

硅酸盐影响浮游藻类群落结构的围隔试验研究

孙凌^{1,3}, 金相灿², 杨威¹, 徐敏¹, 钟远¹, 朱琳¹, 庄源益^{1*}

(1. 南开大学环境科学与工程学院, 天津 300071; 2. 中国环境科学研究院湖泊生态环境创新基地, 北京 100012; 3. 天津师范大学化学与生命科学学院, 天津 300387)

摘要: 在新开湖设置浮式围隔, 通过调控围隔水体硅酸盐含量, 研究了硅对富营养化水体浮游藻类群落生长及演替的影响. 结果表明, 随着硅酸盐浓度的增加, 硅藻的生物量提高, 其种类所占比例明显增加, 由 10.2% 上升到 22.1%; 蓝藻和绿藻的种类比例则下降, 由 76.8% 下降到 61.5%. 加硅处理中, 硅藻虽然没有完全取代蓝、绿藻的绝对优势地位, 但是出现了尺骨针杆藻 (*Synedra ulna*)、细齿菱形藻 (*Nitzschia denticula*)、针状拟菱形藻 (*Nitzschia acicularis*)、缢缩异极藻头状变种 (*Gomphonema constrictum* var. *capitata*)、橄榄形异极藻 (*Gomphonema olivaceum*) 等在对照处理中并未检出的藻种. 中硅 (原子比 N:Si:P = 16:8:1) 和高硅 (N:Si:P = 16:16:1) 处理中, Shannon 多样性指数分别为 2.17 ± 0.40 和 2.12 ± 0.21 , 而对照组为 1.89 ± 0.55 . 试验末期, 对照围隔的水体表面出现铜绿微囊藻 (*Microcystis aeruginosa*) 水华, 而硅酸盐含量高的围隔中, 同期没有水华出现. 硅酸盐的增加能够促进硅藻及其它藻类生长, 改变少数几种蓝、绿藻占据优势的状态, 提升水生生态系统的多样性水平, 并对淡水蓝藻水华的产生起到一定削弱作用.

关键词: 硅酸盐; 围隔; 浮游藻类; 群落结构

中图分类号: X17 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2007)10-2174-06

Effects of Silicate on the Community Structure of Phytoplankton in Enclosures

SUN Ling^{1,3}, JIN Xiang-can², YANG Wei¹, XU Min¹, ZHONG Yuan¹, ZHU Lin¹, ZHUANG Yuan-yi¹

(1. College of Environmental Science & Engineering, Nankai University, Tianjin 300071, China; 2. Research Center of Lake Environment, Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China; 3. Chemistry and Life Science College, Tianjin Normal University, Tianjin 300387, China)

Abstract: Controlling the concentrations of silicate, enclosure experiments were conducted in Xinkai Lake to investigate the influence of Si concentration on the growth and succession of phytoplankton communities in a eutrophic freshwater. The results show that with the addition of silicate, the biomass of diatoms increased and the ratio of diatom species to the total significantly increased from 10.2% to 22.1%. While the species percent of Cyanobacteria and Chlorophyta decreased to 61.5%, as compared with 76.8% in control. Several diatom species, such as *Synedra ulna*, *Nitzschia denticula*, *Nitzschia acicularis*, *Gomphonema constrictum* var. *capitata*, *Gomphonema olivaceum*, which were not found in control, were observed in the silicate-enriched treatments. The Shannon indices of 2.17 ± 0.40 and 2.12 ± 0.21 were obtained from the medium-Si (atomic ratio N:Si:P = 16:8:1) and high-Si (N:Si:P = 16:16:1) treatments, which were higher than that of the control enclosure (1.89 ± 0.55 , without silicate addition). At the late phase of the experiments, algal blooms mainly composed of *Microcystis aeruginosa* appeared in control but not in the silicate-enriched enclosures. The enrichment of silicate can promote the growth of diatoms and the other algal species and change the dominance of few Cyanobacteria and Chlorophyta species. Therefore, it can elevate the algal biodiversity of an aquatic ecosystem and weaken the cyanobacterial blooms to a certain degree.

Key words: silicate; enclosure; phytoplankton; community structure

硅是除氧以外在地壳中含量最为丰富的元素. 自然界中含硅的岩石和土壤, 在雨水和风力的共同作用下进入江河湖海, 成为硅的重要来源. 水体中溶解态无机硅一般以单体正硅酸盐 $\text{Si}(\text{OH})_4$ 形式存在, 是硅藻类浮游植物体生长所必需的营养成分. 硅酸盐与硅藻的细胞结构和新陈代谢有着密切的关系^[1].

近年来, 海洋硅、甲藻赤潮和淡水蓝藻水华常有发生, 给人类的生产和生活带来许多忧患, 而不同种类藻华的暴发主要取决于发生区域的水质水文条件^[2-4]. Redfield 等在 1963 年提出了藻类生长最适营养比例 (C:N:Si:P = 106:16:16:1) 的说法^[5]. 此后,

越来越多的研究者开始关注水体营养配比对浮游植物的影响^[6,7], 营养限制学说的内容也在不断丰富^[8,9]. Justic 等曾提出一种用于评估营养盐限制的标准: 若 $\text{Si/P} > 22$ 和 $\text{N/P} > 22$ 则磷酸盐限制; 若 $\text{N/P} < 10$ 和 $\text{Si/N} > 1$ 则溶解无机氮限制; 若 $\text{Si/P} < 10$ 和 $\text{Si/N} < 1$ 则溶解无机硅限制^[10]. 以硅藻细胞为主要存在形态的生源性硅不断沉积, 导致硅的生物地球

收稿日期: 2006-11-20; 修订日期: 2007-02-07

基金项目: 国家重点基础研究发展规划 (973) 项目 (2002CB412301); 教育部南开大学-天津大学联合研究项目 (AJ0013)

作者简介: 孙凌 (1981 ~), 女, 博士研究生, 主要研究方向为水污染防治, E-mail: sunling@mail.nankai.edu.cn

* 通讯联系人, E-mail: zhuangyuanyi@nankai.edu.cn

化学循环过程相对缓慢,而水电坝站的兴建、农业灌溉以及人类生活用水,都会降低水体中的硅含量,进而引发硅限制^[11-13].有研究表明硅的限制会使浮游藻类结构从硅藻类转变成为非硅藻类,而人类活动所导致的氮磷等营养盐类的增长,则会引发许多水域非硅藻浮游植物水华^[2,14-16].Kuosa 等在研究波罗的海春季水华成因时,通过进行室内藻类培养试验发现硅酸盐的加入会促进硅藻的生长从而引发藻类群落结构的重组^[17].Keishi 等采集富营养湖水样品进行试验时,发现硅藻生物量同蓝藻细胞密度间存在一定的负相关关系^[18].也有研究认为较高的硅磷、硅氮、硅与光强的比例,能促进硅藻的优势化^[19].

目前,硅与浮游藻类的相关性研究主要集中在

海洋生态系统方面,对淡水水体中藻类的研究鲜见.本实验通过在小型城市景观水体中设置漂浮式软体围隔,进行藻类培养试验,研究了硅酸盐对富营养化淡水浮游藻类生长和群落结构的影响,以期为抑制淡水蓝藻水华发生提供一定的信息.

1 材料与方法

1.1 水体概况

试验在南开大学校内新开湖西区中进行.该水体位于天津西南部(东经 117°10',北纬 39°16'),水面面积约为 600 m×15 m,平均水深为 2.0 m.试验期间该水体放养少量鲤鱼和鲢鱼,并长有少许野生小杂鱼.试验期间水质参看表 1.

表 1 试验水体基本情况
Table 1 Quality of the tested water

项目名称	变化范围	均值	项目名称	变化范围	均值
水温/℃	26.0~29.0	27.3	总磷 TP/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	243~412	313.6
照度/ 10^4 lx	0.3~15.0	8.1	溶解性总磷 DTP/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	30~192	86.5
pH	7.71~8.96	8.41	正磷酸盐 SRP/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	1.7~106.3	31.0
氨氮 AN/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	0.77~4.40	2.61	溶解态硅酸盐 DSi/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	1.80~6.90	3.87
硝酸盐氮 NAN/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	0.071~0.333	0.221	亚硝酸盐氮 NIN/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	3.8~167.0	73.8
总氮 TN/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	3.68~6.82	4.98	叶绿素 a Chl-a/ $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	42.6~209.8	152.9
溶解性总氮 DTN/ $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$	1.55~4.70	2.99	总碱度 TA/ $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$	3.40~4.47	3.81

1.2 试验材料

试验采用圆柱状浮式围隔,直径 1.0 m,有效水深 1.4 m.其主体框架用圆钢焊接.围隔袋分 2 层,内层以聚乙烯薄膜围成,外层再罩上聚乙烯编织布进行保护.将围隔倾斜放入水中,外围接数个直径 0.4 m 的浮漂将其托起,添加湖水至与外部水面相平,即可开始试验.

1.3 试验方法

试验时间为 2006-07-03~2006-08-02.试验分为 3 个处理,分别为对照 E1(原子比 N:P=16:1)、中硅 E2(N:Si:P=16:8:1)、高硅 E3(N:Si:P=16:16:1).3 个围隔试验始末,用 K_2HPO_4 和 NaNO_3 始终保持总氮与总磷原子比 16:1,除对照 E1 外,E2、E3 均一直使用 $\text{Na}_2\text{SiO}_3\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 维持预先设定的营养比例,对照 E1 中的硅含量不作人为改变.整个试验过程中,观察并记录藻类状况,每 3 d 采 1 次样,采样时间为 09:00.投药时间为每次采样后 1 d 的 09:00.每次采样后,用少量河水补充试验期间蒸发损失的水分.为抑制浮游动物量,同时促进营养循环,结合考虑原始水体鱼类密度,在每个围隔中投放 5 尾原河段野生

鱼(长约 6 cm).

1.4 水质测定

水样测定参照文献[20,21]方法进行,测定项目包括水温、照度、pH、溶解态硅酸盐(DSi)、总磷(TP)、溶解态总磷(DTP)、溶解态正磷酸盐(SRP)、总氮(TN)、溶解态总氮(DTN)、氨氮(AN)、硝酸盐氮(NAN)、亚硝酸盐氮(NIN)、叶绿素 a(Chl-a)、浮游藻类和浮游动物计数等.

2 结果与讨论

2.1 藻类生长分析

从不同处理围隔内叶绿素 a 浓度和藻类生物量随时间的变化趋势(图 1),可以看出叶绿素与藻类生物量具有良好的相关性.3 个围隔内叶绿素浓度在试验前 21 d,保持了相同的趋势,开始时由于水体环境的改变,导致藻类下沉,叶绿素降低,经过一段适应期,藻类开始增殖,叶绿素 a 值在试验第 18 d 同时升至峰值,而后开始下降.自试验第 21 d 直至试验结束,叶绿素在 E2、E3 中的波动不大,而在对照 E1 中则一直上升至最高值 $303.22\text{ }\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$.

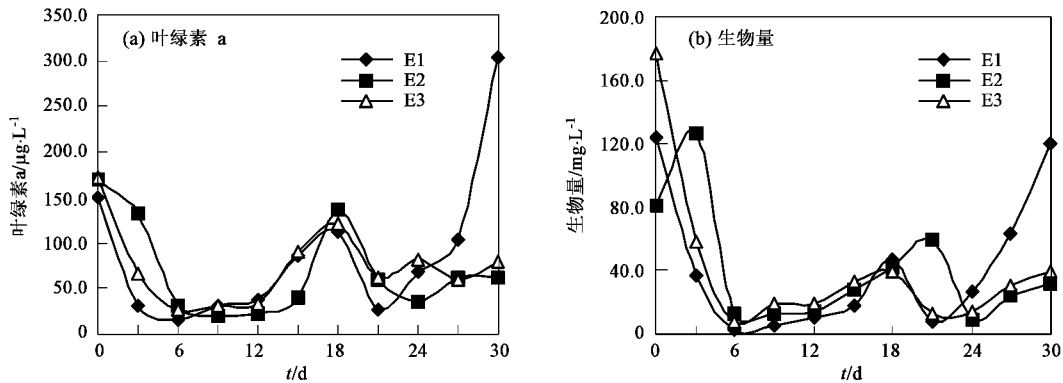


图 1 不同处理叶绿素 a 及藻类生物量变化

Fig.1 Changes of chlorophyll a and algal biomass in different treatments

试验前 3 d,藻类生物量变化的不同主要与围隔内第 1 次水质测定后的 N、P 营养调节有关,此后 3 个围隔中的氮磷营养水平均在每次测量之后调节一致.第 18 d,E1 与 E3 中的生物量同时处于峰值,而 E2 中生物量峰值则出现在第 21 d,这是由于该围隔内裸藻和甲藻等大个体、高生物量藻类的增殖.试验后期 E2、E3 中藻类生物量略有增长,而在 E1 中则增长迅速.

根据现场观察记录,07-27(即试验第 24 d),对照 E1 水面上开始出现明显的浅蓝绿色水华,扰动水体时发现水华主要由许多分散的团状颗粒藻群体所组成,经镜检确定为铜绿微囊藻 (*Microcystis*

aeruginosa)胶群体,至试验结束水华已遍布整个水面,藻类生物量极高.而添加硅营养的围隔 E2、E3,同期并无微囊藻水华出现,且镜检发现微囊藻多以单体或数个细胞所组成的胶团形式出现,生物量比 E1 中低 1 个数量级以上.

2.2 藻类组成分析

对不同处理围隔内主要藻门的平均生物量水平[图 2(a)]进行比较,可以看出,随着硅营养的不断增加,硅藻总体生物量水平有所提升,蓝藻的生物量水平明显下降,绿藻变化幅度不大,而其它藻类生物量也有所增加.

比较不同藻门种类平均组成[图 2(b)],发现硅

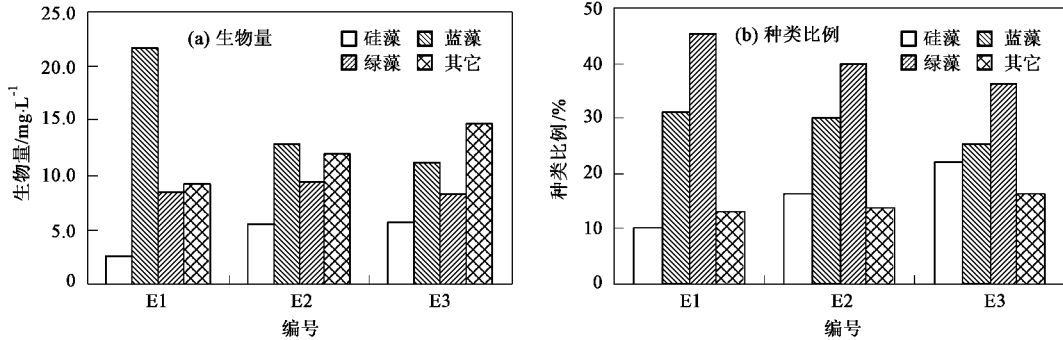


图 2 围隔内主要藻门平均生物量和种类组成

Fig.2 Average biomass and species percentages of the major phyla in enclosures

藻种类的比例明显增长,其它藻门所占比例略有增加,而蓝藻和绿藻所占种类比例则下降.尽管绿藻和蓝藻仍是各个围隔生态系统内的主要优势藻门,但是其种类比例由对照中的 76.8%下降到了 E3 中的 61.5%,而硅藻比例则由对照中的 10.2%上升到了 E3 中的 22.1%.

试验过程中,围隔内浮游藻类主要藻门生物量

随时间的变化情况如图 3 所示.其中硅藻在试验初期生物量迅速下降.经过稳定期第 3~12 d(E3 中为第 3~9 d),硅藻开始增殖,在试验第 18 d,3 个围隔中同时出现峰值,随后生物量降低,对照 E1 和中硅 E2 处理中硅藻生长趋于平缓,而高硅 E3 中的硅藻生物量在试验末期(第 27 d)达到最大生物量.可以看出,高硅处理 E3 中硅藻最先渡过稳定期开始加速

生长,并在整个试验过程呈现上升趋势;而 E1 和 E2 变化趋势相对一致,只不过 E2 中硅藻生物量整体水平要高于 E1.

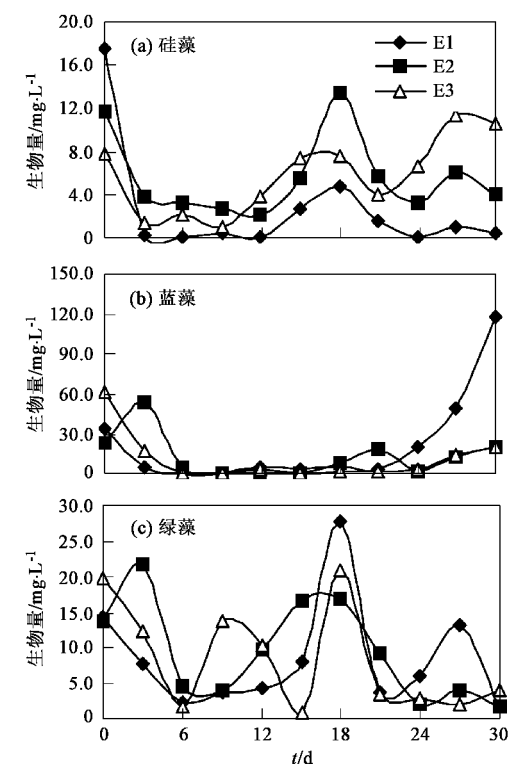


图 3 主要藻门生物量变化
Fig.3 Biomass variations of the major phyla

蓝藻和绿藻在试验前 6 d 的变化趋势一致,主要是受初始营养调控影响.E2 中蓝藻生物量在试验第 21 d 有个小的峰值,对比硅藻和绿藻同期生物量水平,可知这是由于藻类群落演替以及营养释放与再利用导致.E1 在试验第 21 d,蓝、绿藻生物量开始大幅增长,蓝藻在试验结束时达到 $117.5\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的最大生物量,而绿藻的生物量则是在结束前 3 d 达到 $13.1\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的峰值浓度,但随后很快降至低值.3 个围隔中绿藻的峰值都出现在试验第 18 d,同硅藻类似.

试验初期,围隔中藻类指标的变动主要体现在氮磷水平上,而试验后期的不同变化趋势则是由于藻类种群间的竞争,不同优势种的增殖所导致.硅酸盐的加入能够促进硅藻生长,限制了原水体中优势藻类尤其是蓝藻的生长[图 3(b)].Gobler 等研究发现硅的添加能够刺激硅藻类的生长速率^[22].Egge 对挪威海洋生物站 1988 ~ 1996 年间所获围隔数据进行统计分析后,发现在富磷条件下,当硅酸盐浓度高于 $2\text{ }\mu\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$ 时,硅藻能够保持相当高的种类比

例^[23].Keishi 等对 Barato 湖水样品进行培养时,发现硅藻生物量同蓝藻门细胶鞘藻(*Phorimidium tenue*)细胞密度间存在相当高的负相关关系($r^2 = 0.928$)^[18].Yusoff 等在深海虾池中进行藻类演替研究,也得到氮磷碳源能共同促进蓝藻门颤藻(*Oscillatoria* sp.)的生长,硅的添加则会降低其生长率的结论^[24].目前,硅藻对蓝藻生长抑制机理还需深入研究.与对照处理相比,加硅处理中其它藻门生物量以及种类比例的提高,可能是优势藻类快速演替,促进营养循环利用的结果.

2.3 优势种分析

围隔初始水样中的优势藻种是蓝藻门的皮状席藻(*Phorimidium corium*)和小颤藻(*Oscillatoria tenuis*),以及裸藻门的尾裸藻(*Euglena caudate*).其中皮状席藻和小颤藻是新开湖水区全年常见藻种,尤其是小颤藻近年来常常由于过度增殖,在水面上聚集成蓝绿色水华,持续数月不消散.而由于湖水较高的营养水平,裸藻生物量也占有一定比例.

试验过程中,对照 E1 初期裸藻优势很快被绿藻所取代.在中期约 12 d 左右的时间内,优势藻种为绿藻门的小空星藻(*Coelastrum microporum*)和蓝藻门的小颤藻,试验第 25 d 出现铜绿微囊藻和小空星藻的共同优势,随后小空星藻很快衰亡,而铜绿微囊藻表现出相当高的增长率,成为第 1 优势种,试验结束时,其生物量水平已达 $92.4\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$.同时蓝藻门的极大螺旋藻(*Spirulina major*)也表现出一定增长态势,最终成为第 2 优势种.

试验前半段中硅 E2 以及高硅 E3 中藻类优势演替与对照相似.但是,到第 18 d 中硅 E2 中出现硅藻门孟氏小环藻(*Cyclotella Meneghiniana*)的峰值生物量,并成为第 1 优势种,与小空星藻和极大螺旋藻共同占据优势地位,随后优势种主要为蓝藻门的小颤藻、铜绿微囊藻和极大螺旋藻.试验中期 E3 中并未出现硅藻峰值生物量,只是在试验末期约 10 d 左右的时间内,硅藻门尺骨针杆藻(*Synedra ulna*)和孟氏小环藻,连同蓝藻门的极大螺旋藻和小颤藻共同占据主要优势.

结合上述分析可知:蓝藻和绿藻始终是各处理系统中的主要优势门类.但是,加硅处理 E2、E3 的硅藻生物量比对照 E1 的大,而且频繁出现了许多 E1 中并未检出的硅藻,如尺骨针杆藻、细齿菱形藻(*Nitzschia denticula*)、针状拟菱形藻(*Nitzschia acicularis*)、缢缩异极藻头状变种(*Gomphonema constrictum* var. *capitata*)、橄榄形异极藻

(*Gomphonema olivaceum*)等.由于硅化作用与水环境中溶解态硅酸盐含量相关,而硅藻细胞壁内硅的含量同其细胞体积有一定关系^[25].当水体中硅酸盐含量增高时,会有适应水质变化的相应硅藻藻种出现并增殖.与对照 E1 相比,加硅处理的围隔中没有出现有害水华藻类——铜绿微囊藻的绝对优势.可见水体中溶解态硅酸盐含量的增加在一定程度上抑制了微囊藻的增殖,延迟或防止了蓝藻水华的暴发.

2.4 多样性分析

不同围隔内藻类的多样性指数变化情况见图 4, E1、E2 和 E3 的 Shannon 指数均值及偏差分别为: 1.89 ± 0.55 、 2.17 ± 0.40 和 2.12 ± 0.21 .从图 4 中可以看出, E1、E2 中的多样性变化趋势比较一致,都是下降-上升-下降的过程,而 E3 中多样性水平比较稳定.总体上是硅营养处理的 E2、E3 的多样性水平较为接近,均高于对照 E1.这说明在淡水生态系统中,硅营养在一定程度上的加富,能够提升系统的多样性水平.结合前述分析,硅的添加促进了硅藻和其它藻类的生长,其生物量以及藻种数目的增多,能够改变原生态系统中一种或少数几种蓝、绿藻类占优势的状态.

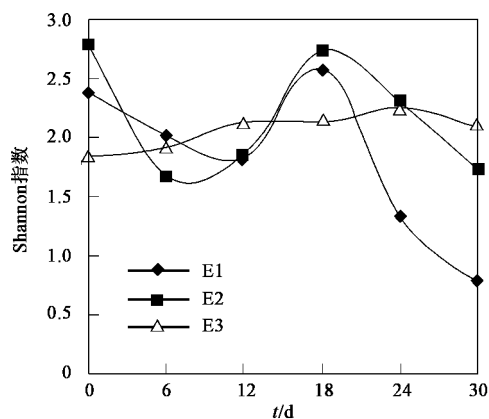


图 4 围隔内藻类多样性指数

Fig.4 Diversity indices of phytoplankton in enclosures

3 结论

(1) 增加富营养化淡水水体中的硅酸盐含量,能够改变藻类群落结构.随着硅营养的不断增长,硅藻种类在整个藻类群落中的比例明显增长,蓝藻和绿藻所占种类比例则明显下降,而其它藻类所占比例略有增加.

(2) 添加硅酸盐的处理中,硅藻并没有完全取代蓝、绿藻成为水体中的绝对优势种.但是,与对照

处理相比,硅藻生物量增大,种类增多.硅藻的增殖,能够促进其同蓝、绿藻的营养竞争,从而进一步抑制蓝、绿藻的生长.

(3) 硅营养的增加能够促进硅藻及其它藻类的生长,改变少数蓝、绿藻占据优势的状态,从而提升水生生态系统的多样性水平.

(4) 水体中硅酸盐浓度增高,能够对淡水蓝藻水华的产生起到一定限制作用.

致谢: 本试验在围隔装置方面得到南开大学后勤部门周师傅和刘师傅的技术支持,实验室谷文新老师也在试验中给予了不少帮助,在此一并致谢.

参考文献:

- [1] 杨东方,高振会,陈豫,等. 硅的生物地球化学过程的研究动态[J]. 海洋科学, 2002, **26**(3): 39 ~ 42.
- [2] Escaravage V, Prins T C. Silicate availability, vertical mixing and grazing control of phytoplankton blooms in mesocosms [J]. Hydrobiologia, 2002, **484**: 33 ~ 48.
- [3] Dokulil M T, Teubner K. Cyanobacterial dominance in lakes[J]. Hydrobiologia, 2000, **438**: 1 ~ 12.
- [4] 刘信安,湛敏,马艳娥. 三峡库区流域藻类生长与营养盐吸收关系[J]. 环境科学, 2005, **26**(4): 95 ~ 99.
- [5] Redfield A C, Ketchum B H, Richards F A. The influence of organisms on the composition of sea-water[A]. In: Hill M N (ed.). The Sea[C]. New York: Interscience Publication, 1963. 26 ~ 77.
- [6] Dafner E V, Boscolo R, Bryden H L. The N:Si:P molar ratio in the Strait of Gibraltar[J]. Geophys Res Lett, 2003, **30**: 1506 ~ 1515.
- [7] Escaravage V, Prins T C, Smaal A C, et al. The response of phytoplankton communities to phosphorus input reduction in mesocosm experiments[J]. J Exp Mar Biol Ecol, 1996, **198**: 55 ~ 79.
- [8] Klausmeier C A, Litchman E, Levin S A. Phytoplankton growth and stoichiometry under multiple nutrient limitation [J]. Limnol Oceanogr, 2004, **49**: 1463 ~ 1470.
- [9] Lenton T M, Klausmeier C A. Co-evolution of phytoplankton C:N:P stoichiometry and the deep ocean N:P ratio[J]. Biogeosciences Discussions, 2006, **3**: 1023 ~ 1047.
- [10] 赵卫红,焦念志,赵增霞. 烟台四十里湾养殖水域营养盐的分布及动态变化[J]. 海洋科学, 2000, **24**(4): 31 ~ 34.
- [11] Gilpin L C, Davidson K, Roberts E. The influence of changes in nitrogen: silicon ratios on diatom growth dynamics[J]. J Sea Res, 2004, **51**: 21 ~ 35.
- [12] Turner R E, Rabalais N N, Justic D, et al. Future aquatic nutrient limitations[J]. Mar Pollut Bull, 2003, **46**: 1032 ~ 1034.
- [13] Wu J T, Chou T L. Silicate as the limiting nutrient for phytoplankton in a subtropical eutrophic estuary of Taiwan[J]. Estuar Coast Shelf Sci, 2003, **58**: 155 ~ 162.
- [14] 王朝晖,陈菊芳,徐宁,等. 大亚湾澳头海域硅藻、甲藻的数量变动及其与环境因子的关系[J]. 海洋与湖沼, 2005, **36** (2): 186 ~ 192.

[15] 杨东方,高振会,孙培艳,等. 胶州湾水温 and 营养盐硅限制初级生产力的时空变化[J]. 海洋科学进展, 2006, **24**(2): 203 ~ 212.

[16] Li M T, Xu K Q, Watanabe M, *et al.* Long-term variations in dissolved silicate, nitrogen, and phosphorus flux from the Yangtze River into the East China Sea and impacts on estuarine ecosystem[J]. Estuar Coast Shelf Sci, 2007, **71**: 3 ~ 12.

[17] Kuosa H, Autio R, Kuuppo P, *et al.* Nitrogen, silicon and zooplankton controlling the Baltic spring bloom: an experimental study[J]. Estuar Coast Shelf Sci, 1997, **45**: 813 ~ 821.

[18] Keishi T, Seiki I, Hidetoshi M, *et al.* Causation of reversal simultaneity for diatom biomass and density of *Phorimidium tenue* during the warm season in eutrophic Lake Barato, Japan[J]. Limnology, 2003, **4**: 73 ~ 78.

[19] Makulla A, Sommer U. Relationships between resource ratios and phytoplankton species composition during spring in five north German lakes[J]. Limnol Oceanogr, 1993, **38**: 846 ~ 856.

[20] 全国主要湖泊、水库富营养化调查研究课题组. 湖泊富营养化调查规范[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 1987. 146 ~ 166, 199 ~ 205, 227 ~ 230.

[21] 国家环境保护总局水和废水监测分析方法编委会. 水和废水监测分析方法[M]. (第四版). 北京: 中国环境科学出版社, 2002. 88 ~ 131, 243 ~ 281.

[22] Gobler C J, Buck N J, Sieracki M E, *et al.* Nitrogen and silicon limitation of phytoplankton communities across an urban estuary: The East River-Long Island Sound system[J]. Estuar Coast Shelf Sci, 2006, **68**: 127 ~ 138.

[23] Egge J K. Are diatoms poor competitors at low phosphate concentrations[J]. J Mar Syst, 1998, **16**: 191 ~ 198.

[24] Yusoff F M, Zubaidah M S, Matias H B, *et al.* Phytoplankton succession in intensive marine shrimp culture ponds treated with a commercial bacterial product[J]. Aquac Res, 2002, **33**: 269 ~ 278.

[25] Conley D J, Kilham S S, Theriot E. Differences in silica content between marine and freshwater diatoms[J]. Limnol Oceanogr, 1989, **34**(11): 205 ~ 213.