



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.202310109

中图分类号 X524; X171.4

文献标识码 A

陆海明, 陈前, 夏玉林, 等. 长荡湖围堰干法环保清淤工程实施效果评价[J]. 环境工程学报, 2023, 17(12): 3906-3914. [LU Haiming, CHEN Qian, XIA Yulin, et al. Study on the implementation evaluation of the dry method dredging technology for cofferdam of Changdang Lake[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023, 17(12): 3906-3914.]

长荡湖围堰干法环保清淤工程实施效果评价

陆海明¹, 陈前², 夏玉林³, 魏东⁴, 刘银东⁵, 刘杰⁶, 张美一^{6,✉}, 唐文忠⁶

1. 南京水利科学研究院, 水利部水文水资源工程技术研究中心, 南京 210029; 2. 上海市市政工程设计研究总院(集团)有限公司, 上海 200092; 3. 江苏省水文水资源勘测局常州分局, 常州 213022; 4. 常州市金坛区水利局, 常州 213022; 5. 江苏科兴项目管理有限公司, 南京 210029; 6. 中国科学院生态环境研究中心, 环境水质学国家重点实验室, 北京 100085

摘要 内源污染是造成湖泊富营养化和水体重金属风险的重要来源。以长荡湖围堰干法清淤工程为例, 探讨了清淤工程实施前后的底泥营养盐和重金属质量分数及上覆水体水质变化, 开展了清淤工程实施效果评价, 提出了围堰干法清淤工艺适用性思考。结果表明, 围堰干法清淤工程对底泥的部分营养盐去除效果良好, 底泥中有机质含量的平均降低幅度为 27.09%, 14 个采样点位中, 有 11 个点位清淤后底泥有机质平均含量低于清淤前; 清淤后的底泥 TN 质量分数比清淤前平均降低 76.95%, 底泥 TN 质量分数得到有效削减; 清淤后底泥 TP 质量分数比清淤前提高了 35.16%, 原因可能与采样季节、采样方法、磷素沉积及清淤过程中的机械干扰有关。清淤工程有效降低了底泥重金属风险, 对底泥镉的平均去除率为 76.00%, 清淤后没有点位底泥生态风险等级超过“中风险”, 底泥生态风险显著降低。清淤工程实施前后上覆水体水质无明显变化, 清淤后水质仍处于 IV 类—V 类水, 超标因子为 TN 和 TP。围堰干法施工有效降低了长荡湖底泥中部分营养盐和重金属赋存量, 但是软弱地基区域施工机械难以实施, 机械操作可能造成下层底泥的翻动, 部分区域难以完全实现预期清淤目标。该研究结果表明, 应综合考虑清淤目标和施工机械、场地条件等影响因素合理选择清淤工艺和确定清淤深度。

关键词 环保清淤; 围堰干法清淤工艺; 内源污染

河湖内源污染是指沉积物向上覆水体释放氮、磷、重金属等物质的污染来源, 可直接提高河湖水体营养盐或重金属质量浓度。内源污染是湖泊出现水体富营养化问题的重要驱动因素之一^[1], 如太湖的藻华爆发^[2-3]、泸沽湖的营养级上升^[4]均与底泥中营养盐释放密切相关。底泥中氮、磷营养盐释放造成的水体富营养化所引起的藻华爆发, 会大量消耗水中溶解氧^[5], 对水生生态系统健康造成严重危害^[6]。扰动条件下底泥再悬浮可能会促进底泥重金属释放^[7]。重金属会随食物链逐渐积累^[8], 鱼类体内富集的重金属可能会最终流向人体, 从而对人群健康造成威胁^[9]。内源污染的释放与较多因素有关, 比如水体扰动, 温度、溶解氧 (dissolved oxygen, DO) 等^[10]。

环保清淤工程通过削减底泥中重金属和营养盐等内源污染物以控制内源释放, 同时避免对原有河湖生态造成破坏^[11-13]。根据清淤时清淤机械是否在水中作业, 底泥清淤方式可分为 2 种, 即干法清淤和带水清淤^[14-15]。干法清淤时将清淤水域水抽干, 使用清淤设备将底泥剥离湖盆底部; 带水清淤是以船舶为清淤机械设备的主要载体, 通过抓取、绞吸和耙吸等方式将底泥从原位剥离^[16-17]。围堰干法清淤是国内外广泛应用的清淤工艺之一^[18], 主要工艺流程是在清淤区域构筑圩堤或者利用清淤区域原有围堰, 排干圩堤内积水后使用工程机械直接将底泥挖出。该施工工艺优点是清淤施工方便、施工过程可见, 但受构筑物围堰施工成本较高、

收稿日期: 2023-10-20; 录用日期: 2023-11-06

基金项目: 江苏省水利科技项目 (2021013); 广西重点研发计划项目 (AB22035075)

第一作者: 陆海明 (1978—), 男, 博士, 正高级工程师, cnlh@126.com; 通信作者: 张美一 (1980—), 女, 博士, 副研究员, myzhang@rcees.ac.cn

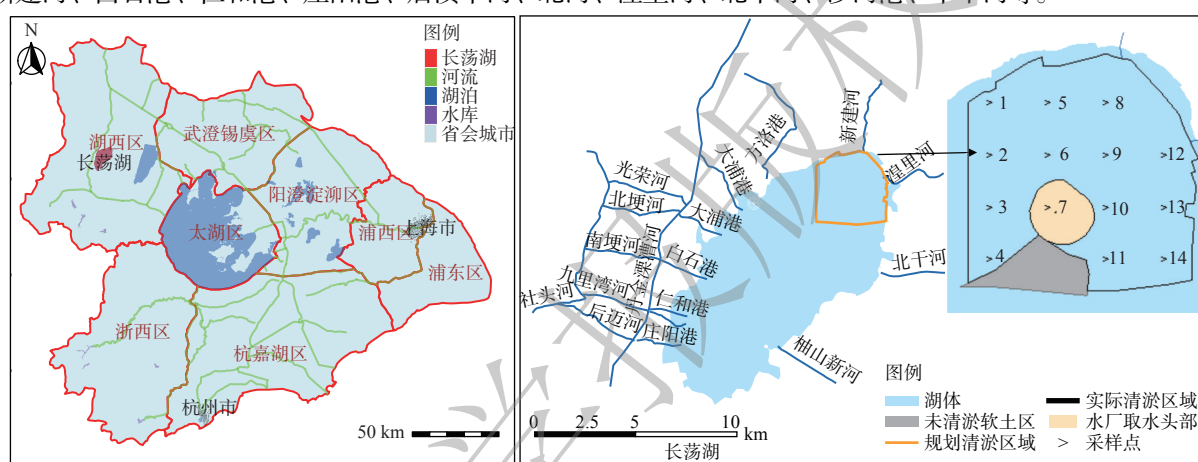
需在水体内修筑运泥道路、排干水体对水体生态影响较大等因素影响，主要适用于小规模的清淤工程^[19]。

本研究以长荡湖东北部实施的环保清淤一期工程为例，分析围堰干法清淤工程实施前后长荡湖水质指标及底泥中营养盐与重金属质量分数变化，对比底泥营养盐和重金属的单因子生态风险和综合潜在生态风险在清淤前后变化情况，评估环保清淤工程实施的效果，并结合在工程实施中遇到的问题对围堰干法清淤工艺在未来工程中的应用和改进方向提出建议。

1 研究区域与数据分析

1.1 工程实施概况

长荡湖又名洮湖(图 1)所示，位于江苏省南部、太湖流域上游，是江苏省十大淡水湖之一。长荡湖正常蓄水位 3.49 m，平均水深约为 1.10 m，湖面面积 81.90 km²，蓄水量 8.60×10⁷ m³ (常水位)。湖盆地形平坦，无显著起伏，北半部湖区水深稍大，南半部水深较浅。其主要出入湖河港有大浦港、新河港、涑涑河、新建河、白石港、仁和港、庄阳港、后渡中河、北河、湟里河、北干河、沙河港、中干河等。



(a) 长荡湖地理位置 (b) 采样点分布
注：图(a)基于太湖流域管理局提供数据绘制，图(b)基于常州市金坛区水利局提供的数据绘制。

图 1 长荡湖围堰干法清淤区域清淤工程实施前后采样点分布

Fig. 1 The location of Changdang Lake and the distribution of sampling points

长荡湖环保清淤一期工程于 2016 年 11 月中旬开工，工程实施区域位于长荡湖东北部，当时已经批准即将建设的长荡湖水厂取水口坐落其中。一期工程设计清淤面积 9.93 km²，清淤土方 1.74×10⁶ m³。该工程包括 3 块：面积共有 1.71 km² 清淤深度为 30 cm 的湖区；有一块面积为 1.44 km² 清淤深度为 25 cm 的湖区；其余湖区清淤深度为 12 cm (面积为 6.78 km²) (图 1)。一期工程为长荡湖水源地取水口所在地，工程初步设计时考虑到要将以镉(Cd)为代表的重金属彻底清除，克服工程施工组织和项目投资较大等不利因素，经过反复权衡，采用围堰干法施工工艺。2017 年 10 月完成围堰及初期排水工程施工，2018 年 3 月完成环保清淤土方开挖施工。在施工过程中，由于部分清淤区域位于古河道，湖底为软土质地，大型机械设备无法进入，施工难度较大，该部分软土区未实施清淤。

1.2 样品采集和分析方法

在底泥清淤工程实施前，搜集整理长荡湖水体的水质指标监测数据，包括高锰酸盐指数(COD_{Mn})、氨氮([NH₃-N])、总氮(TN)和总磷(TP)。在清淤工程完成后对长荡湖水体水质再次进行采样检测，采样点位于长荡湖北部，经纬度为(119°35'35"，31°39'45")。与此同时，清淤工程实施前共设置 15 个采样点，用 GPS 仪器准确记录采样点经纬度，使用柱状沉积物采样器采集底泥样品，深度 0~5 cm，采样点空间分布如图 1 所示。清淤后采样点排除未清淤区域，在施工结束围堰拆除前，在清淤工程实施前采样点相应位置采样，共有 14 个采样点位，利用土钻采集表层土样，采样深度 0~5 cm。底泥样品在采集后及时运输回实验室进行冷冻干燥，水样经过 0.45 μm 滤膜过滤，冷冻干燥后的底泥样品经过研磨并过 100 目筛后进行检测。底泥中各项指标检测方法为：TP 采用碱熔-钼锑抗分光光度法；TN 采用凯氏法；铜(Cu)、锌(Zn)、铅(Pb)、

镍 (Ni)、铬 (Cr) 等重金属指标测定采用原子吸收分光光度法; 汞 (Hg)、砷 (As) 采用原子荧光法。

1.3 底泥污染程度评价方法

采用单因子污染指数评价方法^[20], 分析评价长荡湖清淤前后底泥氮、磷污染状况, 氮、磷的污染指数计算方法见式 (1)。

$$S_i = \frac{C_i}{C_s} \quad (1)$$

式中: S_i 为沉积物中评价因子 i 的单因子污染指数; C_i 为该因子的实测值; C_s 为该因子的评价标准值。本研究取沉积物具有最低级别生态风险效应时的含量为评价标准值, TN 和 TP 的评价标准值分别为 550 和 600 $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ (来自加拿大安大略省环境和能源部颁布的《沉积物质量评价指南》, 能引起最低级别生态毒性效应的浓度水平)。

底泥重金属生态风险指数评价方法采用潜在生态风险指数法^[21], 其中单个污染物潜在风险系数指数见式 (2), 多种金属潜在生态风险指数见式 (3)。

$$E_r^i = T_r^i \times C_D^i / C_R^i \quad (2)$$

$$RI = \sum_{i=1}^n E_r^i \quad (3)$$

式中: C_D^i 为底泥中重金属的实测质量分数, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; C_R^i 为计算所需的参比值, $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$; E_r^i 为潜在生态风险系数; T_r^i 为单个污染物的毒性响应参数。其中, As、Hg、Cd、Cr、Cu、Ni、Pb 和 Zn 的毒性系数分别为 10、40、30、2、5、5、5 和 1; RI 为多种金属的潜在生态风险指数。

2 结果与讨论

2.1 围堰干法清淤前后上覆水体水质对比

在实施清淤工程后, 2018 年当年水中 COD_{Mn} 、 $[\text{NH}_3\text{-N}]$ 、TN 和 TP 较清淤工程实施前均有较为明显的降低 (图 2 和图 3)。清淤工程实施前长荡湖平均 COD_{Mn} 为 5.56 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (2015 年年均值), 清淤完成后的平均 COD_{Mn} 为 4.90 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ (2018 年年均值), 清淤前后平均 COD_{Mn} 均处于地表水 III 类水标准内。清淤前长荡湖的平均 $[\text{NH}_3\text{-N}]$ 为 0.49 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 清淤完成后的平均 $[\text{NH}_3\text{-N}]$ 为 0.41 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 清淤前后 $[\text{NH}_3\text{-N}]$ 均处于地表水 II 类水标准内。清淤前长荡湖的 TN 为 2.73 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 清淤完成后的平均 TN 为 2.53 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 当年略有下降, 但是在 2019 年又上升至 3.54 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 清淤前后 TN 均超过地表水 V 类水标准内。清淤前长荡湖的平均 TP 为 0.11 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 清淤完成后的平均 TP 为 0.09 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 清淤后 TP 当年略有下降, 但是长期监测数据表明水质不稳定, 个别月份 TP 超过地表水 V 类水标准。以上结果表明, 清淤工程实施对水质影响不大, 水质总体处于 V 类水, 超标因子为 TN 和 TP。因为一期工程围堰干法清淤区域仅为长荡湖全湖的一部分, 而清淤后湖水为全湖流动, 水中污染物扩散速度较快, 故需要综合清淤区域水质和沉积物中污染物质量分数变化情况才能评估围堰干法清淤施工工艺清淤效果。水中重金属在清淤前后均处于未检出水平。

2.2 围堰干法清淤前后底泥营养盐质量分数对比

1) 有机质 (OM) 质量分数对比。清淤前 14 个采样点位样品中, 表层底泥 OM 的平均质量分数为 3.40%, 清淤后平均质量分数为 2.48%, OM 质量分数平均降幅为 27.09%。清淤后大多数点位沉积物中的 OM 都得到了有效去除, 有 11 个点位 OM 质量分数低于清淤前, 去除幅度最高为 14 号点, 高达 65% (图 4)。清淤后表层底泥 OM 质量分数降低可能与围堰施工抽水后底泥直接与空气接触, 底泥 OM 分解加速有关。另有 3 个点位沉积物中 OM 质量分数平均值略高于清淤前, 主要原因可能是清淤工程施工过程对底泥不可避免的干扰, 清除表层沉积物的同时也翻动了底泥, 底部 OM 质量分数较高底泥被翻动到表层。总体来说清淤前后底泥的 OM 质量分数均处于较低水平。

2) 总氮 (TN) 质量分数对比。清淤后表层底泥中 TN 比清淤前低 76.95%, TN 降低幅度为 31.3%~91.40% (图 4)。清淤工程有效减少了底泥中 TN 的赋存量, 对削减内源污染存量有非常明显的效果。不同采样点底泥 TN 去除效果有所差异, 去除率最高的是 5 号采样点, 而 7 号采样点去除效果较差, 主要原因可能是受施工现场条件限制, 部分软土区底泥难以彻底清理, 造成该区域底泥 TN 去除率偏低。此

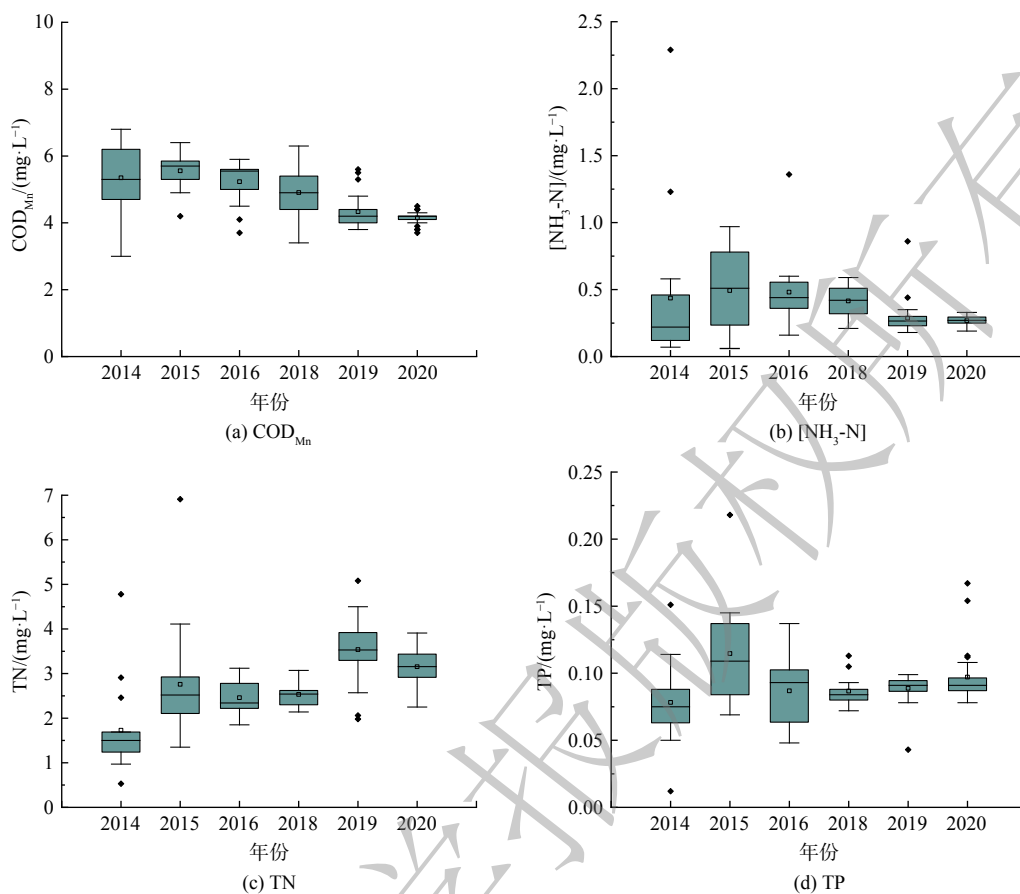


图 2 清淤前后水质指标长期变化情况 (2014—2020 年)

Fig. 2 Long term changes in water quality before and after dredging (2014—2020)

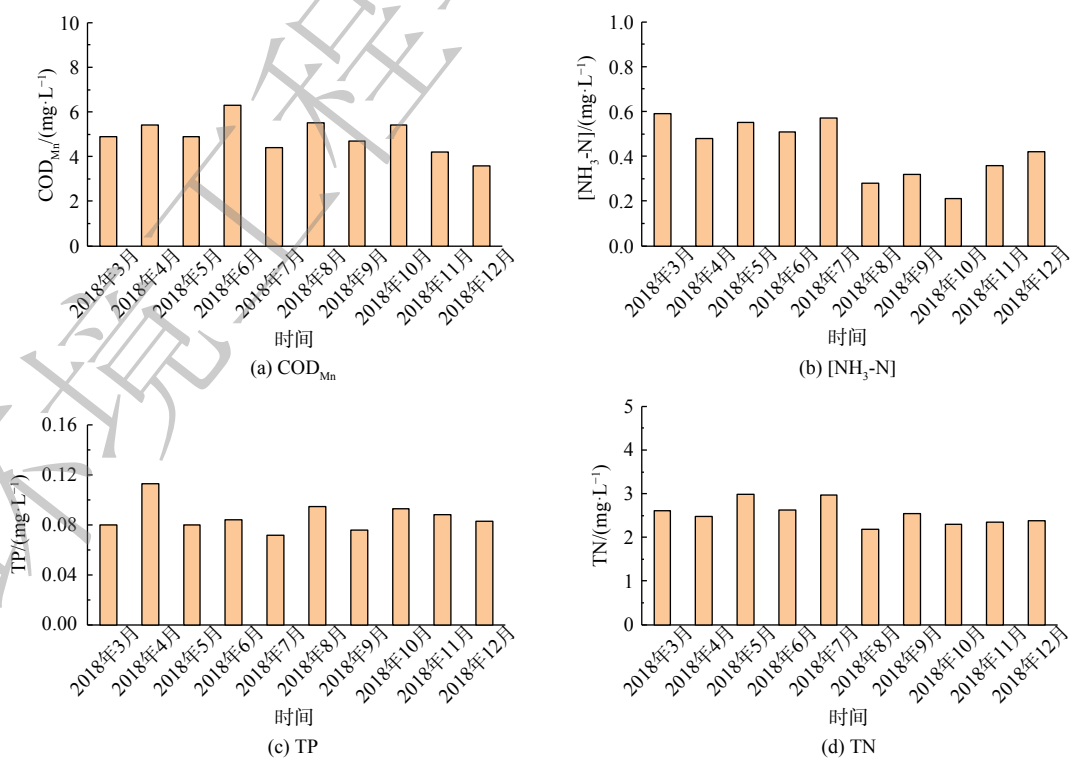


图 3 清淤前后水质指标短期变化情况 (2018 年 3 月—2018 年 12 月)

Fig. 3 Short term changes in water quality before and after dredging (2018-03—2018-12)

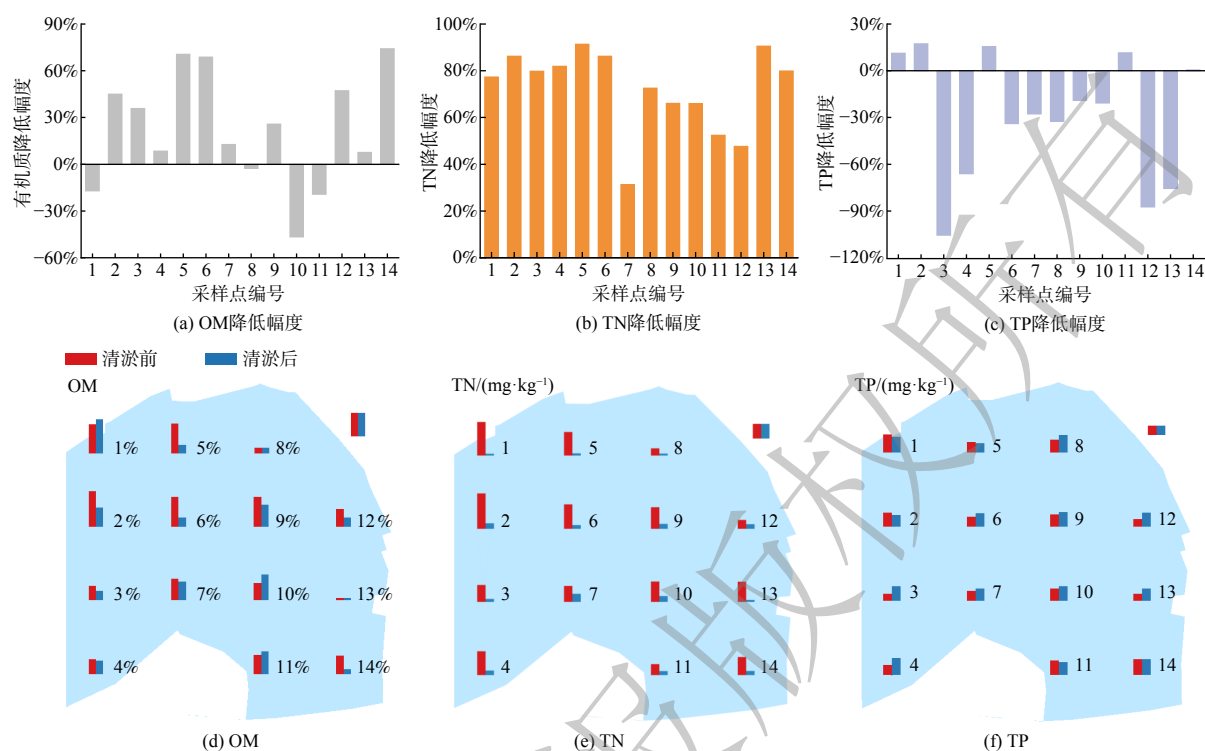


图 4 围堰干法清淤前后底泥营养盐质量分数和降低幅度

Fig. 4 Nutrient fraction and reduction of sediment before and after dredging

外, 尽管部分点位的 TN 降低幅度较大, 但清淤后 TN 仍处于较高水平。这说明清淤效果评价不能局限于对赋存量的削减比例, 对于污染特别严重的区域, 还应评价工程实施后底泥污染物赋存量。

3) 总磷 (TP) 质量分数对比。在底泥清淤工程完成后的 14 个清淤区域样品中, 清淤前底泥 TP 平均值为 $497 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 清淤后底泥 TP 为 $672 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 清淤后底泥 TP 平均值比清淤前高 35.16% (图 4)。除 1、2、5 和 11 号点位的 TP 有小幅降低外, 其余点位的 TP 均出现升高的现象, 原因较为复杂。首先, 部分采样点底层 TP 可能高于表层, 清淤工程将表层低 TP 的底泥移除, 底部 TP 较高的底泥成为新生表层底泥, 导致清淤后 TP 高于清淤前。其次, 围堰干法清淤时, 施工机械扰动可能破坏底泥磷分层和水平分布, 导致清淤后区域底泥磷素的质量分数升高。再次, 可能与底泥采样方式方法有关, 清淤前底泥是在汛期过后水上用船采集, 通过柱状底泥采样器采集表层底泥; 清淤后底泥则是在土方工程结束后围堰拆除前采集, 直接用土钻采集表层底泥。带水采集的表层底泥样品通常不包括磷素质量分数较高的浮泥和流泥, 围堰施工水抽干后浮泥和流泥则均沉降成为表层底泥, 也就是说带水和落干不同状态时由于采样方法差异可能导致表层底泥样品总磷质量分数差异。总体来说, 除 1 号、2 号、5 号和 11 号采样点代表区域清淤降低了底泥 TP 外, 其余采样点清淤后底泥磷素的质量分数仍处于较高水平。

2.3 围堰干法清淤前后底泥中重金属质量分数对比

清淤工程实施前后底泥的重金属质量分数如图 5 所示。清淤前后底泥质量分数变化较明显的重金属主要为 Cd, 清淤前底泥 Cd 平均质量分数为 $0.64 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 清淤后平均质量分数为 $0.15 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 平均去除率为 76.00%。清淤前底泥 As 平均质量分数为 $9.08 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 清淤后平均质量分数为 $7.35 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 平均去除率为 19.10%。清淤前底泥 Hg 平均质量分数为 $0.083 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 清淤后平均质量分数为 $0.066 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 平均去除率为 20.61%。清淤前底泥 Pb 平均质量分数为 $29.04 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 清淤后平均质量分数为 $20.34 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 平均去除率为 29.97%。清淤前底泥 Zn 平均质量分数为 $111.50 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 清淤后平均质量分数为 $97.31 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 平均去除率为 12.73%。清淤前底泥 Ni 平均质量分数为 $39.78 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 清淤后平均质量分数为 $35.01 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 平均去除率为 11.98%。清淤前底泥 Cr 平均质量分数为 $74.21 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 清淤后平均质量分数为 $74.41 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 基本无变化。清淤前底泥 Cu 平均质量分数为 $32.62 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, 清淤后平均质量分数为

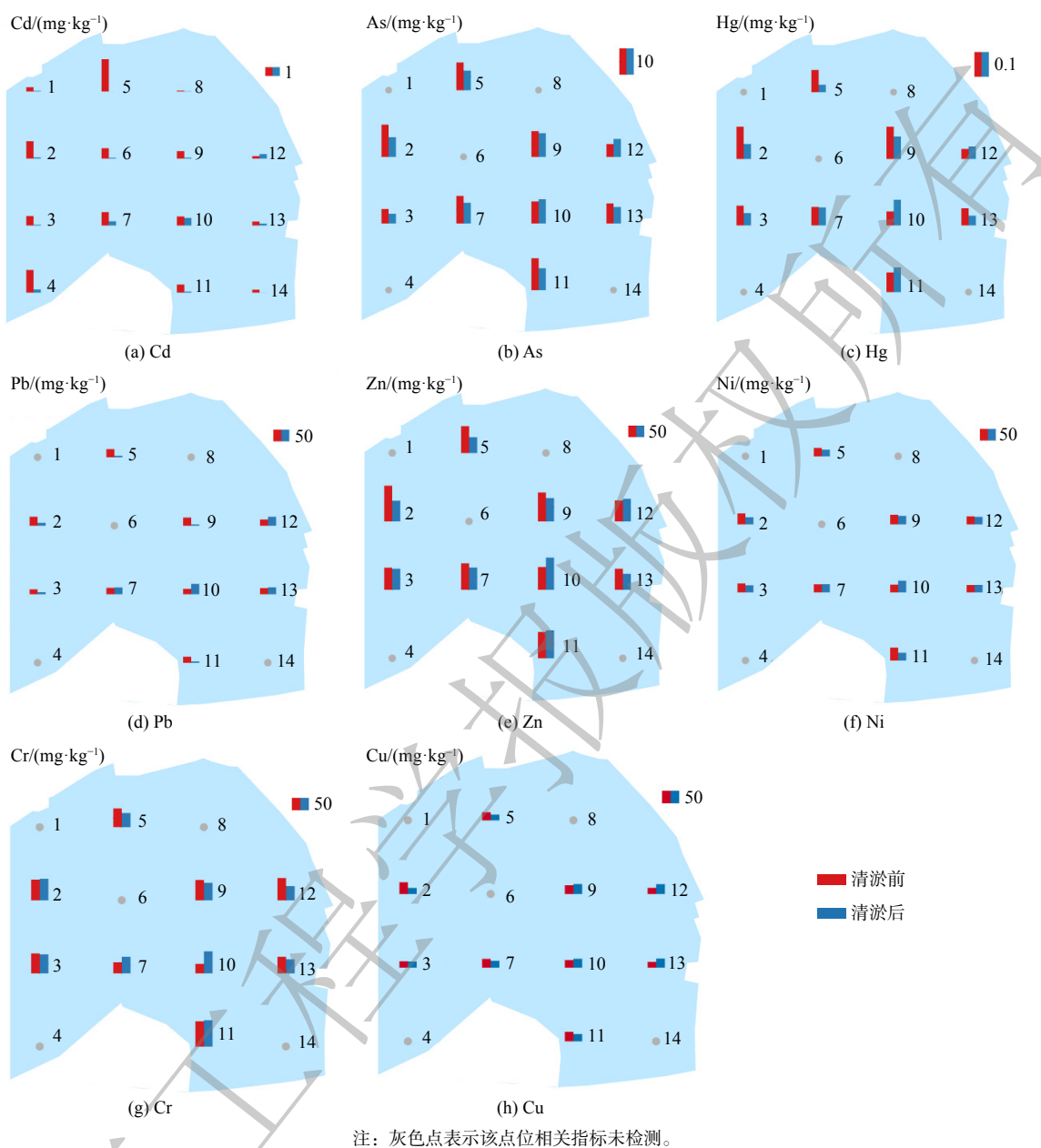


图 5 围堰干法清淤前后底泥中重金属质量分数

Fig. 5 Content of heavy metals in sediment before and after dredging

31.33 mg·kg⁻¹，平均去除率为 3.94%。

清淤工程实施后出现部分底泥重金属质量分数变化不大，甚至在部分点位出现清淤后底泥重金属质量分数有所增加。发生此现象的主要原因是底泥重金属质量分数本来在总体上处于较低水平，重金属质量分数在清淤前后数值上的变化属于正常波动。此外，重金属具有垂向累积性特征^[21]，施工过程对表层底泥产生扰动，破坏了底泥重金属质量分数的垂向分布，这会造成部分区域底泥重金属质量分数增加，表现出部分采样点位清淤后底泥重金属质量分数高于清淤前。

2.4 围堰干法清淤前后底泥的污染风险对比

工程实施前后 TN、TP 的单因子污染指数和重金属综合潜在生态风险指数分析结果如图 6 所示。清淤工程实施前底泥中 TN 的污染指数为 4.45~21.82，平均 TN 风险指数为 12.38，属于重度污染(表 1)；TP 污染指数为 0.61~1.53，平均 TP 风险指数为 1.00，属于重度污染。清淤工程实施后底泥中 TN 的污染指数为

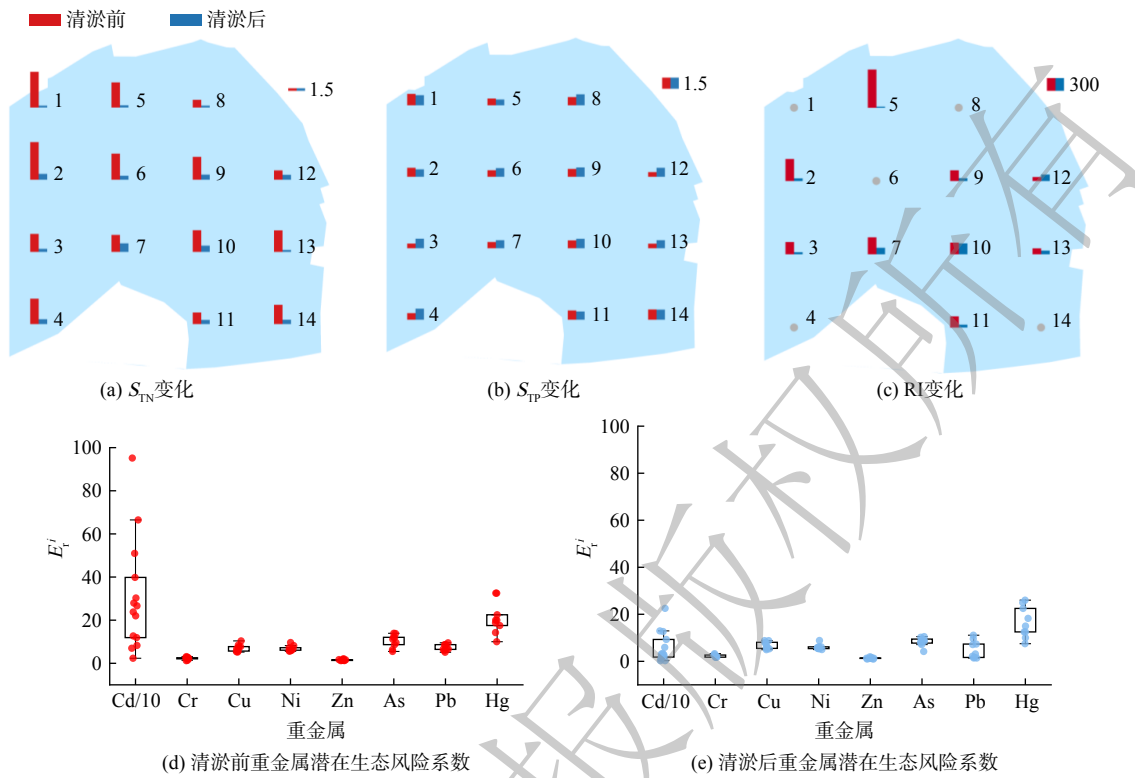


图 6 围堰干法清淤前后底泥中营养盐和重金属的污染风险水平

Fig. 6 Pollution risk level of nutrients and heavy metals in sediment before and after dredging

1.06~3.64, 平均 TN 风险指数为 2.46, TN 风险指数大幅降低, 但仍属于重度污染; 清淤工程实施后底泥中平均 TP 污染指数为 0.77~1.48, 平均 TP 污染指数为 1.20, 属于重度污染。总的来说, 清淤工程大幅降低了 TN 的风险指数, 但 TP 的风险指数无明显改善。这是由于清淤后部分点位的 TP 质量分数升高, 所以部分点位的底泥 TP 风险指数显示上升。TN 风险虽得到大幅降低, 但依然处于重度污染水平。

表 1 底泥风险评价标准

Table 1 Sediment risk assessment criteria

RI	风险等级	S_{TN}	污染等级	S_{TP}	污染等级
RI<150	低风险	$S_{TN}<0.5$	清洁	$S_{TP}<0.5$	清洁
150<RI<300	中风险	$0.5<S_{TN}<1.0$	轻度污染	$0.5<S_{TP}<1.0$	轻度污染
300<RI<600	较高风险	$1.0<S_{TN}<1.5$	中度污染	$1.0<S_{TP}<1.5$	中度污染
600<RI<1 200	高风险	$1.5<S_{TN}$	重度污染	$1.5<S_{TP}$	重度污染
1 200<RI	很高风险	—	—	—	—

清淤前 9 个点位底泥重金属生态风险指数平均值为 210, 清淤后重金属生态风险指数平均值为 79, 平均降低了 62.58%, 生态风险指数等级从“中风险”下降至“低风险”。在监测的 9 个点位中有 1 个点位底泥生态风险指数等级从“高风险”下降至“低风险”, 污染风险下降 3 个等级; 有 1 个点位生态风险指数等级从“较高风险”下降至“低风险”, 污染风险下降 2 个等级; 有 1 个点位生态风险指数等级从“较高风险”下降至“中风险”, 污染风险下降 1 个等级; 有 4 个点位生态风险指数等级从“中风险”下降至“低风险”, 污染风险下降 1 个等级。清淤工程实施后的 9 个点位中, 底泥生态风险等级为“低风险”的为 7 个, 占全部点位的 77.80%; 生态风险等级为“中风险”的点位有 3 个, 占全部点位的 33.30%。清淤后所有点位底泥生态风险等级均为“低风险-中风险”, 清淤后底泥生态风险显著降低, 环保清淤工程对削减重金属污染风险取得了明显效果。

2.5 围堰干法清淤效果评估及其应用思考

1) 围堰干法清淤深度的确定。一期工程施工区域底泥中 TN 虽得到了明显削减, 但清淤工程实施后的底

泥中 TN 和风险水平仍较高。主要是因为工程实施范围内的部分采样点底泥中 TN 背景值较高，清淤工程设计的清淤深度有限，底层底泥 TN 仍然较高。一期工程大部分施工区域的清淤深度为 12 cm，在工程实际施工和监理过程中发现施工机械精确实施和测量该清淤深度难度较大，特别是在淤泥较厚、施工场面不平整的清淤区域，主要依靠施工人员经验保证施工精度。因此，建议在未来环保清淤工程设计时，应在明确柱状底泥污染物赋存状态和污染物释放规律基础上，充分考虑施工机械、场地条件等实际情况，合理确定清淤工程施工深度。

2) 环保清淤工程实施效果评价方法。如何客观合理评价清淤工程效益是决策者关心的重要问题。环保清淤工程主要目的是清除底泥污染物、降低河湖内源污染，故清淤后底泥内源污染负荷削减量应该是环保清淤工程实施效果的主要评价指标。然而，底泥内源污染负荷的准确估算受到水文气象、外源污染、水生生物等多方面因素影响，具有高度时空异质性，目前尚无统一标准方法。评估清淤区域水体水质、河湖底泥赋存量变化及清出的受污染底泥量成为替代的常用环保清淤工程实施效果的评价方法。本研究结果表明，在长荡湖东北部实施的围堰干法环保清淤工程实施前后，长荡湖的水质并无明显变化。上覆水体水质对于清淤工程的短期响应和长期响应并不完全一致。在短期内，清淤工程破坏了原本的沉积物和水界面物质交换平衡和水生态系统平衡，减少了底泥对水体营养盐的吸附固定作用，促进了底泥内源污染的释放^[22-23]。环保清淤工程的实施成效可能在工程完成一年或两年之后才会显现出来^[24-25]。部分湖区环保清淤工程削减的污染负荷可能对于全湖内源污染负荷改善效果并不明显。从削减底泥污染物赋存量来说，本工程对于底泥中 OM、TN 和 Cd 赋存量削减最为明显，底泥中 Cd 综合潜在风险指数降至“低风险”。由于底泥中的 OM 本身处于较低水平，故 OM 质量分数不适合用来评估环保清淤工程的实施效果。建议进一步加强底泥环保清淤工程效果评价方法和评价标准相关研究，为合理评估环保清淤工程效益，提供工程资金使用效益提供科技支撑。

3) 对围堰干法施工的经验启示。长荡湖一期工程围堰干法清淤基本实现了初步设计时采用围堰干法施工确定的去除底泥重金属镉(Cd)、降低水源地重金属污染风险的预期目标，但是在实施过程中部分目标并未实现。作为大型围堰干法环保清淤工程，工程实施过程中积累了宝贵的经验启示。首先，在工程实施的过程中，淤泥较厚的软土区增加了施工难度，导致该区域环保清淤工程难以达到预期效果。其次，机械干挖的方式虽然能避免带水清淤法对底泥扰动造成的再悬浮，但在施工过程中可能会翻动表层底泥，造成表层和底层底泥混匀，影响污染物去除效果。第三，清淤工程打破原有的底泥-上覆水之间污染物平衡，工程实施后新的泥水界面平衡关系将逐步建立^[26-27]，短期内可能造成污染物释放量显著增加。第四，干法清淤是将水抽干，底泥晾晒至含水量较低时用机械推土施工，湖床物理结构改变，施工区域原有湖底底栖动物会因长时间脱水死亡，水生植物根茎也被移除，原有水生态系统被完全改变，可能会对后续水生态修复造成不利影响^[28-30]。第五，围堰工程需要在湖泊构筑围堰，所需土方工程数量较大，加上便于施工机械操作运输，需要修建纵横道路，工程经费投入较大。此外，清淤时修建围堰减小防洪库容，施工区域安全度汛和围堰工程安全也是需要特别注意。

3 结论

1) 采用围堰干法清淤工艺，长荡湖一期环保清淤工程清淤后的湖区底泥 OM 质量分数降低幅度为 27.09%，TN 降低幅度为 76.95%，TP 并无明显削减效果，部分点位的 TP 上升。清淤工程有效削减了重金属镉(Cd)，平均去除率为 76.00%，降低了底泥重金属的潜在生态风险和单因子污染指数，实现了围堰干法清淤削减重金属污染预期目标。2) 围堰干法清淤可避免带水清淤方法底泥再悬浮形成的二次污染，但是受现场施工条件影响，软弱地基区域施工机械无法进场，机械操作可能造成下层底泥的翻动，部分区域完全实现预期清淤深度难度较大。应综合考虑底泥清淤目标和施工机械、场地条件等影响因素合理选择清淤工艺和确定清淤深度。建议加强清淤工程实施效果评估方法和评估标准研究。

参考文献

- [1] 张振华, 高岩, 郭俊尧, 等. 富营养化水体治理的实践与思考——以滇池水生植物生态修复实践为例[J]. 生态与农村环境学报, 2014, 30(1): 129-135.
- [2] 张建华, 殷鹏, 张雷, 等. 底泥疏浚对太湖内源及底栖生物恢复的影响[J]. 环境科学, 2023, 44(2): 828-838.
- [3] 武晗琪, 李琦晖, 李琪, 等. 太湖北部蓝藻集聚区水体富营养化时空变化研究[J]. 环境污染与防治, 2022, 44(7): 926-932.
- [4] ZHAO B, HU Y S, YU H R, et al. A method for researching the eutrophication and N/P loads of plateau lakes: Lugu Lake as a case[J]. *Science of the Total Environment*, 2023, 876: 162747.
- [5] 张曼, 殷鹏, 支鸣强, 等. 太湖藻型及草型湖区底泥内源污染及释放机制研究[J]. 环境科学学报, 2023, 43(6): 247-257.
- [6] 薄涛, 季民. 内源污染控制技术研究进展[J]. 生态环境学报, 2017, 26(3): 514-521.
- [7] 俞慎, 历红波. 沉积物再悬浮-重金属释放机制研究进展[J]. 生态环境学报, 2010, 19(7): 1724-1731.
- [8] WANG R Y, SANG P T, GUO Y H, et al. Cadmium in food: Source, distribution and removal[J]. *Food Chemistry*, 2023, 405: 134666.
- [9] CANPOLAT O, EROGLU M, COBAN M Z, et al. transfer factors bioaccumulation of some heavy metals in muscle of a freshwater fish species: A human health concern[J]. *Fresenius Environmental Bulletin*, 2014, 23(2): 418-425.
- [10] 陈文松, 宁寻安, 李萍, 等. 底泥污染物的环境行为研究进展[J]. 水资源保护, 2007, 23(4): 1-5.
- [11] 姜霞, 王书航, 张晴波, 等. 污染底泥环保疏浚工程的理念-应用条件-关键问题[J]. 环境科学研究, 2017, 30(10): 1497-1504.

- [12] ZHAN J H, DENG S, LI Z X, et al. The effects of estuary dredging on removing nitrogen and phosphorus in Dianchi Lake, China. Proceedings of the 1st International Conference on Energy and Environmental Protection (ICEEP 2012), Hohhot, PEOPLES R CHINA, F Jun 23-24, 2012 [C]. Trans Tech Publications Ltd: DURNTEN-ZURICH, 2012.
- [13] 陈荷生. 太湖底泥的生态疏浚工程[J]. 水利水电科技进展, 2004(6): 34-37.
- [14] 范成新, 钟继承, 张路, 等. 湖泊底泥环保疏浚决策研究进展与展望[J]. 湖泊科学, 2020, 32(5): 1254-1277.
- [15] 张建华. 太湖生态清淤关键技术及效果研究[D]. 南京: 南京大学, 2011.
- [16] 杨白露. 基于底泥污染物释放规律的环保疏浚技术研究[D]. 重庆: 重庆交通大学, 2014.
- [17] 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.
- [18] 包建平, 朱伟, 闵佳华. 中小河道治理中的清淤及淤泥处理技术[J]. 水资源保护, 2015, 31(1): 56-62.
- [19] 刘增辉, 倪福生, 徐立群, 等. 水库清淤技术研究综述[J]. 人民黄河, 2020, 42(2): 5-10.
- [20] 陈峰, 蒋新, 唐访良, 等. 层次分析法与地理信息系统在农田土壤重金属污染评价中的应用[J]. 环境污染与防治, 2012, 34(7): 6-8.
- [21] 陆志华, 蔡梅, 王元元, 等. 太湖沿岸区浅层底泥重金属污染分析及生态风险评价[J]. 湖泊科学, 2022, 34(2): 455-467.
- [22] CHEN C, KONG M, WANG Y Y, et al. Dredging method effects on sediment resuspension and nutrient release across the sediment-water interface in Lake Taihu, China[J]. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, 27(21): 25861-25869.
- [23] 金毅麟, 黄天舒, 吴建斌, 等. 平原河网地区典型城镇河流修复成效初探[J]. 环境保护科学, 2020, 46(5): 74-80.
- [24] 刘丽香, 韩永伟, 刘辉, 等. 疏浚技术及其对污染水体治理效果的影响[J]. 环境工程技术学报, 2020, 10(1): 63-71.
- [25] JING L D, BAI S, LI Y H, et al. Dredging project caused short-term positive effects on lake ecosystem health: A five-year follow-up study at the integrated lake ecosystem level[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 686: 753-763.
- [26] 古小治, 姜维华. 湖泊污染底泥疏浚后新生沉积物-水界面溶解氧的动态响应[J]. 湖泊科学, 2018, 30(6): 1518-1524.
- [27] YU J H, FAN C X, ZHONG J C, et al. Evaluation of in situ simulated dredging to reduce internal nitrogen flux across the sediment-water interface in Lake Taihu, China[J]. *Environmental Pollution*, 2016, 214: 866-877.
- [28] 张雨笛, 齐翠翠, 胡淑恒, 等. 再悬浮扰动对巢湖沉积物重金属元素释放的影响[J]. 合肥工业大学学报(自然科学版), 2022, 45(10): 1385-1394.
- [29] 杨桐, 尹成杰, 过龙根, 等. 环保疏浚对洱海西沙坪湾底栖动物群落结构的影响[J]. 水生态学杂志, 2022, 43(2): 77-85.
- [30] 杨春懿, 马广翔, 顾俊杰, 等. 底泥疏浚生态环境效应的后评价研究——以山东省某河段整治为例[J]. 华东师范大学学报(自然科学版), 2022(3): 61-70.

(责任编辑: 靳炜)

Study on the implementation evaluation of the dry method dredging technology for cofferdam of Changdang Lake

LU Haiming¹, CHEN Qian², XIA Yulin³, WEI Dong⁴, LIU Yindong⁵, LIU Jie⁶, ZHANG Meiyi^{6*}, TANG Wenzhong⁶

1. Nanjing Hydraulic Research Institute, Research center on hydrology and water resources of Ministry of water resources, Nanjing 210029, China; 2. Shanghai Municipal engineering Design Institute (Group) Co., Ltd., Shanghai 200092, China; 3. Changzhou Branch of Jiangsu Hydrology and Water Resources Survey Bureau, Changzhou 213022, China; 4. Changzhou Jintan District Water Conservancy Bureau, Changzhou 213022, China; 5. Jiangsu Kexing Project Management Co., Ltd., Nanjing 210029, China; 6. State Key Laboratory of Environmental Aquatic Chemistry, Research Center for Eco-environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

*Corresponding author, E-mail: myzhang@rcees.ac.cn; cnlhm@126.com

Abstract Endogenous pollution is an important source of lake eutrophication and heavy metal risk. Based on the cofferdam dry dredging project for Changdang Lake in Taihu Basin, the variation of water quality and the content of heavy metal and nutrient of dam are discussed according to the analysis of water and sediment samples. The results showed that the implementation of the dredging project has a good effect on the removal of some nutrients in the sediment, and the average reduction of the content of organic matter in the sediment is 27.09%. In the 14 sampling sites, the average content of organic matter in the sediment after dredging is lower than that before desilting in 11 sites. The TN content of sediment after dredging is 76.95% lower than that before desilting, and the TN content of sediment was effectively reduced. The TP content of sediment after dredging is 35.16% higher than before, which may be related to the sampling season, phosphorus deposition and mechanical interference during dredging. In addition, the sediment removal project effectively reduced the risk of heavy metals in sediment, and the average removal rate of cadmium in sediment was 76.00%. After sediment removal, the ecological risk level of sediment at no point exceeded "medium risk", and the ecological risk of sediment was significantly reduced. The dredging project did not significantly affect the water quality, and the water quality after dredging was lower class IV, according to Environmental Quality Standard for Surface Water (GB3838-2002). Although dry digging method can effectively reduce part of nutrient salt and heavy metal storage in the sediment, in actual engineering, the depth of dredging cannot be accurately controlled, and it may cause certain disturbance to the sediment. The selection of dry dredging process should be carried out according to the actual situation of the project.

Keywords environmental dredging; dam dry method dredging process; endogenous pollution