

文章编号: 1009-6094(2021)01-0351-09

## MBBR-A<sup>2</sup>O/MBR 处理 农村生活污水动力学研究<sup>\*</sup>

张文艺, 赵斌成, 毛林强,  
彭明国, 侯君霞, 许明宸

(常州大学环境与安全工程学院, 江苏常州 213164;)

**摘 要:** 采用 MBBR-A<sup>2</sup>O/MBR( 又称 BCO-MBR) 工艺, 对水质特征呈现低碳源高氮磷、水质波动大和日变化系数大等特点的农村生活污水进行研究。对比 MBBR-A<sup>2</sup>O/MBR 工艺在 5 种不同水力停留时间下的( 0.42 d、0.50 d、0.75 d、1.25 d、1.50 d) 运行状况, 挑选出最佳的水力停留时间, 并利用 Lawrence-McCarty 模型构建该工艺的污染物降解动力学方程。结果表明, 随着水力停留时间( HRT) 的延长, MBBR-A<sup>2</sup>O/MBR 工艺对污染物的去除效果逐渐提升。当 HRT 为 1.25 d, COD<sub>Cr</sub>、NH<sub>3</sub>-H、TN、TP 平均进水质量浓度分别 280.67 mg/L、36.88 mg/L、50.59 mg/L、2.51 mg/L 时, 平均出水质量浓度分别为 34.33 mg/L、3.19 mg/L、5.13 mg/L、0.63 mg/L, 平均去除率分别可达 87.86%、89.92%、89.85%、74.95%。COD<sub>Cr</sub>、NH<sub>3</sub>-H、TN 出水质量浓度在城镇污水排放标准一级 A 限值以下, TP 出水质量浓度达到一级 B 标准, 因此确定最佳的 HRT 为 1.25 d。污染物降解动力学计算所得模拟值与实际出水质量浓度测量值拟合度良好, 其中 COD<sub>Cr</sub> 模拟值与平均测量值一致性最高, 相对误差在 0.02~0.14, NH<sub>3</sub>-H 与 TN 的相对误差分别在 0.19~0.60 和 0.1~0.33。这表明污染物降解动力学方程可以较好地模拟工艺出水的污染物质量浓度。COD<sub>Cr</sub> 降解动力学方程常数为  $V_{\max} = 0.19 \text{ d}^{-1}$ ,  $K_s = 82.97 \text{ mg/L}$ ; NH<sub>3</sub>-H 降解动力学方程常数为  $V_{\max} = 0.02 \text{ d}^{-1}$ ,  $K_s = 8.49 \text{ mg/L}$ ; TN 降解动力学方程常数为  $V_{\max} = 0.024 \text{ d}^{-1}$ ,  $K_s = 8.10 \text{ mg/L}$ 。研究的动力学常数与传统活性污泥法动力学常数相比,  $K_s$  较高, 而  $V_{\max}$  较低, 导致  $V_{\max}$  较低的主要原因可能是测定的污泥质量浓度高于实际有效的质量浓度。研究对利用 MBBR-A<sup>2</sup>O/MBR 工艺处理农村生活污水和传统活性污泥工艺提标改造具有一定的应用参考价值。

**关键词:** 环境工程学; A<sup>2</sup>O/MBR; MBBR; 水力停留时间( HRT); 农村生活污水; 降解动力学

中图分类号: X703

文献标志码: A

DOI: 10.13637/j.issn.1009-6094.2020.0162

<sup>\*</sup> 收稿日期: 2020-03-02

作者简介: 张文艺, 教授, 博士, 从事水污染控制与生态修复研究, zwy@cczu.edu.cn。

基金项目: 水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07202003); 江苏省研究生科研与实践创新计划项目( SJCX20\_0942)

## 0 引 言

近年来, 随着经济的快速发展, 长三角地区工业化程度增高, 下辖镇、乡、村企业密布, 农村地区房租相较于城区较为低廉, 离企业较近, 因而吸引大量外来务工人员居住。根据实际情况了解, 人口基数较大的自然村庄中有 20%~40% 的外来人口, 这使得该地区农村污水排放总量逐年增加, 大量的生活污水直接排入周边水体。农村生活污水呈现以下这些特征: 1) 污水排放量变化大, 日变化系数大, 村企较多的村庄排放量较大, 村企较少的村庄排放量少甚至会出现断流现象, 早晚污水排放量较大, 其他时间污水排放量较少; 2) 污水来源多, 包括厨房废水、人畜粪尿、垃圾渗滤液、农业用水等; 3) 由于人畜粪尿占比较大, 导致污染物呈现低碳源高氮磷的特点; 4) 污水管网收集方式主要为雨污混流, 雨水的混入导致污染物质量浓度较低, 且各种突发情况, 导致水质波动较大。地区政府通过建设分散式农村生活污水处理设施来处理村庄生活污水, 但由于部分设施修建时间较早, 传统的污水处理工艺已经难以满足日高标准的排放要求, 且农村地区分散式污水处理设施由于运维成本及环境条件限制, 无法像城镇污水处理厂有专业的技术人员长期现场管护, 因此对污水处理工艺的要求反而更高。厌氧-缺氧-好氧( A<sup>2</sup>O) 污水处理工艺, 具有结构简单、可脱氮除磷的优点<sup>[1]</sup>, 在城镇污水处理已经得到广泛的运用。MBBR( 移动床生物膜工艺) 汲取了生物接触氧化及生物流化床的特点, 利用填料给微生物提供生长载体, 让世代时间长的微生物依附在填料上生长并形成生物膜, 填料内部生长厌氧菌或兼氧菌, 外部为好氧菌, MBBR 工艺被广泛应用于污水处理厂提标改造中<sup>[2-3]</sup>。膜生物反应器( MBR) 作为一种新型污水处理工艺, 膜用于截留微生物, 膜组件替代传统活性污泥法中的二沉池, 即减少了占地面积, 又提升了固液分离能力等<sup>[4-9]</sup>, 成为学者们的研究热点, 在国内具有广泛的运用。

1993 年, 污染物降解动力学领域, 顾夏声等<sup>[13]</sup>首次系统地阐述了关于废水处理的生物数学模型。2006 年, 林红军等<sup>[14]</sup>较早从基质降解动力学上给出 MBR 工艺设计中的参数选用与确定的概念。2012 年, Van Haandel<sup>[15]</sup>介绍了关于活性污泥法的最新理论, 为其他学者探讨污水设施工艺参数提供了帮助。

目前对污水的去除及膜污染控制研究较

多<sup>[16-48]</sup>,关于工艺基本参数设计和污染物降解动力学研究较少。本文通过设计 5 种不同的 HRT(0.42 d、0.50 d、0.75 d、1.25 d、1.50 d) 条件运行试验,寻找最优运行工况,并利用 Lawrence-McCarty 模型建立污染物降解动力学方程组,考察 MBBR-A<sup>2</sup>O/MBR 工艺对 COD<sub>Cr</sub>、NH<sub>3</sub>-H、TN、TP 的降解效果及去除效率,为农村污水工艺改造及提标排放提供理论依据。

## 1 材料与方法

### 1.1 试验装置

MBBR-A<sup>2</sup>O/MBR 试验装置如图 1 所示,由厌氧池、缺氧池、好氧池、膜组件组成。缺氧池内装有搅拌器,主要目的是将回流污水与缺氧池原有污水充分混合,从而提高缺氧池处理效率。好氧池曝气装备选用微孔曝气法,由一个空气提升泵供气,选用转子流量计调控好氧池曝气头,进而调控曝气量,连续曝气。空气泵提供的空气通过曝气砂头进入好氧池,利用曝气产生的上升气流,使好氧池内的填料处于上下运动状态,增强其表面生物膜与污水间气质交换作用。厌氧池、缺氧池、好氧池中都放有球状填料。

厌氧池的有效容积为 17.5 L,材质为聚乙烯,形状为圆柱形,直径为 20 cm;缺氧池的有效容积为 17.5 L,材质为聚乙烯,形状为圆柱形,直径为 20 cm;好氧池(内含膜组件)的有效容积为 70 L,材质为钢制,形状为长方体;反应器有效容积比为 1:1:4。膜组件选用中空纤维式膜,选材为聚偏氯乙烯(PVDF),膜内径为 320~350 nm,膜孔径为 0.1~0.2 nm,膜面积约为 0.2 m<sup>2</sup>。

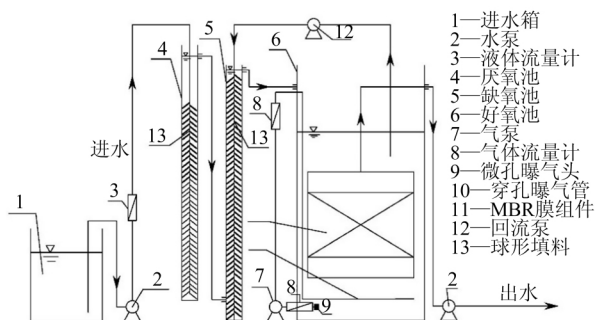


图 1 MBBR-A<sup>2</sup>O/MBR 试验装置示意图

Fig. 1 Schematic diagram of MBBR-A<sup>2</sup>O/MBR test device

### 1.2 试验用水水质及分析方法

试验用水取自常州市洛阳镇某村庄污水处理设施调节池,试验用水水质见表 1。

分析方法按照《水和废水监测方法》第四版<sup>[19]</sup>,其中 COD<sub>Cr</sub>采用重铬酸钾法;总磷、总氮、氨氮均采用比色法;溶解氧(DO)、水温的测定采用哈希溶解氧仪。

### 1.3 试验方法

#### 1.3.1 活性污泥接种

接种活性污泥取自江苏淮安市四季青污水处理厂剩余污泥。

#### 1.3.2 MBBR-A<sup>2</sup>O 装置生物膜培养

取回的污泥为脱水后的泥饼,先用清水将泥饼稀释,然后加入一定量的生活污水,采用闷曝 24 h 静置 1 h 的方式,将静置后的上清液撇去并加入生活污水,如此反复进行闷曝 6 d 左右,待泥水混合液由黑色变为黄褐色,按照厌氧池、缺氧池有效容积的 20% 接入池中,与生活污水混合。厌氧池、缺氧池中投加填料,直接使用试验用水对装置中的污泥进行驯化、填料挂膜,因为试验用水污染物质量浓度不高,因此厌氧池、缺氧池中污泥的初始质量浓度在 3 000 mg/L 左右。试验选用的填料类型为多面空心的球状填料,材质为聚丙烯(PP)塑料,直径为 30 mm。约 14 d 后,装置去除率达到 70% 以上并趋于稳定,表明填料挂膜成功。挂膜前后情况见图 2。

#### 1.3.3 MBR 泥膜反应器培养与驯化

MBR 泥膜反应器是将 MBR 膜设置于好氧池中,将培养好的污泥接入好氧池并与生活污水混合,保证好氧池中的污泥质量浓度与厌氧池、缺氧池的质量浓度相同,在 MBR 泥膜反应器中同样投加填料。在装置连续运行期间,将硝化液回流比设定为 300%,好氧池内溶解氧控制在 4~6 mg/L。按照丁杰等<sup>[20]</sup>、方建文等<sup>[21]</sup>、苑泉等<sup>[22]</sup>、Husam 等<sup>[23]</sup>的预处理方法将填料上的生物膜剥落,再根据污泥质量浓度的常规测量方法测定挥发性生物量,单位为 mg/L。

表 1 进水水质

水质 指标	COD <sub>Cr</sub> / (mg · L <sup>-1</sup> )	TN 质量 浓度 / (mg · L <sup>-1</sup> )	TP 质量 浓度 / (mg · L <sup>-1</sup> )	NH <sub>3</sub> - N 质量浓度 / (mg · L <sup>-1</sup> )
变化 范围	230.67 ~ 343	37.35 ~ 55.78	1.30 ~ 3.50	23.35 ~ 40.15

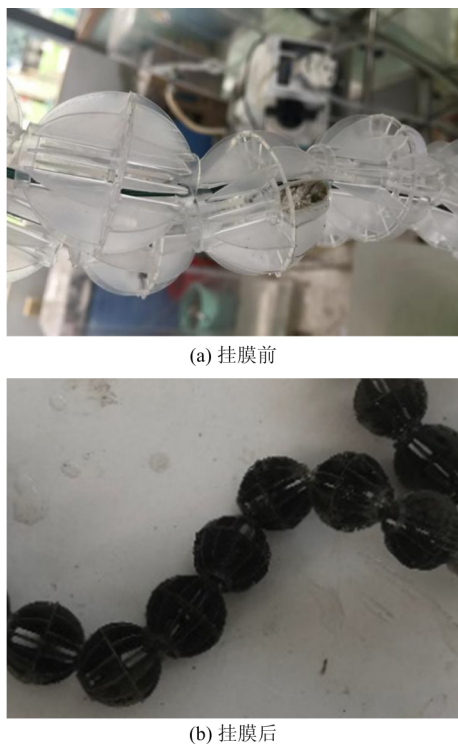


图 2 MBBR-A<sup>2</sup>O/MBR 工艺中填料挂膜前后对比  
Fig. 2 Comparison of filler before and after film hanging in MBBR - A<sup>2</sup>O/MBR process

#### 1.4 MBBR-A<sup>2</sup>O/MBR 基质降解动力学模型推导

根据 Monod 方程和 Lawrence-McCarty 模型,在污水生物处理中,基质的去除是主要任务,而微生物的增长只是基质去除的结果。模型推导中作如下假设:进水水质均匀,且不含有微生物群体;基质是可溶的,不含抑制微生物活性的基质;反应器内处于完全混合状态,污泥质量浓度保持稳定;膜不对可溶性的基质进行截留,即出水基质质量浓度等于污泥上清液中所含基质的质量浓度<sup>[14]</sup>。由 Monod 方程可推出式(1),式(1)即为 MBBR-A<sup>2</sup>O/MBR 工艺的污染物去除动力学模型。

$$V = \frac{V_{\max} S}{K_s + S} = \frac{S_0 - S_e}{XT} \quad (1)$$

式中  $V$  为基质比降解速率,  $\text{d}^{-1}$ ;  $V_{\max}$  为基质最大比降解速率,  $\text{d}^{-1}$ ;  $S$  为基质质量浓度,  $\text{mg/L}$ ;  $K_s$  为半饱和常数,  $\text{mg/L}$ ;  $S_0$  为进水基质质量浓度,  $\text{mg/L}$ ;  $S_e$  为出水基质质量浓度,  $\text{mg/L}$ ;  $X$  为污泥质量浓度,  $\text{mg/L}$ ;  $T$  为水力停留时间,  $\text{d}$ 。

将式(1)求倒数可得

$$\frac{1}{V} = \frac{K_s}{V_{\max} S_e} \frac{1}{S_e} + \frac{1}{V_{\max}} \quad (2)$$

由于处理水为农村生活污水,试验期间污染物质量浓度有一定波动。但 MBBR-A<sup>2</sup>O/MBR 装置已经稳定运行,膜不会对可溶性基质进行截留,装置的硝化液回流泵为 300%,可看作完全混合状态,因此可采用该模型进行拟合。试验中保持污泥质量浓度  $X$  不变,改变水力停留时间  $T$  测得相应的  $S_e$ 。以  $1/S_e$  为横坐标,  $1/V$  为纵坐标绘图,进行线性回归,并求得常数  $K_s$  与  $V_{\max}$  的值。

## 2 结果与讨论

### 2.1 MBBR-A<sup>2</sup>O/MBR 污染物去除效能分析

维持温度在室温左右、厌氧  $\rho(\text{DO}) = 0.1 \sim 0.2 \text{ mg/L}$ 、好氧  $\rho(\text{DO}) = 4 \sim 6 \text{ mg/L}$ 、缺氧  $\rho(\text{DO}) = 0.4 \sim 0.6 \text{ mg/L}$ 、 $\text{pH} = 6 \sim 9$ ,水力停留时间分别为 0.42 d、0.50 d、0.75 d、1.25 d、1.50 d, MBBR-A<sup>2</sup>O + MBR 工艺对常规污染物  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 、 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 、 $\text{TN}$ 、 $\text{TP}$  去除效果见图 3。

从图 3 可以看出,随着 HRT 的增长,出水中污染物的质量浓度也逐渐降低。当 HRT 为 1.25 d 时,  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 、 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 、 $\text{TN}$ 、 $\text{TP}$  具有较高的去除率,平均进水质量浓度分别为 280.67  $\text{mg/L}$ 、36.88  $\text{mg/L}$ 、50.59  $\text{mg/L}$ 、2.51  $\text{mg/L}$ ,平均出水质量浓度分别为 34.33  $\text{mg/L}$ 、3.19  $\text{mg/L}$ 、5.13  $\text{mg/L}$ 、0.63  $\text{mg/L}$ ,平均去除率分别可达 87.86%、89.92%、89.85%、74.95%,  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 、 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 、 $\text{TN}$  出水指标满足 GB 18918—2002《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级 A 要求,  $\text{TP}$  出水质量浓度满足一级 B 要求。当 HRT 从 1.25 d 延长至 1.50 d 时,装置对污染物的去除率虽然还在继续提升,但上升幅度较小,从运行成本考虑,确定 1.25 d 为最适宜的 HRT。

从图 4 可以看出,装置进水  $\text{TP}$  质量浓度在 1.38 ~ 3.28  $\text{mg/L}$  之间,当 HRT 为 1.25 d 和 1.50 d 时,污水有充足的时间与微生物接触,聚磷菌在厌氧池中,将有机物转化为聚羟基丁酸酯(PHB),同时充分释磷,使得厌氧池内  $\text{TP}$  质量浓度大幅度提高<sup>[23]</sup>。在膜池内,聚磷菌分解体内的 PHB 并产生能量,此外还可吸收污水中过量的磷酸盐,最终装置出水  $\text{TP}$  质量浓度达到城镇标准一级 B 限值以下。由图 4(a)和(b)可以看出:当 HRT 为 1.50 d 时,装置已持续运行 40 d 以上,随着装置的持续运行,污泥对磷的吸收逐渐饱和,而富含磷的污泥并没有被及时排出装置,从而导致 HRT 从 1.25 d 延长至 1.50 d 时,  $\text{TP}$  去除率下降;当 HRT 较短时,装置对  $\text{TP}$  的去

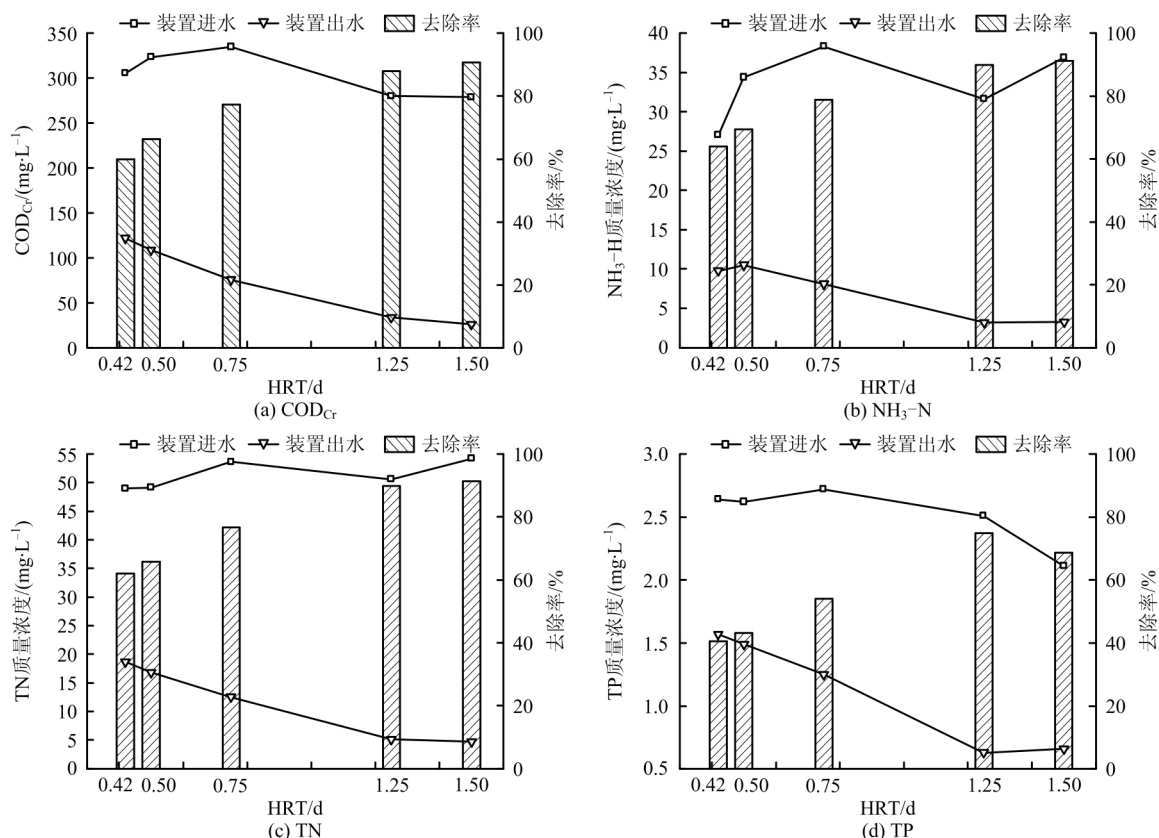


图3 不同水力停留时间下常规污染物去除效率

Fig. 3 Removal efficiency of conventional indexes under different HRT

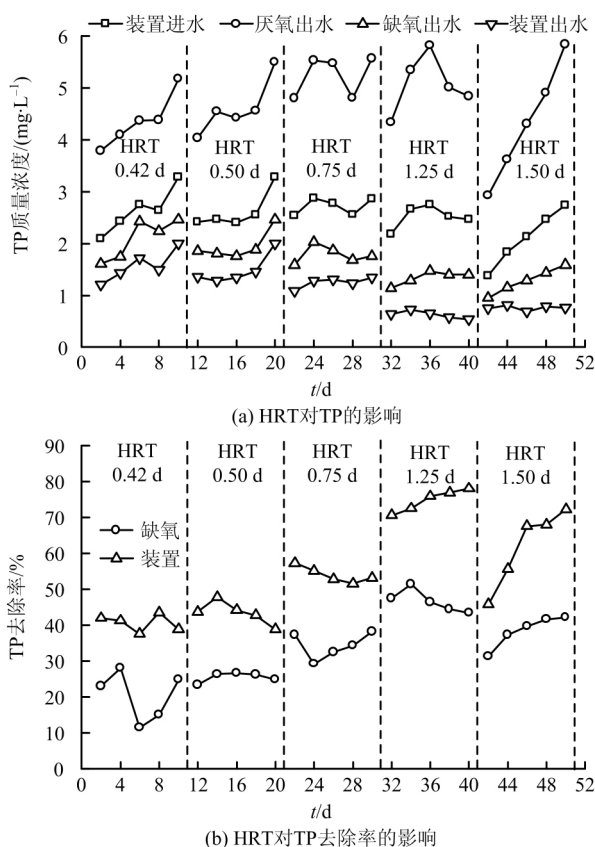


图4 不同水力停留时间对总磷去除的影响

Fig. 4 Effect of different hydraulic retention time on TP removal

除效率呈下降趋势。导致 TP 的去除效率呈下降趋势的原因是: 1) 本试验仅在检测污泥质量浓度时收集污泥, 设定装置在无排泥条件下连续运行, 随着装置的运行, 污泥对磷的吸收逐渐饱和且膜将污泥截留在膜池内, 因此富含磷的污泥无法排出, 使得装置出水 TP 质量浓度变高; 2) 较短的 HRT 导致厌氧段释磷不充分, 不能将有机物转化为 PHB, 进而影响缺氧段和好氧段的吸磷<sup>[24]</sup>。

## 2.2 污染物降解动力学模型分析

依据 Platts 等<sup>[25]</sup>在 MBBR 处理城市生活废水的污染物降解动力学中对挥发性生物量的计算公式为

$$BS = BS_x \frac{D}{x} \times R \quad (3)$$

式中  $BS$  为反应器内平均挥发性生物量  $\text{mg/L}$ ;  $BS_x$  为  $x$  个填料上的挥发性生物总量  $\text{mg/L}$ ;  $D$  为堆积密度, 个/L;  $x$  为待测挂膜填料的个数;  $R$  为填充率, %。

选取挂膜成功后的填料个数  $x = 10$ , 填充率  $R$  为 60%, 填料堆积密度  $D$  为 30 个/L。由此计算出反应器内平均挥发性生物量  $BS \approx 3500 \text{ mg/L}$ 。在稳定状态下, 改变装置的运行条件 HRT, 测定  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 、 $\text{NH}_3\text{-N}$ 、TN 的降解动力学常数, 见表 2~4。根据表 2~4 的结果, 以  $1/S_e$  为横坐标、 $1/V$  为纵坐标绘图, 得到线性回归方程, 见图 5~7。

表 2 COD<sub>Cr</sub>降解动力学常数测定Table 2 Determination of kinetic constants of COD<sub>Cr</sub> degradation

工况	HRT/d	S <sub>0</sub>	S <sub>e</sub>	BS	S <sub>0</sub> - S <sub>e</sub>	1/S <sub>e</sub>	1/V
1	0.42	238.67	94.67	3 500	144.00	0.011	10.127
2	0.50	221.33	65.33	3 500	156.00	0.015	11.218
3	0.75	273.33	55.33	3 500	218.00	0.018	12.041
4	1.25	272.67	35.33	3 500	237.34	0.028	18.433
5	1.50	280.33	26.60	3 500	253.73	0.038	20.691

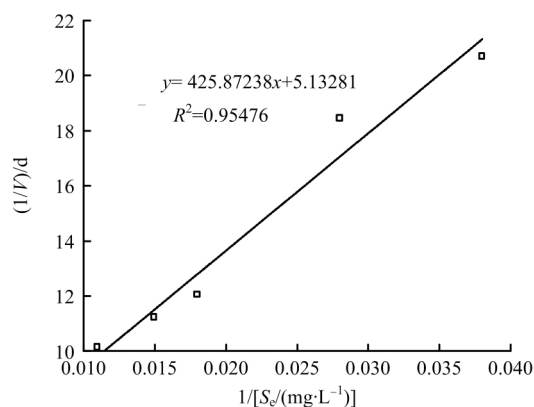
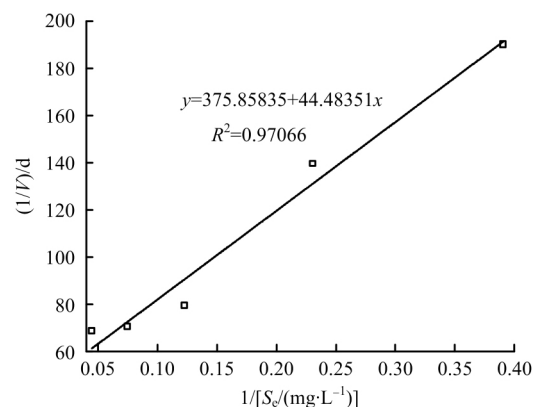
表 3 NH<sub>3</sub> - H 降解动力学常数测定Table 3 Determination of kinetic constants of NH<sub>3</sub> - H degradation

工况	HRT/d	S <sub>0</sub>	S <sub>e</sub>	BS	S <sub>0</sub> - S <sub>e</sub>	1/S <sub>e</sub>	1/V
1	0.42	43.60	22.35	3 500	21.25	0.045	68.627
2	0.50	38.19	13.33	3 500	24.86	0.075	70.394
3	0.75	41.21	8.12	3 500	33.09	0.123	79.329
4	1.25	35.75	4.33	3 500	31.42	0.231	139.243
5	1.50	30.20	2.56	3 500	27.64	0.391	189.942

表 4 TN 降解动力学常数测定

Table 4 Determination of TN degradation kinetic constants

工况	HRT/d	S <sub>0</sub>	S <sub>e</sub>	BS	S <sub>0</sub> - S <sub>e</sub>	1/S <sub>e</sub>	1/V
1	0.42	78.48	44.70	3 500	33.78	0.041	54.064
2	0.50	74.54	25.80	3 500	48.74	0.039	46.791
3	0.75	69.96	18.45	3 500	51.51	0.054	62.619
4	1.25	58.13	9.53	3 500	48.60	0.105	86.037
5	1.50	46.46	4.69	3 500	41.77	0.213	108.966

图 5 COD<sub>Cr</sub>降解动力学常数回归曲线Fig. 5 Regression curve of COD<sub>Cr</sub> degradation kinetics constants图 6 NH<sub>3</sub> - H 降解动力学常数回归曲线Fig. 6 Regression curve of NH<sub>3</sub> - H degradation kinetics constants

通过线性回归方程可得  $K_S$  和  $V_{\max}$ , 代入式 (2) 后得  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 、 $\text{NH}_3 - \text{N}$ 、 $\text{TN}$  降解动力学模型, 见式 (5) ~ (7)。

$\text{COD}_{\text{Cr}}$  降解动力学方程为

$$\frac{xT}{S_0 - S_e} = \frac{82.97}{0.19} \frac{1}{S_e} + \frac{1}{0.19} \quad (5)$$

$\text{NH}_3 - \text{N}$  降解动力学方程为

$$\frac{xT}{S_0 - S_e} = \frac{8.49}{0.02} \frac{1}{S_e} + \frac{1}{0.02} \quad (6)$$

$\text{TN}$  降解动力学方程为

$$\frac{xT}{S_0 - S_e} = \frac{8.10}{0.024} \frac{1}{S_e} + \frac{1}{0.024} \quad (7)$$

线性拟合得到  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  的  $V_{\max} = 0.19/\text{d}$ ,  $K_S = 82.97 \text{ mg/L}$ ;  $\text{NH}_3 - \text{H}$  的  $V_{\max} = 0.02/\text{d}$ ,  $K_S = 8.49 \text{ mg/L}$ ;  $\text{TN}$  的  $V_{\max} = 0.024/\text{d}$ ,  $K_S = 8.10 \text{ mg/L}$ 。传统活性污泥法中测得  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  的  $K_S$  值为  $20 \text{ mg/L}$ ,  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  动力学常数  $V_{\max}$  的范围为  $2 \sim 10 \text{ d}^{-1}$  [14]。丁杰 [20] 通过 MBBR 工艺处理城市生活废水, 测得的动力学常数  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  的  $V_{\max} = 7.18 \text{ d}^{-1}$ ,  $K_S = 84.67 \text{ mg/L}$ ;  $\text{NH}_3 - \text{H}$  的  $V_{\max} = 0.26 \text{ d}^{-1}$ ,  $K_S = 15.73 \text{ mg/L}$ ;  $\text{TN}$  的  $V_{\max} = 0.22/\text{d}$ ,  $K_S = 14.36 \text{ mg/L}$ 。薛涛

等 [26] 采用 MBR 工艺处理城市污水, 测定计算得到的动力学常数  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  的  $V_{\max} = 1.94 \text{ d}^{-1}$ ,  $K_S = 34.6 \text{ mg/L}$ ;  $\text{NH}_3 - \text{H}$  的  $V_{\max} = 0.18 \text{ d}^{-1}$ ,  $K_S = 1.06 \text{ mg/L}$ 。本文求得  $V_{\max}$  较小的原因可能是由于测定的污泥质量浓度高于实际有效的污泥质量浓度导致  $K_S$  则比传统活性污泥法和 MBR 所测得的值要大, 表明本文的活性污泥相比于 MBR 和传统污泥法更适合在高基质浓度下运行。关于 MBBR-A<sup>2</sup>O/MBR 工艺  $\text{NH}_3 - \text{H}$ 、 $\text{TN}$  的降解动力学模型及常数研究较少, 且相关研究多为城市生活污水处理, 本研究所得降解动力学模型及常数研究可为农村生活污水处理设施的设计提供参考。

### 2.3 MBBR-A<sup>2</sup>O/MBR 工艺运行效果与动力学方程相关性验证

为考察 MBBR-A<sup>2</sup>O/MBR 工艺在 5 种 HRT 运行条件下对  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 、 $\text{NH}_3 - \text{H}$ 、 $\text{TN}$  的实际去除率与动力学模型是否相符, 将出水质量浓度  $S_e$  模拟值与出水质量浓度  $S_e$  平均测量值对比, 结果见表 5, 并根据表 5 数据绘制相应曲线, 见图 8。

结合表 5 与图 8 可知, 装置在 5 种 HRT 条件下, 平均测量值均低于模拟值, 表明动力学模型可以较好地预测 MBBR-A<sup>2</sup>O/MBR 装置的出水水质。HRT 为 1.25 d 和 1.50 d 时,  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 、 $\text{NH}_3 - \text{H}$ 、 $\text{TN}$  的相对误差值都低于 HRT 为 0.42 d、0.50 d、0.75 d 时的相对误差值。从图 8 可以看出,  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  的相对误差在 0.02 ~ 0.14, 相对误差的曲线波动较小, 表明  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  模拟值与平均测量值一致性较高, 说明有机物降解动力学方程可以较好地预测出装置出水  $\text{COD}_{\text{Cr}}$  质量浓度。 $\text{NH}_3 - \text{H}$  与  $\text{TN}$  模拟值与平均测量值一致性较差, 相对误差分别在 0.19 ~ 0.60 和 0.1 ~ 0.33。从图中可以看出  $\text{NH}_3 - \text{H}$  相对误差曲线波动较大, 分析原因可能是由于动力新模型是建立在理想化的假设下, 其模拟值是公式化的结果, 目的是预测装置污染物的出水质量浓度, 而测量值远低于模拟值也能够说明装置对污染物具有良好的去除效果。

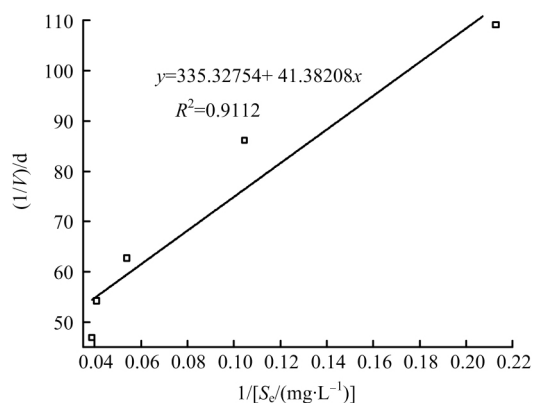


图 7 TN 降解动力学常数回归曲线

Fig. 7 regression curve of TN degradation kinetics constants

表 5 装置  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ 、 $\text{NH}_3 - \text{H}$ 、 $\text{TN}$  出水模拟值与测量值对比

Table 5 Comparison of simulated and measured values of  $\text{COD}_{\text{Cr}}$ ,  $\text{NH}_3 - \text{H}$  and  $\text{TN}$  outlet water of devices

HRT	$\text{COD}_{\text{Cr}} - S_e$			$\text{NH}_3 - \text{H} - S_e$			$\text{TN} - S_e$		
	模拟值/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	平均测量值/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	相对误差/ %	模拟值/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	平均测量值/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	相对误差/ %	模拟值/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	平均测量值/ ( $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ )	相对误差/ %
0.42 d	83.90	76.07	0.10	10.66	9.75	0.09	24.89	18.65	0.33
0.50 d	124.08	109.00	0.14	15.92	9.96	0.60	19.46	16.84	0.16
0.75 d	83.90	76.07	0.10	9.95	8.09	0.23	13.85	12.51	0.11
1.25 d	34.73	34.00	0.02	3.93	3.19	0.23	5.98	5.13	0.16
1.50 d	27.87	26.20	0.06	3.89	3.26	0.19	5.16	4.67	0.10

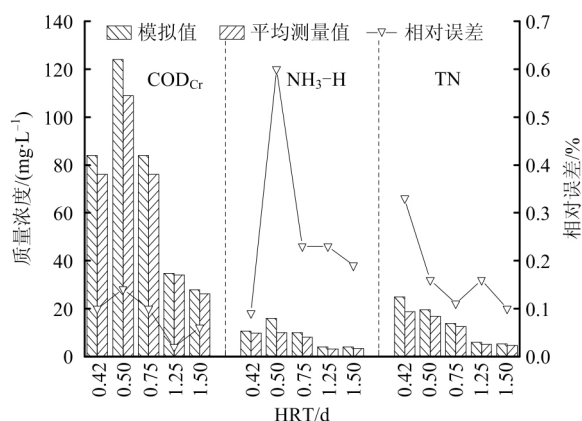


图 8 COD<sub>Cr</sub>、NH<sub>3</sub>-H、TN 出水模拟值与测量值及相对误差曲线

Fig. 8 Simulated and measured values and relative error curves of COD<sub>Cr</sub>, NH<sub>3</sub>-H and TN effluent

### 3 结 论

1) 本文搭建 MBBR-A<sup>2</sup>O/MBR 污水处理装置, 对水质特征低碳源高氮磷、水质波动大、日变化系数大等特点的农村生活污水进行去除效能研究。控制其他因素不变的情况下, 对比 5 种 HRT 运行条件下的去除效果, 发现随着 HRT 的延长, 装置对污染物的去除效能随之提高。

2) 工艺对 COD<sub>Cr</sub>、NH<sub>3</sub>-N、TN、TP 具有较好的去除率, 当 HRT 为 1.25 d 时, 试验水质平均进水质量浓度分别 280.67 mg/L、36.88 mg/L、50.59 mg/L、2.51 mg/L, 平均出水质量浓度分别为 34.33 mg/L、3.19 mg/L、5.13 mg/L、0.63 mg/L, 平均去除率分别可达 87.86%、89.92%、89.85%、74.95%; 当 HRT 为 1.50 d 时, 污染物的去除效率提升较小。但由于装置运行条件为不排泥状态, 当 HRT 为 1.50 d 时, 装置已持续运行 40 d 以上, 装置内的污泥对磷的吸收逐渐饱和, 导致 TP 的去除率下降。

3) 利用 Lawrence-McCarty 模型建立 MBBR-A<sup>2</sup>O/MBR 污染物降解动力学方程, 获得相关动力学参数为: COD<sub>Cr</sub> ( $V_{\max} = 0.19 \text{ d}^{-1}$ ,  $K_s = 82.97 \text{ mg/L}$ )、NH<sub>3</sub>-H ( $V_{\max} = 0.02 \text{ d}^{-1}$ ,  $K_s = 8.49 \text{ mg/L}$ )、TN ( $V_{\max} = 0.024 \text{ d}^{-1}$ ,  $K_s = 8.10 \text{ mg/L}$ )。与传统活性污泥法和 MBR 工艺相比, 求得的  $V_{\max}$  较小,  $K_s$  则较大。 $V_{\max}$  较小的原因可能是测定的污泥质量浓度高于实际有效的污泥质量浓度导致。

4) 污染物降解动力学计算出的模拟值与实际出水质量浓度测量值拟合度良好, 其中 COD<sub>Cr</sub> 模拟值

与平均测量值一致性最高, 相对误差在 0.02 ~ 0.14, NH<sub>3</sub>-H 与 TN 的相对误差分别在 0.19 ~ 0.60 和 0.1 ~ 0.33。表明污染物降解动力学方程可以较好地模拟工艺出水的污染物质量浓度。

### References(参考文献):

- [1] LI Maoqiao(李茂乔), CHEN Zhiqiang(陈志强), WEN Qinxue(温沁雪). Study on the effect of extending hydraulic retention time under oxygen deficiency on nitrogen and phosphorus removal in A-AO process [J]. *Environmental Science and Management* (环境科学和管理), 2018, 43(1): 102-107.
- [2] SHANG Juhong(尚菊红), SONG Meiqin(宋美芹). Characteristics of biological nitrogen and phosphorus removal in wastewater treatment plant based on MBBR process [J]. *China Water Supply and Drainage* (中国给水排水), 2019, 35(15): 100-105.
- [3] BAI Huaqing(白华清), ZHENG Shuang(郑爽), LI Rui(李瑞), et al. Design and operation effect of MBBR process wastewater treatment plant based on A<sup>2</sup>O [J]. *China Water Supply and Drainage* (中国给水排水), 2019, 35(24): 56-61.
- [4] YE Y Y, GUO W S, HUU H N, et al. A critical review on membrane hybrid system for nutrient recovery from wastewater [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 348: 143-156.
- [5] LIU Rui(刘锐), HUANG Xia(黄霞), LIU Ruopeng(刘若鹏), et al. Comparison between membrane bioreactor and traditional activated sludge process [J]. *Environmental science* (环境科学), 2001, 22(3): 20-24.
- [6] HOINKIS J, DEOWAN S A, PANTEN V, et al. Membrane bioreactor (MBR) technology—a promising approach for industrial water reuse [J]. *Procedia Engineering*, 2012, 33: 234-241.
- [7] FU Z, YANG F, AN Y, et al. Simultaneous nitrification and denitrification coupled with phosphorus removal in an modified anoxic/oxic-membrane bioreactor (A/O-MBR) [J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2009, 43(2): 191-196.
- [8] LE-CLECH P. Membrane bioreactors and their uses in wastewater treatments [J]. *Applied Microbiology & Biotechnology*, 2010, 88(6): 1253-1260.
- [9] FALLAH N, BONAKDARPOUR B, NASERNEJAD B, et al. Long-term operation of submerged membrane bioreactor (MBR) for the treatment of synthetic wastewater containing styrene as volatile organic compound (VOC): Effect of hydraulic retention time (HRT) [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 178(1/2/3): 718-724.



- [10] SUN Xiaolong(孙孝龙), JIANG Wenju(蒋文举), ZHANG Jin(张进), et al. Denitrification effect and mechanism of improved A<sup>2</sup>/O process in pre anoxic tank [J]. *Environmental Science and Technology*(环境科学与技术), 2009, 32(12): 138-141.
- [11] WANG Wei(王伟), PENG Yongzhen(彭永臻), YIN Fangfang(殷芳芳), et al. A/O biological denitrification process was improved to enhance biological phosphorus removal [J]. *Environmental Science*(环境科学), 2009, 30(10): 2968-2974.
- [12] WANG M, ZHAO W H, HUANG Y, et al. Post-endogenous denitrification and phosphorus removal in an alternating anaerobic/oxic/anoxic (AOA) system treating low carbon/nitrogen (C/N) domestic wastewater [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2018, 339: 450-458.
- [13] GU Xiasheng(顾夏声). *Mathematical model of wastewater biological treatment*(废水生物处理数学模式) [M]. Beijing: Tsinghua University Press, 1993.
- [14] LIN Hongjun(林红军), LU Xiaofeng(陆晓峰), SHI Liuqing(施柳青). Kinetics of matrix degradation in membrane bioreactor [J]. *Environmental Science and Technology*(环境科学与技术), 2006, 29(10): 10-12.
- [15] VAN HAANDEL A C. Handbook of biological wastewater treatment: design and optimisation of activated sludge systems [J]. *Water Intelligence Online*, 2012, 11(1): 1-770.
- [16] FENG Zhijiang(冯志江), LIU Wen(刘文), ZHANG Li(张利), et al. A/O-MBR system operation test and related dynamic analysis [J]. *Environmental Science and Technology*(环境科学与技术), 2014, 37(9): 137-140.
- [17] HUANG Zhengwen(黄正文), XIE Zeyu(谢泽宇). Research on treatment of rural domestic sewage with integrated A/O/MBR reactor [J]. *Journal of Chengdu University: Natural Science Edition*(成都大学学报: 自然科学版), 2017, 36(3): 328-332.
- [18] KESKES S, HMAIED F, GANNOUN H, et al. Performance of a submerged membrane bioreactor for the aerobic treatment of abattoir wastewater [J]. *Bioresource Technology*, 2012, 103(1): 28-34.
- [19] State Environmental Protection Administration(国家环境保护总局). *Methods for water and waste water monitoring and analysis*(水和废水监测分析方法) [M]. Beijing: China Environmental Science Press, 2002.
- [20] DING Jie(丁杰), GONG Yuhua(龚钰涵), LIU Xian-shu(刘先树). MBBR kinetics of pollutant degradation in treatment of municipal domestic wastewater [J]. *Journal of Environmental Engineering*(环境工程学报), 2016, 10(10): 5359-5365.
- [21] FANG Jianwen(方建文), LIU Jianguang(刘建广), HAO Zhaoliang(郝兆亮). Research on Starting-up Method of Aerobic Moving Bed Reactor with Suspended Packing [J]. *Guide to Environmental Science*(环境科学导刊), 2010, 29(1): 11-14.
- [22] YUAN Quan(苑泉). *MBBR deep denitrification technology and microbial community characteristics of municipal wastewater treatment plant tail water*(城市污水处理厂尾水 MBBR 深度脱氮技术及微生物群落特征) [D]. Beijing: Chinese Academy of Environmental Sciences, 2015.
- [23] HUSHAM T Y I. *Study on the efficiency of anaerobic/aerobic moving bed biofilm reactor for municipal sewage treatment*(缺氧/好氧移动床生物膜反应器处理城市污水的效能研究) [D]. Chongqing: Chongqing University, 2014.
- [24] XU Ting(徐婷), SHEN Yaoliang(沈耀良). Effects of hydraulic retention time and C/N ratio on denitrification and phosphorus removal by double sludge with post-installed aerobic biofilm [J]. *Journal of Suzhou University of Science and Technology: Engineering Edition*(苏州科技学院学报: 工程技术版), 2010, 23(3): 1-5.
- [25] PLATTES M, HENRY E, SCHOSSELER P, et al. Modeling and dynamic simulation of a moving bed bioreactor for the treatment of municipal wastewater [J]. *Biochemical Engineering Journal*, 2006, 32(2): 61-68.
- [26] XUE Tao(薛涛), YU Kaichang(俞开昌), GUAN Jing(关晶), et al. Determination of dynamic parameters of activated sludge in MBR sewage treatment process [J]. *Environmental Science*(环境科学), 2011, 32(4): 1027-1033.

## Dynamics of the MBBR-A<sup>2</sup>O/MBR for treating the rural domestic sewage

ZHANG Wen-yi, ZHAO Bin-cheng, MAO Lin-qiang, PENG Ming-guo, HOU Jun-xia, XU Ming-chen

(School of Environmental & Safety Engineering, Changzhou University, Changzhou 213164, Jiang su, China)

**Abstract:** This paper intends to introduce the MBBR-A<sup>2</sup>O/MBR (also known as BCO-MBR) process for its practical adoption to the domestic sewage removal in the rural areas. The reason for our introduction can be stated as follows: low carbon source, high nitrogen and phosphorus, high fluctuation of the water quality and greater daily variation coefficient are all favorable for the domestic sewage removal. For instance, as compared with the operational conditions of MBBR-A<sup>2</sup>O/MBR process under the 5



different hydraulic residence hours (0.42 d, 0.50 d, 0.75 d, 1.25 d, 1.50 d), the best hours for the hydraulic residence can be chosen in accordance with the kinetic equation of the pollutant degradation of MBBR-A<sup>2</sup>O/MBR process based on the Lawrence-McCarty model. The results of our testing practice show that with the extension of HRT, the removal processing effect on the pollutants can be improved gradually. Say, when HRT was 1.25 d, the average influential concentration rate of COD<sub>Cr</sub>, NH<sub>3</sub>-H, TN and TP can be illustrated as 280.67 mg/L, 36.88 mg/L, 50.59 mg/L and 2.51 mg/L, correspondingly and respectively. And, the average effluent concentration rates can be shown as 34.33 mg/L, 3.19 mg/L, 5.13 mg/L and 0.63 mg/L, with the average removal rates being 87.86%, 89.92%, 89.85% and 74.95%, respectively. As to the effluent concentration rates of COD<sub>Cr</sub>, the methods of NH<sub>3</sub>-H and TN have been found below the limit of Class A of urban sewage discharge standard with the effluent concentration rates of TP noticed by Class B, that is, the best HRT being determined for 1.25 d. And, in comparison, the simulated duties calculated by the pollutant degradation kinetics prove to be well fit for the measured ones of the actual effluent concentration, of which the COD<sub>Cr</sub> simulation results prove to be highly consistent with the average measurement ones, while the relative errors prove to be between 0.02-0.14, with the NH<sub>3</sub>-H and TN being between 0.19-0.60 and 0.1-0.33, correspondingly. And, furthermore, the kinetic equation of the pollutant degradation can better simulate the pollutant concentration rate in the processing effluent. On the other side, the equation constant of the COD<sub>Cr</sub> degradation kinetics has been found equal to  $V_{\max} = 0.19 \text{ d}^{-1}$  and  $K_s = 82.97 \text{ mg/L}$ . Aside from it, the kinetics equation constant of the NH<sub>3</sub>-H degradation has also been worked out at  $V_{\max} = 0.02 \text{ d}^{-1}$ ,  $K_s = 8.49 \text{ mg/L}$ , correspondingly, with the TN degradation constant of the kinetic equation being  $V_{\max} = 0.024 \text{ d}^{-1}$  and  $K_s = 8.10 \text{ mg/L}$ . Thus, it can be seen that, in comparison with the traditional activated sludge process, the  $K_s$  value is higher but the  $V_{\max}$  value tends to be lower. The main reason for the  $V_{\max}$  value being low may account for the result that the measured sludge concentration rate is being higher than the effective actual concentration disclosed. Thus, it can be seen that the study results we have determined turns to be with higher application reference value for MBBR-A<sup>2</sup>O/MBR process in treating the rural domestic sewage and the traditional process upgrading with the activated sludge.

**Key words:** environmental engineering; A<sup>2</sup>O/MBR; MBBR; hydraulic retention time (HRT); rural domestic sewage; degradation kinetics

**CLC number:** X703 **Document code:** A

**Article ID:** 1009-6094(2021)01-0351-09

文章编号: 1009-6094(2021)01-0359-06

## 可降解壬基酚的产电假单胞菌 LQF-6 的分离及其特性研究\*

吴义诚<sup>1</sup>, 郑剑<sup>2</sup>, 刘建福<sup>1</sup>, 杨杰<sup>1</sup>, 傅海燕<sup>1</sup>, 肖勇<sup>3</sup>

(1 厦门理工学院环境科学与工程学院 福建厦门 361021;

2 武汉海关技术中心 武汉 430050;

3 中国科学院城市环境研究所 福建厦门 361021)

**摘 要:** 从稳定运行以壬基酚为燃料的微生物燃料电池阳极生物膜分离到一株能以壬基酚为唯一碳源生长的产电菌 LQF-6。对菌株 LQF-6 的形态和 16S rDNA 序列分析表明该菌为假单胞菌。LQF-6 以壬基酚为唯一碳源, 培养 84 h 壬基酚降解率为 53.80%。差分脉冲伏安测定结果表明, LQF-6 分别在 -0.088 V 和 0.272 V 出现两个氧化峰。菌株 LQF-6 接种至微生物燃料电池阳极室, 以壬基酚为底物, 铁氰化钾为阴极电子受体, 外接电阻为 1 000  $\Omega$  时, 微生物燃料电池最大输出电压达 0.17 V, 电池最大功率密度为  $(58.51 \pm 2.24) \text{ mW/m}^2$ 。

**关键词:** 环境学; 壬基酚; 生物降解; 产电菌; 微生物燃料电池  
中图分类号: X172 文献标志码: A

DOI: 10.13637/j.issn.1009-6094.2020.0665

## 0 引言

壬基酚(Nonylphenol, NP)是一种重要的化工原料,近年来广泛用于生产印染助剂、润滑油添加剂、农药乳化剂、树脂改性剂和橡胶稳定剂<sup>[1]</sup>。NP有“精子杀手”之称,具有一定的生物毒性和生物富集效应。每年约24万t的壬基酚聚氧乙烯醚由于使用不当排放到水体,这些壬基酚聚氧乙烯醚经过降解生成了毒性更强、生物降解性更差的NP<sup>[2-4]</sup>。近年来,我国珠江等流域频频检出的高浓度NP对水生态环境平衡造成一定的风险<sup>[5-6]</sup>。水环境中NP的低成本、环境友好的高效去除工艺的探究受到人们广泛关注<sup>[7-9]</sup>。

微生物燃料电池(Microbial fuel cell, MFC)通过产电微生物代谢,将有机物的化学能转化为电能,在污染物资源化领域具有广阔的应用前景<sup>[10-11]</sup>。Wang等<sup>[12-14]</sup>采用MFC实现了污水中三氯生和磺胺

\* 收稿日期: 2020-06-18

作者简介: 吴义诚,副教授,博士,从事水污染控制工程研究, ycwu@xmut.edu.cn。

基金项目: 福建省自然科学基金项目(2019J01848); 福建省科技计划引导项目(2018Y0079)