

富营养水体生物修复中浮游植物的群落特征

刘冬燕¹ 赵建夫¹ 张亚雷¹ 杨永川²

(1. 同济大学长江水环境教育部重点实验室, 上海 200092;

2. 华东师范大学环境科学系, 上海 200062)

摘要:通过对生物修复中富营养小水体浮游植物群落的分析,探讨了生物修复对浮游植物的影响以及浮游植物对环境因子改变的响应。生物修复实施后的浮游植物种类数比实施前多;浮游植物细胞数和生物量却有明显的下降;而对于 Shannoir Weaver 多样性指数,实施后较实施前有明显的上升;生物修复过程中美丽胶网藻水华得到控制,优势种的指示性由中污变为寡污,优势度也由极度的高优势变为中低度优势,水体治理的前期阶段浮游植物群落的种类组成和结构有明显的改变;浮游植物种类数分别与正磷酸盐和氮磷比呈显著负、正相关,正磷酸盐的浓度与氮磷比的大小对水体浮游植物的种群结构变化具有重要影响。

关键词:生物修复;浮游植物;群落

中图分类号:Q178.1 **文献标识码:**A **文章编号:**1000-3207(2005)02-0177-07

浮游植物(phytoplankton)的生长繁殖除受到自身生物学特性的影响以外,还受外界环境因素如温度、营养盐及其他生物和人为活动的影响。水体生物修复是人类对污染水体的强烈干预,其手段实施的最终结果是恢复水域生态系统的结构与功能特征,再现一个自然的、能自我维持和调节的生态系统。浮游植物作为水生态系统的重要初级生产者,其种类组成、群落结构、数量分布和多样性的生态学特征是水生态系统的重要研究内容,是评价水环境质量的重要标准^[1]。因此,对修复水体浮游植物群落的研究有助于从整体性的观点来看待生物修复的效果及其生态意义。

目前,对恢复水体的浮游植物研究多界定于富营养水体^[2,3],关于恢复手段对浮游生物影响研究汇集在施入光合细菌后浮游植物的变化方面^[4-6],对浮游植物在综合恢复措施下的响应则鲜见报道^[7,8]。本研究通过对生态恢复过程中的富营养水体的浮游植物群落特征进行研究,初步探讨了生物修复对水体浮游植物的影响以及浮游植物对环境因子改变的响应,希望能为恢复效果的评价提供一定的生态学理论指导。

1 水体状况及与研究方法

1.1 水体生态修复措施 试验水体面积为 350m²,水深约 60cm,水量为 210m³,水体采用生态综合措施,包括往水体中投加生物促生液(Bioenergizer,简称 BE)、生物除藻剂、高效微生物、种植高等水生植物等。其中,生物促生液使用剂量为 1.5mg/L,每两周一次。生物除藻剂使用剂量为 0.03mg/m²,每两周一次。两者相互间隔一周使用。高效微生物使用 PSB 光合细菌和硝化细菌,使用剂量为 15mg/L,每两周一次,与生物促生液同时使用。高等水生植物的种植包括凤眼莲(*Eichhornia crassipes*)、睡莲(*Nymphaea tetragona*)、香蒲(*Typha orientalis*)、芦苇(*Phragmites communis*)、鸢尾(*Iris* sp.)、荷花(*Nelumbo nucifera*)等植物。

1.2 采集方法及时间 定性分析水样用 25 号筛绢网在水面下 0.5m 处做“ ”形反复拖拽约 5min,速度 20~30cm/s,然后把网提起抖动滤水,轻轻打开网头,将液体倒入贴有标签的样品瓶中,加入鲁哥氏液固定后参照有关文献[9—10]进行浮游植物种类鉴定。

收稿日期:2004-03-10;修订日期:2004-06-23

基金项目:国家科技攻关计划重大项目(2003BA808A17);863 计划项目(2004AA649310、2003AA06011000-4-02)资助

作者简介:刘冬燕(1969—),女,湖北监利人;博士后;主要从事水域生态学研究。E-mail:ardisia@sina.com

通讯作者:赵建夫, Tel/Fax:021-65989961, E-mail:zhaojianfu@mail.tongji.edu.cn

定量分析的水样用有机玻璃采水器于水面下0.5m处取1000mL,加入15mL鲁哥氏液固定,静置48h后吸去上清液,浓缩至30mL。显微镜检计数时充分摇匀,浮游植物吸取0.1mL滴入计数框内,在10×40倍下用视野法计数各个种的细胞数和个体数,计数100—300个视野,使所得细胞数在300以上,对量小而个体大的种类在100倍下全片计数,发现新的藻类均增入定性统计。同时,测量每一种类的几何长度,代入相应的几何体积公式,求出每种浮游藻类的体积,再按 $10^9 \mu\text{m}^3 = 1\text{mg}$ 藻类鲜重换算成该种藻类的生物量^[11]。常见种一般测量30个个体,取其几何长度的平均值,对偶然出现的种类,则根据出现次数多少求其平均值,计算出生物量。

试验自2002-04-29开始,实施前在04-27进行本底采样,修复措施实施后采样时间分别是05-16、05-30、06-13、06-27、07-11。

水质样品取表、中层混合水样,指标有水温、DO、pH、SD、COD_{Mn}、BOD₅、总氮、氨氮、亚硝氮、总磷、正磷酸盐。测定方法采用文献[9—10]分析方法进行,由华东师大环境科学系微生物组测定。

1.3 分析方法 应用如下反映生物群落结构特征指数^[1,11],从不同侧面对浮游植物的群落结构进行分析。

(1) 相对密度(Dr):反映种的细胞密度占群落总细胞密度的比例。表达式为:

$$Dr = d_i / D \cdot 100\% \quad (1)$$

式中,D为群落的总细胞密度;di为i种的细胞密度。

(2) 相对显著度(Pr):反映种的生物量占总生物量的比例。表达式为:

$$Pr = p_i / P \cdot 100\% \quad (2)$$

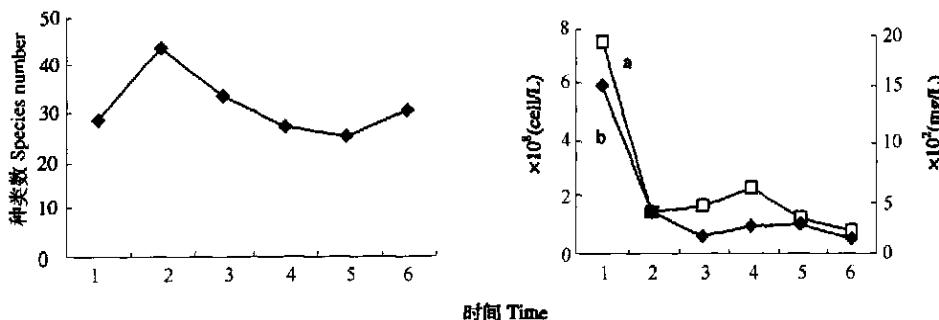


图1 浮游植物群落结构的动态特征

Fig. 1 Variations of phytoplankton structures

注:1、2、3、4、5分别代表时间05-16、05-30、06-13、06-27、07-11(以下图表同);

a、b分别代表细胞密度(Cell density)、生物量(Biomass)

式中,P为群落的总生物量;pi为i种的生物量。

(3) Shannon-Weaver指数(H):种类和种类中个体分配上的均匀性的综合指标,反映群落结构复杂程度和稳定性。其表达式为:

$$H = - \sum_{i=1}^s (n_i / N) \log_2 (n_i / N) \quad (3)$$

式中,N为总个体或细胞数;ni为i种的个体或细胞数;s为总种数。

2 结果与分析

2.1 生态修复试验前后浮游植物群落的动态特征

2.1.1 浮游植物的种类组成与数量 共鉴定浮游植物6门36属67种,其中,蓝藻门3属4种,绿藻门21属39种,硅藻门6属10种,裸藻门4属11种,隐藻门1属2种,金藻门1属1种,修复前绿藻门、硅藻门、蓝藻门、裸藻门、隐藻门、金藻门种类数所占百分比分别为57%、14%、14%、7%、4%、4%,绿藻门的属数及种数均所占比例最高;修复后各门种类数所占百分比则分别为60%、16%、2%、17%、3%、2%,修复后蓝藻的种类数有明显下降,由14%降为2%,而裸藻种类数则有显著升高,由7%升为17%,绿藻和硅藻的种类数均有增加,但百分比变化不大。

实验开始后的第一次浮游植物定性采样分析表明,生物修复后的浮游植物种类数比修复前有较大幅度的增长,由28种上升到43种,其后的几次样品分析,种类数有下降的趋势。对于浮游植物细胞数和生物量,生物修复后均较修复前有明显的下降(图1)。

2.1.2 浮游植物群落多样性 探讨生物多样性的学说和模式很多,过去人们研究群落多样性大都着重考虑群落的物种数、每个物种的数量及其时空分布的概率,即密度多样性,而对群落中每个物种的

生物量及其时空分布的概率,即生物量多样性则很少去考虑。如果群落中物种之间的个体大小差异较大,那么两种多样性数值的差异也会较大,这恰好能从密度和生物量分布概率的两个方面去考虑群落的结构特点,且后者还能从有机碳或有机氮等能量水平上去考虑群落的结构特点,为充分利用群落中的物种资源和环境容量提供理论基础。虽然对用个体数还是用生物量计算多样性哪个更适合还有争议,不过目前大多数研究者倾向使用生物量。本文对Shannon-Weaver指数同时用生物量和密度作了统计,结果显示(图2),生物修复前生物量和密度多样性指数仅分别为0.07和0.12,生物修复后较修复前有明显的上升,两种指数均值都在2.0—3.0之间。

2.1.3 浮游植物的优势种群 生物修复措施实施后的优势种以及优势度与实施前有较明显的变化,实施前的优势种美丽胶网藻(*Dictyosphaerium pulchellum*)具有非常高的优势度(表1),几乎统治了整个浮游植物群落。试验实施后的第一次调查显示,无

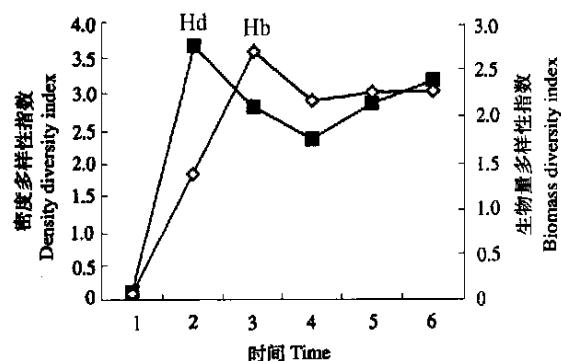


图2 浮游植物多样性指数的动态特征

Fig. 2 Variations of Shannon-Weaver index of phytoplankton
Hd、Hb 分别代表密度多样性指数(Density diversity index)、生物量多样性指数(Biomass diversity index)

论是相对密度还是相对显著度,第一第二优势种都不是美丽胶网藻,取而代之的是金藻门的圆筒锥囊藻(*Dinobryon cylindricum*)和绿藻门的单角盘星藻(*Pediastrum simplex*),优势种的指示性由中污变为寡

表1 优势种及其相对密度和相对显著度

Tab. 1 The dominant species and percentage(%) of density and biomass of phytoplankton

时间 time	优势种 dominant species							
	first	Dr	second	Dr	first	Pr	second	Pr
4.29	美丽胶网藻	98%	无		美丽胶网藻	99%	无	
5.16	圆筒锥囊藻	21%	单角盘星藻	14%	圆筒锥囊藻	55%	单角盘星藻	15%
5.30	四角十字藻	39%	美丽胶网藻	25%	美丽胶网藻	42%	双射盘星藻	13%
6.13	小球藻	45%	美丽胶网藻	28%	美丽胶网藻	55%	颗粒直链藻	17%
6.27	颗粒直链藻	32%	美丽胶网藻	31%	颗粒直链藻	43%	美丽胶网藻	27%
7.10	美丽胶网藻	31%	颗粒直链藻	19%	美丽胶网藻	38%	颗粒直链藻	35%

注:Dr、Pr 分别代表密度优势度(Percentage of density)、生物量优势度(Percentage of biomass)。

污,优势度也由极度的高优势变为中低度优势。

2.2 生态修复工程试验前后的环境条件

试验前对试验水体进行的现场调查表明

COD_{mn}、BOD₅ 和氨氮含量是景观娱乐用水C类水质标准(GB12941-91)的3—10倍,水体呈现严重富营养化(表2)。

表2 水体修复前各类指标与富营养化评价标准

Tab. 2 Indexes of the water before bioremediation and the eutrophic level

指标 Indexes	测定值 Experimental results	对照值 Contrast	富营养评价标准 Assessment standards
总氮 TN(mg/m ³)	1890	500—15000	极度富营养 meta-eutrophic ^[1]
总磷 TP(mg/m ³)	520	30—5000	极度富营养 meta-eutrophic ^[1]
COD(mg/m ³)	12080	12000	重富营养 meta-eutrophic ^[12]
BOD(mg/m ³)	7500	5000—8000	富营养 eutrophic ^[12]
细胞数 Density(cell/mL)	755 * 10 ³	> 10 ³	富营养 eutrophic ^[1]
生物量 Biomass(mg/L)	1499	> 10	极度富营养 meta-eutrophic ^[1]

对水质理化指标进行分析发现,生物修复工程实施后无论氨氮还是总氮,在整个试验过程中均处于下降的格局,其中,氨氮的下降很明显(图3),虽然7月11日出现反弹,但还是低于治理前。氨氮和总氮的净化一方面与硝化细菌的转化有关,另外,凤眼莲的抑藻作用和水体搅动也可使水体有机氮下

降。总磷与总氮的去除率基本吻合,一方面是生物同化作用吸收了部分磷盐,另一方面是充氧有助于磷以难溶性磷酸盐的形态沉积,工程实施后水体氮磷浓度的大幅度下降以及透明度的升高均说明水体质量在修复措施实行后有了明显改善。

水体中需氧有机物的浓度,常用单位体积水中

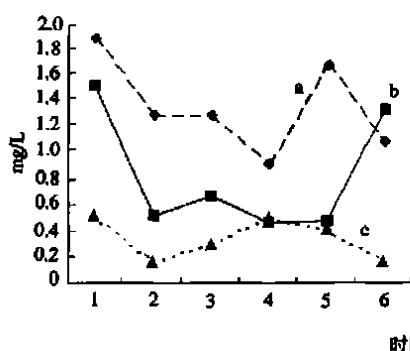


图3 水体理化指标的动态特征

Fig. 3 Variations of environmental variables

a、b、c 分别代表总氮(TN)、氨氮(NH₄-N)、总磷(TP)

需氧物质生化分解过程中所消耗的氧量,即生化需氧量(BOD_5)来表示,一般用水温20时,5d的生化需氧量作为统一指标。它和化学需氧量(COD)均是用来反映需氧有机物的含量与水体污染的关系,此两个指标越大,表明水体有机污染越严重。措施实施后 COD_{Mn} 是有一定程度的下降,但实施前和实施后无显著性差异($P > 0.05$),而 BOD_5 的浓度不仅没有降低,反而在6月还有异常的增加(图4),观察其他指标在6月的变化发现,6月13日温度由5月30日的21上升到27,此时,pH异常高,达到9.1;

氮磷的含量也比其他时间高;浮游植物种类数和多样性指数是生物修复实施后最低的一次(图1、2);而浮游植物数量却为实施后最高的一次,各项指标均差于其他时段,说明此时 BOD_5 的异常与水温的大幅度上升有关。

水温是影响浮游植物的重要因子,许多研究表明,水温与浮游植物生物量呈正相关^[12],当水体浮游植物大量增加后,光合作用过程中所消耗的 CO_2 会增多,水体中的酸碱度随之发生变化,而水体酸碱度的变化,必然会影响生活在该水体中浮游植物的生理活动,导致种群结构的改变。由于竞争性消耗水体中的营养物质,并分泌一些抑制其他生物生长的物质,从而会造成水体中浮游植物生物量增加、种类减少和多样性降低的现象。另外,pH值的升高有利于底泥中磷的释放,从而导致水体中磷的增加。提示在温度的大幅度增加之时,应加大治理力度,以控制温度变化带来的水体质量恶化。

2.3 浮游植物与环境因子的关系

浮游植物与环境有着密切的关系,对浮游植物群落各结构指标分别与水温、透明度、pH、DO、 COD_{Mn} 、 BOD_5 、 NH_4-N 、 NO_2-N 、 PO_4^3-P 、TN、TP以及 TN/TP 作简单相关分析表明,仅正磷酸盐和氮磷比对浮游植物种类数有显著影响,其中,浮游植物种类数与正磷酸盐呈显著负相关($P < 0.05$),相关系数为 -0.830,而浮游植物种类数与氮磷比为显著正相

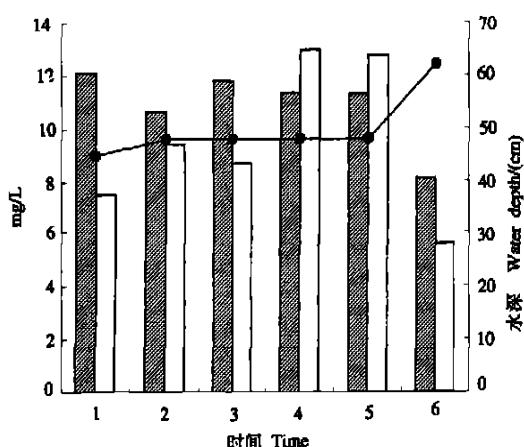


图4 水体理化指标的动态特征

Fig. 4 Variations of environmental variables
 COM_{Mn} BOD_5 透明度 SD

关,相关系数为0.817。其他浮游植物指标与环境因子之间无显著相关($P > 0.05$)。

3 讨论

3.1 浮游植物群落与环境因子的关系

理论和实践证明,7.2:1的氮磷比是藻类生长最适宜的比值^[1]。修复实施前氮磷比为3.6:1,而实施后其均值为4.9:1,可见实施后水体氮磷比应该更适合浮游植物的生长繁殖,浮游植物的数量和

生物量在实施后都呈现下降的趋势,而种类数却增加了,说明水体经过治理后,不仅水体氮磷浓度降低了,而且对于浮游植物而言,氮磷比也更适,因而表现出浮游植物种类数与氮磷比和正磷酸盐的显著正、负相关性(图5),即随着工程的实施,当水体的正磷酸盐含量下降,氮磷比更接近适宜浮游植物生长的值后,浮游植物的种类会增多。可见,正磷酸盐的浓度与氮磷比的大小对水体浮游植物的种群结构变化具有重要影响。

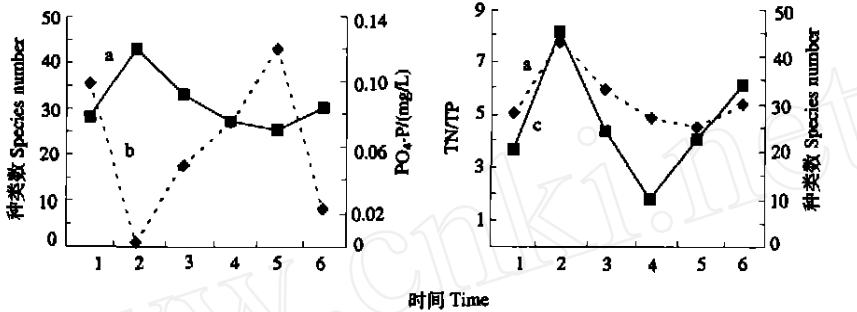


图5 正磷酸盐和氮磷比与种类数的关系

Fig. 5 Relationship of species number and $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 TN/TP

a、b、c 分别代表种类数(species number)、正磷酸盐($\text{PO}_4\text{-P}$)、总氮磷比(TN/TP)

3.2 生态修复对浮游植物群落的影响

结果表明,生物修复实施后的浮游植物种类数比实施前多,而细胞数和生物量则有明显的下降。一般,随着水体污染程度的下降,水生生物一般会显示出种类增多,数量减少的特征。另外,工程实施后Shannon-Weaver 多样性指数也较实施前有明显的上升,多样性可以反映群落结构的内涵,许多研究利用多样性来反映环境变化对生物的影响和水环境质量的高低^[13,14],一般来说,多样性指数越大,则水质越好,对于Shannon-Weaver 指数,0—1为重污染,1—3为中污染,大于3为轻污染或无污染。从本研究结果看,工程实施前生物量和密度多样性指数指示的污染程度均为重污染,而工程实施后两种指数指示的污染程度均为中污染。

从优势种的指示性来看,实施前的优势种美丽胶网藻属于Ⅲ中污指示种,往往在春季到秋季都产生水华^[15],可见,在实施前该水体正处于美丽胶网藻水华爆发期,如果不进行治理,此次水华很可能延伸到秋季。工程实施后优势种圆筒锥囊藻属于寡污指示种,优势种的指示性由中污变为寡污,优势度也由极度的高优势变为中低度优势。尽管一个月后美丽胶网藻又开始成为优势种,但优势度仍然低于工程实施前,应该说生物修复的实施对该水体美丽

胶网藻水华的控制还是有较明显的作用。

从浮游植物种类组成和群落结构的这些明显改变中可知,通过一系列措施的实施,浮游植物种类数增多,细胞数和生物量则有明显的下降,多样性指数指示的污染程度由重污染变为中污染。优势种的指示性由中污变为寡污,而且优势度也由极度的高优势变为中低度优势,说明水体质量有所好转,水域生态系统的稳定性亦有改善,治理效果显著。然而在工程实施后浮游植物细胞数和生物量均值依然分别达到 $154 \times 10^6 \text{ cell/L}$ 和 240 mg/L ,水体浮游植物的数量和生物量仍然显得过高,可见,对于本富营养水体而言,尚需加大治理力度。

水体生物修复的最终结果是恢复水域生态系统的结构与功能特征,过去国内外对富营养化水体治理的研究多是寻找藻类生长的限制因子,事实上,这类水体由于水生高等植物消失,水体营养盐浓度较高,系统极不稳定,因此,单纯用控制营养盐的办法往往难以实现治理富营养化的目标。由于生长良好的水生植物即可抑制浮游藻类的生长,亦能减缓营养物质的循环速度,从而有效地提高水环境质量,因此,高等水生植物的恢复也曾被作为富营养化浅水湖泊防治的一种生物治理技术的有效途径^[16,17]。生物修复技术作为20世纪90年代迅速发展起来的

一项污染治理工程技术,由于费用低,不会形成二次污染或导致污染物转移,可最大限度地降低污染物浓度等而成为当今治理污染水体的首选治理措施^[18]。总之,受损水域生态系统的结构与功能的恢复应根据系统论和生态系统理论的原理,在控制外源污染和恢复水域原有的以高等水生植物为主的生态系统的同时,利用综合治理技术,再现一个能自我维持和调节的生态系统。

参考文献:

- [1] Shen Y F, Zhang Z S, Gong X J, The new detection technique on minibiota [M]. Beijing: China architecture industry press, 1990 [沈韫芬,章宗涉,龚循矩.微型生物监测新技术.北京:中国建筑工业出版社,1990]
- [2] Fang D, Xu J H, Xu S. Monitoring and assessment of effectiveness of water pollution control of the Xuanwu lake by ecological project. *Environmental monitoring and management*. 2001, **13**(6): 36—38 [方东,许建华,徐实.生态工程治理玄武湖水污染效果的监测与评价.环境监测管理与技术,2001, **13**(6): 36—38]
- [3] Lu K H, Yao L Y, Zhou S Q et al. Population variation of phytoplankton in West Lake of Hangzhou before and after dilution sewages with emptying into river water and effect of controlling eutrophication. *Chinese journal of applied ecology*. 1992, **3**(3): 266—272 [陆开宏,姚礼一,周少勤等.杭州西湖引流冲污前后浮游藻类变化及防治富营养化效果评价.应用生态学报,1992, **3**(3): 266—272]
- [4] Liu F J, Hu W Y. Effects of PSB to plankton in saline-alkali wetland ponds. *Journal of lake sciences*. 2002, **14**(1): 83—86 [刘福军,胡文英.光合细菌对盐碱地池塘浮游生物的影响.湖泊科学,2002, **14**(1): 83—86]
- [5] Yu M, Zhou Y L. The effects of photosynthetic bacteria on controlling eutrophic water through the changes of phytoplankton. *Journal of Beijing normal university (natural sciences)*. 2001, **37**(5): 680—685 [于明,周云龙.从浮游植物的变化看光合细菌在治理富营养化水体中的作用.北京师范大学学报(自然科学版),2001, **37**(5): 680—685]
- [6] Andresson G H, Croberg G C, Gelin. Effects of planktivorous and benthivorous fish on organisms and water chemistry in eutrophic lakes. *Hydrobiologia*, 1978, **59**(1): 9—15
- [7] Liu D Y, Da L J, You W H, et al. Effect of Suining Tributary ecoremediation to all size-fractionated chlorophyll-a contents. *Chinese journal of applied ecology*. 2003, **14**(6): 963—968 [刘冬燕,达良俊,由文辉等.绥宁河生态修复对粒径分级叶绿素a的影响.应用生态学报,2003, **14**(6): 963—968]
- [8] Sparks, R. The Upper Mississippi River: Restoration of Aquatic Ecosystems Nat. Acad. Press. Washington, D. C, 1992
- [9] Hu H J, Li Y Y, Wei Y X, et al. Freshwater algae in China [M]. Shanghai: Science Technology Press, 1979 [胡鸿钧,李尧英,魏印心,等.中国淡水藻类.上海:科学技术出版社,1979]
- [10] Wei Y X, The *Chlorophyta*, *Pyrrophyta* and *Cryptophyta* in Donghu lake, Wuhan [J]. *Study on botany of Wuhan*, 1985, **3**(3): 243—254 [魏印心.武汉东湖的绿藻、甲藻和隐藻.武汉植物学研究,1985, **3**(3): 243—254]
- [11] Jin X C, Tu Q Y, eds. *The standard methods in lake eutrophication investigation*. Beijing: China Environmental Science Press, 1990, 286—302 [金相灿,屠清英编.湖泊富营养化调查规范.北京:中国环境科学出版社,1990, 286—302]
- [12] Liu J K ed, Advanced hydrobiology. Beijing: Science Press, 2000: 132—135,332 [刘健康编.高级水生生物学.北京:科学出版社,2000: 132—135,332]
- [13] Shen Y F, Feng W S, Gu M R. Monitoring of river pollution [M] Beijing: China Architecture & Building Press, 1994 [沈韫芬,冯伟松,顾曼如等.河流的污染监测.北京:中国建筑工业出版社,1994]
- [14] Xu M Q. Evaluation of self-purification efficiency of Fuhe Stream—Baiyangdian Lake through zooplankton [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 1996, **20**(3): 212—219 [许木启从浮游动物群落结构与功能的变化看府河—白洋淀水质的自净效果.水生生物学报,1996, **20**(3): 212—219]
- [15] The special committee about environmental problem on ecological academy in Japan, Environment and denotative biology, Beijing: China environmental science press [M]. 1987 [日本生态学会环境问题专门委员会.环境和指示生物.北京:中国环境科学出版社,1987]
- [16] Comin F A, Menendez M and Lucena J K. Proposal for macrophyte restoration in eutrophic coastal lagoons. *Hydrobiologia*, 1990, **200/201**: 427—436
- [17] Ozimek T, Gulati R D and Ponk E. Can macrophytes be useful in biomonitoring of lakes? *Hydrobiologia*, 1990, **200/201**: 399—407
- [18] Zhang Z S, Ma Z C, Jie K R. The Detection and evaluation of water pollution in Tumen river with algae [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*. 1983, **8**(1): 97—104 [章宗涉,莫珠成,戎克文.用藻类监测和评价图们江的水污染.水生生物学集刊,1983, **8**(1): 97—104]

THE ECOLOGICAL EFFECTS OF EUTROPHIC WATER BODY WITH BIOREMEDIALION ON PHYTOPLANKTON COMMUNITY

LIU Dong-Yan¹, ZHAO Jian-Fu¹, ZHANG Ya-Lei¹ and YANG Yong-Chuan²

(1. Key Laboratory of Yangtze Water Environment of Ministry of Education, Tongji University, Shanghai 200092;

2. Department of Environmental Science, East China Normal University, Shanghai 200062)

Abstract: The ultimate aim of bioremediation on the water is to renew the structural and functional characteristic of aquatic ecosystem. In the process of bioremediation, by analysis of the phytoplankton community in the eutrophic water body with bioremediation, the thesis discuss the effect of bioremediation on phytoplankton and the responses of phytoplankton to the changes of environmental facts, in a hope to reflect the effect of bioremediation in accordance with the response of phytoplankton, so as to provide biological proof for illustrating the efficiency of measures taken for the bioremediation.

Here follows some components of this test water: water area (350m^2), water dept (60cm), water volume (210m^3). Before testing, Spot survey on water showed it took on a condition of hypereutrophic. Comprehensive measures concerning zoology are taken including the way of adding Bioenergizer, biologic algaecide, effective microbe into water, and planting Macrophyte. The experiment began from 29th April, 2002. Beforehand, background was sampled once on 27th of April. And after the engineering project, sampling work was done on 16th, and 30th of May, 13th and 27th of June, 7th of July respectively.

As the result of the engineering process, there was a great decline on the density and biomass of phytoplankton. Meantime, the species diversity and Shannon-Weaver index have ascended obviously, and species composition and indicator of dominant species changed from mesosaprobic to oligosaprobic. Also the dominant degree changed from extremely high degree to a lower average degree. In addition, the water bloom of *Dictyosphaerium pulchellum* were controlled after the engineering brought into operation. The species number of phytoplankton correlated close negatively with PO_4^-P but positively with TN/TP . The contents of PO_4^-P and the ratio of N/P have big influence to the community of phytoplankton in the water body.

Key words: Bioremediation; Phytoplankton; Community