

· 专论与综述 ·

# 氟喹诺酮类抗生素在水环境中的去除研究综评

王亚军, 陈甜婧

(兰州理工大学土木工程学院, 甘肃 兰州 730050)

**摘要:**介绍了水环境中氟喹诺酮类抗生素的危害,分析了其在污泥吸附、微生物降解和光降解作用下的去除机理。综述了去除氟喹诺酮类抗生素的常规处理技术(活性污泥法和人工湿地)、深度处理技术(高级氧化和膜处理),以及新型处理技术(超声降解、土壤渗滤系统和生物电强化)的研究进展与优劣,指出不同反应体系的去除机理和途径不一致,需要针对多相、多污染介质的复杂实际环境开展进一步研究。

**关键词:** 氟喹诺酮类抗生素; 去除机理; 处理技术; 水环境

中图分类号: X52 文献标志码: A 文章编号: 1006-2009(2021)05-0001-05

## Comprehensive Review on the Removal of Fluoroquinolone Antibiotics in Water Environment

WANG Ya-jun, CHEN Tian-jing

(School of Civil Engineering, Lanzhou University of Technology, Lanzhou, Gansu 730050, China)

**Abstract:** This paper introduced the harm of fluoroquinolone antibiotics in water environment, analyzed the removal mechanism under the effects of sludge adsorption, microbial degradation and photodegradation, and summarized the advantages and disadvantages of conventional treatment technologies (activated sludge and constructed wetlands), advanced treatment technologies (advanced oxidation and membrane treatment) and new treatment technologies (ultrasonic degradation, soil infiltration system and bioelectricity enhancement). It pointed out that different reaction systems had different removal mechanisms and ways, further research should be carried out in the complex practical environment of multi-phase and multi-polluting media.

**Key words:** Fluoroquinolone antibiotics; Removal mechanism; Treatment technology; Water environment

喹诺酮类抗生素又称吡酮酸类或吡啶酮酸类抗生素,是人工合成的一类抗菌药物,自1962年起至今已开发四代,目前使用最多的是第三代氟喹诺酮类(Fluoroquinolones, FQs)抗生素,主要包括环丙沙星(CIP)、诺氟沙星(NOR)、氧氟沙星(OFL)、洛美沙星(LOM)、恩诺沙星(ENR)等。此类抗生素因抗菌谱广、抗菌性强、口服吸收好等优势而被广泛应用于人类及动物疾病治疗与养殖中<sup>[1-2]</sup>。FQs具有持久性和累积性,在不同水环境中均有较高残留。如在海洋水体中,黄海 NOR 检测值达 108.8 ng/L<sup>[3]</sup>;在地表水中,国内某市水体 LOM 检测均值为 360.7 ng/L<sup>[4]</sup>;在地下水中,西班牙某市 NOR 和 OFL 检测值分别为 462 ng/L 和 443 ng/L<sup>[5]</sup>;在养殖废水中,韩国 ENR 检测值高达 585 ng/L<sup>[6]</sup>;在城

市污水处理厂中,国外 FQs 进水质量浓度达 976 ng/L<sup>[7]</sup>,出水质量浓度为 42 ng/L ~ 2 148 ng/L<sup>[8]</sup>,国内 FQs 进水平均质量浓度高达 4 916 ng/L<sup>[9]</sup>,出水质量浓度为 30 ng/L ~ 9 780 ng/L<sup>[10]</sup>。此外,在固相物质(土壤、沉积物、固体废弃物等)中也检测出较高的 FQs 残留。如粪肥土壤中 ENR 检测值为 20 μg/kg ~ 30 μg/kg<sup>[11]</sup>;河道沉积物中 NOR 检测均值达

收稿日期:2020-11-11;修订日期:2021-06-08

基金项目:国家自然科学基金资助项目(41967043);甘肃省自然科学基金资助项目(20JR5RA461);甘肃省高等学校产业支撑引导基金资助项目(2020C-40)

作者简介:王亚军(1979—),男,山西介休人,副教授,博士,主要从事污水处理理论和技术研究与教学工作。

( $537.13 \pm 212.69$ )  $\mu\text{g}/\text{kg}$ <sup>[12]</sup>; 固体废弃物中 OFL 和 NOR 检测值分别为  $367.5 \mu\text{g}/\text{kg}$  和  $345.0 \mu\text{g}/\text{kg}$ <sup>[13]</sup>。今分析 FQs 在不同降解途径下的去除机理, 总结水环境中 FQs 的处理技术, 为后续 FQs 去除机理探究提供参考。

## 1 水环境中 FQs 的危害

水环境中 FQs 的质量浓度一般在  $\text{ng}/\text{L} \sim \mu\text{g}/\text{L}$  级别。由于 FQs 具有持久性和累积性, 因而会残留在水体、土壤及沉积物等多种环境介质中, 对水生态环境造成危害, 同时也对人类健康产生风险<sup>[14-15]</sup>。水环境中的 FQs 与其他抗生素存在协同作用, FQs 与  $\beta$ -内酰胺类和氨基糖苷类抗生素合用会降低肠杆菌科细菌、革兰氏阳性菌及部分绿脓杆菌活性, 与其他抗生素联用还会扩大抗菌谱, 从而降低微生物降解 FQs 的能力。FQs 与水环境中存在的镁、铁、铝等金属阳离子会形成螯合物, 此类不溶性物质不仅会降低生物活性, 还会继续残留在水环境中<sup>[16]</sup>。因此, 复杂水环境中 FQs 的去除机理与处理技术研究具有重要意义。

## 2 水环境中 FQs 的去除机理

### 2.1 污泥吸附及其机理

在活性污泥法中, 污泥吸附是去除 FQs 的主要途径<sup>[17]</sup>。其去除机理是 FQs 中的可电离官能团与微生物或污泥颗粒表面发生静电斥作用<sup>[18]</sup>, 以及与一些金属离子<sup>[19]</sup>发生络合作用。

FQs 在吸附过程中受活性污泥浓度、pH 值、氧化还原条件、温度、停留时间和共存离子等多种因素影响<sup>[20]</sup>, 其中, pH 值是影响吸附过程的关键因素。FQs 带有两性可电离官能团, 即羧基 ( $-\text{COOH}$ ,  $\text{pK}_a$  值约为  $5 \sim 6$ ) 和氨基 ( $-\text{NH}_2$ ,  $\text{pK}_a$  值约为  $7 \sim 10$ ), 当环境 pH 值发生变化时会影响污泥吸附 FQs 的能力<sup>[21]</sup>。在中性 pH 值条件下, 阴离子和 FQs 两性化合物是优势种, 其与多价离子具有较高的结合能力。有研究指出, 当 pH 值为 7.4 时, 由于接近 CIP 的等电点, 其最大吸附量几乎完全以两性离子的形式存在<sup>[20]</sup>。另有研究得出相似结论, 当 pH 值为 7.3 时, 两性离子 FQs 对活性污泥的吸附亲和力最强<sup>[17]</sup>。温度也会影响吸附效率, 活性污泥间隙的大小和 FQs 的形态会随温度升高而发生变化, 导致污泥吸附量下降。此外, FQs 还会与共存金属离子络合, 影响吸附效果<sup>[19]</sup>。

对含盐污水的研究表明, 二价阳离子 ( $\text{Ca}^{2+}$  和  $\text{Mg}^{2+}$ ) 会与 FQs 形成稳定的络合物, 显著降低 FQs 对污泥的吸附作用<sup>[22]</sup>。

### 2.2 微生物降解及其机理

FQs 的微生物降解是利用微生物的代谢达到去除目的。在微生物降解过程中, 耐药菌起着至关重要的作用, 其降解机理是耐药菌产生降解抗生素的酶, 这些酶类通过直接或间接修饰改变抗生素的结构使其失活<sup>[23]</sup>。

研究发现, 白腐真菌产生的漆酶对 FQs 的降解效果较好, CIP 通过哌嗪环还原性脱烷基, 以及发生羟基化、甲酰化和乙酰化反应共生成 7 种代谢产物<sup>[24]</sup>。对 FQs 的细菌代谢研究发现, NOR 通过羟基化反应、经氧化脱氟羟基化反应、哌嗪环发生乙酰化反应, 以及哌嗪环断裂发生脱乙基反应共产生 4 种代谢产物<sup>[25]</sup>。从代谢产物的差异能够看出, FQs 的微生物降解途径复杂, 包括羟基化、哌嗪取代基的氧化、乙酰化、甲酰化、氧化脱氟等。

### 2.3 光降解及其机理

FQs 属于光降解敏感型物质, 易被光解。光解是利用自然光或人造光照射, 使抗生素分子吸收光能变成激发态从而引发各种反应, 其过程包括直接光解和间接光解<sup>[26]</sup>。直接光解是抗生素吸收光子变成激发态, 分子内部化学键发生断裂、重排而被降解的过程; 间接光解是环境中的光敏剂吸收光子变成激发态, 再将激发态能量传递给抗生素后发生反应导致其降解。

有学者研究了模拟太阳光下 CIP 和 ENR 的不同光解产物, 发现 CIP 发生脱氟反应形成  $\text{H}_2\text{CIP}^+$ , 由哌嗪环分步裂解产生  $\text{H}_4\text{CIP}^{3+}$ , 由氧化作用形成  $\text{CIP}^-$ , 发生羟基化反应形成  $\text{H}_3\text{CIP}^{2+}$ <sup>[27]</sup>; ENR 发生羟基化反应产生  $\text{ENR}_1$ , 经脱氟作用形成  $\text{ENR}_2$  和  $\text{ENR}_3$ , 由哌嗪侧链氧化降解形成  $\text{ENR}_4$ <sup>[28]</sup>。强光敏剂 (如硝酸盐、 $\text{TiO}_2$  等) 会加快 FQs 的光解速率。在  $\text{UV}/\text{TiO}_2$  光催化过程中<sup>[29]</sup>, CIP 哌嗪环断裂产生  $\text{C}_1$ , 哌嗪环断裂发生羟基化反应形成  $\text{C}_2$ , 由脱氟作用和部分哌嗪环断裂后羟基化作用形成  $\text{C}_3$ , 发生脱氟反应和脱烷基反应形成  $\text{C}_4$ 。由此发现, 水环境中 FQs 的光降解途径包括哌嗪取代基的氧化、羟基化、氧化脱氟等。

## 3 水环境中 FQs 的处理技术及应用

水环境中抗生素的常规处理技术主要包括活

性污泥法和人工湿地,采用常规工艺的污水处理厂尾水中仍能检测出  $\text{ng/L} \sim \mu\text{g/L}$  级别的抗生素残留。针对敏感接纳水体尤其是饮用水源地,水回用时对其中具有潜在健康风险的痕量污染物须加倍关注。目前针对抗生素去除的深度处理技术主要包括高级氧化和膜处理,某些技术在去除抗生素时产生的反应副产物又会带来一系列环境问题,由此又衍生出超声降解等新型处理技术。

### 3.1 常规处理技术

活性污泥法中 FQs 的去除主要依靠污泥吸附作用,传统活性污泥法对 FQs 的去除能力有限,与其他技术联用才能达到较好的处理效果。采用循环式活性污泥法(CASS)和 Orbal 氧化沟工艺,CIP 和 OFL 的去除率均在 57% 以上<sup>[30]</sup>。活性污泥法与膜生物反应器(MBR)工艺联用,对 FQs 的去除率超过 89%<sup>[31]</sup>。研究表明,虽然模拟人工湿地对 FQs 的去除率能达到 55% ~ 85%<sup>[32]</sup>,但增加了抗生素的传播风险,且人工湿地受温度影响较大,低温时去除效果明显降低<sup>[33]</sup>。

### 3.2 深度处理技术

高级氧化是通过羟基自由基( $\cdot\text{OH}$ )氧化分解 FQs 的一种技术。研究发现,以  $\text{TiO}_2$  为光催化剂降解水中的 CIP 和 NOR,降解率高达 95%<sup>[34]</sup>。在处理医院废水中的 CIP 时发现,臭氧氧化技术只需要 30 min 就可将其完全降解<sup>[35]</sup>。臭氧氧化过程受 pH 值影响,反应进行时羧酸不断累积使 pH 值降低,进而会影响反应速率与吸收速率<sup>[36]</sup>。因此,臭氧和紫外( $\text{O}_3/\text{UV}$ )、臭氧和活性炭( $\text{O}_3/\text{GAC}$ )等联用技术应运而生。当 pH 值为 7 时, $\text{O}_3/\text{UV}$  联用能增加 20% 的摄氧率,从而提升对 ENR 的去除效能<sup>[37]</sup>。 $\text{O}_3/\text{GAC}$  去除 FQs 也有明显效果,可能是由于臭氧的强氧化作用与活性炭较强的吸附能力。虽然高级氧化对 FQs 的去除效果明显,但处理条件要求较高,且反应副产物存在一定的环境风险,因而制约了其实际应用<sup>[38]</sup>。

膜技术通过膜孔截留、膜吸附和电荷排斥等机理去除 FQs。研究表明,利用负载陶瓷膜吸附剂集成工艺降解 FQs,当 pH 值为 7 时,NOR 和 OFL 的去除率分别达到 98.7% 和 94.6%<sup>[39]</sup>。采用具有电化学氧化功能的正向渗透工艺去除 NOR,30 min 时去除率最高,达到 90%<sup>[40]</sup>。然而,由于膜易堵塞和造成二次污染等问题,导致该技术在抗生素污水处理领域的应用较少<sup>[41]</sup>。

### 3.3 新型处理技术

超声降解利用超声波在高温高压下形成的强氧化性物质氧化分解有机物。钨酸铋催化超声降解 CIP 的去除率为 80% ~ 90%<sup>[42]</sup>。采用固体聚合物电解质超声处理,20 min 时 CIP 的去除率在 90% 以上<sup>[43]</sup>。目前超声技术多处于实验室研究阶段,在实际废水处理中的应用很少<sup>[44]</sup>。

土壤渗滤系统利用土壤蓄水层的物理、化学和生物净化协同作用,达到中水回用的目的。土壤渗滤系统对 FQs 的去除率在 80% 以上<sup>[45]</sup>,经过模拟长期处理后,对 CIP 的去除率稳定在 97.4%<sup>[46]</sup>。土壤渗滤技术在国内的发展历程相对较短,实际应用不普遍<sup>[47]</sup>。

生物电强化利用生物催化剂在电化学系统的阳极和阴极表面发生氧化还原反应,在去除污染物的同时产生能量。采用生物燃料电池(MFC)系统能够有效降解抗生素,对 NOR 的降解率达到 65.5%<sup>[48]</sup>。利用 MFC 耦合人工湿地降解 CIP,与普通人工湿地相比,平均甲烷排放通量减少了 15.29%,CIP 降解率在 90% 以上<sup>[49]</sup>。MFC 对 FQs 的降解效果好,且对环境友好无污染,在处理难降解的有机废水领域极具应用前景<sup>[50]</sup>。

FQs 处理技术的优缺点见表 1。

表 1 FQs 处理技术的优缺点  
Table 1 Advantages and disadvantages of FQs treatment technologies

处理工艺	优点	缺点	文献
活性污泥	与其他工艺联用发展前景广阔	处理能力有限,出水水质不稳定	[38]
人工湿地	处理效果好,节能无污染	可能会增加抗生素的传播风险,受温度影响较大	[33]
高级氧化	处理效果好,矿化度高	反应副产物可能会造成环境污染	[38]
膜处理	处理效果较好	膜易污染和堵塞,膜清洗和处理过程易造成二次污染	[41]
超声降解	降解效率高	反应条件要求高	[44]
土壤渗滤	处理效果较好,无二次污染	反应难控制	[47]
生物电强化	去除效率高,无二次污染	实际应用较少	[50]

## 4 总结与展望

FQs 普遍存在于水环境中,对生态环境和人类健康造成直接或间接影响。虽然针对 FQs 的研究

很多,但结论大多在单一环境或因子下得出,难以应用于实际多相、多污染介质的复杂环境中抗生素的去除,不能很好地指导解决实际问题。有研究表明,活性污泥去除 FQs 的主要途径是吸附(42.3% ~ 60.5%),其次是生物降解(26.7% ~ 40.8%)<sup>[22]</sup>;在曝气生物滤池系统中,CIP 的填料吸附率为 62.5%,微生物降解率为 32%<sup>[51]</sup>。也有研究得出不同结论,利用强化人工湿地去除 OFL,微生物降解是主要途径(91.0% ~ 94.7%),基质吸附和植物吸收为辅助作用<sup>[52]</sup>。因此,不同反应体系中 FQs 的去除机理和途径不一致,其在复杂环境中的去除机理尚无定论,需要进一步研究、梳理和系统化。

#### [参考文献]

- [1] ZHANG J, FENG L, TIAN J, et al. Distribution characteristics in the environment and research progress treatment technology of fluoroquinolone antibiotics[J]. *Environmental Science & Technology*, 2019, 53(S1): 81-88.
- [2] 王明珠, 陈玲, 赵宏宇, 等. 养殖对虾中抗生素的残留及其健康风险[J]. *环境监测管理与技术*, 2018, 30(2): 34-38.
- [3] NA G S, GU J, GE L K, et al. Detection of 36 antibiotics in coastal waters using high performance liquid chromatography-tandem mass spectrometry[J]. *Chinese Journal of Oceanology & Limnology*, 2011, 29(5): 1093-1102.
- [4] 崔亚丰, 何江涛, 苏思慧, 等. 某市典型地段地表水及地下水中氟喹诺酮类抗生素分布特征[J]. *环境科学*, 2015, 36(11): 4060-4067.
- [5] LÓPEZ-SERNA R, JURADO A, VÁZQUEZ-SUÑÉ E, et al. Occurrence of 95 pharmaceuticals and transformation products in urban groundwaters underlying the metropolis of Barcelona, Spain[J]. *Environmental Pollution*, 2013, 174: 305-315.
- [6] SIM W J, LEE J W, LEE E S, et al. Occurrence and distribution of pharmaceuticals in wastewater from households, livestock farms, hospitals and pharmaceutical manufactures[J]. *Chemosphere*, 2011, 82(2): 179-186.
- [7] ZUCCATO E, CASTIGLIONI S, BAGNATI R, et al. Source, occurrence and fate of antibiotics in the Italian aquatic environment[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2010, 179(1/2/3): 1042-1048.
- [8] LEE H B, PEART T E, SVOBODA M L. Determination of ofloxacin, norfloxacin, and ciprofloxacin in sewage by selective solid-phase extraction, liquid chromatography with fluorescence detection, and liquid chromatography-tandem mass spectrometry[J]. *Journal of Chromatography A*, 2007, 1139(1): 45-52.
- [9] LI W H, SHI Y L, GAO L H, et al. Occurrence and removal of antibiotics in a municipal wastewater reclamation plant in Beijing, China[J]. *Chemosphere*, 2013, 92(4): 435-444.
- [10] 高俊红, 王兆炜, 张涵瑜, 等. 兰州市污水处理厂中典型抗生素的污染特征研究[J]. *环境科学学报*, 2016, 36(10): 3765-3773.
- [11] KARCI A N, BALCIOĞLU I L A. Investigation of the tetracycline, sulfonamide, and fluoroquinolone antimicrobial compounds in animal manure and agricultural soils in Turkey[J]. *Science of the Total Environment*, 2009, 407(16): 4652-4664.
- [12] 朱晓萌, 代彬彬, 严亚. 城市河道沉积物中残留医用抗生素对反硝化潜势的抑制作用及机制[J]. *环境科学学报*, 2019, 39(11): 3877-3887.
- [13] 奚慧, 孙金昭, 谢冰. 城市生活垃圾填埋场中抗生素残留特征研究[J]. *环境科学学报*, 2018, 38(1): 300-309.
- [14] 陈秋兰. LC-MS/MS 法测定沉积物中磺胺类和四环素类抗生素[J]. *环境监测管理与技术*, 2019, 31(3): 49-52.
- [15] 顾海东, 尹燕敏, 秦宏兵. 超高效液相色谱三重四级杆质谱联用法测定水中喹诺酮类抗生素[J]. *环境监测管理与技术*, 2013, 25(3): 34-37.
- [16] CUPRYS A, PULICHARLA R, BRAR S K, et al. Fluoroquinolones metal complexation and its environmental impacts[J]. *Coordination Chemistry Reviews*, 2018, 376(12): 46-61.
- [17] WANG L, LI Q Y, BEN W. An insight into the removal of fluoroquinolones in activated sludge process: Sorption and biodegradation characteristics[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2017, 56(6): 263-271.
- [18] ZHAO X, WANG X C, CHEN Z L, et al. Microbial community structure and pharmaceuticals and personal care products removal in a membrane bioreactor seeded with aerobic granular sludge[J]. *Applied Microbiology & Biotechnology*, 2015, 99(1): 425-433.
- [19] 黄翔峰, 熊永娇, 彭开铭, 等. 金属离子络合对抗生素去除特性的影响研究进展[J]. *环境化学*, 2016, 35(1): 133-140.
- [20] POLESEL F, LEHNBERG K, DOTT W, et al. Factors influencing sorption of ciprofloxacin onto activated sludge: Experimental assessment and modelling implications[J]. *Chemosphere*, 2015, 119(1): 105-111.
- [21] 张志超, 程和发. 环境介质中喹诺酮类抗生素的前处理与检测方法研究进展[J]. *环境化学*, 2019, 38(1): 1-22.
- [22] LI B, ZHANG T. Biodegradation and adsorption of antibiotics in the activated sludge process[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(9): 3468-3473.
- [23] 陈昱帆, 刘诗胤, 梁志彬, 等. 群体感应与微生物耐药性[J]. *遗传*, 2016, 38(10): 881-893.
- [24] PRIETO A, MÓDER M, RODIL R, et al. Degradation of the antibiotics norfloxacin and ciprofloxacin by a white-rot fungus and identification of degradation products[J]. *Bioresource Technology*, 2011, 102(23): 10987-10995.
- [25] KIM D W, HEINZE T M, KIM B S, et al. Modification of norfloxacin by a *Microbacterium* sp. strain isolated from a wastewater treatment plant[J]. *Applied and Environmental Microbiology*, 2011, 77(17): 6100-6108.
- [26] 吕晗姣. 强化光化学氧化高效去除水中抗生素恩诺沙星机理

- 研究[D]. 北京:北京交通大学,2019.
- [27] WEI X X, CHEN J W, XIE Q, et al. Distinct photolytic mechanisms and products for different dissociation species of ciprofloxacin[J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(9): 4284 - 4290.
- [28] STURINI M, SPELTINI A, MARASCHI F, et al. Photochemical degradation of marbofloxacin and enrofloxacin in natural waters[J]. *Environmental Science & Technology*, 2010, 44(12): 4564 - 4569.
- [29] GIRI A S, GOLDER A K. Ciprofloxacin degradation in photo-Fenton and photo-catalytic processes: Degradation mechanisms and iron chelation[J]. *Journal of Environmental Sciences*, 2019, 80: 82 - 92.
- [30] 柴玉峰, 张玉秀, 陈梅雪, 等. 冀西北典型北方小城镇污水处理厂中抗生素的分布和去除[J]. *环境科学*, 2018, 39(6): 2724 - 2731.
- [31] DUTTA K, LEE M Y, LAI W W P, et al. Removal of pharmaceuticals and organic matter from municipal wastewater using two-stage anaerobic fluidized membrane bioreactor[J]. *Bioresource Technology*, 2014, 165: 42 - 49.
- [32] 阿丹. 人工湿地对14种常用抗生素的去除效果及影响因素研究[D]. 广州:暨南大学,2012.
- [33] 程梦雨, 张筱, 程梦奇, 等. 低温条件下生物膜强化人工湿地效果研究[C]//中国环境科学学会. 2019中国环境科学学会科学技术年会论文集:第二卷. 北京:中国环境科学学会, 2019:754 - 758.
- [34] 刘利伟, 吴小莲, 莫测辉, 等.  $\text{TiO}_2$ 光催化降解水中喹诺酮类抗生素[J]. *中南大学学报(自然科学版)*, 2012, 43(8): 3300 - 3307.
- [35] VASCONCELOS T G, KUEMMERER K, HENRIQUES D M, et al. Ciprofloxacin in hospital effluent: Degradation by ozone and photoprocesses[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2009, 169(1/2/3): 1154 - 1158.
- [36] 黄婧, 唐晶, 林常源, 等. 应用臭氧氧化技术深度处理抗生素废水的研究进展[J]. *应用化工*, 2019, 48(8): 1974 - 1979.
- [37] BALCIOĞLU I A, ÖTKER M. Treatment of pharmaceutical wastewater containing antibiotics by  $\text{O}_3$  and  $\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$  processes[J]. *Chemosphere*, 2003, 50(1): 85 - 95.
- [38] 耿冲冲, 王亚军. 污水中抗生素生化去除研究进展[J]. *环境监测管理与技术*, 2019, 31(3): 12 - 16.
- [39] SHARMA V, VINOTH K R, PAKSHIRAJAN K, et al. Integrated adsorption-membrane filtration process for antibiotic removal from aqueous solution[J]. *Powder Technology*, 2017, 321: 259 - 269.
- [40] LIU P, ZHANG H, FENG Y, et al. Integrating electrochemical oxidation into forward osmosis process for removal of trace antibiotics in wastewater[J]. *Journal of Hazardous Materials*, 2015, 296: 248 - 255.
- [41] 张鹏飞, 刘晓文, 李杰, 等. 养殖废水中抗生素去除处理工艺的研究现状[J]. *净水技术*, 2018, 37(4): 60 - 65.
- [42] 高博. 钨酸铋催化超声降解环丙沙星医药污水的研究[D]. 沈阳:辽宁大学,2019.
- [43] TASCA A L, CLEMATIS D, STEFANELLI E, et al. Ciprofloxacin removal: BDD anode coupled with solid polymer electrolyte and ultrasound irradiation[J]. *Journal of Water Process Engineering*, 2020, 33: 101074 - 101084.
- [44] 张智理, 刘艳芳, 牛建瑞, 等. 高级氧化技术处理抗生素废水研究进展[J]. *煤炭与化工*, 2017, 40(1): 37 - 39.
- [45] HE K, YASUHIRO A, SHINYA E, et al. Biodegradation of pharmaceuticals and personal care products in the sequential combination of activated sludge treatment and soil aquifer treatment[J]. *Environmental Technology*, 2020, 41(3): 378 - 388.
- [46] 宋旭刚. 环丙沙星和甲氧苄啶在土壤渗滤系统中的去除及对所得再生水水质的影响[D]. 哈尔滨:哈尔滨工业大学,2018.
- [47] 程宪伟, 梁银秀, 祝惠, 等. 人工湿地处理水体中抗生素的研究进展[J]. *湿地科学*, 2017, 15(1): 125 - 131.
- [48] ONDON B S, LI S N, ZHOU Q X, et al. Simultaneous removal and high tolerance of norfloxacin with electricity generation in microbial fuel cell and its antibiotic resistance genes quantification[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 304: 122984 - 122994.
- [49] 徐汉. CW-MFC污水处理中抗生素去除并同步抑制甲烷排放的研究[D]. 南京:东南大学,2019.
- [50] 付保荣, 张逸歆, 任婧, 等. 微生物燃料电池高效产电的研究进展[J]. *水处理技术*, 2019, 45(6): 1 - 9.
- [51] 乔卫龙. 曝气生物滤池工艺处理淡水养殖废水性能研究[D]. 杭州:浙江大学,2019.
- [52] 陈军. 生活污水中抗生素和耐药基因的人工湿地去除机制与系统优化[D]. 广州:中国科学院大学(中国科学院广州地球化学研究所),2017.

## 启 事

本刊已加入《中国学术期刊(光盘版)》、万方数据-数字化期刊群、重庆维普中文科技期刊数据库,凡被录用的稿件将同时在相关数据库产品中进行网络出版或提供信息服务,其作者著作权使用费与本刊稿酬一并支付。如作者不同意将文章编入数据库,请在来稿中注明,本刊将做适当处理。