

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2025.05.014

超微曝气抑制黑臭底泥污染释放的效果

李婷婷¹, 周政¹, 柴晓利^{1,2}

(1. 同济大学环境科学与工程学院, 上海 200092; 2. 上海污染控制与生态安全研究所, 上海 200092)

摘要: 为了了解超微曝气在黑臭水体修复中对内源污染物释放的抑制效果,采用小试分析了超微曝气和鼓风曝气对底泥上覆水水质、复氧速率及微生物群落多样性的影响。结果表明,曝气能够削减黑臭底泥中内源污染物TOC、NH₃-N的浓度,削减率分别为71.01%和48.66%,均高于鼓风曝气组。在对上覆水充分曝气的条件下,上覆水中致臭物质含量降至检测限以下。由于超微曝气具有超微气泡在水中停留时间更长、更易附着在底泥表面的特点,对水体复氧的持久性更高。此外,超微曝气显著降低了底泥中厌氧微生物丰度,提高了以脱硫杆菌(*Desulfobacterota*)和酸杆菌门(*Acidobacteriota*)等为代表的好氧菌门丰度,从而实现对河道内源污染物的削减和释放抑制。

关键词: 黑臭底泥; 超微曝气; 内源污染; 复氧

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2025)05-0102-06

Impact of Ultra-micro Aeration on Suppressing the Release of Pollutants from Black Odorous Sediment

LI Ting-ting¹, ZHOU Zheng¹, CHAI Xiao-li^{1,2}

(1. College of Environmental Science and Engineering, Tongji University, Shanghai 200092, China; 2. Shanghai Institute of Pollution Control and Ecological Security, Shanghai 200092, China)

Abstract: This study analyzed the effects of ultra-micro aeration and blast aeration on sediment overlying water quality, reoxygenation rate, and microbial community diversity in a laboratory experiment, so as to investigate the inhibition effect of ultra-micro aeration on the release of endogenous pollutants in black odorous water bodies. The TOC and NH₃-N in black odorous sediment were significantly reduced through aeration, with reduction efficiencies of 71.01% and 48.66%, respectively. These reduction efficiencies were higher compared to those observed in the blast aeration group. Under full aeration conditions, the concentration of odorous compounds in the overlying water was reduced to below the detection limit. The ultra-micro aeration exhibited superior persistence in water reoxygenation due to the characteristics of extended retention time of ultra-micro bubbles in water and its enhanced adhesion to the bottom sediment surface. Furthermore, the ultra-micro aeration significantly decreased the abundance of anaerobic microorganisms in the sediment while increasing the abundance of aerobic microorganisms such as *Desulfobacterota* and *Acidobacteriota*. This shift effectively mitigated and inhibited the release of endogenous pollutants within the river.

Key words: black odorous sediment; ultra-micro aeration; endogenous pollution; reoxygenation

随着我国经济的高速发展和城市化进程的加速,水体污染逐渐加剧^[1],河流和湖泊的黑臭现象严重^[2]。黑臭水体底泥中通常溶解氧浓度极低且含有较多的有机物、氮磷营养盐、重金属等内源污染物,污染释放潜力大^[3],特别是对上覆水水质的影响尤为显著。此外,黑臭水还会导致水体生物多样性下降、水生态系统结构破坏、自净能力消失等,严重影响人们的生活和身体健康^[4]。

有机污染是造成水体黑臭的主要因素之一,当水体污染物浓度超过其环境容量、溶解氧消耗速率大于水体自然复氧速率时,就会导致水体缺氧进而形成厌氧状态,此时厌氧生物在水体中大量繁殖并分解有机物,有机物在降解过程中生成硫化氢、胺、氨、硫醇等发臭物质。因此如何有效提高溶解氧浓度是黑臭水体治理的关键。曝气充氧是一种行之有效的黑臭水体治理手段,常见的曝气复氧工艺包括鼓风机-微孔布气管曝气工艺、微孔管曝气工艺、扬水曝气工艺等^[5]。上述几种曝气工艺对黑臭水体有一定的治理效果,但是均不同程度地存在着设备氧传质效率低、能耗高、底泥扰动大、容易引起二次污染等问题。

超微气泡通常是指存在于水中直径小于50 μm 的微小气泡^[6]。与传统气泡相比,超微气泡因其具有粒径小、界面 ζ 电位高、可产生自由基、停留时间长、氧传质效率高等特性,在水污染防治领域受到广泛关注。由于气泡粒径极小,超微气泡是以弥散的方式迅速扩散于水体中,对水体和底泥的扰动很小,氧的转化效率几乎不受水深影响,克服了传统曝气初期引起的臭味扩散加剧和底泥扰动上翻的缺点^[6]。因此,笔者针对黑臭水体溶解氧低、底泥内源污染物释放快等问题,分析了超微曝气技术对抑制底泥内源污染物释放尤其是氮、磷元素释放的效果,通过对比传统鼓风曝气技术,研究上覆水中溶解氧衰减速率和底泥微生物的群落变化,并进一步探讨超微曝气对内源污染物释放的抑制机理。

1 材料与方法

1.1 实验材料

用柱状采样器采集常州市某黑臭河道表层约15 cm厚度的底泥30 L左右,取上、中、下层深度水样共计150 L。将采集后的样品立即带回实验室测定各项污染物背景值。采集的底泥样品外观呈灰

黑色,并伴有恶臭气味,质地较为疏松,含水率为60.6%。底泥pH为6.28,呈弱酸性。采集的黑臭底泥氧化还原电位为-312.5 mV,处于强还原性状态,说明底泥中溶解氧浓度极低,底泥呈厌氧状态。有机碳含量为2.16%。硝态氮为18.60 mg/kg,铵态氮为142 mg/kg。底泥中氮元素含量高,主要以有机氮等形式存在,铵态氮的含量大于硝态氮,说明底泥处于缺氧环境,硝化作用因受到溶解氧水平的约束基本无法进行,导致铵态氮无法转化为硝态氮,正常的水体氮循环被打破。铁含量为11 266 mg/kg,锰含量为233.15 mg/kg,总磷含量为661 mg/kg,有机磷为159 mg/kg,无机磷为403 mg/kg,铁铝结合态磷为212 mg/kg,钙结合态磷为242 mg/kg。底泥中的磷主要以无机磷形式存在,其含量占底泥总磷含量的61%,而无机磷中绝大部分为与三价铁、铝、钙等金属离子结合的磷,即结合态磷,当上覆水中氧化还原电位和pH改变时,金属离子由氧化态转变为还原态,原本吸附结合的无机磷便会脱附,易扩散到上覆水中造成水体磷含量上升。底泥的背景值表明,该河道为典型的黑臭水体,其中氨氮、总磷和有机物具有较大的污染物释放风险。

1.2 实验方法

底泥内源污染物释放速率监测:在有机玻璃筒底部平铺10 cm黑臭底泥作为污染物释放源,以清水作为上覆水,通过测定不同时间上覆水中污染物浓度,计算黑臭底泥污染物释放量及释放速率。

超微曝气对底泥内源污染物释放的影响:设置超微曝气、鼓风曝气、对照(不曝气)三组实验,在同规格的有机玻璃筒底部设置10 cm的黑臭底泥,以清水为上覆水,上覆水深度设置为40 cm,采用间歇式超微曝气和鼓风曝气。为避免侧面透明筒壁透过的光照对底泥产生影响,用铝箔纸将装置底部包裹起来,如图1所示。筒内设置自动控温装置,保持3组筒内水温恒定为25 $^{\circ}\text{C}$,避免温度波动对内源污染物释放的影响。

为模拟河道治理工程中曝气设备的真实运行时间,曝气设备设置自动开关,在第0~18天,每天曝气8 h(17:00—次日01:00),其余16 h停止曝气,并测定停止曝气期间各组上覆水溶解氧下降曲线、上覆水污染物浓度及变化情况。此外,为探究曝气后污染物在较长周期内的释放情况,实验后期,即18~20 d关闭曝气设备,并且每2 h取样1次,持续观察

上覆水中溶解氧浓度的变化。本研究主要针对黑臭水体的曝气增氧(区别于底泥曝气),故曝气头设置于底泥表层上方5 cm处,较大的水深可以增加氧利用率。但因为曝气对底泥扰动较大,故溶解氧测量点设置于筒内水面下10 cm处,距离泥水界面30 cm,以避免底泥扰动对溶解氧测定仪的影响。

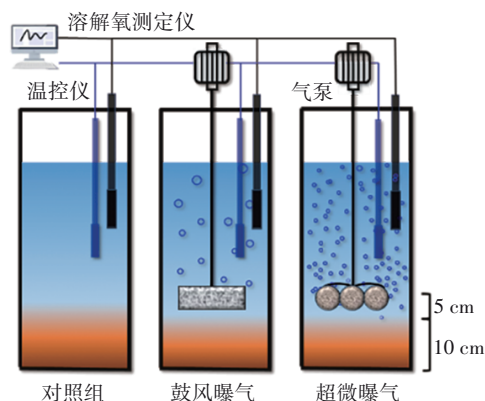


图1 超微曝气对内源污染物释放影响的实验装置

Fig.1 Experimental apparatus for the effect of ultra-micro aeration on release of endogenous pollution

1.3 检测项目及方法

上覆水TN采用碱性过硫酸钾消解紫外分光光度法测定,TP采用钼酸铵分光光度法测定,COD采用消解比色法测定, $\text{NH}_3\text{-N}$ 采用纳氏试剂分光光度法测定, NO_x^- 和磷酸盐采用离子色谱法测定,铁、锰离子采用电感耦合等离子体发射光谱法测定,DO、ORP、pH采用哈希测定仪测定。底泥总有机碳(TOC)采用燃烧氧化-非分散红外吸收法测定,全氮采用半微量凯氏法测定,铵态氮采用靛酚蓝比色法测定,硝态氮采用酚二磺酸比色法测定。

微生物样本采集于18 d后,即周期曝气实验结束后取样,底泥样本于 $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ 环境中保存。提取DNA后,送至上海美吉生物医药科技有限公司进行高通量测序。臭味物质二甲基三硫醚(DMTS)采用固相微萃取法提取水溶液样品,并通过气相色谱质谱法测定^[7]。

2 结果与分析

2.1 黑臭底泥污染物释放速率

底泥污染物释放量及释放速率的变化如图2所示。可知,上覆水中各项污染物浓度均随着释放时间增加而明显提高。从图2(a)可以看出, $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN的释放速率基本稳定,上覆水中浓度与释放时间成正比,两者的最大释放速率分别为5.77和6.10

$\text{mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ 。从图2(b)可以看出,第1天与第4天上覆水中 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度相同,说明硝酸盐内源释放能力较弱,在第1天即达到最大释放能力。TP最大释放速率出现在第1天,为 $0.18\text{ mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ 。TP的释放在2~7 d出现波动,呈现前期较慢、后期变快的趋势,但经过10 d的释放,速率逐渐降低。这是因为前期底泥表面中Fe多数为Fe(III),与磷酸盐螯合形成共沉淀,并随之稳定在底泥中。随着水体溶解氧浓度的不断下降,底泥氧化还原电位降到0 mV以下,大量Fe(III)转化成Fe(II)并释放到上覆水中,底泥中的铁铝结合态磷也大量解吸为溶解性磷酸盐并释放到上覆水中,从而造成水体TP浓度上升。溶解氧浓度降低还可使底泥微生物发生厌氧呼吸,导致底泥酸化,而酸性条件可促使铁铝结合态磷、钙结合态磷溶解而释放出磷。从图2(c)可以看出,COD的最大释放速率出现在第1天,为 $25.27\text{ mg}/(\text{kg}\cdot\text{d})$ 。在第2~10天COD释放速率逐渐降低。因此,黑臭水体造成的溶解氧降低显著增加了底泥中总氮(尤其是氨氮)、总磷、COD的释放。

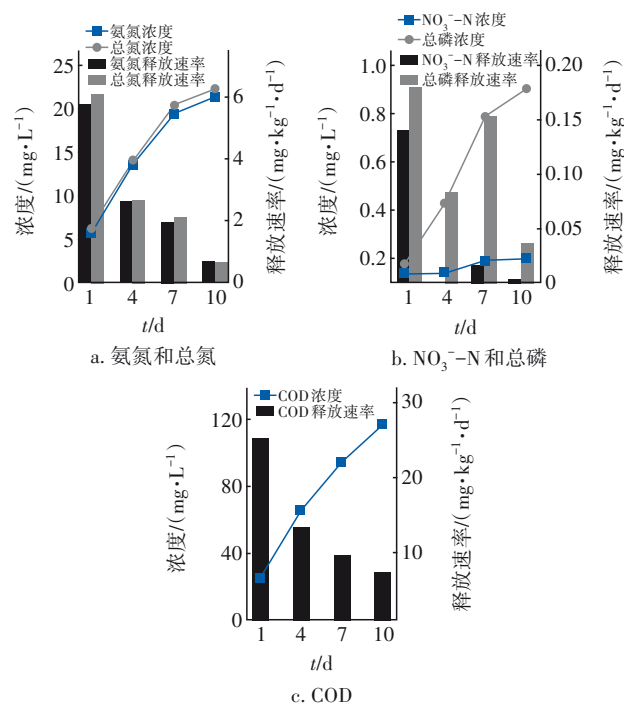


图2 底泥污染物释放量及释放速率的变化

Fig.2 Change in pollutant release quantity and release rate from sediment

实验以DMTS为主要臭味指标,测定了底泥间隙水及不同时期上覆水中致臭物质浓度。黑臭底泥间隙水中致臭物质浓度较高,达到 $3\,979.48\text{ ng/L}$ 。

DMTS的释放速度在第1天达到最大值,为4 016 ng/(kg·d),表明黑臭底泥中的致臭物质极易转移到上覆水中。然而,随着释放时间的增加,上覆水中DMTS浓度反而下降。这是由于底泥释放到上覆水中的DMTS量小于水体因氧化、挥发等而减少的DMTS量,导致水体中DMTS浓度随着时间的增加反而逐渐减小^[7]。这暗示曝气可以作为促进DMTS释放和削减污染物浓度的有效途径。

2.2 超微曝气对底泥污染物释放的抑制效果

曝气处理后上覆水中污染物释放浓度的变化如图3所示。

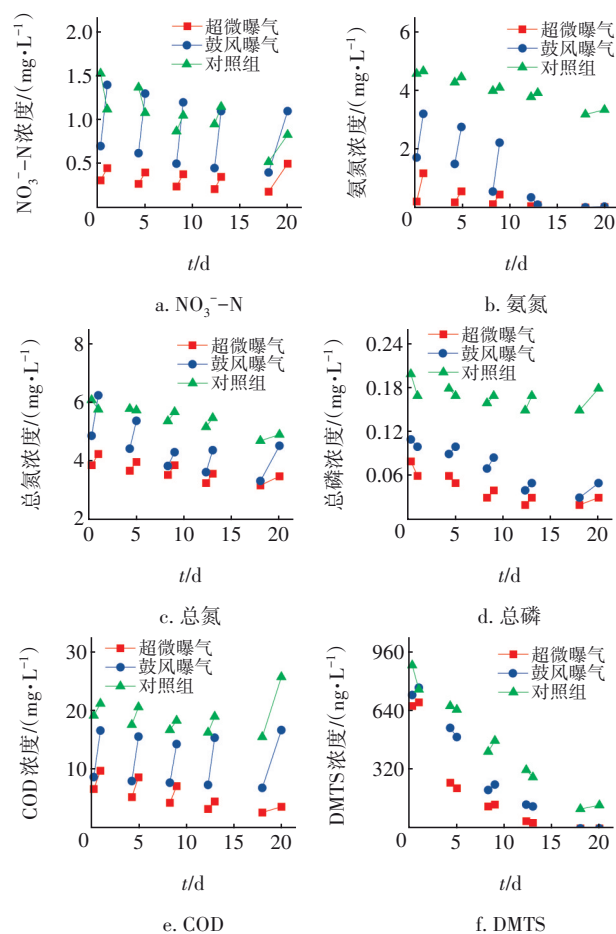


图3 曝气处理后上覆水中污染物释放浓度的变化

Fig.3 Change in release concentration of pollutants in overlying water after aeration treatment

从图3可以看出,鼓风曝气组和超微曝气组在停止曝气8 h后(第1天),上覆水中 NO_3^- -N、 NH_3 -N、TN、COD浓度较曝气刚结束时有上升,说明停止曝气后仍然存在部分内源污染物释放。其中,鼓风曝气组释放后 NO_3^- -N和TN浓度甚至高于对照组,这是由于鼓风曝气对底泥扰动过大,造成底泥再悬

浮,加速了内源污染物的释放。虽然曝气停止后上覆水中污染物浓度有所上升,但整体上仍小于对照组上覆水中的平衡浓度,说明曝气对黑臭底泥内源污染物释放有抑制效果。

通过对比超微曝气组和鼓风曝气组上覆水中污染物浓度可以发现,随着运行时间的增加,超微曝气组上覆水中COD、TN、 NH_3 -N、TP以及致臭物质DMTS的浓度逐渐减少,最终浓度均小于鼓风曝气组,说明超微曝气对底泥内源污染物释放的抑制效果优于鼓风曝气。在第18天曝气结束后,经过2 d释放的污染物浓度存在显著差异,超微曝气处理后上覆水中污染物浓度基本达到平衡,说明超微曝气可以大大削减水体污染物浓度,并有效抑制黑臭底泥内源污染物的释放。

2.3 上覆水溶解氧的变化

曝气处理后上覆水中溶解氧的变化如图4所示(黑色箭头表示曝气结束点)。可以看出,对照组在第1天曝气停止后,溶解氧基本稳定,维持在3.0~3.5 mg/L。这表明上覆水与底泥中的污染物浓度已达到动态平衡,水面自然复氧速率对水体溶解氧的影响可以忽略。相比于鼓风曝气组,超微曝气处理后的上覆水溶解氧浓度更高,且整体溶氧浓度更为稳定。

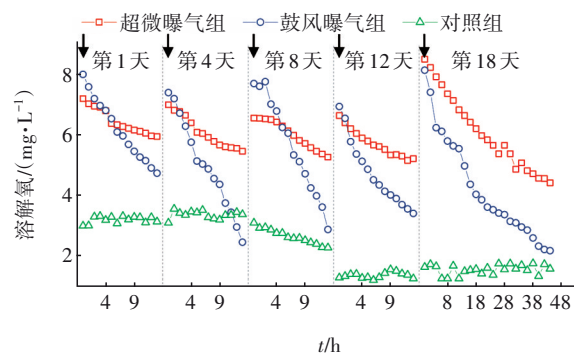


图4 曝气处理后上覆水中溶解氧的变化

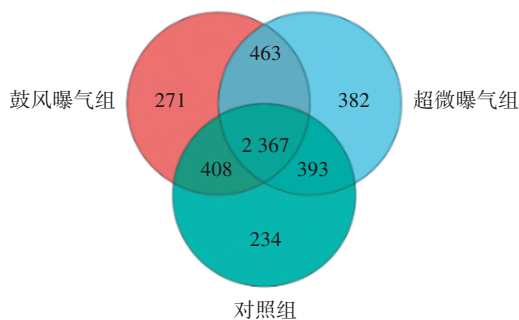
Fig.4 Change in DO of overlying water after aeration treatment

在第4天停止曝气后,3组水体溶解氧浓度变化趋势与第1天类似。对照组溶解氧浓度基本稳定,曝气组上覆水中溶解氧浓度都有不同程度下降,鼓风曝气组溶解氧下降幅度和速率均远大于超微曝气组。其中,鼓风曝气组在停止曝气10.5 h后,上覆水中溶解氧浓度低于对照组,这是因为鼓风曝气对底泥扰动造成底泥中污染物快速释放,在

停止曝气阶段大量消耗溶解氧。对照组从第8天开始,上覆水中溶解氧缓慢降至第12天的1.27 mg/L后保持稳定。经过18 d的运行,超微曝气在停止曝气2 d后,溶解氧稳定在5 mg/L左右,而鼓风曝气组的溶解氧降至2 mg/L左右。两种曝气方式处理后的上覆水初始溶解氧均为饱和或过饱和状态,停止曝气后均有所降低,超微曝气组的溶解氧降幅为鼓风曝气组的68.5%,表明超微曝气组在该时间段内保持了最高的溶解氧水平,其污染物分解利用溶解氧的速率更高。超微曝气产生的微气泡在水中停留时间更长,且由于微气泡表面带有电荷,具有良好的黏附性,可以黏附在泥水界面,缓慢释氧,在停止曝气后维持泥水界面处的溶解氧水平。此外,底泥内部存在孔隙,超微气泡可以扩散进底泥孔隙内部,在停止曝气之后使泥水界面以下部分底泥仍然能够保持一定程度的好氧状态。因此,超微曝气可以有效改善水体缺氧问题,由于超微气泡具有在水中停留时间更长、更易附着在底泥表面的特点,使得超微曝气对水体复氧的持久性更高,对抑制污染物释放的效果更好。

2.4 微生物群落结构分析

微生物在水生态系统中通常被视为分解者,是底泥氮、磷元素转化及有机质分解的重要参与者。超微曝气组与鼓风曝气组微生物组成及其丰度如图5所示。从图5(a)可知,不同曝气处理后样本共有的OTUs为2 367个,表明曝气处理后的样品与原始底泥微生物组成相似,曝气对群落组成的整体影响较小。通过对比不同样品间独有的OTUs发现,超微曝气增加了独有物种的丰度,对照组、鼓风曝气组及超微曝气组独有的OTUs分别为234、271和382个。这表明底泥环境的变化会极大影响底泥部分功能微生物群落构成,进而在一定程度上改变底泥及上覆水环境。



a. 不同曝气处理组的韦恩图

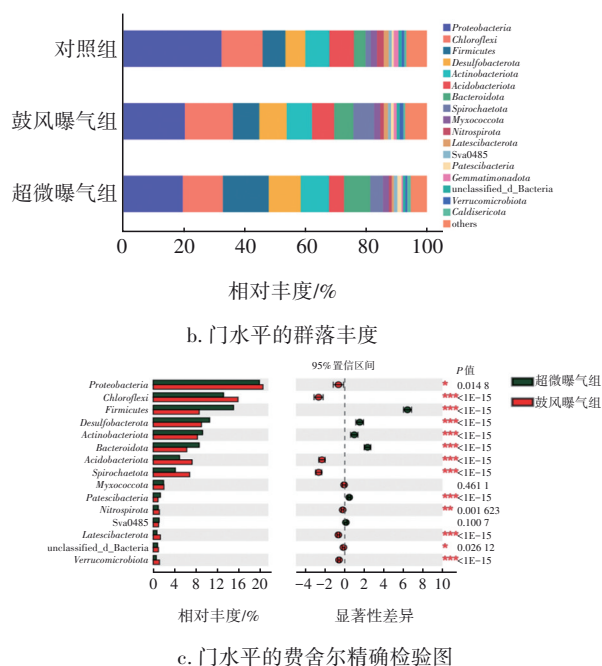


图5 超微曝气组与鼓风曝气组微生物组成及其丰度
Fig.5 Microbial composition and relative abundance of ultra-micro aeration group and blast aeration group

从图5(b)可以看出,底泥微生物群落中占比从高到低依次为变形菌门(*Proteobacteria*)、绿弯菌门(*Chloroflexi*)、厚壁菌门(*Firmicutes*)、脱硫杆菌门(*Desulfobacterota*)、放线菌门(*Actinobacteriota*)、酸杆菌门(*Acidobacteriota*)、拟杆菌门(*Bacteroidota*)、螺旋体门(*Spirochaetota*)。其中,变形菌门、绿弯菌门、拟杆菌门以厌氧微生物为主,脱硫杆菌门和酸杆菌门等以好氧微生物为主,而厚壁菌门中部分为厌氧菌,部分为兼性或专性好氧菌。

超微曝气和鼓风曝气处理后微生物群落中的变形菌门、绿弯菌门等厌氧菌的相对丰度下降,以脱硫杆菌门和酸杆菌门等为代表的好氧菌门相对丰度相比对照组升高,说明曝气可以有效改变底泥微生物的群落组成。此外,超微曝气组中厌氧菌所占比例较鼓风曝气组更低,好氧菌成为优势菌种,说明超微曝气可以更有效地改善底泥溶解氧浓度,进而提高底泥微生物群落中好氧微生物含量。采用费舍尔精确检验方法,在门水平对超微曝气组和鼓风曝气组微生物群落进行统计学上的差异显著性检验,结果如图5(c)所示。可以看出,超微曝气组与鼓风曝气组中占比较高的几个主成分对应的P值均小于0.05,说明超微曝气对于好氧功能微生物的筛选更具显著性。好氧微生物一般为异养型生

物,通过好氧降解有机质获取生存所需能量及物质来源,这也在一定程度上解释了超微曝气对底泥有机质的削减能力强于鼓风曝气的原因。结合上述分析,超微曝气可以改善黑臭水体底泥微生物群落组成,使其中的好氧微生物数量升高成为优势菌,厌氧微生物数量下降,对有机质降解能力更强。超微曝气对底泥微生物的改善效果相对于鼓风曝气具有显著优势。

2.5 超微曝气系统曝气性能参数测算分析

氧传质效率与经济性紧密相关,氧传质效率高,曝气设备经济性越好。为准确测定超微曝气设备的标准氧总转移系数,按照《微孔曝气器清水氧传质性能测定》(CJ/T 475—2015)中非稳态静态启动测试方法即池中水不进不出,先以脱氧剂消除水体中溶解氧后开始曝气。参照Campbell等人^[8]的研究,超微曝气设备的标准氧总转移系数为 0.544 h^{-1} ,标准氧传质速率为 0.226 kg/h 。最终得到超微曝气设备的标准氧传质效率为76.58%。一般来说,鼓风曝气的氧利用率仅为15%~25%^[5],超微曝气的氧传递效率远高于鼓风曝气,因此该设备在自然水体中运行时氧利用效率高,经济性更好。

3 结论

① 停止曝气后,黑臭底泥内源污染物释放会导致上覆水中污染物浓度升高。其中, $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN、TP、COD的释放速率相对较高。

② 曝气处理可以有效抑制黑臭底泥中C、N、P释放到上覆水中,且超微曝气对内源污染物释放的抑制效果优于鼓风曝气。在对上覆水充分曝气的条件下,鼓风曝气和超微曝气均能导致上覆水中致臭物质浓度降至检测限以下。

③ 超微曝气对水体复氧的持久性更高,通过提高底泥中好氧微生物相对丰度以及直接氧化作用降解底泥中的有机物,从而削减底泥内源污染物的释放量。

④ 超微曝气设备的经济性更好,其标准氧传质效率远高于鼓风曝气,为76.58%。

参考文献:

[1] ZHANG J B, SHAO Y T, WANG H C, *et al.* Current

operation state of wastewater treatment plants in urban China[J]. *Environmental Research*, 2021, 195: 110843.

[2] CAO J X, SUN Q, ZHAO D H, *et al.* A critical review of the appearance of black-odorous waterbodies in China and treatment methods [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 385: 121511.

[3] RONG N, LU W Z, ZHANG C Y, *et al.* In situ high-resolution measurement of phosphorus, iron and sulfur by diffusive gradients in thin films in sediments of black-odorous rivers in the Pearl River Delta region, South China[J]. *Environmental Research*, 2020, 189: 109918.

[4] 徐祖信,徐晋,金伟,等. 我国城市黑臭水体治理面临的挑战与机遇 [J]. *给水排水*, 2019, 45(3): 1-5.

XU Zuxin, XU Jin, JIN Wei, *et al.* Challenges and opportunities of black and odorous water body in the cities of China [J]. *Water & Wastewater Engineering*, 2019, 45(3): 1-5(in Chinese).

[5] 曹欠欠,于鲁冀,薛金萍. 城市污染河道水体复氧技术研究综述 [J]. *环境工程*, 2015, 33(1): 1-5.

CAO Qianqian, YU Luji, XUE Jinping. Review of city polluted river reaeration techniques [J]. *Environmental Engineering*, 2015, 33(1): 1-5(in Chinese).

[6] ALHESHBRI M, QIAN J, JEHNANNIN M, *et al.* A history of nanobubbles [J]. *Langmuir*, 2016, 32(43): 11086-11100.

[7] 周政,柴晓利. 超微曝气快速去除黑臭水体中臭味物质的研究 [J]. *山东化工*, 2021, 50(2): 253-255,257.

ZHOU Zheng, CHAI Xiaoli. Research on the rapid removal of odorous compounds in black and odorous water by micro-nano aeration [J]. *Shandong Chemical Industry*, 2021, 50(2): 253-255,257(in Chinese).

[8] CAMPBELL K, WANG J M, DAIGGER G T. Filamentous organisms degrade oxygen transfer efficiency by increasing mixed liquor apparent viscosity: mechanistic understanding and experimental verification [J]. *Water Research*, 2020, 173: 115570.

作者简介:李婷婷(1994—),女,山东济南人,博士研究生,主要研究方向为地表水污染防治。

E-mail:2011546@tongji.edu.cn

收稿日期:2023-10-19

修回日期:2024-02-21

(编辑:任莹莹)