

A/O/O-MBR 工艺处理高速公路服务区 污水启动特性研究

张盾超¹, 宋秀兰^{1*}, 张泽乾²

(1. 太原理工大学环境科学与工程学院, 山西 晋中 030600;
2. 山西省交通新技术发展有限公司, 山西 太原 030006)

摘要:研究了 A/O/O-MBR 工艺在无混合液回流条件下处理模拟高速公路服务区高氨氮、低 C/N 污水的启动特性。结果表明, 在进水 COD 质量浓度为 126~145 mg/L、NH₄⁺-N 质量浓度为 125~142 mg/L、缺氧池和好氧池填充 50% 聚氨酯填料条件下, 进水流量从 1 L/h 逐步提高到 6 L/h, 运行 18 d 后 NH₄⁺-N、COD 和 TN 的去除率稳定, 分别达到 81.54%、86.54% 和 49.34%, 实现了反应器的快速启动。高通量测序结果表明, 各处理单元均包含丰富且多样化的硝化菌、反硝化菌以及厌氧氨氧化菌等功能菌。A/O/O-MBR 工艺在无混合液回流时达到较高的 TN 去除率, 对高速公路服务区污水处理具有指导意义。

关键词:高速公路服务区污水; A/O/O-MBR 工艺; 启动特性; 低 C/N

中图分类号: X703.1

文献标志码: A

文章编号: 0253-4320(2025)S1-0210-05

DOI: 10.16606/j.cnki.issn0253-4320.2025.S1.039

Study on start-up characteristics of A/O/O-MBR process for treating sewage in expressway service areas

ZHANG Dun-chao¹, SONG Xiu-lan^{1*}, ZHANG Ze-qian²

(1. College of Environmental Science and Engineering, Taiyuan University of Technology, Jinzhong 030600, China;
2. Shanxi Transportation New Technology Development Co., Ltd., Taiyuan 030006, China)

Abstract: This study investigates the start-up characteristics of A/O/O-MBR process in treating with simulated expressway service area sewage with high ammonia nitrogen and low C/N ratio under the condition without mixed liquid backflow. Experimental results show that the removal rates of NH₄⁺-N, COD and TN reach steadily 81.54%, 86.54% and 49.34%, respectively after 18 days when the inlet flow rate gradually increases from 1 L·h⁻¹ to 6 L·h⁻¹ under the conditions that the influent COD is 126–145 mg·L⁻¹, the influent NH₄⁺-N is 125–142 mg·L⁻¹, as well as anoxic and aerobic tanks are filled with 50% polyurethane filler. These results demonstrate that the A/O/O-MBR system rapidly starts up. It is indicated by the results from high-throughput sequencing test that every reaction tank contains rich functional bacteria, such as nitrifying bacteria, denitrifying bacteria and anaerobic ammonia oxidation bacteria. The A/O/O-MBR process can achieve desirable TN removal rate without mixed liquid backflow, which provides guidance for sewage treatment in expressway service areas.

Key words: sewage in expressway service area; A/O/O-MBR process; start-up characteristics; low C/N

随着我国高速公路的不断发展, 高速公路服务区污水的处理逐渐引起人们的广泛关注。其污水水质不同于市政水质, 呈现变化幅度大、NH₄⁺-N 含量高、C/N 低的特点。同时由于季节、天气、时段等因素的影响, 污水量也具有较大的波动性; 其次, 高速公路服务区地理位置偏远, 运维难度较大。选择自动化程度高、处理效果好的工艺对高速公路服务区的发展有着重大意义^[1]。目前, 高速公路服务区污水常用 A/O 工艺、SBR 处理和膜生物反应处理器等主流工艺。此外, 为了强化脱氮除磷效果, 通常将 MBR 工艺与 AO 工艺、A²/O 工艺、倒置 A²O 工艺等

进行组合。本实验采用 A/O/O-MBR 工艺, 对该工艺在进水水量逐步提高的条件下处理模拟高速公路服务区高氨氮、低 C/N 污水的启动效能进行探讨, 以期为高速公路服务区污水处理提供新的解决方案以及为实际工程应用提供依据和指导。

1 实验部分

1.1 实验装置

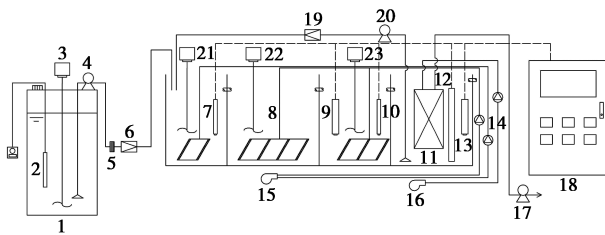
实验装置如图 1 所示。

该装置由配水桶、生化反应池及控制柜构成。其中, 生化反应池材料采用有机玻璃搭建, 尺寸为

收稿日期: 2024-05-11; 修回日期: 2024-12-23

基金项目: 山西交通科学研究院集团有限公司技术委员会创新发展项目(21-JKCF-61); 山西省应用基础研究计划项目(201901D111067)

作者简介: 张盾超(1998-), 男, 硕士生, 研究方向为水污染控制, 450617823@qq.com; 宋秀兰(1967-), 女, 博士, 教授, 研究方向为水污染控制, 通讯联系人, songxiulan@tyut.edu.cn。



1—配水桶;2—加热棒;3—搅拌机;4—进水泵;5—过滤器;
6—流量计;7—ORP仪;8—曝气管路;9—溶氧仪;10—pH仪;
11—膜组件;12—液位计;13—污泥浓度仪;14—气体流量计;
15、16—变频式气泵;17—自吸泵;18—控制柜;19 流量计;
20—回流泵;21、22、23—搅拌器

图1 A/O/O-MBR组合工艺装置示意图

145 cm×63 cm×71 cm。池体中间采用隔板将反应器分为缺氧池A、好氧池O1、好氧池O2以及MBR池4个处理单元,各单元有效容积分别为123、195、151 L及172 L。MBR池采用中空纤维帘式膜组件,膜孔径约0.1 μm。

反应池的温度通过加热棒控制,水温控制在20℃左右。同时配水桶设有搅拌器,转速控制在130 r/min,使水混合均匀。进水管上设有过滤器,以防止水中较大的杂质堵塞管道。管道上设有进水量计,通过水泵的控制阀调节流量大小。缺氧池中设有ORP仪,好氧池设有在线pH计以及溶解氧(DO)仪,MBR池设有污泥浓度仪,各仪器监测数据通过控制柜实现实时记录。在缺氧池和好氧池中均填充2 cm×2 cm×2 cm聚氨酯填料。

1.2 污泥接种、驯化

污泥取自山西省太原市某污水处理厂污泥车间的干污泥。将干污泥均匀地分配在缺氧池、好氧池及MBR池之中,并加入一定废水。接种污泥后缺氧池中采用电动搅拌器连续搅拌24 h,好氧池采用连续曝气保证 $DO \geq 2.0$ mg/L,持续闷曝24 h,恢复污泥活性。然后将聚氨酯填料放入反应装置中,填充率50%。采用人工配制的高氨氮、低C/N污水作为A/O/O-MBR工艺的进水,以葡萄糖和 NH_4Cl 为碳源和氮源,COD为126~145 mg/L, NH_4^+-N 质量浓度为125~142 mg/L、pH 7~8,模拟典型高速公路服务区污水。

启动阶段在无混合液回流的条件下,初始进水流量为1 L/h,当出水COD以及氨氮的去除率稳定在80%左右后,逐步提高进水流量。进水水量由1 L/h逐步提高至6 L/h。启动期间测定每个池子进出水COD、 NH_4^+-N 、 $NO_3^- -N$ 、 $NO_2^- -N$ 和TN,对缺氧池、好氧池DO和污泥浓度MLSS进行实时检测。

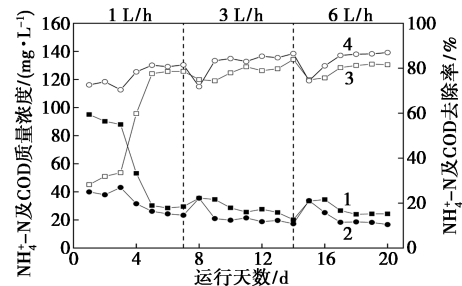
1.3 测定项目及方法

COD、 NH_4^+-N 、 $NO_3^- -N$ 、 $NO_2^- -N$ 和TN参照国家标准方法检测^[2]。DO采用杭州联测自动化技术有限公司的SIN-DO-7012-30M溶解氧传感器检测,MLSS浓度采用杭州联测自动化技术有限公司的SIN-PSS-9011-30M悬浮物传感器在线检测。A/O/O-MBR工艺启动20 d后,从缺氧池、好氧池O1、好氧池O2及MBR池取样,委托生工生物工程(上海)有限公司进行微生物群落结构分析。

2 结果与讨论

2.1 NH_4^+-N 与COD的去除

启动阶段A/O/O-MBR工艺在不同进水流量下 NH_4^+-N 与COD去除效果如图2所示。



1— NH_4^+-N 质量浓度;2—COD质量浓度;
3— NH_4^+-N 去除率;4—COD去除率

图2 启动阶段系统出水 NH_4^+-N 和COD浓度及去除率变化

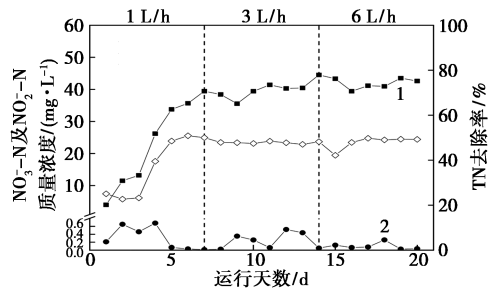
由图2可以看出,在整个启动阶段出水 NH_4^+-N 浓度会随运行时间的延长而下降, NH_4^+-N 的去除率也会随着系统运行时间的增长而逐渐上升。当进水流量发生改变时,刚开始 NH_4^+-N 浓度会提高,然后逐渐下降,并达到稳定。运行18 d后系统出水 NH_4^+-N 质量浓度及去除率分别稳定在24.24 mg/L和81.54%。同时可以看出,在A/O/O-MBR系统运行的初期,虽然 NH_4^+-N 处理效果逐步提升,但其效果并不理想,主要是由于刚接种于反应池中的活性污泥需要进行生长繁殖,硝化细菌生长周期较长,填料上生物膜较少。在实验启动初期,硝化细菌数量较低,而 NH_4^+-N 负荷较高,处理效果较差,因此出水 NH_4^+-N 浓度较高^[3]。随着运行时间的增长,好氧池与MBR池内部的活性污泥浓度和填料上微生物不断增长,同时由于该工艺在启动阶段是不排泥条件运行,且MBR池中膜的高效截留作用使整个反应系统内部的硝化细菌已大量富集且能够较好地进行硝

化反应,使得反应池中的 NH_4^+-N 浓度逐渐降低。

由图 2 可知,在整个启动过程中 COD 去除率逐步提升,在提高进水量时出现少许波动,最后趋于稳定。在启动的初期(进水流量 1 L/h),COD 去除效果较差,平均出水 COD 质量浓度为 36.55 mg/L。这是由于在培养初期,反应池内活性污泥中微生物处于对新环境的适应阶段,活性较差,对有机物的去除效果较差。随着工艺运行时间的增长,微生物逐渐适应新的生存环境,反应池内的污泥浓度不断提高,每天所需摄取的有机物增多,进而使有机物去除效果越来越好。运行 18 d 后 A/O/O-MBR 系统的出水 COD 质量浓度与去除率基本稳定,分别为 17.83 mg/L 和 86.54%。

2.2 启动阶段 NO_3^--N 、 NO_2^--N 及 TN 去除效果

由图 3 可知,在系统启动阶段初期出水 NO_3^--N 及 NO_2^--N 浓度都处于较低的水平,这是由于在系统启动初期,反应池内的硝化菌与反硝化菌数量低,菌群处于适应阶段,需要一定时间来进行增殖。随着系统运行时间的增长,各菌群快速生长繁殖,系统出水 NO_3^--N 及 NO_2^--N 平均浓度开始上升,运行 18 d 后系统出水 NO_3^--N 及 NO_2^--N 平均质量浓度为 42.06 及 0.097 mg/L。同时可知,系统 TN 去除效果随着运行时间的增加而逐渐改善并趋于稳定。运行 18 d 后系统 TN 去除率稳定在 49.34%。因此,A/O/O-MBR 系统在低 C/N 且无混合液回流的情况下,TN 去除效果较好,系统也有较快挂膜启动的能力,对进水负荷有较强的处理能力,可满足生物脱氮的需要。



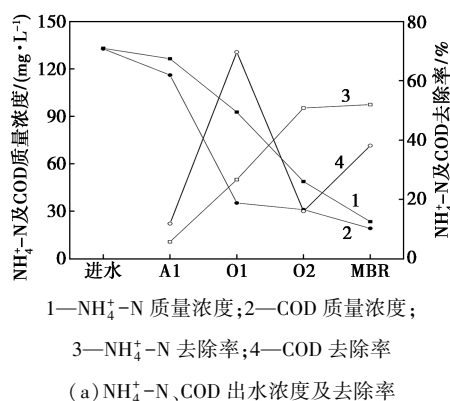
1— NO_3^--N 质量浓度;2— NO_2^--N 质量浓度;3—TN 去除率

图 3 启动阶段系统出水 NO_3^--N 和 NO_2^--N 浓度及 TN 去除率变化

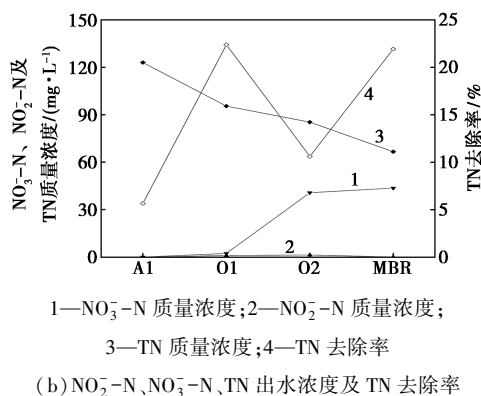
2.3 启动结束后各处理单元污染物去除情况

系统启动稳定时,各污染物浓度变化情况如图 4 所示。

由图 4(a)可知,COD 在 A、O1、O2 和 MBR 池的出水质量浓度分别为 116.08、35.22、31.03、19.20 mg/L,



1— NH_4^+-N 质量浓度;2—COD 质量浓度;
3— NH_4^+-N 去除率;4—COD 去除率
(a) NH_4^+-N 、COD 出水浓度及去除率



1— NO_3^--N 质量浓度;2— NO_2^--N 质量浓度;
3—TN 质量浓度;4—TN 去除率
(b) NO_2^--N 、 NO_3^--N 、TN 出水浓度及 TN 去除率

图 4 各处理单元污染物去除情况

其中,相较 A、O2 和 MBR 池,COD 在 O1 池的去除率最高,为 69.66%。这可能是由于好氧池碳源浓度较高,为异养菌群提供了充足的营养物质,刺激了微生物的生长繁殖。在 O2 及 MBR 池随着碳源的消耗,异养菌群所需营养物质减少,去除率也相应减弱,分别下降至 11.9% 及 38.14%。

同时,与 O1 池较高的 COD 去除效率相对应的是, NH_4^+-N 在 O2 池及 MBR 池的去除率均为 50% 左右,比 A1、O2 池的去除率分别高 44.29%、23.34%,是 NH_4^+-N 去除的主要阶段。其原因可能有两点:一是由于好氧池 O1 中的 COD 质量浓度为 35.22 mg/L,溶解氧质量浓度为 1.8 mg/L,较高浓度的有机物促进了反应池内异养好氧菌的新陈代谢,异养好氧菌在消耗大量有机物的同时,也消耗了大量溶解氧,较低的溶解氧无法为氨氧化菌及亚硝酸盐氧化菌提供充足的电子供体,从而抑制了氨氧化菌及亚硝酸盐氧化菌的生长繁殖;二是随着 O1 池有机物被大量降解,可供异养菌自身代谢的有机物含量较低,为亚硝酸盐氧化菌等好氧自养型菌种提供了良好的生长环境,硝化菌群抑制作用减弱,使 O2 池 NH_4^+-N 的去除效率有所提高。

由图 4(b)可知,在启动阶段稳定后,系统 NO_2^--N 在 O1 池有少量累计,其质量浓度为 1.07 mg/L,

并随着反应的进行,其质量浓度逐渐升高,达到2.37 mg/L。此外,TN在4个处理单元质量浓度分别为123.05、95.49、85.35、66.64 mg/L,其中,在O1池的去除率较高,达到22.39%。由于在启动阶段并未启动硝化液回流设施,结合O1池少量的 NO_2^- -N累计率以及缺氧池和好氧池O1观察到的红色菌群,推测较高的TN去除率可能是由于厌氧氨氧化功能菌群的存在所致。

2.4 功能菌群的分析

启动20 d后各处理单元中功能菌群的占比如图5所示。

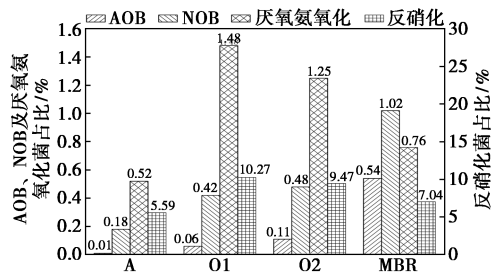


图5 各处理单元功能菌群占比

2.4.1 硝化菌分析

由图5可知,在各处理单元中,虽然反应器出水的 NH_4^+ -N的去除率达到较高的水平,但氨氧化菌及亚硝酸盐氧化菌所占比例却小于2%。

在各处理单元中,硝化菌占比随着工艺流程的进行逐渐上升^[4],其中,氨氧化菌与亚硝酸盐氧化菌数量之和占各处理单元微生物总数的比例分别为0.19%、0.48%、0.59%及1.56%。对硝化功能菌属进一步分析可知,在AOB中,亚硝化单胞菌属(*Nitrosomonas*)是构成氨氧化菌的关键菌属,这与许多学者的研究一致^[5-6]。亚硝化单胞菌属在A池及O1池的微生物菌群数仅为0.01%、0.06%,与该阶段5.71%及26.66%较低的氨氮去除效率一致。此后,随着有机物的大量去除,该菌属由0.06%上升至0.54%,提高了9倍,相应地氨氮去除效率也由26.66%提高至51.96%。

在亚硝酸盐氧化菌(NO₂⁻)中,隶属于变形菌门 α -变形菌纲的硝化螺菌属(*Nitrospira*)构成了生物膜内NOB的关键菌属。与亚硝化单胞菌属变化趋势相似,硝化螺菌属在4个处理单元中也呈升高趋势,所占微生物总数的比例分别为0.18%、0.42%、0.48%以及1.02%。进一步分析发现,在各处理单元中,NOB占细菌总数的百分比是AOB占比的2~10倍,较高丰度的NOB使得出水N元素主要以

NO_3^- -N为主,同前面数据分析结果一致。

2.4.2 厌氧氨氧化菌分析

根据微生物群落分析结果可以发现,A、O1、O2和MBR池中均存在具有厌氧氨氧化功能的菌属,其在各池的占比分别为0.52%、1.48%、1.25%和0.76%。该菌群的检出与前述在实验反应器中观察到的红色功能菌群相印证,表明反应器内有厌氧氨氧化现象的存在。对厌氧氨氧化功能菌群进一步分析发现,其主要菌属为*Ignavibacterium*、*Pirellula*、*Gemmata*和*Candidatus Hydrogenders*^[7]。

此外,由图5可以看出,厌氧氨氧化菌菌群在MBR反应池占比远低于其他反应池。这可能是由于MBR反应池的曝气量较高,池内溶解氧质量浓度达到6.5 mg/L,较高的溶解氧浓度抑制了厌氧氨氧化菌群活性。

2.4.3 反硝化菌分析

通过对反硝化菌属的鉴定与分类,在4个处理单元中共检测到21种具有反硝化功能的菌属,占到细菌总数的32.37%。A、O1、O2和MBR池中反硝化菌占比分别为5.59%、10.27%、9.47%、7.04%。表1中列出了各处理单元占比较高的反硝化菌。与硝化菌相比,反硝化菌菌群更多,种类更丰富,在菌群中所占比例更大。

表1 各处理单元反硝化菌相对丰度

反硝化菌	相对丰度/%			
	缺氧池 A	好氧池 O1	好氧池 O2	MBR 池
<i>Terrimonas</i>	2.670	5.080	4.020	2.910
<i>Longilinea</i>	1.640	1.280	1.150	0.280
<i>Defluviicoccus</i>	0.280	0.940	1.100	0.910
<i>Hydrogenophaga</i>	0.044	0.740	0.808	1.156
<i>Comamonas</i>	0.074	0.580	0.790	0.481
<i>Thermomonas</i>	0.160	0.240	0.241	0.220
<i>Simplicispira</i>	0.005	0.300	0.350	0.160
<i>Thiobacillus</i>	0.055	0.241	0.210	0.190
<i>Acidovorax</i>	0.006	0.263	0.156	0.077
<i>Acinetobacter</i>	0.300	0.060	0.077	0.052
<i>Dechloromonas</i>	0.112	0.132	0.071	0.101
<i>Flavobacterium</i>	0	0.100	0.141	0.159
<i>Azospira</i>	0.020	0.100	0.080	0.120
<i>Hyphomicrobium</i>	0.100	0.066	0.052	0.060
<i>Thauera</i>	0.030	0.032	0.053	0.041
<i>Brevundimonas</i>	0	0.031	0.037	0.065
<i>Pseudomonas</i>	0.100	0.018	0.037	0.050
<i>Zoogloea</i>	0	0.033	0.046	0.015
<i>Ornatilinea</i>	0	0.020	0.015	0
<i>Arenimonas</i>	0	0	0.030	0
<i>Aquabacterium</i>	0	0.005	0	0

由表 1 可知, *Terrimonas*、*Longilinea*、*Defluviococcus*、*Hydrogenophaga*、*Comamonas* 是反硝化菌种丰度较高的菌属, 为该系统脱氮除碳提供了重要保障。其中, *Terrimonas* 的丰度最高, 在 4 个处理单元中占比分别达到 2.67%、5.08%、4.02% 及 2.91%。研究表明, *Terrimonas* 菌属属于拟杆菌门, 是革兰氏阴性菌, 同时也是一种常见的自养反硝化菌, 可以在好氧条件下还原硝酸盐^[8]。*Defluviimonas*、*Longilinea*、*Hydrogenophaga* 和 *Comamonas* 均可以在缺氧条件下进行反硝化作用, 是常见的具有反硝化作用的菌属^[9-12]。

本研究中还检测到具有特殊功能的反硝化菌, 如 *Acinetobacter*、*Pseudomonas*, 这两类菌属虽然占比较低(分别为 0.052%~0.3%、0.018%~0.1%), 但其兼有异养硝化-好氧反硝化功能, 为本研究 A/O/O-MBR 系统中较高的 NH_4^+-N 去除率提供了多样化途径。有研究表明, *Acinetobacter* 菌属所含的某些菌株能够通过异养硝化作用将有机碳化合物作为碳源对水中的氨氮进行降解^[13], 部分菌种还可去除水中的 NO_2^--N ^[14]。由于异养菌可以利用有机碳化合物作为碳源和能量, 其生长速度比普通的自养菌更快, 同时还可以在好氧条件下将氨转化为 N_2 , 利于实现硝化和反硝化(SND)^[15]。此外, *Pseudomonas* 所含菌种 *Pseudomonas stutzeri* 也具有上述能力^[16], 不仅具有低温除氨的能力^[17], 同时能够在好氧条件下通过好氧反硝化作用将 NO_2^--N 或 NO_3^--N 还原为 N_2 , 从而达到较高的 NH_4^+-N 去除率。

各个反应池中硝化菌、反硝化菌以及厌氧氨氧化菌群的分布能够与反应池脱氮除碳效果相互印证。MBR 反应池中硝化菌占比远高于其他反应池, 同时反硝化菌的占比与其他反应池相差不大, 且 MBR 反应池中功能菌群种类丰富而多样化。因而 MBR 反应池拥有很高的 NH_4^+-N 和 TN 去除率。

3 结论

(1) 在无混合液回流的条件下以 A/O/O-MBR 工艺处理高速服务区高氨氮、低 C/N 污水, 系统在较短时间内可完成活性污泥的驯化培养。

(2) 实验在进水水量 1~6 L/h 条件运行下, 运行 18 d 后 NH_4^+-N 去除率达 81.54%, COD 去除率达 86.54%, 系统 TN 去除率达 49.34%。

(3) 在反应器启动过程中, 缺氧反应池和好氧池 O1 内出现红褐色厌氧氨氧化污泥。高通量测序结果表明, 各处理单元均包含丰富且多样化的硝化

菌、反硝化菌以及厌氧氨氧化菌等功能菌。为系统硝化反硝化作用和总氮去除提供了多样化途径。

参考文献

- [1] 徐洪斌, 李远, 刘伟超, 等. 高速公路服务区污水处理及回用工程设计[J]. 中国给水排水, 2017, 33(10): 59-62.
- [2] 国家环境保护总局水和废水监测分析方法编委会. 水和废水监测分析方法[M]. 北京: 中国环境科学出版社, 2002.
- [3] 张健君, 邹高龙, 杨淑芳, 等. 倒置 A~2/O-MBR 处理城市污水的中试研究[J]. 环境科学, 2013, 34(5): 1828-1834.
- [4] Liang Y, Li D, Su Q, et al. Performances and microbial characteristics of granular sludge for autotrophic nitrogen removal from synthetic and mainstream domestic sewage[J]. Chemical Engineering Journal, 2018, 338: 564-571.
- [5] Bai Y, Sun Q, Wen D, et al. Abundance of ammonia-oxidizing bacteria and archaea in industrial and domestic wastewater treatment systems[J]. Fems Microbiology Ecology, 2012, 80(2): 323-330.
- [6] Ye L, Shao M F, Zhang T, et al. Analysis of the bacterial community in a laboratory-scale nitrification reactor and a wastewater treatment plant by 454-pyrosequencing[J]. Water Research, 2011, 45(15): 4390-4398.
- [7] Han X, Feng J, Zhang L, et al. Micro-polluted water treatment by biological contact oxidation process: Aeration mode and bacteria community analysis[J]. Environmental Engineering Science, 2019, 36(12): 1491-1502.
- [8] Sheu S Y, Cho N T, Arun A B, et al. *Terrimonas aquatica* sp. nov., isolated from a freshwater spring[J]. International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology, 2010, 60: 2705-2709.
- [9] Gao Y, Wang G, Zhou A, et al. Effect of nitrate on indole degradation characteristics and methanogenesis under mixed denitrification and methanogenesis culture[J]. Biochemical Engineering Journal, 2019, 145: 33-41.
- [10] Jia R, Feng L J, Yang G F, et al. The carbon source separation from fermented sewage sludge for stimulation of denitrification and bisphenol A removal[J]. International Journal of Environmental Science and Technology, 2019, 16(7): 3595-3604.
- [11] Jiang Y, Yang K, Shang Y, et al. Response and recovery of aerobic granular sludge to pH shock for simultaneous removal of aniline and nitrogen[J]. Chemosphere, 2019, 221: 366-374.
- [12] 任武昂, 曹锋锋, 鞠恺, 等. 间歇曝气-内循环生物滤池效能及生物膜特性[J]. 中国环境科学, 2022, 42(2): 629-636.
- [13] 王静, 丁国际, 林玮, 等. *Acinetobacter baumannii* WJ6 菌落的生长及其异养硝化-好氧反硝化特性[J]. 净水技术, 2016, 35(1): 67-69, 76.
- [14] 王会聪, 曹海鹏, 何珊, 等. 一株养殖水体中亚硝酸盐去除菌的鉴定及其去除条件[J]. 微生物学通报, 2012, 39(2): 154-161.
- [15] Huang X, Li W, Zhang D, et al. Ammonium removal by a novel oligotrophic *Acinetobacter* sp. Y16 capable of heterotrophic nitrification-aerobic denitrification at low temperature[J]. Bioresource Technology, 2013, 146: 44-50.
- [16] Castignetti D, Hollocher T C. Heterotrophic nitrification among denitrifiers[J]. Applied and Environmental Microbiology, 1984, 47(4): 620-623.
- [17] Zhang J, Wu P, Hao B, et al. Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification by the bacterium *Pseudomonas stutzeri* YZN-001[J]. Bioresource Technology, 2011, 102(21): 9866-9869. ■