高超龙,陈 超,杨小平,等.A/O-MBR 工艺处理典型规模化生猪养殖废水的运行效能分析 [J]. 中国环境科学, 2025,45(10):5550-5560.
Gao C L, Chen C, Yang X P, et al. Performance of the A/O-MBR process treating concentrated swine farm wastewater [J]. China Environmental Science, 2025,45(10):5550-5560.

A/O-MBR 工艺处理典型规模化生猪养殖废水的运行效能分析

高超龙[1,2],陈 超[3],杨小平[3],隋倩雯[1],桂双林[4],闫 冰[4],刘志波[3],郁达伟[1],魏源送[1,2*] (1.中国科学院生态环境研究中心,区域环境安全全国重点实验室,北京 100085；2.中国科学院大学,北京 100049；3.牧原食品股份有限公司,河南 南阳 474360；4.江西省科学院能源研究所,江西 南昌 330096)

摘要：针对规模化生猪养殖废水化学需氧量(COD)、氨氮(NH_4^+-N)、悬浮物(SS)浓度高以及可生化性差的问题,本研究采用“预处理-生化处理-深度处理”组合工艺,具体流程为“固液分离→厌氧发酵→缺氧/好氧(A/O)→膜生物反应器(MBR)”,系统分析了该组合工艺在夏季和冬季的进水水量、水质特征及其污染物去除效果,评估了处理过程中能耗和温室气体(Greenhouse gas, GHG)排放状况.结果显示,夏季出水平均 COD(423.36mg/L)和总氮(TN, 52.81mg/L)显著低于冬季(711.21, 61.78mg/L),表明低温显著抑制该工艺处理效能;A/O 单元为能耗核心,吨水能耗达 7.65 (kW·h)/m^3,占总能耗的 56.48%;温室气体年排放总量为 1364.41tCO_2-eq,排放强度为 15.53kg CO_2-eq/m^3,其中,去除单位质量COD和TN的排放强度分别为 1.33kg CO_2-eq/ kg $COD_{removed}$ 和 10.89kg CO_2-eq/kg $TN_{removed}$.进一步分析表明,能耗贡献了 72.98%的碳排放总量,其次是脱氮过程氧化亚氮(N_2O)碳排放量(占比为 25.99%).建议通过季节性工艺参数调控优化、多模式运行策略开发及在线监测技术集成,实现处理过程的精准控制,以实现节能降耗与低碳化运行目标.

关键词：规模化生猪养殖废水；高 COD；A/O-MBR；能耗；温室气体；氧化亚氮；低碳
中图分类号：X703.1 **文献标识码**：A **文章编号**：1000-6923(2025)10-5550-11

Performance of the A/O-MBR process treating concentrated swine farm wastewater. GAO Chao-long[1,2], CHEN Chao[3], YANG Xiao-ping[3], SUI Qian-wen[1], GUI Shuang-lin[4], YAN Bing[4], LIU Zhi-bo[3], YU da-wei[1],WEI Yuan-song[1,2*] (1.State Key Laboratory of Regional Environment and Sustainability, Research Center for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, Beijing 100085, China；2.University of Chinese Academy of Sciences, Beijing 100049, China；3.Muyuan Foods Co., Ltd, Nanyang 474360, China；4.Institute of Energy, Jiangxi Academy of Sciences, Nanchang 330096, China). *China Environmental Science*, 2025,45(10)：5550~5560

Abstract：Given high concentrations of chemical oxygen demand (COD), ammonium nitrogen (NH_4^+-N), suspended solids (SS), and poor biodegradability of concentrated swine farm wastewater, a combined treatment process of "pretreatment-biochemical treatment-advanced treatment" was employed in this study, specifically designed as "solid-liquid separation → anaerobic fermentation → A/O → MBR." By comparing influent characteristics and pollutant removal efficiency between summer and winter, the energy consumption and greenhouse gas (GHG) emission profiles of the system were systematically analyzed. The average effluent COD and TN in the summer were significantly lower than those in the winter (711.21mg/L and 61.78mg/L, respectively), indicating that low temperature significantly inhibit the treatment efficiency. The A/O unit dominated energy usage, with a consumption of 7.65 (kW·h)/m³, accounting for 56.48% of total energy demand. The annual GHG emissions totaled 1364.41t CO_2-eq, with an emission intensity of 15.53kg CO_2-eq/m^3. The emission intensities per unit COD and TN removed were 1.33kg CO_2-eq/kg $COD_{removed}$ and 10.89kg CO_2-eq/kg $TN_{removed}$, respectively. Further analysis revealed that external electricity consumption contributed to 72.98% of total GHG emission, followed by nitrous oxide (N_2O) release (25.99%). Through the regulation of seasonal process parameters, the development of multi-mode operation strategies, and the integration of online monitoring technologies, the precise control of the treatment process is optimized to achieve the goals of energy saving, consumption reduction, and low-carbon operation.
Key words：concentrated swine farm wastewater；high COD；A/O-MBR；energy consumption；greenhouse gas；N_2O；low-carbon

我国是全球最大的生猪养殖国,2023 年生猪存栏量和出栏量分别占全球总量的 58.16%和 54.89%[1].近年来,我国生猪养殖行业逐渐向规模化方向发展,至2023年,生猪养殖规模化率达到了 68%.伴随着养殖规模的不断扩大,集约化生产带来的污染物排放问题日益突出.据《第二次全国污染源普查公报》,规模化生猪养殖污染物排放量占养殖业总排放量的 60%以上[2].其中,规模化生猪养殖废水

收稿日期：2025-03-03
基金项目：江西省重点研发计划“揭榜挂帅”项目(20223BBG71016);江西省科学院省级财政项目(2023YSBG50010)
* 责任作者, 研究员, yswei@rcees.ac.cn

(CSFW)具有高化学需氧量(COD)、高氨氮(NH_4^+−N)、低碳氮比(C/N)及水质波动大等特征,成为制约行业可持续发展的关键环境瓶颈[3].当前,CSFW 主流处理工艺为“厌氧发酵+缺氧/好氧(A/O)”活性污泥法,存在处理流程冗长(水力停留时间>48h)、占地面积大、抗季节性水质波动能力弱等问题[4-5],导致出水水质难以稳定达到《畜禽养殖污染物排放标准》(GB 18596−2001).此外,高昂的运营成本(处理设施投资约占养殖场总投资的 30%~35%)[6] 与运行能耗(如曝气电耗占系统总能耗 50%以上)进一步加剧了污水处理与能源消耗间的矛盾[7-8].

A/O−MBR(Membrane Bio−reactor,MBR)工艺是 A/O 工艺和膜分离技术的有机结合,与传统工艺相比,A/O−MBR 具备出水水质优(COD、BOD_5、SS 去除率>95%)、污泥产率低、避免曝气池内微生物流失以及占地面积小等优势[9],在市政污水处理领域应用广泛[10].在处理高浓度废水时,A/O−MBR 工艺面临膜污染严重和能耗高等问题,导致其在 CSFW 处理中的适用性研究仍不足,尤其是对低 C/N 废水的脱氮效能及长期运行稳定性缺乏系统评估.此外,CSFW 处理过程伴随显著的温室气体(GHG)排放,尤其是在厌氧和好氧处理过程中,甲烷(CH_4)和氧化亚氮(N_2O)作为主要的温室气体被大量释放,加剧了全球温室效应的负面影响[11].研究表明,A/O 工艺处理 CSFW 时 CH_4 与 N_2O 排放因子分别为 0.85%和 0.64%[12],而厌氧消化液储存过程中 CH_4 和 N_2O 排放因子可达 1.9%与 2.26%[13-14],但现有 GHG 核算方法多基于城镇污水,针对畜禽养殖废水生物处理过程的排放因子数据库尚未完善.因此,在当前“双碳”目标背景下,量化 CSFW 处理过程的 GHG 排放特征并开发低碳工艺,是实现农业面源污染治理与减污降碳协同增效的关键.

本研究以南昌某规模化猪场 A/O−MBR 工艺为对象,开展为期 1a 的原位监测,旨在解析该工艺对 CSFW 污染物(COD、TN、NH_4^+−N)的去除效能及季节性差异;构建 CSFW 处理系统 GHG 排放核算模型,量化直接(CH_4、N_2O)与间接(电耗)碳排放贡献; 提出基于能耗与 GHG 协同优化的工艺调控策略,为养殖废水绿色低碳处理提供理论支撑.

1　材料与方法

1.1　规模化生猪养殖废水处理厂概况

南昌某规模化生猪养殖废水处理厂位于江西省南昌市南昌县广福镇荷山村.该项目自 2019 年 7 月启动建设,并于 2020 年 7 月正式投入运行.项目占地面积 17.73hm^2,建筑总面积为 27869.80m^2,主要设施包括过滤池、收集池、两级滚筒筛、黑膜厌氧池、A/O 反应池和 MBR 池等.该厂设计污水处理能力为 500m^3/d,实际处理规模为 350m^3/d,所采用的处理工艺为 A/O−MBR 工艺.进水主要来源于黑膜厌氧池的厌氧消化液,设计出水水质标准为 COD≤400mg/L,NH_4^+−N≤80mg/L.该厂的设计和实际出水水质指标详见表 1.

表 1　规模化生猪养殖废水处理厂进出水水质的设计值与实际值

Table 1　Design and actual values of influent and effluent quality for CSFW

进出水	COD (mg/L)	NH_4^+−N (mg/L)	TN (mg/L)	SS (mg/L)	C/N	pH 值
设计进水	15000	1200	1700	8000	12.5	6.5~8.5
设计出水	400	80	−	200	−	−
实际进水	10500	1315	1352	12000	7.98	7.0~8.5
实际出水*	500	50	340	0	−	−

注:*实际出水浓度均为全年的平均值;“−”表示不作为参考指标.

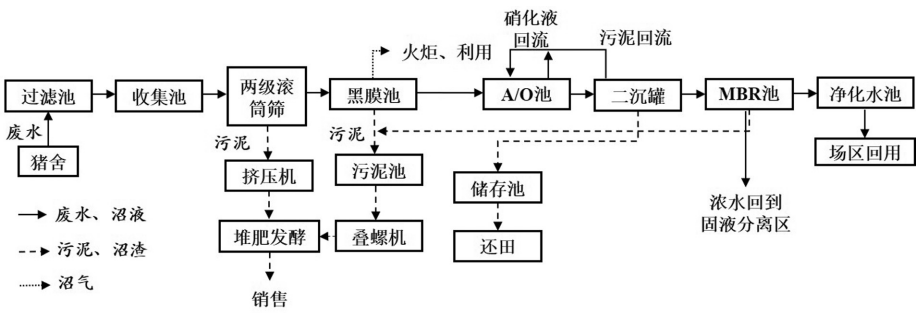


图 1　南昌市某规模生猪养殖废水处理厂工艺流程示意

Fig.1　Schematic flow diagram of CSFW treatment plant in Nanchang

1.2 生猪养殖废水处理工艺流程与操作参数

表 2 A/O−MBR 工艺设计参数

Table 2 Design structure of A/O−MBR process

项目	参数	备注
A 池溶解氧(mg/L)	0~0.5	−
O 池溶解氧(mg/L)	1.2~3	−
混合液回流比(%)	300	−
污泥龄(d)	10~20	夏季:10~15 冬季:15~20
SV30(%)	25~40	夏季:25~35 冬季:30~40
MBR 膜材料	PVDF	聚偏氟乙烯
MBR 膜孔径(μm)	0.1	−
有效膜面积(m^2)	750	五套膜组件,每套膜面积为 150
MBR 曝气量 [L/(min·片)]	12	−
膜通量[L/(m^2·h)]	14.66	−
出水悬浮物(mg/L)	≤5	−

表 3 A/O−MBR 构筑物及参数

Table 3 Structure and parameters of A/O−MBR

项目	数量	参数
过滤池	1 座	有效容积 200m^3
集污池	1 座	有效容积 300m^3;水力停留时间(HRT)20h
两级滚筒筛	6 台	单台功率为 1.5kW
黑膜厌氧池	1 座	有效容积 5586m^3;
A 池	1 座	有效容积 1339m^3;长×宽×深 = 28.5×13.9×3.1(m);搅拌机 1 台,功率 4kW;曝气风机 1 台,功率 30kW
O 池	1 座	有效容积 1768m^3;长×宽×深= 38.5×13.9×3.1(m);搅拌机 1 台,功率 4kW;曝气风机 1 台,功率 30kW
二沉罐	1 座	地上式钢罐结构,有效容积 55m^3
MBR 池	1 座	半地下式混凝土结构,有效容积 72m^3
净化水池	4 座	地下式混凝土结构,单座容积 729m^3
PAC 加药系统	1 套	搅拌电机 1 台,功率 2.2kW;加药泵 1 台,功率 0.55kW
PAM 加药系统	1 套	搅拌电机 1 台,功率 2.2kW;加药泵 1 台,功率 0.55kW
风机房	1 座	地下式混凝土结构,面积 50m^2

该规模化生猪养殖废水处理厂工艺流程如图 1 所示.废水离开畜舍后,首先经过滤,以去除猪毛和大颗粒物质.过滤后的废水进入收集池进行暂存,待水量达到设定后,进入两级滚筒筛进行固液分离.固液分离后的废水进入黑膜厌氧池进行厌氧消化处理,而产生的污泥则用于堆肥处理.经过黑膜厌氧池处理后,废水进入生物处理阶段.生物处理单元采用“A/O+二沉罐”工艺,厌氧消化液首先进入缺氧池,与回流混合液和回流污泥进行混合反应.随后,废水流入好氧池进行脱氮处理,好氧池配备了曝气系统以提供所需的氧气.处理后的废水经过二沉罐沉淀,分离出沉淀物.沉淀后的污泥中,一部分回流至缺氧池前端,回流比为 150~200%;另一部分用于堆肥处理.生物处理后的上清液进入深度处理单元,深度处理主要采用“浸没式 MBR”工艺.A/O−MBR 工艺的运行参数和设计构造分别如表 2 和表 3 所示.

1.3 主要构筑物与设备

该规模化生猪养殖场的构筑物主要由过滤池,集污池、黑膜厌氧池、A/O 池以及 MBR 池等组成,详细的构筑物及设备参数如表 3 所示.

1.4 样品采集与测试

每天上午 09:00 时采集各个工艺单元的废水样品 100mL,样品通过 0.45μm 滤纸过滤后,根据《水和废水监测分析方法》测定试验过程中涉及到的 NH_4^+−N、亚硝酸盐氮(NO_2^-−N)、硝酸盐氮(NO_3^-−N)、总氮(TN)和 COD 等水质指标,NH_4^+−N 采用纳氏试剂光度法测定,NO_2^-−N 采用 N−(1−萘基)−乙二胺光度法测定,NO_3^-−N 采用紫外分光光度法测定;TN 采用过硫酸钾氧化−紫外分光光度法,在 TN/TOC 分析仪(Shimadzu, TOC−L−CPH,Japan)中测定;COD 采用快速消解法,在 DR6000 光谱仪(HACH, USA)中测定[15].通过手持式仪表和相应的电极(WTW,Multi 340i,Germany)检测温度、DO 和 pH 值.

总氮去除率(TRE)、氨氮去除率(NRE)与 COD 去除率(CRE)分别根据式(1)~(3)计算:

$$TRE = \frac{TN_{inf} - TN_{eff}}{TN_{inf}} \times 100\% \quad (1)$$

$$NRE = \frac{NH_4^+ - N_{inf} - NH_4^+ - N_{eff}}{NH_4^+ - N_{inf}} \times 100\% \quad (2)$$

$$CRE = \frac{COD_{inf} - COD_{eff}}{COD_{inf}} \times 100\% \quad (3)$$

式中:TN_{inf}、NH_4^+−N_{inf} 和 COD_{inf} 分别为各工艺单元进水 TN、NH_4^+−N 和 COD 浓度,mg/L; TN_{eff}、NH_4^+−N_{eff} 和 COD_{eff} 分别为各工艺单元出水 TN、NH_4^+−N 和 COD 浓度,mg/L.

1.5 温室气体核算方法

本研究采用排放因子法(IPCC 法)对该规模化生猪养殖废水处理厂废水处理过程中温室气体排

放进行了系统核算[16].参照《IPCC 国家温室气体清单指南(2019 年修订版)》[17]、《污水处理厂低碳运行评价技术规范》[18]、《城镇水务系统碳核算与减排路径技术指南》[19]及国内外相关研究[20-21],本研究选取了合适的参数,对 A/O−MBR 工艺的温室气体排放进行了详细计算.

生猪养殖废水处理过程中的温室气体排放分为直接排放和间接排放.直接排放包括 CH_4 排放和 N_2O 排放;间接排放包括废水处理过程中能源消耗所导致的碳排放,以及化学药剂(包括混凝剂、絮凝剂、碳源、消毒剂和清洗剂等)的使用所引起的碳排放.

该生猪养殖废水处理过程中产生的CH_4排放采用式(4)计算:

$$m_{CH_4} = Q \times (COD_{inf} - COD_{eff}) \times EF_1 \times 10^{-3} \times f_{CH_4} \quad (4)$$

式中:mCH_4 为 CH_4 排放产生的碳排放当量,kgCO_2−eq;Q 为污水处理单元进水水量,m^3;COD_{inf}和 COD_{eff} 分别为废水处理厂平均进水和出水 COD 浓度,mg/L;EF_1 为 CH_4 排放因子,IPCC 指南的 EF_1 默认值为 0.25kg CH_4/kg COD(完全厌氧条件),本研究根据实际工艺条件(黑膜厌氧池运行时的 ORP 范围是−200~−100mV 之间,处于非严格厌氧状态)进行了修正,通过比对同类生猪养殖废水处理厂数据以及现场黑膜厌氧池 CH_4 浓度测试发现[1],实际 CH_4 转化率仅为 IPCC 默认值的 15.6%,取值为 0.00039kg CH_4/kg COD;f_{CH4} 为 CH_4 温室效应指数,取值为 28kgCO_2−eq/kg CH_4.

N_2O 排放采用式(5)计算:

$$m_{N_2O} = Q \times (TN_{inf} - TN_{eff}) \times EF_2 \times 10^{-3} \times 44/28 \times f_{N_2O} \quad (5)$$

式中:*m*N_2O 为 N_2O 直接排放产生的碳排放当量,kgCO_2−eq;TN_{inf}和 TN_{eff}分别为污水生物处理单元平均进水和出水 TN 浓度,mg/L;EF_2 为 N_2O 排放因子,IPCC 2019 指南推荐废水处理过程中的 N_2O 排放因子为 0.005~0.25kg N_2O−N/kg TN,本研究基于生猪废水高氨氮、低碳氮比特性,选择中值 0.068kg N_2O−N/kg N 作为 N_2O 排放因子;44/28 为 N_2O/N_2 分子量之比;*f*N_2O 为 N_2O 温室效应指数,取值为 265kgCO_2−eq/kgN_2O.

该生猪养殖废水处理过程中,能源消耗产生的碳排放主要来源于电力消耗,采用式(6)计算:

$$m_{能耗} = EF_3 \times W \quad (6)$$

式中:$m_{能耗}$为能耗碳排放当量,kgCO_2−eq;EF_3 为电耗碳排放因子,kgCO_2−eq/k·Wh,本研究取值为 0.5752kgCO_2−eq/k·Wh[22];*W* 为用于生产运行的外购电量,k·Wh.

消耗药剂产生的碳排放采用式(7)计算:

$$m_{物耗} = \sum_i^j EF_i \cdot M_i \quad (7)$$

式中:$m_{物耗}$为物耗 CO_2 排放当量,kgCO_2−eq;EF_i 为第 *i* 种化学药剂的 CO_2 排放因子,kgCO_2/kg, M_i 为使用第 i 种化学药剂的质量,kg; *i* 为化学药剂种类代号;*j* 为化学药剂种类数量,该生猪养殖废水处理过程中使用的药剂主要为絮凝剂 PAM、混凝剂 PAC、消毒剂次氯酸钠和纯碱,相应的排放因子如表 4 所示.

表 4　常用化学药剂 CO_2 排放因子

Table 4　CO_2 emission factors of chemicals for wastewater treatment

药剂	排放因子(kg CO_2−eq/kg)	文献来源
聚合氯化铝	1.62	[18]
次氯酸钠	0.99	[23]
碳酸钠	0.95	[19]
聚丙烯酰胺	1.48	[19]

A/O−MBR 工艺处理过程的产生的碳排放总量采用式(8)进行计算;碳排放强度是指 A/O−MBR 工艺处理单位体积污水产生的碳排放量,采用式(9)进行计算:

$$m_T = m_{CH_4} + m_{N_2O} + m_{能耗} + m_{物耗} \quad (8)$$

$$E_T = \frac{m_T}{Q \times 10^3} \quad (9)$$

式中:m_T 为碳排放总量,kgCO_2−eq;E_T 为碳排放强度,kg CO_2−eq/m^3.

去除单位污染物碳排放强度是指 A/O−MBR 工艺运行过程中去除单位污染物产生的碳排放量,分别为去除单位 COD 碳排放强度和去除单位总氮碳排放强度,分别按式(10)和式(11)计算.

$$E_{COD} = \frac{m_T}{\Delta_{COD}} \quad (10)$$

$$E_{TN} = \frac{m_T}{\Delta_{TN}} \quad (11)$$

式中:E_{COD}和 E_{TN} 分别为去除单位 COD 和单位 TN 产生的碳排放量,kgCO_2−eq/kg;Δ_{COD} 和Δ_{TN} 分别为 COD 和 TN 去除量,kg.

2 结果与讨论

2.1 规模化生猪养殖废水处理厂的水量水质变化特征

2.1.1 黑膜厌氧池单元 黑膜厌氧池全年进出水的水质及温度变化情况如图 2 所示.进水 COD、NH_4^+-N 和 TN 浓度分别为(9395.61±7758.44), (1169.31±269.34)和(1761.53±461.06) mg/L,出水 COD、NH_4^+-N 和 TN 浓度分别为(5963.59±3219.22), (1171.05±225.98)和(1355±325.15) mg/L.

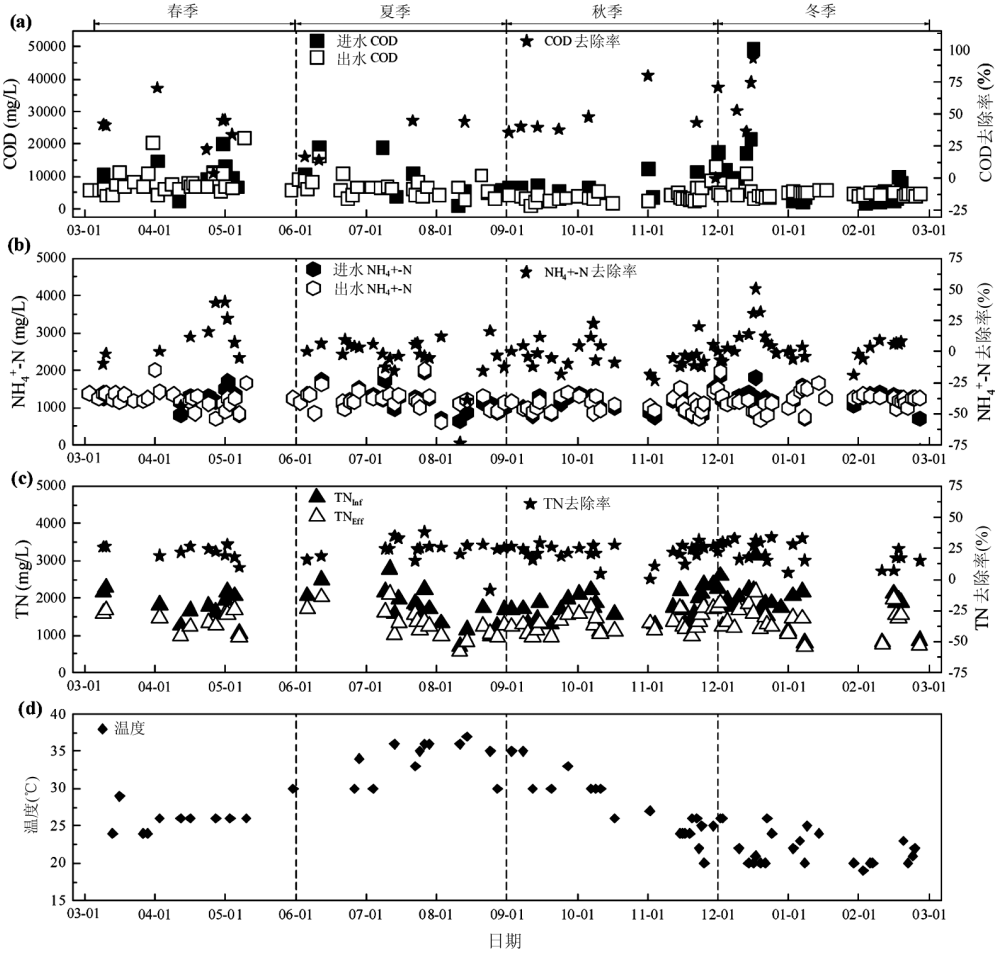


图 2 黑膜厌氧池全年进、出水水质变化

Fig.2 Changes of swine wastewater quality in anaerobic fermentation unit

如图 2(a)所示,进水 COD 浓度波动剧烈(1250~49500mg/L),其剧烈波动会影响黑膜厌氧池的运行效果以及后续 A/O 处理单元的出水水质.COD 平均去除率为 35.41%,最高去除率为 93.23%,最低去除率仅为 3.91%,表现出明显的季节性差异.COD 去除率较低的原因在于进水 COD 浓度波动幅度较大,导致微生物群落适应性降低,以及黑膜厌氧池缺乏搅拌装置,传质效率受限,影响底物与微生物接触.从季节来看,夏季(6~8 月)进水 COD 浓度低于冬季(12~2 月),但出水浓度显著高于冬季(图 2(a)),导致夏季平均去除率(29.92%± 14.45%)低于冬季(41.53%±18.12%).此现象与夏季高温加速有机物水解但低温抑制产甲烷菌活性有关,同时进水负荷剧烈波动导致微生物群落稳定性下降[24].进水 NH_4^+-N 浓度范围在 180~1935mg/L(图 2(b)),夏季和冬季的波动幅度较大,冬季出现明显的峰值和低谷.NH_4^+-N 平均去除率为 2.70%,且出现了部分出水浓度高于进水的现象,主要源于厌氧消化过程中有机氮矿化释放 NH_4^+-N,导致 NH_4^+-N 浓度上升[25-27].与 Bell 等[28]在奶牛场废水厌氧池中的发现一致(NH_4^+-N 升高 10%~15%),但本系统升高幅度更大.这可能与生猪废水高蛋白含量(屠宰残留物)导致的有机氮矿化潜力更高有关.相比之

下,TN 得到了部分去除,平均去除率为 9.82%,主要通过反硝化作用和有机物分解去除,其中大部分是亚硝酸盐氮和硝酸盐氮,少量为有机氮.与 Lourinho 等[29]报道的猪场废水厌氧池 TN 去除率(12%~15%)相比,本系统效率较低,可能与进水 C/N 比季节性波动(1.31~ 15.79)及低温抑制反硝化菌活性有关.黑膜厌氧池的温度全年维持在 19~37℃之间,夏季(34℃)与冬季(22.04℃)温差显著.高温促进水解酸化(COD 去除率提升 20%),但冬季低温导致产甲烷菌活性受限,间接影响有机物降解效率.

2.1.2　A/O 池单元　生猪养殖废水处理厂生化处理单元的进水水量和水质特征是判断废水处理厂能否稳定运行的重要依据.对进水水量的波动情况、水质季节变化特征等进行全面了解和掌握,能够为废水处理厂的升级改造、提质降耗、优化控制和降低能耗提供科学依据.

(1)进水流量变化特征

由图 3 可见,该处理厂进水流量呈现显著季节性差异,全年波动范围为 0~420m^3/d.具体来看,冬季水量较高,尤其是 12 月,达到了 327m^3/d,接近设计水量(350m^3/d);夏季进水流量相对较低,秋季的进水流量最低,仅为 202m^3/d,远低于设计进水水量.此现象与周边农田沼液利用模式密切相关,在春秋季节,沼液优先用于灌溉(占全年沼液量的 60%~70%),而冬季因作物休耕,沼液需全部进入生化处理单元进行处理.此外,3 月、9 月和 1 月的流量变异系数(CV>50%)显著高于其他月份,可能与雨季冲刷、养殖周期调整等因素相关.300~350m^3/d 流量范围占比为 45%(累计概率达 90%时为 400m^3/d).与陈步东等[30]报道的广东某猪场处理厂(设计流量 300m^3/d)相比,本厂流量波动范围更广,需强化调节池容积设计与智能水位控制技术,以缓冲冲击负荷.

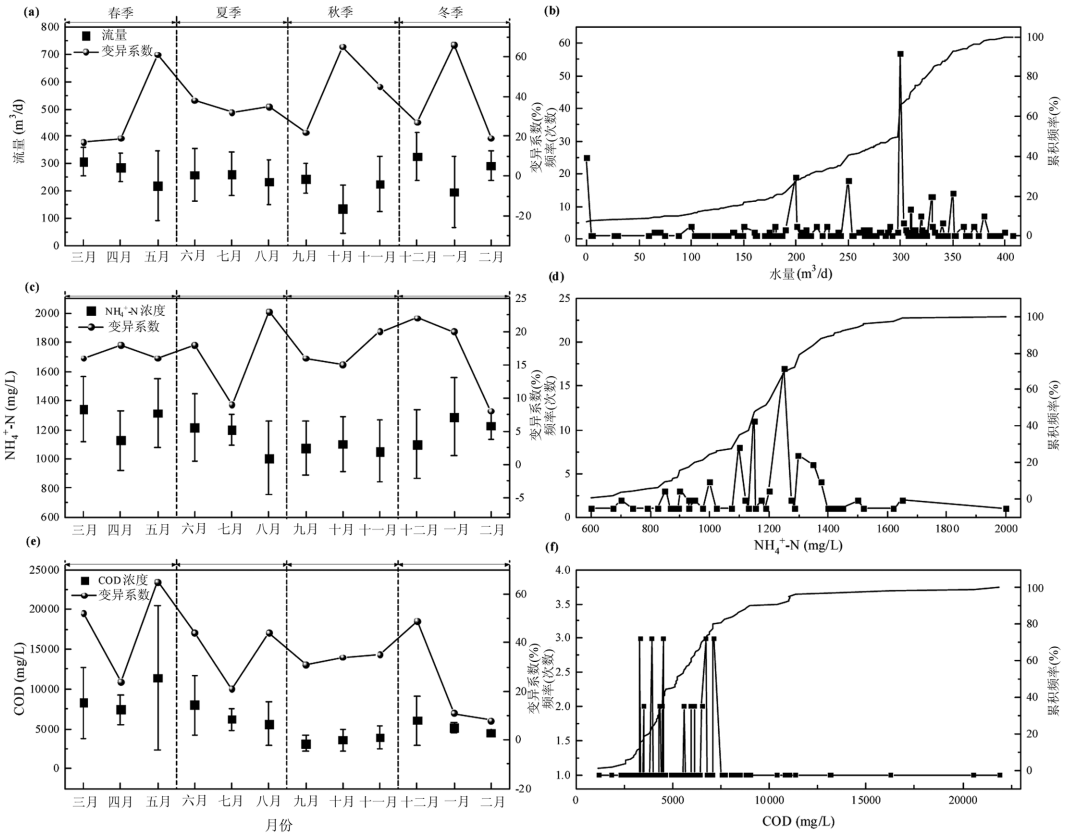


图 3　进水流量和污染物变化规律及概率分布

Fig.3　Monthly changes and probability distribution of influent flow and pollutants

(2)进水污染物变化特征

由图 3(c)~(f)可见,进水氨氮浓度范围为 600~2000mg/L,春季的进水浓度较高,但波动较大,最高可达 1339.58mg/L;秋季进水氨氮浓度较低,为 1071mg/L.冬季浓度(1230mg/L)高于夏季(1088mg/L),可能与低温下有机氮矿化速率降低导致氨氮积累相关[31].

累计概率分析显示,进水氨氮浓度范围为 1100~1400mg/L 占比达到 60%.当累计概率为 95%时,进水氨氮浓度可达 2000mg/L.

进水 COD 浓度全年呈“春高秋低”趋势(1150~21900mg/L),春季进水 COD 浓度较高且波动较大,其中 3 月份的进水浓度最高,达到 8272.92mg/L;秋季进水浓度最低,仅为 3595.92mg/L.变异系数分析表明,3 月(CV=52%)和 5 月(CV= 68%)波动最显著,可能与春季饲料配比调整、猪只代谢增强有关[32].累计概率分布显示,浓度范围在 3300~7200mg/L 的累计概率高达 70%.当累计概率达到 90%以上时,进水 COD 浓度超过 10000mg/L.

(3)进水污染物的比例关系

由图 4 可见,进水 NH_4^+−N/TN 比值范围为 0.56~0.97.结果表明,在该厂的 A/O 单元进水中,总氮的主要成分为氨氮,且氨氮所占比例较大,最高可达 97%,而硝态氮和有机氮等其他氮形态的占比较小.

从季节变化来看,春季和夏季的进水 C/N 比值较高,而秋季和冬季则较低,需通过沼液回流或外源碳源投加优化脱氮效能.

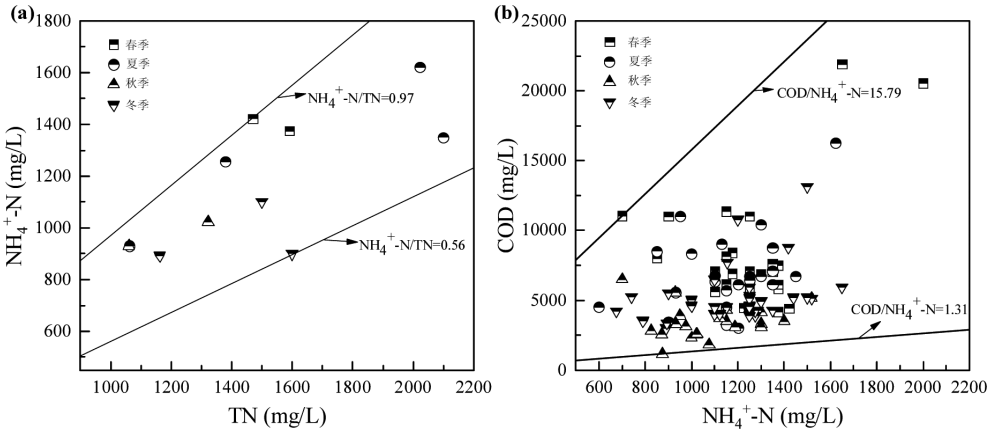


图 4 进水污染物的比例变化情况

Fig.4 Change of NH_4^+−N/TN and COD/NH_4^+−N in different seasons

2.2 整体处理效果及问题诊断分析

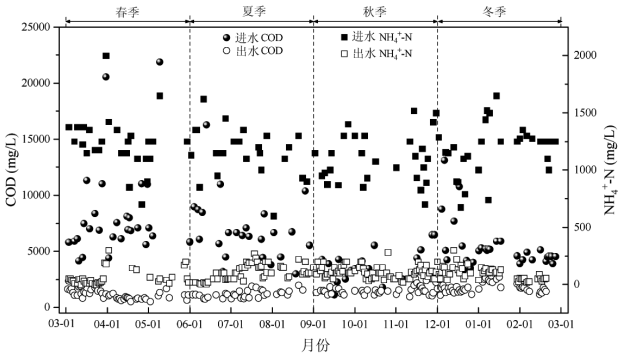


图 5 生猪养殖废水处理厂全年进、出水的水质变化情况

Fig.5 Changes of water quality of the swine wastewater treatment plant

由图 5 可见,进水 COD 和氨氮浓度分别为(5976.78±3230.68) 和 (1171.06±225.98) mg/L,出水 COD、氨氮和亚氮的浓度分别为(1448.16±483.36),(96.8±62.26)和(127.25±78.8) mg/L.出水 COD 浓度全年大多数时间维持在 800mg/L 以上,冬季出水 COD 平均浓度达到 1850.4mg/L,显著高于夏季(1232.73mg/L).同时,冬季出水氨氮浓度亦高于夏季,且冬季出水亚氮浓度高达 156mg/L.以上结果表明,冬季低温会抑制硝化菌活性,加之进水碳 C/N 比性失衡限制了反硝化过程的有效进行,从而导致出水水质较差.因此,针对夏季和冬季的典型运行条件,进一步分析了两个季节污水厂水质特征变化情况,为优化污水处理工艺提供了理论依据.

如表 5 所示,A/O 处理单元夏季和冬季的进水流量分别为(251±89)和(271±112)m^3/d,夏季流量略低于冬季,主要原因是夏季废水经过黑膜厌氧池处理后产生的沼液作为肥料施用于周边农田,导致进入生化处理单元的废水量减少.夏季 A 池和 O 池的水温分别为(31.37±2.54)和(34.00±2.52)℃,适宜脱氮微生物的生长;冬季 A 池和 O 池的水温分别降至(18.21±2.77)和(19.42±2.27)℃,远低于夏季.此外,夏季和冬季 A 池的 pH 值分别为(7.34±0.25)和(7.56±0.42),而 O 池的 pH 值则较低,夏季和冬季分别为

(6.60±0.44)和(6.95±0.38),表明硝化过程产酸未被充分缓冲,可能会加剧后续 MBR 工艺单元的酸化风险.

夏季进水悬浮物浓度(1715±45) mg/L 显著高于冬季(977.5±1.5)mg/L,可能与雨季冲刷及饲料颗粒物输入增加有关.此外,夏季进水 COD 浓度和 TN 浓度均高于冬季,主要与夏季进水中有机物含量较高有关.夏季和冬季的出水 COD 浓度分别为(1232.73±322.16)mg/L 和(1850.40±429.56)mg/L,夏季出水 TN 和 NH_4^+−N 浓度普遍低于冬季,出水 NO_2^-−N 浓度的变化趋势与 TN 和 NH_4^+−N 类似,冬季的 NO_2^-−N 浓度高于夏季,这也是冬季出水 TN 浓度比夏季较高的原因之一.

表 5　A/O−MBR 工艺在夏季、冬季运行效果

Table 5　Operation effect of A/O−MBR process in summer and winter

项目	指标	季节	平均值±方差	范围
运行参数	流量 (m^3/d)	夏季	251±89	0~370
		冬季	271±112	0~407
	A 池水温 (℃)	夏季	31.37±2.54	26~38
		冬季	18.82±2.77	13~26
	O 池水温 (℃)	夏季	34.66±2.51	29~39
		冬季	19.42±2.27	15~24
	A 池 pH 值	夏季	7.34±0.25	7~8
		冬季	7.56±0.42	7~8
	O 池 pH 值	夏季	6.60±0.44	6~7.6
		冬季	6.95±0.38	6~7.68
A/O 进水	悬浮物 (mg/L)	夏季	1715±45	1670~1760
		冬季	977.5±1.5	976~979
	COD (mg/L)	夏季	6898.96±2835.81	3000~16280
		冬季	5311.58±2013.06	3350~13134
	TN (mg/L)	夏季	1640.75±435.99	1061~2100
		冬季	1255.25±329.29	759~1600
	NH_4^+−N (mg/L)	夏季	1157.54±211.32	600~1621
		冬季	1198.19±224.39	675~1650
	C/N	夏季	6.03±2.27	2.5~11.58
		冬季	4.51±1.53	3.06~8.99
A/O 出水	COD (mg/L)	夏季	1232.73±322.16	806~2000
		冬季	1850.40±429.56	1330~2640
	TN (mg/L)	夏季	307.00±142.00	142~449
		冬季	329.64±77.98	220.92~400
	NH_4^+−N (mg/L)	夏季	94.68±60.46	10~220
		冬季	105.44±62.77	20~300
	NO_2^-−N (mg/L)	夏季	127.47±103.25	0~257
		冬季	156.00±68.12	50~300
MBR 出水	COD (mg/L)	夏季	423.36±211.27	180~800
		冬季	711.21±242.65	40~1115
	NH_4^+−N (mg/L)	夏季	52.81±50.56	0~190
		冬季	61.78±28.16	15~145

经过 MBR 工艺处理后,出水 COD 和氨氮浓度均出现了不同程度的降低.夏季和冬季出水 COD 浓度分别是(423.36±211.27)和(711.21±242.65)mg/L,夏季出水 COD 浓度明显低于冬季;NH_4^+−N 也呈现类似的现象,夏季和冬季出水 NH_4^+−N 平均浓度分别降到了 52.81 和 61.78mg/L,冬季出水 NH_4^+−N 浓度略高于夏季.

综合分析结果表明,冬季水温普遍低于 20℃,较低的温度导致微生物活性减弱,同时进水 COD 浓度较低,C/N 比值偏低,这直接影响了反硝化过程的效果,从而导致 A/O 处理单元出水总氮浓度偏高.经过 MBR 处理后,虽然 COD 和 NH_4^+−N 均有所降低,但夏季和冬季的出水水质仍然存在一定的不稳定性,且浓度较高,存在一定的处理瓶颈.

2.3　运行能耗分析

图 6 展示了该规模化生猪养殖废水处理厂各单元的能耗分布情况.该规模化生猪养殖废水处理厂日均耗电量为 4742.56kW·h,单位水处理能耗为 13.7 (kW·h)/m^3.显著高于城镇污水厂 MBR 工艺处理能耗(0.37±0.15) (kW·h)/m^3[33].从单位污染物去除能耗来看,去除单位 COD 的能耗为 1.68 (kW·h)/$kgCOD_{removed}$.杨敏等[34]考察 A^2/O−MBR 工艺处理城市污水时的主要能耗环节时发现,在连续曝气情况下,A^2/O−MBR 工艺去除单位 COD 能耗为 2.85(kW·h)/ $kgCOD_{removed}$,曝气方式调整为间歇曝气运行后,去除单位 COD 能耗减少 54.74%.贾海涛等[35]在研究地下式 MBR 工艺处理城市生活污水时发现,该工艺去除单位 COD 的平均能耗为 3.01(kW·h)/kg.通过对比发现,本研究中 AO−MBR 工艺在去除单位污染物的能耗方面具有一定的优势.在所有工艺单元中,A/O 处理单元的日均耗电量最大,达到了 2678.36kW·h,占总能耗的 56.48%,单位水处理能耗为 7.65 (kW·h)/m^3,曝气风机贡献 45.55%,与部分 MBR 工艺的研究结果类似[36−37].其次是黑膜厌氧处理单元,日均耗电量为 750 (kW·h),占总能耗的 15.64%;MBR 处理单元单位水处理能耗为 2.5(kW·h)/m^3.从节能降耗潜力分析来看,A/O 处理单元展现出最大的节能潜力.因此,实施节能降耗措施,如优化曝气策略以缩短曝气时间、提升曝气系统的能效比,以及增强设备的运行效率,被认为是提高处理厂能源利用效率、降低运行成本的关键策略.

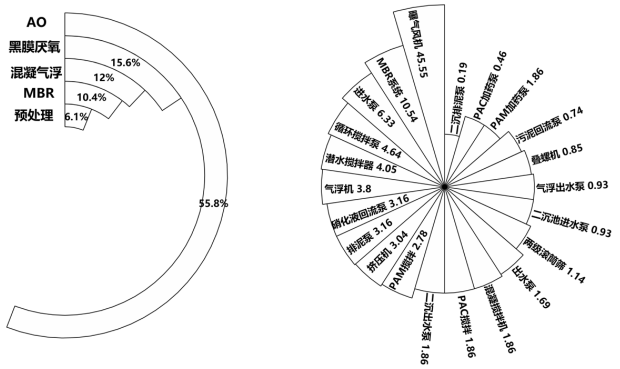


图 6 不同处理单元能耗占比

Fig.6 Energy consumption ratio of different processing units

2.4 温室气体排放分析

为分析该规模化生猪养殖废水处理厂工艺单元的 GHG 排放,本研究参照《IPCC》手册对该生猪养殖废水处理厂 A/O−MBR 工艺的 GHG 排放情况进行了核算.

如表 6 所示,处理厂在 2023 年共处理 87858m^3 的废水,GHG 排放总量为 1364.41tCO_2−eq,排放强度为 15.53kg CO_2−eq/m^3.去除单位 COD 和单位 TN 的碳排放强度分别为 1.33kg CO_2−eq/kg $COD_{removed}$ 和 10.89kg CO_2−eq/kg $TN_{removed}$.在排放来源的构成中,直接排放和间接排放的碳排放量分别为 365.83 和 998.58tCO_2−eq,分别占排放总量的 26.81%和 73.19%.其中,CH_4、N_2O、能耗和物耗碳排放量分别为 11.24,354.59,995.69 和 2.89tCO_2−eq,占比分别为 0.82%,25.99%,72.98%和 0.21%.宋宝木等[38]对深圳某污水处理厂的研究发现,2012 年碳排放总量为 4.07×10^4tCO_2−eq,吨水碳排放为(0.36±0.07) kgCO_2−eq/t.其中,能耗碳排放、物耗碳排放、CH_4 排放和 N_2O 排放分别占 31.35%、16.62%、34.62%和 17.41%.Shahabadi 等[39]对加拿大某食品加工污水处理厂的研究显示,吨水碳排放强度为 0.39kgCO_2−eq/t.何俊卿等[40]通过核算某 MBR 工艺医院废水处理系统碳排放特征时发现,该 MBR 系统碳排放以间接排放为主,占比为 70.26%,吨水碳排放强度(1.47±0.3) kgCO_2−eq/m^3.与其他研究对比发现,本系统碳排放强度和能耗碳排放占比较高,反映出高浓度废水处理对能源的依赖性.

通过对比分析,本研究发现该生猪养殖废水处理厂的碳排放强度显著高于其他行业废水处理的碳排放强度.这一差异主要由于生猪养殖废水的高 COD 和氨氮浓度,以及水质的不稳定性.此外,MBR 工艺在保证泥水分离、提高污泥传氧速率、避免膜污染等方面的能源需求较高.这些因素不仅增加了污染物降解过程中的直接排放,也导致了处理过程能耗的增加,从而使得生猪养殖废水的碳排放强度较高.

表 6 生猪养殖废水处理厂温室气体核算结果

Table 6 Greenhouse gas emissions in swine wastewater

项目	碳排放量(t CO_2−eq)	碳排放占比(%)
CH_4	11.24	0.82
N_2O	354.59	25.99
能耗	995.69	72.98
药耗	2.89	0.21
总量	1364.41	100

在进水 C/N 比波动较大以及季节性温度变化的情况下,该 AO−MBR 仍然取得了较为理想的 COD 和氨氮去除效果,无论是在冬季还是夏季,两者的去除率均可以维持在 86%以上,尤其是夏季,COD 和氨氮的去除率分别达到了 93.86%和 95.43%,去除率和去除负荷显著高于其他相关研究[41-42].例如,韩雨原等[43]采用 ABR−AO 工艺处理实际养殖废水,COD 和氨氮的去除率分别为 80.39%和 82.12%,去除效果不佳.郑效旭等[41]采用 SBR 串联生物强化稳定塘处理养猪废水,在额外投加乙酸钠作为碳源的情况下,COD、氨氮和总氮平均去除率分别(65%±2%)、(80%±4%)和(79%±3%),低于本研究的去除效果.通过对比来看,A/O 工艺流程简单,基建和运行费用较低,但受回流比的影响,脱氮效率不高,去除率一般仅为 70%~80%.SBR 工艺的运行灵活,无须污泥回流,流程简单、运行管理费用低,但自动化设备要求高,后处理设备大.与其他相关研究相比,AO−MBR 的缺点主要是膜曝气能耗高、膜污染问题严重以及维护成本高.因此,AO−MBR 适合高标准排放要求、水质波动大的规模化猪场,若要选择 AO−MBR 工艺,需要配套沼气发电以抵消能耗,同时应在膜池采用节能高效的曝气设备和膜材料.

3 结论与建议

3.1 结论

3.1.1 生物处理单元可利用碳源不足,且曝气量较高导致出水亚硝酸盐浓度偏高.此外,季节温度变化

和运行模式单一导致冬季出水水质下降.

3.1.2　日均耗电量为 4742.56kW·h,吨水能耗为 13.7kW·h/m^3,其中 A/O 处理单元的日均耗电量最大,占总能耗的 56.48%.

3.1.3　碳排放总量达到 1364.41tCO_2−eq,排放强度为 15.53kg CO_2−eq/m^3,去除单位 COD 和单位 TN 的碳排放强度分别为 1.33kg CO_2−eq/kg $COD_{removed}$ 和 10.89kg CO_2−eq/kg $TN_{removed}$.

3.1.4　电耗碳排放贡献占比高达 72.98%,是主要的碳排放来源,其次是 N_2O 造成的碳排放.

3.2　建议

3.2.1　监测与控制系统:在 AO 池前端增加预处理池,池容约为 AO 处理单元的 3~5 倍,并在池中安装 pH 值和 COD 监测设备,当 pH 值和 COD 浓度较低时,自动投加碱度和碳源,起到调节水量和水质的作用,以满足后续 AO 处理要求.

3.2.2　工艺操作参数优化:在好氧池末端设置 DO 反馈控制器,避免过度曝气,当好氧池末端的 DO 浓度超过 3mg/L,曝气风机关闭,池内的 DO 浓度降低至 1mg/L 以下时重新开启曝气.

3.2.3　关键设备管理:对 A/O 处理单元进行设备升级,引入节能型曝气设备和高效率搅拌设备,以降低整体能耗.

3.2.4　新技术引进:在生物处理单元 O 池投加厌氧氨氧化污泥,采用部分亚硝化−厌氧氨氧化控制策略可降低外部碳源投加和曝气能耗.

参考文献：

[1] 张海峰,王祖力,陈泽芳,等.2023 年全球生猪产业发展情况及 2024 年的趋势 [J]. 猪业科学, 2024,41(2):32−36.
Zhang H, Wang Z, Chen Z, et al. The development of the global pig industry in 2023 and the trends in 2024 [J]. Science of the Pig Industry, 2024,41(2): 32−36.

[2] 第二次全国污染源普查公报 [J]. 环境保护, 2020,48(18):8−10.
The second national pollution source census bulletin [J]. Environmental protection, 2020,48(18):8−10.

[3] 缪　畅,贺　美,肖　围.畜禽养殖场废水处理研究现状 [J]. 应用化工, 2020,49(6):1481−1484.
Miao C, He M, Xiao W. Research status of wastewater treatment from livestock and poultry farms [J]. Applied Chemical Industry, 2020,49: 1481−1484.

[4] 马骏涛,于建海,宫亚斌.厌氧发酵+A/O 大循环处理生猪养殖粪污工程实例 [J]. 中国给水排水, 2023,39(22):121−125.
Ma J, Yu J, Gong Y. A Case of Anaerobic Fermentation and A/O Large Cycle Treatment Process for Pig Breeding Waste [J]. China Water & Wastewater. 2023,39:121−125.

[5] 李　杰.猪场养殖废水的处理方法 [J]. 猪业科学, 2024,41(3):86−88.
Li J. The treatment methods for wastewater from pig farms [J]. Science of the Pig Industry, 2024,41(3):86−88.

[6] 刘耀峰.肉牛肉羊养殖减源生物发酵堆肥清洁生产技术 [J]. 畜牧兽医杂志, 2021,40(6):183−184,186.
Liu Y. Cleaner production technology of reduced source biological fermentation compost for beef cattle and sheep [J]. Journal of Animal Husbandry and Veterinary Medicine, 2021,40(6):183−184,186.

[7] 邓良伟,郑　平,陈子爱.Anarwia 工艺处理猪场废水的技术经济性研究 [J]. 浙江大学学报(农业与生命科学版), 2004,(6):42−48.
Deng L, Zheng P, Chen Z. Technological and economical potential of anaerobic−adding raw wastewater−intermittent aeration process for treatment of piggery wastewater [J]. Journal of Zhejiang University, 2004,30:628−634.

[8] 陈　磊,刘　真,谢彦娇,等.规模化猪场废水处理技术研究进展 [J]. 家畜生态学报, 2022,43(3):83−90.
Chen L, Liu Z, Xie Y, et al. Research progress on wastewater treatment technology of large−scale pig farms [J]. Journal of Animal Ecology, 2022,43(3):83−90.

[9] 黄　霞,曹　斌,文湘华,等.膜−生物反应器在我国的研究与应用新进展 [J]. 环境科学学报, 2008,(3):416−432.
Xia H, Bin C A O, Xianghua W E N, et al. State−of−the−art of membrane bioreactors: Research and application in China [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2008,28:416−432.

[10] 祝年俊,贺　阳,孙　政,等.AAO−MBR 工艺用于村镇污水处理厂提标改造 [J]. 水处理技术, 2022,48(12):140−144.
Zhu N, He Y, Sun Z, et al. AAO−MBR process for upgrading and reconstruction in series rural wastewater treatment plant [J]. Technology of Water Treatment, 2022,48:140−144.

[11] Wang Y, Dong H M, Zhu Z P, et al. CH_4, NH_3, N_2O and NO emissions from stored biogas digester effluent of pig manure at different temperatures [J]. Agriculture Ecosystems & Environment, 2016,217:1−12.

[12] 杨一铭,王恩全,隋倩雯,等.猪场污水高氨氮负荷处理过程中温室气体的排放特征 [J]. 农业环境科学学报, 2024,43(3):688−695.
Yang Y, Wang E, Sui Q, et al. Greenhouse gas emissions during the treatment of swine wastewater with high ammonia [J]. Journal of Agro−Environment Science, 2024,43:688−695.

[13] Wang Y, Dong H, Zhu Z, et al. CH_4, NH_3, N_2O and NO emissions from stored biogas digester effluent of pig manure at different temperatures [J]. Agriculture, Ecosystems & Environment, 2016,217:1−12.

[14] Wang Y, Zhu Z P, Li X R, et al. NH_3, N_2O, and NO emissions from digested pig slurry stored under different temperatures: Characteristics and microbial mechanisms [J]. Journal of Cleaner Production, 2021,319.

[15] 高超龙,隋倩雯,陈彦霖,等.进水浓度对厌氧氨氧化脱氮与微生物特性的影响 [J]. 环境科学学报, 2022,42(4):26−34.
Gao C, Sui Q, Chen Y, et al. Effects of influent concentration on nitrogen removal and the microbial characteristics of anammox process [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2022,42:26−34.

[16] Cai B, Zhu S, Yu S, et al. The interpretation of 2019 refinement to the 2006 IPCC guidelines for national gas inventory [J]. Environment Engineering, 2019,37(8):1−11.

[17] Hergoualc'h K, Mueller N, Bernoux M, et al. Improved accuracy and reduced uncertainty in greenhouse gas inventories by refining the IPCC emission factor for direct N_2O emissions from nitrogen inputs to managed soils [J]. Global Change Biology, 2021,27(24):6536−6550.

[18] CAEPI 49−2022　污水处理厂低碳运行评价技术规范 [S].
CAEPI 49−2022　Technical specification for evaluation of low−carbon operation of wastewater treatment plants [S].

[19] 中国城镇供水排水协会《城镇水务系统碳核算与减排路径技术指南》[R]. 2022.
China Urban Water Supply and Drainage Association. Technical

guidelines for carbon accounting and emission reduction pathways in urban water systems [R]. 2022.

[20] 邱巨龙,刘树洋,王 华,等.污水处理厂温室气体排放核算与减排路径研究 [J]. 环境监测管理与技术, 2024,36(3):83-87.
Qiu J, Liu S, Wang H, et al. Study on greenhouse gas emission accounting and emission reduction path in wastewater treatment plants [J]. The Administration and Technique of Environmental Monitoring, 2024,36:83-87.

[21] Ranieri E, D'onghia G, Ranieri F, et al. Performance of wastewater treatment plants in emission of greenhouse gases [J]. Bioresource Technology, 2024,404.

[22] 生态环境部、国家统计局《关于发布 2022 年电力二氧化碳排放因子的公告》(公告 2024 年第 33 号) [Z].
Ministry of Ecology and Environment, National Bureau of Statistics. Announcement on the release of the 2022 electricity carbon dioxide emission factor (Announcement No. 33 of 2024) [Z].

[23] Parravicini V, Svardal K, Krampe J. Greenhouse gas emission from wastewater treatment plants [J]. Energy Procedia, 2016,97(2):246-253.

[24] 张铁军,程秋音,阜 崴,等.传统中温厌氧消化与高级厌氧消化工艺的运行效果对比 [J]. 给水排水, 2023,59(S1):38-43.
Zhang T, Cheng Q, Fu W, et al. Comparison of operation effects between traditional medium temperature anaerobic digestion and advanced anaerobic digestion [J]. Water & Wastewater Engineering, 2023,59(S1):38-43.

[25] 关 帅,徐志嫱,孙宇佳,等.剩余污泥与垃圾焚烧渗滤液协同厌氧消化改善产甲烷效能 [J]. 环境科学学报, 2025,45(3):325-335.
Guan S, Xu Z, Sun Y, et al. Synergistic anaerobic digestion of excess sludge and waste incineration leachate improves methanogenic efficiency [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2025,45:325-335.

[26] 胡思雨,李 松,宋广清,等.晋城市农村黑臭水体成因及污染因子相关性研究 [J]. 给水排水, 2024,60(2):57-64.
Hu S, Li S, Song G, et al. Analyzing the cause and pollution factor correlation of rural black and odorous water bodies in Jincheng city [J]. Water & Wastewater Engineering, 2024,50:57-64.

[27] 张 霓.异养硝化-好氧反硝化细菌 *Pseudomonas putida* ZN1 的脱氮及耐重金属特性研究 [D]. 太原:太原理工大学, 2019.
Zhang N. Nitrogen removal and heavy-metal resistance of heterotrophic nitrifying-aerobic denitrifying bacterium *Pseudomonas putida* ZN1 [D]. Taiyuan: Taiyuan University of Technology, 2019.

[28] BELLA K, RAO P V. Anaerobic digestion of dairy wastewater: Effect of different parameters and co-digestion options-a review [J]. Biomass Conversion and Biorefinery, 2023,13(4):2527-2552.

[29] Lourinho G, Rodrigues L, Brito P S D. Recent advances on anaerobic digestion of swine wastewater [J]. International Journal of Environmental Science and Technology, 2020,17(12):4917-4938.

[30] 陈步东,王小佳,卫 培,等.生猪养殖场废水处理工程设计与运行调试 [J]. 广东农业科学, 2010,37(1):150-153.
Chen B, Wang X, Wei P, et al. Design and operation of swine wastewater treatment plant [J]. Guangdong Agricultural Sciences, 2010,37:150-153.

[31] 杨 楠,张 妍,孙 豪,等.渭河流域地下水氮污染的来源示踪及其迁移转化过程识别 [J]. 环境科学学报, 2025,45(1):272-82.
Yang N, Zhang Y, Sun H, et al. Identification of nitrogen pollution sources and the fate of nitrogen in groundwater in the Weihe River Basin [J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2025,45:272-282.

[32] 吴德标,王玉良,时玉梅.搞好养殖环境控制提高生猪养殖效益 [J]. 今日畜牧兽医, 2020,36(4):43,58.
Wu D, Wang Y, Shi Y. Improving the control of the breeding environment can enhance the efficiency of pig farming [J]. Today's Animal Husbandry and Veterinary Medicine, 2020,36(4):43,58.

[33] 张羽就,席佳锐,陈 玲,等.中国城镇污水处理厂能耗统计与基准分析 [J]. 中国给水排水, 2021,37(8):8-17.
Zhang Y, Xi J, Chen L, et al. Energy consumption statistics and benchmarking analysis of urban wastewater treatment plants (WWTPs) in China [J]. China Water & Wastewater, 2021,37:8-17.

[34] 杨 敏,李亚明,魏源送,等.大型再生水厂不同污水处理工艺的能耗比较与节能途径 [J]. 环境科学, 2015,36(6):2203-2209.
Yang M, Li Y, Wei Y, et al. Energy consumption comparison and energy saving approaches for different wastewater treatment processes in a large-scale reclaimed water plan [J]. Environmental Science, 2015,36:2203-2209.

[35] 贾海涛,周厚方,贺佳杰,等.地下式MBR污水处理厂运行效果及能耗分析 [J]. 给水排水, 2016,52(8):40-43.
Jia H, Zhou H, He J, et al. Analysis of the operation effect and energy consumption of underground MBR sewage treatment plants [J]. Water & Wastewater Engineering, 2016,52(8):40-43.

[36] 王 磊,陆 峰,孙许平,等.A^3O+MBR 工艺生活污水处理厂节能降耗措施 [J]. 中国给水排水, 2024,40(20):83-88.
Wang L, Lu F, Sun X, et al. Energy saving and consumption reduction measures in A~3O and MBR domestic sewage treatment plant [J]. China Water & Wastewater, 2024,40:83-88.

[37] 张 欣,黄凯文,赵 倩,等.微纳米曝气促进好氧颗粒污泥形成的微观机制解析 [J]. 中国环境科学, 2025,45(8):1-13.
Zhang X, Huang K, Zhao Q, et al. Analysis of the microscopic mechanism of micro-nano aeration to promote the formation of aerobic granular sludge [J]. China Environmental Science, 2025,45(8):1-13.

[38] 宋宝木,秦华鹏,马共强.污水处理厂运行阶段碳排放动态变化分析:以深圳某污水处理厂为例 [J]. 环境科学与技术, 2015,38(10):204-209.
Song B, Qin H, Ma G. Analysis for dynamic changes of wastewater treatment plant carbon emissions in operation phase: With a wastewater treatment plant in Shenzhen as an example [J]. Environmental Science and Technology, 2015,38:204-209.

[39] Shahabadi M B, Yerushalmi L, Haghighat F. Estimation of greenhouse gas generation in wastewater treatment plants - Model development and application [J]. Chemosphere, 2010,78(9):1085-1092.

[40] 何俊卿,崔芳囡,王 曼,等.MBR 工艺医院污水处理系统碳排放特征研究 [J]. 环境科学研究, 2025,38(2):243-252.
He J, Cui F, Wang M, et al. Carbon emission characteristics of hospital wastewater treatment systems using MBR process [J]. Research of Environmental Sciences, 2025,38:243-252.

[41] 郑效旭,李慧莉,徐圣君,等.SBR 串联生物强化稳定塘处理养猪废水工艺优化 [J]. 环境工程学报, 2020,14(6):1503-1511.
Zheng X, Li H, Xu S, et al. Process optimization of SBR-biological stabilization ponds for swine wastewater treatment [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020,14:1503-1511.

[42] 徐圣君,王华彩,姜参参,等.畜禽养殖废水生物处理技术研究进展 [J]. 环境科学与技术, 2021,44(S2):153-162.
Xu S, Wang H, Jiang C, et al. Research progress on biological treatment technology of livestock and poultry breeding wastewater [J]. Environmental Science and Technology, 2021,44(S2):153-162.

[43] 韩雨原,马 迁,张学浩,等.不同容积负荷下 ABR-AO 工艺处理养殖废水及污泥特性研究 [J]. 工业水处理, 2025:1-14.
Han Y, Ma Q, Zhang X, et al. Study on characteristics of treatment of aquaculture wastewater and sludge by ABR-AO process under different volume loads [J]. Industrial water treatment, 2025:1-14.

作者简介: 高超龙(1995-),男,河南周口人,博士,主要研究方向为污水生物处理.发表论文 10 余篇.15138364671@163.com.