

富营养化水体清淤后的微生物脱氮技术应用

雷 静¹ 年夫喜^{1,2} 冯国栋¹ 梁运祥¹ 陈正军^{1,*} 葛向阳¹

(1. 华中农业大学农业微生物学国家重点实验室, 武汉 430070; 2. 湖北省水利水电规划勘测设计院, 武汉 430070)

摘 要 景观水体清淤带来的主要负面影响是水体富营养化。为了探索清淤及微生物修复的组合应用, 通过在实验室建立模型, 分别研究了清淤、微生物修复及二者结合处理对富营养化水体水质的影响。结果表明, 清淤能降低氨氮的释放。底泥微生物的活动会促进氨氮的释放, 增加水体的富营养化风险。单纯清淤会使底泥的硝化作用增强, 但同时使反硝化作用减弱, 降低水体总氮的去除能力。因此, 通过投加氮循环微生物可促进清淤后的反硝化作用, 消减湖泊底泥及上覆水中的氮素含量, 达到修复富营养化湖泊的目的。研究结果表明, 清淤和微生物修复技术结合使用, 可减少水体氮素积累, 避免蓝藻爆发, 是富营养化水体清淤防控的一种有效措施。

关键词 底泥清淤; 微生物修复; 富营养化湖泊; 氨氮; 硝化; 反硝化

中图分类号 X703 文献标识码 A 文章编号 1673-9108(2016)07-3949-07 DOI 10.12030/j.cjee.201501236

Application of microbial removal of nitrogen in dredged eutrophic water

LEI Jing¹ NIAN Fuxi^{1,2} FENG Guodong¹ LIANG Yunxiang¹ CHEN Zhengjun^{1,*} GE Xiangyang¹

(1. State Key Laboratory of Agricultural Microbiology, Huazhong Agriculture University, Wuhan 430070, China;
2. Hubei Provincial Water Resources and Hydropower Planning Survey and Design Institute, Wuhan 430070, China)

Abstract Eutrophication is the major main negative consequence of dredging in landscape water. To study the combined effects coaction of dredging and microbial remediation, three different groupstreatments, which were classified as dredging, microbial remediation, and remediation after dredging, were studied based using on a simulated laboratory model. The results showed that the release of ammonia was reduced in dredged water and that microbial activities stimulated the releasing of ammonia, which increased the risk for eutrophication. However, nitrification was increased while denitrification was weakened after dredging, thus retarding total nitrogen removal. Therefore, supplementation with nitrogen cycle related beneficial microorganisms could stimulate denitrification, to remove dissolved nitrogen, and mediate the precipitation and deposition of nitrogen in to the sediments, which as has been observed provided for during the bioremediation of eutrophic lakes. This study confirmed that combining dredging with microbial remediation reduces the accumulation of nitrogen and eliminates the risk of blue algae blooms. Thus, the combined technique is dredging was an effective way strategy to for stabilizing water quality by reaccumulation nitrogen and of blue algae bloom.

Key words dredging; microbial remediation; eutrophication; ammonia; nitrification; denitrification

近几十年来,随着社会的发展以及对水资源的过度利用及污染,我国浅水湖泊及河流多数已经呈现富营养化状态或趋于富营养化^[1]。当前,富营养化湖泊的治理方法主要包括化学修复法、生物修复法及物理修复法。其中最常用的是物理修复法中的底泥清淤技术,该技术能直接快速地将污染底泥从湖泊中彻底清除^[2],并能增加水体库容,适用于底

泥厚度大、沉积时间长的水体。

底泥清淤在广泛应用的同时也存在一定的环境风险,其主要负面影响是造成水体富营养化。清淤引起底泥重悬浮,破坏湖泊底泥的微生物生态系统,短期内使营养盐大量释放^[3];还会降低底泥微生物活性及多样性^[4],使湖泊自净能力下降甚至丧失^[5],释放的高浓度营养盐由于自净能力的下降而在短时间

基金项目:湖北省水利重点科研课题(HBSLKJ201302)

收稿日期:2015-01-30; 修订日期:2015-03-16

作者简介:雷静(1990—),女,硕士研究生,研究方向:环境微生物。E-mail:jayleijing@163.com

* 通讯联系人,E-mail:chenzhengjun@163.com

内无法消除,使得湖泊清淤后呈现富营养化状态。清淤后氮磷的过度释放常常是蓝藻爆发的主要原因。近年来的研究表明,过度的氮素释放,而不是磷,常常会造成水体蓝藻的迅速繁殖^[6]。尤其在秋冬季节,富余的氮素在低温下仍然刺激蓝藻增殖,出现特有的冬季蓝藻爆发的反常现象。因此,清淤后的水质剧变造成的社会影响和生态冲击成为一种不可避免的副作用。如南京的玄武湖、无锡太湖和武汉水果湖等^[7],清淤后连续数年的蓝藻爆发彻底抵消了清淤带来的正面效应。

针对清淤造成的影响,国内外多限于对其造成的各类环境效应及风险的研究评估上,包括对底泥清淤后营养盐的释放的研究^[8-9],清淤对底栖生物的影响^[10-11],底泥清淤在实际工程中的环境效应的评价分析^[12-14],以及底泥清淤的长期效果^[15]等。但对于底泥清淤后营养盐释放的控制之类的研究相对较少,且多在于通过改善清淤方式而减少营养盐的释放方面^[16],而缺乏对于已释放的营养盐的降解方面的研究。

水体氮素的去除和积累涉及到固氮微生物、氨化细菌、硝化细菌和反硝化细菌,菌群的功能组合完成了氮气、氨氮和有机氮之间的相互转化^[17]。为了研究清淤过程中氮素的释放规律和外源微生物对氮素的影响,本研究通过建立模型模拟清淤以及微生物对的氮素控制,研究不同微生物的组合作用对水体氮素的影响及去除效果,为清淤后的水体稳定控制技术提供基础。

1 材料和方法

1.1 底泥样本的采集

富营养化底泥采至华中农业大学校内青年湖,该湖泊为纳污湖,以生活污水为主。采用活塞底泥柱状取样器($\phi 100\text{ mm} \times 500\text{ mm}$)取大约 20 cm 底泥,将下层 10 cm 底泥置入柱状亚克力管($\phi 100\text{ mm} \times 600\text{ mm}$)内,制成模拟疏浚的底层底泥,设为清淤组;再将剩余的 10 cm 底泥移至另一根柱状亚克力管,制成模拟未疏浚的表层底泥,设为未清淤组。每组 3 个平行。模拟柱状样制作完成后放入特制的搁置架,12 h 内带回实验室。另取一份底泥样品用于底泥成分分析。

1.2 清淤模型的设置

模型柱制作:在取样点湖泊采集自然湖水作为上覆水,用两层纱布过滤除去大颗粒漂浮物后,用虹

吸法向含有底泥的实验柱缓缓加入经过过滤的 30 cm 湖水。

为了模拟实际湖泊光线是从上层照射到湖泊表面的情况,用黑色胶布将塑料柱面和底面包裹,保留开口。将上述模型放在 30 ℃ 的恒温水浴中培养。

1.3 微生物投菌模型

1.3.1 供试菌株

BH11(氨化细菌 *Delftia acidovorans*)、AT7(氨氧化细菌 *Nitrosomonas* sp.)、Y3-2(亚硝酸氧化细菌 *Nitrobacter* sp.)、ADH1(反硝化细菌 *Pseudomonas stutzeri*),均由华中农业大学生命科学技术学院发酵工程室保藏。

1.3.2 投菌设置

将上述菌株经活化培养成菌液,离心收集菌体,并用无菌水清洗 3 次,重悬浮后按 $1 \times 10^6\text{ CFU} \cdot \text{mL}^{-1}$ 的投菌浓度投入模拟系统中。不同实验组具体处理方式见表 1。

表 1 实验组处理效果

Table 1 Effect of experiment group treatment

实验组	投菌	是否清淤
空白对照组(CK)	否	否
投菌组(A)	是	否
清淤组(D)	否	是
清淤投菌组(DA)	是	是

1.4 水质及菌数测定

定期取模拟系统中上覆水检测基本水质指标。
水质检测:总氮(TN)的测定采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法;总磷(TP)的测定采用钼酸铵分光光度法;氨氮的测定采用纳氏试剂比色法;硝酸盐的测定采用紫外分光光度法;亚硝酸盐的测定采用 N-(1-萘基)-乙二胺分光光度法;COD 的测定采用重铬酸盐法。

菌数检测:用 50 mL 移液管从底泥中吸取适量底泥置于已称重量的 5 mL 灭菌离心管内,8 000 r · min⁻¹ 离心 3 min 后弃上清后称重,得出所取底泥的重量。然后加 1 mL 无菌水将已知重量的底泥重悬,稀释涂平板计数。总菌数用 R2A 平板计数,外源反硝化细菌 ADH1 菌数用 LB 平板计数,根据平板上的菌数及底泥的重量算出以 CFU · g⁻¹ 为单位的菌浓度。

R2A 平板培养基:酵母粉 0.5 g · L⁻¹,胰蛋白胨 0.5 g · L⁻¹,酪蛋白氨基酸 0.5 g · L⁻¹,葡萄糖

0.5 g · L⁻¹,可溶性淀粉 0.5 g · L⁻¹,磷酸氢二钾 0.3 g · L⁻¹,七水硫酸镁 0.05 g · L⁻¹,丙酮酸钠 0.3 g · L⁻¹,琼脂 15 g · L⁻¹,用磷酸氢二钾/磷酸二氢钾调 pH 至 7.2。

LB 平板培养基:酵母粉 5 g · L⁻¹,蛋白胨 10 g · L⁻¹,氯化钠 10 g · L⁻¹,琼脂 20 g · L⁻¹,pH 7.2 ~ 7.3。

2 结果与分析

2.1 底泥及上覆水指标

将取回的 20 cm 底泥从上至下分割成 5 份,编号为 1、2、3、4 和 5,分别测含氮量及含水率。并测定双层纱布过滤后的湖水的基本水质指标。

湖泊底泥从上至下的含氮量及含水率是明显下降的(表 2),说明表层底泥含氮量高,清淤能移去沉积物的大部分氮素。

表 2 底泥基本理化指标

Table 2 Basic physical and chemical index of sediments

%

编号	含氮量	含水率
1	0.534 2	77.78
2	0.431 8	64.65
3	0.226 9	50.13
4	0.150 1	30.81
5	0.086 1	14.96

过滤湖水水质指标测量结果为:氨氮 10.622 mg · L⁻¹,硝酸盐 1.797 mg · L⁻¹,亚硝酸盐 0.246 mg · L⁻¹,总氮 15.082 mg · L⁻¹,总磷 0.528 mg · L⁻¹,COD 44.46 mg · L⁻¹。从指标看,湖水的氨氮浓度高,硝酸盐和亚硝酸盐浓度较低,总氮中的大部分为氨氮。氮磷比 30:1,碳氮比 3:1。湖水为劣 V 类水,各项指标均超过地表水 V 类水限标。

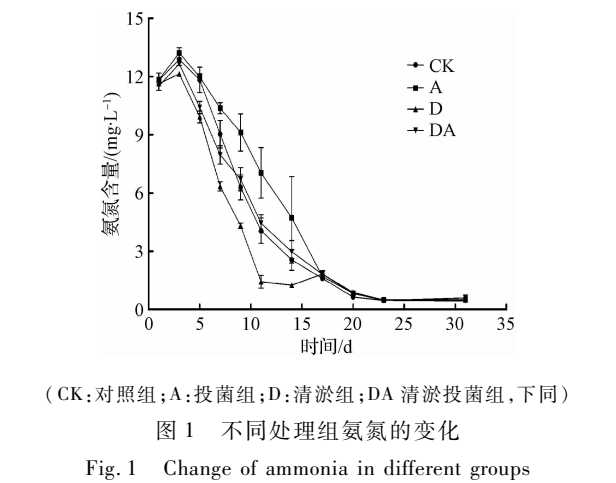
2.2 不同处理组氨氮变化情况

从底泥氮素分布特点可知,去除表层 10 cm 底泥,可显著降低沉积物的总氮含量。因此,经过稳定期后,所有清淤组上覆水中的氨氮含量明显低于对照组和单一投菌组。特别的是,4 个处理组中,清淤组的氨氮降低速率是最快的(图 1),说明清淤对水体微生物的扰动,刺激了氨氮的去除,对控制湖泊的富营养化是有积极作用的^[18]。

投加了微生物的处理组的上覆水中氨氮含量均比相应的未投菌的处理组要高,即投菌组高于对照组,清淤投菌组高于清淤组。这是由于投菌后,细菌

会趋于分布在营养较丰盛的底泥表面,加强底泥有机质的分解,从而促进氨氮从底泥释放进入上覆水^[19]。

随着实验进行,4 个处理组氨氮均呈现明显的下降趋势。在第 23 天,氨氮浓度均降至 0.5 mg · L⁻¹以下。上覆水中氨氮的下降主要有 2 种原因,即微生物的转化作用及底泥的吸附作用。该模拟实验结果说明,在没有外源污染的汇入和底泥再次扰动情况下,经过外投微生物和土著微生物的共同作用以及可能的底泥的吸附作用,30 d 内可将上覆水中氨氮降至 0.5 mg · L⁻¹安全范围内,说明在彻底截污状态下,水体是有较强的自净能力的。



2.3 不同处理组硝态氮及亚硝态氮变化情况

从湖水水质指标可看出起始硝态氮及亚硝态氮含量并不高。为了排除植物及藻类的生长对氮素变化的影响,模拟系统进行了遮光处理,硝态氮及亚硝态氮的变化主要取决于微生物的硝化反硝化过程^[20]。清淤组反硝化菌群较少,初期的硝酸盐积累超过其他实验组,消除的速度也较慢,说明清淤后自然繁衍的反硝化菌需要较长的适应期。

2 个做过清淤处理的实验组的硝态氮及亚硝态氮积累比未做过清淤处理的实验组高(图 2 和图 3),这是由于清淤后底泥的有机质含量降低,竞争性的异养细菌数量减少,从而可以增大自养硝化细菌的生长空间进而强化硝化作用,即氨氮向硝态氮及亚硝态氮的转化。说明清淤会促进水体硝态氮及亚硝态氮的积累。有研究表明,若底泥氨氮浓度高,还原性则较强,不利于硝化细菌的活动^[21]。清淤可降低底泥间隙水中氨氮含量,可进一步促进硝化作用,因此清淤后水体硝态氮及亚硝态氮含量会上升。

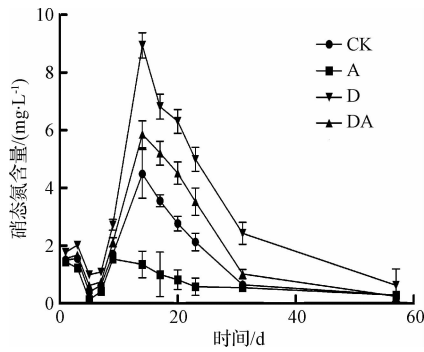


图 2 不同处理组硝态氮的变化

Fig. 2 Change of nitrate in different groups

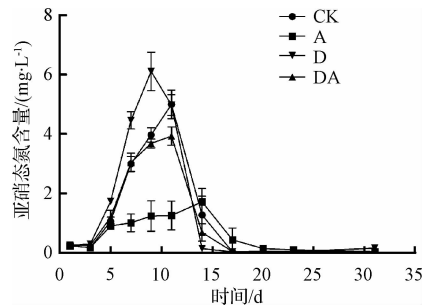


图 3 不同处理组亚硝态氮的变化

Fig. 3 Change of nitrite in different groups

同时 2 个投菌处理组的硝态氮及亚硝态氮的积累程度较低,是由于投加的混合微生物中包含反硝化细菌,可促进系统中的反硝化作用从而转化一部分硝态氮及亚硝态氮。

从实验结果还可看出,投菌组没有明显的硝态氮及亚硝态氮的积累,显著低于其他 3 个处理组。这种结果可能由有以下因素:一是硝化作用太弱;二是反硝化作用强度和硝化作用强度相近,由硝化作用生成的硝酸盐及亚硝酸盐被反硝化作用清除。有机质和氨氮含量较高,会在一定程度上抑制硝化作用,但观察到对照组有明显的硝酸盐及亚硝酸盐的积累,说明未清淤组存在硝化作用。因此,投菌组内硝酸盐及亚硝酸盐浓度较低的原因是由于反硝化作用较强。反硝化作用和硝化作用刚好相反,是一个需要消耗有机质的反应,投菌组未经过清淤处理,底泥有机质含量较高,且外投了反硝化细菌,增加了系统中反硝化细菌的浓度,因此该实验组内反硝化作用是最强的。有关学者在研究底泥疏浚对底泥反硝化速率的影响时也得出相似的结论,疏浚会明显降低底泥的反硝化速率^[2]。

2.4 不同处理组总氮变化情况

上覆水中总氮的下降主要通过反硝化及底泥的吸附作用。在实验前期,4 个处理组的总氮变化基本相同,是由于前期没有硝酸盐的积累,反硝化作用不明显,总氮的降低主要是由于底泥的吸附引起的。在 11 d 后,硝酸盐有一定的积累,反硝化脱氮作用使得不同处理组间显示出差异,总氮降解速率由高到低依次为投菌组、对照组、清淤投菌组和清淤组(图 4),和不同组间反硝化作用的强弱是相关的,进一步说明了清淤会减弱系统中的反硝化强度,而外投微生物会增强这一作用。

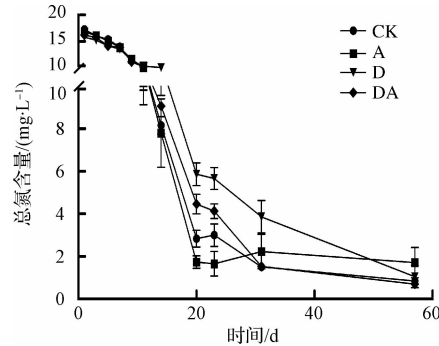


图 4 不同处理组总氮的变化

Fig. 4 Change of total nitrogen in different groups

2.5 不同处理组 COD 变化情况

实验开始时添加上覆水时对底泥有一定扰动作用,使得底泥悬浮于上覆水中,因此,测出的 COD 值较高。当悬浮的底泥沉降后,COD 便迅速降低。不同组别 COD 变化趋势基本相同(图 5),前期由于系统内氨氮含量较高,硝化作用占优势,硝化作用不消耗有机质,因此前期系统 COD 的降低较慢;实验中后期随着硝酸盐的积累,反硝化作用消耗有机质造成 COD 迅速降低。此后,水体 COD 维持在 III ~ IV 类水平已达到短期微生物能吸收处理的临界点^[22]。

2.6 总磷变化情况

磷是一种较稳定的元素,没有气态形式,因此上覆水中总磷的降低主要是由于底泥的物理吸附和微生物固定作用。实验过程中,各组总磷下降了 75% 至 85%,说明在没有外源污染进入系统时,上覆水中的总磷是呈下降趋势的(图 6)。经过清淤处理后,总磷的降幅大于未清淤组,这是由于清淤可减少底泥中总磷的含量,从而增强底泥对总磷的吸附能力^[23]。相比而言,投菌对总磷的去除较为显著,无论是清淤还是不清淤,投菌都能显著降低总磷的水

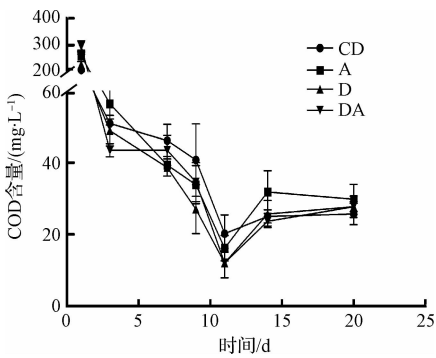


图 5 不同处理组 COD 的变化

Fig.5 Change of COD in different groups

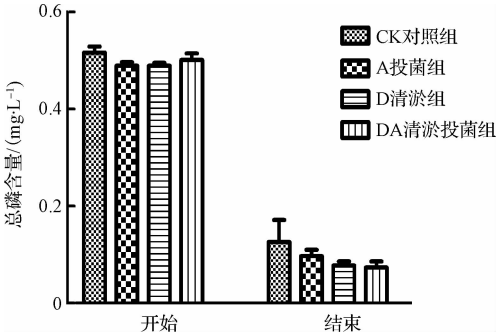


图 6 不同处理组总磷变化

Fig.6 Change of total phosphorus in different groups

平,其中投菌组和对照组差异更明显,总磷去除率分别为 80.2% 和 75.6%。这是由于随着上覆水营养物质浓度的降低,细菌会趋于分布到底泥表层,上覆水中磷会由于微生物的同化吸收而富集于底泥中,因此,投菌后上覆水总磷去除率增加。

2.7 不同处理组菌数变化情况

从菌数结果可看出,投菌处理组的总菌数要比未投菌的处理组略高,特别是在刚投菌时这种差异较明显。原因之一是所投菌株在水中成功存活,另

一方面是因为底泥扰动改变了供氧状况,促进有机质的分解,从而活化土著微生物。

外源反硝化细菌在水中存活时间较短,平均 3 d 降低一个数量级(表 3)。菌落计数结果说明,要维持较高效率的反硝化,需要向系统中补投反硝化细菌,以保证反硝化速度。未清淤组的外源反硝化细菌菌数明显高于清淤组(表 3),这和上面根据营养盐的变化得出的推断是相吻合的,说明清淤后有机质含量降低,不利于反硝化细菌的生长,从而使得硝酸盐的含量较高。

表 3 不同处理组中菌数的变化

Table 3 Change of the number of bacteria of different groups

时间/ d	总菌数/(CFU · g ⁻¹)				外源反硝化细菌菌数/(CFU · g ⁻¹)	
	对照组	投菌组	清淤组	清淤投菌组	投菌组	清淤投菌组
2	9.26 × 10 ⁶	3.57 × 10 ⁷	1.55 × 10 ⁷	5.7 × 10 ⁷	3.09 × 10 ⁶	3.11 × 10 ⁵
6	3.8 × 10 ⁶	4.69 × 10 ⁶	4.37 × 10 ⁶	5.76 × 10 ⁶	3.76 × 10 ⁵	3.44 × 10 ⁴
9	6.82 × 10 ⁶	7.18 × 10 ⁶	9.23 × 10 ⁶	1.44 × 10 ⁷	4.02 × 10 ⁴	7.69 × 10 ³

3 讨论

3.1 清淤对上覆水氮素变化的影响

湖泊河流中底泥表层 20 cm 是沉积物总氮集中区,底泥清淤可有效降低底泥中氮素、有机污染物等的含量,还可降低底泥间隙水中的氨氮含量,有研究表明,清淤后沉积物间隙水中氨氮浓度为未清淤沉积物间隙水氨氮浓度的 50%^[18]。底泥中氨氮的增加主要是由于微生物对底泥有机质的矿化作用,清淤不仅降低了底泥有机质含量并且破坏了底泥系统中的微生物群落结构,很大程度上减弱了底泥微生物的矿化作用,研究表明,清淤会显著降低底泥微生物的活性,未清淤底泥样品的微生物活性是清淤样品的 4 倍,且微生物活性在长时间内难以恢复^[4],因

此,清淤可以起到降低氨氮向上覆水中释放的作用。本实验结果也证实清淤后上覆水氨氮显著降低。

硝态氮及亚硝态氮的积累量取决于硝化作用及反硝化作用两个因素的共同作用。研究显示,影响硝化反硝化的因素主要包括 pH、温度、溶氧、有机质含量、氮素含量及形态等^[24]。

硝化细菌是一类化能自养型细菌,可以以 CO₂ 为唯一碳源,通过氧化 NH₄⁺ 到 NO₂⁻ 或氧化 NO₂⁻ 到 NO₃⁻ 的过程获取能量而供于自身生长。而反硝化细菌则是异养型微生物,在缺氧和低溶氧条件下,能将硝酸盐还原成氮气,但这一过程是一个耗能过程,和硝化作用是相反的^[25]。研究表明,有机质能明显抑制硝化作用,有机质含量增加时,硝酸盐及亚硝酸盐的积累量显著降低^[26],该结果和本实验的结果相

一致。清淤后有机质含量降低,且多为微生物难以分解利用的有机质,自养微生物的活性会受到一定的抑制,自养微生物的活性则会加强。因此,清淤后硝化作用增强而反硝化作用减弱。

3.2 外投微生物对上覆水氮素变化的影响

微生物在地球氮素循环中发挥着至关重要的作用,在水体中同样如此,不管是上覆水还是底泥中的氮素变化,和微生物的作用都是分不开的。

由微生物驱动的氮循环主要包括固氮、氨化、硝化、反硝化^[17]。水体中的氨化细菌将有机氮转化成无机态的氨氮,再由硝化细菌转化成硝酸盐,随后被反硝化细菌还原成氮气而从水体彻底脱除。正常情况下,氮的固定和脱除维持动态平衡,保证了水体健康的贫营养状态。

然而在受污染的水系统中,氮负荷较高,氨氮、总氮等严重超标,这是由于大量的污染物汇入水体,超过了系统中微生物的代谢能力,使得有机氮、氨氮等大量积累,水体进入富营养状态。

在这种情况下,通过向水体中投加外源氮循环微生物可以加速氮素循环,避免富营养化水体恶变发生^[27]。本实验投菌后总氮、硝酸盐和亚硝酸盐的含量比未投菌组低,说明所投的氮循环微生物能通过综合作用维持水体较低的氮素水平,并将氨氮通过硝化反硝化作用从系统彻底脱除。其他研究也表明,向自然水体投加外源微生物菌剂能明显降低氮、磷等污染物浓度,促进水体物质循环^[28-30]。说明投加氮循环微生物能降低整个系统的总氮负荷,对净化水质起到了积极的作用。

3.3 清淤及微生物修复结合运用的优势

清淤不仅可以清除湖泊中严重污染的底泥,还能扩充湖泊库容,对整个湖泊的生态功能及物理蓄水能力有积极作用。然而,清淤一方面可降低底泥氮素、有机质等含量,促进水体硝化作用,但却会由于降低了有机质的含量而抑制反硝化作用,对水体的总氮脱除是不利的。清淤对底泥的微生态扰动,降低底泥的表层物质代谢能力,降低湖泊生态系统的生物多样性从而降低湖泊整体自净能力,造成氮磷的积累,对湖泊是有一定负面影响的。合理的投放微生物可显著去除水中氮磷,加速清淤后水体脱磷除氮,是一种简便高效的水体稳定控制技术。可通过强化投加反硝化细菌而促进清淤后水体的反硝化能力,增强水体总氮的脱除能力。研究表明,投加微生物菌剂可增加底泥的微生物丰富度^[29]。向清淤水体投加复合微生物菌剂可以修复被破坏的底泥生态系统,促进底泥的分解代谢作用,从而增强清淤后水体的自净能力。

由此可见,将清淤和微生物修复结合起来,可更

加全面彻底地修复富营养化湖泊,是富营养化湖泊治理的一个可行方案。

4 结 论

1) 清淤能降低底泥的总氮及有机质含量,从而降低氨氮的释放,使水体中氨氮含量降低;同时由于清淤带来的底泥微生态扰动及有机质的降低,会促进硝化作用,但同时抑制反硝化作用,不利于水体总氮的脱除。

2) 投加氮循环微生物能促进底泥有机质的分解,加速氨氮的释放,同时能加速水体整体的氮循环速率,加速氮素的脱除,对富营养化湖泊的修复起到积极作用。

3) 清淤和微生物修复结合使用,在降低氨氮释放的同时能加速总氮的去除,能弥补二者单独修复的不足之处,是一种可行的修复方式。

参 考 文 献

- [1] 秦伯强,杨柳燕,陈非洲,等. 湖泊富营养化发生机制与控制技术及其应用. 科学通报, **2006**, 51(16): 1857-1866
QIN Boqiang, YANG Liuyan, CHEN Feizhou, et al. Mechanism and control of lake eutrophication. Chinese Science Bulletin, **2006**, 51(16): 2401-2412 (in Chinese)
- [2] ZHONG Jicheng, FAN Chengxin, ZHANG Lu, et al. Significance of dredging on sediment denitrification in Meiliang Bay, China: A year long simulation study. Journal of Environmental Sciences, **2010**, 22(1): 68-75
- [3] LOHRER A. M., WETZ J. J. Dredging-induced nutrient release from sediments to the water column in a southeastern saltmarsh tidal creek. Marine Pollution Bulletin, **2003**, 46(9): 1156-1163
- [4] 钟继承, 刘国锋, 范成新, 等. 湖泊底泥疏浚环境效应: IV. 对沉积物微生物活性与群落功能多样性的影响及其意义. 湖泊科学, **2010**, 22(1): 21-28
ZHONG Jicheng, LIU Guofeng, FAN Chengxin, et al. Environmental effect of sediment dredging in lake: IV. Influences of dredging on microbial activity and functional diversity of microbial community in sediments and its significance. Journal of Lake Sciences, **2010**, 22(1): 21-28 (in Chinese)
- [5] 钟继承, 范成新. 底泥疏浚效果及环境效应研究进展. 湖泊科学, **2007**, 19(1): 1-10
ZHONG Jicheng, FAN Chengxin. Advance in the study on the effectiveness and environmental impact of sediment dredging. Journal of Lake Sciences, **2007**, 19(1): 1-10 (in Chinese)
- [6] FINLAY J. C., SMALL G. E., STERNER R. W. Human influences on nitrogen removal in lakes. Science, **2013**, 342(6155): 247-250
- [7] 朱敏, 王国祥, 王建, 等. 南京玄武湖清淤前后底泥主要污染指标的变化. 南京师范大学学报(工程技术版), **2004**, 4(2): 66-69
ZHU Min, WANG Guoxiang, WANG Jian, et al. Comparative analysis of changes of pollutants in sediment in Nanjing Xuanwu Lake before and after sediment dredging. Journal of Nanjing Normal University (Engineering and Technology),

- 2004**, 4(2):66-69 (in Chinese)
- [8] FALCÃO M., GASPAR M. B., CAETANO M., et al. Short-term environmental impact of clam dredging in coastal waters (south of Portugal): Chemical disturbance and subsequent recovery of seabed. *Marine Environmental Research*, **2003**, 56(5):649-664
 - [9] 刘德启, 李敏, 朱成文, 等. 模拟太湖底泥疏浚对氮磷营养物释放过程的影响研究. *农业环境科学学报*, **2005**, 24(3):521-525
LIU Deqi, LI Min, ZHU Chengwen, et al. Effects of simulating sediment-dredging on the release of N and P nutrients in Taihu Lake's sediment. *Journal of Agro-Environment Science*, **2005**, 24(3):521-525 (in Chinese)
 - [10] ROBINSON J. E., NEWLL R. C., SEIDERER L. J., et al. Impacts of aggregate dredging on sediment composition and associated benthic fauna at an offshore dredge site in the southern North Sea. *Marine Environmental Research*, **2005**, 60(1):51-68
 - [11] VAN DER Veer H. W., BERGMAN M. J. N., BEUKEMA J. J. Dredging activities in the Dutch Wadden Sea: Effects on macrobenthic infauna. *Netherlands Journal of Sea Research*, **1985**, 19(2):183-190
 - [12] REDDY K. R., FISHER M. M., WANG Y., et al. Potential effects of sediment dredging on internal phosphorus loading in a shallow, subtropical lake. *Lake and Reservoir Management*, **2007**, 23(1):27-38
 - [13] 刘爱菊, 孔繁翔, 王栋. 太湖底泥疏浚的水环境质量风险性分析. *环境科学*, **2006**, 27(10):1946-1952
LIU Aiju, KONG Fanxiang, WANG Dong. Water quality risk assessment for sediment dredging operations, Wulihu in Taihu Lake. *Environmental Science*, **2006**, 27(10):1946-1952 (in Chinese)
 - [14] 毛志刚, 谷孝鸿, 陆小明, 等. 太湖东部不同类型湖区底泥疏浚的生态效应. *湖泊科学*, **2014**, 26(3):385-392
MAO Zhigang, GU Xiaohong, LU Xiaoming, et al. Ecological effects of dredging on aquatic ecosystem in the different regions of eastern Lake Taihu. *Journal of Lake Sciences*, **2014**, 26(3):385-392 (in Chinese)
 - [15] KLEEBERG A., KOHL J. G. Assessment of the long-term effectiveness of sediment dredging to reduce benthic phosphorus release in shallow Lake Müggelsee (Germany). *Hydrobiologia*, **1999**, 394:153-161
 - [16] 颜昌宙, 范成新, 杨建华, 等. 湖泊底泥环保疏浚技术研究展望. *环境污染与防治*, **2004**, 26(3):189-192
YAN Changzhou, FAN Chengxin, YANG Jianhua, et al. Prospect and progress of the study on environmental dredging technology of lake sediment. *Environmental Pollution & Control*, **2004**, 26(3):189-192 (in Chinese)
 - [17] CANFIELD D. E., GLAZER A. N., FALKOWSKI P. G. The evolution and future of earth's nitrogen cycle. *Science*, **2010**, 330(6001):192-196
 - [18] 钟继承, 刘国锋, 范成新, 等. 湖泊底泥疏浚环境效应: II. 内源氮释放控制作用. *湖泊科学*, **2009**, 21(3):335-344
ZHONG Jicheng, LIU Guofeng, FAN Chengxin, et al. Environmental effect of sediment dredging in lake; II. The role of sediment dredging in reducing internal nitrogen release. *Journal of Lake Sciences*, **2009**, 21(3):335-344 (in Chinese)
 - [19] 张恒军, 吴群河. 底泥的氮、磷释放及其微生物影响的研究. *环境技术*, **2003**(S):20-23
ZHANG Hengjun, WU Qunhe. The release of phosphorous and nitrogen from sediment and the effects of microorganism. *Environmental Technology*, **2003**(S):20-23 (in Chinese)
 - [20] MAGALHÃES C. M., JOYE S. B., MOREIA R. M., et al. Effect of salinity and inorganic nitrogen concentrations on nitrification and denitrification rates in intertidal sediments and rocky biofilms of the Douro River estuary, Portugal. *Water Research*, **2005**, 39(9):1783-1794
 - [21] 蔡玉祺, 王珊龄, 蔡道基. 扬中水体氮素转化规律及其影响因素. *环境科学研究*, **1988**, 1(6):7-14
CAI Yuqi, WANG Shanling, CAI Daoji. The rule of nitrogen conversion and its influential factors in water at Yangzhong County. *Research of Environmental Sciences*, **1988**, 1(6):7-14 (in Chinese)
 - [22] 胡咏梅, 葛向阳, 梁运祥. 枯草芽孢杆菌 FY99-01 菌株的净水作用. *华中农业大学学报*, **2006**, 25(4):404-407
HU Yongmei, GE Xiangyang, LIANG Yunxiang. Water purification functions of the strain *Bacillus subtilis* FY99-01. *Journal of Huazhong Agricultural University*, **2006**, 25(4):404-407 (in Chinese)
 - [23] VAN DER DOES J., VERSTRAELEN P., BOERS P., et al. Lake restoration with and without dredging of phosphorus-enriched upper sediment layers. *Hydrobiologia*, **1992**, 233(1/2/3):197-210
 - [24] MCCARTHY J. J., YILAMZ A., COBAN-YIDIZ Y., et al. Nitrogen cycling in the off shore waters of the Black Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **2007**, 74(3):493-514
 - [25] SAUNERS D. L., KALFF J. Denitrification rates in the sediments of Lake Memphremagog, Canada-USA. *Water Research*, **2001**, 35(8):1897-1904
 - [26] 崔敏. 有机物质对土壤硝化作用的调控研究. 南京: 南京农业大学硕士学位论文, **2006**
CUI Min. Regulations of soil nitrification by organic matter. Nanjing: Master Dissertation of Nanjing Agricultural University, **2006** (in Chinese)
 - [27] 郑焕春, 周青. 微生物在富营养化水体生物修复中的作用. *中国生态农业学报*, **2009**, 17(1):197-202
ZHENG Huanchun, ZHOU Qing. Function of microorganism in bioremediation of eutrophic water. *Chinese Journal of Eco-Agriculture*, **2009**, 17(1):197-202 (in Chinese)
 - [28] 陈建, 丛君, 陈高云, 等. 利用有效微生物菌群控制蓝藻水华研究. *环境工程学报*, **2010**, 4(1):101-104
CHEN Jian, CONG Jun, CHEN Gaoyun, et al. Control of cyanobacterial bloom with effective microorganisms. *Chinese Journal of Environmental Engineering*, **2010**, 4(1):101-104 (in Chinese)
 - [29] 吴定心, 杨文静, 柯雪佳, 等. 利用复合微生物菌剂控制水华的治理工程试验. *环境科学与技术*, **2010**, 33(7):150-154
WU Dingxin, YANG Wenjing, KE Xuejia, et al. Control of water blooms of urban eutrophic lake with compound microorganisms in restoration project. *Environmental Science & Technology*, **2010**, 33(7):150-154 (in Chinese)
 - [30] 熊晖, 梁运祥. 外加光合细菌对养殖水体水质及微生物群落的影响. *湖北农业科学*, **2011**, 50(22):4682-4685
XIONG Hui, LIANG Yunxiang. Study on the impact of external photosynthetic bacteria on water quality and microbial community of aquaculture water. *Hubei Agricultural Sciences*, **2011**, 50(22):4682-4685 (in Chinese)