

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2021.07.002

基于 MBBR 的 AAO 和 Bardenpho 工艺改造效果对比

杨 平¹, 周家中², 管勇杰², 杨晓美², 刘 曙², 刘宜龙², 吴 迪²

(1. 青岛首创瑞海水务有限公司, 山东 青岛 266042; 2. 青岛思普润水处理股份有限公司,
山东 青岛 266555)

摘 要: 移动床生物膜反应器(MBBR)是一种高效的生物脱氮工艺,是污水厂提标改造的主流工艺之一。通过北方某污水厂的持续升级改造工程,分析了基于 MBBR 的 AAO 和 Bardenpho 工艺(分别记作 MBBR-AAO 工艺、MBBR-Bardenpho 工艺)的实际运行效果。MBBR-AAO 工艺和 MBBR-Bardenpho 工艺的实际硝化能力分别为 $0.158/0.208 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,远高于活性污泥法,而且 MBBR-Bardenpho 工艺的抗冲击能力更强、出水水质更稳定;两种工艺的出水 TN 浓度分别为 $(20.9 \pm 3.8)/(7.4 \pm 2.3) \text{ mg/L}$,对 TN 的去除率分别为 71.4% 和 88.8%。MBBR-Bardenpho 工艺可使出水 TN 低于 12 mg/L ,达到地表准 IV 类水质标准,在 TN 去除方面优势突出。沿程测定结果显示,MBBR-Bardenpho 工艺通过增加后置缺氧区,可使好氧区出水 TN 进一步降低,大大提高了生化池对 TN 的去除效果。悬浮载体和活性污泥的高通量测序结果显示,悬浮载体对硝化菌的富集能力较强,相对丰度超过 10%,主要起硝化作用;而活性污泥中反硝化菌的相对丰度较高,主要起反硝化作用。两种工艺的生化池占地分别为 $0.162/0.136 \text{ m}^2/(\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1})$,基于 MBBR 的优势,均可再次提标提量,吨水占地将进一步降低。两种工艺均有良好的除污效果,其中,MBBR-AAO 工艺主要适用于常规浓度进水的一级 A 达标污水厂,而 MBBR-Bardenpho 工艺适用于出水水质要求达到地表准 IV 类及以上标准的污水厂。

关键词: 移动床生物膜反应器; AAO 工艺; Bardenpho 工艺; 脱氮; 悬浮载体; 持续升级

中图分类号: TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2021)07-0011-09

Comparison of AAO and Bardenpho Processes Transformation Effect Based on MBBR

YANG Ping¹, ZHOU Jia-zhong², GUAN Yong-jie², YANG Xiao-mei², LIU Shu²,
LIU Yi-long², WU Di²

(1. Qingdao Shouchuang Ruihai Water Co. Ltd., Qingdao 266042, China; 2. Qingdao Spring Water Treatment Co. Ltd., Qingdao 266555, China)

Abstract: Moving bed biofilm reactor (MBBR) is an efficient biological nitrogen removal process, which is one of the most popular processes in the upgrading of wastewater treatment plant (WWTP). Based on the continuous upgrading of a WWTP in North China, actual operational performance of AAO and Bardenpho processes coupled with MBBR (named as MBBR-AAO process and MBBR-Bardenpho

process, respectively) were analyzed. The nitrification capacities of MBBR-AAO and MBBR-Bardenpho processes were $0.158 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ and $0.208 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, respectively, which were much higher than that of the activated sludge process. Moreover, the MBBR-Bardenpho process had a stronger impact resistance and more stable effluent. TN concentrations in the effluent of the two processes were $(20.9 \pm 3.8) \text{ mg/L}$ and $(7.4 \pm 2.3) \text{ mg/L}$, respectively, and their removal rates were 71.4% and 88.8%, respectively. The TN concentration in the effluent of the MBBR-Bardenpho process could be lower than 12 mg/L , which met the quasi class IV surface water standard and had an outstanding advantage in TN removal. The water quality analysis results along the process showed that, MBBR-Bardenpho process could further reduce the TN concentration in the effluent of the aerobic zone by adding an anoxic zone, which greatly improved the TN removal efficiency of the biochemical tank. Microbial communities of suspended carriers and activated sludge were detected by high-throughput sequencing. The suspended carriers had stronger enrichment ability for nitrifying bacteria, in which nitrifying bacteria was mainly responsible for nitrification and their relative abundance was more than 10%. However, relative abundance of denitrifying bacteria in activated sludge was higher than that in suspended carriers, and they were mainly responsible for denitrification. Footprints of the MBBR-AAO and MBBR-Bardenpho processes were $0.162 \text{ m}^2/(\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1})$ and $0.136 \text{ m}^2/(\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1})$, respectively. Based on the advantages of MBBR, the effluent standard can be further improved and the footprint per ton of water will be further reduced. Both processes can achieve good pollutants removal efficiency, in which MBBR-AAO is mainly applicable to WWTPs with conventional low substrate influent which meets the first level A standard, while Bardenpho process is suitable for WWTPs with effluent requirements of quasi class IV surface water standard and stricter standards.

Key words: MBBR; AAO process; Bardenpho process; nitrogen removal; suspended carrier; continuous upgrading

随着国家对水环境政策的不断完善,治污力度不断加强,GB 18918—2002 一级 A 标准已经开始在污水厂全面推行,水环境问题得到改善。但考虑到自然水体几乎丧失自净能力,各地区相继推出了更加严格的出水水质标准,如太湖流域标准、北京地标、浙江地标等地表准Ⅳ类,甚至更加严格的滇池“双五”标准等。对于高排放标准,核心是氨氮和 TN 的达标,需要通过二级生化单元的减量扩容或者原位强化处理来实现。对于减量扩容,污水厂本身占地紧凑,较难实现,所以生化段的原位强化处理技术成为了解决该问题的有效手段之一。目前,大多数污水厂采用的是活性污泥法,包括 AAO 及其变形工艺、氧化沟、SBR 及其变形工艺等,对于高排放标准,本身难以达到并且稳定性差,所以需要与其他工艺联用来满足日益严格的污水排放标准,而移动床生物膜反应器(MBBR)是较为合适的工艺之一。

MBBR 工艺的本质是向生化段投加悬浮载体,悬浮载体通过形成附着型生物膜达到强化污染物去

除的目的。该工艺以镶嵌的理念,不改变原工艺运行方式,自国内首个大型 MBBR 项目在无锡芦村成功实施以来,该工艺已发展成为污水厂改造的主流工艺之一^[1]。MBBR 工艺的核心是高效附着硝化类细菌,所以不管对于一级 A 还是更高的排放标准,在氨氮的处理问题上,悬浮载体一直保持着较强的优势。而在 TN 方面,则可利用悬浮载体强化硝化的优势,缩减好氧区池容,扩大缺氧区池容,通过延长缺氧区的停留时间,实现对 TN 的强化去除^[2-3]。传统工艺,以 AAO 为例,其去除 TN 全部依靠回流,出水标准越高,去除率越大,则回流量越大,与之匹配的能耗和药耗就更大。对于一级 A 标准,AAO 工艺尚可接受,而对于高标准的 TN,常规工艺显然已不适用。Bardenpho 为典型的五段工艺,通过在原 AAO 工艺后端增加后置反硝化区,来破除 TN 去除受回流比的限制,从而强化脱氮。随着污水厂对 TN 排放标准的提高,Bardenpho 工艺显现出极大的优势。基于传统活性污泥法的 Bardenpho 工艺流程

长、占地大,且早期对出水标准要求不严格,故应用较少。而MBBR工艺的引入,使得生化段原位形成基于MBBR的Bardenpho工艺成为可能^[4]。

采用MBBR工艺进行升级改造一方面可增加前缺氧区形成AAO工艺,另一方面,可增加后缺氧区形成Bardenpho工艺。笔者针对北方某污水厂,采用基于MBBR的AAO工艺和Bardenpho工艺(分别记作MBBR-AAO工艺、MBBR-Bardenpho工艺)进行持续升级改造,对比了两种工艺的实际运行效果,以期为污水厂的提标改造提供参考。

1 工程概况

该污水厂一期于1997年建成并投入运行,处理水量为 $8 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$,生化工艺为VIP工艺(Virginia Initiate Plant),出水水质执行《污水综合排放标准》(GB 8978—1996)二级排放标准^[5]。实际出水水质除TN和TP外基本能达到GB 18918—2002的一级B标准,但在冬季运行的2~3个月内,当进水水温低于 13°C 时,出水 NH_4^+-N 有时会超出GB 8978—1996的二级标准。2010年该污水厂进行提标改造,主要要求氨氮、有机物等达到GB 18918—2002的一级A标准。传统的生物处理工艺势必要增大生物池的池容,但污水厂周围已无发展用地,厂内可利用的土地远不能满足生物池扩容的需求,因此本次升级改造只能通过提升现有生物池的处理能力来实现。经过与其他方案对比,最终决定采用MBBR工艺。通过增加前缺氧区池容,缩减好氧区池容,在好氧区部分区域投加悬浮载体形成MBBR区,来强化污染物的去除。具体实施路线见图1(a)和(b)。

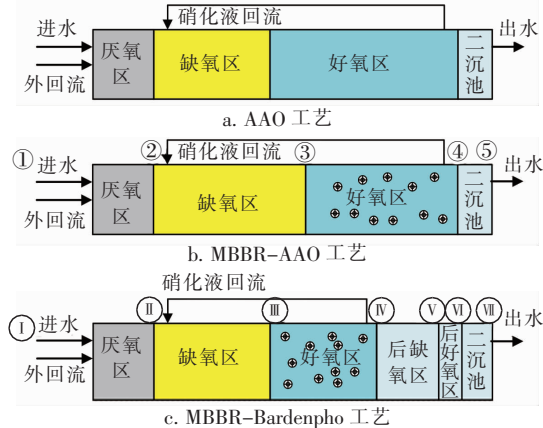


图1 AAO工艺、Bardenpho工艺改造示意及沿程取样点布置
Fig. 1 Reconstruction of AAO process and Bardenpho process and sampling points distribution along process

2015年,该污水厂进行持续升级,一方面要求出水水质全面达到GB 18918—2002一级A标准,并且预留实现地表准Ⅳ类标准的潜力;另一方面,污水厂服务区域经济发展导致污水排放量骤增,要求处理水量从 $8 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ 提升至 $9.5 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$,扩容19%。本次提标面临的主要问题有:①出水标准高,要求出水水质达到一级A标准且具备达到地表准Ⅳ类标准的潜力,这就对改造工艺系统尤其是生化系统的处理效果提出了更高的要求;②提量,污水厂提量19%,无扩建用地且现有工艺不能满足;③TN问题,TN去除率至少大于82%,如果全部依靠回流去除,总回流比至少要达到500%,能耗较高,且过多的硝化液回流必然携带大量的溶解氧,造成缺氧区碳源的浪费,药耗较高。综上,经过技术论证,本次提标提量改造决定采用MBBR-Bardenpho工艺,将原来一部分好氧区改为后缺氧区和后好氧区,保证出水TN达标。此次改造中,好氧区容积进一步缩小,通过扩大悬浮载体的填充区域,补投有效比表面积更大的悬浮载体来继续强化氨氮的去除。改造路线见图1(b)和(c)。

2 试验方法

2.1 沿程断面水质分析

为探究MBBR-AAO和MBBR-Bardenpho工艺各功能区对污染物的去除情况,对生化段沿程断面水质进行了检测分析。AAO工艺取样点包括生化池进水、厌氧区出水、缺氧区出水、好氧MBBR区出水和二沉池出水共5个取样点,如图1(b)所示;Bardenpho工艺取样点包括生化池进水、厌氧区出水、缺氧区出水、好氧MBBR区出水、后缺氧区出水、后好氧区出水和二沉池出水共7个取样点,如图1(c)所示。每间隔2~3h取样一次,所有样品先快速沉淀后取上清液,并及时进行预处理,将3次样品等量混合均匀后再进行水质指标的测定。

2.2 测试项目与方法

氨氮采用纳氏试剂分光光度法测定,硝态氮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测定,COD采用重铬酸钾法测定,pH值、DO采用WTW Multi-3430i便携式检测仪测定。

高通量测序分析:通过试剂盒(E. Z. N. A Mag-Bind Soil DNA Kit, OMEGA)提取微生物基因组DNA,通过1%琼脂糖凝胶电泳检测抽提基因组的完整性,利用Qubit 3.0 DNA试剂盒检测基因组

DNA 浓度。PCR 扩增所用引物为 341F/805R。PCR 产物进行琼脂糖凝胶电泳,通过 DNA 胶回收试剂盒 (SanPrep) 对 PCR 产物进行回收,利用 Qubit 3.0 DNA 检测试剂盒对回收的 DNA 精确定量,按 1:1 等量混合后测序,等量混合时,每个样品 DNA 量取 10 ng,最终上机测序浓度为 20 pmol,通过 Illumina MiSeq 测序平台完成对样品的高通量测序。采用 UPARSE 7.1 软件根据 97% 的相似度进行 OTU 聚类;使用 UCHIME 软件剔除嵌合体。利用 RDP classifier 对每条序列进行物种分类注释,比对 Silva 数据库 (SSU123),设置比对阈值为 70%。

2.3 计算方法

通过沿程断面检测点,确定各功能区对氨氮和 TN 的去除率。假设进水量为 Q ,内回流比为 R ,外回流比为 r ,则外回流量为 rQ ,内回流量为 RQ , $C_1 \sim C_5$ 、 $C_1 \sim C_{\text{III}}$ 分别代表各个功能区取样断面的污染物浓度。

① MBBR-AAO 工艺

厌氧区污染物去除率:

$$\frac{C_1 Q + C_5 \times rQ - C_2 \times (1+r)Q}{C_1 \times Q} \times 100\% \quad (1)$$

缺氧区污染物去除率:

$$\frac{C_2 \times (1+r)Q + C_4 \times RQ - C_3 \times (1+r+R)Q}{C_1 \times Q} \times 100\% \quad (2)$$

好氧 MBBR 区污染物去除率:

$$\frac{(C_3 - C_4) \times (1+R+r)Q}{C_1 \times Q} \times 100\% \quad (3)$$

② MBBR-Bardenpho 工艺

厌氧区污染物去除率:

$$\frac{C_1 Q + C_{\text{III}} \times rQ - C_{\text{II}} \times (1+r)Q}{C_1 \times Q} \times 100\% \quad (4)$$

缺氧区污染物去除率:

$$\frac{C_{\text{II}} \times (1+r)Q + C_{\text{IV}} \times RQ - C_{\text{III}} \times (1+r+R)Q}{C_1 \times Q} \times 100\% \quad (5)$$

好氧 MBBR 区污染物去除率:

$$\frac{(C_{\text{III}} - C_{\text{IV}}) \times (1+R+r)Q}{C_1 \times Q} \times 100\% \quad (6)$$

后缺氧区污染物去除率:

$$\frac{(C_{\text{IV}} - C_{\text{V}}) \times (1+r)Q}{C_1 \times Q} \times 100\% \quad (7)$$

3 运行效果分析

基于 MBBR 的 AAO 工艺与 Bardenpho 工艺用于同一污水厂的持续升级改造,分别选取各工艺运行 1 年的数据进行分析。污水厂常规指标除 SS、TP 外其他基本依靠生化池去除,故分析了两种工艺对 COD、氨氮和 TN 的去除效果。

3.1 对 COD 的去除效果

两种工艺对 COD 的去除效果见图 2。可以看出,MBBR-AAO 和 MBBR-Bardenpho 工艺进水 COD 浓度分别为 (821.1 ± 244.9) 、 (814.8 ± 414.4) mg/L,出水浓度分别为 (25.1 ± 6.1) 、 (21.1 ± 5.7) mg/L,均可稳定达到国家一级 A 标准,而且部分时段可以达到地表准 IV 类水质标准。采用 MBBR-Bardenpho 工艺时,在进水水质波动较大的情况下,出水水质更稳定。可见,MBBR-Bardenpho 工艺在抗有机负荷冲击能力及出水水质稳定性方面都较 MBBR-AAO 工艺具有优势。污水厂进水中含有一定比例的工业废水,有机物成分复杂,采用 MBBR-Bardenpho 工艺后,缺氧/好氧/缺氧/好氧的交替环境可以通过共代谢作用促进 COD 的降解以及多环或者杂环化合物、卤代烃等难降解有机物的去除^[6]。此外,通过延长缺氧区 HRT,也强化了慢速碳源的利用率,实现了有机物的高效去除。

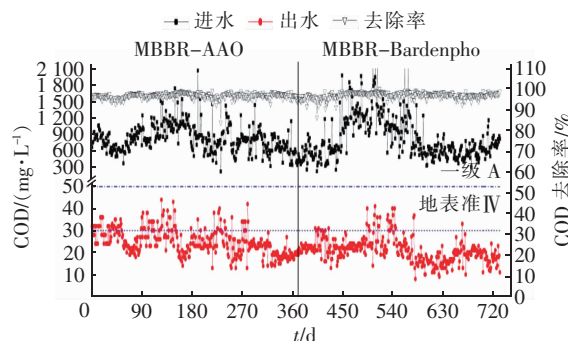


图2 MBBR-AAO 工艺与 MBBR-Bardenpho 工艺的 COD 去除效果对比

Fig. 2 Comparison of COD removal efficiency between MBBR-AAO process and MBBR-Bardenpho process

3.2 对氨氮的去除效果

两种工艺对氨氮的去除效果见图 3。可以看出,整体上 MBBR-Bardenpho 运行时期进水氨氮浓度较低,但是由于进水流量增大,且好氧区池容降低,实际的进水氮负荷是 AAO 工艺运行时期的 1.3 倍。两种工艺出水氨氮分别为 (1.5 ± 0.5) 、 (1.1 ± 0.9) mg/L,均能够稳定达到国家一级 A 标准。

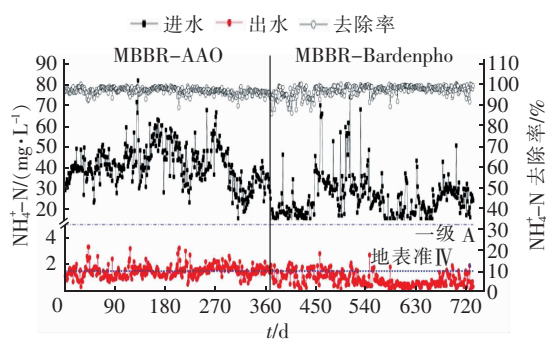


图3 MBBR-AAO工艺与MBBR-Bardenpho工艺的氨氮去除效果对比

Fig. 3 Comparison of $\text{NH}_4^+ - \text{N}$ removal efficiency between MBBR-AAO process and MBBR-Bardenpho process

AAO工艺和Bardenpho工艺的总池容相同,但是Bardenpho工艺增加了缺氧区的池容,形成了五段工艺,所以好氧区的池容较低,实际HRT由AAO工艺的13.6 h降低至8.6 h,降低了37%。运行结果显示,MBBR-AAO工艺的硝化能力是 $0.158 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,而MBBR-Bardenpho工艺的硝化能力达到了 $0.208 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,较MBBR-AAO工艺提升了32%,且远高于传统的活性污泥法。

能够实现AAO工艺向Bardenpho工艺原位切换的前提就是向系统中投加悬浮载体,采用Bardenpho工艺后通过补投悬浮载体,强化了氨氮的去除。MBBR工艺的本质是生物膜工艺,悬浮载体生物膜的泥龄较长,一般可以达到30 d以上,且专性在好氧区持留,对长泥龄优势菌群硝化菌的持留起到了促进作用,并且在流化的作用下,可以实现硝化菌的高效富集,从而强化氨氮的去除^[7]。在好氧区中悬浮载体生物膜贡献较大比例的硝化作用,并且在低温、冲击负荷等极端条件下,该比例会被逐步放大,悬浮载体生物膜的优势就会越明显^[8-9]。

此外,MBBR工艺的设计以膜面负荷为基础^[10-11],所以系统对氨氮的处理能力与系统内总的有效表面积有关,可以通过增加好氧区悬浮载体的填充率(增加悬浮载体投加量)或者采用有效比表面积更大的悬浮载体来提高系统的氨氮处理能力。Bardenpho工艺中虽然好氧区HRT降低,但是一方面通过增加好氧区悬浮载体的填充区域,另一方面采用比表面积更大的SPR-3(有效比表面积为 $800 \text{ m}^2/\text{m}^3$)型悬浮载体^[12],通过增加系统总有效表面积达到了强化氨氮去除的目的。

3.3 对TN的去除效果

两种工艺对TN的去除效果见图4。MBBR-AAO和MBBR-Bardenpho工艺中,进水TN浓度分别为 (73.2 ± 22.0) 、 $(65.9 \pm 30.0) \text{ mg/L}$,出水浓度分别为 (20.9 ± 3.8) 、 $(7.4 \pm 2.3) \text{ mg/L}$,TN去除率分别为71.4%和88.8%。可以看出,在MBBR-AAO工艺中,出水TN浓度高于国家一级A标准限值,而MBBR-Bardenpho工艺出水 $\text{TN} < 12 \text{ mg/L}$,基本达到了地表准IV类水质标准。

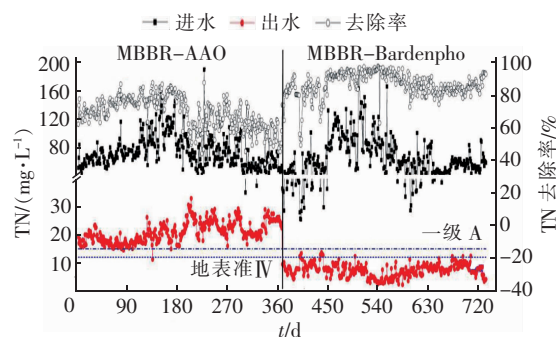


图4 MBBR-AAO工艺与MBBR-Bardenpho工艺的TN去除效果对比

Fig. 4 Comparison of TN removal efficiency between MBBR-AAO process and MBBR-Bardenpho process

从运行的角度看,AAO工艺对于TN的去除主要依靠硝化液回流,实际运行时系统总回流比在350%~400%之间,理论TN去除率最大可达80%,实际平均去除率在71.4%,由于其硝化过程良好,基本能够接近理论水平。如果利用AAO工艺使出水TN达到国家一级A标准,甚至要使出水 $\text{TN} < 12 \text{ mg/L}$,TN去除率需要达到85%以上,高TN去除率必然需要继续提高内回流比,这将伴随着巨大的电耗,并且硝化液回流携带大量溶解氧,也会造成较大的碳源浪费。所以对于TN高进水浓度、高出水标准的要求,AAO工艺并不适用。而Bardenpho工艺,在保持总回流比基本不变的情况下,通过后置缺氧区继续反硝化脱氮,系统对TN的去除率可以达到88.8%,较AAO工艺提高了17.4%;从TN去除角度看,AAO工艺与Bardenpho工艺都是通过活性污泥法反硝化脱氮,通过增加缺氧区的池容,延长了缺氧区的停留时间,为反硝化过程提供了充足的反应时间,并且能够强化对原水碳源的利用率;从池型的角度看,AAO为三段工艺,Bardenpho为五段工艺,后者通过设置后置缺氧区,破除了回流比对于TN去除的限制,可以对好氧区出水的TN进一步去

除,达到了强化 TN 去除的目的。

为验证三段 AAO 和五段 Bardenpho 工艺各功能区对氮素的去除情况,进行了沿程对比分析。

3.4 沿程分析

基于 MBBR 的 AAO 和 Bardenpho 工艺均实现了强化去除污染物的目的,为比较两种工艺各功能区对污染物的去除效果,分别对两种工艺进行了沿程断面取样测定。取样测定时 AAO 工艺实际总回流比为 350%,Bardenpho 工艺实际总回流比为 230%。测定结果如图 5 所示。从图 5(a)可以看出,两种工艺的出水氨氮都低于 1.5 mg/L,并且氨氮都是在好氧 MBBR 区内被去除,AAO 和 Bardenpho 工艺对氨氮的去除率分别达到 96.9% 和 98.9%。对于 Bardenpho 工艺而言,好氧区停留时间的降低,并没有影响对氨氮的去除效果。

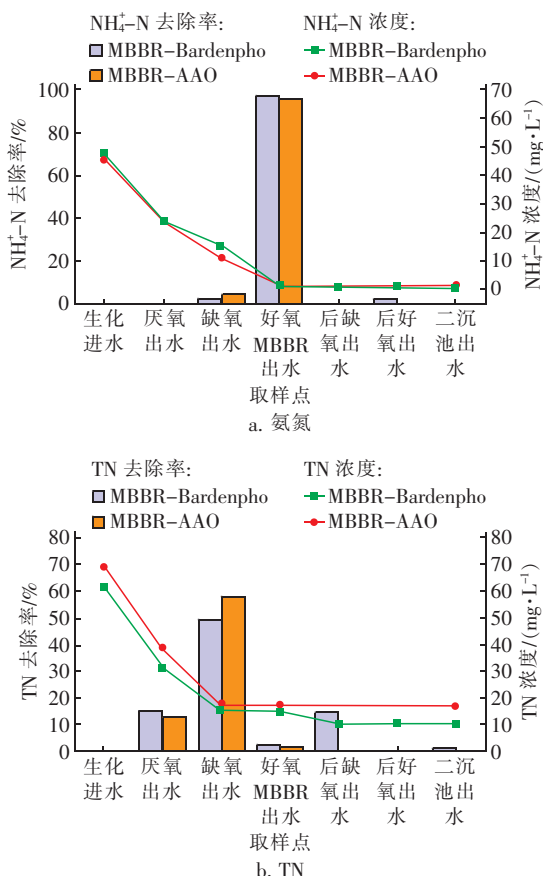


图5 氨氮和 TN 的沿程去除效果

Fig.5 Removal efficiency of NH_4^+-N and TN along treatment process

从图 5(b)可以看出,对于 AAO 工艺,在系统总回流比为 350% 的情况下,厌氧缺氧区对 TN 的去除率达到了 72.3%,效果较好,虽然好氧 MBBR 区发生

了一定的同步硝化反硝化过程,但是最终出水 TN 浓度仍在 17.5 mg/L,难以达到国家一级 A 标准。而对于 Bardenpho 工艺,由于整体回流比较低,厌氧缺氧区的 TN 去除率仅为 64.8%;但是好氧区出水经过后置反硝化区之后,TN 浓度进一步降低,后置反硝化区对 TN 的去除率达到了 14.7%,使得最终出水 TN 浓度仅为 10.1 mg/L,整体上 Bardenpho 工艺对 TN 的去除率达到了 82.9%。采用 Bardenpho 工艺进行改造,当好氧 MBBR 区出水 TN 达标时,后缺氧区可不投加碳源,而一旦进水 TN 超标,导致好氧 MBBR 区出水 TN 偏高时,则可在后缺氧区投加碳源,从而保障生化池出水 TN 达标。可见,Bardenpho 工艺不仅脱氮效果好,而且对 TN 的去除可控性强。

4 悬浮载体强化硝化的机理分析

污水厂能够实现原位 AAO 和 Bardenpho 改造的前提是悬浮载体对氨氮的强化去除作用,所以从微观层面进一步分析两种工艺的差异,对两种工艺的活性污泥以及悬浮载体生物膜进行了 16S rDNA 扩增子高通量测序,其中,各样品属水平物种的相对丰度如图 6 和表 1 所示。

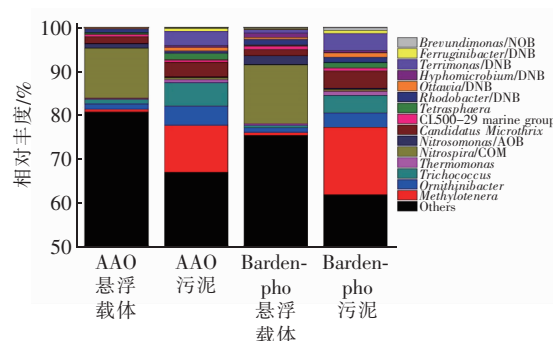


图6 微生物属水平上的相对丰度

Fig.6 Relative abundance distribution of microbes at genus level

表1 悬浮载体生物膜和活性污泥的优势菌群及相对丰度
Tab.1 Dominant bacteria and relative abundance of suspended carrier biofilm and activated sludge %

项 目	功能	AAO 工艺		Bardenpho 工艺	
		悬浮载体	污泥	悬浮载体	污泥
<i>Nitrospira</i> /COM	硝化	8.44	0.49	13.50	0.40
<i>Nitrosomonas</i> /AOB	硝化	1.03	0.18	2.04	0.22
<i>Terrimonas</i> /DNB	反硝化	0.67	3.22	0.83	3.90
<i>Methylobacter</i>	反硝化	0.66	10.76	0.71	15.45

污水厂执行硝化功能的微生物主要是硝化螺旋菌属 *Nitrospira* (NOB) 和亚硝化单胞菌属

Nitrosomonas (AOB), 其中 *Nitrospira* 具有全程氨氧化的能力, 即可以完成氨氮氧化成硝态氮的过程, 统称为 Comammox, 其比生长速率较低, 对基质的亲和力较大, 在氨氮浓度较低的环境中更具竞争优势^[13]。从图 6 和表 1 可以看出, 悬浮载体对 *Nitrospira* 具有较强的富集能力, 送检的 AAO 和 Bardenpho 工艺的悬浮载体样品中, *Nitrospira* 的相对丰度分别达到了 8.44% 和 13.50%, 远高于同期送检的活性污泥样品 (相对丰度仅为 0.49% 和 0.40%)。此外悬浮载体对 *Nitrosomonas* 的富集能力也优于活性污泥。整体上, 悬浮载体上硝化菌属的相对丰度达到了 10% 以上。表 2 列举了其他采用 MBBR 工艺的污水厂的微生物检测结果, 可以看出, *Nitrospira* 均是硝化菌优势菌属, 与活性污泥相比, 悬浮载体对硝化菌的富集能力较强, 硝化菌的相对丰度基本能够达到活性污泥的 10 倍以上。从微生物的角度进一步证实了 MBBR 对于强化硝化的作用, 为生化段的原池改造提供了基础。

表 2 各污水厂悬浮载体生物膜和活性污泥中硝化菌的相对丰度

Tab. 2 Relative abundance of nitrifying bacteria on suspended carrier biofilm and activated sludge in WWTPs %

项 目	硝化菌类型	相对丰度	
		活性污泥	悬浮载体
北方某污水厂 ^[14]	<i>Nitrospira</i>	2.04	28.59
	<i>Nitrosomonas</i>	0.19	0.88
呼和浩特某污水厂 ^[15]	<i>Nitrospira</i>	0.01	6.96
	<i>Nitrosomonas</i>	6.97	7.64
浙江某污水厂 ^[16]	<i>Nitrospira</i>	0.97	6.08
	<i>Nitrosomonas</i>	0.15	1.35
新疆某污水厂 ^[17]	<i>Nitrospira</i>	1.09	8.51

从图 6 和表 1 可以看出, 活性污泥中 *Terrimonas* 和 *Methylothera* 的相对丰度远高于悬浮载体。*Terrimonas* 在活性污泥中的相对丰度较高, 在低温条件下该菌属成为活性污泥中亚硝酸氧化细菌的优势菌属, 部分菌属则属于严格好氧化能异养菌, 具有反硝化功能^[18]; 活性污泥中该菌属的相对丰度大于 3.0%, 而在悬浮载体中不足 1.0%。*Methylothera* 为嗜甲基菌属, 该类菌属在湖泊沉积物等污泥中大量存在, 能够以甲醇为碳源^[19]; 此类菌属在活性污泥中的相对丰度较大, 能达到 10% 以上, 而在悬浮载体中不足 1.0%。污水厂投加的碳源为乙酸钠和啤酒废水, 甲醇的来源可能与污水厂进水含 70% 的

工业废水有关, 也可能与投加的啤酒废水有关。整体上, 对于异养反硝化菌而言, 其泥龄较短, 更易在活性污泥中富集。

5 经济分析

在占地方面: Bardenpho 工艺占地 $0.136 \text{ m}^2 / (\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1})$, 是 AAO 工艺 $[0.162 \text{ m}^2 / (\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1})]$ 的 84%。之所以 Bardenpho 工艺占地更省, 原因在于通过悬浮载体的补充投加强化了系统的处理能力, 实现了生化池的原池扩容。所以, 采用 MBBR 工艺, 可以进行原池扩容提标, 无需新增用地。而对于新建污水厂, MBBR 工艺将大幅度地降低项目用地。值得一提的是, 对于以纯 MBBR 工艺为主 (无二沉池, 无污泥回流系统) 的污水厂, 其占地面积仅为传统活性污泥法的 10% ~ 20%, 占地更为紧凑^[20]。

能耗方面: AAO 工艺的电耗为 $0.338 \text{ kW} \cdot \text{h} / \text{m}^3$, 而 Bardenpho 工艺的电耗则达到 $0.445 \text{ kW} \cdot \text{h} / \text{m}^3$, 增加了 $0.107 \text{ kW} \cdot \text{h} / \text{m}^3$ 。增加的原因主要是进水氮负荷增加, 且出水水质标准高。两种工艺的电耗较一般污水厂都高, 主要是进水基质浓度高, 设计进水 COD 和 TN 分别达到了 950、80 mg/L, 且存在大量超标的情况。

药耗方面: 当前为控制出水 TN 浓度, 污水厂投加 25% 的乙酸钠溶液, 正常情况下日均投加量为 15 t, 前、后缺氧区投加比例为 1 : 2, 但有时进水受有机物冲击时, 前缺氧区不投加碳源。

6 工艺特点以及适用性

分别从以下几个方面对比了基于 MBBR 的 AAO 和 Bardenpho 工艺的特点以及适用性:

① 处理效果: MBBR - AAO 工艺和 MBBR - Bardenpho 工艺对污染物均具有较好的去除效果, 在 TN 去除方面, MBBR - Bardenpho 工艺优势突出, 可使出水 TN 浓度低于 12 mg/L 甚至更低。

② 生化占地: 基于 MBBR 工艺强化硝化的特性, 两种工艺均可以大幅度降低占地, 并且都有提量的潜力, 占地都较为节省; 此外, 对于改造项目, 均可实现原池升级改造。

③ 运行控制: MBBR - AAO 工艺对 TN 的去除依靠回流比, 若要提高 TN 去除率, 需提高回流比, 能耗高且精确控制较难; MBBR - Bardenpho 工艺根据进水 BOD 调整内回流比, 回流量低, 且后置缺氧区对 TN 的去除主要依靠碳源投加, 可控性强。

基于 MBBR 的 AAO 工艺为三段工艺, 流程短,

控制简单,对氨氮去除效果较好,对TN去除效果一般,对于高浓度进水,如需TN达到一级A标准,需要较大的回流比,能耗高,适用于常规浓度进水的一级A达标污水厂;基于MBBR的Bardenpho工艺为五段工艺,流程长,控制简单,对氨氮去除效果较好,对TN的去除保障依靠后置反硝化区,通过控制加药量来调节出水TN浓度,可满足国家一级A标准或者地表准IV类标准,适用于出水要求达到地表准IV类及以上标准的污水厂。

7 结论

① 采用MBBR工艺可以实现污水厂的持续升级改造,基于MBBR的AAO和Bardenpho工艺对氨氮和COD的去除效果均能稳定达到国家一级A甚至地表准IV类标准,两种工艺的实际硝化能力分别为 0.158 、 $0.208 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$,Bardenpho工艺的处理能力更强,出水水质更稳定,而且具有更强的抗冲击性。

② 基于MBBR的Bardenpho工艺对TN的去除优势突出,可保障生化段出水TN低于 12 mg/L ,后置缺氧区的增加,进一步强化了TN的去除,使生化段TN的去除率高达 88.8% 。

③ 高通量测序结果显示,悬浮载体有利于硝化菌群的高效富集,平均相对丰度在 10% 以上,有效保障了两种工艺硝化过程的稳定进行;而活性污泥中反硝化菌的相对丰度较高,主要进行反硝化脱氮,悬浮载体和活性污泥分别保障了氨氮和TN的稳定达标。

④ 基于MBBR的AAO和Bardenpho工艺均可以实现原池改造,占地省。其中,MBBR-AAO工艺对TN的去除能力有限,主要适用于常规浓度进水的一级A达标污水厂,MBBR-Bardenpho工艺的TN去除能力较强,主要适用于出水要求达到地表准IV类及以上标准的污水厂。

参考文献:

[1] QU J H, WANG H C, WANG K J, *et al.* Municipal wastewater treatment in China: development history and future perspectives [J]. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 2019, 13(6): 88.

[2] 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).

[3] 韩萍,许斌,宋美芹,等. 团岛污水厂MBBR工艺的升级改造及运行效果[J]. *中国给水排水*, 2014, 30(12): 110-114.

HAN Ping, XU Bin, SONG Meiqin, *et al.* Design features and operational effect of Tuandao WWTP upgrading by MBBR in Qingdao [J]. *China Water & Wastewater*, 2014, 30(12): 110-114 (in Chinese).

[4] 滕良方,吴迪,郑志佳,等. 某污水厂Bardenpho-MBBR准IV类水提标改造分析[J]. *中国给水排水*, 2019, 35(11): 33-39.

TENG Liangfang, WU Di, ZHENG Zhijia, *et al.* Upgrading and reconstruction to meet quasi class IV standard of surface water by Bardenpho-MBBR in a wastewater treatment plant [J]. *China Water & Wastewater*, 2019, 35(11): 33-39 (in Chinese).

[5] 段存礼,顾瑞环,程俊涛,等. 青岛李村河污水厂升级改造工程设计及运行[J]. *中国给水排水*, 2011, 27(12): 66-70.

DUAN Cunli, GU Ruihuan, CHENG Juntao, *et al.* Design and operation of upgrading and retrofitting project of Qingdao Licunhe WWTP [J]. *China Water & Wastewater*, 2011, 27(12): 66-70 (in Chinese).

[6] 王伟,潘尚磊,张静,等. 厌氧共代谢分解难降解有机物的研究进展[J]. *环境科学与技术*, 2014, 37(6): 78-82.

WANG Wei, PAN Shanglei, ZHANG Jing, *et al.* Progress in anaerobic co-metabolism of refractory organics [J]. *Environmental Science & Technology*, 2014, 37(6): 78-82 (in Chinese).

[7] 吴迪. MBBR在国内的工程应用与发展前景[J]. *中国给水排水*, 2018, 34(16): 22-31.

WU Di. Application and development prospect of MBBR in China [J]. *China Water & Wastewater*, 2018, 34(16): 22-31 (in Chinese).

[8] 郑志佳,白华清,孟涛,等. 低温下MBBR强化硝化原理分析和应用[J]. *中国给水排水*, 2019, 35(23): 6-11.

ZHENG Zhijia, BAI Huaqing, MENG Tao, *et al.* Principle analysis and application of MBBR enhanced nitrification at low temperature [J]. *China Water & Wastewater*, 2019, 35(23): 6-11 (in Chinese).

- [9] 黄青,周家中,吴迪,等. Bardenpho 镶嵌 MBBR 工艺用于北方某污水厂抗冲击性能[J]. 环境工程学报, 2020,14(6):1698-1704.
HUANG Qing, ZHOU Jiazhong, WU Di, *et al.* Shock-loading resistance of Bardenpho-embedded MBBR process in a WWTP of northern China[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(6): 1698-1704 (in Chinese).
- [10] CHAALI M, NAGHDI M, BRAR S K, *et al.* A review on the advances in nitrifying biofilm reactors and their removal rates in wastewater treatment[J]. Journal of Chemical Technology & Biotechnology, 2018, 93(11): 3113-3124.
- [11] BARWAL A, CHAUDHARY R. To study the performance of biocarriers in moving bed biofilm reactor (MBBR) technology and kinetics of biofilm for retrofitting the existing aerobic treatment systems: a review[J]. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology, 2014, 13(3): 285-299.
- [12] 杨宇星,吴迪,宋美芹,等. 新型 MBBR 用于类地表Ⅳ类水排放标准升级改造[J]. 中国给水排水, 2017,33(14):93-98.
YANG Yuxing, WU Di, SONG Meiqin, *et al.* Application of new MBBR in WWTP upgrading to meet class IV surface water standard[J]. China Water & Wastewater, 2017, 33(14): 93-98 (in Chinese).
- [13] BARTOSCH S, WOLGAST I, SPIECK E, *et al.* Identification of nitrite-oxidizing bacteria with monoclonal antibodies recognizing the nitrite oxidoreductase [J]. Applied and Environmental Microbiology, 1999, 65(9): 4126-4133.
- [14] 栾志翔,吴迪,韩文杰,等. 北方某污水厂 MBBR 工艺升级改造后的高效脱氮除磷效果[J]. 环境工程学报, 2020,14(2):333-341.
LUAN Zhixiang, WU Di, HAN Wenjie, *et al.* Effect of high efficiency nitrogen and phosphorus removal in a wastewater treatment plant in North China[J]. Chinese Journal of Environmental Engineering, 2020, 14(2): 333-341 (in Chinese).
- [15] 高伟楠,周川,纪海霞,等. MBBR 用于呼市某污水厂提标改造工程的设计与运行[J]. 中国给水排水, 2019,35(10):53-59.
GAO Weinan, ZHOU Chuan, JI Haixia, *et al.* Design and operation of a WWTP retrofitting via MBBR in Hohhot City[J]. China Water & Wastewater, 2019, 35(10): 53-59 (in Chinese).
- [16] 周祯领,吴迪,韩文杰,等. MBBR 镶嵌氧化沟在某污水处理厂的提标效果分析[J]. 中国给水排水, 2019, 35(17):1-6.
ZHOU Zhenling, WU Di, HAN Wenjie, *et al.* Retrofitting effect of oxidation ditch embedded with MBBR in a wastewater treatment plant [J]. China Water & Wastewater, 2019, 35(17): 1-6 (in Chinese).
- [17] 肖宁,吴辰平,吴迪,等. 新疆某污水厂氧化沟工艺 MBBR 改造效果分析[J]. 中国给水排水, 2019, 35(21):11-16.
XIAO Ning, WU Chenping, WU Di, *et al.* Retrofitting effect of oxidation ditch process by MBBR in a wastewater treatment plant in Xinjiang[J]. China Water & Wastewater, 2019, 35(21): 11-16 (in Chinese).
- [18] ZHANG J, GU T, ZHOU Y, *et al.* *Terrimonas rubra* sp. nov., isolated from a polluted farmland soil and emended description of the genus *Terrimonas* [J]. International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology, 2012, 62(Pt 11): 2593-2597.
- [19] SRINANDAN C S, D' SOUZA G, SRIVASTAVA N, *et al.* Carbon sources influence the nitrate removal activity, community structure and biofilm architecture [J]. Bioresource technology, 2012, 117: 292-299.
- [20] MANNINA G, EKAMA G, ODEGAARD H, *et al.* Advances in Wastewater Treatment [M]. London: IWA Publishing, 2018.

作者简介:杨平(1979-),男,辽宁铁岭人,本科,高级工程师,主要从事污水处理运营管理工作。

E-mail: qdsprsch@163.com

收稿日期:2020-03-12

修回日期:2020-05-25

(编辑:刘贵春)