

基于微藻去除典型抗生素类污染物的研究进展

魏连雪, 王 祎*

国家海洋技术中心 天津

【摘要】近年来, 抗生素滥用现象时有发生, 并在多种水体环境中被频繁检出, 给生态安全和人类健康带来极大威胁。基于微藻的抗生素处理技术具有去除效率高、操作便捷、环境友好的显著特点, 引发行业学者广泛关注。本文综述了现阶段抗生素去除的主要技术手段及其局限性, 包括吸附处理法、生物降解法、氧化处理法和光降解法。重点探讨了基于微藻去除抗生素的反应机理, 分析了羟基自由基($\cdot\text{OH}$), 单线态氧($^1\text{O}_2$)和三重激发态($^3\text{EOM}^*$, $^3\text{IOM}^*$)等活性物种在抗生素降解过程中所起的作用。总结了微藻光降解抗生素过程中的关键影响因素, 包括微藻种类与浓度、抗生素种类与浓度、光源类型、pH 和铁离子。最后指出优化微藻去除抗生素效能的潜在途径, 为开发高效、环境友好的抗生素污染治理技术提供了理论依据。

【关键词】抗生素; 微藻; 去除机理; 影响因素

【收稿日期】2024 年 11 月 14 日 **【出刊日期】**2024 年 12 月 18 日

【DOI】10.12208/j.jesr.20240001

Research progress on the removal of typical antibiotic pollutants by microalgae

Lianxue Wei, Yi Wang*

National Ocean Technology Center, Tianjin

【Abstract】In recent years, the misuse of antibiotics has become a recurring issue, with frequent detection in various aquatic environments, posing significant threats to ecological safety and human health. Microalgae-based antibiotic treatment technology has garnered widespread attention from researchers in the field due to its notable characteristics of high removal efficiency, operational convenience, and environmental friendliness. This paper reviews the main technical approaches and their limitations for antibiotic removal at the current stage, including adsorption treatment, biodegradation, oxidation treatment, and photodegradation. It focuses on the reaction mechanisms of antibiotic removal by microalgae, analyzing the roles of reactive species such as hydroxyl radicals ($\cdot\text{OH}$), singlet oxygen ($^1\text{O}_2$), and triplet excited states ($^3\text{EOM}^*$, $^3\text{IOM}^*$) in the antibiotic degradation process. The key influencing factors in the photodegradation of antibiotics by microalgae are summarized, including microalgae species and concentration, antibiotic types and concentration, light source type, pH, and iron ions. Finally, potential pathways for optimizing the efficiency of antibiotic removal by microalgae are outlined, providing a theoretical basis for the development of efficient and environmentally friendly antibiotic pollution control technologies.

【Keywords】Antibiotics; microalgae; Removal mechanism; Influence factors

引言

抗生素种类繁多, 除医疗用途外, 还被应用于农业和养殖产业中, 作为杀虫剂和生长促进剂。据统计, 我国每年有 6000 吨抗生素被添加至养殖饲料中, 占全球同类使用量的 50%^[1], 并且呈逐年递增

的趋势。然而约 60%-90%的抗生素无法被动物体吸收代谢^[2], 致使其残留物直接或随尾水排入周边环境水体中, 同时进行迁移和富集。抗生素在自然界中很难通过自身水解得以降解去除, 再加上各个源头的残留抗生素向自然界中的持续输入, 导致其长

*通讯作者: 王祎

期存在于生态环境中。调查研究发现,在多种水体环境中均检测出抗生素残留物的存在。Yiruhan 等^[3]报道了广州和澳门自来水中检测到的氟喹诺酮类抗生素的浓度范围分别是 1.0-679.7 ng/L 和 2.0-37.0 ng/L; Peng 等^[4]检测到我国河流沉积物中抗生素的残留浓度高达 652-5770 ng/g; Lu 等^[5]在我国约 1.8 万 km 的海岸线上采取水样,检测出 7 种目标抗生素,总浓度为 389~3302.3 ng/L。由于人类活动的影响,土壤和水环境中已经存在着大量具有抗生素抗性基因的细菌,它们的存在不仅会影响动植物的正常生长,还会严重影响甚至阻碍一些疾病的有效治疗。由此可见,抗生素的不合理使用以及消耗过量的现状给水体环境的生态安全和人类的身体健康带来极大的隐患和威胁,亟需找出一种环境友好且高效的处理手段。本文系统介绍了抗生素的典型处理技术,分析了基于微藻去除抗生素的机理,总结了微藻及其有机物光敏化过程中的关键影响因素,为抗生素类污染物的高效去除提供科学依据。

1 典型抗生素处理技术

抗生素在各类水体中均有检出,并且低浓度的残余抗生素就能够产生一定的毒害作用,因此,研究抗生素在水体中的迁移转化规律,寻求绿色环保、经济高效的处理方法,从而对抗生素污染的控制是十分重要的。当前,对于水生环境中抗生素的去除方法主要包含四类,分别是吸附处理法,生物降解法,氧化处理法以及光降解法。

1.1 吸附处理法

吸附处理法旨在运用一些具有较强吸附能力的材料,通过物理或化学途径将其吸附至吸附剂中,从而实现污染物的去除。2005 年,Westorhoff 等^[6]对抗生素的吸附处理进行了探究,研究发现粉末活性炭对河水中存留的抗生素具有高效的吸附作用,去除率为 49% - 99%。兰雄等^[7]人探究了常用吸附剂对四环素的吸附效能,结果表明,澳洲坚果壳经改性后所制成的活性炭对四环素的吸附容量高达 455.33 mg/g;而氧化石墨烯对于四环素的单层吸附效能能够达到 313.48 mg/g,这主要归功于石墨烯材料比表面积大的优点。此外,金属骨架材料(MOF)如今也多用于污染物的吸附,Wang 等^[8]制备了一种铁基 MOF 材料,实现了对四环素的高吸附作用,吸附量达 867 mg/g。除上述材料外,矿物材料也是一

种常见的吸附剂,如蒙脱石、沸石等,但这些材料在应用前需进行改性活化。Maged 等^[9]将天然膨润土进行热活化,经改性后其对四环素的最大单层吸附容量达 388.1 mg/g。尽管一些材料对抗生素的吸附达到了不错的效果,然而,吸附处理从本质上来说只能将污染物从一处转移至另一处,并不能将污染物完全消除降解。此外,任何吸附剂的吸附容量都是有限的,且吸附剂的回收利用也是一个亟待解决的问题。

1.2 生物降解法

大多数抗生素都具有药理稳定性或耐药持久性,因而水环境中抗生素的生物降解往往需要满足较为苛刻的条件。该方法一般会与其他工艺结合使用实现对抗生素的去除,特别是在污水处理厂的活性污泥工艺中常常使用。然而,生物降解法并不适用于抗生素浓度较高的水质,会对水体中的微生物活性产生抑制作用,从而降低微生物在反应过程中能够发挥的积极作用。此外,生物降解法还可能会使水中的一些细菌、微生物等产生耐药性,导致耐药基因的产生。因此,生物降解法应用于水环境中抗生素的去除还有待进一步研究。

1.3 氧化处理法

氧化处理法主要是向水环境中投加一定量的氧化剂,使之产生大量具有强氧化性的自由基或活性物种,或是试剂本身具有较强的氧化性能,通过与水体中的污染物进行一系列的氧化反应,实现对污染物的高效降解。当前常见的氧化处理法包括氯氧化法、臭氧氧化法、芬顿氧化法以及光催化氧化法。光催化氧化法是近年来研究较多的一种抗生素处理法,一般采用半导体催化剂,在光源条件下,使得所制备催化剂中处于基态的电子发生跃迁,具有较高的氧化还原电位,从而促使抗生素类污染物发生氧化还原反应进而得以降解去除。刘辉等^[10]人采用了金属离子掺杂二氧化钛制备催化剂的方法,使用银离子掺杂磷钨酸/二氧化钛制成的催化剂能够对 40 mg/L 的四环素溶液达成 72.3%的降解率;掺杂铜离子,则能够达到 71.4%的降解率,而掺杂三价铁离子则能够实现 75%的降解率。Gothwal 和 Shashidhar^[11]于 2015 年成功将臭氧氧化法用于磺胺类抗生素和甲氧苄氨嘧啶的去除过程中。研究发现,当臭氧的投加量为 7.1 mg/L 时,对两类抗生素的去

除率高达 95%以上。然而, 这种处理方法很大程度上会产生一些氧化副产物, 对生态环境产生毒性作用。此外, 经过臭氧化处理后的抗生素, 其抗药性可能会增强, 进而阻碍氧化副产物的进一步分解。氧化处理技术往往需要昂贵的设备且需要消耗大量的能源, 其在生活中的实际应用还需继续探究。

1.4 光降解法

光降解过程是自然水体中抗生素最主要的迁移转化方式之一。一般来说, 直接光降解对抗生素的降解效能较低, 这与抗生素的种类及其化学结构的稳定性有密切的关系。而在此过程中起主要作用的是间接光降解, 其贡献率超过 90%^[12]。而间接光降解的发生主要依赖于水体中存在的一些光敏物质, 例如腐殖质和一些天然有机物(NOM)等。这些光敏物质能够在光照条件下吸收特定波长的光, 生成大量活性物种, 通过对目标污染物的氧化作用实现高效的降解和去除。近年来, NOM 的化学性质, 特别是其成分和结构特征与光敏性能之间的关系得到了充分的研究和证明。Lee 等^[13]研究了 NOM 的组成成分在光敏化过程中所发挥的作用, 结果表明, NOM 中低分子量的类腐殖质表现出强烈的光敏特性, 大大加速了水中抗生素类污染物的光降解速率。研究表明, 腐殖质能够在 3 个小时内将内洁霉素的降解率提高 40%, 主要是因为腐殖质促进了羟基自由基的生成^[14]。微藻及其有机物是天然的光敏物质, 其发挥光敏化作用的主要成分是胡敏酸和富里酸等腐殖类物质, 在光照的条件下产生大量具有高氧化性的活性物种, 实现对污染物的高效降解。

2 基于微藻去除抗生素的机理研究

微藻在自然界中广泛存在且具有光合效率高、生长周期短、经济价值高等特点。研究人员发现微藻能够有效去除抗生素类污染物, 然而, 微藻系统成分复杂、反应多样, 对抗生素的去处机理仍需进一步探究。

2.1 吸附作用

当前, 研究人员对微藻系统去除抗生素效能的探究方式主要有两种, 一是将藻液与目标抗生素溶液进行混合培养, 二是将藻液中的有机物提取后再与目标抗生素相作用。姜现静等^[15]将一定浓度的环丙沙星溶液与灭活三角褐指藻进行混合培养, 发现微藻细胞对环丙沙星的吸附作用微乎其微。朱小燕

等^[16]研究发现, 小球藻在 2h 内对环丙沙星的吸附率为 7.85%, 去除作用较小。韦艳玲^[17]同样证实, 小球藻对氟苯尼考和甲磺霉素的吸附去除率可忽略不计。目前实验结果表明, 在已研究的微藻种类中, 吸附作用对某些抗生素的去除贡献相对较小, 但不能完全排除其在特定条件下的潜在作用, 仍需进一步深入研究。相比之下, 光降解作用在抗生素去除中更具优势, 下面将重点探讨微藻系统的光降解机制。

2.2 直接光降解与水解

抗生素类污染物对光照是十分敏感的, 直接光降解便是抗生素直接吸收太阳光进行自我分解或水解的过程。在吸收光子的过程中, 抗生素能够通过能量跃迁被直接激活活化至单重激发态, 从而进行降解或分解。姜现静等^[15]认为环丙沙星具有疏水特性, 因而其自身水解作用甚微。李妍等^[18]人研究了典型黄胺类抗生素的直接光降解效能, 磺胺甲噁二唑、磺胺醋酰以及磺胺对甲氧嘧啶的降解率分别为 45.5%、15.5%和 48.5%, 但三者的半衰期分别为 173.3 h、346.6 h、以及 173.3 h, 降解时间较长, 其降解效率的差异性主要源于不同抗生素的化学结构和性质不同。胡学香等^[19]人探究了四环素类抗生素在模拟太阳光和真实太阳光下的降解速率, 结果显示, 在模拟太阳光光源下, 四环素类化合物的降解半衰期介于 26 到 136 min 之间, 并且其降解速率与 pH 值的变化密切相关; 而在太阳光下, 其降解速率与太阳光强度成正相关。由此可见, 直接光降解的作用效能与抗生素类污染物自身的理化性质密切相关。

2.3 间接光降解

研究指出, 间接光降解是自然水体中抗生素类污染物的主要迁移转化方式, 成为近年来的研究热点。间接光降解的发生往往依赖于水环境中的光敏物质所产生的活性物种, 藻类及其有机物是天然的光敏物质, 能够引发抗生素的间接光降解。Zhang 等^[20]研究发现诺氟沙星在光照条件下, 添加小球藻的溶液体系中的降解速度是无藻溶液体系中的 3 倍。Ge 和 Deng^[21]探究了亚心型扁藻和等鞭金藻对两种氟喹诺酮类抗生素——恩诺沙星和盐酸环丙沙星的光降解效能, 研究表明, 两种藻类均大大促进了抗生素的光降解效率。Tian 等^[22]研究发现, 小球

藻在光照条件下对金霉素的去除率最高达 96%。藻类及其有机物能够吸收特定波长的光, 产生大量具有高氧化性能的活性物种, 如羟基自由基 ($\cdot\text{OH}$), 单线态氧 ($^1\text{O}_2$), 超氧自由基 ($\text{O}_2^{\cdot-}$), 过氧自由基 ($\cdot\text{OOR}$), 和三重激发态物质 ($^3\text{DOM}^*$), 从而高效降解抗生素类污染物。

研究表明, 微藻系统中主要发挥光敏化作用的物质有两种, 一种是胞外分泌物 (EOM), 由藻类胞外代谢形成; 另一种是胞内有机物 (IOM), 由藻类细胞胞内自溶产生。EOM 中的酶成分一方面能够通过自身的催化作用降解有机污染物, 另一方面能够产生少量的活性氧, 与目标污染物反应。但其发挥光敏化作用的主要成分是胡敏酸和富里酸等腐殖类物质, 在光照的条件下产生大量氧活性物质, 实现对污染物的高效降解。Tian 等^[12]选取了三种淡水藻分别提取 EOM, 发现在光照条件下均能够高效

降解金霉素; 而淬灭实验结果表明, 在三种微藻 EOM 光解金霉素的过程中, $\cdot\text{OH}$ 和 $^1\text{O}_2$ 起到了一定的氧化作用, 但主要贡献源于三重激发态活性物种 ($^3\text{EOM}^*$, 贡献率 > 90%)。IOM 占总藻类总有机物的 80%, IOM 中除了与 EOM 相同的成分外, 还含有叶绿素, 在光照下可诱导活性氧的产生, 从而实现对有机污染物的降解。Hu 等提取了铜绿微囊藻中的 EOM 和 IOM, 探究二者对四环素的光降解规律。实验结果表明, 二者均能高效降解四环素, 光降解率均在 80% 以上, 并且起主要作用的活性物种分别是 $^3\text{EOM}^*$ 和 $^3\text{IOM}^*$ 。

由此可见, 基于微藻系统去除抗生素过程中, 由微藻有机物 (EOM 和 IOM) 引发的间接光降解是抗生素类污染物最主要的迁移转化方式, 并且起主要光敏化作用的是三重激发态活性物种, 微藻系统光降解抗生素机理见图 1。

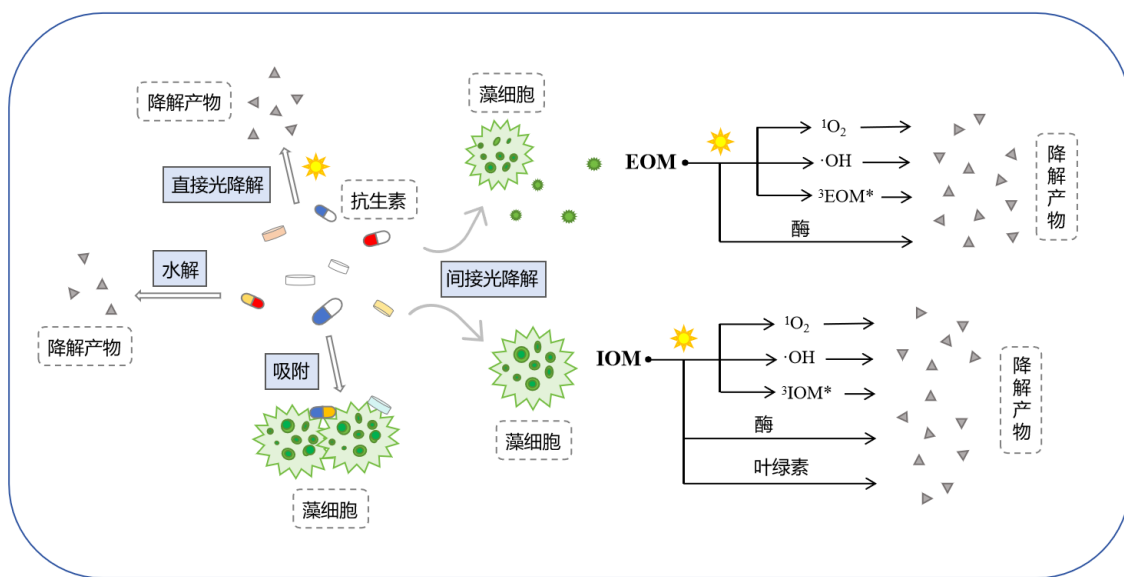


图 1 微藻系统光降解抗生素机理图

3 基于微藻去除抗生素的影响因素

3.1 微藻种类与浓度

不同种类的微藻对于光照、营养成分的需求存在着较为明显的差异性, 并且其生长条件能够直接影响微藻的光合活性、分泌物的量等。因此, 不同藻种对于抗生素类污染物的降解效能也存在一定的差异性。Tian 等^[12]研究了三种常见微藻对金霉素的降解影响, 实验表明, 不同藻种对于同种抗生素的降解效果有着明显的差异性, 小球藻对于金霉素

的降解率比铜绿微囊藻高 20% 以上。Ge 和 Deng^[21]研究发现, 在相同的实验条件下, 亚心型扁藻对恩诺沙星和环丙沙星的降解率均显著高于等鞭金藻。除了微藻种类, 其浓度也是影响光降解效能的重要因素。朱小燕等^[16]研究发现, 小球藻的浓度与环丙沙星的降解率呈正相关关系, 并且降解速率随小球藻浓度的升高而加快。

3.2 抗生素种类与浓度

抗生素种类繁多, 理化性质复杂, 对光的敏感

性也有所不同。Ge 和 Deng^[21]研究发现, 使用亚心型扁藻去除恩诺沙星和环丙沙星时, 恩诺沙星的降解率为 81%, 而环丙沙星的降解率为 71.2%。Xiao 等^[23]在实验中发现, 小球藻对阿莫西林和诺氟沙星的去除率相差极大, 相同反应条件下, 对阿莫西林的去除率可达 91.13%, 而对诺氟沙星的去除率仅有 7.89%。此外, 微藻对不同梯度浓度抗生素的去除率也有所不同。Hu 等^[24]实验结果显示, 当四环素浓度在 1-20 mg/L 范围时, 小球藻对其光降解率各有不同, 最高达 85%, 最低为 78%, 且无明显相关关系。

3.3 光源类型

光源种类不同, 其散发的能量也有所不同。Jiang 等^[25]比较了衣藻在不同光源下对头孢拉定的降解效率, 实验结果显示, 衣藻在紫外光照射下能将头孢拉定完全降解, 而在其他光源下的降解效率则不甚理想, 均在 35% 以下; Du 等^[26]也得到了相似的结论, 小球藻在紫外光下对头孢拉定的降解率为 78%, 远远高于其他光源。这是由于紫外光具有更高的能量, 能让微藻及其有机物激发出更多的氧活性物种从而去除污染物。

3.4 pH

pH 是影响水环境中抗生素光降解的重要因素。Zhang 等^[20]研究发现, 诺氟沙星更容易在弱酸性的条件下降解, 在此条件下, 藻类能够分泌出更多的

溶解性有机物, 有助于抗生素的光降解; 而 Hu 等^[24]研究发现, 四环素在碱性条件下的光降解效率更高, 而在酸性条件下呈现出微弱的抑制作用。由此可见, 对于不同种类的抗生素, pH 的影响效果具有很大的差异性。一方面, 在天然水环境中, pH 能够影响藻类分泌, 进而影响藻类有机物诱导抗生素光降解的过程; 另一方面, pH 能够影响抗生素的性质, 如抗生素的质子化状态等, 从而影响抗生素的光学性质和反应活性。

3.5 铁离子

铁离子是微藻诱导抗生素光降解过程中一个重要的协同因子。一是催化作用, 铁离子作为催化剂, 参与光催化反应, 促进自由基的生成, 从而加速抗生素的光降解; 二是与藻类的协同作用, 藻类可以通过分泌 EOM 和 IOM 增强抗生素的光降解效率, 而铁离子可以与这些有机物相互作用, 进一步提高光降解速率; 此外, 铁离子能够参与微藻光敏化过程, 吸收光能并传递给抗生素分子, 促进其降解。Ge 和 Deng^[21]发现, 铁离子的添加能够提升恩诺沙星和诺氟沙星在藻液体系中的降解率。Zhang 等^[20]研究发现, 小球藻对诺氟沙星的降解率仅为 35.9%, 而铁离子与小球藻的混合体系则能够高效去除诺氟沙星, 其降解率超过 80%。表 1 总结了在各因素影响下, 基于微藻体系去除抗生素的实验结果。

表 1 基于微藻去除典型抗生素效能及影响因素 (续下表)

序号	微藻	抗生素	光源	pH	铁离子	去除率	作用方式	参考文献
1	小球藻	金霉素	氙灯	6.8	无	95%	分泌物提取	[12]
	栅藻					87%		
	铜绿微囊藻					73.8%		
2	小球藻	金霉素	氙灯	6.8	无	96%	共培养	[22]
			紫外灯			100%		
3	衣藻	头孢拉定	太阳光	9.0	无	32%	共培养	[26]
			模拟自然光			14.7%		
			荧光灯			13.7%		
4	小球藻	头孢拉定	自然光	—	无	17.6%	共培养	[27]
			紫外灯			78%		
5	亚心型扁藻	恩诺沙星	高压汞灯	—	Fe (III)	92%	共培养	[21]
					藻液	81%		
					Fe (III) + 藻液	83%		
					Fe (III)	74%		
					藻液	71%		
					Fe (III) + 藻液	78.5%		
	亚心型扁藻	环丙沙星			Fe (III)	80%		

	等鞭金藻				藻液	71.2%		
					Fe (III) +藻液	84.2%		
					Fe (III)	55%		
					藻液	66.4%		
					Fe (III) +藻液	77%		
					Fe (III)	24.7%		
6	小球藻	诺氟沙星	紫外灯	5.0	藻液	35.9%	共培养	[20]
					Fe (III) +藻液	80.3%		
7	小球藻	阿莫西林	——	——	无	91.13%	共培养	[24]
		诺氟沙星				7.89%		
8	小球藻 (EOM)	四环素	氙灯	——	无	73.6%	分泌物	[25]
	小球藻 (IOM)					80.9%		
9	小球藻	环丙沙星	紫外灯	——	无	94.69%	分泌物	[16]

4 结论

本文系统总结了当前水生环境中抗生素的污染现状及其处理技术，并深入探讨了基于微藻去除抗生素类污染物的机理和影响因素。现有研究表明间接光降解是微藻介导抗生素降解去除的主要途径，其中，EOM 和 IOM 发挥重要作用，能够高效去除抗生素类污染物，其对应的三重激发态活性物种是光降解反应中的关键活性组分。此外，微藻去除抗生素的效率受到多种因素的影响，包括微藻种类与浓度、抗生素种类与浓度、光源类型、pH 值以及铁离子的存在。综上所述，微藻在去除抗生素类污染物方面具有广阔的应用前景，但其机制复杂，需综合考虑多种因素以优化处理效果。未来研究应进一步探索微藻与环境因素的相互作用机制，开发高效的微藻处理工艺，从而实现对抗生素污染的高效治理。

参考文献

[1] 陈军平, 杨艳丽, 吴志强, 等. 江西省畜禽养殖废水及环境中抗生素残留现状调查[J]. 安徽农业科学, 2015.

[2] 杨硕. 畜禽养殖废水的抗生素污染现状及检测方法[J]. 农业与技术, 2020,362(21):113-114.

[3] Yiruhan, Wang Q J, Mo C H, et al. Determination of four fluoroquinolone antibiotics in tap water in guangzhou and macao[J]. Environmental Pollution, 2010, 158(7):2350-2358.

[4] Peng X, Tang C, Yu Y, et al. Concentrations, transport, fate,

and releases of polybrominated diphenyl ethers in sewage treatment plants in the pearl river delta, south china[J]. Environment International, 2009, 35(2):303-309.

[5] Lu J, Wu J, Zhang C, et al. Occurrence, distribution, and ecological-health risks of selected antibiotics in coastal waters along the coastline of China[J]. Science of the Total Environment, 2018, 644:1469-1476.

[6] Westerhoff P, Yoon Y, Snyder S, et al. Fate of endocrine-disruptor, pharmaceutical, and personal care product chemicals during simulated drinking water treatment processes[J]. Environmental Science & Technology. 2005, 39(17):6649-6663.

[7] 兰雄, 刘钦, 周新涛, 等. 吸附法脱除废水中四环素的研究进展[J]. 过程工程学报, 2022,(008):022

[8] Wang D, Jia F, Hou W, et al. Simultaneously efficient adsorption and photocatalytic degradation of tetracycline by Fe-based MOFs[J]. Journal of Colloid & Interface Science, 2018, 519:273-284.

[9] Maged A, Iqbal J, Kharbish S, et al. Tuning tetracycline removal from aqueous solution onto activated 2:1 layered clay mineral: characterization, sorption and mechanistic studies[J]. Journal of Hazardous Materials, 2019, 384:121320.

[10] 刘辉, 邹继颖, 吴伟, 等. 金属离子掺杂 TiO₂ 复合膜降解抗生素废水的研究[J]. 化工新型材料, 2016, 44 (12): 79-81.

- [11] Gothwal R, Shashidhar T. Antibiotic pollution in the environment: a review[J]. *Clean Soil, Air, Water*, 2015, 43(4):479-489.
- [12] Tian Y, Wei L, Yin Z, et al. Photosensitization mechanism of algogenic extracellular organic matters (EOMs) in the photo-transformation of chlortetracycline: Role of chemical constituents and structure[J]. *Water Research*, 2019, 164:114940.1-114940.8.
- [13] Lee E, Glover C M, Rosario-Ortiz F L. Photochemical formation of hydroxyl radical from effluent organic matter: role of composition[J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47 (21):12073-12080.
- [14] 王闻烨. 抗生素光降解研究进展[J]. *环境科学与技术*, 2014(S1):6.
- [15] 姜现静, 吕剑, 武君, 等. 三角褐指藻对环丙沙星的去除过程及影响因素[J]. *生态毒理学报*, 2022, 17(4):523-532.
- [16] 朱小燕, 傅大放, 邓琳, 等. 小球藻引发水中环丙沙星的光降解效能研究[J]. *中国环境科学*, 2013(4):6.
- [17] 韦艳玲. 小球藻对典型氯霉素类及磺胺类抗生素的去除机制探究[J]. [2025-02-13].
- [18] 李妍, 张一清, 于昌平, 等. 地表水中典型磺胺类抗生素的自然衰减[J]. *环境化学*, 2021, 40(3):10.
- [19] 胡学香, 陈勇, 聂玉伦, 等. 水中四环素类化合物在不同光源下的光降解[J]. *环境工程学报*, 2012, 6(8):5.
- [20] Zhang J, Fu D, Wu J. Photodegradation of norfloxacin in aqueous solution containing algae[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2012, 24(4):743-749.
- [21] Ge L, Deng H. Degradation of two fluoroquinolone antibiotics photoinduced by Fe(III)-microalgae suspension in an aqueous solution[J]. *Photochemical and Photobiological Sciences*, 2015, 14(4):693-699.
- [22] Tian Y, Zou J, Feng L, et al. *Chlorella vulgaris* enhance the photodegradation of chlortetracycline in aqueous solution via extracellular organic matters (eoms): role of triplet state eoms[J]. *Water Research*, 2019, 149:35-41.
- [23] Xiao G, Chen J, Show P L, et al. Evaluating the application of antibiotic treatment using algae-algae/activated sludge system[J]. *Chemosphere*, 2021, 282: 130966.
- [24] Hu J, Wei L, Zeng M, et al. Photosensitization mechanisms and detoxification effect of extracellular organic matters and intracellular organic matters in antibiotics photodegradation: A case of *Microcystis aeruginosa*[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2024, 464(000):13.
- [25] Jiang R, Wei Y, Sun J, et al. Degradation of cefradine in alga-containing water environment: a mechanism and kinetic study. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019.
- [26] Du Y, Zhang S, Guo R, et al. Understanding the algal contribution in combined uv-algae treatment to remove antibiotic cefradine. *Research Advances*, 2015, 5(74): 59953-59959.

版权声明: ©2024 作者与开放获取期刊研究中心(OAJRC)所有。本文章按照知识共享署名许可条款发表。

<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>



OPEN ACCESS