

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2023.01.012

MBBR—MBR对磺胺嘧啶的去除及膜污染特性

王凤雪¹, 张新波^{1,2}, 尚禹彤^{1,2}, Huu Hao NGO¹, 张祖敏^{1,2},
温海涛^{1,2}, 祁 丽^{1,2}

(1. 天津城建大学 环境与市政工程学院, 天津 300384; 2. 天津城建大学 天津市水质科学与
技术重点实验室, 天津 300384)

摘 要: 构建 MBBR—MBR 耦合系统,在低碳氮比(C/N=2.5)污水条件下,探究该系统对磺胺嘧啶(SDZ)的去除效能,同时分析SDZ对常规污染物去除效果及膜污染的影响。结果表明,MBBR—MBR耦合系统对SDZ(0.5 mg/L)的去除率最高可达到61.9%,其中,MBBR与MBR单元对SDZ的平均去除率分别为42.3%和15.4%。SDZ的存在使氨氮、总氮、总有机碳的去除率以及同步硝化反硝化率分别降低了11.81%、8.41%、5.77%、3.40%,同时使得污泥平均粒径减小了3~4 μm,且MBR单元中溶解性微生物产物(SMP)的多糖浓度增加了0.35 mg/gMLVSS,MBR中跨膜压差(TMP)的增长速率增加了0.36 kPa/d,可见SDZ导致膜污染速率上升。

关键词: MBBR; MBR; 磺胺嘧啶; 抗生素; 膜污染

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2023)01-0080-06

MBBR—MBR System for Removal of Sulfadiazine and Its Membrane Fouling Characteristics

WANG Feng-xue¹, ZHANG Xin-bo^{1,2}, SHANG Yu-tong^{1,2}, Huu Hao NGO¹,
ZHANG Zu-min^{1,2}, WEN Hai-tao^{1,2}, QI Li^{1,2}

(1. School of Environmental and Municipal Engineering, Tianjin Chengjian University, Tianjin 300384, China; 2. Tianjin Key Laboratory of Aquatic Science and Technology, Tianjin Chengjian University, Tianjin 300384, China)

Abstract: A coupled MBBR—MBR system was constructed to explore its enhanced performance for removing sulfadiazine (SDZ) from wastewater with low ratio of carbon to nitrogen (C/N=2.5), and to evaluate the effect of SDZ on conventional pollutants removal and membrane fouling. The removal rate of SDZ (0.5 mg/L) by the MBBR—MBR coupling system was up to 61.9%, and the average removal rates of SDZ by MBBR and MBR were 42.3% and 15.4%, respectively. The presence of SDZ reduced the removal rate of ammonia nitrogen, total nitrogen and total organic carbon and the simultaneous nitrification and denitrification rate by 11.81%, 8.41%, 5.77% and 3.40%, respectively. In addition, the average particle size of sludge was reduced by 3~4 μm, the polysaccharide concentration of soluble microbial products (SMP) in MBR was increased by 0.35 mg/gMLVSS, and the growth rate of transmembrane pressure in MBR was increased by 0.36 kPa/d, indicating that SDZ led to the increase of membrane fouling rate.

基金项目: 天津市科委项目(18PTZWHZ00140、20JCZDJC00380)

通信作者: 张新波 E-mail: zxbcj2006@126.com

Key words: MBBR; MBR; sulfadiazine; antibiotics; membrane fouling

近年来,人们对抗生素的使用非常广泛,消耗的抗生素会通过不同途径直接或间接排入水环境中,给传统的污水处理、中水回用和自来水处理系统提出了新的挑战。磺胺类抗生素因具有成本低、稳定性高、抗菌谱广等特点,成为我国应用最早、生产量和使用量最多的抗生素之一。作为磺胺类药物的代表,磺胺嘧啶(SDZ)在城市污水中的浓度通常在 ng/L 或 $\mu\text{g/L}$ 水平^[1],但制药厂废水的排放可能会使药物浓度突然升至 mg/L 甚至更高水平^[2]。我国典型污水处理厂的进水碳氮比(C/N)大部分低于2.59,约45%的污水处理厂进水COD浓度低于 200 mg/L ^[3-4],进水C/N低不仅影响污水处理工艺的常规性能,还会增加污水处理成本。因此在低C/N下探究污水处理工艺对抗生素的去除效能已成为环境领域的研究热点之一。

移动床生物膜反应器与膜生物反应器耦合系统(MBBR—MBR)是将活性污泥法、生物膜法以及膜技术相结合的污水处理技术。Xu等人^[5]的研究表明,当C/N为8.8时,传统MBR对浓度 $<1\mu\text{g/L}$ 的SDZ可以完全去除,但是对 0.1 mg/L SDZ的去除率只有55%;于志浩等人^[6]的研究表明,添加海绵载体的浸没式MBR在处理C/N约为5.5、浓度为 $5\mu\text{g/L}$ 的SDZ废水时,对SDZ的去除率比传统MBR高出15.2%,这表明附着生长的微生物提高了对SDZ的去除率。相比单一的MBR工艺,MBBR—MBR耦合工艺既可以通过悬浮生物载体提高生物量和菌群多样性,进而提高系统处理性能^[7],又可以通过膜的高效截留作用为世代时间长的硝化细菌提供生长繁殖环境,从而增强微生物去除污染物的能力和系统的抗冲击能力^[8]。目前国内外研究者着重探究了不同工艺参数如水力停留时间(HRT)、污泥停留时间(SRT)、生物载体类型等对MBBR—MBR耦合系统处理性能的影响^[9-11],但是在低C/N下抗生素的存在对MBBR—MBR耦合系统性能及膜污染的影响尚未受到关注。由于抗生素的存在可能会通过改变微生物群落和其他影响因素如污泥粒径和胞外聚合物(EPS)等来加剧MBR单元的膜污染^[12],因此,如何实现MBBR—MBR耦合系统对抗生素和常规污染物的同步高效去除,以及控制MBR的膜污染

问题,是该工艺应用于污水厂处理抗生素废水的关键。为此,笔者在C/N=2.5条件下考察了MBBR—MBR耦合系统对高浓度(0.5 mg/L)SDZ的处理效能,以及抗生素的存在对常规污染物去除效果和膜污染的影响,以期为污水厂处理高浓度抗生素废水以及缓解膜污染问题提供参考。

1 材料与方法

1.1 MBBR—MBR耦合系统

MBBR—MBR耦合系统由6 L的MBBR单元和3 L的一体式MBR单元构成,其构造如图1所示,反应器均由有机玻璃制成。MBBR单元采用直径为10 mm、密度为 28 kg/m^3 的聚氨酯海绵材料作为生物载体,MBR单元采用孔径为 $0.1\mu\text{m}$ 、表面积为 0.04 m^2 的亲水性聚偏二氟乙烯(PVDF)膜组件,在MBBR和MBR单元底部安装扩散曝气器供氧,MBBR—MBR耦合系统反应器的空气流量保持在 $0.1\text{ m}^3/\text{h}$ (DO浓度为 4.56 mg/L)。MBR单元膜组件出水通过软管与压力传感器相连,通过蠕动泵抽吸到出水容器内,压力传感器通过电线连接,实时记录膜组件的跨膜压差(TMP)。MBBR和MBR单元的HRT分别为16 h和8 h,即恒定通量为 $9.375\text{ L}/(\text{m}^2\cdot\text{h})$ 。MBR单元的SRT保持在60 d,当 $\text{TMP}>35\text{ kPa}$ 时MBR停止运行并进行化学清洗。实验期间的平均气温为 $(20\pm5)^\circ\text{C}$ 。

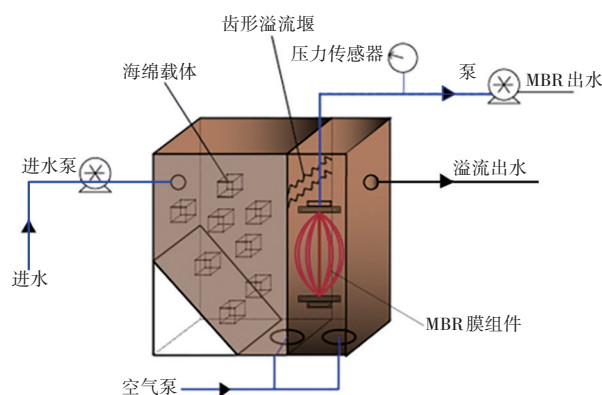


图1 MBBR—MBR耦合系统装置

Fig.1 Diagram of MBBR—MBR coupling system

1.2 实验进水

实验进水采用模拟污水,以葡萄糖、硫酸铵、磷酸二氢钾分别作为碳源、氮源和磷源。进水C/N为2.5,总有机碳(TOC)为 75 mg/L ,TN为 30 mg/L 。微

量营养液组分: $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 为 5.068 mg/L, FeCl_3 为 1.45 mg/L, $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 为 0.44 mg/L, $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 为 0.422 mg/L, $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 为 0.39 mg/L, $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 为 0.372 mg/L, $\text{MnCl}_2 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 为 0.28 mg/L。用碳酸氢钠粉末或硫酸调节系统的 pH 至 7.0~7.2 之间。实验用 SDZ 购自上海某公司, 相对分子质量为 250.28, 登录号(CAS 编号)为 68-35-9。

1.3 实验方法

实验装置采用接种挂膜法启动, 接种污泥取自天津某污水处理厂, 经驯化后, MLSS 约为 5.69 g/L。实验采用连续进水方式, 分为两个阶段: 第1阶段为期 25 d, 反应器内加入模拟污水, 检测 MBBR—MBR 耦合系统对常规污染物的去除性能; 第2阶段, 自第 26 天起, 加入 0.5 mg/L 的 SDZ, 保持第1阶段的运行条件不变。实验运行期间检测进出水 NH_4^+-N 、 NO_3^--N 、 NO_2^--N 、TOC、TN 等指标浓度以及同步硝化反硝化(SND)效果; 运行到第2阶段时, 在齿形溢流堰前取水样测定 SDZ 浓度, 计算 MBBR 单元对 SDZ 的去除效果。为进一步探究 SDZ 在 MBBR—MBR 系统中的去除途径, 对 MBR 单元的滤饼层和悬浮污泥、MBBR 单元载体生物膜以及出水分别取样测定 SDZ 浓度, 根据质量守恒原理, 推算各 SDZ 去除途径的占比。

1.4 分析项目及方法

MLSS、MLVSS、附着生长的生物量(AGBs)、挥发性附着生长的生物量(VAGBs)、 NH_4^+-N 、 NO_2^--N 、 NO_3^--N 、TN 浓度均采用标准方法测定; TOC 浓度采用 TOC 分析仪测定; SDZ 先采用 Oasis(HLB)萃取盒进行固相萃取预处理^[13], 然后采用液相色谱法进行测定; 通过测定生物膜和污泥中的 TOC 含量来表征 EPS 总量, 蛋白质和多糖含量分别采用茚酮-硫酸法和考马斯亮蓝法测定; 污泥粒径采用激光粒度分析仪(Mastersizer 2000)测定。

2 结果与分析

2.1 MBBR—MBR 系统对 SDZ 的去除性能

MBBR—MBR 耦合系统对 SDZ 的去除性能如图 2 所示。可知, MBBR—MBR 系统对 SDZ 的平均去除率达到 $(58.72 \pm 6.07)\%$, 其中 MBBR 和 MBR 单元对 SDZ 的平均去除率分别为 42.3% 和 15.4%。除生物降解作用外, MBBR 载体生物膜和 MBR 膜组件上污泥的吸附作用以及膜的截留作用均对 SDZ 的去除

有贡献, 因此, MBBR—MBR 耦合系统比单一单元有更多的去除途径, 从而可以达到更好的去除效果。另外, MBBR 单元对去除 SDZ 的贡献率远高于 MBR, 这是由于 MBBR 单元中聚氨酯海绵载体的填充率为 20%, 有着较大的附着比表面积, 可维持较多的附着态微生物^[14]。于志浩等人^[6]通过分批实验探究海绵塑料生物载体对 SDZ 的去除效果, 结果表明, 加入了海绵载体的 MBR 对 SDZ 的去除率提高了 15.2%, 说明附着生长的微生物对 SDZ 的降解有促进作用。由此也印证了 MBBR 单元在 SDZ 的去除中发挥主要作用。

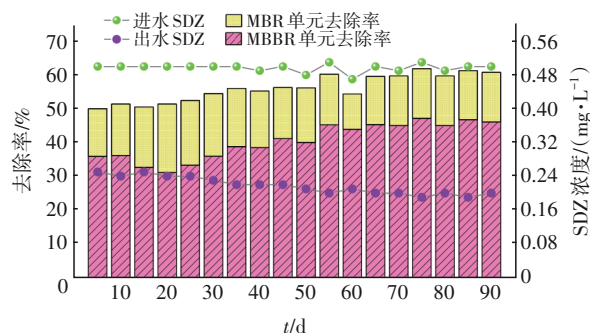


图2 MBBR—MBR 耦合系统对 SDZ 的去除性能

Fig.2 Removal efficiency of SDZ by MBBR—MBR coupling system

通过探究系统运行期间各部分对 SDZ 的去除贡献率发现, MBBR—MBR 耦合系统中 SDZ 的去除主要有生物降解(45%)、污泥吸附(1.8%)、载体生物膜吸附(11.8%)、水解和膜截留(2.4%)以及出水(39%)这 5 种方式。其中, 生物降解对 SDZ 的去除贡献率远高于其他途径, 这说明生物降解是去除 SDZ 的主要途径, 这与 Luo 等人^[15]的研究结果一致。

2.2 SDZ 对 MBBR—MBR 耦合系统性能的影响

第1阶段耦合系统对 NH_4^+-N 的去除率达到了 99.40%, 第26 天加入 SDZ 后, 第2阶段对 NH_4^+-N 的去除率降至 87.59%, 表明 SDZ 的存在抑制了硝化过程。这是因为 SDZ 的存在会抑制 NH_4^+-N 功能基因(AOB *amoA*)的表达, 使得硝化过程减弱, 从而导致氨氮去除率降低^[16]。

第1阶段耦合系统对 TN 的去除率为 65.38%, SND 率约为 66.66%。宋鹏飞^[17]在探究不同填充率对 MBBR—MBR 系统脱氮性能的影响时发现, 当污水 C/N 为 5.2、载体填充率为 20% 时, 系统的 TN 去除率及 SND 率分别为 77% 和 79.06%。对比发现,

污水 C/N 是第 1 阶段脱氮的主要影响因素。这是因为有机碳源是异养好氧菌和反硝化菌的电子供体,低 C/N 条件下无法满足反硝化的碳源需求,因此 TN 去除率和 SND 率受到抑制。加入 SDZ 后,第 2 阶段耦合系统对 TN 的去除率降至 56.97%、SND 率降至 63.26%。这可能是因为 SDZ 的存在影响了附着在生物膜载体表面硝化菌的活性,进而抑制了总氮的去除,但是由于蛋白质对生物膜中的微生物具有保护作用,载体内的反硝化菌受 SDZ 的影响较小,因此 SND 率变化不大。

第 1 阶段耦合系统对 TOC 的去除率约为 90.10%,这与宋鹏飞^[17]在污水 C/N 为 5.2、聚氨酯海绵载体填充率为 20% 条件下 MBBR—MBR 耦合系统的 TOC 去除率(92%)接近,说明进水 C/N 对 TOC 去除率的影响不大。加入 SDZ 后,第 2 阶段的 TOC 去除率降至 84.33%,这表明 SDZ 的存在在一定程度上破坏了微生物群落的稳定性,而且低 C/N 下微生物活性较低,抵御抗生素冲击的能力弱,从而使 TOC 的去除受到一定影响。

2.3 膜污染特征分析

2.3.1 跨膜压差(TMP)

图 3 反映了加入 SDZ 前后 MBBR—MBR 耦合系统中 MBR 单元的 TMP 变化情况。系统运行 25 d 后 TMP 达到了 18.66 kPa,相比第 1 天, TMP 增长了 14.03 kPa,此阶段增长速率为 0.56 kPa/d。李俊霞等^[18]在探究有机负荷和温度对 MBR 膜污染的影响时发现,在与本实验相似的条件下, MBR 单元的膜污染速率约为 1.42 kPa/d。对比发现, MBBR—MBR 耦合系统较单一的 MBR 系统更能缓解膜污染,这得益于前期 MBBR 单元对污水的净化作用,大大减轻了后续 MBR 单元的处理负担,进而缓解了膜污染。

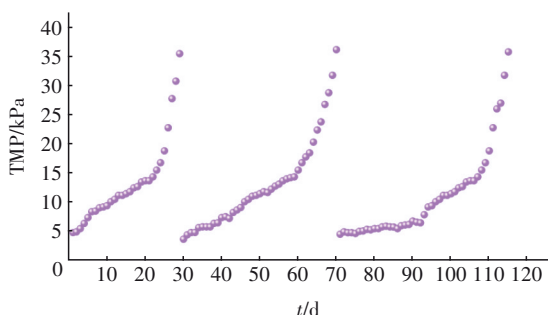


图3 跨膜压差的变化

Fig.3 Change of TMP

第 26 天加入 SDZ 后, TMP 骤增, 5 d 后便达到化学清洗限值(35.33 kPa), 为保证结果的准确性, 观测膜清洗后 TMP 的增长速率, 经计算, 在 SDZ 存在的条件下膜污染速率为 0.92 kPa/d, 由此表明, SDZ 的存在会加剧膜污染。Deng 等人^[11]在探究海绵载体对 MBBR—MBR 耦合系统膜污染的影响时发现, 不加药物的废水中 TMP 达到 35 kPa 至少需要 110 d; Jiang 等人^[9]在探究不同 HRT 下 MBBR—MBR 耦合系统去除微污染物的性能和膜污染机制时发现, 当进水中加入 22 种浓度为 5 $\mu\text{g/L}$ 的微污染物时, 系统运行 74 d 后 TMP 达到 36.5 kPa。相比之下, 本研究中高浓度(0.5 mg/L) SDZ 的存在破坏了系统的稳定性, 加剧了膜污染。

2.3.2 污泥粒径

在第 1 阶段, MBR 单元的污泥粒径约为 12~18 μm 。Zheng 等人^[19]用 4 种 Hermia 模型来量化和评价生物膜-膜生物反应器(BF-MBR)的膜污染时发现, 污泥粒径越接近膜孔径, 膜污染速率越严重。本实验采用的膜组件孔径为 0.1 μm , 污泥粒径远大于膜孔径, 此时膜污染程度并不严重, 主要是大颗粒物质造成了滤饼层的堆积。加入 SDZ 后, 污泥粒径平均减少了 3~4 μm , 这可能是由于微生物暴露在 SDZ 溶液中, 使得丝状菌的架桥和黏连作用减弱, 导致污泥解体, 污泥粒径减小。对于小孔径的膜, 其溶质-膜相互作用包括大颗粒-膜和小颗粒-膜两部分^[19]。第 2 阶段的膜污染机制大致如下: 破碎的污泥絮体首先进入膜孔, 不断附着在孔壁造成膜孔堵塞, 大颗粒继续在膜表面堆积, 最终形成比加 SDZ 前更加致密的滤饼层, 从而造成更加严重的膜污染。

2.3.3 EPS 和溶解性微生物产物(SMP)

加入 SDZ 后, TMP 分别在第 29、70、115 天达到 35 kPa, 此时刮下 MBR 膜组件上的污泥进行成分检测。图 4 为 MBR 膜组件上 EPS 中多糖(EPS_c)和蛋白质(EPS_p)以及 SMP 中多糖(SMP_c)和蛋白质(SMP_p)的含量变化。可以看出, 投加 SDZ 后 EPS_p 和 SMP_c 含量变化较大, 分别为 18.6~24.4 mg/gMLVSS 和 0.86~1.21 mg/gMLVSS, 这表明 EPS_p 和 SMP_c 是影响膜污染的重要因素。随着实验的进行, EPS_c/EPS_p 值不断降低(分别为 1.45、1.36、1.18), 同时膜污染不断加重。EPS_c/EPS_p 值可以反映污泥絮体的亲疏水性, 比值越低, 则疏水性越高, EPS 便

会进一步沉积在膜上,进一步加剧膜污染^[11],这与本实验结果吻合。此外,SMP_c/SMP_p值从1.59升至2.05,且该比值与膜污染速率具有相同的变化趋势。Chen等^[20]在研究C/N对MBBR—MBR耦合系统膜污染影响时发现,SMP_c/SMP_p值较高时,膜表面的性质会发生改变进而加速膜污染进程,这与本研究结果一致。

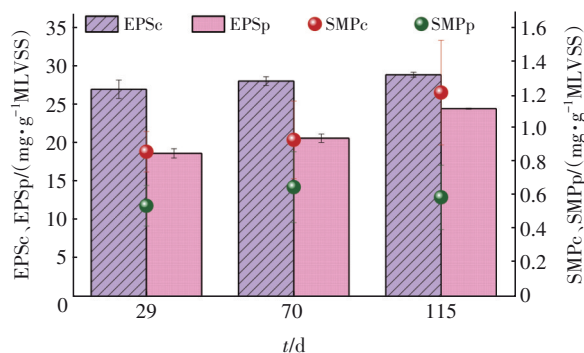


图4 EPS和SMP成分的变化

Fig.4 Change of EPS and SMP composition

3 结论

MBBR—MBR耦合系统相比单一MBBR单元可以强化SDZ的去除,生物降解是去除SDZ的主要机制。MBBR单元因具有附着生长的生物膜,可促进SDZ的降解。低C/N条件下SDZ的存在会对微生物的活性和生物多样性产生抑制作用,影响反硝化过程进而降低系统的脱氮效率。SDZ的存在会使污泥絮体粒径减小,加速MBBR—MBR耦合系统的膜污染进程。EPS_p和SMP_c的浓度变化对膜污染有贡献作用,由于SDZ的存在导致EPS_p、SMP_c含量升高,加速了膜污染进程。本研究可为后续污水处理厂对抗生素的强化去除以及减缓控制MBR膜污染问题提供参考。

参考文献:

- [1] 陈哲,李竹,金玉娥,等. 2016年上海市生活饮用水中磺胺类抗生素浓度及分布特征研究[J]. 环境与健康杂志, 2019, 36(6): 525-529.
CHEN Zhe, LI Zhu, JIN Yu'e, *et al.* Levels and characteristics of sulfonamides contamination in drinking water in Shanghai in 2016 [J]. Journal of Environment and Health, 2019, 36(6): 525-529 (in Chinese).
- [2] LARSSON D G J, DE PEDRO C, PAXEUS N, *et al.* Effluent from drug manufactures contains extremely high levels of pharmaceuticals [J]. Journal of Hazardous Materials, 2007, 148(3): 751-755.
- [3] 郭泓利,李鑫玮,任钦毅,等. 全国典型城市污水处理厂进水水质特征分析[J]. 给水排水, 2018, 44(6): 12-15.
GUO Hongli, LI Xinwei, REN Qinyi, *et al.* Analysis on characteristics of influent water quality of typical municipal sewage treatment plants in China [J]. Water & Wastewater Engineering, 2018, 44(6): 12-15 (in Chinese).
- [4] 徐敏,王东,马乐宽,等. 关于城镇污水处理厂进水浓度低及污水处理率修正的相关问题探讨[J]. 环境保护, 2020, 48(5): 38-42.
XU Min, WANG Dong, MA Lekuan, *et al.* Discussion on the problems related to the low influent concentration of urban sewage treatment plant and the correction of sewage treatment rate [J]. Environmental Protection, 2020, 48(5): 38-42 (in Chinese).
- [5] XU R H, WU Z Y, ZHOU Z B, *et al.* Removal of sulfadiazine and tetracycline in membrane bioreactors: linking pathway to microbial community shift [J]. Environmental Technology, 2019, 40(2): 134-143.
- [6] 于志浩, Huu Hao NGO, 张新波, 等. 海绵-浸没式MBR去除城市污水中磺胺类抗生素[J]. 中国给水排水, 2018, 34(19): 90-95.
YU Zhihao, Huu Hao NGO, ZHANG Xinbo, *et al.* Removal and degradation mechanisms of sulfonamide antibiotics in municipal wastewater by sponge-submerged membrane bioreactor [J]. China Water & Wastewater, 2018, 34(19): 90-95 (in Chinese).
- [7] 周大为,周康根,陈伟,等. 移动床生物膜反应器挂膜影响因素研究进展[J]. 水处理技术, 2019, 45(8): 16-20.
ZHOU Dawei, ZHOU Kanggen, CHEN Wei, *et al.* Research progress of influencing factors on biofilm culturing in moving bed biofilm reactor [J]. Technology of Water Treatment, 2019, 45(8): 16-20 (in Chinese).
- [8] 罗玲,袁野,钟常明. MBR过程溶解性微生物产物对膜污染影响研究进展[J]. 应用化工, 2021, 50(4): 1100-1106.
LUO Ling, YUAN Ye, ZHONG Changming. Advances on the influence of soluble microbial products (SMP) on membrane fouling in the MBR process [J]. Applied Chemical Industry, 2021, 50(4): 1100-1106 (in Chinese).
- [9] JIANG Q, NGO H H, NGHIEM L D, *et al.* Effect of

- hydraulic retention time on the performance of a hybrid moving bed biofilm reactor-membrane bioreactor system for micropollutants removal from municipal wastewater [J]. *Bioresource Technology*, 2018, 247: 1228-1232.
- [10] FU C, YUE X D, SHI X Q, *et al.* Membrane fouling between a membrane bioreactor and a moving bed membrane bioreactor: effects of solids retention time [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2017, 309: 397-408.
- [11] DENG L J, GUO W S, NGO H H, *et al.* New functional biocarriers for enhancing the performance of a hybrid moving bed biofilm reactor-membrane bioreactor system [J]. *Bioresource Technology*, 2016, 208: 87-93.
- [12] ZHU T T, SU Z X, LAI W X, *et al.* Insights into the fate and removal of antibiotics and antibiotic resistance genes using biological wastewater treatment technology [J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 776: 145906.
- [13] ZHANG X B, SONG Z, NGO H H, *et al.* Impacts of typical pharmaceuticals and personal care products on the performance and microbial community of a sponge-based moving bed biofilm reactor [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 295: 122298.
- [14] 张新波, 宋姿, 祁丽, 等. 聚氨酯海绵载体填充率对MBBR脱氮的影响 [J]. *中国给水排水*, 2017, 33(15): 78-81.
- ZHANG Xinbo, SONG Zi, QI Li, *et al.* Effect of filling fraction on nitrogen removal of polyurethane sponge-based moving bed biofilm reactor [J]. *China Water & Wastewater*, 2017, 33(15): 78-81 (in Chinese).
- [15] LUO Y L, GUO W S, NGO H H, *et al.* Removal and fate of micropollutants in a sponge-based moving bed bioreactor [J]. *Bioresource Technology*, 2014, 159: 311-319.
- [16] SONG Z, ZHANG X B, SUN F Y, *et al.* Specific microbial diversity and functional gene (AOB *amoA*) analysis of a sponge-based aerobic nitrifying moving bed biofilm reactor exposed to typical pharmaceuticals [J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 742: 140660.
- [17] 宋鹏飞. MBBR—MBR耦合反应器脱氮性能与膜污染研究[D]. 西安:西安建筑科技大学, 2019.
- SONG Pengfei. Study on Denitrification Performance and Membrane Pollution of a MBBR—MBR Coupled Reactor [D]. Xi'an: Xi'an University of Architecture and Technology, 2019 (in Chinese).
- [18] 李俊霞, 郭冀峰, 李继香. 有机负荷和温度对膜生物反应器膜污染的影响 [J]. *水处理技术*, 2020, 46(6): 45-49.
- LI Junxia, GUO Jifeng, LI Jixiang, *et al.* Effects of organic loading and temperature on membrane fouling in membrane bioreactor [J]. *Technology of Water Treatment*, 2020, 46(6): 45-49 (in Chinese).
- [19] ZHENG Y, ZHANG W X, TANG B, *et al.* Membrane fouling mechanism of biofilm-membrane bioreactor (BF-MBR): pore blocking model and membrane cleaning [J]. *Bioresource Technology*, 2018, 250: 398-405.
- [20] CHEN C, GUO W S, NGO H H, *et al.* Effects of C/N ratio on the performance of a hybrid sponge-assisted aerobic moving bed-anaerobic granular membrane bioreactor for municipal wastewater treatment [J]. *Bioresource Technology*, 2018, 247: 340-346.

作者简介:王凤雪(1997-),女,山东泰安人,硕士研究生,研究方向为水污染控制。

E-mail:wfx17866615228@163.com

收稿日期:2021-06-12

修回日期:2021-07-12

(编辑:刘贵春)