

苏 赵, 胡凯弟, 朱佳雯, 等. 地衣芽孢杆菌 B-1 降解西维因的环境条件[J]. 江苏农业学报, 2018, 34(3): 585-590.
doi: 10.3969/j.issn.1000-4440.2018.03.015

地衣芽孢杆菌 B-1 降解西维因的环境条件

苏 赵¹, 胡凯弟¹, 朱佳雯¹, 王兴洁¹, 刘书亮^{1,2}

(1. 四川农业大学食品学院, 四川 雅安 625014; 2. 四川农业大学食品加工与安全研究所, 四川 雅安 625014)

摘要: 以地衣芽孢杆菌 B-1 (*Bacillus licheniformis* B-1) 为材料, 采用 HPLC 测定不同微生物培养体系中西维因 (Carbaryl) 残留量, 并考察菌株 B-1 降解谱, 探究其对西维因的降解特性。结果表明, 菌株 B-1 对西维因的降解率与其生长呈正相关, 在 LB 培养基中培养 72 h 对 100 mg/L 西维因的降解率为 91.21%。较高的温度和碱性环境有利于西维因的降解, 而较高底物质量浓度和盐质量浓度均对菌株 B-1 的生长及西维因的降解有负面影响; Ca^{2+} 、 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 、 Mg^{2+} 对其降解西维因有不同程度的刺激作用, Cu^{2+} 则有抑制作用。此外, 菌株 B-1 对 20 mg/L 的丁硫克百威、叶蝉散和毒死蜱均有不同程度的降解作用。HPLC 分析结果表明, 初步确定 1-萘酚是菌株 B-1 降解西维因的中间产物, 且该菌株在 LB 培养基中培养 72 h 对 20 mg/L 1-萘酚的降解率为 48.70%。可见, 菌株 B-1 能高效降解西维因和其他多类杀虫剂, 具有一定的广谱性, 可应用于环境修复。

关键词: 地衣芽孢杆菌; 西维因; 降解; 环境修复

中图分类号: X592 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4440(2018)03-0585-06

Environmental conditions of carbaryl degradation by *Bacillus licheniformis* B-1

SU Zhao¹, HU Kai-di¹, ZHU Jia-wen¹, WANG Xing-jie¹, LIU Shu-liang^{1,2}

(1. College of Food Science, Sichuan Agricultural University, Ya'an 625014, China; 2. Research Institute of Food Processing and Security, Sichuan Agricultural University, Ya'an 625014, China)

Abstract: Degradation characteristics of carbaryl by strain *Bacillus licheniformis* B-1 were studied. Concentrations of carbaryl residue in different microbial culture systems were determined through HPLC, and degradation spectrum of strain B-1 was explored. The results showed that degradation of carbaryl had a positive correlation with the growth of strain B-1. Degradation rate reached up to 91.21% when the strain was cultured in LB medium with 100 mg/L carbaryl for 72 h. Higher temperatures and alkaline circumstance were advantageous for degradation of carbaryl. Simultaneously, growth of strain B-1 and carbaryl degradation were inhibited with increasing substrate concentrations or salinity. Carbaryl degradation were stimulated when treating with metal ions such as Ca^{2+} , Fe^{2+} , Mn^{2+} , Mg^{2+} , whereas inhibited by Cu^{2+} . In addition, this strain had degradation effect on 20 mg/L carbosulfan, isoprocarb and chlorpyrifos with different rate. HPLC results showed that 1-naphthol was an intermediate product of carbaryl, and strain B-1 could degrade 48.70% of 1-naphthol (20 mg/L) in LB medium after 72 h incubation. In conclusion, strain B-1 can efficiently degrade carbaryl and other kinds of insecticides, which shows that strain B-1 possesses a wide-spectrum degrading activity and potential for environmental remediation.

Key words: *Bacillus licheniformis*; carbaryl; degradation; environmental remediation

收稿日期: 2017-08-13

基金项目: 四川省农业科技成果转化基金项目 (14NZ0012)

作者简介: 苏 赵 (1959-), 男, 四川雅安人, 大学, 实验师, 主要从事食品加工与安全方面的教学和科研工作。 (Tel) 0835-2882187

通讯作者: 刘书亮, (E-mail) lsliang999@163.com

西维因 (Carbaryl, 分子式为 $\text{C}_{12}\text{H}_{11}\text{NO}_2$), 又名甲萘威, 为一种广谱型氨基甲酸酯类农药^[1]。由于其低毒高效, 一经推广便迅速替代高毒低效的有机

磷类农药,大量用于农业生产和室内病虫害防治^[2]。但近些年研究结果表明,西维因不仅对生态环境造成影响^[3],对人体健康亦会造成多方面危害^[1-2]。虽然欧盟已禁止使用,但西维因仍广泛流通于诸如美国、澳大利亚等发达国家乃至大部分发展中国家^[4]。众所周知,农药并非只局限于残留在农作物上,可迁移至空气、土壤和水体^[5],甚至经食物链传播形成生物富集^[6]。西维因一度成为美国地表水中最常被检测到的杀虫剂^[7],在某些食品中也有检出^[8]。如何消除环境及食品中的西维因残留已成为亟需解决的问题。

目前,降解西维因及其他氨基甲酸酯类农药的方法主要有物理法^[9]、化学法^[10]和生物法^[2],其中生物法由于低成本、绿色、高效等优点被广泛应用。已报道能降解西维因的微生物中,细菌有假单胞菌属(*Pseudomonas*)^[11]、节杆菌属(*Arthrobacter*)^[12]、鞘脂菌属(*Sphingobium*)^[13]、微球菌属(*Micrococcus*)^[14]、根瘤菌属(*Rhizobium*)^[15]等,真菌有曲霉属(*Aspergillus*)^[16]、毕赤酵母属(*Pichia*)^[17]等。随着研究的不断深入,愈来愈多的菌株将被发掘。菌株对农药的降解往往与其生长状况存在必然联系^[18],而环境因素对微生物生长和农药本身降解均有影响^[19]。地衣芽孢杆菌 B-1(*Bacillus licheniformis* B-1)是一株可高效降解氯氰菊酯的功能性菌株^[20],也能降解西维因,因此研究其降解西维因环境条件,对菌株的实际应用具有重要意义。

1 材料与方法

1.1 菌株及培养基

1.1.1 菌株 地衣芽孢杆菌 B-1(*Bacillus licheniformis* B-1),由四川农业大学食品微生物实验室分离鉴定并保存,其培养 72 h 对 20 mg/L 氯氰菊酯的降解率为 93.93%^[20]。

1.1.2 培养基 Luria-Bertani 培养基(LB):胰蛋白胨 10.0 g/L,酵母膏 5.0 g/L,NaCl 10.0 g/L,Tween 80 2.0 g/L,蒸馏水溶解并定容至 1.0 L,pH 调至 7.0;固体培养基添加 20.0 g/L 琼脂粉。均 1×10^5 Pa 条件下灭菌 15 min。

1.2 主要试剂和仪器

西维因标准品(99%)、丁硫克百威标准品(98%)、毒死蜱标准品(99%),德国 Dr. Ehrenstorfer GmbH 公司产品;叶蝉散标准品(99.8%),中国计量

科学研究院提供;1-萘酚标准品(99.5%),美国 Sigma 公司产品;乙腈(色谱纯),瑞典 Oceanpak 公司产品;甲醇(AR),成都科龙试剂厂产品。

农药母液配制:准确称取适量农药,用无水乙醇溶解并定容,配制成质量浓度均为 5 mg/ml 的母液备用。

LC-2010C HT 液相色谱仪,LC-Solution 工作站,日本 Shimadzu 公司产品;Sorvall ST 16R 冷冻离心机,美国 Thermo Fisher Scientific 公司产品。

1.3 方法

1.3.1 菌种活化及种子液制备 挑取地衣芽孢杆菌 B-1 划线于 LB 斜面,30 ℃ 培养 48 h,用 5 ml 无菌生理盐水洗下菌苔并调整细胞数量至 1×10^8 CFU/ml,作为种子液。

1.3.2 西维因的提取与测定 取细菌均匀培养液 1 ml 至刻度试管中,加入等体积甲醇,超声波(40 kHz,300 W)辅助提取 20 min,摇匀后用甲醇定容至 10 ml,取 1.5 ml 离心(12 000 r/min,15 min),吸取上清过 0.45 μm 有机相滤膜,弃去初滤液,取续滤液供 HPLC 检测。HPLC 检测条件^[21]:色谱柱为 Sepax GP-C18 柱(150.0 mm×4.6 mm,5 μm),流动相为乙腈超纯水(56:44,体积比),流速 0.5 ml/min,柱温 25 ℃,进样量 10 μl,紫外检测器波长 220 nm。计算农药降解率和残留率,降解率= $[(C_0-C)/C_0] \times 100\%$,残留率=1-降解率,式中, C_0 为样品培养液 0 h 时目标农药总质量浓度(mg/L), C 为样品培养液取样时目标农药残留质量浓度(mg/L)。

1.3.3 菌株 B-1 生长曲线和降解曲线的测定 将菌株 B-1 种子液按 5% (体积分数)接种量分别接种于 LB 培养基和含 100 mg/L 西维因的 LB 培养基中,分装于 250 ml 锥形瓶,每瓶 30 ml。30 ℃、140 r/min 振荡培养 72 h,同时设置添加等量无菌生理盐水的空白对照。取样时间为 0~24 h 间隔 2 h,24~36 h 间隔 4 h,36~72 h 间隔 12 h。生物量以细菌均匀培养液在波长 600 nm 处的吸光值(OD_{600})表示,计算西维因残留率。试验重复 3 次,取平均值。

1.3.4 菌株 B-1 降解西维因的环境条件试验

1.3.4.1 培养温度 将菌株 B-1 种子液按 5% (体积分数)接种量接种于西维因质量浓度为 100 mg/L 的 LB 培养基中,锥形瓶分装,在不同温度下 140 r/min 振荡培养 48 h。测定样品生物量及西维因残留率。

1.3.4.2 初始 pH 将菌株 B-1 种子液按 5% (体积分数)接种量接种于西维因质量浓度为 100 mg/L、

不同初始 pH 的 LB 培养基中,锥形瓶分装,30 ℃、140 r/min 振荡培养 48 h。测定样品生物量及西维因残留率。

1.3.4.3 底物质量浓度 将菌株 B-1 种子液按 5% (体积分数) 接种量接种于含有不同质量浓度西维因的 LB 培养基中,锥形瓶分装,30 ℃、140 r/min 振荡培养 48 h。测定样品生物量及西维因残留率。

1.3.4.4 NaCl 质量浓度 将菌株 B-1 种子液按 5% (体积分数) 接种量接种于含有 100 mg/L 西维因和不同质量浓度 NaCl 的 LB 培养基中,锥形瓶分装,30 ℃、140 r/min 振荡培养 48 h。测定样品生物量及西维因残留率。

1.3.4.5 金属离子 将菌株 B-1 种子液按 5% (体积分数) 接种量接种于含有 100 mg/L 西维因和 0.05% (质量浓度) 不同金属离子化合物 (CaCl₂、FeCl₃、MnSO₄、MgCl₂、CuSO₄) 的 LB 培养基中,设置未添加上述金属离子化合物的对照,分装于锥形瓶中,30 ℃、140 r/min 振荡培养 48 h。测定样品生物量及西维因残留率。

1.3.5 菌株 B-1 降解谱试验 将菌株 B-1 种子液按 5% (体积分数) 接种量分别接种于含 20 mg/L 丁硫克百威、20 mg/L 叶蝉散和 20 mg/L 毒死蜱的 LB 培养基中,分装于锥形瓶,30 ℃、140 r/min 振荡培养一定时间后取样。采用 HPLC 检测各样品中农药残留量,考察菌株 B-1 降解不同种类农药的能力。HPLC 检测条件参考文献[21]、[22]。

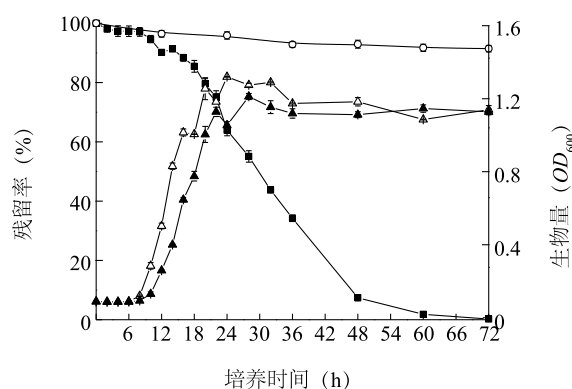
1.3.6 菌株 B-1 降解西维因中间产物的分析 将菌株 B-1 种子液按 5% (体积分数) 接种量接种于含 100 mg/L 西维因的 LB 培养基中,锥形瓶分装,30 ℃、140 r/min 振荡培养。定时整瓶取样,加入等体积甲醇,超声波 (40 kHz, 300 W) 30 min 后按照方法 1.3.2 处理样品。用 HPLC 直接检测样品中西维因变化情况,并结合添加疑似产物标准品进行分析。以添加等量无菌生理盐水为空白对照。

2 结果与分析

2.1 地衣芽孢杆菌 B-1 的生长曲线和降解曲线

比较菌株 B-1 在 LB 和 LB-Carbaryl 培养基中的生长情况 (图 1)。由图 1 可知, B-1 在两种培养基中生物量略有不同, 但总体趋势一致。0~8 h 生长缓慢, 8 h 后生长迅速, 28 h 后进入稳定期, 最终 OD₆₀₀ 分别为 1.10 和 1.09。菌株在 LB-Carbaryl 培养基中的

生物量较在 LB 培养基中的小, 可能是因为西维因对菌株生长有一定的抑制作用^[23], 但并不影响其对数生长期的到来。图 1 还显示了菌株 B-1 在 LB 培养基中对西维因的降解情况。西维因残留量在 0~8 h 内变化缓慢, 此时菌株生长处于延滞期; 8 h 后随着菌株生物量的增加, 西维因开始降解, 并在 20~48 h 内迅速减少, 可见菌株 B-1 对西维因降解与生长是同步的。除去空白对照组损失部分, B-1 在 72 h 内对 100 mg/L 西维因的降解率达到 91.21%。



—△— LB培养基中菌株生长量; —■— 接菌培养基中西维因残留率;
—▲— LB-Carbaryl培养基中菌株生长量; —○— 对照西维因残留率

图1 菌株 B-1 的生长曲线及对西维因的降解曲线

Fig.1 Curves of growth and carbaryl degradation by strain B-1

2.2 地衣芽孢杆菌 B-1 降解西维因的环境条件

培养温度对西维因降解率影响较大 (图 2)。40 ℃ 以下时, 随着培养温度的升高, 菌株生物量增加, 西维因残留量逐渐降低; 40 ℃ 时 OD₆₀₀ 最大, 为 2.28, 且西维因降解率也较高, 为 99.79%。超过 40 ℃ 时, 菌株生长减缓, 未检测到西维因残留, 可能是由于西维因在较高温度下不稳定而分解了^[24], 但更主要的原因还是被菌株降解了。

由图 3 可知, 初始 pH 为 6 时, 菌株 B-1 生物量 (OD₆₀₀) 最大, 西维因残留较少, 分别为 1.691 和 40.37%。碱性环境对菌株生长有较大抑制作用, 表现为菌株生物量偏低, 但西维因残留较少, 原因可能是西维因在碱性环境中发生水解^[1]。

菌株 B-1 在含不同质量浓度西维因的 LB 培养基中培养 48 h 后, 菌体生长和西维因降解情况如图 4 所示。由图 4 可知, 培养周期内菌株 B-1 对不同质量浓度的西维因有不同程度的降解, 底物浓度越高, 菌株生物量越低, 降解率亦越低。可能是由于高质量浓度的农药对菌株有一定毒害作用, 影响其生长^[25]。

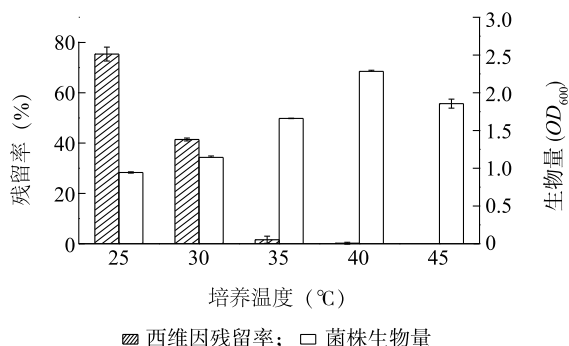


图2 不同培养温度对菌株 B-1 生长及降解西维因的影响
Fig.2 Effects of different culture temperatures on growth of strain B-1 and carbaryl degradation

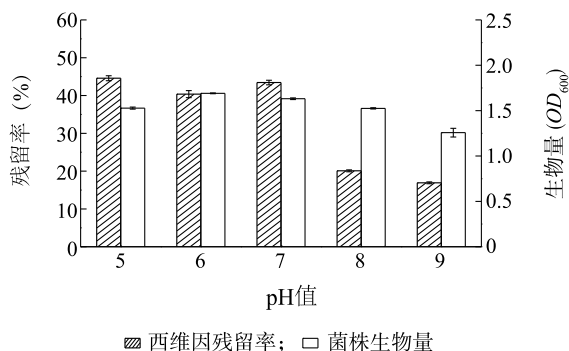


图3 不同初始 pH 对菌株 B-1 生长及降解西维因的影响
Fig.3 Effects of different initial pH on growth of strain B-1 and carbaryl degradation

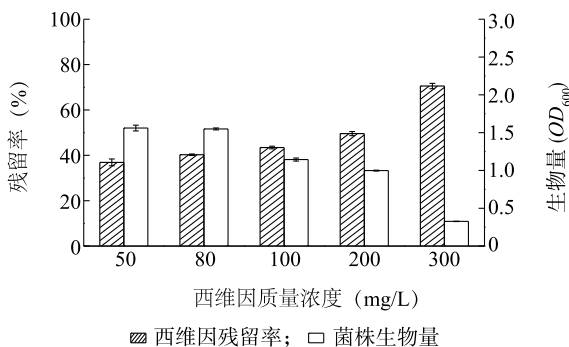


图4 不同底物质量浓度对菌株 B-1 生长及降解西维因的影响
Fig.4 Effects of different substrate concentrations on growth of strain B-1 and carbaryl degradation

当培养基中 NaCl 添加量为 0 时,菌株 B-1 生长最好,西维因降解率亦最高,为 84.74%(图 5)。随着 NaCl 添加量的增加,菌株生物量和西维因降解率均呈下降趋势。当 NaCl 添加量为 2% 时,降解率仅为 65.35%。

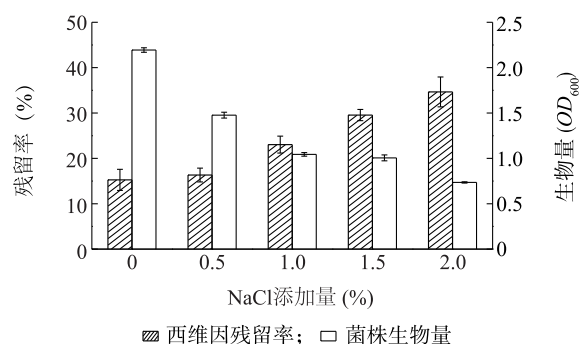


图5 不同 NaCl 质量浓度对菌株 B-1 生长及降解西维因的影响
Fig.5 Effects of different concentration of sodium chloride on growth of strain B-1 and carbaryl degradation

不同金属离子对菌株 B-1 降解西维因的影响也不同(图 6)。由图 6 可知,与对照相比, Ca^{2+} 、 Fe^{3+} 、 Mn^{2+} 和 Mg^{2+} 对菌株降解西维因均有不同程度的刺激作用,其中添加 Mn^{2+} 降解率最高,菌株生长最好。 Cu^{2+} 对 B-1 生长有毒害作用^[26],菌株几乎不能生长 (OD_{600} 为 0.235),西维因也未降解。

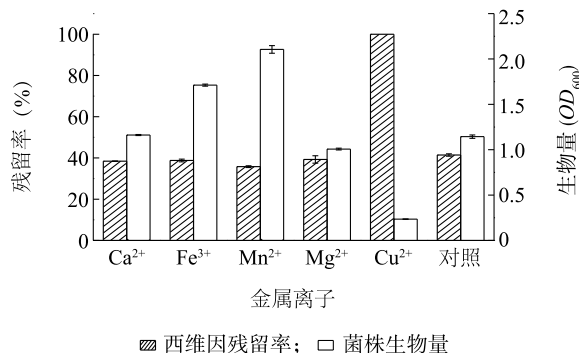


图6 不同金属离子对菌株 B-1 生长及降解西维因的影响
Fig.6 Effects of different metal ions on growth of strain B-1 and carbaryl degradation

2.3 地衣芽孢杆菌 B-1 的降解谱

结果(表 1)显示,B-1 不仅能降解丁硫克百威和叶蝉散,也具备降解毒死蜱的能力,其在 LB 培养基中培养 168 h 对 20 mg/L 毒死蜱的降解率为 50.77%。

表 1 菌株 B-1 的降解谱

Table 1 Degradation spectrum of strain B-1

底物	培养时间 (h)	降解率 (%)	相对标准差 (RSD) (%)
丁硫克百威 (Carbosulfan)	72	76.65	1.11
叶蝉散 (Isoprocarb)	120	62.48	2.21
毒死蜱 (Chlorpyrifos)	168	50.77	0.81

2.4 地衣芽孢杆菌 B-1 降解西维因的中间产物

HPLC 检测结果显示,相较于 LB 培养体系, LB-Carbaryl 培养体系在 0 h 时多了 1 号色谱峰,随着培养时间的延长,1 号色谱峰逐渐变小,随之产生的是 2 号色谱峰,并逐渐变大。同混合标准品 HPLC 色谱图比较,1 号色谱峰与响应时间为 7.431 min 的西维因相对应,而 2 号色谱峰与 1-萘酚(响应时间 8.392 min)对应。向 LB-Carbaryl 培养体系样品中添加 50 μ l 1-萘酚标准品溶液(200 mg/L,乙腈配制)后,2 号峰面积增加。

用 HPLC 分析 LB-Carbaryl 培养体系西维因变化趋势,结果显示,0~48 h 随着培养时间的延长,1 号色谱峰与 2 号色谱峰呈此消彼长的趋势;72 h 后 2 号色谱峰开始减小,推测菌株 B-1 可在 LB 培养基中降解 1-萘酚。经进一步验证,菌株 B-1 在 LB 培养基中培养 72 h 对 20 mg/L 1-萘酚的降解率为 48.70%。

3 讨论

环境条件的改变会影响微生物的生长及代谢状况^[5],而微生物降解农药的能力又与其生长状况密切相关^[27]。45 $^{\circ}$ C 时,*Bacillus licheniformis* B-1 生物量较 40 $^{\circ}$ C 时低,但无西维因残留,推测可能是由于在菌株 B-1 降解的基础上,西维因在较高温度下不稳定而分解,这与 Uyanik 等^[28]的结论相吻合。Hawker^[4]在研究不同 pH 值下西维因降解动力学时发现,在碱性环境下其半衰期更短。因此,当 pH 为 9 时西维因残留率最低可能是生物与化学因素共同作用的结果。另一方面,当农药底物质量浓度较大或渗透压较高时,菌株生长会因胁迫压力而受抑制,降解能力必然有所下降^[25]。本试验中,与不添加金属离子的对照相比,添加 Ca^{2+} 、 Fe^{2+} 、 Mn^{2+} 、 Mg^{2+} 对菌株 B-1 降解西维因能力有不同程度的促进作用,其中 Mn^{2+} 效果最为明显,而 Cu^{2+} 则有抑制作用。

目前还未见关于地衣芽孢杆菌降解西维因的报道。本试验中地衣芽孢杆菌 B-1 可降解 50~300 mg/L 的西维因,于 LB 培养基中培养 72 h 对 100 mg/L 西维因的降解率为 91.21%,降解能力强于 *Pichia anomala* HQ-C-01^[17] 和 *Arthrobacter* sp. RC100^[12]。污染治理过程中,常常存在多类农药残留混合的问题,仅仅消除某一种农药是不可行的^[29]。菌株 B-1 对 20 mg/L 溴氰菊酯、氟氯氰菊酯

和氰戊菊酯的 72 h 降解率分别为 95.62%、79.73% 和 55.67%^[20],对毒死蜱和其他氨基甲酸酯类农药也均有降解作用,具有广谱性,是降解农药残留的理想菌源。对菌株 B-1 降解西维因产物的分析结果显示,西维因降解过程中酯键断裂生成 1-萘酚,而且后者能被菌株 B-1 进一步代谢,这与已有的报道降解途径^[11-12]一致。赖文等的研究结果还表明,菌株 B-1 对氯氰菊酯的降解作用源于其所产生的胞外固有酯酶^[20]。上述几种农药的分子中都存在酯键,其生物降解的第一步也均是酯键水解而实现解毒^[30-34],因此推测菌株 B-1 的降解酯酶具有广谱活性,有必要开展深入研究。

参考文献:

- [1] KOSHLUKOVA S E, REED N R. Carbaryl[M]//WEXLER P. Encyclopedia of toxicology. 3rd ed. Amsterdam: Elsevier, 2014: 668-672.
- [2] GUNASEKARA A S, RUBIN A L, GOH K S, et al. Environmental fate and toxicology of carbaryl[M]//WHITACRE D M. Reviews of environmental contamination and toxicology. New York: Springer, 2008: 95-121.
- [3] TOUMI H, BURGA-PEREZ K F, FERARD J F. Acute and chronic ecotoxicity of carbaryl with a battery of aquatic bioassays[J]. Journal of Environmental Science and Health, Part B, 2016, 51(1): 57-62.
- [4] HAWKER D. Kinetics of carbaryl hydrolysis: An undergraduate environmental chemistry laboratory[J]. Journal of Chemical Education, 2015, 92(9): 1531-1535.
- [5] MOTTES C, LESUEUR-JANNOYER M, LE BAIL M, et al. Pesticide transfer models in crop and watershed systems: a review[J]. Agronomy for Sustainable Development, 2014, 34(1): 229-250.
- [6] KATAGI T. Bioconcentration, bioaccumulation, and metabolism of pesticides in aquatic organisms[M]//WHITACRE D M. Reviews of environmental contamination and toxicology. New York: Springer, 2010: 1-132.
- [7] GILLIOM R J, HAMILTON P A. Pesticides in the nation's streams and ground water, 1992-2001-a summary[R]. Sacramento: U.S. Geological Survey, 2006.
- [8] SHAMSIPUR M, YAZDANFAR N, GHAMBARIAN M. Combination of solid-phase extraction with dispersive liquid-liquid microextraction followed by GC-MS for determination of pesticide residues from water, milk, honey and fruit juice[J]. Food Chemistry, 2016, 204: 289-297.
- [9] KHOOBDEL M, SHAYEGHI M, GOLSORKHI S, et al. Effectiveness of ultrasound and ultraviolet irradiation on degradation of carbaryl from aqueous solutions[J]. Iranian Journal of Arthropod-Borne Diseases, 2010, 4(1): 47.

- [10] KONG L J, LEMLEY A T. Effect of nonionic surfactants on the oxidation of carbaryl by anodic Fenton treatment[J]. Water Research, 2007, 41(12): 2794-2802.
- [11] SWETHA V P, PHALE P S. Metabolism of carbaryl via 1, 2-dihydroxynaphthalene by soil isolates *Pseudomonas* sp. strains C4, C5, and C6[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2005, 71(10): 5951-5956.
- [12] HAYATSU M, HIRANO M, NAGATA T. Involvement of two plasmids in the degradation of carbaryl by *Arthrobacter* sp. strain RC100[J]. Applied and Environmental Microbiology, 1999, 65(3): 1015-1019.
- [13] YAN Q X, WANG Y X, LI S P, et al. *Sphingobium qiguonii* sp. nov., a carbaryl-degrading bacterium isolated from a wastewater treatment system[J]. International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology, 2010, 60(12): 2724-2728.
- [14] DODDAMANI H P, NINNEKAR H Z. Biodegradation of carbaryl by a *Micrococcus* species [J]. Current Microbiology, 2001, 43(1): 69-73.
- [15] HASHIMOTO M, FUKUI M, HAYANO K, et al. Nucleotide sequence and genetic structure of a novel carbaryl hydrolase gene (*cehA*) from *Rhizobium* sp. strain AC100[J]. Applied and Environmental Microbiology, 2002, 68(3): 1220-1227.
- [16] ZHANG Q, LIU Y, LIU Y H. Purification and characterization of a novel carbaryl hydrolase from *Aspergillus niger* PY168[J]. FEMS Microbiology Letters, 2003, 228(1): 39-44.
- [17] YANG L, CHEN S H, HU M Y, et al. Biodegradation of carbofuran by *Pichia anomala* strain HQ-C-01 and its application for bioremediation of contaminated soils[J]. Biology and Fertility of Soils, 2011, 47(8): 917-923.
- [18] MEN J, CHENG F. Biodegradation and growth characteristics of a toluene-degrading strain [J]. African Journal of Biotechnology, 2011, 10(61): 13299-13306.
- [19] FENNER K, CANONICA S, WACKETT LP, et al. Evaluating pesticide degradation in the environment: blind spots and emerging opportunities[J]. Science, 2013, 341(6147): 752-758.
- [20] 赖文, 刘书亮, 赵楠, 等. 氯氰菊酯高效降解菌的筛选鉴定及其降解特性[J]. 食品科学, 2012, 33(21): 157-163.
- [21] LIU K H, KIM J H. *In vitro* dermal penetration study of carbofuran, carbosulfan, and furathiocarb [J]. Archives of Toxicology, 2003, 77(5): 255-260.
- [22] HASSANZADEH N, BAHRAMIFAR N, ESMAILI-SARI A. Residue content of carbaryl applied on greenhouse cucumbers and its reduction by duration of a pre-harvest interval and post-harvest household processing[J]. Journal of the Science of Food and Agriculture, 2010, 90(13): 2249-2253.
- [23] DELORENZO M E, SCOTT G I, ROSS P E. Toxicity of pesticides to aquatic microorganisms: a review[J]. Environmental Toxicology and Chemistry, 2001, 20(1): 84-98.
- [24] LIMA M P R, CARDOSO D N, SOARES A M V M, et al. Carbaryl toxicity prediction to soil organisms under high and low temperature regimes [J]. Ecotoxicology and Environmental Safety, 2015, 114: 263-272.
- [25] 董滨, 王凤花, 林爱军, 等. 乙草胺降解菌 A-3 的筛选及其降解特性[J]. 环境科学, 2011, 32(2): 542-547.
- [26] SILVER S, PHUNG L T. A bacterial view of the periodic table: genes and proteins for toxic inorganic ions[J]. Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology, 2005, 32(11/12): 587-605.
- [27] 邓维琴, 刘书亮, 姚开, 等. 3-苯氧基苯甲酸降解菌 *Sphingomonas* sp. SC-1 降解苯酚环境条件及其降解中间产物的研究[J]. 微生物学通报, 2015, 42(3): 497-503.
- [28] UYANIK A, ÖZDEMİR M. Effect of the environmental temperature on the degradation period of carbaryl[J]. Turkish Journal of Agriculture and Forestry, 1999, 23(6): 579-584.
- [29] JIRIES A G, AL NASIR F M, BEESE F. Pesticide and heavy metals residue in wastewater, soil and plants in wastewater disposal site near Al-Lajoun Valley, Karak/Jordan [J]. Water, Air, & Soil Pollution, 2002, 133(1): 97-107.
- [30] TALLUR P N, MEGADI V B, NINNEKAR H Z. Biodegradation of cypermethrin by *Micrococcus* sp. strain CPN 1[J]. Biodegradation, 2008, 19(1): 77-82.
- [31] CHEN S H, CHANG C Q, DENG Y Y, et al. Fenpropathrin biodegradation pathway in *Bacillus* sp. DG-02 and its potential for bioremediation of pyrethroid-contaminated soils[J]. Journal of Agricultural and Food Chemistry, 2014, 62(10): 2147-2157.
- [32] SINGH B K, WALKER A. Microbial degradation of organophosphorus compounds [J]. FEMS Microbiology Reviews, 2006, 30(3): 428-471.
- [33] SOGORB M A, VILANOVA E. Enzymes involved in the detoxification of organophosphorus, carbamate and pyrethroid insecticides through hydrolysis[J]. Toxicology Letters, 2002, 128(1): 215-228.
- [34] ROSS M K, STREIT T M, HERRING K L, et al. Carboxylesterases: dual roles in lipid and pesticide metabolism[J]. Journal of Pesticide Science, 2010, 35(3): 257-264.

(责任编辑:张震林)