

清淤底泥处置全过程氮释放特征及尾水控制研究

徐家欣, 何云峰, 刘东升, 王智源, 严晗璐, 李嘉荣, 王冬梅, 石一凡

Study on nitrogen release characteristics and tail water control during the whole process of dredging sediment disposal

XU Jiaxin, HE Yunfeng, LIU Dongsheng, WANG Zhiyuan, YAN Hanlu, LI Jiarong, WANG Dongmei, SHI Yifan

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.12170/20250517001>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

径潮相互作用对感潮河段湿地水热盐影响的数值模拟

Numerical study on the influences of complicated hydrological processes on water, heat and salt in the tidal river wetland
水利水运工程学报. 2023(4): 22 <https://doi.org/10.12170/20221130005>

固城湖2014—2020年水文情势和水质变化特征研究

Temporal variation of hydrological regime and water quality status between 2014–2020 in Gucheng Lake
水利水运工程学报. 2023(6): 75 <https://doi.org/10.12170/20220929004>

基于水龄抑制蓝藻水华的供水水库取水方案优选

Optimization of reservoir cycling water scheme based on water age to reduce algal bloom risk
水利水运工程学报. 2020(2): 85 <https://doi.org/10.12170/20190226004>

嘉兴海域主要污染物环境容量及总量控制研究

Research on the environmental capacity and total control of main pollutants in the Jiaying waters
水利水运工程学报. 2024(4): 15 <https://doi.org/10.12170/20230824002>

土石坝护坡冻胀破坏水-热-力耦合数值模拟研究

Numerical simulation of coupled water-heat-stress processes related to frost damage of earth rock dam protective structures
水利水运工程学报. 2024(3): 136 <https://doi.org/10.12170/20230627001>

白石水库饮用水水源保护区划分合理性研究

Rationality evaluation of the delineation of drinking water source protection areas in the Baishi Reservoir
水利水运工程学报. 2020(2): 66 <https://doi.org/10.12170/20190612002>



扫码进入官网，阅读更多精彩文章



关注微信公众号，获得更多资讯信息

DOI:10.12170/20250517001

徐家欣, 何云峰, 刘东升, 等. 清淤底泥处置全过程氮释放特征及尾水控制研究 [J]. 水利水运工程学报, 2025(5): 162-176. (XU Jiaxin, HE Yunfeng, LIU Dongsheng, et al. Study on nitrogen release characteristics and tail water control during the whole process of dredging sediment disposal[J]. Hydro-Science and Engineering, 2025(5): 162-176. (in Chinese))

清淤底泥处置全过程氮释放特征及尾水控制研究

徐家欣¹, 何云峰², 刘东升^{1,3}, 王智源^{1,3,4,5}, 严晗璐¹, 李嘉荣²,
王冬梅⁶, 石一凡⁶

(1. 南京水利科学研究院, 江苏 南京 210029; 2. 中电建生态环境集团有限公司, 广东 深圳 518063; 3. 水灾害防御全国重点实验室, 江苏 南京 210098; 4. 长江保护与绿色发展研究院, 江苏 南京 210098; 5. 水利部太湖流域浅水湖泊生态系统野外科学观测研究站, 江苏 无锡 200434; 6. 江苏省水利科学研究院, 江苏 南京 210017)

摘要: 清淤底泥处置过程中尾水的达标排放是生态清淤工程的关键环节。目前, 尾水达标排放主要依赖末端治理, 而对底泥处置全过程“湖泊-进泥口-储泥池-加药池-沉淀池”中污染物释放特征与水质变化的认识相对不足。依托太湖生态清淤一期工程, 以氮污染物为研究对象, 通过多频次监测、采样及室内试验, 对底泥处置全过程的氮释放特征及水质响应进行了深入研究。研究结果表明, 清淤底泥初入储泥池时, 孔隙度增大且泥水还原性强, 成为氮释放的热点区域; 从储泥池前端至末端, 随着溶解氧水平的逐渐升高和颗粒粒径的沿程减小, 沉积物氮释放能力逐渐降低; 进入加药池-沉淀池阶段, 氮释放水平相较于储泥池末端有所回升, 归因于加药处理后泥-水界面氮浓度梯度的增大。上覆水总氮、硝态氮浓度沿程呈现累积效应, 而氨氮浓度则先升后降, 归因于后端水体透明度升高, 氨氮经硝化作用逐渐转化为硝态氮。沉淀池的加药处理和自然沉降能够改善尾水水质, 但硝态氮和总氮浓度仍然超标, 且固体悬浮物浓度间歇性超标。储泥池前端初期时氨氮和总氮释放潜力 (4.64 mg/(dm²·d) 和 3.52 mg/(dm²·d)) 分别是储泥池末端的 3.60 倍和 3.26 倍。通过将储泥池前端封闭静置 164 h, 可使水体总氮负荷 (2 018.52 mg/L) 降低 30%~50%, 若辅以植被种植等措施进行综合处理, 可实现后续尾水达标排放。研究结果可为河湖清淤底泥处置过程中尾水达标排放研究提供支持, 为河湖生态清淤工程提供科学决策依据。

关键词: 清淤底泥; 全过程处置; 沉积物氮释放; 上覆水水质; 尾水达标

中图分类号: X524

文献标志码: A

文章编号: 1009-640X(2025)05-0162-15

近年来, 随着流域水环境治理力度的逐步提升, 生活和工业污水收集处理工程体系和面源污染治理措施体系逐步完善, 湖泊外源污染得到了有效控制, 内源污染治理已成为制约湖泊水环境质量提升的关键。目前, 生态清淤作为一种重要的内源污染治理技术, 能够有效去除底泥污染物, 已广泛应用于包括太湖、滇池、巢湖在内的中国 100 多个湖库的富营养化控制、黑臭治理及生态修复^[1], 并发挥了积极作用。如在《巢湖-十五里河口底质生境改善与生态修复工程勘察设计》中采用环保绞吸式清淤、土工管袋脱水和余水高速混凝沉淀结合的工艺, 氨氮释放量可减少 11%~28%。清淤会显著影响氮循环微生物群落, 宏基因组分析显示, 清淤后反硝化菌丰度上升, 导致反硝化基因和硝酸盐异化还原成氨的过程增强, 促进了氮的转化。使用微生物修复技术可去除硝酸盐, 异化还原成氨, 如投加施氏假单胞菌 ADH1 可使总氮去除率达 82%^[2]。然而, 生态清淤在底泥疏浚、处置和再利用等关键技术环节仍不够成熟。水利部在《太湖污染底泥疏浚规划

收稿日期: 2025-05-17; 修回日期: 2025-07-22; 接受日期: 2025-08-04

基金项目: 国家重点研发计划项目(2022YFC3202100, 2023YFC3208804); 国家自然科学基金青年项目(42207240); 中央级公益性科研院所基本科研业务费专项资金重点项目(Y924016)

作者简介: 徐家欣(2001—), 男, 安徽宿州人, 硕士研究生, 主要从事河湖生态清淤相关研究。

E-mail: xujiaxin041@163.com 通信作者: 刘东升(E-mail: dsliu@nhri.cn); 王智源(E-mail: zywang@nhri.cn)

总报告》批复中明确指出,鉴于湖泊底泥污染疏浚的工程量大、涉及范围广,以及尾水处理工艺和二次污染防治工程技术问题的复杂性,应在底泥污染严重区域先行实施底泥疏浚试验工程,为全面开展太湖底泥疏浚提供技术支撑。

清淤底泥处置的尾水达标处理是生态清淤的重要一环。目前,针对尾水达标的处理技术研究主要集中在末端处理上^[3-5],即普遍将尾水视为单一处理对象,进行关键污染因子靶向去除的尾水净化研究^[6]。如太湖新一轮清淤工程将尾水筛滤和化学处理后,通过封闭管道输送至陆域处理设施,然后结合人工湿地进一步净化,最终达到农田灌溉水质标准^[6];天津市某黑臭河道清淤工程将尾水收集进行异位处理,尾水经絮凝沉淀和生物滤池处理后,总磷去除率达90%以上^[7];宋淑贞等^[8]在梳理河道底泥处理和处置现状及发展研究后指出,清淤底泥经堆场自然干化与植物修复后,可使尾水达标排放。然而,这种末端治理的方法主要对已释放的污染物进行被动处理^[9-11],不仅成本高昂,而且难以从根本上解决尾水超标问题。如在滇池底泥疏浚工程中,尾水氮磷浓度因底泥污染持续释放而反复升高^[12],严重影响工程的顺利进行。因此,识别底泥处置各环节的污染释放潜力,精准定位污染释放的热点区域并实施针对性控制,对尾水达标处理至关重要。

本文依托漏湖生态清淤一期工程,以氮污染物为研究对象,通过多频次监测、采样及室内试验,分析清淤底泥处置全过程“漏湖-进泥口-储泥池-加药池-沉淀池-排水口-受纳河道”中沉积物与上覆水理化指标的变化规律,探究底泥氮释放时空特征及其关键环境影响因子,阐明尾水水质演变过程及其形成机制,提出尾水达标排放关键过程处置方法及建议,为推进河湖生态清淤底泥处置和尾水达标排放提供科学支撑和决策支持。

1 材料与方法

研究区域选择宜兴市和桥镇漏湖生态清淤排泥场,总占地面积约0.87 km²(图1)。通过环保绞吸式挖泥船将淤泥抽吸至排泥场,排泥场设有储泥池、加药池和沉淀池,其中储泥池和沉淀池属于自然沉降环节,而加药池是末端尾水排放未达标情况下施以的临时措施(如添加聚丙烯酰胺(Polyacrylamide, PAM)、聚合氯化铝(Polyaluminium Chloride, PAC)等)。按照底泥处置上覆水的流向“漏湖-进泥口-储泥池-加药池-沉淀池-排水口-河道”,设置B采样区,旨在调查沉积物及上覆水氮含量、沉积物氮释放通量以及相关环境因子的沿程变化。同时,设置A区作为对照采样区(重点验证各指标在储泥池的沿程变化),并通过改造A区沉淀池尾水流路长度,分析延长流路对尾水水质的改善效果,与B区沉淀池传统加药处理进行对比。此外,增设只接受1次排泥的C区储泥池,分析底泥和上覆水氮指标随时间的演变过程。受现场工程限制,本实验方案设计中选择不同区进行长、短流路工况对比,虽存在一定局限,但可满足研究要求。

1.1 水土理化性质调查

在清淤底泥处置期间,针对不同区域开展针对性调查。

(1)A区和B区:分别于2023年4月和2023年5月,针对两个区域各开展了1次全过程调查采样。A区和B区沿尾水流向分别布设16和15个点位,漏湖和受纳河道分别布设3和5个点位。上覆水调查指标包括固体悬浮物(Suspended Solid, SS)、溶解氧(Dissolved Oxygen, DO)、氧化还原电位(Oxidation-

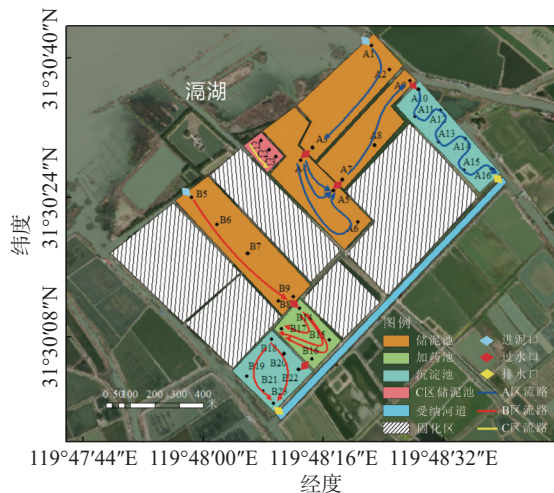


图1 研究区域

Fig. 1 Map of the study area

Reduction potential, ORP)、总氮、氨氮、硝态氮、溶解有机碳(Dissolved Organic Carbon, DOC)、高锰酸钾指数(COD_{Mn})等;底泥调查指标包括中值粒径(d_{50})、含水率、总氮、氨氮、硝态氮、总有机碳(Total Organic Carbon, TOC)。另于 2023 年 6 月,监测了加药处理和不加药处理情景(仅 B 区)、延长单位面积流路情景(A 区和 B 区对比)下的沉淀池水体 SS 浓度沿程变化。

(2)C 区:于 2023 年 6 月,针对该区域调查底泥和上覆水的不同形态氮指标含量变化。具体沿尾水流向布设 3 个点位,在 0、48 和 116 h 时刻各取 1 次样。

(3)上覆水理化指标中 DO、pH 值、温度与 ORP 使用多参数水质分析仪进行原位测量,针对 SS、总氮、氨氮、硝态氮、DOC 和 COD_{Mn},采集 500 mL 原位水样进行常规监测;通过彼得森取样器采集表层沉积物,采用烘干法、激光粒度仪、灼烧减量法、紫外分光光度法和纳氏试剂比色法等方法,检测含水率、粒径、有机质、总氮、氨氮、硝态氮等底泥理化指标。

1.2 室内释放试验

通过室内释放试验,获得底泥氮释放潜力。在 A 区和 B 区每个点位采集沉积物柱芯样,同步采集各点位原位水,采集后柱芯两端以橡胶塞密封。沉积物柱芯通过定制的 PVC 管(直径为 9 cm,长 80 cm)采集,采集过程中保持泥柱高度为 40 cm。培养前将原位水缓慢倒入装有底泥的 PVC 采样管,直至溢满。培养过程中,PVC 管保持垂直静置,上端保持开口状态,并进行避光处理,培养温度为室温。通过针管在距顶部 10 cm 处进行定时定量的非扰动采集上覆水样,需每隔 12 h 取 50 mL 样品,连续采集 6 次(共 72 h),每次采集样品后立即注入等量 50 mL 原位水,维持系统体积恒定,采集后的水样按照《水质样品的保存和管理技术规定》(HJ 493—2009)^[13]中的方法保存,用于后续的氨氮和总氮指标测定。每个点位重复 2 次指标测定(平行样),并通过 Fick 定律计算沉积物氨氮和总氮的累积释放通量。试验装置图如图 2 所示。

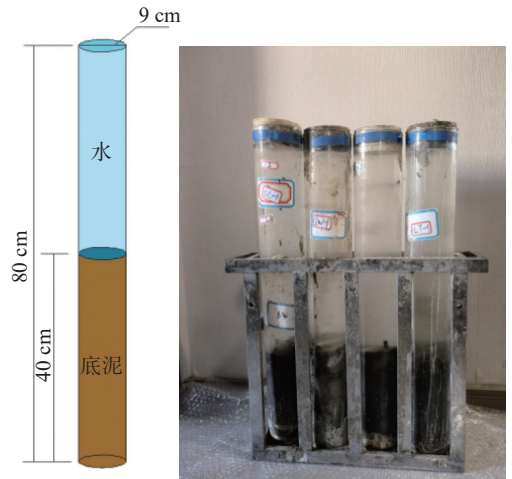


图 2 底泥释放模拟试验

Fig. 2 Sediment release simulation experiment

针对每一根试验管,沉积物氮释放通量计算^[14]如下:

$$F = \frac{\sum_{i=1}^6 [(C_i - C_{i-1})V + (C_{i-1} - C_0)\Delta V]}{AT} \quad (1)$$

式中: F 为沉积物释放通量($\text{mg}/(\text{dm}^2 \cdot \text{d})$); C_i 、 C_0 、 C_{i-1} 为第 i 次、初始和 $i-1$ 次采样时氮的质量浓度(mg/L); V 为管中水样体积; ΔV 为每次采样的水体体积(0.05 L); A 为水与沉积物的接触面积(0.636 dm^2); T 为试验时间(3 d)。

2 结果与分析

2.1 底泥处置全过程上覆水理化指标时空分布特征

2.1.1 关键理化指标沿程变化 图 3 为清淤底泥处置全过程中上覆水关键理化指标沿程变化规律。A 区和 B 区 SS 浓度变化基本一致(图 3(a)和 3(d))。漏湖 SS 的质量浓度均值为 $115.33 \text{ mg}/\text{L}$,明显低于储泥池前端的泥水混合状态($338 \text{ mg}/\text{L}$)。储泥池前端至末端,再到加药池-沉淀池,上覆水 SS 浓度沿水流方向总体呈下降趋势,可归因于沿程逐渐沉淀作用。沉淀池末端受排水扰动影响,SS 浓度稍有回升^[15],但明显低于受纳河道的 SS 浓度。上覆水 DOC 浓度(A 区为例)、COD_{Mn} 浓度(B 区为例)和 SS 浓度沿程变化规律相近

(图 3(b) 和 3(e))。上覆水 DO 浓度和 ORP 沿程变化趋势相近, A 区和 B 区的 DO 浓度沿程变化基本一致(图 3(c) 和 3(f)), 与 SS 浓度变化趋势基本相反。透明度是水体清澈度的视觉表现, SS 浓度上升是导致水体浑浊的主要物理原因^[6], 这说明水体 DO 恢复与透明度变化密切相关。

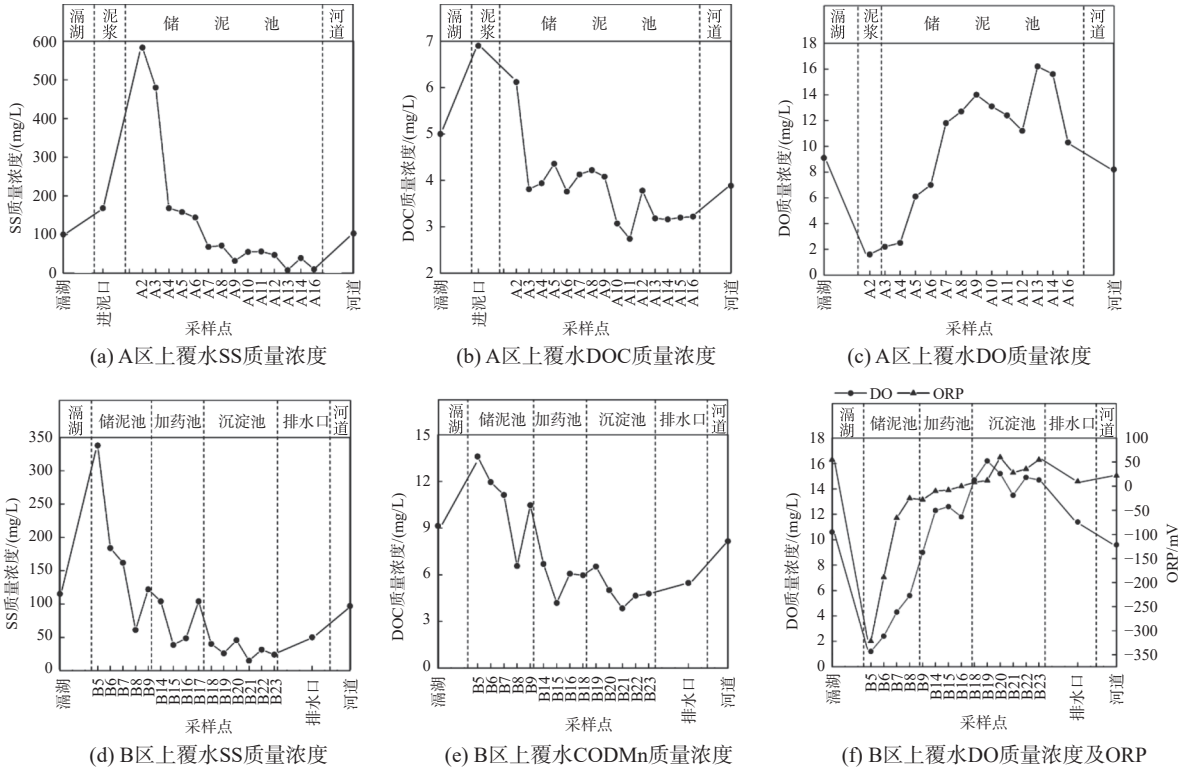


图 3 上覆水关键理化指标沿程变化

Fig. 3 The longitudinal variation of the key physical and chemical indicators in overlying water

2.1.2 不同形态氮质量浓度沿程变化 A 区和 B 区上覆水不同形态氮质量浓度沿程变化如图 4 所示。从漏湖进入到储泥池, 再到加药池和沉淀池, 氨氮质量浓度沿程呈现先增大而后降低的趋势, 而硝态氮浓度则表现为全过程累积状态, 可归因于水体透明度和 DO 水平沿程逐渐升高, 氨氮逐渐被硝化, 向硝态氮转化。总氮浓度在漏湖至储泥池环节表现为上升趋势, 后面环节无明显变化规律。

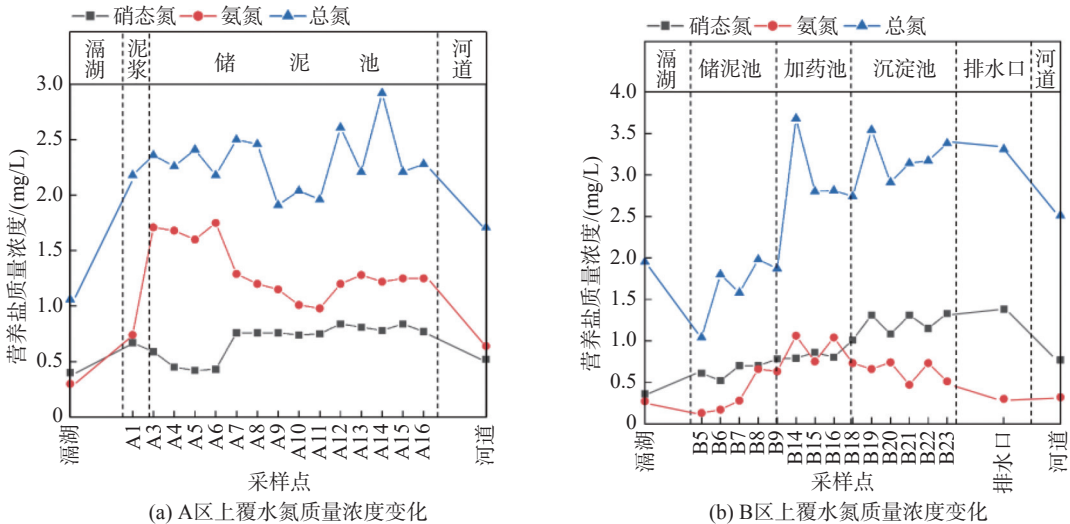


图 4 上覆水不同形态氮浓度沿程变化

Fig. 4 Longitudinal variation of different forms of nitrogen concentration in overlying water

2.1.3 不同形态氮质量浓度随时间变化 C区储泥池各点位的上覆水氮质量浓度随时间变化如图5所示。不同点位的氮质量浓度变化规律基本一致,其中总氮、氨氮质量浓度随时间总体先升高后下降,而硝态氮质量浓度随时间变化与之相反(3个点位均值趋势)。储泥池中总氮、氨氮质量浓度初期升高(尤其是氨氮),是由于初期泥水混合状态具备强释放条件,如ORP偏低、底泥孔隙度增大等。而后期相应质量浓度降低,是由悬浮物的沉降效应导致。硝态氮在水里多以溶解态存在,试验初期水体SS含量高且还原性较强,强反硝化作用可能是导致硝态氮质量浓度下降的重要原因^[17-18]。后期水体透明度增大,硝化作用增强,使硝态氮质量浓度相应升高。

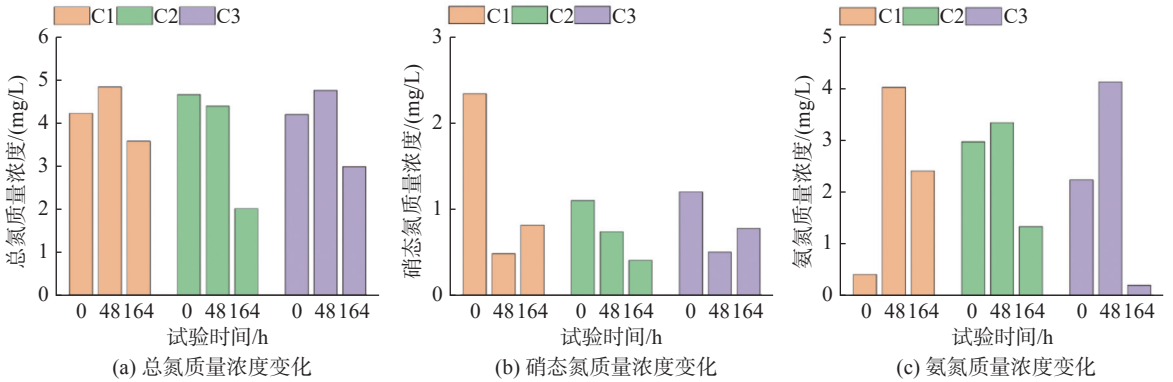


图5 储泥池不同点位上覆水各形态氮质量浓度随时间变化

Fig. 5 Temporal variation of different forms of nitrogen concentration in overlying water at different points in the sludge storage tank

2.2 底泥处置全过程沉积物理化指标时空分布特征

2.2.1 关键理化指标沿程分布 图6(a)和6(b)为A区和B区沉积物中值粒径(d_{50})的沿程变化规律。漏湖沉积物 d_{50} 均值为28.08 μm ,低于储泥池前端的均值32.99 μm ,表明在沉积物进入储泥池过程中,上层细颗粒与下层粗颗粒进行了充分混合。储泥池前端至末端,再到加药池和沉淀池,由于逐渐的沉淀作用,沉积物 d_{50} 沿着水流方向总体呈现下降趋势。通过回归分析,发现沉积物的 d_{50} 与含水率呈负相关关系,决定系数 $R^2 = 0.67$,皮尔逊相关系数 $P < 0.05$ (图6(c))。总体上,漏湖沉积物含水率均值为80.64%,在通过进泥口时泥水混合含水率明显增大至193.81%,但在储泥池、加药池和沉淀池中因逐渐沉积,沉积物含水率总体下降,但仍高于漏湖沉积物含水率。沉积物TOC含量沿程呈先增后减趋势(图6(b))。沿程泥沙颗粒逐渐减小,可能是TOC含量先增大的原因,而TOC含量在储泥池中部至加药池、沉淀池出现下降,可能是因为上覆水透明度和DO水平逐渐升高,有机质逐渐降解导致^[18]。

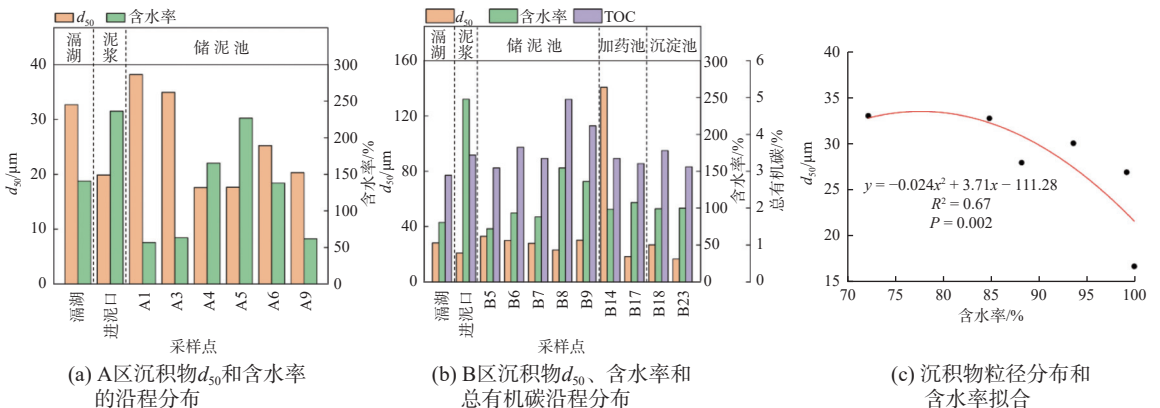


图6 沉积物中值粒径(d_{50})、含水率和总有机碳(TOC)沿程分布

Fig. 6 Longitudinal distribution of sediment median particle size (d_{50}), water content, and total organic carbon (TOC)

2.2.2 不同形态氮含量沿程分布 图 7(a) 和 7(d) 为 A 区和 B 区沉积物氨氮含量的沿程变化规律。漏湖沉积物氨氮含量均值为 23.52 mg/kg, 高于储泥池前端的均值 16.42 mg/kg, 这是因为漏湖原位沉积物被搅吸进入储泥池时, 土层结构被破坏, 颗粒解吸-释放能力变强, 向上覆水释放大量营养盐。储泥池前端至末端, 沉积物氨氮含量沿程呈增加趋势, 归因于沿程颗粒粒径逐渐减小, 对氨氮吸附能力增强^[19]。储泥池末端至加药池和沉淀池, 由于加药絮凝作用, 颗粒发生明显沉积, 导致沉积物氨氮含量明显增大。沉积物硝态氮含量变化趋势总体上与氨氮类似(图 7(b) 和 7(e))。从图 7(c) 和 7(f) 可看出, 沉积物总氮含量从漏湖至储泥池中部的变化趋势与氨氮、硝态氮和总氮的含量变化一致, 但在储泥池后端呈下降趋势。这是由于沉积物中的总氮主要成分为有机氮, 如储泥池总氮含量约为 2 032.06 mg/kg, 远高于无机氮含量(<150.00 mg/kg), 有机氮在储泥池末端因上覆水透明度和 DO 水平升高而逐渐降解, 导致总氮含量降低。加药池和沉淀池中总氮含量相较于储泥池末端有所回升, 是由于加药絮凝沉降作用导致。

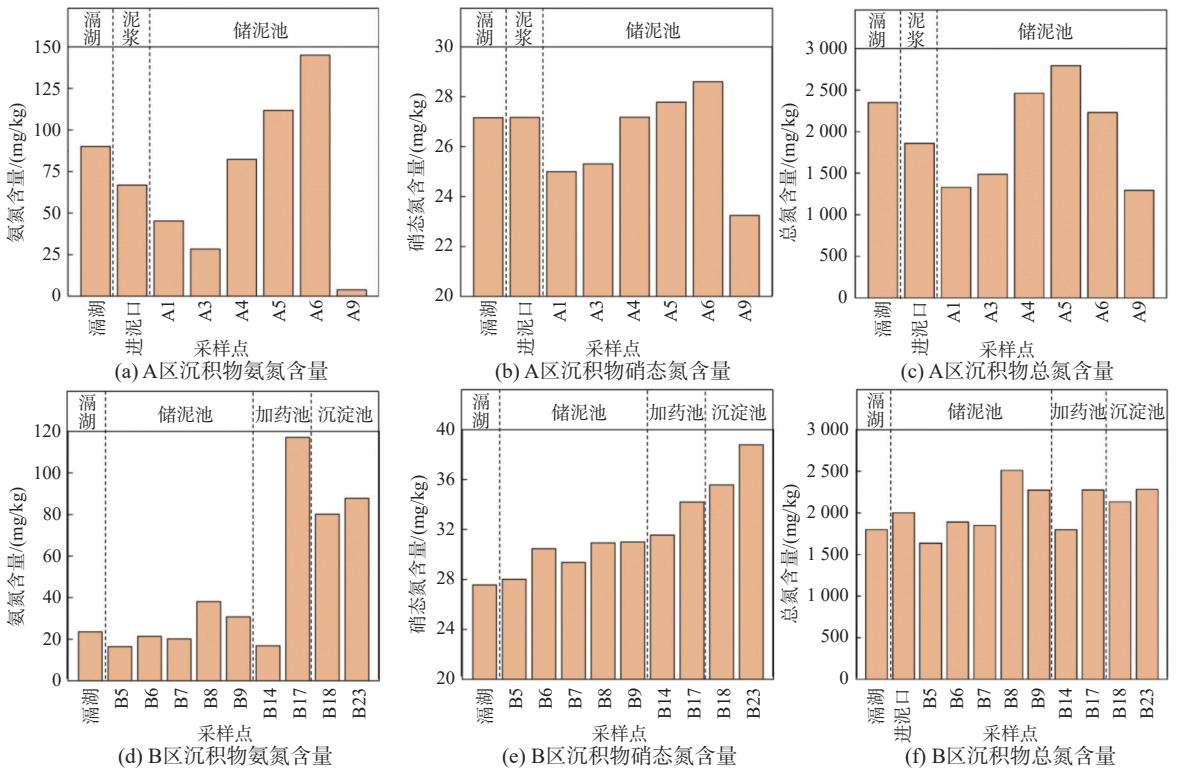


图 7 沉积物各形态氮含量沿程分布

Fig. 7 Longitudinal distribution of nitrogen content in various forms of sediment

2.2.3 不同形态氮含量随时间变化 C 区储泥池各个点位的沉积物氮含量随时间变化如图 8 所示。

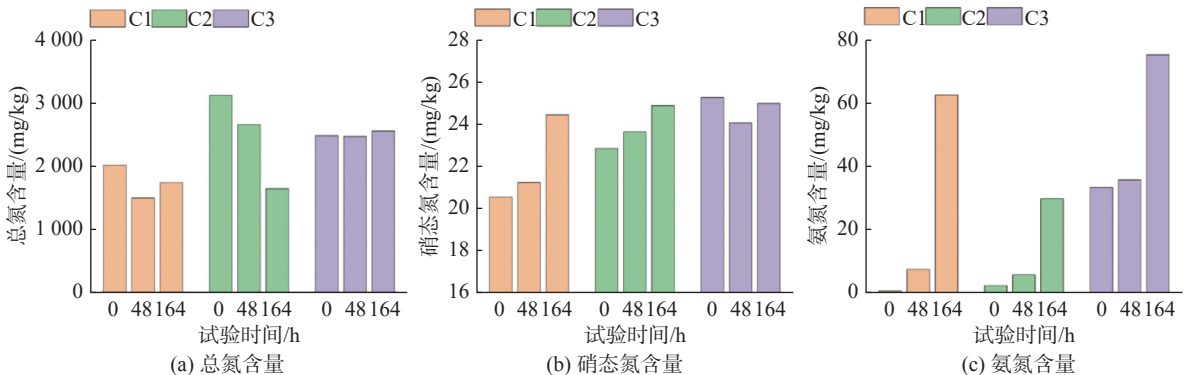


图 8 储泥池不同点位沉积物各形态氮含量随时间变化

Fig. 8 Temporal variation of nitrogen content in different forms of sediment at different points in the sludge storage tank

不同点位处的各形态氮含量变化特征基本一致,总氮含量随时间先下降后上升,氨氮和硝态氮含量随时间总体升高。储泥池沉积物总氮含量初期先降低是因为漏湖原位沉积物土层结构被破坏,“解吸-释放”作用大大增强,向上覆水释放大量营养盐,这与储泥池上覆水初期总氮浓度升高相对应(图 4(a))。后期由于颗粒逐渐沉降,沉积物总氮含量开始增大,与之对应的上覆水总氮浓度也呈现下降趋势(图 4(a))。从漏湖清理至储泥池的沉积物,由厌氧环境变为氧化性较强的环境,会促进有机氮矿化过程^[20],导致沉积物部分有机氮转化为无机氮,使得硝态氮和氨氮含量总体升高。

2.3 沉积物氮释放时空变化及其关键环境影响因子

2.3.1 释放通量时空变化

根据前文室内释放试验结果,储泥池不同点位沉积物氮释放量随时间变化如图 9(a)和 9(b)所示。相比于储泥池前端(B5、B6),储泥池后端(B7)沉积物氮释放量随时间变化相对稳定,主要原因是前端间歇性地接受漏湖排泥,颗粒粒径变化无明显规律,而后端主要为粒径较细颗粒的沉积。总体上,在沉积物释放试验 0~48 h 时段内,储泥池前端总氮和氨氮释放能力小于后端,但 48 h 后前端总氮和氨氮释放能力显著增大,强于后端。这是因为初期前端上覆水较浑浊,氮浓度较高,与沉积物孔隙水氮浓度相差较小,导致氮释放能力较低,但静置 48 h 后,前端沉积物孔隙水与上覆水氮浓度梯度较大^[21],且上覆水透明度与 DO 水平低于后端,致使沉积物氮释放能力沿程降低^[22-24]。

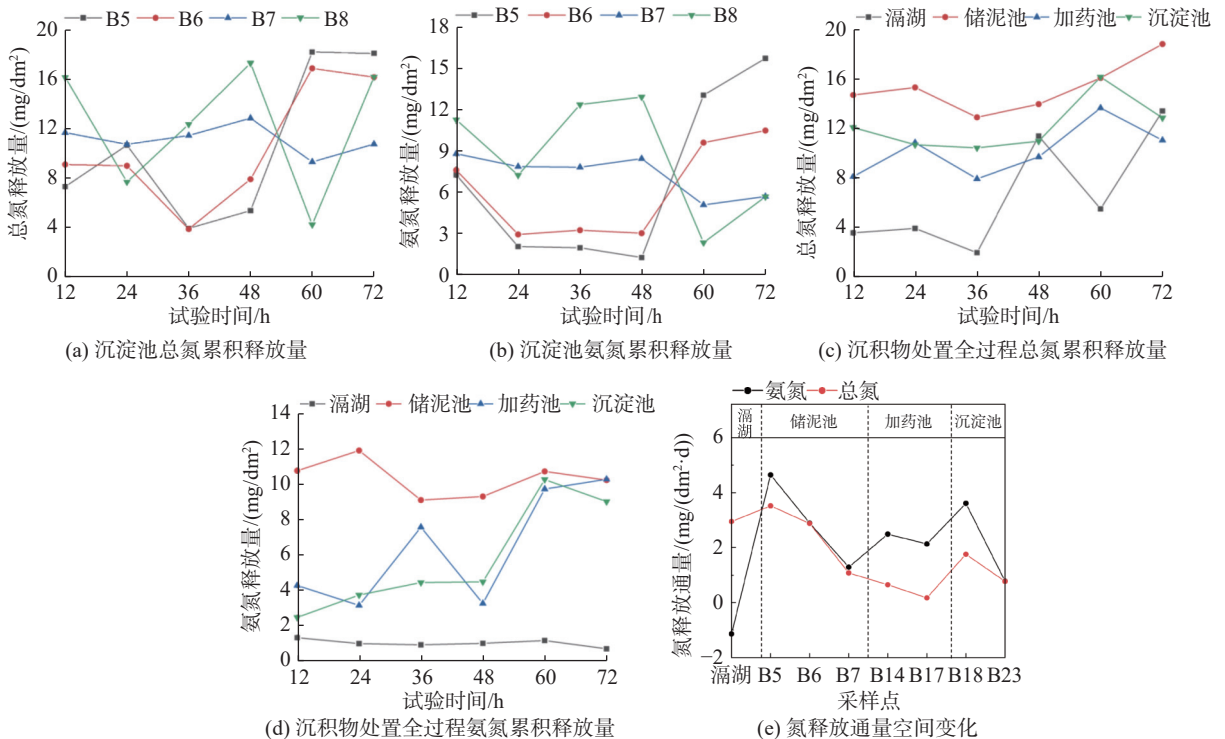


图 9 沉积物处置全过程中氮累积释放量随时间变化及氮释放通量空间特征

Fig. 9 Temporal variation of cumulative nitrogen release and spatial characteristics of nitrogen release flux during the whole sediment disposal process

沉积物不同处置环节的氮平均释放量随时间变化如图 9(c)和 9(d)所示。漏湖、储泥池、加药池和沉淀池的沉积物氮释放量随着时间总体呈上升趋势。漏湖沉积物总氮和氨氮释放量均值明显低于储泥池,且储泥池沉积物总氮和氨氮释放量均值大于加药池和沉淀池。

沉积物总氮和氨氮 72 h 的平均释放通量沿程变化如图 9(e)所示。漏湖沉积物总氮和氨氮释放通量分别为 $2.94 \text{ mg}/(\text{dm}^2 \cdot \text{d})$ 和 $-1.14 \text{ mg}/(\text{dm}^2 \cdot \text{d})$,明显低于储泥池前端氮释放通量。从储泥池前端至末端,沉积物总氮和氨氮释放能力沿程逐渐降低,归因于上覆水透明度和 DO 水平沿程升高,抑制了沉积物的释放。相

较于储泥池末端,加药池和沉淀池氨氮释放能力总体有所回升,是由沉积物与上覆水之间的氮浓度梯度增大导致。

2.3.2 释放通量关键影响因素 为判断沉积物及其上覆水理化指标、沉积物释放通量的数据是否符合正态分布,因样本数量均小于 50,故本研究采用 Shapiro-Wilk 检验。结果显示,在 Shapiro-Wilk 检验中,指标的正态检验 p 值均大于 0.05,可确定其正态性。综上,各指标的数据符合正态分布。可通过 Pearson 相关性分析,探究沉积物总氮和氨氮释放通量与相关环境影响因子之间的关系(表 1),并将相关系数作相对应的热力图(图 10(a))。

表 1 氮释放通量影响因子 Pearson 相关分析

Tab. 1 Pearson correlation analysis of factors influencing nitrogen release flux

环境影响因子	沉积物总氮累积释放通量	沉积物氨氮累积释放通量	环境影响因子	沉积物总氮累积释放通量	沉积物氨氮累积释放通量
沉积物总氮含量	0.966**	-0.266	上覆水硝态氮浓度	-0.941*	0.378
沉积物氨氮含量	0.925*	0.072	上覆水氨氮浓度	0.669	-0.478
沉积物硝态氮含量	0.943*	-0.190	上覆水总氮浓度	0.303	-0.861
沉积物含水率	0.953*	0.195	上覆水DO浓度	-0.591	-0.270
沉积物总有机碳含量	0.891*	-0.238	上覆水ORP	-0.840*	-0.607
粒径(d_{50})	-0.495	-0.170	上覆水DOC浓度	0.232	-0.072
上覆水SS浓度	0.734	0.522			

注: **表示 $p < 0.01$; *表示 $p < 0.05$ 。

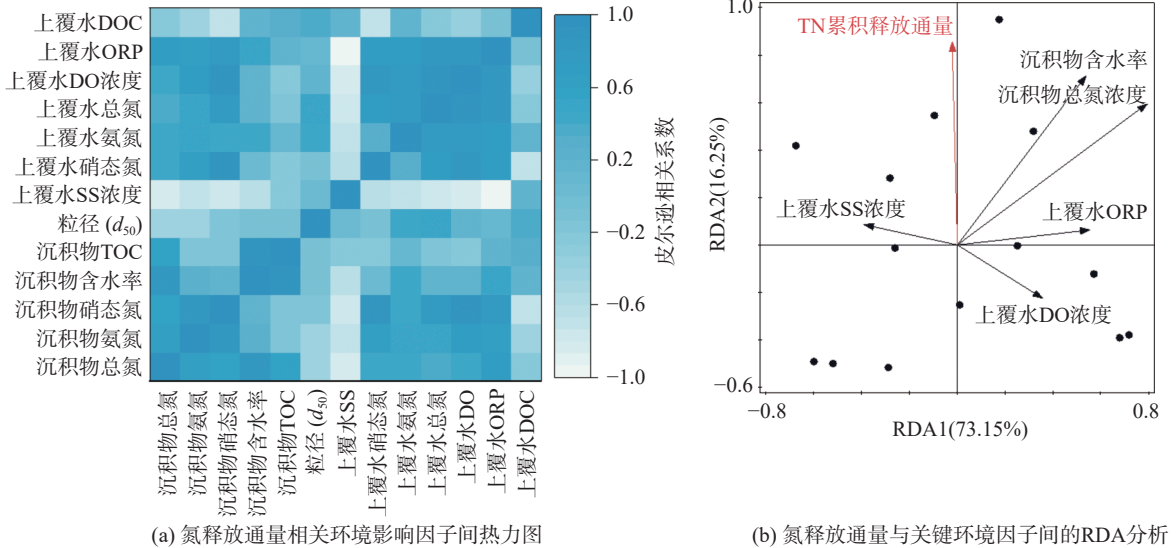


图 10 氮释放通量及其环境影响因子的相关性分析

Fig. 10 Correlation analysis between nitrogen release flux and environmental impact factors

沉积物总氮释放能力与上覆水 SS 浓度、总氮含量、含水率和总有机碳含量具有正相关关系,与上覆水硝态氮浓度、上覆水 ORP、上覆水 DO 存在显著的负相关关系。可初步判断沉积物氮释放能力的关键影响因素为沉积物总氮含量、含水率、TOC 含量和上覆水 DO、ORP。通过冗余分析(RDA 分析),进一步厘清沉积物氮释放与上述关键环境因子的关系(图 10(b))。图 10(b)中 RDA1 解释度为 73.15%,RDA2 解释度为 16.25%,两轴解释度之和为 89.40%,说明该冗余分析结果较为可信。由 RDA 分析结果可知,沉积物总氮含量和含水率显著影响沉积物氮释放能力,总氮含量直接决定氮释放的基础量,较高的含水率可促进沉积物孔隙水交换,加速溶解态氮向上覆水扩散,而 DO 对氮释放具有明显抑制作用,维持氧化环境,抑制厌氧菌主导的矿化过程。

2.4 尾水水质处理及达标情况

2.4.1 沉淀池加药和延长流路对尾水水质的影响 针对 B 区底泥处置过程进行加药处理分析,沿程选取的点位分别为加药池内 B14、B15、B17 采样点和沉淀池内 B18、B20、B23 采样点。历经 2 次加药处理及未加药处理的尾水 SS 浓度沿程变化如图 11(a) 所示,自然条件的 SS 浓度沿程缓慢下降;而经过加药处理后,SS 浓度在加药池中部下降明显。通过计算两种条件下的尾水 SS 浓度削减率^[25-26],发现在未加药处理情景下 SS 浓度的削减率为 47.06%,而 2 次加药处理后的 SS 浓度削减率分别为 74.49% 和 79.86%。鉴于 A 区沉淀池和 B 区沉淀池的面积相近,本研究通过延长 A 区沉淀池 1.6 倍的流路长度,探究了单位面积尾水流路长度对 SS 含量削减的影响分析。如图 11(b) 所示,长流路和短流路情况下的 SS 浓度沿程削减率分别为 57.14%、47.06%。

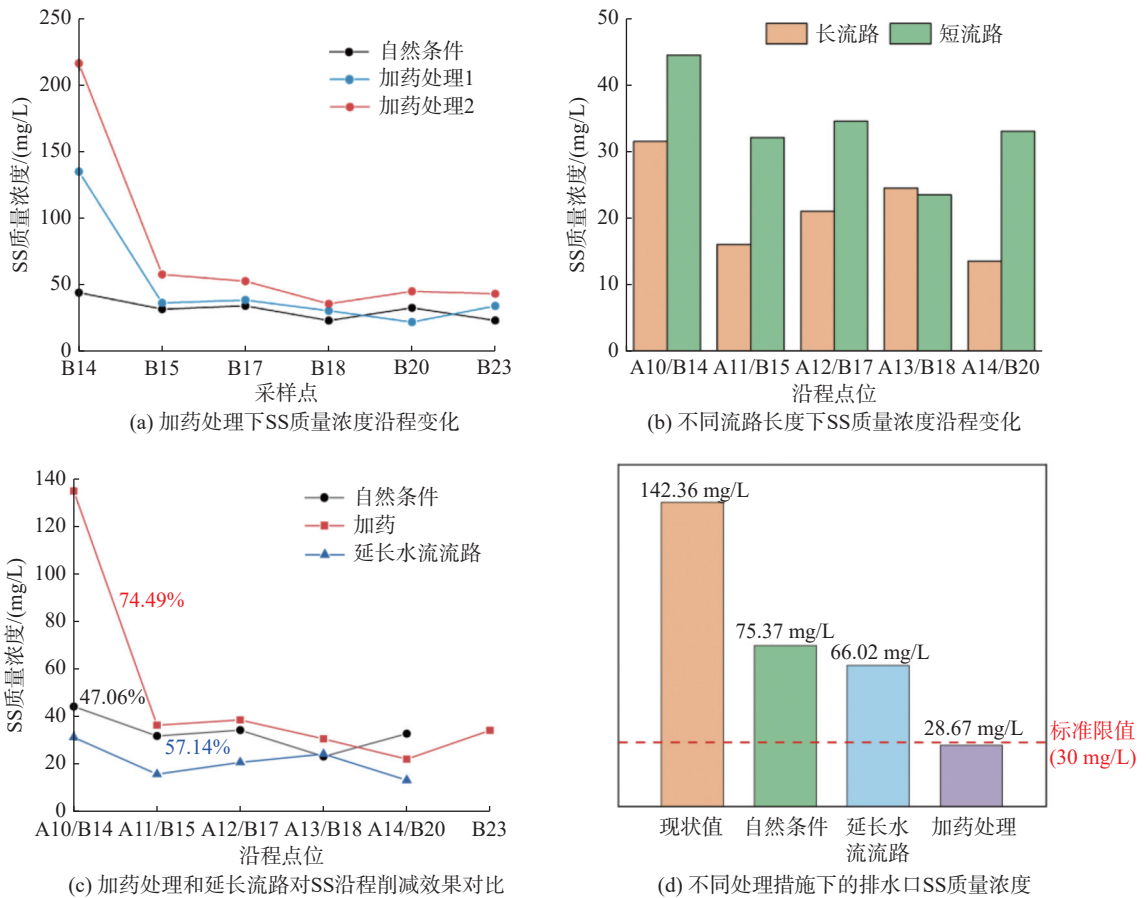


图 11 尾水处理方式对水质的影响

Fig. 11 Influence of tail water treatment methods on water quality

选取加药试验的初始值作为尾水 SS 质量浓度的现状值,即 142.36 mg/L,根据加药和延长单位面积流路长度处理情境下的削减率计算结果(图 11(c)),可以间接得出加药处理可使 SS 质量浓度削减至 28.67 mg/L(图 11(d)),延长单位面积流路可以将 SS 质量浓度削减至 66.02 mg/L,而自然状态(无人干预)下 SS 质量浓度只能削减至 75.37 mg/L。故加药处理可使尾水达到排放标准限值,而延长流路对 SS 含量削减虽具有一定的效果,但该处置方法无法使尾水达到排放标准。

2.4.2 尾水水质达标情况 根据《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)中关于Ⅲ类水排放标准限值,判断底泥处置尾水水质的达标情况(表 2)。排水口 COD_{Mn} 和氨氮质量浓度小于标准限值,符合尾水排放标准;硝态氮和总氮质量浓度大于标准限值(目前尾水处理中在工程上未将其定性为重要指标);SS 质量浓度变化范围为 24~50 mg/L,属于间歇性超标。

表 2 底泥处置出水口的水质及其排放标准限值
Tab. 2 Water quality and discharge standard limits at the sediment disposal outlet

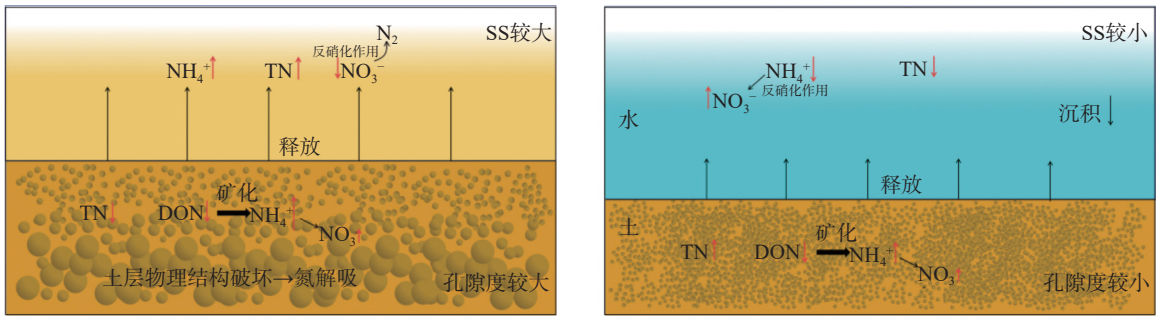
水质指标	尾水质量浓度/(mg/L)	标准限值/(mg/L)	水质指标	尾水质量浓度/(mg/L)	标准限值/(mg/L)
COD _{Mn}	4.78	6	总氮	3.31	1
氨氮	0.30	1	SS	24.00~50.00	30
硝态氮	1.38	1			

3 讨 论

3.1 储泥池上覆水水质随时间变化及其作用机制

底泥中的有机氮通过微生物矿化作用转化为氨氮, 受温度和溶解氧影响, 氨氮在好氧条件下通过硝化作用依次转化为亚硝态氮和硝态氮, 硝化过程消耗氧气^[14]。硝态氮在缺氧环境中通过反硝化作用还原为氧化亚氮、氮气^[27]。溶解氧梯度的变化对氮转化路径具有重要影响, 在氧化还原界面附近, 硝化与反硝化可通过空间耦合实现短程脱氮^[28]。

在仅接受 1 次排泥的 C 区储泥池沿程 3 个点位上, 水及土中氮含量随时间的演变趋势是一致的, 其作用机制示意如图 12 所示。初期(48 h 前), 漏湖底泥进入储泥池时为泥水混合状态, 湖泊原位底泥的物理结构遭破坏, 孔隙度增加, 颗粒态氮解吸作用增强^[20], 导致底泥初期具有较高的氮释放能力, 向上覆水释放大量无机氮, 使得底泥总氮含量相应降低(图 8(a))。后期(48 h 后), 由于储泥池悬浮颗粒沉降效应, 颗粒态氮重新沉积底泥中, 导致土层总氮含量再次升高(图 8(a))。然而, 底泥氨氮和硝态氮含量随时间一直处于累积升高状态, 尤其是氨氮含量(图 8(b) 和 8(c)), 主要原因是底泥从漏湖排入储泥池时, 与空气短暂接触, 沉积物由湖泊原位的厌氧环境转变为 ORP 较高的环境, 促进了有机氮的矿化作用^[17]。



(a) 底泥处置初期水土氮作用机制

(b) 底泥处置后期水土氮作用机制

图 12 储泥池沉积物及上覆水氮含量随时间变化原理

Fig. 12 Schematic diagram of temporal variation of nitrogen content in sediment and overlying water in the sludge storage tank

综上所述, 上覆水初期接受底泥大量无机氮的释放, 氨氮和总氮质量浓度相应升高(图 5(a) 和 5(c))。然而, 上覆水硝态氮质量浓度初期反而出现下降现象(图 5(b)), 是因为上覆水 SS 含量高, 反硝化作用强^[19]。后期由于储泥池悬浮颗粒的沉降效应, 上覆水中大部分氨氮逐渐沉积于底泥中, 导致氨氮和总氮质量浓度下降(图 5(a) 和 5(c))。与氨氮相比, 硝态氮在水里多以溶解态存在, 后期上覆水透明度变高, 硝化作用开始增强, 使得硝态氮质量浓度相应升高(图 5(b))。

3.2 上覆水水质全过程演变及其作用机制

清淤底泥处置全过程氮释放及上覆水总氮和硝态氮浓度及沉积物总氮、硝态氮和氨氮含量变化原理如图 13 所示。底泥从漏湖排入储泥池时, 与空气短暂接触, 促进了有机氮矿化作用^[18], 使得底泥无机氮(尤其氨氮)出现明显累积。由于初进储泥池的底泥为泥浆状态, 破坏了原位湖泊底泥的物理结构, 孔隙度大大增

加, 颗粒态氮解吸作用增强^[24], 导致底泥具有较高的氮释放水平(图 9(c)), 从而使得底泥总氮含量总体降低(图 7(c) 和 7(f))。相应地, 上覆水接受沉积物大量无机氮的释放, 各形态氮浓度相应升高(图 4)。

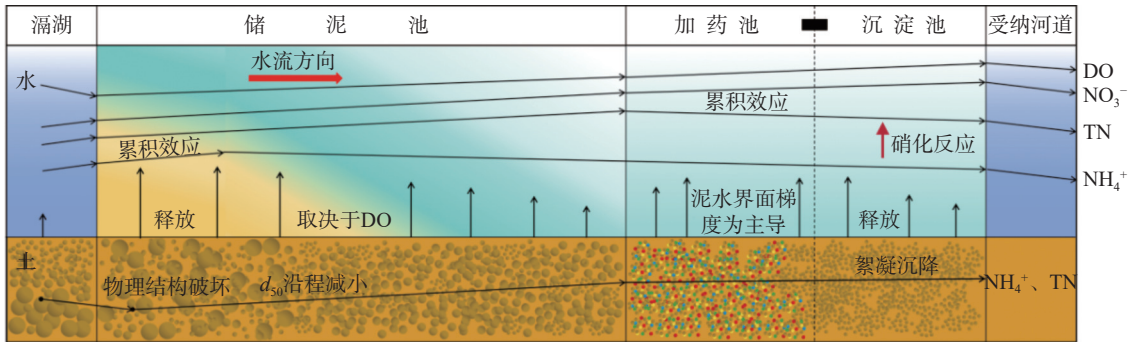


图 13 清淤底泥处置全过程氮释放及水土氮指标变化原理

Fig. 13 Schematic diagram of nitrogen release and changes in water-soil nitrogen indicators during the whole dredged sediment disposal process

从储泥池前端至末端, 上覆水 SS 质量浓度沿程逐渐降低(图 3(a) 和 3(d)), DO 水平沿程升高(图 4), 还原性逐渐减弱, 导致储泥池底泥氮释放水平沿程逐渐降低(图 9(a)), 但是上覆水总氮浓度因流动上覆水的沿程累积效应而逐渐升高(图 4)。然而, 氨氮和硝态氮质量浓度沿程变化存在区别, 其中氨氮质量浓度在前半程逐渐升高, 但在后半程由于上覆水 DO 水平上升, 逐渐通过硝化作用转化为了硝态氮, 因而导致氨氮质量浓度沿程先增后减, 而沿程一直处于上升趋势(图 4), 且在总氮中的占比较高。据 2.2.1 节所述, 上覆水 SS 质量浓度沿程逐渐降低表明颗粒物沿程逐渐沉积, 且沿程粒径逐渐减小(图 6(a) 和 6(b))。颗粒物越细, 吸附氮的能力越强^[22], 因此储泥池底泥氨氮和总氮含量沿程增大。

从储泥池末端至加药池-沉淀池, 因加药絮凝沉降, 氨氮质量浓度显著降低^[25,28], 同时上覆水透明度继续增大, 上覆水硝化作用增强, 进一步降低了氨氮质量浓度。与氨氮相比, 硝态氮在水里多以溶解态存在, 受加药影响较小, 且接受一部分氨氮的转化, 再加之沿程的累积作用, 导致“加药池-沉淀池”硝态氮质量浓度继续升高(图 4)。由于该环节上覆水透明度高, 氨氮在总氮中的占比相对较低, 因此一部分氨氮的沉积对上覆水总氮的影响较小, 加之沿程的累积作用, 导致加药池-沉淀池总氮质量浓度变化趋势相对平缓(图 4)。加药池-沉淀池中的底泥氨氮含量因加药影响显著升高(图 7(a) 和 7(d)), 但总氮含量变化不大, 一方面是接受氨氮沉积的含量较少, 另一方面是沉积物一直存在反硝化脱氮作用。由于上覆水氨氮质量浓度降低, 底泥氨氮含量增大, 使得底泥孔隙水与上覆水之间的氨氮浓度梯度显著增大, 这可能是加药池-沉淀池底泥氨氮释放能力相较于储泥池末端有所回升的主要原因(图 9(b))。

3.3 尾水水质达标指导意义

本工程在底泥处置尾水处理方面尝试了后端治理措施, 具体包括在沉淀池中通过加药处理和延长单位面积流路长度实现污染物的絮凝沉降。这些措施有效促进了 COD_{Mn} 和氨氮达到排放标准, 同时显著降低了 SS 质量浓度(图 3(a) 和 3(d))。氨氮达标的一个关键因素是上覆水透明度的提升, 这可促进氨氮通过硝化作用转化为硝态氮。由于 SS 表面常带有电荷, 能够吸附水中的磷酸盐离子, 形成颗粒态磷^[29], 因此 SS 超标往往伴随着磷的超标, 使其成为重点关注的水质指标。据 2.4.1 节所述, 加药处理对 SS 削减率提升约 32%, 但其成本相对较高; 而延长尾水流路虽然改善效果相对较小, SS 削减率提升不低于 10%, 但却是基于自然的解决方案, 环境影响小。在实际工程中, 可以综合两种方法进行处理。

硝态氮和总氮的超标问题是当前尾水达标处理面临的主要挑战。据上述 3.1 和 3.2 节所述, 储泥池前端是氮污染释放的热点区域, 尤其是在初期阶段, 其氨氮和总氮释放潜力分别是储泥池末端 3.60 倍和 3.26 倍。本研究发现, 将储泥池前端静置 164 h, 可使上覆水总氮负荷((2 018.52 mg/L))降低 30%~50%。因

此,通过将储泥池前端封闭静置 164 h,可能是解决尾水硝态氮、总氮超标和 SS 间歇性超标的根本途径。如果静置时间影响工程进度,则可以在前端进一步采取人工干预措施,如加药处理或植被种植修复,从而有效缩短静置时间。

4 结 语

本文依托溇湖生态清淤一期工程,以氮污染物为研究对象,通过多频次监测、采样及室内试验,对底泥处置全过程中的氮释放特征及水质响应进行了深入研究,得出如下主要结论:

(1)沉积物氮释放时空特征。清淤底泥进入储泥池时,泥水混合状态下 ORP 偏低,导致储泥池前端氮释放水平较高;从储泥池前端至末端,SS 质量浓度逐渐降低,上覆水透明度增大,DO 水平升高,底泥孔隙度减小,共同导致储泥池氮释放能力沿程逐渐降低;进入加药池-沉淀池后,氮释放水平相较于储泥池末端有所回升。

(2)余水水质全过程演变。相较于溇湖水体,储泥池前端的上覆水各形态氮浓度显著增大,归因于储泥池较强的释放潜力;从储泥池前端至末端,再到加药池-沉淀池,总氮、硝态氮含量沿程呈现累积效应而持续升高;氨氮浓度则表现为沿程先上升(主要在储泥池)后下降(主要在加药池-沉淀池)的趋势。

(3)尾水水质达标指导。经沉淀池的加药处理和自然沉降后,排水口 COD_{Mn} 、氨氮浓度均符合排放标准;但硝态氮浓度超标,并导致总氮浓度超标。排水口 SS 浓度间歇性超标,是反映尾水水质是否达标的重要指标。

(4)储泥池前端(尤其运行初期)是污染释放热点,可从源头强化沉降以抑制氮磷释放,如改造进出水口位置、增设导流板等,同时结合植被种植措施,强化氮磷沉降及植被吸收。源头控制是有效降低后续尾水处理压力、实现尾水稳定达标排放的重要途径。

参 考 文 献:

- [1] 胡晓东,张建华,吴沛沛,等. 基于氮、磷释放的太湖生态清淤时间效应研究[J]. 水利水电技术, 2016, 47(10): 58-61, 72. (HU Xiaodong, ZHANG Jianhua, WU Peipei, et al. Nitrogen and phosphorus release-based study on time-effect of eco-dredging[J]. Water Resources and Hydropower Engineering, 2016, 47(10): 58-61, 72. (in Chinese))
- [2] 雷静,年夫喜,冯国栋,等. 富营养化水体清淤后的微生物脱氮技术应用[J]. 环境工程学报, 2016, 10(7): 3949-3955. (LEI Jing, NIAN Fuxi, FENG Guodong, et al. Application of microbial removal of nitrogen in dredged eutrophic water[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2016, 10(7): 3949-3955. (in Chinese))
- [3] HAO Z, CHEN S B, ZHANG Q W, et al. From reduction to rebalancing: Insights into the long-term effects of sediment dredging on nitrogen transformations in river ecosystems[J]. Water Research, 2024, 267: 122460.
- [4] 吴沛沛,刘劲松,胡晓东,等. 溇湖北部底泥疏浚的生态效应研究[J]. 水生态学杂志, 2015, 36(2): 32-38. (WU Peipei, LIU Jinsong, HU Xiaodong, et al. Ecological effects of dredging on aquatic ecosystem in northern Gehu Lake[J]. Journal of Hydroecology, 2015, 36(2): 32-38. (in Chinese))
- [5] 张强,曹秀芹,胡明,等. 扰动对城市河道底泥污染物释放影响[J]. 环境工程, 2019, 37(9): 40-44. (ZHANG Qiang, CAO Xiuqin, HU Ming, et al. Research on effects of perturbation on release of pollutants from sediments[J]. Environmental Engineering, 2019, 37(9): 40-44. (in Chinese))
- [6] 丁瑞,范子武,王晓宇,等. 太湖生态清淤及底泥资源化利用建议[J]. 江苏水利, 2024(11): 16-20, 25. (DING Rui, FAN Ziwu, WANG Xiaoyu, et al. Suggestions on ecological dredging and resource utilization of sediment in the Taihu Lake[J]. Jiangsu Water Resources, 2024(11): 16-20, 25. (in Chinese))

- [7] 赵乐军. 黑臭水体中疏浚底泥的处理处置[J]. 水工业市场, 2018(3): 15-17. (ZHAO Lejun. Treatment and disposal of dredged sediment in black and odorous water bodies[J]. Water-Industry Market, 2018(3): 15-17. (in Chinese))
- [8] 宋淑贞, 赵婷婷. 河道底泥处理和处置现状及发展研究[J]. 中国资源综合利用, 2019, 37(9): 28-30. (SONG Shuzhen, ZHAO Tingting. Study on the present situation and development of river sediment treatment and disposal[J]. China Resources Comprehensive Utilization, 2019, 37(9): 28-30. (in Chinese))
- [9] ZHU W, HOU H, SUN J P, et al. Connotation and development direction of river, lake and reservoir sediment dredging[J]. Journal of Hydraulic Engineering, 2024, 55(4): 456-467.
- [10] 周成, 杨国录, 陆晶, 等. 河湖底泥污染物释放影响因素及底泥处理的研究进展[J]. 环境工程, 2016, 34(5): 113-117, 94. (ZHOU Cheng, YANG Guolu, LU Jing, et al. Research progress about sediment disposal and factors influencing release of sediment pollutants in rivers and lakes[J]. Environmental Engineering, 2016, 34(5): 113-117, 94. (in Chinese))
- [11] 黄锦佳. 超声耦合生物沥浸改善市政污泥脱水性能及协同去除抗性基因的研究[D]. 广州: 广东工业大学, 2020. (HUANG Jinjia. Study on ultrasonic coupled bioleaching pretreatment for enhancing municipal sludge dewatering and simultaneously mitigating antibiotic resistant genes[D]. Guangzhou: Guangdong University of Technology, 2020. (in Chinese))
- [12] 万幸. 滇池疏浚中溶解性有机质影响底泥内源污染物释放机制及生物多样性分析[D]. 昆明: 昆明理工大学, 2023. (WAN Xing. Impact of dissolved organic matter on the release mechanism of endogenous pollutants in sediment and the analysis of biodiversity during sediment dredging in Dianchi lake[D]. Kunming: Kunming University of Science and Technology, 2023. (in Chinese))
- [13] 中华人民共和国环境保护部. 水质-样品的保存和管理技术规定: HJ 493—2009[S]. 北京: 中国环境科学出版社, 2009. (Ministry of Ecology and Environment of the People's Republic of China. Water quality-technical regulation of the preservation and handling of samples: HJ 493-2009[S]. Beijing: China Environmental Science Press, 2009. (in Chinese))
- [14] 谢民争, 陈倩, 党晨原, 等. 水库底泥氮释放及其好氧微生物脱氮研究[J]. 北京大学学报(自然科学版), 2019, 55(3): 561-570. (XIE Minzheng, CHEN Qian, DANG Chenyuan, et al. Study on nitrogen release from reservoir sediments and nitrogen removal by aerobic microorganism[J]. Acta Scientiarum Naturalium Universitatis Pekinensis, 2019, 55(3): 561-570. (in Chinese))
- [15] 张茜, 冯民权, 郝晓燕. 上覆水环境条件对底泥氮磷释放的影响研究[J]. 环境污染与防治, 2020, 42(1): 7-11. (ZHANG Qian, FENG Minquan, HAO Xiaoyan. Study on effect of overlying water environment on the nitrogen and phosphorus release of sediment[J]. Environmental Pollution & Control, 2020, 42(1): 7-11. (in Chinese))
- [16] 王书航, 姜霞, 王雯雯, 等. 蠡湖水体透明度的时空变化及其影响因素[J]. 环境科学研究, 2014, 27(7): 688-695. (WANG Shuhang, JIANG Xia, WANG Wenwen, et al. Dynamic spatial and temporal changes in water transparency and their influencing factors in Lihu Lake[J]. Research of Environmental Sciences, 2014, 27(7): 688-695. (in Chinese))
- [17] LIU D S, CHEN Q W, MAAVARA T, et al. Nitrogen cycling in reservoir drawdown areas and the impacts on water quality[J]. Global Biogeochemical Cycles, 2024, 38(7): e2024GB008136.
- [18] XIA X H, JIA Z M, LIU T, et al. Coupled nitrification-denitrification caused by suspended sediment (SPS) in rivers: importance of SPS size and composition[J]. Environmental Science & Technology, 2017, 51(1): 212-221.
- [19] DE SOUSA É B, NETTO-FERREIRA J B, BARRA C M, et al. Sustainable wet method for determination of total organic carbon in soils using potassium permanganate as a substitute for potassium dichromate[J]. Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 2025, 25(1): 322-330.
- [20] 胡开明, 王水, 逢勇. 太湖不同湖区底泥悬浮沉降规律研究及内源释放量估算[J]. 湖泊科学, 2014, 26(2): 191-199. (HU Kaiming, WANG Shui, PANG Yong. Suspension-sedimentation of sediment and release amount of internal load in Lake Taihu[J]. Journal of Lake Sciences, 2014, 26(2): 191-199. (in Chinese))
- [21] 李林柱, 刘金宝, 蔡慧敏, 等. 潮白河流域河道底泥污染和释放特征及发展趋势研究[J]. 环境科学与管理, 2024, 49(5): 68-72. (LI Linzhu, LIU Jinbao, CAI Huimin, et al. Research and development trend analysis on sediment pollution and release

- characteristics in the Chaobai River basin[J]. *Environmental Science and Management*, 2024, 49(5): 68-72. (in Chinese))
- [22] 施伊丽, 万瑜, 金赞芳. 杭州西湖底泥氮释放通量及影响因素研究[J]. *环境科技*, 2016, 29(1): 46-50. (SHI Yili, WAN Yu, JIN Zanfang. Study on release of nitrogen from sediment and its influencing factors in Hangzhou west lake[J]. *Environmental Science and Technology*, 2016, 29(1): 46-50. (in Chinese))
- [23] JIANG Q H, JIN G Q, TANG H W, et al. Ammonium (NH_4^+) transport processes in the riverbank under varying hydrologic conditions[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 826: 154097.
- [24] MA H H, CHEN Y C, CHEN Q W, et al. Dam cascade unveils sediment methylmercury dynamics in reservoirs[J]. *Water Research*, 2022, 212: 118059.
- [25] 骆鑫, 彭小燕, 蓝文陆. 钦州湾疏浚工程磷释放对海湾生态环境的影响[J]. 广西科学院学报, 2020, 36(4): 373-382. (LUO Xin, PENG Xiaoyan, LAN Wenlu. Impact of phosphorus release from Qinzhou Bay dredging project on bay ecological environment[J]. *Journal of Guangxi Academy of Sciences*, 2020, 36(4): 373-382. (in Chinese))
- [26] PENG K, LI J K, HAO G R, et al. Characteristics of non-point source pollution based on monitoring experiment in the Yingwugou small watershed, China[J]. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 2023, 23(1): 1-14.
- [27] 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.
- [28] 黄健. 间歇曝气条件下河流内源氮转化及微生物机制[D]. 合肥: 安徽大学, 2018. (HUANG Jian. Research on transformation of endogenous nitrogen and mechanism of microorganism by intermittent aeration in polluted river[D]. Hefei: Anhui University, 2018. (in Chinese))
- [29] 余步存, 杜园园. 长三角城市群雨水径流水质污染特征与控制技术分析[J]. 净水技术, 2025, 44(4): 37-48. (SHE Bucun, DU Yuanyuan. Analysis of rainwater runoff pollution feature and pollution control technologies of Yangtze River Delta urban agglomerations[J]. *Water Purification Technology*, 2025, 44(4): 37-48. (in Chinese))

Study on nitrogen release characteristics and tail water control during the whole process of dredging sediment disposal

XU Jiabin¹, HE Yunfeng², LIU Dongsheng^{1,3}, WANG Zhiyuan^{1,3,4,5}, YAN Hanlu¹, LI Jiarong²,
WANG Dongmei⁶, SHI Yifan⁶

(1. *Nanjing Hydraulic Research Institute, Nanjing 210029, China*; 2. *PowerChina Eco-Environmental Group Co., Ltd., Shenzhen 518063, China*; 3. *The National Key Laboratory of Water Disaster Prevention, Nanjing 210098, China*; 4. *Yangtze Institute for Conservation and Development, Nanjing 210098, China*; 5. *Taihu Basin Shallow Lake Ecosystem Observation and Research Station, Ministry of Water Resources, Wuxi 200434, China*; 6. *Jiangsu Hydraulic Research Institute, Nanjing 210017, China*)

Abstract: The discharge of tail water in the process of dredged sediment disposal is a key step in ecological dredging projects. Tail water treatment in dredged sediment disposal constitutes an important component of ecological dredging. At present, research on the treatment technology of tail water mainly focuses on end treatment, that is, tail water is generally regarded as a single treatment target, and the tail water purification research on the targeted removal of key pollution factors is carried out. However, the understanding of pollutant release characteristics and water quality changes throughout the whole process of sediment disposal "Lake→Sludge Inlet→Sludge Storage Tank→Drug Dosing Tank→Sedimentation Tank" is relatively insufficient. Based on the first-stage ecological dredging project of Gehu Lake, this study takes nitrogen pollutants as the research object and investigates nitrogen release characteristics and water quality responses during the entire sediment disposal process through multi-frequency monitoring, sampling, and laboratory experiments. The results show that when dredged sediment is first put into the storage tank, porosity

increases and reduction of the overlying water is strong, making it a hotspot for nitrogen release. From the front end to the back end of the reservoir, with the gradual increase of dissolved oxygen level and the decrease of particle size, the nitrogen release capacity of the sediment gradually decreased. In the dosing tank–sedimentation tank stage, nitrogen release levels rebounded compared with those at the end of the sludge storage tank, which was attributed to the increase in the nitrogen concentration gradient at the sludge–water interface following dosing treatment. The concentrations of total nitrogen and nitrate nitrogen in the overlying water showed a cumulative effect along the process, while the concentration of ammonia nitrogen first increased and then decreased. This pattern was attributed to the improvement in water transparency at the back end, where ammonia nitrogen was gradually converted into nitrate nitrogen through nitrification. In this project, back-end treatment measures were tested in the tail water treatment of sediment disposal, including pollutant flocculation and sedimentation through dosing, as well as extending the length of flow path per unit area in the sedimentation tank. These measures effectively enabled COD_{Mn} and ammonia nitrogen to meet discharge standards and significantly reduced SS concentrations. A key factor for ammonia nitrogen reaching the standard was the improvement in overlying water transparency, which promoted conversion of ammonia nitrogen into nitrate nitrogen through nitrification. Although dosing and natural sedimentation in the sedimentation tank improved tail water quality, the concentrations of nitrate nitrogen and total nitrogen still exceeded the standard, and the concentration of solid suspended matter is intermittently exceeding the standard. The release potential of ammonia nitrogen and total nitrogen in the early stage of the front end of the storage tank is 3.60 times and 3.26 times that of the end of the storage tank, respectively. By closing the front end of the reservoir for 164 hours, the total nitrogen load of the water body (2 018.52 mg/L) can be reduced by 30%~50%. If comprehensive treatment is supplemented with vegetation planting and other measures, it may offer a fundamental pathway to achieve the standard discharge of subsequent tail water. If standing time affects the progress of the project, manual interventions can be further taken at the front end, such as dosing treatment or vegetation planting and restoration, thereby effectively shortening the required retention time. The research results provide strong support for the discharge of tail water in the process of river and lake dredged sediment disposal, and provide a scientific decision-making basis for the river and lake ecological dredging projects of water conservancy departments.

Key words: dredged sediment; whole-process disposal; nitrogen release from sediments; overlying water quality; tail water compliance