



DOI: 10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2025.05.001

基于原位扩容改造的AOA耦合MBBR工艺中试研究

韩小波, 邹婷, 王维康, 麻汉卿, 陈思宇, 徐田田, 范洁
(深圳市利源水务设计咨询有限公司, 广东 深圳 518000)

摘要: 以深圳某水质净化厂为研究对象,考察AOA耦合MBBR工艺对实际生活污水的处理效果,验证投加MBBR填料对AOA工艺的促进作用。结果表明,AOA耦合MBBR工艺取得了较好的处理效果,在不投加外碳源的条件下COD、NH₄⁺-N、TN、TP平均出水浓度分别为17.65、0.28、3.58、0.21 mg/L,平均去除率分别为93.15%、98.89%、91.07%、93.24%。耦合工艺在冬季较冷的不利时段有一定的正向作用,且对好氧段的促进作用明显。好氧段MBBR填料富集的专性微生物可强化AOA工艺的硝化作用,提升氨氮和总氮去除率。这为高密度城区水质净化厂的原位扩容改造提供了新的技术思路。

关键词: AOA工艺; MBBR工艺; 原位扩容改造; 挂膜

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2025)05-0001-07

Pilot Test of AOA Coupled MBBR Process Based on In-situ Capacity Expansion and Transformation

HAN Xiao-bo, ZOU Ting, WANG Wei-kang, MA Han-qing, CHEN Si-yu,
XU Tian-tian, FAN Jie

(Shenzhen Liyuan Water Design & Consulting Co. Ltd., Shenzhen 518000, China)

Abstract: The anaerobic-aerobic-anoxic (AOA) process was coupled with the moving bed biofilm reactor (MBBR) process, and was used to treat actual domestic wastewater in a treatment plant in Shenzhen. The objective is to verify the enhancement effect of adding MBBR media on the AOA process. The results indicated that the AOA-MBBR coupled process achieved significant treatment efficiency, with average effluent concentrations of COD, NH₄⁺-N, TN, and TP at 17.65 mg/L, 0.28 mg/L, 3.58 mg/L, and 0.21 mg/L, respectively, without the addition of an external carbon source. The average removal rates for these parameters were 93.15%, 98.89%, 91.07%, and 93.24%. Notably, the coupled process showed enhanced performance during winter, particularly in the aerobic zone, where biofilm-attached microorganisms improved the nitrification capacity of the AOA process, leading to higher ammonia and total nitrogen removal rates. These findings offer a promising technical approach for the in-situ expansion and upgrading of wastewater treatment plants in densely populated urban areas.

Key words: AOA process; MBBR process; in-situ capacity expansion and transformation; biofilm formation

为全面贯彻落实现习近平生态文明思想,不断改善生态环境质量,污水处理提质增效迫在眉睫。当

前我国部分省市已经要求污水处理厂出水水质达到地表Ⅳ类水标准,深圳更是率先提出汇入深圳湾

的部分水质净化厂执行出水总氮浓度年均值低于 5 mg/L 的标准。但 A²/O、UCT 等工艺对低 C/N 污水的处理效果有限,且需外加大量碳源,使得城市污水处理面临提质增效和节能降耗的双重压力^[1]。

近年来有研究发现,将进水中 VFA 等外碳源转化为细胞体内存储的内碳源(Gly 和 PHAs 等),反硝化除磷菌(DPAOs)和反硝化聚糖菌(DGAOs)利用内碳源进行反硝化,可实现高效脱氮除磷^[2-7]。高歆婕等^[5]建立了新型污泥双回流厌氧/好氧/缺氧(AOA)工艺,旨在富集培养以 *Candidatus Competibacter* 为主的反硝化聚糖菌,开发与利用内碳源脱氮。古凌艳等^[6]和姚晓琰等^[7]分别通过中试论证了在相同进水水质和温度条件下,AOA 工艺出水效果优于多段 AO 和 A²/O 工艺。

移动床生物膜反应器(MBBR)在生化池内投加悬浮填料,以增加生化池污泥量和抗冲击负荷能力,具有深度脱氮除磷效果。无锡芦村污水处理厂 MBBR 工艺的首次成功应用增强了行业对该工艺的信心^[8]。山西和北方某污水处理厂通过投加 MBBR 进行提标改造,出水水质能够稳定达到一级 A 标准^[9-10]。南方某大型水质净化厂采用 MBBR 耦合多段 AO 工艺实现了出水总氮低于 8 mg/L 的效果^[11]。MBBR 工艺的核心是高效附着硝化类细菌,利用悬浮载体强化硝化的优势实现对氨氮和 TN 的高效去除^[12]。MBBR 工艺大多不额外增加池容,在改扩建领域具有明显优势。

目前,全国大部分城市都在进行提标扩容改造工程,原位扩容将缩短生化池停留时间,进而影响出水效果;而 MBBR 耦合 A²/O 等工艺难以满足 5 mg/L 的出水总氮标准^[9-10]。为开发适用于高密度城区的高效水处理工艺,拟在深圳某水质净化厂原处理规模为 100 m³/d 的 AOA 中试装置中投加 MBBR 填料,考察 AOA 耦合 MBBR 工艺对实际生活污水的处理效果,探究投加 MBBR 填料对 AOA 的促进作用。

1 材料与方 法

1.1 中试流程

AOA 工艺由厌氧区、缺氧区、好氧区和竖流沉淀池组成。好氧区通过底部曝气盘曝气,采用气体流量计控制气量,使 DO 为 2~4 mg/L;MLSS 控制在 4 000~6 000 mg/L;沉淀池到厌氧区和缺氧区的污泥回流比(分别记作 R₁和 R₂)均控制在 50%~100%。生化池

有效体积为 50.4 m³,共分为 12 格,设计水力停留时间(HRT)为 12 h。MBBR 填料规格为 $\varnothing 25$ mm×10 mm,密度>0.97 g/m³,有效比表面积>850 m²/m³。填料投加情况如图 1 所示,其中厌氧区和缺氧区填料填充比为 10%,好氧区填料填充比为 15%。

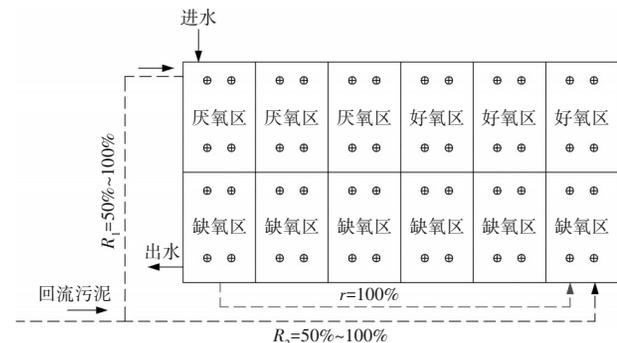


图 1 AOA 耦合 MBBR 生化池平面布置

Fig.1 Layout of AOA coupled MBBR tank

1.2 试验用水与接种污泥

试验用水为深圳某水质净化厂预处理出水,COD、NH₄⁺-N、TN、TP 浓度范围分别为 106.25~635.14、16.11~42.02、20.03~52.61、1.19~7.50 mg/L,相应的平均浓度为 272.05、32.87、39.71、3.25 mg/L。出水水质需满足该水质净化厂设计出水要求,即 COD、NH₄⁺-N、TP 浓度执行深圳市《水质净化厂出水水质规范》(DB 4403/T 64—2020)B 标准,分别为 30、1.5、0.3 mg/L;出水总氮执行 A 标准(8 mg/L),且排放限值力争达到 5 mg/L。

接种污泥取自该水质净化厂的二沉池,MLSS 约为 6.8 g/L。

1.3 工艺运行工况

AOA 耦合 MBBR 工艺在原 AOA 中试基础上开展研究,以投加填料为本工艺运行起点,共持续运行了 294 d。运行过程中工艺参数调整见表 1。

表 1 AOA 耦合 MBBR 工艺运行参数

Tab.1 Operation parameters of AOA coupled MBBR process

工况	HRT/h	AOA 容 积 比	回流比
I	14	1:1:2	R ₁ =75%,R ₂ =75%
II	12	1:1:2	R ₁ =75%,R ₂ =75%
III	14	1:1:2	R ₁ =100%,R ₂ =100%
IV	14	1:1:2	R ₁ =100%,R ₂ =0%,r=100%
V	12~14	1:1:2	R ₁ =50%,R ₂ =50%
VI	12	1:1:2	R ₁ =75%,R ₂ =75%

1.4 检测项目与分析方法

COD: 哈希 CODmax III 型分光光度法; NH_4^+-N : 哈希 NA8000 型分光光度法; TN、TP: NPW160H 型分光光度法; DO: 荧光法; MLSS: 采用散射法通过浊度换算测定; 污泥和填料样品中全部细菌的 DNA: 基于 Illumina MiSeq 平台进行测序, 使用 Pear 软件对测序数据进行过滤、拼接。

1.5 相关指标计算

在厌氧阶段, 污水中的有机物被聚糖菌和聚磷菌储存为胞内碳源, 内碳源储存效率 ($\text{COD}_{\text{intra}}$) 参考文献 [2] 中公式计算得到。在单一反应器内, 氨氮硝化与硝态氮还原同步进行, 实现 TN 去除的现象被称为同步硝化反硝化 (SND), 其效率计算公式见文献 [4]。在缺氧条件下, 微生物在外碳源匮乏的情况下可以利用内碳源进行反硝化, 内源反硝化速率 (EDNR) 也被称为比反硝化速率, 其计算公式见文献 [4]。

2 结果与分析

2.1 系统对污染物的去除效果

2.1.1 COD 去除效果

系统进水 COD 浓度波动较大, 但出水 COD 浓度较为稳定, 平均浓度为 17.65 mg/L, 平均去除率为 93.15%。各工况的平均出水 COD 分别为 14.53、12.69、16.24、19.83、17.63 和 21.12 mg/L, 平均去除率分别为 94.96%、94.54%、92.47%、92.91%、94.77% 和 93.44%。其中, 工况 III 和 IV 的去除率略低于平均值。工况 III 去除率低, 初步判断是由于双回流比由 75% 增加到 100% 后出水出现了波动; 工况 IV 的 COD 去除率低则主要是取消第二回流后, 系统整体处理效果降低。整体而言, 经过中试装置处理后出水 COD 浓度基本可以达到出水标准要求。

2.1.2 NH_4^+-N 去除效果

系统进水 NH_4^+-N 浓度在 16.11~42.02 mg/L 之间波动, 平均浓度为 32.87 mg/L, 出水 NH_4^+-N 平均浓度为 0.28 mg/L, 平均去除率为 98.89%。各工况下平均出水浓度分别为 0.26、0.24、0.27、0.28、0.44 和 0.39 mg/L, 平均去除率分别为 99.17%、99.01%、98.92%、98.85%、98.65% 和 98.57%。出水 NH_4^+-N 浓度主要是由好氧区的溶解氧和硝化反应决定。工况 V 和 VI 的去除率略低于平均值, 一方面是进入冬季后, 提升了进水量 (较投加前提升了

约 10%); 另一方面是硝化菌对气温敏感。此时, 好氧末溶解氧的控制就显得尤为重要。降温期间, 好氧末 DO 通常控制在 2~3.5 mg/L (投加填料前控制在 2.5~4.5 mg/L)。

2.1.3 TN 去除效果

系统对 TN 的去除效果如图 2 所示。进水 TN 浓度范围为 20.03~52.61 mg/L, 平均浓度为 39.71 mg/L, 出水 TN 平均浓度为 3.58 mg/L, 平均去除率为 91.07%。各工况下平均出水浓度分别为 2.98、3.19、2.66、5.20、4.69 和 4.96 mg/L, 平均去除率分别为 92.95%、91.22%、92.26%、87.79%、89.98% 和 89.59%。其中工况 I~III 的去除率高于平均值, 工况 II 和 III 基本处于南方雨季时期, 进水浓度较平均值低。为验证雨季的高负荷处理能力, 工况 II 增加了进水量, 停留时间由 14 h 缩短为 12 h, 各项出水指标依然较为优异, 在此工况下出水 TN 最低为 0.54 mg/L, 相应的去除率为 97.94%。

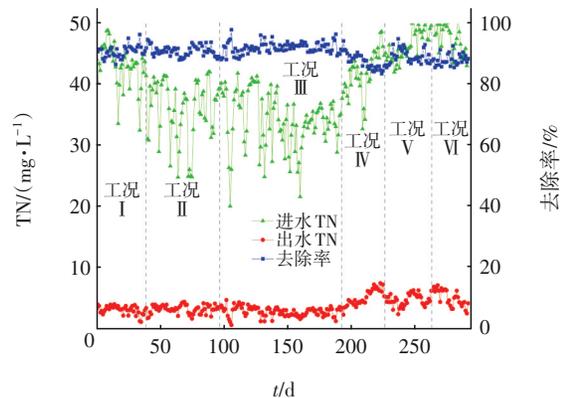


图2 AOA耦合MBBR工艺对TN的去除效果

Fig.2 TN removal effect of AOA coupled MBBR process

工况 IV~VI 的去除率低于平均值。其中工况 IV 为单回流 (二沉池污泥仅回流至厌氧区首端; 为保持缺氧区污泥浓度, 增加了缺氧区内回流), 此时脱氮效率明显降低。分析原因主要有以下几方面: 其一是缺氧区污泥浓度降低, 污泥总氮负荷由 0.0156 g/(kgMLSS·d) 增加到 0.0178 g/(kgMLSS·d)。其二可能与厌氧区的内碳源储存效率有关, 当取消第二污泥回流时, 降低了比内源反硝化速率, 导致出水 NO_3^--N 浓度升高, 进入厌氧区的 NO_3^--N 随之升高, 部分进水 COD 用于反硝化, 降低了内碳源储存效率 [5]。其三是二沉池底部高 MLSS 的微生物死亡裂解可以产生额外的碳源 [5], 取消第二回流后, 影响了缺氧区的比内源反硝化速率。工况 V 和工况 VI 处

于南方冬季,当水温突降和水温回升后,出水水质均会有一段时间的波动,初步判断是微生物对温度的变化比较敏感;当水温低时,脱氮效率开始降低。此外,工况V的污泥回流比由100%降低为50%,工况V和VI的HRT由14 h缩短为12 h,这些都可能致出水TN偏高。

2.1.4 TP去除效果

系统对TP的去除效果如图3所示。进水TP浓度范围为1.19~7.50 mg/L,TP平均浓度为3.25 mg/L,出水TP平均浓度为0.21 mg/L,平均去除率为93.24%。各工况下平均出水TP浓度分别为0.11、0.16、0.18、0.26、0.23和0.27 mg/L,平均去除率分别为96.97%、94.16%、92.85%、92.90%、94.13%和92.78%。工艺同步脱氮除磷效果明显,出水TP和TN变化趋势基本保持一致。耦合工艺本质上属于后置反硝化工艺,其缺氧环境长达6~7 h,常规来说,传统聚磷菌会发生释磷反应导致出水TP升高。但试验中没有添加化学除磷药剂,在微生物作用下就满足了设计出水水质要求。雒海潮^[13]研究发现后置反硝化AOA工艺中存在反硝化除磷菌,这使得在缺氧条件下常规释磷过程能够与反硝化除磷菌的吸磷达成动态平衡。这或许是AOA工艺及耦合MBBR工艺除磷效果佳的重要原因之一。

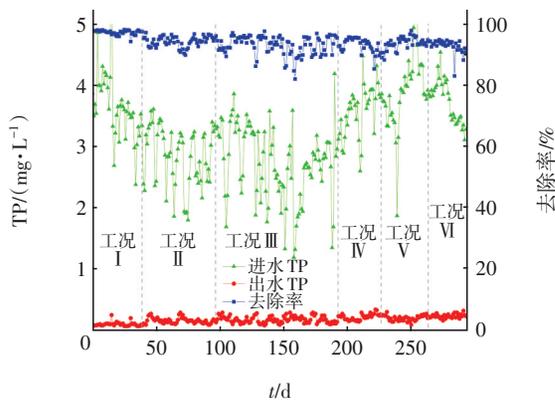


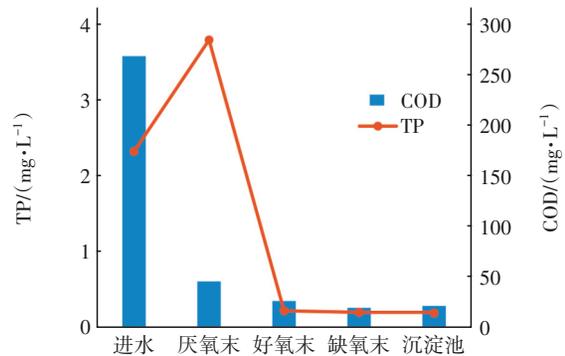
图3 AOA耦合MBBR工艺对TP的去除效果

Fig.3 TP removal effect of AOA coupled MBBR process

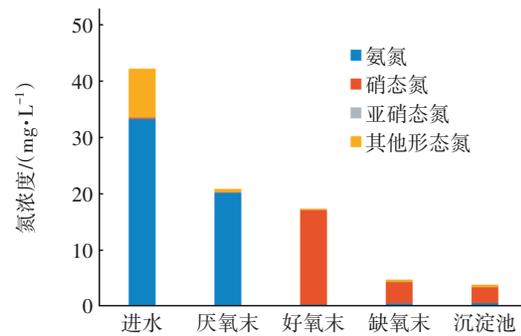
2.2 系统去除污染物过程分析

为进一步探究耦合工艺沿程污染物变化情况,在稳定条件下连续取样,检测各处理段COD、TP、氨氮、硝态氮、亚硝态氮和TN浓度,结果见图4。由图4(a)可知,COD在厌氧区得到大量去除,浓度由268 mg/L降为45.58 mg/L,大部分有机物被微生物合成胞内碳源;易降解的剩余有机物在好氧区得到进一

步去除,后经缺氧区和沉淀池的生物反应和吸附等过程,实现了最终的出水达标,平均浓度为21.35 mg/L。与此同时,在厌氧区发生了释磷反应,TP浓度由进水的2.32 mg/L上升到3.79 mg/L;在好氧区发生了过量吸磷现象,好氧末的出水TP浓度为0.22 mg/L,基本满足排放要求;经过长达6~7 h的缺氧后,系统没有发生释磷反应,出水TP基本维持在0.2 mg/L左右,满足出水标准。



a. COD、TP浓度变化



b. 氮浓度变化

图4 污染物沿程变化情况

Fig.4 Changes of pollutants along the process

由图4(b)可知,城市生活污水中几乎没有硝态氮和亚硝态氮,且几乎每个反应区都可以去除总氮。厌氧区总氮浓度降低主要受回流污泥稀释的影响,此外,回流污泥携带的硝态氮还可利用进水中的有机物进行反硝化。好氧区主要进行的是同步硝化反硝化反应,SND效率平均约为37%。缺氧区微生物则利用聚糖菌储存的内碳源与好氧阶段产生的硝态氮进行内源反硝化反应,内源反硝化速率均值为0.73 mg/(gVSS·h),出水TN约为3.5 mg/L。

2.3 COD_{intn}、SND效率和ENDR

在中试过程中,对各工况在稳定条件下的水质进行检测,计算得到内碳源储存效率、同步硝化反硝化效率和内源反硝化速率如图5所示。内碳源储

存效率均值为95.25%,为后续的内源反硝化提供了良好的条件。试验中总氮的去除以好氧区的同步硝化反硝化和缺氧区的内源反硝化为主。其中同步硝化反硝化效率均值为37%,其高值主要发生在气温高时(工况II),此时溶解氧控制得比较低;也有文献表明,在低DO条件下,硝化作用与吸磷作用的竞争可在絮体污泥微环境中为反硝化细菌提供DO梯度来触发SND^[4]。内源反硝化速率均值为0.65 mg/(gVSS·h),但工况IV取消了第二污泥回流后内源反硝化速率明显降低。可见,污泥双回流对于AOA耦合工艺高效脱氮有重要作用^[5]。

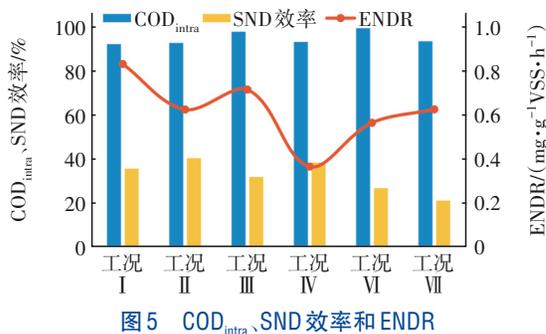
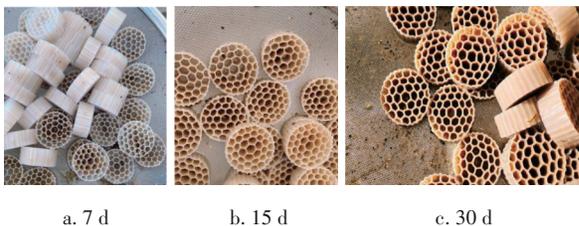


图5 COD_{intra}、SND效率和ENDR

2.4 AOA耦合MBBR系统微生物分析

投加MBBR填料后,厌氧区、好氧区、缺氧区挂膜时间分别约为2个月、2周(见图6)和1个月。好氧区镜检结果显示,处理效果良好时絮体粒径为500~800 μm,有压密性,呈深褐色,絮体之间的空隙中观察不到针尖状的小絮体。其中摩门虫属、磷壳虫属、轮虫属、腔轮虫属和水熊较为常见,而钟虫属、独缩虫属、盖纤虫属及等枝虫属数量较少,锤虫属较为罕见。



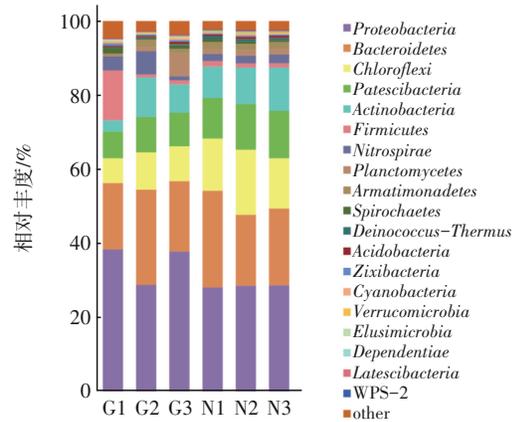
a. 7 d b. 15 d c. 30 d

图6 好氧区MBBR填料挂膜状态

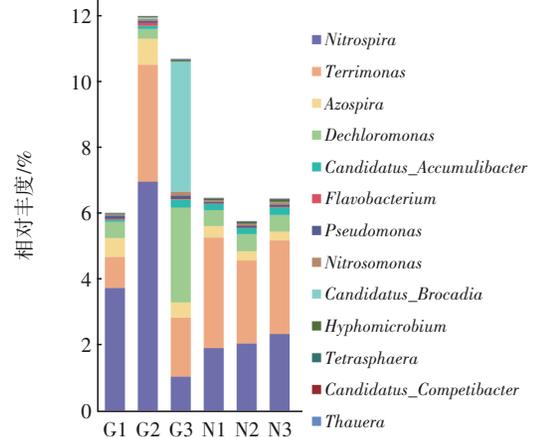
Fig.6 Biofilm formation on filler in aerobic zone of MBBR

通过高通量测序技术对工况III的活性污泥和各区段填料进行微生物多样性分析,结果如图7所示。其中G1、G2、G3分别代表厌氧区、好氧区和缺氧区的填料样本,N1、N2、N3分别代表厌氧区、好氧区和缺氧区的污泥样本。由图7(a)可以看出,变形

菌门(*Proteobacteria*)是所有菌群中的优势菌门,对水中有机物有很好的去除效果。好氧池中填料上的拟杆菌门(*Bacteroidetes*)相对丰度增加,可能参与了部分反硝化或将硝酸盐还原为铵。放线菌门(*Actinobacteria*)和绿弯菌门(*Chloroflexi*)是活性污泥中的主要丝状菌门,有利于生物膜的形成,提高污水处理的效率。厚壁菌门(*Firmicutes*)在厌氧池填料中含量最多,这与厌氧池中有机物分解和氮、磷的转化去除有密切关系。



a. 门水平(相对丰度前20名)



b. 属水平

图7 微生物群落结构

Fig.7 Microbial community structure

由图7(b)可知,在属水平上,用于内源反硝化的微生物有聚糖菌(GAO)*Candidatus_Competibacter*;脱氮反硝化菌(DNB)有*Terrimonas*、*Pseudomonas*、*Azospira*、*Thauera*等;系统还存在多种聚磷菌(PAO),如*Candidatus_Accumulibacter*和*Dechloromonas*,也检出了氨氧化菌(AOB)*Nitrosomonas*和亚硝酸盐氧化菌(NOB)*Nitrospira*。主要功能菌中G1、G2、G3的*Nitrospira*相对丰度分别为3.76%、6.98%和1.06%,

N1、N2、N3的 *Nitrospira* 相对丰度分别为 1.93%、2.07% 和 2.36%。G2的 NOB 相对丰度大于 G1 和 G3,也大于 N2,说明好氧区填料已经富集了促进硝化作用的功能菌。此外,填料和污泥样本中均检测出了厌氧氨氧化菌(AnAOB) *Candidatus_Brocadia*, G3的相对丰度更是达 3.72%。

冬季降温前(G和N)、中(G'和N')、后(G"和N")的高通量测序结果如图8所示。降温时,厌氧区、好氧区和缺氧区填料和污泥中的优势菌种数量均降低,且温度降低对填料生物活性的影响大于污泥。但好氧区填料较其他区填料具有更好的抗温度冲击和恢复效果,受低温影响 MBBR 填料敏感度排序为缺氧段>厌氧段>好氧段。

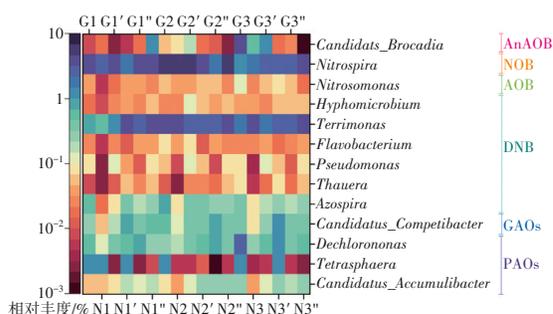


图8 降温前后各功能区微生物活性对比

Fig.8 Comparison of microbial activity in winter

2.5 投加填料效果分析

本试验是在原处理规模为 100 m³/d 的 AOA 中试基础上投加 MBBR 填料,验证其对 AOA 工艺的促进作用。在非冬季时,填料投加前后污水处理效果相差不大;但在冬季低温(工况 V 和工况 VI)增加 10% 进水量的条件下,投加填料后,系统对 COD、氨氮、TN 和总磷的去除效果优于投加前,出水浓度由 20.19、0.42、4.67、0.28 mg/L 分别降至 19.23、0.35、4.51、0.24 mg/L。

耦合工艺在冬季较冷的不利时段有一定的正向作用,且对好氧段的促进作用明显。在微生物方面,投加填料后,增加了各功能区生物量并富集专性功能微生物,如硝化细菌(*Nitrospira*);在出水水质方面,MBBR 悬浮填料强化了 AOA 工艺的硝化作用,使得好氧区更多的氨氮转化为硝态氮,硝态氮则在缺氧区得以进一步去除,提升了氨氮和总氮去除率;在运行方面,冬季低温时好氧末溶解氧由 2.5~4.5 mg/L 降低为 2~3.5 mg/L,减少了曝气能耗。综合运行效果和工程投资,推荐在 AOA 工艺的好氧

区投加 MBBR 填料。

3 结论

① AOA 耦合 MBBR 工艺在不投加外碳源条件下实现了出水各项指标的稳定达标,其中 TN 平均去除率达到 91.07%,出水浓度低于 5 mg/L。在冬季低温条件下,耦合工艺同时利用 AOA 工艺内源反硝化和 MBBR 工艺悬浮载体强化硝化的优势实现高效脱氮,取得了水量和水质提升的双重效益。

② 系统内碳源储存效率高,有机物的高效利用为后续的内源反硝化提供了良好的条件。总氮的去除主要通过好氧区的同步硝化反硝化和缺氧区的内源反硝化实现。

③ 各区投加 MBBR 填料有助于提高生化系统微生物总量,并可以富集厌氧氨氧化菌(AnAOB)。高通量测序结果显示,主要功能菌群在厌氧区、好氧区和缺氧区填料的相对丰度基本都大于污泥。好氧区填料富集了促进硝化作用的亚硝酸盐氧化菌 *Nitrospira*,其相对丰度为 6.98%。降温时,各反应区填料生物活性影响大于系统污泥,温度敏感度依次为缺氧段>厌氧段>好氧段。

④ 综合中试情况和工程投资,推荐在 AOA 工艺的好氧区投加 MBBR 填料。

参考文献:

- [1] 杜睿,彭永臻. 城市污水生物脱氮技术变革:厌氧氨氧化的研究与实践新进展[J]. 中国科学:技术科学, 2022, 52(3):389-402.
DU Rui, PENG Yongzhen. Technical revolution of biological nitrogen removal from municipal wastewater: recent advances in Anammox research and application [J]. Scientia Sinica (Technologica), 2022, 52(3):389-402(in Chinese).
- [2] ZHAO J, WANG X, LI X, et al. Combining partial nitrification and post endogenous denitrification in an EBPR system for deep-level nutrient removal from low carbon/nitrogen (C/N) domestic wastewater [J]. Chemosphere, 2018, 210:19-28.
- [3] 刘小芳,郭海燕,张胜男,等. 聚糖菌反硝化影响因素及内碳源转化特性[J]. 化工学报, 2019, 70(3): 1127-1134.
LIU Xiaofang, GUO Haiyan, ZHANG Shengnan, et al. Influencing factors of denitrification of glycans and transformation characteristics of internal carbon sources

- [J]. CIESC Journal, 2019, 70 (3) : 1127-1134 (in Chinese).
- [4] 安泽铭,丁静,高歆婕,等. AOA系统厌氧时间和溶解氧对内源反硝化脱氮速率的影响[J]. 中国环境科学, 2023,43(2):667-674.
- AN Zeming, DING Jing, GAO Xinjie, *et al.* Effects of anaerobic duration and dissolved oxygen on endogenous denitrification rate in AOA system [J]. China Environmental Science, 2023, 43 (2) : 667-674 (in Chinese).
- [5] 高歆婕,许载周,彭永臻,等. 污泥双回流-厌氧/好氧/缺氧强化内源反硝化深度脱氮[J]. 化工学报, 2022,73(11): 5098-5105.
- GAO Xinjie, XU Zaizhou, PENG Yongzhen, *et al.* Enhance nitrogen removal via endogenous denitrification in a sludge double recirculation-anaerobic/aerobic/anoxic process [J]. CIESC Journal, 2022, 73 (11) : 5098-5105(in Chinese).
- [6] 古凌艳,黄文章,王维康,等. AOA与多段AO工艺生物脱氮除磷性能的比较[J]. 中国给水排水,2024,40(7):1-5.
- GU Lingyan, HUANG Wenzhang, WANG Weikang, *et al.* Comparison on the simultaneous biological nitrogen and phosphorus removal performance between pilot-scale plant with AOA process and full-scale plant with multi-stage AO process [J]. China Water & Wastewater, 2024,40(7):1-5(in Chinese).
- [7] 姚晓琰,李凌云,薛晓飞,等. 污泥双回流-AOA中试系统处理低C/N城镇污水的脱氮除磷性能[J]. 环境工程学报,2023,17(8):2524-2533.
- YAO Xiaoyan, LI Lingyun, XUE Xiaofei, *et al.* Nitrogen and phosphorus removal performance on pilotscale sludge double recirculation AOA system in treating low C/N municipal wastewater [J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2023, 17 (8) : 2524-2533(in Chinese).
- [8] 王翥田,叶亮,张新彦,等. MBBR工艺用于无锡芦村污水处理厂的升级改造[J]. 中国给水排水,2010,26(2): 71-73.
- WANG Zhutian, YE Liang, ZHANG Xinyan, *et al.* Application of MBBR process to upgrading and reconstruction of WWTP[J]. China Water & Wastewater, 2010,26(2):71-73(in Chinese).
- [9] 吴迪,周家中,郑志佳,等. MBBR用于山西某污水厂提标改造效果分析[J]. 中国给水排水,2018,34(15): 6-11.
- WU Di, ZHOU Jiazhong, ZHENG Zhijia, *et al.* Application of MBBR process to upgrading and reconstruction of WWTP in Shanxi Province [J]. China Water & Wastewater, 2018, 34 (15) : 6-11 (in Chinese).
- [10] 吴迪,李闯修. 北方某污水处理厂Bardenpho-MBBR改造运行分析[J]. 中国给水排水,2018,34(9): 106-110,115.
- WU Di, LI Chuangxiu. Operation analysis of Bardenpho-MBBR upgrading and retrofitting in a northern wastewater treatment plant [J]. China Water & Wastewater, 2018, 34 (9) : 106-110, 115(in Chinese).
- [11] 杨颂,杨腾飞,付炳炳,等. MBBR耦合多段AO工艺在大型市政污水处理厂的运行初探和实践成效[J]. 净水技术,2024,43(1):101-109.
- YANG Song, YANG Tengfei, FU Bingbing, *et al.* Analysis of regulation and operation of MBBR coupled with multi-stage AO process in large municipal WWTP [J]. Water Purification Technology, 2024, 43(1) : 101-109(in Chinese).
- [12] 杨平,周家中,管勇杰,等. 基于MBBR的AAO和Bardenpho工艺改造效果对比[J]. 中国给水排水,2021,37(7):11-19.
- YANG Ping, ZHOU Jiazhong, GUAN Yongjie, *et al.* Comparison of AAO and Bardenpho processes transformation effect based on MBBR [J]. China Water & Wastewater, 2021, 37(7) : 11-19(in Chinese).
- [13] 雒海潮. 阶段曝气后置反硝化AOA系统脱氮除磷效能研究[D]. 哈尔滨:哈尔滨工业大学,2015.
- LUO Haichao. Study on Nitrogen and Phosphorus Removal Efficiency of a Post-aeration Denitrification AOA System [D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2015(in Chinese).

作者简介:韩小波(1979-),男,江苏淮阴人,博士,高级工程师,研究方向为水环境治理及饮用水安全保障技术。

E-mail:hanxiaobo@waterchina.com

收稿日期:2024-09-02

修回日期:2024-10-22

(编辑:李德强)