



曝气联合菌剂对农村黑臭水体治理效果研究

王 莉,李亭亭,刘萌硕,黄 龙
(郑州大学生态与环境学院,河南郑州 450001)

[摘要] 以农村黑臭水体及底泥为研究对象,通过设置不同的处理模式,研究了曝气及曝气联合菌剂对农村黑臭水体污染物及黑臭底泥的治理效果,并对各运行工况下的水质提升效果进行了评价。结果表明,与静置组相比,采用各工况处理后,水质均显著提升,由初始的重度黑臭提升至非黑臭水体,其中,普通强度曝气技术(工况 2a)对上覆水水质的提升效果最好,且简便易行;采用各工况处理后,底泥色泽逐渐由黑色变为土黄色,气味由强烈变为微弱,底泥有机质含量减少。

[关键词] 曝气;菌剂;农村黑臭水体;底泥

[中图分类号] X703.1 [文献标识码] A [文章编号] 1005-829X(2021)10-0061-06

Treatment effect of aeration combined with bacteriological agent on rural black and odorous water body

WANG Li, LI Tingting, LIU Mengshuo, HUANG Long

(School of Ecology and Environment, Zhengzhou University, Zhengzhou 450001, China)

Abstract: Taking the rural black and odorous water body and sediment as the research object, the treatment effect of aeration and aeration combined with bacteria on the pollutants was studied by setting different processing modes, and the effect of water quality improvement under various conditions was evaluated. The results showed that compared with the static group, the water quality of each treatment condition was significantly improved, from initial severe black odor to non-black odor water. Among of them, ordinary intensity aeration technology (working condition 2a), which was simple and easy to operate, had the best improvement effect on the water quality of the overlying water. After each treatment condition, the color of sediment gradually changed from black to earth yellow, the odor changed from strong to weak, and the organic matter content of sediment decreased.

Key words: aeration; bacteria agent; rural black and odorous water; sediment

曝气复氧是目前国内外比较常用的修复受污染水体的方法^[1]。根据受污染水体缺氧的特点,向水体中人工充入空气或氧气,加速水体复氧过程,提高水体溶解氧水平,恢复和增强水体中好氧微生物的活力,净化水体污染物质,从而改善受污染水体的水质,进而恢复水体的生态系统^[2]。曝气技术作为一种低成本且见效快的处理方法优先被应用于黑臭河道治理工程中,并取得了良好的效果。曝气对于水质净化的重要性已得到广泛认可,目前相关的研究^[3-4]大

多集中在人工曝气技术对水质的净化机理、曝气设备选择及其应用、曝气对污染物浓度影响等方面,且大多数是基于城市黑臭水体或河道^[5-6],而针对农村黑臭水体的研究很少。农村黑臭水体与城市黑臭水体的主要污染来源、污染程度、主要污染因子及水质状况等均有所不同,因此治理方式的选择及治理效果也不同。

前期研究发现,农村黑臭水体的主要污染因子为 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、 TN 、 TP 、 COD 。本研究以农村黑臭水体和

底泥为研究对象,通过设置不同的处理模式,研究了曝气及曝气联合菌剂对农村黑臭水体污染物及黑臭底泥的治理效果,初步探讨了曝气时长、水相曝气、底泥曝气及添加菌剂等工况条件对水质提升效果的影响,以为农村黑臭水体的治理提供技术参考。

1 材料与方法

1.1 黑臭水体来源

试验上覆水和底泥取自河南省焦作市博爱县阳庙镇某一常年黑臭河沟。河沟内水体不流动,呈黑色,有明显异味,水面有大量蚊虫滋生,属重度黑臭水体。样品采集按照《水质 采样技术指导》(HJ 494—2009)进行,用有机玻璃采样器采集上覆水,采集后立即装入水样瓶中;用柱状采泥器采集相应点位的沉积物样品,采集后立即装入聚乙烯自封袋中;将沉积物样品和水质样品妥善保存并尽快送回实验室处理。水质情况见表 1。

表 1 黑臭水体背景值

背景值	pH	DO	NH ₃ -N	TN	TP	COD
上覆水	7.4	0.19	30.33	40.50	2.51	152.5
间隙水	8.29	0.15	68.78	98.00	3.76	250.0

注:除 pH 外,其余项目单位均为 mg/L。

1.2 试验装置及方法

试验装置采用尺寸为 60 cm×30 cm×40 cm 的硬质玻璃水箱,用 SB-988 型空气泵连接微孔曝气头进行曝气,曝气孔孔径约为 100 μm,产生的气泡尺寸约为 0.9~1.0 mm,曝气流量用 Darhor 流量计控制在 2 L/min,安装时控开关控制曝气机间歇运行^[7]。向玻璃水箱中注入采集的新鲜底泥,再用虹吸法注入同一位置采集的上覆水,水和泥高度比为 3:1(水厚 15 cm,泥厚 5 cm)^[8]。为模拟河道真实情况,装置外部底泥部分用遮光材料包裹。试验装置见图 1。

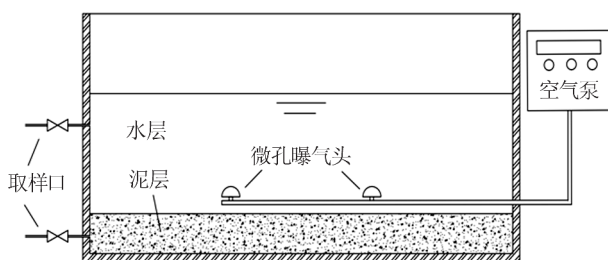


图 1 实验装置

Fig. 1 Experimental device diagram

本研究设置了 9 组试验,见表 2。工况 5a 为静置对照组。

表 2 试验分组情况

Table 2 Experimental grouping

工况	曝气方式	曝气时间/ (h·d ⁻¹)	曝气流量/ (L·min ⁻¹)	处理方式
1a	水相曝气	4	2	低强度曝气
1b	底泥曝气	4	2	低强度曝气
2a	水相曝气	8	2	普通强度曝气
2b	底泥曝气	8	2	普通强度曝气
3a	水相曝气	4	2	低强度曝气+菌剂
3b	底泥曝气	4	2	低强度曝气+菌剂
4a	水相曝气	8	2	普通强度曝气+菌剂
4b	底泥曝气	8	2	普通强度曝气+菌剂
5a	静置	—	—	—

填装完底泥和上覆水稳定 24 h 后开始试验,试验分为水曝气和泥曝气 2 种曝气方式。水曝气将微孔曝气头安装在泥水界面上 2 cm 处(预试验确定,以不扰动表层底泥的最低位置为准),泥曝气将微孔曝气头安装在泥水界面下 2 cm 处。

本试验投加的复合菌剂购自某专业菌剂生产公司,菌剂性状为灰褐色固体粉末,是环保型复合脱氮菌剂。该菌剂能提高反硝化速率,高效脱氮,并协助其他微生物更好地适应污水环境。活化后的菌剂投加标准为 150 mL/m³,即每个加菌剂组装置投加 27 mL。试验开始和第 7 天投加菌剂,共计投加 2 次。

试验周期为 36 d,第 33 天停止曝气后静置 3 d。试验过程中定期采集上覆水、间隙水,监测 NH₃-N、TN、TP、COD、pH、DO、氧化还原电位(ORP)的变化。

1.3 样品测定

NH₃-N 采用纳氏试剂分光光度法测定,TN 采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定,TP 采用钼酸盐分光光度法测定,COD 采用快速消解分光光度法测定。底泥有机质含量的测定:采用重铬酸钾氧化法测定有机碳含量后乘以 1.724 得到。为保证数据准确,每个样品均设置 2 个平行同步分析。

2 结果与分析

2.1 上覆水与间隙水中 NH₃-N、TN、TP、COD 浓度的变化

2.1.1 上覆水与间隙水中 NH₃-N 浓度的变化

不同运行工况下上覆水与间隙水中 NH₃-N 浓度随时间的变化见图 2。

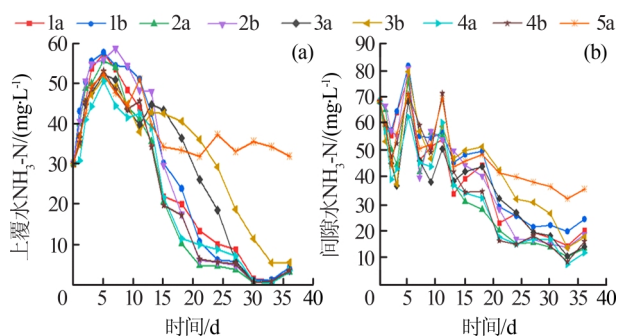


图2 不同运行工况下上覆水(a)和
间隙水(b)中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度随时间的变化

Fig. 2 Changes of $\text{NH}_3\text{-N}$ concentration in overlying water (a) and clearance water (b) with time under different operating conditions

由图 2(a)可知,试验初期各工况下上覆水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度均逐渐上升且上升趋势相似,在第 5 天达到最大值,随后开始出现不同程度的下降,最后趋于稳定状态。初期曝气扰动会促进底泥和间隙水中的污染物释放到上覆水体中,使得上覆水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度升高。静置组(工况 5a)初期上覆水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度也呈升高趋势,其原因是厌氧条件下促进了有机氮的氨化。随着曝气的进行,系统内 DO 逐渐升高,微生物活性增强,加快了 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的分解消耗;同时曝气对水体中的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 有一定的吹脱作用,使得上覆水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度逐渐降低^[9]。

由图 2(b)可知,间隙水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度整体呈下降趋势,前 13 d 波动幅度较大,15 d 后逐渐下降并趋于稳定。第 33 天停止曝气后,各组上覆水及间隙水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度又有所回升。物质是从高浓度逐渐向低浓度扩散的,间隙水中氮的含量远高于上覆水,因此会不断向上覆水中扩散,这是初期间隙水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度降低的主要原因^[10]。自然情况下,底泥有机质矿化过程产生的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 量高于硝化作用及 $\text{NH}_3\text{-N}$ 氧化的消耗量。随着系统 DO 逐渐升高,底泥有机质矿化速率加快,矿化产物不断向间隙水释放,间隙水又会向上覆水释放,使得间隙水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度处于波动状态^[11]。随着曝气的进行,间隙水中的 $\text{NH}_3\text{-N}$ 向上覆水扩散作用增强,微生物活性增强且数量增多,硝化作用增强,使得间隙水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度逐渐降低。曝气时表层底泥悬浮,静置时表层底泥沉降,切断了其与上覆水的直接接触,使其释放作用受阻,故停止曝气后 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度略有回升^[9]。

2.1.2 上覆水与间隙水中 TN 浓度的变化

不同运行工况下上覆水与间隙水中 TN 浓度随时间的变化见图 3。

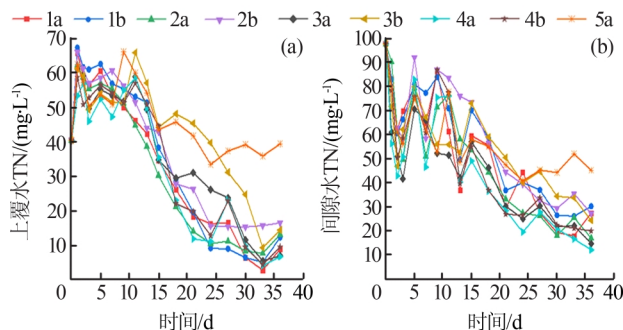


图3 不同运行工况下上覆水(a)和
间隙水(b)中 TN 浓度随时间的变化

Fig. 3 Changes of TN concentration in overlying water (a) and clearance water (b) with time under different operating conditions

由图 3(a)可见,试验初期各工况上覆水中 TN 浓度均呈现上升趋势,2~3 d 时达到最大值,随后出现波动,10 d 后开始下降,并逐渐趋于稳定,加菌剂组在第 7 天加入菌剂后,7~10 d 时 TN 浓度出现短暂回升。TN 是水中各种形态有机和无机氮的总量,初期上覆水中 TN 浓度上升主要是曝气扰动使得底泥悬浮,有机氮大量释放到上覆水中。另外,曝气初期加入的菌剂处于适应阶段,活性较弱,对氮素的分解消耗量较少^[12]。随着曝气的进行,水体逐渐呈现好氧状态,微生物数量增多,活性增强,水中的有机质被不断消耗分解,硝化作用也逐渐增强,硝化作用累积的硝态氮逐渐向深层底泥中扩散,在深层底泥中进行反硝化;且溶解氧升高逐渐抑制了内源释放作用,使得上覆水中 TN 浓度逐渐降低。硝化作用、吹脱作用、氨氧化作用是上覆水及间隙水中氮含量削减的几个主要途径^[13]。

由图 3(b)可见,间隙水中 TN 浓度整体呈下降趋势,前 13 d 波动幅度较大,13 d 后逐渐下降并趋于稳定,加菌剂组在第 7 天加入菌剂后 TN 浓度出现短暂回升。与间隙水 $\text{NH}_3\text{-N}$ 浓度的变化相似,初期间隙水中 TN 浓度下降主要是因为大量内源氮释放进入上覆水中,内源氮释放到上覆水后经过硝化反应与其中已经发生硝化反应或者厌氧氨氧化反应的硝氮一起向下扩散,在曝气扰动作用下扩散到溶解氧较低的泥层进行反硝化或厌氧氨氧化反应,使得间隙水中 TN 浓度降低^[14-15]。由于添加的复合菌剂中

含有机质,其加入后使得 TN 浓度出现短暂回升。

2.1.3 上覆水与间隙水中 TP 浓度的变化

不同运行工况下上覆水与间隙水中 TP 浓度随时间的变化见图 4。

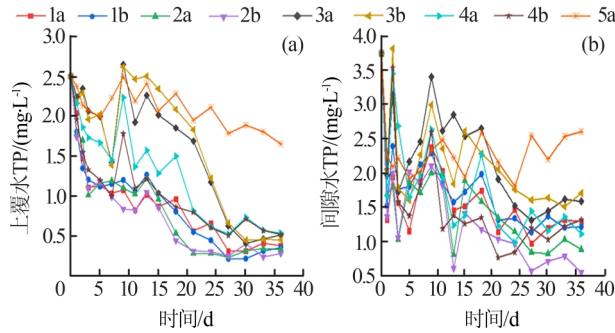


图 4 不同运行工况下上覆水(a)和间隙水(b)中 TP 浓度随时间的变化

Fig. 4 Changes of TP concentration in overlying water (a) and clearance water (b) with time under different operating conditions

由图 4(a)可见,试验初期各工况上覆水中 TP 浓度均呈下降趋势,前 5 d 工况 1a、1b、2a、2b 上覆水中 TP 浓度迅速下降,但 5 d 后开始出现波动,13 d 后逐渐下降并趋于稳定;前 5 d 工况 3a、3b、4a、4b 由于加入菌剂 TP 浓度下降幅度较缓,且在第 7 天加入菌剂后 TP 浓度又出现短暂回升,第 9 天后逐渐下降并趋于稳定。试验初期上覆水中 TP 浓度迅速下降,一方面是由于聚磷菌在好氧条件下大量吸磷,好氧生物合成代谢旺盛^[16];另一方面是因为曝气过程中大量悬浮的表层颗粒物在高度复氧环境中,形成铁、硅等无机大分子胶体,其具有巨大的比表面积,可吸附上覆水及间隙水中具有阴离子特征的磷酸根和游离性磷^[17]。

由图 4(b)可见,各工况间隙水中 TP 浓度在前 1~2 d 迅速下降,之后波动下降并逐渐趋于平稳,其波动幅度较上覆水剧烈。上覆水中的磷酸根通过间隙水向底泥移动,而底泥内源磷又不断向间隙水中释放,使得间隙水中 TP 浓度呈波动状态^[18]。本试验投加菌剂后上覆水和间隙水中 TP 浓度会突升,一方面原因是微生物菌剂初加入水体,需要短暂的时间适应环境;另一方面是投加菌剂会带入大量的基质,虽然投加量很少,但系统体积较小,致使系统内 TP 含量突增。

2.1.4 上覆水与间隙水中 COD 的变化

不同运行工况下上覆水与间隙水中 COD 随时间的变化见图 5。

间的变化见图 5。

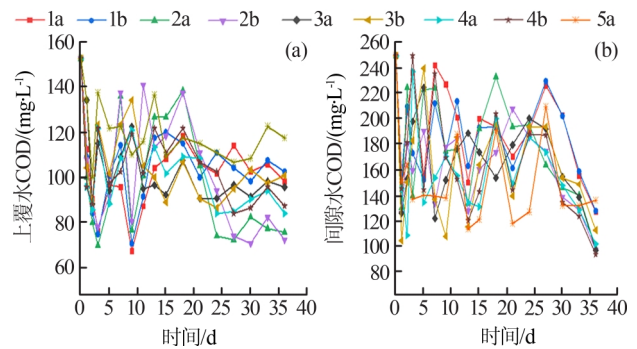


图 5 不同运行工况下上覆水(a)和间隙水(b)中 COD 随时间的变化

Fig. 5 Variation of COD in overlying water (a) and clearance water (b) with time under different operating conditions

由图 5 可见,上覆水及间隙水中 COD 的波动幅度在 4 个指标中最大,20 d 后各工况上覆水中 COD 才开始逐渐降低,25 d 后各工况间隙水中 COD 才开始逐渐降低,与李广胜等^[19]的研究结果相似。说明短期的曝气处理对 COD 的去除效果不显著,需长期运行。初期曝气扰动使得底泥有机物不断地释放到间隙水并经间隙水扩散到上覆水中,曝气一方面可以加快水体有机物的降解,降低 COD,另一方面又会加快微生物的代谢作用,提升 COD。加菌剂组在第 7 天加入菌剂后 COD 出现升高,这与胡湛波等^[20-21]的研究结果相似。

2.2 污染物削减率及水质提升效果

不同工况对水体 TN、NH₃-N、TP、COD 的削减率见图 6。

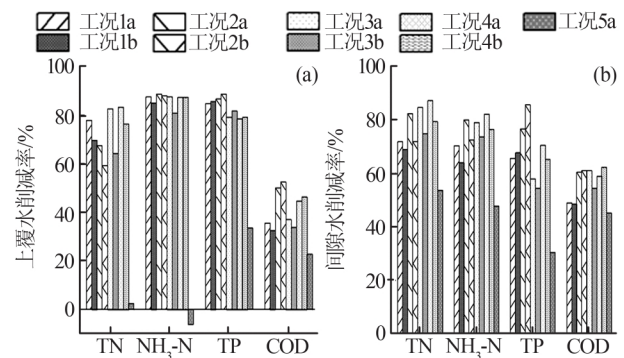


图 6 不同工况对水体 TN、NH₃-N、TP、COD 的削减率

Fig. 6 Reduction rates of TN, NH₃-N, TP and COD in water under different working conditions

由图 6 可以看出,与静置组(工况 5a)相比,其余工况对上覆水及间隙水中 NH₃-N、TN、TP、COD

的削减率均显著提升,表明曝气及曝气与菌剂组合处理能有效促进污染物的去除。不同工况对上覆水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的削减率差异较小,延长曝气时间有助于间隙水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的削减;外加菌剂并未提高上覆水及间隙水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的削减率。水曝气对上覆水及间隙水中 TN 的削减率均高于泥曝气;外加菌剂能有效提高上覆水及间隙水中 TN 的削减率,但其对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的削减效果不显著,说明外加菌剂主要消耗的是系统内的有机氮;延长曝气时间能显著提高间隙水中 TN 的削减率。泥曝气对上覆水及间隙水中 TP 的削减率均略高于水曝气;延长曝气时间能有效提高上覆水及间隙水中 TP 的削减率;外加菌剂不利于上覆水及间隙水中 TP 的去除。延长曝气时间能有效提高上覆水及间隙水中 COD 的削减率;投加菌剂对 COD 的削减无显著提升效果。

综上,水曝气对上覆水及间隙水中 TN 的削减率均高于泥曝气,但泥曝气对上覆水及间隙水中 TP 的削减率均略高于水曝气。延长曝气时间有利于污染物的去除。投加的菌剂为复合脱氮菌,其对上覆水及间隙水中 TN 的削减效果显著,对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、COD 的作用效果不明显,不利于 TP 的削减。工况 2a 对上覆水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的削减率最高,为 88.76%;工况 2b 对上覆水中 TP、COD 及间隙水中 TP 的削减率最高,分别为 88.85%、52.46%、85.57%;工况 4a 对上覆水中 TN 及间隙水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN 的削减率最高,分别为 83.60%、82.38%、87.41%;工况 4b 对间隙水中 COD 的削减率最高,为 62.33%。可见,不同的处理方式对污染物的削减效果不同,可根据水体的污染特征及主要污染因子选择合适的修复方式。

各工况运行结束后的上覆水水质情况见表 3。

表 3 各工况处理后上覆水水质情况

Table 3 Water quality of overlying water after treatment in various working conditions

工况	TN		$\text{NH}_3\text{-N}$		TP		COD		$\text{DO}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	ORP/mV
	质量浓度/ $(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	去除率/%	质量浓度/ $(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	去除率/%	质量浓度/ $(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	去除率/%	质量浓度/ $(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	去除率/%		
1a	8.9	78.05	3.74	87.67	0.38	84.96	98.3	35.52	6.10	145.3
1b	12.2	69.78	4.47	85.25	0.36	85.77	102.5	32.79	6.65	119.6
2a	13.1	67.65	3.41	88.76	0.33	86.80	75.8	50.27	7.67	120.4
2b	16.5	59.26	3.61	88.09	0.38	88.85	72.5	52.46	7.54	130.8
3a	6.9	82.95	3.72	87.72	0.52	79.44	95.8	37.16	4.40	93.0
3b	14.4	64.36	5.75	81.06	0.45	81.89	100.8	33.88	4.21	97.8
4a	6.6	83.60	3.79	87.52	0.54	78.62	84.2	44.81	7.34	123.4
4b	9.5	76.50	3.79	87.53	0.52	79.23	87.5	46.62	7.36	124.6
5a	39.5	2.50	32.18	-6.08	1.66	33.86	117.5	22.95	1.11	50.2

试验结果表明,与原水水质相比(见表 1),各工况运行结束后,水体中 TN、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TP、COD 浓度均大幅度降低。各工况对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 的削减效果最好,均在 80%以上,对 COD 的削减效果最差。按照《城市黑臭水体整治工作指南》(见表 4)对各工况运行结束后的上覆水水质进行评价,处理后各工况 DO 均大于 2 mg/L,ORP 均大于 50 mV, $\text{NH}_3\text{-N}$ 质量浓度均低于 8 mg/L(水深较浅,透明度未检测),水质均不再属于黑臭水体。可见,不同曝气及曝气与菌剂组合模式对水质均有显著提升效果。从水质提升效果和经济实用性综合分析,普通强度曝气技术对上覆水水质提升效果最好,且简便易行,无需经常维护,能耗费用也较低,还可根据特征污染因子选择针对性的处理方法与曝气技术组合来达到治理效果。

表 4 城市黑臭水体评价标准

Table 4 Evaluation criteria for urban black and odorous water bodies

特征指标	透明度/cm	$\text{DO}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$	ORP/mV	$\text{NH}_3\text{-N}/(\text{mg}\cdot\text{L}^{-1})$
轻度黑臭	25~10	0.2~2.0	-200~50	8.0~15
重度黑臭	<10	<0.2	<-200	>15

注:水深不足 25 cm,透明度按水深的 40%取值。

2.3 底泥修复效果

底泥黑臭的直接原因是系统缺氧,根本原因是有机质等耗氧物质含量高;致黑物质主要是有机物在厌氧条件下形成的黑褐色水团,主要包括腐殖酸和富里酸等物质。腐殖酸和富里酸经水解后会形成大量氨基酸和游离氨,氨基酸在水体中厌氧分解产生游离态氨、硫化氢和硫醇等致臭物质。而曝气直接给系统充氧,能显著改善系统环境。曝气处理后底泥颜色逐渐由黑色经灰褐色变为土黄色,气味由强烈

明显变为微弱,底泥有机质含量减少。各工况对底泥有机质的削减率见表 5。

表 5 各工况对底泥有机质的削减率

Table 5 Reduction rate of organic matter in sediment under different working conditions

工况	1a	1b	2a	2b	3a	3b	4a	4b	5a
有机质 削减率/%	14.74	19.79	16.26	20.59	21.58	23.70	27.76	36.42	12.98

由表5可知,工况 4b 对底泥有机质的削减率最高,工况 1a 对底泥有机质的削减率最低。不加菌剂时,延长曝气时间并未显著提升有机质的削减率;加入菌剂后延长曝气时间能显著提高有机质的消耗量,说明延长曝气时间能够提高微生物对有机质的分解。泥曝气对底泥有机质的削减效果高于水曝气,这是因为泥曝气对底泥的扰动作用更强,大大提高了底泥含氧量,而水曝气对底泥扰动较弱,底泥仍处于厌氧状态^[22]。

3 结论

(1)投加菌剂有利于对上覆水及间隙水中 TN 的削减,不利于对 TP 的削减,对 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、COD 的削减无显著影响。水曝气对上覆水及间隙水中 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN 的削减效果略高于泥曝气,但对 TP 的削减效果低于泥曝气,延长曝气时间有利于污染物的去除。

(2)与静置组相比,各工况对上覆水水质均有显著提升效果,可将其由原来的重度黑臭改善至非黑臭水体。其中,普通强度曝气技术(工况 2a)对上覆水水质整体提升效果最好且简便易行。

(3)曝气处理后底泥有机质含量减少,底泥颜色逐渐由黑色经灰褐色变为土黄色,气味由强烈明显变为微弱。泥曝气对底泥有机质的削减效果高于水曝气,添加菌剂有利于底泥有机质的削减,工况 4b 对底泥有机质的削减率最高,为 36.42%。

参考文献

- [1] 刘丽香,韩永伟,刘辉,等.曝气技术对黑臭水体治理效果影响的研究进展[J].环境科学研究,2020,33(4):932-939.
- [2] 肖羽堂,王艳杰,吴玉丽,等.好氧-富氧曝气生物处理在黑臭河涌原位修复中的应用[J].环境工程学报,2017,11(5):2780-2784.
- [3] SHENG Yanqing, QU Yingxuan, DING Chaofeng, et al. A combined application of different engineering and biological techniques to remediate a heavily polluted river [J]. Ecological Engineering, 2013, 57:1-7.

- [4] LORENZO V D. Systems biology approaches to bioremediation [J]. Current Opinion in Biotechnology, 2008, 19(6): 579-589.
- [5] 王美丽,刘春,白璐,等.曝气对黑臭河道污染物释放的影响[J].环境工程学报,2015,9(11):5249-5254.
- [6] WANG Hongyuan, SHEN Zhenyao, GUO Xuejun, et al. Ammonia adsorption and nitrification in sediments derived from the Three Gorges Reservoir, China [J]. Environmental Earth Sciences, 2010, 60: 1653-1660.
- [7] 杨兆华,何连生,姜登岭,等.黑臭水体曝气净化技术研究进展[J].水处理技术,2017,43(10):49-53.
- [8] 湛伟,李小平,孙从军,等.低强度曝气技术修复河道黑臭水体的可行性研究[J].中国给水排水,2009,25(1):57-59.
- [9] 许宽,刘波,王国祥,等.底泥曝气对城市污染河道内源氮变化过程的影响[J].环境科学学报,2012,32(12):2935-2942.
- [10] 凌芬,刘波,王国祥,等.曝气充氧对城市污染河道内源铵态氮释放的控制[J].湖泊科学,2013,25(1):23-30.
- [11] 袁海英,梁启斌,侯磊,等.洱海入湖河口湿地沉积物氨氮释放潜力研究[J].生态与农村环境学报,2020,36(6):762-769.
- [12] 崔会芳,陈淑云,杨春晖,等.宜兴市横山水库底泥内源污染及释放特征[J].环境科学,2020,41(12):5400-5409.
- [13] 王建军,沈吉,张路,等.云南滇池和抚仙湖沉积物-水界面营养盐通量及氧气对其的影响[J].湖泊科学,2010,22(5):640-648.
- [14] 刘波,王国祥,王风贺,等.不同曝气方式对城市重污染河道水体氮素迁移与转化的影响[J].环境科学,2011,32(10):2971-2978.
- [15] 张一璠,陈玉霞,何岩,等.水体扰动对黑臭河道内源氮营养盐赋存形式的影响[J].华东师范大学学报:自然科学版,2013,2:1-10.
- [16] 李志洪,李文超,何岩,等.滴水湖底泥内源营养盐释放行为与曝气运行模式的关系[J].环境污染与防治,2014,36(10):18-21.
- [17] 黄加昀,黄永炳.曝气增氧—生物膜组合工艺提升黑臭水体实例[J].工业水处理,2019,39(12):97-100.
- [18] 徐熊鲲,谢翼飞,陈政阳,等.曝气强化微生物功能菌修复黑臭水体[J].环境工程学报,2017,11(8):4559-4565.
- [19] 李广胜,雷利荣.曝气复氧+微生物菌剂修复黑臭河道工程试验[J].环境工程,2018,36(4):34-36.
- [20] 胡湛波,刘成,周权能,等.曝气对生物促生剂修复城市黑臭河道水体的影响[J].环境工程学报,2012,6(12):4281-4288.
- [21] 卢丽君,孙远军,李小平,等.用生物促生剂修复受污染底泥的试验研究[J].环境科学导刊,2007,26(6):49-53.
- [22] 李卫平,张少康,李晓光,等.低剂量硝酸钙联合低氧曝气对黑臭底泥的修复探究[J].环境科学研究,2020,33(4):940-948.

[作者简介] 王莉(1973—),博士,高级工程师。E-mail:xiawangli@zzu.edu.cn。

[收稿日期] 2021-07-22(修改稿)