



**Environmental Engineering** 

第 15卷 第 1期 2021年 1月 Vol. 15, No.1 Jan. 2021

http://www.cjee.ac.cn

E-mail: cjee@rcees.ac.cn

🥐 (010) 62941074

**文章栏目:水污染防治** DOI 10.12030/j.cjee.202003019

中图分类号 X523 文献标识码

陈彦霖, 隋倩雯, 王拓, 等. 温度对序批式膜生物反应器生物脱氮影响及微生物机制解析[J]. 环境工程学报, 2021, 15(1): 65-73.

CHEN Yanlin, SUI Qianwen, WANG Tuo, et al. Effects of temperature on biological nitrogen removal in batch membrane bioreactor and the microbial community mechanism [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2021, 15(1): 65-73.

# 温度对序批式膜生物反应器生物脱氮影响及微生物机制解析

陈彦霖<sup>1,2,3</sup>,隋倩雯<sup>1,2</sup>,王拓<sup>1,2,3</sup>,海永龙<sup>1,2,3</sup>,郁达伟<sup>1,2</sup>,陈梅雪<sup>1,2</sup>,魏源送<sup>1,2,3,4,\*</sup>

1. 中国科学院生态环境研究中心,环境模拟与污染控制国家重点联合实验室,北京 100085

2. 中国科学院生态环境研究中心,水污染控制实验室,北京100085

3. 中国科学院大学,北京 100049

4. 江西省科学院能源研究所, 南昌 330029

第一作者: 陈彦霖 (1992—), 男, 博士研究生。研究方向: 污水处理与再生利用。E-mail: ylchen\_st@rcees.ac.cn \*通信作者: 魏源送 (1969—), 男, 博士, 研究员。研究方向: 污水处理。E-mail: yswei@rcees.ac.cn

摘 要 针对生猪养殖废水处理过程中普遍存在的脱氮效果不佳,工艺流程较长等问题,采用中试规模序批式 膜生物反应器 (SMBR)处理生猪养殖废水,并与猪场现有废水处理 A<sup>2</sup>/O 工艺进行了比较。结果表明:SMBR 在 运行温度逐步降低的情况下,可以取得较好的污染物去除效果,氨氮平均出水浓度为 10 mg·L<sup>-1</sup>,去除率达到 98.6%;总氮平均出水浓度为 31 mg·L<sup>-1</sup>,去除率达到 96.5%;COD 为 332 mg·L<sup>-1</sup>,去除率达到 96.5%。猪场现有 A<sup>2</sup>/O 工艺对氨氮、总氮和耗氧有机物的去除率分别为 99%、88% 和 97%。高通量测序和 OUT 分类结果表明,SMBR 中主要的 AOB 为 *Nitrosomonas*,NOB 主要为 *Nitrospira、Nitrobacter* 和 *Nitrolancea*。AOB 是 SMBR 主要的硝化细菌,NOB 是 A<sup>2</sup>/O 工艺中主要的硝化细菌,并且反硝化细菌在 SMBR 中的菌群丰度高于 A<sup>2</sup>/O 工艺中的反硝 化菌群丰度。综上所述,与 A<sup>2</sup>/O 工艺相比,SMBR 具有短流程和脱氮效果较好等优势,这可使其具有较好的应用前景。

关键词 生猪养殖废水;序批式膜生物反应器; A<sup>2</sup>/O; 生物脱氮; 温度

作为我国农业的支柱产业之一<sup>[1]</sup>,畜禽养殖业向集约化、规模化方向发展,但规模化养殖产生 了大量粪尿等污染物,畜禽养殖污染防治日益得到重视<sup>[2]</sup>。据相关统计<sup>[3]</sup>表明,以生猪养殖为代表 的畜禽养殖业排放的有机物和总氮已经成为我国农业面源污染之首。

生猪养殖废水具有高氨氮 (110~1 650 mg·L<sup>-1</sup>)、高有机污染物 (2 000~30 000 mg·L<sup>-1</sup>)、高总氮 (220~2 055 mg·L<sup>-1</sup>)等污染特征<sup>[4]</sup>,其主要有还田处理,自然处理和生物处理等方式,其中还田处理 和自然处理模式由于占地面积较大、二次污染等原因,而较少被采用。生物处理模式中多采用厌 氧-好氧联合处理模式<sup>[5]</sup>,但其存在处理工艺流程较长、出水难以稳定达标、冬季运行效果差等问

收稿日期: 2020-03-03; 录用日期: 2020-07-02

基金项目:国家重点研发计划课题(2016YFD0501405);江西省重点研发计划项目(20171ACG70018)

题<sup>[6-7]</sup>。另一方面,由于生猪养殖废水属于低 C/N 比废水 (4~7),缺氧阶段缺乏足够碳源,从而影响 微生物生长和反硝化脱氮效果<sup>[8]</sup>。为增强废水生物处理脱氮效率,需要外加碳源,导致其处理成本 和能耗较高<sup>[9]</sup>。姜超等<sup>[10]</sup>和 SUI 等<sup>[11]</sup>通过建立关联氧化还原电位、pH 控制点的 SMBR 工艺,通过 优化好氧曝气时间实现了实时控制短程硝化过程,NH<sup>4</sup><sub>4</sub>-N 平均出水浓度为 11.6 mg·L<sup>-1</sup>,去除率为 98.3%;耗氧有机污染物的平均出水浓度 (以 COD 计)为 358 mg·L<sup>-1</sup>,去除率为 95.3%;TN 平均出水 浓度为 81 mg·L<sup>-1</sup>,去除率为 92.7%;亚氮累积率在 85% 以上,因此,实现了常温下短流程高效处 理畜禽养殖废水。

本文在实验室规模 SMBR 工艺研究的基础上,通过研发中试规模 SMBR 工艺处理生猪养殖废水,考察了在低温环境下该工艺对污染物的去除效果及关键功能菌群的演替特征,以期为高效处理规模化畜禽养殖废水提供技术支撑。

# 1 材料与方法

#### 1.1 生猪养殖废水处理中试装置

本中试研究在北京某养猪场实施。生猪养殖废水处理中试装置见图 1。如图 1(a) 所示,本研究的中试规模序批式膜生物反应器 (sequence membrane bio-reactor, SMBR) 由碳钢 (壁厚 8 mm) 制成, 呈卧式圆柱体 (2.8 m×8 m,总体积为 50 m<sup>3</sup>,有效体积为 30~35 m<sup>3</sup>,北京创迪环保科技有限公司)。 如图 1(a) 所示,内置 A~F 共计6 层陶瓷膜组件 (膜孔径 1 µm,单片膜单侧有效过滤面积 0.5 m×0.11 m (共两侧),江西博鑫精陶环保科技有限公司),每层设置陶瓷膜 48 片,单片陶瓷膜短边垂直曝气管 方向布置,膜片与膜片间隔 0.8 cm,单层陶瓷膜设置 1 个出水管收集出水,6层(共 288 片陶瓷 膜)设置统一出水管与抽吸泵相连,膜组件 (共6层) 总有效过滤面积为 31.6 m<sup>2</sup>。SMBR 设计处理规



(b) 猪场A<sup>2</sup>/O工艺流程图

#### 图 1 生猪养殖废水处理装置示意图

Fig. 1 Schematic diagram of treatment device for swine wastewater

模 10 m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>,实际处理规模 5~6 m<sup>3</sup>·d<sup>-1</sup>, SRT 为 15~20 d。反应器采用序批式模式运行:进水 0.5 h、 缺氧搅拌 1.5 h、好氧曝气 3 h(溶解氧为 0.5~2 mg·L<sup>-1</sup>)、反应器膜出水 0.6~1 h。

该猪场生猪养殖废水处理采用连续流厌氧-缺氧-好氧工艺 (anaerobic-anoxic-oxic process, A<sup>2</sup>/O) (图 1(b)),该生物反应器覆盖有阳光棚,冬季具有一定的保温作用,其主要运行参数见表了。

工艺	阶段或池型	处理量/(m <sup>3</sup> ·d <sup>-1</sup> )	SRT/d	HRT/d	NH <sub>4</sub> +-N负荷/ (kg·(m <sup>3</sup> ·d) <sup>-1</sup> )	有机物负荷/ (kg·(m <sup>3</sup> ·d) <sup>-1</sup> )	MLSS/(mg·L <sup>=1</sup> )	水温/℃
SMBR	Ι	10	15~20	5.6~6.6	0.11~0.14	1.48~1.75	7 200	20±2
	П	10	15~20	5.6~6.6	0.11~0.14	1.48~1.75	6 860	15±2
	Ш	10	15~20	5.6~6.6	0.11~0.14	1.48~1.75	8 240	10±2
A²/O	厌氧池	150	_	10	0.21	1.12~3.78	1 480	20±3
	缺氧池	150	—	10	0.07	1.19~2.20	6 700	20±3
	好氧池	150	_	10	0.01~0.02	0.35~0.8	4 340	20±3

表1 SMBR 和 A<sup>2</sup>/O 运行基本参数 Table 1 Basic parameters of SMBR and A<sup>2</sup>/O

#### 1.2 实验用水与接种污泥

猪场 A<sup>2</sup>/O 工艺处理实验用水为生猪养殖废水经预沉淀、螺旋挤压分离、沉淀一池、沉淀二池 处理。SMBR 实验用水为北京市某猪场生猪养殖废水经预沉淀和螺旋挤压固液分离处理,其水质 特征如表2所示。SMBR 接种污泥取自该猪场废水处理站 A<sup>2</sup>/O 工艺中的好氧池污泥,首次接种后 反应器内污泥浓度 (MLSS) 在 6 000 mg·L<sup>-1</sup>左右, MLVSS 在 4 500 mg·L<sup>-1</sup>左右。

Table 2 Water quality parameters of swine wastewater 水温/℃  $COD/(mg \cdot L^{-1})$  $TN/(mg \cdot L^{-1})$  $NH_4^+-N/(mg \cdot L^{-1})$  $NO_{3}^{-}-N/(mg \cdot L^{-1})$  $20\pm 2$ 9 816±2 190 733.44±78.90 16.96±11.68 880.31±112.24

766.50±66.63

724.00±72.99

36.10±9.47

43.31±7.16

882.36±69.02

904.30±206.32

9 520±938

8 532±2 668

表 2 生猪养殖废水水质

#### 1.3 水质指标测定方法

阶段

阶段 I

阶段Ⅱ

阶段Ⅲ

15±2

10±2

实验过程中对常规水质指标进行周期性采样检测,其中NH<sup>+</sup>-N测试采用纳氏试剂比色法; NO<sub>5</sub>-N测试采用N-(1-萘基)-乙二胺光度法; NO<sub>5</sub>-N测试采用紫外分光光度法; 总氮测试采用碱性过 硫酸钾紫外分光光度法;有机污染物测定采用快速测定仪测试(哈希中国); SS、VSS测试采用重 量法; pH、氧化还原电位和 DO 测试采用便携式测定仪 (德国 WTW) 测定。

1.4 DNA 提取

分别在 SMBR 稳定运行的第 28 天 (阶段 I)、第 46 天 (阶段 II)和第 63 天 (阶段 III),以及在现 场 A<sup>2</sup>/O 工艺中的厌氧池、缺氧池、好氧池各取污泥混合液 50 mL 后,实验室提取每个样品 1~5 mL, 10 000 r·min<sup>-1</sup> 离心 10 min, 弃上清液, 使用试剂盒 Fast DNA Spin Kit for Soil(MP, Biomedicals, USA) 提取 DNA。

#### 1.5 高通量测序与 OUT 分类

采用 Illumina Miseq 平台 (Illumina, USA) 测序分析<sup>[12]</sup>,测序数据经优化后,样品经均一化后均 含有 40 875 条序列,有效序列采用 (ribosomal database project, RDP) 核糖体数据库进行物种分类。

#### 2 结果与讨论

#### 2.1 SMBR 的生猪养殖废水处理效果

在 SMBR 的运行过程中, 耗氧有机污染物的平均进水浓度(以 COD 计)为9 377 mg·L<sup>-1</sup>, 平均 出水浓度为 332 mg·L<sup>-1</sup>, 去除率为96.5%; 总氮平均进水浓度为 887 mg·L<sup>-1</sup>, 平均出水浓度为 31 mg·L<sup>-1</sup>, 去除率为 96.5%; 氨氮平均进水浓度为 740 mg·L<sup>-1</sup>, 平均出水浓度为 10 mg·L<sup>-1</sup>, 去除率为 98.6%; SS 去除率可以达到 100%。

SMBR 去除污染物效果见图 2。如图 2(a) 所示,在 SMBR 运行过程中,氨氮平均进水浓度为 740 mg·L<sup>-1</sup>,平均出水浓度为 10 mg·L<sup>-1</sup>,去除率高达 98.6%,这表明尽管 SMBR 的运行温度逐步降 低,但依然可以实现较好的氨氮去除效果;由图 2(b)可以看出,耗氧有机污染物的出水浓度随着 温度的降低有所增加,3个阶段耗氧有机污染物的平均出水浓度(以 COD 计)分别为 279、378 和 373 mg·L<sup>-1</sup>,这说明反应器运行温度的降低可能会影响到微生物降解有机污染物的活性,导致出水 有机物浓度随着反应器运行温度的降低有所提高;如图 2(c) 所示,在阶段 I 初期,总氮平均进水 浓度为 880 mg·L<sup>-1</sup>,平均出水浓度逐步升高,在第 8 天达到最高出水浓度为 79 mg·L<sup>-1</sup>,总氮去除率 仅为 89%,这是由于反应器启动初期,运行不稳定导致脱氮效果较差。此后当反应器稳定运行, 出水总氮逐步降低,平均出水浓度降低至 29 mg·L<sup>-1</sup>,总氮去除率提高至 97%。

由于接种污泥来自好氧池排泥,含有高浓度的硝酸盐,以及反应器运行初期脱氮效果较差, 所以导致硝态氮出水浓度高于硝态氮进水浓度(图 2(d))。随着反应器的稳定运行,硝态氮出水浓度



图 2 SMBR 去除污染物效果 Fig. 2 Pollutants removal effect of SMBR

逐步降低至6mg·L<sup>-1</sup>。在一定温度范围内(5~40℃),微生物的转化率与温度之间的关系可以用简化 的阿伦尼乌斯方程[13] 描述(式(1))。

$$r_{\rm T} = r_{293} \exp[-\theta (293 - T)]$$

式中: $r_{\rm T}$ 为反应速率, mol·(L·s)<sup>-1</sup>; $r_{293}$ 为标准温度下的反应速率, mol·(L·s)<sup>-1</sup>;  $\theta$ 为反应温度系数,  $K^{-1}$ : *T*为反应温度, K。

在硝化反应中,反应温度系数θ随着温度的降低而降低[14]。当温度低于20℃时,亚硝化细菌 最大比增长速率低于硝化细菌<sup>[15]</sup>,亚硝化细菌产生的亚硝酸盐容易被硝化细菌继续氧化成硝酸 盐。因此,在 SMBR 运行中随着水温的降低,亚硝化速率降低,出水亚氮浓度也逐步降低,阶段 Ⅰ和阶段Ⅱ的亚氮累积率分别为62%和67%,而当水温降低至10℃后,亚氮累积率仅为44%。

总体而言,在 SMBR 整体运行过程中,虽然运行温度逐步降低,但是 SMBR 对污染物均具有 较好的去除效果,能够获得较高且稳定的污染物去除率,满足《畜禽养殖业污染物排放标准》(GB 18596-2001)所规定的集约化畜禽养殖业污染物最高允许日均排放浓度。

图 3 为 SMBR 运行第 21 天 (阶段 I)的一个典型循环周期内,含氮污染物指标和水质参数的变 化曲线。第0~0.5小时为反应器进水阶段,反应器氨氮浓度逐步升高,直至进水完成其浓度达到 29.46 mg·L<sup>-1</sup>,此时反应器总氮浓度也达到 37.2 mg·L<sup>-1</sup>。在缺氧搅拌期间,微生物利用进水中的有 机物进行反硝化作用,亚硝酸盐和硝酸盐的浓度降低至0mg·L<sup>-1</sup>和1.4mg·L<sup>-1</sup>,总氮浓度也因为反 硝化脱氮作用逐步降低至 30.3 mg·L<sup>-1</sup>,在此期间产生的碱度使反应器中的 pH 不断升高。







第1.5-4.5小时为好氧单元,其中在曝气阶段的末端开启膜出水。在开启生物曝气的情况下, 由于微生物的硝化作用,反应器内的氨氮浓度逐步降低至4.5 mg·L<sup>-1</sup>,亚氮浓度则是逐步升高至 7.2 mg·L<sup>-1</sup>。由于反应器搅拌不均匀,存在死区,导致其成为缺氧环境,在好氧单元生成的亚氮或 者硝氮在此发生反硝化作用,所以总氮在好氧单元略有降低。在好氧单元由于硝化作用消耗碱 度,致使反应器在好氧单元期间实时 pH 逐步降低。

## 2.2 A<sup>2</sup>/O 工艺处理生猪养殖废水效果

该猪场 A<sup>2</sup>/O 工艺的生猪养殖废水处理效果如表 3 所示。氨氮平均进水浓度为 745 mg·L<sup>-1</sup>,出 水浓度为7 mg·L<sup>-1</sup>,去除率达到99%;总氮平均进水浓度为844.5 mg·L<sup>-1</sup>,出水浓度为107 mg·L<sup>-1</sup>, 去除率为 87.2%; 耗氧有机污染物的平均进水浓度 (以 COD 计) 为 5 850 mg·L<sup>-1</sup>, 出水浓度为 216 mg·L<sup>-1</sup>, 去除率达到 96.3%。

生猪养殖废水在进入厌氧池之前有曝气沉淀、螺旋挤压固液分离和沉淀池预处理等步骤,降

(1)

低进水中的 SS,其中,由于曝气沉淀预处理 的持续曝气原因,导致废水中的部分氨氮通过 氧化作用转化为硝氮,使得进入到厌氧池中的 废水含有一定浓度的硝态氮。因此,厌氧池中 实际为缺氧环境,微生物利用进水中的有机污 染物进行反硝化,硝态氮浓度由 37 mg·L<sup>-1</sup>降 低至 23 mg·L<sup>-1</sup>, COD 值由 5 850 mg·L<sup>-1</sup>降低至 2 245 mg·L<sup>-1</sup>,有机物去除率达到 61.6%。厌氧 池出水到配水池,在此过程中一沉池污泥回流 到配水池。在此过程中,由于污泥回流的稀释

表 3	A²/O 工艺处理生猪养殖废水效果
Table 3	Performance of $A^2/O$ process on swine

	wastewater treatment						
工况	氨氮	亚氮	硝态氮	总氮	COD		
进水	745±79	0	37±9	844.5±5	5 850±56		
厌氧池	835±1	0	23±3	909±50	2 245±91		
缺氧池	65±9	0	20±3	96±31	274±21		
好氧池	5±0.2	0	98±18	108±1	215±13		
出水	7±2	0	94±25	107±7	216±10		
去除率/%	99±0.2		_	87.2±0.9	96.3±0.3		

作用,导致配水池中的氨氮、总氮和 COD 大幅降低。在缺氧池中由于废水中缺少足够的可生物降 解有机物,所以硝态氮在缺氧池仅去除3 mg·L<sup>-1</sup>左右。在好氧池中,溶解氧高达 6.1~7.2 mg·L<sup>-1</sup>,微 生物在好氧环境中充分发挥硝化作用,氨氮浓度由 65 mg·L<sup>-1</sup>降低至 5 mg·L<sup>-1</sup>,硝态氮由 20 mg·L<sup>-1</sup> 升高至 98 mg·L<sup>-1</sup>。在 A<sup>2</sup>/O 工艺处理中,畜禽养殖废水的总氮去除率仅为 87.2%,有机物去除率为 96.3%,说明由于曝气池由于曝气过量,导致进水中的部分有机物在好氧池中进行氧化分解,并未 完全利用进行反硝化,导致总氮去除率较低。

#### 2.3 2种工艺的微生物群落结构演替变化

在不同运行温度下 SMBR 的微生物群落结构表征如图 4 所示。在 3 个不同的运行温度下, SMBR 内门水平下的群落结构组成基本保持不变,主要由变形菌门 (*Proteobacteria*)(43.29%~47.72%)、 拟杆菌门 (*Bacteroidetes*)(9.58%~16.32%)、绿弯菌门 (*Chloroflexi*)(6.53%~9.06%)、厚壁菌门 (*Firmicutes*) (16.67%~23.02%) 等组成,其中,变形菌门包含了大多数具有硝化能力的菌属,如 Nitrosomonas、 Nitrosococcus、Nitrobacter、Nitrococcusi 等硝化菌属<sup>16</sup>,是污水处理过程的常见微生物<sup>[17]</sup>。随着运 行温度的降低,变形菌门的丰度略有上升,而拟杆菌门和绿弯菌门的丰度则呈现降低的趋势。

值得注意的是,放线菌门(Actinobacteria)的丰度随着温度的降低逐步上升。有研究<sup>18)</sup>表明,放线菌过度繁殖是导致活性污泥丝状膨胀和起泡现象的主要原因。而在 SMBR 反应器中由于内置陶瓷膜过滤废水,所以尽管放线菌有增长的趋势,但是并不会导致污泥流失的情况发生。

A<sup>2</sup>/O工艺中厌氧池、缺氧池和好氧池的门水平群落结构丰度占比如图4所示。厌氧池中的变形菌门、拟杆菌门和厚壁菌门分别占比15%、22%和36%,其余细菌占比均低于10%;由于好氧池污泥回流到缺氧池,所以两者微生物群落组成类似,主要由变形菌门、疣微菌门(Verrucomicrobia)、拟杆菌门、酸杆菌门和厚壁菌门等菌群组成,其中,Verrucomicrobia 门是高效活性污泥常见门类,对有机物的降解起重要作用<sup>[19]</sup>。

为了深入研究 SMBR 和 A<sup>2</sup>/O 工艺中的微



Fig. 4 Proportion of community structure abundance at the phylum level

生物群落组成,在属水平上进行了菌属丰度分析,主要结果见图 5。Nitrosomonas、Nitrososphaera、 Nitrospira、Nitrobacter 和 Nitrolancea 等菌属是 SMBR 和 A<sup>2</sup>/O 工艺的主要硝化菌属,反硝化菌属主 要有 Pseudomonas、Thauera、Hyphomicrobium、Thermomonas、Paracoccus、Flavobacterium、Azoarcus、 Thiobacillus 和 Ralstonia 等,并且 SMBR 中反硝化菌属的丰度远高于 A<sup>2</sup>/O 工艺,这也是 SMBR 具有 较高脱氮效率的原因之一。





图 6 反映了 SMBR 在不同阶段中 AOB 和 NOB 读段数量的变化。SMBR 中主要的 AOB 为 Nitrosomonas, NOB 主要为 Nitrospira、 Nitrobacter 和 Nitrolancea。随着温度的降低, AOB 和 NOB 的数量均有所降低,但是 AOB 仍 然是主要的硝化细菌。结果表明,控制曝气时 间,防止 NOB 将亚态氮转化为硝态氮,NOB 未能获得足够的能量进行生长繁殖。随着 SMBR 反应器的稳定运行,NOB 逐渐被淘汰,而 AOB 的优势地位越来越大,因此控制合适的 曝气时间有利于 AOB 的富集和 NOB 的淘洗。





## 3 结论

1) SMBR 对畜禽养殖废水具有较好的处理效果,氨氮、总氮和有机物的去除率分别达到 98.6%、96.5%和96.5%;猪场现有 A<sup>2</sup>/O 工艺对畜禽养殖废水中的氨氮、总氮和有机物的去除率分 别为99%、88%和97%,其中总氮去除率低于 SMBR 的处理效果。 2) 高通量测序与 OTU 分类结果表明, SMBR 和 A<sup>2</sup>/O 工艺中具有类似的硝化菌属和反硝化菌属, 但是 SMBR 的反硝化菌属的丰度较高, 也是 SMBR 的脱氮效率高于 A<sup>2</sup>/O 的可能原因。

3) 与现有 A<sup>2</sup>/O 工艺相比, SMBR 工艺具有短流程、高效脱氮、稳定运行等优势, 处理生猪养 殖废水的应用前景广阔。

# 参考文献

- [1] 隋倩雯, 张俊亚, 魏源送, 等. 畜禽养殖废水生物处理与农田利用过程抗生素抗性基因的转归特征研究进展[J]. 环境科学 学报, 2016, 36(1): 16-26.
- [2] HUANG H, ZHANG P, ZHANG Z, et al. Simultaneous removal of ammonia nitrogen and recovery of phosphate from swine wastewater by struvite electrochemical precipitation and recycling technology[J]. Journal of Cleaner Production, 2016, 127: 302-310.
- [3] 中华人民共和国环境保护部. 全国环境统计公报(2015)[R]. 2017.
- [4] NAGARAJAN D, KUSMAYADI A, YEN H W, et al. Current advances in biological swine wastewater treatment using microalgae-based processes[J]. Bioresource Technology, 2019, 289: 121718.
- [5] GUO J, YANG C, ZENG G. Treatment of swine wastewater using chemically modified zeolite and bioflocculant from activated sludge[J]. Bioresource Technology, 2013, 143: 289-297.
- [6] 赵丽, 王毅力. AMBR-MABR耦合工艺处理模拟畜禽养殖废水的启动和运行[J]. 环境工程学报, 2017, 11(11): 19-29.
- [7] 董永全, 陈乐平, 郭桦冰, 等. 厌氧-兼氧-MBR组合工艺处理畜禽养殖场沼液研究[J]. 水处理技术, 2017, 43(12): 115-122.
- [8] DAI W C, XU X C, LIU B, et al. Toward energy-neutral wastewater treatment: A membrane combined process of anaerobic digestion and nitritation-anammox for biogas recovery and nitrogen removal[J]. Chemical Engineering Journal, 2015, 279: 725-734.
- [9] 秦德韬,陈梅雪,丁然,等.养殖废水SBR碳源投加实时控制研究[J].环境工程学报,2010,4(9):1932-1936.
- [10] 姜超, 隋倩雯, 陈梅雪, 等. 实时控制序批式膜生物反应器处理养猪废水的短程硝化[J]. 环境工程学报, 2017, 11(8): 88-96.
- [11] SUI Q W, JIANG C, YU D W, et al. Performance of a sequencing-batch membrane bioreactor (SMBR) with an automatic control strategy treating high-strength swine wastewater[J]. Journal of Hazardous Materials, 2018, 342: 210-219.
- [12] SUI Q W, CHEN Y L, YU D W, et al. Fates of intracellular and extracellular antibiotic resistance genes and microbial community structures in typical swine wastewater treatment processes[J]. Environment International, 2019, 133: 105183.
- [13] HAO X, HEIJNEN J J, LOOSDRECHT M. Model-based evaluation of temperature and inflow variations on a partial nitrification-ANAMMOX biofilm process[J]. Water Research, 2002, 36(19): 4839-4849.
- [14] 刘宏, 彭永臻, 卢炯元, 等. 温度对间歇曝气SBR短程硝化及硝化活性的影响[J]. 环境科学, 2017, 38(11): 212-219.
- [15] CAO Y S, VAN LOOSDRECHT M, DAIGGER G T. Mainstream partial nitritation-anammox in municipal wastewater treatment: Status, bottlenecks, and further studies[J]. Applied Microbiology Biotechnology & Bioengineering, 2017, 101(4): 1365-1383.
- [16] NOGUEIRA R, MELO L. Competition between *Nitrospira* spp. and *Nitrobacter* spp. in nitrite-oxidizing bioreactors[J].
  Biotechnology Bioengineering, 2006, 95(1): 169-175.

[17] ZHAO T, SHAO M F, LIN Y. 454 pyrosequencing reveals bacterial diversity of activated sludge from 14 sewage treatment plants[J]. The ISME Journal, 2012, 6(6): 1137-1147.

[18] 王萍, 余志晟, 齐嵘, 等. 丝状细菌污泥膨胀的FISH探针研究进展[J]. 应用与环境生物学报, 2012, 18(4): 705-712.

[19] YU K, ZHANG T. Metagenomic and metatranscriptomic analysis of microbial community structure and gene expression of activated sludge[J]. Plos One, 2012, 7(5): e38183.

(本文编辑:曲娜,郑晓梅)

# Effects of temperature on biological nitrogen removal in batch membrane bioreactor and the microbial community mechanism

CHEN Yanlin<sup>1,2,3</sup>, SUI Qianwen<sup>1,2</sup>, WANG Tuo<sup>1,2,3</sup>, HAI Yonglong<sup>1,2,3</sup>, YU Dawei<sup>1,2</sup>, CHEN Meixue<sup>1,2</sup>, WEI Yuansong<sup>1,2,3,4,\*</sup>

1. State Key Joint Laboratory of Environment Simulation and Pollution Control, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

2. Department of Water Pollution Control Technology, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China

3. University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China

4. Institute of Energy, Jiangxi Academy of Sciences, Nanchang 330029, China

\*Corresponding author, E-mail: yswei@rcees.ac.cn

**Abstract** Aiming at solving poor nitrogen removal performance and long process flow of swine wastewater treatment, a pilot scale sequencing batch membrane biological reactor(SMBR) was used to treat the swine wastewater in comparison with the current used  $A^2/O$  treatment process. The results showed that good pollutant removals occurred even when the operating temperature of the SMBR decreased. The average effluent concentrations of ammonia, total nitrogen and COD were 10, 31 and 332 mg·L<sup>-1</sup>, and their removal rates were 98.6%, 96.5% and 96.5%, respectively, while their corresponding removal rates by  $A^2/O$  were 99%, 88% and 97%, respectively. High-throughput sequencing and OTU classification showed that the major Ammonia-oxidizing bacteria (AOB) in the SMBR were *Nitrosomonas*, and the nitrite-oxidizing bacteria (NOB) were mainly *Nitrospira*, *Nitrobacter* and *Nitrolancea*. And AOB was the main nitrifying bacteria in the SMBR, NOB was higher than that in the  $A^2/O$  process. Thus, compared with the  $A^2/O$ , SMBR had the advantages of the short process and better biological nitrogen removal efficiency, which makes it have more application prospect.

**Keywords** swine wastewater; sequencing batch membrane bioreactor; A<sup>2</sup>/O; biological nitrogen removal; temperature