



文章栏目：水污染防治

DOI 10.12030/j.cjee.202203123 中图分类号 X703.1 文献标识码 A

高三笑, 傅敏, 匡雪, 等. 微纳米气泡/UV/K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> 协同处理模拟垃圾渗沥液[J]. 环境工程学报, 2022, 16(8): 2502-2509. [GAO Sanxiao, FU Min, KUANG Xue, et al. Treatment of simulated landfill leachate by micro-nano bubble /UV/K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub>[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2022, 16(8): 2502-2509.]

## 微纳米气泡/UV/K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub> 协同处理模拟垃圾渗沥液

高三笑<sup>1</sup>, 傅敏<sup>1,2,3,✉</sup>, 匡雪<sup>1</sup>, 康含<sup>1</sup>, 杨悦<sup>1</sup>

1. 重庆工商大学环境与资源学院, 重庆 400067; 2. 催化与环境新材料重庆市重点实验室, 重庆 400067; 3. 重庆高校催化理论与应用技术重点实验室, 重庆 400067

**摘要** 以垃圾渗沥液中的主要污染物冰乙酸、正丁酸、正己酸和氨组成的混合物为处理对象, 采用微纳米气泡联合紫外灯活化过硫酸盐法处理模拟垃圾渗沥液, 考察了反应时间、过硫酸钾投加量、pH、紫外灯功率、微纳米气泡进气量对污染物去除效果的影响。结果表明: 微纳米气泡对紫外灯活化过硫酸盐法有显著的协同作用。当反应时间为 180 min、过硫酸钾投加量为 4 g·L<sup>-1</sup>、pH=6、紫外灯功率为 10 W、微纳米气泡进气量为 30 mL·min<sup>-1</sup> 时, 污染物的去除效果最佳, COD 去除率为 60.68%, TOC 去除率为 48.05%, 氨氮去除率为 42.1%。自由基淬灭实验结合 EPR 表征结果表明, 羟基自由基和硫酸根自由基为降解过程中主要的活性物质。溶液中无机碳含量增加, 说明废水中有机物分解为二氧化碳和水。

**关键词** 微纳米气泡; 紫外灯; 过硫酸盐; 垃圾渗沥液

垃圾渗沥液是一种成分复杂且难处理的高浓度有机废水<sup>[1]</sup>, 2021 年我国生活垃圾清运量达到 2.67×10<sup>8</sup> t, 相对于 2015 年的 1.91×10<sup>8</sup> t 增加了约 39.8%。目前, 卫生填埋是我国城市生活垃圾的主要处理方式之一<sup>[2]</sup>, 与垃圾焚烧和堆肥处理相比, 卫生填埋成本较低且工艺简单<sup>[3]</sup>, 但生活垃圾经过填埋处理后会发生一系列物理化学和生物化学的反应而产生垃圾渗沥液<sup>[4]</sup>, 据计算, 每吨生活垃圾在填埋周期内约产生 0.1 t 垃圾渗沥液<sup>[5]</sup>。垃圾渗沥液污染物复杂且浓度超高、水质水量变化大<sup>[6]</sup>、处理难度高<sup>[2]</sup>, 如果处理不好, 就会导致垃圾渗沥液渗入到土壤、地下水、河流中, 从而会影响整个生态系统自身的修复和发展<sup>[7]</sup>。常用的垃圾渗沥液处理技术主要包括好氧生物处理、厌氧生物处理的生物法和用活性炭吸附<sup>[8]</sup>、离子交换<sup>[9]</sup>、膜渗析<sup>[10]</sup>等物理化学法。单独的生物处理方法无法使其处理达标, 并且反应的周期较长; 发达城市常用的反渗透处理工艺虽能将垃圾渗沥液处理达标但其耗费极大且会产生二次污染<sup>[11-14]</sup>, 因此, 寻找高效且低成本的处理垃圾渗沥液的方法迫在眉睫。

近年来, 微纳米气泡 (MB) 在水处理领域取得了巨大进步, 其表现的特性已经超出了人们对普通气泡的认知<sup>[15]</sup>。微纳米气泡一般指直径小于 100 μm 气泡的总称。其中, 直径大于 1 μm 的为微气泡, 直径小于 1 μm 的气泡为纳米气泡<sup>[16]</sup>。微米气泡直径其比表面积大, 水中停留时间较长, 传质效率高、界面电位高。与微米气泡相比, 纳米气泡水中停留时间更长, 其传质效率更高, 界面点位更

收稿日期: 2022-03-18; 录用日期: 2022-06-28

基金项目: 重庆市科技局项目 (cstc2020jscx-msxm0096)

第一作者: 高三笑 (1998—), 男, 硕士研究生, [sanxiao20@qq.com](mailto:sanxiao20@qq.com); ✉通信作者: 傅敏 (1963—), 男, 博士, 教授, [fumin1022@126.com](mailto:fumin1022@126.com)

高, 生物效果显著<sup>[17]</sup>。由于微纳米气泡具有很强的滞留性, 同时内压较大, 其高溶解能力可为水体提供高含量的溶解氧<sup>[18]</sup>, 微纳米气泡用于处理受污染的水体, 可降低水体中的有机污染物<sup>[19]</sup>, 同时抑制水体中厌氧菌的有机质分解过程, 降低水体中氮、磷的含量<sup>[20]</sup>。微纳米气泡气液界面带负电荷<sup>[21]</sup>, 可与特定的污染物反应, 此外微纳米气泡破裂时产生的自由基和振动波可以促进污染物的去除<sup>[22]</sup>。故在水污染处理领域中, 微纳米气泡被发现后得到了广泛的关注和应用<sup>[23]</sup>。

垃圾渗沥液成分复杂, 水质不稳定, 采用常规生物处理法处理效果不理想。针对于此, 高级氧化技术可应用于为有效降解垃圾渗沥液。芬顿和类芬顿技术得到了广泛应用, 其原理是利用·OH的强氧化性, 从有机物中夺取氢原子使其分解为CO<sub>2</sub>和水等无机物或小分子有机物<sup>[24]</sup>。近年来, 以SO<sub>4</sub><sup>-</sup>的高级氧化技术由于其较高的降解能力、优于·OH的存在寿命和对污染物的高度适应性成为目前的研究热点。过硫酸盐(PS)活化技术常用于降解水环境中的有机污染物<sup>[25]</sup>, 过硫酸盐在光、热、声、过渡金属离子的条件下会分解过硫酸根生成硫酸根自由基, 其具有较高的氧化还原电位( $E_0=2.5 \sim 3.1 \text{ eV}$ ), 具有强氧化能力, 其主要通过电子传递和提取氢将有机污染物氧化为无机物或小分子物质, 甚至直接分解成CO<sub>2</sub>和H<sub>2</sub>O<sup>[26]</sup>。目前常见的过硫酸盐活化法有热活化、过渡金属催化活化、紫外光活化等<sup>[27]</sup>, 有研究表明, 在波长小于270 nm的紫外光照射下过硫酸盐<sup>[28]</sup>, 过硫酸盐中的过硫酸根会分解生成硫酸根自由基, 从而有效降解有机污染物<sup>[29]</sup>。本研究利用微纳米气泡的特性将其与紫外灯(UV)活化过硫酸盐技术相结合, 考察了反应时间、初始pH、过硫酸钾(PS)投加量、紫外灯功率、微纳米气泡(MB)进气量等因素对垃圾渗沥液中COD去除效果的影响。

## 1 材料与方法

### 1.1 实验药品

冰乙酸(CH<sub>3</sub>COOH)购自重庆川东化工集团, 正己酸(C<sub>6</sub>H<sub>12</sub>O<sub>2</sub>)(AR, 99.0%)、氨水(NH<sub>3</sub>·H<sub>2</sub>O)(AR, 28%)购自上海麦克林生化科技有限公司, 冰乙酸(CH<sub>3</sub>COOH)(AR, 99.5%)购自重庆川东化工集团, 正丁酸(CH<sub>3</sub>CH<sub>2</sub>CH<sub>2</sub>COOH)(AR, 99.0%)、过硫酸钾(K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub>)(AR, 99.5%)购自国药集团化学试剂有限公司, 5,5-二甲基-1-吡咯啉-N-氧化物(DMPO)(RG, 98%)购自阿达玛斯试剂有限公司, 实验用水为超纯水。

### 1.2 实验装置和仪器

实验装置和仪器见图1, 采用体积为1.0 L的烧杯作为反应容器, 实验中所用的实验和分析仪器包括: 微纳米气泡发生器(LF-1500, 上海行恒科技公司), 加热消解器(DRB200, 美国哈希), 紫外分光光度计(DR 6000), 总有机碳分析仪(TOC-LCPH, 日本岛津), 连续流动分析仪(荷兰SKALAR San++), 顺磁共振波谱仪(EMXnano, 日本岛津)。

### 1.3 实验方法

称取一定量的过硫酸钾加入到由1.74 mmol·L<sup>-1</sup>冰乙酸、1.08 mmol·L<sup>-1</sup>正丁酸、2.56 mmol·L<sup>-1</sup>正己酸和1.94 mmol·L<sup>-1</sup>氨水溶液组成的1 000 mL模拟垃圾渗沥液中, 调节溶液pH, 将废水经过微纳米气泡发生器产生微纳米气泡, 调节压力阀和进气量至溶液呈乳白色, 同时在烧杯中放入254 nm紫外灯并开启紫外灯, 每隔30 min取样于紫外分光光度计、总有机碳分析仪和连续流动分析仪测试其COD、TOC和氨氮。TOC和氨氮的去除率按照式(1)、式(2)和式(3)进行计算。

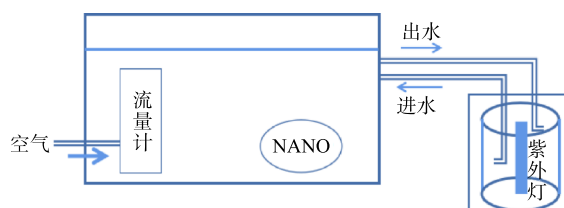


图1 实验装置示意图

Fig. 1 Schematic diagram of the experimental setup

$$R_C = \frac{C_0 - C_t}{C_0} 100\% \quad (1)$$

$$R_T = \frac{T_0 - T_t}{T_0} 100\% \quad (2)$$

$$R_N = \frac{N_0 - N_t}{N_0} 100\% \quad (3)$$

式中： $R_C$ 为COD去除率，%； $C_0$ 为初始COD， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ； $C_t$ 为反应 $t$ 时刻的COD， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ； $R_T$ 为TOC去除率，%； $T_0$ 为其初始TOC， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ； $T_t$ 为 $t$ 时刻的TOC， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ； $R_N$ 为氨氮去除率，%； $N_0$ 为初始氨氮浓度， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ； $N_t$ 为反应 $t$ 时刻的氨氮浓度， $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。

## 2 结果与讨论

### 2.1 不同条件下垃圾渗沥液中COD的去除效果

图2为MB进气量为 $30\text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ ，在不同条件下废水COD的去除效果。由图2可以看出，仅有微纳米气泡的条件下，反应180 min后废水COD去除率为7.61%。在MB/PS体系中，PS投加量为 $4\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时，180 min后COD去除率为8.07%。在UV/PS体系中，当UV的功率为10W，PS投加量为 $4\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时，180 min后垃圾渗沥液的COD去除率为9.89%。在MB/UV体系中，反应180 min后COD去除率为7.39%。在常规气泡(CB)的条件下，CB/UV/PS体系对COD的去除效果有一定的提升，经180 min常规气泡曝气反应后，COD去除率为34.89%，在MB/UV/PS体系中，当紫外灯功率为10 W、过硫酸盐投加量为 $4\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 时，COD去除率达到了60.68%。由此可见，MB/UV/PS体系对垃圾渗沥液COD有良好的去除效果。这是由于在紫外灯活化过硫酸盐条件下，导入微纳米气泡后，传质加快<sup>[17]</sup>，同时提高了羟基自由基和硫酸根自由基产生的浓度，因此，在该条件下COD的去除率显著提升。

### 2.2 反应时间对COD去除效果的影响

在MB/UV/PS体系中，当溶液 $\text{pH}=6.0$ ，过硫酸盐投加量为 $4\text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ ，MB进气量为 $30\text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ ，紫外灯功率为10 W时，COD去除率随反应时间的变化如图3所示。过硫酸盐在微纳米气泡和紫外灯的协同作用下产生硫酸根自由基，过硫酸盐中的过氧键会在氧化还原反应中断裂生成过一硫酸根，过一硫酸根在微纳米气泡和紫外灯的活化下产生羟基自由基和硫酸根自由基，而硫酸根自由基和羟基自由基会通过电子传递和提取氢将垃圾渗沥液中的有机污染物氧化为无机物或小分子物质，随着反应的进行，COD去除率稳步上升，反应180 min时可达到60.68%。

### 2.3 PS投加量对COD去除效果的影响

图4反映了PS投加量对垃圾渗沥液COD

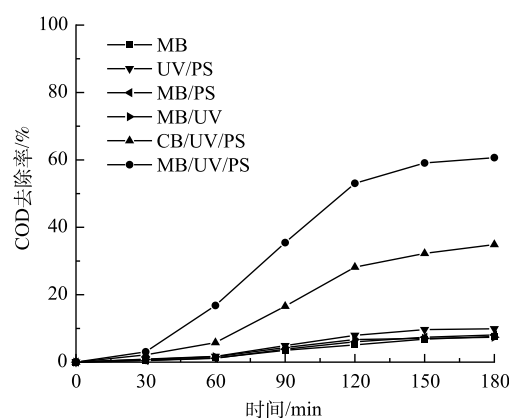


图2 不同体系中COD的去除效果

Fig. 2 COD removal effect by different systems

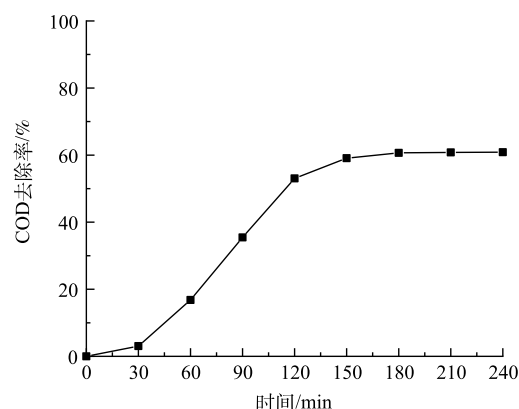


图3 反应时间对COD去除效果的影响

Fig. 3 Influence of reaction time on COD removal effect

去除效果的影响。由图 4 可以看出, 随着 PS 投加量的增加, COD 的去除率有所增高。当 PS 投加量为 2、3、4、5、6 g·L<sup>-1</sup> 时, 经过 3 h 的反应, COD 的去除率分别为 52.73%、54.32%、60.68%、60.57%、59.77%, PS 投加量超过 4 g·L<sup>-1</sup> 时, COD 去除率没有随着 PS 继续投加而继续增加。这说明溶液中的过硫酸盐已达到饱和, 4 g·L<sup>-1</sup> 为 PS 的最佳投放量。

#### 2.4 MB 进气量对 COD 去除效果的影响

进气量决定微纳米气泡的产生量<sup>[17]</sup>。图 5 为 MB 进气量对 COD 去除率的影响。可见在 MB/UV/PS 体系中, MB 进气量对模拟废水中 COD 的去除率随 MB 的进气量的增加呈先升高后降低的变化趋势。当 MB 进气量由 10 mL·min<sup>-1</sup> 增至 30 mL·min<sup>-1</sup> 时, COD 去除率逐渐升高, 并在 30 mL·min<sup>-1</sup> 时达到最高, 为 60.68%。而随着 MB 进气量由 30 mL·min<sup>-1</sup> 增加到 60 mL·min<sup>-1</sup> 时, COD 去除率降至 48.07%。这说明微纳米气泡的最佳进气量为 30 mL·min<sup>-1</sup>。

#### 2.5 紫外灯功率对 COD 去除效果的影响

图 6 为紫外灯 (UV) 的功率对 COD 去除率的影响。由图 6 可见, 随着紫外灯功率的不断提升, COD 去除率不断增加。当紫外灯为 5 W 时, COD 去除率为 35.23%; 在紫外灯功率为 15 W 时去除率达到 61.36%。这说明随着紫外灯功率的增加, 会产生活性自由基, 进而去除有机污染物, 但随着紫外灯功率的进一步提升, 溶液的 COD 去除率不再增高。

#### 2.6 初始 pH 对 COD 去除效果的影响

图 7 为模拟垃圾渗沥液初始 pH 对后续反应的 COD 去除效果的影响。可见, 在 MB/UV/PS 体系中, 当溶液 pH=2 时, COD 去除率为 43.07%; 随着 pH 的增加, COD 去除率增加, 在 pH=6 时去除率达到最高, 为 60.68%。当在 pH 在碱性条件下 COD 去除率大幅度降低, 当溶液 pH=10 时, 去除率仅仅只有 2.73%。这说明废水中的有机酸在碱性条件下生成的盐会抑制污染物的降解。

#### 2.7 最佳条件下 TOC 去除率

由图 8(a) 可见, 当过硫酸盐投加量为 4 g·L<sup>-1</sup>、微纳米气泡进气量为 30 mL·min<sup>-1</sup>、紫外灯功率

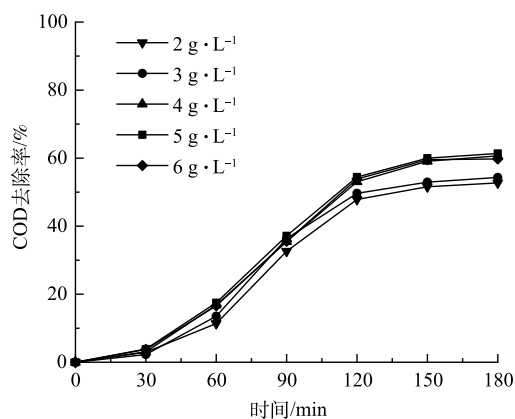


图 4 不同 PS 投加量对 COD 去除效果的影响  
Fig. 4 Influence of PS dosage on COD removal effect

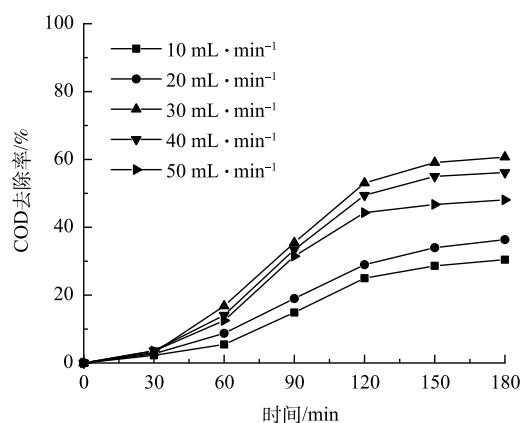


图 5 MB 进气量对 COD 去除效果的影响  
Fig. 5 Influence of gas flow of MB on COD removal effect

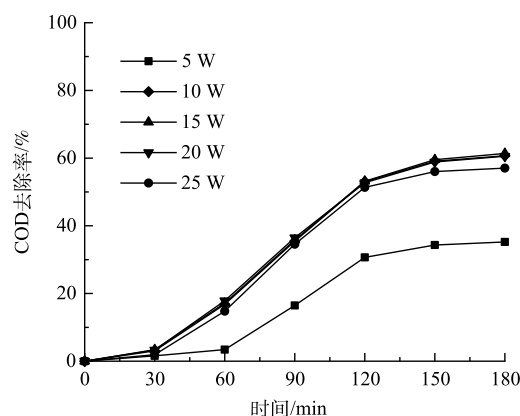


图 6 UV 功率对 COD 去除效果的影响  
Fig. 6 Influence of UV power on COD removal effect



为 10 W、初始 pH 为 6 时，随着反应的进行，溶液中 TOC 的去除率迅速升高。反应 3 h 后，TOC 去除率为 48.05%。由图 8(b) 可以看出，在反应前溶液中无机碳质量浓度为  $0.29 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ，在 180 min 时反应中无机碳质量浓度为  $18.89 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ 。反应中无机碳质量浓度随着反应时间的增加而增加，这说明反应中有机物被分解转化为  $\text{CO}_2$  和  $\text{H}_2\text{O}$ 。

## 2.8 最佳条件下氨氮去除率

图 9 反映了当 PS 为  $4 \text{ g}\cdot\text{L}^{-1}$ 、MB 进气量为  $30 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$ 、UV 功率为 10 W、初始 pH 为 6 时氨氮去除率的变化。可见，当反应时间为 30 min

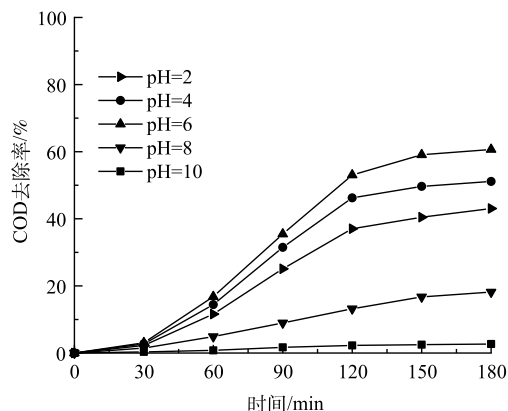
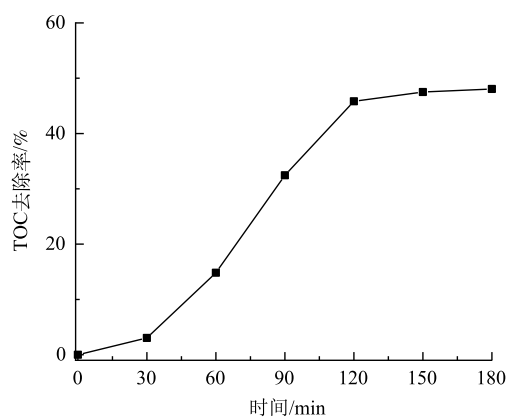
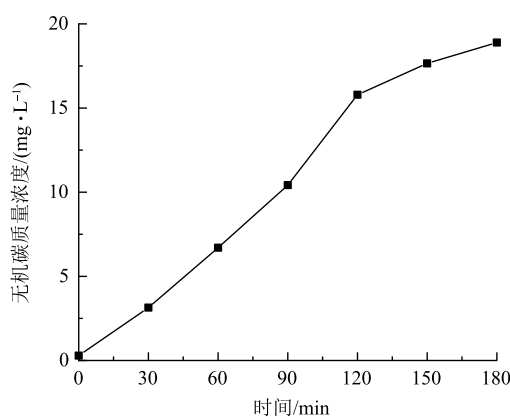


图 7 初始 pH 对 COD 去除效果的影响

Fig. 7 The effect of initial pH on COD removal



(a) 最佳条件下 TOC 去除率



(b) 溶液中无机碳质量浓度

图 8 溶液中 TOC 去除率和无机碳质量浓度

Fig. 8 TOC removal rate and inorganic carbon mass concentration in solution

时，溶液中氨氮去除率为 18.2%；随着反应时间的进行，溶液中氨氮的去除率迅速增高，反应为 180 min 时，氨氮去除率为 42.1%。

## 2.9 反应中的一级反应动力学

由图 10 可见， $\ln(C_0/C_t)$  与  $t$  基本呈线性关系。这表明微纳米气泡 (MB) 进气量对垃圾渗沥液的降解过程可用一级反应动力学方程来描述  $\ln(C_0/C_t)=kt$  来描述，结果见表 1。当 MB 进气量由  $10 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$  上升到  $50 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$  时， $K$  先从  $0.00232 \text{ min}^{-1}$  上升到  $0.00607 \text{ min}^{-1}$ ，然后下降至  $0.00429 \text{ min}^{-1}$ ，在 MB 进气量为  $30 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$  时，半衰期  $t_{1/2}$  为 114.2 min。这主要是

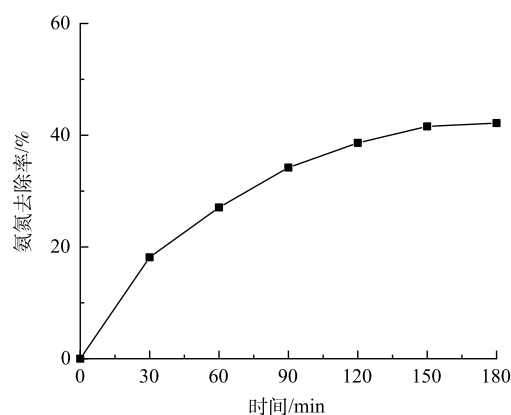


图 9 溶液中氨氮去除

Fig. 9 Ammonia nitrogen removal rate in solution

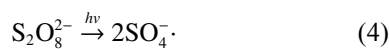
是因为产生的微纳米气泡可以促进反应从而有效去除溶液中的有机物，当 MB 进气量为  $30 \text{ mL}\cdot\text{min}^{-1}$  时，反应器中微纳米气泡含量最多，导致在溶液中会产生更多的活性自由基。

## 2.10 反应中的活性自由基分析

1) 自由基淬灭实验。NASSERI 等<sup>[30]</sup>的研究表明，异丙醇 (IPA) 可淬灭羟基自由基，抗坏血酸

(AA) 淬灭硫酸根自由基, 对苯醌 (BQ) 可淬灭超氧自由基。图 11 为加入不同淬灭剂后溶液中 COD 去除率的变化情况。可见, 加入异丙醇 (IPA) 后溶液 COD 去除率由 60.68% 下降为 11.59%。这说明在 UV/MB/PS 体系中生成了羟基自由基。加入了抗坏血酸后去除率由 60.68% 下降为 28.98%。这说明反应中生成了硫酸根自由基。加入了对苯醌后, COD 去除率几乎无变化。这证明该体系中没有超氧自由基的生成。

2) 不同处理体系中的自由基表征。本研究采用 EPR 技术检测了 3 个反应体系中的活性物质。由图 12(a) 可以看出, 在单独 MB 体系中没有活性自由基产生, 而在 UV/PS 体系中检测出中有少量的羟基自由基和硫酸根自由基。这是由于过硫酸根在低于 270 nm 的紫外灯照射下分解生成硫酸根自由基, 过硫酸根中的过氧键在氧化还原反应中断裂生成过一硫酸根, 过一硫酸根在低于 270 nm 的紫外灯照射下分解生羟基自由基和硫酸根自由基 (式 (4)~式 (5))。在 MB/UV/PS 体系中可以检测出有大量的羟基自由基和硫酸根自由基。这说明导入微纳米气泡使反应中的羟基自由基和硫酸根自由基浓度增加, 促使反应中的污染物分解。图 12(b) 为在 MB/UV/PS 体系中分别在 60、90 和 120 min 时的自由基检测结果。可见, 溶液中检测出了羟基自由基和硫酸根自由基, 在 120 min 时自由基浓度最大。这说明溶液中的羟基自由基和硫酸根自由基浓度随着反应时间的延长而增加。



### 3 结论

1) 自由基淬灭实验结果结合 EPR 表征结果表明, 羟基自由基和硫酸根自由基是降解过程中的主要活性物质。

2) 单独采用微纳米气泡对模拟垃圾渗沥液中 COD 的去除率仅为 7.61%, 使用紫外灯活化过硫酸钾对 COD 的去除率为 9.89%, 微纳米气泡活化过硫酸钾对 COD 的去除率为 8.07%, 而微纳米气泡联合紫外灯活化过硫酸钾对 COD 的去除率为 60.68%, 这表明微纳米气泡和紫外灯活化过硫酸盐体系有明显协同作用。

3) 当反应时间为 180 min、PS 投加量为 4 g·L<sup>-1</sup>、pH=6、MB 进气量为 30 mL·min<sup>-1</sup> 时, COD 的去除率可达 60.68%, TOC 去除率为 48.05%, 氨氮去除率为 42.1%。

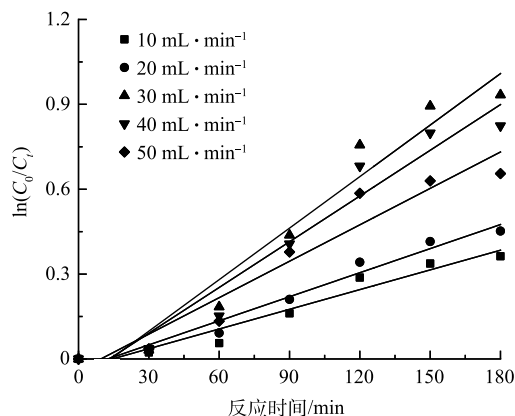


图 10 COD 去除效果的一级反应动力学  
Fig. 10 First-order kinetics of COD removal

表 1 进气量对 COD 去除效果和反应速率的影响  
Table 1 Effect of gas flow on COD removal effect and reaction rate

MB 进气量/(mL·min <sup>-1</sup> )	K/min <sup>-1</sup>	t <sub>1/2</sub> /min	R <sup>2</sup>
10	0.002 32	298.770 336	0.943 1
20	0.002 84	244.065 908	0.964 1
30	0.006 07	114.192 287	0.945 58
40	0.005 39	128.598 735	0.939 7
50	0.004 29	161.572 769	0.924 2

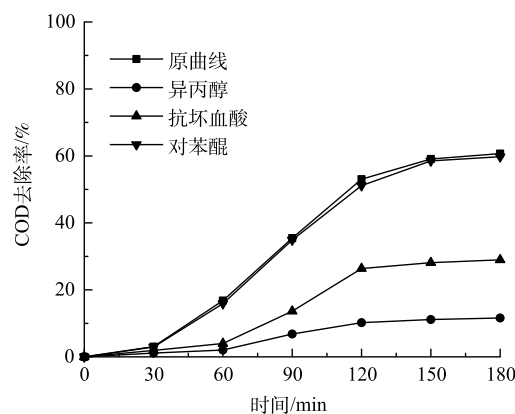


图 11 自由基淬灭剂对 COD 去除率的影响  
Fig. 11 Influence of free radical quenchers on COD removal rate

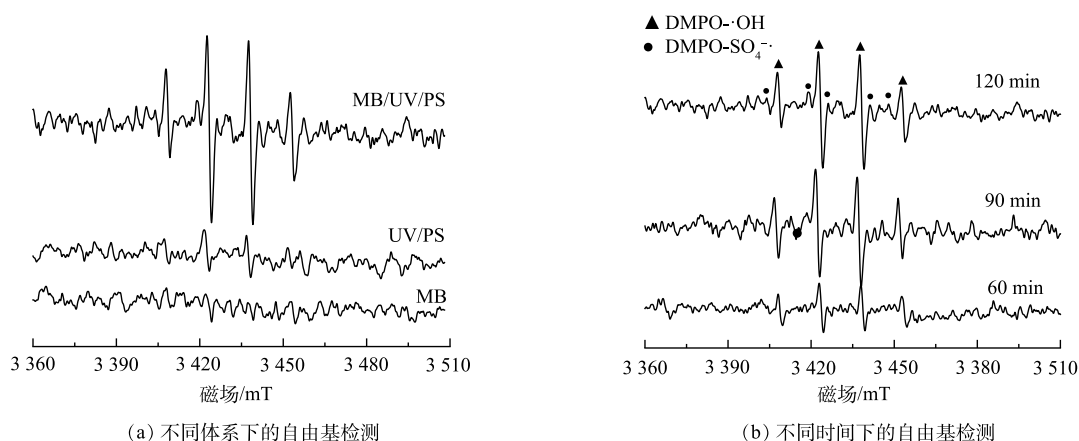


图12 EPR自由基检测实验

Fig. 12 EPR free radical detection experiment

## 参考文献

- [1] YUAN Y C, LIU J D, et al. Ozone direct oxidation pretreatment and catalytic oxidation post-treatment coupled with ABMBR for landfill leachate treatment[J]. *Science of the Total Environment*, 2021, 794(1-4): 148557.
- [2] LI R W, LI L, ZHANG Z M, et al. Limiting factors of heavy metals removal during anaerobic biological pretreatment of municipal solid waste landfill leachate[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 416: 126081.
- [3] DAIANA S, HELOISE Q, ROSANGELA B, et al. Presence of endocrine disrupting chemicals in sanitary landfill leachate, its treatment and degradation by Fenton based processes: A review[J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 2019, 131(C): 255-267.
- [4] CHEN G Y, WU G Y, LI N, et al. Landfill leachate treatment by persulphate related advanced oxidation technologies[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 418(4): 126355.
- [5] GAO M, LI S Q, ZOU H J, et al. Aged landfill leachate enhances anaerobic digestion of waste activated sludge[J]. *Journal of Environmental Management*, 2021, 293(2/3): 112853.
- [6] LOPEZ A, PAGANO M, VOLPE A, et al. Fenton's pre-treatment of mature landfill leachate[J]. *Chemosphere*, 2004, 54(7): 1005-1010.
- [7] SILVA L, ALVESI V M, DANTAS E, et al. Chemical safety assessment of transformation products of landfill leachate formed during the Fenton process[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 419(80): 126438.
- [8] ZHOU Y R, HUANG K Y, JIAO X Y, et al. Anaerobic co-digestion of organic fractions of municipal solid waste: Synergy study of methane production and microbial community[J]. *Biomass and Bioenergy*, 2021, 151: 106137.
- [9] RESHADI M, HASANI S S, NAZARIPOUR M, et al. The evolving trends of landfill leachate treatment research over the past 45 years[J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2021, 28(47): 1-19.
- [10] ATE H, ARGUN M E. Advanced oxidation of landfill leachate: Removal of micropollutants and identification of by-products[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2021, 413(5): 125326.
- [11] JIANG N, HUANG L, HUANG M H, et al. Electricity generation and pollutants removal of landfill leachate by osmotic microbial fuel cells with different forward osmosis membranes[J]. *Sustainable Environment Research*, 2021, 31(1): 22.
- [12] SHI L, CHEN H X, MENG H L, et al. How environmental policy impacts technology adoption: A case of landfill leachate[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2021, 310: 127484.
- [13] LEBRON Y, MOREIRA V R, BRASIL Y L, et al. A survey on experiences in leachate treatment: Common practices, differences worldwide and future perspectives[J]. *Journal of Environmental Management*, 2021, 288: 112475.
- [14] GHANBARI F, KHATEBASREH M, MAHDAVIANPOUR M, et al. Evaluation of peroxymonosulfate/O<sub>3</sub>/UV process on a real polluted water with landfill leachate: Feasibility and comparative study[J]. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 2021, 38(7): 1416-1424.
- [15] 柳伟. 我国垃圾渗滤液处理现状探究[J]. *生物化工*, 2021, 7(6): 3.
- [16] 吴娜, 薛晓莉, 张志立, 等. 微纳米气泡技术在环保领域的应用研究进展[J]. *现代农业科技*, 2020(17): 154-155+160.
- [17] 刘畅, 唐玉朝, 王品之. 微纳米气泡在治理水体污染方面的应用研究[J]. *安徽建筑大学学报*, 2020, 28(03): 6.
- [18] WU Y F, LIN H, YIN W Z, et al. Water quality and microbial community changes in an urban river after micro-nano bubble technology in situ treatment[J]. *Water*, 2019, 11(1): 66.
- [19] HUAMING, HE, LIANG. Research on the feasibility of spraying micro/nano bubble ozonated water for airborne disease prevention[J]. *Ozone: Science & Engineering*, 2015, 37(1): 78-84.
- [20] SHARIFUZZAMAN, M. D, YANG H N, Park S M. Park, et al. Performance comparison of micro-nano bubble, electro-oxidation and

- ozone pre-treatment in reducing fluoride from industrial wastewater[J]. *Engineering in Agriculture, Environment and Food*, 2017, 10(3): S1881836617300216.
- [21] 李恒震, 胡黎明, 辛鸿博. 微纳米气泡技术应用于污染地下水原位修复研究[J]. *岩土工程学报*, 2015, 37(S2): 115-120.
- [22] 吕宙, 从善畅, 程婷, 等. 微纳米气泡曝气技术在生活污水处理中的应用研究[J]. *广州化工*, 2014, 42(7): 4.
- [23] DAYARATHNE H, CHOI J, JANG A. Enhancement of cleaning-in-place (CIP) of a reverse osmosis desalination process with air micro-nano bubbles[J]. *Desalination*, 2017, 422: 1-4.
- [24] 杨世迎, 杨鑫, 王萍, 等. 过硫酸盐高级氧化技术的活化方法研究进展[J]. *现代化工*, 2009, 29(4): 13-19.
- [25] LUO Y T, SU R K, YAO H S, et al. Degradation of trimethoprim by sulfate radical-based advanced oxidation processes: kinetics, mechanisms, and effects of natural water matrices.[J]. *Environmental Science and Pollution Research International*, 2021, 28(44): 62572-62582.
- [26] LU Y T, SHEN Y L, ZHANG S F, et al. Enhancement of removal of VOCs and odors from wood by microwave-activated persulfate.[J]. *ACS Omega*, 2021, 6(8): 5945-5952.
- [27] GUO J Y, GAO Q F, YANG S Q, et al. Degradation of pyrene in contaminated water and soil by Fe<sup>2+</sup>-activated persulfate oxidation: Performance, kinetics, and background electrolytes (Cl<sup>-</sup>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> and humic acid) effects.[J]. *Process Safety and Environmental Protection*, 2021, 146: 686-693.
- [28] 张国珍, 王宏伟, 李晓燕, 等. 紫外活化过硫酸盐降解水中阿莫西林的特性[J]. *中国给水排水*, 2021, 37(19): 53-59.
- [29] 徐鹏飞, 郭怡秦, 王光辉, 等. 紫外活化过硫酸盐对甲基橙脱色处理实验研究[J]. *环境工程*, 2017, 35(11): 5.
- [30] NASSERI S, MAHVI A H, SEYEDSALEHI M, et al. Degradation kinetics of tetracycline in aqueous solutions using peroxydisulfate activated by ultrasound irradiation: Effect of radical scavenger and water matrix[J]. *Journal of Molecular Liquids*, 2017: 704-714.

(责任编辑: 曲娜)

## Treatment of simulated landfill leachate by micro-nano bubble /UV/K<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>8</sub>

GAO Sanxiao<sup>1</sup>, FU Min<sup>1,2,3,\*</sup>, KUANG Xue<sup>1</sup>, KANG Han<sup>1</sup>, YANG Yue<sup>1</sup>

1. College of Environment and Resources, Chongqing Technology and Business University, Chongqing 400067, China;

2. Chongqing Key Laboratory of Catalysis and New Environmental Materials, Chongqing 400067, China; 3. Chongqing University Key Laboratory of Catalysis Theory and Applied Technology, Chongqing 400067, China

\*Corresponding author, E-mail: fumin1022@126.com

**Abstract** In this study, the main pollutants in landfill leachate, including glacial acetic acid, n-butyric acid, n-hexanoic acid and ammonia, were treated by micro-nano bubbles combined with UV lamp activated persulfate method. The effects of different reaction time, potassium persulfate dosage, pH, UV lamp power and gas flow of micro and nano bubbles on the removal rate of landfill leachate were studied. The results showed that micro-nano bubbles had a significant synergistic effect on UV lamp activated persulfate method. When the reaction time was 180 min, the dosage of potassium persulfate was 4 g·L<sup>-1</sup>, pH=6, uv lamp power was 10 W, and the gas flow of micro/nano bubbles was 30 mL·min<sup>-1</sup>, the removal rates of COD, TOC and ammonia nitrogen were 60.68%, 48.05% and 42.1%, respectively. The results of free radical quenching and EPR showed that the simulated landfill leachate was degraded by the attack of hydroxyl radical and sulfate radical. Total organic carbon analyzer (TOC) analysis measured the increase of inorganic carbon in the solution, indicating the decomposition of organic matter into carbon dioxide and water in wastewater.

**Keywords** micro-nano bubbles; ultraviolet lamp; persulfate; landfill leachate