

三峡水库蓄水前后长江口水域夏季硅酸盐、溶解无机氮分布及硅氮比值的变化

余立华, 李道季*, 方 涛, 李 云, 高 磊

(华东师范大学河口海岸学国家重点实验室, 上海 200062)

摘要:通过对长江口水域 1999、2003、2004 年 3 个夏季航次和 1959 年历史数据的比较, 分析研究了长江三峡水库蓄水前后长江口溶解硅酸盐(DSi)和无机氮(DIN)含量的变化, 发现与 1999 年相比, 2003 年和 2004 年 DIN 浓度分别增加了 1.3 倍和 2.2 倍, DIN 浓度还在增加中, 而且有加快的趋势; 三峡水库蓄水前 DSi 浓度每年减少约为 0.60 $\mu\text{mol/L}$, 而蓄水后一年内就减少了 3.92 $\mu\text{mol/L}$; Si/N 比的平均值分别从 1999 年的 1.66 下降到 2003 年 1.09, 再下降到 2004 年的 0.42, 大面积区域比值已经小于 1, 下降趋势比较明显, DSi 含量的下降与长江径流输沙量减少有显著关系, DIN 的增加则与长江中下游化肥的使用有关; 同时长江口营养盐结构已经趋于不平衡, 营养盐结构的变化已经引起了长江口生态系统结构的改变, 如甲藻赤潮频发等, 这可能是人类活动影响的直接结果。

关键词:营养盐; 硅氮比值; 三峡工程; 长江河口

文章编号:1000-0933(2006)09-2817-10 **中图分类号:**Q14, P734.44 **文献标识码:**A

Distributions of DSi, DIN and changes of Si N ratio on summer in Changjiang Estuary before and after storage of Three Gorges Reservoir

YU Li-Hua, LI Dao-Ji*, FANG Tao, LI Yun, GAO Lei (State Key Laboratory of Estuarine and Coastal Research, East China Normal University, Shanghai 200062, China). Acta Ecologica Sinica, 2006, 26(9): 2817 ~ 2826.

Abstract: Large-scale hydrological alterations on land, such as river damming and river diversion, could cause reductions of silicate inputs to the sea. The Three Gorge Reservoir construction has a significant impact on silicate discharged to the sea from middle-lower reaches of the Changjiang River. The date of silicate, DIN and Si N ratio of Changjiang Estuary in the summers before and after the storage of the Three Gorges Reservoir were compared and analyzed to characterize their changes in the Changjiang estuary and its adjacent sea. DIN concentrations in the year 2003 and 2004 increased 1.4 and 2.3 times respectively, compared with year 1999, which has a speedup trend. Moreover, average DSi concentrations decreased from 42.12 $\mu\text{mol/L}$ in 1959 to 20.98 $\mu\text{mol/L}$ in 1999, decreasing 0.528 $\mu\text{mol/L}$ per year in the 40 years before river storage of the Three Gorges Reservoir. By 2003, DSi concentration decreased to 18.86 $\mu\text{mol/L}$, average decreasing 0.53 $\mu\text{mol/L}$ per year during 1999 to 2003, which seemed as before. But, after the storage, it decreased to 15.9 $\mu\text{mol/L}$ in 2004, decreasing 2.95 $\mu\text{mol/L}$ in one year. Meanwhile, the sediment discharge to the estuary was also decreasing. The river damming mainly caused this drastic decrease. In addition, the decrease trend of DSi effective concentration in the river end of the estuary also demonstrated that the storage affected DSi discharge flux to the sea. The average values of Si N ratio decreased from 1.66 in 1999 to 1.09 in 2003, and to 0.42 in 2004 with a large area of the estuary lower than 1. The sharp decrease of Si N ratio was in 1960s and 1970s and

基金项目:科技部国家重点基础研究发展规划(973)资助项目(2002CB412405)

收稿日期:2005-12-28; **修订日期:**2006-07-27

作者简介:余立华(1982~), 男, 安徽合肥人, 硕士生, 主要从事海洋浮游植物和海洋环境研究. E-mail: yu.lihua@126.com

*通讯作者 Corresponding author. E-mail: daojili@sklec.ecnu.edu.cn

Foundation item: The project was supported by the National Key Basic Research Program of the Ministry of Science and Technology, China (No. 2002CB412405)

Received date: 2005-12-28; **Accepted date:** 2006-07-27

Biography: YU Li-Hua, Master, mainly engaged in marine phytoplankton and marine environment, E-mail: address: yu.lihua@126.com

decreased to 2 in 1980s as same time, N/P ratio raised from 2 to 12. The extensive changes of Si N and N P could make severe impacts on the structure of the Changjiang estuarine ecosystem. It is a pity that we did not make any assessment for that in detail until now. By contrast, there was remarkable correlation between DSi decreasing and the changes of sediment discharge of the Changjiang. However, the rising concentration of DIN is due to the excessive utilization of fertilizer along the middle-lower reaches. There have been tendencies for nutrient structure imbalance, which may lead the ecosystem changes in the Changjiang estuary, including alga blooms of diatoms pre-reservoir becoming enriched in flagellates. All of these changes might be directly related to human activities.

Key words: nutrients; Si N ratio; Three Gorges Dam; Changjiang Estuary

长江径流输送是中国东海陆源物质最主要的来源,长江口营养盐年入海通量约为 350 万 t^[1]。随径流输入海的营养物质和泥沙在维持河口生态系统稳定中起着重要的作用。最近几十年来,人类活动导致了它们在输入的数量上发生了很大的变化,而长江径流携带的物质总量以及物质成分组成的改变都将对长江口和邻近东海海洋生态系统产生重要的影响。

控制 N、P、Si 向海洋输送速率的因素是不同的。N、P 主要是和生活污水、化肥使用以及人口密度有关^[2,3]。实际上,氮循环已经因为全球范围内生产固氮植物、化肥的生产和使用、动植物栖息地的改变和燃烧化石燃料等发生了巨大的改变,这些因素导致了过去 50a 内陆地氮输出增加了两倍,而且还在持续^[4~7]。氮含量的增加会使藻类生长加速,有毒的藻类水华会破坏渔业和生物多样性。而细菌分解这些浮游植物会消耗大量的氧气,进而由于氧亏损导致水质的恶化^[8]。相对于氮来说,陆地上硅酸盐的化学风化是向河流提供溶解和颗粒硅的主要过程,并最终输入海洋。地球表面 26 %是硅土,硅酸盐有足够的来源,在总的硅酸盐的输入中,超过 80 %是由河流供给的^[9]。

在河流上的筑坝工程能显著降低入海的泥沙通量^[10],从而降低了溶解态硅向海洋的输送通量^[11]。长江三峡水利枢纽工程是中国,也是世界上最大的水利枢纽工程。2003 年 6 月 1 日,水库开始蓄水,6 月 10 日水位达 135m 高程(一期蓄水),同年 11 月 5 日,坝前水位提升至 139m(二期蓄水)。三峡大坝将在 2006 年 6 月提前全线建成,蓄水位抬高到 156m(三期蓄水),届时,三峡水库将是一座长达 600km,最宽处达 2000m,总库容达 393 亿 m³ 的巨大水库。目前已知三峡大坝建成后会影响到长江上游区域硅的输入,但是对筑坝在多大程度上调节径流中营养盐组分的输送还缺乏深入的研究,对长江口及其邻近东海的海洋生态系统结构等产生怎样的影响还不清楚。因此研究三峡工程蓄水前后长江口硅酸盐和溶解无机氮分布以及硅氮比值的变化,对了解长江河口及邻近海域生物地球化学过程、生态系统演变以及赤潮的防治有重要的科学意义。

1 材料与方法

1.1 资料来源

本文分析所依据的数据主要来源于国家 973 项目,1999、2003、2004 年 3a 的 8 月~9 月初 3 个航次的综合性调查,调查范围为 122°00'~124°00'E,29°30'~32°00'N(图 1),以及历史上 1958~1959 年夏季全国海洋普查东海及长江口数据。长江径流量和输沙量数据来自 2000~2004 年长江流域泥沙公报。

1.2 分析方法

2003 年和 2004 年长江口夏季盐度由 CTD 现场直接测定;现场使用 20dm³ Niskin 采水器采集表层海面 1m 处水样,立即用 0.45μm 的醋酸纤维滤膜(预先经过稀盐酸(pH=4.0)浸泡 24h)进行现场过滤,滤液保存于 100ml 棕色瓶中,再加入 1 %的饱和 HgCl₂ 数滴。棕色瓶预先也经过稀盐酸(pH=4.0)酸浸,并用去离子水和 Milli-Q 水洗净。滤液用荷兰 Skalar^{plus} System 微量连续自动分析仪测定营养盐浓度,用联机软件进行漂移校正。

2 结果与讨论

2.1 长江口夏季盐度分布

图 2 为夏季长江口表层盐度分布图,从图中可以看出:由于长江冲淡水的影响,夏季表层等盐线分布由内

向外越来越大。且四个航次中分布总的趋势有口门先向东南,至 122°30′E 折向东北,呈舌状伸展。

2.2 长江口夏季 DSi 和 DIN 含量的分布特征

长江口夏季表层 DSi 和 DIN 含量分布大势基本一致(图 3,图 4)。受长江口入海径流影响,总体上随着离岸距离的增大逐渐变小,其浓度水舌偏向东北方向。在最大浑浊带和羽状锋水域间(122°00′到 123°00′E),营养盐浓度梯度变化强烈,受东海水稀释作用明显。在羽状锋水域以西的最大浑浊带水域为营养盐高浓度水域,而其东南一般为低浓度水域。从 123°线长江口 9 月份羽状锋水域 DSi 和 DIN 含量分布来看:1999 年和 2004 年表层 DIN 浓度显著高于 2003 年,呈跳跃变化;而 DSi 的浓度不然,1999 年明显高于 2003 年和 2004 年,表明 1999 年 DSi 随长江径流输出到东海受到稀释的强度小于 2003 年和 2004 年。

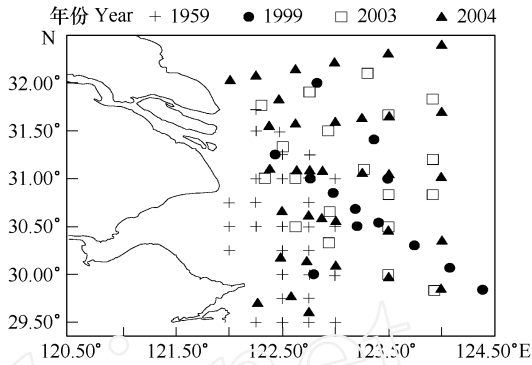


图 1 夏季 4 个航次长江口调查站位

Fig. 1 Survey stations of the four summer cruises in Changjiang Estuary

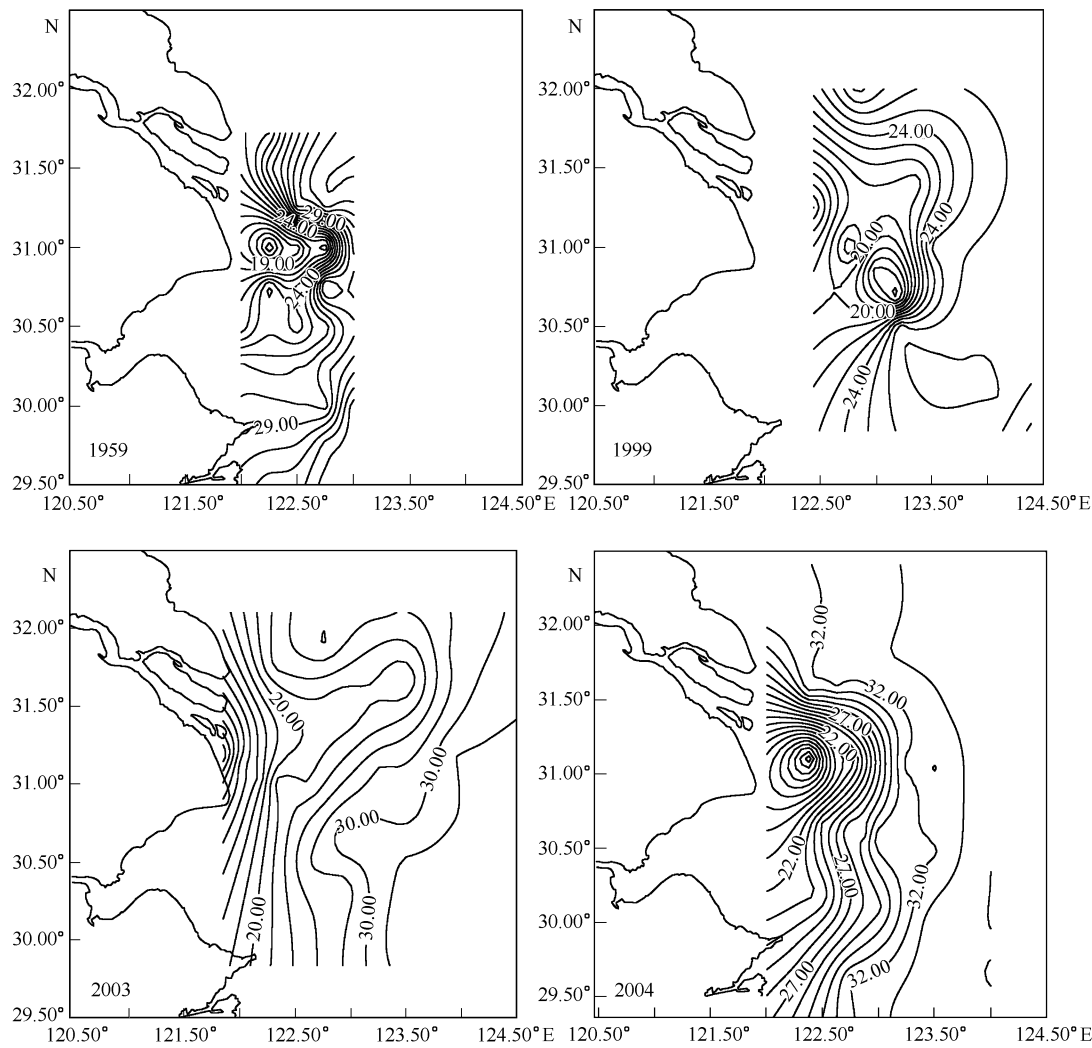


图 2 夏季 4 个航次长江口表层盐度分布

Fig. 2 Distributions of salinity of surface waters in the four summer cruises of the Changjiang Estuary

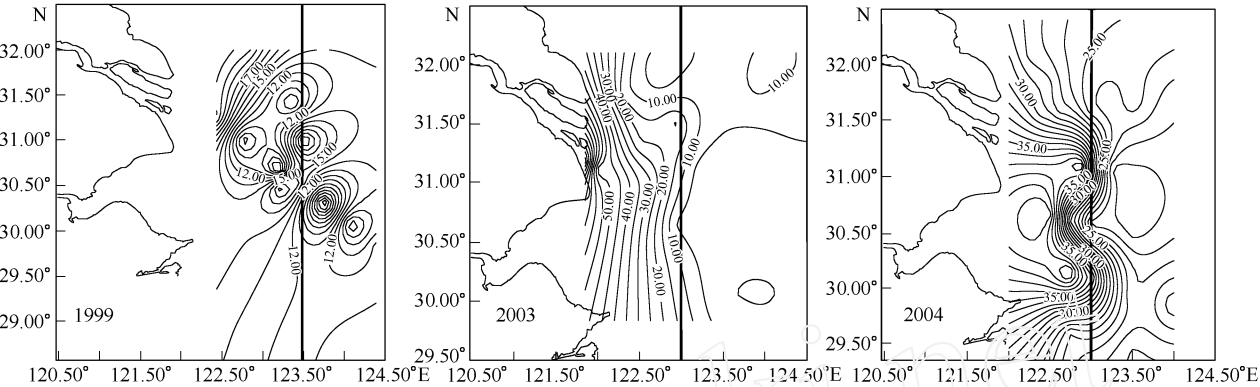


图3 1999、2003 和 2004 年长江口 3 个夏季航次表层溶解无机氮(μmol/L) 平面分布

Fig.3 Summer distributions of DIN on surface water of Changjiang Estuary in 1999 , 2003 , 2004

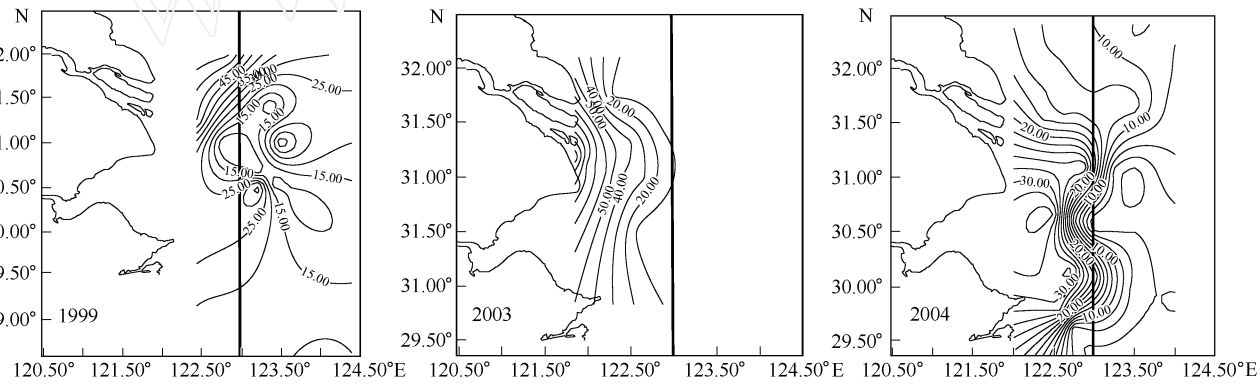


图4 1999、2003 和 2004 年长江口 3 个夏季航次表层溶解硅酸盐(μmol/L) 平面分布

Fig.4 Summer distributions of dissolved silicate on surface water of Changjiang Estuary in 1999 , 2003 , 2004

表 1 夏季航次中长江口表层 DIN、DSi 及 Si/DIN 比值的均值和变化范围

Table 1 Mean values and variation ranges of DIN,DSi and Si N on surface waters of the summer cruises in the Changjiang Estuary

营养盐浓度及硅氮比值		年份 Year			
Nutrient concentration and ratios of silica :nitrogen		1959	1999	2003	2004
溶解无机氮 DIN [*] (μmol/L)	站位数 Station numbers	—	15	22	36
	平均值 mean	—	13.14	17.63	28.35
	最小值 min.	—	1.35	0.39	20.84
	最大值 max.	—	21.28	93.23	50.53
溶解硅酸盐 DSi (μmol/L)	站位数 Station numbers	31	15	22	36
	平均值 mean	42.12	20.98	18.39	14.47
	最小值 min.	4.39	4.97	0.82	1.27
	最大值 max.	112.75	61.11	117.59	37.93
硅氮比 Si/N	平均值 mean	—	1.66	1.09	0.42
	最小值 min.	—	0.38	0.84	0.06
	最大值 max.	—	5.22	1.23	0.85

* 1959 年溶解无机氮未监测 non-detected of DIN in 1959

由表 1 数据知,与 1999 年夏季相比,长江河口 2003 年和 2004 年夏季 DIN 平均浓度分别增加了 1.3 倍和 2.2 倍,DIN 浓度持续增加,而且有更快的趋势。而 DSi 平均浓度从 1959 年的 42.12μmol/L 降到 1999 年 20.98μmol/L,这 40a 中每年硅酸盐减少的浓度约为 0.53μmol/L。2003 年平均浓度又降至 17.39,1999~2003 年 4a 中夏季减少的平均浓度为每年 0.64μmol/L,基本持平,而三峡大坝截流后一年内就减少了 3.92μmol/L。DIN

和 DSi 变化都与其来源有直接关系。图 5 为这几个航次中相同站位的 DIN 和 DSi 的平均浓度变化,与整个航次中平均浓度的变化趋势一直,即 DIN 的浓度一直在增加,而 DSi 的浓度含量却一直下降,其中长江流域建坝是导致长江输出 DSi 的浓度不断下降的主要原因。

而 DIN 的浓度增加,则与农田无机氮肥施用和流失以及生物污水的排放有关^[12,13]。以往的研究^[14]已经得出长江流域 1962~1998 年间无机氮肥施用量与大通站 DIN 年输送量变化趋势的类似,进一步证明化肥使用对长江 DIN 含量有重要影响。特别是从 1985 年以后,长江流域化学氮肥年均输入量约 $5.0 \times 10^9 \text{ kg}$,占总氮输入的 50 %以上^[15],这是造成长江输送无机氮通量快速上升的主要因素。虽然蓄水后对无机氮的截留作用达到 50 %^[16],但却可以在长江中下游得到补偿。

硅酸盐的含量则不同,海洋中硅酸盐主要是由河流输送。溶解硅酸盐在土壤生态系统中从表层水或者地下水进入水体。但 DSi 不一定都输入到了海洋,因为:

(1) 浮游植物主要组成硅藻在生长过程中会吸收相当数

量地 DSi 来生成持久耐用地质硅细胞壁。湖泊、池塘等都可能有一些硅藻的碎屑。(2) 新的水体滞留时间的增长(如水库)产生了大的湖泊系统,导致沉积物的沉降,透光率增加,硅藻更容易生长,硅藻水华发生频率增加,从而减少了硅通量^[17~20]。多瑙河中 DSi 浓度比建坝前减少了一半^[11]。沈志良^[21]认为过去的 40a 中胶州湾海水中的 DSi 含量在减少,这可能与 1958 年前大修水利,泥沙大量被拦截有关。这种情况类似于埃及的尼罗河^[22]、美国的密西西比河^[23]。最新研究表明全世界大型河流系统中超过一半以上(292 条河流中的 172 条)受到筑坝的影响^[24]。(3) 富营养化可能会刺激更多的硅藻生长,在淡水中有更多 Si 被截留下来,从而向河流水体中输移的 DSi 就减少了^[25]。另外,一些还未了解的原因如人类活动导致的地形改变从而使硅土减少;大的水库中会有一些通过某些有机复合物进行的非生物的硅酸盐捕获机制。

因此,在河流上建坝,由于悬浮沉积物浓度减少, DSi 浓度下降^[23],并且导致输送到海洋的 Si 减少。图 6 为长江大通站 50a 来径流量和输沙量的变化。从中可看出,径流量 50a 基本上呈波动状,在平均值上下浮动,而输沙量可看出明显的下降趋势,特别是最近几年下降的更加明显,这与长江流域建坝有着密切的联系。输沙量的减少会引起长江河口三角洲沉积环境、地球化学特征发生不同程度的变化,最明显的会影响到硅酸盐的含量,进而会影响河口地区生态系统结构和稳定性。黄陵庙水文站位于三峡水库坝下游,距三峡大坝 12km,是三峡水库出库控制站。2004 泥沙公报^[26]观测得到黄陵庙站 2004 年输沙量为 0.637 亿 t,与 2003 年相比偏小 28 %。因此,三峡大坝的建成导致了出库泥沙的大量减少,从而使硅酸盐浓度下降趋势比建坝前更加明显。

而且,大坝的修建还会使水库水体滞留时间增长,从而产生了大的湖泊系统,导致水库沉积物的沉降,透光率增加。且水库蓄水后对无机氮和总磷的拦截作用分别达 50 %和 80 %^[16],这就意味着大量的有机质和营养盐在库区积累和滞留,为库区的浮游植物提供丰富的养料,这些条件都使藻类非常容易生长。库区中发生赤潮后,浮游植物会向底层沉降,含有硅酸盐细胞膜的硅藻会比其他藻类沉降快一点。其很慢的分解会限制溶解硅酸盐向水体中扩散,从而导致沉积物中整体输出的硅酸盐降低。其他营养盐如 P、N 等,也有相同的过程,但是,它们比硅的循环要快很多^[27]。硅藻水华发生频率增加,也减少了库区的硅通量。

另外,入海泥沙的减少也导致了河口的混浊度的降低,光的透射率的增加,再加上长江中下游地区人类活动导致的 N、P 的富营养化,这些都会增加河口地区的初级生产力,使河口地区藻类赤潮频发。

2.3 长江口 DSi 和 DIN 含量与盐度变化的关系

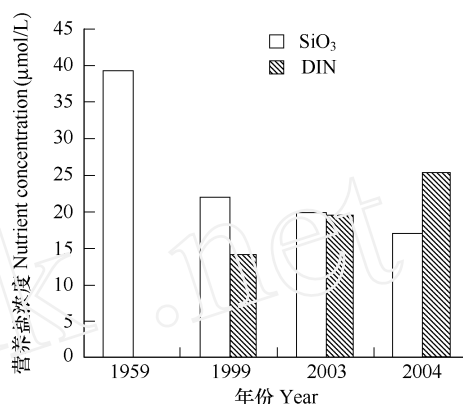


图 5 4 个航次长江口夏季相同站位 DIN 和硅酸盐平均浓度比较
Fig.5 Comparison between average values of DIN and DSi on the same station of the four summer cruises in the Changjiang Estuary

长江口浑浊带和羽状锋水域的硅酸盐、溶解态无机氮的浓度与盐度的关系见图 7。通过营养盐浓度与盐度关系曲线的切线可以来计算它们的有效浓度^[28], 由此得出 2003, 2004 两个年份夏季硅酸盐在盐度为零时的有效浓度分别为 103.13, 102.54 $\mu\text{mol/L}$, 溶解无机氮盐度为零时的有效浓度分别为 86.16, 96.47 $\mu\text{mol/L}$, 与沈焕庭 1998 年 9 月调查的淡水端硅酸盐 106.20 $\mu\text{mol/L}$, 溶解无机氮 92.40 $\mu\text{mol/L}$ 相似, 表明硅酸盐和溶解无机氮主要受物理混合作用的控制, 基本上表现为保守行为, 在海水端受海洋稀释作用影响强烈。同时, 其高浓度区位于河口最大浑浊带水域, 悬沙浓度较高, 透明度不足 1m, 光的透射受到限制, 不利于浮游植物的生长, 硅的生物去除也受到影响。而 1999 年夏季长江口硅酸盐和溶解无机氮在淡水端的有效浓度分别为 91.03, 34.93 $\mu\text{mol/L}$, 低于平均值, 则可能是因为 1998 年的大洪水将陆地大量营养物质冲入东海, 导致 1999 年夏季随淡水输入到河口淡水端的营养盐浓度明显偏低。从图 6 中也可看出硅酸盐和溶解无机氮总体上表现出随着盐度的增大浓度下降, 但是保守性还可以, 但是较 2003 年和 2004 年要稍差, 许多数据点均在理论稀释线下方, 并且海水端受海洋稀释作用影响偏小, 在透光率高的羽状锋水域(123 00 附近) 依然维持较高浓度水平, 给浮游植物利用而转移创造了条件。这也从一个侧面表明了 1999 年夏季海洋动力过程对长江河口的影响小于 2003 和 2004 两个年份。

由长江三峡蓄水前后, 1998, 1999, 2003 和 2004 年夏季的长江河口淡水端硅酸盐的有效浓度所呈现的下降趋势来看(分别为 106.20, 91.03, 103.13, 102.54 $\mu\text{mol/L}$), 三峡蓄水无疑影响到了 DSi 向河口输运的通量, 同时海洋过程(台风、黑潮暖流作用)的强弱也会影响到河口 DSi 的生物地球化学循环过程。

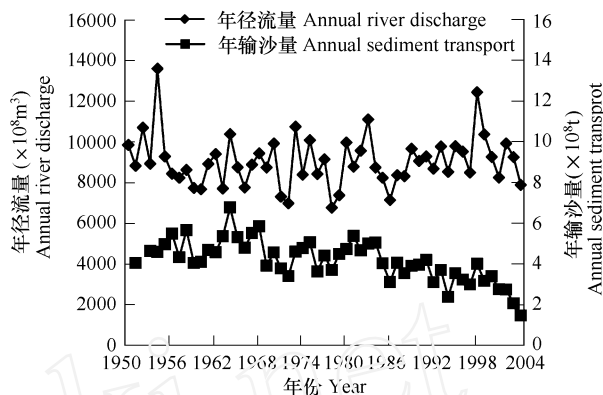


图 6 长江大通站五十年年径流量和年输沙量变化趋势

Fig. 6 Changes of annual river flux and annual sediment transport in Datong station of the Changjiang in the last fifty years

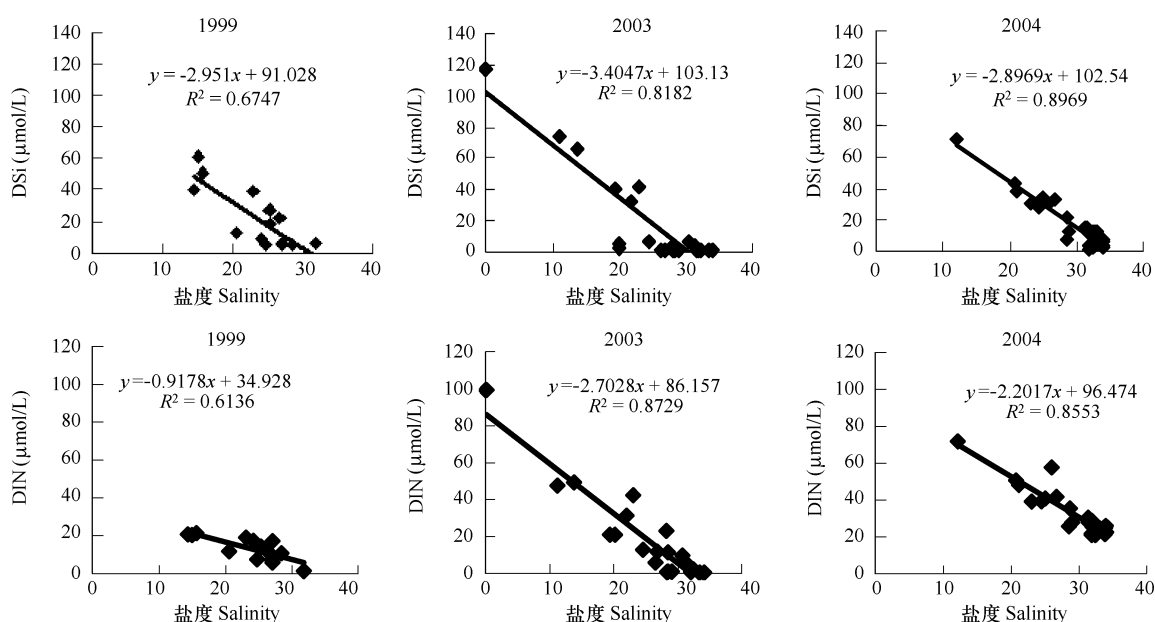


图 7 3 个航次长江口夏季溶解无机氮、硅酸盐与盐度的关系

Fig. 7 Relations between DIN, DSi and salinity on surface waters of the three summer cruises in the Changjiang Estuary

2.4 长江口夏季 Si/N 比的变化特征

40 多年来,长江下游营养盐结构发生了显著的变化,一方面 DIN 浓度不断增加,另一方面,DSi 浓度又在持续减少,因此硅氮的摩尔比趋于不平衡(图 8)。从 20 世纪 60 年代到 70 年代 Si/N 比就开始急剧下降,到 80 年代就降到了 2 以下,同期,N/P 从 2 左右上升到 12 以上。Si/N 和 N/P 这种大幅度的变化对长江口生态系统结构的影响是剧烈的,到目前为止都没有对其进行详细的科学评估,不能不说是一种遗憾。

1999 年 15 个站中有 5 个站 Si/N 比值小于硅藻最适生长所需的比值 1(图 9)。2003 年, Si/N 下降趋势增加,22 个站点中有 10 个站点硅氮比值小于 1。而三峡水库蓄水后,2004 年监测的 36 个站点中只有 1 个站点硅氮比大于 1。3 个航次 Si/N 比的平均值分别从 1999 年的 1.66 下降到 2003 年 1.09,再下降到 2004 年的 0.42(表 1),下降趋势比较明显。从图 9 可看出, Si/N 高值出现在长江口门区最大混浊带和杭州湾水域,而河口羽状峰外水域比值较低。由于口门外悬移泥沙含量变低,加上外海水的稀释作用,DSi 的含量也急剧降低,因此, Si/N 减小显著。且比较 1999 年和 2003 年 Si/N 比值的等值线可见,比值为 1 的等值线逐渐在向河口地区靠拢。由于 Si/N 比值为 1 时,适合硅藻生长,所以与硅藻赤潮的发生具有向河口、内湾转移的趋势相符合。

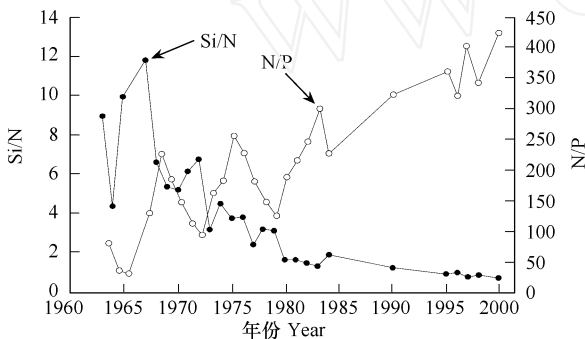


图 8 近 40 年长江下游 N/P, Si/N 变化情况

Fig. 8 Changes in the ratios of nitrogen: phosphorus and silica: nitrogen in the lower reaches of Changjiang River during 1960 ~ 2000

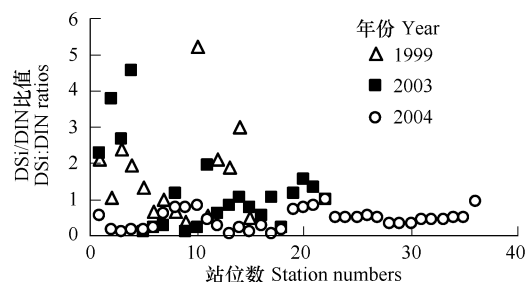


图 9 3 个航次长江口夏季表层硅氮比值的变化

Fig. 9 Changes of DSi: DIN ratios on surface waters of the three summer cruises in the Changjiang Estuary

河口和海洋中浮游植物对营养盐 N、P 和 Si 的吸收一般遵循着 Redfield 比值^[29]。随着河流中硝酸盐和磷酸盐大量增加,近岸及河口水域营养盐通量发生了变化,长期营养盐比例的改变,如: Si/N 和 Si/P 值的不断降低,会导致河口和近海浮游硅藻和其他小型浮游藻类种群结构、生物多样性发生改变,影响河口地区初级生产力的构成,使其作为基础饵料的浮游动物和其它海洋动物的食物结构受到影响,进而影响到整个生态系统的结构。如在欧洲北海北部^[30],由于 Si/P、Si/N 值的降低导致了硅藻被鞭毛藻等所代替,直接使浮游植物种类发生了变化,并且棕囊藻目前正有规律地爆发水华。该藻类水华爆发的持续时间和个体数目比以前增加了 5 倍。同样 Humborg^[31]也发现由于 N 和 P 数量的相对增加而导致了黑海中硅藻被 *Coccoliths* 和鞭毛藻等藻类代替的现象。在波罗的海南部^[32],自 1959 年以来春季硅藻数量就开始下降,取而代之的甲藻水华经常发生。Maestrini^[33]研究发现,随着 N + P/Si 值地升高,硅藻也能被 *Chrysochromulina polyepsis* 所取代。Rendell^[34]通过生态模型预测,受 N/Si 和 P/Si 值增加地影响,英国 Wash 湾夏季藻类优势种将从硅藻转变为鞭毛藻。

由于硅是硅藻生长的必需资源,而其它藻类并非需要,所以 Officer and Ryther^[35]1980 年就推测如果硅藻生长所需的最低限度的 DSi: DIN 比值达不到,则浮游植物群落产生变化而非硅藻成优势种完全有可能。长江口及其邻近海域共发生赤潮 100 多次,特别是 20 世纪 80 年代后观测到赤潮发生频率骤增现象^[36~38]。20 世纪 80、90 年代以中肋骨条藻等硅藻类赤潮为主的趋势正在下降,近岸赤潮生物逐渐由中型硅藻向小型和微型甲藻发展,具齿原甲藻、亚力山大藻等甲藻赤潮发生频率有所上升^[39]。大部分甲藻,蓝藻,绿藻的生长对硅的需求远小于硅藻对硅的需求,喜欢生活在 N、P 浓度高的环境中^[38,39]。近年来由于人类活动的逐渐增强导致 N、P 通量的急剧增加和 DSi 的减少,可能是甲藻类浮游植物大量繁殖的主要原因^[40,41]。而很多甲藻赤潮都是有毒的,如 2002 年在长江口首次发生有毒的亚力山大藻赤潮和 2005 年 5 月份浙江省近海海域发现大面积有毒藻

米氏凯伦藻赤潮等,部分敏感种类和敏感区域赤潮毒素污染问题已开始威胁到长江口及其邻近海域海产品的食用安全。Officer and Ryther^[35]进一步提出 DSi/DIN 比值降到 1 以下后,鱼类食物网会变成由许多经济价值低的种类组成,这也与长江口相符合。东海主要鱼种大黄鱼,小黄鱼,勒鱼,银鱼,竹夹鱼等主要经济鱼类资源近年来严重衰退,产量下降,取而代之的时营养级位降低的种类,如兰圆参,青鳞沙小丁鱼,黄鲫,红娘鱼等^[42],除了过度捕捞的影响外,硅氮比值变化导致生态系统的改变也有重要的影响。

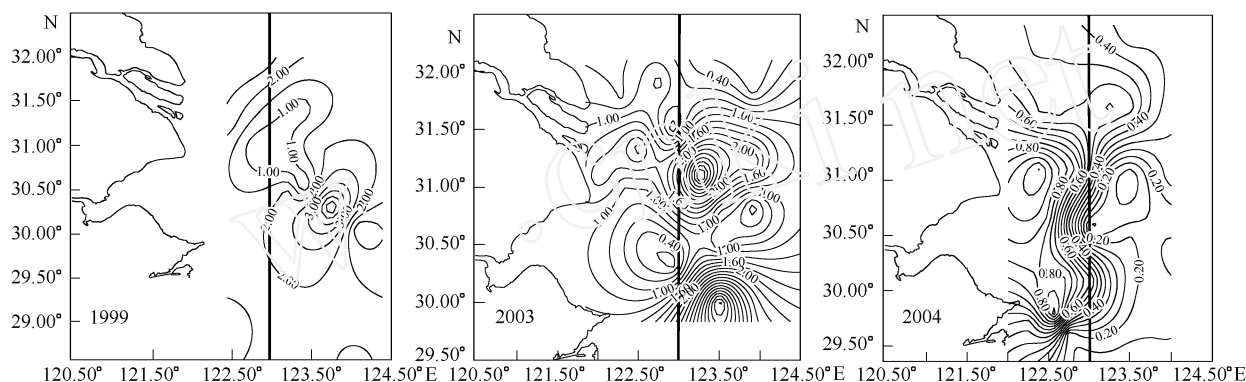


图 10 3 个航次长江口夏季硅氮比值的分布

Fig. 10 Distributions of DSi/DIN ratios on surface waters of the three summer cruises in Changjiang Estuary

3 结论

与 1999 年夏季相比,2003 年和 2004 年的夏季 DIN 浓度分别增加了 1.3 倍和 2.2 倍。DIN 浓度还在持续增加,而且有更快的趋势;三峡水库蓄水前硅酸盐浓度每年减少浓度约为 $0.60\mu\text{mol/L}$,而蓄水后 1a 内就减少了 $3.92\mu\text{mol/L}$;Si/N 比的平均值分别从 1999 年的 1.66 下降到 2003 年 1.09,2004 年则下降到 0.42。

References:

- [1] Shen H T, *et al.* Material Flux of the Changjiang Estuary. Beijing: China Ocean Press, 2001.
- [2] Howarth R E, Billen G, Swaney D, *et al.* Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: Natural and human influences. *Biogeochemistry*, 1996, 35: 75 ~ 139.
- [3] Caraco N F and Cole J J. Human impact on nitrate export: An analysis using major world rivers. *Ambio*, 1999, 28: 167 ~ 170.
- [4] Vitousek P M, Aber J D, Howarth R W, *et al.* Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecol. Appl.*, 1997, 7: 737 ~ 750.
- [5] Meybeck M. The IGBP water group: A Response to a growing global concern. *Global Change Newsletters*, 1998, 36: 8 ~ 12.
- [6] Turner R, Rabalais N. Coastal eutrophication near the Mississippi river delta. *Nature*, 1994, 368: 619 ~ 621.
- [7] Van Benedom A, Wetsteijn F J. The winter distribution of nutrients in the Southern Bight of the North Sea (1961 ~ 1978) and in the estuaries of the Scheldt and the Rhine/Meuse. *Neth. J. Sea Res.*, 1990, 25: 75 ~ 87.
- [8] Li D J, Zhang J, Wu Y, *et al.* Oxygen Depletion off the Changjiang (Yangtze River) Estuary. *Science In China, Series D*, 2002, 32(8): 686 ~ 694.
- [9] Treguer P, Nelson D M, van Bennekom A J, *et al.* The silica balance in the world ocean: A reestimate. *Science*, 1995, 268: 375 ~ 379.
- [10] James P M Syvitski, Charles J Vorosmarty, Albert J Kettner, *et al.* Impact of Humans on the Flux of Terrestrial Sediment to the Global Coastal Ocean. *Science*, 2005, 308: 376 ~ 380.
- [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. *AMBIO*, 2000, 29: 45 ~ 50.
- [12] Chen J S, Guan W R, Xia X H, *et al.* A probe into several problems of water-quality trends in the mainstream of Yangtze River from 1960 's to 1980 's. *Environmental Chemistry*, 1998, 17(1): 8 ~ 13.
- [13] Chen J S, Guan W R, Xia X H, *et al.* Evolution in water quality and its relation with environmental acidification in the upper and middle reaches of the Yangtze river. *Acta Scientiae Circumstantiae*, 1998, 18(3): 265 ~ 270.
- [14] Duan S W, Zhang S, Chen X B, *et al.* Concentrations of Nitrogen and Phosphorus and Nutrient Transport to Estuary of the Yangtze River. *Environmental*

- Science, 2000, 21(1): 53 ~ 56.
- [15] Yan W J, Zhang S, Wang J H. Nitrogen biogeochemical cycling in the Changjiang drainage basin and its effect on changjiang river dissolved inorganic nitrogen: temporal trend for the period 1968 ~ 1997. *Acta Geographica Sinica*, 2001, 56(5): 505 ~ 514.
- [16] Yangtze River water conservancy committee. Studies on Integrating Utilization of TGD and Reservoir coordination. Wuhan: Hubei Scientific & Technological Press, 1997. 120 ~ 128.
- [17] Mayer L M, Goss S P. Buffering of silica and phosphate in a turbid river. *Limnol. Oceanogr.*, 1980, 25: 12 ~ 22.
- [18] vanBennekom A J, Salomons W. Pathways of nutrients and organic matter from land to ocean through rivers. In: Martin J. M., Burton J. D. and Eisma D. eds. *Conference Papers: River Inputs to Ocean Systems*, 1981. 33 ~ 51.
- [19] Conley D J, Chelske C L, Stoermer E F. Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication. *Marine Ecol. Prog.*, 1993, Ser 101: 179 ~ 192.
- [20] Conley D J, Stalnache P, Pitkanen H, *et al.* The transport and retention of dissolved silicate by rivers in Sweden and Finland. *Limnol. Oceanogr.*, 2000, 45: 1850 ~ 1853.
- [21] Shen Z L. Long term changes in nutrient structure and its influences on ecology and environmental in JiaoZhou Bay. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, 2002, 33(3): 322 ~ 331.
- [22] Wahby S D, Bishara N F. The effect of the River Nile on Mediterranean water, before and after the construction of the High Dam at Aswan. In: Martin J M, Burton J D Eisma D. eds. *River Inputs to Ocean Systems*. United Nations, New York, 1980. 311 ~ 318.
- [23] Turner R E, Rabalais N N. Changes in Mississippi River water quality this century-implications for coastal food webs. *Bioscience*, 1991, 41: 140 ~ 147.
- [24] Christer Nilsson, Catherine A Reidy, Mats Dynesius, *et al.* Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River System. *Science*, 2005, 308: 405 ~ 408.
- [25] Schelske C L, Conley D J, Stoermer E F, *et al.* Biogenic silica and phosphorus accumulation in sediments as indices of eutrophication in the Laurentian Great Lakes. *Hydrobiologia*, 1986, 143: 79 ~ 86.
- [26] Changjiang sediment bulletin. 2004.
- [27] Billen G, Lancelot C, Meybeck M N. P and Si retention along the aquatic continuum from land to ocean. In: Mantoura R F C., Martin J M and Wollast R. eds. *Ocean Margin Processes in Global Change*. Wiley & Sons, Chichester, 1991. 19 ~ 44.
- [28] Yu S R, Sun B Y. Element Balance in Estuarine waters. element balance, transfer and effective flux of non-conservative elements. *Journal of Shandong College of Oceanography*, 1988, 18(1): 33 ~ 41.
- [29] Redfield A C, Ketchum B H, Richard F A. The influence of organisms on the composition of sea-water. In: Hill M N ed. *The Sea. Ideas and observations on progress in the study seas. vol. 2. The composition of sea-water. Comparative and descriptive oceanography*. New York: Interscience, 1963.
- [30] NSTF (North Sea Task Force). North Sea Quality Status Report. Oslo and Paris Commission, London, 1993.
- [31] Humborg C, Itekkot V, Cociasu A, *et al.* Effect of Danube river dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. *Nature*, 1997, 386: 385 ~ 388.
- [32] Wasmund N, Naush G, Matthaeus W. Phytoplankton Spring blooms in the southern Baltic Sea-Spatial temporal development and long-term trends. *Journal of Plankton Research*, 1998, 20(6): 1099 ~ 1117.
- [33] Maestrini S Y, Ganeli E. Environmental conditions and ecophysiological mechanisms which led to the 1988 *Chrysochromulina polyepis* bloom: an hypothesis. *Oceanol. Acta*, 1991, 14: 394 ~ 413.
- [34] Rendell A R, Horrobin T M, Jickells T D. Nutrient Cycling in the Great Ouse Estuary and its Impact on Nutrient Fluxes to The Wash, England. *Estuarine Coastal Shelf Sci*, 1997, 45: 653 ~ 668.
- [35] Officer C B, Ryther J H. The possible importance of silicon in marine eutrophication. *Marine Ecology Progress Series*, 1980, 3: 383 ~ 391.
- [36] Compilation Committee of China Ocean Yearbook. *China Ocean Yearbook*, 1991 ~ 1993. Beijing: China Ocean Press, 1993. 220 ~ 224.
- [37] Sun L, Huang C Y. Red tide and its impacts. *Journal of Catastrophology*, 1999, 14(2): 51 ~ 53.
- [38] Lu D D, Zhang Z D. Studies on phytoplankton and red tide causative species in Zhejiang coastal water. *Marine Environmental Science*, 1995, 1(1): 32 ~ 37.
- [39] Pu X M, Wu Y L. Review of nutrients limitation of phytoplankton. *Marine Sciences*, 2000, 24(2): 27 ~ 30.
- [40] Liu X D. The role of the silicate involved in the community succession of the phytoplankton. *Marine Environmental Science*, 1998, 15(2): 38 ~ 43.
- [41] Report Group on Chinese Biodiversity: country study. State Situations of Chinese Biodiversity and its threaten. Beijing: Chinese Environmental Scientific Press, 1998. 127 ~ 130.
- [42] Xu J P. Red tide calamities in the coastal waters off Zhejiang and the prevention countermeasures. *Donghai Marine Science*, 1992, 10(3): 30 ~ 37.

参考文献:

- [1] 沈焕庭,等. 长江河口物质通量. 北京:海洋出版社,2001.
- [8] 李道季,张经,等. 长江口外氧的亏损. 中国科学(D辑),2002,32(8):686~694.
- [12] 陈静生,高学民,夏星辉,等. 长江干流近三十年来水质变化探析. 环境化学,1998,17(1):8~13.
- [13] 陈静生,关文蓉. 长江中上游水质变化趋势与环境酸化关系初探. 环境科学学报,1998,18(3):265~270.
- [14] 段水旺,章申,陈喜保,等. 长江下游氮、磷痕量变化及其输送量的估计. 环境科学,2000,21(1):53~56.
- [15] 晏维金,章申,王嘉慧. 长江流域氮的生物地球化学循环及其对输送无机氮的影响. 地理学报,2001,56(5):505~514.
- [16] 长江水利委员会. 三峡工程综合利用与水库调度研究. 武汉:湖北科学技术出版社,1997. 120~128.
- [21] 沈志良. 胶州湾营养盐结构的长期变化及其对生态环境的影响. 海洋与湖泊,2002,33(3):322~331.
- [26] 2004年长江泥沙公报. 2004.
- [28] 于圣睿,孙秉一. 河口区水体中元素的平衡——元素的平衡、转移和非保守性元素的有效通量. 山东海洋学院学报,1988,18(1):33~41.
- [36] 中国海洋年鉴编撰委员会. 1991~1993中国海洋年鉴. 北京:海洋出版社,1993. 220~224.
- [37] 孙冷. 赤潮及其影响. 灾害学,1999,14(2):51~53.
- [38] 陆斗定,张志道. 浙江近海浮游植物与赤潮生物研究. 海洋环境科学,1995,1(1):32~37.
- [39] 蒲新明,吴玉霖. 浮游植物的营养盐限制研究进展. 海洋科学,2000,24(2):27~30.
- [40] 刘晓丹. 硅在海洋浮游植物群落演替过程中的作用. 海洋环境科学,1998,15(2):38~43.
- [41] 中国生物多样性国情研究报告组. 中国生物多样性现状及其受威胁情况. 北京:中国环境科学出版社,1998. 127~130.
- [42] 许建平. 浙江沿岸的赤潮灾害及防治对策. 东海海洋,1992,10(3):30~37.