

浅水湖泊生态系统恢复的理论与实践思考*

秦伯强, 高 光, 胡维平, 吴庆龙, 胡春华, 刘正文, 谷孝鸿, 朱广伟, 陈非洲

(中国科学院南京地理与湖泊研究所, 南京 210008)

摘 要: 随着我国湖泊生态环境越来越严峻, 湖泊生态恢复也逐渐被人们所重视. 实际上, 湖泊生态恢复应该是一项系统工程, 是通过一定程度地减缓或改善环境压力, 结合某种或多种水生生物的种养措施, 逐步使得生态系统向良性的或者是被改变前的状态发展. 目前, 湖泊生态恢复不是被单纯地理解为种草、养鱼等, 就是被解释为生物群落的人为搭配或镶嵌. 由于这种认识上的偏差, 导致湖泊治理中有关生态修复的实践长期以来鲜有成功的实例. 最后, 以太湖为例, 给出了湖泊局部水体生态修复达致净化水质的技术思路——通过改善环境来恢复水生植物, 通过水生植物恢复来引导生态系统向草型湖泊转变, 通过水生系统恢复达到改善水质的目的. 这种思路能否成功用于指导湖泊水生植物与生态系统恢复, 还有待于进一步实践的检验.

关键词: 富营养化; 湖泊生态系统; 生态修复; 净化水质

Reflections on the Theory and Practice of Shallow Lake Ecosystem Restoration

Qin Boqiang, GAO Guang, HU Weiping, WU Qinglong, HU Chunhua, LIU Zhengwen, GU Xiaohong, ZHU Guanwei & CHEN Feizhou

(*Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P. R. China*)

Abstract: Aquatic ecosystem restoration is a wide-used term at present, and it has gradually aroused the attention of the public and government due to serious environmental problem of lake in China. In fact, as a systematic work, ecosystem restoration makes the ecosystem towards the good state or pristine status. It comes true through the decreasing or amelioration of environmental press combining with single or multi introduced measures of plants and animals. At present, lake ecosystem restoration is usually considered as simple planting grass and cultivating fish etc. or explained as the man-made re-arrangement or incrustation of biocommunity. These bias in cognition result in less successful examples during the long time of the ecosystem restoration practices. Here we put forward an alternative technological way to purify the lake water in part area of Lake Taihu through ecosystem restoration, including three mutual-connected phases, viz, improving the lake condition→restoring aquatic macrophyte→ecosystem transforming from algae-typed to grass-typed lake→improving water quality. Whether this idea directing the restoration of aquatic macrophyte and lake ecosystem is successful will be tested by future practice.

Keywords: Eutrophication; lake ecosystem; ecological restoration; water purification

我国是一个多湖泊的国家, 全国湖泊共有 2759 个, 总面积达 91019 km², 占国土面积的 0.95%^[1]. 其中约三分之一为淡水湖泊, 主要分布在东部沿海与长江中下游地区, 占全国淡水湖泊总数的 60%, 且绝大多数为浅水湖泊^[1]. 由于这些湖泊地处东南沿海或长江中下游平原地区, 人口稠密、经济发达, 加上近年来欠适宜的人类活动方式, 极大地改变了自然湖泊生源要素的循环规律, 这些湖泊中多数已经富营养化或正在富营养化中^[2]. 湖泊生态系统结构和功能退化, 蓝藻水华频繁暴发, 水质性缺水日趋严重, 并造成巨大经济损失. 由于日趋严重的湖泊水环境恶化与富营养化问题正在严重制约着社会和经济的可持续发展, 引起了从中央到地方各级政府的高度重视. 在过去的十几年中, 围绕湖泊富营养化治理, 各级政府投入了大量的人力与物力, 但迄今为止, 收效并不理想. 事实上, 无论是营养盐控制或蓝藻水华防治, 以及底泥疏浚等措施, 都未能取得预期效果, 这在很大程度上与基础理论研究的不足有关.

* 国家“十五”科技专项“太湖水污染控制与水体修复技术及工程示范”(2002AA601011)资助. 2004-08-12 收稿; 2004-10-09 收修稿稿. 秦伯强, 男, 1964 年生, 博士, 研究员; E-mail: qinbq@niglas.ac.cn.

富营养化湖泊的治理,通常采取三步曲的战略,即控制污染源(外源与内源)、恢复生态和控制水华及实施流域管理.其中恢复水生高等植物往往是生态恢复与水华控制的主要内容.事实证明,在有沉水植物存在的水域,底泥营养盐的释放可以得到有效控制,水质得到改善^[3],因为水生植物可以遏制沉积物的动力悬浮,同时可以吸收水体与沉积物中的营养盐,降低营养盐负荷,遏制水华的发生.在太湖地区,北太湖的梅梁湾与东部的东太湖的营养盐浓度都比较高,但是前者表现为蓝藻水华大量发生,水体浑浊,而后者清澈见底,表现为高等水生植物茂盛.这至少启示了通过恢复水生植物,可以有效达到改善水质,控制富营养化发展的目的.于是,恢复水生植物,净化水质成为湖泊生态修复的核心内容^[4,5].实际上,现阶段人类对于湖泊生态系统的知识仍然是贫乏的.把水生植物恢复等同于生态恢复,也是非常不确切的.本文试图通过理清水生植物恢复、生态修复等观念,阐明现阶段湖泊生态修复研究和环境治理实践的方向.并以太湖为例予以说明.

1 湖泊生态恢复的概念辨析

受损或退化生态系统的恢复与重建是20世纪80年代后才发展起来的现代应用生态学的一个重要的分支学科,是一门将环境技术和生态技术相结合的综合性学科^[6].作为近年来生态学领域的研究热点之一,恢复生态学主要是应用生态学中生态系统演替的理论,研究生态系统退化的原因、机制及其生态学过程,探寻在自然或人类活动压力下,退化生态系统的恢复重建的技术方法.其目的在于恢复和构建退化生态系统原有的生态功能及合理的生态结构.恢复生态学的理论核心是:假设导致生态系统退化的压力只是暂时的,部分丧失的生境和减少的种群是可以恢复的^[7].

与生态恢复相联系的常见的术语有“恢复”、“重建”、“改建”、“改造”、“再植”等,这些术语常常没有明确的定义而使用混乱.事实上,生态恢复中的“恢复”(Restoration)通常是指在群落和生态系统层次上,对生态系统的结构原貌或其原有生态功能的再现;“重建”(Reconstruction)则指在已经不可能或不需要再现生态系统原始结构的情况下,重新构建的一个不完全等同于过去的甚至是全新的生态系统.作为一个包含重建、改建(Rehabilitation)、改造(Reclamation)、再植(Revegetation)等诸多含义的一个概括性的术语,“恢复”(即通常所谓的生态恢复),目前通常用于泛指对已经退化的自然生态系统所进行的修复和重建,使其重新恢复系统的生物学潜力及功能^[8,9]①.

生物修复(Bioremediation)则是一种目前常用的环境治理、生态修复的技术手段,广义的生物修复通常是指利用各种生物(包括植物、动物和微生物)的特性,吸收、降解、转化环境中的污染物,使受污染的环境得到改善的治理技术.一般分为植物修复、动物修复和微生物修复三种类型.狭义的生物修复,通常是指在自然的和人工控制的条件下,利用特定的微生物降解、清除环境中的污染物的技术^[8].

水生生态系统修复(Aquatic Ecosystem Restoration, AER)是指通过一系列的保护措施将已经退化的水生生态系统恢复或修复到使其能够长久保持稳定的水平.即补救已经退化的水生生态系统,减轻其影响,使水生生态系统具有更高的生态忍受性^[10].美国国家研究委员会(NRC)1992年在其出版的报告《水生生态系统修复》中将其定义为:“将生态系统恢复到最接近其未扰动时的状态”.同时指出:“所谓修复是指重建扰动前水体的功能以及相关的物理、化学和生物学特性”^[11].

水生生态系统修复的最终目的是通过模仿一个自然的、可以自我调节的并与所在区域完全整合的系统,从而最大限度地减缓水生生态系统的退化,使系统恢复或修复到可以接受的、能长期自我维持的、稳定的状态水平,通常不可能也没有必要使已经退化的水生生态系统退回到原始的状态.事实上,水生生态系统的修复是一个整体的过程,并不能通过单一要素的孤立操作来完成,需要在一个同等的水平上考虑所有主要的生态要素.虽然水生生态系统的恢复有时可以在自然条件下进行,但一般还是通过人工干预的方式来实现的,通常包括以下的主要过程:重建干扰前的物理环境条件、调节水和土壤环境的化学条件、减轻生态系统的环境压力(减少营养盐或污染物的负荷)、原位(*in situ*)处理(采取生物修复(bioremediation)或生物调控(biomanipulation)的措施,包括重新引进已经消失的土著动物、植物区系)、尽可能地保护水生生态系

① 赵晓英、孙成权. 恢复生态学及其发展, 中国科学院资源环境科学信息中心研究报告, 1998

统中尚未退化的组成部分等。需要强调的是,如果这种恢复仅仅只是重建一个结构形式而没有相应的功能,或其功能仅是由人工配置的、与自然形成的有一点类似,并不具有能够长期自我维持系统稳定的能力,并不等同于真正意义上的生态恢复^①。

事实上,真正意义上的水生生态系统修复是一项长期的系统工程,要达到修复的最终目标可能需要比想像更长的时间。它不仅取决于所修复水体中水的滞留时间,而且与所采用的修复方式密切相关^[12,13]。例如:在许多浅水湖泊中,在水动力的作用下,蓄集在沉积物中的磷以及不合适食物网结构等,都会延迟其它恢复措施所产生的效果^[14]。因此,根据所修复水体的生态退化状况及自然条件,选择适宜的恢复措施,是至关重要的。自从20世纪60年代 Odum 等^[15]率先提出了用生态工程的技术来恢复退化的生态系统以来,生态工程理论及生态技术中所蕴涵的“形成、恢复一个能够长期自我维持的,对人类社会及自然均有益的系统”的理念^[16],得到国际社会的认同和重视,并在许多地方的生态修复实践中得到广泛的应用^[17-20]。

与上述概念相对照,就不难发现我们现在在许多湖泊中开展的生态恢复的工作,实际上就是种植水生植物的工作,本质上是生物修复(bioremediation)的工作,即通过种植水生植物来过滤、收集污染物质。这与生态恢复所倡导的在种群、群落或系统的层次上,通过对丧失的物种进行修补,使其生态系统结构恢复到受损害前的状态,从而达到恢复其生态系统功能的目的,相差甚远。哪怕是通过人工的种植的方法,譬如群落镶嵌,构建了一个与自然状态相似的生态系统,但是,由于不是在与环境的互动中成长起来的自然生态系统,其系统是缺乏长期的稳定性。所谓生态系统的结构决定其功能,人们习惯上只看到了草型湖泊清澈见底的现象,而把这种现象简单地与水草的存在联系起来,却没有看到维系水生植物存在的整个生态系统及其结构。正是由于这样的系统及其环境条件的存在,才维系了这样一个草型湖泊的特征。因此,如果仅仅是单单一的种植水生植物,其系统更是脆弱不堪的,更谈不上生态恢复。

2 湖泊生态恢复的关键技术分析

湖泊富营养化所表现出来的水色浑浊、蓝藻水华频发,实际上是生态系统功能退化的表现,表明水生生态系统结构发生了本质变化。例如,在贫营养水域,受营养盐水平和大型鱼类-小型鱼类-浮游动物-浮游植物的食物链影响和制约,生物量和整个生态系统生产力相对较低,相应的浮游植物自然维持在较低水平,尽管也有优势种等存在,但生物量相对较低。但是,在富营养化湖泊中,由于营养盐含量较高,湖泊初级生产力和浮游植物的生物量都很高,个别种群在环境条件有利的情况下,会出现爆发性的生长,如蓝藻水华。我国民间传统的水产养殖中通过加入农家肥等,使水体变肥,使水产养殖产量提高,事实上就是调控湖泊生态系统的过程。因此,要实施湖泊生态恢复,首先要充分了解湖泊的生态功能和系统结构,分析其功能退化或受损的原因,根据目标和功能来确定如何调整生态系统结构,从而有针对性地实施生态恢复或修复工作。

目前,绝大多数需要治理或实施生态恢复工程的湖泊,其生态功能定位无外乎供水、旅游和城市景观等几个方面,这样的定位决定了其营养盐水平不能太高。但是,这样的要求在我国现阶段往往达不到。首先,截断外源污染困难重重。目前,我国绝大多数天然水体的环境治理仍然停留在外源污染点源的控制上,而点源控制也主要限于工业点源污染控制或有机污染控制上,对于城市生活污水、农业分散的面源污染或生活污水基本上尚未采取真正有效措施,在这样的情况下,要真正实现外源污染截断,使得湖泊不向富营养化方向发展几乎不太可能;其次,位于长江中下游地区的湖泊及我国东部沿海地区绝大多数湖泊为浅水湖泊,这些湖泊的发育与长江及其他江河有着密不可分的关系,洪水的泛滥带来大量的营养物质在这些地势低洼、水流平缓的湖泊中沉积下来,因此,其营养本底一般都比较;研究揭示在长江中下游的湖泊中,有些湖泊在历史上或人类活动影响之前就曾经有富营养化的现象^[21]。由于沉积物中营养盐含量较高,在风浪的扰动下,一次次地悬浮并把沉积物中的营养盐释放出来^[22],形成内源污染。正是由于这些原因,使得我国东部地区许多湖泊容易发生富营养化。因此,现阶段要使这些湖泊保持清澈的水质,只有从生态系统调控上想办法。较高的营养水平,同样可以促使高等水生植物有较高的生产力和生物量,从而达到控制蓝藻水华,控制沉积物悬浮带来的内源营养盐释放,使得水体清澈透明。因此,通过改变水体生态系统结构,从由浮游植物

① Southeast Watershed Forum. A Guide Book: For Local River Restoration, 2003, 6(1).

为优势的系统结构转化到以高等水生植物为优势的系统结构,使得在营养水平依然较高的情况下,发挥保持水体水质清澈这样的生态功能。

因此,如果对某富营养化水体实施生态恢复,达到水质净化之目的,无论其水域历史上是否有高等水生植物存在,引种水生植物并使其成为优势物种是生态恢复的关键。那么影响水生植物恢复(或修复)的主要影响因素有哪些?在这方面虽然已经有一些研究,但是仍然不多。主要有光照、风浪、沉积物特性、营养盐及其形态、鱼的牧食等^[23]。

首先,在天然水体中影响水生植物生长的首要因素是光照条件。光在水中的传输可以近似表示成指数衰减: $I_z = I_0 e^{-Ez}$, 其中 I_z 与 I_0 分别为水面下 z 深度处和水面处的光强。垂直方向的衰减系数 E 表明光在水体中衰减快慢,它由三个要素决定,即水体中悬浮物浓度、水中的黄质(即溶解性有机质,常用溶解性有机碳来表示)及水本身的物理特性。但是,实际上,我们常常不是测水下的光强度,而是测定透明度(S_d)。如果水体中没有颗粒悬浮物,则透明度与衰减系数 E 有很好的关系;但是当有颗粒物质存在时,由于颗粒物质的散射作用较强,因此,衰减系数 E 与透明度的关系就会很差,这在浅水湖泊中会更甚。

一般认为,当水下某深度处的光照强度为水面处的 1% 时,此处的水生植物,无论高等水生植物或浮游

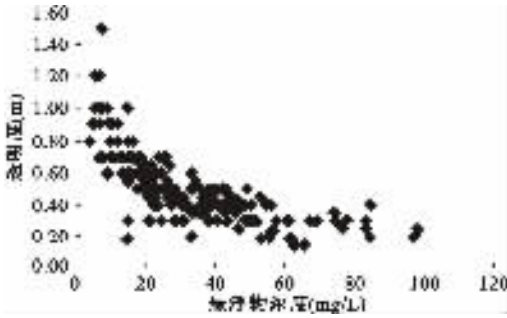


图1 梅梁湾悬浮物浓度与透明度的关系

Fig. 1 Relation between suspension seston concentration and transparency in Meiliang Bay

植物,均难以维持正的净光合作用。而此水层厚度被称为透光层厚度(Euphotic Depth, Z_{eu})。 Z_{eu} 与衰减系数存在如下关系^[23]: $Z_{eu} = C/E$, 其中 C 为常数,一般取值为 4.6^[23]。对于太湖这样的浅水湖泊而言, E 的取值范围可以达到 2-5 不等^[24], 相应地 Z_{eu} 的取值范围可以从 2-0.8 m。在小风浪条件下, E 介于 2-3 之间。由于太湖平均水深约为 2 m, 因此,在许多水域,就光照条件而言,都有可能恢复水生植物。但是,实际上由于浅水湖泊中悬浮物浓度较高,因此透明度很低,加上风浪的影响,恢复水生植物仍然很困难。太湖湖泊生态系统研究站的调查结果也显示,影响水体透明度的主要因素是悬浮物浓度(图 1)。

解决水下光照不足问题的有效办法就是通过降低湖水水位,即降低水深来为水生植物生长创造有利的光照条件^[25]。研究表明,高洪水位将对水生植物造成损伤。固城湖在 20 世纪 90 年代连续 2 年的高水位导致水生植物大范围的死亡,同时也使得湖泊水质下降^[26]。美国佛罗里达州的 Okeechobee 湖 28 年的观测资料显示,沉水植物生物量与高水位呈负相关^[27]。1999 年,在 Okeechobee 湖开展的水生植被恢复试验证实,不仅强烈风暴对水生植物有破坏作用,连续稳定的高水位将延缓水生植被的恢复^[27]。

风浪也是影响水生植物恢复与生长的主要因素,但是迄今为止,有关这方面的研究仍然很少,而且大多为定性描述^[23,28]。风浪对水生植物的影响有正反二方面的效应。一方面,强烈的风浪将会使水生植物根茎折断,严重的甚至会连根拔起。美国佛罗里达州的 Apopka 湖在 1947 年之前,曾经是一个沉水植物茂盛的浅水湖泊,一次强烈的风暴过程,破坏了湖泊原有的水生植物群落,使得湖泊逐步转向高浊度、蓝藻水华频繁发生的藻型湖泊^[29]。仔细观测一下太湖和洪泽湖等湖泊的水生植物分布^[30,31], 不难发现,水生植物分布一般在沿岸地区、湖湾等水域,而且水深一般都在 2 m 以内。在开阔的敞水区,很难有水生植物存在。在太湖开阔水域,只有在渔民下网的网边上偶然可以发现零星沉水植物;或者是在周边环境发生本质变化的情况下,才会有水生植物生长起来^[32]。所有这些都说明,风浪对于水生植物的生长是非常不利的。但是,对于小的风浪却有助于水生植物的生长。其原因之一是可以帮助去掉附着在植物叶片和根茎上的附着生物(Periphyton),因为这些附着生物会影响叶片的光合作用;原因之二是适度的风浪可以增强植物叶片与水体之间的碳交换而强化光合作用^[23]。

沉积物的理化性状对于水生植物恢复也有很大的影响。位于荷兰的 Breukeleveen 湖,湖底有很厚的松软的底泥,由于水较浅,很易发生悬浮,湖水的透明度也很低(0.4 m),但是,在建起围栏后,波浪的影响得以

消除,沉积物不再发生悬浮,底泥逐步压实,湖水透明度得到提高,水生植物生长良好^[23]。因此,太硬或太软的沉积物都不利于水生植物生长。

营养盐对水生植物也有影响。事实上,较高的营养盐浓度,特别是 NH_4^+ 的浓度,对水生植物有损伤。富营养化水体很大程度上也是不利于水生植物生长的^[35,36]。营养盐对水生植物的损伤的机制目前尚不清楚,但是,由于铵态氮常常与还原环境及较高的腐质酸相联系,因此,很可能是酸性环境对水生植物造成直接的影响^[35]。

最后,食草性鱼的存在也会影响水生植物的恢复。特别是在水生植物发芽的时候,草鱼的牧食将严重影响水生植物的生长。有研究表明,武汉东湖在最近的几十年间,已经逐步从草型湖泊转变成成为藻型湖泊,水草的大范围消亡与渔业养殖有很大的关系^[37,38]。

上述仅根据目前的一些研究报道,分析给出了影响水生植物生长的主要影响要素。可能还有其他的影响要素尚未为我们所认识。但是,湖泊生态系统的恢复不是简单的水生植被的恢复,特别是目前生态系统中水生植物、水生动物、微生物等动植物的生态位、相互作用的关系,及整个生态系统与环境要素(光、热、波浪、潮流、悬浮物、沉积物、理化环境、营养盐等)的关系尚不清楚时,人为地去搭建一个相似的生态系统,并非明智之举。一个退化生态系统或受损生态系统的触发机制、退化过程中的机理目前并不清楚。但是,采用相似的做法是比较明智的,寻找一个以水生植物为优势的生态系统,研究其系统内动植物的生态位、相互关系、优势种和生物量分布等,把这样的生态系统作为水生植物恢复以后,水体生态系统演化发展的最终状态。以此为基础,可以预测水生植物恢复后生态系统的演化与发展。

还有一个目前尚不清楚的问题,就是水生植物恢复后,需要经过多长时间的自我修复和完善,才能成为一个生物多样性较高、系统与新的环境相协调、健康而且稳定的生态系统,能够抵御外界一定程度上的环境变化导致的生态压力。这个问题之所以重要,原因是目前在我国所实施的绝大多数生态恢复实践中,都是通过一定的工程技术措施,使得需要恢复的湖泊水体的环境条件发生有利于水生植物生长的变化,但是,这些工程技术措施需要在系统恢复后能够撤除或部分撤除。

由于缺乏理论上的指导以及一些认识上的误导,虽然早在20世纪90年代初就开始通过改善环境来恢复水生植物的试验工作,但是一直没有太大的突破。例如在无锡太湖马山^[5]、无锡的五里湖^[39,40]、南京玄武湖、南京莫愁湖、贵州红枫湖^[41]等水域都实施了生态工程来改善水质。上述这些工作,基本上都采取了改善环境来恢复水生植物,包括采用软围隔来挡藻,降低悬浮物浓度,提高透明度的措施。在水生植物恢复方面,提出水生植物的群落镶嵌技术等^[41]。这些工作在工程实施时期,随着水生植物的生长和发展,水质都得到了显著的改善。但是,随着工程的结束,特别是改善基础环境的软围隔的撤除,刚刚建立起来的以高等水生植物为优势的生态系统立刻崩溃(Collapse)。这说明健康稳定的生态系统尚未真正建立起来之前是不宜立刻撤除保护该系统的相关设施,为了维持这样的健康生态系统,有的设施可能需要相当长的时间。

3 太湖局部水域水质净化的生态工程试验

通过上述分析,不难看出,现阶段对于生态恢复的实施只能停留在水生植物恢复上,关键是分析需要恢复水域的环境条件是否有利于水生植物恢复,并尽可能地创造有利于水生植物恢复的环境。虽然也可以仿照以水生植物为优势的生态系统中地动植物配置而引种相应的水生动植物,但能否有效并取得成功却是个未知数。

国家“十五”科技专项“太湖水污染控制与水体修复技术及工程示范”中的“太湖梅梁湾水源地水质改善技术”课题,要求在太湖梅梁湾牵龙口水厂(也称小湾里水厂)取水口附近实施生态恢复工程、改善水质(图2)。梅梁湾地处无锡近郊,是无锡市主要的水源地。据中

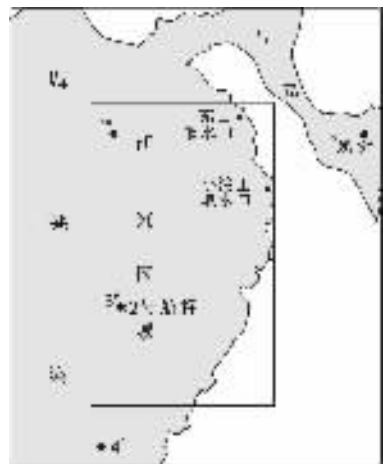


图2 示范工程区位置图(#为太湖湖泊生态系统研究站的常年观测点)
Fig. 2 Site of demonstration project (# as annual routine observation spot at Taihu Lake Ecosystem Research Station)

中国科学院太湖湖泊生态系统研究站(以下简称太湖站)1997-2001的统计资料,最大风速可达17.2 m/s,月平均风速在4.0-5.2 m/s. 夏季时常出现的台风,对于示范区有非常大的影响. 根据吹程、水深、地形等参数,通过对研究区域不同风速风向条件下的波高进行模拟,结果表明偏南风作用下波浪影响最大. 在10-15 m/s的风速条件下,有效波高和1/10频率波高达0.7-1.0 m,具有相当大的破坏力.

表1 不同风速风向条件下研究区域的模拟波高

Tab. 1 Simulated wave height in different research areas under various wind speed and orientation

风速 (m/s)	有效波高(m)						1/10 大波波高(m)					
	SE	S	SW	W	NW	N	SE	S	SW	W	NW	N
5	0.20	0.48	0.28	0.28	0.28	0.28	0.25	0.61	0.35	0.35	0.35	0.35
10	0.42	0.67	0.67	0.67	0.67	0.67	0.54	0.86	0.86	0.86	0.86	0.86
15	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	0.85	1.08	1.08	1.08	1.08	1.08	1.08
20	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.27	1.27	1.27	1.27	1.27	1.27

表2 梅梁湾及湖心水质参数五年均值(1997-2001年)

Tab. 2 Average value of some parameters on water quality (1997-2001) in Meiliang Bay and centre of Lake Taihu

指标	湖心 (1-12月)		梅梁湾 (6-9月)	
	湖心 (1-12月)	梅梁湾 (6-9月)	湖心 (6-9月)	梅梁湾 (6-9月)
水深(m)	2.76	2.30	2.94	2.48
水温(°C)	17.1	17.7	26.7	27.2
透明度(m)	0.42	0.51	0.71	0.48
悬浮质(mg/L)	64.2	31.2	31.9	31.8
pH	8.30	8.33	8.47	8.60
电导率(μS/cm)	313.9	408.0	339.3	385.7
COD _{Mn} (mg/L)	4.064	5.790	3.544	6.290
溶解氧(mg/L)	9.318	8.468	7.494	7.541
氨氮(mg/L)	0.091	1.280	0.046	0.576
亚硝态氮(mg/L)	0.018	0.064	0.015	0.084
硝态氮(mg/L)	0.643	0.893	0.664	0.649
总氮(mg/L)	1.769	3.678	1.473	2.590
磷酸根(mg/L)	0.005	0.020	0.004	0.021
总磷(mg/L)	0.076	0.150	0.052	0.145
碱度(mmol/L)	1.314	1.910	1.214	1.659
叶绿素a(μg/L)	8.805	29.427	9.249	49.946

水质调查数据表明梅梁湾水质较差,多数水质指标介于VI类与V类之间(表2),与所要求的III类水目标有较大的差距. 特别是每年夏季发生频次很高、覆盖面积很大的蓝藻水华. 每年4月末至5月中旬,随着水温的增加,微囊藻异常迅速地增殖,形成微囊藻水华,破坏了水体的景观,伴随着微囊藻的死亡,水体散发出阵阵恶臭,严重影响自来水管的正常制水,导致水厂减产甚至停产. 这也是项目实施中需要重点解决的问题.

2002年8月下旬对研究区及其附件水域沉积物厚度(网格间距250m)进行勘测发现示范区约2/3以上的区域是质地坚硬的基地(岩石或黄土),没有淤泥分布;只有少量的淤泥在示范区北部的充山水厂取水口附近. 沉积物的这种分布,对恢复水生植物十分不利. 相应地,水生植物分布也很少. 只有在靠近港口的各个小湾的岸边分布有少量挺水植物芦苇,宽度在5-15m左右(极个别处达60-70m),很难见到沉水植物(狐尾藻、微齿眼子菜、苦草等),种群生物量也很小.

在这样的条件下,其难度是可想而知的. 要恢复水生植物,首先需要改变这个区域的环境以适合水生植物的恢复. 由于该水域历史上没有水生植物生长,原因与风浪、湖底的冲刷与侵蚀有关. 为此,消除风浪是非常必要的. 消除风浪一方面可以减少风浪对水生植物的物理损伤,另一方面,可以减少水体中的悬浮物,增加透明度. 根据太湖站对梅梁湾1999-2001年风速与悬浮物的关系观测结果(图3),风速从小风(2 m/s)到大风(5-6 m/s),悬浮物浓度从20 mg/L立即增加到40 mg/L. 相应地,透明度将从60 cm降为40 cm(图1). 因此消除风浪,至少可以提高透明度20-40 cm,从而满足水生植物的生长要求.

其次,为了避免蓝藻水华的堆积遮蔽水生植物生长所需的光照,项目设计了软围隔挡藻、以及鱼牧食、贝类滤食、机械除藻、絮凝除藻等措施来控制示范区内的蓝藻浓度. 通过围隔、消浪、综合控藻等工程,结合水生植物的恢复,可以有效促进示范区的沉积物淤积,进一步为水生植物的生长创造条件,从而引导水体生态系统向草型湖泊转变. 达到恢复生态,净化水质目的. 上述项目仍然在实施的过程中,但是,用这种新的理论指导能否成功有待于实践的检验.

4 结语

当前我国天然湖泊普遍发生的富营养化问题, 将伴随湖泊生态系统退化、水环境恶化而越来越突出。由于位于我国东部的浅水湖泊绝大多数是在洪泛平原上发展起来的, 营养本底比较高, 加上湖泊沉积物在风浪等动力扰动作用下不断地悬浮和释放, 湖泊富营养化治理难度较大。在目前短期内无法实行污染源截断的条件下, 如何通过生态系统的修复, 达到改善水质的目的无疑具有积极的意义, 特别是在城市供水水源地。但是, 就目前对于湖泊生态系统的认知水平, 远远满足不了实施生态修复的理论指导工作。因此, 所谓的生态系统中的群落镶嵌、系统结构的优化等都是很难实行。即使人工搭配建设成类似于自然的生态系统, 由于缺乏与外部环境的磨合, 系统比较脆弱, 在外部环境稍有变化情况下, 系统就有可能崩溃。由于湖泊富营养化可以表现为蓝藻水华频发的藻型湖泊, 也可以表现为水生植物茂盛的草型湖泊。前者湖水浑浊, 后者水质清澈。基于此, 恢复水生植物可以快速改善水质。但是, 影响水生植物生长的因素很多, 风浪、沉积物、光照和透明度、氧化还原环境、营养盐和鱼的牧食等都会对水生植物产生影响。因此在现阶段, 通过改善基础环境恢复水生植物是实现生态修复的有效途径。工作重点不是水生植物恢复, 而是改善基础环境。以这个思想为指导, 目前正在太湖梅梁湾开展的“梅梁湾水源地水质改善技术”项目, 强化了基础环境改善的重要性。调查发现, 该水域风浪较大, 在风速达 5 - 10m/s 情况下, 浪高可达 60 - 90cm。但是, 就其水深而言, 恢复水生植物是可能的。但由于悬浮物浓度较高, 因此, 可能会导致水生植物光照遏制的现象, 而导致悬浮物浓度较高的首要原因是风浪。同时, 由于蓝藻水华易于堆积, 沉积物分布较少, 水生植物几乎没有。在这样的环境下, 要恢复水生植物必须先改变其环境, 为此, 采取了消浪、控藻、提高透明度和促进淤积等措施。通过环境改善来恢复水生植物, 通过水生植物恢复, 引导生态系统向草型湖泊转变, 通过生态系统恢复来达到水质净化的目的。这种新的湖泊生态修复与水质净化试验的指导思想能否取得成功, 还有待进一步实践的检验。

5 参考文献

- [1] 王苏民, 窦鸿身主编. 中国湖泊志. 北京: 科学出版社, 1998.
- [2] 国家环境保护总局编. “三河”“三湖”水污染防治计划及规划. 北京: 中国环境科学出版社, 2000.
- [3] Drenner R W, Day D J, Basham S J, *et al.* Ecological water treatment system for removal of phosphorus and nitrogen from polluted water. *Biological Application*, 1997, **7**(2): 381 - 391.
- [4] 王国祥, 成小英, 濮培民. 湖泊藻型富营养化控制技术、理论及应用. *湖泊科学*, 2002, **14**(3): 273 - 282.
- [5] 濮培民, 胡维平, 逢勇等. 净化湖泊饮用水源的物理 - 生态工程实验研究. *湖泊科学*, 1997, **9**(2): 159 - 167.
- [6] Jordan W J, Gilpin M E, Aber J D, *et al.* Restoration ecology: A synthetic approach to ecological research. London: Cambridge University Press, 1987.
- [7] Young T P. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation*, 2000, **92**: 73 - 83.
- [8] 包维楷, 刘照光, 刘庆. 生态恢复重建研究与发展现状及存在的主要问题. *世界科技研究与发展*, 2001, **23**(1): 44 - 48.
- [9] 章家恩, 徐琪. 恢复生态学研究的一些基本问题探讨. *应用生态学报*, 1999, **10**(1): 109 - 113.
- [10] Allan R J. What is aquatic ecosystem restoration? *Water Quality Research Journal of Canada*, 1997, **32**(2): 229 - 234.
- [11] National Research Council. Restoration of Aquatic Ecosystems: Science, Technology and Public Policy. Washington: National Academy Press, 1992.
- [12] Klapper H. Technologies for lake restoration. *Journal of Limnology*, 2003, **62**(Suppl. 1): 73 - 90.
- [13] Hart R. Dynamic pollution control - time lags and optimal restoration of marine ecosystems. *Ecological Economics*, 2003, **47**: 79 - 93.
- [14] Sondergaard M, Jensen P J & Jeppesen E. Retention and internal loading of phosphorus in shallow, eutrophic lakes. *The Scientific World*, 2001, **1**: 427 - 442.

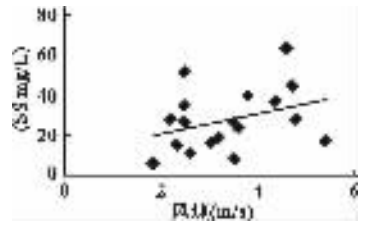


图3 梅梁湾表层悬浮物浓度(SS)与平均风速的关系

Fig. 3 Relation between concentration of suspension seston (SS) at water surface in Meiliang Bay and average wind speed

- [15] Odum H T, Silver W L, Beyers R J, *et al.* Experiments with engineering of marine ecosystems, Vol. 9. Publications of the Institute of Marine Science, University of Texas, 1963; 374 – 403.
- [16] Mitsch W J, Jørgensen S E. Ecological engineering: a field whose time has come. *Ecological Engineering*, 2003, **20**: 363 – 377.
- [17] Henry C P, Amoros C, Roset N. Restoration ecology of riverine wetlands: a 5-year post-operation survey on the Rhine River, France. *Ecological Engineering*, 2002, **18**: 543 – 554.
- [18] Day Jr. J W, Arancibia A Y, Mitsch W J, *et al.* Using ecotechnology to address water quality and wetland habitat loss problems in the Mississippi basin: a hierarchical approach. *Biotechnology Advances*, 2003, **22**: 135 – 159.
- [19] Gattie D K, Smith M C, Tollner E W, *et al.* The emergence of ecological engineering as a discipline. *Ecological Engineering*, 2003, **20**: 409 – 420.
- [20] Pastorok R A, Mac Donald A, Sampson J R, *et al.* An ecological decision framework for environmental restoration projects. *Ecological Engineering*, 1997, **9**: 89 – 107.
- [21] 羊向东, 王苏民, 沈吉. 近 0.3ka 来龙感湖流域人类活动的湖泊环境响应. 中国科学(D 辑), 2001, **31**(12): 1031 – 1038.
- [22] Qin B Q, Hu W P, Gao G, *et al.* Dynamics of sediment resuspension and the conceptual schema of nutrient release in the large shallow lake Taihu, China. *Chinese Sciences Bulletin*, 2004, **49**(1): 54 – 64.
- [23] Scheffer M. Ecology of Shallow Lake. R12A, Lelystad, The Netherlands, 1999.
- [24] 张运林, 秦伯强, 陈伟民等. 太湖水体光学衰减系数的分布及其变化特征. 水科学进展, 2003, **14**(4): 447 – 453.
- [25] Coops H, Hoesper S H. Water-level management as a tool for the restoration of shallow lakes in the Netherlands. *Lake and Reservoir Management*, 2002, **18**(4): 295 – 298.
- [26] 谷孝鸿, 范成新, 杨龙元等. 固城湖冬季生物资源现状及环境质量与资源利用评价. 湖泊科学, 2002, **14**(3): 283 – 288.
- [27] Havens K E, Jin K R, Rodusky A J, *et al.* Hurricane effects on a shallow lake ecosystem and its response to a controlled manipulation of water level. *The Scientific World*, 2001, **1**: 44 – 70.
- [28] Madsen J D, Chamber, P, James W F, *et al.* The interaction between water movement, sediment dynamics and submersed macrophytes. *Hydrobiologia*, 2001, **444**: 71 – 84.
- [29] Bachmann R W, Hoyer M V, Canfield D E Jr. Internal heterotrophy following the switch from macrophytes to algae in Lake Apopka, Florida. *Hydrobiologia*, 2000, **418**: 217 – 227.
- [30] 水利部太湖流域管理局、中国科学院南京地理与湖泊研究所. 太湖生态环境图集. 北京: 科学出版社. 1999.
- [31] 中国科学院南京地理研究所湖泊室. 江苏湖泊志. 南京: 江苏科技出版社, 1982.
- [32] 杨龙元, 陈宇炜, 高光等. 太湖滨岸区水生高等植物自然修复及生态功能研究. 湖泊科学, 2002, **14**(1): 60 – 66.
- [33] Cao T, Ni L Y, Xie P. Acute biochemical response of a submersed macrophyte, *Potamogeton crispus* L., to high ammonium in an aquarium experiment. *Journal of Freshwater Ecology*, 2004, **19**(2): 279 – 284.
- [34] Ni L Y. Effects of water column nutrient enrichment on the growth of *Potamogeton maackianus* A. Been. *Journal of Aquatic Plant Management*, 2001, **39**: 83 – 87.
- [35] Ni L Y. Stress of fertile sediment on the growth of submersed macrophytes in eutrophic waters. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 2001, **25**(4): 399 – 405.
- [36] Petr K, Arnulf M. Chronological relationship between eutrophication and reed decline in three lakes of southern Germany. *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica*, 1997, **32**(1): 15 – 23.
- [37] 陈洪达. 武汉东湖水生维管束植物群落的结构与动态. 海洋与湖沼, 1980, **11**(3): 275 – 284.
- [38] 邱东茹, 吴振斌, 刘保元等. 武汉东湖水生植物的恢复试验研究. 湖泊科学, 1997, **9**(2): 168 – 174.
- [39] 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. 湖泊科学, 1998, **8**(增刊): 1 – 10.
- [40] 胡维平. 湖泊生态恢复与水质的净化试验研究. 见: 秦伯强, 胡维平, 陈伟民等编. 太湖生态环境演化的过程与机理. 北京: 科学出版社, 2004.
- [41] 濮培民, 王国祥, 李正魁等. 健康水生态系统的退化及其修复——理论、技术及应用. 湖泊科学, 2001, **13**(3): 193 – 203.