

DOI: 10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2025.03.001

# 声光催化膜反应器构建及其对环丙沙星的去除效能

邹建勇<sup>1</sup>, 林晨<sup>2</sup>, 孟玉<sup>1</sup>, 顾正亚<sup>1</sup>, 范功端<sup>2</sup>

(1. 安徽省城建设计研究总院股份有限公司, 安徽 合肥 230051; 2. 福州大学 土木工程学院, 福建 福州 350108)

**摘要:** 随着水环境中抗生素污染的日益严重,开发高效、稳定的抗生素去除技术至关重要。以 $\text{Bi}_2\text{MoO}_6/\text{FeVO}_4$ 核壳纳米材料为催化剂,超滤膜为分离手段,将超滤膜与声光催化技术相耦合而构建了声光催化膜反应器(SPMR),并探究其对水中环丙沙星(CIP)的去除效果。结果表明,SPMR对CIP的降解率随水力停留时间(HRT)增加而提高,当HRT为60 min时,降解率可达94.56%。中空纤维膜能有效截留催化剂,保证反应器中催化剂浓度稳定。在SPMR降解CIP过程中,羟基自由基( $\cdot\text{OH}$ )和空穴( $\text{h}^+$ )起主导作用。SPMR对实际水体和模拟水中的CIP均有良好的去除效果,降解率均在80%以上,证实了声光催化技术可用于去除不同水体中的CIP。

**关键词:** 声光催化; 超滤; 环丙沙星; 水力停留时间; 羟基自由基

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2025)03-0001-06

## Construction of Sono-photocatalytic Membrane Reactor and Its Removal Efficiency for Ciprofloxacin

ZOU Jian-yong<sup>1</sup>, LIN Chen<sup>2</sup>, MENG Yu<sup>1</sup>, GU Zheng-ya<sup>1</sup>, FAN Gong-duan<sup>2</sup>

(1. Anhui Urban Construction Design Institute Co. Ltd., Hefei 230051, China; 2. College of Civil Engineering, Fuzhou University, Fuzhou 350108, China)

**Abstract:** As antibiotic contamination in aquatic environments intensifies, it becomes crucial to develop efficient and stable technologies for antibiotic removal. The sono-photocatalytic membrane reactor (SPMR) was investigated to use  $\text{Bi}_2\text{MoO}_6/\text{FeVO}_4$  core-shell nanomaterials as catalysts and ultrafiltration membranes for separation, focusing on its effectiveness in removing ciprofloxacin (CIP) from water. The degradation rate of CIP in the SPMR increased with hydraulic retention time (HRT) and reached 94.56% when HRT was 60 min. The hollow fiber membrane effectively retained the catalyst, ensuring stable catalyst concentration within the reactor. Hydroxyl radicals ( $\cdot\text{OH}$ ) and holes ( $\text{h}^+$ ) played a key role in the degradation process. The SPMR exhibited excellent removal efficiency for CIP across various real and synthetic water sources, with degradation rates consistently above 80%. This research confirms the feasibility of sono-photocatalytic technology for CIP removal in different water bodies.

**Key words:** sono-photocatalytic process; ultrafiltration; ciprofloxacin; hydraulic retention time; hydroxyl radical

基金项目: 安徽省建设科学技术计划项目(2021-YF26)

通信作者: 范功端 E-mail: fgdfz@fzu.edu.cn

环丙沙星(CIP)作为一种广泛使用的抗生素,其在水环境中的残留引起了广泛关注<sup>[1]</sup>。为降低CIP对环境和人体健康的潜在风险,同时实现水资源的循环利用,开发高效、稳定的抗生素去除技术至关重要。声光催化是一种很有发展前景的高级氧化技术,尤其适用于废水和再生水中难生物降解和有毒物质的矿化<sup>[2]</sup>。该技术有负载式和悬浮式两种体系,前者通过将催化剂固定在载体上<sup>[3]</sup>,有效解决了催化剂的流失和团聚问题,但其传质效果较差,催化剂活性位点数量少,且层间空隙易降低。相对而言,悬浮式体系虽能克服负载式体系的这些缺点,提高降解效率,但催化剂材料难以回收。因此,在新污染物去除的声光催化技术发展中,实现催化剂的固液分离显得尤为重要。

通过将聚偏氟乙烯(PVDF)中空纤维超滤膜与声光催化技术相耦合,构建了声光催化膜反应器(SPMR),不仅可以实现声光催化剂的有效分离,而且可以进一步提高出水水质,为污水再生回用提供了一种高效、环保的处理方法<sup>[4]</sup>。笔者首先考察了中空纤维膜对催化剂的截留效率,并比较不同水力停留时间(HRT)对声光催化效率的影响;其次,开展了长期运行实验以评估声光催化膜系统的稳定性;最后测试了不同水体基质环境下,声光催化膜体系对CIP的降解效果,以期为废水中抗生素类污染物的去除提供理论依据和技术参考。

## 1 材料与方 法

### 1.1 声光催化材料的制备

$\text{FeVO}_4$ 纳米棒的制备:取8.4 mmol的 $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ 和 $\text{NH}_4\text{VO}_3$ 分别溶于35 mL去离子水中,将 $\text{NH}_4\text{VO}_3$ 在90 °C下加热搅拌30 min至溶解。将热 $\text{NH}_4\text{VO}_3$ 溶液缓慢滴加到 $\text{Fe}(\text{NO}_3)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ 溶液中形成黄色悬浊液。滴加结束后用氨水调节溶液的pH至3,并继续在室温下搅拌30 min,将混合物转移到100 mL特氟龙内衬的高压反应釜中,密封并在220 °C下加热16 h,自然冷却至室温,通过离心分离得到 $\text{FeVO}_4$ 前驱体,并用去离子水和无水乙醇清洗至溶液呈中性。再放入70 °C的烘箱中烘干12 h,最后将得到的黄褐色粉末在550 °C下煅烧2 h<sup>[5]</sup>。

$\text{Bi}_2\text{MoO}_6/\text{FeVO}_4$ 核壳结构纳米材料的制备: $\text{Bi}_2\text{MoO}_6/\text{FeVO}_4$ 异质结是通过一步溶剂热反应合成的,合成步骤见图1。将 $\text{Bi}(\text{NO}_3)_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ 和 $\text{FeVO}_4$ 倒

入装有15 mL乙二醇的烧杯中,标记为B溶液;再将 $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 倒入另一个装有15 mL乙二醇的烧杯中,标记为N溶液。B和N溶液分别在超声水浴中超声分散直至溶解,混合后在磁力搅拌下保持30 min。接着,将混合溶液在160 °C下水热反应24 h。反应结束冷却至室温后,将所得样品用去离子水和乙醇漂洗3次。最后在烘箱中80 °C干燥12 h。将所制备的 $\text{Bi}_2\text{MoO}_6/\text{FeVO}_4$ 物质的量之比为1:2的样品命名为BF-0.5。通过改变 $\text{Bi}_2\text{MoO}_6/\text{FeVO}_4$ 配比分别制得BF-1、BF-0.75和BF-0.25。此外,还通过相同的方法在不添加 $\text{FeVO}_4$ 纳米棒的情况下合成了纯 $\text{Bi}_2\text{MoO}_6$ 纳米片<sup>[6-7]</sup>。

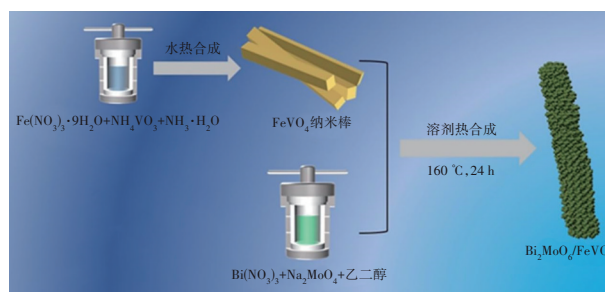


图1  $\text{Bi}_2\text{MoO}_6/\text{FeVO}_4$ 异质结合成示意

Fig.1 Schematic diagram of synthesis  $\text{Bi}_2\text{MoO}_6/\text{FeVO}_4$  heterojunction

### 1.2 声光催化降解实验

声光催化实验中,超声波频率固定为40 kHz,功率固定为50 W,采用配备紫外光滤光片的氙灯(500 W)作为可见光光源,CIP浓度为10 mg/L,溶液体积为100 mL。将一定量的催化剂分散到溶液中,并在声光催化反应开始后,间隔固定时间取出1.5 mL溶液,并用0.22  $\mu\text{m}$ 的聚醚砜微孔滤膜过滤头过滤。在有 $\text{H}_2\text{O}_2$ 的反应中, $\text{H}_2\text{O}_2$ 在反应溶液中的浓度为20 mmol/L。所有实验均重复三次,以减少误差。

### 1.3 声光催化膜反应器的搭建及运行

SPMR主要由超声波发生器、超声波换能器、氙灯、石英护管、蠕动泵、中空纤维膜和反应池组成(见图2),其中,进水和出水软管管径为12 mm,PVDF中空纤维膜的膜丝长度为100 mm,膜孔径为0.02  $\mu\text{m}$ ,反应池废水体积控制在1 000 mL。通过蠕动泵进出水,材料投量为500 mg/L,CIP初始浓度为10 mg/L。在SPMR运行过程中,首先将声光催化剂加入反应池中。随后,通过进水蠕动泵将 $\text{H}_2\text{O}_2$ 和废水混合液连续输送到反应器中。废水中的难降

解有机物在催化剂的声光协同催化作用下得到有效降解。反应池出水经过中空纤维膜过滤,有效截留催化剂颗粒,保证反应器中催化剂浓度稳定,避免催化剂流失,同时进一步拦截废水中的残余有机物。根据所选催化剂的最佳反应时间,设定废水的HRT,以实现废水的连续处理和高效降解。

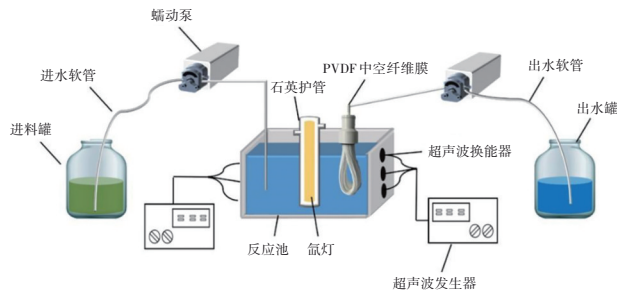


图2 SPMR装置示意

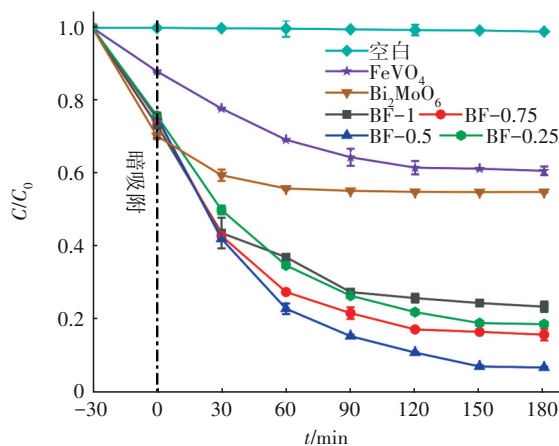
Fig.2 Schematic diagram of SPMR

## 2 结果与讨论

### 2.1 Bi<sub>2</sub>MoO<sub>6</sub>/FeVO<sub>4</sub>声光催化降解CIP效果

#### 2.1.1 不同组分的声光催化活性

在没有声光催化剂的空白实验中,CIP未出现明显的降解,表明超声和可见光对CIP的降解效果可以忽略不计(见图3)。在持续180 min的声光辐射下,纯Bi<sub>2</sub>MoO<sub>6</sub>对CIP的去除率为45%,纯FeVO<sub>4</sub>的去除率为39.21%。对比CIP的降解效果可以发现,Bi<sub>2</sub>MoO<sub>6</sub>/FeVO<sub>4</sub>复合声光催化剂比单一成分的样品显示出更高的声光催化活性。其中,BF-0.5对CIP表现出最佳的降解性能,降解率可达93.12%。

图3 FeVO<sub>4</sub>、Bi<sub>2</sub>MoO<sub>6</sub>和Bi<sub>2</sub>MoO<sub>6</sub>/FeVO<sub>4</sub>不同组分复合材料的声光催化降解CIP情况Fig.3 Sono-photocatalytic degradation curves of CIP in the presence of FeVO<sub>4</sub>, Bi<sub>2</sub>MoO<sub>6</sub> and Bi<sub>2</sub>MoO<sub>6</sub>/FeVO<sub>4</sub> composites with different compositions

#### 2.1.2 催化剂投量的影响

BF-0.5催化剂投量对CIP降解效果的影响见图4。当投量在100~1 000 mg/L范围内变化时,500 mg/L的投量展现出最优的降解性能,降解率达到93%。降解效果的提升主要归因于BF-0.5投量的增加,这导致材料表面活性位点的数量增多,为声光催化H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>的反应提供了更多的场所,进而生成更多的自由基以氧化降解CIP。然而,当BF-0.5的投量过高时,CIP的去除率反而出现下降趋势。这一现象可能是由于催化剂悬浮颗粒的聚集,导致有效的活性位点和光吸收率减少,从而降低了CIP降解速率。

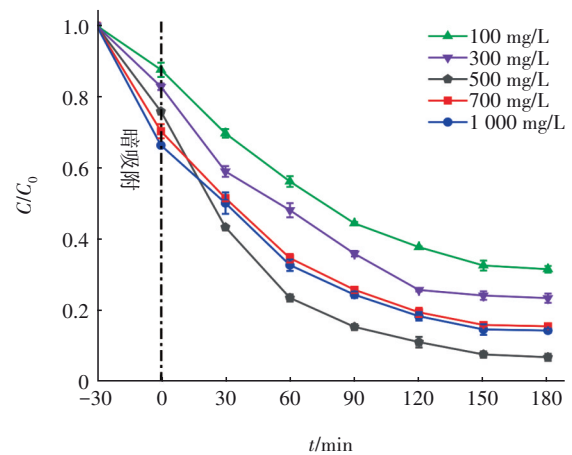


图4 催化剂投量对声光催化降解CIP的影响

Fig.4 Effect of catalyst dosage on sono-photocatalytic degradation of CIP

#### 2.1.3 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>浓度的影响

FeVO<sub>4</sub>作为非均相芬顿催化剂,可以在声光作用下活化H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>产生大量的氧化活性物质,加快污染物的去除<sup>[8-9]</sup>。在不添加BF-0.5催化剂的条件下,超声+H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>、可见光+H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>以及超声+可见光+H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>组合对CIP的降解效果有限,去除率不足10%。图5反映了H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>浓度对BF-0.5催化降解CIP的影响。随着H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>浓度从10 mmol/L增加到20 mmol/L,CIP的降解率从89.9%提升到96.5%,这主要归因于H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>与催化剂表面活性位点的充分反应,并随着H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>浓度的增加产生更多的羟基自由基(·OH)。然而,随着H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>浓度进一步增加到30 mmol/L,CIP的降解率反而下降,这是因为过量的H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>会自我反应生成H<sub>2</sub>O和O<sub>2</sub>,同时淬灭生成的·OH,从而显著降低了催化效率<sup>[10]</sup>。因此,确定H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>的最佳浓度为20 mmol/L。

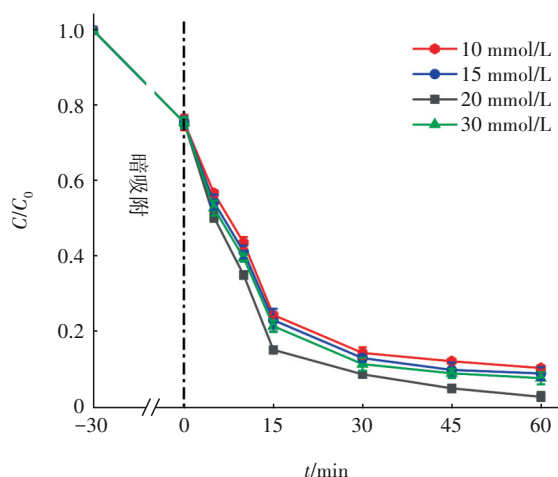


图 5 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 浓度对 CIP 声光催化降解的影响

Fig.5 Effect of H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> concentration on the degradation of CIP

## 2.2 声光催化膜反应器去除水中 CIP

### 2.2.1 对 CIP 的去除效果

考察了 5 种体系在没有催化剂的情况下对 CIP 的降解情况。结果表明,在反应 120 min 后,单独膜工艺对 CIP 的截留率只有 3.7%,超声+膜工艺和可见光+膜工艺的去除率分别为 4.3% 和 5.8%。超声+可见光+膜+H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 工艺的去除率也仅为 14.8%,这主要是 H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 在超声和光作用下生成少量的·OH,从而促进 CIP 的部分降解。HRT 对 CIP 降解的影响如图 6 所示。

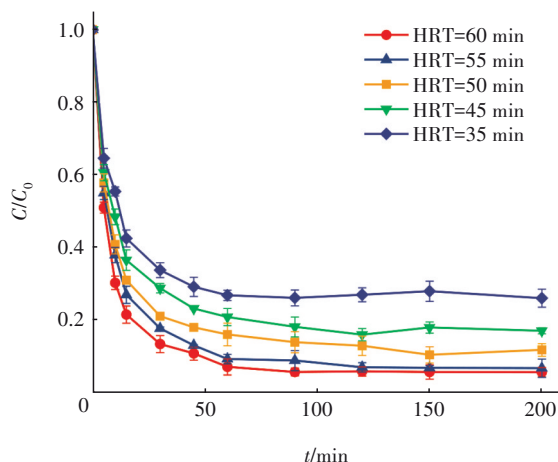


图 6 不同水力停留时间下 SPMR 对 CIP 的降解效果

Fig.6 Degradation of CIP in SPMR at different HRT

由图 6 可知,随着 HRT 的增加,CIP 降解率提高,当 HRT 为 60 min 时,对 CIP 的降解率提升至 94.56%,这归因于随着反应时间的增加,催化剂和污染物之间传质更充分,且产生了更多氧化活性物

质。在综合考虑处理效果和运行经济性的基础上,确定后续实验中 SPMR 的 HRT 为 55 min。

在 SPMR 降解 CIP 过程中,中空纤维膜用于连续流分离处理过的水和 Bi<sub>2</sub>MoO<sub>6</sub>/FeVO<sub>4</sub> 纳米催化剂。在未过膜的反应液中,含 FeVO<sub>4</sub>、Bi<sub>2</sub>MoO<sub>6</sub>、Bi<sub>2</sub>MoO<sub>6</sub>/FeVO<sub>4</sub> 催化剂的去离子水浊度分别高达 1 321、1 033、1 219 NTU,但是经过膜组件后,其浊度均在 0.6 NTU 左右,说明中空纤维膜能有效截留催化剂,使得反应器中催化剂浓度保持稳定。

### 2.2.2 协同效应及长期运行的稳定性

CIP 在不同体系中的降解效果如图 7 所示。可见,声光催化+膜+H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 反应体系对 CIP 的降解率最高,在 200 min 时能达到 93%,而声催化+膜+H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 和光催化+膜+H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> 体系的去除率分别仅为 53% 和 70%。此外,还考察了 SPMR 降解 CIP 的运行稳定性,结果表明,CIP 的降解率在长期运行过程中很稳定,说明中空纤维膜对催化剂的截留效果好,使得反应器中的催化剂浓度保持稳定。SPMR 中的超声波能使催化剂和污染物混合均匀并保持悬浮状态。运行 720 min 以后,对 CIP 的去除率仍然可以保持在 91%,这说明整个系统对 CIP 保持着较好的声光催化去除效果。

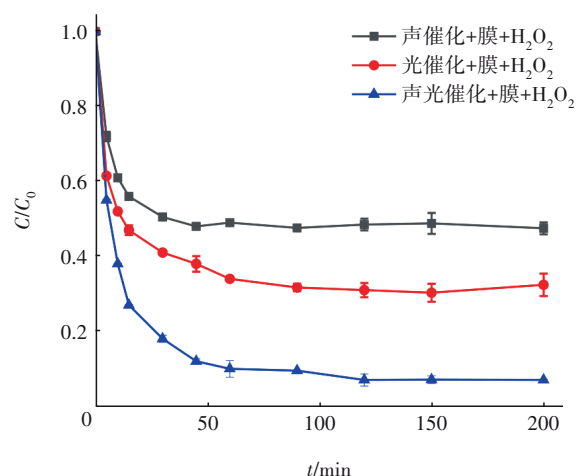


图 7 不同体系对 CIP 的降解效果

Fig.7 Degradation effect of CIP in different systems

### 2.2.3 声光催化膜反应器降解机理

采用叔丁醇(TBA)来淬灭羟基自由基(·OH),对苯醌(BQ)来清除超氧自由基(·O<sub>2</sub><sup>-</sup>)以及草酸根来抑制空穴(h<sup>+</sup>)<sup>[11-12]</sup>,结果见图 8。当 SPMR 系统使用淬灭剂时,降解性能均有下降,可以推断·OH 和 h<sup>+</sup> 在声光催化中起主导作用。

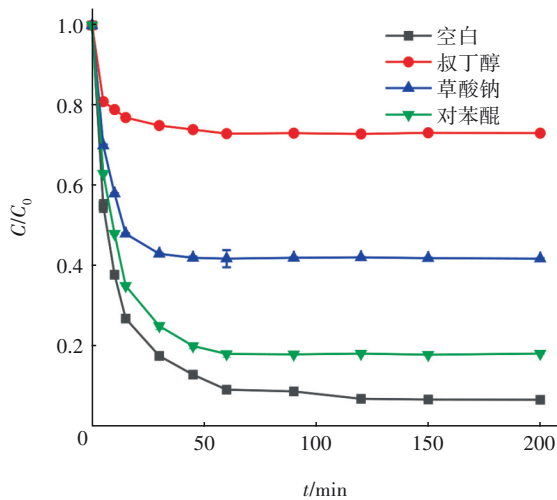


图8 不同淬灭剂对SPMR降解CIP的影响

Fig.8 Effect of different quenching agents on the degradation of CIP by SPMR

SPMR降解CIP的机理如图9所示。可知,除了 $\text{Bi}_2\text{MoO}_6/\text{FeVO}_4$ 异质结产生的氧化活性物质降解CIP外,还有中空纤维膜对催化剂的截留过滤作用。中空纤维膜的孔径为 $0.02\ \mu\text{m}$ ,通过蠕动泵挤压出水软管,提供膜内外的压力差,进而达到膜过滤去除污染物的目的。

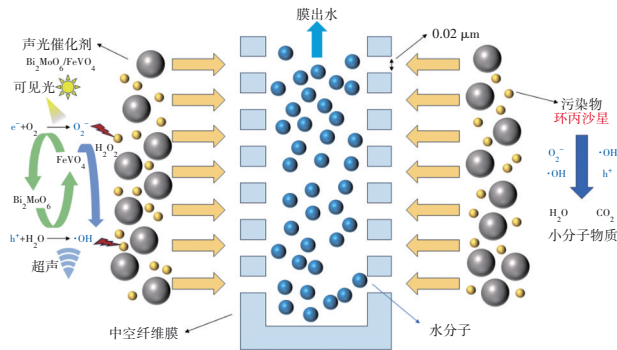


图9 SPMR降解CIP机理

Fig.9 Degradation mechanism of CIP in SPMR

### 2.3 声光催化膜系统的实际应用

选用实验室自来水、污水厂二级出水、某地江水和湖水进行实验,不同水样的水质检测结果见表1,通过向不同的水体添加CIP( $10\ \text{mg/L}$ ),研究 $\text{Bi}_2\text{MoO}_6/\text{FeVO}_4$ 核壳材料在SPMR中的声光催化活性,结果见图10。可见,污水处理厂二级出水、自来水、江水和湖水中CIP的降解均受到一定的抑制,降解率排序为去离子水>自来水>污水厂二级出水>某地江水>某地湖水。这是因为江水和湖水的水质波动较大,水质较为复杂,从而增加了水处理难度。

但就总体而言,在这4种实际水体基质环境下,CIP去除率仍可达84%以上,说明声光催化技术能有效去除实际水体中的抗生素。

表1 实际水体基本水质指标检测结果

Tab.1 Actual water quality indicators

项目	pH	$\text{NH}_3\text{-N}/$ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	TN/ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	TP/ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )	$\text{UV}_{254}/$ $\text{cm}^{-1}$	TOC/ ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ )
自来水	7.32	0.07	1.16	0.04	0.02	1.01
污水厂出水	6.88	1.15	5.96	0.36	0.39	7.21
某地江水	7.21	0.16	1.48	0.14	0.12	3.77
某地湖水	6.74	0.32	1.55	0.19	0.15	8.12

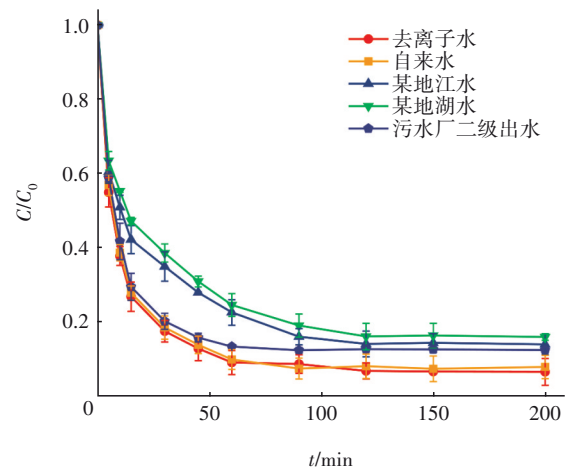


图10 不同实际水体基质对SPMR降解CIP的影响

Fig.10 Effect of different actual water substrates on CIP degradation by SPMR

实际水体中还包含大量可能干扰目标污染物去除的有机和无机物质,从而降低工艺的整体效率。为此,配制了中等硬度废水、污水、医疗废水、海产养殖废水,并与去离子水进行对比。结果表明,模拟海产养殖废水中CIP的降解效果最差,降解率为81.43%;去除率排序为:去离子水>中等硬度废水>污水>医疗废水>海产养殖废水。这归因于在模拟医疗废水和海产养殖废水中存在大量与CIP竞争活性氧化物质的有机和无机物质。

### 3 结论

① 单独的膜分离技术对CIP的去除效果不佳,而添加 $\text{H}_2\text{O}_2$ 的SPMR对CIP具有一定的去除能力。

② SPMR对CIP的降解率随水力停留时间(HRT)的增加而提高,当HRT为60 min时降解率可达94.56%。中空纤维膜能有效截留催化剂,保证了反应器中催化剂浓度的稳定。

③ 在SPMR降解CIP过程中,羟基自由基和

空穴起主导作用。

④ SPMR对实际水体和模拟水中的CIP均有良好的去除效果,降解率均在80%以上,证实了声光催化技术可用于去除不同水体中的CIP。

#### 参考文献:

- [1] 刘玉学,李彭,王拯. 我国污水处理厂中典型抗生素的分布及处理研究[J]. 中国给水排水, 2023, 39(10): 23-30.  
LIU Yuxue, LI Peng, WANG Zheng. Study on the distribution and treatment of typical antibiotics in wastewater treatment plants in China [J]. China Water & Wastewater, 2023, 39(10): 23-30(in Chinese).
- [2] 田亦臣,隋铭皓. 压电-压电光催化及其在水处理中的应用研究进展[J]. 水处理技术, 2023, 49(7): 20-26.  
TIAN Yichen, SUI Minghao. Research progress on piezoelectric-piezoelectric photocatalysis and its application in water treatment [J]. Water Treatment Technology, 2023, 49(7): 20-26(in Chinese).
- [3] 李雪莲. 负载型TiO<sub>2</sub>基光催化剂的制备及其对有机染料的光降解性能研究[D]. 深圳: 深圳大学, 2022: 1-5.  
LI Xuelian. Preparation of Loaded TiO<sub>2</sub>-based Photocatalysts and Their Photodegradation Performance on Organic Dyes [D]. Shenzhen: Shenzhen University, 2022: 1-5(in Chinese).
- [4] 杨春燕. Bi<sub>2</sub>WO<sub>6</sub>-UCN/PVDF光催化超滤膜的制备及去除水中阿特拉津效能与机制[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2023: 98-100.  
YANG Chunyan. Preparation of Bi<sub>2</sub>WO<sub>6</sub>-UCN/PVDF Photocatalytic Ultrafiltration Membranes and the Efficacy and Mechanism of Removing Atrazine from Water [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2023: 98-100(in Chinese).
- [5] YANG W, TAN G, HUANG J, *et al.* Enhanced magnetic property and photocatalytic activity of UV-light responsive N-doped Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>/FeVO<sub>4</sub> heterojunction [J]. Ceramics International, 2015, 41(1): 1495-1503 (in Chinese).
- [6] TIAN J, HAO P, WEI N, *et al.* 3D Bi<sub>2</sub>MoO<sub>6</sub> nanosheet/TiO<sub>2</sub> nanobelt heterostructure: enhanced photocatalytic activities and photoelectrochemistry performance [J]. ACS Catalysis, 2015, 5(8): 4530-4536.
- [7] ZHANG G, CHEN D, LI N, *et al.* Fabrication of Bi<sub>2</sub>MoO<sub>6</sub>/ZnO hierarchical heterostructures with enhanced visible-light photocatalytic activity [J]. Applied Catalysis B: Environmental, 2019, 250: 313-324.
- [8] ZHANG J, ZHAO W, LI Z, *et al.* Visible-light-assisted peroxymonosulfate activation over Fe(II)/V(IV) self-doped FeVO<sub>4</sub> nanobelts with enhanced sulfamethoxazole degradation: performance and mechanism [J]. Chemical Engineering Journal, 2021, 403: 126384.
- [9] 刘建林,谢杰. 膜芬顿技术在污水深度处理中的应用[J]. 中国给水排水, 2020, 36(22): 145-151.  
LIU Jianlin, XIE Jie. Application of membrane fenton coupling technology in wastewater advanced treatment [J]. China Water & Wastewater, 2020, 36(22): 145-151(in Chinese).
- [10] WANG S, LONG J, JIANG T, *et al.* Magnetic Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>/CeO<sub>2</sub>/g-C<sub>3</sub>N<sub>4</sub> composites with a visible-light response as a high efficiency Fenton photocatalyst to synergistically degrade tetracycline [J]. Separation and Purification Technology, 2021, 278: 119609.
- [11] 赵博,夏静芬,杨国靖,等. Bi<sub>2</sub>MoO<sub>6</sub>/AgBr的制备及其光催化活性增强机制[J]. 中国给水排水, 2022, 38(1): 23-30.  
ZHAO Bo, XIA Jingfen, YANG Guojing, *et al.* Preparation of Bi<sub>2</sub>MoO<sub>6</sub>/AgBr and its photocatalytic activity enhancement mechanism [J]. China Water & Wastewater, 2022, 38(1): 23-30(in Chinese).
- [12] 刘志生,王建辉,杨海鹏,等. C/ZnO/BiOI的制备及其光催化头孢他啶性能[J]. 中国给水排水, 2023, 39(23): 75-82.  
LIU Zhisheng, WANG Jianhui, YANG Haipeng, *et al.* Preparation of C/ZnO/BiOI and its photocatalytic property for ceftazidime [J]. China Water & Wastewater, 2023, 39(23): 75-82(in Chinese).

作者简介:邹建勇(1985- ),男,安徽枞阳人,硕士,正高级工程师,注册公用设备工程师(给水排水),注册环保工程师,主要研究方向为城市污水处理及再生利用。

E-mail: medricn@gmail.com

收稿日期:2024-11-08

修回日期:2024-11-25

(编辑:李德强)