

DOI:10.19853/j.zgjsps.1000-4602.2020.15.014

## MBBR 工艺用于唐山某污水厂提标改造效能分析

张晶晶<sup>1</sup>, 杨翠春<sup>2</sup>, 丁鹏霖<sup>1</sup>, 周家中<sup>1</sup>, 孟涛<sup>1</sup>, 周传庭<sup>3</sup>

(1. 青岛思普润水处理股份有限公司, 山东 青岛 266555; 2. 唐山市丰南区利源污水处理有限公司, 河北 唐山 063000; 3. 上海市城市建设设计研究总院<集团>有限公司, 上海 200125)

**摘要:** 唐山某污水厂进行一级 A 提标改造, 采用 MBBR 工艺对氧化沟进行改造, 在缺氧区及好氧区同时投加悬浮载体。改造后系统出水 COD、BOD<sub>5</sub>、TN、氨氮、TP、SS 分别为 (30.5 ± 5.2)、(3.4 ± 0.6)、(13.0 ± 1.4)、(1.6 ± 1.0)、(0.42 ± 0.05)、(7.55 ± 1.18) mg/L, 稳定达到一级 A 标准。污水厂全流程测定结果显示, 好氧区存在稳定的同步硝化反硝化(SND)过程, 对 TN 的去除率为 8.9%, 保障在不投加碳源的情况下出水 TN 稳定达标。小试结果表明, 在 10~12℃ 的低温环境下, 悬浮载体的硝化速率为 0.13 kgN/(m<sup>3</sup>·d), 原水反硝化速率最大为 0.039 kgN/(m<sup>3</sup>·d), 悬浮载体的加入保障了系统低温下良好的处理效果。高通量测序结果表明: 好氧区悬浮载体上硝化螺旋菌相对丰度为 6.57%, 是活性污泥的 3 倍, 并且在好氧区悬浮载体上发现了相对丰度为 1.85% 的反硝化菌, 为 SND 现象提供了微观解释。缺氧区悬浮载体上反硝化菌的相对丰度为 7.72%, 是活性污泥中的 2.5 倍。通过原池嵌入 MBBR 工艺, 强化了系统的硝化反硝化效果。

**关键词:** MBBR 工艺; 一级 A 标准; 好氧悬浮载体; 缺氧悬浮载体; 抗冲击能力

**中图分类号:** TU992 **文献标识码:** A **文章编号:** 1000-4602(2020)15-0078-08

## Efficiency Analysis of MBBR Process Applied in Upgradation of a Wastewater Treatment Plant in Tangshan

ZHANG Jing-jing<sup>1</sup>, YANG Cui-chun<sup>2</sup>, DING Peng-lin<sup>1</sup>, ZHOU Jia-zhong<sup>1</sup>, MENG Tao<sup>1</sup>,  
ZHOU Chuan-ting<sup>3</sup>

(1. Qingdao Spring Water Treatment Co. Ltd., Qingdao 266555, China; 2. Tangshan Liyuan Wastewater Treatment Co. Ltd., Tangshan 063000, China; 3. Shanghai Urban Construction Design and Research Institution <Group> Co. Ltd., Shanghai 200125, China)

**Abstract:** A wastewater treatment plant (WWTP) in Tangshan was upgraded to first class A standard. The oxidation ditch was reconstructed by MBBR process, in which suspended carriers were added to the anoxic and aerobic areas. The COD, BOD<sub>5</sub>, TN, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, TP and SS in the effluent after reconstruction were (30.5 ± 5.2), (3.4 ± 0.6), (13.0 ± 1.4), (1.6 ± 1.0), (0.42 ± 0.05) and (7.55 ± 1.18) mg/L, respectively, which stably met the first class A standard. Water quality measurement along the biochemical tank showed that stable simultaneous nitrification and denitrification (SND) took place in the aerobic area. The removal efficiency of TN was 8.9%, and the effluent TN could stably reach the standard without adding carbon source. The small-scale experimental results

showed that the nitrification rate and maximal denitrification rate of the suspended carrier were  $0.13 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  and  $0.039 \text{ kgN}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$  respectively at low temperature environment ( $10 - 12 \text{ }^\circ\text{C}$ ). The results indicated that the addition of suspended carriers maintained the good treatment performance at low temperature. The relative abundance of *Nitrospira* on the aerobic suspended carriers was 6.57% as detected by high-throughput sequencing, which was three times of that in activated sludge. In addition, denitrifying bacteria with relative abundance of 1.85% was found on the aerobic suspended carriers, which explained the SND phenomenon from a microscopic point of view. The relative abundance of denitrifying bacteria on the suspended carrier in anoxic area was 7.72%, which was 2.5 times of that in activated sludge. Nitrification and denitrification efficiency of the system was enhanced by embedding MBBR process in the biochemical tank.

**Key words:** MBBR; first class A standard; aerobic suspended carrier; anoxic suspended carrier; shock resistance

近年来,各地污水厂陆续开展了一级 A 提标改造,然而改造工程大多面临无生化池新建用地的问题,所以如何实现生化池的原池提标改造,深度挖潜生化工艺处理性能就成为了实现一级 A 乃至更高排放标准的关键。移动床生物膜反应器(Moving Bed Biofilm Ractor, MBBR)是解决该问题的有效途径之一。

MBBR 工艺通过向反应器中投加悬浮载体,为微生物的附着提供场所,从而形成附着态的生物膜,增加系统中的有效生物量。通过悬浮载体在水中的充分扰动,强化了污染物的传质过程,达到了去除污染物的目的<sup>[1]</sup>。该工艺具有处理负荷高、抗冲击能力强、处理效果稳定、运行管理简单、工艺设计及运行灵活等优点,从而被众多污水处理厂作为提标改造中强化生物处理的首选工艺之一<sup>[2]</sup>。韩萍等<sup>[3]</sup>分析了 MBBR 工艺用于团岛污水处理厂的改造效果,面对厂内已无新建用地等问题,将 MBBR 嵌入到原生化池中,通过对原 AAO 各功能区池型的再分配,形成了生物膜-活性污泥复合工艺;运行至今,污水厂处理效果良好,出水各指标稳定达到一级 A 标准,并且该工艺抗冲击负荷能力强,对难降解有机物也具有一定的处理能力。吴迪等<sup>[4]</sup>分析了山西某污水厂采用 MBBR 工艺从二级提标至一级 A 的运行效果,结果显示污水厂经历了冬季低温、进水水质剧烈波动等阶段,出水水质能够稳定达到一级 A 标准,部分指标达到了地表水Ⅳ类水平,表现出良好的耐低温及抗冲击性能;经改造后,能耗未有显著增加,且合理的工艺布局及好氧区 SND 现象的出现,使碳源投加量仅为设计值的一半。目前,采用

MBBR 工艺进行污水厂提标改造大多采取扩大缺氧区、缩小好氧区、好氧区硝化不足通过投加悬浮载体予以强化的方式<sup>[4-5]</sup>,即悬浮载体主要发挥的是硝化的性能,通过延长缺氧区停留时间来强化 TN 的去除。而对于某些污水厂,由于水质、池型的限制,单独在好氧区投加悬浮载体已不能满足达标排放要求,故需要同时在缺氧区和好氧区投加悬浮载体,形成缺氧 MBBR 和好氧 MBBR 工艺,两者共同作用以保障氨氮和 TN 的达标排放。

笔者针对唐山某污水厂提标改造项目,对其缺氧区和好氧区同时投加悬浮载体的运行效果进行了分析,以期为该类污水厂的升级改造提供参考。

## 1 项目概况

### 1.1 项目背景

唐山某污水厂设计规模为  $6 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{d}$ ,生化池原工艺为氧化沟,原设计出水水质执行《城镇污水处理厂污染物排放标准》(GB 18918—2002)二级标准。提标改造工程需将出水提高至一级 A 标准。

### 1.2 工程设计

本次污水厂提标改造应遵循以下几个原则:①采用成熟工艺,技术先进,适应水质变化的能力强,出水达标且稳定,并有成功运行案例;②充分利用现有构筑物的处理能力,减少土建工程量;③经济合理,电耗省,造价低;④易于管理,操作方便,设备可靠,同时注重与现有污水处理厂设施的协调。

由于 MBBR 工艺投资小、运行简单、效果好,只需在原有氧化沟基础上进行改造,不新增占地,并且国内外已经有大量的工程案例,故本次提标改造生化工艺采用 MBBR 工艺。设计进、出水水质见表 1。

表1 设计进、出水水质

Tab.1 Design influent and effluent quality

mg · L <sup>-1</sup>						
项目	COD	BOD <sub>5</sub>	SS	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> - N	TN	TP
进水	500	350	400	38	58	18
出水	50	10	10	5(8)	15	0.5
注: 括号内的数值为水温≤12℃时的控制指标。						

### 1.3 生化段改造方案

生化段共2组,采用前置厌氧池的氧化沟工艺,实际改造过程中,原厌氧区不变,原有氧化沟池型不变,将氧化沟的内外圈分别连接,形成外沟套内沟的形式(见图1)。外沟为缺氧区,设置6台推流器,悬浮载体沿池型均匀流化;内沟为好氧区,采用循环流动池型,悬浮载体在曝气和搅拌推流的双重作用下均匀流化。缺氧区和好氧区同时投加 SPR-Ⅲ型悬浮载体,直径为(25±0.5)mm,高为(10±1)mm,挂膜后其密度与水接近,有效比表面积>800m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>,符合《水处理用高密度聚乙烯悬浮载体填料》(CJ/T 461—2014)标准<sup>[6]</sup>。生化段设计 MLSS 为(3200±200)mg/L,外回流比为100%,内回流比为240%。生物池改造后各功能区停留时间见表2。



图1 改造后生化段平面示意

Fig.1 Plan of biochemical section after reconstruction

表2 生物池设计参数

Tab.2 Design parameters of biological tank

功能区	池容/10 <sup>4</sup> m <sup>3</sup>	HRT/h
厌氧区	0.52	2.1
缺氧区	1.24	5.0
好氧区	0.74	3.0
生化段	2.50	10.1

## 2 分析方法

### 2.1 硝化与反硝化试验方法

为验证不同区域悬浮载体的硝化和反硝化性能,进行了小试,试验温度为10~12℃。硝化小试用水为氧化沟缺氧池出水配一定浓度的氯化铵,采用穿孔曝气,保证悬浮载体充分流化,控制过程中的溶解氧浓度为2~3mg/L,试验过程中定时取样,测氨氮、硝态氮及总氮的浓度。反硝化小试用水为初

沉池出水加入一定的硝酸钾,采用磁力搅拌,试验过程中 DO<0.2mg/L,定时取样测硝态氮浓度。

### 2.2 沿程断面分析

生化段沿程测定样品包括曝气沉砂池出水、初沉池出水、厌氧池出水、缺氧池出水、好氧池出水以及二沉池出水共计6个点位,取样点均位于功能区出水口,早中晚各取1次,所有样品先快速沉淀后取上清液,取回后及时进行预处理,将3次样品等量混合均匀后进行氨氮、硝态氮、总氮的测定。

### 2.3 常规指标分析方法

COD采用重铬酸钾法测定;NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N采用纳氏试剂分光光度法测定;NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-N采用紫外分光光度法测定;总氮采用碱性过硫酸钾高温消解法测定;pH值、DO、温度采用 WTW Multi3430 离线测定。

### 2.4 高通量测序

高通量测序通过试剂盒(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Qubit3.0DNA试剂盒检测基因组DNA浓度。PCR扩增所用引物为341F/805R。PCR产物进行琼脂糖电泳,通过DNA胶回收试剂盒回收PCR产物,利用Qubit3.0DNA试剂盒对回收的DNA精确定量,按照1:1等量混合后测序,等量混合时,每个样品DNA量取10ng,最终上机测序浓度为20pmol,通过Illumina MiSeq测序平台完成对样品的高通量测序。采用UPARSE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RDPclassifier对每条序列进行物种分类注释,比对Silva数据库,设置比对阈值为70%<sup>[7]</sup>。

### 3 改造后运行效果

分析了改造后2017年10月—2018年3月共计6个月污水厂的运行效果(经历一个完整的冬季)。

#### 3.1 改造后系统对有机物的去除性能

改造后污水厂实际进、出水COD和BOD<sub>5</sub>如图2所示。从图2的数据可以看出,经过MBBR工艺改造后,系统出水COD、BOD<sub>5</sub>稳定达标,均值分别为(30.5±5.2)、(3.4±0.6)mg/L,稳定达到一级A标准,并且可以看出,进水COD和BOD<sub>5</sub>存在超标的情况,在统计的180d运行数据中,COD超标率为81%,BOD<sub>5</sub>超标率为37%。虽然进水有机物浓度波动很大,但是出水能够稳定达标,甚至达到地表Ⅳ类水标准,说明改造后系统不仅对COD及BOD<sub>5</sub>

具有良好的去除性能,而且还有良好的抗冲击能力。

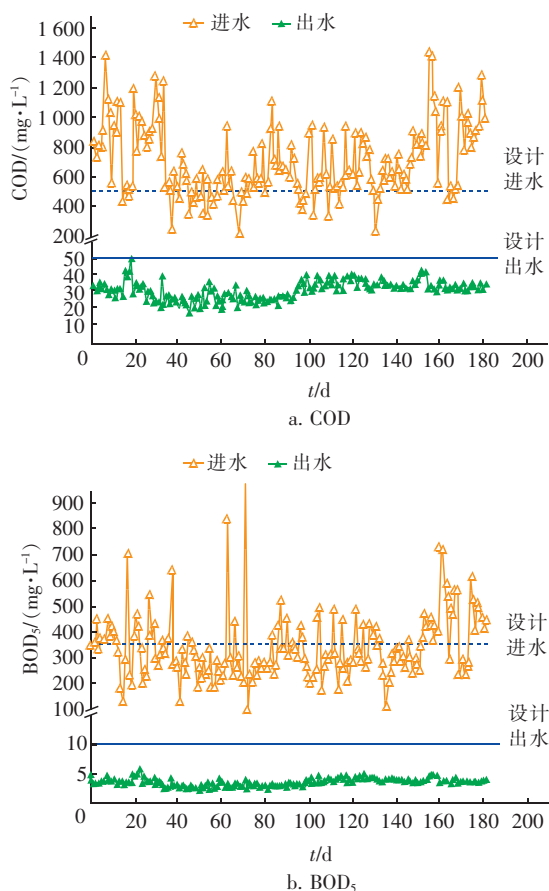


图2 改造后系统对COD、BOD<sub>5</sub>的去除效果

Fig. 2 Removal effect of COD and BOD<sub>5</sub> after reconstruction

### 3.2 改造后系统对氨氮和TN的去除性能

改造后污水厂实际进、出水氨氮和TN见图3。从图3(a)可以看出,进水氨氮浓度为 $(39.0 \pm 5.8)$  mg/L,基本在设计值上下波动,出水氨氮为 $(1.6 \pm 1.0)$  mg/L,稳定达到一级A标准。系统运行至120 d左右时,正值冬季低温,生化池温度在 $8 \sim 10^\circ\text{C}$ ,导致该时间段内氨氮浓度略有上升,最高达到4.2 mg/L,但仍稳定满足一级A标准。可见,悬浮载体的加入,对于系统抗低温性能有极大的提升。

从图3(b)可以看出,进、出水TN浓度分别为 $(54.6 \pm 13.4)$ 、 $(13.0 \pm 1.4)$  mg/L,生化池全时段不投加碳源,TN去除率为 $(74.9 \pm 6.4)\%$ 。实际运行时生化段总回流比为340%,此时理论总氮去除率为77%。TN的实际去除率基本达到理论值,一方面与系统良好的硝化效果密不可分,另一方面,缺氧区悬浮载体的加入强化了系统对原水碳源的利用,起到了节能降耗的作用。

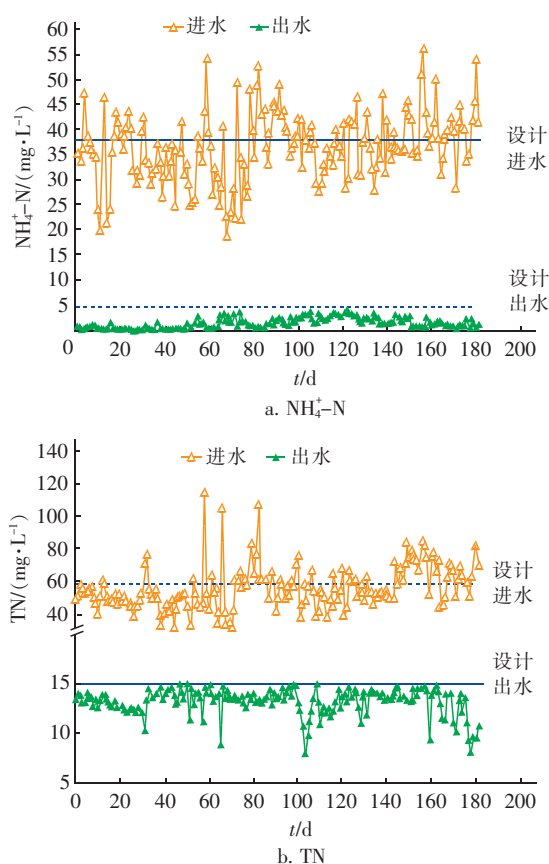


图3 改造后系统对 $\text{NH}_4^+-\text{N}$ 及TN的去除效果

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

### 3.3 改造后系统对TP和SS的去除性能

改造后污水厂实际进、出水TP和SS见图4。可见,正常情况下系统进水SS较为稳定,基本在400 mg/L左右,出水为 $(7.55 \pm 1.18)$  mg/L,稳定低于10 mg/L,满足一级A标准。因为污泥中含磷率在3%左右<sup>[8]</sup>,所以SS稳定达标对TP的达标起到了关键作用。实际进水总磷为 $(15.2 \pm 7.4)$  mg/L,波动非常大,最小浓度仅为2 mg/L,最大浓度达到35 mg/L。但是经过改造后,出水总磷为 $(0.42 \pm 0.05)$  mg/L,可稳定达到一级A标准。分析原因可能为通过悬浮载体的加入,使生化段形成了双泥龄系统,悬浮载体生物膜为长泥龄,强化硝化,而活性污泥为短泥龄,强化除磷<sup>[9]</sup>。通过生化作用,可以强化进水TP的抗冲击性能,削减TP浓度,使生化出水TP已基本接近或者达到一级A标准,大大降低了三级除磷药剂的投加量。

污水厂实际运行过程中,某时间段三级处理出现故障,通过生化段工艺控制可保障二沉池出水全指标达标,直接消毒外排。可见,MBBR工艺在对



TP 和 SS 的处理上仍有较大的挖潜价值。

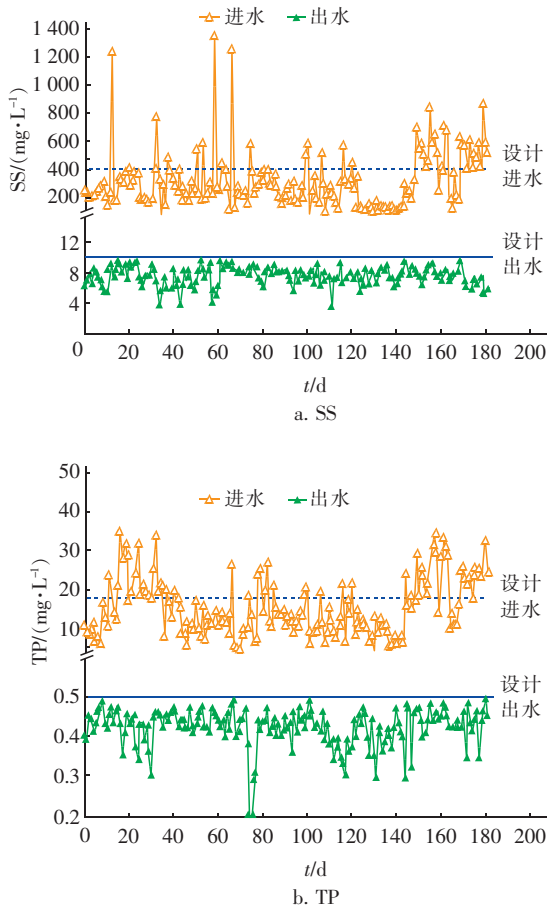


图4 改造后系统对 SS 及 TP 的去除效果

Fig. 4 Removal effect of SS and TP after reconstruction

### 3.4 系统各功能区脱氮性能

为探究各生化段对氮污染物的去除性能,对从曝气沉砂池到二沉池出水各功能区断面进行了取样检测分析,结果见图5。可见,在初沉池发生了氨化过程,氨氮浓度有少量升高。在生化段,除去内外回流稀释的作用,氨氮的硝化全部发生在好氧区,出水氨氮仅 0.2 mg/L,生化池对氨氮的去除率达到 99%。在 TN 去除方面,厌氧区对 TN 的去除率为 50%,与外回流比为 100% 基本一致。至缺氧区时, TN 去除率提升至 68%,此时出水 TN 已低于 15 mg/L,达到一级 A 标准。而在好氧区内,由于生物膜的分层分布,促使在生物膜上发生了同步硝化反硝化过程,进一步削减了 TN。好氧区的 TN 去除率为 8.9%,经多次测定,该数值相对稳定。DO 在生物膜由外向内扩散过程中形成的浓度差促成了好氧、缺氧和厌氧微生物共存于生物膜中,这是好氧区投加悬浮载体后,容易发生同步硝化反硝化的主要

原因<sup>[10]</sup>。由于好氧 MBBR 区有机物含量已很低,进一步推测 SND 的碳源可能与生物膜的内碳源相关。

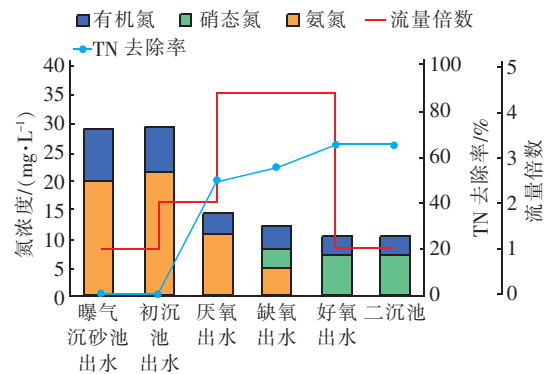


图5 污水厂沿程断面的氮素变化

Fig. 5 Change of nitrogen along the WWTP

### 3.5 悬浮载体性能测试

好氧悬浮载体、缺氧悬浮载体及新悬浮载体的对比见图6。可见,新悬浮载体颜色呈白色,经过在生化池运行挂膜后,好氧悬浮载体生物膜颜色呈黑色,缺氧悬浮载体生物膜颜色呈暗黄色,并且好氧悬浮载体生物膜较缺氧悬浮载体生物膜密实。

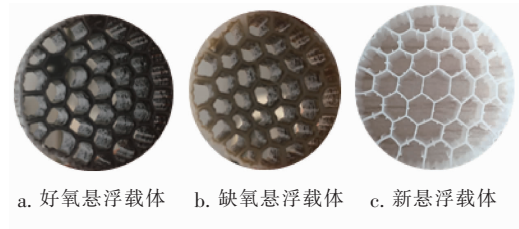


图6 悬浮载体

Fig. 6 Suspended carriers

#### 3.5.1 好氧区悬浮载体硝化性能测试

MBBR 之所以能够强化硝化,是因为悬浮载体对功能微生物有专性富集的能力,为进一步确定悬浮载体的硝化性能,对好氧区的悬浮载体进行了硝化速率测试,结果如图7所示。

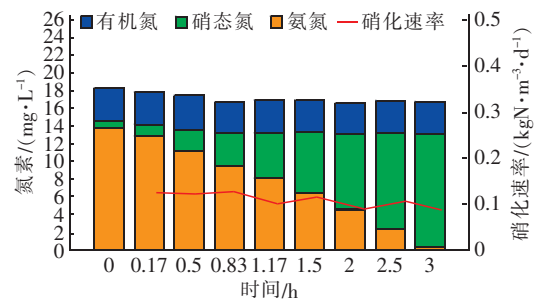


图7 好氧区悬浮载体硝化速率测试结果

Fig. 7 Test results of suspended carrier nitrification rate in aerobic area

可见,在 10 ~ 12 ℃ 温度下,悬浮载体的最大硝化速率为 0.13 kgN/(m<sup>3</sup> · d)。值得注意的是,硝态氮的生成速率低于氨氮的消耗速率,导致试验前后总氮降低了 1.8 mg/L,TN 去除率为 9.9%,说明悬浮载体生物膜发生了 SND,进一步说明了好氧区有总氮的去除与好氧区投加了悬浮载体有关。

3.5.2 缺氧区悬浮载体反硝化性能测试

与较多采用 MBBR 工艺改造的污水厂不同的是,本项目在缺氧区同样投加了悬浮载体,目的是强化脱氮。为验证缺氧区悬浮载体的脱氮性能,进行了反硝化速率测试,试验结果见图 8。从图 8 可以看出,反应初始反硝化速率较快,随着反应的进行,硝态氮降解速率逐渐变慢,原因与反硝化细菌利用原水中不同种类碳源的先后顺序有关。原水中含有的碳源包括易被微生物利用的短链碳源及难被微生物利用的长链碳源,反硝化细菌优先利用原水里的易降解碳源,因此反应初始硝态氮的降解速率较快,随着反应的进行,短链碳源逐步被消耗殆尽,反硝化细菌开始利用长链碳源,但长链碳源在利用前要先经过水解成短链碳源才能被反硝化细菌利用,因此硝态氮的降解速率开始变慢<sup>[11]</sup>。从图 8 可以看出,反硝化悬浮载体利用快速、中速、慢速碳源时的反硝化速率分别为 0.039、0.015、0.005 kgN/(m<sup>3</sup> · d)。采用二沉池出水配乙酸钠进行试验,获得的反硝化速率为 0.042 kgN/(m<sup>3</sup> · d),与利用快速碳源所得到的反硝化速率基本一致。

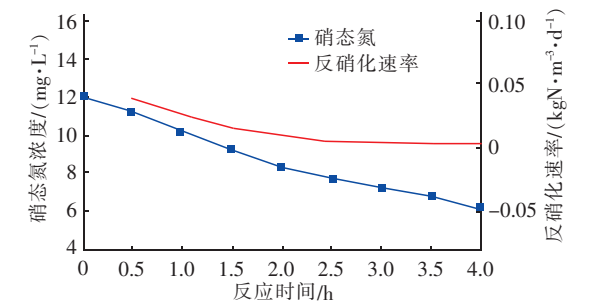


图 8 缺氧区悬浮载体反硝化测试结果  
Fig. 8 Test results of suspended carrier denitrification rate in anoxic area

4 微生物选择性分析

对好氧区、缺氧区悬浮载体以及活性污泥进行了高通量测序分析,从微生物角度进一步分析污染物的去除机理,结果见图 9、表 3。从属水平上,好氧区的悬浮载体上相对丰度较高的微生物包括

*Nitrospira* (硝化螺旋菌)、*Amphiplicatus*、*Terrimonas*, 相对丰度分别为 6.57%、1.39%、0.81%。研究表明 *Nitrospira* 是污水处理厂常见的硝化菌,部分菌属具有全程氨氧化的能力,即一类微生物可以完成氨氮氧化成硝酸盐的过程,统称为 Comammox, Comammox 携带负责氨氧化的 AMO 和 HAO,同时还携带亚硝酸盐氧化必需的 NXR,其比生长速率较低,但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<sup>[12]</sup>。生活污水处理厂进水氨氮浓度一般小于 40 mg/L,氨氮浓度不高,*Nitrospira* 是此类污水处理厂丰度较高的 NOB 菌属<sup>[13-15]</sup>。*Amphiplicatus* 是严格好氧型细菌,菌株的硝酸盐还原呈阳性,具备反硝化脱氮性能,而藻类、CM 纤维素、DNA、果胶、淀粉、木聚糖、酪蛋白的水解呈阴性,说明 *Amphiplicatus* 不具备分解这些基质的能力<sup>[16]</sup>。*Terrimonas* 属相对丰度较低,但该菌属在低温条件下易成为亚硝酸盐氧化细菌的优势菌属<sup>[17]</sup>。

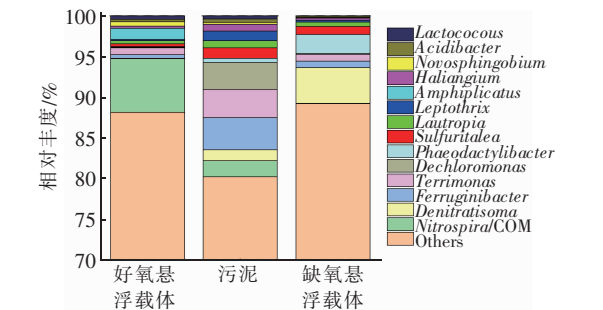


图 9 属水平物种相对丰度  
Fig. 9 Relative abundance at genus level

表 3 高通量测序微生物丰度结果对比  
Tab. 3 Comparison of microbial abundance results by high-throughput sequencing %

项 目	好氧悬浮载体	缺氧悬浮载体	活性污泥
硝化螺旋菌	6.57	—	2.01
亚硝化单胞菌	0.28	—	0.16
反硝化菌属	1.85	7.72	3.12

注: 反硝化菌属包括 *Denitratisoma*、*Phaeodactylibacter*、*Sulfuritalea*、*Amphiplicatus*。

缺氧区的悬浮载体相对丰度较高的微生物包括 *Denitratisoma*、*Phaeodactylibacter*、*Sulfuritalea*、*Ferruginibacter* (铁锈细菌), 相对丰度分别为 4.40%、2.32%、1.00%、0.79%。*Denitratisoma* 是污水厂中常见的反硝化细菌,其数量依赖于有机物及硝酸盐的浓度<sup>[18]</sup>。*Phaeodactylibacter* 也是反硝化菌

属,其具有抗高盐的能力,能够在1%~9%的盐度下生存<sup>[19]</sup>。*Sulfuritalea* 可以氢离子及单质硫为唯一电子供体还原硝酸盐<sup>[20]</sup>。研究表明 *Ferruginibacter* 菌在厌氧或有氧条件下,硝酸盐浓度均不会降低,说明该菌不具有反硝化性能;但能够水解尿素、明胶,说明具有分解有机物性能,可将大分子有机物分解为小分子有机物<sup>[21]</sup>。

活性污泥中丰度较高的微生物包括 *Nitrospira* (硝化螺旋菌)、*Ferruginibacter* (铁锈细菌)、*Terrimonas*、*Dechloromonas* (脱氯单胞菌属),丰度分别为2.01%、3.97%、3.45%、3.33%。活性污泥中各类功能菌的丰度分布较为均匀,与缺氧区及好氧区的悬浮载体相比,没有丰度特别高的菌属。

综上所述可知,在好氧区,执行硝化过程的主要是硝化螺旋菌,其在悬浮载体上的相对丰度为6.57%,是活性污泥中的3倍,并且好氧区悬浮载体上测定有相对丰度为1.85%的反硝化细菌存在,从微观上解释了好氧区的SND过程。在缺氧区,悬浮载体中具备反硝化功能的微生物的相对丰度为7.72%,是活性污泥中的2.5倍,可见不管是好氧区还是缺氧区,悬浮载体的加入均发挥着主要作用。

## 5 结论

① 采用MBBR对氧化沟进行了改造,在缺氧区及好氧区同时投加悬浮载体,增强了系统的抗冲击负荷能力,改造后系统出水的COD、BOD<sub>5</sub>、TN、氨氮、TP、SS分别为(30.5±5.2)、(3.4±0.6)、(13.0±1.4)、(1.6±1.0)、(0.42±0.05)、(7.55±1.18) mg/L,稳定达到一级A排放标准。

② 采用MBBR改造后,好氧区存在8.9%的TN去除率,保障在不投加碳源的情况下TN稳定达标。

③ 在10~12℃的低温下,好氧区和缺氧区悬浮载体的硝化速率和原水下的最大反硝化速率分别为0.13 kgN/(m<sup>3</sup>·d)和0.039 kgN/(m<sup>3</sup>·d),悬浮载体保障了系统在低温条件下的良好运行效果。

④ 高通量测序结果表明,在好氧区执行硝化过程的主要是硝化螺旋菌,该菌属在悬浮载体中的相对丰度为6.57%,是活性污泥中的3倍;在缺氧区,悬浮载体中反硝化细菌的相对丰度为7.72%,是活性污泥中的2.5倍。好氧区悬浮载体上测定有相对丰度为1.85%的反硝化细菌,从微观上解释了好氧区的SND过程。

## 参考文献:

- [1] 孙逊,谢新各,焦文海,等. MBBR工艺强化污水脱氮除磷中试[J]. 中国给水排水,2010,26(21):152-156.  
Sun Xun, Xie Xinge, Jiao Wenhai, et al. Pilot-scale study on enhancing nitrogen and phosphorus removal with MBBR[J]. China Water & Wastewater, 2010, 26(21):152-156(in Chinese).
- [2] 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).
- [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] 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).
- [5] 刘浩,杨俊杰,于宁. Bardenpho五段法/MBBR用于青岛李村河污水厂三期扩建[J]. 中国给水排水,2016,32(24):62-66.  
Liu Hao, Yang Junjie, Yu Ning. Design and operation of third-phase expansion project of Qingdao Licunhe WWTP by five-stage Bardenpho and MBBR process[J]. China Water & Wastewater, 2016, 32(24):62-66(in Chinese).
- [6] 吴迪. 水处理用悬浮载体填料行业标准解读与投加量设计[J]. 中国给水排水,2017,33(16):13-17.  
Wu Di. Interpretation of High Density Polyethylene Suspended Carrier for Water Treatment and calculation of added amount of suspended carrier[J]. China Water & Wastewater, 2017, 33(16):13-17(in Chinese).
- [7] 孙庆花,吴迪,周家中,等. CANON中试反应器启动及性能优化[J]. 环境科学,2019,40(7):3169-3178.  
Sun Qinghua, Wu Di, Zhou Jiazhong, et al. Start-up and performance optimization of the CANON pilot reactor



- [J]. Environmental Science, 2019, 40(7): 3169 – 3178 (in Chinese).
- [8] 娄保锋, 臧小平, 洪一平, 等. 水样不同处理方式对总磷监测值的影响[J]. 环境科学学报, 2006, 26(8): 1393 – 1399.
- Lou Baofeng, Zang Xiaoping, Hong Yiping, *et al.* The effect of sample pretreatment on determination of total phosphorus in water[J]. Acta Scientiae Circumstantiae, 2006, 26(8): 1393 – 1399 (in Chinese).
- [9] 王羽华, 李勇, 潘丹华, 等. 泥龄对强化生物除磷系统中聚磷菌生化代谢特性的影响[J]. 水处理技术, 2014, 40(7): 80 – 84.
- Wang Yuhua, Li Yong, Pan Danhua, *et al.* Effects of sludge age on the characters of biochemical metabolism for the phosphate accumulating organisms in enhanced biological phosphate removal system[J]. Technology of Water Treatment, 2014, 40(7): 80 – 84 (in Chinese).
- [10] Mattei M R, Frunzo L, D'Acunzio B, *et al.* Modelling microbial population dynamics in multispecies biofilms including Anammox bacteria[J]. Ecol Modell, 2015, 304: 44 – 58.
- [11] 徐亚同. 不同碳源对生物反硝化的影响[J]. 环境科学, 1994, 15(2): 29 – 32, 44.
- Xu Yatong. Different carbon source impact on microbiology denitrification[J]. Environmental Science, 1994, 15(2): 29 – 32, 44 (in Chinese).
- [12] Bartosch S, Wolgast I, Spieck E, *et al.* Identification of nitrite-oxidizing bacteria with monoclonal antibodies recognizing the nitrite oxidoreductase[J]. Appl Environ Microbiol, 1999, 65(9): 4126 – 4133.
- [13] Kim D J, Kim S H. Effect of nitrite concentration on the distribution and competition of nitrite-oxidizing bacteria in nitrification reactor systems and their kinetic characteristics[J]. Water Res, 2006, 40(5): 887 – 894.
- [14] Daims H, Nielsen J L, Nielsen P H, *et al.* In situ characterization of nitrospira-like nitrite-oxidizing bacteria active in wastewater treatment plants[J]. Appl Environ Microbiol, 2001, 67(11): 5273 – 5284.
- [15] Yao Q, Peng D C. Nitrite oxidizing bacteria (NOB) dominating in nitrifying community in full-scale biological nutrient removal wastewater treatment plants[J]. AMB Express, 2017, 7(1): 25.
- [16] Zhang Z, Zhang X, Wu N, *et al.* *Amphiplicatus metritrophophilus* gen. nov., sp. nov., a thermotolerant alphaproteobacterium isolated from a hot spring[J]. Int J Syst Evol Microbiol, 2014, 64(8): 2805 – 2811.
- [17] 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]. Int J Syst Evol Microbiol, 2011, 62(11): 2593 – 2597.
- [18] 辛晓东. 运行条件对 MBR 膜污染调控的微生物学研究[D]. 哈尔滨: 哈尔滨工业大学, 2013.
- Xin Xiaodong. Study on the Microbiological of Controlling Effect to MBR Membrane Bio-fouling of Operational Conditions[D]. Harbin: Harbin Institute of Technology, 2013 (in Chinese).
- [19] 王佳乐. 高盐废水强化多路径耦合脱氮技术及机理研究[D]. 重庆: 重庆大学, 2018.
- Wang Jiale. The Multi-path Coupled Technologies and Mechanisms in Nitrogen Removal Process Treating Saline Wastewater [D]. Chongqing: Chongqing University, 2018 (in Chinese).
- [20] Kojima H, Fukui M. *Sulfuritalea hydrogenivorans* gen. nov., sp. nov., a facultative autotroph isolated from a freshwater lake[J]. Int J Syst Evol Microbiol, 2011, 61(7): 1651 – 1655.
- [21] Kang H, Kim H, Joung Y, *et al.* *Ferruginibacter paludis* sp. nov., isolated from wetland freshwater, and emended descriptions of *Ferruginibacter lapsinensis* and *Ferruginibacter alkalilientus* [J]. Int J Syst Evol Microbiol, 2015, 65(8): 2635 – 2639.



作者简介: 张晶晶 (1983 – ), 女, 山东青岛人, 硕士, 高级工程师, 主要从事污水处理工艺与资源化技术研究。

E-mail: zhangjingjing@qdspr.com

收稿日期: 2019 – 12 – 17