

氮锰共掺生物炭活化过硫酸盐 降解安塞蜜的研究

杨威^{1*}, 王国相¹, 冯清茂², 陈俊楠¹, 余晨晖¹

(1. 哈尔滨商业大学食品工程学院, 黑龙江 哈尔滨 150028;
2. 黑龙江大学化学化工与材料学院功能无机材料化学教育部重点实验室, 黑龙江 哈尔滨 150080)

摘要: 考察了高温热解法制备的氮锰共掺生物炭协同过硫酸盐降解水中新兴污染物安塞蜜的效能与机制。表征结果表明, 氮锰共掺生物炭具有良好的比表面积与孔径结构。实验结果表明, 氮锰共掺生物炭协同过硫酸盐能够显著提升水中安塞蜜的降解率, 表现出更高的降解效能; 在催化剂投加质量浓度为 2.5 g/L、过硫酸盐浓度为 8 mmol/L 及不改变初始溶液 pH 的条件下, 120 min 时对安塞蜜的去除率高达 94.17%。降解反应以硫酸根自由基为主导自由基。氮锰共掺生物炭具有良好的活化性能和回收利用效率。

关键词: 生物炭; 过硫酸盐; 活化; 硫酸根; 降解; 安塞蜜

中图分类号: X703

文献标志码: A

文章编号: 0253-4320(2024)06-0107-06

DOI: 10.16606/j.cnki.issn0253-4320.2024.06.022

Nitrogen-manganese co-doped biochar activated persulfate for degrading acesulfame-K

YANG Wei^{1*}, WANG Guo-xiang¹, FENG Qing-mao², CHEN Jun-nan¹, YU Chen-hui¹

(1. College of Food Engineering, Harbin University of Commerce, Harbin 150028, China;

2. Key Laboratory of Functional Inorganic Material Chemistry of the Ministry of Education,
School of Chemistry, Chemical Engineering & Materials, Heilongjiang University, Harbin 150080, China)

Abstract: The efficacy and mechanism of nitrogen/manganese co-doped biochar, which is prepared via high-temperature pyrolysis, together with persulfate for the synergistic degradation of acesulfame-K, an emerging pollutant, in water are investigated. Characterization results show that the nitrogen-manganese co-doped biochar has good specific surface area and pore size structure. It is shown by experimental results that the nitrogen-manganese co-doped biochar together with persulfate can significantly enhance the degradation rate of acesulfame-K in water. The removal rate of acesulfame-K reaches as high as 94.17% in 120 min under the conditions that the dosage of catalyst is 2.5 g·L⁻¹, the concentration of persulfate is 8 mmol·L⁻¹ and the pH of the initial solution remains unchanged. The degradation reaction is characterized by taking sulfate radicals as the dominant radicals. Nitrogen-manganese co-doped biochar has good activation performance and recycling rate.

Key words: biochar; persulfate; activation; sulfate; degradation; acesulfame-K

安塞蜜是最常见食品添加剂, 热量低但甜度很高, 是蔗糖甜度的 30 倍^[1-2], 一般直接作为甜味剂应用于饮料制品^[3]、食品^[4]、药品及动物饲料^[5]等行业。安塞蜜具有较高的极性且结构稳定, 因此可以持久在水环境中存在并积累。研究表明, 长期使用即使是低剂量的安塞蜜也可能加剧生物体衰老以及动脉粥样硬化^[6]。目前, 残留于水环境介质中的安塞蜜引起的污染问题越加突出。我国地表水中安塞蜜的质量浓度达 2 μg/L^[7], 而在污水处理厂进水中安塞蜜质量浓度约为 40 μg/L^[8]。因此, 开发一种低成本、高效、环保的快速去除水中新兴污染物的技术势在必行。

基于过硫酸盐的高级氧化技术是近年来去除难降解有机污染物的新型高级氧化技术^[9-10]。与基于羟基(·OH)自由基的传统高级氧化技术相比, 过硫

酸盐分解产生的 SO₄·⁻氧化能力强、降解有机污染物速率快、pH 适用范围更广、稳定性高, 且经济、安全、高效, 特别是在降解新兴有机污染物方面表现优异, 该技术在一定程度上弥补了传统氧化技术高能耗、高成本的缺陷, 因此备受研究者的青睐。

笔者利用氮锰共掺生物炭作为催化剂, 对水中的安塞蜜进行降解。考察了催化剂的表面结构和晶型变化, 并探究活化过硫酸盐对安塞蜜的降解效果以及影响因素, 通过实验考察其生物炭的稳定性能。

1 实验材料与方法

1.1 材料、试剂和仪器

1.1.1 实验材料

稻壳购自黑龙江省青年农场。

收稿日期: 2023-08-28; 修回日期: 2024-03-28

基金项目: 国家自然科学基金面上项目(81273079)

作者简介: 杨威(1964-), 女, 博士, 教授, 主要研究方向为水及废水处理新技术, 通讯联系人, yangweiyuyang@163.com。

1.1.2 实验试剂及仪器

NaOH、H₂SO₄、HCl、CH₃OH、C₄H₁₀O、Na₂SO₄、NaCl、NaHCO₃、NaNO₃、K₂S₂O₈、MnSO₄·H₂O、H₂NCONH₂,均为 AR,天津市天力化学试剂有限公司生产;安塞蜜(C₄H₄KNO₄S),纯度为 98%,阿拉丁工业有限公司生产;实验用水均为蒸馏水。

水浴恒温振荡器,上海精其仪器有限公司生产;粉碎机,拜杰仪器有限公司生产;pH 计,上海力盛邦西仪器科技有限公司生产;紫外-可见分光光度计、电子天平,上海佑科仪器仪表有限公司生产;扫描电镜(SEM),美国 FEI 公司生产;X-射线衍射仪(XRD),德国 Bruker 公司生产;X 射线光电子能谱仪(XPS),美国赛默飞公司生产;比表面积分析仪(BET),麦克默瑞提克上海仪器有限公司生产;马弗炉,天津市泰斯特仪器有限公司生产。

1.2 实验方法

1.2.1 催化剂的制备及改性

将稻壳与 NaOH(按照质量比 1:10)冲洗去除灰粉,利用蒸馏水洗涤至中性后放入 80℃ 烘箱烘干,利用粉碎机粉碎后放入坩埚中,加盖置于马弗炉中 600℃ 煅烧 2 h,冷却后取出坩埚中稻壳炭。将稻壳炭研磨过 100 目筛,得到的粉末记作 BC。将所得的 BC 与尿素(按照一定质量比)和 MnSO₄·H₂O 浸渍 50 mL 的蒸馏水中,超声溶解 0.5 h,磁力搅拌 6 h 后真空抽滤烘干,并进行二次热解,热解温度为 800℃,热解时间为 2.5 h,后洗涤、烘干、收集得到负载掺杂改性生物炭,记作 Mn-N-BC。

1.2.2 实验方法

以安塞蜜为目标污染物配制 5 mg/L 的模拟水样。取 100 mL 质量浓度为 5 mg/L 的安塞蜜溶液于锥形瓶中,依次加入一定量的过硫酸钾(PS)和 Mn-N-BC,置于 50℃ 恒温振荡器中以 150 r/min 转速振荡,于设定时间取样;利用控制变量法分别考察了生物炭投加质量、过硫酸盐浓度、溶液初始 pH(通过 0.1 mol/L HCl 和 0.1 mol/L NaOH 调节溶液初始 pH)、溶液中无机阴离子等因素对安塞蜜降解的影响,评价生物炭活化过硫酸盐的降解性能。加入一定量甲醇和叔丁醇清除活性自由基,考察该反应体系的主导自由基;为了验证稻壳生物炭的回收性能,将材料过滤回收,用蒸馏水洗涤多次,烘干,进行循环实验。

取样后用 0.45 μm 滤膜过滤,利用紫外-可见分光光度计在最大波长 225 nm 处测定吸光度值,得到溶液中安塞蜜的质量浓度,安塞蜜降解率的计算

式为:

$$\eta = [(C_0 - C)/C_0] \times 100\% \quad (1)$$

式中:C₀为安塞蜜初始吸光度值;C为取样测得吸光度值;η为安塞蜜降解率。

2 结果与讨论

2.1 催化剂的表征分析

稻壳生物炭 BC 和氮锰共掺生物炭 Mn-N-BC 的扫描电镜图如图 1 所示。从图 1 中可以看出,样品的表面粗糙,均为不规则的多孔结构。相比而言,BC 的孔穴分布均匀且有相对光滑的外表面,Mn-N-BC 表面粗糙且孔穴分布散乱。而改性后 Mn-N-BC 微孔结构和表面被覆盖。氮、锰氧化物形成的球形颗粒沉积在原 BC 表面填充了生物炭的孔隙,Mn-N-BC 表面呈现出丰富的小孢子,容易吸收自由基,可加速自由基在其表面的转移,从而提高体系的反应速率。

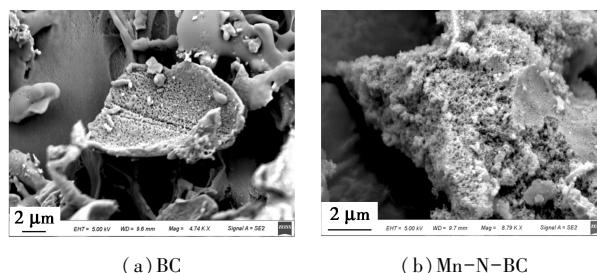
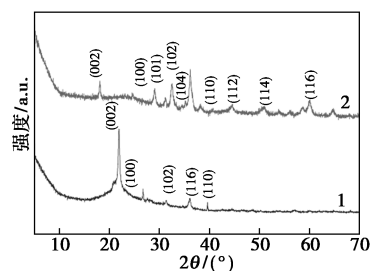


图 1 催化剂的扫描电镜图

原生物炭、氮锰共掺生物炭的 XRD 如图 2 所示。从图 2 中可以看出,在 $2\theta = 23^\circ$ 的宽反射显示了 BC 的高度无序石墨结构^[11]。随着氮锰共掺改性,BC 的结晶度更高。Mn-N-BC 生物炭的石墨化程度更大。在 2θ 为 19.6、25.8、28.6、31.2、36.4、42.5、52.8°和 62.1°的峰与 MnO 的标准峰结构模式匹配良好,证实了二价 Mn 的存在^[12],说明负载掺杂氮锰后生物炭表面存在一层氧化层,且改性后出现晶体结构^[13]。这与 SEM 表征结果相同。



1—BC;2—Mn-N-BC

图 2 生物炭 XRD 图

BC、Mn-N-BC 的 N_2 吸附-脱附等温线与孔径分布如图 3 所示。从图 3 中可以看出, Mn-N-BC 表现为典型的 H4 型回滞环的 IV 型结构, 而 BC 的 N_2 吸附-脱附等温线呈现 H3 型回滞环的 IV 型结构, 说明这 2 种催化剂均为介孔型结构材料, 并且表面的孔道结构含有分布不均的狭窄的裂隙孔^[14]。催化剂的比表面积和孔结构参数如表 1 所示。从表 1 中可以看出, Mn-N-BC 比表面积、平均孔径和孔容分别为 $310.4580 \text{ m}^2/\text{g}$ 、 6.7489 nm 和 $0.095556 \text{ cm}^3/\text{g}$, BC 的比表面积、平均孔径和孔容分别为 $13.2273 \text{ m}^2/\text{g}$ 、 11.6234 nm 和 $0.004533 \text{ cm}^3/\text{g}$ 。进一步说明 Mn-N-BC 有更高的比表面积与孔容, 并且 Mn-N-BC 平均孔径要低于 BC, 这和 SEM 分析得出的结论相同, 说明 Mn-N-BC 结构更疏松。进而促进生物炭活化过硫酸盐对目标污染物降解反应的快速进行。

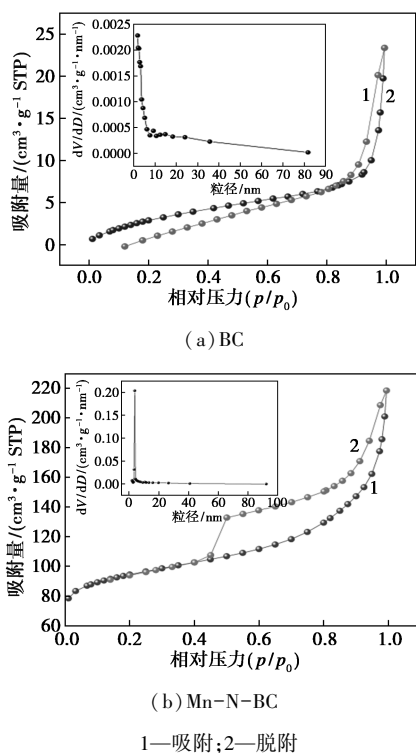


图 3 BC、Mn-N-BC 催化剂的 N_2 吸附-脱附等温线与孔径分布

表 1 催化剂的比表面积和孔结构参数

样品	比表面积/ ($\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$)	总孔容/ ($\text{cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}$)	平均孔径/ nm
Mn-N-BC	310.4580	0.095556	6.7489
BC	13.2273	0.004533	11.6234

利用 XPS 分析了 Mn-N-BC、BC 的表面化学成

分, 结果如图 4 所示。从图 4 中可以看出, Mn-N-BC 表面有 Mn、N 存在。Mn-N-BC 的 XPS 的 C 1s 分谱图在 281.89、283.3、285.93 eV 处有 3 个分峰, 分别对应 C—C (45.56%)、C—O (32.27%)、C=O (22.17%)。Mn-N-BC 的 Mn2p 图谱在 638.6、641.2、642.5 eV 处有 3 个分峰, 分别对应 Mn(II) (47.9%)、Mn(III) (34.4%)、Mn(IV) (24.0%)。这与 XRD、SEM 结果大致相同, 说明 Mn 成功负载到生物炭表面。

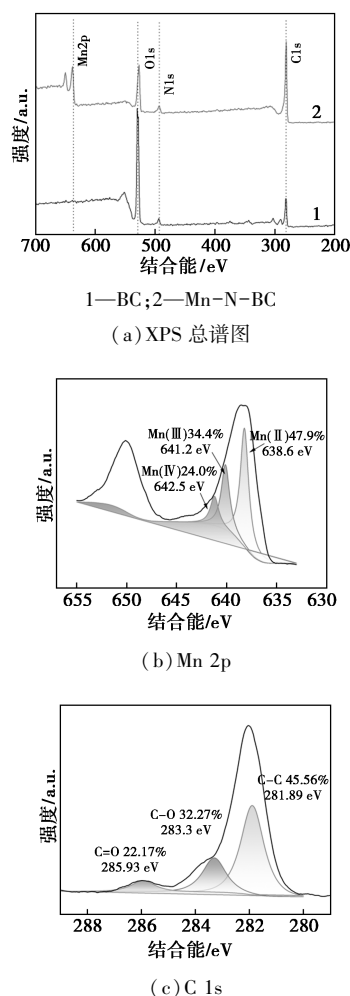


图 4 Mn-N-BC、BC 的 XPS 谱图

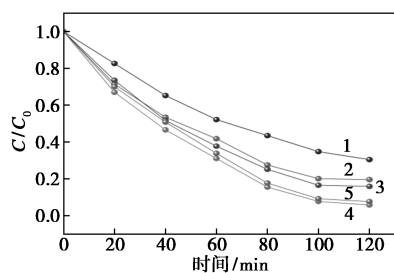
2.2 催化过硫酸盐降解安塞蜜的研究

2.2.1 不同反应条件对降解安塞蜜的影响

(1) 催化剂投加量

生物炭投加量对安塞蜜降解的影响如图 5 所示。从图 5 中可以看出, 随着体系中生物炭的持续增加, 安塞蜜的降解率先增加后减小。当生物炭投加质量浓度为 2.5 g/L 时, 安塞蜜降解效果最为显著, 120 min 内降解率高达 94.17% ; 当生物炭投加质量浓度增加到 3 g/L 时, 安塞蜜的降解率下降, 说

明随着体系中生物炭质量浓度的继续增大,过硫酸盐已被完全消耗,体系中只体现出生物炭的吸附效果。因此,随着生物炭投加质量浓度由 2.5 g/L 持续增大时,Mn-N-BC/PS 体系对安塞蜜的降解效果缓慢。Zhu 等^[15]利用木基生物炭活化过氧二硫酸盐氧化降解氯纤丝酸的结果相似。因此,由于在 2.5 g/L 质量浓度下对安塞蜜的去除率最高,因此后续实验中选择了 2.5 g/L 的 Mn-N-BC。

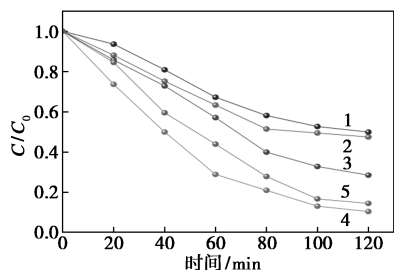


1—0.1 g/L;2—0.15 g/L;3—0.2 g/L;4—0.25 g/L;5—0.3 g/L

图 5 催化剂投加质量浓度对安塞蜜降解影响

(2) 过硫酸盐的浓度

过硫酸盐的浓度对安塞蜜降解率的影响如图 6 所示。从图 6 中可以看出,当过硫酸盐的浓度从 2 mmol/L 增加至 8 mmol/L 时,安塞蜜的降解率从 50% 提高到 94.17%,PS 是活性自由基的主要来源,PS 浓度越高会产生大量的活性自由基。而当 PS 浓度超过 8 mmol/L 时,安塞蜜的去除率略有下降,这是由于较高的 PS 浓度对硫酸盐自由基的清除所致;或者过硫酸盐量太多,生物炭量不足,不足以让过硫酸盐全部活化,部分硫酸根自由基没有被释放。Jw 等^[16]报道了用有机蒙脱淋纳米零价铁激活 PDS 对磺胺丙嗪进行降解时的类似结果。因此选择 8 mmol/L 时 PS 为最佳。



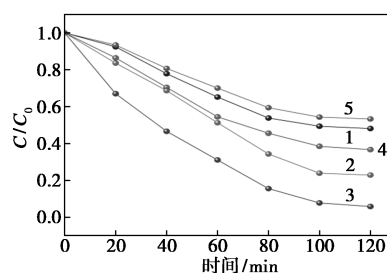
1—2 mol/L;2—4 mol/L;3—6 mol/L;4—8 mol/L;5—10 mol/L

图 6 过硫酸盐浓度对安塞蜜的降解影响

(3) pH

溶液初始 pH 对安塞蜜降解率的影响如图 7 所示。pH 是 PS 激活的一个重要操作参数,当溶液 pH=7(测得的初始 pH)时,安塞蜜降解效果显著,

在 120 min 时降解率高达 94.17%。随着溶液 pH 的增大或减小,安塞蜜降解率均明显下降。这是由于随着 pH 的增大,体系中过硫酸盐氧化产生的硫酸根自由基与溶液中氢氧根发生了反应,生成了氧化能力比硫酸根自由基弱的羟基自由基,从而降解率降低;而酸性环境对安塞蜜降解抑制效果比碱性环境较弱,pH=5 时,降解率仍能达到 77.1%。这与刘美玉等^[17]利用钴掺杂生物炭活化过硫酸盐对污染物降解的效果相同。因此,改变初始溶液的 pH 对降解均产生抑制作用。

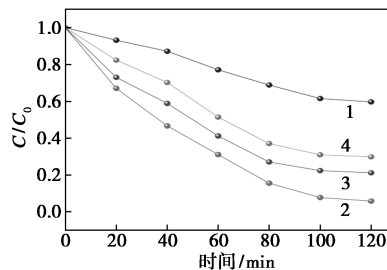


1—pH=3;2—pH=5;3—pH=7;4—pH=9;5—pH=11

图 7 溶液初始 pH 对安塞蜜降解的影响

(4) 不同质量浓度的影响

安塞蜜的不同初始质量浓度对降解的影响如图 8 所示。从图 8 中可以看出,当催化剂投加质量浓度和 PS 浓度保持不变时,随着安塞蜜质量浓度从 2 mg/L 增加到 10 mg/L,安塞蜜的降解率先由 40.3% 提高到 94.17%,再由 94.17% 减小到 70%。这是由于随着安塞蜜质量浓度的增加,促进了安塞蜜分子与活性物质之间的反应,并同时增加了安塞蜜降解的中间产物对活性物质的消耗。因此,安塞蜜降解效果先增大后减小。故选择 5 mg/L 为安塞蜜最佳质量浓度。



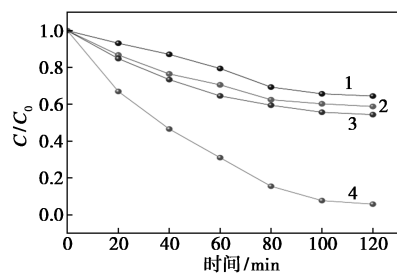
1—2 mg/L;2—5 mg/L;3—8 mg/L;4—10 mg/L

图 8 不同初始质量浓度对安塞蜜降解的影响

2.2.2 水中无机阴离子的影响

常见阴离子(如 Cl⁻、碳酸盐和碳酸氢盐等)普遍存在于废水以及天然水中,研究了这些底物对 Mn-N-BC/PS 体系中安塞蜜去除的影响,结果如

图9所示。从图9中可以看出,3种无机阴离子(HCO_3^- 、 Cl^- 、 NO_3^-)对安塞蜜降解均表现出抑制作用,抑制程度为 $\text{Cl}^- > \text{NO}_3^- > \text{HCO}_3^-$ 。主要由于溶液中存在的 Cl^- 、 HCO_3^- 、 NO_3^- 与 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 发生反应而消耗掉一部分 $\text{SO}_4^{\cdot-}$,进而影响安塞蜜的降解率,导致降解率下降。阴离子的存在会与自由基反应生成氧化活性较低的自由基,从而发生抑制作用。

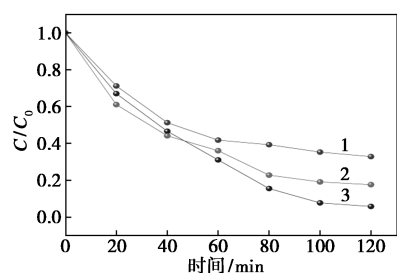


1— Cl^- ; 2— NO_3^- ; 3— HCO_3^- ; 4—Mn-N-BC/PS

图9 3种阴离子对安塞蜜降解的影响

2.2.3 不同体系对安塞蜜的去除影响

不同体系对安塞蜜的降解影响如图10所示。从图10中可以看出,Mn-N-BC/PS体系对安塞蜜的去除率在120 min时最为显著,且去除率远高于N-BC/PS体系和Mn-BC/PS体系。说明制备的氮锰共掺改性生物炭(Mn-N-BC)比单独氮改性生物炭(N-BC)和单独锰改性生物炭(Mn-BC)对安塞蜜具有更好的降解效果。



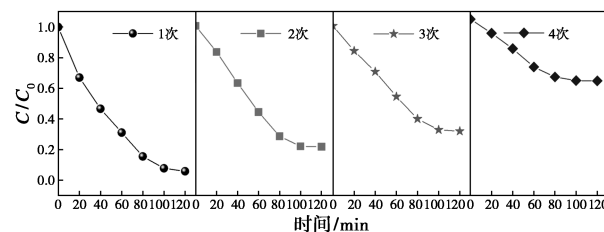
1—Mn-BC/PS; 2—N-BC/PS; 3—Mn-N-BC/PS

图10 不同体系对安塞蜜降解的影响

2.3 Mn-N-BC重复性实验

催化剂的重复性实验结果如图11所示。从图11中可以看出,4次循环后,安塞蜜的去除率从94.17%下降到42%,这是由于反应中间体或者降解产物覆盖在Mn-N-BC表面,导致去除率降低;Mn-N-BC/PS体系对安塞蜜降解过程中催化剂部分比表面发生氧化或是生物炭孔隙结构发生变化,从而导致催化剂还原性降低,影响了活化过硫酸盐的能力。催化剂的重复实验表明所制备的生物炭具有较好的重复利用率,因此,有望后续中大规模水处理技

术的应用。

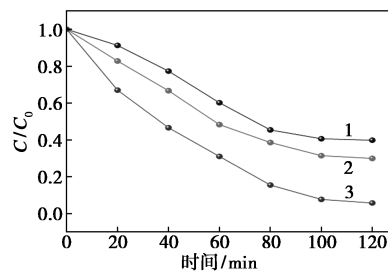


1—第1次; 2—第2次; 3—第3次; 4—第4次

图11 生物炭的循环利用

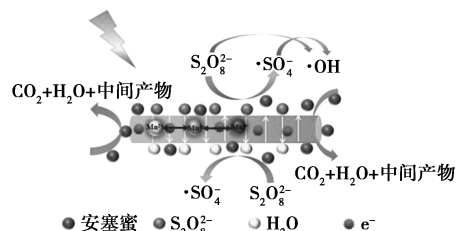
2.4 自由基淬灭实验及机制分析

自由基体系实验结果如图12所示。从图12中可以看出,体系中加入甲醇溶液后安塞蜜的降解速率明显降低,与正常的Mn-N-BC/PS体系相差了45.7%。体系中加入叔丁醇后,安塞蜜的降解率较Mn-N-BC/PS体系降解率由94.17%降到70.3%。这是由于甲醇与硫酸根自由基、羟基自由基均可发生反应,使体系中自由基数量减少引起降解率明显下降,最终降解率与只有生物炭时的吸附作用相似,说明自由基淬灭后仅靠生物炭吸附作用用于去除目标物。基于叔丁醇只与 $\cdot\text{OH}$ 反应, $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 仍然存在,故目标物的降解率变化较小,说明Mn-N-BC/PS体系降解安塞蜜 $\cdot\text{OH}$ 仅占很小一部分。因此,降解过程中 $\text{SO}_4^{\cdot-}$ 为Mn-N-BC/PS体系的主导自由基。



1—甲醇; 2—叔丁醇; 3—正常

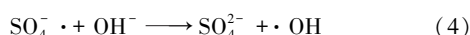
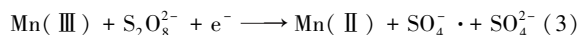
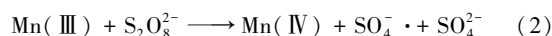
(a) 自由基淬灭实验



(b) Mn-N-BC/PS体系对安塞蜜的降解机制

图12 自由基体系实验结果及Mn-N-BC/PS体系对安塞蜜的降解机制

Mn-N-BC/PS体系对安塞蜜的降解可能发生的活化过程:



3 结论

(1) 在生物炭投加质量浓度为 2.5 g/L、过硫酸盐浓度为 8 mmol/L、不调节初始溶液 pH 的最佳条件下, 120 min 时对安塞蜜降解率高达 94.17%; 溶液中无机阴离子(HCO_3^- 、 Cl^- 、 NO_3^-) 对安塞蜜降解均产生抑制作用。

(2) 稻壳生物炭在负载掺杂氮锰后表面结构及形貌均发生了变化, 这有助于提高生物炭对 PS 的活化特性, 并加速自由基在 Mn-N-BC/PS 体系与目标污染物之间的转移, 从而提高体系的反应速率。

(3) Mn-N-BC/PS 体系降解安塞蜜的反应主要为稻壳生物炭催化过硫酸盐产生的 $\text{SO}_4^{\cdot -}$ 自由基的氧化降解, 以及稻壳生物炭自身的吸附作用和过硫酸盐自身分解产生微量自由基对安塞蜜的去除。

(4) Mn-N-BC/PS 体系在初始溶液 pH 下均保持良好的催化活性, 对安塞蜜有较高的去除效率。经过 4 次循环仍能达到 42% 的降解率, 表明稻壳生物炭有良好的活化性能和重复利用性。

参考文献

- [1] Monsen P J, Luzzio F A. Isolation and derivatization of sucralose from an artificial sweetener to provide a hands-on laboratory experiment emphasizing synthesis and purification [J]. *Journal of Chemical Education*, 2019, 96(5): 992-997.
- [2] 耿金菊, 任宇航, 任洪强, 等. 一种矿化污水中人工甜味剂安塞蜜和三氯蔗糖的光芬顿方法: CN201610687297.2 [P]. 2019-01-01.
- [3] Belton K, Schaefer E, Guiney P D. A review of the environmental fate and effects of acesulfame-potassium [J]. *Integr Environ Assess Manag*, 2020, 16(4): 421-437.
- [4] Takehara C T, Nicoluci Í G, Andrade T F S, et al. A comprehensive database of declared high-intensity sweeteners in Brazilian commercial products and updated exposure assessment [J]. *Food Res Int*, 2022, 161: 111899.
- [5] Ma L, Liu Y, Xu J, et al. Mass loading of typical artificial sweeteners in a pig farm and their dissipation and uptake by plants in neighboring farmland [J]. *Sci Total Environ*, 2017, (605/606): 735-744.
- [6] Lee C M, Hamm S Y, Yun S M, et al. Indication of groundwater contamination using acesulfame and other pollutants in a rural area of Korea [J]. *Water*, 2018, 10(12): 1731.
- [7] Shehreen S. Aspartame, acesulfame K and sucralose-influence on the metabolism of Escherichia coli [J]. *Metabolism Open*, 2020, 8: 100072.
- [8] Chaminda T. Sewage markers as determinants to differentiate origins of emerging organic pollutants in an urban Sri Lankan water drainage network [J]. *Water*, 2021, 13(20): 2898.
- [9] 苏介浦, 李阳. 高级氧化技术处理炼化废水的研究进展 [J]. *现代化工*, 2023, 43(2): 71-73, 79.
- [10] Fu Q, Yang H, Yu J, et al. Porous carbon nano-sheets as excellent carbon catalysts for organic pollutant removal via persulfate activation: The role of the sp^2/sp^3 carbon ratio [J]. *Environmental Science: Nano*, 2022, 9(5): 1748-1758.
- [11] Neeli S T, Ramsurn H. Synthesis and formation mechanism of iron nanoparticles in graphitized carbon matrices using biochar from biomass model compounds as a support [J]. *Carbon*, 2018, 134: 480-490.
- [12] Zhou P, Zhang J, Zhang Y, et al. Degradation of 2,4-dichlorophenol by activating persulfate and peroxomonosulfate using micron or nanoscale zero-valent copper [J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2017, 344: 1209-1219.
- [13] Sun Y, Ju K, Cao Y, et al. Enhanced nitrate removal and nitrogen-selective conversion mechanism of a combined sponge iron/biochar/manganese sand system [J]. *Chemical Engineering Research and Design*, 2022, 181: 343-353.
- [14] Rajabi H, Mosleh M H, Mandal P, et al. Sorption behavior of xylene isomers on biochar from a range of feedstock [J]. *Chemosphere*, 2021, 268: 129310.
- [15] Zhu K, Wang X, Geng M, et al. Catalytic oxidation of clofibric acid by peroxydisulfate activated with wood-based biochar: Effect of biochar pyrolysis temperature, performance and mechanism [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 374: 1253-1263.
- [16] Jw A, Bwa B, Lba C, et al. Degradation of sulfamethazine by persulfate activated with organo-montmorillonite supported nano-zero valent iron—ScienceDirect [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 361: 99-108.
- [17] 刘美玉, 朱维晃. 钴掺杂生物炭活化过硫酸盐特征及其对污染物降解的研究 [J]. *材料科学*, 2023, 13(4): 358. ■

《现代化工》欢迎广大作者踊跃投稿, 投稿系统: <http://www.xdhg.com.cn>