

## 太湖五里湖生态重建示范工程——大型围隔试验\*

陈开宁<sup>1,2</sup>, 包先明<sup>1,2</sup>, 史龙新<sup>3</sup>, 陈伟民<sup>1</sup>, 兰策介<sup>1</sup>, 许海<sup>1</sup>, 胡洪云<sup>1</sup>

(1: 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008)

(2: 中国科学院研究生院, 北京 100039)

(3: 无锡市太湖湖泊治理有限公司, 无锡 214023)

**摘要:** 五里湖是太湖北部富营养化程度最为严重的一湖湾. 从2004年1月起, 为了改善水质, 重建五里湖生态环境, 在五里湖南岸建立了一个面积为  $10 \times 10^4 \text{ m}^2$  示范工程试验区, 采用多技术措施集成应用, 开展湖泊生态重建技术研究. 经过近2年的生态重建研究与实践, 在示范工程试验区内建立了挺水植物、浮叶植物和沉水植物群丛23个, 水生植物种类从生态重建前的零上升至15科、22属、32种, 水生植物的多样性指数(Shannon-Wiener index)达到2.33, 覆盖度达到40%–55%. 水质监测结果表明, 示范工程区内水体的TN、TP、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 及 $\text{PO}_4\text{-P}$ 的平均值分别比示范工程区外下降了20.7%、23.8%、35.2%、21.1%、45.6%和54.0%, TN、TP分别下降至2.50 mg/L、0.080 mg/L以下, 水质得到明显改善, 达到或低于“浅水湖泊稳态转换理论”指出的向“稳定清水态”转换的临界值, 水体透明度(SD)平均值也有较大幅度提高, 平均从0.39 m提高至0.70 m; 初步实现湖泊水体从藻类占优势浊水态向大型水生植物占优势的清水态转变. 因此重建与恢复湖泊生态系统要从沿岸带着手, 首先重建湖滨带结构与功能, 通过湖滨带水生生物一系列反馈机制, 逐步改善湖泊水质, 最终实现沉水植被恢复; 湖泊敞水区应主要采用生物操纵技术措施来实现湖泊生态恢复.

**关键词:** 生态重建; 水生植被恢复; 水质改善; 五里湖; 太湖

## Ecological restoration engineering in Lake Wuli, Lake Taihu: a large enclosure experiment

CHEN Kaining<sup>1,2</sup>, BAO Xianmin<sup>1,2</sup>, SHI Longxin<sup>3</sup>, CHEN Weimin<sup>1</sup>, LAN Cejie<sup>1</sup>, XU Hai<sup>1</sup> & HU Hongyun<sup>1</sup>

(1: Nanjing Institute of Geography and Limnology, CAS, Nanjing 210008, P. R. China)

(2: Graduate School of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100039, P. R. China)

(3: Wuxi Taihu Lake Management Co., Ltd, Wuxi 214023, P. R. China)

**Abstract:** Lake Wuli is a hyper-eutrophic, shallow lake in China, situated near the Wuxi city in Jiangsu Province. It is a northern bay of Lake Taihu, which has a mean depth of 1.6 m, a maximum depth of 2.6 m and a surface area of 6.4 km<sup>2</sup>. For improving water quality, from January 2004 a large-scale ecological restoration experiment ( $10 \times 10^4 \text{ m}^2$ ) has been carried out in southwestern Lake Wuli. Main measures applied include setting-up a large enclosure for facilitating growth of submerged macrophytes, sediment dredging, fish removal, rehabilitating sediment, stocking piscivorous fish, planting aquatic macrophytes, stocking benthic animals and so on. The results showed that 23 aquatic macrophyte association had been set up, including 15 family, 22 genus and 32 species. The coverage of aquatic macrophytes increased from 0 to 40%–55%. Water quality has been markedly improved inside enclosure. The mean concentrations of TN, TP,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$  and  $\text{PO}_4\text{-P}$  from August 2004 to July 2005 inside enclosure were 20.7%, 23.8%, 35.2%, 21.1%, 45.6% and 54.0% lower than those of outside enclosure. The mean concentrations of TN and TP were lower than 2.50 mg/L and 0.080 mg/L, respectively. Secchi depth was increased significantly from 0.39 m to 0.70 m. According to the results of this study, it is important and a first step to rehabilitate ecological structure and function in littoral of lakes, and to improve water quality gradual-

\* 国家科技部“十五”重大科技攻关资助项目(863)“太湖水污染控制与水体修复”(2002AA601013)和国家重点基础研究发展规划项目(973计划)“湖泊富营养化过程和蓝藻水华暴发机理研究”(2002CB412307). 2005-04-08 收稿; 2005-06-18 收修改稿. 陈开宁, 1964年生, 博士研究生, 副研究员; E-mail: knchen@niglas.ac.cn.

ly, and to establish submerged macrophytes at length. Biomanipulation could be applied to increasing secchi depth, reducing algal biomass and improving water quality in open area for whole lake restoration.

**Keywords:** Lake ecological restoration; macrophyte planting; water quality improvement; Lake Wuli; Lake Taihu

湖泊富营养化是一个全球性的重大水环境问题,早在 20 世纪初,湖泊水库的富营养化就引起了欧美一些国家的关注<sup>[1]</sup>.近 50 年来,随着全球富营养化问题的不断加剧,各国为控制富营养化及湖泊生态系统恢复与重建进行了大量研究与实践,主要目标是削减水体营养负荷,降低藻类生物量,提高水体清洁度,增加生物多样性与水体功能,恢复与重建健康水生态系统<sup>[2,3]</sup>.

众所周知,不断增加的营养物质的输入是造成湖泊富营养化的主要原因之一.因此,控制与削减外源性营养物输入是湖泊生态系统恢复及水体变清的关键手段,也是保证生态恢复成功的前提.但削减外源污染后,湖泊并不一定得到有利的响应,或出现响应滞后现象,可能的原因是高营养负荷期间积累在沉积物中磷释放所引起的<sup>[4,5]</sup>,也可能是不健全的生物结构造成的<sup>[6]</sup>.典型的现像是水体中那些浮游动物食性和底层鱼类占优势,沉水植物已经基本消失,导致湖泊水体转变为浑浊状态<sup>[7,8]</sup>.因此,外源性营养物输入得到控制后还必须人为削减内源营养物质、恢复与重建完善生物结构以促进湖泊生态系统恢复.

在浅水湖泊中,大型沉水植物对生态系统的动态变化有着重要影响,是水体处于清水状态的关键因素.大型水生植物能够稳定沉积物<sup>[9]</sup>,为具有净化作用的附着生物提供栖息场所<sup>[10-12]</sup>,降低悬浮颗粒物<sup>[13,14]</sup>,减少沉积物磷释放<sup>[15]</sup>,因此,沉水植物繁茂的湖泊一般具有较高清澈度,以及较低的营养盐浓度和藻类生物量<sup>[16,17]</sup>.Scheffer 等<sup>[18,19]</sup>提出的“浅水湖泊稳态转换理论”为利用生态恢复技术改善水质,建立清水态水体提供了理论基础.这个理论阐明了在一个适当的营养条件下(TP = 0.05 - 0.15 mg/L)水体可能处于两个不同的状态,即一个为浮游植物占优势的“浊水态”,另一个为沉水植物占优势的“清水态”.Hosper 和 Meijer 也提出生物调控之后,沉水植物对保持长期稳定清水状态有极重要作用<sup>[20]</sup>.因此,许多湖泊恢复是以沉积物疏浚、生物操纵、沉水植物恢复、物理及化学方法降低水体中磷负荷为主要手段<sup>[1,2,6,21]</sup>.除了削减水体磷外,近年的研究也指出,削减氮负荷也是湖泊生态恢复的关键,水体的 TN 含量小于 2 mg/L 时有利于湖泊中沉水植被的发展,否则将可能延缓湖泊生态恢复进程<sup>[22]</sup>.

我国对湖泊富营养化状况、产生原因及防治对策也进行了一系列研究与实践,诸如在太湖、巢湖、滇池、武汉东湖、杭州西湖等开展了较为系统的湖泊富营养化研究<sup>[23-27]</sup>,并取得了一系列研究成果.回顾湖泊富营养化研究与防治历程,我国对一些严重富营养化的湖泊治理主要采取截污、挖泥清淤、引水冲污等工程治理措施<sup>[28]</sup>,湖泊大规模生态恢复还处于起步与探索阶段.从实际效果来看,单一的措施难以控制富营养化发展及藻类暴发,湖泊健全的生态结构难以得到有效恢复,富营养化仍然呈现加重的趋势.Hosper 提出湖泊是一类生态系统,湖泊的恢复要用生态系统方法来实现<sup>[29]</sup>.

从 2002 年起,中国国家科学技术部设立了“太湖水污染控制与水体修复”专项课题,展开了大规模湖泊生态恢复与重建技术研究与工程示范,目的是探索适合我国国情与环境条件的浅水湖泊治理理论与技术.五里湖生态重建是整个项目中的一部分内容,由于本文篇幅限制,在此仅介绍在五里湖南岸大型围隔中进行的生态重建技术措施,以及得到的水生植物群落重建与水质改善的结果,并对生态恢复过程中遇到的科学问题进行探讨,提出浅水湖泊生态恢复与重建建议,为今后湖泊生态恢复提供参考.

## 1 研究地点及环境背景

### 1.1 生态重建地点

设在五里湖西部南岸水域(图 1).属亚热带湿润季风气候,四季交替明显,年平均气温 17℃,1 月份和 8 月份平均气温分别是 -0.8℃ 和 29.6℃.

### 1.2 环境背景

五里湖是太湖北部一个湖湾,东西长 6 km,南北宽 0.3 - 1.5 km,面积约 6.4 km<sup>2</sup>,常年水位 3.07 m,平均水深 1.60 m.2002 年对全湖底泥进行了疏浚,目前的平均水深达 2.10 m.随着无锡市城市规模的扩大,该湖目前已发展成为一个城市景观湖泊.

20世纪50-60年代,五里湖水草繁茂,湖水清澈见底<sup>[30-32]</sup>.60年代后,五里湖富营养化日益严重,生态重建前已为太湖污染最严重的水域.2001年的水质监测结果为劣V类,COD<sub>Mn</sub>、BOD<sub>5</sub>、TN、TP、Chl. a 年平均值分别为全太湖平均值的1.39、2.63、1.93、2.44、2.61倍<sup>[33]</sup>.

五里湖外源污染输入量大,接纳的城市污水量约 $1 \times 10^5$  t/d;四周约有鱼塘2.0 km<sup>2</sup>,每年有约 $5.8 \times 10^6$  t 养鱼后的肥水排入五里湖,成为该湖重要的污染源.在富营养化发展过程中,湖底积累的污染淤泥平均厚度为0.6-0.8 m,淤泥量约 $3.6 \times 10^6$  t,有机质、TN、TP含量分别达4.037%、0.261%、0.119%<sup>[33,34]</sup>;底泥释放进入水体的TN、TP分别占外源污染输入量的22.7%和42.3%<sup>[40]</sup>.四周湖岸绝大部分是硬质的砌石立岸,沿岸带自然属性及净化水质的功能丧失,全湖几乎没有大型水生植物生长,生物群落结构简单,藻类生物量高,水体透明度低,为0.20-0.40 m.此外,水体中养殖有大量花鲢(Bighead carp)、白鲢(Silver carp)和鲤鱼(Common carp),以及野生的鲫鱼(*Carassius auratus auratus*)、鳊条(*Hemiculterella Sawagei*)、草鱼(Grass carp)等,年产量约800 t.

大型围隔示范工程区地处风浪冲击带,岸线长735 m,其中除有150 m 硬质水泥立岸外,水陆交错带均为碎石+粗沙组成.湖滨带地形陡峭,离岸5-25 m 处水深已达1.6-2.1 m,其余水域深度为2.0-2.85 m.水质严重富营养化(表1,图1).

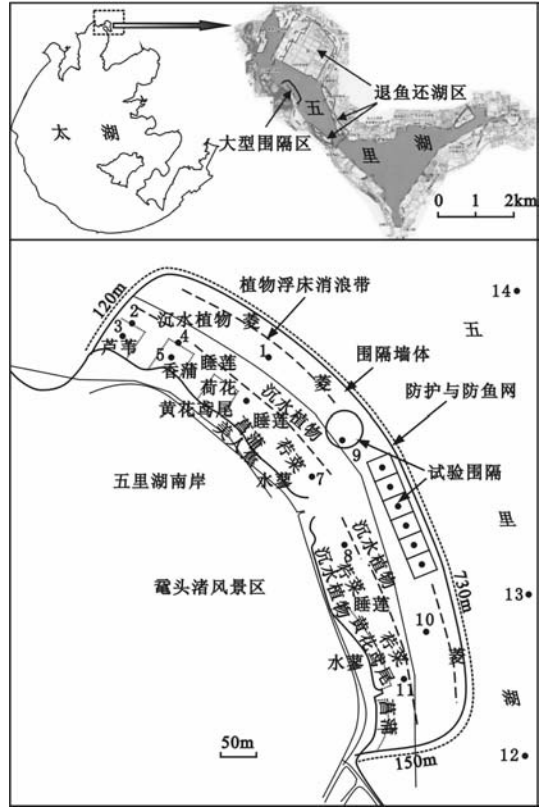


图1 研究地点位置(上)与大型围隔示范工程平面图(下)

Fig.1 Research site (above) and distribution of plants inside large experimental enclosure (below)

## 2 生态重建目标与技术措施

### 2.1 生态重建总体目标

重建水生植被,恢复生物多样性,建立以水生高等植物占优势的、生物多样性较高的“清水态水体”.

表1 生态重建前围隔区与全五里湖的水质

Tab.1 The water quality parameters before ecological restoration in experimental site in 2004 and 2002

指标	TN (mg/L)	TP (mg/L)	COD <sub>Mn</sub> (mg/L)	Chl. a (ug/L)	NH <sub>4</sub> -N (mg/L)	NO <sub>3</sub> -N (mg/L)	NO <sub>2</sub> -N (mg/L)	PO <sub>4</sub> -P (mg/L)	SD (m)
2004年1-3月平均值	9.39	0.158	5.54	47.46	6.15	1.14	0.071	0.018	0.41
2002年全年平均值	8.20	0.330	7.46	32.34	5.08	1.21	0.149	0.060	0.39

### 2.2 具体目标

水生植物覆盖度达50%-60%(在植物生长季节),TN < 2.50 mg/L,TP < 0.100 mg/L,水体透明度(SD)提高1倍,生物多样性指数达中度(Shannon-Winer diversity index > 1.5),水生态系统向“沉水植物占优势的清水态”转换.

### 2.3 主要技术措施

(1) 2003年12月在五里湖南岸建立了一个 $10 \times 10^4 \text{ m}^2$ 的大型围隔生态重建示范工程区(图1),围隔建设于2004年3月建成,目的是为了排除外来干扰,建立生态重建保护区。(2)在围隔内部的风浪冲刷岸段营造缓坡,对碎石岸段进行基底复土,在陡峭、水深岸段构建湖滨浅滩;依据环境状况与景观配置需要,分别栽种芦苇、狭叶香蒲、茭草、草蒲、荷花、鸢尾、美人蕉、水蓼等挺水植物,为多种生物创造栖息环境,美化湖滨带景观。此项措施于2004年5月份完成。(3)在工程区内放置“生物浮岛”(430  $\text{m}^2$ ),削减风浪,吸收水体营养盐,抑制藻类生长,为附生生物创造栖息环境。此项措施于2004年6月份完成。(4)清除原有的鱼类,放养凶猛的肉食性鱼类,如鲈鱼(*Lateolabrax japonicus*)2500尾(0.2–0.6 kg/尾)、鲢鱼(*Siniperca chuatsi*)200尾(0.3–0.8 kg/尾)、黑鱼(*Ophicephalus argus*)850尾(0.3–0.8 kg/尾)作为鱼类清除的补充手段,减少滤食性、草食性及底层杂食性鱼类数量,增加浮游动物生物量,抑制藻类生长。大规模清除鱼类是在围隔刚建成的1周内进行,然后设置2个捕鱼簰来长期调控鱼类种群结构;鱼类放养于2004年6月进行,2004年10月又放养白鲢5 t。(5)在挺水植物外缘种植浮叶植物,栽种包括:黄花荇菜、金银莲花、睡莲、菱,并配种适宜浅水生长的沉水植物,如:苦草、轮叶黑藻、金鱼藻、伊乐藻;在敞水区种植马来眼子菜、狐尾藻、菹草、微齿眼子菜等。此项措施于2004年7月基本完成,但由于沉水植物成活率低,于2004年9–10月进行了补种。(6)与湖岸带平行,分别距离岸边60、100 m左右,设置2道约700 m长的“生物网膜”,材料为聚乙烯网布,从水面至湖底垂直放置,目的是让其在水中生长附着生物,形成生物膜,也用来削减波浪,减少水体氮负荷与沉积物再悬浮,保护沉水植物生长。(7)放养8 t背角无齿蚌(*Anodonta woodiana*)、8 t河蚬(*Corbicula fluminea*)及10 t中国圆田螺(*Cipangopaludina chinensis*)及萝卜螺(*Radix auriculata*)2 t等大型底栖动物,摄食碎屑、藻类,澄清水体,维护和增加生物多样性,发挥生态系统的自我调节作用,维持系统稳定。

### 3 监测项目与方法

(1) 监测项目:水深、SD、TN、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、TP、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{COD}_{\text{Mn}}$ 、Chl. *a*、水生植物覆盖度、种类数量与生物量、分布水深;采样频次:2004年1月份开始,每月1次。

(2) 样点:在西五里湖中,从南至北设一个断面,均匀布设3个样点(对照点),示范工程围隔中布设11个样点(图1)。

(3) 水质监测方法:参照《湖泊富营养化调查规范》<sup>[35]</sup>。

(4) 水生植物监测方法<sup>[36]</sup>:垂直岸边向湖心方向设10个断面,每一断面上各设10个采样点,同时根据现场需要增设若干无规则样点以确定群丛类型的边界,用测绳测量距岸距离,确定每个样点位置,并用水位标尺测量样点水深。对漂浮植物群丛和沉水植物群丛,于每一采样点用样方面积为 $0.40 \text{ m} \times 0.50 \text{ m}$ 的带网铁夹,在每一采样点 $2 \times 2 \text{ m}^2$ 的范围内随机采草4次,将样方内的植株连根拔起,称量样方内所有植株的总生物量(鲜重),然后计算单位面积生物量,记数样方内各植物种类的个体数( $n_i$ )与全部种类的个体总数( $N$ ),非克隆繁殖的种类按植物株数计算个体数,克隆繁殖的种类按无性系小株计算个体数。而对于湿生植物群丛和挺水植物群丛,在每一采样点于 $2 \text{ m}^2$ 的范围内称量样方内所有植物地上部分的总生物量(鲜重),再计算单位面积生物量,并现场记录植株数量。调查过程中采用布朗-布朗喙(Braun Blanquet)多度等级划分标准:5:非常多(extra abundant),4:多(abundant),3:较多(common),2:较少(few),1:少(occasional),+:极少(rare),记录各种类的多度。植物分布面积与覆盖率的计算是根据现场所测量的数据绘制水生植物分布图与地形图;然后使用绘图软件AotuCAD 2002,求得植物覆盖面积。水生植物群落物种多样性指数计算公式为 $H = -\sum P_i \ln P_i$ ,式 $P_i$ 是第*i*物种第一次被抽中的概率( $P_i = n_i/N$ ), $n_i$ 是样方内第*i*物种的个体数目, $N$ 是样方内的全部物种个体总数。

### 4 生态重建结果与分析

#### 4.1 水生植被恢复

生态重建示范工程从2003年底开始建设,至2004年6月基本完成各种水生植物栽种计划,2005年除了补种部分沉水植物,绝大多数植物是自然恢复的。2005年7月调查结果表明,湖岸带生长的芦苇、狭叶香

表2 生态重建示范区内种植的主要水生植物及分布面积与水深

Tab.2 Species, coverage and distribution depth of aquatic macrophytes planted inside enclosure

种类	多度	分布面积 (m <sup>2</sup> )	覆盖度 (%)	分布水深 (m)
1 禾本科 Gramineae				
芦苇 <i>Phragmites australis</i>	5	2635	90	0 - 1.15
茭草 <i>Zizania caduciflora</i>	2	315	20	0.3 - 0.91
狗尾草 <i>Leersia hexandra</i>	4	280	60	0 - 0.38
李氏禾 <i>Setaria faberii</i> Herrm	4	250	70	0 - 0.45
2 香蒲科 Typhaceae				
狭叶香蒲 <i>Typha angustifolia</i>	5	2850	100	1 - 1.27
3 睡莲科 Nymphaeaceae				
莲 <i>Nelumbo nucifera</i>	5	3250	100	0.40 - 1.45
红睡莲 <i>Nymphaea rubra</i> .	4	2550	30	0.60 - 2.25
白睡莲 <i>N. alba</i>	2	750	10	0.60 - 1.75
黄睡莲 <i>N. mexicana</i>	1	250	5	0.50 - 1.45
4 鸢尾科 Iridaceae				
黄菖蒲 <i>Iris pseudacorus</i>	5	160	90	0.20 - 0.65
蓝蝴蝶 <i>I. tectorum</i>	1	15	5	0 - 0.30
5 菖蒲科 Acoraceae				
水菖蒲 <i>Acorus clamus</i>	4	255	70	0 - 0.50
6 蓼科 Polygonaceae				
水蓼 <i>Polygonum hydropiper</i>	4	220	90	0 - 0.45
酸膜叶蓼 <i>P. lapathifolium</i>	3	125	80	0 - 0.25
7 美人蕉科 Cannaceae				
美人蕉 <i>Canna indica</i>	4	230	90	0 - 0.45
大花美人蕉 <i>C. generalis</i>	2	90	70	0 - 0.45
8 菱科 Trapaceae				
乌菱 <i>Trapa bicornis</i>	5	6250	100	0.65 - 2.75
野菱 <i>T. incisa</i>	5	1200	100	2.15 - 2.45
菱 <i>T. bispinosa</i>	5	900	100	1.20 - 2.35
9 龙胆科 Gentianaceae				
苕菜 <i>Nymphoides peltata</i>	5	11500	90	0.40 - 2.25
金银莲花 <i>N. indica</i>	4	240	70	0.40 - 1.80
10 苋科 Amaranthaceae				
水花生 <i>Alternanthera philoxeroides</i>	5	5500	100	2.20 - 2.60
11 水鳖科 Hydrocharitaceae				
水鳖 <i>Hydrocharis dubia</i>	1	80	70	0.10 - 2.10
轮叶黑藻 <i>Hydrilla verticillata</i>	5	2650	90	0.30 - 1.50
苦草 <i>Vallisneria natans</i>	2	820	30	0.30 - 0.85
伊乐藻 <i>Elodea Canadensis</i>	3	1600	60	0.20 - 1.65
12 眼子菜科 Potamogetonaceae				
马来眼子菜 <i>Potamogeton malaianus</i>	4	3350	40	0.30 - 2.35
菹草 <i>P. crispus</i>	2	1250	5	0.30 - 1.75
微齿眼子菜 <i>P. maackianus</i>	1	550	3	0.40 - 1.25
13 小二仙草科 Haloragidaceae				
穗花狐尾藻 <i>Myriophyllum spicatum</i>	5	3720	60	0.40 - 2.40
14 金鱼藻科 Ceratophyllaceae				
金鱼藻 <i>Ceratophyllum demersum</i>	3	1650	30	0.30 - 1.80
15 茨藻科 Najadaceae				
大茨藻 <i>Najas graminea</i>	+	20	1	0.50 - 1.35

蒲、莲、鸢尾、美人蕉、菖蒲、水蓼等挺水植物群落面积近 10700 m<sup>2</sup>, 各种颜色的美人蕉达 5100 多株, 菖蒲 22000 多株, 鸢尾科湿生花卉约 34500 株; 近岸带种植的睡莲达 5800 多株, 荇菜、金银莲花及菱等浮叶植物面积近 23640 m<sup>2</sup>; 沉水植物群落面积约 15690 m<sup>2</sup>. 整个示范工程区内水生植物种类从零上升至 15 科, 22 属, 32 种(表 2, 图 1), 植物覆盖度达到 40% - 55%; 植物多度最高的为芦苇、香蒲、莲、黄菖蒲、菱、荇菜、轮叶黑藻、穗花狐尾藻; 其次为狗尾草、李氏禾、红睡莲、水菖蒲、水蓼、美人蕉、金银莲花、马来眼子菜. 芦苇、香蒲、莲最大分布水深分别达 1.15 m、1.27 m、1.45 m, 睡莲最大分布为 2.25 m, 但主要分布于 1.75 m 水深范围内; 浮叶植物荇菜和菱分布范围较广, 尤其是菱, 在水深为 2.70 m 左右区域生长茂盛, 被栽种在围隔墙内侧 15 m 范围内的菱起到了较好的消浪作用.

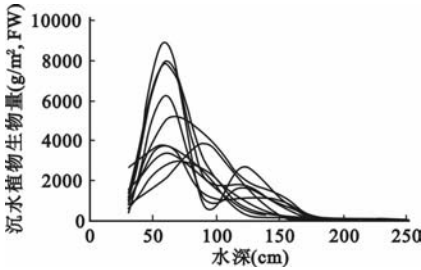


图 2 沉水植物生物量随水深梯度变化

Fig. 2 Variations in submerged macrophyte biomass with water depth ingredient

根据 10 个断面调查数据计算, 沉水植物分布与水深关系为  $\ln y = 11.75 - 0.0425x$  ( $y$  为植物生物量,  $x$  为分布水深,  $p < 0.01$ ), 沉水植物主要分布于 2 m 水深范围内, 较高生物量(生物量  $> 50$  g/m<sup>2</sup>) 分布于 1.86 m 水深以内, 在水深超过 2 m 的区域只有零星分布或无分布(图 2), 相伴随水体透明度为  $0.70 \pm 0.19$  m, 推算出沉水植物分布范围为透明度的 2.66 倍.

从表 3 中可以看出, 示范工程区内恢复的水生植物有 23 个群丛, 多样性指数(Shannon-Wiener index) 较高的为沉水植物中的轮叶黑藻群丛、马来眼子菜 + 狐尾藻群丛、伊乐藻群丛、狐尾藻群丛、睡莲 + 荇菜—黑藻 + 马来眼子菜群丛、荇菜群丛, 挺水植物群丛、菱群丛和水花生群丛多样性指数较低. 若将整个示范工程区内植物合计计算, 水生植物多样性指数为 2.33, 表明示范工程区内生物多样性得到有效恢复.

表 3 生态重建种植的主要水生植物及分布面积与水深 (2005 年 7 月 12 日)

Tab. 3 Species and coverage of aquatic macrophytes planted inside enclosure, July 2005

群丛	伴生种	多样性指数
1. 芦苇 + 莲群丛 <i>Phragmites australis</i> + <i>Nelumbo nucifera</i> Ass.	<i>Z. caduciflora</i> ; <i>H. dubia</i> ; <i>E. Canadensis</i> ; <i>H. verticillata</i> ; <i>C. demersum</i>	1.0063 ± 0.4435
2. 狭叶香蒲群丛 <i>Typha angustifolia</i> Ass.	<i>Nymphaea</i> ; <i>H. verticillata</i> ; <i>M. spicatum</i> ; <i>H. dubia</i> ; <i>I. Pseudacorus</i> ; <i>N. peltata</i>	0.8688 ± 0.3310
3. 莲群丛 <i>Nelumbo nucifera</i> Ass.	<i>M. spicatum</i> ; <i>P. malaianus</i> ; <i>H. verticillata</i>	1.1519 ± 0.3076
4. 黄花菖蒲群丛 <i>Iris pseudacorus</i> Ass.	<i>N. peltata</i> ; <i>H. verticillata</i> ; <i>P. malaianus</i> ; <i>C. demersum</i>	0.9226 ± 0.2158
5. 菖蒲群丛 <i>Acorus calamus</i> Ass.	<i>V. natans</i> ; <i>H. verticillata</i>	0.9074 ± 0.1765
6. 水蓼群丛 <i>Polygonum hydropiper</i> Ass.	<i>H. verticillata</i>	0.8209 ± 0.1022
7. 酸膜叶蓼群丛 <i>Polygonum lapathifolium</i> Ass.	<i>H. verticillata</i>	0.7311 ± 0.2155
8. 茭草群丛 <i>Zizania caduciflora</i> Ass.	<i>V. natans</i> ; <i>M. spicatum</i> ; <i>H. verticillata</i>	1.2267 ± 0.1443
9. 美人蕉群丛 <i>Canna indica</i> Ass.		1.2046 ± 0.2511
10. 李氏禾群丛 <i>Leersia hexandra</i>	<i>H. verticillata</i> ; <i>M. spicatum</i>	0.7234 ± 0.1781
11. 狗尾草群丛 <i>Setaria faberii</i> Herrm	<i>N. peltata</i> ; <i>H. verticillata</i> ; <i>V. natans</i>	1.3321 ± 0.1495

群丛	伴生种	多样性指数
12. 睡莲 + 荇菜—黑藻 + 马来眼子菜群丛 <i>Nymphaea</i> + <i>N. peltata</i> - <i>M. spicatum</i> + <i>P. malaianus</i>	<i>H. verticillata</i> ;	2. 1265 ± 0. 2057
13. 荇菜群丛 <i>Nymphoides peltata</i>	<i>N. indica</i> ; <i>T. bicornis</i> <i>Trapa incisa</i> ; <i>H. verticillata</i> ; <i>M. spicatum</i>	1. 8206 ± 0. 2404
14. 菱群丛 <i>Trapa incisa</i> + <i>T. bispinosa</i> + <i>T. bicornis</i> Ass.		0. 6488 ± 0. 3012
15. 水花生群丛 <i>Alternanthera philoxeroides</i> Ass.	<i>Hydrocharis dubia</i>	0. 9274 ± 1799
16. 马来眼子菜 + 狐尾藻群丛 <i>Potamogeton</i> <i>malaianus</i> + <i>M. spicatum</i> Ass.	<i>H. verticillata</i> ; <i>C. demersum</i> ; <i>P. crispus</i>	1. 9204 ± 0. 2679
17. 狐尾藻群丛 <i>Myriophyllum spicatum</i> Ass.	<i>P. maackianus</i> ; <i>C. demersum</i>	1. 7388 ± 0. 3596
18. 菹草群丛 <i>P. crispus</i> Ass.	<i>H. verticillata</i>	1. 3325 ± 0. 1622
19. 轮叶黑藻群丛 <i>H. verticillata</i> Ass.	<i>V. natans</i>	2. 0067 ± 0. 3198
20. 金鱼藻群丛 <i>Ceratophyllum demersum</i> Ass.		1. 2133 ± 0. 1827
21. 苦草 + 马来眼子菜群丛 <i>Vallisneria</i> <i>natans</i> + <i>P. malaianus</i> Ass.	<i>M. spicatum</i>	1. 2779 ± 0. 1506
22. 伊乐藻群丛 <i>Elodea Canadensis</i> Ass.	<i>M. spicatum</i> ; <i>H. verticillata</i>	1. 7946 ± 0. 2591
23. 大茨藻群丛 <i>Najas graminea</i> Ass.		0

## 4.2 水质

2004年3月份示范工程围隔建设完成,内部水体与西五里湖基本隔离. 植物种植从2004年3月开始,一直持续至2004年7月,这对围隔内水体干扰较大. 从水质监测结果看,随着被栽种植物增加,水质逐步得到改善(图3). 2004年7月份后,水生植物种植计划基本完成,只是对部分沉水植物进行补种,对水体干扰不大;水质监测结果显示(图3,表4),大型围隔内水体的TN、TP、NH<sub>4</sub>-N、NO<sub>3</sub>-N、NO<sub>2</sub>-N、PO<sub>4</sub>-P(2004年8月—2005年7月)均值分别比西五里湖区(对照区)的下降20.7%、23.8%、35.2%、21.1%、45.6%和54.0%,水体透明度(SD)平均值也有较大幅度提高,平均从0.39 m提高至0.70 m;但示范工程内外COD<sub>Mn</sub>和Chl. a的均值差异不大,主要因为:虽然营养盐有较大幅度下降,夏季仍然出现大量藻类,并暴发蓝藻水华,但2005年蓝藻水华出现时间较短,仅8月份中的十多天时间.

表4 大型围隔、西五里湖水质比较(2004年8月—2005年7月平均值)

Tab. 4 Difference of water quality between large enclosure and West Lake Wuli

指标	TN (mg/L)	TP (mg/L)	COD <sub>Mn</sub> (mg/L)	Chl. a (ug/L)	NH <sub>4</sub> -N (mg/L)	NO <sub>3</sub> -N (mg/L)	NO <sub>2</sub> -N (mg/L)	PO <sub>4</sub> -P (mg/L)	SD(m)
大型围隔	2.64	0.077	5.25	34.84	0.59	0.88	0.079	0.003	0.70
最小值	1.99	0.054	3.56	21.29	0.44	0.43	0	0	0.34
最大值	3.95	0.088	8.46	68.71	0.82	1.46	0.186	0.007	0.98
西五里湖	3.38	0.098	5.89	42.55	0.95	1.16	0.171	0.006	0.39
最小值	2.63	0.068	4.24	18.03	0.48	0.61	0.063	0	0.21
最大值	4.71	0.113	7.76	99.47	1.63	1.82	0.481	0.027	0.63

从月季变化方面看(图3),2004年8月份以后,示范工程区水中TN在冬季至初春期间与8月份的含量较高,其它月份含量均低于2.5 mg/L;TP含量除7、8月份以外均未超过0.080 mg/L;水体透明度也有逐渐增加趋势.因此,从水体营养盐与透明度方面看,有利于水体向沉水植物占优势的稳定清水状态转换.

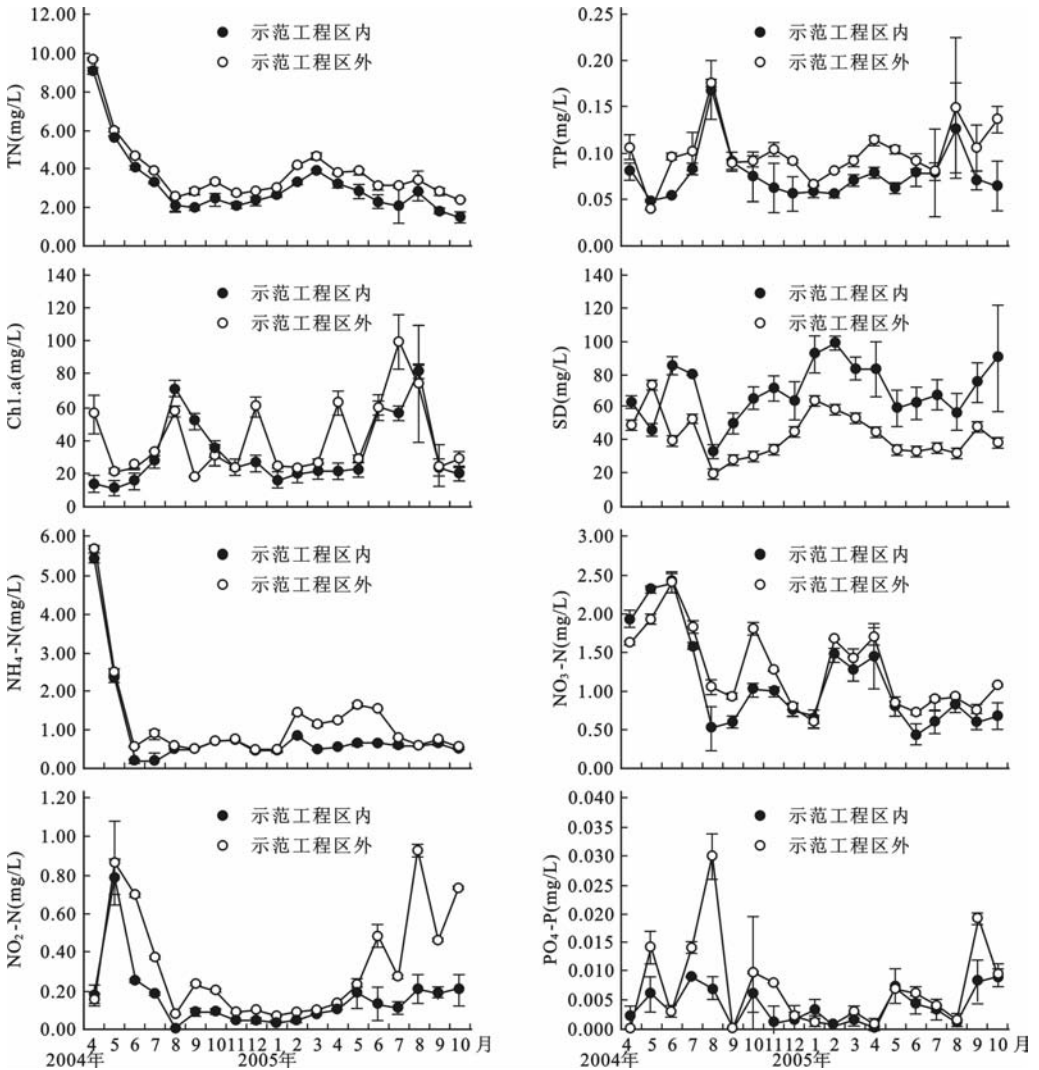


图3 五里湖各区域水质变化与生态恢复效果

Fig. 3 Variety of water quality in different area in Lake Wuli and impact of ecological restoration

## 5 讨论

(1) 湖泊是一个有较明确边界的生态系统,湖泊生态重建与恢复需要用生态系统方法来对待.正如本文环境背景中所述,五里湖生态系统退化、水体严重富营养化造成的因素较多,任何单一技术措施很难有显著成效,因此,在进行示范工程建设中采用诸多措施与单项技术集成应用.从水生植物群落重建及水质监测的结果看,取得了较显著成果,示范工程区内水生植物种类从零增加至15科、22属、32种,多个月份TN



$< 2.5 \text{ mg/L}$ ,  $\text{TP} < 0.08 \text{ mg/L}$ ,透明度也有较大幅度增加,逐步实现水体从浮游植物占优势的“浊水态”向大型水生植物占优势的“清水态”转变.这表明了通过人为协助,可以在较短时间内在重污染水体中重建结构完善的湖泊生态系统,但系统要达到沉水植物占优势,尤其是低植被型(生物量集中于水体中下层)沉水植物占优势、稳定的清水状态还需要长期努力.

(2) 水生植物的恢复与重建要从湖岸带挺水植物与浮叶植物着手,随整个湖区水质改善后逐步建立与发展沉水植物群落.沉水植物在湖泊中生物量大,分布面积广,对保持水体处于清水态有重要作用,因此,重建沉水植被是湖泊恢复的重要方面.从此水生植物群落重建结果与经验看,挺水植物与浮叶植物受水体透明度影响小,可以在重污染水体中直接栽种,且存活率高,浮叶植物荇菜和菱可以在水深为  $2.7 \text{ m}$  左右的区域形成大片群落,而沉水植物需水质改善后才能建立起来,也可以在挺水植物外缘生存而逐步扩张,如本研究尽管沉水植物种植范围覆盖整个示范工程区,栽种水深达到  $2.7 \text{ m}$ ,但其主要分布于  $1.86 \text{ m}$  水深范围内.直接在透明度低的重污染水体中栽种沉水植物其代价高,且存活率低,尽管一些技术可以在短期内提高水体透明度,甚至改善水质,但只适用于小水体或有限范围,对面积较大的水体常常达不到较好的效果.沉水植被重建与恢复与水质关系较大,欧美国家通常采用的方法是随水质渐渐改善而逐步扩展沉水植被,一般需要  $5 - 15$  年左右<sup>[37]</sup>. Havens 在研究美国的 Okeechobee 湖的沉水植物与水深的结果表明,沉水植物主要在水深为  $2.2 \text{ m}$  范围内出现<sup>[38]</sup>.回顾 1965 年太湖水生植物分布也显示沉水植物大于  $2 \text{ m}$  水深的区域几乎无沉水植物分布<sup>[39]</sup>.浅水大型湖泊由于风引起的水体扰动、沉积物再悬浮对沉水植物生长有较大影响,因此,在不适宜沉水植物生存的水域是很难建立起稳定的沉水植物群落的.湖泊敞水区可以通过生物操纵来建立适合水体改善的营养结构,达到降低水体营养负荷、削减藻类生物量、提高水体透明度目的,实现全湖生态恢复.另外,从本研究结果看,可以在较深的水域利用浮叶植物提高水体透明度,协助沉水植物的建立.

(3) 针对水质改善,近年来欧美国家主要采用生物操纵技术措施,主要在温带浅水湖泊得到较成功应用,但类似太湖的亚热带湖泊营养结构与环境条件更复杂,物质循环速度也较快,控制外源营养输入是最有效的湖泊恢复措施.生物操纵技术原理是通过鱼类结构调控来促进浮游动物尤其是大型枝角类大量增殖以抑制藻类生长,并得到有利响应,提高水体透明度,促进沉水植物恢复与发展.去除食浮游动物和底层鱼类、放养凶猛肉食性鱼类是其主要的技术手段,目的是增加浮游动物数量,同时可以降低沉积物再悬浮与营养释放.五里湖于生态重建前养殖有大量鱼,本示范工程建设过程中发现,清除鱼类是初期建立沉水植物群落的关键,并且要长期坚持不懈,因为亚热带湖泊鱼类繁殖速度较快,特别是一些小体型野杂鱼不仅增殖速度快,而且主要以浮游动物为食,扰动沉积物再悬浮,对沉水植物初期生长有较大破坏性.因此,适当放养一定数量凶猛的肉食性鱼类可以抑制鲤鲫鱼及小体形野杂鱼增殖.此外, Lazzaro 总结了北美和欧洲的生物调控后认为,长期生物调控的成功要依赖于水体中大型水生植物的建立与发展,且水体中磷水平应控制在  $0.100 \text{ mg/L}$  以下,有利于沉水植物发展与湖泊恢复<sup>[40]</sup>. Sagrario 等的研究也指出,削减氮负荷也是湖泊生态恢复的关键,水体的 TN 含量小于  $2 \text{ mg/L}$  时有利于重建湖泊中的沉水植被,并提醒人们在关注 TP 的同时也要注意降低水体 TN 含量,否则将可能延缓湖泊生态恢复进程<sup>[22]</sup>.从此生态重建的结果可以看出,试验围隔内水体的 TN、TP 已基本分别下降至  $2.50 \text{ mg/L}$ 、 $0.080 \text{ mg/L}$  以下,达到或低于“浅水湖泊稳态转换理论”指出的向“稳定清水态”转换的临界值;水体透明度也从  $0.39 \text{ m}$  提高至  $0.70 \text{ m}$ ,并有逐渐升高的趋势,水体得到显著改善,为沉水植物进一步发展提供了条件.但值得注意的是,尽管围隔内已有大量水生植物生长,覆盖面积也达到  $40\% - 55\%$  左右,水体营养盐已有大幅度削减,但夏季水体 Chl. *a* 含量仍然很高,并有蓝藻水华发生.造成这一现象的原因主要为夏季水温较高,超过  $30^\circ\text{C}$ ,水生植物,尤其是部分沉水植物生长减缓,或是停止生长,降低了对水体的净化能力.其次,许多植物进入衰老期,大量植物残体于水中腐烂分解也使许多营养物质重新回到水体中,造成二次污染,促进了藻类生长.此外,夏季较高的水温有利于蓝藻的迅速生长;同时,浮游动物在夏季数量锐减与不能有效捕食蓝藻,降低藻类增长的压力.因此,进入夏季高温前要注意对水生植物收割利用,并在蓝藻易堆积区放养鲢鳙鱼控制蓝藻生长.此外,结果也显示,五里湖水质也比生态重建前有大幅度改善.五里湖水质得到改善的主要原因除生态重建措施影响外,五里湖的综合治理措施也起到了一定作用,诸如对外源污染的截流与分流,周边鱼塘废除,大规模清除湖区鱼类并停止渔业生

产,重污染底泥疏浚等.但值得一提的是,沉积物疏浚要慎重,对于透明度低的水体,原本提高透明度就极为困难,疏浚加大了水体深度,不利于沉水植物恢复.丹麦湖泊恢复的经验是大规模的沉积物疏浚和水体下层增氧计划被限制<sup>[6]</sup>.

## 6 结论

(1) 示范工程区内所采取的多项技术措施显著改善了水质,水体的 TN、TP 已基本分别下降至 2.50 mg/L、0.080 mg/L 以下,达到或低于“浅水湖泊稳态转换理论”指出的向“稳定清水态”转换的临界值,初步实现水体从“浊水态”向“清水态”逐步转换.

(2) 经过近 2 年的努力,在五里湖建立了一个结构较完善,有多种水生植物生长,生物多样性高,并具有美好景观的水生态系统.

(3) 重建与恢复湖泊生态系统要从沿岸带着手,同时通过水质改善措施,逐步建立沉水植物群落.湖泊敞水区往往水深、透明度低,直接栽种沉水植物成活率,成本高,系统不稳定,容易毁于一旦.敞水区可以利用生物操纵技术措施来实现湖泊生态恢复.

## 7 参考文献

- [1] Committee on Restoration of Aquatic Ecosystem, Commission on Geosciences, Environment, and Resources. Restoration of Aquatic Ecosystems: Science, Technology, and Public Policy. Washington D C: National Academy Press, 1992.
- [2] Cook G D, Welch E B, Peterson S A, *et al.* Restoration, Management of Lakes & Reservoirs. 2<sup>nd</sup> ed. Florida: Lewis Publishers, 1993.
- [3] Phillips G, Bramwell A, Pitt J, *et al.* Practical application of 25 years' research into the management of shallow lakes. *Hydrobiologia*, 1999, **395/396**: 61 - 76.
- [4] Marsden S. Lake restoration by reducing external phosphorus loading: the influence of sediment phosphorus release. *Freshwater Biology*, 1989, **21**: 139 - 62.
- [5] Søndergaard M, Jensen J P, Jeppesen E. Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes. *Hydrobiologia*, 1999, **408/409**: 145 - 52.
- [6] Søndergaard M, Jeppesen E, Jensen J P *et al.* Lake restoration in Denmark. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 2000, **5**: 151 - 159.
- [7] Benndorf J. Conditions for effective biomanipulation; conclusions derived from whole-lake experiments in Europe. *Hydrobiologia*, 1990, **200/201**: 187 - 203.
- [8] Jeppesen E, Jensen J P, Kristensen P, *et al.* Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow eutrophic temperate lakes 2: threshold levels, long - term stability and conclusions. *Hydrobiologia*, 1990, **200/201**: 219 - 27.
- [9] Barko J W, James W F. Effects of submerged aquatic macrophytes on nutrient dynamics, sedimentation, and resuspension. In: Jeppesen E, Søndergaard M, Søndergaard M, Christoffersen K. Eds. The Structuring role of submerged macrophytes in lakes. New York: Springer, 1998: 197 - 214.
- [10] Burkholder J M, Wetzel R G, Klomparens K L. Direct comparison of phosphate uptake by adnate and loosely attached microalgae within an intact biofilm matrix. *Appl Environ Microbiol*, 1990, **56**: 2882 - 2890.
- [11] Hansson L A. Quantifying the impact of periphytic algae on nutrient availability for phytoplankton. *Freshwater Biology*, 1990, **24**: 265 - 273.
- [12] Vadeboncoeur Y, Steinman A D. Periphyton function in lake ecosystems. *The Sci World*, 2002, **2**: 1449 - 1468.
- [13] Schriver P, Bøgestrand J, Jeppesen E, Søndergaard M. Impact of submerged macrophytes on fish phytoplankton zooplankton interactions: large-scale enclosure experiments in a shallow eutrophic lake. *Freshwater*

- Biology*, 1995, **33**: 255 – 270.
- [14] Vermaat J E, Santamaria L, Roos P J. Water flow across and sediment trapping in submerged macrophyte beds of contrasting growth form. *Arch Hydrobiol*, 2000, **148**: 549 – 562.
- [15] Wigand C, Stevenson J C, Cornwell J C. Effects of different submersed macrophytes on sediment biogeochemistry. *Aquatic Botany*, 1997, **56**: 233 – 244.
- [16] Scheffer M, van den Berg M, Breukelaar A, *et al.* Vegetated areas with clear water in turbid shallow lakes. *Aquatic Botany*, 1994, **49**: 193 – 196.
- [17] Jeppesen E, Sondergaard M, Sondergaard M, Christoffersen K, Eds. The structuring role of submerged macrophytes in lakes. New York: Springer, 1998: 423.
- [18] Scheffer M, Hosper H, Meijer M L, *et al.* Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends Ecol Evol*, 1993, **8**: 275 – 279.
- [19] Scheffer M, Carpenter S R, Foley J A, *et al.* Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 2001, 413: 591 – 596.
- [20] Hosper S H, Meijer M L. Biomanipulation, will it work for your lake. A simple test for the assessment of chances for clear water, following drastic fish-stock reduction in shallow eutrophic lakes. *Ecological Engineering*, 1993, **2**: 63 – 72.
- [21] Moss B. A guide to the restoration of nutrient-enriched shallow lakes. Environment Agency, Broads Authority. ISBN 0948119292, 1996.
- [22] Sagrario M A G, Jeppesen E, Goma J, *et al.* Does high nitrogen loading prevent clear-water conditions in shallow lakes at moderately high phosphorus concentrations? *Freshwater Biology*, 2005, **50**: 27 – 41.
- [23] 秦伯强,胡维平,陈伟民等. 太湖水环境演化过程与机理. 北京:科学出版社,2004.
- [24] 郭培章,宋 群. 中外水体富营养化治理案例研究. 北京:中国计划出版社,2003.
- [25] 许木启,黄玉瑶. 受损水域生态恢复与重建研究. *生态学报*,1998,**18**(5):547 – 558.
- [26] 邱东茹,吴振斌. 富营养浅水湖泊退化与生态修复. *长江流域资源与环境*,1996,**5**(4):355 – 361.
- [27] 俞建军. 引水对西湖水水质改善作用的回顾. *水资源保护*,1998,**2**:50 – 55.
- [28] 濮培民,王国祥,胡春华等. 底泥疏浚能控制湖泊富营养化吗. *湖泊科学*, 2000, **12**(3): 269 – 279.
- [29] Hosper S H. Stable states, buffers and switches: an ecosystem approach to the restoration and management of shallow lakes in Netherlands. *Wat Sci tech*, 1998, **37**(3): 151 – 164.
- [30] 朱树屏,杨光圻. 太湖北部湖水中几种理化性质周年变化. *海洋与湖沼*,1959,**2**(3):146 – 162.
- [31] 伍献文. 五里湖 1951 年湖泊学调查. *水生生物学集刊*,1962,**1**(1):63 – 113.
- [32] 李文朝,杨清心,周万平. 五里湖营养状况及治理对策探讨. *湖泊科学*, 1994,**6**(2): 136 – 143.
- [33] 顾 岗,陆根法. 太湖五里湖水环境综合整治的设想. *湖泊科学*,2004, **16**(1): 56 – 60.
- [34] 罗清吉,石浚哲. 五里湖淤泥现状及生态清淤. *环境监测管理与技术*,2003,**15**(1): 27 – 29.
- [35] 金相灿,屠清瑛. 湖泊富营养化调查规范(第二版). 北京:中国环境科学出版社, 1990.
- [36] 彭映辉,简永兴,倪乐意. 长湖水生植物多样性及其变化. *云南植物研究*, 2003, **25**(2):173 – 180.
- [37] Jeppesen E, Sondergaard M, Jesen J P, *et al.* Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology*, 2005, **50**: 1747 – 1771.
- [38] Havens K E, Sharfstein B, Brady M A, *et al.* Recovery of submerged plants from high water stress in a large subtropical lake in Florida, USA. *Aquatic Botany*, 2004, **78**:67 – 82.
- [39] 中国科学院南京地理研究所. 太湖综合调查初步研究. 北京:科学出版社,1965: 51 – 57.
- [40] Lazzaro X. Do the trophic cascade hypothesis and classical biomanipulation approaches apply to tropical lakes and reservoirs? *Verh Internat Verein Limnol*, 1997,**26**: 719 – 730.