



水动力条件对浅水型湖泊脱氮效率的影响及参数优化

杨毅 唐常源 邓天龙 张依章 唐颖栋 段利丽

Effects of hydrodynamic conditions on nitrogen removal efficiency in shallow lakes and parameter optimization

YANG Yi, TANG Changyuan, DENG Tianlong, ZHANG Yizhang, TANG Yingdong, DUAN Lili

在线阅读 View online: <https://www.hjgejsxb.org.cn/article/doi/10.12153/j.issn.1674-991X.20240650>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

生物炭或铁矿石添加对人工湿地脱氮效率的影响及微生物机制分析

Effects of biochar or iron ore addition on nitrogen removal efficiency and microbial mechanism in constructed wetlands

环境工程技术学报. 2025, 15(2): 545-558. <https://doi.org/10.12153/j.issn.1674-991X.20240177>

初沉池优化运行对改良型A²/O工艺脱氮除磷的影响

Effect of optimizing operation of primary sedimentation tank on nitrogen and phosphorus removal of modified A²/O process

环境工程技术学报. 2021, 11(6): 1189-1195. <https://doi.org/10.12153/j.issn.1674-991X.20210038>

大鹏湾近岸海域水质状况与富营养化水平

Study on water quality and eutrophication level in the coastal area of Dapeng Bay

环境工程技术学报. 2020, 10(4): 623-630. <https://doi.org/10.12153/j.issn.1674-991X.20190044>

生态渔业养殖模式下汤逊湖鱼产力估算及对内源污染的影响

Estimation of fish productivity in Tangxun Lake under ecological fishery culture model and its impact on endogenous pollution

环境工程技术学报. 2021, 11(2): 278-282. <https://doi.org/10.12153/j.issn.1674-991X.20200092>

基于输出系数法及土地利用方式识别的营养盐空间负荷解析

Spatial nutrient load analysis based on output coefficient method and land use pattern identification: a case study of Shiyan City

环境工程技术学报. 2022, 12(3): 660-665. <https://doi.org/10.12153/j.issn.1674-991X.20210178>

黄石市大冶湖水质变化趋势及成因分析

Variation trend and cause analysis of water quality in Daye Lake of Huangshi City

环境工程技术学报. 2022, 12(2): 553-559. <https://doi.org/10.12153/j.issn.1674-991X.20210680>



关注微信公众号，获得更多资讯信息

杨毅,唐常源,邓天龙,等.水动力条件对浅水型湖泊脱氮效率的影响及参数优化[J].环境工程技术学报,2025,15(4):1173-1180.
YANG Y,TANG C Y,DENG T L,et al.Effects of hydrodynamic conditions on nitrogen removal efficiency in shallow lakes and parameter optimization[J].Journal of Environmental Engineering Technology,2025,15(4):1173-1180.

水动力条件对浅水型湖泊脱氮效率的影响及参数优化

杨毅^{1,2},唐常源^{2,3},邓天龙¹,张依章^{2,4*},唐颖栋⁵,段利丽⁶

1.天津科技大学海洋与环境学院

2.天津市滨海新区环境创新研究院

3.中山大学环境科学与工程学院

4.中国环境科学研究院

5.中国电建集团华东勘测设计研究院有限公司

6.天津市滨海新区环境监测中心

摘要 水动力调控作为生态退化浅水湖泊的有效修复手段备受关注,但如何优化水动力条件以实现最佳修复效果仍是亟待解决的关键科学问题。以南宁市某浅水湖泊为研究对象,通过将其划分为无水力联系的试验区 and 对照区,开展为期36 d的原位对比试验;试验区利用流量为100 m³/h的循环水泵实现水体的水平与垂直循环,而对照区保持静止状态,系统探讨了水动力条件对浅水型湖泊理化指标及氮迁移转化的影响。结果表明:1)与静态对照区相比,试验期间(0~36 d)试验区水体电导率(EC)和溶解氧浓度的波动范围减小,COD_{Mn}降低,表层水NH₄⁺-N浓度平均值增加了1.83倍,底层水NO₃⁻浓度平均值下降幅度达45.09%,水体总氮(TN)浓度平均值减少了24.84%。2)水动力循环打破了试验区原有的好氧层-兼性层-厌氧层分层结构,形成以循环模式为特征的动态系统。该系统通过促进表层与底层水体及营养盐的交换,显著增强了硝化-反硝化耦合脱氮过程,有效抑制氮素的过度累积,从而改善湖泊水质与生态环境。3)基于污染物降解速率,提出了计算研究区达到预期脱氮效率时最佳循环流量所需的关键参数,如试验区水深、面积、TN浓度等,为水动力调控提供了量化依据。本研究揭示了水动力管理在浅水型湖泊水质改善中的关键作用,为水生态系统修复提供新的理论支持与实践参考。

关键词 水动力循环;富营养化;浅水型湖泊;氮迁移转化;脱氮效率

中图分类号:X524 文章编号:1674-991X(2025)04-1173-08 doi:10.12153/j.issn.1674-991X.20240650

Effects of hydrodynamic conditions on nitrogen removal efficiency in shallow lakes and parameter optimization

YANG Yi^{1,2}, TANG Changyuan^{2,3}, DENG Tianlong¹, ZHANG Yizhang^{2,4*}, TANG Yingdong⁵, DUAN Lili⁶

1.School of Marine and Environmental Science, Tianjin University of Science and Technology

2.Environmental Innovation Research Institute, Binhai New Area, Tianjin

3.School of Environmental Science and Engineering, Sun Yat-sen University

4.Chinese Research Academy of Environmental Sciences

5.PowerChina Huadong Engineering Corporation Limited

6.Environmental Monitoring Center of Binhai New Area, Tianjin

Abstract Hydrodynamic regulation, as an effective restoration method of ecologically degraded shallow lakes, has attracted much attention. However, optimizing the hydrodynamic conditions to achieve the best repair effect remains a key scientific challenge. This study focused on a shallow lake in Nanning City, dividing it into hydraulically isolated experimental and control zones for a 36-day *in situ* comparative experiment. In the experimental zone, horizontal and vertical water circulation was achieved using a 100 m³/h circulating pump, while the control zone remained static. The study systematically investigated the effects of hydrodynamic conditions on the physicochemical properties and nitrogen cycling in shallow lakes. The results demonstrated that: (1) Compared to

收稿日期:2024-10-07

基金项目:国家重点研发计划项目(2022YFC3203404)

作者简介:杨毅(2000—),男,硕士研究生,主要从事流域水循环与转化研究,18807090923@163.com

*通信作者:张依章(1981—),男,研究员,主要从事环境化学与环境水文学研究,zhangyz_hky@163.com

the static control zone, the experimental zone exhibited reduced fluctuations in water conductivity (EC) and dissolved oxygen (DO) concentrations during the 0-36 day experimental period, with decreased COD_{Mn} level. Surface water $\text{NH}_4^+\text{-N}$ increased 1.83-fold while bottom water NO_3^- concentration decreased by 45.09%, accompanied by a 24.84% reduction in total nitrogen (TN). (2) Hydrodynamic circulation disrupted the original aerobic-facultative-anaerobic stratification, thereby establishing a dynamic cycling system that enhanced water-nutrient exchange between surface and bottom layers. This significantly strengthened the coupled nitrification-denitrification process, effectively controlling nitrogen excessive accumulation and improving water quality and the ecological environment. (3) Based on the pollutant degradation rate, key parameters required for calculating the optimal circulation flow rate to achieve the desired denitrification efficiency in the study area were identified, such as water depth, area, and TN concentration in the experimental zone, providing a quantitative basis for hydrodynamic regulation. This study elucidates the critical role of hydrodynamic management in improving water quality in shallow lakes and offers novel theoretical and practical insights for aquatic ecosystem rehabilitation.

Key words hydrodynamic circulation; eutrophication; shallow lakes; nitrogen migration and transformation; denitrification efficiency

浅水湖泊和池塘作为全球各地的重要生态系统,提供了多种生态服务功能,如灌溉、洪水调节和景观美化等。这些功能综合反映了人类对自然资源利用的日益增长需求。然而,浅水湖泊和池塘易受到人类活动的影响,常面临着严重退化的威胁,特别是水体富营养化导致藻类迅速繁殖、透明度下降、恶臭发生,水体生境受到损害,也使其生态服务的多元化功能难以实现^[1]。浅水湖泊尤其是池塘因其边界明显、水浅且面积小,常被视为静水生态系统^[2]。这些水体往往透明度低,光合作用仅使表层水体维持在好氧状态,而底层由于缺乏阳光,常处于兼性或厌氧状态。由于缺少水循环,水体通常在垂直方向上形成具有不同物理化学特征的成层结构,各层之间的物质交换仅依赖于分子扩散^[3],表层和底层之间营养盐的消长相对独立,容易引起氮素的过度积累,从而发生水体富营养化^[4]。

水动力循环是减缓浅水湖泊和池塘富营养化的有效途径之一^[5]。根据水动力的来源,可将其分为内部驱动(如引起水体密度分层的温跃层)、外部自然驱动(如风力和暴雨径流)以及外部人为驱动(如循环泵)三类。一般而言,由于浅水湖泊和池塘中难以形成温跃层,其对水体物质迁移的贡献通常可以忽略不计。虽然风和暴雨等外部自然驱动因素会引起湖泊或池塘的水流动,受湖泊地理特征和气候条件的限制,所产生的水流属于不稳定的时变现象。例如,定向风作为一种具有特定方向、强度和持续时间的局部风,需要足够大的水域面积才能对湖泊和池塘的水流产生显著影响^[6]。用循环泵作动力源实现污水处理的工艺已经十分成熟^[7],而其应用于改善浅水湖泊和池塘水环境的案例不多。尽管水动力循环

能够打破表层和底层依赖分子扩散进行物质交换的界面,增强水体的流动性和氮营养盐的可利用性^[8-9],但由于现场环境复杂,只能定性地评估氮的去除效果^[10-12],从而妨碍了有关水动力对水环境改善的理论发展以及实际工程设计的要求。

为了定量分析水动力对浅水湖泊氮素变化的影响,本研究以南宁市嘉和城鹭湖为研究对象,采用原位对比试验,定量分析有无水动力条件对湖泊水质、脱氮过程及脱氮效率的影响,阐述水动力在浅水湖泊环境变迁中的作用;并基于期望脱氮效率,提出了一种确定最佳循环流量参数的方法,旨在为浅水湖泊的环境管理和工程应用提供科学依据。

1 研究区与研究方法

1.1 研究区概况

研究区位于南宁市某浅水湖泊,是典型的富营养化水体,常发生藻华现象。湖湾周围区域主要为城市绿化用地,没有明显的工业或农业排放,人为干扰较少。湖体总面积为 1 686 m²,平均水深为 1.1 m。湖湾底泥主要由黏土和淤泥组成,存在富含有机物的底泥,如腐殖质、植物残骸等。该区域属于典型的亚热带季风气候,试验期间为非雨季,平均气温为 21~29 °C,平均降水量为 37 mm。

1.2 研究方法

为了保证试验的可比性,研究选择了地形和水深分布均匀的水体区域。研究区通过挡水布与鹭湖的其余部分隔开,并进一步划分为试验区 and 对照区。试验区面积为 630 m²,对照区面积为 1 056 m²。分隔后 2 个区域之间没有水力联系,确保水动力条件独立(图 1)。

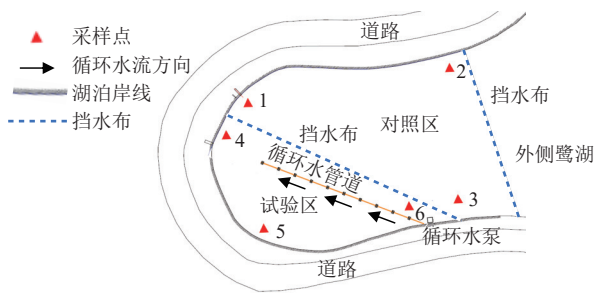


图 1 试验区概况和采样点分布

Fig.1 Map of the experimental zone and sampling points

试验区和对照区分别设置了 3 个采样点(图 1), 以监测和反映各区域内水质的变化特征。其中, 对照区为采样点 1~3, 试验区为采样点 4~6。采样点的布局一一对应, 对照区的采样点 1、2、3 分别对应试验区的采样点 4、5、6。通过对比对应采样点之间的差异, 可以揭示水动力循环处理后不同位置水质的变化规律。

试验区安装了水动力循环系统, 通过在采样点 6 处安装循环水泵, 将表层 20 cm 的水通过循环水管道输送至采样点 4 处 1 m 水深的位置排出, 使得试验区的水体在水平和垂直方向上实现持续循环, 增加水体的流动性。对照区未安装该系统, 以便评估水动力循环对湖泊水质和脱氮效果的影响。

于 2023 年 10 月 2 日—11 月 7 日, 进行了为期 36 d 的现场试验。试验期间, 循环水泵以 100 m³/h 的流量持续运行。每隔 4 d 在试验区(采样点 4~6)和对照区(采样点 1~3)分别采集表层(0.2 m 水深)和深层(1.0 m 水深)水样 500 mL。水样采集后立即送回实验室进行分析。

现场使用哈希便携式多参数仪 HQ30D 对水体 pH、电导率(EC)和溶解氧(DO)浓度进行测定。水体透明度(SD)依据 SL 87—1994《透明度的测定(透

明度计法、圆盘法)》进行测定, 高锰酸盐指数(COD_{Mn})根据 GB 11892—89《水质 高锰酸盐指数的测定》进行测定。

碳酸氢根(HCO₃⁻)离子浓度通过酸碱滴定法分析。使用离子色谱仪(ICS-600, Thermo Fisher Scientific, 美国)测定水样中的氯(Cl⁻)、硫酸根(SO₄²⁻)、硝酸根(NO₃⁻)、钾(K⁺)、钠(Na⁺)、钙(Ca²⁺)和镁(Mg²⁺)离子浓度。采用 AA3 流动分析仪(AA3 Auto Analyzer3, SEAL, 德国)测定水样中总氮(TN)、氨氮(NH₄⁺-N)和硝酸盐氮(NO₃⁻-N)浓度。

将整个试验周期划分为运行初期(0~8 d)、运行中期(8~16 d)和运行后期(16~36 d), 使用 Excel 软件计算试验区(采样点 4~6)和对照区(采样点 1~3)表层及底层水中 TN、NH₄⁺-N 和 NO₃⁻-N 浓度平均值, 并用 Origin 2025 软件绘制氮素浓度的时间变化图。

2 结果与分析

2.1 不同水动力条件下理化参数变化

表 1 显示了试验区和对照区水体主要理化指标的平均值及变化范围。结果表明, 与对照区相比, 水动力循环系统改善了试验区除 EC 外的水体理化特性。试验期间(0~36 d), 试验区水体的 EC 仅增加了约 2.58%, 变化幅度较小, 表明短时间内水动力循环并未显著改变浅水型湖泊的离子总量。这主要是由于试验周期较短, 且循环水流量强度适中, 未引发底泥翻滚。试验区表层 SD 平均值为 23.1 cm, 显著高于对照区的 15.5 cm, 也进一步验证了这一点。

此外, 试验期间, 试验区 DO 浓度平均值较对照区增加了约 1.31%, 而 COD_{Mn} 平均值较对照区降低了约 2.88%。NO₃⁻ 平均浓度从 3.26 mg/L 降至 1.79 mg/L, 下降幅度达 45.09%; 同时, SO₄²⁻ 和 HCO₃⁻ 平均

表 1 试验区和对照区水体主要理化指标平均值和变化范围

Table 1 Mean values and ranges of main physicochemical indicators in the experimental and control zones

区域	采样点	EC/ (μS/cm)	DO浓度/ (mg/L)	pH	SD/ cm	COD _{Mn} / (mg/L)	NO ₃ ⁻ 浓度/ (mg/L)	SO ₄ ²⁻ 浓度/ (mg/L)	HCO ₃ ⁻ 浓度/ (mg/L)
试验区	采样点4	308 (291~323)	7.16 (3.69~10.71)	7.3 (7.0~7.5)	24.5	14.6 (5.1~27.9)	1.82 (0~3.10)	24.02 (22.08~24.96)	133.59 (113.46~175.68)
	采样点5	308 (290~329)	6.87 (3.08~10.18)	7.2 (6.7~7.6)	21.5	16.6 (4.2~31.2)	1.83 (0~2.48)	24.04 (21.12~26.88)	134.20 (106.75~175.68)
	采样点6	312 (291~338)	6.83 (3.72~9.97)	7.3 (7.1~7.5)	23.3	16.3 (6.7~33.8)	1.72 (0.62~2.48)	24.04 (21.12~25.92)	129.32 (103.09~161.04)
	平均值	310	6.95	7.3	23.1	15.8	1.79	24.03	132.37
对照区	采样点1	314 (277~387)	6.76 (3.86~9.93)	7.3 (6.9~8.0)	16.5	17.4 (5.9~37.1)	1.82 (0~5.58)	24.00 (21.12~29.76)	138.47 (111.02~190.32)
	采样点2	293 (264~352)	7.09 (4.53~9.93)	7.3 (6.9~7.6)	15.0	17.7 (5.1~43.9)	3.66 (0.62~3.10)	23.04 (20.16~26.88)	127.49 (85.40~175.68)
	采样点3	299 (260~326)	6.74 (3.09~9.83)	7.3 (7.1~7.6)	15.0	13.8 (9.3~22.8)	4.30 (0~3.72)	21.12 (0~24.96)	128.71 (85.40~183.00)
	平均值	302	6.86	7.3	15.5	16.3	3.26	22.72	131.56

注: 括号内数据为指标的变化范围。

浓度分别增加了 5.77% 和 0.62%。这些变化表明, 试验区 DO 浓度的适度增加有效促进了反硝化过程, 从而显著降低了 NO_3^- 的浓度。总体而言, 试验区的水动力循环措施不仅有效改善了水质, 还对离子分布产生了显著的调控作用, 展现了其在水生态修复中的良好应用潜力。

2.2 不同水动力条件下氮素浓度的时间变化特征

2.2.1 NH_4^+ -N 浓度的时间变化特征

图 2(a) 显示了不同运行天数下试验区和对照区表层和底层水中 NH_4^+ -N 浓度的时间变化趋势。水体 NH_4^+ -N 的平均浓度为: 试验区表层(0.22 mg/L) > 对照区底层(0.15 mg/L) > 试验区底层(0.13 mg/L) > 对照区表层(0.12 mg/L)。这表明在试验区, 水动力条件下 NH_4^+ -N 从底层迁移至表层, 而在对照区底层则观

察到了 NH_4^+ -N 的累积现象。

运行初期(0~8 d), 试验区和对照区的表层与底层水 NH_4^+ -N 浓度均呈下降趋势。试验区表层水 NH_4^+ -N 浓度一直高于对照区表层, 然而底层水 NH_4^+ -N 浓度一直低于对照区底层。这表明水动力循环系统促进了底层水 NH_4^+ -N 的垂向迁移与扩散, 减缓了试验区底层水 NH_4^+ -N 累积的现象。

运行中期(8~16 d), 试验区表层和底层水 NH_4^+ -N 浓度均在第 11 天达到较高水平, 但随后表现出不同趋势: 表层水 NH_4^+ -N 浓度继续升高, 并在第 14 天达到最高值(0.29 mg/L), 而底层水 NH_4^+ -N 浓度则显著下降。同一时期, 对照区的 NH_4^+ -N 浓度在表层和底层均呈上升趋势, 但最终表现为表层水 NH_4^+ -N 浓度低于试验区, 而底层水 NH_4^+ -N 浓度高于试验区。

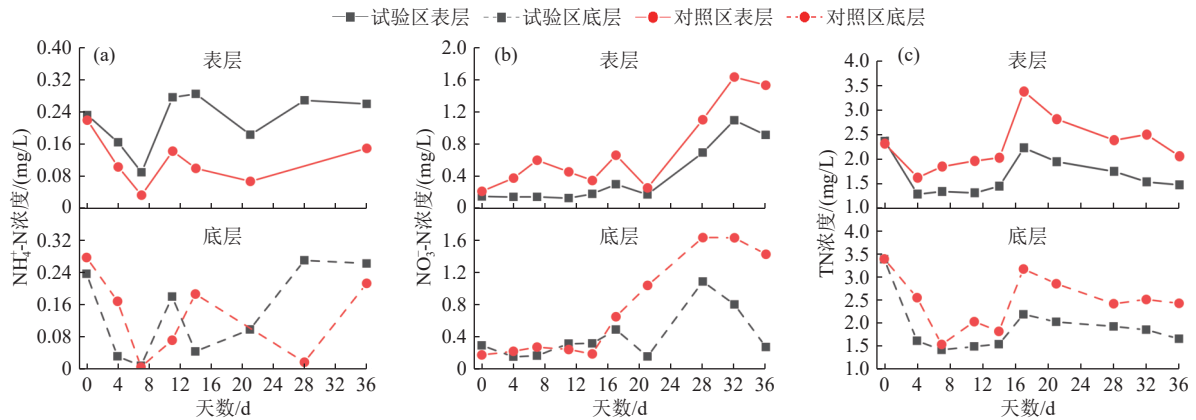


图 2 试验区和对照区不同分层水体氮素浓度随时间的变化

Fig.2 Changes of nitrogen concentration in different layers of water in experiment and control zones over time

运行后期(16~36 d), 试验区底层水 NH_4^+ -N 浓度从 0.04 mg/L 显著增加至 0.26 mg/L, 而表层水 NH_4^+ -N 浓度基本维持在 0.20 mg/L 左右。这表明水动力循环系统通过扰动底泥, 促进了底泥中的有机氮向 NH_4^+ -N 的转化和释放。相较之下, 对照区无水动力作用, 底层水 NH_4^+ -N 浓度在初期有所下降, 但随后又升至 0.21 mg/L。这表明无水动力条件下, 底泥中有机氮的平衡释放会导致 NH_4^+ -N 浓度最终接近试验区的水平。

2.2.2 NO_3^- -N 浓度的时间变化特征

图 2(b) 显示了不同运行天数下试验区和对照区表层和底层水中 NO_3^- -N 浓度的时间变化趋势。水体 NO_3^- -N 平均浓度为: 对照区底层(0.75 mg/L) > 对照区表层(0.72 mg/L) > 试验区底层(0.41 mg/L) > 试验区表层(0.39 mg/L)。

运行初期至中期(0~16 d), 试验区表层和底层水的 NO_3^- -N 浓度相对稳定, 维持在约 0.2 mg/L。然而, 试验区底层水的 NO_3^- -N 浓度略高于表层水。对照区

底层水的 NO_3^- -N 浓度与试验区类似, 但对照区表层水 NO_3^- -N 浓度显著高于试验区(约为试验区的 2.6 倍)。这一差异表明, 对照区存在表层水 NO_3^- -N 累积现象, 而试验区的水动力循环系统将表层水中的 NO_3^- -N 输送至底层, 并未导致底层水 NO_3^- -N 浓度显著升高, 表明底层发生了显著的脱氮反应。

在运行中后期(16~36 d), 试验区和对照区的 NO_3^- -N 浓度均显著上升, 与图 2(a) 中 NH_4^+ -N 浓度的变化相一致。然而, 试验区水体 NO_3^- -N 浓度显著低于对照区。随着运行时间的推移, 试验区与对照区表层和底层水 NO_3^- -N 浓度差异逐渐增大。例如第 28 天, 试验区底层水的 NO_3^- -N 浓度比对照区低 0.54 mg/L, 到第 36 天, 这一差异扩大至 1.15 mg/L。这表明, 水动力循环系统显著增强了底层的反硝化过程, 并且该效果随着时间的推移愈加明显。

2.2.3 TN 浓度的时间变化特征

图 2(c) 显示了不同运行天数下试验区和对照区表层和底层水中 TN 浓度的时间变化趋势。水体

TN 平均浓度为: 对照区底层(2.46 mg/L)>对照区表层(2.29 mg/L)>试验区底层(1.90 mg/L)>试验区表层(1.67 mg/L)。

运行初期(0~8 d), 试验区和对照区水体 TN 浓度均呈下降趋势[图 2(c)], 且试验区水体 TN 浓度始终低于对照区。试验区底层水 TN 的去除率约为 0.27 mg/(L·d), 为对照区的 2 倍。同时, 与对照区相比, 试验区运行初期表层 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度较高、底层较低[图 2(a)], 且表层 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度平均值明显低于对照区(约为对照区表层水的 0.38 倍), 底层 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度平均值亦低于对照区[图 2(b)]。该现象的主要原因在于水动力循环促进了底层水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的垂向迁移与扩散至表层, 同时也促进了表层 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 向底层的迁移。这一过程有效避免了底层水 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 的积累, 并为底层反硝化脱氮提供了足够的电子受体, 从而显著提高了水体 TN 的去除率。

运行中期(8~16 d), 对照区表层和底层水 TN 浓度从 1.8 mg/L 上升至 3.3 mg/L, 而试验区 TN 浓度

基本稳定在 2.0 mg/L 左右。试验区和对照区的水体 TN 浓度均在第 17 天达到峰值之后持续下降, 但试验区的下降速率显著高于对照区[图 2(c)]。这一结果进一步验证了水动力循环系统在促进氮素迁移与转化(表层 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度增加, 底层 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度减少)、降低水体 TN 浓度积累方面的关键作用。

3 水动力循环对脱氮过程的影响

湖泊和池塘等浅水水体都形成一个独特的生态系统。由于其面积小, 缺乏外部动力, 自然条件下的浅水水体很难发生垂向流动, 常处于静止状态。即使水体温度梯度导致水密度的变化也不足以引发垂直流动^[13]。为此, 根据 DO 浓度的高低可将静态浅水体自上而下划分为表层光合好氧层(Ox 层)、中部兼性层(Fac 层)以及底部厌氧层(An 层)^[14]。各水层界面之间的物质迁移较为缓慢, 主要依靠分子扩散作用, 导致 NH_4^+ 等营养物质在兼性层累积[图 3(a)]。

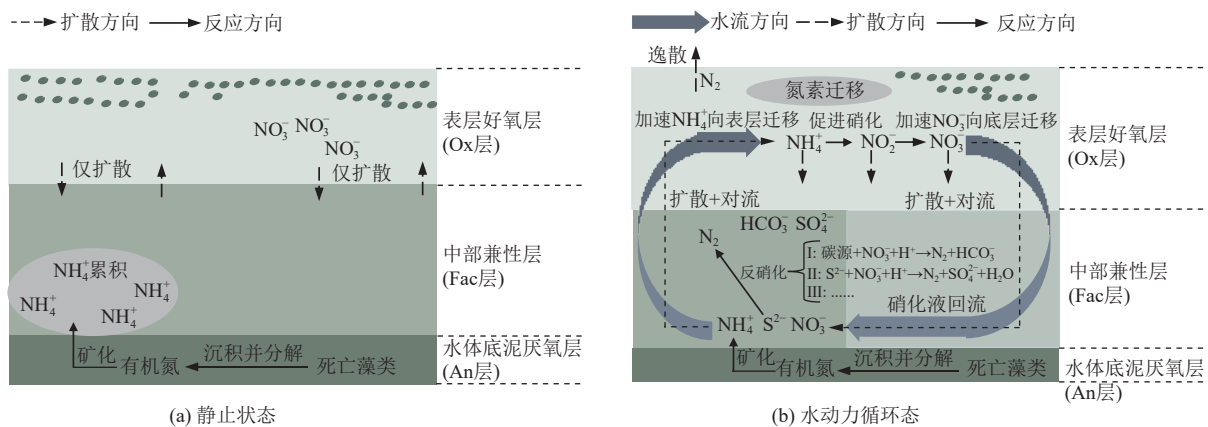


图 3 静止状态和水动力循环态浅水池塘示意

Fig.3 Schematic diagram of a shallow pond in a stationary state and under hydrodynamic circulation

当浅水水体受到风动力、降水、外部径流和人为驱动时, 水的循环流动会打破原有的物质交换界面^[9]。风动力通过引起表层水体流动, 促进垂直和水平混合; 降水及径流则通过更新水体, 改变水质特征。而使用水泵或曝气装置的机械能, 可以人为地增强水体的物质交换能力^[15]。在不同的水循环模式下, 这些措施对水体的营养状态有不同的效果^[16]。水动力循环通过调控水体的循环流动, 抑制死水区的形成, 促进表、底层营养盐迁移, 表现为底层 NH_4^+ 加速向表层迁移和 NO_3^- 加速向底层迁移[图 3(b)]。这将影响浅水水体的理化指标、氮营养盐浓度时空分布^[17-18], 从而避免氮素在水体的过度积累, 促进氮的迁移与转化^[19]。

水动力循环通过影响 NO_3^- 和 NH_4^+ 的空间分布,

对脱氮过程起到了显著的调控作用。这是因为在浅水型湖泊中, 反硝化脱氮的关键因素是电子受体 NO_3^- 的供给^[20], 而 NO_3^- 主要来源于 NH_4^+ 的硝化过程。整个试验期间(0~36 d), 对照区底层水 NH_4^+ 平均浓度为表层的 1.25 倍, 而底层 NO_3^- 的平均浓度却低于表层, 表现出明显的 NH_4^+ 累积现象。相比之下, 水动力循环显著促进了底层 NH_4^+ 向表层的迁移(NH_4^+ 表层/ NH_4^+ 底层=1.69 倍)。同时, 试验区表底层水 NO_3^- 离子平均浓度比对照区减少了 45.09%, 而表底层水 TN 在整个试验期间的平均浓度较对照区减少了 24.84%。此外, 试验区表底层水 NH_4^+ 的平均浓度较试验区整体提高了 1.3 倍, 这表明水动力循环系统通过扰动沉积物, 促进了底泥中的有机氮向 NH_4^+ 的转化和释放[图 3(b)]。

总体而言,尽管试验区水体 NH_4^+ 平均浓度较对照区升高,但 NO_3^- 和 TN 的平均浓度显著下降。这种现象可以归因于水动力循环的多重作用:一方面,水动力循环加速了底层水中 NH_4^+ 向表层迁移,显著增强了底层水的硝化能力^[21];另一方面,水动力循环促进了 NO_3^- 向底层迁移,为反硝化过程提供了更多的电子受体(NO_3^-)。这种硝化-反硝化耦合脱氮系统的形成^[22],最终显著降低了水体的氮负荷。

水动力循环不仅改变了局部水化学反应,同时也影响了水体中的氮、氧浓度及微生物群落的分布,从而对脱氮过程产生影响,进而改变浅水型湖泊的水化学特征及其理化指标^[23]。例如,在硝化过程中,生成的氢离子(H^+)会使水体酸化,促进碳酸盐矿物的溶解,释放出 HCO_3^- 以中和氢离子,从而增加 HCO_3^- 的浓度;在反硝化过程中,生成的 OH^- 离子会使水体的 pH 升高,从而促进碳酸(H_2CO_3)向 HCO_3^- 的转化(表 2)。

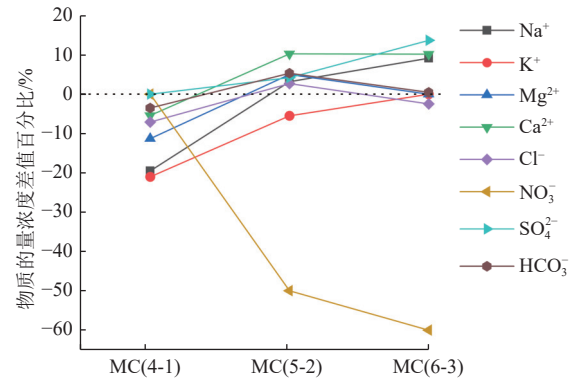
表 2 浅水湖泊生态系统中可能的反应

Table 2 Reactions available in a shallow lake ecosystem

反应	方程式
硫自氧反硝化 ^[24]	$1.25\text{S}^{2-} + 2\text{NO}_3^- + 2\text{H}^+ \rightarrow \text{N}_2 + 1.25\text{SO}_4^{2-} + \text{H}_2\text{O}$
硝化	$\text{NH}_4^+ + 1.5\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_2^- + 2\text{H}^+ + \text{H}_2\text{O}$
	$\text{NO}_2^- + 0.5\text{O}_2 \rightarrow \text{NO}_3^-$
反硝化	$\text{NO}_3^- + \text{碳源} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2 + \text{氧化产物} + \text{OH}^-$
碳酸平衡	$\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{H}_2\text{CO}_3$
	$\text{H}_2\text{CO}_3 \leftrightarrow \text{HCO}_3^- + \text{H}^+$
	$\text{HCO}_3^- \leftrightarrow \text{CO}_3^{2-} + \text{H}^+$
矿物反应	$\text{CaCO}_3 + \text{H}^+ \rightarrow \text{Ca}^{2+} + \text{HCO}_3^-$
	$\text{CaCO}_3 + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{Ca}^{2+} + 2\text{HCO}_3^-$

沿着水流循环的方向,试验区(采样点 4、5、6)和对照区(采样点 1、2、3)之间的离子浓度差发生了显著变化。由图 4 可知,与对照区相比,阳离子在采样点 4~6 均呈增加趋势,其中 Ca^{2+} 的增幅最高,达到 10%。在阴离子方面,除 NO_3^- 浓度降低外,其余阴离子均有所增加,尤其是 SO_4^{2-} 和 HCO_3^- ,其浓度增加了 13.6% 和 8.78%。这种变化主要由水动力条件及其影响下的脱氮过程控制。总体来看,与对照区相比,采样点 4~6 的 NO_3^- 平均浓度呈下降趋势,且伴随着 SO_4^{2-} 和 HCO_3^- 浓度的显著增加,表明可能发生了硫自养反硝化反应(表 2)。

整个试验期间(0~36 d),分别计算点 6 减去点 4、点 5 减去点 4、点 6 减去点 5 底层水中 NO_3^- 浓度的平均变化量,作为因变量,同时计算底层水中 SO_4^{2-} 和 HCO_3^- 的平均变化量作为自变量。结果发现,



注:MC(4-1)、MC(5-2)、MC(6-3)分别为试验期间点 4 与点 1、点 5 与点 2、点 6 与点 3 之间主要离子物质的量浓度平均值的差值百分比。

图 4 试验区和对照区主要离子浓度差百分比变化

Fig. 4 Comparison of major ion concentration differences in the experiment and control zones

只有在点 6 减去点 4 的计算中,才能建立 NO_3^- 浓度的多元回归方程: $[\text{NO}_3^-] = 1.062\ 642[\text{SO}_4^{2-}] + 0.055\ 06[\text{HCO}_3^-] - 0.008\ 31$ ($P < 0.01$, $R^2 = 0.806\ 3$)。这表明试验区中只有部分湖底对反硝化过程有贡献^[25],并且底层水中的脱氮反应与 SO_4^{2-} 和 HCO_3^- 相关的一系列化学反应之间存在显著相关性,这与中国成都 6 个城市湖泊的研究^[26]结果类似。

4 水动力对氮素去除率的影响及优化

浅水水体整体的水循环有助于维持或恢复湖泊的生态平衡,改善水生植物、鱼类和其他水生生物的生境状态^[27-28]。一般的浅水湖泊水体内部为 Ox 层(好氧层)- Fac 层(兼性层)- An 层(厌氧层)成层结构。当没有水动力作用时,水体保持静止,DO 垂向呈成层状态,水体内物质依赖浓度梯度进行迁移。而水动力能打破系统原有的成层结构,将好氧层、兼性层以及厌氧层顺序连接起来,形成一个闭合的循环厌氧-好氧系统(AO 系统)[图 3(b)]。水体底部初始状态为厌氧,表层水带来的溶解氧会提高底部的 DO 浓度,从而增加兼性层厚度,减少厌氧层厚度。与此同时,从好氧层带来的 NO_3^- 会在兼性层和厌氧层通过反硝化反应转化为氮气。同样,厌氧层 NH_4^+ 等物质也会随着水流循环通过兼性层到达光合氧化层。如此往复,使得水体形成一个循环的(AO)_n水处理模式。该处理模式,既不会造成底部物质累积,也可以加快表层水体复氧的过程,能高效率实现物质的迁移与转化。

从脱氮处理角度来看,为了(AO)_n模式处于整体最佳状态,需要使系统保持合适的循环流量(Q_{opt})。在试验区内,循环水流以进水口(采样点 6)底层为起点,向出水口(采样点 4)底层流动,随后出

水口表层的水返回至进水口表层, 形成一个环流模式[图 3(b)]。在循环过程中, 脱氮反应发生在底层水及其与底泥界面上。若将浅水湖泊底层水概化成一个脱氮反应器, 其特征长度(L_1)应反映水体循环流量、温度和溶解氧等因素与脱氮过程之间的关系^[29], 可用式(1)表示:

$$L_1 = \frac{LtQ}{sh} \quad (1)$$

式中: L_1 为浅水湖泊特征长度, m; t 为特征长度下的氮素停留时间, d; Q 为泵的循环流量, m^3/d ; L 为湖泊埋设管道处截面全长, m; s 为水面面积, m^2 ; h 为有效水深, 本研究为循环水流, 取 0.5 m。

考虑氮素平衡和微生物脱氮的生物化学反应时, 系统的氮素去除量是进水氮总量和出水氮总量之差, 计算公式^[30]如下:

$$\frac{L_1}{v} = f(N_k - N_{te}) = \left[\frac{0.001(N_k - N_{te}) - 0.12yY_m(S_0 - S_e) \times 0.001}{K_{de(T)}X} \right] \quad (2)$$

式中: N_k 为进水 TN 浓度, mg/L; N_{te} 为出水 TN 浓度, mg/L; S_0 、 S_e 分别为进、出水 BOD_5 , mg/L; y 为单位体积混合液中挥发性悬浮固体(MLVSS)占悬浮固体(MLSS)的比例, g/g; Y_m 为污泥总产率系数(MLSS/ BOD_5), kg/kg; X 为 MLSS 平均浓度, g/L。 $K_{de(T)}$ 为温度 T 时微生物脱氮速率, 20 °C 时取值范围为 0.03~0.06 kg/(kg·d); v 为循环水流流速, m/s。

依据式(1)和式(2), 得出循环流量(Q)的计算公式如式(3)所示:

$$Q = \frac{L_1}{L} \times \left[\frac{sh \times K_{de(T)}X}{0.001(N_k - N_{te}) - 0.12yY_m(S_0 - S_e) \times 0.001} \right] \quad (3)$$

表 3 给出了相关参数的取值范围。根据运行流量、试验区水深和面积、水体长度、TN 浓度等水质

表 3 模型参数

Table 3 Model parameters

参数	取值范围	参数含义及计算方法
L 、 Q 、 s 、 h	实测数据	湖泊物理参数
N_k 、 N_{te}	实测数据	反映氮素浓度变化, 进出水依据水流方向确定: 采样点6底层(进水口); 采样点4表层(出水口)
y 、 Y_m 、 X	y 取0.6~0.8 g/g; Y_m 取0.3~0.5 kg/kg; X 取0.01~0.05 g/L ^[31-32]	生物量参数
S_0 、 S_e	实测数据	反映 BOD_5 变化, 进出水依据水流方向确定: 采样点6底层(进水口); 采样点4表层(出水口)
$K_{de(T)}$	$K_{de(T)} = K_{de(20^\circ C)} \times \frac{1.08^{(T-20)}}{1.08^{(T-20)}}$; $K_{de(20^\circ C)}$ 取0.03~0.06 kg/(kg·d) ^[30]	反映微生物脱氮速率

数据以及预期脱氮效率, 可以估算系统的最佳循环流量。

基于浅水湖泊特征长度比例 $\eta(\eta=L_1/L)$ 与氮素去除量(N_k-N_{te})之间的关系, 作出温度为 20 °C 条件下估算的系统循环流量的诺莫图如图 5 所示。当 $L_1=0$ 时, Q 为 0(对照区), 可以估算系统中氮素所处的状态, 如式(4)所示。

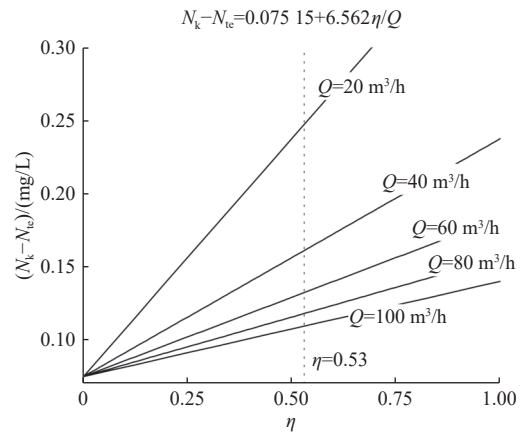


图 5 试验区浅水湖泊系统中处理氮循环流量的诺莫图
Fig.5 Nomogram for nitrogen cycle flux management in the experimental shallow lake system

$$N_k - N_{te} \begin{cases} > 0 & \text{脱氮} \\ = 0 & \text{氮平衡} \\ < 0 & \text{氮累积} \end{cases} \quad (4)$$

在本研究中($\eta=0.53$), 当 Q 为 100 m^3/h 的条件下, 试验区出水口与进水口的 TN 浓度差为 0.11 mg/L(去除率为 5.97%)。若 Q 调整至 20 m^3/h , 去除率可达 25%, 利于脱氮反应的进行(图 5)。然而, 当 Q 为 0, 水体基本处于静止状态(类似于对照区), 氮素停留时间趋于无限长, 脱氮效率将受到限制; 相反, 当 Q 过大, 水体处于强烈混合状态(L_1 趋向于 0), 同样难以实现有效脱氮目标。这种动态平衡揭示了在优化水体管理策略时, 需要精确控制水体的停留时间, 确保脱氮过程的有效性与可持续性。

5 结论

(1)原位对比试验结果表明, 水动力条件打破了浅水湖泊和池塘系统中固有的好氧层-兼性层-厌氧层的垂向分层结构, 构建了厌氧-好氧系统(AO 系统)循环模式。通过加速物质的迁移与转化, 优化水环境质量, 显著改善了系统的脱氮效果。

(2)试验期间(0~36 d), 试验区表底层水体 TN 浓度平均值较对照区减少了 24.84%, 其他水质指标也呈现出一定的优化趋势, 其中 EC 平均值增加约 2.58%, DO 浓度平均值增加了约 1.31%, COD_{Mn} 平均值降低了约 2.88%, NO_3^- 浓度平均值下降幅度

达 45.09%, SO_4^{2-} 和 HCO_3^- 浓度平均值分别增加了 5.77% 和 0.62%。

(3) 本研究通过构建流量与脱氮效率的关系模型, 推导出基于浅水湖泊特征长度和脱氮需求的系统最佳循环流量计算公式。该公式揭示, 浅水湖泊脱氮效率主要受水动力条件(流量)、脱氮微生物数量及水文特征参数(如面积和水深)等因素影响。其中, 流量作为最易调控的水动力参数, 在工程实践中具备可操作性。因此, 流量调控在提升浅水湖泊脱氮效率方面具有关键的现实意义, 为浅水湖泊水质管理策略的优化提供了理论依据和技术支撑。

参考文献

- [1] GROMOV D, UPMANN T. Dynamics and economics of shallow lakes: a survey[J]. *Sustainability*, 2021, 13(24): 13763.
- [2] VERCAUTEREN N, HUWALD H, BOU-ZEID E, et al. Evolution of superficial lake water temperature profile under diurnal radiative forcing[J]. *Water Resources Research*, 2011, 47(9): 2011WR010529.
- [3] HASAN K, ALAM K, CHOWDHURY M S A. The use of an aeration system to prevent thermal stratification of water bodies: pond, lake and water supply reservoir[J]. *Applied Ecology and Environmental Sciences*, 2014, 2(1): 1-7.
- [4] WOOLWAY R I, MEINSON P, NÖGES P, et al. Atmospheric stilling leads to prolonged thermal stratification in a large shallow polymictic lake[J]. *Climatic Change*, 2017, 141(4): 759-773.
- [5] WU Z, ZOU R, JIANG Q S, et al. What maintains seasonal nitrogen limitation in hyper-eutrophic Lake Dianchi? insights from stoichiometric three-dimensional numerical modeling[J]. *Aquatic Sciences*, 2020, 82(4): 70.
- [6] WU T F, QIN B Q, DING W H, et al. Field observation of different wind-induced basin-scale current field dynamics in a large, polymictic, eutrophic lake[J]. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 2018, 123(9): 6945-6961.
- [7] 杨丹丹, 刘晨, 刘绍根. 内回流比对污水一体化组合工艺的影响[J]. *安徽建筑大学学报*, 2017, 25(2): 36-41.
YANG D D, LIU C, LIU S G. Effect of internal recycle ratio on the integrated combination process of wastewater[J]. *Journal of Anhui Jianzhu University*, 2017, 25(2): 36-41.
- [8] PENG Z L, ZHANG Y H, ZHU J G, et al. Large lake sluice operations during an extreme rainfall season greatly affect circulation and water quality dynamics of a shallow eutrophic lake[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 781: 146756.
- [9] LAWSON R, ANDERSON M A. Stratification and mixing in lake elsinore, California: an assessment of axial flow pumps for improving water quality in a shallow eutrophic lake[J]. *Water Research*, 2007, 41(19): 4457-4467.
- [10] QIN B Q, YANG G J, MA J R, et al. Spatiotemporal changes of cyanobacterial bloom in large shallow eutrophic Lake Taihu, China[J]. *Frontiers in Microbiology*, 2018, 9: 451.
- [11] 王幸智, 年跃刚, 张宪奇, 等. 曝气生物净化塘处理农村生活污水效果: 以豫南地区商城县为例[J]. *环境工程技术学报*, 2021, 11(3): 484-492.
WANG X Z, NIAN Y G, ZHANG X Q, et al. Treatment effect of rural domestic sewage by aerated biological purification pond: taking Shangcheng County in southern Henan Province as an example[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2021, 11(3): 484-492.
- [12] 王书航, 郑朔方, 蔡青, 等. 南湖及周边水体中氮的时空分布、影响因素及控制对策[J]. *环境工程技术学报*, 2020, 10(6): 920-927.
WANG S H, ZHENG S F, CAI Q, et al. Spatio-temporal distribution, influencing factors and control strategies of nitrogen of Nanhu Lake and its surrounding rivers[J]. *Journal of Environmental Engineering Technology*, 2020, 10(6): 920-927.
- [13] MASUNAGA E, ITOH S, KITAMURA T. Vertical mixing and oxygen flux caused by daily sea breezes in a shallow stratified lake[J]. *Limnology*, 2023, 24(2): 95-109.
- [14] ZDOROVENNOVA G, AVE A N, et al. The oxygen regime of a shallow lake[J]. *Geography, Environment, Sustainability*, 2016, 9(2): 47-57.
- [15] 罗澜明, 卢泽民, 朱咏莉. 机械扰动富营养水体溶解氧推动力及其数值模拟[J]. *江苏农业科学*, 2013, 41(9): 379-382.
- [16] HAO A M, KOBAYASHI S, XIA D, et al. Controlling eutrophication via surface aerators in irregular-shaped urban ponds[J]. *Water*, 2021, 13(23): 3360.
- [17] ZHANG Y, SONG C L, ZHOU Z J, et al. Coupling between nitrification and denitrification as well as its effect on phosphorus release in sediments of Chinese shallow lakes[J]. *Water*, 2019, 11(9): 1809.
- [18] XIAO J, WANG S Y, ZHOU Z J, et al. An enzymatic mechanism for balancing the stoichiometry of nitrogen and phosphorus in a shallow Chinese eutrophic lake[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 630: 1071-1077.
- [19] 高峰. 浅水湖泊水动力特性与富营养化机理及调控措施研究: 以伍姓湖为例[D]. 西安: 西安理工大学, 2017.
- [20] ZHANG D D, LI M Y, YANG Y C, et al. Nitrite and nitrate reduction drive sediment microbial nitrogen cycling in a eutrophic lake[J]. *Water Research*, 2022, 220: 118637.
- [21] TANG C Y, LI Y P, HE C, et al. Dynamic behavior of sediment resuspension and nutrients release in the shallow and wind-exposed Meiliang Bay of Lake Taihu[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 708: 135131.
- [22] XU S Y, LU J, CHEN L C, et al. Experiment on sediment ammonia nitrogen release of Chaohu Lake in varying hydrodynamic disturbance[J]. *Sustainability*, 2023, 15(2): 1581.
- [23] ZHU L, SHI W Q, ZHOU J, et al. Strong turbulence accelerates sediment nitrification-denitrification for nitrogen loss in shallow lakes[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 761: 143210.
- [24] 王端浩, 李爱民, 李俊, 等. 硫自养反硝化技术研究进展与展望[J]. *环境保护科学*, 2023, 49(2): 38-43.
WANG D H, LI A M, LI J, et al. Research status and prospect of sulfur-autotrophic denitrification technology[J]. *Environmental Protection Science*, 2023, 49(2): 38-43.
- [25] SCHUURKES J A A R, KEMPERS A J, KOK C J. Aspects of biochemical sulphur conversions in sediments of a shallow soft water lake[J]. *Journal of Freshwater Ecology*, 1988, 4(3): 369-381.
- [26] YANG Z B, LU L, CHENG Z, et al. Dissimilatory nitrate reduction in urban lake ecosystems: a comparison study between closed and open lakes in Chengdu, China[J]. *Water Research*, 2022, 214: 118218.
- [27] ZOU W, ZHU G W, CAI Y J, et al. Quantifying the dependence of cyanobacterial growth to nutrient for the eutrophication management of temperate-subtropical shallow lakes[J]. *Water Research*, 2020, 177: 115806.
- [28] BEKLIOĞLU M, BUCAK T, LEVI E E, et al. Influences of climate and nutrient enrichment on the multiple trophic levels of Turkish shallow lakes[J]. *Inland Waters*, 2020, 10(2): 173-185.
- [29] XU Z, XU Y. A deterministic model for predicting hourly dissolved oxygen change: development and application to a shallow eutrophic lake[J]. *Water*, 2016, 8(2): 41.
- [30] 环境保护部. 厌氧-缺氧-好氧活性污泥法污水处理工程技术规范: HJ 576—2010[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2011.
- [31] 陶慧. 中国近 30 年湖泊秋季悬浮物浓度时空演变及其驱动因素[D]. 哈尔滨: 中国科学院大学(中国科学院东北地理与农业生态研究所), 2023.
- [32] WU X D, WANG L, CHAO J Y, et al. Characteristics and its influencing factors of suspended solids distribution in Lake Gehu, Taihu Basin[J]. *Journal of Lake Sciences*, 2020, 32(6): 1848-1857. ◇