

金属元素对 Xhjh 菌株表达 MnP 酶及降解污染物的影响^①

赵大勇¹, 于洪峰², 潘文扬¹, 孙石磊¹, 张徐祥¹, 朱程军¹, 肖琳¹, 崔益斌¹, 程树培^{1*}

(1 南京大学污染控制与资源化研究国家重点实验室, 南京 210093;

2 中国矿业大学环境与测绘学院, 江苏徐州 221008)

摘要: 测定分析了制药废水中 Mn^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 和 Se^{4+} 4 种金属元素离子水平对跨界原生质体融合 (IKPF) 特效菌株 Xhjh 表达锰过氧化物酶 (MnP) 水平及降解有机污染物效率的影响。结果表明, 影响 MnP 表达水平的金属元素离子顺序为 $Mn^{2+} > Se^{4+} > Zn^{2+} > Cu^{2+}$ 。在 MnP 水平与生物比降解率 (SDR) 之间, 存在极显著的正相关性 ($P < 0.01$)。研究结果为应用 IKPF-Xhjh 特效菌株处理制药废水的工艺设计提供了重要的分子生物学参数。本文还对 Xhjh 在土壤修复中的应用前景进行了分析讨论。

关键词: 制药废水; 金属元素; 生物降解; MnP; SDR; 土壤修复

中图分类号: X 172

盐酸丁螺环酮、依托咪酯和咪达唑仑是 3 种人类神经功能调节药物。在其生产废水中, 存在四氢呋喃、甲苯和甲胺等持久性有机污染物 POPs (persistent organic pollutants) 及环境内分泌干扰物 EEDs (environmental endocrine disruptors), 难以被自然界的土著微生物快速降解, 容易通过食物链富集于生物体内, 对人类及动物产生系列毒性效应, 直至诱发癌症和损伤生殖功能^[1-2]。

为了有效地降解 POPs 和 EEDs 有毒有机污染物, 建立高效的废水处理及生物修复技术, 本研究针对药物生产废水中的四氢呋喃、甲苯和甲胺等有毒有机污染物, 应用了跨界原生质体融合 (inter-kingdom protoplast fusion, IKPF) 技术, 构建出了特效菌株 IKPF-Xhjh。有关 IKPF-Xhjh 构建与鉴定的研究结果, 已另文报道^[3]。

本研究以 IKPF-Xhjh 为出发菌株, 测定分析了制药废水中金属离子 Mn^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 和 Se^{4+} 对 Xhjh 表达锰过氧化物酶 (MnP) 水平及 Xhjh 降解制药废水效

率的影响。同时还讨论了 Xhjh 修复土壤污染的可能性。

1 材料方法

1.1 制药废水及水质测定结果

废水样品来自 XZEH 合成制药废水处理系统。COD_{cr}、BOD₅、TN、TP 的测定方法参照文献[4]。金属元素的测定采用美国 Jarrell-Ash 的 ICP-J-A1100 直读光谱法。制药废水的水质分析结果见表 1。

1.2 金属元素对 IKPF-Xhjh 菌株 MnP 表达试验

4 种金属元素对 IKPF-Xhjh 特效菌株 MnP 表达水平影响的试验, 根据正交原理共设 9 组 (表 2)。每种金属元素设 3 个水平, 水平 1 为设计的金属元素最高浓度; 水平 2 是国家污水综合排放三级标准 [GB9878-1996] 中规定的允许排放浓度^[5]; 水平 3 是废水中自然存在的金属元素浓度。4 种金属元素的离子化合物分别为: $Mn(MnSO_4 \cdot H_2O)$ 、 $Cu(CuSO_4 \cdot 5H_2O)$ 、 $Zn(ZnSO_4 \cdot 7H_2O)$ 和 $Se(Na_2SeO_3)$, 均为分析纯。

表 1 XZEH 合成制药废水的水质测定结果 (mg/L)

Table 1 Quality of wastewater from the XZEH production

参数	数值	参数	数值	参数	数值	参数	数值	参数	数值
COD _{cr}	13220	TP	9.00	Ca	10.6	Mg	19.20	Se	<0.05
BOD ₅	920	Al	357	Cd	<0.002	Mn	0.45	Sr	0.045
pH	6.5~8	Ba	<0.001	Cu	<0.002	Na	1010	Ti	0.03
TN	1311	Be	<0.001	K	652	Pb	<0.03	Zn	2.10

①基金项目: 国家教育部博士点基金项目(20030284038)、国家 863 项目(2001AA214191)资助。

* 通讯作者 (chengsp@nju.edu.cn)

作者简介: 赵大勇 (1982—), 男, 山西人, 博士研究生, 主要从事环境生物技术及信息学方面的研究。E-mail: zhaodayong125016@sina.com

表 2 4 种金属元素对 Xhjh 表达 MnP 水平影响的相关参数试验及分组 (mg/L)

Table 2 Designing of the test on effects of 4 metals on MnP expression of Xhjh-strain

金属 元素	试验分组								
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Mn ²⁺	10	10	10	5	5	5	0.09	0.09	0.09
Cu ²⁺	5	2	<0.002	5	2	<0.002	5	2	<0.002
Zn ²⁺	10	5	0.42	5	0.42	10	0.42	10	5
Se ⁴⁺	1	0.5	<0.05	<0.05	5	0.5	0.5	<0.05	1

测定 Xhjh 表达 MnP 水平的废水反应液总体积为 150 ml, 30℃ 于 120 r/min 振荡反应 6 ~ 24 h。每次取样 20 ml, 3000 r/min 离心 20 min, 取上清液测定其中锰过氧化物酶的比活力 (MnP-SA) 水平和 COD_{cr} 浓度。测定 MnP-SA 水平的分光光度法条件是: 温度 30℃、波长 A_{469 nm}、5 min 内测定 OD 的变化值, 以 0.1 ΔOD/min 表示 MnP 的 1 个活性单位 (1U)。1L 废水中所含有的 MnP 活性单位 U 的数量即比活力水平, 也即 MnP-SA (U/L)^[6]。离心沉淀物的测定值即为 IKPF-Xhjh 的生物量。

1.3 出发菌株和培养基

Xhjh 是本研究的出发菌株, 整合利用了 3 个亲株的基因资源, 因而兼具了 3 个亲株的高降解性、高适应性、高絮凝性的三高特征^[7-9]。其亲株 1 黄孢原毛平革真菌 PC (*Phanerochaete chrysosporium*) 由南京农业大学提供; 亲株 2 酿酒酵母真菌 SC (*Saccharomyces cerevisiae*) 为东莞糖厂产品; 亲株 3 土著菌 XZ (*Bacillus*) 分离自制药废水的现场处理系统。培养基为真菌和细菌普通培养基的综合配方^[7]。

2 结果与讨论

2.1 金属元素对 IKPF-Xhjh 表达 MnP 影响的测定结果

4 种金属元素对 Xhjh 的比增长率 (SGR)、比降解率 (SDR) 和酶比活力 (MnP-SA) 影响的测定结果见表 3。表 3 中的微生物比增长率 SGR (specific growth rate), 是表示微生物繁殖生长性能的动力学参数。计算 SGR 的公式是: $SGR/(d) = (\ln X_e - \ln X_0)/t$, 式中, X_0 为反应前生物量 (mg/L), X_e 为反应后生物量 (mg/L), t 为反应时间 (d)^[10]。微生物对污染物的比降解率 SDR (specific degradation rate), 在废水生物处理系统中又称为生物负荷率 SLR (sludge loading rate), 是表示微生物降解污染物性能的动力学参数。本研究 SDR 的计算公式是: $SDR/(d) = \mu(S_0 - S_e)/[X_0(e^{\mu t} - 1)]$, 式中, S_0 为反

应前的污染物 COD_{cr} 浓度 (mg/L), S_e 为反应后的污染物 COD_{cr} 浓度 (mg/L), μ 为 SGR 的值, X_0 同于计算比增长率 (SGR) 的公式^[10]。

表 3 4 种金属元素对 Xhjh 表达 MnP 水平及降解动力学参数影响的测定结果

Table 3 Effects of the 4 metals on levels of MnP expression and degradation kinetic parameters of Xhjh

组号	MnP-SA(U/L)	SGR/(d)	SDR/(d)
1	1227 ± 51.15	0.169	0.373
2	1257 ± 74.95	0.209	0.347
3	1293 ± 42.56	0.211	0.385
4	1190 ± 33.53	0.180	0.390
5	1029 ± 46.30	0.178	0.308
6	827 ± 73.64	0.203	0.295
7	469 ± 36.56	0.188	0.244
8	895 ± 20.76	0.202	0.266
9	935 ± 15.03	0.157	0.239

表 3 中的每个 MnP-SA 数据是 6 个平行样品的均值, SGR 和 SDR 的值是 3 个平行样品的均值。结果表明: MnP-SA 与 SDR 之间存在极显著的正相关性 ($P < 0.01$); 比降解负荷率 SDR(Y) 与 MnP-SA(X) 的数学关系是: $Y = 0.0002X + 0.1174$ 。显而易见, 随着 Xhjh 表达 MnP-SA 水平的提高, SDR 随之上升, 降解废水的性能得以提高。

4 种金属影响 Xhjh 表达 MnP-SA 水平的级差值顺序为 Mn²⁺ (492.6 U/L) > Se⁴⁺ (275.3 U/L) > Zn²⁺ (196.8 U/L) > Cu²⁺ (97.94 U/L), 4 种金属的优化浓度依次分别为: 10、<0.05、5 和 2mg/L (表 4)。

从表 4 可以看出, 4 种金属离子处于优化浓度水平时表达的 MnP-SA 为 1143 U/L, 高于其他各组; 对制药废水有机污染物的比降解率 SDR 为 0.337 /d, 也高于其他各组。

10 mg/L 的 Mn²⁺ 是表达 MnP-SA 水平的最佳浓度, 该结果与 Urek^[11]的报道一致。MnP 在催化污染物

表 4 4 种金属元素对 Xhhh 表达 MnP 及 SDR 性能参数分析 (mg/L)
Table 4 Effect of the 4 metals on MnP expression and SDR parameters of Xhhh

浓度组合类型	金属元素				MnP-SA	SDR
	Mn ²⁺	Cu ²⁺	Zn ²⁺	Se ⁴⁺	(U/L)	(/d)
优化浓度	10	2	5	<0.05	1143	0.337
自然浓度	0.09	<0.002	0.42	<0.05	957	0.222
推荐浓度	5	2	5	<0.05	1082	0.328
国家三级排放标准允许浓度	5	2	5	0.5	1013	0.315

降解的过程中，需要足够的 Mn²⁺作为电子供体^[11-12]。Pointing^[13]报道 Cu²⁺ 6.35 mg/L 和 Zn²⁺ 6.55 mg/L 时,可以抑制 MnP 表达，与本研究结果相近。

但是，当 4 种金属离子均处于优化浓度时，其中的 Mn²⁺ 为 10 mg/L，超过了国家三级排放标准规定的允许浓度 5 mg/L [GB8978-1996]。所以在实际应用中，可以采用表 4 中的“推荐浓度”，即 Mn²⁺ 调节为 5mg/L，其他 3 种金属离子浓度仍选用“优化浓度”。

另外，从表 4 还可以看出，制药废水中自然存在的 Mn²⁺、Cu²⁺、Zn²⁺ 3 种金属离子浓度，均低于“推荐浓度”，当调节至推荐浓度时，MnP-SA 水平可提高 13.06%，SDR 水平可提高 47.75%。

2.2 IKPF-Xhhh 特效菌株与土著亲株 XZ 的性能比较

表 5 列出了应用原创的废水处理信息软件 Ebis4^[14]，对“推荐浓度”制药废水中特效菌株 Xhhh 的性能与原制药废水中土著亲株 XZ 的性能进行预测的比较分析结果，其中土著亲株 XZ 的工艺性能参数参用徐州恩华集团第三制药厂处理制药废水系统 2003 年全年实际运行的测试结果。废水水质的自然参数同于 Xhhh 的研究系统。

从表 5 可以看出，在 600 m³/d 制药废水的处理系统中，当处理出水 COD_{cr} 浓度达到国家一级排放标准时，IKPF-Xhhh 特效菌株及其土著亲株 XZ 的主要区别为：①降解率 SDR 即生物负荷率 SLR：特效菌株 IKPF-Xhhh 是土著菌 XZ 的 335%；②容积负荷率 VLR：特效菌株 IKPF-Xhhh 是土著菌 XZ 的 324%；③所需的曝气池体积：特效菌株 IKPF-Xhhh 仅是土著菌 XZ 的 37.49%。

可以清楚地看出，IKPF-Xhhh 特效菌株的比降解率和容积负荷率均是土著菌 XZ 的 3 倍以上；IKPF-Xhhh 特效菌株所需的曝气池体积约是土著菌 XZ 的 1/3。由此预测，应用 IKPF-Xhhh 特效菌株并调节 4 种金属元素的水平，可以提高处理效率，节约处理废水的运行费用，降低曝气池的建设投资。

表 5 中的进水 COD_{cr} 浓度为 1.900 kg/m³ = 1900

表 5 Xhhh 及亲株 XZ 处理制药废水性能的预测
Table 5 Predication of capabilities of Strain Xhhh and its parent strain XZ of treating wastewater

序号	工艺参数	XZ 土著	Xhhh
1	进水 Q ₀ (m ³ /d)	600	600
2	进水 COD _{cr} , S ₀ (kg/m ³)	1.900	1.900
3	出水 COD _{cr} , S _e (kg/m ³)	0.100	0.100
4	出水 SS, X _e (kg/m ³)	0.070	0.070
5	污泥停留时间 θ _c (d)	18.660	5.240
6	水力停留时间 HRT (d)	3.551	1.298
7	污泥浓度 X (kg/m ³)	3.061	2.958
8	回流污泥浓度 X _r (kg/m ³)	6.036	7.407
9	污泥比增长率 SGR (/d)	0.054	0.191
10	容积负荷率 VLR (kg/ (m ³ ·d))	0.299	0.970
11	生物负荷率 SLR=SDR (/d)	0.098	0.328
12	曝气池所需体积 V(m ³)	2131	779

mg/L，IKPF-Xhhh 特效菌株对废水 COD_{cr} 的生物负荷率 (SLR) 即生物比降解率 (SDR) 为 0.328 /d，即单位生物量每天降解的污染物的总量是生物量的 32.8%。

2.3 IKPF-Xhhh 特效菌株用于土壤污染修复的前景

应用微生物菌剂修复 POPs 和 EEDs 污染的土壤或水体，一般从特效菌株的选用和提供特效菌株所需的条件 2 个方面进行^[15-16]。在证实 IKPF-Xhhh 特效菌株具有降解废水中四氢呋喃、甲苯和甲胺特效性能的前提下，可以推论只要条件理想，IKPF-Xhhh 特效菌剂则有可能有效地用于四氢呋喃、甲苯和甲胺的土壤污染修复。据报道^[17-20]，不同地区土壤中存在的 Mn、Cu、Se、Zn 4 种金属元素浓度水平如下：①Mn 元素：浙江、内蒙古、山西土壤中的浓度范围为 540 ~ 22 mg/kg；②Cu 元素：全世界土壤中的平均浓度为 20 mg/kg；③Se 元素：中国土壤中的平均浓度为 0.29 mg/kg；④Zn 元素：中国土壤中的平均浓度为 69 mg/kg。

上述表明，中国土壤中存在的 Mn、Cu、Se、Zn 4 种金属元素的浓度水平平均高于本研究获得的推荐浓

度,有可能满足 IKPF-Xhhh 特效菌株高效表达 MnP 所需的金属元素条件。由于土壤污染的环境生态因素极为复杂,所以确证 Xhhh 修复污染土壤的性能有待进一步试验研究。

本研究中应用的 4 种金属元素的浓度,是否会引发出现 Mn、Cu、Se、Zn 的二次环境污染,是个引人关注的问题。下面逐一进行分析:

(1) 我国无公害干果产地土壤重(类)金属推荐限量指标,主要涉及总 Hg、总 As、总 Ab、总 Cd、总 Cr^[21],本研究中不涉及该 5 种重金属。

(2) 土壤肥料中,主要关注的是重金属 As、Hg、Cd、Pb 的污染指标^[22],本研究中不涉及该土壤肥料中的 4 种金属。

(3) 蔬菜对土壤重金属吸收主要涉及 Pb、Cu、Cd 和 Zn 的超标率^[23],本研究中涉及的 Cu 仅为世界土壤中平均浓度的 1/10, Zn 仅为中国土壤中平均浓度的 1/14。

(4) 城市不同功能区土壤重金属分布^[24]、高通量公路沿线土壤转运金属污染^[25]、城市土壤中金属浓度等研究表明^[26],对金属污染的研究已深入到城市,因为金属污染威胁到人体健康。

(5) 金属对植物生长毒性^[27]、对降解农药微生物影响^[28]、以及碘甲磺隆钠盐对土壤微生物过氧化氢酶影响等研究表明^[29],金属污染的生态效应及生态毒性,关系到土壤功能和食物链清洁。

本研究中涉及到 Mn、Cu、Se 和 Zn 的添加和调控,但是该 4 种金属元素的应用浓度,远远低于世界及中国土壤中的平均浓度,并且已控制在中国国家允许的排放标准 [GB8978-1996] 的范围内。

3 结语

影响 IKPF-Xhhh 特效菌株表达 MnP-SA 水平高低的 4 种金属元素排序为: $Mn^{2+} > Se^{4+} > Zn^{2+} > Cu^{2+}$; 锰过氧化物酶比活力水平与比降解率之间有极显著正相关性 ($P < 0.01$),其数学关系模型是 $Y = 0.0002X + 0.1174$, (Y 为 SDR 值, X 为 MnP-SA 值)。

推荐 IKPF-Xhhh 特效菌株使用的 Mn^{2+} 、 Cu^{2+} 、 Zn^{2+} 、 Se^{4+} 浓度分别为 5、2、5、 $< 0.05 \text{ mg/L}$ 。在降解制药废水过程中, Xhhh 特效菌株的 SDR 是土著菌 XZ 的 3.35 倍, VLR 是土著菌 XZ 的 3.24 倍,所需曝气池体积是土著菌 XZ 的 37%。

我国土壤中 Mn、Cu、Se、Zn 金属元素的浓度水平平均高于本研究获得的推荐浓度,有可能满足 Xhhh

高效表达 MnP 所需的金属元素条件。Xhhh 有效地用于土壤污染修复有待进一步试验研究。

参考文献:

- [1] 程树培, 于洪峰, 孙石磊. 制药废水生物处理技术的有效性. 环境科学, 2004, 25 (9): 112-115
- [2] 傅慰祖. 有机溶剂四氢呋喃的毒性及其危害. 职业卫生与应急救援, 1996, 14 (2): 22-23
- [3] 程树培. 两真菌与一细菌原生质体融合的特效菌株及其构建方法. 国家知识产权实施信息, 2003, (3): 45
- [4] APHA, AWWA, WPCF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18th ed. Washington DC.: American Public Health Association, 1992: 444-453
- [5] 国家环保总局. 污水综合排放标准 (GB9878-1996). 北京, 中国标准出版社, 1996
- [6] Kapich AN, Prior BA, Botha A, Galkin S, Lundell T, Hatakka A. Effect of lignocellulose-containing substrates on production of ligninolytic peroxidases in submerged cultures of *Phanerochaete chrysosporium* ME-446. Enzyme and Microbial Technology, 2004, 34: 187-195
- [7] 沈萍, 范秀容, 李广武. 微生物学实验. 北京: 高等教育出版社, 2001, 214-222
- [8] Martinez AT. Molecular biology and structure-function of lignin-degrading heme peroxidases. Enzyme and Microbial Technology, 2002, 30(4): 425-444
- [9] Xu FJ, Chen HZ, Li ZH. Solid-state production of lignin peroxidase (LiP) and manganese peroxidase (MnP) by *Phanerochaete chrysosporium* using steam-exploded straw as substrate. Bioresource Technology, 2001, 80: 149-151
- [10] 李小明, 陈坚, 伦世仪. 含对苯二甲酸有机废水厌氧降解动力学. 中国环境科学, 2000, 20 (1): 27-30
- [11] Ürek RÖ, Pazarlioglu NK. Production and stimulation of manganese peroxidase by immobilized *Phanerochaete chrysosporium*. Process Biochemistry, 2005, 40: 83-87
- [12] 胡明, 卢雪梅, 高培基. 锰过氧化物酶的结构与功能. 中国生物工程杂志, 2003, 23 (3): 30-34
- [13] Pointing SB, Bucher VVC, Vrijmoed LLP. Dye decolorization by sub-tropical basidiomycetous fungi and the effect of metals on decolorizing ability. World Journal of Microbiology & Biotechnology, 2000, 16: 199-205
- [14] 程树培. NJU-Ebis4 废水处理工艺调试软件, 软著 [009244] [V1.0]. 国家知识产权局, 2003,
- [15] Potin O, Catherine R, Etienne V. Bioremediation of an aged polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)-contaminated soil by filamentous fungi isolated from the soil. International Biodeterioration and Biodegradation. 2004, 54: 45-52
- [16] Amezcua-Allieri MA, Lead JR, Rodríguez-Vázquez R. Impact of

- microbial activity on copper, lead and nickel mobilization during the bioremediation of soil PAHs. *Chemosphere*, 2005, 61: 484-491
- [17] 张晓平, 张玉霞. 西藏土壤中硒的含量及分布. *土壤学报*, 2000, 37 (4): 558-562
- [18] 马立锋, 石元值, 韩文炎. 浙江省茶园土壤锰含量状况研究. *土壤通报*, 2004, 35 (2): 203-206
- [19] 段永蕙, 张乃明. 山西土壤锰含量及影响因素研究. *土壤通报*, 2003, 34 (4): 337-339
- [20] 张晓平, 张玉霞, 王晶. 西藏土壤中铜含量及分布. *应用生态学报*, 2001, 12 (6): 958-960
- [21] 张建光, 刘玉芳, 郭素萍, 李保国, 周俊义, 王文江. 我国无公害干果产地土壤重(类)金属限量标准研究. *土壤学报*, 2005, 42 (11): 153-155
- [22] 陈芳, 董元华, 安琼, 钦绳武. 长期肥料定位试验条件下土壤中重金属的含量变化. *土壤*, 2005, 37(3): 308-311
- [23] 薛艳, 沈振国, 周东美. 蔬菜对土壤重金属吸收的差异与机理. *土壤*, 2005, 37 (1): 32-36
- [24] 吴新民, 潘根兴. 城市不同功能区土壤重金属分布初探. *土壤学报*, 2005, 142 (13): 513-517
- [25] Kocher B, Wessolek G, Stoffregen H. Water and heavy metal transport in roadside soils. *Pedosphere*, 2005, 15 (6): 746-753
- [26] Zhang MK, Ke ZX. Heavy metals, phosphorus and some other elements in urban soils of Hangzhou City, China. *Pedosphere*, 2004, 14 (2): 177-185
- [27] Si YB, Zhou J, Zhou DM, Chen HM. Soil manganese and iron released due to calcium salts: Bioavailability to pepper (*Capsicum frutescens* L.). *Pedosphere*, 2004, 14 (1): 111-116
- [28] 刘智, 张晓舟, 何健, 林少文, 潘结友, 李顺鹏. 营养物质及金属离子对 DLL2E4 菌降解对硝基苯酚的影响. *土壤学报*, 2004, 41(12): 292-297
- [29] 唐美珍, 郭正元, 袁敏, 徐珍. 碘甲磺隆钠盐对土壤中过氧化氢酶活性及呼吸作用的影响. *土壤*, 2005, 37 (4): 421-425

Effects of Metals on MnP Expression and Wastewater Degradation Efficiency of Xhhh Strain

ZHAO Da-yong¹, YU Hong-feng², PAN Wen-yang¹, SUN Shi-lei¹, ZHANG Xu-xiang¹,
ZHU Cheng-jun¹, XIAO Lin¹, CUI Yi-bin¹, CHENG Shu-pei¹

(1 State Key Laboratory of Pollution Control and Resource Reuse, Nanjing University, Nanjing 210093, China;

2 School of Environment and Survey, Mining University of China, Xuzhou, Jiangsu 221008, China)

Abstract: Effects of 4 metal ions, Mn^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} and Se^{4+} , were determined on level of manganese peroxidase (MnP) expression and degradation efficiency of Strain Xhhh, an inter-kingdom protoplast fusant (IKPF) was constructed for degrading organic pollutants in wastewater from a pharmaceutical plant. Results showed that in terms of specific activity (MnP-SA) level, the four metals were in the order of $Mn^{2+} > Se^{4+} > Zn^{2+} > Cu^{2+}$. A significantly positive correlation ($P < 0.01$) was observed between the MnP-SA level and the specific degradation rate (SDR). The findings provided some important molecular biological parameters that were useful in designing wastewater treatment technology using the IKPF-Xhhh strain. The prospect of application of Strain Xhhh to soil bioremediation was also discussed.

Key words: Pharmaceutical wastewater, Metals, Biodegradation, MnP, SDR, Soil bioremediation