

高有机负荷冲击对填料型 MBR 运行性能的影响

朱逸舟^{1,2},李秀芬^{1,2*},王新华^{1,2},任月萍^{1,2} (1.江南大学环境与土木工程学院,江苏省厌氧生物技术重点实验室,江苏 无锡 214122; 2.江苏省水处理技术与材料协同创新中心,江苏 苏州 215009)

摘要: 针对分散式农村生活污水有机负荷变化明显的特点,研究了填料型厌氧-缺氧-好氧膜生物反应器(A²O-MBR)抗高有机负荷的能力,考察了高有机负荷冲击对污染物去除效果、悬浮和附着污泥性质以及膜污染的影响。结果表明,高负荷冲击期间污染物去除稳定,氨氮去除率在冲击第3d从99.1%下降到78.5%,出水氨氮浓度高于5mg/L,随后去除率恢复至97.6%;悬浮和附着微生物的三磷酸腺苷(ATP)含量增加;附着生物量显著增加;细胞外聚合物(EPS)增加;高有机负荷冲击期间膜污染更严重,膜面污染层EPS含量显著增加;太阳能微动力A²O-MBR系统能减少10%的碳排放。

关键词: 高有机负荷冲击; 附着微生物; 填料; 污染物去除; 膜污染

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 1000-6923(2019)05-1985-08

Effect of high organic load shock on the performance and membrane fouling of membrane bioreactor with suspended carriers. ZHU Yi-zhou^{1,2}, LI Xiu-fen^{1,2*}, WANG Xin-hua^{1,2}, REN Yue-ping^{1,2} (1.Jiangsu Key Laboratory of Anaerobic Biotechnology, School of Environmental and Civil Engineering, Jiangnan University, Wuxi 214122, China; 2.Water Treatment Technology and Material Collaborative Innovation Center in Jiangsu Province, Suzhou 215009, China). *China Environmental Science*, 2019,39(5): 1985~1992

Abstract: Regarding the changing nature of the organic load in decentralized rural wastewater, the ability of the anaerobic-anoxic-aerobic membrane bioreactor (A²O-MBR) with suspended carriers to resist the high organic load shock was studied. The effects of high organic load shock on the pollutant removal, properties of suspended and attached sludge as well as membrane fouling were investigated. The results showed that the pollutant removal was stable during high load shock. The removal rate of ammonia nitrogen decreased from 99.1% to 78.5% on the third day after the shock, and the ammonia nitrogen concentration in the effluent was higher than 5mg/L. Then the removal rate of ammonia nitrogen recovered back to 97.6%. The adenosine triphosphate (ATP) content of suspended and attached microorganisms, the attached biomass and the content of extracellular polymer (EPS) increased. The membrane fouling became more serious, and EPS content of the membrane-fouling layer was increased significantly during the shock period. The solar-powered A²O-MBR system can cut down 10% of carbon emissions.

Key words: high organic load shock; attached microorganisms; carrier; pollutant removal; membrane fouling

分散式农村废水的特征表现在质量、数量和空间分布上的变化,进水污染物浓度的突然变化或有机负荷(organic load rate, OLR)冲击会使处理系统性能不稳定,具体表现在污染物去除和生物质特征(浓度、粒度、粘度、絮凝物结构)的变化^[1]。有机底物的差异可能会影响微生物的生理特性和提取的细胞外聚合物(EPS)的化学成分^[2],通常在高有机负荷条件下微生物会分泌更多的EPS来抵御不利条件。生物反应器可以处理短期和长期的冲击负荷,有时甚至可以承受多重有机负荷冲击^[3]。一般长期有机负荷冲击会导致新的“稳态”,此时到达稳态的时间与生物质浓度、微生物群落的活性成正比^[4]。

膜生物反应器(MBR)已成为废水处理和再利用的首选工艺之一^[5],MBR的固液分离性能优异,出水水质较好^[6],膜组件能将活性污泥完全截留在反应

器内,提高反应速率,增强系统耐冲击负荷的能力^[7]。生物膜较大的比表面积有利于缓慢生长的微生物生长,能保留更高的生物量,对有机负荷冲击有强抵抗能力^[8]。然而,膜污染仍然是妨碍MBR广泛应用的主要缺点。随着OLR的增加,生物质含量、胶体疏水性、污泥平均粒径也增加,导致膜更快地结垢^[9]。EPS被发现是潜在的膜污染物质^[10]。加大曝气冲刷力度是缓解膜污染的重要手段之一,然而随之而来的是能耗的增加,导致排入大气的CO₂等温室气体增多。目前关于填料型MBR工艺的研究主要集中在不同有机负荷对其的长期影响。Mannina等^[11]将悬浮塑料载体加入到UCT-MBR工艺中的缺氧池和好氧

收稿日期: 2018-10-16

基金项目: 国家重点研发计划课题(2016YFC0400707)

* 责任作者, 教授, xfli@jiangnan.edu.cn

池,发现有机负荷升高没有对系统的 COD、氮和磷去除性能造成负面影响. Shuai 等^[12]在使用填充了无纺布载体的移动床膜生物反应器研究各种进水有机负荷下有机碳和氮的去除性能时发现,系统都表现出良好的脱氮效果.虽然关于有机负荷对填料型 MBR 长期影响的研究很多,但是有关短时间、多频次、规律性的有机负荷冲击对其影响的研究还比较少.而实际污水处理厂通常会受到水力和有机冲击负荷的短期变化^[13].

本文以填料型 A²O-MBR 处理模拟生活污水为研究体系,考察短时间、多频次的高有机负荷冲击对污染物去除效果、悬浮和附着污泥性质以及膜污染的影响,最后对太阳能微动力驱动膜生物反应器系统进行碳排放核算,阐述系统在节能减排方面的优势.

1 材料与方 法

1.1 实验材料

1.1.1 试验装置及填料 试验装置为 A²O-MBR 反应器(图 1),由有机玻璃制成,总有效容积约为 18L,通过挡板分为厌氧池(3L)、缺氧池(3L)、好氧池(9L)、膜池(3L),回流比依次为 R₁=400%,R₂=300%,R₃=200%.膜池内装有四片聚偏氟乙烯(polyvinylidene fluoride, PVDF)平板微滤膜,膜总面积为 0.556m²,膜组件保持恒定通量运行,通量为 25L/(m²·h),抽停比为 8min/2min,水力停留时间(HRT)为 12h,污泥停留时间(SRT)为 30d.好氧池内添加悬浮塑料填料(图 2),材料为聚乙烯,尺寸为直径 14mm,高 12mm,密度大于 0.95g/cm³,孔隙率大于 95%,最大比表面积为 500m²/m³.填料填充率为 40%.系统曝气由 2 块太阳能电池板供电,每块电池板的额定电压为 30V,功率为 250W.

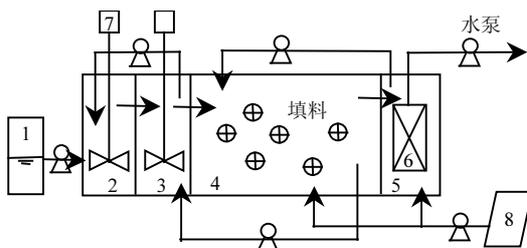


图 1 A²O-MBR 装置

Fig.1 Schematic of A²O-MBR

1.进水桶;2.厌氧池;3.缺氧池;4.好氧池;5.膜池;6.膜组件;7.搅拌器;8.太阳能电池板

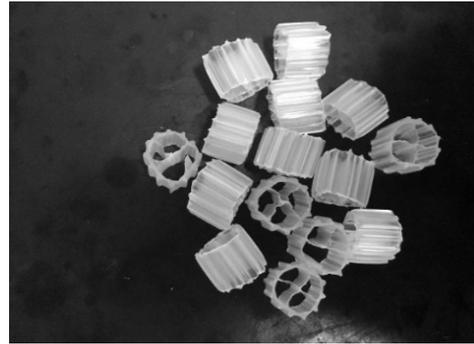


图 2 悬浮塑料填料

Fig.2 Suspended plastic carriers

1.1.2 实验用水 实验用水为模拟生活污水,主要由葡萄糖、无水乙酸钠、蛋白胨、碳酸氢铵、磷酸二氢钾以及少量微量元素等组成,正常负荷(阶段 1)和高负荷冲击(阶段 2)期间模拟废水的具体组成见表 1.正常负荷期间进水污染物浓度如下: COD350~450mg/L, 氨氮 25~40mg/L, TN30~45mg/L, TP2~4.5mg/L;高负荷冲击期间进水污染物浓度: COD950~1225mg/L, 氨氮 70~80mg/L, TN120~140mg/L, TP7~9mg/L.

表 1 模拟生活污水的组成

Table 1 Composition of simulated domestic wastewater

组成	浓度(mg/L)	
	阶段 1	阶段 2
C ₆ H ₁₂ O ₆	230	690
蛋白胨	60	180
CH ₃ COONa	40	120
牛肉膏	20	60
NaHCO ₃	198	594
KH ₂ PO ₃	12	36
NH ₄ HCO ₃	170	510
MgCl·6H ₂ O	2.4	7.2
CaCl ₂	1.2	3.6
FeCl ₃ ·6H ₂ O	1	3

1.2 实验方法

A²O-MBR 污泥来自于无锡太湖新城污水处理厂好氧池,接种后反应器内污泥浓度为 3~4g/L,各池溶解氧(DO)如下:厌氧<0.15mg/L,缺氧<0.2mg/L,好氧 4~6mg/L,膜池 6~8mg/L, pH 值为 7.2~8.5,温度为 (25±2)°C.先进行正常负荷进水(阶段 1),OLR 为 0.66kg COD/(m³·d),持续 20d,随后进行高负荷冲击(阶段 2),OLR 为 1.98kg COD/(m³·d),每天保持 4h 冲击时间以模拟实际农村生活污水排放,持续 15d.考

察正常负荷与高负荷冲击期间污染物去除、污泥性质以及膜污染变化情况。

1.3 分析测试项目与方法

1.3.1 水质指标 对进出水以及各池混合液过滤后分析各项水质指标和污泥性质指标, COD、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 、TN、TP、MLSS、MLVSS 均采用国家标准方法测定^[14]。

1.3.2 载体上生物量测定 取一定个数的载体,用小刀将表面生物膜刮下并溶于去离子水中,随后将混合液过滤,滤纸与污泥一并置于 105℃ 烘箱 2h,放入烘箱前滤纸的重量 W1 与烘完后滤纸和污泥的重量 W2 之间的差为相应个数载体上的生物量,折算到每个载体的生物量再乘以反应器内载体个数(2000 个)即为反应器内的附着生物量。

1.3.3 ATP 含量 采用 Jiang 等^[15]报道的方法提取和测定 ATP 含量。

1.3.4 EPS 提取和测量 取 10mL 污泥混合液,以 8000r/min 离心 10min,上清液为可溶性胞外聚合物(SMP),用去离子水将污泥补充至原体积,在 80℃ 下加热 30min,随后以 12000r/min 离心 15min,上清液即为紧密结合型胞外聚合物(TB-EPS)。多糖(PS)含量采用苯酚-硫酸法测定^[16],蛋白质(PN)含量采用 Folin-酚方法测定^[17]。

1.3.5 碳排放 根据 Monteith 等^[18]的模型计算。碳排放总量根据公式(1)计算。

$$m_{\text{CO}_2, \text{eq}} = m_{\text{CO}_2, \text{ASP}} + m_{\text{CO}_2, \text{pump}} \quad (1)$$

式中: $m_{\text{CO}_2, \text{eq}}$ 为排入大气的 CO_2 总量, g/gCOD; $m_{\text{CO}_2, \text{ASP}}$ 为通过降解有机物排入大气的 CO_2 的量, g/gCOD; $m_{\text{CO}_2, \text{pump}}$ 为泵运行耗电所产生 CO_2 的量, g/gCOD。

$m_{\text{CO}_2, \text{ASP}}$ 根据公式(2)计算。

$$m_{\text{CO}_2, \text{ASP}} = (\text{TOC}_i - \text{TOC}_e - \text{TOC}_{\text{ds}}) \times 44/12 \quad (2)$$

式中: TOC_i 为进水 TOC, mg/L; TOC_e 为出水 TOC, mg/L; TOC_{ds} 为排泥 TOC, g/gVSS。

$m_{\text{CO}_2, \text{pump}}$ 根据公式(3)计算。

$$m_{\text{CO}_2, \text{pump}} = \sum C_i Q_i \quad (3)$$

式中: C_i 为每个单位的碳排因子,取 0.785kg/(kW·h), Q_i 为系统电耗(仅为水泵运行), 4.032kW·h。

2 结果与讨论

2.1 高有机负荷冲击对污染物去除的影响

2.1.1 COD 去除率 如图 3 所示,在运行的 40d 内,反应器始终保持良好的有机污染物去除效果。出水 COD 浓度始终保持在 50mg/L 以下,阶段 1 和阶段 2 的 COD 去除率分别为 95.0%和 92.8%,在高有机负荷冲击期间,反应器对于有机物的去除很好,仅在刚开始冲击的一周内出水 COD 略有升高。COD 主要在厌氧阶段被去除,阶段 1 和阶段 2 的厌氧池内 COD 平均去除率分别为(86.1±2.8)%和(77.3±2.0)%。在厌氧池内有机物首先被活性污泥快速吸附,然后用于微生物代谢^[19]。在高有机负荷下的吸附阶段,通常能去除 70%~80%的总 COD^[20]。Shuai 等^[21]在利用移动床 MBR 同时去除氮和磷的研究中发现, COD 的主要部分在厌氧阶段被消耗,去除率为 84.0%,微生物会在厌氧条件下储存 COD 作为聚-β-羟丁酸酯(PHB)然后在有氧阶段利用。在高有机负荷冲击期间出水 COD 的稳定去除可能归因于悬浮载体的投加和膜的截留作用,载体丰富了系统内微生物的种类,提高了生物量,而且附着在生物膜上的微生物不随剩余污泥的排放而流失,对稳定 COD 的去除性能起到了很大作用^[22]。

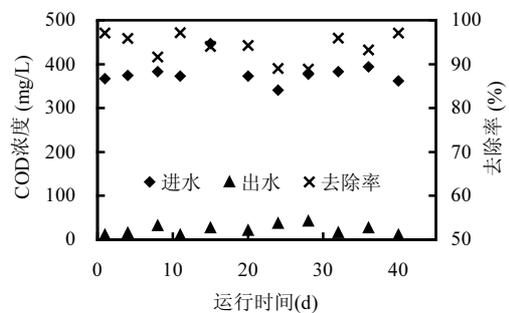


图 3 不同有机负荷对 COD 的影响

Fig.3 Effect of OLRs on COD removal

2.1.2 氨氮及总氮去除率 如图 4 所示,阶段 1 和阶段 2 的氨氮去除率分别为 93.1%和 94.0%。出水氨氮浓度仅在冲击前 3d 高于 5mg/L,去除率为 78.5%,其余期间均低于 5mg/L,在高有机负荷冲击进行 3d 后,氨氮去除率恢复至 97.6%,这可能是由于在面临突然变化的有机负荷时微生物难以适应,导致微生物活性下降,污染物去除效果降低,但是随着时间的推移,微生物能较快适应有机负荷的变化,因此活性逐渐恢复,出水污染物浓度下降,去除率变高。Hu 等^[23]在分别利用羊毛和 Kaldnes 环填充介质研究

12h的短期冲击时发现,两者氨氮的平均去除率分别从 99.1%和 98.7%下降到 60.6%和 42.4%,但是在冲击第 3d 和第 4d 分别恢复至 99.8%和 99.7%.氨氮的去除更敏感,硝化更容易受到实验条件变化的影响,原因可能是硝化细菌的自养生长缓慢,它们与异养细菌在竞争空间和氧气时处于不利地位.TN 的进出水浓度以及去除率见图 5.高有机负荷冲击期间(阶段 2)TN 的去除率从 78.2%下降到 73.5%,但出水浓度始终低于 15mg/L.高有机负荷给反硝化细菌提供了额外的碳源,有利于反硝化脱氮的进行,因此对脱氮没有造成显著影响.另外高有机负荷期间微生物的生长消耗了大量的氧气,形成的厌氧/缺氧微环境更有利于同步硝化反硝化的进行.

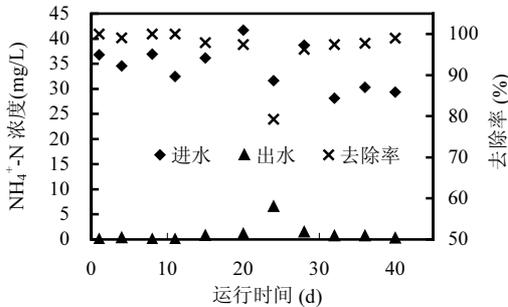


图 4 不同有机负荷对氨氮的影响
Fig.4 Effect of OLRs on NH₄⁺-N removal

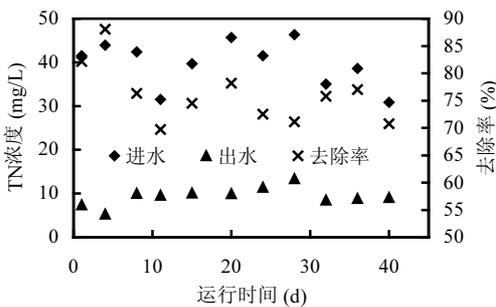


图 5 不同有机负荷对 TN 的影响
Fig.5 Effect of OLRs on TN removal

2.1.3 TP 去除率 如图 6 所示,阶段 1 和阶段 2 的 TP 去除率分别为 97.3%和 96.7%.在运行的 40d 内,出水 TP 始终低于 0.5mg/L,高有机负荷冲击没有对 TP 的去除造成影响.厌氧池的高浓度有机物能使聚磷菌(PAOs)更好的生成聚羟基烷酸(PHA),有利于厌氧释磷,为后面好氧吸磷提供动力^[24].Jamal 等^[25]利用填充海绵载体的 MBR 处理高浓度(进水 COD=

1000mg/L)废水时发现,填充载体的 MBR 和对照 MBR 对 TP 的去除率分别为 58.5%和 38.4%,由于载体的存在,更好的除磷还可能归因于在海绵介质缺氧/厌氧区域内生存的聚磷菌(PAOs).

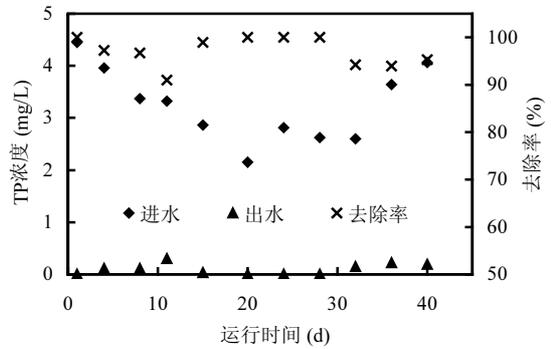


图 6 不同有机负荷对 TP 的影响
Fig.6 Effect of OLRs on TP removal

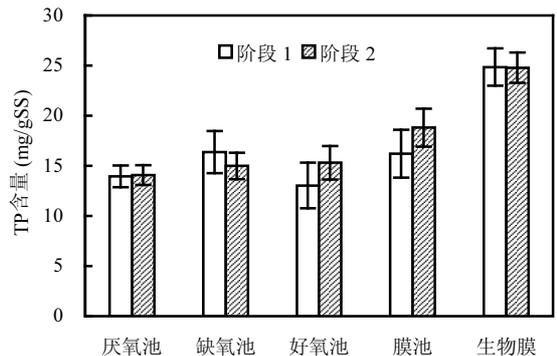


图 7 不同阶段悬浮和附着污泥中 TP 含量
Fig.7 TP content in suspended and attached sludge during different phases

磷的去除主要是由于 PAOs 的吸磷作用, PAOs 可以在厌氧阶段释放磷,然后在好氧阶段吸收磷并转化为多聚磷酸盐,通过排放富含聚磷酸盐的活性污泥可以实现磷的去除^[26].阶段 1 和阶段 2 中悬浮和附着污泥的 TP 含量见图 7,不论是哪个阶段,生物膜中的 TP 浓度均高于悬浮污泥,可见生物膜的吸磷作用优于悬浮污泥,由于悬浮污泥生长系统的缺点(例如有限的污泥停留时间和污泥膨胀问题),附着污泥生长系统可能更适合去除磷,因为 PAOs 可以在更长的污泥停留时间内积累、繁殖并且表现出在不利条件下的适应性.Tian 等^[27]使用透射电子显微镜发现,在生物膜的细胞内存在大的黑色聚磷酸盐颗粒(直径为 120~550nm),这也证实了生物膜能更好地吸收磷.

2.2 高有机负荷冲击对污泥性质的影响

2.2.1 生物量变化 图 8 为 2 个阶段的生物量变化,图 9 为 MLVSS/MLSS 变化.高有机负荷冲击期间(20~40d)平均附着生物量为(11.3±2.3)g,平均悬浮生物量为(64.4±6.12)g,正常负荷期间(0~20d)平均附着生物量为(7.4±1.3)g,平均悬浮生物量为(68.9±5.9)g.可见高有机负荷冲击期间附着生物量明显增加,而悬浮生物量略微降低,这与 Li 等^[28]的报道一致,混合液中的微生物由于充足的底物能更好附着和生长在载体表面,从而使附着生物量增加,悬浮生物量出现下降趋势.在每个阶段中,悬浮和附着微生物的平均 MLVSS/MLSS 相差不大.高有机负荷冲击增加了悬浮和附着污泥的 MLVSS/MLSS. Chen 等^[29]报道,随着 OLR 的增加,MLSS 和 MLVSS 趋于逐渐增加,当 OLR 高于 1.05gCOD/(L·d)时增加幅度更大. MLVSS/MLSS 的增加意味着污泥中活性生物物质组分的增加,高有机负荷进水为污泥中的微生物增加了营养底物,促进了微生物生长.

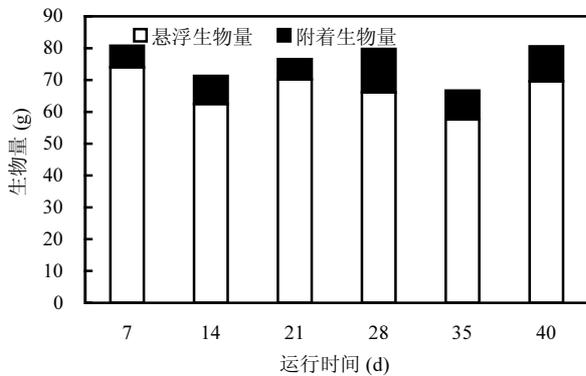


图 8 不同阶段悬浮和附着生物量
Fig.8 Suspended and attached biomass during different phases

2.2.2 微生物活性 微生物代谢主要分为产生能量的分解代谢和消耗能量的合成代谢.在整个代谢过程中,自由能以 ATP 的形式保存,然后为正常的新陈代谢、繁殖、运动和营养物质运输提供能量^[30],因此 ATP 可用于估计细胞能量状态^[8].图 10 为阶段 1 和阶段 2 中悬浮和附着微生物的 ATP 含量,阶段 1 中悬浮和附着微生物的平均 ATP 含量为(3.56±1.08) $\mu\text{g/gVSS}$ 和(14.76±1.79) $\mu\text{g/gVSS}$,阶段 2 中悬浮和附着污泥的平均 ATP 含量为(11.80±

1.58) $\mu\text{g/gVSS}$ 和(21.34±2.38) $\mu\text{g/gVSS}$,随着有机负荷的提高,微生物活性也相应提高,这可能是因为有机底物的增加促进了微生物的代谢活动.生物膜的 ATP 含量最高,这可能与生物膜中较多的硝化细菌有关,由于长泥龄的存在,生物膜中富集了较多硝化细菌,硝化细菌是自养细菌,可以直接利用空气中的氧气作为电子受体将氨氮硝化为硝酸盐和亚硝酸盐,在好氧状态下能保持较高的生物活性.在每一个阶段中,ATP 含量总是呈现沿程降低的趋势(除了生物膜),由于厌氧池处在反应器的最前端,池内有机底物最多,微生物利用 ATP 进行一系列代谢活动也最旺盛,因此微生物活性最高,而随着沿程污染物逐步降解,进入好氧池的有机物已经相对很少,因此微生物活性也进一步降低.

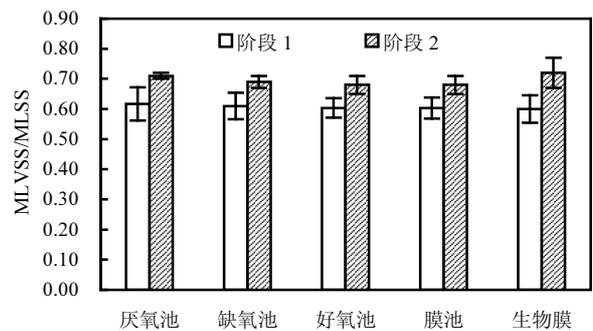


图 9 不同阶段悬浮和附着污泥的 MLSS/MLVSS
Fig.9 MLSS/MLVSS ratio of suspended and attached sludge during different phases

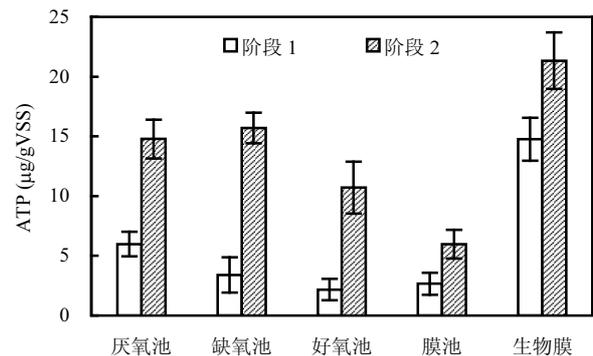


图 10 不同阶段悬浮和附着污泥的 ATP 含量
Fig.10 ATP content of suspended and attached sludge during different phases

2.2.3 胞外聚合物 EPS 是微生物的合成聚合物,存在于细胞上或细胞外,使细胞能更好地获取底物和营养物质,保持水合作用,并保护自己免受环境压力.EPS 能够改变细胞表面的物理、化学特性,对于

活性污泥的结构稳定性有着重要作用^[31].蛋白质和多糖是 EPS 的主要组分^[32].高有机负荷冲击期间的 EPS 如图 11 所示,与正常负荷相比,SMP 增加,其中厌氧池污泥和附着污泥中 SMP 较高,厌氧池微生物 SMP 中多糖和蛋白质含量分别从(2.58±1.20), (5.41±2.07)mg/gVSS 增加到(5.73±2.19),(7.13±2.37) mg/gVSS. Schiener 等^[33]报道在增加的 OLR 下可以生产更多 SMP,这可能是由于厌氧池内微生物受到高有机负荷冲击的影响最大,过高的有机负荷促使微生物分泌过多 SMP 来抵御环境变化造成的冲击,另外由于 SMP 处在细胞外部的最外层,与水相直接接触,在提取过程中不可避免带入水相中的有机物,而高负荷期间厌氧池内有机物增多,导致 SMP 含量也增加.高有机负荷冲击期间生物膜 SMP 中多糖和蛋白质分别从(6.79±0.35),(7.90±4.09)mg/gVSS 增加到(12.92±0.97),(10.34±2.10)mg/gVSS.无论哪个阶段生物膜中的 EPS 总是最多,这是因为 EPS 和其他可溶性微生物产物能形成紧密的纤维状结构,为生物膜的发育提供稳定的空间结构^[34].

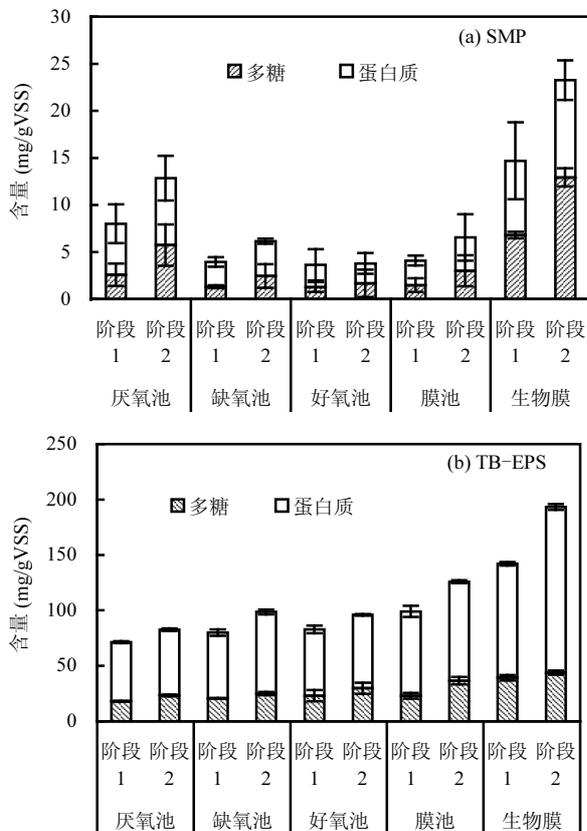


图 11 不同阶段悬浮和附着微生物的 SMP 和 TB-EPS
Fig.11 SMP (a) and TB-EPS (b) contents of suspended and attached microorganisms during different phases

2.3 高有机负荷冲击对膜污染的影响

2.3.1 跨膜压差 高有机负荷冲击对膜污染的影响如图 12 所示.运行 42d 内共清洗 5 次,阶段 1 清洗了 2 次(第 12,21d),平均 11d 达到 25kPa;阶段 2 清洗了 3 次(第 30,36,41d),平均 7d 达到 25kPa,虽然 2 个阶段中跨膜压差(TMP)都发生了明显的“跳跃”,但是阶段 2 中 TMP 上升速度比阶段 1 中更快,达到 25kPa 所需的时间更短.

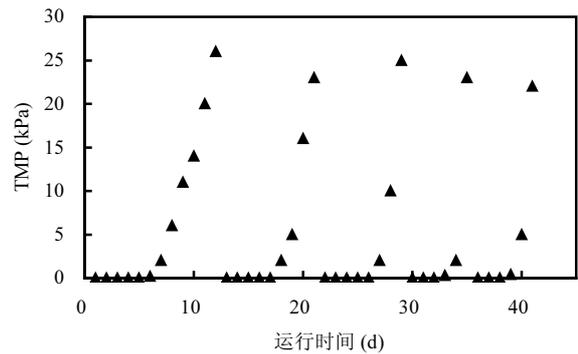


图 12 不同阶段 MBR 的 TMP 变化
Fig.12 TMP change in MBR during different phases

2.3.2 膜面 EPS 高有机负荷冲击期间严重的膜污染可能归因于混合液特性的变化,从而影响膜面污泥的性质,进而影响膜污染.在活性污泥中细胞释放的 EPS 目前被认为是 MBR 中滤饼沉积和孔堵塞的主要原因^[35].膜面污染层的 EPS 如图 13 所示,阶段 1 中 SMP 的多糖和蛋白质分别为 117.94, 93.41mg/gVSS, PS/PN 为 1.26,阶段 2 中分别增加到 168.46,132.51mg/gVSS,PS/PN 为 1.27,阶段 1 中 EPS 的多糖和蛋白质分别为 63.04,101.98mg/gVSS, PS/PN 为 0.62,阶段 2 中分别增加到 125.44 和 202.06mg/gVSS, PS/PN 为 0.62, 高有机负荷冲击期间膜面 SMP 和 TB-EPS 都明显增加,但是 SMP 和 TB-EPS 中多糖和蛋白质的比例却没有变化,可见,造成膜污染的关键不是多糖和蛋白质的比例,而是 EPS 总量.膜面污垢层中 SMP 的增加归因于膜的排斥作用,随着 OLR 增加,膜池混合液中 SMP 增加(如图 11a),观察到膜池上清液中的 COD 与出水 COD 之间有明显差值,表明由于膜的排斥作用,SMP 被积累在膜表面^[36],越来越多的 SMP 使得其中亲水性的多糖含量增加,亲水性化合物在膜表面上的积累导致更严重的膜污染,因此在较高的 OLR 下,微生物对膜表面具有正亲和力并开始在膜表面上生长而不

是停留在悬浮液中^[37]。

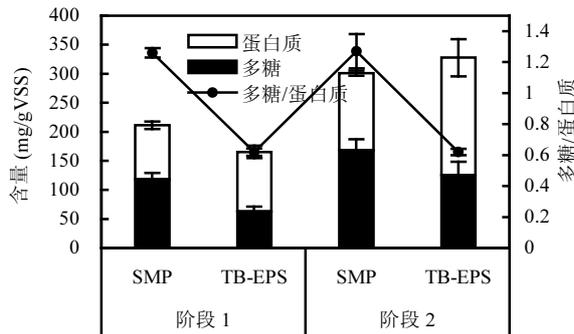


图 13 不同阶段膜面污染层的 SMP 和 TB-EPS 含量

Fig.13 SMP and TB-EPS contents of membrane fouling layer during different phases

2.4 系统碳排放核算

曝气系统的能耗是污水处理系统能耗的重要部分,因此节能减排的重点应该在曝气系统的优化,减少或者不使用化石燃料,改用清洁可再生能源将是减少碳排放的重要手段.太阳能微动力膜生物反应器的碳排放主要由降解污染物引起的碳排放和水泵运行耗电产生的碳排放两部分构成.根据 Monteith^[18]的模型,太阳能微动力膜生物反应器在阶段 1 和阶段 2 期间的进水、出水平均 COD、膜池排泥 TOC 含量分别见表 2、3。

表 2 不同阶段 COD 变化情况(mg/L)

Table 2 Variation in COD concentration during different phases (mg/L)

项目	浓度	
	阶段 1	阶段 2
进水 COD	386.2±30.3	477.5±20.7
出水 COD	19.4±8.7	26.4±13.4

太阳能微动力膜生物反应器系统在阶段 1 和阶段 2 中系统由于降解污染物产生的碳足迹分别为 0.59,0.48g/gCOD,由于水泵运行产生的碳足迹为 8.63,7.02g/gCOD,总的碳足迹分别为 9.22,7.50g/gCOD.本系统使用太阳能作为曝气能耗而非电耗,因此减少了额外的 0.432kW·h 电耗,相应减少的 CO₂ 含量为 339.12g/d,折合成阶段 1 和 2 中的碳足迹分别为 0.92,0.75g/gCOD.太阳能微动力 MBR 系统在运行中减少了 10%的碳排放,这一数据仅在实验室规模中呈现,在中试或者全尺寸规模的系统中将更为可观。

表 3 不同阶段 TOC 变化情况

Table 3 Variation in TOC concentration during different phases

项目	浓度	
	阶段 1	阶段 2
进水 TOC (mg/L)	82.9±6.4	102.0±4.3
出水 TOC (mg/L)	5.9±1.8	7.4±2.8
膜池排泥 TOC (mg/gVSS)	0.2836±0.02	0.5808±0.04

3 结论

3.1 高有机负荷冲击对污染物去除没有显著影响,氨氮去除率仅在冲击前 3d 受到影响,从 99.1%下降到 78.5%,出水浓度高于 5mg/L,随后去除率恢复到 97.6%。

3.2 高有机负荷冲击期间悬浮和附着微生物的活性增加,附着生物量显著增加,EPS 增加。

3.3 高有机负荷冲击加重了膜污染,跨膜压差迅速上升,膜面 EPS 含量显著增加。

3.4 系统的碳排放大部分来自于水泵运行,太阳能的使用能减少近 10%的碳排放。

参考文献:

- [1] Wu B, Yi S, Fane A G, Microbial community developments and biomass characteristics in membrane bioreactors under different organic loadings [J]. *Bioresource Technology*, 2011,102(13):6808-14.
- [2] Sponza D T, Investigation of extracellular polymer substances (EPS) and physicochemical properties of different activated sludge flocs under steady-state conditions [J]. *Enzyme & Microbial Technology*, 2003,32(3/4):375-385.
- [3] Nachaiyasit S, Stuckey D C, The effect of shock loads on the performance of an anaerobic baffled reactor (ABR). 2. Step and transient hydraulic shocks at constant feed strength [J]. *Water Research*, 1997,31(11):2747-2754.
- [4] Sato Y, Hori T, Navarro R R, et al. Fine-scale monitoring of shifts in microbial community composition after high organic loading in a pilot-scale membrane bioreactor [J]. *Journal of Bioscience & Bioengineering*, 2016,121(5):550-556.
- [5] Juntawang C, Rongsayamanont C, Khan E, Fouling characterization in entrapped cells-based-membrane bioreactor treating wastewater [J]. *Separation & Purification Technology*, 2017,175:321-329.
- [6] Ersu C B, Ong S K, Arslankaya E, et al. Impact of solids residence time on biological nutrient removal performance of membrane bioreactor [J]. *Water Research*, 2010,44(10):3192-3202.
- [7] Gao D W, Yuan F, Yu T, et al. Current research and development of controlling membrane fouling of MBR [J]. *African Journal of Biotechnology*, 2010,8(13):2993-2998.
- [8] Nguyen D D, Huuhao N, Sadong K, et al. A specific pilot-scale membrane hybrid treatment system for municipal wastewater treatment [J]. *Bioresource Technology*, 2014,169(5):52-61.

- [9] Shen L, Zhou Y, Mahendran B, et al. Membrane fouling in a fermentative hydrogen producing membrane bioreactor at different organic loading rates [J]. *Journal of Membrane Science*, 2010,360(1/2): 226–233.
- [10] Hu Y, Wang X C, Zhang Y, et al. Characteristics of an A2O–MBR system for reclaimed water production under constant flux at low TMP [J]. *Journal of Membrane Science*, 2013,431(431):156–162.
- [11] Mannina G, Capodici M, Cosenza A, et al., The effect of the solids and hydraulic retention time on moving bed membrane bioreactor performance [J]. *Journal of Cleaner Production*, 2018,170:1305–1315.
- [12] Shuai Y, Yang F, Fu Z, et al., Comparison between a moving bed membrane bioreactor and a conventional membrane bioreactor on organic carbon and nitrogen removal [J]. *Bioresource Technology*, 2009, 100(8):2369–2374.
- [13] Gopala Krishna GV, Kumar P, Kumar P. Treatment of low strength complex wastewater using an anaerobic baffled reactor (ABR) [J]. *Bioresource Technology*, 2008,99(17):8193–8200.
- [14] 国家环境保护总局.水和废水监测分析方法 [M]. 4 版.北京:中国环境科学出版社, 2002:210–284.
State Environmental Protection Administration. Water and wastewater monitoring and analysis methods [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2002,210–284.
- [15] Jiang W, Luo Y, Liu H, et al. A simple and rapid determination of ATP, ADP and AMP concentrations in pericarp tissue of Litchi fruit by high performance liquid chromatography [J]. *Food Technology & Biotechnology*, 2006,4(44):531–534.
- [16] Dubois M, Gilles K A, Hamilton J K, et al. Colorimetric method for determination of sugars and related substances [J]. *Analytical Chemistry*, 1956,28(3):350–356.
- [17] Lowry O H, Rosebrough N J, Farr A L, et al. Protein measurement with the Folin phenol reagent [J]. *Journal of Biological Chemistry*, 1951,193(1):265–275.
- [18] Monteith H D, Sahely H R, Maclean H L, et al. A rational procedure for estimation of greenhouse-gas emissions from municipal wastewater treatment plants [J]. *Water Environment Research A Research Publication of the Water Environment Federation*, 2005, 77(4):390.
- [19] Zhang Q. New insight into the biological treatment by activated sludge: The role of adsorption process [J]. *Bioresource Technology*, 2014, 153(2):160–164.
- [20] Zhao W, Ting Y P, Chen J P, et al. Advanced primary treatment of waste water using a bio-flocculation-adsorption sedimentation process [J]. *Acta Biotechnologica*, 2000,20(1):53–64.
- [21] Shuai Y, Yang F, Fu Z, et al. Simultaneous nitrogen and phosphorus removal by a novel sequencing batch moving bed membrane bioreactor for wastewater treatment [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010,175(1–3):551.
- [22] 白 扬.基于悬浮载体的生物膜与活性污泥复合工艺脱氮除磷性能的研究 [D]. 大连:大连理工大学, 2016.
Bai Y. Nitrogen and phosphorus removal performances in integrated fixed-film and activated sludge process with suspended carriers [D]. Dalian: Dalian University of Technology, 2016.
- [23] Hu B, Wheatley A, Ishtchenko V, et al. The effect of shock loads on SAF bioreactors for sewage treatment works [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2010,166(1):73–80.
- [24] 李 捷,熊必永,张 杰.An/O 生物除磷中两个主要控制因素的研究 [J]. *中国给水排水*, 2004,20(12):9–11.
Li J, Xiong B Y, Zhang J. Study on two main factors influencing anaerobic/oxic biological phosphorus removal process [J]. *China Water and Wastewater*, 2004,20(12):9–11.
- [25] Jamal K S, Ilyas S, Javid S, et al. Performance of suspended and attached growth MBR systems in treating high strength synthetic wastewater [J]. *Bioresource Technology*, 2011,102(9):5331.
- [26] Oehmen A, Lemos P C, Carvalho G, et al. Advances in enhanced biological phosphorus removal: from micro to macro scale [J]. *Water Research*, 2007,41(11):2271–2300.
- [27] Tian Q, Ong S K, Xie X, et al. Enhanced phosphorus recovery and biofilm microbial community changes in an alternating anaerobic/aerobic biofilter [J]. *Chemosphere*, 2016,144:1797–1806.
- [28] Li N, He L, Lu Y Z, et al. Robust performance of a novel anaerobic biofilm membrane bioreactor with mesh filter and carbon fiber (ABMBR) for low to high strength wastewater treatment [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017,313:56–64.
- [29] Chen R, Nie Y, Hu Y, et al. Fouling behaviour of soluble microbial products and extracellular polymeric substances in a submerged anaerobic membrane bioreactor treating low-strength wastewater at room temperature [J]. *Journal of Membrane Science*, 2017,531:1–9.
- [30] Feng X C, Guo W Q, Yang S S, et al. Possible causes of excess sludge reduction adding metabolic uncoupler, 3,3',4',5'-tetrachlorosalicylanilide (TCS), in sequence batch reactors [J]. *Bioresource Technology*, 2014, 173:96–103.
- [31] Liao B Q, Allen D G, Droppo I G, et al. Surface properties of sludge and their role in bio-flocculation and settle ability [J]. *Water Research*, 2001,35(2):339–350.
- [32] Badireddy A R, Chellam S, Gassman P L, et al. Role of extracellular polymeric substances in bioflocculation of activated sludge microorganisms under glucose-controlled conditions [J]. *Water Research*, 2010,44(15):4505–4516.
- [33] Schiener P, Nachaiyasit S, Stuckey D C. Production of soluble microbial products (SMP) in an anaerobic baffled reactor: composition, biodegradability, and the effect of process parameters [J]. *Environmental Technology Letters*, 1998,19(4):391–399.
- [34] Zhu Y, Zhang Y, Ren H Q, et al. Physicochemical characteristics and microbial community evolution of biofilms during the start-up period in a moving bed biofilm reactor [J]. *Bioresource Technology*, 2015, 180:345–351.
- [35] Wang Z, Wu Z, Tang S. Extracellular polymeric substances (EPS) properties and their effects on membrane fouling in a submerged membrane bioreactor [J]. *Water Research*, 2009,43(9):2504–2512.
- [36] Lin H, Liao B Q, Chen J, et al. New insights into membrane fouling in a submerged anaerobic membrane bioreactor based on characterization of cake sludge and bulk sludge [J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(3):2373.
- [37] Ruhsing, Su Y C, Huang C P. Characteristics of soluble microbial products in membrane bioreactor and its effect on membrane fouling [J]. *Desalination*, 2010,250(2):778–780.

作者简介:朱逸舟(1993-),男,江苏南通人,江南大学硕士研究生,研究方向为污水资源化。