

朱伟堂, 周俊, 孙永军, 等. 倒置 AAO-MBR 工艺处理生活污水实践[J]. 净水技术, 2022, 41(10):69-75.

ZHU W T, ZHOU J, SUN Y J, et al. Practice of reversed AAO-MBR processes for domestic wastewater treatment[J]. Water Purification Technology, 2022, 41(10):69-75.



扫我试试?

倒置 AAO-MBR 工艺处理生活污水实践

朱伟堂¹, 周俊², 孙永军², 吴绪军^{3,*}

(1. 浙江省长兴县环境保护监测站, 浙江湖州 313100; 2. 南京工业大学生物与制药工程学院, 江苏南京 211816; 3. 长兴媛晟环保科技有限公司, 浙江湖州 313100)

摘要 为满足流域综合整治需求, 解决目前污水处理能力不足的问题, 昆山市某镇在两个污水泵站建设移动式一体化处理设备, 主体工艺采用多点进水、倒置 AAO-MBR 工艺对污水进行处理。采用 BIOWIN 软件对该工艺的运行效果进行模拟优化, 并验证该工艺处理污水的能力。结果表明, BIOWIN 软件能够很好地模拟倒置 AAO-MBR 工艺处理高浓度生活污水, 使生活污水出水指标能够达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002) 一级 A 排放标准。经过现场一年的运行, 在进水 $\text{COD}_{\text{Cr}} \leq 400 \text{ mg/L}$ 、氨氮 $\leq 45 \text{ mg/L}$ 、TN $\leq 50 \text{ mg/L}$ 、TP $\leq 5 \text{ mg/L}$ 、水温 $\geq 10 \text{ }^{\circ}\text{C}$ 的情况下, 系统运行平稳, 出水指标全部达到 GB 18918—2002 一级 A 排放标准, 并达到《地表水环境质量标准》IV 类水质质量标准, 该工艺处理污水的运行费用为 1.258 元/ m^3 。因此, 倒置 AAO-MBR 工艺具有良好的处理生活污水的能力, 并且运行费用较低。

关键词 一体化设备 多点进水 倒置 AAO-MBR 生活污水 运行费用

中图分类号: X703 文献标识码: A 文章编号: 1009-0177(2022)10-0069-07

DOI: 10.15890/j.cnki.jsjs.2022.10.011

Practice of Reversed AAO-MBR Processes for Domestic Wastewater Treatment

ZHU Weitang¹, ZHOU Jun², SUN Yongjun², WU Xujun^{3,*}

(1. Zhejiang Province Changxing County Environmental Protection Monitoring Station, Huzhou 313100, China;

2. College of Biotechnology and Pharmaceutical Engineering, Nanjing Tech University, Nanjing 211816, China;

3. Changxing Aisheng Environmental Protection Technology Co., Ltd., Huzhou 313100, China)

Abstract In order to meet the needs of comprehensive remediation demand for river basin and solve the problem of insufficient sewage treatment capacity at present, a town in Kunshan City had built mobile integrated treatment equipment in two sewage pumping stations. The main process adopted multi-point influent and reversed AAO-MBR process. The BIOWIN software was used to simulate and optimize the operation effect of the process, and to verify the ability of the process to treat sewage. Results showed that the BIOWIN software could well simulate the reversed AAO-MBR process for the treatment of high concentration domestic sewage, so that the domestic sewage could meet the first class A criteria of *Discharge Standard of Pollutant for Municipal Wastewater Treatment Plants* (GB 18918—2002). After one year of yield operation, when the $\text{COD}_{\text{Cr}} \leq 400 \text{ mg/L}$, ammonia nitrogen $\leq 45 \text{ mg/L}$, TN $\leq 50 \text{ mg/L}$, TP $\leq 5 \text{ mg/L}$ and water temperature $\geq 10 \text{ }^{\circ}\text{C}$, the system could operation stable, all the effluent indices reached the first class A criteria of GB 18918—2002, and reached the water quality standard of class IV of *Environmental Quality Standard for Surface Water*. The operation cost of sewage treatment by this process was 1.258 yuan/ m^3 . Therefore, the reversed AAO-MBR process could treat domestic sewage well, and the operating cost was low.

Keywords integrated equipment multi-point influent reversed AAO-MBR domestic wastewater operation cost

[收稿日期] 2022-02-18

[基金项目] 国家自然科学基金(21777069); 山西省重点研发计划(201903D211013)

[作者简介] 朱伟堂(1967—), 男, 主要从事水污染控制方面的技术和管理研究, E-mail: cx2980@126.com。

[通信作者] 吴绪军, 男, 主要从事水污染控制方面的技术和管理研究, E-mail: wxj1385@163.com。

近年来,随着城镇化进程的加快,城镇污水排放量逐年递增,当前污水处理工艺主要包括生物氧化工艺、氧化沟技术和膜生物反应技术等^[1-2],还有采用人工湿地^[3]等。另外,在城镇污水处理方面也存在一些问题,主要包括区域设施治理水平分布不均、配套管网设施建设滞后、污水处理工艺和设备不合理、部分地区污水收集率“虚高”等^[4],这些问题亟待解决。在新农村建设及乡村振兴的背景下,农村生活污水的处理迫在眉睫,其处理工艺主要包括好氧处理工艺、人工湿地、稳定塘系统和土地处理工艺等^[5]。但我国村镇的数量巨大,且分布广阔,情况复杂,需要针对各个地区因地制宜地制定专门的处理技术和管理措施^[6]。当前,昆山市某镇已建一座处理规模为 3.0 万 m³/d 的污水处理厂,由于本镇的经济发展和人口增加,所产生的污水量已经超过了现有污水处理厂的处理能力,污水管网处于高位运行,经常从低洼处的污水井溢出,尤其是在雨季,溢出现象更为严重。为了改变现状,在短时间内快速解决这个问题,决定在管网泵站处设置临时污水处理装置,增大污水处理量,解决污水站处理能力不足和管网污水溢流的问题。通过文献调研和小试研究^[7-9],并结合 BIOWIN 对污水处理厂的工艺优化及改造。其中,倒置 AAO(缺氧/厌氧/好氧)工艺将缺氧池前置,让厌氧区和好氧区相连,使厌氧释磷后保持较

高的吸磷动力,同时提高了脱氮除磷的效果^[10]。对于低 C/N 的城市生活污水,倒置 AAO 工艺具有显著的优势^[11]。膜生物反应器是将膜分离单元与生物处理单元有机结合,可以将游离细菌和有机大分子物质截留在生物反应器内,提高悬浮污染物的去除率,同时提高了反应器内污泥浓度、生物处理有机负荷,并通过保持低污泥负荷减少剩余污泥量^[12]。基于此,本研究拟采用倒置 AAO-MBR(膜生物反应器)系统对生活污水进行处理,出水指标全部达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级 A 排放标准,并达到《地表水环境质量标准》Ⅳ类水质质量标准。

1 污水水质指标

本项目处理污水主要为生活污水,含有比例不超过 20% 的高氨氮废水。本项目设计污水处理量总规模为 1.0 万 m³/d,共 20 套设备,每套设备污水处理量为 500 m³/d。出水指标达到《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)Ⅳ类水质质量标准^[13]。废水水质的测定按照国家环保局颁布的标准方法进行测定。其中,pH 采用便携式 pH 仪测定、COD_{Cr}采用重铬酸钾法测定、BOD₅采用五日生化需氧量法测定、氨氮采用纳氏试剂光度法测定、TN 采用紫外分光光度法测定、TP 采用钼锑抗分光光度法测定、SS 采用滤膜法测定。生活废水水质及排放水质质量标准如表 1 所示。

表 1 污水水质及排放标准
Tab. 1 Wastewater Quality and Discharge Standard

项目	pH 值	COD _{Cr} / (mg·L ⁻¹)	BOD ₅ / (mg·L ⁻¹)	氨氮/ (mg·L ⁻¹)	TN/ (mg·L ⁻¹)	TP/ (mg·L ⁻¹)	SS/ (mg·L ⁻¹)
污水水质	6~9	≤400	≤150	≤45	≤50	≤5	≤500
处理要求	6~9	≤30	≤6	≤1.5	≤10	≤0.3	≤5

2 工艺流程及主要参数

泵站污水在潜污泵的抽吸作用下进入后续自清洗过滤器系统,过滤器内设置精度为 1 mm 的滤网,将污水的毛发和纤维物质截留去除,以减少特别容易产生的“成瓣”现象,保障 MBR 稳定、安全地运行。经过滤处理的污水采用两点进水的方式分别进入缺氧池和厌氧池,两个池体的进水比例根据进水水质进行调整^[14]。本工艺与传统 AAO 工艺相比设置前置的预缺氧区,停留时间为 2.5 h,第一缺氧池

利用进水碳源和回流硝化液进行快速反硝化,接着混合液进入厌氧池进行厌氧释磷,厌氧区停留时间为 1.5 h^[15]。将厌氧区放在第一缺氧区之后,由于回流液中的硝态氮被充分反硝化,减少了其对聚磷菌的抑制,可提高除磷效果^[16]。在兼氧区再利用污水中剩余的碳源和回流的硝化液进一步反硝化脱氮,该区停留时间为 2.0 h。兼氧区污水进入好氧曝气池,曝气池完成有机物的去除和氨氮的硝化反应,整个系统总水力停留时间约为 12.0 h。本工艺脱氮

除磷效率较传统的 AAO 工艺大大提高。本工艺中的剩余污泥采用板框压滤,使得含水率 $\leq 60\%$ 后进行焚烧处理。具体工艺流程如图 1 所示,主要技术参数如表 2 所示。

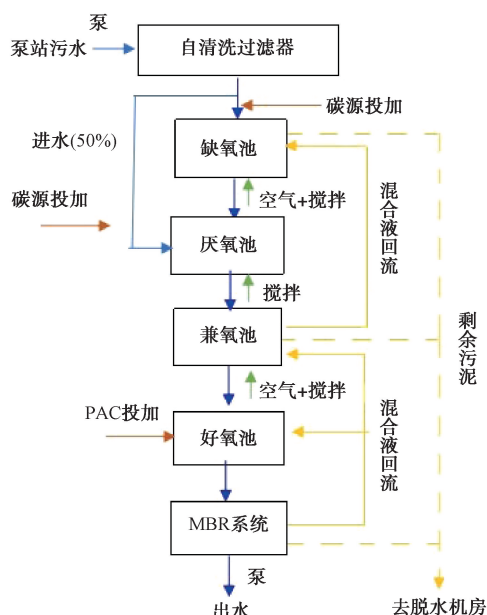


图 1 倒置 AAO-MBR 工艺流程

Fig. 1 Process Flow of Reversed AAO-MBR

3 BIOWIN 软件模拟

目前,污水处理工艺模拟软件 BIOWIN 广泛应用于指导新建污水处理厂方案设计、已建污水处理厂的工艺优化及改造。BIOWIN 软件能够客观形象地将污水处理的流程进行模拟化,便于管理人员进行预测和计算。Mohan 等^[17]采用 BIOWIN 软件对旧的污水处理厂进行改造,提出的方案是加入一个中间的虚拟缺氧区,实现硝化反硝化和总溶解磷的同时去除,并对模型进行了校正,用实际数据进行了验证。Badeti 等^[18]以悉尼中央公园购物中心的污

表 2 主要技术参数

Tab. 2 Main Technological Parameters

参数名称	参数值	备注
缺氧池停留时间	2.5 h	按设计规模 500 m ³ /d 计
厌氧池停留时间	1.5 h	/
兼氧池停留时间	2.0 h	/
好氧区停留时间	6.0 h	/
污泥质量浓度	6 000~8 000 ng/L	和进水量、污染物浓度、排泥量有关
BOD ₅ 负荷	0.050~0.067 kg BOD ₅ /(kg MLSS)	/
好氧区氨氮负荷	0.022~0.030 kg 氨氮/(kg MLSS)	/
MBR 膜面积	1 800 m ²	每片膜面积为 20 m ² , 共 90 片
MBR 膜通量	13 L/(m ² ·h)	按每天运行 21 h 计
MBR 运行方式	7 min/1 min	抽吸时间/松弛时间

水处理厂污水水质为原型,利用 BIOWIN 软件模拟污水中尿液分离对生物处理过程的影响,并利用污水处理厂的污水数据对模型进行验证,获得了较好的结果,有助于人们理解污水中尿液分离对污水处理厂带来的出水水质提升、能耗及温室气体排放的减少。本文采用 BIOWIN 软件对倒置 AAO-MBR 一体化工艺处理方案进行模拟优化。

3.1 工艺概化模型

根据对该高浓度生活污水处理的方案设计,采用 BIOWIN 软件建立了图 2 的倒置 AAO-MBR 概化模型。

3.2 数据调研处理

3.2.1 基础数据

主要设计构筑物参数如表 3 所示,倒置 AAO-MBR 一体化工艺模拟主要由缺氧池、厌氧池、兼氧

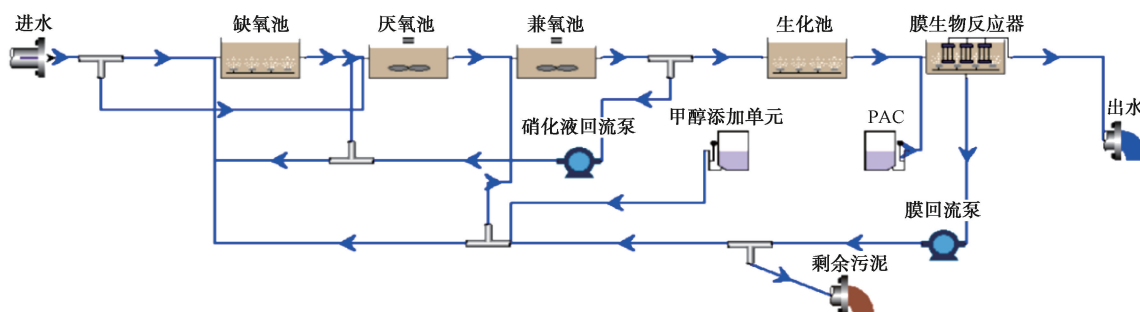


图 2 倒置 AAO-MBR 概化模型

Fig. 2 Generalization Model of Reversed AAO-MBR

池、生化池和膜生物反应器组成,其中缺氧池、厌氧池、兼氧池和生化池的体积分别为 42、35、60 m³ 和 129 m³,表面积分别为 15.56、12.96、22.22 m² 和 47.78 m²,深度均为 2.7 m。膜生物反应器的体积为 60 m³,表面积为 22.22 m²,深度为 2.7 m,膜表面积为 1 500.00 m²,曝气器数量为 44 个。

表 3 主要构筑物设计参数
Tab. 3 Design Parameters of Main structures

构筑物	体积/m ³	表面积/m ²	深度/m	曝气器/个
缺氧池	42	15.56	2.7	38
厌氧池	35	12.96	2.7	/
兼氧池	60	22.22	2.7	/
生化池	129	47.78	2.7	117

3.2.2 工艺运行优化条件

根据现场生活污水水质特点,相关参数及设计运行数据如表 4~表 6 所示。进水流量为 500 m³/d,进水 COD_{Cr} 质量浓度为 350.00 mg/L, TN 质量浓度为 50.00 mg/L, TP 质量浓度为 4.00 mg/L, pH 值为 7.00, 碱度摩尔浓度为 6.00 mmol/L, SS 质量浓度为 100.00 mg/L, Ca²⁺ 质量浓度为 80.00 mg/L, Mg²⁺ 质量浓度为 15.00 mg/L, 膜回流泵的恒定功率为 10 kW, 可用于后续经济成本的计算。

表 4 设计运行数据
Tab. 4 Designed Operation Data

项目	进水数据	项目	进水数据
流速/(m ³ ·d ⁻¹)	500	pH 值	7.00
总 COD _{Cr} /(mg·L ⁻¹)	350.00	碱度/(mmol·L ⁻¹)	6.00
TN/(mg·L ⁻¹)	50.00	SS/(mg·L ⁻¹)	100.00
TP/(mg·L ⁻¹)	4.00	Ca ²⁺ /(mg·L ⁻¹)	80.00
总硫(TS)/(mg·L ⁻¹)	0	Mg ²⁺ /(mg·L ⁻¹)	15.00
硝态氮(NO ₃ ⁻ -N)/(mg·L ⁻¹)	0	溶解氧(DO)/(mg·L ⁻¹)	0

表 5 泵/管道参数
Tab. 5 Pump/Pipeline Parameters

项目	参数	项目	参数
泵压力水头/m	3.00	管道总传热系数 K 值	5.00
管道长度/m	50.00	管道粗糙度 Ra	2.000×10 ⁻⁴
管道内径/cm	0.15		

表 6 设计运行参数
Tab. 6 Design Operation Parameters

构筑物	分流	平均分流值/(m·h ⁻¹)
分流管 4	流速(侧面)	200
分流管 11	流速(侧面)	10
分流管 23	流速(侧面)	800
分流管 27	流速(侧面)	400
分流管 16	流速(侧面)	1 100

3.2.3 模拟运行结果

模拟运行结果如表 7 所示,经过膜生物反应器处理,出水 COD_C、TP、BOD₅、亚硝酸盐+硝酸盐、TN、碱度、pH、氨氮、硝酸盐均达到了《地表水环境质量标准》Ⅳ级的水质质量标准。其中, COD_{Cr}、TP、BOD₅、TN、氨氮去除效率为 9.55、0.13、0.72、4.31、0.01 kg/d, 碱度去除效率为 1.58 kmol/d。以上结

表 7 模拟运行结果
Tab. 7 Simulation Operation Results

反应器指标	出水含量	去除效率
挥发性固体悬浮物(VSS)	0	0
总悬浮固体(TSS)	0	0
颗粒性 COD _{Cr}	0	0
COD _{Cr}	19.48 mg/L	9.55 kg/d
总 COD _{Cr}	19.48 mg/L	9.55 kg/d
可溶性 PO ₄ ³⁻ -P	0.27 mg/L	0.13 kg/d
TP	0.27 mg/L	0.13 kg/d
总凯氏氮(TKN)	1.60 mg/L	0.78 kg/d
颗粒性 TKN	0	0
BOD ₅	1.46 mg/L	0.72 kg/d
亚硝酸盐+硝酸盐	7.20 mg/L	3.53 kg/d
TN	8.82 mg/L	4.31 kg/d
总无机氮(TIN)	7.22 mg/L	3.54 kg/d
TS	0	0
碱度	3.22 mmol/L	1.58 kmol/d
pH 值	7.00	
挥发性脂肪酸(VFA)	0	0
无机物悬浮物(ISS)沉淀	0	0
ISS 细胞	0	0
ISS 总量	0	0
氨氮	0.03 mg/L	0.01 kg/d
NO ₃ ⁻ -N	7.19 mg/L	3.53 kg/d

果说明, BIOWIN 软件能够很好地模拟倒置 AAO-MBR 工艺处理高浓度生活污水, 使生活污水出水指标能够达到《地表水环境质量标准》Ⅳ类水质质量标准。同样, BIOWIN 软件也能成功模拟其他污水处理工艺的运行。Li 等^[19]采用 BIOWIN 计算机建模软件对膜曝气生物反应器(MABR)不同水力停留时间的反应性能进行模拟。在所有试验条件下, 4 次比较研究表明, 模拟值与实测值的相对误差分别小于 11.7%、12.4%、12.9%、4.3%, 说明 BIOWIN 能够很好地反映 MABR 的实际运行性能。Soliman 等^[20]采用 BIOWIN 软件模拟实验室规模序批式活性污泥法(SBR)处理工艺处理高氮污水的长期动态行为, 经校准后的模型能够准确预测不同操作条件下的 SBR 处理工艺的日出水氨氮、硝酸盐、亚硝酸盐、碱度和 pH, 成功模拟 SBR 工艺处理高氮污水。

4 工程调试和运行

4.1 工程调试

采用原水稀释带负荷启动, 在 MBR 生化池内先少量进水, 控制好氧池的 COD_{Cr} 质量浓度 $\leq 200 \text{ mg/L}$, 在启动时根据原水的特性投加一定量的葡萄糖(工业级, 河北楚岩环保科技有限公司)、尿素(工业级, 山东金奥化工有限公司)和磷酸二氢钾(工业级, 河南泰清化工产品有限公司), 维持 C:N:P(质量比)为 100:5:1。投加现有生活污水处理厂的 MBR 池污泥, 控制 MLSS 质量浓度在 3 000 mg/L 左右, 开启鼓风机闷曝, 控制池内 DO 质量浓度 $\leq 3.0 \text{ mg/L}$ ^[21]。闷曝 3 d 后, 镜检发现开始出现少量的豆

形虫等鞭毛类微生物, 之后开始连续进水, 水量为设计负荷的 1/5, 开启内循环, 循环量为 200%。运行负荷逐渐增加, 每运行 1 周增加 1/5。

运行 30 d 后, MLSS 质量浓度增加到 6 500 mg/L, COD_{Cr} 的去除率在 95% 左右, 镜检观察到菌胶团成块状, 呈深褐色, 有钟虫、盾纤虫等, 此时开始全负荷运行。在以后几个月的运行中, 进水 COD_{Cr} 质量浓度有时高于 600 mg/L, 进水氨氮质量浓度高于 70 mg/L, 采用 MBR 工艺时 COD_{Cr} 去除率基本保持在 95% 左右, 没有出现大的波动。

4.2 运行监测数据

稳定运行期间 7 d 运行进出水相关指标如表 8 所示。出水 COD_{Cr} 质量浓度在 9.00~20.00 mg/L、氨氮为 0, TN 质量浓度在 8.00~10.00 mg/L、TP 质量浓度在 0.10~0.30 mg/L, 与 BIOWIN 软件模拟倒置 AAO-MBR 工艺结果类似, 出水指标满足《地表水环境质量标准》(GB 3838—2002)Ⅳ级的水质质量标准。另一方面, 运行数据验证了 BIOWIN 软件能够成功模拟倒置 AAO-MBR 工艺处理高浓度生活污水。在对生活废水的处理中, 王旭东等^[10]将自制高强度 PVA 亲水性改性复合膜应用于倒置 AAO-MBR 工艺中, 处理模拟生活污水, 使出水指标达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》中的一级 A 标准。刘圣根等^[11]采用自行设计的 MBR 中试设备构建倒置 AAO-MBR 工艺处理城市生活污水, 也可使出水指标达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》中的一级 A 标准。

表 8 运行时进出水指标
Tab. 8 Influent and Effluent Water Indices in Operation

时间	$\text{COD}_{\text{Cr}}/(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$		氨氮/ $(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$		TN/ $(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$		TP/ $(\text{mg} \cdot \text{L}^{-1})$	
	进水	出水	进水	出水	进水	出水	进水	出水
第 1 d	358.00	9.10	78.00	0	80.00	8.90	8.51	0.30
第 2 d	362.00	20.00	82.00	0	80.00	9.00	7.20	0.23
第 3 d	342.00	13.00	88.00	0	92.00	10.00	5.20	0.18
第 4 d	377.00	14.00	82.00	0	71.00	9.50	6.25	0.18
第 5 d	389.00	18.00	80.00	0	88.00	9.20	7.16	0.26
第 6 d	325.00	18.00	72.00	0	80.00	8.50	7.25	0.28
第 7 d	368.00	19.00	68.00	0	76.00	9.00	6.54	0.20

4.3 运行费用

基于模拟设计运行对所产生的相关费用进行统

计, 结果如表 9 所示。倒置 AAO-MBR 系统运行所需要的费用主要包括电费、药剂费用和人工费用, 其

中,该系统运行电费为 0.857 元/m³、药剂费用为 0.335 元/m³,人工费用为 0.066 元/m³,合计运营费用需要 1.258 元/m³。在污水处理费用方面,Xu 等^[22]对 AAO-MBR 工艺处理生活污水时外部添加碳源(C-乙酸酯)和内部污泥 MHP 法制备碳源(C-MHP)添加去除污水中的氮进行了分析,研究表明,添加 C-乙酸酯、C-MHP 的脱氮成本为 57.13、54.48 元/kg。C-MHP 具有经济可行性,可部分替代外部碳源进行污水脱氮。但是,该研究仅计算了脱氮费用,AAO-MBR 系统运行电费及其他费用并未计算在内。

表 9 运行费用
Tab. 9 Operation Cost

项目		参数
电费	单套设备总装机功率/kW	30
	单套设备使用功率/kW	25.50
	单价/(元·kW ⁻¹ ·h ⁻¹)	0.70
	运行时间/h	24.00
	单套设备电耗/(kW·h·d ⁻¹)	612.00
	单套设备电费/(元·d ⁻¹)	428.40
	电费运行成本/(元·m ⁻³)	0.857
	药剂费	
药剂费	单套设备除磷药剂 PAC 用量/(kg·d ⁻¹)	23.58
	PAC 单价/(元·kg ⁻¹)	2.5
	单套设备乙酸钠用量/(kg·d ⁻¹)	43.38
	乙酸钠单价/(元·kg ⁻¹)	2.5
	药剂运行成本/(元·m ⁻³)	0.335
	人工费	
人工费	总人数/人	4
	年度人员工资/(万元·人 ⁻¹)	6
	每日人工费/(元·m ⁻³)	0.066
合计总运行费用/(元·m ⁻³)		1.258

注:TP 去除量为 5 mg/L

5 结论

采用多点进水、倒置 AAO-MBR 工艺处理高浓度生活污水,处理后的出水指标可以稳定达到《城镇污水处理厂污染物排放标准》一级 A 排放标准,并达到《地表水环境质量标准》地表水环境质量Ⅳ类水质质量标准。另外,采用倒置 AAO-MBR 处理生活污水的成本为 1.258 元/m³。采用 BIOWIN 软件对处理工艺进行模拟,BIOWIN 能够成功模拟倒置 AAO-MBR 工艺处理高浓度生活污水,采用 BIOWIN 软件可以进一步对运行成本进行优化,减

少药剂投加量,降低经济成本。

参考文献

- [1] 胡云云,吴滢.城镇生活污水治理工艺及运营模式分析与选用[J].资源节约与环保,2020(4):104-104.
- [2] 陈莎莉.小城镇生活污水治理模式探讨[J].绿色环保建材,2019(10):199-199,201.
- [3] 赵雨.城镇污水治理中人工湿地的应用研究[J].科技与创新,2021(19):157-158.
- [4] 刘双柳,徐顺青,陈鹏,等.城镇污水治理设施补短板现状及对策[J].中国给水排水,2020,36(22):54-60.
- [5] 郭伟,邓志华,裴晓红.新农村建设中生活污水治理工艺比较分析[J].科技展望,2015,25(8):71-71.
- [6] 包东洋,路振玲.新农村建设背景下农村生活污水处理现状及对策研究[J].建材与装饰,2019(6):155-156.
- [7] 陈福泰,黄霞译.膜生物反应器:水和污水处理的原理与应用[M].北京:科学出版社,2009.
- [8] 许保玖,龙腾锐.当代给水与废水处理原理[M].2版.北京:高等教育出版社,2000.
- [9] 郝晓地.可持续污水-废物处理技术[M].北京:中国建筑工业出版社,2006.
- [10] 王旭东,马亚斌,王磊,等.倒置 AAO-MBR 组合工艺处理生活污水效能及膜污染特性[J].环境科学,2015,36(10):3743-3748.
- [11] 刘圣根,戴海平,柯永文.倒置 AAO-MBR 工艺处理城市生活污水脱氮除磷中试研究[J].膜科学与技术,2014,34(1):91-95.
- [12] 赵可欣,于耀滢,李显辉,等.DO 对倒置 AAO-MBR 组合工艺处理低 C/N 废水效果的影响研究[J].低碳环保与节能减排,2020,39(6):129-131.
- [13] 国家环境保护总局,国家质量监督检验检疫总局.地表水环境质量标准:GB 3838—2002[S].北京:中国环境出版社,2002.
- [14] 李易寰,奚蕾蕾,钟奕杰,等.倒置 A²/O 工艺运行效果及优化控制方案[J].环境工程,2020,38(3):76-81,26.
- [15] 张雨,王先宝,孙红芳,等.西安市某污水处理厂倒置 AAO 工艺改造研究[J].中国给水排水,2016,32(7):117-120.
- [16] 王盈盈,于海琴,赵刚,等.倒置 AAO-MBR 工艺处理低碳源污水脱氮除磷效果研究[J].水处理技术,2013,39(6):77-79.
- [17] MOHAN T R, CHANAKYA H N, MONHAN K M S, et al. Achieving biological nutrient removal in an old sewage treatment plant through process modifications-A simulation and experimental study[J]. Journal of Water Process Engineering, 2022, 45: 102461. DOI: 10.1016/j.jwpe.2021.102461.
- [18] BADETI U, PATHAK N K, VOLPIN F, et al. Impact of source-separation of urine on effluent quality, energy consumption and greenhouse gas emissions of a decentralized wastewater treatment plant[J]. Process Safety and Environmental Protection, 2021, 150: 298-304. DOI: 10.1016/j.psep.2021.04.022.

- [19] LI S, NAN J, GAO F. Hydraulic characteristics and performance modeling of a modified anaerobic baffled reactor (MABR) [J]. Chemical Engineering Journal, 2016, 284: 85–92. DOI: 10.1016/j.cej.2015.08.129.
- [20] SOLIMAN M, ELDYASTI A. Long-term dynamic and pseudo-state modeling of complete partial nitrification process at high nitrogen loading rates in a sequential batch reactor (SBR) [J]. Bioresource Technology, 2017, 233: 382–390. DOI: 10.1016/j.biortech.2017.02.108.
- [21] HU L, XIE L, SHIM H, et al. Biological nutrient removal in a full scale anoxic/anaerobic/aerobic/pre-anoxic-MBR plant for low C/N ratio municipal wastewater treatment [J]. Chinese Journal of Chemical Engineering, 2014, 22(4): 447–454. DOI: 10.1016/S1004-9541(14)60064-1.
- [22] XU R, FAN Y B, WEI Y S, et al. Influence of carbon source on nutrient removal in A²/O-MBRs: Availability assessment of internal carbon source [J]. Journal of Environmental Sciences, 2016, 48: 59–68. DOI: 10.1016/j.jes.2015.12.031.

(上接第28页)

- [9] 姜双城, 林培梅, 吴立锋, 等. 海洋微塑料分析方法研究现状及其应对措施[J]. 环境科学与技术, 2019, 42(5): 117–124.
- [10] LIU Y, ZHANG J, CAI C, et al. Occurrence and characteristics of microplastics in the Haihe River: An investigation of a seagoing river flowing through a megacity in northern China [J]. Environmental Pollution, 2020, 262: 114261. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.114261.
- [11] HIDALGO-RUZ V, GUTOW L, THOMPSON R C, et al. Microplastics in the marine environment: A review of the methods used for identification and quantification [J]. Environmental Science & Technology, 2012, 46(6): 3060–3075.
- [12] HU D, ZHANG Y, SHEN M. Investigation on microplastic pollution of Dongting Lake and its affiliated rivers [J]. Marine Pollution Bulletin, 2020, 160: 111555. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.111555.
- [13] BERTOLDI C, LARA L Z, MIZUSHIMA F A D L, et al. First evidence of microplastic contamination in the freshwater of Lake Guaíba, Porto Alegre, Brazil [J]. Science of the Total Environment, 2021, 759: 143503. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.143503.
- [14] JIA Y, HUANG Z, HU L, et al. Occurrence and mass loads of biocides in plastic debris from the Pearl River system, south China [J]. Chemosphere, 2020, 246: 125771. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2019.125771.
- [15] 牛学锐. 黄河口表层水微塑料赋存特征研究[D]. 济南: 山东师范大学, 2020.
- [16] 徐慧韬. 浙江省主要入海河流微塑料和重金属研究[D]. 北京: 中国地质大学, 2019.
- [17] CHEN B, FAN Y, HUANG W, et al. Observation of microplastics in mariculture water of Longjiao Bay, southeast China: Influence by human activities [J]. Marine Pollution Bulletin, 2020, 160: 111655. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2020.111655.
- [18] SU L, XUE Y, LI L, et al. Microplastics in Taihu Lake, China [J]. Environmental Pollution, 2016, 216: 711–719. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.06.036.
- [19] 张胜, 潘雄, 林莉, 等. 长江源区水体中微塑料组成及分布特征初探[J]. 长江科学院院报, 2021, 38(4): 12–18.
- [20] LI C J, WANG X H, LIU K, et al. Pelagic microplastics in surface water of the Eastern Indian Ocean during monsoon transition period: Abundance, distribution, and characteristics [J]. Science of the Total Environment, 2021, 755: 142629. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.142629.
- [21] SCHERER C, WEBER A, STOCK F, et al. Comparative assessment of microplastics in water and sediment of a large European river [J]. Science of the Total Environment, 2020, 738: 139866. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.139866.
- [22] ZOBKOV M, ESIUKOVA E. Microplastics in Baltic bottom sediments: Quantification procedures and first results [J]. Marine Pollution Bulletin, 2017, 114(2): 724–732. DOI: 10.1016/j.marpolbul.2016.10.060.
- [23] 潘雄, 林莉, 张胜, 等. 丹江口水库及其入库支流水体中微塑料组成与分布特征[J]. 环境科学, 2020, 42(3): 1372–1379.
- [24] 曾永平. 环境微塑料概论[M]. 北京: 科学出版社, 2020.
- [25] NUELLE M T, DEKIFF J H, REMY D, et al. A new analytical approach for monitoring microplastics in marine sediments [J]. Environmental Pollution, 2014, 184: 161–169. DOI: 10.1016/j.envpol.2013.07.027.
- [26] 李珊, 张岚, 邢方潇, 等. 红外显微光谱法测定生活饮用水中微塑料[J]. 净水技术, 2021, 40(1): 44–48, 95.
- [27] 汤庆峰, 李琴梅, 王佳敏, 等. 显微-傅里叶变换红外光谱鉴别分析微塑料[J]. 中国塑料, 2021, 35(8): 172–180.
- [28] MAJEWSKY M, BITTER H, EICHE E, et al. Determination of microplastic polyethylene (PE) and polypropylene (PP) in environmental samples using thermal analysis (TGA-DSC) [J]. Science of the Total Environment, 2016, 568: 507–511. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.06.017.
- [29] LÖDER M G J, GERDTS G. Methodology used for the detection and identification of microplastics—A critical appraisal [J]. Marine Anthropogenic Litter, 2015: 201–227. DOI: 10.1007/978-3-319-16510-3_8.
- [30] 徐也茗, 张韞宏. 显微红外光谱峰形的变异性[J]. 光谱学与光谱分析, 2020, 40(s1): 55–56.
- [31] XU G, CHENG H, JONES R, et al. Surface-enhanced raman spectroscopy facilitates the detection of microplastics <1 μm in the environment [J]. Environmental Science & Technology, 2020, 54(24): 15594–15603.