

三丁基锡对中国近海主要优势浮游植物的毒性作用研究

谢永红¹, 苏荣国^{1*}, 张丽笑¹, 王长友², 王修林¹

(1. 中国海洋大学海洋化学理论与工程技术教育部重点实验室, 青岛 266100; 2. 南京信息工程大学大气科学学院, 南京 210044)

摘要: 研究三丁基锡 (TBT) 对我国近海优势浮游植物丹麦细柱藻 (*Leptocylindrus danicus*)、玛氏骨条藻 (*Skeletonema marinoi*)、日本星杆藻 (*Asterionella japonica*)、派格棍形藻 (*Bacillaria paxillifera*)、柔弱角毛藻 (*Chaetoceros debilis*)、聚生角毛藻 (*Chaetoceros socialis*)、海链藻 (*Thalassiosira*)、强壮前沟藻 (*Amphidinium carterae*)、米氏凯伦藻 (*Karenia mikimotoi*)、微型原甲藻 (*Prorocentrum minimum*)、裸甲藻 (*Gymnodinium* sp.)、锥状斯比藻 (*Scrippsiella trochoidea*)、筒裸甲藻 (*Gymnodinium simplex*)、三角棘原甲藻 (*Prorocentrum triestinum*) 和赤潮异湾藻 (*Heterosigma akashiwo*) 的生长、峰值粒径和光合活性 (F_v/F_m) 的影响。结果表明, 不同藻种对 TBT 具有不同的耐受性, 丹麦细柱藻的耐受性要远强于其他藻种; TBT 对藻的 96 h 生长半抑制浓度 EC_{50} (96 h- EC_{50}) 分别为 136.42、3.55、3.15、2.95、1.90、1.08、0.70、21.60、7.71、4.77、3.81、2.04、0.53、0.51、1.76 $\mu\text{g/L}$; 非检测毒性浓度 NDEC 分别为 112.62、1.19、1.17、3.70、0.95、1.07、0.80、6.28、1.84、0.99、3.73、1.63、0.23、0.16、1.76 $\mu\text{g/L}$ 。TBT 的浓度达到一定值时, 对海洋浮游植物的生长、峰值粒径、光合活性均有显著的抑制作用。在此基础上推测 TBT 毒性与港口区域优势浮游藻组成可能具有一定的关联性。

关键词: 浮游植物; 三丁基锡; 毒性; Logistic 模型; 峰值粒径; 光合活性

中图分类号: X171.5 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2011)10-2909-07

Toxic Effects of Chloride Tributyltin on the Predominant Phytoplankton Species of China Coastal Sea

XIE Yong-hong¹, SU Rong-guo¹, ZHANG Li-xiao¹, WANG Chang-you², WANG Xiu-lin¹

(1. The Key Laboratory of Marine Chemistry Theory and Technology, Ministry of Education, Ocean University of China, Qingdao 266100, China; 2. Institute of Atmospheric Science, Nanjing University of Information Science and Technology, Nanjing 210044, China)

Abstract: Toxic effects of tributyltin (TBT) on the growth, peak diameter and photosynthetic activity (F_v/F_m) of fifteen predominant phytoplankton species in China coastal sea of *Leptocylindrus danicus*, *Skeletonema marinoi*, *Asterionella japonica*, *Bacillaria paxillifera*, *Chaetoceros debilis*, *Chaetoceros socialis*, *Thalassiosira*, *Amphidinium carterae*, *Karenia mikimotoi*, *Prorocentrum minimum*, *Gymnodinium* sp., *Scrippsiella trochoidea*, *Gymnodinium simplex*, *Prorocentrum triestinum* and *Heterosigma akashiwo* were systematically studied. 96 h- EC_{50} of TBT were 136.42, 3.55, 3.15, 2.95, 1.90, 1.08, 0.70, 21.60, 7.71, 4.77, 3.81, 2.04, 0.53, 0.51, 1.76 $\mu\text{g/L}$, respectively. The no detection effect concentration were 112.62, 1.19, 1.17, 3.70, 0.95, 1.07, 0.80, 6.28, 1.84, 0.99, 3.73, 1.63, 0.23, 0.16, 1.76 $\mu\text{g/L}$, respectively. The results indicated that the toxic effects of TBT were very different among different phytoplankton species and the resistance of *Leptocylindrus danicus* was stronger than those of other microalgae. The TBT not only inhibited the growth of phytoplankton, but also changed the peak diameter and decreased the photosynthetic activity (F_v/F_m). Besides that, we infer that there may have a relationship between the toxicity of TBT and the composition of predominant phytoplankton population in harbour.

Key words: phytoplankton; tributyltin (TBT); toxicity; Logistic model; peak diameter; photosynthetic activity

有机锡化合物性质稳定, 曾被广泛用于船体防污涂料, 防止水生生物的附着^[1], 最常用的是三丁基锡 (TBT) 和三苯基锡 (TPhT)。目前, 在船厂、码头、港口等船舶活动频繁的水域 TBT 的检出率及含量仍然比较高。我国近岸海水有机锡污染也比较严重, Mamrie^[2] 监测到香港近岸水域的 TBT 含量为 412.0 ng/L 。近年来, 江桂斌等对我国几个沿海城市邻近海域进行了调查研究, 青岛、大连、上海和天津这几个港口城市的邻近海域丁基锡含量都较高, 浓

度 0.5 ~ 977 ng/L , 其中青岛北海舰队码头附近海域的 TBT 含量最高, 达到 979.9 ng/L ; 上海轮渡码头水域的 TBT 含量为 425.3 ng/L , 大连码头水域的 TBT 含量为 203.7 ng/L ^[3], 天津船厂码头水域的

收稿日期: 2010-11-08; 修订日期: 2010-12-21

基金项目: 国家高技术研究发展计划 (863) 项目 (2009AA063005); 山东省自然科学基金项目 (ZR2009EM001)

作者简介: 谢永红 (1982 ~), 女, 硕士研究生, 主要研究方向为有机锡对海洋浮游植物的毒性, E-mail: xieyonghong810619@163.com

* 通讯联系人, E-mail: surongguo@ouc.edu.cn

TBT 含量为 879.3 ng/L^[4]。

有机锡在保护船体的同时也会对各种非目标生物和微生物产生毒害作用^[5]。浮游植物是海洋的初级生产力,它的种群和数量的变化,将影响到海洋生态系统以及鱼、虾等水产养殖业的发展。研究发现 TBT 和 TPT 能破坏浮游植物叶绿体光合片层的网状结构,扰乱线粒体的功能,从而抑制海洋浮游植物的生长^[6]。目前,藻类的 TBT 毒性研究集中于饵料藻。赵丽英等^[7]做了有机锡对三角褐指藻的毒性实验,测得 TBT 和 TPT 对其 72 h-EC₅₀ 分别为 0.83 μg/L 和 0.96 μg/L。TBT 和 TPT 对金藻的 72 h-EC₅₀ 分别为 0.58 μg/L 和 0.77 μg/L^[8]。高尚德等研究了 TBT 和 TPT 对湛江叉鞭金藻和扁藻的光合色素、呼吸作用、光合作用的影响,低浓度下均有显著抑制作用^[9]。TBT 浓度在 8.0 μg/L 时会使螺旋藻胆素和叶绿素的含量下降^[10]。

本研究以我国近岸海域特别是港口水域的 15 种优势浮游植物为对象,分析 TBT 对其生长、峰值粒径、光合活性(F_v/F_m)的影响,以期揭示 TBT 对我国近海海域主要优势浮游植物的毒性作用,并讨论 TBT 对港口区域浮游植物群落结构可能存在的影响。

1 材料与方法

1.1 浮游藻培养

浮游植物藻种由中国海洋大学海洋污染生态化学实验室提供,为硅藻门:丹麦细柱藻(*Leptocylindrus danicus*)、玛氏骨条藻(*Skeletonema marinoi*)、日本星杆藻(*Asterionella japonica*)、派格棍形藻(*Bacillaria paxillifera*)、柔弱角毛藻(*Chaetoceros debilis*)、聚生角毛藻(*Chaetoceros socialis*)、海链藻(*Thalassiosira*);甲藻门:强壮前沟藻(*Amphidinium carterae*)、米氏凯伦藻(*Karenia mikimotoi*)、微型原甲藻(*Prorocentrum minimum*)、裸甲藻(*Gymnodinium* sp.)、锥状斯比藻(*Scrippsiella trochoidea*)、筒裸甲藻(*Gymnodinium simplex*)、三角棘原甲藻(*Prorocentrum triestinum*);黄藻门:赤潮异湾藻(*Heterosigma akashiwo*)。培养温度(18±1)℃,光照强度为 4 000 lx,明暗周期为 12 h:12 h。所用海水在使用前经 0.45 μm 醋酸纤维素膜过滤、灭菌(120℃,0.2 MPa,20 min)处理,冷却后参照 f/2 培养基配制培养液。

1.2 试剂及仪器

三丁基氯化锡(TBT)溶于甲醇中配成标准储备液 1 000 mg/L f/2 培养液,CASY 快速细胞活力分析

仪(德国 Innovatis 公司),CASY 缓冲液,GXZ-3100 型光照培养箱(宁波江南仪器厂),bbe Algae Analyser(bbe-moldaenke,德国)。

1.3 实验方法

选取 500 mL 锥形瓶,加入不同浓度的 TBT,将处于指数生长期的藻种接种到加入 TBT 的培养液中,培养量为 500 mL,使初始密度均达到 10⁴ 个/mL,每个浓度 2 个平行样。于初始、1、2、3、4、5、7、9、12 d 取样,通过 CASY 快速细胞活力分析仪同时测定藻种的密度和峰值粒径,用 bbe Algae Analyser 进行叶绿素荧光参数 F_v/F_m 的测定。

1.4 TBT 对浮游植物毒性的评价方法

1.4.1 通过浮游植物生长曲线评价 TBT 对藻种生长的影响

Logistic 模型可以较好地描述浮游植物的生长,在 TBT 胁迫下生长曲线会产生差异。本研究采用改进后的 Logistic 模型^[11],形式如下:

$$B_t = \frac{B_t}{1 + \frac{B_t - B_0}{B_0} e^{-\mu_{\max} t}}$$

式中 B_t 为 t 时刻生物量($\text{cell} \cdot \text{cm}^{-3}$), B_0 为起始生物量($\text{cell} \cdot \text{cm}^{-3}$), B_t 为终止生物量($\text{cell} \cdot \text{cm}^{-3}$), μ_{\max} 为最大生长速率 [$\text{cell} \cdot (\text{cm}^3 \cdot \text{d})^{-1}$]。改进后的 Logistic 模型克服了指数增值模型的缺陷,引入了密度制约的因素,对生物生长的描述更加符合实际过程。

1.4.2 通过峰值粒径评价 TBT 对藻种的影响

粒径在浮游植物细胞生理过程中起着非常重要的作用,细胞的生长速率、光合作用能力、呼吸作用速率、细胞内物质的含量、细胞的运动能力以及浮游植物在生态系统中的功能等均与细胞粒径密切相关^[12]。峰值粒径指绝大部分藻处于该粒径时的粒径值。本研究通过 CASY 快速细胞活力分析仪测定 TBT 胁迫下浮游植物在整个生长周期内的峰值粒径。

1.4.3 通过光合活性 F_v/F_m 评价 TBT 对藻种的影响

光合活性(F_v/F_m)是浮游植物叶绿素荧光参数的一部分,反映光合作用光反应 PS II 活性的大小和电子传输效率^[13]。 F_v/F_m 表示可变荧光和最大荧光之比,直接衡量浮游植物对光量子的最大利用潜能^[14]。实验通过 bbe Algae Analyser 测定 F_v/F_m 值。

1.4.4 利用 EC₅₀、NDEC 评价 TBT 对藻种的影响

半抑制浓度 EC₅₀ 指在一定时间内,实验系统中

50% 的生物体出现不良效应时毒性物质的浓度。 EC_{50} 值可由作图法求得,但其准确性较差,较多学者引入对数方程。通过对数方程来描述生长抑制率 P 与毒物浓度的关系^[15]。抑制率方程为:

$$P = \frac{\lg B_{tc} - \lg B_t}{\lg B_{tc} - \lg B_{0c}}$$

式中 B_{tc} 为 t 时间,对照组细胞密度, B_t 为 t 时间实验组细胞密度, B_{0c} 为对照组初始细胞密度。抑制率 P 和 TBT 浓度关系为^[16]:

$$P = \left(\frac{e^{\beta_0 + \beta_1 c}}{1 + e^{\beta_0 + \beta_1 c}} \right) \times 100$$

$c = \lg c_{TBT}$, c_{TBT} 为 TBT 浓度; β_0 、 β_1 为可调参数。当 $c_{TBT} = EC_{50}$ 时, P 为 50%, 所以上式又可变形为:

$$P = \frac{(c_{TBT}/EC_{50})^b}{1 + (c_{TBT}/EC_{50})^b}$$

c_{TBT} 为 TBT 浓度, b 为可调参数, 这样由 P 对 c_{TBT} 进行拟合就可直接得到 EC_{50} 。

非检测毒性浓度 NDEC 是指在一定时间内,处于毒性环境中的生物种群没有产生不正常反应或产生的效应可忽略时毒物的浓度。低于该浓度,毒性物质对生物不产生效应或产生的效应可忽略^[17]。该浓度是生态环境评价的基础,可作为限制毒物浓度的基准浓度。

王长友^[18] 将非检测毒性效应模型 [$R = R_c e^{-a(c^b - c_0^b)}$] 代入浮游植物生长模型 (Logistic 模型) 中,通过实验数据 (c 、 t 、 B_t) 直接进行三维非线性拟合,得到非检测毒性浓度 NDEC。

2 结果与讨论

2.1 TBT 对浮游植物生长的影响

图 1 为由 Logistic 函数模型拟合的不同浓度 TBT 胁迫下浮游植物的生长曲线。当 TBT 的浓度达到一定值时,浮游植物的生长均显著受到抑制;不同藻种被抑制时 TBT 的浓度不同;同一门类的藻对 TBT 胁迫的适应存在较大差异。硅藻中的丹麦细柱藻对 TBT 具有非常强的耐受性, TBT 为 200.0 $\mu\text{g/L}$ 时,也只在生长初期被抑制。甲藻中的三角棘原甲藻和筒裸甲藻对 TBT 最敏感, TBT 为 0.4 $\mu\text{g/L}$ 时三角棘原甲藻几乎被完全抑制;而强壮前沟藻、米氏凯伦藻、裸甲藻和微型原甲藻对 TBT 的耐受性要强于硅藻中的玛氏骨条藻、派格棍形藻、日本星杆藻、柔弱角毛藻、聚生角毛藻和海链藻;4 种藻的敏感度相差不是很大。硅藻中的海链藻和角毛藻属对 TBT 也较敏感, TBT 浓度高于 1.0 $\mu\text{g/L}$ 时生长均受到显

著抑制。硅藻中的玛氏骨条藻和聚生角毛藻在低浓度 TBT 下细胞密度高于对照组,表明低浓度 TBT 对个别藻种的生长有促进作用。Stebbing^[19] 把这一作用叫做“毒物兴奋效应”。

2.2 TBT 对浮游植物峰值粒径的影响

如图 2 所示,不同浓度 TBT 对不同藻峰值粒径的影响有差异。同种藻在不同的生长期细胞峰值粒径变化也不尽相同^[20]。硅藻中,玛氏骨条藻、派格棍形藻、柔弱角毛藻、聚生角毛藻、海链藻在 TBT 达到一定值时峰值粒径均出现不同程度的减小,其中玛氏骨条藻的峰值粒径减小程度最大;这与其 EC_{50} 值较小相一致。丹麦细柱藻和日本星杆藻的峰值粒径几乎无变化,可能由于其非检测毒性浓度 NDEC 显著高于其他硅藻,耐受力强。甲藻中,三角棘原甲藻、筒裸甲藻和锥状斯比藻峰值粒径显著减小,与其 EC_{50} 值较小相一致;裸甲藻和米氏凯伦藻的峰值粒径减小程度也较大,这与其 NDEC 较小相一致;强壮前沟藻和微型原甲藻峰值粒径变化不显著,与其 EC_{50} 和 NDEC 均较大相一致。黄藻赤潮异湾藻峰值粒径也略微减小。

2.3 TBT 对浮游植物光合活性 (F_v/F_m) 的影响

不同浓度 TBT 对浮游植物光合活性 F_v/F_m 的影响见图 3。由图 3 可知,在低浓度 TBT 胁迫下,大部分浮游植物的光合活性 F_v/F_m 几乎没有变化,只有生长被完全抑制时才出现显著减小。甲藻中筒裸甲藻和三角棘原甲藻的 F_v/F_m 变化显著,随 TBT 浓度增加逐渐降低,与其 EC_{50} 值较小相一致;锥状斯比藻在高浓度 TBT 下 F_v/F_m 显著下降, TBT 对其他甲藻的 F_v/F_m 影响均不显著。硅藻中,除丹麦细柱藻和日本星杆藻变化不显著外,其他藻种在高浓度 TBT 下 F_v/F_m 均降为 0,受 TBT 影响较大。总体来看, TBT 对甲藻光合活性的影响小于对硅藻的影响。较高浓度 TBT 胁迫下赤潮异湾藻 F_v/F_m 也略微减小。

以上分析结果表明, TBT 对 15 种浮游藻的生长、峰值粒径和光合活性的毒性影响具有一致性, TBT 浓度达到一定值时,生长显著受抑制,峰值粒径和光合活性显著减小。相对而言,通过生长曲线评估浮游藻 TBT 毒性效应的方式最灵敏。

2.4 浮游藻 TBT 毒性的 EC_{50} 和 NDEC 值

根据 1.4.4 节方程拟合得到 15 种藻的 EC_{50} 值分别为: 丹麦细柱藻 136.42 $\mu\text{g/L}$ 、强壮前沟藻 21.60 $\mu\text{g/L}$ 、米氏凯伦藻 7.71 $\mu\text{g/L}$ 、微型原甲藻 4.77 $\mu\text{g/L}$ 、裸甲藻 3.81 $\mu\text{g/L}$ 、玛氏骨条藻 3.55

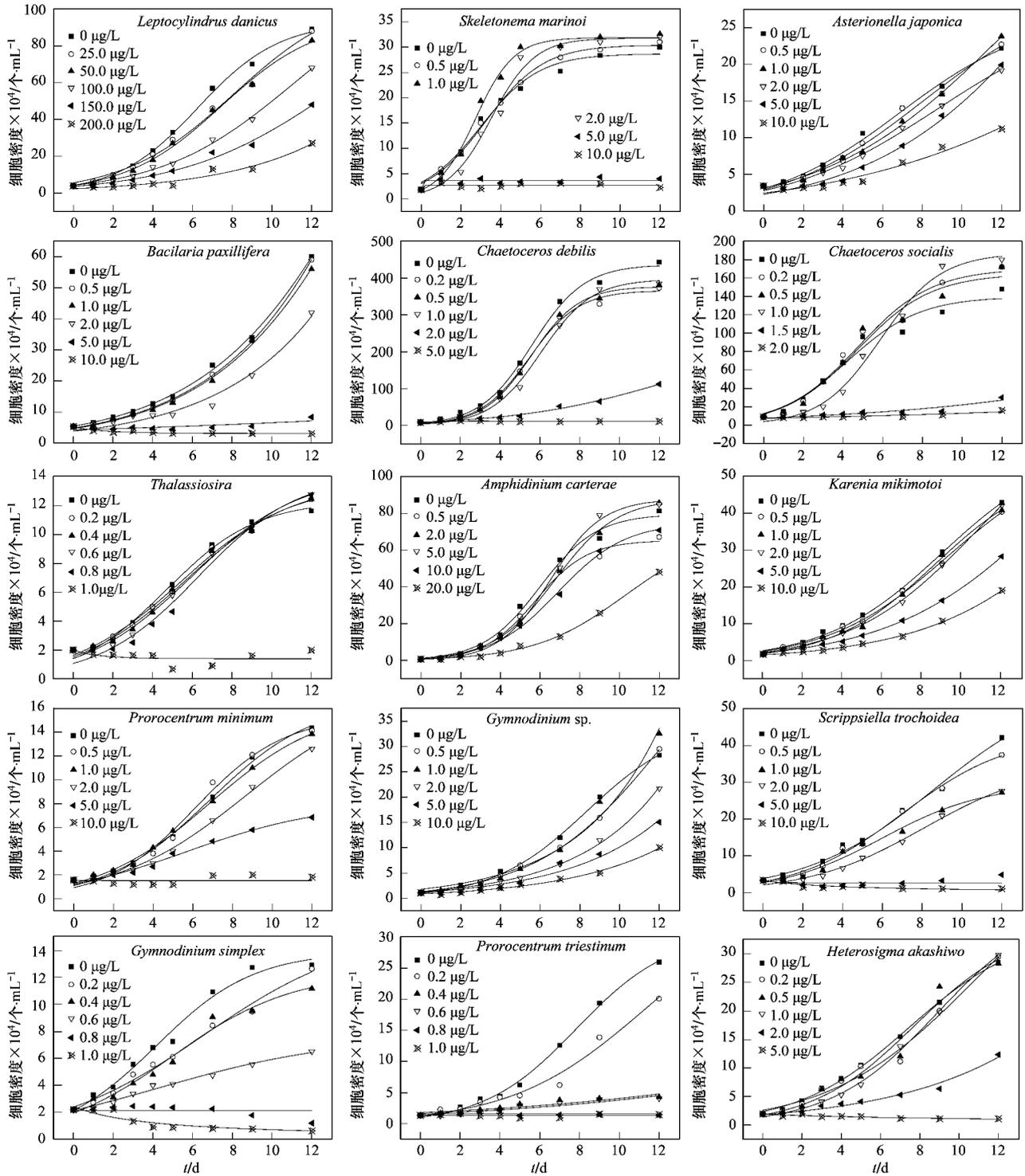


图 1 TBT 对 15 种浮游植物生长的效应

Fig. 1 Effect of TBT on the growth of fifteen phytoplankton

μg/L、日本星杆藻 3.15 μg/L、派格棍形藻 2.95 μg/L、锥状斯比藻 2.04 μg/L、柔弱角毛藻 1.90 μg/L、赤潮异湾藻 1.76 μg/L、聚生角毛藻 1.08 μg/L、海链藻 0.70 μg/L、筒裸甲藻 0.53 μg/L、三角棘原甲藻 0.51 μg/L。

利用王长友^[18]模型非线性拟合得到非检测毒性浓度 NDEC 分别为：丹麦细柱藻 112.62 μg/L、强壮前沟藻 6.28 μg/L、微型原甲藻 3.73 μg/L、日本星杆藻 3.70 μg/L、玛氏骨条藻 1.98 μg/L、米氏凯伦藻 1.84 μg/L、赤潮异湾藻 1.76 μg/L、锥状斯比

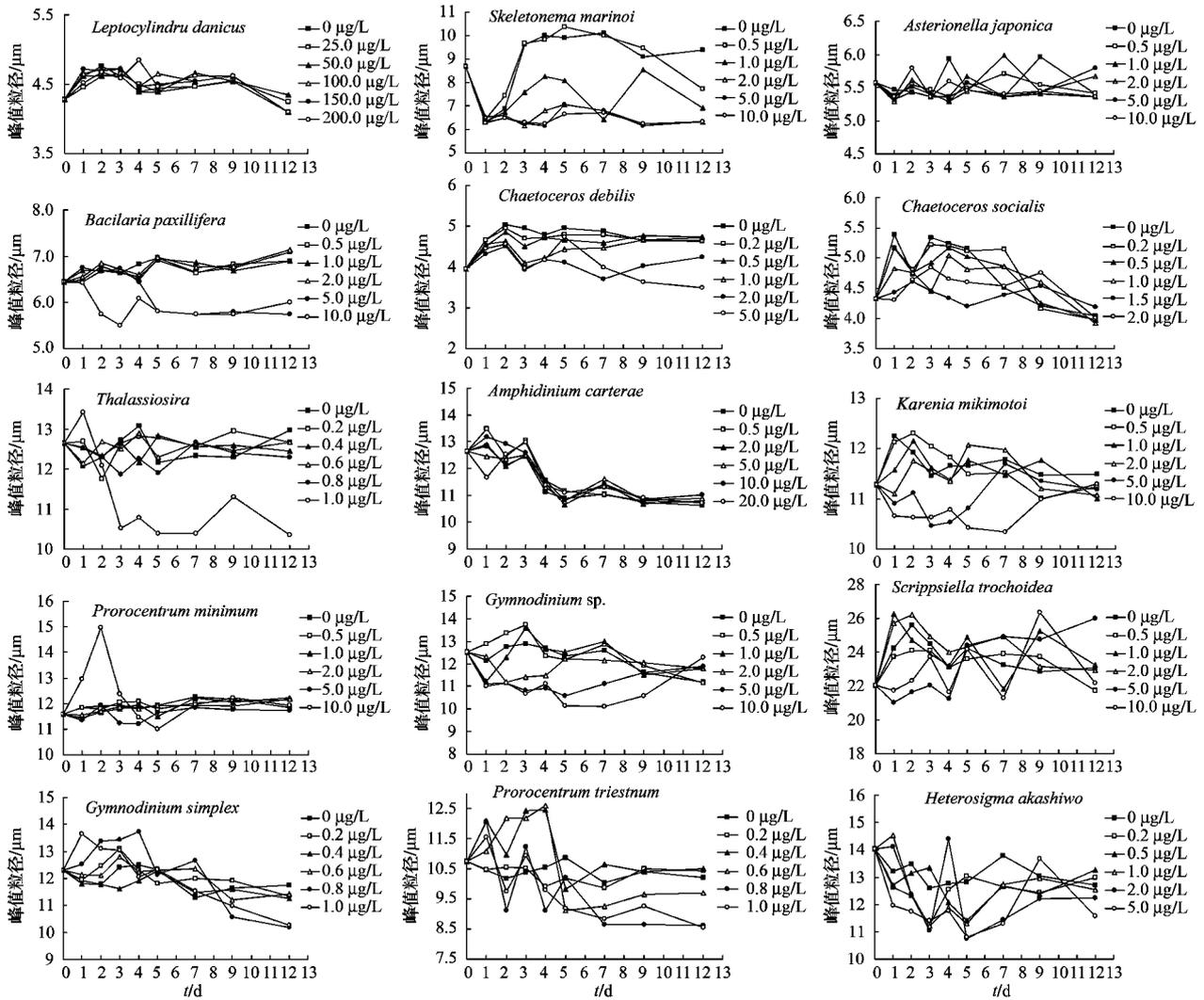


图2 TBT对15种浮游植物峰值粒径的影响

Fig.2 Effect of TBT on the peak diameter of fifteen phytoplankton

藻 $1.63 \mu\text{g/L}$ 、派格棍形藻 $1.17 \mu\text{g/L}$ 、聚生角毛藻 $1.07 \mu\text{g/L}$ 、裸甲藻 $0.99 \mu\text{g/L}$ 、柔弱角毛藻 $0.95 \mu\text{g/L}$ 、海链藻 $0.79 \mu\text{g/L}$ 、筒裸甲藻 $0.23 \mu\text{g/L}$ 、三角棘原甲藻 $0.16 \mu\text{g/L}$ 。

丹麦细柱藻、强壮前沟藻、微型原甲藻、日本星杆藻的 EC_{50} 、NDEC 均较大, TBT 对其生长影响较小; 赤潮异湾藻、锥状斯比藻、柔弱角毛藻、聚生角毛藻、海链藻、筒裸甲藻和三角棘原甲藻的 EC_{50} 、NDEC 均较小, TBT 胁迫下其生长显著抑制。玛氏骨条藻、派格棍形藻、米氏凯伦藻、裸甲藻的 EC_{50} 较大, 但其 NDEC 较小, TBT 胁迫下其生长也显著抑制。

在 15 种浮游植物中, 丹麦细柱藻在我国的湛江港、象山港和舟山群岛水域及天津海域都是优势藻

种^[21-24], 其对 TBT 具有很强的耐受性。日本星杆藻是湛江港水域较优势藻种^[21], 其 TBT 的 NDEC 值为 $3.70 \mu\text{g/L}$, 对 TBT 耐受性较强。派格棍形藻是青岛南部海域较优势藻种^[25], 其 TBT 的 NDEC 值为 $1.17 \mu\text{g/L}$, 而青岛海域 TBT 浓度最大的北海舰队码头 TBT 为 979.9 ng/L , 表明该海域 TBT 含量不会对其产生影响。微型原甲藻是香港海域较优势的藻种^[26], 其 TBT 的 NDEC 值为 $3.73 \mu\text{g/L}$, 香港近岸曾检测到 TBT 含量最高为 412.0 ng/L , 表明该海域微型原甲藻没有受到 TBT 的毒性影响。赤潮异湾藻是天津海域的赤潮藻^[27], 其 TBT 的 NDEC 值为 $1.76 \mu\text{g/L}$, 而天津海域 TBT 浓度最高的是天津船厂为 879.3 ng/L , 表明该海域赤潮异湾藻的生长不受 TBT 的毒性影响。

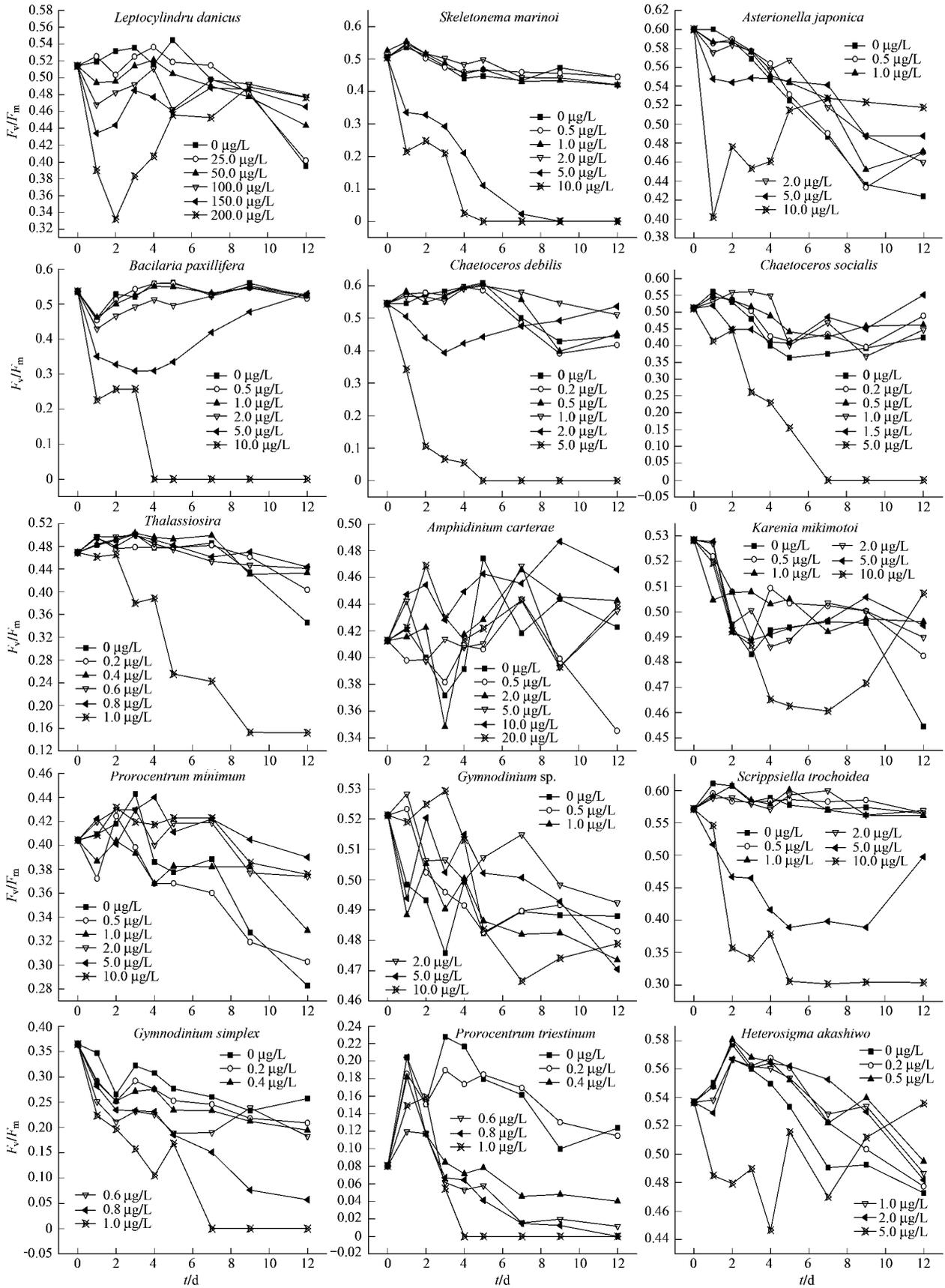


图3 TBT对15种浮游植物光合活性的效应

Fig. 3 Effect of TBT on photosynthetic activity of fifteen phytoplankton

3 结论

(1) TBT 对 15 种浮游植物均有毒性作用,丹麦细柱藻对 TBT 耐受力最强,聚生角毛藻、海链藻、筒裸甲藻和三角棘原甲藻对 TBT 较敏感。

(2) TBT 对浮游植物生长、峰值粒径和光合活性的影响具有一致性。

(3) 实验所用的中国近海港口水域常见的几种优势浮游植物对 TBT 具有较强的耐受性,这可能和其能够成为港口水域优势浮游植物具有一定的关联性。

参考文献:

- [1] Sidharthan M, Young K S, Woul L H, et al. TBT toxicity on the marine microalga *Nannchloropsis oculata* [J]. Marine Pollution Bulletin 2002, **45**: 177-180.
- [2] Mamrie M L. Tributyltin antifouling: a threat to Hong Kong marine environment [J]. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 1991, **20**: 299-304.
- [3] Jiang G B, Zhou Q F, Liu J Y, et al. Occurrence of butyltin compounds in the water of selected lakes, rivers and coastal environments from China [J]. Environmental Pollution, 2001, **115**: 81-87.
- [4] 刘稷燕. 固相萃取技术在有机锡化合物形态分析中的应用 [D]. 北京: 中国科学院生态环境研究中心, 2004.
- [5] Hall Jr L M, Pinkney A E. Acute and sublethal effects of organotin compounds on aquatic biota: An interpretative literature evaluation [J]. Critical Reviews in Toxicology 1985, **14**: 159-209.
- [6] 高俊敏, 胡建英, 郑泽根. 海洋生物的有机锡化合物污染 [J]. 海洋科学, 2006, **30**(5): 65-70.
- [7] 赵丽英, 陆贤昆, 孙秉一. 有机锡对海洋微藻的毒性效应 [J]. 青岛海洋大学学报, 1990, **20**(4): 125-131.
- [8] 徐明德, 杜春梅. 有机锡对金藻 (*Dicrateria* sp.) 的毒性效应 [J]. 黄渤海海洋, 2001, **19**(1): 66-68.
- [9] 高尚德, 吴以平. 有机锡对海洋微藻的生理效应 [J]. 海洋学报, 1995, **17**(4): 112-117.
- [10] 陈天乙, 宋志慧, 沈丽赛. 三丁基锡对螺旋藻的毒性作用 [J]. 环境科学, 1998, **19**(1): 87-88.
- [11] 张蕾, 王修林, 韩秀荣, 等. 石油烃污染物对海洋浮游植物生长的影响——实验与模型 [J]. 青岛海洋大学学报 (自然科学版), 2002, **32**(5): 504-510.
- [12] Finkel Z V, Inwin A J. Modeling size-dependent photosynthesis: Light absorption and the allometric rule [J]. Theoretical Biology, 2000, **204**(3): 361-369.
- [13] Baumann H A, Morrison L, Stengel D B. Metal accumulation and toxicity measured by PAM-Chlorophyll fluorescence in seven species of marine macroalgae [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety 2009, **72**: 1063-1075.
- [14] 吴晓东, 孔繁翔, 曹焕生, 等. 越冬浮游植物光合作用活性的原位研究 [J]. 湖泊科学, 2007, **19**(2): 139-145.
- [15] 龚良玉. 东海典型赤潮藻生长的生物、化学抑制作用研究 [D]. 青岛: 中国海洋大学, 2005.
- [16] Vanewijk P H, Hoekstra J A. Calculation of the EC₅₀ and its confidence interval when subtoxic stimulus is present [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 1993, **25**(1): 25-32.
- [17] Nelly H. Current issues in statistics and models for ecotoxicological risk assessment [J]. Acta Biotheoretica 2004, **52**(3): 201-217.
- [18] 王长友. 东海 Cu、Pb、Zn、Cd 重金属环境生态效应评价及环境容量估算研究 [D]. 青岛: 中国海洋大学, 2007.
- [19] Stedding A R D. Hormesis—the stimulation of growth by low levels of inhibitors [J]. Science of the Total Environment, 1982, **22**(3): 213-234.
- [20] 王修林, 杨茹君, 祝陈坚. 石油烃污染物存在下旋链角毛藻生长的粒度效应初步研究 [J]. 中国海洋大学学报, 2004, **34**(5): 849-853.
- [21] 张才学. 湛江港附近海域赤潮生物的种类调查 [J]. 湛江海洋大学学报, 2004, **24**(6): 28-31.
- [22] 张海波, 蔡燕红, 项有堂. 象山港水域浮游植物与赤潮生物种群动态研究 [J]. 海洋通报, 2005, **24**(1): 92-96.
- [23] 朱根海, 山本民次, 大谷修司, 等. 浙江舟山群岛邻近海域微、小型浮游植物与赤潮生物研究 [J]. 东海海洋, 2000, **18**(1): 28-36.
- [24] 李清雪, 陶建华. 天津近岸海域浮游植物生态特征的研究 [J]. 天津大学学报, 2000, **33**(4): 464-469.
- [25] 曲静, 宫相忠, 邢永泽, 等. 青岛南部近海春、秋季浮游植物群落结构的初步研究 [J]. 中国海洋大学学报, 2009, **39**: 99-104.
- [26] 林旭吟, 邢小丽, 何建宗, 等. 香港海域 2004 年浮游植物群落结构特征 [J]. 海洋通报, 2008, **27**(5): 23-29.
- [27] 曹春晖, 孙之南, 王学魁, 等. 渤海天津海域的网采浮游植物群落结构及赤潮植物的初步研究 [J]. 天津科技大学学报, 2006, **21**(3): 34-37.