

Fenton 反应及其参与的光催化体系的 机理研究进展

高英^{1,2,3}, 段继周^{1,3}

(1.中国科学院海洋研究所 海洋环境腐蚀与生物污损重点实验室, 山东 青岛 266071; 2.中国科学院大学, 北京 100049; 3.青岛海洋科学与技术试点国家实验室 海洋腐蚀与防护开放工作室, 山东 青岛 266071)

摘要: 综述了光催化降解有机污染物和杀菌的机理, 其中降解有机物机理的主要内容为空穴和羟基自由基($\cdot\text{OH}$)氧化分解有机污染物, 杀菌机理与降解有机物类似, 即电子和空穴或含氧自由基攻击细菌的细胞壁、细胞膜和胞内成分, 使细菌失活。分别从 Fe^{2+} 和 Cu^{2+} 两种离子介导的 Fenton 反应总结了 Fenton 反应的机理, 得出两种离子介导的 Fenton 反应具有类似机理的结论。最后阐述了目前在光催化体系中引入 Fenton 反应的研究现状及作用机理, 发现将 Fenton 反应引入光催化体系是促进光催化活性的有效途径。

关键词: 光催化; Fenton 反应; 机理; 电子-空穴对; 羟基自由基($\cdot\text{OH}$)

DOI: 10.7643/issn.1672-9242.2019.09.014

中图分类号: V216 **文献标识码:** A

文章编号: 1672-9242(2019)09-0079-05

Research Progress on Mechanism of Fenton Reaction and Its Involved Photocatalytic System

GAO Ying^{1,2,3}, DUAN Ji-zhou^{1,3}

(1. Key Laboratory of Marine Environmental Corrosion and Bio-fouling, Institute of Oceanology, Chinese Academy of Sciences, Qingdao 266071, China; 2. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China; 3. Open Studio for Marine Corrosion and Protection, Pilot National Laboratory for Marine Science and Technology (Qingdao), Qingdao 266071, China))

ABSTRACT: This paper reviewed the mechanism of photocatalytic degradation of organic pollutants and sterilization, among them the main content of organic matter degradation mechanism were holes and hydroxyl radical (OH) oxidative decomposition of organic pollutants, the sterilization mechanism and degradation of organic matter, namely electrons and holes or oxygen free radicals attack bacteria cell wall, cell membrane and intracellular constituents, the bacterial inactivation. The mechanism of Fenton reaction was summarized from Fe^{2+} and Cu^{2+} ion-mediated Fenton reactions respectively, and the conclusion that the two ion-mediated Fenton reactions had similar mechanisms was drawn. Finally, the current research status and mechanism of introducing Fenton reaction into photocatalytic system were described, and it was found that introducing Fenton reaction into photocatalytic system was an effective way to promote photocatalytic activity.

KEY WORDS: photocatalysis; Fenton reaction; mechanism; electron-hole pair; hydroxyl radical (OH)

近几年,以产生强氧化性自由基为主的氧化技术得到了迅速发展。这种技术利用活性自由基攻击有机污染物,将有机污染物分子逐步降解成二氧化碳、水和无机盐等小分子物质,高效地去除有机污染物^[1]。其中光催化技术同时具有降解有机污染物和杀菌的作用^[2]。光催化技术的核心是半导体材料,而半导体材料由于自身性质不同,光催化性能也不同。光催化半导体材料通常只对波长<400 nm 的紫外区进行响应,而这部分区域只占太阳能辐射的 7%。为了提高太阳能利用率,研究者通常对材料进行改性或制备新型光催化材料来拓宽光催化材料的光响应范围,以提高光催化材料的量子产率和光化学稳定性。Fenton 反应能将 H_2O_2 分解产生大量的羟基自由基 ($\cdot\text{OH}$),增加羟基自由基 ($\cdot\text{OH}$) 的产出。若将 Fenton 反应与光催化体系结合,可进一步提高材料的光催化性能。因此明确半导体材料的光催化作用机理、Fenton 反应机理以及引入 Fenton 反应的光催化体系的作用机理对目标材料的成功合成有重要的意义。

1 光催化作用机理

1.1 降解有机污染物机理

环境污染越来越严重,尤其是有毒有害的有机物污染。实现有机污染物的快速高效降解,对环境的治理有重要的意义。光催化作用在有机污染物的降解中起着举足轻重的作用。对于单一的光催化半导体材料,光催化降解有机污染物的机理为:当半导体材料吸收大于其带隙的光能后,电子跃迁至导带,价带产生空穴,材料内形成电子-空穴对;空穴可以直接氧化吸附材料表面的有机污染物,而迁移到半导体材料表面且未发生复合的电子与材料表面的 O_2 发生反

应,生成过氧基离子 ($\cdot\text{O}_2^-$),过氧基离子 ($\cdot\text{O}_2^-$) 在水溶液中形成 H_2O_2 ,最后生成对光催化氧化起决定作用的羟基自由基 ($\cdot\text{OH}$),降解有机污染物^[3-4]。单一半导体光催化降解有机污染物的作用机理如图 1a 所示^[5]。单一光催化半导体材料中,光生电子-空穴的复合率高,量子产率低,限制了半导体材料的光催化活性。为了提高材料的光催化活性,对半导体材料进行复合,半导体复合后通常会形成异质结,异质结的存在促进了光生电子-空穴对的分离,且减缓它们的复合速率,极大地提高了半导体材料的光催化效率^[6]。半导体复合材料的光催化作用机理如图 1b 所示^[7]。Wang 等发现,虽然异质结的存在实现了光催化半导体材料电子空穴的有效分离,但是电子迁移到较低的负带,而空穴迁移到较低的正带,导致电子的还原能力和空穴的氧化能力减弱,对材料的光催化性能的进一步提升产生限制^[8]。Z-scheme 机制是在不牺牲电子还原能力和空穴氧化能力的前提下,实现光生电子和空穴高效分离的可行途径。因此在光催化半导体材料的复合方法中,形成具有 Z-scheme 机制的光催化体系也是一种提高材料光催化活性的有效策略。因为具有高还原能力的光生电子被恢复到一个光催化剂中,而具有高氧化能力的空穴被恢复到了光催化体系的另一个光催化剂中,然后电子和空穴被应用于各自的表面反应,使得材料的光催化活性得到进一步的提高,这也是 Z-scheme 机制的作用机理^[9-10]。对于 Z-scheme 机制,其中直接 Z-scheme 机制有更好的作用效果。Reshma 等的研究表明, $\text{C}_3\text{N}_4/\text{FeWO}_4$ 复合材料的直接 Z-scheme 机制具有 C_3N_4 带边和 FeWO_4 带势的交错带结构,更有利于 C_3N_4 中电子-空穴对的分离,提高材料的光催化活性,作用机制如图 1c 所示^[11]。

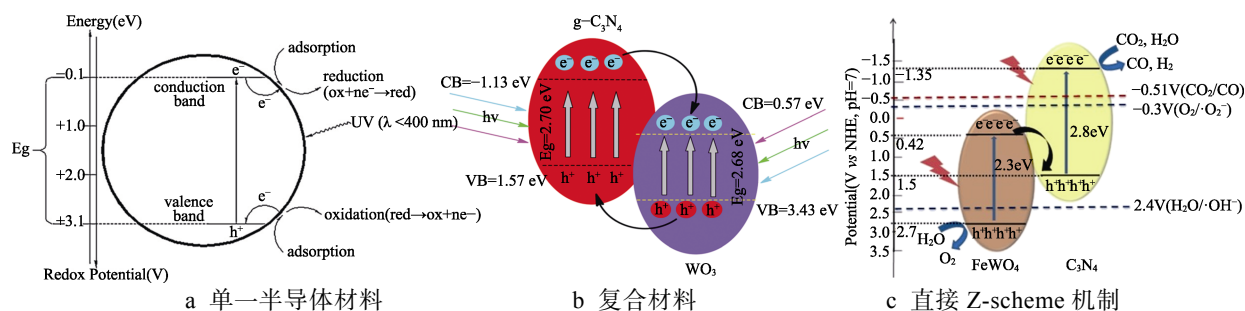


图 1 光催化作用机理

1.2 光催化杀菌机理

海洋生物污损会对海洋工程设施产生严重的损害,造成巨大的经济损失。根据海洋生物污损中生物膜的形成过程,杀菌过程对阻止海洋生物污损有重要的作用。在众多杀菌的方法中,光催化杀菌是一种绿

色环保的新型杀菌方法。光催化杀菌的机理主要包含两部分:其一,当光照射能量等于或大于光催化半导体材料的禁带宽度时,被激发的电子从价带跃迁至导带,价带上产生光生空穴,半导体内部形成电子-空穴对,光生电子和光生空穴可直接与细胞壁、细胞膜以及细胞内的组成成分反应,引起细菌的功能单元失

活,导致细胞死亡;其二,光生空穴将光催化半导体材料表面吸附的 OH^- 或 H_2O 分子氧化成羟基自由基 ($\cdot\text{OH}$),光生电子与表面吸附的 O_2 反应,生成超氧离子自由基 ($\cdot\text{O}_2^-$) 后,进一步生成 H_2O_2 和羟基自由基 ($\cdot\text{OH}$) 等活性氧类。生成的活性氧自由基与细胞壁、细胞膜或细胞内的组成成分发生反应,导致细菌死亡^[12]。邓慧华等也对半导体光催化杀菌机理进行了综述,主要内容为光生空穴和形成于半导体颗粒表面的活性氧自由基与细胞壁、细胞膜或细胞内的组成成分发生反应,使细菌失活^[13]。鹿院卫等通过分析光催化杀菌技术的原理,推断出催化剂表面羟基自由基 ($\cdot\text{OH}$) 的形成是光催化杀菌的关键。通过研究光催化杀灭大肠杆菌发现,细菌的失活过程为细胞壁由于肽聚糖层被分解首先被破坏,细胞的渗透作用发生变化。然后,细胞膜和胞内物质被破坏,细菌凋亡^[14]。机理如图2所示。

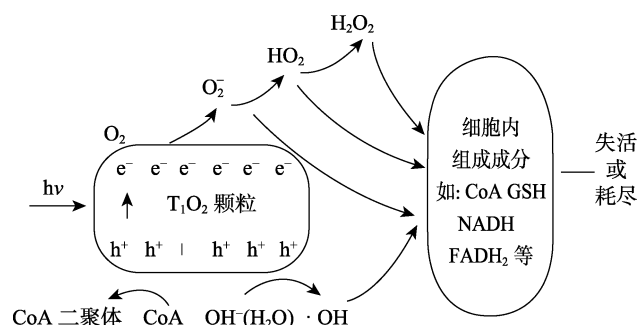


图2 光催化杀菌机理

2 Fenton 反应机理

1894年法国科学家Fenton发现在酸性条件下,酒石酸可以有效地被 $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ 组合降解。后人为了纪念这一发现,将 $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ 组合命名为Fenton试剂,并将Fenton试剂介导的反应称为Fenton反应^[15]。

2.1 $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ 介导的 Fenton 反应机理

由于 Fe^{2+} 的催化, H_2O_2 的分解活化能降低,两者反应过程中产生大量具有很高氧化还原电位的羟基自由基 ($\cdot\text{OH}$) 氧化分解有机物,使许多难降解的有机物质被氧化分解^[16]。Fenton反应的微观机制仍有争议。Haber和Weiss等最先研究了均相Fenton试剂 Fe^{2+} 与 H_2O_2 的反应,提出了羟基自由基 ($\cdot\text{OH}$) 理论,并揭示了自由基在该反应体系中的存在和作用^[17]。基于这一理论,科研人员经过大量研究,形成了降解有机污染物的链式Fenton反应机理。首先 Fe^{2+} 与 H_2O_2 反应生成 $\cdot\text{OH}$, 同时 Fe^{2+} 被氧化为 Fe^{3+} 。羟基自由基 ($\cdot\text{OH}$) 具有强氧化能力和高电负性或亲电子性,可以通过氧化还原反应、脱氢反应以及亲电加成大 π 键的羟基化反应攻击有机污染物,使之分解产生有机自

由基中间体以及羟基化产物。这些产物经过与羟基自由基 ($\cdot\text{OH}$) 的进一步反应,最终变成水和二氧化碳。在反应过程中,过量的 H_2O_2 也会与生成的羟基自由基 ($\cdot\text{OH}$) 进一步反应,产生超氧自由基 ($\text{HO}\cdot_2/\text{HO}\cdot_2$)。生成的 Fe^{3+} 亦可重新与 H_2O_2 反应,进而被还原为 Fe^{2+} , 同时 H_2O_2 被氧化为 $\text{HO}\cdot_2$ 。此外, Fe^{3+} 也可以被 $\text{HO}\cdot_2$ 还原为 Fe^{2+} , 产生 O_2 ^[18]。由于均相Fenton反应存在产生铁泥、pH响应范围窄、不能循环利用以及无法实现活性组分与反应溶液分离等问题,所以发展了多相Fenton催化剂。多相Fenton催化剂最大的特点是固相化自由金属离子,形成固体催化剂。因此,多相Fenton催化剂与反应溶液间存在固液界面,这导致多相Fenton催化反应机理比均相Fenton反应机理更加复杂。在多相Fenton催化体系中, H_2O_2 除了与释放到溶液中的少量金属离子发生反应外,还在固体催化剂表面发生反应。固体催化剂表面先与 H_2O_2 发生反应,生成强氧化性的羟基自由基 ($\cdot\text{OH}$),然后将吸附在固体表面的有机污染物氧化降解^[19]。

2.2 $\text{Cu}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ 介导的 Fenton 反应机理

在Fenton反应中,铁离子被发现是最有效和常用的。然而,这种类型的Fenton氧化存在一些缺点,如pH值低 ($\text{pH}=3$) 和污泥残渣量大。除铁盐外,一些其他的过渡金属离子盐溶液也可被用作均相Fenton试剂催化 H_2O_2 氧化有机污染物。如 Co^{2+} 、 Cu^{2+} 等也具有发生Fenton反应生成羟基自由基 ($\cdot\text{OH}$) 的活性,只是研究较少。Ling等发现,在 $\text{Co}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ 体系中,染料可以被有效地降解^[20]。吴南等采用溴邻苯三酚红氧化法测定了 $\text{Co}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ 体系与 $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ 一样,可以产生大量的羟基自由基 ($\cdot\text{OH}$)^[21]。Cai等发现紫外/ $\text{Mn}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ /微通气法能有效降解X-3B染料,原因是 $\text{UV}/\text{Mn}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ 体系中产生了很多羟基自由基 ($\cdot\text{OH}$)^[22]。Nichela等发现在 H_2O_2 存在下, Cu^{2+} 也可以如 Fe^{3+} 那样使硝基苯被高效地降解。此外,他们还发现 $\text{Cu}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ 体系比 $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ 体系pH响应范围更广^[23],这使得 $\text{Cu}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ 体系具有了更广的应用范围的可能性。马莹莹等也发现,镀铜废水中的 $\text{Cu}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ 体系能氧化降解硝基苯,原因也是在该体系中产生了大量的羟基自由基 ($\cdot\text{OH}$)^[24]。因此可以推断,这些体系与 $\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$ 体系有类似的反应机理。一些研究已经对均相铜盐与 H_2O_2 之间的作用机制进行了探讨和阐释,他们认为 Cu^+ 可以像 Fe^{2+} 一样通过Haber-Weiss反应,催化 H_2O_2 形成 $\cdot\text{OH}$, Cu^{2+} 也可像 Fe^{3+} 一样被 H_2O_2 或 $\text{HO}\cdot_2$ 还原为 Cu^{+} ^[1,25-26]。也有些学者认为 Cu^{2+} 和 H_2O_2 的反应机制与 Fe^{3+} 和 H_2O_2 的反应机制不同, Cu^{2+} 应首先与 H_2O_2 作用,形成中间物 $\text{Cu}^+\cdot\text{O}_2\text{H}$, 实现铜离子的还原,中间物 $\text{Cu}^+\cdot\text{O}_2\text{H}$ 再与 H_2O_2 进一步反应产生 $\cdot\text{OH}$ ^[1,27-28]。

3 引入 Fenton 反应的光催化体系作用机理

为了将 Fenton 反应引入光催化体系, 进一步提高材料的光催化性能, 研究者已经做了很多实验研究。Zhang 等采用两步法制备了含有异质结的 $\text{g-C}_3\text{N}_4/\text{FeWO}_4$ 复合材料, 并对 $\text{g-C}_3\text{N}_4/\text{FeWO}_4$ 的光催化性能进行了评价, 得出 $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$ 偶极子在光辅助氧化还原中有重要作用的结论。根据前人的研究, 已知 H_2O_2 与 Fe 离子发生反应, 产生羟基自由基 ($\cdot\text{OH}$), 可氧化有机污染物^[29-31]。Li 等报道了一种负载 Fe^{3+} 的碱性 $\text{g-C}_3\text{N}_4$ 基光催化剂, 通过构建固-气界面 Fenton 反应, 产生丰富的含氧自由基, 参与光催化反应, 该光催化体系能高效地降解挥发性有机化合物。证实原因为: 表面羟基被光生空穴激活, 产生的羟基自由基 ($\cdot\text{OH}$) 氧化挥发性有机化合物, 生成质子; O_2 与质子被光生电子还原为 H_2O_2 ; $\text{Fe}^{2+}/\text{Fe}^{3+}$ 与 H_2O_2 反应, 产生含氧自由基。该研究为光催化表面有效生成活性自由基开辟了一条新的途径, 对光催化氧化具有重要的促进作用^[32], 也为将 Fenton 反应应用到光催化体系提供了重要的思路。该体系虽然有 Fenton 反应发生, 但负载 Fe^{3+} 的碱性 $\text{g-C}_3\text{N}_4$ 基光催化剂是单一的光催化材料, 如果在异质结存在的情况下引入 Fenton 反应, 那么将能实现光催化活性的进一步提高。Minji Yoon 等首次将光 Fenton 体系应用于目前的光催化体系中, 并得到了惊人的光催化性能。他们将铁掺杂的 $\text{g-C}_3\text{N}_4$ 与 WO_3 纳米颗粒复合, 并对复合材料的光催化性能进行了研究。研究表明, 光生电子能促进 Fenton 反应, 而生成的羟基自由基 ($\cdot\text{OH}$) 能显著提高催化活性。这证明了铁介导的 Fenton 循环是一种提高催化性能的有效策略, 反应的机理如图 3 所示^[33]。该实验存在的缺点是实现 Fenton 反应必不可少的 H_2O_2 不能由反应体系生成, 对材料的实际应用产生限制。因为到目前为止, 对有 Fenton 反应参与的光催化体系的研究甚少, 所以该类体系的催化机理还不完善, 需要进一步研究。

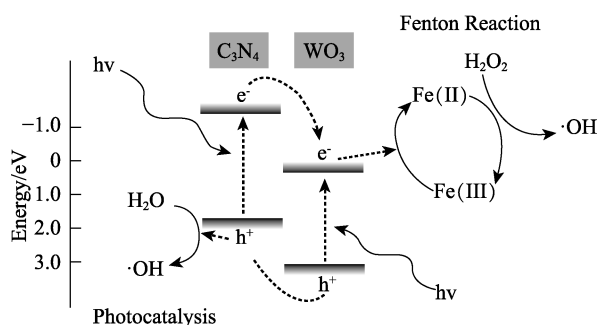


图3 Fenton 反应参与的光催化体系的作用机理

4 结语

由于需要不断地开发新材料来应对越来越严重的环境问题, 所以对材料的制备来说, 机理的研究十分重要, 因为明确的机理有助于材料的成功合成。通过大量的实验研究, 人们已经总结出了光催化以及 Fenton 反应的作用机理。对于光催化, 不论降解有机污染物还是杀菌, 羟基自由基 ($\cdot\text{OH}$) 的作用最为重要, 而 Fenton 反应可以产生大量的羟基自由基 ($\cdot\text{OH}$)。这意味着将 Fenton 反应引入光催化体系, 能极大地提高光催化材料的性能。目前已有将 Fenton 反应引入光催化体系的研究, 但技术还不是很成熟, 机理也有待进一步明确, 因此将 Fenton 反应引入光催化体系的研究很有前瞻性。

参考文献:

- [1] 吕来, 胡春. 多相芬顿催化水处理技术与原理[J]. 化学进展, 2017(9): 83-101.
- [2] 董亚楠, 贾庆明, 陕绍云. 金属-有机框架材料光催化降解应用的研究进展[J]. 化工新型材料, 2018(2): 45-49.
- [3] 周锋, 任向红, 刘建友. 光催化降解水体有机污染物的研究进展[J]. 材料工程, 2018, 46(10): 13-23.
- [4] GAYA U I, ABDULLAH A H. Heterogeneous Photocatalytic Degradation of Organic Contaminants over Titanium Dioxide: A Review of Fundamentals, Progress and Problems[J]. Journal of Photochemistry and Photobiology C: Photochemistry Reviews, 2008, 9(1): 1-12.
- [5] DALRYMPLE O K, STEFANAKOS E, TROTZ M A, et al. A Review of the Mechanisms and Modeling of Photocatalytic Disinfection[J]. Applied Catalysis B: Environmental, 2010, 98(1): 27-38.
- [6] JIANG D, CHEN L, ZHU J, et al. Novel p-n Heterojunction Photocatalyst Constructed by Porous Graphite-like C_3N_4 and Nanostructured BiOI : Facile Synthesis and Enhanced Photocatalytic Activity[J]. Dalton Transactions, 2013, 42(44): 15726.
- [7] HUANG L, XU H, LI Y, et al. Visible-light-induced $\text{WO}_3/\text{g-C}_3\text{N}_4$ Composites with Enhanced Photocatalytic Activity[J]. Dalton Transactions, 2013, 42(24): 8606-8616.
- [8] WANG C, WANG G, ZHANG X, et al. Construction of $\text{g-C}_3\text{N}_4$ and FeWO_4 Z-scheme Photocatalyst: Effect of Contact Ways on the Photocatalytic Performance[J]. RSC Advances, 2018, 8(33): 18419-18426.
- [9] LOW J, JIANG C, CHENG B, et al. A Review of Direct Z-Scheme Photocatalysts[J]. Small Methods, 2017: 1700080.
- [10] LI H, TU W, ZHOU Y, et al. Z-Scheme Photocatalytic Systems for Promoting Photocatalytic Performance: Recent Progress and Future Challenges[J]. Adv Sci, 2016,

- 3(11): 1500389.
- [11] RESHMA B, SRASHTI J. A Direct Z-Scheme g-C₃N₄/FeWO₄ Nanocomposite for Enhanced and Selective Photocatalytic CO₂ Reduction under Visible Light[J]. ACS Appl Mater Interfaces, 2019, 11(6): 1263-1270.
- [12] 张丽, 刘又年, 周民杰. 光催化杀菌机理研究进展[J]. 湖南理工学院学报(自然科学版), 2011, 24(3): 62-65.
- [13] 邓慧华, 陆祖宏. 半导体光催化杀菌的机理和应用[J]. 东南大学学报, 1996(S1): 1-6.
- [14] HUANG Z, MANESS P, BLAKE D M, et al. Bactericidal Mode of Titanium Dioxide Photocatalysis[J]. Journal of Photochemistry & Photobiology A Chemistry, 2000, 130(2): 163-170.
- [15] 张德莉, 黄应平, 罗光富. 芬顿及光芬顿反应研究进展[J]. 环境化学, 2006, 25(2): 121-127.
- [16] 李春娟. 芬顿法和类芬顿法对水中污染物的去除研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2009.
- [17] KEHRER J P. The Haber-Weiss Reaction and Mechanisms of Toxicity[J]. Toxicology, 2000, 149(1): 43-50.
- [18] NIDHEESH P V. Heterogeneous Fenton Catalysts for the Abatement of Organic Pollutants from Aqueous Solution: A Review[J]. RSC Adv, 2015, 5(51): 40552-40577.
- [19] 郭长征. 多相芬顿法催化降解有机污染物进展[J]. 中国环境管理干部学院学报, 2015(4): 56-59.
- [20] LING S K, WANG S, PENG Y. Oxidative Degradation of Dyes in Water Using Co²⁺/H₂O₂ and Co²⁺/Peroxymonosulfate[J]. Journal of Hazardous Materials, 2010, 178(1-3): 385-389.
- [21] 吴南, 任凤莲, 吴心传. H₂O₂-Co²⁺产生的羟自由基的溴邻苯三酚红氧化法检测[J]. 分析测试学报, 2001(2): 52-54.
- [22] CAI Y J, YANG X J, XIA D S, et al. Degradation Kinetics of Reactive Brilliant Red X-3B Dye by UV/Mn²⁺/H₂O₂/Micro-Aeration[J]. Advanced Materials Research, 2012, 441: 6.
- [23] NICHELA D A, BERKOVIC A M, COSTANTE M R, et al. Nitrobenzene Degradation in Fenton-like Systems Using Cu(II) as Catalyst Comparison between Cu(II)- and Fe(III)-based Systems[J]. Chemical Engineering Journal, 2013, 228: 1148-1157.
- [24] 马莹莹, 吴跃辉, 李锦卫. 镀铜废水中 Cu²⁺-H₂O₂ 体系氧化降解硝基苯[J]. 环境工程学报, 2016, 10(9): 4775-4782.
- [25] EBERHARDT M K, RAMIREZ G, AYALA E. Does the Reaction of Cu⁺ with H₂O₂ Give OH Radicals? A Study of Aromatic Hydroxylation[J]. Journal of Organic Chemistry, 1989, 54(25): 5922.
- [26] KHACHATRYAN L, VEJERANO E, LOMNICKI S, et al. Environmentally Persistent Free Radicals (EPFRs). 1. Generation of Reactive Oxygen Species in Aqueous Solutions[J]. Environmental Science & Technology, 2011, 45(19): 8559.
- [27] KOCHA T, YAMAGUCHI M, OHTAKI H, et al. Hydrogen Peroxide-mediated Degradation of Protein: Different Oxidation Modes of Copper- and Iron-dependent Hydroxyl Radicals on the Degradation of Albumin[J]. Biochimica et Biophysica Acta (BBA) - Protein Structure and Molecular Enzymology, 1997, 1337: 319.
- [28] PECCI L, MONTEFOSCHI G, CAVALLINI D. Some New Details of the Copper-hydrogen Peroxide Interaction[J]. Biochem Biophys Res Commun, 1997, 235(1): 264-267.
- [29] VILCHÈZE C, HARTMAN T, WEINRICK B, et al. Mycobacterium Tuberculosis is Extraordinarily Sensitive to Killing by a Vitamin C-induced Fenton Reaction[J]. Nature Communications, 2013, 4(5): 1881.
- [30] GONZALEZ O R, MARTIN M J, GEORGI A, et al. Fe-zeolites as Heterogeneous Catalysts in Solar Fenton-like Reactions at Neutral pH[J]. Applied Catalysis B Environmental, 2012, 125(3): 51-58.
- [31] BATAINEH H, PESTOVSKY O, BAKAC A. pH-induced Mechanistic Changeover from Hydroxyl Radicals to Iron(IV) in the Fenton Reaction[J]. Chemical Science, 2012, 3(5): 1594-1599.
- [32] LI Y, OU-YANG S, XU H, et al. Constructing Solid-gas-interfacial Fenton Reaction over Alkalinized-C₃N₄ Photocatalyst to Achieve Apparent Quantum Yield of 49% at 420 nm[J]. Journal of the American Chemical Society, 2016, 138(40): 13289-13297.
- [33] YOON M, OH Y, HONG S, et al. Synergistically Enhanced Photocatalytic Activity of Graphitic Carbon Nitride and WO₃, Nanohybrids Mediated by Photo-Fenton Reaction and H₂O₂[J]. Applied Catalysis B: Environmental, 2017, 206: 263-270.