

(HUANJING KEXUE)

# ENVIRONMENTAL SCIENCE

第36卷 第2期

Vol.36 No.2

2015

中国科学院生态环境研究中心 主办

科学出版社出版



## ENVIRONMENTAL SCIENCE

第36卷 第2期 2015年2月15日

## 目 次

青海省西宁市和天峻县大气颗粒物中有机氯农药和类二噁英多氯联苯的水平与分布
李秋旭,何畅,马召辉,马丽花,扎西卓玛,王英,金军(402) 北京10个常绿树种颗粒物吸附能力研究 ————————————————————————————————————
张全,李秋华,黄国佳,欧腾,李钥,吴迪,周黔兰,高廷进(438) 长江河口水库沉积物磷形态、吸附和释放特性 金晓丹,吴昊,陈志明,宋红军,何义亮(448) 黄河口溶解无机碳时空分布特征及影响因素研究 郭兴森,吕迎春,孙志高,王传远,赵全升(457) 苕溪干流悬浮物和沉积物的磷形态分布及成因分析 陈海龙,袁旭音,王欢,李正阳,许海燕(464) 滇池表层沉积物氮污染特征及其潜在矿化能力
山东省典型工业城市土壤重金属来源、空间分布及潜在生态风险评价 … 戴彬,吕建树,战金成,张祖陆,刘洋,周汝佳(507) UV 协同 CIO。去除三氯生及其降解产物的研究 李玉瑛,何文龙,李青松,金伟伟,陈国元,李国新(516) 氯化铁絮凝-直接过滤工艺对地下水中As(V)的去除机制研究 摩莱,段晋明,景传勇(523)负载纳米零价铁铜藻基活性炭的制备及其去除水中Cr(VI)的研究 曾淦宁,武晓,郑林,伍希,屠美玲,王铁杆,艾宁(530)
磁性石墨烯吸附水中 Cr(VI)研究
掺铁 TiO <sub>2</sub> 纳米管阵列模拟太阳光光电催化降解双酚 A 的研究 · · · · · · 项国梁,喻泽斌,陈颖,徐天佐,彭振波,刘钰鑫(568) 天然矿物负载 Fe/Co 催化 H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> 氧化降解阳离子红 3R · · · · · · · · · · · · · · · · · ·
O 池溶解氧水平对石化废水 A/O 工艺污染物去除效果和污泥微生物群落的影响
不问这代程度半早早尿峽收叉对模拟氮儿牌受化的响应 
川中丘陵县域土壤氮素空间分布特征及其影响因素 ··········罗由林,李启权,王昌全,李冰,张新,冯文颖,翁倩,吴冕(652) 黄土丘陵区土地利用变化对深层土壤活性碳组分的影响 ····································
水稻不同生育期根际及非根际土壤砷形态迁移转化规律 · · · · · · · · · · · · · · · · · · ·
锯齿新米虾对 Cu²+ 和毒死蜱毒性的生理响应 ————————————————————————————————————

# 掺铁 $TiO_2$ 纳米管阵列模拟太阳光光电催化降解双酚 A 的研究

项国梁1,喻泽斌1,2\*,陈颖1,徐天佐1,彭振波1,刘钰鑫1

(1. 广西大学环境学院,南宁 530004; 2. 广西华蓝设计(集团)有限公司,南宁 530011)

摘要:双酚 A(BPA)是一种典型的内分泌干扰物,其处理技术的开发对环境治理和人类健康都非常重要. 以氙灯为模拟太阳光光源,掺铁  $TiO_2$  纳米管阵列(Fe/TNA)为光阳极,对 BPA 进行光电催化降解实验研究. 通过场发射扫描电镜、X 射线衍射以及紫外-可见漫反射表征 Fe/TNA 的形貌、物相和光吸收性能. 结果表明,与纯  $TiO_2$  纳米管阵列(TNA)相比,Fe/TNA 光吸收边界发生红移,在可见光区的吸收增强. 考察 Fe 掺杂量、电流密度、不同阴极材料下曝气速率等因素对光电催化降解 BPA 的影响. 结果表明,降解反应符合准一级反应动力学方程,在以  $0.9 \text{ mol·L}^{-1}$   $Fe(NO_3)_3$  浸渍改性的 Fe/TNA 为光阳极、钛箔为阴极,电流密度为  $1.15 \text{ mA·cm}^{-2}$ 的条件下反应  $4 \text{ h},10 \text{ mg·L}^{-1}$  BPA 降解率可达 72.3%,反应速率常数为  $5.32 \times 10^{-3} \text{ min}^{-1}$ ,分别是以 TNA 为光阳极时的 1.24 倍和 1.52 倍;曝气可提升光电催化降解 BPA 的效果,以钛箔为阴极,曝气速率为  $1.0 \text{ L·min}^{-1}$ 和以碳布为阴极,曝气速率为  $0.2 \text{ L·min}^{-1}$ 条件下降解 4 h,BPA 的降解率分别可达 82.7% 和 94.1%,反应速率常数分别为  $7.20 \times 10^{-3} \text{ min}^{-1}$  和  $11.6 \times 10^{-3} \text{ min}^{-1}$ .

关键词:双酚 A; TiO,; 纳米管阵列; 铁掺杂; 太阳光; 光电催化

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2015)02-0568-08 **DOI**: 10.13227/j. hjkx. 2015. 02. 026

## Photoelectrocatalytic Degradation of Bisphenol A in Water by Fe Doped-TiO<sub>2</sub> Nanotube Arrays Under Simulated Solar Light Irradiation

XIANG Guo-liang<sup>1</sup>, YU Ze-bin<sup>1,2\*</sup>, CHEN Ying<sup>1</sup>, XU Tian-zuo<sup>1</sup>, PENG Zhen-bo<sup>1</sup>, LIU Yu-xin<sup>1</sup>

(1. School of the Environment, Guangxi University, Nanning 530004, China; 2. Guangxi Hualan Design and Consulting Group Co., Ltd., Nanning 530011, China)

**Abstract:** Seeking an efficient treatment method for bisphenol A (BPA), a representative endocrine disrupting compound, is important for environmental remediation and human health. Herein, the degradation of BPA by means of photoelectrocatalysis was investigated. Fe doped-TiO<sub>2</sub> nanotube arrays (Fe/TNA) served as the photoanode, and a xenon lamp simulated the solar light source. First, undoped TiO<sub>2</sub> nanotube arrays (TNA) and a series of Fe/TNA were characterized by field emission scanning electron microscopy, X-ray diffraction and UV-Vis diffuse reflectance spectroscopy. The UV-Vis absorption spectra of Fe/TNA showed a red-shift and an enhancement of the absorption in the visible-light region compared to TNA. Then, experimental conditions including Fe doping content, current intensity and aeration rate were varied to demonstrate their effects on the elimination of BPA. It was observed that the degradation of BPA could be fitted to the quasi-first-order equation. Under the following conditions: Fe/TNA prepared by 0. 9 mol·t<sup>-1</sup> Fe(NO<sub>3</sub>)<sub>3</sub> solution dip-coating as photoanode, titanium foil as cathode, current intensity of 1.15 mA·cm<sup>-2</sup> and initial BPA concentration of 10 mg·t<sup>-1</sup>, 72.3% BPA was decomposed during 4 h reaction, with a rate constant of 5.32 × 10<sup>-3</sup> min<sup>-1</sup>. Aeration enhanced the removal rate of BPA to 82.7% and 94.1% with an aerating rate of 1.0 L·min<sup>-1</sup> using titanium foil as cathode and an aerating rate of 0.2 L·min<sup>-1</sup> using carbon cloth as cathode, respectively, and the corresponding rate constants were 7.20 × 10<sup>-3</sup> min<sup>-1</sup> and 11.6 × 10<sup>-3</sup> min<sup>-1</sup>, respectively.

Key words: bisphenol A; TiO2; nanotube arrays; Fe-doping; solar light; photoelectrocatalysis

双酚 A(bisphenol A, BPA)广泛应用于聚碳酸酯塑料和环氧树脂的制造中<sup>[1]</sup>,由于其产品的产量巨大且应用广泛,大量 BPA 进入水环境中<sup>[2]</sup>.如今,河流、湖泊和海洋中普遍发现 BPA 的存在<sup>[3]</sup>. BPA 是一种典型的内分泌干扰物,许多研究表明人类接触 BPA 会对健康造成不利影响<sup>[4,5]</sup>. 因此,研究高效去除水中 BPA 的技术对环境治理及人类健康都显得尤为迫切. 目前,BPA 的去除方法主要包括微生物降解<sup>[6]</sup>、电化学氧化<sup>[7,8]</sup>、芬顿氧化<sup>[9,10]</sup>

以及光催化降解[11]等.

光电催化技术作为一种高效的高级氧化技术近年来被广泛应用于内分泌干扰物<sup>[12]</sup>和药物<sup>[13, 14]</sup>等有机污染物的去除中,但采用该技术降解 BPA 的报

收稿日期: 2014-08-15; 修订日期: 2014-09-23

基金项目: 国家自然科学基金项目(21367002)

作者简介: 项国梁(1990~),男,硕士研究生,主要研究方向为水污染控制,E-mail;osmand1102@sina.com

<sup>\*</sup> 通讯联系人,E-mail:xxzx7514@ hotmail.com

道较少<sup>[15-18]</sup>. Brugnera 等<sup>[16]</sup>研究了 TiO<sub>2</sub> 纳米管阵列紫外光光电催化降解 BPA,取得良好的效果. 但紫外光辐射只占整个太阳光谱的 4% 左右,因此,有必要增强 TiO<sub>2</sub> 纳米管阵列在可见光区的光吸收能力以提升其在太阳光照射下对 BPA 的光电催化降解能力. 其中,过渡金属离子(尤其是 Fe³+)掺杂是一种提高 TiO<sub>2</sub> 纳米管阵可见光吸收性能的有效方法<sup>[19,20]</sup>.

因此,制备掺铁 TiO<sub>2</sub> 纳米管阵列,考察 BPA 在模拟太阳光照射下光电催化体系中的降解效果,分析 Fe 掺杂量、电流密度等因素对降解的影响,探究在不同阴极材料下曝气对降解效果的提升作用,以期为水体中 BPA 的去除提供新的思路.

#### 1 材料与方法

#### 1.1 主要材料与试剂

高纯钛箔(纯度  $\geq$  99.6%, 厚度 0.3 mm) 购于 宝鸡市益豪金属材料有限公司, 碳布购于上海河森 电器有限公司. BPA 标准品(色谱纯, 纯度 99.9%) 和甲醇(色谱纯) 购于 Sigma-Aldrich 公司. 其他试剂  $Fe(NO_3)_3 \cdot 9H_2O_1$ 、NH<sub>4</sub>F、丙三醇、Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>、NaOH 和  $H_2SO_4$ 等均为分析纯. 实验用水为超纯水.

BPA 储备液(100 mg·L<sup>-1</sup>)的配制: 称取 0.100 g BPA 标准品,用 5 mL 甲醇溶解并置于1 000 mL容量瓶,超纯水定容,4℃下保存待用.

BPA 反应液的配制:取一定量的储备液用超纯水稀释至所需的浓度.

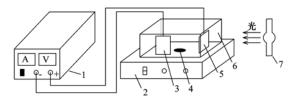
#### 1.2 掺铁 TiO, 纳米管阵列的制备及表征

采用阳极氧化-浸渍沉积法制备掺铁 TiO, 纳米 管阵列 (Fe doped titanium dioxide nanatube arrays, Fe/TNA),优化自 Xu 等的报道[21],具体过程如下: 将钛箔裁减至合适尺寸(4 cm×6 cm)后分别用500 目、1000目及1500目金相砂纸摩擦至表面无明显 划痕,依次用无水乙醇和超纯水超声清洗 10 min,风 干; 以经预处理后的钛箔为阳极,石墨板为阴极,丙 三醇溶液[0.5%  $\omega(NH_4F) + 10\%$   $\omega(H_2O)$ ]为电解 质,恒压20 V下阳极氧化2h,然后用大量水冲洗阳 极材料, 待阳极材料风干后置于一定浓度(0.1、0.5 或 0.9 mol·L<sup>-1</sup>) Fe (NO<sub>3</sub>)<sub>3</sub>·9H<sub>2</sub>O 溶液中静置 5 min,小心清洗后风干,此过程重复2次;将样品置 于管式电阻炉中于 500℃下煅烧 2 h,控制升温速率 为2℃·min<sup>-1</sup>,冷却至室温后即得不同 Fe 掺杂量的 Fe/TNA(分别记为 Fe/TNA-1、Fe/TNA-5 和 Fe/ TNA-9). 除无需 Fe(NO<sub>3</sub>), ·9H<sub>2</sub>O 浸渍外, 未掺杂 的 TiO<sub>2</sub> 纳米管阵列的制备过程与上述过程一致,样 品记为 TNA.

采用场发射扫描电镜 (field emission scanning electron microscopy, FESEM, 型号 SU8020, 日本日立) 观察 TNA 和 Fe/TNA 的表面形貌, 放大倍数为 8万倍; 采用 X 射线衍射仪 (X-ray diffractometer, XRD, 型号 D/MAX2500 18Kw, 日本理学) 分析 TNA 和 Fe/TNA 的晶型, 辐射源为 Cu K $\alpha$ , 波长  $\lambda$  = 0. 154 nm, 扫描范围 20° ~ 70°, 扫描速率 10(°)·min  $^{-1}$ ; 采用紫外-可见漫反射 (UV-Vis diffuse reflectance spectroscopy, DRS, 型号 UV-2501PC, 日本岛津) 表征 TNA 和 Fe/TNA 的光吸收特性, 扫描波长范围 250 ~ 700 nm.

#### 1.3 光电催化反应装置及实验

光电催化反应装置如图 1 所示. 以 150 W 氙灯 (AHD150,深圳安宏达)为模拟太阳光光源;反应器 为自制长方体形石英玻璃反应器(长×宽×高 = 10 cm×5 cm×6 cm),有效容积 300 mL;光阳极和阴极相对垂直放置于反应器中,光阳极靠近反应器壁,与光源平行相对且距离保持在 10 cm(此处光照强度为 25 mW·cm<sup>-2</sup>);由稳流稳压电源(DH1718E-4,北京大华电子)提供电流值为 0. 01~0. 03 A 的恒定电流(对应电流密度 0. 38~1. 15 mA·cm<sup>-2</sup>).



- 1. 稳流稳压电源; 2. 磁力搅拌器; 3. 阴极;
- 4. 搅拌子; 5. 光阳极; 6. 石英玻璃反应器; 7. 氙灯

#### 图 1 光电催化反应装置示意

Fig. 1 Experimental set-up of photoelectrocatalytic reaction

在光电催化反应中,将 200 mL BPA 反应液(10 mg·L<sup>-1</sup>)置于反应器中,加入 0.1 mol·L<sup>-1</sup> Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 作为支撑电解质,并用浓度分别为 0.5 mol·L<sup>-1</sup> 和 0.1 mol·L<sup>-1</sup> 的 H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 和 NaOH 调节 pH = 3,阳极材料为 TNA 或 Fe/TNA,阴极为钛箔.反应温度控制在 35℃以下,反应过程中以固定速率持续搅拌.在 考察不同阴极材料(钛箔或碳布)下曝气对光电催化降解 BPA 的影响实验中,在阴极附近以一定速率(0.2、0.5 或 1.0 L·min<sup>-1</sup>)向反应器中通入空气,每组实验前均先曝气 10 min,使溶液充分充氧.反应过程中每隔一定时间取 2 mL 样品,过 0.45 μm 滤膜后待测.

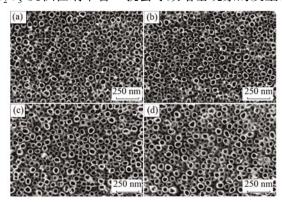
#### 1.4 分析方法

利用高效液相色谱仪(Agilent 1100series,安捷伦)进行 BPA 浓度检测. 色谱柱为 Agilent Eclipse XDB-C18(5 μm,4.6 mm×150 mm),柱温:25℃;流动相为乙腈: 水 = 35:65 (体积比),流速:1.0 mL·min  $^{-1}$ ;检测波长:220 nm,进样体积:10 μL.  $H_2O_2$ 浓度采用草酸钛钾法 $^{[22]}$ 测定.

#### 2 结果与讨论

#### 2.1 TiO<sub>2</sub> 纳米管阵列表征结果

图 2 为 TNA 和 Fe/TNA 的 FESEM 图. 从中可见,纳米管呈阵列形态紧密排列,纳米管直径约 35~60 nm,管壁厚度约 10~15 nm. 对比图 2 可以发现,掺杂后  $TiO_2$  纳米管阵列表面形貌未发生明显变化,仍为紧密排列的管状结构,但有少部分纳米管被堵塞,且随着  $Fe(NO_3)_3 \cdot 9H_2O$  溶液浓度的增大,堵塞现象越明显. TNA 在  $Fe(NO_3)_3 \cdot 9H_2O$  溶液浸渍时, $Fe^{3+}$  吸附在 TNA 的表面,随着沉积过程的进行,一些  $Fe^{3+}$  逐渐水解成  $Fe(OH)_3$  胶体并黏附于 TNA 表面,煅烧后  $Fe(OH)_3$  脱水生成  $Fe_2O_3$ ,一部分的  $Fe^{3+}$  则进入 TNA 的晶格中最终形成  $Fe/TNA^{[23]}$ ,因此,如果  $Fe(NO_3)_3 \cdot 9H_2O$  溶液浓度过大,过多  $Fe_2O_3$ ,沉积在纳米管口就会导致堵塞现象的发生.

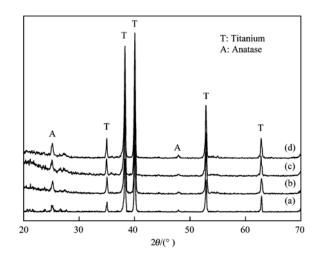


(a)TNA; (b)Fe/TNA-1; (c)Fe/TNA-5 和(d)Fe/TNA-9 图 2 TiO<sub>2</sub> 纳米管阵列的 FESEM 照片

Fig. 2 FESEM images of TNA, Fe/TNA-1, Fe/TNA-5 and Fe/TNA-9

图 3 为 TNA 和 Fe/TNA 的 XRD 图谱. 从中可见,经过 500  $\mathbb{C}$  煅烧后,TNA 和 Fe/TNA 上  $\mathrm{TiO}_2$  的主要晶型为锐钛矿型,且它们的特征吸收峰相互重叠,说明 Fe 的掺杂未破坏  $\mathrm{TiO}_2$  的晶型. 但是图谱中并未发现含铁物相,可能是由于 Fe 的含量比较低 $[^{21}]$ .

图 4 为 TNA 和 Fe/TNA 的紫外-可见吸收光谱. 可以看出, TNA 的光吸收边界为 368.5 nm, 对应于



(a)TNA; (b)Fe/TNA-1; (c)Fe/TNA-5 和(d)Fe/TNA-9 **图 3 TiO**<sub>2</sub> 纳米管阵列的 **XRD** 图谱

Fig. 3 XRD patterns of TNA, Fe/TNA-1, Fe/TNA-5 and Fe/TNA-9

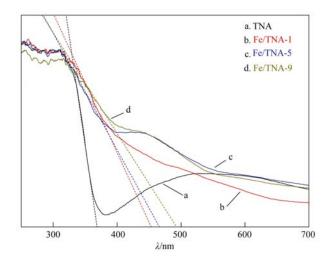


图 4 TiO, 纳米管阵列的 UV-Vis DRS 图谱

Fig. 4  $\,$  UV-Vis DRS spectra of  $\mathrm{TiO}_2$  nanotube arrays

锐钛矿型  $TiO_2$  的本征吸收 $^{[24,25]}$ ,通过公式  $E_g=hc/\lambda^{[26]}$ (式中,  $E_g$  为带隙能, eV; h 为 Planck 常量, 4.  $14\times 10^{-15}$   $eV\cdot s$ ; c 为光速, 2.  $99\times 10^8$   $m\cdot s^{-1}$ ) 计算得到其禁带宽度为 3. 36 eV; TNA 在  $400\sim 700$  nm 波长范围内的吸收则是由纳米管孔隙或裂缝引起的光散射引起的 $^{[27]}$ . 经过掺杂改性后的  $TiO_2$  纳米管阵列的光吸收边界发生了红移, 且随  $Fe(NO_3)_3\cdot 9H_2O$  溶液浓度的增大, 红移现象越明显, Fe/TNA-1、Fe/TNA-5 和 Fe/TNA-9 计算得到的禁带宽度分别为 2. 74、2. 67 和 2. 52 eV. Fe/TNA-1、Fe/TNA-5 和 Fe/TNA-9 在 400 nm 附近的光吸收增强是  $Fe^{3+}$ 的 3d 轨道与  $TiO_2$  的导带或价带之间的电子跃迁引起的, 在 550 nm 附近的光吸收增强则归因于  $Fe^{3+}$ 

的 d-d 轨道跃迁( ${}^{2}T_{2g} \rightarrow {}^{2}A_{2g}$ ,  ${}^{2}T_{1g}$ ) 或相互作用的 Fe 离子之间的电荷迁移跃迁( $Fe^{3+} + Fe^{3+} \rightarrow Fe^{4+} + Fe^{2+}$ )[21].

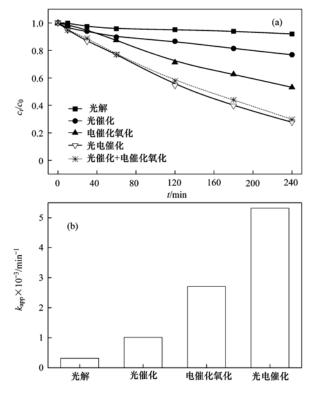
#### 2.2 不同体系的降解效果

图 5(a) 给出了 BPA 在单独光解、光催化、电催化氧化以及光电催化作用下的降解效果. BPA 的光电催化降解过程符合准一级反应<sup>[16,17]</sup>,用方程(1)进行拟合:

$$\ln(c_0/c_t) = k_{ann}t + C \tag{1}$$

式中, $c_0$  为 BPA 初始浓度, $mg \cdot L^{-1}$ ;  $c_t$  为 t 时刻 BPA 的浓度 $mg \cdot L^{-1}$ ;  $k_{app}$  为表观反应速率常数, $min^{-1}$ ; C 为常数. BPA 在不同体系中的反应速率常数见图 5 (b).

由图 5 可见,BPA 在模拟太阳光的照射下几乎不发生光解,4 h 降解率仅 8.0%;在光电催化作用下,4 h 的降解率达 72.3%,反应速率为 5.32×10<sup>-3</sup> min<sup>-1</sup>,而在光催化和电催化氧化作用下的降解率仅分别为 23.2%和 46.9%,反应速率分别仅为光电催化过程的 19.0%和 50.9%,显然,光电催化具有比光催化和电催化氧化更高的 BPA 降解能力.此外,



反应条件: 阳极为 Fe/TNA-9, 阴极为钛箔, 电流密度为 1.15 mA·cm<sup>-2</sup>

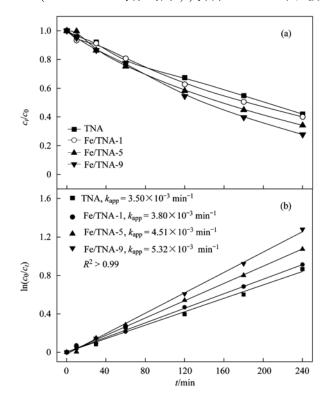
#### 图 5 BPA 在不同体系下的降解曲线及其反应速率常数

Fig. 5 Degradation curves of BPA in different systems and the corresponding rate constants

光电催化降解率大于光催化和电催化氧化降解率的 累加[图 5(a)中虚线],说明在光电催化反应不是 光催化和电催化氧化简单叠加引起的,两者的协同 作用将在 2.4 节中阐述.

#### 2.3 Fe 掺杂量的影响

图 6 为 TNA 和 Fe/TNA 光电催化对 BPA 的降解曲线及相应的动力学拟合曲线. 可以看出, TNA 表现出较好的光电催化反应活性, 反应 4 h, BPA 的降解率和反应速率分别为 58.0% 和 3.50 × 10<sup>-3</sup> min<sup>-1</sup>. 可能有两方面的原因: 一是 TNA 的表面缺陷使其可以被可见光激发<sup>[21]</sup>, 二是加在 TNA 上的恒定电流使其表面发生电催化氧化反应<sup>[15,28]</sup>. 同时, Fe/TNA 对 BPA 的降解效果优于 TNA, 且降解率和反应速率随 Fe 掺杂量的增加而增大. 以 Fe/TNA-1、Fe/TNA-5 或 Fe/TNA-9 为光阳极时 BPA 的降解率比 TNA 分别增加了 2.1%、7.8% 和 14.2%,反应速率则比 TNA 分别提高了 8.6%、28.9% 和52.0%. 这主要是因为所制备的 Fe/TNA 在可见光区具有较好的吸收能力, 且它们的禁带宽度小于TNA(UV-Vis DRS 表征结果), 表明 Fe/TNA 可以被



反应条件: 阳极为 TNA 或 Fe/TNA, 阴极为钛箔, 电流密度为 1.15 mA·cm<sup>-2</sup>

#### 图 6 Fe 掺杂量对光电催化降解 BPA 的影响

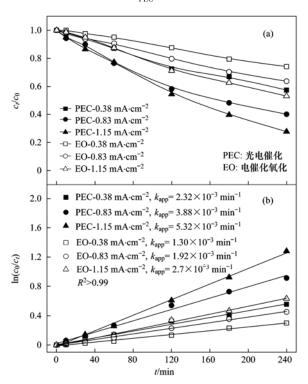
Fig. 6 Effect of Fe doping content on photoelectrocatalytic degradation of BPA

可见光激发并产生更多的光生电子和空穴参与反应<sup>[29]</sup>,提高光催化反应性能;此外,Fe 掺杂还能提高 TiO<sub>2</sub> 纳米管阵列的电催化氧化能力<sup>[30]</sup>,两方面的积极效应共同决定了 Fe/TNA 拥有比 TNA 更高的光电催化反应活性. 在后续实验中,选择 Fe/TNA-9 作为光阳极.

#### 2.4 电流密度的影响

图 7 为电流密度对 BPA 光电催化和电催化氧化降解率和反应速率的影响. 从中可见, BPA 的光电催化降解率和反应速率都随着电流密度的增加而增大,电流密度为 0.38、0.83 和 1.15 mA·cm<sup>-2</sup>时,反应 4 h, BPA 的降解率分别为 46.6%、59.9% 和72.2%,反应速率分别为 2.32×10<sup>-3</sup>、3.88×10<sup>-3</sup>和 5.32×10<sup>-3</sup> min<sup>-1</sup>. 这说明实验所采用的电流提供了足够高的偏压,在 Fe/TNA-9 上形成电压梯度以驱使光生空穴和电子分离<sup>[16]</sup>,从而促使 BPA 更快降解. 为进一步体现电流密度对 Fe/TNA-9 光电催化效能的提升程度,采用方程(2)计算光电催化反应中的电化学增强效应值<sup>[15]</sup>,计算结果见表 1.

$$E = \frac{k_{\text{PEC}} - k_{\text{EO}}}{k_{\text{PEC}}} \times 100\%$$
 (2)



反应条件: 阳极为 Fe/TNA-9, 阴极为钛箔, 电流密度为 0.38~1.15 mA·cm<sup>-2</sup>

图 7 电流密度对光电催化和电催化氧化降解 BPA 的影响 Fig. 7 Effect of current intensity on photoelectrocatalytic and electrocatalytic oxidation degradation of BPA

式中, $k_{PEC}$ 和  $k_{PC}$ 分别为光电催化和光催化反应表观速率常数. 计算结果证实了电流的引入对 Fe/TNA-9 降解 BPA 有明显的增强效应,且随着电流值的增大,增强效应越明显.

需要注意的是,BPA 的电催化氧化降解也表现出与光电催化相似趋势,在电流密度为  $0.38 \times 0.83$  和  $1.15 \text{ mA·cm}^{-2}$ 下反应 4 h,BPA 的电催化氧化降解率分别为  $25.9\% \times 36.4\%$  和 46.9%,反应速率分别为  $1.30 \times 10^{-3} \times 1.92 \times 10^{-3}$  和  $2.71 \times 10^{-3}$  min  $^{-1}$ . 这表明电催化氧化对 BPA 的光电催化降解有较大的贡献. 为了排除电催化氧化的单独贡献,通过方程(3)计算了不同电流密度下光电催化过程中光催化与电催化氧化的协同效应强度(S) [15],结果见表 1.

$$S = \frac{k_{\text{PEC}} - (k_{\text{PC}} + k_{\text{EO}})}{k_{\text{PEC}}} \times 100\%$$
 (3)

式中, $k_{PEC}$ 、 $k_{PC}$ 和  $k_{EO}$ 分别为光电催化、光催化和电催化氧化反应表观速率常数;S>0,说明有协同效应,S<0,则无协同效应。结果显示所有的 S 值都大于零,说明光电催化反应过程中,光催化和电催化氧化作用并不是简单的叠加,而是产生了协同作用。

表 1 光电催化降解过程的电化学增强值和协同效应强度

Table 1 Degree of electrochemical enhancement

and synergy in the FEC process					
电流密度/mA·cm <sup>-2</sup>	E/%	S/%			
0. 38	56. 5	0. 86			
0. 83	74. 0	24. 5			
1. 15	81. 0	30. 0			

#### 2.5 曝气的影响

添加  $O_2$  和 $H_2O_2$ 等氧化剂是提高光催化降解效率的有效手段<sup>[31]</sup>,在光电催化体系中,则可以通过在碳质阴极(如活性炭纤维、碳毡和石墨棒等)附近曝气,通过  $O_2$  的双原子电化学还原反应持续提供 $H_2O_2$ [反应(4)]<sup>[32]</sup>,从而促进光电催化体系的降解效率,因此,分别考察以钛箔和碳布为阴极时曝气对光电催化降解 BPA 的影响.

$$O_2 + 2e^- + 2H^+ \longrightarrow H_2O_2$$
 (4)

#### 2.5.1 以钛箔为阴极曝气的影响

图 8(a) 为不同曝气速率下 BPA 的光电催化降解曲线,图 8(b) 为相应的反应动力学拟合曲线.从中可见,相比单纯光电催化,在以一定速率通入空气的反应中,BPA 的降解率及反应速率都有所增加,且随着曝气速率的增大而增大.反应 4 h 后,在曝气速率为 0.2、0.5 和 1.0 L·min <sup>-1</sup>条件下,BPA 的

降解率分别为 76.0%、80.4% 和 82.7%,相比单纯光电催化分别增加了 3.7%、8.1% 和 10.4%;反应速率分别为 5.80×10 $^{-3}$ 、6.68×10 $^{-3}$  和 7.20×10 $^{-3}$  min $^{-1}$ ,相比单纯光电催化提高了 9.0%、23.7% 和 35.3%.通过测定无光照和 BPA 条件下(其他条件一致)溶液中 $H_2O_2$ 浓度,发现以钛箔为阴极的光电催化体系在曝气条件下未能产 $H_2O_2$ .但是,一些研究结果表明  $O_2$  的存在对光催化反应具有促进作用 $[^{133.34]}$ ,因此可以推断其中起主要作用的是  $O_2$ .  $O_2$  是常用且相对高效的电子受体 $[^{35]}$ ,可以捕获光生电子,抑制光生电子和空穴复合同时,还能额外产生  $O_2^{-1}$ 、 $\cdot$  OH 和  $H_2O_2$  等活性物种 [ 反应 (5) ~ 反应 (9) ]  $[^{36]}$ ,对 BPA 的降解产生积极效应.随着曝气速率的增大,产生更多的活性物种,因此降解率和降解速率得到提高.

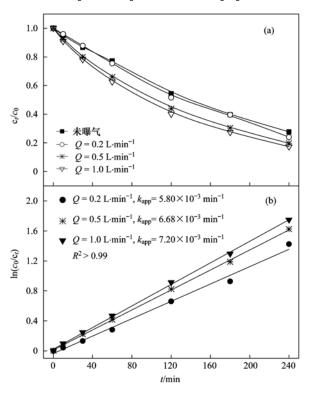
$$O_2 + e^- \longrightarrow O_2^{--}$$
 (5)

$$O_2^{-} + H^+ \longrightarrow HO_2^{-}$$
 (6)

$$HO_2^{\cdot} + HO_2^{\cdot} \longrightarrow H_2O_2 + O_2$$
 (7)

$$O_{2}^{-} + HO_{2}^{-} + H^{+} \longrightarrow H_{2}O_{2} + O_{2}$$
 (8)

$$H_2O + HO_2 \longrightarrow \cdot OH + H_2O_2$$
 (9)



反应条件: 阳极为 Fe/TNA-9, 钛箔为阴极, 电流密度为 1.15 mA·cm<sup>-2</sup>

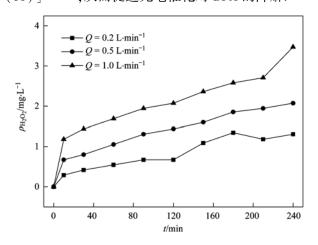
图 8 以钛箔为阴极时不同曝气速率光电催化降解 BPA 的影响

Fig. 8 Photoelectrocatalytic degradation of BPA at various aeration rate when titanium foil was used as the cathode

#### 2.5.2 以碳布为阴极曝气的影响

通过碳布暗吸附实验发现碳布吸附对 BPA 降解率的贡献小于5%,可忽略不计.

不同曝气速率下 $H_2O_2$ 的产量如图 9 所示, BPA 的降解曲线和反应动力学拟合曲线见图 10. 由图 10 可以看到, 当曝气速率为  $0.2 \text{ L·min}^{-1}$ 时, 光电催化反应 4 h, BPA 的降解率为 94.1%, 比单纯光电催化增加了 21.8%; 反应速率为  $11.60 \times 10^{-3}$  min  $^{-1}$ , 是单纯光电催化的 2.2 倍. 同时, 还发现反应后 $H_2O_2$ 的质量浓度小于 0.34 mg·L  $^{-1}$ , 这说明 $H_2O_2$ 参与了光电催化反应, 1120, 10 存在大大提高了光电催化降解 BPA 的效率. 因为1120, 12 具有很高的氧化电势及亲电子性, 是一种比 1120, 更好的电子受体 1121, 在光电催化中可以捕获光生电子, 抑制光生电子和空穴复合的同时产生 1121, 11 反应 1121, 11 以而促进光电催化对 BPA 的降解.



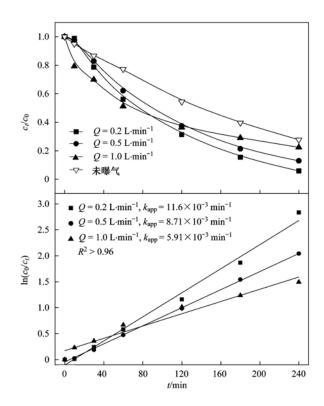
反应条件: 阳极为 Fe/TNA-9, 阴极为碳布, 电流密度为  $1.15 \text{ mA·cm}^{-2}, \text{pH} = 3, 1.0 \text{ mol·L}^{-1} \text{ Na}_2 \text{SO}_4, 无光照和 BPA}$  图  $\mathbf{9}$  不同曝气速率下 $\mathbf{H}_2$   $\mathbf{O}_2$ 的产量

Fig. 9 Yield of  $H_2O_2$  at various aeration rates

$$H_2O_2 + 2e^- \longrightarrow \cdot OH$$
 (10)

$$H_2O_2 + \cdot OH \longrightarrow HO_2 + H_2O$$
 (11)

$$H_2O_2 + \cdot OH \longrightarrow O_2 + H_2O$$
 (12)



反应条件: 阳极为 Fe/TNA-9, 阴极为碳布, 电流密度为 1.15 mA·cm<sup>-2</sup>

图 10 以碳布为阴极时不同曝气速率光电催化降解 BPA 的影响 Fig. 10 Photoelectrocatalytic degradation of BPA at various aeration rate using carbon cloth as the cathode

#### 3 结论

- (1)采用阳极氧化-浸渍沉积法制备的 Fe/TNA 具有规则排列的管状结构, Fe 的掺杂未改变 TiO<sub>2</sub> 纳米管阵列的表面形貌和晶型, 但改变了其光吸收性能, Fe/TNA 的光吸收边界发生红移, 在可见光区有明显的吸收.
- (2)在模拟太阳光照射下,Fe/TNA 光电催化对BPA 降解效果优于 TNA,反应 4 h,BPA 的降解率相差 14.2%,降解过程符合准一级反应动力学方程;Fe 掺杂量和电流密度对降解效率有较大影响.
- (3)反应过程中曝气可以明显提高 Fe/TNA 光电催化降解 BPA 的效果, 钛箔为阴极时, 以 1.0  $L \cdot min^{-1}$ 速率曝气可以将 BPA 降解率由单纯光电催化的 72.3% 提高至 82.7%; 碳布为阴极时曝气使反应液产生一定浓度的  $H_2O_2$ , 当曝气速率为 0.2  $L \cdot min^{-1}$ 时,  $H_2O_2$ 强化光电催化降解 BPA 的降解率可达 94.1%.

#### 参考文献:

学

- [1] Sánchez-Polo M, Abdel Daiem M M, Ocampo-Pérez R, et al.
  Comparative study of the photodegradation of bisphenol A by HO; SO<sub>4</sub> and CO<sub>3</sub> / HCO<sub>3</sub> radicals in aqueous phase
  [J]. Science of the Total Environment, 2013, 463-464: 423-431.
- [2] Chang C, Zhu L Y, Fu Y, et al. Highly active Bi/BiOI composite synthesized by one-step reaction and its capacity to degrade bisphenol A under simulated solar light irradiation [J]. Chemical Engineering Journal, 2013, 233: 305-314.
- [ 3 ] Zhang L, Wang W Z, Sun S M, et al. Elimination of BPA endocrine disruptor by magnetic BiOBr@ SiO<sub>2</sub>@ Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub> photocatalyst [ J ]. Applied Catalysis B: Environmental, 2014, 148: 164-169.
- [4] Rezg R, El-Fazaa S, Gharbi N, et al. Bisphenol A and human chronic diseases: Current evidences, possible mechanisms, and future perspectives [J]. Environment International, 2014, 64: 83-90.
- [5] Khalil N, Ebert J R, Wang L, et al. Bisphenol A and cardiometabolic risk factors in obese children [J]. Science of the Total Environment, 2014, 470-471; 726-732.
- [6] Chang B V, Liu J H, Liao C S. Aerobic degradation of bisphenol-A and its derivatives in river sediment [J]. Environmental Technology, 2014, 35(4): 416-424.
- [7] Govindaraj M, Rathinam R, Sukumar C, et al. Electrochemical oxidation of bisphenol-A from aqueous solution using graphite electrodes [J]. Environmental Technology, 2013, 34(4): 503-511.
- [8] Zaviska F, Drogui P, Blais J F, et al. Electrochemical treatment of bisphenol-A using response surface methodology [J]. Journal of Applied Electrochemistry, 2012, 42(2): 95-109.
- [ 9 ] Yang X J, Tian P F, Zhang C X, et al. Au/carbon as Fentonlike catalysts for the oxidative degradation of bisphenol A [ J ]. Applied Catalysis B: Environmental, 2013, 134-135: 145-152.
- [10] Huang W Y, Brigante M, Wu F, et al. Assessment of the Fe( III)-EDDS complex in Fenton-like processes: from the radical formation to the degradation of bisphenol A [ J ]. Environmental Science & Technology, 2013, 47 (4): 1952-1959.
- [11] Lu N, Lu Y, Liu F Y, et al. H<sub>3</sub>PW<sub>12</sub>O<sub>40</sub>/TiO<sub>2</sub> catalyst-induced photodegradation of bisphenol A (BPA): Kinetics, toxicity and degradation pathways [J]. Chemosphere, 2013, 91(9): 1266-1272.
- [12] Xin Y J, Gao M C, Wang Y C, et al. Photoelectrocatalytic degradation of 4-nonylphenol in water with WO<sub>3</sub>/TiO<sub>2</sub> nanotube array photoelectrodes [J]. Chemical Engineering Journal, 2014, 242: 162-169.
- [13] Nie X, Chen J Y, Li G Y, et al. Synthesis and characterization of TiO<sub>2</sub> nanotube photoanode and its application in photoelectrocatalytic degradation of model environmental pharmaceuticals [J]. Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 2013, 88(8): 1488-1497.

- [14] Daghrir R, Drogui P, Delegan N, et al. Removal of chlortetracycline from spiked municipal wastewater using a photoelectrocatalytic process operated under sunlight irradiations [J]. Science of the Total Environment, 2014, 466-467: 300-305.
- [15] Daskalaki V M, Fulgione I, Frontistis Z, et al. Solar light-induced photoelectrocatalytic degradation of bisphenol-A on TiO<sub>2</sub>/ITO film anode and BDD cathode [J]. Catalysis Today, 2013, 209: 74-78.
- [16] Brugnera M F, Rajeshwar K, Cardoso J C, et al. Bisphenol A removal from wastewater using self-organized TiO<sub>2</sub> nanotubular array electrodes [J]. Chemosphere, 2010, 78(5): 569-575.
- [17] Li X Z, He C, Graham N, et al. Photoelectrocatalytic degradation of bisphenol A in aqueous solution using a Au-TiO<sub>2</sub>/ITO film [J]. Journal of Applied Electrochemistry, 2005, 35(7-8): 741-750.
- [18] Xie Y B, Li X Z. Degradation of bisphenol A in aqueous solution by H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>-assisted photoelectrocatalytic oxidation [J]. Journal of Hazardous Materials, 2006, 138(3): 526-533.
- [19] Wang J L, Liu C, Shen W D, et al. Preparation of Fe-doped TiO<sub>2</sub> nanotube arrays and their room-temperature ferromagnetic properties [J]. Journal of Nanoscience and Nanotechnology, 2014, 14(8): 5951-5956.
- [20] Cao C L, Hu C G, Shen W D, et al. Cobalt oxide modified highly ordered TiO<sub>2</sub> nanotube arrays: enhanced visible light photoelectrochemical properties [J]. Science of Advanced Materials, 2013, 5(9): 1256-1263.
- [21] Xu Z H, Yu J G. Visible-light-induced photoelectrochemical behaviors of Fe-modified TiO<sub>2</sub> nanotube arrays [J]. Nanoscale, 2011, 3(8): 3138-3144.
- [22] Sellers R M. Spectrophotometric determination of hydrogen peroxide using potassium titanium (iv) oxalate [J]. Analyst, 1980, 105(1255): 950-954.
- [23] Wu Q, Ouyang J J, Xiea K P, et al. Ultrasound-assisted synthesis and visible-light-driven photocatalytic activity of Feincorporated TiO<sub>2</sub> nanotube array photocatalysts [J]. Journal of Hazardous Materials, 2012, 199-200: 410-417.
- [24] Wu Q, Su Y F, Sun L, et al. Preparation and visible light photocatalytic activity of Fe-N codoped TiO<sub>2</sub> nanotube arrays [J]. Acta Physico-Chimica Sinica, 2012, **28**(3): 635-640.
- [25] Adán C, Bahamonde A, Fernández-García M, et al. Structure and activity of nanosized iron-doped anatase TiO<sub>2</sub> catalysts for phenol photocatalytic degradation [J]. Applied Catalysis B: Environmental, 2007, 72(1-2): 11-17.
- [26] Surolia P K, Tayade R J, Jasra R V. Effect of anions on the photocatalytic activity of Fe( III ) salts impregnated TiO<sub>2</sub> [J]. Industrial & Engineering Chemistry Research, 2007, 46 (19): 6196-6203.
- [27] Dai G P, Yu J G, Liu G. Synthesis and enhanced visible-light photoelectrocatalytic activity of p-n junction BiOL/TiO<sub>2</sub> nanotube arrays [J]. The Journal of Physical Chemistry C, 2011, 115 (15): 7339-7346.

- [28] Frontistis Z, Daskalaki V M, Katsaounis A, et al. Electrochemical enhancement of solar photocatalysis: Degradation of endocrine disruptor bisphenol-A on Ti/TiO<sub>2</sub> films [J]. Water Research, 2011, 45(9): 2996-3004.
- [29] Tu Y F, Huang S Y, Sang J P, et al. Preparation of Fe-doped TiO<sub>2</sub> nanotube arrays and their photocatalytic activities under visible light [J]. Materials Research Bulletin, 2010, 45(2): 224-229.
- [30] Cong Y Q, Li Z, Zhang Y, et al. Synthesis of α-Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>/TiO<sub>2</sub> nanotube arrays for photoelectro-Fenton degradation of phenol [J]. Chemical Engineering Journal, 2012, 191: 356-363.
- [31] Tseng D H, Juang L C, Huang H H. Effect of oxygen and hydrogen peroxide on the photocatalytic degradation of monochlorobenzene in TiO<sub>2</sub> aqueous suspension [ J ]. International Journal of Photoenergy, 2012, doi: 10.1155/2012/ 328526
- [32] Loaiza-Ambuludi S, Panizza M, Oturan N, et al. Electro-Fenton degradation of anti-inflammatory drug ibuprofen in hydroorganic medium [J]. Journal of Electroanalytical Chemistry, 2013, 702; 31-36.
- [33] 李明洁, 喻泽斌, 陈颖, 等. TiO<sub>2</sub> 光催化降解 PFOA 的反应 动力学及机制研究 [J]. 环境科学, 2014, **35**(7): 2612-2619.
- [34] Diesen V, Jonsson M. Effects of O<sub>2</sub> and H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> on TiO<sub>2</sub> photocatalytic efficiency quantified by formaldehyde formation from tris ( hydroxymethyl ) aminomethane [J]. Journal of Advanced Oxidation Technologies, 2013, 16(1): 16-22.
- [35] Dionysiou D D, Suidan M T, Baudin I, et al. Effect of hydrogen peroxide on the destruction of organic contaminants-synergism and inhibition in a continuous-mode photocatalytic reactor [J]. Applied Catalysis B: Environmental, 2004, 50 (4): 259-269.
- [36] Guo Z C, Chen B, Mu J B, et al. Iron phthalocyanine/TiO<sub>2</sub> nanofiber heterostructures with enhanced visible photocatalytic activity assisted with H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> [J]. Journal of Hazardous Materials, 2012, 219-220: 156-163.
- [37] Hashemzadeh F, Rahimi R, Gaffarinejad A. Influence of operational key parameters on the photocatalytic decolorization of Rhodamine B dye using Fe<sup>2+</sup>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>/Nb<sub>2</sub>O<sub>5</sub>/UV system [J]. Environmental Science and Pollution Research, 2014, 21(7): 5121-5131.
- [38] Sivakumar S, Selvaraj A, Ramasamy A K, et al. Enhanced photocatalytic degradation of reactive dyes over FeTiO<sub>3</sub>/TiO<sub>2</sub> heterojunction in the presence of H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> [J]. Water, Air, and Soil Pollution, 2013, **224**(5): 1529.
- [39] Wantala K, Khemthong P, Wittayakun J, et al. Visible light-irradiated degradation of alachlor on Fe-TiO<sub>2</sub> with assistance of H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> [J]. Korean Journal of Chemical Engineering, 2011, 28 (11); 2178-2183.
- [40] Zhang Q, Li C L, Li T. Rapid photocatalytic decolorization of methylene blue using high photon flux UV/TiO<sub>2</sub>/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> process [J]. Chemical Engineering Journal, 2013, 217: 407-413.

# **HUANJING KEXUE**

Environmental Science (monthly)

Vol. 36 No. 2 Feb. 15, 2015

## **CONTENTS**

Size Distribution Characteristics of Particulate Mercury on Haze and Non-haze Days	····· ZHU Qiong-yu, CHENG Jin-ping, WEI Yu-qing, et al. (3/3)
Impact of Atmospheric Pollutants Transport Pathways on Aerosol Optical Properties at Shangdianzi Background Station	
Chemical Characteristics of 3-year Atmospheric Precipitation in Summer, Taiyuan	
Pollution Characteristics of Organic and Elemental Carbon in PM <sub>2.5</sub> in Taiyuan	LIU Shan, PENG Lin, WEN Yan-ping, et al. ( 396 )
Levels and Distribution of Organochlorine Pesticides and Dioxin-Like Polychlorinated Biphenyls in Atmospheric Particulates in Xini	ing and Tianjun, Qinghai Province, China ······· I. Qiu-xu, HE Chang, MA Zhao-hui, et al. (402)
Particulate Matter Adsorption Capacity of 10 Evergreen Species in Beijing	
Carbon Sources Metabolic Characteristics of Airborne Microbial Communities in Constructed Wetlands	
Spatial Distribution Characteristics of the Physical and Chemical Properties of Water in the Kunes River After the Supply of Snowm	
	······· LIU Xiang, GUO Ling-peng, ZHANG Fei-yun, et al. (421)
Composition Characteristics and Source Analysis of Major Ions in Four Small Lake-watersheds on the Tibetan Plateau , China $\ \cdots$	
Seasonal Stratification and Eutrophication Characteristics of a Deep Reservoir, Longtan Reservoir in Subtropical Area of China …	
Phosphorus Fractions, Sorption Characteristics and Its Release in the Sediments of Yangtze Estuary Reservoir, China	
Spatial-Temporal Distributions of Dissolved Inorganic Carbon and Its Affecting Factors in the Yellow River Estuary	
Distributions of Phosphorus Fractions in Suspended Sediments and Surface Sediments of Tiaoxi Mainstreams and Cause Analysis $\cdots$	
Characteristics of Nitrogen Pollution and the Potential Mineralization in Surface Sediments of Dianchi Lake	···· MENG Ya-yuan, WANG Sheng-rui, JIAO Li-xin, et al. ( 471 )
Influence of Transient Storage on Solute Transport and the Parameter Sensitivity Analysis in a Suburban Drainage Ditch	LI Ru-zhong, QIAN Jing, DONG Yu-hong, et al. ( 481 )
Sources, Pollution Statue and Potential Ecological Risk of Heavy Metals in Surface Sediments of Aibi Lake, Northwest China	$\cdots$ ZHANG Zhao-yong, Jilili Abuduwaili, JIANG Feng-qing ( $490$ )
Speciation Distribution and Risk Assessment of Heavy Metals in Sediments in Suburban Outfall of Industrial Oasis Region	
Assessment of Sources, Spatial Distribution and Ecological Risk of Heavy Metals in Soils in a Typical Industry-based City of Shand	long Province, Eastern China
Removal of Triclosan with the Method of $\mathrm{UV/ClO}_2$ and Its Degradation Products $\cdots$	
Mechanism of Groundwater As( V ) Removal with Ferric Flocculation and Direct Filtration · · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	KANG Ying, DUAN Jin-ming, JING Chuan-yong ( 523 )
$ Preparation of Nano Zero-valent Iron/Sargassum \ horneri \ Based \ Activated \ Carbon \ for \ Removal \ of \ Cr(\ VI) \ from \ Aqueous \ Solution \\ \cdots$	ZENG Gan-ning, WU Xiao, ZHENG Lin, et al. (530)
Adsorption of Cr(VI) on Magnetic Graphene from Aqueous Solution	LIU Wei, YANG Qi, LI Bo, et al. (537)
Adsorption of the TiO <sub>2</sub> @ Yeast Composite Microspheres for Adsorbing Fluorescent Whitening Agent-VBL in Fixed Bed	WU Fei, ZHANG Kai-qiang, BAI Bo, et al. (545)
Preparation and Pb <sup>2+</sup> Electrosorption Characteristics of MnO <sub>2</sub> /CFP Composite Electrode	LIU Fang-yuan, HU Cheng-zhi, LI Yong-feng, et al. (552)
Preparation of Weak Light Driven TiO <sub>2</sub> Multi Composite Photocatalysts via Adsorption Phase Synthesis	WANG Ting, ZHU Yi-chen, SUN Zhi-xuan, et al. (559)
Photoelectrocatalytic Degradation of Bisphenol A in Water by Fe Doped-TiO <sub>2</sub> Nanotube Arrays Under Simulated Solar Light Irradiat	tion ··· XIANG Guo-liang, YU Ze-bin, CHEN Ying, et al. (568)
Oxidation of Cationic Red 3R in Water with H <sub>2</sub> O <sub>2</sub> Catalyzed by Mineral Loaded with Fe/Co	MA Nan, LIU Hua-bo, XIE Xin-yuan ( 576 )
Characteristics of Acid Red 3R Wastewater Treatment by Ozone Microbubbles · · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	
Effects of Carbon Sources, Temperature and Electron Acceptors on Biological Phosphorus Removal	
Startup, Stable Operation and Process Failure of EBPR System Under the Low Temperature and Low Dissolved Oxygen Condition	
Effects of Dissolved Oxygen in the Oxic Parts of A/O Reactor on Degradation of Organic Pollutants and Analysis of Microbial Comm	
	DING Peng-yuan, CHU Li-bing, ZHANG Nan, et al. (604)
Isolation of Filamentous Fungi Capable of Enhancing Sludge Dewaterability and Study of Mechanisms Responsible for the Sludge Dewaterability	ewaterability Enhancement ·····
	ZHOU Yu-jun, FU Hao-yi, FAN Xian-feng, et al. (612)
Impacts of Alkaline Thermal Treatment on Characteristics of Sludge from Sewage Treatment Plant	
Responses of Ecosystem Carbon Budget to Increasing Nitrogen Deposition in Differently Degraded Leynus chinensis Steppes in Inner	
Impacts of Elevated Ozone Concentration on N <sub>2</sub> O Emission from Arid Farmland	
Multi-Year Measurement of Soil Respiration Components in a Subtropical Secondary Forest	
Spatial Variability of Soil Nitrogen and Related Affecting Factors at a County Scale in Hilly Area of Mid-Sichuan Basin	
Effects of Land Use Change on Soil Active Organic Carbon in Deep Soils in Hilly Loess Plateau Region of Northwest China	
Carbon Source Metabolic Diversity of Soil Microbial Community Under Different Climate Types in the Area Affected by Wenchuan	0 0 0
	··· ZHANG Guang-shuai LIN Yong-ming MA Rui-feng <i>et al.</i> ( 669 )
Optimization of Electrode Configuration in Soil Electrokinetic Remediation	
Distribution and Health Risk of HCHs and DDTs in a Contaminated Site with Excavation	
Transformation and Mobility of Arsenic in the Rhizosphere and Non-Rhizosphere Soils at Different Growth Stages of Rice	
Extraction of Plant Root Apoplast Solution; A Case Study with Polycyclic Aromatic Hydrocarbons	
Mechanism of Manganese Binding to Leaf Cell Wall of Phytolacca americana L.	
Degradation Characteristics of Naphthalene with a Pseudomonas aeruginosa Strain Isolated from Soil Contaminated by Diesel	• • •
Toxic Effects of CdSe/ZnS QDs to Zebrafish Embryos	
Physiological Response of Neocaridina denticulate to the Toxicity of Cu <sup>2+</sup> and Chlorpyrifos	
Determination of Anilines in Environmental Water Samples by Simultaneous Derivatization and Ultrasound Assisted Emulsification 1	
Ionization Detectors	
Adsorption of Calcium Ion from Aqueous Solution Using Na +-Conditioned Clinoptilolite for Hot-Water Softening	
Construction and Application of Economy-Pollution-Environment Three-Dimensional Evaluation Model for District	9
Construction and Approximation of Economy Fortunal Environment functional Evaluation model for Distillet	1 min 5ans, mr won-bao, mr zhon-ning ( 731 )

# 《环境科学》第6届编辑委员会

主 编:欧阳自远

副主编:赵景柱 郝吉明 田 刚

编 委:(按姓氏笔画排序)

万国江 王华聪 王凯军 王绪绪 田 刚 田 静 史培军

朱永官 刘志培 汤鸿霄 陈吉宁 孟 伟 周宗灿 林金明

欧阳自远 赵景柱 姜 林 郝郑平 郝吉明 聂永丰 黄 霞

黄耀 鲍强潘纲潘涛魏复盛

# 环维种草

### (HUANJING KEXUE)

(月刊 1976年8月创刊)

2015年2月15日 第36卷 第2期

#### ENVIRONMENTAL SCIENCE

(Monthly Started in 1976)

Vol. 36 No. 2 Feb. 15, 2015

主	管	中国科学院	Superintended	by	Chinese Academy of Sciences
主	办	中国科学院生态环境研究中心	Sponsored	by	Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese
协	办	(以参加先后为序)			Academy of Sciences
		北京市环境保护科学研究院	Co-Sponsored	by	Beijing Municipal Research Institute of Environmental
		清华大学环境学院			Protection
主	编	欧阳自远			School of Environment, Tsinghua University
	辑	《环境科学》编辑委员会	Editor-in -Chief		OUYANG Zi-yuan
⊃mj	<del>14</del>	北京市 2871 信箱(海淀区双清路	Edited	by	The Editorial Board of Environmental Science (HUANJING
		18号,邮政编码:100085)			KEXUE)
		电话:010-62941102,010-62849343			P. O. Box 2871, Beijing 100085, China
		传真:010-62849343			Tel: 010-62941102, 010-62849343; Fax: 010-62849343
		E-mail; hjkx@ rcees. ac. cn			E-mail: hjkx@ reees. ac. en
		http://www.hjkx.ac.cn			http://www. hjkx. ac. cn
出	版	4 望出版社	Published	by	Science Press
щ	///	北京东黄城根北街 16 号			16 Donghuangchenggen North Street,
		邮政编码:100717			Beijing 100717, China
印刷装	订	北京北林印刷厂	Printed	by	Beijing Bei Lin Printing House
	行	<b>斜学出版社</b>	Distributed	by	Science Press
		电话:010-64017032			Tel:010-64017032
		E-mail: journal@ mail. sciencep. com			E-mail:journal@mail.sciencep.com
订 购	处	全国各地邮电局	Domestic		All Local Post Offices in China
国外总发	行	中国国际图书贸易总公司	Foreign		China International Book Trading Corporation (Guoji
		(北京 399 信箱)			Shudian), P. O. Box 399, Beijing 100044, China

中国标准刊号: ISSN 0250-3301 CN 11-1895/X

国内邮发代号: 2-821

国内定价:120.00元

国外发行代号: M 205

国内外公开发行