

城镇污水处理厂颗粒性物质在纯膜 MBBR 系统中的转化研究

黄 梅, 王晓东*, 徐珊珊, 张 慧

(青岛理工大学 环境与市政工程学院, 青岛 266525)

摘 要: 颗粒性有机物在纯膜移动床生物膜反应器 (MBBR) 中的好氧水解反应会导致可溶性化学需氧量 (SCOD) 的异常波动, 此过程将致使城镇污水处理厂出水水质不达标。为了揭示颗粒性物质在纯膜 MBBR 系统内的消纳途径, 开展了好氧水解试验, 探讨颗粒性有机物在纯膜 MBBR 系统内的迁移转化过程。研究发现: 在缺氧/好氧 (A/O)-MBBR 系统中, 好氧水力停留时间为 200 min 时出现了 SCOD 异常值点 (53.31 mg/L), 说明好氧水解反应会致使纯膜 MBBR 系统的出水 SCOD 值过高。为保证纯膜 MBBR 系统出水水质达标, 可调节水力停留时间, 降低出现 SCOD 异常值的风险。

关键词: 污水处理; 好氧水解; 耗氧呼吸速率; 移动床生物膜反应器; 水力停留时间

中图分类号: X324 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4602(2026)02-0058-08

DOI: 10.3969/j.issn.1673-4602.2026.02.008

Study on the transformation of granular matter in pure membrane MBBR system in municipal wastewater treatment plants

HUANG Mei, WANG Xiaodong*, XU Shanshan, ZHANG Hui

(School of Environmental and Municipal Engineering, Qingdao University of Technology, Qingdao 266525, China)

Abstract: The aerobic hydrolysis reactions of granular organic matter in pure membrane moving bed biofilm reactor (MBBR) can lead to the abnormal fluctuation of soluble chemical oxygen demand (SCOD), which will further result in substandard effluent quality in municipal wastewater treatment plants. In order to reveal the conversion paths of granular matter in pure membrane MBBR system, aerobic hydrolysis experiment was carried out to investigate the migration and transformation process of granular organic matter in pure membrane MBBR system. The results showed that the SCOD outlier point (53.31 mg/L) appeared in the anoxic/aerobic (A/O)-MBBR system when the aerobic hydraulic retention time was 200 min. This indicates that aerobic hydrolysis reactions can lead to excessively high SCOD values of the effluent in pure membrane MBBR system. To ensure that the effluent quality in the pure membrane MBBR system meets the standard, the hydraulic retention time can be adjusted to reduce the risk of SCOD outliers.

Key words: wastewater treatment; aerobic hydrolysis; oxygen uptake rate; moving bed bio-

收稿日期: 2024-04-29

基金项目: 国家自然科学基金 (51908303); 山东省自然科学基金 (ZR2023ME183)

作者简介: 黄 梅 (1999—), 女, 山东临沂人。硕士, 研究方向为城镇水污染控制与资源化。E-mail: Mei.Huang_2022@outlook.com.

* 通信作者: 王晓东 (1987—), 男, 山东青岛人。博士, 副教授, 主要从事污水处理与资源化方面的研究。

E-mail: wangxiaodong@qut.edu.cn.

film reactor (MBBR); hydraulic retention time

在城镇污水处理厂中,颗粒性物质中的可沉淀物作为初沉污泥从污水中去除,进入侧流污泥处理工艺线,另一部分胶体、类胶体等小颗粒物质则进入下游生物处理系统继续在主流污水工艺线中存续与转化。颗粒性物质进入生物处理系统后,存在微生物水解产生溶解性有机物和微生物消耗有机物两个过程,若微生物对颗粒性物质的水解效果优于其对有机物的消耗作用,那么在生物处理单元将出现可溶性化学需氧量(SCOD)升高的现象,若该现象发生在生化处理系统后端,水力停留时间不足时可能引发出水化学需氧量(COD)浓度过高的风险。

移动床生物膜反应器(MBBR)是 20 世纪由挪威 KMT 公司和 SINTEF 研究院联合开发的污水处理装置^[1-2],该污水处理工艺通过向系统中投加与水密度接近的悬浮载体填料,使微生物在载体上富集生长形成生物膜,用于去除污水中的氮、磷等污染物^[3],具有污水处理率高、占地面积小、抗负荷冲击能力强等优点^[4]。在活性污泥系统中,颗粒性物质经污泥吸附回流后,会进一步水解,所产生的溶解性有机物被微生物所利用,所以,不会出现 SCOD 异常波动的情况。然而,纯膜 MBBR 系统对颗粒性物质并没有吸附作用,因此,在该系统内更容易出现 SCOD 异常波动。

目前颗粒性物质在纯膜 MBBR 系统内的存续与转化研究鲜有报道,探究颗粒性物质在纯膜 MBBR 系统内的好氧水解过程具有较高的应用价值,不仅有利于污水处理厂碳平衡的计算,还将为 MBBR 系统的设计运行提供技术支撑。

1 试验概况

1.1 纯膜 MBBR 小试系统

为保障后续纯膜 MBBR 系统好氧水解试验的进行,前期进行填料的挂膜培养。

本系统所选择的载体是 K3 型高密度聚乙烯填料,有效比表面积为 $500 \text{ m}^2/\text{m}^3$,直径为 $(25 \pm 0.5) \text{ mm}$,高为 $(10 \pm 1) \text{ mm}$ 。试验系统由直径 20 cm、高 40 cm、有效容积为 8 L 的有机玻璃容器组成,填料的填充率为 60%。

本装置为序批式纯膜缺氧/好氧-移动床生物膜反应器(A/O-MBBR),进水取自青岛市某城镇污水处理厂初沉池出水,相关水质指标如表 1 所示。系统采用间歇曝气的方式运行,每日缺氧运行 3 h,好氧运行 3 h,运行 2 个周期,共运行 12 h,每个周期进水 1 次,水力停留时间为 12 h,硝化液回流比为 100%,其余时间系统静置。系统由曝气泵进行曝气,确保好氧阶段系统溶解氧(DO)浓度维持在 6 mg/L 左右。为保证系统内填料维持良好的流化状态,在反应器内置搅拌桨,对填料进行搅拌。

表 1 A/O-MBBR 系统进水水质指标

					mg/L
SS	TCOD	SCOD	NH_4^+-N	NO_2^--N	NO_3^--N
206~591	198~497	183~331	44.92~82.74	0.059~0.153	0.88~1.45

1.2 颗粒性物质在纯膜 MBBR 系统中的好氧水解试验

1.2.1 颗粒性物质的来源

颗粒性物质取自青岛市某城镇污水处理厂生物池进水。首先,将颗粒性物质自然沉淀 5 h 后,经 35 目筛网(孔径为 0.5 mm)过筛;然后,经自来水淘洗 3~5 次,自然沉淀排去上清液;最后,将浓缩的颗粒性物质置于 4 °C 冰箱冷藏备用。

系统所投加的颗粒性物质的相关指标如下:总化学需氧量(TCOD)为 17 520 mg/L,悬浮固体浓度(SS)为 16 612 mg/L,挥发性悬浮固体浓度(VSS)为 8790 mg/L。

1.2.2 好氧水解试验装置

本装置由有效容积为 8 L 的有机玻璃容器组成,填料的填充率为 60%。为确保好氧水解试验的顺利进行,在试验过程中对系统进行曝气,使其 DO 维持在 6 mg/L 以上。为保证生物膜填料良好的流化状

态,采用造浪器对系统进行搅拌。

根据投加有机基质的差异,本试验分为试验组和对照组。对照组:投加 500 mg/L(以 COD 计)的乙酸钠和 30 mg/L 的 NH_4^+-N ;试验组:投加 500 mg/L(以 COD 计)的颗粒性物质和 30 mg/L 的 NH_4^+-N 。

1) 填料淘洗。为了避免 MBBR 系统内原有有机物对试验结果的干扰,在试验之前将填料淘洗 3~5 次。

2) 基质投加。本试验探究颗粒性物质在纯膜 MBBR 系统内的好氧水解过程,主要考虑系统内 COD 值的变化。然而,若生物膜填料长期处于低氨氮(NH_4^+-N)浓度条件下,会造成生物膜的脱落,因此,在试验过程中将投加基质 NH_4^+-N 。

3) 异养菌活性生物量(X_H)的测定。耗氧呼吸速率法是测定微生物活性的常用方法^[5-9],测定的 X_H 可反映生物膜微生物对有机物的利用情况^[10]。本研究基于 CHEN^[11]、WANG^[12] 和 OCHOA^[13] 等的研究对 X_H 进行测定,测试频次为 1 次/h,共 8 次。在测定过程中填料的填充率为 60%,在 1 L 的密闭有机玻璃容器中进行,用磁力搅拌器对系统进行搅拌。

4) 水样的获取与水质指标的测定。本试验每次取 2 个水样,一个水样体积为 50 mL,将其经孔径为 0.45 μm 的混合纤维素酯滤膜抽滤,滤膜上的悬浮固体用于测 SS 和 VSS,滤液用于测 SCOD、 NH_4^+-N 、亚硝态氮(NO_2^--N)、硝态氮(NO_3^--N);另一个水样体积为 20 mL,不经过任何处理,测 TCOD。为确保试验系统内生物膜悬浮载体的填充率保持恒定,在试验过程中,取出相应数量的生物膜填料。取样频次为 1 次/20 min,试验共进行 8 h。

2 分析与讨论

2.1 投加乙酸钠的 A/O-MBBR 系统中水质参数的变化

投加乙酸钠的 A/O-MBBR 系统中水质参数的变化如图 1 所示。

1) DO 的变化。如图 1(a)所示,在 0~200 min 内,A/O-MBBR 系统 DO 呈现先下降后上升的趋势,这是因为在曝气量恒定的条件下,小试系统运行初期,系统内基质充足,生物膜微生物硝化作用利用 NH_4^+-N ,好氧生长利用 SCOD,导致了系统内 DO 浓度降低。然而,在小试系统运行后期,由于系统内基质浓度降低,微生物对基质的利用能力下降,因此,系统内 DO 浓度呈现上升趋势。在 200~480 min 内,由于系统中缺乏基质,微生物的生长代谢受到抑制,所以,系统内 DO 不会发生明显波动,维持在 7.5 mg/L 左右。

2) SS 的变化。由于填料在淘洗过程中水力冲刷作用会造成生物膜的脱落,因此,在试验初期 SS 的浓度不为 0。如图 1(b)所示,纯膜 MBBR 系统对污水中的颗粒性物质没有吸附作用,但 A/O-MBBR 系统内的 SS 浓度却呈现下降趋势,此现象说明了该系统内存在好氧水解过程。生物膜微生物对颗粒性有机物进行好氧水解,将其转化成溶解性有机物,从而导致系统内 SS 浓度降低。

3) NH_4^+-N 、 NO_2^--N 和 NO_3^--N 浓度的变化。如图 1(c)(d)所示,在 0~200 min 内, NH_4^+-N 浓度呈现下降趋势,降低了 31.62 mg/L,这是因为 A/O-MBBR 系统内存在硝化过程,然而,此系统内 NO_3^--N 浓度上升了 8.38 mg/L,并没有显著上升,这是因为系统内存在好氧反硝化过程。当 A/O-MBBR 系统的好氧水解试验进行到 200~480 min 时,系统内 NO_3^--N 浓度略有下降,降低了 2 mg/L 左右。此现象也从侧面表明了系统内发生了好氧水解反应,具体原因如下:系统内 NO_3^--N 浓度降低,发生反硝化反应,需要有机物提供电子供体,系统无外加碳源,而颗粒性物质好氧水解可产生有机基质,该基质为纯膜 A/O-MBBR 系统好氧反硝化过程提供电子供体。

4) TCOD 和 SCOD 的变化。如图 1(e)所示,在 0~180 min 内,系统 TCOD 浓度和 SCOD 浓度均呈现下降趋势,这是因为微生物好氧生长消耗有机基质,致使系统内有机基质浓度逐渐降低。在 180~480 min 内,因系统 SS 浓度较低(40 mg/L 左右),没有大量颗粒性物质提供水解底物,所以系统内并未出现 SCOD 值异常波动的现象。

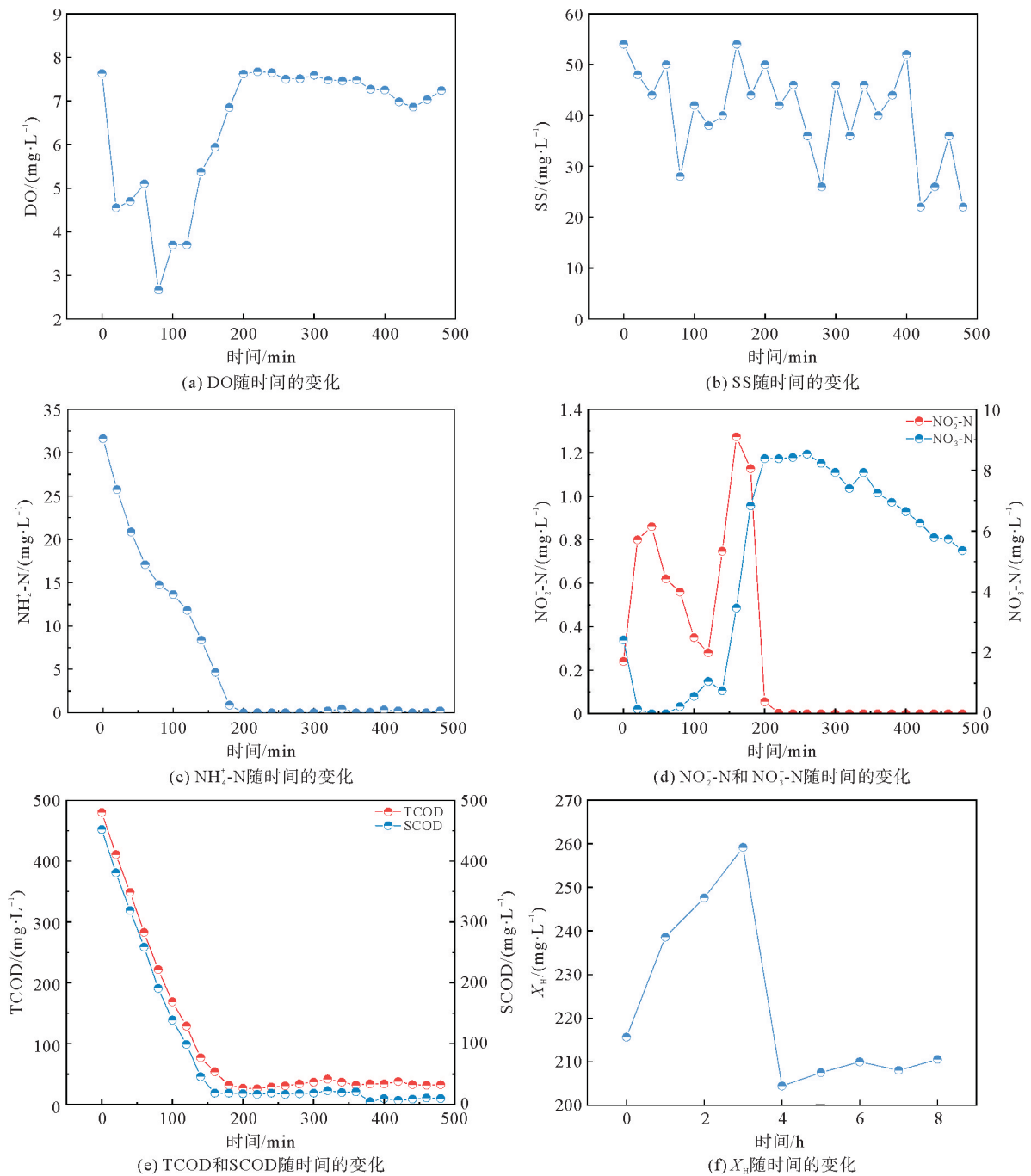


图 1 投加乙酸钠的 A/O-MBBR 系统中水质参数的变化

5) X_H 的变化。如图 1(f) 所示,在 0~3 h 内,系统 X_H 呈现上升趋势,增长了 43.5 mg/L(以 COD 计),这是因为在试验初期系统内有机底物基质充足,造成了 X_H 的增长。在 3~8 h 内,由于微生物系统缺乏有机物,生物膜微生物进入了内源呼吸阶段,所以,试验后期 X_H 并没有显著波动。

2.2 投加颗粒性物质的 A/O-MBBR 系统中水质参数的变化

投加颗粒性物质的 A/O-MBBR 系统中水质参数的变化如图 2 所示。

1) DO 的变化。如图 2(a) 所示,在曝气量恒定的情况下,0~200 min 内,A/O-MBBR 系统中 DO 浓度呈现上升趋势,且 200 min 后,系统 DO 浓度才维持恒定。DO 浓度呈现缓慢增长趋势的具体原因分析如下:①因为系统本身曝气量较小,所以,DO 浓度增速较为缓慢;②在 0~200 min 内,系统 NH_4^+-N 浓度较高,微生物硝化作用利用 NH_4^+-N ,此过程消耗系统内的 DO,致使 DO 浓度增速较为缓慢。

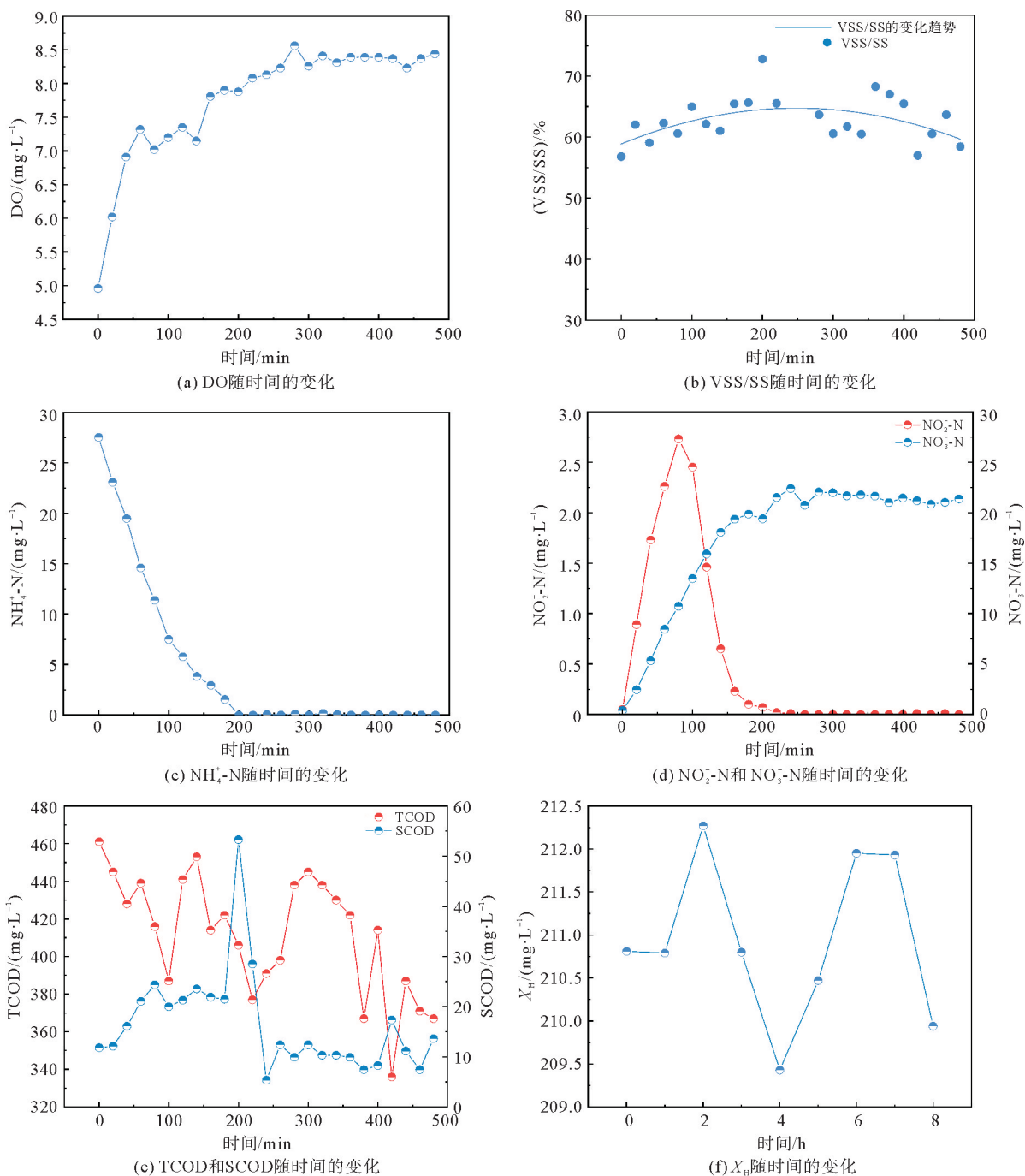


图2 投加颗粒性物质的A/O-MBBR系统中水质参数的变化

2) VSS/SS的变化。由于A/O-MBBR系统内填料的填充率较高,颗粒性物质在系统中分布不均匀,样品的SS测定结果准确性较差,因此,本研究从VSS/SS的角度进行分析,其可表征颗粒性物质中有机物的比例,从而反映颗粒性惰性有机物的好氧水解情况。由图2(b)可知,VSS/SS呈现先上升后下降的趋势,原因如下:在试验初期,填料上的生物膜略有脱落,因生物膜有机物质含量较高,所以造成了系统内VSS/SS比例的升高;而后期VSS/SS呈现下降趋势,是因为系统内好氧水解降解了系统内的颗粒性惰性有机物。

3) $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2^-\text{-N}$ 和 $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度的变化。如图2(c)(d)所示,在0~200 min内,由于A/O-MBBR系统发生了硝化反应,造成了系统内 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度的降低, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度的上升。 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 浓度由27.51 mg/L下降至0.00 mg/L, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度由0.40 mg/L上升至21.36 mg/L, $\text{NO}_3^-\text{-N}$ 浓度的增量低

于 NH_4^+-N 浓度的减少量,具体原因分析如下:①由于微生物的同化作用,致使微生物利用了部分 NH_4^+-N 合成微生物细胞;②A/O-MBBR 系统内颗粒性物质发生好氧水解,产生少量有机基质,致使系统发生好氧反硝化反应,此过程消耗了部分 NO_3^--N 。

4) TCOD 和 SCOD 的变化。由于填料填充率比较大,造成系统内颗粒性物质分布不均匀,所以 TCOD 值波动较为显著。如图 2(e)所示,由系统 TCOD 的变化趋势可以看出,TCOD 浓度呈现下降趋势,这说明了系统内存在好氧水解过程。分析原因如下:微生物好氧水解将颗粒性有机物转化为溶解性有机物,部分溶解性有机物被微生物所利用,所以,出现了 TCOD 值下降的现象。当好氧水力停留时间为 200 min 时,SCOD 的浓度为 53.31 mg/L,出现了 SCOD 异常值点,验证了颗粒性物质在纯膜 MBBR 系统内的好氧水解过程会导致 SCOD 值异常波动的猜想。异常值点出现的原因:在 200 min 左右,系统内 VSS/SS 的比例较高,颗粒性惰性有机底物充足,因此,在纯膜 A/O-MBBR 系统内的颗粒性物质的好氧水解效果较为明显,致使出现了 SCOD 异常值点。

5) X_H 的变化。如图 2(f)所示,由于系统内缺乏有机底物,所以 A/O-MBBR 系统微生物的 X_H 波动不大,维持在 210.9 mg/L 左右。

2.3 聚类分析

由于试验数据繁多,为了更好地观察颗粒性物质在 A/O-MBBR 系统好氧水解试验中的变化规律,对其进行聚类分析。由图 2(e)可知,SCOD 异常值点出现在取样点 10(将停留时间为 0 的水样定义为取样点 0,之后每隔 20 min 取样,依次定义为取样点 1、取样点 2……),因此,可将其作为 1 个数据集合,但是,考虑到样本数量过少带来的偶然性,所以将扩大集合中样本的数量。综上所述,将取样点 0—7、8—12 和 13—24 分为 3 个集合,然后对各个集合取均值。剔除部分异常数据后,其数据聚类结果如表 2 所示。

表 2 A/O-MBBR 系统好氧水解试验水质参数聚类分析

取样点	SS/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	(VSS/SS)/ %	$\text{NH}_4^+-\text{N}/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$\text{NO}_2^--\text{N}/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	$\text{NO}_3^--\text{N}/$ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	TCOD/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	SCOD/ ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)
0—7	395	57	14	2	9	434	19
8—12	378	66	0	0	20	402	26
13—24	371	62	0	0	21	401	11

由表 2 可知,在 A/O-MBBR 系统中,SS 浓度呈现下降趋势,由 395 mg/L 下降至 378 mg/L,说明系统内存在好氧水解过程。同时,SCOD 值略有上升,说明颗粒性物质在 A/O-MBBR 内发生了好氧水解过程,该过程会导致 SCOD 值的异常波动。随后,SS 浓度虽仍有降低,由 378 mg/L 降低至 371 mg/L,但 SCOD 浓度呈下降趋势,由 26 mg/L 降低至 11 mg/L,说明了系统内异养微生物的代谢作用强于微生物的好氧水解反应,最终导致 SCOD 值降低。

2.4 模型建立

基于以上数据,验证了颗粒性物质在纯膜 MBBR 系统内发生好氧水解会导致 SCOD 值出现异常。从普适性出发,本文将会针对此研究建立相关模型,从而推动纯膜 MBBR 系统工艺的发展,为实际工程建设提供技术支撑。

1) 模型假设。污水生物处理系统微生物种群的多样性和进水水质的复杂性,使得污水处理的具体过程描述较为庞杂。针对上述问题,在模型建立过程中应当对模型进行适当简化,使其能够在较为稳定的条件下进行模拟。从城镇污水处理厂实际工程应用角度出发,进行模型假设:①因在实际工程应用中,水温随季节变化的波动较大,这将会影响模型的模拟结果,所以,假设系统内的水温是恒定的。②pH 是影响微生物生长代谢的重要因素,pH 过高或过低都会抑制微生物的生长,甚至导致其死亡,因此,假设系统内 pH 恒定,维持在 6.5~7.5。③由于活性污泥 1 号数学模型(ASM1)中的动力学参数和化学计量系数均受到温度的影响,为降低模型的复杂性,均取 20 °C 条件下的典型值。

2) 模型建立。由于 ASM1 具有结构简单、化学计量关系准确等优势,所以该模型已在纯膜 MBBR 系统中得到广泛应用^[14-15]。因此,本研究的模型将基于 ASM1 进行建立,如式(1)所示,易微生物降解底物的浓度一方面随异养微生物的生长而降低,另一方面因微生物好氧水解颗粒性有机物而增加。由于本研究是在好氧条件下进行的,所以仅考虑微生物好氧生长消耗易微生物降解基质过程和好氧水解产生易微生物降解基质过程,因此,公式(1)可简化为公式(2)。

由于纯膜 A/O-MBBR 系统为好氧水解过程中,溶解氧浓度较高($S_O > 6 \text{ mg/L}$),异养菌氧半饱和系数($K_{O,H}$)远小于系统内溶解氧的浓度,因此,可将 $\frac{S_O}{K_{O,H}+S_O}$ 视为 1。由于 X_H 在 A/O-MBBR 系统好氧水解试验过程中波动不大(图 2(f)),在此将其视为定值,取均值为 210.9 mg/L ,其他模型参数取其 20°C 条件下的典型值,将相关数值代入式(2),通过简化可得式(3)。

$$\frac{dS_s}{dt} = \left[-\frac{\mu_H}{Y_H} \times \frac{S_s}{K_s + S_s} \times \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} + \eta_g \times \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \times \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) + K_h \times \frac{X_s/X_H}{K_x + X_s/X_H} \times \left(\frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} + \eta_h \times \frac{K_{O,H}}{K_{O,H} + S_O} \times \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] \times X_H \quad (1)$$

$$\frac{dS_s}{dt} = \left(-\frac{\mu_H}{Y_H} \times \frac{S_s}{K_s + S_s} \times \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} + K_h \times \frac{X_s/X_H}{K_x + X_s/X_H} \times \frac{S_O}{K_{O,H} + S_O} \right) \times X_H \quad (2)$$

$$\frac{dS_s}{dt} = \frac{63270X_s}{633 + 100X_s} - \frac{1889S_s}{20 + S_s} \quad (3)$$

式中: S_s 为溶解性快速可生物降解有机物,mg/L,以 COD 计; S_O 为溶解氧浓度,mg/L; S_{NO} 为 NO_3^- -N 和 NO_2^- -N 浓度,mg/L,以 N 计; X_H 为异养菌活性生物量,mg/L; X_s 为慢速可生物降解有机物,mg/L,以 COD 计; $K_{O,H}$ 为异养菌氧半饱和系数,以 O_2 计,取 0.2 g/m^3 ; μ_H 为异养菌最大比生长速率,取 6 d^{-1} ; η_g 为 μ_H 的缺氧校正因子,量纲为 1,取 0.8; K_s 为异养菌 COD 半饱和系数,以 COD 计,取 20 g/m^3 ; Y_H 为异养菌产率系数,取 0.67 g/g ; K_{NO} 为硝酸盐氮半饱和系数,以 NO_3^- -N 计,取 0.2 g/m^3 ; K_h 为最大比水解速率,取 $3 \text{ g/(g} \cdot \text{d)}$; η_h 为缺氧条件下水解的校正因子,量纲为 1,取 0.4; K_x 为 X_s 水解半饱和系数,取 0.03 g/g 。

3 结论

本研究通过颗粒性物质在 A/O-MBBR 系统的好氧水解试验,得出了以下结论:

1) 在纯膜 A/O-MBBR 系统中,颗粒性物质的好氧水解会导致系统 SCOD 值的异常波动,出现 SCOD 异常值点。本系统好氧水力停留时间为 200 min 时出现了 SCOD 异常值点,SCOD 值达到了 53.31 mg/L 。在实际工程建设中,为保障城镇污水处理厂出水水质达标,可通过调节水力停留时间来降低出现 SCOD 异常值点的概率。

2) 为了促进颗粒性物质好氧水解研究在纯膜 MBBR 系统应用的普适性,以溶解性快速可生物降解有机物 S_s 、慢速可生物降解有机物 X_s 为变量,溶解氧浓度 S_O 、异养菌活性生物量 X_H 为模型参数对模型公式进行简化,建立了颗粒性有机物在 A/O-MBBR 系统好氧水解的动态微分方程:

$$\frac{dS_s}{dt} = \frac{63270X_s}{633 + 100X_s} - \frac{1889S_s}{20 + S_s}$$

参考文献(References):

- [1] ØDEGAARD H, RUSTEN B, WESTRUM T. A new moving bed biofilm reactor-applications and results[J]. Water Science and Technology, 1994, 29(10/11): 157-165.

- [2] 宋浩亮. MBBR 工艺研究及应用现状[J]. 广东化工, 2017, 44(11): 122-123.
SONG Haoliang. Study and application of the moving bed biofilm reactor[J]. Guangdong Chemical Industry, 2017, 44(11): 122-123.
- [3] BUITRÓN G, MORENO-ANDRADE I. Biodegradation kinetics of a mixture of phenols in a sequencing batch moving bed biofilm reactor under starvation and shock loads[J]. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 2011, 86(5): 669-674.
- [4] 赖竹林, 周雪飞. 移动床生物膜反应器(MBBR)的研究现状及进展[J]. 水处理技术, 2021, 47(10): 7-11.
LAI Zhulin, ZHOU Xuefei. Research status and progress of moving bed biofilm reactor(MBBR)[J]. Technology of Water Treatment, 2021, 47(10): 7-11.
- [5] 陈珊珊. MBBR 系统活性生物量定量检测及动力学参数校正方法研究[D]. 青岛: 青岛理工大学, 2021.
CHEN Shanshan. Study on quantitative detection of active biomass in MBBR system and its kinetic parameter correction method[D]. Qingdao: Qingdao University of Technology, 2021.
- [6] BISWAS K, TAYLOR M W, TURNER S J. Successional development of biofilms in moving bed biofilm reactor (MBBR) systems treating municipal wastewater[J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2014, 98(3): 1429-1440.
- [7] 陈宁. 生产性 IFAS 系统微生物活性参数变化规律及群落结构研究[D]. 青岛: 青岛理工大学, 2023.
CHEN Ning. Study on the variation law of microbial activity parameters and community structure of full-scale IFAS system[D]. Qingdao: Qingdao University of Technology, 2023.
- [8] COLLIVIGNARELLI M C, BERTANZA G, ABBÀ A, et al. Wastewater treatment by means of thermophilic aerobic membrane reactors; Respirometric tests and numerical models for the determination of stoichiometric/kinetic parameters[J]. Environmental Technology, 2019, 40(2): 182-191.
- [9] 刘婧邈, 毕学军, 杨新慈, 等. 低温条件下纯膜 MBBR 系统脱氮能力中试研究[J]. 中国给水排水, 2023, 39(19): 19-26.
LIU Jingmiao, BI Xuejun, YANG Xinci, et al. Nitrogen removal performance of a pilot-scale pure moving bed biofilm reactor system at low temperature[J]. China Water & Wastewater, 2023, 39(19): 19-26.
- [10] 陈珊珊, 王晓东, 周小琳, 等. 强化脱氮 MBBR 中活性生物量的测定及其分布[J]. 中国给水排水, 2022, 38(15): 73-77.
CHEN Shanshan, WANG Xiaodong, ZHOU Xiaolin, et al. Determination of active biomass and its distribution in enhanced denitrification MBBR[J]. China Water & Wastewater, 2022, 38(15): 73-77.
- [11] CHEN N, WANG X D, HUANG M, et al. Quantitative study of biofilm yield and biomass distribution of a multi-stage moving-bed biofilm system[J]. Water Reuse, 2023, 13(2): 250-268.
- [12] WANG X D, BI X J, HEM L J, et al. Microbial community composition of a multi-stage moving bed biofilm reactor and its interaction with kinetic model parameters estimation[J]. Journal of Environmental Management, 2018, 218: 340-347.
- [13] OCHOA J C, COLPRIM J, PALACIOS B, et al. Active heterotrophic and autotrophic biomass distribution between fixed and suspended systems in a hybrid biological reactor[J]. Water Science and Technology, 2002, 46(1/2): 397-404.
- [14] MANNINA G, TRAPANI D D, TORREGROSSA M, et al. Modelling of hybrid moving bed biofilm reactors: A pilot plant experiment[J]. Water Science and Technology, 2007, 55(8/9): 237-246.
- [15] PLATTES M, FIORELLI D, GILLÉ S, et al. Modelling and dynamic simulation of a moving bed bioreactor using respirometry for the estimation of kinetic parameters[J]. Biochemical Engineering Journal, 2007, 33(3): 253-259.

(责任编辑 赵金环; 英文校审 程文华)