

城市河流低水位运行生态修复机制与实践效果

陈文龙^{1,2,3}, 吴琼^{1,2,3}, 李一平⁴

(1. 珠江水利委员会珠江水利科学研究院, 广东 广州 510611; 2. 水利部珠江河口治理与保护重点实验室, 广东 广州 510611; 3. 广东省河湖生命健康工程技术研究中心, 广东 广州 510611; 4. 河海大学环境学院, 江苏 南京 210098)

摘要:为厘清城市河流低水位运行的水生态修复机制,开展了垂向监测水和底泥理化指标、定量监测微生物功能基因、测定微生物活性等室内模拟试验,分析了泥-水界面环境因子及底泥溶解氧的变化特征,研究了底泥主要污染物和功能微生物的变化特征,揭示了低水位运行下污染底泥上层硝化和下层反硝化的协同耦合过程。结果表明:低水位运行可改变底泥的“源-汇”属性,高水位时的“源”转变成低水位的“汇”,继而实现水质的提升;伴随着污染底泥的修复,可逐步形成“底栖动物-沉水植物-挺水植物-昆虫-鸟类”的多营养级完整水生生态系统;污染底泥治理是生态修复的关键,城市河流在低水位运行模式下可实现底泥自修复和生态系统构建。

关键词:城市河流;低水位运行;底泥污染;生态修复

中图分类号:X52

文献标志码:A

文章编号:1004-6933(2024)02-0016-07

Ecological restoration mechanism and practical effects of low water level operation in urban rivers//CHEN Wenlong^{1,2,3}, WU Qiong^{1,2,3}, LI Yiping⁴(1. Pearl River Water Resources Research Institute, Guangzhou 510611, China; 2. Key Laboratory of the Pearl River Estuary Regulation and Protection of the Ministry of Warer Resources, Guangzhou 510611, China; 3. Guangdong Provincial Engineering Technology Research Center for Life and Health of River & Lake, Guangzhou 510611, China; 4. College of Environment, Hohai University, Nanjing 210098, China)

Abstract: To clarify the water ecological restoration mechanism of low water level operation in urban rivers, indoor simulation experiments were conducted, including vertical monitoring of water, physicochemical indicators of sediment, quantitative monitoring of microbial functional genes, and measurement of microbial activity. The change characteristics of environmental factors at the mud-water interface and dissolved oxygen in sediment were analyzed, the change characteristics in the main pollutants and functional microorganisms in sediment were studied, and the synergistic coupling process of upper nitrification and lower denitrification in polluted sediment under low water level operation were revealed. The results show that low water level operation can change the “source sink” property of sediment, and the “source” at high water level can be transformed into a “sink” at low water level, thereby achieving an improvement in water quality. With the restoration of polluted sediment, a multi nutrient level complete aquatic ecosystem consisting of benthic animals, submerged plants, emergent plants, insects, and birds can gradually be formed. The treatment of polluted sediment is the key to ecological restoration, and urban rivers can achieve self-restoration of sediment and ecosystem construction under low water level operation mode.

Key words: urban rivers; low water level operation; sediment pollution; ecological restoration

水清、岸绿、景美的河流是增强城市竞争力、提升居民幸福感的关键要素之一。但当前高密度城市河流仍持续受纳不同来源的污染,包括汛期的高浓度溢流污染、降雨径流冲刷产生的面源污染等^[1]。而城市河道普遍硬化,断面形态单一,水体自净能力和生态系统自修复能力较低,造成底泥淤积和污染物持续积累,一旦上覆水条件发生改变,底泥就会作为“源”向水体释放污染^[2-3]。除此之外,河道难以

治理还因为污染底泥长期处于缺氧、厌氧状态,底泥微生物生态系统氧化活性低^[4]。有研究指出,反硝化刺激法可有效修复底泥,当额外提供硝酸盐后,可为微生物提供反硝化电子受体,驱动底泥硫化物和有机物厌氧氧化^[5]。底泥的微生物总量是水层的50~100倍,如何通过有效手段调控泥-水界面的溶解氧、硝酸盐等电子受体的生物刺激作用,是城市河流底泥发挥其应有的自净能力的关键。另外,底泥

是受水充盈的似泥土质固体,且污染底泥堆积松散、形态不稳固,不利于水生植物根系着生和底栖生物营穴^[6]。更严重地,底泥大量耗氧物质释放造成水体缺氧,破坏水生生物生存条件,引起水生态系统失衡且难以恢复。鉴于此,本文根据广州市水务局的治水经验,提出城市河流的低水位运行模式,并开展低水位运行生态修复试验,探讨低水位运行模式下城市河流底泥原位修复效果与水生态修复机制,以期为低水位运行模式的推广应用提供基础数据支撑。

1 城市河流的低水位运行模式

传统观念普遍认为抬高河道水位既能维持良好的城市水景观又能提升水体环境容量。城市河流通常采用闸坝、引调水等工程措施保持相对高水位状态,需花费大量的建设和运营成本。然而在高水位状态下,河道下层水体的流速仍然缓慢,泥-水界面仍然长期处于缺氧、厌氧状态,污染底泥无法得到彻底修复。一旦引调水以及曝气等工程措施中断,底泥污染释放量超过水体自净能力,河流会出现久治不清、复黑复臭等现象。广州市水务局总结过去十几年治水经验,转变工程思维方式,在控源截污、清污分流等基础上,率先在猎德涌、沙河涌、车陂涌、南岗河等开展低水位运行实践,采取“降水位+少清淤+不调水”的做法进行城市河流治理。在河流降低水位运行短短几个月时间内,水生态环境显著改善:一方面污染底泥开始减量,泥质逐渐沙化,恶臭渐渐消失,河流水环境质量提升至地表水Ⅲ、Ⅳ类标准;另一方面伴随着底泥的修复,恢复了大量“深槽-浅滩-沙洲”河流生境,水生生物物种逐步增加。图1为低水位状态下的河流生态系统,可见,城市河流的低水位运行模式是一种标本兼治的治水理念,不仅可高效修复污染底泥,为河流生态系统构建提供基础条件,而且避免了大规模清淤、建闸、引调水等

工程措施,是一种低碳、低成本的治理模式^[7]。

2 试验方案

2.1 试验装置设计与样品采集

为探讨低水位运行模式下城市河流底泥原位修复效果与水生态修复机制,构建室内模拟河道(图2),开展低水位运行生态修复试验。模拟河道采用砖砌循环水槽的方式,水槽宽1.0 m、高1.0 m,底部坡度约为0.1‰。按照水流方向,依次为进水池、试验段和出水池,长度分别为1.0、6.0、1.0 m,中间由砖砌墙分隔。出水池中设置有循环水泵和电磁流量计,控制水体流量为 $0.004\text{ m}^3/\text{s}$,全天24 h连续运行,整个试验周期为120 d。相比地面,试验段水槽统一控制高度为90 cm,从左至右水槽1、水槽2、水槽3底部铺设不同厚度垫高河沙,分别为0、30、50 cm,河沙上方覆盖30 cm厚黑臭底泥,预留上覆水深度分别为60 cm、30 cm和10 cm,从而考察高、中、低3种不同水位对底泥修复效果的影响。初始上覆水为添加了 NH_4Cl 和 NaNO_3 的自来水,其中氨氮(NH_4^+-N)和总氮(TN)质量浓度均低于GB 3838—2002《地表水环境质量标准》Ⅲ类水标准,以模拟自然河道低水位运行的水质背景。

试验底泥采自广州市某黑臭河涌,在分拣出树枝、砾石等大颗粒杂质并充分混合后,测定初始污染底泥 NH_4^+-N 、硝酸氮(NO_3^--N)和还原性硫化物(AVS)的质量比分别为 (100.5 ± 12.6) 、 (128.9 ± 14.2) 、 $(138.6\pm12.2)\text{ mg/kg}$ 。利用底泥分层取样装置采集底泥样品,在取样器中基于确定的分层条件(4层)设置4个进样口,4个进样口分别与3个腔体的底端一一对应且相通,实现同时采集3个平行样的目的。

2.2 指标测定

利用高精度水下照度计(ZDS-10W,嘉定学联,

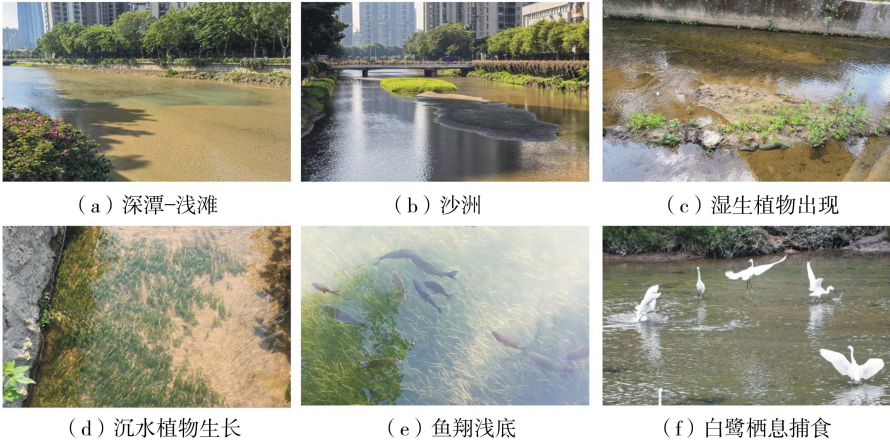


图1 低水位状态下的城市河流生态系统

Fig. 1 Urban river ecosystem under low water level conditions

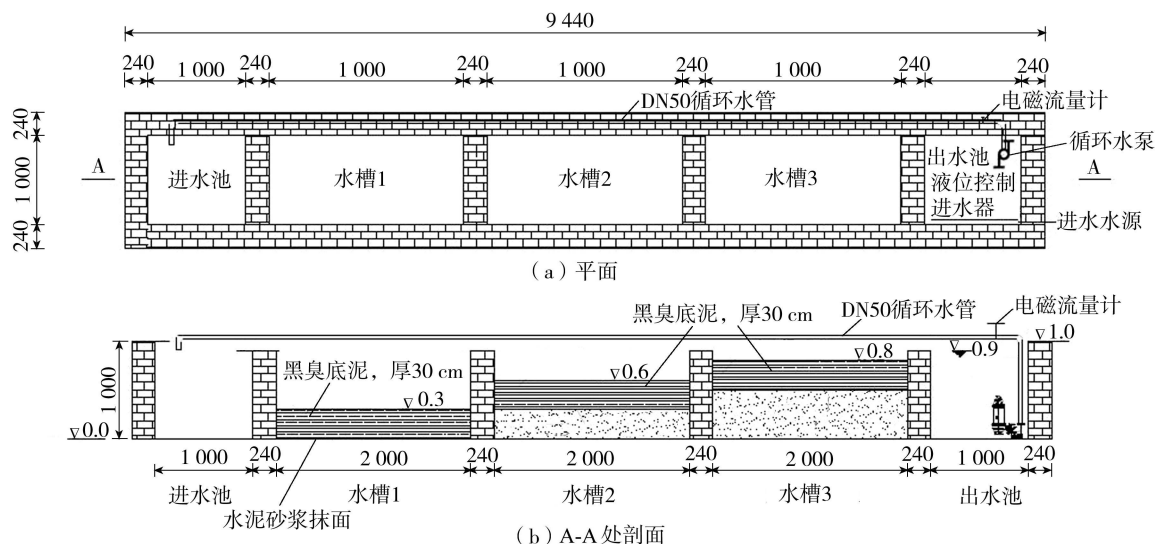


图2 室内模拟河道试验装置(尺寸单位:mm;高程单位:m)

Fig.2 Indoor simulated river channel testing device

中国)分别测定了0~60 cm水深条件的光照度。采用实验室温度计测定不同水槽泥-水界面的温度差异。利用溶解氧微电极系统(OX-100, Unisense, 丹麦)对不同水槽泥-水界面的DO垂直分布和质量浓度变化进行测定。为探究底泥污染物的迁移转化过程,底泥自上而下分4层取样,依次为0~2 cm(I层)、3~4 cm(II层)、5~6 cm(III层)和7~10 cm(IV层),取样频次为每10 d 1次,每个分层按3个重复样进行采集。对不同分层底泥中的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、AVS等指标进行测定。底泥指标测试方法参考HJ 833—2017《土壤和沉积物 硫化物的测定》、HJ 634—2012《土壤氨氮、亚硝酸盐氮、硝酸盐氮的测定》。

微生物功能基因测试方法:在试验运行后期,对不同水槽底泥进行I~IV层垂直分层采样,采用实时荧光定量核酸扩增方法(qPCR)分别对不同分层底泥的硫氧化细菌基因(SOB 16s rRNA)、硫还原细菌基因(SRB 16s rRNA)、氨氧化细菌基因(AOB amoA)、亚硝酸盐氧化细菌基因(NO 16s rRNA)、异养反硝化细菌基因(DEN narG、nirK)、好氧反硝化细菌基因(DEN napA)、厌氧氨氧化细菌基因(Anammox hzsB)的丰度进行检测。扩增效率及 R^2 值分别控制为90%~110%和0.996~0.999。

硝化活性、反硝化活性及硫氧化活性测定方法:分别取不同水槽I~IV层的底泥样品,用清洗缓冲液洗涤3次以去除本底污染物,测定样品混合液悬浮固体(mixed liquor suspended solids, MLSS)浓度。将处理后底泥转移至200 mL蓝盖试剂瓶待用。在测定硝化活性时,向试剂瓶加入10 mg/L $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 并敞口振荡12 h,分别采样记录不同时刻上覆水

$\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量浓度,结合样品质量并计算潜在硝化活性。在测定反硝化及硫氧化活性时,向试剂瓶中加入10 mg/L $\text{NO}_3^-\text{-N}$,并同时采样测定不同时刻 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 和AVS质量浓度,并计算两者潜在生物活性^[8]。

3 试验结果与分析

3.1 泥-水界面环境因子及DO变化特征

光照度是加速水生态系统中物质和能量转化的重要条件之一,太阳光照射至底泥表层,能促进藻类光合作用,释放DO。室内试验结果表明,水槽1、水槽2、水槽3泥-水界面的光照度分别为60、1800、6550 lx,可见水槽3的光照度超过水槽2的3.6倍、水槽1的100倍。在气温28~30℃条件下,水槽1、水槽2、水槽3泥-水界面的平均水温分别为20.0℃、21.8℃、25.1℃,水槽3的水温比水槽1提升了4~6℃。DO是影响底泥污染物转化行为的重要指标^[9],图3为不同水槽DO质量浓度随水深变化情况,图中水深负值表示泥-水界面以下。由图3可见,水槽3泥-水界面水相中的DO质量浓度

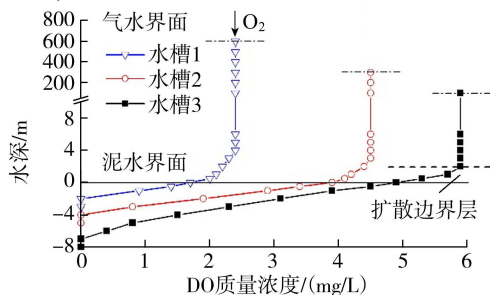


图3 不同水槽DO质量浓度随水深变化情况

Fig.3 Variation of DO mass concentration with water depth in different water tanks

为 5.9 mg/L,水槽 1 仅为 2.4 mg/L。从垂向分布可看出水槽 3 的氧气渗透能力最佳,渗透底泥深度达 6 mm;水槽 1 的渗透底泥深度仅为 2 mm。室内模拟试验结果表明,降低水位可以显著提升泥水界面的光照度、水温 and DO 质量浓度。潘延鑫等^[10]研究表明提高泥-水界面水相 DO 质量浓度可以有效促进氧气在底泥的渗透,杨旭楠等^[11]研究表明表层底泥 0~1 cm 处的 DO 质量浓度下降速率最快,张雪等^[12]研究表明长期运行下表层底泥可形成厚约 1 cm 的氧化层,均与本文研究结论一致。

3.2 底泥主要污染物的变化特征

图 4 为不同水槽底泥中主要污染物质量比的垂向变化。由图 4 可见,水槽 3 与水槽 1 的底泥中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 和 AVS 含量出现显著性差异($p<0.05$)。水槽 3 的底泥中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 质量比在 I、II 层深度下降至

6 mg/kg,去除率约 94%;之后随深度加深 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率逐渐下降,IV 层的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 去除率降至 54%。而水槽 1 的底泥中 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 在 I 层的去除率仅约 33%。图 5 为不同水槽各层底泥微生物反应活性,可见,底泥在 I 层深度的硝化速率最高,水槽 3 中 I 层深度的硝化速率为 15.5 mg/(kg·d),是水槽 1 的 6.2 倍。一般情况下,底泥释放出的 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 会首先进入间隙水中,然后逐步扩散到底泥表面,进而扩散到上覆水中。可见,底泥表层氧化层厚度是上覆水 DO 向下渗透与深层底泥 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 向上释放相互作用的结果。当然,在低水位运行初期,黑臭底泥中也会产生少量的硫化氢、甲烷等还原性物质,并逐步扩散至底泥表面以及上覆水体中。

由图 4 可见,试验过程中,不同水槽的底泥各层 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 质量比均出现先增加后减少的趋势,在垂向

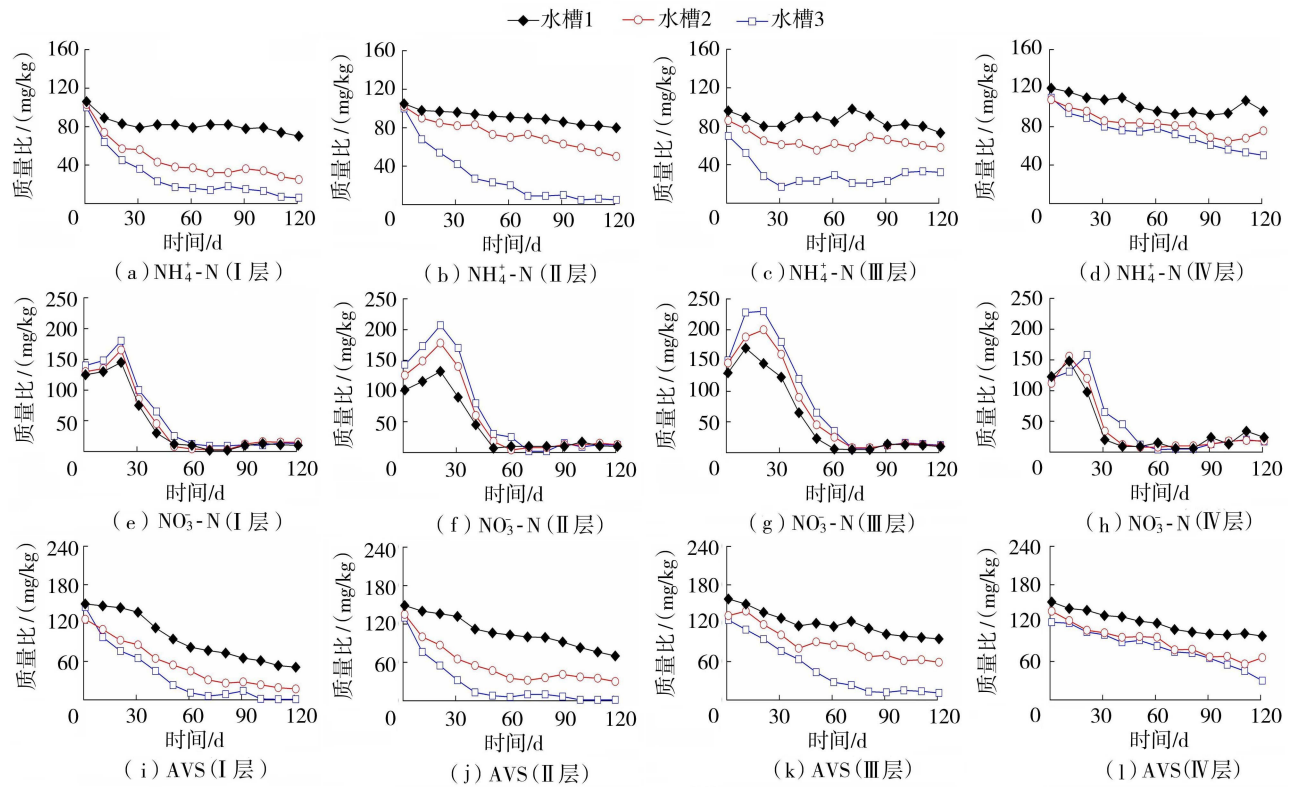


图 4 不同水槽底泥中主要污染物含量的垂向变化

Fig. 4 Vertical variation of main pollutant content in sediment of different water tanks

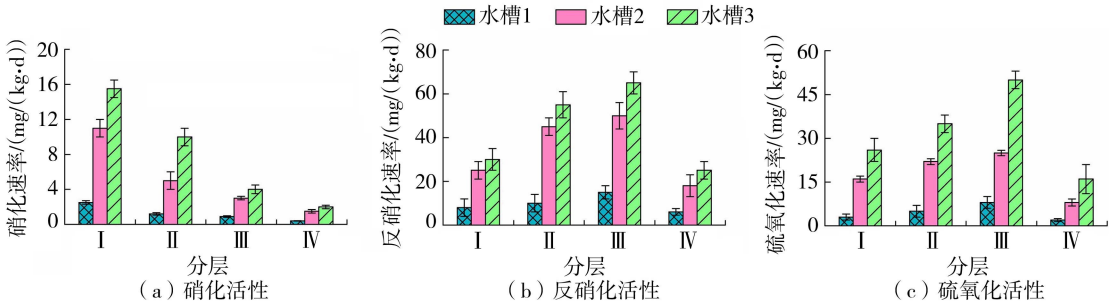


图 5 不同水槽各层底泥微生物反应活性

Fig. 5 Microbial reactivity of sediment in different layers of water tanks

分布上表现为“中间高两头低”现象。水槽3底泥的Ⅲ层 NO_3^- -N质量比最高,峰值时达 230 mg/kg ,其反硝化速率也最高,达到 $65.0\text{ mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$,是水槽1相同深度的4.3倍。在试验运行的前20 d,底泥中 NO_3^- -N不断积累,在试验进行的20~60 d,底泥 NO_3^- -N的含量由于发生反硝化作用而出现快速下降,导致Ⅱ、Ⅲ层的 NO_3^- -N含量高于上、下两层,表明底泥表层产生的 NO_3^- -N可能存在垂直下渗的过程^[13]。综上,降低水位可以有效提高底泥表层的硝化速率,产生的 NO_3^- -N下渗并提高底泥深层的反硝化速率。

3.3 底泥中功能微生物的变化特征

硝化作用是将 NH_4^+ -N转化成 NO_3^- -N的过程,其第一步氨氧化作用是氮循环的关键限速步骤,主要的功能微生物为氨氧化细菌(AOB)和氨氧化古菌(AOA);亚硝酸盐氧化过程则主要由亚硝酸盐氧化菌(NOB)驱动^[13]。图6为试验结束时不同水槽底泥中功能微生物基因丰度的垂直分布。由图6(a)(b)可见,水槽3底泥中的AOB和NOB基因丰度是水槽1的3~14倍,显示出更高的硝化作用潜力,尤其在底泥Ⅰ、Ⅱ层的深度,AOB基因丰度最高,达到 6.8×10^4 个/g(用每克干污泥中的拷贝数来计量),原因是降低水位后增强了氧气渗透深度,促进表层底泥硝化作用^[9]。

反硝化作用是在缺氧条件下通过异养反硝化细菌将 NO_3^- 依次还原为 NO_2^- 、 N_2O 和 N_2 的过程,主要由硝酸盐还原酶(编码基因主要为narG和napA)、亚硝酸盐还原酶(编码基因主要为nirS和nirK)、NO还原酶(编码基因主要为norB)和 N_2O 还原酶(编码基因主要为nosZ)驱动^[14]。由图6(c)~(f)可见,降低水位提高了narG、napA、Anammox和SOB

的基因丰度;水槽3的底泥中,Ⅳ层深度的narG基因丰度最高,达到 6.9×10^6 个/g,Ⅱ层深度的napA、Anammox和SOB基因丰度最高。降低水位引起的氧气增加抑制了底泥Ⅰ层深度中nirK和SRB基因的丰度。综上,与底泥中 NH_4^+ -N和 NO_3^- -N浓度变化规律一致,降低水位后表层底泥的硝化功能微生物和深层底泥的反硝化功能微生物丰度均得到提升。

4 低水位下河流生态修复机理与实践效果

4.1 底泥自修复机理

就全球范围而言,输入河流的TN约有50%通过反硝化作用被去除。其中,河流底泥由于含有丰富的有机质、氮、磷、硫和微生物等,普遍认为是反硝化发生的主要场所^[15],但硝化作用产生 NO_3^- -N的过程是河流氮循环的主要限速步骤之一^[16],作为脱氮过程的电子受体,底泥中 NO_3^- -N的含量在一定程度上影响着氮污染物的去除^[17]。低水位运行模式下底泥自然修复的机理总结为:上层硝化作用和下层反硝化作用的协同耦合过程。具体来说,低水位条件提高了泥-水界面的光照度、水温和DO质量浓度,并促进DO向底泥深层渗透;伴随着DO质量浓度等的变化,底泥表层硝化细菌的活性被激发,加速了 NH_4^+ -N的转化及 NO_3^- -N的生成;随后,在底泥表层累积的 NO_3^- -N,一部分向上扩散至上覆水体,一部分则向下扩散至底泥深层^[18],促进底泥中反硝化过程的发生。因此,低水位运行模式利用水动力精细化调控,通过改善泥-水界面环境因子为污染底泥的自然修复奠定基础,以高效的好氧硝化作用-厌氧反硝化作用协同驱动底泥自然修复,实现污染底泥碳、氮、硫等耗氧物质同步去除。

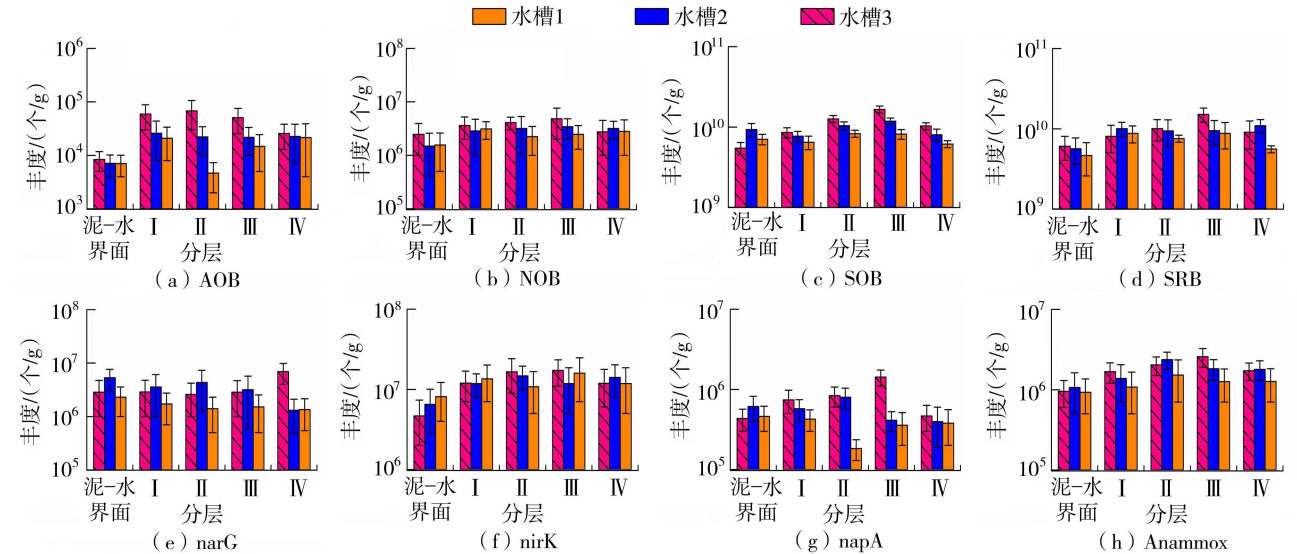
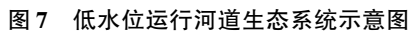


图6 试验结束时不同水槽底泥中功能微生物基因丰度的垂直分布

Fig.6 Vertical distribution of functional microbial gene abundance in sediment of different water tanks at end of experiment

底泥是微生物、底栖动物、水生植物等赖以生存的栖息场所,影响着水生态系统的物质交换和能量循环,修复污染底泥是重构退化生态系统的基础^[19]。传统的高水位运行模式,在洪涝或高污染负荷冲击下,河流悬浮物不容易沉淀,水体长时间浑浊、水下光照条件弱、复氧能力不足等持续对生命系统产生负面影响,难以构建完整、健康的生物链。然而,在低水位条件下伴随着污染底泥的修复,即使遭受突发溢流污染,在底泥高效的吸附、降解能力作用下,水体可以快速澄清。低水位运行模式实现生态系统自修复的途径包括:①太阳光直射河床和浅滩,底泥表层形成丰富的藻类群落,为构建城市河流完整的物质流与能量流循环创造基础。②城市河流在维持低水位运行一段时间后,根据流势自然形成“深槽-浅滩-沙洲”交错的断面形态,水生植物根系着生和底栖生物营穴,逐步构建起基于摄食关系的食物链。③河底湿地促进了水质生态双修复,以微生物、底栖动物、藻类、沉水植物、挺水植物、鱼类、水鸟等组成的多层多种立体结构和多级循环转化的生物系统逐渐完善,进一步提升河流生态系统的韧性。图7为低水位运行河道生态系统示意图。



4.3 技术优势和实践效果

低水位运行充分利用了河流自修复能力,是一种低碳、经济、可持续的水生态恢复技术。与传统措施相比,城市河流低水位运行有如下技术优势:①低水位运行使污染底泥修复更彻底。试验数据表明,水槽3底泥 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、AVS 的去除率较水槽1分别提升了66%和75%,底泥修复深度增加了2.6~3.0倍。②低水位运行把底泥由“源”转变为“汇”,显著提升了城市河流的抗污韧性。随着底泥功能微

生物活性的增强,河道变身为“天然污水处理厂”,在少量溢流污染和面源污染存在的条件下,充分发挥底泥的自我净化动能,水质稳定维持在地表水Ⅲ~Ⅳ类。③低碳、低成本、可持续。通过微干预维持适当低水位,让大自然充分做功,避免了大规模引调水、建闸、清淤、人工化生态修复等高投入高运维的工程性措施。以广州市列入国家监管的100多条河涌进行整治资金匡算,采用低水位运行模式,在实现治水目标的前提下,节约了工程投资达400多亿元,每年节约运行费用约12.9亿元。

a. 根据广州市水务局的治水经验,提出城市河流的低水位运行模式,并开展低水位运行生态修复试验。河流低水位运行能够显著提升泥-水界面的光照度、水温和 DO 质量浓度,且泥-水界面水相 DO 质量浓度的提升可以有效促进氧气在底泥的渗透。

b. 河流低水位运行通过调控泥-水界面硝化功能微生物以及底泥深层反硝化功能微生物的活性,以高效的好氧硝化作用-厌氧反硝化作用协同驱动底泥自然修复,实现底泥由污染“源”向“汇”的转变,确保在少量溢流污染和面源污染存在的条件下上覆水水质稳定,是“先泥后水”模式的重要实践。

c. 与传统的河道黑臭底泥治理和生态修复技术相比,城市河流低水位运行是一种低碳、低成本的治理新模式。低水位运行模式可以构建多元化的生境,通过食物网之间的相互依存关系,形成稳定的物质循环和能量流动,构建稳定、长效的健康河流生态系统,提升城市河流生态系统韧性。

[1] 华祖林,董越洋,褚克坚. 高度人工化城市河流生态水位和生态流量计算方法[J]. 水资源保护, 2021, 37(1): 140-144. (HUA Zulin, DONG Yueyang, CHU Kejian. Calculation method of ecological water level and discharge in highly artificial urban river [J]. Water Resources Protection, 2021, 37(1): 140-144. (in Chinese))

[2] 李勇,单雅洁,程浩,等.城市重污染河流沉积物营养盐和重金属分布及潜在生态风险[J]. 河海大学学报(自然科学版), 2022, 50(3): 31-38. (LI Yong, SHAN Yajie, CHENG Hao, et al. Distribution and potential ecological risks of nutrient elements and heavy metals in sediments of a heavily polluted urban river [J]. Journal of Hohai University (Natural Sciences), 2022, 50(3): 31-38. (in Chinese))

[3] 毛新伟,佘荟颖,徐枫.太湖底泥主要营养物质污染特征分析[J]. 水资源保护, 2020, 36(4): 100-104. (MAO

- Xinwei, WU Huiying, XU Feng. Analysis of pollution characteristics of main nutrients in Taihu Lake sediment [J]. Water Resources Protection, 2020, 36 (4): 100-104. (in Chinese))
- [4] 陈文龙, 罗欢, 吴琼, 等. 基于“先泥后水”模式的重污染河道底泥碳氮硫同步去除技术研究[J]. 水资源保护, 2023, 39 (3): 16-23. (CHEN Wenlong, LUO Huan, WU Qiong, et al. A synchronous removal technology of carbon, nitrogen and sulfur pollutions from sediment in heavily polluted rivers based on “treating sediment before water” model [J]. Water Resources Protection, 2023, 39(3): 16-23. (in Chinese))
- [5] YANG Xunan, ZHONG Mi, PU Jia, et al. Risk control and assessment of sulfide-rich sediment remediation by controlled-release calcium nitrate [J]. Water Research, 2022, 226: 119230.
- [6] 范成新, 陈开宁, 张路, 等. 湖泊污染底泥治理修复实践: 以太湖为例[J]. 科学, 2021, 73 (3): 13-16. (FAN Chengxin, CHEN Kaining, ZHANG Lu, et al. Treatment and remediation of polluted sediment in taihu lake [J]. Science, 2021, 73(3): 13-16. (in Chinese))
- [7] 李明, 陈文龙, 吴琼. 广州市城市河流低水位运行生态修复理念与实践[J]. 中国水利, 2023 (9): 31-35. (LI Ming, CHEN Wenlong, WU Qiong. Ecological and practice of urban river low water level operation in Guangzhou City [J]. China Water Resources, 2023(9): 31-35. (in Chinese))
- [8] VAN LOOSDRECHT M C M, NIELSEN P H, LOPEZ-VAZQUEZ C M, et al. Experimental methods in wastewater treatment [M]. London: IWA Publishing, 2016.
- [9] NAKAMURA Y, SATOH H, KINDAICHI T, et al. Community structure, abundance, and in situ activity of nitrifying bacteria in river sediments as determined by the combined use of molecular techniques and microelectrodes [J]. Environmental Science and Technology, 2006, 40 (5): 1532-1539.
- [10] 潘延鑫, 冯绍元, 井思媛, 等. 盐碱化改良区农田排水沟水体与底泥界面微环境特征分析[J]. 农业工程学报, 2021, 37 (2): 258-267. (PAN Yanxin, FENG Shaoyuan, JING Siyuan, et al. Characteristics analysis of micro-environment of sediment-water interface in drainage ditches in reclamation areas [J]. Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering, 2021, 37 (2): 258-267. (in Chinese))
- [11] 杨旭楠, 林兴锐, 符诗雨, 等. 感潮河流沉积物中溶解氧对硝化细菌垂向分布的影响[J]. 中山大学学报: 自然科学版, 2013, 52 (5): 91-96. (YANG Xunan, LIN Xingrui, FU Shiyu, et al. Effect of dissolved oxygen on the vertical distribution of nitrifying bacteria in tidal river sediment [J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Sunyatseni, 2013, 52(5): 91-96. (in Chinese))
- [12] 张雪, 姜翠玲, 朱立琴, 等. 大型表面流人工湿地长期运行下底泥污染特性及氧化层甄别[J]. 湖泊科学, 2019, 31 (3): 677-688. (ZHANG Xue, JIANG Cuiling, ZHU Liqin, et al. The characteristics of sediment pollution and the identification of oxidation layer under long-term operation of large-scale surface flow constructed wetlands [J]. Journal of Lake Sciences, 2019, 31 (3): 677-688. (in Chinese))
- [13] WASHBOURNE I J, CRENSHAW C L, BAKER M A. Dissimilatory nitrate reduction pathways in an oligotrophic freshwater ecosystem: spatial and temporal trends [J]. Aquatic Microbial Ecology, 2011, 65 (1): 55-64.
- [14] 贺纪正, 张丽梅. 氨氧化微生物生态学与氮循环研究进展[J]. 生态学报, 2009, 29 (1): 406-415. (HE Jizheng, ZHANG Limei. Advances in ammonia-oxidizing microorganisms and global nitrogen cycle [J]. Acta Ecologica Sinica, 2009, 29(1): 406-415. (in Chinese))
- [15] 郭建华, 彭永臻. 异养硝化、厌氧氨氧化及古菌氨氧化与新的氮循环[J]. 环境科学学报, 2008, 28 (8): 1489-1498. (GUO Jianhua, PENG Yongzhen. Heterotrophic nitrification, anaerobic ammonia oxidation and archaeal ammonia oxidation in a new nitrogen cycle [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2008, 28 (8): 1489-1498. (in Chinese))
- [16] 董彬, 王立志, 宋红丽, 等. 暴发生长期菹草 (*Potamogeton crispus*) 附着生物膜成为城市河流反硝化作用热点[J]. 湖泊科学, 2023, 35 (1): 145-154. (DONG Bing, WANG Lizhi, SONG Hongli, et al. Denitrification hotspots existed in the epiphytic biofilms on submerged macrophyte *Potamogeton crispus* during explosive growing stage in urban river [J]. Journal of Lake Sciences, 2023, 35(1): 145-154. (in Chinese))
- [17] JIN Tao, ZHANG Tong, YAN Qingmei. Characterization and quantification of ammonia-oxidizing archaea (AOA) and bacteria (AOB) in a nitrogen-removing reactor using T-RFLP and qPCR [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2010, 87 (3): 1167-1177.
- [18] 杨龙元, 蔡启铭, 秦伯强, 等. 太湖梅梁湾沉积物-水界面氮迁移特征初步研究[J]. 湖泊科学, 1998, 10 (4): 41-47. (YANG Longyuan, CAI Qiming, QIN Boqiang, et al. Characteristics of nitrogen removing between sediment-water interface in Meiliang Bay, Taihu Lake [J]. Journal of Lake Sciences, 1998, 10(4): 41-47. (in Chinese))
- [19] 陶艳, 计勇, 张越, 等. 中小河流水利工程生态经济评价现状与展望[J]. 水利经济, 2023, 41 (2): 78-85. (TAO Yan, JI Yong, ZHANG Yue, et al. A review for ecological and economic evaluation of water conservancy projects designed for small and medium-sized rivers [J]. Journal of Economics of Water Resources, 2023, 41 (2): 78-85. (in Chinese))

(收稿日期: 2023-07-19 编辑: 王芳)