

文章编号: 1674-5566(2013)02-0253-07

## 立体复合生态操纵水体浮游植物群落结构特征及水质评价

刘耘彤<sup>1</sup>, 何文辉<sup>2</sup>, 张 慧<sup>1</sup>, 管卫兵<sup>3</sup>

(1. 上海太和水环境科技发展有限公司, 上海 200433; 2. 上海海洋大学 水产与生命学院, 上海 201306; 3. 上海海洋大学 海洋科学学院, 上海 201306)

**摘要:** 通过2011年8月至2012年8月对长兴岛青草沙水源实证基地样板池浮游植物进行11次调查采样, 从种类数、细胞丰度、优势种、生物多样性指数等对样板池立体复合生态操纵修复前后浮游植物群落结构特征进行研究, 并进行水质评价。结果表明: 水体修复前, 蓝藻占绝对优势; 平裂藻、微囊藻和单角盘星藻为水体中的优势种; 水体富营养化严重。经过“食藻虫—沉水植物—鱼类”立体复合生态修复后, 浮游植物生物多样性增加, 蓝藻得到有效的控制, 微囊藻不再是水体中的优势种类, 群落结构优化, 水质明显改善, 生态修复效果显著。

**研究亮点:** 运用“食藻虫—沉水植物—鱼类”立体复合生态操纵技术对长兴岛青草沙水源实证基地样板池进行生态修复, 对修复前后浮游植物群落变化及水质指标进行了监测, 探讨一种适合青草沙水库水质管理和富营养化控制的综合性生态操纵技术, 为青草沙水库水质管理提供理论和技术上的支持。

**关键词:** 青草沙; 实证基地; 浮游植物; 群落结构; 立体复合生态操纵; 食藻虫

**中图分类号:** Q 179.1

**文献标志码:** A

浮游植物是水域生态系统中的初级生产者, 具有生命力强、繁殖快、对环境条件变化反应敏感等特点。浮游植物的分布与水环境之间有着十分密切的关系, 其种类组成、数量分布、多样性等群落结构特征是水生生态系统的重要研究内容, 能够综合、真实地反映水体的生态条件和营养状况<sup>[1]</sup>, 也是评价水环境质量和水生生态系统健康的重要标志<sup>[2]</sup>。

青草沙水库位于长兴岛北侧长江口南北港分流口下方, 总面积近70 km<sup>2</sup>, 其中水域面积66 km<sup>2</sup>, 设计有效库容4.35 × 10<sup>8</sup> m<sup>3</sup>。它是上海市重要的饮用水源地, 其规模占全市原水供应总规模的50%以上, 受益人口超过1 000万人。近年来, 长江口污染不断加重, 青草沙水库富营养化程度严重, 时常有蓝藻爆发, 这严重威胁到上海市人民的饮用水安全。因此, 为了增强库区水体富营养化风险预控, 预防库区蓝藻爆发, 于2011年在库区西北角人工建立了水域面积达16 500

m<sup>2</sup>的实证基地, 利用立体复合生态操纵技术进行了生态修复。本文以青草沙水库实证基地为研究对象, 对生态修复前后浮游植物群落变化及水质指标进行了监测, 以期评价实证基地生态修复的效果。目的是为了探讨一种适合青草沙水库水质管理和富营养化控制的一种综合性生态操纵技术, 为青草沙水库水质管理和上海市饮用水安全提供理论和技术上的支持。

### 1 材料与方法

#### 1.1 采样点环境

青草沙水库实证基地样板池位于水库西北角, 平均水深2 m, 共22 000 m<sup>2</sup> (200 m × 110 m, 图1), 水为青草沙水库原水。为了构建有效的立体生态修复系统, 先于8月份在青草沙水库实证基地样板池沿岸带浅水区(平均水深约1.5 m)种植带泥苦草, 共计16万丛, 面积为16 500 m<sup>2</sup>。后在样板池内放养食藻虫(该食藻虫是一种驯化的

收稿日期: 2012-10-17 修回日期: 2012-12-05

基金项目: 上海市社会发展领域重大科技项目(09DZ120010C)

作者简介: 刘耘彤(1984—), 女, 硕士研究生, 研究方向为水环境监测。E-mail: liuyt0533@126.com

通信作者: 何文辉, E-mail: whhe@shou.edu.cn

大型枝角类浮游动物:大型溞 *Daphnia magna*, 经驯化后能够滤食蓝绿藻、腐屑、悬浮物、有害菌

类,密度:50 个/L),以迅速提高水体透明度,促进苦草的生长及其群落构建。

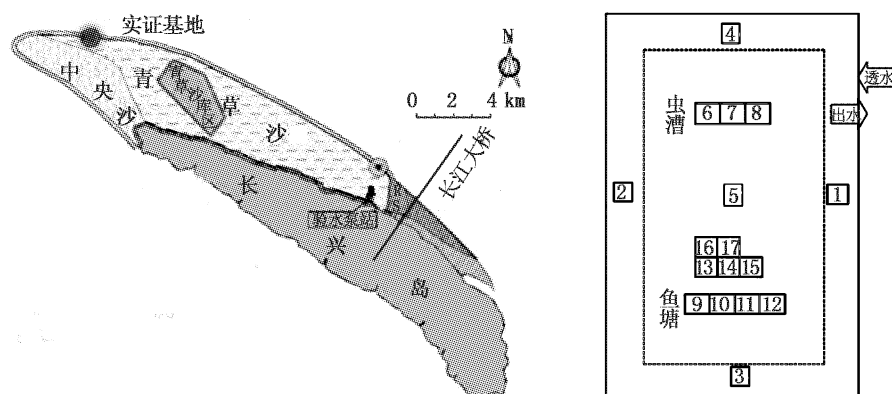


图 1 样板池位置与采样点

Fig. 1 Location of test pool and sampling stations

于 9 月初在实证基地样板池中设置食藻虫网箱 3 个(2 m×3 m×2 m),网孔 200 目;鱼网箱 9 个,网孔 200 目(图 1),鱼箱分 3 个小网箱(2 m×3 m×2 m)和 6 个大网箱(2 m×6 m×3 m)。其中,鲢 3 个网箱(1 个小网箱,2 个大网箱),计 40 条鱼;鳙 3 个网箱(1 个小网箱,2 个大网箱),计 40 条鱼;鲢鳙混养各 10 条,投放至 1 个大网箱,共 20 条鱼。

### 1.2 采样点的布设与采样频率

根据样板池特点,在池内设置了 17 个采样点,其中 1~4 号采自沿岸带水草区,5 号位于池中央,6~8 号样点采自食藻虫箱,9~17 号样点采自鱼箱(图 1)。分别于 2011 年 8 月至 2012 年 8 月中旬进行浮游植物的采样,共计 11 次,每月一次(2012 年 1 月与 2 月由于其他原因未进行采集),同时采集水样进行相应水质指标监测。

### 1.3 采样方法与标本鉴定

采样和观察方法按常规浮游生物调查方法<sup>[3]</sup>进行,定性标本采样用 25 号浮游生物网采集,用 4% 的甲醛溶液现场固定;定量标本用 1 L 采水器于水下 0.5 m 处进行采集,将水样置于 1 L 采水瓶中,加入 15 mL 的鲁哥氏液现场固定,经 48 h 沉淀浓缩至 50 mL,用 0.1 mL 浮游植物计数框在 40 倍物镜光学显微镜下进行定量记数。标本鉴定包括定性和定量标本观察。

### 1.4 水质指标监测

现场测定透明度、溶氧水质因子;采水器采

集水样 1 000 mL,带回实验室后测定总氮(TN)、总磷(TP)、叶绿素 a。水质理化指标评价标准参照国家标准局颁布的《地表水环境质量标准》和《水和废水监测分析方法》<sup>[4]</sup>。

### 1.5 数据分析

运用 Shannon-Wiener 多样性指数、Margalef 物种丰富度指数、Pielou 均匀度指数及浮游植物优势度对浮游植物群落结构特征和水体营养状态进行评价。

Shannon-Wiener 多样性指数( $H$ )计算公式为:

$$H = - \sum (n_i/N) \times \ln(n_i/N) \quad (1)$$

式中: $n_i$  为第  $i$  种浮游植物个体数; $N$  为浮游植物个体总数。 $H$  值越大,水质越清洁(0~1 为重污染;1~3 为中污染;大于 3 为轻污染或无污染);

Margalef 丰富度指数( $D$ )计算公式为:

$$D = (S - 1)/\ln N \quad (2)$$

式中: $S$  为种类数; $N$  为个体数。 $D$  值越大,水质越清洁(0~1 为重度污染;1~2 为严重污染;2~4 为中度污染;4~6 为轻度污染;大于 6 为清洁水)<sup>[5]</sup>;

Pielou 均匀度指数( $J$ )计算公式为:

$$J = H/\ln N \quad (3)$$

式中: $H$  为 Shannon-Weaver 多样性指数; $N$  为浮游植物个体总数。0~0.3 为重污染;0.3~0.5 为中污染;0.5~0.8 为轻污染或无污染<sup>[6]</sup>。

种类优势度( $Y$ )计算公式为:

$$Y = (N_i/N) f_i \quad (4)$$

式中: $N_i$ 为第*i*种的个体数; $N$ 为每个种的总个体数; $f_i$ 为第*i*种在各站位中出现的频度, $Y > 0.02$ 为优势种<sup>[7]</sup>。

## 2 结果与分析

### 2.1 种类组成

通过对青草沙实证基地样板池浮游植物的调查,水生态修复前(8月)共鉴定出浮游植物42属60种,隶属于7个门。其中种类最多的为绿藻门,共16属23种,占全部种类数的38.3%;其次为蓝藻门6属16种,占26.7%;硅藻门10属12种,占20.0%;甲藻门3属3种,裸藻门2属2种;金藻门和隐藻门分别为1属1种和2属3种(图2)。

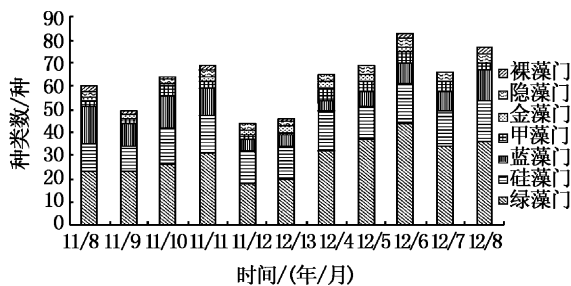


图2 浮游植物种类数量

Fig.2 The number of species of phytoplankton

水生态修复后的10次采集共鉴定出浮游植物73属160种,隶属于7个门。其中绿藻门34属83种,占全部种类数的51.9%;其次为硅藻门19属35种,为21.9%;蓝藻门8属25种,为15.6%;金藻门2属2种;隐藻门2属4种;甲藻门4属5种;裸藻门4属7种。

样板池水体中浮游植物的种类夏秋季多,冬春少且以蓝藻、硅藻和绿藻为主。生态修复初期(9月),由于蓝藻的种类明显减少,使藻类种类骤减。冬季气温低,不利于藻类生长、繁殖,是造成12月和次年3月的藻类种类减小的主要原因。其余各月浮游植物种类数高于生态修复前,从次年4月到8月绿藻门所占比例逐渐增大,几乎占了浮游植物总种类的一半。

### 2.2 浮游植物细胞丰度变化

通过11次采样调查结构表明,实证基地样板池在修复后浮游植物细胞丰度骤降,在次年3月最低,为 $155.22 \times 10^4$ 个/L;此后的4月至8月

有小幅增加,8月达到最大,为 $562.47 \times 10^4$ 个/L(图3)。蓝藻丰度变化明显,水生态修复前(8月),蓝藻细胞丰度为 $1590.72 \times 10^4$ 个/L,占总丰度的85.81%(图3、图4);修复后,蓝藻细胞丰度迅速下降,所占比例逐渐减小,次年8月细胞丰度仅为 $326.53 \times 10^4$ 个/L,占58.05%,这也是导致修复后浮游植物细胞丰度迅速下降的主要原因。其余各门浮游植物细胞丰度及比例都有不同程度的变化。总体上,生态修复后,浮游植物群落结构优化,蓝藻占绝对优势逐渐演变为浮游植物群落结构多样化。

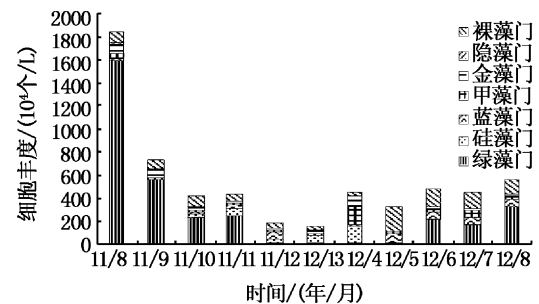


图3 浮游植物细胞丰度

Fig.3 Cell density of phytoplankton

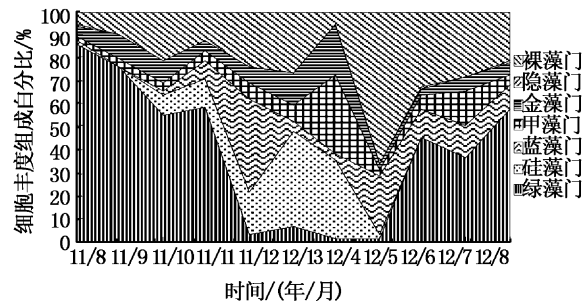


图4 浮游植物细胞丰度百分比组成

Fig.4 Percentage composition of phytoplankton in abundance

### 2.3 优势种

浮游植物优势种在湖泊生态系统中有着重要作用,优势种种数越多且优势度越小,则群落结构越复杂、稳定<sup>[8]</sup>。根据11次采样的观察结果表明(图1),水生态修复前(8月)平裂藻(*Merismopedia* sp.)、微囊藻(*Microcystis* sp.)和单角盘星藻(*Pediastrum simplex*)为水体中的优势种,其中平裂藻是水体中的绝对优势种。修复后,水体中的优势种共有11种,分别为蓝藻4种,绿藻和甲藻各为2种、硅藻、隐藻、金藻各为1种,

常见优势种为平裂藻、尖针杆藻 (*Synedra acus*)、色金藻 (*Chromulina* sp.)、多甲藻 (*Peridinium* sp.); 其中微囊藻不再是优势种; 单角盘星藻的优势度逐渐降低, 也不能成为优势种; 平裂藻的优势度逐渐降低, 次年 5 月优势度又逐渐回升, 但明显小于修复前的优势度; 尖针杆藻为秋冬季节的优势种, 色金藻为冬春季节优势种, 多甲藻

的优势度逐渐增大, 常成为水体中的优势种。微小四角藻 (*Pediastrum simplex*) 则是初夏样板池中的优势种, 而尖尾蓝隐藻 (*Chroomonas acuta*) 仅在 12 月和次年 5 月是样板池的优势种, 腔球藻 (*Coelosphaerium* sp.) 仅在次年 8 月成为水体中的优势种。水体修复后, 样板池内浮游植物的优势种数量增多, 群落结构复杂且变化大。

表 1 浮游植物优势种优势度分布表

Tab. 1 The dominance of dominant species of phytoplankton in every month

优势种	11 年 8 月	11 年 9 月	11 年 10 月	11 年 11 月	11 年 12 月	12 年 3 月	12 年 4 月	12 年 5 月	12 年 6 月	12 年 7 月	12 年 8 月
平裂藻 <i>Merismopedia</i> sp.	0.819	0.656	0.470	0.508	0.049	0.060	0.016	0.023	0.467	0.226	0.228
微囊藻 <i>Microcystis</i> sp.	0.123	0.004	0.022	0.006	0	0	0	0.006	0.008	0.068	0.081
腔球藻 <i>Coelosphaerium</i> sp.	0	0.084	0.037	0.011	0	0	0	0.001	0.015	0	0.192
尖针杆藻 <i>Synedra acus</i>	0.026	0.118	0.117	0.129	0.030	0.048	0.295	0.022	0.002	0.053	0.055
单角盘星藻 <i>Pediastrum simplex</i>	0.138	0.172	0.133	0.017	0.024	0.007	0	0.009	0.007	0	0.001
色金藻 <i>Chromulina</i> sp.	0.010	0.004	0.170	0.228	0.344	0.691	0.399	0.038	0	0	0
多甲藻 <i>Peridinium</i> sp.	0.019	0.060	0.055	0.083	0.144	0.143	0.330	0.039	0.123	0.368	0.076
尖尾蓝隐藻 <i>Chroomonas acuta</i>	0.024	0	0.002	0.07	0.698	0.074	0.043	0.254	0.098	0.016	0.020
微小四角藻 <i>Tetraedron minimum</i>	0	0.001	0.017	0.013	0.060	0.030	0.056	0.598	0.185	0.049	0.036

## 2.4 浮游植物多样性指数

浮游植物生物多样性指数和均匀度指数如表 2 所示, 样板池修复前 (8 月份) Shannon-Weaver 指数是 1.34, Pielou 均匀度指数为 0.16, Margalef 指数为 3.25, 浮游植物多样性指数反映的水质状况属于重-中污染。修复后, Shannon-Weaver 指数在 2.13 ~ 4.00 之间, Pielou 均匀度指

数在 0.30 ~ 0.62 之间, Margalef 指数在 3.34 ~ 6.89 之间。总体情况来看, 浮游植物多样性指数在水生态修复后明显增大, 水质明显好转, 其中 12 月至次年 8 月浮游植物多样性指数反映的水质状况较好, 基本稳定在轻度污染状态。因此, 在立体复合生态修复后浮游植物生物多样性增加, 生态修复效果显著。

表 2 实证基地样板池浮游植物生物多样性指数

Tab. 2 Biodiversity index of phytoplankton in test pool of experimental base

	11 年 8 月	11 年 9 月	11 年 10 月	11 年 11 月	11 年 12 月	12 年 3 月	12 年 4 月	12 年 5 月	12 年 6 月	12 年 7 月	12 年 8 月
Shannon-Weaver 指数	1.34	2.13	2.94	2.85	3.14	3.03	2.81	3.40	3.69	3.82	4.00
Pielou 均匀度指数	0.16	0.30	0.46	0.44	0.62	0.58	0.44	0.57	0.57	0.62	0.59
Margalef 指数	3.25	3.52	5.43	4.90	4.35	4.49	3.34	4.71	6.74	6.30	6.89

## 2.5 水质变化

在立体复合生态修复后, 水质明显较之前改善 (表 3)。修复前实证基地水体中总氮、总磷等水质指标表明实证基地水体明显处于富营养化状态, 透明度只有 50 cm 左右。修复后, 透明度保持在 150 cm 以上, 氮、磷浓度, 特别是总氮浓度明显下降, 水质指标由劣 V 类水达到 III 类水的标准。总磷在修复前后变化幅度不大, 基本维持在地表 I ~ III 类。

## 3 讨论与结论

富营养化水体生态修复的实质是对水体中藻类的控制, 从而提高水体透明度、改善水质。对藻类控制最有效的办法是一个完善的水生态系统的建立, 而实现这一途径的核心则是沉水植物群落的恢复或构建。沉水植物可通过营养竞争<sup>[9-10]</sup>、化感作用<sup>[11]</sup>及为大型浮游动物提供庇护所<sup>[12-13]</sup>等多种途径抑制藻类生长, 控制藻类

数量,改善水体水质。闵婷婷等<sup>[14]</sup>研究表明,沉水植物群落的构建是抑制浮游植物发展和改善湖泊水环境的有效途径,水质得到明显改善,浮游植物多样性提高。邓平等<sup>[15]</sup>在对武汉月湖的研究中也表明沉水植物可以明显影响浮游植物群落结构,抑制藻类生长。陈光荣等<sup>[16]</sup>和黄文成<sup>[17]</sup>也有类似研究。而浮游动物的下行效应也是湖泊中控制藻类的重要因子之一<sup>[18]</sup>,特别是大

型枝角类浮游动物,如溞类(*Daphnia*)对浮游植物较高的牧食压力,可以有效的降低水体中浮游植物的生物量<sup>[19-23]</sup>。但在自然水体中,特别是富营养化水体中,此类大型浮游动物,由于蓝绿藻的毒性及大小等因素<sup>[24-29]</sup>,导致它们不能生存而无法保持较高的种群数量<sup>[18]</sup>。此外,鲢鳙的滤食效应亦是控制蓝藻水华的重要手段之一<sup>[30-32]</sup>。

表3 实证基地样板池水质理化指标

Tab.3 Water quality indicators in test pool of experimental base

	11年 8月	11年 9月	11年 10月	11年 11月	11年 12月	12年 3月	12年 4月	12年 5月	12年 6月	12年 7月	12年 8月
透明度/cm	55	150	175	230	190	180	250	175	175	175	160
总氮/(mg/L)	1.53	1.42	1.22	1.00	0.87	0.94	0.96	1.00	1.00	0.56	0.57
总磷/(mg/L)	0.02	0.02	0.01	0.02	0.01	0.02	0.03	0.03	0.01	0.02	0.01
溶氧/(mg/L)	7.79	7.04	8.72	8.10	7.11	9.39	8.28	8.57	8.89	10.86	10.73
叶绿素 a/( $\mu\text{g/L}$ )	12.57	7.37	6.47	9.40	5.22	5.20	5.14	3.55	3.18	5.38	9.55

本研究正是基于以上理论,利用“食藻虫”引导水下生态修复技术实现青草沙实证基地水体的生态修复。食藻虫是一种驯化改良的大型枝角类浮游动物——大型溞(*Daphnia magna*)<sup>[33]</sup>,能够滤食较大的蓝绿藻、腐屑、悬浮物等,能抵抗蓝藻毒性并对蓝藻具有良好的消化能力。因此,本研究通过提高水体中食藻虫的种群数量,迅速降低水体中浮游藻类,特别是蓝绿藻的生物量及悬浮物浓度,提高水体透明度,改善水下光照条件,促进沉水植物的生长,构建沉水植物——食藻虫共生体系,后辅之以鲢鳙的滤食效应,构建一个“食藻虫—沉水植物—鱼类”立体复合的生态操纵系统。通过食藻虫、鲢鳙的滤食作用,以及沉水植物对氮、磷营养盐的吸收、转化、沉降等作用<sup>[34]</sup>,使得实证基地样板池内浮游植物的生物多样性增加,物种更丰富;藻类数量,尤其是蓝藻数量明显减少,浮游植物群落结构得到优化,从以修复前蓝藻占绝对优势逐渐演变为浮游植物群落结构多样化,优势种种数和多样性显著增加;氮、磷、透明度及叶绿素 a 等指标明显下降,基本达到国家地表水Ⅲ类水标准。结果表明,通过“食藻虫”引导水下生态修复技术,辅之于鲢鳙的滤食效应,构建“食藻虫—沉水植物—鱼类”立体复合生态操纵系统,使得青草沙实证基地样板池浮游植物,特别是蓝藻得到有效控制,群落结构优化,水质得到有效改善,生态修复效果良好。

## 参考文献:

- [1] 朱英,沈根祥,钱晓雍,等. 上海大莲湖水域浮游植物群落结构特征及水质评价[J]. 生态与农村环境学报, 2010, 26(6): 544-549.
- [2] 刘娅琴,邹国燕,宋祥甫,等. 富营养水体浮游植物群落对新型生态浮床的响应[J]. 环境科学研究, 2011, 24(11): 1233-1241.
- [3] 章宗涉,黄祥飞. 淡水浮游生物研究方法[M]. 北京: 科学出版社, 1991: 333-336.
- [4] 国家环保局《水和废水监测分析方法》编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002: 224-281.
- [5] 胡韧,林彰文,韩博平,等. 大型热带水库——松涛水库枯水期浮游植物群落特征[J]. 生态科学, 2004, 23(4): 315-319.
- [6] 陈家长,孟顺龙,尤洋,等. 太湖五里湖浮游植物群落结构特征分析生态环境学报[J]. 2009, 18(4): 1358-1367.
- [7] 张婷,李林,宋立荣. 熊河水库浮游植物群落结构的周年变化[J]. 生态学报, 2009, 29(6): 2971-2979.
- [8] 柳丽华,左涛,陈瑞盛,等. 2004年秋季长江口海域浮游植物的群落结构和多样性[J]. 海洋水产研究, 2007, 28(3): 112-119.
- [9] 白秀玲,谷孝鸿,张钰,等. 两种常见沉水植物与藻的相互作用[J]. 生态环境, 2006, 15(3): 465-468.
- [10] 杨清心. 富营养水体中沉水植物与浮游藻类相互竞争的研究[J]. 湖泊科学, 1996, 8(s): 17-24.
- [11] MULDERIJ G, VAN DONK E, ROELOFS J G M. Differential sensitivity of green algae to allelopathic substances from Chara[J]. Hydrobiologia, 2003, 491: 261-271.

- [12] SCHRIVER P, BOGESTRAND J, JEPPESEN E, et al. Impact of submerged macrophytes on fish-zooplankton-Phytoplankton interactions: large-scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake[J]. *Freshwater Biology*, 1995, 33: 255 - 270.
- [13] TIMMS R M, MOSS B. Prevention of growth of potential dense phytoplankton population by zooplankton grazing, in the presence of zooplanktonivorous fish, in a shallow wetland ecosystem[J]. *Limnology and Oceanography*, 1984, 29(3): 472 - 486.
- [14] 闵婷婷, 刘正文, 李传红. 惠州西湖生态修复对浮游植物的影响[J]. *生态环境学报*, 2011, 20(4): 701 - 705.
- [15] 邓平, 马建敏, 吴晓辉, 等. 武汉月湖水生植被重建过程中浮游植物的动态变化[J]. *湖泊科学*, 2007, 19(5): 552 - 557.
- [16] 陈光荣, 刘正文, 钟萍, 等. 热带城市湖泊生态恢复中水生植被、浮游动物和鱼类的关系研究[J]. *生态环境*, 2007, 16(1): 1 - 7.
- [17] 黄文成. 沉水植物在治理滇池草海污染中的作用[J]. *植物资源与环境*, 1994, 3(4): 29 - 33.
- [18] SCHEFFER M. *Ecology of shallow lakes* [M]. London: Chapman & Hall, 1998: 127 - 129.
- [19] BROOKS J L, DODSON S I. Predation, body size, and composition of plankton[J]. *Science*, 1965, 150: 28 - 35.
- [20] PACE M L, CAN J. Zooplankton community structure, but not biomass, influence the Phosphorus-chlorophyll relationship[J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1984, 41: 1089 - 1096.
- [21] HAERTEL L, JONGSMA D. Effect of winterkill on the water quality of prairie lakes [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences, USA*, 1982, 61: 134 - 151.
- [22] LUECKE C, VANNI M J, MAGNUSON J J, et al. Seasonal regulation of *Daphnia* populations by planktivorous fish implications for the spring clear-water phase[J]. *Limnology and Oceanography*, 1990, 35: 1718 - 1733.
- [23] CARPENTER S R, LATHROP R C, MUNOZ-DEL-RIO A. Comparison of dynamic models for edible phytoplankton[J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1993, 50: 1757 - 1767.
- [24] HANEY J F, FORSYTH D J, JAMES M R. Inhibition of zooplankton filtering rates by dissolved inhibitors produced by naturally occurring cyanobacteria [J]. *Archiv für Hydrobiologie*, 1994, 132: 1 - 13.
- [25] ARNOLD D E. Ingestion, assimilation, survival, and reproduction of *Daphnia pulex* fed seven species of blue-green algae[J]. *Limnology and Oceanography*, 1971, 16: 906 - 920.
- [26] SCHINDLER D W. Food quality and zooplankton nutrition [J]. *Journal of Animal Ecology*, 1971, 40: 589 - 595.
- [27] LAMPERT W. Toxicity of the blue-green *Microcystis aeruginosa*: Effective defence mechanism against grazing pressure by *Daphnia*[J]. *Verh Internat Verein Limnology*, 1981, 21: 1436 - 1440.
- [28] BERNARDI D, GIUSSANI G, PEDRETTI E L. The significance of blue-green algae as food for filter-feeding zooplankton: experimental studies on *Daphnia* spp. fed by *Microcystis aeruginosa* [J]. *Verhandlungen der internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie*, 1981, 21: 477 - 483.
- [29] LEFEVRE M. *Aphanizomenon gracile* Lem. Cyanophyte défavorable au zooplankton [J]. *Annales de la Station Centrale de Hydrobiologie Appliquée*, 1950, 3: 205 - 208.
- [30] 陈少莲, 刘肖芳. 论鲢鳙对微囊藻的消化利用[J]. *水生生物学报*, 1990, 14(1): 49 - 59.
- [31] 刘学君, 谢平, 王少梅, 等. 武汉东湖微囊藻水华形成及消失原因的探讨[J]. *湖泊科学*, 1994, 6(3): 245 - 256.
- [32] 刘建康, 谢平. 揭开武汉东湖蓝藻水华消失之谜[J]. *长江流域资源与环境*, 1999, 8(3): 312 - 319.
- [33] 何文辉, 彭自然, 何培民, 等. 食藻虫控藻引导景观水体生态修复系统的构建与应用[C]. *建设世博会美好水环境研讨会会议论文集*, 上海, 2009: 54 - 59.
- [34] 陈亮, 张修峰, 刘正文. 惠州西湖浮游植物群落对生态系统修复的响应[J]. *武汉植物学研究*, 2010, 28(4): 453 - 459.

## Characteristics of phytoplankton community structure and evaluation of water quality of multi-restoration ecological waterbody

LIU Yun-tong<sup>1</sup>, HE Wen-hui<sup>2</sup>, ZHANG Hui<sup>1</sup>, GUAN Wei-bing<sup>3</sup>

(1. Shanghai Taihe Water Environment Technology Development Co., Ltd, Shanghai 200433, China; 2. College of Fisheries and Life Science, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China; 3. College of Marine Sciences, Shanghai Ocean University, Shanghai 201306, China)

**Abstract:** Phytoplankton of test pool of experimental base in Qingcaosha water source, Changxing Island, was respectively investigated from August 2011 to August 2012. Types, cell abundance, dominant species, and diversity index of Phytoplankton community structure were compared and water quality was also evaluated around ecological multi-restoration of the experimental base. The result shows that: before ecological restoration, the Cyanobacteria were absolutely dominant groups; *Merismopedia* sp., *Microcystis* sp., and *Pediastrum simplex* were dominant species in the waterbody; the water quality in the test pool was eutrophicated seriously. After ecological multi-restoration (*Daphnia magna*-Submerged plants-Fish), the effect was significant with higher water quality. Phytoplankton biodiversity was increased, and Cyanobacteria were controlled effectively, and also *Microcystis* sp. was no longer the dominant species of waterbody.

**Key words:** Qingcaosha water source; experimental base; phytoplankton; community structure; multi-restoration ecological regulation; *Daphnia magna*