

湖泊生态修复基准环境的制定: 古生态学面临的机遇*

董旭辉, 羊向东

(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: 全球范围内的湖泊生态环境均出现了不同程度的退化, 对其进行生态修复的最终目的, 就是要将受损的生态系统尽量恢复到人类干扰前或接近人类干扰前的生态状况, 即基准环境. 湖泊生态系统是长期演化的产物, 其形成及演化机制必须从历史的视角加以考察, 因此基于湖泊沉积物的古生态学技术在制定基准环境方面有着独特的优势. 本文从基准环境的定义、建立的常用方法、基本特征和典型应用几个方面介绍了古生态学手段在湖泊生态修复中的应用, 提出中国今后利用古生态学手段在水环境治理工作的应用前景.

关键词: 湖泊生态修复; 基准环境; 古生态学; 生态质量指数

Establishing reference condition for lake restoration: the opportunity for palaeoecology

DONG Xuhui & YANG Xiangdong

(State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, P. R. China)

Abstract: Ecological deterioration of lakes is a worldwide phenomenon. The ultimate objective for their restoration is to achieve 'good ecological quality', which is with no, or only very minor, anthropogenic alterations to lake environment. Since current lake ecosystems are developed from the origin over a long time-scale, palaeoecological techniques based on lake sediments have several advantages in establishing lake reference condition. This review introduced the definition, methods, features and application of reference condition in lake restoration. Finally, some potential research themes were proposed for the application of palaeoecological techniques in the restoration of Chinese waterbodies.

Keywords: Lake ecosystem restoration; reference condition; palaeoecology; ecological quality ratio

湖泊在地球系统中扮演着多种角色, 发挥着供水、养殖、航运、调节气候、旅游等多种生态服务功能^[1-2]. 在二十世纪, 湖泊生态系统在以增温为主要特征的全球变化和强烈的人类活动的影响下, 发生了前所未有的变化^[3-4]. 例如, 在增温背景下, 大量的内陆封闭湖泊呈萎缩消亡态势, 湖周湿地消失, 生物多样性不断丧失^[5]; 在人类活动的干扰下, 入湖营养盐大幅增加, 导致湖泊水质不断恶化. 一些源于湖泊环境变化的重大灾害如尘暴事件(湖泊干涸)、旱涝事件(湖泊湿地围垦、调蓄功能下降)、藻类异常增殖(水质恶化)等, 严重地危及到人民生活 and 区域社会稳定, 已引起各国政府和科学界的广泛关注^[6-8].

我国湖泊众多, 大于 1 km² 的天然湖泊有 2693 个(不含干盐湖), 总面积达 81414 km², 约占全国陆地面积的 0.9%^[7]. 近几十年来, 由于人口的剧增和工农业生产的快速发展, 人类活动的干扰已大大超过湖泊的自然调节能力, 许多重要湖泊(如太湖、巢湖、博斯腾湖、抚仙湖等)已出现明显的湖泊环境退化问题, 并使我国水资源水质型缺水问题日趋严重^[7]. 针对这些问题, 我国各级政府投入了大量的人力与物力, 采取了一系列的治理修复措施, 加强对污染源的控制、灾害(如蓝藻水华)的应对, 对湖泊实施流域管理并进行生态系统的修复^[9]. 其中, 湖泊生态修复的理论近二十年来已被较好地建立^[10-12], 并被应用于一些湖泊的环境治理中, 取得了一系列可喜的成绩. 然而, 越来越多的湖泊生态修复实验表明^[11, 13]: 仅仅靠改善水体理化条件、底

* 国家自然科学基金项目(40972217, 41102105)、国家重点基础研究发展计划“973”项目(2012CB956100)和中国科学院南京地理与湖泊研究所人才启动项目(NIGLAS2010QD01)联合资助. 2012-04-08 收稿; 2012-05-21 收修稿. 董旭辉, 男, 1978 年生, 博士, 助理研究员; E-mail: xhdong@niglas.ac.cn.

泥淤积、改变捕食-被捕食的关系、种植水生植物等,有时难以达到预期效果或者改善的效果难以持续。例如,再造水生植被已被作为浅水湖泊系统修复治理的一个重要手段^[14]。但是,在考虑利用水生植被进行湖泊生态修复时,往往会由于缺乏对湖泊自然过程的了解,所选择的植被是否曾经在湖泊中出现过,出现时是否有助于改善水体生态状况等信息无法从短期的监测记录中了解到。在这种情况下,很难避免生态修复过程本身对湖泊生态系统结构造成新的扰动,达不到有序地恢复湖泊过去生态群落的目的^[15],甚至可能造成新的物种入侵(例如水葫芦引种)。

湖泊生态系统是长期演化的产物,其形成及演化机制必须从历史的视角加以考察^[3]。在制定湖泊水环境整治和生态修复的目标时,必须对以下问题有一个清楚的了解,诸如,湖泊生态环境退化的开始时间、发展过程和趋势;湖泊生态系统如何响应水质变化;自然状态下的湖泊环境的原始特征;湖泊治理最终要达到的目标等^[16]。理论上,湖泊生态修复的最终目的就是要将受损的生态系统尽量恢复到人类干扰前或接近人类干扰前的生态状况,即基准环境(或称本底状态、参考环境),从而实现水质和生态质量的根本好转^[17-18]。特别是在今后人口、气候变化压力不断增大的背景下,基准环境的确立对如何科学客观地评判治理措施的有效性和可持续性,如何动态地调整治理目标,都是湖泊治理工作者必须思考的科学问题。

对湖泊治理基准目标的制定,传统方法均通过水体的参数例如水化学性质、浮游生物量或透明度等来进行^[19]。但这些方法往往只能提供某个时间点的湖泊状态特征,要准确衡量湖泊长期的营养状况,便要增加采样频率和实验分析指标,势必会导致成本和工作量的增加。利用生物指标来评价湖泊水质的方法则具有一定优势。首先,生物体直接响应于所有的水质影响因子,能提供一个更综合的衡量水环境质量的尺度;其次,它反映的是水环境在某段时期内的平均状况^[20]。在欧洲,自2000年12月欧盟水框架管理委员会(Water-Framework Directive, WFD)成立伊始,管理者就制定了水体环境治理必须建立在流域尺度上对生态系统进行综合考虑的基本方针,提出基于5个最重要生态组分(鱼类、无脊椎动物、水生植物、浮游动物及浮游植物)的生态系统结构和功能的评判体系,修正了之前的仅靠水体理化性质来评价的方法;并且要求欧盟各成员国根据不同的水体类型提出基准环境特征,力争在2015年前使大部分水体恢复至“好的生态状况”,该“好的生态状况”即指人类干扰前或接近人类干扰前的生态状况,即基准环境^[8]。

理论上,上述许多水生生态系统的演化信息,包括基准环境下的生态要素特征,可以从长期的湖泊监测记录中分析得到,前提是监测记录捕捉到了基准环境下的环境特征^[18]。然而,现有的监测工作多始于环境恶化之后,记录时间也相对较短(一般<30 a),并且在强烈的人类活动干扰下,现今大多数湖泊生态系统都发生了显著变化,因此基于现有湖泊的生态调查,往往不足以提供不同环境状况下湖泊生态系统的过程和特征^[21]。

湖泊沉积物包含了丰富的生物和理化方面的信息,是过去环境变化的窗口,可以用来重建湖泊生态系统及其流域过去变化的历史^[21-22]。在普遍缺乏长期监测记录的情况下,古湖沼学,特别是古生态学技术是唯一能得到过去环境演变历史和未干扰前湖泊生态状况的方法,因此被广泛地应用于基准环境的确立。由于该方法日趋成熟,并且得到了许多长期监测记录的印证,逐渐被WFD推荐为制定参考环境的主要方法之一^[17]。本综述将在介绍基准环境概念的基础上,重点展示古生态学研究手段在建立湖泊生态修复的基准环境的应用及研究动态,并以长江中下游地区湖泊为例,介绍基准环境研究的最新成果,最后提出古生态学在湖泊生态修复应用中的机遇与挑战。

1 湖泊沉积物与古生态学

湖泊沉积物是内源和外源(周边流域及大气来源)的有机物和无机物的混合物,其特性主要取决于湖泊自身及其流域的特征。湖泊沉积物包含了丰富的湖泊环境变迁信息,古湖沼学就是通过湖泊沉积物的研究,利用其中的物理、化学和生物指标进行过去环境的推导和重建^[21]。随着统计学手段的发展(比如加权平均回归方法、转换函数方法、多元统计分析方法、非线性响应回归等)、采样方法(例如年纹层的获取)、测年技术的提高^[23]以及分析测试指标的不断拓展,古湖沼学方法被广泛地应用到不同时空尺度上的过去全球变化研究。近年来,随着人居环境多重环境压力的凸显,基于古湖沼学技术的现代-近现代尺度上的($10^0 \sim 10^3$)环境变化研究越来越受到重视,开始更深入地探讨气候变化和人类活动对湖泊环境的影响和效应^[22]。值得

一提的是,随着现代湖沼学技术的发展,古-今湖沼学往往被结合到一起用于湖泊环境的管理。

在众多的湖泊沉积物指标中,古生态指标越来越被重视。湖泊中水生生物个体死亡后,残体会保存在湖泊沉积物中,因此如大型水生植物化石、硅藻化石、摇蚊化石等能作为记录过去生态系统结构及状况的载体,分别代表了湖泊水生植物、浮游生物及底栖动物等各种生境中的生物类群,能有效地提供历史时期不同演化阶段生物群落结构、功能及多样性等生态信息,还能指示当时水环境参数的特征^[17,24]。因此,许多生物指标(包括孢粉、硅藻、介形类、摇蚊和金藻等,表1)已被广泛地应用到古环境的定量评估中,实现了湖泊水环境要素(如pH值、盐度、温度和总磷等)的定量反演^[25],这些研究很好地揭示了生态系统及主要环境要素的变化过程,因此也被广泛地运用于确立区域环境要素的本底状况^[15,26-27]。例如,硅藻是一种单细胞的硅质藻类,因其生命周期短、对环境变化响应敏感、属种丰富(种类数量级达 $10^5 \sim 10^6$)、能较好地保存于湖泊沉积物中,成为古生态学研究用于基准环境制定中使用最多的生物类群^[17,26,28]。

表1 常用的古生态指标特征及其环境指示意义

Tab. 1 Features and environmental implications of common palaeoecological indicators

生物指标	活体生境	个体大小/ μm	属种数	保存性好的原因	指示的湖泊环境指标
硅藻	浮游、底栖、附生 存在于所有水体	2.5 ~ 200	10^6	硅质壳体	营养、盐度、水位、水温、pH等
摇蚊	浮游、底栖,几乎遍及 所有的淡水环境	幼虫蜕皮后达 13 mm	400	几丁质头囊	温度、盐度、营养、水深等
孢粉	陆生及水生	10 ~ 150	10^5	孢粉素	气候要素、植被演替等
枝角类	浮游、附生、底栖	20 ~ 600	约 620	几丁质外壳	温度、盐度、营养、pH、鱼类捕食等
介形类	底栖,多在中性到碱性 水体	200 ~ 3000	65000	低镁方解石壳体	水位、盐度、古温度、营养盐、底质等
金藻	浮游植物,喜酸性或贫 营养的淡水湖泊	< 10	约 1500	硅质壳壁	温度、营养盐、pH、盐度、电导率等
植物 大化石	陆生及水生	$1 \sim 10^6$	10^5	纤维素或坚硬部 分(如果实)	水位、水生(陆生)植被演替
甲螨	湖泊、沼泽湿地、草地、 森林	300 ~ 1000	10500	坚硬的外壳	pH、水位和生产力、气候

2 湖泊基准环境的定义和确定方法

基准环境通常代表湖泊的最佳生态状况,可以是过去或现在的任何一个好的状况,并不一定必须是湖泊的自然状态下(完全无扰动)的状况,这意味着允许人类活动的作用在内,只要湖泊系统没有(或很少)产生显著的生态扰动效应^[8,17]。

目前,国际上用于建立湖泊生态修复的基准环境的方法主要包括如下几种^[29]。1) 基于空间调查的方法。在土地利用方式尚未发生显著变化的地区,基准环境的确定相对直接,只需进行该地区空间上的调查,找到无扰动或较小扰动的水体进行监测即可。2) 基于时间序列记录的方法。比如现代的长期监测记录或利用古湖沼学手段重建的记录。由于世界上的大部分地区均已受到不同程度人类活动的扰动,因此,必须采用长时间序列记录的方法来寻找未扰动的水体状况。如前所述,由于监测记录通常较短,古湖沼学(古生态学)技术是提供基准环境状况的唯一方法,本文将重点介绍。3) 统计分析与模型模拟的方法。利用生态分区内收集到的大量湖泊数据进行统计分析确定营养物参照状态,比如参照湖泊法和湖泊群体分布法^[30]。此外,如果某一湖泊的监测或古湖沼学数据很少,则可以用相关理论建立环境胁迫-生态响应模型、预测模型等来推测基准环境下的状况^[29-30]。4) 专家决策的方法。

理论上,空间调查的方法是最直接的手段,且成本相对较低,但面临着大多数湖泊均已经受到强烈扰动的问题,因此很难找到真正的基准样点。古湖沼学手段尽管能延展过去的历史记录,但也面临着一些湖泊记

录不完整(如生物指标保存性不好、沉积物扰动等)等问题。而统计分析与模型模拟的方法则需要相对较大的投入来获取基本数据库。专家决策的方法则主观性较强,并且大多数依据仍需依赖另外3种方法所得到的前期结论。上述4种方法各有所长,但都有一定的局限性,因此在实际操作中往往结合在一起使用^[29]。在我国,由于湖泊类型的多样化,且由于大多数水体已经远远偏离基准状态,因此古湖沼手段具有相对较大的应用潜力。

国内大批学者已经开始关注水体(含湖泊)生态修复的基准,例如国家重点基础研究发展规划“973”项目“湖泊水环境质量演变与水环境基准研究”的实施,取得了重要的进展,该项目主要利用地球化学、毒理学等分析手段定义水环境基准,侧重于湖泊营养物、水体和沉积物污染^[31-35],较少从生态群落的角度来考虑水体修复的基准。最近,2012年启动的国家重点基础研究发展规划“973”项目“湖泊与湿地生态系统对全球变化的响应及生态恢复对策研究”设立专题对中国不同区域、不同类型湖泊生态修复基准环境进行研究,计划对中国湖泊的基准生态环境特征进行系统的调查。

3 利用古生态学技术来制定湖泊基准环境

利用古生态学技术确定基准生态环境,一个必须回答的问题是:自然状态下的基准环境究竟在什么时候最合适?欧美国家通常将基准环境的时间设定在工业革命和欧洲移民之前,即1850年左右。大量古湖沼的证据表明,1850s前后,随着工业革命和农业活动的加强,湖泊生态环境发生较明显的变化,富营养化开始发生^[25]。在我国,工业革命开始的较晚,但由于长期农业活动的影响,比如长江中下游地区,人类活动的影响可以追溯到六千年前^[36],湖泊生态系统在漫长的历史中也受到了不同程度的影响。尽管如此,基于治理目标的现实性及可操作性,我国湖泊的基准状况时间通常也可选择在1850年左右,即选择与现在最接近、湖泊受干扰程度相对较低的时期,即近代湖泊环境发生较大变化之前的生态状况作为基准环境,才是比较合理的^[37-38]。

随着湖泊治理基准环境这一概念被愈来愈多的湖泊环境治理者所接受,特别是2000年欧盟水管理框架委员会明确提出通过古生态研究手段来设计水环境生态保护措施,基于古生态指标的一系列方法陆续被提出并得到了很好的发展。

3.1 顶-底法

古生态学分析能提供湖泊过去详细的生态环境特征的演化过程。但实际上,由于湖泊沉积物分辨率和分析成本的限制,会对沉积柱进行部分层位沉积物的分析。顶-底法(top-bottom approach)就是一种对湖泊环境变化进行快速评估的方法:“顶”即表层沉积物样品,代表现代生态环境;“底”即短柱底部沉积物样品(通常为1850年前的样品),代表过去人类活动较弱、湖泊生态系统尚未退化的过去环境特征。该方法在进行多个湖泊样点的生态变化评估工作时更有优势,过去数十年来,顶-底法已经被成功地应用到了区域多个湖泊基准环境的快速确定。例如,Bennion等通过对苏格兰26个湖泊的沉积物中硅藻的分析,借助顶-底法快速确立了苏格兰湖泊治理的本底生态状况^[26]。通过21个丹麦湖泊浅钻中1850、1900、1950及2000年硅藻和枝角类残体的分析,Bjerring等评估了过去50~100a间湖泊生态环境的变化幅度,并提出丹麦浅水湖泊治理的基准环境状况^[39]。

3.2 时空置换法

目前,尽管世界范围内的大多数湖泊生态环境均受到不同程度人类活动的干扰,仍存在一些生态状况优良的湖泊,结合欲治理湖泊成本-收效预期,特别是在当今相似的人类活动和气候背景下,这些湖泊可能更适合作为相似类型湖泊的基准目标^[29]。换言之,用顶-底法是能找到用于湖泊治理的基准目标,但该基准目标只是一种最理想的状态,在现今的人类活动、气候背景下,可能根本无法达到或要非常大的投入,这种情况下,湖泊治理者可以选取一个目前存在的、与理想基准环境最接近的状态作为阶段性的修复目标。此时,时空置换法能用于筛选与自然生态群落(基准环境)最相似的现代湖泊用于湖泊生态修复。

很明显,时空置换法(space-for-time substitution)是一种古-今结合的方法^[40],并不是单纯地寻找纯天然未扰动的生态系统。它利用了湖泊沉积物中群落组成的历史记录,与一组现代湖泊的表层沉积物中现代记录作比较,用对应于湖泊不同历史时期的不同沉积物钻孔层面上的大量切片,可以识别出一系列从受影响

最强一直到基准环境的现代湖泊体(原理见图1),依据这些相似湖泊的其它生物和环境特征,对基准生态环境进行补充定义,增加生态修复的可操作范围^[15]。“时-空相似对比”技术依据相似类比方法,对化石生物样品和现代沉积物生物样品之间的相似程度进行计算分析,用弦距(squared chord distance)表示^[27],来识别与古生态相似的现代湖泊。目前该技术已被广泛地应用到欧洲酸化和富营养湖泊的生态修复基准目标的确定。例如,Flower等基于钻孔沉积硅藻分析和北欧194个湖泊表层沉积样品,利用“时空相似匹配”方法,建立了英国两个酸性湖泊的基准生态标准^[15];Simpson等利用多生物门类指标(硅藻和枝角类),通过本底环境的确定,将沉积样品与表层样品进行了相似性匹配,找到了与污染湖泊扰动前生态状态非常相近的现代相似体^[27];Leira等针对爱尔兰环境保护局提出的76个代表性湖泊,通过对其中35个湖泊的古湖沼学进行研究,利用“时空置换”技术,发现只有11个湖泊满足基准湖泊的标准^[41]。这些古今结合的成果显示了古生态学在基准环境目标制定中的有效性。

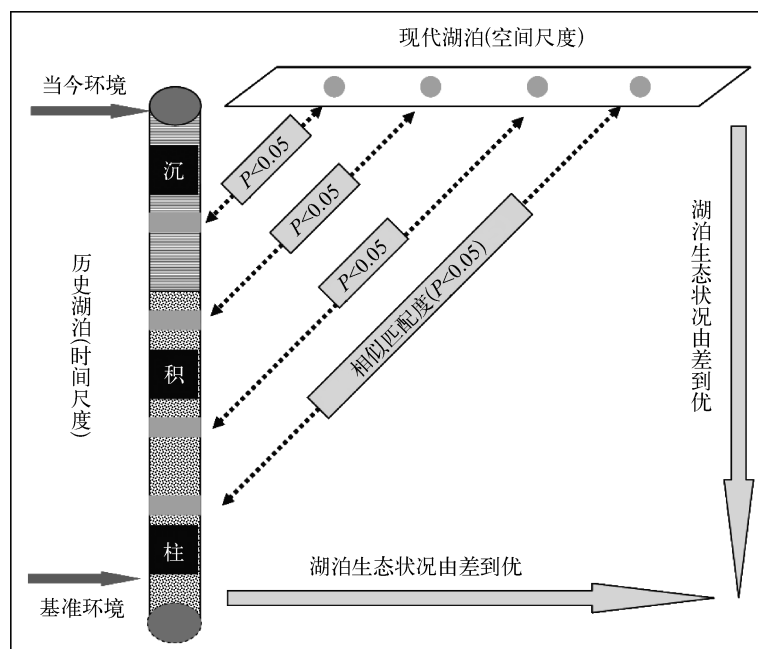


图1 利用时空置换方法制定基准环境的原理图(据文献[15]修改)

Fig. 1 Schematic diagram of the method of using space-for-time substitution to define reference conditions(modified from Flower *et al.*^[15])

3.3 转换函数法

本质上,顶-底法和时空置换的方法均是基于多生物指标矩阵序列的评价方法,能提供一种对湖泊生态系统全面的认识。然而,在进行生态修复决策过程中,特别是对于缺乏多生物指标背景的政策制定者和社会公众,往往还需要一些更简单、直接的水质指标(如营养盐浓度、酸化或盐度等)来描述湖泊治理的基准环境并确定当前水体偏离基准的程度。古生态学中转换函数的定量重建方法逐渐被用于定量描述湖泊的环境状况^[17-18,42]。转换函数定量重建湖泊环境方法的原理是:依据现代生物个体生态学特征,结合历史地层化石数据进行历史环境指标的计算^[25]。生物个体生态学特征(最佳适宜值和生长幅度)可通过对一定区域内沿某一环境梯度分布的湖泊进行现代表层沉积生物与水质数据的调查、加权平均回归计算获得。目前,对环境变化响应敏感的生物类群,均被广泛用于湖泊环境指标如湖泊pH、盐度、营养盐、水温等环境指标的定量重建^[16,25,38,43-44](表1)。将这些定量模型应用到湖泊环境未扰动前的化石样品(如1850年前)中,即可得到目标因子的基准环境状况。

值得特别指出的是,过去二三十年转换函数方法多偏重于对湖泊环境的气候因子和理化因子的重建,

近 10 余年来,越来越多的研究开始关注湖泊生态系统食物网结构和功能的信息,包括群落结构和种群组合、生境和物种多样性以及系统的物质和能量循环等特征^[24,45-46],对部分生物群落信息实现了定量重建。例如,Jeppesen 等通过建立丹麦湖泊捕食浮游生物鱼类数量和枝角类数量间的转换函数关系,重建了丹麦 Skanderborg 湖过去 200 a 来鱼类群落数量变化^[46];Davidson 等通过英国 39 个浅水湖泊中枝角类和鱼类、水草覆盖度间的转换函数关系,定量重建了英国 Felbrigg 湖过去 200 余年来鱼类数量和水草的生长情况^[47]。借助这些转换函数,可以直接重建出历史某些具体生态系统参数的基准状况。不难预测,随着古生态指标的拓展,将会有更多的生态系统信息从湖泊沉积物中挖掘出来,为湖泊基准环境提供一个更全面的视角。

4 建立基准环境的实例

4.1 顶-底法确立巢湖的基准环境

巢湖是我国第五大淡水湖泊,位于亚热带季风气候区,水面面积约 770 km²,平均水深 3 m 左右^[1,48]。1970s 后期以来工农业和生活污水排放输入大量营养盐,导致水体营养富集^[49]。巢湖的环境监测计划开始于 1980s 中后期富营养化发生以后^[48],持续的富营养化使得巢湖营养污染负荷已经超过了水环境的承载力,严重影响到巢湖水源地的供水安全和区域经济的可持续发展。然而,由于缺乏长期生态监测数据,对巢湖生态环境演变的过程和规律目前尚不清楚,迫切需要研究者将现今的环境问题置于历史演化的背景上加以思考,确立为巢湖生态环境修复提供科学的参考目标和标准。

2008 年 3 月采用活塞采样器于巢湖湖心进行沉积物短孔的提取,对钻孔²¹⁰Pb 测年和沉积物的多个古生态指标分析。本课题组选择湖泊受干扰程度相对较低的 1850s 时期的生态状况作为参考环境,利用顶-底法对沉积地层硅藻、枝角类、摇蚊进行分析,以对比现代和人类强烈活动前的生态系统组成(图 2)。在生态系统未受(或较小)扰动情况下,生态组分主要以贫-中营养类型的摇蚊属种(如 *Cricotopus sylvestris*、*Dicretodipes nervosus*、*Paratanytarsus*、*Paratanytarsus penicillatus* 等)、硅藻(*Aulacoseria granulata*、*Eunotia* sp.、*Fragilaria* sp. 等)和枝角类(*Bosmina* sp.、*Alona intermedia*、*Alona large type* 等)为主。尽管目前尚无水生植物大化石数据,上述生物亦对水生植被有较好的指示作用,如 *Paratanytarsus*、*Eunotia* sp. 及 *Alona intermedia* 增多,指示参考环境条件下较为发育的水生植被群落。相反,目前巢湖生态系统已经出现严重的富营养化问题,在高流域营养盐、污染物输入背景下,生物群落以耐营养的摇蚊属种(如 *Microchironomus tabarui*、*Harmischia*、*Chironomus plumosus* 等)、硅藻(*Cyclostephanos* 和 *Stephanodiscus parvus* 等)和枝角类(*Chydorus*、*Pieuroxus* 等)为主(图 2),生物多样性亦相应降低。

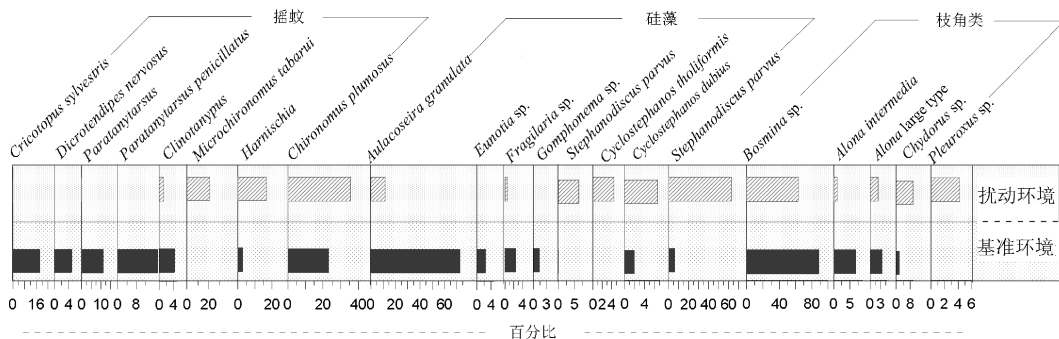


图 2 巢湖生态系统的基准环境与扰动后生态组份对比

Fig. 2 Summary diagram of biological communities before and after disturbance of Lake Chaohu

4.2 转换函数法确立长江中下游浅水湖泊营养基准环境

长江中下游地区历史上农业活动发达,湖泊环境受人类活动干扰强烈,目前 86% 的湖泊已经发生富营养化^[7],但对这些湖泊历史自然状况下的湖泊营养历史知之甚少。近年来,通过典型湖泊(洪湖、巢湖、太湖、龙感湖和太白湖)的沉积物生物指标(硅藻、摇蚊等)的分析,结合已经建立长江中下游湖泊硅藻-总磷^[43]及摇蚊-总磷转换函数^[50]进行了历史水体总磷浓度的推导(图 3)。重建结果^[38,43,51-52]表明,同一流域内的湖泊

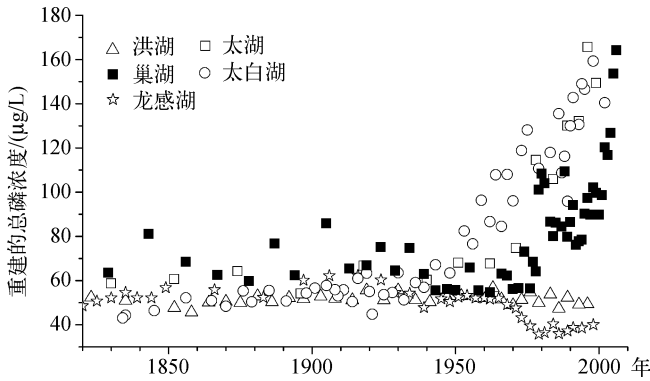


图3 长江中下游典型湖泊历史总磷浓度重建结果
 Fig. 3 Reconstructed total phosphorus concentrations in typical lakes from the middle and lower reaches of the Yangtze River

具有相似的基准营养浓度,并且总体偏高(总磷约 50 µg/L,中-中富营养界限附近),反映了相似的流域地理背景.因此,总磷约 50 µg/L 可以作为该区湖泊治理营养指标达标的一个基准值.不同生态类型的湖泊,比如草型的洪湖和龙感湖对高输入的营养盐具有较强的缓冲作用^[43](图 3),这种现今总磷浓度仍然较低的草型湖泊可能是其他湖泊治理潜在的基准湖泊;而藻型的太白湖、太湖及巢湖营养盐浓度已严重偏离基准值(3~4 倍),治理工作亟待开展.

5 湖泊基准环境特征

基准环境按空间尺度大小分为两种:个体基准环境和区域基准环境.个体基准环境是指建立在一个湖泊(水体)或同一流域(或同一污染源)内几个湖泊的基础之上,而区域基准环境则指更大空间尺度上对一系列相似湖泊的自然状态^[29].区域基准环境往往是综合多个个体基准环境的特征而获得的.对每一种水体类型,都必须有相应的基准环境.如果单个湖泊有复杂的形态或生态类型(存在不同生态状态的湖区,比如太湖),该湖必须划分为几个水体类型,对其每一个类型均应确立生态修复的基准环境.本文 4.1 节巢湖顶-底法和 4.2 节转换函数法建立的基准环境就分别是个体基准环境和区域基准环境的实例.当然,本文是侧重讨论古生态学方法来建立基准环境,古湖沼学其他的方法,如利用湖泊沉积物理化性质,也能从不同的角度来制定湖泊的基准环境.比如湖泊侵蚀速率^[53]、污染物浓度^[33]、沉积营养元素^[35,37]等指标的基准特征,均能对生物指标确定的基准环境做有益的补充.

湖泊的基准环境状况允许在一定范围内变动.理论上,人类活动干扰前的湖泊状况均可作为湖泊的基准环境.即使是自然背景下的湖泊,在不同的气候背景下也会有不同的环境特征.这是因为湖泊环境的每一个指标都(敏感地)响应于气候的变化,故气候变化会从不同的方面来影响湖泊的生态状况,比如改变属种组成、生物量和多样性等.在单一环境胁迫因子 A 的影响下,基准环境相对稳定(图 4);随着另外一个胁迫因子的增加,湖泊的基准环境会相应地发生偏移.因此对人类活动干扰前(如 1850 年前)沉积物中生物残体高分辨率(多沉积层位)的分析,可以计算湖泊基准环境的变率范围^[17].

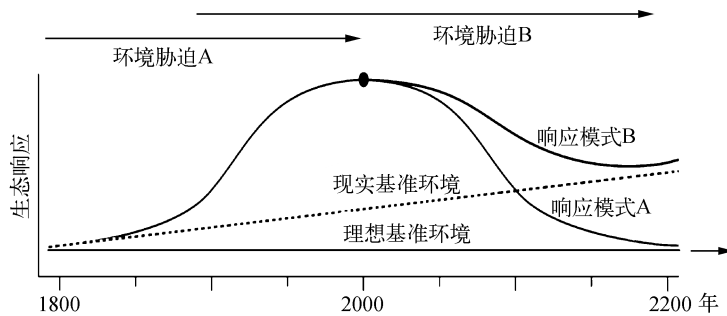


图4 不同环境胁迫下生态系统响应模式的变化及基准环境的变化趋势(据文献[18]修改)

Fig. 4 Response of a lake system to increasing stresses and the potential change in targets for ecosystem recovery(modified from Battarbee et al^[18])

6 基准环境的应用举例:湖泊生态健康评价

受干扰湖泊的生态环境都存在由好到坏的演化历史,可以根据湖泊生态环境不同演化阶段及基准环境的特点,将湖泊演变过程划分为若干个生态质量等级^[54],用于指导生态修复阶段性目标的制定,并评估其效果.目前,一种基于本底环境的生态质量等级指数(Ecological Quality Ratio, EQR)^[54]已被提出,并在欧盟各成员国得到推广.该等级指数主要是根据生物指标如硅藻、大型水生植物和底栖生物等群落特征,着眼于生态系统结构和功能,用观测到的生态环境状况与基准环境的比值用来评价生态环境质量(0和1分别代表最差和最佳的生态状况,其他状态间的临界值可通过统计模型或专家判断得到,如图5).这种基于基准环境生态质量的评价方法,具有针对性强、耗费低、方便简捷等特点,这对区域水环境质量监测也有一定的指导与推广价值.

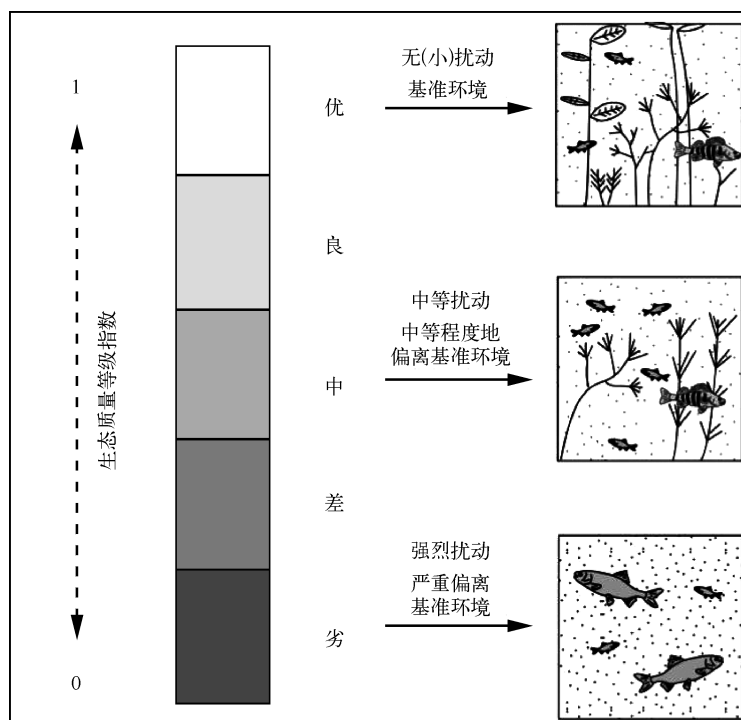


图5 基于基准环境的生态质量等级指数的湖泊生态健康评价体系
Fig. 5 Classification of ecological status based on ecological quality ratios

7 研究展望

过去数十年来,古湖沼(古生态)学已经建立起了一套完整有效的研究方法,并被广泛地应用到湖泊环境管理和水质监测中,取得了可喜的成果.在未来气候变化压力日增和更加复杂的湖泊环境多胁迫外力下,我国环保部门及各级水管理机构需要不断更新技术手段和治理思路、发展多学科交叉、完善现有的水体治理和评价方法.特别是,从古生态学的角度,国内可以开展如下一些工作.

1) 需要进行更多的水体(湖泊)类型划分的工作.尽管我国科学家自20世纪八九十年代就已经对中国湖泊的分类原则和级别划分做了一些工作^[55],近十年来也对湖泊、水库和河流等内陆水体进行了更多的分级分区工作^[56],但大多是基于自然地理属性上的划分,或者加入有限的生态学指标,较少考虑到水体的生态分区,没有提出分区的依据,也没有指出需要控制的生态现象和目的,可操作性差.如上所述,只有基于完善的水体类型划分的基础上,才可以更科学地提出水体治理的基准环境.

2) 进一步挖掘多生态指标进行不同类型湖泊的生态基准环境的确定. 不同地理背景下的湖泊有着不同的基准环境, 不同的古生态指标因其个体生态学的特征(表1)也对环境胁迫因子的指示作用存在优劣之分. 因此, 更广泛的多生态指标的相互印证能更有效地界定基准环境. 近年来, 随着分析手段的提高, 也涌现出一系列新的研究指标, 比如利用生物标志化合物如脂肪烃、脂肪酸、酮、醇、酰胺等研究地质时期的生物源及其环境特征^[57], 且与孢粉、植硅体等的对比研究取得了较为一致的结果. 这些新的指标预期能为基准环境的研究提供新的思路及更多的信息.

3) 拓宽水体基准环境的应用范围. 目前基准环境研究工作的开展多基于湖泊, 特别是一些水环境状况较差的湖泊. 国际上已有的一些研究表明^[17], 水体治理基准环境这一方法已经被成功地应用到了低地河流(古河道)、近海岸带和湿地. 随着我国相关水体环境形势日益严峻, 开展该方面工作是今后的一个重要方向.

4) 进一步完善水体环境质量管理体系. 中国水环境管理机构可以借鉴 WFD 的成熟操作经验, 将古生态学手段作为一种常用的生态监测方法, 添加到进行水体生态质量评价规范中; 同时积极开展基准环境的制定工作, 有利于科学、动态的评估水环境修复阶段性效果. 例如, 如前所述, 生物指标的监测具有快速、综合评判的优势, 可将水体表层沉积物生物指标的调查工作加入到常规水质、环境质量调查的规范中.

致谢: 感谢中国科学院南京地理与湖泊研究所张恩楼副研究员提供巢湖摇蚊数据, 中国地质大学陈旭博士提供硅藻数据, 澳大利亚 Ballarat 大学 Giri Kattel 博士提供枝角类数据; 感谢中国科学院南京地理与湖泊研究所王苏民研究员、伦敦大学学院 Rick Battarbee 教授、Helen Bennion 博士及 Roger Flower 博士提供的重要图件及有益讨论.

8 参考文献

- [1] 王苏民, 窦鸿身. 中国湖泊志. 北京: 科学出版社, 1998.
- [2] Dearing JA, Yang XD, Dong XH *et al.* Extending the timescale and range of ecosystem services through paleoenvironmental analyses, exemplified in the lower Yangtze basin. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2012, **109**: E1111-E1120.
- [3] Williamson C, Saros J, Vincent W *et al.* Lakes and reservoirs as sentinels, integrators, and regulators of climate change. *Limnol Oceanogr*, 2009, **54**(6, part 2): 2273-2282.
- [4] Smol JP, Wolfe AP, Birks HJB *et al.* Climate-driven regime shifts in the biological communities of arctic lakes. *P Natl Acad Sci USA*, 2005, **102**(12): 4397-4402.
- [5] Ma R, Duan H, Hu C *et al.* A half-century of changes in China's lakes: Global warming or human influence? *Geophys Res Lett*, 2010, **37**(24): L24106.
- [6] Dearing JA, Braimoh AK, Reenberg A *et al.* Complex land systems: the need for long time perspectives to assess their future. *Ecology and Society*, 2010, **15**(4): 21.
- [7] 杨桂山, 马荣华, 张路等. 中国湖泊现状及面临的重大问题与保护策略. 湖泊科学, 2010, **22**(6): 799-810.
- [8] European Union. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 on establishing a framework for community action in the field of water policy. *J Eur Commun*, 2000, **L327**: 1-72.
- [9] 秦伯强, 高光, 胡维平等. 浅水湖泊生态系统恢复的理论与实践思考. 湖泊科学, 2005, **17**(1): 9-16.
- [10] Jeppesen E, Søndergaard M, Meerhoff M *et al.* Shallow lake restoration by nutrient loading reduction — some recent findings and challenges ahead. *Hydrobiologia*, 2007, **196**: 239-252.
- [11] Søndergaard M, Jeppesen E, Lauridsen TL *et al.* Lake restoration: successes, failures and long-term effects. *J Appl Ecol*, 2007, **44**(6): 1095-1105.
- [12] Jeppesen E, Jensen J, 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**(1): 219-227.
- [13] 秦伯强. 湖泊生态恢复的基本原理与实现. 生态学报, 2007, **27**(11): 4848-4858.
- [14] Jeppesen E, Søndergaard MO, Søndergaard MA *et al.* The structuring role of submerged macrophytes in lakes. New York: Springer Verlag, 1998.
- [15] Flower RJ, Juggins S, Battarbee RW. Matching diatom assemblages in lake sediment cores and modern surface sediment

- samples: The implications for lake conservation and restoration with special reference to acidified systems. *Hydrobiologia*, 1997, **344**:27-40.
- [16] Bennion H, Juggins S, Anderson NJ. Predicting epilimnetic phosphorus concentrations using an improved diatom-based transfer function and its application to lake eutrophication management. *Environ Sci Technol*, 1996, **30**(6):2004-2007.
- [17] Bennion H, Battarbee RW. The European Union Water Framework Directive: opportunities for palaeolimnology. *J Paleolimnol*, 2007, **38**(2):285-295.
- [18] Battarbee RW, Anderson NJ, Jeppesen E *et al.* Combining palaeolimnological and limnological approaches in assessing lake ecosystem response to nutrient reduction. *Freshwater Biol*, 2005, **50**(10):1772-1780.
- [19] OECD. Eutrophication of waters, monitoring, assessment and control. Paris: Wiley-Verlag, 1982.
- [20] 董旭辉,羊向东,王 荣. 长江中下游地区湖泊富营养化的硅藻指示性属种. *中国环境科学*, 2006, **26**(5):570-574.
- [21] Smol JP. The power of the past: using sediments to track the effects of multiple stressors on lake ecosystems. *Freshwater Biol*, 2010, **55**(S1):43-59.
- [22] 沈 吉. 湖泊沉积研究的历史进展与展望. *湖泊科学*, 2009, **21**(3):307-313.
- [23] Appleby PG. Chronostratigraphic techniques in recent sediments. In: Last WM, Smol JP eds. Tracking environmental change using lake sediments. New York: Springer Netherlands, 2001:171-203.
- [24] McGowan S, Leavitt PR, Hall RI *et al.* Controls of algal abundance and community composition during ecosystem state change. *Ecology*, 2005, **86**(8):2200-2211.
- [25] Smol J. Pollution of lakes and rivers: a paleoenvironmental perspective. New York: Wiley-Blackwell, 2008.
- [26] Bennion H, Fluin J, Simpson GL. Assessing eutrophication and reference conditions for Scottish freshwater lochs using subfossil diatoms. *J Appl Ecol*, 2004, **41**(1):124-138.
- [27] Simpson GL, Shilland EM, Winterbottom JM *et al.* Defining reference conditions for acidified waters using a modern analogue approach. *Environ Pollut*, 2005, **137**(1):119-133.
- [28] Smol JP, Stoermer EF. The diatoms: applications for the environmental and earth sciences. Cambridge: Cambridge University Press, 2010.
- [29] Stevenson R, Bailey R, Harrass M *et al.* Designing data collection for ecological assessments. In: Barbour MT, Norton SB, Thornton KW *et al.* eds. Ecological Assessment of Aquatic Handledning för miljöövervakning Handledning för miljöövervakning. Pensacola, FL: Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 2004:55-84.
- [30] Gibson G, Water USEPAO, Science USEPAO *et al.* Nutrient criteria technical guidance manual: Lakes and reservoirs. Washington DC: US Environmental Protection Agency, Office of Water, 2000.
- [31] 陈 奇,霍守亮,席北斗等. 湖泊营养物参照状态建立方法研究. *生态环境学报*, 2010, **19**(3):544-549.
- [32] 郑丙辉,许秋瑾,周保华等. 水体营养物及其响应指标基准制定过程中建立参照状态的方法——以典型浅水湖泊太湖为例. *湖泊科学*, 2009, **21**(1):21-26.
- [33] 吴丰昌,孟 伟,宋永会等. 中国湖泊水环境基准的研究进展. *环境科学学报*, 2008, **28**(12):2385-2393.
- [34] 周启星. 环境基准研究与环境标准制定进展及展望. *生态与农村环境学报*, 2010, **26**(1):1-8.
- [35] 陈云增,杨 浩,张振克等. 水体沉积物环境质量基准建立方法研究进展. *地球科学进展*, 2006, **21**(1):53-61.
- [36] Sun X, Du N, Chen M. The paleovegetation and paleoclimate during time of Homudu people. *Acta Botanica Sinica*, 1981, **23**:146-151.
- [37] 李小平,陈小华,董旭辉等. 淀山湖过去百年营养演化历史及营养物基准的建立. *环境科学*, 2012, **33**(10):3301-3307.
- [38] 董旭辉,羊向东,刘恩峰. 太白湖 400 多年来沉积硅藻记录及湖水总磷的定量重建. *湖泊科学*, 2006, **18**(6):597-604.
- [39] Bjerring R, Bradshaw EG, Amsinck SL *et al.* Inferring recent changes in the ecological state of 21 Danish candidate reference lakes(EU Water Framework Directive) using palaeolimnology. *J Appl Ecol*, 2008, **45**(6):1566-1575.
- [40] Pickett STA. Space-for-time substitution as an alternative to long-term studies. In: Likens GE ed. Long-term studies in ecology: approaches and alternatives. New York: Springer-Verlag, 1989:110-135.
- [41] Leira M, Jordan P, Taylor D *et al.* Assessing the ecological status of candidate reference lakes in Ireland using palaeolimnology. *J Appl Ecol*, 2006, **43**(4):816-827.
- [42] Battarbee RW. The importance of palaeolimnology to lake restoration. *Hydrobiologia*, 1999, **396**:149-159.

- [43] Yang XD, Anderson NJ, Dong XH *et al.* Surface sediment diatom assemblages and epilimnetic total phosphorus in large, shallow lakes of the Yangtze floodplain: their relationships and implications for assessing long-term eutrophication. *Freshwater Biol*, 2008, **53**(7):1273-1290.
- [44] Birks HH, Birks HJB. Multi-proxy studies in palaeolimnology. *Veg Hist Archaeobot*, 2006, **15**(4):235-251.
- [45] Anderson NJ, Brodersen KP, Ryves DB *et al.* Climate versus in-lake processes as controls on the development of community structure in a low-arctic lake (South-West greenland). *Ecosystems*, 2008, **11**(2):307-324.
- [46] Jeppesen E, Jensen JP, Skovgaard H *et al.* Changes in the abundance of planktivorous fish in Lake Skanderborg during the past two centuries — a palaeoecological approach. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 2001, **172**(1/2):143-152.
- [47] Davidson TA, Sayer CD, Langdon PG *et al.* Inferring past zooplanktivorous fish and macrophyte density in a shallow lake: application of a new regression tree model. *Freshwater Biol*, 2010, **55**(3):584-599.
- [48] Shang GP, Shang JC. Causes and control countermeasures of eutrophication in Chaohu Lake, China. *Chinese Geographical Science*, 2005, **15**(4):348-354.
- [49] Chen X, Yang XD, Dong XH *et al.* Nutrient dynamics linked to hydrological condition and anthropogenic nutrient loading in Chaohu Lake (southeast China). *Hydrobiologia*, 2011, **661**:223-234.
- [50] Zhang EL, Bedford A, Jones R *et al.* A subfossil chironomid-total phosphorus inference model for lakes in the middle and lower reaches of the Yangtze River. *Chinese Sci Bull*, 2006, **51**(17):2125-2132.
- [51] Zhang E, Liu E, Jones R *et al.* A 150-year record of recent changes in human activity and eutrophication of Lake Wushan from the middle reach of the Yangtze River, China. *J Limnol*, 2010, **69**(2):235-241.
- [52] Dong XH, Bennion H, Battarbee R *et al.* Tracking eutrophication in Taihu Lake using the diatom record: potential and problems. *J Paleolimnol*, 2008, **40**(1):413-429.
- [53] Rose NL, Morley D, Appleby PG *et al.* Sediment accumulation rates in European lakes since AD 1850: trends, reference conditions and exceedence. *J Paleolimnol*, 2011, **45**(4):447-468.
- [54] Andersen JH, Conley DJ, Hedal S. Palaeoecology, reference conditions and classification of ecological status: the EU Water Framework Directive in practice. *Mar Pollut Bull*, 2004, **49**(4):283-290.
- [55] 窦鸿身, 王苏民, 姜加虎等. 中国湖泊综合分类原则, 级别划分及分类程序之初探. 湖泊科学, 1996, **8**(2):173-178.
- [56] 孟 伟, 张 远, 郑丙辉. 水生态区划方法及其在中国的应用前景. 水科学进展, 2007, **18**(2):293-300.
- [57] 谢树成, 梁 斌, 郭建秋等. 生物标志化合物与相关的全球变化. 第四纪研究, 2003, **23**(5):521-528.