

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2024.23.016

武汉北湖硬质底板湖泊治理技术研究

杨浩然^{1,2}, 吴伟³, 潘瑞静⁴, 董先洲¹, 江懿枫¹, 余建洋⁴,
王宗平¹

(1. 华中科技大学 环境科学与工程学院, 湖北 武汉 430074; 2. 成都市金牛区委办公室, 四川 成都 610000; 3. 武汉市政工程设计研究院有限责任公司, 湖北 武汉 430070;
4. 武汉市江汉区湖泊管理所, 湖北 武汉 430070)

摘要: 随着城市化的不断发展,硬质底板景观湖泊的水质问题越来越受到关注。武汉北湖属于硬质底板景观湖泊,存在藻类暴发严重、水生态差、水体透明度低等问题。基于此,采用去除底板、水生态、水循环等措施进行北湖水体修复中试。结果表明,在3个实验区中去除底板、水循环和水生态3种措施联用的效果最佳,与湖泊原水相比,总氮、总磷、浊度和藻密度分别降低19.6%、30.0%、26.5%和68.7%。其原因在于微生物、植物吸收与循环过滤的共同作用。在藻类易暴发时期,仍能使水体水质达到Ⅳ类水标准。去除底板后底质中有机质、总磷、总氮等都有所降低,实验区的优势菌门为变形菌门(*Proteobacteria*)和绿弯菌门(*Chloroflexi*),在夏季和冬季的最大相对丰度分别为60.86%和71.33%,同时微生物的 α 多样性有所提升,有利于湖泊底质的稳定性和生态完整性。该方法的成本为0.13~0.14元/m³,具有较高的经济性,可为其他硬质底板景观湖泊治理所借鉴和推广。

关键词: 景观水体; 硬质底板; 水环境治理; 水质改善

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2024)23-0114-09

Treatment Technology for Hard Bottom North Lake in Wuhan

YANG Hao-ran^{1,2}, WU Wei³, PAN Rui-jing⁴, DONG Xian-zhou¹, JIANG Yi-feng¹,
YU Jian-yang⁴, WANG Zong-ping¹

(1. School of Environmental Science & Engineering, Huazhong University of Science & Technology, Wuhan 430074, China; 2. Jinniu District Commission Office, Chengdu 610000, China; 3. Wuhan Municipal Engineering Design & Research Institute Co. Ltd., Wuhan 430070, China; 4. Lake Management Office of Wuhan Jiangnan District, Wuhan 430070, China)

Abstract: As urbanization continues to advance, the water quality of hard bottom landscape lakes has garnered increasing attention. The North Lake in Wuhan exemplifies a hard bottom landscape lake that is experiencing significant algal blooms, deteriorating aquatic ecology, and reduced water transparency. Based on this, a comprehensive approach involving the removal of hard bottom, enhancement of aquatic ecology, and implementation of water circulation measures was employed to conduct a pilot test for the remediation of the water body in North Lake. In the three experimental areas, the synergistic effects of hard bottom removal, water circulation enhancement, and ecological remediation yielded optimal results. When compared to untreated lake water, reductions in total nitrogen, total

通信作者: 王宗平 E-mail: zongpingw@hust.edu.cn

phosphorus, turbidity, and algal density were observed at percentages of 19.6%, 30.0%, 26.5%, and 68.7%, respectively. The underlying cause was attributed to the synergistic effects of microorganisms, plant uptake, and cyclic filtration. During periods of algal blooms, the water quality could still meet the class IV surface water standard. The removal of hard bottom resulted in a reduction of organic matter, total phosphorus, and total nitrogen in the substrate. The dominant bacterial phyla identified in the experimental areas were *Proteobacteria* and *Chloroflexi*, exhibiting the maximum relative abundances in summer and winter of 60.86% and 71.33%, respectively. Concurrently, there was an increase in microbial α -diversity within the experimental areas, which contributed positively to the stability and ecological integrity of the lake bottom. The cost ranged from 0.13 yuan/m³ to 0.14 yuan/m³, demonstrating a high level of economic efficiency and serving as a valuable reference for potential application and promotion in other hard bottom landscape lakes.

Key words: landscape water; hard bottom; water environment management; water quality improvement

随着城市化进程不断加快,城市人口激增,为满足城市居民生产生活的需求,城市湖泊水资源遭到了人为过度开发利用,不仅造成了城市湖泊水域面积不断萎缩和消亡,也导致了城市湖泊调蓄洪水能力减弱、水质污染与富营养化、生态功能退化等问题不断凸显^[1]。主要表现在水体透明度降低、沉水植物衰退、蓝藻水华暴发和水质恶化等方面^[2]。景观湖泊的硬质底板结构会造成水生植物扎根困难、难以形成生态污泥的情况,与面源污染共同导致藻类暴发严重、整体水生态较差、水体透明度低等问题。

笔者以武汉市江汉区北湖为研究对象,采用去除底板、水生态、水循环等处理措施,提出了北湖治理方案,分析了COD、叶绿素、总氮、总磷等水质指标的变化特征和不同措施的处理效果,并通过中试验证了湖泊修复的可行性,旨在为北湖城市公园景观水体治理提供科学依据。

1 材料与方法

1.1 原水水质

北湖位于武汉市江汉区中部,为汉口后湖“遗湖”。其与常见的景观湖泊不同,北湖曾作为人工游泳池,其湖底铺有硬质底板。该湖泊承担着景观娱乐、雨水调蓄和生态调节等多重功能。北湖水面积约为9.4 hm²,岸线长度约为1.3 km,规划控制最高水位为19.23 m。根据武汉市生态环境局发布的水质数据,近年来,北湖水水质月度均值已达到《地表水环境质量标准》Ⅳ类水标准,仅有部分月份达

到了Ⅴ类水标准。2022年4月中旬现场检测的水质结果见表1。可知,其水质达到了Ⅳ类水标准。

表1 北湖2022年4月中旬水质

Tab.1 Water quality of North Lake in mid-April

项 目	2022		
	mg·L ⁻¹		
COD	TP	TN	
采样点1	25	0.016	0.457
采样点2	23	0.020	0.561
平均值	24	0.018	0.509

1.2 实验方案

根据区域水深的典型性,选择北湖南岸的部分水域作为实验区域。根据现状水质特征设计3个面积约200 m²的实验区域,分别为去除底板区域、去除底板+水生态区域、去除底板+水循环+水生态区域。共设计4组实验。实验组一:去除湖底硬质底板,同时进行水循环处理和生态修复;实验组二:去除湖底硬质底板,同时加入生态修复;实验组三:仅去除湖底硬质底板;实验组四:未进行任何处理,定期取北湖原水进行水质监测,作为对照组。去除硬质底板措施指移除3个实验区域内的硬质底板,并投加适量土壤及底泥,以增加底质的通透性,这有助于减少有机质、总磷和总氮的积累,改善底质条件。

通过循环水处理装置对区域内部水体采用跌水曝气与微絮凝过滤的方式进行处理,可有效去除藻类,改善水质。区域内水量约为240 m³,循环水处理装置按每10 d循环一次,24 h不间断运行,即采用1 m³/h的流量设计循环处理系统,滤料采用3层石

英砂,上层粒径为 1~2 mm,中间承托层为 2~4 mm,底部为 8~16 mm,如图 1 所示。

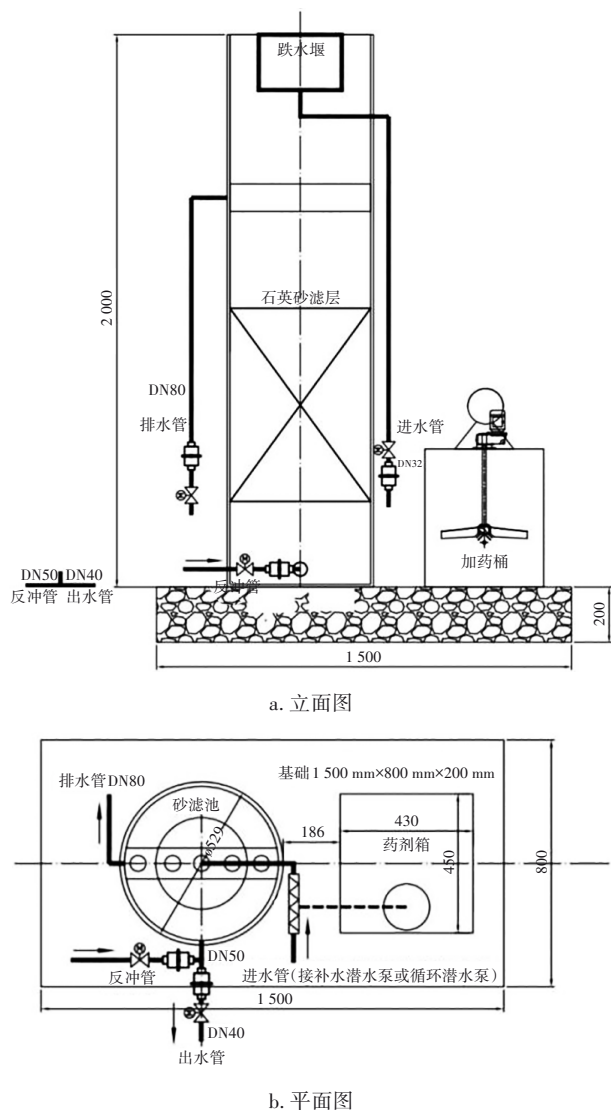


图 1 循环水处理装置示意

Fig.1 Schematic diagram of circulating water treatment device

结合经济性,选择聚合氯化铝(PAC)为絮凝剂,通过小试确定最佳投加量为 20 mg/L。在实验区南岸岸边选择合适位置安装相关设备,在实验水域东南点通过提升泵将湖水通过管道输送至水处理设备,经处理后从实验水域西北点排出,进行湖水循环处理。

生态修复措施指采用生物方法去除、减少或降解水体中的污染物,最终目标是恢复整个生态系统^[3]。针对北湖的水环境现状,结合透明度、水深等情况,重点考察耐受光照、便于修复和管理等情况。

选择轮叶黑藻和苦草作为修复植物,并且将穗花狐尾藻作为补充植物进行少量的修复,同时辅以一定数量的睡莲,其中需要进行生态修复的两块区域总共约为 400 m²,均采用间隔式种植模式进行沉水植物种植(10 坨/m²,6 株/坨),采用种植袋投放的方式进行沉水植物群落修复,如图 2 所示。待沉水植物恢复后,结合鱼类和底栖动物群落调控等情况,调整优化沉水植物群落,实现生态系统的长期健康稳定。

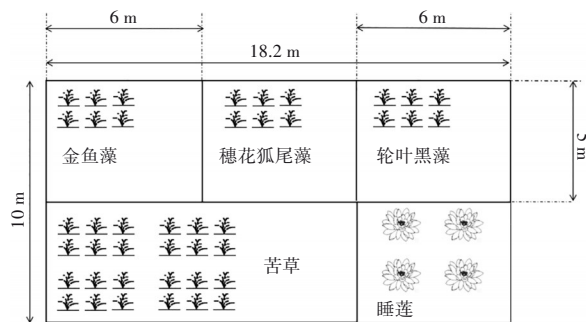


图 2 沉水植物定植布置示意

Fig.2 Schematic diagram of submerged plant colonization arrangement

1.3 水样的采集与预处理

取样点布置:为确保取样点的准确性和代表性,使用 GPS 系统对各取样点进行精准定位。在布设取样点时,应充分考虑水体水质全面特性和取样点的代表性。共设置 4 个水体取样点和 2 个底质取样点,取样点的具体位置如图 3 所示。

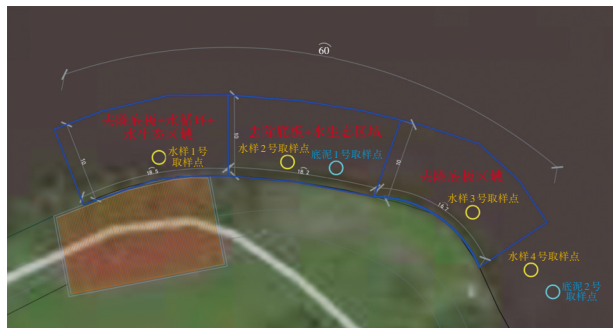


图 3 取样点布置

Fig.3 Layout of sampling points

水体取样方法:水体的温度、溶解氧及透明度指标在现场直接检测,利用 WTW 便携式溶解氧仪与塞氏盘在水体监测点位进行测量。用于其余指标分析的水样,取样深度在水面下 0.2~0.5 m 处,利用伸缩杆取样器进行取样,取得的水样装入编号号

的样品瓶,带回实验室对各水质指标进行检测。

底质取样方法:用柱状取样器CN-200进行取样,将取样器沉入湖泊底泥中,待无法再下沉时提起取样器。将取得的泥样装入塑料容器,带回实验室进行相应指标的检测。

1.4 检测项目及方法

水体检测的指标包括温度、溶解氧、pH、透明度、总氮、氨氮、硝态氮、总磷、COD、叶绿素a、浊度、藻密度。底质检测的指标包括含水率、总氮、总磷、有机质、微生物群落。水温、pH、DO采用便携式多参数水质分析仪现场测定;采用Illumina MiSeq高通量测序测定微生物群落;采用显微镜计数法测定藻密度;其他指标采用《水和废水监测分析方法》(第4版)进行检测。

2 结果与讨论

2.1 溶解氧、水温和pH的变化

各监测点的溶解氧在8.3~12.2 mg/L之间(见图4),10月—11月达到最大值。一方面,当光照较强时,水中藻类和植物的光合作用旺盛,可释放大量的氧气,使溶解氧偏高;另一方面,随着水温的降低,氧气在水中的溶解度增加。水体中的溶解氧偏高在一定程度上说明湖泊藻类较多。

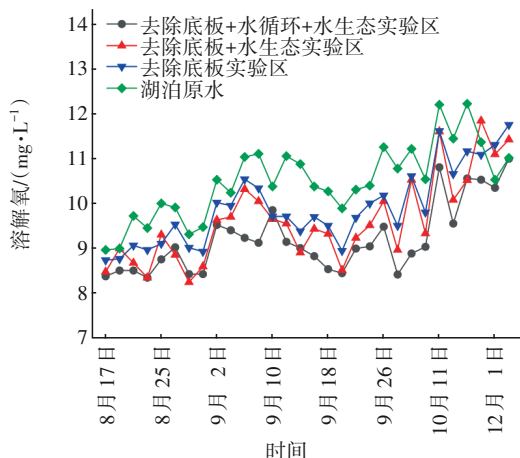


图4 实验区域溶解氧的变化

Fig.4 Change in DO in experimental areas

实验区域9月—10月的水温为20~30℃,非常适宜蓝藻生长,较易出现水华;8月水温高于30℃、11月—次年2月低于20℃,不适宜藻类生长^[4]。

各监测点的pH在8.4~9.3之间波动。从季节变化来看,炎热天气时期的pH较高,主要是因为夏季水体中存在大量藻类。从时间变化特征来看,水

体pH呈现先升高后下降的趋势。实验区域和湖泊原水的pH在9月—10月左右达到峰值,这段时间是湖泊藻类大量生长时期。随着11月气温的下降,pH也迅速降低。

2.2 总磷、总氮、氨氮和硝态氮的变化

对于湖泊Ⅳ类水来说,TP浓度需小于0.1 mg/L。而经济合作与发展组织(OECD)在1982年提出的富营养化标准表明,当水体中的TP平均浓度大于0.035 mg/L时,可能会引起水体富营养化^[5]。实验区域总磷的变化如图5所示,根据时间变化特征分析,水体总磷在8月—10月表现出逐渐上升的趋势。各监测点的总磷浓度在0.02~0.11 mg/L之间,而湖泊原水的总磷在10月份左右达到峰值。通过对比分析,去除底板+水循环+水生态实验区总磷的平均值比湖泊原水低30.0%,而去除底板+水生态实验区总磷平均值比湖泊原水低22.3%,去除底板实验区仅低14.2%。可以发现,采取措施的3个实验区总磷浓度均有不同程度的降低,其中去除底板+水循环+水生态实验区对总磷的去除效果最好。

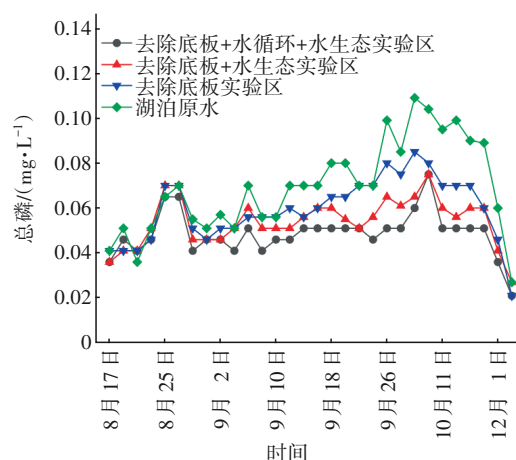


图5 实验区域总磷的变化

Fig.5 Change in TP in experimental areas

实验区域总氮的变化如图6所示。可知,水体总氮的变化并不明显。各监测点的总氮浓度基本在0.20~0.45 mg/L之间,表明北湖的总氮浓度并不高。这可能是因为8月—11月正处于植物和藻类生长期,它们会吸收一部分营养元素,实验期内,去除底板+水循环+水生态实验区总氮浓度平均值比湖泊原水低19.6%,而去除底板+水生态实验区总氮平均值比湖泊原水低17.4%,去除底板实验区则低12.1%。可见,采取生态措施的两个实验区总氮浓

度明显低于仅去除底板区与湖泊原水,因为植物在生长期会吸收总氮并作为其营养元素。针对总氮指标,湖泊水体大部分时间都属于Ⅳ类水。10月左右,水体降为Ⅴ类水。与此同时,3个实验区的水质仍可达到Ⅳ~Ⅴ类水标准,其中去除底板+水循环+水生态实验区可维持在Ⅳ类水标准。

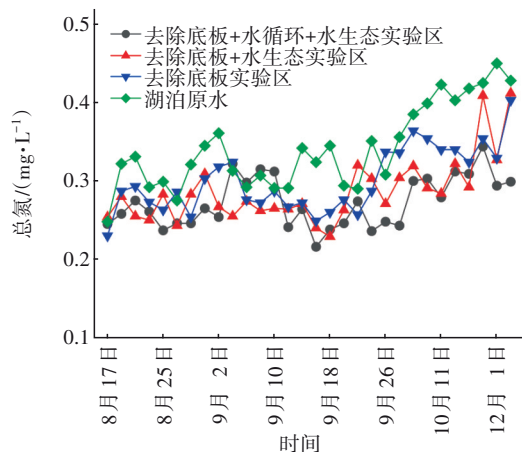


图6 实验区域总氮的变化

Fig.6 Change in TN in experimental areas

实验区域氨氮的变化如图7所示。

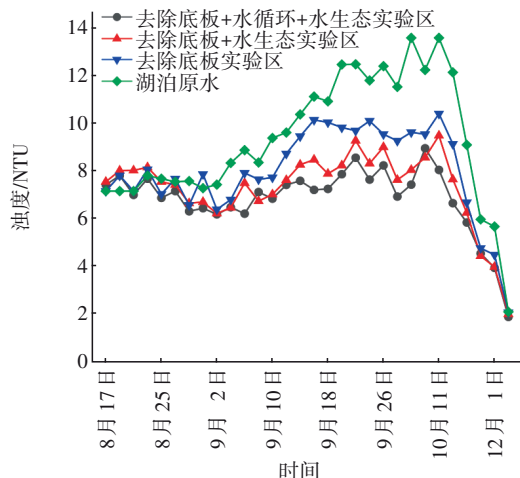


图7 实验区域氨氮的变化

Fig.7 Change in ammonia nitrogen in experimental areas

从图7可以看出,各监测点的氨氮浓度在0.03~0.15 mg/L之间。整体上,氨氮浓度呈现逐渐下降的趋势。8月的氨氮浓度最高,之后受植物吸收和pH变化的影响,氨氮浓度持续降低。湖泊原水的氨氮浓度低于地表水Ⅱ类水标准。实验期内,去除底板+水循环+水生态实验区氨氮平均值比湖泊原水低6.2%,而去除底板+水生态实验区氨氮平均值比湖泊原水低8.7%,去除底板实验区则低6.5%。北

湖本身的氨氮浓度并不高,整体上呈现下降的趋势,这可能是由于pH下降导致氨氮浓度降低,同时也可能是因为北湖的溶解氧偏高,从而减少了厌氧细菌和浮游生物繁衍释放过程。各监测点的硝态氮浓度在0.01~0.05 mg/L之间,整体上浓度较低,没有明显的变化趋势。

2.3 浊度、COD、叶绿素a和藻密度的变化

实验区域浊度的变化如图8所示。根据时间变化特征分析,各监测点的浊度在2~14 NTU范围内,整体上呈现先升高后降低的趋势,10月左右浊度达到最大值。浊度受到藻类的影响较大,由于藻类和浮游生物暴发导致浊度达到最高值,此时湖泊水体呈黄色。随后,冬季气温降低导致藻类和浮游生物减少,浊度也相应下降。

实验期内,去除底板+水循环+水生态实验区的浊度平均值比湖泊原水低26.5%,去除底板+水生态实验区的浊度平均值比湖泊原水低21.5%,去除底板实验区则仅低13.8%。可以看出,去除底板+水循环+水生态实验区对浊度的去除效果最好,同时3个实验区采取措施后的效果差异明显,表明实施修复措施能有效降低浊度。采取生态措施的两个实验区浊度明显低于仅去除底板实验区与湖泊原水,这凸显了水生植物修复的重要性。此外,去除底板+水循环+水生态实验区的浊度低于去除底板+水生态实验区,表明水循环装置具有一定效果。

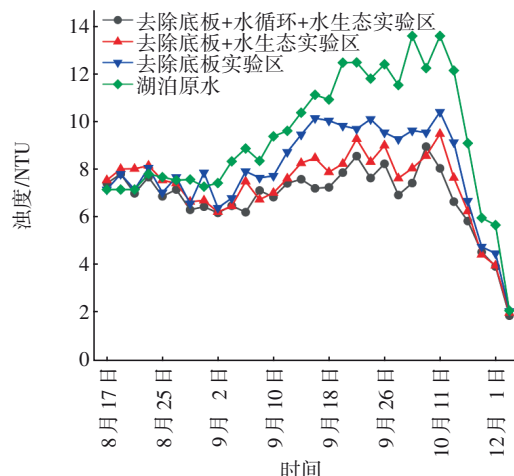


图8 实验区域浊度的变化

Fig.8 Change in turbidity in experimental areas

实验区域COD的变化如图9所示。根据时间变化特征分析,各监测点的COD在17~53 mg/L之间,在8月—10月基本呈现升高的趋势,10月左右达到

峰值,此时湖泊水体颜色偏黄。此后随着冬季气温的下降,藻类与浮游生物减少,COD也有一定下降。实验期内,去除底板+水循环+水生态实验区的COD平均值比湖泊原水低20.6%,去除底板+水生态实验区比湖泊原水低13.9%,去除底板实验区仅低7.4%。可见,实验区的COD都比北湖原水有一定程度的下降,其中去除底板+水循环+水生态实验区对COD的去除效果最好,说明水循环处理装置与种植水生植物对于藻类暴发季节COD的控制有明显效果。针对COD指标,湖泊水体大部分时间均属于Ⅳ类水。10月左右水质降至Ⅴ~劣Ⅴ类。与此同时,3个实验区的水质仍可达到Ⅳ~Ⅴ类水标准,其中去除底板+水循环+水生态实验区的水体可维持在Ⅳ类水标准。

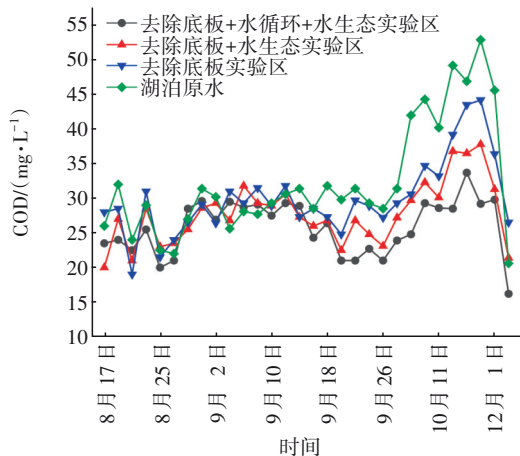


图9 实验区域COD的变化

Fig.9 Change in COD in experimental areas

实验区域叶绿素a和藻密度的变化如图10所示。根据时间变化特征分析,各监测点的叶绿素a在 $10\sim 57\mu\text{g/L}$ 之间,藻密度在 $6\times 10^5\sim 5.5\times 10^6$ 个/L之间,通常叶绿素a与藻密度具有正相关关系,整体上水体中的叶绿素a与藻密度都是呈现先升高后下降的趋势。北湖的叶绿素a浓度与藻密度在10月左右达到峰值,此时湖泊水体颜色偏黄。随后,受冬季气温下降和藻类及浮游生物减少的影响,湖水中叶绿素a与藻密度明显下降。实验期内,去除底板+水循环+水生态实验区的叶绿素a浓度与藻密度分别比湖泊原水低34.9%和68.7%,去除底板+水生态实验区的叶绿素a浓度与藻密度平均值分别低29.5%和54.3%,去除底板实验区则低20.7%和24.8%。可以看出,3个实验区的叶绿素a浓度和藻

密度均明显低于湖泊原水,说明采取的措施对叶绿素a和藻密度具有显著去除效果。具体而言,相较于仅去除底板的实验区,采取生态措施的两个实验区的叶绿素a浓度和藻密度明显偏低,表明采用水生植物措施对降低叶绿素a浓度与藻密度具有重要意义。去除底板+水循环+水生态实验区的叶绿素a浓度和藻密度低于水生态实验区,说明水循环装置对降低湖水的叶绿素a浓度与藻密度具有明显效果。

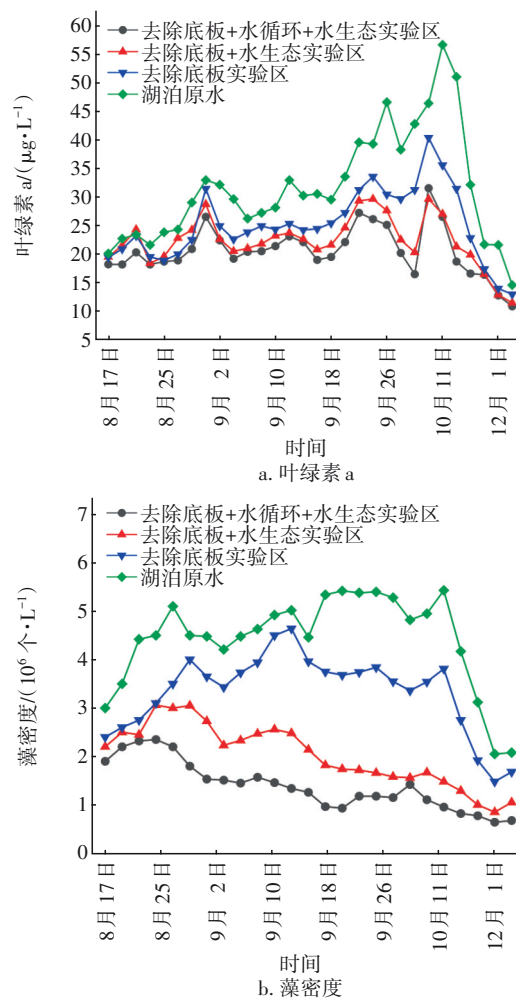


图10 实验区域叶绿素a和藻密度的变化

Fig.10 Change in chlorophyll a concentration and algae density in experimental areas

2.4 底泥及微生物情况分析

2.4.1 底质检测结果

底质检测结果见表2。可以看出,去除硬质底板后,底质大部分为砂砾,氮、磷、有机质含量较低。而实验区外的絮状悬浮污泥大部分是存在于硬质底板的腐败碎屑与藻团,氮、磷、有机质含量都很

高。检测期内,相比于实验区外污泥,实验区内污泥的总磷低 81.3%、总氮低 66.9%、有机质低 53.8%。可见,采取处理措施且恢复底质后,实验区内部底质性质不断改善。

表2 底质检测结果

Tab.2 Test results of substrate

时间	泥样	含水率/%	总磷/(mg·kg ⁻¹)	总氮/(mg·kg ⁻¹)	有机质/%
2022-08-27	实验区内污泥	70.55	209.70	1 444.59	11.62
	实验区外污泥	98.89	1 514.52	6 046.33	19.46
2022-12-01	实验区内污泥	76.28	249.35	1 711.25	7.12
	实验区外污泥	97.13	1 114.52	4 775.67	21.96
2023-02-27	实验区内污泥	71.16	214.16	1 687.61	7.98
	实验区外污泥	94.07	971.41	3 813.62	16.43

2.4.2 底质中微生物群落多样性分析

对底质样品进行 α 多样性分析是研究湖泊微生物群落结构与丰度的重要方法之一。通过对底质样品中微生物多样性大小进行估算,可以更准确地评估生态系统修复的效果,并探究微生物群落对环境因子的响应。Chao1、ACE、Shannon 和 Simpson 等表征了底质样品中微生物的丰度和多样性^[6],其中,Chao1、ACE、Shannon 的值越大,Simpson 值越小,说明样品中微生物物种越丰富^[7-8]。本研究中,在实验区内、外采集底质样品,并进行 α 多样性分析,结果如表3所示。

表3 北湖底质中细菌群落的 α 多样性指数

Tab.3 Alpha diversity index of bacterial communities in substrate of North Lake

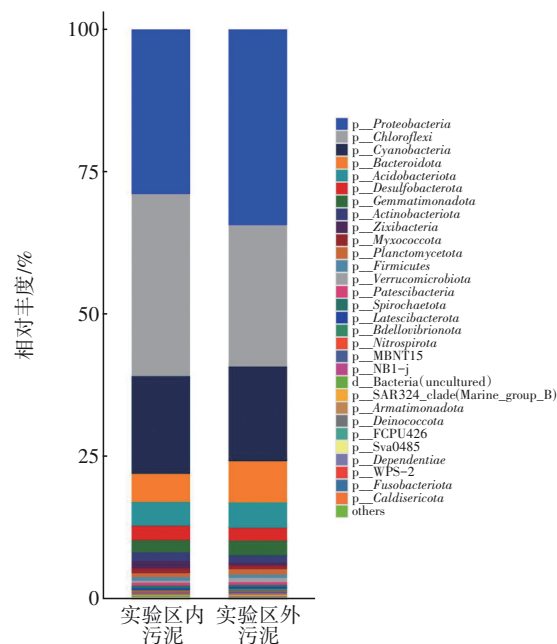
时间	泥样	OTUs	Chao1	ACE	Shannon	Simpson	Coverage
2022-08-27	实验区内污泥	766	766	766.8	5.34	0.984	0.999
	实验区外污泥	760	762	760.9	5.48	0.989	0.999
2023-02-27	实验区内污泥	380	380	380.0	4.84	0.982	0.999
	实验区外污泥	369	372	371.3	4.46	0.965	0.999

从表3可知,8月实验区内、外污泥的OTUs检测值分别为766和760,且实验区内部底质的Chao1和ACE值均高于实验区外的。2023年2月的OTUs检测值分别为380和369,且实验区内部底质的Chao1和ACE值同样均高于实验区外的。可见,采用的生

态系统修复措施对湖泊微生物群落结构和丰度产生了一定影响,提升了湖泊底质的稳定性和生态完整性。

2.4.3 底质中微生物群落组成分析

图11反映了北湖实验区内、外底质夏季和冬季在门水平上细菌的组成与丰度情况。可以看出,同一时期实验区内、外污泥在细菌组成上有一定的区别,且同一实验区在不同季节也有明显变化,表明去除硬质底板后实验区的水质改善对底质中细菌的组成产生了一定影响。从图11(a)可以看出,优势菌门主要包括变形菌门(*Proteobacteria*)、绿弯菌门(*Chloroflexi*)、蓝细菌(*Cyanobacteria*)等,这3个菌门对底质微生物群落的组成和丰度具有重要作用。特别是在去除硬质底板后,变形菌门和绿弯菌门的占比在夏季和冬季分别达到60.86%和71.33%,表明这两个菌门的丰度有一定增加。据报道^[9],变形菌门广泛存在于污水处理系统中,其可以加速有机物的降解和转化,从而提高水体水质和生态环境;同时,绿弯菌门在除磷方面可发挥重要作用^[10]。此外,硬质底板的去除还会使细菌群落发生一定的变化,如绿弯菌门的丰度在实验结束后得到了一定程度的增加。因此,去除硬质底板可以增加底质中微生物的丰富性和多样性,从而提升底质环境的稳定性和生态完整性,有助于湖泊的生物多样性和水质改善。



a. 2022年8月

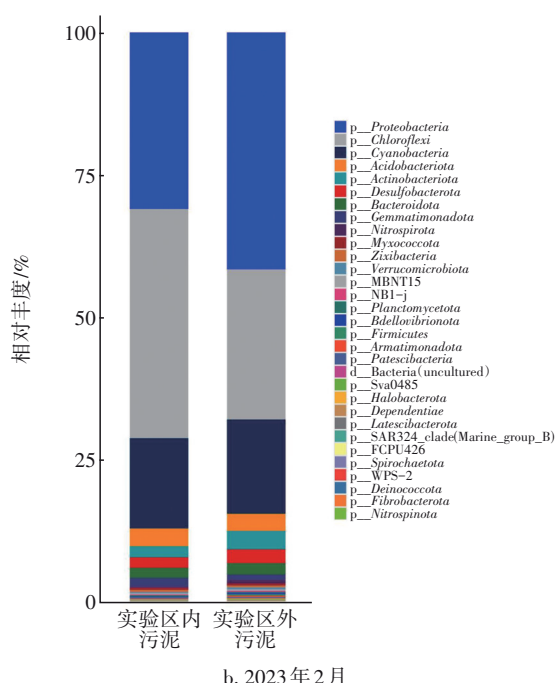


图11 北湖底质中细菌在门水平上的分布

Fig.11 Distribution of bacteria at phyla level in substrate of North Lake

2.5 水体修复措施机理及经济性分析

去除硬质底板可以改善湖泊的水环境,有助于增加细菌群落的丰富度,提高底质微生物的多样性,且变形菌门和绿弯菌门为优势菌门。通过水质检测结果可以看出,同一时期内微生物可以使总磷平均值降低14.2%、总氮降低12.1%、浊度降低13.8%、COD降低7.4%、藻密度降低24.8%。

种植轮叶黑藻和苦草等建立湖泊的生态系统对降低各项指标有明显作用。相比于湖泊原水,同一时期去除底板+水生态实验区的总磷平均值降低22.3%、总氮降低17.4%、浊度降低21.5%、COD降低13.9%、藻密度降低54.3%。可以看出,去除底板+水生态实验区的各项水质指标比仅去除底板实验区更低,对总磷、总氮、浊度和藻密度的去除效果较好。

最后通过引入微絮凝水循环过滤系统,增加水体的对流和氧气交换,促进水体自净作用,加强湖泊的水动力学过程,有利于清除底泥中的有机质和营养物质,降低水体富营养化,在微生物修复、植物吸收和循环过滤水体的共同作用下,能有效降低水中叶绿素a、COD、总氮、总磷等。相比于湖泊原水,在同一时期去除底板+水循环+水生态实验区的总磷平均值低30.0%、总氮低19.6%、浊度低26.5%、

COD低20.6%、藻密度低68.7%,即对总磷、总氮、浊度、COD、藻密度的去除效果较好。由此可见,修复效果最好的是去除底板+水循环+水生态实验区,该修复措施在解决城市硬质底板景观湖泊水质问题方面具有重要意义。

按本方案治理北湖,处理量约为6 200 m³/d,根据经验数据与实际情况将北湖处理装置的使用频率确定为每年2个月,能耗主要为电费,成本为0.12~0.13元/m³,药剂费用为0.01元/m³。在装置运行期内,总运营成本为0.13~0.14元/m³,采用去除底板+水循环+水生态实验措施在修复硬质底板湖泊水质方面具有较好的经济性,应用前景广阔。

3 结论

① 实验过程中,北湖水体通常属于Ⅳ类水,呈轻度富营养化水平。10月左右降至Ⅴ~劣Ⅴ类水,达到中度富营养化,存在藻华暴发的风险。但3个实验区仍可维持在轻度富营养化至中度富营养化之间,水体水质仍可达到Ⅳ类水标准。这表明实验区所采取的措施有助于改善水质,降低富营养化风险。

② 实验区所采取的修复措施对水质改善产生了积极影响,但不同实验区的改善效果和程度不同。整体效果最好的是去除底板+水循环+水生态实验区,在微生物修复、植物吸收和循环过滤的共同作用下,总氮降低了19.6%、总磷降低了30.0%、浊度降低了26.5%、藻密度降低了68.7%。其次是去除底板+水生态实验区,最后是仅去除底板实验区,虽然也有一定的改善效果,但是相较之下差距较大。不过,3个实验区的水质都优于实验区外北湖水水质,进一步证实了实验区所采取的措施对于水质改善的有效性。

③ 实验区的底质以砂砾为主,而实验区外的底质则为悬浮腐败污泥。在去除底板后,实验区的底质中有机质、总磷、总氮和含水量都有所降低。多样性分析表明,实验区的优势菌门为变形菌门(*Proteobacteria*)和绿弯菌门(*Chloroflexi*),在夏季和冬季的最大相对丰度分别为60.86%和71.33%,同时实验区微生物的α多样性有所提升,去除底板可以增加细菌群落的丰富度,提高底质微生物的多样性,有利于增强湖泊底质的生态完整性。从群落组成方面可以看出,底板的去除和水质的改善增强了

底质环境的稳定性,促进了植物的生长和繁殖。

④ 按本方案治理北湖,在装置运行期内运营成本为0.13~0.14元/m³,具有较好的经济性,应用前景广阔。

参考文献:

- [1] 王健,徐望朋,马方凯,等. 城市湖泊治理思考与建议[J]. 人民长江, 2022, 53(2): 41-47, 71.
WANG Jian, XU Wangpeng, MA Fangkai, *et al.* Thoughts and suggestions on treatment of urban lakes [J]. Yangtze River, 2022, 53(2): 41-47, 71 (in Chinese).
- [2] 吴振斌,陈德强,邱东茹,等. 武汉东湖水生植被现状调查及群落演替分析[J]. 重庆环境科学, 2003, 25(8): 54-58.
WU Zhenbin, CHEN Deqiang, QIU Dongru, *et al.* Investigation of the distribution of the aquatic vegetation in Lake Donghu, Wuhan [J]. Chongqing Environmental Science, 2003, 25(8): 54-58 (in Chinese).
- [3] 周炜华. 景观湖泊生态修复治理技术的研究[J]. 低碳世界, 2021, 11(7): 7-8.
ZHOU Weihua. Research on ecological restoration and governance technology of landscape lakes [J]. Low Carbon World, 2021, 11(7): 7-8 (in Chinese).
- [4] 安强,李雪琴,王沙,等. 环境因子对三峡库区铜绿微囊藻(*Microcystis aeruginosa*)群体形成影响及其形态特征[J]. 湖泊科学, 2017, 29(2): 378-388.
AN Qiang, LI Xueqin, WANG Sha, *et al.* Effects of environmental factors on *Microcystis aeruginosa* colony formation and morphological characteristics in Three Gorges Reservoir [J]. Journal of Lake Sciences, 2017, 29(2): 378-388 (in Chinese).
- [5] 秦伯强,高光,朱广伟,等. 湖泊富营养化及其生态系统响应[J]. 科学通报, 2013, 58(10): 855-864.
QIN Boqiang, GAO Guang, ZHU Guangwei, *et al.* Lake eutrophication and its ecosystem response [J]. Chinese Science Bulletin, 2013, 58(10): 855-864 (in Chinese).
- [6] 常军军,吴苏青,梁康,等. 复合垂直流人工湿地微生物特征对典型污水的响应差异[J]. 环境科学研究, 2016, 29(8): 1200-1206.
CHANG Junjun, WU Suqing, LIANG Kang, *et al.* Responses of microbial features in integrated vertical-flow constructed wetlands (IVCWs) for treatment of two types of representative wastewater [J]. Research of Environmental Sciences, 2016, 29(8): 1200-1206 (in Chinese).
- [7] 伍贤军,杨红,程睿,等. 洪泽湖湿地不同植物作用下沉积物细菌群落结构[J]. 农业环境科学学报, 2018, 37(5): 984-991.
WU Xianjun, YANG Hong, CHENG Rui, *et al.* Bacterial community structures in sediments are affected by different plants in Hongze Lake wetlands [J]. Journal of Agro-Environment Science, 2018, 37(5): 984-991 (in Chinese).
- [8] 胡子阳. 大冶湖生态系统修复过程中微生物群落变化分析[D]. 武汉:华中农业大学, 2020.
HU Ziyang. Analysis of Microbial Community Changes during the Restoration of Daye Lake Ecosystem [D]. Wuhan: Huazhong Agricultural University, 2020 (in Chinese).
- [9] GUAN W, YIN M, HE T, *et al.* Influence of substrate type on microbial community structure in vertical-flow constructed wetland treating polluted river water [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2015, 22(20): 16202-16209.
- [10] KRAGELUND C, LEVANTESI C, BORGER A, *et al.* Identity, abundance and ecophysiology of filamentous bacteria belonging to the *Bacteroidetes* present in activated sludge plants [J]. Microbiology, 2008, 154(3): 886-894.

作者简介:杨浩然(1997-),男,四川理县人,硕士研究生,主要研究方向为水污染控制理论与技术。

E-mail: yanghaoran_hust@foxmail.com

收稿日期: 2023-06-20

修回日期: 2023-10-12

(编辑:任莹莹)