

# MBBR + 磁混凝用于 CAST 工艺升级改造的效果分析

郑志佳<sup>1</sup>, 连来喜<sup>2</sup>, 刘彦华<sup>3</sup>, 宋平周<sup>1</sup>, 王江宽<sup>1</sup>, 吴迪<sup>1</sup>, 孙庆花<sup>1</sup>  
(1. 青岛思普润水处理股份有限公司, 山东 青岛 266555; 2. 西宁市排水开发建设有限公司,  
青海 西宁 810001; 3. 中国市政工程华北设计研究总院有限公司, 天津 300381)

**摘要:** 浙江省某市政污水处理厂设计规模为  $10 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ , 出水水质执行《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002) 的一级 B 标准, 采用 MBBR + 磁混凝工艺对其进行一级 A 升级改造, 改造完成至今已运行 1 年多, 在冬季低温条件下仍具有较好的运行效果。改造后, 出水 COD、BOD<sub>5</sub>、氨氮、TN、TP 和 SS 平均浓度分别为 13.87、2.10、0.75、10.83、0.10 和 5.3 mg/L, 稳定达到了 GB 18918—2002 的一级 A 标准。不改变原有 CAST 工艺的运行方式和池容, 在主反应区镶嵌 MBBR, 安装搅拌器, 增加反硝化时序, 有效提高了系统的脱氮效果; 深度处理采用磁混凝 + 纤维转盘滤池工艺, 以微小磁粉作为晶核, 强化混凝效果, 确保出水 SS 和 TP 稳定达标。生化系统内主要的硝化菌群为 *Nitrosomonas* 和 *Nitrospira*, 硝化菌群在悬浮载体上的相对丰度达到 8.71%, 高于活性污泥中的 4.85%; 主要的反硝化菌群为 *Azoarcus* 和 *Zoogloea*, 反硝化菌群在悬浮载体上的相对丰度达到 11.58%, 在活性污泥中为 9.78%。

**关键词:** CAST 工艺; MBBR 工艺; 磁混凝; 升级改造; 高通量测序

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2020)01-0007-07

## Upgrading and Reconstruction of CAST Process by MBBR and Magnetic Coagulation Process

ZHENG Zhi-jia<sup>1</sup>, LIAN Lai-xi<sup>2</sup>, LIU Yan-hua<sup>3</sup>, SONG Ping-zhou<sup>1</sup>, WANG Jiang-kuan<sup>1</sup>,  
WU Di<sup>1</sup>, SUN Qing-hua<sup>1</sup>

(1. Qingdao Spring Water-treatment Co. Ltd., Qingdao 266555, China; 2. Xining Drainage Development and Construction Co. Ltd., Xining 810001, China; 3. North China Municipal Engineering Design & Research Institute Co. Ltd., Tianjin 300381, China)

**Abstract:** The design scale of a municipal sewage treatment plant in Zhejiang Province was  $10 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ , and the effluent quality was required to meet the first level B criteria in *Discharge Standard of Pollutants for Municipal Wastewater Treatment Plant* (GB 18918 - 2002). MBBR and magnetic coagulation process was adopted to improve the effluent quality to meet the first level A criteria in GB 18918 - 2002 standard. The project has been reconstructed for more than one year, which still has good performance under low temperature in winter. After reconstruction, the average effluent COD, BOD<sub>5</sub>, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - N, TN, TP and SS were 13.87 mg/L, 2.10 mg/L, 0.75 mg/L, 10.83 mg/L, 0.10 mg/L and

基金项目: 国家水体污染控制与治理科技重大专项(2017ZX07106005-04); 青岛市民生科技计划项目(18-6-1-100-nsh)

通信作者: 吴迪 E-mail: hitwudi@126.com

5.3 mg/L, respectively, which reached the first level A criteria in GB 18918 - 2002 standard stably. Without changing the operation mode and tank capacity of the original CAST process, the MBBR process was embedded in the main reaction area, and a stirrer was installed to increase the sequence of denitrification, which effectively improved the nitrogen removal effect of the system. The process of magnetic coagulation and fiber disc filter were adopted in the advanced treatment, and tiny magnetic powder was used as the crystal nucleus to enhance the coagulation and flocculation effect, so as to ensure that the effluent SS and TP could reach the standard stably. *Nitrosomonas* and *Nitrospira* were the main nitrifying bacteria in the system, and the relative abundance of nitrifying bacteria on the suspended carrier reached 8.71%, which was higher than that of the activated sludge (4.85%). The main denitrifying bacteria were *Azoarcus* and *Zoogloea*, and the relative abundance of denitrifying bacteria on suspended carrier and activated sludge reached 11.58% and 9.78% respectively.

**Key words:** CAST process; MBBR process; magnetic coagulation; upgrading and reconstruction; high-throughput sequencing

循环式活性污泥法(CAST)是SBR工艺的一种变型,在国内有着广泛的应用,其改造方法是一级A甚至地表IV类水提标改造的焦点之一。为应对高排放标准,需要对生化段和深度处理段进行进一步优化设计,以实现最优的工艺组合。对于生化段,由于SBR系统的时序限制,通常的做法是扩建以降低负荷,或部分扩建将CAST工艺改为连续流。例如邓伟斌<sup>[1]</sup>对广东省南部某污水处理厂的CAST工艺进行池型改造,设置单独的厌氧区和缺氧区,明确厌氧、缺氧、好氧三大功能分区,有效提高了脱氮效果。移动床生物膜反应器(MBBR)工艺在国内得到广泛应用,尤其在A<sup>2</sup>/O工艺的嵌入式改造方面有大量的应用案例,但基于CAST工艺的原位改造报道较少。若能直接在CAST工艺内嵌入MBBR工艺以实现提标,可无需额外增加占地且不改变原有工艺路线,实现深度脱氮,具有较好的应用前景。对于TP和SS,磁混凝澄清工艺是常用的强化处理技术,即在污泥循环加载型沉淀技术的基础上投加磁粉,微细的磁粉颗粒作为沉淀析出晶核,使得水中胶体颗粒与磁粉颗粒更容易碰撞脱稳而形成絮体,可大大提高悬浮物的去除效率<sup>[2]</sup>。笔者以浙江省某市政污水处理厂为例,分析MBBR+磁混凝工艺在CAST工艺升级改造中的应用效果,以期为其他类似污水处理厂的提标改造提供技术参考。

## 1 研究背景

### 1.1 污水处理厂概况

浙江省某市政污水处理厂的设计规模为 $10 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ ,生化池采用水深为7 m、最大滗水深度为

2.11 m的CAST工艺,出水水质执行国家一级B标准;工艺流程如下:进水→粗格栅→细格栅→旋流沉砂池→CAST生化池→紫外消毒→出水,其中,CAST生化池共建有8格,分为4组,各组交替进水和排水,单个运行周期为4 h,即1 h进水及曝气、1 h纯曝气、1 h沉淀和1 h滗水;未设置化学除磷系统。污水厂出水水质需提标至一级A标准,但原有CAST工艺的出水TN和TP指标不理想,故采用MBBR+磁混凝工艺对该污水厂进行提标改造。

### 1.2 设计水质

为确保设计能够满足处理标准的要求,根据污水厂提供的数据对进水水质重新进行核定,为节省投资,选取95%保证率进水水质作为设计水质,当进水水质超过设计水质时,通过调整运行工况予以解决。改造前污水厂出水BOD<sub>5</sub>、COD、SS、NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N、TN、TP浓度分别为3.6、15.9、9.9、1.9、15.4、0.36 mg/L,改造后,设计进水浓度分别为120、270、160、40、50、4 mg/L,设计出水浓度分别为10、50、10、5、15、0.5 mg/L。

### 1.3 改造方案

由于原有CAST工艺的氮素去除能力不足,出水总氮浓度偏高,需强化系统的反硝化能力,对CAST时序进行调整。进水阶段停止曝气,改为边进水边搅拌,在主反应区加装搅拌器,即增加反硝化时序,曝气时间由原来的2 h调为1 h,单个运行周期仍为4 h。为弥补曝气时间的缩短,提高硝化效果,同时强化反硝化能力,本次设计在主反应区投加悬浮载体,增强硝化及反硝化功能。投加SPR-II

型悬浮载体,填充率为26%,悬浮载体直径为 $(25 \pm 0.5)$  mm、高为 $(10 \pm 1)$  mm,挂膜后密度与水接近,有效比表面积 $>620 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ,符合《水处理用高密度聚乙烯悬浮载体填料》(CJ/T 461—2014)标准。

增设磁混凝澄清池和纤维转盘滤池,CAST池出水经泵提升后进入磁混凝澄清池,依次投加混凝剂聚合氯化铝(PAC)、磁粉和助凝剂聚丙烯酰胺(PAM),反应生成较大的含磁粉絮体颗粒,而后流入磁分离池,泥水分离后的含磁污泥经高剪切机对磁粉和污泥进行分离,并进入磁鼓进行磁粉回收,回收的磁粉回流至混凝池前继续参与反应,剩余污泥则进入后续污泥处理系统,出水汇流至纤维转盘滤池,进一步过滤处理,以确保TP和SS的稳定达标排放。污水处理厂改造后的工艺流程见图1。

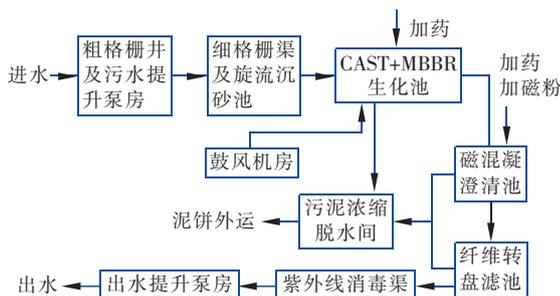


图1 改造后的工艺流程

Fig. 1 Flow chart of treatment process after reconstruction

## 2 结果与讨论

### 2.1 有机物及氨氮的去除效果

2017年9月该污水厂完成生化池的改造,11月完成全部提标改造工作,改造期间污水厂持续生产运营。改造前后进出水COD浓度的变化见图2。

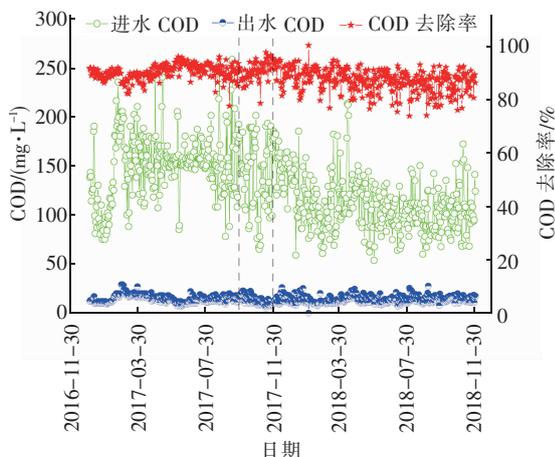


图2 改造前后COD的去除效果

Fig. 2 Removal effect of COD before and after reconstruction

改造前,进水COD浓度为 $(148.77 \pm 34.04)$  mg/L,改造后,进水COD浓度为 $(107.28 \pm 25.55)$  mg/L,有大幅降低,出水COD浓度平均值由改造前的15.9 mg/L降至13.87 mg/L。另外,改造前,进水BOD<sub>5</sub>浓度为 $(49.88 \pm 18.11)$  mg/L,出水BOD<sub>5</sub>浓度为 $(3.6 \pm 1.95)$  mg/L,波动较大;改造后,进水BOD<sub>5</sub>浓度为 $(37.10 \pm 12.89)$  mg/L,也有降低,出水BOD<sub>5</sub>浓度为 $(2.10 \pm 1.05)$  mg/L,均低于5 mg/L,且稳定性更强。

从改造后的工艺流程看,仅CAST+MBBR生化池具有脱氮作用。改造前后氨氮的进出水浓度变化如图3所示。改造前后进水氨氮浓度相当,且相对稳定,出水氨氮平均浓度由改造前的1.9 mg/L降至0.75 mg/L左右,均稳定低于5 mg/L,可知,缩短曝气时间并没有降低系统的硝化能力,而投加悬浮载体的改造措施增强了系统的硝化能力,使得整体的硝化效果进一步提升。

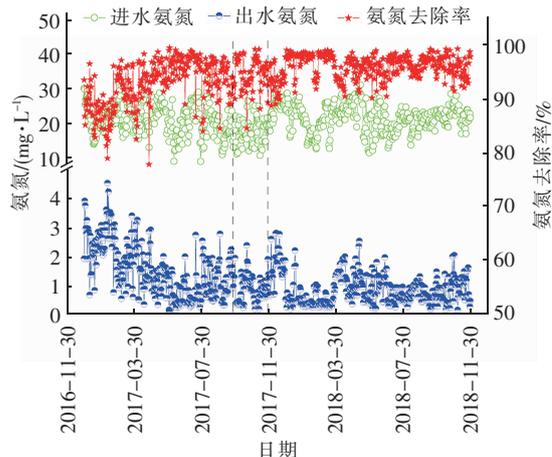


图3 改造前后氨氮的去除效果

Fig. 3 Removal effect of  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  before and after reconstruction

### 2.2 TN的去除效果及SND现象

改造前后进出水TN浓度的变化如图4所示。改造前,尤其是冬季,出水TN均值在15 mg/L以上,系统对TN的平均去除率为48.17%。改造后,进水TN在16.06~38 mg/L之间,出水TN则维持在6.13~14.2 mg/L之间、平均值为10.83 mg/L,系统对TN的平均去除率为57.14%。在进水TN浓度相当的情况下,TN去除效果升高的原因分析如下:一是增加反硝化时序,进水时进行搅拌,使进水中的碳源优先被反硝化菌利用,增强了系统的反硝

化能力;二是悬浮载体的投加,增加了反硝化菌的数量和活性,随着悬浮载体上生物膜的逐渐成熟,好氧层和缺氧层逐渐稳定,曝气时段的同步硝化反硝化(SND)作用也增强了系统的脱氮能力。

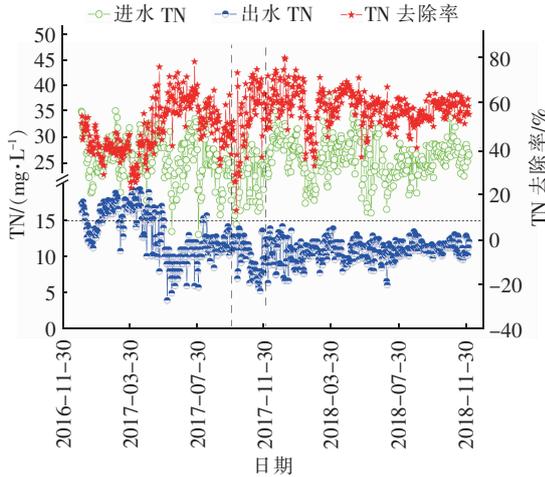


图4 改造前后 TN 的去除效果

Fig.4 Removal effect of TN before and after reconstruction

另外,该污水厂的进水碳源严重不足,改造前进水 BOD<sub>5</sub> 平均浓度为 49.88 mg/L,改造后水平均浓度为 37.10 mg/L、出水平均浓度为 2.10 mg/L。改造后碳源投加量为 7 mg/L,系统进水 TN 平均浓度为 25.71 mg/L,出水平均浓度为 10.83 mg/L,则系统实际去除的 BOD<sub>5</sub>/TN 约为 2.82,而一般认为 BOD<sub>5</sub>/TN >3.5 时,系统才能达到较为理想的脱氮效果。分析原因可能是:①系统内富集有分解有机物的菌属,将大分子难降解的有机物水解为小分子有机物供反硝化菌利用;②菌体老化死亡自溶释放内碳源,内碳源多被 SND 利用;③系统富集有在贫营养条件下具有高效脱氮特性的反硝化菌。

按照 CAST 生化池的运行周期沿程取样,监测氮素浓度的变化情况,结果见图 5。按实际滗水比例换算 TN 去除量,按进水基准计算 TN 去除率。

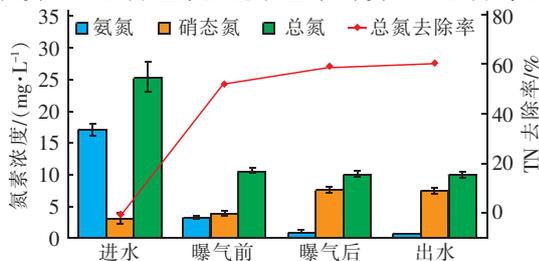


图5 CAST 工艺中氮素浓度的沿程变化

Fig.5 Change of nitrogen concentration along CAST process

由图 5 可以看出,在整个周期的各个阶段均有总氮的去除,进水及搅拌阶段、曝气阶段和沉淀阶段分别去除了 52.40%、6.72% 和 1.57% 的 TN, TN 总去除率为 60.69%。曝气阶段去除了 1.7 mg/L 的 TN,推测为 SND 作用的结果。在众多采用 MBBR 工艺进行改造的污水厂,均在好氧 MBBR 区发现了显著的 SND 现象,例如,杨晓美等<sup>[3]</sup>以 MBBR + A<sup>2</sup>/O—AO 工艺新建的北方某项目中,好氧段去除的总氮合计为 10.20 mg/L;山西某污水厂采用改良 A<sup>2</sup>/O + MBBR 工艺提标改造后,在好氧区检测到对 TN 的去除量为 3~6 mg/L<sup>[4]</sup>;以 MSBR + MBBR 工艺改造的长三角区域某污水厂中,好氧区对 TN 的去除率占总去除率的 6%~8%<sup>[5]</sup>。相比于 A<sup>2</sup>/O 等推流工艺好氧 MBBR 段的效果,本项目中的 SND 作用较弱,可能与进水中的基质浓度较低有关。

为分析悬浮载体上生物膜的 SND 作用对去除 TN 的贡献,取 CAST 池内挂膜成熟的悬浮载体进行小试。取搅拌结束时的池内混合液,经快速沉淀后的上清液作为小试进水,控制 DO 浓度为 2~3 mg/L,反应时间为 1 h,每隔 10 min 取一次样,监测氮素浓度的变化情况,结果如图 6 所示。前 10 min 氨氮降解较少,10~50 min 硝化速率较快,60 min 后氨氮剩余浓度为 0.98 mg/L。硝态氮浓度在前 10 min 有所下降,10 min 之后持续升高,增长趋势与氨氮的硝化速率基本一致。总氮浓度在整个小试期间持续下降,由 13.76 mg/L 降到 12.11 mg/L,总氮去除率为 11.99%。悬浮载体生物膜上典型的缺/好氧微环境,以及对功能微生物的富集作用,促进了同步硝化反硝化作用,使得在曝气阶段仍能去除总氮。

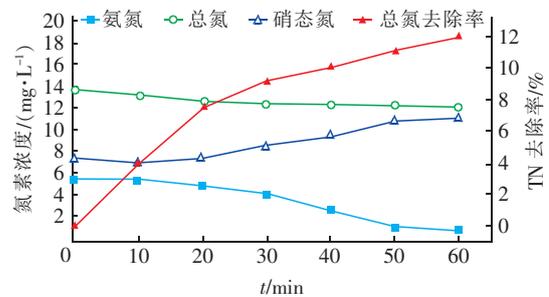


图6 悬浮载体生物膜的 SND 作用

Fig.6 SND of biofilm on suspended carriers

### 2.3 TP 及SS 去除效果的强化

改造前后总磷的去除情况如图 7 所示。改造前,系统进水 TP 浓度为 (2.48 ± 0.86) mg/L,生化

段出水 TP 浓度为 $(0.42 \pm 0.20)$  mg/L,系统出水 TP 浓度为 $(0.38 \pm 0.12)$  mg/L。2017 年 9 月完成生化池的改造工作后,生化段出水 TP 浓度开始逐步降低,平均为 $(0.20 \pm 0.09)$  mg/L,生物除磷作用得到了强化。11 月之后,深度处理工艺投入使用,出水 TP 浓度为 $(0.10 \pm 0.05)$  mg/L。仅靠生物作用就使生化段出水 TP 浓度低于 0.5 mg/L,大大减轻了后续深度处理设施的负荷,节省了运行费用。CAST 工艺经 MBBR 工艺改造后,系统内存在悬浮污泥及附着生物膜,分别满足脱氮和除磷菌群的需求,能够实现脱氮除磷的同步强化。硝态氮的存在会与聚磷菌竞争有机物,从而抑制聚磷菌对磷的释放,进而影响好氧条件下聚磷菌对磷的吸收;另外,硝态氮会被部分聚磷菌作为电子受体进行反硝化,从而使其以发酵产物作为电子受体进行发酵产酸、抑制聚磷菌的释磷和吸磷能力以及 PHB 的合成能力。系统改造在主反应区安装搅拌机,增加进水搅拌时序后,脱氮能力增强,回流污泥中的硝酸盐浓度降低,从而减弱了硝酸盐对生物除磷的影响,增强了系统的生物除磷作用。

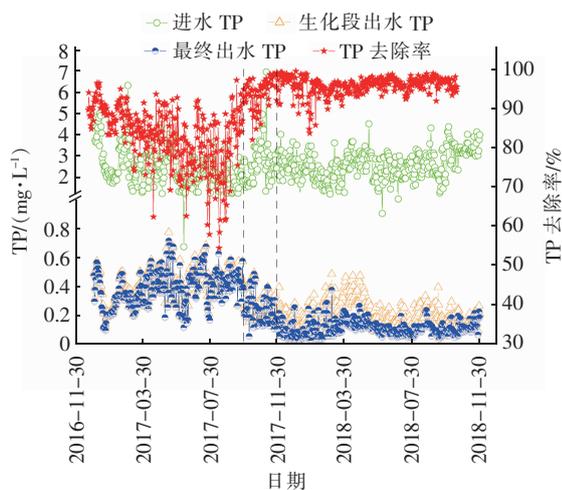


图7 改造前后 TP 的去除效果

Fig. 7 Removal effect of TP before and after reconstruction

改造前后 SS 的去除情况如图 8 所示。磁混凝澄清池和纤维转盘滤池的投入使用,使出水 SS 稳定达标。改造前进水 SS 浓度相当,出水 SS 平均浓度由改造前的 9.9 mg/L 降低到 5.3 mg/L。磁混凝分 3 个阶段:第 1 阶段投加 PAC,投加量为 85 mg/L;第 2 阶段投加磁粉,投加量为 5 ~ 5.5 mg/L;第 3 阶段投加 PAM,投加量根据出水水质进行调整,约为 0.003 mg/L。

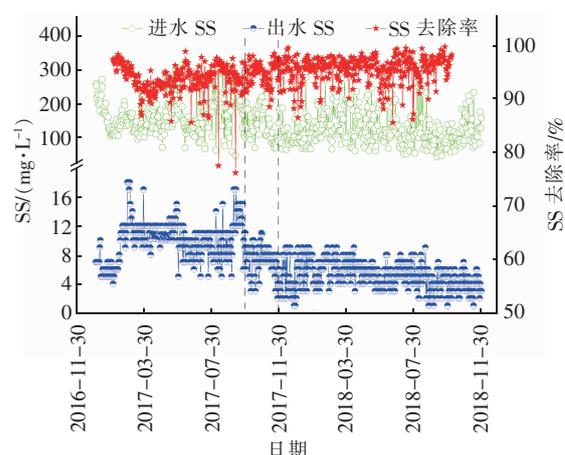


图8 改造前后 SS 的去除效果

Fig. 8 Removal effect of SS before and after reconstruction

对 CAST 池、磁混凝池、纤维滤池的出水进行粒度分析,CAST 池出水的平均粒径为 615 nm,经过磁混凝池后平均粒径增长至 955 nm,显示出混凝效果较好,使得小絮体逐步增长,有利于分离;经过纤维滤池后,平均粒径降至 396 nm,表明较大粒径的絮体已被去除。CAST 池、磁混凝池和纤维滤池的出水 SS 分别为 15、8、4.7 mg/L。

## 2.4 微生物菌群变化

为进一步探究悬浮载体的强化脱氮作用,对挂膜成熟的悬浮载体生物膜和悬浮态污泥进行了高通量测序分析,结果见图 9。

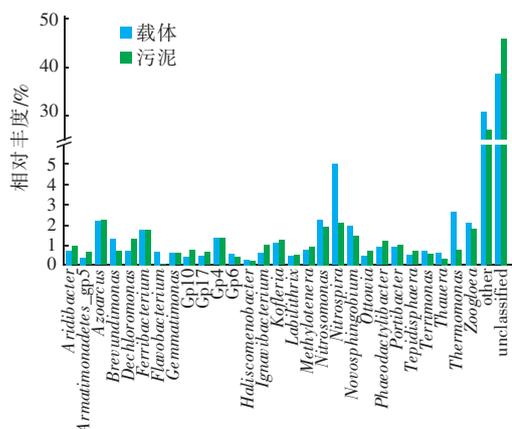


图9 悬浮载体和活性污泥中的微生物菌群丰度

Fig. 9 Microbial abundance of suspended carriers and activated sludge

硝化菌群在悬浮载体上的相对丰度为 8.71%,而在污泥中的相对丰度仅为 4.85%。系统中的硝化菌群主要为 *Nitrosomonas* (AOB) 和 *Nitrospira* (NOB),在悬浮载体上的相对丰度分别为 2.26% 和

5.01%，在污泥中的相对丰度分别为 1.91% 和 2.09%。有研究表明，*Nitrospira* 兼具 AOB 和 NOB 功能，其比生长速率低，对基质的亲和力更大，在氨氮浓度较低的环境中更具优势<sup>[6]</sup>。

有研究表明，与反硝化作用有关的主要菌群包括：*Azoarcus*、*Thauera*、*Zoogloea*、*Rhodocyclus*、*Dechloromonas*、*Rhodobacter*、*Comamonas* 等<sup>[7]</sup>。本次测序也发现了 *Azoarcus*、*Zoogloea*、*Thauera*、*Dechloromonas* 等可能参与反硝化作用的菌群，在悬浮载体上的相对丰度分别为 2.18%、2.07%、0.67%、0.57%，在污泥中的相对丰度分别为 2.21%、1.80%、1.27%、0.29%。反硝化菌群在悬浮载体上的相对丰度为 11.58%，在污泥中的相对丰度为 9.78%。其中，*Zoogloea* 是兼性好氧细菌，在有氧条件下，能够利用氧气作为电子受体，而在无氧环境下，它同样能够利用硝酸盐作为电子受体进行生长，而且 *Zoogloea* 与菌胶团的形成有密切关系，可能会促进系统实现同步硝化反硝化作用<sup>[8]</sup>。周石磊等<sup>[9]</sup>从水库底层沉积物中分离出 14 株高效贫营养好氧反硝化菌株，其中包含 *Acinetobacter*、*Novosphingobium*、*Aquabacterium*、*Sphingomonas*、*Zoogloea* 和 *Delftia*。*Acinetobacter*、*Novosphingobium*、*Aquabacterium* 和 *Zoogloea* 在本项目中均有检出，在悬浮载体上的相对丰度分别为 0.33%、1.92%、0.37% 和 2.07%，在污泥中的相对丰度分别为 0.03%、1.45%、0.15% 和 1.80%。因此推测，MBBR 的嵌入增强了对贫营养反硝化菌属的富集，从而强化了系统的脱氮能力。

CAST 系统内的悬浮载体在时序上经历了厌氧、缺氧和好氧 3 种状态，与只处于好氧状态的悬浮载体相比，微生物的种群结构有很大的差异。本项目中悬浮载体上硝化菌群的相对丰度为 8.71%，反硝化菌群的相对丰度为 11.58%。而在山西某污水处理厂好氧 MBBR 区的悬浮载体上检测到反硝化菌群的相对丰度仅为 5.89%，硝化菌群的相对丰度达到 11.7%<sup>[4]</sup>；方土等人<sup>[5]</sup>测得悬浮载体上硝化菌群的相对丰度更是超过了 13.17%。

### 3 结论

① 采用 MBBR + 磁混凝工艺实现了对以 CAST 为主体工艺的污水处理厂的提标改造，改造后出水 COD、BOD<sub>5</sub>、氨氮、TN、TP 平均浓度分别为

13.87、2.10、0.75、10.83、0.10 mg/L，出水水质优于 GB 18918—2002 的一级 A 排放标准。

② 在原 CAST 工艺运行方式和池容不变的基础上进行改造，在主反应区镶嵌 MBBR，安装搅拌机，增加反硝化时序，可有效提高系统的脱氮效果。

③ 深度处理采用磁混凝 + 纤维转盘滤池工艺，该工艺以微小磁粉作为晶核，强化混凝效果，使得出水 SS 及 TP 浓度均能稳定达到 GB 18918—2002 的一级 A 排放标准。

④ 改造后，系统内的硝化菌群主要为 *Nitrosomonas* 和 *Nitrospira*，硝化菌群在悬浮载体上的相对丰度达到了 8.71%，高于活性污泥中的 4.85%；反硝化菌群主要为 *Azoarcus* 和 *Zoogloea*，反硝化菌群在悬浮载体上的相对丰度达到了 11.58%，在活性污泥中为 9.78%。

### 参考文献：

- [1] 邓伟斌. 南方某污水处理厂 CAST 工艺提标改造[J]. 中国给水排水, 2016, 32(16): 77-79.  
Deng Weibin. Upgrading of cyclic activated sludge technology in a wastewater treatment plant in southern China[J]. China Water & Wastewater, 2016, 32(16): 77-79 (in Chinese).
- [2] 施园. 磁混凝澄清工艺在污水厂提标中的应用[J]. 水处理技术, 2018, 44(11): 136-137, 140.  
Shi Yuan. Application of magnetic coagulation clarification technology in reconstruction of wastewater treatment plant [J]. Technology of Water Treatment, 2018, 44(11): 136-137, 140 (in Chinese).
- [3] 杨晓美, 宋美芹, 吴迪, 等. 新型悬浮载体强化脱氮除磷技术用于高标准污水处理[J]. 中国给水排水, 2017, 33(16): 97-102.  
Yang Xiaomei, Song Meiqin, Wu Di, et al. Application of new style suspended carriers enhancing nitrogen and phosphorus removal in wastewater treatment for high standard[J]. China Water & Wastewater, 2017, 33(16): 97-102 (in Chinese).
- [4] 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, (下转第 17 页)