

DOI:10.3880/j.issn.1004-6933.2019.05.016

盐龙湖表面流人工湿地底泥氧化层对污染物释放的影响

张海阔^{1,2},姜翠玲¹,朱立琴³,杜观超⁴,陈红卫⁵,高旭⁴

(1. 河海大学水文水资源学院,江苏 南京 210098; 2. 河海大学全球变化与水循环国际合作联合实验室,江苏 南京 210098;
3. 河海大学马克思主义学院,江苏 南京 210098; 4. 盐城市盐龙湖饮用水源管理处,江苏 盐城 224014;
5. 盐城市节约用水办公室,江苏 盐城 224001)

摘要:为了解盐城市盐龙湖表面流人工湿地底泥氧化层理化性质,探讨其对底泥氮、磷及有机物释放过程的影响,在测定底泥理化性质的基础上进行了室内静态柱状试验。结果表明:盐龙湖表面流人工湿地长期运行后在底泥表层形成了厚度为1 cm、呈棕黄色、无明显臭味、含水率低、TP含量高、TOC和TN含量低的氧化层;氧化层对于底泥中污染物的释放特征影响显著($P<0.05$),对内源污染的控制具有一定的正面作用;无氧化层试验组上覆水中TN、NH₃-N和COD的平均质量浓度分别比有氧化层试验组高9.5%、30.8%和3.5%;在湿地的实际管理中,不宜对湿地进行疏浚,如疏浚则疏浚深度应达到健康层。

关键词:表面流人工湿地;底泥;氧化层;污染物释放;盐龙湖

中图分类号:TV213.3;X524 **文献标志码:**A **文章编号:**1004-6933(2019)05-0095-07

Effect of oxide layer of sediment on contaminant release in surface flow constructed wetland of Yanlong Lake // ZHANG Haikuo^{1,2}, JIANG Cuiling¹, ZHU Liqin³, DU Guanchao⁴, CHEN Hongwei⁵, GAO Xu⁴ (1. College of Hydrology and Water Resources, Hohai University, Nanjing 210098, China; 2. Joint Laboratory of International Cooperation on Global Change and Water Cycle, Hohai University, Nanjing 210098, China; 3. School of Marxism, Hohai University, Nanjing 210098, China; 4. Yancheng Yanlong Lake Drinking Water Management Office, Yancheng 224001, China; 5. Yancheng Water Conservation Office, Yancheng 224001, China)

Abstract: In order to understand the physical and chemical properties of sediment oxide layer in surface flow constructed wetland of Yanlong Lake, Yancheng City, and to explore its influence on the release process of nitrogen, phosphorus and organic matter from sediment, indoor static columnar tests were carried out on the basis of determining the physical and chemical properties of sediment. The results showed that after long-term operation, the surface flow constructed wetland of Yanlong Lake formed oxidized layer with thickness of 1cm, brown-yellow, no obvious odor, low water content, high TP content, low TOC and TN contents on the surface of sediment. The oxidation layer has a significant effect on the release characteristics of pollutants in sediment ($P<0.05$), and has a positive effect on the control of endogenous pollution. The average concentration of TN, NH₃-N and COD in the overlying water of the non-oxidized layer test group was 9.5%, 30.8% and 3.5% higher than that of the oxidized layer test group, respectively. In the actual management of wetlands, it is not appropriate to dredge wetlands. If dredging, the dredging depth should reach the healthy layer.

Key words: surface flow constructed wetland; sediment; oxide layer; contaminant release; Yanlong Lake.

底泥作为人工湿地的重要组成部分,是污染物迁移转化过程中的重要载体,是湿地污染物的聚集处,一定条件下,底泥中累积的大量污染物伴随着有机质降解等过程将重新回到湿地水体中^[1-2]。已有研究表明,河湖底泥垂向尺度由上到下可分为氧化

层、污染层、过渡层和健康层^[3]。氧化层是在氧化、沉降协同作用下形成的氧化态表层底泥。在良好的水动力沉降条件下,水中的悬浮颗粒沉降到底泥表层,经上覆水溶解氧及植物根系泌氧的共同氧化作用,会在水-土界面形成氧化层,其理化性质与其他

基金项目:江苏省自然科学基金青年基金(BK20150810);中央高校基本科研业务费专项(2018B48114)
作者简介:张海阔(1994—),女,硕士研究生,研究方向为水环境保护与水生态修复。E-mail:zhkhhu@163.com
通信作者:朱立琴,副教授。E-mail:lqzhu@hhu.edu.cn

层均不同,对底泥中污染物的迁移转化及释放具有一定的影响。目前关于氧化层的研究较少,主要为植物对氧化层形成的影响以及氧化层对污染物释放影响的定性研究。许宽等^[4]通过研究河道黑臭底泥发现植物对氧化层的形成具有积极作用;欧媛^[5]研究发现氧化层厚度与植物株高、根长、叶片数、生物量呈显著正相关关系;Gu等^[6]发现底泥疏浚可以加深底泥边界氧化层并增大底泥氧气扩散深度;刘军等^[7-8]研究表明,氧化层对维持底泥好氧微生物区系和底栖生物多样性十分重要,可阻止深层底泥不断渗出的有机质和其他污染物;余居华等^[9]对太湖梅梁湾污染底泥的研究表明,疏浚后形成的致密氧化层对间隙水中活性磷具有强烈的吸附与阻滞作用;Wang等^[10-11]在使用不同覆盖材料的情况下均观察到底泥氧化层的形成,并指出氧化层可有效防止底泥中氨氮及磷酸根离子等污染物的释放。

已有底泥氧化层的研究对象以河湖为主,并多为定性分析,鉴于人工湿地的进水及水力条件等与河湖的差异性,其底泥氧化层的理化性质及对污染物释放的影响与河湖不完全相同。表面流人工湿地底泥氧化层的形成需要一定的时间及合适的沉降、氧化条件,然而受到水力负荷及运行条件的限制,我国绝大部分表面流人工湿地运行时间并不长,表面流人工湿地底泥形成氧化层的现象并不多见,因此针对表面流人工湿地底泥氧化层方面的研究至今鲜见报道。本文通过采集盐龙湖湿地底泥样品测定其理化性质并开展室内静态柱状试验来分析表面流人工湿地氧化层理化性质,探讨其对氮磷营养盐及有机物释放过程的影响,以期为人造湿地底泥污染控制提供参考。

1 材料和方法

盐龙湖位于江苏省盐城市盐都区龙冈镇境内,蟒蛇河南岸,总面积 222.8 hm²,是盐城市区饮用水水源地之一,也是目前国内建成规模最大、兼具常规供水与应急备用功能的生态水利工程。表面流人工湿地是盐龙湖生态净化工程核心单元和进一步去除水体营养物质、净化水质的重要场所,采用国内首创的立体复合式表面流人工湿地,由挺水植物区、沉水植物区串联而成,其中挺水植物区水面面积 41.3 hm²,平均水深 0.4 m。近年来,挺水植物区出现了局部蓝藻水华积聚、COD 去除率出现负值等影响运行效果的问题,为解决该问题当地有关部门拟在表面流人工湿地挺水植物区进行底泥疏浚工程,本文主要针对该区域底泥进行分析。

1.1 样品采集与处理

通过前期调查发现,于 2012 年 6 月正式开始运

行的盐龙湖表面流人工湿地底泥淤积深度大约 35 cm,于 2018 年 1 月采用大口径柱状采样器(直径 10 cm,高 100 cm)在预设的采样点位(33°20′24″N,120°1′4″E)采集 0~35 cm 原状泥样,表层 0~5 cm 按 1 cm 分层,5~35 cm 按 10 cm 分层,同一深度样品取 3 个平行样,用无菌封口袋分装,4℃ 冷藏用于测定底泥基本理化性质。根据底泥理化性质分析成果初步确定底泥分层界限,然后用绞吸泵分别吸除表层 1 cm(清除氧化层)、表层 5 cm(清除至过渡层)、表层 25 cm(清除至健康层)的沉积物,将有机玻璃圆柱打入相应的底泥内,制成不同底泥分层试验柱样,并以原状柱样(有氧化层)作为对照试验组,共分为有氧化层试验组(即原状底泥)、无氧化层试验组(清除氧化层)、过渡层试验组(清除至过渡层)以及健康层试验组(清除至健康层)4 组底泥柱样开展释放试验。

为了保证采集柱样有较好的同质性,所有柱样均在较小的区域内采集,采样结束后用橡胶塞将采集柱样的顶部和底部塞紧保存,同时收集研究区域进水总渠水作为后续试验用水,将所有泥样与水样在 3 h 内运回实验室进行模拟试验,并注意运输过程中尽量避免底泥柱样的扰动。样品运输到实验室后,立即用虹吸法无扰动灌注 40 cm 原水(研究区域水深为 40 cm),柱样上端敞口,各试验柱样在注入上覆水后静置 24 h,以消除取样过程中产生的干扰。试验开始后定期在距底泥表面约 5 cm 处用虹吸法采集上覆水样 200 mL 用于水质分析,取完样后用虹吸法补充原水至原刻度。

1.2 样品分析方法

上覆水的 pH 值、水温、溶解氧(DO)采用多参数水质分析仪(美国 YSI professional plus)测定;上覆水总磷(TP)和总氮(TN)采用碱性过硫酸钾消解后 210 nm 比色法和钼锑抗分光光度法测定;上覆水氨氮(NH₃-N)和化学需氧量(COD)采用纳氏试剂分光光度法和酸性高锰酸钾法测定;上覆水经过 0.45 μm 微孔滤膜抽滤后采用钼锑抗分光光度法测定溶解性活性磷(SRP)。底泥含水率采用称重法测定,TN 采用半微量开氏法测定,TP 采用 NaOH 熔融-钼锑抗比色法测定,总有机碳(TOC)采用总有机碳分析仪(TOC-VCSH 型)测定,粒径分布采用马尔文 3 000 激光粒径分析仪法测定。

1.3 数据处理

污染物累积吸附量采用以下公式计算^[12]:

$$W = -V(\rho_n - \rho_0) + \sum_{j=1}^n V_s(\rho_{j-1} - \rho_a)$$

式中:W 为累积吸附量,mg; ρ_0 、 ρ_n 、 ρ_{j-1} 分别为初始、第 n 次和 j-1 次采样时上覆水中污染物质量浓度,

mg/L; ρ_a 为补给水中污染物质量浓度,mg/L; V 为反应器中上覆水体积,L; V_s 为每次采样体积,L。利用SPSS13.0 进行数据处理,使用软件 origin8.0 绘图。

2 试验结果与分析

2.1 底泥理化性质垂向分布特征

图1、图2和表1分别为盐龙湖表面流人工湿地底泥垂向理化性质及底泥分层特征。分析图1、2和表1可知,0~1 cm底泥为棕黄色、半塑态的水-土界面边界层,与下层分层明显(图1(a));1~4 cm底泥为黑色,恶臭气味明显,含水率、中值粒径及TOC等污染物质量分数均达到峰值;4~10 cm底泥恶臭气味较1~4 cm有所减轻,与0~1 cm、1~4 cm深度底泥相比,4~10 cm含水率及TOC、TN和TP质量分数明显下降,10 cm以下底泥则呈塑态,无明显臭味,含水率、粒径分布以及TOC等污染物的质量分数趋于稳定。可见,盐龙湖表面流人工湿地底泥垂向分布差异明显,结合已有研究^[3],可将底泥由上至下依次分为氧化层(0~1 cm)、污染层(1~4 cm)、过渡层(4~10 cm)以及健康层(10~35 cm)。与其他分层相比,氧化层颜色偏棕黄(图1),无明显臭味,与污染层存在明显分层界面;盐龙湖表面

流人工湿地底泥平均含水率为50.8%,含水率峰值出现在污染层(表1),污染层之下含水率随深度增加而减小;与污染层相比,氧化层底泥颗粒更细,粒径分布更均匀,无明显较大颗粒。化学性质上,底泥TN和TOC质量分数污染层最高,氧化层次之;底泥TP质量分数随深度增加呈逐渐降低趋势。总体上,盐龙湖表面流人工湿地底泥中污染物主要富集在表层(0~5 cm),即氧化层和污染层的污染物累积程度均高于过渡层和健康层。盐龙湖表面流人工湿地底泥与其他表面流人工湿地同一深度底泥^[13-14]相比,氮磷质量分数较低,但TOC质量分数偏高;与河湖^[15-20]相比,TN和TOC质量分数偏高,TP质量分数偏低。盐龙湖表面流人工湿地底泥氧化层的厚度为1 cm,与河湖氧化层(太湖竺山湾)^[3]相比偏薄。

2.2 有、无氧化层对上覆水污染物质量浓度的影响

2.2.1 磷质量浓度变化特征

磷是水体富营养的重要指标,水体中磷一部分来自外部输入,还有一部分来自底泥释放。由图3可知,盐龙湖表面流人工湿地底泥对磷呈累积吸附状态,有、无氧化层试验组对应上覆水中磷(TP和SRP)质量浓度变化趋势大致相同,上覆水TP质量浓度随试验时间增加逐渐降低并趋于平稳,在第15

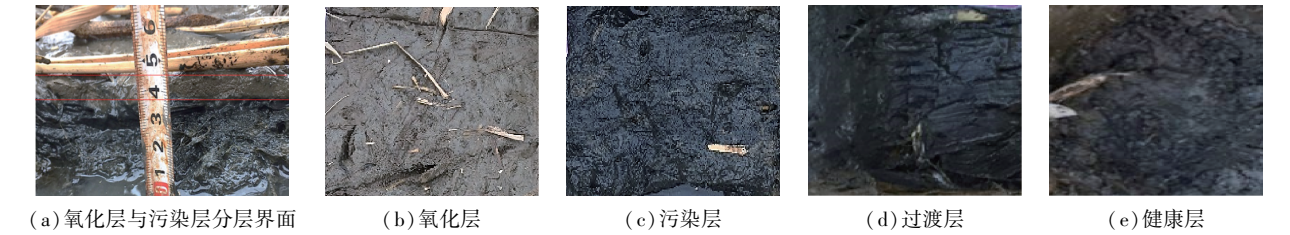


图1 盐龙湖表面流人工湿地底泥垂向分布

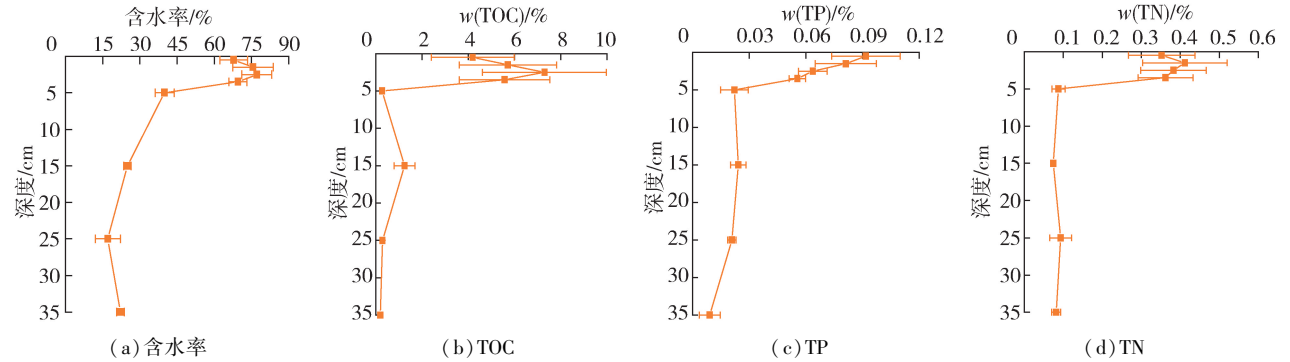


图2 盐龙湖表面流人工湿地底泥理化性质垂向分布

表1 盐龙湖表面流人工湿地底泥分层特征

分层	深度/cm	颜色	气味	状态	含水率/%	w(TOC)/%	w(TN)/%	w(TP)/%	中值粒径/ μm
氧化层	0~1	棕黄色	轻度土腥味	半塑态	67.8	4.20	0.352	0.092	15.3~20.1
污染层	1~4	黑色至棕黑色	明显恶臭味	半流态	74.1	6.20	0.385	0.067	13.9~24.5
过渡层	4~10	棕黑色	有轻度恶臭气味	半流塑态	40.0	0.27	0.087	0.022	9.3~20.6
健康层	10~35	棕黄色	无明显臭味	塑态	21.4	0.58	0.083	0.018	16.3~22.8

天时 TP 质量浓度基本达到平衡(曲线斜率 $|k| < 0.005$)。由配对 t 检验结果(表 2)可知,有、无氧化层对上覆水中 TP 质量浓度变化影响显著($P < 0.05$);整体上,有氧化层试验组上覆水 TP 质量浓度大于无氧化层试验组;相同时间对比,有氧化层试验组 TP 质量浓度最高,比无氧化层试验组高出 32.8%,达到平衡后有、无氧化层对上覆水 TP 质量浓度影响不大(图 3(a)),整个试验期内,有氧化层试验组底泥 TP 累积吸附量比无氧化层试验组低 3.8%。

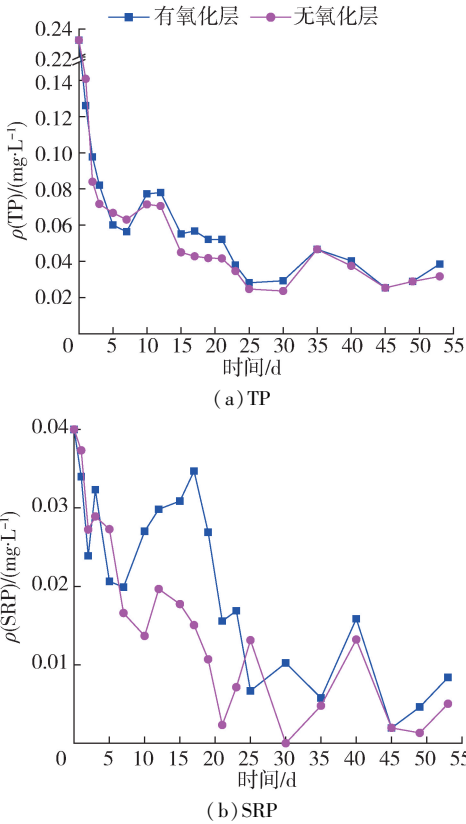


图 3 有、无氧化层试验组上覆水磷质量浓度变化曲线
表 2 有、无氧化层试验组上覆水污染物质量浓度
配对 t 检验结果

污染物	TP	SRP	TN	NH ₃ -N	COD
t 检验 P 值	0.041	0.006	0.035	0.002	0.009

SRP 是藻类和其他浮游生物生长繁殖所需磷营养物质的主要来源,具有较高的生物有效性。上覆水 TP 与 SRP 质量浓度具有一定的相关性($r = 0.791$),有、无氧化层对上覆水 SRP 质量浓度的影响规律与 TP 类似,但其影响效果更加明显。两试验组上覆水中 SRP 质量浓度变化差异极其显著($P < 0.01$),由图 3(b)可知,上覆水 SRP 质量浓度随试验时间的增加而波动下降,第 25 天时 SRP 质量浓度达到平衡($|k| < 0.003$),有氧化层试验组底泥 SRP 累积吸附量比无氧化层试验组低 21.0%。

2.2.2 氮质量浓度变化特征

由图 4 可知,盐龙湖表面流人工湿地底泥既可

以是氮(TN 和 NH₃-N)的“源”,又可以是氮的“汇”,在上覆水中氮质量浓度达到平衡后以“汇”为主,有、无氧化层对上覆水中氮质量浓度变化影响显著($P < 0.05$)。不同试验组在试验初期(0~2 d),上覆水中 TN 质量浓度呈增大趋势,在第 2 天达到峰值,有、无氧化层试验组上覆水 TN 质量浓度分别由初始的 3.35 mg/L 增大到 5.97 mg/L 和 7.68 mg/L,随后逐渐降低,到第 25 天时均达到平衡($|k| < 0.2$),TN 平衡质量浓度均值分别为 2.2 mg/L 和 2.3 mg/L。达到平衡前,无氧化层试验组上覆水 TN 质量浓度大于有氧化层试验组,在达到平衡后两试验组上覆水 TN 质量浓度相差不大(即质量浓度曲线基本重合),有氧化层试验组 TN 累积吸附量是无氧化层组的 1.64 倍。

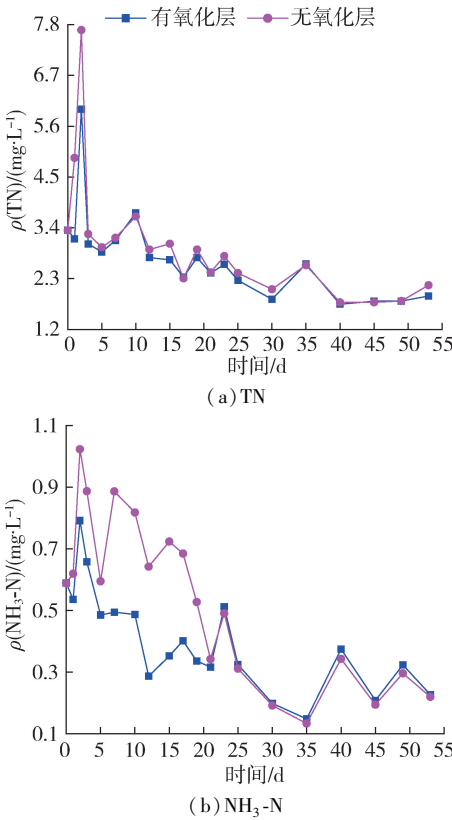


图 4 有、无氧化层试验组上覆水氮质量浓度变化曲线

由于 NH₃-N 自身的不稳定性导致其在上覆水中质量浓度波动范围较大(图 4(b)),但总体上底泥有、无氧化层对上覆水 NH₃-N 质量浓度的影响规律与 TN 类似,两试验组上覆水 NH₃-N 质量浓度均都在第 2 天达到峰值,第 25 天时达到平衡($|k| < 0.05$);相同时间内,无氧化层试验组上覆水 NH₃-N 质量浓度最高,比有氧化层试验组高出 55.4%(第 7 天),其底泥 NH₃-N 累积吸附量比有氧化层试验组低 47.6%。

2.2.3 COD 质量浓度变化特征

由图 5 可知,在试验开始后上覆水 COD 质量浓度逐渐波动下降,在第 25 天时 COD 质量浓度基本

达到平衡 ($|k| < 0.1$)。有、无氧化层对上覆水中 COD 质量浓度变化影响极显著 ($P < 0.01$), 整体上, 有氧化层试验组上覆水 COD 质量浓度大于无氧化层试验组, 同一时间内无氧化层试验组上覆水 COD 质量浓度最高, 比有氧化层试验组高出 7.6%, 无氧化层试验组底泥对 COD 的累积吸附量比有氧化层试验组高出 15.9%。

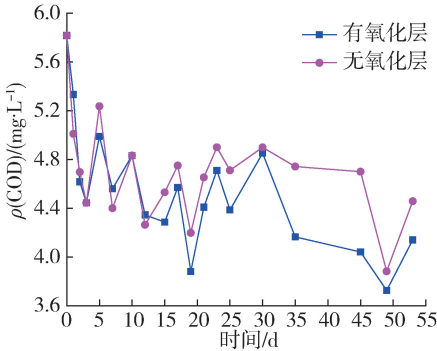


图5 有、无氧化层试验组上覆水 COD 质量浓度变化曲线

2.3 不同底泥分层对上覆水污染物质量浓度的影响

对于同种污染物来说,不同分层试验组上覆水中污染物质量浓度变化趋势大致相同(以 COD 为例,见图 6,其他图略),除 $\text{NH}_3\text{-N}$ 外,不同底泥分层对应上覆水污染物平衡质量浓度与底泥中累积吸附量呈正相关关系 ($r_{\text{TP}} = 0.984, r_{\text{SRP}} = 0.829, r_{\text{COD}} = 0.940, r_{\text{TN}} = 0.711$)。无氧化层试验组对应上覆水中 TP、SRP 平衡质量浓度均值分别是健康层试验组的 1.45 倍和 1.3 倍; COD 平衡质量浓度无氧化层试验组最大,健康层试验组最小。相较于其他分层,健康层试验组对应的上覆水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度最低。总体上,相较于清除氧化层,清除至健康层和清除至过渡层对应上覆水磷、TN 和 COD 的质量浓度偏小,但对上述污染物造成的差异性不显著 ($P > 0.05$)。

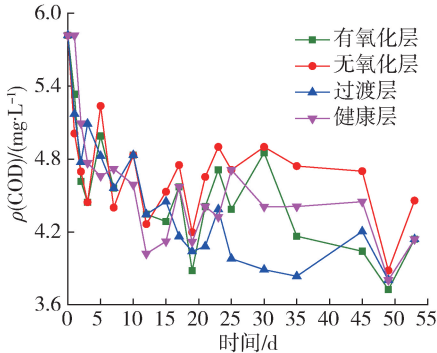


图6 不同底泥分层对上覆水 COD 质量浓度的影响

3 讨论

3.1 底泥污染物累积规律

与乌克兰运行 10 a 的 Bioplato 表面流人工湿

地^[13]和我国运行 4 a 的石佛寺表面流人工湿地相比^[14],盐龙湖表面流人工湿地底泥中 TOC 质量浓度偏高,TP 质量浓度偏低;与河湖相比,盐龙湖表面流人工湿地底泥污染物 TOC 和 TP 质量浓度则偏低,例如:苏州薛家河河道底泥 TOC 质量浓度^[20]是同一深度盐龙湖表面流人工湿地底泥的 6.8 倍,TP 质量浓度是盐龙湖表面流人工湿地的 4.7 倍;太湖竺山湾^[3]底泥 TOC 质量浓度比盐龙湖表面流人工湿地底泥高出 24.7%,TP 则高出 130.9%。

底泥与水体直接接触,底泥污染物累积水平在一定程度上受水体水质的影响,经过预处理区净化后进入盐龙湖表面流人工湿地的上覆水 TP 质量浓度为 0.17 mg/L,Bioplato 表面流人工湿地和石佛寺表面流人工湿地多年平均进水的 TP 质量浓度比盐龙湖表面流人工湿地分别高出 36.6 倍和 6.2 倍;另外,水生生物的新陈代谢及植物茎叶残体腐败是底泥污染物累积的一个重要来源,相较于上述河湖及表面流人工湿地,盐龙湖表面流人工湿地植物密集、生物量大,植物新陈代谢会造成底泥中旧根腐烂堆积,这导致与同类型的人工湿地相比,盐龙湖表面流人工湿地底泥中 TOC 质量浓度较高,而 TP 质量浓度偏低。河湖通常受人为活动干扰较大,直接承受工农业污水及城镇居民生活用水,而盐龙湖表面流人工湿地进水为经预处理区初步净化后的蟒蛇河水,水质较一般河水好,因此一般河湖底泥中累积的污染物质量浓度要高于盐龙湖表面流人工湿地数倍。

3.2 底泥氧化层对污染物释放的影响

相关研究^[3,7,15]表明,一些河湖底泥有毫米级至厘米级厚度的氧化层,并且底泥氧化剂的投加以及沉水植物的生长会使得底泥表层形成一层 3 ~ 11mm 的厚度不等的棕黄色氧化层,其理化性质与盐龙湖表面流人工湿地氧化层相似,该层与深层底泥通过硝化-反硝化作用,可去除部分氮,并且对深层底泥污染物的释放具有一定的屏蔽作用,能在一定程度上提高水体的自净能力。本文试验中,与无氧化层试验组相比,有氧化层试验组上覆水 TN、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 COD 质量浓度较低,这说明氧化层的存在对 TN、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 以及 COD 的释放具有一定程度的抑制作用,这与已有研究结果类似^[3,11]。

本文试验结果表明氧化层对 TP 和 SRP 的累积吸附量小于污染层,即氧化层一定程度上有利于 TP 和 SRP 的释放。这与范成新等^[21]得出的(太湖)氧化层的存在会阻碍下层沉积物间隙水中磷向上覆水体扩散以及 Wang 等^[10]用添加镧改性膨润土而形成的氧化层可以阻止磷释放的结论不同。盐龙湖表

面流人工湿地表层 0 ~ 5 cm 底泥碳氮比均值为 15.28,说明其有机质的主要来源为水生植物^[22],较高的水生植物密度使得运行多年累积下来的植物残体导致表层沉积物(0 ~ 5 cm)有较高的 TOC 质量分数,是太湖主湖区最大值的 1.7 倍左右^[21],而氧化层中微生物对有机物质的降解作用使得有机磷进入水体磷循环^[21],出现促进底泥磷释放的现象,所以与太湖相比,盐龙湖表面流人工湿地氧化层在一定程度上会促进磷的释放。镧改性膨润土为环保修复材料,其中含有的活性微生物与盐龙湖表面流人工湿地底泥相比明显偏小,因此与其氧化层相比,通过镧改性膨润土而形成的氧化层更不利于磷的释放。氧化层位于底泥最上层,与氧气接触相对充分,氧化层中的 Fe^{2+} 易被氧化为 Fe^{3+} ,从而导致氧化层中磷的累积,而在室内静态条件下,底泥间隙水与上覆水中营养盐的质量浓度差是决定污染物释放的主要因素之一,因此氧化层间隙水与上覆水中磷的质量浓度差大于其他分层,从而使得有氧化层试验组上覆水中的 TP 和 SRP 质量浓度大于无氧化层试验组。另外,在好氧条件下,氧化层中有机物分解速率较无氧化层高,这也会导致底泥 TP 和 SRP 的释放^[22-23]。

3.3 不同底泥分层对污染物释放的影响

盐龙湖表面流人工湿地不同底泥分层对于不同类型污染物均呈吸附状态,这与已有研究结果是一致的^[24-25]。根据相关水质监测数据,盐龙湖表面流人工湿地进水中 SRP 仅占 TP 的 17.2%,说明湿地水体中磷大部分以颗粒态形式存在,因此悬浮物的沉降对于水体中磷质量浓度的降低具有较大的影响,这也是造成底泥对于磷呈积累吸附状态的原因之一;另外,上覆水体为弱碱性(pH 均值为 7.82),这不利于底泥磷的释放^[26-27]。试验过程中水温较低(均值为 11.5℃),上覆水体为弱碱性,这些条件均不利于氮、磷以及 COD 的释放。

在室内静态条件下,在避免了水流搅动、温度、光照、风等影响因素后,底泥间隙水与上覆水中营养盐的质量浓度差是决定污染物释放的主要因素之一,这使得盐龙湖表面流人工湿地底泥不同分层对应上覆水 TN、TP、COD 的平衡质量浓度与其在底泥中的质量浓度具有一定的相关性,因此相较于无氧化层试验组,有氧化层试验组底泥会向上覆水释放一定量的污染物,相对于其他分层,清除至健康层时上覆水各污染物质量浓度最低。通过之前分析可知,氧化层对下层污染物的释放具有一定的抑制作用,考虑到底泥疏浚会对湿地原有生态环境造成负面影响,不建议对盐龙湖表面流人工湿地底泥进行疏浚;若因底泥淤积而影响人工湿地工程标高需要

进行疏浚,应避免清除至污染物累积程度较高的污染层或过渡层而造成底泥污染物释放,建议疏浚深度需达健康层。

4 结 论

- a. 盐龙湖表面流人工湿地底泥分层现象明显,可根据理化性质将 0 ~ 35 cm 底泥由上至下依次分为氧化层(0 ~ 1 cm)、污染层(1 ~ 4 cm)、过渡层(4 ~ 10 cm)以及健康层(10 ~ 35 cm)。氧化层与下层底泥分层明显,其颜色偏棕黄,无明显臭味,含水量偏低,TP 质量分数为各层中最高,TOC 和 TN 的质量分数低于污染层,但高于过渡层和健康层。
- b. 盐龙湖表面流人工湿地有、无氧化层对底泥中污染物的释放特征变化影响显著($P < 0.05$),氧化层的存在能一定程度上抑制底泥中 TN、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 和 COD 释放,有、无氧化层对磷的长期释放影响较小,因此氧化层对内源污染的控制具有一定的正面作用。
- c. 除氧化层外,盐龙湖表面流人工湿地底泥其他分层对污染物释放抑制作用不明显。底泥清除至健康层时对应的上覆水污染物质量浓度均较低,考虑到氧化层的正面作用,在实际应用中不建议对人工湿地底泥进行疏浚;若因底泥淤积超高需要进行疏浚,建议疏浚深度需达到底泥健康层。

参考文献:

[1] JIN X, WANG S, PANG Y, et al. The adsorption of phosphate on different trophic lake sediments[J]. Colloids & Surfaces A Physicochemical & Engineering Aspects, 2005, 254(1/2/3):241-248.

[2] WANG S, JIN X, PANG Y, et al. Phosphorus fractions and phosphate sorption characteristics in relation to the sediment compositions of shallow lakes in the middle and lower reaches of Yangtze River region, China[J]. Journal of Colloid and Interface Science, 2005, 289(2):339-346.

[3] 姜霞,王雯雯,王书航,等. 竺山湾重金属污染底泥环保疏浚深度的推算[J]. 环境科学, 2012, 33(4): 1189-1197. (JIANG Xia, WANG Wenwen, WANG Shuhang, et al. Calculation of environmental dredging depth of heavy metal polluted sediments in Zhushan Bay of Taihu Lake [J]. Environmental Science, 2012, 33(4): 1189-1197. (in Chinese))

[4] 许宽,刘波,王国祥,等. 苦草(*Vallisneria spiralis*)对城市缓流河道黑臭底泥理化性质的影响[J]. 环境科学, 2013, 34(7): 2642-2649. (XU Kuan, LIU Bo, WANG Guoxiang, et al. Influence of *Vallisneria spiralis* on the physicochemical properties of black-odor sediment in urban sluggish river[J]. Environmental Science, 2013, 34(7):2642-2649. (in Chinese))

- [5] 欧媛.典型湿地植物根系泌氧对根际氧化还原环境的影响[D].南京:南京师范大学,2015.
- [6] GU Xiaozhi, CHEN Kaining, ZHANG Lei, et al. Preliminary evidence of nutrients release from sediment in response to oxygen across benthic oxidation layer by a long-term field trial[J]. Environmental Pollution, 2016, 219:656-662.
- [7] 刘军.底泥生物氧化对城市黑臭河道底泥及上覆水体影响[C]//中国土木工程学会,中国水利学会,中国城镇供水协会.第4届流域管理和城市供水国际会议论文集.深圳:海天出版社,2004:1080-1087.
- [8] 冯奇秀,谢骏,刘军.底泥生物氧化与城市黑臭河涌治理[J].水利渔业,2003,23(6):42-44. (FENG Qixiu, XIE Jun, LIU Jun. Biological oxidation of sediment and the regulation of urban black odor and river[J]. Reservoir Fisheries, 2003, 23(6):42-44. (in Chinese))
- [9] 余居华,钟继承,张银龙,等.湖泊底泥疏浚对沉积物再悬浮及营养盐负荷影响的模拟[J].湖泊科学,2012,24(1):34-42. (YU Juhua, ZHONG Jicheng, ZHANG Yinlong. Simulation of influence of dredging on sediment resuspension and nutrient loading in lake[J]. Journal of Lake Sciences, 2012, 24(1):34-42. (in Chinese))
- [10] WANG Yang, DING Shiming, WANG Dan, et al. Static layer: a key to immobilization of phosphorus in sediments amended with lanthanum modified bentonite[J]. Chemical Engineering Journal, 2017, 325:49-58.
- [11] LIU Tongzhou, WANG Hong, ZHANG Zhen, et al. Application of synthetic iron-oxide coated zeolite for the pollution control of river sediments[J]. Chemosphere, 2017, 180:160-168.
- [12] 王圣瑞.湖泊沉积物-水界面过程[M].北京:科学出版社,2013:156-170.
- [13] VERGELES Y, BUTENKO N, ISHCHENKO A, et al. Formation and properties of sediments in constructed wetlands for treatment of domestic wastewater[J]. Urban Water Journal, 2016, 13(3):293-301.
- [14] 关秀婷.水生植物对石佛寺人工湿地营养物质含量影响研究[D].沈阳:沈阳农业大学,2017.
- [15] 张晓晶.乌梁素海沉积物污染特征及营养盐释放规律试验研究[D].呼和浩特:内蒙古农业大学,2010.
- [16] 范成新,杨龙元,张路.太湖底泥及其间隙水中氮磷垂直分布及相互关系分析[J].湖泊科学,2000,12(4):359-366. (FAN Chengxin, YANG Longyuan, ZHANG Lu. The vertical distributions of nitrogen and phosphorus in the sediment and interstitial water in Taihu Lake and their interrelations[J]. Journal of Lake Sciences, 2000, 12(4):359-366. (in Chinese))
- [17] 林悦涓,吴峰,邓南圣,等.武汉东湖上覆水和沉积物中磷形态的垂直分布特征[J].农业环境科学学报,2005,24(6):1152-1156. (LIN Yuejuan, WU Feng, DENG Nansheng, et al. Phosphorus fractions and vertical profiles in sediment core and overlying water of Donghu Lake[J]. Journal of Agro-Environment Science, 2005, 24(6):1152-1156. (in Chinese))
- [18] 徐骏.杭州西湖底泥磷分级分布[J].湖泊科学,2001,13(3):247-254. (XU Jun. Profiles of phosphorus fractions in the sediments of West Lake, Hangzhou[J]. Journal of Lake Sciences, 2001, 13(3):247-254. (in Chinese))
- [19] 赵盈.苏北平原典型河网区河流底泥污染物赋存特征研究[D].扬州:扬州大学,2012.
- [20] 沈乐.苏州重污染河道底泥疏浚程度对水环境的影响[D].南京:河海大学,2007.
- [21] 范成新,张路.太湖:沉积物污染与修复原理[M].北京:科学出版社,2016:170-180.
- [22] BORDOWAKY O K. Sources of organic matter in marine basins[J]. Marine Geology, 1965, 3(1):5-31.
- [23] 高慧琴,刘凌,闫峰,等.底泥疏浚对湖泊内源磷释放的短期效应研究[J].水资源保护,2011,27(3):33-37. (GAO Huiqin, LIU Ling, YAN Feng, et al. Short-term effect of sediment dredging on endogenous phosphorus release[J]. Water Resources Protection, 2011, 27(3):33-37. (in Chinese))
- [24] 周扬屏.南湖疏浚后底泥氮、磷释放规律研究[D].南京:河海大学,2005.
- [25] 郭红兵,陈荣,王晓昌.不同补水方式下翠湖沉积物氮磷释放特性研究[J].环境科学与技术,2016(2):18-23. (GUO Hongbing, CHEN Rong, WANG Xiaochang. Characteristics of nitrogen and phosphorus release from urban water sediment of Cuihu Lake regarding[J]. Environmental Science & Technology, 2016(2):18-23. (in Chinese))
- [26] 马培,鲍锦磊.沙颍河表层沉积物中氮与重金属的分布特征及污染评价[J].水资源保护,2018,34(2):61-67. (MA Pei, BAO Jinlei. Characterization and ecological risk assessment of nitrogen and heavy metal pollution in surface sediments of Shaying River[J]. Water Resources Protection, 2018, 34(2):61-67. (in Chinese))
- [27] 赵颖,王飞,葛宜虎.汾河流域沉积物中多氯联苯的分布及生态风险评价[J].水资源保护,2018,34(5):81-87. (ZHAO Ying, WANG Fei, GE Yihu. Distribution of polychlorinated biphenyl in sediments of Fenhe River Basin and its ecological risk assessment[J]. Water Resources Protection, 2018, 34(5):81-87. (in Chinese))

(收稿日期:2018-10-10 编辑:熊水斌)

