

## 腐霉利在水溶液中的光化学降解研究

李娟<sup>1</sup>, 花日茂<sup>2\*</sup>, 艾琼<sup>1</sup>

(1. 安徽农业大学理学院, 合肥 230036; 2. 安徽省农产品安全重点实验室, 合肥 230036)

**摘要:** 研究了3种浓度的腐霉利在3种光源下的光化学降解途径, 并考察了溶液 pH、硝酸盐和 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 对腐霉利水溶液光化学降解的影响。结果表明, 在3种光源下, 腐霉利水溶液的光解符合一级动力学反应。腐霉利的光解速率在紫外灯下是高压汞灯下的近2倍, 其半衰期在高压汞灯下为43.6 min, 在紫外灯下仅为28.2 min; 以高压汞灯为光源, 在浓度 2~8 mg·L<sup>-1</sup> 范围内, 腐霉利的光解速率与其初始浓度呈负相关; 随着溶液 pH 的增大, 腐霉利的光解速度加快; 硝酸盐对腐霉利的光解表现为猝灭效应; 而 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 对腐霉利的光解有显著的光敏化作用。

**关键词:** 腐霉利; 光解; 猝灭效应; 光敏化效应

中图分类号: X592

文献标识码: A

文章编号: 1672-352X (2012)01-0102-05

### Photochemical degradation of procymidone in aqueous solution

LI Juan<sup>1</sup>, HUA Ri-mao<sup>2</sup>, AI Qiong<sup>1</sup>

(1. School of Science, Anhui Agricultural University, Hefei 230036; 2. Anhui Key Laboratory of Agri-food Safety, Hefei 230036)

**Abstract:** The aim of this paper is to investigate the photochemical degradation of procymidone. The influences of 3 light sources, 3 initial concentrations, pH, nitrate and H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> on the photodegradation of procymidone in water were studied. The results showed that the photochemical degradation of procymidone in water followed the first order reaction. The photolytic rate of procymidone under UV lamp was about two times of that under high-pressure mercury lamp, and its half-life was 43.6 min under high-pressure mercury lamp and 28.2 min under UV lamp. Using high-pressure mercury lamp as light source, the photolytic rate of procymidone was negatively correlated with its initial concentration when it was at the range of 2 mg·L<sup>-1</sup> to 8 mg·L<sup>-1</sup>. And the photolysis rate constant decreased with the increasing of solution pH. Nitrate had quenching effect on photolysis of procymidone in aqueous solution under HPLC (high performance liquid chromatography). And H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> had photosensitization on the degradation of procymidone.

**Key words:** procymidone; photodegradation; photoextinction effect; photosensitization effect

化学农药在防治农作物病虫害中发挥了重要作用, 但随着化学农药的大量使用, 农药对环境的污染问题日益突出。化学农药在其生产、加工及使用过程中, 不可避免地通过多种途径进入水体生态系统, 造成水体生态系统的污染。农药在环境中的残留量既取决于农药的品种、施用量, 也取决于农药在环境中的降解规律<sup>[1]</sup>。农药在水环境中的降解主要有生物降解、水解和光化学降解等, 其中农药的光致分解是农药在环境中的主要降解途径之一<sup>[2]</sup>。近年来, 农药的光化学降解研究倍受到人们的关注<sup>[3-9]</sup>。腐霉利 (Procymidone) 又称速克灵、二

甲菌核利、杀菌利, 化学名称是 N-(3,5-二氯苯基)-1,2-二甲基环丙烷-1,2-二羰基亚胺, 是新型低毒杀菌剂, 主要是抑制菌体内甘油三酯的合成, 具有保护和治疗的三重作用。目前国内外学者对腐霉利的研究多集中在检测方法上<sup>[10-12]</sup>, 对水溶液中的光降解研究鲜见报道。为此, 作者研究了腐霉利在不同光源下光解动力学, 及初始浓度、溶液 pH 和共存化学物质对水中腐霉利光化学降解行为的影响, 揭示腐霉利在水体中光降解的规律, 同时也为含腐霉利农药废水的处理提供技术支持。

收稿日期: 2011-07-18

作者简介: 李娟, 女, 讲师。E-mail: lijuanhx@ahau.edu.cn

\* 通讯作者: 花日茂, 男, 博士, 教授, 博士生导师。E-mail: rimaohua@ahau.edu.cn

## 1 材料与amp;方法

### 1.1 仪器与试剂

主要试剂: 腐霉利(纯度 99.5 %), 乙腈(色谱纯), 超纯水, 硼酸、冰乙酸、磷酸、无水乙酸钠、氢氧化钠, 硝酸钠、亚硝酸钠, 双氧水等均为分析纯。

主要仪器: Agilent 1100 高效液相色谱仪; 石英水冷光解仪; 150 W 管形高压汞灯, 20 W 紫外线灯。

### 1.2 腐霉利分析条件

Agilent 1100 型, 配可变波长紫外检测器和 HPLC 化学工作站; Agilent SB-C<sub>18</sub> 柱(4.5 mm×150 mm, 5 μm), 检测波长 204 nm, 流动相为乙腈: 水= 70:30 (V/V), 流速 1 mL·min<sup>-1</sup>, 柱温 40℃, 进样体积 20 μL。上述条件下, 腐霉利的保留时间为 3.67 min 左右。

### 1.3 方法

以乙腈为溶剂将腐霉利配成 1 000 mg·L<sup>-1</sup> 的标准母液, 光解试验时再稀释成所需浓度的试验溶液。

腐霉利在不同光源下的光解动力学用纯水将腐霉利母液稀释成 4 mg·L<sup>-1</sup> 的溶液, 准确吸取 15 mL 试验溶液于石英试管中, 盖塞, 分别置于太阳光、高压汞灯和紫外灯下光解, 定时间隔取样, HPLC 测定腐霉利残存浓度。

腐霉利的不同初始浓度对其光解速率的影响用纯水将腐霉利母液稀释成浓度为 2、4、8 mg·L<sup>-1</sup> 的试验溶液, 分别准确吸取 15 mL 试验溶液于石英试管中, 盖塞, 置于高压汞灯下光解, 定时间隔取样, HPLC 测定腐霉利残存浓度。

不同 pH 值对腐霉利光解的影响 按文献<sup>[13]</sup> 的方法配制不同 pH 值的缓冲溶液, 并用酸度计校正。用不同 pH 值的缓冲液将腐霉利稀释成浓度为 4 mg·L<sup>-1</sup> 的试验溶液, 分别准确吸取 15 mL 试验溶液于石英试管中, 盖塞, 置于高压汞灯下光解, 定时间隔取样, HPLC 测定腐霉利残存浓度。

硝酸盐、双氧水对腐霉利光解的影响 吸取 15 mL 含 4 mg·L<sup>-1</sup> 腐霉利及不同浓度硝酸盐、双氧水反应液于石英试管中, 盖塞, 置于高压汞灯下光解, 定时间隔取样, HPLC 测定腐霉利残存浓度。

上述试验, 每个处理设 2 次重复, 控制光解仪内温度为(25±1)℃, 同时设置以铝箔包裹的为黑暗对照。

### 1.4 计算

根据一级动力学反应公式  $C_t = C_0 e^{-kt}$  求得光解半衰期( $T_{1/2}$ ) = ln 2/K; 其中, K 为光解速率常数, C<sub>0</sub> 为腐霉利的初始浓度。当腐霉利光解 1/2 时, 即  $C_t = C_0/2$  时, 所需的时间即为  $T_{1/2}$ 。

## 2 结果与分析

### 2.1 腐霉利在不同光源下的光解动力学

表 1 为不同光源对腐霉利光解的影响。从表 1 可知, 在 3 种光源照射下, 腐霉利的光解均符合一级动力学规律, 但其光解速率存在明显差异, 腐霉利的光解速率常数为紫外灯 > 高压汞灯 > 自然光。在高压汞灯下的光解半衰期是紫外灯下的近 2 倍, 分别为 43.6 min 和 28.2 min; 而太阳光下光解最慢, 半衰期约 25 h。

表 1 不同光源对腐霉利光解的影响

Table 1 The photolysis of procymidone under different lights sources

| 光源<br>Light source | 一级动力学方程<br>Kinetic equation<br>of the first order<br>$C_t = C_0 e^{-kt}$ | 决定系数<br>Coefficient<br>of determination<br>$R^2$ | 光解速率常数<br>Photolysis<br>rate constant<br>K | 半衰期<br>Half-life<br>$T_{1/2}$ |
|--------------------|--|--|--|-------------------------------|
| 高压汞灯 HPML          | $C_t = 4.260 5e^{-0.015 9t}$   | 0.989 2  | 0.015 9 min <sup>-1</sup>                  | 43.6 min <sup>(a,A)</sup>     |
| 紫外灯 UV lamp        | $C_t = 4.102 0e^{-0.024 6t}$   | 0.991 2  | 0.024 6 min <sup>-1</sup>                  | 28.2 min <sup>(b,B)</sup>     |
| 太阳光 Sunlight       | $C_t = 4.146 9e^{-0.027 1t}$   | 0.930 6  | 0.027 1 h <sup>-1</sup>                    | 25.27 h <sup>(c,C)</sup>      |

注: 太阳光照度为 7 350~54 400 lx, 高压汞灯光照度为 7 000 lx, 紫外灯光照度为 240 lx; 腐霉利初始浓度为 4 mg·L<sup>-1</sup>。小写字母代表 a、b、c 和 d 表示  $P < 0.05$  水平的显著性差异, 大写字母代表 A、B、C 和 D 代表  $P < 0.01$  水平的显著性差异。

Note: The initial concentration of procymidone was 4 mg·L<sup>-1</sup>. The light intensity of HPML (high pressure mercury lamp), UV, SL were 7 000 lx, 240 lx, 7 350~54 400 lx, respectively. The small letters such as a, b, c and d mean significant difference at 0.05 level, and the capital letters such as A, B, C and D mean significant difference at 0.01 level.

腐霉利的最大吸收峰在 204 nm 附近。紫外灯为 253 nm 的单波长紫外光, 因此在紫外灯下腐霉利能够有效地吸收紫外光, 容易光解; 高压汞灯在 190~

590 nm 之间有着不同的能量高峰, 其发射光谱只是部分偏紫外光, 因而不能有效地被腐霉利吸收; 太阳光的光线由于大气平流层中的臭氧层的吸收, 到

达地球表面的最短波长基本都在 300 nm 以上,因此腐霉利不能有效的吸收太阳光辐射,其在太阳光照下光解最弱。

2.2 腐霉利初始浓度对其光解动力学的影响

表 2 为不同初始浓度腐霉利的光解。从表 2 可以看出,在试验设定的初始浓度范围内,腐霉利的光降解反应符合一级反应动力学规律。腐霉利的光解速率常数在初始浓度为 2 mg·L<sup>-1</sup> 时为 0.019 1

min<sup>-1</sup>,而当随初始浓度为 8 mg·L<sup>-1</sup> 时则光解速率常数减小到 0.012 1 min<sup>-1</sup>,即腐霉利的光解速率与其初始浓度呈负相关。这可能是由于在光能一定的条件下,腐霉利的光解速率与其单位分子接受的光能成正相关。即增大腐霉利的初始浓度,会使溶液中单位体积的腐霉利的分子数增多,会使单位腐霉利分子平均接受的光能减少,发生降解的机会相应减少,所以光降解率变小,这符合农药光解一般规律。

表 2 不同初始浓度腐霉利的光解

Table 2 The photolysis of procymidone under different initial concentrations

| 初始浓度/mg·L <sup>-1</sup><br>Initial concentration | 一级动力学方程<br>Kinetic equation<br>of the first order<br>$C_t = C_0 e^{-kt}$ | 决定系数<br>Coefficient<br>of determination<br>$R^2$ | 光解速率常数<br>Photolysis<br>rate constant<br>$K/\text{min}^{-1}$ | 半衰期<br>Half-life<br>$T_{1/2}/\text{min}$ |
|--|--|--|--|--|
| 2  | $C_t = 2.094 0e^{-0.019 1t}$   | 0.987 9  | 0.019 1  | 36.3 <sup>(c,C)</sup>                    |
| 4  | $C_t = 4.260 5e^{-0.015 9t}$   | 0.989 2  | 0.015 9  | 43.6 <sup>(b,B)</sup>                    |
| 8  | $C_t = 8.067 7e^{-0.012 1t}$   | 0.986 1  | 0.012 1  | 57.3 <sup>(a,A)</sup>                    |

注: 高压汞灯光照度为 7 000 lx。小写字母代表 a、b、c 和 d 表示  $P < 0.05$  水平的显著性差异,大写字母代表 A、B、C 和 D 代表  $P < 0.01$  水平的显著性差异。

Note: The light intensity of HPML was 7 000 lx. The small letters such as a,b,c and d mean significant difference at 0.05 level, and the capital letters such as A, B, C and D mean significant difference at 0.01 level.

表 3 腐霉利在不同 pH 值下的光解

Table 3 The photolysis of procymidone under different pH values

| pH | 一级动力学方程<br>Kinetic equation<br>of the first order<br>$C_t = C_0 e^{-kt}$ | 决定系数<br>Coefficient<br>of determination<br>$R^2$ | 光解速率常数<br>Photolysis<br>rate constant<br>$K/\text{min}^{-1}$ | 半衰期<br>Half-life<br>$T_{1/2}/\text{min}$ |
|----|--|--|--|--|
| 3  | $C_t = 4.196 5e^{-0.015 4t}$   | 0.973 9  | 0.015 4  | 45.0 <sup>(a,A)</sup>                    |
| 5  | $C_t = 4.346 6e^{-0.015 6t}$   | 0.975 1  | 0.015 6  | 44.4 <sup>(a,A)</sup>                    |
| 7  | $C_t = 4.192 2e^{-0.017 4t}$   | 0.988 4  | 0.017 4  | 42.0 <sup>(a,AB)</sup>                   |
| 9  | $C_t = 4.199 5e^{-0.016 5t}$   | 0.989 1  | 0.016 5  | 39.8 <sup>(b,B)</sup>                    |

注: 高压汞灯光照度为 7 000 lx; 腐霉利初始浓度为 4 mg·L<sup>-1</sup>。小写字母代表 a、b、c 和 d 表示  $P < 0.05$  水平的显著性差异,大写字母代表 A、B、C 和 D 代表  $P < 0.01$  水平的显著性差异。下同。

Note: The initial concentration of procymidone was 4 mg·L<sup>-1</sup>. The light intensity of HPML was 7 000 lx. The small letters such as a, b, c and d mean significant difference at 0.05 level, and the capital letters such as A, B, C and D mean significant difference at 0.01 level. The same below.

表 4 硝酸盐对腐霉利光解的影响

Table 4 Effects of NO<sub>3</sub><sup>-</sup> on photolysis of procymidone

| 添加浓度/mg·L <sup>-1</sup><br>Concentration | 一级动力学方程<br>Kinetic equation<br>of the first order<br>$C_t = C_0 e^{-kt}$ | 决定系数<br>Coefficient<br>of determination<br>$R^2$ | 光解速率常数<br>Photolysis<br>rate constant<br>$K/\text{min}^{-1}$ | 半衰期<br>Half-life<br>$T_{1/2}/\text{min}$ |
|--|--|--|--|--|
| 0(CK)                                    | $C_t = 4.364 6e^{-0.018 4t}$   | 0.994 1  | 0.018 4  | 37.7 <sup>(e,E)</sup>                    |
| 0.4                                      | $C_t = 4.181 2e^{-0.015 1t}$   | 0.995 8  | 0.015 1  | 45.6 <sup>(d,D)</sup>                    |
| 4  | $C_t = 4.186 2e^{-0.015 9t}$   | 0.979 6  | 0.015 9  | 46.5 <sup>(d,D)</sup>                    |
| 40                                       | $C_t = 4.278 8e^{-0.012 1t}$   | 0.993 8  | 0.012 1  | 57.3 <sup>(a,A)</sup>                    |

2.3 腐霉利在不同 pH 值光解动力学

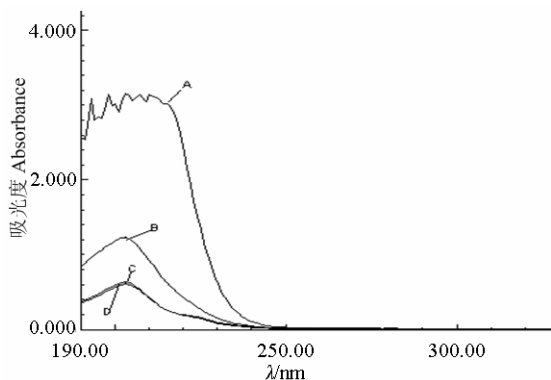
腐霉利于不同 pH 值缓冲液中进行高压汞灯下光照处理,结果如表 3 所示。从表 3 可以看出,溶

液的 pH 值对腐霉利光解速率影响不大,特别是酸性条件下,几乎没有变化,在 pH 3 和 pH 4 的缓冲液中,其光照半衰期分别为 45 min 和 44.6 min。在

碱性条件下, 光解半衰期则加快, 为 39.8 min。原因可能与它们的光化学反应机理有关, 碱性、中性介质中大量存在的  $\text{OH}^-$  有利于光反应的进行。总体来说其光解速率随溶液 pH 值的增大而增大, 但差异不显著。

## 2.4 水中 2 种共存物对腐霉利光解的影响

**2.4.1 硝酸盐对腐霉利光解的影响** 硝酸盐是水环境中广泛存在的一类无机污染物, 特别是农田水环境中, 大量使用硝态氮肥, 使硝酸盐含量很高。当腐霉利初始浓度为  $4 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , 离子浓度与腐霉利的浓度比分别为 1:10、1:1、10:1 时腐霉利光解的影响, 结果如表 4。由表 4 可以看出硝酸盐在高、中、低不同浓度对比对腐霉利在的光解影响都是光猝灭效应, 抑制了腐霉利的水解, 且抑制作用随着离子添加浓度的增大而越来越明显。混合液的紫外-可见吸收光谱如图 1。



$\text{NO}_3^-$ : Procymidone: A.10 : 1; B. 1 : 1; C. 1 : 10; D. CK

图 1 添加  $\text{NO}_3^-$  后腐霉利的紫外-可见吸收光谱

Figure 1 The UV-Vis spectra of procymidone in water with different concentration of  $\text{NO}_3^-$

从吸收光谱可以看出, 在低浓度下配比 (1:10

和 1:1) 硝酸盐对腐霉利吸收光谱的影响是混合体系的吸光度明显增大, 在腐霉利浓度不变的情况下, 这种现象说明光解液中的离子也对光产生了吸收。当光源总照射能量一定时, 这种离子的竞争, 会使单位腐霉利分子吸收光能的机会减小, 导致腐霉利的光解速率下降, 半衰期增大。而且这种竞争会随着离子浓度的增大而增强。当硝酸盐添加浓度高 (10:1) 时, 不仅由于离子竞争吸收, 吸光度大幅增加, 整个溶液的吸收峰型也发生了改变, 最大吸收峰向长波方向移动, 产生红移。这会导致整个溶液对光的吸收的下降, 当然会使腐霉利分子吸收光的机会进一步降低, 故这时两种离子在高浓度配比时对腐霉利的光猝灭效应也最明显。

**2.4.2 过氧化氢对腐霉利光解的影响**  $\text{H}_2\text{O}_2$  催化农药的光降解在自然界存在的十分普遍, 已经有许多文献报道关  $\text{H}_2\text{O}_2$  对农药在水体中光解影响的报道<sup>[14-15]</sup>。不同浓度过氧化氢对腐霉利光解的影响见表 5。从表 5 可以看出,  $\text{H}_2\text{O}_2$  对腐霉利的光解具有催化作用。添加不同浓度的过氧化氢均使腐霉利的光解速率增大, 半衰期缩短。在过氧化氢添加浓度为  $20 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$ , 腐霉利的半衰期从 38.7 min 缩短到 10.4 min, 催化效果最佳。但当  $\text{H}_2\text{O}_2$  浓度增大到  $30 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$  时, 对腐霉利的光催化降解速率反而减弱, 即并非添加浓度的越大越好。Soo-M 等<sup>[16]</sup>曾报道了  $\text{H}_2\text{O}_2$  本身对  $\cdot\text{OH}$  具有捕获能力。当  $\text{H}_2\text{O}_2$  添加浓度大于  $20 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$  时, 过氧化氢和腐霉利之间发生了竞争反应, 使得过氧化氢浓度提高时, 实际与腐霉利反应的  $\cdot\text{OH}$  并没有增加, 反而减少了。也就是说, 在反应体系中, 当过氧化氢添加浓度为  $20 \text{ mmol}\cdot\text{L}^{-1}$  时, 实际与腐霉利反应羟基自由基量最大。过氧化氢催化腐霉利降解能力最强, 降解最快。

表 5 过氧化氢对腐霉利光解的影响

Table 5 Effects of  $\text{H}_2\text{O}_2$  on photolysis of procymidone

| $\text{H}_2\text{O}_2$ 添加浓度/ $\text{mmol}\cdot\text{L}^{-1}$<br>$\text{H}_2\text{O}_2$ concentration | 一级动力学方程<br>Kinetic equation<br>of the first order<br>$C_t = C_0 \cdot e^{-kt}$ | 决定系数<br>Coefficient<br>of determination<br>$R^2$ | 光解速率常数<br>Photolysis<br>rate constant<br>$K/\text{min}^{-1}$ | 半衰期<br>Half-life<br>$T_{1/2}/\text{min}$ |
|--|--|--|--|--|
| 0 (CK)   | $C_t = 4.054 0e^{-0.017 9t}$   | 0.985 8  | 0.017 9  | 38.7 <sup>(a,A)</sup>                    |
| 2.5  | $C_t = 3.867 0e^{-0.019 1t}$   | 0.976 1  | 0.019 1  | 36.3 <sup>(b,B)</sup>                    |
| 5  | $C_t = 3.983 1e^{-0.057 4t}$   | 0.997 9  | 0.057 4  | 12.1 <sup>(d,D)</sup>                    |
| 10   | $C_t = 3.946 6e^{-0.065 2t}$   | 0.998 1  | 0.065 2  | 10.6 <sup>(e,E)</sup>                    |
| 20   | $C_t = 4.312 9e^{-0.066 6t}$   | 0.997 9  | 0.066 6  | 10.4 <sup>(e,E)</sup>                    |
| 30   | $C_t = 4.286 6e^{-0.049 9t}$   | 0.993 6  | 0.049 9  | 13.9 <sup>(c,C)</sup>                    |

### 3 小结与讨论

不同光源对腐霉利在水中光解的影响有较大差异,其中紫外光灯下农药的降解最快,高压汞灯下次之,太阳光下最慢。导致该结果的原因与腐霉利水溶液的吸收光谱、不同光源的发射光谱及光强有关。

腐霉利的初始浓度对其光解速率影响较大,腐霉利的光解速率与其初始浓度呈负相关。

溶液的 pH 值对腐霉利光解速率影响很大。在 pH 3~9 范围内,随着溶液 pH 值的增大,腐霉利光解速率也逐渐增大。因此,碱性条件下有利于腐霉利的光解。这一研究结果在农业生产上有重要的应用价值。给农田适当增施草木灰、石灰等碱性物质,提高农田水体的 pH 值。就可以加速农田中腐霉利的光解,达到快速消除腐霉利残留、减轻农田排水对水体的污染。

硝酸盐对腐霉利的光解均有显著的光猝灭效应。但在实验浓度范围内,盐的浓度对腐霉利的光解速率的影响不显著。

H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 对腐霉利的光解有显著的光敏化作用,但并非 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 的浓度越高越好, H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 与腐霉利光解速率并不存在线性关系,存在一个最佳添加量。

### 参考文献:

- [1] 边丽,毛雁升. 化学农药的投放使用对环境安全性的评价[J]. 伊犁教育学院学报, 2001, 14 (1): 56-60.
- [2] 褚明杰,岳永德,花日茂,等. 苯噻草胺在不同水质中的光化学降解研究[J]. 环境科学学报, 2005, 25(12): 1647-1652.
- [3] 吴祥为,花日茂,汤锋. 毒死蜱在水溶液中的光化学降解[J]. 应用生态学报, 2006, 17(7): 130-1304.
- [4] 岳永德,花日茂,汤锋,等. 4种农药对3种拟除虫菊酯杀虫剂在不同光源下的光解效应[J]. 中国环境科学, 1997, 17(1): 72-75.
- [5] 岳永德,陶庆会,汤锋,等. 表面活性剂对甲基对硫磷光解的影响[J]. 安徽农业大学学报, 2000, 27(2): 103-107.
- [6] 郑立庆,方娜,刘国光,等. 农药在环境中的光化学降解研究进展[J]. 安徽农业科学, 2006, 34(19): 5012-5014.
- [7] 吴锋,李学德,花日茂. 胺菊酯在水中的光化学降解研究[J]. 安徽农业科学, 2008, 36(5): 1944-1945.
- [8] 郭立伍,李学德,花日茂,等. 稻瘟酰胺在水溶液中的光解研究[J]. 安徽农学通报, 2009, 15(13): 68-70.
- [9] 樊晓青. 腐霉利在生菜中残留分析方法研究[J]. 上海农业科技, 2007: 17-17.
- [10] 祁超. 腐霉利的高效液相色谱分析[J]. 农药, 1998, 37(8): 18-19.
- [11] 卢晓宇,陈跃,王金花,等. 气相色谱—质联用法测定食品中腐霉利残留量[J]. 北京化工大学学报: 自然科学版, 2008, 35(3): 35-38.
- [12] 杨克武. 有机化合物水解的研究方法[J]. 环境化学, 1994, 13(3): 206-209.
- [13] 陈士夫,曹更玉. H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>、金属离子等对 Cr(VI) 离子光催化还原及对敌敌畏农药光催化的影响[J]. 感光科学与光化学, 2002, 20(6): 435-440.
- [14] Doong R A, Chang W H. Photo-assisted iron compound catalytic degradation of organophosphorous pesticides with hydrogen peroxide [J]. Chemosphere, 1998, 37(13): 2563-2572.
- [15] Soo-M K, Sven-U G, Alfons V. Landfill leachate treatment by a photo-assisted Fenton reaction[J]. Wat Sci Tech, 1997, 35(4): 239-248.