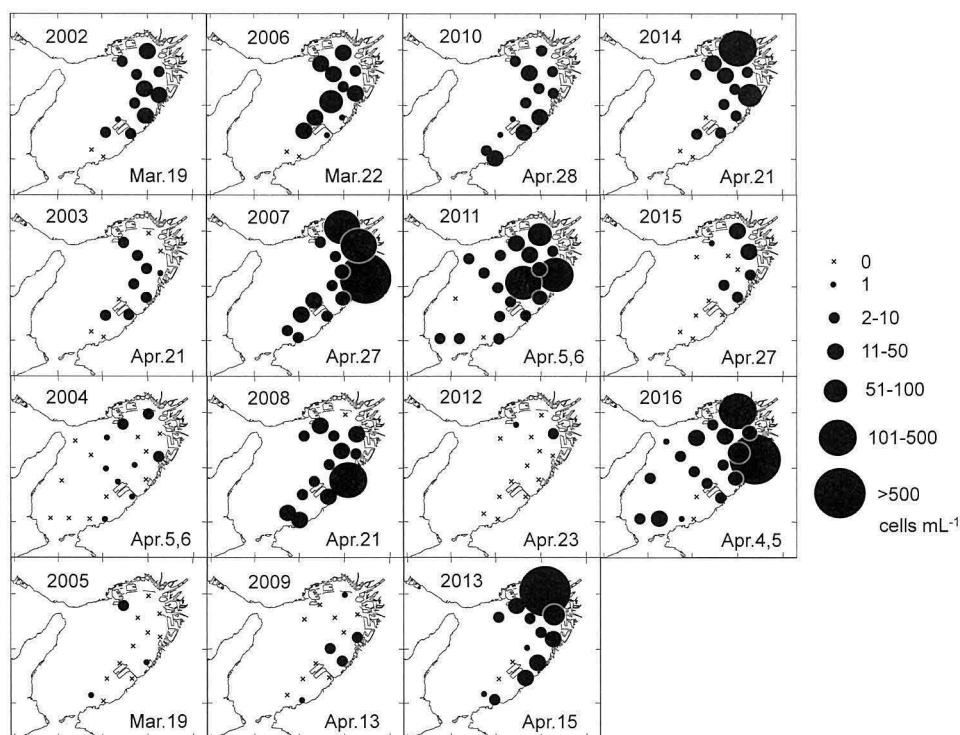


Fig. 3. Horizontal distributions of cell densities of *Alexandrium tamarensis* in surface water showing maximum bloom phase for every years from 2002–2016.

化をそれぞれ示した。2月と3月の水温はほとんど同様の变化を示し、ほぼ横ばいであった。また、4月と5月の水温は、それぞれ有意水準95%, 99%で有意な上昇傾向を示した。塩分はいずれの月も有意な変動傾向は認め

られなかった。DINの2月と5月の平均値は $4.02\sim 30.93\ \mu\text{M}$ で変化し、1980年代から継続して減少傾向を示したが、2000年代以降は減少傾向が顕著となった。DIPは $0.13\sim 0.82\ \mu\text{M}$ で変化し、1990年代まで急激に減少した後、

2000年代以降横ばい傾向を示したが、減少傾向は2月の値において顕著であった。DIN, DIPとも2月と5月の平均は、有意水準99%で有意な減少傾向を示した。以上の値から計算したDIN:DIPは24.75~79.85で変化したがトレンドについては一定の傾向は見いだせなかった。クロロフィル $a$ の2月と5月の平均は、1977年以降では有意水準95%で有意に減少傾向にあった。さらに2002年以降は有意水準99%で顕著な減少傾向が認められた。大阪府立水産試験場事業報告から抽出した1993年以前の

1978年と1986年のデータは、*Protogonyaulax tamarensis* 類似種として記載されており、それぞれ660 cells mL<sup>-1</sup>, 4 cells mL<sup>-1</sup>である。1978年の高い値は5月中旬に観察されたものであり(矢持ほか1980), 状況(水温18.1°C, 塩分31.15, 貝毒検査結果はNo detection)として*Alexandrium catenella* (Whedon & Kofoid) Balechであると判断される。1993年以前の記録はこれら以外に存在しなかった。1994年以降の最高細胞密度は1994年に13 cells mL<sup>-1</sup>となった後、2000年まで10 cells mL<sup>-1</sup>以下のレベルで推移した。

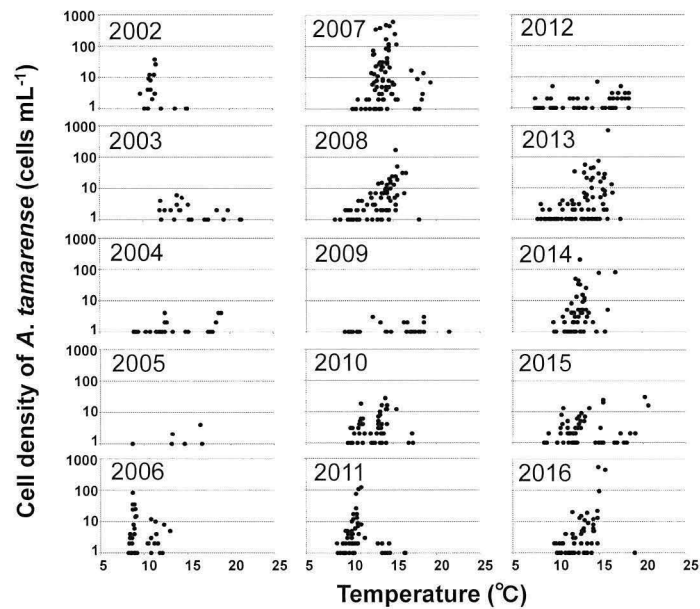


Fig. 4. Relationships between water temperature and cell density of *Alexandrium tamarensis* ( $>1$  cell mL<sup>-1</sup>) at each station from 2002 to 2016.

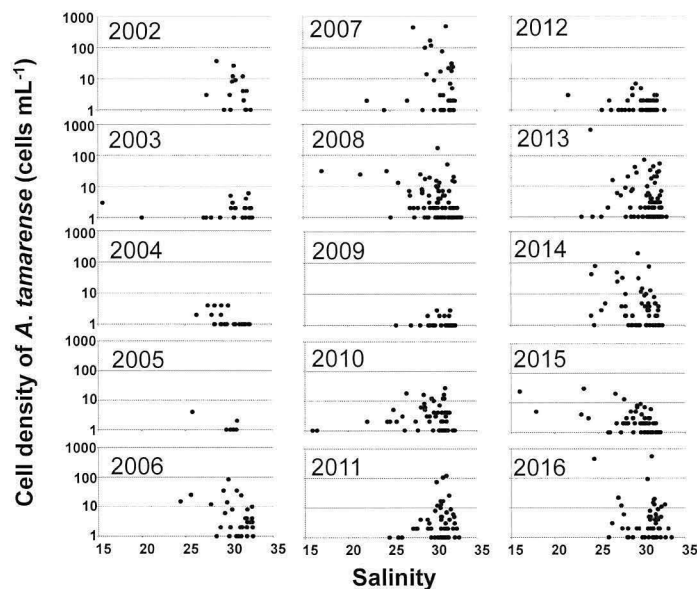


Fig. 5. Relationships between salinity and cell density of *Alexandrium tamarensis* ( $>1$  cell mL<sup>-1</sup>) from 2002 to 2016.

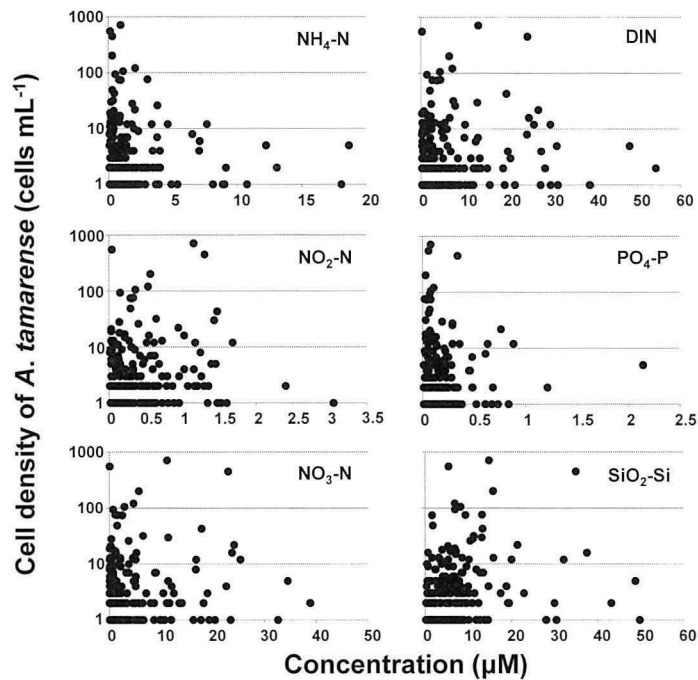


Fig. 6. Relationships between nutrients concentration ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{DIN}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$ ,  $\text{SiO}_2\text{-Si}$ ) and cell density of *Alexandrium tamarensis* ( $>1$  cell  $\text{mL}^{-1}$ ). Data were obtained from 2009 to 2016.

2002年に  $37$  cells  $\text{mL}^{-1}$  まで増殖した後、2005年まで再び低レベルとなったが、その後はほぼ毎年大規模な増殖がみられた。

#### 大阪湾における春季の環境変化と *Alexandrium tamarensis* 出現との関係

1994年以降のデータにより、溶存無機態栄養塩 ( $\text{DIN}$ ,  $\text{DIP}$ )、クロロフィル  $a$ 、2月から5月に最も優占していた珪藻 *Skeletonema* spp. の定点  $a$  における平均細胞密度のそれぞれについて、*A. tamarensis* 最高細胞密度との関係を Fig. 9 に示した。これら4項目のうち、 $\text{DIP}$ 、クロロフィル  $a$  は、有意な相関は認められなかったがどちらも低濃度の年に高い細胞密度で確認される点で共通していた。一方、溶存無機態窒素 ( $\text{DIN}$ ) と *Skeletonema* spp. の平均細胞密度については、ともに有意な負相関が認められた (それぞれ  $r=0.69$ ,  $P<0.01$ ,  $r=0.62$ ,  $P<0.01$ )。

### 考 察

#### 大阪湾における *Alexandrium tamarensis* 栄養細胞の増殖と環境要因

2002年以降の大阪湾では *A. tamarensis* が毎年春季に確認されているが、そのピークの時期は年により少し異なっていた (Fig. 2)。日本沿岸における *A. tamarensis* の

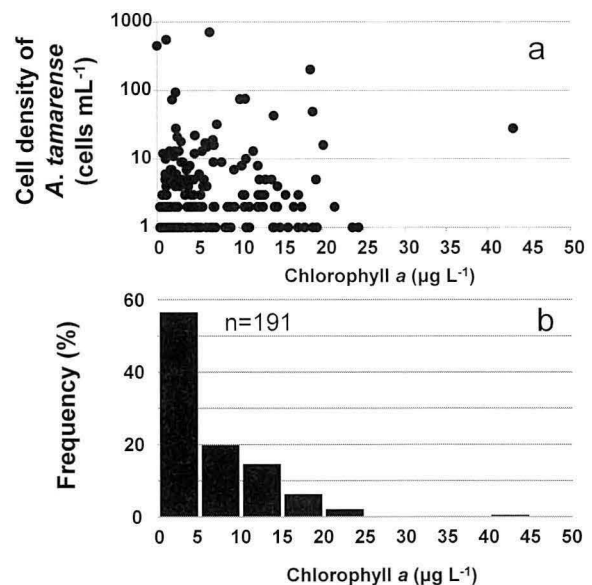
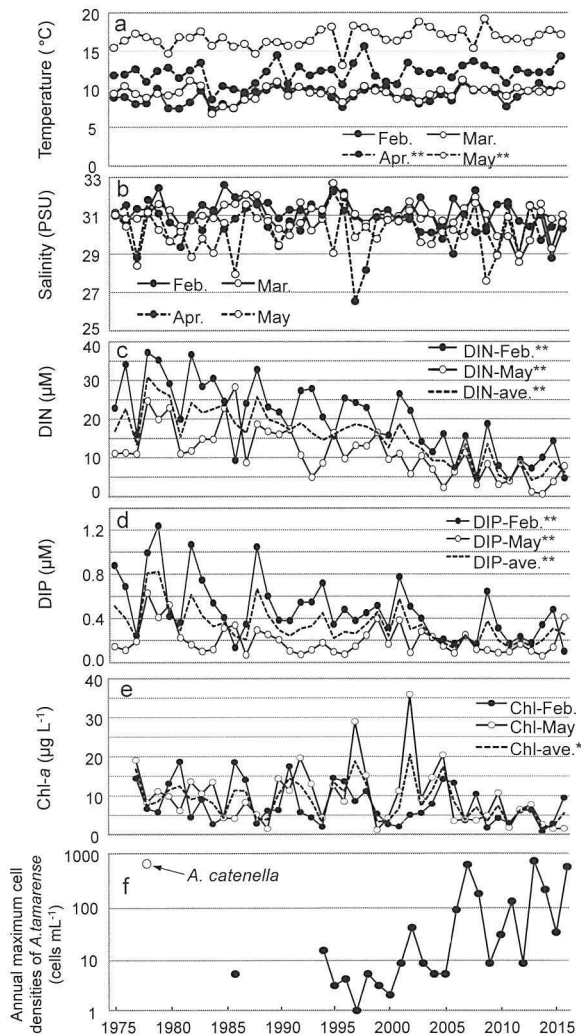


Fig. 7. Relationship between chlorophyll  $a$  concentration and cell density of *Alexandrium tamarensis* ( $>1$  cell  $\text{mL}^{-1}$ ) at each station (a) and frequency distribution (b). Data were obtained from 2011 to 2016. Chlorophyll  $a$  is the value obtained by subtracting the estimated chlorophyll  $a$  of *A. tamarensis* from the whole.

出現ピークは、豊前海で3月~4月 (江崎ほか2002)、広島湾で3月~5月 (Itakura et al. 2002)、的矢湾で4月~5月 (結城2008)、三河湾で1月~4月 (石田・尊田2003)、大



**Fig. 8.** Long term fluctuations of water temperature (a), salinity (b), DIN (c), DIP (d), Chlorophyll-*a* (e) and maximum cell densities of *Alexandrium tamarense* in Osaka Bay from 1975 to 2016. Cell density in 1978 (○) have a high probability of *Alexandrium catenella* due to the bloom period of late May, and very low toxin contamination to bivalves. \*\*: significantly increase or decrease,  $p < 0.01$ , \*: significantly increase or decrease,  $p < 0.05$  (Mann-Kendall test).

船渡湾では5月～6月(関口2003), 噴火湾で2月～7月(Shimada et al. 2010), オホーツク海では6月～8月(長井2007)と, 概ね北ほど遅い傾向がある。これらの出現水温を見ると北海道での盛期は約 $5^{\circ}\text{C} \sim 11^{\circ}\text{C}$ (Shimada et al. 2010), 宮城では $8^{\circ}\text{C} \sim 9^{\circ}\text{C}$ (Ichimi et al. 2001), 呉湾では $12.6^{\circ}\text{C} \sim 16.6^{\circ}\text{C}$ と, かなり地域差があることが分かる。三河湾株と広島湾株で行われた培養試験において, 増殖に最適な水温はともに $15^{\circ}\text{C}$ , 増殖可能な水温範囲はそれぞれ $5^{\circ}\text{C} \sim 20^{\circ}\text{C}$ ,  $10^{\circ}\text{C} \sim 20^{\circ}\text{C}$ と報告されている(山本・樽谷1997)。さらに台湾株では最適水温が $28^{\circ}\text{C}$ という例もある(Su et al. 1993)。これら地域による増殖水温の差が

生じた原因について, 早い時期から出現が確認される三河湾株で増殖可能水温が低いように, 株による適水温に差がある可能性はある。しかし, 大阪湾においても $7.7^{\circ}\text{C} \sim 21.4^{\circ}\text{C}$ と広い水温範囲で確認されたことから, 天然海域においても *A. tamarense* はかなり広い水温範囲で増殖可能と推測される。

本研究において出現時の塩分は概ね30前後に集中していたが, 20を下回る塩分でも出現は確認された。山本・樽谷(1997)の培養実験では2湾の株における最適塩分で32, 30, 増殖可能な塩分範囲は $10 \sim 35$ ,  $15 \sim 35$ と報告されている。大阪湾奥に位置する淀川の感潮域では海域と比較してさらに高密度に増殖することが多く, 2016年までに赤潮として4回確認されている(山本ほか2009, 山本ほか2010など)。仙台湾においても河口付近で増殖することが多いこと(一見ほか2000), カナダのSt. Lawrence川の河口域などで増殖が頻発していることから(Fauchot et al. 2005など), 天然水中においては比較的低塩分を好む傾向があると推察される。

大阪湾では, 淀川河口に近い湾奥での増殖と, 湾中部沿岸での増殖の水平的に2つのパターンが見られた。このうち, 前者のパターンは同時に汽水域である淀川感潮域で大規模な増殖が確認されることが多かった。山本ほか(2011)は淀川感潮域での調査から, 淀川感潮域における増殖は, 海域から侵入したシードポピュレーションの増殖と, 感潮域内でのシストの発芽の可能性を示している。淀川感潮域では海域に比べ水温の上昇が早いことため海域と比較して早期に確認されることが多い。海域から進入もしくは感潮域内でのシストが発芽した栄養細胞が海域より早く増殖することで, 湾奥の河川感潮域が初期増殖域の一つとなっている可能性が推察された。一方, 海域でのシストは湾奥から関西空港島にかけての東部沿岸域で高密度の分布を示し, 特に空港島北部に多い傾向があった(山本ほか2009)。すなわち大阪湾東部沿岸域においては, 湾奥ないし河川感潮域でシストから発芽し, 感潮域内で増殖したポピュレーションが沿岸海域に拡大するパターンと, 湾東中部域で発芽したシスト由来のポピュレーションによる増殖が年により発現するものと推測される。この増殖パターンの違いの要因については本研究では明らかに出来なかったが, Yamamoto et al. (2013)は, 淀川感潮域における増殖が河口堰からの放水量に大きく影響を受けること, すなわち降水量が少なく河口堰からの放水がない場合に大規模に増殖し, 多い場合には増殖がないことを示していることから, 主増殖期における降水の程度によって発現パターンの違いが生じる可能性が考えられる。



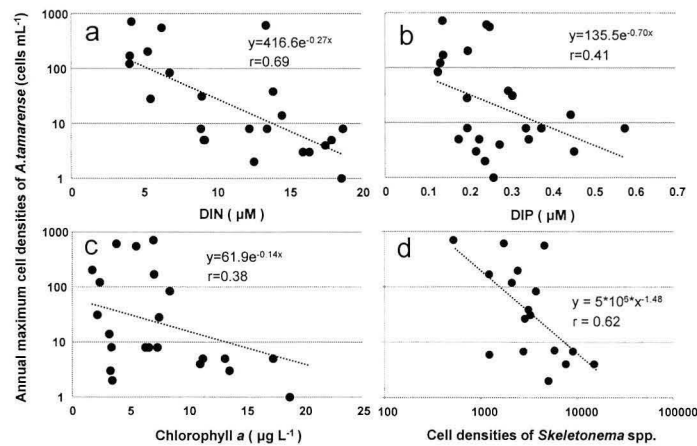


Fig. 9. Relationships between DIN, DIP, chlorophyll *a*, cell densities of *Skeletonema* spp. and cell densities of *Alexandrium tamarensis* ( $> 1 \text{ cell mL}^{-1}$ ) respectively. Data were obtained from 1994 to 2016 (DIN, DIP, Chlorophyll *a*) and 2000 to 2016 (*Skeletonema* spp.). DIN, DIP, Chlorophyll *a*: average of February and May, *Skeletonema* spp.: Average cell densities of *Skeletonema* spp. from Feb. to May at Stn. a.

*A. tamarensis* の増殖と溶存無機態栄養塩との関係を見ると、本種が高密度に増殖した際には、DIN, DIPともに概ね低濃度で、特にDIPで、この傾向が顕著であった。赤潮が形成された2007年の昼夜観測時には $\text{NH}_4\text{-N}$ が特に高い傾向が見られた(山本ほか2010)が今回の結果からは確認されなかった。また、*A. tamarensis* の増殖時のクロロフィル $a$ 濃度は、ほぼ $5 \mu\text{g L}^{-1}$ 以下であった。Itakura et al. (2002) は広島湾における*A. tamarensis* の発生と環境要因を整理し、大型珪藻類の増殖と溶存無機態栄養塩濃度の低下に続いて珪藻類が減少すると*A. tamarensis* が増殖することを報じた。山本ほか(2000)は、*S. costatum* と*A. tamarensis* のリン代謝に関する実験結果から、*S. costatum* では取り込んだリンをすぐに増殖に回して個体群密度を増大させるのに対し、*A. tamarensis* ではリンを細胞内に急速に取り込んで暫時蓄積できるが増殖速度が遅いことを見いだした。このことはリン濃度が低い時期には、蓄積したリンを利用することで、*A. tamarensis* が*S. costatum* より有利に増殖できることを示す。したがって、大阪湾における春季の*A. tamarensis* の増殖についても、広島湾と同様に、リン濃度の低下とその後の珪藻類の減少が引き金となっていると推察された。

#### 大阪湾における環境要因の長期経年変動と *Alexandrium tamarensis* の出現状況

大阪湾における春季の水温を見ると、2月と3月には一定の変動傾向は確認されなかったが、4月は上昇傾向が認められた。*A. tamarensis* の出現は概ね季節に限られていることから、水溫の季節的な変動は*A. tamarensis* の出現時期に広義では影響していると考えられる。一方

で、水溫の長期的上昇に伴う出現時期の早期化は認められず、またピーク時の水溫は必ずしも一定でなかったことから、近年の規模拡大について水溫は大きく関与していないと推測される。また、塩分についても長期的に一定の変動傾向を確認できなかったことから、短期間の増殖に寄与している可能性はあるが、大規模増殖への影響は小さいと推測される。栄養塩については前述の通り、短期の増殖においてはDIPの減少が増殖の引き金になっている可能性を示した。しかしながら、長期変動傾向からはDIPよりもむしろDINで*A. tamarensis* 出現との相関関係が確認された(Fig. 9)。呉ほか(2005)は、DIN:DIP比から有害、有毒渦鞭毛藻類の出現を検討しており、DIN:DIP比が高い海域では渦鞭毛藻が優占するが、同比が高くてもDIPの絶対濃度が依然高い大阪湾では、DIPが必ずしも制限要因にならないため珪藻が優占すると推察している。このことから、DIN:DIPが高い大阪湾においては、DINおよびDIPの絶対濃度が低下することで、呉ほか(2005)で示された1990年代当時より渦鞭毛藻の増殖に有利な条件となったことが推測された。瀬戸内海では1960年代の高度成長に伴う水質汚濁対策として1973年に施行された瀬戸内海環境保全臨時措置法が、1978年には特別措置法として恒久法化され、CODの排出規制に加え産業排水中のリンの削減指導が行われた。その結果、1980年代には瀬戸内海域のリン濃度は急速に低下した後、近年は横ばいで推移している。春季の大阪湾におけるDIP濃度は減少傾向にあり、5月は緩やかな減少もしくはほぼ横ばいであるが、*A. tamarensis* の増殖初期にあたる2月は顕著な減少傾向を示している(Fig. 8)。DINも瀬戸内海、大阪湾ともに減少傾向がみられ、

リンと比較すると緩やかに減少していたが、1990年代後半に窒素も総量規制が指導された結果、DINも2000年以降急速な減少傾向となった。以上から、大阪湾を含む瀬戸内海における近年の栄養塩の減少傾向は窒素で顕著であるが、春季の大阪湾の栄養塩は窒素だけでなく、リンも顕著な減少傾向にあり、DIN:DIP比は概ね20以上と高いまま、栄養塩の絶対濃度が低下することで *A. tamarense* の増殖しやすい環境になっていることが考えられる。さらにクロロフィル *a* も2000年代まで変動が大きかったが、2005年から春季のクロロフィルは低レベルで推移している。Nishikawa et al. (2010) は播磨灘における長期のモニタリング結果から、栄養塩、特にDINの減少に伴い、珪藻の優占種が *Skeletonema* 属から *Chaetoceros* 属に変化したことを示した。多田ほか (2012) は、大阪湾における珪藻優占種は依然 *Skeletonema* spp. であるが、近年 *Chaetoceros* spp., *Leptocylindrus* spp. 等の比率が上昇してきたことを示している。本研究での検討から、珪藻類のうち期間を通して優占する *Skeletonema* 属の細胞密度と *A. tamarense* 増殖の関係においても比較的明確な関係性が示された。大阪湾東部海域で *A. tamarense* の増殖が顕著になったのは2002年以降であり、Nishikawa et al. (2010) や多田ほか (2012) の報告から判断すると、近年の *A. tamarense* の増殖規模拡大の原因は、栄養塩の減少とそれに伴う春季の珪藻ブルーム水準の低下、さらにはDINの減少に伴い、優占種であった *Skeletonema* spp. の増殖レベルの低下が要因となっていることが推察された。

#### 大阪湾および周辺海域における *Alexandrium tamarense* の出現状況

2001年以前の大阪湾東部海域では、出荷自主規制値を上回る麻痺性貝毒の二枚貝への蓄積は報告されていない。Fig. 8に示したとおり、1993年以前の大阪湾における本種の出現については散発的にしかデータが存在しない。しかし、従来より麻痺性貝毒原因種として要注意種とされており、記録が残っていない年については出現が確認されないか、ごく低密度の出現に留まっていたと推察される。1993年以前の麻痺性貝毒原因プランクトンの出現記録として、矢持ほか (1980) が1978年5月に大阪湾の東部海域で *Protogonyaulax tamarensis* 類似種による赤潮 (最高細胞密度  $660 \text{ cells mL}^{-1}$ ) を報告している。また、1986年5月には大阪湾北部沿岸に当時造成中であった(財)大阪産業廃棄物処理公社の埋め立て処分地内水面において、*Protogonyaulax tamarensis* 類似種として最大  $1918 \text{ cells mL}^{-1}$  の密度で確認するとともに、定点調査時

においても最大  $4 \text{ cells mL}^{-1}$  で確認していた (矢持ほか未発表資料)。これらの確認時には貝毒検査を並行して行っており、いずれも麻痺性貝毒は検出されなかったが、濱野ほか (1989) は1986年5月に大阪湾南部から採取したムラサキイガイから  $0.6 \text{ MU g}^{-1}$  の麻痺性貝毒を検出した。さらに Yamaguchi et al. (1996) は1993年に瀬戸内海東部海域で行ったシスト調査において、大阪湾内で最大  $58 \text{ cysts cm}^{-3}$  wet sediment の *Alexandrium tamarense* ないしは *A. catenella* のシストを確認している。これら栄養細胞の出現およびシストの蓄積はいずれも原因種が特定されておらず、特に1978年の出現については出現時期が5月後半の出現であること、高い出現密度であるにもかかわらず、毒化が確認されなかったこと、そして近年の *A. tamarense* 出現と貝毒の発生状況から *A. catenella* であったと判断される。しかし、本研究においても1994年以降は *A. tamarense* 栄養細胞の出現を確認していることから、2002年の麻痺性貝毒発生に至る *A. tamarense* の発生頻度増加の兆候はいくつか確認されていたといえる。一方、大阪湾の西部に位置する播磨灘南部では、1986年4月には既に本種によりアサリで出荷自主規制値を超える麻痺性貝毒の毒化が確認されていた (香川県1987, 水産庁1992)。さらに1994年4月には大阪湾西部海域に位置する須磨海岸でアサリの毒化が確認されている (水産庁1995)。本研究で示したとおり、近年の *A. tamarense* の出現は大阪湾東部から湾奥が中心となっており、関西国際空港対岸の沿岸域のアサリが最も高毒化している。このように播磨灘～大阪湾西部～大阪湾東部とおおよそ10年程度の時間差をもって、アサリで出荷自主規制値を超える麻痺性貝毒が確認されたことは興味深い。かつて、大阪湾は典型的な富栄養海域として知られ、栄養塩濃度も高く、珪藻類が優占していた (城1986)。しかし近年は栄養塩濃度の低下が著しく、特に2000年以降DINの急速な減少傾向が見られており、水産資源の変動との関係

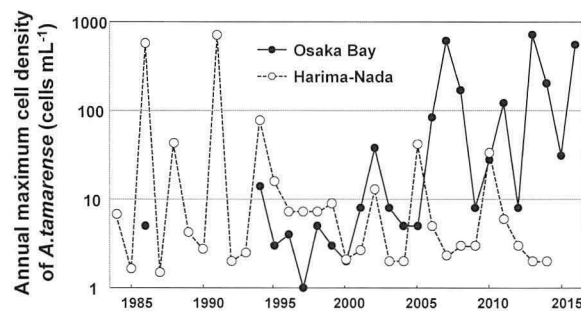


Fig. 10. Annual fluctuations of maximum cell densities in Harima-Nada and Osaka Bay from 1984 to 2016. Data of Harima-Nada was obtained from Kagawa pref.

についても検討され始めている (樽谷・中嶋2011)。多田ほか (2014) は北九州の洞海湾, 大阪湾, 播磨灘の栄養塩が減少していく過程において, 海域による栄養塩レベルの違いにより, 植物プランクトン優占種の遷移におよそ10年のタイムラグが見られるとしている。Fig. 10に播磨灘南部に位置する香川県における *A. tamarensis* 出現の経年変化 (香川県1985~2016) と, 大阪湾における本種の出現状況を示した。図に示すとおり, 播磨灘において *A. tamarensis* の大増殖が終息するタイミングで, 大阪湾において増殖規模が拡大したことが分かる。本研究で示した2000年以降の大阪湾東部海域における最高細胞密度の推移をみると, *A. tamarensis* の発生規模は2002年以降増大傾向に見えるが, 大阪湾に先行して栄養塩の低下が著しい播磨灘 (Nishikawa et al. 2010) では, 2000年以降大規模な発生は確認されなくなっている。大阪湾においてさらに栄養塩レベルが低下した場合, 播磨灘と同様, 大阪湾でも *A. tamarensis* の大規模な増殖は終息に向かう可能性があるが, 今後も引き続き栄養塩の動向とともに *A. tamarensis* の出現動態を注視する必要がある。

## 謝 辞

本研究を行うにあたり, ご協力頂いた大阪府立環境農林水産総合研究所水産技術センター職員の方々, 特に調査船「おおさか」の辻 利幸前船長をはじめとする乗組員各位に心から御礼を申し上げます。香川県赤潮研究所の本田恵二氏には播磨灘における情報をご教示いただきました。厚く御礼申し上げます。

## 引用文献

- Balech, E. 1985. The genus *Alexandrium* or *Gonyaulax* of the *tamarensis* group, pp. 33-38. In *Toxic Dinoflagellates* (eds. Anderson, D. M., A. W. White & D. G. Baden). Elsevier/North-Holland, Amsterdam.
- 江崎恭志・片山幸恵・長本 篤 2002. 豊前海における麻痺性貝毒原因プランクトンの発生と水温との関係. 福岡水技セ研報No. 12: 123-126.
- Fauchot, J., M. Levasseur, S. Roy, R. Gagnon & A. M. Weise 2005. Environmental factors controlling *Alexandrium tamarensis* (DINO-PHYCEAE) growth rate during a red tide event in the St. Lawrence estuary (CANADA). *J. Phycol.* 41: 263-272.
- Fritz, L. & R. E. Triemer 1985. A rapid simple technique utilizing calcofluor white M2R for the visualization of dinoflagellate thecal plates. *J. phycol.* 21(4): 662-664.
- 濱野米一・山本博之・桑原克義・東 逸男 1989. 魚貝毒に関する研究 (第10報) - 大阪湾産ムラサキガイの下痢性貝毒および麻痺性貝毒 - . 大阪府立公衆衛生研究所報, 食品衛生編No. 20: 77-81.
- 濱野米一・川津健太郎・塚本定三 2002. 大阪湾における麻痺性貝毒による二枚貝の毒化. 大阪府立公衆衛生研究所報No. 40: 11-18.
- Holm-Hansen, O., C. J. Lorenzen, R. W. Holmes & J. D. H. Strickland 1965. Fluorometric determination of chlorophyll. *J. Cons. Cons. Int. Explor. Mer.* 30: 3-15.
- 一見和彦・山崎 誠・鈴木敏之 2000. 宮城県沿岸における *Alexandrium* 属シストの分布. 東北水研研報No. 63: 119-124.
- Ichimi, K., M. Yamazaki, Y. Okumura & T. Suzuki 2001. The growth and cyst formation of a toxic dinoflagellate, *Alexandrium tamarensis*, at low water temperatures in northern Japan. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 261: 17-29.
- Imai, I., M. Yamaguchi & Y. Hori 2006. Eutrophication and occurrences of harmful algal blooms in the Seto Inland Sea, Japan. *Plankton Benthos Res.* 1: 71-84.
- 石田基雄・尊田佳子 2003. 三河湾における *Alexandrium tamarensis* の増殖とアサリの毒化について. 愛知水試研報No. 10: 25-36.
- Itakura, S., M. Yamaguchi, M. Yoshida & Y. Fukuyo 2002. The seasonal occurrence of *Alexandrium tamarensis* (Dinophyceae) vegetative cells in Hiroshima Bay, Japan. *Fish. Sci.* 68: 77-86.
- 城 久 1986. 大阪湾における富栄養化の構造と富栄養化が漁業生産におよぼす影響について. 大阪府水試研報No. 7: 1-174.
- 香川県 1985-2016. 重要貝類等毒化対策事業 (昭和58年度~平成26年度). 香川県赤潮研究所年報. 香川県赤潮研究所. 高松.
- 長井 敏 2007. "Alexandrium 属の個体群構造と分布拡大要因の解明". 水産学シリーズ153, 貝毒研究の最先端一現状と展望 (今井一郎・福代康夫・広石伸互編), pp. 85-99. 恒星社厚生閣. 東京.
- Nishikawa, T., Y. Hori, S. Nagai, K. Miyahara, Y. Nakamura, K. Harada, M. Tanda, T. Manabe & K. Tada 2010. Nutrient and phytoplankton dynamics in Harima-Nada, eastern Seto Inland Sea, Japan during a 35-year period from 1973 to 2007. *Estuaries and Coasts.* 33: 417-427.
- 呉 碩津・松山幸彦・山本民次・中嶋昌紀・高辻英之・藤沢邦康 2005. 近年の瀬戸内海における有害・有毒渦鞭毛藻の分布拡大とその原因: 溶存態有機リンの生態学的重要性. 沿岸海洋研究43: 85-95.
- R Core Team 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- 関口勝司 2003. 麻痺性貝毒による貝類の毒化機構に関する研究. 岩手県水技セ研報No. 3: 25-61.
- Shimada, H., M. Sawada, T. Kuribayashi, A. Nakata, A. Miyazono & H. Asami 2010. Spatial distribution of the toxic dinoflagellate *Alexandrium tamarensis* in summer in the Okhotsk Sea off Hokkaido, Japan. *Plankton and Benthos Res.* 5: 1-10.
- Su, H.-M., Y.-M. Chiang & I. C. Liao 1993. Role of temperature, salinity and ammonia on the occurrence of the Taiwanese strain of *Alexandrium tamarensis*, pp. 837-842. In *Toxic Phytoplankton Blooms in the Sea* (eds. Smayda, T. J. & Y. Shimizu). Elsevier, Amsterdam.
- 水産庁 1992. 平成3年瀬戸内海の赤潮, p. 15. 水産庁瀬戸内海漁業調整事務所. 神戸.
- 水産庁 1995. 平成6年瀬戸内海の赤潮, p. 58. 水産庁瀬戸内海漁業調整事務所. 神戸.
- 多田邦尚・山本圭吾・一見和彦・山田真智子・西川哲也・樽谷賢治・山口一岩 2012. 大阪湾の植物プランクトンの季節・経年変動とその要因. 瀬戸内海No. 64: 75-77.
- 多田邦尚・西川哲也・樽谷賢治・山本圭吾・一見和彦・山口一岩・本城凡夫 2014. 瀬戸内海東部海域の栄養塩低下とその低次生物生産過程への影響. 沿岸海洋研究52(1): 39-47.
- 樽谷賢治・中嶋昌紀 2011. 閉鎖性内湾域における貧栄養化と水産資源. 水環境学会誌34: 47-50.
- Yamaguchi M., S. Itakura, K. Nagasaki & I. Imai 1996. Distribution

- and abundance of resting cysts of the toxic dinoflagellates *Alexandrium tamarense* and *A. catenella* in sediments of the eastern Seto Inland Sea, Japan, pp. 177–180. In *Harmful and Toxic Algal Blooms* (eds. Yasumoto, T., Y. Oshima & Y. Fukuyo). Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, Paris.
- 山本圭吾 2004. 2002年春期に大阪湾東部海域で発生した麻痺性貝毒について. 大阪水試研報No. 15: 1–8.
- 山本圭吾・中嶋昌紀・田淵敬一・濱野米一 2009. 2007年春期に大阪湾で発生した *Alexandrium tamarense* 新奇赤潮と二枚貝の高毒化. 日本プランクトン学会報 56: 13–24.
- 山本圭吾・鍋島靖信・山口峰生・板倉 茂 2009. 2006年および2007年の大阪湾における有毒渦鞭毛藻 *Alexandrium tamarense* と *A. catenella* シストの分布と現存量. 水産海洋研究 73: 57–66.
- 山本圭吾 2010. 有毒渦鞭毛藻 *Alexandrium tamarense* 赤潮時に漁港内で観察された生物発光. 大阪府環境農林水産総合研究所研報No. 3: 23–25.
- 山本圭吾・松山幸彦・大美博昭・有山啓之 2010. ブルーム盛期における麻痺性貝毒原因プランクトン *Alexandrium tamarense* の日周鉛直移動, 環境要因および細胞毒量の変化. 日水誌 76: 877–885.
- 山本圭吾・大美博昭・佐野雅基 2011. 2007年春期に淀川感潮域で発生した有毒渦鞭毛藻 *Alexandrium tamarense* 赤潮とシストの分布. 日本プランクトン学会報 58: 136–145.
- Yamamoto, K., H. Tsujimura, M. Nakajima, & P. J. Harrison 2013. Flushing rate and salinity may control the blooms of the toxic dinoflagellate *Alexandrium tamarense* in a river/estuary in Osaka Bay, Japan. *J. Oceanogr.* 69: 727–736.
- 山本民次・樽谷賢治 1997. 広島湾産有毒渦鞭毛藻 *Alexandrium tamarense* の増殖に及ぼす水温, 塩分及び光強度の影響. 藻類 45: 95–101.
- 山本民次・樽谷賢治・松田 治 2000. “有毒渦鞭毛藻 *Alexandrium tamarense* ブルーム発生メカニズムとその予知および防除の可能性”. 有害・有毒赤潮の発生と予知・防除 (石田祐三郎・本城凡夫・福代康夫・今井一郎編), pp. 150–176. 日本水産資源保護協会, 東京.
- 矢持 進・安部恒之・城 久 1980. 赤潮発生状況調査. 昭和53年度大阪府水産試験場事業報告: 32–43.
- 結城勝久 2008. 三重県的矢湾における渦鞭毛藻 *Alexandrium catenella* と *A. tamarense* の出現量の長期変化. 日本プランクトン学会報 55: 33–40.