



文章栏目：环境生物技术

DOI 10.12030/j.cjee.202111020

中图分类号 X703.1

文献标识码 A

潘宏, 朱经纬, 彭方, 等. 活性污泥-生物膜一体化反应器对废水中苯酚的降解性能[J]. 环境工程学报, 2022, 16(4): 1373-1380. [PAN Hong, ZHU Jingwei, PENG Fang, et al. Degradation performance of phenol in wastewater by activated sludge - biofilm integrated reactor[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2022, 16(4): 1373-1380.]

活性污泥-生物膜一体化反应器对废水中苯酚的降解性能

潘宏^{1,2}, 朱经纬^{1,2}, 彭方^{1,2}, 张天翼^{1,2}, 罗艾虎^{1,2}, 彭怡欣¹, 宋慧婷^{1,2,✉}

1. 湖北大学资源环境学院, 区域开发与环境响应湖北省重点实验室, 武汉 430062; 2. 湖北大学生命科学学院, 省部共建生物催化与酶工程国家重点实验室, 武汉 430062

摘要 利用活性污泥-生物膜一体化反应器处理含苯酚废水, 考察了反应器对苯酚和 COD 的处理效果以及反应器运行中生物膜干质量(SS)、挥发性干质量(VSS)、活性生物量、脱氢酶活性(DHA)、胞外聚合物(EPS)的变化, 探究了生物膜特性与废水处理效果之间的关系。结果表明: 在进水苯酚质量浓度由 50 mg·L⁻¹ 逐步提高到 500 mg·L⁻¹ 的过程中, 苯酚和 COD 去除率均呈先降后升的趋势; 当进水苯酚质量浓度为 250 mg·L⁻¹ 时, 反应器能适应苯酚冲击, 苯酚和 COD 去除率分别稳定在 97% 和 60% 以上; 当进水苯酚质量浓度为 500 mg·L⁻¹ 时, 苯酚去除率可达到 99%, 同期 SS、VSS、活性生物量及 DHA(22.03~57.07 mg·g⁻¹) 的变化亦反映出生物膜性能的提升, 说明反应器对苯酚质量浓度变化的适应能力较强。此外, EPS 质量分数为 42.99~310.51 mg·g⁻¹, 蛋白质(PN)与多糖(PS)的质量比为 0.67~1.39, 且当初始苯酚质量浓度为 250 mg·L⁻¹ 时, PN/PS 值最高, EPS 亲水性低, 生物膜可高效降解苯酚。以上研究结果表明, 逐渐提高进水苯酚质量浓度能有效提高活性污泥-生物膜一体化反应器对苯酚的适应性和降解率。

关键词 苯酚; 活性污泥-生物膜一体化反应器; 脱氢酶活性; 胞外聚合物

苯酚是重要的有机化工原料, 在石油、化工、皮革加工、纺织和制药工业产生的废水中均含有酚类化合物^[1-2]。含苯酚废水的处理方法有很多^[3-5]。生物法因其处理量大、成本低、二次污染少等优点逐渐成为处理苯酚废水的主要方法^[6-8]。生物法主要包括活性污泥法^[9]、生物流化床法^[10]、固定化细胞法^[11]、生物膜法^[12-14]等。CHEN 等^[15]用活性污泥法处理苯酚废水, 处理 80 d 后将进水的苯酚质量浓度提高至 350 mg·L⁻¹, 此时微生物活性受到抑制, 苯酚去除率下降; 保持进水苯酚质量浓度不变, 在 110 d 后, 活性污泥对苯酚去除率接近于 0。LEONG 等^[16]用序批式反应器 (sequencing batch reactor, SBR) 处理含苯酚的废水并逐步提高进水苯酚质量浓度, 在处理 90 d、苯酚质量浓度提高至 400 mg·L⁻¹ 时, 污泥活性受苯酚毒性抑制, 沉降性能变差。王欢^[17]利用填充床电化学生物反应器处理质量浓度为 0~250 mg·L⁻¹ 的苯酚废水, 苯酚去除率随其质量浓度的上升而下降, 在苯

收稿日期: 2021-11-03; 录用日期: 2021-12-30

基金项目: 国家重点研发计划项目 (2020YFA0908400; 2019YFA090500); 湖北省重点研发计划项目 (2020BBA056); 中央引导地方科技发展专项 (2018ZYYD034); 武汉市科技局应用基础前沿专项 (2019020701011496); 国家级大学生创新创业训练计划项目 (201910512029)

第一作者: 潘宏 (1997—), 男, 硕士研究生, 1193532085@qq.com; ✉通信作者: 宋慧婷 (1975—), 女, 博士, 教授, htsong@hubeu.edu.cn

酚质量浓度为 $250 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时去除率为 54.59%。上述研究在使用生物膜法和活性污泥法处理苯酚质量浓度逐步递增的废水时, 存在苯酚质量浓度提高后微生物活性受到抑制, 苯酚去除率下降的问题。

复合式生物膜处理技术兼有生物膜和活性污泥的优点, 是污水生物处理中有机物高效消减的主要技术之一, 但存在降解速率快时进水苯酚质量浓度低, 处理高质量浓度苯酚废水时启动期长的问题。ALVES 等^[18]用活性污泥—移动床生物膜一体化反应器处理含有高质量浓度苯酚的废水, 运行 220 d 后可以完全处理 $2\,000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的苯酚。ZHUANG 等^[19]通过投加苯酚降解菌缩短了序批式生物膜反应器 (sequencing biofilm batch reactor, SBBR) 的启动期, 苯酚降解率由 75% 提高到 89%。ISMAIL^[20]用 SBBR 处理苯酚质量浓度为 $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的苯酚废水, 在 150 min 时苯酚即可完全降解。YUSOFF 等^[21]用混合生长序批式反应器 (hybrid growth sequencing batch reactor, HG-SBR) 处理苯酚质量浓度为 $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 的苯酚废水, 15 min 后苯酚质量浓度下降到 $55 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 6 h 后苯酚去除率达到 98%。

苯酚的生物降解依赖于微生物的功能和活性, 微生物特性可以有效地阐明降解机制并影响微生物过程的性能^[15]。苯酚毒性会影响活性污泥和生物膜的性能, 进而影响苯酚的生物降解, 因此, 探索在进水苯酚质量浓度提升过程中活性污泥和生物膜性能与苯酚降解的相关性具有重要意义^[22-23]。

本研究通过自制的活性污泥—生物膜一体化反应器处理含苯酚废水, 测定了在进水苯酚质量浓度逐渐递增的条件下反应器中苯酚和 COD 的去除率; 同时, 在此基础上考察了生物膜干质量 (suspended solid, SS)、挥发性干质量 (volatile suspended solid, VSS)、活性生物量、脱氢酶活性 (dehydrogenase activity, DHA)、胞外聚合物 (extracellular polymer substances, EPS) 的变化特征, 并进一步分析了各指标之间的相关性, 以期在反应器处理苯酚和其他含酚类化合物废水的应用提供参考。

1 材料与方 法

1.1 实验装置

如图 1 所示, 反应器主体由有机玻璃制成, 反应器容积 12 L, 长、宽、高分别为 200、200、300 mm, 有效容积为 10 L。在活性污泥中放置填料作为微生物生长的载体, 使反应器内同时存在悬浮生长微生物和附着生长微生物, 形成生物膜与活性污泥共存的系统。反应器内部填充外径 25 mm 的圆球状陶粒填料, 填充率为 70%。使用内置加热棒控制温度, 侧壁设有取样口, 底部设有排泥口, 通过反应器的排泥口定期排出载体上脱落的生物膜, 反应器底部设曝气砂头, 外部连接曝气泵供气, 使用气体流量计控制曝气量。

1.2 实验材料

实验用水为自配的模拟污水, 其主要组成成分为 $3\,000\sim 4\,000 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ COD、 $0\sim 500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 苯酚、 $2\,500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 葡萄糖、 $2\,500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 蛋白胨、 $2\,500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 酵母浸粉、 $500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 牛肉膏、 $440 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ NaHCO_3 、 $210 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ KH_2PO_4 、 $266 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ $\text{MgSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、 $24 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ $\text{MnSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$ 、 $24 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ CaCl_2 和微量 FeSO_4 , pH 为 7~8。反应器在挂膜阶段不添加苯酚, 以 $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 为梯度, 逐步提高系统进水苯酚质量浓度至 $500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$, 并在苯酚为 $500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 下继续稳定 15 d。不同阶段的初始苯酚质量浓度设置如表 1 所示。反应器接种污泥取自湖北省孝昌县污水处理厂二沉池, 污泥质量浓度约为 $2\,300 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 左右, SV_{30} 为 28%~30%。

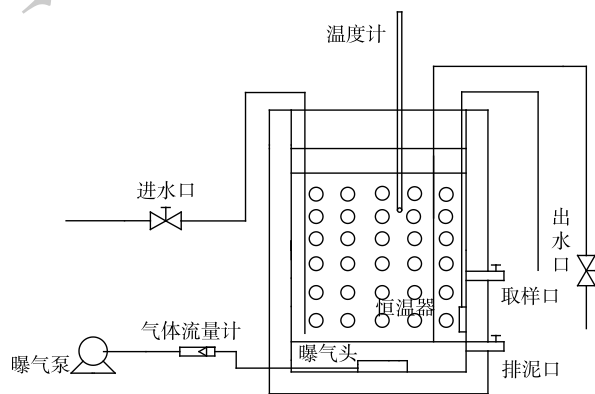


图 1 自制活性污泥-生物膜一体化反应器
Fig. 1 Self-made activated sludge-biofilm integrated reactor

1.3 实验方案

反应器填料挂膜采用污泥接种法，分别取3 L接种污泥加入4个反应器中，连续加入不含苯酚的自配模拟废水，控制溶解氧为 $3.0\sim 5.0\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，在 $25\text{ }^{\circ}\text{C}$ 下曝气培养10 d。在10 d后开始加入自配含苯酚模拟废水进行实验，定时取样测定进出水COD和苯酚的含量，且同步测定SS、VSS、活性生物量、DHA和EPS，考察反应器微生物特性与苯酚处理效果的关系。

1.4 分析方法

采用便携式溶解氧分析仪(HJ/T99-2003)测定DO，采用数显pH计(上海雷磁PHS-3C)测定pH；采用快速消解法(HJ/T 399-2007)测定COD^[24]；采用4-氨基安替比林分光光度法(HJ503-2009)^[25]测定苯酚质量浓度；生物膜通过化学法加超声进行剥落^[26]；SS、VSS参照国家标准方法(GB 11901-89)测定^[27]。采用脂磷法(GB/T11893-1989)测定生物膜活性生物量，以钼酸铵分光光度法测定消解液中磷酸盐含量^[28]；生物膜微生物活性采用氯化三苯基四氮唑(TTC)-脱氢酶活性测定法^[29]。以热提法提取EPS^[30]，苯酚-硫酸法测定多糖(polyacrylamide, PS)含量^[31]，采用考马斯亮蓝法测定蛋白质(protein, PN)含量^[32]。

2 结果与讨论

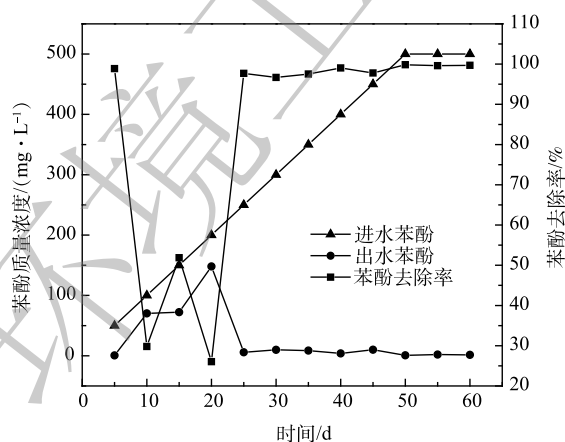
2.1 活性污泥-生物膜一体化反应器对苯酚和COD的去除效果

如图2所示，反应器启动期间苯酚和COD去除率均随运行时间呈现先降后升的趋势。当进水苯酚质量浓度为 $50\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时，苯酚和COD去除率分别为98.88%和37.74%。随着进水苯酚质量浓度的进一步提高，一体化反应器启动初期微生物抗苯酚负荷能力变差，苯酚的毒性抑制了微生物生长，导致苯酚和COD去除率下降。此结果与刘国洋等^[8]得到的结果相似。经过苯酚适应驯化一定时间后，反应器抗苯酚负荷能力逐渐增强。当苯酚质量浓度持续增加到 $250\sim 500\text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时，反应器已适应苯酚。相比其他研究的结果^[15-18]，本研究中的反应器启动期更短，苯酚质量浓度提高后反应器仍能稳定地去除苯酚和COD，去除率分别稳定在97%和60%以上。当进水苯酚质量浓度在

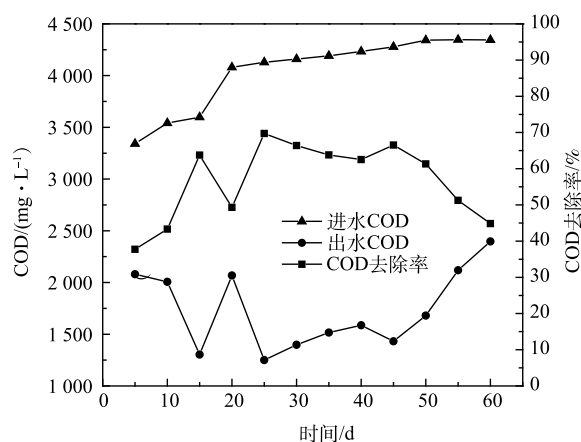
表1 不同阶段苯酚质量浓度

Table 1 Phenol concentration at different stages

运行时间/d	初始苯酚质量浓度/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	运行时间/d	初始苯酚质量浓度/($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
1~5	50	31~35	350
6~10	100	36~40	400
11~15	150	41~45	450
16~20	200	46~50	500
21~25	250	51~55	500
26~30	300	56~60	500



(a) 苯酚去除效果



(b) COD去除效果

图2 不同初始苯酚质量浓度下苯酚和COD去除效果

Fig. 2 Phenol and COD removal efficiencies at different phenol concentrations

500 mg·L⁻¹后持续运行 15 d, 苯酚去除率均在 99% 以上, 反应器仍保持较好的 COD 去除率。这说明反应器可以维持对苯酚的高效降解。上述结果表明, 逐渐提高进水苯酚质量浓度对一体化反应器进行适应性驯化后, 反应器适应苯酚负荷的能力增强, 能稳定、高效地去除苯酚和 COD。

2.2 活性污泥-生物膜一体化反应器性能表征

实验中测定了递增的进水苯酚质量浓度下 SS、VSS、活性生物量、DHA、EPS 的变化。用 SPSS13.0 软件分析各指标之间的相关性, 结果如表 2 所示。

1) 生物膜量的变化。SS 是描述生物膜参数中最为常用的指标, 反映生物膜总量; VSS 反

映生物膜中有机组分的含量, COD 可间接估算固定生物量^[33-34]。SS 与 VSS、SS 与 COD 之间均有显著的相关性 ($P < 0.01$), VSS、COD 同 SS 变化趋势一致, 说明反应器内活性微生物在逐渐适应反应器内苯酚浓度的变化。图 3 反映了启动期间 SS、VSS、COD 的变化情况。在进水中没有添加苯酚时, 微生物初始附着, 生物膜缓慢形成; 当进水苯酚质量浓度由 50 mg·L⁻¹ 逐渐增大到 100 mg·L⁻¹ 时, SS、VSS、COD 均逐渐增大, 说明生物膜量缓慢增长; 当进水苯酚质量浓度继续增大到 150~300 mg·L⁻¹ 时, SS、VSS、COD 同时减少, 说明此时部分微生物无法耐受苯酚毒性, 生物膜脱落, 导致生物膜量迅速减少。随后, 生物膜逐渐适应苯酚, 生物膜进入新的生长阶段, SS、VSS、COD 均逐渐增加。当苯酚质量浓度维持在 500 mg·L⁻¹ 时, 生物膜量最高, 说明此时生物膜已适应了苯酚浓度的变化。

2) 活性生物量的变化。脂磷法测生物量为原位测定, 萃取的是全体活细胞的磷脂, 所测得的磷含量可以反映全体微生物的真实活性生物量^[35]。本研究在反应器启动期间, 使用脂磷法测定了活性生物量。由图 4 可以看出, 随着苯酚质量浓度递增至 500 mg·L⁻¹, 磷含量由 0.98 mg·L⁻¹ 增至 1.72 mg·L⁻¹。当进水苯酚质量浓度为 250~500 mg·L⁻¹ 时, 反应器出水磷含量明显高于低浓度苯酚进

表 2 各指标之间的相关性分析

Table 2 Correlation analysis between indicators

指标1	指标2	相关系数 r	P
SS	VSS	0.88	<0.01
SS	COD	0.94	<0.01
SS	磷含量	0.31	>0.05
磷含量	苯酚去除率	0.88	<0.01
DHA	苯酚去除率	0.88	<0.01
磷含量	DHA	1	<0.01
PN/PS	苯酚去除率	0.30	>0.05

注: 相关系数 r 为2个指标的皮尔森相关系数, $P < 0.01$ 表示2个指标有显著的相关性。

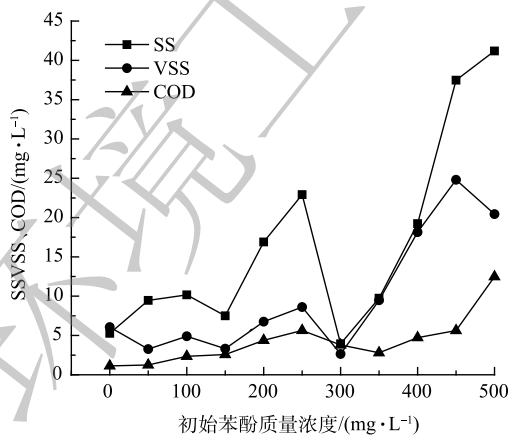


图 3 不同初始苯酚质量浓度下水 SS、VSS、COD 的变化趋势

Fig. 3 The changing trend of SS, VSS, COD in the effluent with different initial phenol mass concentrations

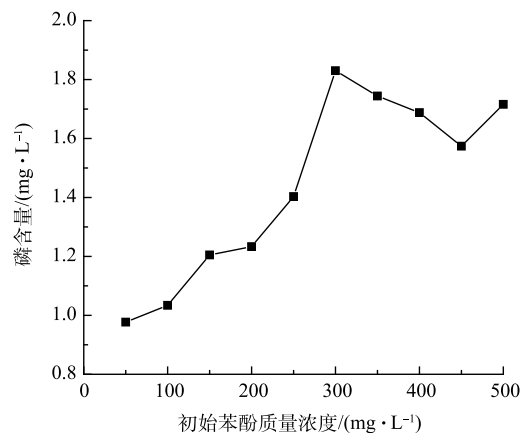


图 4 不同初始苯酚质量浓度下磷含量的变化趋势

Fig. 4 The changing trend of phosphorus content with different initial phenol mass concentration

水所对应的出水磷含量,表明生物膜活性生物量增加,苯酚和COD去除效果得到强化。活性生物量与苯酚去除率显著相关($P < 0.01$)。这与苯酚去除率和COD去除率在进水苯酚质量浓度为 $250 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时升高的结果一致(图2)。

此外,探究了在进水苯酚质量浓度为 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时反应器内活性生物量和磷含量随时间的变化。如图5所示,反应器运行12 d后,出水磷含量达到最高,为 $33.76 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$;随后开始下降,运行到24 d时出水磷含量降至 $11.18 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 。此结果表明,在反应器持续运行前12 d,反应器内异养菌被丰富的养料供给而大量繁殖,活性生物量快速增长;而在12 d后,随着苯酚的降解和有机物的消耗,微生物缺乏营养物质,自身增殖的速度减慢,导致活性生物量下降。总体来看,0~12 d为微生物最活跃阶段,活性生物量增加,这有利于苯酚降解。

3) 脱氢酶活性分析。DHA可以表示微生物活性及生物代谢苯酚等有机物的能力^[36]。磷含量与DHA、DHA和苯酚降解率之间有显著的相关性($P < 0.01$),DHA与磷含量变化趋势一致,说明DHA能反映微生物活性;两者含量增加时,苯酚去除率同时增加,说明两者的变化能反映反应器代谢苯酚能力。如图6所示,随着进水苯酚浓度的提高,DHA先增后降。当进水苯酚质量浓度为0~ $300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

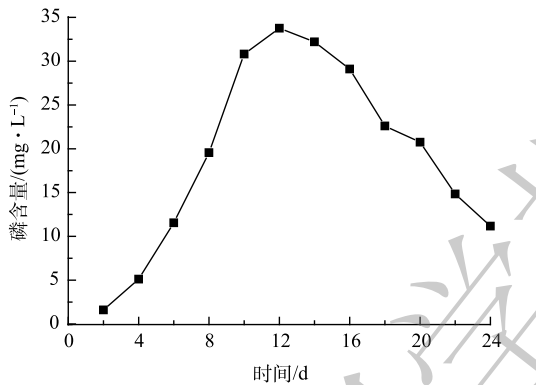


图5 进水初始苯酚质量浓度 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时磷含量随时间变化

Fig. 5 Variation of phosphorus content with time at the initial phenol concentration of $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

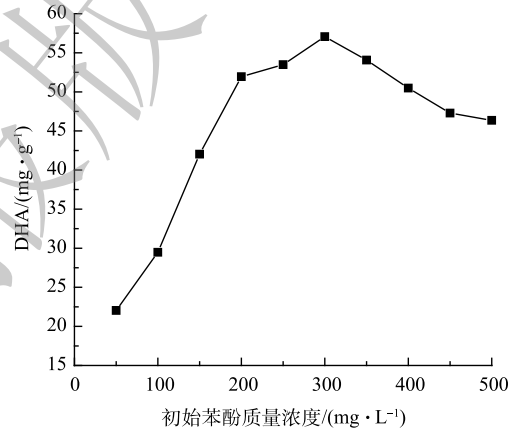


图6 不同初始苯酚质量浓度下脱氢酶活性变化

Fig. 6 Variation of dehydrogenase activity with different initial phenol concentration

时,DHA逐渐升高至 $57.02 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$;随着进水苯酚质量浓度的增加,苯酚作为有机碳源对微生物活性有增强作用,但苯酚质量浓度超过 $300 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时,其毒性抑制了微生物活性,导致DHA降低。这与XIAO^[33]的研究结果一致。DHA的增加说明反应器对苯酚和COD去除效果有所增强。

此外,还探究了在进水苯酚质量浓度为 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时反应器内DHA的变化趋势,结果如图7所示。随着处理时间的延长,DHA先逐渐升高,而后趋于稳定,再逐渐降低。在0~9 d内,DHA逐渐增大到 $57.26 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$,DHA增长率达到最大值 37.72% 。第12~21天,DHA基本稳定在 $50.48 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$,此时反应器内微生物的增长与衰亡处于动态平衡阶段,能稳定有效地处理苯

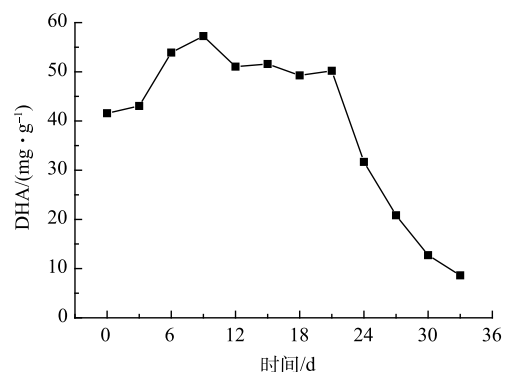


图7 进水初始苯酚质量浓度 $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ 时DHA随时间变化

Fig. 7 Variation of DHA with time at the initial phenol concentration in the influent of $500 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$

酚废水。第24天开始，DHA逐渐降低至 $8.63 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ，与DHA稳定值相比，降低了82.9%。结合COD数值的上升趋势，推测产生此现象的原因是生物膜逐渐衰老，死亡微生物大大超出新生的微生物，使得DHA值降低，从而导致反应器对含酚废水的处理效果下降。

4) 胞外聚合物的变化特征。EPS是在一定条件下微生物分泌于体外的高分子黏性聚合物，还包括一些细胞脱落物以及从环境中吸附的有机物。EPS可减少有毒物质对微生物的损害，其含量大小可反映出生物膜的活性水平^[37]。由图8可见，启动初期进水苯酚质量浓度为 $0\sim 150 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时，反应器尚未适应苯酚，微生物通过分泌大量EPS以对抗苯酚对微生物的毒害，EPS最高可达到 $310.52 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ，PN为 $150.70 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ，PS为 $150.82 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ 。当苯酚质量浓度为 $200 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时，反应器苯酚去除率仅为26%，EPS作为营养物质被微生物消耗，EPS下降至 $164.92 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ，这与CHEN^[15]的研究结果一致。随着进水苯酚初始质量浓度增加到 $250\sim 500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，反应器苯酚去除率在97%以上，微生物对苯酚适应性增强，EPS含量开始逐渐下降。

EPS主要由PN和PS组成，EPS的亲水性随着PN/PS比率的增加而降低，而低亲水性有利于微生物与酚类化合物的接触，可以诱导微生物分泌更多酶降解苯酚^[37]。当进水苯酚质量浓度为 $50 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时，PN/PS比率为0.71。当苯酚质量浓度增大到 $250 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时，PN/PS比值达到最高，为1.39，此时PN在胞外聚合物中的比重最大，EPS亲水性最低，从而促进微生物和苯酚的接触，因此，反应器适应苯酚，对苯酚的去除率达到97.70%。当进水苯酚质量浓度为 $250\sim 350 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时，反应器适应苯酚质量浓度变化期间，随着活性生物量的增加，微生物将PN、PS作为营养物质消耗^[38]，PN/PS比率下降。当进水苯酚质量浓度为 $350\sim 500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时，因苯酚浓度上升对微生物的抑制作用使活性生物量减少，导致生物膜分泌更多的PN降低亲水性，以维持反应器对苯酚的适应能力和对苯酚的降解率。

3 结论

1) 使用一体化反应器处理初始质量浓度逐渐提高的苯酚废水，苯酚和COD去除率均呈先降后升的趋势。在进水苯酚质量浓度超过 $250 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 后，反应器适应了苯酚负荷的冲击，苯酚和COD的去除率较为稳定，分别保持在97%和60%以上。

2) SS、活性生物量、DHA整体呈上升趋势，在苯酚质量浓度为 $500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时，SS达到 41 mg ，磷含量达到 $1.72 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，DHA达到 $46.36 \text{ mg}\cdot\text{g}^{-1}$ ，说明反应器降解苯酚的能力有所加强；在进水苯酚质量浓度为 $500 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时，微生物活性在第12天达到最高。

3) 逐渐提高苯酚质量浓度会刺激反应器内的微生物分泌更多EPS。当进水苯酚质量浓度为 $250 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 时，PN/PS比值最高，EPS亲水性最低，因而有利于微生物与苯酚接触，可促进反应器对苯酚负荷冲击的适应能力。

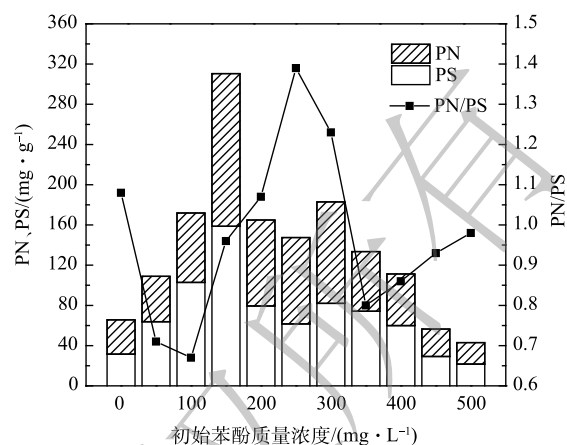


图8 胞外聚合物随不同初始苯酚质量浓度的变化
Fig. 8 Variation of extracellular polymers with different initial phenol mass concentrations

参考文献

- [1] 王偲雪, 徐士鸣, 吴曦, 等. 溶液浓差能驱动的REDR阴/阳极独立环路降解废水中的苯酚[J]. *环境工程学报*, 2021, 15(3): 886-897.
- [2] 魏霞, 周俊利, 谢柳, 等. 苯酚降解菌CM-HZX1菌株的分离、鉴定及降解性能研究[J]. *环境科学学报*, 2016, 36(9): 3193-3199.
- [3] 杨晓霞, 郭延红, 郑小峰, 等. 活性炭的制备及其对苯酚的吸附[J]. *环境工程学报*, 2016, 10(12): 7030-7034.
- [4] 张磊, 罗启仕, 陈欣, 等. 苯高效降解菌群富集及其降解机理研究[J]. *环境科学学报*, 2021, 41(9): 3770-3776.
- [5] 朱慧琳, 曾喜莉, 罗晓仪, 等. 纳米磁铁矿/生物质炭催化对Fenton氧化降解苯酚的增强机理[J]. *环境工程*, 2017, 10: 39-43.
- [6] 张海涛, 刘文斌, 杨海君, 等. 一株耐盐高效苯酚降解菌的筛选、鉴定、响应面法优化与降解动力学研究[J]. *环境科学学报*, 2016, 36(9): 3200-3207.
- [7] OROZCO A M F, CONTRERAS E M, ZARITZKY N E. Interdependence between the aerobic degradation of BPA and readily biodegradable substrates by activated sludge in semi-continuous reactors[J]. *Biodegradation*, 2018, 29(6): 579-592.
- [8] 刘国洋, 赵白航, 李军, 等. 好氧颗粒污泥降解苯酚[J]. *环境工程学报*, 2014, 8(9): 3645-3650.
- [9] POURAKBAR M, MOUSSAVI G, YAGHMAEIAN K. Enhanced biodegradation of phenol in a novel cyclic activated sludge integrated with a rotating bed bioreactor in anoxic and peroxidase-mediated conditions[J]. *RSC Advances*, 2018, 8(12): 6293-6305.
- [10] 张伟, 韦朝海, 彭平安, 等. A/O/O生物流化床处理焦化废水中酚类组成及降解特性分析[J]. *环境工程学报*, 2010, 4(2): 253-258.
- [11] 姜立春, 阮期平, 王晓丽. PVA固定化Corynebacterium sp. JY03降解苯酚的特性研究[J]. *环境工程*, 2014, 32(2): 36-40.
- [12] PELLICER-NACHER C, SMETS B F. Structure, composition, and strength of nitrifying membrane-aerated biofilms[J]. *Water Research*, 2014, 57: 151-161.
- [13] ZHENG M, SHI J, XU C, et al. Insights into electroactive biofilms for enhanced phenolic degradation of coal pyrolysis wastewater (CPW) by magnetic activated coke (MAC): Metagenomic analysis in attached biofilm and suspended sludge[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 395: 122688.
- [14] TIAN H, XU X, QUJ, et al. Biodegradation of phenolic compounds in high saline wastewater by biofilms adhering on aerated membranes[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2020, 392: 122463.
- [15] CHEN R, REN L F, SHAO J, et al. Changes in degrading ability, populations and metabolism of microbes in activated sludge in the treatment of phenol wastewater[J]. *RSC Advances*, 2017, 7(83): 52841-52851.
- [16] LEONG M L, LEE K M, LAI S O, et al. Sludge characteristics and performances of the sequencing batch reactor at different influent phenol concentrations[J]. *Desalination*, 2011, 270(1-3): 181-187.
- [17] 王欢. 填充床电化学生物反应器降解苯酚废水研究[D]. 沈阳: 沈阳建筑大学, 2017.
- [18] ALVES A P A, LIMA P S, DEZOTTI M, et al. Impact of phenol shock loads on the performance of a combined activated sludge-moving bed biofilm reactor system[J]. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 2017, 123: 146-155.
- [19] ZHUANG H, FANG F. Bioaugmentation with phenol-degrading bacteria (PDB) as a strategy for improving start-up and stability of sequencing biofilm batch reactor (SBBR) for coal gasification wastewater (CGW) treatment[J]. *Polish Journal of Environmental Studies*, 2020, 29(5): 3955-3964.
- [20] ISMAIL Z Z, KHUDHAIR H A. Aerobic biodegradation of phenol by immobilized *Pseudomonas* sp. cells in two different bio-carrier matrices[J]. *Journal of Engineering*, 2016, 22(4): 68-78.
- [21] YUSOFF N, ONG S, HO L, et al. Theoretical development of biofilm in hybrid growth sequencing batch reactor (HG-SBR) for degradation of phenol[J]. *Desalination and Water Treatment*, 2018, 107: 100-108.
- [22] WU C, ZHOU Y, SONG J. The activated sludge metabolic characteristics changing sole carbon source from readily biodegradable acetate to toxic phenol[J]. *Water Science and Technology*, 2016, 73(10): 2324-2331.
- [23] JOSHI D R, ZHANG Y, TIAN Z, et al. Performance and microbial community composition in a long-term sequential anaerobic-aerobic bioreactor operation treating coking wastewater[J]. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 2016, 100(18): 8191-8202.
- [24] 国家环境保护总局科技标准司. 水质化学需氧量的快速测定快速消解分光光度法: HJ/T 399-2007 [S]. 北京: 中国环境出版社, 2008.
- [25] 中华人民共和国生态环境部. 水质挥发酚的测定 4-氨基安替比林分光光度法: HJ 503-2009 [S]. 北京: 中国环境科学出版社出版发行, 2009
- [26] 陈胜. 悬浮填料生物膜特性及其处理高浓度有机废水效能研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2006.
- [27] 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.
- [28] 王曦曦, 伦琳, 张继彪, 等. 改进型曝气生物滤池的生物量和生物活性[J]. *环境工程学报*, 2012, 6(6): 1829-1833.
- [29] 叶星, 马凯迪, 黄俊生, 等. 反硝化生物滤池中生物膜量与脱氮效果和脱氨酶活性的关系[J]. *环境工程学报*, 2020, 14(5): 1210-1215.
- [30] 孙国胜, 贾晓珊. 多菌种生物膜内各菌种生物量的动力学推定及验证[J]. *环境科学学报*, 2011, 31(8): 1627-1632.
- [31] ZHANG B, SUN B S, JIN M, et al. Extraction and Analysis of Extracellular Polymeric Substances in Membrane Fouling in Submerged MBR [J]. *Desalination* 2008, 22(7): 286-294.
- [32] NUR C, GUVEN O. Extracellular Polysaccharides Produced by Cooling Water Tower Biofilm Bacteria and Their Possible Degradation[J].

- [Biofouling](#), 2008, 24(2): 129-135.
- [33] XIAO M, YIN X, GAI H, et al. Effect of hydroxypropyl- β -cyclodextrin on the cometabolism of phenol and phenanthrene by a novel *Chryseobacterium* sp[J]. [Bioresource Technology](#), 2019, 273: 56-62.
- [34] ZHU Y, ZHANG Y, REN H Q, et al. Physicochemical characteristic and microbial community evolution of biofilm during the start-up period in a moving bed biofilm reactor[J]. [Bioresource Technology](#), 2015, 180: 345-351.
- [35] 魏谷, 于鑫, 叶林, 等. 脂磷生物量作为活性生物量指标的研究[J]. [中国给水排水](#), 2007, 23(9): 1-4.
- (责任编辑: 曲娜)
- [36] CHEN Y, HE H, LIU H, et al. Effect of salinity on removal performance and activated sludge characteristics in sequencing batch reactors[J]. [Bioresource Technology](#), 2018, 249: 890-899.
- [37] WANG J, SUN Z. Effects of different carbon sources on 2, 4, 6-trichlorophenol degradation in the activated sludge process[J]. [Bioprocess and Biosystems Engineering](#), 2020, 43(12): 2143-2152.
- [38] YAN W, SUN F, LIU J, et al. Enhanced anaerobic phenol degradation by conductive materials via EPS and microbial community alteration[J]. [Chemical Engineering Journal](#), 2018, 352: 1-9.

Degradation performance of phenol in wastewater by activated sludge - biofilm integrated reactor

PAN Hong^{1,2}, ZHU Jingwei^{1,2}, PENG Fang^{1,2}, ZHANG Tianyi^{1,2}, LUO Aihu^{1,2}, PENG Xinyi¹, SONG Huiting^{1,2,*}

1. Hubei Key Laboratory of Regional Development and Environmental Response, School of Resources and Environmental Science, Hubei University, Wuhan 430062, China; 2. State Key Laboratory of Biocatalysis and Enzyme Engineering, Hubei University, Wuhan 430062, China

*Corresponding author, E-mail: htsong@hubu.edu.cn

Abstract An activated sludge-biofilm integrated reactor was used to treat phenol wastewater. The removal efficiencies of phenol and COD by the reactor, as well as the variations of suspended solid (SS), volatile suspended solid (VSS), active biomass, dehydrogenase activity (DHA) and extracellular polymer substances (EPS) of biofilm, were investigated. The results showed that the removal efficiencies of phenol and COD decreased firstly and then increased with the increasing of phenol concentration from 50 mg·L⁻¹ to 500 mg·L⁻¹. When the phenol concentration increased to 250 mg·L⁻¹, the reactor was able to phenol shock, and the removal efficiencies of phenol and COD stabilized above 97% and 60%, respectively. When the initial phenol concentration was 500 mg·L⁻¹, the phenol removal efficiency could reach 99%. The changes of SS, VSS, active biomass and DHA(22.03~57.07 mg·g⁻¹) during the same period could reflect the improvement of the reactor treatment efficiency, implying that the adaptability to phenol for the reactor was enhanced. In addition, the mass fraction of EPS and mass ratio of protein (PN) / polysaccharides (PS) were in the range of 42.99~310.51 mg·g⁻¹ and 0.67~1.39, respectively. When the initial phenol concentration was 250 mg·L⁻¹, the highest PN/PS ratio occurred and EPS had low hydrophilicity, which indicated that biofilms could efficiently degrade phenol. The results showed that gradually increasing phenol concentration could effectively improve the adaptability of the biofilm reactor to phenol and its removal efficiency.

Keywords phenol; activated sludge-biofilm integrated reactor; dehydrogenase activity; extracellular polymer substances