

湖泊生态恢复的关键因子分析

秦伯强, 张运林, 高 光, 朱广伟, 龚志军, 董百丽

(中国科学院南京地理与湖泊研究所 湖泊与环境国家重点实验室, 南京 210008)

摘 要:中国是一个多湖泊的国家。由于经济快速发展及湖泊资源不合理的开发利用, 中国湖泊的污染问题和生态系统退化相当普遍。特别是由于氮、磷等营养元素的富集造成的水体富营养化, 导致蓝藻水华频繁发生, 甚至出现了饮用水危机事件。由于缺乏基础理论的指导, 中国湖泊富营养化治理曾经走过弯路。在没有实现控源截污的条件下, 片面强调生态恢复来净化湖泊水环境, 一度成为富营养化湖泊治理的主流思想。实际上, 湖泊生态恢复是有条件的, 而对这些条件的诊断和分析是开展湖泊生态恢复的前提和基础。通过对太湖水生植物分布及其影响因子分析, 确定沉水植物恢复的核心条件是水下光照条件。水下光照条件受富营养水平、悬浮物浓度与水深等因子的影响。只有当一个水域的真光层深度接近水深的情况(比值 >0.8), 恢复水生植物才有可能。改善水下光照条件, 包括降低水深, 提高透明度, 消除风浪等措施, 实际上, 都是增加真光层深度与水深的比值。在上述生态恢复条件不具备的情况下, 湖泊治理与恢复的工作更多地应该聚焦在控源截污方面。这对中国湖泊污染治理与生态恢复具有普遍的意义。

关 键 词:湖泊富营养化; 生态恢复; 水生植物; 透明度; 悬浮物; 真光层深度

doi: 10.11820/dlkxjz.2014.07.006

中图分类号: P9

文献标识码: A

1 引言

中国国土辽阔, 湖泊众多。全国大于 1 km^2 的湖泊 2693 个, 总面积 81415 km^2 (马荣华等, 2011)。在空间分布上, 中国地貌的三级地形阶梯特征加上东亚季风和西南季风气候, 决定了湖泊在空间分布的区域特征。气候条件通过降水量和蒸发量直接控制了湖泊进出水量的平衡状况, 表现为湖泊水体的收缩与扩张, 进而影响湖泊的性质。西部高原内流区湖泊因气候干旱, 水系不发达, 入湖河流多为短小的间歇河, 湖泊补给水量小, 地处盆地中心的湖泊常是盆地水系的尾闾, 又因湖面蒸发强烈, 故湖水矿化度普遍较高, 以咸水湖和盐湖为主, 例如青藏高原地区的湖泊。东部低洼平原地区, 由于降水丰沛, 水系发达, 河流源远流长, 流量较大, 湖泊水量补给丰富, 湖水矿化度低, 以吞吐型湖泊为主, 例如长江中下游地区的湖泊。

长江中下游平原、黄淮平原和东北平原等地区

的湖泊位于东亚季风盛行区, 降水丰沛, 河、湖关系密切, 多为淡水湖, 但受人类活动影响强烈, 许多湖泊处于不同程度的富营养化过程中(秦伯强, 2002)。许多城市周边的湖(库)由于富营养化已经丧失供水、旅游、水产等服务功能, 而中国也已经成为世界上湖泊富营养化最严重的国家之一(Liu et al, 2012)。1998 年国家环保总局在太湖实施了“零点行动”, 但是根据监测, 太湖中心水域(较少受周边污染物排放影响)的化学需氧量 COD、总氮含量 TN、总磷含量 TP 和叶绿素浓度 Chl 等富营养化指标均在上升(秦伯强等, 2007)。太湖持续富营养化导致了 2007 年在太湖之滨的无锡发生了水危机事件(Qin et al, 2010)。

对富营养化湖泊如何实施生态恢复是许多湖泊科技工作者及湖泊管理部门非常关心的问题。本文回顾了中国在以往湖泊治理中的经验教训, 结合太湖的例子, 在分析湖泊生态恢复原理的基础上, 确定湖泊生态恢复实现的关键因子, 为湖泊生态恢复和水环境改善提供实际可操作的方法。

收稿日期: 2013-07; 修订日期: 2013-07。

基金项目: 国家自然科学基金重点项目(41230744); 国家水专项课题(2012ZX07101-010)。

作者简介: 秦伯强(1963-), 男, 江苏苏州人, 研究员, 博士生导师, 主要从事湖泊生态修复研究, E-mail: qinbq@niglas.ac.cn。

2 湖泊污染治理的实践

湖泊富营养化是碳、氮、磷这些植物生长所需生命元素在湖泊中大量富集,导致湖泊生态系统出现异常的水质污染现象,包括蓝藻水华频繁爆发等。因此,治理富营养化湖泊,人们自然地想到利用水生植物吸收营养盐,降低水中的营养负荷,实现湖泊水环境修复的目标(Reddy et al, 1987; Gumbrecht, 1993)。利用水生植物来净化水质还基于这样一个事实,即在有水生植物(本文提到的水生植物除特别说明外,均指沉水植物)生长的水域,水质清澈,透明度高而同时营养浓度较低,蓝藻水华消失;而在蓝藻水华爆发的水域情况则相反。因此,水生植物可以吸收营养盐,降低营养盐负荷,遏制沉积物中营养盐的释放,遏制蓝藻水华爆发。因此,湖泊富营养化治理,恢复以高等水生植物为核心的生态修复一度被认为是一个非常重要的途径。中国早在20世纪90年代初就开始了通过水生植物恢复来改善水环境的试验工作,例如在无锡太湖马山(濮培民, 1993)、无锡的五里湖(濮培民等, 1997; 李文朝, 1998)、武汉东湖(邱东茹等, 1997)、南京莫愁湖(成小英等, 2006)、贵州红枫湖(濮培民等, 2001)、北京什刹海(屠清瑛等, 2004)、太湖梅梁湾(Qin, 2013)等水域都实施了生态工程来改善水质。这些规模较小的水生植物恢复试验,在项目实施期间,由于水生植物的成功恢复,使水质得到不同程度的改善。但是,项目完成后,包围试验区的围隔予以撤除,原来恢复的水生植物和清洁水体很快消失了,更谈不上扩展延伸到全湖尺度的生态恢复和水质改善。究其原因,全湖尺度与围隔尺度间的区别是,前者很难做到完全的控源截污,而后的围隔措施实际上已经实现了试验区的控源截污。这也是后者在围隔尺度内得以成功,而在开敞水域或者全湖尺度难以成功的关键原因。不幸的是,“九五”时期在滇池及“十五”时期在太湖的治理措施,都是以恢复水生植物、特别是沉水植物(由于沉水植物不怕风浪,在湖中心也能生存,所以被认为是湖泊恢复的关键)为核心的湖泊治理实践。实际上,当时这些湖泊距能够开展生态恢复的条件尚远。这些研究实验与治理实践,使大家逐渐认识到,利用生态的方法来治理富营养化湖泊是需要一定的条件的(秦伯强等, 2005)。基于此,在“十一五”及后来的“十二五”时期,在太湖富营养化治理中以

控源截污取代生态恢复作为主要措施。

实际上,上述湖泊治理的经验教训说明,对于生产实际问题的解决,常常需要基础理论作指导。而湖泊生态恢复的基础理论方面却非常薄弱,这与长期以来,强调湖泊资源的利用开发(如围网养殖)等功利性研究不无关系。国外的许多研究已经证实,水体富营养化最终会导致沉水植物的消亡(秦伯强, 2007),以蓝藻水华为主的浮游植物最终必然取代水生植物成为湖泊初级生产力的主要贡献者(秦伯强等, 2013)。因此,要改变蓝藻水华占主导的藻型生态系统,必须通过改变维持藻型生态系统的周围环境(或者是胁迫、扰动),才能实施生态恢复。

3 富营养化湖泊生态恢复的理论基础

恢复水生植物,必须与生态系统结构的改造及其外部环境的改善结合起来,否则水生植物很难恢复成功;即使恢复成功,其系统也是脆弱不堪的,难以抵御外部环境胁迫。对陆地生态系统而言,降水、温度和土壤三者基本决定了陆地生态系统的类型(图1)。当然,生态系统也会影响外部环境,不然生态恢复工作就没有实际意义。例如,一个区域沙漠化的根本原因是气候,但植物恢复起来后,反过来又会影响当地的气候环境,但这种影响相对较小,往往只能形成局地小气候,如绿洲小气候和农田小气候等。

富营养化湖泊的生态恢复,就是把蓝藻水华频发、水质浑浊的富营养化藻型湖泊生态系统通过一定的途径转化为水生植物茂盛、水质清澈的草型湖泊生态系统。实现这一目标的关键是改变决定该

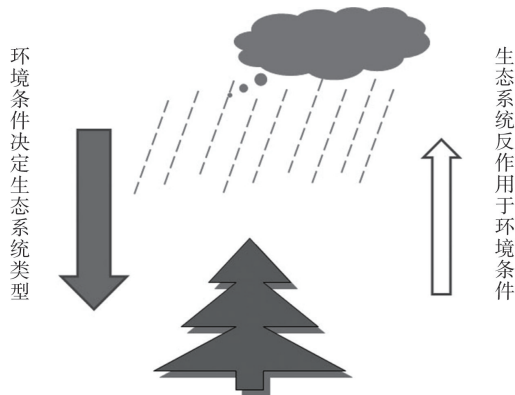


图1 外部环境条件对生态系统的影响示意图(以森林为例)

Fig.1 Illustration of ecosystem impacts of exogenous environmental conditions (taking forest as an example)

生态系统类型的外部条件,使得原来的藻型生态系统受到胁迫,只要其胁迫超过了生态系统承受的阈值,原来的生态系统就会崩溃(Carpenter, 2003),代之以新的、与环境条件相协调的草型生态系统。利用草型生态系统净化水质,就是利用水生植物或者是由水生植物组成的草型生态系统所具有的一定的抗御外部环境变化(或者是外部环境胁迫)能力来实现。其原理就是生态系统的反弹特性(Carpenter, 2003)。利用草型生态系统净化水质,前提条件是已经有一个草型湖泊生态系统存在,并且具有一定的水生植物覆盖度。

因此,修复一个富营养化的水体,使其生态系统实现从藻型到草型的转变,重要的是要找到导致生态系统发生转化的关键影响因子。理论上,草型和藻型都是湖泊生态系统在一定条件下的稳定状态,这就是所谓的湖泊多稳态理论(Scheffer, 2001)。草型湖泊生态系统之所以是一种稳定状态,是因为由于水生植物的生长,沉积物中的营养盐释放得到遏制,水柱的营养盐负荷降低,藻类生物量减少,透明度提高,这些反过来又会有利于水生植物的生长;而藻型湖泊之所以也是稳定状态,是由于蓝藻生物量增加,透明度下降,导致沉水植物消亡,使得沉积物中的营养盐不断释放进入上覆水中,促进藻类生长。由此可见,这两种状态都存在自我强化的正向反馈机制,以此成为一种稳定的状态。要实现生态恢复或生态系统的转化,就要打破这一稳定的状态。实现的方法就是通过外部环境发生,对湖泊生态系统产生胁迫,并且最终导致其崩溃而转向另外一个稳定状态。但是,湖泊生态系统具有一定的抗拒外部环境变化的自我恢复能力,只有当外部环境胁迫达到一定程度时才会导致系统破坏,就是要使得施加的外部胁迫超过生态系统转化所需要的阈值,生态系统才可以转化到与新的环境条件相适应的系统状态(图2)(Scheffer, 2001)。

在湖泊生态恢复过程中,当营养盐浓度下降到一定程度,藻型生态系统就会变得很不稳定,如果进一步增加外部胁迫,其生态系统就会发生变化而实现演替。在草型生态与藻型生态系统之间,有一个过渡的地带,此时,生态系统是不稳定的,有时是单一的水生植物覆盖整个湖底,但只要季节一过,这些植物就会消亡,藻类水华又会频繁发生。在这个过渡地带或者过渡时刻,实施人工干预,引入一些先锋植物,逐步扩大植物覆盖的面积与范围,就

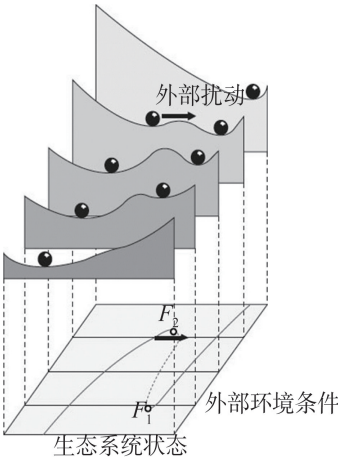


图2 环境条件变化过程中生态系统的响应模式

Fig.2 Multi-states and shift of ecosystem under external tresses

会加速草型生态系统的培育,并且最终形成稳定的草型生态系统取代原先的藻型生态系统。迄今为止,之所以很少有富营养化湖泊或水体的生态修复能够取得成功,也是由于很少有湖泊能够实现真正意义上的截污,特别是像太湖、巢湖、滇池这样的大型湖泊,由于流域内的外源排放量大且面广,更是如此。对于浅水富营养化湖泊而言,由于“水浅”,湖泊沉积物中积存了几百年来各种污染物质,沉积物中营养盐常常是上覆水中数十倍(秦伯强等, 2003)。而风浪的扰动和释放,使得其营养盐负荷在外源全部得到控制的条件下,仍然很难在短时间内迅速下降(朱广伟等, 2005)。因此,对于浅水富营养化湖泊,湖泊污染治理的第一步是控制外源污染和内源污染(即清除那些有机质含量丰富、还原环境强烈、营养盐释放较多的沉积物)。第二步是恢复水生植物和培育草型生态系统,有效遏制沉积物的悬浮和底泥释放。第三步是辅以流域管理,减少全流域污染源排放,就可以真正实现湖泊污染治理与生态恢复的长期效果。

4 富营养化湖泊生态恢复关键因子分析

虽然前面的分析中已经指出,控源截污和降低水体中的营养盐负荷是生态恢复的前提条件,但是,需要进一步分析影响水生植物生长的关键因子,以及富营养化又是如何通过这些关键因子影响水生植物生长并且进一步阻碍湖泊的生态恢复。

湖泊中水生植物受多种环境因子的影响,除了营养盐浓度,还有光照(或者透明度)、温度、底泥、水

深、风浪、鱼等因素。营养盐浓度不是直接作用于水生植物而阻碍其生长;相反,营养盐浓度升高可能会促使植物生长发育。在上述因子中,水下光照条件可能是一个关键因子。因为许多因子,包括营养盐浓度(营养盐浓度升高导致浮游植物生物量增加和附着生物增加,水下光照条件下降)、水深、风浪等都最终表现为水下光照条件的优劣。

光在水中的传输可以近似表示成指数衰减:

$$I_z = I_0 e^{-Kz} \quad (1)$$

式中: I_z 与 I_0 分别为水面下 z 深度处和水面处的光强; K 为垂直方向的衰减系数,表明光在水体中衰减快慢,它由3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,常用溶解性的有机碳DOC来表示)及水本身的物理特性。一般认为,当水下某深度处的光照强度为水面处的1%时,此深度即为植物可进行光合作用的最大水深,也被称为真光层深度或者透光层深度(Euphotic Depth, Z_{eu})。显然,满足水生植物的生长的充分必要条件就是真光层深度(或者水柱透光层深度)大于水深。

太湖湖泊生态系统研究站在太湖梅梁湾的多年调查结果显示,水体透明度与悬浮物浓度有着非常好的关系(图3)。说明在太湖,影响透明度的主要是水柱中的悬浮物浓度。进一步调查分析发现,在太湖中,悬浮物颗粒物对水下光照衰减的贡献可以达到70%~90%(Zhang et al, 2007)。基于多年监测的梅梁湾悬浮物浓度与风速的关系分析表明,两者的相关系数可以达到0.8以上(显著水平达 $p < 0.01$)。说明在太湖,影响悬浮物浓度的主要影响因素是风浪,而这是大型浅水湖泊水浅、面积大等基本地形特征决定的(Zhang et al, 2014)。

真光层深度(或透光层厚度) Z_{eu} 与衰减系数 K 有如下的关系式(Kirk, 2011):

$$Z_{eu} = C/K \quad (2)$$

由于真光层深度往往表示为表层深度的1%,因此 C 为常数,取值为4.605(Kirk, 2011)。根据多年的观察结果,在太湖,真光层深度与悬浮物浓度之间存在下列关系(Zhang et al, 2006):

$$Z_{eu}(PAR) = \frac{4.605}{0.0626TSS + 1.6068} \quad (3)$$

式中: TSS 为悬浮物浓度。由此,基于太湖多年平均数据,可获得太湖真光层的全湖分布(图4a)。从图中可以看出,太湖真光层深度最大值出现在东太湖地区、胥口湾及贡湖湾南岸地区,这些水域的真光层深度都超过了1.5 m。与水深对比可以看出,这

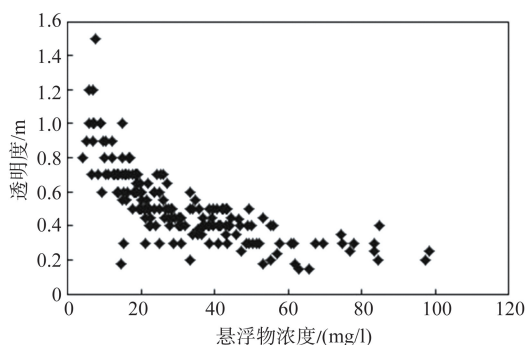


图3 梅梁湾悬浮物浓度与透明度的关系

Fig.3 Relationship between transparency of water and concentration of suspended solids in Meiliang Bay, Lake Taihu

些水域的真光层深度与水深的比值超过0.8(图4b)。考虑到植株高度,这个比值足以满足水生植物生长所需要水下光照条件,与之前在太湖真光层深度与沉水植物空间分布的调查得到的比值相类似(Zhang et al, 2007)。实际情况是,这些水域目前都是水生植物分布茂盛的草型生态系统(图4c)。

而基于太湖水深与沉水植物生物量分布的调查显示,太湖沉水植物生长的适宜水深不能超过1.6 m(图5),与上述利用真光层深度推导的结果一致。说明在太湖中,影响水生植物分布的关键因子是水下光照条件。

上述结果说明了在太湖地区,无论湖泊环境如何变化,其水生植物的空间分布格局一直没有发生大的变化,即使在东太湖、胥口湾等水域,草型生态系统一直稳定且持续存在。近几年覆盖面积的变化,只是在其整个草型生态系统边缘发生的一些变化(Zhao et al, 2013),并没有彻底颠覆整个空间分布格局。这同时证实了,在天然湖泊中,沉水植物的分布及其变化,最主要的控制因子是水下光照条件。

这个结论对于富营养化湖泊或者其他浅水湖泊的生态恢复具有非常重要的实际意义。改善水下光照条件,对于富营养化湖泊而言,就是降低营养盐负荷,提高透明度。这是因为富营养化会导致浮游植物大量繁殖生长,同时,附着在水生植物叶、根、茎上面的附着生物就会大量增加,植物的水下光合作用就会受影响(秦伯强等, 2006, 2013)。对于水很深的水域,降低水位以增加真光层深度与水深的比值;对于有风浪的水域,消除风浪和沉积物再悬浮,降低悬浮物浓度,也可以提高透明度;对于蓝藻水华频发的水域,通过絮凝等办法来改善水下光照条件,促进水体透明度提高,真光层深度与水深

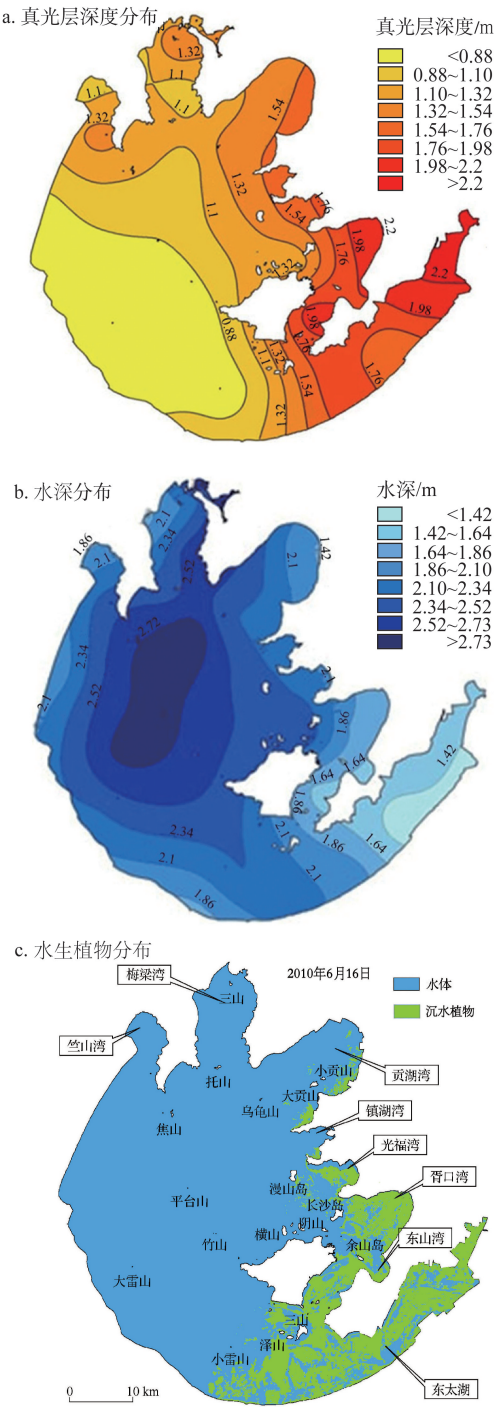


图4 太湖多年平均真光层深度、水深及水生植物分布
Fig.4 Spatial distribution of euphotic depth, water depth, and submersed macrophyte of Lake Taihu

比值增大。而清除杂食性以及一些对底泥再悬浮扰动的鱼类,目的也是降低沉积物再悬浮。因此,所有这些都是提高水体真光层深度,改善水下光照条件,改善外部环境,促进水体生态系统向有利于水生植物生长和恢复的方向发展,从而实现草型生

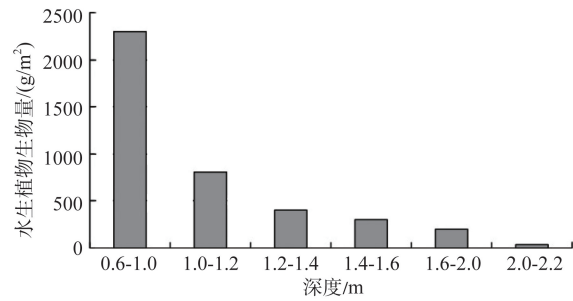


图5 太湖水深与沉水植物生物量分布关系
(数据来自:中国科学院南京地理研究所湖泊室, 1982)
Fig.5 Relationship between water depth and submersed macrophyte biomass in Lake Taihu (data from Lake Divison, Nanjing Institute of Geography, CAS, 1982)

态系统的培育与扩展,促使水质得到改善的措施。

5 结语

富营养化湖泊生态恢复的理论基础应该是湖泊生物学或者生态学。但是,由于以往过多地强调湖泊的资源属性,使得绝大部分研究工作集中在在资源的调查及其开发利用方面。当湖泊污染和富营养化问题出现时,仅仅基于一些主观经验,提出了恢复水生植物来治理富营养化湖泊的思想,本质上是湖泊生态环境基础研究薄弱的表现。实际上,经过“九五”规划时期滇池治理和“十五”规划时期太湖治理的摸索,大家都意识到,湖泊生态恢复和净化水质需要在对湖泊生态系统结构和功能了解的基础上,通过改善影响生态系统结构和功能的外部环境,才有可能实现。进一步通过太湖草型生态与藻型生态系统之间主要环境因子的分析,确定了影响湖泊生态系统转换的关键因子是水下光照条件,富营养化、风浪、高水位等外部因子对水生植物的影响也都是通过水下光照条件来实现的。这些认识对于中国湖泊富营养化治理及生态恢复具有非常重要的意义。随着“十一五”、“十二五”规划期间富营养化湖泊控源截污工作的开展,在湖泊污染负荷有效削减的条件下,为接下来的湖泊生态恢复创造了条件。特别是2007年无锡太湖饮用水危机事件之后,太湖的治理集中在流域内的控源截污,使得太湖部分水域(如梅梁湾)的某些水质指标(如总氮)出现了改善了迹象。在贡湖湾,最近几年也开始出现了水生植物恢复的迹象,这些都显示了太湖治理的战略方向是正确的。只要坚持流域上的

控源截污,在此基础上,当湖泊水质取得明显改善的前提下,再通过生态恢复,就可以进一步改善水质,直至最终实现湖泊生态系统的良性恢复和水环境的根本好转。

参考文献(References)

- 成小英,李世杰,濮培民. 2006. 城市富营养化湖泊生态恢复: 南京莫愁湖物理生态工程试验. 湖泊科学, 18(3): 218-224. [Cheng X Y, Li S J, Pu P M. 2006. Ecological restoration of urban eutrophic lakes: a case study on the physical and ecological engineering in Lake Mochou, Nanjing. *Journal of Lake Sciences*, 18(3): 218-224.]
- 李文朝. 1998. 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, 8(S1): 1-10. [Li W C. 1998. Ecological restoration of shallow, eutrophic lakes-experimental studies on the recovery of aquatic vegetation in Wuli Lake. *Journal of Lake Sciences*, 8(S1): 1-10.]
- 马荣华, 杨桂山, 段洪涛, 等. 2011. 中国湖泊的数量、面积与空间分布. 中国科学: 地球科学, 41(3): 394-401. [Ma R H, Yang G S, Duan H T, et al. 2011. China's lakes at present: number, area and spatial distribution. *Science China: Earth Sciences*, 41(3): 394-401.]
- 濮培民. 1993. 改善太湖马山水厂水源区水质的物理—生态工程实验研究. 湖泊科学, 5(2): 171-180. [Pu P M. 1993. An experimental study on the physio-ecological engineering for improving Taihu Lake water quality in water source area of Mashan Drinking Waterplant. *Journal of Lake Sciences*, 5(2): 171-180.]
- 濮培民, 胡维平, 逢勇, 等. 1997. 净化湖泊饮用水源的物理-生态工程实验研究. 湖泊科学, 9(2): 159-167. [Pu P M, Hu W P, Pang Y, et al. 1997. A physico-ecological engineering experiment for purifying raw water quality in a lake. *Journal of Lake Sciences*, 9(2): 159-167.]
- 濮培民, 王国祥, 李正魁, 等. 2001. 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, 13(3): 193-203. [Pu P M, Wang G X, Li Z K, et al. 2001. Degradation of healthy aqua-ecosystem and its remediation: theory, technology and application. *Journal of Lake Sciences*, 13(3): 193-203.]
- 秦伯强. 2002. 长江中下游浅水湖泊富营养化发生机制与控制途径初探. 湖泊科学, 14(3): 193-201. [Qin B Q. 2002. Approaches to mechanisms and control of eutrophication of shallow lakes in the middle and lower reaches of the Yangze River. *Journal of Lake Sciences*, 14(3): 193-201.]
- 秦伯强. 2007. 湖泊生态恢复的基本原理与实现. 生态学报, 27(11): 4848-4858. [Qin B Q. 2007. Principles and approach for lake ecological restoration. *Acta Ecologica Sinica*, 27(11): 4848-4858.]
- 秦伯强, 高光, 胡维平, 等. 2005. 湖泊生态系统恢复的理论与实践. 湖泊科学, 17(1): 9-16. [Qin B Q, Gao G, Hu W P, et al. 2005. Reflections on the theory and practice of shallow lake ecosystem restoration. *Journal of Lake Sciences*, 17(1): 9-16.]
- 秦伯强, 高光, 朱广伟, 等. 2013. 湖泊富营养化及其生态系统响应. 科学通报, 2013, 58(10): 855-864. [Qin B Q, Gao G, Zhu G W, et al. Lake eutrophication and its ecosystem response. *Chinese Science Bulletin*, 58(10): 855-864.]
- 秦伯强, 胡维平, 高光, 等. 2003. 太湖沉积物悬浮的动力机制及内源释放的概念性模式. 科学通报, 48(17): 1822-1831. [Qin B Q, Hu W P, Gao G, et al. 2004. Dynamics of sediment resuspension and the conceptual schema of nutrient release in the large shallow Lake Taihu, China. *Chinese Science Bulletin*, 49(1): 54-64.]
- 秦伯强, 宋玉芝, 高光. 2006. 附着生物在浅水富营养化湖泊藻—草型生态系统转化过程中的作用. 中国科学: 生命科学, 36(3): 283-288. [Qin B Q, Song Y Z, Gao G. 2006. The role of periphytes in the shift between macrophyte and phytoplankton dominated systems in a shallow, eutrophic lake (Lake Taihu, China). *Science in China Series C: Life Sciences*, 49(6): 597-602.]
- 秦伯强, 王小冬, 汤祥明, 等. 2007. 太湖富营养化与蓝藻水华引起的饮用水危机: 原因与对策. 地球科学进展, 22(9): 896-906. [Qin B Q, Wang X D, Tang X M, et al. 2007. Drinking water crisis caused by eutrophication and cyanobacterial bloom in Lake Taihu: cause and measurement. *Advances in Earth Science*, 22(9): 896-906.]
- 邱东茹, 吴振斌, 刘保元, 等. 1997. 武汉东湖水生植被的恢复试验研究. 湖泊科学, 9(2): 168-174. [Qiu D R, Wu Z B, Liu B Y, et al. 1997. Ecological restoration of aquatic vegetation in a eutrophic shallow lake, Donghu Lake, Wuhan. *Journal of Lake Sciences*, 9(2): 168-174.]
- 屠清瑛, 章永泰, 杨贤智. 2004. 北京什刹海生态修复试验工程. 湖泊科学, 16(1): 61-67. [Tu Q Y, Zhang Y T, Yang X Z. 2004. Approaches to the ecological recovery engineering in Lake Shishahai, Beijing. *Journal of Lake Sciences*, 16(1): 61-67.]
- 中国科学院南京地理研究所湖泊室. 1982. 江苏湖泊志. 南京: 江苏科学技术出版社. [Lake Division, Nanjing Institute of Geography. 1982. *Lake Chronicles of Jiangsu Province*. Nanjing, China: Jiangsu Science and Technology Press.]
- 朱广伟, 秦伯强, 高光. 2005. 风浪扰动引起大型浅水湖泊内源磷爆发性释放的直接证据. 科学通报, 50(1): 66-71. [Zhu G W, Qin B Q, Gao G. 2005. Direct evidence of phosphorus outbreak release from sediment to overlying water in a large shallow lake caused by strong wind wave disturbance. *Chinese Science Bulletin*, 50(6): 577-582.]
- Carpenter S R. 2003. Regime shifts in lake ecosystems: pat-

- tern and variation[EB/OL]. 2003-7-15 [2005-6-20]. <http://limnology.wisc.edu/regime/>
- Gumbricht T. 1993. Nutrient removal processes in freshwater submersed macrophyte systems. *Ecological Engineering*, 2: 1-30.
- Kirk J T O. 2011. *Light and photosynthesis in aquatic ecosystems*. 3rd ed. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- Liu J G, Yang W . 2012. Water sustainability for China and beyond. *Science*, 337: 649-650
- Qin B Q, Zhu G W, Gao G, et al. 2010. A drinking water crisis in Lake Taihu, China: linkage to climatic variability and lake management. *Environmental Management*, 45(1): 105-112.
- Qin B Q. 2013. A large-scale biological control experiment to improve water quality in eutrophic Lake Taihu, China. *Lake and Reservoir Management*, 29(1): 33-46
- Reddy K R, DeBusk T A. 1987. State-of-the-art utilization of aquatic plants in water pollution control. *Water Science and Technology*. 19: 61-79.
- Scheffer M, Carpenter S R, Foley J A, et al. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413: 591-596.
- Zhang Y L, Qin B Q, Hu W P, et al. 2006. Temporal-spatial variations of euphotic depth and its ecological significance in Lake Taihu. *Science in China: Earth Sciences*, 49(4): 431-442.
- Zhang Y L, Shi K, Liu X H, et al. 2014. Lake topography and wind waves determining seasonal-spatial dynamics of total suspended matter in turbid Lake Taihu, China: assessment using long-term high-resolution MERIS data. *PLoS ONE*, 9(5): e98055.
- Zhang Y L, Zhang B, Ma R H, et al. 2007. Optically active substances and their contributions to the underwater light climate in Lake Taihu, a large shallow lake in China. *Fundamental and Applied Limnology*, 170(1): 11-19.
- Zhao D, Lv M, Jiang H, et al. 2013. Spatio-temporal variability of aquatic vegetation in Taihu Lake over the past 30 years. *PLoS ONE*, 8(6): e66365.

Key factors affecting lake ecological restoration

QIN Boqiang, ZHANG Yunlin, GAO Guang, ZHU Guangwei, GONG Zhijun, DONG Baili
(State Key Laboratory for Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography & Limnology,
CAS, Nanjing 210008, China)

Abstract: China has many lakes. Due to the rapid economic development and inappropriate use of lake resources, water pollution and ecosystem degradation are prevalent in most Chinese lakes, especially that the enrichment of nitrogen, phosphorus and other nutrients results in eutrophication, causing frequent cyanobacterial blooms and drinking water supply crises. Owing to the lack of theoretical basis, restoration of eutrophic lakes in China took a wrong strategy in the past-overemphasizing ecological restoration for improving lake environments without proper source control and effluent diversion in watersheds had been the mainstream approach for restoring eutrophic lakes, despite that ecological restoration of lake ecosystems requires a number of conditions. Diagnosis and analysis of these conditions are the prerequisite and basis for the implementation of lake ecological restoration measures. Based on the analysis of the spatial distribution of submersed plants and influencing factors in Lake Taihu, it is found that the key of restoration of submersed plants is underwater light conditions. Underwater light condition is influenced by trophic level, concentration of suspended solids, and depth of lake water. Only when water euphotic depth is close to the water depth (with the ratio of euphotic depth to water depth > 0.8), restoration of aquatic plants (especially submersed macrophyte) would be possible. Measures for improving underwater light conditions, including lowering water depth, increasing transparency, and reducing wind all have the effect of increasing the ratio of euphotic depth to water depth. Without these conditions for ecological restoration, source control and reduction of pollutants entering the lakes should be the primary measure for pollution control and restoration of eutrophic lakes. This finding has practical significance for the pollution control and ecological restoration of Chinese lakes.

Key words: lake eutrophication; ecological restoration; submersed macrophyte; transparency; suspended solid; euphotic depth