

# 钱塘江河口溶解硅的变化与影响研究

张丽君<sup>1,2</sup>, 臧家业<sup>2</sup>, 马永星<sup>1,2</sup>, 李玲玲<sup>3</sup>, 刘 炜<sup>4</sup>, 张波涛<sup>1</sup>, 冉祥滨<sup>2</sup>

(1. 青岛大学 化学科学与工程学院, 山东 青岛 266071; 2. 国家海洋局 第一海洋研究所 海洋生态研究中心, 山东 青岛 266061; 3. 国家海洋局 北海环境监测中心, 山东 青岛 266033; 4. 青岛市地震监测中心, 山东 青岛 266000)

**摘要:** 根据 2013 年~2014 年四个季度的调查资料, 结合历史数据并采用数理分析与经验模型计算相结合的方法, 分析讨论了钱塘江河口溶解硅的分布、年代际变化和潜在影响。结果表明, 研究区域受到河流冲淡水与东海海水混合的双重影响, 溶解硅的分布与浓度呈现出明显的梯度变化与季节规律, 其浓度在秋季最高, 夏季次之, 春季与冬季较低。近些年来溶解硅的浓度呈降低趋势, 较历史水平降低了 12%~25%, 硅氮比也有大幅度的降低, 比值自 1.25 降低到 0.52。钱塘江河口溶解硅浓度降低主要是由于东海低溶解硅浓度海水的稀释造成的, 而浮游植物量对溶解硅浓度影响有限。另外, 河口叶绿素 *a* 含量与历史数据相比也存在明显降低, 浮游植物细胞总量和种数都有显著下降; 硅藻种类减少了近 70%, 并出现了绿藻、蓝藻和甲藻等非硅藻类生物, 造成这几方面变化的原因很可能很大程度上与营养盐结构和浓度的变化有关。

**关键词:** 钱塘江河口; 溶解硅; 硅藻

中图分类号: P343.5, P714.4 文献标识码: A 文章编号: 1000-3096(2015)08-0051-07

doi: 10.11759/hyhx20150125001

海洋硅循环及其相关联的硅生物地球化学过程是全球环境变化研究的热点问题, 也是海洋科学关心的重要领域<sup>[1-2]</sup>。河流影响下的边缘海又是陆源硅在海洋中的主要储库, 是硅埋藏与转化的重要场所, 在全球硅的生物地球化学循环中起着重要作用<sup>[2]</sup>; 海洋中硅藻控制了全球海洋 40% 以上的初级生产力<sup>[3]</sup>, 因此溶解硅对于海洋生态系统的稳定至关重要。

钱塘江河口所属的杭州湾受到钱塘江冲淡水、长江冲淡水和潮汐的共同影响, 属于典型的高浑浊的河口型海湾<sup>[4]</sup>, 浮游植物种群以硅藻为主<sup>[5]</sup>。由于人类活动的加剧, 杭州湾已成为我国富营养化最为严重的区域之一<sup>[6-8]</sup>, 这势必会改变河口营养盐的浓度和结构, 进而影响河口与邻近海域的生态系统的稳定。尽管杭州湾大部分水域浊度较高, 并不易发生赤潮, 然而往复的潮汐作用会使得该水域持续向东海输送营养盐, 造成邻近的东海水域营养盐结构和浓度的变化, 进而产生赤潮和群落结构变化等生态风险<sup>[9-10]</sup>。钱塘江流量大约为 373 亿 m<sup>3</sup>/年<sup>[8]</sup>, 其必然会对邻近的东海赤潮高发区产生相当的影响, 可见对于杭州湾的研究还有利于揭示东海近海海洋环境演化的规律。更为关键的是, 杭州湾在近 30 年间生态环境<sup>[4-8]</sup>发生了比较显著的变化, 其以硅藻为基础

的浮游生态很可能正在发生着微妙的变化, 毕竟类似的现象在很多深受人类活动干扰的海域均被发现<sup>[11]</sup>; 然而目前国内大部分研究仅关注在长江口和东海水域, 对于相邻的钱塘江河口这一典型的河口营养盐结构和群落结构变化的研究相对较少; 因此, 分析钱塘江河口溶解硅与浮游植物群落结构的变化规律, 将有助于认识杭州湾环境的发展趋势, 为人类活动持续影响下高浑浊河口区域营养盐的循环研究与浮游植物演替提供科学数据。

## 1 材料与方 法

### 1.1 样品的采集

2013 年 5 月、2013 年 8 月、2013 年 11 月和 2014 年 1 月在钱塘江河口分别进行了春、夏、秋、冬四个季节的海洋科学综合调查, 调查范围覆盖杭州湾内的大部分区域, 调查站位如图 1 所示。调查中,

收稿日期: 2015-01-25; 修回日期: 2015-02-06

基金项目: 国家自然科学基金项目(41106072, 41376093); 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金项目(2012G19)

作者简介: 张丽君(1990-), 女, 山东潍坊人, 硕士研究生, 主要从事海洋生物地球化学研究, E-mail: 1126640787@qq.com; 臧家业, 通信作者, E-mail: zjy@fio.org.cn

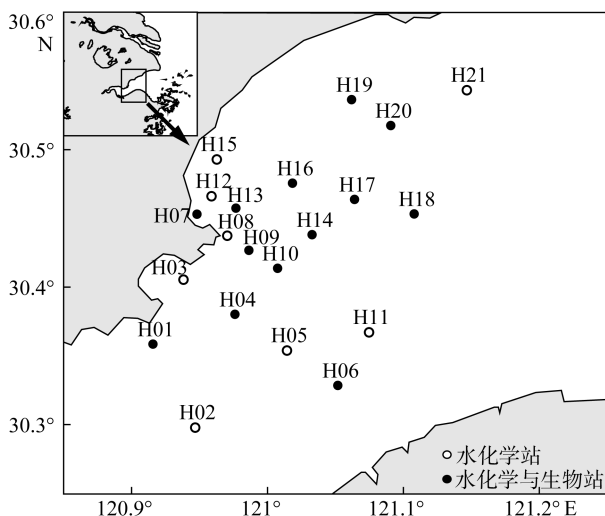


图1 钱塘江河口调查站位图

Fig.1 Map of the sampling locations in the Qiantangjiang Estuary

用尼斯金(Niskin)采水器采集水样,同时用多参数水质剖面仪(JFE, AAQ122)和透明度板获得水体温度、盐度和透明度等水文参数,所有站位均采集表层和底层水样。调查项目包括:总悬浮颗粒物(SPM)、溶解硅(DSi)、氮磷营养盐和浮游植物等。

取一定体积水样用孔径 0.45 μm 聚醚砜滤膜收集(预先用 1:1000 HCl 浸泡 24 h,并以 Milli-Q 水洗至中性,烘箱内 45 °C 烘 72 h 称重),将膜放入膜盒, -20 °C 冷冻保存,用于测定水体悬浮颗粒物中 SPM;滤液分装于聚乙烯样品瓶中(样品瓶预先在 1:5 HCl 中浸泡 48 h 以上,用 Milli-Q 水清洗数遍,然后包上洁净的塑料袋,备用)中,加入氯仿 1 滴,常温保存,用于营养盐的测定。另取一定体积水样用孔径 0.45 μm 聚醚砜滤膜收集,过滤完成后,记录过滤体积并将滤膜对折用于叶绿素 *a* 的分析,测试前避光冷冻保存。

### 1.2 样品的分析

营养盐利用营养盐自动分析仪(SEAL 公司, QuAAtro 型)进行分析,营养盐浓度范围在 1~10 μmol/L 的样品,分析的偏差为 5%~10%,营养盐浓度超过 10 μmol/L 的样品,分析的偏差为 1%~5%<sup>[12]</sup>;叶绿素 *a* 用 90%丙酮(体积分数)溶液提取后,荧光法分析。浮游植物采样结束后在实验室内进行镜检分析,室内分析鉴定按《海洋调查规范》(GB 17378.7—2007)中规定的方法进行。

### 1.3 硅藻固硅能力的计算

对浮游硅藻固硅能力的计算采用叶绿素 *a* 估算

初级生产力的经验模式,该方法可适用于低盐、高浑浊的河口型海域,获得的结果被证实接近于实测值<sup>[13]</sup>,之后利用 Redfield 比值(C:Si 为 108:16)进行换算,具体计算如下<sup>[14]</sup>:

$$P = \frac{P_s Z D}{2} \quad (1)$$

*P*: 真光层浮游植物日光合固碳量(mgC/(m<sup>2</sup>·d)); *P<sub>s</sub>*: 表层水体中浮游植物的潜在生产力(mgC/(m<sup>3</sup>·h)); *Z*: 真光层深度(m); *D*:每日光照时间(h)

$$P_s = ChlaQ \quad (2)$$

*Chla*: 叶绿素 *a* 的浓度(mg/m<sup>3</sup>); *Q*:同化系数(h<sup>-1</sup>)

同化系数与表层海水温度(SST)的关系如下:

$$Q = 1.13 (SST < 1.0) \quad (3)$$

$$Q = 4.00 (SST > 28.5) \quad (4)$$

$$Q = 1.2956 + 1.279 \times 10^{-1} SST + 6.17 \times 10^{-2} SST^2 - 2.05 \times 10^{-2} SST^3 + 2.462 \times 10^{-3} SST^4 - 1.348 \times 10^{-4} SST^5 + 3.4132 \times 10^{-6} SST^6 - 3.27 \times 10^{-8} SST^7 \quad (5)$$

真光层的深度计算公式为:

$$Z = 3.05 SDD \quad (6)$$

*Z*:真光层深度(m); *SDD*:海水透明度(m)

## 2 结果和讨论

### 2.1 温、盐的分布特征

调查海区夏季水温为全年最高,冬季的水温为全年最低,各季节水温变化为夏季>春季>秋季>冬季。由图 2 可以看出,春季表层海水温度在东南侧近岸水域水温比较高,并沿监测水域两岸向中心方向呈降温的趋势;夏季表层海水温度分布与春季相似;秋季表层海水温度整体上呈现从核电附近到离岸逐渐降低的趋势,低值区位于调查海域的北部;冬季上游方向海水温度相对较低,而入海口处水温较高。整体上,表层水温相对较高,底层相对较低,但差异并不明显;不过,表、底水温平面分布有明显的变化趋势,均呈现与岸线平行的带状分布趋势。水温一定程度上受到核电温排水的影响,各季节核电附近水温相对较高。同时,该海域水温还受到杭州湾外海水涌入的影响,如冬季,入海口方向水温相对较高。大多季节温度的分布也受到了东南侧陆地的影响,近岸温度相对离岸较高。可见,调查海域各季节水温的分布受温排水、海水入侵以及地形的影响较大。

各季节表层盐度的水平分布见图 2,从图中可以看出,春季水体表层盐度分布趋势为从入海口向上

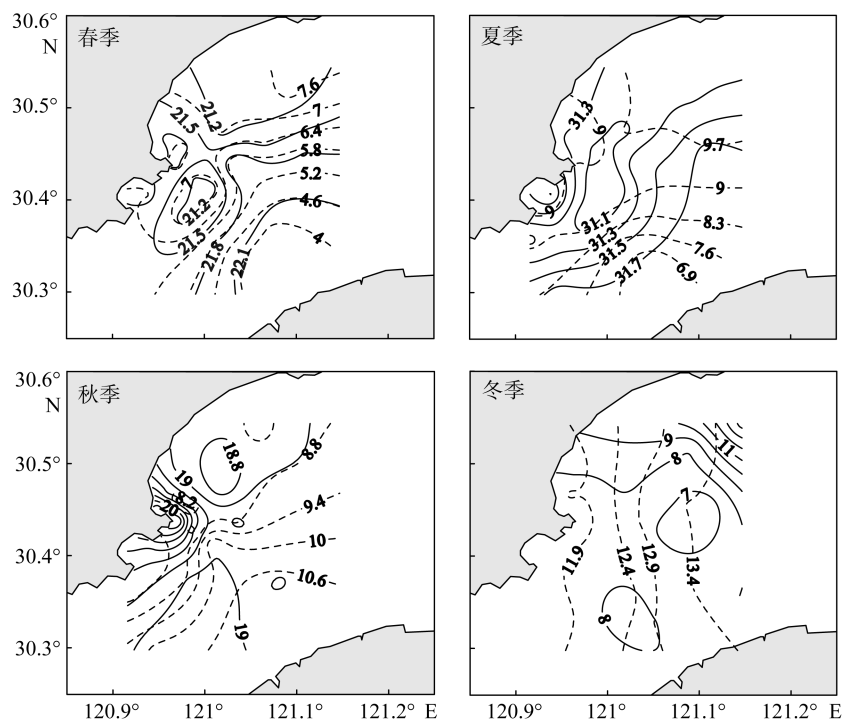


图 2 钱塘江河口温度(°C, 实线)和盐度(虚线)的分布

Fig.2 Distributions of temperature and salinity (blue line) in the Qiantangjiang Estuary

游方向逐渐降低;夏季表层水体的盐度分布与春季类似,盐度的高值出现在监测海域东北部入海口处;秋季呈均匀带状分布,海水盐度自核电站沿岸海域到离岸海域逐渐上升;冬季表层水体盐度分布呈现从上游向入海口方向逐渐升高的趋势。整体上表层盐度相对较低,底层相对较高,各个季节表底层盐度数值相差不大,垂直分布差异也不明显;除了冬季,其他季节表、底层盐度平面分布相似;四个季节普遍呈现从上游向入海口方向逐渐增高的趋势。

总体而言,海水盐度春季和夏季相对较低,主要是河流径流量在这两个时期相对较高,淡水稀释作用更明显。调查海域盐度的分布与变化主要取决于江河入海径流量的多少及海水上涌的强度,因此,调查水域盐度受到明显的潮汐作用影响。春季和夏季上游流域雨量较大,盐度相对较低;入秋以后,降雨量减小,径流量也随之减小,河口水体盐度因此增加,使得盐度的分布更多的受到潮汐与海水涌入的影响。

## 2.2 溶解硅的分布特征

调查海域溶解硅的浓度见表 1。研究区域内溶解硅浓度在秋季(95.4 μmol/L)最高,夏季(87.2 μmol/L)次之,春季(70.6 μmol/L)与冬季(70.3 μmol/L)较低。

表 1 钱塘江河口硅酸盐浓度和范围(μmol/L)

Tab.1 Average values and ranges of dissolved silica in the Qiantangjiang Estuary (μmol/L)

季节	本研究	1981年~1982年 <sup>[4]</sup>
春季	70.6±10.4 (46.4~80.4)	81.3±5.1(74.4~95.3)
夏季	87.2±6.02 (63.8~94.0)	119.0±8.7 (109.0~143.0)
秋季	95.4±7.26 (59.3~101)	117.7±4.0 (111.0~127.9)
冬季	70.3±7.34 (52.6~79.0)	90.9±5.8 (81.0~102.0)

从图 3 可以看出,春季表层海水溶解硅分布在北侧海域相对较低;夏季表层海水溶解硅分布呈近岸高、离岸低的趋势,最低值位于调查海域中部;秋季溶解硅分布较复杂,无明显特征;冬季表层海水溶解硅分布相对均匀,整体上近岸海域高,离岸海域低。可见,各个季节表、底层水体溶解硅春季和夏季差异不大,垂直分布差异不明显,秋季和冬季表、底层差异性较大。调查海域 Si/N 年平均值为 0.52,低于浮游植物生长较理想的 Redfield 比值<sup>[15]</sup>,因此该海域存在潜在的硅限制情况,但不存在绝对浓度<sup>[16]</sup>(<2 μmol/L)上的硅限制。

本研究溶解硅数据与高生泉等<sup>[8]</sup>的研究结果相近。由溶解硅与盐度的关系还可以看出(图 4),该海域表层溶解硅均与盐度呈负相关关系( $P < 0.01$ ),这表明外海水对研究区域内溶解硅的浓度存在稀释作

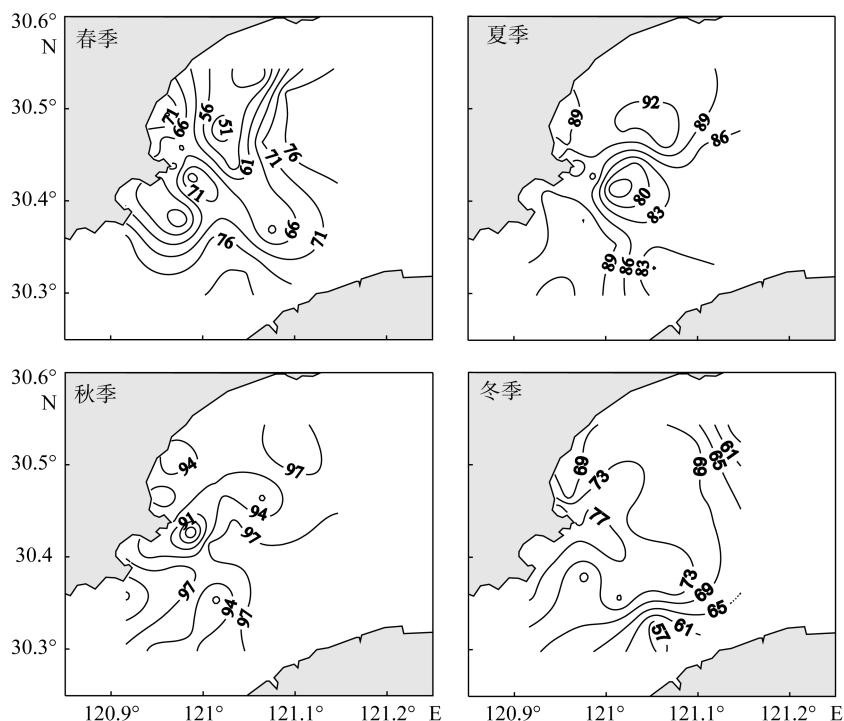


图3 钱塘江河口溶解硅的分布(μmol/L)

Fig.3 Distributions of dissolved silica in the Qiantangjiang Estuary

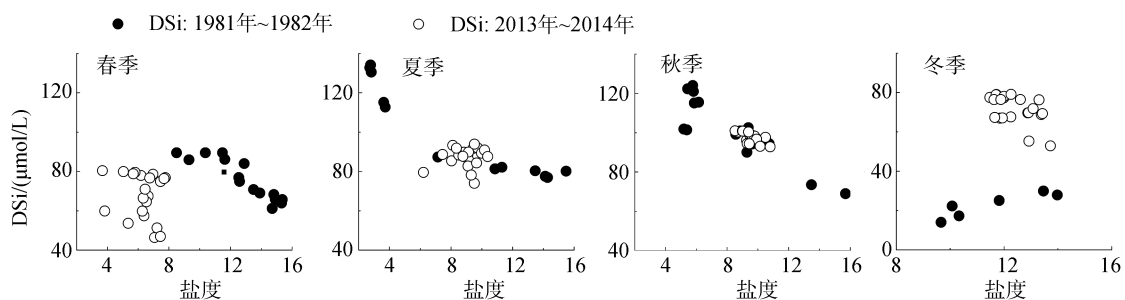


图4 钱塘江河口溶解硅与盐度的关系

Fig. 4 Relationships between dissolved silica and salinity in the Qiantangjiang Estuary

用，而溶解硅与盐度的负相关关系也表明钱塘江冲淡水对该海域物质分布与输送的影响。Gao 等<sup>[4]</sup>的研究还表明，杭州湾溶解硅呈现出保守性；根据河口理论稀释线的原理，可以看到钱塘江河口溶解硅在春季明显低于历史同期，而在冬季则高于历史同期。溶解硅季节变化很大程度上是由于杭州湾外东海海洋环境的变化所致；研究表明<sup>[17]</sup>邻近的东海水域溶解硅浓度呈降低的趋势，春季东海相对较高的初级生产力降低了其海水中溶解硅的浓度，也导致杭州湾内溶解硅浓度的下降。

表 2 数据表明，钱塘江水体中溶解硅浓度为 128 μmol/L，略高于长江<sup>[11-12]</sup>；与 1989 年~1990 年调查数据相比<sup>[4]</sup>，钱塘江河口所处的杭州湾上游区域

溶解硅呈下降趋势，年内降幅约为 10.7~31.8 μmol/L，较历史水平降低了 12%~25%；硅氮比也有大幅度的降低，自 1.25 降低到 0.52。另外，在 1981~1982 年间杭州湾外邻近水域溶解硅浓度为 30.7~49.7 μmol/L<sup>[4]</sup>，而近些年来邻近杭州湾的东海水体溶解硅浓度为 20.3~37.4 μmol/L<sup>[8]</sup>，这表明外海溶解硅降低了约 10 μmol/L。在 1981 年~1982 年，钱塘江溶解硅的浓度约为 131 μmol/L，与之相应的钱塘江溶解硅向河口的输送通量为 16.3×10<sup>4</sup> t/a<sup>[4]</sup>；2004 年，钱塘江溶解硅的浓度约为 128 μmol/L<sup>[18]</sup>，这表明钱塘江溶解硅浓度的变化并不明显。研究区域盐度介于 6.31~12.5 之间，而河流端的盐度值一般接近于 0，杭州湾外的水体盐度值约为 22.5<sup>[8]</sup>，因此在盐度保守

表 2 钱塘江河口营养盐( $\mu\text{mol/L}$ )和硅氮比的比较  
Tab.2 Comparisons between nutrients ( $\mu\text{mol/L}$ ) and Si/N in the Qiantangjiang Estuary

海区	调查时间	溶解无机氮	硅酸盐	硅氮比	文献
本海域	2013 年~ 2014 年	155.0	80.1	0.52	本研究
本海域	2012 年	122.1	83.3	0.68	[19]
本海域	1995 年~ 1996 年	114.3	95.7	0.84	[20]
本海域	1989 年~ 1990 年	107.1	102.9	0.96	[5]
本海域	1981 年~ 1982 年	81.7	102.0	1.25	[4]
杭州湾	2006 年~ 2007 年	120.7	/	/	[8]
钱塘江	2004 年	110.0	128	1.16	[18]
长江口	2006 年~ 2007 年	117.1	/	/	[17]

的情况下有 28%~56%的外海水体涌入研究区域,其必然成为控制该海域硅营养盐分布的重要因素。可见,研究区域溶解硅浓度降低的原因很大程度上是由于该海域相邻的东海海域海洋环境变化所致;研究资料显示,湾外东海海域生物量相对于历史水平普遍较高<sup>[13]</sup>,这一定程度上导致了湾外海域硅消耗量的增加以及溶解硅浓度的持续降低;东海与湾内水体的交换过程使得湾外向湾内输送硅通量的减少以及研究区域内溶解硅浓度的降低。

### 2.3 浮游植物生物量对溶解硅分布的影响

调查海域水温介于 7.48~31.4 °C,透明度为 0.1 m,由公式(6)计算真光层约为 0.3 m,根据公式(5)计算该水域同化系数为 2.23~4.00,再依据叶绿素 *a* 含量(0.64 mg/m<sup>3</sup>)以及硅藻在浮游植物中的比例(87.5%~96.8%)以及现场透明度的数据,可以大致得到该水域硅藻生产力为 1.14~5.70 mg C/(m<sup>2</sup>·d),根据硅碳转化系数(C:Si 为 108:16)可知消耗的溶解硅速率大约为 0.17~0.86 mg Si/(m<sup>2</sup>·d),可见与水体现存的溶解硅浓度(1980~2680 mg/m<sup>3</sup>)相比,钱塘江河口内的较低的浮游植物生物量很难对水体溶解硅浓度产生大的影响。再次证实,造成该水域溶解硅浓度降低的原因很大程度上是由于相邻的东海溶解硅浓度的降低。

不过,由于近年来人类活动的影响,杭州湾内营养盐水平和结构发生了较大的变化,这可能造成浮游植物生物量和结构发生了微妙的变化。1989 年~1990 年的调查中<sup>[5]</sup>,共检出浮游植物种数 228 种,其

中硅藻 209 种,绿藻 13 种,蓝藻 4 种,甲藻 2 种,网采浮游植物平均量为 223×10<sup>4</sup> 个/m<sup>3</sup>;本次调查中,共检出浮游植物种数 62 种,其中硅藻 51 种,甲藻 4 种,蓝藻 3 种,绿藻 2 种,网采浮游植物平均量为 45.5×10<sup>4</sup> 个/m<sup>3</sup>;可见,与 1989 年~1990 年调查相比,浮游生物的种数和量也都有明显的下降,硅藻的种类数减少了近 70%,另外部分季节浮游生物的优势种也有变化,冬季的优势种由 1989 年~1990 年的中肋骨条藻变为圆筛藻。浮游植物种群和数量的变化也导致了该海域叶绿素 *a* 含量的明显降低。造成这方面变化的原因很可能与营养盐浓度和结构变化有关,硅氮比或氮磷比往往是优势种生物量的限制性因子,如春季的硅氮比与夏季的氮磷比均对该海域优势种的数量产生了限制。

从目前可获取的数据来看,尽管钱塘江河口大部分水域营养盐较高,但研究区域并没有赤潮发生的纪录;钱塘江河口潮流强,相对较高的水体浑浊度导致其生物量普遍较低,因此其“河口过滤器”效应是有限的。由此可见,营养盐丰富的水域,生产力并不一定高,同时由于存在着多种不利于浮游植物繁殖的环境因子的综合影响,营养盐不能被充分的利用而显得过剩,反而会使得相邻的水体存在潜在的富营养化以及导致赤潮发生的潜在风险,从而影响区域物质的循环过程与生态安全。由于湾内浮游植物对溶解硅的吸收/消耗作用有限,杭州湾向东海的输送通量应与河流输送值相近,不过由于杭州湾近海的氮磷负荷超过了硅的输入量,使得湾内营养盐结构发生了不利于硅藻生长的变化,这很可能对邻近的东海水域产生较大的影响,从而增加诱发赤潮的潜在风险,应加强监测。

## 3 结论

1) 研究区域受到河流和东海的双重影响,表现出明显的梯度变化与季节规律,溶解硅浓度在秋季(95.4  $\mu\text{mol/L}$ )最高,夏季(87.2  $\mu\text{mol/L}$ )次之,春季(70.6  $\mu\text{mol/L}$ )与冬季(70.3  $\mu\text{mol/L}$ )较低。

2) 与历史数据相比,近些年来溶解硅浓度呈降低趋势,并较历史水平降低了 12%~25%;硅氮比也有大幅度的降低,自 1.25 降低到 0.52。钱塘江河口内较低的浮游植物生物量对溶解硅浓度影响有限,其浓度的降低主要是由于东海低溶解硅浓度的海水稀释所致。

3) 与历史数据相比,钱塘江河口海域叶绿素 *a*

明显降低,浮游植物细胞总量和种数也有下降,硅藻种类数减少了近 70%,还出现了绿藻、蓝藻和甲藻等非硅藻类浮游植物,造成这方面变化的原因很大程度上与营养盐结构和浓度的变化有关。

参考文献:

- [1] Humborg C, Ittekkot V, Cociasu A, et al. Effect of Danube River dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure [J]. *Nature*, 1997, 386: 385-388.
- [2] Tréguer P J, De La Rocha C L. The world ocean silica cycle [J]. *Annual Reviews of Marine Science*, 2013, 5: 477-501.
- [3] Nelson D M, Tréguere P, Brzezinski M A, et al. Production and dissolution of biogenic silica in the ocean: revised global estimates, comparison with regional data and relationship to biogenic sedimentation [J]. *Global Biogeochemical Cycle*, 1995, 9(3): 359-372.
- [4] Gao Shengquan, Yu Guohui, Wang Yuhen. Distributional features and fluxes of dissolved nitrogen, phosphorus and silicon in the Hangzhou Bay [J]. *Marine Chemistry*, 1993, 43(1): 65-81.
- [5] 国家海洋局第二海洋研究所. 秦山核电站邻近水域零点生态调查报告[R]. 1990.
- [6] 张健, 施青松, 邬翱宇, 等. 杭州湾丰水期主要污染因子的分布变化及成因[J]. *东海海洋*, 2002, 20(4): 35-41.
- [7] 秦铭俐, 蔡燕红, 王晓波, 等. 杭州湾水体富营养化评价及分析[J]. *海洋环境科学*, 2009, 28(增刊 1): 53-56.
- [8] 高生泉, 陈建芳, 金海燕, 等. 杭州湾及邻近水域营养盐的时空分布与富营养化特征[J]. *海洋学研究*, 2011, 29(3): 36-47.
- [9] 齐雨藻. 中国沿海赤潮[M]. 北京:科学出版社, 2003.
- [10] 夏平, 陆斗定, 朱德弟, 等. 浙江近岸海域赤潮发生的趋势与特点[J]. *海洋学研究*, 2007, 25(2): 47-56.
- [11] Humborg C, Conley D J, Rahm L, et al. Silicon retention in river basins: far-reaching effects on biogeochemistry and aquatic food webs in coastal marine environments[J]. *Ambio*, 2000, 29: 45-50.
- [12] Liu S M, Zhang J, Chen H T, et al. Nutrients in the Changjiang and its tributaries[J]. *Biogeochemistry*, 2003, 62(1): 1-18.
- [13] 王作华. 黄东海叶绿素 *a* 和溶解有机碳分布特征及固碳强度初探[D]. 青岛:中国海洋大学硕士论文, 2008, 1-89.
- [14] Behrenfeld M J, Falkowski P G. Photosynthetic rates derived from satellite-based chlorophyll concentration [J]. *Limnology and oceanography*, 1997, 42(1): 1-20.
- [15] Justić D, Rabalais N N, Turner R E, et al. Changes in nutrient structure of river-dominated coastal waters: stoichiometric nutrient balance and its consequences[J]. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 1995, 40(3): 339-356.
- [16] Nelson D M, Brzezinski M A. Kinetics of silicic acid uptake by natural diatom assemblages in two Gulf Stream warm-core rings[J]. *Marine ecology progress series*. Oldendorf, 1990, 62(3): 283-292.
- [17] 王奎, 陈建芳, 金海燕, 等. 长江口及邻近海域营养盐四季分布特征[J]. *海洋学研究*, 2011, 29(3): 18-34.
- [18] Liu S M, Hong G H, Zhang J, et al. Nutrient budgets for large Chinese estuaries [J]. *Biogeosciences*, 2009, 6: 2245-2263.
- [19] 国家海洋局第一海洋研究所. 秦山核电厂扩建工程(方家山核电工程)施工期海域环境监测分析及评价[R]. 2013.
- [20] 国家海洋局第二海洋研究所. 秦山 III 期(重水堆)核电站工程邻近海域 1995~1996 年度生态调查[R]. 1996.

## Variability and influence of dissolved silica in the Qiangtangjiang Estuary

ZHANG Li-jun<sup>1, 2</sup>, ZANG Jia-ye<sup>2</sup>, MA Yong-xing<sup>1, 2</sup>, LI Ling-ling<sup>3</sup>, LIU Wei<sup>4</sup>,  
ZHANG Bo-tao<sup>1</sup>, RAN Xiang-bin<sup>2</sup>

(1. College of Chemical Science and Engineering, Qingdao University, Qingdao 266071, China; 2. Research Center for Marine Ecology, First Institute of Oceanography, State Oceanic Administration, Qingdao 266061, China; 3. North China Sea Environmental Monitoring Center, State Oceanic Administration Qingdao 266033; 4. Qingdao Earthquake Monitoring Center, Qingdao 266000, China)

**Received:** Jan., 25, 2015

**Key words:** Qiangtangjiang River Estuary; dissolved silica; diatom

**Abstract:** Based on the comprehensive investigations during 2013-2014, the concentrations of dissolved silicate (DSi), phytoplankton and hydrological parameters were analyzed to examine the influence of both estuary processes and human activities on silica delivery, transformation and fate to the mouth of the Qiantangjiang River. Results indicated that the DSi concentrations were influenced by both the Qiangtangjiang River and East China Sea, with a fair trend and seasonal character. DSi in the Hangzhou Bay decreased significantly since 1981; Approximately 12%~25% of DSi was cut down between 1981 and 2013 due to the DSi reduction of off-bay waters, which also resulted in a significant drop of the Si/N ratio from 1.25 to 0.52. Compared with the past, diatom species decreased about 70% from 1989 to 2014, while green algae, cyanobacteria and dinoflagellates were found recently, which were absent in the past. There were also great decreases for *Chla* and biomass in recent years, which may be largely caused by the variation of nutrient structure and its content.

(本文编辑: 康亦兼)