

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2024.15.006

# 阴极HN-AD菌OTU数量对单室MFC启动的影响

熊鑫溢<sup>1,2</sup>, 付国楷<sup>1,2</sup>, 张玉浩<sup>3</sup>, 刘武平<sup>4</sup>, 左洛<sup>4</sup>

(1. 重庆大学 环境与生态学院, 重庆 400045; 2. 重庆大学 三峡库区生态环境教育部重点实验室, 重庆 400045; 3. 南昌市城市规划设计研究总院集团有限公司, 江西 南昌 330038; 4. 中国市政工程西南设计研究总院有限公司, 四川 成都 610081)

**摘要:** 设计了新的方法驯化取自榨菜废水处理厂的活性污泥, 获得了异养硝化-好氧反硝化(HN-AD)菌OTU数量分别为1 500和7 500的HW<sub>1</sub>、HW<sub>2</sub>两种活性污泥。以高盐榨菜废水为处理对象, 设置了HN-AD菌OTU数量分别为0、1 500、7 500的三组实验(S1、S2、S3), 对比研究了阴极接种污泥HN-AD菌OTU数量对单室MFC启动的产电及污染物去除性能影响。结果显示, S3实验组启动单室MFC具有较好的脱氮性能, 产电结束后NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N及TN的去除率分别达到了(90.13±2.55)%与(90.83±1.46)%。S1实验组的最高输出电压[(0.497 2±0.033 5) V]、最大功率密度(11.59 W/m<sup>3</sup>)、最大电流密度(56.35 A/m<sup>3</sup>)、产电周期(116 h)及库仑效率[(16.27±0.47)%]均大于S2和S3, 但是前者的NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N及TN去除率分别仅为(6.84±1.09)%与(6.20±0.60)%, 均低于后者。HN-AD菌OTU数量对单室MFC启动时的COD去除性能无显著影响。

**关键词:** 高盐榨菜废水; 微生物燃料电池; 异养硝化-好氧反硝化菌; OTU数量

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2024)15-0036-08

## Effect of Cathodic HN-AD Bacteria OTU Number on Start-up of a Single-chamber Microbial Fuel Cell

XIONG Xin-yi<sup>1,2</sup>, FU Guo-kai<sup>1,2</sup>, ZHANG Yu-hao<sup>3</sup>, LIU Wu-ping<sup>4</sup>, ZUO Luo<sup>4</sup>

(1. College of Environment and Ecology, Chongqing University, Chongqing 400045, China; 2. Key Laboratory of Three Gorges Reservoir Region's Eco-Environment <Ministry of Education>, Chongqing University, Chongqing 400045, China; 3. Nanchang Urban Planning & Design Institute Group Co. Ltd., Nanchang 330038, China; 4. Southwest Municipal Engineering Design & Research Institute of China, Chengdu 610081, China)

**Abstract:** A novel approach was developed to acclimate activated sludge from a mustard wastewater treatment plant, resulting in the acquisition of HW<sub>1</sub> and HW<sub>2</sub> activated sludge with heterotrophic nitrification-aerobic denitrification (HN-AD) bacteria OTU numbers of 1 500 and 7 500. Three sets of experiments (S1, S2 and S3) were conducted with different OTU numbers of HN-AD bacteria (0, 1 500 and 7 500) for high salinity mustard tuber wastewater treatment, and the impact of HN-AD bacteria OTU number of the cathode-inoculated sludge on the power generation and pollutants removal performance during the start-up of a single-chamber microbial fuel cell (MFC) was compared. In the S3 experimental group, the single-chamber MFC exhibited superior nitrogen removal efficiency, with NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N

基金项目: 校企联合研究课题(2023VI-KT-02-II)

通信作者: 付国楷 E-mail: fuguokai@163.com

and TN removal rates reaching  $(90.13 \pm 2.55)\%$  and  $(90.83 \pm 1.46)\%$ , respectively, upon completion of electricity generation. The maximum output voltage  $[(0.497 \pm 0.033 \pm 5) \text{ V}]$ , the maximum power density  $(11.59 \text{ W/m}^3)$ , the maximum current density  $(56.35 \text{ A/m}^3)$ , the power generation period (116 h), and the Coulomb efficiency  $[(16.27 \pm 0.47)\%]$  of the S1 experimental group all exceeded those of S2 and S3. However, the  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  and TN removal rates of the former were only  $(6.84 \pm 1.09)\%$  and  $(6.20 \pm 0.60)\%$ , respectively, which were lower than those of the latter. The HN-AD bacteria OTU number did not exert a significant impact on the COD removal efficiency during start-up of the single-chamber MFC.

**Key words:** high salinity mustard wastewater; microbial fuel cell; heterotrophic nitrification-aerobic denitrification (HN-AD) bacteria; OTU number

榨菜是重庆市的重要产业之一,近些年来随着规模的不断扩大,年用水量呈现出增加的趋势<sup>[1]</sup>。高盐榨菜废水对环境的危害极大<sup>[2-3]</sup>,如未经妥善处理最终汇入三峡水库,将会对三峡水库的水安全造成威胁。目前主要采用生物法处理高盐废水<sup>[4]</sup>,但传统的生物处理法存在以下弊端:第一,运行维护费用和能量消耗较高;第二,工艺产生了大量的剩余污泥,需要外加治理措施,造成了成本的增加。再者,越来越多的研究表明,具有高盐特性的废水会降低生物处理工艺的硝化与反硝化速率,从而使常规工艺的脱氮性能受到影响。

高盐废水中含有大量可被微生物利用的化学能。在生物电化学系统(BES)中,微生物将有机化合物氧化分解,此过程产生可被利用的电能,在污水资源化利用的同时也使有害物质减量化。目前的研究发现,微生物燃料电池(MFC)可以通过不同的改进手段最终达到对污(废)水的有效处理、电能的开发及再利用、金属和营养物质的回收等目的<sup>[5-7]</sup>,是一种具有发展潜力的新型污(废)水处理技术。高盐废水的特性会对MFC的运行使用性能产生影响:首先,较高的离子强度有助于BES中的离子迁移,以达到减小MFC内阻的目的;其次,高盐废水的高渗透压特性对微生物新陈代谢具有抑制作用,进而会影响MFC的产电性能。

在单室MFC中,异养硝化-好氧反硝化(HN-AD)菌可利用基底中的有机物作为电子供体,将不同形态的氮转化成 $\text{N}_2$ <sup>[8-9]</sup>。相较于传统脱氮工艺,异养硝化-好氧反硝化可在同一个反应器中进行,且具有更高的氨氮去除效率<sup>[10]</sup>。目前被报道的HN-AD菌(属)有 *Paracoccus*、*Thauera*、*unclassified\_f\_Rhodobacteraceae*、*Flavobacterium*、*Arcobacter*、

*Halomonas*等<sup>[11-12]</sup>。为稳定高效地启动适用于处理高盐榨菜废水的单室MFC,需要寻找产电与污染物去除性能均优的单室MFC阴极接种污泥,这对利用MFC处理高盐废水走向实际应用具有重要意义。另外,目前关于HN-AD菌的OTU数量是否与MFC处理效率相关,鲜有研究报道。因此,笔者通过设计新的方法驯化取自榨菜废水处理厂的活性污泥,获得含HN-AD菌OTU数量不同的污泥,探讨HN-AD菌OTU数量对单室MFC启动时的产电及污染物去除性能的影响,最终获得适用于处理高盐榨菜废水的单室MFC阴极接种污泥。

## 1 材料与方法

### 1.1 实验用水

实验用水为榨菜废水,取自重庆市某榨菜废水处理厂初沉池出水。由于取得的榨菜废水水质具有波动性,故使用NaAC、NaCl、 $\text{NH}_4\text{Cl}$ 将COD、盐度、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 分别调至1 000 mg/L、15 g/L、200 mg/L。

### 1.2 实验装置

单室无膜空气阴极MFC结构如图1所示。反应器由有机玻璃板构成,反应腔室的长×宽×高为60 mm×60 mm×70 mm,腔体有效体积为252 mL。阳极采用有效面积为3 300 mm<sup>2</sup>的正方形碳毡,尺寸为55 mm×60 mm×2 mm;阴极采用有效面积为4 200 mm<sup>2</sup>的长方形碳毡,尺寸为60 mm×70 mm。阴阳极均由钛丝引出,并经铜导线与电阻箱连接构成闭合回路。串联的外电阻设置为500 Ω,电压数据由电压采集卡收集并存储于电脑中。电池运行过程中,采用磁力搅拌器对电极液进行搅拌。反应器上部预留两个直径为8 mm的圆孔,用于电极液的更换及取样,运行过程中使用橡胶塞密封。为了使反应器具有良好的密封性,相邻两块有机玻璃板之间

垫有橡胶片,并用螺栓拧紧固定。用导电胶将钛丝固定在碳毡中间,由于螺栓的固定作用,阴极被稳定地安装在反应器中;通过热熔胶将穿插在碳毡中间的钛丝与反应器黏结,从而避免阳极晃动对实验造成干扰。

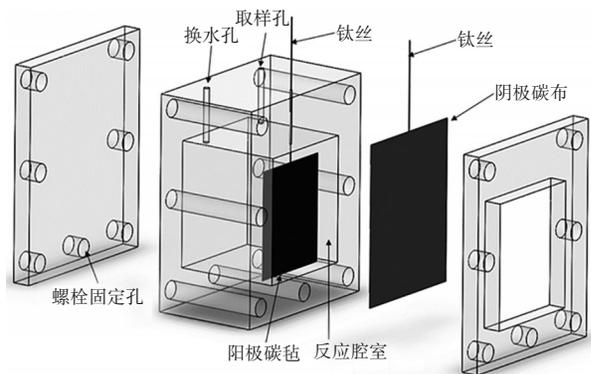


图 1 单室 MFC 结构示意图

Fig.1 Schematic diagram of the single-chamber MFC structure

### 1.3 实验方法

#### ① 接种污泥的富集培养

原始活性污泥取自重庆市某榨菜废水处理厂 AO 工艺的缺氧段与好氧段。在正式驯化之前,用 20 目筛子筛除活性污泥中的大颗粒杂质。取 500 mL 缺氧段活性污泥与 500 mL 相应培养液混合,置于 1 L 锥形瓶中培养,将驯化后的污泥命名为 YW;将好氧段活性污泥用缺氧池出水养护,并命名为 HW<sub>1</sub>;将 500 mL 好氧段活性污泥与 500 mL 相应培养液混合,置于 1 L 广口瓶中培养,将驯化后的污泥命名为 HW<sub>2</sub>。YW 驯化池上口用橡胶塞密封,为反硝化菌的生长提供厌氧环境;HW<sub>1</sub>、HW<sub>2</sub> 培养器设曝气装置,为硝化菌的富集提供充足的氧气。所有污泥的养护及驯化均用磁力搅拌器搅拌。

活性污泥培养液水质特性如表 1 所示。

表 1 污泥培养液水质特性

Tab.1 Characteristics of sludge culture medium

项目	盐度/(g·L <sup>-1</sup> )	COD/(mg·L <sup>-1</sup> )	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N/(mg·L <sup>-1</sup> )	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N/(mg·L <sup>-1</sup> )
HW <sub>1</sub> 培养液	14.5~15.5	100~300	200~240	0~10
HW <sub>2</sub> 培养液	14.5~15.5	1 000~1 200	200~240	0~10
YW 培养液	14.5~15.5	1 500~1 600	0~10	280~300

3 种污泥培养液的 pH 均采用 1 mol/L 的 HCl 或 NaOH 溶液调至 7.00。COD、盐度、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N 的调制药剂分别为醋酸钠、NaCl、NH<sub>4</sub>Cl、KNO<sub>3</sub>。

YW、HW<sub>1</sub> 培养液参照 Zhang 等<sup>[13]</sup> 的研究, YW 培养液以生活污水为基底,每隔 2 d 换一次水; HW<sub>1</sub> 培养液采用原始缺氧池出水养护,每隔 2 d 换一次水; HW<sub>2</sub> 培养液在 HW<sub>1</sub> 污泥培养液的基础上添加醋酸钠,并将 COD 调至 1 000~1 200 mg/L。

#### ② 污泥的微生物群落结构分析

HW<sub>1</sub> 与 HW<sub>2</sub> 两种接种污泥属水平上的微生物群落结构见图 2。属水平上 HW<sub>1</sub> 与 HW<sub>2</sub> 中的 HN-AD 菌主要有 *Thauera*、*unclassified\_f\_Rhodocyclaceae*。相对于 HW<sub>1</sub>, HW<sub>2</sub> 在属水平上的优势脱氮菌群(相对丰度 > 1%) 发生了较大改变,例如, HW<sub>2</sub> 中 HN-AD 菌的总相对丰度达到了 16.33%, 而 HW<sub>1</sub> 仅为 5.29%。这主要是由于 HW<sub>2</sub> 培养液中含有较多的 COD 和 NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, 为 HN-AD 菌提供了丰富的生命燃料。HW<sub>1</sub> 中 HN-AD 菌的 OTU 数量为 1 500, HW<sub>2</sub> 中 HN-AD 菌的 OTU 数量为 7 500。

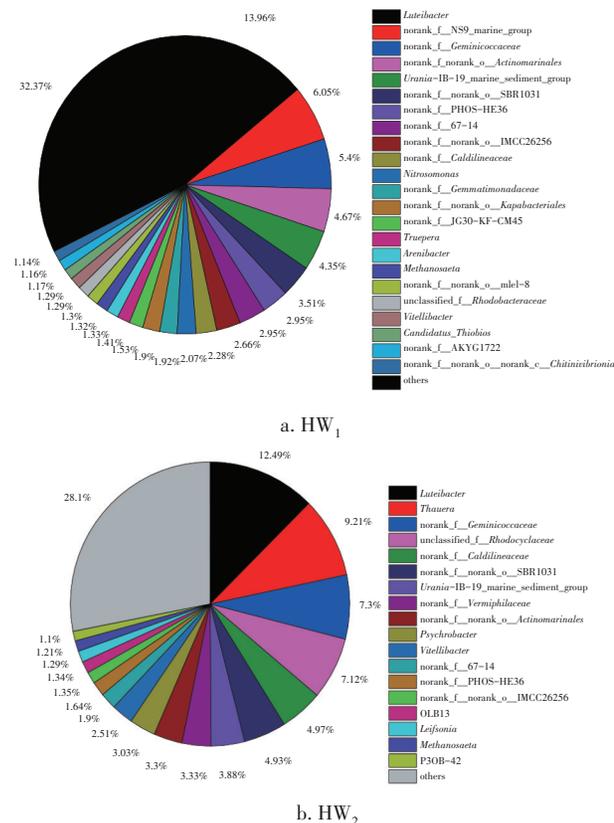


图 2 HW<sub>1</sub> 和 HW<sub>2</sub> 在属水平上的微生物群落结构

Fig.2 Microbial community structure of HW<sub>1</sub> and HW<sub>2</sub> at genus level

#### ③ 反应器的接种方式

实验分为 S1、S2 和 S3 三组。三组实验的阳极接种采用相同的方式,将阳极的碳毡单独固定在接

种腔室内,向腔室内缓慢注入15 mL的YW污泥,随后将接种腔室缓慢充满YW污泥培养液,接种YW污泥的目的是为了使阳极具有良好的产电能力与反硝化能力<sup>[13]</sup>,待阳极电势运行至450~500 mV时视为阳极挂膜完毕;S2、S3实验组的阴极接种方式相同,将阴极碳布固定于接种腔室内,其亲水侧面向腔室,疏水侧与大气相连。S2与S3实验组阴极接种的区别在于所使用的接种污泥不同。挂膜阶段,S2实验组取15 mL的HW<sub>1</sub>污泥至阴极挂膜腔室内,并充满HW<sub>1</sub>污泥培养液,待满3个挂膜周期后,将阴阳极拼合启动。而S3实验组使用的接种污泥与挂膜液为HW<sub>2</sub>污泥及其培养液。从开始加入榨菜废水至NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N消耗完为止的时间段,视为阴极的一个挂膜周期。空白组S1的阴极为空白碳布。

#### ④ 实验运行方式

反应器启动的外电阻保持500 Ω。从开始投加泥水混合物到电压下降至50 mV左右为一个产电周期。从开始拼装后,连续监测3个周期的水质,在第4个周期,测量MFC的功率密度曲线及极化曲线。运行过程中需要将单室的换水孔用橡胶塞密封,目的是避免反应器上方的氧气进入腔室,从而对反应器的性能造成干扰。

### 1.4 分析方法

COD采用便携式分光光度计测定;盐度采用电导率仪测定;DO采用哈希HQ30D便携式溶解氧仪测定;pH采用便携式仪器检测;氨氮、硝酸盐氮、亚硝酸盐氮、总氮采用国家标准方法测定。

## 2 结果与分析

### 2.1 产电性能分析

3个实验组的电压运行情况见图3。相对于S2与S3组,空白组S1的峰值电压最高,为(0.497 2±0.033 5) V,高于S2组的(0.473 1±0.020 0) V与S3组的(0.463 8±0.018 1) V。产生此种现象的原因是S1组单室MFC碳布阴极未接种活性污泥,短时间内阴极几乎没有嗜氧的微生物争夺电子受体。在3个实验组单室MFC阴极碳布有效面积一定的情况下,氧气的入渗速率视作相同,S1组阴极渗入的氧气参与电极氧还原反应的量大于其余两组,所以S1组的峰值电压大于其余两组。此外可以发现,S2组的电压略高于S3组,这可能是由于在短时间内,S2组的HN-AD菌OTU数量小于S3组,后者进行异养

硝化-好氧反硝化时快速地消耗了COD和氧气,导致S3组的电极氧还原速率下降,而氧还原反应的减少会直接导致阴极电势的下降<sup>[14]</sup>。以上结果表明,HN-AD菌OTU数量的增加会导致单室MFC电压略微下降。

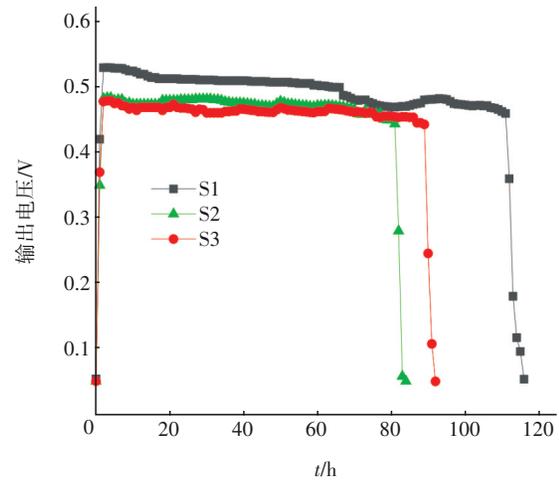


图3 三种工况的电压运行情况

Fig.3 Voltage operation under three working conditions

除了电压运行数据表现出差异性之外,3组实验的产电周期亦出现了相应的变化。如图3所示,S1、S2、S3组的产电周期时长分别为116、84、92 h。相对于其他两组实验,S1组的产电周期最长,产生此种现象的原因是:S1组的阴极在短时间内几乎不存在异养微生物,例如HN-AD菌、反硝化菌以及其他异养菌群,对系统中COD的消耗速率较小,故其产电周期较长,这说明HN-AD菌对单室MFC的产电性能有抑制作用。S2、S3实验组的产电周期相差不多。

图4为3个实验组的功率密度曲线。S1、S2和S3组的最大功率密度分别为11.59、8.76和8.43 W/m<sup>2</sup>,最大电流密度分别为56.35、45.23和41.26 A/m<sup>2</sup>。图5为3个实验组的极化曲线。S1、S2和S3实验组的开路电压分别为640、618和614 mV,内阻分别为29.08、36.56和38.79 Ω。S2和S3组的最大功率密度、开路电压、最大电流密度、欧姆内阻相差不多;但是相对于S2和S3组,S1组的最大功率密度与最大电流密度均最大,这可能是由于S2和S3组阴极生物膜的存在会与氧还原反应竞争氧气,导致阴极电势的下降,从而导致电池性能的下降<sup>[13-14]</sup>。电极微生物的存在会降低单室MFC的最大电流密度与最大功率密度。

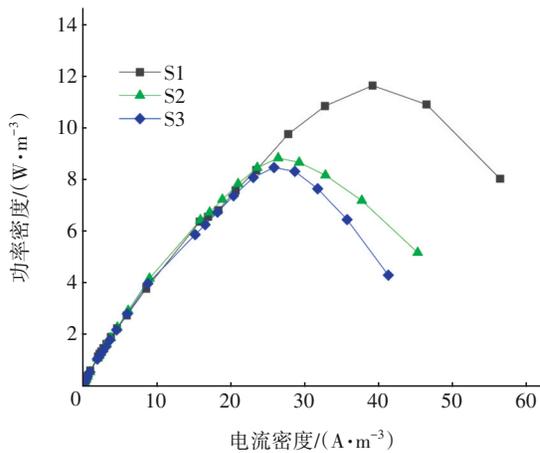


图 4 三种工况的功率密度曲线

Fig.4 Power density curves of three operating conditions

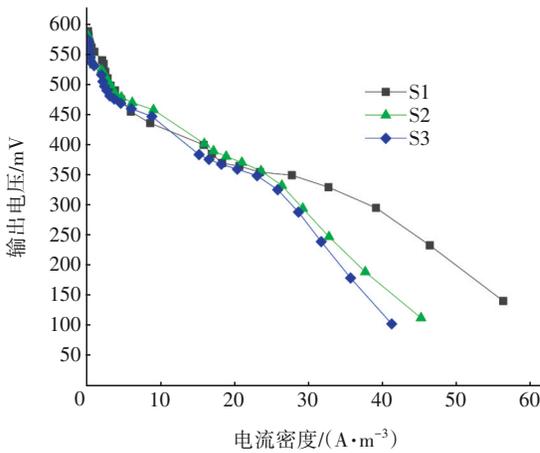


图 5 三种工况的极化曲线

Fig.5 Polarization curves of three operating conditions

图 6 为 3 个实验组的电极极化曲线。S1、S2 和 S3 组的阳极开路电势分别为 -466、-463 和 -468 mV，阴极开路电势分别为 174、155、146 mV。3 组实验的阳极电势相差无几，说明阴极是单室 MFC 系统的关键电极。相对于 S2 与 S3 组，S1 组的开路阴极电势最大，说明电极微生物的存在对单室 MFC 阴极电势起着抑制作用。在电解质溶液与碳布阴极之间存在一层生物膜，会对单室 MFC 的产电造成不利影响，例如会造成  $H^+$  与  $OH^-$  的反应受阻<sup>[15]</sup>、产生的胞外聚合物的分泌会对铂碳催化剂的发挥起着抑制作用<sup>[16]</sup>等。S3 组的阴极电势略大于 S2 组，这是由以下两个原因造成的：首先，S3 组的阴极生物膜的异养硝化菌丰度大于 S2 组，对氧气的争夺效应较大，氧还原反应减弱，进而影响单室 MFC 的阴极电势；其次，阴极膜中不具备脱氮产电功能的好氧杂菌也对氧气具有一定的争夺作用。王涛等构建 SBR

反应器，探讨不同 C/N 下生物菌团的异养硝化与自养硝化性能，发现当 C/N 为 7 时，异养硝化速率为  $40.28 \text{ mg}/(\text{gVSS}\cdot\text{d})$ ，约为自养硝化速率的 3 倍<sup>[17]</sup>。

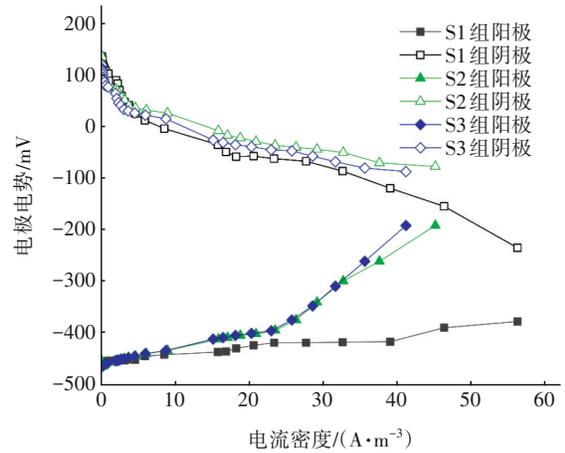


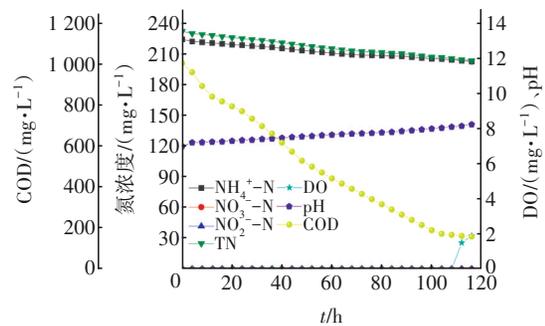
图 6 三种工况的电极极化曲线

Fig.6 Electrode polarization curves for three operating conditions

总体而言，S1 组的产电性能要优于 S2 与 S3 组，阴极微生物的存在对单室 MFC 的产电性能具有抑制作用。而 S2 与 S3 组产电性能没有表现出显著的差异性，即阴极接种污泥中 HN-AD 菌 OTU 数量的增加对单室 MFC 的产电性能具有抑制作用，但并不显著。

## 2.2 污染物去除性能分析

图 7 为典型周期中 3 个实验组的氮、COD、pH 及 DO 的变化。可以看出， $NH_4^+-N$  的去除了经历了由快到慢的两阶段变化过程，且运行过程中未出现硝酸盐与亚硝酸盐的累积。实验初期，由于电解质溶液中的有机物较充足，反应器内的微生物快速生长繁殖，导致  $NH_4^+-N$  有着较高的去除速率；后期  $NH_4^+-N$  的去除速率放缓，这主要是由于异养脱氮菌缺乏碳源所造成的生命活动较弱。



a. S1 组

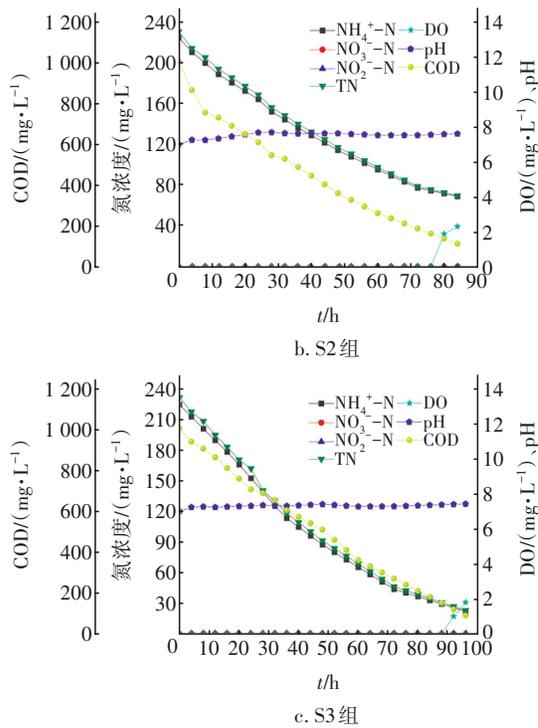


图7 在典型周期中3个实验组的氮、COD、pH及DO的变化

Fig.7 Change of nitrogen, COD, pH and DO in three experimental groups in a typical cycle

如图7所示,COD的降解也呈现出先快后慢的趋势。实验开始时,由于电解质底物充足,异养菌之间的竞争关系较弱,COD的去除速率较快;后期由于底物的匮乏,异养菌的活性减弱,导致电解质溶液中的COD降解速率变慢。单室MFC电解液中的COD主要有以下3个去除途径:首先,COD可被单室MFC阳极产电微生物燃料利用而去除,并且去除的过程中产生电子;其次,单室MFC阴极生物膜中的脱氮菌群利用有机物完成氮的转化,例如异养硝化-好氧反硝化菌、反硝化菌;最后,体系中存在

有非脱氮非产电功能的异养杂菌,也会消耗水中的COD,以维持其生命活动的进行。

电解液在实验前期处于厌氧状态,后期有氧气入侵,原因主要是:第一,由于缺少碳源,阴极生物膜内异养菌的生命活动减少,氧气的消耗减少;第二,由于碳源的缺乏,阳极微生物的活性也遭受抑制,导致传递至阴极的电子减少,氧电化还原速率减慢。3组实验的pH均稳定在7.0~8.5,与之前的研究相同<sup>[18]</sup>,说明单室MFC具有良好的自缓冲性。首先,高盐榨菜废水本身含有大量的缓冲性物质,如 $\text{HPO}_4^{2-}$ 、 $\text{H}_2\text{PO}_4^-$ 、 $\text{HCO}_3^-$ 、 $\text{CO}_3^{2-}$ ,因此具有良好的缓冲性能;其次,由于单室MFC发生的主要是同步硝化反硝化,理论上,硝化菌每氧化1 kg的 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 需消耗7.14 kg的碱度,而反硝化菌每还原1 kg硝态氮所产生的碱度约为3.57 kg,反硝化反应产生的碱度可以部分中和硝化反应所产生的碱度;最后,氧还原反应产生的碱度也是维持单室MFC自缓冲性的重要因素。

为统一分析单室MFC中COD、 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 及TN的两阶段去除效率,将第1阶段起点定为实验开始时刻,第1阶段终点以及第2阶段起点定为离实验结束前8 h,第2阶段终点定为实验结束时刻。结果见表2。可以看出,无论是从平均降解速率考量,亦或是第1、第2阶段降解速率,基本都呈现出S3组的 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 及TN降解速率最大,而S1组最小的规律。S1组第2阶段的TN降解速率基本与第1阶段相当,这可能是由于S1实验组的氮去除主要是物理的汽提作用<sup>[13]</sup>而非微生物的硝化/反硝化作用,导致总体脱氮率偏低,阶段划分不明显。另外COD的降解速率均呈现第1阶段较大、第2阶段较小的趋势。

表2 三种工况下反应器的COD、 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 及TN去除速率Tab.2 Removal rates of COD,  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  and TN in the reactor under three operating conditions  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$ 

工况	$\text{NH}_4^+-\text{N}$ 降解速率			TN降解速率			COD降解速率		
	平均	第1阶段	第2阶段	平均	第1阶段	第2阶段	平均	第1阶段	第2阶段
S1	0.19±0.01	0.19±0.01	0.20±0.03	0.25±0.12	0.25±0.09	0.26±0.08	7.31±0.22	7.75±0.21	1.15±0.09
S2	1.84±0.03	1.97±0.01	0.69±0.01	1.91±0.01	2.03±0.04	0.75±0.02	10.62±0.11	11.08±0.05	6.22±0.02
S3	2.41±0.10	2.56±0.07	0.91±0.08	2.48±0.12	2.64±0.09	0.98±0.06	10.91±0.15	11.25±0.21	7.69±0.10

S1、S2以及S3实验组的COD进水浓度分别为(1 002.38±22.73)、(1 011.52±19.14)、(1 005.99±28.11) mg/L,出水浓度分别为(158.25±1.84)、(110.94±4.39)、(87.79±4.81) mg/L,去除率分别为(85.67±1.34)%、(87.98±1.63)%、(91.13±1.14)%。

3个实验组的COD去除率相差不大,均在90%左右,说明阴极HN-AD菌的OTU数量对单室MFC的COD去除率无显著性影响。Zhang等<sup>[18]</sup>采用单室MFC处理不同C/N的人工高盐废水,发现当C/N处于4~5之间时,COD去除率最高,为82.18%~86.17%,与本研

究的结果基本相当。

S1、S2与S3实验组的 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 进水浓度分别为(224.36±2.78)、(225.50±2.23)、(226.97±5.95) mg/L,出水浓度分别为(204.16±2.46)、(68.39±1.44)、(22.09±2.04) mg/L,去除率分别为(6.84±1.09)%、(69.01±0.86)%与(90.13±2.55)%。S1、S2和S3组的TN进水浓度均在230 mg/L左右,出水浓度分别为(204.73±1.23)、(69.75±2.65)和(22.82±2.06) mg/L,去除率分别为(6.20±0.60)%、(70.4±1.88)%和(90.83±1.46)%。相对于S2和S3组,S1组的 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 及TN去除率明显最低,说明阴极HN-AD菌的存在会促进单室MFC的脱氮效率。阴极氧气的渗入为 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 氧化提供了物质来源,同时接种微生物中含有大量硝化与反硝化菌,可将电解液中的氮去除。S3组的 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 及TN去除率比S2组高,这可能是由于在单室体系中,HN-AD菌比自养硝化菌更适合生存。Yang等<sup>[19]</sup>构建单室MFC处理人工模拟废水,发现阳极与阴极生物膜中*Thauera*(HN-AD菌)的相对丰度分别为75%、43%~74%,同时体系的 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、TN去除率分别达到了98%、95%。Zhang等<sup>[18]</sup>构建单室MFC处理人工高盐废水,发现单室MFC阴极生物膜中异养硝化菌的相对丰度达到了21.38%~46.90%,好氧反硝化菌的相对丰度为21.38%~62.41%,而整个体系的自养硝化菌相对丰度不足1%。总体而言,阴极接种污泥HN-AD菌OTU数量的增加对单室MFC的COD去除无显著影响,对 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 、TN的去除存在促进作用。

### 2.3 库仑效率分析

S1、S2与S3实验组的库仑效率分别为(16.27±0.47)%、(10.81±0.45)%与(11.23±0.51)%。S2与S3组的库仑效率相差不大,但是S1组的库仑效率明显高于其他两组,这是由于短周期内,S1组阴极很少有微生物附着,一方面体系对COD的消耗作用较小;另一方面阴极好氧微生物对氧气的争夺作用较小,导致输出电压较高。即阴极接种污泥中HN-AD菌的存在会导致单室MFC库仑效率的降低,但其OTU数量的增加对单室MFC库仑效率影响不大。

## 3 结论

① 相对于HN-AD菌OTU数量为0的空白组S1、HN-AD菌OTU数量为1 500的实验组S2,以 $\text{HW}_2$ 为阴极接种污泥、HN-AD菌OTU数量为7 500

的实验组S3的脱氮效果最好,对 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 和TN的去除率分别达到(90.13±2.55)%、(90.83±1.46)%。

② 与S1和S2组相比,S3组亦有较好的产电性能。S3的最高输出电压为(0.463 8±0.018 1) V,略低于S1组[(0.497 2±0.033 5) V]与S2组[(0.473 1±0.020 0) V];S1、S2、S3的产电周期分别为116、84、92 h,开路电压分别为640、618和614 mV,最大功率密度分别为11.59、8.76和8.43 W/m<sup>3</sup>,最大电流密度分别为56.35、45.23和41.26 A/m<sup>3</sup>,内阻分别为29.08、36.56和38.79 Ω。

③ S1组的库仑效率明显高于S2与S3组,达到了(16.27±0.47)%,而S2与S3组的库仑效率相差不大。相对于S2和S3组,S1组的 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 及TN去除效率最低,产电周期、最高输出电压、开路电压及最大功率密度均最大。这表明阴极HN-AD菌的存在会抑制单室MFC的产电性能,但同时也会极大地增加系统的脱氮性能。另外,阴极HN-AD菌的OTU数量对COD的去除无显著影响。

### 参考文献:

- [1] 杨茜,李轩,蒋涛阳,等. 高盐废水生物阴极MFCs产电及脱氮性能研究[J]. 应用化工, 2020, 49(1): 22-27.  
YANG Qian, LI Xuan, JIANG Taoyang, et al. Study on electricity generation and nitrogen removal performance of bio-cathode MFCs in high-salt wastewater [J]. Applied Chemical Industry, 2020, 49(1): 22-27 (in Chinese).
- [2] 王建辉,陈猷鹏,郭劲松,等. 生物转盘与生物转笼处理榨菜废水效能对比[J]. 水处理技术, 2018, 44(2): 84-87.  
WANG Jianhui, CHEN Youpeng, GUO Jingsong, et al. Comparison on effectiveness of rotating biological contactor and rotating biological cage used for mustard tuber wastewater treatment [J]. Technology of Water Treatment, 2018, 44(2): 84-87 (in Chinese).
- [3] 李家祥,江葱,范跃华. 榨菜废水处理特点及工程设计[J]. 水处理技术, 2013, 39(5): 119-122.  
LI Jiexiang, JIANG Cong, FAN Yuehua. Tuber mustard wastewater treatment characteristics & project design [J]. Technology of Water Treatment, 2013, 39(5): 119-122 (in Chinese).
- [4] 李俊虎,周珉,王乔,等. 高盐废水处理工艺最新研究进展[J]. 环境科技, 2018, 31(4): 74-78.

- LI Junhu, ZHOU Min, WANG Qiao, *et al.* The latest progress of treatment technology for high salinity wastewater[J]. *Environmental Science and Technology*, 2018, 31(4): 74–78(in Chinese).
- [ 5 ] RYU J H, LEE H L, LEE Y P, *et al.* Simultaneous carbon and nitrogen removal from piggery wastewater using loop configuration microbial fuel cell[J]. *Process Biochemistry*, 2013, 48(7): 1080–1085.
- [ 6 ] NANCHARIAH Y V, VENKATA M S, LENS P N L. Metals removal and recovery in bioelectrochemical systems: a review[J]. *Bioresource Technology*, 2015, 195: 102–114.
- [ 7 ] KELLY P T, HE Z. Nutrients removal and recovery in bioelectrochemical systems: a review[J]. *Bioresource Technology*, 2014, 153: 351–360.
- [ 8 ] AN Q, ZHOU Y, ZHAO B, *et al.* Efficient ammonium removal through heterotrophic nitrification–aerobic denitrification by *Acinetobacter baumannii* strain AL-6 in the presence of Cr(VI)[J]. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 2020; 130(6): 622–629.
- [ 9 ] ZHANG Q, CHEN X, ZHANG Z, *et al.* Performance and microbial ecology of a novel moving bed biofilm reactor process inoculated with heterotrophic nitrification–aerobic denitrification bacteria for high ammonia nitrogen wastewater treatment[J]. *Bioresource Technology*, 2020, 315: 123813.
- [10] HUANG F, PAN L, HE Z, *et al.* Identification, interactions, nitrogen removal pathways and performances of culturable heterotrophic nitrification–aerobic denitrification bacteria from mariculture water by using cell culture and metagenomics[J]. *Science of the Total Environment*, 2020, 732: 139268.
- [11] XIA L, LI X M, FAN W H, *et al.* Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification by a novel *Acinetobacter* sp. ND7 isolated from municipal activated sludge [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 301: 122749.
- [12] YANG L, WANG X H, CUI S, *et al.* Simultaneous removal of nitrogen and phosphorous by heterotrophic nitrification–aerobic denitrification of a metal resistant bacterium *Pseudomonas putida* strain NP5 [J]. *Bioresource Technology*, 2019, 285: 121360.
- [13] ZHANG L, FU G, ZHANG Z. Long-term stable and energy-neutral mixed biofilm electrode for complete nitrogen removal from high-salinity wastewater: mechanism and microbial community [J]. *Bioresource Technology*, 2020, 313: 123660.
- [14] TAO Q, LUO J, ZHOU J, *et al.* Effect of dissolved oxygen on nitrogen and phosphorus removal and electricity production in microbial fuel cell [J]. *Bioresource Technology*, 2014, 164: 402–407.
- [15] YUAN Y, ZHOU S, TANG J. In situ investigation of cathode and local biofilm microenvironments reveals important roles of OH<sup>-</sup> and oxygen transport in microbial fuel cells [J]. *Environmental Science & Technology*, 2013, 47(9): 4911–4917.
- [16] LIU W, CHENG S, SUN D, *et al.* Inhibition of microbial growth on air cathodes of single chamber microbial fuel cells by incorporating enrofloxacin into the catalyst layer[J]. *Biosensors and Bioelectronics*, 2015, 72: 44–50.
- [17] 王涛,刘青松,段亚飞,等. 低C/N驯化生物絮团的自养和异养硝化性能研究[J]. *海洋渔业*, 2018, 40(5): 614–624.  
WANG Tao, LIU Qingsong, DUAN Yafei, *et al.* Experimental study on autotrophic and heterotrophic nitrification performances of acclimated bio-floc with low C/N ratio [J]. *Marine Fisheries*, 2018, 40(5): 614–624 (in Chinese).
- [18] ZHANG L, WANG J, FU G, *et al.* Simultaneous electricity generation and nitrogen and carbon removal in single-chamber microbial fuel cell for high-salinity wastewater treatment[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 276: 123203.
- [19] YANG N, ZHAN G, LI D, *et al.* Complete nitrogen removal and electricity production in *Thauera*-dominated air-cathode single chambered microbial fuel cell [J]. *Chemical Engineering Journal*, 2019, 356: 506–515.

作者简介:熊鑫溢(1997–),女,重庆人,硕士研究生,  
主要从事水处理技术与水污染控制研究。

E-mail:20155196@cqu.edu.cn

收稿日期:2023-05-29

修回日期:2023-09-03

(编辑:刘贵春)