

磷霉素高效降解菌对磷霉素环氧废水降解研究

孙剑平¹,符昊^{1,2},李娟²,曾萍²

(1. 沈阳建筑大学市政与环境工程学院,辽宁 沈阳 100168;2. 中国环境科学研究院,北京 100012)

摘要 目的 研究磷霉素高效降解菌对高浓度磷霉素环氧废水的去除效果,确定磷霉素降解菌最佳复配比。方法 3株编号为P1、P2、P3的单株磷霉素降解菌按一定比例复配后的菌剂在pH为7、温度为30℃、摇床转速120 r/min的实验条件下,分别对质量浓度890 mg/L及以上的磷霉素制药废水进行降解实验。结果 实验运行132 h后3株高效菌菌液质量浓度明显升高,P1、P2、P3单株降解菌对磷霉素制药废水中总有机碳(TOC)的降解率分别达到87.29%、88.62%和85.55%,对制药废水中磷霉素的降解量分别为11.63%、12.68%和9.57%;当等质量浓度的P1、P2、P3单株菌液按体积比3:3:2复配并进行降解实验,对环氧废水的净化效果最好,菌剂对磷霉素的降解率达45.02%,处理后水样的发光菌光损失指标由61%下降至40%。结论 经磷霉素高效菌降解后磷霉素废水中有机物降解效果显著、其生物毒性得到有效降低。

关键词 磷霉素;制药废水;磷霉素降解菌;毒性;复配

中图分类号 TU992.3;X703.1

文献标志码 A

Degradation of Fosfomycin Epoxy Wastewater by Single Strain and Compound Fosfomycin Degradation Bacteria

SUN Jianping¹, FU Hao^{1,2}, LI Juan², ZENG Ping²

(1. School of Municipal and Environmental Engineering, Shenyang Jianzhu University, Shenyang, China, 110168;
2. Chinese Research Academy of Environmental Sciences, Beijing, China, 100012)

Abstract: The removal effect of fosfomycin-degrading bacteria on high concentration fosfomycin epoxy wastewater was studied, and the optimum compound ratio of fosfomycin-degrading bacteria was determined in this paper. The degradation experiments of fosfomycin epoxy wastewater with above 890 mg/L were carried out by compound ratio of fosfomycin-degrading bacteria under the conditions of pH = 7, temperature 30℃ and rotating speed 120 R/min. The compound ratio of fosfomycin-degrading bacteria includes 3 single strains fosfomycin degradation bacteria P1, P2, P3. After 132 h, the concentration of three strains high-efficiency bacteria (P1, P2, P3) increased

收稿日期:2019-12-03

基金项目:国家水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07202);中国博士后科学基金项目(2019M650798);中央级公益性科研院所基本科研业务专项(2016YSKY-027)

作者简介:孙剑平(1977—),男,副教授,博士,主要从事水污染控制理论与技术方面研究。

significantly. The TOC removal rates of strains P1, P2 and P3 were 87.29%, 88.62%, 85.55%, and the fosfomycin removal 11.63%, 12.68% and 9.57% respectively. When the volume proportion of single strain P1, P2 and P3 was 3:3:2, the removal rate of fosfomycin was the best, and the removal rate of fosfomycin was 45.02%, and the light loss of photobacteria in epoxy wastewater decreased from 61% to 40%. So the degradation effect of organics in phosphomycin wastewater is significant by fosfomycin-degrading bacteria and its biological toxicity is effectively reduced.

Key words: fosfomycin; pharmaceutical wastewater; fosfomycin degradation bacteria; toxicity; compounding

制药废水是一种具有成分复杂、毒性高、生物降解性差的工业废水^[1]。磷霉素是一种天然广谱抗生素,对革兰氏阴性菌和革兰氏阳性菌具有良好的抑制作用^[2-3]。目前,我国磷霉素生产主要采用化学合成法,以叔丁醇、甲苯、 H_2 、 PCl_3 等为原料,经过酯化、催化加氢、环氧反应、拆分反应、精制、纯化等工艺,得到磷霉素纯品,同时会产生环氧废水、拆分废水和精制废水。环氧废水包含的主要污染物为有机磷原料、中间产物、副产物等,是一类典型难降解的工业废水。在工业废水处理方法中,生物处理法具有运行成本低、管理维护方便等优点^[4]。但磷霉素生产中的环氧废水对传统的活性污泥法中的微生物具有较强抑制作用,使微生物对废水处理效率低,处理出水水质难以达标。添加高效降解菌可提高难降解目标废水的降解效率。生物强化技术是指将具有特定降解功能的微生物添加到传统生物处理技术中,以提高处理系统对目标污染物的降解效果、从而达到提高难降解有机物废水处理效率的目的^[5]。周竹枫等^[6]使用磷霉素高效降解菌强化循环活性污泥处理系统(CASS),经高效菌强化后的CASS反应器对出水COD、氨氮和总磷的平均去除率分别达到81.57%、90.67%和85.44%,该结果好于同条件下普通活性污泥净化效果。李微等^[7]利用两单株反硝化聚磷菌进行水处理实验,实验结束后两株菌对硝态氮去除率分别为95.83%、96.30%,对总磷去除率分别为88.34%、91.42%;陈佩

等^[8]使用邻二甲苯高效降解菌在邻二甲苯质量浓度高达2 500 mg/L时,对其的去除率在30 h内可达到70%;因各菌种间可能存在协同作用,多株高效菌复配后对特征污染物的降解效果好于单株高效菌。笔者以磷霉素生产中的环氧废水为研究对象,比较了3株磷霉素高效降解菌以及其复配菌对环氧废水的处理效果,并获得复配菌处理环氧废水的最佳配比。

1 实验

1.1 实验菌种

实验所用3株磷霉素高效降解菌是将微生物在高浓度磷霉素环境下驯化后经分离纯化得到^[9],编号分别为P1、P2和P3。另取实验室存留的3株用于降解磷霉素生产实际废水中有机溶剂苯乙胺的高效菌做对照实验,编号分别为N1、N2和N3^[10]。

1.2 实验原水

实验所用水样为东北某制药生产厂产生的磷霉素环氧废水,水质指标为: $\rho(COD) = 290\ 000\text{ mg/L}$, $\rho(TP) = 19\ 000\text{ mg/L}$ 。环氧废水稀释后 $\rho(COD) = 2\ 900\text{ mg/L}$, $\rho(TP) = 190\text{ mg/L}$,用于高效菌降解实验。

1.3 实验药剂

LB培养基是一种应用最广泛的细菌基础培养基,其具体成分及质量浓度为: $\rho(NaCl) = 10\text{ g/L}$, $\rho(\text{酵母浸粉}) = 5\text{ g/L}$, $\rho(\text{胰蛋白胨}) = 10\text{ g/L}$ 。无机盐质量浓度如表1所示。

表1 实验所用无机盐成分

Table 1 Inorganic salt composition and its mass concentration in the experiment						g/L
$\rho((\text{NH}_4)_2\text{SO}_4)$	$\rho(\text{KH}_2\text{PO}_4)$	$\rho(\text{K}_2\text{HPO}_4)$	$\rho(\text{MgSO}_4)$	$\rho(\text{FeSO}_4)$	$\rho(\text{CaCl}_2)$	$\rho(\text{NiSO}_4)$
1	0.8	0.2	0.5	0.01	0.05	0.032
$\rho(\text{MnCl}_2)$	$\rho(\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7)$	$\rho((\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24})$	$\rho(\text{ZnCl}_2)$	$\rho(\text{CoCl}_2)$	$\rho(\text{CuCl}_2)$	
0.0072	0.0144	0.023	0.021	0.01	0.03	

1.4 实验仪器与分析

使用紫外分光光度计测得菌液浓度(OD_{600});使用TOC分析仪测得总有机碳质量浓度;采用离子色谱仪测得磷霉素质量浓度;使用三维荧光光谱仪测得可溶性有机物质量浓度;使用DELTATOX II仪器测定菌液急性毒性^[11-12]。

1.5 实验方案

1.5.1 单株高效菌对磷霉素生产环氧废水降解

分别在6个500 mL锥形瓶内投加6株等质量浓度菌液30 mL、无机营养盐溶液168 mL、环氧废水2 mL、反应液定容到200 mL,置于空气浴恒温培养箱,设置培养箱温度为30℃,摇床设为转速120 r/min, pH调为7。

环氧废水加入摇瓶中时记为 $t=0\text{ h}$,分别在84 h、108 h和132 h时间节点取样,对菌液的 OD_{600} 数值、总有机碳(TOC)质量浓度、磷霉素质量浓度及可溶性有机物含量进行测试分析,以得到各单株菌对磷霉素生产环氧废水中有机物的降解情况。

1.5.2 复配高效菌对磷霉素生产环氧废水降解

通过稀释使3株菌液的 OD_{600} 相同,该菌液用于复配实验。按正交实验设计9种高效菌复配方案,分别在实验运行时间为0 h、8 h、16 h、24 h、36 h、48 h、60 h、84 h、108 h、132 h处取样,并将不同复配比例的高效菌对磷霉素环氧废水的降解效果进行对比分析,得到3株菌降解磷霉素生产实际废水的最佳复配比例。正交实验表如表2所示。

表2 磷霉素高效菌复配正交实验设计

Table 2 Orthogonal experiments design of fosfomycin degradation bacteria

方案 序号	$V(\text{P1}):V(\text{P2}):V(\text{P3})$	投加菌液体积/mL		
		P1	P2	P3
1	1:1:1	10	10	10
2	1:2:2	6	12	12
3	1:3:3	4.28	12.86	12.86
4	2:1:2	12	6	12
5	2:2:3	8.57	8.57	12.86
6	2:3:1	10	15	5
7	3:1:3	12.86	4.28	12.86
8	3:2:1	15	10	5
9	3:3:2	11.25	11.25	7.5

在锥形瓶内分别投加30 mL按设计比例复配后的菌液、168 mL含无机营养盐的无菌水及2 mL无菌处理后的磷霉素制药生产环氧废水,置于30℃、转速120 r/min的恒温培养箱中培养。48 h后分析各摇瓶中磷霉素质量浓度,得到3株菌的复配菌剂处理磷霉素生产环氧废水的最佳复配比例。

2 结果分析

2.1 单株菌对磷霉素生产实际废水降解

2.1.1 TOC的降解

图1为各单株菌降解磷霉素环氧废水TOC质量浓度变化情况。从图1可以看出,随实验时间的增加环氧废水中总有机碳(TOC)的质量浓度明显下降,表明经6株单株降解菌的处理,环氧废水中所含的有机物得到有效去除。实验开始60 h后投加编号为N1、N2的苯乙胺降解菌的摇瓶中环氧废水总有机碳(TOC)的质量浓度变化趋于稳

定,实验开始 84 h 后加入编号为 N3 的苯乙胺降解菌的环氧废水总有机碳 (TOC) 质量浓度变化趋于稳定,实验开始 108 h 后 3 株磷霉素高效菌总有机碳 (TOC) 质量浓度变化稳定。从实验结果来看,3 株编号为 P1、P2、P3 的单株磷霉素降解菌对磷霉素环氧废水中 TOC 降解效果较好,去除率分别可达 87.29%、88.62%、85.55%。3 株用于降解苯乙胺的菌株对环氧废水中总有机碳 (TOC) 的去除效果相对较差,去除率分别仅为 53.55%、65.22%、66.90%。说明磷霉素降解菌对该批次制药废水中有机物的净化效果更好。

其对该批次废水的磷霉素去降解率为 11.63%;投入编号为 P3 菌株的摇瓶中环氧废水磷霉素质量浓度从 $t = 0$ h 时间点的 916.05 mg/L 减小到 828.40 mg/L,其对该批次废水的磷霉素降解率为 9.57%。在磷霉素含量高于 890 mg/L 的高毒性环境下,3 株磷霉素降解菌对抗生素磷霉素的降解率仍能超过 9%,说明磷霉素降解高效菌对抑制微生物生存的磷霉素具有较强的耐受力。用于对照实验的 3 株苯乙胺降解菌 N1、N2、N3 对该批次环氧废水中磷霉素的处理效果较差,降解率分别仅为 2.27%、4.37% 和 0.97%,可见磷霉素高效菌对该批次环氧废水中磷霉素的去除能力相对更好。

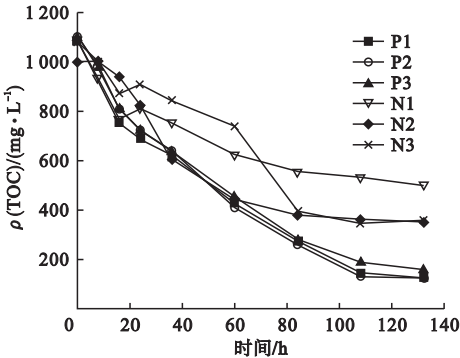


图1 单株菌降解磷霉素环氧废水的 TOC 质量浓度变化情况

Fig.1 TOC mass concentration by monobug degradation in phosphomycin epoxy wastewater

2.1.2 磷霉素的去除

图 2 为 $t = 0$ h 和实验结束时刻 $t = 132$ h 时各菌株磷霉素质量浓度及磷霉素去除效果。将 3 株磷霉素单株降解菌 P1、P2、P3 和 3 株苯乙胺的单株降解菌 N1、N2、N3 加入稀释 100 倍的磷霉素环氧废水,检测并对比不同时刻制药废水中特征污染物磷霉素的质量浓度。降解实验进行 132 h 后,投入编号为 P2 菌株的摇瓶中环氧废水的磷霉素质量浓度由 $t = 0$ h 时间点的 983.84 mg/L 减少到 859.06 mg/L,其对该批次废水的磷霉素降解率为 12.68%。投入编号为 P1 菌株的摇瓶中环氧废水磷霉素质量浓度从 $t = 0$ h 时间点的 894.19 mg/L 减少到 790.23 mg/L,

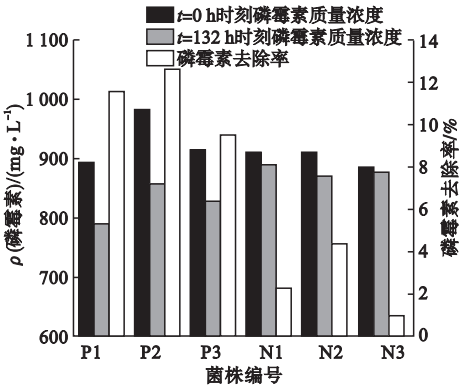


图2 单株菌降解实验起止时刻磷霉素质量浓度及去除率

Fig.2 The concentration and removal rate of phosphorus mold quality at the start and end of single-plant degradation experiment

2.1.3 单株菌生长

图 3 为磷霉素环氧废水降解实验过程中 6 株单株菌细菌浓度变化情况。细菌浓度由指标 OD_{600} 表示, OD_{600} 数值越高细菌浓度越大。由图 3 可知,实验启动时刻 6 株单株菌的细菌浓度数值基本相同,从实验运行 34 h 开始 3 株用于降解苯乙胺的菌株 N1、N2、N3 的细菌浓度增长速率放缓,此时 3 株磷霉素降解菌 P1、P2、P3 的细菌量仍保持较高的增长速度。实验进行 84 h 后,3 株磷霉素高效菌的细菌浓度几乎停止增长。在实验运行

108 h、132 h 时刻测得的 OD_{600} 数值略小于 84 h 时刻取样点。这可能由于实验后期摇瓶内缺乏营养物质,或摇瓶中积累过多的细菌代谢产物,抑制了微生物的生长,造成部分细菌死亡、溶解^[13-15]

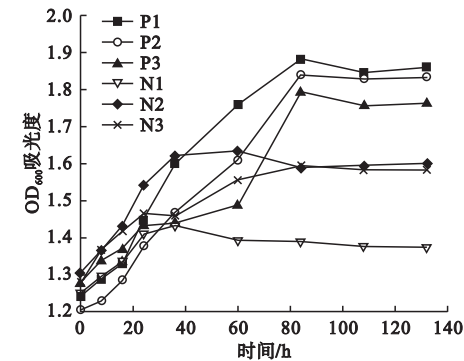


图 3 单菌株在磷霉素环氧废水中的生长情况

Fig. 3 The growth of a single strain in phosphamphenic epoxy wastewater

2.1.4 可溶性有机物的降解情况

三维荧光扫描技术可对水中各组分有机物进行定性和定量分析,适用于测试包括磷霉素制药废水在内的成分复杂的有机废水,不同种类水样能够绘制出其对应的三维荧光光谱图。汤久凯等^[16]、吴静等^[17]分别使用三维荧光技术检测并分析了半合成青霉素制药废水、某头孢制药废水和某印染废水的水质特性,得到了理想的实验效果(见图 4)。图中 EX 表示激发波长, EM 表示发射波长。从图 4(a)可以看出,运用三维荧光技术检测磷霉素纯品所形成的光谱图无明显出峰现象,表明磷霉素纯品溶液中不存在使光谱图出峰的可溶性有机物。从图 4(b)可以看出,稀释后的高浓度磷霉素环氧废水在激发波长处于 300 ~ 400 nm、发射波长处于

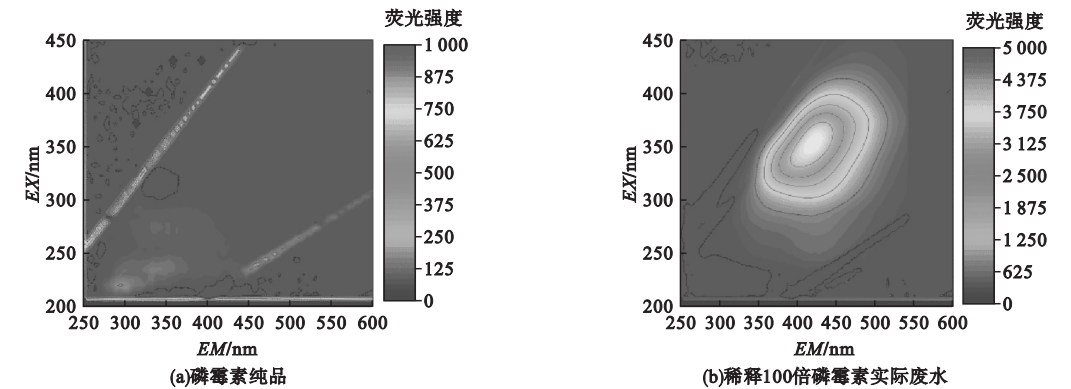


图 4 质量浓度 1 g/L 磷霉素纯品及稀释 100 倍磷霉素实际废水三维荧光光谱图

Fig. 4 3D fluorescence spectra of Quality concentration 1 g/L phosphorus mold pure product and dilution 100 times phosphamphenicol actual wastewater

360 ~ 480 nm 内出峰,出现最大峰的位置在 $EX = 340$ nm、 $EM = 430$ nm 处,其峰强度为 3 689。

图 5 为 3 株磷霉素降解菌降解环氧废水前后水样的三维荧光光谱图。经过稀释后的磷霉素环氧废水和投加单菌株 P1、P2、P3 后的菌液在实验起始时刻三维荧光光谱图荧光峰信息如见表 3 所示。从表 3 可知,加入磷霉素降解菌的环氧废水样品的出峰范围激发波长 EX 为 300 ~ 425 nm、发射波长 EM 为

360 ~ 540 nm。将图 4(b)表示的稀释后废水荧光峰出峰范围包含在内。投加 P1、P2、P3 菌株的样品最大荧光峰强度分别为 4 309、3 957 和 4 265,均大于稀释后实际废水的最大峰峰强 3 689。由于实验运行后菌液中含有与磷霉素环氧废水出峰位置相近的可溶性有机物,例如与微生物代谢产物相关的腐植酸、富里酸等,其中腐植酸的出峰 EX 为 300 ~ 370 nm、 EM 为 370 ~ 500 nm、富里酸出峰 EX 为 237 ~ 260 nm、 EM 为 400 ~ 500 nm^[18-19],

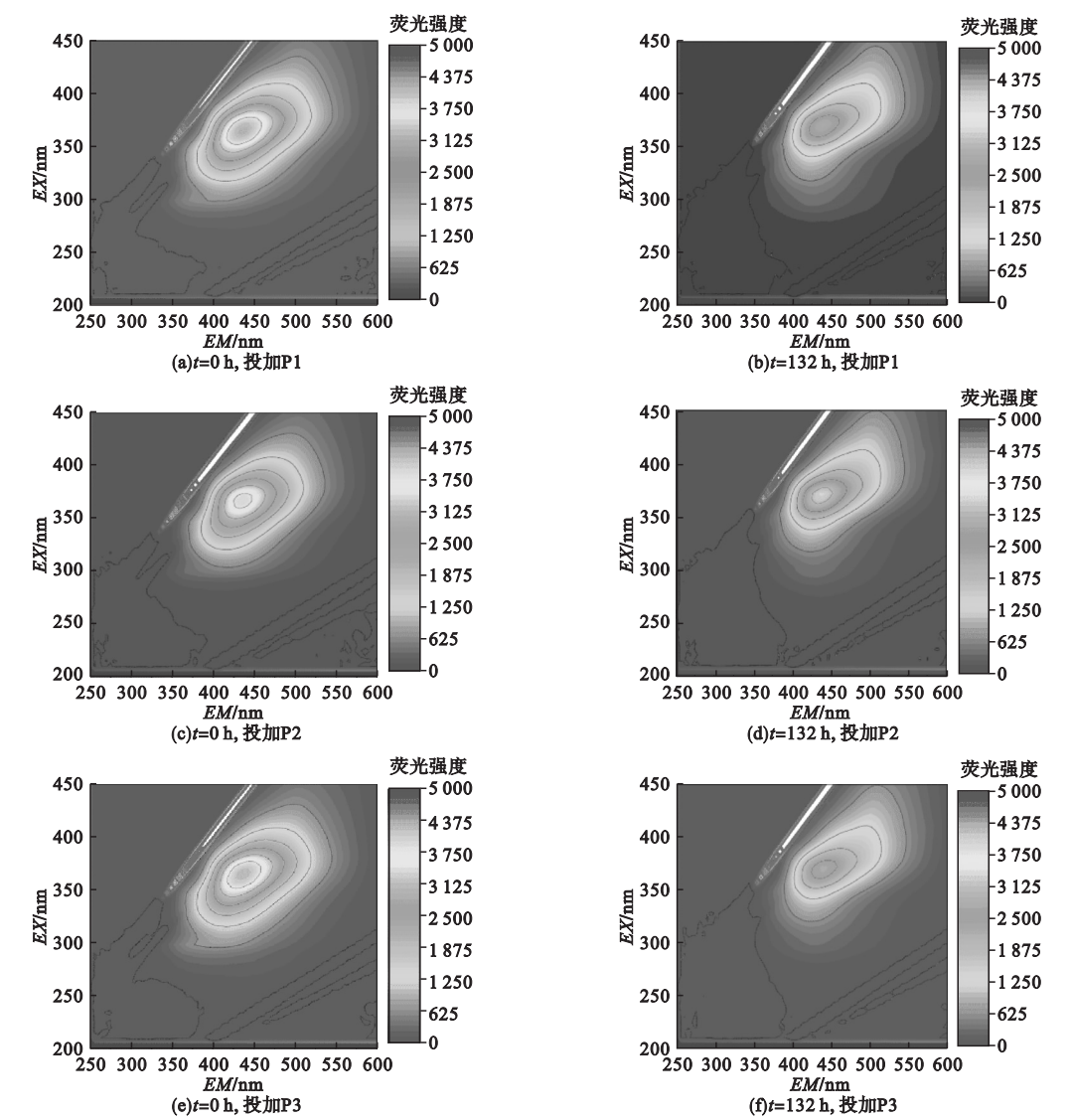


图5 3株磷霉素降解菌对磷霉素环氧废水降解前后三维荧光光谱图

Fig. 5 3D fluorescence spectra of phosphamphenicol epoxy wastewater before and after adding phosphamphenicol degradation bacteria

表3 水样三维荧光光谱图荧光峰相关信息

环氧废水	出峰范围		最大峰对应波长		最大峰强度
	EX/nm	EM/nm	EX/nm	EM/nm	
稀释环氧废水	300 ~ 400	360 ~ 480	340	430	3 689
t = 0, 投加 P1,	300 ~ 425	360 ~ 540	355	430	4 309
t = 132h, 投加 P1	325 ~ 450	380 ~ 540	365	440	2 834
t = 0, 投加 P2	300 ~ 425	360 ~ 540	360	435	3 957
t = 132 h, 投加 P2	325 ~ 450	380 ~ 540	365	435	3 258
t = 0, 投加 P3	300 ~ 425	360 ~ 540	360	435	4 265
t = 132 h, 投加 P3	325 ~ 450	380 ~ 540	365	435	2 741

该类物质与磷霉素生产环氧废水的特征峰相叠加,使投加磷霉素降解菌的环氧废水样品最大峰强度相对更高。

对照同一磷霉素降解高效菌实验前后的环氧废水样品三维荧光光谱图可以看出,表示相对较高荧光峰强度颜色的区域面积在经过菌剂降解实验后明显缩小。实验运行 132 h 后经过 P1 处理的废水最大峰强度从实验开始时刻的 4 309 降低至 2 834;经过 P2 处理后的废水最大峰强度从实验开始时刻的 3 957 降低至 3 298,经过 P3 处理的废水最大峰强度从实验开始时刻的 4 265 降低至 2 741,说明 3 株磷霉素降解菌均对该批次磷霉素制药环氧废水中可溶性有机物有较好的降解效果。

2.2 磷霉素高效菌降解环氧废水复配配比

2.2.1 磷霉素的降解

将 3 株质量浓度相等的磷霉素降解菌菌液 P1、P2、P3 分别按表 3 所设计的菌液体积进行复配实验,各方案复配菌剂对磷霉素实际废水的处理结果如表 4 所示。

表 4 不同复配比例下废水中磷霉素去除情况
Table 4 Fosfomycin removal in epoxy wastewater with different ratios

方案编号	V(P1):V(P2):V(P3)	磷霉素去除率/%
1	1:1:1	7.34
2	1:2:2	6.95
3	1:3:3	28.04
4	2:1:2	16.49
5	2:2:3	15.78
6	2:3:1	6.97
7	3:1:3	19.08
8	3:2:1	3.91
9	3:3:2	45.02

从表 4 可以看出,3 株磷霉素降解菌 P1、P2、P3 按 3:3:2 的体积比进行复配时对实际废水中磷霉素降解效果最好,该复配比下磷霉素去除率可达 45.02%。同时,与 P1、P2、P3 单株菌降解实验运行 48 h 时刻的磷霉素

去除率 4.44%、4.78%、3.83% 相比,9 种复配方案对磷霉素的降解效果更好,这与许尚营^[20]、杨冠东等^[21]等在采用多株高效菌进行复配后处理废水中目标污染物的实验中复配菌剂对水样处理效果好于单株菌的结果相同,表明 3 株单株磷霉素降解菌之间存在协同作用。

2.2.2 最佳配比下磷霉素降解菌对环氧废水的毒性去除

选择制药废水的水处理技术时,对抗生素制药废水等高浓度有机废水的毒性削减能力也是重要的考虑因素之一。笔者采用海洋发光弧菌检测实验前后水样的急性毒性指标。水样毒性越大,海洋发光弧菌光损失指标数值越高。最优复配比例复配菌剂对环氧废水的毒性去除结果如表 5 所示。

表 5 最佳配比下磷霉素降解菌对环氧废水毒性的削减情况

Table 5 The toxicity reduction of fosfomycin degradation bacteria to epoxy wastewater under the compound bacteria with the optimal ratio	
时间/h	光损失率/%
0	61
24	56
48	40

实验起始时刻原水的发光菌光损失量为 61%,实验运行 24 h 后为光损失 56%,实验运行 48 h 后光损失降低为 40%,说明复配菌剂有效削减了高浓度磷霉素制药环氧废水的毒性。

2.2.3 有机物的降解

对最佳配比菌剂降解实验前后的环氧废水取样做三维荧光测试,得到三维荧光光谱如图 6 所示。从图 6 可知,实验运行 48 h 后荧光峰强度相对较高的区域范围显著缩小,最大荧光峰峰强由 4 901 缩减至 4 540。可见最佳配比复配后的菌剂可有效降低磷霉素制药环氧废水中可溶性有机物含量。

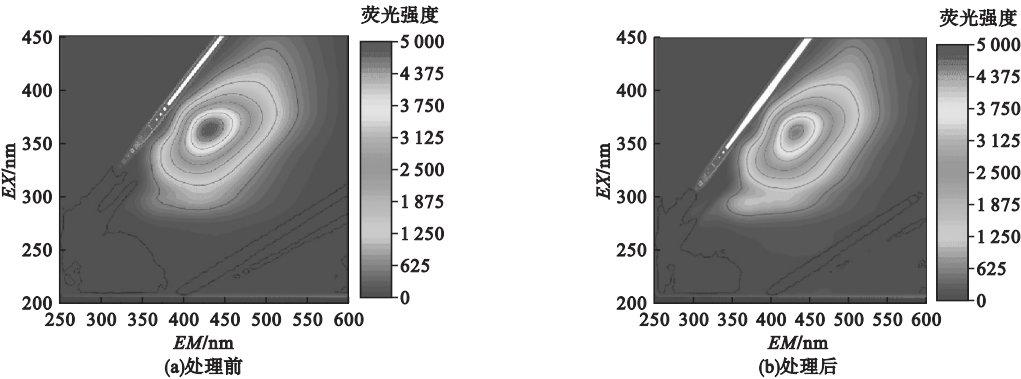


图6 最佳配比下复配菌处理磷霉素环氧废水前后三维荧光光谱图

Fig. 6 3D fluorescence spectral map of Fosfomycin epoxy wastewater treatment under the compound bacteria with the optimal ratio

3 结 论

(1)摇瓶实验运行 132 h 后,单株菌 P1、P2、P3 对总有机碳的去除率分别达到 87.29%、88.62% 和 5.55%,磷霉素的去除率分别为 11.63%、12.68%、9.57%,对废水中可溶性有机物也有较好的处理效果,3 株降解菌均对该类磷霉素实际废水中有机物有较好的降解能力。

(2)在磷霉素质量浓度高于 890 mg/L 的高毒性、高抗生素浓度的水体环境中,单株菌 P1、P2、P3 仍对磷霉素有高于 10% 的去除率,说明磷霉素降解菌对磷霉素有相当强的耐受力。

(3)当等浓度磷霉素降解菌 P1、P2、P3 按 3:3:2 的体积比进行复配时,复配菌剂对该类磷霉素环氧废水的处理效果最好,降解实验运行 48 h 后对磷霉素去除率为 45.02%。

(4)最佳配比下,实验运行 48 h 后水样可使海洋发光弧菌的光损失量从 61% 降低至 40%,可见复配菌剂对该类制药废水有较强的毒性削减能力。

参考文献

[1] 李亚峰,高颖. 制药废水处理技术研究进展[J]. 水处理技术,2014,40(5):1-4.

(LI Yafeng,GAO Ying. Research progress of pharmaceutical wastewater treatment technology [J]. Water treatment technology, 2014,40(5):1-4.)

[2] 徐溯,杨帆. 耐药形势下磷霉素的临床应用[J]. 中国感染与化疗杂志,2018,18(4):434-439.

(XU Su,YANG Fan. Clinical application of fosfomycin in the context of prevalent multidrug resistance [J]. Chinese journal of infection and chemotherapy, 2018,18(4):434-439.)

[3] 周迎,徐晓刚. 磷霉素的抗菌作用、耐药机制及临床应用[J]. 中国感染与化疗杂志,2017,17(6):709-712.

(ZHOU Ying,XU Xiaogang. The antibacterial effect, resistance mechanism and therapeutic use of fosfomycin [J]. Chinese journal of infection and chemotherapy, 2017,17(6):709-712.)

[4] 王栋. 综合化工废水中难降解有机物的解析及生物强化技术研究[D]. 天津:天津大学,2013.

(WANG Dong. Analysis of non-degradable organic matter in chemical wastewater and research on bio-reinforcing technology [D]. Tianjin:Tianjin University,2013.)

[5] MA F,GUO J B,ZHAO LI,et al. Application of bioaugmentation to improve the activated sludge system into the contact oxidation system treating petrochemical wastewater [J]. Bioresource technology, 2009,100(2):597-602.

[6] 周竹枫,宋有涛,廖苗,等. 高效降解菌法强化 CASS 系统处理制药废水[J]. 环境工程学报,2016,6(5):420-426.

(ZHOU Zhufeng,SONG Youtao,LIAO Miao,et al. Enhancement of pharmaceutical wastewater treatment in CASS reactor by highly-efficiency degrading bacteria [J]. Journal of environmental engineering technology, 2016,6(5):420-426.)

[7] 李微,孙慧智,魏炜,等. 反硝化聚磷菌的驯化

- 及脱氮除磷性能研究[J]. 沈阳建筑大学学报(自然科学版), 2019, 35(1): 176-183.
(LI Wei, SUN Huizhi, WEI Wei, et al. Study on the domestication and phosphorus removal characteristics of denitrifying poly-phosphorus accumulating organism [J]. Journal of Shenyang jianzhu university (natural science), 2019, 35(1): 176-183.)
- [8] 陈佩, 颜家保, 武文丽, 等. 邻二甲苯高效降解菌的分离及其降解特性[J]. 化工进展, 2016, 35(2): 565-569.
(CHEN Pei, YAN Jiabao, WU Wenli, et al. Separation and biodegradation characteristics of ao-xylene degrading strain [J]. Chemical progress, 2016, 35(2): 565-569.)
- [9] 谢晓琳. 磷霉素降解菌的筛选及其性能研究[D]. 北京: 中国环境科学研究院, 2014.
(XIE Xiaolin. Screening and properties of fosfomycin degrading bacteria [D]. Beijing: Chinese Academy of Environmental Sciences, 2014.)
- [10] 周竹枫. 磷霉素钠和苯乙胺高效降解菌的筛选及其在 CASS 中的实际应用[D]. 沈阳: 辽宁大学, 2016.
(ZHOU Zhufeng. Screening of highly effective degrading strains of fosfomycin sodium and ethylamine and their practical application in CASS [D]. Shenyang: Liaoning University, 2016.)
- [11] 冯斐. Fenton 氧化耦合 MBR 工艺处理蒽醌染料[D]. 上海: 华东理工大学, 2010.
(FENG Fei, Fenton oxidation coupled MBR process for anthraquinone dye [D]. Shanghai: East China University of Science and Technology, 2010.)
- [12] 谢晓琳, 曾萍, 宋永会, 等. 制药废水中磷霉素和 α -苯乙胺的生物降解及相互作用[J]. 中国环境科学, 2014, 11: 2824-2830.
(XIE Xiaolin, ZENG Ping, SONG Yonghui, et al. Biodegradation and interactions of fosfomycin and α -phenylethylamine in pharmaceutical wastewater [J]. Chinese environmental science, 2014, 11: 2824-2830.)
- [13] 翟晓萌, 李道棠. 有机微污染源水生物预处理微生物菌种的分离筛选[J]. 环境科学, 2000, 21(5): 77-79.
(ZHAI Xiaomeng, LI Daotang. Isolation strains for biological treatment of organic micropolluted source water [J]. Environmental science, 2000, 21(5): 77-79.)
- [14] 翟晓萌, 李道棠. 海藻酸钠固定化包埋微生物处理有机微污染源水[J]. 环境科学, 2000, 21(6): 80-84.
(ZHAI Xiaomeng, LI Daotang. Organic micropolluted source water treatment by immobilized cells [J]. Chinese journal of environmental science, 2000, 21(6): 80-84.)
- [15] 黄川, 王里奥, 崔志强, 等. 采用海藻酸钠固定化微生物技术处理甲醇废水[J]. 中国给水排水, 2008(7): 78-81.
(HUANG Chuan, WANG Liao, CUI Zhiqiang, et al. Application of sodium alginate-immobilized microbe to treatment of methanol wastewater [J]. China water & wastewater, 2008(7): 78-81.)
- [16] 汤久凯, 吴静, 程澄, 等. 某半合成青霉素制药废水的水质指纹特性[J]. 光谱学与光谱分析, 2016, 36(11): 3602-3607.
(TANG Jiukai, WU Jing, CHENG Cheng, et al. Fingerprint properties of semi synthetic penicillin pharmaceutical wastewater [J]. Spectroscopy and spectral analysis, 2016, 36(11): 3602-3607.)
- [17] 吴静, 赵宇菲, 曹炯准, 等. 某头孢制药废水的水质指纹特征[J]. 光谱学与光谱分析, 2016, 36(4): 1075-1079.
(WU Jing, ZHAO Yufei, CAO Jiongzhun, et al. Fingerprint properties of a cephalosporin pharmaceutical wastewater [J]. Spectroscopy and spectral analysis, 2016, 36(4): 1075-1079.)
- [18] HUDSON N, BAKER A, REYNOLDS D. Fluorescence analysis of dissolved organic matter in natural, waste and polluted waters—a review [J]. River research and applications, 2007, 23(6): 631-649.
- [19] BRIDGEMAN J, BIEROZA M, BAKER A. The application of fluorescence spectroscopy to organic matter characterisation in drinking water treatment [J]. Reviews in environmental science and bio/technology, 2011, 10(3): 277-290.
- [20] 许尚营, 苏建文, 陈建华, 等. 制药废水 COD 高效降解菌的分离筛选及应用[J]. 净水技术, 2012, 31(6): 51-53.
(XU Shangying, SU Jianwen, CHEN Jianhua, et al. Selection and screening of dominant strains of effective degradation microorganism for improving COD removal rate in pharmaceutical wastewater treatment [J]. Water purification technology, 2012, 31(6): 51-53.)
- [21] 杨冠东, 丁年平, 江洁芳, 等. 造纸废水中高效菌群的筛选与鉴定[J]. 环境工程, 2013, 31(增刊1): 200-203.
(YANG Guandong, DING Nianping, JIANG Jiefang, et al. Screening and identification of high efficient bacteria in papermaking wastewater [J]. Environmental engineering, 2013, 31(S1): 200-203.)
- (责任编辑: 徐玉梅 英文审校: 唐玉兰)