

小型湖泊修复区与未修复区对生态修复的响应与评价

苏小妹^{1,2},薛庆举²,万翔³,谢丽强^{2*} (1.江苏省环境科学研究院,江苏省环境工程重点实验室,江苏 南京 210036; 2.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,江苏 南京 210008; 3.生态环境部南京环境科学研究所,江苏 南京 210042)

摘要:为研究湖泊生态修复后小型城市湖泊不同区域水生态状况的长期响应特征,并探讨利用不同水生生物类群评价水体水生态状况的适用性,于2018年1月~2019年5月,对湖南小型城市湖泊松雅湖水质及不同水生生物类群分别进行了逐月和季度监测,并对其水生态状况进行了评价.结果显示,与生态修复之前相比,修复后松雅湖全湖相关水质指标均优于修复前,其中Chl-a和COD_{Mn}下降比例均接近90%,而TP降幅亦超过70%.对于不同水域,修复区与未修复区TN、NH₃-N和TP浓度均呈下降趋势,其他水质指标亦处于较低水平,变化相对较小,但大部分指标均以修复区为更优;其中,修复区COD_{Mn}含量较高可能与入湖水体输入和沉水植物残体较多有关.此外,修复区浮游植物、浮游动物以及底栖动物物种数和生物多样性指数均高于未修复区,其中浮游植物和浮游动物的密度亦高于未修复区.水生态综合评价结果显示,修复区与未修复区的水生态状况在大部分时间均表现为良好,而不同生物评价指标中以浮游动物指示种对松雅湖的评价结果最为准确,这也表明在利用单一水生生物群落对水体水生态状况进行评价时,应根据监测目的,并充分考虑不同生物类群以及水域环境的特点等来选取合适的生物类群进行评价.

关键词: 水质; 浮游植物; 浮游动物; 底栖动物; 松雅湖

中图分类号: X826 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-6923(2022)01-0302-11

Responses and assessment of water ecological state in restored and un-restored areas of a small urban lake after ecological restoration. SU Xiao-mei^{1,2}, XUE Qing-ju², WAN Xiang³, XIE Li-qiang^{2*} (1.Jiangsu Provincial Key Laboratory of Environmental Engineering, Jiangsu Provincial Academy of Environmental Sciences, Nanjing 210036, China; 2.State Key Laboratory of Lake Science and Environment, Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China; 3.Nanjing Institute of Environmental Science, MEE, Nanjing 210042, China). *China Environmental Science*, 2022,42(1): 302~312

Abstracts: This research aims to study the long-term variations on aquatic ecological state in different regions of a small urban lake after ecological restoration, and the applicability of using different aquatic organisms to evaluate water ecological state, the water quality and different aquatic communities in Songya Lake, a small urban lake in Hunan Province, this monitoring was performance monthly and quarterly from January 2018 to May 2019, and the water ecological state was evaluated. After restoration, the results showed that the water ecological status of the whole lake was better than that of before restoration. The decrease rates of Chl-a and COD_{Mn} were nearly to 90%, and for TP it was more than 70%. The concentrations of TN, NH₃-N and TP in the restored area and the un-restored area, all showed a decreasing trend, and the others water quality indexes were also at a low level with relatively small variation during the survey; However, most of the indexes were better in the restored area. The higher contents of COD_{Mn} in the restored area were probably related to the exogenous input and more submerged plant residues. In addition, the numbers of species and biodiversity indexes of phytoplankton, zooplankton and zoobenthos in the restoration area were higher than those in the un-restored area, and the densities of phytoplankton and zooplankton were also higher than those in the un-restored area. The evaluated results of water ecology showed that the restored area and the un-restored area performed well in most of the time. Among the different biological indexes, the zooplankton species indicators were the most accurate in Songya Lake, this finding suggested that in order to use a single aquatic biota to evaluate the water ecological state of the water body, an appropriate biota should be selected for this evaluation according to the characteristics of the water environment and the objectives pursued.

Key words: water quality; phytoplankton; zooplankton; zoobenthos; Songya Lake

针对湖泊出现的突出水环境问题,如何恢复或修复其水生态系统已成为国内外学者研究的热点.自二十世纪八九十年代开始,国内学者便已开始了湖泊生态修复实践研究^[1-2],比如在无锡太湖马山水厂和五里湖等水域利用水生植被的恢复来改善水质,大部分项目在实施期间均取得了一定的效果^[3-4].

收稿日期: 2021-05-02

基金项目: 国家自然科学基金资助项目(41907326, 31930074);中国科学院科技服务网络计划区域重点项目(KFJ-STG-QYZD-156);中国博士后科学基金(2019M651754);江苏省环境工程重点实验室开放基金(ZX2018007);2018年太湖水污染治理省级专项资金科研课题(TH2018402)

* 责任作者, 研究员, lqxie@niglas.ac.cn

经过近 40a 的发展,不管是湖泊生态系统退化等水环境问题的机理研究^[5-7],还是湖泊水体生态修复技术的研发与应用^[8-9],均已取得了较多的成果.其中,关于水体水生态状况对生态修复的响应方面的研究也已较多,众多研究表明,以水生植被构建为主的生态修复工程可以有效改善原有水体的水生态状况^[7,10-11].

然而,在针对小型城市湖泊生态修复的研究中,同时关注生态修复后修复区与未修复区的长时间水生态状况变化的研究仍然较少.此外,作为湖泊水生态现状评价中的常见水生生物类群,浮游植物、浮游动物和底栖动物单一类群在不同水体水生态现状研究中均被广泛应用^[12-14],但在利用不同生物类群评价水体水生态状况时会存在适用性的问题,其适用条件却很少被提及.因此,本文通过对小型城市湖泊松雅湖生态修复前后修复区和未修复区水生态状况的长时间调研,分析了水体修复区和未修复区水生态条件对生态修复工程的响应特征,并利用不同水生生物群落对水体水生态状况进行了评价,探讨了其适用性,以期今后的水体生态修复工程实践及水生态评价提供参考和依据.

1 材料与方法

1.1 研究区域概况

松雅湖为典型的小型城市湖泊,位于湖南省长沙县,地理坐标为 $113.085^{\circ}\sim 113.115^{\circ}\text{E}$, $28.260^{\circ}\sim 28.288^{\circ}\text{N}$.2009 年 12 月正式蓄水,到 2014 年 9 月,水面面积已接近 2.4km^2 ,平均水深 3.2m,目前已成为湖南省最大的城市湖泊^[15-16].松雅湖北部与捞刀河相邻,其主要入水口亦分布于湖区北部,次要入水口由东南部进入主湖区,而出水口位于西岸中部^[17].在经过蓄水之后,由于农业面源污染、生活污水排放和工业用水影响等问题,松雅湖内水生态状况仍然较差,水生植物群落也以耐污能力较强的马来眼子菜和轮叶黑藻为主,并在部分区域出现蓝藻堆积等现象.2016 年 4 月,松雅湖实施了一系列的水生态修复项目,通过基底改良、悬浮物拦截以及水生生物恢复等措施,建成 3 个生态修复示范区.其中,东、西部示范区的面积均为 5 万 m^2 ,而北部示范区为 31 万 m^2 (图 1).最新研究结果显示,松雅湖水生态状况已得到一定程度的改善^[18].

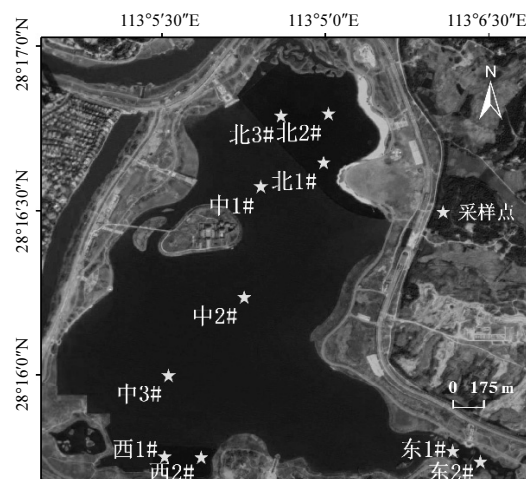


图 1 采样点位分布

Fig.1 The distribution of sampling sites

☆采样点

1.2 样品采集与处理

松雅湖水生态调查点位分布情况如图 1 所示,全湖共设置 10 个点位,其中 7 个点位分布在修复示范区,3 个点位分布在湖中未修复区.调查时间从 2018 年 1 月开始,在 2019 年 5 月时结束,水质调查每 2 个月开展 1 次,共计 9 次,生物样品采集每季度开展 1 次,共计 5 次.用于检测水体理化指标、浮游植物以及浮游动物的水样均使用混合水,即表层、中层及底层 3 层的混合水样,水样采集使用 2.5L 有机玻璃采水器.其中,500mL 水样用于检测水体的相关理化指标,1L 混合水样在经鲁哥试剂固定后用于浮游植物物种的鉴定,20L 水样在经 25#浮游生物网过滤之后浓缩于 50mL 白色方瓶内用于浮游动物物种鉴定.底栖动物样品使用 $1/16\text{m}^2$ 彼得森采泥器进行采集,使用 60 目孔径筛网对采集的表层沉积物筛洗之后,将残留物保存在自封袋内并带回实验室进行分析.

在现场调研时,使用多参数水质分析仪(YSI 6600V2)在原位监测各点位的水温(WT)、溶解氧(DO)以及 pH 值等各项指标,使用黑白盘法监测水体的透明度(SD).其他水体理化指标,包括总氮(TN)、氨氮($\text{NH}_3\text{-N}$)、总磷(TP)、正磷酸盐($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$)、化学需氧量(COD_{Mn})、叶绿素 a(Chl-a)等指标均按照《湖泊富营养化调查规范》第二版^[19]中的描述进行检测.浮游植物、浮游动物以及底栖动物等生物的物种鉴定方法与顾毓蓉等^[18]文献中的描述一致.

1.3 数据分析方法

水质分类标准参照《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002)^[20],利用湖泊综合营养状态指数(TLI(Σ))法评价水体富营养化程度,本文中主要是基于对 TN、TP、Chl-a、COD_{Mn} 以及 SD 等几个参数营养状态指数的计算来获取 TLI(Σ)值,具体计算方法参照文献[21]中的描述。

不同水生生物的 Shannon-Wiener 生物多样性指数(H')以及优势度(Y)的计算公式如下^[22-23]:

$$H' = -\sum_{i=1}^s P_i \log_2 (P_i) \quad (1)$$

$$Y = \frac{n_i}{N} f_i \quad (2)$$

式中: s 为物种数; $P_i = n_i/N$ (n_i 是第 i 个物种的个体数, N 是全部物种的个体数); f_i 为该物种在各点位出现的频率,物种优势度 $Y > 0.02$ 的物种为优势种。

另外,利用 TLI(Σ)、Chl-a、浮游植物营养指数(PP)、浮游动物指示种(ZP)以及底栖动物污染指数(IBP)等参数对松雅湖水生态状况进行评价的方法

及参照标准参考文献[24]中的描述.文中对数据进行方差分析(或 Kruskal-Wallis ANOVA)和图形的处理均在软件 OriginPro 2016 中进行。

2 结果与分析

2.1 水质响应特征

如图 2 所示,在调查期间,水温变化范围为 5.45~34.46℃,DO 变化规律与水温相反,在温度较低时含量相对更高,变化范围为 6.22~12.85mg/L,修复区均值为 9.91mg/L,而未修复区均值为 9.20mg/L,Ⅰ类水比例可达 86%以上,在 7 月时修复区 DO 含量要明显高于相邻月份,是未修复区 DO 含量的 1.36 倍,pH 值的变化范围为 6.44~10.04,其在 7 月时最高,其他月份变化不大,修复区和未修复区均值分别为 7.65 和 7.26.修复区与未修复区 SD 的变化规律基本一致,均在 9 月时明显低于相邻月份,变化范围为 0.10~2.40m,平均值分别为 1.14 和 0.43m。

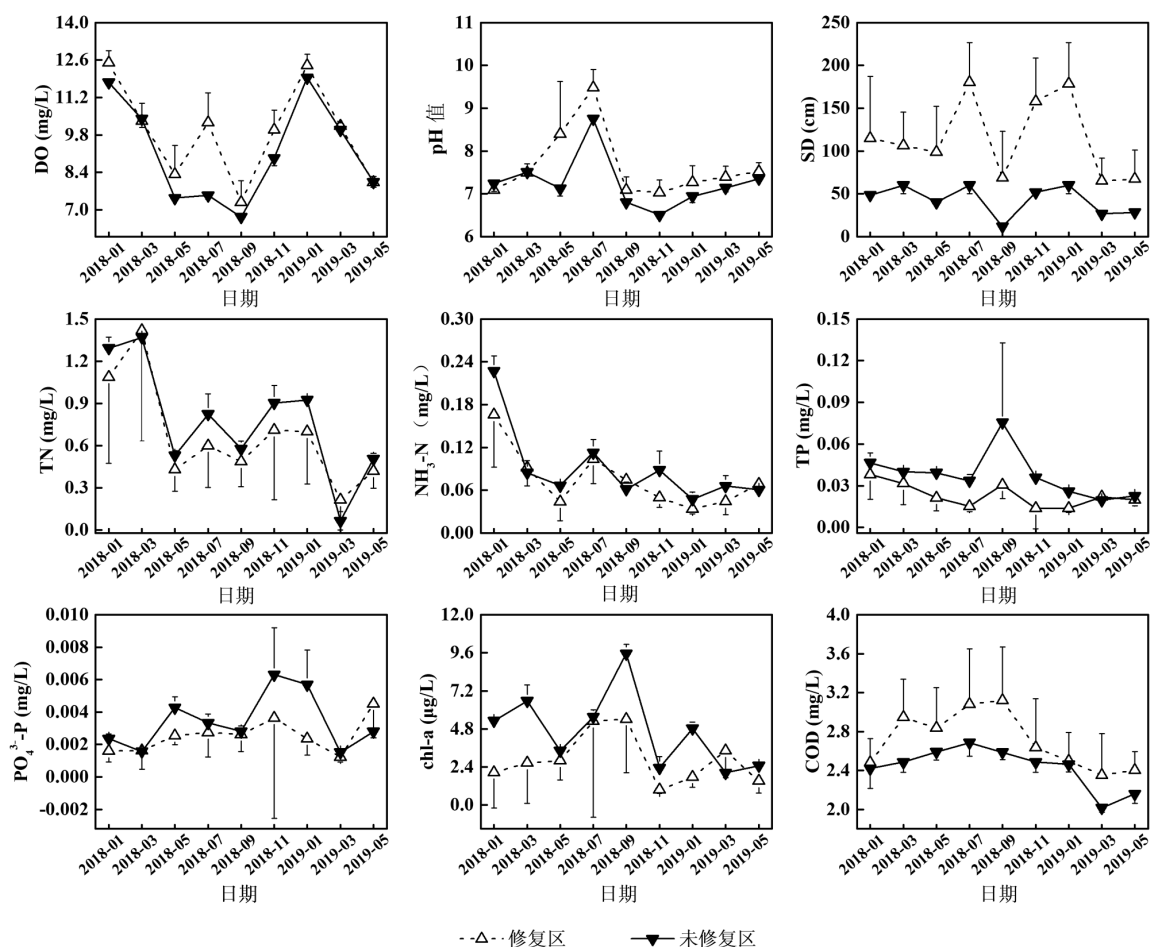


图 2 修复区与未修复区水质变化特征

Fig.2 The dynamics of various physiochemical parameters in restored and un-restored area

修复区和未修复区 TN 和 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度均呈波动下降趋势,浓度均值分别为 0.73、0.07mg/L 和 0.86、0.09mg/L,其中 TN 的Ⅲ类水达标率分别为 76.19% 和 74.07%,而 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的Ⅰ类水达标率分别为 93.65% 和 88.89%。调查期间,TP 浓度整体呈缓慢降低趋势,修复区和未修复区均在 9 月时表现为异常升高,平均值分别为 0.023 和 0.038mg/L,Ⅱ类水达标率分别达 100%和 96.30%。 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 浓度整体表现为先升高后降低的趋势,浓度平均值均为 0.003mg/L。修复区和未修复区 Chl-a 含量均表现出一定的下降趋势,但未修复区下降趋势更为明显,其值均在温度较高时达到最大值,平均值分别为 2.87 和 4.68 $\mu\text{g/L}$ 。 COD_{Mn} 均表现出缓慢升高后降低的趋势,含量均值分别为 2.71 和 2.43mg/L,Ⅱ类水达标率分别达到 96.83%和 100%。

显著性分析结果发现,各指标中仅 TP、 COD_{Mn} 和 SD 在修复区和未修复区之间存在显著性差异 ($P<0.05$),其中 SD 表现为极限显著差异 ($P<0.01$)。所有指标中,TN、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TP、 $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ 和 Chl-a 在修复区内要低于未修复区,与未修复区相比,它们的浓度在修复区内分别下降了 13.33%、17.07%、39.29%、25.44% 和 38.55%,而修复区内的 DO、pH 值、SD 以及 COD_{Mn} 则要高于未修复区,分别升高了 7.8%、5.16%、168.16%和 11.22%。另外,3 处修复区内各指标也存在较为明显的差异,像北部修复区水体 TN、 COD_{Mn} 和 TP 等指标在大部分时间均高于其他 2 个修复区。

2.2 主要生物群落结构响应特征

2.2.1 浮游植物 调查期间,共检出浮游植物物种 115 种,分属 7 个门类。其中,绿藻门物种数最多,为 49 种,其次为硅藻门和蓝藻门,分别为 28 种和 18 种,金藻门、隐藻门、甲藻门和裸藻门物种数分别为 4、3、4 和 9 种。从空间上看,修复区物种数明显高于未修复区,分别为 108 种和 82 种。从时间变化上看,总物种数、修复区以及未修复区物种数均在 9 月时达到最大值,分别为 77、72 和 49 种,其次为 5 月,1 月时最低;2018 年不同月份,修复区与未修复区物种数均随时间变化呈增加趋势,而将 2019 年与 2018 年的相同月份进行对比可发现,2019 年不同区域相同物种的数量占比相对 2018 年时均明显增加,这说明修复区与未修复区生境条件的差异可能在变小。在 1 月时,修复区与未修复区均以硅藻门物种

数最高,其次为绿藻门和隐藻门,其他门类物种均较少。5 月时,绿藻门和蓝藻门物种数量增加明显,此时绿藻门物种数量明显高于其他门类。在 8 月时,蓝藻门和硅藻门数量继续增加,但绿藻门物种数量仍为最高。修复区与未修复区浮游植物生物多样性均呈上升趋势,生物多样性指数均值分别为 2.11 和 2.08,不同区域生物多样性指数均值在 2019 年时均高于 2018 年。

浮游植物的密度和生物量存在明显的时间变化特征(图 3)。其中,修复区与未修复区浮游植物总密度均值分别为 1.34×10^6 和 $1.02\times 10^6\text{ind./L}$,均在 1 月时最低,9 月时最高,未修复区浮游植物密度仅在 2018 年 1 月时高于修复区。不同区域浮游植物组成变化规律基本相似,在 2018 年时均由隐藻门占比最高变为绿藻门,然后在 9 月时变为蓝藻门,但在 2019 年时硅藻门的最初占比明显增加。浮游植物优势种也发生了比较明显的变化,优势度最高的物种也由 2018 年 1 月的隐藻门尖尾蓝隐藻(*Chroomonas acuta*)变为 2019 年 1 月的硅藻门尖针杆藻(*Synedra acus*, 修复区)和颗粒直链藻(*Aulacoseira granulate*, 未修复区),由 2018 年 5 月的绿藻门双对栅藻(*Scenedesmus bijuga*, 修复区)和隐藻门尖尾蓝隐藻(*Chroomonas acuta*, 未修复区)变为 2019 年 5 月的硅藻门曲壳藻(*Achnanthes* sp.),在 9 月时,优势度最高的物种为蓝藻门的伪鱼腥藻(*Pseudanabaena* sp.)。修复区与未修复区生物量均在 5 月时最高,分别为 0.39 和 0.35mg/L。修复区与未修复区生物量组成的变化基本一致,在 2019 年同样表现为硅藻门生物量占比增高的现象,蓝藻门在 9 月时占比最高。

2.2.2 浮游动物 与浮游植物物种数变化相似,浮游动物物种数亦在 9 月时达到最大值 37 种,其次为 2019 年 5 月时最多,为 33 种,2018 年 1 月时最少,为 24 种。调查期间,共检出浮游动物物种 80 种,其中修复区检出 76 种,而未修复区仅检出 31 种,在不同时间修复区物种数均明显高于未修复区。另外,修复区与未修复区均以轮虫的物种数变化最大,且物种数量最多,在修复区枝角类物种数量要高于桡足类,而未修复区内桡足类物种数量略高。修复区与未修复区生物多样性指数均值分别为 1.75 和 1.52,均在 9 月时最高;相对修复区,未修复区生物多样性指数波动更为明显,且存在更为明显的下降趋势。

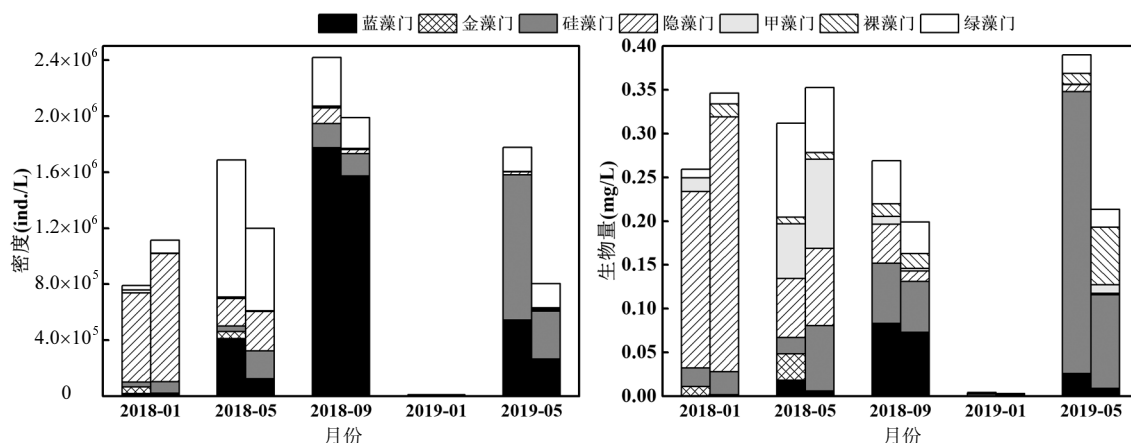


图3 浮游植物密度和生物量变化特征

Fig.3 The variation of phytoplankton density and biomass

同一时间处,左:修复区,右:未修复区

修复区与未修复区浮游动物密度均在5月时达到最大值(图4),调查期间平均值分别为278.37和185.95 ind./L. 轮虫密度在大部分时间均最高,仅在2018年和2019年1月时的未修复区内桡足类密度最高. 修复区与未修复区枝角类、桡足类和轮虫的平均密度分别为2.15, 10.12, 266.10 ind./L和4.17, 19.02, 162.76 ind./L. 在不同月份,修复区优势度最高的物种大部分时间均为针簇多肢轮虫(*Polyarthra trigla*),仅在9月时略低于有棘螺形龟甲轮虫(*Keratella cochlearis*),未修复区在1月时均为桡足类

的无节幼体和哲水蚤幼体优势度最高,5月时均为针簇多肢轮虫优势度最高,而9月时与修复区相同均为有棘螺形龟甲轮虫优势度最高. 修复区与未修复区浮游动物生物量平均值分别为0.10和0.26 mg/L,均在2018年5月时达到最大值,分别为0.19和0.62 mg/L. 修复区浮游动物生物量仅在2018年5月时由枝角类占比最高,其他时间均以轮虫生物量占比最高;而未修复区在2018年5月时同样由枝角类生物量占比最高,轮虫仅在2019年5月时占比最高,其他时间均以桡足类生物量占比最高.

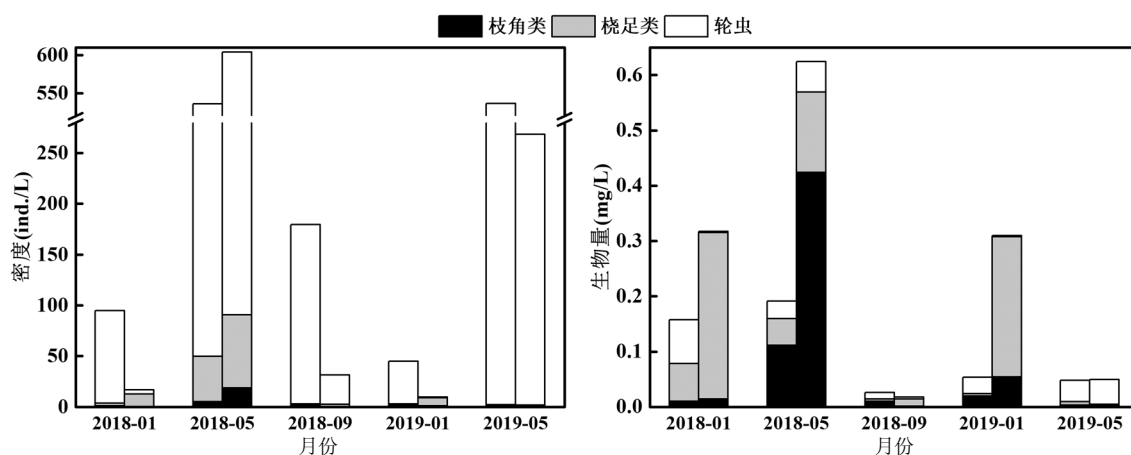


图4 浮游动物密度和生物量变化特征

Fig.4 The variation of zooplankton density and biomass

同一时间处,左:修复区,右:未修复区

2.2.3 底栖动物 Kruskal-Wallis ANOVA 由于底栖动物受采样过程及环境变化影响较大,调查期间仅检出20种底栖动物,修复区与未修复区分别检出20种和9种,在不同时间修复区底栖动物物种数均

明显高于未修复区. 修复区与未修复区物种数的变化规律基本一致,均在1月时最高,9月时最低. 修复区生物多样性指数在不同时间均明显高于未修复区,平均值分别为1.56和0.98,均在2018年1月时

最高.

修复区与未修复区底栖动物平均密度分别为 226.14 和 373.33ind./m².其中,修复区仅在 2018 年 1 月和 9 月时分别以腹足纲和寡毛纲生物密度占比最高,其他时间均以摇蚊幼虫占比最高;而未修复区仅发现两类底栖动物,在整个调查期间均以寡毛纲密度占比最高(图 5).修复区寡毛纲、摇蚊幼虫和腹足纲的平均密度分别为 69.43, 98.37 和 53.91ind./m²,而未修复区寡毛纲和摇蚊幼虫密度的平均值分别为 241.33 和 132ind./m².在不同时间,未修复区优势度最高的物种均为霍甫水丝蚓 (*Limnodrilus*

hoffmeisteri);在修复区内,霍甫水丝蚓仅在 2018 年 5 月和 9 月时优势度最高,而在 2018 年 1 月时以纹沼螺(*Parafossarulus striatulus*)的优势度为最高,其他时间以多巴小摇蚊(*Microchironomus tabarui*)的优势度最高.调查期间,修复区与未修复区底栖动物生物量平均值分别为 34.06 和 1.21g/m²,均在 1 月时达到最高值,分别为 133.7 和 2.41g/m².与密度占比情况不同,修复区生物量在大部分时间均以腹足纲生物量占比最高,仅在 9 月时以摇蚊幼虫的生物量占比最高;而未修复区内,摇蚊幼虫在大部分时间生物量占比最高,仅在 9 月时以寡毛纲生物占比略高.

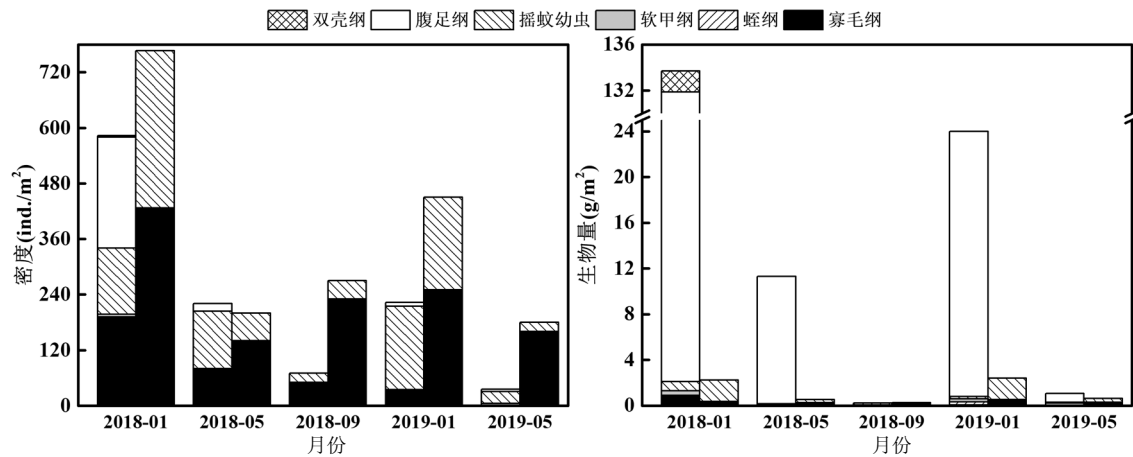


图 5 底栖动物密度和生物量变化特征

Fig.5 The variation of zoobenthos density and biomass
同一时间处,左:修复区,右:未修复区

2.3 水生态状况评价

本研究中利用 5 项指标对松雅湖不同时间的水生态状况进行了评价,由于 5 个指标之间相互独立,所以选取了出现频率最高的结果作为评价的最终

结果.结果表明,调查期间修复区水生态状况的变化为一般→良好/一般→良好→良好→一般;而未修复区的评价结果为良好→良好→一般→良好→良好(表 1).

表 1 基于不同方法对松雅湖水生态状况的评价结果

Table 1 The evaluation results of aquatic ecosystem of Songya Lake based on different indicators										
时间	修复区					未修复区				
	TLI	Chl-a	PP	ZP	IBP	TLI	Chl-a	PP	ZP	IBP
2018-01	中营养(良好)	中营养(良好)	中污染(一般)	β-α 中污带 (一般)	β 中度污染 (一般)	中营养 (良好)	中营养(良好)	中污染(一般)	β 中污带(良好)	β 中度污染 (一般)
2018-05	中营养(良好)	中营养(良好)	严重污染(很差)	β-α 中污带 (一般)	β 中度污染 (一般)	中营养 (良好)	中营养(良好)	中污染(一般)	β 中污带(良好)	α 中度污染 (较差)
2018-09	中营养(良好)	中营养(良好)	严重污染(很差)	β-α 中污带 (一般)	α 中度污染 (较差)	轻度富营养 (一般)	中营养(良好)	严重污染(很差)	β-α 中污带 (一般)	α 中度污染 (较差)
2019-01	中营养(良好)	中营养(良好)	重污染(较差)	β 中污带(良好)	β 中度污染 (一般)	中营养 (良好)	中营养(良好)	重污染(较差)	β 中污带(良好)	α 中度污染 (较差)
2019-05	中营养(良好)	贫营养(好)	严重污染(很差)	β-α 中污带 (一般)	β 中度污染 (一般)	中营养 (良好)	中营养(良好)	严重污染(很差)	β 中污带(良好)	α 中度污染 (较差)

从表 1 中可以看出,在修复区内,TLI 和 Chl-a 对水生态状况的评价结果基本一致,ZP 和 IBP 的评价结果较一致,而 PP 的评价结果与以上几种方法的评价结果均存在较大差异.在未修复区内,TLI、Chl-a 和 ZP 的评价结果相似,而剩余 2 种方法的评价结果与其他 4 种方法的评价结果均存在差异.通过以上分析可以发现,因 TLI 和 Chl-a 2 个指标能够直接、快速的反应水质及相关生物群落的变化,这使得其对水生态状况的评价结果与松雅湖水生态系统的实际状况更为符合.所以,将 3 种水生生物类群的评价结果与对应的 TLI 和 Chl-a 评价结果进行对比发现,对于修复区与未修复区,均以浮游动物的评价结果与实际情况更为接近,而其他 2 种水生生物类群的评价结果与实际情况则相差较大.

3 讨论

3.1 水质对生态修复的响应特征

作为常规的传统水生态修复技术,以大型水生植被群落构建为主的水生态修复技术对水体中的重金属、营养盐以及其他有机与无机污染物均具有较好的去除效果,对水体水质可以起到较好的改善作用^[25-27].如谢季遥等^[7]对苏州市城市湖泊潜龙渠

的研究发现,生态修复后,TP、TN、NH₃-N 以及 COD_{Mn}4 种污染物浓度均有下降,潜龙渠水质得到显著提升,但其指出不同污染物对生态修复措施的响应程度不同.对湖北洋澜湖的生态修复研究^[11]亦发现,修复区除 TN 和 TP 出现降低之外,Chl-a 浓度也显著低于未修复区,同时修复区的水体透明度亦显著高于未修复区.而对于松雅湖,在 2016 年生态修复之前,其水体主要理化参数情况如表 2 所示.从表中可以看出,在生态修复之前,松雅湖内水体以 TN、TP 以及 COD_{Mn}等指标均属于Ⅳ类或Ⅴ类,仅 NH₃-N 达到Ⅱ类水标准.修复后,松雅湖修复区与未修复区 TN 分别降低了 46.53%和 38.3%,TP 分别降低了 79.21%和 65.76%,COD_{Mn} 分别降低了 89.85%和 90.88%,NH₃-N 分别下降了 53.16%和 43.52%,且均达到Ⅲ类水及以上水平.除以上几项指标之外,Chl-a 等指标也得到明显改善,其中 Chl-a 降低了接近 90%.同时,未修复区水质也得到明显改善,但其中 TP 和 SD 要显著差于修复区,特别是 SD.另外,修复区内 COD_{Mn} 含量要显著高于未修复区,这可能与修复区内主要入水口入湖水体携带外源输入有机物质含量较高,以及修复区内水生植物残体较多等原因有关^[28].

表 2 2016 年松雅湖生态修复之前水体各项指标状况
Table 2 The water quality of Songya Lake before ecological restoration in 2016

指标	TP(mg/L)	TN(mg/L)	NH ₃ -N(mg/L)	SS(mg/L)	浊度(NTU)	Chl-a(μg/L)	COD _C (mg/L)
平均值±标准差	0.11±0.03	1.26±0.27	0.16±0.07	37.20±13.76	24.14±4.69	32.09±12.94	26.66±4.45
水质类别	Ⅴ类	Ⅳ类	Ⅱ类	/	/	/	Ⅳ类

注:“/”表示《地表水环境质量标准》(GB 3838-2002)中不包含此分类参数.

3.2 水生生物群落变化

水生植物群落的构建等生态修复措施不仅可以改善水体水质,对水生态系统中的不同水生生物类群的结构也存在重要影响^[5,10,29].首先,水生植被群落构建和修复等措施可以增加浮游植物群落的生物多样性,降低其生物量和细胞丰度,并改变其优势种^[30].在 2013 年和 2014 年 9 月,张玮等^[15]对松雅湖浮游植物群落特征进行了研究,共检出 118 种浮游植物,与本研究结果基本一致,这可能与 2014 年松雅湖的蓄水有关,水量的增加对水体的恶化起到了一定的缓解作用.但本次调研中修复区物种数要显著高于未修复区,说明生态修复对浮游植物群落物

种数的增加起到了积极影响.与前期调研结果相比,两次调研中浮游植物优势种的变化相对较小,但蓝藻门优势种由微囊藻属变为颤藻属.另外,夏季时水体中浮游植物密度显著下降,由 4.59×10⁶ind./L 降至 2.20×10⁶ind./L(均为 9 月时调查结果),Shannon-Wiener 多样性指数也有所升高.生态修复后浮游植物群落的变化可能主要与水体中营养盐含量以及大型水生植物分布情况的变化有关,高健等^[31]对惠州西湖的研究结果指出,生态修复后营养盐含量的降低和沉水植物的出现是影响浮游植物群落发生改变的主要环境因子.

其次,湖泊生态修复对浮游动物群落结构也具

有重要影响.曾海逸等^[29]对暨大南湖的研究发现,在湖泊修复后浮游动物枝角类的丰度和生物量均显著增加,后生浮游动物的生物量也显著增加.而苗滕等^[32]的研究发现,修复后的元妙观湖和南南湖,浮游甲壳动物的物种数、丰度和生物多样性均高于未修复的平湖.在本研究中,修复区在不同时间获取的浮游动物物种数均明显高于未修复区,而丰度及生物多样性指数等参数亦高于未修复区.此外,前期调查结果显示,在松雅湖开展生态修复之前,其水体中浮游动物物种数在 2013 年和 2014 年夏季分别为 49 种和 30 种,而本研究中 2018 年夏季共检出 37 种,说明在生态修复之前松雅湖浮游动物物种数可能已呈降低趋势,但在经过生态修复之后松雅湖的浮游动物物种数又出现一定程度的增加.已有研究表明,浮游动物群落结构的变化一般主要受浮游植物以及鱼类群落组成变化的影响.一方面,浮游动物中的一些物种是浮游植物的主要捕食者,所以,浮游植物群落结构的变化会对浮游动物群落结构产生直接影响^[33],而水质的变化也会通过影响浮游植物群落结构来影响浮游动物的群落组成;另一方面,鱼类作为浮游动物的主要捕食者,是影响浮游动物群落结构组成的主要因素^[29,34].

最后,由于底栖动物具有生活周期长、迁徙能力差、对环境变化敏感等特点^[35-36],其对湖泊生态修复措施也存在显著的响应.刘保元等^[37]通过围隔实验发现,水生植被恢复后,底栖动物的物种数、密度以及生物量均有增加,软体动物也再次出现,生物多样性也得到提高.吴家乐等^[11]对湖北洋澜湖治理效果的研究也发现,修复区底栖动物的物种数、密度均高于未修复区,特别是软体动物的密度和生物量,修复区均显著高于未修复区.然而,在本研究中修复区底栖动物的密度要低于未修复区,这可能与未修复区中寡毛纲和摇蚊幼虫等耐污种的密度仍较高有关,而未修复区物种数远低于修复区可能也在一定程度上与未修复区的水深相对较深有关.但与前期张玮等^[15]对松雅湖的研究结果进行对比发现,本次调查中修复区与未修复区底栖动物物种数和密度均明显高于 2013 年和 2014 年时的调查结果.从以上结果可以看出,湖泊富营养化对底栖动物的丰度、生物量和物种组成等均存在较为明显的负面影响,而生态修复后水生植物的存在可为底栖动物提供良

好的栖息生境,并有利于其躲避敌害,对其群落的稳定发展具有积极作用^[38-39].

3.3 水生态状况

从以上分析可以看出,松雅湖生态修复示范区的建设对松雅湖水质和不同水生生物群落结构的发展均起到了良好的改善作用,增加了松雅湖水生态系统的稳定性,而沉水植物等大型水生植物的恢复也增加了水体生境的多样性,为不同水生生物物种的生存提供了良好生境.所以,从另一方面来看,湖泊中不同水生生物类群群落的结构特征也可以反映湖泊的水生态健康状况^[40-42].本文中选取 TLI(Σ)、Chl-a、PP、ZP 以及 IBP 等 5 个指标来综合评价松雅湖的水生态状况,其中,后 4 项指标均可表征湖泊中的水生生物状况.从综合评价的最终结果看,松雅湖修复区与未修复区水生态状况相似,在大部分时间均为良好.但其中 3 项生物指标的评价结果相差较大,这可能与 3 个指标的计算方法有关,虽然修复区中不同生物的物种数均有明显增加,但仍包含一些耐污种,所以 3 项指标的评价结果仍然相对较差.以上结果也说明,水体中不同生物类群对水质以及生境变化的响应存在较大差别,这可能与不同水生生物类群所处的生态位与营养级不同有关.已有研究表明,不同的生物类群结构的变化反映的是水体中不同层次水环境状况的变化^[43].因此,在利用生物类群指标对水体水生态状况进行评估时,应根据监测目的(如水质、底质或其他生境条件状况评估等),并充分考虑不同生物类群(如生活史及对污染物或者生境变化的敏感程度不同等)以及水域环境的特点(如水深、水动力以及人为干预程度不同等)来选取适宜的水生生物类群开展评估.比如,浮游植物与浮游动物适用于较为短期的环境监测,而大型底栖动物适用于时间尺度较长的环境监测;浮游植物与浮游动物对水质变化的评价效果较好,大型底栖动物对生境条件的评价效果较好^[44-45].在本研究中,从水生生物评价结果可以看出,与浮游植物相比,浮游动物对松雅湖水生态状况变化的响应更为迅速,也更适于在小型城市湖泊水生态状况评价中应用.另外,通过底栖动物的评价结果也可以发现,松雅湖修复区的生境条件在一定程度上要优于未修复区.

综上所述,湖泊生态修复示范区的建立不仅对松雅湖示范区内水质及水生态条件起到了良好

的改善作用,未修复区内水生态状况也得到了一定程度的改善,特别是水质,其各项指标与修复区均不存在显著差异(TP 与 SD 除外).然而,结合国内外湖泊生态修复研究现状,可以发现迄今为止能够成功修复湖泊生态系统的案例仍然较少,特别是在一些较大型的湖泊之中^[1].就算是修复成功的案例一般也需要一个较长的过程,并耗费巨大的人力、财力和物力^[46-47].究其原因,除与污染源控制与生境变化等条件有关之外,生态修复工程及后期管理等过程的成本过高也是其中的重要原因,但国内外学者对水体生态修复工程中成本控制这一方面的研究仍然较少.而本研究中多块生态修复示范区的成功建立及示范也为今后小型湖泊生态修复成本控制提供了重要思路,即通过优化生态修复示范区的数量、位置和大小等方法,在达到应有效果的基础上,实现成本的最优控制.

4 结论

4.1 生态修复后,松雅湖生态修复示范区与未修复区各项水质指标均优于修复之前,其中 Chl-a 和 COD_{Mn} 下降比例均接近 90%,而 TP 降幅亦超过 70%,均达到Ⅲ类水及以上水平;修复区的大部分水质指标也要优于未修复区,其中 TP 和 Chl-a 均下降了接近 40%,而 SD 升高了接近 1.7 倍.

4.2 修复区浮游植物、浮游动物以及底栖动物物种数和生物多样性指数均高于未修复区,其中浮游植物和浮游动物的密度亦高于未修复区,底栖动物优势种也发生了明显变化,说明修复区生境条件要优于未修复区.

4.3 水生态状况综合评价结果显示,修复区与未修复区在大部分时间均表现为良好,而生物指标中以浮游动物对松雅湖水生态状况的评价结果最为准确.

参考文献:

- [1] 秦伯强,张运林,高 光,等.湖泊生态恢复的关键因子分析 [J]. 地理科学进展, 2014,33(7):918-924.
Qin Boqiang, Zhang Yunlin, Gao Guang, et al. Key factors affecting lake ecological restoration [J]. Progress in Geography, 2014,33(7): 918-924.
- [2] 薛庆举,汤祥明,龚志军,等.典型城市湖泊五里湖底栖动物群落演变特征及其生态修复应用建议 [J]. 湖泊科学, 2020,32(3):762-771.
Xue Qingju, Tang Xiangming, Gong Zhijun, et al. Succession of macrozoobenthic communities and implications for ecological restoration in an urban Lake Wuli, Jiangsu Province [J]. Journal of Lake Sciences, 2020,32(3):762-771.
- [3] 濮培民.改善太湖马山水厂水源区水质的物理-生态工程实验研究 [J]. 湖泊科学, 1993,5(2):171-180.
Pu Peimin. An experimental study on the physio-ecological engineering for improving Taihu Lake water quality in water source area of Mashan drinking water plant [J]. Journal of Lake Sciences, 1993,5(2):171-180.
- [4] 李文朝.浅型富营养湖泊的生态恢复——五里湖水生植被重建实验 [J]. 湖泊科学, 1996,8(S1):1-10.
Li Wenchao. Ecological restoration of shallow, eutrophic lakes—experimental studies on the recovery of aquatic vegetation in Wuli Lake [J]. Journal of Lake Sciences, 1996,8(S1):1-10.
- [5] 杨凤娟,蒋任飞,饶伟民,等.沉水植物在富营养化浅水湖泊修复中的生态机理 [J]. 安徽农业科学, 2016,44(26):58-61.
Yang Fengjuan, Jiang Renfei, Rao Weimin, et al. Ecological mechanisms of submerged macrophytes in the restoration of eutrophic shallow lakes [J]. Journal of Anhui Agricultural Sciences, 2016,44(26): 58-61.
- [6] 王志强,崔爱花,缪建群,等.淡水湖泊生态系统退化驱动因子及修复技术研究进展 [J]. 生态学报, 2017,37(18):6253-6264.
Wang Zhiqiang, Cui Aihua, Miu Jianquan, et al. Research progress on the driving factors of freshwater lake ecosystem degradation and associated restoration techniques [J]. Acta Ecologica Sinica, 2017, 37(18):6253-6264.
- [7] 谢季遥,陈 星,许 钦,等.城市湖泊生态修复的水质响应研究 [J]. 水资源与水工程学报, 2019,30(1):53-59.
Xie Jiyao, Chen Xing, Xu Qin, et al. Study on water quality response for urban lake ecological restoration [J]. Journal of Water Resources & Water Engineering, 2019,30(1):53-59.
- [8] 齐延凯,孟顺龙,范立民,等.湖泊生态修复技术研究进展 [J]. 中国农学通报, 2019,35(26):84-93.
Qi Yankai, Meng Shunlong, Fan Limin, et al. Ecological restoration technology of lakes: Research progress [J]. Chinese Agricultural Science Bulletin, 2019,35(26):84-93.
- [9] 刘 韩,王汉席,盛连喜.中国湖泊水体富营养化生态治理技术研究进展 [J]. 湖北农业科学, 2020,59(1):5-10.
Liu Han, Wang Hanxi, Sheng Lianxi. Progress of ecological control techniques for eutrophication of lakes in China [J]. Hubei Agricultural Sciences, 2020,59(1):5-10.
- [10] 黄小龙,郭艳敏,万 斌,等.沉水植物恢复对城市富营养化湖泊生态环境影响 [J]. 环境工程, 2018,36(7):17-21.
Huang Xiaolong, Guo Yanmin, Wan Bin, et al. Effect of submerged macrophytes restoration on the ecological environment of urban eutrophic lake [J]. Environmental Engineering, 2018,36(7):17-21.
- [11] 吴家乐,甘 磊,刘素霞,等.修复对湖北洋澜湖富营养化与生态状况的影响:基于大型无脊椎底栖动物的评价 [J]. 湖泊科学, 2019, 31(6):1547-1558.
Wu Jiale, Gan Lei, Liu Suxia, et al. Effect of restoration on the eutrophication and ecological status of Lake Yanglan (Hubei Province): Assessment based on macroinvertebrates [J]. Journal of Lake Sciences, 2019,31(6):1547-1558.

- [12] 朱海涛,湛若云,彭 玉,等.澜沧江源区浮游植物群落特征及其对水质的指示作用 [J]. 水生态学杂志, 2020,41(1):16-21.
Zhu Haitao, Zhan Ruoyun, Peng Yu, et al. Phytoplankton structure and water quality assessment in the source region of Lancang River [J]. Journal of Hydroecology, 2020,41(1):16-21.
- [13] 杨玉霞,沈 强,胡 俊,等.石头水库浮游生物群落结构及水生态评价 [J]. 水生态学杂志, 2019,40(6):24-29.
Yang Yuxia, Shen Qiang, Hu Jun, et al. Plankton community structure and water ecology assessment in Shitouhe Reservoir, Shaanxi Province [J]. Journal of Hydroecology, 2019,40(6):24-29.
- [14] 赵永晶,王洪铸,崔永德.巢湖沿岸带底栖动物群落结构及其环境质量评价 [J]. 海洋与湖沼, 2020,51(3):520-527.
Zhao Yongjing, Wang Hongtao, Cui Yongde. Community structure of macrozoobenthos and environmental quality assessment in littoralzone of Chao Lake [J]. Oceanologia et Limnologia Sinica, 2020,51(3):520-527.
- [15] 张 玮,赵风斌,徐后涛,等.松雅湖成湖初期夏季浮游植物群落及其与环境因子的关系 [J]. 生物学杂志, 2017,34(3):47-52.
Zhang Wei, Zhao Fengbin, Xu Houtao, et al. The community structures of phytoplankton from Lake Songya and its relationship to environmental factors in summer during the early completed period [J]. Journal of Biology, 2017,34(3):47-52.
- [16] 李明惠,恭映璧,钟 淳.松雅湖国家湿地公园生态功能分析 [J]. 中南林业科技大学学报, 2012,32(12):38-41.
Li Minghui, Gong Yingbi, Zhong Chun. Analysis on ecological function of Songya Lake National Wetland Park [J]. Journal of Central South University of Forestry & Technology, 2012,32(12):38-41.
- [17] 尹 勇.城市湿地公园水系规划研究 [D]. 长沙:湖南农业大学, 2010.
Yin Yong. Research on the planning of water-system in urban wetland park [D]. Changsha: Hunan Agricultural University, 2010.
- [18] 顾毓蓉,薛庆举,万 翔,等.基于 P-IBI 因子分析法评价生态修复后松雅湖水生态状况 [J]. 应用与环境生物学报, 2020,26(6):1325-1334.
Gu Yurong, Xue Qingju, Wan Xiang, et al. Aquatic ecosystem states evaluation based on P-IBI factor analysis in Songya Lake after ecological restoration [J]. Chinese Journal of Applied & Environmental Biology, 2020,26(6):1325-1334.
- [19] 金相灿,屠清瑛.湖泊富营养化调查规范 [M]. 北京:中国环境科学出版社, 1990:160-270.
Jin Xiangcan, Tu Qingying. The standard methods for observation and analysis in lake eutrophication [M]. Beijing: Chinese Environmental Science Press, 1990:160-270.
- [20] GB 3838-2002 地表水环境质量标准 [S].
GB 3838-2002 Environmental quality standards for surface water [S].
- [21] 金相灿,刘鸿亮,屠清瑛,等.中国湖泊富营养化 [M]. 北京:中国环境科学出版社, 1990:127-128.
Jin Xiangcan, Liu Hongliang, Tu Qingying, et al. China lake eutrophication [M]. Beijing: Chinese Environmental Science Press, 1990:127-128.
- [22] Shannon C E, Weaver W. The Mathematical Theory of Communication [J]. Bell Labs Technical Journal, 1950,26(3):321-321.
- [23] 彭松耀,李新正,徐 勇,等.十年间黄海大型底栖动物优势种的变化 [J]. 海洋与湖沼, 2017,48(3):536-542.
Peng Songyao, Li Xinzheng, Xu Yong, et al. Variation of macrobenthos in Yellow Sea in past 10years [J]. Oceanologia et Limnologia Sinica, 2017,48(3):536-542.
- [24] 周 驰,周念来,苗 滕.湖北省典型湖泊水生态现状与综合评价 [J]. 中国水运, 2015,15(8):168-170.
Zhou Chi, Zhou Nianlai, Miao Teng. Current status and evaluation of water ecology of typical lakes in Hubei province [J]. China Water Transport, 2015,15(8):168-170.
- [25] Pandey V C, Baudh K. Phytomanagement of Polluted Sites: Eco-Restoration Potential of Vegetation for Contaminated Water Bodies [M]. Elsevier, 2019:425-446.
- [26] Dhir B, P Sharmila, PP Saradhi. Potential of Aquatic Macrophytes for Removing Contaminants from the Environment [J]. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 2009,39(9):754-781.
- [27] 程 娜,刘来胜,徐建新,等.中国水生植物群落构建与优化配置研究进展 [J]. 人民珠江, 2019,40(12):90-96.
Cheng Na, Liu Laisheng, Xu Jianxin, et al. Research progress on construction and optimal allocation of aquatic plant communities in China [J]. Pearl River, 2019,40(12):90-96.
- [28] 吕丽萍.挺水植物残体分解对冷季型植物浮床氮去除的影响及调控 [D]. 南京:南京大学, 2019.
Lv Liping. Effects and regulation of decomposition of emergent aquatic plant residues on nitrogen removal in floating beds employing cold-season macrophytes [D]. Nanjing: Nanjing University, 2019.
- [29] 曾海逸,钟 萍,赵雪枫,等.热带浅水湖泊后生浮游动物群落结构对生态修复的响应 [J]. 湖泊科学, 2016,28(1):170-177.
Zeng Haiyi, Zhong Ping, Zhao Xuefeng, et al. Response of metazoan zooplankton communities to ecological restoration in a tropical shallow lake [J]. Journal of Lake Sciences, 2016,28(1):170-177.
- [30] 闵婷婷,刘正文,李传红.惠州西湖生态修复对浮游植物的影响 [J]. 生态环境学报, 2011,20(4):701-705.
Min Tingting, Liu Zhengwen, Li Chuanhong. Comparative studies of phytoplankton communities in restored and un-restored areas in Huizhou West Lake [J]. Ecology and Environmental Sciences, 2011, 20(4):701-705.
- [31] 高 健,周 敏,闵婷婷,等.惠州西湖生态修复对浮游植物功能类群的影响 [J]. 生态科学, 2013,32(5):540-545,563.
Gao Jian, Zhou Min, Min Tingting, et al. Response of the phytoplankton functional groups to ecological restoration in Huizhou Lake [J]. Ecological Science, 2013,32(5):540-545,563.
- [32] 苗 滕,高 健,陈炳辉,等.惠州西湖生态修复对浮游甲壳动物群落结构的影响 [J]. 生态科学, 2013,32(3):324-330.
Miao Teng, Gao Jian, Chen Binghui, et al. The effects of ecological restoration on the community structures of planktonic crustaceans in Huizhou West Lake [J]. Ecological Science, 2013,32(3):324-330.
- [33] Ghadouani A, Pinel-Alloul B, Prepas E E. Effects of experimentally induced cyanobacterial blooms on crustacean zooplankton communities [J]. Freshwater Biology, 2003,48(2):363-381.
- [34] Hall DJ, Threlkeld ST, Crowley B. The size-efficiency hypothesis and the size structure of zooplankton communities [J]. Annual Review of Ecology & Systematics, 1976,7:177-208.

- [35] de Castro Vasconcelos M, Melo A S. An experimental test of the effects of inorganic sediment addition on benthic macroinvertebrates of a subtropical stream [J]. *Hydrobiologia*, 2008,610(1):321-329.
- [36] Pan B Z, Wang H Z, Pusch M T, et al. Macroinvertebrate responses to regime shifts caused by eutrophication in subtropical shallow lakes [J]. *Freshwater Science*, 2015,34(3):942-952.
- [37] 刘保元,邱东茹,吴振斌.富营养浅湖水生植被重建对底栖动物的影响 [J]. *应用与环境生物学报*, 1997,3(4):323-327.
- Liu Baoyuan, Qiu Dongru, Wu Zhenbin. Effects of reestablishment of aquatic macrophytes on zoobenthos in a eutrophic shallow lake [J]. *Chinese Journal of Applied & Environmental Biology*, 1997,3(4): 323-327.
- [38] Bazzanti M, Mastrantuono L, Pilotto F. Depth-related response of macroinvertebrates to the reversal of eutrophication in a mediterranean lake: Implications for ecological assessment [J]. *Science of the Total Environment*, 2017,579:456-465.
- [39] Phiri C, Chakona A, Day J A. Macroinvertebrates associated with two submerged macrophytes, *Lagarosiphon ilicifolius* and *Vallisneria spiralis*, in the Sanyati Basin, Lake Kariba, Zimbabwe: Effect of plant morphological complexity [J]. *African Journal of Aquatic Science*, 2012,37(3):277-288.
- [40] 胡春英.不同湖泊演替过程中浮游动物数量及多样性的研究 [J]. *水生生物学报*, 1999,23(3):217-226.
- Hu Chunying. The density and diversity of zooplanktons in the succession of five lakes [J]. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 1999,23(3): 217-226.
- [41] 吴振斌,邱东茹,贺 锋,等.沉水植物重建对富营养水体氮磷营养水平的影响 [J]. *应用生态学报*, 2003,14(8):1351-1353.
- Wu Zhenbin, Qiu Dongru, He Feng, et al. Effects of rehabilitation of submerged macrophytes on nutrient level of a eutrophic lake [J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2003,14(8):1351-1353.
- [42] 段学花,王兆印,余国安.以底栖动物为指示物种对长江流域水生生态进行评价 [J]. *长江流域资源与环境*, 2009,18(3):241-247.
- Duan Xuehua, Wang Zhaoyin, Yu Guoan. Ecological assessment of the Yangtze River eco-system with benthic invertebrate as indicator species [J]. *Resources and Environment in the Yangtze Basin*, 2009, 18(3):241-247.
- [43] 刘麟菲,徐宗学,殷旭旺,等.济南市不同区域水生生物与水环境因子的响应关系 [J]. *湖泊科学*, 2019,31(4):998-1011.
- Liu Linfei, Xu Zongxue, Yin Xuwang, et al. Response of aquatic organism richness to physiochemical factors at different regions in Jinan City [J]. *Journal of Lake Sciences*, 2019,31(4):998-1011.
- [44] 周笑白,张宁红,张 咏,等.太湖水质与水生生物健康的关联性初探 [J]. *环境科学*, 2014,35(1):271-278.
- Zhou Xiaobai, Zhang Ninghong, Zhang Yong, et al. Preliminary study on the relationship between the water quality and the aquatic biological health status of Taihu Lake [J]. *Environmental Science*, 2014,35(1):271-278.
- [45] 金小伟,王业耀,王备新,等.我国流域水生态完整性评价方法构建 [J]. *中国环境监测*, 2017,33(1):75-81.
- Jin Xiaowei, Wang Yeyao, Wang Beixin, et al. Methods development for monitoring and assessment of ecological integrity of surface waters in China [J]. *Environmental Monitoring in China*, 2017,33(1):75-81.
- [46] Allan J D, McIntyre P B, Smith S D P, et al. Joint analysis of stressors and ecosystem services to enhance restoration effectiveness [J]. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 2013,110(1):372-377.
- [47] Neeson T M, Smith S D P, Allan J D, et al. Prioritizing ecological restoration among sites in multi-stressor landscapes [J]. *Ecological Applications*, 2016,26(6):1785-1796.

作者简介: 苏小妹(1989-),女,河南安阳人,工程师,博士,主要从事湖泊生物学和环境毒理学研究.发表论文 6 篇.