



# BDD 阳极去除水中阿特拉津的特性及机理研究

贾伟建<sup>1</sup>, 朱化雨<sup>2</sup>, 王德生<sup>1</sup>, 蒋佰果<sup>1</sup>

(1. 潍坊市市政工程设计研究院有限公司, 山东潍坊 261000;

2. 临沂大学化学化工学院, 山东临沂 276000)

**[摘要]** 阳极氧化技术作为最简单的高级氧化技术,可有效去除水中残留的除草剂等持久性有机污染物。利用硼掺杂金刚石(BDD)电极作为阳极构建了阳极氧化体系,研究了电解质种类、浓度和电流密度等参数对BDD阳极降解三嗪类除草剂阿特拉津效能的影响规律,并利用UPLC-MS/MS对阿特拉津的降解产物进行了定性分析。结果表明,在NaCl投加量为0.05 mol/L和电流密度为12 mA/cm<sup>2</sup>时,处理90 min后,BDD阳极基本可实现对阿特拉津的完全去除;处理300 min后,阿特拉津的矿化率可达(56±2.4)%。BDD阳极氧化体系共检出6种阿特拉津降解的主要产物,主要反应类型为脱氯-羟基化反应、脱氯-脱烷基化反应、侧链的烷基氧化反应、脱氢-烯化反应。

**[关键词]** 阳极氧化;BDD阳极;阿特拉津;降解机理

**[中图分类号]** X703.1 **[文献标识码]** A **[文章编号]** 1005-829X(2022)06-0174-06

## Characteristics and mechanism of atrazine removal from water by BDD anode

JIA Weijian<sup>1</sup>, ZHU Huayu<sup>2</sup>, WANG Desheng<sup>1</sup>, JIANG Baiguo<sup>1</sup>

(1. Weifang Municipal Engineering Design and Research Institute Co., Ltd., Weifang 261000, China;

2. School of Chemistry and Chemical Engineering, Linyi University, Linyi 276000, China)

**Abstract:** As one of the simplest advanced oxidation technologies, anodic oxidation can effectively remove persistent organic pollutants, such as herbicides. An anodic oxidation system using a boron-doped diamond (BDD) anode was constructed to analyze the effects of electrolyte types, concentration and current density on the degradation efficiency of atrazine, which was a triazine herbicide. Also, the products of atrazine in BDD anodic oxidation system were qualitatively analyzed by UPLC-MS/MS. The results showed that atrazine could be completely removed by BDD anode after the reaction for 90 min with NaCl of 0.05 mol/L and current density of 12 mA/cm<sup>2</sup>. After 300 min anodic oxidation, the mineralization rate of atrazine could reach (56±2.4)%. Six main products of atrazine were found in BDD anodic oxidation system. The main reaction types were dechlorination-hydroxylation, dechlorination-dealkylation, side chain alkylation oxidation, dehydrogenation-alkylene reaction.

**Key words:** anodic oxidation; BDD anode; atrazine; degradation mechanism

阿特拉津(2-氯-4-二乙氨基-6-异丙氨基-1,3,5-三嗪, Atrazine)是一种常用的三嗪类除草剂,主要用于控制危害玉米、高粱和甘蔗的阔叶类杂草<sup>[1]</sup>。由于阿特拉津具有稳定的三嗪环结构,施用后的阿特拉津可稳定存在于土壤环境中,并在降雨和灌溉的淋溶作用下在地表水中富集,进而破坏水环境<sup>[2]</sup>。

面对严重的阿特拉津污染情况,2002年我国颁布的《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)中明确规定,Ⅰ、Ⅱ和Ⅲ类地表水中阿特拉津的质量浓度

不得超过0.003 mg/L<sup>[3]</sup>。2014年柳丽丽等<sup>[4]</sup>对北京市官厅水库农药残留情况进行了调查分析,发现官厅水库地表水中阿特拉津的残留质量浓度达到了206.12 ng/L,表明该地区地表水受到了阿特拉津的污染。同年,徐英江等<sup>[5]</sup>对莱州湾近海水环境的调查也发现,阿特拉津的检出率和残留浓度均远高于其他三嗪类除草剂。

目前去除水中阿特拉津的工艺主要包括物理法、化学法和生物法,化学法中的高级氧化技术具有

反应时间短、处理效率高和运行条件温和等优点,被广泛用于阿特拉津的处理<sup>[6-7]</sup>。作为最简单有效的高级氧化技术,阳极氧化被誉为“21世纪环境友好型”技术<sup>[8]</sup>,有机污染物的阳极氧化过程不仅无需投加氧化剂,而且反应过程简单、易控<sup>[9]</sup>。阳极氧化常用的阳极材料主要包括贵金属阳极、金属氧化物阳极和硼掺杂金刚石阳极(BDD阳极)。M. A. M. CARTAXO等<sup>[10]</sup>以贵金属Pt片为阳极降解水中残留的百草枯,Pt阳极在1.5 h内对百草枯的去除率可达79%。L. M. SILVA等<sup>[11]</sup>系统评估了金属氧化物阳极( $\text{Ti/RuO}_2\text{-TiO}_2$ 和 $\text{Ti/RuO}_2\text{-IrO}_2\text{-TiO}_2$ )对吡虫啉的降解效果, $\text{Ti/RuO}_2\text{-TiO}_2$ 和 $\text{Ti/RuO}_2\text{-IrO}_2\text{-TiO}_2$ 阳极在常温下反应数小时即可实现对吡虫啉的完全矿化。A. L. VALENZUELA等<sup>[12]</sup>使用BDD阳极构建了一体化阳极反应器降解水中残留的除草剂敌草快,实现了短时间内对敌草快的完全降解。

在上述3种电极材料中,BDD阳极具有最高的析氧过电位,是电化学氧化性能最好的阳极材料之一。目前,阳极氧化降解阿特拉津的研究虽然很多,但在特定反应条件下,阿特拉津在BDD阳极氧化体系中的降解效率及降解行为仍有待研究。因此,本研究分析了阳极氧化体系运行参数对阿特拉津降解效率的影响,并通过液相色谱质谱联用技术分析了BDD阳极氧化对阿特拉津的降解行为。

## 1 材料与方法

### 1.1 试剂与材料

阿特拉津(质量分数>97%)购自梯希爱(上海)化成工业发展有限公司;硫酸钠、氯化钠、硝酸钠、氢氧化钠和硫酸等试剂均为分析纯,购自国药集团化学试剂有限公司;BDD阳极(25 mm×50 mm)购自瑞士NeoCoat公司;石墨毡(厚度5 mm)购自湖南九华碳素高科有限公司。

### 1.2 实验装置

采用如图1所示的阳极氧化装置降解水中的阿特拉津。以BDD电极为阳极、同尺寸的石墨毡电极为阴极构建电解体系,电极间隔为30 mm,反应液体积为300 mL。反应液中阿特拉津的初始质量浓度为10 mg/L,初始pH为6.8。

氧化实验开始前,先进行空白实验,评估石墨毡阴极对阿特拉津的吸附效果。经测定,在电流密度为0、反应液温度为25℃、吸附时间为120 min时,阿

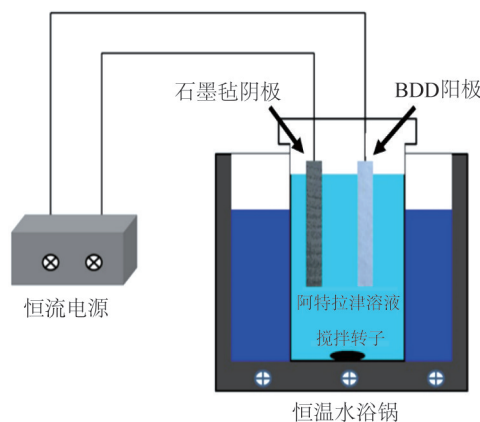


图1 BDD阳极氧化装置

Fig. 1 Oxidation device of BDD anode

特拉津的浓度仅降低了3.2%,说明石墨毡阴极吸附对阿特拉津降解的影响很小。

### 1.3 测试方法

阿特拉津及其降解产物的测定分析采用超高效液相色谱-电喷雾离子源-三重四极杆质谱联用仪(UPLC-ESI-MS/MS, Waters USA),采用BEH C8色谱柱(2.1 mm×100 mm×1.7 μm, Waters USA)分离阿特拉津及其产物,流动相由超纯水和甲醇组成,流速为0.2 mL/min;质谱检测过程中,毛细管电压设定为3.3 kV,锥孔电压设为35 V,碰撞气氩气的流量设定为0.12 mL/min。元素TOC测定仪(德国)被用作反应液中总有机碳(TOC)的测定,为保证测试精度,测定模式采用NPOC模式。

## 2 结果与讨论

### 2.1 电解质种类对阿特拉津降解的影响

在阳极氧化体系中,电解质的加入不仅能提高反应液的导电性,还会产生某些具有氧化能力的自由基,加速有机污染物的降解<sup>[13]</sup>。在电流密度为8 mA/cm<sup>2</sup>、反应液温度为25℃、电解质浓度为0.01 mol/L的条件下,系统地对比了阿特拉津在3种常用电解质( $\text{Na}_2\text{SO}_4$ 、 $\text{NaNO}_3$ 、 $\text{NaCl}$ )溶液中的降解效率,结果见图2。

由图2可知,BDD阳极在 $\text{NaNO}_3$ 、 $\text{Na}_2\text{SO}_4$ 、 $\text{NaCl}$ 这3种电解质溶液中电解120 min时,阿特拉津的去除率分别为(86±3.6)%、(91±2.2)%、(96±2.8)%,说明电解质种类对阿特拉津的降解效率存在显著影响,当用NaCl作为背景电解质时,阿特拉津的去除率最高。这主要是由于BDD阳极具有较高的析氧

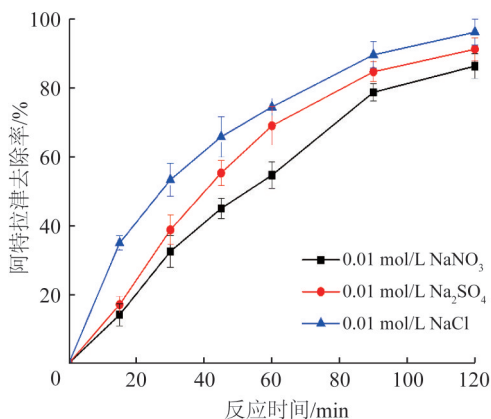


图2 电解质种类对阿特拉津降解的影响

Fig. 2 The influence of electrolyte types on the degradation of atrazine

过电位,电解时溶液中的 $\text{Cl}^-$ 会在BDD阳极表面氧化产生活性氯基团,其在一定程度上促进了阿特拉津的氧化<sup>[14]</sup>。因此本研究选取NaCl作为阳极氧化体系的最佳电解质。

## 2.2 NaCl浓度对阿特拉津降解的影响

NaCl浓度会影响溶液中活性氯基团的生成量,进而对阿特拉津的降解效率产生影响。在电流密度为 $8 \text{ mA/cm}^2$ 、反应液温度为 $25^\circ\text{C}$ 的条件下,考察了NaCl浓度对BDD阳极降解阿特拉津的影响规律,结果见图3。

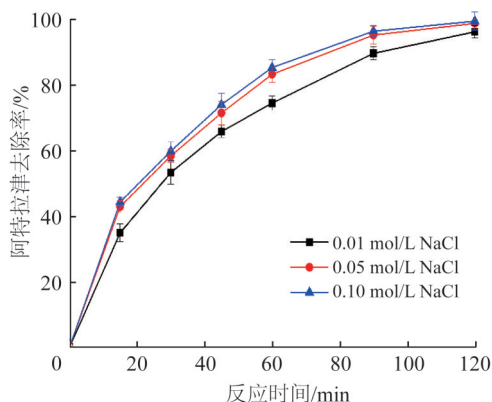


图3 NaCl浓度对阿特拉津降解的影响

Fig. 3 The influence of NaCl concentration on the degradation of atrazine

由图3可知,随NaCl浓度由 $0.01 \text{ mol/L}$ 增至 $0.05 \text{ mol/L}$ ,BDD阳极对阿特拉津的去除率有明显提升,这主要是因为反应液中 $\text{Cl}^-$ 浓度升高促进了BDD阳极表面活性氯基团的产生<sup>[15]</sup>。当NaCl浓度进一

步增加至 $0.1 \text{ mol/L}$ 时,阿特拉津的去除率并未出现明显变化,这一现象说明溶液中过量的 $\text{Cl}^-$ 对活性氯基团的产生并无实质性提高。因此,本研究选取 $0.05 \text{ mol/L}$ 为阳极氧化体系最佳NaCl电解质浓度。

## 2.3 电流密度对阿特拉津降解的影响

电流密度是电化学高级氧化过程中最重要的运行参数之一,电流密度的大小决定了BDD阳极表面羟基自由基和活性氯基团的生成量,直接影响阿特拉津的去除效率和体系能耗<sup>[16]</sup>。在反应液温度为 $25^\circ\text{C}$ 、NaCl浓度为 $0.05 \text{ mol/L}$ 的条件下,考察了电流密度( $4\sim 16 \text{ mA/cm}^2$ )对阿特拉津降解效果的影响,结果见图4。

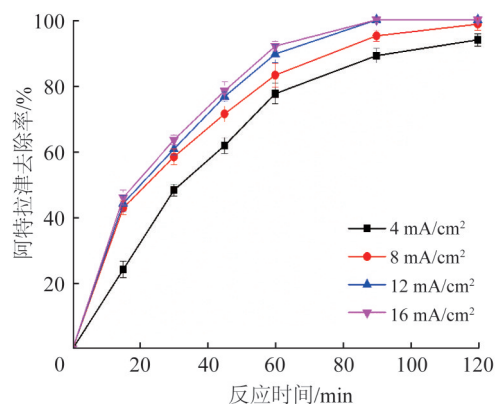


图4 电流密度对阿特拉津降解的影响

Fig. 4 The influence of current density on the degradation of atrazine

由图4可知,电流密度由 $4 \text{ mA/cm}^2$ 升至 $12 \text{ mA/cm}^2$ 的过程中,BDD阳极对阿特拉津的去除率显著增大,在电流密度为 $12 \text{ mA/cm}^2$ 、电解 $90 \text{ min}$ 时,阿特拉津基本被完全去除,主要原因是:随着电流密度的增大,BDD阳极表面产生了更多的羟基自由基和活性氯基团,进而提高了阿特拉津的氧化去除效率。但当电流密度进一步增至 $16 \text{ mA/cm}^2$ 时,阿特拉津的去除率并未出现明显变化,这可能是由于在较大电流密度下,剧烈的析氧副反应干扰了自由基的产生,影响了阿特拉津的降解。因此,本研究选取 $12 \text{ mA/cm}^2$ 作为阳极氧化体系最佳电流密度。

基于上述实验,确定BDD阳极降解阿特拉津的最佳运行条件为:NaCl浓度 $0.05 \text{ mol/L}$ 、电流密度 $12 \text{ mA/cm}^2$ 。

## 2.4 阿特拉津矿化效率研究

总有机碳(TOC)可表示反应液中有有机物的总量,对阳极氧化过程中反应液TOC的变化进行检测

分析,可直观评价BDD阳极对阿特拉津的矿化能力。因此,在最佳实验条件下考察了反应液中TOC的变化情况,结果见图5。

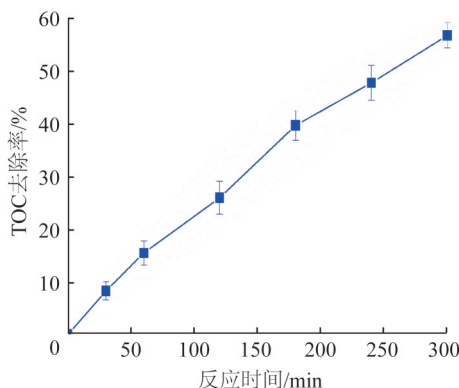


图5 BDD阳极氧化体系中TOC去除率

Fig. 5 TOC removal rate in BDD anodizing system

由图5可知,随着氧化反应的进行,反应液中的TOC逐步得到有效去除。当电解反应进行到300 min时,反应液中TOC的去除率已经达到(56±2.4)%,表明BDD阳极在高效去除水中残留阿特拉津的同时,也可对阿特拉津进行有效矿化。阿特拉津被有效矿化的主要驱动力是BDD阳极较强的氧化能力。大量文献报道证实,BDD阳极具有较高的析氧过电位,阳极氧化过程中产生的自由基数量远远优于Pt阳极和金属氧化物阳极。

## 2.5 阿特拉津降解行为研究

为鉴定阿特拉津在BDD阳极氧化体系中的降解产物,使用UPLC-ESI-MS/MS同时在ESI+和ESI-模式下对处理前后的阿特拉津水溶液进行了测定分析。对比处理前后阿特拉津溶液的总离子流色谱(TIC)图,得到了氧化处理后阿特拉津水溶液产生的新色谱峰(图6)。

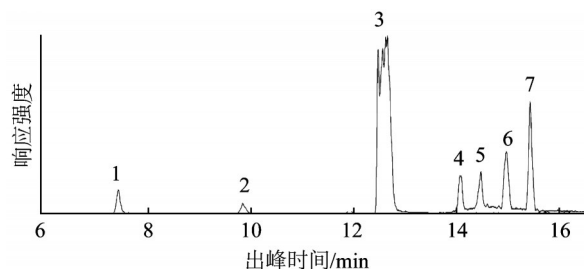


图6 BDD阳极氧化体系中阿特拉津溶液的提取离子色谱图

Fig. 6 Extracted ion chromatogram of atrazine solution in BDD anodizing system

由图6可知,阿特拉津经BDD阳极氧化处理后产生了7个明显的色谱峰,为便于后续讨论,色谱峰分别标记为1~7(峰7为阿特拉津特征峰,1~6为产物色谱峰,后续有分析)。7个色谱峰的色谱保留时间(RT)及全扫模式下的质谱信息见表1。为获得各色谱峰更多的结构信息,在子离子模式下,以7个色谱峰的分子离子峰或最强 $m/z$ 碎片作为前级离子,以氩气为碰撞气,对其进行诱导碰撞解离(CID),得到了阿特拉津及其电解产物的MS/MS信息。

色谱峰1在ESI+模式下的质荷比为154,分子质量(Mr)为153 u。为获得更多的质谱信息,以质荷比154的离子作为前级离子进行CID,并对碰撞电压(CE)进行优化,MS/MS质谱中主要检出了质荷比为112、85、70、68的碎片离子。质荷比112的离子比前级离子减少了42,推测可能是由前级离子失去 $-\text{CH}(\text{CH}_3)_2$ 产生的。质荷比85的离子比质荷比112的离子减少了27,该碎片可能是经CID后前级离子的三嗪环被打开,失去了三嗪环上的一个C原子和连接在该C原子上的 $-\text{NH}_2$ 产生的。质荷比70的离子是在质荷比85的离子基础上又失去一个 $-\text{NH}_2$ 形成的。

色谱峰2在ESI+模式下的质荷比为184,分子质量为183 u。以质荷比184的离子作为前级离子对其进行CID,检出的二级碎片离子主要包括质荷比为156(去掉2个 $-\text{CH}_3$ )、142(去掉 $-\text{CH}(\text{CH}_3)_2$ )、97(去掉 $-\text{CH}(\text{CH}_3)_2$ 、 $-\text{NHCH}_3$ 和 $-\text{OH}$ )的离子。

色谱峰3在ESI+和ESI-模式下均有响应,其分子质量(Mr)为197 u。其中,ESI+模式下检出了质荷比为156[去掉 $-\text{CH}(\text{CH}_3)_2$ ]、128[去掉 $-\text{CH}(\text{CH}_3)_2$ 和 $-\text{CH}_2\text{CH}_3$ ]、97[去掉 $-\text{NHCH}(\text{CH}_3)_2$ 、 $-\text{CH}_2\text{CH}_3$ 和 $-\text{OH}$ ]、86(三嗪环被加成)的碎片离子,ESI-模式下检出了质荷比为168(去掉2个 $-\text{CH}_3$ )、154[去掉 $-\text{CH}(\text{CH}_3)_2$ ]、125[去掉 $-\text{NHCH}(\text{CH}_3)_2$ 和 $-\text{CH}_3$ ]、111[去掉 $-\text{NHCH}(\text{CH}_3)_2$ 和 $-\text{CH}_2\text{CH}_3$ ]的碎片离子。

色谱峰4在ESI+和ESI-模式下均有响应,分子质量为197 u。产物4在ESI+子离子模式下检出的主要碎片离子为质荷比为156(去掉 $-\text{COCH}_3$ )、139(去掉 $-\text{NHCOCH}_3$ )、113(去掉 $-\text{NHCOCH}_3$ 和 $-\text{CH}_2\text{CH}_3$ )的碎片离子。

色谱峰5在ESI+和ESI-模式下均有响应,分子质量为197 u。产物5在ESI+子离子模式下检测到质荷比为156(去掉 $-\text{CHCH}_2$ 和 $-\text{OH}$ )、153(去掉 $-\text{NHCHOHCH}_3$ ,得到 $-\text{CH}_3$ )、127(去掉 $-\text{NHCHCH}_2$ 、

表1 BDD阳极氧化体系中阿特拉津及其产物的MS质谱图

Table 1 MS spectra of atrazine and its products in BDD anodizing system

| 色谱峰 | 出峰时间/min | MS质谱图(ESI+) | MS质谱图(ESI-) |
|-----|----------|-------------|-------------|
| 1   | 7.42     |             | —           |
| 2   | 9.89     |             | —           |
| 3   | 12.60    |             |             |
| 4   | 14.06    |             |             |
| 5   | 14.46    |             |             |
| 6   | 14.88    |             |             |
| 7   | 15.44    |             |             |

—CH<sub>3</sub>和—OH)、113(去掉—NHCHCH<sub>2</sub>和—CHOHCH<sub>3</sub>)的碎片离子。

色谱峰6在ESI+全扫模式下具有较强的响应,推测产物6的分子质量为211 u。ESI+子离子模式下检到的MS/MS碎片主要包括质荷比为170[去掉—CH(CH<sub>3</sub>)<sub>2</sub>]、128[去掉—CH(CH<sub>3</sub>)<sub>2</sub>和—COCH<sub>3</sub>]的碎片离子。

色谱峰7在ESI+全扫模式下检到了质荷比为216的信号,但ESI-全扫模式下质荷比为214的信号强度较强,对比氧化处理前后的色谱图可知,色谱峰7为本研究的目标物阿特拉津。

综上,推断出BDD阳极氧化体系中阿特拉津的降解路径,见图7。

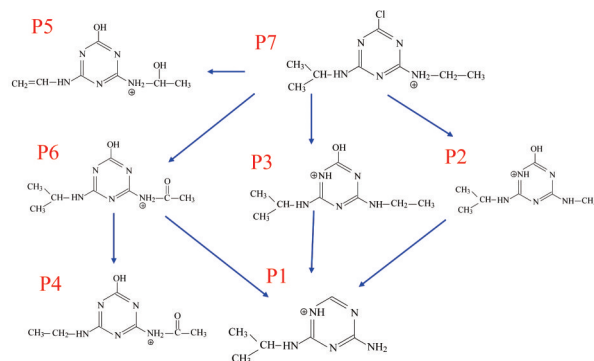


图7 BDD阳极氧化体系中阿特拉津降解路径

Fig. 7 Atrazine degradation pathway in BDD anodizing system

阿特拉津在BDD阳极氧化体系中发生的主要反应类型包括:(1)脱氯-羟基化反应,主要产物为

P3;(2)脱氯-脱烷基化反应,主要产物如P2;(3)侧链的烷基氧化反应,生成物含有一个乙酰氨基,如P4和P6;(4)脱氢-烯化反应,生成产物如P5。

### 3 结论

在恒流模式下系统研究了BDD阳极在不同运行条件下对阿特拉津的降解效能,讨论了电解质种类、NaCl浓度和电流密度对阳极氧化效果的影响。实验结果表明,Cl<sup>-</sup>的存在可显著提升阳极氧化体系对阿特拉津的去除效果;在一定范围内,阿特拉津的去除率随电流密度的增大而升高;当NaCl投加量为0.05 mol/L、电流密度为12 mA/cm<sup>2</sup>时,反应90 min后BDD阳极即可基本完全去除反应液中残留的阿特拉津。BDD阳极在高效去除阿特拉津的同时,还可有效矿化溶液中的有机物,在阳极氧化反应进行300 min后,反应液中的TOC去除率可达到(56±2.4)%。阿特拉津在BDD阳极氧化体系中有6种主要产物生成,发生的主要降解反应为脱氯-羟基化反应、脱氯-脱烷基化反应、侧链的烷基氧化反应、脱氢-烯化反应。

### 参考文献

- [1] WU Bin, ARNOLD W A, MA Limin. Photolysis of atrazine: Role of triplet dissolved organic matter and limitations of sensitizers and quenchers[J]. *Water Research*, 2021, 190: 116659.
- [2] 孙智宇, 张峰, 杨帆, 等. BDD阳极电活化硫酸盐降解除草剂阿特拉津的研究[J]. *工业水处理*, 2021, 41(4): 62-65.  
SUN Zhiyu, ZHANG Feng, YANG Fan, et al. Degradation herbicide atrazine by BDD anode electro-active sulfate[J]. *Industrial Water Treatment*, 2021, 41(4): 62-65.
- [3] 王鑫. 水环境中农药及其降解产物样品分析前处理方法的研究与筛查应用[D]. 济南: 济南大学, 2020.  
WANG Xin. Research and screening of pretreatment methods for pesticides and their degradation products in water environment[D]. Jinan: University of Jinan, 2020.
- [4] 柳丽丽, 李剑, 李沫蕊, 等. 官厅水库水体有机氯农药残留特征及健康风险评估[J]. *北京师范大学学报: 自然科学版*, 2014, 50(6): 657-661.  
LIU Lili, LI Jian, LI Morui, et al. Residue characteristics and health risk assessment of organochlorine pesticides in Beijing Guanting Reservoir[J]. *Journal of Beijing Normal University: Natural Science*, 2014, 50(6): 657-661.
- [5] 徐英江, 刘慧慧, 任传博, 等. 莱州湾海域表层海水中三嗪类除草剂的分布特征[J]. *渔业科学进展*, 2014, 35(3): 34-39.  
XU Yingjiang, LIU Huihui, REN Chuanbo, et al. Distributions of the triazine herbicides in the surface seawater of Laizhou Bay[J]. *Progress in Fishery Sciences*, 2014, 35(3): 34-39.
- [6] 程成. 钢铁钙钛矿型材料活化过硫酸盐处理典型有机氯农药污染物[D]. 太原: 太原理工大学, 2019.  
CHENG Cheng. Treatment of typical organochlorine pesticides contaminants by persulfate with lanthanum ferrite perovskites[D]. Taiyuan: Taiyuan University of Technology, 2019.
- [7] 王毅博, 王少坡, 王哲, 等. UV/O<sub>3</sub>高级氧化法对水中布洛芬降解效果及其动力学[J]. *工业水处理*, 2020, 40(9): 40-43.  
WANG Yibo, WANG Shaopo, WANG Zhe, et al. Degradation effect and kinetics of ibuprofen in water by UV/O<sub>3</sub> advanced oxidation[J]. *Industrial Water Treatment*, 2020, 40(9): 40-43.
- [8] HU Zhongzheng, CAI Jingju, SONG Ge, et al. Anodic oxidation of organic pollutants: Anode fabrication, process hybrid and environmental applications [J]. *Current Opinion in Electrochemistry*, 2020: 100659.
- [9] SALTIRAS D A, LEMLEY A T. Atrazine degradation by anodic Fenton treatment[J]. *Water Research*, 2002, 36(20): 5113-5119.
- [10] CARTAXO M A M, BORGES C M, PEREIRA M I S, et al. Electrochemical oxidation of paraquat in neutral medium[J]. *Electrochimica Acta*, 2015, 176: 1010-1018.
- [11] SILVA L M, DOS SANTOS R P A, MORAIS C C O, et al. Anodic oxidation of the insecticide imidacloprid on mixed metal oxide (RuO<sub>2</sub>-TiO<sub>2</sub> and IrO<sub>2</sub>-RuO<sub>2</sub>-TiO<sub>2</sub>) anodes [J]. *Journal of the Electrochemical Society*, 2017, 164(13): E489-E495.
- [12] VALENZUELA A L, VASQUEZ-MEDRANO R, IBANEZ J G, et al. Remediation of diquat-contaminated water by electrochemical advanced oxidation processes using boron-doped diamond (BDD) anodes[J]. *Water Air and Soil Pollution*, 2017, 228: 672.
- [13] KORNIEENKO G V, KENOVA T A, KORNIEENKO V L, et al. Indirect electrochemical oxidation of aniline in acid electrolyte with active oxygen species[J]. *Russian Journal of Applied Chemistry*, 2016, 89(10): 1612-1618.
- [14] CHEN Guohua. Electrochemical technologies in wastewater treatment[J]. *Separation and Purification Technology*, 2004, 38(1): 11-41.
- [15] MANISANKAR P, RANI C, VISWANATHAN S. Effect of halides in the electrochemical treatment of distillery effluent[J]. *Chemosphere*, 2004, 57(8): 961-966.
- [16] 边婷婷, 李阳, 王储, 等. 船舶含油废水电化学氧化预处理研究[J]. *工业水处理*, 2020, 40(10): 103-106.  
BIAN Tingting, LI Yang, WANG Chu, et al. Study on pretreatment of the ship's oily wastewater by electrochemical oxidation[J]. *Industrial Water Treatment*, 2020, 40(10): 103-106.

[作者简介] 贾伟建(1991—), 硕士, 工程师。通讯作者: 朱化雨, 教授。E-mail: zhuhuayu@lyu.edu.cn。

[收稿日期] 2022-03-23(修改稿)