



文章栏目：河湖库环保清淤工程关键技术和典型案例专题

DOI 10.12030/j.cjee.202309103 中图分类号 X524 文献标识码 A

李发建, 关宇, 李延勋, 等. 土工管袋法固结底泥氮磷转化特征及释放风险[J]. 环境工程学报, 2023, 17(12): 3943-3952. [LI Fajian, GUAN Yu, LI Yanxun, et al. Nitrogen and Phosphorus transformation characteristics and release risks in the soil consolidated by geopipe bag method[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023, 17(12): 3943-3952.]

土工管袋法固结底泥氮磷转化特征及释放风险

李发建¹, 关宇², 李延勋², 曾勋才³, 赵琼^{1,✉}, 尹洪斌^{4,✉}

1. 安徽大学资源与环境工程学院, 合肥 230601; 2. 中国电建市政建设集团有限公司, 天津 300384; 3. 安徽省禹顺水利工程有限公司, 阜阳 230092; 4. 中国科学院南京地理与湖泊研究所, 湖泊与环境国家重点实验室, 南京 210008

摘 要 以土工管袋法脱水固结底泥为对象, 对巢湖清淤底泥固结前后管袋内底泥氮磷形态以及释放特征进行分析, 研究土工管袋固结法对疏浚底泥氮磷转化影响及释放风险。结果表明, 与湖体原泥相比, 固结后底泥有机质和总氮均出现下降趋势(有机质下降 10.87%, 总氮含量下降 3.50%), 但总磷明显升高(增幅约 18.89%)。同时, 固结后底泥最大吸附量(Q_m)较未固结底泥增幅约 1.35 倍, 为 $0.89 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$ 。固结后底泥等温平衡浓度(EPC_0)较固结前底泥降低约 1.58 倍, 这表明疏浚底泥固结后磷释放风险降低。氮磷形态分析结果表明, 管袋固结后氨氮含量降低, 但硝氮的质量浓度没有明显变化。固结后底泥中铁结合态磷、铝结合态磷较未固结底泥分别增加约 1.20、1.49 倍, 有机磷含量则较固结前底泥下降约 71.6%。静态释放结果表明, 固结底泥氮释放随温度增加而增加, 其中 30°C 条件下固结底泥氮释放速率为 $3.31 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, 约是湖体未固结底泥 10%。但固结底泥磷处于吸收状态, 其中 30°C 条件下磷酸根吸收速率最大为 $2.74 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ 。以上结果表明, 固结底泥氮磷总量、活性态及其释放通量均降低, 再次释放风险较小。

关键词 巢湖; 土工管袋; 固结底泥; 释放; 氮磷形态

底泥是湖泊生态结构的重要组成部分, 亦为氮、磷等污染物的主要存储地^[1]。底泥中蓄积了大量污染物, 已成为水体内部主要的污染源^[2]。为改善和提高湖泊水环境, 阻断底泥对水体造成污染, 环保清淤已成为富营养化河湖治理的重要技术之一^[3]。大量由清淤所产生的污染底泥具有高含水率、低强度^[4]及污染物组分复杂等特征^[5]。疏浚底泥未经处理不仅会占用大量场地, 还会对环境造成二次污染^[6]。因此, 对疏浚底泥进行脱水固结显得非常重要。

疏浚底泥进行脱水固结是底泥资源化利用的关键前处理措施^[7-8], 脱水固结后底泥体积缩减 50% 以上, 含水率降低至 60% 以下, 为后续底泥的资源化利用提供了必要条件^[9]。目前, 底泥脱水固结的方法主要有带式压滤机和板框压滤机械脱水法^[10]、土工管袋法^[11]、化学脱水法^[12]和生物脱水法^[13]等。土工管袋法与其他脱水方法相比较具有脱水效率高、减容效果好、减少对环境产生二次污染等特点, 故被广泛应用^[14]。土工管袋一般是由涤纶、丙纶纤维或聚丙烯和聚酯等合成高分子材料经过编织、打孔、缝纫而成, 具有高强度、高韧性、高过滤性和高耐久性等特征^[15]。土工管袋法脱水原理是, 利用泥浆泵通过输送管道将泥浆填充至管袋中, 当管袋中的泥浆填充至一定高度, 泥浆体系的自重沉降能力及外界施加的压力双重作用下, 泥浆体系中的水分通过管袋滤布孔隙排出, 底泥颗粒被滤布截留在土工管袋内, 从而实现快速的泥水分离^[16]。脱水后经过一段时间的自然干化, 含水率可降至 40%~50% 以下, 淤泥体积可减少 80% 以上。

据统计, 2018 年我国河湖环保疏浚量约为 $8 \times 10^7 \text{ m}^3$, 且疏浚量大逐年递增^[17]。疏浚底泥资源化利用方式主要有土地利用^[18]、建筑材料^[19]、填方材料^[20]、堆肥^[21]等多个方面。用于建筑材料、填方材料、堆肥等方

收稿日期: 2023-09-25; 录用日期: 2023-10-14

基金项目: 中国科学院基础前沿科学研究计划项目 (ZDBS-LY-DQC018)

第一作者: 李发建 (1998—), 男, 硕士研究生, li839303405@163.com; ✉通信作者: 赵琼 (1982—), 女, 博士, 教授, zhaoqiong2019@ahu.edu.cn; 尹洪斌 (1979—), 男, 博士, 研究员, hbyin@niglas.ac.cn

面, 耗费运输、技术设备等成本高、且难以完全消化^[22]。疏浚底泥自身含有腐殖质胶体和氮、磷等营养物质^[23], 养分充足而且还能让土壤形成团粒结构更好的保墒保肥。将疏浚底泥用作湿地基质, 不仅能实现就地利用节约运输成本, 还能促进湖滨带的生态建设, 构建良性生态系统^[24]。RIEL 等^[25]用 2 种类型的疏浚沉积物种植柽柳和南菖蒲, 结果表明这 2 种类型的疏浚底泥都适合作为大型植物植被发育的底泥。黄翔峰^[26]等用湖泊疏浚底泥对土壤基地性质改良种植水生植物芦苇, 结果表明施加底泥可明显降低土壤容重, 并提高有机质和磷浓度, 从而促进芦苇生长。BRILS 等^[27]在美国马里兰州切萨皮克湾用疏浚沉积物修复被侵蚀岛屿, 构建沿海湿地。本研究以巢湖土工管袋脱水固结淤泥为对象, 对底泥经土工管袋脱水后氮磷等污染物转化特征及其再次释放风险进行研究, 为管袋固结底泥后续湿地基质化利用提供参考。

1 材料与方法

1.1 样品采集与处理

巢湖清淤土工管袋固结场地位于安徽省合肥市肥东县自然村 (31°34'N, 117°28'E), 占地面积约 37.16×10⁴ m², 共计固结淤泥 30×10⁴ m³。土工管袋规格为 30 m×20 m, 淤泥固结量约为 1 000 m³。聚合氯化铝 (Polyaluminum Chloride, PAC) 主要化学组成为氯化铝和氢氧化铝, 聚丙烯酰胺 (Polyacrylamide, PAM) 主要成分为醛基丙烯酸酰胺丙烯酰胺。固化药剂 PAC 和 PAM 质量分数分别为 5‰、1‰, 泥浆与药剂配比分别为 30:1、10:1。固结周期约为 10 个月, 固结后淤泥含水率约为 42.50%。

在管袋围成的一圈围堰中选取 6 个代表性土工管袋 (疏浚底泥来自巢湖西半湖), 利用柱状采样器 (Φ85 mm×600 mm) 采集表层 (0~10 cm) 泥样, 编号为管袋 1~管袋 6, 在排泥场取未固结的底泥作为对照, 每个样品做 3 次重复实验。样品混匀后做好标记分别装入自封袋, 放入便携式冷藏箱以保证其理化性质稳定。同时, 选取一个管袋用柱状采样器采集柱状样品, 柱状样品带回实验室匀化后用于释放实验。

1.2 底泥等温吸附实验

称取 (0.500±0.000 2) g 研磨后的固结底泥样品装入 50 mL 聚乙烯离心管中, 每个管中分别加入 40 mL 初始质量浓度为 0、0.01、0.02、0.05、0.1、0.2、0.5、1、2、3、4、8、12、16 mg·L⁻¹ 的标准磷酸盐溶液, 调节 pH 为 (7±0.03) 模拟湖水酸碱度。恒温震荡 24 h, 采用磷钼蓝比色法测定磷酸盐质量浓度, 计算底泥磷的吸附解析量, 绘制等温吸附曲线。经数据处理, 得到底泥中磷的吸附/解析平衡质量浓度 (EPC₀)。

沉积物对初始质量浓度不同的磷酸盐磷的吸附量 (Q_e , mg·g⁻¹) 计算式见式 (1)。Langmuir-交叉型模型计算式见式 (2)^[28]。原本存在于沉积物上的吸附解吸态磷 (NAP) 计算式见式 (3)^[29]。

$$Q_e = \frac{(C_0 - C_e)V}{M} \quad (1)$$

$$Q_e = \frac{Q_m K_L (C_e - EPC_0)}{(1 + K_L C_e)(1 + K_L EPC_0)} \quad (2)$$

$$NAP = \frac{Q_m K_L EPC_0}{1 + K_L EPC_0} \quad (3)$$

式中: C_0 为初始磷酸盐溶液的质量浓度, mg·L⁻¹; C_e 为吸附后沉积物上清液质量浓度, mg·L⁻¹; V 为加入离心管中磷酸盐溶液的体积, L; M 为称取沉积物样品质量, g; Q_m 为磷的最大吸附量, mg·g⁻¹; K_L 为 Langmuir 吸附常数, L·mg⁻¹; EPC_0 为沉积物对磷的吸附/解吸达到平衡时的质量浓度, mg·L⁻¹。

1.3 底泥释放测定方法

使用虹吸法将匀化好的柱状样品余水缓慢抽出, 沿壁缓慢加入 1 L 过滤后的湖水, 记录此时柱子中水样的高度, 放入培养箱, 在 10、20、30 °C 条件下, 对管袋底泥进行静态释放实验。分别在 0、6、12、24、36、48、72、96、120、144、168 h 在靠近水—沉积物界面采用虹吸法抽取上覆水水样, 每次取 50 mL, 测定总氮、氨氮、硝态氮、总磷、溶解性磷酸盐。

利用水样中氮、磷质量浓度可得水-底泥界面中氮磷的释放速率^[30], 具体见公式 (4)。

$$r = V \frac{\left[(C_n - C_0) + \sum_{j=1}^n V_{j-1} - (C_{j-1} - C_a) \right]}{(A \cdot t)} \quad (4)$$

式中： r 为底泥中氮、磷释放速率， $\text{mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ ； V 为加入底泥中上覆水体积，L； C_n 、 C_0 和 C_{j-1} 分别为第 n 次、初始和第 $j-1$ 次采样时某物质的质量浓度， $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ； C_a 为水样中所添加物质的质量浓度， $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ ； V_{j-1} 为第 $j-1$ 次采样体积，L； A 为水-底泥界面的面积， m^2 ； t 为释放时间，d。

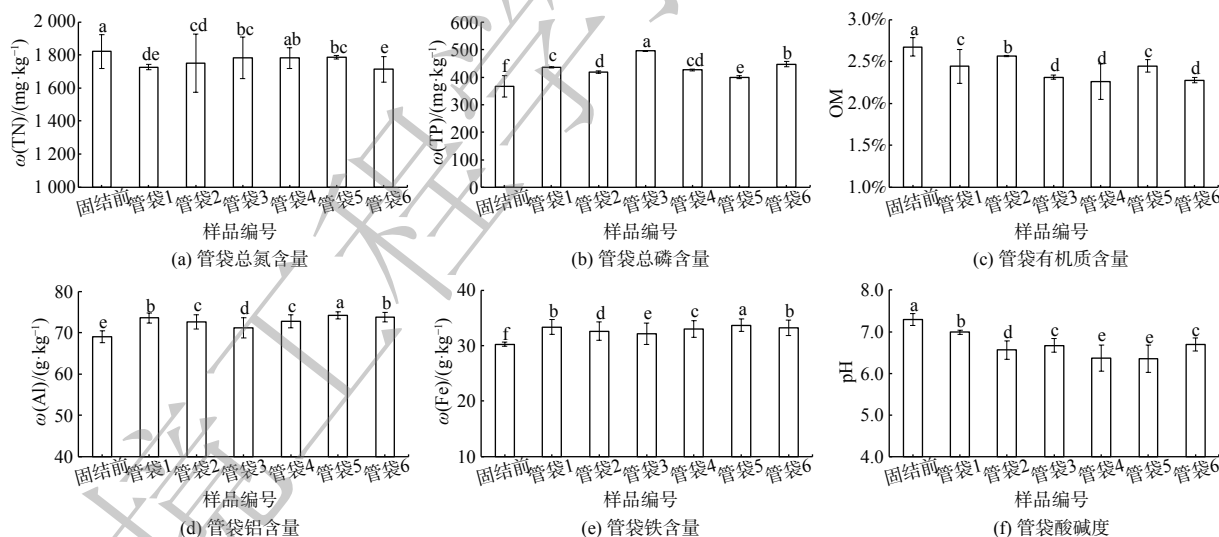
1.4 数据处理与分析

原始数据处理、折线图和柱状图使用 Excel 软件完成；等温吸附曲线拟合使用 Origin2021 软件完成；相关性分析使用 SPSS 软件完成。

2 结果与讨论

2.1 固结前后底泥基本理化特征

疏浚底泥经管袋固结后理化性质变化特征如图 1 所示。固结后底泥 pH 不同幅度降低，pH 为 6.35~7.03，均值为 6.60。疏浚底泥经管袋固结后有机质 (organic matter, OM) 质量分数 (2.26%~2.56%，均值为 2.38%) 和 TN (1 713.51~1 785.63 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ，均值为 1 756.75 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 均下降，最低管袋 6 中有机质 (OM) 和总氮 (TN) 分别为 2.26%、1 713.51 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ，降低了 15.67%、5.87%。蛋白质为 OM 的主要组成部分，固化药剂 PAC 中的羟基铝能与蛋白质中羧基和酰胺基发生配位吸附。PAM 中的酰胺基能形成氢键，与蛋白质中肽键产生强作用力，促进蛋白类物质的去除^[31]。底泥中 TN 减少与固结后水分损失、氨氮减少有关，此外厌氧底泥中氮的硝化和反硝化作用也造成底泥中氮损失^[32]。但固结后总磷 (TP) (400.00~495.48 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ，均值为 437.41 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 升高，管袋 3 的 TP 最高，为 495.48 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ，增加了 34.68%。可能是由于泥浆中悬浮颗粒物总磷含量较高，在分子絮凝剂的处理下淤泥体系中的悬浮颗粒物所含有的磷酸盐聚集沉降到底泥中^[33]，使得固结后底泥 TP 增大。固结后底泥铁和铝质量分数均升高，增幅分别在 11.66%~6.05%、3.05%~8.14%。铁和铝质量分数升高的原因是 PAC 和 PAM 中含有少量的铁和铝，在固结过程中残留在底泥中，造成底泥中铁和铝质量分数升高。



注：不同字母表示不同组间有显著性差异 ($P \leq 0.05$)。

图 1 底泥固结前后基本理化性质变化特征

Fig. 1 Changes of basic physical and chemical properties of the sediment before and after solidification

2.2 固结后底泥吸附特征与等温平衡浓度

模拟探究了固结后底泥对磷的等温吸附行为，利用 Freundlich 模型和 Langmuir 交叉模型对实验数据进行拟合，结果见表 1。Freundlich 模型拟合后相关系数 R^2 为 0.993~0.997，Langmuir 交叉模型拟合后相关系数 R^2 为 0.995~0.998。故相较于 Freundlich 模型，该结果能更好地与 Langmuir 交叉模型进行拟合，这表明固结后底泥对磷的吸附属于单分子层吸附^[34]。由 Langmuir 等温吸附方程得出最大吸附量 (Q_m)，其能反映出底泥对磷的容量 (图 2)。固结前底泥最大吸附量 Q_m 为 0.66 $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ，固结后 Q_m 为 0.816~0.945 $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$ ，均

值为 $0.890\text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ，故固结后底泥对磷的最大吸附量增加，底泥 Q_m 增大原因可能为，固结后底泥 pH 降低，处于弱酸性环境中，沉积物表面带有正电荷，而磷酸根主要以 HPO_4^{2-} 形式存在，底泥表面的正电荷会增强其对带有负电荷 HPO_4^{2-} 的吸附^[35]。NAP 为原本结合在沉积物中的吸附解析态磷。固结前底泥 NAP 为 $5.08\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，固结后 NAP 为 $2.65\sim 4.49\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，均值为 $3.54\text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。EPC₀ 是指沉积物与上覆水磷酸盐达到吸附平衡时上覆水中磷酸盐质量浓度，EPC₀ 越高底泥磷释放风险越大。固结前底泥 EPC₀ 为 $0.065\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，固结后底泥 EPC₀ 为 $0.033\sim 0.063\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，均值为 $0.042\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。较于固结前底泥 EPC₀ 降低约 1.58 倍，这表明固结后降低其对环境释放磷的潜力。研究发现 NAP 与底泥 EPC₀ 呈现正相关的关系，这与安文超等^[36] 的研究结果一致。

表 1 沉积物对磷的热力学吸附参数
Table 1 Thermodynamic absorption fitting parameters for phosphorus in surface sediment

实验组	R^2		$Q_m/(\text{mg}\cdot\text{g}^{-1})$	NAP/ $(\text{g}\cdot\text{kg}^{-1})$	EPC ₀ / $(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$
	Langmuir	Freundlich			
对照组	0.995	0.994	0.660	5.08	0.065
管袋1	0.996	0.995	0.930	3.76	0.045
管袋2	0.995	0.993	0.945	2.84	0.035
管袋3	0.998	0.996	0.817	2.88	0.063
管袋4	0.997	0.994	0.894	2.65	0.034
管袋5	0.998	0.997	0.936	3.08	0.038
管袋6	0.997	0.994	0.816	4.49	0.033

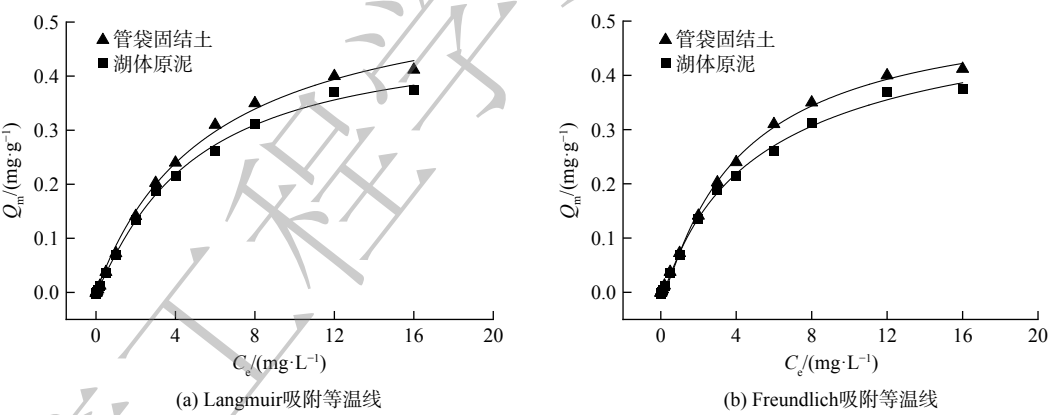


图 2 底泥固结前后对磷的吸附等温线

Fig. 2 Phosphorus adsorption isotherms before and after solidification of the sediment

2.3 固结后底泥氮磷形态转化特征

疏浚底泥经管袋固结后，氮形态 ($\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$) 和磷形态 (Labile-P、Fe-P、Al-P、Org-P、Ca-P、Res-P) 的变化特征，结果如图 3 所示。固结前底泥 $[\text{NO}_3^-\text{-N}]$ 和 $[\text{NH}_4^+\text{-N}]$ 分别为 $19.42\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 、 $151.06\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ 。固结后 $[\text{NO}_3^-\text{-N}]$ 为 $19.36\sim 22.88\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，均值为 $21.00\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，无显著变化。 $[\text{NH}_4^+\text{-N}]$ 为 $10.21\sim 37.20\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，均值为 $20.45\text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ，显著降低，平均降幅为 81.21%。 $[\text{NH}_4^+\text{-N}]$ 降低的原因为，底泥中含有大量微生物，其会释放氨氮至底泥絮体颗粒的内部水和间隙水中，并在胞外聚合物中稳定储蓄。加入固化药剂絮凝过程中会破坏底泥絮体结构，导致底泥内部水和间隙水中氨氮的释放^[29]。随着固结周期的延长，去除效果更为明显^[37]。

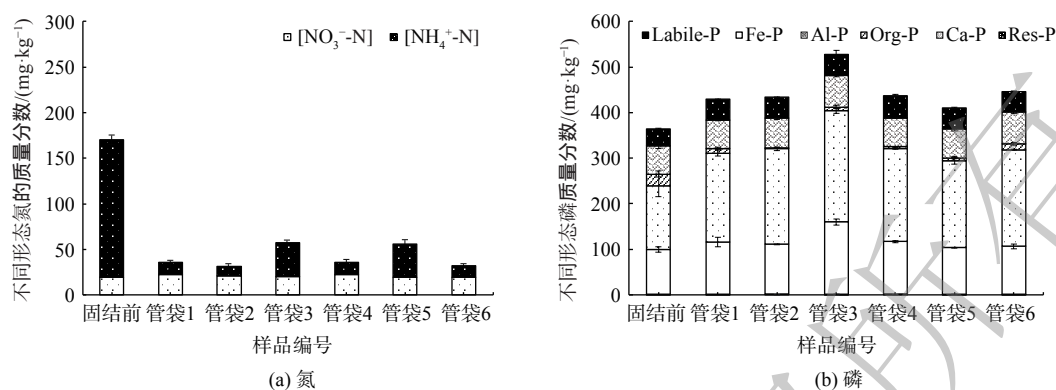


图 3 底泥固结前后氮磷形态转化特征

Fig. 3 Nitrogen and phosphorus morphological transformation characteristics before and after solidification of the sediment

底泥中 Al-P 为主要的磷形态, 其次为 Fe-P 和 Ca-P, 最高分别占 TP 的 49.39%、31.83%、16.88%。固结后管袋底泥除 Org-P 外, Labile-P、Al-P、Ca-P 和 Res-P 质量分数均升高。Labile-P 是最不稳定的磷^[38], 其受环境影响很大, 易释放进入上覆水体并被生物所利用。固结后底泥 Labile-P 质量分数升高, 最高管袋 2 为 $0.87 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 增加了 21.43%。但 Org-P 质量分数降低, 最大降幅为管袋 4, 降低了 85.69%。Fe-P 是指氢氧化物或铁锰氧化物与磷酸盐结合产生的磷, 受周围环境氧化还原电位的影响, 当沉积物所处环境为还原条件时 Fe^{3+} 被还原为 Fe^{2+} , Fe-P 的化学键断裂, 与之结合的磷酸盐被释放^[39]。Al-P 是指铝氧化物和氢氧化物结合的磷, 在 pH 处于中性时, Al-P 较为稳定^[40]。固结后 Fe-P 和 Al-P 质量分数升高, 最高管袋 3 中 Fe-P 和 Al-P 增幅分别为 60.99%、74.09%。Ca-P 性质稳定, 一般被认作为永久性磷^[41], 难以参与磷的循环过程, 不会被底泥或水体中的生物所利用, 也不会转化为其他形态的磷。固结后 Ca-P 质量分数为 $61.98 \sim 76.12 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 较固结前增幅为 0.85%~14.18%。Res-P 基本不会被生物所利用, 也不会对环境有释放风险。固结后底泥 Res-P 质量分数为 $43.09 \sim 48.94 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 均值为 $46.22 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。

Labile-P、Org-P、Fe-P 这 3 种形态的磷在底泥中易被生物所利用, 故合称活性磷 (Mobile-P)^[42], 其在沉积物中不稳定且与沉积物结合力较弱, 故常用做评价底泥磷释放潜力的重要指标。固结前底泥 Mobile-P 质量分数为 $124.96 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 占 TP 的 34.32%。固结后各管袋 Mobile-P 质量分数为 $109.75 \sim 168.00 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 均值为 $126.21 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 占 TP 的 29.24%。固结后底泥较固结前 Mobile-P 占 TP 的比值降低, 故固结后降低了底泥磷的释放风险。这可能与固化药剂中的无机成分铝和钙有关, 固结后底泥中钙、铝及 Ca-P、Al-P 质量分数增加, 增强了对底泥中活性磷的固持。

2.4 固结后底泥在不同温度条件下的释放

1) 不同温度条件下上覆水中污染物质量浓度变化。不同温度条件下, 柱状样上覆水中 TN、 $[\text{NH}_4^+-\text{N}]$ 、 $[\text{NO}_3^--\text{N}]$ 变化规律如图 4 所示。底泥中氮向上覆水中释放, 10°C 和 30°C 条件下 TN 和 $[\text{NO}_3^--\text{N}]$ 均呈现出先增大后减小的趋势, TN 在第 72 小时增至最大值, $[\text{NO}_3^--\text{N}]$ 在第 96 小时增至最大值。在相同时间段下, TN 和 $[\text{NO}_3^--\text{N}]$ 表现为 $30^\circ\text{C} > 20^\circ\text{C} > 10^\circ\text{C}$, 且在 20°C 和 10°C 温度条件下, 上覆水中 TN 和 $[\text{NO}_3^--\text{N}]$ 差异不大。TN 和 NO_3^--N 平均释放速率表现为 $30^\circ\text{C} > 20^\circ\text{C} > 10^\circ\text{C}$, 则温度升高促进底泥中 TN 和 NO_3^--N 的释放, 此研究结果与李清雪等^[43] 研究结果一致。各温度条件下 $[\text{NH}_4^+-\text{N}]$ 变化规律较为复杂, 无显著变化规律, 平均释放速率 $30^\circ\text{C} > 20^\circ\text{C} > 10^\circ\text{C}$ 。李运奔等^[44] 发现东巢湖底泥 NH_4^+-N 平均释放速率为 $32.44 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, 固结后各温度条件下 NH_4^+-N 的释放速率均小于 $5 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, 即底泥固结后降低了 NH_4^+-N 二次释放风险。

在不同温度条件下, 柱状样上覆水中 TP、SRP 变化规律如图 5 所示。在各温度条件下, SRP 处于吸收状态。上覆水中 SRP 为 $0.045 \sim 0.127 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 均值为 $0.089 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, 固结后管袋底泥等温平衡浓度 EPC_0 均值为 $0.042 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $\text{SRP} > \text{EPC}_0$, 故底泥会吸收上覆水中 SRP。在 10°C 和 30°C 条件下, TP 和 SRP 整体均呈现下降趋势, 分别在第 120、168 小时降至最低。在 20°C 条件下, TP 和 SRP 先降低后升高, TP 和 SRP 分别在第 12、24 小时降至最低。在 10°C 、 20°C 、 30°C 条件下, TP 平均释放速率依次为 -2.26 、

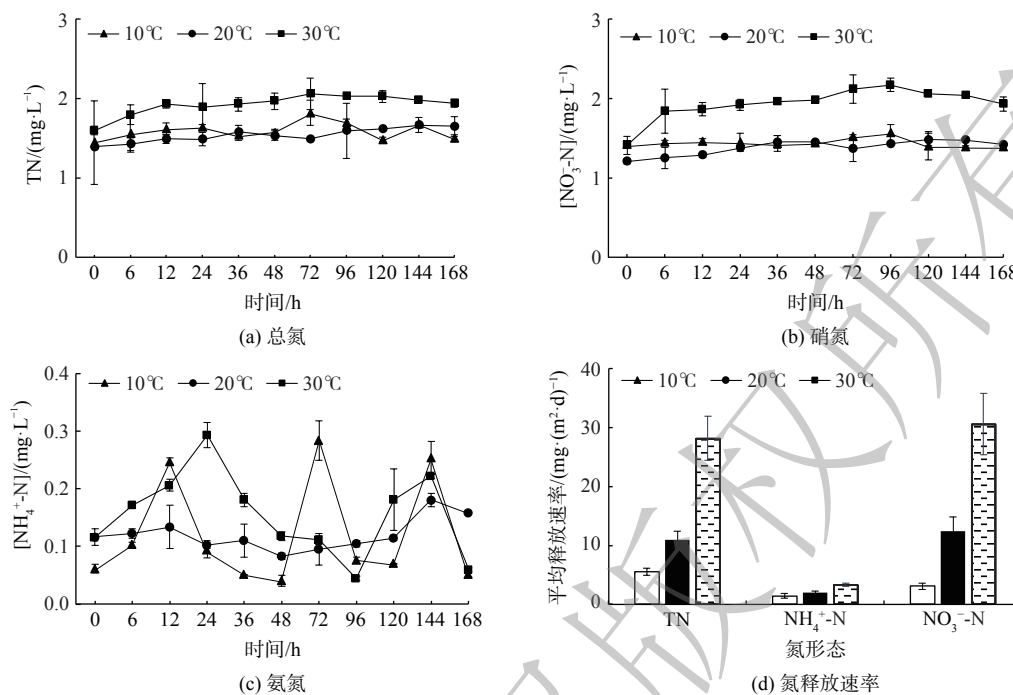


图4 底泥固结后不同温度条件下氮释放特征

Fig. 4 Nitrogen release characteristics at different temperatures after solidification of the sediment

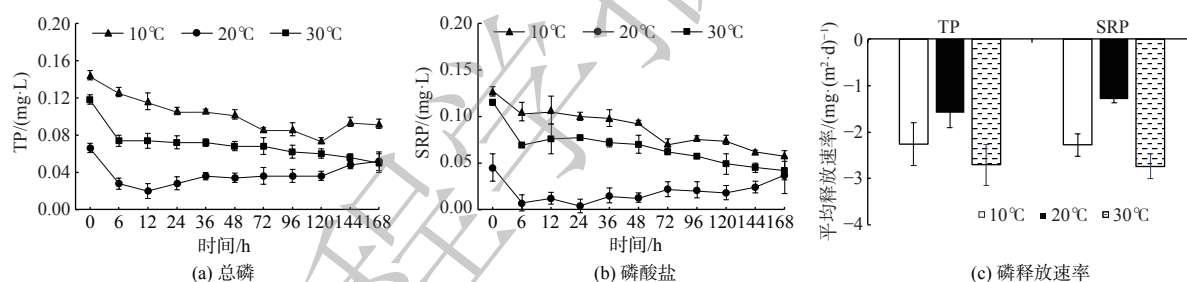


图5 底泥固结后不同温度条件下磷释放特征

Fig. 5 Phosphorus release characteristics at different temperatures after solidification of the sediment

-1.59 、 $-2.70 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, SRP 平均释放速率依次为 -2.27 、 -1.28 、 $-2.73 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, 故 TP 和 SRP 平均吸收速率均为 $30^\circ\text{C} > 10^\circ\text{C} > 20^\circ\text{C}$ 。

2) 释放后底泥氮磷质量分数及形态变化特征。固结底泥经不同温度释放后, 底泥理化性质变化如表2所示。在 10°C 、 20°C 、 30°C 温度条件下, 释放后总氮含量下降 (降幅分别为 19.78% 、 25.03% 、 27.51%), 温度越高降幅越大, 但总磷含量略微上升 (增幅分别为 7.20% 、 1.79% 、 4.48%)。

固结底泥经不同温度释放后, 底泥氮磷形态变化特征如图6所示。释放前, 底泥 $[\text{NH}_4^+-\text{N}]$ 、 $[\text{NO}_3^--\text{N}]$

表2 不同温度条件下释放后固结底泥理化性质变化特征

Table 2 Changes of physicochemical properties of the released solidified sediment under different temperature conditions

实验组	TN/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	TP/ ($\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$)	OM	pH
对照组	$1\,898.76 \pm 49.38$	436.10 ± 9.55	$2.45\% \pm 0.27\%$	6.99 ± 0.29
10°C	$1\,523.23 \pm 37.68$	467.52 ± 28.14	$2.77\% \pm 0.28\%$	6.62 ± 0.12
20°C	$1\,423.51 \pm 27.99$	444.49 ± 26.64	$2.62\% \pm 0.17\%$	6.38 ± 0.07
30°C	$1\,376.48 \pm 24.37$	456.02 ± 8.30	$2.79\% \pm 0.20\%$	6.51 ± 0.28

分别为 $12.89 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 、 $22.72 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。经过不同温度条件释放后， $[\text{NH}_4^+ \text{-N}]$ 和 $[\text{NO}_3^- \text{-N}]$ 均不同程度升高。在 10°C 、 20°C 、 30°C 条件下， $[\text{NH}_4^+ \text{-N}]$ 分别增加了 1.07、1.10、1.03 倍， $[\text{NO}_3^- \text{-N}]$ 分别增加了 1.53、1.33、1.01 倍。温度升高对底泥中 $[\text{NH}_4^+ \text{-N}]$ 变化无显著影响，但 $[\text{NO}_3^- \text{-N}]$ 增幅降低，原因可能是升温会促进底泥中 $\text{NO}_3^- \text{-N}$ 向上覆水中释放。

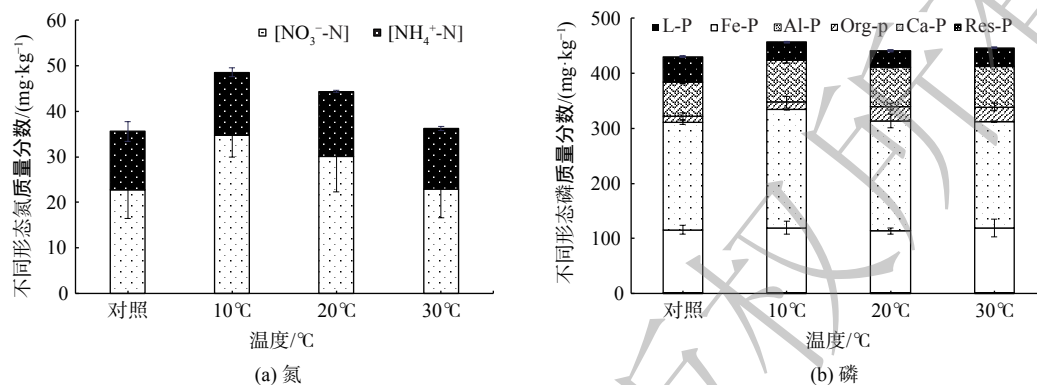


图 6 不同温度条件下释放后底泥氮磷形态变化特征

Fig. 6 Nitrogen and phosphorus morphological changes in the bottom sediment after release under different temperature conditions

各形态磷含量大小次序为： $\text{Al-P} > \text{Fe-P} > \text{Ca-P} > \text{Res-P} > \text{Org-P} > \text{Labile-P}$ 。其中， Al-P 占 TP 比值为 43%~47%。经不同温度释放后 Ca-P 、 Org-P 、 Labile-P 质量分数占 TP 比值升高， Res-P 质量分数降低。释放前 Ca-P 、 Org-P 、 Labile-P 占 TP 比值分别为 14.43%、2.37%、0.16%，释放后 10°C 、 20°C 、 30°C 的 Ca-P 占 TP 比值分别为 16.56%、16.04%、16.56%， Org-P 占 TP 比值分别为 3.04%、5.96%、5.87%， Labile-P 占 TP 比值为 0.21%、0.21%、0.24%，且在 30°C 条件下 Ca-P 、 Org-P 、 Labile-P 占 TP 比值增幅最大。

释放前 Mobile-P 质量分数为 $125.93 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ， 10°C 、 20°C 、 30°C 条件下释放后 Mobile-P 质量分数分别为 133.45、140.05、144.99 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ 。释放后 Mobile-P 质量分数增大，增幅分别为 5.97%、11.22%、15.14%，则释放后增加了底泥中磷的释放风险，且温度越高释放潜力越大。

2.5 管袋固结土风干后不同浸水程度对氮磷的影响

不同水土比上覆水 TN 、 $[\text{NH}_4^+ \text{-N}]$ 、 $[\text{NO}_3^- \text{-N}]$ 变化规律如图 7 所示。在整个水—沉积物体系中，沉积物中氮的溶出和矿化导致其释放到间隙水中，间隙水通过扩散进入上覆水，使上覆水中氮浓度增加，在水—沉积物界面，沉积物会吸附上覆水中的氮，使上覆水中氮质量浓度降低^[45]。各组上覆水 TN 整体呈现出“升高—降低”的波动状态，均在第 1 天达到质量浓度峰值。不同水土比对应的质量浓度整体呈现为： $(5:1) > (10:1) > (20:1) > (50:1)$ 。在前 15 天，各组 $[\text{NH}_4^+ \text{-N}]$ 和 $[\text{NO}_3^- \text{-N}]$ 变化基本一致，表现为“升高—降低—升高”的波动状态。不同的是水土比为 5:1 组 $[\text{NH}_4^+ \text{-N}]$ 和 $[\text{NO}_3^- \text{-N}]$ 在第 3 天达到峰值，其余 3 组均在第 1 天达到峰值。在 15 d 后，各组 $[\text{NO}_3^- \text{-N}]$ 除 50:1 外均升高，但 $[\text{NH}_4^+ \text{-N}]$ 均降低。

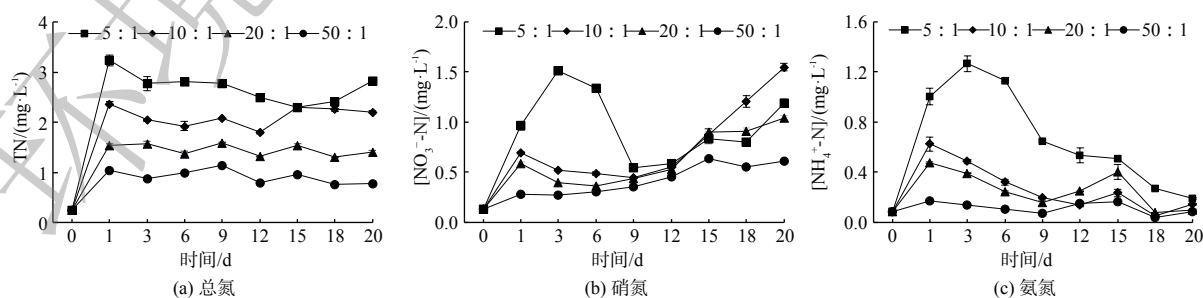


图 7 固结土风干后不同水土比对上覆水氮磷释放影响

Fig. 7 Effect of different water-soil ratios on the release of nitrogen and phosphorus from the overlying water after air-drying of the solidified soil

不同水土比上覆水 TP、SRP 变化规律如图 8 所示。上覆水 TP 变化趋势与 TN 不同, TP 表现出连续的“升高-降低”波动, 这表明磷在水-沉积物界面受到多种因素的扰动而呈现出复杂的吸附解析特征。上覆水 TP 均在第 9 天时达到峰值, 20 d 后各组上覆水 TP 大于湖水背景值。上覆水的 SRP 表现出先降低后升高的波动状态, 水土比为 20:1 和 50:1 的组别在第 15 天浓度达到峰值, 其余 2 组均在第 20 天达到峰值, SRP 大小表现为 (50:1) > (20:1) > (10:1) > (5:1)。

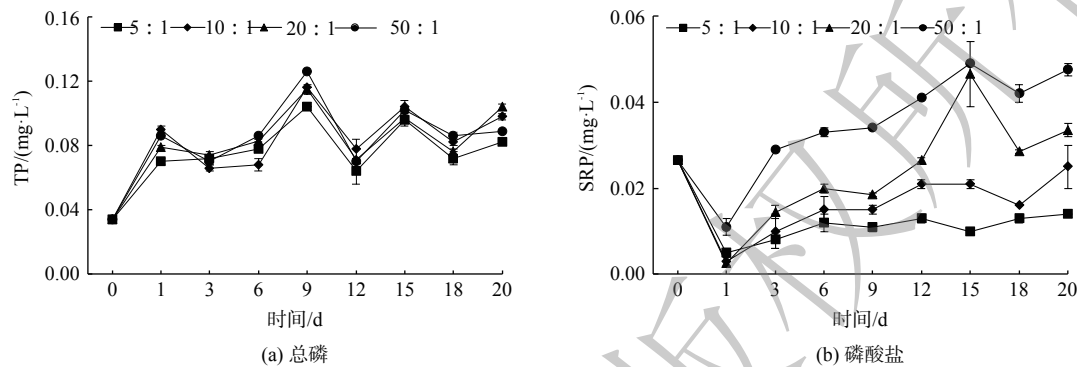


图 8 固结土风干后不同水土比对上覆水氮磷释放影响

Fig. 8 Effect of different water-soil ratios on the release of nitrogen and phosphorus from the overlying water after air-drying of the solidified soil

管袋固结土浸水 20 d 后, 底泥氮磷赋存形态的变化如表 3 所示。各组经释放后底泥中 $[\text{NO}_3^--\text{N}]$ 增加, 且增幅与水土比成正比, 最大增幅组别为 50:1, 增加了 27.51%。除组别 5:1 外, 其余组别 $[\text{NH}_4^+-\text{N}]$ 均低于对照组, 水土比越高 $[\text{NH}_4^+-\text{N}]$ 降幅越大, 最大降幅组别为 50:1, 下降约 82.73%。相较于对照组浸水后 Fe-P 和 Org-P 质量分数降低, 但 Labile-P 和 Ca-P 质量分数升高。水土比越高底泥中 Fe-P 质量分数降幅越大, 最大降幅组别为 50:1, 降低了 9.22%。当水土比为 20:1 时, Org-P 质量分数降幅最大, 降低了 54.41%。造成 Fe-P 减少的原因可能是风干土浸水后底泥氧化还原条件发生改变, Fe^{3+} 向 Fe^{2+} 转化, 造成 Fe—P 键断裂。Labile-P 和 Ca-P 质量分数均随水土比增加而增大, 最大增幅组别为 50:1, 分别增加了 2.4、1.07 倍。Labile-P 质量分数增加原因可能是, 部分 Fe-P 向 Labile-P 转化。

表 3 固结土风干后不同水土比对氮磷形态的影响

Table 3 Effect of different water to soil ratios on nitrogen and phosphorus morphology after air-drying of solidified soils

实验组	$[\text{NH}_4^+-\text{N}]$	$[\text{NO}_3^--\text{N}]$	Labile-P	Fe-P	Al-P	Org-P	Ca-P	Res-P
对照组	29.2±1.6(b)	27.7±0.6(c)	0.5±0.1(a)	186.7±1.8(a)	214.4±1.1(c)	38.0±3.2(a)	64.2±0.5(d)	38.7±2.3(a)
5:1	41.1±3.3(a)	27.3±0.9(c)	0.9±0.1(b)	179.2±1.4(b)	216.6±3.2(b)	34.6±7.7(b)	65.5±2.1(c)	38.3±2.1(a)
10:1	27.9±0.3(b)	29.3±0.2(b)	0.9±0.2(b)	178.5±2.6(c)	218.7±9.6(a)	19.7±7.6(d)	66.6±0.9(b)	38.1±1.6(a)
20:1	15.1±0.6(c)	30.2±0.6(b)	1.1±0.2(b)	171.4±2.7(d)	202.2±2.3(d)	17.3±0.9(e)	68.5±2.3(a)	36.4±1.9(c)
50:1	5.0±0.2(d)	38.2±0.7(a)	1.2±0.3(b)	169.5±0.4(e)	197.6±2.2(e)	28.4±0.4(c)	68.6±1.3(a)	37.2±1.0(b)

注: 不同字母表示不同分组氮磷形态含量有显著性差异($P \leq 0.05$)。

3 结论

- 1) 疏浚底泥经管袋固结后, OM(2.26%~2.56%, 均值为 2.38%) 和 TN(1 713.51~1 785.63 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 均值为 1 756.75 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) 均下降, 但固结底泥 TP 明显升高 (400.00~495.48 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 均值为 437.41 $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), 增幅为 6.53%~34.68%。
- 2) 底泥固结后磷最大吸附量 (Q_m) 为 0.816~0.945 $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 均值为 0.890 $\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}$, 相较于固结前 Q_m 增加了 34.85%。但固结后 EPC_0 (均值为 0.042 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) 降低, 较固结前约降低 35.38%, 这表明底泥固结后降低

其对环境释放磷的风险。

3) 固结后 $[\text{NH}_4^+-\text{N}]$ 降低, 平均降幅为 81.21%, $[\text{NO}_3^--\text{N}]$ 无显著变化。Labile-P、Fe-P 和 Al-P 质量分数均升高, 分别增加约 1.17、1.20、1.49 倍。但 Org-P 质量分数降低, 最大降幅为管袋 4 降低了 85.69%。

4) 在各温度条件下, 氮处于释放状态, 平均释放速率为 $30\text{ }^\circ\text{C}>20\text{ }^\circ\text{C}>10\text{ }^\circ\text{C}$, 故温度升高会促进底泥中氮的释放。其中氨氮释放均小于 $5\text{ mg}\cdot(\text{m}^2\cdot\text{d})^{-1}$, 相较于未固结底泥约降低 86.13%, 固结后降低了 NH_4^+-N 的二次释放风险。但磷处于吸收状态, TP 和 SRP 平均吸收速率 $30\text{ }^\circ\text{C}>10\text{ }^\circ\text{C}>20\text{ }^\circ\text{C}$ 。

参考文献

- [1] YANG C H, YANG P, GENG J, et al. Sediment internal nutrient loading in the most polluted area of a shallow eutrophic lake (Lake Chaohu, China) and its contribution to lake eutrophication[J]. *Environmental Pollution*, 2020, 262: 114292.
- [2] YANG C H, WANG G X, YIN H B. Response of internal phosphorus loading from dredged and inactivated sediment under repeated resuspension in a eutrophic shallow lake[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 868: 161653.
- [3] 陈超, 钟继承, 范成新, 等. 湖泊疏浚方式对内源释放影响的模拟研究[J]. *环境科学*, 2013, 34(10): 3872-3878.
- [4] 朱伟, 许小格, 侯豪, 等. 水库环保疏浚及板框脱水工程中余水水质及变化规律[J]. *湖泊科学*, 2022, 34(2): 468-477.
- [5] WANG J P, YUAN S J, WANG Y, et al. Synthesis, characterization and application of a novel starch-based flocculant with high flocculation and dewatering properties[J]. *Water Research*, 2013, 47(8): 2643-2648.
- [6] KIANI M, RAAVE H, SIMOJOKI A, et al. Recycling lake sediment to agriculture: Effects on plant growth, nutrient availability, and leaching[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 753.
- [7] CAO B D, ZHANG T, ZANG W, et al. Enhanced technology based for sewage sludge deep dewatering: A critical review[J]. *Water Research*, 2021, 189: 116650.
- [8] 郭利芳, 迟姚玲, 赵华章. 新型复合絮凝剂对疏浚底泥脱水和重金属固化的研究[J]. *北京大学学报(自然科学版)*, 2019, 55(2): 329-334.
- [9] 谭相君, 黄佳音, 侯明昱, 等. 白洋淀疏浚底泥改良制备绿化种植土试验研究[J]. *水运工程*, 2023(S2): 6-10.
- [10] HÄMÄLÄINEN A, KOKKO M, KINNUNEN V, et al. Hydrothermal carbonisation of mechanically dewatered digested sewage sludge—energy and nutrient recovery in centralised biogas plant[J]. *Water Research*, 2021, 201: 117284.
- [11] 魏志杰, 尚晓, 张彦朋, 等. 嘉兴市南湖生态环境修复工程的系统构建与效果评价[J]. *环境工程学报*, 2022, 16(9): 3113-3124.
- [12] 王喻, 李磊, 刘帅, 等. 不同化学调理剂对市政污泥脱水性能及脱水机理的研究[J]. *环境科学与管理*, 2022, 47(2): 107-112.
- [13] 华天钰, 石明岩, 吴佳玲, 等. 含固率对生物浸取河道底泥深度脱水的影响[J]. *环境科学与技术*, 2019, 42(8): 28-33.
- [14] KANG J, MCLAUGHLIN, R. A. Simple systems for treating pumped, turbid water with flocculants and a geotextile dewatering bag[J]. *Journal of Environmental Management*, 2016, 182: 208-213.
- [15] 黄涛, 沈保根, 鄢俊, 等. 巢湖淤泥土工管袋脱水效果试验研究[J]. *水运工程*, 2022(4): 25-29.
- [16] XU G Z, QIU C C, SONG M M, et al. Flocculant effects on fluidity and strength behavior of cemented dredged clay with high water content[J]. *Marine Georesources & Geotechnology*, 2021, 39(8): 951-961.
- [17] 赵颜昌. 河道清淤底泥脱水干化调控技术分析[J]. *水利科技与经济*, 2023, 29(2): 69-73.
- [18] FERRANS L, SCHMIEDER F, MUGWIRA R, et al. Dredged sediments as a plant-growing substrate: Estimation of health risk index[J]. *Science of the Total Environment*, 2022, 846.
- [19] LI X G, HE C H, LV Y, et al. Utilization of municipal sewage sludge and waste glass powder in production of lightweight aggregates[J]. *Construction and Building Materials*, 2020, 256: 119413.
- [20] ZHOU A, ZHANG W J, WEI H N, et al. A novel approach for recycling engineering sediment waste as sustainable supplementary cementitious materials[J]. *Resources Conservation and Recycling*, 2021, 167(12): 105435.
- [21] SONG B A, YIN Z, ALMATRAFFE, et al. When chicken manure compost meets iron nanoparticles: an implication for the remediation of chlorophenothane-polluted riverine sediment[J]. *Environmental Science-Nano*, 2022, 9(4): 1519-29.
- [22] BELJIN J, ARSENOV D, SLJEPCEVIC N, et al. Recycling of polluted dredged sediment-Building new materials for plant growing[J]. *Waste Management*, 2023, 166: 13-24.
- [23] MATTEI P, D'ACQUIL L P, NICESE F P, et al. Use of phytoremediated sediments dredged in maritime port as plant nursery growing media[J]. *Journal of Environmental Management*, 2017, 186: 225-232.
- [24] 乔丽丽, 李野, 范博渊, 等. 疏浚河道底泥资源化研究进展[J]. *海河水利*, 2022(S1): 26-30.
- [25] VAN R, VONK J A, VERDONSCROT R C M, et al. Using dredged sediments to support wetland plant development in a constructed delta lake[J]. *Ecological Engineering*, 2022, 178: 106568.
- [26] 黄翔峰, 王志, 叶广宇, 等. 疏浚底泥改良土壤理化性质促进芦苇快速定植研究[J]. *环境科学学报*, 2019, 39(12): 4261-4268.
- [27] BRILIS J, DE B P, MULDER J, et al. Reuse of dredged material as a way to tackle societal challenges[J]. *Journal of Soils and Sediments*, 2014, 14(9): 1638-1641.
- [28] 朱佳美, 曹晓燕, 刘素美, 等. 桑沟湾表层沉积物性质及对磷的吸附特征[J]. *环境科学*, 2016, 37(2): 558-564.
- [29] 黄慧倩, 胡浩鹏, 杨斌, 等. 亚热带海湾表层沉积物对磷的吸附解析特征研究[J]. *环境科学研究*, 2023, 36(2): 363-372.
- [30] 刘成, 邵世光, 范成新, 等. 巢湖重污染汇流湾区沉积物营养盐分布与释放风险[J]. *环境科学研究*, 2014, 27(11): 1258-1264.
- [31] 黄文海, 闵红平, 聂怀军, 等. 絮凝调理对疏浚底泥絮体特性及污染物释放过程的影响作用研究[J]. *环境卫生工程*, 2021, 29(4): 52-58.
- [32] YANG C H, LI J Y, YIN H B. Phosphorus internal loading and sediment diagenesis in a large eutrophic lake (Lake Chaohu, China)[J]. *Environmental*

- Pollution. 2021, 292: 118471.
- [33] SONG Z Z, ZHANG W J, Gao H Y, et al. Comprehensive assessment of flocculation conditioning of dredged sediment using organic polymers: Dredged sediment dewaterability and release of pollutants[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 739: 139884.
- [34] 姜倩倩, 马腾, 武显仓, 等. 东洞庭湖弱透水层沉积物磷形态及吸附特性[J]. *安全与环境工程*, 2023, 30(2): 147-155.
- [35] JALALI M, MATIN N H. Sorption of phosphorus in calcareous paddy soils of Iran: effects of soil/solution ratio and pH[J]. *Environmental Earth Sciences*, 2015, 73(5): 2047-2059.
- [36] 安文超, 李小明. 南四湖及主要入湖河流表层沉积物对磷酸盐的吸附特征[J]. *环境科学*, 2008, 29(5): 1295-1302.
- [37] 任俊, 殷鹏, 王威振, 等. 不同类型脱水药剂对底泥固化效果和理化性质的影响[J]. *环境科学*, 2022, 43(7): 3672-3681.
- [38] WANG C H, QI Y, PEI Y S. Laboratory investigation of phosphorus immobilization in lake sediments using water treatment residuals[J]. *Chemical Engineering Journal*, 2012, 209: 379-385.
- [39] 闫兴成, 王明明, 许晓光, 等. 富营养化湖泊沉积物有机质矿化过程中碳、氮、磷的迁移特征[J]. *湖泊科学*, 2018, 30(2): 306-313.
- [40] HUSER B J, RYDIN E. Phosphorus inactivation by aluminum in Lakes G(a)over-circlerdsjon and Harsvatten sediment during the industrial acidification period in Sweden[J]. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 2005, 62(8): 1702-1709.
- [41] 张沐, 任增谊, 张曼, 等. 外秦淮河底泥污染及疏浚效果[J]. *环境科学*, 2023, 44(7): 3945-3956.
- [42] 张奇, 喻庆国, 王胜龙, 等. 滇西北剑湖沉积物磷形态、空间分布及释放贡献[J]. *环境科学学报*, 2017, 37(10): 3792-3803.
- [43] 李清雪, 靳慧慧, 赵海萍, 等. 向家坝库区沉积物磷形态分布及释放风险[J]. *环境科学学报*, 2022, 42(9): 182-190.
- [44] 李运奔, 匡帅, 王臻宇, 等. 东巢湖沉积物—水界面氮、磷、氧迁移特征及意义[J]. *湖泊科学*, 2020, 32(3): 688-700.
- [45] 林玉海, 王楠, 赵秀兰, 等. 三峡库区澎溪河流域消落区土壤氮磷释放研究[J]. *水土保持学报*, 2010, 24(2): 131-4.

(责任编辑: 靳炜)

Nitrogen and Phosphorus transformation characteristics and release risks in the soil consolidated by geopipe bag method

LI Fajian¹, GUAN Yu², LI Yanxun², ZENG Xuncal³, ZHAO Qiong^{1,*}, YIN Hongbin^{4,*}

1. School of Resource and Environmental Engineering, Anhui University, Hefei 230601, China; 2. China Electric Construction Municipal Construction Group Limited, Tianjin 300384; 3. Anhui Yushun Water Conservancy Engineering Management Company Limited, Fuyang 230092; 4. Nanjing Institute of Geography and Limnology, Chinese Academy of Sciences, Nanjing 210008, China

*Corresponding author, zhaoqiong2019@ahu.edu.cn; hbyin@niglas.ac.cn

Abstract In this study, the geotechnical pipe bag method of dewatering consolidated sediment was used as the object to analyse the nitrogen and phosphorus morphology and release characteristics of the sediment in the pipe bag before and after the consolidation of dredged sediment in Chaohu Lake. The impact of geopipe bag consolidation on nitrogen and phosphorus transformation of dredged sediments and the risk of release was studied. The results showed that, compared with the original sediment of the lake, the organic matter and total nitrogen content of the solidified sediment decreased (organic matter decreased by 10.87%, total nitrogen content decreased by 3.50%), but the total phosphorus increased significantly (increased by about 18.89%). Meanwhile the maximum adsorption capacity (Q_m) of solidified sediment increased about 1.35 times compared with uncured sediment, which was $0.89 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$. The isothermal equilibrium concentration (EPC_0) of the cured substrate was about 1.58 times lower than that of the substrate before curing, indicating that the risk of phosphorus release was reduced after the substrate was cured. Nitrogen and phosphorus patterns showed that ammonia nitrogen content decreased after curing of the pipe bags, but nitrate nitrogen content did not change significantly. Fe-P and Al-P in the cured substrate increased by about 1.20 and 1.49 times, respectively, compared with the unsolidified substrate, while the Org-P content decreased by about 71.60% compared with that of the pre-solidified sediment. The results of static release showed that the nitrogen release from the cured sediments increased with the increase of temperature, in which the ammonia nitrogen release rate from the cured sediments at 30°C was $3.31 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$, which was about 10% of the uncured sediments in the lake body. However, cured substrate phosphorus was in the uptake state, with the maximum phosphate uptake rate of $2.74 \text{ mg} \cdot (\text{m}^2 \cdot \text{d})^{-1}$ at 30°C . The above results showed that the total amount of nitrogen and phosphorus in the cured substrate, the active state and its release fluxes was all reduced, with low risk of re-release.

Keywords Chaohu Lake; geotube bags; solidified sediment; release; nitrogen and phosphorus forms