

环境科学

(HUANJING KEXUE)

ENVIRONMENTAL SCIENCE

第38卷 第5期

Vol.38 No.5

2017

中国科学院生态环境研究中心 主办
科学出版社 出版



目次

南京工业区夏冬季节二次有机气溶胶浓度估算及来源解析	刘静达, 安俊琳, 张玉欣, 师远哲, 林旭 (1733)
南京北郊大气细粒子在人体呼吸系统沉积特性	梁静舒, 安俊琳, 王红磊, 张玉欣, 王俊秀, 施双双, 王潇 (1743)
广西北海涠洲岛春季大气颗粒物浓度特征及影响因素	高元官, 张凯, 王体健, 陈志明, 耿红, 孟凡 (1753)
神农架大九湖大气中的多环芳烃	金梦云, 邢新丽, 柯艳萍, 郑煌, 胡天鹏, 孙焰, 丁洋, 李绘, 张泽洲, 祁士华 (1760)
沧州市春季 NMHCs 空间分布特征	段菁春, 周雪明, 张鹤丰, 谭吉华, 胡京南, 柴发合 (1769)
北京市民用燃煤烟气中气态污染物排放特征	梁云平, 张大伟, 林安国, 马召辉, 郭晓东 (1775)
生活垃圾堆肥设施 VOCs 排放特征及臭氧生成潜势分析	邵珠泽, 郑国砥, 王元刚, 高定, 朱彦莉, 陈同斌, 聂二旗 (1783)
低温等离子体对复合 CVOCs 的降解特性	姜理英, 张迪, 郭海倩, 缪晶晶, 陈怡伶, 李慧 (1792)
运城市道路扬尘化学组成特征及来源分析	武媛媛, 李如梅, 彭林, 端允, 王海京, 李颖慧, 白慧玲, 牟玲 (1799)
高架道路周边建筑物灰尘重金属污染风险: 以常州市为例	姚静波, 王明新, 齐今笛, 孙向武, 张文艺 (1807)
上海降水中氢氧同位素特征及与 ENSO 的关系	董小芳, 邓黄月, 张杰, 朱志鹏, 王琳, 郑祥民, 周立旻 (1817)
DOC + CDPF 对重型柴油车排放特性的影响	张允华, 楼狄明, 谭丕强, 胡志远 (1828)
我国重点城市饮用水中砷健康累积风险评价	张秋秋, 潘申龄, 刘伟, 张昱, 安伟 (1835)
基于 Monte Carlo 模拟法对水源水体中微囊藻毒素的健康风险评估	王阳, 徐明芳, 耿梦梦, 黎明, 陈耕南 (1842)
北京城区水体中 PPCPs 的分布特征及潜在风险	张盼伟, 周怀东, 赵高峰, 李昆, 赵晓辉, 刘巧娜, 任敏, 赵丹丹, 李东佼 (1852)
长江口及邻近海域春夏季有色溶解有机物时空分布特征及主要影响因素	孙语嫣, 白莹, 苏荣国, 石晓勇 (1863)
垃圾填埋有色溶解性有机质与铜络合机制	肖骁, 何小松, 高如泰, 席北斗, 张慧, 黄彩红, 李丹, 袁志业 (1873)
3 种生物滞留设计对城市地表径流溶解性氮的去除作用	李立青, 胡楠, 刘雨情, 涂声亮, 陈华超 (1881)
三峡库区小流域稻田空间格局对氮磷流失影响	陈成龙, 高明, 倪九派, 谢德体, 邓华 (1889)
NO ₃ ⁻ -N 负荷对树皮填料人工湿地早期反硝化及释碳速率的影响	姜应和, 李瑶, 张莹, 张翔凌 (1898)
湿地基质及阴极面积对人工湿地型微生物燃料电池去除偶氮染料同步产电的影响	李薛晓, 程思超, 方舟, 李先宁 (1904)
阳极材料对 6 L 微生物燃料电池性能及有机废水处理效果的影响	丁为俊, 于立亮, 陈杰, 成少安 (1911)
臭氧-混凝交互作用对水体有机物的影响	刘海龙, 付晶森, 郭雪峰, 柴建恬, 张忠民 (1918)
紫外线和次氯酸钠对 <i>Escherichia coli</i> 和 Poliovirus 的消毒作用	徐丽梅, 张崇森, 王晓昌, 吉铮, 周进宏 (1928)
不同沉淀 pH 值条件下制备的水合氧化铝对水中磷酸盐的吸附作用	王星星, 林建伟, 詹艳慧, 张志斌, 邢云青, 姜博汇, 储鸣 (1936)
树脂基纳米钛锆氧化物复合吸附剂同步去除水中磷和氟	陈家凯, 聂广泽, 刘志英, 姚远, 徐炎华 (1947)
灼烧净水污泥投加方式对磷吸附和磷形态的影响	朱培颖, 李大鹏, 于胜楠 (1957)
城市污水管网中污染物冲刷与沉积规律	桑浪涛, 石烜, 张彤, 付博文, 金鹏康 (1965)
11 种邻苯二甲酸酯在好氧污水处理系统中的归趋	周林军, 古文, 刘济宁, 石利利, 徐炎华 (1972)
反硝化抑制硫酸盐还原的工艺特性	金鹏康, 杨珍瑞, 李蓉, 李岩, 周立辉 (1982)
Fe ⁽⁰⁾ -活性炭强化短程反硝化脱氮及影响因素	吕永涛, 刘婷, 曾玉莲, 孙婷, 张瑶, 王磊 (1991)
两种不同抑制策略下部分亚硝化系统运行特性比较	李惠娟, 彭党聪, 陈国燕, 王博, 姚倩, 卓杨 (1997)
基质比对 ABR 厌氧氨氧化工艺脱氮性能的影响	闫刚, 徐乐中, 沈耀良, 吴鹏, 张婷, Samwine Thomas (2006)
温度对 SCSC-S/Fe 复合系统脱氮除磷及微生物群落特性的影响	范军辉, 郝瑞霞, 朱晓霞, 万京京, 刘思远, 王丽沙 (2012)
SCAR 处理城市生活污水的效能及其微生物群落动态分析	杨波, 徐辉, 冯修平, 李方, 田晴, 马春燕 (2021)
喹啉降解菌 <i>Ochrobactrum</i> sp. 的好氧降解特性及其在焦化废水中的生物强化作用	徐伟超, 吴翠平, 张玉秀, 张琪, 张怡鸣 (2030)
锰氧化菌 <i>Arthrobacter</i> sp. HW-16 的锰氧化特性和氧化机制	万文结, 薛芷筠, 张泽文, 何冬兰 (2036)
温度对海洋厌氧氨氧化菌脱氮效能的影响	周同, 于德爽, 李津, 吴国栋, 王晓静 (2044)
包埋固定化活性污泥脱氮特性与微生物群落分析	许晓毅, 尤晓露, 吕晨培, 王斌, 胡碧波 (2052)
强化两相污泥高固厌氧消化系统的微生物群落	曹知平, 吴静, 左剑恶, 王晓璐, 王翀, 王广启, 王凯军, 钱易 (2059)
三峡库区城乡消落带人工植被恢复土壤放线菌多样性特征	秦红, 任庆水, 杨文航, 李昌晓 (2065)
川中丘陵区农田源头沟渠玉米季中氧化亚氮排放及其影响因素	田琳琳, 朱波, 汪涛, 赵原, 董宏伟, 任光前, 胡磊 (2074)
双氰胺对冬闲稻田和油菜地 N ₂ O 排放的影响	伍延正, 张苗苗, 秦红灵, 陈春兰, 王娟, 魏文学, 李勇 (2084)
生物炭介导的不同地表条件下土壤 N ₂ O 的排放特征	邹娟, 胡学玉, 张阳阳, 张迪, 陈威, 王向前, 陈窈君, 刘扬 (2093)
垄作秸秆覆盖下西南地区蚕豆田土壤呼吸与有机碳特征	熊瑛, 王龙昌, 杜娟, 赵琳璐, 周泉, 张赛 (2102)
广东省土壤 Cd 含量空间分布预测	孙慧, 郭治兴, 郭颖, 袁宇志, 柴敏, 毕如田, 杨静 (2111)
宿鸭湖沉积物重金属空间分布及潜在生态风险评价	张鹏岩, 康国华, 庞博, 郭依, 何坚坚, 秦明周 (2125)
腐殖酸活性组分及其比例对紫色潮土中铅形态转化和有效性演变动态的影响	王青清, 蒋珍茂, 王俊, 魏世强 (2136)
紫色水稻土颗粒有机质对重金属的富集特征	李秋言, 赵秀兰 (2146)
生物炭增强黄绵土对西替利嗪的吸附作用	吴志娟, 毕二平 (2154)
两种木材生物炭对铜离子的吸附特性及其机制	王彤彤, 马江波, 曲东, 张晓媛, 郑纪勇, 张兴昌 (2161)
牛粪源蛭蛭及其生物炭对 Pb ²⁺ 、Cd ²⁺ 的吸附特性	杜文慧, 朱维琴, 潘晓慧, 沈旭阳, 陈思远, 陈可乐, 坎吉汗·木沙拉, 张杭君, 丁颖 (2172)
C ₃ N ₄ /BiOBr 复合可见光催化剂的性能及其作用机制	鲍玥, 周旻昀, 邹骏华, 史宇滨, 万先凯, 史惠祥 (2182)
《环境科学》征稿简则 (2020) 《环境科学》征订启事 (2035) 信息 (1782, 1798, 1827)	

湿地基质及阴极面积对人工湿地型微生物燃料电池去除偶氮染料同步产电的影响

李薛晓,程思超,方舟,李先宁*

(东南大学能源与环境学院,南京 210096)

摘要: 本研究采用人工湿地型微生物燃料电池处理偶氮染料 X-3B,实现降解偶氮染料同步产电的效果。为了构建性能最优的人工湿地型微生物燃料电池(CW-MFC)系统,本研究主要从湿地基质和阴极面积两个方面研究系统构型对去除 X-3B 同步产电的影响,提高系统性能。研究表明以粒径 10 mm、孔隙率 30% 的小石子作为湿地基质构造的 CW-MFC 系统微生物生物量最大,去除 X-3B 效果最好,脱色率高达 92.70%,但其产电性能最差。较小的粒径和孔隙率使底层微生物生物量增加,促进 X-3B 的去除,但随着湿地基质粒径和孔隙率的减小,导致阴阳极营养物质不足,系统传质阻力增加,抑制了系统产电性能。X-3B 的去除效果随着阴极面积的增加而提高直到阴极面积为 594 cm² 时取得最大脱色率 99.41%。当阴极面积继续增加时,CW-MFC 系统产电性能上升趋势趋于平缓,X-3B 去除效果呈现下降趋势,这是因为阴极反应过快导致更多的阳极电子输送到阴极用于产生电流,与 X-3B 发生反应的电子减少,阳极成为提高 CW-MFC 系统性能的限制因素。

关键词: 人工湿地型微生物燃料电池;X-3B;脱色;产电;湿地基质;阴极面积

中图分类号: X703.1 文献标识码: A 文章编号: 0250-3301(2017)05-1904-07 DOI: 10.13227/j.hjxx.201608193

Effects of Microbial Fuel Cell Coupled Constructed Wetland with Different Support Matrix and Cathode Areas on the Degradation of Azo Dye and Electricity Production

LI Xue-xiao, CHENG Si-chao, FANG Zhou, LI Xian-ning*

(School of Energy and Environment, Southeast University, Nanjing 210096, China)

Abstract: In this study, microbial fuel cell coupled constructed wetland (CW-MFC) was constructed for azo dye reactive brilliant red X-3B degradation and electricity production. The effects of support matrix and cathode areas on the degradation of X-3B and the electricity production of CW-MFC were investigated in this work to improve the performance of CW-MFC. The highest decolorization efficiency was 92.70% and was obtained when the CW-MFC was constructed with support matrix S3 with particle size of 10 mm and porosity of 30%. Small particle size increased the microbial biomass of the bottom layer of CW-MFC, which would promote the decolorization of X-3B in the bottom layer. However, it may cause the lack of nutrition in electrode layer and the increase in resistance of mass transfer, which would lead to the decline of electricity production. The decolorization efficiency and the power density of CW-MFC increased concomitantly with the increase of cathode areas, and the CW-MFC got the highest decolorization efficiency of 99.41% when the cathode area was 594 cm². The electricity production performance became stable when the cathode area continued to increase, while the decolorization efficiency declined. This may be attributed to that more electrons were transferred to the cathode to produce current instead of used in degradation of X-3B.

Key words: microbial fuel cell coupled constructed wetland; X-3B; decolorization; electricity production; support matrix; cathode areas

偶氮染料(azo dye)是分子中具有一个或多个偶氮键($-\text{N}=\text{N}-$)的芳香类化合物,使用广泛,具有生物毒性和致癌性。含偶氮染料的废水不但具有染料废水的普遍特点,更因其化学性质稳定、废水成分复杂,被公认为难治理的高浓度有机废水^[1]。目前普遍采用生物方法处理偶氮染料废水,偶氮染料首先在厌氧微生物偶氮还原酶的作用下,偶氮键得电子被还原成胺基基团,然后在好氧条件下进一步氧化分解,最终实现偶氮染料的降解^[2]。

微生物燃料电池(microbial fuel cell, MFC)是

利用微生物作为催化剂,氧化分解有机物将化学能转化为电能的装置,近年来 MFC 作为一种新型的污水生物处理技术正受到来自各界的广泛关注和研究^[3,4]。人工湿地(constructed wetland, CW)利用物理、化学和生物的三重协同作用,实现了废水的无害化和资源化,被广泛应用于污水处理和环境改善

收稿日期: 2016-08-29; 修订日期: 2016-12-08

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2012ZX07101-005); 国家自然科学基金项目(21277024)

作者简介: 李薛晓(1991~),女,硕士研究生,主要研究方向为水污染控制工程,E-mail:280726625@qq.com

* 通信作者,E-mail: lxn@seu.edu.cn

等方面^[5~7]。人工湿地具有比表面积大、底部厌氧表层好氧的特点,这与微生物燃料电池阳极厌氧阴极好氧的环境相似,因此可以将两者耦合构建人工湿地型微生物燃料电池(CW-MFC)^[8~10]。目前关于CW-MFC系统的研究还处于实验室研究阶段,其装置规模也千差万别。CW-MFC系统在生物降解和电催化催化的双重作用下,COD及氮磷去除率显著增加,改善了难降解废水的净化效果,同时产生了一定的输出电压^[11~13]。CW-MFC系统的净化和产电性能主要受到装置构型(如植物、微生物、基质、电极等)和运行条件(如水力停留时间、有机负荷、共基质等)两方面因素的影响^[14,15]。赵钢等^[16]研究发现砾石具有良好的生物附着性,对COD和氮磷的去除发挥重要作用,将其作为人工湿地基质层填料具有广泛可行性。Heijne等^[17]发现阴极电子消耗速率与阳极电子产生速率不符是限制MFC性能的主要因素。Jiang等^[18]采用铂作为阴极催化剂用于提高O₂反应速率,但成本太高。生物降解与电催化在CW-MFC系统中共同作用,研究发现偶氮染料在通路CW-MFC系统中的去除率比在断路CW-MFC系统中的去除率平均提高了10%左右,说明电催化对微生物降解偶氮染料具有重要的促进作用^[19,20]。

目前的研究局限于从人工湿地或者微生物燃料电池的单一角度进行性能优化研究,对于两者耦合的CW-MFC系统的整体研究较为缺乏。底部湿地基质层通过一些物理、化学和生物的途径去除污染物,填料的材质主要决定了吸附性和生物附着性,填料的粒径和孔隙率决定了微生物生物量,进而影响底部基质层对污染物的处理效果^[21]。阴极作为电子质子和氧气反应的场所,其面积大小对于MFC的整体性能具有重要影响^[22]。本研究结合CW和MFC两个方向立足于CW-MFC系统的构型对偶氮染料降解及产电的影响,从湿地基质和阴极面积两个方面具体探究其影响效果,分析其影响机制,建立最佳的系统构型。

1 材料与方法

1.1 试验装置

本研究采用潜流式人工湿地型微生物燃料电池系统。CW-MFC系统由有机玻璃制成内径为19 cm、总高33.3 cm的圆筒,沿筒身方向设有10个间距为3.3 cm的取样口,沿筒身从上往下依次为阴极层、中间层、阳极层和底层,如图1所示。中间层和底层

由砂砾填充,厚度均为13.2 cm。阳极层(厚度6.6 cm)和阴极层(厚度3.3 cm)由活性炭颗粒(直径5 mm,比表面积500~900 m²·g⁻¹,填充密度0.45~0.55 g·cm⁻³)和不锈钢丝网构成,不锈钢丝网埋在电极层中部用以增强电子的传递。CW-MFC电极由钛导线(直径1 mm)向外接出,外电路由铜导线连接,外阻1 000 Ω。

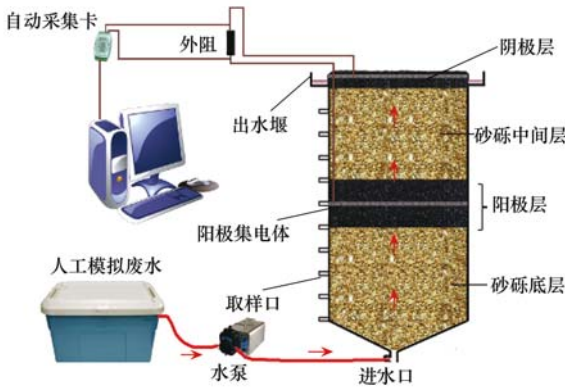


图1 CW-MFC系统结构示意图
Fig. 1 Structure of CW-MFC

1.2 接种与运行

本研究对阳极层活性炭进行接种,接种源取自南京某市政污水处理厂的浓缩厌氧污泥。取回的污泥需要先在实验室进行两周的厌氧培养。待培养完毕,先用去离子水将污泥洗涤3次去除残留的COD,然后通过直径0.25 mm的不锈钢滤网以去除大颗粒杂质。最后用于接种的污泥浓度MLSS为16 g·L⁻¹,按照每升阳极体积1.14 L的浓缩污泥量进行接种,用于系统挂膜。

本研究进水为人工模拟偶氮染料废水,选用活性艳红X-3B作为偶氮染料,葡萄糖作为共基质。使用蠕动泵从装置底部进水,设置水力停留时间为3 d。具体进水组成如表1所示。

表1 CW-MFC系统进水成分			
Table 1 Composition of synthetic wastewater in CW-MFC			
成分	浓度/mg·L ⁻¹	成分	浓度/mg·L ⁻¹
X-3B	300.0	NH ₄ Cl	133.7
葡萄糖	210.0	Mg ₂ SO ₄ ·7H ₂ O	25.0
NaH ₂ PO ₄ ·2H ₂ O	497.0	FeCl ₃ ·6H ₂ O	1.0
Na ₂ HPO ₄ ·12H ₂ O	275.0	MnSO ₄ ·H ₂ O	28.0
NaHCO ₃	313.0	CoCl ₂ ·6H ₂ O	2.4
CaCl ₂	15.0	NaMoO ₄ ·2H ₂ O	0.4
KCl	130.0		

1.3 试验方法

为了研究不同构型对CW-MFC系统去除X-3B的影响,本研究主要分为两个部分进行。

第一部分研究不同粒径的湿地基质对CW-MFC

系统去除 X-3B 和产电的影响. 采用 3 种粒径不同的石子分别作为 3 个 CW-MFC 系统的湿地基质填充于底层和中间层. 大石子、中石子和小石子简称为基质 S1、S2、S3, 其粒径和孔隙率见表 2.

表 2 不同基质的粒径及孔隙率¹⁾

Table 2 Size and porosity of different support matrix

基质	粒径/mm	孔隙率/%
大石子(S1)	40~50	40
中石子(S2)	20~30	35
小石子(S3)	10	30

1) 孔隙率采用水填法测定, 孔隙率 = 水的体积/总体积 $\times 100\%$; $P < 0.01$, 表示该指标差异非常显著

第二部分研究不同阴极面积对 CW-MFC 系统去除 X-3B 和产电的影响. 设置 4 个阴极直径不同的 CW-MFC 系统, 阴极直径分别为 20、25、27.5 和 30 cm, 对应的阴极面积分别为 314、490、594 和 706 cm^2 , 其与阳极面积的比值分别为 1 倍、1.6 倍、1.9 倍和 2.25 倍, 分别记作实验组 A、B、C、D.

1.4 分析与计算

活性艳红 X-3B 的浓度采用可见紫外分光光度计进行测定, 并按照式(1)计算脱色率.

$$\text{X-3B 脱色率} = \frac{c_{\text{X-3B, in}} - c_{\text{X-3B, out}}}{c_{\text{X-3B, in}}} \times 100\% \quad (1)$$

式中, $c_{\text{X-3B, in}}$ 、 $c_{\text{X-3B, out}}$ 分别表示进水 X-3B 浓度、出水 X-3B 浓度, 单位均为 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

COD 按照重铬酸钾法测定, 并按照式(2)计算 COD 去除率.

$$\text{COD 去除率} = \frac{c_{\text{COD, in}} - c_{\text{COD, out}}}{c_{\text{COD, in}}} \times 100\% \quad (2)$$

式中, $c_{\text{COD, in}}$ 、 $c_{\text{COD, out}}$ 分别表示进水 COD 浓度、出水 COD 浓度, 单位均为 $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$.

系统电压由数字采集模块 (DAM-3057) 每 10 min 采集并记录一次. 通过测定不同外阻下的电压值获得极化曲线, 并根据式(3)求出功率密度后制作功率密度曲线图计算 CW-MFC 系统内阻.

$$P = \frac{UI}{V} \quad (3)$$

式中, P 表示功率密度, $\text{W} \cdot \text{m}^{-3}$; U 表示电压, V ; I 表示电流, A ; V 表示阳极有效工作体积, m^3 .

系统内细菌种类结构和数量采用原子荧光原位杂交技术 (FISH 法) 进行测定^[20].

2 结果与讨论

2.1 湿地基质对 CW-MFC 系统去除 X-3B 的影响

图 2 表示了 3 种湿地基质构建的 CW-MFC 系

统中 X-3B 的脱色情况. 从中可以看出出水 X-3B 脱色率最好的是以 S3 为湿地基质的 CW-MFC 系统, 以 S2 为湿地基质的 CW-MFC 系统次之, 最差的是以 S1 为湿地基质的 CW-MFC 系统, 其脱色率分别为 92.70%、81.49% 和 75.11% ($P = 0.0073$). 分别比较各层 X-3B 脱色率, 在底部湿地基质层, 以 S3 为湿地基质的 CW-MFC 脱色率最高, 达 54.61%; 以 S2 和 S1 为湿地基质的 CW-MFC 脱色率较低, 分别为 16.83% 和 14.37%. 在阳极层 X-3B 的脱色效果呈现相反的现象, 以 S2 和 S1 为基质的 CW-MFC 的 X-3B 脱色率较高, 分别为 64.66% 和 60.38%; 而以 S3 为基质的 CW-MFC 在该层的 X-3B 脱色最低, 仅为 38.09%.

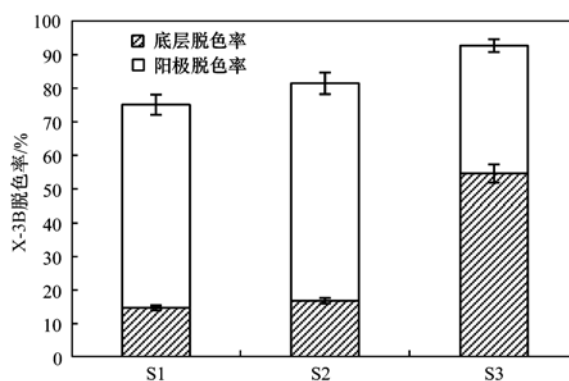


图 2 不同湿地基质 CW-MFC 系统中 X-3B 在各层的脱色率

Fig. 2 Decolorization rate of X-3B in CW-MFC with different support matrix

图 3 为 3 种湿地基质构建的 CW-MFC 系统中葡萄糖的消耗情况. 可以看出, 在底部湿地基质层, CW-MFC 系统葡萄糖消耗率从高到低依次为以 S3、S2 和 S1 为基质的 CW-MFC, 分别为 45.83%、31.02% 和 27.11% ($P = 0.0093$). 在阳极层, 以 S3 为基质的 CW-MFC 葡萄糖消耗率最低, 为 41.89%; 而以 S2 和 S1 为基质的 CW-MFC 在该层消耗的葡萄糖消耗率递增, 分别为 55.03% 和 56.19%.

表 3 为不同 CW-MFC 系统中湿地基质层的微生物分布情况. 从中可知, 不同粒径和孔隙率的湿地基质对 CW-MFC 系统内微生物生物量有较大影响. 在底部湿地基质层, 以 S3 为湿地基质的 CW-MFC 系统中 VSS 和细菌密度最高, 分别为 $0.453 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $2.931 \times 10^8 \text{ 个} \cdot \text{g}^{-1}$; 以 S2 为湿地基质的 CW-MFC 次之, 分别为 $0.177 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $1.465 \times 10^8 \text{ 个} \cdot \text{g}^{-1}$; 以 S1 为湿地基质的 CW-MFC 最低, 分别为 $0.068 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ 和 $0.870 \times 10^8 \text{ 个} \cdot \text{g}^{-1}$. CW-MFC 系统中间基质层的 VSS 和细菌密度与底部基质层具有

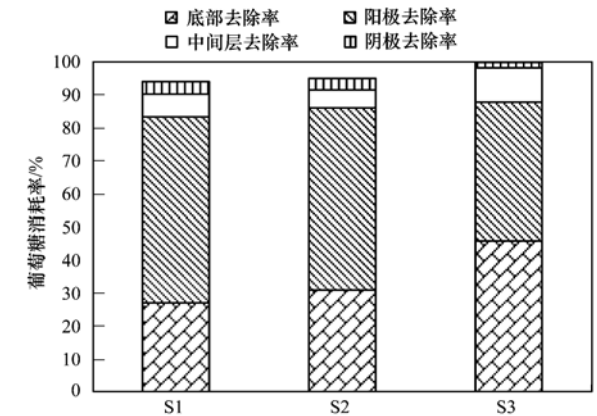


图 3 不同湿地基质 CW-MFC 系统中葡萄糖在各层的消耗率
Fig. 3 Consumption rate of glucose in CW-MFC with different support matrix

相同的趋势,且微生物生物量均低于底部湿地基质层.

表 3 不同湿地基质 CW-MFC 系统中微生物在各层的分布
Table 3 Distribution of microbes in CW-MFC with different support matrix

湿地基质	底层		中间层	
	VSS /g·L ⁻¹	细菌密度 ×10 ⁸ /个·g ⁻¹	VSS /g·L ⁻¹	细菌密度 ×10 ⁸ /个·g ⁻¹
S1	0.068	0.870	0.012	0.229
S2	0.177	1.465	0.013	0.366
S3	0.453	2.931	0.345	1.236

根据以上试验结果可以得出结论,相同材质的湿地基质具有相同的生物兼容性,但粒径和孔隙率的不同会导致湿地基质填料层具有不同的比表面积和渗透系数^[23],从而影响 CW-MFC 系统中微生物生物量.较大的比表面积为微生物的附着生长提供了有利的场所,极大地丰富了微生物生物量.微生物生物量越大,其生长所需要消耗的葡萄糖就越多,作为共基质的葡萄糖被大量消耗有助于 X-3B 的去除^[24,25].在该试验组中,具有最大的比表面积的是 S3 基质,S2 基质次之,最小的是 S3 基质.因此以 S3 为湿地基质的 CW-MFC 在底层 X-3B 脱色率为 54.61%,最终出水 X-3B 脱色率达到了 92.70%.而以 S2 和 S1 为基质的 CW-MFC 在阳极层 X-3B 脱色率虽较高,但由于底部湿地基质层的微生物量较少,底层的 X-3B 脱色率较小,最终出水 X-3B 脱色率仍较小.由此可见,选取比表面积大的填料作为湿地基质,会促进底部湿地基质层对难降解有机物的去除,最终提高 CW-MFC 系统对难降解有机物的去除效率.

2.2 湿地基质对 CW-MFC 系统产电性能的影响
图 4 为 3 种湿地基质构建的 CW-MFC 系统的

极化曲线和功率密度曲线,从中可以看出,功率密度最大的是以 S1 为基质的 CW-MFC,当电流密度为 0.717 A·m⁻³时取得 P_{max} = 0.256 W·m⁻³;其次是以 S2 为基质的 CW-MFC,当电流密度为 0.627 A·m⁻³时取得 P_{max} = 0.196 W·m⁻³;以 S3 为基质的 CW-MFC 的功率密度最低,当电流密度为 0.434 A·m⁻³时取得 P_{max} = 0.117 W·m⁻³ (P = 0.000 4).

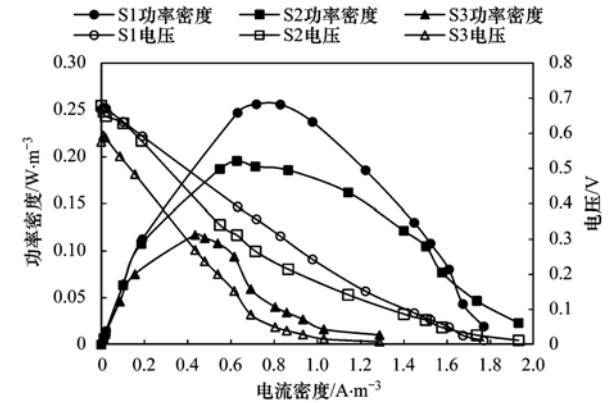


图 4 不同湿地基质 CW-MFC 系统的极化曲线和功率密度曲线
Fig. 4 Polarization and power density curves of CW-MFC with different support matrix

图 5 为 3 种湿地基质构建的 CW-MFC 系统内阻分布情况.从中可以看出,湿地基质对 CW-MFC 系统的内阻产生了显著的影响,以 S3 为基质的 CW-MFC 总内阻最高,为 1 471.20 Ω;以 S2 为基质的 CW-MFC 次之,为 738.88 Ω;以 S1 为基质的 CW-MFC 总内阻最低,为 601.80 Ω (P < 0.01).由于三者欧姆内阻差别不大 (P = 0.211 7),且只占总内阻的小部分,所以总内阻的差别主要是由于活化内阻和传质内阻导致的.一方面,活化内阻来自于电极反应.从图 6 可以看出,阴极的极化现象较阳极更为严重,对活化内阻有较大的影响.以 S3 为基质的 CW-MFC 系统,底部湿地基质层和中间基质层的微生物生物量高,导致了葡萄糖的大量消耗,进入阴极的葡萄糖所剩无几,浓度仅为 3.89 mg·L⁻¹,阴极微生物生长缺乏营养物质,阴极微生物生物量低,反应速率低,造成了活化内阻增高.而在以 S2 和 S1 为基质的 CW-MFC 中,随着基质的比表面积的下降,基质中微生物生物量降低,进入阴极的葡萄糖量增加,活化内阻减小;另一方面,传质内阻是由于反应物或者反应产物向电极表面或向溶液内部扩散速度低引起的^[4,26].随着湿地基质的孔隙率变大,有效地降低了质子和离子的传质阻力,同时有利于底物和生成物的流动传质,能够显著降低 CW-MFC 系统的内阻,提高产电性能.

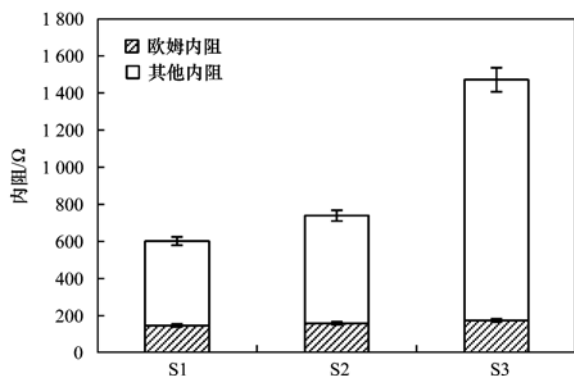


图5 不同湿地基质 CW-MFC 系统的内阻分布

Fig. 5 Distribution of internal resistance of CW-MFC with different support matrix

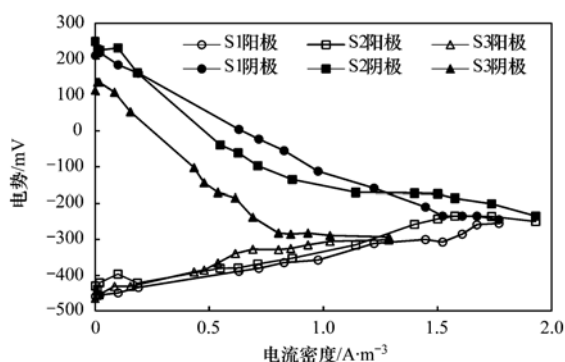


图6 不同湿地基质 CW-MFC 系统的阴阳极极化曲线

Fig. 6 Polarization curves of electrodes in CW-MFC with different support matrix

根据上述试验结果得出,湿地基质的粒径和孔隙率对 CW-MFC 系统生物产电性能具有很大影响,产生这些影响的原因主要可以分为以下两部分。一方面,湿地基质比表面积越大,其微生物生物量越大,所消耗的葡萄糖越多,导致进入阳极层的葡萄糖量较少,当阳极产电菌得不到充足的营养物质时,产电性能下降。当阴极营养物质不足时,限制了阴极微生物的生长,导致阴极反应速率下降,极化严重,产电下降。另一方面,湿地基质的粒径和孔隙率增大,有利于质子和离子向阴极的传递,降低了系统的传质阻力,并加快了阴极的反应速率,提高了 CW-MFC 的产电性能。

2.3 阴极面积对 CW-MFC 系统产电性能的影响

图7为不同阴极面积 CW-MFC 系统的电流密度曲线。在起始阶段,因为各 CW-MFC 阳极采用的是相同的接种污泥,所以初始电流密度接近。随着时间的推移,试验组 A 的电流密度呈现出先下降后稳定的趋势;而试验组 B、C、D 中电流密度都呈现出先上升后稳定的趋势,且阴极面积越大,系统得到的稳定电流密度越高。

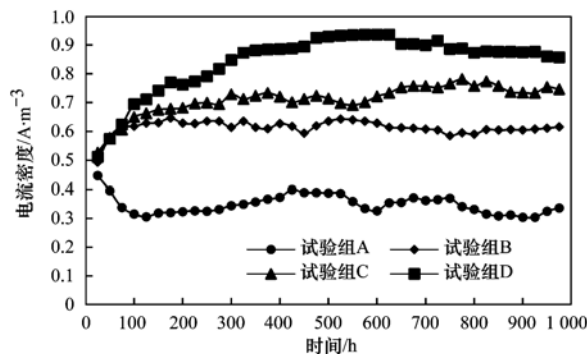


图7 不同阴极面积 CW-MFC 系统的电流密度

Fig. 7 Current density of CW-MFC with different cathode areas

图8为不同阴极面积 CW-MFC 的极化曲线和功率密度曲线,从中可以看出增加阴极面积对于 CW-MFC 的功率密度有巨大影响。在一定范围内增加阴极面积,功率密度不断增长,但增长幅度会逐渐趋缓。说明当阴极面积增长到一定程度后,其已不是提高产电性能的主要控制因素,继续通过提高阴极面积来增加产电意义不大。

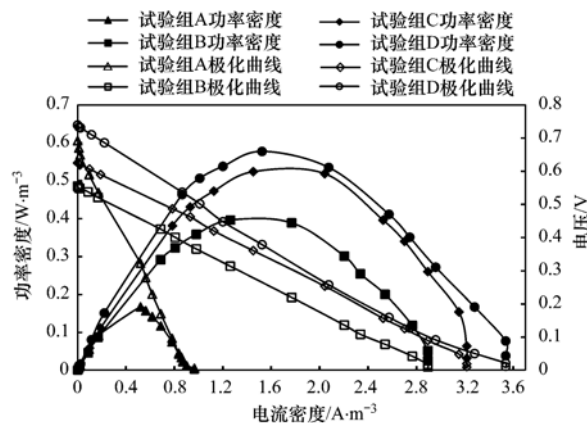


图8 不同阴极面积 CW-MFC 系统的极化曲线

Fig. 8 Polarization curves of CW-MFC with different cathode areas

图9为不同阴极面积的 CW-MFC 的阴阳极极化情况。从中可以看出在试验组 A 中,阴极的极化现象严重,当改变外阻从 $10^5 \sim 5 \Omega$ 时,阴极电势从 282 mV 下降至 -220 mV;随着阴极面积的增加,试验组 B、C、D 中阴极的极化得到显著改善,尤其是试验组 D 中阴极基本无极化现象,电势高,性能好。阳极极化呈现出与阴极相反的趋势,随着阴极面积的增大,阳极极化现象更为严重。

从上述试验结果可以看出,随着阴极面积的增大,CW-MFC 产电性能提高主要是两方面的原因。一方面阴极面积增加,阴极反应速率增大,加速了阴极电子、质子与氧气的反应,促进了阳极的质子向阴极传递,有效地降低了质子和离子的传质阻力;另

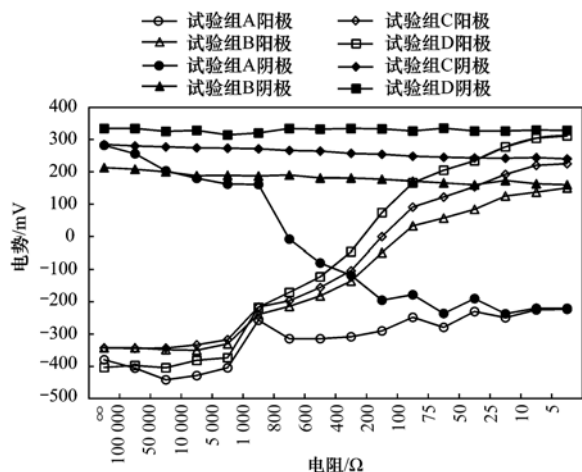


图9 不同阴极面积 CW-MFC 系统的电极极化曲线

Fig. 9 Polarization curves of CW-MFC with different cathode areas

一方面,阴极面积的增加促进了质子的传递,阳极质子积累的情况得到缓解,利于阳极产电菌生长. 当阴极面积增加到一定程度后,产电性能提高幅度趋于平缓,主要是电子传递不断加快,阳极的反应相对于电子的传递速率过慢,导致电子缺失,阳极成为限制 CW-MFC 产电性能的主要因素.

2.4 阴极面积对 CW-MFC 系统去除 X-3B 的影响

图 10 为不同阴极面积的 CW-MFC 系统去除 X-3B 的情况. 从中可以看出,随着阴极面积的增加,出水 X-3B 脱色率呈现先增加后减小的趋势. 试验组 A 对于 X-3B 的去除能力相对较差,出水 X-3B 脱色率仅为 88.82%;试验组 B 的 X-3B 脱色率上升至 98.28%;试验组 C 的 X-3B 脱色率最高,达到 99.41%;进一步提高阴极面积,试验组 D 中 X-3B 脱色率反而降至 85.48%. 比较各层 X-3B 脱色率发现,底部湿地基质层脱色率差别不大 ($P = 0.0396$),稳定在 45.00% ~ 46.00%,而阳极层脱色率相差较大,并最终导致出水 X-3B 脱色率的差别. 当阴极面积由试验组 A 经试验组 B 增加到试验组 C 时,阳极层 X-3B 脱色率显著提高,由试验组 A 的 43.21% 增长至试验组 B 的 49.00%,最终在试验组 C 中达到最高的 54.09%,但当继续增加阴极面积到试验组 D 时,阳极层 X-3B 脱色率却下降至 38.75% ($P = 0.0008$).

在阴极面积增大(试验组 A 到 C)的过程中,阳极层 X-3B 脱色率随之增加. 这是因为:一方面阴极面积的增加使阴极中微生物生物量增加,同时反应面积的增加有利于更多氧气参与到反应中,提高了阴极反应速率. 阴极反应加速,质子消耗加快,一定程度上促进了在阳极产生的质子向阴极流动,缓解

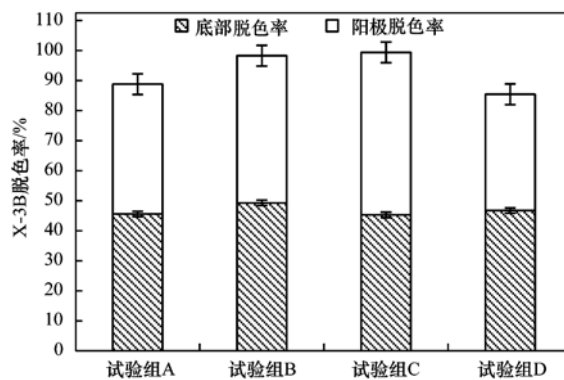


图 10 不同阴极面积 CW-MFC 系统中 X-3B 在各层的脱色情况

Fig. 10 Decolorization rate of X-3B in CW-MFC with different cathode areas

了阳极质子积累的情况,该试验发现阳极 pH 由 6.01 上升到 7.23. pH 升高产电菌生长环境得到改善^[27],产电菌数量增加促进 X-3B 降解;另一方面,随阴极面积增加 CW-MFC 系统电流密度显著增加(如图 7),先前研究表明电流密度的增加提高了阳极产电菌的活性^[20,27,28]. 产电菌作为阳极电子传递的介质,该试验中产电菌活性的提高使更多电子传递到 X-3B 进行还原降解作用,从而提高阳极层 X-3B 的去除率. 当阴极面积继续增大(试验组 C、D)时,阳极层 X-3B 去除率并没有继续随之增长反而呈现迅速下降的趋势. 这是因为虽然阴极极化进一步得到改善,但阳极极化加重(如图 9)说明电子传递速率已经大于阳极反应速率,导致用于阳极层 X-3B 还原降解的电子数下降,最终导致 X-3B 去除率下降.

3 结论

(1) 同种材质的湿地基质,其粒径和孔隙率越小,比表面积越大,湿地基质层中的微生物生物量就越大. CW-MFC 系统中,底层湿地基质中微生物生物量越大越有利于 X-3B 在底层的去除,最终提高 X-3B 在整个系统中的去除效果. 但是湿地基质中大量微生物的存在消耗了大量的葡萄糖,导致阳极产电菌和阴极微生物难以获得足够的营养物质,不利于其生长,造成系统产电下降,此外,湿地基质粒径和孔隙率减小,使得质子和离子向阴极传递受阻,造成阳极质子积累,阴极反应减慢,进一步抑制了系统的产电性能.

(2) 当阴极面积较小时,增大阴极面积,阴极反应速率加快,促进质子向阴极传递,阳极质子积累现象得到缓解,利于阳极微生物生长活动,提高 CW-MFC 系统对 X-3B 的去除能力. 当阴极面积增加到一定程度后,大量电子传递到阴极,导致用于 X-3B

降解的电子数量不足, X-3B 去除效果下降. CW-MFC 系统产电性能随阴极面积增加不断提高, 但增长幅度逐渐趋于平缓. 阴极面积增加, 阴极反应加快, 阴极极化现象得到改善, 但阳极极化现象更加严重, 抑制了系统产电性能的快速提高.

参考文献:

- [1] 严滨. 偶氮染料的微生物脱色[M]. 北京: 化学工业出版社, 2013. 6-9.
- [2] 傅晨, 黄进刚, 成震, 等. 偶氮染料废水处理方法的研究进展[J]. 山东化工, 2015, **44**(3): 144-145.
Fu C, Huang J G, Cheng Z, *et al.* Progress in treatment technologies of azo dye wastewater: a review [J]. Shandong Chemical Industry, 2015, **44**(3): 144-145.
- [3] Mohan S V, Velvizhi G, Modestra J A, *et al.* Microbial fuel cells: critical factors regulating bio-catalyzed electrochemical process and recent advancements[J]. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 2014, **40**: 779-797.
- [4] Logan B E, Hamelers B, Rozendal R, *et al.* Microbial fuel cells: methodology and technology[J]. Environmental Science & Technology, 2006, **40**(17): 5181-5192.
- [5] Ciria M P, Solano M L, Soriano P. Role of macrophyte *Typha latifolia* in a constructed wetland for wastewater treatment and assessment of its potential as a biomass fuel [J]. Biosystems Engineering, 2005, **92**(4): 535-544.
- [6] Vymazal J. Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: a review[J]. Ecological Engineering, 2014, **73**: 724-751.
- [7] 宋志文, 王琳, 徐爱玲, 等. 人工湿地空气微生物群落碳源代谢特征[J]. 环境科学, 2015, **36**(2): 415-420.
Song Z W, Wang L, Xu A L, *et al.* Carbon sources metabolic characteristics of airborne microbial communities in constructed wetlands[J]. Environmental Science, 2015, **36**(2): 415-420.
- [8] Li X N, Song H L, Xiang W L, *et al.* Electricity generation during wastewater treatment by a microbial fuel cell coupled with constructed wetland[J]. Journal of Southeast University, 2012, **28**(2): 175-178.
- [9] Yadav A K, Dash P, Mohanty A, *et al.* Performance assessment of innovative constructed wetland-microbial fuel cell for electricity production and dye removal[J]. Ecological Engineering, 2012, **47**: 126-131.
- [10] Doherty L, Zhao Y Q, Zhao X H, *et al.* A review of a recently emerged technology: constructed wetland-microbial fuel cells [J]. Water Research, 2015, **85**: 38-45.
- [11] Mohan S V, Raghavulu S V, Peri D, *et al.* Integrated function of microbial fuel cell (MFC) as bio-electrochemical treatment system associated with bioelectricity generation under higher substrate load [J]. Biosensors and Bioelectronics, 2009, **24**(7): 2021-2027.
- [12] 夏世斌, 潘蓉, 张宁, 等. 直接产电型垂直流人工湿地微污染水源头处理试验研究[J]. 武汉理工大学学报, 2012, **34**(2): 105-109.
Xia S B, Pan R, Zhang N, *et al.* Study on vertical flow constructed wetland embedded with fuel cell treating micro-polluted source water [J]. Journal of Wuhan University of Technology, 2012, **34**(2): 105-109.
- [13] Wang J F, Song X S, Wang Y H, *et al.* Nitrate removal and bioenergy production in constructed wetland coupled with microbial fuel cell: establishment of electrochemically active bacteria community on anode [J]. Bioresource Technology, 2016, **221**: 358-365.
- [14] 许丹, 肖恩荣, 徐栋, 等. 微生物燃料电池与人工湿地耦合系统研究进展[J]. 化工学报, 2015, **66**(7): 2370-2376.
Xu D, Xiao E R, Xu D, *et al.* Embedding microbial fuel cell into constructed wetland systems for electricity production and wastewater treatment: state-of-the-art [J]. CIESC Journal, 2015, **66**(7): 2370-2376.
- [15] Fang Z, Song H L, Cang N, *et al.* Electricity production from Azo dye wastewater using a microbial fuel cell coupled constructed wetland operating under different operating conditions [J]. Biosensors and Bioelectronics, 2015, **68**: 135-141.
- [16] 赵钢, 杨海波, 庄小军. 人工湿地系统处理城市污水的填料选择研究[J]. 水利科技与经济, 2012, **18**(7): 20-22.
- [17] Heijne A T, Liu F, van Rijnsoever L S, *et al.* Performance of a scaled-up microbial fuel cell with iron reduction as the cathode reaction[J]. Journal of Power Sources, 2011, **196**(18): 7572-7577.
- [18] Jiang D Q, Li X, Raymond D, *et al.* Power recovery with multi-anode/cathode microbial fuel cells suitable for future large-scale applications [J]. International Journal of Hydrogen Energy, 2010, **35**(16): 8683-8689.
- [19] 仓宁. 人工湿地-微生物燃料电池复合系统产电及污染物去除效果研究[D]. 南京: 东南大学, 2013. 22-25.
- [20] Fang Z, Song H L, Cang N, *et al.* Performance of microbial fuel cell coupled constructed wetland system for decolorization of azo dye and bioelectricity generation [J]. Bioresource Technology, 2013, **144**: 165-171.
- [21] 熊昌龙. 人工湿地填料基质对污水厂尾水深度处理研究 [D]. 成都: 成都理工大学, 2014. 25-27.
- [22] 程李钰. 电极面积和阴极液组成对微生物燃料电池性能的影响[D]. 重庆: 重庆大学, 2015. 7-13.
- [23] 刘汉湖. 间歇运行的潜流式人工湿地污水处理技术及设计方法研究[D]. 徐州: 中国矿业大学, 2010. 17-22.
- [24] Sun J, Hu Y Y, Bi Z, *et al.* Simultaneous decolorization of azo dye and bioelectricity generation using a microfiltration membrane air-cathode single-chamber microbial fuel cell [J]. Bioresource Technology, 2009, **100**(13): 3185-3192.
- [25] 程思超, 方舟, 李薛晓, 等. 共基质对人工湿地型微生物电池脱色染料并产电的影响[J]. 水处理技术, 2016, **42**(10): 44-48, 57.
Cheng S C, Fang Z, Li X X, *et al.* Effects of co-substrates on simultaneous decolorization of azo dye and bioelectricity generation in microbial fuel cell coupled constructed wetland [J]. Technology of Water Treatment, 2016, **42**(10): 44-48, 57.
- [26] Clauwaert P, Aelterman P, Pham T H, *et al.* Minimizing losses in bio-electrochemical systems: the road to applications [J]. Applied Microbiology and Biotechnology, 2008, **79**(6): 901-913.
- [27] Li T T, Fang Z, Yu R, *et al.* The performance of the microbial fuel cell-coupled constructed wetland system and the influence of the anode bacterial community [J]. Environmental Technology, 2016, **37**(13): 1683-1692.
- [28] Logan B E. Simultaneous wastewater treatment and biological electricity generation [J]. Water Science and Technology, 2005, **52**(1-2): 31-37.

CONTENTS

Estimating the Secondary Organic Aerosol Concentration and Source Apportionment During the Summer and Winter in the Nanjing Industrial District	LIU Jing-da, AN Jun-lin, ZHANG Yu-xin, <i>et al.</i> (1733)
Modeled Deposition of Fine Particles in Human Airway in Northern Suburb of Nanjing	LIANG Jing-shu, AN Jun-lin, WANG Hong-lei, <i>et al.</i> (1743)
Concentration Characteristics and Influencing Factors of Atmospheric Particulate Matters in Spring on Weizhou Island, Beihai, Guangxi Province	GAO Yuan-guan, ZHANG Kai, WANG Ti-jian, <i>et al.</i> (1753)
Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Atmosphere of Dajiuahu, Shennongjia, China	JIN Meng-yun, XING Xin-li, KE Yan-ping, <i>et al.</i> (1760)
Spatial Distribution Characteristics of NMHCs in Spring in Cangzhou City	DUAN Jing-chun, ZHOU Xue-ming, ZHANG He-feng, <i>et al.</i> (1769)
Emission Characteristics of Residential Coal Combustion Flue Gas in Beijing	LIANG Yun-ping, ZHANG Da-wei, LIN An-guo, <i>et al.</i> (1775)
Emission Characteristics and Ozone Formation Potential of VOCs from a Municipal Solid Waste Composting Plant	SHAO Zhu-ze, ZHENG Guo-di, WANG Yuan-gang, <i>et al.</i> (1783)
Degradation Characteristics of Composite CVOCs by Non-thermal Plasma	JIANG Li-ying, ZHANG Di, GUO Hai-qian, <i>et al.</i> (1792)
Chemical Compositions and Source Apportionment of Road Dust in Yuncheng	WU Yuan-yuan, LI Ru-mei, PENG Lin, <i>et al.</i> (1799)
Pollution Risk of Heavy Metals in Dust from the Building Along Elevated Road; A Case Study in Changzhou	YAO Jing-bo, WANG Ming-xin, QI Jin-di, <i>et al.</i> (1807)
Characteristics of Stable Isotope in Precipitation and Its Relationship with ENSO in Shanghai	DONG Xiao-fang, DENG Huang-yue, ZHANG Luan, <i>et al.</i> (1817)
Effects of DOC + CDPF on Emission Characteristics of Heavy-duty Diesel Vehicle	ZHANG Yun-hua, LOU Di-ming, TAN Pi-qiang, <i>et al.</i> (1828)
Accumulated Health Risk Assessment of Arsenic in Drinking Water of Major Cities of China	ZHANG Qiu-qi, PAN Shen-ling, LIU Wei, <i>et al.</i> (1835)
Health Risk Assessment of Microcystins from Drinking Water Source by Monte Carlo Simulation Method	WANG Yang, XU Ming-fang, GENG Meng-meng, <i>et al.</i> (1842)
Potential Risk and Distribution Characteristics of PPCPs in Surface Water and Sediment from Rivers and Lakes in Beijing, China	ZHANG Pan-wei, ZHOU Huai-dong, ZHAO Gao-feng, <i>et al.</i> (1852)
Assessment of the Spatial-temporal Distribution Characteristics and Main Affecting Factors of Chromophoric Dissolved Organic Matter in Spring and Summer at the Changjiang Estuary and Adjacent Areas	SUN Yu-yan, BAI Ying, SU Rong-guo, <i>et al.</i> (1863)
Complexation Between Copper(II) and Colored Dissolved Organic Matter from Municipal Solid Waste Landfill	XIAO Xiao, HE Xiao-song, GAO Ru-tai, <i>et al.</i> (1873)
Effects of Three Bioretention Configurations on Dissolved Nitrogen Removal from Urban Stormwater	LI Li-qing, HU Nan, LIU Yu-qing, <i>et al.</i> (1881)
Influence of Spatial Pattern of Paddy Field on the Losses of Nitrogen and Phosphorus in Three Gorges Reservoir Area	CHEN Cheng-long, GAO Ming, NI Jiu-pai, <i>et al.</i> (1889)
Effects of NO ₃ ⁻ -N Loading on the Early-Period Efficiency of Denitrification and Carbon Releasing in Constructed Wetland Filled with Bark	JIANG Ying-be, LI Yao, ZHANG Ying, <i>et al.</i> (1898)
Effects of Microbial Fuel Cell Coupled Constructed Wetland with Different Support Matrix and Cathode Areas on the Degradation of Azo Dye and Electricity Production	LI Xue-xiao, CHENG Si-chao, FANG Zhou, <i>et al.</i> (1904)
Effects of Anode Materials on Electricity Generation and Organic Wastewater Treatment of 6 L Microbial Fuel Cells	DING Wei-jun, YU Li-liang, CHEN Jie, <i>et al.</i> (1911)
Effects of Joint-reaction Combined by Ozonation and Coagulation on Aquatic Organic Matters	LIU Hai-long, FU Jing-miao, GUO Xue-feng, <i>et al.</i> (1918)
Disinfection Action of Ultraviolet Radiation and Chlorination on <i>Escherichia coli</i> and Poliovirus	XU Li-mei, ZHANG Chong-miao, WANG Xiao-chang, <i>et al.</i> (1928)
Adsorption of Phosphate from Aqueous Solution on Hydrous Zirconium Oxides Precipitated at Different pH Values	WANG Xing-xing, LIN Jian-wei, ZHAN Yan-hui, <i>et al.</i> (1936)
Performance of Polymer-based Titanium and Zirconium Oxides Composite Adsorbent for Simultaneous Removal of Phosphorus and Fluorine from Water	CHEN Jia-kai, NIE Guang-ze, LIU Zhi-ying, <i>et al.</i> (1947)
Effect of Different Adding Means of Ignited Water Purification Sludge on Phosphorus Adsorption and Forms	ZHU Pei-ying, LI Da-peng, YU Sheng-nan (1957)
Law of Pollutant Erosion and Deposition in Urban Sewage Network	SANG Lang-tao, SHI Xuan, ZHANG Tong, <i>et al.</i> (1965)
Fate of Eleven Phthalic Acid Esters in Aerobic Sewage Treatment System	ZHOU Lin-jun, GU Wen, LIU Ji-ning, <i>et al.</i> (1972)
Characteristics of Denitrification Inhibiting Sulfate Reducing Process	JIN Peng-kang, YANG Zhen-rui, LI Rong, <i>et al.</i> (1982)
Enhanced Short-cut Denitrification by Fe ⁽⁰⁾ -activated Carbon and Its Influencing Factors	LÜ Yong-tao, LIU Ting, ZENG Yu-lian, <i>et al.</i> (1991)
Comparison of Operating Performance of Partial Nitrification Systems with Two Different Inhibition Strategies	LI Hui-juan, PENG Dang-cong, CHEN Guo-yan, <i>et al.</i> (1997)
Effect of Substrate Ratio on Nitrogen Removal Performance of ANAMMOX in ABR	LÜ Gang, XU Le-zhong, SHEN Yao-liang, <i>et al.</i> (2006)
Effects of Temperature on the Characteristics of Nitrogen and Phosphorus Removal and Microbial Community in SCSC-S/Fe	FAN Jun-hui, HAO Rui-xia, ZHU Xiao-xia, <i>et al.</i> (2012)
Analysis on Performance and Microbial Community Dynamics of a Strengthen Circulation Anaerobic Reactor Treating Municipal Wastewater	YANG Bo, XU Hui, FENG Xiu-ping, <i>et al.</i> (2021)
Aerobic Degradation Characteristics of the Quinoline-Degrading strain <i>Ochrobactrum</i> sp. and Its Bioaugmentation in Coking Wastewater	XU Wei-chao, WU Cui-ping, ZHANG Yu-xiu, <i>et al.</i> (2030)
Manganese Oxidation Characteristics and Oxidation Mechanism of a Manganese-Oxidizing Bacterium <i>Arthrobacter</i> sp. HW-16	WAN Wen-jie, XUE Zhi-jun, ZHANG Ze-wen, <i>et al.</i> (2036)
Effect of Temperature on Nitrogen Removal Performance of Marine Anaerobic Ammonium Oxidizing Bacteria	ZHOU Tong, YU De-shuang, LI Jin, <i>et al.</i> (2044)
Nitrogen Removal Performance and Microbial Community Analysis of Activated Sludge Immobilization	XU Xiao-yi, YOU Xiao-lu, LÜ Chen-pei, <i>et al.</i> (2052)
Microbial Structure of an Enhanced Two-phase High-solid Anaerobic Digestion System Treating Sludge	CAO Zhi-ping, WU Jing, ZUO Jian-e, <i>et al.</i> (2059)
Comparative Studies on Soil Actinobacterial Biodiversity After Re-vegetation in the Urban and Rural Hydro-fluctuation Zone of the Three Gorges Reservoir Region	QIN Hong, REN Qing-shui, YANG Wen-hang, <i>et al.</i> (2065)
Nitrous Oxide Emissions and Its Influencing Factors from an Agricultural Headwater Ditch During a Maize Season in the Hilly Area of Central Sichuan Basin	TIAN Lin-lin, ZHU Bo, WANG Tao, <i>et al.</i> (2074)
Effect of Dicyandiamide on N ₂ O Emission in Fallow Paddy Field and Rape Cropping	WU Yan-zheng, ZHANG Miao-miao, QIN Hong-ling, <i>et al.</i> (2084)
Characteristics of Biochar-mediated N ₂ O Emissions from Soils of Different Surface Conditions	ZOU Juan, HU Xue-yu, ZHANG Yang-yang, <i>et al.</i> (2093)
Characteristics of Soil Respiration and Soil Organic Carbon in Fava Bean Farmland Under Ridge Tillage and Straw Mulching in Southwest China	XIONG Ying, WANG Long-chang, DU Juan, <i>et al.</i> (2102)
Prediction of Distribution of Soil Cd Concentrations in Guangdong Province, China	SUN Hui, GUO Zhi-xing, GUO Ying, <i>et al.</i> (2111)
Spatial Distribution and Potential Ecological Risk Assessment of Heavy Metals in Sediments of Suyi Lake	ZHANG Peng-yan, KANG Guo-hua, PANG Bo, <i>et al.</i> (2125)
Effects of the Active Components of Humic Acids and Their Proportions on the Dynamics of Lead Transformation and Availability in Purple Alluvial Soil	WANG Qing-qing, JIANG Zhen-mao, WANG Jun, <i>et al.</i> (2136)
Enrichment Characteristics of Heavy Metals in Particulate Organic Matter of Purple Paddy Soil	LI Qiu-yan, ZHAO Xiu-lan (2146)
Enhanced Sorption of Cetirizine to Loessial Soil Amended with Biochar	WU Zhi-juan, BI Er-ping (2154)
Characteristics and Mechanism of Copper Adsorption from Aqueous Solutions on Biochar Produced from Sawdust and Apple Branch	WANG Tong-tong, MA Jiang-bo, QU Dong, <i>et al.</i> (2161)
Adsorption of Pb ²⁺ and Cd ²⁺ from Aqueous Solution Using Vermicompost Derived from Cow Manure and Its Biochar	DU Wen-hui, ZHU Wei-qin, PAN Xiao-hui, <i>et al.</i> (2172)
Performance and Mechanism Study of Visible Light-driven C ₃ N ₄ /BiOBr Composite Photocatalyst	BAO Yue, ZHOU Min-yun, ZOU Jun-hua, <i>et al.</i> (2182)