

太湖五里湖水生植物群落演替及其驱动因素

李英杰^{1,2}, 年跃刚², 胡社荣¹, 胡小贞²

(1 中国矿业大学资源与安全工程学院, 北京 100083; 2 中国环境科学研究院, 北京 100012)

摘要 根据 2003 ~ 2005 年的调查和前人研究资料, 分析了五里湖水生植物群落的演替过程和驱动因素。得出以下结论: ①五里湖水生植物群落的演替过程可划分为 3 个阶段: 20 世纪 70 年代以前是漫长的群落演替阶段, 50 年代以前, 大型水生植物生长茂盛, 盖度高、生活型丰富; 20 世纪 70 年代至 2002 年, 是水生植物群落的退化消失阶段, 浮游植物剧增, 大型水生植物迅速消失, 小河道和湖边池塘等浅水环境成为水生植物的最后避难所。2002 年至目前, 水生植物群落恢复阶段, 示范工程区内水生植物生长茂盛, 工程区外岸边浅水区水生植物有了自然恢复的迹象。②随着围垦活动、水质、底质和鱼类的变化, 水生植物群落发生了相应的变化, 水生植物是在与其它生态因子的相互耦合作用过程中逐渐退化消失的, 是在人类干扰下多种因素综合作用的结果, 多种正反馈过程加速了这一过程。

关键词 水生植物 驱动因素 围垦 水质 底质 鱼类

中图分类号 X524 **文献标识码** : A **文章编号** : 1004-6933(2008)03-0012-05

Succession of macrophyte communities and its driving factors in Wuli Lake of Taihu Lake

LI Ying-jie^{1,2}, NIAN Yue-gang², HU She-rong¹, HU Xiao-zhen²

(1. College of Resources and Safety Engineering, China University of Mining and Technology, Beijing 100083, China; 2. Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing 100012, China)

Abstract Based on investigation data from 2003-2005 and past studies, the dynamic changes of macrophyte communities in Wuli Lake and their driving factors are analyzed. The following conclusions can be drawn: (1) The succession of macrophyte communities can be divided into three stages: a long evolvement stage before 1970s, a rapid degradation stage from the 1970s to 2002, and a restoration stage after 2002. Before the 1950s, there were abundant macrophytes with high coverage and various life forms in the lake. During the second stage, macrophytes disappeared rapidly and, thereafter, creeks and ponds around the lake became refuges of remnant macrophyte. Now there appear abundant macrophytes in the demonstration-project areas and sparse macrophytes near the banks outside of the demonstration-project areas. (2) Macrophyte communities change with the variations in water quality, sediment, fish and reclamation activities. The disappearance of macrophytes results from many factors which are associated with human activities and coupled with each other, forming a lot of positive feedbacks.

Key words macrophyte; driving factor; reclamation; water quality; sediment; fish

在相同的营养范围内, 浅水湖泊既可能处于沉水植物丰富的清水状态, 也可能处于浮游植物占主导的浊水状态。在与沉水植物和浮游植物分别相关的生态及理化机制的作用下, 两种状态均是稳定的^[1-2]。沉水植物具有多种维持湖泊清水状态的机制, 如为浮游动物提供庇护、减少沉积物再悬浮、与浮游植物竞争营养及释放克藻物质等^[2]。然而, 近一个世纪以来, 世界上许多浅水湖泊水生植物的物种组成和群落类型发生了巨大变化, 甚至大面积消失。水生植物群落演替是一个复杂的过程, 往往受到多种因素

的影响,存在着复杂的反馈机制的转变^[3]。

1 研究区概况

五里湖(N31°31′07.0″, E120°15′01.7″) 又称蠡湖,总面积约 8.6 km²,平均水深约 2 m。位于无锡市郊(图 1),是太湖伸入无锡陆地的一片水域,中间被宝界桥分为东、西五里湖两部分;西南一侧为山地,将其与梅梁湾分隔开来;西通过节制闸与梅梁湾连通;北面的骂蠡港河和东面的曹王泾河与京杭大运河连接,南有长广溪和贡湖连通;沿湖有 20 多条河流与周边城镇和农村相连接,形成一个既相对独立又相互联系的水系。

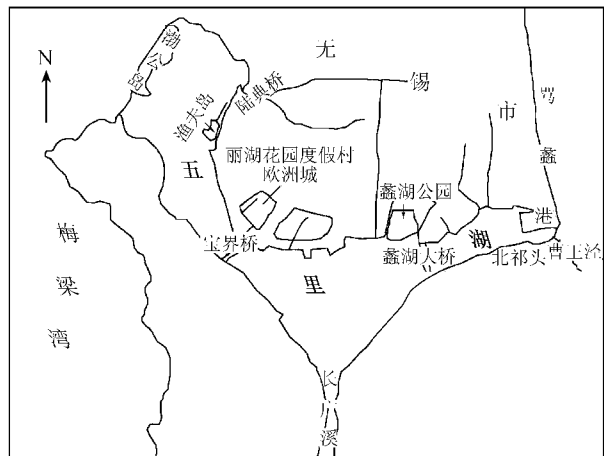


图 1 五里湖地理位置

2 水生植物群落现状

2003 ~ 2005 年笔者对五里湖及其湖滨区水生植物的分布情况进行了细致调查,结果如下,具体分布地点参考图 1。

2003 ~ 2005 年,湖面已基本无自然生长的大型水生植物,湖内沉水植物几乎绝迹,成片的水花生(*Alternanthera Philoxeroides* (Mart.) Griseb)和水葫芦(*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms)仅残存于个别湖岸边及河口区。湖周围挺水植物稀少,成片的芦苇(*Arundo phragmites* L.)仅分布在渤公岛东侧岸边、渔夫岛南侧岸边、亚洲城遗址、骂蠡港入湖河口、北祁头村附近湖岸边和长广溪河口东侧湖滨洼地,其中长广溪河口东侧湖滨洼地分布面积最大,约 1 ~ 2 hm²;芦苇群落内伴生湿生杂草(蓼科植物及莎草科植物)、香蒲(*Typha angustifolia* L.)和茭草(*Zizania caduciflora*.)等。随着“863”项目“太湖水污染控制与水体修复”的开展,五里湖水质、生态状况有了明显改善。示范工程区内调查结果与文献[4]一致,2005 年示范工程区内已初步建立起一个结构较完善,有多种水生植物生长,具有较好景观功能的水生生态系统,芦苇、莲(*Nelumbo nucifera* Gaertn.)、黑藻

(*Hydrilla verticillata*)、荇菜(*Nymphaoides peltata*)和狐尾藻(*Myriophyllum Verticillatum* L.)等水生植物均得到一定程度的恢复,植被盖度约 40%。2005 年,工程区外湖滨浅水区水生植物也有了自然恢复的迹象,在东五里湖北岸浅水区发现多个金鱼藻(*Ceratophyllum oryzetorum* Kom.)稀疏生长的岸段;宝界桥西南侧有零星的金鱼藻及少量苦草生长,宝界桥西北侧的小湖湾里有苦草(*Vallisneria spiralis* L.)、金鱼藻、荇菜、马来眼子菜(*Potamogeton malaianus*)和黑藻多种水生植物的生长,盖度约 15%。

2003 ~ 2005 年的调查发现,湖周围的池塘、沟渠和小河里一直分布着丰富的水生植物。鼋头渚公园内东门附近数百米弯弯曲曲的湖滨池塘内分布着丰富的水生植物,盖度近 100%,种类有莲、芦苇、水鳖、水花生和金鱼藻等。丽湖花园度假村南小池塘(3 m × 8 m)内,有密集的菹草(*Potamogeton Crispus* L.)生长,盖度约 100%。宝界桥东北侧游泳场附近与湖相通的池塘里(150 m × 15 m)有大片的金鱼藻、黑藻及少量的水花生、水鳖(*Hydrocharis dubia*)、菹草,总盖度约 20%。春季,充山村河道内有茂盛的菹草生长。宝界村的河道上游生长有菹草、莲、荇菜和少量的水花生、微齿眼子菜(*Potamogeton maackianus* A. Benn.)和金鱼藻。蠡湖大桥东侧美湖村别墅区旁小河沟内分布有菹草与金鱼藻单优群落,河口附近盖度达 40%。蠡湖公园西侧河流河口段有金鱼藻、黑藻、水花生、水鳖和茭草等生长,总盖度约 10%。宝界桥西侧河道原欧洲城内菹草大量分布,几乎覆盖整个河底;入湖前河道内黑藻、金鱼藻、马来眼子菜和菹草稀疏生长,大片的荇菜和水鳖等浮叶植物漂浮在水面上。其它河道如美湖村东涟波桥与涟漪桥河口、望湖桥断头浜、陆典桥河口等也均有多种水生植物生长。其中有些河沟与生态恢复工程区直接连通,估计其水生植物种源来自工程区。

3 五里湖水生植物群落演替

20 世纪 50 年代以前,由于文献资料缺乏,五里湖水生植物的状况难以得知,因此仅分析近 60 年来水生植物群落的演替过程。1951 年^[5-7],五里湖基本保持着自然的湖泊形态,沿岸有较大面积的浅滩,生长着茂密的芦苇、水鳖、苦草、菹草、狐尾藻等大型水生植物;湖面几乎全为沉水植物覆盖,优势种类为苦草、菹草和狐尾藻;浮游植物以硅藻为主,其次为隐藻、蓝藻和绿藻等,年平均数量 26.7 万个/L。文献[3,8]显示,苦草、菹草和狐尾藻这 3 种水草均具有耐不良生态环境的策略,如大部分植株集中于水表层、为适应弱光环境幼苗期增大叶绿素含量、防鱼类取食的化学防御机制、低光补偿点和再生能力强等。

对大部分湖泊而言,显著的人类干扰开始于 20 世纪初^[9],据驱动因素分析,五里湖显著的人类干扰开始于 20 世纪 60 年代。因此,可推断 50 年代已是五里湖水生植物自然演替的中后期,50 年代以前五里湖长期处于水生植物丰富多样的清水状态。

1960 年,五里湖仍保持着大型水生植物占优势的清水特征^[6]。20 世纪 70 年代,五里湖部分沿岸带水生植物萎缩,一些水域天然水生植被消失^[10]。1980~1981 年,五里湖已基本无大面积天然水生植被,沉水植被消失,沿岸残存芦苇、茭草等挺水植物^[7]。进入 20 世纪 90 年代,沉水植物几近灭绝^[10]。据 1990~1991 年调查^[6,11],五里湖的大型水生植物几乎绝迹,在个别河口和小湖湾,人工放养的凤眼莲生长良好,密度达 20 kg/m² 浮游藻类平均数量达 4 174 万个/L,是 1951 年的 156 倍,蓝藻和绿藻分别占藻类总数的 53.9% 和 19.6%。1996 年,天然水生植被基本灭绝,浮游植物以颤藻、平裂藻为优势种^[10]。2002 年 7 月,沉水植物几乎绝迹,湖心有浮水植物凤眼莲、水花生、浮萍、紫萍和水鳖,优势种为凤眼莲和水花生 在入湖河口的缓流水域,水花生和凤眼莲形成单优群落,水面覆盖率达 90% 以上 在河岸浅滩上分布有残存的挺水植物芦苇、茭草^[10]。

五里湖水生植物群落的演替过程可划分为 3 个阶段,20 世纪 70 年代以前,漫长的水生植物群落演替阶段,50 年代前,大型水生植物生长茂盛,生活型丰富,植被覆盖度高。20 世纪 70 年代至 2002 年,水生植物的退化消失阶段,浮游植物大量生长,大型水生植物迅速消失,小河道和湖边池塘等浅水、静水水域成为水生植物的最后避难所。2002 年至今,水生植物恢复阶段,示范工程区内初步建立起一个水生植物生长茂盛的生态系统,工程区外湖滨浅水区水生植物也有了自然恢复的迹象。这一演替过程与美国的 Apopka 湖^[12-13]等世界上许多浅水湖泊相似。

20 世纪 60 年代,滇池植被面积占湖面 90% 以上,70 年代减少至 20%,且植物普遍向浅水区退缩^[14] 2006 年 4 月初步调查表明,许多岸段为陡岸深水环境,水生植物几乎完全消失,但湖滨的一些河沟、池塘内仍生长着丰富的水生植物。因此,五里湖水生植物群落的退化消失过程可能存在 3 个阶段,第一阶段深水区沉水植物和岸边芦苇植物群落的消失,第二阶段浅水区水生植物的消失,第三阶段湖边池塘、小河沟成为水生植物的最后避难场所。

4 驱动因素

4.1 湖岸浅滩的围垦开发

1951 年,五里湖仍基本保持着原有的自然湖泊形态,除蠡园附近有少量人工岸段外,其它均为天然

湖岸,沿岸有较大面积的浅滩^[6]。1951 年以来,湖滨滩地被大面积围垦,20 世纪末湖面约 50% 的沿岸带被围垦,一些岸段滩地围垦宽度超过 100 m^[15]。2003 年,90% 以上的岸段为直立或倾斜石驳岸,岸边垃圾成堆,堤外水深迅速增加至 1.6 m。人工岸堤与湖浪作用,形成强烈的掏蚀,在湖边经常可见风浪引起的混浊带。滩地围垦开发和建设人工岸堤不但使五里湖丧失了适合大型水生植物生长的浅水滩地,也使五里湖与太湖之间的通道变小 湖北部的梁溪河和骂蠡港成为湖水的主要补给源,市区污水大量入湖^[6]。随着岸边挺水植物的消失,湖滨区截留营养物质和泥沙的能力降低,不利于沉水植物的生长 沉水植物的消失,其消浪、促淤、防底质再悬浮能力降低,不利于挺水植物的生长,形成正反馈。

4.2 水质

20 世纪 50 年代,全湖水质处于中营养水平,至 60 年代初期,五里湖仍保持着良好的水质^[6]。1949~1951 年,COD_{Mn} 质量浓度为 1.42 mg/L、PO₄³⁻-P 质量浓度为 24.2 μg/L、NH₄⁺-N 质量浓度为 0.079 mg/L、NO₃⁻-N 质量浓度为 0.21 mg/L^[6]。1987~2005 年五里湖水质的状况见图 2,图中 2003 年以前资料参考文献^[16-17]。受降雨、污染治理等多种因素影响,水质呈波动起伏,但 2003 年之前整体上水质污染呈上升趋势。大量生活、工业污水入湖又无人蓄湖泥,五里湖水质营养过剩,夏季藻类暴发,水草死亡^[16]。2004 年 8 月至 2005 年 8 月,五里湖湖滨区 8 次采样分析显示(表 1),水质有了很大程度的改善,为水生植物的恢复创造了有利条件。

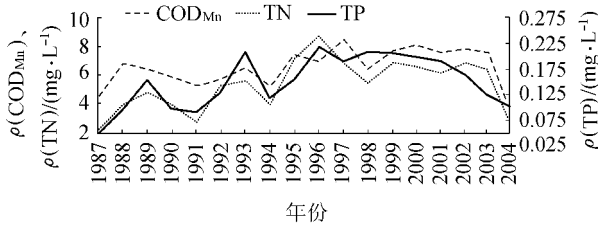


图 2 五里湖水质的变化

表 1 五里湖湖滨区水质 mg/L

采样点	ρ(TN)	ρ(TP)	ρ(NO ₃ ⁻ -N)	ρ(NH ₄ ⁺ -N)	ρ(COD _{Mn})
湖东	4.02	0.12	1.37	0.94	4.34
湖西	1.90	0.06	0.77	0.23	4.06

五里湖透明度的逐年变化见表 2(2002 年以前资料参考文献^[6-7,10,18])。20 世纪 50 年代,全湖清澈见底。1949~1951 年,除降雨、大风、打捞水草等引起的短期或局部浑浊外,湖水一般清可见底。1960 年时仍保持着大型水生植物占优势的清水型特征^[6]。然而,80 年代至今,透明度长期维持在 50 cm 左右。

表 2 五里湖透明度的变化

年份	1949 ~ 1951	1980 ~ 1981	1990 ~ 1991	1992	1993	1994	1996	1998	1999	2000	2001	2003 ~ 2005
透明度/cm	157	45	47	34	41	48	39	46	50	51	55	40 ~ 55

而且,湖泊水位不断升高。据统计,无锡南门站 1988 ~ 2001 年的多年平均水位为 3.21 m,高于 1923 ~ 2001 年的 3.07 m,太湖西山站 1991 ~ 1997 年比 1954 ~ 1994 年多年平均水位高 9 cm,年最低平均水位高 27 cm^[10]。沉水植物和浊度之间的相互作用被认为是解释浅水湖泊生态系统对营养负荷和恢复努力响应的主要驱动机制;沉水植被倾向于提高透明度,使水变清,接着它们生长得更好,这是一个正反馈。蓝藻通常在低光条件下占优势,且具有很强的促浊特性^[19]。五里湖透明度的年际变化表明,1980 年时其透明度已不适于水生植物生长,透明度的降低和水位的升高促进了水生植物的消失。

4.3 鱼类放养

1951 年,五里湖鱼类资源十分丰富,共有 18 科 63 种之多,以凶猛性鱼类占优势,并有较多的底栖性鱼类,随着 60 年代后期草食性鱼类的放养,大型水生植物迅速消失^[6]。1991 年,全湖放养鲢、鳙鱼,年生产量 600 ~ 750 kg/hm²,伴生少量的野生鲤、鲫鱼,原有的凶猛性鱼类基本绝迹^[6]。1997 ~ 2001 年,五里湖渔业产量逐年增加^[10]。2002 年,水体中养殖大量鳙鱼、白鲢、草鱼和鲤鱼^[20]。浮游动物的变化情况为:1951 年年平均密度 5 660 个/L,其中大型枝角类和桡足类 148 个/L;1991 年时年平均密度 902 个/L,大型浮游动物极为少见,种类也由 1951 年的 128 属递减到 1996 年的 22 属^[6,10]。

50 多年来五里湖的鱼类发生了很大的变化,顶级消费者(凶猛性鱼类)消失,草食性鱼类和浮游生物食性鱼类大量生长。底栖鲤鱼(*Cyprinus carpio*)的引入是世界上许多浅水湖泊生物多样性降低、水质浑浊的主要原因之一^[21]。许多研究表明,浮游生物食性鱼类对浮游动物的大量滤食易造成浮游动物群落的崩溃,从而减弱了对浮游植物的牧食作用。武汉东湖随着富营养化的不断加剧和鱼类(特别是草食性鱼类)放养量的不断增加,透明度降低,许多种类水生植物消失^[3,22]。国外许多浅水湖泊通过大规模去除(去除率大于 75%)食浮游生物鱼类提高水体透明度,明显促进了水生植物的恢复^[23]。Scheffer 等^[19]认为一些物理过程和微生物作用能促进沉积物固化,沉水植物消失后,鱼类群落以牧食底栖小动物(如寡毛类)的种类占主导,这些鱼类在取食过程中搅动底质,引起浊度,促进营养物质释放,且在沉积物表面留下小坑,降低了对水流剪切力的抵抗性,

不利于沉积物的固化。然而,我国一些学者研究发现^[24-25],适量放养鲢鱼、鳙鱼能在一定程度上控制富营养化水体浮游植物的生物量,改善水体透明度。因此,可根据实际情况将适量放养鲢鱼和鳙鱼、或适量放养鲈鱼等凶猛性鱼类、或大规模去除食浮游生物鱼类作为富营养化水体管理的生物操纵手段,如对于水华严重暴发的水体可首先进行鲢、鳙鱼控藻,但最终目的是恢复凶猛性鱼类为顶级消费者的健康稳定的营养级结构。

4.4 底质

1951 年,五里湖表层底泥中含沙量较高,有机质分解得比较完全,表层沉积物有机质含量与 2 m 深处沉积物几乎无差异^[6]。至 20 世纪 90 年代中期,五里湖表层底质干密度仅为 0.285 kg/m³,呈半流体状态^[11],稳定性减小,遇风浪或船只搅动时易发生再悬浮,不利于水生植物定植、生长,这一情况与美国的 Apopka 湖类似^[12]。20 世纪 90 年代,李文朝等^[15]研究认为,大多数沉水植物在五里湖不能度过夏季,常因底层缺光、缺氧而发生烂根。2005 年 8 月台风过后,笔者在梅梁湾岸边航空疗养院处看到水体浑浊,许多苦草被连根拔起。五里湖淤积也十分严重,20 世纪 90 年代,五里湖底部几乎全为淤泥覆盖,平均泥厚约 1.3 m,湖心深水区松软淤积层厚度达 2 m^[6,26],表层底泥中氮、磷、有机质平均质量分数分别为 0.181%,0.071%和 2.51%^[11]。2002 年的采样分析表明,表层沉积物中总磷质量比为 2.80 mg/g,易于释放的铁、铝结合态磷是无机磷的主要组成部分(75% ~ 85%)^[27]。有些湖泊磷释放能持续几十年,20 cm 深处底质中的磷也能释放出来^[28]。2003 年,“太湖水污染控制与水体修复”项目对五里湖底泥进行了环保疏浚,改善了底质状况^[29-30]。

5 小 结

水生植物作为生态系统的重要组成部分,与湖内湖外许多生态过程密切相关,它是在与其它生态因子的相互耦合作用过程中逐渐退化消失的(图 3),针对五里湖恶劣的水环境条件,采取环保疏浚、人工浮床、基底改造、生物操纵、降低水位和控制外源等多种工程技术措施恢复水生植被,获得了较好的工程效果。由于研究资料的缺乏,难以定量分析或区分各因素对五里湖水生植物群落演替的贡献,但不可否认,五里湖水生植物的消失是在人类干扰

下多种因素综合作用的结果,多种正反馈过程加速了这一过程。Scheffer 等^[31]曾告诫不要忽略那些慢慢破坏系统恢复力(稳定缓冲机制)的因素,如营养浓度的升高,不要把生态系统的转变仅归因于飓风之类的随机事件。

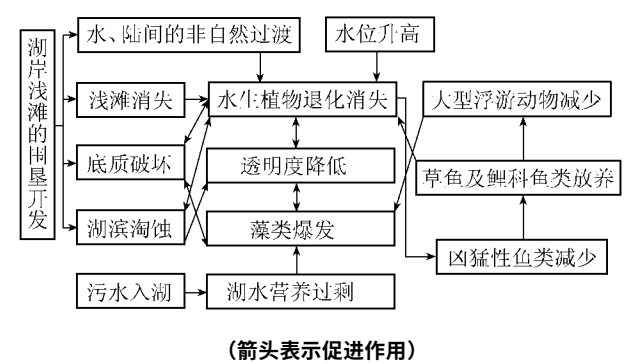


图3 五里湖水生植物群落退化消失的驱动因素

参考文献:

[1] MEERHOFF M, MAZZEO N, MOSS B, et al. The structuring role of free-floating versus submerged plants in a subtropical shallow lake[J]. *Aquatic Ecology*, 2003, 37 : 377-391.

[2] JEPPESEN E, JENSEN J P, SØNDERGAARD M, et al. Trophic dynamics in turbid and clearwater lakes with special emphasis on the role of zooplankton for water clarity [J]. *Hydrobiologia*, 1999, 408/409 : 217-231.

[3] 严国安, 马剑敏, 邱东茹, 等. 武汉东湖水生植物群落演替的研究[J]. *植物生态学报*, 1997, 21(4) : 319-327.

[4] 陈开宁, 包先明, 史龙新, 等. 太湖五里湖生态重建示范工程 大型围隔试验[J]. *湖泊科学*, 2006, 18(2) : 139-149.

[5] 中国科学院南京地理与湖泊研究所. 太湖综合调查初步报告[M]. 北京: 科学出版社, 1965 : 1-84.

[6] 李文朝. 五里湖富营养化过程中水生生物及生态环境的演变[J]. *湖泊科学*, 1996, 8(增刊) : 37-45.

[7] 颜昌宙, 许秋瑾, 赵景柱, 等. 五里湖生态重建影响因素及其对策探讨[J]. *环境科学研究*, 2004, 17(3) : 44-47.

[8] 邱东茹, 吴振斌. 武汉东湖水生植物生态学研究Ⅲ: 沉水植被重建的可行性研究[J]. *长江流域资源与环境*, 1998, 7(1) : 42-48.

[9] BATTARBEE R W. Observations on the recent history of Lough Neagh and its drainage basin[J]. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 1978, 281 : 303-345.

[10] 水利部上海勘测设计研究院. 五里湖综合整治工程可行性研究报告[R]. 上海: 水利部上海勘测设计研究院, 2002.

[11] 李文朝, 杨清心, 周万平. 五里湖营养状况及治理对策探讨[J]. *湖泊科学*, 1994, 6(2) : 136-143.

[12] BACHMANN R W, HOYER M V, CANFIELD D E. The restoration of Lake Apopka in relation to alternative stable states[J]. *Hydrobiologia*, 1999, 394 : 219-232.

[13] LOWE E F, BATTOE L E, COVENEY M F, et al. The restoration of Lake Apopka in relation to alternative stable states : an alternative view to that of Bachmann et al. (1999) [J]. *Hydrobiologia*, 2001, 448 : 11-18.

[14] 滇池污染与水生生物研究课题协作组. 滇池污染与水生生物[M]. 昆明: 云南人民出版社, 1983 : 1-136.

[15] 李文朝. 浅型富营养湖泊的生态恢复 : 五里湖水生植被重建试验[J]. *湖泊科学*, 1998, 8(增刊) : 1-10.

[16] 朱喜. 从五里湖谈太湖水污染防治[J]. *中国水利*, 2004, 512 : 19-21.

[17] 顾岗, 陆根法. 太湖五里湖水环境综合整治的设想[J]. *湖泊科学*, 2004, 16(1) : 56-60.

[18] 张运林, 秦伯强, 陈伟民, 等. 太湖水体透明度的分析、变化及相关分析[J]. *海洋湖沼通报*, 2003(2) : 30-36.

[19] SCHEFFER M, VAN NES E H. Mechanisms for marine regime shifts : can we use lakes as microcosms for oceans ? [J]. *Progress in Oceanography*, 2004, 60 : 303-319.

[20] 陈开宁, 邹晶, 陈晓峰, 等. 五里湖富营养水体生态重建试验[J]. *现代城市研究*, 2005(5) : 47-52.

[21] ZAMBRANO L, SCHEFFER M, MARTINEZ-RAMOS M. Catastrophic response of lakes to benthivorous fish introduction [J]. *OIKOS*, 2001, 94 : 344-350.

[22] 严国安, 任南, 马剑敏, 等. 武汉东湖水生植被及其恢复途径探讨[J]. *植物资源与环境*, 1995, 4(3) : 21-27.

[23] MEIJER M L, BOOIS I, SCHEFFER M, et al. Biomanipulation in shallow lakes in The Netherlands : an evaluation of 18 case studies[J]. *Hydrobiologia*, 1999, 408/409 : 13-30.

[24] 王海珍, 刘永定, 肖邦定, 等. 围隔中鲢和鳊草控藻效果及其生态学意义[J]. *水生生物学报*, 2004, 28(2) : 141-146.

[25] 刘健康, 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) : 312-318.

[26] 范成新, 刘元波, 陈荷生. 太湖底泥蓄积量估算及分布特征探讨[J]. *上海环境科学*, 2000, 19(2) : 72-75.

[27] 李军, 刘丛强, 王仕禄, 等. 太湖五里湖表层沉积物中不同形态磷的分布特征[J]. *矿物学报*, 2004, 24(4) : 405-410.

[28] 王栋, 孔繁翔, 刘爱菊, 等. 生态疏浚对太湖五里湖湖区生态环境的影响[J]. *湖泊科学*, 2005, 17(3) : 263-268.

[29] SØNDERGAARD M, JENSEN J P, JEPPESEN E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes [J]. *Hydrobiologia*, 2003, 506-509 : 135-145.

[30] 范成新, 张路, 王建军, 等. 湖泊底泥疏浚对内源释放影响的过程与机理[J]. *科学通报*, 2004, 49(15) : 1523-1528.

[31] SCHEFFER M, CARPENTER S R. Catastrophic regime shifts in ecosystems : linking theory to observation [J]. *Trends in Ecology and Evolution*, 2003, 18(12) : 648-656.

(收稿日期 2007-04-19 编辑 舒建)